

Valutazione del rischio da zinco in lavorazioni di zincatura termica: monitoraggio sugli addetti

A.M. CIRLA e S. ZEDDA

Servizio di Medicina del Lavoro, Ospedale di Lecco

INTRODUZIONE

Per quanto molti sistemi enzimatici [1, 2] ed anche l'utilizzo biologico del rame [3] o la chemiotassi leucocitaria [4] dipendano dalla presenza di zinco, non sono ancora stati messi a punto esami di laboratorio specificamente adatti per dimostrare un effetto precoce di un abnorme assorbimento di zinco nell'organismo.

Il problema del monitoraggio biologico dello zinco è condizionato da questa mancanza di indicatori di effetto malgrado il contesto sperimentale renda probabili meccanismi di alterazione enzimatica cellulare come causa della patologia tossica già nota, tanto acuta (febbre da fumi di zinco) che cronica (gastroduodenite, flogosi delle vie respiratorie, anemie). Gli indicatori di dose interna nel sangue e nelle urine hanno avuto invece un certo sviluppo pratico, ma è importante sottolineare che il loro utilizzo a fini di controllo del rischio deve avere come base un postulato originato dal ruolo biologico dello zinco, che è un metallo essenziale per l'organismo dell'uomo; si deve evitare che l'esposizione lavorativa provochi negli esposti un accumulo del metallo eccedente l'ambito di normalità od « ambito fisiologico ». In questo modo soltanto si possono proteggere i lavoratori nei confronti di squilibri biochimici che sicuramente si instaurano, ma non sono ancora stati sufficientemente approfonditi.

Ci troviamo, in paragone, nell'ambito della filosofia del « sovradosaggio », che da anni guida la prevenzione dei danni iatrogeni in terapia.

La necessità di perseguire questo obiettivo di monitoraggio origina anche dal fatto che i limiti di esposizione ambientale finora proposti per ossidi di zinco (5 mg/m^3) e cloruro di zinco (1 mg/m^3) sono stati fissati principalmente per gli effetti irritativi, mentre manca una corretta comparazione con i parametri di dose interna.

Anche a causa della mancanza di un valido riferimento in letteratura, la definizione degli ambiti di normalità ed i criteri di scelta per il monitoraggio biologico sono stati oggetto di nostri studi preliminari in una popolazione italiana adulta di 262 soggetti non professionalmente esposti [5, 6]. I valori di riferimento sono esposti nella Tab. 1. Il valore medio normale è utilizzabile come indice generale per le comparazioni di gruppo. Esso è dello stesso ordine di quello segnalato, per ogni parametro, dalla commissione per il controllo sanitario e il monitoraggio biologico di soggetti professionalmente esposti a metalli, che ha operato nell'ambito della Società Italiana di Medicina del Lavoro e Igiene Industriale.

TABELLA 1

Limiti biologici di riferimento per l'esposizione a zinco

INDICE	Valore medio normale	Limite biologico di rischio
ZnB (sangue intero)	610 mcg/100ml	770 mcg/100ml
ZnP (plasma)	105 mcg/100ml	150 mcg/100ml
ZnB/ZnP (rapporto)	6	8
ZnU (urine)	760 mcg/litro	1400 mcg/litro

Il limite biologico di rischio da noi adottato corrisponde al valore medio più 1,96 D.S., ossia sottende, come limite superiore, la variabilità normale del 97,5 % della popolazione [7]. La determinazione più attendibile, contrariamente a quanto ritenuto nella pratica, è risultata quella dello zinco nel sangue intero (ZnB). L'associazione con il dosaggio dello zinco plasmatico (ZnP) consente di avere un secondo parametro di riferimento, ma soprattutto di calcolare il rapporto sangue/plasma. Poiché lo zinco è rapidamente incorporato e trattenuto nell'eritrocita e nei leucociti, tale rapporto può riflettere sia lo stato attuale di accumulo ematico intracellulare (innalzamento del rapporto) sia una condizione marcata di saturazione del sangue (rapporto poco modificato con zinco ematico e plasmatico consensualmente aumentati).

