



ISTITUTO SUPERIORE DI SANITA'

**Contaminazione di funghi commestibili
con mercurio, cadmio e piombo**

G. Dojmi Di Delupis e F. Dojmi Di Delupis

ISSN 1123 -3117

Rapporti ISTISAN

96/36

ISTITUTO SUPERIORE DI SANITA'

**Contaminazione di funghi commestibili
con mercurio, cadmio e piombo**

Gianluigi Dojmi Di Delupis e Francesco Dojmi Di Delupis

Laboratorio di Tossicologia Comparata ed Ecotossicologia

ISSN 1123-3117

Rapporti ISTISAN

96/36

INDICE

INTRODUZIONE	1
ALCUNE NOTIZIE RELATIVE ALLA TOSSICITA' PER L'UOMO DI MERCURIO, CADMIO E PIOMBO	1
CONCENTRAZIONI E BIOACCUMULO DI MERCURIO IN FUNGHI COMMESTIBILI	3
CONCENTRAZIONI E BIOACCUMULO DI CADMIO IN FUNGHI COMMESTIBILI	6
ASSORBIMENTO E BIAOCCUMULO DI PIOMBO IN FUNGHI COMMESTIBILI	9
RACCOMANDAZIONI E VALUTAZIONI IN RAPPORTO AL CONSUMO DI FUNGHI.....	11
BIBLIOGRAFIA.....	13

Istituto Superiore di Sanità

Contaminazione di funghi commestibili con mercurio, cadmio e piombo.

Gianluigi Dojmi Di Delupis e Francesco Dojmi Di Delupis

1996, 19 p. Rapporti ISTISAN 96/36

Vari ricercatori hanno riscontrato presenza di mercurio, cadmio e piombo in differenti concentrazioni e con fenomeni di bioaccumulo in alcune specie di funghi commestibili. Buona parte di questi si trovava in zone inquinate da questi metalli. L'inquinamento è attribuibile principalmente ad alcuni impianti industriali e minerari, a certi trattamenti agricoli e a traffico stradale. Si fanno considerazioni e raccomandazioni in relazione al consumo alimentare.

Parole chiave: Metalli pesanti, Specie fungine commestibili

Istituto Superiore di Sanità

Mushroom contamination by mercury, cadmium and lead.

Gianluigi Dojmi Di Delupis and Francesco Dojmi Di Delupis

1996, 19 p. Rapporti ISTISAN 96/36 (in Italian)

Occurrence and bioaccumulation of mercury, cadmium and lead were found in mushrooms by various researchers. Such mushrooms were often found in polluted areas. Pollution was mainly caused by industrial or mining plants, by some agricultural treatments and by road traffic. Considerations and recommendations concerning food consumption are made.

Key words: Edible fungi, Heavy metals

Si ringraziano il dott. Giuseppe Salvatore per la collaborazione nella documentazione a livello di enti internazionali e la sig.na Fabiola Ferri per il contributo nella composizione editoriale.

INTRODUZIONE

Mercurio, cadmio e piombo sono tre inquinanti ambientali importanti per la loro tossicità e diffusione; quest'ultima caratteristica, per quanto riguarda cadmio e piombo, può essere considerata addirittura a livello planetario.

Sia organismi animali che vegetali sono interessati dalla presenza di questi tre metalli pesanti. In particolar modo alcune catene trofiche acquatiche sono interessate dal mercurio, mentre moltissimi organismi vegetali sono in grado di assorbire cadmio e piombo; molti studi sono stati a proposito compiuti sulle piante agricole per rilevare l'incidenza di questi due metalli. Minore attenzione è stata forse data alla presenza dei tre metalli nei funghi commestibili, l'uso dei quali peraltro non incide in modo trascurabile nella dieta umana.

ALCUNE NOTIZIE RELATIVE ALLA TOSSICITA' PER L'UOMO DI MERCURIO, CADMIO E PIOMBO

Per mettere in luce l'importanza dell'incidenza di mercurio, cadmio e piombo nell'alimentazione umana, in questo caso particolare rappresentata dai funghi, può essere utile premettere alcune notizie riassuntive e a carattere generale su tossicità cronica, tossicocinetica, concentrazioni a bassi livelli nei tessuti, sintomi precoci d'intossicazione e altri aspetti tossicologici per l'uomo, in relazione a questi metalli.

Il mercurio è un metallo notoriamente tossico, ma per comprenderne chiaramente la sua tossicità è necessario considerarne le principali forme chimiche: mercurio elementare (vapori di mercurio), sali di mercurio, composti organici.

In relazione all'ingestione con alimenti sono di interesse le due ultime. I sali di mercurio inducono danni ai reni, dei quali quelli cronici, che più possono interessare in relazione a eventuali ingestioni alimentari, si manifestano a livello della membrana basale glomerulare [1].

Particolarmente importanti sono i composti organici del mercurio. Grazie alla loro particolare liposolubilità sono maggiormente assorbibili nel tratto gastro-intestinale e tendono più dei sali mercurici a distribuirsi uniformemente nei vari tessuti [2]. Il tempo di dimezzamento del metilmercurio ingerito con pesce è in media di 50 giorni [3].

L'intossicazione da metilmercurio produce sintomi di tipo neurologico grazie alla sua possibilità di attraversare la barriera ematoencefalica. In dipendenza della concentrazione

di metilmercurio nel sangue possono aver luogo con diversa frequenza disturbi visivi, parestesie, atassia, atonia, disartria e difetti uditivi [4]. Dal punto di vista biochimico nel cervello adulto gli effetti consistono in una inibizione della sintesi proteica. Il metilmercurio reagisce direttamente con importanti recettori nel sistema nervoso, come quelli dell'acetilcolina nei nervi periferici [3].

Un'assunzione giornaliera di 3-7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ di metilmercurio produce concentrazioni di 20-50 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$ e 50-125 $\mu\text{g}/\text{g}$ rispettivamente nel sangue e nei capelli, a cui si associano i primi effetti nel 5 % della popolazione [5].

A causa della possibilità di attraversare la barriera placentare possono presentarsi effetti tossici nel feto, che sono di particolare importanza per quanto riguarda il metilmercurio, perché la vita prenatale ne risulta più sensibile che la vita adulta: effetti molto importanti riguardano lo sviluppo dei neuroni. Possono seguirne un'alterazione dell'architettura cerebrale e altre gravi alterazioni [3].

