

Evoluzione dell'esposizione a piombo negli ambienti di lavoro e di vita

Pietro APOSTOLI

Cattedra di Medicina del Lavoro, Università degli Studi, Brescia

Riassunto. - Negli ultimi 10-20 anni la piombemia (PbE) nella popolazione generale adulta è diminuita a valori compresi tra 5 e 10 $\mu\text{g}/100$ ml soprattutto in seguito alle norme che ne hanno limitato l'impiego nelle benzine. Anche negli ambienti di lavoro, grazie agli interventi di prevenzione attuati negli ultimi decenni, i livelli di PbE si sono ridotti per assestarsi, nei settori a maggiore utilizzo (industria accumulatori e ceramica), su valori medi di 25-35 $\mu\text{g}/100$ ml. Nelle principali aziende del settore ceramico la PbE media oscilla attualmente tra 25 e 35 $\mu\text{g}/100$ ml. Attualmente il rischio di più elevato assorbimento di Pb si concentra in alcune lavorazioni quali la fusione del Pb, le fonderie di cuproleghe ed il taglio, la saldatura e la fusione di oggetti contenenti Pb o ricoperti con vernici al piombo. In molte di queste attività prevalgono aziende di piccole dimensioni caratterizzate da un controllo ambientale e sanitario assente o inefficace. Quanto esposto sopra sottolinea la necessità della revisione degli attuali limiti fissati per la popolazione generale e per i lavoratori rispettivamente dalla direttiva 77/312/CEE e dal Decreto Legislativo 277/91.

Parole chiave: piombo, esposizione occupazionale, monitoraggio biologico, popolazione generale, piombo nel sangue.

Summary (*Recent trends in occupational and environmental lead exposure*). - In the last two decades, mainly because of the introduction of directives for reducing lead in gasoline, blood lead levels (PbB) in the general adult population decreased progressively to reach, at present, values ranging between 5 and 10 $\mu\text{g}/100$ ml. In the last decades, owing to technological and environmental improvements, the occupational exposure to lead dropped as well. At present, in industrial sectors in which Pb is largely utilised (accumulators and ceramics), mean PbE values range between 25 and 35 $\mu\text{g}/100$ ml. At present, the risk of increased lead absorption is higher for workers employed in specific activities (lead recovery, repairing of radiators, bronze and copper foundries) and in small factories in which environmental or preventive measures are inefficient. More attention must be paid to preventive measures in activities at higher risk, but also the current action level and limit in Italy (Decreto Legislativo 277/91), 35 $\mu\text{g}/100$ ml and 70 $\mu\text{g}/100$ ml, respectively, should be modified taking into account the changes in the working conditions. In addition, the reference levels for the general population set out in Directive 77/312/EEC appear to be too high and should be reviewed.

Key words: lead, occupational exposure, environmental exposure, biological monitoring, blood lead.

Introduzione

Negli ultimi decenni si è assistito ad una significativa modificazione dell'entità dell'esposizione al piombo (Pb) sia negli ambienti di vita sia in quelli di lavoro.

La dispersione del Pb nell'ambiente, elevata ed ubiquitaria, avvenuta nell'epoca industriale, ha comportato un generale innalzamento dei livelli del metallo nell'ecosistema ed ha fatto sì che oggi nessun gruppo di popolazione, neppure quelli viventi in aree remote, possa essere considerato un "bianco", cioè sicuramente non esposto.

Le attività umane, avendo comportato una utilizzazione massiva del Pb, per molteplici scopi, hanno dato luogo ad una ridistribuzione ed in alcuni casi ad una trasformazione in forme chimico-fisiche più facilmente assorbibili. Si può citare a questo proposito quanto avvenuto per il Pb usato nella benzina che dagli anni '30

agli anni '70 ha costituito la principale fonte di esposizione al metallo per la popolazione generale con un'immissione nell'aria, ad esempio negli USA, di 100 000-200 000 tonnellate/anno di metallo.

Nei paesi più industrializzati, negli ultimi 10-15 anni sono state emanate norme sempre più restrittive sull'uso del Pb nella benzina, passando da 0,7-0,8 g/l intorno al 1975 agli attuali valori di 0,1-0,2 g/l. La diminuzione del Pb nella benzina ha comportato un calo di Pb nell'aria del 50% circa [1-3].

Anche per quanto riguarda l'utilizzo del Pb negli ambienti di lavoro sono state emanate norme sempre più restrittive, a livello sia internazionale che nazionale (Decreto Legislativo 277, 15 agosto 1991). Pertanto il suo impiego nel mondo, che era andato aumentando da circa 2 500 000 tonnellate/anno negli anni '60 a circa 5 600 000 tonnellate/anno alla fine degli anni '80, si è poi stabilizzato su questi ultimi valori.

Negli ultimi decenni, le esposizioni lavorative a Pb nei settori di più tradizionale e massiccio impiego del metallo - quali metallurgia primaria e secondaria, industria degli accumulatori, ceramica - sono andate diminuendo soprattutto grazie alle innovazioni tecnologiche. Accanto a questi settori lavorativi ne vanno segnalati altri quali acciaierie elettriche, lavorazioni delle cuproleghe, lavorazione delle materie plastiche, decorazione del vetro - giudicati di minore importanza, almeno come numero di potenziali esposti - ma nei quali il rischio di assorbimento del metallo è risultato in alcuni casi degno di interesse [4].

Negli ultimi 4-5 anni, inoltre, si sta assistendo a seguito degli avvenimenti politici ed economici dell'Est europeo ad una generale redistribuzione delle quote di produzione e di mercato in tutto il settore metallurgico e quindi anche in quello dei metalli non ferrosi, Pb compreso. Dal 1990, nei paesi CEE la produzione e l'impiego di Pb sono diminuiti in percentuali comprese tra il 5 ed il 15% con un consumo *pro capite* annuo nel 1994 compreso tra i 3,5 ed i 5 kg.

Può pertanto essere utile verificare come negli ultimi anni si sia evoluta l'esposizione ambientale e lavorativa al metallo, considerando anche la stretta relazione che esiste tra tossici ambientali e lavorativi, in particolare per gli xenobiotici come il Pb.

Esposizione della popolazione generale

Il Pb è un inquinante ubiquitario il cui trasporto avviene soprattutto attraverso l'aria. Fino alla metà degli anni '80, si calcolavano emissioni a livello mondiale di circa 290-380 000 tonnellate annue di metallo [5]. Nelle città e nei pressi delle strade di maggior traffico le concentrazioni nell'aria del Pb proveniente dalla benzina, si collocavano a livelli di alcuni $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [6]. I dati relativi alla fine degli anni '80 di USA, Scandinavia e paesi CEE, già si assestano invece sotto il $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [3, 7, 8].

