



Elementos traza en hongos comestibles. Repercusiones alimentarias y valoración nutricional

ALONSO, J.^{1,2}, GARCÍA, M.A.², MELGAR M.J.², ABUÍN, M.C.³ & CORRAL, M.³

¹ Sociedade Micológica "Lucus". Parque de Frigsa. Pabellón de Asociaciones, Local 0. 27003 Lugo.

Tel: 676750812. info@smlucus.org

² Universidad de Santiago de Compostela (USC), Facultad de Veterinaria de Lugo. Área de Toxicología. Campus Universitario s/n. 27002 Lugo. julian.alonso@usc.es

³ Centro Tecnológico Agroalimentario de Lugo (CETAL). CEI-Avda. da Coruña, 490-Planta 2ª. 27003 LUGO.

Tel: 982815887. info@cetal.es

Resumen: ALONSO, J., M. A. GARCÍA, M.J. MELGAR, M.C. ABUÍN & M. CORRAL M. (2010). Elementos traza en hongos comestibles. Repercusiones alimentarias y valoración nutricional. *Bol. Micol. FAMCAL* 5: 101-126. En este artículo se revisa la presencia de elementos traza en hongos (metales pesados, metaloides y radionucleidos), los factores que influyen en su acumulación y las repercusiones alimentarias. Se presenta también un estudio realizado en la provincia de Lugo. La especie y ecología son factores muy importantes en su captación. El consumo normal de las especies estudiadas en zonas no polucionadas no supone riesgos por la presencia de estos elementos, excepto *Agaricus urinascens* cuyo consumo se recomienda evitar. En especies comerciales, la presencia de microelementos esenciales conjuntamente con bajos niveles de tóxicos, se plantea como un aspecto de valorización nutricional.

Palabras clave: elementos traza, metales pesados, microelementos, radionucleidos, repercusiones alimentarias, hongos.

Summary: ALONSO, J., M. A. GARCÍA, M.J. MELGAR, M.C. ABUÍN & M. CORRAL (2010). The presence of trace elements in mushrooms: nutritional value and food repercussions. *Bol. Micol. FAMCAL* 5: 101-126. This paper reviews the presence of trace elements in mushrooms (heavy metals, metalloids and radionuclides), factors influencing their accumulation and food repercussions. We also analyzed the presence of diverse elements in edible fungi from Lugo (Spain) and we concluded that species and ecology are very important factors for their intake. The presence of these elements in the edible species studied from non polluted zones does not constitute a risk, except *Agaricus urinascens* whose levels of cadmium do not recommend its consumption. For commercial species high level of essential microelements along with low toxic levels represent an added nutritional value.

Key words: trace elements, heavy metals, microelements, radionuclides, food repercussions, mushrooms.

INTRODUCCIÓN

El micelio de los macromicetos puede captar y bioacumular elementos traza como los metales pesados, metaloides y otros elementos químicos como radionucleidos presentes en sus substratos de crecimiento, apareciendo posteriormente en los carpóforos (setas), en concentraciones a veces muy superiores a las del medio. Las altas concentraciones de metales pesados (especialmente los más tóxicos como cadmio, plomo y mercurio) y de radionucleidos en los hongos, puede suponer un problema toxicológico a medio o largo plazo cuando éstos son consumidos reiteradamente. Sin embargo, otros elementos son micronutrientes esenciales (zinc, cobre, manganeso, selenio, etc.) y su elevada presencia en los hongos comestibles plantea interesantes beneficios alimentarios (ALONSO, 2001; ALONSO & *al.*, 2003, 2004; KALAČ, 2001, 2009; KALAČ & SVOBODA, 2000; GENÇCELEP & *al.*, 2009).

La concentración de todos estos elementos depende tanto de la especie como de las características del substrato y lugar de crecimiento por lo que su presencia y sus repercusiones, tanto desde el punto de vista nutricional como de la seguridad alimentaria, suponen un potencial elemento de valorización del recurso micológico frente a otros alimentos y entre el propio producto micológico dependiendo de la especie y lugar de procedencia.

Los metales pesados

Los metales pesados son elementos químicos de alta densidad, superiores a 4,5 g/ml (SEOÁNEZ, 1996). Algunos metales pesados como el cobre, cromo, hierro, manganeso, zinc, etc., son oligoelementos o micronutrientes, es decir, son necesarios en pequeñas dosis para el buen funcionamiento de diversos procesos metabólicos en el organismo, pero a dosis altas mantenidas



pueden, a medio o largo plazo, acumularse en los tejidos dando lugar a efectos tóxicos. Otros metales pesados, como el plomo, cadmio o mercurio, no tienen efectos favorables y de ellos, en función de su concentración en el organismo, sólo cabe esperar efectos nocivos (REILLY, 1980). En general, los metales pueden afectar a múltiples sistemas, interfiriendo con procesos bioquímicos específicos (enzimáticos) y/o afectando a las membranas celulares y orgánulos e incluso interaccionando con el material genético, se eliminan muy lentamente del organismo y son, por tanto, acumulativos (REPETTO, 1995).

Los metales pesados, especialmente los más tóxicos, se encuentran en la naturaleza generalmente en concentraciones muy bajas (traza o ultratrazas). Aunque su presencia en concentraciones contaminantes puede ser debida a procesos naturales, la realidad es que casi siempre tiene su origen en la acción del hombre, ya que muchas actividades humanas generan residuos con estos elementos (minería, quema de combustibles fósiles, actividades industriales, residuos urbanos y agrícolas, fertilizantes, pesticidas, etc.). Gran parte de estos elementos se liberan a la atmósfera como finas partículas lo que favorece su dispersión en la naturaleza a grandes distancias hasta el punto de que en muchos estudios se considera que apenas quedan lugares totalmente exentos de contaminación metálica. La persistencia de los metales pesados en el medio ambiente, los fenómenos de bioconcentración en plantas, hongos y posteriormente en animales y la incorporación en la cadena alimentaria, son problemas fundamentales que plantea este fenómeno, agravados por el constante incremento de las aportaciones por las actividades del hombre (ROSS, 1994).

A nivel jurídico, la legislación de la Unión Europea respecto a los metales traza en alimentos y concretamente en hongos, ha sido muy escasa hasta hace pocos años y algunos países han establecido en su ordenamiento jurídico nacional límites sobre el contenido de metales pesados en hongos (República Checa, Polonia). En el año 2001, la COMISIÓN DE LAS COMUNIDADES EUROPEAS (2001) emitió el Reglamento 466/2001

por el que fijaba el contenido máximo de determinados contaminantes en productos alimenticios, incluyendo límites de plomo y cadmio para setas, actualmente sustituido por el Reglamento 1881/2006 (COMISIÓN CE, 2006a). Sin embargo, la contaminación metálica y sus consecuencias no han trascendido a la población, tal vez porque el daño que suelen causar los metales pesados no es inmediato, sino de toxicidad crónica, por acumulación a largo plazo.

Los radionucleidos

Los radionucleidos son elementos químicos con configuración inestable que experimentan una desintegración radiactiva que se manifiesta en la emisión de radiación en forma de partículas alfa o beta y rayos X o gamma. El efecto más importante de la exposición crónica a la radiación es el aumento de la incidencia de cáncer en la población expuesta y la posibilidad de aparición de efectos hereditarios. El ser humano está expuesto continuamente a radiación procedente de numerosas fuentes, tanto naturales como artificiales. Entre las naturales destacan los rayos gamma emitidos por materiales radiactivos naturales existentes en La Tierra y el ^{222}Rn (radón), gas derivado del ^{226}Ra (radio) que se encuentra en suelo y en las rocas. Entre las fuentes artificiales, destacan las actividades industriales que implican la utilización de radiaciones ionizantes y las derivadas de accidentes de la industria nuclear.

En relación con este último origen, es particularmente destacable la contaminación de los ecosistemas afectados por el accidente de Chernóbil, ya que durante los primeros diez días tras el desastre hubo grandes emisiones de radionucleidos que contaminaron más de 200.000 km² de Europa. El yodo radiactivo tiene un período de semidesintegración breve y por ello todo el emitido en dicho accidente prácticamente ha desaparecido. Los isótopos de plutonio y ^{241}Am (americio), que persisten miles de años, fueron escasamente distribuidos. Sin embargo los isótopos de cesio (especialmente ^{137}Cs) con períodos de semidesintegración de 30 años, fueron ampliamente disseminados. Tras el accidente, los ecosistemas forestales absorbieron grandes cantidades de cesio



radioactivo, y los niveles permanecen altos en las setas, bayas silvestres, peces carnívoros de agua dulce y caza, por lo que seguirán siendo motivo de preocupación durante los próximos decenios (COMISIÓN CE, 2003; IAEA-WHO-UNDP, 2005). Además de los riesgos derivados del consumo directo de estos alimentos, se ha observado una elevada transferencia de cesio radioactivo de los líquenes y hongos a la carne de diversos animales que los consumen (corzo, gamo, reno, ciervo, jabalí) y de esa carne al ser humano (KALAČ, 2001; IAEA-WHO-UNDP, 2005). Debido a la contaminación continuada de los hongos silvestres con cesio radioactivo, las autoridades europeas consideraron imperativo aumentar y reforzar las disposiciones en materia de control y análisis especialmente a las setas silvestres procedentes de países del Este de Europa mediante la publicación del Reglamento 1635/2006 (COMISIÓN CE, 2006b). Este reglamento regula específicamente la necesidad de realizar controles documentales sobre los certificados de exportación y que cualquier envío que supere 10 kg de producto fresco o equivalente de setas debe estar sujeto a muestreos y análisis sistemáticos.

En España, sin embargo, los niveles de cesio y otros elementos radioactivos en setas parecen situarse en valores bastante bajos (BAEZA & *al.*, 2004).

Metaloides

Los metaloides son elementos químicos con propiedades intermedias entre los metales y no metales. Algunos, como el boro o el selenio son micronutrientes esenciales, aunque también pueden resultar tóxicos a dosis repetidas y elevadas. Otros, como el antimonio o arsénico son tóxicos a dosis bajas dependiendo, en gran medida, de las formas químicas en que se encuentren.

El selenio es uno de los metaloides más destacables por ser un elemento de gran interés alimentario por sus efectos antioxidantes, de prevención de enfermedades cardiovasculares y de algunos cánceres, estimulante del sistema inmune, e inhibidor de la absorción de metales pesados (NAVARRO & CABRERA, 2008). Se han descrito diversas especies de hongos acumuladores

de selenio entre las que destacan *Boletus* sección *Edules* (*Boletus edulis*, *B. reticulatus*, *B. aereus*, *B. pinophilus*) y *Scutigera pes-caprae* (ALONSO & *al.*, 2005; KALAČ, 2009; KALAČ & SVOBODA, 2000).

Otro metaloide importante en hongos es el arsénico, presente en cantidades elevadas en algunas especies como *Laccaria amethystina* (concentraciones alrededor de 100 mg/kg de peso seco) y otras especies del género *Laccaria*, en las que se encuentra, en gran parte, en forma de ácido dimetilarsénico (BYRNE & TUSEK-ZNIDARIC, 1983; KALAČ & SVOBODA, 2000), aunque afortunadamente estas formas químicas son poco tóxicas (STIJVE & BOURQUI, 1991). *Laccaria amethystina* destaca también como acumuladora de antimonio (300 mg/kg de peso seco) (PARISIS & VAN DEN HEEDE, 1992).

Factores que influyen en la captación de elementos traza en los hongos

Éstos son muy diversos y podemos resumirlos en:

1. Factores medioambientales:

Incluyen aspectos como la contaminación por deposición atmosférica y factores del suelo o sustrato de crecimiento tales como las concentraciones del elemento (normalmente a mayor concentración de elemento en el suelo, mayor presencia en hongos o vegetales que crezcan en él), pero también influyen otros muchos aspectos como las formas químicas e interacciones entre los elementos, pH, materia orgánica, capacidad de adsorción del suelo, textura, etc., que determinan la disponibilidad de estos elementos para hongos, plantas u otros organismos.

2. Factores dependientes de los hongos:

Son los que les confieren una mayor capacidad de captación respecto a otros organismos.