Per quanto riguarda il cadmio, solo in piccola parte (non più del 5%) viene assorbito in seguito ad ingestione [6] per poi venire trasportato dal sangue, legato agli eritrociti; ma l'importanza del cadmio sta soprattutto nel fatto che presenta una tendenza molto elevata ad accumularsi nei tessuti umani, essendo il suo tempo di dimezzamento (nei reni) estremamente lungo (oltre i 10 anni) [7]. Il cadmio di origine alimentare si accumula principalmente nei reni e la sua concentrazione aumenta con l'età fino ai 40-50 anni [6, 7]. Il tessuto corticale è stato identificato come tessuto critico in relazione agli effetti dovuti ad esposizione cronica a livelli relativamente bassi del metallo [8]. Nei reni (come nel fegato) il cadmio può raggiungere concentrazioni da 10 a 100 volte maggiori rispetto agli altri tessuti [9]. La concentrazione critica di cadmio nel rene atta a provocare un danno nel tessuto corticale nel 10% della popolazione (PCC) è di circa 200 $\mu\text{g}/\text{g}$ di tessuto [8, 9].

La prima disfunzione, non accompagnata da manifestazioni istopatologiche, in seguito ad esposizione cronica del metallo consiste normalmente in una proteinuria caratterizzata da proteine a basso peso molecolare, così da essere assunta come indicatore di soglia di possibili effetti tossici: un'incidenza di cadmio per 140-255 $\mu\text{g}/\text{giorno}$ nella dieta è associata nei più anziani a questa proteinuria [8].

A livello di tessuto osseo è stata osservata una diminuzione delle riserve del calcio dell'organismo, che sarebbe dovuta a interferenza del cadmio sulla regolazione renale del bilancio del calcio e del fosforo [10].

La tossicità di questo metallo sul feto si manifesta con diminuzione del peso alla nascita.

La sua attività tossica si esplica presumibilmente attraverso il legame con i gruppi

sulfidrilici di vari enzimi presenti sulle membrane, la cui attività verrebbe inibita [11].

Questo metallo è stato definito da IARC [12] come "probabile cancerogeno per l'uomo" (gruppo 2A).

L'assorbimento gastrointestinale del piombo varia con l'età, oscillando dal 10% negli adulti a valori fino a 40% nei bambini. Una volta assorbito, questo metallo si distribuisce nei tessuti molli e in seguito si deposita per il 95% nelle ossa. Il suo tempo di dimezzamento nel sangue è di 1-2 mesi; nel tessuto osseo invece è molto lungo: da 20 a 30 anni. I livelli ematici normali di piombo in adulti e bambini sono compresi tra 10 e 20 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$ di sangue intero. Negli adulti concentrazioni ematiche di 40-60 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$ sono già in grado di provocare un aumento di protoporfirina eritrocitaria [13, 14]. Nei bambini concentrazioni superiori a 25 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$ determinano già rischio di disturbi dello sviluppo [15, 16]. Inoltre, è da tener conto che i bambini sono in genere più esposti al piombo: in alcuni ambienti urbani, infatti, più del 5% dei bambini presenta piombemia superiore a 400 ng/ml [6].

L'intossicazione cronica da piombo si esplica con effetti gastrointestinali, renali, ematologici, neurologici, neuromuscolari.

Per quanto riguarda il rischio tumorale relativo al piombo e ai suoi composti organici secondo IARC [12] non vi sono dati sperimentali ed epidemiologici disponibili o adeguati. Alcuni composti, come ad esempio l'acetato e il fosfato di piombo, sono risultati cancerogeni per gli animali.

CONCENTRAZIONI E BIOACCUMULO DI MERCURIO IN FUNGHI COMMESTIBILI

I funghi commestibili sono in grado di accumulare mercurio. Essi costituiscono in questo senso un'eccezione tra i prodotti alimentari di origine vegetale e terrestre, in quanto solo in pochi casi si può verificare nelle piante un bioaccumulo di questo metallo [17].

Inoltre, il mercurio è generalmente poco disponibile nel terreno, perché si lega fortemente alle particelle. In terreni non contaminati la sua presenza varia entro un "range" di 0,03-0,05 $\mu\text{g}/\text{g}$ [7]; una capacità di bioaccumulo in organismi vegetali può tuttavia compensare una scarsa disponibilità. In effetti Seeger e Nützel [18] hanno trovato nelle lamelle dei corpi fruttiferi di 6 specie di funghi (eduli e non) elevati fattori di bioconcentrazione (calcolati rispetto al substrato), che vanno da 41 fino al valore molto elevato di 549. Nel fungo edule *Agaricus campester* ("prataiolo bianco") il valore

riscontrato è di 213. Nelle specie commestibili *Macrolepiota rhacodes* e *Clitocybe nebularis* sono stati trovati valori rispettivamente di 126 e 63.

Bargagli [19] ha esposto, mettendoli a confronto, diversi fattori di bioconcentrazione, che a volte raggiungono livelli elevati e che variano entro un "range" molto ampio; se si fa eccezione di *Cantharellus cibarius* ("gallinaccio"), campioni di varie specie di funghi commestibili tra loro molto distanti e a diverso grado di contaminazione presentano fattori che vanno da 2 a 84. Così molte specie, ad esempio, volendo limitare l'attenzione solo ad alcune zone della Toscana non particolarmente contaminate, presentano concentrazioni di mercurio, che vanno da 3,9 a 6,3 ppm (riferiti a peso secco).

Le famiglie Agaricaceae e Lycoperdaceae secondo questo autore mostrano i più alti fattori di bioconcentrazione. I prataioli coltivati mostrano concentrazioni del metallo nettamente inferiori alle specie selvatiche. Ciò sarebbe dovuto, tra l'altro, al fatto che i funghi coltivati su substrati vegetali o le specie lignicole hanno scarsa possibilità di assumere mercurio, poiché le piante superiori non accumulano questo metallo. Comunque, la concentrazione del mercurio aumenta nei funghi coltivati (ad esempio, in *Agaricus bisporus*) con l'aumentare della sua disponibilità nel substrato. Ciò vale pure per il cadmio, ma il mercurio risente maggiormente di questo effetto [20].

