



Universidade de Santiago de Compostela
Facultade de Veterinaria de Lugo
Departamento de Patoloxía Animal

Situación actual de las granjas ecológicas de ganado vacuno de Galicia. Comparación con los sistemas de explotación tradicional e intensivo

Memoria presentada por la licenciada Dña M^a Isabel Blanco Penedo para optar al grado de doctor en veterinaria

Lugo, mayo de 2008

D. JOSE LUIS BENEDITO CASTELLOTE, Profesor Titular del Departamento de Patología Animal, Dña. M. MARTA LÓPEZ ALONSO, Profesora Titular del Departamento de Patología Animal

INFORMAN

Que la Tesis Doctoral titulada “Situación actual de las granjas ecológicas de ganado vacuno de Galicia. Comparación con los sistemas de explotación tradicional e intensivo”, de la que es autora la Licenciada en Veterinaria Dña. M^a ISABEL BLANCO PENEDO, ha sido realizada bajo nuestra dirección en el Departamento de Patología Animal de la Universidade de Santiago de Compostela y, en opinión de los abajo firmantes, este trabajo reúne las condiciones legales para optar al Título de Doctor en Veterinaria.

Y para que conste a los efectos oportunos firmamos el presente informe en Lugo a 28 de mayo de 2008.

Fdo. José Luis Benedito Castellote

Fdo. M. Marta López Alonso

Fdo. Richard F. Shore

A mi Familia

A mis amigos

Me gustaría mostrar mi más sincero AGRADECIMIENTO a las siguientes personas:

Al Profesor Dr. José Luis Benedito Castellote, por ofrecerme la gran oportunidad de realizar la presente Tesis y por todo lo que me ha enseñado, siempre le estaré agradecida.

A la Profesora Dra. Marta López Alonso, por la fuerza del optimismo que siempre me ha transmitido y por su implicación personal durante todo el desarrollo de la Tesis.

Al Profesor Dr. Richard Shore por superar con creces la dificultad añadida de codirigir una Tesis desde la distancia con eficacia y pragmatismo.

A la Profesora Dra. Marta Miranda Castañón por su apoyo constante y su ayuda incondicional.

A la Profesora Dra. Cristina Castillo y al Profesor Dr. Joaquín Hernández por su apoyo y cariño durante este tiempo.

A todos mis compañeros de Departamento, Víctor, Oscar, Patri, Betiana, Marco, Majo, Rodrigo, por las horas y buenos momentos que hemos compartido juntos.

Al Dr. Jesús Velasco por su ayuda en la realización de los muestreos y a Maite Fernández como técnico de laboratorio, su colaboración ha sido esencial.

Me gustaría agradecer a los Profesores Nieves Muñoz y Ceferino López ya que sin ellos no habría salido sola de los "apuros" estadísticos e informáticos, a los Profesores Agustín Merino, Carlos Franco y Juan Becerra y a Verónica Piñeiro del servicio Fisquitectnal, a todos ellos por su ayuda e interés por el progreso de la Tesis.

A mis supervisores de las estancias, los Profesores Richard Shore, Terry Engle y Albert Sundrum por ofrecerme la oportunidad de realizar las estancias en el Centro de Ecología e Hidrología de Monks Wood (Cambridgeshire, Inglaterra), en el Departamento de Ciencia Animal en Fort Collins (Colorado) y en el Departamento de Nutrición y Salud Animal en Witzenhausen (Alemania). Durante las mismas, he podido aprender muchísimo bajo su dirección, recibiendo un trato familiar desde el principio y por las que he tenido la suerte de conocer a gente tan maravillosa.

A los veterinarios de los mataderos y al personal de los mismos, a los veterinarios: Lucas Rigueira, Eduardo Mazaira, Miguel Torres, Eva Rubianes, M^a José Otero, Esperanza Bispo, Diego Herbón; a las Cooperativas ecológicas Agronovo y Biocoop, a todos ellos por haberme facilitado la recogida de muestras y encuestas. A los ganaderos de las granjas ecológicas por hacer cedido su tiempo para atenderme tan amablemente.

En la parte más personal, me gustaría darle las gracias:

A toda mi familia, especialmente a mi abuela que no me deja de enseñar, a mis padres, a mis hermanas Quesé y María, David, Susana y a mis primos, por estar continuamente a mi lado, día a día, incluso cuando no entendían mis idas y venidas con unas tal "separatas". Compartieron conmigo las dificultades y los obstáculos, y ahora quiero compartir con ellos la finalización de esta Tesis.

A mis amigos de Vigo, Eli, Eva, Lucía, Paula, Anxos, Ruth, Silvia, Stela, Berto, Luis, Diego; a mis niñas de la "Compañía" especialmente a Luliña, Espe, Encarna, Leni, Jone, María Churru, Majo, Almu, Hari; a Inmiña, Leti, Arantxa, a mis compis de piso en estos años. A todos ellos porque han sabido comprender mis "ausencias" en los fines de semana y en las xuntanzas, porque también han compartido los malos ratos y siempre han estado muy pendientes de mi. Guardo con mucho cariño especialmente su atención durante las estancias.

A la gente de la Carballeira por los ratos agradables a última hora del día y sus palabras de ánimo.

A mis fieles amigas Trisquel y Ara, por la enorme compañía que me han ofrecido.

A la memoria de mi padrino Pepe, pues me inculcó el amor y respeto por la Naturaleza y los Animales que me enseñó de pequeña y que me hará recordarle siempre.

A todas aquellas personas que me han ayudado de una forma u otra durante el desarrollo de la presente Tesis, a TODOS, MILES DE GRACIAS!!

La presente Tesis Doctoral ha sido realizada dentro del Proyecto de Investigación titulado: "Influencia en el tipo de explotación (convencional, intensiva, ecológica) en la acumulación de metales esenciales y contaminantes en ganado vacuno y porcino de Galicia" (PGIGIT02RAG2601PR), financiado por la Xunta de Galicia y desarrollado en el Departamento de Patoloxía Animal, Facultade de Veterinaria de Lugo, Universidade de Santiago de Compostela. Isabel Blanco Penedo ha sido becaria FPU (AP2003-3835) del Ministerio de Educación y Ciencia.

Índice

Introducción y objetivos	1
Revisión bibliográfica	9
1. Concepto de agricultura y ganadería ecológica	11
2. Marco europeo de la agricultura y ganadería ecológica	13
2.1. Situación de la agricultura ecológica en Europa	13
2.2. Situación de la ganadería ecológica en Europa	14
2.3. Nacimiento, principios, pilares básicos de la agricultura ecológica.	18
2.4. Normativa ecológica	21
3. Presencia de sustancias químicas en el medio natural	23
3.1. Contaminación por pesticidas	24
3.1.1. Contaminación por insecticidas	24
3.1.2. Contaminación por herbicidas	25
3.2. Exposición a metales	30
3.2.1. Cadmio	30
3.2.2. Plomo	32
3.2.3. Mercurio	34
3.2.4. Arsénico	34
3.2.5. Cobre	35
3.3. Contaminación por nitratos	36
3.4. Contaminación por residuos de medicamentos	39
4. Sistemas de producción de terneros	41
5. Análisis de contaminantes asociados a diferentes sistemas de producción	42
6. Análisis de conversión de una explotación a ecológica	47
7. Alimentación	48
7.1. Situación particular del estatus de elementos esenciales en ganado ecológico	51
7.2. Consideraciones y dificultades de la normativa en relación a la alimentación del ganado ecológico	52
7.3. Dificultades en la alimentación de ganado ecológico	54
7.4. Factores de variación asociados a la alimentación	55
8. Manejo	55
8.1. Factores integrantes asociados al manejo.	56
8.2. La elección de la raza	59
8.3. Medidas de manejo para la mejora sanitaria	60
8.4. Factores de variación más relevantes asociados al manejo en la ganadería ecológica	62
9. Bienestar animal	63
9.1. Parámetros empleados para la inspección y certificación de salud y bienestar animal	63
9.2. Enfoque del bienestar animal hacia el producto cárnico	70

10. Sanidad	71
10.1. Respuesta inmune del ganado ecológico	72
10.2. Prevención	73
10.3. Tratamientos médicos alternativos	73
10.4. Tratamientos alopáticos	74
10.5. Seguridad sanitaria	77
10.6. Factores de variación asociados a la prevalencia de enfermedades en granjas ecológicas	79
11. Producción animal ecológica	82
11.1. Cría ecológica	82
11.2. Etiquetado ecológico	85
11.3. Trazabilidad y calidad sensorial del producto ecológico	86
11.4. Perspectivas del mercado ecológico	88
11.5. Factores de variación en la uniformidad del producto vs. Diversidad de la granja ecológica	89
12. Asesoramiento técnico veterinario en las granjas ecológicas	89
12.1. Planes de salud	90
13. Futuras implicaciones. Investigación en ganadería ecológica	92
Material y métodos	95
1. Diseño experimental para el estudio de contaminantes orgánicos (Capítulo I)	97
1.1. Selección y recogida de muestras	97
1.2. Determinación analítica	97
1.3. Control de calidad	98
2. Diseño experimental para el estudio de niveles de metales tóxicos y esenciales (Capítulos II, III y V) y perfil metabólico (Capítulo IV) en terneros procedentes de sistemas de producción intensivos, ecológicos y convencionales en Galicia	99
2.1. Selección y recogida de muestras	99
2.1.1. Suelos	99
2.1.2. Alimentos (forrajes y concentrados)	101
2.1.3. Animales	101
2.2. Preparación de las muestras y determinaciones analíticas	102
2.2.1. Digestión ácida de las muestras	103
2.2.2. Determinación de los niveles de metales tóxicos y esenciales por IPC-MS y IPC-OES	104
2.2.3. Determinación de parámetros metabólicos	106
2.2.4. Determinación de la composición nutricional de los alimentos	109
3. Diseño experimental del análisis del estado de salud y calidad higiénica y productiva de vacuno (Capítulo VI)	109
4. Análisis estadístico	110
Resultados y discusión	107
Capítulo I. Pesticidas organoclorados y policlorados bifenilos en terneros del NO de España	117
Capítulo II. Influencia del tipo de explotación (ecológica, intensiva y convencional) sobre la acumulación de metales tóxicos en terneros	125
Capítulo III. Influencia del tipo de granja (intensiva, ecológica y convencional) en el estatus de elementos traza en terneros	145
Capítulo IV. Determinación del perfil metabólico en terneros procedentes de diferentes sistemas de manejo del NO de España	169

Capítulo V. Concentración de metales tóxicos y traza en productos cárnicos de ganado vacuno criados en sistemas de producción ecológico, intensivo y convencional	185
Capítulo VI. Evaluación de la salud animal y la seguridad y calidad de los productos cárnicos del ganado vacuno del NO de España; comparación con los sistemas intensivo y convencional	199
Conclusiones	219
Resúmenes	223
Resumen	225
Summary	229
Resumo	233
Bibliografía	237
Anexos	251
Paper I. Organochlorine pesticide and polychlorinated biphenyl in calves from north-west Spain	253
Paper II. Factors affecting on toxic metal accumulation in calves in NW Spain	263
Paper III. Factors affecting on trace element status in calves in NW Spain	281
Paper IV. Metabolic profile determination in calves from farms in NW Spain with different management practices	301
Paper V. Toxic and trace metal concentrations in meat in cattle reared under organic, intensive or conventional production systems	317
Paper VI. Evaluation of animal health and food safety and quality in organic beef cattle in NW Spain; a comparison with intensive and conventional systems	331

Introducción y objetivos

El gran desarrollo en los últimos años de la ganadería intensiva ha acarreado numerosos problemas de salud animal, derivados tanto de la falta de control sobre las dietas, como de los problemas de manejo. Como consecuencia de ello, la Unión Europea ha planteado la necesidad de potenciar los sistemas de cría natural, así como una legislación más rigurosa en el campo de la alimentación animal e higiene de la carne; además, ha manifestado la voluntad de seguir fomentando los métodos de producción sostenibles y de vincularlos más estrechamente a los objetivos medioambientales.

La producción de ganado ecológico representa una alternativa a la progresiva intensificación de la producción animal convencional. Las granjas ecológicas disponen de potencial suficiente para ofrecer al animal todas las condiciones necesarias para alcanzar su bienestar, comportamiento natural, consiguiendo una alimentación adaptada a su fisiología y viviendo en un ambiente similar a su biotipo. En contraste a la optimización al rendimiento de la producción convencional, el sistema de producción ecológico se basa en la limitación segura y voluntaria de los medios de producción, con el fin de conseguir una producción animal y agrícola compatible con productos animales de alta calidad que estén íntimamente ligados al ciclo cerrado del sistema de explotación (Sundrum, 1998).

Para conseguir los objetivos propuestos, la ganadería ecológica no sólo aplica unas prácticas zootécnicas similares a las empleadas en la cría convencional (y que aparecen reguladas en el Reglamento CEE 1804/99) sino que se rige por una normativa integral (CEE 2092/91; CEE 1804/99) que por primera vez en una única normativa europea abarca condiciones de producción y manejo, relacionando firme y conjuntamente el bienestar animal con aspectos como la raza de los animales, la alimentación y la sanidad, junto con los clásicos de manejo, alojamiento y transporte. La implantación de esta normativa lleva a una gestión de todo el ciclo productivo, basada en una trilogía de principios: (i) la conservación de la biodiversidad y la protección del medio ambiente natural, (ii) el mantenimiento de la salud del rebaño proporcionando el máximo bienestar animal en todo el ciclo productivo (iii) y la máxima calidad, salubridad e inocuidad de los productos pecuarios para los consumidores.

Con respecto al primer principio, en las explotaciones donde se realiza un sistema de producción ecológico es obligatorio mostrar, al igual que por los animales, un gran respeto por el medio ambiente. Debido a la integridad de la granja ecológica en el medio en el que se encuentra, es necesario plantearse que posibles alteraciones en la calidad del suelo, así como de los forrajes podrían desencadenar alteraciones en el animal. No se puede desarrollar correctamente la ganadería ecológica si continuamente se rompe el equilibrio con la naturaleza, porque se requieren unas condiciones óptimas en el campo y en los pastos donde se crían los animales. No obstante, debemos señalar que es difícil valorar

las consecuencias de la liberación de sustancias tóxicas debido a la capacidad y la adaptación de los sistemas biológicos, aspecto que da mayor peso al estudio de sistemas alternativos en un momento en el que se fomentan las producciones sostenibles.

Las primeras especificaciones en torno al cuidado del medio ambiente radican en la renuncia del uso de pesticidas y fertilizantes nitrogenados. Una propiedad de los plaguicidas organoclorados (OCs) y también los policlorados bifenilos (PCBs) es que resisten los procesos de degradación natural (ya sea metabólica o química), por lo que representan una vida media ambiental muy elevada (Manahan, 1993). Junto a estos compuestos orgánico-persistentes, la contaminación ambiental por metales tóxicos y por tanto la exposición de los seres vivos a estos elementos, es un problema serio reconocido a nivel mundial que puede ocurrir de forma natural debido a un contenido anormalmente alto de estos elementos en el suelo o bien debido a una fuente antropogénica (Nordberg *et al.*, 2007). Los principales factores que afectan a la posible acumulación de metales potencialmente tóxicos en animales que pastan es la presencia del metal en el medio natural, su concentración en la hierba y en la superficie del suelo, y la duración de la exposición de los animales a suelos y pastos contaminados (Wilkinson *et al.*, 2003), ingiriendo los metales por el consumo de forraje contaminado externa o internamente (Aitken, 1997) o por la ingesta de suelo cuando pasta el animal (Wilkinson *et al.*, 2003).

En relación al segundo principio, la rápida expansión de las granjas ecológicas además ha planteado numerosos desafíos dentro de los sistemas de producción animal, debiendo proporcionar las condiciones necesarias para alcanzar la máxima salud y bienestar animal. Para desarrollar estos aspectos se han ido potenciando ciertas restricciones referidas a la salud animal que de forma rutinaria se emplean en las granjas convencionales e intensivas (Vaarst *et al.*, 2005). Así, el bienestar animal es esencial para alcanzar la salud integral del mismo, lo cual implica una buena calidad de vida y la posibilidad de desarrollar un comportamiento natural al conseguir un alimento adecuado a su fisiología (Lund, 2006; Haas *et al.*, 2007). Es conocido que en la mejora de la calidad de la carne debe considerarse toda la cadena desde la cría del animal hasta el procesado de la misma. Debido a que la calidad del procesado y del producto están conectados a través (entre otros puntos) de la salud del animal y el estatus de enfermedad a nivel de la granja, es esperable que la mejora de las condiciones en las que viven los animales permita mejorar sus vidas y consecutivamente, tanto la calidad del procesado como la del producto (Sundrum, 2001).

Dentro de la producción de vacuno de carne en general, el riesgo de problemas de salud y bienestar animal debido a la falta de una suplementación de nutrientes esenciales está restringida primariamente al ganado joven en sus primeras semanas de vida. En las siguientes fases de crecimiento se encuentra en su propia naturaleza el tratar los desequilibrios nutricionales, así como el desarrollo genético para poder soportarlo. En fases más tardías, deben configurarse los requerimientos del animal para prevenirle de enfermedades derivadas de los procesos de intensificación en la producción (desórdenes metabólicos, desórdenes locomotores, muertes súbitas).

En las granjas intensivas, las dietas elaboradas a base de subproductos y complementadas con suplementos minerales como promotores de crecimiento ofrecidas de forma habitual, pueden causar tanto la acumulación de determinados elementos en los

tejidos animales (y por tanto niveles elevados de residuos en las carnes) como provocar interferencias en la acumulación de otros elementos tóxicos y esenciales. Estos desequilibrios pueden por sí solos causar importantes problemas de deficiencias o intoxicaciones minerales o contribuir de forma indirecta a la patogenicidad de otros desórdenes metabólicos, provocando una mayor susceptibilidad al padecimiento de otras enfermedades así como un descenso de las producciones (García Romero y Bidarte Iturri, 2005).

Dentro de la ganadería ecológica, los problemas nutricionales son muy diferentes, estando en la mayor parte de los casos ligados a un manejo inadecuado de los pastos, que no permite satisfacer las demandas nutricionales de los animales. Numerosos autores afirman que el valor nutricional de un pasto bien empleado es alto, y que con un pasto de buena calidad, se puede mantener el bienestar del ganado vacuno con bajos niveles de suplementación o incluso ninguno (Wood *et al.*, 2004; Kennedy *et al.*, 2005). Sin embargo, otros autores señalan que las limitaciones en las materias primas durante deficiencias estacionales pueden causar desequilibrios en las dietas (Sundrum, 1997) por lo que puede esperarse que aparezcan efectos negativos en los animales si ocasionan un aumento de la movilización de las reservas corporales y un balance energético negativo (Butler y Smith, 1989). Además, las restricciones de suplementos alimenticios y la falta de profilaxis para el control parasitario se han identificado como riesgos potenciales para la deficiencia mineral en las granjas ecológicas (Roderick y Hovi, 1999; Hovi *et al.*, 2003). Esta problemática no suele darse en las granjas convencionales, a pesar de que presenten una cría natural principalmente dependiente de productos locales, puesto que la suplementación extra de concentrado que se ofrece de forma rutinaria a los animales permite cubrir las necesidades nutricionales de los mismos, para alcanzar un nivel de producción económico.

El tercer principio por el que se rige la ganadería ecológica implica garantizar la más alta transparencia alimentaria a los consumidores, cada vez más sensibilizados y exigentes con su salud para alcanzar unas óptimas expectativas de vida, ofreciendo productos de máxima calidad, salubridad e inocuidad. A pesar del gran número de publicaciones sobre residuos en productos de origen animal y transferencia de sustancias tóxicas en sistemas de producción intensiva y convencional, son escasos los estudios sobre el desplazamiento de dichos tóxicos por la cadena ecológica hasta alcanzar a los animales de granja (Kan y Meijer, 2007). Es conocido que la contaminación potencial de los productos cárnicos comienza en la granja, involucrando al animal desde su concepción hasta el final de su ciclo productivo (Desmarachelier *et al.*, 2007). En este contexto, los residuos en los productos cárnicos procedentes de una exposición previa del animal a metales tóxicos, y que son fácilmente medibles en ciertos tejidos, puede determinar diferencias significativas en los niveles de residuos relacionados con las prácticas ganaderas (López-Alonso *et al.*, 2000a).

Para el mantenimiento de los tres pilares básicos en los que se sustenta la ganadería ecológica, calidad medioambiental y desarrollo sostenible, salud y bienestar animal, y calidad de productos, es necesaria la participación de un profesional veterinario capaz de integrar todos estos aspectos dentro de la dinámica rutinaria de la explotación ganadera, ofreciendo un servicio integral más allá de la solución de los problemas de carácter clínico o agudo que se plantean en una granja convencional. Desde el momento en el que la sanidad animal se conecta con la higiene, alimentación y producción, bienestar animal y

prácticas de manejo del ganado vacuno, y que se integran en el medio ambiente se requieren muchas más investigaciones en este campo multidisciplinar. Surge en este contexto pues la necesidad de formar profesionales veterinarios especializados en lo que podríamos llamar zootecnia ecológica. Estos nuevos aspectos que debe abarcar y que se alejan de la visión tradicional, se podrían situar o definir en el campo de la ecotoxicología —conociendo la dinámica de entrada de compuestos como metales pesados y pesticidas en el ecosistema ganadero, sus posibles repercusiones sobre la salud y producción animal, así como los residuos en los productos animales de alta calidad—o en la sanidad ambiental—con programas completos soportados por el conocimiento de los agentes bióticos y epidemiológicos de los procesos más prevalentes de las zonas geográficas y ecosistemas donde están ubicadas las explotaciones (García Romero *et al.*, 2003). La ganadería ecológica, como modelo de desarrollo sostenible, tiene una gestión diferencial en la medicina preventiva y/o control de procesos patológicos, en donde las terapias naturales tienen una gran importancia estratégica junto a las medidas de manejo sanitario para mantener la salud del rebaño. Desde la perspectiva clínica, los veterinarios en estas granjas ecológicas todavía realizan servicios veterinarios y programan tratamientos sin especialización, muy similares a los que se aplican en la ganadería intensiva o tradicional (Benedsgaard *et al.*, 2003). Esta especialización permitiría comprender las particularidades de los animales en las condiciones fisiológicas, ambientales y de manejo inherentes a la ganadería ecológica, ya que el servicio clínico podría ofrecer una información que corresponde al bienestar del animal, así como a muchos procesos metabólicos los cuales de otra manera serían difíciles o imposibles de conocer debido a la gran prevalencia de casos subclínicos en este tipo de explotación (Manninen *et al.*, 2007) y de esta forma se podrían ajustar las prácticas ganaderas a las necesidades del animal.

En Galicia, la producción de ganado vacuno de carne representa la producción animal más importante, suponiendo más del 15% del total de la producción a nivel nacional (MAPA, 2005). En esta región, el ganado vacuno se cría de forma tradicional en pequeñas granjas recibiendo una alimentación a base de productos locales. En los años 80 aparecieron numerosas granjas intensivas altamente especializadas, donde los animales reciben una alimentación a base de piensos concentrados, con el objetivo de conseguir rápidos crecimientos, y por tanto, un aumento importante de las producciones. En los últimos años, sin embargo, ha aparecido un rápido desarrollo de la ganadería ecológica, que tiene su origen en explotaciones tradicionales que sufren un periodo de conversión para adaptarse a la normativa y sistemas de producción ecológicos. Dichas explotaciones basan la alimentación de los animales en productos de origen local, siendo por tanto muy dependientes del medio ambiente donde vive el animal.

El gran incremento en el número de estas explotaciones ecológicas en Galicia, con un peso cada vez mayor en la economía agraria, despierta el interés por conocer su situación actual tras la conversión de sistemas de producción tradicional, abarcando distintos aspectos relacionados con la presencia de sustancias tóxicas en el medio donde se desarrollan los animales y su transferencia a los productos cárnicos, las posibles deficiencias nutricionales asociadas a una alimentación basada en productos locales, el estado de salud de los animales o la calidad cárnica de los productos generados en las mismas. Todo esto permitirá tener una visión real de dichas explotaciones y por tanto

definir los puntos de actuación más importantes para el profesional veterinario encargado de la gestión de las mismas.

El objetivo general de la presente Tesis Doctoral es conocer la situación actual de las explotaciones ecológicas de ganado vacuno de carne de Galicia, en comparación con los sistemas de producción intensivo y convencional, abarcando los diversos aspectos de calidad ambiental y sostenibilidad, salud animal y calidad de productos cárnicos. Para ello nos planteamos los siguientes objetivos concretos:

1. Cuantificar las concentraciones de organoclorados y bifenilos policlorados en terneros y evaluar si diferentes factores (tipo de granja y proximidad a un foco industrial) afectan a la acumulación de contaminantes orgánicos persistentes en el ganado vacuno.
2. Determinar cómo varía la acumulación de los principales metales pesados (arsénico, cadmio, mercurio y plomo) en las explotaciones ecológicas, intensivas y convencionales de Galicia, y cuáles son los factores más importantes que afectan a la exposición de metales tóxicos a través de los tipos de explotación.
3. Valorar la influencia del sistema de explotación (ecológico, intensivo o convencional) en el estatus de los elementos esenciales en ganado vacuno de Galicia.
4. Determinar la influencia del tipo de manejo de los animales en los sistemas de explotación ecológico, intensivo y convencional sobre el perfil metabólico en los terneros.
5. Valorar la concentración de elementos tóxicos y esenciales en los productos cárnicos procedentes de la ganadería ecológica en comparación con los sistemas de producción intensivo y convencional.
6. Analizar el estatus de salud animal y de los productos obtenidos en el sistema de producción ecológico en comparación con los sistemas intensivo y convencional.

Revisión Bibliográfica

1. Concepto de Agricultura y Ganadería Ecológica

La agricultura ecológica debe concebirse como parte integrante de un sistema de producción agrario sostenible y como una alternativa viable a un enfoque más tradicional de la Agricultura. Desde la entrada en vigor de la legislación comunitaria sobre agricultura ecológica en 1992, se cuentan por decenas de miles los productores que han optado por este sistema de producción, como consecuencia del mayor conocimiento por parte de los consumidores de los productos derivados del cultivo ecológico, y de una demanda creciente de los mismos.

Diversos organismos tanto estatales como autonómicos ofrecen su particular visión sobre lo que la agricultura y ganadería ecológica representan. La agricultura y ganadería ecológica se definen como un sistema agrario y ganadero cuyo objetivo fundamental es la obtención de alimentos de máxima calidad, respetando el medio ambiente y conservando la fertilidad de la tierra, mediante la utilización óptima de los recursos naturales, excluyendo el empleo de productos químicos de síntesis y procurando un desarrollo agrario y ganadero sostenible (MAPA, 2007).

La producción ecológica es un sistema general de gestión agrícola y producción de alimentos que combina las mejores prácticas ambientales, un elevado nivel de biodiversidad, la preservación de recursos naturales, la aplicación de normas exigentes sobre bienestar animal y una producción conforme a las preferencias de determinados consumidores por productos obtenidos a partir de sustancias y procesos naturales. Así pues, los métodos de producción ecológicos desempeñan un papel social doble, aportando, por un lado, productos ecológicos a un mercado específico que responde a la demanda de los consumidores y, por otro, bienes públicos que contribuyen a la protección del medio ambiente, al bienestar animal y al desarrollo rural (CEE 834/2007).

La comisión del Codex Alimentarius considera a la Agricultura Ecológica ("*Organic farming*", incluyendo los conceptos "*biological*" y "*ecological*") en su documento: *Guidelines for the Production, Processing, Labelling and Marketing of Organically Produced Foods, Codex Alimentarius Commission, CAC/GL32, 1999, point 7*: como un sistema de producción holístico, que promueve y estimula la salud del agroecosistema, incluyendo la biodiversidad, los ciclos biológicos y la actividad biológica del suelo. Enfatiza el uso de buenas prácticas de manejo sobre la utilización de insumos externos a la granja. Esto se consigue, en la medida de lo posible con métodos biológicos, culturales (formación y educación) y mecánicos en oposición a la utilización de productos químicos sintéticos. Teniendo en cuenta que el *holismo* es la doctrina que considera que una realidad compleja no se reduce a la suma de sus elementos, sino que constituye un sistema global regido por leyes globales, la agricultura ecológica se basa en considerar la

producción agrícola como la integración de todos los elementos que la componen: la tierra, los animales y las plantas.

En la actualidad, la Política Agrícola Común (PAC) cuenta entre sus objetivos fundamentales el logro de una agricultura y un medio ambiente sostenibles, que según su definición, el desarrollo sostenible debe conciliar la producción alimentaria, la conservación de los recursos no renovables y la protección del entorno natural, de modo que puedan satisfacerse las necesidades de la población actual sin comprometer la capacidad de autoabastecimiento de las generaciones futuras. A fin de conseguir dicho objetivo, es preciso que los productores reflexionen sobre la incidencia de sus actividades en el futuro desarrollo de la agricultura, así como sobre la forma en que los sistemas que aplican configuran el entorno. En este contexto, los agricultores, consumidores e instancias políticas han mostrado un renovado interés por el fenómeno de la agricultura ecológica.

La mejor definición que recoge los principios y objetivos de la agricultura ecológica es la consensuada en el seno de la Federación Internacional de Movimientos de Agricultura Ecológica (IFOAM, Internacional Federation of Organic Farming Movement) organización mundial que aglutina a los principales organismos, asociaciones y empresas del sector. La agricultura ecológica definida por la IFOAM, incluye todos los sistemas agrícolas que promueven ambiental, social y económicamente la producción de comida y subproductos. Reciclando nutrientes y fortaleciendo los procesos naturales para ayudar a mantener la fertilidad del suelo y asegurar una producción exitosa. Respetando la capacidad natural de plantas, animales y paisajes, el objetivo es optimizar la calidad de todos los aspectos de la agricultura y medio ambiente. La agricultura ecológica reduce drásticamente los insumos externos por el freno del empleo de fertilizantes sintéticos y pesticidas, alimentos modificados genéticamente y fármacos. Las plagas y enfermedades se controlan con su media de aparición natural y con sustancias de acuerdo con los conocimientos científicos, aumentando la producción agrícola y la resistencia a enfermedades. La agricultura ecológica agrupa principios globalmente aceptados, los cuales son implantados dentro de contextualizaciones socio-económico locales, climáticas y culturales. Como una consecuencia lógica, IFOAM potencia y apoya el desarrollo de sistemas autosuficientes a nivel local y regional (IFOAM, 2005).

Las granjas de ganado ecológico han establecido una serie de objetivos consensuados por la IFOAM que trabaja a nivel mundial y que coordina toda una red de organizaciones ecológicas que se basan en una producción afín con el medio ambiente, optimizando la salud animal y su bienestar, además de ofrecer productos de alta calidad.

El ganado ecológico se basa en el principio de ciclo cerrado entre los animales y el suelo. La necesidad de conectar con el suelo se debe a las necesidades del animal de tener libre acceso al medio, y también implica que su comida debe ser preferentemente producida en la granja. Los objetivos son idénticos si consideramos los productos de los cultivos o los productos animales. Ambos implican la aplicación de métodos de producción que no dañen al medio ambiente, que sean más respetuosos con el campo y preocupados por el bienestar animal y con la consecución de productos agrícolas de alta calidad (Codex Alimentarius Commission, 2004).

2. Marco Europeo de la Agricultura y Ganadería Ecológica

2.1. Situación de la Agricultura Ecológica en Europa

Aunque en el año 2000 la agricultura ecológica sólo representaba el 3% del total de la superficie agrícola útil (SAU) de la Unión Europea (UE), la agricultura ecológica se ha convertido en uno de los sectores agrarios más dinámicos dentro de la UE. Entre 1993 y 1998, dicho sector creció anualmente alrededor de un 25% y se estima que, desde 1998, su crecimiento se ha cifrado en un 30% anual. No obstante, en algunos Estados miembros, este crecimiento parece haberse estabilizado.

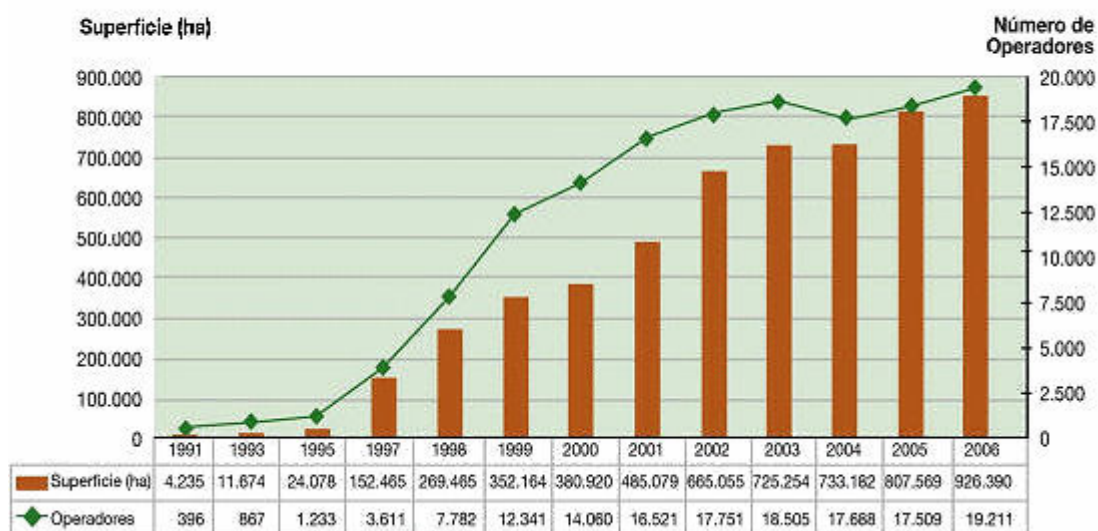
Existe una gran variación entre países destacando particularmente el caso de Italia y Reino Unido. Ambos poseen una superficie ecológica significativa, pero Italia registra el mayor número de productores ecológicos, mientras que Reino Unido cuenta con el mayor tamaño de sus operadores ecológicos. Austria, Dinamarca, Finlandia, Suecia, Alemania y Luxemburgo, así como Noruega tienen la mayor proporción de operadores ecológicos. Por otro lado, el área de cultivo ecológico en Italia, Austria, Grecia es mucho más pequeña que la de otros estados miembros de la UE (Rohner-Thielen, 2005).

La media de productores ecológicos entre el número total de productores agrícolas se ha estabilizado más o menos desde el año 2000, mientras que la superficie dedicada ha aumentado. Lo que indica que el tamaño dedicado para actividades ecológicas ha aumentado. Así en un estudio realizado para valorar la media de superficie de una granja ecológica en Europa se observó un aumento de su superficie de 16 hectáreas (ha) en 1985 a casi 40 en el año 2004 (Lampkin, 2006).

La proporción de granjas especializadas (por ejemplo granjas cuyos principales insumos proceden de los cultivos, ganado en pastoreo o predominancia cerealista) aumentó de 77 a 81%, mientras que la proporción de granjas mixtas cayó de 23 a 19%. El área de pastos permanentes en la región de la Agencia Europea del Medio Ambiente (EEA) cayó un 11% entre 1975 y 1998 (EEA, 2005).

En términos de importancia en los cultivos forrajeros hay una gran variación entre los estados miembros, las medias forrajeras son más bajas en Portugal y España (39% y 31% respectivamente) pudiendo ser un reflejo de su clima más seco. Mientras que estos cultivos son particularmente importantes en Irlanda (91%), Reino Unido (75%), Austria (68%), Francia (64%), Bélgica (65%) y Grecia (62%) (Organic Revision, 2007).

En España, la práctica de la agricultura ecológica comenzó a finales de los años 80, inicialmente, el crecimiento del sector fue exponencial, y más recientemente se ha producido una desaceleración de su desarrollo (**Figura 1**). Nuestro país reúne condiciones para el desarrollo de este tipo de agricultura por su climatología y los sistemas extensivos de producción que se aplican en un gran número de cultivos. Como consecuencia de la transferencia de competencias desde el Estado español hacia las comunidades autónomas, las producciones ecológicas se han ido desarrollando de una forma muy diversa en las distintas regiones, sobre todo si además se tiene en cuenta la diferencia que existe entre las mismas en cuanto a superficie agraria, climatología, situación socioeconómica, etc.



Fuente: Elaboración propia MAPA.

Figura 1. Evolución de la producción agrícola ecológica (1991-2006).

2.2. Situación de la Ganadería Ecológica en Europa

La importancia y características de la producción de vacuno en ecológico varía ampliamente entre los diferentes países de la UE. Esta producción en la UE se concentra principalmente en Italia, Suecia, Alemania, Reino Unido, Francia, Austria y España. Reino Unido y Alemania mantienen al menos la mitad de los rebaños ecológicos de leche (EC-DG-Agriculture, 2005). De hecho, en Reino Unido, la producción láctea ecológica está superando a la producción cárnica en número de granjas, si bien hasta hace unos años la producción de terneros mamonos ha sido una de las principales líneas de producción de ganado ecológico en este país (Soil Association, 2001). En Austria, menos de la mitad de la producción ecológica de vacuno se dedica a la producción cárnica (Graf y Willer, 2000).

El tamaño de las granjas ecológicas en Europa ha ido aumentando, porque a pesar de que su número ha permanecido más estable, la superficie ha continuado creciendo, no obstante la variación entre los diferentes Estados miembros es considerable. De acuerdo con la publicación realizada por el Departamento General de Agricultura del Sector Ecológico (EC-DG), el total de ganado ecológico certificado aumentó sobre 3 millones de unidades ganaderas (UG) o 2.3% del total de los 25 Estados miembros de la UE (EC-DG-Agriculture, 2005). En el mismo año 3.9% de UAA (Utilised Agricultural Area, Área Agrícola utilizada) fueron manejados de forma ecológica.

Como anteriormente señalamos, la producción ecológica no se encuentra igualmente distribuida en la UE: Italia, Suecia y Alemania tienen el mayor número de rebaños certificados como ecológicos con más de 0.40 millones UG cada uno de ellos, seguidos de Reino Unido (0.33 millones UG), Francia (0.31 millones UG), Austria (0.26 millones UG) y España (0.22 millones UG). En cuanto a los nuevos Estados miembros de la UE cabe

destacar que en pocos se produce ganado ecológico, a excepción de la República Checa (75.000 UG) y Hungría (60.000 UG).

El desarrollo de la ganadería ecológica es más reciente que el de la agricultura ecológica y por ello la publicación oficial de los estándares de la misma es más actual (1997-2001), aunque éstos se han ido desarrollando con el tiempo, claramente influidos por los aspectos que preocupan a los consumidores en relación a la producción ganadera convencional (residuos y resistencias a los antibióticos, organismos genéticamente modificados, bienestar animal).

La disminución del número de granjas mixtas y el aumento de la especialización son también indicadores indirectos de intensificación.

En una investigación nacional llevada a cabo por Nieberg *et al.* (2005) en 11 Estados miembros (Austria, Dinamarca, Alemania, Italia, Reino Unido, Suiza, República Checa, Estonia, Hungría, Polonia y Eslovenia), la mayoría de 550 granjeros ecológicos valorados se les consideró especializado. La baja proporción de granjas mixtas (solo un 16% de las analizadas) implican un fuerte contraste con expectativa de que todas las granjas ecológicas tienen una estructura mixta. Sin embargo, existen fuertes variaciones entre países, factores locales y personales que promueven la especialización (Organic Revision, 2007).

Ganadería Ecológica en España y Galicia

Al desarrollo del ganado ecológico en España contribuyó además de los agroecosistemas extensivos existentes con prácticas ya propias de ecosistemas naturales, el gran número de razas autóctonas de las diferentes especies, adaptadas a situaciones difíciles, algunas de ellas capaces de sobrevivir a condiciones extremas. No obstante, el número de algunas razas ha disminuido de forma significativa, mientras que otras se encuentran actualmente en aumento: Retinta, Asturiana de los Valles, Rubia Gallega, Avileña, Morucha, Segureña, Pirenaica entre las razas bovinas, Castellana, Churra, Lacha, Carranzana, Manchega, Merina, Navarra, Aragonesa, Ripollesa y raza Gallega en ovino, Agrupación Caprina Canaria, Malagueña, Murciana-Granadina y Verata en caprino e Ibérico y Porco Celta en porcino (García Trujillo, 2000).

En cuanto a la producción de ganado vacuno en España, el 96.7% de la producción nacional ecológica es vacuno de carne y sólo un 3.3 % de vacuno de leche (MAPA, 2007).

En nuestro país destaca la tradición y el desarrollo alcanzado por la apicultura, cuyo manejo cuidadoso ha dado lugar a la obtención de productos de gran calidad por la abundancia y variedad de la flora melífera existente en España (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino 2008) (**Tablas 1 y 2**).

Las condiciones climáticas y orográficas de la Península Ibérica han propiciado una serie de impactos ecológicos derivados de la actividad agraria bastante diferentes, o de distinta intensidad, respecto a los de los países del centro y norte de Europa. Destacan por su singularidad los sistemas agro-silvopastorales (agrícolas, forestales y ganaderos) (González Eguren, 2004). Así, los principales agroecosistemas de relevancia para el desarrollo de producción ecológica en España son la Dehesa, el Monte Gallego y los Sistemas montañosos (García Trujillo, 2000).

La *Dehesa* tiene una extensión de más de 3.500.000 (ha) en la parte sur de la Península Ibérica. El uso tradicional de este sistema incluye la combinación de ganado, bosque y agricultura. El ganado vacuno y ovino consume la hierba, el cerdo las bellotas, el caballo pasta en las zonas más duras y menos palatales y las cabras y animales salvajes consumen los arbustos. Los productos de estos sistemas incluyen carne, leche, lana, corcho y grano. Alrededor de un 12-18% del área se planta arbolado anualmente. Los cultivos se emplean para la alimentación animal de forma directa o se recoge la cosecha dependiendo de la estación de lluvia.

El *Monte Gallego* es el típico sistema encontrado en Galicia contando con 1.350.000 (ha) con un importante rebaño de razas de ganado vacuno autóctonas de carne, siendo la raza predominante la Rubia Gallega. Estos animales son excelentes para la producción cárnica. Este sistema se caracteriza por su gran diversificación, incluye una zona cercana a las viviendas cuyo uso es el cultivo de vegetales, fruto y pasto junto con monte bajo que representa un 64% del área total y se emplea para el pastoreo de los animales, el resto de la superficie se emplea para el cultivo de cereales, tanto para el grano como para el material de las camas para los animales. El ganado principal es el vacuno con producción de terneros para su venta, cerdos y otros rebaños menores para consumo. En lo que respecta a la producción animal, la conservación de un patrimonio genético importante de razas autóctonas, de gran rusticidad en su mayoría y adaptadas al medio, favorece su cría y explotación en régimen extensivo (Tablas 3 y 4).

Los *sistemas montañosos* continúan jugando un rol complementario al que ofrecen los valles, aunque ha sufrido un abandono progresivo debido al poco apoyo ofrecido a este tipo de agricultura. El sistema montañoso ocupa alrededor de 3.000.000 (ha) en el norte de España. El ganado permanece en la montaña durante la época de pastoreo en verano y comienzos de otoño, volviendo al valle para pastar en invierno, aunque en esta época también se suplementan con heno.

Tabla 1. Número de cabezas de ganado/colmenas criado en ecológico en España y Galicia. Año 2007. Fuente: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2008

		España	Galicia
Vacuno	Carne	82.806	3.421
	Leche	2.792	1.300
Ovino	Carne	208.446	1.325
	Leche	9.309	0
Caprino	Carne	20.484	944
	Leche	8.932	0
Porcino		15.462	25
Avicultura	Carne	27.086	7.850
	Huevos	68.051	14.974
Apicultura		45.390	1.957
Otros		3.310	70
Total		492.068	31.866

Tabla 2. Actividades industriales en Agricultura Ecológica relacionadas con la producción animal en Galicia. Número de Industrias sometidas a control. Año 2007. Fuente: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino 2008

	España	Galicia
Mataderos y salas de despiece	109	10
Embutidos y salazones cárnicos	33	0
Leche, quesos y derivados lácteos	55	8
Carnes frescas	67	0
Huevos	35	2
Miel	72	5
Fábrica de piensos	38	3
Total	409	28

Tabla 3. Superficie de Agricultura ecológica en Galicia (ha). Año 2007. Fuente: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino 2008

	A Coruña	Lugo	Ourense	Pontevedra	Galicia
Superficie calificada en agricultura ecológica (ha)	722,11	4085,16	3.957,45	174,90	8.939,62
Superficie calificada en conversión (ha)	26,37	281,37	327,77	61,79	697,30
Superficie calificada en 1 ^{er} año de prácticas (ha)	135,10	116,44	1.097,00	0,23	1.348,77
Superficie total inscrita en agricultura ecológica (ha)	883,58	4.482,97	5.382,22	236,92	10.985,69

Tabla 4. Número de explotaciones ganaderas ecológicas en Galicia. Año 2007. Fuente: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino 2008

		A Coruña	Lugo	Ourense	Pontevedra	Galicia
Vacuno	Carne	7	41	20	6	74
	Leche	4	12	3	2	21
Ovino	Carne	-	8	1	-	9
	Leche	-	-	-	-	-
Caprino	Carne	-	2	2	-	4
	Leche	-	-	-	-	-
Porcino		1		-	-	1
Avicultura	Carne	1	3	-	-	4
	Huevos	6	6	-	1	13
Apicultura		2	10	4	1	17
Otros		1	-	1	-	2
Total		22	82	31	10	145

2.3. Nacimiento, principios, pilares básicos de la agricultura ecológica

Los pioneros en la ganadería ecológica, entre los años 20 y 40 se encontraban fuertemente motivados por sus ideales basados en principios logísticos, espirituales y valores intrínsecos y preocupaciones sobre la calidad alimenticia (Vogt, 2000; Schaumann *et al.* 2002). Los acontecimientos más importantes fueron la agricultura biodinámica en Alemania, bajo la inspiración de Rudolf Steiner, la ganadería ecológica originada en Inglaterra con las teorías desarrolladas por Albert Howard en su Testamento Agrícola y la Biología Ecológica que se desarrolló en Suiza por Hans-Peter Rusch y Hans Müller.

La Agricultura biodinámica, de Rudolf Steiner, creador de la Antroposofía, se fundamenta en la integración armoniosa entre el suelo, las plantas y la vida de los animales, poniendo en guardia sobre la utilización de los productos químicos que pueden "destruir" la tierra que es considerada un organismo vivo. Se propone un método de cultivo y compostaje con el empleo de sustancias vegetales y minerales que pueden jugar un papel de biocatalizador en relación con los ritmos cósmicos y telúricos. Su principal discípulo Erhenfried Pfeiffer desarrolló este sistema en varios países de Europa y lo exportó a EEUU. Los productos desarrollados según este sistema se comercializaron y lo continúan haciendo hoy en día con la marca "Demeter".

En los años 60 y 70, Albert Howard, Eve Balfour y J.I. Rodale (EEUU), Schuhpan y Voisin y Rachel Carson (con su libro "Primavera Silenciosa"), manifestaron sus preocupaciones ecológicas y miedos sobre los problemas ambientales, la degradación de la naturaleza, el uso de fertilizantes minerales y pesticidas, calidad de los alimentos y las futuras fuentes energéticas. Propiciaron el interés creciente por la ganadería ecológica y encabezaron el primer impulso para el crecimiento de este sector (Gerber *et al.*, 1996). En los años 90, cuando las granjas ecológicas alcanzaron su etapa de madurez, cuando los gobiernos

apoyaron con mejores precios lo que se producía en ecológico y comenzó a despertar el interés comercial por estos productos (Woodward, 2006).

Los Principios son las raíces a través de las cuales la agricultura ecológica crece y se desarrolla. Expresan la contribución que la agricultura ecológica puede hacer al mundo y una visión para mejorar toda la agricultura en un contexto global. Los Principios de la Agricultura Ecológica sirven de inspiración al movimiento orgánico en toda su diversidad. Orientan el desarrollo de posiciones políticas, así como programas y normas de la IFOAM. Además, los Principios son presentados con la visión de que sean adoptados mundialmente. Cada Principio está formulado en una declaración seguida de una explicación y deben ser utilizados como un todo integral. Están elaborados como Principios éticos que inspiren a la acción.

La valoración de los pilares de la agricultura ecológica pueden ser descritos con referencia a una valoración de la salud, ecología, justicia, y respeto. Además la evaluación contenida en estos puntos debe acompañar con los valores integrales de sostenibilidad, naturaleza y enfoque de los sistemas de producción (Organic Revision, 2007).

■ *El Principio de salud: “La agricultura ecológica debe sostener y promover la salud del suelo, planta, animal, persona y planeta como una sola e indivisible”.*

Este principio sostiene que la salud de los individuos y las comunidades no puede ser separada de la salud de los ecosistemas: suelos saludables producen cultivos saludables que fomentan la salud de los animales y las personas. La salud es el todo y la integridad en los sistemas vivos. No es únicamente la ausencia de la enfermedad, sino también el mantenimiento del bienestar físico, mental, social y ecológico. Características esenciales de la salud son inmunidad, resistencia y regeneración.

El rol de la agricultura ecológica, ya sea en la producción, transformación, distribución o consumo, es el de mantener y mejorar la salud de los ecosistemas y organismos, a lo largo de la cadena trófica hasta los seres humanos. La agricultura ecológica en particular, tiene la finalidad de producir alimentos nutritivos de alta calidad que promuevan un cuidado preventivo de la salud y del bienestar. En correspondencia con lo anterior, la agricultura ecológica debe evitar el uso de fertilizantes, plaguicidas, productos veterinarios y aditivos en alimentos que puedan ocasionar efectos negativos en la salud.

■ *El Principio de Ecología: “La agricultura ecológica debe estar basada en sistemas y ciclos ecológicos vivos, trabajar con ellos, emularlos y ayudar a sostenerlos”.*

Este principio enraíza la agricultura ecológica dentro de sistemas ecológicos vivos. Establece que la producción debe estar basada en procesos ecológicos y en el reciclaje. La nutrición y el bienestar se logran a través de la ecología del ambiente productivo y específico. Así por ejemplo, en el caso de cultivos, éste es el suelo vivo, en animales, es el ecosistema de la granja y en peces y organismos marinos es el ambiente acuático.

Los sistemas de agricultura orgánica, pastoreo y aprovechamiento de productos silvestres, deben ajustarse a los ciclos y equilibrios ecológicos de la naturaleza. Estos ciclos son universales, pero su funcionamiento es específico al lugar. El manejo orgánico debe adaptarse a las condiciones locales, la ecología, cultura y escala.

Los insumos deben disminuir mediante la reutilización, reciclaje y manejo eficiente de materiales y energía para así mantener y mejorar la calidad ambiental y la conservación de los recursos.

La agricultura ecológica debe lograr el equilibrio ecológico a través del diseño de sistemas agrarios, el establecimiento de hábitats y el mantenimiento de la diversidad genética y agrícola. Quienes producen, transforman, comercializan o consumen productos orgánicos deben proteger y beneficiar al ambiente común que incluye paisajes, hábitat, biodiversidad, aire y agua.

■ *El Principio de Equidad: “La agricultura ecológica debe estar basada en relaciones que aseguren equidad con respecto al ambiente.”*

La equidad está caracterizada por la igualdad, el respeto, la justicia y la gestión responsable del mundo compartido, tanto entre humanos, como en sus relaciones con otros seres vivos.

Este principio enfatiza que todos aquellos involucrados en la agricultura ecológica deben conducir las relaciones humanas de tal manera que aseguren justicia a todos los niveles y a todas las partes: productores, trabajadores agrícolas, transformadores, distribuidores, comercializadores y consumidores. La agricultura ecológica debe proporcionar a todos aquellos involucrados, una buena calidad de vida, contribuir a la soberanía alimentaria y a la reducción de la pobreza.

La agricultura ecológica tiene como objetivo producir alimentos de calidad y otros productos en cantidad suficiente. Este principio remarca que se debe otorgar a los animales las condiciones de vida que sean acordes con su fisiología, comportamiento natural y bienestar.

Los recursos naturales y ambientales utilizados para la producción y consumo deben ser gestionados de tal forma que sea justa social y ecológicamente, debiendo mantenerse como legado para futuras generaciones.

La equidad requiere de sistemas de producción, distribución y comercio abiertos y justos que tomen en cuenta los verdaderos costos ambientales y sociales.

■ *El Principio de Precaución: “La agricultura ecológica debe ser gestionada de una manera responsable y con precaución para proteger la salud y el bienestar de las generaciones presentes y futuras y el ambiente”.*

La agricultura ecológica es un sistema vivo y dinámico que responde a demandas y condiciones internas y externas. Quienes practican la agricultura ecológica pueden incrementar la eficiencia y la productividad siempre que no comprometan la salud y el bienestar. Por lo tanto, las nuevas tecnologías necesitan ser evaluadas y los métodos existentes revisados. Debido a que sólo existe un conocimiento parcial de los ecosistemas y la agricultura, se debe tomar en cuenta la precaución.

Este principio establece que la precaución y la responsabilidad son elementos clave en la gestión, desarrollo y elección de tecnologías para la agricultura ecológica. La ciencia es necesaria para asegurar que la agricultura ecológica sea saludable, segura y ecológicamente responsable. Sin embargo, el conocimiento científico sólo no es

suficiente. La experiencia práctica, la sabiduría acumulada y el conocimiento local y tradicional ofrecen soluciones válidas comprobadas por el tiempo.

La agricultura ecológica debe prevenir de riesgos importantes adoptando tecnologías apropiadas y rechazando las impredecibles como lo es la ingeniería genética. Las decisiones deben reflejar los valores y las necesidades de todos los posibles afectados a través de procesos transparentes y participativos.

Estos valores de forma conjunta, contienen el rango de valores acordes con los principios de sostenibilidad, naturalidad y de una perspectiva integral. Existe la preocupación de que la normativa europea y nacional no considere los verdaderos valores del movimiento ecológico. Esta ha debido de ser la razón por la que los sectores de certificación privados generaron una legislación más estricta en algunas áreas. En una comparación de la definición de las diferentes legislaciones, incluida la ley 2092/91 desglosada en diferentes puntos, muestran que muchas están referidas a los Principios de Salud y Ecología de la IFOAM, mientras que los Principios de Justicia y Precaución están menos representados. Ejemplos actuales de prácticas realizadas de algunos tipos de granja dentro de granjas ecológicas, muestran que bajo las mismas reglas los insumos de granjas ecológicas intensivas son diferentes y se enfrentan a un amplio grupo de todos los puntos inherentes a los principios ecológicos.

De los 17 objetivos que se plantea la IFOAM, sólo 3 se refieren a la producción de ganado. El primero de ellos basado en el mantenimiento de la biodiversidad que viene a ser el principal desafío según este organismo para las granjas ecológicas. En segundo lugar, ofrecer al ganado libertad para que alcance su comportamiento natural. Y por último, los sistemas ecológicos deberían promover un equilibrio entre los cultivos y el ganado, construyéndose así ciclos cerrados y sostenibles de nutrientes (Hovi *et al.*, 2003).

2.4. Normativa ecológica

La agricultura ecológica se encuentra regulada legalmente en España desde 1989, cuando se aprobó el Reglamento de la Denominación Genérica "Agricultura Ecológica", que ha venido aplicándose hasta la entrada en vigor del Reglamento (CEE) 2092/91 sobre la producción agrícola ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios, siendo inicialmente el Consejo Regulador de la Agricultura Ecológica el encargado de controlar la producción ecológica en todo el territorio nacional. Posteriormente, el Real Decreto 1852/93 establece la nueva regulación de agricultura ecológica basada en el Reglamento (CEE) 2092/91 citado, al mismo tiempo que las Comunidades Autónomas empiezan a asumir las competencias de control de este sistema de producción. Es de destacar asimismo la creación, por el Real Decreto 1852/93, de la Comisión Reguladora de Agricultura Ecológica, configurada como un órgano colegiado adscrito al Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, para el asesoramiento en esta materia, constituye en realidad un foro de encuentro donde participan el sector, los consumidores y la Administración Central y de las Comunidades Autónomas, ejerciendo funciones de asesoramiento en todas aquellas materias que afectan a la agricultura ecológica.

El desarrollo normativo comunitario en cuanto a agricultura ecológica es continuo; en 1999 se aprobó el Reglamento (CEE) 1804/99, que completa la Norma de (CEE) 2092/91,

regulando la producción animal y en el año 2000 se creó un logotipo compuesto por los términos "Agricultura Ecológica-Sistema de Control CEE" concebido para ser utilizado con carácter voluntario en el etiquetado de los productos ecológicos (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2008).

Los procedimientos de aplicación de dichos Reglamentos revisten asimismo gran importancia, ya que garantizan que todos los productores que alegan cumplir los requisitos para ser considerados agricultores ecológicos están inscritos en el organismo de control competente de su país. A su vez, tales organismos han sido designados por autoridades encargadas de comprobar su capacidad para administrar los regímenes de forma justa y eficaz y están sujetos a la reglamentación establecida por ellas.

En España, el control y la certificación de la producción agraria ecológica se lleva a cabo mayoritariamente a través de Consejos o Comités de Agricultura Ecológica territoriales, que son organismos dependientes de las Consejerías o Departamentos de Agricultura de las Comunidades Autónomas, o directamente por Direcciones Generales adscritas a las mismas. No obstante, tres Comunidades Autónomas han autorizado a su vez organismos privados para la realización de estas funciones: Andalucía, Castilla la Mancha y Aragón.

Como distintivo para que el consumidor pueda distinguir en el mercado los productos de la agricultura ecológica, todas las unidades envasadas, además de su propia marca, llevan una etiqueta (o contra etiqueta) numerada y un logotipo o anagrama específico, con el nombre y/o el código de la autoridad u organismo de control y la leyenda "Agricultura Ecológica".

Ello significa que la finca o industria donde se ha producido o elaborado el producto, está sometida a los controles e inspecciones correspondientes de la Autoridad o del Organismo establecido al efecto en la respectiva Comunidad Autónoma. Constituye, a su vez, la única garantía oficial de que el producto responde a la calidad supuesta por el consumidor y cumple las normas establecidas en el Reglamento (CEE) 2092/91 (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2008).

Contaminación ambiental

Las consideraciones medioambientales desempeñan un papel fundamental en la política agrícola común al tratar ésta de integrar en sus normas los problemas medioambientales y lograr prácticas agrícolas que protejan el medio ambiente y al espacio rural (UE, 2005). La mitad de las tierras de la UE están destinadas a la agricultura. Este solo hecho pone de manifiesto la importancia que reviste la actividad agraria para el medio ambiente natural de la UE y la profunda influencia mutua que ejercen las labores agrícolas y la naturaleza (UE, 2005).

La política agrícola común refuerza el respeto de las normas agrícolas y ambientales que favorezcan la protección contra la erosión y el mantenimiento de la materia orgánica y la estructura del suelo. Los procesos de degradación del suelo, como la desertización, la erosión, la disminución de materia orgánica, la contaminación (por ejemplo, por metales pesados), el sellado, la compactación, la pérdida de biodiversidad y la salinización, pueden privar al suelo de la capacidad para realizar sus principales funciones. Tales procesos de degradación pueden deberse a prácticas agrarias inadecuadas, como fertilización desequilibrada, captación excesiva de aguas subterráneas para regadío, uso

incorrecto de plaguicidas, utilización de maquinaria pesada o pastoreo excesivo. La degradación del suelo puede deberse también al abandono de determinadas prácticas agrarias. Por ejemplo, la progresiva especialización en cultivos herbáceos ha venido a menudo acompañada del abandono de los sistemas tradicionales de rotación de cultivos y de la utilización de materia vegetal como abono, prácticas que contribuyen a la restauración del contenido orgánico del suelo.

3. Presencia de sustancias químicas en el medio natural

Las sustancias químicas presentan grandes diferencias en cuanto a sus posibles impactos indeseables sobre el medio ambiente. En las tres últimas décadas se comprobó que muchas de ellas tienen graves repercusiones en los procesos y organismos naturales, incluidos los seres humanos.

Ciertas sustancias químicas que pasan al medio se descomponen poco a poco y son asimiladas por los procesos naturales. Así, cuando quedan suficientemente diluidas, dejan de suponer riesgos para el ambiente y para la salud de los seres humanos, aún cuando en dosis grandes sean muy tóxicas (concentraciones elevadas en exposiciones a corto plazo). De hecho, hasta hace bien poco se asumía que en general “la dilución es la solución de la contaminación”.

Sin embargo, hay dos clases de sustancias químicas en las que la dilución no funciona: los metales pesados y sus compuestos y los compuestos orgánicos sintéticos no biodegradables. Lejos de desaparecer en el medio, estas sustancias tienden a ser absorbidas y concentradas por los seres vivos, hasta que alcanzan dosis mortales. Este proceso de concentración presenta otro riesgo de salud, el que se produce a largo plazo por la acumulación de cantidades pequeñas.

La característica que hace que los metales pesados y los compuestos orgánicos sintéticos no biodegradables sean tan peligrosos es su tendencia a acumularse en los organismos. Por esta causa, cantidades reducidas y, en apariencia inofensivas, absorbidas durante un largo periodo llegan a alcanzar niveles tóxicos. Este fenómeno se conoce como bioacumulación, que ocurre en el organismo y se agrava conforme avanza la cadena alimentaria. Cada organismo acumula la contaminación que se absorbe o ingiere, de modo que la concentración orgánica es muchas veces superior a lo absorbido. El siguiente organismo de la cadena tiene ahora “un alimento” más contaminado que acumula el agente en un grado aún mayor. Todo el contaminante acumulado en la gran biomasa de la base de la pirámide alimentaria se concentra, al avanzar por las cadenas, en la biomasa cada vez más pequeña de los organismos de la parte superior. Este efecto multiplicador de la *bioacumulación* a lo largo de las cadenas *alimentarias* se conoce como *biomagnificación*.

Uno de los síntomas más desoladores de la bioacumulación y biomagnificación es que no hay síntomas de advertencia hasta que las concentraciones del contaminante en el organismo son lo bastante elevadas como para dar problemas clínicos, muchas veces siendo demasiado tarde para revertirlo.

3.1. Contaminación por pesticidas

Los plaguicidas usados en agricultura se denominan normalmente productos fitosanitarios. Protegen las plantas o los productos vegetales contra las plagas. Son ampliamente utilizados en la agricultura por las ventajas económicas que reportan al combatir las plagas que afectan a los cultivos y reducir la competencia de las malas hierbas, lo que mejora las cosechas y protege la calidad, fiabilidad y precio del producto final.

Frente a sus indudables ventajas, los plaguicidas pueden presentar un grave riesgo para el ser humano especialmente el grupo de pesticidas organoclorados. Su utilización entraña riesgos porque la mayor parte poseen propiedades intrínsecas que los hacen peligrosos para la salud y el medio ambiente si no se aplican correctamente. La salud humana y animal pueden verse perjudicadas por exposición directa (por ejemplo, los trabajadores de la industria que fabrican productos fitosanitarios y los operarios que los aplican) o indirecta (por ejemplo, a través de los residuos que dejan en los productos agrarios y el agua potable, o por la exposición que sufren personas o animales que se encuentren en una zona afectada por su dispersión).

Una propiedad de los plaguicidas organoclorados y también los bifenilos policlorados (PCBs) es que resisten los procesos de degradación natural (ya sea metabólica o química), por lo que representan una vida media ambiental muy elevada (Manahan, 1993).

Estos compuestos pueden provocar dos formas distintas de toxicidad:

TOXICIDAD CRÓNICA: debida a la ingesta de los plaguicidas en dosis subletales durante periodos largos de tiempo que, debido a su efecto acumulativo, pueden provocar efectos graves, sobre todo efectos cancerígenos y teratógenos, inmunosupresión, fenómenos de hipersensibilidad y alergia, reacciones de fotosensibilización, acción estrogénica y efectos neurotóxicos

TOXICIDAD AGUDA: provocada por la ingestión de cantidades elevadas de plaguicidas capaces de desencadenar fenómenos tóxicos en un plazo breve de tiempo. Al ser productos lipotrópicos que se acumulan en la grasa, este tipo de toxicidad también pueden aparecer como consecuencia de movilizaciones rápidas de lípidos debidas a ejercicios fuertes o a situaciones de estrés, en estos casos es posible detectar efectos neurotóxicos diversos, irritación de piel y mucosas, temores, convulsiones, etc., llegando incluso a situaciones de shock y muerte.

3.1.1. Contaminación por insecticidas

Desde hace milenios los hombres utilizan sustancias como cenizas, azufre, compuestos arsenicales, tabaco molido, cianuro de hidrógeno, compuestos de mercurio, zinc y plomo, etc. para luchar contra los insectos. Forman el grupo de los llamados insecticidas de la *1ª generación*. Son productos en general muy tóxicos, poco efectivos en la lucha contra las plagas y muy persistentes en el ambiente (hasta 50 años). Hoy día se usan muy poco y bastantes de ellos están incluso prohibidos por su excesiva toxicidad. Más de la mitad de los pesticidas son del grupo de los insecticidas.

Los avances de la ciencia y de la industria química hicieron posible la aparición de mejores insecticidas que se suelen denominar de la *2ª generación*. Los insecticidas

organoclorados son moléculas orgánicas cloradas con peso molecular de 291 a 545; su estructura cíclica y su gran peso molecular los hace muy parecidos químicamente a los compuestos hidrocarburos clorados utilizados como disolventes. Los organoclorados son, en esencia, hidrocarburos con alto contenido de átomos de cloro y fueron los insecticidas más criticados por los grupos ecologistas. Los insecticidas organoclorados se diferencian de los hidrocarburos clorados en que los primeros son estimulantes del sistema nervioso central y los segundos son depresores del mismo. En realidad esta distinción no es absoluta, el gamma isómero del hexaclorobenceno (lindano) es un estimulante, pero hay otros isómeros que tienen un efecto opuesto. El representante más importante es el DDT. El DDT fue casi un símbolo de veneno químico, debido a su difícil degradación y su gran acumulación en el tejido animal, característica ésta que comparte con los demás integrantes del grupo. Se usaron de forma indiscriminada contra los insectos en campañas como la de la malaria de 1940 a 1960 con resultados muy buenos, por su bajo precio y gran eficacia. En 1948 se descubrió que el DDT se acumulaba indefinidamente en tejidos humanos, en 1970 varios estudios revelaron que se encontraba en la población general de EEUU; posteriormente se comprobó que esto también sucedía con otros insecticidas como hexaclorobenceno, diclorodifenildietano, heptaclor, aldrin y dieldrin. Existen casos de resistencia de insectos a organoclorados, principalmente al DDT, dado el gran uso que se ha hecho del mismo. El Instituto Nacional del Cáncer en EEUU relacionó el heptaclor con tumores malignos en ratas. En 1972 fue prohibido el DDT en EEUU, posteriormente lo fueron también el aldrin, clordano, dieldrin, endrin, heptaclor, hexaclorociclohexano, lindano y toxafeno, organoclorados integrantes de la llamada "docena sucia" que engloba a aquellos pesticidas que más problemas ambientales han generado ya que al demostrarse su persistencia en el medio, su acumulación en seres vivos y otros posibles efectos nocivos a largo plazo, se prohibió su uso en la mayoría de los países. Su frecuencia de uso es cada vez menor, llegando a ser raras en algunas zonas, utilizándose en otras a pesar de su prohibición, el menor número de intoxicaciones se debe a su menor uso, al ser desplazado por otros insecticidas de similar eficacia pero que son biodegradables y no persisten en el medio ambiente. En la actualidad el más usado es el lindano que se usa contra garrapatas y piojos en champúes y soluciones antiparasitarias.

3.1.2. Contaminación por herbicidas

Las plantas no deseadas que crecen en los cultivos son uno de los problemas clásicos en agricultura. Los herbicidas se han desarrollado para destruir estas malas hierbas. Desde el punto de vista de su naturaleza química hay más de 12 familias de compuestos químicos que se usan como herbicidas. Hay herbicidas selectivos que sólo matan algún tipo de plantas y otros no selectivos que matan toda la vegetación. Entre los selectivos los hay que eliminan las plantas con hoja ancha, mientras que otros eliminan las hierbas gramíneas.

Los dos herbicidas más comunes tienen una estructura química similar. Son el ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D) y el ácido 2,4,5-triclorofenoxiacético (2,4,5-T). Su estructura química es similar a la de la hormona del crecimiento de algunas plantas y destruyen las plantas de "hoja ancha", pero no las gramíneas (hierbas y cereales). Son, por esto, muy

utilizadas como herbicidas en cultivos de trigo, maíz, arroz, etc., que son algunos de los cultivos más importantes del mundo.

Los residuos de plaguicidas en los alimentos están regulados por cuatro Directivas del Consejo: (CEE) 76/895, (CEE) 86/362, (CEE) 86/363 y (CEE) 90/642. En el Reglamento (CEE) 396/2005 se consolidan y modifican dichas Directivas. La legislación cubre la fijación, la vigilancia y el control de los residuos de plaguicidas en los productos de origen vegetal y animal que puedan derivarse de su utilización fitosanitaria.

Además, numerosas normativas ecológicas privadas recogen aspectos sobre la contaminación por pesticidas de un modo general, exigiendo zonas de *rompevientos* y zonas "buffer" (franja de absorción) entre los campos de las granjas ecológicas y los terrenos próximos de tipo convencional, que reducen el riesgo de contaminación por pesticidas. También recogen aspectos concretos la organización NOP (Programa Orgánico Nacional) en EEUU, Bio en Austria centrada en la producción de hierba, KEZ en la República Checa, Bioland en Alemania, la normativa ecológica propia en Italia, Soil Association en Reino Unido y la normativa gubernamental en Austria que incluso posee un rango de niveles encontrados de residuos de pesticidas en análisis de suelos realizados en este país.

La cuestión sobre la contaminación del suelo por pesticidas se recoge por cuatro organizaciones privadas: Pro-Bio en la República Checa, Bioland en Alemania, KRAV en Suecia y Soil Association en Reino Unido. De acuerdo con su normativa, se requieren análisis de residuos de pesticidas para empezar o continuar la producción ecológica, y excluir los puntos contaminados de la producción por un periodo prolongado que implica numerosos años. De hecho, la normativa de Bioland en Alemania no provee certificaciones para producir cultivos en suelos que han estado contaminados.

El uso de pesticidas aumentó sustancialmente durante la segunda mitad del siglo 20, pero ha disminuido en los últimos años. Francia es el país con más mercado de pesticidas de la UE (31%), seguido de Italia (16%), Reino Unido (12%), Alemania (12%) y España (11%) (European Commission, 1999). Entre 1991 y 1996 se produjo la mayor disminución de ventas de pesticidas en aquellos países que tenían una vigilancia específica para la reducción de los mismos: Finlandia (46%), Holanda (43%), Dinamarca (21%) y Suecia (17%) (Eurostat, 1998). En 1996, se produjo un aumento de ventas particularmente en España (19%), Francia (11%) y Reino Unido (6%) por condiciones ambientales tales como el tiempo y la presión del aumento de plagas. Sobre todo, las ventas fueron repartidas entre fungicidas (41%) herbicidas (39%), insecticidas (12%) y otros compuestos (8%) (European Commission, 1999).

Cabe destacar que los métodos de monitorización de pesticidas usados difieren entre países, así como puede fluctuar de un año a año, en respuesta a cambios climáticos y otros factores, de manera que las valoraciones en periodos cortos y las comparaciones son difíciles. Hay alguna variación entre regiones, como ejemplo el uso de fungicidas es más usado en el sur de Europa y herbicidas predominan en el norte. El uso de pesticidas en el sur de Europa es más bajo que en el norte, y declina en zonas cultivables, parejo al aumento en el uso de fertilizantes y al abandono de las zonas de barbecho (Moreira *et al.*, 1996) viéndose amenazadas por la intensificación las especies *Linaria ricardoi* y

Euphorbia transtagana ambas incluidas en la Directiva (CEE) 92/43 sobre Conservación de hábitats naturales y fauna salvaje y flora.

El uso de herbicidas en suelos cultivables es sabido que tiene un impacto negativo en la riqueza de invertebrados y en la diversidad de especies (Chiverton y Sotherton, 1991; Moreby *et al.*, 1994; Moreby *et al.*, 1997). El efecto directo de los insecticidas tiene mayor influencia en las comunidades de invertebrados (Moreby *et al.*, 1994), aunque los efectos difieren entre especies, dependiendo en parte de su ecología. También para algunos fungicidas se ha visto que su uso ha influido en la abundancia de invertebrados (Sotherton y Rands, 1988; Reddersen, 1998).

Debido a diferentes motivos como pueden ser el contacto con productos que los contienen como pinturas, uso de aceites reciclados, acumulación trófica, contaminación general del medio ambiente, etc., el ganado se encuentra en contacto con residuos de PCB que lo contaminan, estos productos se acumulan en el organismo y además se excretan a través de la leche que puede resultar contaminada, pero también los excrementos. El uso de estos excrementos como fertilizantes en la agricultura es otra fuente de contaminación en los agroecosistemas (Moreda-Piñeiro *et al.*, 2006a). Experimentos realizados con aplicación de DDT, comúnmente aplicado para la protección de las plantas como ya se ha mencionado anteriormente, pareció ser muy peligroso para la salud de humanos y animales, así como un compuesto muy estable y resistente en el medio ambiente, de manera que sus restos son todavía detectados tanto en suelo como en tejidos animales, e incluso en la leche de vaca después de cierto tiempo (Szymona y Łopuszyński, 2004). Incluso existen datos publicados sobre el porcentaje de transferencia (cantidad excretada al día por leche o depositada en el animal/cantidad ingerida por día) o ratio (concentración en el producto/concentración en el alimento (ver Tabla 5), tomada de Kan y Meijer (2007).

Tabla 5. Transferencia de diferentes pesticidas a través de la leche, grasa corporal y acumulación orgánica (Kan y Meijer, 2007)

Pesticida	Dosis	Duración		% Transferencia		Ratio		Vida media	Referencia				
				leche		Leche (m.g.)	Grasa corporal						
Clordano	50-5000 mg/kg alim.					0.0016			Biehl y Buck (1987)				
	1-100 mg/kg alim.	60 días				0.05-0.5		7 días	Dorough y Hemken (1973)				
Clorpirifos	0.3-30 mg/kg alim.	2 semanas		<0.001		0.003		<3 días	McKellar <i>et al.</i> (1976)				
DDT/DDE	0.02-4 mg/kg alim.					0.03-1.08		14-50 días	Biehl y Back (1987)				
Deltametrin	2-20 mg/kg alim.	28 días						1 día	Akhtar <i>et al.</i> (1992)				
Diazinon	10 mg/kg alim.	3 días		0.4-1.6				<2 días	Akhtar <i>et al.</i> (1992)				
	0.05-40mg/kg alim.					0.30			Szerleties <i>et al.</i> (2000)				
Dieldrin/aldrin								22 días	Biehl y Buck (1987)				
Endrin	0.05-0.3 mg/kg alim.							leche, 85 días					
	50mg/vaca/día	4semanas	0			0.07		carne	Biehl y Buck (1987)				
Endosulfano Hexaclorobenceno	α HCH β HCH γ HCH (lindano)	0.05-0.3 mg/kg alim.											

Tabla 5. Continuación

Pesticida	Dosis	Duración	%Transferencia		Ratio		Vida media	Referencia
			leche	Grasa corporal	Leche (m.g.)	Grasa corporal		
Heptaclor (Epóxido)	0.005-0.3 3 mg/kg alim.				0.02-0.9			Biehly y Buck (1987)
Metoxiclor	800-7000 mg/kg alim.				0.00023			Biehly y Buck (1987)
PCB	0.07 ng TEQ/kg alim.	40 días	2-70 31			10.5	6.7 días fase α, 87 días fase B	Blüthgen (2000) Huwe y Smith (2005)
Policlorinados Dioxinas/furanos								Blüthgen (2000)
	0.018 ng TEQ/kg p.c.	24 días	<1-60					McLachlan y Richter (1998)
	0.014 ng TEQ/kg p.c.	1 año	0-50					Schuler <i>et al.</i> (1997 a,b)
	100 ng/kg alim. 2.3 ng TEQ/kg p.c.	120 días 4 semanas	1-50			30-50		Fiel <i>et al.</i> (2000) Traag <i>et al.</i> (2000)
	Cápsulas con PCP de madera tratada	28-58 días	0.3-66			0.2-18		Fries <i>et al.</i> (2002)
	0.13-0.22 ng/kg	6 meses	1-60					Sorber <i>et al.</i> (2000)
	5.7 ng TEQ/kg p.c.	40 días	16					Huwe y Smith (2005)
Toxafeno	20-140 mg/kg alim.					0.014		Biehly y Buck (1987)

3.2. Exposición a metales

En términos de contaminación ambiental, los elementos traza por lo general son más importantes que los macroelementos debido a sus efectos sobre los organismos vivos. Algunos de estos elementos son esenciales para la vida en concentraciones traza (cobre, zinc) pero ejercen efectos nocivos al superar determinados límites. Otros, como el plomo y el mercurio, no representan ninguna acción beneficiosa, y son tóxicos a partir de mínimas concentraciones específicas (Moreda-Piñeiro *et al.*, 2006b).

El NRC (National Research Council) (1980) describe signos de intoxicación y las concentraciones en la dieta de minerales que pueden desencadenarlos. Ciertos elementos tales como el plomo, cadmio y mercurio, deben ser considerados siempre como tóxicos y son temas de preocupación debido a que provocan casos de intoxicación de los animales.

A diferencia de otras especies químicas vertidas al medio ambiente, los metales no son biodegradables, sino que tienden a acumularse en el medio ambiente asociados a la materia orgánica e inorgánica a través de procesos de adsorción, de formación de complejos y combinaciones químicas. Esta estabilidad de los metales favorece que sean transportados a distancias considerables tanto por aire como por agua, transformándose algunas veces en formas más tóxicas del metal (Otero-Rey *et al.*, 2003). Uno de los resultados más graves de la persistencia de metales es su acumulación en la cadena trófica (bioacumulación y biomagnificación).

El conocimiento del metabolismo de los metales en el organismo contribuye a la comprensión de los riesgos para la salud que supone la exposición ambiental a metales. En este contexto, se centra nuestro estudio.

3.2.1. Cadmio

La importancia del cadmio como contaminante medioambiental se debe tanto a los efectos tóxicos que puede originar en los animales, como a la posible acumulación de este elemento en la cadena trófica debido a su carácter bioacumulativo, pudiendo ser un problema en el ámbito de la salud pública. Debido a esto, la UE estableció como niveles máximos de este metal 1.14 mg/kg MS (materia seca) para los alimentos de origen vegetal y 2.27 mg/kg MS para alimentos de origen animal, y además, en el caso concreto de los cerdos establece que la cantidad máxima de este elemento en la alimentación completa debe ser de 0.5 mg/kg MS con un porcentaje de humedad del 12% (Directiva CEE 2002/32); lo mismo ocurre para aves de corral y peces.

Se han detectado altos niveles de cadmio en el suelo por la aplicación de purín o estiércol, a consecuencia de la variable y en algunos casos excesiva concentración de cadmio que poseen (Eriksson, 2000; Bergkvist *et al.*, 2003).

La Directiva 2002/32 establece el contenido máximo de cadmio en 5 mg/kg para suplementos minerales no obstante una de las principales fuentes de cadmio son el sector de las baterías y dentro de este el 80% se destina a pilas para herramientas, telefonía móvil, cámaras de vídeo, ordenadores portátiles y otros aparatos sin cable, mientras que el 20% restante se destina a acumuladores industriales usados en los ferrocarriles, la aviación, etc., (IGME, 2002).

Una importante fuente de cadmio en la agricultura la constituyen los fertilizantes fosfatados que contienen altas cantidades de este metal como elemento traza (Roberts *et al.*, 1994; Taylor, 1997). Así el uso de estos fertilizantes puede desencadenar graves problemas porque favorecen el acúmulo de cadmio (Morcombe *et al.*, 1994; Roberts *et al.*, 1994). Así, Langlands *et al.* (1988) observaron en Australia que, contrariamente a lo que se creía, los mayores niveles de cadmio en hígado y riñón se presentaban en animales de zonas agrícolas, sin ninguna fuente de contaminación industrial o urbana, lo que se atribuyó al gran uso de fertilizantes fosfatados o superfosfatos derivados de los depósitos sedimentarios de la propia isla. También ocurría algo similar en Nueva Zelanda (Roberts *et al.*, 1994). Por ello hay que tener en cuenta que determinadas prácticas agrarias pueden originar altos niveles de residuo en los animales, y de hecho, la aplicación de fosfatos en los campos y cultivos está reconocida como la mayor causa de aumento de la concentración de cadmio en los suelos agrícolas.

En el caso concreto de la explotación de porcino ecológico existe una restricción de uso de fertilizantes minerales, haciendo interesante el estudio comparativo de los niveles de cadmio entre dicho sistema y el sistema tradicional. En el ecológico se restringe la aplicación de fertilizantes con cadmio procedente de cualquier fuente a las tierras de cultivo en 0.75 g/ha año durante más de cinco años y establece que los fertilizantes minerales únicamente deben ser empleados en su forma natural (harina de hueso, fosfato crudo, apatita, de la piedra caliza, algas marinas calcificadas, cenizas de madera y piedra caliza dolomítica fluida) (KRAV, 2007).

Se ha visto que tanto la retención como la absorción de cadmio en el tracto gastrointestinal es mayor en animales jóvenes que en adultos (Engström y Nordberg, 1979; Kostial *et al.*, 1983; Sullivan *et al.*, 1984; Lee *et al.*, 1996). Así, en cerdos neonatos esta absorción es del 4%, mientras que en cerditos de once semanas de edad es menor del 1%. Además la exposición conjunta del cadmio junto con otros minerales como el hierro, zinc, cobre y calcio, así como a ácido ascórbico y colecalciferol influyen en el grado de absorción (EFSA, 2004a). Las dietas con bajo contenido en calcio, proteínas e hierro (en humanos sobre todo en las mujeres) incrementan considerablemente la absorción de cadmio, mientras que dietas pobres en zinc disminuyen la absorción del mismo.

Houpert *et al.* (1997) comprobaron que un aumento en la exposición al plomo en ovejas se traduce en un aumento de las concentraciones de cadmio en todos los tejidos y en leche. Además se vio que la administración conjunta de plomo y zinc originaba una limitación en el aumento de los niveles de cadmio en el organismo, pero que este aumento era mayor que el observado cuando el cadmio se administraba solo en la dieta (EFSA, 2004a).

El cadmio se deposita en la mayor parte de los tejidos corporales, estando la concentración de este elemento en algunos de ellos influenciada, tanto por la vía de administración como por el tiempo transcurrido desde la exposición. En el caso del riñón, los residuos de cadmio están directamente relacionados con la duración de la exposición, mientras que en el músculo la deposición de cadmio es muy baja e independiente del nivel de cadmio de la dieta (EFSA, 2004a; Miranda *et al.*, 2005). De modo general se puede apuntar que el cadmio se almacena principalmente en el hígado y el riñón (Smith *et al.*, 1991a,b; Massanyi *et al.*, 1995; López-Alonso *et al.*, 2000b; Miranda *et al.*, 2003). El almacenamiento de cadmio en los tejidos aumenta con la edad, siendo un ejemplo típico

de metal bioacumulativo (López-Alonso *et al.*, 2000b). En el caso de una exposición crónica debida a niveles bajos de cadmio en el ambiente, la mayor cantidad de este metal (entre el 50-75%) se acumula en el hígado y en el riñón, siendo la corteza renal la que posee los mayores niveles (EFSA, 2004a).

El nivel de cadmio en las heces es un buen indicador de la ingesta reciente a partir de los alimentos en ausencia de exposición a este metal por vía inhalatoria. En mamíferos las principales rutas de excreción son la bilis y las heces (Chmielnicka *et al.*, 1989; Smith *et al.*, 1991b). En bóvidos el 82% del cadmio ingerido es excretado por las heces (Humphreys, 1990), mientras que la excreción por la leche es escasa y además el poco cadmio contenido en la misma no afecta a su composición mineral (Smith *et al.*, 1991b).

No obstante, la exposición crónica a cadmio, en el caso de animales sometidos a un nivel bajo de exposición debido a la larga vida media del cadmio en el organismo unido a la posible transferencia del cadmio desde otros tejidos hacia los riñones, pueden ocasionar que los depósitos renales de cadmio estén presentes durante toda la vida del animal (EFSA, 2004a).

3.2.2. Plomo

La intoxicación por plomo, también llamada saturnismo, constituye uno de los envenenamientos más frecuentes en animales de granja, describiéndose casos en ovejas y caballos, pero sobre todo en bovinos de corta edad debido a sus hábitos alimenticios y su instinto normal de curiosidad (Miranda *et al.*, 2006a). En el caso de la especie porcina los episodios de toxicidad suelen producirse de modo esporádico debido tanto a la baja frecuencia de exposición a fuentes de plomo a la que se ven normalmente sometidos estos animales, como al hecho de que parecen mostrarse especialmente tolerantes a este metal (Radostits *et al.*, 2002).

En el caso de los animales el ingreso de plomo a través de las plantas es limitado ya que las concentraciones de este metal tanto en el pasto como en los cultivos raramente supera los 5 mg/kg MS (Underwood y Suttle, 2002), por lo que se deduce que el ingreso de plomo se debe principalmente al consumo de tierra mientras pasta el animal, a pastos procedentes de zonas contaminadas o a consumir alimentos contaminados con plomo (EFSA, 2004b).

Datos procedentes del análisis de distintos alimentos muestran que los niveles medios de plomo en la mayoría de los materiales de alimentación animal están por debajo de los límites permitidos, siendo por lo general <1.50 mg/kg MS; mientras que en el caso de los alimentos que exceden estos límites se observa que únicamente se dan en zonas donde existe una gran contaminación (EFSA, 2004b).

La exposición de los animales a unas dosis altas de plomo puede hacer que la eliminación de este elemento a través de la leche sea lo suficientemente alta como para declararla no apta para el consumo humano (Oskarsson *et al.*, 1995) o producir casos de intoxicación y muerte en terneros (Humphreys, 1990; Miranda *et al.*, 2006a); además, aunque la cantidad de plomo que se excreta por leche en el caso de las vacas es normalmente bastante baja, ya que el plomo presente en los huesos no es movilizado habitualmente durante la gestación ni durante la lactación en esta especie (Galey *et al.*, 1990; Oskarsson

et al., 1992; Rumbelha *et al.*, 2001), se ha visto que en caso de animales enfermos con mamitis, tanto clínicas como subclínicas, la concentración eliminada de plomo aumenta (EFSA, 2004b). También se observa que la vida media de este elemento en leche es corta (de 3.2 días), de modo que cuando se elimina la fuente de exposición se produce una disminución muy rápida de este metal. Oskarsson *et al.* (1992, 1995) describieron la existencia de una relación exponencial entre los niveles de plomo en leche y sangre, observándose que esta relación es más elevada en animales que poseen mayores niveles de plomo en sangre, sin embargo la desaparición del plomo al cesar la fuente de contaminación se produce antes en leche que en sangre. De hecho, Miranda *et al.* (2006a) describe una vida media de plomo en sangre de 68 a 266 días.

El ingreso de plomo que reciben a través de la dieta varía en función tanto del tipo de alimentación como de la cantidad de alimentos que consume, de modo que para poder estimar el ingreso de plomo en cada una de las especies animales debemos tener en cuenta: su edad (tanto por la cantidad de alimento que pueden ingerir, como por la distinta alimentación que reciben los distintos grupos de edad), el consumo de alimento (expresado como g o kg MS por día) y la concentración de plomo de cada tipo de alimento consumido.

La absorción de plomo por vía gastrointestinal varía entre 1-80% en función de la especie animal, la dosis, la alimentación y composición de dicho alimento, la edad y el tipo de compuesto (EFSA, 2004b). Además se observó que el plomo se absorbía mejor cuando el estómago se encuentra vacío (Mahaffey *et al.*, 1973; Polak *et al.*, 1996) y cuando se administraba vitamina D, mientras que se producía una disminución de dicha absorción coincidentes con altos niveles séricos de calcio, zinc (Mahaffey *et al.*, 1973; Humphreys, 1991; Polak *et al.*, 1996) o fósforo (EFSA, 2004b). Además se ha visto que la absorción de este metal se ve incrementada con la administración de dietas lácteas, por lo que se deduce que los niños y los animales jóvenes son los individuos más susceptibles a padecer intoxicaciones (terneros mamonos).

Cuando se produce la entrada de plomo en el organismo, se encuentra más del 90% de este plomo circulante en los eritrocitos. Además la concentración sanguínea de plomo puede usarse como marcador de exposición a este metal tanto en humanos como en otras especies animales (ATSDR, 1997).

Diversos estudios experimentales en vacas (Vreman *et al.*, 1988), cabras (Hill *et al.*, 1998) y cerdos (Phillips *et al.*, 2003) con dietas con un contenido en plomo entre 15-25 mg/kg MS, muestran que aunque los residuos en hígado y especialmente en el riñón son superiores a los animales del grupo control, en el resto de los tejidos permanece por debajo de los niveles máximos permitidos en los productos de origen animal (0.1 y 0.5 mg/kg peso fresco de carne y vísceras respectivamente), y en el tejido muscular la concentración es baja y no se evidencian diferencias significativas con respecto al grupo control. La cantidad excretada por orina no guarda relación directa con la cantidad ingerida de plomo debido a que su eliminación es lenta.

3.2.3. Mercurio

En los animales no existen evidencias que hagan suponer que el mercurio es un elemento esencial en la dieta, por el contrario se ha visto que es un contaminante muy móvil y que pequeñas cantidades del mismo en alimentos destinados a humanos o animales pueden causar efectos tóxicos (WHO, 1991; Simpson *et al.*, 1997).

Chang *et al.* (1977) encontraron en cerdos intoxicación por mercurio, altos niveles de mercurio en el pelo (7.1), riñón (1.0) e hígado (0.6 mg/kg MS), pero no tuvieron niveles elevados en el sistema nervioso central, y además observaron la existencia de mayores concentraciones de mercurio en cerdos expuestos a mercurio inorgánico clínicamente normales, que en aquellos intoxicados por mercurio orgánico. Debido a esto, las concentraciones tisulares de mercurio deben interpretarse con precaución, valorando paralelamente la evidencia patológica.

En vacas jóvenes intoxicadas con cloruro de mercurio (de 300-350 mg/kg MS), se evidenciaron concentraciones renales de mercurio excesivamente elevadas (Simpson *et al.*, 1997), siendo los síntomas clínicos asociados a este caso diarrea sanguinolenta, sed excesiva, salivación, depresión extrema y marcha inestable.

3.2.4. Arsénico

El arsénico es el segundo elemento tóxico más importante en animales domésticos después del plomo (Hullinger *et al.*, 1998), siendo sensibles a intoxicaciones por el mismo los cerdos, vacas, caballos, ovejas, perros y gatos. La toxicidad de los diferentes compuestos inorgánicos varía dependiendo de la especie animal, del compuesto, siendo los trivalentes más tóxicos que los pentavalentes, de la solubilidad del producto, los poco solubles como el trióxido de arsénico se absorben lentamente, mientras que los solubles como los arsenitos y arsenatos se absorben rápidamente y son por ello, más tóxicos; del tamaño de las partículas, de la vía de exposición así como de la velocidad de absorción gastrointestinal, rapidez de metabolización y excreción por parte del individuo (Buck *et al.*, 1981). De este modo se describen unas dosis tóxicas de 6.5, 7.5, 11 y 2 mg/kg en el caso de compuestos solubles como el arsenito sódico en caballos, bovinos, ovinos y cerdos respectivamente, mientras que en el caso del trióxido de arsénico, poco soluble, son de 7.5-11 mg/kg en cerdos y de 33-55 mg/kg en caballos, ovinos y bovinos (Radostits *et al.*, 2002). Los signos de intoxicación aguda por arsénico son similares a los causados por otros metales, pudiendo confirmar que se trata del arsénico mediante una detección rápida de concentraciones excesivas del mismo en tejidos, fluidos corporales y contenido del tracto digestivo; en el caso de que la exposición se produzca a través de la piel o los pulmones resulta característica la existencia de necrosis hepática y renal severa (Underwood y Suttle, 2002).

Se han descrito concentraciones de entre 0.02-0.19, 0.01-0.15 y de 0.01-0.11 mg/kg peso fresco en hígados, riñones, músculos respectivamente en vacas, cerdos y ovejas, siendo estas concentraciones superiores en el caso de las aves, hecho que se atribuye al uso regular de este elemento en los piensos de estos animales y que se puede prevenir realizando periodos breves de retirada del mismo antes del sacrificio. También se han observado diferencias de distribución del elemento dependiendo del músculo de estudio,

detectándose en la zona de la pechuga en aves menos del 60% de los niveles descritos en el muslo (Underwood y Suttle, 2002).

3.2.5. Cobre

Las sales de cobre se han usado ampliamente en agricultura como pesticidas y en la práctica veterinaria la más conocida es el sulfato de cobre (piedra azul), que se emplea también en pulverizaciones contra la micosis de la vid, de los árboles frutales y de las patatas, contra huéspedes intermediarios en la distomatosis hepática, para el tratamiento del pedero y las gastritis parasitarias en ovinos y como promotor del crecimiento en cerdos y aves. Otras sales de cobre como subacetato, oxiclورو, cloruro y óxido tienen propiedades fungicidas (Humphreys, 1990).

La contaminación del suelo agrícola por cobre se debe fundamentalmente a la utilización de purines de cerdo (y en menor medida de gallinaza) como fertilizantes, así como al empleo de fitosanitarios, aerosoles y otros productos con un contenido elevado de este metal (García-Fernández *et al.*, 1999). Los purines de cerdo contienen elevadas concentraciones de cobre y zinc. Esto se debe a la adición de cobre en las dietas para cerdos como promotor de crecimiento así como para el control de la disentería; simultáneamente se añade zinc para prevenir cuadros de intoxicación por cobre y problemas de paraqueratosis y/o deficiencia de zinc (Christie y Beattie, 1989). El problema deriva en que no se ajustan las cantidades de estos oligoelementos en la dieta a los requerimientos del animal en función de su estado productivo. Si las concentraciones de estos minerales son superiores a los niveles de absorción, que es lo habitual, la parte no absorbida pasa a los purines o estiércol aumentando su poder contaminante (Coppenet *et al.*, 1993; Vilafranca, 1997; Poulsen, 1998).

El abonado continuo de los campos con purines de cerdo produce acúmulos considerables de cobre y zinc, que pueden llegar a producir efectos detectables en la biomasa microbiana del suelo e incluso niveles tóxicos en los animales, sobre todo en rumiantes (Christie y Beattie, 1989; López-Alonso *et al.*, 2000a; Miranda *et al.*, 2006b). Coppenet *et al.* (1993) observaron como con los años el acúmulo tanto de cobre como de zinc en los suelos aumenta de manera preocupante.

La aplicación de fertilizantes que contienen cobre a los suelos determina un aumento de cobre en los forrajes (Underwood y Suttle, 2002), al igual que la aplicación de estos purines de cerdo, que conduce a que los niveles de cobre en plantas sean de 10 a 44 mg/kg (Christie y Beattie, 1989), y los niveles medios en las parcelas pueden aumentar de 3.82 mg/kg a 7.1 mg/kg (Coppenet *et al.*, 1993). Estas situaciones pueden incrementar considerablemente la ingesta diaria de cobre y zinc en los animales.

Fuentes de metales en las explotaciones ecológicas

Las actividades humanas no sólo influyen en una mayor dispersión de metales, sino que también contribuyen a la formación de nuevos compuestos y a la distribución de los mismos ampliamente por todo el mundo, por ello la contaminación del medio ambiente por metales deriva tanto del aporte natural como de la actividad industrial.

Así como el agua y el suelo son recursos naturales irreparables, su protección es una cuestión vital en los principios que rigen las granjas ecológicas. Algunas leyes públicas nacionales o privadas no se refieren de forma explícita a la conservación del suelo y agua, porque la legislación nacional general sobre la protección del agua cubre este punto tanto en unidades de producción convencionales como ecológicas. La conservación del suelo y del agua son puntos vitales en la producción ecológica porque son la base para la sostenibilidad de la granja. Existen criterios de conservación tanto del suelo como del agua que implican que en la reglamentación europea CEE 834/2007 se integren requerimientos más específicos en su protección en relación a las condiciones climáticas y geográficas a nivel regional. La conservación del suelo y agua en cultivos perennes y anuales debería ser parte de la normativa europea configurando unos requerimientos mínimos en cultivos de plantas permanentes y evaluando los cultivos anuales fuera de las épocas de crecimiento.

Las principales fuentes de ingreso de metales pesados en el ciclo de nutrientes de una granja son suplementos en la nutrición animal, baños podales con agentes con cobre, medicinas, materiales minerales para construir las camas y otros agentes químicos en equipos del establo (zinc) y fertilizantes para ciertos cultivos de vegetales (en particular producción de vino y patata).

Los principales ingresos en el abono de bovino son causados por el uso (parcialmente ilegal) de baños profilácticos para prevenir ciertos tipos de laminitis. Los líquidos se añaden a menudo al purín después de su uso (Schumacher, 2004).

3.3. Contaminación por nitratos

En la intensificación de los sistemas de producción de ganado se concentran los mayores efectos perjudiciales sobre el medio ambiente asociados con contaminación del aire y agua, emisión de nitrógeno y fósforo y pérdidas en los purines. La intensificación del uso de la tierra lleva consigo un aumento de agentes agroquímicos y de la mecanización de las actividades agrícolas. En los sistemas de explotación esto significa la expansión del uso de piensos, un aumento de la carga ganadera y, por lo tanto, de la fertilización de origen orgánica que puede tener como consecuencia problemas de contaminación puntual de suelos y aguas subterráneas (García Arias y Docío, 2006) ya que los incrementos en las emisiones teóricas de nitrógeno conllevan consecuencias sobre la contaminación de aguas subterráneas y superficiales.

La intensificación de la tierra cultivable se ejemplifica con el aumento del uso de insumos externos tales como fertilizantes y pesticidas aumentando la escala y la posibilidad de simplificación de los sistemas de explotación (Meeus, 1993).

El uso de fertilizantes en tierras cultivables aumentó de forma sustancial durante la segunda mitad del siglo XX, pero se ha ido detectando una disminución de su uso recientemente. En Francia el uso de nitrógeno cayó un 10% entre 1986 y 1994, de fosfatos un 10% y de potásicos un 13%. El uso total de fertilizantes ha disminuido también en Holanda y Reino Unido, aunque en Portugal la tendencia a la baja es menos evidente. Se han descrito en la literatura casos de intensificación en granja ecológica en Europa,

que principalmente se localiza en Holanda y Dinamarca y las preocupaciones sobre la intensificación aparecen así justificadas en algunos tipos de granja.

La Directiva de nitratos entró en vigor en 1991 con dos objetivos principales: reducir la contaminación del agua por nitratos de origen agrícola y prevenirla en el futuro. La aplicación en sí de la Directiva corresponde a los Estados miembros y supone las siguientes actuaciones: vigilancia de la calidad del agua en relación con la agricultura, designación de zonas vulnerables a los nitratos, establecimiento de códigos (voluntarios) de buenas prácticas agrarias y de medidas (obligatorias) que se materializarán en programas de acción para esas zonas vulnerables. Para estas últimas, la Directiva establece además un límite máximo por hectárea de nitrógeno procedente de estiércol de ganado, por la limitación de la aplicación de un máximo de 170 kg/ha de nitrógeno y año correspondiente al número de unidades por las diferentes categorías que menciona el Anexo VII.

Los códigos de buenas prácticas agrarias regulan aspectos como los períodos de aplicación de abonos, su utilización en las inmediaciones de pendientes y cursos de agua, métodos de almacenamiento de estiércol, métodos de dispersión y rotación de cultivos y otras medidas de gestión de la tierra. Los programas de actuación deben incluir medidas obligatorias que regulen la prohibición de aplicar determinados tipos de abono en períodos específicos, la capacidad de los contenedores para almacenamiento de estiércol, restricciones de la aplicación de abonos (en pendientes pronunciadas, en suelos saturados de agua, inundados, helados o cubiertos de nieve, cerca de cursos de agua), así como otras medidas definidas en los códigos de buenas prácticas agrarias.

En relación a las prácticas agronómicas en la granja ecológica, la cantidad de exesos de purín puede ser sólo exportada por operadores ecológicos y sólo en paralelo con la limitada aplicación mencionada anteriormente. El límite máximo de 170 kg/ha de nitrógeno procedente del purín de ganado por año y hectárea de utilización es calculado en base a la tierra de toda la producción ecológica involucrada en tal operación (Anexo I B, 7.4). La máxima aplicación de purín debe estar relacionada con la máxima carga ganadera (Anexo VII). En la legislación actual, se permite alguna variación y adaptación de forma justificada. La legislación CEE 2092/91 también permite la cooperación entre varias granjas/operadores ecológicos en relación al almacén y aplicación de purín (Artículo 7.1-7.5). La legislación CEE 2092/91 numera en el Anexo II a los fertilizantes permitidos y las condiciones para su uso (requerimientos en composición, tratamientos, etc.). El uso de algunas sustancias necesita el reconocimiento de los cuerpos de inspección o autoridades (sin la especificación de requerimientos específicos). A nivel internacional existen tan sólo pequeñas diferencias. En EEUU la organización NOP permite el empleo de nitrato de Chile con fuertes restricciones en su uso, mientras que no está permitido en Europa de acuerdo a la normativa vigente (CEE 2092/91, Anexo II A).

En el marco de los sistemas ecológicos, numerosos países en la situación actual no producen suficiente concentrado para suplementar el ganado ecológico, lo que indica que no se consigue siempre un equilibrio entre cultivos y ganado ecológico. Los productores de cultivos en Holanda emplean más del 75% del nitrógeno de fuentes no ecológicas (Prins, 2005). El límite de 170 kg N/ha/año de la legislación CEE 2092/91 limita el nitrógeno procedente del ganado, pero otros fertilizantes pueden ser añadidos. Muchos

productores de granjas certificadas ecológicas de porcino y avícolas en Holanda dependen casi completamente de ingresos de fuentes externas, así como de granjas convencionales (Prins, 2005; de Wit y Verhoog, 2007) y el concentrado para cerdos y aves se transporta a largas distancias (Bos, 2006).

La cría de ganado ecológico está destinada a contribuir en el equilibrio de sistemas de producción agrícolas, estableciendo y manteniendo una interdependencia entre suelo, planta y animal, dependiendo de la tierra debe apoyar el desarrollo de la agricultura sostenible. Al tratarse de una actividad relacionada con la tierra, el ganado debe tener acceso a espacios abiertos y el número de animales por unidad de área debe ser limitado (EC-DG Agriculture, 2005). Dado que la ganadería ecológica es una actividad vinculada al suelo, los animales deben tener, siempre que sea posible, acceso a áreas al aire libre o pastizales (CEE 834/2007). La producción animal podría significar una amenaza para el medio ambiente. Para evitar la contaminación del agua con compuestos nitrogenados en las granjas ecológicas debe llevarse a cabo una apropiada capacidad de almacenamiento y debe integrarse en la granja un plan de manejo del purín, tanto sólido como líquido (Wawiernia, 2004).

La fertilización del pasto con niveles de nitrógeno afecta a la composición de la hierba, rendimiento del animal y calidad de la canal y del producto cárnico. Una cierta armonía de las reglas en relación a la carga ganadera es necesaria teniendo en cuenta que debe ser posible adaptar los límites máximos de carga ganadera en relación a la extensión de la tierra y en relación a las condiciones nacionales/regionales (Organic Revision, 2007).

Los sistemas basados en una alimentación forrajera conservan el exceso de pasto como silo, con el objetivo de ayudar a suplir con una fuente forrajera la demanda durante el comienzo de la época de pastoreo y proveer alimento durante el invierno. Se ha constatado que la composición de las canales y músculos varían con el peso al sacrificio, y puede haber interacciones con variables de producción y peso de sacrificio (Keane *et al.*, 1990).

En un estudio realizado en Galicia en el que se caracterizó territorialmente los sistemas de ganado vacuno mediante indicadores agroambientales (García Arias y Docío, 2006), se identificó que, los estilos de manejo de las explotaciones ganaderas se definen a partir de la orientación productiva, pudiendo comprobar que las explotaciones de leche incrementaron en su carga ganadera en la última década mientras que las explotaciones de carne tienden a disminuir en su grado de intensificación gracias al incremento de su superficie. Las primeras se especializan y aquellas que no desaparecen crecen e intensifican su producción para asegurar su viabilidad económica. Con respecto a las segundas, se incrementó el número de ayuntamientos gallegos con sistemas de explotación de carne debido al abandono de las explotaciones de leche en muchos casos. A pesar de ello la tendencia es la intensificación. Al realizar una identificación, las dinámicas de emisión de nitrógeno por parte de las explotaciones de ganado vacuno en los diferentes ayuntamientos que forman Galicia, destacaron que sólo en 15 de ellos se superó la emisión teórica de 170 kg/ha procedente de explotaciones de ganado vacuno, sin embargo en 1989 sólo superaban este límite 5 ayuntamientos, así que la tendencia observada en Galicia es la de un aumento de las emisiones (García Arias y Docío, 2006).

3.4. Contaminación por residuos de medicamentos

Los tratamientos quimiosintéticos juegan un rol importante en el tratamiento y prevención de enfermedades, tanto en humanos como animales. Mientras que los efectos colaterales sobre la salud humana y animal han sido ampliamente documentados, sólo recientemente se han considerado los impactos ambientales que en potencia proceden de la manufacturación y empleo de medicamentos. Los medicamentos veterinarios son liberados en el ambiente por numerosas rutas. Durante el proceso de manufacturación, los residuos podrían ser liberados procedentes del procesado y podrían en último término entrar en contacto con las superficies de agua. Cuando esos tratamientos se emplean en animales que van al pasto, los medicamentos veterinarios podrían ser excretados directamente en el suelo y en las superficies con agua. En el caso de ganado en intensivo, los residuos de medicamentos son probablemente introducidos de forma indirecta mediante la aplicación de purines y abono como fertilizantes a la tierra. Otras rutas de entrada de menor importancia incluyen la emisión por el aire y a través de los dispensadores de medicinas no empleadas y contenedores de residuos de medicamentos. Una vez alcanzado el ambiente, los fármacos son transportados y distribuidos por el aire, agua, suelo y sedimentos. Un rango de factores y procesos que incluyen propiedades físico-químicas del compuesto y las características del medio ambiente receptor afectan en último término a su distribución (Boxall, 2003).

En relación a los impactos medioambientales que pueden generar, no han sido considerados por la legislación de la UE de forma adecuada. Así como existe un requerimiento para la evaluación del impacto ambiental para el desarrollo de nuevos medicamentos, esta evaluación debe ser empleada como una base para configurar los límites en los sistemas ecológicos, ya que parecen tener un alto grado de riesgo de impacto (Boxall, 2003). Con los medicamentos más antiguos en el mercado se podría comenzar una discusión más intensa y deberían ofrecerse otras alternativas a estos compuestos (sobre el sulfato de cobre y el uso de agentes parasitarios) (Boxall, 2003).

En las granjas ecológicas, las medidas de prevención para restringir el uso de medicamentos deben ser más fuertes. Se ha reconocido sin embargo, que incluso con las mejores medidas preventivas, los animales pueden enfermar en ocasiones. Los ganaderos tienen la obligación de ofrecer a los animales enfermos los mejores cuidados posibles, incluidos los tratamientos médicos. Investigadores y asesores deben ser capaces de transmitir a los ganaderos que la prevención, a largo plazo debe ser la solución, y el camino más seguro para la sostenibilidad de la granja. Las restricciones en el uso de los medicamentos nunca deben realizarse a expensas del bienestar animal. Este hecho es inherente a la normativa ecológica.

Mientras que probablemente las granjas ecológicas han reducido el empleo de antibióticos y otros medicamentos, en comparación con las granjas convencionales, lo que contribuye a un menor crecimiento de resistencias. En algunos casos, ya se han realizado manifestaciones públicas de preocupación, como por ejemplo, el uso continuado de piretroides sintéticos en ausencia de otros compuestos en el Reino Unido (Boxall, 2003).

Numerosos estudios han probado la detección de restos de antibióticos en leche envasada procedente de diferentes granjas y en gran número en el pasado (para revisión véase Szymona y Łopuszyński, 2004).

En cuanto a los productos cárnicos, en un estudio realizado por Smith *et al.* (1997) al analizar muestras tisulares de terneros comercializados como “convencionales”, “naturales” y “ecológicos” no se encontraron residuos por encima de los permitidos de esteroides (supresores del estro, promotores de crecimiento), xenobióticos (promotores de crecimiento), compuestos-sulfa (promotores de crecimiento), antibióticos o tetraciclinas. Los residuos detectados fueron pesticidas, encontrándose la mayor incidencia en hígados procedentes de animales producidos bajo un manejo “natural” (6 de 1.575 tests; 0.38%) y “ecológico” (6 de 1.575 tests, 0.38%), seguidos por condiciones de manejo “convencional” (3 de 1.500 test). Los residuos que aparecieron de algún compuesto se encontraron en hígado, mientras que en músculo no se observaron. Dentro de los pesticidas, el hexachlorobenceno fue el producto más registrado y es el más comúnmente empleado como fungicida e insecticida para controlar ciertos insectos en el trigo almacenado. Según estos autores, el resultado de su estudio muestra que es altamente improbable que exista alguna diferencia en la existencia de residuos químicos de medicamentos, vacunas, pesticidas, antibióticos y promotores de crecimiento en terneros convencionales, naturales o ecológicos.

Las restricciones actuales sobre los medicamentos tanto en la medicina convencional en la normativa ecológica no se muestran como el mayor de los problemas para los ganaderos según la organización SAFO (Sustaining Animal Health and Food Safety in Organic Farming). En un documento de la mencionada organización del 2005, en el que se llevó a cabo un registro sobre los procedimientos de inspección requeridos para certificar la implantación de las restricciones de productos convencionales se sugirió que no fueron llevadas a cabo siempre con la justificación de la falta de tiempo o de procedimientos. Numerosos estudios de enfermedades y tratamientos en granjas ecológicas sugieren que no siempre se registran todos los tratamientos aplicados, incluso aunque sea requerido por la normativa. Los diferentes grupos de trabajo sugieren que existe una limitada perspicacia en el uso de la medicina en la granja ecológica de muchos países (Smolders y Stoeger, 2005). Los consumidores de productos ecológicos esperan que los productos estén libres de residuos de medicamentos. Los periodos de supresión deben cubrir siempre estas expectativas. En Suecia, los periodos de supresión para productos cárnicos se prolongan hasta seis meses para antibióticos y al menos dos meses para otros terapéuticos. Los medicamentos recientes son probablemente seguros para los periodos de supresión ecológicos, sin embargo otros medicamentos que llevan más tiempo en el mercado presentan periodos de supresión inadecuados, incluso aunque se mantenga la duplicidad de los periodos de supresión. Tales medicamentos deben ser identificados y han de tomarse medidas especiales dentro de los sistemas ecológicos para asegurar el principio de no residuos.

Según señaló Pleydell (2005) es posible aislar bacterias resistentes en granjas ecológicas cuando por definición debe haber un escaso empleo de antimicrobianos. Es posible que las bacterias resistentes que se hayan desarrollado conlleven además rasgos de resistencia que no impliquen una desventaja, y así mismo, existe una presión de selección activa para disminuir su presencia en la granja o en el animal. De forma opcional, los genes de resistencia podrían codificar obstáculos para otras bacterias oportunistas además de resistencia antimicrobianas. O podría ser que los genes de resistencia estén estrechamente conectados con genes que codifican rasgos tales como una elevada

capacidad de colonización o virulencia o competición inter-bacteriana. Cabe citar la explicación ofrecida por O'Brien quien escribió que los niveles de resistencia en algún momento y lugar podrían reflejar en parte el número total de bacterias en el mundo que han estado expuestas a una acción antimicrobiana hasta el momento (O'Brien, 2002).

4. Sistemas de producción de terneros

La producción de terneros se caracteriza por la amplia variedad de razas y de sistemas de producción utilizados, lo que conduce a una gran diversidad en los rendimientos de crecimiento, en los pesos al sacrificio y en las características de las canales. Los terneros pesan al nacimiento 40-50 kg, dependiendo de la raza y de la alimentación de la madre durante la gestación. El sistema de cría (lactación artificial o natural) y la edad al destete dependen básicamente de la orientación de la explotación (leche o carne). La cría intensiva con lactancia artificial se realiza en las explotaciones de terneros mamones, mientras que la lactancia natural se realiza en explotaciones con pastizales. Una vez destetados, la mayoría de los terneros se ceban en sistemas intensivos; su peso final depende de la raza, la edad y la velocidad de crecimiento, que a su vez es función de la alimentación que ha recibido el animal. Los sistemas de cebo de terneros se pueden clasificar en cuatro tipos:

1. *Ternera blanca*: Son terneros procedentes de explotaciones de leche se mantienen con lactancia artificial hasta los 4 meses de vida con unos 200 kg de peso, en que se sacrifican, la velocidad de crecimiento es muy alta (1–1.5 kg diarios). No obstante la producción de ternera blanca en España es muy escasa.
2. *Terneros sacrificados al destete*: parte de los terneros procedentes de explotaciones de vacas de carne de zonas húmedas (especialmente en Galicia) se sacrifican al destete, a los 6–8 meses de vida, con un peso de 250–300 kg de peso vivo. Estos terneros han consumido básicamente la leche de la madre y pequeñas cantidades de pienso y el forraje de la zona y suponen alrededor de un 15% de todos los terneros sacrificados dependiendo del año.
3. *Terneros en cebo semintensivo*: este sistema se utiliza para otra parte de los terneros de la zona húmeda, especialmente donde existen cantidades importantes de forraje. Los animales pastorean y reciben suplementación de concentrados en pesebre y representan aproximadamente el 10% de la producción nacional.
4. *Terneros en cebo intensivo*: es el típico sistema de engorde español, se basa en 85-90% de concentrados, normalmente rico en cereales y entre un 10-15% de paja de cebada o de trigo. Este sistema representa el 75% de los terneros sacrificados en España. El cebo se realiza en explotaciones sin tierra, exceptuando los que tienen derecho a subvención por nodriza, utilizando altos porcentajes de concentrados en la ración y paja. La alimentación es a libre disposición. Una de las principales ventajas del cebo intensivo, junto con la calidad del producto final, es la alta velocidad de crecimiento que se consigue, lo que permite un ciclo de producción relativamente corto.

En total, este tipo de producción representa casi el 50% de todos los terneros sacrificados a nivel nacional. Otro tipo de producto final que se obtiene con este sistema son los terneros añojos que se sacrifican hacia el año de edad con unos 500 kg de peso vivo (280-300 kg de canal) suelen ser terneros de razas cárnicas nacionales o de importación y representan alrededor del 25% de los terneros sacrificados. La velocidad de crecimiento durante el cebo intensivo es muy variable, desde los 800 g/d hasta los 2 kg dependiendo de la edad y la raza. La ingestión diaria depende también del tipo de ternero que se esté cebando, siendo alrededor del 1.5% del peso vivo. Así un ternero frisón de 400 kg que crece 800 g/día ingiere diariamente 6-7 kg de pienso al día, mientras que la misma ingestión en kg totales del mismo pienso, permite a un ternero charolés de 400 kg un crecimiento de 1.200 g/día. Esto es debido a que el primero deposita parte de la energía ingerida en forma de grasa y el segundo en forma de músculo. El índice de conversión es de unos 5-7 kg de pienso por kg de aumento de peso vivo, dependiendo del engrasamiento de la canal. El consumo de paja normalmente es de 0.5-1 kg al día (10-20% de la ración) (Bacha, 2002).

5. Análisis de contaminantes asociados a diferentes sistemas de producción

Las diferentes exigencias legislativas en materia de gestión medioambiental encaminadas a la protección del entorno, suponen un esfuerzo importante en la planificación o adaptación de las estructuras productivas (De la Torre *et al.*, 2000). Cualquier explotación ganadera supone una generación considerable de residuos, que si bien pueden considerarse recursos reciclables y con interés económico; su volumen, y en ocasiones ciertas sustancias que contienen o generan, pueden convertirlos en una seria amenaza de impacto en el medio receptor. De esta manera cabe afrontar su estudio conjuntamente a la planificación de una nueva explotación (estudio de impacto ambiental) o en una en pleno funcionamiento (ecoauditoría). En ambos casos debe prestarse especial atención al medio receptor, que son sobre todo terrenos y aguas. La aplicación de una u otra herramienta dependerá, por lo tanto, del tipo de evaluación y destino de los purines. En el caso del estudio de impacto ambiental deben usarse sistemas de adición-extracción para suelos y valorar el riesgo que sufren las aguas. En las ecoauditorías se amplían las posibilidades, incluyendo además: la valoración de riesgo y el estudio agronómico de suelos, el seguimiento de la contaminación y el control de purines en aguas (Lund y Algers, 2003).

La contaminación de suelos por pesticidas, metales pesados y nutrientes en España varían del tipo de suelo, cultivo y prácticas de manejo, y es mayor en sistemas de regadío (de la Rosa y Crompvoets, 1998). Los fungicidas con cobre han sido usados en viñas. Dias y Soveral-Dias (1997) registraron niveles altos de contaminación por cobre en suelos en los que previamente se había dedicado al vino y después convertidos en tierras cultivables, con los máximos niveles en las zonas de viñedo más antiguas. El cobre se empleó poco en tierras cultivables a excepción de patatas en cultivo ecológico donde su uso continúa permitiéndose pero es creciente la inquietud generada por su uso y su reconocimiento como contaminante potencial a largo plazo (Redman, 1992).

La *producción ganadera intensiva* puede conllevar una serie de efectos perjudiciales para el medio ambiente. En ciertas áreas geográficas con alta concentración de ganado, la contaminación ambiental es una seria preocupación que en los últimos años ha sido foco de la atención pública y materia de numerosa legislación. Los aspectos medioambientales pueden tener un papel muy relevante en la aceptación pública, ubicación, crecimiento y productividad económica de la producción animal. La alimentación de los animales juega un papel importante en la cantidad de contaminantes generados en una granja, existiendo diferentes estrategias nutricionales que pueden reducir la magnitud de la contaminación (Coma y Bonet, 2004).