2.1. Estructura de los hongos: El entramado que forman las hifas que constituyen el micelio de un hongo en el suelo es muy superior al de la raíz de las plantas. BERTHELSEN & *al.* (1995) consideran que sólo la biomasa fúngica de los hongos macromicetos representa entre un 5 y un 10% del peso seco de los 5 cm superiores del suelo forestal. Así, en un cm³ de suelo superficial suelen aparecer únicamente de 2 a 4 cm de raíz



y 1 a 2 cm de pelos radiculares y, sin embargo, pueden encontrarse 50 metros de hifas fúngicas (ALLEN & ALLEN, 1986). Esto supone un extraordinario contacto con el suelo gracias a que las hifas que constituyen el micelio, poseen un diámetro muy fino de 2 a 4 μm (1 a 2 μm en muchas hifas absorbentes), lo que les permite penetrar en los microporos del suelo, donde los pelos absorbentes de las raíces de las plantas, de no menos de 10 - 20 μm , no pueden acceder (MOUSAIN, 1982; ALLEN, 1991).

2.2. Nutrición y actividad descomponedora, ya que la nutrición de los hongos se basa en la liberación de enzimas degradativas. La mayor parte de estos enzimas forman parte del grupo de las fenoloxidasas, que los hongos utilizan para la descomposición de la celulosa, lignina, ácido húmico, ácido fúlvico, etc., presentes en la materia orgánica que les sirve de alimento. Algunas de estas sustancias son básicamente polifenoles con una gran capacidad de fijación de metales pesados por quelación o intercambio catiónico (HØILAND, 1995). La descomposición de estas sustancias favorece la liberación de los metales pesados y otros elementos que están en formas

poco disponibles, facilitando su solubilización y captación. Sin embargo, la producción de estos enzimas varía en función del tipo ecológico de hongo siendo, en general, los macromicetos saprófitos los que presentan una mayor capacidad descomponedora, con mayor liberación de enzimas degradativas, respecto de las especies ectomicorrízicas (COLPAERT & VAN TICHELEN, 1996).

2.3. Distribución del micelio en el sustrato: A diferencia de la raíz de las plantas, el micelio de los hongos en el suelo se desarrolla fundamentalmente en sentido horizontal, ocupando normalmente la parte superficial (5-10 cm), a excepción de algunos hongos ectomicorrízicos. La distribución particular que ocupa el micelio en el suelo depende en gran medida del tipo ecológico (Fig. 1), aunque también varía entre las distintas especies. Los hongos saprófitos o parásitos lignícolas se desarrollan sobre la madera muerta o viva, siendo éste su sustrato nutricional. En el Horizonte H (restos vegetales y humus, con más del 30 % de materia orgánica) se encuentra el micelio de la mayor parte de los hongos saprófitos terrícolas y de algunos micorrízicos facultativos.

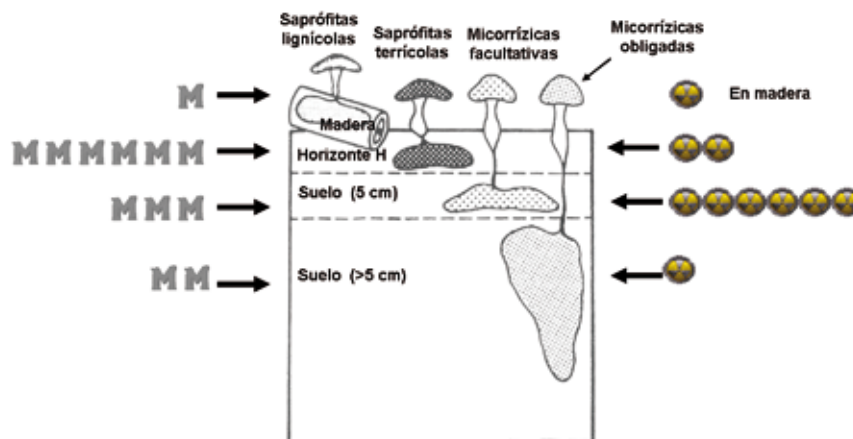


Fig. 1: Distribución esquemática de las concentraciones de metales pesados y elementos radioactivos en un suelo forestal. Distribución esquemática del micelio de los hongos según grupos ecológicos (Adaptada de YOSHIDA & MURAMATSU, 1994).



En el suelo de 0 a 5 cm (2) se desarrolla, sobre todo, el micelio de los hongos micorrízicos facultativos y en el suelo a más de 5 cm (3) el de los micorrízicos obligados (GUILLITE & COL, 1994; YOSHIDA & MURAMATSU, 1994a, 1994b).

La mayor presencia de metales como el cadmio, cobre, plomo, zinc, etc., se encuentra en el horizonte H rico en humus (BERTHELSEN & STEINNES, 1995), lugar donde se desarrolla mayoritariamente el micelio de los hongos saprófitos los cuales, a su vez, presentan generalmente concentraciones más elevadas de estos metales respecto de las especies ectomicorrízicas (LODENIUS & al., 1981; MELGAR & al., 1998; GARCÍA & al., 2009;).

Sin embargo, la mayor acumulación de elementos radioactivos como el radiocesio ^{137}Cs se produce en el suelo de 0-5 cm, mientras que los otros horizontes presentan niveles mucho más bajos de este elemento. En consonancia con esta distribución, se ha observado que las mayores concentraciones de este elemento en hongos corresponden a especies ectomicorrízicas facultativas, de géneros como *Hydnum*, *Xerocomus*, *Laccaria*, etc. (YOSHIDA & MURAMATSU, 1994a, 1994b; BARNETT & al., 1999; KALAČ, 2001), mientras que las especies saprófitas terrícolas y ectomicorrízicas obligadas presentan generalmente concentraciones claramente inferiores (GUILLITE & al., 1994). Por todo ello, parece claro que la distribución del micelio en el suelo es un factor fundamental en la acumulación de los diferentes elementos contaminantes.

2.4. Composición bioquímica: La composición química de los hongos es un aspecto fundamental en la captación de metales y otros elementos. Los metales pesados pueden ser fijados en la superficie de las hifas ya que la composición de la pared fúngica es rica en polisacáridos como la quitina y otras componentes (proteínas, polímeros fenólicos, melaninas y otros pigmentos) que presentan grupos químicos funcionales con capacidad de captación y fijación de metales (GADD, 1993; CAMPANELLA & al., 2005). En el caso de los hongos micorrízicos, se considera que esta fijación externa de metales pesados por la pared celular de las hifas del micelio extrarradical juega un papel fundamental en la reducción de la toxicidad

de estos elementos en las plantas (MARSCHNER & al., 1996). Posteriormente se produciría el transporte y acumulación de los elementos al interior de la célula fúngica y luego la traslocación al carpóforo. Este proceso es todavía poco conocido y además de los transportes habituales asociados a metalotioneínas, proteínas transportadoras y sistemas de canalización, se consideran también otros procedimientos especiales de los que los más destacables son, sin duda, la captación asociada a la presencia de distintas moléculas especiales encontradas en algunas especies de hongos que se comportan como hiperacumuladores de ciertos metales. Así, *Amanita muscaria* contiene elevadas concentraciones de vanadio fijado en un compuesto denominado amavadin (KNEIFEL & BAYER, 1986), los elevados niveles de arsénico en *Laccaria amethystina* parecen relacionarse con la asociación de este elemento con compuestos de bajo peso molecular (STIJVE & BOURQUI, 1991) y en la especie hiperacumuladora de cadmio *Agaricus urinasces* (= *Agaricus macrosporus*) se ha aislado una fosfogluco-proteína: cadmio-micofosfatina, implicada en la captación de este elemento (MEISCH & al., 1983; MEISCH & SCHMITT, 1986).

2.5. Factores individuales: También influyen ciertos factores individuales como:

- Edad y extensión del micelio: el grado de expansión del micelio en el substrato depende de diversos factores pero, principalmente, se correlaciona con la edad del micelio.

En general, la edad y superficie que ocupa el micelio son difícilmente analizables y, posiblemente, tienen gran importancia en la captación de metales (KALAČ & SVOBODA, 2000). QUINCHE (1987) encontró en *Agaricus arvensis* concentraciones de 97 mg/kg de cadmio en suelos con 0,2 mg/kg, y TYLER (1980) niveles de 100 a 299 mg/kg de cadmio en *Agaricus urinasces* en suelos con sólo 0,07 a 0,25 mg/kg de este metal. Para poder acumular estas cantidades, cuando los niveles de metal en el suelo son bajos, es necesario un alto grado de expansión del micelio y un contacto con una gran cantidad de suelo (ALONSO, 2001). Además, los mayores niveles de metales encontrados en las especies silves-



tres respecto a las mismas cultivadas, no sólo pueden explicarse por las diferencias en la composición del sustrato, sino también por la edad y extensión del micelio, que son mucho mayores en los ejemplares silvestres que en sus homólogos cultivados (KALAČ & SVOBODA, 2000).

- Partes del carpóforo: Cada una de ellas puede mostrar distinto grado de acumulación de metales. Esto puede deberse a la distinta naturaleza y concentración de proteínas que muestran las diversas estructuras del carpóforo, con un espectro electroforético más complejo en el píleo (sombrero) que en el estipite (pie) en hongos agaricales (CHANG & CHAN, 1973). Para la mayor parte de los metales, aunque con excepciones, se encontraron mayores concentraciones en el sombrero que en el pie, siendo el himenóforo la estructura con mayores niveles, seguida del resto del sombrero y con valores más bajos el pie (SVOBODA & *al.*, 2000; ALONSO, 2001). Mayores concentraciones de radiocésio también se observan en el himenóforo respecto al sombrero y en éste respecto al pie (HEINRICH, 1993). Semejantes observaciones se han realizado en relación a metaloides como el selenio, aunque no en todas las especies (ALONSO & *al.*, 2005).

En resumen, la captación de metales y otros microelementos por los hongos y la presencia en los carpóforos que éstos producen, depende de una serie de factores medio ambientales y del propio hongo. Los primeros determinan la movilidad y disponibilidad de los elementos y los segundos definen la mayor capacidad acumuladora de los hongos respecto a las plantas y la diferente aptitud captadora mostrada por las distintas especies.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se presenta un estudio sobre la bioacumulación de metales pesados en macromicetos comestibles de la provincia de Lugo, desarrollado en el Departamento de Toxicología de la Facultad de Veterinaria de Lugo (USC). Los metales analizados fueron: cadmio, mercurio, plomo, zinc y cobre, aunque ya se dispone de datos de otros elementos, indicando parte de los resultados respecto al selenio.

Este estudio se va a ampliar a las demás provincias gallegas analizando un mayor número de elementos, incluyendo radionucleidos, en las principales especies comestibles comercializadas en Galicia, en colaboración con el CETAL (Centro Tecnológico Agroalimentario de Lugo) que financia el proyecto AMIGA (Aprovechamientos Micológicos en Galicia) en el que se encuadra este trabajo.

Para el desarrollo experimental de este estudio se seleccionaron especies frecuentes en las zonas de estudio, comestibles y/o con interés comercial. Se eligieron 28 especies, 15 micorrízicas y 13 saprófitas (aunque *Agrocybe cylindracea* y *Fistulina hepatica* también pueden actuar como parásitas), de las cuales 9 son terrícolas, 2 lignícolas y 2 cultivadas. Los nombres de los taxones y autores se indican, de acuerdo con la nomenclatura de www.speciesfungorum.org, en la tabla 1.

Destacar que, aunque el estudio se centra en especies comestibles, *Amanita rubescens* es una especie tóxica hemolítica si se consume en crudo y actualmente *Tricholoma equestre* se considera tóxica o sospechosa y junto con *Clitocybe nebularis* se encuentran incluidas en el Anexo parte D del Real Decreto 30/2009, por el que se establecen las condiciones sanitarias para la comercialización de setas para uso alimentario, que recoge a las especies que no pueden ser comercializadas en ninguna presentación por considerarse tóxicas o sospechosas de serlo* (MINISTERIO DE LA PRESIDENCIA, 2009).