Sempre in seno alla famiglia Agaricaceae è stato riscontrato da Quinche [21] in campioni della specie commestibile *Agaricus bitorquis* raccolti in un parco pubblico un elevato fattore di bioconcentrazione: 149. Questa specie ha il potere di accumulare oltre a mercurio anche cadmio e altri metalli pesanti. Bressa *et al.* [22], mediante studi sperimentali hanno trovato nel fungo commestibile *Pleurotus ostreatus* ("agarico ostreato") fattori di bioconcentrazione di 65-140. Riganti e Brandone [23] hanno riscontrato bioaccumulo tra i funghi eduli del genere *Agaricus*, *Agaricus campester* e *Agaricus bisporus*: il contenuto medio di mercurio dei campioni di *Agaricus bisporus* acquistati in commercio è poco superiore a 100 µg/kg di funghi freschi. Sempre nell'ambito del genere *Agaricus* Stijve e Roschnik [24] hanno segnalato in campioni, sia pur provenienti da habitat e zone molto diverse, capacità elevate di accumulare mercurio con fattori di bioconcentrazione che vanno da 17 a 56. Fattori elevati, secondo gli autori, risultano anche nel genere *Lycoperdon*, dove hanno registrato valori da 8 a 58 con variazioni dipendenti dallo stadio di sviluppo. In *Boletus* essi hanno calcolato un fattore di 32. Una ricerca di questi autori su funghi in vendita ha dato per *Boletus edulis* ("porcino d'autunno") contenuti di mercurio di 3,1-4 ppm (riferiti a peso secco). Secondo loro il contenuto di questo metallo, rinvenibile in molte specie di funghi è dovuto alla capacità di accumulo e non deve essere necessariamente connesso, tranne casi particolari e locali, con

specifici fenomeni di inquinamento. Secondo Zurera *et al.* [25] e Zurera-Cosano *et al.* [26] il comportamento di funghi eduli studiato in seno al genere *Agaricus* manifesta una tendenza specie-specifica ad accumulare mercurio.

Nella famiglia delle *Boletaceae*, come pure nelle *Lycoperdaceae* e *Agaricaceae* Aichberger [27] ha riscontrato costantemente dei valori elevati di mercurio; al contrario, non li ha trovati nelle *Cantharellaceae*: tutto ciò lavorando su campioni provenienti da aree geografiche diverse. Allen e Steinnes [28] in uno studio eseguito in zone relativamente non influenzate da attività umane hanno indicato come accumulatrici di mercurio le seguenti specie: *Lycoperdon perlatum* ("Vescia gemmata"), *Boletus edulis* ("porcino d'autunno"), *Coprinus comatus* ("Agarico chiomato") e *Hydnum repandum* ("Stecchino dorato"). In questi funghi commestibili hanno trovato rispettivamente 0,89, 1,70, e 1,80 ppm (peso secco) contro 0,20 ppm (media) del terreno.

Assorbito dal micelio, il mercurio viene traslocato nei corpi fruttiferi concentrandovisi [21]. Brunnert e Zadrazil [29] hanno studiato la traslocazione del mercurio in alcune specie di funghi verso il corpo fruttifero, stabilendo che è di natura specie-specifica.

Il metallo tende ad accumularsi maggiormente nel cappello rispetto al gambo [18, 26].

Per quanto anche in zone poco contaminate alcuni funghi commestibili possano mediante bioaccumulo presentare considerevoli contenuti di questo metallo, non v'è dubbio che questi contenuti debbano in molti casi mettersi in relazione con sorgenti di inquinamento. Queste ultime possono essere di tipo geologico-minerario come quella, ad esempio, del monte Amiata [19], dove i contenuti di mercurio nei funghi raggiungono valori di 23, 35 e 54 ppm (riferiti a peso secco), oppure si identificano con impianti industriali. Un esempio tra questi ultimi si può riconoscere in un lavoro di Lodenius ed Herranen [30], che trovarono nelle concentrazioni di mercurio in specie appartenenti ai generi *Agaricus*, *Lactarius* e *Russula* una dipendenza correlata alla distanza da un impianto di cloro-soda. Simili esempi si possono trovare pure nei lavori di Stijve e Roschnick [24] e di Rauter [31].

Queste correlazioni sono però specie-specifiche: così ad esempio, *Cantharellus cibarius* ("gallinaccio") non presenta mercurio nemmeno vicino all'impianto, sorgente di inquinamento. Lo stesso fungo, come appare in dati presentati da Byrne *et al.* [32], tende a presentare rispetto ad altre specie concentrazioni di mercurio assai basse. Stegnar *et al.* [16] hanno riscontrato maggiori concentrazioni di mercurio raggiunte da funghi eduli in zone contaminate rispetto a zone di "background" e in particolar modo hanno messo in

evidenza che *Lycoperdon perlatum* si rivela come fungo accumulatore anche nelle zone non contaminate. Ha importanza, inoltre, quanto essi hanno messo in luce, che cioè in queste ultime zone i contenuti di mercurio nei funghi sono maggiori di quelli degli ortaggi. Altre numerose specie commestibili si comportano in questo modo in zone non contaminate giungendo fino ad un fattore di concentrazione pari a 84 [19].

Altre fonti di contaminazione sono da attribuire all'impiego del compost in agricoltura, a trattamenti con erbicidi mercuriali, a vicinanza di impianti di incinerazione. Bressa *et al.* [22] hanno dimostrato che il mercurio contenuto nel compost usato per coltivare *Pleurotus ostreatus* ("agarico ostreato") si accumula nel fungo.

I funghi oltre che dall'humus [33] possono assorbire mercurio anche da substrati artificiali [19, 20] e sono capaci di assimilarlo perfino direttamente dall'aria, come risulta da esperimenti con vapore di mercurio compiuti da Minagawa *et al.* e Ogata *et al.* [34, 35].

Quanto al particolarmente tossico derivato organico del mercurio, il metilmercurio, facilmente accumulabile e persistente nelle strutture biologiche, e indicato come potenzialmente genotossico [5], Bargagli [19] ne trova una percentuale rispetto al mercurio totale pari al massimo al 16,1%. Secondo Stijve e Roschnik [24] il metilmercurio può accumularsi in varie specie in proporzione molto variabile: da meno di 1% a 26% rispetto al mercurio.

CONCENTRAZIONI E BIOACCUMULO DI CADMIO IN FUNGHI COMMESTIBILI

Il cadmio è generalmente presente nel terreno di zone non inquinate in concentrazioni al disotto di 1 ppm. Nei terreni vulcanici, invece, se ne trova fino a 4,5 ppm [36, 37]. Nei terreni agricoli non inquinati è presente entro un "range" di 0,01 - 0,7 µg/g [17]. In tali terreni le concentrazioni nelle piante agricole più importanti rientrano in genere in un "range" di 0,05-0,2 µg/g, riferiti a peso fresco [38]. Subentra nell'alimentazione umana dopo aver seguito un percorso attraverso gli ecosistemi terrestri, ai quali può pervenire per via atmosferica [39]. E' molto più mobile nel terreno di quanto lo sia il mercurio ed è più assorbibile dai vegetali di questo metallo, il quale generalmente si arresta nelle radici in corrispondenza delle pareti cellulari. Il cadmio nel terreno è soprattutto associato alla materia organica e si lega preferibilmente con le sostanze umiche a causa della relativamente elevata capacità di scambio cationico. Può essere rinvenuto in

concentrazioni apprezzabili perfino in ecosistemi forestali non influenzati direttamente da emissioni inquinanti, poiché questi fanno da filtro, trattenendolo dall'aria come in genere tutti gli altri metalli pesanti [40].