Il Pb tende a depositarsi nelle immediate vicinanze delle sorgenti, siano esse rappresentate da attività produttive o da strade di grande traffico, anche se è ampiamente documentato che una certa percentuale del metallo viene trasportata a distanza in ragione delle caratteristiche geomorfologiche ed eoliche delle varie zone.

Le principali fonti di inquinamento da Pb nel suolo e nelle acque sono rappresentate dall'attività mineraria, dagli scarichi e dalle scorie della metallurgia, dallo scarico nell'ambiente di prodotti contenenti Pb (ad es. rifiuti urbani e rifiuti speciali) e dal *fall out* atmosferico. Ognuna di queste fonti contribuisce per circa il 15-20% del totale dell'inquinamento [5]. Nell'acqua, la solubilità del Pb dipende da pH, contenuto in sali e presenza di agenti organici complessanti. Questi ultimi limitano anche il rilascio di Pb nel suolo.

Da suolo, acqua ed aria il Pb viene trasferito alle piante. Tale passaggio può avvenire direttamente od indirettamente, attraverso foglie o radici e dipende dalla disponibilità del metallo nel periodo della crescita. Dalle piante o direttamente da suolo ed acqua il Pb può essere trasferito agli animali e per alcuni di essi, soprattutto pesci, è stato descritto un processo di bioaccumulo [9].

L'apporto di Pb attraverso l'acqua potabile è generalmente ritenuto poco significativo. Le acque di acquedotto contengono quantità variabili di Pb in relazione all'origine dell'acqua (di superficie o di falda), dei sistemi di deposito-trasporto (tipo di materiali e saldature di serbatoi e tubature) e dalle caratteristiche dell'acqua (ad es. pH e concentrazione in sali). Studi condotti in USA e Canada riportano concentrazioni mediane di Pb nelle acque potabili comprese tra i 2 e i 3 $\mu\text{g}/\text{l}$ [10, 11]. Sono però riportati anche dati di situazioni particolari, come alcune zone del Belgio o del Regno Unito ove si raggiungono valori di decine o addirittura centinaia di $\mu\text{g}/\text{l}$ [12-14].

Nei paesi che hanno adottato adeguate norme di riduzione del Pb nella benzina, attualmente la popolazione generale è esposta al metallo attraverso: a) l'aria, per il Pb di origine naturale, per quello ancora usato nelle benzine e per quello prodotto da industrie od altre attività inquinanti; b) gli alimenti, con quote di metallo presenti per deposizione o incorporazione mentre la contaminazione durante la preparazione e la conservazione dei cibi è in netto calo [15-17]; c) l'acqua potabile in cui il Pb è presente o per penetrazione nelle falde attraverso il suolo, o per cessione dalle tubature in relazione con la durezza dell'acqua stessa, a causa del *fall out* atmosferico e per la solubilizzazione favorita dalle piogge acide [18-20]; d) le cosiddette "fonti avventizie" (quali le polveri di casa, di strada, del suolo, dei rivestimenti dipinti) di grande importanza per particolari gruppi di popolazione come i bambini [21, 22].

Per spiegare il calo dei livelli di piombemia agli attuali livelli, oltre alle ipotesi che chiamano in causa quasi esclusivamente la riduzione del contenuto di Pb nella benzina [2, 3, 23-27], ve ne sono altre in cui si sottolinea l'importanza di elementi come il miglioramento nell'alimentazione (negli USA ad esempio il contenuto di Pb negli alimenti è diminuito di 2-3 volte dagli anni '30 agli anni '70) e quello del miglioramento delle condizioni generali di vita.

Tra gli studi che hanno sottolineato l'importanza di elementi diversi da quello del calo di Pb nelle benzine ve ne sono alcuni condotti in Gran Bretagna e Germania [28, 29] che hanno sottolineato la discordanza fra il calo accentuato di Pb nelle benzine (del 60% circa) e quello più contenuto della PbE (5-10% circa). Altri studi [30, 31] condotti in paesi come Nuova Zelanda e Galles dimostravano riduzioni di PbE nell'ordine del 4-5% per anno, senza alcuna riduzione di Pb nelle benzine. Un tentativo di interpretazione complessiva ed integrata del fenomeno è stato quello [32] fatto attraverso la

rielaborazione dei dati del Second National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES II) utilizzando informazioni più specifiche sull'esposizione a Pb già presenti nello studio originale (ad es. area di provenienza, Pb nell'aria, nei cibi, condizioni socio-economiche). Da questa rielaborazione si ha la conferma dell'esistenza di una correlazione positiva tra Pb nella benzina e PbE, ma il Pb nella benzina spiega al massimo il 34% della varianza nei livelli di PbE lasciando supporre che complessivamente anche altri fattori siano correlati con la PbE quali ad es. la zona di residenza, le abitudini di vita (abitudine al fumo, consumo di alcool e caffè) e l'età.

Non va inoltre sottovalutato il ruolo dell'affinamento delle tecniche analitiche che, in alcuni casi, ha ridotto la quota di PbE erroneamente "attribuita" per l'uso di non corretti strumenti e metodi di analisi.

Al di là della individuazione delle cause del decremento della PbE registrato tra il '75 e il '90, è utile verificare quale sia oggi il livello della PbE nella popolazione generale in Europa ed in altri paesi industrializzati. Dall'insieme dei dati disponibili si può evincere che: a) il livello medio della PbE tende a collocarsi tra i 3-5 ed i 10-15 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$; b) esistono PbE differenti tra i vari paesi: ad es., attualmente le PbE medie variano da 2-5 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$ nei paesi scandinavi a 8-15 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$ in alcuni paesi centro europei e mediterranei; c) esiste una differenza a volte anche rilevante tra aree di uno stesso paese; d) esistono differenze tra gruppi particolari della popolazione per sesso, età e abitudini individuali.

Esposizioni lavorative

L'andamento produttivo e di utilizzo del piombo in Italia è simile a quello dei maggiori paesi CEE: dal 1980 al 1994 si è passati da 285 000 a 234 000 tonnellate con una distribuzione tra i diversi settori produttivi riportata nella Tab. 1.