La zincuria non è affatto correlata con gli altri parametri e l'eliminazione urinaria di zinco è molto variabile nel soggetto normale.

Nel presente studio si riferiscono i risultati dell'applicazione di queste tecniche di monitoraggio nelle 11 fabbriche precedentemente inquadrature dal punto di vista ambientale.

METODI

Le determinazioni dello zinco sono state effettuate mediante spettrofotometro UNICAM SP 90.A.2, previe le usuali tecniche di preparazione. Il prelievo ematico è stato effettuato a digiuno. Sono stati analizzati campioni delle urine non inferiori a 100 ml, con densità compresa fra 1016 e 1028; correzione dei risultati a densità costante di 1024, secondo la formula di Elkins. Per ogni gruppo di soggetti delle varie fabbriche sono stati calcolati i valori medi dei parametri biologici e si effettua il confronto con i valori normali di riferimento. È stato separatamente valutato il numero di operai con un quadro individuale di accumulo abnorme di zinco; tale giudizio ha presupposto per ognuno il superamento del limite biologico di rischio per lo zinco ematico ed anche per un altro dei parametri considerati.

La prevalenza di questi casi nei gruppi costituisce un secondo elemento di giudizio per il livello di rischio professionale.

RISULTATI

Il primo gruppo di esposti consiste in 123 addetti ad impianti di zincatura di filo, suddivisi in 7 piccole e medie aziende.

L'assorbimento di zinco in questo tipo di tecnologia è apparso molto contenuto. I valori medi di zinco ematico sono risultati compresi fra 602 e 679 mcg/100ml. Lo zinco plasmatico ha dimostrato un ambito medio di 94-104 mcg/100ml. Il rapporto ZnB/ZnP ha oscillato fra 6,1 e 6,9; le zincurie medie fra 595 e 920 mcg/l.

La prevalenza dei casi individuali di abnorme assorbimento, riferita ad ognuna delle zincherie di filo, è variata da 6 a 10 % ed era nulla fra gli addetti a due degli impianti.

La popolazione esaminata in 3 zincherie « a secco » assomma a 83 soggetti. In una di queste fabbriche, con 19 esposti nella zincatura a caldo di bulloni, si sono riscontrati indici medi del tutto normali, con assenza di singoli individui con valori di abnorme assorbimento anche in un solo parametro. In un'altra (34 soggetti) la situazione è apparsa simile alle precedenti con effetti di assorbimento modestissimo evidenziati da medie ematiche e plasmatiche normali ed identificazione di due soggetti (6 %) che avevano superato i limiti estremi di normalità in almeno due indici. Le condizioni dei 30 operai della terza fabbrica hanno invece denotato una tendenza certa all'assorbimento. Zinco ematico medio = 760 mcg/100ml, zinco plasmatico medio = 105 mcg/100 ml, rapporto ZnB/ZnP = 8, zincuria media = 936 mcg/l.; 5 operai, pari a 17 % erano individualmente al di fuori dei limiti di rischio prefissati.

L'unica zincheria che adottava il metodo « ad umido » occupava 24 operai. In questo gruppo i dati biologici hanno indicato un assorbimento marcato, con sovraccumulo eritrocitario e plasmatico (valore medio rispettivamente di 800 e 126 mcg/100ml), con scarso innalzamento del rapporto (6,6), con zincuria media alquanto elevata (900 mcg/litro) e soprattutto con ben 15 soggetti (pari al 63 %) al di fuori dei limiti individuali.

CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Se si assumono come riferimento le valutazioni di rischio ambientale inquadrare nella prima parte di questo studio, si trae la conclusione che per gli impianti di zincatura termica di filo si ha concordanza sul giudizio di basso rischio; ma nel caso di altre zincature, ed in particolare per la fabbrica che adotta la tecnica « a umido », i dati biologici conducono ad una valutazione opposta. È emersa infatti una condizione di accumulo nell'organismo che, per la sua incidenza, non può essere né casuale né episodica.