Per tutti questi motivi può avere molta importanza il suo rapporto con i funghi superiori, i quali sono a stretto contatto con il substrato (materia organica nella quale il metallo si trova legato) mediante le ife raggruppate nel micelio, essendone da esso separate solo da sottili pareti cellulari.

Poiché la principale via di esposizione delle popolazioni umane a questo metallo è rappresentata dal cibo [36], è importante sapere se i funghi possano costituirne un veicolo di qualche rilevanza.

Il cadmio è stato trovato da Meisch *et al.* [41] in elevate concentrazioni in alcune specie accumulatrici del genere *Agaricus* (fino a 175 ppm, riferiti a peso secco, nel fungo "prataiolo", commestibile, *Agaricus silvicola*).

Altri generi nei quali il cadmio si riscontra a simili livelli sono *Leucoagaricus* e *Amanita*. L'ordine Agaricales comprende le specie dove questo metallo si accumula con preferenza. Seguono come importanza secondo Borella *et al.* [42] i funghi appartenenti all'ordine Boletales. Questi autori hanno trovato in campioni di specie del primo gruppo tassonomico citato concentrazioni maggiori nelle zone urbane. Collet [43] ha trovato nel genere *Psalliota* (Agaricales) elevati fattori di bioconcentrazione (fino a 105), in *Boletus edulis* ("porcino d'autunno") fattori di bioconcentrazione fino a 7 e in *Lepiota procera* ("mazza di tamburo") fino a 3. Così in *Psalliota arvensis* si arriva ad una media di 4,65 ppm di peso fresco, valore più volte maggiore del contenuto di altri funghi eduli tra gli Agaricales e del genere *Boletus*. Thomas *et al.* [44] hanno trovato che *Russula cyanoxantha* ("Rossola maggiore") si comporta da forte bioaccumulatore di cadmio. In seno al genere *Agaricus* è stata trovata capacità di bioaccumulo di cadmio nelle seguenti specie: in *Agaricus campester* ("prataiolo bianco") e in *Agaricus bisporus* da Riganti e Brandone [23] e, in particolar modo, in *Agaricus silvicola* sono stati trovati fattori di bioconcentrazione varianti da 13 a 47 [45].

Nei funghi coltivati i contenuti di cadmio (e parallelamente di mercurio e piombo) risultano in genere essere proporzionali alla presenza di questi metalli nel substrato di coltura [46]. Ciò è stato in particolar modo evidenziato e studiato da Favero *et al.* [47] nel fungo coltivato *Pleurotus ostreatus* ("agarico ostreato"). Questi autori ipotizzano una relazione con il substrato piuttosto complessa, ove apparirebbe un meccanismo di controllo dei livelli di cadmio presente nel fungo. È importante comunque il tipo di substrato usato per la coltivazione dei funghi. Quello a base di letame equino ad esempio,

ha basso contenuto di cadmio [40]. Il bioaccumulo del cadmio nei funghi secondo Lepšová e Meistrík [48] è da mettere in relazione con il comportamento trofico della specie (più facile nelle specie saprofitiche, ad esempio, che in quelle parassitiche), oltre a dipendere da diversi fattori, tra cui il contenuto in cadmio del terreno e l'acidità di quest'ultimo. Gast *et al.* [49] danno molta importanza alla specie. In uno studio sperimentale, in cui presero in esame sei specie, trovarono un aumento della concentrazione del cadmio nei funghi in dipendenza di un aumento del metallo nel substrato; ma questo fenomeno era limitato solo ad alcune specie, ad esempio, in *Hygrophoropsis aurantiaca*, e non si rivelava facilmente applicabile nella specie commestibile *Amanita rubescens* ("agarico rosseggiante"), la quale comunque presentava concentrazioni fino ad un massimo di 46 ppm di cadmio (peso secco). Secondo questi autori, inoltre, il metallo tende ad essere più concentrato nel cappello che nello stelo; in esso secondo Laub *et al.* [50] può assumere anche valori doppi di concentrazione. La traslocazione interna del cadmio verso il corpo fruttifero, studiata da Brunnet e Zdražil [29] risulta specie-specifica e appare particolarmente pronunciata nel fungo commestibile *Pleurotus ostreatus* ("agarico ocreato").

Secondo Borella *et al.* [42] il cadmio giunge ai funghi provenendo da applicazione di fertilizzanti su terreno agricolo, da dispersione di scarichi fognari e per via aerea, ossia mediante deposizione sul terreno di pulviscolo, dove poi si lega con le sostanze umiche [48].

Byrne *et al.* [32] hanno riportato elevati contenuti di cadmio nei funghi superiori e, in particolare, hanno trovato nel fungo commestibile *Hygrocybe punicea* il notevole quantitativo di 40 ppm (peso secco) e nel fungo commestibile *Macrolepiota procera* ("mazza di tamburo") i valori di 11 e 7 ppm (peso secco). Gli autori, comunque, ritengono che tra altri fattori abbia parte nella contaminazione da cadmio la struttura geologica dei terreni locali (Slovenia).

Contenuti di cadmio nei funghi possono essere causati o influenzati dalla vicinanza di impianti di incinerazione [51] o di insediamenti industriali, come, ad esempio, fonderie di zinco [49]. Enke *et al.* [52] trovarono, ad esempio in campioni di funghi nei pressi di una fonderia contenuti di cadmio e piombo da 5 o 10 volte più alti rispetto a quelli raccolti lontano. Anche una fonderia di piombo ha provocato, secondo uno studio di Kalač *et al.* [53] concentrazioni di cadmio in *Boletus edulis* e *Amanita rubescens* con valori medi rispettivamente di 15,2 e 12,3 ppm (peso secco). Diversi autori [54, 55, 56] hanno indicato nei funghi la formazione di alte concentrazioni di piombo e cadmio in corrispondenza di strade importanti con traffico pesante. La concentrazione del cadmio

nell'aria e nel terreno in prossimità di queste strade è risultata infatti massima fino a 10 metri dalla strada [57].