En las *granjas convencionales*, la interacción más peligrosa se relaciona con un estrecho y reducido número de dos o tres metales pesados asociados con diversas prácticas agronómicas, y fertilización mineral que podría causar cambios en los nutrientes contenidos en las plantas, suelos estériles, movilidad de los elementos traza por el suelo, eliminación de hierbas de pastos, así como la acumulación de sustancias en casos de fertilización excesiva.

La *normativa ecológica* se ha desarrollado a lo largo del tiempo como un sistema alternativo hacia una agricultura moderna y en respuesta a las preocupaciones sobre ciertos aspectos que afectan a la agricultura, mientras que ciertos valores básicos se han mantenido. Hasta hace bien poco existía la creencia de que las granjas ecológicas producían menos efectos dañinos sobre el medio ambiente que las granjas de tipo convencional. En el caso de los efectos positivos de las granjas ecológicas sí se conocen algunas de sus ventajas como son la falta de deposición de pesticidas, suelo biológico, maximización de la actividad biológica, uso de cultivos rotatorios variados y uso reducido de fertilizantes. Pero esto no es necesariamente cierto, problemas ya mencionados como la erosión, pérdida de nutrientes, salinidad y desertización afectan a estas explotaciones. De manera que las prácticas actuales de manejo (código de prácticas) en este tipo de granjas podría cuestionarse y valorarse mediante el impacto ambiental que pueden provocar, a través del empleo de indicadores eficaces (Lund, 2006). De hecho, la salud del ganado ecológico y su producción podrían emplearse como indicadores de la salud del entorno en el que vive, podría ser un centinela al estar altamente expuesto a las fuentes de contaminación del ambiente en el que se desarrolla, ya que el ganado ecológico vive prácticamente al aire libre y son alimentados con productos locales (Waldner, 2001).

En relación a las medidas concretas aplicadas en las granjas ecológicas para el control de contaminación por PESTICIDAS, los beneficios medioambientales derivados de la agricultura ecológica, especialmente con respecto a la agricultura intensiva tradicional, están sobradamente demostrados. En particular, son beneficiosas la ausencia de plaguicidas sintéticos y la rotación sostenible en el uso de la tierra.

Las granjas ecológicas prohíben el uso de productos químicos de síntesis como molusquicidas, larvicidas, microbicidas, así como la quema de rastrojos y/o pastizales al ser prácticas causantes de fuertes desequilibrios ecológicos y que eliminan el componente biológico del suelo respectivamente (Caballero Luna *et al.*, 2003). La aplicación de químicos para la protección de las plantas podría ser la causa de intoxicación de los animales. Además, la permanencia de estas sustancias o sus metabolitos podría

transferirse a organismos animales a través de su alimento y después a organismos humanos estando al final del eslabón en la cadena de alimentación.

La normativa de la granja ecológica recomienda que los procesos de evaluación de nuevas sustancias para la producción de plantas en ecológico sea equilibrado. Los criterios normales para la evaluación de nuevos insumos han sido incluidos en la nueva legislación (CEE 834/2007) de acuerdo con las recomendaciones dadas por el Proyecto europeo "Evaluación de los insumos ecológicos": Una armonización aprobada general para reducir la distorsión de competición de sustancias como pesticidas y control de enfermedades en los Estados miembros de la UE también se recomendó, pero desafortunadamente está fuera de la legislación ecológica.

Realmente en agricultura ecológica no se pretende en ningún momento, eliminar o controlar totalmente las plagas o enfermedades, sino que el objetivo es mantener niveles equilibrados de éstas, de tal forma, que los daños que provoque sean asumibles económica y ecológicamente. A pesar de que todos los elementos se integran para que el desarrollo de plagas y enfermedades esté siempre dentro de los límites establecidos, pueden aparecer incidencias altas de insectos o enfermedades respecto a los que hay que intervenir directamente. Estos métodos de control van a perseguir reforzar el equilibrio del sistema productivo en uno o varios puntos, y tradicionalmente son clasificados en:

- Acciones agronómicas.
- Medidas físicas.
- Medidas biológicas.
- Utilización de biopreparados.
- Utilización de productos vegetales que refuerzan la resistencia de las plantas, inhiben el desarrollo de los parásitos vegetales o actúan como insecticidas.
- Empleo de productos minerales, que aumentan la resistencia de las plantas o inhiben o controlan los parásitos vegetales.

En general los *medios de control físicos* lo que tratan es de ganar equilibrio reforzando la capacidad de cerrar el sistema (por ejemplo: mallas mosquiteras en ventanas de invernaderos).

Se recomienda cubrir un plan sobre la implantación de zonas *buffer*, la zona buffer según la IFOAM (2005) debe ser una zona claramente definida e identificable que limita la producción ecológica establecida para limitar la aplicación de, o contacto con sustancias prohibidas procedentes de las áreas adyacentes y también el empleo de rompevientos entre las granjas ecológicas y convencionales, carreteras públicas, etc.

Los *medios de control biológicos* pretenden reforzar el equilibrio del sistema mediante un incremento de la complementariedad de los fitófagos (utilización de insectos parásitos o depredadores) y por último la utilización de biopreparados, productos vegetales y minerales, lo que trata en realidad es de corregir los desequilibrios presentes en la parcela al haber fallado el resto de estrategias, tanto de manejo como de diseño. Cabe destacar el análisis de la sanidad vegetal, poniendo énfasis en señalar que las propias plagas y enfermedades son unas consecuencias provocadas por el propio desequilibrio del

ecosistema y que realmente lo que hay que corregir son estos desequilibrios de fondos, ya que plagas y enfermedades constituirían las consecuencias o las evidencias de la existencia de unos desequilibrios mayores. Para ello, las actuaciones a nivel agronómico, resultan una eficaz estrategia (Porcuna, 2005).

A nivel europeo, donde se hace relevante la prevención de contaminación de tierra ecológica, tales requerimientos podrían ser suplementados con especificaciones en las reglas a nivel regional.

Según la Organización SAFO, no sería recomendable introducir un sistema de monitorización a mayores del ya existente para la producción agrícola y los productos en general. Sin embargo, podría ser relevante a nivel nacional establecer criterios para monitorizar los análisis en caso de que se encontraran problemas.

En áreas con sistemas de producción intensiva donde la tierra cultivable es cara, la implantación de zonas buffer y rompevientos implica gastos adicionales para los granjeros. Los costes por pesticidas o programas de análisis de contaminación de suelos pueden ser importantes y crean un mercado desigual si algunos de los esquemas de certificación o compradores de productos ecológicos requieren tales análisis, mientras que otros no.

Las prácticas ecológicas actuales se deben a una normativa ecológica que ha evolucionado. Por ejemplo, en relación a la normativa del ganado la preocupación sobre la expansiva presencia de residuos de DDT y otros organoclorados en los años 70 condujeron a una limitación en la proporción de componentes de la ración de origen convencional. El debate producido en los años 80 sobre la industrialización en las granjas de porcino y avícolas condujo a la prohibición de jaulas en batería para pollos ecológicos (Padel *et al.*, 2004). Estos cambios fueron implantados por una normativa de organismos privados después de ciertos procesos de consulta de sus miembros.

Las normas básicas de las granjas ecológicas ofrecen suficientes herramientas para minimizar la contaminación ambiental y la pérdida de nutrientes a nivel de la granja: aumentan o mantienen la fertilidad del suelo durante largo tiempo, evitan los abusos minerales y fertilizantes nitrogenados altamente solubles, el uso de pesticidas sintéticos y aditivos. De hecho, en determinados países y normativas se ha establecido una certificación especial y un sistema de etiquetado para fertilizantes adaptados a la granja ecológica (Bio Suisse: con un etiquetado especial; Nature et Progrès y KRAV).

En relación al *rol de las prácticas agronómicas* en granjas ecológicas para el control de metales pesados, la granja ecológica ofrece algunas ventajas en términos de protección en el sistema agrícola contra la deposición de metales pesados. Las principales ventajas son el alto grado de integración entre las prácticas y el uso de la tierra y bajos insumos en general. Con respecto a las materias primas de alimentación, el contenido de información al respecto se restringe a los requerimientos a realizar para demostrar la genuina necesidad de ofrecer una suplementación a los animales. Por otro lado, los sistemas ecológicos tienen algún punto crítico, en términos de prevención de suelo por metales pesados según apuntan algunas investigaciones (Schumacher, 2004).

A nivel europeo, existen numerosos esfuerzos para *limitar la cantidad de metales pesados* en su ingreso en el suelo y evitar su enriquecimiento en la cadena alimentaria. En el caso del cadmio y plomo, los principales insumos son causados preferentemente por

deposición y no influidos directamente por la granja. Por otro lado, la principal fuente de cobre y zinc en el suelo es el purín (Schumacher, 2004).

En relación a medidas potenciales para reducir los metales pesados en suelos agrícolas, es necesaria una evaluación de medidas de reducción. Los resultados que mostró un grupo de trabajo alemán muestran que la reducción con máxima potencia de actuación se encuentra principalmente en la reducción de los suplementos en la alimentación en cerdos y aves y materiales para las camas (datos procedentes de UBA, KTBL, Science y Bioland véase Schumacher, 2004). En ocasiones, el contenido de cobre y zinc en las materias primas (alimentación mineral) para cerdos es demasiado elevado. Éste está causado mayormente por el desconocimiento del contenido de las materias primas para la alimentación y a veces, por la necesidad de compensar el manejo por mala higiene, medidas que desencadenan un exceso de cobre y zinc en algunos ciclos de granja. Otras medidas como la prohibición de medicinas con compuestos de cobre, zinc, el uso de enzimas para la mejor disponibilidad de los elementos traza, una mejor elección de compuestos con cobre y zinc o la protección de corrosión por zinc en los equipos de los establos son puntos con baja efectividad para la reducción y/o de baja aplicabilidad (Schumacher, 2004). Diferentes puntos de vista deben tenerse en cuenta en la planificación de reducción de metales pesados. En la producción de ganado, se considera prioritario cubrir los requerimientos de los animales en todo momento al ser un estamento inherente dentro del Principio de Salud. Pero la normativa también se preocupa por la introducción potencial de prácticas ilícitas de sustitución de elementos traza en la alimentación animal y su posterior liberación en el purín. Por otro lado, científicos dedicados al estudio del suelo y conservacionistas del mismo quieren introducir límites estrictos y valores de monitorización como la prohibición de la aplicación de purines donde el suelo ha excedido los niveles máximos en metales pesados (Schumacher, 2004).

La principal motivación de la mayoría de los consumidores para comprar productos ecológicos es que consideran que son más sanos y sin ningún residuo, y a los que no se le hayan aplicado ningún tratamiento con pesticidas (Zanoli, 2004). Los tratamientos continuados de viñedos, árboles frutales y patatas, con compuestos de cobre podrían sin embargo contaminar el suelo con metales pesados a largo término. Esta cuestión ha sido ya tratada en la reglamentación europea CEE 2092/91, así como la cantidad que debe ser reducida de forma gradual para definir los niveles de acumulación superior en la aplicación del cobre por hectárea.

Los siguientes puntos deberían implantarse en los sistemas ecológicos para prevenir los excesos:

- Añadir diferentes minerales, pero adaptando las necesidades al contenido ya presente en las materias primas que componen el alimento.
- Mejorar el manejo higiénico.
- Aplicar condiciones de manipulación para materias primas destinadas a la alimentación que deberían ser también aplicables a los elementos traza (certificación con la legislación CEE 223/2003).

- Reemplazar baños podales por un sistema de gestión salud en podología que incluya el confort del ganado vacuno, alimentación adaptada al ganado vacuno, cuidados del pie, etc., (Schumacher, 2004).

Una transición de las prácticas agrícolas de convencional a ecológico podría cambiar la provisión y disponibilidad del cobre, molibdeno y cobalto del suelo, y por tanto su concentración en las plantas y el ratio Cu:Mo. Los cambios registrados después de la transición a granja ecológica incluyen niveles más altos de pH, alteración de las concentraciones minerales en suelos y plantas y de su composición botánica (Clark *et al.*, 1998; Pettersson *et al.*, 1998; Gruber *et al.*, 2001). Todos los cambios registrados pueden influenciar la disponibilidad en las plantas de los microminerales (Marschner, 1995).

6. Análisis de conversión de una explotación a ecológica

El periodo de conversión se define como el periodo entre que se inicia el manejo en ecológico y la certificación de los cultivos y las prácticas de manejo con animales de forma ecológica (IFOAM, 2002).

Se recomienda conseguir un equilibrio y armonización de los periodos de conversión relacionado con la tierra y el ganado, en relación a las leyes que rige la alimentación y las reglas veterinarias, así como también el uso de alimentos en el periodo de conversión y la posibilidad de realizar una conversión generalizada a toda la granja. Además, se recomienda que la legislación (CEE 2092/91) se equilibre a medio término con respeto a los requerimientos de una conversión completa de la granja de todos los subgrupos de animales junto con la posibilidad de realizar variaciones regionales (producciones animales específicas con dificultades en su conversión podrían ser excluidas de los procedimientos necesarios para una conversión completa de la granja).

El tiempo de reconversión de una ganadería bovina convencional dependerá también del manejo realizado durante los años anteriores, y por tanto, habrá que valorar los tratamientos que ha estado realizando de fertilizantes de síntesis química, plaguicidas, herbicidas, y otros biocidas, para determinar los residuos tóxicos acumulados en el suelo, plantas, etc., y en consecuencia el tiempo de descanso de la finca para poder comercializar los productos ganaderos obtenidos como ecológicos. El periodo de transición será más rápido cuanto menos fertilización química de síntesis y menos tratamientos mecánicos profundos haya sufrido la explotación en su integridad (Arroyo Valverde *et al.*, 2003).

Conversión de animales y productos animales

Para que los productos animales puedan venderse con la denominación ecológica, los animales deben haber sido criados de acuerdo con las normas del Reglamento (CEE) 834/2007 durante un periodo de, al menos:

- 12 meses en el caso de los équidos y bovinos (incluidos los de las especies búbalas y bisonte) destinados a la producción de carne, y en cualquier caso durante tres cuartas partes de su tiempo de vida.

- 6 meses en el caso de los pequeños rumiantes y 4 meses para los cerdos.
- 6 meses en el caso de vacuno lechero.
- 10 semanas para las aves de corral destinadas a la producción de carne introducidas antes de los 3 días de vida.
- 6 semanas en el caso de las aves de corral destinadas a la producción de huevos.

Este desarrollo ha generado importantes cambios en la sociedad con respecto a ciertos aspectos de la agricultura, y puede ser atribuido a un aumento en el interés de los consumidores por los productos ecológicos, al mismo tiempo que los granjeros se han interesado por la conversión de sus granjas a sistemas ecológicos, a menudo estimulados por las ayudas o subvenciones del gobierno.

Periodos de conversión más prolongados conllevan mayores costes y más burocracia para los granjeros, ya que como convencionales, estando dentro del periodo de conversión debe permanecer estrictamente separados de la certificación de productos como ecológicos. Sin embargo, dentro de Europa no hay mayores diferencias entre la legislación nacional y la normativa ecológica (con la excepción del Reino Unido). Un periodo de conversión adecuado para prevenir la transferencia de residuos/contaminantes en los productos animales destinados a consumo humano está en la línea con el principio ecológico de salud y cuidado. Cuando una explotación o unidad esté dedicada en parte a la producción ecológica y en parte en fase de conversión a la producción ecológica, el operador mantendrá separados los productos obtenidos ecológicamente y los productos obtenidos durante la fase de conversión, y los animales separados o fácilmente separables, y mantendrá un registro documental adecuado que demuestre dicha separación (CEE 834/2007).

En relación a la percepción pública/consumidores, la duración del periodo de conversión para las diferentes categorías de animales no está cuestionada por los consumidores, excepto en países donde la EEB ha sido uno de los mayores tópicos, por lo que el origen y alimentación de los animales ha sido una cuestión de importancia como es el caso del Reino Unido.

7. Alimentación

El flujo de nutrientes dentro de la granja ecológica se caracteriza por un alto grado de dependencia de las condiciones del suelo y clima que determinan la producción de suelo fértil y de las zonas con pasto, la proporción de pasto por rotación, manejo del abono, número de animales en el rebaño y densidad ganadera y niveles de producción de los animales de la granja. Las condiciones de las zonas de pasto y la calidad del forraje producido tiene una mayor influencia en la salud del animal, su condición, bienestar y calidad de los productos finales, además que de forma recíproca el manejo de estas tierras se ve favorecida por el ganado ecológico (Zastawny *et al.*, 2005).

La ración en la granja ecológica debe estar compuesta íntegramente por materias primas ecológicas, cultivadas sin fertilizantes, ni plaguicidas de síntesis artificial, no sometidas a

transformaciones con productos químicos, ni derivados de organismos transgénicos (Caballero Luna *et al.*, 2003).

La base de la dieta, aunque no de forma exclusiva la constituye el pasto, el forraje y el silo (en función de su disponibilidad en las distintas épocas del año) ofreciendo una dieta al ganado vacuno de calidad insustituible, variada, rica en vitaminas y minerales. Pues se restringe la proporción de concentrado en la ración al 40% y se prohíbe el uso de promotores de crecimiento, aunque sí se autorizan ciertos alimentos complementarios y prebióticos (Caballero Luna *et al.*, 2003). De hecho, un punto innovador en la alimentación de la ganadería ecológica lo constituye la inclusión de plantas aromáticas y medicinales para su alimentación. Al tener factores antimicrobianos y reguladores del metabolismo, mejoran la transformación de alimentos vegetales en productos pecuarios. En este sentido existen sustancias fitoterapéuticas y homeopáticas que pueden administrarse con el alimento y/o agua de bebida para regular las funciones, digestiva, pulmonar, hepática, del sistema inmune, etc., por su efecto amortiguador (Caballero Luna *et al.*, 2003).

Es importante destacar también la necesidad de planificar la alimentación para adecuar la carga ganadera a la disponibilidad de producción de alimentos ecológicos de la propia explotación, para conseguir el máximo grado de autoabastecimiento (Caballero Luna *et al.*, 2003). Las tierras para el pastoreo con leguminosas como fuente de nitrógeno, deberían jugar un papel esencial en los sistemas agrícolas ecológicos. Sin duda es la base de la producción de ganado ecológico. Provee una fuente de fibra barata, pero válida, que puede servir como la única fuente de forraje durante el verano. Permiten también el acceso a una zona libre de ejercicio y a que el animal pueda desarrollar su comportamiento natural siendo un elemento esencial en la agricultura ecológica (Jankowska-Huflejt *et al.*, 2004).

En la formulación de las raciones es imprescindible que las necesidades nutricionales estén perfectamente cubiertas y respetar al máximo sus comportamientos nutricionales siendo esencial para preservar su salud. Cualquier desajuste en la formulación de la ración podría traducirse en enfermedades de forma más o menos inmediata, al tener una fuerte influencia en el funcionamiento del sistema inmunitario. Por ejemplo, dietas bajas en proteína, inducen la aparición de parasitosis más intensas y raciones con menos fibra pueden bloquear las funciones inmunológicas; también pueden aparecer acidosis y meteorismos inducidos por desequilibrios nutricionales, etc. A partir del 2005, los componentes de la ración en la granja ecológica se basan en fuentes ecológicas certificadas (EC, 1999). Desde que la alimentación se basa principalmente en forraje y existe un empleo limitado de concentrado suplementado con minerales, los animales de las granjas ecológicas son más dependientes de nutrientes que proceden del forraje que en las granjas convencionales. El conocimiento de las concentraciones en las plantas de zinc, hierro y manganeso en las granjas ecológicas puede revelar posibles desequilibrios, deficiencias o toxicidad en las plantas o en los animales. Su objetivo es producir piensos energéticos con las concentraciones minerales apropiadas utilizando para ello fuentes locales (Govasmark, 2005a). Los desórdenes vitamínicos y minerales suelen pasar inadvertidos al originar procesos subclínicos, pero son la base de muchas enfermedades: de base infecciosa, disminución de la fertilidad, tetanias, predisposición al parasitismo y alteraciones en el comportamiento (Caballero Luna *et al.*, 2003).

La composición de la ración, estableciendo cuales son necesarios y si se necesita materia prima importada y aditivos alimentarios requeridos dependen de gran manera del nivel de producción que se defina. Esto provoca en consecuencia que se cuestione cual es el nivel apropiado de producción para algunas especies en las granjas ecológicas. Las cuestiones que se plantean son si deben los criterios referirse a requerimientos nutricionales para animales de alto producción, media o baja, o incluso referirse a requerimientos del animal de manera individual. De forma análoga a los animales de la granja, también toda la granja puede ser definida como un sistema. Noe y Alroe (2003) propusieron un marco teórico para observar y analizar la granja como una entidad. Persiguiendo la idea de que el sistema de organización de la granja es una combinación compleja de redes de trabajo socio-técnicas de recursos naturales, comida, conocimiento, tecnología, etc.

Cuidando la alimentación del ganado se pretende asegurar la calidad de la producción más que una producción máxima, para ello es necesario conocer los requerimientos del ganado en cada una de las fases del desarrollo, empleando productos de la propia granja (Hermansen, 2003).

Existen particularidades para los animales en cada uno de los lotes que componen el rebaño de una explotación de vacuno de carne:

- **Fase de cría-lactación:** durante la fase de cría-lactación es necesario respetar un tiempo mínimo de lactación de tres meses, siendo el calostro y la leche materna insustituibles. Es deseable prolongar todo lo posible la lactación ya que desarrollan menos enfermedades y favorecen el crecimiento. Si además cuentan con alimentos complementarios alcanzarán un buen peso al destete y su flora digestiva se irá desarrollando con el uso de prebióticos que estén autorizados (Caballero Luna *et al.*, 2003). Largos periodos de alimentación con calostro y leche materna, influyen al desarrollo del organismo joven, jugando un papel muy importante. Además si se complementa con la adición de hierbas que afectan positivamente a la salud del animal, particularmente durante periodos de elevado riesgo de morbilidad (García Romero *et al.*, 2003), las sustancias biológicamente activas ayudarían en la evolución de procesos digestivos y, por otro lado, estimulan el sistema inmune mediante mecanismos de resistencia natural (García Romero *et al.*, 2003).
- **Fase de recría-cebo:** es necesario disponer de un forraje de alta calidad. Es imprescindible tener muy en cuenta en esta fase la incidencia de parasitosis (Caballero Luna *et al.*, 2003)
- **Ganado adulto:** en cuanto al ganado reproductor, es imprescindible una buena adaptación del ganado a la disponibilidad de pastos y forrajes de la granja, completando la dieta con un mínimo porcentaje de concentrado (Caballero Luna *et al.*, 2003). Se ha demostrado que la eficacia reproductiva de las granjas ecológicas se descompensa en la época de invierno de forma significativa. Esta situación de desequilibrio podría producirse por una falta de conocimiento de las necesidades energéticas de las vacas en comparación con las granjas convencionales (Sundrum, 2001).
- **Vacuno de carne y de leche:** en vacuno de carne debido a que su alimentación afecta a la calidad del producto que llega al mercado: sabor, color, nivel de

infiltración y perfil graso (Mata Moreno *et al.*, 2003). La alimentación del ganado vacuno lechero está supeditada a la misma normativa que se ha establecido en las granjas de carne y tan sólo una proporción muy baja de los productos convencionales comerciales de alimentación se ajustan a esta normativa.

7.1. Situación particular del estatus de elementos esenciales en ganado ecológico

Una valoración inicial de la actual o probable incidencia de desequilibrios minerales puede hacerse al comparar la composición mineral de la dieta con los requerimientos adecuados para el animal (Underwood y Suttle, 2002). La interpretación de los niveles de minerales nutritivos es un indicador de la privación de nutrientes facilitada por el uso de las “bandas marginales” entre valores que representan calidad óptima de salud y situaciones desfavorecedoras (Govasmark *et al.*, 2005a). Por otro lado, para todos los minerales que se consideran esenciales, también pueden ser demostrados sus efectos perjudiciales en el rendimiento animal por una cantidad excesiva de los mismos en el alimento.

Evaluando las concentraciones de elementos esenciales en las plantas y tejidos de animales en relación a las necesidades dietéticas de los rumiantes o concentraciones tisulares normales, se puede evaluar y sugerir mejoras para el régimen dietético mineral. Generalmente, la cantidad requerida en la dieta para un óptimo rendimiento está por debajo de los niveles que causan efectos dañinos en el animal. Sin embargo, la toxicidad procedente de numerosos elementos esenciales, incluido selenio, molibdeno y cobre pueden suceder desafortunadamente bajo las prácticas de alimentación ecológica (Govasmark *et al.*, 2005b).

En un estudio sobre la aplicación de zinc y manganeso en granjas convencionales de Canadá (Atkinson *et al.*, 1954) estimaron que la cantidad aportada por el abono, en general, era considerado menor que el suministro por fertilizantes minerales y no era suficiente para prevenir la deficiencia de zinc y manganeso en las plantas. Teniendo en cuenta que una adecuada suplementación de zinc, hierro y manganeso es importante para el rendimiento de la salud y bienestar de rumiantes (Underwood y Suttle, 2002), podría realizarse una valoración inicial dietética mineral para comprobar si pudiera ser inadecuada al comparar la composición mineral de la dieta con una normativa que tenga en cuenta los requerimientos adecuados para el animal (Underwood y Suttle, 2002).

Las concentraciones de elementos minerales en concentrados y forrajes varía considerablemente (Adams, 1975; Coppock y Fettman, 1977; Kertz, 1998). Los datos reales o análisis rutinarios de algunos elementos minerales no están disponibles en muchas materias primas (clóridos y varios elementos microminerales) (Henry, 1995). También las concentraciones entre muestras del mismo alimento podrían ser bastantes variables dependiendo de factores tales como los ratios de fertilización y abono de purín, tipo de suelo y especies de plantas (Butler y Jones, 1973). Las concentraciones en subproductos o coproductos también son variables y están influenciadas por el método de procesado de la materia prima. Así mismo, los análisis laboratoriales de alimentos para macrominerales y microminerales contenidos es importante de forma crítica para precisar

y asegurar una formulación dietética que cubra los requerimientos del animal al menor coste posible (NRC, 2001).

Los requerimientos básicos o mínimos para algún elemento traza pueden ser concebidos como una de las razones por la que las condiciones dietéticas afectan que los elementos traza deben ser óptimas (Underwood y Suttle, 2002). Desde que las condiciones exactas raramente se aplican, no existen requerimientos simples, si no una serie de requerimientos, dependiendo de los factores condicionantes que estén presentes en una particular actividad de pastoreo o ratio. Por la misma razón, deben existir unos niveles de seguridad de los niveles dietéticos de elementos traza, dependiendo de la cantidad variable en la que otros minerales afecten la absorción, retención y excreción de un elemento consumido en exceso. Estas asunciones han desencadenado el empleo de bandas marginales. La banda marginal es la diferencia entre la concentración adecuada esperada y las concentraciones esperadas de deficiencia y toxicidad. Los fertilizantes minerales no son empleados normalmente en la granja ecológica y el abono es la mayor fuente de estos nutrientes. La transición de convencional a ecológico conlleva cambios en la provisión y disponibilidad en el suelo de zinc, hierro y manganeso y por tanto su concentración en las plantas. Las deficiencias minerales leves son especialmente difíciles de identificar, porque sus efectos son difíciles de distinguir con casos clínicos debidos a desnutrición o parasitaciones intestinales.

7.2. Consideraciones y dificultades de la normativa en relación a la alimentación del ganado ecológico

Las líneas básicas del *Codex Alimentarius* (2004) proponen que el principal criterio de evaluación de sustancias destinadas a la alimentación es que deban ser esenciales o necesarios para mantener la salud del animal y bienestar y contribuir a la dieta apropiada de las especies. Estos criterios están formulados en la base del animal individual y no a nivel de la granja, a nivel regional o a nivel europeo por varias razones:

1. Los requerimientos nutritivos de un animal son en alto grado una función del rendimiento buscado, pero no hay consenso sobre el nivel de rendimiento apropiado que debe buscarse tanto en las granjas ecológicas ni en los métodos para su valoración.
2. El cálculo de los requerimientos nutritivos de los animales de manera individual no provee una respuesta de cómo tratar las variaciones entre los animales que pertenezcan al mismo rebaño.
3. Para animales de engorde, el riesgo de problemas de salud y bienestar debido a la falta de una suplementación de nutrientes esenciales está restringida primariamente al ganado joven en sus primeras semanas de vida. En las siguientes fases de crecimiento se encuentra en su propia naturaleza el tratar los desequilibrios nutricionales, así como el desarrollo genético para poder soportarlo. En fases más tardías, deben configurarse los requerimientos del animal para prevenirle de enfermedades derivadas de los procesos de intensificación en la producción (desordenes metabólicos, desordenes locomotores, muertes súbitas) y procedentes de los efectos negativos de una selección unilateral para el

crecimiento y producción, descrita particularmente en el caso de la producción aviar.

4. Criterios aplicados en la base del animal de forma individual no tienen en cuenta que las granjas ecológicas pueden usar un rango de medidas para compensar las deficiencias a nivel de la granja, sin o con una cantidad mínima de insumos externos. A este nivel, la evaluación sobre la necesidad de insumos externos no puede ser conducido en la base de los requerimientos nutritivos del animal de forma aislada, sino que debe considerar el sistema completo de la granja. Puede concluirse que en relación a las materias primas el criterio “necesidad de insumos”, impacto en salud animal y bienestar debe ser valorado en diferentes niveles, tales como el animal de forma individual, a nivel regional y a nivel europeo.

El empleo de insumos no ecológicos aumenta el riesgo de contaminación con sustancias indeseables (derivados de organismos genéticamente modificados, residuos de pesticidas, etc.), los cuales intensifican la desconfianza y preocupaciones del consumidor, así mismo influyen en la percepción pública de los productos ecológicos. En el Anexo II D “aditivos alimentarios” se enumera un número de elementos traza tales como vitaminas, provitaminas y sustancias bien definidas de efecto similar. Esto incluye una derogación para el uso de vitaminas sintéticas de la categoría A, D y E para rumiantes si siendo aditivos son idénticas que las vitaminas naturales y después de la autorización de los Estados miembros. En relación a las materias primas el Artículo 7 de la vigente legislación CEE 2092/91 se establece que las adicionales pueden ser incluidas en el Anexo II si son de origen natural. En resumen, bajo la legislación CEE 2092/91 aparte de aditivos alimentarios, 2 principales categorías de las materias primas procedentes de fuera de la granja pueden ser empleadas en las granjas ecológicas.

Para la elaboración de piensos ecológicos es obligatorio realizar una descripción de las instalaciones que van participar en su fabricación (recepción, elaboración y almacenamiento de los productos). Además, será necesario llevar un registro donde figuren las materias primas, los animales a los que van a ser destinados y las fórmulas que se tenga previsto elaborar. Se tomarán las medidas oportunas para evitar la contaminación con sustancias no autorizadas y para cumplir los requerimientos del sistema de análisis de riesgos y control de puntos críticos.

Los errores cometidos en la alimentación animal, particularmente durante la preparación de concentrado, la formulación de la ración, sobre todo en animales de máxima eficiencia conlleva de forma rápida desequilibrios y daños en la homeostasis del organismo desencadenando daños subclínicos y sintomatología clínica. Niveles altos de proteína que producen mayores ganancias o mayor eficiencia podrían provocar elevadas concentraciones de amonio y sulfito de hidrógeno que irritan la membrana y favorecen la aparición de desordenes en el tracto respiratorio, y por otro lado disminuir la digestibilidad dando lugar a desequilibrios nutricionales (Link y Schumacher, 2004).

Entre otros factores que implican alteraciones significativas en la salud se encuentra la industrialización del ambiente de la granja donde los animales son alimentados con concentrado producido de forma industrial, y que contienen nutrientes sintéticos equivalentes, así como sustancias que estimulan el crecimiento de los animales y su eficiencia. Se han asociado también ciertos perjuicios en la salud los intentos de

aplicación de concentrados no naturales, siendo subproductos de la agricultura y productos alimenticios industriales. Servirían de ejemplo de consecuencias nefastas de estas alteraciones, la intoxicación con dioxinas del pienso para aves en Bélgica o la alimentación con carne y huesos de origen animal conteniendo la factores infectantes, priones en el caso de la enfermedad de las “vacas locas” (Vaarst y Hovi, 2004).

7.3. Dificultades en la alimentación de ganado ecológico

Las restricciones en relación a la importación de materias primas implican al ganadero para que se esfuerce en establecer una dieta equilibrada para sus animales. La escasez de ciertas materias primas (por ejemplo fuentes con alta calidad proteica para cerdos y aves o fuentes energéticas en rumiantes), pueden causar deficiencias nutricionales, con impactos negativos en la salud animal. De hecho, la sección de la normativa que establece las diferencias interespecíficas no recoge la alimentación, lo cual es uno de los factores más importantes que influyen en la salud animal (Sundrum *et al.*, 2005a). Los alimentos para granjas convencionales no se emplean en la formulación de raciones para animales monogástricos en ecológico, pero aparecen problemas continuados con respecto a la disponibilidad en algunos componentes de las dietas de calidad en ecológico, en particular de las fuentes proteicas de alta calidad. Sólo ciertas materias primas no ecológicas pueden ser empleadas con una restricción de las mismas al alcanzar el año 2011 en donde el uso de cereales deberá restringirse para evitar una competición injusta en el periodo de transición hasta el 2012.

Es necesario recalcar que si existen estas restricciones relacionadas con la alimentación e importación de materias primas a la granja ecológica se debe a la perspectiva de proteger a los animales de los efectos negativos de la producción en intensivo al limitar los procesos de intensificación. El riesgo de enfermedades y problemas de bienestar en ganado ecológico son comparablemente más bajos y pueden solventarse con un manejo adecuado (Sundrum *et al.*, 2005b).

Las condiciones de flexibilidad (CEE 834/2007, Artículo 22) son suficientes para cubrir todos las situaciones bajo las cuales sea necesario el uso de productos convencionales. Tales derogaciones deben ser restringidas a los casos en los que se produzca una falta de disponibilidad de ciertas materias primas ecológicas en ciertas regiones y en casos de urgencia. Mención especial a la alimentación de monogástricos en las primeras semanas de vida, las derogaciones en este punto deben ser solventadas a nivel regional/nacional y estarán basadas en las principales líneas y requerimientos que ofrece la Comisión Europea.

7.4. Factores de variación asociados a la alimentación

Existen considerables variaciones entre las granjas ecológicas en Europa en lo que se refiere a la densidad ganadera, y a las prácticas agronómicas y alimentarias, así como en la cantidad y calidad de los flujos de nutrientes en la unidad de la granja. No sólo influidas por las condiciones específicas del suelo y clima, sino también por la estructura y organización de cada sistema de explotación. De manera que el manejo integrado en el marco económico de la granja es el que determina estas variaciones.

Los animales de la granja son organismos que están dentro del rebaño y dentro de un conjunto de condiciones heterogéneas propias de la granja, se mantienen y reproducen empleando las fuentes nutricionales ofrecidas por el ganadero. Cada animal de forma individual se caracteriza por sus requerimientos nutricionales específicos. Además existe una variación muy importante en lo que se refiere a los diferentes requerimientos nutricionales entre animales debida, entre otros factores a la masa corporal, edad, sexo y particularmente al nivel de producción. La formulación de una ración equilibrada necesita grandes esfuerzos para manejar una alimentación acorde con los niveles de producción de carne y leche ecológica y encontrar así soluciones conociendo los requerimientos de la legislación (Caballero Luna *et al.*, 2003).

Debido a las considerables variaciones en relación a la disponibilidad de alimento de alta calidad entre regiones, la digestibilidad y la utilización de nutrientes entre varios componentes de la ración, y a la capacidad de conversión e ingesta entre genotipos, así como los sistemas de estabulación y condiciones de alimentación específicos no hay necesidad para desarrollar estrategias de alimentación que se encuentren más íntimamente relacionadas que con la situación específica de la granja (Caballero Luna *et al.*, 2003).

8. Manejo

Aunque, si bien, la limitación de datos disponibles y la imposición de una normativa relativamente reciente no evidencia por completo que el manejo de estas granjas sea mejor para la salud del animal que en los sistemas convencionales, la importancia del manejo al que se someten las granjas de forma individual (independientemente del tipo de explotación al que pertenece) explica en último término las diferencias entre la salud animal y la calidad de los productos obtenidos que son destinados al mercado ecológico (Lund y Algers, 2003).

Las granjas ecológicas disponen de potencial suficiente para ofrecer al animal todas las condiciones necesarias para alcanzar su bienestar, manifestando totalmente su comportamiento animal, consiguiendo una alimentación adaptada a su fisiología y viviendo en un ambiente similar a su biotipo.

8.1. Factores integrantes asociados al manejo

La Normativa Europea vigente incluye numerosas especificaciones de carácter obligatorio en las granjas ecológicas en relación con las condiciones de estabulación de los animales. A continuación se desglosa los puntos integrantes del manejo en la granja ecológica así como las diferencias entre la normativa europea al respecto y otros cuerpos legislativos privados.

- Técnicas de reproducción y cría animal.
- Mutilación y descornado.
- Estabulación del ganado y comportamiento.
- Condicionamiento eléctrico.
- Sujeción.
- Transporte.
- Sacrificio y trazabilidad.

Técnicas de reproducción y cría animal

De acuerdo con la legislación CEE 2092/91 la reproducción y cría de ganado ecológico debe basarse en métodos naturales, excepto la inseminación artificial que si está permitida. Otras formas de reproducción artificial o asistida no están permitidas (como por ejemplo la transferencia de embriones). La normativa internacional, el Codex Alimentarius y la IFOAM tienen similares leyes que CEE 2092/91.

Bioland en Alemania y Bio en Austria han establecido ciertos objetivos específicos en reproducción para algunos animales ecológicos. En el caso de Bioland, la longevidad debe ser un criterio de selección para la cría de animales y para la producción lechera en vacuno; para la organización Bio en Austria el criterio de selección en el porcino es la resistencia a estrés.

Mutilación y descornado

La legislación no permite realizar ciertas operaciones como corte de cola o descornado de forma sistemática en las granjas ecológicas (CEE 2092/91). Sin embargo, tales operaciones podrían ser autorizadas por los organismos de inspección debido a razones de seguridad (por ejemplo el descornado de animales jóvenes), y las operaciones deben llevarse a cabo a una edad apropiada, por personal cualificado, de forma que cualquier sufrimiento del animal debe reducirse al mínimo. El descornado es regulado por diferentes vías en los diferentes Estados miembros, en algunos (Austria, República Checa y Dinamarca) es la legislación general sobre bienestar animal la que lo incluye, mientras que en otros la normativa de organismos privados es la que posee las restricciones específicas mencionadas. Por ejemplo, la normativa de Demeter Internacional prohíbe todo tipo de descornado, en Suecia KRAV restringe el descornado realizado en terneros mayores de 8 semanas, y los terneros deben ser anestesiados antes del procedimiento, mientras que la organización Soil Association fijó la edad límite para el descornado en 3 meses. Pro Bio en la República Checa y Bioland en Alemania prohíben la cauterización de los cuernos. Para la castración de cerdos y terneros, se aplican varias leyes además que la normativa privada podría tener requerimientos específicos con restricciones en función

de la edad, exigiendo que los animales sean anestesiados antes de dicho procedimiento o cuando los animales sean mayores de una edad límite (Bio Austria tiene establecido el límite máximo en una semana para cerdos) y por la prohibición de ciertas técnicas. De acuerdo con la normativa de Soil Association, los cerdos castrados no pueden ser vendidos como ecológicos.

Sistemas de estabulación para el ganado y comportamiento

En ganadería ecológica es muy importante disponer de instalaciones que permitan asegurar a los animales unas condiciones de vida óptimas, cuando no puedan encontrarlas en el medio exterior (Caballero Luna *et al.*, 2003).

Condiciones de estabulación y de manejo en extensivo:

Las infraestructuras que deben poseer las granjas ecológicas pueden ser muy sencillas para el ganado vacuno. Es necesario proporcionar al ganado vacuno el máximo espacio para facilitar su movimiento, alimentación y abrevado; proporcionándole el máximo confort posible (Caballero Luna *et al.*, 2003). Sin embargo, se observaron dificultades en los requerimientos de las superficies de suelo para el ganado, tanto dentro como fuera de la estabulación ya que según ha señalado un grupo de investigadores necesitaría ciertas variaciones que deberían estar permitidas al preocuparse por la posibilidad de adaptar estos materiales a las condiciones climáticas regionales (Organic Revision, 2007). Los sistemas de estabulación y los requerimientos para las camas necesitan cierta adaptación a las condiciones climáticas de cada región (Organic Revision, 2007).

En relación a las instalaciones, la normativa (CEE 2092/91 y CEE 1984/99) se centra en las características del área de locomoción que debe ser de al menos un 75% de la zona cubierta, exige ciertas condiciones del suelo con almacenamiento adecuado de los efluentes (Hermansen, 2003), estado seco de las camas, determinadas prácticas ganaderas (Sundrum, 2001) y además exige la agrupación de los animales en rebaños quedando prohibida terminantemente su sujeción (Hermansen, 2003).

Los diseños de las estabulaciones del ganado, basados en la búsqueda de una elevada eficiencia, ergonomía, con una vida constante en estabulación, con un limitado, o totalmente restringido acceso al aire libre y a la luz natural y un movimiento limitado, entre otros, conllevan la aparición de partos distócicos, problemas de fertilidad, alteraciones en la asimilación de minerales, así como en la incidencia de muchas enfermedades. Por otro lado, aumentar el tamaño de animales mediante la mezcla de animales procedentes de diferentes rebaños, a menudo conlleva estrés y la dispersión de enfermedades infecciosas.

La legislación CEE 2092/91 contiene requerimientos específicos para las diferentes categorías de animales, en particular para gallinas y aves en general. Alguna normativa privada posee requerimientos muy detallados como apoyo de los requerimientos para que los animales alcancen un comportamiento natural. En Suecia, la organización KRAV requiere que los cerdos tengan la posibilidad de “hozar” (rooting) y de que busquen comida en la tierra, monte o en otras zonas arbustivas y que tengan acceso a baños de barro y agua en verano. Éste también es el caso de Dinamarca y en Reino Unido (Soil Association) que requieren que los cerdos crezcan en manejo en extensivo. Además, existe una amplia normativa nacional que tiene más requerimientos específicos para el

material de las camas o agentes de limpieza para su uso en granja ecológica (Bioland y Naturland en Alemania, la legislación gubernamental en Francia y Soil Association en Reino Unido). Las condiciones de un suelo adecuado y materiales de cama, así como requerimientos de luz en las “cuadras” del ganado han sido también definidas en muchas normativas (en Alemania: Demeter Internacional y Bioland; en Francia: la legislación gubernamental y Nature et Progrès; en EEUU: NOP; en Suecia: KRAV; en Reino Unido: Compendium y varias asociaciones, etc.). Algunas normativas privadas permiten materiales para las camas si existen dificultades logísticas en su adquisición (no derogado en la legislación (CEE 2092/91). Los sistemas de estabulación y los requerimientos del material empleado para las camas de los animales necesitan cierta adaptación a las condiciones climáticas regionales lo cual debería tenerse en cuenta sin la pérdida de la confianza del consumidor. Ciertas derogaciones para pequeños operadores con respecto a la sujeción y otras derogaciones con respecto a los sistemas de estabulación y acceso a las zonas de ejercicio, podrían ser manejadas a nivel nacional o regional con la competencia de autoridades públicas basadas en criterios comunes definidos por la Comisión.

De forma particular comentar que las explotaciones especializadas en el engorde ecológico de terneros procedentes de diferentes ganaderías (análogas a los cebaderos convencionales), necesitarán unas instalaciones más especializadas, que cumplan además otra serie de funciones adicionales, como:

- Permitir automatizar el trabajo (reparto de alimento, control de los animales, etc).
- Proporcionar un mayor grado de bioseguridad, con separación de lotes según procedencia.
- Terrenos con facilidad de drenaje para mantenerlos siempre secos y conducir los fluidos hacia zonas donde se puedan recoger, controlar y tratar convenientemente (Caballero Luna *et al.*, 2003).

Así mismo, la prevención de enfermedades debe ser una de las reglas básicas de la producción de ganado en ecológico que tienen que estar conectadas con el diseño de las instalaciones. Es necesaria la creación de un ambiente para la vida del animal, similar a las condiciones naturales en el cual viva la especie, que favorezca la obtención de una elevada resistencia natural a factores infecciosos que aparecen en la naturaleza. El acceso a aire fresco debe ser una norma básica. El ejercicio y acceso a la luz natural disminuye el riesgo de enfermedades del esqueleto, desordenes de fertilidad, así como afecta positivamente a la “vida mental” del animal (Szymona y Łopuszyński, 2004). Las restricciones en la transferencia de animales de otras unidades a granjas ecológicas puede minimizar la transferencia de riesgos de distribución de patógenos entre rebaños (Sundrum *et al.*, 2005a).

Condicionamiento eléctrico

Ni la legislación 2092/91, ni el CODEX Alimentarius o la IFOAM especifica ningún requerimiento sobre la preocupación del uso de condicionamiento eléctrico en vacas. Numerosos organismos privados y uno nacional no permiten el condicionamiento eléctrico: Bio Austria en Austria, Dinamarca con la implantación de una ley a nivel nacional que se establecerá en el 2010, Bio Suisse en la República Checa, Bioland, Naturland y Demeter

Internacional en Alemania. En Suecia, el condicionamiento eléctrico no está permitido tanto en granjas convencionales como en las ecológicas.

Sujeción

La legislación CEE 2092/91 prohíbe la sujeción de los animales como principio pero las derogaciones en este punto son posibles (Artículo 6.1.4.). Se requiere un amplio acceso al exterior y las necesidades del animal deben ser respetadas.

Transporte

De acuerdo con la legislación CEE 2092/91 el transporte del ganado debe llevarse a cabo limitando al mínimo el estrés que puede sufrir el animal, esto viene recogido tanto en la legislación nacional como en la legislación comunitaria vigente. La carga y descarga debe realizarse con cautela y sin ningún tipo de estimulación eléctrica coaccionando al animal. El uso de tranquilizantes alopáticos, previos o aplicados durante el transporte del animal está prohibido.

Sacrificio y trazabilidad

La legislación 2092/91 establece la edad mínima para el sacrificio de aves, pero no existen más especificaciones con respecto al sacrificio de los animales, salvo que los animales deben ser manejados reduciendo el estrés de los animales al mínimo.

8.2. La elección de la raza

La elección del animal para producir un determinado tipo de carne resulta fundamental en la producción ecológica, habrá que tener en cuenta además que la raza puede condicionar la adaptación al ecosistema y consecuentemente la resistencia que pueda presentar frente a determinadas enfermedades. En la selección de las razas apropiadas debe tenerse en cuenta la capacidad del animal de adaptarse a las condiciones locales, su vitalidad, y su resistencia a las enfermedades. Además, las razas y variedades de los animales deben ser seleccionadas para evitar enfermedades específicas o problemas de salud asociados con algunas razas o variedades usadas en la producción intensiva, como por ejemplo, el síndrome de estrés porcino (PSE) (con carnes pálidas, suaves, exudativas), muerte súbita, los abortos espontáneos, los partos distócicos que requieran cesárea, etc.). A nivel europeo, se recomienda dar preferencia a las razas y estirpes autóctonas (EC-DG-Agriculture, 2005). De manera que cuando se constituye el rebaño, la raza debe ser seleccionada de forma apropiada para que puedan adaptarse al ecosistema y desarrollar resistencia a ciertas enfermedades. El ganado debe proceder de granjas ecológicas que cumplan la normativa, y deben ser criados durante su vida de acuerdo a la misma (EC-DG-Agriculture, 2005).

En cuanto a tendencias generales, comentar que en las granjas ecológicas de Noruega se emplean más razas autóctonas, con diferencias en la alimentación ya que comen menos grano y concentrado, y presentan una menor producción en comparación con las granjas suecas que afrontarían, sin embargo, mayores casos de enfermedad (Andersen *et al.*, 2004).

8.3. Medidas de manejo para la mejora sanitaria

El objetivo final de solventar los problemas de salud y bienestar mediante prácticas agronómicas y prácticas de manejo se estableció de forma extensa en las granjas ecológicas (Boehncke, 1997). El nivel hasta el que estas herramientas de manejo son suficientes, de manera que no es necesaria la intervención veterinaria dependerá de la dificultad de resolver las problemáticas de las enfermedades (sistemas de producción, densidad ganadera, bioseguridad, estación), la resistencia del rebaño (condiciones de manejo, nutrición, raza, selección dentro de la raza, enfermedades concurrentes), la existencia de herramientas de manejo útiles (biología y epidemiología de la enfermedad o infección) y la eficacia de la implantación (estructura de la granja, capacidad de manejo, presión económica) (Keatinge *et al.*, 2000).

En este contexto surgen nuevas herramientas más acordes con este sistema de producción: el manejo, control biológico, profilaxis y terapias naturales (García Romero *et al.*, 2003). Por lo tanto, entre sus esfuerzos, las granjas ecológicas deben desarrollar técnicas zootécnicas que favorezcan el equilibrio entre los animales y el ecosistema, además de fortalecer la capacidad de respuesta defensiva del animal de manera que la prevención se considera prioritaria en este tipo de granjas (García Romero *et al.*, 2003).

En ganadería ecológica las medidas de manejo contribuyen a potenciar los programas sanitarios, porque ayudan en un alto porcentaje a prevenir la aparición de procesos crónicos secundarios de tipo infectocontagioso y controlar las patologías endémicas como las parasitosis, etc., al regular el equilibrio entre los agentes bióticos, animales y agroecosistema donde están integrados los mismos, y fortalecer la respuesta positiva del sistema inmunitario, maximizando la rentabilidad pecuaria (García Romero *et al.*, 2003).

Algunas pautas para el tratamiento de enfermedades importantes en las que se hace necesario prevenir el uso de medicamentos, como es el caso de la mamitis son construir sistemas de estabulación abiertos, siendo un factor importante para un ambiente con bajo riesgo de enfermedad, mantener limpias las camas (con un ritmo de limpieza de 2 o 3 veces al día) y tener constancia en la rutina de ordeño (Vaarst *et al.*, 2006a).

En la cría bovina hay enfermedades zootécnicas inducidas por la aplicación de inadecuadas medidas de manejo, generalmente ocasionadas por microorganismos habituales que viven siempre bajo una situación de equilibrio en diferentes aparatos y órganos de animales sanos, y aprovechan la situación desfavorable ante cambios intraorgánicos ocasionados, como son los derivados en una alta casuística por el estrés, para provocar cuadros patológicos diversos, entre otros, el síndrome diarreico de los terneros típico de *Erscherichia coli*, así como el respiratorio causado por *Pasteurella* spp y diversos agentes víricos emergentes. Ello implica establecer unos espacios mínimos en las estabulaciones ganaderas ecológicas (Tabla 6). Otras veces la causa predisponentes son estados de depresión inmunológica por distintas circunstancias, parasitosis, o bien cuando los bovinos no toman calostro en las primeras 24 horas y/o carecen de una lactación regular, reglada, de ahí la importancia de los periodos mínimos de destete marcados por el reglamento de las producciones ecológicas (García Romero y Bidarte Iturri, 2005).

Tabla 6. Superficies mínimas cubiertas y al aire libre (m²/animal) establecidas en el Reglamento CEE 1804/1999 para la cría bovina ecológica

Tipos de bovinos		Zona cubierta superficie disponible por animal	Zona al aire libre- superficie de ejercicio sin incluir pastos
Reproductores y ganado de engorde	Hasta 100 kg	1.5	1.1
	Hasta 200 kg	2.5	1.9
	Hasta 350 kg	4.0	3
	> 350 kg	5 (mín. 1 m ² /100 kg)	3.7 (mín. 1 m ² /100 kg)
Toros destinados a la reproducción		10	30

Las altas exigencias en relación a las condiciones de estabulación (espacio permitido en el área interna y externa, material de las camas) proporciona la posibilidad de que el animal ejecute su patrón de comportamiento natural y reduzca la densidad ganadera que existe en otros sistemas de explotación (Sundrum *et al.*, 2005b).

Para la prevención de enfermedades parasitarias, desde el momento que los tratamientos médicos profilácticos no se emplean, se podrían aplicar una serie de medidas cuyo uso se potencia por los parasitólogos para evitar así el desarrollo de resistencias: mover el ganado a zonas no infectadas, intentar suavizar el grado de infestación al alternar o mezclar especies (vacas y ovejas) en los mismos pastos, etc. Al no poder aplicarse en todos los casos este tipo de estrategia, el ganado se encuentra en riesgo de sufrir enfermedad. Existe por tanto la necesidad de buscar otras alternativas para generar resistencias como por ejemplo, introducir nuevas especies en los pastos que podrían mejorar la resistencia conjunta de los animales (Hermansen, 2003).

Esta mezcla de especies podría disminuir la susceptibilidad del rebaño a enfermedades, generalmente, las formas parasitarias de nematodos pueden afectar a una especie y a otras no. En el pasto una mezcla grupos de edad limita la susceptibilidad del ganado joven, sin embargo en animales estabulados la mezcla de edades debe evitarse en orden de minimizar el riesgo de dispersión de infecciones respiratorias.

El rebaño es seguro en el que los animales han nacido, crecido y finalizado en la granja, eliminando el estrés causado por la transferencia de una granja a otra, previniendo la introducción de nuevas enfermedades, y permitiendo la cría de genotipos bien adaptados, resistentes a organismos causantes de enfermedad que son endémicos dentro de la unidad.

El manejo particular de los terneros debe realizarse en un manejo al aire libre durante el periodo de crecimiento, para minimizar el riesgo de enfermedades infecciosas propias de un manejo en estabulación permanente, asegurar que el patrón de requerimientos de

nutrientes maternos se adapte con el patrón de crecimiento del forraje y minimizar el riesgo de mamitis de verano. Además una buena nutrición en términos de balance energético, proteico y suplemento mineral y en el caso de los rumiantes la suplementación con fibra, asegura el buen funcionamiento del rumen.

En definitiva, las buenas infraestructuras para el ganado deben integrar facilidades para la alimentación y bebida externa, barreras de protección de la granja, buen manejo para minimizar el estrés, alojamiento bien diseñado para el invierno, particularmente en relación a la ventilación, espacio, facilidades para la alimentación y limpieza (Younie, 2000).

Por otro lado, las granjas ecológicas ofrecen claras ventajas para la salud y bienestar animal al limitar los procesos de intensificación en la producción animal, en particular, limitando los ratios de crecimiento. De acuerdo con los grupos de trabajo de la Comisión Europea, en aves los problemas de bienestar animal podrían explicarse principalmente por la casi exclusiva búsqueda de mejores ratios de crecimiento y máxima eficiencia de utilización (Sundrum, 2005b).

La Comisión Europea sugiere que para todo tipo de explotación, una suplementación de nutrientes reducida podría tener un efecto positivo, reduciendo los ratios de crecimiento, al mismo tiempo reduciendo la incidencia de enfermedades así como daños en las extremidades. Así que la limitación de la disponibilidad de alimentos ricos en proteínas en las granjas ecológicas podría ser una medida eficaz de la restricción en la intensificación relacionada con efectos indeseables en la salud y bienestar de los animales (Sundrum, 2005b).

8.4. Factores de variación más relevantes asociados al manejo en la ganadería ecológica

Por último comentar que el manejo del animal al aire libre también ha sido fuertemente criticado al estar relacionado con algunos riesgos para la salud y bienestar del animal. Existen ciertas enfermedades que ven facilitada su propagación en esta situación, como por ejemplo las zoonosis que podrían afectar a la salud humana fragmentándose la barrera de seguridad y reduciendo la calidad que los productos ecológicos ofrecen al consumidor (Vaarst *et al.*, 2005).

A través de Europa, el clima, la densidad ganadera, la suplementación de nutrientes y los sistemas de explotación varían considerablemente entre granjas, regiones y países. Estas diferencias en la disponibilidad de recursos (camas, comida, razas, acceso exterior, etc.) generan incompatibilidades entre diferentes regiones de Europa. La normativa provee estamentos y declaraciones generales de intención pero no ofrece instrucciones detalladas para la práctica de asegurar una buena salud animal (Sundrum *et al.*, 2005a).

De las contribuciones realizadas por un grupo de investigadores procedentes de países europeos bajo el nombre de SAFO se revelan un rango de limitaciones de las granjas ecológicas para potenciar la salud y seguridad alimentaria. Podrían agruparse en limitaciones internas (a nivel de la granja) y limitaciones externas y diferenciar entre las diferentes especies animales. En la segunda sesión presentada por SAFO (2004) se muestra una evaluación integral en la que los obstáculos más relevantes a nivel de granja son: estrategias de manejo del ganadero, capacidad de capital, tiempo de trabajo,

nutrientes y genotipos adaptados a las condiciones específicas de cada granja. La naturaleza de estas limitaciones varía considerablemente entre granjas, regiones y países. Parece que existe una falta de formación y educación de los ganaderos en la prevención de enfermedades y en la promoción de la salud animal en las granjas ecológicas (Vaarst *et al.*, 2006b) y falta de análisis de implicaciones económicas de los niveles de enfermedades bajo las condiciones de manejo ecológico.

9. Bienestar animal

El bienestar animal puede ser un concepto difícil de definir, y muchas personas tienen su propia opinión. A pesar de ello, la comunidad científica está de acuerdo en que los animales no deben sufrir miedo, angustia o hambre prolongada, tal y como se describe en el proyecto Welfare Quality “Principios y criterios del bienestar animal”.

El mantener un buen estado de bienestar animal está integrado como tal en uno de los principios de la granja ecológica, y un buen estado de salud es obviamente uno de los elementos principales, sobretodo para el estado de bienestar animal (IFOAM, 1997). La salud del ganado no sólo implica la ausencia de enfermedad, sino también un alto nivel de vigorosidad y vitalidad, potenciando la capacidad del animal para resistir infecciones, desórdenes metabólicos y recuperarse de traumatismos.

Desde los orígenes de las granjas ecológicas éstas mostraban sus preocupaciones sobre el cuidado del bienestar animal que de forma negativa presentaban las granjas industriales. Se llegó a la conclusión de que viviendo de forma natural en las granjas ecológicas, se alcanza un requisito imprescindible para el bienestar animal. El bienestar animal desde el enfoque que tratan de abordar las granjas ecológicas incluye la posibilidad de mejora del comportamiento animal, consiguiendo alimento adaptado a su fisiología, y viviendo en un ambiente similar a su biotipo al cual por medio de su evolución se ha adaptado (Lund, 2006).

Estudios recientes, demuestran que las granjas ecológicas disponen de potencial suficiente para ofrecer a los animales todas las condiciones para alcanzar su bienestar, y las investigaciones más recientes no lo contradicen. Aunque si bien, se puede interpretar que la importancia del bienestar animal es básico en este tipo de granjas, la creación de sistemas de producción sostenibles y mantener el bienestar animal encierra sin duda la mayor preocupación para los ganaderos (Lund, 2006).

9.1. Parámetros empleados para la inspección y certificación de salud y bienestar animal

La valoración de las granjas para su aceptación con respecto al bienestar de los animales es un componente crítico de los esquemas de certificación que provee seguridad hacia los consumidores. La normativa de bienestar animal, dentro de los esquemas de certificación o legislación normalmente intenta especificar que recursos deben ser ofrecidos al animal.

Para valorar la influencia de los diferentes sistemas de manejo en el que se refiere al bienestar animal, algunos tipos de valoración pueden ser aplicados dentro de una amplia variedad de sistemas de producción, métodos a nivel de la granja, con el objetivo de asegurar el cumplimiento de ciertas normas referidas al bienestar animal, así que este sistema de valoración puede estar estandarizado.

Sin embargo, la provisión de recursos de forma aislada no asegura los resultados deseados con respecto al bienestar animal. Así que, son necesarios más parámetros específicos del animal que deben ser desarrollados e incluidos en el sistema de certificación. Para poder valorar la situación de salud y bienestar del animal durante un periodo de medio día de visita de la granja, es necesario emplear una variedad de parámetros, incluyendo recursos basados en parámetros cualitativos y cuantitativos del animal. Es importante valorar el manejo de la granja, no sólo en relación al día de visita de la misma, para asegurar las estrategias para mantener y mejorar la salud y bienestar a lo largo de un periodo más prolongado (Leeb *et al.*, 2004).

Como ya se ha mencionado anteriormente, la normativa ecológica debe proveer para el bienestar del animal suficiente espacio por animal, mantenerlos en el exterior lo máximo posible, y respetar la integridad de los animales en la medida de lo posible.

La única posibilidad de conocer si la normativa y otros factores tales como la relación con el hombre que se encarga de su manejo proporcionan un óptimo grado de bienestar ha desencadenado la necesidad de la evaluación "*in situ*" de los animales para ver si su estado es de bienestar.

Appleby y Hughes (1991) afirmaron que las mediciones del bienestar animal no son del todo cuantificables debido a que las mediciones simples eliminan los valores relacionados que pueden ser desfavorecedores. Sin embargo, como señalaron previamente Broom (1991), Gonyou (1993), Hurnik (1993), Nicol (1996) y van Putten (2000), el rango de las prácticas de manejo tenidas en cuenta dentro de las necesidades de los animales pueden ser establecidas con la ayuda de determinados parámetros complementarios, como por ejemplo:

1. Parámetros de producción (rendimiento, producción).
2. Indicadores fisiológicos (cambios endocrinos, respuestas cardiovasculares, cambios neurológicos, inmunosupresión).
3. Indicadores patológicos como morbilidad y mortalidad, enfermedad, lesiones o daños del tegumento (Ekesbo, 1973).
4. Criterios etológicos tales como patrones de comportamiento anormal, que muestra dificultades individuales para adaptarse a su medio ambiente.
5. Los resultados de preferencias medioambientales o los resultados de experimentos diseñados para evaluar la resistencia del animal para desarrollar una actividad particular (Fraser y Matthews, 1997). Sin embargo, la mayoría de estos indicadores requiere investigaciones interdisciplinarias con una gran inversión económica o grandes esfuerzos experimentales, que en definitiva no suelen ser muy útiles en la granja (Leeb *et al.*, 2004).
6. Protocolos de actuación en diferentes países.

El PROTOCOLO TGI200 (Tiergerechtheitsindex) es un método empleado por las organizaciones ecológicas en Alemania para certificar el nivel de bienestar de las granjas ecológicas destinado al vacuno lechero. se organiza en 7 temas diferentes:

1. Locomoción.
2. Alimentación.
3. Comportamiento Social.
4. Descanso.
5. Confort.
6. Higiene.
7. Relaciones del animal con el hombre encargado con su manejo (Bennedsgaard y Thamsborg, 2003).

Para cada tema, se registran numerosos índices, y puntuaciones que se asignan mediante el uso de un manual (Sundrum *et al.*, 1994). El cómputo final alcanzaría el valor máximo de 200 puntos y se obtendría en un sistema con estabulación sin sujeción, pastando durante toda la estación de pastoreo, y con acceso al área de ejercicio durante todo el año. La máxima puntuación para una estabulación con sujeción sin pastoreo y zona de ejercicio sería 131 puntos (Sundrum, 1997; Bennedsgaard y Thamsborg, 2003).

El objetivo del proyecto de investigación fue el de desarrollar un marco de trabajo para generar un servicio de asesoramiento para las granjas ecológicas. Entre otros puntos, los ganaderos se vieron interesados por este proyecto al poder realizarse una evaluación del bienestar y estatus de salud de su rebaño. El protocolo TGI200 fue elegido para su aplicación como un modelo pormenorizado, principalmente basado en factores de evaluación ambiental y de manejo. Para la comparación y evaluación específica del estatus de salud, se diseñó un modelo que empleaba información sobre la producción animal y exploración clínica de las vacas. La puntuación obtenida por TGI200 y el modelo de análisis sobre el factor de producción fueron comparados, obteniendo una correlación entre ambos resultados ($r=0.43$, $p<0.05$). Se discutió la capacidad de ambos modelos para describir el cumplimiento de objetivos importantes en las granjas ecológicas, de controlar enfermedades mediante prevención y asegurar el alto nivel de bienestar animal desarrollando un modelo de evaluación del bienestar animal con predominancia de parámetros objetivos relacionados con la salud y producción de la vaca. La combinación de ambos se planteó como un método más completo que TGI200 de forma aislada, porque está basado en observaciones clínicas junto a otras registradas de forma individual en cada animal (Bennedsgaard y Thamsborg, 2003).

El PROTOCOLO ANIMAL NEEDS INDEX “ANI-35” considera cinco componentes en el entorno del animal

1. La posibilidad de movilidad.
2. Contacto social con otros miembros de su misma especie.
3. Condiciones del suelo para que el animal puede acostarse, permanecer quieto y caminar.

4. Clima estable (incluyendo ventilación, luz y ruido).
5. La intensidad del cuidado por manejo humano.

Dentro de cada componente, pueden graduarse numerosos parámetros especie-específicos mediante puntos. Aquellas condiciones que consideran la mejora del bienestar animal recogen más puntos. El cómputo total de los puntos representa un valor- ANI. Los sistemas ofrecen la posibilidad de compensar las pobres condiciones dentro de cada componente, equilibrando con otro componente lo que le sirve al ganadero para contar con numerosas posibilidades para mejorar la evaluación final si el número alcanzado no es suficiente para cubrir ciertos requerimientos. Así que, el ejercicio al aire libre compensa las restricciones de espacio dentro del establo, cuidados en el manejo de los animales compensa otras deficiencias de las prácticas globales de manejo. Sin embargo, si los requerimientos de espacio mínimo y otras condiciones mínimas que son necesarias para evitar el estrés inaceptable o daños en los animales no se cumplen, el número calculado dentro de este protocolo da signos de la deficiencia que presenta este rebaño que debe ser eliminada en un tiempo razonable.

Otros sistemas ANI-35-L-son empleados en vacas de leche, novillas, terneros, vacas de carne, gallinas, lechones y cerdos de engorde (para revisión véase Bartussek, 1999).

Adopción del PROTOCOLO DE BRISTOL para la certificación de las granjas ecológicas

Para la mejora de la valoración de los inspectores de bienestar animal, la escuela veterinaria universitaria de Bristol entrena a sus inspectores mediante el Programa de Valoración del Bienestar (BWAP) con técnicas desarrolladas hasta el momento en ganado vacuno (de carne y leche), gallinas y cerdos.

Entre sus objetivos se encuentra realizar una medición y registro del bienestar animal consistente en demostrar que el bienestar animal es bueno o mejor en granjas ecológicas y realizar una recogida de datos que muestren que la granja ecológica provee un grado de bienestar animal a su ganado igual o mejor que el que ofrecen las granjas convencionales (Rogerson, 2006).

El estrés social en el ganado vacuno es una de las cuestiones abordadas por el proyecto de investigación financiado por la UE bajo el nombre de Welfare Quality, concebido para integrar el bienestar de los animales de granja en la cadena *alimentaria* a través del desarrollo de sistemas fiables de evaluación del bienestar en la granja y estrategias prácticas para mejorar el bienestar animal. En este proyecto de investigación integrado participan 44 institutos y universidades, que representan a trece países europeos y a cuatro latinoamericanos.

Criterios que sustentan los sistemas de evaluación Welfare Quality (**Tablas 7 y 8**).

1. Los animales no deberán sufrir hambre prolongada, es decir, deberán tener una alimentación suficiente y adecuada.
2. Los animales no deberán sufrir sed prolongada, es decir, deberán tener acceso a un suministro de agua suficiente.
3. Los animales deberán estar cómodos durante el descanso.

4. Los animales deberán tener una temperatura adecuada es decir, no deberán tener calor ni frío.
5. Los animales deberán tener suficiente espacio para moverse con libertad.
6. Los animales no deberán presentar lesiones físicas.
7. Los animales no deberán sufrir enfermedades, es decir, los ganaderos deberán mantener unas condiciones higiénicas y de cuidado óptimas.
8. Los animales no deberán sufrir dolor por un manejo, gestión, sacrificio o intervención quirúrgica inadecuado (por ejemplo, castración o descornado).
9. Los animales deberán poder manifestar comportamientos sociales normales y no dañinos, como el aseo personal.
10. Los animales deberán poder manifestar otros comportamientos normales, es decir, deberían poder expresar comportamientos naturales específicos de su especie, como “hozar”.
11. Los animales deben ser manejados correctamente en todas las circunstancias, es decir, las personas a cargo deberán favorecer las buenas relaciones entre el hombre y el animal.
12. Se deberá evitar las emociones negativas como miedo, angustia, frustración o apatía.

Tabla 7. Medidas para la monitorización del bienestar animal desarrollado para vacuno de carne por Welfare Quality

		Criterio de bienestar	Medición
Buena Alimentación	1	Ausencia de periodos prolongados de hambre	Condición corporal (% de animales demasiado delgados)
	2	Ausencia de periodos prolongados de sed	Agua suplida (número y tipo de abrevaderos, funcionamiento de los abrevaderos)
Buenas instalaciones	3	Confort en el descanso	Tiempo necesario para acostarse Porcentaje de tiempo para la rumia y descanso Evaluación de higiene (% animales demasiado sucios)
	4	Confort térmico	
	5	Fácil movimiento	M: Resbalones y caídas (durante la descarga, durante el traslado a la zona de aturdimiento)
Buen grado de salud	6	Ausencia de lesiones	G: Prevalencia de laminitis Alteraciones del tegumento (calvas, lesiones, sobrecrecimiento de las pezuñas) M: Zonas magulladas en la canal
	7	Ausencia de enfermedad	G: Desórdenes respiratorios (catarros estornudos, descargas nasales, descargas oculares, aumento de la frecuencia respiratoria) Desórdenes intestinales (diarrea, indigestiones ruminales) Otros parámetros (mortalidad, ratios de animales para sacrificio)
	8	Ausencia de dolor inducido por prácticas de manejo	G: Mutilaciones de rutina (descornado, corte de cola: procedimiento y edad, uso de anestésicos, analgésicos) M: Ineficacia del aturdimiento (movimiento de los ojos, reflejos positivos y excesivo pataleo)
Apropiado comportamiento	9	Expresión de comportamiento social	G: Incidencia de comportamientos agonísticos (golpes de cabeza sin desplazamiento, comportamientos agonísticos totales) Incidencia de comportamientos cohesivos (lamido, corneo)
	10	Expresión de otros comportamientos	G: Evaluación de comportamientos de forma cualitativa
	11	Buena relación entre hombre-animal	
	12	Ausencia de miedo	M: Comportamientos que indiquen miedo (movimientos hacia atrás, temblores, carreras, mugidos con vocalizaciones durante la descarga y conducción a la zona de aturdimiento)

G: a nivel de la granja.

M: a nivel del matadero.

Tabla 8. Medidas para la monitorización del bienestar animal desarrollado para terneros de carne por Welfare Quality

		Criterio de bienestar	Medición
Buena Alimentación	1	Ausencia de periodos prolongados de hambre	G: Condición corporal (% de animales demasiado delgados) Suplementación de alimentos en la granja
	2	Ausencia de periodos prolongados de sed	Agua suplida (número y tipo de abrevaderos, funcionamiento de los abrevaderos, tiempo para la renovación del agua, limpieza de los abrevaderos)
Buenas instalaciones	3	Confort en el descanso	Posiciones de descanso % de animales rumiando y descansando Limpieza (evaluación higiénica de los animales y del ambiente general)
	4	Confort térmico	Humedad relativa, temperatura, flujos de aire...
	5	Fácil movimiento	Terneros que resbalen cuando caminen, Capacidad antideslizante del suelo
Buen grado de salud	6	Ausencia de lesiones	G: Alteraciones de la piel Alteraciones en los cascos y articulaciones (sobrecrecimiento de las pezuñas, inflamaciones, lesiones)
	7	Ausencia de enfermedad	G: Desordenes respiratorios (catarros estornudos, descargas nasales, descargas oculares, aumento de la frecuencia respiratoria). Desordenes intestinales (consistencia y anomalías de las heces, diarrea, indigestiones ruminales), anemia, terneros débiles Mortalidad M: Prevalencia de cambios patológicos en pulmones (neumonía, pleuritis), abomaso (lesiones de mucosa) y rumen
	7	Ausencia de dolor inducido por procedimientos de manejo	G: Mutilaciones (corte de cola)
Comportamiento apropiado	8	Expresión de comportamiento social	G: Cabeceos, monta, lamido social
	9	Expresión de comportamientos positivos	Comportamientos de juego (correr, saltar) Mantenimiento de comportamientos: estiramientos, limpieza
	10	Expresión de comportamientos anormales	Comportamientos orales anormales (pica) Bebida de la orina Amamantamientos cruzados
	11	Relación hombre-animal óptima	Reacción ante la presencia de humanos (aproximación y contacto con la persona)
	12	Ausencia de miedo general	Reacción ante un objeto nuevo

G: a nivel de la granja.

M: a nivel del matadero.

9.2. Enfoque del bienestar animal hacia el producto cárnico

Las exigencias de los consumidores han ido en aumento en los productos obtenidos del ganado y en lo que se refiere a considerar las necesidades fisiológicas de los animales (Pfingstner, 1993; Aeby, 1994).

Hoy en día los consumidores no tienen claro lo que los diferentes programas de seguridad y etiquetado informan acerca de la calidad de vida de los animales. Por lo tanto, es necesario un sistema de evaluación del bienestar e información del producto armonizado, exhaustivo y de confianza como el que está desarrollando el proyecto Welfare Quality (2004-2009).

Actualmente se sabe que alcanzar el mayor grado de bienestar animal es muy complicado, y puede verse afectado por muchos factores que comprometen la salud, tanto física como psíquica. El primer paso fue reunir las opiniones de los consumidores, la industria, los ganaderos y los científicos con el fin de establecer los cuatro principios fundamentales para la protección y mejora del bienestar de los animales de granja: un entorno adecuado, una correcta alimentación, buena salud y un comportamiento apropiado (Tabla 8). Estos principios complementan y amplían las conocidas Cinco Libertades y proporcionan una base sólida, necesaria para el desarrollo del sistema de evaluación de Welfare Quality.

Últimamente, los investigadores de Welfare Quality han analizado los efectos de compartir un espacio de alimentación, de cómo afecta la rivalidad por la comida a los terneros durante el periodo de adaptación a una explotación ganadera y durante el periodo de engorde real. En el estudio se controlaron los niveles de pH en el rumen, así como otros indicadores como la ganancia de peso y el buen funcionamiento del hígado cuando un espacio de comedero era compartido por dos, cuatro u ocho terneros. El aumento de la rivalidad social por la comida, desde dos o cuatro hasta ocho animales por comedero, no sólo redujo la ingesta de materia seca, sino que también redujo la ganancia de peso diario. Pero el estrés, no sólo repercute en cuánta comida consigue un ternero o de qué tipo. Cuantos más terneros tienen que luchar por el mismo espacio de comedero, más se reduce su bienestar social. De su estudio se desprende que, aparentemente, desde la perspectiva del bienestar animal, cuatro terneros por comedero podría considerarse como una densidad adecuada en una explotación de cebo de terneros. Si hay más de cuatro terneros por comedero, se reduce el bienestar animal, la productividad y los beneficios por cabeza, de modo que debería evitarse una concentración mayor. Por supuesto, esta recomendación puede variar según la raza del animal o el tipo de alimentación.

Más estrés significa menos beneficios

Según los investigadores que participan en Welfare Quality, los granjeros subestiman considerablemente cómo la cantidad de estrés que sufre el ganado durante la alimentación en grupo reduce el bienestar del animal y los valiosos beneficios del granjero.

Por ejemplo, el estudio llevado a cabo por Welfare Quality ha revelado que los terneros frisonos que tenían que enfrentarse a una mayor rivalidad para comer durante sus 4 primeras semanas en la explotación ganadera tardaban 10 días más de lo habitual en alcanzar el peso al sacrificio requerido. Los datos económicos son claros: más días en las instalaciones de alimentación significan mayores costes de alimentación, mayores costes de gestión y menores beneficios totales por cabeza.

En las explotaciones ganaderas de engorde, varios factores pueden conducir a la agresión, dado que el ganado se enfrenta a una mayor rivalidad en los comederos. Estos factores incluyen: un comedero mal diseñado, una densidad excesiva en los corrales, o una longitud inadecuada del comedero. La situación puede ser especialmente incómoda cuando llegan los terneros a la explotación ganadera o cuando los animales establecen o redefinen el rango social en el grupo. La presión social y las interacciones agresivas en el comedero pueden provocar estrés que, a su vez, puede alterar los patrones de alimentación habituales, aumentar la actividad metabólica y reducir el rendimiento.

Además, entre los terneros que compiten intensamente por su alimento se producen el doble de casos de abscesos en el hígado que serán decomisados posteriormente durante el sacrificio. En total, entre la necesidad de alimentarlos durante más días y la pérdida de ingresos por hígados decomisados, con los terneros que sufren mayores niveles de estrés debido a la rivalidad por la comida, un ganadero podría reducir sus ingresos entre un 3% y un 5%.

10. Sanidad

Existe el consenso general de que la salud del animal juega un rol determinante en la producción de ganado ecológico, pero las opiniones de lo que integra la salud del animal probablemente difieren entre consumidores, ganaderos y también entre veterinarios. No existe una definición exacta del término salud animal (desde la ausencia de enfermedades a una definición más amplia que implica bienestar físico, fisiológico y psicológico) o clara que permitan valorar de forma satisfactoria la salud y seguridad alimentaria.

Desde el punto de vista ecopatológico, gran parte de las enfermedades son fruto de desequilibrios consecuentes a un manejo deficiente en la planificación de los sistemas de cría, que favorecen la presentación de parasitosis y ciertas infecciones con capacidad de desarrollo exógeno, o bien en el plano alimentario y reproductivo al vulnerar el sistema inmunológico por la aparición de estrés e incluso por carencias cualitativas en la dieta diaria. Otro factor importante son las prácticas ganaderas y agroambientales incorrectas, que en definitiva predisponen a la aparición de procesos realmente zootécnicos, perfectamente corregibles a través de un manejo sanitario racional e integrado en el sistema productivo; sin la necesidad de aplicaciones terapéuticas que a largo plazo merman la capacidad defensiva y de autorregulación biótica, junto con otras medidas de apoyo y de gran interés en los sistemas ecológicos, como son la lucha biológica y la bioseguridad basadas en planes rigurosos higiénico-sanitarios, a veces olvidados, que constituye el soporte sólido de la medicina preventiva de gran valor para la zootecnia ecológica (Mata Moreno *et al.*, 2003).

La normativa establece unos requerimientos mínimos que se deben aplicar para mantener el estatus de salud y bienestar animal pero que no garantizan que se estén implantando de una forma correcta. La optimización de ciertos servicios (tiempo de trabajo, nutrientes, inversión, etc.) varía de especie a especie, de granja a granja, de país a país: enfatizando así la necesidad de establecer estrategias para equilibrar las exigencias y reforzar las medidas de prevención. Debido a la amplia variación de prevalencia de las enfermedades

entre granjas ecológicas, afirmaciones de que los productos son más sanos y los animales también no pueden mostrarse como un estamento, pero la normativa ecológica configura un campo de trabajo bajo el cual se podría conseguir una mejora. Las estrategias de mejora necesitan identificadores a nivel de la granja al ser una de las fuentes de variación más importantes en la prevalencia de enfermedades entre las granjas ecológicas (Sundrum *et al.*, 2005a). Aunque estos beneficios de la normativa contribuyen a la mejora de la sanidad animal, hay también numerosas limitaciones que hacen más difícil para los ganaderos conseguir un alto estatus de salud en los animales (Sundrum *et al.*, 2005a). La Legislación Europea no exige un mínimo nivel de salud animal y seguridad alimentaria que debe ser alcanzada por las granjas ecológicas, así que no confirma el supuesto nivel superior que alcanzan los productos ecológicos a los ojos de los consumidores. Sin embargo, los consumidores podrían esperar un mejor estado de salud y bienestar en los animales de las granjas ecológicas.

10.1. Respuesta Inmune del ganado ecológico

Los problemas de salud en las granjas ecológicas están a menudo relacionados con el manejo en extensivo de los animales. Debido al acceso exterior, los animales se ven expuestos a varios virus, bacterias e infestaciones parasitarias, las cuales podrían influir en el bienestar animal, pero otros podrían incluso expandirse causando daños en la salud del ganado convencional o plantear problemas de seguridad alimentaria al consumidor.

Que los animales con manejo ecológico presenten una mejor respuesta inmune con resistencias a patógenos en comparación con los animales de granjas convencionales es generalmente asumido, pero no ha sido constatado con precisión. Muchos aspectos de las granjas ecológicas podrían afectar la respuesta inmune de los animales en un sentido positivo o negativo. Determinados aspectos como el genotipo heredado, nutrición, exposición ambiental, edad de destete y el estrés podrían en conjunto afectar la respuesta inmune y preferiblemente cada factor debería ser estudiado por separado.

En relación a la nutrición, está estrechamente relacionada con el nivel de resistencia animal, factor condicionante de la salud y bienestar animal, y por tanto la correcta nutrición, acorde con la etapa fisiológica del rebaño en macronutrientes, minerales, oligoelementos y vitaminas, es determinante para dar solidez al complejo inmunológico y/o reforzar los mecanismos de defensa del animal (Mata Moreno *et al.*, 2003).

Como se ha mencionado anteriormente, la producción de ganado ecológico conlleva un aumento o resurgimiento de ciertas enfermedades zoonóticas (por *Campylobacter spp.* y *Toxoplasma spp.*) (Dubey, 2004; Kijlstra *et al.*, 2004; Rodenburg *et al.*, 2004). Este debería ser considerado un punto crítico de los productos ecológicos más sanos en comparación con los productos convencionales. Es de suma necesidad la investigación de ciertas zoonosis, analizar factores de riesgo, prácticas de manejo en la granja, procesos de “descontaminación” tras el sacrificio, y percepción/educación del consumidor. Los ciclos biológicos tales como la utilización de purín de las granjas ecológicas podría potencialmente desencadenar la creación de reservorios de infección. De manera que sería necesario avanzar en su estudio para establecer evidencias para estas hipótesis y estrategias que deberían ser promulgadas para prevenir este problema (Kijlstra *et al.*, 2007).

10.2. Prevención

Desde la óptica sanitaria, la lucha contra las patologías en ganadería ecológica está sustentada en programas de prevención y control, mediante la aplicación de métodos no químicos de manejo sanitario, la lucha biológica y medidas higiénico-sanitarias, para minimizar el máximo la utilización de tratamientos alopáticos de síntesis química a los límites marcados por el Reglamento (CEE) 1804/1999 del Consejo a favor de terapias naturales que son las que mejor se adaptan a los ciclos productivos por su eficacia y facilidad de administración (vía oral) (Mata Moreno *et al.*, 2003).

La prevención es la herramienta básica de trabajo en la sanidad animal de las granjas ecológicas para no llegar a aplicar un tratamiento curativo. Los programas sanitarios en las explotaciones ecológicas deben ser completos, integrados, dinámicos respondiendo siempre a objetivos de medicina preventiva (García Romero *et al.*, 2003), de manera que las medidas de profilaxis sanitaria e higiene adquieren todo su valor, son fundamentales para la lucha eficaz y rentable de las patologías, potencian el bienestar animal, ayudan a impedir la entrada de grandes epizootías y previenen de zoonosis a la población humana (García Romero *et al.*, 2003). La prevención se basará en medidas como una selección apropiada de razas y estirpes, una alimentación equilibrada y de calidad y un correcto manejo que evite aquellas situaciones de estrés que pueden causar inmunosupresión, en particular en lo que se refiere a la densidad, al alojamiento y a los métodos de cría (Mata Moreno *et al.*, 2003).

En efecto, lo más rentable de una planificación sanitaria es la medicina preventiva como un instrumento de lucha, basada en actuaciones no químicas, con un fuerte peso de las medidas de manejo y profilácticas (García Romero *et al.*, 2003).

El equilibrio entre eficiencia y posibilidad de completar los requerimientos nutricionales del animal, teniendo en cuenta que un buen manejo del mantenimiento y producción, es otro elemento importante para la prevención de enfermedades. Sin embargo, una consideración a tener en cuenta es que el concentrado originado en la propia granja es una base de la alimentación del ganado bajo las condiciones de granja ecológica. Por lo tanto, en el caso de problemas de salud, el mantenimiento y los sistemas de alimentación deben ser analizados en primer lugar, en orden de encontrar los factores que pueden influir negativamente al ganado. Debe mantenerse la mayor precaución posible para que el animal no sufra efectos negativos por los periodos de supresión prolongados, debido a reglas demasiado estrictas sobre los tratamientos médicos convencionales.

10.3. Tratamientos médicos alternativos

De acuerdo a la normativa europea, la fitoterapia (extractos, esencias de plantas, etc.), y homeopatía, los elementos traza y otros productos agrupados en la Parte C sección 3 del Reglamento (CEE) 1804/1999 deberían ser empleados preferentemente antes que los productos sintéticos alopáticos o antibióticos. Basándose en el empleo de sustancias que no sean excesivamente agresivas, se plantea entonces la terapia curativa. Apuntando también que debe priorizarse el uso de otras alternativas como medicina ayurvédica y acupuntura (Cabaret, 2003).

En el caso de la homeopatía, las materias primas o sustancias que se utilizan proceden de plantas y animales, parásitos, trozos de vísceras y se manejan dosis muy pequeñas por vía oral. La homeopatía tiene el rol de sustituir la necesidad de emplear más terapias convencionales (ANON, 1997; Aukland, 1999). Sin embargo, la escasez de información acerca de tratamientos veterinarios alternativos ha sido reconocida por las comunidades científicas (Baars y Lampkin, 1998). Muchos “practicantes” de productos convencionales sienten la falta de información de los productos alternativos y se apoyan en los procedimientos convencionales cuya seguridad, eficacia, evaluación de residuos les es familiar. En Suecia, la situación está exacerbada por el hecho de que a los veterinarios se les prohíbe específicamente la prescripción de tratamientos homeopáticos (Lund y Algers, 2003) al ser vistos como tratamientos sin base científica o aplicación práctica.

En relación a la fitoterapia, que quizás sea la medicina natural más antigua, utiliza sustancias químicas naturales. La composición de los principios activos es variada y actualmente se emplean estratos completos de plantas al comprobarse que ofrecen mayores beneficios que cuando se emplea el principio activo aislado (García Romero *et al.*, 2003).

La razón por la que la ganadería ecológica está a favor de terapias naturales es que son más efectivas al adaptarse a los ciclos naturales y productivos del animal, además regulan las infecciones potenciando la acción del sistema inmunológico del animal, sin desencadenar riesgos para la salud y para el medio ambiente cuando su prescripción está realizada por un veterinario especializado (García Romero *et al.*, 2003). Las explotaciones ecológicas se convierten así en herramientas básicas de trabajo para evitar el desarrollo de resistencias (Lund y Algers, 2003). Sin embargo, también es necesario tener en cuenta que la naturaleza de las hierbas a partir de las cuales se elaboran los distintos productos de la medicina herbal no garantiza que estén libres de efectos adversos. Desde el punto de vista de la seguridad animal los remedios herbales deberían estar libres de contaminantes como toxinas vegetales, pesticidas, agentes fumigantes, así como metales tóxicos (mercurio, plomo, arsénico) descritos en la medicina tradicional (De Smet, 2004).

Entre las dificultades de estos tratamientos alternativos cabe citar que su empleo lleva a crear expectativas en los efectos terapéuticos de la medicina alternativa la cual no ha sido constatada completamente mediante estudios científicos. También parece que existe una falta de conocimiento en aquellos que tratan a los animales mediante el empleo de tratamientos alternativos (ya sean ganaderos o veterinarios) (Sundrum *et al.*, 2005a). Comentar que podrían existir diferencias entre países en el uso de tratamientos alternativos, por ejemplo, los veterinarios suecos tienen restringido por ley el uso de cualquier tipo de tratamiento homeopático mientras que en Dinamarca algunos remedios homeopáticos pueden aplicarse sólo con prescripción veterinaria.

10.4. Tratamientos alopáticos

Como la consideración primaria de estas granjas es mantener en todo momento el bienestar del animal (evitar su sufrimiento), el Reglamento (CEE) 834/2007 añade que las enfermedades se tratarán inmediatamente para evitar el sufrimiento de los animales; podrán utilizarse medicamentos veterinarios alopáticos de síntesis, incluidos los antibióticos, cuando sea necesario y bajo condiciones estrictas (cuando no está disponible

ningún tratamiento alternativo quedando justificado su uso y deberán ser aplicados en los periodos de máximo riesgo de infección para la ganadería). Cuando el uso de productos fitoterapéuticos, homeopáticos y de otros tipos no resulte apropiado; en particular, se establecerán restricciones respecto a los tratamientos y al período de espera, está permitido el uso de medicamentos veterinarios inmunológicos, se permitirán los tratamientos ligados a la protección de la salud humana o animal impuestos bajo la legislación comunitaria.

Está prohibido en la ganadería ecológica la administración rutinaria, sistemática y reiterada, en todos los ciclos productivos de sustancias alopáticas o de síntesis química, antibióticos, coccidiostáticos, incluyendo tratamientos coadyuvantes, estimulantes del crecimiento y/o reproducción, hormonas (anabolizantes, progestágenos, etc.) y otros. La razón de su restricción son las repercusiones para la salud pública, y/o animal, y/o medio-ambiental (García Romero *et al.*, 2003).

Numerosos expertos en normativa justifican que son necesarias reglas más restrictivas en lo que se refiere al empleo de tratamientos veterinarios con el principio de precaución (IFOAM) como una de las piezas clave de la agricultura ecológica (Schmid, 2000). Ya que bajo las restricciones en la aplicación de productos químicos alopáticos y antibióticos (máximo de tres tratamientos) con el miedo a que los animales sean descatalogados en su venta como ecológicos, aunque por otro lado, la duplicidad del tiempo de supresión podrían predisponer a que se evitara o retrasara la aplicación de estos medicamentos incluso aunque fueran necesarios (Sundrum *et al.*, 2005a). Sin embargo, en relación al empleo de antibióticos, Vaarst y Hovi (2004) ya se ha relacionado la misma frecuencia en el uso de antibióticos en las granjas ecológicas y convencionales (0.5 tratamientos/animal/año).

En relación al uso de productos veterinarios o antibióticos requieren un claro diagnóstico, así podría evitarse el uso de “terapias ciegas”, que recojan un grupo de causas subclínicas-ocultas, restringiendo el uso de medicamentos no específicos y promoviendo la implantación de medidas de prevención (Sundrum *et al.*, 2005a).

En relación a la información sobre el empleo de tratamientos alopáticos es escaso. Sin embargo, la información disponible procede de numerosas fuentes (Halliday *et al.*, 1991; Gustafsson-Fahlback, 1996; Krutzinna *et al.*, 1996; Bouilhol, 1997; Sciarra y Guntensperger, 1997; Hamilton *et al.*, 1999; Roderick y Hovi, 1999). Teniendo en cuenta todo el conjunto, la información señala que dentro de la normativa actual la incidencia de enfermedades en las granjas ecológicas es generalmente aceptable, y al menos en algunas circunstancias, mejor que la de las granjas convencionales, también se indica el empleo significativo de la medicina alopática en las granjas ecológicas.

Generalmente el análisis de la base de datos no indica mayores diferencias en relación a tratamientos veterinarios dentro de Europa, así que no es una cuestión de distorsión de competición con países no europeos. Sin embargo, la situación es completamente diferente por la organización NOP (EEUU) debido a las diferentes reglas establecidas en este país. En lo que se refiere a tratamientos veterinarios la legislación europea CEE 2092/91 y el organismo NOP (EEUU) difieren en la prohibición del uso de antibióticos y esto constituye la principal complicación entre la UE y EEUU en lo que se refiere a la exportación de productos de origen animal entre la UE y EEUU.

Periodos de supresión

Tras la administración de tratamientos convencionales, por supuesto, por prescripción veterinaria, el ganadero debe asumir cierto riesgo de que el animal sea excluido de la cadena de producción ecológica, con una gran repercusión económica para él, así que la rutina de un tratamiento antibiótico se convierte en una gran preocupación para los productores ecológicos. De ese modo, se ha producido un giro hacia el uso de productos homeopáticos y fitoterapéuticos al ser libre su uso en estas ganaderías y se pone de manifiesto la preocupación de los consumidores ante los riesgos de exposición a residuos en los productos cárnicos.

Los periodos de supresión han generado numerosas confusiones, han sido fuertemente criticados por algunos sectores debido a que el animal sufre periodos de supresión muy largos bajo las normas ecológicas (ANON, 1998) y especialmente también en lo que se refiere a los casos en los que los remedios naturales son empleados. También, se han registrado conflictos en relación a las terapias en el periodo de secado del ganado vacuno y a los tratamientos antiparasitarios para ovejas y aves. Se ha sugerido que periodos de supresión dobles son injustificados, desde el momento que podrían ser innecesarios al caer en desuso ya que en algunos casos como el tratamiento contra la mamitis las terapias efectivas se realizan en el periodo de secado.

La normativa gubernamental y privada en el Reino Unido (Compendium y Soil Association) y en Francia (normativa Francesa y la normativa de la organización Nature et Progrès) tiene reglas más detalladas que el Reglamento CEE 2092/91; en cuanto al número de tratamientos permitidos y está claramente definido para cada especie.

El estamento realizado por la Organización Soil Association del Reino Unido y la organización KRAV de Suecia regulan los periodos de supresión de una forma más detallada, así mismo requieren que se establezcan planes de manejo del ganado, los cuales incluyan un plan de salud. Alguna normativa privada excluye algunas sustancias o restringe su uso, Bioland en Alemania solicitando el uso de productos de una lista definida, KRAV en Suecia restringiendo el uso de avermectinas, Soil Association excluyendo los compuestos organofosforados y organoclorados como sustancias activas para el control de parásitos, las vacunas para profilaxis en cerdos y por último la organización Bio en Austria excluyendo los lavados de la ubre tras el ordeño con sustancias químicas o sintéticas.

En un estudio comparativo llevado a cabo en Dinamarca (Vaarst *et al.*, 1998) centrado en valorar la incidencia de mamitis y el uso de tratamientos médicos en granjas ecológicas y convencionales se obtuvo una tendencia muy marcada de diferenciación en los periodos de tratamiento mucho más cortos en las granjas ecológicas que en las convencionales (1.9 días vs. 3.2 días).

Factores de variación en Sanidad Animal

La relativa importancia de los diferentes problemas de salud y bienestar animal variarán enormemente dependiendo de la especie de ganado involucrada, clima, suelo, y calidad de la tierra, así como el sistema de explotación en sí mismo (incluyendo la combinación de empresas y la infraestructura de la granja). Estos problemas se verán también influenciados por la estructura del sistema de apoyo agrícola y las maniobras del

ganadero. Estos factores definen el camino por el cual el ganado está integrado en el sistema de explotación, y directamente se encuentra influyendo en la salud y el bienestar del animal (Younie, 2000). No existen indicaciones climáticas o técnicas con un enfoque regional con respecto a la prevención de enfermedades y tratamientos veterinarios en las prácticas agronómicas en la UE.

A la hora de establecer comparaciones, es importante conocer el país de donde procede la información ya que además de las diferencias antes mencionadas, las condiciones económicas y también las normas de la IFOAM se interpretan de forma distinta. Por ejemplo, en el contexto de los países nórdicos, mientras que en Suecia se prohíbe el uso de antihelmínticos, que ha conllevado numerosos problemas de gastro-enteritis en rumiantes jóvenes. El tiempo de supresión después de un tratamiento con medicación alopática es del doble de tiempo en Suecia (2 meses para antibióticos y 6 meses para quimioterapéuticos), mientras que en Dinamarca el tiempo de supresión requerido se triplica por orden de la Administración de Alimentación y Veterinaria danesas. En Francia, los tratamientos estratégicos o profilácticos no están permitidos. Esta diferencia podría afectar a los granjeros y a su manera de afrontar las enfermedades endémicas de ciertas áreas del país (Keatinge *et al.*, 2000).

Sin embargo, la posibilidad de permitir derogaciones con respecto a los tratamientos veterinarios podría ser una cuestión para la regionalización porque ciertas enfermedades y problemas parasitarios podrían variar debido al clima, geografía y condiciones de suelo (supervivencia de ciertos parásitos, gripe aviar, etc). Según Vaarst *et al.* (2006a) tales derogaciones deberían solventarse a nivel nacional.

Basados en la literatura, se puede concluir según algunos autores que la salud de animales en las granjas ecológicas y convencionales es similar (Hovi *et al.*, 2003; Sundrum *et al.*, 2005a). Incluso se ha registrado que las fuentes de variación son mayores entre granjas pertenecientes al mismo grupo que entre granjas convencionales y ecológicas (Sundrum *et al.*, 2005a). Las mayores variaciones en relación a la incidencia de enfermedades se encuentran en el manejo de la granja (Sundrum *et al.*, 2005a). Una alta prevalencia de enfermedades está relacionada con la ausencia de una monitorización efectiva y mecanismos de feedback. Limitaciones en la disponibilidad laboral y económica, así como problemas estructurales a menudo impiden la mejora de la situación sanitaria a nivel de la granja. Los desequilibrios dietéticos causados por la restricción de la disponibilidad de alimento de alta calidad en granjas ecológicas son particularmente importantes en el caso de la producción avícola y porcina. El riesgo de enfermedades y los problemas para alcanzar el bienestar animal debido a una suplementación de nutrientes subóptima tiene lugar preferentemente en las primeras semanas de la vida del animal y pueden solventarse con un manejo adecuado (Sundrum *et al.*, 2005a).

10.5. Seguridad sanitaria

Los traslados de los animales de una granja a otra son parcialmente tratados por los principios básicos de la agricultura ecológica que asumen el ciclo cerrado, los ciclos de producción sostenible y requiere que los transportes de los animales sean mínimos. Sin embargo, es más permisivo con la recría o reemplazo de animales o la expansión del rebaño permitiendo la estratificación del sistema de producción donde los animales se

mueven de una granja a otra de forma regular. Los sistemas de legislación de las granjas ecológicas en la UE (CEE 2092/91 ; CEE 1804/99) se refieren ampliamente a la seguridad alimentaria, a diferencia de la bioseguridad general de la granja, en términos de desinfección, limpieza y contacto con animales que pertenezcan a rebaños próximos que no aparece ampliamente comentada. Las reglas que regulan el origen, compra o movimiento de las granjas ecológicas no son adecuadas para construir las barreras frente a enfermedades, a menos que las autoridades realicen certificaciones individuales implantando tales barreras para animales procedentes de granjas convencionales. En el Reino Unido ninguno de los cuerpos de certificación involucrados en la certificación del ganado requiere una cuarentena rutinaria o evalúa procedimientos para el nuevo ganado que llega a la granja (Hovi, 2004).

Los programas sanitarios en las explotaciones ecológicas deben ser completos, integrados, dinámicos respondiendo siempre a objetivos de medicina preventiva (García Romero *et al.*, 2003), de manera que las medidas de profilaxis sanitaria e higiene adquieren todo su valor, son fundamentales para la lucha eficaz y rentable de las patologías, potencian el bienestar animal, ayudan a impedir la entrada de grandes epizootias y previenen de zoonosis a la población humana (García Romero *et al.*, 2003).

En cuestiones generales con respecto a riesgos de zoonosis en la producción de ganado ecológico se discutió si el riesgo de los consumidores podría verse aumentado en los casos en los que el consumidor pudiera pensar, falsamente, que los productos ecológicos son más sanos y manipularlos de una forma menos cuidadosa (Dredge, 2004).

También se ha consensuado que la estabulación y otros factores de manejo (higiene, crecimiento de los terneros) en las granjas por separado podrían influir en el riesgo final de forma muy diferenciada. Así que se han llevado a la práctica pequeños esfuerzos que tengan en cuenta, tanto la seguridad alimentaria como el bienestar animal de forma conjunta. Por otro lado, las diferentes opciones para el manejo en extensivo para cerdos y aves no se ha estudiado de forma adecuada, así como para la comparativa entre granjas convencionales y ecológicas (Dredge, 2004).

Mientras se ha aceptado en algunos casos que podría ser imposible conseguir encontrar una solución óptima para equilibrar las necesidades de bienestar animal y de comportamiento por un lado, y la seguridad alimentaria por otro. Se ha acordado, sin embargo que en la mayoría de los casos, no hay suficiente conocimiento para proveer de prácticas de manejo adecuadas para limitar las enfermedades zoonóticas en sistemas de explotación ecológicos de ganado vacuno. La implantación de esas prácticas en granjas ecológicas sería importante. Las siguientes zoonosis fueron consideradas como posibles riesgos en sistemas de producción láctea y cárnica (Dredge, 2004):

- Leptospirosis
- *E. coli enterohemorrágica* (EHEC)
- Tuberculosis
- Brucelosis
- Paratuberculosis
- Listeriosis

- Salmonelosis
- Encefalopatía espongiforme bovina (EEB)
- Estafilococosis
- Necrobacilosis

Las siguientes soluciones por el riesgo de zoonosis en sistemas de ganado vacuno ecológico se establecieron en:

- Apropiado manejo del abono (compostaje, mantener el abono y la línea de alimentación separada, no usando el abono en la zona de pasto).
- Higiene en la alimentación (control de seres vivos diseminadores, control rodenticida, protección de los concentrados).
- Reducción de los movimientos de los animales (cría para la propia reposición, compra de animales de granjas “seguras”).

Mantener a los animales limpios (establos, higiene del establo, de la zona de camas), y educación del consumidor.

Los periodos de supresión deben ser el doble del periodo de supresión o, en caso de que los periodos de supresión no se especifiquen se han establecido en 48 horas (por ejemplo para antibióticos con tiempos de supresión 0).

10.6. Factores de variación asociados a la prevalencia de enfermedades en granjas ecológicas

Son necesarios grandes esfuerzos por parte del sector veterinario para conseguir una base de datos de las enfermedades más frecuentes en las granjas ecológicas. Es más, para la realización de estudios comparativos entre los distintos tipos de explotaciones es necesaria mucha cautela y tener en cuenta ciertas consideraciones.

En el sector porcino y aviar se plantean problemas que afectan a la adaptación de genotipos a estos “nuevos” sistemas, a la alimentación (adición de aminoácidos, vitaminas) y a condiciones de las instalaciones (Cabaret, 2003), mientras que en el ganado vacuno aspectos relacionados con la salud son los que se presenta con mayor frecuencia.

Los bajos índices de enfermedad en granjas de tipo tradicional con manejo en extensivo podrían ser reflejados de igual modo en ganado vacuno en ecológico. No obstante, las restricciones de suplementos alimenticios y la profilaxis para el control parasitario se han identificado como riesgos potenciales para la deficiencia mineral y para parasitosis importantes si no desarrollan adecuadas prácticas de manejo y sistemas de monitorización (Roderick y Hovi, 1999; Hovi *et al.*, 2003).

Sundrum *et al.* (2005a) señalan que la incidencia de enfermedades y los problemas relacionados con la producción de ganado en ecológico son relativamente bajos y primeramente restringidos al animal joven. En general, pueden solventarse con un manejo apropiado, con varias pautas relacionadas con la disposición del granjero de tratar en detalle los déficits que ofrece la alimentación procedente de la propia granja. Consecuentemente, el estado de salud del animal no depende en primer lugar de la

disponibilidad de alimento y nutrientes en cantidad y calidad, pero si en como se solventan los posibles déficits y en las medidas para completarlos compensatoriamente.

El mantenimiento de la salud y bienestar en el ganado ecológico, minimizando los tratamientos veterinarios, requiere una investigación directa de las prácticas agronómicas aplicadas (Boehncke, 1997). En cualquier decisión tomada por el granjero, por ejemplo, el manejo del pasto, de la estabulación, del patrón reproductivo, ha de priorizar el impacto que probablemente tengan sobre la salud animal. Mientras que los sistemas de explotación varían enormemente y dificultan la extrapolación, algunos elementos se han sugerido para su inclusión en estrategias de prevención sanitaria, como elementos seguros en los rebaños, como son la selección de razas apropiadas, potenciando en la reproducción la resistencia a parásitos y enfermedades, el amamantamiento directo de la madre, cría natural, el acceso a pasto durante la estación de pasto, adecuada nutrición que implique alto forraje y cereal limitado, monitorizaciones regulares del alimento, fisiología y salud (silo, leche, orina, coprología), establecimiento de sistemas de pastoreo adecuados que impliquen baja carga ganadera, alternar anualmente ganado ovino y vacuno, así como su combinación, condiciones de la nave adecuadas con una localización adecuada, ventilación y provisión de camas secas. Sin embargo, ningún sistema es perfecto y la aparición de problemas de salud puede ocurrir de forma inevitable.

Hasta el momento se ha publicado muy poco acerca de las enfermedades registradas en granjas ecológicas a partir de evaluaciones realizadas por granjeros y técnicos. Pueden ocurrir las mismas enfermedades y parasitosis que en ganado convencional. Las principales preocupaciones para el granjero en ecológico, al menos en Reino Unido, tienden a ser a los ecto y endoparásitos en ganado joven, y problemas de fertilidad y mamitis en vacuno lechero (Halliday *et al.*, 1991; Roderick *et al.*, 1996; Younie, 2000). En un estudio llevado a cabo en el Reino Unido por Roderick *et al.* (1996) en el que se realizó una encuesta en 270 granjas ecológicas, los problemas que se registraron en vacuno de carne fueron: parasitaciones, infertilidad, problemas en los partos; mientras que en ganado lechero: diferentes parasitaciones, problemas podales y mastitis. En Francia los problemas de salud asociados al ganado vacuno implican parasitaciones, mamitis y problemas de reproducción, así como toda la complejidad de su tratamiento ante la imposibilidad del uso de tratamientos médicos como antihelmínticos, antibióticos e inducción hormonal respectivamente. En un estudio entre granjas convencionales y ecológicas realizado en Noruega durante el periodo 1994-1997 se demostró que comparativamente la salud animal en las granjas ecológicas era mejor, particularmente ante incidencias de cetosis y mamitis, e incluso en el riesgo de hipocalcemia, aunque podría deberse a que las granjas ecológicas obtuvieron una menor producción. No hubo diferencias en el número de células somáticas en la leche, que podría verse aumentado por una disminución en el número de tratamientos veterinarios, de este modo, conduciría a mamitis crónicas subclínica (Lund y Algers, 2003). Por el contrario, según un estudio comparativo posterior entre granjas ecológicas y convencionales realizado en Alemania (Sundrum, 2001) no se encontraron diferencias significativas con respecto a la salud de sus animales.

En conclusión, según estudios recientes de revisión se podría generalizar que en las granjas ecológicas se observa una reducción del patrón de enfermedades metabólicas

que podría ser debida a la menor producción de los animales en los sistemas ecológicos (Sundrum, 2001).

La parasitología constituye también un área de conflicto para el veterinario en lo que a tratamientos se refiere, pues los bolos ruminales antiparasitarios se restringen al impedir que los animales desarrollen un sistema defensivo competente. Bajo esta circunstancia el tratamiento basado en la evidencia y en la información epidemiológica es básico para las terapias estratégicas y racionales en el tiempo, teniendo en cuenta los modelos estacionales de infección al estar muy arraigados al medio natural y a sus ciclos biológicos. El objetivo es impedir que el animal pierda su respuesta inmunológica permanente en el agroecosistema. En este contexto, algunos autores han criticado a las granjas ecológicas por problemas de malnutrición y exposición de los animales a más infecciones por parásitos debido a una restricción en la administración de antihelmínticos (Vaarst *et al.*, 2000; Lund y Algers, 2003).

Además para poder interpretar correctamente toda la información, debe conocerse el momento de la conversión si existió previamente como granja convencional, es decir cuando se han transformado en granjas ecológicas. La razón por la que se necesita esta información, es que las leyes que las regulan han ido cambiando con regularidad, por lo que se hace necesario conocer las prácticas que estaban o no permitidas y, que deben considerarse en la salud del ganado, existe una disponibilidad mayor de los productos ecológicos en la actualidad, así que resultados tempranos podrían no ser representativos y la media de explotaciones ecológicas se modifica con el tiempo.

En conclusión, el análisis de la literatura muestra que no hay una ventaja general de la granja ecológica con la convencional en relación a la salud animal. Los principales problemas de salud asociados al ganado ecológico son enfermedades de producción, primeramente producidas por múltiples factores. El manejo de la granja parece ser, sin duda, el factor de variación más importante.

Según SAFO, la UE debería reforzar el principio de salud animal que implica no sólo la falta de enfermedad. La normativa debería obligar que cada granja ecológica desarrolle un plan de salud animal, el cual identifique los factores de riesgo y afloren estrategias para mejorar o mantener la salud de todos los animales. La elaboración en profundidad de algunos puntos dentro del plan de salud deberían discutirse con las autoridades nacionales más familiarizadas con la situación específica a nivel nacional. Existe la necesidad de centrarse no sólo en los insumos del ganado (tales como comida, estabulación, medicación) sino también a la normativa, inspecciones y certificaciones. Para apoyar la implantación de normativa a nivel de la granja existe la necesidad de formar a los ganaderos para el manejo preventivo sanitario durante la conversión, así como también de otros profesionales de la producción ecológica. Las inspecciones y certificaciones deberían incluir indicadores basados en animales, tales como información de enfermedades de los animales, ratios de mortalidad, morbilidad, hallazgos patológicos en las canales de los animales de cebo, recuentos mensuales de las células somáticas en producción lechera, así como información de los tratamientos aplicados. Deberían ser establecidos valores con rangos de referencia con expertos de cada país y deberían conocerlos los productores, el plan de salud animal debería configurarse de acuerdo a sus

posibles mejoras y si no se alcanzan, la pérdida de la certificación sanitaria podría ser la última consecuencia.

11. Producción animal ecológica

11.1. Cría ecológica

La cría de ganado ecológico está destinada a contribuir en el equilibrio de los sistemas de producción agrícolas, estableciendo y manteniendo una interdependencia entre suelo, planta y animal, dependiendo de la tierra la producción ecológica debe apoyar el desarrollo de la agricultura sostenible. En cuanto a reproducción, no se encontraron diferencias en el rendimiento reproductivo (días abiertos, intervalos entre partos, intervalo parto-primera inseminación, intervalo parto-última inseminación, número de inseminaciones por vaca). Sin embargo, después de incluir otras variables de estudio (producción lechera, reproducción estacional, partos) la eficiencia de la reproducción de las granjas ecológicas fue más baja que el alcanzado por las granjas convencionales (Reksen *et al.*, 1999). En otros estudios en los que se valoraron diversos índices reproductivos, la tasa de reproducción en invierno disminuyó en las granjas ecológicas, posiblemente debido a que los requerimientos energéticos no fueron cubiertos durante esta estación (Reksen *et al.*, 1999). En relación a la reproducción animal, el manejo de las granjas orgánicas prohíbe el uso de técnicas como la transferencia embrionaria o el tratamiento hormonal para el tratamiento de desórdenes reproductivos. Además se prefiere la monta natural en lugar de la inseminación artificial (Reksen *et al.*, 1999).

La ganadería ecológica recupera las razas autóctonas e integradas, al ser las mejor adaptadas y ofrecer la mejor calidad y productividad real en cada sistema frente a las alóctonas, contribuyendo a la conservación de su germoplasma, muchas de ellas con serios problemas de peligro de desaparición o extinción (Mata Moreno *et al.*, 2003).

Diferencias con otros sistemas de producción

La producción de ganado ecológico representa una alternativa a la progresiva intensificación de la producción animal convencional. En contraste al rendimiento en el que se centra la producción convencional, este sistema de producción se basa en la limitación segura y voluntaria de los medios de producción, con el fin de conseguir una producción animal y agrícola compatible con la producción de productos animales de alta calidad que estén íntimamente ligados al ciclo cerrado del sistema de explotación (Sundrum, 1998).

El objetivo de la granja ecológica es establecer un sistema de producción con un alto grado de integridad y trata de constituir un ciclo cerrado. Lo que implica que el nivel de ingreso externo y no-ecológico debe reducirse al mínimo. Por otro lado, el objetivo es prevenir que la salud y bienestar animal se vean comprometidas por los desequilibrios nutricionales. Para ello las dietas deben formularse de acuerdo con los requerimientos específicos de cada especie en las diferentes etapas de su vida.

Actualmente, la decisión queda en manos del ganadero quien puede decidir el empleo de todos los insumos listados en el Anexo II dentro de los porcentajes de derogación, cuando

pruebe con algunas evidencias a los cuerpos de certificación que los alimentos ecológicos no están disponibles y que por ello va a hacer uso de fuentes externas. Existe una falta de transparencia en relación a la manera de implantación de las restricciones, y existe la sospecha de que las restricciones implantadas no lo hacen de igual forma en los diferentes países y por los diferentes cuerpos de inspección. Además, con cuerpos de inspección privados, pueden existir conflictos potenciales en relación a intereses comerciales.

En las producciones ecológicas los objetivos de un sistema basado en la tierra, evitando medias de producción específicas, y priorizando una producción de calidad más que de la maximización de la producción son de máxima importancia. El hecho de enfrentarse a una disponibilidad de recursos limitada es así mismo el punto clave en la producción de ganado ecológico. Por otro lado, como consecuencia de la toma de conciencia de la opinión pública del daño irreparable causado al medio ambiente mediante la aplicación de prácticas contaminantes del suelo y el agua, del agotamiento de los recursos naturales y de la destrucción de ecosistemas frágiles, se han elevado las voces que reclaman una actitud más responsable en relación con el patrimonio natural. En este contexto, la agricultura ecológica, considerada en el pasado como un elemento marginal destinado a cubrir un determinado segmento del mercado, ha cobrado importancia al materializar un enfoque que, además de brindar la posibilidad de producir alimentos seguros, propugna una actitud responsable desde el punto de vista ambiental.

Las diferencias entre las prioridades de las granjas convencionales y ecológicas con respecto a la jerarquización de sus objetivos se presentan en la **Tabla 9**. Con respecto a los diferentes objetivos, prioridades y diferentes marcos de trabajo debe tenerse en cuenta que las producciones ecológicas y convencionales pertenecen a sistemas de explotación diferentes. Así mismo, el enfoque tradicional que reduce los problemas agrícolas al nivel de un obstáculo simple de la producción o a estrategias de la alimentación no es directamente comparable y compatible con el enfoque de trabajo en ecológico. De la misma forma, conclusiones generales derivadas del sistema de producción convencional no son compatibles directamente y así mismo no tienen la misma validez que las producciones de ganado en ecológico.

La investigación de la granja ecológica consiste en un sistema de monitorización de la calidad del proceso más que una evaluación de la calidad del producto final; teniendo en cuenta que el criterio para el método de producción está bien descrito y no se emplean sustancias no aprobadas durante todo el sistema de producción. Sin embargo, evitar residuos procedentes de pesticidas, tratamientos veterinarios antifúngicos, que podrían tener un efecto negativo para la salud humana son claramente parte de los puntos defendidos por el principio de salud.

Las granjas ecológicas, debido a la competencia que sufren por parte de las granjas convencionales, intentan maximizar la producción con un manejo lo menos intensivo posible (Mata Moreno *et al.*, 2003). Ya que la eficacia de las granjas ecológicas como sistema de producción está siendo cuestionada. Los productos ecológicos están dirigidos a un segmento de consumidores que buscan productos más sanos y demandan calidad. La ganadería ecológica conoce y asume la exigencia de un creciente número de consumidores que están siendo muy críticos con los productos de las granjas

convencionales (Sundrum, 2001) de manera que las granjas ecológicas para hacer frente a esta competencia deben ofrecer la calidad como punto fuerte de sus productos. Hoy en día se está desarrollando un mercado creciente debido a las profundas crisis que han sensibilizado a los consumidores de forma irreversible y sobre todo en la carne de vacuno (Caballero Luna *et al.*, 2003). Los consumidores de carne ecológica se preocupan por su salud y consecuentemente por su alimentación, buscan que los productos sean más sanos y que se obtengan protegiendo el medio ambiente y el bienestar animal (Caballero Luna *et al.*, 2003).

Tabla 9. Diferentes prioridades en sistemas de producción ecológicos y convencionales

Sistema ecológico	Sistema Convencional
Sistema de producción basado en el empleo de la tierra y alimentación animal ecológica	Minimización de costes de producción
Máxima eficacia dentro del sistema de explotación	Máximo rendimiento (producción de la canal, producción láctea)
Optimización de la calidad de los productos y procesado (salud y bienestar animal, producción respetuosa con el medio ambiente)	Maximización de la producción
Reducción de los costes de producción	Optimización de rasgos de calidad simples

Con respecto a los diferentes objetivos, prioridades, y diferentes condiciones de trabajo, ha de tenerse en cuenta que la producción de ganado en ecológico y convencional pertenece a sistemas de explotación diferentes. Así, la orientación tradicional que reduce los problemas agrícolas al nivel de producciones únicas o estrategias de alimentación no se puede comparar ni es compatible con el sistema ecológico. De la misma forma que las conclusiones generales del sistema de producción convencional no son directamente comparables y no tienen la misma validez que los sistemas de producción en ecológico.

Uno de los problemas clínicos más característicos del cebo en intensivo de terneros es la acidosis ruminal. Aunque es muy difícil valorar económicamente el impacto de los procesos patológicos en general y particularmente de los metabólicos, se han realizado estudios sobre signos patológicos evidentes. Así, Brent (1976 en Bacha, 2002) estudió la poliencfalomalacia y la ruminitis como problemas relacionados con la acidosis. Stock y Britton (1994 en Bacha, 2002) realizaron varios estudios sobre la incidencia de abscesos hepáticos que eran valorados en el sacrificio y su relación con los parámetros productivos, encontrando reducciones de hasta 16.1% de ganancia media diaria, 5.1% en el consumo diario y 13.9% en el índice de conversión (Bacha, 2002).