Le determinazioni atmosferiche mantengono la loro validità, ma è chiaro che in condizioni di modesto inquinamento ambientale nelle zincherie entrano in causa altri fattori di contaminazione che non sono misurabili e spostano il problema del rischio della semplice inalazione di fumi e vapori ad altri fattori più specificamente connessi con il comportamento individuale e l'organizzazione del lavoro. Tra queste variabili appare importante l'aumento della quota inalata fra gli addetti alle vasche, che operano in condizioni di iperventilazione polmonare a causa dello stress termico. Anche la frequenza degli interventi di manutenzione sulle vasche condiziona il grado di esposizione di alcuni addetti; non è un caso che questo tipo di attività sia più frequente nelle zincherie di pezzi sia a secco che ad umido.

Vi è da considerare l'importanza di una ingestione indiretta di zinco, per contaminazione delle mani e di cibi eventualmente assunti nell'ambiente; inoltre il lavoro di zincatura, che comporta spesso sviluppo di fume salutare, deve essere considerato potenzialmente contaminante anche per gli abiti, con l'avvio di un processo di inquinamento generale e inavvertito delle polveri sedimentate negli ambienti della vita di relazione (es. spogliatoi e refettorio). Infine una possibilità teorica da verificare è quella di formazione di complessi di zinco maggiormente assorbibili per combinazione con altri inquinanti ambientali, quali il cloruro di ammonio nella zincatura ad umido.

Il controllo dei parametri biologici, specialmente degli indici ematici, dovrebbe quindi essere eseguito durante le indagini sul rischio delle zincherie.

L'esposizione a zinco può essere in buona parte controllata tecnicamente con adatte scelte tecnologiche e protezionistiche; la stessa differenza di rischio in fabbriche dello stesso settore lo conferma. È nostra convinzione, però,

che la precisione della valutazione del livello di rischio e quindi gli indirizzi per la prevenzione, dipendano in larga misura dalle determinazioni biologiche. In questo senso si conferma come indispensabile la definizione in comune fra igienista industriale e medico del lavoro della procedura di misura del rischio al posto di lavoro e sui lavoratori esposti.

BIBLIOGRAFIA

1. VALLEE, B. 1956. The metabolic role of zinc. *J.A.M.A.* **162**: 1053-1057.
2. CRVAPIL, M., RYAN, J. & ZUKOSKI, C. 1972. Effect of zinc on lipid peroxidation in liver microsomes and mitochondria *Proc. Soc. Exper. Biol. Med.* **141**: 150-153.
3. WHANGER, P. & WESWIC, P. 1971. Effect of supplementary zinc on the intracellular distribution of hepatic copper in rats. *J. Nutr.* **141**: 1093-1098.
4. GALLI, E., PUDDU, M. & SALVATI, L. 1979. Zinco dipendenza di un difetto di chemiotassi cellulare del neutrofilo in un bambino con acrodermatite euteropatica. *Folia Allerg. Immunol. Clin.* **26**: 420-421.
5. CIRLA, A.M., PISATI, G., RATTI, R. & SALA, C. 1978. Valutazione della ritenzione di zinco negli operai esposti a rischio. *Atti 41° Congr. Naz. Med. Lav.* - S. Margherita. Ed. Monduzzi, Bologna, pp. 217-220.
6. CIRLA, A.M., PISATI, G. & RATTI, R. 1979. Biological evaluation of zinc retention. Normal values in adult subjects. *Med. Lav.* **70** (in corso di stampa).
7. VON BOROVICZENY, K.G. & MERTEN, R. 1973. Sistematica del controllo di qualità nel laboratorio clinico. Ed. Piccin, Padova.