ASSORBIMENTO E BIAOCCUMULO DI PIOMBO IN FUNGHI COMMESTIBILI

I livelli del piombo nel terreno di zone "non contaminate" rientrano in un'ampio "range" di 2-200 $\mu\text{g/g}$ con un valore medio di 20 $\mu\text{g/g}$ [7]. Il piombo è generalmente rinvenibile in tutte le piante (i cereali in zone non contaminate lo contengono entro un "range" di 0,1-1,0 ppm, riferiti a peso secco). In genere trasloca con difficoltà dalla radice agli altri organi e l'assorbimento fogliare ha poca importanza [58]; può essere invece accumulato dai funghi superiori. Questa tendenza risulta più spiccata tra le Lycoperdales ("vescic"), con livelli 4-9 volte più elevati rispetto ad altri ordini. Seguono come importanza le Boletales. Il livello medio (media aritmetica) calcolato su campioni di vari ordini è pari a 1,166 ppm [42]. Dolischa e Wagner [55] hanno invece trovato fattori di bioconcentrazione molto bassi nei funghi *Boletus edulis* ("Porcino d'autunno) e *Boletus badius*; mentre Stijve e Besson [45], pur trovando in funghi appartenenti al genere *Agaricus* concentrazioni di piombo che arrivano a 22, 25, 40, ppm (peso secco) in specie commestibili, hanno tuttavia notato che il metallo non si accumula in essi; in particolare hanno riscontrato in *Agaricus campestris*, raccolto accanto a una strada, 22 ppm di piombo e 25 ppm di cadmio.

L'influenza del traffico stradale è da prendersi in seria considerazione, in quanto è in grado di produrre nel terreno contenuti di piombo: il contenuto di questo metallo nel terreno, infatti, si riduce di circa 65-75%, spostando i siti di campionamento dei 5 cm di terreno più superficiali da 8 a 32 metri da una strada ad alto traffico (7500-48.000 automobili al giorno) [12]. La maggior parte del piombo si deposita entro 500 metri dalla strada, interessando il terreno per alcuni centimetri di profondità; in piante e animali risulta influenzato dal traffico stradale l'andamento delle concentrazioni di questo metallo entro questa distanza [58].

La contaminazione del substrato causata dalla vicinanza di una fonderia di piombo ha prodotto secondo Kalač *et al.* [53] notevoli concentrazioni nei funghi commestibili *Lepiota rhacodes* e *Lepista nuda* (fino a 127 ppm e 144 ppm rispettivamente; riferimento a peso secco), in *Boletus edulis* (fino a 176 ppm; peso secco), in *Amanita rubescens* ("agarico rosseggiante") e in *Armillaria mellea* ("chiodino"): fino a 28 ppm e 91 ppm

rispettivamente (peso secco).

Liukkonen *et al.* [56] identificarono in un impianto industriale connesso con il piombo la causa di concentrazioni di questo metallo nei funghi (Boletaceae) con una proporzionalità inversa alla distanza. Enke *et al.* [52] trovarono vicino ad una fonderia (a 800 m) funghi con 56-178 ppm di piombo.

Lepšová e Král [59] trovarono elevate concentrazioni di piombo in funghi eduli (fino a 304 ppm) nelle vicinanze di una fonderia, attribuibili oltre all'assorbimento dal suolo anche a diretta contaminazione da "fallout" atmosferico. In altri casi per il piombo si trova un particolare fenomeno di esclusione da parte dei funghi, trovandosi maggiore concentrazione nel substrato che nel fungo, a causa di un'azione selettiva che alcune specie esercitano sui metalli. Questo appare in uno studio di Gast *et al.* [49] su campioni di funghi di diverse specie. Un fenomeno simile è stato riscontrato da Quinche [21] in *Agaricus bitorquis*. Questa specie, trovandosi in presenza di diversi metalli pesanti, possiede uno spiccato potere di selezionarli, assorbendoli o escludendoli. Così, ad esempio, assorbe notevolmente mercurio, selenio e rame, debolmente cadmio e zinco ed esclude piombo, ferro e manganese, che si riducono nel fungo a concentrazioni addirittura minori che nel substrato. In *Lycoperdon perlatum* ("Vescia gemmata") l'assorbimento del piombo presenta, se considerato in relazione a quello del mercurio, cadmio e selenio, degli andamenti caratterizzati da coefficienti di correlazione lineare positivi e piuttosto alti nelle coppie: Hg, Pb; Pb, Se; Pb, Cd [51]. Da quanto appare da tutti questi studi, oltre a mercurio, cadmio e piombo i funghi sono capaci di assorbire altri metalli pesanti come ad esempio rame e zinco e anche di accumularli. Per Lasota *et al.* [60] *Agaricus bisporus* tende anch'esso ad assorbire maggiormente il mercurio, di meno il cadmio e ancor meno il piombo. Mentre *Pleurotus ostreatus* ("agarico ostreato") assorbe cadmio e non piombo. Gast *et al.* [49] riscontrarono un comportamento simile in *Amanita rubescens* ("agarico rosseggiante"). Essi trovarono per il piombo e il cadmio forti differenze nelle concentrazioni, mentre rame e zinco, elementi essenziali, per i quali i funghi presentano probabilmente un sistema di trasporto e/o di regolazione a livello di membrana, mostrano concentrazioni che si mantengono nei funghi da loro studiati in un "range" più ristretto.

Secondo Tyler [61] l'accumulo o l'esclusione dipendono dalla specie più che dalle proprietà del substrato. Comunque, nei limiti delle capacità di assorbimento e accumulo relative alle specie e a parte casi particolari e locali di inquinamento, i funghi hanno la possibilità di assorbire piombo quasi ovunque, se si tiene conto che il suolo riceve in media $1 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ di piombo all'anno mediante le precipitazioni e in media $0,2 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ all'anno mediante ricaduta di polvere a causa dell'attività industriale e del traffico veicolare

[12]. A tutte queste possibilità si deve aggiungere anche quella, minore ma non trascurabile, di assorbimento del metallo dopo il confezionamento dei funghi durante la fase di conservazione in attesa di vendita: le pareti dei contenitori, se costituite da leghe contenenti piombo, possono determinare un incremento al contenuto preesistente nei funghi [62].