Nella letteratura degli ultimi anni non sono stati reperiti molti lavori che abbiano affrontato il tema dell'aggiornamento dei dati sull'esposizione professionale a Pb: si tratta per lo più di segnalazioni di esposizioni a particolari composti o lavorazioni o di valutazioni della efficacia delle misure preventive [33-46].

Per quanto riguarda l'Italia, la verifica degli andamenti nell'esposizione in ambito lavorativo realizzati negli ultimi 10-15 anni può essere effettuata utilizzando i dati di un settore lavorativo, quello degli accumulatori, che rappresenta in Italia il settore a maggior impiego del metallo e dove è impiegato il maggior numero di lavoratori. Uno studio condotto in 4 importanti aziende produttive di accumulatori valutando la PbE due volte l'anno dal 1979 al 1983 [47] aveva dimostrato un calo della PbE media costante ed omogeneo nelle diverse

realtà produttive: da $39,1 \pm 16,2$ a $32,3 \pm 11,6 \mu\text{g}/100\text{ ml}$ con drastiche riduzioni percentuali nelle classi di PbE più elevate (Fig. 1). L'aggiornamento al 1994 (Fig. 2) in una delle 4 aziende ha dimostrato un ulteriore graduale calo della PbE che attualmente si assesta tra i 25 e i 30 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$. Sempre in questa azienda l'analisi della distribuzione percentuale delle PbE per classi di concentrazione negli anni '79, '85, '92 indica la scomparsa negli anni '90 delle PbE superiori a 60 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$ e la riduzione di quelle superiori a 40 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$ a circa il 5%

Tabella 1. - Consumo di piombo per settori lavorativi in Italia nel 1994

	1994	
	Tonnellate x 10 ³	%
<i>Semilavorati</i>	34,0	14,6
lastre, fogli, ecc.	10,0	4,3
tubi	1,1	0,5
altri	1,0	0,4
pallini da caccia	21,9	9,4
<i>Cavi elettrici</i>	27,2	11,6
<i>Accumulatori</i>	115,0	49,1
<i>Leghe</i>	3,0	1,3
per saldatura	1,2	0,5
tipografiche	0,1	0,1
altre	1,7	0,7
<i>Usi chimici</i>	45,3	19,3
ossidi	32,3	13,8
miscele antidetonanti	5,2	2,2
altri	7,8	3,3
<i>Varie</i>	9,5	4,1
Totale	234,0	100,0

(Fonte: ASSOMET, Associazione Nazionale Industriale Metalli non Ferrosi, Milano 1995).

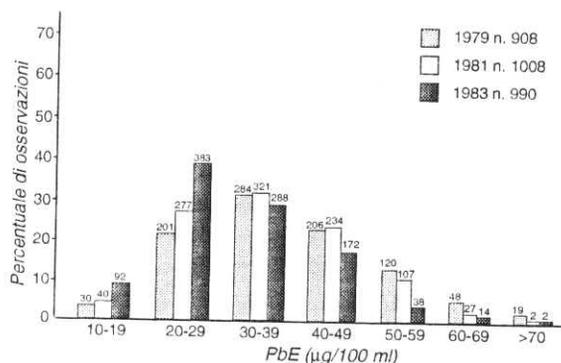


Fig. 1. - Andamento della PbE (espresso come percentuale nelle diverse classi da 10-19 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$ a > 70 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$) in quattro aziende produttive di batterie dal 1979 al 1983.

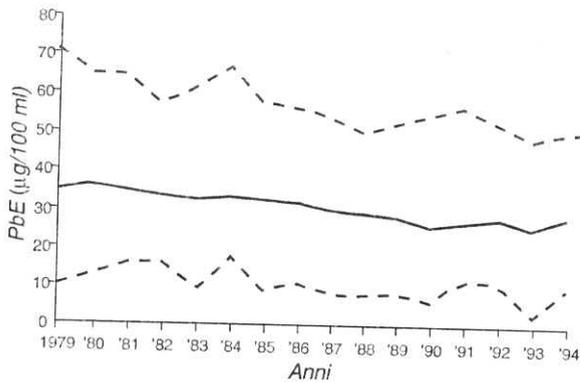


Fig. 2. - Andamento della PbE (media: linea intera; e range: linee tratteggiate) dal 1979 al 1994 in un'azienda produttrice di batterie.

dell'intera casistica. È interessante notare come la tendenza al costante decremento cessi dopo il 1990 e come le PbE si stabilizzino o addirittura aumentino leggermente. Altro elemento di interesse è rappresentato dal diverso andamento nei diversi reparti; in alcuni si ha una diminuzione costante ed evidente in altri non vi è alcun decremento in altri ancora si intravede un incremento negli ultimi anni (Fig. 3). Questo dato solo in parte dipende dal livello di PbE di partenza e chiama in causa anche aspetti tecnologici, impiantistici e comportamenti individuali di prevenzione.

Nello specifico settore lavorativo degli accumulatori ed in particolare nell'azienda considerata, il calo degli indicatori di dose è stato conseguito grazie ad interventi di tipo ambientale ed impiantistico, attraverso una attenta opera di informazione e prevenzione individuale ed una consolidata attività di controlli sanitari. Non va però dimenticato che hanno contribuito anche le dinamiche occupazionali quali l'allontanamento (per pensionamento o passaggio ad altri lavori) degli operai più esposti in passato, l'assunzione di giovani con PbE di partenza bassa (intorno a 10 µg/100 ml), lo spostamento interno a mansioni a minor rischio dei lavoratori che manifestavano ai controlli biologici la tendenza all'incremento della PbE, anche senza raggiungere o superare i livelli guida utilizzati per i provvedimenti di allontanamento.

Il calo della PbE è un fenomeno che è stato dimostrato anche in altri settori quali la produzione di bronzo artistico e peltro, le fonderie di recupero di Pb, le acciaierie elettriche, le fonderie di materiali non ferrosi [47].

Nella Tab. 2 sono riportati i dati tratti da alcune indagini trasversali condotte in Italia tra l'88 ed il '90 da vari gruppi di lavoro [48-52] e dall'Istituto di Medicina del Lavoro dell'Università di Brescia. Le PbE medie oscillano tra 51,4 µg/100 ml e 17,6 µg/100 ml a seconda dei settori lavorativi con percentuali di soggetti con PbE maggiori di 40 µg/100 ml comprese, per le indagini in cui tale dato era disponibile, tra il 2 ed il 70%.

Il rischio si concentra però in alcune lavorazioni (recupero Pb, radiatori, fonderie di bronzo-ottone) in cui prevalgono aziende di piccole dimensioni e con sistemi preventivi inefficaci o assenti.