***NOTA:** Es resaltable y llamativo que el artículo 3 sobre los requisitos de las setas comercializadas, punto 2. del citado Real Decreto nos indica “se considerarán sospechosas de ser venenosas o tóxicas las especies de setas que no figuran en las partes A, B o C del anexo”, y que las especies *Agaricus sylvicola*, *Agaricus urinaszens*, *Boletus chrysenteron* (= *Xerocomus chrysenteron*), *Leccinum scabrum* y *Tricholoma columbetta*, incluidas en este trabajo, no figuran en ninguna de estas partes del anexo, aún siendo consideradas como comestibles en las publicaciones y obras de micología conocidas (después se matizará este aspecto respecto a *Agaricus urinaszens*). En la presentación del proyecto del Real

Decreto (AESAN, 2008) se explicaba que: “No se ha pretendido realizar un listado con todas las especies comestibles, ya que no es esa la finalidad de la norma. En la elaboración de las listas ha primado la verdadera demanda basada en su actual comercialización, no en su carácter de comestible o no comestible”, aunque consideramos que, precisamente por ello, hubiese sido más adecuado indicar en la redacción del artículo 3.2. “se consideran no aptas para comercializar...” en vez de “se consideran sospechosas de ser venenosas o tóxicas”.

En las zonas seleccionadas, situadas en la provincia de Lugo, se obtuvieron un total de 238 muestras de carpóforos y 56 muestras de suelos. Los hongos cultivados se obtuvieron en los mercados locales. La preparación de las muestras y la metodología de análisis para los metales pesados (voltamperometría de redisolución anódica de impulso diferencial) se describe en el artículo de ALONSO & al. (2004) y para el selenio (ICP-OES: inductividad de plasma acoplado-espectrometría de emisión óptica) en el artículo de ALONSO & al. (2005).

Para evaluar la influencia de los factores del hongo y del suelo en los niveles de cada metal en los carpóforos y en los valores de los factores de bioconcentración (FBC), se ha realizado para cada metal un Análisis de la Varianza (ANOVA) multifactorial univariante con covariables consi-

derando como: factores (variables cualitativas): ecología y porción anatómica, variable (cuantitativa): concentración de un metal en carpóforo o FBC para ese metal y covariables (cuantitativas): concentración para un metal en suelo, valor de pH y valores porcentuales de materia orgánica. Mediante este análisis se valora la dependencia de una variable cuantitativa (nivel de cada metal en el carpóforo o FBC) con una o más variables dependientes cualitativas (factores del hongo), controlando además el efecto de otras variables cuantitativas (covariables: factores del suelo) que de no ser incluidas podrían alterar los resultados y conclusiones (ÁLVAREZ, 1995). Se procedió a la transformación logarítmica de los datos para cumplir con las condiciones para la realización de pruebas paramétricas. Los ANOVA se completaron con diversas pruebas “post hoc” (test de Levene y de Scheffe) y también se realizaron análisis de correlaciones bivariadas entre los valores de elementos y FBC en carpóforos y niveles en suelos para comprobar el grado de asociación entre las variables cuantitativas.

RESULTADOS

Metales pesados

Los resultados medios generales de los metales de análisis se resumen en la Figura 2, apreciándose como las setas muestran concentraciones sensiblemente más altas que las muestras

CONCENTRACIONES MEDIAS GLOBALES (mg/kg peso seco)					
	Cd	Hg	Pb	Cu	Zn
	0,57	1,62	1,13	86,5	122,2
	0,19	0,20	0,18	6,5	25,0

Fig. 2: Niveles medios de metales pesados en setas y plantas.

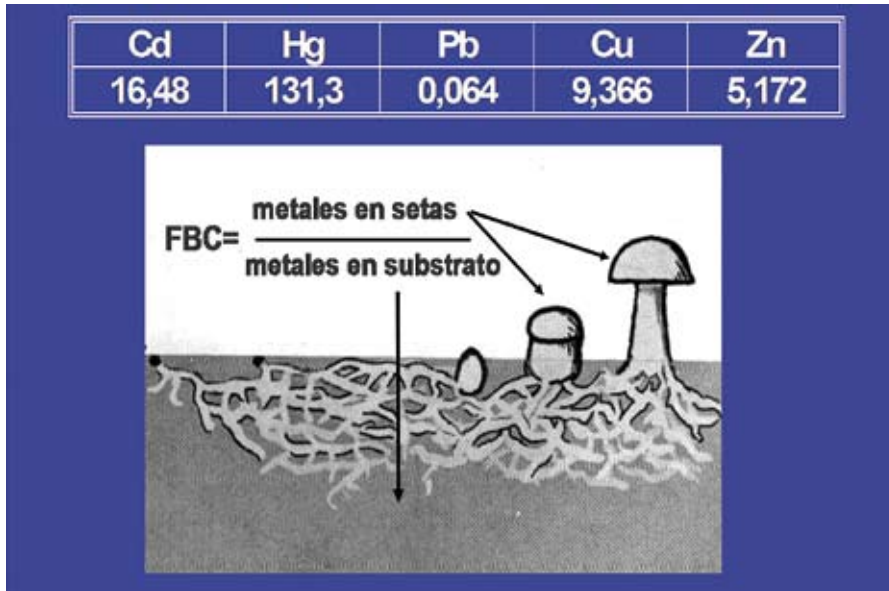


Fig. 3: Factores de bioconcentración (FBC) medios en setas.

de plantas (herbáceas) recogidas en los mismos lugares. A partir de los datos de suelos y de los carpóforos, es posible calcular los factores de bioconcentración o FBC (cociente entre la concentración metálica en carpóforo y la concentración en el suelo de crecimiento), que nos indican el carácter bioacumulador ($FBC > 1$) o bioexcluyente ($FBC < 1$) de estos organismos. En la Figura 3 se resumen estos factores observando que los hongos se comportan como activos bioacumula-

dores de todos los metales exceptuando el plomo, para el que se muestran como bioexcluyentes.

A partir de los resultados obtenidos y de los análisis estadísticos efectuados, valoramos a continuación los factores que influyen los contenidos de metales pesados en los hongos.

De los FACTORES DEL SUELO considerados (niveles metálicos en suelo, pH y materia orgánica), los estudios estadísticos (ANOVA univariante con covariables y correlaciones bivariadas de

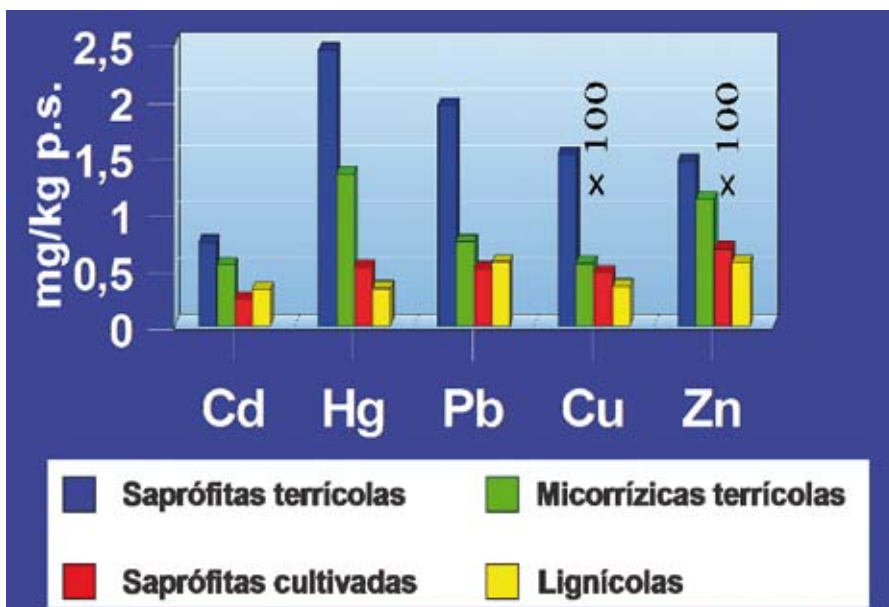


Fig. 4: Niveles medios de metales según grupos ecológicos.



Fig. 5: *Agaricus urinascens* (Jul. Schäff. & F.H. Møller) Singer, especie hiperacumuladora de cadmio.

Pearson) evidenciaron altas correlaciones y significación estadística entre los niveles de plomo y cobre en los suelos y los respectivos en carpóforos (correlación significativa al nivel $p < 0,001$) y para el mercurio en especies saprófitas terrícolas. Los resultados respecto de la influencia de los valores de pH y materia orgánica en la captación de metales por los hongos no han sido concluyentes y sólo se han observado significaciones estadísticas respecto al cadmio (mayor presencia en especies saprófitas terrícolas en suelos débilmente ácidos y especies micorrízicas en suelos con elevada presencia de materia orgánica). En relación con estas observaciones, TYLER (1980) indica que los parámetros del suelo, especialmente pH, materia orgánica y contenido en minerales arcillosos, son poco útiles para predecir las concentraciones metálicas en hongos y CAMPOS & *al.* (2009) minimizan la importancia de los factores del sustrato respecto a la especie en la captación de algunos metales pesados.

En cuanto a los FACTORES DE LOS HONGOS, valoramos en primer lugar los niveles de metales en carpóforos en función a la ECOLOGÍA Y ESPECIE:

En la Figura 4 puede observarse cómo las especies saprófitas terrícolas muestran las máximas concentraciones para todos los metales, con diferencias estadísticamente significativas res-

pecto a los otros grupos. Tras ellas se sitúan las especies micorrízicas, y con niveles mucho más bajos las especies lignícolas y cultivadas. Entre las especies terrícolas, los valores más elevados que muestran las especies saprófitas respecto a las micorrízicas puede deberse a la mayor actividad descomponedora que muestran las primeras, y a la localización de su micelio en los horizontes más superficiales en los que se concentran la mayor cantidad de metales. Los menores contenidos encontrados en las especies cultivadas y lignícolas pueden explicarse por el pequeño volumen de sustrato sobre el que crecen, y por la baja concentración de metales que normalmente presentan estos sustratos.

Considerando las especies individualmente, resumimos en la Tabla 1 los niveles medios encontrados.

La ESPECIE se muestra como un aspecto fundamental en la captación de metales, lo cual también hemos comprobado en estudios realizados sobre otros metales pesados (cromo y níquel) en parte de las muestras y especies de estudio (MARTIN, 2005; GARCÍA & *al.*, 2008), aunque no se han observado influencia significativa en los contenidos de estos metales en función del tipo ecológico, coincidiendo con las conclusiones obtenidas en otros estudios (FIGUEIREDO & *al.*, 2007).

La especie más sobresaliente por su aptitud



Tabla 1: Concentraciones medias (mg/kg de peso seco) en las especies estudiadas.

Especie	n	Cadmio	Mercurio	Plomo	Cobre	Zinc
<i>Agaricus bisporus</i> (J.E. Lange) Imbach	6	0,195	0,399	0,504	67,20	65,12
<i>Agaricus campestris</i> L. : Fr.	9	0,657	1,871	2,307	108,7	162,4
<i>Agaricus urinasces</i> (Jul. Schäff. & F.H. Möller) Singer	13	33,22	4,012	1,349	202,9	194,0
<i>Agaricus sylvicola</i> (Vittad.) Lév.	6	6,444	2,196	1,419	142,4	146,5
<i>Agrocybe cylindracea</i> (DC.) Maire	6	0,397	0,287	0,624	35,12	61,13
<i>Amanita rubescens</i> Pers.	12	0,636	0,461	0,790	54,04	151,9
<i>Boletus aereus</i> Bull.	6	0,654	3,738	0,657	71,75	115,6
<i>Boletus edulis</i> Bull.	10	0,819	2,389	0,706	62,12	84,61
<i>Boletus pinophilus</i> Pílát & Dermek	13	0,797	5,209	0,595	60,62	100,9
<i>Boletus reticulatus</i> Schaeff.	6	0,699	1,789	0,929	57,79	142,6
<i>Boletus (Xerocomus)</i> <i>badius</i> (Fr.) Fr.	9	0,624	0,345	0,606	52,35	181,3
<i>Boletus (Xerocomus)</i> <i>chrysenteron</i> Bull.	6	0,535	0,453	1,070	68,96	124,5
<i>Cantharellus cibarius</i> Fr.	13	0,277	0,334	0,779	55,35	76,93
<i>Clitocybe nebularis</i> (Batsch) P. Kumm.	9	0,476	1,334	1,356	78,48	117,9
<i>Coprinus comatus</i> (O.F. Müll.) Pers.	10	1,225	2,404	3,823	121,3	113,9
<i>Fistulina hepatica</i> (Schaeff.) With.	6	0,206	0,242	0,477	34,13	39,46
<i>Hydnum repandum</i> L.	8	0,332	0,492	0,831	36,13	32,25
<i>Lactarius deliciosus</i> (L.) Gray	9	0,282	0,590	0,662	22,77	199,5
<i>Leccinum scabrum</i> (Bull.) Gray	6	1,048	0,449	1,337	44,22	83,81
<i>Lepista nuda</i> (Bull.) Cooke	9	0,558	3,718	2,341	118,8	130,9
<i>Lycoperdon utriforme</i> Bull.	7	0,515	2,437	2,316	235,6	265,8
<i>Macrolepiota procera</i> (Scop.) Singer	12	1,006	1,962	1,416	212,5	88,20
<i>Marasmius oreades</i> (Bolton) Fr.	6	0,460	0,875	1,098	110,8	111,6
<i>Russula cyanoxantha</i> (Schaeff.) Fr.	6	0,345	0,956	0,601	67,26	90,07
<i>Tricholoma columbetta</i> (Fr.) P. Kumm.	12	0,341	0,495	0,789	70,28	187,6
<i>Tricholoma equestre</i> (L.) P. Kumm.	6	0,366	0,726	0,708	45,61	144,3
<i>Tricholoma portentosum</i> (Fr.) Quél.	10	0,479	0,776	0,533	53,75	107,9

n: número de muestras

captadora es *Agaricus urinascens* (Fig. 5) ya que para todos los metales se encuentra entre las 3 especies con mayores concentraciones o FBC, aunque es respecto al cadmio en donde destaca especialmente.