En los últimos tiempos se ha producido un crecimiento considerable en Europa en el número de granjas ecológicas, y que incluyen el ganado ecológico como uno de los cinco

productos más importantes de los generados por los sistemas ecológicos (Michelsen *et al.*, 2001). El mercado ecológico difiere producto a producto entre los distintos países europeos, en el caso de Austria, Dinamarca, Suiza y Finlandia la leche es el producto estrella, por detrás la carne de cerdo y de aves, mientras que la venta de huevos es menos importante en algunos países (Hermansen, 2003).

Actualmente, el mercado de producción animal ecológica es difícil en algunas regiones debido a desequilibrios entre la oferta y la demanda, la falta de disponibilidad de mataderos y plantas industriales de leche, y el pobre flujo de información entre productores y procesos. Los precios de los productos ecológicos se enfrentan a la misma presión del mercado de productos convencionales y deja un espacio muy pequeño para la inversión en salud animal. La falta de conocimiento parece estar también en las limitaciones externas. Podría parecer que la salud animal y seguridad alimentaria de las granjas ecológicas se viera potenciada si estuviera disponible un servicio de apoyo veterinario. Además, la introducción de mejores procedimientos de certificación y calidad en el manejo (ej. HACCP, Análisis de Peligro y Puntos de Control Críticos) en combinación con una trazabilidad mejorada, podrían mejorar la salud animal y seguridad alimentaria.

La producción ecológica se enfrenta a grandes desafíos con la búsqueda de un equilibrio e integración exitosa (Vaarst *et al.*, 2005). En el momento en el que las granjas ecológicas asumen su papel como sistema de producción surgen numerosas dificultades para este tipo de granjas, ya que por ejemplo para la producción láctea bajo las condiciones ecológicas, existe muy poca información acerca de la producción lechera del ganado vacuno en relación al efecto que desencadena la suplementación con productos ecológicos (Khalili *et al.*, 2002). En este contexto, se ha descrito el efecto negativo con carácter agravante que produce una reducción del nivel de suplementación en la producción láctea de la primera y segunda lactación por kg de suplementación de concentrado, adquiriendo mayor importancia la calidad del forraje para la producción láctea al combinarlo con una reducción de la suplementación. Es más, en ganado vacuno de alto potencial genético, la reducción del nivel de ingesta podría causar una movilización de las reservas y un balance energético negativo (Khalili *et al.*, 2002).

Así mismo, el potencial genético particular de cada animal que determinan las posibilidades de eficiencia de cubrir sus requerimientos nutricionales con un concentrado procedente de la granja, debería ser seleccionado durante la organización y establecimiento de la granja. Así mismo, animales con un nivel elevado de eficiencia, que requieren grandes cantidades de concentrado de origen industrial en los raciones de sus raciones no pueden ser empleados en las granjas ecológicas.

11.2. Etiquetado ecológico

Existe un creciente interés por la Agricultura Ecológica en Europa, tanto entre los consumidores, como también entre los productores y minoristas. El número de etiquetas referidas a ecológico o “eco” es mayor que antes. Este creciente interés en la agricultura ecológica abre un amplia variedad de posibles definiciones y perspectivas de cómo es entendida la agricultura ecológica.

Las instituciones españolas MAPA, CAAE (Comité Andaluz de Agricultura Ecológica) y CRAE (Consejo Regulador de Agricultura Ecológica) cuentan con normativa específica para la trazabilidad de animales y productos cárnicos de granjas ecológicas, mientras que en muchos otros países son parte de una legislación general nacional.

El control de los productos ecológicos abarca todas las fases del proceso de producción, incluido el almacenamiento, la transformación y el envasado. Una vez al año, como mínimo, se realizan inspecciones en las explotaciones, y también tienen lugar controles sin previo aviso. En caso de infracción a las normas, está prevista la aplicación de sanciones que incluyen, entre otras cosas, la supresión inmediata del derecho a alegar la condición de ecológico en relación con el producto de que se trate; dichas sanciones pueden endurecerse cuando el incumplimiento reviste mayor gravedad. Los productores agrarios están obligados a mantener un registro meticuloso de sus actividades y, en el caso de los ganaderos, llevar registros completos de sus sistemas de gestión del ganado.

11.3. Trazabilidad y calidad sensorial del producto ecológico

La calidad intrínseca o calidad del “producto” es directamente medible en el producto en sí mismo e incluye parámetros físicos, químicos y microbiológicos. El contenido de nutrientes, sabor, textura, olor y apariencia que son características de la comida pueden ser en estos productos beneficiosos para el consumidor. Residuos, toxinas y patógenos son riesgos potenciales y la medición de la seguridad alimentaria debería disminuir estos riesgos. Aspectos que no son detectables de forma directa en los productos forman parte de la calidad “extrínseca” o “del procesado”. Los objetivos de la certificación son asegurar estos aspectos que podrían dividirse en tres: ético (responsabilidad hacia el ser humano y animal), ecológico (responsabilidad hacia las diferentes partes del ecosistema a nivel mundial) y aspectos culturales de calidad (Walkenhorst, 2005).

Muchos consumidores de diferentes países europeos se preocupan por las cuestiones de salud y bienestar animal, en particular, esperan menos medicamentos y hormonas en el ganado ecológico (Zanoli, 2004). Sus expectativas en las que los animales se encuentran bajo un manejo ecológico y que los productos obtenidos son más sanos y mejores para el consumidor han sido expresados claramente durante los escándalos alimentarios ocurridos en Europa (escándalos de nitrofenol, crisis de la EEB). El temor desencadenado en los consumidores por estos escándalos alimentarios y por ciertos avances tecnológicos tales como la manipulación genética y la irradiación de los alimentos se ha traducido en una seria preocupación por las cuestiones relacionadas con la seguridad alimentaria, y en una creciente exigencia de garantías de calidad y de información adicional sobre los métodos de producción.

De hecho, en tiempos en que los escándalos aumentaban de forma creciente se ha observado un aumento de las ventas de productos cárnicos ecológicos (Bruhn *et al.*, 2003; en Zanoli, 2004). Si las expectativas de los consumidores, respecto a la cría de los animales ecológicos son la inexistencia o el mínimo número de tratamientos alopáticos posibles, al mismo tiempo también se busca el bienestar del animal siendo una cuestión de relevancia para los consumidores europeos (Zanoli, 2004). Por esta razón, se podría asumir que el permiso para el empleo de medicina alopática según la Norma CEE 2092/91, para evitar el sufrimiento o estrés de los animales se encuentra en consonancia con la

percepción de los consumidores europeos. Estas asunciones deben destacarse ya que no existe ningún organismo legislativo europeo que excluya completamente el uso de antibióticos.

Son numerosas las normativas privadas que no permiten el riesgo de uso de harinas de carne, materias primas como sangre y hueso (Demeter International, AT Bio, Bio Suisse, Demeter, Bioland, Soil Association) y también aquellas que tienen restricciones adicionales en relación a la composición y uso de sustratos hortícolas, en particular en la cantidad de productos de descomposición vegetal en los sustratos (Demeter International, Bio Suisse, Bioland, Naturland, Soil Association). El uso de sustratos es particularmente relevante para áreas especializadas de producción vegetal ecológica, tales como la producción de vegetales y plantas de ornamentación en invernaderos para los que no existe una normativa europea específica.

En un estudio comparativo realizado en 15 productos de alimentación en Francia se obtuvieron distintos niveles de contaminación (metales pesados, nitratos, nitritos, micotoxinas) en productos ecológicos y convencionales. Teniendo en cuenta los niveles máximos establecidos por la legislación, concluyeron que el riesgo para la salud de los consumidores podría suceder debido a una contaminación por micotoxinas si la comida contaminada fuera el principal contribuyente a la exposición total (Malmauret *et al.*, 2002). En relación a la calidad de la carne, un estudio comparativo realizado a nivel de matadero en Suecia se contabilizaron los registros patológicos encontrados en canales de 570000 vacas procedentes de granjas convencionales y 4949 vacas de ecológicas. Se observaron alteraciones patológicas en un 28% de las granjas convencionales frente un 27% de las granjas ecológicas. Entre los hallazgos, las parasitosis y miositis eosinofílicas fueron más frecuentes en las granjas ecológicas pero otras incidencias como abscesos, alteraciones hepáticas, mamitis y lipidosis presentaron una menor incidencia en las canales de ganadería ecológica (Hansson *et al.*, 2000).

Existe una percepción de los consumidores de que la comida ecológica es una comida más sana, lo cual es también difícil de definir, debe poseer un reducido riesgo de pesticidas y residuos de medicamentos veterinarios como resultado del sistema de explotación, y deben existir pocos aditivos empleados en el procesado de los alimentos. Sin embargo, existen menos evidencias de que los productos procedentes de ambos sistemas difieran significativamente en términos de contenido nutritivo, e incluso si existen esas pequeñas diferencias tales como contenido vitamínico o de ácidos grasos, todavía existen menos evidencias en términos de salud humana, haciéndose necesario realizar estudios epidemiológicos en consumidores de productos ecológicos y de productos convencionales. Simultáneamente, serían indispensables para ampliar información en este campo realizar estudios de intervención dietéticos en grupos pequeños y definidos de consumidores de ambos productos (Walkenhorst, 2005). Con respecto a la calidad de la carne, en un estudio comparativo entre granjas ecológicas y convencionales realizado en Alemania (Sundrum, 2001) se encontró una asociación aunque no muy importante entre el sistema de producción y la calidad del producto obtenido. En gran parte, las granjas ecológicas se adecuan al alto grado de exigencia que los consumidores demandan en la calidad de los productos obtenidos, además ciertos valores añadidos se potencian como la biodiversidad, conservación de especies, protección de la naturaleza, etc., todos ellos íntimamente relacionados con el sistema de producción. Según Branscheid (1996) la

canal en el sistema de producción ecológico presenta una menor calidad puesto que la suplementación energética es reducida como corresponde a un sistema en extensivo, mientras que los sistemas intensivos son beneficiados por su método de producción en la obtención de una mejor calidad de carne. Esta situación desfavorecedora, podría compensarse mediante el uso de razas adaptadas a este tipo de nutrición, renunciando a una mayor ganancia diaria de peso del ganado, pero obteniendo un sabor óptimo generado por la grasa infiltrada mucho más apreciado por los consumidores tanto en ganado vacuno (Claus, 1996; Razminowicz *et al.*, 2004) como en porcino (Sundrum *et al.*, 2000).

La carne ecológica deben ofrecer además de calidad, cualidades organolépticas diferenciadas: recuperación del sabor, aroma, textura y aspecto de la “auténtica carne” siendo muy importante para su consecución una buena alimentación del ganado (Mata Moreno *et al.*, 2003).

Los factores de producción ganaderos que más influyen en las características organolépticas son:

- La genética (raza/cruce y sexo) determinan la velocidad de crecimiento, índice de conversión, conformación de la canal, calibre de la fibra muscular, precocidad y grado de infiltración grasa, entre otras.
- La alimentación afecta al sabor, color, nivel de infiltración y perfil graso.
- Las condiciones de alojamiento y ejercicio afectan a la textura e infiltración grasa.
- El peso y edad de sacrificio determinan junto a los anteriores la ternura y jugosidad (Caballero Luna *et al.*, 2003).

11.4. Perspectivas del mercado ecológico

Actualmente la estructura de comercialización está muy poco desarrollada debido, por un lado al bajo consumo interno existente, que está agravado por los costes superiores de distribución que conlleva y por otro lado, a los mayores gastos que se producen en la obtención de estos productos.

Cálculos realizados en sistemas de producción lechera en ecológico en Noruega muestran pérdidas sustanciales del orden de un 6-8% de los ingresos netos al cambiar de un 85% a un 100% de comida ecológica destinada al consumo de animales en ecológico. Alimentos ricos en proteínas, especialmente con un mayor contenido de aminoácidos esenciales, son particularmente caros y podrían dificultar el conseguir calidad dentro de este sistema debido a que el suministro es más bajo que la demanda en algunas regiones de la UE (Padel, 2005).

11.5. Factores de variación en la uniformidad del producto vs. diversidad de la granja ecológica

La importancia del manejo en las explotaciones ecológicas radica en que en función de cómo se someten las granjas a la normativa de forma individual (independientemente del tipo de explotación al que pertenezca) se explican las diferencias obtenidas en salud animal y calidad de los productos obtenidos que son destinados al mercado. La calidad de

producción depende por tanto del manejo intra-granja, mostrándose así una gran variabilidad en la producción ecológica e intensiva (Sundrum, 2001).

Verhoog *et al.* (2003) afirmaron que aunque la agricultura ecológica es diversa, hay una tendencia en la sociedad y política a potenciar la agricultura ecológica hacia la uniformidad. La principal preocupación del público radica en la contaminación ambiental, la seguridad alimentaria y el origen natural de los aditivos alimenticios. Sin embargo, la reducción de estos problemas para la sociedad por parte de la agricultura ecológica, como la contaminación, medio ambiente y seguridad alimentaria no refleja la totalidad de los objetivos de la agricultura ecológica.

Debido a la variación extrema en términos de geografía y sistemas de producción útiles en diferentes enclaves a través de Europa, llega a ser incluso más difícil generalizar la calidad del producto, y predecir la variación debido a las prácticas de alimentación a través de los diferentes países, regiones y estaciones (Rembalkowska y Ellis, 2005). Existen no sólo variaciones culturales, regionales o nacionales, sino también diferencias entre operadores ecológicos, mostrando diferentes perspectivas de lo que debería considerarse. De alguna forma estas diferencias reflejan los motivos por los que una persona o grupo se compromete con la agricultura ecológica. Por ejemplo, el interés particular de un consumidor interesado en comprar ecológico por su propia salud, mientras que el interés del minorista podría ser la de ofrecer una línea de productos alternativos. Estas diferencias son la expresión de ciertos valores y actitudes en relación a la ganadería ecológica y que permanece influida por una perspectiva propia (Organic Revision, 2007).

12. Asesoramiento técnico veterinario en las granjas ecológicas

La rápida expansión de las granjas ecológicas ha planteado numerosos desafíos dentro de los sistemas para la producción animal. Al ir dándole importancia a la salud y bienestar animal se han ido potenciando ciertas restricciones referidas a la salud animal que de forma rutinaria se emplean en las granjas convencionales (Vaarst *et al.*, 2005). De manera que desde sus inicios se fue desarrollando como una alternativa a la agricultura convencional predominante (Hermansen, 2003).

Al mismo tiempo que van en aumento las granjas ecológicas se va requiriendo mayores investigaciones, asesoramiento agrícola, además de un especial conocimiento de estas granjas. Los veterinarios en estas granjas todavía realizan servicios veterinarios y programan tratamientos sin especialización (Benedsgaard *et al.*, 2003).

El trabajo del veterinario consiste en solventar los conflictos generados entre los objetivos y los distintos puntos que la legislación de estas granjas abarca con el fin de aproximarse así a sus metas (Hovi *et al.*, 2003). Desde el momento en el que la sanidad animal se conecta con la higiene, alimentación y producción, bienestar animal y prácticas de manejo del ganado vacuno y que se integran en el medio ambiente se requieren muchas más investigaciones en este campo multidisciplinar.

El papel del veterinario en la Ecotoxicología y Sanidad Ambiental es imprescindible. Es difícil valorar las consecuencias de la liberación de las sustancias tóxicas debido a la capacidad y la adaptación de los sistemas biológicos. Los controles biológicos de los puntos peligrosos se apoyan en un conocimiento profundo sobre los animales silvestres, así como de los domésticos que viven en condiciones ecológicas, ya que viven al aire libre y se alimentan de productos locales, de manera que la salud del ganado ecológico y su producción podrían emplearse como indicadores de la salud ambiental. En los ecosistemas ganaderos ecológicos forman parte integrante de la biocenosis muchos agentes bióticos del ciclo biológico exógeno que se desarrolla en el medio natural, como la mayoría de los parásitos de rumiantes, y algunos microbios patógenos, entre bacterias y virus, habitualmente mantenidos bajo las condiciones de normalidad en situación de equilibrio, objetivo prioritario de la gestión sanitaria de la ganadería ecológica (García Romero y Bidarte Iturri, 2005). Podría valorarse el impacto ambiental mediante diferentes parámetros de estudio local, regional o global (englobando una granja ecológica o un grupo de ellas) y que puedan valorar todos los componentes de la granja: fertilidad del rebaño, tasa de mortalidad, cualidad de la dieta, ingesta diaria, y rendimiento animal. Otras cuestiones que se le plantean al veterinario son por ejemplo la calidad de los suelos, si son “más sanos”, si son más nutritivos los alimentos orgánicos, etc., posibles alteraciones en estos factores podrían desencadenar alteraciones en el animal y que tienen en estas cuestiones su origen.

En la óptica de trabajo clínico realizado por el veterinario, dependiendo de los desafíos de enfermedades nacionales y locales y sobre todo del estado de salud existente en el rebaño, se ha demostrado que es particularmente importante contextualizar medidas de control de seguridad sanitaria a nivel de la granja, con el intento de garantizar la sostenibilidad financiera de las inversiones que se requieren (Stott *et al.*, 2003; en Hovi, 2003).

Veterinarios, consultores e inspectores a menudo presentan una falta de conocimiento básico de los principios y prácticas y no tienen la preparación suficiente en manejo de prevención sanitaria y opciones de tratamientos alternativos. La actual competencia que ofrece el servicio veterinario podría también no facilitar la provisión de un manejo que potencie la salud animal.

12.1. Planes de Salud

El servicio veterinario debe trabajar en la mejora de la granja dentro de su certificación ecológica. Debido a la gran variación entre las granjas ecológicas, existe la necesidad de desarrollar estrategias altamente relacionadas con la situación específica de cada una. Esta demanda conlleva la necesidad de implantar un plan de salud con el objetivo de mejorar la eficiencia de herramientas para la prevención y reducción de la morbilidad y mortalidad de la granja. Para ello se debería llevar a cabo el siguiente cronograma de actuación, en primer lugar una evaluación del estatus actual de la granja y en segundo lugar el establecimiento del plan de salud y manejo consecuente.

Aunque no todos los veterinarios estén totalmente familiarizados con los principios de la ganadería ecológica, sus conocimientos de medicina preventiva veterinaria, su

comprensión de la situación local en relación a las enfermedades que se presentan y de la situación particular de cada granja en cuanto a pasado y presente y los registros de salud y bienestar son de suma importancia para el buen funcionamiento (DEFRA, 2002).

Un plan de salud debe ser específico y dinámico, conlleva un tiempo razonable para la consecución de sus objetivos. Los planes de salud, en la mayoría de los casos, requieren un formulario de trabajo, que no suele ser del gusto de los ganaderos. La metodología para el registro de las incidencias de la granja debe ser simple. Inicialmente, habría un amplio rango de diferentes estados de salud en las granjas categorizadas como “bueno” o “malo”. La implantación de los planes de salud implica tiempo y dinero para el ganadero y para el cuerpo de certificación. Los costes del veterinario se elevarán si todos los tratamientos son administrados por el veterinario y los beneficios que impliquen costes adicionales deben ser transparentes (Smolders, 2004).

Los ganaderos deben motivarse para mantener los registros demostrando los avances directos para él, su economía, bienestar animal y los menores problemas y trabajo que se han de realizar con los animales enfermos (Smolders, 2004). A nivel de la granja, cada granja necesita tomar sus propias decisiones en medidas de seguridad sanitaria. Además de este desafío básico, las granjas ecológicas tienen ciertos desafíos específicos de la normativa de sistemas de producción ecológica.

El manejo de la salud debe ser implantado para toda la granja, no sólo para los animales enfermos. La salud no comienza con la administración de un tratamiento, sino con el método de cría, la rotación de cultivos y alimentación, manejo animal, estabulación, etc. Por otro lado, los objetivos serían más realistas si los planes se centran en pocos tópicos al mismo tiempo (Smolders, 2004). Se ha sugerido que ciertas normas sanitarias necesitarían llevarse a cabo para la adecuación de las granjas para que así pudieran entrar en el proceso de certificación finalmente (Smolders, 2004). Estos objetivos deben ser parte de un procedimiento de inspección y deben ser transparentes como las posibles mejoras que se puedan conseguir del estado de salud de la granja.

Es esencial conocer el patrón de enfermedades de la explotación de forma pormenorizada. Sirva de ejemplo, el estudio de incidencia de mamitis se realizará en función de la edad, producción lechera del animal y del tamaño del rebaño, las alteraciones reproductivas en función del número de partos, índices de reproducción en función de la calidad nutritiva durante el invierno y las incidencias de desórdenes metabólicos en función de la producción del rebaño, ya que se ha sugerido en diversos estudios que ésta podría ser la causa de su disminución en comparación con las granjas convencionales. Se podrá establecer así un baremo de lo que puede considerarse como “permitido” o prioritario en el protocolo de actuación que realizará el veterinario en esa determinada granja.

La normativa europea requiere que el ganado ecológico desarrolle un plan de reducción de enfermedades o un plan de salud para el rebaño en colaboración con el asesoramiento veterinario. En Finlandia, se están realizando planes de salud con registro de tratamientos de residuos, pero no se incluyen las intervenciones veterinarias. En Noruega, existe un chequeo del manejo y planificación sanitario por parte de los ganaderos y que incluye el análisis de los alimentos. En Holanda, tanto a las granjas ecológicas como las convencionales de vacuno de leche se les exige un control del manejo de la cadena, incluyendo inspecciones regulares a la granja sobre la salud y bienestar de los animales

por medio de un inspector veterinario, con el registro de enfermedades y tratamientos (Smolders, 2004). Algunos participantes en planes de salud previos sintieron que funcionarían mejor con herramientas de formación para ganaderos y otros operadores, más que con el cumplimiento de medidas obligatorias (Smolders, 2004). También consideraron que los planes de salud solo deberían incluir legislación y requerimientos concernientes a enfermedades contagiosas y zoonosis. La mayoría de los ganaderos no saben cual es el estado de los animales de su granja. Las enfermedades deben ser monitorizadas en todas las granjas. Es obvio que estos requerimientos deben ser específicos para cada país, reflejando las diferentes enfermedades endémicas en los diferentes países (Smolders, 2004). Algunos consideran que la introducción de HACCP en las granjas sería útil, de hecho en algunos países, la investigación está orientada ya a la búsqueda de potenciales HACCP y de dificultades a nivel de la granja. También se consideró la posibilidad de que a pesar de que es mejor motivar a los ganaderos para mantener a sus animales en buen estado de salud, es posible que se penaran con sanciones en caso de la falta de cumplimiento de hecho el Reino Unido, ya se ha llevado a la práctica, una granja puede perder su certificación si el veterinario y la normativa referida a la sanidad animal no se cumplen o los problemas sobre la falta de bienestar animal no se localizan para su solución.

13. Futuras implicaciones. Investigación en ganadería ecológica

Los objetivos de las granjas ecológicas junto con las bases en las que se fundamenta, no deben considerarse como fines en sí mismo sino como un medio, de manera que podrían verse modificadas con los años si aparecen nuevos conocimientos que optimizan estos valores (Sundrum, 2001).

Los investigadores de granjas ecológicas han estado preocupados en solventar los problemas de carácter agudo y de forma práctica. De manera que han dedicado su investigación a la urgente necesidad de encontrar soluciones a los problemas a los que se enfrentan los productores de estas granjas (Lund y Algers, 2003).

Los veterinarios de las granjas ecológicas preocupados por solventar los problemas de carácter agudo han dedicado su estudio a necesidades urgentes siendo necesaria mucha más investigación en todas las áreas integrantes de esta unidad. Desde la UE se fomenta el intercambio de conocimientos sobre agricultura ecológica en orden de optimizar los recursos destinados a esta investigación, así se han creado varios grupos de trabajo conjunto como "*European Network of Organic Farming*" (ENOF) y "*Network for Animal Health and Welfare in Organic Agriculture*" (NAHWOA), encargadas de realizar seminarios y puesta en común de los trabajos realizados en temas monográficos (Torre, 2001).

Centros de Investigación más relevantes:

- Dinamarca con *Danish Centre for Organic Farming* (DARCOF) que coordina a unos 100 investigadores y 13 institutos, con un presupuesto público de investigación en el periodo 1996-99 de 13,4 millones de euros y un gasto en 1997 de 6.2 millones euros (Torre, 2001).
- El *instituto de investigaciones para la agricultura orgánica* (FiBL-Suiza) fue constituido como una fundación privada por agricultores, científicos y políticos en 1973. Actualmente, el instituto tiene más de ochenta científicos y empleados técnicos y cuenta con el liderazgo mundial como centro competente en investigación de la agricultura orgánica, asesoramiento, cooperación en el desarrollo y documentación. Desde hace muchos años, el FiBL fundado en el año 2001. se compromete en el desarrollo de la agricultura orgánica, también a un nivel internacional (por ejemplo: International Federation of Organic Agriculture Movements IFOAM, Internationale Organic Accreditation Service IOAS, International Society of Organic Agriculture Research ISOFAR, etc.). El FiBL cuenta con una gran competencia en el manejo ecológico de los suelos y en la producción de plantas, en la salud holística de los animales, en la etiología del animal, mejoramiento y cría a base de métodos orgánicos, en la socioeconomía, en análisis completos de los mercados orgánicos y en el procesamiento y elaboración de alimentos ecológicos. Además de la investigación práctica, se tiene un alto valor en la transferencia de conocimientos hacia el medio agrícola orgánico por medio de asesorías, cursos, expertos, métodos modernos de documentación (revistas para productores, folletos técnicos, libros especializados, servicios en la red).
- También existen departamentos de investigación dedicados exclusivamente a la agricultura ecológica en Alemania (Universidades de Hohenheim, Rostock, Munich, Kassel, Bonn); Holanda (Universidad de Wageningen), Noruega (Norwegian Centre for Ecological Agriculture (NORSOK) y Norwegian Institute for Agronomic Research (NILF). Inglaterra (Welsh Institute of Rural Studies (WIRS), Aberdeen University (AUCOA), Veterinary Epidemiology and Economics Research Unit (VEERU) de Reading University) (Torre, 2001).
- Existen también proyectos integrados como QLIF (Quality Low Input Food) vigente en la actualidad hasta el 2009, cuyos objetivos son la mejora de la calidad, asegurar la seguridad alimentaria y reducir costes e insumos externos en los productos ecológicos, a través de la investigación y divulgación en la que están involucradas más de 30 Instituciones, Compañías y Universidades Europeas.
- En España no existe un plan concreto para el desarrollo de la investigación en agricultura ecológica, aunque si varias iniciativas desde diferentes departamentos de algunas universidades (Facultad de Veterinaria de Córdoba, Instituto de Sociología y estudios campesinos de la Universidad de Córdoba, Producción Animal de la Universidad de León, Universidad de Barcelona) (Torre, 2001).

Material y Métodos

Para llevar a cabo los objetivos planteados en la presente Tesis Doctoral se llevaron a cabo 3 diseños experimentales diferentes.

1. Diseño experimental para el estudio de contaminantes orgánicos (Capítulo I)

1.1. Selección y recogida de muestras

Se recogieron un total de 101 hígados de terneros, 72 de Galicia (zona rural) y 29 de Asturias (zona industrializada), procedentes de 35 granjas diferentes. La toma de muestras tuvo lugar en seis mataderos entre abril y junio de 2006. Previo al sacrificio se seleccionaban los animales a muestrear de acuerdo con las características descritas de forma pormenorizada en el Capítulo I. La información de cada ternero se obtenía a partir de la documentación que acompañaba al ternero al matadero (DIB: Documentación de Identificación Bovina). Ya en este momento se asignaba a cada animal el código de identificación empleado en este estudio.

Las muestras de hígado se tomaron del lóbulo *caudatum* fueron depositadas en hielo inmediatamente después de la recogida, transportadas al laboratorio y almacenadas a -18 °C hasta su procesado. Cada muestra de hígado fue descongelada y troceada en pequeños fragmentos mezclados de nuevo y triturados para que conseguir la homogeneización completa de cada hígado.

1.2. Determinación analítica

De cada muestra se procesaron y analizaron varias submuestras de forma separada. El peso medio de cada submuestra (\pm DS) fue 1.061 (\pm 0.030). Las fases de extracción, limpieza y análisis de las muestras se realizaron mediante el método descrito por Shore *et al.* (2001). Brevemente, cada submuestra se mezcló con arena purificada (Laboratorios VWR®, Reino Unido) que había sido tratada con un lavado ácido y mezclada con anhídrido sodio sulfato (Laboratorios VWR®, Reino Unido), y a continuación se llevó a cabo la fase de extracción con 50 ml de 50:50 hexano/acetona (Laboratorios Rathburns, Reino Unido). El extracto lipídico se secó de forma completa (volumen cero), se resuspendió en hexano (5 ml). Se transfirió 1 ml del extracto a una columna capilar de alúmina (0.8 g of 5% óxido de aluminio desactivado) (Laboratorios Sigma-Aldrich®, Reino Unido) a los que se les añadió en 5 pasos volúmenes de 1 ml de hexano al volumen final se le añadieron 50 μ l de Diclobenilo (estándar interno). Las muestras se almacenaron en una habitación oscura durante 15 días tras los cuales se llevó a cabo su análisis justo después de ser transferidas a viales (150 μ l) para su análisis mediante la técnica cromatográfica de gas con detección de electrón capturado (**Tabla 1**) empleando un

equipo formado por el cromatógrafo de masas (GC-ECD, Modelo Agilent 6890), una microjeringa de 4 µl de volumen de inyección (Modelo Agilent 7673), una manga de inyección (Modelo Agilent PTV) y un microdetector de captura de electrones (Modelo Agilent Micro ECD) los dos últimos con control electrónico de presión.

Siete pesticidas organoclorados (HCB, α-HCCH, φ-HCCH, HEOD, DDT, TDE) y 34 compuestos PCBs (8, 18, 28, 29, 31, 52, 77, 101, 105, 114, 118, 123, 126, 128, 138, 141, 149, 153, 156, 157, 167, 169, 170, 171, 180, 183, 187, 189, 194, 199, 201, 205, 206 y 209) fueron analizados. Los picos se identificaron por comparación de sus tiempos de retención con los de estándar analizados al mismo tiempo. Las concentraciones de los analitos se calcularon mediante técnicas internas estandarizadas.

Tabla 1. Programa para el análisis de pesticidas por Cromatografía de gas con detección de electrón capturado (GC-ECD)

	Tª inicial	Tiempo inicial	Tª máxima	Tiempo de calibración
<i>Fase Inicial</i>	50° C	2.00	360°C	0.50 min.
	Pasos	Ratio (°C/min)	Tª final	Tiempo final
<i>Fase intermedia</i>	1	45.00	200	0.00
	2	2.00	240	0.00
	3	2.00	285	0.00
	4	50.00	325	10.00
	Tª final	Tiempo final	Tiempo de lectura	
<i>Fase Final</i>	0°C	0.00 min.	58.6 min.	

1.3. Control de calidad

Durante todo el estudio se llevó a cabo un estricto programa de control de calidad analítica. En cada lote de 18 muestras se incluían 2 muestras de hígado de cerdo, a una de ellas se le añadía 50 µl de OC Sub-master (HCB, α-HCCH, φ-HCCH, HEOD, DDT, TDE) y de 50 µl de PCB Sub-master (8, 18, 28, 29, 31, 52, 77, 101, 105, 114, 118, 123, 126, 128, 138, 141, 149, 153) antes de la fase de extracción.

2. Diseño experimental para el estudio de niveles de metales tóxicos y esenciales (Capítulos II, III y V) y perfil metabólico (Capítulo IV) en terneros procedentes de sistemas de producción intensivos, ecológicos y convencionales en Galicia

Las prácticas ganaderas en las granjas intensivas de vacuno de carne en Galicia están altamente estandarizadas. El mayor componente de la ración (70-90%) lo constituye un concentrado importado y el resto de la ración está constituida por forraje que se produce de forma local o se importa (10-30%); el ganado vacuno se cría en estabulación permanente.

Por el contrario, las prácticas ganaderas de las granjas convencionales y ecológicas son más variables. Las granjas convencionales en Galicia se caracterizan por ser pequeñas explotaciones, que se proveen de recursos propios para la alimentación del ganado dependiendo de cultivos locales principalmente. La suplementación extra de concentrado se ofrece de rutina a los animales para alcanzar un nivel de producción económico. Aunque la ración está compuesta principalmente por leche materna (50-90%) y forraje local (pasto fresco o heno), el resto de la dieta se completa con concentrado comercial. Los terneros se crían mediante un sistema de estabulación permanente, semi-extensivo o extensivo.

Las muestras se obtuvieron de terneros procedentes de granjas situadas en los Ayuntamientos de Baralla (latitud 42°52', longitud 7°23'), Montederramo (latitud 42°16', longitud 7°30') y Vilalba (latitud 43°18', longitud 7°40') (**Mapa 1**).

Para minimizar la influencia de otros factores de variación sobre la acumulación de metales tóxicos y esenciales, y poder de esta forma evaluar el efecto del sistema de explotación (convencional, intensiva y ecológica) sobre los mismos, se seleccionaron explotaciones de características similares procedentes de la misma región geográfica. En cada zona, se seleccionó una granja ecológica, una convencional y una intensiva, situadas en las proximidades para llevar a cabo nuestro estudio.

La información detallada de las granjas seleccionadas, incluyendo prácticas de alimentación y de manejo, se presentan de forma pormenorizada en los Capítulos II, III y IV.

2.1. Selección y recogida de muestras

2.1.1. Suelos

La recogida de muestras de suelo se llevó en a cabo en junio del 2003 según un protocolo de recogida de las mismas empleando una sonda helicoidal en puntos de superficie libres de materiales vegetales y escombros seleccionados en los terrenos más representativos de cada granja. Las muestras se tomaron desde la superficie hasta una profundidad de 15 cm realizando un *pool* de muestras con un total de 5 submuestras de un área 1x1 de inspección.

Las muestras se dispensaron en bolsas de plástico y se sellaron para su transporte y almacenamiento. En el laboratorio, se secaron y se molieron para obtener fracciones menores de 0.5 mm.



Mapa 1. Localización de las granjas de estudio

2.1.2. Alimentos (forrajes y concentrados)

La recogida de las muestras de forrajes y concentrados se llevó a cabo en junio del 2003 siguiendo la normativa CEE 2005/6. Para la toma de muestras se llevó a cabo la recogida de muestras elementales para generar una muestra global. Una muestra global es un conjunto constituido por tomas en distintos puntos de la misma partida, homogeneizada o no. Los aparatos y utensilios destinados a la toma de muestras de los piensos para animales se encontraban perfectamente limpios y secos de un material que no produjese alteración alguna del material muestreado. Para la toma de muestras de los concentrados a partir de la partida de pienso de la explotación a muestrear se emplearon recipientes sólidos y herméticos para su transporte. Para los forrajes se recogieron muestras elementales de forraje que representativamente estaría disponible para la alimentación de los terneros (pasto en las fincas de la explotación, heno y silo en la granja) empleando bolsas portaporciones de utilización única, de material plástico flexible y de una dimensión aproximada de 30-40 cm. En el laboratorio se dispensaron para formar una muestra global a partir de muestras reducidas (obtenidas a partir de la reducción de una muestra global), y las muestra de forrajes se secaron y se molieron para obtener fracciones menores de 0.5 mm.

2.1.3. Animales

2.1.3.1. Recogida de sangre

Para conseguir un número representativo de muestras de sangre durante todo el ciclo de producción del animal, se realizaron al menos dos muestreos en cada granja entre marzo del 2003 y febrero del 2004. Se recogieron muestras de sangre de animales con edades comprendidas entre 3 y 10 meses, asegurando que cada animal sólo fue muestreado una vez.

La toma de muestras se realizó siempre a la misma hora de la mañana. Los animales eran pasados por la manga, se pesaban y posteriormente se procedía a la extracción de 40 ml de sangre de cada animal mediante punción de la vena yugular. Se utilizaron agujas estériles (Microlance®, Braun, Barcelona) de 1,2 x 40 mm de diámetro y jeringas de 20 ml (Omnifix®, Braun, Barcelona). La sangre obtenida se distribuía en tres tipos de tubos Vacutainer®: un tubo con heparina (10 ml) para obtención de plasma, un tubo con EDTA (10 ml) para los análisis hematológicos y dos tubos sin aditivos para la obtención de suero (2x10 ml). Estas muestras fueron trasladadas al laboratorio en condiciones de refrigeración.

De los tubos con EDTA se tomaba una pequeña alícuota se ultracentrifugaba en capilares y se realizaba la lectura del valor de proteínas totales por refractometría. El resto de la muestra original se centrifugaba a 1200 rpm durante 10 minutos para obtener plasma (centrifuga Kubota 2700, Kubota Corporation, Tokio), luego se colocaba en tubos eppendorf con la correspondiente identificación y se almacenaban a -20°C hasta su posterior análisis laboratorial.

2.1.3.2. Recogida de tejidos tras el sacrificio

A la hora de seleccionar el tipo de muestras para evaluar la acumulación de metales tóxicos y esenciales en terneros se tuvieron en cuenta los siguientes criterios:

- Hígado: Se trata de la muestra más adecuada para la acumulación de metales tóxicos por su gran capacidad bioacumulativa. Es además el tejido mejor indicador del estatus orgánico de la mayoría de los elementos esenciales.
- Riñón: Junto con el hígado son las dos muestras de elección en los estudios de bioacumulación por metales tóxicos.
- Tejido muscular: por su importancia en la alimentación humana.

A nivel de matadero, se recogió también información acerca de las canales (peso, rendimiento, etc.), posibles lesiones anatomopatológicas y otras incidencias.

Para evitar fuentes de variación las muestras se recogieron siempre de la misma procedencia mediante el empleo de cuchillos de plástico para evitar contaminación. Las muestras de alrededor de 200 g se tomaron del lóbulo caudatum en el hígado y la mitad anterior del riñón derecho (incluyendo corteza y médula para asegurar que la muestra fuese representativa de todo el órgano). Las muestras se colocaron en bolsas de polipropileno y se mantuvieron refrigeradas hasta su transporte en el mismo día al laboratorio.

Una vez en el laboratorio, las muestras se limpiaron de grasa, tejido conectivo y principales vasos sanguíneos y se homogeneizaron. De cada muestra se tomaron 3 submuestras de 10 g aproximadamente en bolsas de polipropileno, las cuales se identificaban con el código del animal. Todas las muestras se congelaron a -18°C hasta su posterior análisis laboratorial.

2.2. Preparación de las muestras y determinaciones analíticas

La digestión ácida de las muestras (suelos, forrajes y tejidos animales) para el análisis de metales tóxicos y esenciales se realizó en un sistema de microondas marca Milestone Ethos Plus (Italia), equipado con vasos de alta presión.

La determinación de los niveles de metales tóxicos y esenciales se llevó a cabo por Espectroscopía de Emisión con Fuente de Plasma Acoplado (ICP-OES). Los análisis se realizaron en el Laboratorio FISQUITECNAL perteneciente a los Servicios Centrales de la Universidade de Santiago de Compostela y Espectroscopía de Masas con Fuente de Plasma Acoplado (ICP-MS; VGEIelemental PlasmaQuad SOption). Los análisis se realizaron en el Laboratorio de ICP-MS de los Servicios erais de Apoio á Investigación pertenecientes a la Universidade da Coruña.

La determinación de los parámetros metabólicos se llevó a cabo empleando kits comerciales en un espectrofotómetro de luz ultravioleta visible Perkin Elmer® modelo Lambda 2.

Todas las soluciones se prepararon con agua ultrapura con una resistividad específica de $18\text{ M}\Omega\cdot\text{cm}$, obtenida a través de un sistema de purificación de agua Millipore (modelo Milli-Q Plus).

Para evitar problemas de contaminación debido a los detergentes o a las propias muestras todo el material de vidrio (tubos de digestión y almacenamiento, probetas, matraces aforados, frascos de almacenamiento, etc.) se lavó con agua después de cada uso y se mantuvo en una solución de ácido nítrico al 10% durante al menos 24 horas, finalmente se aclaró 3 veces con agua desionizada y se mantuvo en un lugar libre de polvo hasta su uso.

2.2.1. Digestión ácida de las muestras

2.2.1.1. Suelos

Una submuestra de 0.5 g fue digerida en triplicado en 3 ml de ácido nítrico concentrado (Suprapur Grade, Merck) y 6 ml de ácido clorhídrico.

Las muestras de suelo se digirieron empleando las condiciones que aparecen en la **Tabla 2**.

2.2.1.2. Alimentos

Una submuestra de 0.5 g fue digerida en 8 ml de ácido nítrico concentrado (Suprapur Grade, Merck) y 2 ml 30% peróxido de nitrógeno (forraje y concentrado).

Las muestras de forraje y concentrado se digirieron empleando las condiciones que aparecen en la **Tabla 2**.

Tabla 2. Programa de digestión empleado para la digestión ácida de las muestras de suelo y alimentos (forrajes y concentrados) empleando un microondas marca Milestone (modelo Ethos Plus, Italia)

Paso	Tiempo	Temperatura	Potencia
<i>suelo</i>			
1	10 minutos	200°C	1000 W
2	10 minutos	200°C	1000 W
3	5 minutos	220°C	1000 W
4	15 minutos	220 °C	1000 W
<i>alimentos</i>			
1	5 minutos	180°C	1000 W
2	10 minutos	180°C	1000 W

2.2.1.3. Tejidos animales

Todas las muestras de hígado, riñón y músculo (2 gramos aproximadamente) se pesaron de forma precisa en los vasos de digestión utilizando una balanza electrónica SALTER-AND, modelo ER-60A.

A cada muestra se le añadieron 5 ml de ácido nítrico concentrado, (Suprapur grade, Merck), 2 ml de peróxido de hidrógeno 30 % p/v y 1 ml de agua ultrapura. A continuación se cerraron los vasos y se sometieron a un proceso de digestión cuyas características aparecen reflejadas en la **Tabla 3**. La solución resultante se diluyó con agua ultrapura hasta un volumen final de 25 ml y se almacenó en tubos de polipropileno hasta su

posterior análisis químico, momento en el que se prepararon las diluciones adecuadas para trabajar en el rango de linealidad, dependiendo de la concentración de metal en las distintas muestras tisulares.

Tabla 3. Programa de digestión empleado para la digestión ácida de las muestras tisulares (hígado, riñón, músculo) empleando un microondas marca Milestone (modelo Ethos Plus, Italia)

Paso	Tiempo	Temperatura	Potencia
1	5 minutos	180°	1000 W
2	10 minutos	180°	1000 W

2.2.2. Determinación de los niveles de metales tóxicos y esenciales por IPC-MS y IPC-OES

2.2.2.1. Condiciones de análisis

El análisis de los elementos se llevó a cabo en IPC-MS y IPC-OES. Las condiciones de trabajo aparecen reflejadas en las **Tablas 4 y 5**. Los metales presentes en bajas concentraciones como arsénico (As), cromo (Cr), cadmio (Cd), níquel (Ni), mercurio (Hg) y plomo (Pb) fueron determinados mediante Espectroscopía de Masas con Fuente de Plasma Acoplado (ICP-MS; VGEElemental PlasmaQuad SOption) mientras que metales con mayores concentraciones como cobre (Cu), hierro (Fe), manganeso (Mn), molibdeno (Mo), selenio (Se) y zinc (Zn) fueron determinados con Espectroscopía de Emisión con Fuente de Plasma Acoplado (ICP-MS; Perkin Elmer Optima 4300 DV).

Tabla 4. Condiciones instrumentales para el análisis de metales por Espectroscopia de Emisión con Fuente de Plasma Acoplado (ICP-OES)

Potencia	1 Kw
Flujo de plasma	15 l/min
Flujo gas auxiliar	1.5 l/min
Presión nebulizador	150 Kilopascales
Velocidad muestra	25 rpm

Tabla 5. Condiciones instrumentales para el análisis de metales por Espectroscopia de Masas con Fuente de Plasma Acoplado (ICP-MS)

Potencia	1.40 Kw
Flujo de plasma	17.0 l/min
Flujo gas auxiliar	1.65 l/min
Flujo de Aire	0.99 l/min
Velocidad muestra	3 rpm

2.2.2.2. Cálculo de las concentraciones de metales en las muestras

Para calcular la concentración de los metales analizados en las muestras se empleó la siguiente fórmula:

$$K = \frac{(a - b) \times V}{m}$$

Donde K = concentración en la muestra (mg/kg), a = concentración en la solución ($\mu\text{g/l}$ o mg/l), b = concentración media del blanco ($\mu\text{g/l}$ o mg/l), V = volumen final de la muestra (ml), m = peso de la muestra (g).

Para calcular las concentraciones medias de metal en los tejidos analizados, a las muestras con niveles por debajo del límite de detección se les asignó un valor igual a la mitad del límite de cuantificación.

2.2.2.3. Control de calidad

Durante todo el estudio se llevó a cabo un estricto programa de control de calidad analítica. En cada lote de 10 muestras se incluía un blanco y una muestra de material de referencia certificado.

El límite de detección en la digestión ácida se calculó como tres veces la desviación estándar de los blancos. Los límites de cuantificación, expresados como la concentración de cada analito en el tejido se calcularon teniendo en cuenta el peso de la muestra y la disolución empleada.

La precisión del *método analítico* empleado para cada elemento, calculada como la desviación estándar relativa (DSR) o coeficiente de variación (CV), se evaluó mediante la medida de la señal de absorbancia de una misma digestión de la muestra leída 12 veces. Para evaluar la precisión de *todo el procedimiento*, es decir, incluyendo la preparación de las muestras para la determinación analítica, se llevó a cabo la digestión de 12 muestras diferentes de un mismo órgano. La exactitud se valoró mediante el empleo de materiales de referencia certificados y estudios de recuperación.

Para las muestras de suelo el material de referencia empleado fue Forest Soil ISE 985 (Wepal Reference Materials, Wageningen University) y junto con las muestras de alimentos se incluyeron muestras de (Barley IPE 548; Grass ISE 686; Wepal Reference Materials, Wageningen University). El Pig Kidney (CRM 186, BCR Reference Materials, Bélgica) fue el material de referencia certificado elegido para las muestras de tejidos animales. Además, se llevaron a cabo estudios de recuperación para todos los tipos de muestras analizados. Para ello se añadieron a tres alícuotas de la misma muestra volúmenes conocidos de una solución estándar de los metales analizados.

Los resultados de los estudios se muestran en cada uno de los capítulos de forma pormenorizada.

2.2.3. Determinación de parámetros metabólicos

La determinación de los parámetros metabólicos (glucosa, albúmina, proteínas totales, colesterol, triglicéridos, ácidos grasos no esterificados (NEFA), urea y creatinina) y la actividad de los enzimas hepáticas (aspartato aminotransferasa (ASAT), creatín quinasa (CK) y glutamato deshidrogenasa (GLDH) se llevaron a cabo empleando kits comerciales (Laboratorios Spinreact, Girona; Laboratorios Human H® Alemania; Laboratorios Gernon, España y Laboratorios Randox, Reino Unido) en un espectrofotómetro de luz ultravioleta visible Perkin Elmer® modelo Lambda 2.

2.2.3.1. Glucosa

La concentración de glucosa en suero se realizó mediante un método colorimétrico de los laboratorios Gernon (Gernon, RAL Técnica para el Laboratorio, Barcelona). La glucosa se determina por oxidación enzimática en presencia de glucosa oxidasa, y el peróxido de hidrogeno formado, en presencia de peroxidasa, oxida el cromógeno 4-aminofenazona/fenol a un compuesto de color rojo. Este compuesto, proporcional a la cantidad de glucosa presente en el suero, se lee en un espectrofotómetro de absorción UV/Vis a 500nm antes de 60 segundos.

$$C_{\text{muestra}} \text{ (mg/dl)} = \Delta \text{ Abs}_{\text{muestra}} / \Delta \text{ Abs}_{\text{standard}} \times 100$$

2.2.3.2. Albúmina

Para su determinación recurrimos al uso de un método colorimétrico suministrado por los Laboratorios Human H® (Alemania). Esta técnica se basa en la reacción del verde bromocresol con la albúmina en tampón citrato, en la cual se forma un complejo coloreado. A continuación se mide su absorbancia en el espectrofotómetro, sabiendo que la absorbancia a 546 nm es proporcional a la concentración de albúmina en la muestra ensayada.

$$C_{\text{muestra}} \text{ (g/L)} = 40 \times \Delta \text{ Abs}_{\text{muestra}} / \Delta \text{ Abs}_{\text{standard}}$$

2.2.3.3. Proteínas totales

Su determinación también se basa en un método colorimétrico de los laboratorios Human H® (Alemania), fundamentado en la reacción que sufren los iones de cobre con las proteínas en un medio alcalino que da lugar a un complejo de color violeta. La absorbancia de este complejo es proporcional a la concentración de proteína en la sangre. Se utilizó un espectrofotómetro para las mediciones de las absorbancias a una longitud de onda de 546 nm.

$$C_{\text{muestra}} \text{ (g/L)} = 80 \times \Delta \text{ Abs}_{\text{muestra}} / \Delta \text{ Abs}_{\text{standard}}$$

2.2.3.4. Colesterol

La concentración de colesterol en suero se realizó mediante un método enzimático colorimétrico perteneciente a los laboratorios Spinreact (Spinreact, Girona). El principio del método es que los ésteres del colesterol son hidrolizados por una colesterol esterasa y el colesterol producido en esta reacción, más el colesterol libre, es oxidado por acción de una colesterol oxidasa con formación de peróxido de hidrogeno. Este último, en presencia de peroxidasa, oxida el cromógeno 4-Aminofenazona/fenol a un compuesto de color rojo. Se realiza la lectura de la absorbancia en un espectrofotómetro a 500 nm.

$$C_{\text{muestra}} \text{ (mg/dl)} = 200 \times \Delta \text{ Abs}_{\text{muestra}} / \Delta \text{ Abs}_{\text{Standard}}$$

2.2.3.5. Triglicéridos

La concentración de triglicéridos séricos se calculó mediante un método enzimático colorimétrico de los laboratorios Spinreact (Spinreact, Girona). Los fundamentos del método son que los triglicéridos se hidrolizan enzimáticamente en glicerol y ácidos grasos libres, por medio de una combinación especial de lipasas. El indicador es una quinona formada a partir de peróxido de hidrógeno + 4-aminoantipirina y 4-clorofenol, con la acción catalítica de una peroxidasa. La cantidad de quinona formada es proporcional a la concentración de triglicéridos presentes en el suero. La absorbancia es leída en un espectrofotómetro a 505 nm.

$$C_{\text{muestra}} \text{ (mg/dl)} = 200 \times \Delta \text{ Abs}_{\text{muestra}} / \Delta \text{ Abs}_{\text{Standard}}$$

2.2.3.6. Ácidos grasos no esterificados (NEFA)

En su determinación utilizamos el método colorimétrico suministrado por los Laboratorios Randox[®] (Reino Unido), basado en las siguientes reacciones a 37 °C: los ácidos grasos libres reaccionan con ATP y coenzima A en una reacción catalizada por la acilCoA sintetasa formando acilCoA, este compuesto es oxidado por la acil-CoA-oxidasa formando peróxido de hidrógeno, éste último se valora al hacerlo reaccionar con N-etil-N-(2-hidroxi-3-sulfopropil)-m-toluidina y 4-Aminoantipirina, en una reacción catalizada por la peroxidasa, formando un producto púrpura. Se realiza la lectura de la absorbancia en un espectrofotómetro de absorción ultravioleta visible a 550 nm.

$$C_{\text{muestra}} \text{ (mmol/l)} = \Delta \text{ Abs}_{\text{muestra}} / \Delta \text{ Abs}_{\text{Standard}}$$

2.2.3.7. Creatinina

Para determinar la concentración de creatinina en suero se utilizó un método colorimétrico proporcionado por los laboratorios Gernon (Gernon, RAL Técnica para el Laboratorio, España) en el cual la creatinina reacciona con el picrato alcalino, según la reacción de Jaffé, para dar un cromógeno rojizo. La cantidad de cromógeno que se forma bajo condiciones controladas, es directamente proporcional a la concentración de creatinina en la muestra y se mide fotométricamente a 500 nm en un espectrofotómetro a los 30 segundos y a los 150 segundos.

$$C_{\text{muestra}} \text{ (mg/dl)} = \Delta \text{ Abs}_{\text{muestra}} / \Delta \text{ Abs}_{\text{standard}} \times 2$$

2.2.3.8. Urea

Para calcular la concentración de urea sérica se utilizó un método colorimétrico de los laboratorios Gernon (Gernon, RAL Técnica para el Laboratorio, España). El principio de la reacción es que la urea es desdoblada por la acción específica del enzima ureasa en CO₂ y NH₃. En una segunda etapa el NH₃ con el 2-oxoglutarato y el NADH, pasan a dar en presencia del enzima glutamato dehidrogenasa (GLDH), glutamato y NAD. El consumo de NADH es medido por la disminución de absorbancia a 340 nm y es proporcional a la concentración de urea en la muestra que es leída en un espectrofotómetro a los 60 segundos y a los 120 segundos.

$$C_{\text{muestra}} \text{ (mg/dl)} = \Delta \text{ Abs}_{\text{muestra}} \times 50 / \Delta \text{ Abs}_{\text{standard}}$$

2.2.3.9. Aspartato amino transferasa (ASAT)

Para la determinación de la actividad aspartato aminotransferasa en suero empleamos un test cinético de los Laboratorios Gernon (Gernon, RAL Técnica para el Laboratorio,

España). El principio de la técnica se basa en que el enzima cataliza la reacción entre 2-oxoglutarato y L-aspartato, dando lugar a oxalacetato, el cual reacciona con NADH en presencia de malato deshidrogenasa, formándose malato y NAD⁺. Los incrementos de absorbancia que experimenta la muestra se miden en un espectrofotómetro de absorción ultravioleta visible, a una longitud de onda de 340 nm a intervalos de 1 minuto durante 3 minutos. Se calcula el incremento de absorbancia media por minuto y la actividad enzimática en la muestra se estima empleando la siguiente fórmula:

$$\text{Actividad}_{\text{muestra}} \text{ (UI/L)} = \Delta \text{Abs}_{\text{muestra}}/\text{minuto} \times 952$$

2.2.3.10. Creatin kinasa (CK)

Para la determinación de la actividad creatin kinasa en suero empleamos un test cinético de los Laboratorios Gernon (Gernon, RAL Técnica para el Laboratorio, Barcelona). El principio de la técnica se basa en que el enzima CK cataliza la fosforilación reversible de ADP, en la presencia de fosfato creatino, para formar ATP y creatina. A su vez, la Hexokinasa (HK) cataliza la fosforilación de glucosa por el ATP formado para producir ADP y glucosa-6-fosfato (G-6-P). El G-6-P es oxidado a 6-fosfogluconato con producción derivada a NADH. La variación de la formación de NAHD, medida con un espectrofotómetro a 340 mm a intervalos de 1 minuto durante 4 minutos, es directamente proporcional a la actividad del suero CK.

$$\text{Actividad}_{\text{muestra}} \text{ (UI/L)} = \Delta \text{Abs}_{\text{muestra}}/\text{minuto} \times 3375$$

2.2.3.11. Glutamato dehidrogenasa (GLDH)

Para la determinación de la actividad glutamil dehidrogenasa en suero empleamos un test cinético de los Laboratorios Randox® (United Kingdom). La medición de este enzima se basa en una reacción no específica por la cual el α-oxoglutarato + NADH + NH₄ sufren una reacción de oxidación por la actividad de la GLDH dando como productos glutamato + NAD⁺ + H₂O. Este NADH oxidado produce una disminución en la absorbancia por minuto que es medida con un espectrofotómetro de absorción ultravioleta visible a 340 nm que es proporcional a la actividad del enzima GLDH.

$$\text{Actividad}_{\text{muestra}} \text{ (UI/L)} = \Delta \text{Abs}_{\text{muestra}} \times 197$$

2.2.3.12. Control de calidad analítica

Durante todo el experimento se llevó a cabo un estricto programa de control de calidad analítica. En cada ciclo de análisis se introdujeron muestras patrón o de referencia (Gernon control para química clínica de Gernon, suero bovino ensayado nivel 2 de Randox, Humanrol N: suero para control de calidad y calibración en química clínica de Human H®, Spintrol "H" normal de Spinreact) para comprobar la precisión y exactitud del método.

En la **Tabla 6** aparecen los resultados del control de calidad, como puede observarse los resultados obtenidos coinciden con los niveles certificados.

Tabla 6. Control de calidad de los parámetros bioquímicos (n=18)

Parámetro	Niveles analizados (media±ES)	Niveles certificados (rango)
Glucosa (mg/dl)	98,3±1,12	76,2-105
Albúmina (g/dl)	3,11±0,073	2,35-3,39
Proteínas totales (g/dl)	4,91±0,062	4,31-5,17
Colesterol (mg/dl)	148±5,11	121-175
Triglicéridos (mg/dl)	101±1,61	97-133
NEFA (mmol/l)	3,03±0,416	2,32-3,14
Urea (mg/dl)	36,1±0,923	30-46,8
Creatinina (mg/dl)	0,55±0,025	0,43-0,63
ASAT (U/l)	35,7±1,56	30,6-49
CK (U/l)	185±2,60	162-242
GLDH (U/l)	11,5±0,248	9-14

2.2.4. Determinación de la composición nutricional de los alimentos

El análisis nutricional de las muestras de alimentos (forrajes y concentrados) se llevó a cabo en junio del 2003 en el Laboratorio de Mouriscade, Finca Mouriscade, que pertenece al Servicio Agrario de la Diputación Provincial de Pontevedra; laboratorio certificado y de referencia de Galicia para análisis de alimentos para animales. Los resultados de estos análisis aparecen descritos en los diferentes capítulos.

3. Diseño experimental del análisis del estado de salud y calidad higiénica y productiva de vacuno (Capítulo VI)

Para llevar a cabo este estudio se elaboró un cuestionario sobre distintos aspectos de las explotaciones ganaderas que tienen repercusión en el estado de salud de los animales.

Para el diseño del cuestionario se tuvo en cuenta la normativa vigente en las granjas ecológicas (CEE 2092/91; CEE 1804/99) contemplando aspectos relacionados con la higiene, prevención sanitaria, estado de salud del animal, tratamientos, alimentación y producción, bienestar animal y prácticas de manejo (**Tabla 7**) Los ganaderos fueron entrevistados durante una intensa visita de 2-3 horas, y al mismo tiempo se examinaron los principales edificios e infraestructura de las mismas. Se evaluó la información y se comprobó de forma precisa todo el procedimiento, contactando con los ganaderos de nuevo en caso de ser necesario.

Se seleccionaron de forma aleatoria 24 granjas ecológicas (aproximadamente un 47% de las granjas ecológicas de vacuno de carne en Galicia, página del CRAEGA, Xunta de Galicia) y 26 granjas convencionales localizadas en las inmediaciones de las mismas.

Se recogió información correspondiente al año 2007. En total, se obtuvo información de 780 vacas y 30 terneros en granjas ecológicas y 498 vacas y 288 terneros de las granjas convencionales.

Para el análisis de los productos cárnicos se recogió información (**Tabla 8**) de 244 terneros procedentes de granjas ecológicas (representando un 84% de los terneros sacrificados como ecológicos certificados en esta zona durante todo el 2007), 2596 terneros de granjas intensivas y 3021 de las granjas convencionales sacrificados en el mismo matadero (Matadero Cocarga, A Estrada, Galicia). La información de los hallazgos patológicos y decomisos en la inspección post-mortem realizada por veterinarios de la Administración Autonómica de Xunta de Galicia a partir del libro oficial de registros veterinarios. La información sobre la clasificación de la canal consiste en una exploración visual de la canal de acuerdo con el sexo, sistema de clasificación SEUROP (graduado desde S: superior a P: pobre) y conformación grasa (5 puntos desde 1: muy magra a 5: muy grasa) (CEE 103/2006) realizada por personal habilitado del matadero mediante técnicas visuales.

4. Análisis estadístico

Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo en el programa SPSS para Windows (v.15.0). Para comprobar si los datos seguían una distribución normal se empleó la prueba de Kolmogorov-Smirnow. Los parámetros que no presentaron una distribución normal se transformaron logarítmicamente antes de su análisis. En el Capítulo I de la presente Tesis se emplearon el test de probabilidad exacta de Fisher's y t de Student para comparar las diferencias en la frecuencia de aparición de hígados contaminados y concentraciones en hígados contaminados respectivamente. El modelo general lineal fue empleado para comparar diferencias en las concentraciones de contaminantes según el tipo de granja (extensivas, intensivas) en Galicia y el análisis de regresión se empleó para estudiar relación entre la concentración de contaminantes en terneros de Asturias y la distancia al foco industria. En el Capítulo II, III y V, se empleó el Análisis de Varianza (ANOVA) para estudiar las diferencias entre metales tóxicos y esenciales entre granjas. El test post-hoc de Tukey's honest de diferencias significativas (HSD) se empleó para determinar la significación de las diferencias en las concentraciones de metales. La significación de las correlaciones entre metales tóxicos y traza entre músculo e hígado y entre músculo y riñón de cada granja fue calculada empleando el análisis de correlación de Spearman. El análisis de Regresión de pasos hacia atrás se empleó para analizar la relación entre la concentración de metales tóxicos y traza en tejido animal, suelo y alimento. En el Capítulo IV, se empleó el Modelo General Lineal (MGL) para determinar si existió una variación significativa entre las granjas y edad de los terneros en los parámetros metabólicos. El coeficiente de correlación de Pearson se empleó para analizar la relación entre las diferentes concentraciones de los parámetros sanguíneos, así como la relación entre los parámetros sanguíneos y la proporción de concentrado en la ración. Para el Capítulo VI se emplearon para las variables ordinales determinaciones mediante Test Chi-cuadrado para su significación estadística. Para variables numéricas. Las variables normales se analizaron mediante test t de Student o Análisis de Varianza (ANOVA). Las variables no distribuidas normalmente después de la transformación de los datos y de no cumplir las asunciones para el ANOVA, se analizaron mediante test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Todos los análisis estadísticos se consideraron significativos con $p < 0.05$.

Tabla 7. Cuestionario. Análisis granja ecológica y convencional

Datos generales	
Nombre granja:	fecha:
CEA:	
Municipio:	comarca:
1. Nº personas tiempo completo: 2. Nº personas tiempo parcial: 3. Inicio del periodo de conversión a ecológico: 4. ¿Cuanto duró el periodo de conversión? 5. ¿Era antes una explotación ganadera? <input type="checkbox"/> si <input type="checkbox"/> no 6. ¿Realizó cambios en la infraestructura de la granja? <input type="checkbox"/> si <input type="checkbox"/> no 7. Estimación del dinero invertido en este cambio: 8. ¿En que realizó cambios?: <input type="checkbox"/> parcelamiento <input type="checkbox"/> reformas establo <input type="checkbox"/> nueva construcción <input type="checkbox"/> otras 9. ¿Posee otro tipo de ganado ecológico? <input type="checkbox"/> si <input type="checkbox"/> no 10. ¿Cual? <input type="checkbox"/> porcino <input type="checkbox"/> caprino-ovino <input type="checkbox"/> aviar <input type="checkbox"/> equino 11. ¿Adscrito a cooperativa? <input type="checkbox"/> si <input type="checkbox"/> no ¿Cual? 12. ¿Adscrito a ADS.? <input type="checkbox"/> si <input type="checkbox"/> no ¿Cual? Nombre del servicio veterinario habitual: 13. ¿Tiene el ganado asegurado? <input type="checkbox"/> si <input type="checkbox"/> no 14. ¿Contra qué? <input type="checkbox"/> lobo <input type="checkbox"/> despeñamiento <input type="checkbox"/> rayos <input type="checkbox"/> timpanismos <input type="checkbox"/> otros 15. Nº de hectáreas: 16. ¿En que forma? <input type="checkbox"/> monte comunal <input type="checkbox"/> parcelas 17. Cálculo de carga ganadera UGM: (vaca=1, novilla=0.7, ternero=0.3)/nº de hectáreas 18. Nº de cabezas (vacas): 19. Nº novillas: 20. Nº terneros: 21. ¿Recría? <input type="checkbox"/> si <input type="checkbox"/> no 22. Índice de reposición (anual): 23. Tiene toro en el rebaño? <input type="checkbox"/> si <input type="checkbox"/> no 24. ¿Qué técnica de cubrición emplea? <input type="checkbox"/> monta natural <input type="checkbox"/> i.a. 25. Raza: <input type="checkbox"/> Rubia Galega <input type="checkbox"/> Cachena <input type="checkbox"/> Caldelana <input type="checkbox"/> Vianesa <input type="checkbox"/> Frieiresa <input type="checkbox"/> cruce <input type="checkbox"/> otra	
Sanidad	
Medicina preventiva	
26. ¿Realiza vacunaciones? <input type="checkbox"/> si <input type="checkbox"/> no	
27. ¿De que vacunan? <input type="checkbox"/> IBR <input type="checkbox"/> DVD <input type="checkbox"/> Clostridium <input type="checkbox"/> Prev. Mamitis <input type="checkbox"/> Prev. Diarrea terneros	
28. ¿Realiza desparasitaciones? <input type="checkbox"/> si <input type="checkbox"/> no	
29. ¿Quien? <input type="checkbox"/> ganadero <input type="checkbox"/> veterinario. Producto:	protocolo:
30. ¿Realiza desinfección del rebaño? <input type="checkbox"/> si <input type="checkbox"/> no. Producto:	
31. ¿Cuarentena? <input type="checkbox"/> si <input type="checkbox"/> no	
32. ¿Lugar específico para cuarentena? <input type="checkbox"/> si <input type="checkbox"/> no	

Medicina curativa

33. Fitoterapia si no
34. ¿Quién? ganadero veterinario
35. Homeopatía si no
37. ¿Quién? ganadero veterinario
38. Productos químinosintéticos? si no
39. Tipos: (chequear libro de medicamentos, vacuno adulto y terneros por separado)
- antibióticos () antiparasitarios (no profilácticos) ()
 - antiinflamatorios () hormonas ()
 - corticoesteroides () otros ()
40. Tiempo de supresión: 2 veces 3 veces
41. Nº de tratamientos antibióticos en terneros/año?
 <2 trat. Ab. () ≥2 trat. Ab. ()
42. Nº de tratamientos antibióticos en vacas/año?
 <2 trat. Ab. () ≥2 trat. Ab. () ≥3 trat. Ab. ()
43. Nº e incidencia de enfermedades en el rebaño (vacuno adulto y novillas)
- mamitis () alteraciones reproductivas () alteraciones podales ()
 - hipocalcemia () cetosis ()
 - desordenes digestivos () otros desórdenes ()
44. Nº e incidencia de enfermedades (terneros)
- diarrea neumonía
 - debilidad otros desórdenes
45. Tasa mortalidad:
46. Nº abortos anual

Nutrición

47. ¿De donde procede el alimento?
- granja mixta (compra de concentrado)
48. ¿Quién establece la ración? ganadero veterinario
49. Componentes de la dieta:
- forraje seco forraje verde silo de maiz
 - silo de hierba concentrado otros
- Origen del concentrado:
50. Cantidad de concentrado terneros destete:
51. Cantidad de concentrado terneros acabado:
52. Cantidad de concentrado vaca en lactación:
53. Cantidad de concentrado de vaca seca:
54. Origen de la leche: materna otra
55. Cantidad de leche: ad libitum limitada (cantidad)
56. Edad de destete:

Manejo

57. Empleo de fertilizantes? si no
58. Empleo de purines? si no
59. Empleo de pesticidas? si no
60. Condiciones de estabulación
- con acceso a pasto (indoors) todo el tiempo fuera (outdoors)
 - vuelven sólo para dormir y recibir pienso (semi)
61. ¿Acceso a pasto? si no
62. ¿Acceso a comida ad libitum? si no
63. ¿Acceso a bebida ad libitum? si no

64. ¿Animales en lotes? si no
65. Tipos:
- terneros de cebo terneros destetados
- vacas en lactación vacas secas novillas
66. ¿Ventilación natural? si no
67. ¿Luz natural? si no
68. ¿Área de ejercicio? si no
69. Área de ejercicio toro? si no
70. Techo para protección (zona de ejercicio)? si no

Bienestar animal

71. Descornado si no
72. Corte de cola si no
73. Castración de terneros si no
74. Animales sujetos si no
75. Lesiones en piel: si no
76. Condición corporal adecuada: si no

Producción animal

77. N° partos (año):
78. N° de terneros de acabado (año):
79. N° de terneros vendidos para otra explotación:

Análisis de control

80. ¿Análisis de alimento? si no ¿Donde?
81. Origen del agua? traída pozo
82. ¿Análisis del agua? si no ¿Donde?
83. ¿Análisis de suelo? si no ¿Donde?
84. ¿Análisis de control de enfermedades? si no ¿Donde?
85. ¿Análisis coprológicos? si no ¿Donde?

Opinión del ganadero

86. ¿Cuál ha sido el motivo principal que le ha llevado a cambiar al sistema ecológico?
87. ¿Dónde considera que se encuentra la mayor dificultad para el progreso de su granja?

Observaciones

Información registrada del libro de medicamentos de la explotación

Fecha	Diagnóstico	Medicamento	Duración	Tiempo supresión
N°crotal				
N° Trat.				
Antibióticos/año				

Tabla 8. Cuestionario. Análisis en matadero

Datos generales										
Nº crotal:										
Fecha nacimiento:										
Sexo:										
Raza:										
Procedencia (CEA):										
Datos sacrificio										
Fecha sacrificio:										
Peso Canal:										
Clasificación SEUROP:										
Configuración grasa:										
Decomisos										
	B10	B12	B14-B18	B20	B22	B23	B25	B27	B29	
Hígado										
Pulmón										
Riñón										
Preestómagos										
Corazón										
Extremidades										
Causas de decomisos:										
B10= Piemia-abscesos										
B12= Neumonía										
B14-18= Procesos Parasitarios										
B20= Traumatismos-hemorragias										
B22= Procesos degenerativos										
B23= Procesos Inflamatorios										
B25= Malformaciones										
B27= Residuos en carnes										

Capítulo I

Pesticidas organoclorados y policlorados bifenilos en terneros del NO de España

Los seres vivos entre los que se incluye el ganado vacuno, están expuestos a nivel mundial a una gran variedad de contaminantes orgánicos persistentes (COPs). Los pesticidas policlorados bifenilos (PCBs) y organoclorados (OCs) se encuentran entre los contaminantes orgánicos persistentes (COPs) más importantes por su uso global, persistencia ambiental, carácter bioacumulativo y propiedades tóxicas (Hoffman *et al.*, 2001; Kunisue *et al.*, 2003). La exposición a estos contaminantes puede tener lugar a través de todas las posibles rutas de entrada al organismo (inhalación, ingestión y absorción dérmica). Debido a que estos compuestos son lipofílicos, su concentración aumenta a lo largo de la cadena alimentaria y se bioacumulan en tejidos de animales y humanos donde se asocian a un amplio rango de efectos tóxicos (Brouwer *et al.*, 1995).

Durante las últimas décadas, se le ha prestado mucha atención a los contaminantes orgánicos persistentes a nivel internacional después de que llegara a ser aparente su transporte a través del medio ambiente (Garrido Frenich *et al.*, 2006) y que la inducción o agravamiento de ciertos problemas para la salud humana. Se ha demostrado que numerosas policlorados dibenzo-*p*-dioxinas, dibenzofuranos (PCDDs/Fs) y policlorados bifenilos inducen en animales de experimentación respuestas bioquímicas y toxicológicas similares a las producidas por la 2,3,7,8 tetraclorodibenzo-*p*-dioxina (TCDD), el compuesto más tóxico dentro de este grupo de contaminantes. Además, Bocio y Domingo (2005) registraron que los productos cárnicos, particularmente los que contienen niveles elevados de grasa (Guruge *et al.*, 2005), productos lácteos, y pescados constituyen más del 90% de la ingesta de PCDDs/Fs y policlorados bifenilos para la población humana. La ingesta dietética de estos compuestos está considerada como la ruta de exposición más importante para los humanos (Falandysz y Kannan, 1992; Guruge *et al.*, 2005) y los límites máximos de residuos (LMR) para estos compuestos se han establecido en alimentos de consumo humano; siendo su rango en productos cárnicos de 0.01-0.1 mg/kg para la mayoría de los compuestos (Garrido Frenich *et al.*, 2006). Adicionalmente, los altos niveles de grasa en productos cárnicos tales como las vísceras han potenciado la necesidad de métodos más sensibles y rápidos para el análisis de residuos de pesticidas para el control de contaminantes orgánicos persistentes en matrices adiposas (CEE 2004/61).

El noroeste de España es un área importante en la producción de ganado vacuno criado en pequeñas granjas que son típicas en esta zona. Existen dos regiones bien diferenciadas en esta zona de España. Galicia es una zona predominantemente rural con poca industria y bajos registros de contaminación ambiental. Asturias posee una gran zona industrial principalmente industria del metal y de la minería conllevando la liberación de contaminantes en el ambiente en el que pastan los animales (EPER, 2005). Mientras que

la exposición del ganado vacuno (y de humanos alimentados con este ganado criado y alimentado localmente) se evaluó en esta región para metales tóxicos (López Alonso *et al.*, 2000; 2002), la exposición y asimilación en el NO de España de contaminantes orgánicos persistentes no ha sido medida todavía. Además, hasta la fecha, no existen datos publicados sobre concentraciones de pesticidas organoclorados y policlorados bifenilos en ganado vacuno y son escasos los registros de productos cárnicos derivados del ganado vacuno en el territorio nacional (Herrera *et al.*, 1994; Lázaro *et al.*, 1999). El objetivo de nuestro estudio es cuantificar las concentraciones de organoclorados y policlorados bifenilos en ganado vacuno del NO de España y evaluar si diferentes factores (tipo de granja y proximidad a un foco industrial) afectan a la acumulación de contaminantes orgánicos persistentes en el ganado vacuno.

Material y Métodos

Animales

Un total de 101 de terneros (72 de Galicia, 29 de Asturias) procedentes de 35 granjas diferentes fueron seleccionados en seis mataderos entre abril y junio de 2006. La información de cada ternero fue obtenida a partir de su documentación que acompañaba al ternero al matadero. En Galicia, la raza predominante fue la Rubia Gallega y cruce Rubia Gallega x Frisona. El ganado vacuno en esta zona se cría en pequeñas granjas y permanece la mayor parte del tiempo pastando en la zona o bien se cría en granjas intensivas donde permanecen durante todo su ciclo productivo y son alimentados con productos comerciales que no son producidos localmente. Por el contrario, la mayoría del ganado vacuno criado en Asturias para la producción cárnica pertenece a cruces de diferentes razas que se crían en pequeñas granjas de tipo tradicional siendo manejado en extensivo con alimento local.

Recogida y análisis de las muestras

Las muestras de hígado se tomaron del lóbulo *caudatum* fueron depositadas en hielo inmediatamente después de la recogida, transportadas al laboratorio y almacenadas a -18°C hasta su procesado. Cada muestra de hígado fue descongelada y troceada en pequeños fragmentos mezclados de nuevo y triturados para que conseguir la homogeneización completa de cada hígado.

Una muestra de aproximadamente 1 g peso fresco fue tomada de cada hígado y varias submuestras fueron procesadas y analizadas de forma separada. El peso medio de cada submuestra (\pm DS) fue 1.061 (\pm 0.030) g. Las fases de extracción, limpieza y análisis de las muestras se realizaron mediante el método descrito por Shore *et al.* (2001). Brevemente comentar que cada submuestra se mezcló con arena que había sido tratada con un lavado ácido y mezclada con anhídrido sodio sulfato, más tarde se llevó a cabo la fase de extracción con 50 ml de hexano/acetona (50:50). El extracto se secó de forma completa (volumen cero), se resuspendió en hexano, se limpió en una columna cromatográfica de alúmina (0.8 g of 5% óxido de aluminio desactivado) y fue analizado mediante la técnica cromatográfica de gas con detección de electrón capturado (GC-ECD). Siete pesticidas organoclorados (HCB, α -HCCH, ϕ -HCCH, HEOD, DDT, TDE) y 34 compuestos PCBs (8, 18, 28, 29, 31, 52, 77, 101, 105, 114, 118, 123, 126, 128, 138, 141, 149, 153, 156, 157, 167,

169, 170, 171, 180, 183, 187, 189, 194, 199, 201, 205, 206 y 209) fueron analizados. El compuesto diclobenilo se empleó como estándar interno. Los picos se identificaron por comparación de sus tiempos de retención con los de estándar analizados al mismo tiempo. Las concentraciones de los analitos se calcularon mediante técnicas internas estandarizadas.

Para asegurar la calidad de los resultados, se inyectó una cantidad conocida de cada compuesto a muestras de hígado de pollo que se analizaron en cada lote de muestras. Los porcentajes medios de recuperación de los diferentes compuestos se ranquearon entre 66% y 94%. Las concentraciones de los hígados de los terneros no se recuperaron de forma correcta. El límite de detección instrumental (ng/ml) fue calculado a partir de la curva de calibración estándar como la intersección de la curva más tres veces la desviación estándar de la curva situándose entre 0.021 ng/ml para ϕ -HCCH a 0.294 ng/ml para PCB 156.

Análisis estadístico

Todas las concentraciones de contaminantes son dadas como concentraciones en peso fresco. A los valores por debajo del LD se les asignó un valor cero cuando se calcularon las concentraciones medias y las concentraciones de la suma de compuestos PCB. El test de probabilidad exacta de Fisher's y t de Student se emplearon para comparar las diferencias entre los terneros procedentes de Galicia y Asturias en relación a la frecuencia de aparición de hígados contaminados y concentraciones en hígados contaminados respectivamente. El modelo general lineal fue empleado para comparar diferencias en las concentraciones de contaminantes según el tipo de granja (extensivas, intensivas) en Galicia y el análisis de regresión se empleó para estudiar relación entre la concentración de contaminantes en terneros de Asturias y la distancia al foco industrial.

Resultados y Discusión

En total, sólo dos pesticidas organoclorados (HEOD, TDE) y seis compuestos PCB (29, 138, 141, 153, 183, 189) fueron detectados en los hígados de terneros procedentes de Galicia (**Tabla 1**) o Asturias (**Tabla 2**). Las concentraciones de los pesticidas analizados en nuestro estudio se encontraron por debajo del límite de residuos máximo (LMR) siendo el rango de 0.02-1 mg/kg para organoclorados (CEE 83/363) y 0.01-0.1 mg/kg para PCDDs/Fs y policlorados bifenilos (CEE 396/2005). HEOD y PCBs 141 y 153 fueron detectados más frecuentemente que otros compuestos que se detectaron de forma única en algún animal. La proporción de terneros con residuos HEOD fue significativamente más alta en Galicia que Asturias (78.9% vs 48.3%; test exacto de Fisher, $p < 0.01$) mientras que el compuesto PCB 141 apareció en mayor proporción en terneros de Asturias que de Galicia (24.1 vs. 8.3%, test exacto de Fisher, $p < 0.05$). Las concentraciones de HEOD y PCB 141 en estos terneros con residuos detectados no difirieron significativamente entre Galicia y Asturias (test t-Student, $t \leq 1.8$, $p > 0.05$ en ambos casos). PCB 153 fue detectado en una pequeña y similar proporción de animales en ambas regiones (7-10%). Estos resultados sugieren que el uso previo de dieldrin como pesticida en forma de spray y el control de insectos vectores de enfermedad podría haber sido más prevalente en Galicia que en Asturias. La razón por la que el compuesto PCB 141 aparece en mayor proporción en los terneros en Asturias que en Galicia es incierta. La contaminación por PCB 141 no se ha registrado en estudios ambientales en Asturias; además, las concentraciones hepáticas de PCB 141 detectado

aumentaron con la distancia al centro del foco industrial en Asturias ($R^2=0.817$; $F_{(1,7)}= 22.3$, $p<0.005$; **Figura 1**). Este resultado no es consistente en esta zona industrial siendo una fuente de estos compuestos para los terneros y no hubo relación entre la distancia desde el foco industrial y las concentraciones del total de compuestos PCBs detectado ($F_{(1,12)}= 0.183$, $p>0.05$).

Empleamos las concentraciones de HEOD en terneros de Galicia para evaluar si el tipo de granja podría afectar a la acumulación de pesticidas en los terneros al ser el compuesto más detectado en la mayoría de los animales con residuos de contaminación. El sistema de explotación puede afectar potencialmente porque los pesticidas se depositan desde la atmósfera en la superficie de los pastos pudiendo ser consumido por el ganado vacuno al comer la hierba fresca, silo o heno (Fries *et al.*, 1990; Lorber *et al.*, 1994). De forma contraria, aunque la cascarilla de los cereales (que pueden estar contaminada) es extraída para alimentar al ganado en estabulación permanentemente, los concentrados pueden estar contaminados (Sharma *et al.*, 2005). La ingestión de suelo también afecta el ingreso de contaminantes por el ganado vacuno y otros rumiantes (Hoffman *et al.*, 2006; Skwarzec y Prucnal, 2007) pero esto puede ocurrir tanto en animales permanentemente en pastoreo (Sharpe y Livesey, 2005) como en los que son alimentados con silo de hierba en la granja (Berende, 1990). En el presente estudio no se encontraron efectos por el tipo de manejo de cada granja en la acumulación de HEOD tanto en terneros de cruce como en Rubia Gallega ($R^2=0.021$, $F_{(1,72)}=0.575$ $p=0.451$, tipo de granja; $F_{(1,72)}=0.118$ $p=0.732$, raza, y $F_{(1,72)}=0.017$, $p=0.896$, tipo de granja x raza; **Figura 2**).

Existen pocos estudios sobre contaminantes orgánicos en especies pecuarias en España. La concentración de pesticidas organoclorados fue determinada en productos cárnicos comprados en supermercados e industrias cárnicas de toda España. Los compuestos HCB y HCH fueron detectados en todas las muestras (en concentraciones entre 10 y 18 $\mu\text{g/g}$ tejido graso) pero los compuestos DDT, aldrin, endrin, heptaclor, heptaclor epóxido, clordano, metoxiclor, endosulfano y trans-nonaclor no fueron detectados (Herrera *et al.*, 1994). En otro estudio llevado a cabo en el NE de España se cuantificó la concentración de los compuestos PCB 28, 52, 101, 138, 153 y 180 en la dieta humana. Los pesticidas policlorados bifenilos no se detectaron en ningún producto cárnico (Lázaro *et al.*, 1999). Los niveles de contaminación en terneros en el presente estudio se situaron en consonancia con las concentraciones detectadas en los productos cárnicos en otros lugares de España. La diversidad y concentraciones de los contaminantes en terneros de nuestro estudio fueron generalmente más bajas que la de depredadores salvajes en el NO de España (Carril González-Barros *et al.*, 1997; López-López *et al.*, 2001) probablemente refleja niveles de exposición más bajos, pudiendo esperarse en animales alimentados en niveles tróficos más bajos y en dietas con un relativo bajo contenido en lípidos (Shore y Rattner, 2001).

Referencias

- Berende, P.M. (1990). International Report No. 312. Institute for Livestock Feeding and Nutrition Research. Lelystad, The Netherlands.
- Bocio, A., Domingo, J.L. (2005). Daily intake of polychlorinated dibenzo-p-dioxins/polychlorinated dibenzofurans (PCDD/PCDFs) in foodstuff consumed in Tarragona, Spain: a review of recent studies (2001-2003) on human PCDD/PCDF exposure through the diet. *Environ. Res.* 97: 1-9.

- Brouwer, A., Ahlborg, U.G., Van der Berg, M., Birnbaum, L.S., Boersma, E.R., Bosveld, B., Denison, M.S., Gray, L.E., Hagmar, L., Holene, E. (1995). Functional aspects of developmental toxicity of polyhalogenated aromatic hydrocarbons in experimental animals and humans infants. *Environ. Toxicol. Phar.* 293: 1.
- Carril González-Barros, S.T., Álvarez Piñeiro, M.E., Simal Lozano, J., Lage Yusty, M.A. (1997). PCBs and PCTs in wolves (*Canis lupus*, L) in Galicia (N.W. Spain). *Chemosphere* 55: 1243-1247.
- CEE 83/363. Directiva de la Comisión de 24 de julio de 1986, para la fijación de los niveles máximos de residuos de pesticidas en alimentos de origen animal. *Diario Oficial de la Comisión Europea* L221/43.
- CEE 2004/61. Directiva de la Comisión de 26 de abril de 2004, por la que se modifican los anexos de las Directivas 86/362/CEE, 86/363/CEE y 90/642/CEE del Consejo en lo relativo a los límites máximos de residuos de determinados plaguicidas cuyo uso está prohibido en la Comunidad Europea. *Diario Oficial de la Comisión Europea* L127/81.
- CEE 396/2005. Reglamento del Parlamento europeo y del Consejo de 23 de febrero de 2005 relativo a los límites máximos de residuos de plaguicidas en alimentos y piensos de origen vegetal y animal y que modifica la Directiva 91/414/CEE del Consejo. *Diario Oficial de la Unión Europea* L70/1-16.
- EPER (2005). Registro de Fuentes de emisión y contaminación españolas. Contaminantes por Comunidad Autónoma. Disponible en: <http://www.eper-es.es/>
- Falandysz, J., Kannan, K. (1992). Organochlorine pesticide and polychlorinated biphenyl residues in slaughtered and game animal fats from Northern part of Poland. *Z. Lebensm. Unters. Forsch.* 195: 17-21.
- Fries, G.F., Paustenbach, D.J. (1990). Evaluation of potential transmission of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin-contaminated incinerator emissions to humans via foods. *J. Toxicol. Environ. Health* 29: 1-43.
- Garrido Frenich, A., Martínez Vidal, J.L., Cruz Sicilia, A.D., González Rodríguez, M.J., Plaza Bolaños, P. (2006). Multiresidue analysis in muscle of chicken, pork and lamb by gas chromatography-triple quadruple mass spectrometry. *Anal. Chim. Acta.* 558: 42-52.
- Guruge, K.S., Seike, N., Yamanaka, N., Miyazaki, S. (2005). Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, -dibenzofurans, and biphenyls in domestic animal food stuff and their fat. *Chemosphere* 58: 883-889.
- Herrera, A., Aariño, A.A., Conchello, M.P., Lázaro, R., Bayarri, S., Pérez, C. (1994). Organochlorine Pesticide Residues in Spanish Meat Products and Meat of Different Species. *J. Food Protect.* 57: 441-444.
- Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Scheunert, I., Korte, F. (2001). Environmental contaminants. *Ecotoxicology of wild animals*. Shore, R.F., Rattner, B.A. (Eds.). John Wiley and Sons Ltd. Chichester. pp.1-37.
- Hoffman, M.K., Huwe, J., Deyrup, C.L., Lorentzen, M., Zaylskie, R., Clinch, N.R., Saunders, P., Sutton, W.R. (2006). Statistically designed survey of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans, and co-planar polychlorinated biphenyls in U.S. meat and poultry, 2002-2003: Results, Trends, and Implications. *Environ. Sci. Technol.* 40: 5340-5346.
- Kunisue, T., Watanabe, M., Subramanian, A., Sethuraman, A., Titenko, A.M., Qui, V. (2003). Accumulation of features of persistent organochlorines in resident and migratory birds from Asia. *Environ. Pollut.* 125: 157-172.
- Lázaro, R., Herrera, A., Conchello, M.P., Ariño, A.A., Bayarri, S., Yagüe, C., Piero, J.M. (1999). Levels of Selected Polychlorinated Biphenyl Congeners in Total Diet Samples from Aragón, Spain. *J. Food Protect.* 62: 1054-1058.

- López Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F. (2000). Arsenic, cadmium, lead, copper and zinc in cattle from Galicia, Spain. *Sci. Total Environ.* 246: 237-248.
- López Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F. (2002). Contribution of cattle products to dietary intake of trace and toxic elements in Galicia, Spain. *Food Addit. Contam.* 19: 533-541.
- López-López, T.J., Alvarez-Piñeiro, M.E., Lage-Yusty, M.A., Simal-Lozano, J. (2001). PCBs in three predatory birds from Galicia (NW Spain). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 66: 497-503.
- Lorber, M., Cleverly, D., Schaum, J., Phillips, L., Schweer, G., Leighton, T. (1994). Development and validation of an air-to-beef food chain model for dioxin-like compounds. *Sci. Total Environ.* 156: 39-65.
- Sharma, V., Wadhwa, B.K., Stan, H.J. (2005). Multiresidue analysis of pesticides in animal feed concentrate. *Bull. Environ. Toxicol.* 74: 342-349.
- Sharpe, R.T., Livesey, C.T. (2005). Surveillance of suspect animal toxicoses with potential food safety implications in England and Wales between 1990 and 2002. *Vec. Rec.* 157: 465-469.
- Shore, R.F., Rattner, B.A. (2001). *Ecotoxicology of wild animals*. Shore, R.F., Rattner, B.A. (Eds.). John Wiley and Sons Ltd. Chichester, UK. pp.1-37.
- Shore, R.F., Casulli, A., Bologov, V., Wienburg, C.L., Afsar, A., Toyne, P., Dell’Omo, G. (2001). Organochlorine pesticide, polychlorinated biphenil and heavy metal concentrations in wolves (*Canis lupus*, L. 1758) from north-west Russia. *Sci. Tot. Environ.* 280: 45-54.
- Skwarzec, B., Prucnal, M. (2007). Accumulation of polonium ^{210}Po in tissues and organs of deer *carvidae* from Northern Poland. *J. Environ. Sci. Health, Part B* 42: 335-341.

Tabla 1. Número de hígados de terneros de Galicia (n= 72) con concentraciones de organoclorados (OC) y policlorados bifenilos (PCB) y resumen estadístico para las concentraciones detectadas (ng/g peso fresco)

	HEOD	PCB 29	PCB 141	PCB 153	PCB 183	PCB 189	ΣPCB
Muestras detectadas	56	1	6	7	1	1	13
MG (± ES)	13.8±1.07	3.86 (-)	8.48±1.14	13.8±1.43	12.1 (-)	4.19 (-)	16.9±8.90
Mediana	13.7	3.86	8.89	15.3	12.1	4.19	8.90
Q1-Q3	9.05-21.5	-	5.9-11.9	5.66-23.9	-	-	5.86-23.7
Rango	4.12-45.8	-	5.31-12.4	5.42-71.5	-	-	5.31-71.5

MG=Media Geométrica ES= Error estándar de la media Q1-Q3= Rango intercuartílico. Los restantes compuestos estudiados no se detectaron en ninguna muestra.

Tabla 2. Número total de hígados de terneros de Asturias (n= 29) con concentraciones detectadas de organoclorados (OC) y policlorados bifenilos (PCB) y resumen estadístico para las concentraciones detectadas (ng/g peso fresco)

	HEOD	TDE	PCB 138	PCB 141	PCB 153	ΣPCB
Muestras detectadas	14	1	1	7	2	10
MG (± ES)	19.7±2.77	5.78 (-)	4.35 (-)	10.2±1.20	10.5 (-)	9.69±1.33
Mediana	18.7	5.78	4.35	9.57	10.5	8.66
Q1-Q3	12.8-24.6	-	-	7.34-10.5	-	6.04-11.7
Rango	3.48-44.1	-	-	5.39-18.5	6.15-14.9	5.39-18.5

MG=Media Geométrica ES= Error estándar de la media Q1-Q3= Rango intercuartílico. Los restantes compuestos estudiados no se detectaron en ninguna muestra.

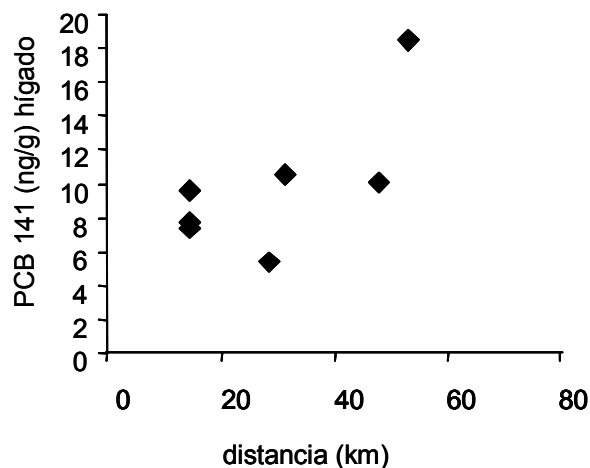


Figura 1. Concentración hepática de PCB 141 representada frente a la distancia—relación significativa mediante análisis de regresión lineal ($F_{(1,7)}=22.314$, $p=0.005$) (muestras <LD no incluidas).

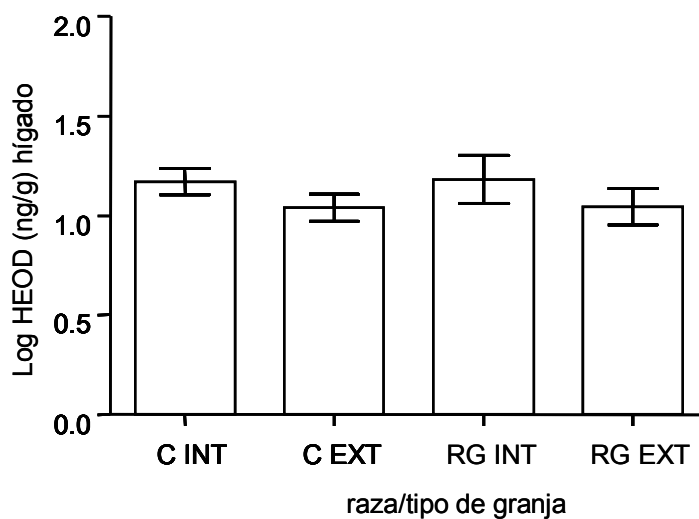


Figura 2. Media geométrica \pm ES para HEOD en terneros cruce de granja intensiva (C INT), de granja extensiva (C EXT), y en terneros de Rubia Gallega de granja intensiva (RG INT) y de granja extensiva (RG EXT).

Capítulo II

Influencia del tipo de explotación (ecológica, intensiva y convencional) sobre la acumulación de metales tóxicos en terneros

Las actividades antropogénicas asociadas a la industria (minería, emisiones, refinera de metales) y a la agricultura (aplicación de fertilizantes minerales, aguas de escorrentía, compuestos químicos que contienen plomo, pesticidas arsenicales) pueden contaminar el medio ambiente con metales tóxicos y metaloides (Brouwere *et al.*, 2004; Nordberg *et al.*, 2007). Estos insumos, junto con fuentes naturales de origen geológico, determinan de gran manera la distribución de metales tóxicos en los terrenos agrícolas y de esa forma afectan consecuentemente a la asimilación de metales por el ganado. Sin embargo, la medida en la que afecta la exposición a metales tóxicos en el medio ambiente al ganado variará con las prácticas ganaderas aplicadas. En las granjas intensivas, una proporción significativa de la dieta está compuesta por concentrados que pueden incluir harinas de pescado y plumas, que constituyen una fuente significativa de metil-mercurio (Plummer y Bartlett, 1975; Jorhem *et al.*, 1991). Los animales permanecen la mayor parte del tiempo o totalmente en las instalaciones de manera que no es probable que se vean afectados por la contaminación por pastos locales. Por el contrario, los animales bajo un manejo convencional y ecológico son alimentados predominantemente con forraje local (mayoritariamente pastoreo junto con heno recolectado en la zona) y a menudo bajo un sistema de manejo en extensivo.

La producción de vacuno de carne es la actividad agraria más importante en el NO de España (MAPA, 2007). En esta región, la forma de producción convencional (que ha sido la tradicional) está integrada por pequeñas granjas, que poseen de recursos propios para la alimentación del ganado dependiendo de cultivos locales. A partir de los años 80, la producción de ganado vacuno comenzó a desarrollarse en granjas especializadas, donde el pienso importado o comprado es ofrecido a los animales para promover su rápido crecimiento y ganancia de peso; estos cambios, de un sistema convencional a un sistema de producción industrial intensivo se asocian a un enorme aumento de la producción animal. En los últimos años, sin embargo, en respuesta quizás a las preocupaciones sobre cuestiones éticas y sanitarias relacionadas con los métodos de las granjas intensivas y, en algunos casos, asociadas a los escándalos alimentarios (Cunningham, 2003; Hodges, 2003), se ha observado un aumento en el número de granjas ecológicas en esta región. En la mayoría de los casos estas granjas ecológicas proceden de granjas convencionales que han adaptado sus prácticas de acuerdo a los requerimientos establecidos para alcanzar el "estatus" de ecológico (CEE 1804/1999). Así que, sobre todo en el NO de España, existe un grupo de granjas con diferentes prácticas de manejo, algunas de las

cuales podrían afectar probablemente a la exposición del ganado vacuno a los metales tóxicos.

Estudios previos llevados a cabo en el NO de España han demostrado que la acumulación de metales tóxicos por el ganado vacuno pueden verse influenciada por las concentraciones de metales en el suelo y las deposiciones atmosféricas de metales pesados (López Alonso *et al.*, 2000; 2003a). Sin embargo, estos estudios fueron conducidos solamente en animales procedentes de granjas convencionales de Galicia, de manera que no se pudo evaluar si estos factores eran igualmente tan importantes para otros sistemas de explotación. El objetivo del presente estudio fue determinar como la acumulación de arsénico, cadmio, mercurio y plomo en ganado vacuno de carne en el NO de España varía entre diferentes granjas (incluyendo granjas con prácticas de manejo intensivas, convencionales y ecológicas) y cuales podrían ser los factores más importantes que afectan a la exposición de metales tóxicos a través de los tipos de explotación existentes en el NO de España.

Material y Métodos

Selección de las granjas

Las prácticas ganaderas en las granjas intensivas de vacuno de carne en el NO de España están altamente estandarizadas. El mayor componente de la ración (70-90%) lo constituye un concentrado importado y el resto de la ración está constituida por forraje local o bien se importa; el ganado vacuno se cría en estabulación permanente. Por el contrario, las prácticas ganaderas de las granjas convencionales y ecológicas son más variables. Aunque la ración está compuesta principalmente (50-90%) por leche materna y forraje local (pasto fresco o heno), el resto de la dieta se completa con concentrado comercial. Los terneros se crían en un sistema de estabulación permanente, extensivo o semiextensivo.

Las muestras fueron obtenidas de terneros procedentes de granjas situadas en las localidades de Baralla (latitud 42°52', longitud 7°23'), Montederramo (latitud 42°16', longitud 7°30') y Vilalba (latitud 43°18', longitud 7°40') en Galicia. En cada localidad, se recogieron muestras de animales que procedían de una granja ecológica, una convencional y una intensiva del mismo vecindario. La información detallada de las diferentes granjas seleccionadas, incluyendo prácticas de alimentación y de manejo se presenta en la **Tabla 1**. Todos los componentes de la dieta fueron acordes a prácticas y normativa características de cada sistema (CEE 1804/1999; CEE 183/2005). No se registró en las granjas ningún medicamento veterinario que presentara mercurio o arsénico en su composición (fungicidas, antiparasitarios).

Recogida de las muestras

Las muestras de tejidos (hígado y riñón) se recogieron en el momento de sacrificio del animal (cuando su edad oscilaba entre 7 y 10 meses) entre el verano y otoño del 2003. Las muestras, de alrededor de 200 g se tomaron del lóbulo *caudatum* en el hígado y la mitad anterior del riñón derecho (incluyendo corteza y médula para asegurar que la muestra fuese representativa de todo el órgano). Las muestras se recogieron en bolsas de

propileno, y se transportaron al laboratorio donde se congelaron a -18 °C hasta su posterior análisis laboratorial.

Las muestras de suelo y alimento (concentrado y forraje producido localmente) fueron recogidas de cada granja con la excepción de la granja intensiva de Montederramo, porque todo el forraje tenía un origen comercial. Las muestras de suelo y forraje se obtuvieron de las principales fincas de cada granja en junio del 2003. Las muestras de suelo se constituyeron a partir de 5 réplicas de suelo (primeros 15 cm desde la superficie del suelo) empleado áreas de muestreo de 1x1 m² en múltiples fincas las cuales se mezclaron en una única muestra final. Las muestras de concentrado (100% comprado en todas las granjas) fueron directamente recogidas en cada granja de acuerdo a la normativa estandarizada de recogida y análisis de muestras de alimentos para animales (CEE 2005/6).

Análisis de las muestras

Se digirieron aproximadamente 2-g de muestra en 5 ml de ácido nítrico concentrado (Suprapur grade, Merck) y 2 ml de 30% p/v peróxido de hidrógeno en un sistema de digestión en microondas (Milestone, Ethos Plus, Italia). Las muestras digeridas se transfirieron a tubos de propileno y se diluyeron con agua ultrapura hasta 25 ml. Arsénico, cadmio, mercurio y plomo se determinaron mediante Espectroscopía de Masas con Fuente de Plasma Acoplado (ICP-MS; VGEElemental PlasmaQuad SOption). Durante todo el estudio se realizó un exhaustivo programa de control de calidad analítica. Los límites de detección en la digestión ácida se calcularon como tres veces la desviación estándar de los blancos y fueron 1.0 (As), 0.1 (Cd), 0.2 (Hg) y 0.3 (Pb) µg/l. Los límites de cuantificación, expresados como la concentración de cada analito en el tejido, se calcularon a partir del peso medio y volumen analizado. La recuperación analítica se determinó a partir del material de referencia (Pig kidney CRM 186, BCR Reference Materials, Bélgica) analizado junto a las muestras. Las concentraciones medias ± DS (µg/kg) en base de materia seca (valores certificados entre paréntesis) fueron 69±6 (63±9,) para As, 2711±122 (2710±150) para Cd, 1852±111 (1970±40) para Hg y 318±41 (306±11) para Pb. La precisión del método analítico se calculó como la desviación estándar relativa (DSR) de las concentraciones de los metales en 10 digestiones de la misma muestra fue 8.4% (As), 4.4% (Cd), 3.2% (Hg) y 10.2 % (Pb).

Un pool de muestras de suelo, forraje y concentrado de cada granja fue secado en horno (60°C), mezclado y molido (con filtros de 0.5 mm de diámetro). Una submuestra de 0.5 g fue digerida por triplicado en ácido (3 ml de ácido nítrico concentrado y 6 ml de ácido clorhídrico para el suelo, 8 ml de ácido nítrico concentrado y 2 ml 30% peróxido de nitrógeno para el forraje y concentrado en un sistema de digestión de microondas. Las digestiones fueron realizadas mediante Espectroscopía de Emisión con Fuente de Plasma Acoplado (ICP-MS; Perkin Elmer Optima 4300 DV). Los límites de detección de las digestiones ácidas fueron 1.0 (As), 0.3 (Cd), 1.1 (Hg) y 0.4 (Pb) µg/l para suelos y 1.1 (As), 0.15 (Cd), 1.0 (Hg) y 2.4 (Pb) µg/l para alimentos. La recuperación analítica, se determinó con materiales de referencia certificados (Forest Soil ISE 985; Barley IPE 548; Grass ISE 686; Wepal Reference Materials, Universidad de Wageningen) y se situaron entre un 76% y 123%.

Análisis estadístico

Todos los análisis estadísticos fueron realizados empleando el programa SPSS para Windows (v.15.0). Para calcular la concentración media de los metales en los diferentes tejidos, a las muestras con niveles por debajo del límite de detección se les asignó un valor igual a la mitad del límite de cuantificación. La distribución normal de los datos fue comprobada mediante el test de Kolmogorov-Smirnov. En general, todas las muestras de hígado y riñón no presentaban una distribución normal y se transformaron logarítmicamente antes del análisis, así que las concentraciones medias de arsénico, cadmio, mercurio y plomo en hígado y riñón se muestran como medias geométricas. El Análisis de la Varianza y el test post-hoc de Tukey's honest para diferencias significativas (HSD) fueron empleados para evaluar las variaciones en las concentraciones de metales tóxicos entre las granjas. Las diferencias entre las concentraciones tisulares de metales entre hígado y riñón fueron evaluadas mediante la prueba T para muestras relacionadas y las correlaciones intratisulares entre metales tóxicos fueron calculadas mediante correlaciones de Spearman. El análisis de Regresión de pasos hacia atrás se empleó para analizar la relación entre la concentración de metales traza en tejido animal, suelo y alimento. Para todos los casos la significación estadística se consideró con $p < 0.05$.

Resultados

Concentraciones en tejido animal

Las concentraciones de metales tóxicos en ganado vacuno de las diferentes granjas se presenta en la **Figura 1** y los resultados del Análisis de Varianza realizado para determinar si hubo una variación significativa entre las granjas se presenta en la **Tabla 2**.

Las concentraciones de arsénico en los tejidos de los terneros en este estudio varían entre niveles no detectados y 103 $\mu\text{g}/\text{kg}$ peso fresco. Las concentraciones de arsénico en hígado fueron significativamente superiores a las observadas en riñón ($t_{(117)}=9.178$, $p=0.000$, $n=118$) y las concentraciones tisulares de arsénico varían significativamente entre granjas (**Figura 1; Tabla 2**), aunque se observó mayor variabilidad entre granjas a nivel renal más que a nivel hepático. Sobre todo, los residuos de arsénico tienden a ser más altos en los terneros procedentes de Montederramo comparados con las otras regiones tanto en hígado (23-29% superiores) como en riñón (58-60% superiores; **Figura 1**). No se observó un patrón obvio entre las granjas en la acumulación tisular de arsénico con diferentes prácticas de manejo (**Figura 1**), y aunque la variabilidad intra-granja en las concentraciones de As tiende a ser más baja en las granjas intensivas, no se observó en riñón para el arsénico (**Figura 2**). El ratio de acumulación de arsénico hígado:riñón fue significativamente superior ($F_{2,117}=4.437$, $p=0.014$) en terneros de granjas intensivas (3.29) que ecológicas (2.00) y convencionales (2.11).

Las concentraciones de cadmio en los terneros en hígado y riñón se situaron entre niveles no detectados y 189 $\mu\text{g}/\text{kg}$ peso fresco, y fueron significativamente superiores (por encima de 2 veces) en riñón que en hígado ($t_{(117)}=-10.051$, $p=0.000$, $n=118$). Con la excepción de las concentraciones de cadmio en hígado de los terneros de Montederramo, los terneros procedentes de las granjas ecológicas presentaron los residuos de cadmio más altos de los encontrados en las granjas de la misma región. La diferencia en los residuos de cadmio

en riñón de los terneros ecológicos en comparación con terneros de las granjas intensivas fue especialmente marcada (41-64% superiores; **Figura 1**). Las concentraciones de cadmio en riñón parecen ser más variables en las granjas convencionales (**Figura 2**). El ratio de acumulación de cadmio hígado:riñón fue significativamente superior ($F_{2,117}=31.076$, $p=0.000$) en terneros intensivos (0.715) que ecológicos (0.376) y convencionales (0.486).

Una gran proporción de hígados de los terneros del estudio no contenían cantidades detectables de mercurio (78%) y en la mayoría de los casos que presentaban niveles detectables, las concentraciones estaban próximas al límite de cuantificación (1-2 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Las concentraciones de mercurio en los terneros fueron significativamente mayores en el riñón ($t_{(117)}=-10.074$, $p=0.000$ $n= 118$) y los residuos de mercurio tendieron a ser superiores en las granjas de Vilalba (12-36% superiores que las concentraciones medias de las otras regiones) aunque no difirieron significativamente entre regiones entre las granjas con el mismo tipo de explotación.

Las concentraciones de plomo en terneros de nuestro estudio se situaron entre 4.11 y 220 $\mu\text{g}/\text{kg}$ peso fresco y las concentraciones fueron dos veces superiores en riñón que en hígado ($t_{(117)}=-6.850$, $p=0.000$ $n= 118$). Se observaron mayores residuos (del doble) observados en terneros de Montederramo comparado con las otras zonas (**Figura 1**) pero no se observó ningún patrón evidente entre granjas con diferente manejo.

Los resultados de las correlaciones entre las concentraciones de metales tóxicos en los tejidos de los terneros de nuestro estudio se presentan en la **Tabla 3**. Las asociaciones significativas positivas fueron encontradas entre arsénico y plomo en hígado y riñón, y entre arsénico y cadmio en riñón.

Concentraciones en suelo y alimentos

Las concentraciones de metales tóxicos en el suelo procedentes de las diferentes granjas se presentan en la **Tabla 4**. Las concentraciones de mercurio se encontraron por debajo del límite de detección para todas las muestras. Para los otros elementos, las concentraciones de los suelos fueron similares en los tres tipos de granjas en cada zona, aunque, y en general se observó una tendencia de disminución en las concentraciones de metales en suelos de las granjas ecológicas comparadas con las convencionales e intensivas. Las concentraciones de arsénico en el suelo en Vilalba tendieron a ser más bajas que en los otros distritos.

Las concentraciones de metales tóxicos en los alimentos (forraje y concentrado) se presentan en la **Tabla 5**. Todas las muestras de forrajes presentaron niveles de mercurio por debajo del límite de detección. Para los otros metales tóxicos, las concentraciones de forraje local mostraron una mayor variación entre granjas que en los suelos. No existe un patrón obvio en los residuos de metales por zona o prácticas de manejo, aunque se observó una tendencia de menores concentraciones de metales tóxicos en concentrados en las granjas ecológicas (en Montederramo y Vilalba) que mostraron las concentraciones más bajas medidas en los concentrados en este estudio, los niveles de metales tóxicos tendieron a ser similares para concentrados empleados en las granjas convencionales e intensivas. En general, y con la excepción de las granjas ecológicas de Montederramo y Vilalba, los residuos en los concentrados tendieron a ser mayores que en los forrajes locales, mientras que los residuos de plomo tendieron a ser mayores en los forrajes locales.

Relación entre concentraciones en suelo, alimento y tejidos animales

Los resultados del modelo de regresión con pasos hacia atrás para analizar la relación entre las concentraciones en los suelos, concentrados, forrajes y proporción de concentrado en la dieta (como índice del grado de manejo extensivo con acceso a pasto local) en las concentraciones tisulares de terneros de nuestro estudio se presenta en la **Tabla 6**. Los análisis se obtuvieron con las medias de cada parámetro en cada granja. Ni las concentraciones de metales tóxicos en los suelos ni las concentraciones en los concentrados mostraron significación ($p > 0.1$ en todos los casos) en los modelos. La proporción de concentrado en la ración presentó una relación inversamente proporcional con la concentración de arsénico y cadmio en el riñón, siendo un factor significativo en el modelo estadístico que explicó un 63 y 55% de la variabilidad respectivamente (**Figura 3**), en el hígado, se encontró un patrón similar aunque sin significación. Para el arsénico en el riñón, la inclusión de la variable arsénico en forraje mejora ligeramente el modelo, pero no fue un elemento significativo en el análisis. La proporción de concentrado en la ración resultó ser también importante para explicar la asimilación de mercurio, con una relación inversa entre la proporción de concentrado y la concentración de mercurio en el hígado (**Figura 3**), explicando el 80% de la variabilidad de los residuos de mercurio entre las granjas. Así mismo, de igual forma se observó una asociación negativa ($R^2 = 0.822$, $F_{1,7} = 32.308$, $p = 0.001$) entre la proporción de concentrado en la ración y el porcentaje de terneros con concentraciones de mercurio detectado en hígado (**Figura 4**).

Discusión

En general, las concentraciones de metales tóxicos en los terneros de nuestro estudio fueron bajas y similares a las concentraciones de ganado vacuno en zonas rurales descritas a nivel mundial (para revisión véase López-Alonso *et al.*, 2000; 2003a). Ninguna de las muestras en hígado y riñón excedió los límites establecidos para productos de origen animal por la Unión Europea (CEE 1881/2006). Nuestros resultados con bajas concentraciones de metales tóxicos están en consonancia con las bajas concentraciones de metales tóxicos descritos en los suelos de Galicia (véase también Kabata Pendias y Pendias, 2001) y en las dietas ingeridas por los terneros. Las concentraciones de metales en las dietas de los terneros de Galicia detectadas están generalmente dentro de la cola del rango de residuos de metales para alimentos para rumiantes establecido en Europa (EFSA, 2004a,b; 2005) y, en todos los casos, fueron muy bajas en relación a los niveles máximos establecidos para materias primas en alimentación (CEE 2002/32).

Se ha constatado fehacientemente que en zonas rurales y en áreas con una baja polución relativa, la dieta constituye la principal fuente de exposición de metales para animales (Nordberg *et al.*, 2007), así que la variación entre las concentraciones de metales tóxicos entre las granjas de ganado vacuno de nuestro estudio podría esperarse que estuvieran relacionadas con las concentraciones de metales tóxicos en la dieta (forraje y concentrado) por lo que se evaluó estadísticamente. Debido a que las prácticas de las granjas varían entre los sistemas ecológicos, convencionales e intensivos (por ejemplo, en las granjas ecológicas existen restricciones en el empleo de fertilizantes químicos y purines, así como en la suplementación mineral de los concentrados), de manera que las concentraciones de metales tóxicos en los alimentos destinados a los animales, y de ese modo en los

animales, podrían ser menores en animales de las granjas ecológicas, particularmente si se compara con las granjas intensivas. No fue posible incluir un número estadístico más potente del número de granjas con diferentes prácticas de manejo en nuestro estudio y no se pudo evaluar estadísticamente esta hipótesis. Sin embargo, se exploró si existía alguna evidencia cualitativa en nuestros datos que refleje diferencias en las concentraciones de metales tóxicos en el suelo, forraje y concentraciones en los animales las cuales podrían estar relacionadas con las prácticas de manejo.

En relación a cómo varían las concentraciones de metales tóxicos en el suelo y en la dieta de los animales entre las granjas, en nuestro estudio los suelos de las granjas ecológicas fueron generalmente más bajos que los de las granjas convencionales e intensivas de la misma zona a pesar de los cortos periodos de conversión de las granjas ecológicas de nuestro estudio (2 años antes del experimento). Aunque esta tendencia no fue acompañada por una disminución de las concentraciones de metales tóxicos en el forraje de las granjas ecológicas (véase Jorhem y Slanina, 2000) quizás porque las concentraciones de metales tóxicos en las plantas no están directamente relacionadas con el contenido del metal en el suelo, la ingesta del metal tóxico en las plantas está afectada específicamente por la fracción mineral que existe en el suelo, el contenido de materia orgánica, la permeabilidad de los suelos y las propiedades químicas principalmente pH (Jorhem y Slanina, 2000; Wilkinson *et al.*, 2003). Además, la concentración de metales tóxicos aparente mayor en algunos forrajes comparado con los concentrados resulta generalmente de contaminaciones falsas más que la presencia de metales tóxicos en sí en las materias vegetales (EFSA, 2004a,b; 2005), a menudo se produce por el uso de fertilizantes químicos o purín que contienen concentraciones elevadas de metales, o procede directamente de la contaminación del suelo. En nuestro estudio los concentrados no se produjeron localmente en ninguna granja. A pesar de esto, las concentraciones de metales tóxicos tendieron a ser las más bajas en los concentrados empleados en las granjas ecológicas. Y ello debe ser así por la prohibición de suplementación mineral en los concentrados ecológicos (IFOAM, 2002) que están considerados como una de las mayores fuentes de metales tóxicos para el ganado (EFSA, 2004a,b).

Sin embargo, mientras que se detectaron diferencias significativas en las concentraciones de metales tóxicos en terneros de las diferentes granjas en Galicia, las concentraciones de metales tóxicos en los forrajes y concentrados no explican esta variación significativa. Por el contrario, terneros bajo un manejo ecológico presentaron los mayores niveles de residuos de cadmio que los animales bajo un manejo convencional e intensivo en la misma zona, a pesar de tener concentraciones similares o incluso menores en la dieta. Diferentes resultados fueron registrados en estudios previos en Suecia donde Olsson *et al.* (2001) observaron residuos de cadmio significativamente menores en vacas de sistemas ecológicos que en vacas de sistemas convencionales a nivel renal y a nivel hepático; sin embargo, los animales de ambos sistemas estaban estabulados y no pastaban resultando por tanto un estudio con condiciones diferentes al presente Capítulo.

La acumulación de arsénico en riñón y cadmio y mercurio en hígado en el ganado vacuno de nuestro estudio fue inversamente dependiente de la proporción de concentrado en la ración: mayores niveles de residuos de metales tóxicos fueron generalmente encontrados en terneros que pastaban. Gustafson *et al.* (2007) de igual forma, en un experimento conducido en Suecia también atribuyeron que las diferencias observadas en las

concentraciones de metales esenciales entre vacuno ecológico y convencional con mayores diferencias entre los ratios forraje:concentrado y alimento propio:alimento comprado que en las concentraciones de metales totales en la dieta. La disponibilidad del metal (digestión y absorción) de los concentrados y forrajes ha sido estudiada para metales esenciales. Por el contrario, desde nuestro conocimiento, no existe información sobre la disponibilidad de los metales tóxicos en los forrajes y concentrados. Es posible que las concentraciones de metales tóxicos en animales tengan una mayor disponibilidad del metal en la hierba que en el concentrado para los animales de nuestro estudio pero sería inesperado que sucediera como con el cobre por ejemplo, elemento esencial cuya disponibilidad es mayor (10 veces) en concentrados que en los pastos (Suttle, 1986). Sin embargo, es posible que la acumulación superior de metales tóxicos en animales que pastan pueda estar relacionada con la ingestión del suelo. El ganado vacuno puede ingerir de forma voluntaria hasta un 18 por ciento de la materia seca de su dieta diaria en forma de suelo (la cantidad ingerida se ve afectada por factores tales como especie, densidad ganadera, longitud de la hierba y condiciones ambientales; Thornton y Abrahams, 1983). Las concentraciones de metales tóxicos en suelos en nuestro estudio fueron 10-1000 veces superiores que las encontradas en forrajes lo que contribuye a la exposición total del ganado vacuno. Lindén *et al.* (1999) en un estudio en cerdos mostraron que los animales que procedían de un manejo ecológico tenían mayores residuos de cadmio en riñón que los convencionales, lo cual fue atribuido, al menos en parte, a la ingestión de suelo por los cerdos ecológicos.