Pur tenendo conto delle diverse situazioni lavorative e delle diverse pratiche preventive e sanitarie, i dati relativi a realtà come quelle descritte trovano alcuni elementi di confronto con quelle riportate da altri autori [53-56] e rispecchiano verosimilmente quanto avviene anche in altri paesi europei.

Esposizioni di breve durata ad elevate concentrazioni di Pb

Le lavorazioni nelle quali si può verificare una esposizione a Pb di durata variabile, in genere limitata o non continuativa, ma di considerevole entità, meritano alcune considerazioni a parte. È questo un problema già studiato negli USA [55, 57-61] ed affrontato anche in alcune indagini europee [60, 61].

Nella nostra realtà sono stati evidenziati, a partire dal 1988, 10 casi di elevato assorbimento di Pb, tre dei quali ricoverati d'urgenza con il sospetto di patologia acuta (coliche addominali, crisi ipertensive) di altra natura ed invece affetti da intossicazione da Pb. Tali quadri si sono manifestati in gruppi di lavoratori che sono intervenuti in tempi successivi in una fonderia secondaria di Pb, per opere di rifacimento degli impianti elettrici, idraulici e di distribuzione gas. Per questi lavoratori le attività che comportavano una maggiore esposizione sono risultate il taglio di precedenti strutture in metallo mediante l'impiego di cannello ossiacetilenico o la saldatura di nuovi manufatti su quelli vecchi in condizioni di lavoro e di igiene personale precaria.

Nel controllo del rischio da Pb in lavorazioni di questo tipo il ricorso al monitoraggio ambientale e l'uso del *threshold limit value-time-weighted average* (TLV-TWA) per il Pb aero disperso si è dimostrato difficile od inutile. Andrebbero invece previste specifiche attività informative sull'esistenza del rischio, misure preventive ambientali ed individuali, controlli biologici e sanitari preventivi e ravvicinati (ad esempio settimanali).

L'esclusione dalla norma di lavorazioni inferiori ad una certa durata (30 giorni per la Occupational Safety and Health Administration, OSHA) aggrava il rischio che eccessivi assorbimenti o intossicazioni vere e proprie si manifestino in modo misconosciuto: per questo si dovrebbero prevedere norme di cautela e garanzia in merito, riservando l'esclusione di lavorazioni di breve durata solo ai settori ad accertato rischio medio basso.

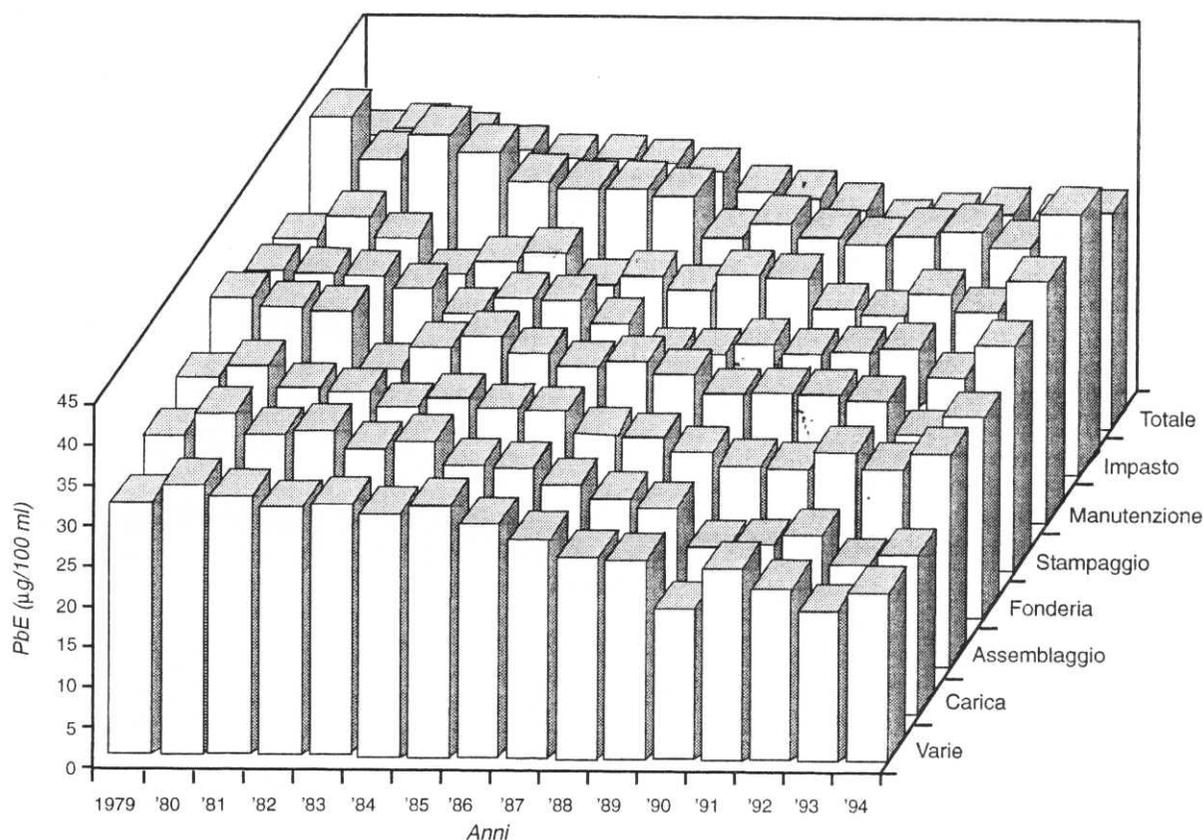


Fig. 3. - Andamento delle PbE medie suddivise per reparti in un'azienda produttrice di batterie.

Tabella 2. - Medie e DS delle PbE ($\mu\text{g}/100\text{ ml}$) riscontrate in vari settori lavorativi: indagini trasversali italiane 1988-90

Settore	n. soggetti	PbE ($\bar{x} \pm \text{DS}$)	Autore
Vetro	43	29 \pm 12	Polato <i>et al.</i> '89 [50]
Microsaldature	375	25,6 \pm 68	Marracini '89 [49]
Riparazione radiatori	36	47 \pm 18	Marchiori & Maranelli '88 [48]
Acciaierie elettriche	106	27,4 \pm 12,1	Istituto di Medicina del Lavoro, Brescia '89
Fonderie bronzo ottone	78	38,7 \pm 10,9	Crippa <i>et al.</i> '91 [52]
Peltro	48	30 \pm 14	Istituto di Medicina del Lavoro, Brescia '90
Materie plastiche	73	17,6 \pm 9,8	Magnavita <i>et al.</i> '90 [51]
Fonderia, recupero piombo	20	51,4 \pm 11,4	Istituto di Medicina del Lavoro, Brescia '90

Evoluzione dei limiti ambientali e biologici del piombo

I valori limite ambientali per il Pb fissati dalla OSHA e dall'American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH) hanno avuto una variazione significativa nel corso degli anni.