En la Tabla 1 puede observarse como *Agaricus urinascens* muestra una concentración media muy superior a la de las demás especies. Tan sólo *Agaricus sylvicola*, especie muy cercana taxonómicamente, muestra concentraciones también destacables. Respecto a los factores de bioconcentración, *Agaricus urinascens* amplifica, por término medio, 873 veces los niveles de cadmio del suelo, frente a los 16,5 habituales en otras especies, y sólo *Agaricus sylvicola* se acerca con FBC de 350.

Diversos autores han destacado la capacidad acumuladora de las especies de *Agaricus* sección *Arvenses*, a la que pertenecen *A. urinascens* y *A. sylvicola* (TYLER, 1980; MELGAR & al., 1998; THOMET & al., 1999; KALAČ & al. 2000, 2004; COCCHI & al., 2006). La elevada acumulación de cadmio en estos hongos se debe a la presencia de ciertas macromoléculas implicadas en la captación de este metal, como la fosfogluco proteína cadmio-micofosfotina y otras proteínas de bajo peso molecular identificadas en *Agaricus urinascens* por MEISCH & SCHMITT (1986). También se han encontrado proteínas de bajo peso molecular

identificadas en *Agaricus arvensis* (JACKL & al., 1987). En *Agaricus abruptibulbus* sensu auct. eur [*Agaricus sylvicola*] MEISCH & al. (1981) observaron un crecimiento estimulado del micelio al añadir cadmio, hasta un valor crítico, planteando la posibilidad de que este elemento pudiera ser un factor de crecimiento para estos hongos. Esta hipótesis parece verse reforzada por el hecho de que, especialmente en *Agaricus urinascens*, las altas concentraciones de cadmio se encuentran incluso cuando este crece en terrenos con muy bajos niveles de este metal, como es el caso de nuestro trabajo.

Respecto a la PARTE ANATÓMICA del carpóforo, se han encontrado para todos los metales, excepto para el plomo, mayores niveles en el himenóforo, con diferencias estadísticamente significativas respecto al resto del carpóforo. En esta parte, el sombrero muestra mayores concentraciones respecto al estípite o pie. En muestras de *Agaricus* se estudiaron también los contenidos de metales en anillo y cutícula pileica, encontrándose mayores concentraciones en estas partes respecto del estípite, similares o superiores a las correspondientes al himenóforo. KOJO & LODENIUS (1989) también encontraron mayores concentraciones de mercurio en el anillo de *Agaricus arvensis* Schaeff., y THOMET & al. (1999) comprobaron que los mayores niveles de cadmio, en

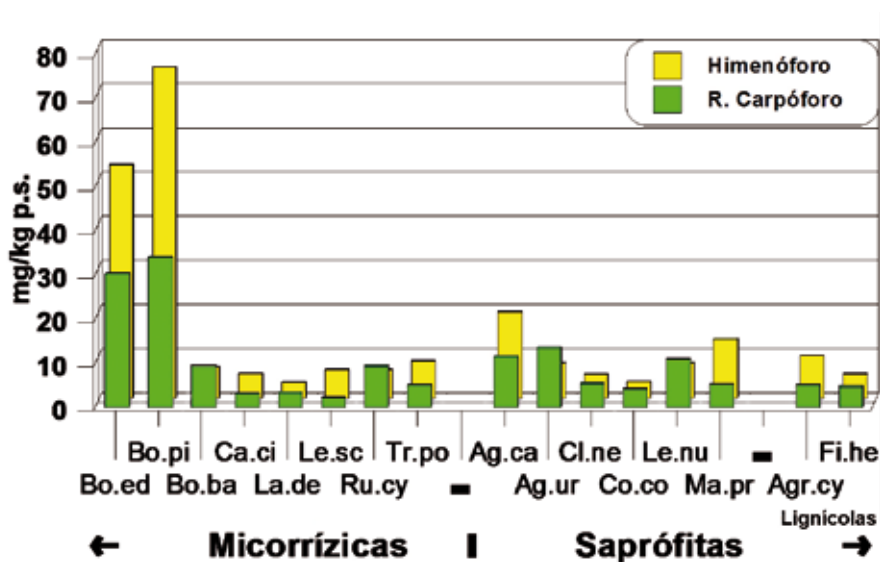


Fig. 6: Contenidos medios de selenio.



muestras de *Agaricus urinascens*, se localizaban en el himenóforo y las partes más altas y distales del sombrero (cutícula y zonas anexas). Sin embargo, en los resultados obtenidos sobre cromo y níquel en parte de las muestras de este trabajo, no se han encontrado diferencias significativas según la parte anatómica (MARTIN, 2005; GARCÍA & al., 2008), coincidiendo con las apreciaciones de otros autores (FIGUEIREDO & al. 2007).

Metales: Selenio

Se resumen los resultados relativos al selenio realizados en 130 muestras correspondientes a 16 de las 27 especies de este trabajo, 8 de ecología ectomicorrízica (*Boletus edulis*, *Boletus pinophilus*, *Boletus badius* (= *Xerocomus badius*), *Cantharellus cibarius*, *Lactarius deliciosus*, *Leccinum scabrum*, *Russula cyanoxantha* y *Tricholoma portentosum*) y 8 saprófitas, de las cuales 6 son terrícolas (*Agaricus campestris*, *Agaricus urinascens*, *Clitocybe nebularis*, *Coprinus comatus*, *Lepista nuda* y *Macrolepiota procera*) y 2 lignícolas (*Agrocybe cylindracea* y *Fistulina hepatica*)

Las concentraciones medias de selenio son superiores en la porción del himenóforo respecto al resto del carpóforo, aunque no se observa significación estadística.

La especie *Boletus pinophilus* se ha mostrado como la mayor captadora de selenio. En relación a la ecología, se observa que las especies saprófitas lignícolas muestran los niveles medios más bajos, mientras que las saprófitas terrícolas presentan las mayores concentraciones, superiores también respecto a las especies micorrízicas, con excepción de las 2 especies del género *Boletus* sección *Edules*: *Boletus edulis* y *Boletus pinophilus*, como puede observarse claramente en la Figura 6. Es de destacar la correlación significativamente positiva que se ha observado entre los niveles de mercurio y selenio en los macromicetos del estudio (correlación de Pearson = 0,358, significativa al nivel 0,01) (ALONSO & al., 2005).

REPERCUSIONES ALIMENTARIAS Y VALORACIÓN NUTRICIONAL

Se han tenido en cuenta los siguientes aspectos:

Los límites máximos que establecen las

legislaciones sobre el contenido de metales pesados en hongos. A nivel europeo la normativa vigente (y vinculante para todos los países de la Unión Europea), es el *Reglamento (CE) nº 1881/2006 de la Comisión de 19 de diciembre de 2006 por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios*, y sus posteriores modificaciones. Este Reglamento recoge los máximos niveles de diversos metales para alimentos, pero sólo marca para setas límites respecto al cadmio y plomo. Aunque esta normativa es la referencia vinculante para todos los países de la Unión Europea, algunos países ya habían regulado previamente los límites para éste y otros metales en setas silvestres y cultivadas, siendo la legislación más específica la de la República Checa (KALAČ & SVOBODA, 2000) que establece los límites máximos también para el mercurio y que también se comenta como referencia en este trabajo. En España, el RD 30/2009 sobre condiciones sanitarias para la comercialización de las setas establece que sólo se podrán comercializar setas que, entre otros requisitos, se hallen sin residuos de pesticidas, contaminantes químicos y radioactividad por encima de los límites legalmente establecidos (art. 3.1.a 9º).

También se ha considerado **la participación de los hongos en la dieta**, que en España, según autores como AGUDO & al. (1999) se sitúa en aprox. 600 g/persona/año de seta silvestre. En general este consumo es muy bajo respecto a otros alimentos, aunque debe tenerse en cuenta que el consumo de hongos está muy polarizado, existiendo personas que nunca las prueban y otras que consumen cantidades importantes

También se tienen en cuenta las **Recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud y otros organismos (OMS-WHO)** respecto a los niveles de ingesta diaria admisible (IDA) y los requerimientos diarios en la dieta (RDA) respecto de los oligoelementos y, finalmente, se consideran los datos disponibles sobre la **biodisponibilidad** de los metales presentes en los hongos.

Respecto al **CADMIO**, los límites que establece la legislación checa son de 2 mg/kg de peso seco para los macromicetos silvestres y 1



mg/kg p.s. para los cultivados. Por su parte, el Reglamento 1881/2006 marca un límite de 0,2 mg/kg de peso fresco (aprox. 2 mg/kg de peso seco) para las setas cultivadas *Agaricus bisporus*, *Pleurotus ostreatus* y *Lentinula edodes* y 1 mg/kg de peso fresco (aprox. 10 mg/kg p.s.) para el resto de especies. Los valores usuales encontrados en Europa en hongos en zonas no polucionadas, suelen encontrarse en el rango entre 0,5-5 mg/kg p.s. (KALÁČ, 2009). En zonas polucionadas se han encontrado niveles superiores a los límites legales del Reglamento en especies comestibles como en *Boletus edulis* en Bélgica con valores de 37 mg/kg p.s. (FAGOT & al., 1988), en *Boletus reticulatus* en República Checa con valores de 10,74 mg/kg p.s. (SVOBODA & al., 2000) o en *Macrolepita procera* en Eslovenia (11 mg/kg p.s.) (BYRNE & al. 1976). En la Tabla 2 observamos como los valores medios de este estudio, tanto en hongos silvestres como cultivados, se sitúan en niveles bajos, muy por debajo de los límites máximos establecidos en la legislación europea, especialmente en relación a las principales especies comercializadas, lo que puede considerarse como un elemento de valorización del producto

Según diversos autores (SEEGER & al., 1986; LIND & al., 1995), la biodisponibilidad del cadmio presente en setas es similar o superior al de otros alimentos (SEEGER & al., 1986; LIND & al., 1995). Además, las concentraciones referidas a *Agaricus urinascens* en países como Italia (COCCHI & al., 2006), Suiza (THOMET & al., 1999), Suecia (TYLER, 1980) o Alemania (MEISCH & al., 1986) llegan a ser mucho más altas, indicando niveles máximos de entre 100-400 mg/kg en *Agaricus urinascens* y valores habituales de entre 10 a más de 50 mg/kg p.s. en *Agaricus sylvicola* en zonas no polucionadas (KALÁČ & al., 2004).

Ya en el año 1979, la antigua Oficina Federal de Sanidad Alemana recomendó, en base a los datos sobre cadmio, no consumir más de 200 g de hongos por semana (LORENZ, 1981). Estas sugerencias (equivalentes a recomendar consumos inferiores a 10 kg de hongos silvestres al año), parecen demasiado estrictas para los niveles habituales de cadmio y otros metales en la mayor parte de los hongos presentes en zonas no polucionadas, pero deberían ser más restrictivas si se hace referencia a las especies acumuladoras de *Agaricus* (que de acuerdo con este estudio y la

Tabla 2: Niveles medios de cadmio (mg/kg p.s.) en macromicetos (excepto *A. sylvicola* y *A. urinascens*).