RACCOMANDAZIONI E VALUTAZIONI IN RAPPORTO AL CONSUMO DI FUNGHI

Diversi autori, tra quelli menzionati, che hanno studiato il problema del bioaccumulo di metalli pesanti nei funghi in connessione con l'incidenza sulla salute umana, sostengono che, poichè i funghi non occupano una parte importante nella dieta, gli eventuali contenuti in mercurio, cadmio e piombo non dovrebbero costituire un reale rischio per la salute dei consumatori. Tuttavia Kalač *et al.* [53] ritengono prudente non consumare funghi raccolti oltre 1 km dalla fonte di inquinamento (nel caso da lui studiato una fonderia di piombo), visto anche che essi non accumulano solo mercurio, cadmio e piombo, mentre Lepšová e Král [59] mettono in guardia dal rischio per la salute umana rappresentato da elevati contenuti di piombo e cadmio in funghi raccolti vicino a fonti di contaminazione: esso è tale da dover limitare il consumo. Bargagli [19] auspica che nelle aree dove esistono gruppi di popolazione a rischio si eseguano osservazioni approfondite sia per il mercurio che per gli altri metalli, oppure si aggiungano norme tendenti a limitare raccolte e consumi dove ve ne sia necessità. Inoltre fa presente che nella Germania Federale una direttiva del Ministero della Sanità invita a limitare il consumo settimanale dei funghi e a non consumare certe specie di Agaricaceae. Egli ritiene importante un controllo delle partite di funghi coltivati poste in vendita e pensa che sia necessaria l'adozione di substrati con bassi contenuti di metalli pesanti. Fa presente in particolare per il mercurio che quasi tutte le specie commestibili, anche raccolte in aree non contaminate contengono quantità ben superiori a 0,05 µg/g (limite fissato in diversi paesi per tutti gli alimenti fatta eccezione per i prodotti della pesca).

Lodenus ed Herranen [30] raccomandano di non consumare i funghi che crescono nei pressi di impianti di cloro-soda.

Quinche [21] a partire dai dati riferiti a peso secco calcola un valore medio per peso fresco di contenuto di mercurio in *Agaricus bitorquis*, trovandolo superiore di 24 volte al limite di 0,5 mg/kg (peso fresco) fissato dal WHO per i pesci e pensa che sia da proporre

una classe di funghi che accumulano elementi tossici, la cui consumazione sarebbe sconsigliata.

Favero *et al.* [47] mettono in guardia dal rischio che può rappresentare il fungo coltivato *Pleurotus ostreatus*, poiché la coltivazione di specie di *Pleurotus* rappresenterebbe uno dei principali processi di bioconversione di agroresidui o di rifiuti industriali in prodotti alimentari di alta qualità.

Lorenz [40] consiglia di limitare il consumo di funghi selvatici e di scegliere un appropriato substrato per evitare contaminazione da mercurio.

Anche Byrne *et al.* [32], per quanto concerne il cadmio, suggeriscono un consumo modesto di funghi accumulatori.

Si può concludere che, in modo generalmente più marcato che in altri vegetali destinati all'alimentazione umana, i funghi commestibili sia coltivati che selvatici presentano la possibilità, secondo la specie e in relazione generalmente ai contenuti nel substrato di assimilare e/o di accumulare mercurio, cadmio e piombo, talora anche associati ad altri metalli pesanti o elementi estranei tossici. Spesso si riscontrano fattori di bioconcentrazione elevati. E' opportuno a questo punto fare delle considerazioni circa i limiti fissati per i contenuti alimentari di questi tre metalli.

Per il mercurio il limite fissato da diversi paesi per tutti gli alimenti, esclusi i prodotti ittici, è di 0,05 µg/g. Inoltre il PTWI (Provisional Tolerable Weekly Intake) è di 0,3 mg di mercurio totale per persona, di cui non più di 0,2 mg devono essere presenti come metilmercurio [63]. Questi valori limite sono stati confermati più avanti dalla stessa Commissione [8], che comunque ha fatto presente che tali valori risulterebbero a rischio per le donne in stato di gravidanza o di allattamento a causa del metilmercurio. Riganti e Brandone [23] asseriscono che almeno per quanto riguarda *Agaricus bisporus* il contenuto di mercurio in funghi freschi in commercio risulta di poco superiore a 0,1 mg/kg. Essi non temono un pericolo reale; tuttavia, tenendo conto di altre possibili fonti di mercurio nella dieta, ad esempio, di pesce, che possono contribuire ad incrementi di mercurio oltre il valore segnalato, si dovrebbe dire che il rischio di superare il PTWI in realtà esiste, e che comunque il valore di 0,1 mg/kg è sempre superiore al limite suddetto di 0,05 µg/g. La stessa cosa vale a maggior ragione relativamente alle valutazioni fatte da Bargagli [19], secondo il quale con un chilo di funghi freschi s'ingerirebbe mediamente 0,33 mg di mercurio.

Per quanto riguarda il cadmio secondo la Commissione congiunta di esperti FAO/WHO per gli additivi alimentari [8] l'assunzione con la dieta è comunemente di 10-35 µg/giorno, mentre il PTWI calcolato per persona è di 400-500 µg. La Commissione fa

notare nel rapporto lo scarso margine di sicurezza tra l'esposizione dovuta alla dieta normale e l'esposizione che produce effetti nocivi alla salute. Pertanto è presumibile che l'apporto di un contenuto di cadmio accumulato nei funghi sia in grado di sbilanciare il contenuto totale della dieta e di costituire perciò un rischio. Implicazioni per la dieta umana per quanto riguarda i funghi accumulatori sono state d'altra parte sottolineate da WHO [37].

Per quanto riguarda il piombo il PTWI per persona adulta è di 3 mg (equivalente a 50 µg/kg di peso corporeo), secondo la Commissione congiunta di esperti FAO/WHO [63], la quale, comunque, asserisce successivamente che non può applicarsi alla popolazione infantile, per la quale viene stabilito il valore di 25 µg/kg di peso corporeo [64]. Il valore di PTWI suddetto è tale da dover limitare in alcuni casi il consumo di funghi raccolti in zone inquinate, come Lepšová e Král [59] prospettano. Secondo un loro calcolo, ad esempio, sulla base di dati ottenuti in uno studio su funghi raccolti nelle vicinanze di una fonderia di piombo, in base al PTWI, il consumo settimanale di funghi per un adulto non può superare nel caso considerato 150 g (peso fresco), ammesso che gli altri componenti della dieta siano privi di piombo.

Da tutte queste considerazioni ciò che appare più chiaro è che alla base della maggior parte delle iniziative che si possono intraprendere per impedire eventuali effetti nocivi causati dal consumo di funghi sia opportuna una astensione dalla raccolta o dalla coltivazione di funghi commestibili in quelle zone particolarmente inquinate da questi tre metalli ad opera di industria, trattamenti agricoli, traffico stradale.

BIBLIOGRAFIA

1. Goyer R.A. (1985). Toxic effects of metals. In: *Casarett and Doull's Toxicology: the basic science of poison*, 3rd ed., C.D. Klaassen, M.O.Amdur and J. Doull, Eds. Macmillan Publishing Co. New York, p. 582-6352.
2. Klaassen D. (1975). Biliary excretion of mercury compounds. *Toxicol. Apl. Pharmacol.*, 33: 356-365.
3. WHO (1990). *Methylmercury*. E.H.C. 101: p. 13-17.
4. Bakir F., S.F. Damlutji, L. Amin-Zaki, U. Morthada, A. Kalidi and R.D. Doherty (1973).