Il *permissible exposure level* (PEL), fissato dall'OSHA in $150\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ nel 1971, è stato portato a $100\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ nel 1975 ed a $50\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ nel 1978. La massima PbE che i limiti ambientali dovevano garantire erano di $60\ \mu\text{g}/100\text{ ml}$ con il limite a $100\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, e di $50\ \mu\text{g}/100\text{ ml}$ ($40\ \mu\text{g}/100\text{ ml}$ nel 70% dei lavoratori) nel 1978, con il limite $50\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. Si segnala che il valore di PbE adottato per il

“removal for medical reason” nel 1983 era stato fissato a $60\ \mu\text{g}/100\text{ ml}$ (ed a $40\ \mu\text{g}/100\text{ ml}$ il valore per la riammissione) e successivamente portato a $50\ \mu\text{g}/100\text{ ml}$ (tenendo invariato il valore per la riammissione). Tale annotazione scompare nelle successive pubblicazioni e viene sostituito nel 1995-96 con la proposta di un *biological exposure index* (BEI) pari a $30\ \mu\text{g}/100\text{ ml}$.

L'ACGIH da parte sua aveva previsto un limite di Pb aerodisperso (PbA) pari a $150\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ nel 1933, innalzato a $200\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ nel 1957 e riportato a $150\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ dal 1971 (ultima revisione nel 1986). Il BEI proposto per la PbE è dal 1987 $50\ \mu\text{g}/100\text{ ml}$. Negli *Intended changes* pubblicati nel 1993-94 compare un TLV di $50\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ con l'annotazione che la PbE “deve essere mantenuta ad un valore uguale o inferiore a $20\ \mu\text{g}/100\text{ ml}$ ”.

E' interessante riportare anche quanto avvenuto per i livelli d'azione e per i valori limite fissati dai diversi paesi europei nel recepimento della direttiva comunitaria 82/605/CEE sul Pb, avvenuto tra il 1991 ed il 1994. La maggiore omogeneità è stata raggiunta sui valori limite, fissati in $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per PbA e $70 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$ per la PbE da quasi tutti gli stati, o valori di PbA pari a $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con PbE di $50 - 70 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$, inoltre sono previsti in alcuni stati valori di PbE più bassi per le donne ($30 - 40 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$). Ben più varia è la situazione riguardo ai livelli di azione, per i quali sono stati fissati valori come $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di PbA e $40 - 50 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$ di PbE oppure 40 o $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con $25 - 30 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$. Si segnala che la Germania ha fissato un livello di azione per la PbA pari al 25% del limite ambientale con una PbE di $50 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$ ($35 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$, per le donne). Quindi, non solo sono stati adottati diversi valori di PbA e di PbE, ma sono stati anche adottati valori che comportano rapporti PbA/PbE variabili.

Discussione e conclusioni

L'impiego di Pb è regolamentato, da alcuni decenni, da normative internazionali o da specifiche leggi nazionali. Esempio è al riguardo quanto è avvenuto e sta avvenendo per il Pb nella benzina, negli smalti e vernici, nelle saldature di lamiera, nei cosmetici. Tutto ciò condiziona per ogni singolo paese il consumo di metallo nei diversi paesi e nel tempo.

La conoscenza delle condizioni di esposizione al Pb nell'ambiente generale di vita è un elemento di grande importanza per una corretta impostazione e valutazione dei controlli sui lavoratori esposti non essendo ad esempio proponibili limiti lavorativi inferiori a quelli ambientali generali. La popolazione generale è contemporaneamente esposta a molte fonti di Pb. Alcuni gruppi di popolazione risultano più esposti o per specifiche fonti di maggior rischio o perché a quelle abituali (aria, acqua, alimenti) se ne aggiungono altre, per esempio le fonti avventizie quali le polveri domestiche o di strada o dei rivestimenti trattati con vernici piombifere [21].

I livelli di riferimento della direttiva 77/312/CEE ($20 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$ per il 50° percentile, $30 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$ per il 90° percentile, $35 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$ per il 98° percentile), se si considera la popolazione generale, nel suo complesso, appaiono oggi poco realistici. Essi sono probabilmente il risultato, oltre che di situazioni passate a rischio più elevato, anche delle tecniche analitiche allora utilizzate e sicuramente meno accurate delle attuali. Vanno poi ricordate le sensibili differenze tra maschi e femmine: anche per questa ragione appare difficile proporre livelli di riferimento unici per la popolazione generale come ha fatto a suo tempo la direttiva 77/322/CEE.

Per cogliere l'esistenza di modesti assorbimenti, quali quelli che si realizzano in alcune attività lavorative a basso rischio, si dovrà disporre di valori di riferimento, (cioè le concentrazioni di un determinato elemento, che

si misurano in campioni di popolazione generale non esposti in modo abnorme per ragioni ambientali e/o lavorative), stratificati almeno per età, sesso e per alcune delle principali cause di variabilità, come ad esempio il consumo di alcol e fumo.

Di grande interesse, appare anche la questione riguardante il diverso rischio che si realizza a seconda delle diverse specifiche condizioni espositive ambientali. Infatti, a seconda della PbE di partenza si avrà, a parità di esposizione lavorativa, una diversa entità di assorbimento di Pb prima di applicare interventi previsti dalle norme. Se ad esempio il livello di azione è fissato a $30 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$ e le PbE basali sono rispettivamente 5 e $20 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$ si "accetteranno" incrementi di dose di $25 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$ nel primo caso e di $10 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$ nel secondo prima di intervenire.

I livelli di esposizione a Pb nelle principali attività produttive sono in graduale ma continuo calo: questo è stato il risultato combinato di importanti trasformazioni tecnologiche e di più attente attività di controllo igienico-sanitario. In Italia, nelle principali aziende del settore ceramico, la PbE media oscilla attualmente tra i 25 e $35 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$, con percentuali di valori di PbE superiori a $40 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$ intorno al 10-15% dei casi e superiori a $50 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$ intorno al 5% dei casi. Nel settore degli accumulatori il dato è ancora migliore con PbE medie inferiori ai $30 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$, una frequenza di PbE superiori a $40 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$ tra l'8 ed il 10% e superiori a $50 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$ per meno del 3% dei casi. Come visto la tendenza alla riduzione delle PbE, con il loro assestamento su valori simili a quelli sopra esposti, è confermato anche in indagini condotte in altri paesi.