Parte anatómica			Ecología (niveles medios del carpóforo completo)			
Carpóforo completo	Himenóforo	Resto del carpóforo	Saprófitas terrícolas	Saprófitas cultivadas	Lignícolas	Micorrízicas
0,568	0,819	0,454	0,739	0,234	0,325	0,539

micológico desde el punto de vista de la seguridad alimentaria.

Sin embargo, la especie *Agaricus urinascens*, con más de 33 mg/kg p.s. de valor medio, sobrepasa ampliamente el límite de 10 mg/kg p.s. (línea roja en Figura 7), y si tenemos en cuenta las recomendaciones de la OMS respecto a la ingesta diaria admisible (IDA) de cadmio (aprox. 60 µgramos, para una persona adulta de peso medio), podemos calcular que el consumo de 1 kg fresco de este hongo aportaría un nivel de cadmio equivalente a superar el IDA 55 veces.

bibliografía consultada son *Agaricus* sección *Arvenses* especialmente: *A. urinascens*, *A. arvensis*, *A. sylvicola* y *A. augustus*). Por todo ello consideramos que el consumo de estas especies, especialmente *Agaricus urinascens*, debería reducirse o evitarse completamente, teniendo en cuenta además, que sus niveles sobrepasan frecuentemente los límites máximos indicados en el Reglamento 1881/2006 para el cadmio en setas.

Respecto del **MERCURIO** no existe ningún límite establecido para las setas en el Reglamento 1881/2006. Aunque no vinculantes, los límites es-

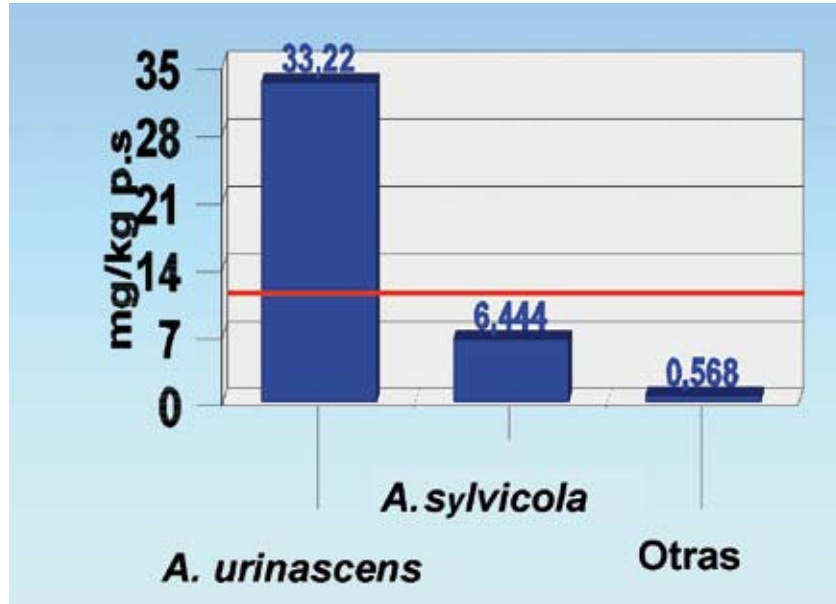


Fig. 7: Niveles medios de cadmio.

tablecidos por la legislación checa son de 5 mg/kg de peso seco para especies silvestres y 1 mg/kg p.s. para cultivadas. Los niveles medios habituales indicados en Europa en setas recogidas en zonas no polucionadas se sitúan entre <math><0,5-5\text{ mg/kg p.s.}</math> (KALACĀ, 2009), rangos en los que se encuentra el presente estudio, como puede observarse en la Tabla 3, y sólo la especie *Boletus pinophilus* (Fig. 8) los sobrepasa ligeramente.

Según los datos de AGUDO & al. (1999) sobre consumo de hongos (1,65 g/día), con los

resultados medios encontrados en este estudio la ingesta de mercurio a través del consumo de hongos se situaría en 0,265 $\mu\text{g/día}$, un nivel algo inferior al aportado por el consumo de carnes y productos cárnicos. La Organización Mundial de la Salud estableció como niveles provisionales tolerables de ingesta semanal de mercurio total, 5 $\mu\text{g/kg}$ de peso corporal (WHO, 1978), lo que para una persona de 60 kg de peso supone 300 μg semanales, o bien 42,9 μg diarios (IDA), por lo que el consumo de estas cantidades de



Fig. 8: *Boletus pinophilus*, especie acumuladora de mercurio y selenio.



Tabla 3: Niveles medios de mercurio (mg/kg p.s.) en carpóforos.

Parte anatómica			Ecología (niveles medios del carpóforo completo)				
Carpóforo completo	Himenóforo	Resto del carpóforo	Saprófitas terrícolas	Saprófitas cultivadas	Lignícolas	Micorrízicas	
1,625	2,121	1,427	2,437	0,518	0,334	1,349*	0,558** 3,632***

*Todas las especies micorrízicas; **Exceptuando *Boletus* sección *Edules*; *** Sólo *Boletus* sección *Edules*.

hongos no puede considerarse un riesgo sanitario.

Las especies saprófitas muestran mayores concentraciones de mercurio respecto a las micorrízicas, pero en este grupo destacan como acumuladoras las especies de *Boletus* de la sección *Edules* (Fig. 9), ya que estos hongos (*Boletus aereus*, *Boletus reticulatus*, *Boletus pinophilus* y *Boletus edulis*) tienen un elevado valor culinario y comercial en todo el mundo, y desde hace algunos años son exportadas en grandes cantidades desde Galicia y el resto de España a países como Francia, Italia y Alemania (CASTRO & al., 2005). Diversos estudios revelan la capacidad acumuladora de mercurio que muestran las especies de *Boletus* sección *Edules* (KALAČ & SVOBODA, 2000; COCCHI & al., 2006; FALANDYSZ & al., 2007; MELGAR & al., 2009) con valores similares a los del presente estudio en zonas no contami-

nadas. Sin embargo, en zonas polucionadas de otros países, se han descrito en estas especies concentraciones mucho más altas de mercurio: 120 mg/kg p.s. en *Boletus edulis* recogido en las cercanías de fundiciones de mercurio (KALAČ & al., 1996), 75,5 mg/kg p.s. en el área urbana de París (MICHELOT & al., 1998) y 55,3 mg/kg p.s. en el área de influencia de una fundición de cobre (SVOBODA & al. 2000). Considerando un valor promedio de 80 mg/kg peso seco en *Boletus* para estas áreas altamente contaminadas, el consumo de sólo 2 kg frescos anuales de estos hongos supondría un aporte aproximado de mercurio total de 16 mg, equivalente a más de 44 µg diarios, sobrepasándose la ingesta diaria admisible IDA. Estos aportes serían preocupantes y así, ZARSKI & al. (1999), consideran que el consumo de macrocicetos acumuladores de mercurio en zonas polucionadas supone una importante fuente de

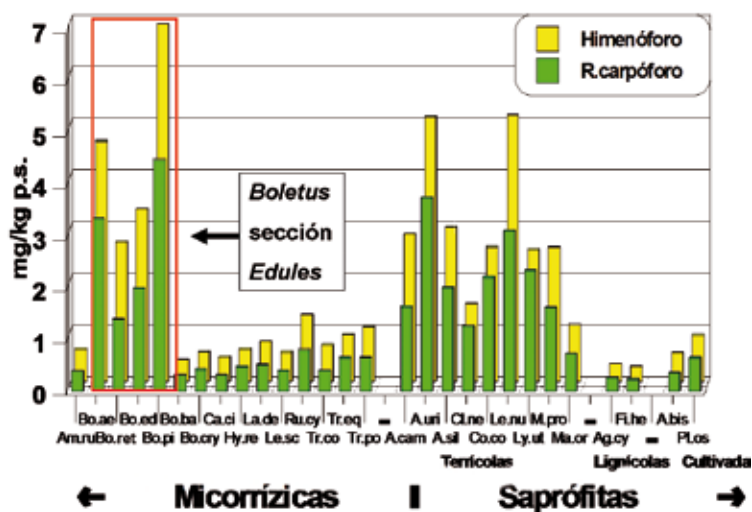


Fig. 9: Concentraciones medias de mercurio.



este metal para el hombre. En España, ROVIRA (2005) encontró altos niveles de mercurio en la cercanía del área metropolitana de Barcelona con concentraciones cercanas a 10 ppm p.s. en especies comestibles como *Lepista nuda*, *Clitocybe nebularis* o *Scutigera pes-caprae* (Pers.) Bondartsev & Singer y valores cercanos a 5 ppm p.s. en *Boletus aereus*.

Sin embargo, es importante destacar que se ha comprobado que los procesos culinarios habituales de cocción o fritura reducen hasta en un 40 % los niveles de este metal dado su carácter volátil y además, ya que para el consumo de boletáceas se suele retirar el himenóforo maduro, que es donde mayormente se concentra el mercurio, con lo que se reduce de un modo importante la ingestión de este elemento.

Desde el punto de vista toxicológico, otro aspecto muy importante es conocer qué proporción del mercurio total corresponde a formas orgánicas, especialmente metilmercurio, que son las más tóxicas. FISCHER & al. (1995) observaron que en diversas muestras de boletáceas, el porcentaje de metilmercurio, respecto al mercurio total era bajo, oscilando entre el 0,78 – 1,9 %. Con los valores medios de mercurio total encontrados en el presente estudio en *Boletus pinophilus*, puede esperarse una concentración máxima de 0,09 mg/kg p.s. de metilmercurio. Estos niveles no pueden considerarse preocupantes ya que la Organización Mundial de la Salud establece como niveles provisionales tolerables de ingesta semanal de metilmercurio 3,3 µg/kg de peso corporal (WHO, 1978), equivalentes a 28,3 µg de ingesta diaria para una persona de 60 kg. Incluso considerando un consumo de 10 kg anuales de

esta especie, el nivel aportado de metilmercurio se situaría en 2,47 µg, menos de un 10 % del nivel de ingesta diaria admisible, por lo que no cabe suponer riesgos asociados a la presencia de metilmercurio en estos hongos.

Otro aspecto importante a considerar es el alto contenido de selenio que se ha observado en las especies de *Boletus* de la sección *Edules*, correlacionado con los niveles de mercurio (ALONSO & al., 2005, COCCHI & al., 2006) ya que este elemento inhibe en parte la absorción del mercurio.

Por todo ello parece que el consumo de estos boletos no debe plantear problemas sanitarios respecto al mercurio, siempre que el consumo no sea excesivo, especialmente en crudo y, sobre todo, que los ejemplares consumidos no provengan de zonas contaminadas (zonas urbanas, zonas con actividad industrial o minera). En este sentido, según FALANDYSZ & al. (2007), los límites máximos razonables respecto del contenido total de mercurio en estas especies provenientes de zonas no polucionadas, no deberían exceder 20 mg/kg peso seco en una sola muestra o de media 10 mg/kg de peso seco para un lote.

Para el **PLOMO**, el Reglamento 1881/2006 indica un nivel máximo de 0,3 mg/kg de peso fresco (aprox. 3 mg/kg de peso seco) sólo para las setas cultivadas *Agaricus bisporus*, *Pleurotus ostreatus* y *Lentinula edodes*, sin marcar límites para otras setas cultivadas o silvestres. Los límites de la legislación checa son de 10 mg/kg de peso seco, tanto para especies silvestres como para cultivadas. Los niveles de plomo habitualmente encontrados en Europa en setas recogidas en zonas no polucionadas se sitúan entre 1-5 mg/kg p.s. (KALAČ, 2009).

Tabla 4: Niveles medios de plomo (mg/kg p.s.) en macromicetos.