Podría ser paradójico que la proporción de concentrado en la dieta no explique significativamente la variabilidad intra-granja en hígado para el arsénico, en riñón para el mercurio (los tejidos que muestran los mayores residuos para estos metales tóxicos) y para la acumulación de cadmio a nivel hepático en los terneros de nuestro estudio. Estos resultados podrían estar relacionados, al menos en parte, con diferencias en el metabolismo de los animales entre las diferentes granjas, de hecho los terneros de las granjas intensivas mostraron una mayor proporción de arsénico y cadmio en hígado comparado con los otros tipos de granja. El ratio de acumulación de arsénico y cadmio hígado:riñón fue mayor en terneros ecológicos que en los animales de los otros sistemas de explotación. Diferencias en la acumulación de metales tóxicos entre los diferentes sistemas de producción han sido previamente descritas en vacuno adulto (López-Alonso *et al.*, 2003b) en vacas de leche presentando mayores acumulaciones de cadmio en el hígado comparado con vacuno de carne. Olsson *et al.* (2001) también encontraron que los índices de producción en vacuno de leche, empleados como indicadores de medición indirectos de los requerimientos nutricionales, estaban correlacionados con las concentraciones de cadmio en el hígado pero no en el riñón. La mayor actividad metabólica y flujo de sangre a través del hígado en terneros manejados en intensivo, alimentados con dietas altamente energéticas, podría contribuir al patrón diferente de acumulación de arsénico y cadmio entre tejidos comparados con los terneros manejados de forma convencional y ecológica. Además, la acumulación de metales tóxicos en animales puede estar afectada por la concentración de otros metales tóxicos y esenciales en la dieta (Goyer, 1995). Una de las interacciones mejor estudiadas entre metales, ambas a menores y mayores niveles de exposición de los mismos la constituye la interacción entre el cadmio, cobre y zinc previamente descrita en ganado vacuno (López-Alonso *et al.*, 2002), debido a la capacidad de inducir la síntesis de metalotioneínas y competir por los

puntos de unión de los cationes en las mismas. Las concentraciones de cadmio a nivel renal en nuestro estudio están negativamente asociadas con las concentraciones de cobre hepáticas ($R_s = -0.297$, $p = 0.001$; datos no mostrados) lo cual indica que probablemente la suplementación mayor de cobre en concentrados en granjas intensivas y convencionales (Wentink *et al.*, 1988) pueda reducir la acumulación de cadmio por los terneros.

Existen algunas evidencias de diferencias geográficas en la acumulación de metales tóxicos en los terneros en este estudio. Los animales de Montederramo mostraron mayores residuos de arsénico y plomo que los de las otras regiones. Estas diferencias no fueron consistentes con una mayor exposición en la dieta, desde el momento en que ambos metales tóxicos no se encontraron en mayores concentraciones en los suelos y alimentos de Montederramo (**Tablas 5 y 6**) comparado con las otras zonas. Por el contrario, como indican los residuos de arsénico en el riñón, altamente correlacionados con la proporción de concentrado en la ración, podrían justificar que los animales que reciben mayores proporciones de forraje (e ingestión de suelo asociada) generalmente podría relacionarse con los elevados residuos en riñón de los terneros. Sin embargo, la exposición de arsénico encontrada no se justifica en la granja intensiva en Montederramo, puesto que estos animales están permanentemente estabulados y reciben una baja proporción de forraje. Como se ha indicado, en esta granja los animales reciben un forraje comprado que no fue analizado y podría ser posible que contuviera altos niveles de estos metales, o incluso podría estar contaminado con el suelo. Además, las concentraciones de arsénico y plomo están positivamente relacionadas con las de los tejidos en los animales en nuestro estudio (**Tabla 3**). Tales asociaciones pueden ser debidas a una exposición coincidente de estos elementos o al resultado de las interacciones durante la absorción, metabolismo o excreción (Goyer, 1995). Desde nuestro conocimiento, no se han descrito interacciones significativas entre arsénico y plomo en la literatura en ganado vacuno u otras especies, así que es probable que la exposición concurrente de ambos metales, posiblemente por la ingestión de suelo o forraje contaminado con suelo en los terneros de Montederramo pueda explicar estos resultados.

Los residuos de mercurio a nivel renal tendieron a ser mayores en terneros de Vilalba comparado con animales de las otras zonas. Todos los suelos y forrajes en nuestro estudio presentaron niveles no detectables para el mercurio, así que no es posible conocer si los mayores residuos en terneros de Vilalba son debidos a una mayor exposición ambiental, sin embargo, resultados de un estudio previo en esta región indican que las concentraciones renales de cadmio no están correlacionadas con los niveles de mercurio en el suelo, pero las emisiones antropogénicas de las centrales térmicas explican dos tercios de las variaciones renales entre animales localizados directamente a favor de la corriente de estas centrales (López-Alonso *et al.*, 2003a). La proximidad de las granjas de Vilalba (aproximadamente 20 km a favor del viento) de la principal central térmica en esta región en comparación con las otras zonas (aprox. 80 y 140 Km en contra del viento en Baralla y Montederramo respectivamente) podrían apoyar la hipótesis de una mayor exposición de los terneros de Vilalba.

Finalmente, cabe destacar la variabilidad intra-granja en la acumulación de metales tóxicos. Considerando la óptima precisión analítica de los análisis químicos que (entre 3.2-10.2%), los coeficientes de variación en las concentraciones de metales tóxicos en los tejidos de los animales fueron relativamente altos. Como podría esperarse, la variación intra-granja

fue menor en las granjas intensivas, donde existe una elevada estandarización de la dieta del animal así como otras prácticas de manejo a lo largo del año y el efecto de la ingestión de suelo por forraje contaminado es bajo debido a que representa una pequeña proporción de la dieta total. Por el contrario, la variabilidad intra-granja es generalmente elevada en las granjas convencionales, donde las prácticas agronómicas y de manejo están mucho menos estandarizadas, y la ingestión del suelo a través de forraje contaminado, y especialmente el pasto varía ampliamente entre los animales y a lo largo del año dependiendo de las condiciones del pasto. En este sentido, la intoxicación por plomo asociada al suelo en rumiantes en pastoreo tiene un patrón estacional, con una mayor incidencia entre mayo y junio (Sharpe y Livesey, 2006). La menor variabilidad intra-granja observada en las granjas ecológicas, en lugar de mostrar una mayor contenido de residuos, comparada con las granjas convencionales podría estar relacionada con las mayores restricciones en su legislación, por ejemplo, el empleo de purines o el uso de fertilizantes químicos que podrían contaminar físicamente el pasto.

Referencias

- Brouwere, K.D., Smolders, E., Merckx, R. (2004). Soil properties affecting solid-liquid distribution of As (V) in soils. *Eur. J. Soil Sci.* 55: 165-73.
- CEE 1804/1999. Reglamento del Consejo de 19 de julio de 1999, por el que se completa, para incluir las producciones animales, el Reglamento (CEE) 2092/91 sobre la producción agrícola ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas L 222/0001-0028.*
- CEE 2002/32. Directiva del Parlamento europeo y del Consejo de 7 de mayo de 2002, sobre sustancias indeseables en la alimentación animal. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas L140/10-21.*
- CEE 2005/6. Directiva de la Comisión de 26 de enero de 2005, por la que se modifica la Directiva 71/250/CEE en lo relativo a la presentación de informes y a la interpretación de los resultados analíticos conforme a los requisitos de la Directiva 2002/32/CE. *Diario Oficial de la Unión Europea L24/33-34.*
- CEE 183/2005. Directiva del Parlamento europeo y del Consejo de 12 de enero de 2005, por el que se fijan requisitos en materia de higiene de los piensos. *Diario Oficial de la Unión Europea L 35/1-22*
- CEE 1881/2006. Directiva de la Comisión de 19 de diciembre de 2006, por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. *Diario Oficial de la Comisión Europea L364/5-24.*
- Cunningham, E.P. (Ed.), (2003). *After BSE—A future for the European livestock sector.* EAAP publication No. 108. Wageningen Academic Publishers. Wageningen, The Netherlands. p. 90.
- EFSA (2004a). Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission related to cadmium as undesirable substance in animal feed. (Request N° EFSA-Q-2003-033). Adopted on 2 June 2004. *The EFSA Journal* (2004) 72, pp. 1-24.

- EFSA (2004b). Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission related to lead as undesirable substance in animal feed. (Request N° EFSA-Q-2003-032). Adopted on 2 June 2004. The EFSA Journal (2004) 71, pp. 1-20.
- EFSA (2005). Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission related to arsenic as undesirable substance in animal feed. (Request N° EFSA-Q-2003-031). Adopted on 31 January 2005. The EFSA Journal (2005) 180, pp. 1-35.
- Goyer, R.A. (1995). Factors influencing metal toxicity. *Metal toxicology*. Goyer, R.A., Klaassen, C.D., Wallkes, M.P. (Eds.). Academic Press. San Diego. pp. 31-45.
- Gustafson, G., Salomon, E., Jonsson, S. (2007). Barn balance calculations of Ca, Cu, K, Mg, Mn, N, P, S and Zn in a conventional and organic dairy farm in Sweden. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119: 160-170.
- Hodges, J. (2003). Livestock, ethics and quality of life. *J. Anim. Sci.* 81: 2908– 2911.
- IFOAM (2002). IFOAM Norms. II. IFOAM Basic Standards for organic production and processing. International Federation of Organic Movements, Tholey-Theley, Germany. Disponible en: <http://www.ifoam.org/standard/norms/ibs.pdf>.
- Jorhem, L., Slorach, S., Sundstrom, B., Ohlin, B. (1991). Lead, cadmium, arsenic and mercury in meat, liver and kidney of Swedish pigs and cattle in 1984-88. *Food Addit. Contam.* 8: 201-212.
- Jorhem, L., Slanina, P. (2000). Does organic farming reduce the content of Cd and certain other trace metals in plant foods? A pilot study. *J. Sci. Food Agric.* 80: 43-48.
- Kabata Pendias, A., Pendias, H. (2001). *Trace Elements in Soil and Plants*. (3ª Ed.). CRC Press. Boca Raton, Florida.
- Lindén, A., Olsson, I.-M., Oskarsson, A. (1999). Cadmium levels in feed components and kidneys of growing/finishing pigs. *J. AOAC Int.* 82: 1288.
- López Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F. (2000). Arsenic, cadmium, lead, copper and zinc in cattle from Galicia, NW Spain. *Sci. Total Environ.* 246: 237-248.
- López-Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F. (2002). Interactions between toxic and essential trace metals in cattle from a region with low levels of pollution. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 42: 165-172.
- López Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Fernández, J.A., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F. (2003a). Large-scale spatial variation in mercury concentrations in cattle in NW Spain. *Env. Pol.* 125: 173-181.
- López Alonso, M., Prieto Montaña, F., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Benedito, J.L. (2003b). Cadmium and Lead Accumulation in cattle in NW Spain. *Vet. Human. Toxicol.* 45: 128-130.
- MAPA (2007). Disponible en: <http://mapa.es/es/ganaderia/ganaderia.htm>.
- Nordberg, G., Fowler, B.A., Nordberg, M., Friberg, L. (2007). *Handbook on the toxicology of metals*. (3ª Ed.) Nordberg, G., Fowler, B.A., Nordberg, M., Friberg, L. (Eds.). Academic Press. San Diego.

- Olsson, I-M., Jonsson, S., Oskarsson, A. (2001). Cadmium and zinc in kidney, liver, muscle and mammary tissue from dairy cows in conventional and organic farming. *J. Environ. Monit.* 3: 531-538.
- Plummer, F.R., Bartlett, B. (1975). Mercury distribution in laying hens fed wholemeal supplement. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 13: 324-329.
- Sharpe, R.T., Livesey, C.T. (2006). Lead poisoning in cattle and its implications for food safety. *Vet. Rec.* 159: 71-4.
- Suttle, N.F. (1986). Copper deficiency in ruminants: recent developments. *Vet. Rec.* 119: 419-422.
- Thornton, I., Abrahams, P. (1983). Soil ingestion—a major pathway of heavy metals into livestock grazing contaminated land. *Sci. Tot. Environ.* 28: 287–294.
- Wentink, G.H., Wensing, T., Baars, A.J., van Beek, H., Zeeuwen, A.A.P.A., Schotman, A.J.H. (1988). Effects of cadmium on some clinical and biochemical measurements in heifers. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 40: 131-138.
- Wilkinson, J.M., Hill, J., Phillips, C.J.C. (2003). The accumulation of potentially-toxic metals by grazing ruminants. *Proc. Nutr. Soc.* 62: 267-277.

Tabla 1. Detalles de las granjas analizadas. Las abreviaturas de las granjas como siguen: B: Baralla, M: Montederramo, V: Vitalba, I: Intensiva, E: Ecológica, C: Convencional

sistema de estabulación	BI		BE		BC		MI		ME		MC		VI		VE		VI			
	estabulación permanente	sin pastoreo	estabulación permanente	sin pastoreo	estabulación permanente	sin pastoreo	estabulación permanente	sin pastoreo	estabulación permanente	sin pastoreo	estabulación permanente	sin pastoreo	estabulación permanente	sin pastoreo	estabulación permanente	sin pastoreo	estabulación permanente	sin pastoreo	estabulación permanente	
manejo del pastoreo	45 alta concentrado	38 baja concentrado	50 media concentrado	- alta todo	65 baja concentrado	260 media concentrado	27 alta concentrado	25 baja concentrado	80 media concentrado	25 baja concentrado	140 concentrado	14 concentrado	14 concentrado	14 concentrado	14 concentrado	14 concentrado	14 concentrado	14 concentrado	14 concentrado	14 concentrado
área de la granja [ha]	120	31	40	100	20	131	140	33	54	140	140	140	140	140	140	140	140	140	140	140
prop. concentrado **	14	14	14	14	8	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14
alimento comprado																				
tamaño de la granja																				
temeros muestreados																				

* número de terneros en cada ciclo de producción para las granjas intensivas y número de vacas destinadas a reproducción en granjas convencionales y ecológicas.

** prop. concentrado: proporción de concentrado en la ración.

Tabla 2. Resultados del ANOVA mostrando las diferencias en la acumulación de metales tóxicos en granjas en hígado y riñón en terneros en nuestro estudio

	Hígado		Riñón	
As	$F_{(8,119)}=7.622$	$p=0.000$	$F_{(8,118)}=13.97$	$p=0.000$
Cd	$F_{(8,119)}=11.32$	$p=0.000$	$F_{(8,118)}=7.686$	$p=0.000$
Hg	$F_{(8,119)}=1.877$	$p=0.071$	$F_{(8,118)}=4.423$	$p=0.000$
Pb	$F_{(8,119)}=2.273$	$p=0.027$	$F_{(8,118)}=8.576$	$p=0.000$

Tabla 3. Correlaciones entre concentraciones entre metales tóxicos en tejidos en terneros en nuestro estudio (n=118) empleando el coeficiente de correlación de Spearman's. Sólo se muestran las asociaciones significativas

Tejido	Elementos	Rs coeficiente	p
Hígado	As-Pb	0.208	0.020
Riñón	As-Cd	0.232	0.011
	As-Pb	0.321	0.000

Tabla 4. Concentraciones de metales tóxicos en suelo en este estudio ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

	BI	BE	BC	MI	ME	MC	VI	VE	VC
As	19428	16488	24417	*	33542	10219	8430	4972	7578
Cd	106	149	147	*	164	185	159	220	216
Hg	ND	ND	ND	*	ND	ND	ND	ND	ND
Pb	14194	11569	22802	*	12571	14269	17033	13058	15216

* suelo de MI no muestreado.

Tabla 5. Concentraciones de metales tóxicos en alimentos (concentrado y forraje $\mu\text{g}/\text{kg}$ MS) en las granjas de nuestro estudio

	BI	BO	BC	MI	MO	MC	VI	VO	VC
Concentrado									
As	378	243	148	104	71	203	197	27	198
Cd	46	201	120	200	23	35	47	62	97
Hg	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Pb	447	362	214	329	177	282	263	162	486
Forraje local									
As	27	50	103	*	125	62	80	41	27
Cd	45	35	39	*	51	32	68	65	43
Hg	ND	ND	ND	*	ND	ND	ND	ND	ND
Pb	709	178	360	*	611	377	1863	794	281

* forraje de MI no muestreado.

Tabla 6. Resumen del modelo de regresión (análisis múltiple de pasos hacia atrás) para el estudio de la influencia de las concentraciones de metales tóxicos en suelos, concentrados, forrajes y proporción de concentrado en la ración en las concentraciones tisulares. Sólo se presentan las significaciones estadísticas del modelo

Variable dependiente	Variable independiente	R ²	F	P	Coefficiente	t	p
As riñón	As forraje	0.780	F _(2,7) =5.775	0.050	As forraje	1.019	0.355
	prop. concentrado				prop. concentrado	-2.436	0.059
	prop. concentrado	0.635	F _(1,7) =10.442	0.018	prop. concentrado	-3.231	0.018
Cd riñón	prop. concentrado	0.557	F _(1,7) =7.608	0.033	prop. concentrado	-2.758	0.033
Hg hígado	prop. concentrado	0.806	F _(1,7) =24.446	0.002	prop. concentrado	-4.995	0.002

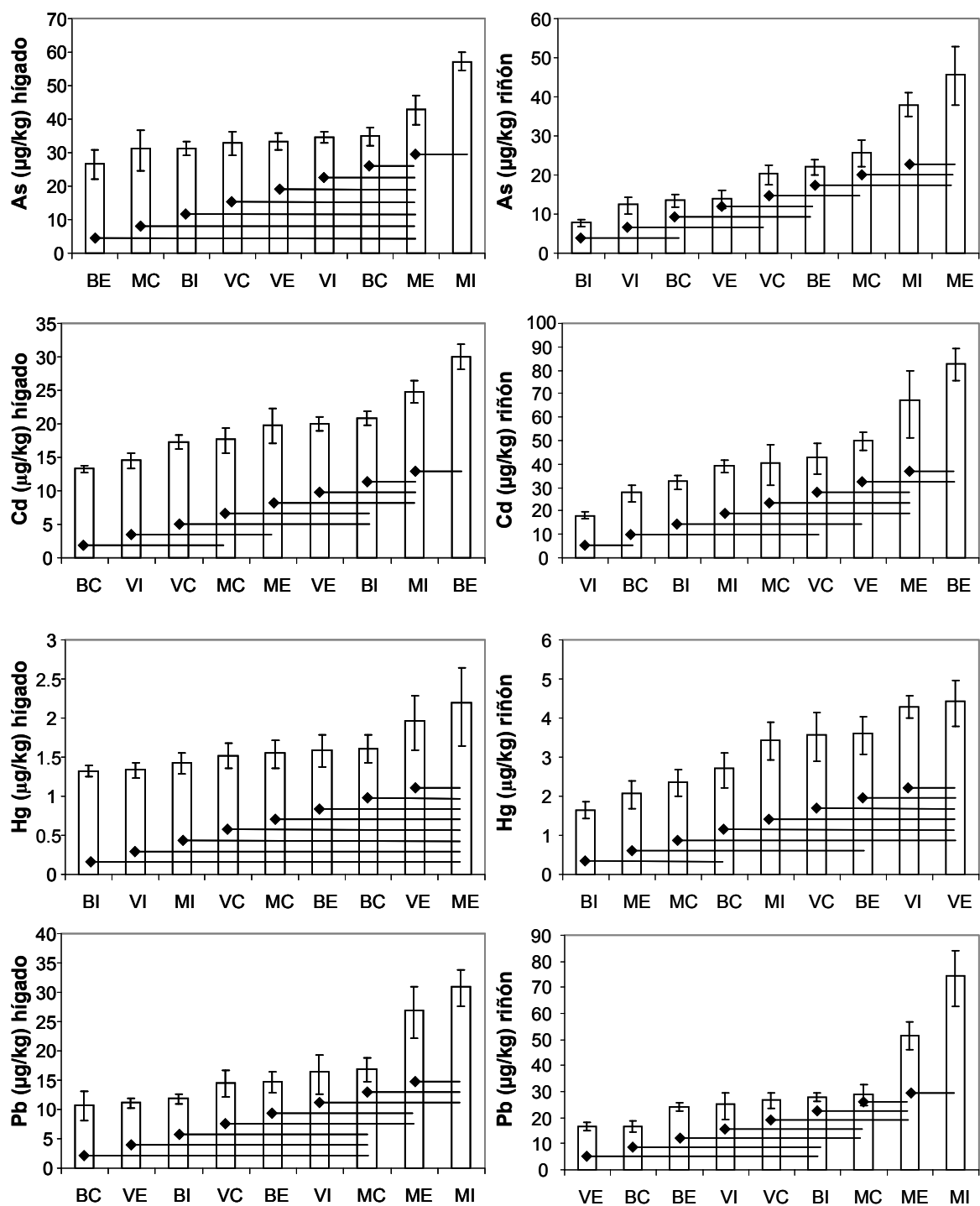


Figura 1. Gráfico de barras mostrando las concentraciones de metales tóxicos en hígado y riñón (en peso fresco) (expresadas con medias geométricas y error geométrico estándar) en las granjas de nuestro estudio. Las líneas que cruzan representan grupos de pares de granjas sin significación estadística a $p < 0.05$. Las abreviaturas de las granjas como siguen: B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Convencional, E: Ecológica, I: Intensiva.

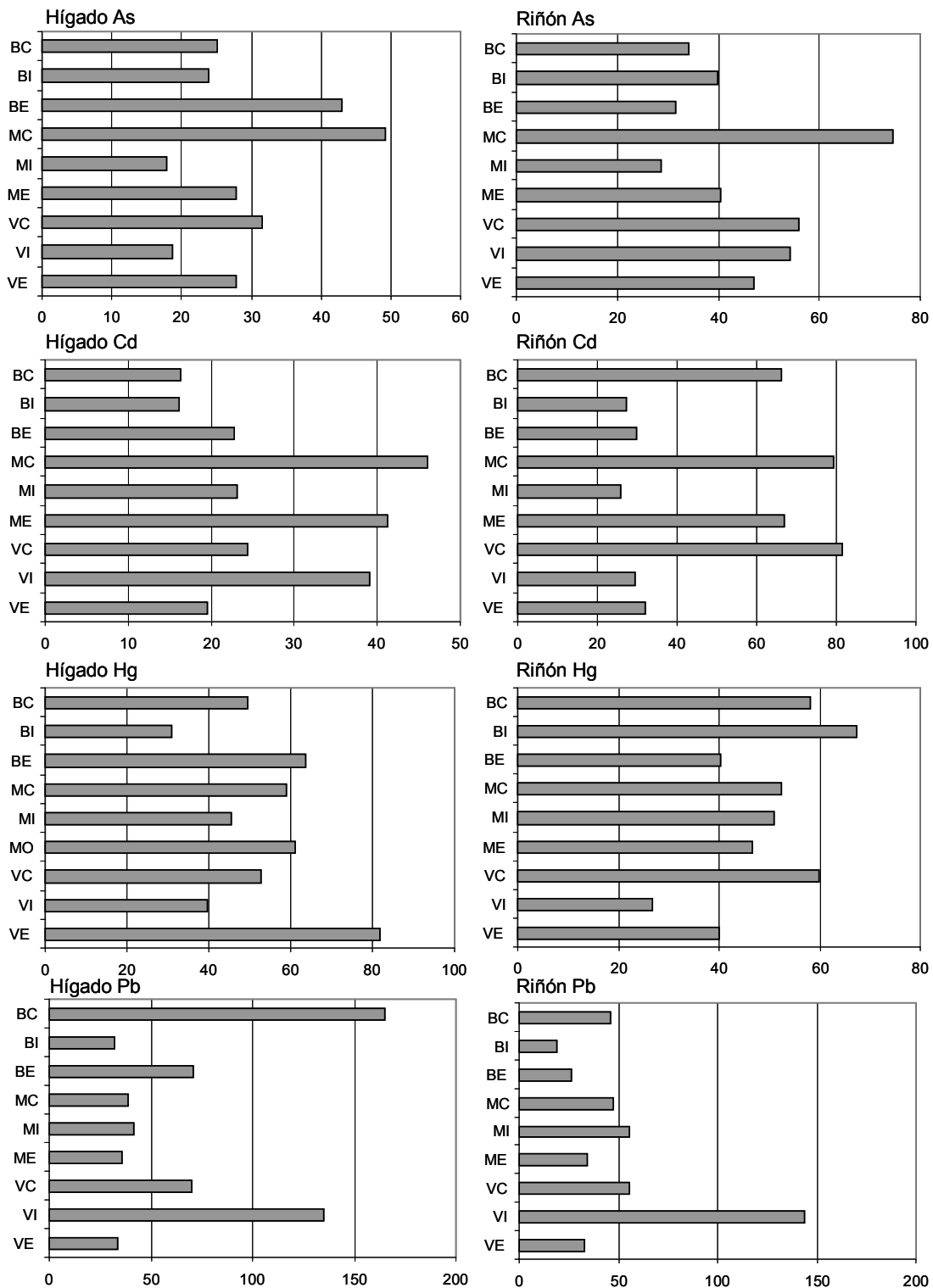


Figura 2. Coeficiente de variación de las concentraciones de metales tóxicos en hígado y riñón en las granjas consideradas en este estudio. Las abreviaturas de las granjas como siguen: B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Convencional, E: Ecológica, I: Intensiva.

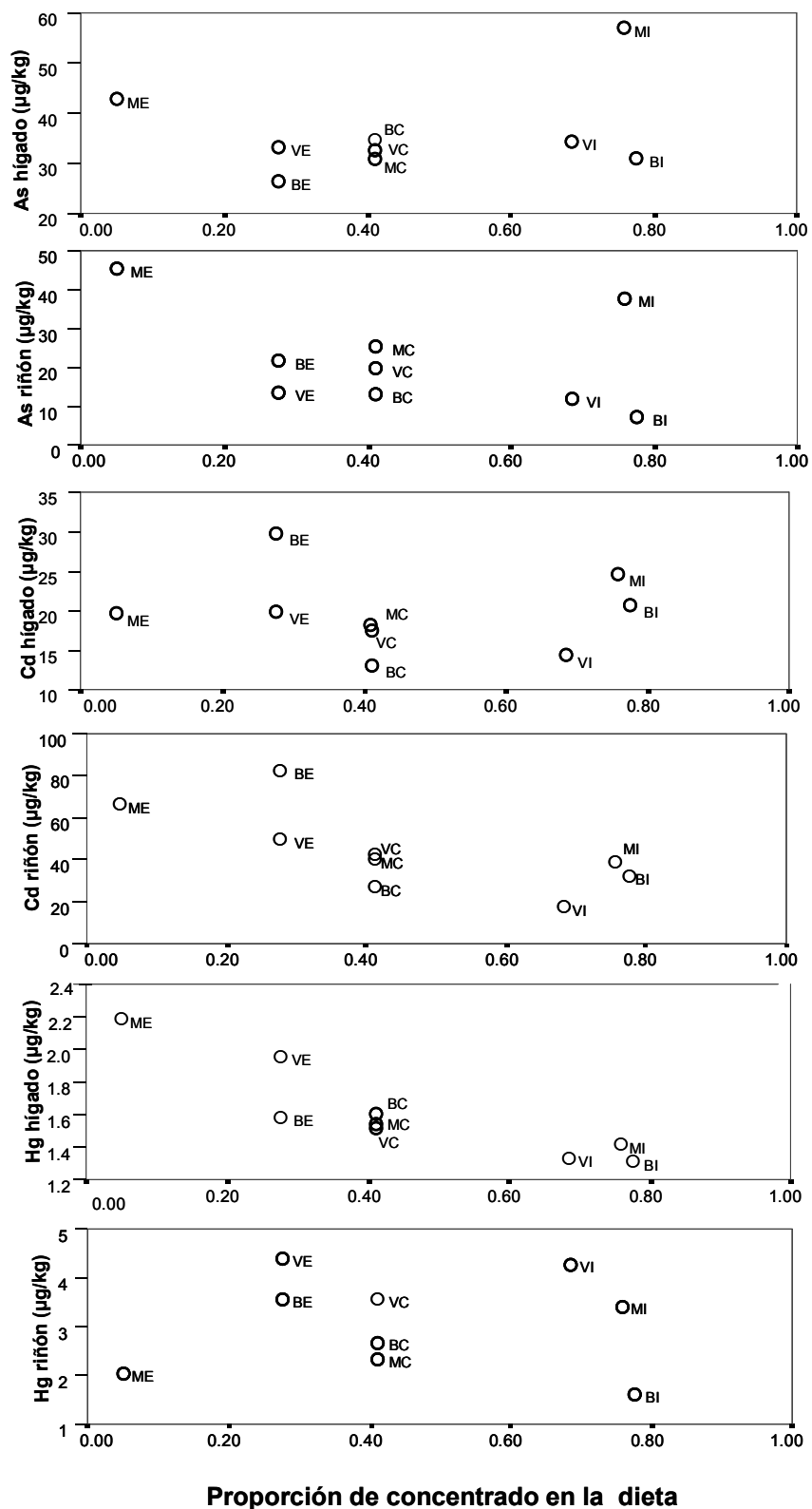


Figura 3. Gráfico de dispersión mostrando la relación entre las concentraciones de metales tóxicos en los terneros (en peso fresco) y la proporción de concentrado en la dieta en las granjas de nuestro estudio. Las abreviaturas de las granjas como siguen: B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Convencional, E: Ecológica, I: Intensiva.

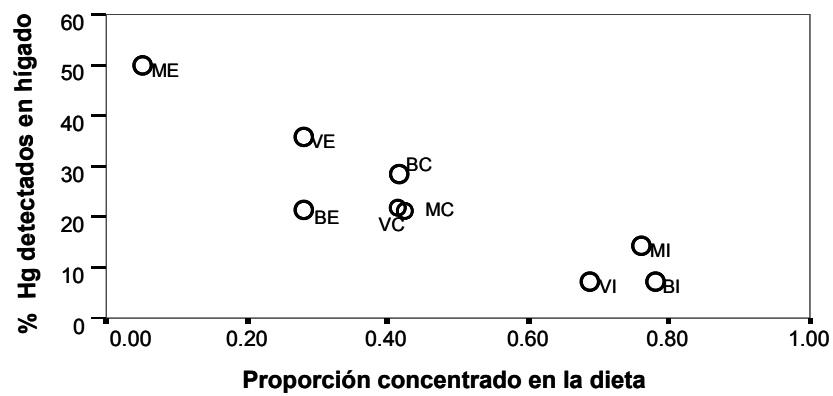


Figura 4. Gráfico de dispersión mostrando la relación entre la proporción de muestras con niveles de mercurio detectados en hígado y proporción de concentrado en la dieta en las granjas de nuestro estudio. Las abreviaturas de las granjas como siguen: B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, Convencional, E: Ecológica, I: Intensiva.

Capítulo III

Influencia del tipo de granja (intensiva, ecológica y convencional) en el estatus de elementos traza en terneros

El aumento de la intensificación de la producción animal, con el propósito de conseguir una elevada producción y bajos costes pero con la imposición de agentes estresantes ambientales en el animal ha desencadenado la creación de un sistema de producción ecológico alternativo cuyas prácticas ganaderas son conscientes de que el bienestar animal es una prioridad (Sundrum, 2001; Sehested *et al.*, 2003). En este sentido, las granjas ecológicas están basadas en el respeto por las necesidades fisiológicas y por el comportamiento natural del ganado y en una alimentación con productos de buena calidad y cultivados de forma ecológica (IFOAM, 2002; Lund, 2006). Para conseguir estos objetivos, son posibles diferentes prácticas agronómicas, aunque en la mayoría de los casos las granjas ecológicas suponen un retorno a las prácticas ganaderas de las granjas tradicionales, convencionales en la misma región.

Con respecto a los metales traza, son requeridos por los animales en cantidad suficiente en sus dietas para promover el crecimiento y mantener un grado óptimo de salud (Jondreville *et al.*, 2003). En los sistemas intensivos, los suplementos minerales se incorporan en las dietas al concentrado y generalmente asegura que el animal esté recibiendo los minerales que requiere (Chládek y Zapletal, 2007). Estas raciones son a menudo formuladas con elevados márgenes de seguridad de manera que los nutrientes pueden exceder de forma extensa los requerimientos nutricionales. Sin embargo, los metales traza incluidos como suplementos minerales podrían causar efectos tóxicos en el animal a concentraciones por encima de las óptimas (Underwood y Suttle, 2002). Por ejemplo, la intoxicación crónica de cobre (Cu) en ganado vacuno ha sido asociada con una ingesta excesiva de Cu en el concentrado de la ración así como en cambios en el tipo y biodisponibilidad de los suplementos de Cu dietéticos (Galey *et al.*, 1991; Laven *et al.*, 2004). Además, los suplementos dietéticos a concentraciones superiores a los requerimientos aumentan de forma significativa las pérdidas de minerales en los excrementos del ganado vacuno, así que debería evitarse esta situación para prevenir posibles problemas ambientales asociados con los fenómenos de escorrentía o la aplicación de los excrementos en el suelo (Vasconcelos *et al.*, 2006).

Los sistemas convencionales y ecológicos, en contraste con el manejo en intensivo, suelen emplear generalmente forraje local o incluso de la propia granja, (principalmente pasto), como fuente principal de alimento para el animal. Este tipo de dieta puede estar asociada a con desequilibrios en la dieta incluyendo deficiencias minerales en áreas donde los suelos poseen un contenido mineral bajo o minerales con baja biodisponibilidad (Sundrum, 1997; Underwood y Suttle, 2002; Hayashida *et al.*, 2004). Mientras que las deficiencias minerales

o nutricionales pueden ser corregidas con la suplementación del animal con concentrados en la dieta, en las granjas ecológicas la proporción de comida ecológica en la ración total tiene que alcanzar un 100% y un 60% debe ofrecerse como forraje de la propia granja además el uso de suplementos minerales está restringido. De manera que las prácticas de las granjas ecológicas deben ser altamente eficientes en el manejo del pasto (Kuusela y Khalili, 2002), y asegurar la calidad de la alimentación destinada a la alimentación animal ecológica si de ella depende que el ganado alcance una ingesta dietética equilibrada (Bard, 2006).

En el NO de España, la producción de ganado vacuno de carne es la principal forma de producción agrícola (MAPA, 2007). En esta región el ganado vacuno fue producido de forma tradicional en pequeñas granjas, que proveían de recursos propios para la alimentación del ganado dependiendo de cultivos locales. A partir de los años 80, la producción animal comenzó a realizarse en granjas especializadas, donde el pienso importado o comprado es ofrecido a los animales con el objetivo de que los animales se desarrollen rápidamente; estos cambios, de un sistema tradicional/convencional a un sistema de producción industrial intensivo se asocian con un enorme aumento de la producción animal. En los últimos años, sin embargo, se ha observado en esta región, un aumento en el número de granjas ecológicas que en la mayoría de los casos estas granjas ecológicas proceden de granjas convencionales que sufren el proceso de adaptación de acuerdo a las restricciones de los sistemas de explotación ecológicos (CEE 1804/1999). Tales cambios en las prácticas ganaderas podrían afectar al estatus de los elementos traza del ganado vacuno en Galicia.

La acumulación de metales traza por el ganado y los productos cárnicos en el NO de España ha sido investigado previamente y se han encontrado que varía con las propiedades químicas del suelo, la exposición coincidente de varios metales tóxicos, y con ciertas prácticas ganaderas tales como la dispersión de purín de cerdo (López Alonso *et al.*, 2000; 2002a,b). Estos estudios están basados en vacuno procedente de granjas convencionales en Galicia y no se evaluó el tipo de variación en la exposición y asimilación probablemente resultante de las mayores diferencias dadas por las prácticas ganaderas. El objetivo del presente estudio fue determinar cómo las concentraciones de metales traza en ganado vacuno de carne en el NO de España varía entre granjas (que incluyen prácticas de manejo intensivas, ecológicas o convencionales) y determinar cuales son probablemente las mayores causas de dicha variación.

Material y Métodos

Selección de las granjas

Las prácticas ganaderas están altamente especializadas en las granjas intensivas de vacuno de carne del NO de España. Básicamente la ración consiste en una dieta rica en concentrado importado/comprado (70-90%) y una baja proporción de forraje comprado (10-30%) de forraje en un manejo en estabulación permanente. Por el contrario, las granjas convencionales y ecológicas, se caracterizan por unas prácticas ganaderas más variables. Aunque la ración se basa en leche materna (50-90%) y pasto local (pastado o conservado como heno o fresco) el resto de la dieta se completa con concentrado

comercial. Los terneros se crían en sistemas de estabulación permanente, extensivo o semiextensivo.

Las muestras se obtuvieron de ganado vacuno de las localidades de Baralla (latitud 42°52', longitud 7°23'), Montederramo (latitud 42°16', longitud 7°30') y Vilalba (latitud 43°18', longitud 7°40'). En cada localidad, las muestras se obtuvieron de animales procedentes de una granja ecológica, una convencional y una intensiva que estaban localizadas muy próximas entre sí, perteneciendo al mismo vecindario. La información detallada de las granjas seleccionadas, incluyendo prácticas de alimentación y de manejo se presenta en la **Tabla 1**. Todos los componentes de la dieta estaban en consonancia con las prácticas y normativa características de cada sistema (CEE 1804/1999; CEE 183/2005).

Recogida de las muestras

Las muestras de tejido animal (hígado y riñón) fueron recogidas en el momento de sacrificio de los animales (con edades comprendidas entre 7 y 10 meses) entre el verano y otoño del 2003. Las muestras de alrededor de 200 g se tomaron del lóbulo *caudatum* en el hígado y la mitad anterior del riñón derecho (incluyendo corteza y médula para asegurar que la muestra fuese representativa de todo el órgano). Las muestras se recogieron en bolsas de propileno, y se transportaron al laboratorio donde se congelaron a -18 °C hasta su posterior análisis laboratorial.

Las muestras de suelo y alimento (concentrado y forraje producido localmente) fueron recogidas de cada granja con la excepción de la granja intensiva de Montederramo, porque esta granja no tiene propiedad de tierras para la producción de forraje y su provisión es 100% comercial. Las muestras de suelo y forraje se obtuvieron de las principales fincas de cada granja realizando un procedimiento de recogida de muestras al azar en junio del 2003. Las muestras de suelo lo constituyen 5 réplicas de suelo (primeros 15 cm del suelo) mediante áreas de muestreo de 1x1 m² en múltiples campos, las muestras se mezclaron en una única muestra final. Las muestras de concentrado fueron directamente recogidas en cada granja (100% comprado en todas las granjas) mediante un procedimiento de recogida de muestras estandarizado (CEE 2005/6).

Análisis de las muestras

Se digirieron aproximadamente 2-g de muestra de hígado y riñón en 5 ml de ácido nítrico concentrado (Suprapur grade) y 2 ml de 30% p/v peróxido de hidrógeno en un sistema de digestión en microondas (Milestone, Ethos Plus). Las muestras digeridas se transfirieron a tubos de propileno y se diluyeron con agua ultrapura hasta 25 ml. Las concentraciones de cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), hierro (Fe), manganeso (Mn), molibdeno (Mo), níquel (Ni), selenio (Se), y zinc (Zn) se determinaron mediante Espectroscopía de Emisión con Fuente de Plasma Acoplado (ICP-MS; Perkin Elmer Optima 4300 DV) y Espectroscopía de Masas con Fuente de Plasma Acoplado (ICP-MS; VGEElemental PlasmaQuad SOption). Durante todo el estudio se realizó un exhaustivo programa de control de calidad analítica. Los límites de detección en la digestión ácida se calcularon como tres veces la desviación estándar de los blancos (**Tabla 2**). Los límites de cuantificación, expresados como la concentración de cada analito en el tejido, se calcularon a partir del peso medio y volumen analizado. La recuperación analítica se determinó a partir del material de referencia (Pig kidney CRM 186, BCR Reference Materials, Bélgica) analizado junto con las muestras. Los resultados en este estudio se presentan en la **Tabla 2** y son muy próximos a los valores

certificados. El CRM sólo tenía valores indicativos para Cr y Ni; estando, sin embargo, en consonancia con los de nuestros resultados. Como no se tenía información sobre los niveles presentes en el caso del Mo y Co en el material de referencia certificado, la recuperación analítica se realizó mediante el empleo de muestras añadidas de forma que se consiguiesen valores de absorbancia generalmente 2-10 veces por encima de los valores de concentración esperados en los tejidos (n=10), en todos los casos los valores de recuperación se encontraron entre 91 y 97% respectivamente. La precisión del método analítico se calculó como la desviación estándar relativa (DSR) de las concentraciones de los metales en 10 digestiones de la misma muestra situándose entre un 4.4 y 14.4 %.

Un pool de muestras de suelo, forraje y concentrado de cada granja se secó en horno (60°C), se mezcló y molió empleando filtros de 0.5 mm. Una submuestra de 0.5 g fue digerida en triplicado en 3 ml de ácido nítrico concentrado y 6 ml de ácido clorhídrico (suelo) y 8 ml de ácido nítrico concentrado y 2 ml 30% peróxido de nitrógeno (forraje y concentrado) en un sistema de digestión de microondas y las concentraciones de metales traza fueron determinadas mediante Espectroscopía de Masas con Fuente de Plasma Acoplado (ICP-MS; VGEElemental PlasmaQuad SOption) y Espectroscopía de Emisión con Fuente de Plasma Acoplado (ICP-MS; Perkin Elmer Optima 4300 DV). Todas las muestras tenía concentraciones de metales traza por encima del límite de detección excepto para el Se (10 µg/ml). La recuperación analítica, se determinó con materiales de referencia certificados (Forest Soil ISE 985; Barley IPE 548; Grass ISE 686; Wepal Reference Materials, Wageningen University) y estaban dentro del 82 y 118%.

Análisis estadístico

Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo mediante el programa SPSS para Windows (v.15.0). Para calcular las concentraciones medias de cada metal en los diferentes tejidos, a las muestras con niveles por debajo del límite de detección se les asignó un valor igual a la mitad del límite de cuantificación. La distribución normal de los datos fue comprobada mediante el test de Kolmogorov-Smirnov. En general, todas las muestras de hígado y riñón no presentaban una distribución normal y se transformaron logarítmicamente antes del análisis, así que las concentraciones medias de los metales tóxicos y esenciales se muestran como medias geométricas. Se empleó un Análisis de Varianza y test post-hoc de Tukey's honest para diferencias significativas (HSD) que fueron empleados para evaluar la variación en las concentraciones de metales tisulares entre granjas. Las diferencias en las concentraciones entre hígado y riñón se evaluaron empleando la prueba T para muestras relacionadas. Se empleó un Análisis de Regresión de pasos hacia atrás para analizar la relación entre la concentración de metales traza en tejido animal, suelo y alimento. Para todos los casos la significación estadística se consideró con $p < 0.05$.

Resultados

Concentraciones en tejido animal

Con la excepción del Ni, se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de metales traza entre el hígado y riñón ($p=0.000$ en todos los casos) con concentraciones superiores en hígado y riñón excepto para el Fe y Se. Las concentraciones medias a nivel

hepático y renal en terneros de las diferentes granjas se presentan en las **Figuras 1 y 2** respectivamente.

En términos globales de nutrición de los elementos traza, un 13% de los animales tenían concentraciones hepáticas de Cu por debajo del rango descrito como adecuado (25-100 mg/kg peso fresco; Puls, 1994) siendo un 95% de esos animales de las granjas ecológicas de Montederramo (ME) y Baralla (BE), por el contrario un 42.4% de los animales presentaron concentraciones de Cu por encima de este rango, siendo un 57.7% de estos animales de las granjas intensivas y en menor medida (33.8%) de granjas convencionales. Una elevada proporción de los terneros de la granja ME presentó concentraciones de Se considerados en el estudio (50 y 88% en el hígado y en el riñón respectivamente) tenían concentraciones de Se dentro del rango considerado como marginal (hígado: 0.12-0.25; 50% de los terneros de ME, riñón: 0.40-1.00 mg/kg peso fresco, 88% de los terneros ME; Puls, 1994.). Estos terneros presentaron de forma similar una incidencia de niveles marginales-deficientes de Co de un 38% en hígado y 12% en riñón (hígado: 20-85; riñón: < 14 µg/kg peso fresco; Puls, 1994). Para el Mn, una proporción de animales procedentes de la todas las granjas mostraron concentraciones hepáticas (32%) y renales (85%) de Mn dentro de los niveles considerados como marginales (hígado: 1.5-3.0, riñón: 0.93-1.2 mg/kg; peso fresco; Puls, 1994). Para el Ni un gran número de muestras (62% y 53% en el hígado y riñón respectivamente) presentaron concentraciones de Ni por debajo del límite de cuantificación (por debajo del rango marginal), de manera que no se pudo evaluar el estatus de Ni en estos animales; de las muestras con concentraciones detectables de Ni, la mayoría se encontraban entre el rango marginal y adecuado tanto en el hígado como en el riñón. Para los otros metales traza analizados en este estudio, las concentraciones medias estaban dentro de los rangos adecuados y menos de un 10% de los animales muestreados presentaron concentraciones dentro del rango de deficiencia o del rango de concentraciones elevadas descritos en tejidos de ganado vacuno (Puls, 1994).

Los resultados del ANOVA para determinar si existió una variación significativa entre las granjas en las concentraciones de metales traza en hígado y en riñón en los terneros de nuestro estudio se presenta en la **Tabla 3**. Se observaron diferencias significativas entre granjas para la mayoría de los metales traza en hígado y riñón. Los terneros de la granja ME presentaron las concentraciones de Cu y Mo más bajas a nivel hepático y las de Cu y Co a nivel renal que los terneros de las otras granjas. Las concentraciones hepáticas de Cu en terneros de la granja BE fueron también más bajas significativamente que la de terneros de todas las otras granjas con la excepción de la granja ME (**Figura 1**). Con la excepción de Cr y Fe, no se observó un patrón para las diferencias en las concentraciones de metales traza en hígado y riñón entre granjas con diferentes prácticas de manejo. Las concentraciones de Cr y Fe tendieron a ser más bajas en terneros de las granjas intensivas y más altas en los terneros ecológicos.

Cuando se analizó la variabilidad intra-granja de las concentraciones de metales traza, empleando el coeficiente de variación (CV) se observó que para la mayoría de los elementos (Co, Fe, Mn, Mo, Se y Zn) fue generalmente bajo ($\leq 20\%$ en hígado y $< 20\%$ en el riñón, **Figura 3**), aunque la variabilidad encontrada para Co, Fe y Se en el hígado fue relativamente mucho mayor en la granja ME. Comparado con otros metales, el CV para el Cu a nivel hepático, se calculó alrededor de un 40% en todas las granjas con la excepción de las granja ME que fue muy elevado (160%). El CV para las concentraciones hepáticas y

renales de Ni y renales de Cr fueron 2 veces superiores a las observados para otros metales para la mayoría de las granjas.

Concentraciones en suelo y alimento

Las concentraciones de metales traza en los suelos de nuestro estudio se presentan en la **Tabla 4**. Para la mayoría de los elementos, los niveles de concentración más bajos se observaron en la localidad de Montederramo comparándolos con los de Baralla y Vilalba, donde las concentraciones medias de metales traza en los suelos tendieron a ser similares. Las concentraciones de metales traza en el suelo determinadas en nuestro estudio están dentro de los rangos descritos en el Atlas de Geoquímica de Galicia (Xunta de Galicia, 1992). Dentro de cada localidad, se observaron variaciones moderadas dentro de los límites o intervalos que muestra el Atlas Geoquímico, encontradas entre tipos de granja aunque ningún patrón o gradiente de concentración entre los suelos de las granjas intensivas, ecológicas o convencionales puede ser establecido, con la excepción de las concentraciones de Cu en las granjas BE y ME que eran más de 3 y 7 veces más bajas que en las granjas intensivas y convencionales de la misma zona.

Las concentraciones de metales traza en los alimentos (forraje y concentrado) se presentan en la **Tabla 5**. En general, las concentraciones de metales traza en forrajes están dentro de las concentraciones descritas en la literatura como adecuadas (Puls, 1994; Nicholson *et al.*, 1999; Kabata Pendias y Pendias, 2001; Underwood y Suttle, 2002). No se aprecian diferencias en el contenido de metales traza en los forrajes por zonas con la excepción de niveles de Cu, Zn y Mn ligeramente superiores en Montederramo comparando con las otras zonas. Dentro de cada zona, no se observaron diferencias consistentes entre las granjas intensivas, ecológicas o convencionales. En los concentrados comprados las concentraciones de metales traza mostraron una gran variabilidad comparándolos con los forrajes (**Tabla 5**). Para la mayoría de los elementos traza, los concentrados de las granjas ME y VE presentaron las concentraciones más bajas, mientras que el contenido de metales traza en la granja BE del concentrado ecológico fue mucho más alto, muy similar a los concentrados empleados en las granjas intensivas y convencionales que mostraron concentraciones minerales 12 veces por encima de las observadas en los forrajes locales.

La ingesta diaria de metales traza en terneros se estimó a partir de la concentración de metales traza en el forraje y concentrado y la cantidad ingerida de forraje y concentrado por día por los terneros. Se determinaron en qué grado la ingesta de los terneros en las diferentes granjas satisfizo los requerimientos minerales nutricionales, establecidos por el NRC (2001) para Cu, Fe, Mn y Zn. No se han establecido para Cr, Mo y Ni. Los requerimientos mínimos fueron alcanzados para todos los elementos, excepto para el Cu en las granjas ecológicas (ME: 76%, VE: 68% y BE: 70%). El concentrado fue el principal contribuidor de la ingesta mineral, y en general garantiza los requerimientos fisiológicos minerales totales con la excepción del Cu en la mayoría de las granjas y para los otros elementos traza (Fe, Mn y Zn) en las granjas ecológicas de Montederramo y Vilalba. La ingesta mineral nunca excedió las concentraciones máximas toleradas para el ganado vacuno (NRC, 2001).

Relación entre las concentraciones del suelo, alimento y tejidos animales

Los resultados del modelo de análisis de regresión múltiple de pasos hacia atrás para analizar la relación entre las concentraciones en suelos, alimento (forraje y concentrado) y la proporción de concentrado de la ración (como índice del grado de pastoreo a nivel local) en las concentraciones tisulares de metales traza en animales se presentan en la **Tabla 6**. Las concentraciones de Cu en las muestras de concentrado explican más de un 80% de la variabilidad en la acumulación de Cu en los terneros de nuestro estudio (**Figura 4**); los terneros que consumieron más concentrado presentaron mayores concentraciones de Cu en hígado. Por el contrario, la proporción de concentrado en la ración se asoció negativamente con la concentración hepática y renal de Fe, los animales que recibían bajas concentraciones de concentrado tenían las mayores concentraciones de Fe en ambos tejidos (**Figura 5**). Las concentraciones de Mn en el suelo explican al menos dos tercios de la variabilidad encontrada en las concentraciones de Mn en el hígado de los terneros de nuestro estudio (**Figura 6**).

Discusión

La deficiencia de Cu es uno de los desórdenes del ganado vacuno más comunes a nivel mundial. Las dietas del ganado vacuno suelen ser suplementarse con concentraciones elevadas de Cu (superiores a 50 mg/kg MS), muy por encima de los requerimientos fisiológicos (10 mg/kg MS; NRC, 2001). Esta suplementación de Cu tan elevada se ha sido justificado en algunos casos por la interferencia del Cu con otros elementos (Blanco-Penedo *et al.*, 2006), además, destacar que los requerimientos de Cu diarios están fuertemente condicionados por los niveles de Mo y azufre de la dieta (Underwood y Suttle, 2002). En nuestro estudio, el estatus de Cu de los terneros, determinado por su concentración en hígado, varía significativamente entre las granjas y esta variación estaba fuertemente asociada con la cantidad de concentrado que comían los terneros. Aunque la estimación de la concentración de Cu en la dieta total está por debajo de los requerimientos animales en todas las granjas, especialmente en las ecológicas, sólo se observaron niveles marginales o subóptimos marcados en los animales de la granja ME, en los que la dieta estaba constituida por un 90% de forraje local. En las otras zonas, el porcentaje de Cu en el concentrado con respecto a la dieta total es alto (>30%). En este contexto, está bien descrito que el Cu procedente del concentrado es más disponible para los animales que el del forraje (Suttle, 1986). Nuestros resultados además sugieren que evaluar si los requerimientos fisiológicos dietéticos se satisfacen con la base de la concentración total de Cu es impreciso, y es debido probablemente porque no se valora de esta forma la biodisponibilidad del Cu. Nuestros resultados indican que los terneros alimentados con poco concentrado, como ocurre típicamente en las granjas ecológicas, son susceptibles de sufrir deficiencia de Cu. En nuestro estudio, el ratio relativamente más bajo de Cu:Mo en el alimento animal de la granja ME podría contribuir también al estatus más bajo de Cu de estos terneros, desde el momento que los requerimientos de Cu dependen de los niveles de Mo (Underwood y Suttle, 2002). Fueron sorprendentes las diferencias observadas entre las granjas BE comparada con la de VE en el Cu hepático de sus animales, pues la estimación de la ingesta de Cu total en la dieta fue similar y también las proporciones de concentrado en la dieta. Estas diferencias podrían estar relacionadas

con interacciones negativas con otros elementos en la ración con concentraciones más altas de Mo (18%), azufre (26%, datos no mostrados) y especialmente Zn (49%) en la ración de la granja BE que en la de la granja VE.

Los terneros de la granja de ME también mostraron una tendencia de deficiencia para el Co y Se. La nutrición deficiente de Co fue inesperada dado a que las concentraciones de Co en el forraje parecían ser similares a los de otras granjas y debido también a que la estimación de los requerimientos mínimos totales de Co en la dieta (139 µg/kg DM) estaba muy por encima de los requerimientos fisiológicos (20 mg/kg MS; NRC, 2001). Sin embargo, las concentraciones de Co en el concentrado estaban entre 0.5 -10 veces más bajas que las de otras muestras de concentrado en este estudio, así que es posible que el bajo estatus del Co en los terneros de esta granja pueda estar relacionado con la baja disponibilidad de este metal en el forraje. Todas las muestras de alimento de nuestro estudio estaban por debajo del límite de cuantificación (0.5 mg/kg MS), que está muy por debajo de los requerimientos fisiológicos para terneros en crecimiento y acabado (0.1 mg/kg MS; NRC, 2001), de manera que no es posible evaluar si la baja ingestión de Se fue la causa del pobre estatus de Se de la granja ME.

Por el contrario, una ingesta excesiva de los elementos traza puede tener efectos dañinos. La elevada ingesta de Cu en la ración (debido al exceso de suplementación de Cu en el concentrado) puede desencadenar una acumulación crónica de Cu en los rumiantes. Tradicionalmente se pensaba que el ganado vacuno era relativamente tolerante a la acumulación de Cu comparado con ovejas y los registros de casos de intoxicación por Cu eran, hasta hace poco, bastante raros. Sin embargo, recientemente, se ha registrado un número en aumento de episodios de intoxicación de Cu en vacuno (Bidewell *et al.*, 2000; VLA, 2001) incluso a concentraciones de Cu hepático muy por debajo de las registradas como tóxicas en la literatura (Perrin *et al.*, 1990; Gummow, 1996). También se han registrado que la suplementación dietética de Cu a concentraciones sólo ligeramente superiores a las normales (alrededor de 125 mg/kg peso fresco) tiene efectos negativos en el rendimiento de los animales relacionados con una ingesta reducida de comida y una ganancia diaria menor (Engle y Spears, 2000). En la mayoría de los casos, la intoxicación del ganado vacuno está asociada con una ingesta excesiva de Cu en la ración, así como en cambios en el tipo de Cu dietético y su biodisponibilidad en los suplementos (Galey *et al.*, 1991; Laven *et al.*, 2004). De hecho, en nuestro estudio las concentraciones de Cu en el concentrado explica la mayor variabilidad de la acumulación de Cu en los terneros. Nuestros resultados también muestra que la acumulación excesiva de Cu es más frecuente en los terneros criados en granjas intensivas, debido a que la suplementación mineral de Cu en el concentrado es generalmente alta y el concentrado representa un alto porcentaje en la dieta. Sin embargo, nuestros resultados también muestran que las concentraciones de Cu pueden ser excesivas en las granjas tradicionales, donde la cantidad de concentrado es generalmente más baja, pero los niveles de suplementación de Cu pueden ser altos. Es posible que las concentraciones de Cu relativamente elevadas en algunas muestras de concentrados puedan estar relacionadas con el alto contenido de Cu en los componentes de la dieta, como debe ser el caso del concentrado ecológico en la granja VE en nuestro estudio, ya que la suplementación no está permitida en los concentrados ecológicos.

El efecto de la suplementación de Cu de concentrado puede afectar también al suelo de las granjas intensivas y convencionales desde el momento en el que el exceso de Cu no absorbido por el animal es excretado por los animales, produciendo un abono enriquecido en Cu (Jondreville *et al.*, 2003). Cuando estos abonos se emplean como fertilizantes en el pasto de vacuno en extensivo o en la producción de heno/forraje pueden conducir al aumento de concentración de Cu en el suelo (Poulsen, 1998; Bengtsson *et al.*, 2003), que podría ser tóxico para las plantas y microorganismos (Coppenet *et al.*, 2003). Nuestros resultados fueron consistentes con los de estudios previos en los que se observó una asociación positiva (pero no suficientemente significativa) entre las concentraciones de Cu en el concentrado y en el suelo de las granjas intensivas y convencionales de nuestro estudio (empleando el coeficiente de correlación de Pearson, $R=0.766$, $p=0.066$, $n=5$). El Cu es quizás el micronutriente que mejor ejemplifica el conflicto entre búsqueda de la sostenibilidad del bienestar del animal a corto-plazo (que podría involucrar la provisión de suplementos en los alimentos) y la sostenibilidad de la fertilidad del suelo a largo plazo (Gustafson *et al.*, 2007).

Las prácticas ganaderas relacionadas con el pastoreo en los sistemas ecológicos podrían tener un efecto positivo o beneficioso en el estatus de otros elementos como el Fe. Las concentraciones de Fe en los terneros criados de forma ecológica en nuestro estudio fueron significativamente más altas tanto en hígado como en riñón en comparación con las concentraciones de los animales de los sistemas convencionales e intensivos, a pesar de tener las concentraciones generalmente más bajas de Fe en la dieta. La asociación negativa entre las concentraciones de Fe en hígado y en riñón y la proporción de concentrado en la dieta (**Figura 5**), sugiere que los terneros ecológicos asimilan mayores niveles de Fe a través del pastoreo. Esto podría reflejar la ingestión y asimilación de Fe procedente del suelo. Como se ha constatado previamente el elevado contenido variable de Fe en los forrajes está causado probablemente por una contaminación por suelo (NRC, 2001). Aunque el Fe procedente del suelo es probablemente menos disponible que el procedente de la dieta, las concentraciones se situaron aproximadamente entre 30 y 230 veces superiores en suelo que en forraje o concentrado en nuestro estudio (**Tablas 5 y 6**), y se ha demostrado que una cantidad de Fe de diferentes tipos de suelo es soluble en el fluido ruminal (Healy, 1972).

Es necesario mencionar que los concentrados empleados en las granjas convencionales e intensivas en nuestro estudio presentaron concentraciones de metales traza más altas (hasta 12 veces) que los forrajes. Teniendo en cuenta que la mayoría de las concentraciones de los metales traza de los componentes del concentrado son generalmente más bajas que en los forrajes (Underwood y Suttle, 2002) nuestros resultados posiblemente indican que la principal fuente de metales traza en el concentrado no-ecológico la constituyen los suplementos minerales (véase también Li *et al.*, 2005). Estos suplementos minerales garantizan que en la mayoría de los casos la posible deficiencia mineral de los forrajes se pueda corregir. De hecho en nuestro estudio, se ha estimado que las concentraciones de metales traza en los concentrados de granjas convencionales e intensivas incluso cuando los animales recibían una baja proporción en la ración (30% en las granjas convencionales) satisfacían los requerimientos de metales traza fisiológicos. La relativa baja variabilidad intra-granja (**Figura 3**) en los metales traza en los terneros y en los concentrados (todos los metales analizados en este estudio salvo

Mo, Ni y Cr) también sugieren que los concentrados suplementados son una fuente homogénea y constante de metales traza. Por el contrario los concentrados empleados en dos de las tres granjas ecológicas de nuestro estudio fueron generalmente bajos y no garantizaron los requerimientos mínimos de metales traza cuando el contenido mineral fue bajo. Cualquier deficiencia mineral podría ser exacerbada en ciertos momentos del año puesto que las concentraciones de metales traza en el forraje son estacionalmente dependientes (Griffiths *et al.*, 2000; Underwood y Suttle, 2002; Socha *et al.*, 2002). Los resultados de este estudio son similares a los encontrados por Coonan *et al.* (2003) quien demostró que la suplementación mineral extra y la suplementación de metales traza es una parte esencial en el régimen dietético de las granjas ecológicas de leche considerado este ganado como deficientes en potencia del Cu, Zn, I y Se. Así que nuestros resultados en las granjas ecológicas indican la necesidad de emplear probablemente suplementos de elementos traza y/o concentrados fortificados con minerales traza, particularmente en regiones donde el forraje es particularmente deficiente en elementos traza (véase también Govasmark, 2005).

Referencias

- Bard, P.W. (2006). Requerimientos de formación para los veterinarios que trabajan en ganadería ecológica. Ganadería ecológica en el sur de Europa. 1ª Conferencia Internacional. Zamora. pp.145-148.
- Bengtsson, H., Öborn, I., Jonsson, S., Nilsson, I., Andersson, A. (2003). Field balances of some mineral nutrients and trace elements in organic and conventional dairy farming—a case study at Öjebyn, Sweden. *Eur. J. Agron.* 20: 101-116.
- Bidewell, C.A., David, G.P., Livesey, C.T. (2000). Copper toxicity in cattle. *Vet. Rec.* 147: 399-400.
- Blanco-Penedo, I., Cruz, J.M., López-Alonso, M., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Benedito, J.L. (2006). Influence of copper status on the accumulation of toxic and essential metals in cattle. *Env. Int.* 32: 901-906.
- Chládek, G., Zapletal, D. (2007). A free-choice intake of mineral blocks in beef cows during the grazing season and winter. *Livest. Sci.* 106: 41-46.
- CEE 1804/1999. Reglamento del Consejo de 19 de julio de 1999, por el que se completa, para incluir las producciones animales, el Reglamento (CEE) 2092/91 sobre la producción agrícola ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* L 222/1-28.
- CEE 2005/6. Directiva de la Comisión de 26 de enero de 2005, por la que se modifica la Directiva 71/250/CEE en lo relativo a la presentación de informes y a la interpretación de los resultados analíticos conforme a los requisitos de la Directiva 2002/32/CE. *Diario Oficial de la Unión Europea* L24/33-34.
- CEE 183/2005. Directiva del Parlamento europeo y del Consejo de 12 de enero de 2005, por el que se fijan requisitos en materia de higiene de los piensos. *Diario Oficial de la Unión Europea* L 35/1-22
- Coonan, C., Freeston-Smith, C., Allen, J. Wilde, D. (2003). *Determination of the major trace mineral and trace element balance of dairy cows in organic production systems*. Frank Wright Ltd. Ashbourne, Derbyshire.
- Coppenet, M., Golven, J., Simon, J.C., Le Roy, M. (2003). Evolution chimique des soils en exploitations d'élevage intensif: exemple du Finistère. *Agronomie* 13: 77-83.

- Engle, T.E., Spears, J.W. (2000). Effects of dietary copper concentration and source on performance and copper status of growing and finishing steers. *J. Anim. Sci.* 78: 2446-2451.
- Galey, F.D., Maas, J., Tronstad, R.J., et al. (1991). Copper toxicosis in two herds of beef calves following injection with copper disodium edetate. *J. Vet. Diagn. Invest.* 3: 260-263.
- Govasmark, E. (2005). Trace element status of soil and organically grown herbage in relation to animal requirements. Ph. D. Thesis. Norwegian University of Life Sciences.
- Griffiths, L.M., Loeffler, S.H., Socha, M.T., Tomlinson, D.J., Johnson, A.B. (2007). Effects of supplementing complexed zinc, manganese, copper and cobalt on lactation and reproductive performance of intensively grazed lactating dairy cattle on the South Island of New Zealand. *Anim. Feed Sci. Tech.* 137: 69-83.
- Gummow, B. (1996). Experimentally induced chronic copper toxicity in cattle. *Onderstepoort J. Vet. Res.* 63: 277-288.
- Gustafson, G.M., Salomon, E., Jonsson, S. (2007). Barn balance calculations of Ca, Cu, K, Mg, Mn, N, P, S and Zn in a conventional and organic dairy farm in Sweden. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119: 160-170.
- Hayashida, M., Orden, E.A., Cruz, E.M., Cruz, L.C., Fujihara, T. (2004). Effects of concentrate supplementation on blood mineral concentration of growing upgraded Philippine goats. *Anim. Sci. J.* 75: 139-145.
- Healy, W.B. (1972). In vitro studies on the effects of soil on elements in ruminal, duodenal and ileum liquors from sheep. *New Zeal. J. Agr. Res.* 15: 289-305.
- IFOAM (2002). IFOAM Norms. II. IFOAM Basic Standards for organic production and processing. International Federation of Organic Movements, Tholey-Theley, Germany. Disponible en: <http://www.ifoam.org/standard/norms/ibs.pdf>.
- Jondreville, C., Revy, P.S., Dourmad, J.Y. (2003). Dietary means to better control the environmental impact of copper and zinc by pigs from weaning to slaughter. *Livest. Prod. Sci.* 84: 147-156.
- Kabata Pendias, A., Pendias, H. (2001). *Trace Elements in Soil and Plants*. (3^a Ed.). CRC Press. Boca Raton, Florida.
- Kuusela, E., Khalili, H. (2002). Effect of grazing method and herbage allowance on the grazing efficiency of milk production in organic farming. *Anim. Feed Sci. Technol.* 98: 87-101.
- Laven, R.A., Livesey, C.T., Offer, N.W., Fountain, D. (2004). Apparent subclinical hepatopathy due to excess copper intake in lactating Holstein cattle. *Vet. Rec.* 155: 120-121.
- Li, Y., McCrory, D.F., Powell, J.M., Saam, H., Jackson-Smith, D. (2005). A Survey of Selected Heavy Metal Concentrations in Wisconsin Dairy Feeds. *J. Dairy Sci.* 88: 2911-2922.
- López Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F. (2000). The effect of pig farming on copper and zinc accumulation in cattle in Galicia (North-Western Spain). *Vet. J.* 160: 259-266.
- López Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F. (2002a). Interactions between toxic and essential trace metals in cattle from a region with low levels of pollution. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 42: 165-172.
- López Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F. (2002b). Cattle as biomonitors of soil arsenic, copper and zinc concentrations in Galicia (NW Spain). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 43: 103-108.
- Lund, V. (2006). Natural living – a precondition for animal welfare in organic farming. *Livest. Sci.* 100: 71-83 .
- MAPA (2007). Disponible en: <http://mapa.es/es/ganaderia/ganaderia.htm>.
- NRC (2001). *Nutrient Requirements of Beef Cattle*. (7^a Ed. Revisada). National Academic Press. Washington, DC.

- Perrin, D.J., Schiefer, B., Blakley, B.R. (1990). Chronic copper toxicity in a dairy herd. *Can. Vet. J.* 31: 629-632.
- Poulsen, H.D. (1998). Zinc and copper as feed additives, growth factors or unwanted environmental factors. *J. Anim. Feed Sci.* 7: 135-142.
- Puls, R. (1994). *Mineral levels in animal health*. (7^a Ed.). Sherpa International, Clearbrook. Canadá.
- Sehested, J., Kristensen, T., Sjøgaard, K. (2003). Effect of concentrate supplementation level on production, health and efficiency in an organic dairy herd. *Livest. Prod. Sci.* 80: 153-165.
- Socha, M.T., Tomlinson, D.T., Rapp, C.J., Johnson, A.B. (2002). Effect of nutrition on claw health. In: *Proceedings of the Society of Dairy Cattle Veterinarians, New Zealand Veterinary Association Conference, Foundation for Continuing Education of the NZ Veterinary Association, Massey University, Palmerston North, NZ.* pp. 73-91.
- Sundrum, A. (1997). Assessing animal welfare standards of housing conditions-possibilities and limitations. Sørensen, J. (Ed.). *Livestock Farming Systems. More than Food Production.* EAAP, Publ. 89: 238-246.
- Sundrum, A. (2001). Organic livestock farming. A critical review. *Livest. Prod. Sci.* 67: 207-215.
- Suttle, N.F. (1986). Copper deficiency in ruminants: recent developments. *Vet. Rec.* 119: 419-422.
- Underwood, E.J., Suttle, N.F. (2002). *Los minerales en la nutrición del Ganado*. (3^a Ed.). Acribia. Zaragoza, España.
- Vasconcelos, J.T., Greene, L.W., Cole, N.A., Brown, M.S., McCollun, F.T., Tedeschi, L.O. (2006). Effects of phase feeding of protein on performance, blood urea nitrogen concentration, manure nitrogen:phosphorus ratio, and carcass characteristics of feedlot cattle. *J. Anim. Sci.* 84: 3032-3038.
- VLA Surveillance Report (2001). July sees an increased incidence of copper poisoning in cattle. *Vet. Rec.* 149: 257-260.
- Xunta de Galicia. (1992). *Atlas Geoquímico de Galicia*. Consellería de Industria e Comercio, Dirección Xeral de Industria.

Tabla 1. Detalles de las granjas analizadas. Las abreviaturas de las granjas como siguen: B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, I: Intensiva, E: Ecológica, C: Convencional

	BI	BE	BC	MI	ME	MC	VI	VE	VC
sistema de estabulación	estabulación permanente	estabulación permanente	estabulación permanente	estabulación permanente	estabulación permanente	estabulación extensiva	estabulación permanente	estabulación permanente	estabulación permanente
tipo del manejo del pasto	sin pastoreo	sin pastoreo	sin pastoreo	sin pastoreo	sin pastoreo	pastoreo intenso	sin pastoreo	pastoreo acceso a establo	pastoreo con acceso a establo
área granja [ha]	45	38	50	-	65	260	27	25	80
prop. concentrado **	alto	bajo	medio	alto	bajo	medio	alto	bajo	medio
compra de alimento	concentrado	concentrado	concentrado	todo	concentrado	concentrado	concentrado	concentrado	concentrado
densidad ganadera	-	0.8	0.8	-	0.3	1	-	1.3	0.7
tamaño granja *	120	31	40	100	20	131	140	33	54
terneros muestreados	22	17	18	21	8	22	19	18	20

* número de terneros en cada ciclo de producción para las granjas intensivas y número de vacas destinadas a reproducción en granjas convencionales y ecológicas

** prop. concentrado: proporción de concentrado en la ración

Tabla 2. Límites de detección ($\mu\text{g/l}$) y resultados del análisis del material de referencia certificado (Pig Kidney CRM 186) expresado como mg/kg

Elemento	Límite de detección	Material de referencia certificado (Pig Kidney CRM 186) *	
		niveles certificados (media \pm 95%IC)	niveles analizados (media \pm 95%IC)
Co	0.6	---	0.151 \pm 0.054
Cr	0.8	(0.058-0.142)	0.198 \pm 0.043
Cu	5.7	31.9 \pm 0.4	29.1 \pm 1.48
Fe	5.0	299 \pm 10	283 \pm 15.8
Mn	3.0	8.5 \pm 0.3	7.85 \pm 0.51
Mo	1.1	---	3.39 \pm 0.29
Ni	2.8	(0.420)	0.544 \pm 0.256
Se	25	10.3 \pm 0.5	11.9 \pm 1.07
Zn	7.5	128 \pm 3	128 \pm 6.73

* entre paréntesis valores indicativos.

Tabla 3. Resultados del ANOVA mostrando las diferencias entre granjas de las concentraciones de metales traza en hígado y riñón en nuestro estudio

	Hígado		Riñón	
Co	$F_{(8,119)}= 17.44$	$p=0.000$	$F_{(8,118)}= 25.24$	$p=0.000$
Cr	$F_{(8,119)}= 1.430$	$p=0.192$	$F_{(8,118)}=4.047$	$p=0.000$
Cu	$F_{(8,119)}= 62.84$	$p=0.000$	$F_{(8,118)}= 2.107$	$p=0.038$
Fe	$F_{(8,119)}= 3.097$	$p=0.003$	$F_{(8,118)}= 4.047$	$p=0.000$
Mn	$F_{(8,119)}= 3.355$	$p=0.001$	$F_{(8,118)}= 1.909$	$p=0.062$
Mo	$F_{(8,119)}= 9.406$	$p=0.000$	$F_{(8,118)}= 1.645$	$p=0.116$
Ni	$F_{(8,119)}= 2.527$	$p=0.015$	$F_{(8,118)}= 1.345$	$p=0.228$
Se	$F_{(8,119)}= 16.12$	$p=0.000$	$F_{(8,118)}= 17.14$	$p=0.000$
Zn	$F_{(8,119)}= 2.629$	$p=0.010$	$F_{(8,118)}= 1.996$	$p=0.050$

Tabla 4. Concentraciones de metales traza en suelos en este estudio. Las abreviaturas de las granjas como siguen: B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, I: Intensiva, E: Ecológica C: Convencional

	BI	BE	BC	MI	ME	MC	VI	VE	VC
Co ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	3615	7690	11550	*	1309	2582	11306	6322	4202
Cr ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	48402	52013	47244	*	6013	11802	47164	33843	32294
Cu (mg/kg)	20.5	6.43	21.2	*	3.65	28.1	25.5	10.5	7.43
Fe (mg/kg)	21446	20337	24117	*	7452	10771	25102	19076	14420
Mn (mg/kg)	206	228	580	*	81.3	224	662	296	139
Mo (mg/kg)	1.41	1.06	1.49	*	0.56	1.28	2.34	1.05	1.17
Ni ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	13866	15918	17936	*	2598	6248	25349	15670	11470
Se (mg/kg)	700	625	350	*	ND	ND	ND	660	550
Zn(mg/kg)	51.4	25.7	57.4	*	33.5	113	70.7	44.8	32.1

* suelo de MI no muestreado. ND= No detectado.

Tabla 5. Concentraciones de metales traza en alimentos (forraje y concentrado) en este estudio. Las abreviaturas de las granjas como siguen: B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, I: Intensiva, E: Ecológica C: Convencional

	BI	BE	BC	MI	ME	MC	VI	VE	VC
Forraje									
Co (µg/kg)	118	125	169	*	143	164	267	184	169
Cr (µg/kg)	3318	1027	3894	*	3195	2555	3229	2000	2128
Cu (mg/kg)	6.07	5.96	4.58	*	7.85	10.3	9.92	5.24	4.66
Fe (mg/kg)	275	89.4	139	*	214	193	204	197	116
Mn (mg/kg)	215	156	263	*	327	624	238	247	233
Mo (mg/kg)	1.43	0.56	0.4	*	1.18	0.51	0.72	0.37	0.42
Ni (µg/kg)	1627	1325	2342	*	1649	1860	1678	1539	1496
Se (mg/kg)	ND	ND	ND	*	ND	ND	ND	ND	ND
Zn (mg/kg)	39.4	32.2	32.7	*	73.1	55.4	71.5	38.8	32.8
Concentrado									
Co (µg/kg)	1439	1094	572	672	103	693	1076	566	828
Cr (µg/kg)	2808	4886	3913	3388	2264	1591	2207	3369	5763
Cu (mg/kg)	21.8	9.08	19.7	15.5	5.3	13.1	9.8	10.2	16.3
Fe (mg/kg)	383	380	266	268	174	335	394	150	529
Mn (mg/kg)	100	194	115	69	65	81	121	56.9	92
Mo (mg/kg)	1.51	1.04	1.22	1.68	0.63	1.59	1.34	1.11	1.72
Ni (µg/kg)	9176	3500	4524	2100	1462	2034	2116	1934	3199
Se (mg/kg)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Zn (mg/kg)	117	153	169	97.6	42.5	78	154	66.1	102

* Forraje de MI no muestreado. ND=no detectado.

Tabla 6. Resumen del modelo de regresión (regresión múltiple de pasos hacia atrás) para la evaluación de la influencia de las concentraciones de metales en el suelo, concentrado, forraje, proporción de concentrado en la dieta en las concentraciones de los metales en tejidos animales. Sólo se presentan los modelos estadísticamente significativos

Variable dependiente	Variables independientes	R ²	F	P	Coefficientes	t	P
Cu hepático	Cu en conc.	0.849	F _{3,7} = 7.514	0.040	Cu en conc.	1.203	0.295
	Cu en forraje				Cu en forraje	-1.051	0.352
	prop. conc.				prop. conc.	0.899	0.420
	Cu en conc.	0.819	F _{2,7} = 11.30	0.014	Cu en conc.	4.013	0.010
	Cu en forraje				Cu en forraje	-0.605	0.572
	Cu en conc.				Cu en conc.	4.987	0.002
Fe hepático	prop. conc.	0.604	F _{1,7} = 9.039	0.024	prop. conc.	-3.006	0.024
Mn hepático	Mn en conc.	0.860	F _{3,7} = 7.841	0.035	Mn en conc.	-0.948	0.397
	Mn en forraje				Mn en forraje	1.096	0.335
	Mn en suelo				Mn en suelo	4.884	0.008
	Mn en forraje	0.829	F _{2,7} = 10.209	0.012	Mn en forraje	1.678	0.154
	Mn en suelo				Mn en suelo	4.841	0.005
	Mn en suelo				Mn en suelo	4.059	0.007
Fe renal	Fe en conc.	0.875	F _{3,7} = 9.318	0.028	Fe en conc.	0.519	0.631
	Fe en forraje				Fe en forraje	1.740	0.157
	prop. conc.				prop. conc.	-3.640	0.022
	Fe en forraje	0.866	F _{2,7} = 16.212	0.007	Fe forraje	2.051	0.096
	prop. conc.				prop. conc.	-5.685	0.002

prop. conc.: proporción de concentrado en la ración; conc.: concentrado.

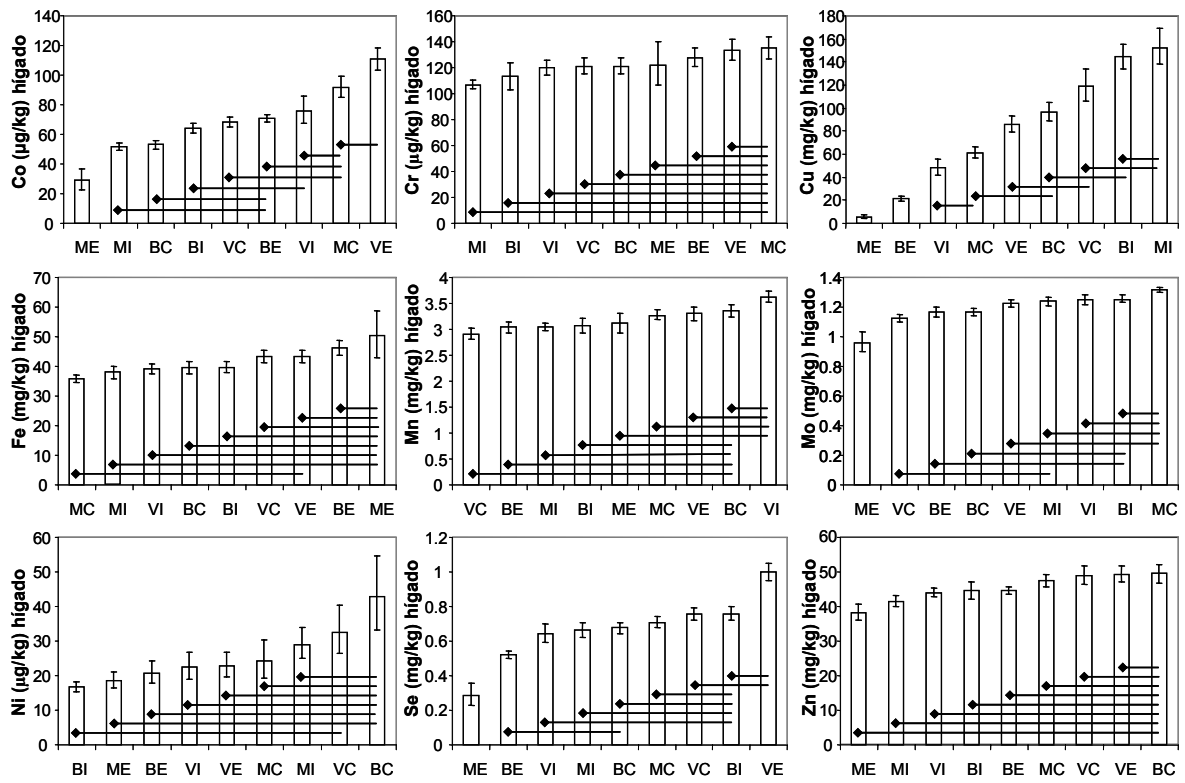


Figura 1. Gráfico de barras mostrando las concentraciones hepáticas de metales traza (en peso fresco) (expresadas como medias geométricas y error estándar geométrico) en los terneros en este estudio. Las líneas que cruzan representan grupos de pares de granjas sin significación estadística a $p < 0.05$. Las abreviaturas de las granjas como siguen B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Convencional, E: Ecológica, I: Intensiva.

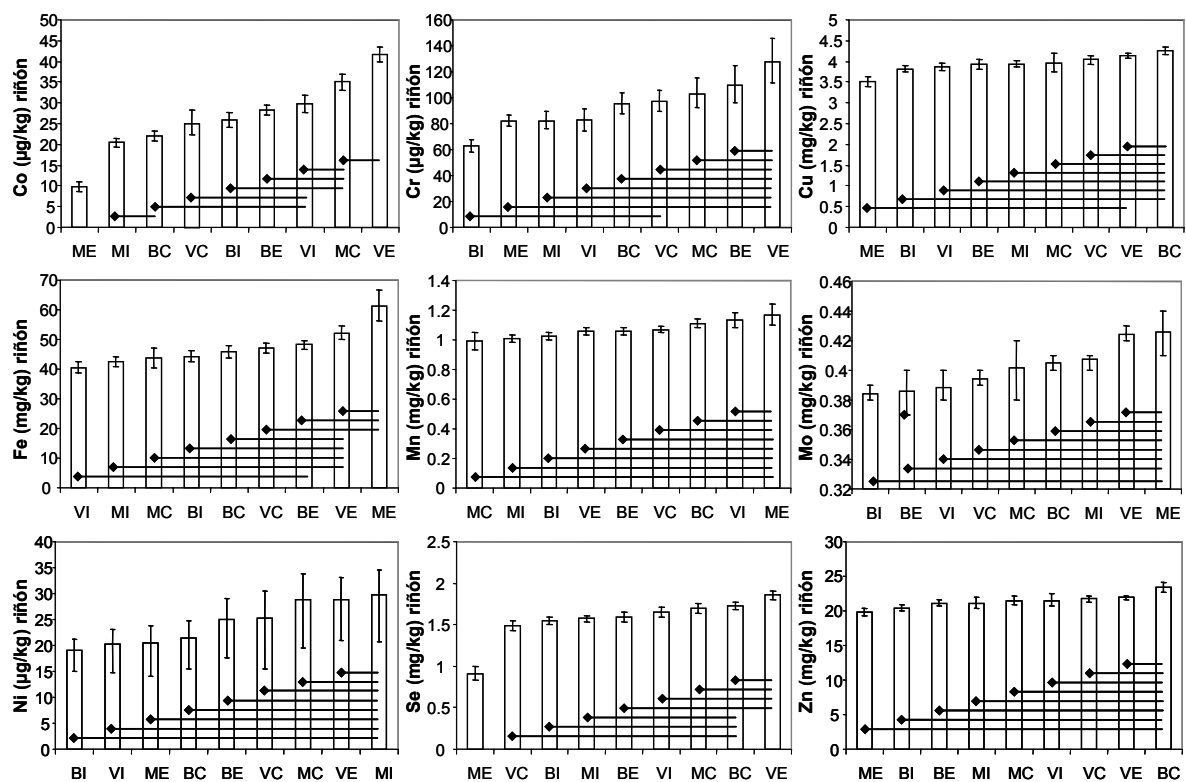


Figura 2. Gráfico de barras mostrando las concentraciones renales de metales traza (en peso fresco) (expresadas como medias geométricas y error estándar geométrico) en los terneros en este estudio. Las líneas que cruzan representan grupos de pares de granjas sin significación estadística a $p < 0.05$. Las abreviaturas de las granjas como siguen B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Convencional, E: Ecológica, I: Intensiva.

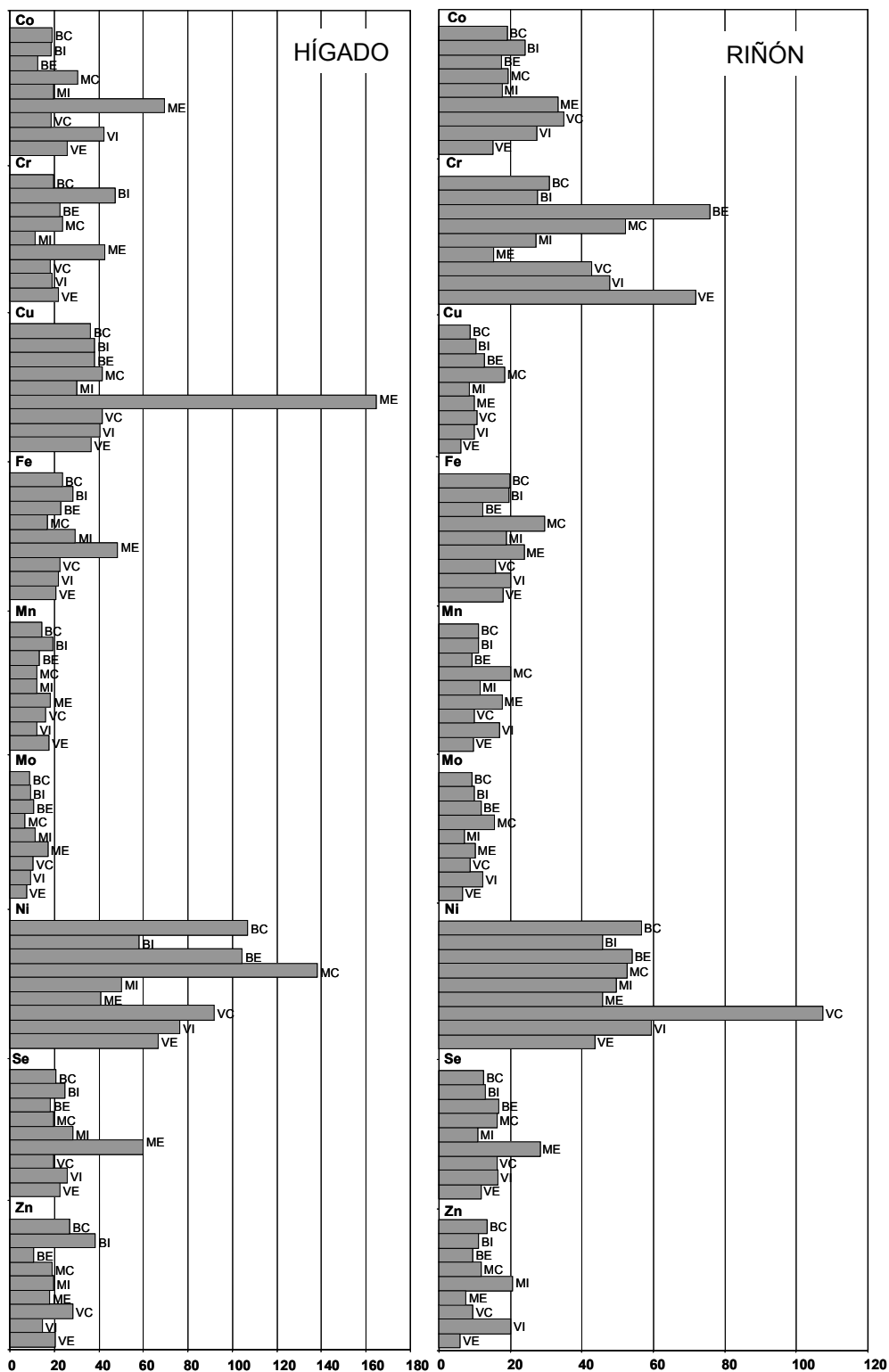


Figura 3. Coeficientes de variación de las concentraciones de metales traza en hígado y riñón en las granjas de nuestro estudio. Las abreviaturas de las granjas como siguen B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Convencional, E: Ecológica, I: Intensiva.

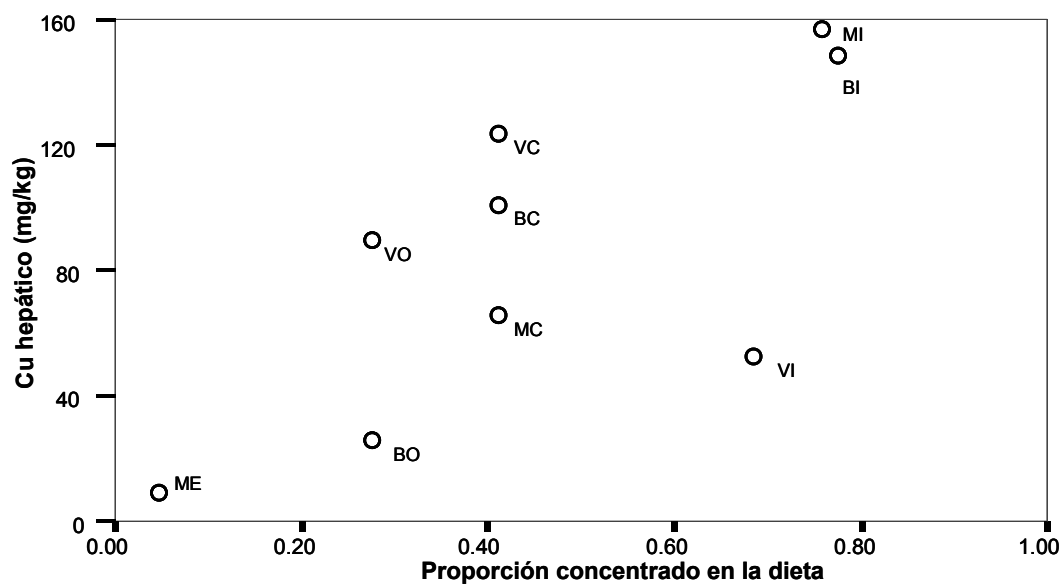


Figura 4. Gráfico de dispersión mostrando la relación entre la proporción de concentrado en la dieta y las concentraciones de Cu hepático (en peso fresco) en los terneros de las granjas de nuestro estudio. Las abreviaturas de las granjas como siguen B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Convencional, E: Ecológica, I: Intensiva.

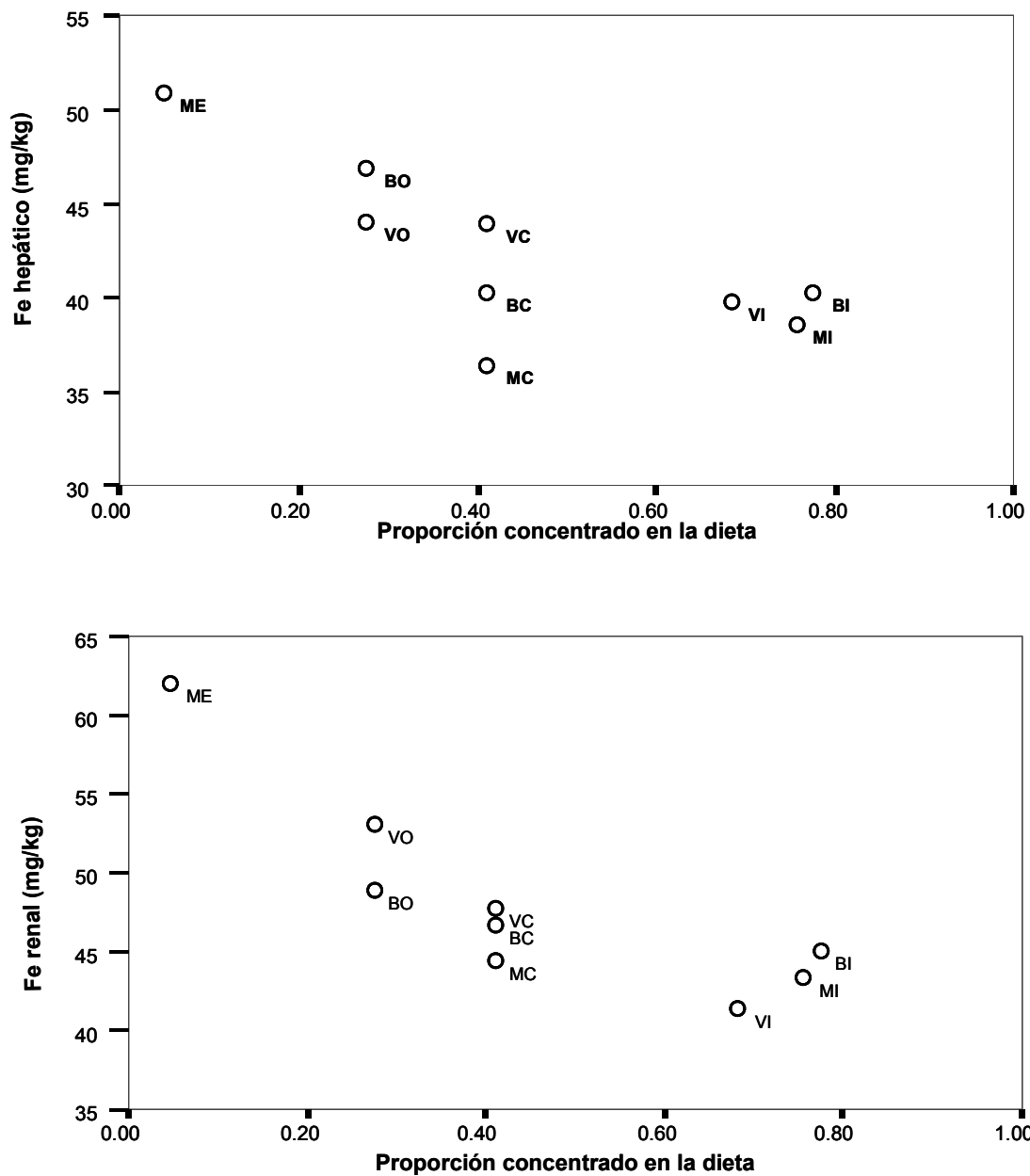


Figura 5. Gráfico de dispersión mostrando la relación entre la proporción de concentrado en la dieta y las concentraciones de Fe hepático y renal (en peso fresco) en los terneros de las granjas de nuestro estudio. Las abreviaturas de las granjas como siguen B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Convencional, E: Ecológica, I: Intensiva.

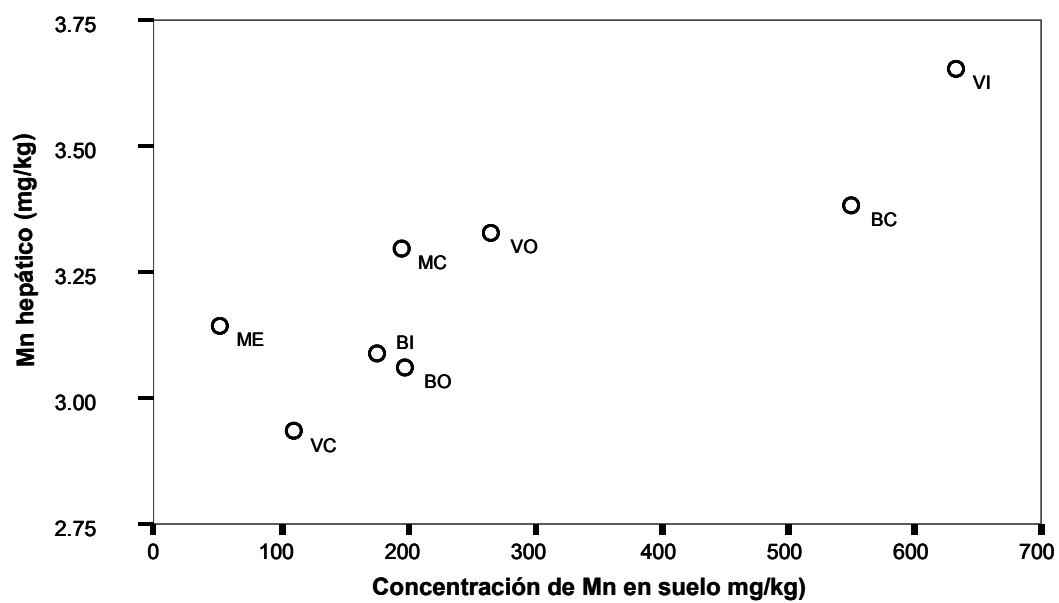


Figura 6. Gráfico de dispersión mostrando la relación entre la concentración de Mn en suelo y las concentraciones hepáticas de Mn (en peso fresco) en los terneros de las granjas de nuestro estudio. Las abreviaturas de las granjas como siguen B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Convencional, E: Ecológica, I: Intensiva.

Capítulo IV

Determinación del perfil metabólico en terneros procedentes de diferentes sistemas de manejo del NO de España

Las prácticas de manejo para el bienestar del animal son esenciales para asegurar la salud del ganado. Dichas prácticas implican que los rebaños/establos estén libres de enfermedades, la posibilidad de desarrollar un comportamiento natural, tratamientos veterinarios si son necesarios y la consecución de alimento y agua adecuada a su fisiología (Lund, 2006; Haas *et al.*, 2007). Es conocido que la actividad de pastoreo ofrece una calidad de dieta que permite cubrir los requerimientos al ganado vacuno adulto y joven cuando las prácticas de manejo se adaptan al periodo de crecimiento de la hierba (Andrews, 1991; Bengtsson *et al.*, 2003). El valor nutricional de un pasto bien manejado es alto y, con un pasto de buena calidad, se puede mantener el bienestar animal con bajos niveles de suplementación o incluso ninguno (Wood *et al.*, 2004; Kennedy *et al.*, 2005). Sin embargo, la calidad del pasto varía estacionalmente y, cuando la calidad del pasto es baja, las restricciones en las materias primas que llevan a emplear básicamente pasto puede causar desequilibrios en las dietas (Sundrum, 1997), desencadenando la movilización de las reservas corporales y un balance energético negativo (Butler y Smith, 1989). Durante este periodo, la suplementación o sustitución de materias primas en la ración es necesaria para proveer los nutrientes que faltan o que se presentan a niveles no adecuados en el forraje para alcanzar las metas de producción (Loy, 2007; Mathis y Sawyer, 2007). Sin embargo, la suplementación supone un conflicto básico con prácticas de manejo como las realizadas en las granjas ecológicas. Ya que uno de los principales objetivos que se plantea la granja ecológica de ganado vacuno, es que la dieta de los animales esté basada en un forraje propio o local y sin o escasa suplementación (IFOAM, 2002). La búsqueda de una nutrición adecuada para la consecución del bienestar animal es probablemente parte de los retos de la ganadería ecológica.

En una situación contraria a las granjas ecológicas, las granjas convencionales ofrecen de forma rutinaria concentrado suplementado para alcanzar un nivel de producción económico, incluso cuando la calidad (y cantidad) de forraje es alta. Sin embargo, esta suplementación de concentrado puede implicar pérdidas económicas si el pasto de buena calidad que se ofrece a los animales es suficiente para cubrir las demandas del rebaño, y el concentrado, simplemente está sustituyendo al pasto. En los sistemas de producción intensivos, las dietas están basadas en niveles elevados de concentrado sin ninguna actividad de pastoreo. La principal fuente energética para terneros alimentados con un alto porcentaje de concentrado la constituyen los carbohidratos no estructurales en lugar de fibra procedente del pasto. Con la introducción de granos de cereal en la dieta, el principal sustrato para la fermentación microbiana ya no está representado por los componentes de

las paredes celulares de las plantas de fermentación lenta (celulosa y hemicelulosa), pero sí son los almidones de rápida digestión. Consecuentemente, estas dietas a menudo inducen la aparición de condiciones de fermentación inestables que favorecen la acumulación de ácidos en el rumen y conducen a disfunciones ruminales (Owens *et al.*, 1998). La producción excesiva de ácido en rumen es a menudo la causa o un factor que contribuye a los desórdenes metabólicos y nutricionales en los cebaderos. Además se sabe que la disminución del porcentaje de concentrado de fermentación rápida en las dietas y el aumento del nivel de forraje o la limitación de la ingesta deberían disminuir la incidencia de estos desórdenes en cebaderos (Galyean y Rivera, 2003).

En el Capítulo II de la presente Tesis se ha evaluado como la asimilación de metales traza en hígado y riñón del ganado vacuno de carne en el NO de España difiere entre granjas que varían en sus sistemas de producción y particularmente en la medida en la que se maneja el pastoreo y se provee de concentrado como parte de la dieta al ganado vacuno. Los terneros procedentes de granjas en las cuales pastan de forma extensa o total y a los que no se les ofrece suplementación mineral o ésta es muy baja presentaron evidencias de deficiencias minerales de algunos elementos, mientras que los terneros procedentes de las granjas intensivas con altos niveles de concentrado en la ración acumularon un exceso de cobre en hígado y las concentraciones asimiladas por estos terneros estuvieron por encima de los niveles fisiológicos adecuados. Aunque se observó que los animales estaban aparentemente sanos en el momento del sacrificio es posible que pudieran haber sufrido desequilibrios nutricionales en la dieta que podrían afectar a su crecimiento y rendimiento.

El estudio de los metabolitos sanguíneos puede ayudar a comprender las particularidades del estatus fisiológico de los animales, bajo diferentes condiciones ambientales y de manejo, para ajustar las prácticas ganaderas y las estrategias de alimentación a los requerimientos de los animales (Grasso *et al.*, 2004). Por ello, la bioquímica puede ofrecer una información válida que corresponde al bienestar del animal así como a muchos procesos metabólicos los cuales de otra manera serían difíciles o imposibles de conocer debido a los casos subclínicos (Manninen *et al.*, 2007). El objetivo de este estudio es determinar como varían los parámetros sanguíneos en las granjas de ganado vacuno de carne en el NO de España bajo la influencia de sistemas de manejo diferentes que incluyen las prácticas de manejo ecológicas, convencionales e intensivas.

Material y Métodos

Selección de las granjas

Las prácticas ganaderas están altamente especializadas en las granjas intensivas de vacuno de carne del NO de España; básicamente la ración consiste en una dieta rica en grano basada en un 70-90% de concentrado (ca. 15-18 % proteína cruda en base de materia seca y 4.1-6.8 % fibra cruda en base de materia seca) y un 10-30% de forraje que se le ofrece en la granja. En las granjas convencionales y ecológicas, por el contrario, las prácticas ganaderas son más variables en las distintas regiones y los terneros se cría e sistemas de estabulación permanente, o semiextensivo o completamente extensivo. Básicamente, la ingesta de leche predomina hasta los 3 meses; durante el periodo de crecimiento y acabado (sacrificio aproximado a los 10 meses), los terneros se alimentan

con forraje (pastado o recolectado y administrado en el establo), aunque pueden mamar todavía y recibir un porcentaje variable de concentrado (10-50%).

La selección de las granjas en este estudio fue realizada en las localidades Baralla (latitud 42°52', longitud 7°23'), Montederramo (latitud 42°16', longitud 7°30') y Vilalba (latitud 43°18', longitud 7°40'). En cada localidad, se seleccionó una granja ecológica, una convencional y una intensiva que estuvieran localizadas muy próximas entre sí, buscando que las granjas y las condiciones de las mismas fueran similares en otros puntos para establecer comparaciones. La información detallada de las granjas seleccionadas, incluyendo prácticas ganaderas y de manejo y productividad se presentan en la **Tabla 1**. La información de las dietas se presenta en la **Tabla 2**. Cuando los diferentes tipos de forraje se administraban, un pool de muestras representativa se analizó para cada granja y al igual que para los concentrados, la recogida de muestras se llevó a cabo siguiendo la normativa CEE 2005/6. Todos los componentes de la dieta fueron acordes a prácticas y normativa características de cada sistema (CEE 1804/1999; CEE 183/2005).

Recogida de las muestras

Para conseguir un número representativo de muestras de sangre durante todo el ciclo de producción del animal, se realizaron al menos dos muestreos en cada granja entre marzo del 2003 y febrero del 2004. Cada muestra de sangre fue obtenida de animales con edades comprendidas entre 3 y 11 meses, asegurando que cada animal sólo fue muestreado una vez. La edad media de los terneros no fue significativamente diferente entre las granjas (6.62 ± 2.18 meses, $p < 0.05$) con la excepción de la granja convencional de Montederramo (9.62 ± 0.62). Las muestras de sangre se recogieron siempre entre en la franja horaria de 10-11 a.m. para estandarizar variables relacionadas con el tiempo de las cuales se conoce su influencia sobre ciertos componentes sanguíneos.

Las muestras de sangre (20 ml aproximadamente) se obtuvieron de la vena yugular usando tubos de vacutainer. Las muestras séricas se obtuvieron por centrifugación (3,000 g para 15 minutos) de muestras coaguladas en las dos horas después de su recogida. Tres alícuotas de suero se almacenaron a -20°C hasta su análisis.

Análisis de las muestras

Los parámetros analizados en nuestro estudio (glucosa, proteínas séricas totales, albúmina, urea, creatinina, colesterol, billirrubina total, triglicéridos, creatina kinasa (CK), aspartato aminotransferasa (ASAT) y glutamato dehidrogenasa (GLDH) se midieron mediante métodos enzimático-colorimétricos empleando kits comerciales estandarizados y con controles certificados controls (Laboratorios Spinreact, Girona; Laboratorios Human H® Alemania; Laboratorios Gernon, España). Los ácidos grasos no-esterificados (NEFAs) se evaluaron con un kit de los Laboratorios Randox Ltd.

Análisis estadístico

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el programa SPSS para Windows (v.15.0). Se comprobó si las datos seguía una distribución normal mediante el test de Kolmogorov-Smirnov. El Análisis de Varianza (modelo general lineal) se empleó para evaluar la influencia del tipo de granja (intensiva, ecológica, convencional), zona (Baralla, Montederramo, Vilalba), y edad (en meses) como covariable. El test post-hoc de Tukey's honest para diferencias significativas (HSD) fue empleado para determinar la significación

de las diferencias en el perfil metabólico entre el tipo de granja y zona. El coeficiente de correlación de Pearson se empleó para analizar la relación entre las diferentes concentraciones de los parámetros sanguíneos, así como con la proporción de concentrado en la ración, en las diferentes granjas (n=9). Todos los análisis estadísticos se consideraron significativos con $p < 0.05$.

Resultados y Discusión

Los parámetros metabólicos en terneros de las diferentes granjas considerados en este estudio se presentan en la **Figura 1**. Todos los animales involucrados en el mismo estaban clínicamente sanos y los parámetros registrados se sitúan entre niveles seguros o adecuados (Smith, 2007). No es la intención de este estudio de discutir en detalle las significaciones clínicas y uso de los parámetros sanguíneos. Sus funciones fisiológico-funcionales serán comentadas para explicar exclusivamente las diferencias aparentes entre las granjas que están probablemente relacionadas con las prácticas de manejo.

Los resultados del Modelo General Lineal (MGL) para determinar si existió una variación significativa entre las granjas y la edad de los terneros en los parámetros metabólicos se presentan en la **Tabla 3**. Se observó una variación significativa entre granjas para las concentraciones de glucosa, proteínas totales, colesterol, bilirrubina total y ASAT, aunque la edad fue sólo significativa para la actividad de CK.

En relación a la glucosa, no se observaron diferencias entre los animales para la mayor parte de las granjas (**Figura 1**) ni asociación significativa ninguna con la proporción de concentrado en la ración ($r=0.206$, $p=0.594$). Los mecanismos homeostáticos de la glucosa son complejos, especialmente para los rumiantes, y están relacionados con factores fisiológicos del animal y condiciones ambientales (Cunningham, 1999; Nelson y Cox, 2000; Arieli *et al.*, 2001). En relación a la dieta, existe poca información para describir las diferentes fases en la utilización de energía en los terneros en crecimiento comparado con la del vacuno adulto (Huntington, 1997), de hecho, muchos factores podrían modificar el reparto de energía en terneros (Hata *et al.*, 2005). Los resultados de diversos estudios experimentales indican que durante la fase de crecimiento los terneros que pastan muestran niveles más bajos de glucosa que los terneros estabulados (Hata *et al.*, 2005), también se observaron niveles de glucosa más bajos en novillas en pastoreo con que animales estabulados y alimentados con concentrado (Kumar *et al.*, 2007). Sin embargo, Journet *et al.* (1995) y Kaneko *et al.* (1997) no encontraron diferencias en los niveles de glucosa relacionados con la dieta durante el crecimiento de los terneros. Los niveles de glucosa significativamente superiores observados en la granja de Montederramo convencional (MC) podrían haber estado relacionados, al menos en parte, con el estrés por manejo durante la recogida de las muestras. Los terneros de la granja MC se encuentran en un sistema completamente extensivo sin manejo alguno salvo en casos específicos relacionados con prácticas veterinarias como la desparasitación. Las elevadas concentraciones de proteínas totales y creatinina en los terneros de esta misma granja ya que se ha constatado la elevación de las concentraciones de dichos parámetros por estrés en otras especies y estudios (Finco, 1997; Coppo, 2007), junto con los niveles relativamente elevados de eritrocitos, leucocitos y plaquetas (datos no mostrados), están

en consonancia con el estresamiento que han podido sufrir estos animales durante la recogida de las muestras (Thrall *et al.*, 2004; López-Olvera *et al.*, 2007).

En relación a las proteínas totales, variaron significativamente y las concentraciones medias en las granjas intensivas tendieron a ser más altas y más bajas en las granjas ecológicas (**Figura 1**), aunque los niveles más elevados se registraron en la granja MC. Nuestros resultados están en consonancia con los realizados por Vrzgula (1991) y Church (1993) quienes demostraron que las proteínas totales séricas son un buen indicador de la concentración de proteínas en la dieta, el contenido proteico es generalmente más elevado en concentrados que en forrajes. Además, en nuestro estudio existe una asociación positiva significativa importante entre la proporción de concentrado en la dieta y las concentraciones plasmáticas de proteína ($r= 0.789$, $p=0.011$; **Figura 2**). Esta asociación se ve mejorada fuertemente cuando se excluye del análisis la granja MC ($r=0.945$, $p=0.000$). Galyean (1996) mostraron que las dietas de las granjas intensivas proporcionan a menudo un porcentaje mayor de proteína cruda (PC), justificada por la búsqueda de un mejor rendimiento de estos animales. De hecho, en nuestro estudio se encontraron correlaciones significativas entre el porcentaje de concentrado en la ración vs. peso de las canales de los animales ($r=0.789$, $p=0.011$). Andersen *et al.* (2004) indicaron que el ratio de crecimiento de los animales se relaciona con la conversión de proteína muscular; de ese modo, a balances proteicos más positivos a nivel muscular mejor rendimiento de crecimiento de estos animales. De manera que el uso de un elevado contenido de PC es económicamente importante en la producción cárnica. Los niveles elevados de PC además tienen un efecto potencial como agente tampón el cual con su acción podría moderar el exceso de ácidos ruminales y sistémicos tan necesario en terneros alimentados con una gran cantidad de grano.

La elevada suplementación de PC ha sido también relacionada con el aumento de las concentraciones plasmáticas de urea en sistemas intensivos de cebo (Diniz Valadares *et al.*, 1997). Si la ingesta proteica en la dieta aumenta, más aminoácidos son absorbidos desde el tracto gastrointestinal después de la digestión proteica, y si la cantidad de aminoácidos absorbidos excede los requerimientos nutricionales del animal, estos aminoácidos en exceso son degradados en el hígado (Thrall *et al.*, 2004). Aunque las concentraciones de urea en nuestro estudio no variaron significativamente entre granjas (**Tabla 3**), el patrón de variación entre granjas es muy similar al observado en las proteínas totales (**Figura 1**), la media de las proteínas totales y las concentraciones de urea se encontraron correlacionadas significativamente ($r=0.818$, $p=0.013$) y al igual que las proteínas totales, las concentraciones de urea se observaron correlacionadas significativamente de forma positiva con la proporción de concentrado en la dieta ($r=0.677$, $p=0.045$, incluyendo la granja MC; **Figura 2**), estos dos factores ofrecen información consistente sobre la ingesta de proteína de los terneros.

La producción de creatinina es proporcional a la masa muscular al constatarse que el origen de la cantidad de creatinina liberada al torrente sanguíneo procede del músculo estriado (Doornembaal *et al.*, 1988; Thrall *et al.*, 2004). Fue sorprendente no encontrar una correlación significativa entre los niveles de creatinina y el peso medio de la canal en nuestro estudio ($r=0.177$, $p=0.647$) a nivel de la granja, pero puede ser debido a la variabilidad intra-granja, sin embargo, se encontró una correlación significativa entre los niveles de creatinina vs. peso de la canal para el total de todos los animales que fue

relativamente débil pero positivamente significativa ($r=0.195$, $p=0.005$, $n=201$). La asociación entre creatinina y la proporción de concentrado en la dieta ($r=0.873$, $p=0.005$, excluyendo la granja MC, cuyos niveles pudieron verse alterados por el estrés; **Figura 2**), la creatinina con las proteínas totales séricas ($r=0.895$, $p=0.001$) y las concentraciones de urea ($r=0.741$, $p=0.022$), contribuyen a ofrecer la concentración sérica de creatinina como un indicador de metabolismo muscular.

En relación al metabolismo lipídico, las concentraciones de colesterol entre granjas variaron significativamente en nuestro estudio. Las concentraciones medias de colesterol tendieron a ser más bajas en las granjas intensivas (con la excepción de la granja MC) y presentaron una correlación negativa con el porcentaje de concentrado en la ración ($r=-0.725$, $p=0.027$; **Figura 2**). No se observó ningún efecto significativo entre granjas en las concentraciones de triglicéridos ni NEFAs (**Tabla 3**) ni tampoco mostraron una asociación significativa con la proporción de concentrado en la dieta. Las concentraciones en sangre de triglicéridos y colesterol, los principales lípidos de la sangre, reflejan en animales sanos el equilibrio entre la absorción en el intestino delgado, la síntesis/secreción por los hepatocitos, y la captación de los mismos por el tejido adiposo (Thrall *et al.*, 2004). Durante situaciones en las que los ácidos grasos son requeridos por la demanda energética, especialmente en periodos de balances energéticos negativos, las moléculas de triglicéridos en el tejido adiposo se transforman en ácidos grasos libres, dando lugar a concentraciones apreciables de NEFAs en la sangre (Schoonmaker *et al.*, 2003; Thrall *et al.*, 2004). El aumento de la energía dietética podría aumentar los niveles plasmáticos de colesterol y triglicéridos, siendo considerados como buenos indicadores metabólico-nutricionales (García *et al.*, 2008). Los niveles séricos de colesterol están particularmente relacionados con las concentraciones de colesterol en la dieta cuando es rica en grasa de origen animal (Coppo, 2004) y las mayores concentraciones de colesterol han sido también asociados con mayores ingestas de forraje fresco (Khan *et al.*, 2007). Tanto la leche (rica en colesterol, 15mg/dL) como el forraje fresco son los mayores componentes de la dieta en los terneros de las granjas ecológicas generalmente, y esto fue particularmente lo observado en la granja de Montederramo ecológico (ME) donde ingieren leche durante todo el ciclo de producción y reciben una pequeña cantidad de concentrado en la dieta cuyas concentraciones medias fueron las más altas entre las granjas de nuestro estudio. La leche y el forraje fresco fueron también importantes componentes de la ración de las granjas convencionales de nuestro estudio, incluyendo la granja MC, de manera que la baja concentración media de colesterol en esta granja fue inesperada (**Figura 2**). Aunque otros parámetros metabólicos que han sido evaluados en este estudio exponen de forma especial el diferente comportamiento de esta granja probablemente relacionados con el estrés, no existen presumiblemente publicaciones que sugieran que el estrés pueda reducir el colesterol en los terneros. Las concentraciones relativamente bajas de colesterol en los terneros de MC podrían reflejar otro razón diferente, simplemente los terneros de esta granja son mayores que en las otras, y podría haber tenido menores tomas de leche en el momento del muestreo.

En relación con los triglicéridos, Hata *et al.* (2005) encontraron niveles más bajos de triglicéridos en terneros en pastoreo comparado con los terneros mantenidos en estabulación y alimentados con más concentrado. Los animales estabulados tuvieron mayores niveles de deposición grasa que los terneros que pastan y esto fue atribuido a la

menor demanda energética para el mantenimiento y más energía disponible para la ganancia corporal (especialmente grasa). Los resultados de nuestro estudio fueron similares en los terneros procedentes de las granjas intensivas que presentaron las concentraciones más altas de triglicéridos (**Figura 2**), aunque las diferencias entre granjas no fueron estadísticamente significativas. Las concentraciones de NEFAs fueron similares y muy bajas en terneros de nuestro estudio, especialmente cuando se compara con vacuno de carne con manejo intensivo (Castillo, datos no publicados). Estos resultados indican que, bajo las condiciones de manejo de las granjas de nuestro estudio, los terneros de nuestro estudio no mostraron balances energéticos negativos apreciables.

Las concentraciones de bilirrubina total variaron significativamente entre las granjas de nuestro estudio (**Tabla 3**) aunque no se observó un patrón evidente de las diferencias entre granjas con prácticas de manejo similares (**Figura 1**) ni asociaciones significativas con la proporción de concentrado en la dieta ($r=-0.560$, $p=0.116$). La bilirrubina total se considera un indicador de la función hepática, las concentraciones de bilirrubina total aumentan en situaciones de mayor demanda para el metabolismo hepático (Thrall *et al.*, 2004). Concentraciones significativamente superiores de bilirrubina total han sido encontradas en búfalos adultos bajo un manejo intensivo comparado con los sistemas tradicionales. También se han encontrado concentraciones de bilirrubina total sérica asociadas negativamente con el progreso del tiempo desde el inicio al final de la lactación (Grasso *et al.*, 2004) lo cual ha sido atribuido a un metabolismo hepático mayor en la primera fase de la lactación comparado con el final de la misma, la asociación positiva significativa entre la bilirrubina total y NEFAs en el mencionado estudio apoyan la hipótesis de que la lactación está asociada con mayores demandas energéticas generales y del metabolismo hepático. En nuestro estudio, los niveles de bilirrubina total estuvieron próximos a su asociación significativa con los niveles de NEFAs ($r=0.651$, $p=0.057$) pero si se correlacionaron de forma significativa con los niveles de colesterol ($r=0.747$, $p=0.020$), posiblemente reflejen un aumento de NEFAs en respuesta a situaciones de mayor demanda de energía asociados con un aumento del metabolismo hepático.