Attualmente il rischio di elevato assorbimento di Pb si concentra in alcune lavorazioni quali la fusione del Pb, le fonderie di cuproleghe (cioè in pratica nella metallurgia primaria e secondaria del metallo e delle sue leghe) ed il taglio, la saldatura o la fusione di oggetti contenenti Pb o ricoperti con vernici al Pb. In molte di queste attività prevalgono aziende di piccole dimensioni caratterizzate da assenza o inefficacia di controllo ambientale e sanitario. Alcune considerazioni infine sull'impiego degli indicatori per il controllo delle esposizioni a Pb. E' da tempo accettato che l'indicatore biologico PbE rappresenta il mezzo migliore per valutare la dose di metallo assorbito e quindi il più utile per "interpretare" la risposta biologica negli esposti. Ciò non ha però comportato l'eliminazione dalla pratica igienistica (e soprattutto dalla normativa) di altri indicatori di esposizione come la PbA. Anzi, nella prevalente normativa CEE ed anche nella nostra (Decreto Legislativo 277/91) si prevede esplicitamente che per ammettere all'applicazione della norma (uso di livelli di azione) o per valutare il superamento dei limiti si possa usare la PbE o la PbA.

Nella definizione della relazione tra PbA e PbE il modello più utilizzato è sicuramente quello proposto nel 1978 dall'OSHA, a sua volta basato sul riferimento modellistico proposto da Bernard [62]). Anche le diverse varianti via via adottate hanno mantenuto fermi alcuni

degli elementi che lo caratterizzano e che sono stati illustrati in un altro articolo del presente volume [63]. Al modello OSHA sono state mosse alcune critiche di fondo esemplificabili con i risultati di alcuni lavori nei quali sono state prese in esame alcune considerazioni di tipo teorico circa la granulometria delle particelle, elemento utile per prevedere l'entità dell'assorbimento del metallo. Utilizzando il modello OSHA a fronte di una PbE prevista di 40 µg/100 ml si avevano situazioni come le fonderie di ottone dove si calcolava una PbE di 49 µg/100 ml ed altre, come le fonderie primarie di Pb, in cui invece la PbE reale calcolata era di 31 µg/100 ml. Nella produzione di accumulatori invece, con l'uso del modello OSHA sarebbero state previste PbE molto più basse di quelle calcolabili usando la granulometria reale [64]. Va per completezza di informazione segnalato come Hodgkins *et al.* [65] siano autori di uno studio successivo che dimostra nello specifico settore lavorativo delle batterie una buona coerenza dei dati reali con quelli ottenuti con il modello OSHA.

Al modello OSHA sono state poste anche critiche di diversa natura. Con l'uso di un diverso modello, elaborato da Bert *et al.* [66], è stato infatti dimostrato che mentre per le esposizioni di maggiore durata (superiori ai 5 anni) i modelli di Bernard e di Bert fornivano dati sovrapponibili, per esposizioni più brevi (fino a 1-2 anni) il modello di Bernard "sottostimava" i livelli di PbE.

Nel caso del Pb oltre agli aspetti già analizzati quali la granulometria ed il tipo di modello tossicocinetico, ne vanno ricordati altri come quelli riguardanti alcune caratteristiche chimico-fisiche delle polveri (peso specifico e solubilità) o la natura dei composti. E' stato riportato ad esempio un minore assorbimento di Pb-titanato-zirconato ed un rapporto PbA/PbE maggiore per i silicati rispetto agli ossidi di Pb. Alcuni contributi hanno poi messo in luce la complessità della definizione del rapporto tra PbE e PbA quando si considerino assorbimenti di Pb attraverso vie diverse da quella aerea. In uno di questi è stato dimostrato che l'indicatore che meglio correlava con la PbE era la concentrazione di Pb su volto e mani [67]. Non vanno poi dimenticate segnalazioni di come il rapporto PbA/PbE sia influenzato dalle misure di prevenzione usate e dai comportamenti adottati dai lavoratori [46].

Dalla messa a punto sui diversi indicatori di dose ed effetto del Pb compiuta negli anni '80, la PbE è risultata essere il miglior indicatore di esposizione, dando conto della quantità di metallo assorbito attraverso le diverse vie detratta delle quote depositate nei tessuti molli e nell'osso e di quelle eliminata con urina e feci. Il miglioramento e l'estensione degli strumenti e delle tecniche analitiche e la loro diffusione, associati al diffondersi di programmi di controllo di qualità inter- ed intralaboratorio hanno infine permesso un ampio ricorso a tale test che deve essere quindi considerato l'esame laboratoristico di elezione per lo studio delle esposizioni lavorative ed ambientali al metallo.

Lavoro presentato su invito.
Accettato il 29 luglio 1997.