Parte anatómica			Ecología (niveles medios del carpóforo completo)			
Carpóforo completo	Himenóforo	Resto del carpóforo	Saprófitas terrícolas	Saprófitas cultivadas	Lignícolas	Micorrízicas
1,133	1,171	1,122	1,952	0,502	0,564	0,742

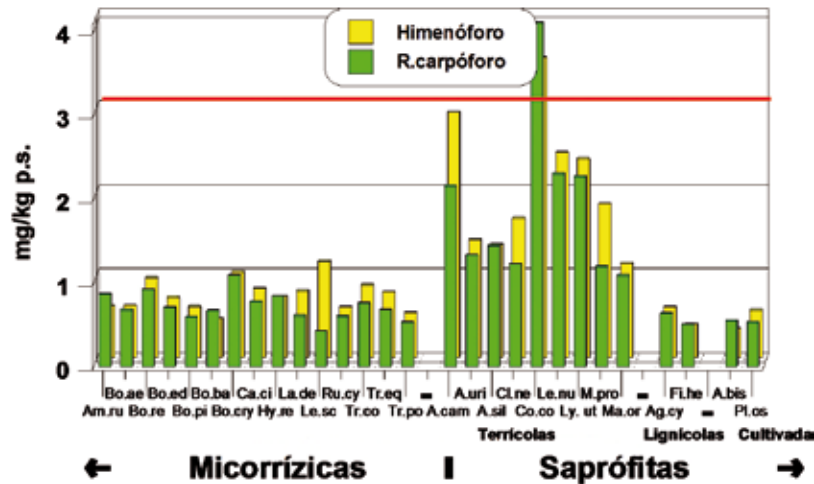


Fig. 10: Contenidos medios de plomo.

En este estudio tan sólo un 0,8 % de las muestras han superado el nivel de 10 ppm p.s., correspondientes a muestras recogidas en centros urbanos o cercanos a carreteras, mientras que los niveles medios se sitúan muy por debajo de estos valores. En la figura 10 se muestran los contenidos medios de plomo por especies y la línea roja indica el límite (3 mg/kg p.s.) indicado en el Reglamento 1881/2006, aunque en este caso sólo aplicable a las especies cultivadas *Agaricus bisporus* y *Pleurotus ostreatus*, con valores muy inferiores. Incluso las especies silvestres muestreadas no sobrepasan este límite ni el de la República Checa, excepto *Coprinus comatus* (Fig. 11), con muestras puntuales urbanas que alcanzaron concentraciones de casi 16 mg/kg p.s.

La mayor parte de los autores que han estudiado el contenido en plomo en muestras de hongos recogidos en zonas polucionadas, han reportado altos niveles de plomo, siendo particularmente elevados los descritos por MICHELOT & al. (1998) en distintas especies de macromicetos recogidos en las cercanías de París (20–57 mg/kg p.s.) y por KALAČ & al. (1991) en carpóforos de *Lepista nuda*, recogidos en la proximidad de una fundición de plomo (103 mg/kg. p.s.). En España ROVIRA (2005) en muestras recogidas en el entorno del área metropolitana de Barcelona encuentra concentraciones superiores a 3 mg/kg p.s. en diversas especies comestibles, incluidas especies comerciales, como *Cantharellus cibarius*,

Hydnum repandum o *Craterellus cornucopioides*. CAMPOS & al. (2009) indican concentraciones de 4,87 mg/kg p.s. para *Cantharellus cibarius* aunque en este caso recogidos en zonas no polucionadas, datos que no coinciden con los observados en el presente estudio en el que esta especie muestra


 Fig. 11: *Coprinus comatus* (O.F. Müll.) Pers., presenta contenidos elevados de plomo en zonas urbanas y cercanía de carreteras.



concentraciones mucho más bajas (inferiores a 1 mg/kg p.s.) en zonas no contaminadas.

En general, para los consumidores habituales de hongos silvestres, es recomendable no consumir ejemplares recogidos en zonas urbanas, industriales o cercanas a carreteras con altos índices de tráfico.

Considerando las recomendaciones de la OMS en relación a la ingesta diaria admisible (aprox. 215 µg de plomo por persona), el consumo normal de macromicetos recogidos en zonas no polucionadas no puede considerarse un riesgo sanitario por la presencia de plomo, no siendo recomendable consumir setas recogidas en núcleos urbanos o cercanos a carreteras con un alto índice de tráfico. Sería conveniente, sin embargo, disponer de información adicional relacionada con la biodisponibilidad del plomo presente en los hongos comestibles.

Respecto al **COBRE**, que recordemos es un micronutriente esencial, el Reglamento 1881/2006 no establece ningún límite para ali-

decir, para un peso medio de 60 kg, este nivel se situaría en 30 mg diarios. Con el consumo anual de 1 kg de especies como *Lycoperdon utriforme* (= *Calvatia utriformis*) (Fig. 12), con altos contenidos en cobre, el aporte de cobre no plantearía ningún riesgo. Incluso con un supuesto consumo de 5 kg anuales de hongos silvestres con contenidos en cobre de 250 mg/kg p.s. (≈ 25 mg/kg p.f.), la ingesta diaria de cobre por este consumo sería de 0,343 mg/día (1,14 % del IDA). En este sentido, KALAČ & SVOBODA (2000) consideran que el consumo de hongos silvestres con concentraciones de hasta 300 mg/kg p.s. no pueden considerarse un riesgo sanitario.

El cobre es, además, un nutriente esencial, y los requerimientos diarios (RDA) de este elemento se sitúan entre 1,5–3 mg para una persona adulta (NRC, 1989). La ingesta de cobre diaria suele situarse en un rango entre 1-2 mg (WHO, 1998). En Galicia, CUADRADO & al., (1995) indican un aporte diario de 2,1 mg de cobre por el consumo habitual de alimentos.

Tabla 5: Niveles medios de cobre (mg/kg p.s.) en macromicetos.

Parte anatómica			Ecología (niveles medios del carpóforo completo)			
Carpóforo completo	Himenóforo	Resto del carpóforo	Saprófitas terrícolas	Saprófitas cultivadas	Lignícolas	Micorrízicas
86,54	102,8	79,60	152,1	47,21	34,57	54,95

mentos. En la Tabla 5 mostramos los niveles medios encontrados en este trabajo. Los niveles medios habituales encontrados en setas en zonas no polucionadas se sitúan entre los 10-70 mg/kg p.s. (KALAČ, 2009). Los valores obtenidos en este trabajo son similares a excepción de las especies saprófitas terrícolas en las que son más elevados.

Las concentraciones de cobre son habitualmente más elevadas que las presentes en otros alimentos, especialmente vegetales (KALAČ & SVOBODA, 2000).

Como ingesta máxima admisible diaria, la Organización Mundial de la Salud ha establecido 500 µg/kg de peso corporal (WHO, 1982), es

Con el consumo de hongos pueden aportarse importantes cantidades de cobre. Así, el consumo puntual de 1 kg de macromicetos con concentraciones de cobre de 200 mg/kg p.s., supondría la ingestión aproximada de 2 mg de este metal, que es la cantidad que suelen contener los preparados vitamínico-minerales para suplementación de dietas (OLIVARES & UAUY, 1996).

Por tanto, con los niveles de cobre encontrados en este estudio, el consumo de hongos no puede considerarse como un riesgo toxicológico y sí como interesante aporte suplementario de cobre a la dieta, lo que nos indica un elemento de valoración importante para los hongos como alimentos.



Fig. 12: *Lycopodon utriforme* Bull., presenta las mayores concentraciones de cobre y zinc en las especies estudiadas.

En relación al **ZINC**, el Reglamento 1881/2006 no establece ningún límite máximo respecto a este metal. Los valores habituales encontrados en macromicetos en zonas no polucionadas de

Europa se sitúan entre los 30-150 mg/kg p.s.. (KALAČ, 2009). Valores semejantes se han encontrado en este estudio, destacando con niveles superiores las especies *Lycopodon utriforme*,

Tabla 6: Niveles medios de zinc en macromicetos (mg/kg p.s.).

Parte anatómica			Ecología (niveles medios del carpóforo completo)			
Carpóforo completo	Himenóforo	Resto del carpóforo	Saprófitas terrícolas	Saprófitas cultivadas	Lignícolas	Micorrízicas
122,218	150,46	100,69	145,82	67,74	56,06	118,82



Fig. 13: El consumo de *Lactarius deliciosus* (L.) Gray supone un interesante aporte de zinc a la dieta.

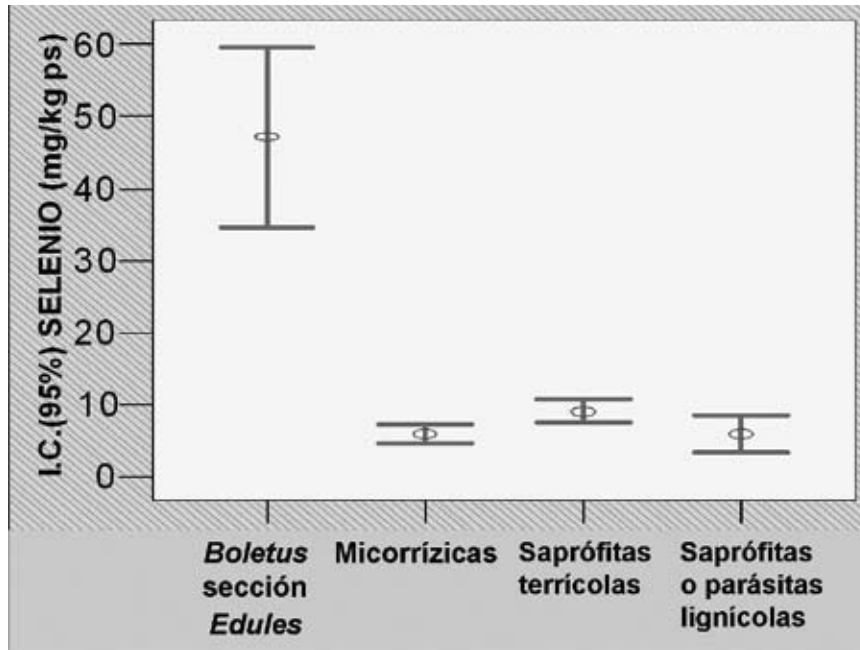


Fig. 14: Concentraciones de selenio e intervalos de confianza (95%) según grupos ecológicos.

Lactarius deliciosus y *Agaricus urinascens*.

Las concentraciones por partes anatómicas y grupos ecológicos se resumen en la Tabla 6.

Como ingesta máxima admisible diaria la Organización Mundial de la Salud, ha establecido 1 mg/kg de peso corporal (WHO, 1982), es decir, para un peso medio de 60 kg, este nivel se situaría en 60 mg diarios, mientras que los requerimientos diarios (RDA) de este elemento se sitúan en 15 mg para una persona adulta (NRC, 1989). En Galicia, según CUADRADO & *al.* (1995), estas cantidades están casi cubiertas por el aporte habitual de la dieta (14,9 mg/día).

En general las concentraciones de zinc en hongos son superiores a las de otros alimentos (ALONSO, 2001). No es posible, sin embargo, considerar riesgos toxicológicos asociados a la ingestión de zinc ya que, incluso suponiendo un consumo puntual en un día de 1 kg de *Lycoperdon utriforme*, con niveles medios de zinc encontrados de 235 mg/kg p.s. (\approx 23,5 mg/kg p.f.), los niveles aportados se situarían muy por debajo de los límites máximos establecidos mientras que, por el contrario, se cubrirían totalmente las necesidades de zinc para ese día.

Además, el zinc actúa como antagonista de la absorción y efectos tóxicos de otros metales,

como cadmio, plomo y níquel (WHO, 1996), por lo que su elevada presencia en algunos macromicetos podría reducir, en parte, los riesgos asociados a las altas concentraciones de otros metales tóxicos.

Particularmente interesante es la presencia de zinc en la especie comercial *Lactarius deliciosus* (níscolo) (Fig. 13) con 199,5 mg/kg p.s. de valor medio, lo que aporta un elemento nutricional de valoración para esta especie tan apreciada y comercializada.

SELENIO

Los niveles medios de selenio, según grupos ecológicos, se indican en la Figura 14, mostrando por separado el grupo de *Boletus* sección *Edules* por los elevados niveles que presentan de este elemento respecto de la especies micorrízicas. Los hongos suelen presentar mayores concentraciones de selenio que las plantas (NAVARRO & CABRERA, 2008). Los valores habituales en zonas no polucionadas en Europa suelen situarse entre los 1-5 mg/kg p.s. (KALACĀ, 2009), niveles un poco más bajos a los encontrados en este trabajo. Las especies de *Boletus* sección *Edules* se indican como acumuladoras de selenio, aunque las concentraciones observadas son un poco más bajas a las encontradas



en este estudio (entre 10-35 mg/kg p.s., respecto a 45 del presente trabajo) (KALAČ & SVOBODA, 2000; COCCHI & *al.*, 2006; KALAČ, 2009).