Methylmercury poisoning in Iraq. An interuniversity Report. Sci., p. 181: 230-241.

5. WHO (1976). *Mercury*. E.H.C. 1: p. 116-119.

6. FAO et OMS (1972). *Evaluation de certains additifs alimentaires et des contaminants: mercure, plomb et cadmium*. OMS, série de rapports techniques n° 505, réunions de la FAO sur la nutrition n° 51. Sizième rapport du Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires. Genève, 4-12 avril. WHO, Geneve: p. 21-25.

7. Piotrowski J.K., D.O. Coleman (1980). *Environmental hazards of heavy metals: summary evaluation of lead, cadmium and mercury*. A General Report prepared by GEMS Program Activity Center, UNEP, Nairobi, and by MARC, Chelsea College, Univ. London: p. 12-19.

8. WHO (1989). *Evaluation of certain food additives and contaminants*. Tirthy-third Report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO Technical Report Series, 776, WHO, Geneva: p. 28-31.

9. U.S. EPA (1988). Cadmium. *Rev. Env. Contam. Toxicol.*, 107: 25-37.

10. Scott R., K. Broddy, E.D. Williams, I. Harvey and P.J. Peterson (1980). Whole body calcium deficit in cadmium exposed workers with hypercalciuria. *Urology*, 15: 356-359.

11. Galli C.L., M. Marinovich, P. Restani (1991). *Tossicologia sperimentale*. OEMF, Milano: p. 242.

12. IARC, WHO (1987). IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. *Overall evaluations of carcinogenicity: an updating of IARC Monographs volumes 1 to 42*. IARC, Lyon, France, suppl. 7: p. 17-34, 139-142, 230-232.

13. Gross S.B., E.A. Pfitzer, D.W. Yeager and R.A. Kehoe (1975). Lead in human tissues. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 32: 638-651.

14. Goodman Gilman A., T.W. Rall, A.S. Nies, P. Taylor (1992). *Le basi farmacologiche della terapia*. Edizione italiana a cura di N. Montanaro. Zanichelli (Ed.). p. 1486-1506.

15. Kehoe R.A. (1961a). The metabolism of lead in man in health and disease. *Arch. Environ. Health*,

2: 418-422.

16. Kehoe R.A. (1961b). The metabolism of lead in man in health and disease: The Harben Lectures, 1960. *J. R. Inst. Public Health Hyg.*, 24: p. 81-87, 101-120, 129-143.

17. Stegnar P., L. Kosta, A.R. Byrne, V. Ravnik (1973). The accumulation of mercury by, and the occurrence of methylmercury in, some fungi. *Chemosphere*, 2: 57-73.

18. Seeger R. unter technischer Mitarbeit von R. Nützel (1977). Quecksilber in jungen und alten Pilzen und Pilzsporen. *D. Lebensmittel-Rundschau*, 73 (5): 160-162.

19. Bargagli R. (1986). Accumulo di mercurio nei funghi eduli ed eventuali implicazioni per i consumatori. *Micol. Ital.*, 1: 23-29.

20. Domsch K.H, K. Grabbe, I. Fleckenstein (1976). Heavy metal contents of the culture substrate and of the mushroom. *Z. Pflanzenernaehr, Bodenkd.*, 4: 485-501.

21. Quinche J.-P. (1979). L'*Agaricus bitorquis*, un champignon accumulateur de mercure, de sélénium et de cuivre. *Revue suisse Vitic. Arboric. Hortic.*, 11 (4): 182-189.

22. Bressa G., L. Cima and P. Costa (1988). Bioaccumulation of Hg in the mushroom *Pleurotus ostreatus*. *Ecotox. Environ. Saf.*, 16: 85-89.

23. Riganti V. e A. Brandone (1984). Sulla concentrazione di alcuni metalli pesanti in funghi naturali e coltivati del genere *Agaricus*. *Rass. Chim.*, 1: 25-35.

24. Stijve T. e R. Roschnik (1974). Mercury and methyl mercury content of different species of fungi. *Trav. Chim. Aliment. Hyg.*, 65: 209-220.

25. Zurera G., F. Rincón, F. Arcos and R. Pozo-Lora (1985). Mercury content in mushroom species in the Cordova area. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 36: 662-667.

26. Zurera-Cosano G., F. Rincón-Leon, R. Moreno-Rojas, J. Salmeron-Egea and R. Pozo-Lora (1988). Mercury content in different species of mushrooms grown in Spain. *J. Food Protection*, 51: 205-213.

27. Aichberger K. (1977). Untersuchungen über den Quecksilbergehalt österreichischer Speisepilze und seine Beziehungen zum Rohproteingehalt der Pilze. *Z. Lebensm. Unters. Forsch.*, 163: 35-38.
28. Allen R.O. and E. Steinnes (1978). Concentration of some potentially toxic metals and other trace elements in wild mushrooms from Norway. *Chemosphere*, 4: 371-378.
29. Brunnert H. and F. Zdražil (1983). The translocation of mercury and cadmium into the fruiting bodies of six higher fungi. A comparative study on species specificity in five lignocellulytic fungi and the cultivated mushroom *Agaricus bisporus*. *Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 17: 358-364.
30. Lodenius M. and M. Herranen (1981). Influence of a chlor-alkali plant on the mercury contents of fungi. *Chemosphere*, 10 (3): 313-318.
31. Rauter W. (1975). Pilze als Indikatoren für Quecksilber-immissionen am Standort einer Chlor-Alkali-Elektrolyse. *Z. Lebensm. Unters. Forsch.*, 159: 149-151.
32. Byrne A.R. and V. Ravik, L. Kosta (1976). Trace element concentrations in higher fungi. *Sci. Total Environ.*, 6; 65-78.
33. Tamura R., Y. Hirano, N. Fukuzaki, Y. Mizushima, A. Mitsuya, T. Oshina (1982). Studies on the estimation of mercury contamination using basidiomycetian mushrooms and other plants as indicator organisms. 2. Mercurial accumulation by mushrooms. *Niigata-ken Kogai Kenkyusho Kenkyu Hokoku*, 6: 13-21.
34. Minagawa K., T. Sasaki, Y. Takizawa, R. Tamura and T. Oshina (1980). Accumulation route and chemical form of mercury in mushroom species. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 25: 382-388.
35. Ogata M., K. Kemnatsu, N. Hirota and M. Naito (1981). Relationship between uptake of mercury vapor by mushrooms and its catalase activity. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 27: 816-820.
36. IARC, WHO (1976). IARC monographs on the evaluation on the carcinogenic risk of chemicals to man: *cadmium, nickel, some epoxides, miscellaneous industrial chemicals and general considerations on volatile anaesthetics*. IARC, Lyon, France, v. 11: p. 50.
37. WHO (1992). Cadmium. E.H.C., 134: p. 24.