BIBLIOGRAFIA

1. PAGE, R.A., CAWSE, P.A. & BAKER, S.J. 1988. The effect of reducing petrol lead on airborne lead in Wales and UK. *Sci. Total Environ.* **68**: 71-77.
2. SCHUTZ, A., ATTEWELL, R. & SKERFING, S. 1989. Decreasing blood lead in Swedish children 1978-1988. *Arch. Environ. Health* **44**: 391-394.
3. DUCOFFRE, G., CLAEYS, F. & BRUAUX, P. 1990. Lowering time trend of blood lead levels in Belgium since 1978. *Environ. Res.* **51**: 25-35.
4. APOSTOLI, P. & ALESSIO, L. 1992. Il piombo negli anni '90: nuove regole, per il più vecchio dei tossici ambientali? *Med. Lav.* **83**: 539-556.
5. NRIAGU, J. & PACYNA, J.M. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water, and soils by trace metals. *Nature* **333**: 134-139.
6. WORLD HEALTH ORGANIZATION. 1987. *Air quality Guidelines for Europe*. WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen. (European Series, 23). p. 200-209.
7. JENSEN, R.A. & LAXEN, D.P.H. 1987. The effect of the phase-down of lead in petrol on levels of lead in air. *Sci. Total Environ.* **59**: 1-8.
8. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1990. *National air quality and emissions trends report, 1988*. USEPA, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park (NC). (EPA-450/4-90-002).
9. WORLD HEALTH ORGANIZATION. 1989. *Lead-environmental effects*. WHO, Geneva (Environmental Health Criteria, 85).
10. LEVIN, R., SCHOCK, M.R. & MARCUS, A. 1989. Exposure to lead in US drinking water. In: *Proceedings of the 23. annual conference on the trace substances in environmental health*, Cincinnati (OH).
11. DABEKA, R.W., MCKENZIE, A.D. & LACROIX, G.M.A. 1987. Dietary intakes of lead, cadmium, arsenic and fluoride by Canadian adults: a 24 hour duplicate diet study. *Food Add. Contam.* **4**: 89-102.
12. SHERLOCK, J., SMART, G., FORBES, G.I., MOORE, M.R., PATTERSON, W.J., RICHARDS, W.N. & WILSON, T.N. 1982. Assessment of lead intakes and dose response for a population exposed to a lead plumbosolvent water supply. *Human Toxicol.* **1**: 115-122.
13. STEENHOUT, A. 1987. How clean is clean? An ecotoxicological method for getting guidelines (air, dust, deposition, water) for lead, keeping tooth and blood lead levels in the normal range. In: *Proceedings of the international conference on heavy metals in the environment*. Edinburgh. p. 283-285.
14. ELWOOD, P.C., DAVEY-SMITH, G., OLDHAM, P.D. & TOOTHILL, C. 1988. Two Welsh surveys of blood lead and blood pressure. *Environ. Health Perspect.* **78**: 119-121.
15. CHAMBERLAIN, A.C. 1983. Fallout of lead and uptake by crops. *Atmos. Environ.* **17**: 693-706.
16. DAVIES, D.J.A., THORNTON, I., WATT, J.M., CULBARD, E.B., HARVEY, P.G., DELVES, H.T., SHERLOCK, J.C., SMART, G.A., THOMAS, J.F.A. & QUINN, M.J. 1987. Lead intake and blood lead in 2 years old UK urban children. *Sci. Total Environ.* **90**: 13-29.

17. WEISEL, C., DEMAK, M., MARCUS, S. & GOLDSTEIN, B.D. 1991. Soft plastic bread packaging: lead content and reuse by families. *Am. J. Publ. Health* **81**: 756-758.
18. MOORE, M.R. 1983. Lead exposure and water plumbosolvency. In: *Lead versus health*. M. Rutter & R.R. Jones (Eds). John Wiley & Sons, New York. p. 79-106.
19. NORDBERG, G., GOYER, R. & CLARKSON, T. 1985. Impact of effect of acid precipitation on toxicity of metals. *Environ. Health Perspect.* **63**: 169-180.
20. RYLANDER, R., BONEWIK, H. & RUBENOWITZ, E. 1991. Magnesium and calcium in drinking water and cardiovascular disease. *Scand. J. Work. Environ. Health* **17**: 91-94.
21. FERGUSON, J.E. 1986. Lead: petrol lead in the environment and its contribution to human blood lead levels. *Sci. Total Environ.* **50**: 1-54.
22. FARFEL, M.R. & CHISOLM, J.J. Jr. 1991. An evaluation of experimental practices for abatement of residential lead-based paint: report on a pilot project. *Environ. Res.* **55**: 199-212.
23. BILLIK, I.H., CURRAN, A.S. & SHIER, D.R. 1979. Analysis of pediatric blood levels in New York city for 1970-76. *Environ. Health Perspect.* **31**: 183-190.
24. ANNEST, J.L. 1983. Trends in the blood lead levels of the US population: the second national health and nutrition examination survey (NHANES II) 1976-1980. In: *Lead versus health*. M. Rutter & R.R. Jones (Eds). John Wiley and Sons, New York. p. 35-58.
25. RABINOWITZ, M.B. & NEEDLEMAN, H.L. 1983. Petrol lead sales and umbilical cord blood lead levels in Boston, Massachusetts. *Lancet* **1**: 63.
26. ELINDER, C.G., FRIBERG, L., LUND, B. & NILSSON, B. 1986. Decreased blood lead levels in residents of Stockholm for the period 1980-1984. *Scand. J. Work Environ. Health* **12**: 114-120.
27. GROBLER, S.R., MARESKY, L.S. & WIKOTZE, T.J. 1992. Lead reduction of petrol and blood concentrations of athletes. *Arch. Environ. Health* **47**: 139-142.
28. ELWOOD, P.C. 1983. Changes in blood lead concentrations in women in Wales 1972-82. *Br. Med. J.* **286**: 1553-1555.
29. SINN, W. 1981. Relationship between lead concentration in the air and blood lead levels of people living and working in the centre of a city (Frankfurt blood lead study). II. Correlations and conclusions. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* **48**: 1-23.
30. MILLAR, I.B. & COONEY, P.A. 1982. Urban lead a study of environmental lead and its significance to school children in the vicinity of a major trunk road. *Atmos. Environ.* **16**: 615-620.
31. OXLEY, G.R. 1982. Blood lead concentrations: apparent reduction over approximately one decade. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* **49**: 341-343.
32. ARNETZ, B.B. & NICOLICH, M.J. 1990. Modelling of environmental lead contributors to blood lead in humans. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* **62**: 397-402.
33. JONES, W. & GAMBLE, J. 1984. Epidemiological environmental study of lead acid battery workers. I. Environmental study of five lead acid battery plants. *Environ. Res.* **35**: 1-10.
34. MYERS, W.R., PEACH, M.J., CUTRIGHT, K. & ISKANDER, W. 1984. Workplace protection factor measurements on powered air purifying respirators at a secondary lead smelter: results and discussion. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* **45**: 681-688.
35. CORNELIO, G., DE ZOTTI, R., PATUSSI, V., COCIANCICH, L. & FURLAN, G. 1985. Lead exposure in the ceramic industry. Evaluation of job exposure in three factories different in size and work organisation. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* **55**: 207-215.
36. DELAINE, J. 1986. Lead oxide emissions a case history. *Ann. Occup. Hyg.* **30**: 257-261.
37. SAMUEL, A.M. & BAXTER, P.J. 1986. An unusual source of lead exposure in a precious metal assay worker. *Br. J. Ind. Med.* **43**: 420-421.
38. COOKE, RA. 1986. Blood lead and carboxyhemoglobin levels in roadside workers. *J. Soc. Occup. Med.* **36**: 102-103.
39. DORNAN, J. 1986. Lead absorption in the mineral extraction industry. *J. Soc. Occup. Med.* **36**: 99-101.
40. O'FLAHERTY, E.J. 1986. The rate of decline of blood lead in lead industry workers during medical removal: the effect of job tenure. *Fundam. Appl. Toxicol.* **6**: 372-380.
41. VAN NETTEN, C., BRUBAKER, R.L., MACKENZIE, C.J. & GODOLPHIN, W.J. 1987. Blood lead and carboxyhemoglobin levels in chainsaw operators. *Environ. Res.* **43**: 244-250.
42. GOLDBERG, R., GARABRANT, D.H., PETERS, J.M. & SIMONOWITZ, J.A. 1987. Excessive lead absorption resulting from exposure to lead naphthenate. *J. Occup. Med.* **29**: 750-751.
43. LUSSENHOP, D.H., PARKER, D.L., BARKLIND, A. & MC JILTO, C. 1989. Lead exposure and radiator repair work. *Am. J. Publ. Health* **79**: 1558-1560.
44. TRIGER, D.R., CROWE, W., ELLIS, M.J., HERBERT, J.P., MCDONNELL, C.E. & ARGENT, B.B. 1989. Trace element levels in the blood of workers in two steel works and a non ferrous plant handling lead and cadmium compared with a non exposed population. *Sci. Total Environ.* **78**: 241-261.
45. MATTE, T.D., FIGUEROA, J.P., BURR, G., FLESCH, J.P., KEENLYSIDE, R.A. & BAKER, E.L. 1989. Lead exposure among lead acid battery workers in Jamaica. *Am. J. Ind. Med.* **16**: 167-177.
46. ULENBELT, P., LUMENS, M., GERON, H.M., HERBER, R.F., BROERSEN, S. & ZIELHUIS, R.L. 1990. Work hygienic behaviour as modifier of the lead air-lead blood relation. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* **62**: 203-207.
47. APOSTOLI, P., MARANELLI, G. & GAFFURI, E. 1986. Evoluzione del rischio da piombo nell'industria degli accumulatori: risultati di 5 anni di monitoraggio biologico. *Arch. Sci. Lav.* **2**: 1-8.
48. MARCHIORI, L. & MARANELLI, G. 1988. Esposizione a piombo in riparatori di radiatori per autoveicoli. In: *Atti 51. congresso nazionale di medicina del lavoro*. Firenze, ottobre 1988. Monduzzi Ed., Bologna. p. 903-906.
49. MARRACINI, G. 1989. Rischio da piombo in una popolazione di giuntisti SIP del Lazio. *Dif. Soc.* **3**: 27-32.