La presencia de selenio en este grupo de *Boletus*, de tanta importancia comercial y alimentaria, puede suponer un interesante elemento de valorización de este producto, al representar un importante aporte de este oligoelemento en la dieta y, además, su efecto inhibitorio en la absorción de otros metales pesados como el mercurio, puede limitar la captación de este metal al consumir los macromicetos (ALONSO & *al.*, 2005; KALAČ, 2009), aunque no hay que olvidar que en dosis elevadas y mantenidas puede resultar tóxico (NAVARRO & CABRERA, 2008).

Los requerimientos diarios recomendados de selenio (RDA) para adultos se sitúan en 55 microgramos (FOOD AND NUTRITION BOARD-USA INSTITUTE OF MEDICINE, 2000), con lo que sólo 100 gramos frescos de setas comestibles con un nivel habitual de 5 mg/kg p.s. cubrirían estas necesidades y con la misma cantidad de *Boletus* sección *Edules* se alcanzarían los requerimientos correspondientes a 8 días. Por su parte, la ingesta diaria admisible (IDA) para adultos se sitúa en 400 microgramos (FOOD AND NUTRITION BOARD-USA INSTITUTE OF MEDICINE, 2000). Para sobrepasar esta cantidad se necesitarían consumos bastante elevados y repetidos de las especies más acumuladoras de selenio (*Boletus* sección *Edules*) que supondrían entorno al consumo de 32 kg anuales de estas especies, aunque habría que tener en cuenta los aportes de selenio por otras fuentes, por lo que debe plantearse como adecuado sólo el consumo moderado de las especies más acumuladoras.

Todos estos cálculos deben asumirse con ciertas reservas, ya que son pocos los datos de que disponemos respecto a la biodisponibilidad del selenio presente en setas y así MUTANEN (1986) indica que la disponibilidad de este elemento en *Boletus edulis* es relativamente baja.

Posibles aplicaciones biotecnológicas de los hongos acumuladores

La capacidad de bioacumular metales pesados u otros contaminantes por ciertos hongos

podría presentar interesantes usos en técnicas biotecnológicas de biorrecuperación. Un uso potencial de estos hongos sería su utilización como bioextractores de metales en substratos contaminados. Así, se introducirían especies acumuladoras en suelos y substratos orgánicos contaminados, de tal forma que el micelio capte y trasloque metales pesados y radionucleidos a los carpóforos (GRAY, 1998). Estos carpóforos podrían ser cultivados y recogidos para reciclar estos metales. A este nuevo concepto se le ha aplicado el nuevo término de "micoextracción" (ALONSO, 2001) por su relación con otra estrategia denominada "fitoextracción" consistente en el uso de plantas hiperacumuladoras para extraer y eliminar los metales pesados en el suelo y otros substratos sólidos contaminados. Otra aplicación podría ser el uso de biomasa fúngica como filtros bioabsorbentes de iones metálicos en disoluciones o efluentes contaminados.

Los estudios preliminares sobre estas aplicaciones (ALONSO, 2001, 2007; GARCÍA & *al.*, 2005; MELGAR & *al.* 2007), indican un elevado potencial de los macromicetos acumuladores para estos usos, aunque lógicamente se requieren mas conocimiento y nuevos y amplios trabajos sobre las posibilidades de estas estrategias de biorrecuperación.

CONCLUSIONES

Se puede concluir que la ecología es un factor muy importante en la presencia y captación de los metales de estudio por los hongos. En general las especies saprófitas terrícolas acumulan mayor cantidad de metales pesados y metaloides que las especies micorrízicas, aunque con excepciones.

La especie es un factor fundamental para poder explicar la gran capacidad que muestran determinadas especies en la captación de algunos metales, sobre todo en función de la presencia de proteínas y otras moléculas implicadas en la fijación de metales.

El consumo de la mayor parte de las especies comestibles no puede considerarse un riesgo para la salud por la presencia de metales, aunque sería recomendable no incrementar excesi-



vamente el consumo de macromicetos saprófitos silvestres terrícolas. La ingestión de estos metales se reduciría si se eliminara la porción correspondiente al himenóforo, siendo aconsejable no consumir los ejemplares de setas que se desarrollen en zonas urbanas o próximas a carreteras por sus contenidos en plomo.

Las principales especies comerciales silvestres y cultivadas de este estudio contienen niveles inferiores a los límites máximos establecidos en la legislación vigente aplicable, mientras que las concentraciones indicadas en estudios realizados en zonas contaminadas de otros países han sobrepasado, en muchos casos, estos límites.

Los altos contenidos de cadmio en *Agaricus urinasceus* hacen aconsejable reducir al máximo su consumo o evitarlo completamente.

Cobre, zinc y selenio no suponen un riesgo toxicológico a través del consumo de setas y, por el contrario, constituye un aporte interesante de estos elementos a la dieta lo que, en el caso de las principales especies comerciales, se plantea como un importante elemento de valorización del producto, conjuntamente con sus bajos niveles de elementos tóxicos.

De acuerdo con la bibliografía consultada en relación con los elementos radioactivos, y a diferencia con lo observado en otros países del centro y este de Europa, no parece existir riesgo asociado a su presencia en los macromicetos que crecen en España, aunque debe profundizarse en los estudios de estos elementos en los diversos territorios de nuestro país.

La capacidad acumuladora de metales pesados y otros contaminantes por los macromicetos, puede plantear en el futuro importantes aplicaciones en técnicas biotecnológicas de biorrecuperación de sustratos contaminados.

BIBLIOGRAFIA

AESAN (AGENCIA ESPAÑOLA DE SEGURIDAD ALIMENTARIA) (2008). Proyecto de R.D. setas. *Documentos del Ministerio de Sanidad y Consumo-AESAN*: 1-15.

AGUDO, A., P. AMIANO, A. BARCOS, A. BARRICARTE, J. M. BEGUIRISTAIN, M. D. CHIRLA-

QUE, M. DORRONSORO, C. A. GONZÁLEZ, & al. (1999). Dietary intake of vegetables and fruits among adults in five regions of Spain. *Eur. J. Clin. Nutr.* 53, 174-180.

ALLEN, M.F. (1991). *The ecology of mycorrhizae*. Ed. Cambridge University Press. Cambridge.

ALLEN, E.B. & M.F. ALLEN (1986). Water relations of seric grasses in the field: interactions of mycorrhizae and competition. *New Phytol.* 104: 559-571.

ALONSO DÍAZ, J. (2001). *Bioacumulación de metales pesados en macromicetos comestibles. Repercusiones toxicológicas y estudios de biorrecuperación*. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela (USC), Campus de Lugo.

ALONSO DÍAZ, J. (2007). Micorremediación: O uso dos fungos na recuperación de ambientes contaminados *Tarrelos* 9: 15-24.

ALONSO, J., M.A GARCÍA & M.J. MELGAR. (2005). Acumulación de selenio y mercurio en macromicetos silvestres comestibles. *Revista de Toxicología* 22(1): 101-105.

ALONSO, J., M. A. GARCÍA, M. PÉREZ & M.J. MELGAR. (2003). The concentrations and bioconcentration factors of copper and zinc in edible mushrooms. *Arch. of Environ. Contamination and Toxicol.* 44: 180-188.

ALONSO J., M.A GARCÍA, M. PÉREZ LÓPEZ & M.J. MELGAR. (2004). Acumulación de metales pesados en macromicetos comestibles y factores que influyen en su captación. *Revista de Toxicología* 21(1): 11-15.

ÁLVAREZ CÁCERES, R. (1995). Estadística multivariante y no paramétrica con SPSS. Aplicaciones a las ciencias de la salud. Ed. Díaz de Santos. Madrid.

BAEZA, A., S. HERNÁNDEZ, F. J. GUILLÉN, G. MORENO, J. L. MANJÓN & R. PASCUAL. (2004). Radiocaesium and natural gamma emitters in mushrooms collected in Spain. *The Science of the Total Environment* 318: 59-71.

BARNETT, C. L., N. A. BERESFORD, P. L. SELF, B. J. HOWARD, J. C. FRANKLAND, M. J. FULKER, B. A. DODD & J. V. R. MARRIOTT. (1999). Radiocaesium activity concentrations in the fruitbodies of macrofungi in Great Britain and an



- assessment of dietary intake habits. *Sci. Total Environ.* 231,: 67-83.
- BERTHELSEN, B.O., R.A. OLSEN & E. STEINNES. (1995). Ectomycorrhizal heavy metal accumulation as a contributing factor to heavy metal levels in organic surface soils. *Sci. Total Environ.* 170: 141-149 .
- BERTHELSEN, B.O. & E. STEINNES. (1995). Accumulation patterns of heavy metals in soil profiles as affected by forest clear-cutting. *Geoderma* 66: 1-14.
- BYRNE, A.R., V. RAVNIK & L. KOSTA. (1976). Trace element concentrations in higher fungi. *Sci. Total Environ.* 6: 65-78.
- BYRNE, A. R. & M. TUSEK-ZNIDARIC. (1983). Arsenic accumulation in the mushroom *Laccaria amethystina*. *Chemosphere* 12: 1113-1117.
- CAMPANELLA, L., E. CARDARELLI, M. CORDATORE & L. PATROLECCO. (2005). Environmental protection by fungal activity. *Med. Fac. Landbouww. Univ. Gent.* 60(4b): 2545-2553.
- CAMPOS, J. A., N. A. TEJERA & C. J. SÁNCHEZ. (2009). Substrate role in the accumulation of heavy metals in sporocarps of wild fungi. *Bio-metals* 22: 835-841.
- CASTRO, M., A. JUSTO, P. LORENZO & A. SOLIÑO. (2005). *Guía micológica dos ecosistemas galegos*. Baia edicións. A Coruña.
- CHANG, S.T. & K.Y. CHAN. (1973). Quantitative and qualitative changes in proteins during morphogenesis of the basidiocarp of *Volvariella volvacea*. *Mycol.* 65: 355-364.
- COCCHI, L., L. VESCOVI, L. E. PETRINI & O. PETRINI. (2006). Heavy metals in edible mushrooms in Italy. *Food Chemistry* 98: 277-284.
- COLPAERT, J. & K. VAN TICHELEN. (1996). Decomposition, nitrogen and phosphorus mineralization from beech leaf litter colonized by ectomycorrhizal or litter-decomposing basidiomycetes. *New Phytol.* 134: 123-132.
- COMISIÓN DE LAS COMUNIDADES EUROPEAS. (2001). Reglamento (CE) 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. *DOCE L77*: 1-13.
- COMISIÓN DE LAS COMUNIDADES EUROPEAS. (2003). Recomendación de la Comisión, de 14 de abril de 2003, sobre la protección y la información del público en relación con la exposición derivada de la contaminación persistente por cesio radioactivo de determinados alimentos de origen silvestre, como consecuencia del accidente ocurrido en la central nuclear de Chernobil. *DOUE L99*: 55-56.
- COMISIÓN DE LAS COMUNIDADES EUROPEAS. (2006a). Reglamento (CE) 1881/2006 de la Comisión de 19 de diciembre de 2006, por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. *DOUE L364*: 5-24.
- COMISIÓN DE LAS COMUNIDADES EUROPEAS. (2006b). Reglamento (CE) 1635/2006 de la Comisión de 6 de noviembre de 2006, por el que se establecen las disposiciones de aplicación del Reglamento (CEE) nº 737/90 del Consejo relativo a las condiciones de importación de productos agrícolas originarios de terceros países como consecuencia del accidente ocurrido en la central nuclear de Chernobil. *DOUE L306*: 3-7.
- CUADRADO, C., J. KUMPULAINEN & O. MOREIRAS. (1995). Contaminants and nutrients in total diets in Spain. *Eur. J. Clin. Nutr.* 49, 767-778.
- FALANDYSZ, J., A. FRANKOWSKA & A. MAZUR. (2007). Mercury and its bioconcentration factors in King Bolete (*Boletus edulis*) Bull. Fr. *Journal of Environ. Science and Health Part A* 42: 2089-2095.
- FAGOT, J., O. GUILLITTE & E. DELCARTE. (1988). Contamination en métaux lourds de champignons supérieurs sur sites industriels et naturels Belgique. *Arch. Int. Phys. Biochimic.* 96(5): 36.
- FIGUEIREDO, E., M. E. SOARES, P. BAPTISTA, M. CASTRO & M. L. BASTOS. (2007). Validation of fan electrothermal atomization atomic absorption spectrometry method for quantification of total chromium and chromium(VI) in wild mushrooms and underlying soils. *Jour. of Agricul. and Food Chem.* 100: 1511-1516.
- FISCHER, R. G., S. RAPSOMANIKIS, M. O. ANDREAE & F. BALDI. (1995). Bioaccumulation of methylmercury and transformation of inorganic mercury by macrofungi. *Environ. Sci. Technol.* 29(4):933-999.