Los enzimas hepáticos determinados en este estudio son indicadores de daños hepáticos. Los niveles de ASAT variaron significativamente entre las granjas de nuestro estudio (**Tabla 3**), y fueron significativamente superiores en las granjas intensivas (aproximadamente un 50%) comparados con ecológicas y convencionales (**Tabla 3**; **Figuras 1 y 2**). Se observó una fuerte correlación positiva entre la actividad ASAT y la proporción de concentrado en la dieta en nuestro estudio ($r=0.794$, $p=0.010$). Mori *et al.* (2007) señalaron de igual forma, que las mayores actividades de ASAT en terneros de carne alimentados con una gran cantidad de concentrado en la dieta que en terneros alimentados con pasto, podrían indicar un ligero daño hepático por las condiciones acidóticas asociadas a la dieta, que, como ya se ha mencionado, la fuente energética constituida por el concentrado es un factor contribuyente de los desórdenes metabólicos en el cebadero. Esta actividad de ASAT pronunciada en las granjas intensivas podría ser explicada por una elevada actividad del metabolismo hepático en animales con dietas basadas en concentrado. Aunque podría argumentarse que la actividad sérica de ASAT puede reflejar no sólo el daño hepático sino también un daño muscular (Thrall *et al.*, 2004), la ausencia de una asociación significativa entre ASAT y CK, enzima específica del músculo, indica que las variaciones de la actividad de ASAT entre los sistemas de

explotación de nuestro estudio están relacionadas al mismo nivel con compromisos metabólicos hepáticos. Por el contrario, el enzima hepático-específico GLDH no reflejó ninguna influencia significativa entre las granjas (**Tabla 3**). Las concentraciones de GLDH fueron muy bajas y similares en terneros de nuestro estudio. Mientras que la actividad sérica de GLDH podría ser un indicador sensible de daños hepáticos agudos en rumiantes, no es tan sensible como ASAT para daños hepáticos crónicos (Thrall *et al.*, 2004).

La actividad de CK fue el único parámetro que varió significativamente con la edad en nuestro estudio (**Figura 3**), observándose una tendencia de disminución entre los 6 y 10 meses de edad (**Figura 3**). La disminución gradual dependiente de la edad del iso-enzima mayoritario de CK fue observado en búfalos (Avallone *et al.*, 1996). Aunque las concentraciones de CK variaron significativamente entre granjas en nuestro estudio, (**Tabla 3; Figura 1**), probablemente es debido a la variación con la edad. Los terneros con la edad media más alta (granja MC) y más baja (granja BI) tuvieron los niveles más bajos y más altos de CK respectivamente. Grünwaldt *et al.* (2005) tampoco observaron diferencias en los niveles de CK entre razas, muestreos estacionales y estados fisiológicos de los animales.

Referencias

- Andersen, H.J., Oksbjerg, N., Young, J.F., Therkildsen, M. (2004). Feeding and meat quality- a future approach. *Meat Sci.* 70: 543-554.
- Andrews, T. (1991). Suffering animals in a green landscape? *Dairy Farmer* 38: 26-28.
- Arieli, A., Vallimont, J.E., Aharoni, Y., Varga, G.A. (2001). Monensin and growth hormone effects on glucose metabolism in the prepartum cow. *J. Dairy Sci.* 84: 2770-2776.
- Avallone, L., Lombard, P., Florio, S., D'Angelo, A., Bogin, E. (1996). Age-dependent variations of lactate dehydrogenase and creatine kinase activities in water buffalo calf serum. *Eur. J. Clin. Chem. Clin. Biochem.* 34: 961-964.
- Bengtsson, H., Öborn, I., Jonsson, S., Nilsson, I., Andersson, A. (2003). Field balances of some mineral nutrients and trace elements in organic and conventional dairy farming—a case study at Öjebyn, Sweden. *Eur. J. Agron.* 20: 101-116.
- Butler, W.R., Smith, R.D. (1989). Interrelationships between energy balance and postpartum reproductive function in dairy cattle. *J. Dairy Sci.* 72: 767-783.
- Church, C.C. (1993). *El rumiante: fisiología digestiva y nutrición*. Acribia. Zaragoza.
- CEE 1804/1999. Reglamento del Consejo de 19 de julio de 1999, por el que se completa, para incluir las producciones animales, el Reglamento (CEE) 2092/91 sobre la producción agrícola ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* L 222/1-28.
- CEE 2005/6. Directiva de la Comisión de 26 de enero de 2005, por la que se modifica la Directiva 71/250/CEE en lo relativo a la presentación de informes y a la interpretación de los resultados analíticos conforme a los requisitos de la Directiva 2002/32/CE. *Diario Oficial de la Unión Europea* L24/33-34.
- CEE 183/2005. Directiva del Parlamento europeo y del Consejo de 12 de enero de 2005, por el que se fijan requisitos en materia de higiene de los piensos. *Diario Oficial de la Unión Europea* L 35/1-22
- Coppo, J.A. (2004). El destete precoz del ternero causaría alarma simpática meduloadrenal en lugar de estrés corticoadrenal. *Int Vet* 6: 11-20.

- Coppo, J.A. (2007). ¿El destete precoz produce estrés en los terneros cruza cebú? REDVET 3: 1695-7504.
- Cunningham, J.G. (1999). *Textbook of veterinary physiology*. W.B. Saunders Company. Philadelphia.
- Diniz Valadares, R.F., Gonçalves, L.C., Rodríguez, N.M., De Campos Filho, S., Sampaio, I.B. (1997). Protein levels in cattle diets. 4. Ruminal ammonia N concentration, plasma urea N, and urea and creatinine excretions. R. Bras. Zootec. 26: 1270-1278.
- Doornenbal, H., Tong, A.K.W., Murray, N.L. (1988). Reference values of blood parameters in beef cattle of different ages and stages of lactation. Can. J. Vet. Res. 52: 99-105.
- Galyean, M.L. (1996). Protein levels in beef cattle finishing diets: Industry application, university research, and systems results. J. Anim. Sci. 74: 2860-2870.
- Galyean, M.L., Rivera, J.D. (2003). Nutritionally related disorders affecting feedlot cattle. Can. J. Anim. Sci. 83: 13-20.
- García, P.T., Pensel, N.A., Sancho, A.M., Latimori, N.J., Kloster, A.M., Amigone, M.A., Casal, J.J. (2008). Beef lipids in relation to animal breed and nutrition in Argentina. Meat Sci. 79: 500-508.
- Grasso, F., Terzano, G.M., De Rosa, G., Tripaldi, C., Napolitano, F. (2004). Influence of housing conditions and calving distance on blood metabolites in water buffalo cows. Ital. J. Anim. Sci. 3: 275-282.
- Grünwaldt, E.G., Guevara, J.C., Estévez, O.R., Vicente, A., Rousselle, H., Alcuten, N., Aguerregaray, D., Stasi, C.R. (2005). Biochemical and Haematological measurements in beef cattle in Mendoza Plain Rangelands (Argentina). Trop. Anim. Health Pro. 37: 527-540.
- Haas, G., Deittert, C., Köpke, U. (2007). Impact of feeding pattern and feed purchase on area- and cow-related dairy performance of organic farms. Livest. Sci. 106: 132-144.
- Hata, H., Suzuki, K., Tomioka, T., Tanaka, K., Matsunaga, N., Hidari, H. (2005). Effects of grazing on deposition of chemical body components, energy retention and plasma hormones in steers. Anim. Sci. J. 76: 225-236.
- Huntington, G.B. (1997). Starch utilization by ruminants: from basics to bunk. J. Anim. Sci. 75: 852-867.
- IFOAM (2002). Norms for Organic Production and Processing-IFOAM Basic Standards. IFOAM, Head Office, Bonn, Germany. Disponible en: http://www.ifoam.org/about_ifoam/principles.
- Kaneko, J.J., Harvey, J.W., Bruss, M.L. (1997). *Clinical biochemistry of domestic animals*. (5^a Ed.). Academic Press. Orlando.
- Kennedy, E., O'Donovan, M., Murphy, J.P., Delaby, L., O'Mara, F. (2005). Effects of grass pasture and concentrate-based feeding systems for spring-calving dairy cows in early spring on performance during lactation. Grass Forage Sci. 60: 310-318.
- Khan, M.A., Lee, H.J., Lee, W.S., Kim H.S., Kim, S.B., Ki, K.S., Park, S.J., Ha, J.K., Choi, Y.J. (2007). Starch source evaluation in calf starter: I. Feed consumption, body weight gain, structural growth, and blood metabolites in Holstein calves. J. Dairy Sci. 90: 5259-5268.
- Kumar, R., Kumar, A., Rastogi, S.K. (2007). Comparative blood bio-chemical profile of dairy cattle in three different regions of Uttaranchal. Indian J. Anim. Sci. 76: 599-604.
- Loy, D. (2007). By-product feed utilization by grazing cattle. Vet. Clin. North Am. Food Anim. Pract. 23: 41-52.
- Lund, V. (2006). Natural living- a precondition for animal welfare in organic farming. Livest. Sci. 100: 71-83.
- Manninen, M., Sankari, S., Jauhiainen, L., Kivinen, T., Soveri, T. (2007). Insulated, uninsulated and outdoor housing for replacement beef heifers on restricted grass silage-based diet in a cold environment. Livest. Sci. 107: 113-125.

- Mathis, C.P., Sawyer, J.E. (2007). Nutritional management of grazing beef cows. *Vet. Clin. North Am. Food Anim. Pract.* 23: 1-19.
- Mori, A., Urabe, S., Asada, M., Tanaka, Y., Tazaki, H., Yamamoto, I., Kimura, N., Ozawa, T., Morris, S. T., Hickson, R., Kenyon, P. R., Blair, H., Choi, C. B., Arai, T. (2007). Comparison of plasma metabolite concentrations and enzyme activities in beef cattle raised by different feeding systems in Korea, Japan and New Zealand. *J. Vet. Med. Ser. A* 54: 342-345.
- Nelson, D.L., Cox, M.M. (2000). *Lehninger Principles of Biochemistry*. (3^a Ed.). Worth Publishers. New York.
- Owens, F.N., Secrist, D.S., Hill, W.J., Gill, D.R. (1998). Acidosis in cattle: A review. *J. Anim. Sci.* 76: 275-286.
- Schoonmaker, J.P., Cecava, M.J., Faulkner, D.B., Fluharty, F.L., Zerby, H.N., Loerch, S.C. (2003). Effect of course and amount of energy and rate of growth on performance, carcass characteristics, ruminal fermentation, and serum glucose and insulin of early-weaned steers. *J. Anim. Sci.* 82: 273-282.
- Sundrum, A. (2001). Organic livestock farming - A critical review. *Livest. Prod. Sci.* 67: 207-215.
- Thrall, M.A., Baker, D.L., Campbell, T.W., DeNicola, D., Fettman, M.J., Duane Lassen, E., Rebar, A., Weiser, G. (2004). *Veterinary Hematology and Clinical Chemistry*. Lippincott Williams & Wilkins. Philadelphia.
- Vrzgula, L. (1991). *Metabolic disorders and their prevention in farm animals*. Elsevier. Amsterdam, Netherlands.
- Wood, J.D., Richardson, R.I., Nute, G.R., Fisher, A.V., Campo, M., Kasapidou, E., Sheard, P.R., Enser, M. (2004). Effects of fatty acids on meat quality: a review. *Meat Sci.* 66: 21-32.

Tabla 1. Detalles de las granjas analizadas en el estudio. Las abreviaturas de las granjas como siguen: B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Convencional, E: Ecológica, I: Intensiva

	BI	BE	BC	MI	ME	MC	VI	VE	VC
sistema de estabulación	estabulación permanente	estabulación permanente	estabulación permanente	estabulación permanente	estabulación permanente	estensivo	estabulación permanente	semiextensivo	semiextensivo
manejo del pastoreo	sin pastoreo	sin pastoreo	sin pastoreo	sin pastoreo	pastoreo intenso	pastoreo intenso	sin pastoreo	pastoreo con acceso al establo	pastoreo con acceso al establo
área de la granja [ha]	45	38	50	65	260	27	25	80	80
compra de alimento concentrado	0.8	0.8	0.8	0.3	1	concentrado	concentrado	concentrado	concentrado
densidad ganadera	16.6%	75%	66.2%	100%	49.7%	17.4%	70%	51%	51%
% días lactación/días de vida	0	0	0	80%	60.1%	0	46%	60.1%	60.1%
% días pastando/días de vida	120	31	40	20	131	140	33	54	54
tamaño de la granja * N terneros	19	30	28	15	16	22	17	21	21
muestreados									
Datos productivos									
peso al sacrificio (Kg)	390±23	381±36	386±63	347±49	318±66	328±57	315±93	336±52	336±52
edad al sacrificio (días)	301±2	280±15	272±20	310±19	301±12	285±13	278±26	247±49	247±49
peso canal (Kg)	222±41	206±37	222±30	127±16	173±44	220±18	173±25	194±36	194±36
rendimiento de la canal	57.0%	53.9%	57.5%	36.6%	54.5%	67.1%	55.0%	57.6%	57.6%

* Cálculo: días con toma de leche o con manejo en pastoreo/días de vida

** Número de terneros en cada ciclo de producción para las granjas intensivas y número de vacas destinadas a reproducción en granjas convencionales y ecológicas

Tabla 2. Información de la composición de las dietas en las granjas de nuestro estudio. Las abreviaturas de las granjas como siguen: B: Baralla, M: Montederramo, V: Vitalba, C: Convencional, E: Ecológica, I: Intensiva.

	BI	BE	BC	MI	ME	MC	VI	VE	VC
Ratio ración C:FC:FP	82:18:0	32:68:0	45:55:0	80:20:0	10:0:90	45:13:42		32:34:34	45:29:26
Concentrado (MS)									
Humedad (%)	5.3	5.7	6.3	7.3	10.1	7.9	5.5	10.8	4.7
PC (%)	16.4	17.1	17.7	16.5	17.8	17.9	17.4	15	18
FC (%)	4.6	4.1	4.8	6.2	6.8	4.1	6.8	5.2	6.6
Cenizas (%)	7.5	7.3	8	6.2	6.3	6.7	6.2	6.96	7.7
Almidón(%)	36.9	3.70	38.2	39.2	50.5	34.8	34.6	42.5	35.1
Grasa (%)	2	1.8	1.5	1	-	6.5	2	2.88	1.1
Forraje (MS)*									
Humedad (%)	76.4	84.5	82.9	79.8	79	86	80.1	84.8	87.7
DNM	4.5	17.0	10.4	8.3	7.3	16.6	5.6	14.3	18.6
FC (%)	33.4	21.5	26.1	31.5	30.7	18	31.7	23.6	20.7
Cenizas (%)	8.2	13	9.8	12.5	8	10.8	8.7	12.2	16.1
MO (%)	91.8	87.0	90.2	87.5	92	89.2	91.3	87.8	83.9

* Los valores corresponden a un pool de muestras equilibrado de los diferentes tipos de forrajes ofrecidos en cada granja. Las abreviaturas como siguen: C: concentrado, FC: forraje cortado (hierba verde en establo, silo o heno), FP: forraje pastado, PC: Proteína cruda, FC: Fibra cruda, DNM: Digestibilidad de la materia nitrogenada, MO: Materia orgánica.

Tabla 3. Resultados del modelo general lineal de los parámetros sanguíneos con los factores zona y tipo de granja y como covariable la edad

	Granja		Edad	
	Coefficiente	p	Coefficiente	p
Glucosa	$F_{(8,199)}=3.100$	0.003	$F_{(1,199)}=0.885$	0.348
Proteínas totales	$F_{(8,199)}=4.513$	0.000	$F_{(1,199)}=0.314$	0.576
Albumina	$F_{(8,199)}=0.273$	0.974	$F_{(1,199)}=0.052$	0.820
Urea	$F_{(8,199)}=0.770$	0.630	$F_{(1,199)}=0.094$	0.759
Creatinina	$F_{(8,199)}=1.711$	0.098	$F_{(1,199)}=2.124$	0.147
Triglicéridos	$F_{(8,199)}=0.800$	0.603	$F_{(1,199)}=2.114$	0.148
Colesterol	$F_{(8,199)}=2.580$	0.011	$F_{(1,199)}=0.325$	0.569
Bilirrubina total	$F_{(8,199)}=3.183$	0.002	$F_{(1,199)}=0.178$	0.674
NEFAs	$F_{(8,185)}=0.239$	0.983	$F_{(1,185)}=0.545$	0.461
GLDH	$F_{(8,132)}=0.494$	0.859	$F_{(1,132)}=0.958$	0.330
ASAT	$F_{(8,188)}=79.67$	0.000	$F_{(1,188)}=3.762$	0.054
CK	$F_{(8,188)}=0.129$	0.998	$F_{(1,188)}=78.12$	0.000

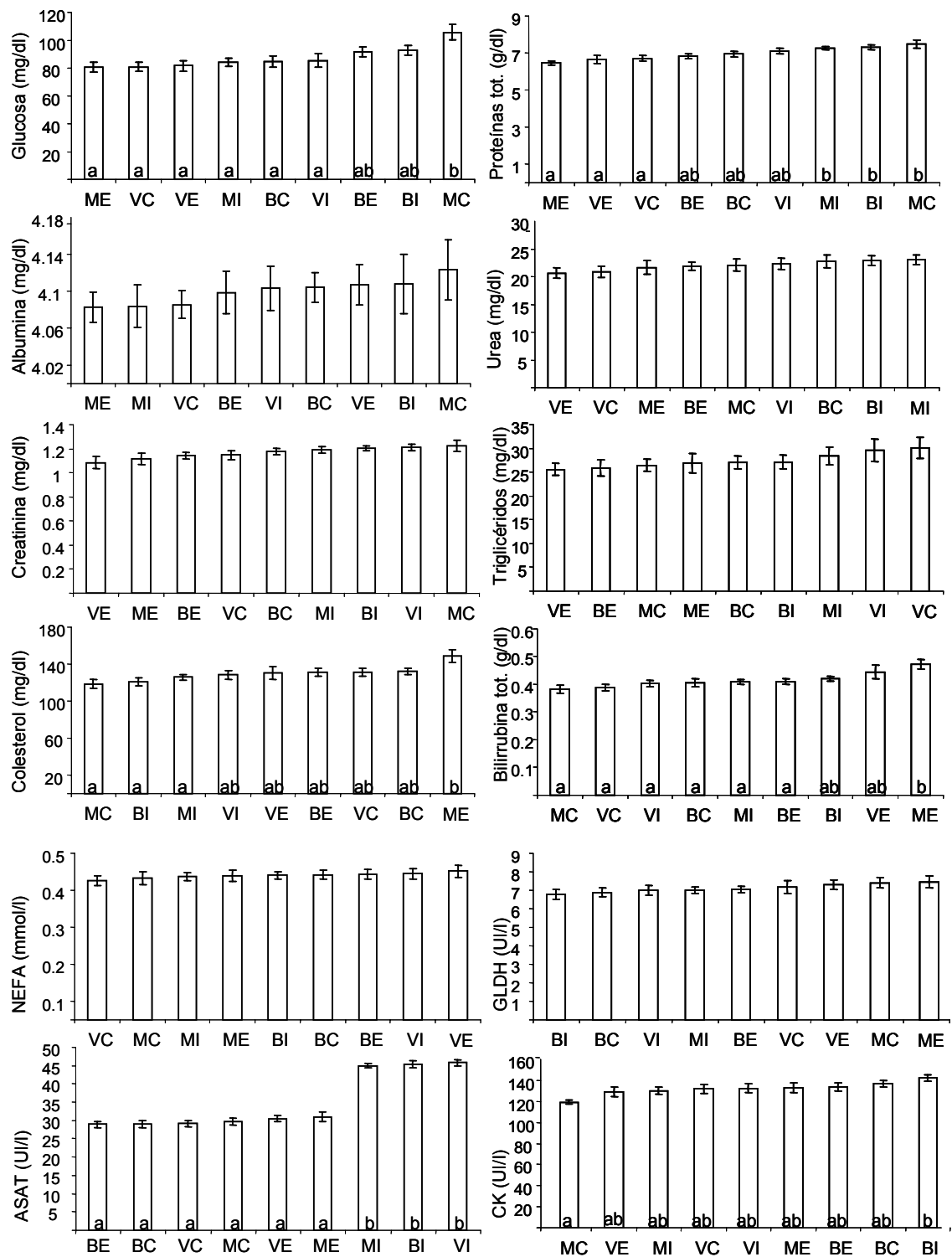


Figura 1. Gráfico de barras para las concentraciones de glucosa, proteínas totales, colesterol y bilirrubina (expresadas como medias aritméticas y error estándar) en terneros de granjas intensivas, ecológicas y convencionales en las zonas de Baralla, Montederramo y Vilalba. Las letras denotan diferencias significativas entre pares de granjas.

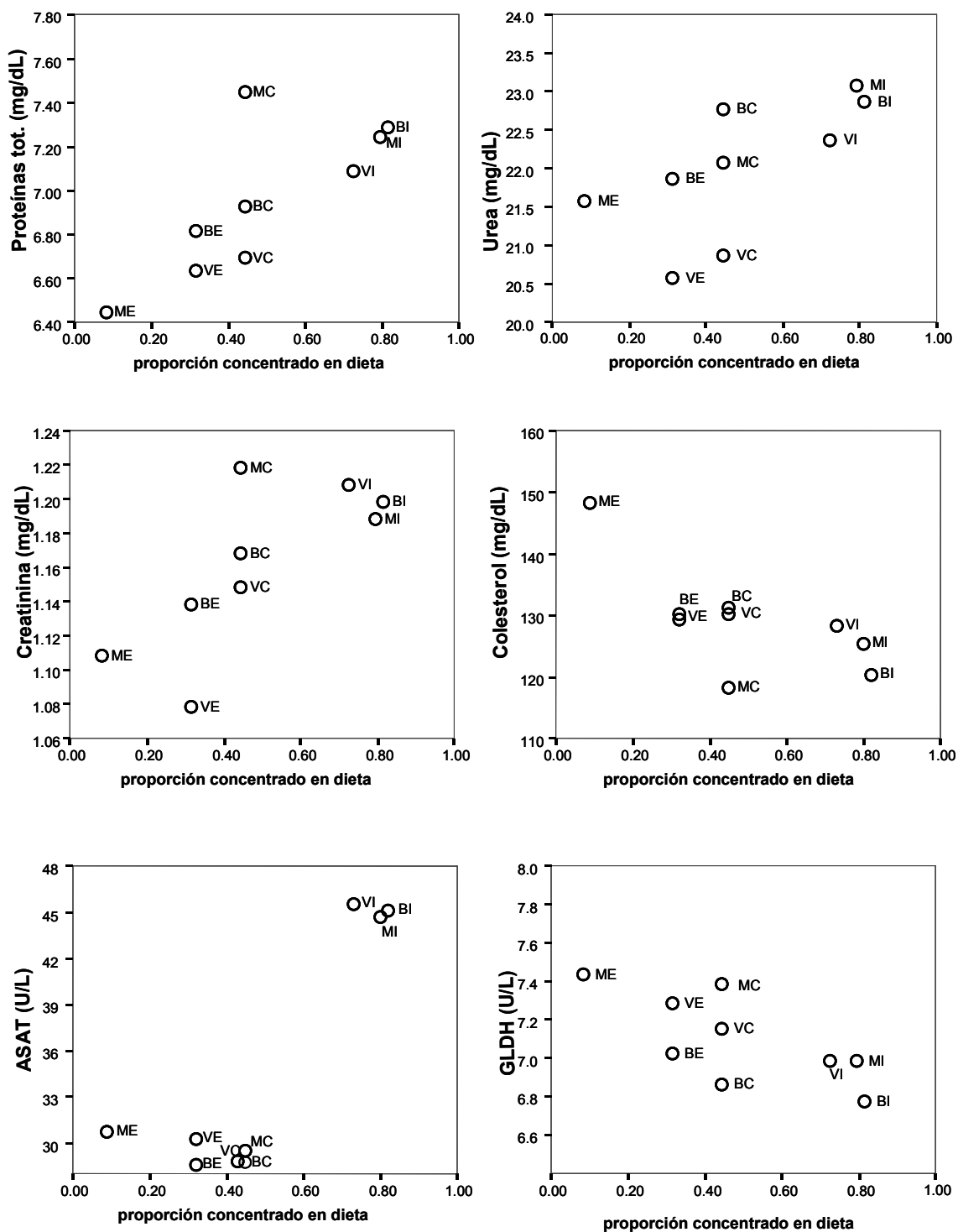


Figura 2. Gráfico de barras para las concentraciones de creatinina y actividad ASAT (expresadas como medias aritméticas y error estándar en terneros de granjas intensivas, ecológicas y convencionales). Las letras denotan diferencias significativas entre pares de granjas.

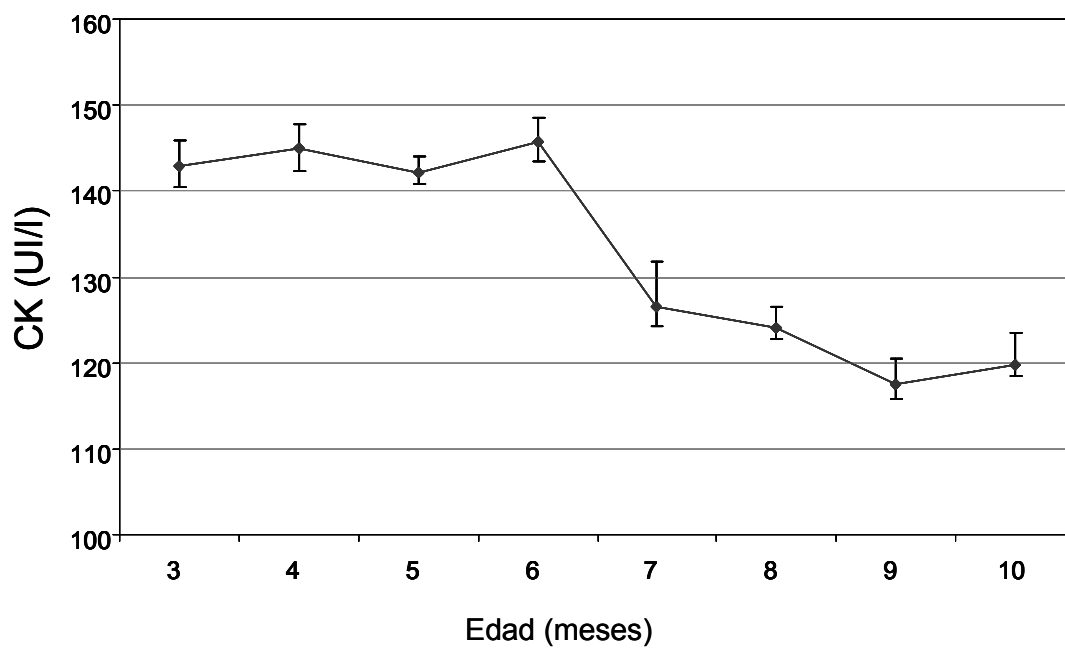


Figura 3. Efecto de la edad en la actividad CK (expresadas como medias aritméticas y error estándar) en ganado vacuno de nuestro estudio.

Capítulo V

Concentración de metales tóxicos y traza en productos cárnicos de ganado vacuno criados en sistemas de producción ecológico, intensivo y convencional

Los escándalos alimentarios acaecidos en la pasada década que han involucrado a los productos cárnicos se relacionan especialmente con casos de *Salmonella* en pollos, antibióticos en cerdos, *Escherichia coli* y promotores de crecimiento prohibidos en vacuno de carne y finalmente con la crisis de la EEB (Tarrant, 1998; Gambelli *et al.*, 2003). El aumento de la concienciación del consumidor por métodos de producción de alimentos que no empleen productos químicos y que se encuentren en consonancia con el medio ambiente junto con la importancia cada vez mayor de la comida saludable han contribuido al reciente y rápido desarrollo de las granjas ecológicas en la Unión Europea (Vaarst y Hovi, 2004; von Borell y von Sorensen, 2004; Willer y Yussefi, 2006). Las prácticas realizadas en las granjas ecológicas representan una alternativa a la progresiva intensificación de la producción animal de tipo convencional.

La calidad del producto cárnico ecológico está condicionada por el sistema de producción que se emplea, particularmente en relación a las diferencias en la actividad de pastoreo y regímenes de ejercicio, que son componentes inherentes del sistema de producción ecológico (Nielsen y Thamsborg, 2005). Se ha descrito detalladamente que cuando el ganado vacuno pasta, ingiere de forma involuntaria una cantidad significativa de suelo (superior a un 18% de la cantidad de materia seca ingerida diariamente; Thornton y Abrahamns, 1983) que puede conllevar a una exposición significativa de metales tóxicos u otros contaminantes tóxicos si estos están presentes en el suelo (Sharpe y Livesey, 2005). Esta situación de exposición ha sido también descrita en otras especies pecuarias, tales como cerdos criados en granjas ecológicas (Lindén *et al.*, 2001) o en gallinas (Kijlstra, 2004). Por otro lado, una dieta basada en alimento de la propia granja junto con las elevadas restricciones en suplementación mineral, pueden desencadenar deficiencias de metales traza en los animales (Vaarst y Hovi, 2004). En este contexto, las restricciones en la suplementación y en la profilaxis antiparasitaria en sistemas de explotación ecológica de vacuno de carne pueden conllevar riesgos potenciales de deficiencia mineral en sus animales (Roderick y Hovi, 1999; MacNaeidhe, 2001), desencadenando una pobre condición corporal y bajos índices de producción. Estas situaciones crean un conflicto entre las prácticas empleadas para la certificación de la seguridad alimentaria, la obtención de productos más “naturales” y el bienestar animal (Vaarst y Hovi, 2004).

Desde el punto de vista de la calidad de la carne, los diferentes sistemas de alimentación para evaluar la calidad del producto que han sido estudiados con profundidad se relacionan con procesos de proteólisis post-mortem, evaluación de ternura y sabor (Andersen *et al.*, 2005) así como con la presencia de residuos químicos principalmente

hormonas y antibióticos (Smith *et al.*, 1997). Aunque se ha descrito ampliamente que las prácticas ganaderas pueden determinar diferencias significativas en la asimilación por parte del ganado vacuno de metales tóxicos en hígado y riñón, al ser los principales órganos de acumulación de metales como ya señalaron López-Alonso *et al.* (2000) no existe información disponible, desde nuestro conocimiento, de cómo pueden afectar tales prácticas a la concentración de metales tóxicos y esenciales en el músculo que es el principal producto cárnico para el consumo humano.

En el Capítulo II y III de la presente Tesis, se ha descrito como varía la asimilación de metales tóxicos y traza en el hígado y riñón de terneros en el NO de España criados en los diferentes sistemas de explotación (ecológico, convencional e intensivo) y en particular, se relaciona con la amplitud de la actividad de pastoreo y el concentrado ofrecido en la dieta. Los terneros procedentes de sistemas de explotación ecológicos con altos índices de pastoreo y baja o inexistente suplementación mineral mostraron los mayores residuos de metales tóxicos en hígado y/o riñón, probablemente asociados a la ingestión de partículas del suelo durante el pastoreo a las cuales se agregan los metales tóxicos. También se han descrito deficiencias en algunos metales traza (debido a la baja proporción de concentrado en la ración sin suplementación mineral). Este estudio se plantea pues evaluar si las diferencias en la acumulación de metales tóxicos y traza en ganado vacuno relacionado con las prácticas de los sistemas de producción son reflejadas en el contenido de metales tóxicos y traza en el músculo que se destina al consumo humano.

Material y Métodos

Selección de las granjas

Las granjas se seleccionaron en las localidades de Baralla (B), Montederramo (M) y Vilalba (V) en Galicia (NO España). En cada localidad, se seleccionó una granja convencional (C), una intensiva (I) y una ecológica (E) situadas muy próximas entre sí. La información detallada de la granja incluyendo su tamaño, estrategias de alimentación, junto con otras prácticas agrónomicas y de manejo, y las concentraciones de metales tóxicos y esenciales en suelos y dietas (forraje y concentrado) han sido descritos anteriormente en la presente Tesis.

Recogida de muestras

Las muestras de músculo del diafragma (sobre 200 g) se recogieron en el momento del sacrificio de los animales con edades comprendidas entre 7 y 10 meses. Las muestras se recogieron en bolsas de propileno, y se transportaron al laboratorio donde se congelaron a -18 °C hasta su posterior análisis laboratorial.

Análisis de las muestras

Se digirieron aproximadamente 2-g de muestra en 5 ml de ácido nítrico concentrado (Suprapur grade, Merck) y 2 ml de 30% p/v peróxido de hidrógeno en un sistema de digestión en microondas (Milestone, Ethos Plus, Italia). Las muestras digeridas se transfirieron a tubos de propileno y se diluyeron con agua ultrapura hasta 25 ml.

Los metales presentes en bajas concentraciones como arsénico (As), cromo (Cr), cadmio (Cd), níquel (Ni), mercurio (Hg) y plomo (Pb) fueron determinados mediante

Espectroscopía de Masas con Fuente de Plasma Acoplado (ICP-MS; VGEElemental PlasmaQuad SOption) mientras que metales con mayores concentraciones como cobre (Cu), hierro (Fe), manganeso (Mn), molibdeno (Mo), selenio (Se) y zinc (Zn) fueron determinados con Espectroscopía de Emisión con Fuente de Plasma Acoplado (ICP-MS; Perkin Elmer Optima 4300 DV). Durante todo el estudio se realizó un exhaustivo programa de control de calidad analítica. Los límites de detección en la digestión ácida se calcularon como tres veces la desviación estándar de los blancos (**Tabla 1**). Los límites de cuantificación, expresados como la concentración de cada analito en el tejido, se calcularon a partir del peso medio y volumen analizado. La recuperación analítica se determinó a partir del material de referencia (Pig kidney CRM 186, BCR Reference Materials, Bélgica) analizado junto a las muestras. Los resultados en este estudio se presentan en la **Tabla 1** y los valores medidos son muy próximos a los valores certificados. El material de referencia sólo ofrece valores indicativos para Cr y Ni; pero están en consonancia los descritos por el material de referencia certificado y nuestros resultados. Como no se tenía información sobre los niveles presentes en el caso del Mo y Co en el material de referencia certificado, la recuperación analítica se realizó mediante el empleo de muestras añadidas de forma que se consiguiesen valores de absorbancia generalmente 2-10 veces por encima de los valores de concentración esperados en los tejidos (n=10), en todos los casos los valores de recuperación se encontraron entre 89 y 96% respectivamente del material de referencia. La precisión del método analítico se calculó como la desviación estándar relativa (DSR) de las concentraciones de los metales en 10 digestiones de la misma muestra situándose entre un 5.8 y 9.3 %.

Análisis estadístico

Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo mediante el programa SPSS para Windows (v.15.0). Para calcular las concentraciones medias de cada metal en el músculo, a las muestras con niveles por debajo del límite de detección se les asignó un valor igual a la mitad del límite de cuantificación. En general, no presentaban una distribución normal que se comprobó mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov y se transformaron logarítmicamente antes del análisis, así que las concentraciones medias de los metales tóxicos y esenciales se muestran como medias geométricas.

Se empleó el Análisis de Varianza (ANOVA) para estudiar las diferencias entre metales tóxicos y esenciales entre granjas. El test post-hoc de Tukey's honest de diferencias significativas (HSD) se empleó para determinar la significación de las diferencias en las concentraciones de metales. La significación de las correlaciones entre metales tóxicos y traza entre músculo e hígado y entre músculo y riñón de cada granja fue calculada empleando el análisis de correlación de Spearman. Para todos los casos la significación estadística se consideró con $p < 0.05$.

Resultados y Discusión

Las concentraciones de los metales tóxicos en el músculo del ganado vacuno de las diferentes granjas consideradas en este estudio se presentan en la **Tabla 2**. Las concentraciones de metales tóxicos fueron muy bajas, y con la excepción del Cd, la mayoría de las muestras (96.6 % para As y Hg y 77.3% para Pb) presentaron niveles por debajo del límite de detección y el resto presentó en su mayoría concentraciones cercanas

al límite de cuantificación. Las concentraciones de Cd fueron también muy bajas, todos los valores se encontraron por debajo de 10 µg/kg peso fresco. En general, los residuos de metales tóxicos en músculo en este estudio fueron similares a los descritos en anteriores investigaciones en ganado vacuno del NO de España (López-Alonso *et al.*, 2000; 2004) y dentro del rango de valores más bajos descritos en otros países (para revisión véase López-Alonso *et al.*, 2000). Ninguna de las muestras de músculo de vacuno analizado en este estudio excedía el máximo nivel admisible para Cd y Pb (0.050 y 0.01 mg/kg peso fresco respectivamente) establecido por la Comisión Europea (2001). La Comisión Europea no ha establecido límites para As y Hg en los productos cárnicos; sin embargo, los residuos de Hg, cuando se detectaron eran 1000-veces más bajos que los permitidos en pescado (CEE 466/2001).

En relación a las concentraciones musculares de Cd, no se encontraron diferencias significativas entre las granjas (valores medios en el rango de 3.16 a 4.07 µg/kg peso fresco) ni en la proporción de muestras con residuos detectables de otros metales tóxicos (**Tabla 2**). Cuando se evaluó la relación entre las concentraciones de Cd en el músculo y las de hígado y riñón no se observaron asociaciones significativas para las diferentes granjas consideradas en el estudio (**Tabla 3**). Estos resultados son debidos a que el Cd, así como otros metales tóxicos no se acumulan de forma significativa en el músculo, y a diferencia del hígado y riñón, los residuos de metales tóxicos en músculo no están altamente relacionados con el nivel de exposición del metal excepto quizás para el As según señalaron Vreman *et al.* (1988).

Las concentraciones de metales traza en el músculo de las diferentes granjas consideradas en el estudio se presentan en la **Figura 1**. En general y con la excepción del Se, las concentraciones de los metales traza en el músculo se sitúan dentro del rango adecuado descrito por Puls (1994) y de acuerdo a los descritos en la mayoría de los países para el músculo bovino (para revisión véase Jorhem *et al.*, 1989; López-Alonso *et al.*, 2000). Por el contrario, en todas las granjas del presente estudio las concentraciones de Se se situaron por encima del rango normal (0.070-0.150 mg/kg peso fresco; Puls, 1994) y superiores a las descritas en vacuno en otros países (Jorhem *et al.*, 1989). De hecho la mayoría de los animales estudiados tenía concentraciones de Se dentro del rango descrito como elevado (0.250-0.500 mg/kg) o tóxico (0.500-1.500 mg/kg). Sin embargo, debe considerarse que los rangos de niveles adecuados o normales para metales traza descritos por Puls (1994) son muy generales y posiblemente no tienen en cuenta las diferencias entre las concentraciones de metales traza en los diferentes tipos de músculo. De hecho, las diferencias entre las concentraciones de metales traza en el músculo bovino descritas en países diferentes varían en el orden de 2-3 veces (Jorhem *et al.*, 1989; López-Alonso *et al.*, 2000), aunque las concentraciones de hígado y riñón están dentro del rango fisiológico descrito como adecuado. Las mencionadas diferencias podrían reflejar probablemente diferencias en el tipo de músculo analizado, información que generalmente no se menciona en los estudios. Por ejemplo, el diafragma del bovino contiene aproximadamente concentraciones dos veces superiores de Cu que el músculo pectoral (López-Alonso *et al.*, 2000), y presumiblemente podría estar relacionado con una mayor actividad metabólica del primero. Así mismo, cuando se analizaron las concentraciones de Se en los diferentes tipos de músculo de vacuno de Galicia (López-

Alonso *et al.*, datos no publicados) se observó que las concentraciones de Se eran dos veces superiores a las concentraciones encontradas en el músculo pectoral.

Para la mayoría de los metales traza se encontraron diferencias significativas en las concentraciones en músculo entre las diferentes granjas consideradas (**Figura 1**). Al igual que las diferencias entre granjas observadas en los niveles de metales traza en hígado y riñón (Capítulo III) no se observó un patrón específico de diferencias entre zonas o por tipo de granja. La granja ecológica de Montederramo (ME) mostró los niveles medios más bajos de Co, Cu, Ni y Se en nuestro estudio. Esta es la única granja de nuestro estudio donde una elevada proporción de animales tenían concentraciones hepáticas de Co y Se dentro del rango de niveles marginales o deficientes, y junto con la granja ecológica de Baralla (BE) las concentraciones hepáticas de Cu estaban por debajo del rango de niveles considerado como adecuado (Capítulo III). Los terneros de ME presentaban también niveles musculares significativamente más altos de Zn que en otras granjas de nuestro estudio, aunque sorprendente en esta granja de ME fueron observadas las concentraciones hepáticas y renales más bajas de las registradas (Capítulo III). Para la mayoría de los metales traza (Cu, Fe, Mn, Mo y Se) las concentraciones más elevadas en músculo se encontraron en los animales de la granja intensiva de Vilalba (VI), aunque no se corresponde con una mayor ingesta en la dieta o con un estatus superior de estos elementos en el hígado o en el riñón (Capítulo III).

Al analizar la relación entre las concentraciones de metales traza en músculo y las concentraciones de hígado y riñón (datos del Capítulo III), sólo se encontraron asociaciones significativas para el Co; las concentraciones musculares de Co se asociaron positivamente tanto con las hepáticas como con las renales (**Figura 2; Tabla 3**). También se observaron asociaciones negativas entre las concentraciones de Zn en músculo y en hígado y riñón (**Tabla 3**). Teniendo en cuenta que la concentración de metales traza en hígado y en menor medida en riñón, son los mejores indicadores del estatus mineral de los terneros (López-Alonso *et al.*, 2000), nuestros resultados indican que al menos bajo las condiciones de nuestro estudio, las concentraciones de metales en músculo no guardan relación con el estatus mineral del animal. Esto es debido a que el músculo, a diferencia del hígado y el riñón, no tiene probablemente capacidad de almacenamiento de metales traza y a un nivel de ingesta adecuado o suficiente de metales traza, las concentraciones de minerales en el músculo podrían estar estrechamente relacionadas con la síntesis proteica y el tipo de metabolismo muscular predominante (Schricker *et al.*, 1982). Aunque nuestros resultados sugieren que los niveles de Co en músculo podrían ser indicativos del estatus de Co en el organismo, no ha sido observado en otros estudios. En animales que reciben dietas con una baja o inexistente suplementación de Co (los requerimientos de Co en ganado vacuno son de 0.1 mg/kg MS; NRC, 2001), el Co se presenta a concentraciones muy bajas en diferentes tejidos y de hecho no se han establecido concentraciones normales o adecuadas en músculo (Puls, 1994). Sin embargo, a dosis elevadas de suplementación de Co (10 y 40 mg/kg MS) las concentraciones de Co fueron significativamente superiores en el hígado (de 7.60 a 11.15 mg/kg peso seco) o páncreas (de 7.88 a 10.69 mg/kg) pero no en el músculo (de 8.36 a 8.56 mg/kg) (Van Ryssen *et al.*, 1987). Es posible que a los bajos niveles de Co en la dieta de nuestro estudio por debajo de las concentraciones óptimas de Co en el músculo no se haya alcanzado una actividad metabólica máxima del mismo ya que el rango de concentraciones musculares de Co en

ganado vacuno en nuestro estudio se situó entre 4 y 6 µg/kg. Por esta razón, las concentraciones musculares de Co de terneros procedentes de granjas donde la suplementación del Co fue mejor podrían observarse que sus concentraciones aumentan junto con las de hígado y riñón de forma significativa.

Más sorprendente fue la asociación negativa observada entre las concentraciones de Zn en el músculo y las de hígado y riñón (**Figura 3**). En un estudio previo en vacas con niveles adecuados de Zn en el NO de España (López Alonso, 1999) las concentraciones de Zn en hígado y riñón estaban correlacionadas positivamente de forma significativa (así como en este estudio; $R_s=0.801$, $p<0,01$) pero no se observó asociación significativa entre las concentraciones hepáticas y las renales con las concentraciones musculares. Las concentraciones tisulares de Zn en vacas están reguladas mediante mecanismos homeostáticos eficaces, y una vez que los requerimientos fisiológicos son alcanzados (30 mg/kg MS; NRC, 2001), la suplementación con Zn no tiene un efecto significativo sobre los niveles de Zn en músculo (Kessler *et al.*, 2003). Las diferencias en las concentraciones de Zn en ganado vacuno entre diferentes estudios en los que los animales recibían concentraciones de Zn adecuadas podrían ser debidas a otros factores relacionados con el animal como la edad, sexo o aptitud productiva como señalaron Puschner *et al.* (2004) a nivel hepático o debidas a otros componentes de la dieta, por ejemplo otros elementos tales como Cu y Cd que tienen propiedades químicas y físicas similares y pueden competir por los puntos de unión de las metalotioneínas (López-Alonso *et al.*, 2002). Es posible que la asociación negativa entre las concentraciones de Zn en músculo y en hígado y en músculo y en riñón encontradas en este estudio pueda estar relacionada, al menos en parte, con alguno de los factores mencionados.

Referencias

- Andersen, H.J., Oksbjerg, N., Young, J.F., Therkildsen, M. (2005). Feeding and meat quality- a future approach. *Meat Sci.* 70: 543-554.
- CEE 466/2001 de la Comisión de 8 de marzo de 2001, por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas L77/1-13*.
- Gambelli, D., Naspetti, S., Vairo, D. (2003). Why are consumers buying organic meat and milk? A qualitative study of the Italian market. *Socio-economic aspects of animal health and food safety in organic farming systems. Proceeding of the 1st SAFO Workshop*, 5-7 September 2003. Florence, Italy. pp. 125-142.
- Jorhem, L., Sundström, B., Astrand, C., Haegglund, G. (1989). The levels of zinc, manganese, selenium, chromium, nickel, cobalt, and aluminium in the meat, liver and kidney of Swedish pigs and cattle. *Z. Lebensm. Unters. Forsch.* 188: 39-44.
- Kessler, J., Morel, I., Dufey, P.-A., Gutzwiller, A., Stern, A., Geyer, H. (2003). Effect of organic zinc resources on performance, zinc status and carcass, meat and claw quality in fattening bulls. *Livest. Prod. Sci.* 81: 161-171.
- Kijlstra, A. (2004). The role of organic and free poultry production systems on the dioxin levels in eggs. *Enhancing animal health security and food safety in organic livestock production. Proceedings of the 3rd SAFO Workshop*, 16-18 September 2004. Falenty, Poland. pp. 83-90.
- Lindén, A., Andersson, K., Oskarsson, A. (2001). Cadmium in organic and conventional pig production. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40: 425-431.

- López Alonso, M. (1999). Estudio de los principales elementos contaminantes en ganado vacuno de Galicia. Tesis Doctoral, Universidade de Santiago de Compostela.
- López-Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F. (2000). Toxic and trace elements in liver, kidney and meat from cattle slaughtered in Galicia (NW Spain). *Food Addit. Contam.* 17: 447-457.
- López-Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F. (2002). Contribution of cattle products to dietary intake of trace and toxic elements in Galicia, Spain. *Food Addit. Contam.* 19: 533-541.
- López-Alonso, M., Prieto Montaña, F., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Benedito, J.L. (2004). Interactions between toxic (As, Cd, Hg and Pb) and nutritional essential (Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Se, Zn) elements in the tissues of cattle from NW Spain. *BioMetals* 17: 389-397.
- MacNaeidhe, F.S. (2001). Pasture management and composition as a means of minimizing mineral disorders in organic livestock. *Proceedings of the 5th NAHWOA Workshop*, November 2001. Rodding, Denmark. pp.102-112.
- NRC (2001). *Nutrient requirements of Beef Cattle*. (7^a Ed.). Academic Press. Washington DC.
- Nielsen, B.K., Thamsborg, S.M. (2005). Welfare, health and product quality in organic beef production: A Danish perspective. *Livest. Prod. Sci.* 94: 41-50.
- Puls, R. (1994). *Mineral levels in animal health*. (7^a Ed.). Sherpa International. Canadá.
- Puschner, B., Choi, Y.-K., Tegzes, J.H., Thurmond, M.C. (2004). Influence of age, sex, and production class on liver zinc concentration in calves. *J. Vet. Diagn. Invest.* 16: 278-282.
- Roderick, S., Hovi, M. (1999). Animal health and welfare in organic livestock systems: identification of constraints and priorities. A report to MAFF. p. 65.
- Schricker, B.R., Miller, D.D., Stouffer, J.R. (1982). Content of zinc in selected muscles from beef, pork, and lamb. *J. Food Sci.* 47: 1020-1020.
- Sharpe, R.T., Livesey, C.T. (2005). Surveillance of suspect animal toxicoses with potential food safety implications in England and Wales between 1990 and 2002. *Vet. Rec.* 157: 465-469.
- Smith, G.C., Heaton, K.L., Sofos, J.N. Tatum, J.D., Aaronson, M.J., Clayton. R.P. (1997). Residues of antibiotics, hormones and pesticides in conventional, natural and organic beef. *J. Muscle Foods* 8: 157-172.
- Tarrant, P.V. (1998). Some recent advances and future priorities in research for the meat industry. *Meat Sci.* 49: S1-S16.
- Thornton, I., Abrahams, P. (1983). Soil ingestion—a major pathway of heavy metals into livestock grazing contaminated land. *Sci. Total Environ.* 28: 287–294.
- Vaarst, M., Hovi, M. (2004). Organic livestock production and food quality: a review of current status and future challenges. *Proceedings of the 2nd SAFO Workshop*, 25-27 March 2004. Witzenhausen, Germany. pp. 7-16.
- Van Ryssen, J.B.J., Miller, W.J., Gentry, R.P., Neathery, M.W. (1987). Effect of added dietary cobalt on metabolism and distribution of radioactive selenium and stable minerals. *J. Dairy Sci.* 70: 639-644.
- von Borell, E., von Sorensen, J.T. (2004). Organic livestock production in Europe: aims, rules and trends with special emphasis on animal health and welfare. *Livest. Prod. Sci.* 90: 3-9.
- Vreman, K., van der Veen, N.G., van der Molen, E.J., de Ruig, W.G. (1988). Transfer of cadmium, lead, mercury and arsenic from feed into tissues of fattening bulls: chemical and pathological data. *Neth. J. Agr. Sci.* 36: 327-338.
- Willer, M., Yussefi, M. (2006). *The World of Organic Agriculture: Statistics and Emerging Trends*. IFOAM, Bonn.

Tabla 1. Límites de detección ($\mu\text{g/l}$) y resultados del análisis del material de referencia certificado (Pig Kidney CRM 186) expresado como mg/kg

Elemento	Límite de detección	Material de referencia certificado (Pig Kidney CRM 186) *	
		niveles certificados (media \pm 95%IC)	niveles analizados (media \pm 95%IC)
As	1.0	0.063 \pm 0.009	0.069 \pm 0.006
Co	1.0	---	0.151 \pm 0.054
Cd	0.1	2.710 \pm 0.150	2.711 \pm 0.122
Cr	1.3	(0.058-0.142)	0.198 \pm 0.043
Cu	3.1	31.9 \pm 0.4	29.1 \pm 1.48
Fe	6.6	299 \pm 10	283 \pm 15.8
Hg	0.2	1.970 \pm 0.040	1.852 \pm 0.111
Mn	0.2	8.5 \pm 0.3	7.85 \pm 0.51
Mo	2.0	---	3.39 \pm 0.29
Ni	1.8	(0.420)	0.544 \pm 0.256

* entre paréntesis valores indicativos.

Tabla 2. Concentraciones de metales tóxicos (As, Cd, Hg and Pb) en músculo ($\mu\text{g}/\text{kg}$ peso fresco) en terneros en nuestro estudio. Las abreviaturas de las granjas como siguen B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Convencional, I: Intensiva, E: Ecológica

Granjas		As	Cd	Hg	Pb
BC	N (<ld)	13 (13)	13	13 (13)	13 (11)
	Media Geométrica	ND	3.73	ND	1.81
	Rango	ND-ND	2.10-6.13	ND-ND	ND-15.6
BI	N (<ld)	14 (13)	14	14 (14)	14 (12)
	Media Geométrica	6.83	3.48	ND	1.75
	Rango	ND-28.1	1.82-5.62	ND-ND	ND-11.7
BE	N (<ld)	14 (14)	14	14 (13)	14 (11)
	Media Geométrica	ND	3.62	1.06	2.15
	Rango	ND-ND	2.28-6.60	ND-5.56	ND-18.9
MC	N (<ld)	14 (14)	14	14 (13)	14 (11)
	Media Geométrica	ND	3.16	1.03	2.13
	Rango	ND-ND	1.87-4.86	ND-3.30	ND-18.0
MI	N (<ld)	13 (11)	13	13 (13)	13 (9)
	Media Geométrica	6.95	3.57	ND	2.42
	Rango	ND-14.5	2.16-7.05	ND-ND	ND-5.83
ME	N (<ld)	8 (7)	8	8(8)	8 (7)
	Media Geométrica	6.82	3.20	ND	1.93
	Rango	ND-14.5	2.02-5.81	ND-ND	ND-10.5
VC	N (<ld)	14 (14)	14	14 (14)	14 (11)
	Media Geométrica	ND	4.07	ND	2.16
	Rango	ND-ND	2.76-7.21	ND-ND	ND-8.91
VI	N (<ld)	14 (14)	13	14 (13)	14 (10)
	Media Geométrica	ND	3.59	1.07	2.25
	Rango	ND-ND	1.72-5.67	ND-5.78	ND-15.7
VE	N (<ld)	15 (15)	15	15 (14)	15 (11)
	Media Geométrica	ND	4.02	1.05	2.17
	Rango	ND-ND	1.76-8.93	ND-5.22	ND-7.20

<ld: por debajo del límite de detección; ND: no detectado.

Tabla 3. Correlaciones entre las concentraciones medias entre músculo e hígado y músculo y riñón en cada granja en terneros de nuestro estudio. Los resultados están expresados como coeficientes de correlación de Spearman y la probabilidad (*p<0.05, **p<0.01, *** p<0.001). Las correlaciones no fueron calculadas para As, Hg y Pb la mayoría de las muestras presentaba concentraciones no detectadas

Elemento	Músculo vs. hígado	Músculo vs. riñón
Cd (118)	-0.247	-0.165
Co (119)	0.875 **	0.913 ***
Cr (119)	-0.089	-0.367
Cu (164)	0.120	0.594
Fe (166)	-0.074	-0.137
Ni (119)	0.224	0.535
Mn (165)	0.608	0.325
Mo (165)	0.133	-0.587
Se (166)	0.256	-0.104
Zn (166)	-0.837 **	-0.704 *

Número de muestras para el análisis entre paréntesis.

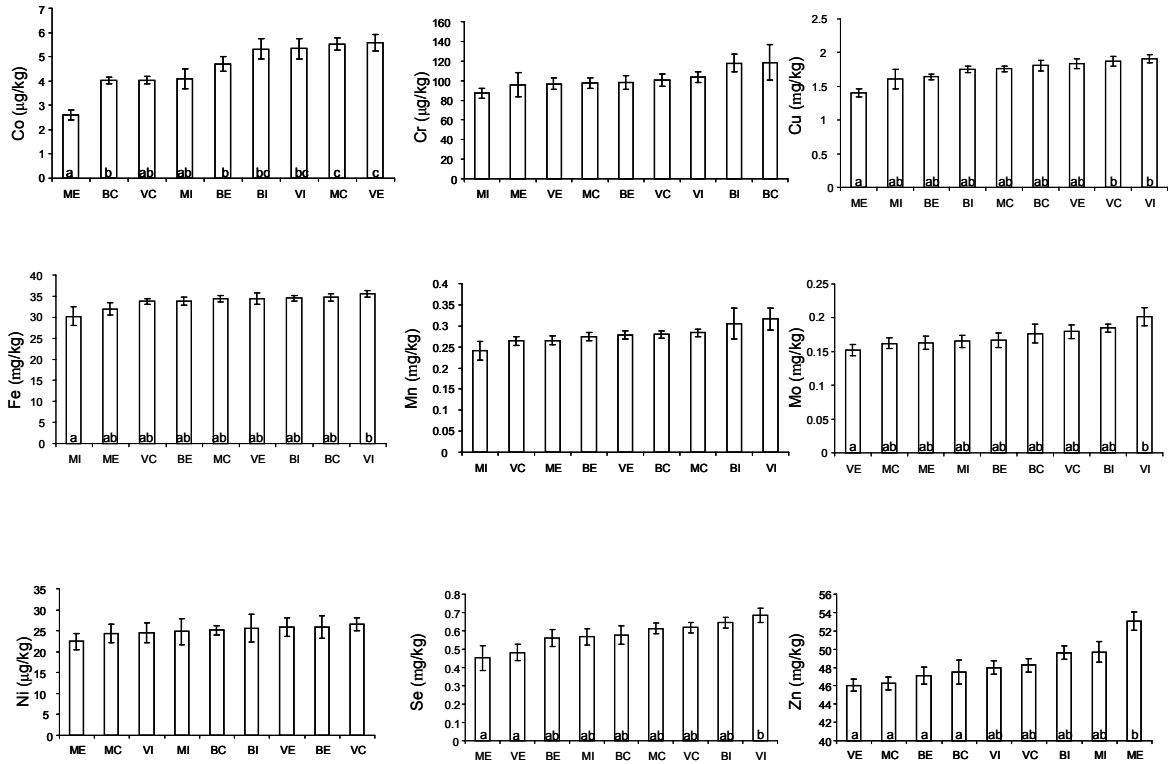


Figura 1. Gráfico de barras mostrando las concentraciones de metales traza en el músculo (en peso fresco) (expresadas con medias geométricas y el error geométrico estándar) en las granjas de nuestro estudio. Las abreviaturas de las granjas como siguen: B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Convencional, I: Intensiva, E: Ecológica. Las diferentes letras denotan las diferencias estadísticamente significativas entre pares de granjas con $p < 0.05$.

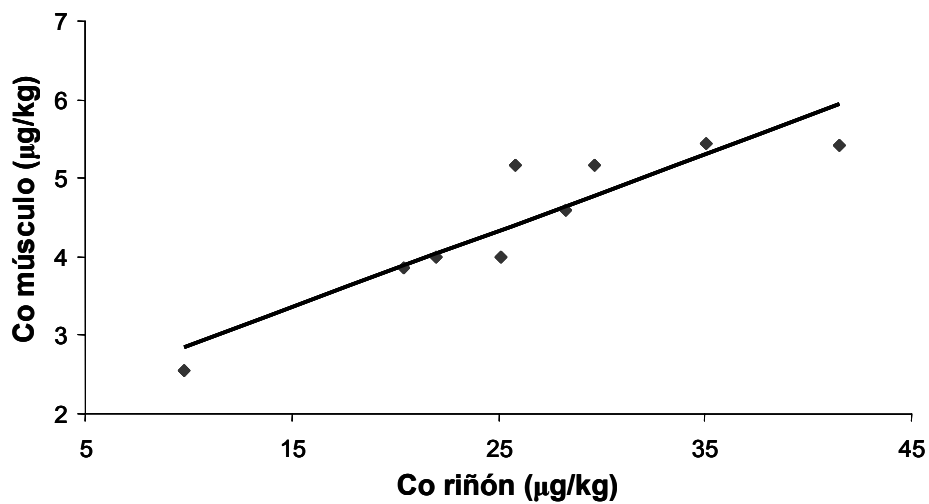
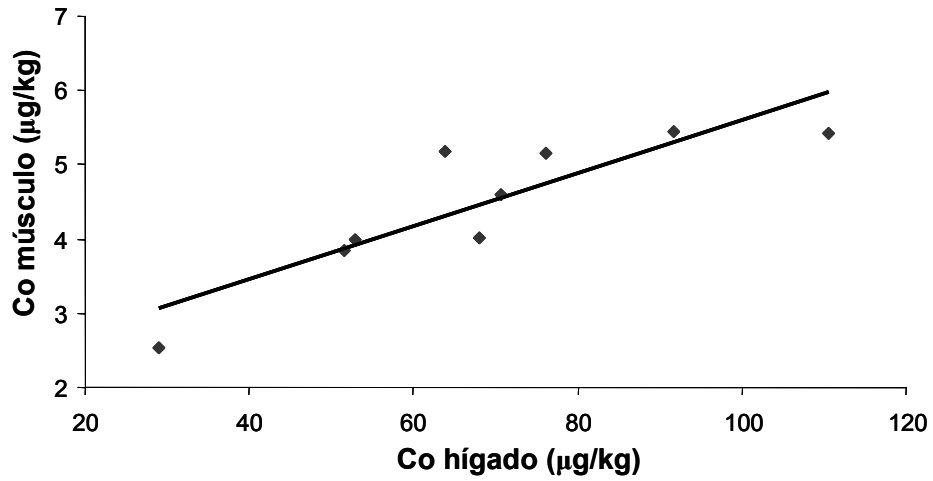


Figura 2. Gráfico de dispersión mostrando la relación entre las concentraciones (en peso fresco) de Co entre músculo e hígado y músculo y riñón. Las abreviaturas de las granjas como siguen: B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, I: Intensiva, C: Convencional, E: Ecológica.

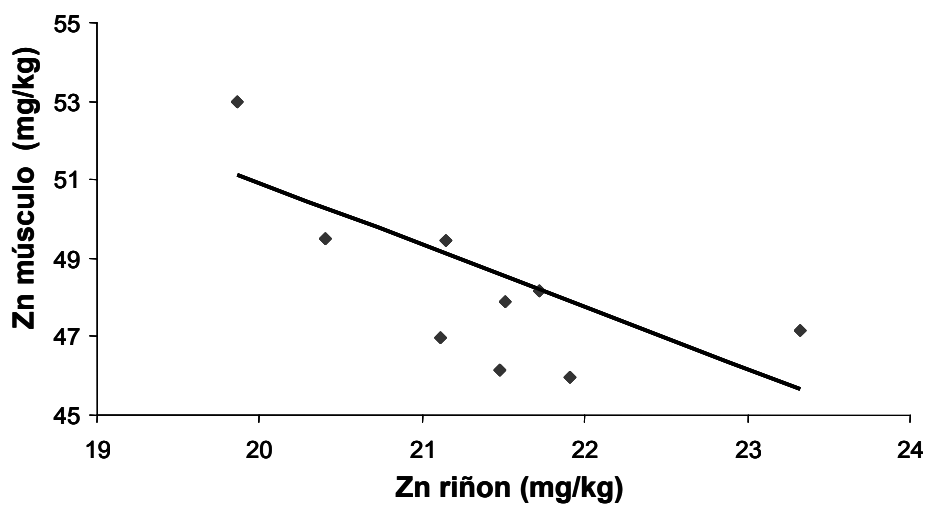
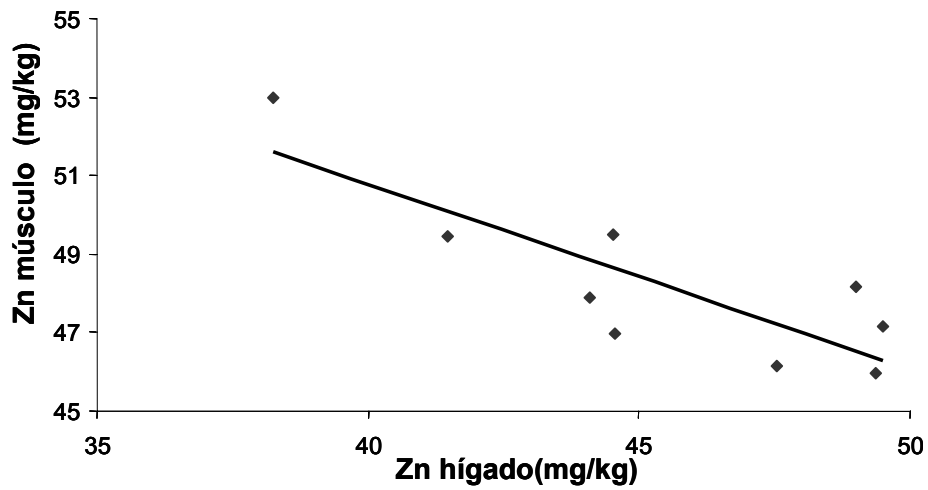


Figura 3. Gráfico de dispersión mostrando la relación entre las concentraciones (en peso fresco) de Zn entre músculo e hígado y riñón. Las abreviaturas de las granjas como siguen: B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, I: intensiva, C: Convencional, E: Ecológica.

Capítulo VI

Evaluación de la salud animal y la seguridad y calidad de los productos cárnicos del ganado vacuno del NO de España; comparación con los sistemas intensivo y convencional

La normativa asociada a la granja ecológica no asegura *per se* que sean alcanzados los niveles óptimos de salud y bienestar animal ni los niveles máximos de seguridad en los productos cárnicos (Vaarst *et al.*, 2006a; Fall *et al.*, 2008). Los beneficios de la normativa ecológica están relacionados en primer lugar con una producción respetuosa con el medio ambiente y con el bienestar animal, mientras que las cuestiones relacionadas con la sanidad del animal y la calidad de la producción ecológica están más influenciadas por el manejo de la granja que por el método de producción (Sundrum, 2001; Vaarst *et al.*, 2006a). Las masificaciones y los errores en la alimentación animal, particularmente en el caso de animales de alta eficiencia, dan lugar rápidamente a desequilibrios y daños en la homeostasis del organismo, y consecuentemente en estados de enfermedad subclínicos y clínicos (Link y Schumacher, 2004). Aunque estos problemas escasamente muestran incidencia en los sistemas extensivos de vacuno de carne (Hovi *et al.*, 2003), la sanidad animal es la principal dificultad claramente observada por los operadores ecológicos de vacuno ecológico (Cabaret, 2003).

A pesar del número de estudios de investigación que comparan los sistemas de explotación ecológico y convencional, la mayoría de los mismos está centrada en la salud del vacuno lechero ecológico. Donde se han observado correlaciones significativas al combinar evaluaciones comparativas y específicas del estatus de salud al emplear información procedente de la exploración clínica de los animales y del análisis de los datos de producción (Sundrum *et al.*, 1994). Se conoce que para la mejora de la calidad de la carne, debe considerarse toda la cadena de producción desde la cría hasta el procesado de la carne. Debido a que la calidad del procesado y del producto están conectados (entre otros puntos) por la salud del animal y la situación real de enfermedades acontecidas a nivel de la granja, es esperable que la mejora de las condiciones en las que viven los animales para mejorar sus vidas y consecutivamente mejorará tanto la calidad del procesado como la del producto (Sundrum, 2001). En este contexto, los problemas deben solventarse no sólo por razones asociadas con el bienestar del animal sino también para asegurar la calidad elevada del producto ecológico (Link, 2006). Esta perspectiva sobre la calidad de los productos cárnicos da idea de que el sistema de explotación ecológico está desviando un mayor peso a la calidad más que a la cantidad del producto (Hermansen y Zervas, 2004), para satisfacer de esta forma las exigencias de los consumidores (Sundrum, 2001) que tienden a ser cautelosos con los sistemas de producción intensivos que han sido asociados con crisis alimentarias tales como la EEB.

La importancia y características de la producción ecológica en el ganado vacuno de carne varía ampliamente entre los Estados miembros de la UE. No existe uniformidad en las normativas ya que se enfrenta a la diversidad de países, diferencias climáticas, diversidad de la disponibilidad de recursos (materias primas, tipos de camas, espacios al aire libre), estructuras del rebaño, condiciones económicas y prevalencia de enfermedades, así como diferencias en la percepción de problemas así como la experiencia para solventarlos (Lund y Algiers, 2003; Vaarst *et al.*, 2006a). De manera que todas las aproximaciones deben contextualizarse nacional, regional y localmente, ya que existen diferentes vías en el cumplimiento de la normativa y principios ecológicos (Vaarst *et al.*, 2006a). En España, el 97% de la producción de vacuno ecológico lo constituye el vacuno de carne y sólo un 3% el vacuno de leche (MAPA, 2007). Además en esta región, la producción de vacuno de carne es la actividad agraria más importante, y constituye el 15.2% de la producción total nacional (MAPA, 2005). En esta región el ganado vacuno se produjo de forma tradicional en numerosas granjas de tamaño pequeño dependientes de sus cultivos locales. En los años 80, la cría de terneros comenzó a realizarse de forma intensiva permaneciendo durante todo su ciclo de producción en las instalaciones para optimizar la producción. En los últimos años, sin embargo, se está observando un aumento en el número de granjas ecológicas en esta región, en la mayoría de los casos proceden de granjas convencionales tras su adaptación a la legislación de los sistemas ecológicos (CEE 1804/1999). Hasta la fecha no se ha evaluado el impacto que tales cambios en las prácticas ganaderas han hecho en la salud del ganado vacuno y en la calidad resultante de los productos cárnicos en el NO de España comparado con los sistemas intensivos y convencionales en relación al impacto de la granja (comparando prácticas de manejo y efectos asociados en salud animal) como a nivel del matadero (impactos en la seguridad y calidad de los productos cárnicos).

Material y Métodos

Diseño experimental

Análisis a nivel de la granja

Veinticuatro granjas ecológicas (aproximadamente un 47% de las granjas ecológicas de vacuno de carne en Galicia) fueron seleccionadas al azar del censo de granjas ecológicas de vacuno de carne en Galicia, NO de España (CRAEGA, 2008). Todas las granjas del estudio han sido certificadas como ecológicas entre los años 2000-2005 y la mayoría (91.6%) proceden de granjas convencionales de carne, con una media de 21 meses de conversión.

Durante los meses de enero-febrero del 2008, se realizó un cuestionario a los ganaderos que contemplaba información básica de la granja relacionada con la estructura, tipo, número de grupos de ganado y sus principales tipos de alimentación, manejo, cumplimiento de la normativa ecológica, planes de salud animal (prevención y tratamientos) y la producción animal de las granjas referenciada al año 2007. Los ganaderos fueron entrevistados durante una visita de 2-3 horas, y al mismo tiempo se examinaron los principales edificios e infraestructura de las mismas. Se evaluó la información y se comprobó de forma intensa durante todo el desarrollo del experimento, contactando con los ganaderos de nuevo si era necesario. La información de 26 granjas de vacuno de

carne de tipo convencional fue obtenida siguiendo el mismo procedimiento con el objetivo de establecer puntos de comparación. En total, se recogió información de 780 vacas y 306 terneros en granjas ecológicas y 498 vacas y 288 terneros de las granjas convencionales.

Análisis de la fase de sacrificio

Se recogió información en el mismo matadero de 244 terneros procedentes de granjas ecológicas (representando un 84% de los terneros sacrificados certificados como ecológicos en esta zona durante todo el 2007), 2596 terneros de granjas intensivas y 3021 de las granjas convencionales. El 16% restante de los terneros con certificación ecológica se sacrificaron en otros dos mataderos diferentes y no fueron incluidos en el estudio para evitar variabilidad en los criterios sobre control higiénico y calidad de la canal. La edad al sacrificio fue (media±DS) 286±31, 295±52 y 246±64 para terneros intensivos, ecológicos y convencionales respectivamente. La información sobre los hallazgos patológicos y decomisos en la inspección post-mortem realizada por el servicio de inspectores veterinarios se obtuvo a partir del Libro oficial de registros veterinarios. La información sobre la clasificación de la canal consiste en una exploración visual de la canal (de acuerdo con el sexo) mediante el sistema de clasificación SEUROP (grados desde S: superior a P: pobre) y conformación grasa (5 puntos desde 1: muy magra a 5: muy grasa) (CEE 103/2006) realizada por personal habilitado del matadero mediante técnicas visuales.

Análisis estadístico

Todos los análisis estadísticos se realizaron empleando el programa SPSS para Windows (v.15.0). Las variables ordinales fueron determinadas mediante Test Chi-cuadrado para su significación estadística. Para variables numéricas, se comprobó la distribución normal de los datos empleando el test de Kolmogorov-Smirnov. Las variables normales se analizaron mediante test t de Student o Análisis de Varianza (ANOVA). Las variables no distribuidas normalmente después de la transformación de los datos y de no cumplir las asunciones para el ANOVA, se analizaron mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis. En todos los análisis estadísticos se consideró significativo con $p < 0.05$.

Resultados

Análisis a nivel de la granja

La información general de las granjas ecológicas y convencionales que participaron en este estudio se resume en la **Tabla 1**. Las granjas ecológicas cuentan con una media de superficie de 38.4±29.4 hectáreas (ha) que incluye principalmente zona de pastoreo, monte bajo y en menor medida, zonas de cultivo de cereales tales como trigo y maíz. En el momento del cuestionario, el tamaño del rebaño de las granjas ecológicas se situó entre 8 y 103 animales, constituido por una media de 28.7±18.3 vacas, 6.34±0.58 novillas para reposición y 12.8±8.21 terneros. En la mayoría de estas granjas (79.1%) no existía otro tipo de ganado ecológico además del vacuno de carne. Las unidades ganaderas medias por ha (UGM) fueron de 1.14±0.41. Las granjas convencionales con la mitad de tamaño de rebaño que las granjas ecológicas, predominantemente con zonas de pastos aunque no difirieron significativamente del tamaño de las granjas ecológicas, la carga ganadera fue el doble que la de las granjas ecológicas (**Tabla 1**).

Una gran variedad de razas caracteriza la cabaña ecológica en Galicia, de hecho, un 62.5% de las granjas presenta 2 o más razas incluyendo el total de las 5 razas rústicas heterogéneas procedentes de esta zona, mientras que en las granjas convencionales, la Rubia Gallega y el cruce Rubia Gallega x Frisona fueron las predominantes.

La mayoría de las granjas ecológicas muestreadas (79.2%) no fueron autosuficientes en lo que a disponibilidad de materias primas se refiere para la alimentación de los animales y compraban concentrado ecológico exclusivamente para terneros en destete (1.17 ± 1.16 kg/día) y terneros de acabado (4.81 ± 2.25 kg/día). Al ganado adulto (con terneros o en el periodo de secado) se le ofrecía la misma ración de forraje compuesto por gramíneas y leguminosas *ad libitum*, junto con una cantidad de heno y silo de hierba restringido (83.3 % de las granjas). En las granjas convencionales, las estrategias de alimentación fueron similares donde un 69.2% de las granjas adquirieron concentrado. La mayoría de las granjas ecológicas y convencionales presentaron ciclos de producción establecidos en 9 meses para sus terneros mantenidos exclusivamente con leche materna hasta los 8 y 6 meses para las granjas ecológicas y convencionales respectivamente (**Tabla 1**).

En relación a las prácticas ganaderas (**Tabla 1**), las principales diferencias entre las granjas convencionales y ecológicas están relacionadas con los sistemas de estabulación. Para las granjas ecológicas, el tipo de estabulación más común fue el sistema completamente extensivo contando a menudo con alguna zona de refugio (62.5% de las granjas), semiextensivo (29.1%) con cubículos con cama de paja u otros materiales. Para las granjas convencionales el manejo en extensivo fue muy poco común (3.8%), la mayoría de las granjas presentaban un sistema semiextensivo (53.8%), y de estabulación permanente (42.4%). No se observaron diferencias significativas entre las granjas ecológicas y convencionales en el empleo de fertilizantes químicos comprados (60-70%; **Tabla 1**) y en el empleo del material procedente de las camas (la mayoría de las granjas), aunque el porcentaje de granjas que emplean purines (45.8 vs. 84.6, $p=0.012$) y pesticidas fue significativamente inferior en las granjas ecológicas que en las convencionales (**Tabla 1**), de hecho ninguna granja ecológica empleó pesticidas. Los análisis de suelo, agua y forraje se llevaron a cabo en 41.6, 75.0 y 33.3 % de las granjas ecológicas y un 10.1% 10.1% y 33.9% respectivamente en las granjas convencionales.

Exactamente la mitad (50%) de las granjas ecológicas presentaban lotes dentro del rebaño (aunque en un 33% la organización de los lotes estaba relacionada con la dispersión de las pequeñas propiedades o con la distribución de rebaños por razas) y un 66% de las granjas presentaba grupos para los terneros en acabado. Debido a los largos periodos de amamantamiento, los terneros ecológicos no suelen establecerse como un lote (20.8%), mamando en cualquier lugar del establo o bien en la zona destinada para la cría de los terneros y sólo en un 8.3% de las granjas se presentaban dos lotes para separar las vacas (con lactación y secas). La mayoría de las granjas convencionales (95.6%) presentaba lotes para los terneros y para las vacas.

En relación a las instalaciones que presentan las granjas ecológicas, en general permiten disfrutar de ventilación natural y luz natural, la densidad del ganado en las instalaciones proporcionan espacio suficiente para que los animales permanezcan de pie de forma natural, se acuesten fácilmente, giren, se acicalen, que sea acorde a sus movimientos naturales, permitiendo así su desarrollo natural salvo en un 16.6% de las instalaciones

para los terneros que previamente fueron empleadas en los sistemas convencionales con zonas masificadas sin proveer de material para las camas. El ganado tenía libre acceso al agua y un 95.9% a comida *ad libitum*. En todas las granjas ecológicas las prácticas ganaderas realizadas que no favorecen la consecución del bienestar animal tales como cortes de cola, castración, sujeción, no suelen realizarse, aunque todavía en algunas granjas (33.3%) se practicaba el descornado aunque no se realiza de forma rutinaria.

En relación a los planes de sanidad animal, 33% de las granjas ecológicas eran miembros de asociaciones de defensa sanitaria, un 75% pertenecían a cooperativas y un 63.6% tenían seguros contratados para posibles traumatismos y brotes de enfermedades; estos porcentajes fueron en las granjas convencionales 30%, 80% y 32.7% respectivamente. Los análisis de sangre para la valoración del estatus de ciertas enfermedades y los análisis coprológicos se desarrollaron en un 41.6 y 29.1% de las granjas ecológicas y un 33.9% y 30% de las granjas convencionales por medio del servicio sanitario contratado.

La prevención o manejo profiláctico antiparasitario se realizó en un 79.1% de las granjas ecológicas siendo administrado por los granjeros en un 40% de los casos, sin embargo, no se observó que los ganaderos prestaran importancia a la prevención de parasitosis en los animales mediante rotación del ganado en los pastos o combinando el pastoreo de diferentes especies. En un 37.5% de las granjas ecológicas se establecieron pautas vacunales para sus animales, destacando como vacunas predominantes la rinotraqueitis bovina infecciosa (60%) y la diarrea vírica bovina (40%). Los protocolos de desinfección se aplicaron en un 45.8%. No se encontraron diferencias significativas con las granjas convencionales en las medidas de prevención mencionadas (**Tabla 2**). La mayoría de las granjas ecológicas y convencionales tenían lugares apropiados para realizar cuarentenas.

En relación a los tratamientos aplicados a los animales (**Tabla 2**), no existen evidencias de que las granjas que emplean tratamientos alternativos (homeopatía o fitoterapia) difieran entre sistemas ecológicos y convencionales. El uso de los tratamientos alternativos no suele involucrar al servicio veterinario y no se registra por el ganadero. Durante el cuestionario, los ganaderos ecológicos aunque se mostraban reticentes para llamar al servicio veterinario, emplearon los tratamientos quimiosintéticos finalmente, empleando tiempos de supresión dobles como exige la legislación ecológica (**Tabla 2**). El uso de antibióticos, antiinflamatorios y hormonas fue significativamente mayor en las granjas convencionales que en las ecológicas (**Tabla 2**). La proporción de los rebaños sin ningún tratamiento quimiosintético durante el año de evaluación fue de un 13.6% en las granjas ecológicas y 7.7% en las convencionales respectivamente (**Tabla 2**). Ningún ternero o vaca ecológica recibió 2 o 3 tratamientos antibióticos en el año de evaluación mientras que sí se observaron en las granjas convencionales. Cuando se evaluaron las granjas desde el momento de su incorporación y permanencia como ecológicas (2000-2007) (**Figura 1**) con respecto al número total de intervenciones veterinarias se observó, una tendencia general decreciente de las mismas mientras que el número de granjas con estatus ecológico iba en aumento.

El resumen de las diferentes enfermedades observadas en vacas y terneros en las granjas ecológicas y convencionales de nuestro estudio se presenta en la **Tabla 3**. Se observó una menor proporción de casos de desórdenes reproductivos en las granjas ecológicas que en las granjas convencionales y se situaron próximos a la significación los casos de abortos y

casos de diarrea en terneros. Los desórdenes reproductivos (retención de placenta, partos distócicos, cesáreas, infecciones después del parto) junto con los casos de diarrea en terneros fueron los hallazgos clínicos más comunes en las granjas ecológicas. En general, las máximas incidencias dentro de los rebaños más afectados se observaron de forma particular en rebaños convencionales.

En relación a la producción cárnica (**Tabla 4**), el porcentaje de partos anual en las granjas ecológicas (mediante monta natural en un 75% de las granjas) fue de $63.4 \pm 21.8\%$. La producción animal final de los rebaños de vacuno de carne está integrada por el porcentaje de terneros cebados en ciclos de producción de 9 meses ($87.0 \pm 29.1\%$) y por las terneras destinadas a reposición ($12.9 \pm 21.3\%$). En las granjas convencionales el porcentaje de partos por vaca y novilla fue significativamente superior pero no difirieron en los tipos de producciones.

Finalmente, cuando a los ganaderos de las granjas ecológicas se les preguntó por las razones de su conversión hacia ecológico, un 75% se convirtieron por las subvenciones estatales, siendo posible para ellos cumplir los requerimientos con cambios menores en sus explotaciones así que la conversión representó una elección apropiada, mientras que la principal razón para los restantes fue la de ser pioneros convirtiéndose en las primeras granjas ecológicas de la zona. Los ganaderos reconocen la mejor salud de los animales bajo el estatus actual ecológico. Las mayores dificultades encontradas fueron los altos precios de los concentrados (25.4% de las respuestas), la desfavorable situación económica del mercado de la carne ecológica, desviando la mitad de la producción cárnica al mercado de carne convencional (41.5%) y las restricciones en el empleo de fertilizantes y pesticidas (33.1%). Sin embargo, no se observaron expectativas por parte de los ganaderos para comenzar con producción propia de cereales a pesar del incentivo económico y de que en algunos casos fuera posible maximizar el uso de las dimensiones de sus granjas.

Análisis de la fase de sacrificio

Los resultados de la inspección post-mortem de los terneros ecológicos, convencionales e intensivos se presentan en la **Tabla 5**. Para todos, al menos un 25.7% del total de los animales presentaban alguna alteración patológica registrada, la mayor proporción de los decomisos se registró en hígado, pulmón y tractos digestivos. Se observaron diferencias significativas entre los terneros procedentes de los diferentes sistemas de explotación para la proporción de decomisos en todas las vísceras y partes del cuerpo estudiadas, con la excepción del corazón. Los terneros criados en ecológico mostraron los porcentajes más bajos de decomisos en el hígado (10.6%), riñón (4.10%) y corazón (0.41%), comparado con terneros procedentes de granjas convencionales e intensivas, pero presentaron los porcentajes más elevados de decomisos en los tractos digestivos (31.5%). Cabe destacar la elevada incidencia de decomisos de pulmón en terneros de intensivo (35.1%). Al analizar en detalle los decomisos para cada víscera/partes del cuerpo, los porcentajes de hallazgos patológicos fueron muy similares en los tres grupos para los principales tipos de decomisos, con la excepción del hígado, donde la proporción de abscesos fue menor en terneros ecológicos (42.3%) que en convencionales (66.1%) e intensivos (71.9%). Por el contrario, la incidencia de infecciones parasitarias en hígado fue mayor (el doble) en terneros de granjas ecológicas (**Tabla 5**). En relación a los decomisos por residuos de

medicamentos, sólo se observó un animal positivo que pertenecía al sistema de explotación intensivo.

Con respecto a la evaluación de la calidad de la carne, los histogramas mostrando la distribución de los pesos, clasificación de acuerdo al sistema SEUROP y conformación grasa de la canal en terneros procedentes de las granjas ecológicas, convencionales e intensivas se presenta en la **Figura 2**. Se encontraron diferencias estadísticas significativas para el peso de la canal ($F_{2, 5860}=468.629$, $p=0.000$). Los terneros de sistemas de explotación intensivo mostraron canales (media \pm DS) más pesadas ($210\pm 36.1\text{Kg}$) que las de ecológicas ($173\pm 48.7\text{Kg}$) y convencionales ($178\pm 43.5\text{Kg}$); además los terneros de explotaciones intensivas mostraron menores variaciones para el peso de la canal en comparación con los convencionales pero especialmente con los ecológicos (coeficientes de variación: 17.2, 24.4 y 28.2 respectivamente). Diferencias significativas entre los sistemas de producción se encontraron también para la conformación grasa ($H_{2, 4163}=277.674$, $p=0.000$) siendo los terneros en intensivo los más engrasados, y para la clasificación de la canal ($H_{2, 5860}=10.675$, $p=0.005$) en la que los terneros de sistemas intensivos obtuvieron las mejores posiciones.

Discusión

Los sistemas ecológicos en Europa son muy diversos (Lund y Algers, 2003; Vaarst *et al.*, 2006a); pero la media de las granjas ecológicas de carne es muy similar al tamaño promedio observado en la Unión Europea (próximo a 40 ha; Lampkin, 2006) y tienen niveles de UGM comparables con otros países como Holanda, Dinamarca o Austria (Rohner-Thielen, 2005). La superficie de las granjas convencionales significativamente inferior pero con niveles de UGM significativamente superiores en las granjas convencionales analizadas en nuestro estudio posiblemente indican que los sistemas de explotación convencional en extensivo son los que más fácilmente se han convertido en sistemas ecológicos. De hecho la mayoría de los ganaderos indicaron como la principal razón para su conversión a ecológico la facilidad para adaptarse a los requerimientos estatales. Los resultados de nuestro estudio también muestran que la adaptación a las prácticas ganaderas ecológicas está siendo mejor para aquellos cuyas prácticas ganaderas que solían emplear tradicionalmente como granjas convencionales (por ejemplo, suplir de material para las camas o periodos de lactancia largos en los terneros) pero son más lentas para otras prácticas más actuales que están muy instauradas en las granjas convencionales (por ejemplo el uso de fertilizantes químicos o la falta de herramientas de prevención en el manejo de la sanidad animal). Otra de las facilidades para su conversión se encuentra en que la mayoría de las granjas ecológicas de vacuno en Galicia ya contaban o han introducido razas rústicas o autóctonas en sus rebaños, que no suelen ser comunes hoy en día en las granjas convencionales. La preservación de razas de vacuno locales, es una de las recomendaciones que se ha realizado para las granjas ecológicas (EC-DG-Agriculture, 2005), ya que están muy bien adaptadas a las condiciones locales (Hermansen y Zervas, 2004) y a los recursos propios de cada granja (Branscheid, 1996).

Parece que una de las mayores dificultades de las granjas ecológicas en el NO de España, se sitúan en parte en el uso de tratamientos alternativos comparado con el elevado uso de los tratamientos quimiosintéticos. La homeopatía es uno de los métodos explícitamente

mencionados en la legislación de la Unión Europea en la producción de ganado ecológico (CEE 1804/99). El uso de homeopatía en las granjas ecológicas de carne de nuestro estudio en comparación con las granjas ecológicas europeas es bajo (Vaarst *et al.*, 2006b) y podría estar relacionado con la falta de formación de las granjas en este punto, de hecho la homeopatía no es tampoco una práctica médica para humanos alternativa en España comparado con otros países europeos. Este hecho junto con la falta de información sobre los beneficios del uso de la homeopatía y fitoterapia, ya que muchos de los tratamientos alternativos no han sido comprobados científicamente (van der Meulen *et al.*, 2006), puede contribuir también al bajo uso de la homeopatía tanto en las granjas ecológicas como en las convencionales en nuestro estudio.

Se ha constatado que la limitación en el empleo de antibióticos y otros medicamentos veterinarios mejoran la calidad del producto al reducir el riesgo de residuos y el desarrollo de resistencias antimicrobianas (Vaarst *et al.*, 2006a), así que el reemplazo de este tipo de tratamientos es altamente deseable en las granjas ecológicas (Vaarst *et al.*, 2006a), considerando a las granjas ecológicas como una de las vías para evitar a largo plazo el desarrollo de resistencias (Lund y Algers, 2003). En nuestro estudio, la frecuencia en el uso de la mayoría de estos tratamientos quimiosintéticos es significativamente mayor en las granjas convencionales, lo cual está probablemente relacionado con los mayores ratios y rango de enfermedades observadas en las mismas. Estos resultados contrastan con los hallazgos de Vaarst y Hovi (2004) quienes relacionaron la misma frecuencia en el uso de antibióticos en las granjas ecológicas y convencionales, aunque en ambos casos mucho más altos (0.5 tratamientos/animal/año) que en nuestro estudio. Aunque se podría argumentar que el registro de los tratamientos veterinarios (en el libro sanitario de la granja) es un indicador de la salud del rebaño cuestionable (Valle *et al.*, 2007), en nuestro estudio, cuando se evaluó el número de intervenciones veterinarias (como un indicador de la aparición de enfermedades) en las granjas ecológicas se observó una disminución de las mismas con el paso del tiempo en el que se han estabilizado como ecológicas (**Figura 1**). La reducción en el uso de tratamientos quimiosintéticos podría reflejar que con el mismo rebaño (debido a la escasa reposición del rebaño), los ganaderos han sabido resolver algunos problemas de manejo conllevando, al mismo ritmo, a condiciones más favorables de menor riesgo de residuos en los productos cárnicos obtenidos. Así mismo, la limitación de la intensificación mejora la salud y bienestar del animal (Sundrum *et al.*, 2005b), así que el tiempo transcurrido tras la conversión debe ser considerado desde que el momento en que influye en el conocimiento y experiencia del ganadero ecológico, que podría afectar a la salud del rebaño (Lund y Algers, 2003) y al menor empleo de tratamientos quimiosintéticos.

En relación a los problemas de salud registrados en nuestro estudio, incluso con ratios muy bajos, muestran el mismo patrón que los descritos en estudios previos en vacuno de carne ecológico (Roderick *et al.*, 1996), siendo los más importantes los problemas de infertilidad y dificultades en la cría de terneros tras los partos, parasitosis externas, diarrea y deficiencias minerales en el rebaño joven. Los desordenes reproductivos más bajos observados en las granjas ecológicas podrían estar asociados en parte al menor número de partos, y a rebaños con menores índices de reposición, maximizándose de esta forma las diferencias con los rebaños convencionales.

Además, es necesario destacar, que el ratio cuando se repite la misma enfermedad dentro de un rebaño es comparable para ambos sistemas y podría estar relacionado primeramente con la ausencia de un análisis de monitorización efectivo y mecanismos de feedback para identificar los puntos críticos de cada granja, ampliamente recomendado en el marco de las granjas ecológicas (Sundrum, 2005a). Además, la variabilidad de la granja ecológica ya mencionada anteriormente (Lund y Algers, 2003; Vaarst *et al.*, 2006a) implica que las causas de enfermedades relacionadas con la producción puedan variar considerablemente entre las granjas así que, un nivel comparable de las enfermedades de la producción pueden estar basadas en condiciones iniciales muy diferentes (Vaarst *et al.*, 2006c). Con respecto al vacuno joven, algunas enfermedades están claramente relacionadas con áreas masificadas o rebaños mezclados procedentes de diferentes fuentes como señaló Sundrum (2001), por ejemplo numerosas enfermedades infecciosas y enfermedades del tracto respiratorio son probablemente menos encontradas, al igual que en nuestro estudio en los sistemas extensivos. Por otro lado, los casos de diarrea y debilidad, no identificados clínicamente pero vistos como hallazgo patológico en la inspección post-mortem, podrían estar relacionados con una variedad de condiciones asociadas al sistema extensivo asumiendo que en parte están causadas por afecciones parasitarias normalmente seguidas de diarrea, pérdida de condición corporal y casos severos de deshidratación (DEFRA/VLA/ADAS, 2002) así como los ciclos de producción continuados en las instalaciones, y el uso repetido de las mismas zonas de pastoreo (Vaarst *et al.*, 2006a). En un estudio en el que se evaluaron los casos de parasitaciones internas en 15 granjas ecológicas, se llegaron a registrar una serie de factores de manejo (alimentación suplementaria, exposición ligera a parásitos en la primera estación de pastoreo) relacionados con una disminución en la intensidad de las parasitaciones (Höglund *et al.*, 2001).

Es claramente deseable en términos productivos que cada vaca para un ternero al año. Nuestros resultados mostraron rendimientos productivos significativamente más bajos en las granjas ecológicas comparadas con las convencionales al evaluar el número de partos por número de vacas y novillas en el rebaño, aunque en ambos casos estaban claramente por debajo de los niveles óptimos para vacuno de carne de un 95% propuestos por Caldwell *et al.* (2007). Reksen *et al.* (1999) registraron rendimientos reproductivos más bajos en las granjas ecológicas y atribuyeron sus resultados a los déficits energéticos durante la estación de invierno. Sin embargo, en nuestro estudio, a la pobre fertilidad del rebaño ecológico podría haber contribuido la suma de diferentes factores no estacionales necesariamente: la naturaleza de las razas rústicas, los partos estacionales y un manejo predominantemente en extensivo más adaptado a la optimización de los periodos de pasto en el ecosistema.

El registro del control higiénico y de la calidad de los animales al sacrificio puede ser empleado para evaluar el impacto de las prácticas sanitarias y de manejo en la salud de los animales que no se evidenciaron de los resultados procedentes del cuestionario. La mayor frecuencia de abscesos hepáticos detectada al sacrificio de terneros con manejo intensivo y convencional en nuestro estudio podrían estar relacionada con las estrategias de alimentación en estos sistemas de explotación en comparación con los sistemas ecológicos donde la fracción baja de concentrado como componente de la ración puede prevenir frente a acidosis ruminales y desórdenes hepáticos (Owens *et al.*, 1998). Se ha

registrado que los terneros que compiten intensamente por el alimento en lotes masificados tienen dos veces el número de abscesos hepáticos observado en condiciones sin intensificación, lo cual podría conllevar pérdidas económicas para el ganadero de un 3-5% (Welfare Quality, 2008). Aunque Jorgensen *et al.* (2005) observaron frecuencias ligeramente mayores en los abscesos hepáticos en vacas de sistemas ecológicos que en las convencionales (8 vs. 5%), aunque en este estudio el rebaño ecológico estuvo más expuesto a acidosis ruminales y abscesos hepáticos debido a los niveles superiores de almidón y desequilibrios en las estrategias de alimentación (con un carácter fuertemente estacional) comparado con vacas de leche de sistemas convencionales.

Resultados similares fueron observados en estudios previos en matadero con mayores incidencias de lesiones por parásitos en ganado vacuno ecológico que en convencional (Hansson *et al.*, 2000) relacionada con el nivel de higiene en sistemas de manejo ecológicos predominantemente extensivos. Las mayores incidencias en los decomisos de pulmón causados por neumonía en terneros de granjas intensivas en nuestro estudio podrían explicarse por estabulaciones permanentes en condiciones de masificación y/o pobre ventilación (Grandin, 1997). Resultados similares se observaron en cerdos criados de forma intensiva comparándolos con los del sistema extensivo (Seifert *et al.*, 2002) y ecológico (Hansson *et al.*, 2000; Baumgartner *et al.*, 2003). Finalmente, destacar que la mayor incidencia de lesiones inflamatorias en el tracto digestivo de los terneros ecológicos detectadas en el sacrificio, la cual no se corresponde con los desórdenes digestivos diagnosticados en las granjas ecológicas. Estos resultados probablemente indican que las afecciones del tracto digestivo de los terneros ecológicos tienen un patrón subclínico predominantemente, y podrían estar asociadas con la aparición de diarreas o lesiones de la mucosa debido a su comportamiento durante la ingesta y al grado de suplementación bajo en manejo extensivo (Vaarst y Hovi, 2004).

Los registros en el matadero podrían emplearse para evaluar el impacto que los sistemas de explotación tiene en el rendimiento cárnico final (Vaarst y Hovi, 2004). En este contexto, existen diferentes opiniones sobre los productos cárnicos de terneros criados bajo un manejo ecológico: mientras que el consumidor general piensa que la carne certificada como ecológica es mejor, ésta no es siempre la opinión registrada por veterinarios clínicos y ganaderos convencionales (Hansson *et al.*, 2000). Los resultados de nuestro estudio demuestran que la idea generalmente extendida de que las granjas ecológicas están dando peso a la calidad de los productos más que a la cantidad como ya se ha mencionado anteriormente (Hermansen y Zervas, 2004) podría no ser completamente cierta.

Aunque en nuestro estudio, el porcentaje de decomisos de los animales del sistema de ecológico fue generalmente más bajo que en los sistemas convencionales e intensivos (quizás reflejando un mejor estado global de salud en los terneros ecológicos), ni la conformación de la canal ni la conformación grasa fueron superiores en este grupo de terneros. Sundrum (2001) del mismo modo registró pocas evidencias de que la calidad del producto proyecte su procedencia del sistema ecológico. Las canales más pesadas se observaron en animales de granjas intensivas y las más bajas, aunque más variable, fueron terneros bajo un manejo ecológico. La mayor proporción de concentrado en la dieta, y en consecuencia la mayor fuente energética en la ración en estos animales conlleva una mayor deposición grasa y retención energética (Galyean y Rivera, 2003) comparado con el

grupo ecológico donde el forraje es el principal componente de la ración; es conocido que los herbívoros alimentados con una mayor proporción de forraje pero menor de concentrado necesitan más tiempo para la fase de cebo (Nielsen y Thamsborg, 2005).

Las diferencias entre el peso medio de la canal de terneros intensivos y convencionales está más relacionada probablemente con la mayor edad al sacrificio de los primeros. El grupo de terneros intensivos fue también el más homogéneo en peso, lo cual está posiblemente relacionado con la menor diversidad racial (la mayoría son cruces industriales de Rubia Gallega x Frisona). Podrían estar también relacionadas con las prácticas ganaderas que están muy estandarizadas y prácticas de estabulación permanente menos dependientes de la comida local y de las condiciones estacionales y ambientales. Por el contrario, todos estos factores de variación tienen un efecto máximo (y potencialmente adverso) en el grupo de terneros ecológicos, integrado por una gran diversidad de razas rústicas manejadas en sistemas en extensivo poco estandarizados y altamente dependientes de las condiciones locales. Las afecciones subclínicas parasitarias superiores en terneros ecológicos en nuestro estudio, indicadas por la elevada prevalencia de lesiones parasitarias hepáticas y lesiones inflamatorias del tracto digestivo al sacrificio, podrían contribuir también a que los pesos de las canales sean más bajos en este grupo. De hecho, las pérdidas indirectas con ganancias diarias disminuidas, eficiencias de conversión más bajas y mayores decomisos hepáticos por la presencia de lesiones parasitarias ya han sido descritas (Murrell, 1986), así como que los rendimientos del crecimiento mejoran de gran forma cuando los animales se tratan con antihelmínticos (Stromberg *et al.*, 1997). Dimander *et al.* (2000) registraron que dependiendo del manejo del pastoreo, se encontraron reducciones de 30 kg de peso vivo entre terneros ecológicos y terneros con tratamientos profilácticos antiparasitarios.

Referencias

- Baumgartner, J., Leeb, T., Gruber, T., Tiefenbacher, R. (2003). Husbandry and animal health on organic pig farms in Austria. *Anim. Welf.* 12: 631–635.
- Branscheid, W. (1996). Zur Qualität von Fleisch und Milch-Ansprüche der Verbraucher und Maßnahmen der Tierproduktion. *Ber. Ldw.* 74: 103-117.
- Cabaret, J. (2003). Animal health problems in organic farming: subjective and objective assessments and farmers' actions. *Livest. Prod. Sci.* 80: 99-108.
- Caldow, G., Riddell, I., Stuart, H., Lowman, B. (2007). Improving efficiency of the beef cow herd. *Cattle Practice* 15: 138-144.
- CEE 1804/1999. Reglamento del consejo de 19 de julio de 1999, por el que se completa, para incluir las producciones animales, el Reglamento (CEE) 2092/91 sobre la producción agrícola ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* L 222/1-28.
- CEE 103/2006. Directiva de la Comisión de 20 de enero de 2006, por el que se establecen disposiciones complementarias para la aplicación del modelo comunitario de clasificación de las canales de bovinos pesados. *Diario Oficial de la Unión Europea* L17/6-8.
- CRAEGA (2008). Disponible en: <http://www.craega.es/>.
- DEFRA/VLA/ADAS (2002). Organic Beef and Sheep Precip 1/ December 2002 (Safeguarding Animal Welfare and Improving Profits). Managing beef cattle and sheep in organic systems. pp.1-7. Disponible en: <http://www.defra.gov.uk/animalh/welfare/farmed/advice/orgbeefsheep>.

- Dimander, S.O., Höglund, J., Spörndly, E., Waller, P.J. (2000). The impact of internal parasites on the organically reared on seminatural pastures in Sweden. *Vet. Parasitol.* 90: 271-284.
- EC-DG-Agriculture (2005). (European Commission Directorate-General for Agriculture). Organic Farming in the European Union: Facts and Figures. *Analyses économiques et évaluation G.2. Analyses quantitatives, prévisions, statistiques.* Brussels, European Commission, DG Agriculture and Rural Development.
- Fall, N., Emanuelson, U., Martinsson, K., Jonsson, S. (2008). Udder health at a Swedish research farm with both organic and conventional dairy cow management. *Prev. Vet. Med.* 83: 186-195.
- Galyean, M.L., Rivera, J.D. (2003). Nutritionally related disorders affecting feedlot cattle. *Can. J. Anim. Sci.* 83: 13-20.
- Grandin, T. (1997). The design and construction of facilities for handling cattle. *Livest. Prod. Sci.* 49: 103-109.
- Hansson, I., Hamilton, C., Ekman, T., Forslund, K. (2000). Carcass quality in certified organic production compared with conventional livestock production. *J. Vet. Med.* 47: 111-120.
- Hermansen, Z.E., Zervas, G. (2004). Round Table discussion of the organic animal production session. *Livest. Prod. Sci.* 90: 63-65.
- Höglund, J., Svensson, C., Hessle, A. (2001). A field survey on the status of internal parasites in calves in organic dairy farms in southwestern Sweden. *Vet. Parasitol.* 99: 113-128.
- Hovi, M., Sundrum, A., Thamsborg, S.M. (2003). Animal health and welfare in organic livestock production in Europe: current state and future challenges. *Livest. Prod. Sci.* 80: 41-53.
- Jorgensen, K.F., Kjeldsen, A.M., Strudholm, F., Vestergaard, M. (2005). Factors causing higher level of liver abscesses in organic compared with conventional dairy herds. *Book of Abstracts. EAAP-56th Annual Meeting.* Uppsala. p. 310.
- Lampkin, N. (2006). Eurodata for Organic Farming. Aberystwyth, Organic Centre Wales, Institute of Rural Sciences, University of Wales.
- Link, M. (2006). Improving animal health and welfare in Germany. Animal health and welfare in organic inspection and certifying using animal based parameters. *Proceedings of the 5th SAFO Workshop*, 1 June 2006. Odense, Denmark. pp. 119-122.
- Link, M., Schumacher, U. (2004). Bioland position paper on foot and mouth disease. Enhancing animal health security and food safety in organic livestock production. *Proceedings of the 3rd SAFO Workshop*, 16-18 September 2004. Falenty, Poland. pp. 21-23.
- Lund, V., Algers, B. (2003). Research on animal health and welfare in organic farming—a literature review. *Livest. Prod. Sci.* 80: 55-68.
- MAPA (2005). Encuestas ganaderas. Análisis del número de animales por tipos. Resultados del año 2005. Disponible en: <http://www.mapa.es/>.
- MAPA (2007). Encuestas ganaderas. Análisis del número de animales por tipos. Resultados del año 2007. Disponible en: <http://www.mapa.es/>.
- Murrell, K.D. (1986). Epidemiology, pathogenesis and control of major swine helminth parasites. *Vet. Clin. N. Am. Food Anim. Pract.* 2: 439-453.
- Nielsen, B.K., Thamsborg, S.M. (2005). Welfare, health and product quality in organic beef production: a Danish perspective. *Livest. Prod. Sci.* 94: 41–50.
- Owens, F.N., Secrist, D.S., Hill, W.J., Gill, D.R. (1998). Acidosis in cattle: A review. *J. Anim. Sci.* 76: 275-286.
- Reksen, O., Tverdal, A., Ropstad, E. (1999). A comparative study of reproductive performance in organic and conventional dairy husbandry. *J. Dairy Sci.* 82: 2605-2610.

- Roderick, S., Short, N., Hovi, M. (1996). Organic Livestock Production- Animal Health and Welfare Research Priorities. Technical Report-VEERU. University of Reading, Reading. p. 29.
- Rohner-Thielen, E. (2005). *Organic Farming in Europe: Statistik in Focus 28/2005*. EUROSTAT, European Communities, Brussels.
- Seifert, G., Seifert, H., Beutling, D. (2002). Comparison of slaughter pig quality and carcass quality of saddle back pigs raised in ecologically orientated conditions with commercial pig breeds (German landrace, Pietrain). *Fleischwirtschaft* 82: 81–83.
- Stromberg, B.E., Vathauer, R.J., Schlotthauer, J.C., Myers, G.H., Haggard, D.L., King, V.L., Hanke, H. (1997). Production responses following strategic parasite control in a beef cow/calf herd. *Vet. Parasit.* 68: 315-322.
- Sundrum, A., Andersson, R., Postler, G. (1994). Tiergerechtheitsindex-200: ein Leitfaden zur Beurteilung von Haltungssystemen. Koellen, Bonn.
- Sundrum, A. (2001). Organic livestock farming. A critical review: *Livest. Prod. Sci.* 67: 207-215.
- Sundrum, A., Arsenos, G., Grøva, L., Holma, U., Hovi, M., Kijlstra, A., Leeb, T., Walkenhorst, M. (2005a). 4th Report from the SAFO Standard Development Group Preliminary recommendations for the development of organic livestock standards in relation to animal health and food safety-working group feedback. Systems development: quality and safety of organic livestock products. *Proceedings of the 4th SAFO Workshop*, 17-19 March 2005. Frick, Switzerland. pp. 229-239.
- Sundrum, A., Schneider, K., Richter, U. (2005b). Possibilities and limitations of protein supply in organic poultry and pig production. Organic Revision (SSPE-CT-2004-502397). Witzenhausen, Department of Animal Nutrition and Animal Health, University of Kassel.
- Vaarst, M., Hovi, M. (2004). Organic livestock production and food quality: a review of current status and future challenges. Organic livestock farming: potential and limitations of husbandry practice to secure animal health and welfare and food quality. *Proceedings of the 2nd SAFO Workshop*, 25-27 March 2004. Witzenhausen, Germany. pp. 7-16.
- Vaarst, M., Bennedsgaard, T.W., Klaas, I., Nissen, T.B., Thamsborg, S.M., Ostergaard, S. (2006a). Development and Daily Management of an explicit strategy of nonuse of antimicrobial drugs in twelve organic dairy herds. *J. Dairy Sci.* 89: 1842-1853.
- Vaarst, M., Padel, S., Arsenos, G., Sundrum, A., Kuzniar, A., Walkenhorst, Grøva, M. L., Henriksen, B. (2006b). Challenges for animal health and welfare in the implementation of the EU legislation on organic livestock production: analysis of questionnaire survey among SAFO participants. Future perspective for animal health on organic farms: main findings, conclusions and recommendations from SAFO Network. *Proceedings of the 5th SAFO Workshop*, 1 June 2006. Odense, Denmark. pp. 43-74.
- Vaarst, M., Padel, S., Younie, D., Sundrum, A., Hovi, M., Rymer, C. (2006c). The SAFO project: outcomes, conclusions and challenges for the future. Challenges for animal health and welfare in the implementation of the EU legislation on organic livestock production: analysis of questionnaire survey among SAFO participants. Future perspective for animal health on organic farms: main findings, conclusions and recommendations from SAFO Network. *Proceedings of the 5th SAFO Workshop*, 1 June 2006. Odense, Denmark. pp: 129-134.
- Valle, P.S., Lien, G., Flaten, O., Koesling, M., Ebbesvik, M. (2007). Herd health and health management in organic versus conventional herds in Norway. *Livest. Sci.* 112: 123-132.
- Van der Meulen, J., Van der werf, J.T.N., Kijlstra, A. (2006). Questionnaire survey of disease prevalence and veterinary treatment in organic pig husbandry in the Netherlands. *Vet. Rec.* 159: 816-818.
- Welfare Quality® (2008). Animal Sciences Group of Wageningen-UR. Edelhertweg 15, Lelystad. The Netherlands. Disponible en: <http://www.welfarequality.net/everyone/26562>.

Tabla 1. Información general de las granjas ecológicas y convencionales que participaron en este estudio

	Rebaño ecológico (N=24)	Rebaño convencional (N=26)	Coficiente	p
Área de la granja [ha] (media±DS)	38.4±29.4	18.3±16.3	$F_{(1,47)}=8.837$	0.005
Nº animales (media±DS)*				
vacas	28.7±18.3	22.2±19.2	$F_{(1,49)}=2.730$	0.105
novillas	6.34±0.58	6.20±4	$F_{(1,47)}=2.056$	0.158
terneros	12.8±8.21	11.1±7.50	$F_{(1,49)}=0.201$	0.656
UGM (media±DS)	1.14±0.41	2.27±2.85	$F_{(1,48)}=3.566$	0.065
Suplementación alimentos externa †	79.2%	69.2%	$X^2_{(2,50)}=0.646$	0.526
Periodo de lactación (media±DS)	7.69 ±2.14	6.88±1.30	$F_{(1,47)}=2.572$	0.116
Sistema extensivo completo †	62.5%	3.8%	$X^2_{(2,50)}=19.973$	0.000
Fertilizantes †	66.6%	60.8%	$X^2_{(1,47)}=0.171$	0.679
Estiércol †	100%	90%	$X^2_{(1,46)}=1.329$	0.249
Purín †	45.8%	84.6%	$X^2_{(2,50)}=8.82$	0.012
Pesticidas †	0%	23.0%	$X^2_{(1,49)}=6.294$	0.012

* Datos procedentes del cuestionario, † porcentaje de granjas del total.

Tabla 2. Evaluación de la salud animal. Prevención y tratamientos en las granjas ecológicas y convencionales de este estudio

	Rebaño ecológico	Rebaño convencional	Coficiente	p
<i>Prevención sanitaria</i>				
Desparasitación	79.1%	69.2%	$X^2_{(1,50)}=0.228$	0.633
Vacunación	37.5%	30%	$X^2_{(1,50)}=0.645$	0.422
Desinfección	45.8%	50%	$X^2_{(1,50)}=0.000$	0.991
<i>Tratamientos alternativos</i>				
Homeopatía	8.3%	23.0%	$X^2_{(1,50)}=2.018$	0.250
Fitoterapia	20.8%	23.0%	$X^2_{(1,50)}=0.037$	1.000
<i>Tratamientos quimiosintéticos/año</i>				
Nº tratamientos/año y (frecuencia de uso/año)				
Antibióticos (AB) *	13 (1.19%)	98 (12.4%)	$X^2_{(1,49)}=9.114$	0.004
Antiparasitarios (no para profilaxis) *	26 (2.39%)	30 (3.81%)	$X^2_{(1,49)}=0.836$	0.472
Antiinflamatorios *	0 (-)	30 (3.81%)	$X^2_{(1,49)}=16.76$	0.000
Hormonas †	0 (-)	14 (2.81%)	$X^2_{(1,49)}=9.902$	0.011
Corticoesteroides †	1 (0.12%)	5 (1.00%)	$X^2_{(1,49)}=1.744$	0.353
Otros quimioterapéuticos *	7 (0.64%)	27 (3.43%)	$X^2_{(1,49)}=0.346$	0.706
% Rebaños sin tratamientos anuales*	13.6%	7.7%	$X^2_{(1,49)}=0.451$	0.649
Vacas con ≥3 AB tratamientos/año	0	5	$X^2_{(1,49)}=5.128$	0.051
Terneros con ≥2 AB tratamientos /año	0	4	$X^2_{(1,49)}=5.512$	0.111
Terneros con ≤2 AB tratamientos /año	0	6	$X^2_{(1,49)}=6.294$	0.023

* Denominador para el cálculo: número total de rebaños; † Denominador para el cálculo: número de vacas y novillas.

Tabla 3. Número anual de incidencias (porcentaje entre paréntesis) para el total de animales de sistemas ecológicos y convencionales (obtenidas de la carta sanitaria original) y el valor máximo alcanzado dentro del rebaño más afectado

	Ecológico		Convencional		Coeficiente	p
	N (%) animales	Máxima incidencia	N (%) animales	Máxima incidencia		
Vacas (N)	780		498			
Mamitis	1 (0.13%)	25%	1 (0.20%)	25%	$X^2_{(1,49)}=0.286$	p=0.593
Alt.reproductivas	3 (0.38%)	7.14%	19 (3.81%)	50%	$X^2_{(1,49)}=8.672$	p=0.003
Alt. podales	1 (0.13%)	2.32%	16 (3.21%)	20%	$X^2_{(1,49)}=1.582$	p=0.208
Hipocalcemia	0 (-)	(-)	2 (0.40%)	8.3%	$X^2_{(1,49)}=1.286$	p=1.000
Cetosis	0 (-)	(-)	1 (0.20%)	4.16%	$X^2_{(1,49)}=1.286$	p=1.000
Alt. Digestivas	0 (-)	(-)	3 (0.60%)	20%	$X^2_{(1,49)}=3.975$	p=0.237
Otros desórdenes	0 (-)	(-)	7 (1.41%)	18.2%	$X^2_{(1,49)}=3.033$	p=0.082
Terneros (N)	306		288			
Neumonía	1 (0.32%)	7.14%	1 (0.34%)	7.69%	$X^2_{(1,50)}=1.327$	p=1.000
Diarrea	3 (0.98%)	14.2%	36 (12.5%)	76.9%	$X^2_{(1,50)}=3.731$	p=0.053
Debilidad	2 (0.65%)	2%	1 (0.34%)	6.6%	$X^2_{(1,49)}=1.419$	p=0.330
Abortos*	3 (0.34%)		37 (7.50%)		$X^2_{(1,45)}=3.782$	p=0.052
Mortalidad**	31(2.89%)		29 (3.78%)		$X^2_{(1,47)}=0.276$	p=0.599

* Denominador= número de vacas y novillas del rebaño. Empleando el modelo de Caldow *et al.* (2007).

**Cálculo=número de animales muertos/número de animales del rebaño.

Tabla 4. Análisis de la producción media (\pm DS) animal anual en las granjas ecológicas y convencionales en nuestro estudio. Las diferencias entre granjas se analizaron mediante t de Student

	Ecológico	Convencional	Coeficiente	p
Partos*	63.4 \pm 21.8 %	77.3 \pm 21.5 %	$t_{41}=-2.080$	0.044
<i>Tipo de producción</i>				
% Terneros nacidos destinados al sacrificio	87.0 \pm 29.1 %	88.45 \pm 23.0 %	$t_{46}=-0.188$	0.852
% Terneros nacidos para reposición	12.9 \pm 21.3 %	11.52 \pm 23.0 %	$t_{38}=-0.503$	0.618

Denominador= número de vacas adultas y novillas del rebaño.

* Empleo del modelo de Caldow *et al.* (2007).

Tabla 5. Análisis de decomisos post-mortem (expresados como número y % del total de animales) en diferentes vísceras/áreas del cuerpo en terneros ecológicos, convencionales e intensivos. Hallazgos patológicos de cada víscera/área del cuerpo presentados como un porcentaje de los animales con decomisos

	Ecológico (N=244)	Convencional (N=3021)	Intensivo (N=2596)	Coficiente	p
Hígado					
N	26 (10.6%)	369 (12.2%)	427 (16.4%)	$X^2_{(1,5861)}=24.68$	0.000
<i>Abscesos</i>	42.3%	66.1%	71.9%		
<i>Infecciones parasitarias</i>	23.1%	10.6%	3.94%		
<i>Procesos degenerativos</i>	11.5%	13.8%	12.8%		
<i>Procesos inflamatorios</i>	0%	0.54%	0.46%		
<i>Otras causas</i>	23.1%	8.9%	10.9%		
Pulmones					
N	59 (24.2%)	536 (17.7%)	912 (35.1%)	$X^2_{(1,5861)}=221.3$	0.000
<i>Neumonía</i>	94.9%	97.6%	99.2%		
<i>Procesos inflamatorios</i>	0%	0%	0.32%		
<i>Otras causas</i>	5.08%	2.23%	0.43%		
Riñón					
N	10 (4.10%)	363 (12.1%)	290 (11.2%)	$X^2_{(1,5861)}=14.19$	0.001
<i>Abscesos</i>	0%	0.27%	0%		
<i>Procesos degenerativos</i>	10%	0.27%	0.68%		
<i>Procesos inflamatorios</i>	0%	0%	1.03%		
<i>Otras causas</i>	90%	99.4%	97.9%		
Preestómagos					
N	77 (31.5%)	49 (1.62%)	211 (8.12%)	$X^2_{(1,5861)}=421.9$	0.000
<i>Procesos inflamatorios</i>	94.8%	97.9%	98.6%		
<i>Otras causas</i>	5.19%	2%	1.42%		
Corazón					
N	1 (0.410%)	14 (0.460%)	12 (0.460%)	$X^2_{(1,5861)}=0.014$	0.993
<i>Neumonía</i>	0%	7.1%	8.3%		
<i>Procesos degenerativos</i>	0%	14.3%	8.3%		
<i>Procesos inflamatorios</i>	100%	42.9%	8.3%		
<i>Malformaciones</i>	0%	14.3%	16.7%		
<i>Otras causas</i>	0%	21.4%	58.3%		
Patas					
N	2 (0.819%)	5 (0.165%)	3 (0.115%)	$X^2_{(1,5861)}=6.501$	0.039
<i>Procesos inflamatorios</i>	50%	20%	0%		
<i>Traumatismos</i>	50%	60%	33.3%		
<i>Malformaciones</i>	0%	0%	33.3%		
<i>Otras causas</i>	0%	20%	33.3%		
Residuos de medicamentos					
	0%	0%	1(0.038%)	$X^2_{(2,5861)}=1.207$	0.272

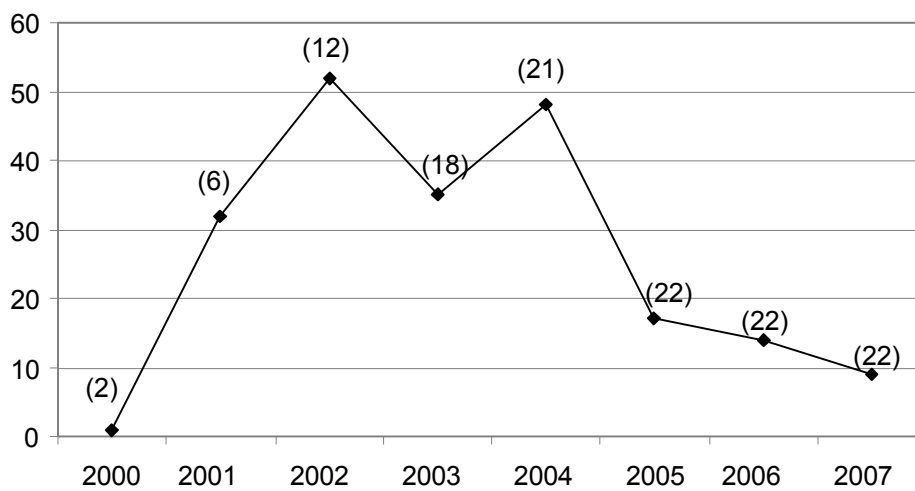


Figura 1. Número de intervenciones veterinarias totales por año en las granjas ecológicas de nuestro estudio (N=22). La información de la carta sanitaria no fue disponible desde el principio de la conversión en 2 granjas. El número de granjas con estatus ecológico en cada año aparece entre paréntesis. Todas las granjas están presentes en el análisis desde que alcanzaron su estatus como ecológicas y en todas se mantuvo desde su incorporación en nuestro estudio.