38. Hutton M. (1982). Cadmium in the European Community: a prospective assessment of sources, human exposure and environmental impact. MARC, A technical report, n. 26: p. 49-53.
39. Steinnes E. (1989). Cadmium in the terrestrial environment: impact of long-range atmospheric transport. *Toxicol. Environ. Chem.*, 19: 139-145.
40. Lorenz H. (1979). Binding forms of toxic heavy metals, mechanisms of entrance of heavy metals into the food chain, and possible measures to reduce levels in foodstuff. *Ecotox. Environ. Saf.*, 3: 47-58.
41. Meisch H.-U., J.A. Schmitt und W. Reinle (1977). Schwermetalle in höheren Pilzen Cadmium, Zinc und Kupfer. *Z. Naturforsch.*, 32c: 172-181.
42. Borella P., Quaglio G.P., Caselgrandi E., Cassinadri M. (1991). Mushrooms accumulate significant amounts of cadmium, copper and lead. *Ig. Mod.*, 95 (1): 9-25.
43. Collet P. (1977). Die Bestimmung von Schwermetallspuren in lebensmitteln mit Hilfe der Inverspolarographie. II. Über den Gehalt von Blei, Cadmium, und Kupfer in Speisepilzen. *Deut. Lebensmittel-Rundschau*, 73 (3): 75-82.
44. Thomas W. and H. Simon, A. Rhuling (1985). Classification of plant species by their organic (PAH, PCB, BHC) and inorganic (heavy metals) trace pollutant concentrations. *Sci. Total Environ.*, 46: 83-94.
45. Stijve T. and R. Besson (1976). Mercury, cadmium, lead and selenium content of mushroom species belonging to the genus *Agaricus*. *Chemosphere*, 2: 151-158.
46. Grabbe R.A. and K.H. Domsch (1974). Studies on the use of refuse composts in mushrooms cultivation and the effect of heavy metals on crop quality. *Mushrooms Sci.*, 9 (1): 209-220.
47. Favero N., L. Bressa and P. Costa (1990). Response of *Pleurotus ostreatus* to cadmium exposure. *Ecotox. Environ. Saf.* 20: 1-6.
48. Lepšová A. and V. Mejstřík (1988). Accumulation of trace elements in the fruiting bodies of macrofungi in the Krušné Hory mountains, Czechoslovakia. *Sci. Total Environ.*, 76: 117-128.

49. Gast C.H., E. Jansen, J. Bierling, L. Haanstra (1988). Heavy metals in mushrooms and their relationship with soil characteristics. *Chemosphere*, 17 (4): 789-799.
50. Laub E., F. Waligorski und R. Woller unter technischer Mitarbeit von H. Lichtenthal (1977). Über die Cadmiumanreicherung in Champignons. *Z. Lebens. Unters. Forsch.*, 164: 269-271.
51. Quinche J.-P. (1990). *Lycoperdon perlatum* a fungus accumulating heavy metals and selenium. *Mycol. Helv.*, 3 (4): 477-486.
52. Enke M., H. Matschiner, M.K. Achtzehn (1977). Heavy metals enrichments in mushrooms. *Nahrung*, 21 (4): 331-334.
53. Kalač P., J. Burda and I. Stašková (1991). Concentrations of lead, cadmium, mercury and copper in mushrooms in the vicinity of a lead smelter. *Sci. Total Environ.*, 105: 109-119.
54. Kuthan J. (1979). Die Auswertung des Bleigehaltes im Bronze - Röhrling - *Boletus aureus* Bull. ex Fr. - entlang einer der Verkehrsadern in Bulgarien. *Česká Mykol.*, 33: 58-59.
55. Dolischka J. and J. Wagner (1982). Investigation about lead and cadmium in wild growing edible mushrooms from differently polluted areas. In *Recent developments in food analysis*. W. Baltes, P.B. Czedik-Eysenberg and W. Pfannhauser (Eds.), Verlag Chemie, Weinheim, p. 486-491.
56. Liukkonen-Lilja H., T. Kuusi, K. Laaksovirta, M. Lodenius and S. Piepponen (1983). The effect of lead processing workson the lead, cadmium and mercury contents of fungi. *Z. Lebens. Unters. Forsch.*, 176: 120-123.
57. WHO (1992). *Cadmium. Environmental aspects*. E.H.C. 135: p 33.
58. WHO (1989). *Lead. Environmental aspects*. E.H.C. 85: p. 11, p. 26-27.
59. Lepšová A. and R. Král (1988). Lead and cadmium in fruiting bodies of macrofungi in the vicinity of a lead smelter. *Sci. Total Environ.*, 76: 129-138.
60. Lasota W., J. Florczak, A. Karimanka (1990). Effect of growing conditions on accumulation of some toxic substances in mushrooms. Part I. Studies on mercury cadmium lead and zinc absorption by

Agaricus-bisporus Lange and *Pleurotus-ostreatus* Jacq. Fr. Kumm. *Bromatologia i Chemia Toksykologiczna*, 23 (3-4): 95-99.

61. Tyler G. (1982). Accumulation and exclusion of metals in *Collibya peronata* and *Amanita rubescens*. *Trans. Br. Mycol. Sc.*, 79 (2): 239-245.

62. Arvanitoyannis I. (1990). The effect of storage of canned vegetables on concentration of the metals Fe, Cu, Pb, Sn, Al, Cd, and Ni. *Die Nahrung*, 34 (3): 247-253.

63. WHO (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, 631, WHO, Geneva: p. 26.

64. WHO (1987). *Evaluation of certain food additives and contaminants*. Thirtieth Report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO Technical Report Series 751, WHO, Geneva: p. 35-37.

*Direttore reggente dell'Istituto Superiore di Sanità
e Responsabile scientifico: Aurelia Sargentini*

Direttore responsabile: Vilma Alberani

*Stampato dal Servizio per le attività editoriali
dell'Istituto Superiore di Sanità, Viale Regina Elena, 299 - 00161 ROMA*

*La riproduzione parziale o totale dei Rapporti e Congressi ISTISAN
deve essere preventivamente autorizzata.*

Reg. Stampa - Tribunale di Roma n. 131/88 del 1° marzo 1988

Roma, dicembre 1996 (n. 4) 3° Suppl.

*La responsabilità dei dati scientifici e tecnici
pubblicati nei Rapporti e Congressi ISTISAN è dei singoli autori*