- FOOD AND NUTRITION BOARD-USA INSTITUTE OF MEDICINE. (2000). *Dietary references intakes for vitamin C, vitamin E, selenium and carotenoids*. National Academy Press. Washington.
- GADD, G. M. (1993). Interactions of fungi with toxic metals. *New Phytol.* 124: 25-60.
- GARCÍA, M. A., J. ALONSO & M. J. MELGAR. (2005). *Agaricus macrosporus* as a potential bioremediation agent for substrates contaminated with heavy metals. *Jour. of Chem. Tech. and Bio-tech.* 80: 325-330.
- GARCÍA, M. A., J. ALONSO, A. J. MARTÍN & M. J. MELGAR. (2008). Acumulación de cromo en setas silvestres comestibles: Factores que influyen en su captación y repercusiones toxicológicas. *Revista de Toxicología* 25 (1-3): 38-41.
- GARCÍA, M. A., J. ALONSO & M. J. MELGAR. (2009). Lead in edible mushrooms levels and bioaccumulation factors. *Journal of hazardous material* 167 (1-3): 777-783.
- GENÇCELEP, H., Y. UZUN, Y. TUNÇTÜRK & K. DEMIREL. (2009). Determination of mineral content of wild-grown edible mushrooms. *Food Chemistry* 113: 9-16.
- GRAY, S.N. (1998). Fungi as potential bioremediation agents in soil contaminated with heavy or radioactive metals. *Biochem. Soc. Transactions* 26: 666-670.
- GUILHITE, O., J. MELIN & L. WALLBERG. (1994). Biological pathways of radionuclides originating from the Chernobyl fallout in a boreal forest ecosystem. *Sci. Total Environ.* 157: 207-215.
- HEINRICH, G. (1993). Distribution of radiocesium in the different parts of mushrooms. *Journal of Environmental Radioactivity* 18: 229-245
- HØILAND, K. (1995). Reaction of some decomposer basidiomycetes to toxic elements. *Nor. J. Bot.* 15(3): 305-318.
- IAEA-WHO-UNDP: Organismo Internacional de Energía Atómica-Organización Mundial de la Salud-Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2005). Chernóbil: La verdadera escala del accidente. *Comunicado de prensa*: 1-12.
- JACKL, G. A., G. REIDEL & W. E. KOLLMER. (1987). Identification of the cadmium binding compounds in *Agaricus arvensis* hyphae using ¹⁰⁹Cd. *Appl. Radiat. Isot.* 38: 431-435.
- KALAČ, P. (2001). A review of edible mushroom radioactivity. *Food Chemistry* 75: 29-35.
- KALAČ, P. (2009). Chemical composition and nutritional value of European species of wild growing mushrooms: A review. *Food Chemistry* 113: 1033-1036.
- KALAČ, P., J. BURDA & I. STAŠKOVÁ. (1991). Concentrations of lead, cadmium, mercury and copper in mushrooms in the vicinity of lead smelter. *Sci. Total Environ.* 105: 109-119.
- KALAČ, P., M. NIŽNANSKÁ, D. BEVILAQUA & I. STAŠKOVÁ. (1996). Concentrations of mercury, copper, cadmium and lead in fruiting bodies of edible mushrooms in the vicinity of a mercury smelter and a copper smelter. *Sci. Total Environ.* 177: 251-258.
- KALAČ, P. & L. SVOBODA. (2000). A review of trace element concentrations in edible mushrooms. *Food Chem.* 69: 273-281.
- KALAČ, P., L. SVOBODA & B. HAVLÍ KOVÁ. (2004). Contents of cadmium and mercury in edible mushrooms. *Journal of Applied Biomedicine.* 2: 15-20.
- KNEIFEL, H. & E. BAYER. (1986). Stereochemistry and total synthesis of amavadin, the naturally occurring vanadium compound of *Amanita muscaria*. *J. Am. Chem. Soc.* 108: 3075-3077.
- KOJO, M.R. & M. LODENIUS. (1989). Cadmium and mercury in macrofungi. Mechanisms of transport and accumulation. *Angew. Botanik* 63: 279-292.
- LODENIUS, M., T. KUUSI, K. LAAKSOVIRTA, H. LIUKKONEN-LILJA & S. PIEPPONEN. (1981). Lead, cadmium and mercury contents of fungi in Mikkeli, SE Finland. *Ann. Bot. Fennici* 18: 183-186.
- LIND, Y., A. WICKLUND GLYNN, J. ENGMAN & L. JORHEM. (1995). Bioavailability of cadmium from crab hepatopancreas and mushrooms in relation to inorganic cadmium: a 9-week feeding study in mice. *Food Chem. Toxicol.* 33(8): 667-673.
- LORENZ, H. (1981). Cadmium intake from wild mushrooms. *Z. Lebensm. Unters. Forsch.* 173(1): 7-8.
- MARSCHNER, P., D. L. GODBOLD & G. JENTSCHKE. (1996). Dynamics of lead accumulation in mycorrhizal and non-mycorrhizal Norway



- spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Plant Soil* 178: 239-245.
- MARTIN, A.J. (2005). *Estudio de los factores que influyen en la acumulación de metales pesados (Cr, Se, Ni) por hongos comestibles*. Proyecto fin de carrera en la licenciatura de Ciencia y Tecnología de los alimentos. Universidad de Santiago de Compostela, Campus de Lugo.
- MEISCH, H.U., J. BECKMANN & J.A. SCHMITT. (1983). A new cadmium binding phosphoglycoprotein, cadmium-mycophosphatin, from the mushroom *Agaricus macrosporus*. *Biochim. Biophys.* 745: 259-266.
- MEISCH, H.U. & J.A. SCHMITT. (1986). Characterization studies on cadmium-mycophosphatin from the mushroom *Agaricus macrosporus*. *Environ. Health Perspectives* 65: 29-32.
- MEISCH, H.U., A. R. SCHOLL & J.A. SCHMITT. (1981). Cadmium as a growth factor for the mushroom *Agaricus abruptibulbus* (Peck) Kauffmann. *Z. Naturforsch.* 36c: 765-771.
- MELGAR, M.J., J. ALONSO & M.A. GARCÍA. (2007). Removal of toxic metals from aqueous solutions by fungal biomass of *Agaricus macrosporus*. *Sci. Total Environ.* 385: 12-19.
- MELGAR, M.J., J. ALONSO & M.A. GARCÍA. (2009). Mercury in edible mushrooms and underlying soil: bioconcentration factors and toxicological risk. *Sci. Total Environ.* 407 (20): 5328-34.
- MELGAR, M.J., J. ALONSO, M. PÉREZ & M.A. GARCÍA. (1998). Influence of some factors in toxicity and accumulation of cadmium from edible wild macrofungi in NW Spain. *Journal of Environmental Science and Health part B* 33 (4): 439-455.
- MICHELOT, D., E. SIOBUD, J. C. DORÉ, C. VIEL & F. POIRIER. (1998). Update on metal content profiles in mushrooms. Toxicological implications and tentative approach to the mechanisms of bioaccumulation. *Toxicon* 36(12): 1997-2012.
- MINISTERIO DE LA PRESIDENCIA. (2009). Real Decreto 30/2009, de 16 de enero, por el que se establecen las condiciones sanitarias para la comercialización de setas para uso alimentario. *BOE* 20(1): 7861-7871.
- MOUSAIN, D. (1982). Quelques aspects physiologiques et écologiques de la symbiose ectomycorhizienne. *C. R. Acad. Agric. France*: 1153-1152.
- MUTANEN, M. (1986). Bioavailability of selenium in mushrooms, *Boletus edulis*, to young women. *Int. J. Vitamin. Nutr. Res.* 56(3):297-301.
- NAVARRO, M. & C. CABRERA. (2008). Selenium in food and the human body: A review. *Sci. Total Environ.* 400: 115-141.
- NRC (NATIONAL RESEARCH COUNCIL). (1989). *Recommended dietary allowances*. Ed. National Academy Press. Washington.
- OLIVARES, M. & R. UAUY. (1996). Limits of metabolic tolerance to copper and biological basis for present recommendations and regulations. *Am. J. Clin. Nutr.* 63: 846-852.
- PARISIS, N.E. & M.A. VAN DEN HEEDE. (1992). Antimony uptake and correlation with other metals in mushroom species. *Toxicological & Environmental Chemistry* 36 (3-4): 205-216.
- QUINCHE, J.P. (1987). Le cadmium, un élément présent en traces dans les sols, les plantes et les champignons. *Revue Suisse Agric.* 19 (2): 71-77.
- REILLY, C. (1980). *Metal contamination of food*. Ed. Applied Science Publishers Ltd. Londres.
- REPETTO, M. (1995). *Toxicología avanzada*. Ed. Díaz de Santos, Madrid.
- ROSS, S.M. (1994). *Toxic metals in soil-plant systems*. Ed. John Wiley & Sons Ltd. Chichester.
- ROVIRA, M. (2005). Avaluació del contingut de metalls pesants en alguns bolets comestibles de l'àrea metropolitana de Barcelona. *A. M. Font i Quer* 3: 46-66.
- SEEGER, R., R. SCHIEFELBEIN, R. SEUFFERT & W. ZANT. (1986). Absorption of cadmium ingested with mushrooms. En: *abstracts of the 27th. Spring meeting, Dtsch. Pharmakol. Gesselsch. Naunym-Schimiedeberg's. Arch. Pharmacol.* 332 Suppl.: 110.
- SEOÁNEZ, M. (1996). *El gran diccionario del medio ambiente y de la contaminación*. Coediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- STIJVE, T. & B. BOURQUI. (1991). Arsenic in edible mushrooms. *Dtsch. Lebensm. Rundsch.* 87 (10): 307-310.
- SVOBODA, L., K. ZIMMERMANNOVÁ & P. KALAČ. (2000). Concentrations of mercury,



- cadmium, lead and copper in fruiting bodies of edible mushrooms in an emission area of copper smelter and a mercury smelter. *Sci. Total Environ.* 246: 61-67.
- THOMET, U., E. VOGEL & U. KRÄHENBÜHL. (1999). The uptake of cadmium and zinc by mycelia and their accumulation in mycelia and fruiting bodies of edible mushrooms. *Eur. Food Res. Technol.* 209: 317-324.
- TYLER, G. (1980). Metals in sporophores of basidiomycetes. *Trans. Br. Mycol. Soc.* 74(1): 41-49.
- WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). (1978). *Evaluation of certain food additives and contaminants*. (Twenty-second report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives). WHO Technical Report Series, No. 631. Geneva.
- WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). (1982). *Evaluation of certain food additives and contaminants* (Twenty-sixth report of the Joint of FAO/WHO Expert Committee of Food Additives). WHO Technical Report Series, No. 683. Geneva.
- WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). (1996). *Guidelines for drinking-water quality*. Vol. 2. Health criteria and other supporting information. Geneva.
- WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). (1998). *Guidelines for drinking-water quality*. Addendum to Vol. 2. Health criteria and other supporting information. Geneva.
- YOSHIDA, S. & Y. MURAMATSU. (1994a). Accumulation of radiocesium in basidiomycetes collected from Japanese forests. *Sci. Total Environ.* 157: 197-205.
- YOSHIDA, S. & Y. MURAMATSU. (1994b). Radiocesium concentrations in mushrooms collected in Japan. *J. Environ. Radioactivity* 22: 141-154.
- ZARSKI, T.P., H. ZARSKA, J. VALKA, J. SOKOL & I. BESEDA. (1999). The bioindicative role of mushrooms in the evaluation of environmental contamination with mercury compounds. *J. Ecological Problems Biosphere* 18(2): 223-229.