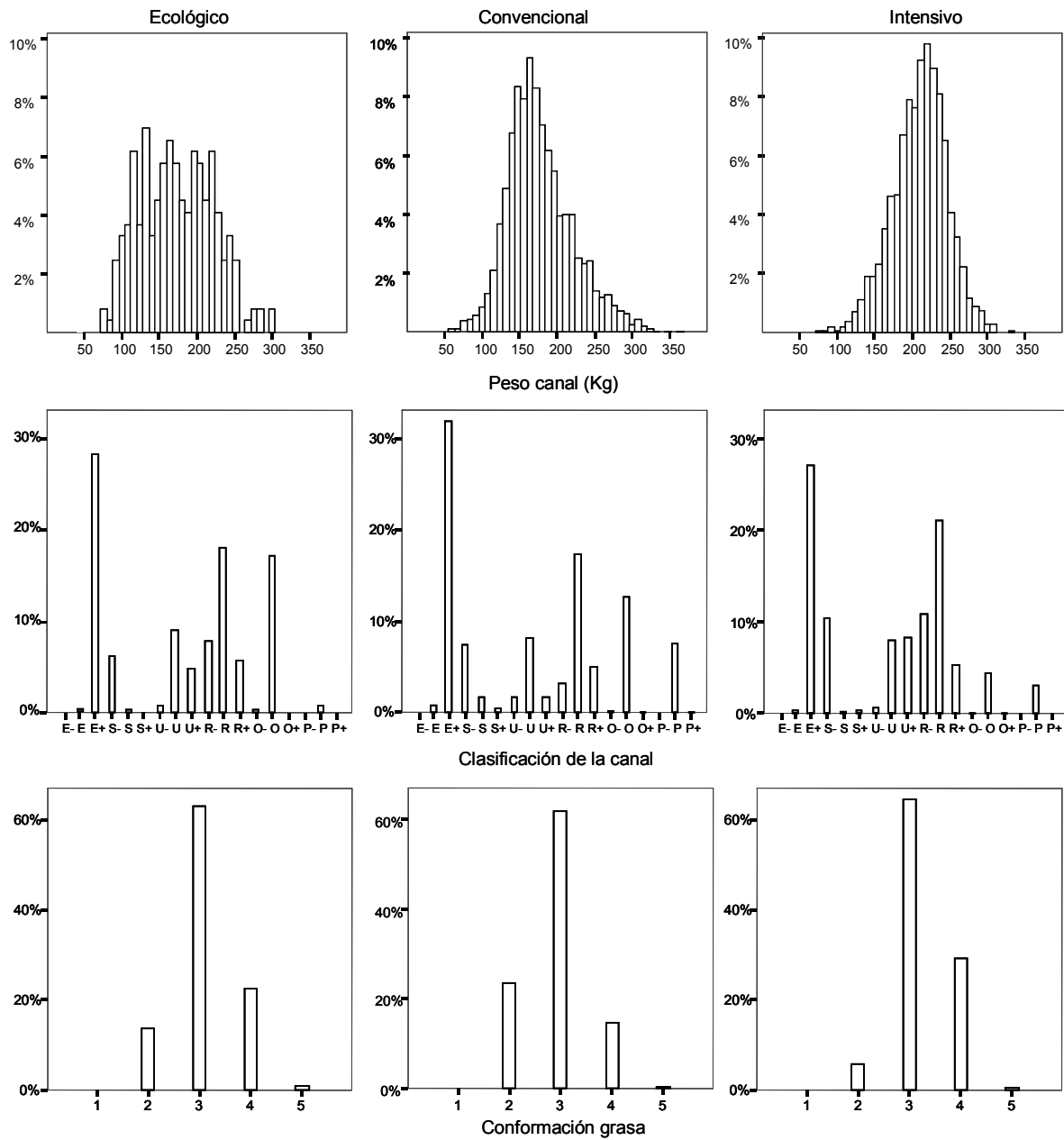


Figura 2. Histograma mostrando peso canal (Kg), clasificación de la canal (sistema SEURO) y conformación grasa (1: magra 5: muy grasa) en terneros ecológicos, convencionales e intensivos de nuestro estudio.

Conclusiones

1. La frecuencia de aparición y las concentraciones de pesticidas organoclorados y policlorados bifenilos fueron bajas en terneros del NO de España. Las concentraciones de estos compuestos se encontraron por debajo del límite máximo recomendado, lo que indica que no existe riesgo para la salud humana. No se observó evidencia alguna de que las diferencias entre granjas en relación a sus prácticas de manejo del ganado tuvieran un efecto significativo en la acumulación de pesticidas en terneros.
2. Nuestros resultados indican que existen variaciones significativas en las concentraciones de metales tóxicos en terneros procedentes de las distintas granjas estudiadas, si bien dichas diferencias no están relacionadas con la localización geográfica o los sistemas de explotación intensivo, ecológico y convencional. Por el contrario, la acumulación de metales tóxicos en ganado vacuno de nuestro estudio fue altamente dependiente de la proporción de concentrado en la ración (como índice de manejo de los animales en extensivo). Los mayores residuos de metales tóxicos se encontraron en los terneros que obtienen la mayor parte de su ración a través del pastoreo (baja proporción de concentrado en la dieta) lo cual podría ser atribuido, al menos en parte, a la ingestión de suelo cuando pastan los animales.
3. Las prácticas ganaderas que integran un empleo elevado de forraje producido en la granja y un bajo o inexistente nivel de suplementación mineral, que son las habituales en granjas ecológicas, pueden desencadenar deficiencias minerales o desequilibrios fisiológicos en los terneros. Es necesario realizar un manejo estricto de los componentes de la ración para evitar deficiencias subclínicas o marginales, difíciles de diagnosticar pero responsables de estrés en los animales y disminución de las producciones. La práctica extendida de suplementar con minerales el concentrado, que se emplea en las granjas intensivas y convencionales, garantiza que se cubran las necesidades fisiológicas, incluso cuando el concentrado representa una baja proporción en la dieta. Sin embargo, debido a la susceptibilidad particular de los rumiantes a padecer una intoxicación crónica por cobre, debe tenerse especial cuidado cuando la suplementación se encuentra por encima de los requerimientos fisiológicos.
4. Las estrategias de alimentación en las diferentes granjas de nuestro estudio no limitaron la fisiología del animal, si bien el estatus nutricional, como indica el perfil metabólico sanguíneo, varía entre las granjas consideradas en nuestro estudio. Las principales diferencias en el perfil metabólico se relacionaron con las diferencias en la proporción de concentrado que ofrece la ración y la ingesta de

leche, aunque el estrés y la edad también parecen haber tenido un efecto en algunos de los parámetros metabólicos.

5. Las diferencias en las concentraciones orgánicas de metales tóxicos y esenciales en ganado vacuno procedente de diferentes sistemas de producción no se reflejan en el contenido de estos elementos en el músculo. Esto podría ser especialmente relevante en el sistema ecológico, donde los terneros se crían en extensivo y se alimentan con pasto, y como resultado, acumulan niveles elevados de metales tóxicos en hígado y riñón, pero también pueden sufrir deficiencias minerales. Las diferencias de acumulación de metales tóxicos y esenciales entre granjas no afectaron a la clasificación higiénica de los productos cárnicos para el consumo humano.
6. La evaluación detallada del vacuno de carne ecológico en Galicia mostró que disfruta de un mejor estado de salud que en los sistemas de explotación convencionales o intensivos, presentando estos animales los ratios más bajos de las enfermedades más frecuentes en vacuno de carne, así como el menor número de decomisos al sacrificio. Sin embargo, el mejor estado de salud del rebaño ecológico no tuvo una correspondencia con un mayor rendimiento de la canal, lo cual parece estar más relacionado con la raza y los componentes de la dieta ofrecida al animal. Además, la supuesta mayor prevalencia de parasitosis del rebaño ecológico al compararlo con el convencional e intensivo podría contribuir también al menor rendimiento de estos animales. La evaluación de los decomisos en el matadero podría ser una herramienta muy útil como mecanismo feedback para establecer unas medidas de control apropiadas en la granja y así reducir la elevada prevalencia de los desórdenes subclínicos que se relacionan principalmente con las parasitosis. Son necesarias más investigaciones sobre estrategias de alimentación en la fase de cebo del vacuno ecológico para mejorar la calidad del producto y así satisfacer los requerimientos específicos de los consumidores de productos ecológicos.

Resumen

En Galicia, la producción de ganado vacuno de carne representa la producción animal más importante, suponiendo más del 15% del total de la producción a nivel nacional. En esta región, el ganado vacuno se cría de forma tradicional en pequeñas granjas recibiendo una alimentación a base de productos locales. En los años 80 aparecieron numerosas granjas intensivas altamente especializadas, donde los animales reciben una alimentación a base de piensos concentrados, con el objetivo de conseguir rápidos crecimientos, y por tanto, un aumento importante de las producciones. En los últimos años, sin embargo, ha aparecido un rápido desarrollo de la ganadería ecológica, que tiene su origen en explotaciones tradicionales que sufren un periodo de conversión para adaptarse a la normativa y sistemas de producción ecológicos. Dichas explotaciones basan la alimentación de los animales en productos de origen local, siendo por tanto muy dependientes del medio ambiente donde vive el animal.

El gran incremento en el número de estas explotaciones ecológicas en Galicia, con un peso cada vez mayor en la economía agraria, despierta el interés por conocer su situación actual tras la conversión de sistemas de producción tradicional, abarcando distintos aspectos relacionados con la presencia de sustancias tóxicas en el medio donde se desarrollan los animales y su transferencia a los productos cárnicos, las posibles deficiencias nutricionales asociadas a una alimentación basada en productos locales, el estado de salud de los animales o la calidad cárnica de los productos generados en las mismas. Todo esto permitirá tener una visión real de dichas explotaciones y por tanto definir los puntos de actuación más importantes para el profesional veterinario encargado de la gestión de las mismas.

El objetivo general de la presente Tesis Doctoral es conocer la situación actual de las explotaciones ecológicas de ganado vacuno de carne de Galicia, en comparación con los sistemas de producción intensivo y convencional, abarcando los diversos aspectos de calidad ambiental y sostenibilidad, salud animal y calidad de productos cárnicos. Para ello nos planteamos los siguientes objetivos concretos: (I) cuantificar las concentraciones de organoclorados y bifenilos policlorados en terneros y evaluar si diferentes factores (tipo de granja y proximidad a un foco industrial) afectan a la acumulación de contaminantes orgánicos persistentes en el ganado vacuno; (II) determinar cómo varía la acumulación de los principales metales pesados (arsénico, cadmio, mercurio y plomo) en las explotaciones ecológicas, intensivas y convencionales de Galicia, y cuáles son los factores más importantes que afectan a la exposición de metales tóxicos a través de los tipos de explotación; (III) valorar la influencia del sistema de explotación sobre el estatus mineral en ganado vacuno de Galicia; (IV) determinar la influencia del tipo de manejo de los animales en los sistemas de explotación ecológico, intensivo y convencional sobre el perfil metabólico en los terneros; (V) evaluar si las diferencias en la acumulación orgánica de

metales tóxicos y esenciales en ganado vacuno relacionada con las prácticas de los sistemas de producción se reflejan en el contenido de estos elementos en la carne destinada al consumo humano; y (VI) comparar el impacto que los cambios en las prácticas ganaderas han tenido sobre la salud del ganado vacuno y en la calidad de los productos cárnicos resultantes.

Para la determinación de residuos de policlorados bifenilos y organoclorados se recogieron muestras de hígado (n=101) de terneros procedentes de zonas rurales e industrializadas y se determinaron mediante GC-ECD. Para la determinación de los niveles de metales tóxicos y esenciales se recogieron muestras de suelo, alimento (forraje y concentrado), y tejidos animales (sangre durante todo el ciclo productivo; hígado, riñón y músculo en el momento del sacrificio) en explotaciones intensivas, ecológicas y convenciones de tres zonas de Galicia (Baralla, Montederramo y Vilalba); las muestras se sometieron a una digestión ácida y las concentraciones de metales tóxicos y esenciales se determinaron mediante ICP-MS/OES. Se realizó un estudio de parámetros bioquímicos en muestras de sangre de dichos animales (n=201) mediante técnicas colorimétricas. Para evaluar el estado de salud del ganado vacuno y la calidad de los productos cárnicos se realizó un cuestionario en 24 granjas ecológicas y 26 convencionales que cubría información básica relacionada con sus prácticas agronómicas, de manejo, planes de salud y producción cárnica durante el año 2007; además, se recogió información de la calidad higiénica y productiva de 244, 2596 y 3021 canales procedentes de granjas ecológicas, intensivas y convencionales respectivamente.

La frecuencia de aparición y las concentraciones de pesticidas organoclorados y policlorados bifenilos fueron bajas en terneros del NO de España. Las concentraciones de estos compuestos se encontraron por debajo del límite máximo recomendado, lo que indica que no existe riesgo para la salud humana. No se observó evidencia alguna de que las diferencias entre granjas en relación a sus prácticas de manejo del ganado tuvieran un efecto significativo en la acumulación de pesticidas en terneros.

Nuestros resultados indican que existen variaciones significativas en las concentraciones de metales tóxicos en terneros procedentes de las distintas granjas estudiadas, si bien dichas diferencias no están relacionadas con la localización geográfica o los sistemas de explotación intensivo, ecológico y convencional. Por el contrario, la acumulación de metales tóxicos en ganado vacuno de nuestro estudio fue altamente dependiente de la proporción de concentrado en la ración (como índice de manejo de los animales en extensivo). Los mayores residuos de metales tóxicos se encontraron en los terneros que obtienen la mayor parte de su ración a través del pastoreo (baja proporción de concentrado en la dieta) lo cual podría ser atribuido, al menos en parte, a la ingestión de suelo cuando pastan los animales.

Las prácticas ganaderas que integran un empleo elevado de forraje producido en la granja y un bajo o inexistente nivel de suplementación mineral, que son las habituales en granjas ecológicas, pueden desencadenar deficiencias minerales o desequilibrios fisiológicos en los terneros. Es necesario realizar un manejo estricto de los componentes de la ración para evitar deficiencias subclínicas o marginales, difíciles de diagnosticar pero responsables de estrés en los animales y disminución de las producciones. La práctica extendida de suplementar con minerales el concentrado, que se emplea en las granjas

intensivas y convencionales, garantiza que se cubran las necesidades fisiológicas, incluso cuando el concentrado representa una baja proporción en la dieta. Sin embargo, debido a la susceptibilidad particular de los rumiantes a padecer una intoxicación crónica por cobre, debe tenerse especial cuidado cuando la suplementación se encuentra por encima de los requerimientos fisiológicos.

Las estrategias de alimentación en las diferentes granjas de nuestro estudio no limitaron la fisiología del animal, si bien el estatus nutricional, como indica el perfil metabólico sanguíneo, varía entre las granjas consideradas en nuestro estudio. Las principales diferencias en el perfil metabólico se relacionaron con las diferencias en la proporción de concentrado que ofrece la ración y la ingesta de leche, aunque el estrés y la edad también parecen haber tenido un efecto en algunos de los parámetros metabólicos.

Las diferencias en las concentraciones orgánicas de metales tóxicos y esenciales en ganado vacuno procedente de diferentes sistemas de producción no se reflejan en el contenido de estos elementos en el músculo. Esto podría ser especialmente relevante en el sistema ecológico, donde los terneros se crían en extensivo y se alimentan con pasto, y como resultado, acumulan niveles elevados de metales tóxicos en hígado y riñón, pero también pueden sufrir deficiencias minerales. Las diferencias de acumulación de metales tóxicos y esenciales entre granjas no afectaron a la clasificación higiénica de los productos cárnicos para el consumo humano.

La evaluación detallada del vacuno de carne ecológico en Galicia mostró que disfruta de un mejor estado de salud que en los sistemas de explotación convencionales o intensivos, presentando estos animales los ratios más bajos de las enfermedades más frecuentes en vacuno de carne, así como el menor número de decomisos al sacrificio. Sin embargo, el mejor estado de salud del rebaño ecológico no tuvo una correspondencia con un mayor rendimiento de la canal, lo cual parece estar más relacionado con la raza y los componentes de la dieta ofrecida al animal. Además, la supuesta mayor prevalencia de parasitosis del rebaño ecológico al compararlo con el convencional e intensivo podría contribuir también al menor rendimiento de estos animales. La evaluación de los decomisos en el matadero podría ser una herramienta muy útil como mecanismo feedback para establecer unas medidas de control apropiadas en la granja y así reducir la elevada prevalencia de los desórdenes subclínicos que se relacionan principalmente con las parasitosis. Son necesarias más investigaciones sobre estrategias de alimentación en la fase de cebo del vacuno ecológico para mejorar los la calidad del producto y así satisfacer los requerimientos específicos de los consumidores de productos ecológicos.

Summary

In Galicia, mostly of organic cattle livestock production is for beef cattle and this production is the most important form of agriculture, accounting for 15% of total national production. In this region, the conventional form of production involves many small farms that rear cattle using on-farm sources of feed derived from locally-grown crops. In the 1980s, calves began to be produced on specialised farms where imported or purchased concentrate was used to promote rapid growth and weight gain. In recent years however, there has been a growth in the number of organic farms in the region. In most cases, these organic farms are the result of conventional farms adapting their practices to the more regulated methods required to achieve “organic” status. Organic farms generally use locally produced or on-farm produced roughage as the main source of cattle feed, so, organic animals are highly-dependent of the local environment.

The increase of the number of organic farms in Galicia, with a bigger role on the agrarian economy, leads to know how organic beef-cattle farming (originally from conventional farms) is. Giving main concerns to toxic substances on the ecosystem where animal live and final concentrations on meat products, imbalances in the diet that can be associated with on-farm produced diet, animal health status and organic product quality. This approach could offer more generic insights of the real status of organic farms and identify important points for the veterinary holistic.

Global aims of this Ph. D. Thesis are to asses the real situation of organic beef-cattle in Galicia, comparing to intensive and conventional systems and focusing on certain aspects as environmental quality and sustainability, animal health and product quality. For this propos, the specific aims of this study were (I) quantify OC and PCB concentrations in cattle from NW Spain and to assess whether various different factors (type of farm and proximity to industrial areas) affected the accumulation of POPs by cattle (II) how accumulation of the main toxic metals (arsenic, cadmium, mercury and lead) varies between farms across Galicia and determine what may be key factors affecting toxic metal exposure, (III) how trace metal concentrations varies between farms and to determine what are the likely major causes of any variation (IV) how blood metabolic parameters vary between beef-cattle farms that have widely different management practices (V) to evaluate if differences farm production practices are reflected in the toxic and trace metal content in meat destined for human consumption, and finally (VI) how organic beef-cattle farming compares with intensive and conventional systems in terms of impacts on the farm (by comparing farm management practices and associated effects on animal health) and at the slaughterhouse (impacts on the safety and quality of the cattle products).

A total of 101 calf livers from rural and industrialised areas were processed for determining OCs and PCBs by GC-ECD. For determining toxic and trace metals concentrations soil,

feed (forage and concentrate) and animal tissues samples (liver, kidney and muscle) were collected from nine farms across NW Spain (Baralla, Montederramo and Vilalba) including intensive, organic and conventional farms. Samples were acid digested and toxic and trace metals concentrations were determined by ICP-MS/OES. Biochemical parameters were measured in blood (from all the production cycle) from 201 calves from the same farms by enzymatic-colorimetric methods. Twenty-four organic and 26 conventional farms responded to a questionnaire that covered all basic data on their farm during 2007. Furthermore, data on the hygiene and quality of 244, 2596 and 3021 carcasses of calves from organic, intensive and conventional farms, respectively, were collected at the slaughterhouse for their analysis.

The frequency of occurrence and concentrations of OC pesticides and PCBs were low in calves from throughout NW Spain. The concentrations of those compounds that were detected were below RMLs and so no health risk is indicated for humans. There was also no evidence that differences between farms in terms of their livestock management had any significant effect on pesticide accumulation by the calves.

There is significant variation between farms across Galicia in the toxic tissue metal concentrations assimilated by calves. Differences in tissue metal concentrations did not occur consistently between farms from different regions or between farms with different management practices. Toxic metal accumulation in cattle in our study was highly dependent on the proportion of concentrate in the ration (an index of the extent to which animals grazed). Higher levels of toxic metal residues were found in calves that obtained more nutrition through grazing (low proportion of concentrate in the diet), and this may well be associated, at least in part, to soil ingestion when grazing.

Farm husbandry practices that involve use of a high proportion of in-farm produced forage and low or no mineral supplementation, as typical practiced on organic farms, can lead to mineral deficiencies or physiological imbalances in calves. Strict management of the feed ration is needed to avoid sub-clinical or marginal deficiencies which can be difficult to diagnosis but can cause physiological stress and decreased production. The widely practiced mineral supplementation of concentrates on intensive and conventional systems guarantees that the physiological trace element requirements of calves are met, even when concentrates comprise a relatively low proportion of the diet. However, because of the particular susceptibility of ruminants to chronic Cu toxicity, especial care must be taken when concentrates are supplemented above physiological requirements.

Feeding strategies in the different farms in our study did not physiologically impair calves but their nutritional status (indicated through our metabolic profiling of the blood), did vary between farms. The main differences were related to differences in the proportion of concentrates in the food ration and to milk intake, although stress and age probably also had effects on some metabolic parameters. Our results provide more generic insights into how management practices used on different types of farms can affect the nutritional state and performance of calves, and in particular highlight the consequences of the very different feeding regimes practiced by organic and intensive farms.

Differences in toxic metal and trace metal concentrations in the liver and kidney of cattle from different production systems on farms in Galicia are not reflected in the toxic and trace metal content in the meat. This is especially relevant for animals reared in systems (such as

organic farms) where weaned calves are exclusively reared by being grazed on pasture and, as a result, accumulate elevated hepatic and renal toxic metal levels (probably due to soil ingestion) but also can suffer from mineral deficiencies. Any such effects are unlikely affect the health classification of meat for human consumption.

The improvement of animal living conditions in organic farms is expected to improve livestock welfare and health status and subsequently lead to improved product quality. Our detailed evaluation of organic beef-cattle farming in NW Spain demonstrated that organic cattle general enjoyed better health status than cattle reared conventionally or intensively. Compared with animals from conventional and intensive farms, cattle from organic farms had lower rates of the predominant diseases that usually occur on beef-cattle farms and had fewer condemnations at slaughter. However, this better health status was not reflected by carcass performance, which seems to be determined more by breed and dietary component. Furthermore, the suspected higher prevalence of parasitosis in the organic herd compared with cattle from intensive and conventional systems may decrease beef performance. Evaluation of condemnations at slaughter could be a useful tool as feedback mechanism to establish appropriate control measures on farms in order to reduce the high prevalence of sub-clinical disorders that are mainly related to parasitosis. Further investigations into fattening feed strategies for organic beef are needed to improve product quality and thereby meet the specific requirement of consumers of organic products.

Resumo

En Galicia, a produción de gando vacún de carne representa a produción animal máis importante, supoñendo máis do 15% do total da produción a nivel nacional. Nesta rexión, o gando vacún críase de forma tradicional en pequenas granxas recibindo unha alimentación a base de produtos locais. Nos anos 80 apareceron numerosas granxas intensivas altamente especializadas, onde os animais reciben unha alimentación a base de piensos concentrados, co obxectivo de conseguir rápidos crecementos, e un aumento importante das producións. Nos últimos anos, con todo, apareceu un rápido desenvolvemento da gandería ecolóxica, que ten a súa orixe en explotacións tradicionais que sofren un período de conversión para adaptarse á normativa e sistemas de produción ecolóxicos. Devanditas explotacións basean a alimentación dos animais en produtos de orixe local, sendo xa que logo moi dependentes do medio ambiente onde vive o animal.

O gran incremento no número destas explotacións ecolóxicas en Galicia, cun peso cada vez maior na economía agraria, esperta o interese por coñecer a súa situación actual trala conversión de sistemas de produción tradicional, abarcando distintos aspectos relacionados coa presenza de sustancias tóxicas no medio onde se desenvolven os animais e o sua transferencia aos produtos cárnicos, as posibles deficiencias nutricionais asociadas a unha alimentación baseada en produtos locais, o estado de saúde dos animais ou a calidade cárnica dos produtos xerados nas mesmas. Todo isto permitirá ter unha visión real de devanditas explotacións e definir os puntos de actuación máis importantes para o profesional veterinario encargado da xestión das mesmas.

O obxectivo xeral da presente Tese Doutoral é coñecer a situación actual das explotacións ecolóxicas de gando vacún de carne de Galicia, en comparación cos sistemas de produción intensivo e convencional, abarcando os diversos aspectos de calidade ambiental e sustentabilidade, saúde animal e calidade de produtos cárnicos. Para iso plantexamos os seguintes obxectivos concretos: (I) cuantificar as concentracións de organoclorados e bifenilos policlorados en tenreiros e avaliar se diferentes factores (tipo de granxa e proximidade a un foco industrial) afectan á acumulación de contaminantes orgánicos persistentes no gando vacún; (II) determinar como varía a acumulación dos principais metais pesados (arsénico, cadmio, mercurio e plomo) nas explotacións ecolóxicas, intensivas e convencionais de Galicia, e cales son os factores máis importantes que afectan á exposición de metais tóxicos a través dos tipos de explotación; (III) valorar a influencia do sistema de explotación sobre o estatus mineral en gando vacún de Galicia; (IV) determinar a influencia do tipo de manexo dos animais nos sistemas de explotación ecolóxico, intensivo e convencional sobre o perfil metabólico nos tenreiros; (V) avaliar se as diferenzas na acumulación orgánica de metais tóxicos e esenciais en gando vacún relacionada coas prácticas dos sistemas de produción reflíctense no contido destes elementos na carne destinada ao consumo humano; e (VI) comparar o impacto que os

cambios nas prácticas gandeiras tiveron sobre a saúde do gando vacún e na calidade dos produtos cárnicos resultantes.

Para a determinación de residuos de policlorados bifenilos e organoclorados recolléronse mostras de fígado (n=101) de tenreiros procedentes de zonas rurais e industrializadas e determináronse mediante GC-ECD. Para a determinación dos niveis de metais tóxicos e esenciais recolléronse mostras de chan, alimento (forraje e concentrado), e tecidos animais (sangue durante todo o ciclo produtivo; fígado, ril e músculo no momento do sacrificio) en explotacións intensivas, ecolóxicas e convencionais de tres zonas de Galicia (Baralla, Montederramo e Vilalba); as mostras sometéronse a unha dixestión aceda e as concentracións de metais tóxicos e esenciais determináronse mediante ICP-MS/OES. Realizouse un estudo de parámetros bioquímicos en mostras de sangue de devanditos animais (n=201) mediante técnicas colorimétricas. Para avaliar o estado de saúde do gando vacún e a calidade dos produtos cárnicos realizouse un cuestionario en 24 granxas ecolóxicas e 26 convencionais que cubría información básica relacionada coas súas prácticas agronómicas, de manexo, plans de saúde e produción cárnica durante o ano 2007; ademais, recolleuse información da calidade hixiénica e produtiva de 244, 2596 e 3021 canais procedentes de granxas ecolóxicas, intensivas e convencionais respectivamente.

A frecuencia de aparición e as concentracións de pesticidas organoclorados e policlorados bifenilos foron baixas en tenreiros do NO de España. As concentracións destes compostos atopáronse por baixo do límite máximo recomendado, o que indica que non existe risco para a saúde humana. Non se observou evidencia algunha de que as diferenzas entre granxas en relación ás súas prácticas de manexo do gando tivesen un efecto significativo na acumulación de pesticidas en tenreiros.

Os nosos resultados indican que existen variacións significativas nas concentracións de metais tóxicos en tenreiros procedentes das distintas granxas estudadas, aínda que ditas diferenzas non están relacionadas coa localización xeográfica ou os sistemas de explotación intensivo, ecolóxico e convencional. Pola contra, a acumulación de metais tóxicos en gando vacún do noso estudo foi altamente dependente da proporción de concentrado na ración (como índice de manexo dos animais en extensivo). Os maiores residuos de metais tóxicos atopáronse nos tenreiros que obteñen a maior parte da súa ración a través do pastoreo (baixa proporción de concentrado na dieta) o cal podería ser atribuído, polo menos en parte, á inxestión de chan cando pastan os animais.

As prácticas gandeiras que integran un emprego elevado de forraje producido na granxa e un baixo ou inexistente nivel de suplementación mineral, que son as habituais en granxas ecolóxicas, poden desencadear deficiencias minerais ou desequilibrios fisiolóxicos nos tenreiros. É necesario realizar un manexo estrito dos compoñentes da ración para evitar deficiencias subclínicas ou marxinais, difíciles de diagnosticar pero responsables de estrés nos animais e diminución das producións. A práctica estendida de suplementar con minerais o concentrado, que se emprega nas granxas intensivas e convencionais, garante que se cubran as necesidades fisiolóxicas, ata cando o concentrado representa unha baixa proporción na dieta. Con todo, debido á susceptibilidade particular dos ruminantes a padecer unha intoxicación crónica por cobre, debe terse especial coidado cando a suplementación atópase por encima dos requerimentos fisiolóxicos.

As estratexias de alimentación nas diferentes granxas do noso estudo non limitaron a fisioloxía do animal, aínda que o estatus nutricional, como indica o perfil metabólico sanguíneo, varía entre as granxas consideradas no noso estudo. As principais diferenzas no perfil metabólico relacionáronse coas diferenzas na proporción de concentrado que ofrece a ración e a inxesta de leite, aínda que o estrés e a idade tamén parecen ter un efecto nalgúns dos parámetros metabólicos.

As diferenzas nas concentracións orgánicas de metais tóxicos e esenciais en gando vacún procedente de diferentes sistemas de produción non se reflicten no contido destes elementos no músculo. Isto podería ser especialmente relevante no sistema ecolóxico, onde os tenreiros se crían en extensivo e aliméntanse con pasto, e como resultado, acumulan niveis elevados de metais tóxicos en fígado e ril, pero tamén poden sufrir deficiencias minerais. As diferenzas de acumulación de metais tóxicos e esenciais entre granxas non afectaron á clasificación hixiénica dos produtos cárnicos para o consumo humano.

A avaliación detallada do vacún de carne ecolóxico en Galicia mostrou que goza dun mellor estado de saúde que nos sistemas de explotación convencionais ou intensivos, presentando estes animais os ratios máis baixos das enfermidades máis frecuentes en vacún de carne, así como o menor número de decomisos ao sacrificio. Con todo, o mellor estado de saúde do rabaño ecolóxico non tivo unha correspondencia cun maior rendemento da canle, o cal parece estar máis relacionado coa raza e os compoñentes da dieta ofrecida ao animal. Ademais, a suposta maior prevalencia de parasitosis do rabaño ecolóxico ao comparalo co convencional e intensivo podería contribuír tamén ao menor rendemento destes animais. A avaliación dos decomisos no matadoiro podería ser unha ferramenta moi útil como mecanismo feedback para establecer unhas medidas de control apropiadas na granxa e así reducir a elevada prevalencia das desordes subclínicos que se relacionan principalmente coas parasitosis. Son necesarias máis investigacións sobre estratexias de alimentación na fase de cebo do vacún ecolóxico para mellorar os a calidade do produto e así satisfacer os requerimentos específicos dos consumidores de produtos ecolóxicos.

Bibliografía

- Adams, R.S. (1975). Variability in mineral and trace element content of dairy cattle feeds. *J. Dairy Sci.* 58: 1538–1548.
- Aeby, S. (1994). Artgemaße Tierhaltung-ein Anliegen der Konsumenten. *Freilandhaltung von Nutztieren-artgerecht und wirtschaftlich*, Schweizer Tierschutz (STS). Basel. pp. 44–48.
- Aitken, M.N. (1997). Short-term leaf surface adhesion of heavy metals following application of sewage sludge to grassland. *Grass Forage Sci.* 52: 73-85.
- Andersen, H.J., Oksbjer, N., Young, J.F., Therkildsen, M. (2004). Feeding and meat quality- a future approach. *Meat Sci.* 70: 543-554.
- ANON (1997). *Soft Medicine beats Antibiotics*. PIGS-Misset, Vol 13, No. 3.
- ANON (1998). LK-meddelelse nr. 178, *Landskontoret for kvæg*, 28. September 1998. (International report no. 178 from Danish Cattle Advisory Board). p. 32.
- Appleby, M.C., Hughes, B.O. (1991). Welfare of laying hens in cages and alternative systems: environmental physical and behavioural aspects. *World's Poult. Sci. J.* 47: 109-128.
- Arroyo Valverde, F.C., Mata Moreno, C., Caballero Luna, I., Fernández Ortiz, E., Díaz Gaona, C., García Romero, C. (2003). Vías de reconversión de la ganadería convencional a la producción ecológica. *Bovis* 110: 25-38.
- Atkinson, H.J., Giles, G.R., Desjardins, J.G. (1954). Trace element content of farmyard manure. *Can. J. Agric. Sci.* 34: 76-80.
- ATSDR (1997). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for Lead. Atlanta Department of Health and Human Services. Aukland, C. Minimal Drug Use in Organic Farming Systems. EFRC Bulletin 46.
- Aukland, C. (1999). Minimal Drug Use in Organic Farming Systems. EFRC Bulletin 46.
- Baars, T., Lampkin, N. (1998). Specialized Livestock Systems-discussion group report. *Proceedings of the 4th ENOF Workshop*, 25-26 June 1998. Edinburgh. pp 89-93.
- Bacha, F. (2002). Nutrición, Patología Digestiva y Salud Intestinal. XVIII Curso de especialización FEDNA: *Avances en nutrición y alimentación animal*. Fundación Española para el Desarrollo de la Nutrición Animal. P.G^a. Rebollar, C. de Blas y G.G. Mateos. (Eds.). Madrid, España. pp. 143-159.
- Bartussek, H. (1999). A review of the animal needs index (ANI) for the assessment of animals' well-being in the housing systems for austrian proprietary products and legislation. *Livest. Prod. Sci.* 61: 179-192.
- Bennedsgaard, T., Thamsborg, S.M. (2003). Comparison of welfare assessment in organic dairy herds by the TGI200-protocol and a factor model based on clinical examinations and production parameters. *Proceedings of the 2nd NAHWOA Workshop*, 8-11 January 2000. Córdoba. pp. 143-150.
- Bennedsgaard, T.W., Thamsborg, S.M., Vaarst, M., Enevoldsen, C. (2003). Eleven years of organic dairy production in Denmark: herd health and production related to time of conversion and compared to conventional production. *Livest. Prod. Sci.* 80: 121-131.
- Bergkvist, P., Jarvis, N., Berggren, D., Carlgren, K. (2003). Long-term effects of sewage sludge applications on soil properties, cadmium availability and distribution in arable soil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 97: 167-179.

- Boehncke, E. (1997). Preventive strategies as a health resource for organic farming. In: Isart, J., Llerena, J.J. (Eds.). *Resource Use in Organic Farming Proceedings. 3rd ENOF Workshop*, 5-6 June 1997. Ancona, Italy. pp. 25-35.
- Bos, J.F.F.P. (2006). Intersectorale samenwerking in de biologische landbouw; Mengvoergrondstoffen met binnen- of buitenlandse oorsprong: effect op energieverbruik van mengvoerproductie. Wageningen UR/Louis Bolk Instituut, Wageningen/Driebergen.
- Bouilhol, M. (1997). Livestock farming systems and parasite risk for sheep in Organic Farming. *Resource Use in Organic Farming. Proceedings of the 3rd ENOF Workshop*, 5-6 June 1997. Ancona, Italy. pp 149 - 157.
- Boxall, A.B.A., Fogg, L.A., Kay, P., Blackwell, P.A., Pemberton, E.J., Croxford, A. (2003). Priorisation of veterinary medicines in the UK environment. *Tox. Let.* 142: 207-218.
- Branscheid, W. (1996). Zur Qualität von Fleisch und Milch-Ansprüche der Verbraucher und Maßnahmen der Tierproduktion. *Ber. Ldw.* 74, 103-117.
- Broom, D.M. (1991). Animal welfare: concepts and measurement. *J. Anim. Sci.* 69: 4167-4175.
- Buck, W.B., Osweiler, G.D., Van Helder, G.A. (1981). *Toxicología veterinaria clínica y diagnóstica*. Acribia. Zaragoza. pp. 347-446.
- Butler, G.W., Jones, D. I. H. (1973). *Mineral Biochemistry of Herbage*. Butler, G. W., Bailey, R. W. (Eds.). Academic Press. New York. Vol 2. p. 127.
- Butler, W.R., Smith, R.D. (1989). Interrelationships between energy balance and postpartum reproductive function in dairy cattle. *J. Dairy Sci.* 72: 767-783.
- Caballero Luna, I., Mata Moreno, C., García Romero, C., Díaz Gaona, C., Arroyo Valverde, F.C., Fernández Ortiz, E. (2003). Aspectos clave para la planificación y manejo ecológico. *Bovis* 110: 53-77.
- Cabaret, J. (2003). Animal health problems in organic farming: Subjective and objective assessments and farmers' actions. *Livest. Prod. Sci.* 80: 99-108.
- CEE 76/895. Directiva del Consejo, de 23 de noviembre de 1976, relativa a la fijación de los contenidos máximos de residuos de plaguicidas en las frutas y hortalizas. *Diario Oficial de la Unión Europea* L 83/50.
- CEE 86/362. Directiva 86/362/CEE del Consejo de 24 de julio de 1986, relativa a la fijación de contenidos máximos para los residuos de plaguicidas en y sobre los cereales. *Diario Oficial de la Unión Europea* L 221/37-42.
- CEE 86/363. Directiva 86/363/CEE del Consejo de 24 de julio de 1986, relativa a la fijación de contenidos máximos para los residuos de plaguicidas sobre y en los productos alimenticios de origen animal. *Diario Oficial de la Unión Europea* L 221/43-47.
- CEE 90/642. Directiva 90/642/CEE del Consejo de 27 de noviembre de 1990, relativa a la fijación de los contenidos máximos de residuos de plaguicidas en determinados productos de origen vegetal, incluidas las frutas y hortalizas. *Diario Oficial de la Unión Europea* L 350/71-79.
- CEE 2092/91. Reglamento (CEE) N° 2092/91 del Consejo de 24 de junio de 1991, sobre la producción agrícola ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* L198/1-15.
- CEE 92/43. Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. *Diario Oficial* L 206/7-50.
- CEE 1804/1999. Reglamento (CEE) No 1804/1999 del Consejo de 19 de julio de 1999, por el que se completa, para incluir las producciones animales, el Reglamento (CEE) no 2092/91 sobre la producción agrícola ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* L222/1-28.
- CEE (2000). Página de la Comisión Europea sobre vacuno ecológico. Disponible en: http://www.europa.eu.int/comm/agricultura/foodqual/beef/organic_es.htm.
- CEE 2002/32. Directiva 2002/32/CEE del Parlamento europeo y del Consejo de 7 de mayo de 2002, sobre sustancias indeseables en la alimentación animal. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* L140/10-21.

- CEE 223/2003. Reglamento 223/2003/CEE de la Comisión de 5 de febrero de 2003, relativo a los requisitos en materia de etiquetado referidos al método de producción agrícola ecológico en lo que respecta a los alimentos para animales, los piensos compuestos y las materias primas para la alimentación animal, y que modifica el Reglamento (CEE) no 2092/91 del Consejo. Diario Oficial de la Unión Europea L 31/3-8.
- CEE 2005/6. Directiva de la Comisión de 26 de enero de 2005, por la que se modifica la Directiva 71/250/CEE en lo relativo a la presentación de informes y a la interpretación de los resultados analíticos conforme a los requisitos de la Directiva 2002/32/CE. Diario Oficial de la Unión Europea L24/33-34.
- CEE 396/2005. Reglamento (CEE) No 396/2005 del Parlamento europeo y del Consejo de 23 de febrero de 2005, relativo a los límites máximos de residuos de plaguicidas en alimentos y piensos de origen vegetal y animal y que modifica la Directiva 91/414/CEE del Consejo. Diario Oficial de la Unión Europea L70/1-16.
- CEE 834/2007. Reglamento (CEE) No. 834/2007 del Consejo de 28 de junio de 2007, sobre producción y etiquetado de los productos ecológicos y por el que se deroga el Reglamento (CEE) no 2092/91. Diario Oficial de la Unión Europea L 189/1-23.
- Chang, C.W.J., Nakamura, R.M., Brooks, C.C. (1977). Effect of varied dietary levels and forms of mercury on swine. *J. Anim. Sci.* 45: 279-285.
- Chiverton, P. A., Sotherton, N. W. (1991). The effects on beneficial arthropods of the exclusion of herbicides from cereal crop edges. *J. Appl. Ecol.* 28: 1027-1039.
- Chmielnicka, J., Halatek, T., Jedlinska, U. (1989). Correlation of cadmium-induced nephropathy and the metabolism of endogenous copper and zinc in rats. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 18: 268-276.
- Christie, P., Beattie, J.A.M. (1989). Grassland soil microbial biomass and accumulation of potentially toxic metals from long-term slurry application. *J. Appl. Ecol.* 26: 597-612.
- Clark, M. S., Horwath, W. R., Shennan, C., Scow, K. M. (1998). Changes in soil chemical properties resulting from organic and low-input farming practices. *Agron. J.* 90: 662-671.
- Claus, R. (1996). Voraussetzungen einer nachhaltigen Tierproduktion. *Nachhaltig Land- und Forstwirtschaft*. Linckh, G., Sprich, H., Flaig, H., Mohr, H. (Eds.). Springer Verlag. Berlin.
- Codex Alimentarius (1999). Guidelines for the Production, Processing, Labelling and Marketing of Organically Produced Foods, Codex Alimentarius Commission, CAC/GL32, 1999. pp. 1-52. Disponible en: http://www.fao.org/docs/eims/upload/230124/CXG_032e.pdf.
- Codex Alimentarius Commission (2004). Guidelines for the Production, Processing, Labelling and Marketing of Organically Produced Foods. CAC/GL 32-1999/Rev 1 – 2001. pp. 1-41. Disponible en: http://www.codexalimentarius.net/download/standards/360/CXG_032e.pdf.
- Coma, J., Bonet, J. (2004). Producción ganadera y contaminación ambiental. Año 2004. XX Curso de especialización FEDNA: *Avances en Nutrición y Alimentación Animal*. Fundación Española para el Desarrollo de la Nutrición Animal. P.G^a. Rebollar, C. de Blas y G.G. Mateos. (Eds.). Fira de Barcelona, España. pp. 237-272.
- Coppenet, M., Golven, J., Simon, J.C., Le Corre, L., Le Roy, M. (1993). Chemical evolution of soils in intensive animal-rearing farms. The example of Finistère. *Agronomie* 13: 77-83.
- Coppock, C. E., Fettman, M. J. (1977). Chloride as a required nutrient for lactating dairy cows. *Proc. Cornell Nutr. Conf.* p. 43
- De la Rosa, D., Cromptoets, J. (1998). Evaluating mediterranean soil contamination risk in selected hydrological change scenarios. *Agric. Ecosyst. Environ.* 67: 239-250.
- De la Torre, A.I., Jiménez, J.A., Carballo, M., Fernandez, C., Roset, J., Muñoz, M.J. (2000). Ecotoxicological evaluation of pig slurry. *Chemosphere* 41: 1629-1635.
- De Smet, A.G.M.P. (2004). Heath risks of herbal remedies : An update. *Clin. Pharmacol. Ther.* 76: 1-17.
- De Wit, J., Verhoog, H. (2007). Organic values and the conventionalisation of organic agriculture. *NJAS Wageningen. J. Life Sci.* 54: 449-462.

- DEFRA (2002). Action Plan to Develop Organic Food and Farming in England. Department of the Environment, Food and Rural Affairs (United Kingdom). Disponible en: <http://www.defra.gov.uk/farm/organic/actionplan.actionplan.htm>.
- Desmarchelier, P., Fegan, N., Smale, N., Small, A. (2007). Managing safety and quality through the red meat chain. *Meat Sci.* 77: 28-35.
- Dias, R. S., Soveral-Dias, J. C. (1997). Levels of copper, zinc and manganese in the vineyard soils of Dão wine region—Portugal. *Modern Agriculture and the Environment*. Rosen, D., Tel-or, E., Hadar, Y., Chen, Y. (Eds.). Dordrecht. Kluwer. pp. 469–477.
- Dredge, K. (2004). Working Group Report: Solutions to minimise risks from zoonotic diseases in organic livestock production. Enhancing animal health security and food safety in organic livestock production. *Proceedings of the 3rd SAFO Workshop*, 16-18 September 2004. Falenty, Poland. pp. 57-60.
- Dubey, J.P. (2004). Toxoplasmosis - A waterborne zoonosis. *Vet. Parasitol.* 126: 57-72.
- EC-DG-Agriculture (2005). Organic Farming in the European Union: Facts and Figures. Analyses économiques et évaluation G.2. Analyses quantitatives, prévisions, statistiques. Brussels, European Commission, DG Agriculture and Rural Development.
- EEA (2005). Agriculture and Environment in EU-15—the IRENA Indicator Report. Brussels, European Environment Agency.
- EFSA (2004a). Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission related to cadmium as undesirable substance in animal feed. *EFSA Journal* (2004) 72, pp. 1-24.
- EFSA (2004b). Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission related to lead as undesirable substance in animal feed. *EFSA Journal* (2004) 71, pp. 1-20.
- Ekesbo, I. (1973). Animal health, behaviour and disease prevention in different environments in modern Swedish animal husbandry. *Vet. Rec.* 93: 36-39.
- Engström, B., Nordberg, G. (1979). Factors influencing absorption and retention of oral ¹⁰⁹Cd in mice: Age, pretreatment and subsequent treatment with non-radioactive cadmium. *Acta Pharmacol. Toxicol.* 45: 315-324.
- Eriksson, J. (2000). Critical load set to “no further increase in Cd content of agricultural soils” – consequences. *Proceedings from Ad hoc international expert group on effect based critical limits for heavy metals*, 11th –13th October 2000. Slovak Republic, Bratislava. pp. 54-58.
- European Commission (1999). Agriculture, Environment, Rural Development Facts and Figures, a Challenge for Agriculture. Luxembourg: Office for Official Publication of the European Communities.
- Eurostat (1998). Crop Production: Half-yearly Statistics. Eurostat. Luxembourg.
- Fraser, D., Matthews, L.R. (1997). Preference and motivation testing. *Animal Welfare*. Appleby, M.C., Hughes, B.O. (Eds.). CAB International. University Press. Cambridge. pp. 159-173.
- Galey, F.D., Slenning, B.D., Anderson, M.L., Breneman, P.C., Littlefield, E.S., Melton, L.A., Tracy, M.L. (1990). Lead concentration in blood and milk from periparturient dairy heifers seven months after an episode of acute lead toxicosis. *J. Vet. Diagn. Invest.* 2: 222–226.
- García Arias, A. I., Docío, F. (2006). “Elaboración de indicadores agroambientais para a caracterización territorial dos sistemas gandeiros de vacún galegos” Neira, X., Cervera, A., Simón, X. (Eds.). *Congreso de agroecoloxía e agricultura ecolóxica en Galiza*. 29 mayo-1 junio 2006. Lugo. pp. 267-281.
- García Romero, C., Bidarte Iturre, A., Caballero Luna, I., Arroyo Valverde, F. C., Díaz Gaona, C., Fernández Ortiz, E., Mata Moreno, C. (2003). Sanidad y Bienestar en las explotaciones bovinas ecológicas. *Bovis* 110: 79-101.
- García Romero, C., Bidarte Iturri, A. (2005). Control biológico y terapias naturales en la cría bovina ecológica. Agrícola Española. Madrid.
- García Trujillo, R. (2000). Organic livestock production in Spain. Part B: The diversity of organic livestock systems—Austria and Spain. The diversity of livestock systems and definition of

- animal welfare. *Proceedings of the 2nd NAHWOA Workshop*, 8-11 January 2000. Córdoba. pp. 40-49.
- García-Fernández, A.J., Motas Guzman, M., Navas, I., María Mojica, P., Romero, D. (1999). Sunflower meal as cause of chronic copper poisoning in lambs in southeastern Spain. *Can. Vet. J.* 40: 799-801.
- Gerber, A., Hoffmann, V., Kügler, M. (1996). Das Wissenssystem im ökologischen Landbau in Deutschland: Zur Entstehung und Weitergabe von Wissen im Diffusionsprozeß *Berichte über Landwirtschaft*, 74: 591-627.
- Gonyou, H. W. (1993). Animal welfare: definitions and assessment. *J. Agric. Environ. Ethics* 6: 37-43.
- González Eguren, V. (2004). Ganadería extensiva y medio ambiente: Contribución al equilibrio de los ecosistemas. *1ª Conferencia Internacional Ecológica en el sur de Europa*, 7,8 y 9 de octubre de 2004. Zamora. pp. 19-30.
- Govasmark, E., Steen, A., Bakken, A.K., Strøm, T., Hansen, S. (2005a). Factors affecting the concentration of Zn, Fe and Mn in herbage from organic farms and in relation to dietary requirements of ruminants. *Acta Agriculturae Scand. Section B - Soil and Plant Sci.* 55: 131-142.
- Govasmark, E., Steen, A., Bakken, A.K., Strøm, T., Hansen, S., Bernhoft., A. (2005b). Copper, molybdenum and cobalt in herbage and ruminants from organic farms in Norway. *Acta Agriculturae Scand.- Sect. A: Animal Sci.* 55: 21-30.
- Graf, S., Willer, H. (2000). Organic agriculture in 25 European countries. p. 726. Disponible en: <http://www.organic-europe.net>.
- Gruber, L., Steinwender, R., Guggenberger, T., Plakolm, G. (2001). Comparison of organic and conventional farming on a grassland farm. 3rd Communication: Nutrient balances on supply/withdrawal basis and import/export basis. *Bodenkultur* 52: 183-195.
- Gustafsson-Fahlback, M. (1996). Djurmiljö och parasitforekomst I utegrishallning - inventering pa 12 gardar. *Jordbruksinformation* 5, Swedish Board of Agriculture.
- Haas, G., Deittert, C., Köpke, U. (2007). Impact of feeding pattern and feed purchase on area- and cow-related dairy performance of organic farms. *Livest. Sci.* 106: 132-144.
- Halliday, G., Ramsay, D.A., Scanlan, S., Younie, D. (1991). A survey of organic livestock health and treatment. Kintail Land Research Foundation, Glasgow, in association with Scottish Agricultural College, p. 45.
- Hamilton, C., Hansson, I., Forslund, K., Ekman, T. (1999). Djurhalsan I ekologisk mjolkproduktion. *Ekologisk djurproduktion*, Svensk veterinartidning nr. 2, Supplement 29. Centraltryckeriet, Boras. pp. 25-29.
- Hansson, I., Hamilton, C., Ekman, T., Forslund, K. (2000). Carcass quality in Certified Organic Production Compared with Conventional Livestock Production. *J. Vet. Med.* 47: 111-120.
- Henry, P. R. (1995). Sodium and chlorine bioavailability. *Bioavailability of Nutrients for Animals*. Ammerman, C. B., Baker, D. H., Lewis, A. J. (Eds.). Academic Press. New York. pp. 337-348.
- Hermansen, J.E. (2003). Organic livestock production systems and appropriate development in relation to public expectations. *Livest. Prod. Sci.* 80: 3-15.
- Hill, J., Stark, B.A., Wilkinson, J.M., Curran, M.K., Lean, I.J., Hall, J.E., Livesey, C.T. (1998). Accumulation of potentially toxic elements by sheep given diets containing soil and sewage sludge. 2. Effect of the ingestion of soils treated historically with sewage sludge. *Anim. Sci.* 67: 87-96.
- Houpert, P., Mehennaoui, S., Federspiel, B., Kolf-Clauw, B., Joseph-Enriquez, B., Milhaud, G. (1997). Transfer of cadmium from feed to ewe food products: variations in transfer induced by lead and zinc. *Environ. Sci.* 5: 127-138.
- Hovi, M. (2004). Animal health security – is it important on organic farms? Enhancing animal health security and food safety in organic livestock production *Proceedings of the 3rd SAFO Workshop*, 16-18 September 2004. Falenty, Poland. pp. 7-14.

- Hovi, M., Sundrum, A., Thamsborg, S.M. (2003). Animal health and welfare in organic livestock production in Europe: current state and future challenges. *Livest. Prod. Sci.* 80: 41–53.
- Hullinger, G., Sangster, L., Colvin, B., Frazier, K. (1998). Bovine arsenic toxicosis from ingestion of ashed copper-chrome-arsenate treated timber. *Vet. Hum. Toxicol.* 40: 147-148.
- Humphreys, D.J. (1990). *Toxicología veterinaria*. (3ª Ed.). McGraw-Hill-Interamericana de España. pp. 17-85.
- Humphreys, D.J. (1991). Effect of exposure to excessive quantities of lead on animals. *Br. Vet. J.* 147: 18-30.
- Hurnik J. F. (1993). Ethics and Animal Agriculture. *J. Agric. Environ. Ethics* 6: 21-35.
- IFOAM (1997). Basic Standards of Organic Agriculture. International Federation of Organic Agriculture Movements. Tholey-Theley, Germany.
- IFOAM (2002). Basic Standards of Organic Agriculture. International Federation of Organic Agriculture Movements. Bonn, Germany.
- IFOAM (2005). Principles of Organic Agriculture. International Federation of Organic Agriculture Movements. Bonn, Germany. Disponible en: <http://www.ecowiki.org/lfoamPrinciples>.
- IGME (2002). Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Cadmio. Disponible en: <http://www.igme.es>.
- Jankowska-Huflejt, H., Zastawny, J., Wróbel, B., Burs, W. (2004). Natural and economic conditions for the development of organic farms in Poland. Enhancing animal health security and food safety in organic livestock production. *Proceedings of the 3rd SAFO Workshop*, 16-18 September 2004, Falenty Poland. pp. 101-113.
- Kan, C.A., Meijer, G.A.L. (2007). The risk of contamination of food with toxic substances present in animal feed. *Ani. Feed Sci.* 133: 84-108.
- Keane, M.G., More O’Ferrall, G.J., Connolly, J., Allen, P. (1990). Carcass composition of serially slaughtered Friesian, Hereford×Friesian and Charolais×Friesian steers finished on two dietary energy levels. *Anim. Prod.* 50: 231–243.
- Keatinge, R., Gray, D., Thamsborg, S.M., Martini, A., Plate, P. (2000). EU Regulation 1804/1999 – the implications of limiting allopathic treatment. Hovi, M., Trujillo, R.G. (Eds.). Diversity of Livestock Systems and Definition of Animal Welfare. *Proceedings of the 2nd NAHWOA Workshop*, 8–11 January 2000. Córdoba. pp. 92-98.
- Kennedy, E., O’Donovan, M., Murphy, J.P., Delaby, L., O’Mara, F. (2005). Effects of grass pasture and concentrate-based feeding systems for spring-calving dairy cows in early spring on performance during lactation. *Grass Forage Sci.* 60: 310-318.
- Kertz, A. (1998). Variability in delivery of nutrients to lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 81: 3075– 3084.
- Khalili, H., Kuusela, E., Suvitie, M., Huhtanen, P. (2002). Effect of protein and energy supplements on milk production in organic farming. *Anim. Feed Sci. Technol.* 98: 103-119.
- Kijlstra, A., Meerburg, B.G., Mul, M.F. (2004). Animal-friendly production systems may cause re-emergence of *Toxoplasma gondii*. *NJAS - Wageningen J. Life Sci.* 52: 119-128.
- Kijlstra, A., Cornelissen, J.B., Meersburg, B.G. (2007). Characteristics of organic pig production and risk analysis concerning *Toxoplasma* infection. Improving Sustainability in Organic and Low Input Food Productions Systems. *Proceedings of the 3rd International Congress of the European Integrated Project Quality low Input Food (QLIF)*, March 20-23, 2007. pp. 333-336.
- Kostial, K., Simonovic, I., Rabar, I., Blanusa, M., Landeka, M. (1983). Age and intestinal retention of mercury and cadmium in rats. *Environ. Res.* 31: 111-115.
- KRAV (2007). Regler för KRAV-certifierad production. Januari 2007. Uppsala.
- Krutzinna, C., Boehncke, E., Herrmann, H-J. (1996). Organic milk production in Germany. *Biol. Agric. Hortic.* 13: 351-358.
- Lampkin, N. (2006). Eurodata for Organic Farming. Aberystwyth, Organic Centre Wales, Institute of Rural Sciences, University of Wales.
- Langlands, J.P., Donald, G.E., Bowles, J.E. (1988). Cadmium concentrations in liver, kidney and muscle in Australian sheep and cattle. *Aust. J. Exp. Agric.* 28: 291-297.

- Lee, J., Rounce, J.R., Mackay, A.D., Grace, N.D. (1996). Accumulation of cadmium with time in Rommey sheep grazing ryegrass-white clover pasture: Effect of cadmium from pasture and soil intake. *Aust. J. Agric. Res.* 47: 877-894.
- Leeb, C., Whay, H.R., Hovi, M., Main, D.C.J. (2004). Incorporation of existing animal welfare assessment techniques into organic certification and farming. *Organic livestock farming: potential and limitations of husbandry practice to secure animal health and welfare and food quality. Proceedings of the 2nd SAFO Workshop, 25-27 March 2004.* Witzenhausen, Germany. pp. 169-176.
- Link, M., Schumacher, U. (2004). Bioland position paper on foot and mouth disease. Enhancing animal health security and food safety in organic livestock production. *Proceedings of the 3rd SAFO Workshop, 16-18 September 2004.* Falenty, Poland. pp. 21-24.
- López Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R. (2000a). The effect of pig farming on copper and zinc accumulation in cattle in Galicia (North-Western Spain). *Vet. J.* 160: 259-266.
- López Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F. (2000b). Arsenic, cadmium, lead, copper and zinc in cattle from Galicia, NW Spain. *Sci. Total Environ.* 246: 237-248.
- Löser, R., Measures, M. (2006). Summary of discussion: Advisory provision related to animal health, food, quality and safety. Future perspective for animal health on organic farms: main findings, conclusions and recommendations from SAFO Network. *Proceedings of the 5th SAFO Workshop, 1 June 2006.* Odense, Denmark. pp. 103-105.
- Lund V., Algers, B. (2003). Research on animal health and welfare in organic farming-a literature review. *Livest. Prod. Sci.* 80: 55-68.
- Lund, V. (2006). Natural living- a precondition for animal welfare in organic farming. *Livest. Sci.* 100: 71-83.
- Mahaffey, K.R., Goyer, R., Haseman, J.K. (1973). Dose-response to lead ingestion in rats fed low dietary calcium. *J. Lab. Clin. Med.* 82: 92-99.
- Malmauret, L., Parent-Massin, D., Hardy, J.L., Verger, P. (2002). Contaminants in organic and conventional foodstuffs in France. *Food Addit. Contam.* 19: 524-532.
- Manahan, S.E. (1993). *Environmental Chemistry.* Lewis Publishers. Boca Raton, Florida.
- Manninen, M., Sankari, S., Jauhiainen, L., Kivinen, T., Soveri, T. (2007). Insulated, uninsulated and outdoor housing for replacement beef heifers on restricted grass silage-based diet in a cold environment. *Livest. Sci.* 107: 113-125.
- MAPA (2005). Encuestas ganaderas. Análisis del número de animales por tipos. Resultados del año 2005. Disponible en: <http://www.mapa.es/>.
- MAPA (2007). Encuestas ganaderas. Análisis del número de animales por tipos. Resultados del año 2007. Disponible en: <http://www.mapa.es/>.
- Marschner, H. (1995). *Mineral Nutrition of Higher Plants* (2ª Ed.). Academic Press. London.
- Massanyi, P., Toman, R., Najmik, F. (1995). Concentrations of cadmium in ovary, oviductus, uterus, testis and tunica albuginea of testis in cattle. *J. Environ. Sci. Health. Part A.* 30: 1685-1692.
- Mata Moreno, C., Caballero Luna, I., Fernández Ortiz, E., Díaz Gaona, C., Arroyo Valverde, F. C., García Romero, C. (2003). La Ganadería Ecológica en España. Situación Actual, Productiva y Comercial. *Perspectivas Futuras. Bovis* 110: 11-23.
- Meeus, J.H.A. (1993). The transformation of agricultural landscapes in Western Europe. *Sci. Total Environ.* 129: 171-190.
- Michelsen, J. (2001). Recent development and political acceptance of organic farming in Europe. *Sociol. Ruralis* 41: 3-20.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2008. Disponible en: <http://www.mapa.es/>.
- Miranda, M., López-Alonso, M., Castillo, C., Hernández, J., Prieto, F., Benedito, J.L. (2003). Some toxic elements in liver, kidney and meat from calves slaughtered in Asturias (Northern Spain). *Eur. Food Res. Technol.* 216: 284-289.

- Miranda, M., López-Alonso, M., Castillo, C., Hernández, J., Benedito, J.L. (2005). Effects of moderate pollution on toxic and trace metal levels in calves from a polluted area of northern Spain. *Env. Int.* 31: 543-548.
- Miranda, M., López-Alonso, M., García-Partida, P., Velasco, J., Benedito, J.L. (2006a). Long-term follow-up of blood lead levels and haematological and biochemical parameters in heifers that survived an accidental lead poisoning episode. *J. Vet. Med. A* 53: 305-310.
- Miranda, M., Cruz, J.M., López Alonso, M., Benedito, J.L. (2006b). Variations in liver and blood copper concentrations in young beef cattle raised in north-west Spain: associations with breed, sex, age and season. *Anim. Sci.* 82: 253-258.
- Morcombe, P.W., Petterson, D.S., Ross, P.J., Edwards, J.R. (1994). Soil and agronomic factors associated with cadmium accumulations in kidneys of grazing sheep. *Aust. Vet. J.* 71: 404-406.
- Moreby, S. J., Aebischer, N.J., Southway, S.E., Sotherton, N.W. (1994). A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter-wheat in southern England. *Ann. Appl. Biol.* 125: 13-27.
- Moreby, S.J., Sotherton, N.W., Jepson, P.C. (1997). The effects of pesticides on species of non-target Heteroptera inhabiting cereal fields in southern England. *Pest. Sci.* 51: 39-48.
- Moreda-Piñeiro, J., Alonso-Rodríguez, E., López-Mahía, P., Muniategui-Lorenzo, S., Fernández-Fernández, E., Prada-Rodríguez, D., Moreda-Piñeiro, A., Bermejo-Barrera, A., Bermejo-Barrera, P. (2006a). Pressurized liquid extraction as a novel sample pre-treatment for trace element leaching from biological material. *Anal. Chim. Acta* 572: 172-179.
- Moreda-Piñeiro, J., Alonso-Rodríguez, E., López-Mahía, P., Muniategui-Lorenzo, S., Prada-Rodríguez, D., Moreda-Piñeiro, A., Bermejo-Barrera, A., Bermejo-Barrera, P.A. (2006b). Cd, Cr, Ni and Pb pressurized liquid extraction with acetic acid from marine sediment and soil samples. *Spectrochim. Acta Atomic Spectroscopy* 61: 1304-1309.
- Moreira, I., Vasconcelos, T., Monteiro, A., Sousa, E. (1996). Salvem-se ervas daninhas messícolas. *Agricultura, Ambiente e Desenvolvimento. 2nd Congresso Nacional de Economistas Agrícolas*, 17 a 19 de outubro. Évora, Portugal.
- Nicol, C.J. (1994). Farm animal cognition. *Anim. Sci.* 62: 375-391.
- Nieberg, H., Offermann, F., Zander, K., Jägersberg, P. (2005). Further Development of Organic Farming Policy in Europe, with Particular Emphasis on EU Enlargement D12: Report on the farm level economic impacts of OFP and Agenda 2000 implementation. EU CEE OFP European Organic Farming Policy QLK5-2002-00917.
- Noe, E., Alrøe, H.F. (2003). Farm enterprises as self-organizing systems: A new transdisciplinary framework for studying farm Enterprises? *Int. J. Soc. Agric. Food* 11: 3-14.
- Nordberg, G., Fowler, B.A., Nordberg, M., Friberg, L. (2007). *Handbook on the toxicology of metals*. (3^a Ed.). Nordberg, G., Fowler, B.A., Nordberg, M., Friberg, L. (Eds.) Academic Press. San Diego.
- NRC (1980). *Mineral Tolerance of Domestic Animals*. National Academy Press. Washington, DC.
- NRC (2001). *Nutrient Requirements of Beef Cattle*. (7^a Ed. Revisada). National Academic Press. Washington, DC.
- O'Brien, T. F. (2002). Emergence, spread, and environmental effect of antimicrobial resistance: how use of an antimicrobial anywhere can increase resistance to any antimicrobial anywhere else. *Clin. Infect. Dis.* 34: S78-84.
- Organic Revision (2007). Balancing and integrating basic values in the development of organic regulations and standards: proposal for a procedure using case studies of conflicting areas. Report from the Organic Revision project. Susanne Padel, Helena Röcklinsberg, Henk Verhoog, Hugo Fjelsted Alrøe, Jan de Wit, Chris Kjeldsen and Otto Schmid. Disponible en: www.organic-revision.org
- Oskarsson, A., Jorhem, L., Sundberg, J., Nilsson, N.G., Albanus, L. (1992). Lead poisoning in cattle - transfer of lead to milk. *Sci. Total Environ.* 111: 83-94.

- Oskarsson, A., Hallen, I.P., Sundberg, J. (1995). Exposure to toxic elements via breast milk. *Analyst*. 120: 765-770.
- Otero-Rey, J.R., López-Vilariño, J.M., Moreda-Piñeiro, J., Alonso-Rodríguez, E., Muniategui-Lorenzo, S., López-Mahía, P., Prada-Rodríguez, D. (2003). As, Hg, and Se fuel gas sampling in a coal-fired power plant and their fate during coal combustion. *Environ. Sci. Technol.* 37: 5262-5267.
- Padel, S. (2005). Overview of supply and demand for concentrated organic feed in the EU in 2002 and 2003 with a particular focus on protein sources from mono-gastric animals. D41 Report in the EU Project EEC 2092/91 (Organic) Revision. University of Aberystwyth. Disponible en: www.organic-revision.org.
- Padel, S., Schmid, O., Lund, V. (2004). Organic livestock standards. Vaarst, M., Roderick, S., Lund, V., Lockeretz, W. (Eds.). *Animal Health and Welfare in Organic Agriculture*. CAB International. Wellingford. pp. 57-72.
- Pettersson, P., Salomonsson, L., Nordkvist, E. (1998). Differences in botanical and chemical composition of forage from organic and conventional leys: a survey at farm field level. *Acta Agric. Scand. Sect. B Soil Plant Sci.* 48: 18-25.
- Pfingstner, H. (1993). Produktionskosten und Wettbewerb in der Rinderhaltung, Schriftenreihe Heft 72, Bundesanstalt für Agrarwirtschaft, Vienna.
- Phillips, C., Gyori, Z., Kovacs, B. (2003). The effect of adding cadmium and lead alone or in combination to the diet of pigs on their growth, carcass composition and reproduction. *J. Sci. Food Agric.* 83: 1357-1365.
- Pleydell, E. (2005). Are antibiotic-resistant bacteria present on organic livestock farms? Systems development: quality and safety of organic livestock products. *Proceedings of the 4th SAFO Workshop*, 17-19 March 2005. Frick, Switzerland. pp. 145-147.
- Polak, J., O'Flaherty, E.J., Freeman, J.D., Johnson, J.D., Liao, S.C., Bergstrom, P.D. (1996). Evaluating lead bioavailability data by means of a physiologically based lead kinetic model. *Fund. Appl. Toxicol.* 29: 63-70.
- Porcuna, J. L. (2005). Control de plagas y enfermedades desde una visión agroecológica. *Vida rural* 203: 34-39.
- Poulsen, H.D. (1998). Zinc and copper as feed additives, growth factors or unwanted environmental factors. *J. Anim. Feed Sci.* 7: 135-142.
- Prins, U. (2005). *Verzelfstandiging van de biologische landbouw op het gebied van mest, voer en stro*. Louis Bolk Institute. Organic Revision Report.
- Radostits, O.M., Gay, C.C., Blood, D.C., Hinchcliff, K.W. (2002). *Veterinary Medicine: a Textbook of the Diseases of Cattle, Sheep, Pig, Goats and Horses*. WB Saunders Company. London.
- Razminowicz, R.H., Kreuzer, M., Lerch, K., Scheeder, M.R.L. (2004). Quality of beef from grass-based production systems compared with beef from intensive production systems. *Grass. Sci. Eur.* 9: 1151-1153.
- Reddersen, J. (1998). The arthropod fauna of organic versus conventional cereal fields in Denmark. *Biol. Agric. Hortic.* 15: 61-71.
- Redman, M. (1992). *Organic Farming and the Countryside: A Special Report from British Organic Farmers in conjunction with the Soil Association*. Soil Association. Bristol.
- Reksen, O., Tverdal, A., Ropstad, E. (1999). A comparative study of reproductive performance in organic and conventional dairy husbandry. *J. Dairy Sci.* 82: 2605-2610.
- Rembialkowska, E., Ellis, K. (2005). Working Group Report Food quality research of organic animal products: future research needs and implications for standards. Systems development: quality and safety of organic livestock products. *Proceedings of the 4th SAFO Workshop*, 17-19 March 2005. Frick, Switzerland. pp. 139-140.
- Roberts, A.H.C., Longhurst, R.D., Brown, M.W. (1994). Cadmium status on soils, plants, and grazing animals in New Zealand. *N. Z. J. Agric. Res.* 37: 119-129.

- Rodenburg, T.B., Van Hierden, Y.M., Buitenhuis, A.J., Riedstra, B., Koene, P., Korte, S.M., Van Der Poel, J.J., Groothuis, T.G.G., Blokhuis, H.J. (2004). Feather pecking in laying hens: New insights and directions for research? *Appl. Anim. Behav. Sci.* 86: 291-298.
- Roderick, S., Short, N., Hovi, M. (1996). Organic Livestock Production: Animal Health & Welfare Research Priorities. Organic Livestock Production- Animal Health and Welfare Research Priorities. Technical Report-VEERU. University of Reading, Reading, p. 29.
- Roderick, S., Hovi, M. (1999). Animal health and welfare in organic livestock systems: identification of constraints and priorities. Report to the Ministry of Agriculture Fisheries and Food (MAFF). VEERU Department of Agriculture, University of Reading, UK. p. 65.
- Rogerson, I. (2006). Adopting the Bristol Protocol in the certification of organic farms. Future perspective for animal health on organic farms: main findings, conclusions and recommendations from SAFO Network. *Proceedings of the 5th SAFO Workshop*, 1 June 2006. Odense, Denmark. pp. 115-118.
- Rohner-Thielen, E. (2005). Organic Farming in Europe: Statistik in Focus 28/2005. EUROSTAT, European Communities, Brussels.
- Rumbeiha, W.K., Braselton, W.E., Donch, D. (2001). A retrospective study on the disappearance of blood lead in cattle with accidental lead toxicosis. *J. Vet. Diagn. Invest.* 13: 373-378.
- SAFO (2004). Organic livestock farming: potential and limitations of husbandry practice to secure animal health and welfare and food quality. Hovi, M., Sundrum, A., Padel, S. (Eds.). *Proceedings of the 2nd SAFO Workshop*, 25-27 March 2004. Witzenhausen, Germany.
- Schaumann, W., Siebeneicher, G. E., Lünzer, I. (2002). Geschichte des ökologischen Landbaus, SÖL Sonderausgabe Nr. 65, Stiftung Ökologie & Landbau, Bad Dürkheim.
- Schmid, O. (2000). Comparison of European Organic Livestock Standards with national and international standards - problems of common standards development and future areas of interest. The diversity of livestock systems and definition of animal welfare. *Proceedings of the 2nd NAHWOA Workshop*, 8-11 January 2000. Córdoba. pp. 63-75.
- Schumacher, U. (2004). Reduction of heavy metal input – a task also for organic animal husbandry. Enhancing animal health security and food safety in organic livestock production *Proceedings of the 3rd SAFO Workshop*, 16-18 September 2004. Falenty, Poland. pp. 91-94.
- Sciarra, C., Guntensperger, I. (1997) Research on organic dairy cattle in Switzerland. Resource Use in Organic Farming Proceedings. *Proceedings of the 3rd ENOF Workshop*, 5-6 June 1997. Ancona. pp 159-166.
- Shore, R.F., Casulli, A., Bologov, V., Wienburg, C.L., Afsar, A., Toyne, P., Dell’Omo, G. (2001). Organochlorine pesticide, polychlorinated biphenil and heavy metal concentrations in wolves (*Canis lupus*, L. 1758) from north-west Russia. *Sci. Tot. Environ.* 280: 45-54.
- Simpson, V.R., Stuart, N.C., Munro, R., Hunt, A., Livesey, C.T. (1997). Poisoning of dairy heifers by mercurous chloride. *Vet. Rec.* 140: 549-552.
- Smith, G.C., Heaton, K.L., Sofos, J.N., Tatum, J.D. (1997). Residues of antibiotics, hormones and pesticides in conventional, natural and organic beef. *J. Muscle Foods* 8: 157-172.
- Smith, R.M., Griel, L.C., Muller, L.D., Leach, R.M., Baker, D.E. (1991a). Effects of dietary cadmium chloride throughout gestation on blood and tissue metabolites of primigravid and neonatal dairy cattle. *J. Anim. Sci.* 69: 4078-4087.
- Smith, R.M., Griel, L.C., Muller, L.D., Leach, R.M., Baker, D.E. (1991b). Effects of dietary cadmium chloride on tissue, milk, and urine mineral concentrations of lactating dairy cows. *J. Anim. Sci.* 69: 4088-4096.
- Smolders, G. (2004). Working Group Report: Implementing health security on organic farms. Enhancing animal health security and food safety in organic livestock production. *Proceedings of the 3rd SAFO Workshop*, 16-18 September 2004. Falenty, Poland. pp. 31-32.
- Smolders, G., Stoeger, E. (2005). Restricted veterinary inputs in organic systems: how should their use be restricted? Systems development: quality and safety of organic livestock

- products. *Proceedings of the 4th SAFO Workshop*, 17-19 March 2005. Frick, Switzerland. pp. 191-192.
- Soil Association (2001). The Organic Food and Farming Report 2000. Disponible en: <http://www.soilassociation.org/web/sa/saweb.nsf/home/index.html>.
- Sotherton, N.W., Rands, M.R.W. (1988). The effects of foliar fungicides on beneficial arthropods in wheat fields. *Entomophaga* 33: 87-99.
- Sullivan, M.F., Miller, B.M., Goebel, J.C. (1984). Gastrointestinal absorption of metals (⁵¹Cr, ⁶⁵Zn, ^{95m}Tc, ¹⁰⁹Cd, ¹¹³Sn, ¹⁴⁷Pm, and ²³⁸Pu) by rats and swine. *Environ. Res.* 35: 439-453.
- Sundrum, A. (1997). Assessing housing conditions in terms of animal welfare - Possibilities and limitations. *Livestock Farming Systems - More than Food Production*. pp. 238-246.
- Sundrum, A. (1998). Basic elements of ecological animal husbandry. *Dtsch. Tierarztl. Wochenschr.* 105: 293-298.
- Sundrum, A. (2001). Organic livestock farming. A critical review: *Livest. Prod. Sci.* 67: 207-215.
- Sundrum, A., Andersson, R., Postler, G. (1994). Der Tiergerechtheitsindex-200/1994 - ein Leitfaden zur Beurteilung von Haltungssystemen für Rinder, Kalber, Legehennen und Schweine. Verlag Kollen, Bonn.
- Sundrum, A., Bütfering, L., Henning, M., Hoppenbrock, K.H. (2000). Effects of on-farm diets for organic pig production on performance and carcass quality. *J. Anim. Sci.* 78: 1199-1200.
- Sundrum, A., Arsenos, G., Grøva, L., Holma, U., Hovi, M., Kijlstra, A., Leeb, T., Walkenhorst, M. (2005a). 4th Report from the Standard Development Group Preliminary recommendations for the development of organic livestock standards in relation to animal health and food safety-working group feedback. *Systems development: quality and safety of organic livestock products. Proceedings of the 4th SAFO Workshop*, 17-19 March 2005. Frick, Switzerland. pp. 229-239.
- Sundrum, A., Schneider, K., Richter, U. (2005b). Possibilities and limitations of protein supply in organic poultry and pig production. *Organic Revision (SSPE-CT-2004-502397)*. Witzenhausen, Department of Animal Nutrition and Animal Health, University of Kassel.
- Szymona, J., Łopuszyński, W. (2004). Organic farming and animal health: protecting livestock. Enhancing animal health security and food safety in organic livestock production *Proceedings of the 3rd SAFO Workshop*, 16-18 September 2004. Falenty, Poland. pp. 25-30.
- Taylor, M.D. (1997). Accumulation of cadmium derived from fertilisers in New Zealand soils. *Sci. Total Environ.* 208: 123-126.
- Torre, C. (2001). Las producciones ecológicas. XVII Curso de Especialización FEDNA: *Avances en Nutrición y Alimentación Animal*. Fundación Española para el Desarrollo de la Nutrición Animal. P.G^a. Rebollar, C. de Blas y G.G. Mateos. (Eds.). Madrid, España. pp. 271-316.
- UE (2005). Portal oficial de la Comisión Europea sobre el sector agrario. Disponible en: http://www.europa.eu.int/comm/agriculture/index_es.htm.
- Underwood, E.J., Suttle, N.F. (2002). *Los minerales en la nutrición del Ganado*. (3^a Ed.). Acribia. Zaragoza, España.
- Vaarst, M., Hindhede, J., Enevoldsen, C. (1998). Sole disorders in conventionally managed and organic dairy herds using different housing systems. *J. Dairy Res.* 65: 175-186.
- Vaarst, M., Roepsdorfe, A., Feenstra, A., Hgedal, P., Larsen, V.A., Lauritsen, H.B., Hermansen, J.E. (2000). Animal Health and welfare aspects of organic pig production. *Proceedings of the NJF-seminar number 303. Ecological Animal Husbandry in the Nordic Countries*, 16 to 17 September 1999. Horsens, Denmark. pp. 77-78.
- Vaarst, M., Hovi, M. (2004). Organic livestock production and food quality: a review of current status and future challenges. *Organic livestock farming: potential and limitations of husbandry practice to secure animal health and welfare and food quality. Proceedings of the 2nd SAFO Workshop*, 25-27 March 2004. Witzenhausen, Germany. pp. 7-15.
- Vaarst, M., Hovi, M., Padel, S., Younie, D., Sundrum, A. (2005). Key messages from the EU-funded concerted action network sustaining animal health and food safety in organic farming – results of a participant consultation. *Systems development: quality and safety of organic*

- livestock products. Future perspective for animal health on organic farms: main findings, conclusions and recommendations from SAFO Network. *Proceedings of the 4th SAFO Workshop*, 17-19 March 2005. Frick, Switzerland. pp. 219-228.
- Vaarst, M., Bennedsgaard, T.W., Klaas, I., Nissen, T.B., Thamsborg, S.M., Ostergaard, S. (2006a). Development and Daily Management of an explicit strategy of nonuse of antimicrobial drugs in twelve organic dairy herds. *J. Dairy Sci.* 89: 1842-1853.
- Vaarst, M., Padel, S., Arsenos, G., Sundrum, A., Kuzniar, A., Walkenhorst, M., Grøva, M. L., Henriksen, B. (2006b). Challenges for animal health and welfare in the implementation of the EU legislation on organic livestock production: analysis of questionnaire survey among SAFO participants. Future perspective for animal health on organic farms: main findings, conclusions and recommendations from SAFO Network. *Proceedings of the 5th SAFO Workshop*, 1 June 2006. Odense, Denmark. pp. 43-74.
- van Putten, G. (2000). Diversity of livestock systems and definition of animal welfare. Part D: Organic livestock production and animal welfare. The Diversity of livestock systems and definition of animal welfare. *Proceedings of the 2nd NAHWOA Workshop*, 8-11 January 2000. Córdoba. pp. 120-134.
- Verhoog, H., Matze M., Lammerts van Bueren, E., Baars T. (2003). The role of the concept of the natural (naturalness) in organic farming. *J. Agric. Environ. Ethics* 16: 29-49.
- Vilafranca, M. (1997). Gestión y tratamiento de los purines en porcino. *Prod. Anim.* 125: 38- 47.
- Vogt, G. (2000). Balancing and integrating basic values in the development of organic regulations and standards: proposal for a procedure using case studies of conflicting areas (D2.3). Report from the Organic Revision project. Disponible en: www.organic-revision.org
- Vreman, K., van der Veen, N.G., van der Molen, E.J., de Ruig, W.G. (1988). Transfer of cadmium, lead, mercury and arsenic from feed into tissues of fattening bulls: Chemical and pathological data. *Neth. J. Agric. Sci.* 36: 327-338.
- Waldner, C. (2001). Monitoring beef cattle productivity as a measure of environmental health. *Environ. Res. Section A* 86: 94-106.
- Walkenhorst, M. (2005). Quality of organic livestock products. Systems development: quality and safety of organic livestock products. *Proceedings of the 4th SAFO Workshop*, 17-19 March 2005. Frick, Switzerland. pp. 229-239.
- Wawiernia, W. (2004). Legal regulations of animal production in organic agriculture -chances and perspectives for Polish farmers. Enhancing animal health security and food safety in organic livestock production. *Proceedings of the 3rd SAFO Workshop*, 16-18 September 2004. Falenty, Poland. pp. 95-98.
- Wilkinson, J.M., Hill, J., Phillips, C.J.C. (2003). The accumulation of potentially-toxic metals by grazing ruminants. *Proc. Nutr. Soc.* 62: 267-277.
- Wood, J.D., Richardson, R.I., Nute, G.R., Fisher, A.V., Campo, M., Kasapidou, E., Sheard, P.R., Enser, M. (2004). Effects of fatty acids on meat quality, a review. *Meat Sci.* 66: 21-32.
- Woodward, L (2006). Comunicación personal.
- WHO (World Health Organisation) (1991). Environmental Health Criteria 118: Inorganic Mercury. World Health Organisation, Geneva, Switzerland.
- Younie, D. (2000). Integration of livestock into organic farming systems: health and welfare problems. Parte A: Livestock in organic farming: role and research methodologies. The diversity of livestock systems and definition of animal welfare. *Proceedings of the 2nd NAHWOA Workshop*, 8-10 January, 2000. Córdoba. pp. 13-21.
- Zanoli, R. (2004). The European Consumer and Organic Food OMiRD Vol. 4. R. Zanoli (Ed.). University of Wales, Aberystwyth, UK. pp.175.
- Zastawny, J., Jankowska-Huflejt H., Wrobel, B. (2005). Comparison of cattle production on organic and conventional farms in Poland. Systems development: quality and safety of organic livestock products. *Proceedings of the 4th SAFO Workshop*, 17-19 March 2005. Frick, Switzerland. pp. 207-216.

Editorial Manager(tm) for Bulletin of Environmental Contamination and
Toxicology

Manuscript Draft

Manuscript Number: BECT1182

Title: "Organochlorine pesticide and polychlorinated biphenyl in calves from north-west Spain"

Article Type: Original Research

Keywords: Organochlorine pesticides; polychlorinated biphenyls, calves; farm-type industrialization

Corresponding Author: Miss Isabel Blanco-Penedo, M.D.

Corresponding Author's Institution: Faculdade de Veterinaria. Universidade de Santiago de Compostela.

First Author: Isabel Blanco-Penedo, M.D.

Order of Authors: Isabel Blanco-Penedo, M.D.; Marta López-Alonso, M.D.,PhD.; Marta Miranda, M.D.,PhD.; JL Benedito, M.D.,PhD.; RF Shore, M.D., PhD.

Abstract: The aim of the present study was to assess the levels of organic pollutants in cattle from the NW of Spain. The livers of 101 animals from two regions (Galicia and Asturias) were analysed for seven organochlorine pesticides (HCB, α -HCCH, ϕ -HCCH, HEOD, DDT, TDE) and 34 PCBs congeners (8, 18, 28, 29, 31, 52, 77, 101, 105, 114, 118, 123, 126, 128, 138, 141, 149, 153, 156, 157, 167, 169, 170, 171, 180, 183, 187, 189, 194, 199, 201, 205, 206 and 209). The influence of different factors (type of farm and proximity to industrial areas) on pesticide accumulation in cattle was also studied. Overall, the frequency of occurrence and concentrations of OC pesticides and PCBs were low in calves from both regions. HEOD was detected most frequently and was found in more than half of the calves from each region. PCBs 141 and 153 were the most frequently detected PCB congeners but typically occurred in less than 20% of animals. The exposure of calves to the more abundant contaminants differed significantly between the regions and may be related to past usage patterns. Differences between farms in terms of their livestock management

Organochlorine pesticide and polychlorinated biphenyl in calves from north-west Spain

Abstract

The aim of the present study was to assess the levels of organic pollutants in cattle from the NW of Spain. The livers of 101 animals from two regions (Galicia and Asturias) were analysed for seven organochlorine pesticides (HCB, α -HCCH, ϕ -HCCH, HEOD, DDT, TDE) and 34 PCBs congeners (8, 18, 28, 29, 31, 52, 77, 101, 105, 114, 118, 123, 126, 128, 138, 141, 149, 153, 156, 157, 167, 169, 170, 171, 180, 183, 187, 189, 194, 199, 201, 205, 206 and 209). The influence of different factors (type of farm and proximity to industrial areas) on pesticide accumulation in cattle was also studied. Overall, the frequency of occurrence and concentrations of OC pesticides and PCBs were low in calves from both regions. HEOD was detected most frequently and was found in more than half of the calves from each region. PCBs 141 and 153 were the most frequently detected PCB congeners but typically occurred in less than 20% of animals. The exposure of calves to the more abundant contaminants differed significantly between the regions and may be related to past usage patterns. Differences between farms in terms of their livestock management did not have a significant effect on pesticide accumulation by calves. The liver concentrations in calves were below Maximum Residues Levels (RMLs) for human intake and there is no indication of any risk for from these contaminants through eating calf liver.

Keywords: Organochlorine pesticides; polychlorinated biphenyls, calves; farm-type industrialization

Introduction

Organisms, including cattle, are exposed worldwide to a variety of persistent organic pollutants (POPs). Polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCs) are considered to be amongst the most important POPs because of their global use, environmental persistence, and their bioaccumulative and toxic properties (Hoffman *et al.*, 2001; Kunisue *et al.*, 2003). Exposure can be through all routes (inhalation, ingestion and dermal absorption). Because these compounds are lipophilic, they increase in concentration along food chains and bioconcentrate in animal and human tissues where they are associated with a wide range of toxic effects (Brouwer *et al.*, 1995).

During the last few decades, much attention has been given to POPs internationally after it became apparent they were transported through the environment (Garrido Frenich *et al.*, 2006) and could induce or aggravate certain health problems in humans. Several polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins, dibenzofurans (PCDDs/Fs) and PCBs have been shown in experimental animals to induce biochemical and toxicological responses that are similar to those induced by 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD), the most toxic congener within these groups of compounds. Bocio and Domingo (2005) reported that meat, particularly that with a high fat content (Guruge *et al.*, 2005), dairy products, and fish make up >90% of the intake of PCDDs/Fs and PCBs for the general human population. Dietary intake of these compounds is considered to be the most important exposure route in humans (Falandysz and Kannan, 1992; Guruge *et al.*, 2005) and maximum residue limits (MRLs) have now been established for human foodstuffs; in meat, they are typically in the 0.01-0.1 mg/kg range (Garrido Frenich *et al.*, 2006). In addition, the high level of fat in meat products such as offals has emphasized the need for sensitive and fast methods for pesticide residue analysis for the control of POPs in fatty matrices (2004/61/EEC).

The north-west (NW) of Spain is an important area for bovine production and cattle are typically reared on small farms. There are two readily distinguished regions in this part of Spain. Galicia is predominantly a rural agricultural area with relatively little industry and low recorded levels of environmental contamination. Asturias has a large central industrial area, mainly metal industry and coal mining, that has resulted in the release of pollutants into the environment where animals graze (EPER, 2005). While the exposure of cattle (and of humans eating locally-reared cattle) in this region has been assessed for toxic metals (López Alonso *et al.*, 2000; 2002), exposure and assimilation of cattle in NW Spain to POPs has not, as far as we are aware, been measured. Indeed, to date, there appear to be no published data for OC pesticide and PCB concentrations in cattle and scant published data for cattle-derived meat products for anywhere in Spain (Herrera *et al.*, 1994; Lázaro *et al.*, 1999). The aim of our study was to quantify OC and PCB concentrations in cattle from NW Spain and to assess whether various different factors (type of farm and proximity to industrial areas) affected the accumulation of POPs by cattle.

Material and methods

Animals. A total of 101 calf livers (72 from Galicia, 29 from Asturias) from 35 different farms were collected from six slaughterhouses between April and June 2006. Information on each calf was obtained from farm documentation that accompanied the calves to slaughter. In Galicia, most cattle are pure Galician Blonde breed and Galician-Blonde x Holstein-Friesian crosses. Cattle are reared either on small extensive farms where they graze on local pasture and are largely kept outdoors, or on intensive farms where they are kept indoors and are maintained on commercially produced feed that is not produced locally. In contrast, most cattle reared for meat production in Asturias are crosses of different breeds. They are reared on small traditional farms that have an outdoor management regime and animals eat local forage.

Sample collection and analysis. Liver samples were taken from the caudal lobe, placed on ice immediately after collection, transported to the laboratory, and stored at -18°C until processed. Each liver was later defrosted and chopped into small pieces that were mixed together so that each liver was thoroughly homogenised.

A sub-sample of approximately 1 g wet weight (ww) was taken from each liver and sub-samples were processed and analysed separately. The mean (\pm SE) sub-sample weight was 1.061 (\pm 0.030) g. Extraction, clean-up and analysis of the samples followed the methods described by Shore *et al.* (2001). In brief, each sub-sample was ground with acid-washed sand mixed with anhydrous sodium sulphate, and cold extracted in 50 ml of 50:50 hexane/ acetone. The extract was dried to zero volume, re-suspended in hexane, clean-up by alumina column chromatography (0.8 g of 5% deactivated aluminium oxide) and analysed by gas chromatography with electron capture detection (GC-ECD). Seven organochlorine pesticides (HCB, α -HCCH, ϕ -HCCH, HEOD, DDT, TDE) and 34 PCBs congeners (8, 18, 28, 29, 31, 52, 77, 101, 105, 114, 118, 123, 126, 128, 138, 141, 149, 153, 156, 157, 167, 169, 170, 171, 180, 183, 187, 189, 194, 199, 201, 205, 206 and 209) were analysed. Dichlobenil was used as an internal standard. Peaks were identified by comparing their retention times with those of standards analysed at the same time. Analyte concentrations were calculated by internal standard techniques.

For quality assurance purposes, chicken liver spiked with a known concentration of each congener was analysed with each batch of samples. Average recovery figures for different compounds and congeners ranged from between 66% and 94%. Concentration data in calf livers were not recovery corrected. Instrument LoD's (ng/ml) were calculated from the standard calibration curve as the y intercept of the curve plus three times the standard deviation of the curve, ranged from 0.021 ng/ml for ϕ -HCCH to 0.294 ng/ml for PCB 156.

Statistical Analysis. All tissue contaminant concentration data are given as wet wt. (ww) concentrations. Values below the LoD were taken to be zero when calculating mean concentrations and congener-summed total PCB concentrations. Fisher's exact probability test and a two sample student t-test were used to compare differences between Galician and Asturian calves in the frequency of occurrence of liver contaminants and in liver contaminant concentrations, respectively. A general linear model was used to test for differences in

contaminant concentrations between farm type (extensive, intensive) in Galicia and regression analysis was used to analyse the relationship between contaminant concentration in Asturias calves and distance to industry site.

Results and Discussion

In total, only two OC pesticides (HEOD, TDE) and six PCB congeners (29, 138, 141, 153, 183, 189) were detected in the livers of calves from either Galicia (Table 1) or Asturias (Table 2). The concentrations were below Maximum Residues Levels (RMLs) (0.02-1 mg/kg range for OCs, (83/363/EEC) and 0.01-0.1 mg/kg range for PCDDs/Fs and PCBs; (396/2005/EEC). HEOD and PCBs 141 and 153 were detected more frequently than other compounds which were found only in single animals. The proportion of calves with HEOD residues was significantly higher for Galicia than Asturias (78.9% vs 48.3%; Fisher's Exact test, $p < 0.01$) whereas PCB 141 occurred in a higher proportion of Asturian than Galician calves (24.1% vs 8.3%, Fisher's Exact test, $p < 0.05$). Concentrations of HEOD and PCB 141 in those calves with detectable residues did not differ significantly between Galicia and Asturias (Student t test, $t \leq 1.8$, $p > 0.05$ in both cases). PCB 153 was detected in a small but similar proportion of animals (7-10%) in both regions. These results suggest that previous use of dieldrin as a residual pesticide spray and to control insect vectors of disease may have been more prevalent in Galicia than Asturias. The reason why PCB 141 occurs in a greater proportion of calves in Asturias than in Galician is uncertain. PCB 141 contamination has not been reported in previous environmental studies in Asturias; furthermore, detectable liver PCB 141 concentrations increased with distance from the centre of the industrial area in Asturias ($R^2 = 0.817$; $F_{(1,7)} = 22.3$, $p < 0.005$, Figure.1). This is not consistent with the industrial region being a source of these compounds to calves, and there was also no relationship between distance from the industrialised area and detectable liver concentrations of congener sum total PCBs ($F_{(1,12)} = 0.183$, $p > 0.05$).

We used liver HEOD concentrations in Galician calves to assess whether farm type may have any effect on pesticide accumulation by calves as most animals had detectable residues of this compound. Farming system can potentially affect exposure because pesticide deposited from the atmosphere onto the pasture surface can be consumed by cattle eating fresh grass, silage or hay (Fries *et al.*, 1990; Lorber *et al.*, 1994). In contrast, husks (which could potentially be contaminated) are removed from cereals fed directly to cattle kept indoors, although concentrate feed can be contaminated (Sharma *et al.*, 2005). Soil ingestion also affects contaminant uptake by cattle and other ruminants (Hoffman *et al.*, 2006, Skwarzec and Prucnal, 2007) but this can occur in animals kept outdoors on pasture (Sharpe and Livesey, 2005) and in those fed on grass silage indoors (Berende, 1990). In the present study, we found no effect of farm management type on HEOD accumulation in either cross bred or Galician Blonde cattle ($R^2 = 0.021$, $F_{(1,72)} = 0.575$ $p = 0.451$, farm type; $F_{(1,72)} = 0.118$ $p = 0.732$ breed, and $F_{(1,72)} = 0.017$, $p = 0.896$ farm type x breed; Figure 2).

There have been few other studies on organic contaminant concentrations in livestock in Spain. OCs were measured in meat and meat products purchased from stores and meat industries across Spain. HCB and HCH were detected in all the samples (in concentrations between 10 and 18 $\mu\text{g/g}$ fat) but DDT, aldrin, endrin, heptachlor, heptachlor epoxide, chlordane, methoxychlor, endosulfan and trans-nonachlor were not detected (Herrera *et al.*, 1994). In another study in NE Spain, congeners PCB 28, 52, 101, 138, 153 and 180 concentrations were quantified in human diet. PCB were not detected in any meat products (Lázaro *et al.*, 1999). The levels of contamination in calves in the present study were therefore broadly consistent with concentrations detected in meat products elsewhere in Spain. The diversity and concentrations of the contaminants in the calves in our study were also generally lower than in wild predators in NW Spain (Carril González-Barros *et al.*, 1997, López-López *et al.*, 2001) but this is likely to reflect lower levels of exposure, as might be expected to occur in animals feeding at lower trophic levels and on diets with relatively low lipid content (Shore and Rattner, 2001).

In conclusion, the frequency of occurrence and concentrations of OC pesticides and PCBs were low in calves from throughout NW Spain. The concentrations of those compounds that were detected were below RMLs and so no health risk is indicated for humans. There was also no

evidence that differences between farms in terms of their livestock management had any significant effect on pesticide accumulation by the calves.

Acknowledgements

This study was supported by the Xunta de Galicia (Spain) (PGIDT02RA6261001PR). I. B. P. is a recipient of a research fellowship (AP2003-3835) from the Ministry of Science of Spain. We thank all members of CEH Monks Wood, especially to Claire Wienburg for assistance with pesticide analysis.

References

- Berende PM (1990) International Report No. 312. Institute for Livestock Feeding and Nutrition Research, Lelystad, The Netherlands
- Bocio A, Domingo JL (2005) Daily intake of polychlorinated dibenzo-p-dioxins/polychlorinated dibenzofurans (PCDD/PCDFs) in foodstuff consumed in Tarragona, Spain: a review of recent studies (2001-2003) on human PCDD/PCDF exposure through the diet. *Environ Res* 97:1-9
- Brouwer A, Ahlborg UG, Van der Berg M, Birnbaum LS, Boersma ER, Bosveld B, Denison MS, Gray LE, Hagmar L, Holene E (1995) Functional aspects of developmental toxicity of polyhalogenated aromatic hydrocarbons in experimental animals and humans infants. *Environ Toxicol Phar* 293,1
- Carril González-Barros ST, Álvarez Piñeiro ME, Simal Lozano J, Lage Yusty MA (1997) PCBs and PCTs in wolves (*Canis lupus*, L) in Galicia (N.W. Spain). *Chemosphere* 55(6):1243-1247
- Commission Directive 2004/61/EEC, amending the Annexes to Council Directives 86/362/EEC, 86/363/EEC, and 90/642/EEC as regards as maximum levels for certain pesticides prohibited for use in the European Community. Official Journal European Community. L127/81
- Council Directive 83/363/EEC on the fixing of maximum levels for pesticide residues in and on foodstuffs of animal origin. Official Journal European Community L221/43
- Council Regulation 396/2005/EEC of the European Parliament and of the Council of 23 February 2005 on maximum residue levels of pesticides in or on food and feed of plant and animal origin and amending Council Directive 91/414/EEC. Official Journal European Community L70/16
- EPER (2005) Pollutant per Autonomous Community. Spanish Emissions and Pollutant Sources Register
- Falandysz J, Kannan K (1992) Organochlorine pesticide and polychlorinated biphenyl residues in slaughtered and game animal fats from Northern part of Poland. *Z Lebensm Unters Forsch* 195:17-21
- Fries GF, Paustenbach DJ (1990) Evaluation of potential transmission of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin-contaminated incinerator emissions to humans via foods. *J Toxicol Environ Health* 29:1-43
- Garrido Frenich A, Martínez Vidal JL, Cruz Sicilia AD, González Rodríguez MJ, Plaza Bolaños P (2006) Multiresidue analysis in muscle of chicken, pork and lamb by gas chromatography-triple quadruple mass spectrometry. *Anal Chim Acta* 558:42-52
- Guruge KS, Seike N, Yamanaka N, Miyazaki S (2005) Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, -dibenzofurans, and biphenyls in domestic animal food stuff and their fat. *Chemosphere* 58:883-889
- Herrera A, Aariño AA, Conchello MP, Lázaro R, Bayarri S, Pérez C (1994) Organochlorine Pesticide Residues in Spanish Meat Products and Meat of Different Species. *J Food Protect* 57(5):441-444
- Hoffman DJ, Rattner BA, Scheunert I, Korte F (2001) Environmental contaminants. In: Shore, R.F.; Rattner, B.A., editors. *Ecotoxicology of wild animals*. Chichester. John Wiley and Sons Ltd pp.1-37
- Hoffman MK, Huwe J, Deyrup CL, Lorentzen M, Zaylskie R, Clinch NR, Saunders P, Sutton WR (2006) Statistically designed survey of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans, and co-planar polychlorinated biphenyls in U.S. meat and poultry, 2002-2003: Results, Trends, and Implications. *Environ Sci Technol* 40: 5340-5346
- Kunisue T, Watanabe M, Subramanian A, Sethuraman A, Titenko AM, Qui V (2003) Accumulation of features of persistent organochlorines in resident and migratory birds from Asia. *Environ Pollut* 125:157-172

- Lázaro R, Herrera A, Conchello MP, Ariño AA, Bayarri S, Yagüe C, Piero JM (1999) Levels of Selected Polychlorinated Biphenyl Congeners in Total Diet Samples from Aragón, Spain. *J Food Protect* 62 (9):1054–1058
- López Alonso M, Benedito JL, Miranda M, Castillo C, Hernández J, Shore RF (2000) Arsenic, cadmium, lead, copper and zinc in cattle from Galicia, Spain. *Sci Total Environ* 246:237-248
- López Alonso M, Benedito JL, Miranda M, Castillo C, Hernández J, Shore RF (2002) Contribution of cattle products to dietary intake of trace and toxic elements in Galicia, Spain. *Food Addit Contam* 19(6):533-541
- López-López TJ, Alvarez-Piñeiro ME, Lage-Yusty MA, Simal-Lozano J (2001) PCBs in three predatory birds from Galicia (NW Spain). *Bull Environ Contam Toxicol* 66:497-503.
- Lorber M, Cleverly D, Schaum J, Phillips L, Schweer G, Leighton T (1994) Development and validation of an air-to-beef food chain model for dioxin-like compounds. *Sci Total Environ* 156:39-65
- Sharma V, Wadhwa BK, Stan HJ (2005) Multiresidue analysis of pesticides in animal feed concentrate. *Bull Environ Toxicol* 74:342-349
- Sharpe RT, Livesey CT (2005) Surveillance of suspect animal toxicoses with potential food safety implications in England and Wales between 1990 and 2002. *Vec Rec* 157:465-469
- Shore RF, Rattner BA (2001) *Ecotoxicology of wild animals*. Chichester. John Wiley and Sons Ltd pp.1-37
- Shore RF, Casulli A, Bologov V, Wienburg CL, Afsar A, Toyne P, Dell’Omo G (2001) Organochlorine pesticide, polychlorinated biphenil and heavy metal concentrations in wolves (*Canis lupus*, L. 1758) from north-west Russia. *Sci Tot Environ* 280: 45-54
- Skwarzec B, Prucnal M (2007) Accumulation of polonium ²¹⁰Po in tissues and organs of deer *carvidae* from Northern Poland. *J Environ Sci Health, Part B* 42:335-341

Table 1. Number of calf livers from Galicia (total number analysed =72) with detectable OC and PCB concentrations and summary statistics for detected concentrations (ng/g ww)

	HEOD	PCB 29	PCB 141	PCB 153	PCB 183	PCB 189	Congener summed total PCBs
Detected samples	56	1	6	7	1	1	13
Mean (\pm SEM)	13.8 \pm 1.07	3.86 (-)	8.48 \pm 1.14	13.8 \pm 1.43	12.1 (-)	4.19 (-)	16.9 \pm 8.90
Median	13.7	3.86	8.89	15.3	12.1	4.19	8.90
Q1-Q3	9.05-21.5	-	5.9-11.9	5.66-23.9	-	-	5.86-23.7
Range	4.12-45.8	-	5.31-12.4	5.42-71.5	-	-	5.31-71.5

ND=Non Detected SEM=Standard Error of the Mean Q1-Q3=Interquartile range.
All other compounds that were determined were not detected in any sample.

Table 2. Number of calf livers from Asturias (total number analysed =29) with detectable OC and PCB concentrations and summary statistics for detected concentrations (ng/g ww)

	HEOD	TDE	PCB 138	PCB 141	PCB 153	Congener summed total PCBs
Detected samples	14	1	1	7	2	10
Mean (\pm SEM)	19.7 \pm 2.77	5.78 (-)	4.35 (-)	10.2 \pm 1.20	10.5 (-)	9.69 \pm 1.33
Median	18.7	5.78	4.35	9.57	10.5	8.66
Q1-Q3	12.8-24.6	-	-	7.34-10.5	-	6.04-11.7
Range	3.48-44.1	-	-	5.39-18.5	6.15-14.9	5.39-18.5

ND=Non Detected SEM=Standard Error of the Mean Q1-Q3=Interquartile range.
All other compounds that were determined were not detected in any sample.

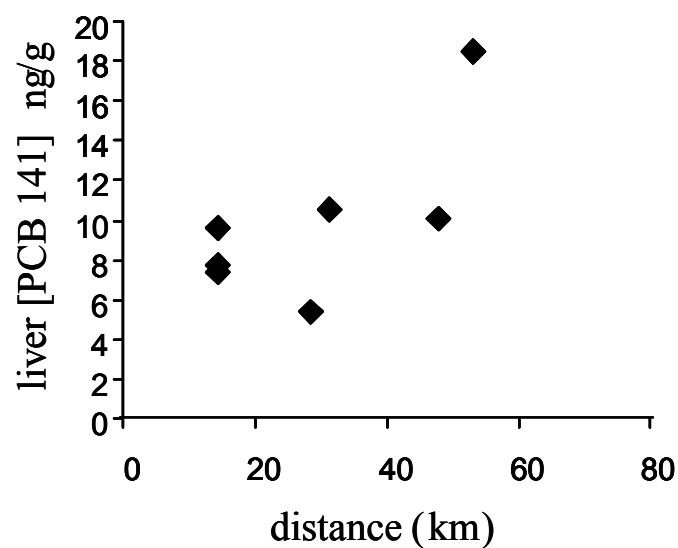


Figure 1. PCB 141 plotted against distance—significant relationships ($F_{(1,7)}=22.314$, $p=0.005$) (tested by linear regression analysis) (NDs are not included).

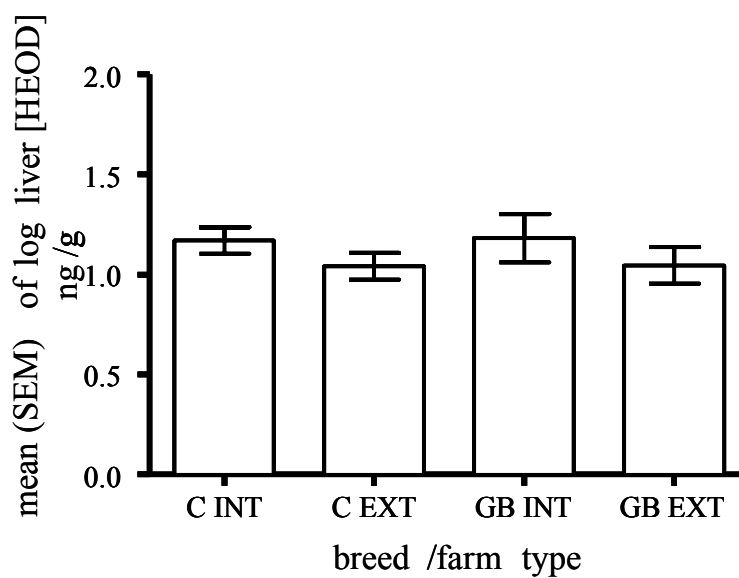


Figure 2. Geometric mean \pm GSE for HEOD in cross-breed calves from intensive farms (C INT), and extensive farms (C EXT), and in Galician Blonde calves from intensive farms (GB INT) and extensive farms (GB EXT).

Elsevier Editorial System(tm) for Agriculture, Ecosystems and Environment
Manuscript Draft

Manuscript Number: AGEE3622

Title: Factors affecting on toxic metal accumulation in calves in NW Spain

Article Type: Research Paper

Section/Category:

Keywords: arsenic; mercury; cadmium; lead; farming practices; calves; grazing

Corresponding Author: Miss Marta López-Alonso, Ph.D

Corresponding Author's Institution: Universidade de Santiago de Compostela

First Author: Isabel Blanco-Penedo, Ms.D.

Order of Authors: Isabel Blanco-Penedo, Ms.D.; José L Benedito, Ph.D.; Richard F Shore, PhD.;
Marta Miranda, Ph.D.; Cristina Castillo, PhD; Marta López-Alonso, Ph.D

Manuscript Region of Origin: SPAIN

Factors affecting on toxic metal accumulation in calves in NW Spain

Abstract

Agronomic inputs, which vary markedly with farming practice, together with industrial contamination and natural geological sources, largely determine the exposure of agricultural livestock to toxic metals. The aim of the present study was to determine how accumulation of arsenic, cadmium, mercury and lead by beef-cattle in NW Spain varies between farms that have markedly different practices (including intensive, conventional and organic management) and to determine what may be the key factors affecting toxic metal assimilation by cattle. Soil, feed (forage and concentrate) and animal tissues (liver and kidney from 120 calves) were collected from nine farms across NW Spain and were analysed for metals by ICP-MS. Toxic metal concentrations in beef calves were generally low (particularly mercury, which was not detected in 78% of livers) but did vary significantly between farms. There were no consistent patterns of difference in tissue metal concentrations between farms from different regions or between farms with different management practices. Variations in arsenic, cadmium and mercury concentrations in calf tissues were not significantly explained by soil or diet metal concentrations but were significantly and inversely related to the proportion of concentrate in the ration (an index of the extent to which animals grazed). Higher levels of metal residues in tissues were associated with consumption of low amounts of concentrate and relatively high levels of grazing. Higher toxic metal intake due to grazing is likely to be largely a result of soil ingestion.

Keywords: arsenic; mercury; cadmium; lead; farming practices; calves; grazing

Introduction

Human activities associated with industry (mining, smelting, metal refining) and agronomy (application of mineral fertilisers, sewage sludge, lead-containing chemicals, arsenical pesticides) can contaminate the environment with toxic metals and metalloids (Brouwere *et al.*, 2004; Nordberg *et al.*, 2007). Such inputs, together with natural geological sources, largely determine the environmental distribution of toxic metals on agricultural land and so affect subsequent assimilation of metals by agricultural livestock. However, the extent to which environmental inputs of toxic metals affect exposure of livestock will also vary with farming practice. On intensive farms, a significant proportion of the diet is composed of concentrates that can include fish and feather meal, a significant source of methyl mercury (Plummer and Bartlett, 1975; Jorhem *et al.*, 1991). Animals are largely or exclusively reared indoors and so are unlikely to be affected by contamination of local pastures. In contrast, animals reared on conventionally managed and organic farms are largely or exclusively fed on local forage (mostly through grazing on pasture and being fed locally cut hay) and are often maintained mostly out of doors.

In NW Spain, beef cattle production is the most important form of agriculture (MAPA, 2007). In this region, the conventional (which has been the traditional) form of production involves many small farms that rear cattle using on-farm sources of feed derived from locally-grown crops. In the 1980s, calves began to be produced on specialised farms where imported or purchased concentrate was used to promote rapid growth and weight gain. This change from conventional to intensive farming was associated with a huge increase in production. In recent years however, perhaps in response to concerns over ethical and health issues related to intensive farming methods and, in some cases, associated health scares (Cunningham, 2003; Hodges, 2003), there has been a growth in the number of organic farms in the region. In most cases, these organic farms are the result of conventional farms adapting their practices to the more regulated methods required to achieve "organic" status (1804/1999/EEC). Thus, overall in NW Spain,

there is a matrix of farms with different management practices, some of which are likely to affect the exposure of cattle to toxic metals.

Previous studies in NW Spain have demonstrated that accumulation of toxic metals by cattle can be influenced by soil metal concentrations and by atmospheric input of heavy metals (López Alonso *et al.*, 2000; 2003a). However, these studies were conducted solely on animals from conventional farms in Galicia. Thus, there was no opportunity to assess whether these factors were equally as important on other types of farm. The aim of the present study was to determine how accumulation of arsenic (As), cadmium (Cd), mercury (Hg) and lead (Pb) by beef-cattle in NW Spain varies between farms (including farms that have intensive, conventional and organic management practices) and determine what may be key factors affecting toxic metal exposure across all farm types in NW Spain.

Material and methods

Farm and sample selection

Livestock practices are highly standardized in intensive beef-cattle farms in NW Spain. Most (70-90%) of the feed ration consists of imported concentrate and the rest is locally produced or purchased forage; cattle are reared indoors. In contrast, livestock practices on conventional and organic farms are more variable. Although the feed consists mainly (50-90%) of mother's-milk and local forage (fresh pasture or hay), the remainder of the diet is made up of commercial concentrate. Calves can be reared in an indoor, outdoor or mixed (in and outdoor) system.

Samples were obtained from cattle from farms in the districts of Baralla (latitude 42°52', longitude 7°23'), Montederramo (latitude 42°16', longitude 7°30') and Vilalba (latitude 43°18', longitude 7°40') in Galicia. In each district, samples were obtained from animals that came from an organic, a conventional and an intensive farm in the same neighbourhood. Information on farms, including feed and general management practices, are presented in Table 1. All the components of the diet were in accordance with the practices and legislation associated with each farming system (1804/1999/EEC; 183/2005/EEC), and use of any mercury or arsenic based veterinary drugs (fungicides, wormers) was noted in the farm records.

Tissues (liver and kidney) were collected at the time the animals were slaughtered (when aged between 7 and 10 months) between summer and autumn in 2003. Samples of about 200 g were taken from the caudal lobe of the liver and the cranial half of the right kidney (including both cortex and medulla to ensure that the sample was representative of the whole organ). Samples were packed in plastic bags, immediately placed on ice, transported to the laboratory, and stored at -18°C until processed.

Soil and feed (concentrate and locally produced forage) were collected for each farm with the exception of the intensive farm in Montederramo because all forage on this farm was sourced commercially. Soil and forage samples were collected in June 2003 from representative fields on each farm. Soil samples consisted of five cores (first 15 cm depth of topsoil) taken from 1x1 m² plots from multiple fields which were then mixed into one composite sample. Representative samples of forage were obtained at the same time in each field. Samples of concentrate samples were directly collected in each farm according to a standardised sampling procedure (2005/6/EEC).

Sample analysis

Approximately 2-g sub-samples of liver and kidney were digested in 5 ml of concentrated nitric acid (Suprapur grade, Merck) and 2 ml of 30% w/v hydrogen peroxide in a microwave digestion system (Milestone, Ethos Plus, Italy). Digested samples were transferred to polypropylene sample tubes and diluted to 25 ml with ultrapure water. Arsenic (As), cadmium (Cd), mercury (Hg) and lead (Pb) concentrations were determined by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS; VGElemental PlasmaQuad SOption). An analytical quality control programme was applied throughout the study. The limit of detection in the acid digest, calculated as three times the standard deviation of the reagent blanks, were 1.0 (As), 0.1 (Cd), 0.2 (Hg) and 0.3 (Pb) µg/l. The limits of quantification, expressed as a concentration in the tissue, were calculated on the basis of the mean sample weight and volume analysed.

Analytical recoveries were determined from a certified reference material (Pig Kidney CRM 186, BCR reference materials, Belgium) that was analysed alongside the samples. The mean±SD measured (certified values in parenthesis) concentrations ($\mu\text{g}/\text{kg}$ dry weight) were 69 ± 6 (63 ± 9), for As, 2711 ± 122 (2710 ± 150) for Cd, 1852 ± 111 (1970 ± 40) for Hg and 318 ± 41 (306 ± 11) for Pb. The precision of the analytical method, calculated as the relative standard deviation of toxic metal concentrations in 10 digest of the same sample were 8.4% (As), 4.4% (Cd), 3.2% (Hg) and 10.2 % (Pb).

Pooled soil, forage and concentrate samples for each farm were oven-dried (60°C), mixed, sieved (0.5 mm diameter) and 0.5 g sub-samples were digested in triplicate in acid (3 ml concentrated nitric acid and 6 ml of hydrochloric acid for soil, 8 ml of concentrated nitric acid and 2 ml 30% hydrogen peroxide for forage and concentrate) in a microwave digestion system. Digests were analysed by ICP-MS. Limits of detection in the acid digest were 1.0 (As), 0.3 (Cd), 1.1 (Hg) and 0.4 (Pb) $\mu\text{g}/\text{l}$ for soils and 1.1 (As), 0.15 (Cd), 1.0 (Hg) and 2.4 (Pb) $\mu\text{g}/\text{l}$ for feeds. Analytical recovery, determined from certified reference materials (Forest Soil ISE 985; Barley IPE 548; Grass ISE 686; Wepal Reference Materials, Wageningen University) were between 76% and 123%.