50. POLATO, R., MAROSSÌ, G., FURLAN, J. & MORO, G. 1989. Rischio di abnorme assorbimento di piombo nella decorazione del vetro. *Med. Lav.* **80**: 136-139.
51. MAGNAVITA, M., SACCO, A., DE LORENZO, G. & SPAGNOLO, M.R. 1990. Controllo del rischio da metalli pesanti nell'industria delle materie plastiche: sintesi di 20 anni di attività. In: *Atti 53. congresso nazionale di medicina del lavoro*. Stresa, Ottobre 1990. Monduzzi Ed., Bologna. p. 1421-1425.
52. CRIPPA, M., APOSTOLI, P., QUARTA, C. & ALESSIO, L. 1991. Rischio espositivo a metalli nella produzione e lavorazione di cuproleghe. *Med. Lav.* **82**: 261-269.
53. KONONEN, D.W., KINTMER, H.J. & BIVOL, K.R. 1989. Air lead exposure and blood lead levels within a large automotive manufacturing work force 80-85. *Arch. Environ. Health* **44**: 244-251.
54. FROINES, J.R., BARON, S., WEGMAN, D.M. & O'ROURKE, S. 1990. Characterization of the airborne concentrations of lead in US industry. *Am. J. Ind. Med.* **18**: 1-17.
55. BASER, M.E. & MARION, D. 1990. A statewide case registry for surveillance of occupational heavy metals absorption. *Am. J. Publ. Health* **80**: 162-164.
56. MAIZLISH, M., RUDOLPH, L., SUTTON, P., JONES, J.R. & KIZER, K.W. 1990. Elevated blood lead in California adults 1987: results of a statewide surveillance program based on laboratory reports. *Am. J. Publ. Health* **80**: 931-934.
57. BOOHER, L. 1988. Lead exposure in a ship overhaul facility during paint removal. *Am. Ind. Hyg. Ass. J.* **49**: 121-127.
58. CENTER FOR DISEASE CONTROL. 1989. Surveillance for occupational lead exposure, USA 1987. *Morb. Mortal. Wkly Rep.* **38**: 642-646.
59. MARINO, P.S., FRANZBLAU, A., LILIS, R. & LANDRIGAN, P.J. 1989. Acute lead poisoning in construction workers: the failure of current protective standards. *Arch. Environ. Health* **44**: 140-145.
60. SPEE, T. & ZWENNIS, W. 1987. Lead exposure during demolition of a steel structure coated with lead base paints. *Scand. J. Environ. Health* **13**: 52-55.
61. DOSSING, M. & PAULER, P.E. 1983. Blood and air lead concentrations during five years of occupational exposure: the effectiveness of an occupational hygiene programme and problems due to welding operations. *Ann. Occup. Hyg.* **27**: 367-372.
62. BERNARD, S.R. 1978. Dosimetric data and metabolic model for lead. *Health Phys.* **32**: 44-46.
63. APOSTOLI, P. 1998. Aggiornamenti in tema di tossicologia del piombo. *Ann. Ist. Super. Sanità* **34**(1): 5-15.
64. FROINES, J.R., WEN CHEN, V.L., HINDS, W.C. & WEGMEN, D.M. 1986. Effects of aerosol size on the blood lead distribution of industrial workers. *Am. J. Ind. Med.* **9**: 227-237.
65. HODGKINS, D.G., HINKAMP, D.L., ROBINS, T.G., LEVIN, S.P., SCHOCK, M.A. & KREBS, W.M. 1990. Air lead particle size in battery manufacturing: potential effects on the OSHA compliance model. *Appl. Occup. Environ. Hyg.* **5**: 518-525.
66. BERT, J.L., VAN DUSEN, L.J. & GRACE, J.R. 1989. A generalized model for the prediction of lead body burdens. *Environ. Res.* **48**: 117-127.
67. CHAVALTNITIKUL, C., LEVIN, L. & CHEN, L.C. 1984. Study and models of total lead exposures of battery workers. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* **45**: 802-808.