L'esposizione a metalli in uno stabilimento per la produzione dello zinco

V.N. FINELLI (a), P. BOSCOLO (b), B. SPERDUTO (b),
A. VIZZARDI (b) e M. MARIANTONI (b)

(a) *Department of Environmental Health, Università di Cincinnati*

(b) *Istituto di Medicina del Lavoro, Università Cattolica di Roma*

INTRODUZIONE

Il metabolismo del cadmio non è stato ancora completamente chiarito. Questo metallo, dopo essere stato assorbito, si accumula nell'organismo in prevalenza nel rene e nel fegato [1]. Poiché esso si lega stabilmente ai gruppi sulfidrilici delle proteine tissutali, normalmente è presente in basse concentrazioni nel sangue ed è eliminato in scarsa quantità con l'urina. Esso, tuttavia, si lega in percentuali relativamente alte ai gruppi sulfidrilici della cheratina dei capelli.

La quantità di cadmio presente nei capelli sembra non vari molto in rapporto all'età, al sesso ed al colore dei capelli [2]; pertanto, la determinazione di questo metallo nei capelli può essere utilizzata per evidenziare la esposizione. Finora, tuttavia, tale metodica è stata raramente impiegata; gli unici studi che si rinvencono nella letteratura nel campo della Medicina del Lavoro si riferiscono ad operai della Germania Est e della Jugoslavia [3, 4].

Nella presente ricerca abbiamo confrontato i livelli di cadmio nei capelli di lavoratori in vari reparti di uno stabilimento per la produzione dello zinco elettrolitico con i dati ambientali rilevati nei differenti posti di lavoro. Poiché questi operai erano esposti ad altri metalli pesanti, il più importante dei quali era il piombo, ed a metalli essenziali, come lo zinco ed il rame, abbiamo dosato nei loro capelli anche questi metalli.

SOGGETTI E METODI

La nostra indagine è stata condotta in uno stabilimento per la produzione primaria dello zinco elettrolitico. Lo zinco viene estratto da miscugli di minerali, in prevalenza blenda e calamina, che contengono anche piccole

quantità di cadmio, piombo, rame e ferro. Nei minerali sono presenti anche tracce di manganese, mercurio e cobalto. Dai minerali, oltre allo zinco, è estratto il rame ed il cadmio grezzo; quest'ultimo viene trasportato in un altro stabilimento per un ulteriore trattamento.

In questa industria abbiamo rilevato nei vari reparti la polverosità totale ed il cadmio ed il piombo ambientale utilizzando filtri costituiti da acetato e nitrato di cellulosa. I prelievi sono stati eseguiti sia nel centro ambiente sia in prossimità di alcuni posti di lavoro individuali. Nei punti di prelievo veniva determinato anche il microclima. Il dosaggio del cadmio e del piombo ambientale è stato effettuato mediante analisi della fluorescenza ai raggi X.

Sono stati prelevati capelli a 45 uomini di varia età, impiegati con mansioni differenti in differenti reparti dello stabilimento. Sono stati inoltre presi i capelli di altri 21 individui maschi di varia età, viventi in aree sicuramente non contaminate da metalli ferrosi. Nei capelli venivano dosate le quantità di cadmio, piombo, zinco e rame con il metodo di Petering e Coll. [2].

RISULTATI

Le rilevazioni ambientali hanno evidenziato che l'esposizione alle polveri, al cadmio ed al piombo è molto variabile in tutti i reparti dello stabilimento a seconda del posto di lavoro e del momento del ciclo produttivo (Tab. 1).

I pochi lavoratori addetti alla produzione dei sottoprodotti (del cadmio e del rame) presentavano nei capelli elevate quantità di questi metalli (Tab. 2). Gli operai addetti all'attacco chimico, alla calcinazione, alla produzione di ZnO ed alla officina meccanica presentavano esposizione variabile al cadmio, al piombo ed al rame, mentre nei capelli di tutti era presente una elevata quantità di zinco. I lavoratori addetti alle celle elettrolitiche erano esposti a basse concentrazioni di Cd, Pb, Zn e Cu. Gli impiegati, pur non presentando una elevata quantità di metalli nei capelli, erano più esposti del gruppo di controllo.