Statistical analysis

All statistical analyses were done using the program SPSS for Windows (v.15.0). To calculate mean metal concentrations in the different tissues, non-detectable concentrations were assigned a value of half quantification limit. Normal distribution of data was checked using a Kolmogorov-Smirnov test. Data for all liver and kidney concentrations were not normally distributed and were log-transformed before analysis, and so average liver and kidney As, Cd, Hg and Pb concentrations are given as geometric means. Analysis of variance and *post-hoc* Tukey's honest significant difference (HSD) tests were used to evaluate variation in tissue metal concentrations between farms. Differences in tissue metal concentrations between the liver and the kidney were assessed using a paired t-test and intra-tissue toxic metal correlations were calculated by Spearman rank correlations. Backwards stepwise multiple regression was used to analyse the relationship between animal tissue and soil and feed toxic metal concentration. In all analyses statistical significance was taken to be indicated by $p < 0.05$.

Results

Animal tissue concentrations

The liver and kidney metal concentrations in cattle from the different farms are shown in Figure 1 and the results of the ANOVA to determine if there was significant variation between farms are presented in Table 2.

Arsenic concentrations in the tissues of calves in this study varied between non-detected and $103 \mu\text{g}/\text{kg}$ wet weight. Arsenic concentrations were significantly higher in the liver than the kidney ($t_{(117)}=9.178$, $p=0.000$, $n=118$) and tissue arsenic concentrations varied significantly between farms (Figure 1; Table 2), although there were more variability between farms for kidney than liver arsenic concentrations. Overall, arsenic residues tended to be higher in calves from Montederramo compared to animals from other regions for both the liver (23-29% higher) and the kidney (58-60% higher; Figure 1). There was no obvious pattern of differences in tissue arsenic accumulation between farms with different farming practice (Figure 1), and although intra-farm variability in arsenic liver concentrations tended to be lowest for intensive farms, this was not true for kidney arsenic (Figure 2). The ratio of liver:kidney arsenic accumulation was significantly higher ($F_{2,117}=4.437$, $p=0.014$) in intensive (3.29) than organic (2.00) and conventional (2.11) calves.

Cadmium concentrations in calf liver and kidney tissues ranged between non-detected and $189 \mu\text{g}/\text{kg}$ wet weight, and were significantly higher (up 2-fold) in the kidney than in the liver ($t_{(117)}=-10.051$, $p=0.000$, $n=118$). With the exception of the liver cadmium concentration in animals from Montederramo, calves from organic farms had the highest cadmium residues found in farms from the same region. The difference in kidney cadmium concentrations between calves from organic and intensive farms was particularly marked (41-64% higher; Figure 1). Kidney Cd

concentrations appeared to be most variable in calves from conventional farms (Figure 2). The ratio of liver:kidney cadmium accumulation was significantly higher ($F_{2,117}=31.076$, $p=0.000$) in intensive (0.715) than organic (0.376) and conventional (0.486) calves.

A large proportion (78%) of calf livers did not contain detectable amounts of mercury and concentrations in most of the livers that had detectable levels were close to the quantification limit (1-2 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Mercury accumulation in calves was significantly greater in the kidney ($t_{(117)}=-10.074$, $p=0.000$, $n=118$) and renal mercury residues tended to be higher in calves from farms in the Vilalba region (12-36% higher than mean concentrations in calves from farms in other regions), although there were no consistent significant differences between regions for farms with the same management practice.

Lead concentrations in calves in this study ranged from 4.11 to 220 $\mu\text{g}/\text{kg}$ wet weight and concentrations were on average 2-fold higher in the kidney than the liver ($t_{(117)}=-6.850$, $p=0.000$, $n=118$). Higher (2-fold) lead residues were detected in calves from Montederramo compared with animals from other regions (Figure 1) but there were no consistent differences in tissue lead concentrations that could be related to farm management practice.

Significant correlations between toxic metal concentrations in tissues in calves in our study are shown in Table 3. There were positive associations between arsenic and lead both in the liver and kidney, and between arsenic and cadmium in the kidney.

Soil and feed toxic metal concentrations

Toxic metal concentrations in soils from the different farms are presented in Table 4. Soil mercury concentrations were below the detection limit in all samples. For the other elements, soil concentrations were similar for the three farm types in each district, although, in general, there was a tendency for metal concentrations in soils on organic farms to be lower than those on conventional and intensive farms. The mean soil arsenic concentrations in farms from Vilalba were a third of those for farms from other districts.

Toxic metal concentrations in feed (forage and concentrate) are presented in Table 5. Mercury concentrations were below the detection limit in all the forage samples. For the other toxic metals, concentrations in locally produced forage tended to be more variable than concentrations in soil. There was no obvious pattern in forage metal residues with region or farm management practice, although toxic metal concentration in concentrates on two of the organic farms (in Montederramo and Vilalba) had the lowest toxic metal residues measured in concentrates in this study; toxic metal levels tended to be similar for concentrates used on conventional and intensive farms. In general, and with the exception of organic farms in Montederramo and Vilalba, arsenic and cadmium residues tended to be higher in concentrates than in local forage, whereas lead residues tended to be higher in local forage.

Relationship between soil, feed and animal tissue concentrations

The results of the backwards stepwise multiple regression model to analyse the relationship between toxic metal concentrations in soils, concentrates, forage, and proportion of concentrate in the ration (an index of the extent of grazing on local pasture) on tissue concentrations in calves are presented in Table 6. The analysis was performed by using mean value for each parameter in each farm. Neither soil nor concentrate toxic metal concentrations were significant parameters ($p>0.1$ in all cases) in the models. The proportion of concentrate in the ration was inversely related to kidney arsenic and cadmium concentrations (Figure 3) and was a significant factor in the statistical models, explaining 63 and 55% of the variability respectively. The proportion of concentrate in the diet was similarly associated with liver arsenic and cadmium residues (Figure 3) but was not a statistically significant factor. The inclusion of arsenic concentration in forage slightly improved the overall fit of the model explaining variation in kidney arsenic but it was not a significant term in the analysis. The proportion of concentrate in the ration was also important in explaining mercury assimilation. There was an inverse relationship between proportion of concentrate in the diet and liver mercury (Figure 3) and the proportion of concentrate accounted for 80% of the variability in hepatic mercury residues between calves from different farms (Figure 3). There was likewise a significant negative relationship ($R^2=0.822$, $F_{1,7}=32.3$, $p=0.001$) between the proportion of concentrate in the ration and the proportion of calves on the farm with detectable liver mercury concentrations (Figure 4).

Discussion

In general, toxic metal concentrations in beef calves in our study were low and similar to concentrations in cattle from rural areas elsewhere in the world (for reviews, see López-Alonso *et al.*, 2000; 2003a). None of the liver or kidney samples exceed the maximum regulatory limits established by the European Union for animal products (1881/2006/EEC). Our findings of low tissue concentrations of toxic metals are consistent with the fact that we found toxic metal concentrations to be low in Galician soils (see also Kabata Pendias and Pendias, 2001) and in the diets eaten by calves. The metal concentrations we detected in the diets of Galician calves are generally within the bottom part of the range of metal residues reported for ruminant feed across Europe (EFSA, 2004a,b; 2005) and, in all cases, were well below statutory maximum levels in feed materials (2002/32/EEC).

It is widely assumed that, in rural and relatively unpolluted areas, diet is the main source of metal exposure in animals (Nordberg *et al.*, 2007). Thus, it could be expected that variation between farms in toxic metal concentrations in cattle in our study might be to differences in toxic metal concentrations in the diet (forage and concentrate), and we were able to examine this statistically. Given that agronomic practices vary between organic, conventional and intensive farms (for example, organic farms have restrictions on the use of chemical fertilizers and slurries and on mineral supplementation in concentrates), we also hypothesised that toxic metal concentrations in animal feed, and thus in cattle, might be lower on organic farms, particularly compared with intensive systems. We were not able to include a statistically robust number of farms with different management practices in our study and so could not statistically test our hypothesis. However, we do explore whether there is any qualitative evidence from our data that differences in soil, forage and cattle toxic metal concentrations may be related to farm management practice.

In terms of how toxic metal concentrations in soil and cattle feed varied between farms, concentrations in soils on the organic farms in our study were generally lower than those on conventional and intensive farms from the same area, even though the farms had only recently (up to two years previously) converted from conventional practices. However, toxic metal concentrations in locally-produced forage were not generally lower on the organic farms (see also Jorhem and Slanina, 2000), perhaps because toxic metal concentrations in plants are not necessarily directly related to total metal content in soil; metal uptake by plants is affected by metal speciation, soil organic matter content, soil permeability and chemistry—mainly pH (Jorhem and Slanina, 2000; Wilkinson *et al.*, 2003). Furthermore, relatively high toxic metal concentrations in some forage can result from spurious contamination (EFSA, 2004a,b; 2005), often due to the use of fertilizers or sewage sludge, or from direct soil contamination. Unlike cattle forage, the concentrates used by all the farms in our study were not locally produced. Despite this, toxic metal concentrations tended to be lowest in concentrates used on organic farms. This may be because mineral supplementation is prohibited in organic concentrates (IFOAM, 2002) and such supplements are also one of the major sources of toxic metals for livestock (EFSA, 2004a,b).

While we detected significant differences in toxic tissue metal concentrations in calves between farms across Galicia, this was not explained by variation in metal concentrations in forage and concentrates. On the contrary, organically reared calves generally had higher tissue cadmium residues than animals from conventional and intensive systems in the same area, despite having similar or lower cadmium levels in the diet. Our results appear to contrast with those of Olsson *et al.* (2001) who reported that kidney and liver cadmium residues in cows in Sweden were significantly lower on organic than conventional farms. However, in that study, cows from both farming systems were stabled and not allowed to graze on pasture. This may be a key difference compared with the cattle in our study.

Renal arsenic and cadmium and hepatic mercury accumulation in calves in our study were inversely related to the proportion of concentrate in the ration; ie, higher tissue concentrations of toxic metals were generally found in calves that obtained more of their diet from forage—largely pasture grazing. Gustafson *et al.* (2007) likewise found that differences in essential metal concentrations between organic and conventional dairy cattle in Sweden were related more to differences in the ratios of forage:concentrate and home-grown:purchased fodder than to overall

metal concentrations in the diet. Availability (digestion and absorption) from concentrates and forage has been studied for essential metals but there is no information, as far we are aware, on the relative availability to ruminants of toxic metals from forage and concentrates. It is possible that toxic trace metals were more available from pasture grass than from concentrates to cattle in our study, but this would be unexpected given that copper, an essential trace metal, is much more readily (10x higher) absorbed by ruminants from concentrates than from grass (Suttle, 1986). It seems more likely that the higher toxic metal accumulation in grazing calves in our study could be related to soil ingestion. Grazing cattle involuntarily ingest up to 18% of their dietary dry matter as soil (the amount varies with stocking rate, length of grass and environmental conditions; Thornton and Abrahams, 1983). Thus, heavy metal concentrations in soil, which in our study were 10-1000 fold those in forage, are likely to contribute to the total metal exposure of calves. Lindén *et al.* (1999) similarly found that organic pigs had higher kidney cadmium residues than conventionally-reared animals and attributed this, at least in part, to soil ingestion.

It may seem paradoxical that the proportion of concentrate in the diet did not also significantly explain inter-farm variability in either liver arsenic and renal mercury (which accumulated higher arsenic and mercury concentrations than the kidney and liver, respectively) or hepatic cadmium. This may in part be due to differences in internal metabolism between calves from different farm systems. The ratio of liver:kidney accumulation of arsenic and cadmium was greater in intensive calves than in animals from other farm systems. Differences in toxic metal accumulation between production systems have been previously described in adult cattle (López-Alonso *et al.*, 2003b), milking cows having higher cadmium accumulation in the liver compared with beef cattle which was related to a higher hepatic metabolism for milk production. Olsson *et al.* (2001) also found that, in dairy cows, the production index (used as an indirect measure of nutritional requirement) and liver metabolism were correlated with liver but not kidney cadmium concentrations. The higher metabolic activity and blood-flow through the liver in intensively reared calves fed an energy-rich diet could partly account for their different pattern of arsenic and cadmium accumulation compared with organic and conventionally reared calves. Furthermore, toxic metal accumulation in animals can be affected by other elements in the diet (Goyer, 1995). Metabolic interactions between cadmium, copper and zinc have been reported previously in cattle (López-Alonso *et al.*, 2002) and are a consequence of the shared ability of these metals to induce metallothionein (MT) synthesis and compete for the cation binding sites of MT. Renal cadmium concentrations in calves in our study were negatively associated with hepatic copper concentrations ($R_s = -0.297$, $p = 0.001$; data not shown). The high copper supplementation in concentrates used in intensive and conventional systems (Wentink *et al.*, 1988) may have reduced cadmium accumulation by calves.

There was some indication of geographical differences in toxic metal accumulation in calves in the present study. Calves from the Montederramo district generally tended to have higher arsenic and lead residues than calves from the other regions. This was not consistent with a higher dietary metal exposure, since concentrations of both elements in soils and feed in Montederramo appeared to be similar to those in other regions (Tables 5 and 6). Although kidney arsenic residues were inversely correlated with the proportion of concentrate in the ration across all farms in our study, suggesting that the extent of grazing (and any associated soil ingestion) generally may have largely accounted for elevated kidney residues in calves, this would not explain the high tissue arsenic levels in calves from the Montederramo intensive farm. This is because these animals were reared indoors and received a low proportion of forage. The calves on this farm were given purchased forage which we were unable to obtain samples of for analysis, and it is possible that the forage contained relatively high levels of arsenic and lead, or even could have been contaminated with soil. In addition, arsenic and lead concentrations were positively correlated in calf tissues in our study (Table 3). Such associations can be due to concurrent exposure or the result of interactions during absorption, metabolism and excretion (Goyer, 1995). As far we are aware, no significant interactions between arsenic and lead have been described in the literature in cattle or in other species. Therefore, it is probable that concurrent exposure, possibly from ingestion of soil or soil contaminated-forage, may explain our results.

Renal mercury residues tended to be higher in calves from Vilalba than in animals from other districts. Mercury was undetectable in all the soil and forage samples in our study, and so we could not determine if higher mercury residues in calves in Vilalba were due higher dietary exposure. However, the results of a previous study in this region indicated that renal mercury concentrations in calves are correlated with anthropogenic point discharges from coal-fired power plants; distance downwind from the power plants explained some two-thirds of the variation in renal mercury residues in calves from different farms (López-Alonso *et al.*, 2003a). The Vilalba farms are approximately 20 km downwind of the main coal-power plant in the region whereas farms from the other regions are between 80 and 140 km upwind. Calves from Vilalba may therefore be subject to higher atmospheric mercury exposure (and associated ingestion of deposited mercury) than animals from other regions.

Finally, it is worth noting that our study suggested that there were differences in intra-farm variability in toxic metal tissue accumulation by calves. Given that the precision of the chemical analyses we conducted was good (between 3.2-10.2%), the coefficients of variation for tissue toxic metal concentrations were relatively high. As might be expected, intra-farm variation tended to be lower in intensive farms, where there is a high level of standardization in diet and other husbandry practices throughout the year. Furthermore, any effect of soil ingestion on metal exposure will be low as forage represents only a small proportion of the total diet. In contrast, intra-farm variability in tissue metal concentrations was generally highest in calves from conventional farms. Agronomic and husbandry practices are less standardized on these farms and the extent of grazing (and associated soil ingestion) will vary between animals and during the year because of variation in pasture conditions. In this context, it is notable that soil-associated lead poisoning in grazing ruminants has a seasonal pattern, with most incidents occurring in May and June (Sharpe and Livesey, 2006). The apparently lower intra-farm variability on organic than conventional farms from the same region may reflect restrictions in the statutory regulations for organic farms, such as restrictions on slurry spreading and use of chemical fertilizers which could physically contaminate pastures.

Conclusions

Our results also show that there is significant variation between farms across Galicia in the toxic tissue metal concentrations assimilated by calves. Differences in tissue metal concentrations did not occur consistently between farms from different regions or between farms with different management practices. Toxic metal accumulation in cattle in our study was highly dependent on the proportion of concentrate in the ration (an index of the extent to which animals grazed). Higher levels of toxic metal residues were found in calves that obtained more nutrition through grazing (low proportion of concentrate in the diet), and this may well be associated, at least in part, to soil ingestion when grazing.

Acknowledgements

This study was supported by the Xunta de Galicia (Spain) (PGIDT02RA6261001PR). I. B. P. is a recipient of a research fellowship (AP2003-3835) from the Ministry of Science of Spain. We would like to thank Agustín Merino for the facilities for soil collecting and Nieves Muñoz for statistical assistance.

References

- Brouwere K.D., Smolders, E., Merckx, R., 2004. Soil properties affecting solid-liquid distribution of As (V) in soils. *Eur. J. Soil Sci.* 55, 165–73.
- Council Regulation 1804/1999/EEC on Organic Livestock Production supplementing Regulation (EEC) No 2092/91 on organic production of agricultural products and indications referring thereto on agricultural products and foodstuff to include livestock production. *Official Journal L 222 24/08/1999*, pp. 0001-0028.

- Commission Directive 2002/32/EEC. Undesirable substances in animal feed. Official Journal of the European Commission L 140, pp. 10-20.
- Commission Directive 2005/6/EEC of 26 January 2005 amending Directive 71/250/EEC as regards reporting and interpretation of analytical results required under Directive 2002/32/EC. Official Journal of the European Commission L 24, pp. 33-34.
- Commission Directive 183/2005/EEC. Laying down requirements for feed hygiene. Official Journal of the European Commission L 35, pp. 1-22.
- Commission Directive 1881/2006/EEC. Setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. Official Journal of the European Commission L364, pp. 5–24.
- Cunningham, E.P. (Ed.), 2003. After BSE—A future for the European livestock sector. EAAP publication No. 108. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, The Netherlands. pp. 90.
- EFSA, 2004a. Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission related to cadmium as undesirable substance in animal feed. (Request N° EFSA-Q-2003-033). Adopted on 2 June 2004. The EFSA Journal (2004) 72, pp. 1-24.
- EFSA, 2004b. Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission related to lead as undesirable substance in animal feed. (Request N° EFSA-Q-2003-032). Adopted on 2 June 2004. The EFSA Journal (2004) 71, pp. 1-20.
- EFSA, 2005. Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission related to arsenic as undesirable substance in animal feed. (Request N° EFSA-Q-2003-031). Adopted on 31 January 2005. The EFSA Journal (2005) 180, pp. 1-35.
- Goyer, R.A., 1995. Factors influencing metal toxicity. In: Goyer, R.A., Klaassen, C.D., Walkes, M.P. (eds). Metal toxicology. San Diego: Academic Press, pp. 31-45.
- Gustafson, G., Salomon, E., Jonsson, S., 2007. Barn balance calculations of Ca, Cu, K, Mg, Mn, N, P, S and Zn in a conventional and organic dairy farm in Sweden. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119, 160-170.
- Hodges, J., 2003. Livestock, ethics and quality of life. *J. Anim. Sci.* 81, 2908–2911.
- IFOAM, 2002. IFOAM Norms. II. IFOAM Basic Standards for organic production and processing. International Federation of Organic Movements, Tholey-Theley, Germany. (<http://www.ifoam.org/standard/norms/ibs.pdf>).
- Jorhem, L., Slorach, S., Sundstrom, B., Ohlin, B., 1991. Lead, cadmium, arsenic and mercury in meat, liver and kidney of Swedish pigs and cattle in 1984-88. *Food Addit. Contam.* 8, 201-212.
- Jorhem, L., Slanina, P., 2000. Does organic farming reduce the content of Cd and certain other trace metals in plant foods? A pilot study. *J. Sci. Food Agric.* 80, 43-48.
- Kabata Pendias, A., Pendias, H. 2001. In *Trace Elements in Soil and Plants*. CRC Press, Boca Raton, F:L.
- Lindén, A., Olsson, I.-M., Oskarsson, A., 1999. Cadmium levels in feed components and kidneys of growing/finishing pigs. *J. AOAC Int.* 82, 1288.
- López Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F., 2000. Arsenic, cadmium, lead, copper and zinc in cattle from Galicia, NW Spain. *Sci. Total Environ.* 246, 237-248.
- López-Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F., 2002. Interactions between toxic and essential trace metals in cattle from a region with low levels of pollution. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 42, 165-172.
- López Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Fernández, J.A., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F., 2003a. Large-scale spatial variation in mercury concentrations in cattle in NW Spain. *Env. Pol.* 125, 173-181.
- López Alonso, M., Prieto Montaña, F., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Benedito, J.L., 2003b. Cadmium and Lead Accumulation in cattle in NW Spain. *Vet. Human Toxicol.* 45, 128-130.
- MAPA (Ministry of Agriculture, Fish and Food), 2007. (<http://mapa.es/es/ganaderia/ganaderia.htm>).
- Nordberg, G., Fowler, B.A., Nordberg, M., Friberg, L., 2007. Handbook on the toxicology of metals. (3rd edition). Academic Press.
- Olsson, I.-M., Jonsson, S., Oskarsson, A., 2001. Cadmium and zinc in kidney, liver, muscle and mammary tissue from dairy cows in conventional and organic farming. *J. Environ. Monit.* 3, 531-538.

- Plummer, F. R., Bartlett, B., 1975. Mercury distribution in laying hens fed wholemeal supplement. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 13, 324-329.
- Sharpe, R.T., Livesey, C.T., 2006. Lead poisoning in cattle and its implications for food safety. *Vet. Rec.* 159, 71-4.
- Suttle, N.F., 1986. Copper deficiency in ruminants: recent developments. *Vet. Rec.* 119, 419-422.
- Thornton, I., Abrahams, P., 1983. Soil ingestion—a major pathway of heavy metals into livestock grazing contaminated land. *Sci. Tot. Environ.* 28, 287-294.
- Wentink, G.H., Wensing, T., Baars, A.J., van Beek, H., Zeeuwen, A.A.P.A., Schotman, A.J.H., 1988. Effects of cadmium on some clinical and biochemical measurements in heifers. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 40, 131-138.
- Wilkinson, J.M., Hill, J., Phillips, C.J.C., 2003. The accumulation of potentially-toxic metals by grazing ruminants. *Proc. Nutr. Soc.* 62, 267-277.

Table 1. Details of farms analyzed in this study

	BI	BC	BO	MI	MC	MO	VI	VC	VO
housing system	indoors	indoors	indoors	indoors	outdoors	outdoors	indoors	semi- grazing with access to housing	semi- grazing with access to housing
grazing management	no grazing	no grazing	no grazing	no grazing	intensive grazing	intensive grazing	no grazing	grazing with access to housing	grazing with access to housing
farm land [ha]	45	50	38	260	65	65	27	80	25
proportion of concentrate	high	medium	low	high	medium	low	high	medium	low
purchased feed	concentrate	concentrate	concentrate	all	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate
Farm size *	120	40	31	100	131	20	140	54	33
no. sampled calves	14	14	14	14	14	8	14	14	14

* number of calves/year for intensive farms and number of reproductive cows for conventional and organic farms

Table 2. Results of the ANOVA showing differences between farms on toxic metal accumulation in liver and kidney in calves in our study

	Liver		Kidney	
As	$F_{(8,119)}=7.622$	$p=0.000$	$F_{(8,118)}=13.97$	$p=0.000$
Cd	$F_{(8,119)}=11.32$	$p=0.000$	$F_{(8,118)}=7.686$	$p=0.000$
Hg	$F_{(8,119)}=1.877$	$p=0.071$	$F_{(8,118)}=4.423$	$p=0.000$
Pb	$F_{(8,119)}=2.273$	$p=0.027$	$F_{(8,118)}=8.576$	$p=0.000$

Table 3. Correlations between toxic metals concentrations in tissues in calves in our study (n=118) by using Spearman's correlation coefficient. Only significant associations are shown

Tissue	Elements	R_s coefficient	p
Liver	As-Pb	0.208	0.020
Kidney	As-Cd	0.232	0.011
	As-Pb	0.321	0.000

Table 4. Toxic metal concentrations ($\mu\text{g}/\text{kg}$) in soils in this study

	BI	BO	BC	MI*	MO	MC	VI	VO	VC
As	19428	16488	24417	*	33542	10219	8430	4972	7578
Cd	106	149	147	*	164	185	159	220	216
Hg	ND	ND	ND	*	ND	ND	ND	ND	ND
Pb	14194	11569	22802	*	12571	14269	17033	13058	15216

* MI soil was not collected.

Table 5. Toxic metal concentrations in feed (concentrate and local forage in µg/kg DM) in the farms of this study

	BI	BO	BC	MI	MO	MC	VI	VO	VC
Concentrate									
As	378	243	148	104	71	203	197	27	198
Cd	46	201	120	200	23	35	47	62	97
Hg	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Pb	447	362	214	329	177	282	263	162	486
Local forage									
As	27	50	103	*	125	62	80	41	27
Cd	45	35	39	*	51	32	68	65	43
Hg	ND	ND	ND	*	ND	ND	ND	ND	ND
Pb	709	178	360	*	611	377	1863	794	281

* MI forage was not collected.

Table 6. Summary of the regression models (backwards stepwise multiple regressions) for the influence of toxic metal concentrations in soils, concentrates, forage and proportion of concentrate in the ration on tissue concentrations. Only the statistically significant models are shown

Dependent variable	Independent variables	R ²	F	P	Coefficients	t	p
As kidney	As forage	0.780	F _(2,7) =5.775	0.050	As forage	1.019	0.355
	prop. concentrate				ratio C:R	-2.436	0.059
	prop. concentrate	0.635	F _(1,7) =10.442	0.018	ratio C:R	-3.231	0.018
Cd kidney	prop. concentrate	0.557	F _(1,7) =7.608	0.033	ratio C:R	-2.758	0.033
Hg liver	prop. concentrate	0.806	F _(1,7) =24.446	0.002	ratio C:R	-4.995	0.002

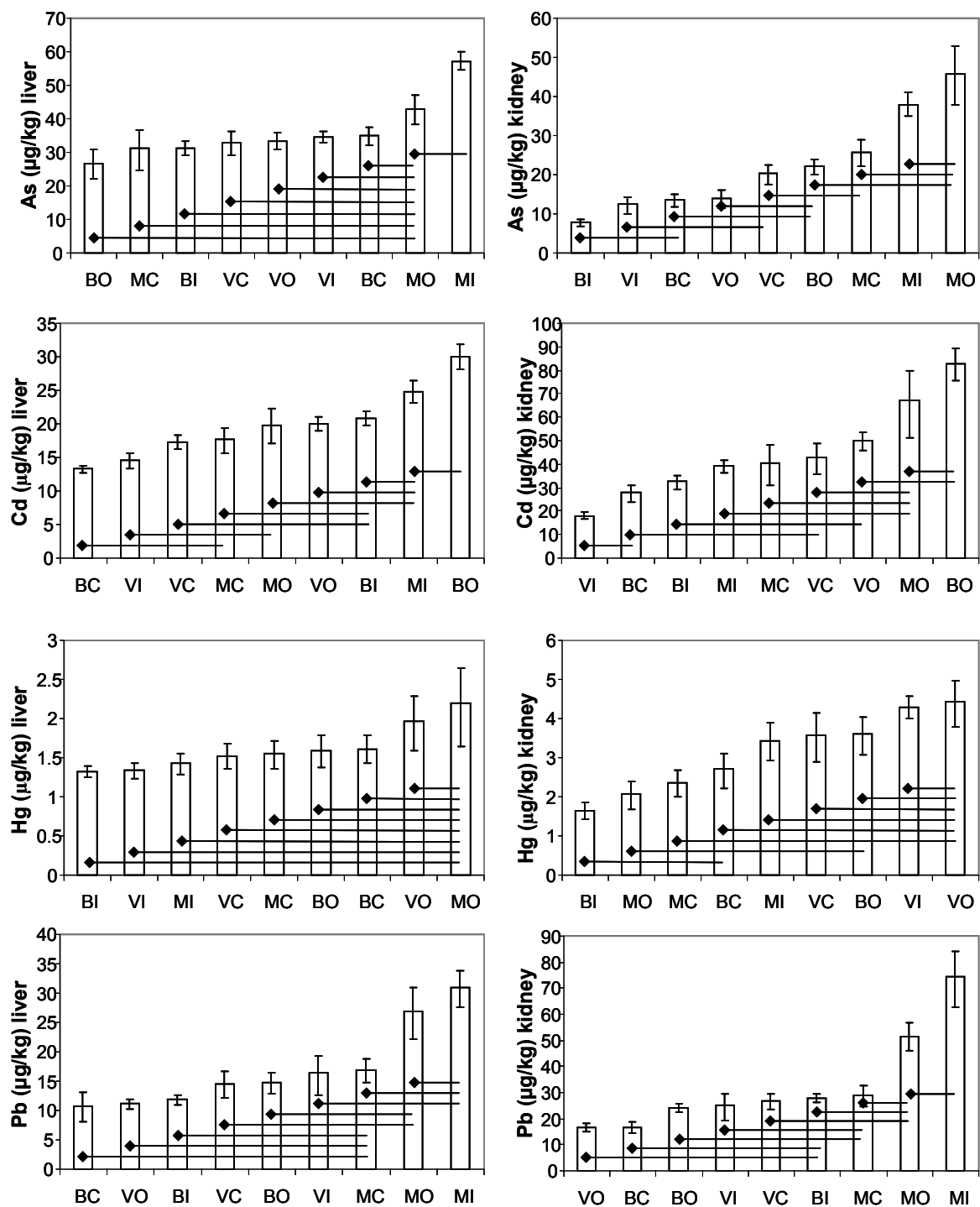


Figure 1. Bar chart showing liver and kidney toxic metal concentrations (expressed as geometric means and geometric standard error, $\mu\text{g/kg}$ wet weight) in cattle in this study. Abbreviations for farms are as follows B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Conventional, I: Intensive, O: Organic. Crossing lines represent groups of pair of farms without significant difference at $p < 0.05$.

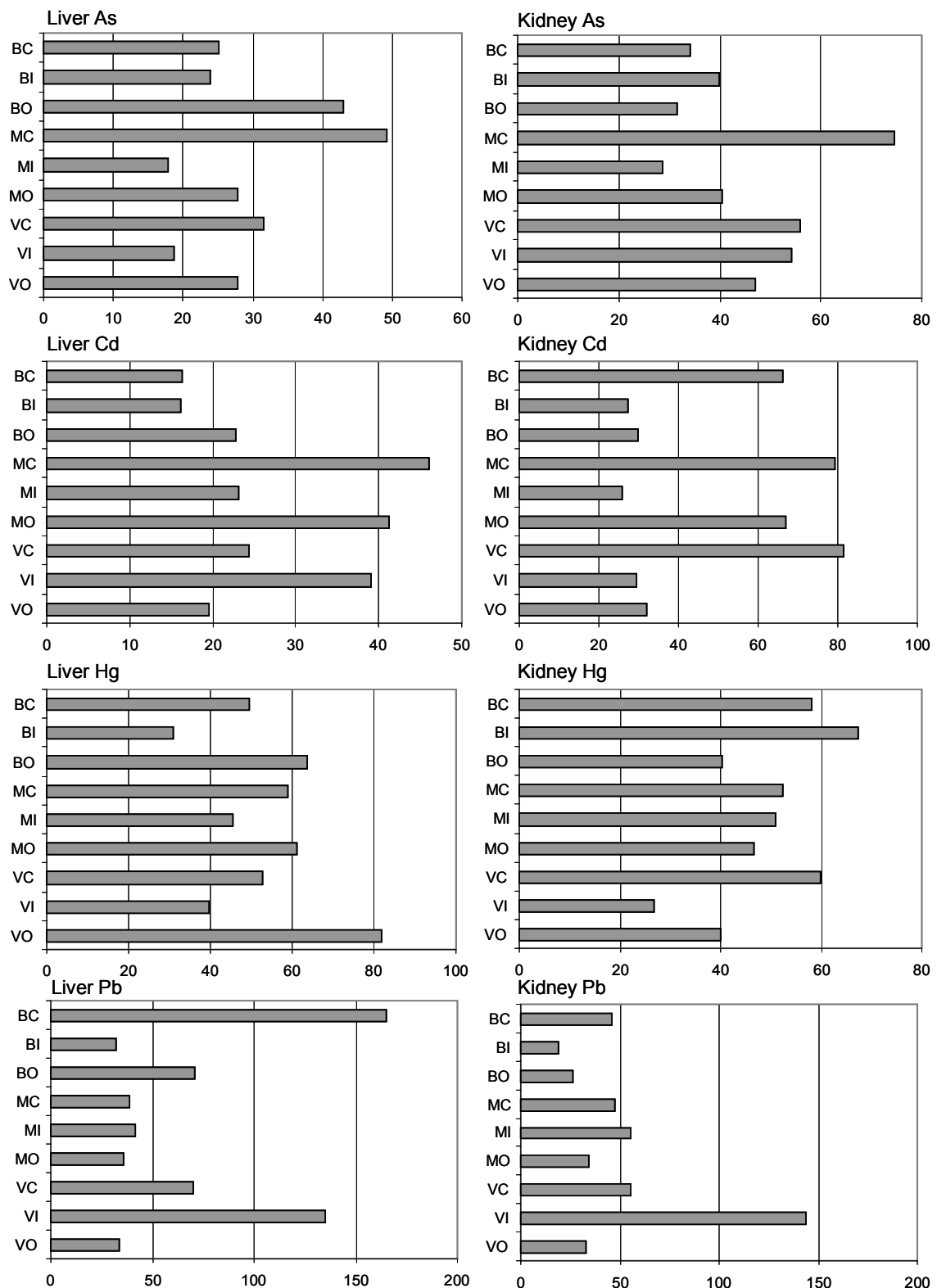


Figure 2. Coefficients of variation for toxic metal concentrations in liver and kidney in the farms considered in this study. Abbreviations for farms are as follows B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Conventional, I: Intensive, O: Organic.

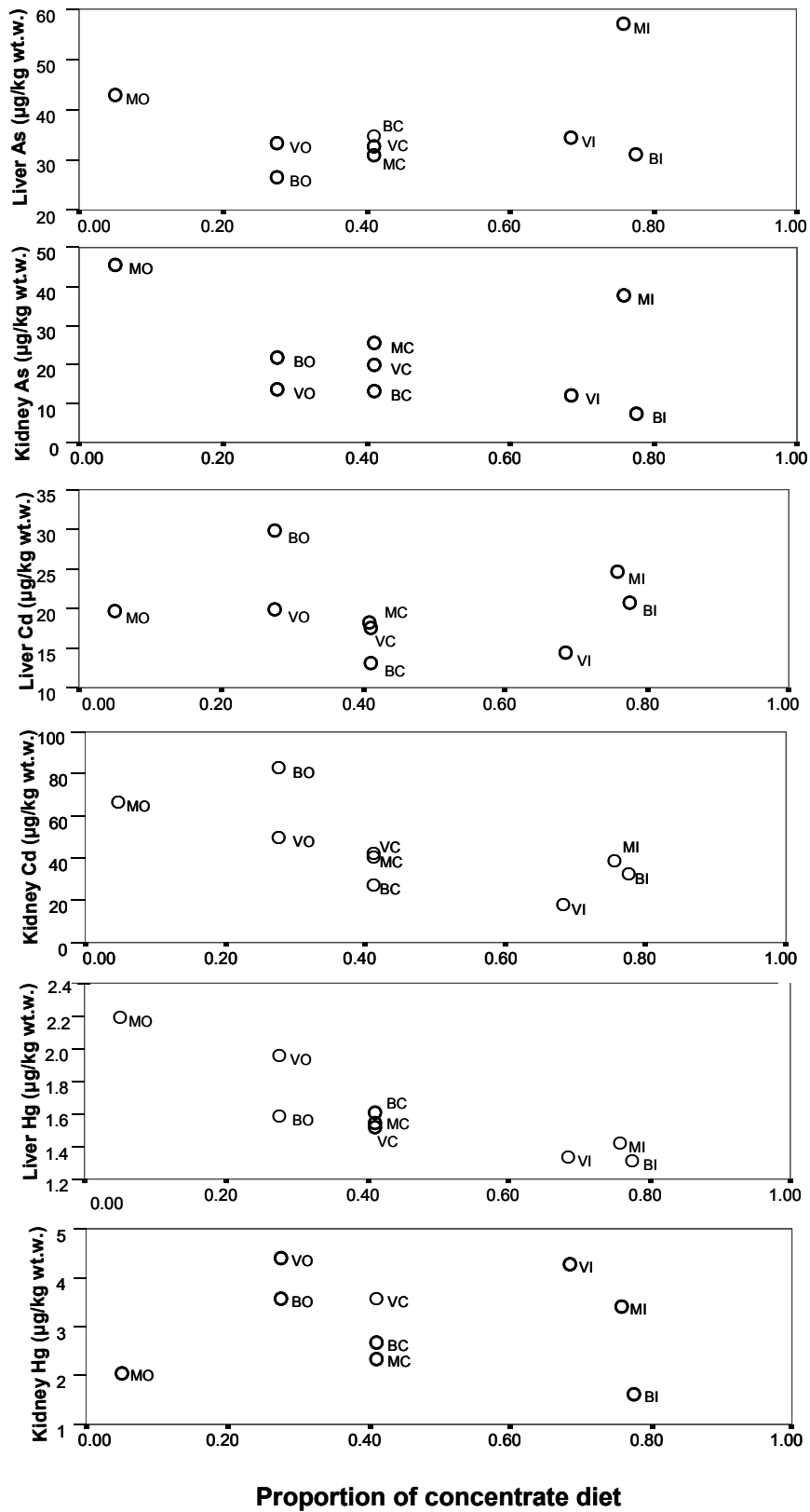


Figure 3. Scatterplot showing the relationship between toxic metal residues in calves and the proportion of concentrate in the diet in the farms in our study. Abbreviations for farms are as follows: B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Conventional, I: Intensive, O: Organic.

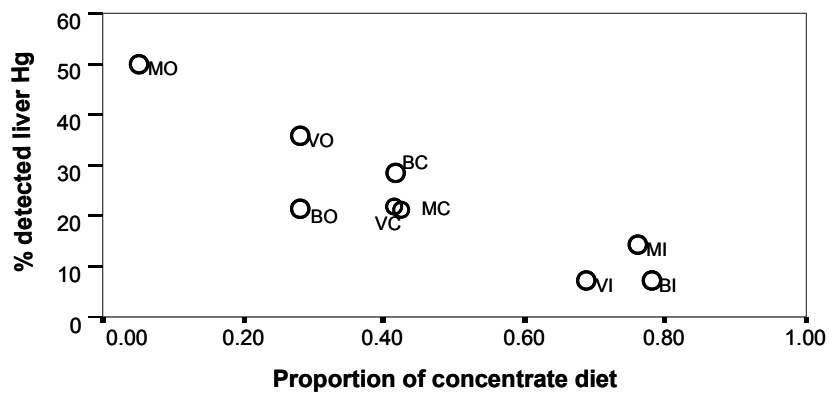


Figure 4. Scatterplot showing the relationship between the proportion of samples with detected mercury residues in the liver and the proportion of concentrate in the diet in the farms in our study. Abbreviations for farms are as follows B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Conventional, I: Intensive, O: Organic.

Manuscript Number: LIVSCI-D-08-1369

Title: Factors affecting on trace element status in calves in NW Spain

Article Type: Research Paper

Keywords: trace metals; beef-cattle; husbandry practices; concentrate; trace metal deficiency; copper toxicity

Corresponding Author: Miss Marta López-Alonso, Ph.D.

Corresponding Author's Institution: Universidade de Santiago de Compostela

First Author: Isabel Blanco-Penedo, Ms.D.

Order of Authors: Isabel Blanco-Penedo, Ms.D.; Richard F Shore, Ph.D.; Marta Miranda, Ph.D.; José L Benedito, Ph.D.; Marta López-Alonso, Ph.D.

Manuscript Region of Origin: SPAIN

Abstract: The aim of the present study was to determine how trace metal concentrations in beef-cattle in NW Spain varies between farms (including farms that have intensive, conventional and organic management practices) and to determine what the likely major causes of such variation are. Soil, feed (forage and concentrate) and animal tissue (liver and kidney; n=165) samples were collected from three neighbouring farms in each of three districts in Galicia (9 farms in total). Trace metal concentrations (Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Se and Zn) of digested samples were determined by ICP-MS/OES. Farm husbandry practices that involved use of a high proportion of in-farm produced forage and low/no mineral supplementation, as typically practiced by organic farms, were associated with mineral deficiencies or physiological imbalances in calves. Strict management of the feed ration is needed to avoid sub-clinical or marginal deficiencies which are difficult to diagnose clinically but can cause physiological stress and decreased production. The widely practiced mineral supplementation of concentrates on intensive and conventional systems guarantees that the physiological trace element requirements of calves are met, even when concentrates comprise a relatively low proportion of the diet. However, because of the particular susceptibility of ruminants to chronic

Factors affecting on trace element status in calves in NW Spain

Abstract

The aim of the present study was to determine how trace metal concentrations in beef-cattle in NW Spain varies between farms (including farms that have intensive, conventional and organic management practices) and to determine what the likely major causes of such variation are. Soil, feed (forage and concentrate) and animal tissue (liver and kidney; n=165) samples were collected from three neighbouring farms in each of three districts in Galicia (9 farms in total). Trace metal concentrations (Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Se and Zn) of digested samples were determined by ICP-MS/OES. Farm husbandry practices that involved use of a high proportion of in-farm produced forage and low/no mineral supplementation, as typically practiced by organic farms, were associated with mineral deficiencies or physiological imbalances in calves. Strict management of the feed ration is needed to avoid sub-clinical or marginal deficiencies which are difficult to diagnose clinically but can cause physiological stress and decreased production. The widely practiced mineral supplementation of concentrates on intensive and conventional systems guarantees that the physiological trace element requirements of calves are met, even when concentrates comprise a relatively low proportion of the diet. However, because of the particular susceptibility of ruminants to chronic copper toxicity, particular care must be taken when concentrates are supplemented above physiological requirements.

Keywords: trace metals; beef-cattle; husbandry practices; concentrate; trace metal deficiency; copper toxicity.

Introduction

Increasing intensification of animal production is designed to achieve high productivity at relatively low cost but can lead to marked environmental stresses on livestock. This potential compromise on welfare has partly led to the creation of alternative organic livestock husbandry which places a priority on animal welfare (Sundrum, 2001; Sehested et al., 2003). Organic farms utilise practices designed to meet the physiological and behavioural requirements of livestock and involve maintaining animals on good-quality, organically grown, feedstuffs (IFOAM, 2002; Lund, 2006). It is possible to achieve these objectives using a variety of husbandry approaches, although, in most cases, organic farms use practices that are similar to those of traditional, conventional farms in the same region.

Provision of adequate levels of trace metals in cattle diet is essential to promote growth and maintain animals in good health (Jondreville et al., 2003). On intensively managed farms, mineral supplements are incorporated into concentrates and this generally ensures that animals receive the required intake of minerals (Chládek and Zapletal, 2007). Concentrate rations are often formulated with large "safety margins" so that nutrient intakes largely exceed requirements. However, trace metals that are included as mineral supplements may have toxic effects at supra-optimal concentrations (Underwood and Suttle, 2002). For example, chronic Cu toxicity in cattle has been associated with excessive Cu intake in the concentrate ration, as well as with changes in the type and bioavailability of dietary Cu supplements (Galey et al., 1991; Laven et al., 2004). In addition, supplementing diets at concentrations in excess of requirement greatly increases mineral loss in cattle waste, and so should be avoided to prevent possible environmental problems associated with run-off from waste or application of cattle waste to soil (Vasconcelos et al., 2006).

In contrast to intensively managed farms, conventional and organic farms generally use locally produced or on-farm produced roughage (mainly pasture) as the main source of cattle feed. This type of diet can be associated with imbalances in the diet, including mineral deficiency in areas where soils have a low mineral content or bioavailability (Sundrum, 1997; Underwood and

Suttle, 2002; Hayashida et al., 2004). While mineral or nutritional deficiencies can be corrected by including concentrates in the diet, organic farms can only give cattle organic feed and 60% of the food ration must consist of on-farm roughage; the use of mineral supplements is restricted. This means organic farms must practice highly efficient grazing management (Kuusela and Khalili, 2002) and ensure the quality of purchased organic animal feeds if they are to achieve a balanced dietary intake for livestock (Bard, 2006).

In NW Spain, beef cattle production is the most important form of agriculture (MAPA, 2007). In this region, cattle were traditionally produced on many small farms, which provided on-farm sources of cattle feed derived from local crops. In the 1980s, calves began to be produced on specialised intensive farms, where animals were fed imported or purchased concentrates to promote rapid growth. These changes, from traditional, conventional practices to intensive industrial production, were associated with a huge increase in production. In the last few years, however, there has been a growth in the number of organic farms in the region, mostly a result of conventional farms adapting their practices (1804/1999/EEC). Such changes in farming practice might be expected to affect the trace element status of cattle on farms across Galicia.

The accumulation of trace metals by cattle and cattle products in NW Spain has been investigated previously and found to vary with soil chemistry, co-exposure to toxic metals, and with certain farming practices such as the spreading of pig slurry (López Alonso et al., 2000; 2002a,b). These studies were only based on cattle from conventional farms in Galicia and so did not assess the type of variation in exposure and assimilation likely to result from major differences in farming practices. The aim of the present study was to determine how trace metal concentrations in beef-cattle in NW Spain varies between farms that including establishments that practice intensive, conventional and organic management, and to determine what are the likely major causes of any variation.

Materials and methods

Farm selection

Livestock practices are highly standardized on intensive beef-cattle farms in NW Spain. The feed ration consists of an imported/purchased concentrate (70-90%) and a low proportion of locally produced or purchased roughage (10-30%) and animals are maintained indoors. In contrast, livestock practices on conventional and organic farms are more variable. Although the feed consists mainly (50-90%) of mother's-milk and local forage (fresh pasture or hay), the rest of the diet is made up of commercial concentrate. Calves can be reared in indoor, outdoor or mixed (in/outdoor) systems.

Samples were obtained from cattle from farms in the districts of Baralla (latitude 42°52', longitude 7°23'), Montederramo (latitude 42°16', longitude 7°30') and Vilalba (latitude 43°18', longitude 7°40') in Galicia. In each district, samples were obtained from animals that came from an organic, a conventional and an intensive farm in the same neighbourhood. Information of farms including feed and general management practices are presented in Table 1. All the components of the diet were in accordance with the practices and legislation associated with each farming system (1804/1999/EEC; 183/2005/EEC).

Tissues (liver and kidney) were collected at the time the animals were slaughtered (when aged between 7 and 10 months) between summer and autumn in 2003. Samples of about 200g were taken from the caudal lobe of the liver and the cranial half of the right kidney (including both cortex and medulla to ensure that the sample was representative of the whole organ). Samples were packed in plastic bags, immediately placed on ice, transported to the laboratory, and stored at -18°C until processed.

Soil and feed (concentrate and locally produced forage) were collected for each farm with the exception of the intensive farm in Montederramo because all forage on this farm was sourced commercially. Soil and forage samples were collected in June 2003 from representative fields on each farm. Soil samples consisted of five cores (first 15 cm depth of topsoil) taken from 1x1 m² plots in multiple fields which were then mixed into one composite sample. Representative samples of forage were obtained at the same time in each field. Samples of concentrate

samples were directly collected in each farm according to a standardised sampling procedure (2005/6/EEC).

Sample analysis

Approximately 2 g sub-samples of liver and kidney were digested in 5 ml of concentrated nitric acid (Suprapur grade, Merck) and 2 ml of 30% w/v hydrogen peroxide in a microwave digestion system (Milestone, Ethos Plus, Italy). Digested samples were transferred to polypropylene sample tubes and diluted to 25 ml with ultrapure water. Elements present at very low concentrations (cobalt [Co], chromium [Cr] and nickel [Ni]) were determined by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS; VGElemental PlasmaQuad SOption) whereas elements at higher concentrations (copper [Cu], iron [Fe], manganese [Mn], molybdenum [Mo], selenium [Se] and zinc [Zn]) were determined by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-OES; Perkin Elmer Optima 4300 DV). An analytical quality control programme was applied throughout the study. The limits of detection in the acid digest were calculated as three times the standard deviation of the reagent blanks (Table 2). The limits of quantification, expressed as a concentration in the tissue, were calculated on the basis of the mean sample weight and volume analysed. Analytical recoveries were determined from a certified reference material (Pig kidney CRM 186, BCR Reference Materials, Belgium) analysed alongside the samples. The results are given in Table 2 and show acceptable agreement between the measured and certified values. The CRM only had indicative values for Cr and Ni but there was good agreement between our results and the indicative values. The CRM was not certified for Co and Mo and analytical recoveries in our study were determined using spiked samples (n=10) at a level that gave absorbance values that were generally 2-10 times greater than the normal levels in the various tissues. Mean recoveries were 91% and 97% respectively. The precision of the analytical method, calculated as the relative standard deviation (RSD) of metal concentrations in 10 digest of the same sample were between 4.4 and 14.4 %.

Pooled soil, forage and concentrate samples for each farm were oven-dried (60°C), mixed, sieved (0.5 mm diameter) and 0.5 g subsamples were digested in triplicate in acid (3 ml concentrated nitric acid and 6 ml of hydrochloric acid for soil, 8 ml of concentrated nitric acid and 2 ml 30% hydrogen peroxide for forage and concentrate) in a microwave digestion system. Digests were analysed by ICP-MS or ICP-OES. All trace element concentrations were above the detection limits in samples except for Se (10 µg/ml). Analytical recoveries, determined from certified reference materials (Forest Soil ISE 985; Barley IPE 548; Grass ISE 686; Wepal Reference Materials, Wageningen University) were between 82 and 118%.

Statistical analysis

All statistical analyses were done using the program SPSS for Windows (v.15.0). To calculate mean metal concentrations in the different tissues, non-detectable concentrations were assigned a value of half quantification limit. Normal distribution of data was checked using a Kolmogorov-Smirnov test. Data for all liver and kidney concentrations were not normally distributed and were therefore log-transformed before analysis, so average liver and kidney trace metal concentrations are given as geometric means. Analysis of variance and Tukey's honest significant difference (HSD) *post-hoc* tests were used to evaluate variation in tissue metal concentrations between farms. Differences in tissue metal concentrations between the liver and the kidney were assessed using a paired t-test. Backwards stepwise multiple regression was used to analyse the relationship between animal tissue and soil and feed toxic metal concentration. In all analyses statistical significance was taken to be indicated by $p < 0.05$.

Results

Animal tissue concentrations

With the exception of Ni, trace metal concentrations in the liver and kidney were significantly different ($p=0.000$ in all cases), with concentrations higher in the liver than in the kidney except for Fe and Se. The mean trace metal concentrations in the liver and kidney in calves from different farms are presented in Figures 1 and 2 respectively.

In terms of overall trace metal nutrition, 13% of calves had hepatic Cu concentrations that were below the safe-adequate range (25-100 mg/kg wet wt.; Puls, 1994). Almost all (95%) of these animals were from the organic farms of Montederramo (MO) and Baralla (BO). In contrast, nearly half (42.4%) of all the calves we analysed had liver Cu concentrations that exceeded this range, and most were from intensive (57.7%) and, to a lesser extent conventional (33.8%) farms. A high proportion of calves from the MO farm had tissue Se concentrations that were within the marginal range (liver: 0.12-0.25 mg/kg wet wt, 50% of MO calves; kidney: 0.40-1.00 mg/kg wet wt., 88% of MO calves). These animals similarly suffered a incidence of poor Co nutrition with 38% and 12% of calves with liver and kidney Co concentrations, respectively, that were within the marginal-deficient range (liver: 20-85 µg/kg wet wt; kidney: < 14 µg/kg wet wt). Manganese nutrition was relatively poor in calves from all farms in that 32% of animals overall had marginal liver Mn concentrations (liver: 1.5-3.0 mg/kg wet wt.) and most (85%) had marginal renal Mn levels (0.93-1.2 mg/kg wet wt). Between approximately a half to two thirds of samples had Ni concentrations below the quantification limit (which was above the marginal range), and so Ni status could not be evaluated in most animals. However, calves that had detectable tissue Ni levels mostly had liver and/or kidney concentrations that were between the marginal and adequate range. For the other trace metal analysed in this study, mean concentrations were within the adequate-safe ranges and less than 10% of sampled animals had concentrations within the deficient or excessive range for cattle tissues (Puls, 1994).

The results of the ANOVA to determine if there was significant variation between farms in tissue trace metal concentrations are presented in Table 3. There were statistically significant differences between farms for most liver and kidney trace metal concentrations. Calves from the MO farm had significantly lower hepatic Cu and Mo concentrations and lower renal Co and Cu than calves from the other farms. Hepatic Cu concentrations in calves from the BO farm were also significantly lower than those in calves from all other farms except the MO farm (Figure 1). With the exception of Cr and Fe, there was no obvious pattern in the differences in liver and kidney trace metal concentrations between farms with different farming practice. Tissue concentrations of Cr and Fe tended to be lower in calves from intensive farms and higher in organic calves.

When intra-farm variability in liver and kidney trace metal concentrations was examined, the coefficient of variation (CoV) for most elements (Co, Fe, Mn, Mo, Se and Zn) was generally low ($\leq 20\%$ in the liver and generally $<20\%$ in the kidney; Figure 3), although variability in liver Co, Fe and Se tended to be relatively high in calves from the MO farm. Compared with other metals, the CoV for hepatic Cu was generally high (around 40% in most farms) and very elevated (160%) in calves from the MO farm. The CoVs for hepatic and renal Ni and renal Cr were two-fold those for the other metals in most farms.

Soil and feed trace metal concentrations

Trace metal concentrations in soils in this study are presented in Table 4. For most elements lower concentrations were found in the Montederramo district compared to Baralla and Vilalba, where mean trace metal concentrations in soils tended to be similar. Trace metal concentrations determined in our study were consistent with the data of the Geochemical Atlas of Galicia (Xunta de Galicia, 1992). Within geographical regions, there was moderate variation in soil element concentrations that were within the ranges shown in the Geochemical Atlas, and no obvious differences between farms with different management regimes, except for Cu concentrations in the soil of the organic farms in Baralla and Montederramo that were up to 3 and 7 times lower than on the intensive and conventional farms in the same area.

Trace element concentrations in feed (forage and concentrate) are presented in Table 5. In general, trace metal concentrations in forage were within the range described in the literature as adequate (Puls, 1994; Nicholson et al., 1999; Kabata Pendias and Pendias, 2001; Underwood and Suttle, 2002). There were no apparent differences in forage trace metal content between geographical regions although forage Cu, Zn and Mn concentrations in Montederramo were slightly higher compared with those in other zones. Within regions, there were no consistent differences between intensive, conventional or organic farms. Trace metals concentrations tended to be more variable in purchased concentrates than in forage (Table 5). Concentrations of most trace elements tended to be lowest in the concentrates used on the organic farms in

Montederramo and Vilalba, although the trace metal content in the organic concentrate used on the BO farm was much higher and very similar to that in concentrates used by the intensive and conventional farms. Trace element concentrations in concentrates used by intensive and conventional farms had mineral concentrations up to 12 times higher than those in local forage.

The trace metal dietary intake of calves was estimated from the measured metal concentration in forage and concentrates and the amounts of concentrate and forage eaten per day by calves. We evaluated the extent to which the intake of calves on the different farms in our study met the nutritional mineral requirements of calves, as established by NRC (2001) for Cu, Fe, Mn and Zn. No mineral requirements have been established for Cr, Mo and Ni. We estimate that the mineral requirements of calves were met for all the trace elements we measured, except for Cu in calves from organic farms (% of estimated requirement that was met was 68%, 70% and 76% on the VO, BO and MO farms, respectively). Concentrates were the main contributor to mineral intake, and in general minerals from concentrates alone guaranteed that the physiological requirements were met, except for Cu on most farms in our study and for the other trace elements (Fe, Mn and Zn) on the organic farms of Montederramo and Vilalba. Mineral intake never exceeded maximum tolerable concentrations for cattle (NRC, 2001).

Relationship between soil, feed and animal tissue concentrations

The results of the backwards stepwise multiple regression model to analyse the relationship between trace metal concentrations in soils, feed (forage and concentrate), the proportion of concentrate in the ration (an index of the extent to which animals grazed) and animal tissue concentrations are presented in Table 6. The Cu concentration in concentrates explained up to 80% of the variability in hepatic Cu accumulation in calves in our study (Figure 4); calves that consumed more concentrate had significantly higher liver Cu concentrations. In contrast, the proportion of the concentrate in the ration was negatively and significantly associated with hepatic and renal Fe concentrations, animals receiving low proportion of concentrate feed having higher Fe stores in both tissues (Figure 5). Mn concentration in the soil explained up to two-thirds of the variability in liver Mn concentrations in calves in our study (Figure 6).

Discussion

Cu deficiency in cattle is a rather common disorder worldwide, and cattle diets are regularly supplemented with high Cu concentrations (up to 50 mg/kg dry matter (DM)), well above physiological requirements (10 mg/kg DM; NRC, 2001). Such high Cu supplementation has in some cases been justified because of the many interactions that have been reported for Cu with other elements (Blanco-Penedo et al., 2006). Furthermore, the daily copper requirements of cattle are particularly strongly dependent on Mo and sulphur in the diet (Underwood and Suttle, 2002). In our study, we found that the Cu status of calves, as primarily determined from their liver Cu concentrations, varied significantly between farms and that this variation was largely associated with the proportion of concentrates that animals were fed. The estimated Cu concentration in the total diet was below the physiological requirements for calves on all of the organic farms in our study, although marginal/suboptimal levels of liver Cu were only marked in animals from MO farm. These animals were mostly fed local forage (90% of the diet). The percentage of Cu concentrate in the total diet was higher ($\geq 30\%$) in all other farms and Cu is more bioavailable from concentrates than from forage (Suttle, 1986). Our results therefore suggest that assessing whether dietary intake meets physiological requirement on the basis of total dietary Cu concentration is imprecise, probably because it does not account for differences in Cu bioavailability. Our results also indicate that calves fed few concentrates, as is likely to occur on organic farms, are susceptible to Cu deficiency. In the present study, the relatively low dietary Cu:Mo ratio on the MO farm may have also contributed to the lower Cu status in calves since levels of Mo determine Cu requirements (Underwood and Suttle, 2002). The lower Cu liver concentrations of calves from the BO farm compared with the VO farm was unexpected as calves on both farms had similar estimated total Cu intakes and similar proportions of concentrate in the diet. These differences may be due to negative interactions with other elements in the ration: Mo, sulphur and Zn dietary concentrations were 18%, 26% (data not shown) and 49% higher on the farm BO than the VO farm.

Calves from the MO farm also tended to be deficient in Co and Se. Poor Co nutrition was unexpected given that the Co concentration in forage appeared to be similar to that on other farms and the estimated total dietary intake of Co (139 µg/kg) was well above physiological requirements (20 mg/kg DM; NRC, 2001). However, the concentration of Co in concentrate was 0.5-10 fold lower on the MO farm than on other farms and the low Co status of calves from the MO farm may reflect low Co bioavailability from forage. In terms of Se nutrition, all the feed samples analysed in our study were below the quantification limit for Se (0.5 mg/kg DM), which is well above the physiological requirements for growing and finishing cattle (0.1 mg/kg DM; NRC, 2001). Thus, it was not possible for us to evaluate if low Se ingestion was the cause of the poor Se status of calves from the MO farm.

In contrast to deficiencies, excessive trace element intakes can also be harmful. High Cu intakes (due to excessive Cu supplements in concentrates) can lead to chronic Cu accumulation in ruminants. Cattle were previously thought to be relatively tolerant of Cu accumulation compared to sheep, and reports of Cu poisoning were, until recently, somewhat rare. In the last few years, however, an increasing number of episodes of Cu toxicity have been reported in cattle (Bidewell et al., 2000; VLA, 2001), even at liver Cu concentrations well below those regarded as toxic (Perrin *et al.*, 1990; Gummow 1996). It has also been reported that dietary supplements that lead to accumulation of liver Cu concentrations only slightly above normal (around 125 mg/kg wet wt.) have adverse impacts on animal performance in terms of reduced feed intake and average daily weight gain (Engle and Spears, 2000). In most cases, toxicity in cattle is associated with excessive Cu intake in the ration, as well as with changes in the type and bioavailability of dietary Cu supplements (Galey et al., 1991; Laven et al., 2004). In our study, Cu concentrations in the concentrate explained most of the variability in liver Cu accumulation in calves. Our results demonstrated that excessive Cu accumulation can be particularly prevalent in intensively reared calves, because Cu mineral supplementation in concentrate feed is generally high and comprises most of the diet. However, our results also show that Cu intake by calves can be excessive on traditional conventional farms, where the amount of concentrates given to calves is generally lower, but levels of Cu supplementation in the concentrate can be high. It is possible that the relatively high Cu concentrations found in some concentrate feed samples could be due to a high Cu content in the ingredients. This is likely to have been the case with the organic concentrate feed in Vilalba (VO farm) in our study, since mineral supplementation of organic concentrates is forbidden.

High Cu supplementation of concentrates can also affect the soils of intensive and conventional farms. Excess dietary Cu that is not absorbed by the animal is excreted in the faeces, producing Cu-enriched manures (Jondreville et al., 2003). When these manures are used as fertilizers in the pastures for cattle grazing or hay/forage production, they can lead to increased soil Cu concentrations (Poulsen, 1998; Bengtsson et al., 2003) and toxic effects in plants and micro-organisms (Coppenet et al., 2003). Our results were consistent with these earlier studies in that there was a positive (but not quite significant) association between concentrate and soil Cu concentrations on the conventional and intensive farms in our study (one tailed test using Pearson's correlation coefficient, $r=0.766$, $p=0.066$, $n=5$). Copper is perhaps the micronutrient that best exemplifies the conflict between short-term animal welfare (that may involve providing supplements in feed) and the long term sustainability of soil fertility (Gustafson et al., 2007).

The husbandry practises related to grazing in organic systems may have a positive or beneficial effect on the status of other elements, such as Fe. Iron concentrations in both the liver and kidney of calves raised on the three organic farms were the highest amongst those measured in our study, even though dietary Fe concentrations were not exceptionally high. The significant negative association between Fe concentrations in the liver and kidney and the proportion of concentrate in the diet (Figure 5) suggests that organic calves assimilated high levels of Fe through grazing. This most likely reflects ingestion and assimilation of Fe from soil, as it has been reported previously that highly variable Fe concentrations found in forage are probably caused by soil contamination (NRC, 2001). Although soil Fe may be less bioavailable than Fe in diet, soil concentrations were between approximately 30 and 230 times higher in soil than in forage or concentrate in our study (Tables 4 and 5), and it has been shown that a significant amount of Fe from various types of soil is soluble in ruminal fluid (Healy, 1972).

It is noteworthy that the concentrates used on conventional and intensive farms in our study had (up to 12 fold) higher trace metal concentrations than forage. The concentrations of most trace metals in the constituent ingredients of concentrates are generally lower than those in forage (Underwood and Suttle, 2002). Thus, the main sources of trace metals in the non-organic concentrates in our study were probably mineral supplements (see also Li et al., 2005). Such supplements can compensate for mineral deficiencies in forage. We estimated that, on our conventional and intensive farms, provision of even relatively small proportions of concentrate in the diet (30% on the conventional farms) was sufficient to ensure calves met their trace element requirements. The relatively low intra-farm variability (Figure 3) in calves for the trace elements present in concentrate supplements (all metals analysed in this study except Mo, Ni and Cr) also suggests that supplemented concentrates provide a stable or homogenous source of trace minerals to calves. In contrast, trace metal levels in the concentrates used on two of the three organic farms in our study were generally low and did not guarantee adequate trace metal nutrition when the mineral content in the forage was low. Any deficiency in mineral intake may also have been exacerbated at other times of the year as trace metal concentrations in pasture vary seasonally (Griffiths et al., 2000; Socha et al., 2002; Underwood and Suttle, 2002). Our results are consistent with the findings of Coonan et al. (2003) who reported that mineral and trace element supplements were an essential part of a dietary regime for organic dairy cattle which were identified as at potential risk from Cu, Zn, iodine and Se deficiency. We therefore conclude that organic farms are likely to need to use trace element supplements, and/or concentrates fortified with trace minerals, particularly in regions where forage is naturally deficient in trace elements (see also Govasmark, 2005).

Conclusion

Our results indicate that farm husbandry practices that involve use of a high proportion of in-farm produced forage and low or no mineral supplementation, as typical practiced on organic farms, can lead to mineral deficiencies or physiological imbalances in calves. Strict management of the feed ration is needed to avoid sub-clinical or marginal deficiencies which can be difficult to diagnosis but can cause physiological stress and decreased production. The widely practiced mineral supplementation of concentrates on intensive and conventional systems guarantees that the physiological trace element requirements of calves are met, even when concentrates comprise a relatively low proportion of the diet. However, because of the particular susceptibility of ruminants to chronic Cu toxicity, especial care must be taken when concentrates are supplemented above physiological requirements.

Acknowledgements

This study was supported by the Xunta de Galicia (Spain) (PGIDT02RA6261001PR). I. B. P. is a recipient of a research fellowship (AP2003-3835) from the Ministry of Science of Spain. We would like to thank Agustín Merino for the facilities for soil collecting and Nieves Muñoz for statistical assistance.

References

- Bard, P.W., 2006. Requerimientos de formación para los veterinarios que trabajan en ganadería ecológica. Ganadería ecológica en el sur de Europa. 1ª Conferencia Internacional. SEAE, Zamora, pp. 145-148.
- Bengtsson, H., Öborn, I., Jonsson, S., Nilsson, I., Andersson, A., 2003. Field balances of some mineral nutrients and trace elements in organic and conventional dairy farming—a case study at Öjebyn, Sweden. *Eur. J. Agron.* 20, 101-116.
- Bidewell, C.A., David, G.P., Livesey, C.T., 2000. Copper toxicity in cattle. *Vet. Rec.* 147, 399-400.
- Blanco-Penedo, I., Cruz, J.M., López-Alonso, M., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Bedito, J.L., 2006. Influence of copper status on the accumulation of toxic and essential metals in cattle. *Env. Int.* 32, 901-906.

- Chládek, G., Zapletal, D., 2007. A free-choice intake of mineral blocks in beef cows during the grazing season and winter. *Livest. Sci.* 106, 41-46.
- Council Regulation 1804/1999/EEC of 19 July 1999 supplementing Regulation (EEC) No 2092/91 on organic production of agricultural products and indications referring thereto on agricultural products and foodstuffs to include livestock production. *Official Journal of the European Commission L 222*, 0001-0028.
- Commission Directive 2005/6/EEC of 26 January 2005 amending Directive 71/250/EEC as regards reporting and interpretation of analytical results required under Directive 2002/32/EC. *Official Journal of the European Union L 24*, 33-34.
- Council Regulation 183/2005/EEC of the European Parliament and of the Council of 12 January 2005 laying down requirements for feed hygiene. *Official Journal of the European Union L 35*, 1-22
- Coonan, C., Freeston-Smith, C., Allen, J., 2003. Determination of the major trace mineral and trace element balance of dairy cows in organic production systems. Frank Wright Limited, Blenheim House, Ashbourne, Derbyshire.
- Coppenet, M., Golven, J., Simon, J.C., Le Roy, M., 2003. Evolution chimique des soils en exploitations d'élevage intensif: exemple du Finistère. *Agronomie* 13, 77-83.
- Engle, T.E., Spears, J.W., 2000. Effects of dietary copper concentration and source on performance and copper status of growing and finishing steers. *J. Anim. Sci.* 78, 2446-2451.
- Galey, F.D., Maas, J., Tronstad, R.J., Woods, L.W., Johnson, B.J., Littlefield, E.S., Wallstrum, R., Dorius, L.C., 1991. Copper toxicosis in two herds of beef calves following injection with copper disodium edetate. *J. Vet. Diagn. Invest.* 3, 260-263.
- Govasmark, E., 2005. Trace element status of soil and organically grown herbage in relation to animal requirements. PhD Thesis. Norwegian University of Life Sciences.
- Griffiths, L.M., Loeffler, S.H., Socha, M.T., Tomlinson, D.J., Johnson, A.B., 2007. Effects of supplementing complexed zinc, manganese, copper and cobalt on lactation and reproductive performance of intensively grazed lactating dairy cattle on the South Island of New Zealand. *Anim. Feed Sci. Tech.* 137, 69-83.
- Gummow, B., 1996. Experimentally induced chronic copper toxicity in cattle. *Onderstepoort J. Vet. Res.* 63, 277-288.
- Gustafson, G.M., Salomon, E., Jonsson, S., 2007. Barn balance calculations of Ca, Cu, K, Mg, Mn, N, P, S and Zn in a conventional and organic dairy farm in Sweden. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119, 160-170.
- Hayashida, M., Orden, E.A., Cruz, E.M., Cruz, L.C., Fujihara, T., 2004. Effects of concentrate supplementation on blood mineral concentration of growing upgraded Philippine goats. *Anim. Sci. J.* 75, 139-145.
- Healy, W.B., 1972. In vitro studies on the effects of soil on elements in ruminal, duodenal and ileum liquors from sheep. *New Zeal. J. Agr. Res.* 15, 289-305.
- IFOAM, 2002. IFOAM Norms. II. IFOAM Basic Standards for organic production and processing. International Federation of Organic Movements, Tholey-Theley, Germany. (<http://www.ifoam.org/standard/norms/ibs.pdf>).
- Jondreville, C., Revy, P.S., Dourmad, J.Y., 2003. Dietary means to better control the environmental impact of copper and zinc by pigs from weaning to slaughter. *Livest. Sci.* 84, 147-156.
- Kabata Pendias, A., Pendias, H. 2001. Trace Elements in Soil and Plants. CRC Press, Boca Raton.
- Kuusela, E., Khalili, H., 2002. Effect of grazing method and herbage allowance on the grazing efficiency of milk production in organic farming. *Anim. Feed Sci. Technol.* 98, 87-101.
- Laven, R.A., Livesey, C.T., Offer, N.W., Fountain, D., 2004. Apparent subclinical hepatopathy due to excess copper intake in lactating Holstein cattle. *Vet. Rec.* 155, 120-121.
- Li, Y., McCrory, D.F., Powell, J.M., Saam, H., Jackson-Smith, D.A., 2005. Survey of selected heavy metal concentrations in Wisconsin dairy feeds. *J. Dairy Sci.* 88, 2911-2922.
- López-Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F., 2000. The effect of pig farming on copper and zinc accumulation in cattle in Galicia (North-Western Spain). *Vet. J.* 160, 259-266.

- López-Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F., 2002a. Interactions between toxic and essential trace metals in cattle from a region with low levels of pollution. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 42, 165-172.
- López-Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F., 2002b. Cattle as biomonitors of soil arsenic, copper and zinc concentrations in Galicia (NW Spain). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 43,103-108.
- Lund V., 2006. Natural living – a precondition for animal welfare in organic farming. *Livest. Sci.* 100, 71-83.
- MAPA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), 2007. (<http://mapa.es/es/ganaderia/ganaderia.htm>).
- NRC (National Research Council), 2001. *Nutrient Requirements of Beef Cattle*. 7th ed. Revised. National Academic Press, Washington.
- Perrin, D.J., Schiefer, B., Blakley, B.R., 1990. Chronic copper toxicity in a dairy herd. *Can. Vet. J.* 31, 629-632.
- Poulsen, H.D., 1998. Zinc and copper as feed additives, growth factors or unwanted environmental factors. *J. Anim. Feed Sci.* 7, 135-142.
- Puls, R., 1994. *Mineral levels in animal health*. Clearbrook, Sherpa International, British Columbia.
- Sehested, J., Kristensen, T., Søgaard, K., 2003. Effect of concentrate supplementation level on production, health and efficiency in an organic dairy herd. *Livest. Sci.* 80, 153-165.
- Socha, M.T., Tomlinson, D.T., Rapp, C.J., Johnson, A.B., 2002. Effect of nutrition on claw health. In: *Proceedings of the Society of Dairy Cattle Veterinarians, New Zealand Veterinary Association Conference, Foundation for Continuing Education of the NZ Veterinary Association, Massey University, Palmerston North, NZ*, pp. 73-91
- Sundrum, A., 1997. Assessing animal welfare standards of housing conditions-possibilities and limitations. In: Sørensen, J. (Ed.). *Livestock Farming Systems. More than Food Production*. EAAP, Publ. 89, 238-246 .
- Sundrum, A., 2001. Organic livestock farming. A critical review. *Livest. Sci.* 67, 207-215.
- Suttle, N.F., 1986. Copper deficiency in ruminants: recent developments. *Vet. Rec.* 119, 419-422.
- Underwood, E.J., Suttle, N.F., 2002. Los minerales en la nutrición del Ganado. *Acribia*. Zaragoza.
- Vasconcelos, J.T., Greene, L.W., Cole, N.A., Brown, M.S., McCollun, F.T., Tedeschi, L.O., 2006. Effects of phase feeding of protein on performance, blood urea nitrogen concentration, manure nitrogen:phosphorus ratio, and carcass characteristics of feedlot cattle. *J. Anim. Sci.* 84, 3032-3038.
- VLA Surveillance Report, 2001. July sees an increased incidence of copper poisoning in cattle. *Vet. Rec.* 149, 257-260.
- Xunta de Galicia, 1992. *Atlas Geoquímico de Galicia*. Consellería de Industria e Comercio, Dirección Xeral de Industria.

Table 1. Details of farms analyzed in this study

	BI	BC	BO	MI	MC	MO	VI	VC	VO
housing system	indoors	indoors	indoors	indoors	outdoors intensive grazing	outdoors intensive grazing	indoors	semi- grazing with access to housing	semi- grazing with access to housing
grazing management	no grazing	no grazing	no grazing	no grazing	outdoors intensive grazing	outdoors intensive grazing	no grazing	semi- grazing with access to housing	semi- grazing with access to housing
farm land [ha]	45	50	38		260	65	27	80	25
proportion of concentrate	high	medium	low	high	medium	low	high	medium	low
purchased feed	concentrate	concentrate	concentrate	all	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate
stocking rate		0.8	0.8		1	0.3		0.7	1.3
Farm size *		40	31		131	20		54	33
no. sampled calves	22	18	17	21	22	8	19	20	18

* number of calves/year for intensive farms and number of reproductive cows for conventional and organic farms

Table 2. Detection limits ($\mu\text{g/l}$) and results of analysis of the certified reference material (Pig Kidney CRM 186) expressed as mg/kg

Element	Detection limit	Certified Reference Material (Pig Kidney CRM 186) *	
		certified levels (mean \pm 95%CI)	analysed levels (mean \pm 95%CI)
Co	0.6	---	0.151 \pm 0.054
Cr	0.8	(0.058-0.142)	0.198 \pm 0.043
Cu	5.7	31.9 \pm 0.4	29.1 \pm 1.48
Fe	5.0	299 \pm 10	283 \pm 15.8
Mn	3.0	8.5 \pm 0.3	7.85 \pm 0.51
Mo	1.1	---	3.39 \pm 0.29
Ni	2.8	(0.420)	0.544 \pm 0.256
Se	25	10.3 \pm 0.5	11.9 \pm 1.07
Zn	7.5	128 \pm 3	128 \pm 6.73

*in parentheses indicative values.

Table 3. Results of the ANOVA showing differences between farms on liver and kidney trace metal concentrations in calves in our study

	Liver		Kidney	
Co	$F_{(8,119)}= 17.44$	$p=0.000$	$F_{(8,118)}= 25.24$	$p=0.000$
Cr	$F_{(8,119)}= 1.430$	$p=0.192$	$F_{(8,118)}=4.047$	$p=0.000$
Cu	$F_{(8,119)}= 62.84$	$p=0.000$	$F_{(8,118)}= 2.107$	$p=0.038$
Fe	$F_{(8,119)}= 3.097$	$p=0.003$	$F_{(8,118)}= 4.047$	$p=0.000$
Mn	$F_{(8,119)}= 3.355$	$p=0.001$	$F_{(8,118)}= 1.909$	$p=0.062$
Mo	$F_{(8,119)}= 9.406$	$p=0.000$	$F_{(8,118)}= 1.645$	$p=0.116$
Ni	$F_{(8,119)}= 2.527$	$p=0.015$	$F_{(8,118)}= 1.345$	$p=0.228$
Se	$F_{(8,119)}= 16.12$	$p=0.000$	$F_{(8,118)}= 17.14$	$p=0.000$
Zn	$F_{(8,119)}= 2.629$	$p=0.010$	$F_{(8,118)}= 1.996$	$p=0.050$

Table 4. Trace metal concentrations in soils in this study

	BI	BO	BC	MI	MO	MC	VI	VO	VC
Co ($\mu\text{g/kg}$)	3615	7690	11550	*	1309	2582	11306	6322	4202
Cr ($\mu\text{g/kg}$)	48402	52013	47244	*	6013	11802	47164	33843	32294
Cu (mg/kg)	20.5	6.43	21.2	*	3.65	28.1	25.5	10.5	7.43
Fe (mg/kg)	21446	20337	24117	*	7452	10771	25102	19076	14420
Mn (mg/kg)	206	228	580	*	81.3	224	662	296	139
Mo (mg/kg)	1.41	1.06	1.49	*	0.56	1.28	2.34	1.05	1.17
Ni ($\mu\text{g/kg}$)	13866	15918	17936	*	2598	6248	25349	15670	11470
Se (mg/kg)	700	625	350	*	ND	ND	ND	660	550
Zn(mg/kg)	51.4	25.7	57.4	*	33.5	113	70.7	44.8	32.1

*MI soil not collected; ND: Non Detected.

Table 5. Trace metal concentrations in feed (forage and concentrate) in this study

	BI	BO	BC	MI	MO	MC	VI	VO	VC
Forage									
Co (µg/kg)	118	125	169	*	143	164	267	184	169
Cr (µg/kg)	3318	1027	3894	*	3195	2555	3229	2000	2128
Cu (mg/kg)	6.07	5.96	4.58	*	7.85	10.3	9.92	5.24	4.66
Fe (mg/kg)	275	89.4	139	*	214	193	204	197	116
Mn (mg/kg)	215	156	263	*	327	624	238	247	233
Mo (mg/kg)	1.43	0.56	0.4	*	1.18	0.51	0.72	0.37	0.42
Ni (µg/kg)	1627	1325	2342	*	1649	1860	1678	1539	1496
Se (mg/kg)	ND	ND	ND	*	ND	ND	ND	ND	ND
Zn (mg/kg)	39.4	32.2	32.7	*	73.1	55.4	71.5	38.8	32.8
Concentrate									
Co (µg/kg)	1439	1094	572	672	103	693	1076	566	828
Cr (µg/kg)	2808	4886	3913	3388	2264	1591	2207	3369	5763
Cu (mg/kg)	21.8	9.08	19.7	15.5	5.3	13.1	9.8	10.2	16.3
Fe (mg/kg)	383	380	266	268	174	335	394	150	529
Mn (mg/kg)	100	194	115	69	65	81	121	56.9	92
Mo (mg/kg)	1.51	1.04	1.22	1.68	0.63	1.59	1.34	1.11	1.72
Ni (µg/kg)	9176	3500	4524	2100	1462	2034	2116	1934	3199
Se (mg/kg)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Zn (mg/kg)	117	153	169	97.6	42.5	78	154	66.1	102

* MI forage not collected; ND: Non Detected

Table 6. Summary of the regression models (backwards stepwise multiple regression) for the influence of metal concentrations in soils, concentrates, forage and proportion of concentrate in the diet on tissue concentrations. Only the statistically significant models are shown

Dependent variable	Independent variables	R ²	F	P	Coefficients	t	P	
Cu liver	Cu concentrate	0.849	F _{3,7} =7.514	0.040	Cu concentrate	1.203	0.295	
	Cu forage				Cu forage	-1.051	0.352	
	proportion conc				proportion conc	0.899	0.420	
	Cu concentrate	0.819	F _{2,7} =11.30	0.014	Cu concentrate	4.013	0.010	
					Cu forage	Cu forage	-0.605	0.572
					Cu concentrate	Cu concentrate	4.987	0.002
Fe liver	proportion conc	0.601	F _{1,7} =9.039	0.024	proportion conc	-3.006	0.024	
Mn liver	Mn concentrate	0.860	F _{3,7} =7.841	0.035	Mn concentrate	-0.948	0.397	
	Mn forage				Mn forage	1.096	0.335	
	Mn soil				Mn soil	4.884	0.008	
	Mn forage	0.829	F _{2,7} =10.209	0.012	Mn forage	1.678	0.154	
					Mn soil	Mn soil	4.841	0.005
					Mn soil	Mn soil	4.059	0.007
Fe kidney	Fe concentrate	0.875	F _{3,7} =9.318	0.028	Fe concentrate	0.519	0.631	
	Fe forage				Fe forage	1.740	0.157	
	proportion conc				proportion conc	-3.640	0.022	
	Fe forage	0.866	F _{2,7} =16.212	0.007	Fe forage	2.051	0.096	
					proportion conc	proportion conc	-5.685	0.002

proportion conc=proportion of concentrate in the diet.

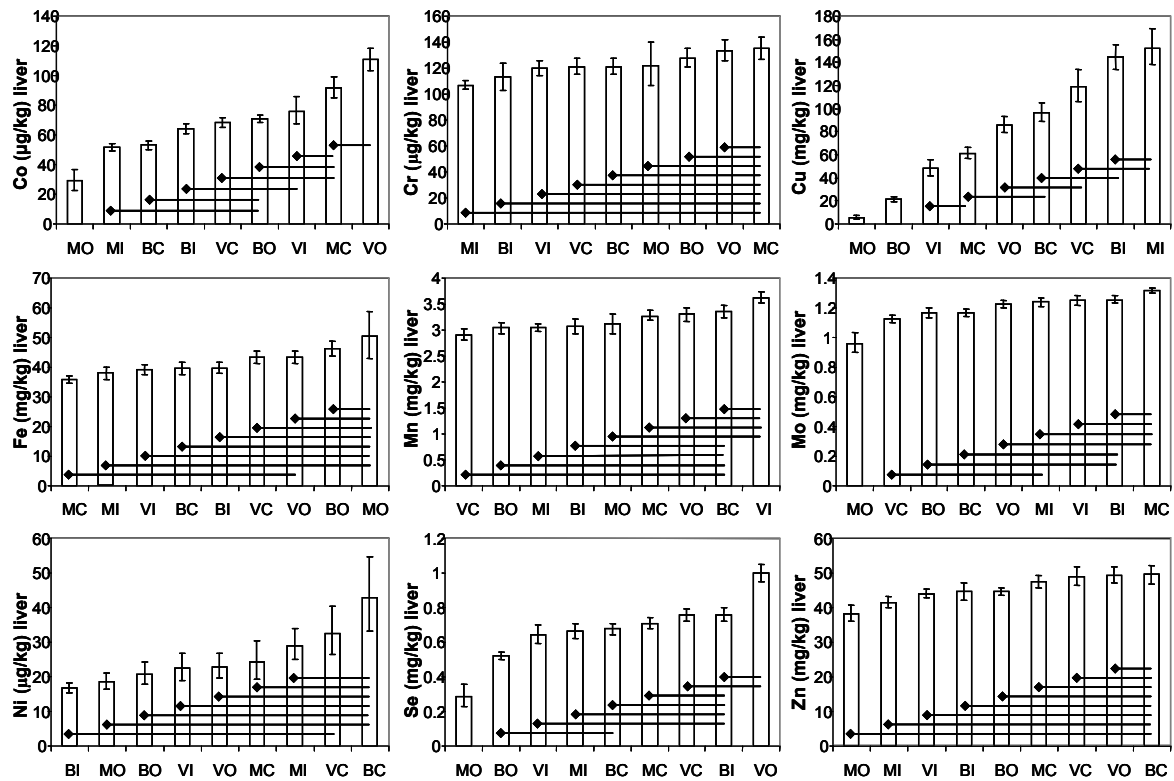


Figure 1. Bar chart showing wet weight liver trace metal concentrations (expressed as geometric means and geometric standard error) in cattle in this study. Abbreviations for farms are as follows B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Conventional, I: Intensive, O: Organic. Crossing lines represent groups of pair of farms without significant difference at $p < 0.05$.

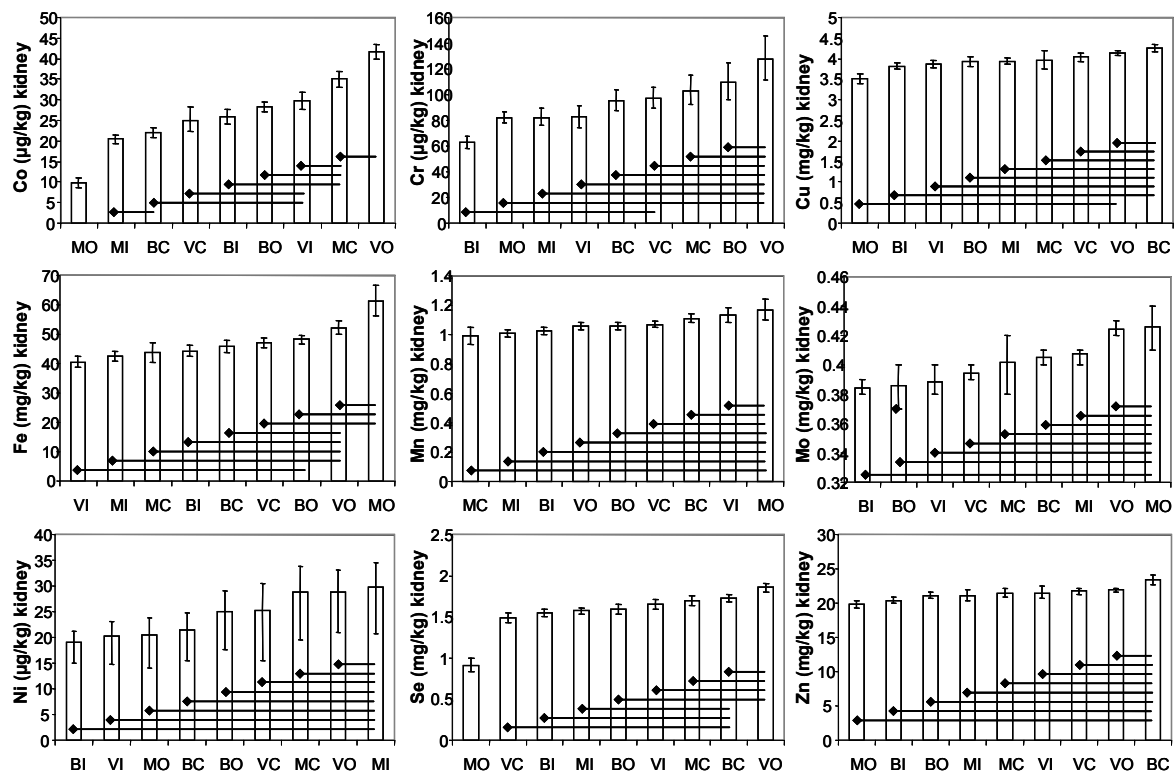


Figure 2. Bar chart showing wet weight kidney trace metal concentrations (expressed as geometric means and geometric standard error) in cattle in this study. Abbreviations for farms are as follows B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Conventional, I: Intensive, O: Organic. Crossing lines represent groups of pair of farms without significant difference at $p < 0.05$.

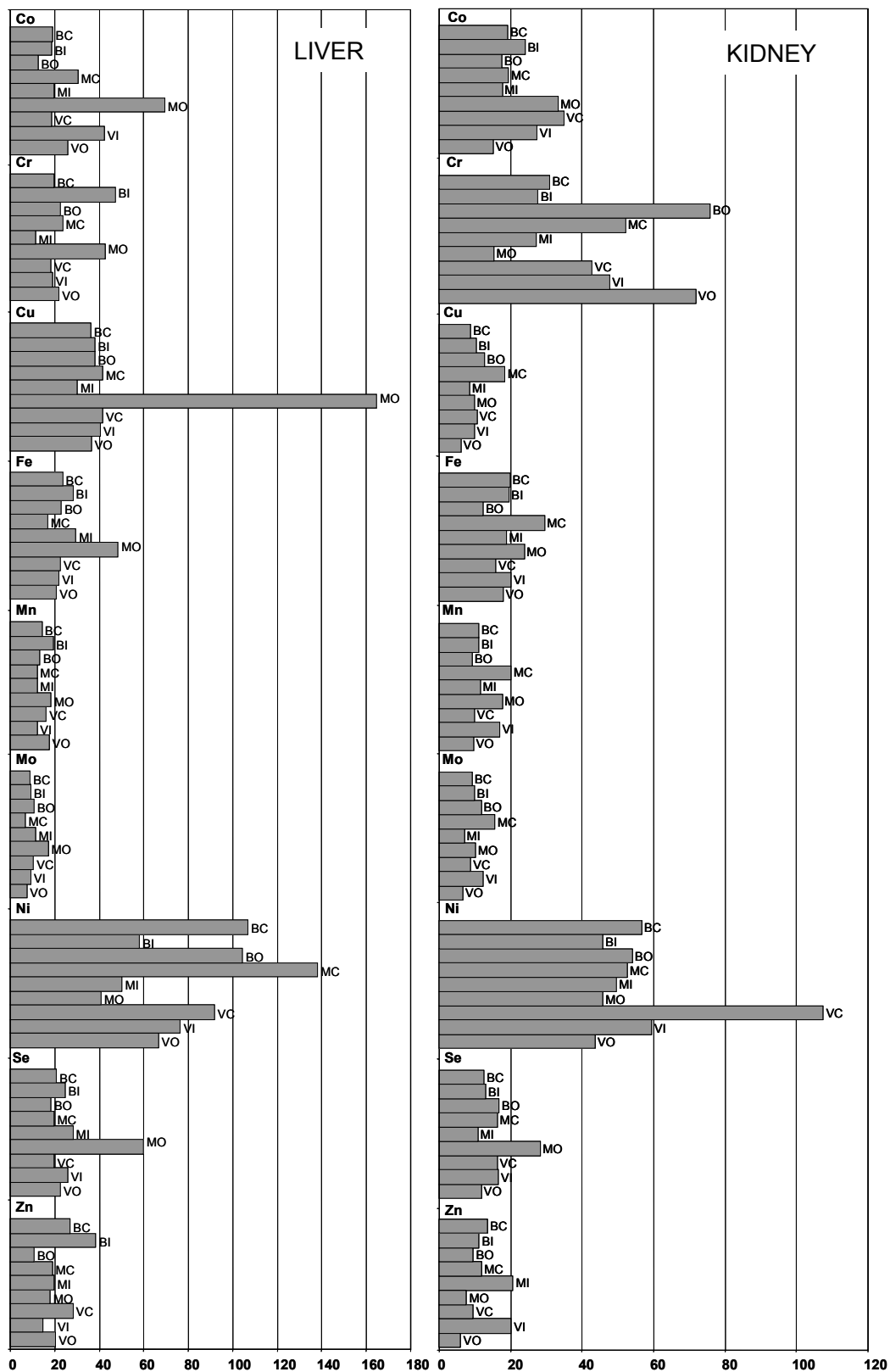


Figure 3. Coefficients of variation for trace metal concentrations in liver and kidney in the farms considered in this study. Abbreviations for farms are as follows B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Conventional, I: Intensive, O: Organic.

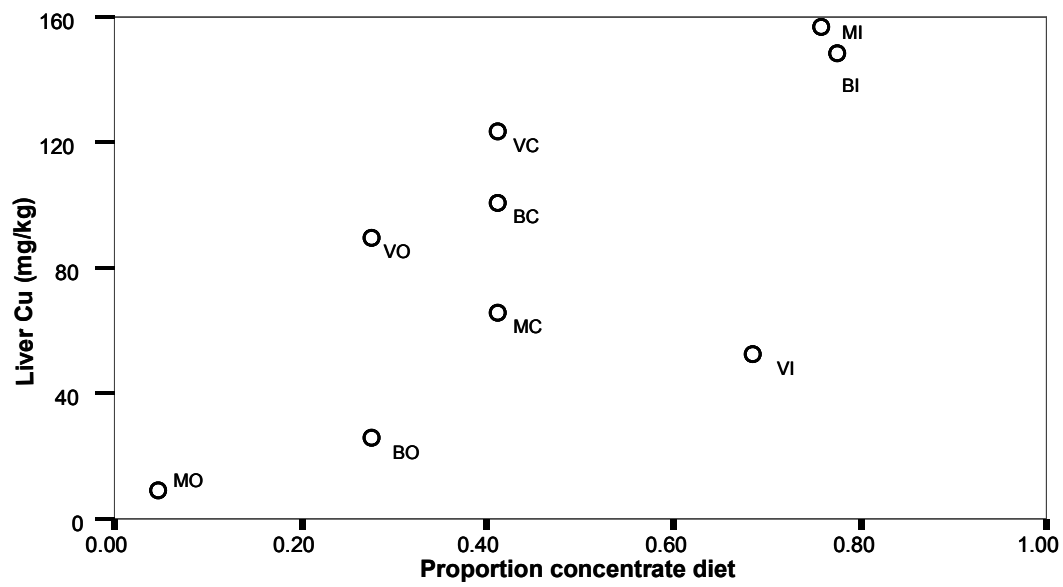


Figure 4. Scatterplot showing the relationship between the proportion of concentrate in the diet and liver Cu concentrations in calves from farms in our study. Abbreviations for farms are as follows B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Conventional, I: Intensive, O: Organic.

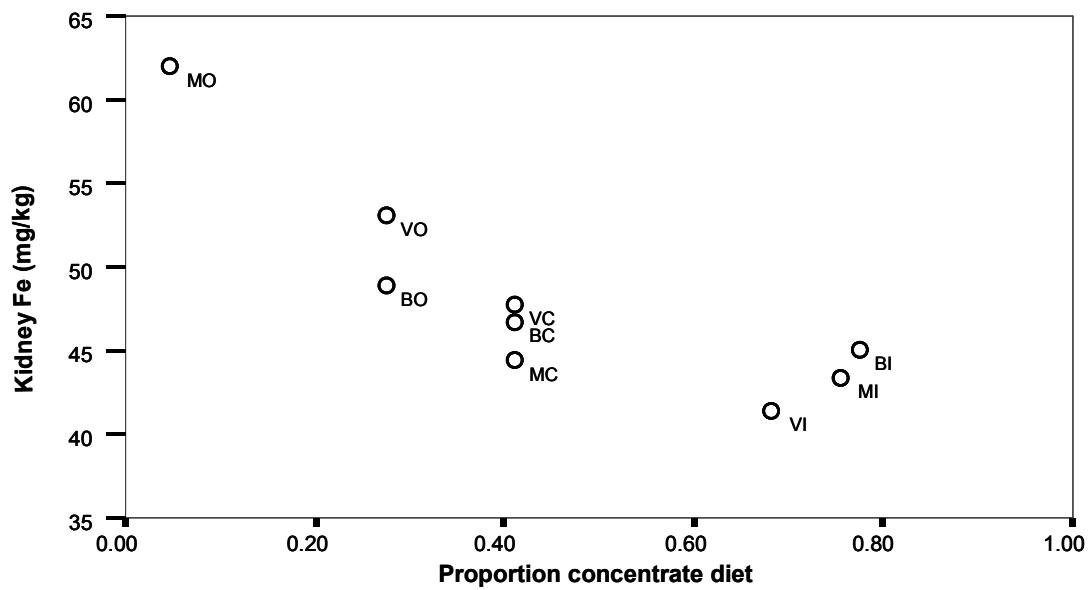
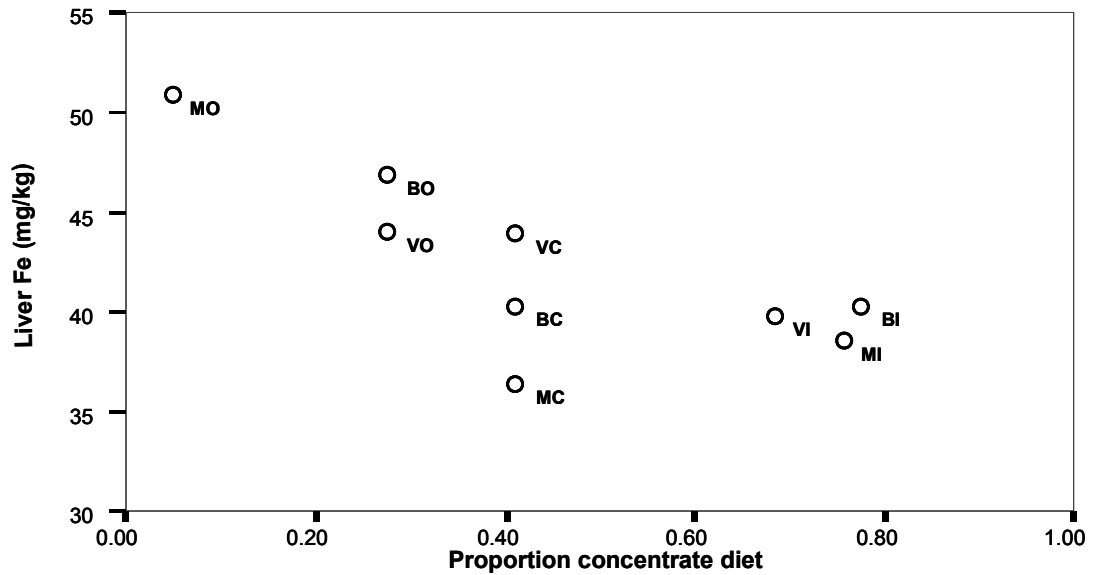


Figure 5. Scatterplot showing the relationship between the proportion of concentrate in the diet and liver and kidney Fe concentrations in calves from farms in our study. Abbreviations for farms are as follows B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Conventional, I: Intensive, O: Organic.

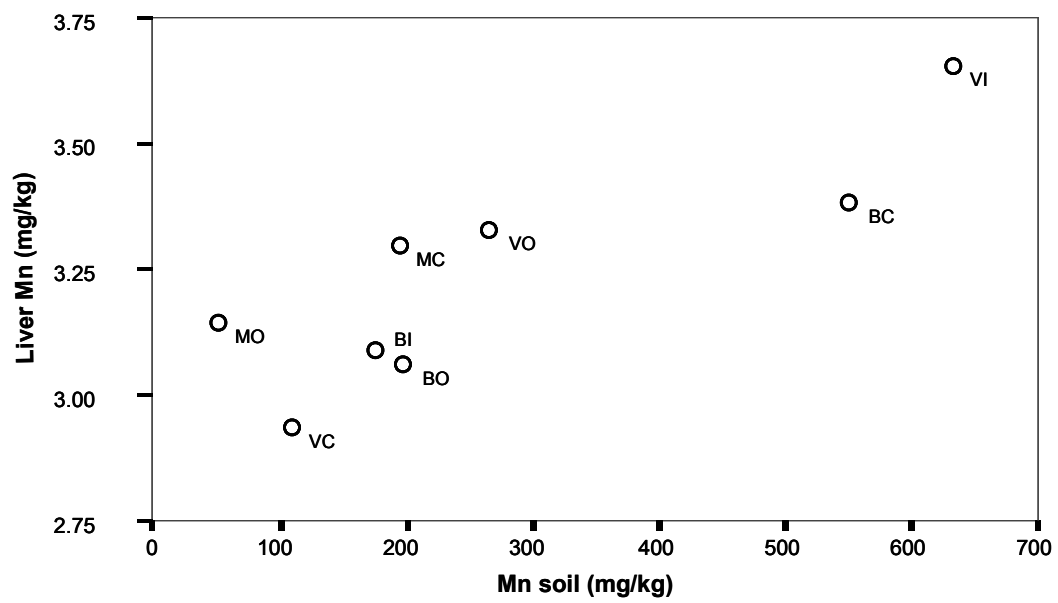


Figure 6. Scatterplot showing the relationship between Mn concentration in the soil and liver Mn concentrations in calves from farms in our study. Abbreviations for farms are as follows B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Conventional, I: Intensive, O: Organic.

Editorial Manager(tm) for Animal: An International Journal of Animal Bioscience
Manuscript Draft

Manuscript Number: ANIMAL-08-40343

Title: Metabolic profile determination in calves from farms in NW Spain with different management practices

Article Type: Full research paper

Section/Category: 4.Behaviour, Health and Welfare

Keywords: blood metabolites; nutritional status; management practices

Corresponding Author: Miss Marta López-Alonso, Ph.D.

Corresponding Author's Institution: Universidade de Santiago de Compostela

First Author: Isabel Blanco-Penedo, Ms.D.

Order of Authors: Isabel Blanco-Penedo, Ms.D.; Marta López-Alonso, Ph.D.; Richard F Shore, Ph.D.; Cristina Castillo, Ph.D.; Joaquin Hernández, PhD; José L Benedito, Ph.D.

Metabolic profile determination in calves from farms in NW Spain with different management practices

Abstract

Blood metabolites can help provide an understanding of the physiological status of animals kept under different environmental and management conditions. The aim of the present study was to determine how blood metabolic parameters vary between cattle from beef-cattle farms across NW Spain that have widely different management practices. Biochemical parameters (glucose, total serum protein, albumin, urea, creatinine, cholesterol, total bilirubin, triglycerides, NEFAs, glutamate dehydrogenase (GLDH), aspartate aminotransferase (AST) and creatine kinase (CK) were measured in blood from 201 calves on nine farms with different husbandry practices, including intensive, conventional and organic management. We found that, although the feeding strategies of different farms in our study did not physiologically impair calves, nutritional status, as indicated by metabolic profiling of the blood, did vary between farms. The main differences in metabolic profile were related to differences in the proportion of concentrates in the food ration and to milk intake, although stress and age were also thought to have had an effect on some metabolic parameters. Our results provide more generic insights into the effects of management practices used on different types of farms, and in particular to the consequences of the very different feeding regimes practiced by organic and intensive farms.

Keywords: blood metabolites; nutritional status; management practices.

Introduction

Sound animal welfare practices are essential to ensure the health of livestock. Such practices involve adequate provision of disease-free housing/shelter, the potential for animals to behave naturally, veterinary care as necessary and that animals are given adequate water and suitable food (Lund, 2006; Haas *et al.*, 2007). It is widely assumed that grazing offers a suitable quality of diet that meets the requirements of cattle and calves when grazing intensity is well matched to grass growth (Andrews, 1991; Bengtsson *et al.*, 2003). The nutritional value of well-managed grass is high and, when pasture quality is good, grazing with little or even no supplementation with concentrates is adequate (Woods *et al.*, 2004; Kennedy *et al.*, 2005). However, the nutritional quality of pasture varies seasonally and, when grass quality is poor, reliance on pasture grazing alone can cause imbalances in the diet (Sundrum, 2001), resulting in mobilisation of body reserves to match energy requirements (Butler and Smith, 1989). During such periods, supplemental or replacement feeding is necessary to provide nutrients that are at inadequate levels or are missing in the forage and thereby maintain production (Loy, 2007; Mathis and Sawyer, 2007). However, supplementation provides a basic conflict for some management regimes, such as those practiced on organic farms. The provision of high quality fodder that fully meet nutritional requirements is one of the main goals of organic cattle farming, but diet should be based on locally or in-farm produced forage and either no supplementation or low-level supplementation with (organically-produced) concentrates (IFOAM, 2002). Provision of adequate nutrition using such a dietary regime is likely to prove challenging.

In contrast to organic farms, conventional farms routinely give supplementary concentrates to cattle so as to achieve economic levels of production. This is done even when the quality and quantity of forage is high. Supplementation when the supply of good quality pasture is sufficient to meet herd demand is uneconomic, however, as the concentrates simply substitute grass in the diet. On farms that rear cattle intensively, the diet is based on high levels of concentrate without any grazing. The main energy source for calves fed a high-concentrate diet is carbohydrates from non-fibrous sources instead of pasture. This replacement of grass by cereal-based concentrates means that the principal substrates for microbial fermentation in

cattle are no longer slowly digested plant-cell-wall components (e.g. cellulose and hemicellulose), but rather rapidly digested starch. Consequently, these diets often induce unstable fermentation conditions that favour the accumulation of acids in the rumen and lead to ruminal dysfunction (Owens *et al.*, 1998). Excessive production of acid in the rumen is often either the cause of, or a significant contributing factor to, metabolic and nutritional disorders. It is known that decreasing the percentage of highly fermentable concentrates in feedlot diets by increasing roughage level or limiting feed intake should decrease the incidence of these disorders (Galyean and Rivera, 2003).

We have recently examined how assimilation of trace metal concentrations in the liver and kidneys of beef cattle in NW Spain differs between farms that vary in their production systems and, in particular, that vary in the extent to which they graze cattle on pasture and provide concentrates as part of the diet (Blanco-Penedo, 2008). Calves from farms on which cattle largely or exclusively were grazed on pasture and were given low or no mineral supplementation had evidence of trace mineral deficiencies for some elements, whereas calves from intensive farms with high levels of concentrate supplementation accumulated excess copper in the liver and assimilated concentrations that were above physiologically adequate levels. Although animals were apparently healthy at slaughter, they may have suffered from nutrient imbalances in the diet that could have affected their growth or performance.

Studying blood metabolites can help provide an understanding of the physiological status of animals kept under different environmental and management conditions, thus helping in the tailoring of husbandry and feeding practices to requirements (Grasso *et al.*, 2004). Blood chemistry can also provide valuable information on welfare by revealing the occurrence of sub-clinical metabolic processes that otherwise would be difficult or impossible to detect (Manninen *et al.*, 2007). The aim of the present study was to determine how blood metabolic parameters vary between cattle from beef-cattle farms in NW Spain that have widely different management practices. These farms include those with intensive, conventional and organic management practices.

Materials and methods

Farm selection

Livestock practices are highly standardised on intensive beef-cattle farms in NW Spain. The feed ration consists of a grain-rich diet based on 70-90% concentrate (ca. 12-16 % crude protein, 3-8 % crude fibre, both expressed on a dry matter basis) and 10-30% roughage; animals are kept indoors. Livestock practices on conventional and organic farms are more variable throughout the region and calves can be reared indoors, outdoors or in a mixed indoor-outdoor system. Milk dominates the diet of calves until they are three months old, during the growing and finishing phases (animals were slaughtered at approximately 10 months old) calves are fed roughage (pasture grazed or indoors and/or hay) but can still suck, and they are given a variable percentage of concentrate (10-50%).

Samples were obtained from cattle from farms in the districts of Baralla (latitude 42°52', longitude 7°23'), Montederramo (latitude 42°16', longitude 7°30') and Vilalba (latitude 43°18', longitude 7°40') in Galicia. In each district, samples were obtained from animals that came from an organic, a conventional and an intensive farm in the same neighbourhood. Information of farms including feed and general management practices are presented in Table 1. Information of the diets is presented in Table 2. All the components of the diet were in accordance with the practices and legislation associated with each farming system (1804/1999/EEC; 183/2005/EEC).

Sample collection

Sampling was done at least twice at each farm between March 2003 and February 2004 to obtain samples that were representative throughout the production cycle for calves. At each sampling session, blood was obtained from animals aged between 3 to 10 months, ensuring that each animal was only sampled once. In total, 201 calves were sampled from across all farms and the numbers of calves sampled from each farm were broadly similar. The age of sampled calves did not differ significantly between farms (mean±SD: 6.62±2.18 months), except

for the conventional farm in Montederramo (9.62 ± 0.62). Blood samples were always collected between 10-11 a.m. so as to standardize time related variables which are known to influence certain blood components.

Blood samples (approximately 20 ml) were taken from the jugular vein using vacutainer tubes. Serum was obtained by centrifugation (3,000 g for 15 minutes) of clotted samples within 2 hours of collection. Three aliquots of serum were stored at -20°C until analyzed.

Sample analysis

Biochemical parameters (glucose, total serum protein, albumin, urea, creatinine, cholesterol, total bilirubin, triglycerides, glutamate dehydrogenase (GLDH), aspartate aminotransferase (AST) and creatine kinase (CK) were measured by enzymatic-colorimetric methods employing standardized kits and certified controls supplied (Laboratorios Spinreact, Girona; Laboratorios Human H® Germany; Laboratorios Gernon, Spain). Serum non-esterified fatty acids (NEFAs) were assayed with a kit supplied by Randox Laboratories Ltd.

Data analysis

All statistical analyses were done using the program SPSS for Windows (v.15.0). Normal distribution of data was checked using Kolmogorov-Smirnov test. Analysis of variance (general linear model) and Tukey's honest significant difference (HSD) *post-hoc* tests were used to evaluate variation between farms (fixed-effect factor) in the metabolic blood parameters in calves; age was used as a covariate in the models. Pearson's correlation coefficients were used to analyse the relationship between the metabolic blood parameters and the proportion of concentrate feed in the ration (used in this study as an index of dietary intensification) in the different farms ($n=9$). In all analyses statistical significance was taken to be indicated by $p < 0.05$.

Results and discussion

The metabolic blood parameters in calves in the different farms considered in this study are presented in Figure 1. All animals involved in this study were apparently clinically healthy and the parameters reported represent safe or adequate values (Smith, 2007). It is not the intention of this paper to discuss in detail the clinical significance and use of these blood components. Their biological-physiological functions will be commented on only to explain differences between farms that are likely to be related to management practices.

The results of the GLM to determine if there was significant variation between farms and calf age in metabolic blood parameters are presented in Table 3. Significant variation between farms was found for glucose, total protein, cholesterol, total bilirubin and AST, although age was only a significant factor for CK activity.

For glucose, there was little difference between calves from most farms (Figure 1), nor any significant association with the proportion of concentrate in the diet ($r=0.206$, $p=0.594$). Glucose homeostasis is complex, especially in ruminants, and can vary with numerous factors related to the physiology of the animal and environmental conditions (Cunningham, 1999; Nelson and Cox, 2000; Arieli *et al.*, 2001). In relation to diet, limited data are available to describe the different phases of energy utilization in growing cattle as compared with those in adult cattle (Huntington, 1997) but many factors can affect energy partitioning (Hata *et al.*, 2005). Experimental studies have shown that, during the growth phase, grazing steers have lower glucose levels than housed steers (Hata *et al.*, 2005) and pubertal grazing heifers have significantly lower glucose serum levels than animals that are stall-fed with concentrate-supplemented fodder (Kumar *et al.*, 2007). However, Journet *et al.* (1995) and Kaneko *et al.* (1997) found no differences in glucose levels that were related to diet in growing cattle. The significantly elevated glucose plasma concentration in calves from the Montederramo conventional (MC) farm in our study may have been related, at least in part, to stress experienced when blood samples were collected. Calves in this farm are reared in a completely extensive system and are not handled except for specific husbandry and veterinary practices such as worming. Elevated total protein and creatinine concentrations in calves from this farm (parameters known to increase with stress in other species and studies; Finco, 1997; Coppo, 2007), together with a relatively high counts of

erythrocytes, leukocytes and platelets (data not shown), are consistent with these animals being stressed during the sampling period (Thrall *et al.*, 2004; López-Olvera *et al.*, 2007).

Serum total protein levels varied significantly between farms and mean concentrations tended to be higher in calves from the intensive farms and lower in organically-reared animals (Figure 1), although the highest value was recorded in the MC farm. Our results are in good agreement with Vrzgula (1991) and Church (1993), who demonstrated that serum total protein is a good indicator of the protein concentration in the diet; protein content is generally higher in concentrates than in forage. In addition, there was a pronounced positive association in our study between the proportion of concentrate in the diet and total protein plasma concentration between farms ($r=0.789$, $p=0.011$; Figure 2). The results for the MC farm appeared to be an outlier (Figure 2), perhaps reflecting stress in these animals, and the association between dietary concentrates and total protein plasma concentration improved markedly when the data for the MC farm were excluded from the analysis ($r=0.945$, $p=0.000$). Galyean (1996) noted that intensive diets often provide crude protein (CP) in far greater amounts than are required by calves, but one justification is that it increases productivity. In this respect, we noted a significant positive correlation in our study animals between the percentage of concentrate in the ration and mean carcass weight of calves ($r=0.789$, $p=0.011$). Andersen *et al.* (2004) indicated that the growth rate of farm animals is related to muscle protein turnover, the more positive the muscle protein balance, the better the growth performance. Thus, use of high dietary CP levels is economically important for meat production. High dietary CP levels also have a second advantage in that they potentially buffer against the effects of high ruminal and systemic acid loads to which calves fed large amounts of grain are prone.

High supplementation of diets with CP has also been related to an increase in plasma urea concentrations in calves on intensive farms (Diniz Valadares *et al.*, 1997). If dietary protein intake is increased, more amino acids are absorbed from the gastrointestinal tract after protein digestion, and if this absorption exceeds nutritional requirements, excess amino acids are deaminated in the liver (Thrall *et al.*, 2004). Although blood urea concentrations did not significantly vary between farms in our study (Table 3), the pattern of variation between farms was broadly similar to that of total protein concentrations (Figure 1). Furthermore, mean serum total protein and urea concentrations were correlated with each other ($r=0.818$; $p=0.013$) and, like serum total protein, serum urea concentrations were positively and significantly correlated with the proportion of concentrate in the diet ($r=0.677$, $p=0.045$, including the MC farm; Figure 2). These two indicators together therefore provide a consistent picture of inter-farm differences in the dietary protein intake of calves.

Creatinine production is considered to be proportional to the muscle mass of the individual as striated muscle is the origin of creatinine released into the circulatory system (Doornemba *et al.*, 1988; Thrall *et al.*, 2004). It was surprising we did not find a significant correlation between creatinine levels and mean carcass weights in our study ($r=0.177$, $p=0.647$) at the farm level, but this may have been due to relatively large within-farm variation; when we related carcass weight to creatinine level for each individual across all farms, there was a relatively weak but significant positive association ($r=0.195$, $p=0.005$, $n=201$). However, the significant associations between creatinine and the proportion of concentrate in the diet ($r=0.873$, $p=0.005$; excluding data for the MC farm which may have been biased by stress; Figure 2) and between creatinine and both total serum protein ($r=0.895$, $p=0.001$) and urea concentrations ($r=0.741$, $p=0.022$), suggest that serum creatinine is a good indicator of muscle metabolism in calves.

In relation to the lipid metabolism, cholesterol concentrations varied significantly between farms in our study (Table 3). Mean cholesterol concentrations tended to be lowest in calves from intensive farms (with the exception of the MC farm), and were negatively correlated with the percentage of concentrate in the ration ($r=-0.725$, $p=0.027$; Figure 2). Triglycerides and NEFAs did not vary significantly between farms (Table 3), nor was there any significant association between these parameters and the percentage of concentrate in the diet. Circulating concentrations of triglycerides and cholesterol, the main lipids in the blood in healthy animals, reflect the balance between absorption in the small intestine, synthesis/secretion by the hepatocytes, and uptake by the adipose tissue (Thrall *et al.*, 2004). During situations in which fatty acids are needed for energy, especially during periods of negative energy balance, triglyceride molecules in adipose tissue are converted to free fatty acids, resulting into

appreciable NEFA concentrations in the blood (Schoonmaker *et al.*, 2003; Thrall *et al.*, 2004). Increased dietary energy intake increases the plasma levels of cholesterol and triglycerides, and they are considered good metabolic-nutritional indicators (Garcia *et al.*, 2008). Serum levels of cholesterol are particularly related with cholesterol concentrations in diets which are rich in fat of animal origin (Coppo, 2004), and higher levels of cholesterol have also been associated with higher intakes of fresh forage (Khan *et al.* 2007). Both milk (rich in cholesterol—15mg/dL) and fresh forage are major components of the diet of calves from organic farms generally and this was particularly true on the organic farm from Montederramo (MO) in our study, where calves ingest milk throughout the production cycle and receive a very small amount of concentrate feed; mean cholesterol levels in our study were highest in MO calves. Milk and fresh forage were also important dietary components on the conventional farms in our study, including the MC farm, and so the low mean cholesterol level in calves from this farm (Figure 2) was surprising. Although other metabolic parameters that we measured highlighted abnormal responses in calves from this farm that were probably related to stress, we are not aware of any published reports that suggest stress can reduce cholesterol in calves. The unexpected relatively low cholesterol level in MC calves may have arisen for another, separate reason, simply that the calves were older when bled on the MC farm than on the other farms, and so would have had a lower milk intake at that time.

In relation to triglycerides, Hata *et al.* (2005) found lower plasma triglyceride concentrations in grazing steers compared with steers that were kept in barns and fed more concentrates. Barn-reared animals had higher levels of fat deposition than grazing steers and this was attributed to lower energy demands for maintenance and more energy being available for body (especially fat) accretion. The results of our study were similar in that calves from intensive farms had some of the highest triglycerides concentrations (Figure 2), although inter-farm differences were not statistically significant. NEFA concentrations in calves in our study were consistent across farms and were generally very low compared with those of beef cattle under intensive conditions (Castillo *et al.*, unpublished data). These results indicate that, under the management conditions of the farms in our study, calves did not experience appreciable negative energy balance.

Total bilirubin concentrations varied significantly between farms in our study (Table 3) although there was no obvious pattern of differences between farms with the same management practice (Figure 1) nor any significant association with the proportion of concentrate in the diet ($r=-0.560$, $p=0.116$). Total bilirubin is an indicator of liver function, total bilirubin plasma concentrations increasing with greater hepatic metabolism (Thrall *et al.*, 2004). Significantly higher total bilirubin concentrations have been found in buffalo cows kept in intensive compared to traditional systems. Serum total bilirubin concentrations have also been found to be negatively associated with time from last calving (Grasso *et al.*, 2004) which has been attributed to a greater hepatic metabolism in the first lactation phase compared to the end of lactation. Total bilirubin and NEFAs were positively correlated in that study reflecting that lactation is associated with higher general energy demands and hepatic metabolism. In our study, total bilirubin was weakly associated with NEFAs ($r=0.651$, $p=0.057$) and significantly correlated with cholesterol concentrations ($r=0.747$, $p=0.020$) possibly reflecting an increase in NEFAs in response to higher energy demands associated with increased hepatic metabolism.

The hepatic enzymes measured in this study are indicative of hepatocyte injury. AST activities varied significantly between farms (Table 3) and were significantly higher (by approximately 50%) in calves from the three intensive farms compared with animals from the organic and conventional farms (Table 3; Figures 1 and 2). There was also a positive association between AST activity and the proportion of concentrate on the diet ($r=0.794$, $p=0.010$). Mori *et al.* (2007) likewise noted that AST activities were higher in beef calves fed on large amounts of concentrates than in animals fed on pasture, and higher AST levels may be indicative of slight liver damage caused by acidotic conditions associated to the diet. The pronounced AST activities in cattle on intensive farms in our study could be explained by higher demands on hepatic metabolism associated with high levels of concentrate in the diet. While serum AST activity can also be the result of muscle injury (Thrall *et al.*, 2004), there was no significant association between AST and CK (a specific muscle enzyme) in our study, suggesting that variation in AST activity was indeed related to some degree of hepatic metabolic compromise.

Liver-specific GLDH were low and did not vary between calves from different farms (Table 3). Although serum GLDH activity is a sensitive indicator of acute hepatocyte damage in ruminants, it is not as sensitive as AST for more chronic liver diseases (Thrall *et al.*, 2004).

CK activity was the only metabolic blood parameter that significantly varied with age in this study (Table 3), decreasing largely between 6 and 10 months of age (Figure 3). An age-dependent gradual decrease in the prevalent isoenzyme of CK was also observed in water buffalo calves (Avallone *et al.*, 1996). Although CK concentrations varied significantly between farms in our study, (Table 3, Figure 1), this probably was simply due to variation with age. Calves that were on average oldest (MC farm) and youngest (BI farm) had the lowest and highest CK activities respectively. Grünwaldt *et al.* (2005) also did not detect differences on CK levels between breeds, sampling seasons and physiological state.

Conclusions

Our results clearly indicated that the feeding strategies in the different farms in our study did not physiologically impair calves but their nutritional status (indicated through our metabolic profiling of the blood), did vary between farms. The main differences were related to differences in the proportion of concentrates in the food ration and to milk intake, although stress and age probably also had effects on some metabolic parameters. Our results provide more generic insights into how management practices used on different types of farms can affect the nutritional state and performance of calves, and in particular highlight the consequences of the very different feeding regimes practiced by organic and intensive farms.

Acknowledgements

This study was supported by the Xunta de Galicia (Spain) (PGIDT02RA6261001PR). I. B. P. is a recipient of a research fellowship (AP2003-3835) from the Ministry of Science of Spain. We thank Maite Fernández for technical assistance and Nieves Muñoz for statistical advice, respectively.

References

- Andersen HJ, Oksbjerg N, Young JF and Therkildsen M 2004. Feeding and meat quality- a future approach. *Meat Science* 70, 543-554.
- Andrews T 1991. Suffering animals in a green landscape? *Dairy Farmer* 38, 26-28.
- Arieli A, Vallimont JE, Aharoni Y and Varga GA 2001. Monensin and growth hormone effects on glucose metabolism in the prepartum cow. *Journal of Dairy Science* 84, 2770-2776.
- Avallone L, Lombard P, Florio S, D'Angelo A and Bogin E 1996. Age-dependent variations of lactate dehydrogenase and creatine kinase activities in water buffalo calf serum. *European Journal Clinical Chemistry and Clinical Biochemistry* 34, 961-964.
- Bengtsson H, Öborn I, Jonsson S, Nilsson I and Andersson A 2003. Field balances of some mineral nutrients and trace elements in organic and conventional dairy farming—a case study at Öjebyn, Sweden. *European Journal of Agronomy* 20, 101-116.
- Blanco-Penedo I 2008. Situación actual de las granjas ecológicas de ganado vacuno de Galicia. Comparación con los sistemas de explotación tradicional e intensivo. PhD, University of Santiago de Compostela.
- Butler WR and Smith RD 1989. Interrelationships between energy balance and postpartum reproductive function in dairy cattle. *Journal of Dairy Science* 72, 767-783.
- Council Regulation 1804/1999/EEC supplementing Regulation (EEC) No 2092/91 on organic production of agricultural products and indications referring thereto on agricultural products and foodstuff to include livestock production. *Official Journal L* 222, 0001-0028.
- Commission Directive 183/2005/EEC. Laying down requirements for feed hygiene. *Official Journal of the European Commission L* 35, 1-22.

- Church CC 1993. El rumiante, fisiología digestiva y nutrición. Ed. Acribia, Zaragoza.
- Coppo JA 2004. El destete precoz del ternero causaría alarma simpática meduloadrenal en lugar de estrés corticoadrenal. *Int Vet* 6, 11-20.
- Coppo JA 2007. ¿El destete precoz produce estrés en los terneros cruza cebú? *Revista electrónica de Veterinaria* 3, 1695-7504.
- Cunningham JG 1999. *Textbook of veterinary physiology*. W.B. Saunders Company, Philadelphia.
- Diniz Valadares RF, Gonçalves LC, Rodríguez NM, De Campos Filho S and Sampaio IB 1997. Protein levels in cattle diets. 4. Ruminal ammonia N concentration, plasma urea N, and urea and creatinine excretions. *Revista Brasileira de Zootecnia* 26, 1270-1278.
- Doornenbal H, Tong AKW and Murray NL 1988. Reference values of blood parameters in beef cattle of different ages and stages of lactation. *Canadian Journal of veterinary research* 52, 99-105.
- Finco DR 1997. Kidney function. In, Kaneko, J.J., Harvey, J.W., Bruss, M.L. (eds) *Clinical biochemistry of domestic animals*. 5th ed, pp. 441-484. Academic Press, San Diego, California.
- Galyean ML 1996. Protein levels in beef cattle finishing diets, Industry application, university research, and systems results. *Journal of Animal Science* 74, 2860-2870.
- Galyean ML and Rivera JD 2003. Nutritionally related disorders affecting feedlot cattle. *Canadian Journal of Animal Science* 83, 13-20.
- García PT, Pensel NA, Sancho AM, Latimori NJ, Kloster AM, Amigone MA and Casal JJ 2008. Beef lipids in relation to animal breed and nutrition in Argentina. *Meat Science* (in press).
- Grasso F, Terzano GM, De Rosa G, Tripaldi C and Napolitano F 2004. Influence of housing conditions and calving distance on blood metabolites in water buffalo cows. *Italian Journal of Animal Science* 3, 275-282.
- Grünwaldt EG, Guevara JC, Estévez OR, Vicente A, Rousselle H, Alcuten N, Aguerregaray D and Stasi CR 2005. Biochemical and Haematological measurements in beef cattle in Mendoza Plain Rangelands (Argentina). *Tropical Animal Health Production* 37, 527-540.
- Haas G, Deittert C and Köpke U 2007. Impact of feeding pattern and feed purchase on area- and cow-related dairy performance of organic farms. *Livestock Science* 106, 132-144.
- Hata H, Suzuki K, Tomioka T, Tanaka K, Matsunaga N and Hidari H 2005. Effects of grazing on deposition of chemical body components, energy retention and plasma hormones in steers. *Animal Science Journal* 76, 225-236.
- Huntington GB 1997. Starch utilization by ruminants, from basics to bunk. *Journal of Animal Science* 75, 852-867.
- IFOAM (International Federation of Organic Agriculture Movements, 2002). Norms for Organic Production and Processing-IFOAM Basic Standards. IFOAM, Head Office, Bonn, Germany. http://www.ifoam.org/about_ifoam/principles/history_of_principles.html.
- Journet M, Huntington G and Peyraud JL 1995. Le bilan des produits terminaux de la digestion. In *Nutrition des Ruminants Domestiques* (eds R Jarrige, Y Ruckebusch, C Demarquilly, MH Farce, and M Journet), pp. 671-720. Ingestion et Digestion. INRA, Paris.
- Kaneko JJ, Harvey JW and Bruss ML 1997. *Clinical biochemistry of domestic animals*. 5th ed. Ed. Academic Press, Orlando.
- Kennedy E, O'Donovan M, Murphy JP, Delaby L and O'Mara F 2005. Effects of grass pasture and concentrate-based feeding systems for spring-calving dairy cows in early spring on performance during lactation. *Grass and Forage Science* 60, 310-318.
- Khan MA, Lee HJ, Lee WS, Kim HS, Kim SB, Ki KS, Park SJ, Ha JK and Choi YJ 2007. Starch source evaluation in calf starter, I. Feed consumption, body weight gain, structural growth, and blood metabolites in Holstein calves. *Journal of Dairy Science* 90, 5259-5268.
- Kumar R, Kumar A and Rastogi SK 2007. Comparative blood bio-chemical profile of dairy cattle in three different regions of Uttaranchal. *Indian Journal of Animal Sciences* 76, 599-604.
- López-Olvera JR, Marco I, Montané J, Casas-Díaz E and Lavín S 2007. Effects of acepromazine on the stress response in Southern chamois (*Rupicapra pyrenaica*) captured by means of drive-nets. *The Canadian Journal of Veterinary Research* 71, 41-51.

- Loy D 2007. By-product feed utilization by grazing cattle. *Veterinary Clinics North America-Food Animal Practice* 23, 41-52.
- Lund V 2006. Natural living- a precondition for animal welfare in organic farming. *Livestock Science* 100, 71-83.
- Manninen M, Sankari S, Jauhiainen L, Kivinen T and Soveri T 2007. Insulated, uninsulated and outdoor housing for replacement beef heifers on restricted grass silage-based diet in a cold environment. *Livestock Science* 107, 113-125.
- Mathis CP and Sawyer JE 2007. Nutritional management of grazing beef cows. *Veterinary Clinics North America-Food Animal Practice* 23, 1-19.
- Mori A, Urabe S, Asada M, Tanaka Y, Tazaki H, Yamamoto I, Kimura N, Ozawa T, Morris S T, Hickson R, Kenyon P R, Blair H, Choi C. B. and Arai T 2007. Comparison of plasma metabolite concentrations and enzyme activities in beef cattle raised by different feeding systems in Korea, Japan and New Zealand. *Journal of Veterinary Medicine Series A* 54, 342-345.
- Nelson DL and Cox MM 2000. *Lehninger Principles of Biochemistry*. 3rd Ed., Worth Publishers, New York.
- Owens FN, Secrist DS, Hill WJ and Gill DR 1998. Acidosis in cattle, A review. *Journal of Animal Science* 76, 275-286.
- Smith BP 2007. *Large Animal Internal Medicine*. 3 ed. Ed. Mosby.
- Schoonmaker JP, Cecava MJ, Faulkner DB, Fluharty FL, Zerby HN and Loerch SC 2003. Effect of course and amount of energy and rate of growth on performance, carcass characteristics, ruminal fermentation, and serum glucose and insulin of early-weaned steers. *Journal of Animal Science* 82, 273-282.
- Sundrum A 2001. Organic livestock farming - A critical review. *Livestock Production Science* 67, 207-215.
- Thrall MA, Baker DL, Campbell TW, DeNicola D, Fettman MJ, Duane Lassen E, Rebar A and Weiser G 2004. *Veterinary Hematology and Clinical Chemistry*. Ed. Lippincott Williams & Wilkins.
- Vrzgula L 1991. *Metabolic disorders and their prevention in farm animals*. Elsevier, Amsterdam. Netherlands.
- Woods JD, Richardson RI, Nute GR, Fisher AV, Campo M and Kasapidou E et al 2004. Effects of fatty acids on meat quality, a review. *Meat Science* 66, 21-32.

Table 1. Details of farms analyzed in this study

housing system	BI		BO		BC		MI		MO		MC		VI		VO		VC		
	indoors	no grazing	indoors	no grazing	indoors	no grazing	indoors	no grazing	indoors	intensive	grazing	intensive	grazing	indoors	no grazing	semi-grazing	access to housing	semi-grazing	access to housing
farm land [ha]	45	38	50	50	65	260	27	27	25	80	80	25	25	27	25	25	25	80	80
purchased feed	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate	concentrate
stocking rate	0.8	0.8	0.8	0.8	0.3	1	1	1	1.3	0.7	0.7	1.3	1.3	1	1.3	1.3	1.3	0.7	0.7
% Suckling days/life days*	16.6%	75%	66.2%	66.2%	100%	49.7%	17.4%	18.8%	100%	100%	49.7%	70%	70%	17.4%	70%	70%	70%	51%	51%
% Grazing days/life days*	0	0	0	0	80%	60.1%	0	0	80%	80%	60.1%	0	46%	0	46%	46%	46%	60.1%	60.1%
Farm size **	120	31	40	40	20	131	140	100	20	20	131	140	33	140	33	33	33	54	54
no. sampled calves	19	30	28	28	15	16	22	33	15	15	16	17	17	22	17	17	17	21	21
Numerical Productivity																			
Slaughtering weight (Kg)	390±23	381±36	386±63	386±63	347±49	318±66	328±57	376±34	347±49	347±49	318±66	328±57	315±93	328±57	315±93	315±93	315±93	336±52	336±52
Slaughtering age (days)	301±2	280±15	272±20	272±20	310±19	301±12	285±13	265±22	310±19	310±19	301±12	285±13	278±26	285±13	278±26	278±26	278±26	247±49	247±49
Carcass weight (Kg)	222±41	206±37	222±30	222±30	127±16	173±44	220±18	215±23	127±16	127±16	173±44	220±18	173±25	220±18	173±25	173±25	173±25	194±36	194±36
Carcass performance	57.0%	53.9%	57.5%	57.5%	36.6%	54.5%	67.1%	57.3%	36.6%	36.6%	54.5%	67.1%	55.0%	67.1%	55.0%	55.0%	55.0%	57.6%	57.6%

* Calculation: days of suckling or grazing activity/ life days

** number of calves for intensive farms and number of reproductive cows for conventional and organic farms

Table 2. Information of composition of the diets in the farms in our study. Abbreviations for farms are as follows B: Baralla, M: Montederramo, V: Vialba, C: Conventional, I: Intensive, O: Organic

	BI	BO	BC	MI	MO	MC	VI	VO	VC
Feed ratio (C:HR:GR)	82:18:0	32:68:0	45:55:0	80:20:0	10:0:90	45:13:42	73:27:0	32:34:34	45:29:26
Concentrate (DM basis)									
Humidity (%)	5.3	5.7	6.3	7.3	10.1	7.9	5.5	10.8	4.7
CP (%)	16.4	17.1	17.7	16.5	17.8	17.9	17.4	15	18
CF (%)	4.6	4.1	4.8	6.2	6.8	4.1	6.8	5.2	6.6
Ash (%)	7.5	7.3	8	6.2	6.3	6.7	6.2	6.96	7.7
Starch (%)	36.9	3.70	38.2	39.2	50.5	34.8	34.6	42.5	35.1
Fat (%)	2	1.8	1.5	1	-	6.5	2	2.88	1.1
Roughage (DM-basis)*									
Humidity (%)	76.4	84.5	82.9	79.8	79	86	80.1	84.8	87.7
DNM	4.5	17.0	10.4	8.3	7.3	16.6	5.6	14.3	18.6
CF (%)	33.4	21.5	26.1	31.5	30.7	18	31.7	23.6	20.7
Ash (%)	8.2	13	9.8	12.5	8	10.8	8.7	12.2	16.1
OM (%)	91.8	87.0	90.2	87.5	92	89.2	91.3	87.8	83.9

* values corresponding to a proportionally pooled sample of the different roughage types given in each farm.

Abbreviations are as follows C: concentrate, HR: harvested roughage (indoors if less grass, silage or hay), GR: grazed roughage CP: Crude protein, CF: crude fibre, DNm: digestibility of nitrogen matter, OM: organic matter.

Table 3. Results of ANOVA analysis showing differences between farms (and the covariate as age) of blood parameters in calves in our study

	Farm		Age	
	Coefficient	p	Coefficient	p
Glucose	$F_{(8,199)}=3.100$	0.003	$F_{(1,199)}=0.885$	0.348
Total protein	$F_{(8,199)}=4.513$	0.000	$F_{(1,199)}=0.314$	0.576
Albumin	$F_{(8,199)}=0.273$	0.974	$F_{(1,199)}=0.052$	0.820
Urea	$F_{(8,199)}=0.770$	0.630	$F_{(1,199)}=0.094$	0.759
Creatinine	$F_{(8,199)}=1.711$	0.098	$F_{(1,199)}=2.124$	0.147
Triglycerides	$F_{(8,199)}=0.800$	0.603	$F_{(1,199)}=2.114$	0.148
Cholesterol	$F_{(8,199)}=2.580$	0.011	$F_{(1,199)}=0.325$	0.569
Total Bilirubin	$F_{(8,199)}=3.183$	0.002	$F_{(1,199)}=0.178$	0.674
NEFAs	$F_{(8,185)}=0.239$	0.983	$F_{(1,185)}=0.545$	0.461
GLDH	$F_{(8,132)}=0.494$	0.859	$F_{(1,132)}=0.958$	0.330
AST	$F_{(8,188)}=79.67$	0.000	$F_{(1,188)}=3.762$	0.054
CK	$F_{(8,188)}=0.129$	0.998	$F_{(1,188)}=78.12$	0.000

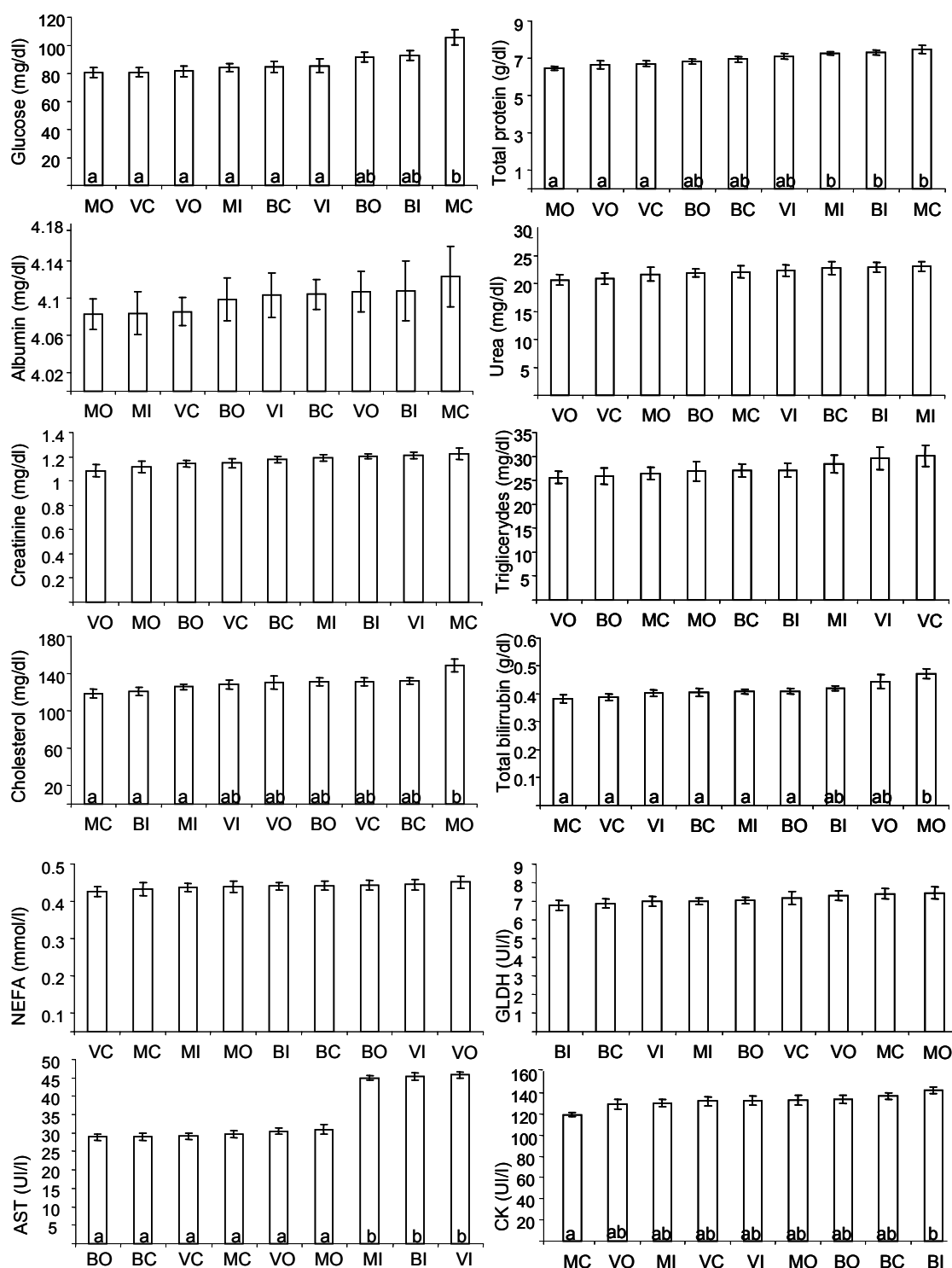


Figure 1. Bar chart showing glucose, total protein, albumin, urea, creatinine, tryglicerides, cholesterol, total bilirrubin, NEFAs, GLDH, AST and CK concentrations (expressed as arithmetic means and error standard) in the farms in our study. Abbreviations for farms are as follows B, Baralla, M, Montederramo, V, Vilalba, C, Conventional, I, Intensive, O, Organic. Different letters denote statistically significant differences between farms at $p < 0.05$.

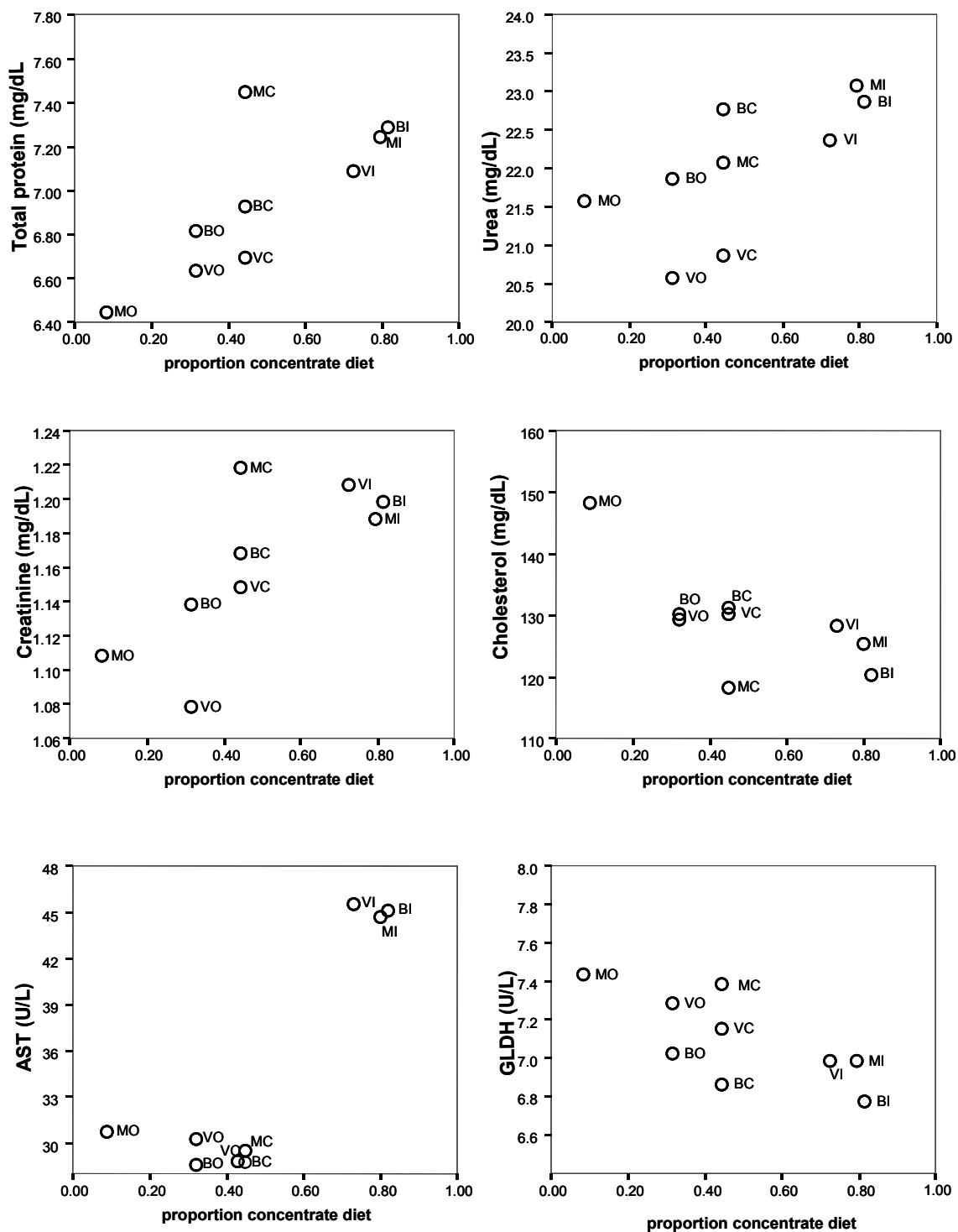


Figure 2. Scatter plot showing the relationship between the concentrations of total protein, urea, cholesterol, creatinine and AST activity and the proportion of concentrate in the diet in the farms in our study. Abbreviations for farms are as follows B, Baralla, M, Montederramo, V, Vilalba, C, Conventional, I, Intensive, O, Organic.

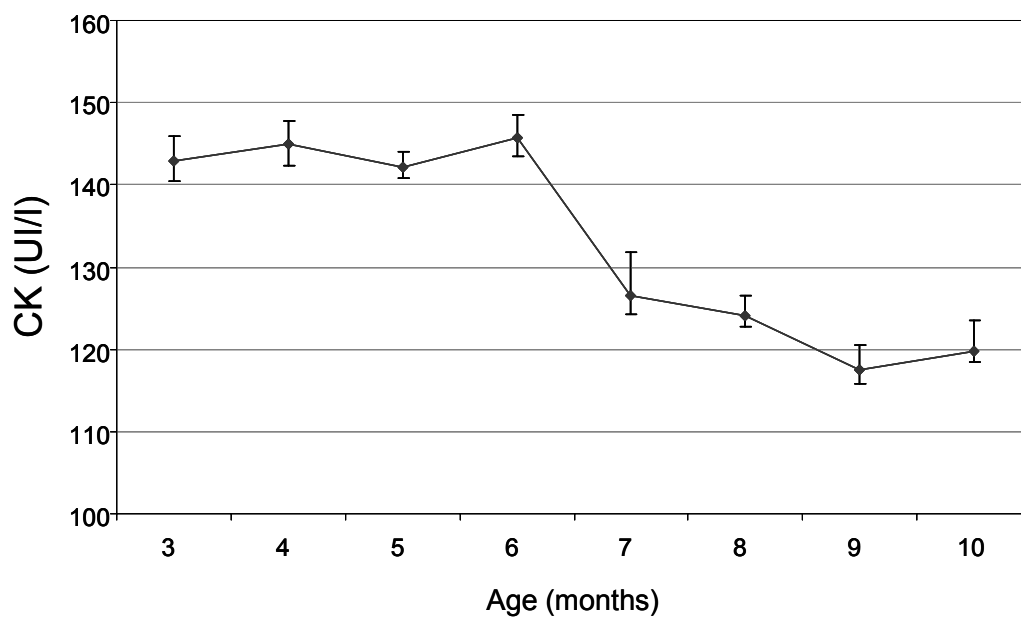


Figure 3. Effect of age on CK activity (expressed as arithmetic means and error standard) in calves.

Elsevier Editorial System(tm) for Meat Science
Manuscript Draft

Manuscript Number: MEATSCI-D-08-00300

Title: Toxic and trace metal concentrations in meat in cattle reared under organic, intensive or conventional production systems

Article Type: Research Paper

Section/Category:

Keywords: beef cattle; farming systems; toxic metals; trace metals.

Corresponding Author: Dr M López-Alonso,

Corresponding Author's Institution:

First Author: Isabel Blanco-Penedo, MsD

Order of Authors: Isabel Blanco-Penedo, MsD; M López-Alonso; Marta Miranda, PhD.; Joaquín Hernández, PhD; José L Benedito, PhD; Richard F Shore, PhD

Manuscript Region of Origin:

Abstract: We evaluated if differences in toxic and trace metal accumulation in beef-cattle reared under different systems (including organic, conventional and intensive management) were reflected in the meat derived from these animals.

Diaphragm muscle from calves (n=166) from nine farms were analysed. Muscle cadmium concentrations were low (<10 µg/kg wet wt.) and arsenic, mercury and lead were undetectable in most (77-97%) samples; there were no significant differences between farms. Trace metal concentrations in muscle were generally within adequate physiological ranges. Although muscle trace metal levels varied significantly between farms, this was not apparently related to management practices. There were no significant correlations in metal concentrations between muscle and liver or kidney (organ concentrations that better reflect exposure), except for cobalt (positive association) and zinc (negative association). Muscle toxic and trace metal concentrations in our study animals thus did not generally reflect differences in exposure. This is particularly relevant for animals reared in systems (such as organic farms) where cattle are exposed to somewhat higher levels of toxic metals (probably due to soil ingestion when grazing) but also can suffer from mineral deficiencies.

Toxic and trace metal concentrations in meat in cattle reared under organic, intensive or conventional production systems

Abstract

We evaluated if differences in toxic and trace metal accumulation in beef-cattle reared under different systems (including organic, conventional and intensive management) were reflected in the meat derived from these animals. Diaphragm muscle from calves (n=166) from nine farms were analysed. Muscle cadmium concentrations were low (<10 µg/kg wet wt.) and arsenic, mercury and lead were undetectable in most (77-97%) samples; there were no significant differences between farms. Trace metal concentrations in muscle were generally within adequate physiological ranges. Although muscle trace metal levels varied significantly between farms, this was not apparently related to management practices. There were no significant correlations in metal concentrations between muscle and liver or kidney (organ concentrations that better reflect exposure), except for cobalt (positive association) and zinc (negative association). Muscle toxic and trace metal concentrations in our study animals thus did not generally reflect differences in exposure. This is particularly relevant for animals reared in systems (such as organic farms) where cattle are exposed to somewhat higher levels of toxic metals (probably due to soil ingestion when grazing) but also can suffer from mineral deficiencies.

Keywords: beef cattle; farming systems; toxic metals; trace metals.

Introduction

There have been a number of food scares over the past decade that have involved meat products, especially in relation to *Salmonella* in chicken, antibiotics in pork, *Escherichia coli* and banned growth promoters in beef and the BSE crisis (Tarrant, 1998; Gambelli *et al.*, 2003). Increasing consumer awareness of food production methods that do use chemicals and that are more in harmony with the natural environment, together with the promotion of the importance of healthy food, has contributed to the recent rapid development of organic farming in the EU (Vaarst and Hovi, 2004; von Borell and von Sorensen, 2004; Willer and Youssefi, 2006). Organic farming practices represent an alternative to progressive intensification in conventional animal production.

The quality of organic beef is affected by the production system that is employed, particularly with respect to grazing and exercise regimes which are integral components of any organic beef production system (Nielsen and Thamsborg, 2005). It is well documented that grazing cattle involuntarily ingest a significant amount of soil (up to 18%; Thornton and Abrahmans, 1983) which can lead to a significant exposure of toxic metals or other toxic compounds if present in the soil (Sharpe and Livesey, 2005). This exposure scenario has also been described for other livestock species, such as organically reared pigs (Lindén *et al.*, 2001) and hens (Kijlstra, 2004). However, home-grown feed, and accompanying restrictions on mineral supplementation, can lead to dietary deficiencies in animals (Vaarst and Hovi, 2004). In particular, restrictions on feed supplements and on prophylactic parasite control in organic beef production can lead to mineral deficiencies (Roderick and Hovi, 1999; MacNaeidhe, 2001) and result in poor body condition and a low production index. Thus, there are potential conflicts between practices employed to ensure food safety and promote more “natural” livestock production and between animal welfare (Vaarst and Hovi, 2004).

In terms of meat quality, different feeding systems have been studied in order to assess product quality in relation to post-mortem proteolysis, tenderness, meat flavour (Andersen *et al.*, 2005) and chemical residues—mainly hormones and antibiotics (Smith *et al.*, 1997). Although it has

been well documented that farm practices can significantly affect assimilation by cattle of toxic metals in their liver and kidney, the main organs for metal accumulation (López-Alonso *et al.*, 2000), there is no information, as far we are aware, on how such practices can affect toxic and trace metal concentrations in muscle, the type of meat most widely consumed by humans.

We have recently examined how assimilation of toxic and trace metal concentrations in the liver and kidneys of beef cattle in NW Spain differ between farms that vary in their production systems (including organic, conventional and intensive farming systems) and in particular, that vary in the extent to which they graze cattle on pasture and provide concentrates as part of the diet (Blanco-Penedo, 2008). Calves from farms on which cattle largely or exclusively are grazed on pasture and are given low or no mineral supplementation had the highest rates of assimilation of toxic metals in the liver and/or kidney. We hypothesise that this is because grazing cattle on pasture ingest soil particles to which toxic metals adhere. There was also evidence of trace mineral deficiencies for some elements in cattle from farms that use low amounts of concentrates and do not use mineral supplements. The objective of the current study was to evaluate if differences in toxic and trace metal accumulation in cattle that are related to farm production practices are reflected in the toxic and trace metal content in meat destined for human consumption.

Material and methods

Farm selection

Farms were selected from the districts of Baralla (B), Montederramo (M) and Vilalba (V) in Galicia (NW Spain). In each district, a conventional (C), intensive (I) and organic (O) farm located in the neighbourhood were selected. The farms were similar in most other respects, and detailed information of the farms including size, feeding regime, other husbandry and management practices, and toxic and trace metal concentrations in soils and diet (forage and concentrate feed) have been summarised elsewhere (Blanco-Penedo, 2008).

Sample collection

Diaphragm muscle samples (about 200g) were collected at the time animals were slaughtered (aged from 7 to 10 months). Samples were packed in plastic bags, placed on ice immediately after collection and transported to the laboratory, and stored at -18°C until processing.

Sample analysis

Approximately 2-g subsamples were digested in 5 ml of concentrated nitric acid (Suprapur grade, Merck) and 2 ml of 30% w/v hydrogen peroxide in a microwave digestion system (Milestone, Ethos Plus; Italy). Digested samples were transferred to polypropylene sample tubes and diluted to 25 ml with ultrapure water.

Elements present at very low concentrations, arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr), cobalt (Co), nickel (Ni), mercury (Hg) and lead (Pb) were determined by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS; VGEElemental PlasmaQuad SOption) whereas elements at higher concentrations copper (Cu), iron (Fe), manganese (Mn), molybdenum (Mo), selenium (Se) and zinc (Zn) were determined by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-OES; Perkin Elmer Optima 4300 DV). An analytical quality control programme was applied throughout the study. The limits of detection in the acid digest were calculated as three times the standard deviation of the reagent blanks (Table 1). The limits of quantification, expressed as a concentration in the tissue, were calculated on the basis of the mean sample weight and volume analysed. Analytical recoveries were determined from a certified reference material (Pig kidney CRM 186, BCR Reference Materials, Belgium) analysed together with the samples. The results are given in Table 1 and show acceptable agreement between the measured and certified values. Indicative values only were given for Cr and Ni but there was good agreement between our results and those indicated for the CRM. The CRM was not certified for Co and Mo in the CRM and analytical recoveries were determined using spiked samples (n=10) at a level that gave absorbance values that were generally 2-10 times greater than the normal levels in the various tissues. Mean recoveries were 89% and 96% respectively. The precision of the

analytical method, calculated as the relative standard deviation (DSR) of metal concentrations in 10 digest of the same sample were between 5.8 and 9.3 %.

Statistical analysis

All statistical analyses were done using the program SPSS for Windows (v.15.0). To calculate mean metal concentrations in muscle, non-detectable concentrations were assigned a value of half the limit of quantification. Data were tested using a Kolmogorov-Smirnov test and generally were found not to be normally distributed. They were therefore log-transformed before analysis, and so average toxic and trace metal concentrations in muscle are given as geometric means.

One-way Analysis of Variance followed by Tukey's honest significant difference (HSD) post-hoc tests were used to test for differences in toxic and trace metal concentrations between farms. The significance of correlations between the levels of toxic and trace metals in muscle and liver and kidney in each farm were calculated using Spearman rank correlations analysis. In all cases statistical significance was taken to be indicated by $p < 0.05$.

Results and Discussion

Toxic metal concentrations in muscle from cattle from different farms are presented in Table 2. Overall, toxic metal concentrations were low, and with the exception of Cd, most samples (96.6 % for As and Hg and 77.3% for Pb) had non-detected levels. The remainder of samples had concentrations close to the quantification limit. Cd concentrations were all below 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ wet weight. In general, toxic metal residues in meat in this study were similar to those described in previous studies in cattle in NW Spain (López-Alonso *et al.*, 2000; 2004) and within the range of those described in other countries (for review see López-Alonso *et al.*, 2000). None of the samples analysed in the current study exceeded the maximum admissible levels for Cd and Pb (0.050 and 0.01 mg/kg fresh weight respectively) established by the European Commission (2001). The European Commission has not established statutory limits for As and Hg but Hg residues, when detected, were 1000-fold lower than allowed in fish (466/2001/EEC).

No significant differences were found between farms in muscle Cd concentrations (mean values ranged from 3.16 to 4.07 $\mu\text{g}/\text{kg}$ wet weight) nor in the proportion of samples with detectable residues for the other toxic elements (Table 2). There was no significant association between Cd concentrations in muscle and those in the liver or kidney (Table 3). This is not surprising as Cd, like other toxic metals, does not significantly accumulate in the muscle, and unlike liver and kidney residues, concentrations in muscle are not highly related to the level of exposure, except perhaps for As (Vreman *et al.*, 1988).

Trace metal concentrations in muscle from cattle from different farms are presented in Figure 1. In general, and with the exception of Se, trace metal concentrations in cattle muscle were within the adequate ranges described by Puls (1994) and in good agreement with those described in most countries for cattle muscle (for review see Jorhem *et al.*, 1989; López-Alonso *et al.*, 2000). On the contrary, Se concentrations in cattle from all farms in the current study were above the normal range (0.070-0.150 mg/kg wet weight; Puls, 1994) and higher than reported in cattle elsewhere (Jorhem *et al.*, 1989). Indeed, most animals in the present study had muscle Se concentrations within the high (0.250-0.500 mg/kg) or toxic range (0.500-1.500 mg/kg). However, the ranges for trace element concentrations proposed by Puls (1994) are general and do not take into account possible differences between different types of muscle. Comparison of different studies indicated that trace metal concentrations in muscle varied 2-3 fold between cattle from different countries (Jorhem *et al.*, 1989; López-Alonso *et al.*, 2000), even though trace metal concentrations in the liver and kidneys were comparable and within the adequate physiological range. Such differences again probably reflect differences between muscle types but information on which muscle was analysed was not available for both studies. López-Alonso *et al.* (2000) also found that cattle diaphragm contained nearly twice the Cu concentration of pectoral muscle, perhaps reflecting greater metabolic activity in the diaphragm. When analysing Se concentrations in different types of muscle in Galician cattle (López-Alonso *et al.*, unpublished data) it was observed that Se concentrations in diaphragm were two times those found in pectoral muscle.

There were statistically significant differences between farms for most muscle trace element concentrations (Figure 1). As with inter-farm differences in liver and kidney trace metal levels (Blanco-Penedo, 2008), there was no evidence of any specific pattern of differences between regions or different types of farm. Cattle from the organic farm in Montederramo (MO) had the lowest mean Co, Cu, Ni and Se concentrations found in our study. This was the only farm where a high proportion of animals had hepatic Co and Se concentrations that were within the marginal or deficient range, and (together with the organic farm in Baralla (BO)), had calves with hepatic Cu concentrations that were below the range considered adequate (Blanco-Penedo, 2008). Calves from the MO farm also had significantly higher Zn muscle concentrations than cattle from other farms although surprisingly calves from the MO farm had the lowest mean Zn hepatic and renal concentrations that we recorded (Blanco-Penedo, 2008). For most of the trace elements (Cu, Fe, Mn, Mo and Se), the highest mean concentration in muscle was found in the intensive farm in Vilalba (VI), although it did not correspond with a higher intake in the diet or a higher status of these elements in the liver or kidney (Blanco-Penedo, 2008).

When analysing the relationship between trace metal concentrations in muscle and those in the liver or kidney (data from Blanco-Penedo, 2008), the only significant positive association was for Co; muscle Co concentrations were positively associated with Co concentrations in both liver and kidney (Figure 2; Table 3). There was also a significant negative association between Zn concentrations in the muscle and those in the liver and kidney (Table 3). Taking into account that trace metal concentrations in the liver, and to a lesser extent in the kidney, are the best indicators of the mineral status in calves (López-Alonso *et al.*, 2000), our results indicate that, at least under the conditions of our study, trace metal concentration in muscle is generally not indicative of mineral status. This is presumably because muscle, unlike the liver and kidney, does not have trace metal storage capacity. At adequate dietary intakes, mineral concentrations in muscle may be most closely related to protein synthesis and the predominant type of metabolism in the muscle (Schricker *et al.*, 1982). Although our results suggest that muscle Co may be indicative of Co status, this has not been found in other studies. When cattle were fed a diet with low or no-supplementation of Co (the Co requirement in cattle is 0.1 mg/kg DM; NRC, 2001), Co was found to be present at very low concentrations in muscle tissues and, in fact, normal or adequate Co concentrations in muscle have not been established (Puls, 1994). When cattle were given large Co supplements (10 and 40 mg/kg DM), Co concentrations significantly increased in the liver (from 7.60 to 11.15 mg/kg dry weight) and pancreas (from 7.88 to 10.69 mg/kg) but not in muscle (from 8.36 to 8.56 mg/kg) (Van Ryssen *et al.*, 1987). It is possible that the low dietary levels of Co in cattle in our study were below those necessary to achieve the concentrations of Co in the muscle needed to maximise metabolic activity—the range of muscle Co concentrations in cattle in our study was between 4 and 6 µg/kg. Thus, Co concentrations in the muscle of cattle from farms where Co nutrition was better may have significantly increased alongside concentrations in the liver and kidney.

The negative association that we detected between Zn concentrations in the muscle and those in the liver and kidney (Figure 3) was surprising. In a previous study in cattle with adequate Zn status in NW Spain (López Alonso, 1999), Zn concentrations in the liver and kidney were strongly and positively correlated (as in this study; $R_s=0.801$, $p<0,01$) but there was no significant association between liver or kidney Zn and muscle Zn. Zinc tissue concentrations in cattle are efficiently regulated by homeostatic mechanisms and, once optimal physiological concentrations are reached (30 mg/kg DM; NRC, 2001), Zn supplementation has no significant effect on Zn muscle levels (Kessler *et al.*, 2003). Differences in tissue Zn concentrations between studies in cattle receiving adequate Zn dietary concentrations could be due to factors such as age, sex or production class (milk or beef) as pointed out Puschner *et al.* (2004) on liver tissues, or other dietary components; for example other elements such as Cu and Cd have similar chemical and physical properties and compete for the metabolic binding sites in metallothioneins (López-Alonso *et al.*, 2002). It is possible that the negative association between Zn concentrations in the muscle and liver and kidney found in the current study may be related, at least in part, to some of these factors.

Conclusions

Our results indicate that differences in toxic metal and trace metal concentrations in the liver and kidney of cattle from different production systems on farms in Galicia are not reflected in the toxic and trace metal content in the meat. This is especially relevant for animals reared in systems (such as organic farms) where weaned calves are exclusively reared by being grazed on pasture and, as a result, accumulate elevated hepatic and renal toxic metal levels (probably due to soil ingestion) but also can suffer from mineral deficiencies. Any such effects are unlikely affect the health classification of meat for human consumption.

Acknowledgements

This study was supported by the Xunta de Galicia (Spain) (PGIDT02RA6261001PR). I. B. P. is a recipient of a research fellowship (AP2003-3835) from the Ministry of Science of Spain. We thank Nieves Muñoz for statistical assistance.

References

- Andersen, H.J., Oksbjerg, N., Young, J.F., & Therkildsen, M. (2005). Feeding and meat quality- a future approach. *Meat Science* 70, 543-554.
- Blanco-Penedo, I. (2008). Situación actual de las granjas ecológicas de ganado vacuno de Galicia. Comparación con los sistemas de explotación tradicional e intensivo. PhD thesis, University of Santiago de Compostela (Spain).
- Commission Regulation 466/2001/EEC. Setting Maximum Levels for certain contaminants in Foodstuffs. Commission of the European Communities, Brussels.
- Gambelli, D., Naspetti, S., & Vairo, D. (2003). Why are consumers buying organic meat and milk? A qualitative study of the Italian market. In *Proceeding of the 1st SAFO Workshop* (pp. 125-142), 5-7 September 2003, Florence, Italy.
- Jorhem, L., Sundström, B., Astrand, C., & Haegglund, G. (1989). The levels of zinc, manganese, selenium, chromium, nickel, cobalt, and aluminium in the meat, liver and kidney of Swedish pigs and cattle. *Zeitschrift für Lebensmittel Untersuchung und Forschung* 188, 39-44.
- Kessler, J., Morel, I., Dufey, P.-A., Gutzwiller, A., Stern, A., & Geyer, H. (2003). Effect of organic zinc resources on performance, zinc status and carcass, meat and claw quality in fattening bulls. *Livestock Production Science* 81, 161-171.
- Kijlstra, A. (2004). The role of organic and free poultry production systems on the dioxin levels in eggs. In *Proceedings of the 3rd SAFO Workshop* (pp. 83-90), 16-18 September 2004, Falenty. University of Reading, Reading.
- Lindén, A., Andersson, K., & Oskarsson, A. (2001). Cadmium in organic and conventional pig production. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 40, 425-431.
- López Alonso, M. (1999). Estudio de los principales elementos contaminantes en Ganado vacuno de Galicia. PhD thesis, University of Santiago de Compostela (Spain).
- López-Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., & Shore, R.F. (2000). Toxic and trace elements in liver, kidney and meat from cattle slaughtered in Galicia (NW Spain). *Food Additives and Contaminants* 17, 447-457.
- López-Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., & Shore, R.F. (2002). Contribution of cattle products to dietary intake of trace and toxic elements in Galicia, Spain. *Food Additives and Contaminants* 19, 533-541.
- López-Alonso, M., Prieto Montaña, F., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., & Benedito, J.L. (2004). Interactions between toxic (As, Cd, Hg and Pb) and nutritional essential (Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Se, Zn) elements in the tissues of cattle from NW Spain. *BioMetals* 17, 389-397.
- MacNaeidhe, F.S. (2001). Pasture management and composition as a means of minimizing mineral disorders in organic livestock. In *Proceedings of the 5th NAHWOA Workshop* (pp.102-112), Rodding, Denmark, November 2001.

- NRC (National Research Council) (2001). *Nutrient requirements of Beef Cattle*. 7th revised edn. National Academic Press, Washington DC.
- Nielsen, B.K., & Thamsborg, S.M. (2005). Welfare, health and product quality in organic beef production: A Danish perspective. *Livestock Production Science* 94, 41-50.
- Puls, R. (1994). *Mineral levels in animal health*. Clearbrook: Sherpa International.
- Puschner, B., Choi, Y-K., Tegzes, J.H., & Thurmond, M.C. (2004). Influence of age, sex, and production class on liver zinc concentration in calves. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation* 16, 278-282.
- Roderick, S., & Hovi, M. (1999). *Animal health and welfare in organic livestock systems: identification of constraints and priorities*. A report to MAFF (pp. 65).
- Schricker, B.R., Miller, D.D., & Stouffer, J.R. (1982). Content of zinc in selected muscles from beef, pork, and lamb. *Journal of Food Science* 47, 1020-1020.
- Sharpe, R.T., & Livesey, C.T. (2005). Surveillance of suspect animal toxicoses with potential food safety implications in England and Wales between 1990 and 2002. *Veterinary Record* 157, 465-469.
- Smith, G.C., Heaton, K.L., Sofos, J.N., Tatum, J.D., Aaronson, M.J., & Clayton, R.P. (1997). Residues of antibiotics, hormones and pesticides in conventional, natural and organic beef. *Journal of Muscle Foods* 8, 157-172.
- Tarrant, P.V. (1998). Some recent advances and future priorities in research for the meat industry. *Meat Science* 49, S1-S16.
- Thornton, I., & Abrahams, P. (1983). Soil ingestion—a major pathway of heavy metals into livestock grazing contaminated land. *Science Total Environment* 28, 287-294.
- Vaarst, M. & Hovi, M. (2004). Organic livestock production and food quality: a review of current status and future challenges. In *Proceedings of the 2nd SAFO Workshop* (pp. 25-27), March 2004, Witzenhausen, Germany.
- Van Ryssen, J.B.J., Miller, W.J., Gentry, R.P., & Neathery, M.W. (1987). Effect of added dietary cobalt on metabolism and distribution of radioactive selenium and stable minerals. *Journal of Dairy Science* 70, 639-644.
- von Borell, E., & von Sorensen, J.T. (2004). Organic livestock production in Europe: aims, rules and trends with special emphasis on animal health and welfare. *Livestock Production Science* 90, 3-9.
- Vreman, K., van der Veen, N.G., van der Molen, E.J., & de Ruig, W.G. (1988). Transfer of cadmium, lead, mercury and arsenic from feed into tissues of fattening bulls: chemical and pathological data. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 36, 327-338.
- Willer, M., & Yussefi, M. (2006). *The World of Organic Agriculture: Statistics and Emerging Trends*. IFOAM, Bonn.

Table 1. Detection limits ($\mu\text{g/l}$) and results of analysis of the certified reference material (Pig Kidney CRM 186) expressed as mg/kg

Element	Detection limit	Certified Reference Material (Pig Kidney CRM 186) *	
		certified levels (mean \pm 95%CI)	analysed levels (mean \pm 95%CI)
As	1.0	0.063 \pm 0.009	0.069 \pm 0.006
Co	1.0	---	0.151 \pm 0.054
Cd	0.1	2.710 \pm 0.150	2.711 \pm 0.122
Cr	1.3	(0.058-0.142)	0.198 \pm 0.043
Cu	3.1	31.9 \pm 0.4	29.1 \pm 1.48
Fe	6.6	299 \pm 10	283 \pm 15.8
Hg	0.2	1.970 \pm 0.040	1.852 \pm 0.111
Mn	0.2	8.5 \pm 0.3	7.85 \pm 0.51
Mo	2.0	---	3.39 \pm 0.29
Ni	1.8	(0.420)	0.544 \pm 0.256
Pb	0.3	0.306 \pm 0.011	0.318 \pm 0.041
Se	19	10.3 \pm 0.5	11.9 \pm 1.07
Zn	10	128 \pm 3	128 \pm 6.73

*in parantheses indicative values.

Table 3. Rank correlations between mean toxic and trace metal concentrations in muscle and liver and kidney in each farm in cattle in our study. Results are expressed as Spearman rank correlations coefficient and probability (* $p < 0.05$, * $p < 0.01$, *** $p < 0.001$). Correlations have been not calculated for As, Hg and Pb because most samples had not detectable concentrations

Element (n)	Muscle vs. liver	Muscle vs. kidney
Cd (118)	-0.247	-0.165
Co (119)	0.875 **	0.913 ***
Cr (119)	-0.089	-0.367
Cu (164)	0.120	0.594
Fe (166)	-0.074	-0.137
Ni (119)	0.224	0.535
Mn (165)	0.608	0.325
Mo (165)	0.133	-0.587
Se (166)	0.256	-0.104
Zn (166)	-0.837 **	-0.704 *

Table 2. Toxic (As, Cd, Hg and Pb) metal concentrations in muscle ($\mu\text{g}/\text{kg}$ wet weight) in cattle in our study. Abbreviations for farms are as follows B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Conventional, I: Intensive, O: Organic

Farm		As	Cd	Hg	Pb
BC	N (<ld)	13 (13)	13	13 (13)	13 (11)
	Geometric mean	ND	3.73	ND	1.81
	Range	ND-ND	2.10-6.13	ND-ND	ND-15.6
BI	N (<ld)	14 (13)	14	14 (14)	14 (12)
	Geometric mean	6.83	3.48	ND	1.75
	Range	ND-28.1	1.82-5.62	ND-ND	ND-11.7
BO	N (<ld)	14 (14)	14	14 (13)	14 (11)
	Geometric mean	ND	3.62	1.06	2.15
	Range	ND-ND	2.28-6.60	ND-5.56	ND-18.9
MC	N (<ld)	14 (14)	14	14 (13)	14 (11)
	Geometric mean	ND	3.16	1.03	2.13
	Range	ND-ND	1.87-4.86	ND-3.30	ND-18.0
MI	N (<ld)	13 (11)	13	13 (13)	13 (9)
	Geometric mean	6.95	3.57	ND	2.42
	Range	ND-14.5	2.16-7.05	ND-ND	ND-5.83
MO	N (<ld)	8 (7)	8	8(8)	8 (7)
	Geometric mean	6.82	3.20	ND	1.93
	Range	ND-14.5	2.02-5.81	ND-ND	ND-10.5
VC	N (<ld)	14 (14)	14	14 (14)	14 (11)
	Geometric mean	ND	4.07	ND	2.16
	Range	ND-ND	2.76-7.21	ND-ND	ND-8.91
VI	N (<ld)	14 (14)	13	14 (13)	14 (10)
	Geometric mean	ND	3.59	1.07	2.25
	Range	ND-ND	1.72-5.67	ND-5.78	ND-15.7
VO	N (<ld)	15 (15)	15	15 (14)	15 (11)
	Geometric mean	ND	4.02	1.05	2.17
	Range	ND-ND	1.76-8.93	ND-5.22	ND-7.20

<ld: below the detection limit; ND: non detected.

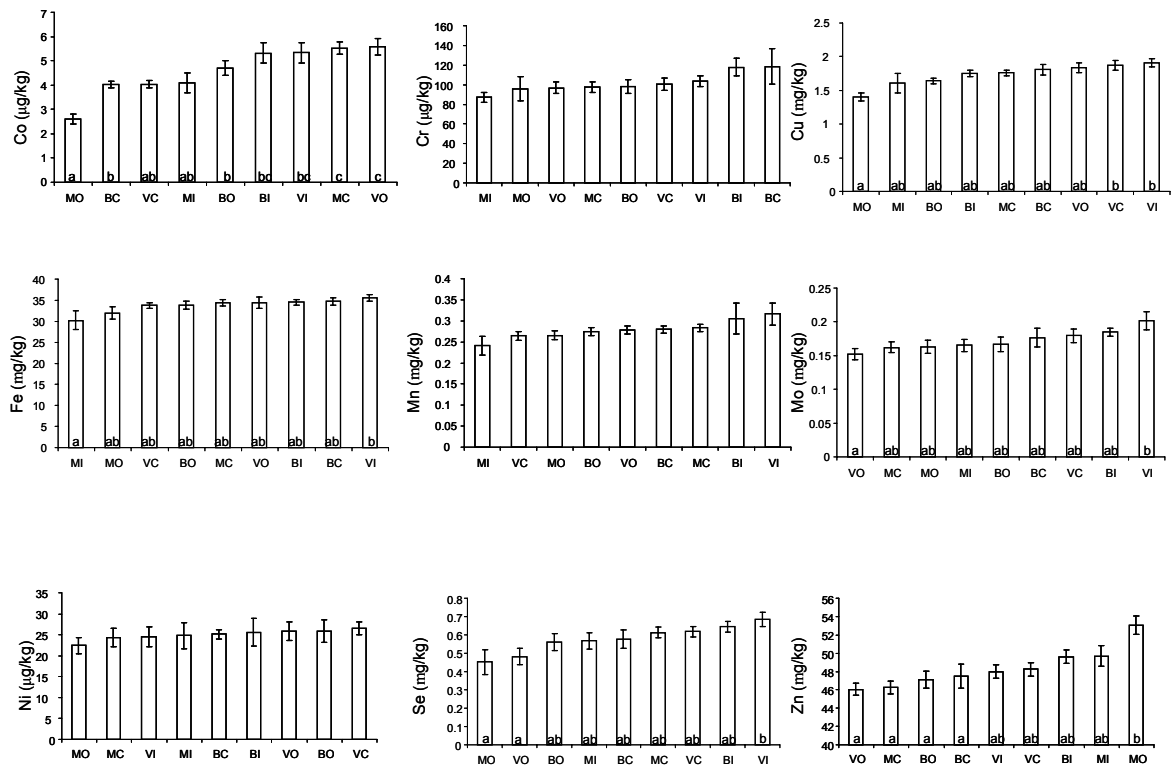


Figure 1. Bar chart showing trace metal concentrations in muscle (expressed as geometric means and geometric standard error) in the farms in our study. Abbreviations for farms are as follows B: Baralla, M: Montederramo, V: Vilalba, C: Conventional, I: Intensive, O: Organic. Different letters denote statistically significant differences between farms at $p < 0.05$.

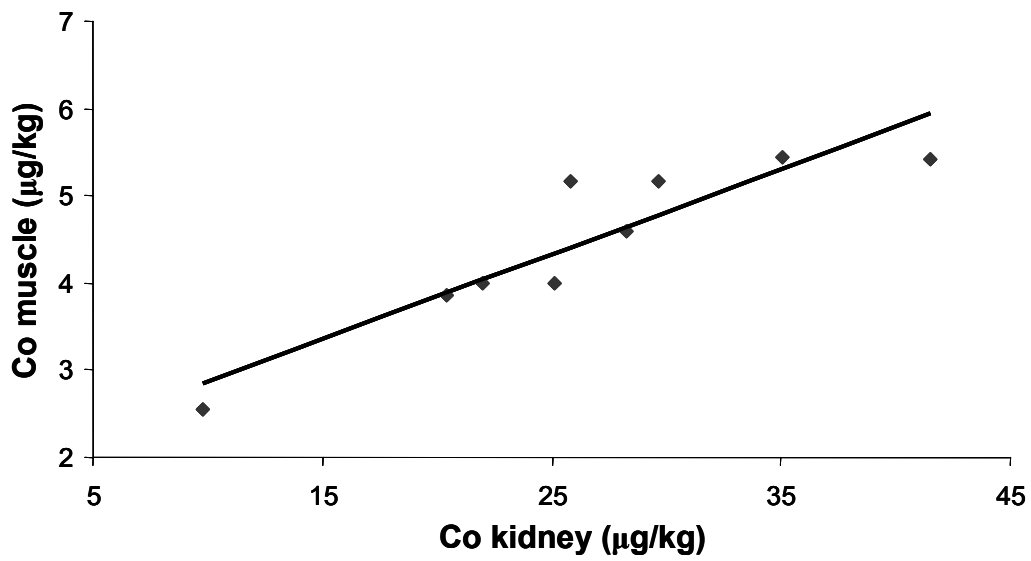
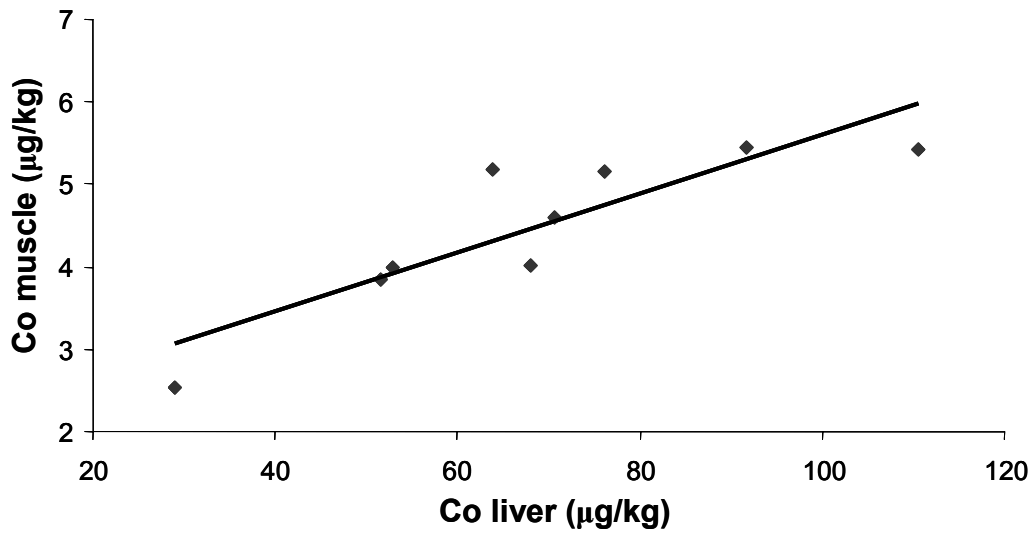


Figure 2. Scatterplot showing the relationship between Co concentrations in the muscle and liver and kidney.

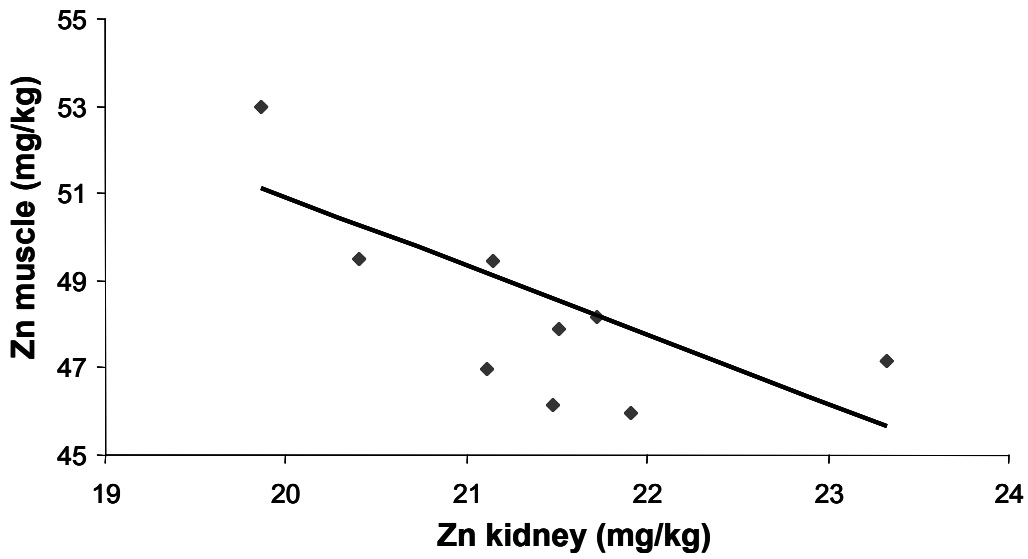
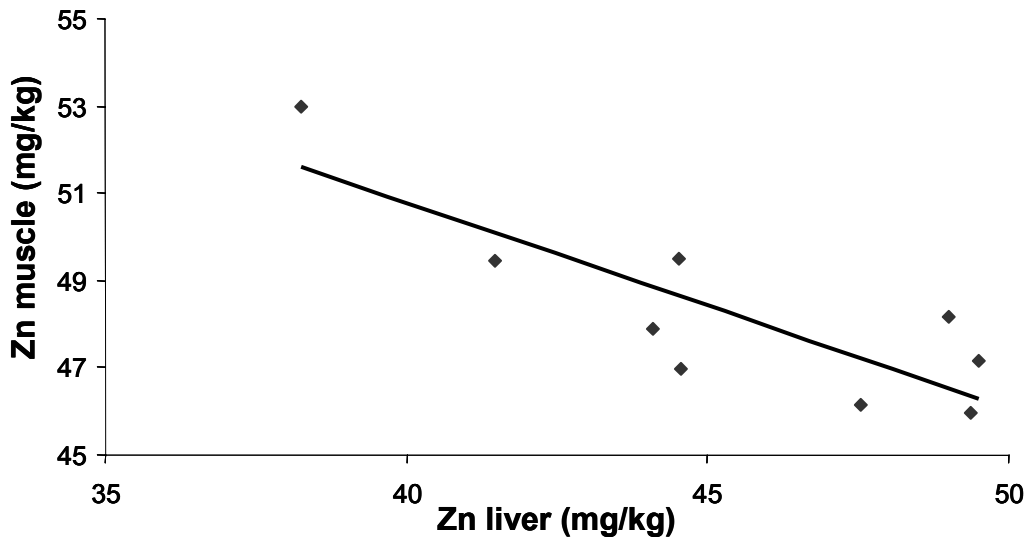


Figure 3. Scatterplot showing the relationship between Zn concentrations in the muscle and liver and kidney.

Veterinary Medicine

Elsevier Editorial System(tm) for Preventive
Manuscript Draft

Manuscript Number:

Title: Evaluation of animal health and food safety and quality in organic beef cattle in NW Spain; a comparison with intensive and conventional systems

Article Type: Research Paper
Section/Category:

Keywords: organic; beef cattle; animal health; food quality

Corresponding Author: Miss Marta LÓpez-Alonso, Ph.D.

Corresponding Author's Institution: Universidade de Santiago de Compostela

First Author: Isabel Blanco-Penedo, Ms.D.

Order of Authors: Isabel Blanco-Penedo, Ms.D.; Marta LÓpez-Alonso, Ph.D.; Richard F Shore, Ph.D.; Marta Miranda, Ph.D.; Cristina Castillo, Ph.D.; Joaquin Hernández, Ph.D.; José L Bedito, Ph.D.

Manuscript Region of Origin:

Abstract: The standards associated with organic farming do not per se ensure either high levels of animal health and welfare or safe food products. The objective of this study was to analyse how beef-cattle farming in NW Spain on organic farms compares with intensive and conventional systems in terms of impacts on the farm (by comparing farm management practices and associated effects on animal health) and at the slaughterhouse (impacts on the safety and quality of cattle products). Twenty-four organic and 26 conventional farms responded to a questionnaire that covered all basic data on their husbandry practices, farm management, animal health plans and beef production during 2007. Furthermore, data on the hygiene and quality of 244, 2596 and 3021 carcasses of calves from organic, intensive and conventional farms, respectively, were collected at the slaughterhouse. Organic calves generally enjoyed better health status than cattle reared conventionally or intensively, with lower rates of the predominant diseases that occur on beef-cattle farms, and fewer condemnations at the slaughterhouse for liver (mainly liver abscesses) kidney and heart pathologies. Liver parasitic infections were 2 fold higher in organic calves than in animals from other types of farm. Overall better health status was not reflected by carcass performance as this was significantly lower for organic calves than for calves from conventional and intensive farms. Carcass performance seemed to be more determined by breed and dietary component than by health status in the animals in our study.

Evaluation of animal health and food safety and quality in organic beef cattle in NW Spain; a comparison with intensive and conventional systems

Abstract

The standards associated with organic farming do not *per se* ensure either high levels of animal health and welfare or safe food products. The objective of this study was to analyse how beef-cattle farming in NW Spain on organic farms compares with intensive and conventional systems in terms of impacts on the farm (by comparing farm management practices and associated effects on animal health) and at the slaughterhouse (impacts on the safety and quality of cattle products). Twenty-four organic and 26 conventional farms responded to a questionnaire that covered all basic data on their husbandry practices, farm management, animal health plans and beef production during 2007. Furthermore, data on the hygiene and quality of 244, 2596 and 3021 carcasses of calves from organic, intensive and conventional farms, respectively, were collected at the slaughterhouse. Organic calves generally enjoyed better health status than cattle reared conventionally or intensively, with lower rates of the predominant diseases that occur on beef-cattle farms, and fewer condemnations at the slaughterhouse for liver (mainly liver abscesses) kidney and heart pathologies. Liver parasitic infections were 2 fold higher in organic calves than in animals from other types of farm. Overall better health status was not reflected by carcass performance as this was significantly lower for organic calves than for calves from conventional and intensive farms. Carcass performance seemed to be more determined by breed and dietary component than by health status in the animals in our study.

Keywords: organic; beef cattle; animal health; food quality.

Introduction

The standards associated with organic farming do not *per se* ensure either high levels of animal health and welfare or safe livestock food products (Vaarst *et al.*, 2006a; Fall *et al.*, 2008). The benefits of organic systems are primarily related to environmentally-friendly production and to animal welfare, whereas issues pertaining to animal health and product quality are more influenced by the specific farm management than by the production method (Sundrum, 2001; Vaarst *et al.*, 2006a). For instance, overcrowding and mistakes in animal feeding, particularly in the case of intensive farming of animals such as pigs and poultry, can lead to imbalances in and damage to metabolic homeostasis, and consequently can result in sub-clinical and clinical disease states (Link and Schumacher, 2004). Although such problems rarely occur in extensive beef production systems (Hovi *et al.*, 2003), animal health issues remain one of the main difficulties encountered by organic breeders of ruminants (Cabaret, 2003).

While there is a large body of research comparing organic and conventional farming systems, most studies have involved health assessment of organic dairy cows. These have shown that there are significant correlations between animal health (as measured by clinical examination) and production of milk (Sundrum *et al.*, 1994). In beef farming, it is known that, to improve meat quality, it is necessary to examine the whole production chain from breeding to meat processing. Farm processes and resultant food product quality are linked through (amongst other things) the health of the animal and its disease status. Hence, improvement of husbandry conditions is expected to improve animal welfare and food product quality (Sundrum, 2001), and any problems with organic farm processes have to be solved both for welfare reasons and to ensure high quality of meat products (Link, 2006). Meat quality is a major factor in organic farming and this production system emphasises product quality rather than quantity (Hermansen and Zervas, 2004), thereby meeting the requirements of consumers (Sundrum, 2001) who tend to be wary of intensive production systems that have been associated with food crises, such as BSE.

The importance and characteristics of organic beef production vary widely between European countries. There is no uniformity of standards because countries differ in characteristics such as climate, availability of resources (feedstuffs, litter, outdoor areas), herd structures, economic conditions, and disease prevalence. There are also cultural differences in the perception of problems and expertise to deal with them (Lund and Algiers, 2003; Vaarst *et al.*, 2006a). Thus, developments in organic farming practice have to be set in a national, regional and local context, and this is possible because there are different ways of adhering to organic principles and standards (Vaarst *et al.*, 2006a). In Spain, 97% of organic cattle livestock production is for beef cattle (MAPA, 2007) and, in the north-west, beef-cattle production is the most important form of agriculture, accounting for 15.2% of total national production (MAPA, 2005). In this region, cattle were traditionally reared on small farms that were dependent on local fodder crops. In the 1980s, calves began to be produced on indoor intensive farms where they were fed purchased concentrate to promote their growth. In recent years, however, there has been an increase in the number of organic farms in this region. These have mostly been conventional farms that have adapted to the broad standards required of organic systems (1804/1999/EEC). To date, there has been no assessment of the impact such changes in farming practice have made to the health status of cattle and the resultant quality of meat in Spain. The objective of this study was to analyse how organic beef-cattle farming in NW Spain compares with intensive and conventional systems in terms of impacts on the farm (by comparing farm management practices and associated effects on animal health) and at the slaughterhouse (impacts on the safety and quality of the cattle products).

Material and methods

Experimental design

Farm level analysis

Twenty four organic farms (approximately 47% of organic beef farms in Galicia) were randomly selected from the census of beef organic farms in Galicia, NW-Spain (CRAEGA, Xunta de Galicia, 2008). All these farms had been certified as organic between 2000-2005, and most (91.6%) were previously conventional beef farms that had converted to organic; the mean time taken to achieve this conversion was 21 months.

During January-February 2008, farmers were asked to respond to a questionnaire that covered the 2007 calendar year period and requested data on the structure, type and number of livestock groups, their main feed types, management, fulfilment of organic legislation, animal health plans (prevention and treatments) and animal production. Farmers were interviewed during a farm visit of about 2-3 hours, when the main buildings and infrastructure of the farm in general were also examined. Data were evaluated and checked during the period of the experiment and the farmers were contacted again if necessary. Information on 26 surrounding conventional beef farms was likewise collected following the same procedure to provide comparative data. In total, data for 780 cows and 306 calves from the organic farms and 498 cows and 288 calves from conventional farms were collected.

Slaughterhouse level analysis

Data for 244 calves from organic farms (representing 84% of all certified organic calves slaughtered from this area during the whole of 2007), 2596 calves from intensive farms and 3021 calves from conventional farms were collected from the same slaughterhouse. The remaining 16% of certified organic calves were slaughtered at two different slaughterhouses and were not included in this study to avoid variability in hygiene control and carcass quality criteria. Mean±SD age at slaughter was 286±31, 295±52 and 246±64 days for intensive, organic and conventional calves, respectively. Data on pathological findings and condemnations at the post-mortem inspection by official veterinarians from the slaughterhouse were retrieved from the Official Inspector's Veterinary Record Book. Data on classification of carcass quality was a visual evaluation of the carcass (according to sex) using the SEUROP system (grades from S: superior to P: poor) and a visual fatness score (5 grades from 1: lean to 5: fat) (103/2006/EEC). These assessments were conducted by graders at the slaughterhouse.

Statistical analysis

All statistical analyses were done using the program SPSS for Windows (v.15.0). For ordinal variables, the statistical significance of differences between farming systems were determined by Chi-square test. For numerical variables, the normality of the distribution of the data was checked using a Kolmogorov-Smirnov test. Variables that were normally distributed were analysed by Student's t test or Analysis of Variance (ANOVA). Variables that were not normally distributed, even after data transformation, or that did not meet the underlying assumptions of the ANOVA, were analysed by the non-parametric Kruskal-Wallis test. In all analyses, statistical significance was taken to be indicated by $p < 0.05$.

Results

Farm level analysis

General information of organic and conventional farms participating in this study is summarised in Table 1. Organic farms had a mean (\pm SD) size of 38.4 ± 29.4 hectare comprised mainly of pasture, with some shrub areas and to a lesser extent, cereal crops such as wheat and maize. At the time of the questionnaire, organic herd size ranged from 8 to 103 animals and consisted of a mean (\pm SD) of 28.7 ± 18.3 cows, 6.34 ± 0.58 heifers for replacement and 12.8 ± 8.21 calves. In most (79.1%) farms, there was no other organic livestock. The mean livestock density unit per hectare (LU) was 1.14 ± 0.41 . Conventional farms were on average half the size of organic farms, were dominated by pasture areas, but did not have significantly fewer cattle than organic farms; hence the stock density on conventional farms was twice that of organic farms (Table 1).

The Galician organic herd was characterised by a wide variety of breeds. A majority of farms (62.5%) had two or more of the five heterogeneous rustic breeds from the area. Galician blonde and Galician blonde x Holstein Friesian crosses were the predominant breeds on conventional farms.

Most (79.2%) of the organic farms in our survey were not self-sufficient and purchased organic grown feeds and organic concentrates to give to suckler (1.17 ± 1.16 kg/day) and finishing (4.81 ± 2.25 kg/day) calves. All cows (milk or dry) were offered the same forage ration of grass/clover *ad libitum*, together with amounts of hay and restricted ensiled green fodder (83.3 % of the farms). The feeding management was similar on conventional farms with 69.2 % of farms buying concentrate feed. Most organic and conventional farms had a 9-month calving period and calves were maintained exclusively on maternal milk for between approximately 6 and 8 months on both farm types (Table 1).

In relation to the husbandry practices (Table 1), the main differences between organic and conventional farms were related to the housing system. For the organic farms, the most common type of housing was outdoors often with covered yards (62.5% of farms) and a mixed in-outdoor system (29.1% of farms) with cubicles that had straw-bedding or other litter materials. Outdoors only housing was very uncommon (3.8%) on conventional farms, which mostly had mixed in-outdoor (53.8%) or indoor (42.4%) systems. There were no statistically significant differences between the percentage of organic and conventional farms that used purchased chemical fertilizers (60-70%; Table 1) or straw-bedding (almost all farms) although the percentage of farms using farmyard manure and pesticides was significantly lower for organic than conventional systems (Table 1); in fact no organic farms used pesticides. Soil, water and forage analysis were done in 41.6%, 75.0% and 33.3% of the organic farms and 10.1% 10.1% and 33.9% % of the conventional farms respectively.

Exactly half (50%) of the organic farms used pens (although 33% established them because they had to manage grazing on small dispersed land areas or when managing multi-breed herds) and 66% presented groups for finishing calves. Due to the long period for milking calves, suckler organic calves were not used to form a group (20.8%), suckling taking place in the free stall or in the calving pen, and only 8.3% of the farms presented two separate groups for cows (milk and dry). Mostly of the conventional herds (95.6%) had calving and cow pens.

Farm buildings on organic farms in general provided natural ventilation and light. The stocking density in buildings provided sufficient space for animals to stand naturally, lie down easily, turn

around, groom themselves, and behave naturally. The only exception was that 16.6% of buildings had calving pens that were crowded and without litter bedding. Livestock has free access to water and 95.9% were allowed to feed *ad libitum*. On all the organic farms, poor animal welfare practices, such as tail cutting, castration and tethering, were not carried out although some farms (33.3%) still (but not routinely) practised dehorning. Conditions on conventional farms were poorer, particularly in the use of calving pens. Furthermore, dehorning and tethering were practised in conventional farms.

In relation to animal health management practices, 33% of organic farms were members of a health body service, 75% belonged to a cooperative and 63.6% had animal insurance for accidental injury and disease outbreak. These percentages were 30%, 80% and 32.7% respectively for conventional farms. Blood sampling for disease status and coprology were carried out on 41.6 and 29.1% respectively of the organic farms and 33.9 and 30% of the conventional farms by a service contracted from the health body service.

Preventive or prophylactic parasite management was established on 79.1% of organic farms and conducted by farmers themselves in 40% of cases. Organic farmers did not conduct preventative worming by rotating livestock extensively with another species or cropping rotation. Animals were vaccinated on 37.5% of organic farms, infectious bovine rhinotracheitis (IBR) and bovine viral diarrhoea virus (BVDV) being the predominant vaccines used. Disinfection protocols were applied on 45.8% of organic farms. Conventional farms did not differ from organic farms in any of these preventive actions (Table 2), and almost all (96%) organic and conventional farms had appropriate quarantine areas.

In terms of treatments given to animals (Table 2), there is no evidence that the proportion of farms using alternative (homeopathy or phytotherapy) treatments differed between organic and conventional systems. The use of alternative treatments does not tend involve veterinarians and is not registered by the farmer. During the questionnaire, it was observed that organic farmers were reluctant to use the veterinarian service although chemotherapeutic treatments were the predominant drugs that they used (Table 2) with twice the withdrawal periods (according to the organic legislation). The use of antibiotics, antiinflammatories and hormones were significant higher in conventional than organic herds (Table 2). The proportion of herds without any chemotherapeutic treatment during 2007 was relatively low for both organic and conventional farms (13.6% and 7.7%, respectively, Table 2). With regards the use of antibiotics, organic calves were never treated with antibiotics in 2007 on our study farms and organic cows were never treated more than twice per year; cattle on conventional farms were treated more frequently. When the number of veterinary interventions per year was evaluated for organic farms since they had first permanently incorporated organic management (2000-2007) (Figure 1), there appeared to be a general decrease in the total number of veterinary visits, even though the number of organic farms increased during this period.

A summary of the different diseases observed in cows and calves from organic and conventional farms in our study are presented in Table 3. There was a significantly lower proportion of reproductive disorders in cattle on organic than conventional farms and a much (but not quite statistically significant, $p < 0.06$) lower proportion of cows suffering abortions and calves suffering diarrhoea. Reproductive disorders (retained placenta, dystocia, caesareans and infections after birth) together with diarrhoea in calves were the commonest clinical disorders on organic farms. In general, the prevalence of infections within the most affected herds was higher for conventional than organic herds.

In relation to beef production (Table 4), the mean (\pm SD) percentage of matings (on organic farms, three quarters were natural matings) during 2007 was $63.4 \pm 21.8\%$. Output from the beef herd was an integrated measure of the percentage of fattened calves that completed a 9-month-life production cycle ($87.0 \pm 29.1\%$) and the percentage of calves designated for replacing the breeding stock ($12.9 \pm 21.3\%$). The percentage of calvings per cow and heifer on conventional farms was significantly higher than on organic farms but there was no difference between farming systems in the production outputs for calves that were reared for slaughter or to be replacement breeders (Table 4).

Finally, when the farmers from organic farms were asked why they had converted to an organic system, 75% responded that it was because of the availability of government subsidies to make

what were relatively minor changes to their farming systems. The main reason given by the remainder was that they wanted to be pioneers, being amongst the first organic farms in the area. The farmers also recognized the better health status that their animals enjoyed when they were maintained on an organic basis. When asked what were the main difficulties experienced, farmers cited the high price of organic concentrates (25.4% of respondents), the unfavourable economic market for organic beef which resulted in half of the organic beef produced being sold to the non-certified market (41.5% of farmers), and restrictions on fertilizers and pesticides (33.1% of farmers). However, farmers did not expect to develop/increase their own cereal crop production, despite the economic incentive to do so and, in some cases, the potential to maximise the use of the hectare available on their farms.

Slaughtering phase analysis

The results from the post-mortem inspections of calves from organic, conventional and intensive farms are presented in Table 5. In all, 25.7% of all animals had at least one recorded pathological abnormalities. The highest proportion of condemnations was due to pathologies observed in the liver, lung and digestive tract. There were significant differences between calves from the different farm systems in the proportion of condemnations due to pathologies in all viscera and body areas studied, except for the heart. Organically reared calves had the lowest proportions of condemnations in the liver (10.6%), kidney (4.10%) and heart (0.41%) compared with calves from conventional and intensive farms, but the highest incidence of pathologies in the digestive tract (31.5%). Notably, there was a high incidence of lung condemnations amongst intensively reared calves (35.1%). When analysing in detail the condemnations for each viscera/body area, the percentage of the different pathological findings were very similar in the three groups of calves for the main condemnations, except for liver abscesses which occurred at a lower frequency in organically reared calves (42.3 %) than in calves from conventional (66.1%) and intensive (71.9%) farms. In contrast, the incidence of liver parasitic infections was higher (>2 fold) in calves from organic farms (Table 5). In relation to condemnations for drug residues, only one positive animal was detected and this came from an intensive farm.

With regards the assessment of the performance of beef production, the histograms showing the distribution of carcass weights, carcass classification according to the SEUROP system, and fatness score in calves from organic, conventional and intensive farms are presented in Figure 2. Statistically significant differences were found for carcass weight ($F_{2, 5860} = 468.6$, $p=0.000$), with calves from intensive farms having a higher mean (\pm SD) carcass weight (210 ± 36 kg) than organically (173 ± 49 kg) and conventionally reared calves (178 ± 44 kg). Furthermore, the carcass weight of calves from intensive farms was less variable than that of calves from conventional and especially from organic farms (coefficients of variation: 17.2, 24.4 and 28.2 respectively). There were also significant differences between farming systems for the fatness score ($H_{2, 4163} = 277.7$, $p=0.000$), calves from intensive farms being the fattiest group, and for carcass conformation ($H_{2, 5860} = 10.7$, $p=0.005$) which was also better for calves from intensive farms.

Discussion

Organic farming systems in Europe are very diverse (Lund and Algiers, 2003; Vaarst *et al.*, 2006a), but the average beef-cattle organic farm in Galicia appears to be very similar to the mean organic farm in the EU in terms of size (nearly 40 hectare; Lampkin, 2006) and has an LU comparable to other countries as the Netherlands, Denmark or Austria (Rohner-Thielen, 2005). The significantly lower farmland area but higher LU of conventional farms analysed in our study suggest that it may have been the more extensively outdoor conventional beef-cattle farms in Galicia that were able to convert to organic status most easily. In fact, most farmers indicated that a main reason to convert into an organic system was the ease with which they could adapt to the government requirements. The results of our study also indicate that adapting to organic husbandry practices may have been relatively quick and easy for those conventional farms that had retained traditional agronomic practices, (such as litter bedding, long suckling periods) but slower for farms that widely used modern conventional practices such as the use of chemical fertilizers and the introduction of preventative health management tools. Most of the organic

beef-cattle farms in Galicia consisted of or had introduced rustic or autochthonous breeds which are uncommon on conventional farms. Preservation of local cattle breeds is one recommendation for organic farms (EC-DG-Agriculture, 2005), and such breeds tend to be well adapted to local conditions (Hermansen and Zervas, 2004) and to the basic fodder grown on the farm (Branscheid, 1996).

One of the difficulties of farmers in NW Spain in converting to organic management seems, in part, related to the use of alternative rather than chemotherapeutical treatments. Homeopathy is one of the methods explicitly mentioned in the EU-regulations on organic livestock production (1804/99/EEC). However, the use of homeopathy on organic beef-cattle in our study was low compared with that on other European organic farms (Vaarst *et al.*, 2006b). This could be due to a lack of information. Unlike in other European countries, homeopathy is uncommon as an alternative medicine for humans in Spain. This, and the fact that the therapeutic benefits of homeopathics and phytoterapeutics are unclear and/or scientifically unproven (van der Meulen *et al.*, 2006), may explain the low use of homeopathy on both organic and conventional farms in our study.

It is widely assumed that limiting the use of antibiotics and other veterinary inputs improves product quality by reducing the likelihood of residues in the meat and the development of antimicrobial resistance (Vaarst *et al.*, 2006a). Therefore, the replacement of these kinds of treatments is considered desirable for organic farms (Vaarst *et al.*, 2006a); organic farming represents one of the few large-scale attempts to avoid the development of resistance (Lund and Algers, 2003). In our study, the frequency of use of most chemotherapeutical treatments was significantly higher on conventional farms, which is probably related to the higher incidence rates and wide range of diseases observed on the conventional farms. Our results contrast with the findings of Vaarst and Hovi (2004) who found that the frequency of use of antibiotics on organic and conventional farms was similar; they were also higher (0.5 treatments/animal/year) than on farms in our study. Although it could be argued that registration of veterinary treatments (in the health card book of the farm) is a poor indicator of herd health (Valle *et al.*, 2007), it was notable in our study that the number of veterinary interventions (an indicator of disease appearance) on organic farms decreased the longer the organic farm had been established (Figure 1). This may well account for our observation that the use of chemotherapeutical treatments was significantly lower on organic than conventional farms. The relatively low use of chemotherapeutical treatments (herd stability) could indicate that farmers could help reduce disease incidence with management practices. In addition, limitation in intensification improves animal health and welfare (Sundrum *et al.*, 2005b), and farmers would also have gained knowledge and experience of organic practices over time, which, over the longer term, would be expected to result in improved herd health (Lund and Algers, 2003).

The incidence of health problems in the cattle in our study was low but similar to the types of problems reported in previous studies of beef cattle (Roderick *et al.*, 1996). Those problems were mainly infertility and calving difficulties in breeding cows, external parasites, diarrhoea, and mineral deficiencies in young stock. Differences in herd size and production may contribute to the differences in health problems and mortality observed between organic and conventional farms in our study. The lower incidence of reproductive disorders on organic farms could be because animals had lower number of births and herds had a lower replacement index, thus accentuating differences with conventional herds.

Furthermore, it is worth noting that the rate of repeated disease occurrences within a herd was comparable for both farming systems (maximum occurrence on the most affected herd, Table 3) and may be primarily related to the absence of effective monitoring, analysis and feedback mechanisms to identify weak points; such practices are advocated as part of the organic farming approach (Sundrum, 2005a). Furthermore, the variability of organic farm units (Lund and Algers, 2003; Vaarst *et al.*, 2006a) implies that the causes of disease can vary considerably between farms and so comparable levels of diseases reported for different farms may be related to very different initial conditions (Vaarst *et al.*, 2006c). With regards diseases in young stock, some infections are clearly related to crowded housing or the mixing of stock from various sources (Sundrum, 2001). For example, several infectious diseases and diseases of the respiratory system are less likely to be found in outdoor management systems, as was the case in our study. On the other hand, cases of diarrhoea and weakness, seen at pathological post-

mortem but not identified clinically, may be related to outdoor management practices, including continuous calving, and the repeated use of the same grazing areas that enhance parasitic infection rates which can subsequently lead to diarrhoea, loss of condition and, in severe cases, dehydration (DEFRA/VLA/ADAS, 2002; Vaarst *et al.*, 2006a). A study of endoparasites in cattle on 15 organic farms reported that several breeding management factors (supplementary feeding, light exposure to the parasites in the first-grazing season) appear beneficial and could reduce to the intensity of parasite infection (Höglund *et al.*, 2001).

It is clearly desirable in production terms that each cow should produce a calf per year. Our results showed that reproductive performance in organic cattle was significantly lower than in animals on conventional systems, as measured by the number of calvings per cow and heifer, although output on both organic and conventional farms was below the optimum of 95% for beef-cattle that was proposed by Caldow *et al.* (2007). Reksen *et al.* (1999) reported lower reproduction performance on organic farms and attributed this to a deficit of nutritional energy during the winter season. However in our study, the relatively poor fertility of organic herds is likely to have been due to various factors that were not necessarily seasonal; these include the “natural” physiology of rustic breeds, seasonal calving and outdoors management that is adapted to the optimum periods of grass growth

The hygiene and quality control record of the animal at slaughter can be used to evaluate the impact of husbandry practices on the health of animals that were not necessarily evident from the results from our questionnaire. The higher frequency of liver abscesses detected at slaughter in calves from intensive and conventional farms may be related to the feeding practices of these farming systems. Unlike many conventional and all intensive farms, organic farms provide only a low fraction of concentrate in the feed ration and this can prevent rumen acidosis and liver disorders (Owens *et al.*, 1998). It has also been reported that calves which competed for feed in crowded penning (as might be most likely to occur on intensive farms), had twice as many instances of abscessed livers and this could reduce farmer’s income by 3-5% (Welfare Quality, 2008). In contrast, Jorgensen *et al.* (2005) observed marginally higher frequencies of liver abscesses in organic dairy cows than in conventional herds (8% vs. 5%), but the organic cattle were more exposed to rumen acidosis and liver abscesses because of higher dietary starch levels and unbalanced feeding strategies (which were strongly seasonal dependent).

Although liver abscesses were less prevalent in organic calves in our study, the percentage of parasitic infections in the liver in organic and intensively managed calves were relatively high and low, respectively. This may be related to the grazing management on organic farms and the permanent indoor conditions and standardized parasites-prophylaxis on intensive farms. A higher incidence of parasitic lesions in organic than conventional cattle has likewise been reported previously (Hansson *et al.*, 2000) and was related to the level of hygiene in predominantly outdoor organic management systems. Conversely, the high incidence in our study of lung condemnations at slaughter caused by pneumonia in intensive calves may be explained by the permanent indoor conditions which may have been over-crowded and/or poorly ventilated (Grandin, 1997). Similar results were observed in intensively reared pigs compared with free range (Seifert *et al.*, 2002) and organically reared (Hansson *et al.*, 2000; Baumgartner *et al.*, 2003) animals. Finally, the high incidence of inflammatory digestive lesions detected at slaughter in organically reared calves in our study is notable because there were no reported corresponding diagnosed digestive disorders in calves while on organic farms. These results probably indicate that digestive tract infections in organically reared calves have a predominantly sub-clinical pattern and may be associated with diarrhoea or mucosa lesions that are related to feeding behaviour and supply in outdoor systems (Vaarst and Hovi, 2004).

Slaughterhouse records can also be used to evaluate the impact that farming systems have on final beef performance (Vaarst and Hovi, 2004). There are conflicting views with regards the quality of meat products from organically reared calves: the general consumer believes organically certified meat is better, this is not always the opinion among practising veterinarians and conventional farmers (Hansson *et al.*, 2000). Our study has demonstrated that the generally promoted view that organic farming concentrates more on product quality than quantity (Hermansen and Zervas, 2004) may not be completely true. Although, in our study, the percentage of condemnations in organically reared calves was generally lower than for calves

from conventional and intensive systems (perhaps reflecting better overall health status of calves on organic farms), neither carcass conformation nor fatness scores were superior in organically reared calves. Sundrum (2001) likewise reported that there was little evidence of any impact of organic production on product quality. The heaviest carcasses in our study were for calves from intensive farms and the lowest, although more variable, were for organically reared calves. The high proportion of concentrate, and hence energy, in the feed ration of intensively reared animals leads to higher fat deposition and energy retention (Galyean and Rivera, 2003) compared with animals from organic farms where forage is the main dietary component; it is well known that herbivores fed with a higher proportion of roughage but few concentrates need more time to fatten (Nielsen and Thamsborg, 2005).

The difference between the mean carcass weights of intensively reared and conventionally reared calves are also likely to be related to the higher age at slaughter of animals from intensive farms. Carcass weight was also most homogenous for intensively reared animals and this is possibly partly related to low breed diversity; most animals are industrial crosses of Galician Blonde x Hostein Friesian. Homogenous carcass weights may also be due to standardised husbandry and management indoor practices on intensive farms, together with a low dependence on local feed and little influence of seasonal and environmental conditions. In contrast, all these factors are likely to exert a maximal (and potentially adverse) effect on weight gain in organically reared calves, and the diversity of diverse rustic breeds on organic farms is also likely to lead to heterogeneity in slaughter weights. Furthermore, the higher sub-clinical parasitic infections in organic calves in our study, indicated by the high prevalence of liver parasites and inflammatory digestive lesions at slaughter, could also be a contributory cause to low carcass weights. Indirect losses through decreased live-weight gains, lower feed-conversion efficiencies and more liver condemnations due to the presence of parasitic lesions, have been reported elsewhere (Murrell, 1986), and growth performance greatly improves when animals are treated with antihelmintics (Stromberg *et al.*, 1997). Dimander *et al.* (2000) reported that, depending on pasture management, an average of 30 kg reduction of live weight was found between organically-managed calves and young cattle prophylactic given anti-parasitical drugs treatments.

Conclusions

The improvement of animal living conditions in organic farms is expected to improve livestock welfare and health status and subsequently lead to improved product quality. Our detailed evaluation of organic beef-cattle farming in NW Spain demonstrated that organic cattle general enjoyed better health status than cattle reared conventionally or intensively. Compared with animals from conventional and intensive farms, cattle from organic farms had lower rates of the predominant diseases that usually occur on beef-cattle farms and had fewer condemnations at slaughter. However, this better health status was not reflected by carcass performance, which seems to be determined more by breed and dietary component. Furthermore, the suspected higher prevalence of parasitosis in the organic herd compared with cattle from intensive and conventional systems may decrease beef performance. Evaluation of condemnations at slaughter could be a useful tool as feedback mechanism to establish appropriate control measures on farms in order to reduce the high prevalence of sub-clinical disorders that are mainly related to parasitosis. Further investigations into fattening feed strategies for organic beef are needed to improve product quality and thereby meet the specific requirement of consumers of organic products.

Acknowledgements

This study was supported by the Xunta de Galicia (Spain) (PGIDT02RA6261001PR). I. B. P. is a recipient of a research fellowship (AP2003-3835) from the Ministry of Science of Spain. We would like to thank farmers, veterinarian clinics, veterinarian inspectors and staff from the slaughterhouse Cocarga (A Estrada, Galicia) for the facilities for developing this study and Nieves Muñoz for statistical assistance.

References

- Baumgartner, J., Leeb, T., Gruber, T., Tiefenbacher, R., 2003. Husbandry and animal health on organic pig farms in Austria. *Anim. Welf.* 12, 631–635.
- Branscheid, W., 1996. Zur Qualität von Fleisch und Milch-Ansprüche der Verbraucher und Maßnahmen der Tierproduktion. *Ber. Ldw.* 74, 103-117. (in German).
- Cabaret, J., 2003. Animal health problems in organic farming: subjective and objective assessments and farmers' actions. *Livest. Prod. Sci.* 80, 99-108.
- Caldow, G., Riddell, I., Stuart, H., Lowman, B., 2007. Improving efficiency of the beef cow herd. *Cattle Practice* 15, 138-144.
- Council Regulation 1804/1999/EEC supplementing Regulation (EEC) No. 2092/91 on organic production of agricultural products and indications referring thereto on agricultural products and foodstuff to include livestock production. *Off. J. Eur. Communities L* 222, 1-28.
- Commission regulation 103/2006/EEC of 20 January 2006 adopting additional provisions for the application of the Community scale for the classification of carcasses of adult bovine animals. *Official Journal of the European Union L* 17/6-8.
- CRAEGA, Xunta de Galicia, 2008. Available from: <http://www.craega.es/>.
- DEFRA/VLA/ADAS, 2002. Organic Beef and Sheep Precis 1/ December 2002 (Safeguarding Animal Welfare and Improving Profits). Managing beef cattle and sheep in organic systems. pp.1-7. Available from: <http://www.defra.gov.uk/animalh/welfare/farmed/advice/orgbeefsheep.pdf>
- Dimander, S.O., Höglund, J., Spörndly, E., Waller, P.J., 2000. The impact of internal parasites on the organically reared on seminatural pastures in Sweden. *Vet. Parasitol.* 90, 271-284.
- EC-DG-Agriculture, 2005. European Commission Directorate-General for Agriculture, 2005), Organic Farming in the European Union: Facts and Figures. *Analyses économiques et évaluation G.2. Analyses quantitatives, prévisions, statistiques.* Brussels, European Commission, DG Agriculture and Rural Development.
- Fall, N., Emanuelson, U., Martinsson, K., Jonsson, S., 2008. Udder health at a Swedish research farm with both organic and conventional dairy cow management. *Prev. Vet. Med.* 83: 186-195.
- Galyean, M.L., Rivera, J.D., 2003. Nutritionally related disorders affecting feedlot cattle. *Can. J. Anim. Sci.* 83, 13-20.
- Grandin, T., 1997. The design and construction of facilities for handling cattle. *Livest. Prod. Sci.* 49, 103-109.
- Hansson, I., Hamilton, C., Ekman, T., Forslund, K., 2000. Carcass quality in Certified Organic Production Compared with Conventional Livestock Production. *J. Vet. Med.* 47, 111-120.
- Hermansen, Z.E., Zervas, G., 2004. Round Table discussion of the organic animal production session. *Livest. Prod. Sci.* 90, 63-65.
- Höglund, J., Svensson, C., Hessle, A., 2001. A field survey on the status of internal parasites in calves in organic dairy farms in southwestern Sweden. *Vet. Parasitol.* 99, 113-128.
- Hovi, M., Sundrum, A., Thamsborg, S.M., 2003. Animal health and welfare in organic livestock production in Europe: current state and future challenges. *Livest. Prod. Sci.* 80, 41-53.
- Jorgensen, K.F., Kjeldsen, A.M., Strudholm, F., Vestergaard, M., 2005. Factors causing higher level of liver abscesses in organic compared with conventional dairy herds. *EAAP-56th Annual Meeting, Uppsala, Book of Abstracts*, pp. 310.
- Lampkin, N., 2006. Eurodata for Organic Farming. Aberystwyth, Organic Centre Wales, Institute of Rural Sciences, University of Wales.
- Link, M., 2006. Improving animal health and welfare in Germany. Future perspective for animal health on organic farms: main findings, conclusions and recommendations from SAFO Network Proceedings of the 5th SAFO Workshop 1 June 2006, Odense, Denmark. pp. 119-121.
- Link, M. and Schumacher, U., 2004. Bioland position paper on foot and mouth disease. Proceedings of the 3rd SAFO Workshop, Falenty, Poland. pp. 21-23.
- Lund, V. and Algers, B., 2003. Research on animal health and welfare in organic farming—a literature review. *Livest. Prod. Sci.* 80, 55-68.

- MAPA (Ministry of Agriculture, Fish and Food, 2005). Encuestas ganaderas. Análisis del número de animales por tipos. Resultados del año 2005. Available from: <http://www.mapa.es/>. (in Spanish).
- MAPA (Ministry of Agriculture, Fish and Food, 2007). Encuestas ganaderas. Análisis del número de animales por tipos. Resultados del año 2007. Available from: <http://www.mapa.es/>. (in Spanish).
- Murrell, K.D., 1986. Epidemiology, pathogenesis and control of major swine helminth parasites. *Vet. Clin. N. Am. Food Anim. Pract.* 2, 439-453.
- Nielsen, B.K., Thamsborg, S.M., 2005. Welfare, health and product quality in organic beef production: a Danish perspective. *Livest. Prod. Sci.* 94, 41-50.
- Owens, F.N., Secrist, D.S., Hill, W.J., Gill, D.R., 1998. Acidosis in cattle: A review. *J. Anim. Sci.* 76, 275-286.
- Reksen, O., Tverdal, A., Ropstad, E., 1999. A comparative study of reproductive performance in organic and conventional dairy husbandry. *J. Dairy Sci.* 82, 2605-2610.
- Roderick, S., Short, N., Hovi, M., 1996. In: *Organic Livestock Production- Animal Health and Welfare Research Priorities*. Technical Report-VEERU. University of Reading, Reading, pp. 29.
- Rohner-Thielen, E., 2005. *Organic Farming in Europe: Statistik in Focus 28/2005*. EUROSTAT, European Communities, Brussels.
- Seifert, G., Seifert, H., Beutling, D., 2002. Comparison of slaughter pig quality and carcass quality of saddle back pigs raised in ecologically orientated conditions with commercial pig breeds (German landrace, Pietrain). *Fleischwirtschaft* 82, 81-83. (in German).
- Stromberg, B.E., Vatthauer, R.J., Schlotthauer, J.C., Myers, G.H., Haggard, D.L., King, V.L., Hanke, H., 1997. Production responses following strategic parasite control in a beef cow/calf herd. *Vet. Parasit.* 68, 315-322.
- Sundrum, A., Andersson, R., Postler, G., 1994. *Tiergerechtheitsindex-200: ein Leitfaden zur Beurteilung von Haltungssystemen*. Koellen, Bonn. (in German).
- Sundrum, A., 2001. Organic livestock farming. A critical review. *Livest. Prod. Sci.* 67, 207-215.
- Sundrum, A., Arsenos, G., Grøva, L., Holma, U., Hovi, M., Kijlstra, A., Leeb, T., Walkenhorst, M., 2005a. 4th Report from the SAFO Standard Development Group Preliminary recommendations for the development of organic livestock standards in relation to animal health and food safety-working group feedback. Systems development: quality and safety of organic livestock products. Proceedings of the 4th SAFO Workshop. 17-19 March 2005, Frick, Switzerland. pp. 229-239.
- Sundrum, A., Schneider, K., Richter, U., 2005b. Possibilities and limitations of protein supply in organic poultry and pig production. *Organic Revision (SSPE-CT-2004-502397)*. Witzenhausen, Department of Animal Nutrition and Animal Health, University of Kassel.
- Vaarst, M. and Hovi, M., 2004. Organic livestock production and food quality: a review of current status and future challenges Proceedings of the 2nd SAFO Workshop, 25-27 March 2004, Witzenhausen, Germany. pp. 7-15.
- Vaarst, M., Bennedsgaard, T.W., Klaas, I., Nissen, T.B., Thamsborg, S.M., Ostergaard, S., 2006a. Development and Daily Management of an explicit strategy of nonuse of antimicrobial drugs in twelve organic dairy herds. *J. Dairy Sci.* 89, 1842-1853.
- Vaarst, M., Padel, S., Arsenos, G., Sundrum, A., Kuzniar, A., Walkenhorst, Grøva, M. L. and Henriksen, B., 2006b. Challenges for animal health and welfare in the implementation of the EU legislation on organic livestock production: analysis of questionnaire survey among SAFO participants. Proceedings of the 5th SAFO Workshop, Odense, Denmark. pp. 43-74.
- Vaarst, M., Padel, S., Younie, D., Sundrum, A., Hovi, M., Rymer, C., 2006c. The SAFO project: outcomes, conclusions and challenges for the future. Proceedings of the 5th SAFO Workshop, Odense, Denmark. pp. 129-134.
- Valle, P.S., Lien, G., Flaten, O., Koesling, M., Ebbesvik, M., 2007. Herd health and health management in organic versus conventional herds in Norway. *Livest. Sci.* 112, 123-132.
- Van der Meulen, J., Van der werf, J.T.N., Kijlstra, A., 2006. Questionnaire survey of disease prevalence and veterinary treatment in organic pig husbandry in the Netherlands. *Vet. Rec.* 159, 816-818.
- Welfare Quality®, 2008. Animal Sciences Group of Wageningen-UR. Edelhertweg 15, Lelystad. The Netherlands. Available from: <http://www.welfarequality.net/everyone/26562>.

Table 1. General information of organic and conventional farms participating in this study

	Organic herd (n=24)	Conventional herd (n=26)	Coefficient	p
Mean±SD farm land [ha]	38.4±29.4	18.3±16.3	$F_{(1,47)}=8.837$	0.005
Mean±SD no/ cattle*				
cows	28.7±18.3	22.2±19.2	$F_{(1,49)}=2.730$	0.105
heifers	6.34±0.58	6.20±4	$F_{(1,47)}=2.056$	0.158
calves	12.8±8.21	11.1±7.50	$F_{(1,49)}=0.201$	0.656
Mean (±SD) livestock density per ha (LU)	1.14±0.41	2.27±2.85	$F_{(1,48)}=3.566$	0.065
Output feed supply [†]	79.2%	69.2%	$X^2_{(2,50)}=0.646$	0.526
Sucking period (mean±SD) in months	7.69 ±2.14	6.88±1.30	$F_{(1,47)}=2.572$	0.116
Outdoors Housing system [†]	62.5%	3.8%	$X^2_{(2,50)}=19.973$	0.000
Fertilizers [†]	66.6%	60.8%	$X^2_{(1,47)}=0.171$	0.679
Straw [†]	100%	90%	$X^2_{(1,46)}=1.329$	0.249
Manure [†]	45.8%	84.6%	$X^2_{(2,50)}=8.82$	0.012
Pesticides [†]	0%	23.0%	$X^2_{(1,49)}=6.294$	0.012

* data from the questionnaire, [†] percentage of total farms

Table 2. Animal health assessment. Prevention and treatments in the organic and conventional farms in this study

	Organic herd	Conventional herd	Coefficient	p
<i>Prevention health management</i>				
Worming	79.1%	69.2%	$X^2_{(1,50)}=0.228$	0.633
Vaccination	37.5%	30%	$X^2_{(1,50)}=0.645$	0.422
Disinfection	45.8%	50%	$X^2_{(1,50)}=0.000$	0.991
<i>Alternative treatments</i>				
Homeopathy	8.3%	23.0%	$X^2_{(1,50)}=2.018$	0.250
Phytotherapy	20.8%	23.0%	$X^2_{(1,50)}=0.037$	1.000
<i>Chemotherapeutical treatments</i>				
No. treatments/year and (frequency of use/year)				
Antibiotics (ABs) *	13 (1.19%)	98(12.4%)	$X^2_{(1,49)}=9.114$	0.004
Antiparasitics (not for prophylaxis) *	26 (2.39%)	30(3.81%)	$X^2_{(1,49)}=0.836$	0.472
Antiinflammatories *	0 (-)	30(3.81%)	$X^2_{(1,49)}=16.76$	0.000
Hormones [†]	0 (-)	14 (2.81%)	$X^2_{(1,49)}=9.902$	0.011
Steroids [†]	1 (0.12%)	5 (1.00%)	$X^2_{(1,49)}=1.744$	0.353
Other chemotherapeuticals *	7(0.64%)	27(3.43%)	$X^2_{(1,49)}=0.346$	0.706
<i>% herds without annual treatments*</i>				
Cows with ≥3 AB treatments/year	0	5	$X^2_{(1,49)}=5.128$	0.051
Calves with ≥2 AB treatments/year	0	4	$X^2_{(1,49)}=5.512$	0.111
Calves with <2 AB treatments/year	0	6	$X^2_{(1,49)}=6.294$	0.023

* Denominator for calculation: number of total animals; [†] Denominator for calculation: number of cows and heifers.

Table 3. Annual total number (% of total number in brackets) of disorder cases (obtained by analysis of the original health card information) for organic and conventional animals and maximum value of each disorder in the most affected herd

	Organic		Conventional		Coefficient	p
	N (%) animals	Maximum Occurrence	N (%) animals	Maximum Occurrence		
<i>Cows (N)</i>	780		498			
Mamitis	1 (0.13%)	25%	1 (0.20%)	25%	$X^2_{(1,49)}=0.286$	p=0.593
Reproductive disorders	3 (0.38%)	7.14%	19 (3.81%)	50%	$X^2_{(1,49)}=8.672$	p=0.003
Podal disorders	1 (0.13%)	2.32%	16 (3.21%)	20%	$X^2_{(1,49)}=1.582$	p=0.208
Milk fever	0 (-)	(-)	2 (0.40%)	8.3%	$X^2_{(1,49)}=1.286$	p=1.000
Ketosis	0 (-)	(-)	1 (0.20%)	4.16%	$X^2_{(1,49)}=1.286$	p=1.000
Digestive disorders	0 (-)	(-)	3 (0.60%)	20%	$X^2_{(1,49)}=3.975$	p=0.237
Other disorders	0 (-)	(-)	7 (1.41%)	18.2%	$X^2_{(1,49)}=3.033$	p=0.082
<i>Calves (N)</i>	306		288			
Pneumonia	1 (0.32%)	7.14%	1 (0.34%)	7.69%	$X^2_{(1,50)}=1.327$	p=1.000
Diarrhoea	3 (0.98%)	14.2%	36 (12.5%)	76.9%	$X^2_{(1,50)}=3.731$	p=0.053
Weakness	2 (0.65%)	2%	1 (0.34%)	6.6%	$X^2_{(1,49)}=1.419$	p=0.330
Abortion*	3 (0.34%)		37(7.50%)		$X^2_{(1,45)}=3.782$	p=0.052
Mortality**	31(2.89%)		29(3.78%)		$X^2_{(1,47)}=0.276$	p=0.599

* Denominator= Number of females that calved. Using the model of Caldow *et al.* (2007).

**calculation=number of death animals/N of the herd.

Table 4. Annual analysis of animal production (\pm SD) in organic and conventional farms in our study. Differences between farms were analysed by Student t-test

	Organic	Conventional	Coefficient	p
Calvings*	63.4 \pm 21.8 %	77.3 \pm 21.5 %	$t_{41}=-2.080$	0.044
<i>Output production</i>				
% of calves born that were reared for slaughter	87.0 \pm 29.1 %	88.45 \pm 23.0 %	$t_{46}=-0.188$	0.852
% of calves born that were reared for unit replacement	12.9 \pm 21.3 %	11.52 \pm 23.0 %	$t_{38}=-0.503$	0.618

*Calculation= Number of births/Number of cows and heifers able to calve on the herd. Using the model of Caldow *et al.* (2007).

Table 5. Analysis of post-mortem condemnations (expressed as number and % of the total animals) in different viscera/body areas of organic, conventional and intensive reared calves. Pathological findings for each viscera/body area are presented as a percentage of animals condemned

	Organic (n=244)	Conventional (n=3021)	Intensive (n=2596)	Coefficient	p
Liver					
N	26 (10.6%)	369 (12.2%)	427 (16.4%)	$X^2_{(1,5861)}=24.68$	0.000
<i>Abscesses</i>	42.3%	66.1%	71.9%		
<i>Parasites infection</i>	23.1%	10.6%	3.94%		
<i>Degenerative proc.*</i>	11.5%	13.8%	12.8%		
<i>Inflammatory proc.**</i>	0%	0.54%	0.46%		
<i>Other causes</i>	23.1%	8.9%	10.9%		
Lung					
N	59 (24.2%)	536 (17.7%)	912 (35.1%)	$X^2_{(1,5861)}=221.3$	0.000
<i>Pneumonia</i>	94.9%	97.6%	99.2%		
<i>Inflammatory proc.</i>	0%	0%	0.32%		
<i>Other causes</i>	5.08%	2.23%	0.43%		
Kidney					
N	10 (4.10%)	363 (12.1%)	290 (11.2%)	$X^2_{(1,5861)}=14.19$	0.001
<i>Kidney abscesses</i>	0%	0.27%	0%		
<i>Degenerative proc.</i>	10%	0.27%	0.68%		
<i>Inflammatory proc.</i>	0%	0%	1.03%		
<i>Other causes</i>	90%	99.4%	97.9%		
Digestive tract					
N	77 (31.5%)	49 (1.62%)	211 (8.12%)	$X^2_{(1,5861)}=421.9$	0.000
<i>Inflammatory proc.</i>	94.8%	97.9%	98.6%		
<i>Other causes</i>	5.19%	2%	1.42%		
Heart					
N	1 (0.41%)	14 (0.46%)	12 (0.46%)	$X^2_{(1,5861)}=0.014$	0.993
<i>Pneumonia</i>	0%	7.1%	8.3%		
<i>Degenerative proc.</i>	0%	14.3%	8.3%		
<i>Inflammatory proc.</i>	100%	42.9%	8.3%		
<i>Malformation</i>	0%	14.3%	16.7%		
<i>Other causes</i>	0%	21.4%	58.3%		
Legs					
N	2 (0.819%)	5 (0.165%)	3 (0.115%)	$X^2_{(1,5861)}=6.501$	0.039
<i>Inflammatory proc.</i>	50%	20%	0%		
<i>Traumatic injuries</i>	50%	60%	33.3%		
<i>Malformation</i>	0%	0%	33.3%		
<i>Other causes</i>	0%	20%	33.3%		
Drug residues	0%	0%	1(0.038%)	$X^2_{(2,5861)}=1.207$	0.272

* Degenerative proc. = Degenerative processes. ** Inflammatory proc= Inflammatory processes.

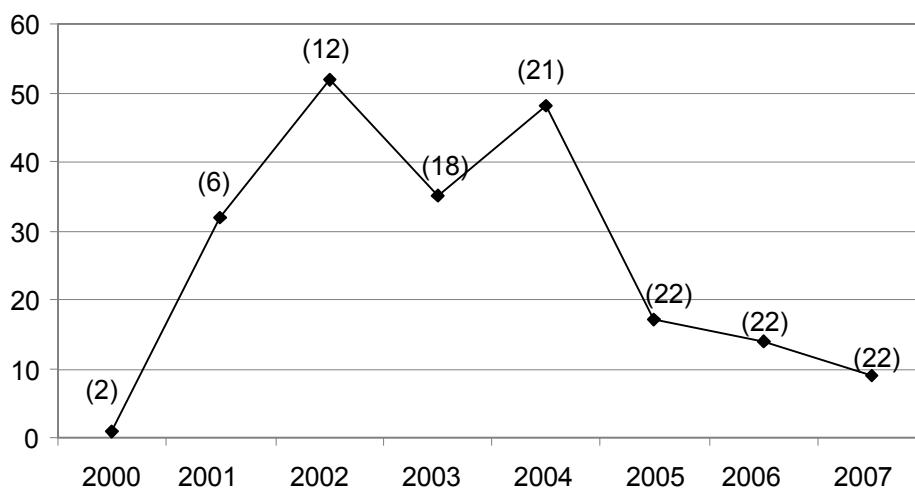


Figure 1. Number of total veterinary interventions per year across all the organic farms of our study (n=22). Health card information was not available from the initiation of organic status for two farms. The number of farms with organic status in each year is presented in brackets. All organic farms were included in the data for each year once they achieved organic status. All farms maintained organic status, once achieved, during the monitoring period.

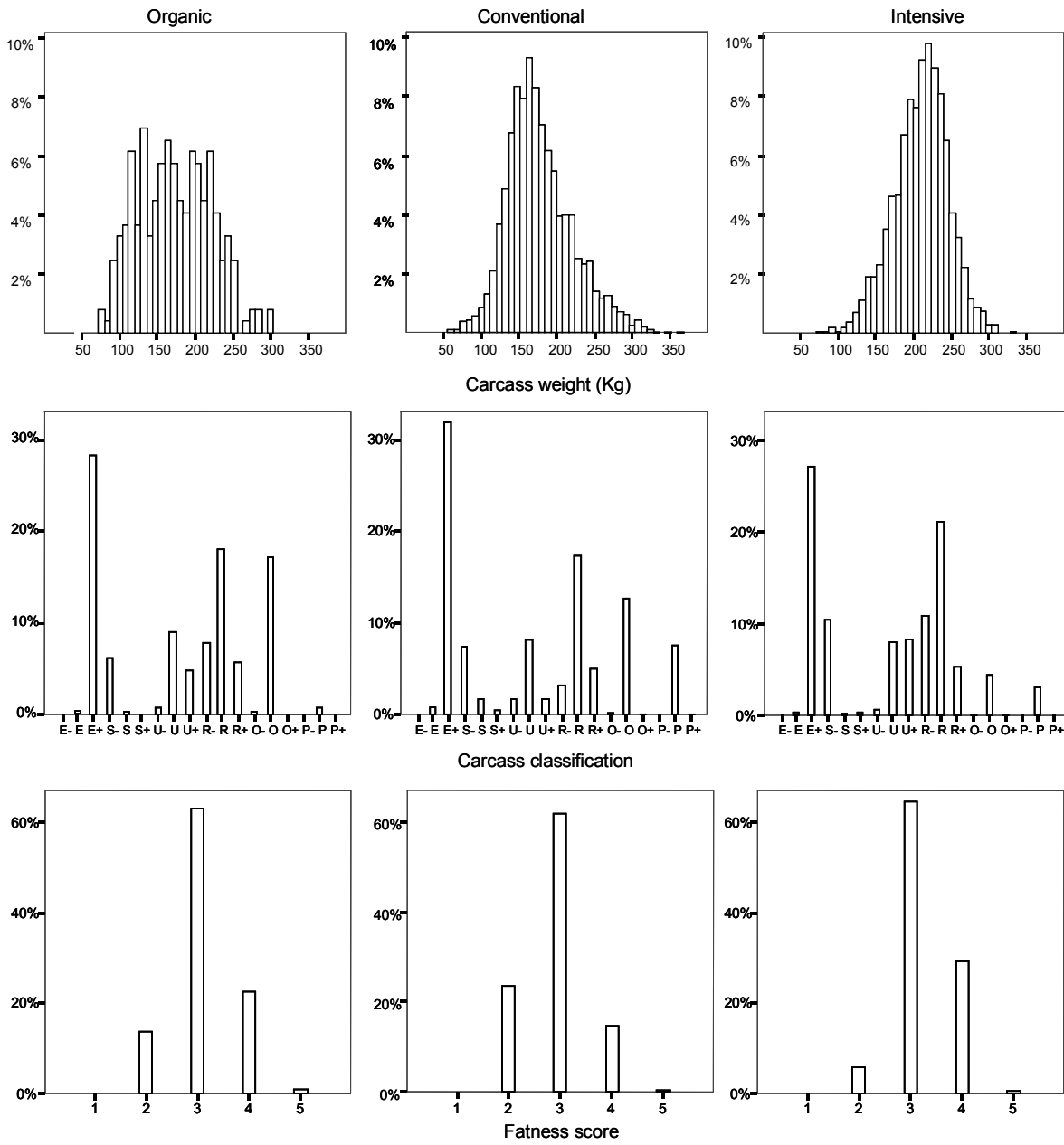


Figure 2. Histogram showing the carcass weight (Kg), carcass classification (SEUROP system) and fatness (1: lean to 5: fat) in intensive, organic and conventional calves in our study.