DISCUSSIONE

I dati riguardanti le rilevazioni ambientali ed il dosaggio dei metalli nei capelli concordano nell'evidenziare una esposizione molto variabile in diversi reparti dello stabilimento.

Nonostante che i lavoratori non fossero esposti a concentrazioni elevate di cadmio, questo metallo era presente, rispetto al gruppo di controllo, in quantità elevata nei loro capelli. Sembra, pertanto, che la determina-

TABELLA 1

**Polveri totali, cadmio e piombo nei reparti di uno stabilimento
per la produzione di zinco**

REPARTO	Polveri (mg/m ³)		Cd (µg/m ³)		Pb (µg/m ³)	
	Media	Range	Media	Range	Media	Range
Sottoprodotti cadmio e rame . . .	1,2	0,2- 3,5	28	18- 52	5	1- 20
Attacco chimico	16,6	1,6-48,6	34	3- 92	137	22-407
Calcinazione:						
a) carico forni	14,2	2,6-40,2	8	2- 21	59	29- 94
b) scarico	3,6	1,4- 5,7	2	1- 4	22	2- 35
c) centro ambiente	2,2	0,8- 3,3	3	2- 4	26	11- 37
Officina meccanica:						
a) saldature Pb	4,7	3,0- 6,8	18	2- 35	167	42-290
b) saldature autogene	9,2	3,1-29,7	35	1-140	1	1- 2
Produzione ZnO	2,7	0,6- 15,3	7	1- 35	25	1-120

TABELLA 2

**Cadmio, piombo, rame e zinco nei capelli di lavoratori
in uno stabilimento per la produzione di zinco**

REPARTO	N. operai	Cd (µg/g)	Pb (µg/g)	Cu (µg/g)	Zn (µg/g)
Sottoprodotti cadmio e rame	1	34,5 ± 7,8	117,1 ± 37,8	61,0 ± 29,7	116 ± 269
Attacco chimico	5	26,4 ± 36,5	7118 ± 71,2	33,4 ± 27,2	1.024 ± 1.076
Calcinazione	7	17,3 ± 13,5	179,5 ± 176,5	14,0 ± 6,2	890 ± 849
Off. meccanica e prod. ZnO	5	13,8 ± 17,0	54,5 ± 39,1	19,6 ± 12,4	758 ± 931
Sala celle	14	10,9 ± 12,9	38,0 ± 29,3	21,1 ± 11,9	330 ± 161
Impiegati	10	2,3 ± 1,5	27,6 ± 21,2	15,0 ± 6,1	200 ± 130
Controlli	21	0,5 ± 0,4	5,3 ± 4,7	10,6 ± 3,7	151 ± 43

I valori sono espressi come media ± D.S.

zione del cadmio nei capelli sia una metodica estremamente sensibile per valutare l'esposizione recente a questo metallo. Tuttavia, poiché il cadmio presente nei capelli non sembra essere correlato con quello accumulato nell'organismo [3], esso non può essere valutato come indice di esposizione pregressa. Pertanto, nei lavoratori esposti, questo test dovrà essere integrato da altre determinazioni, come quella della cadmiuria e della proteinuria che evidenziano un danno biologico pregresso [1].

Poiché i lavoratori di questo stabilimento erano esposti non solo a cadmio, ma anche a piombo (che può avere un effetto tossico additivo a quello del cadmio [5]), ed a zinco e rame (metalli essenziali che possono competere con l'azione dei metalli pesanti [6, 7]), risulta difficile valutare il rischio di malattia derivante dall'esposizione ai metalli. È pertanto necessario, terminata questa prima indagine preliminare, valutare attentamente le loro condizioni di salute tenendo conto sia delle loro pregresse esposizioni, sia delle loro mansioni attuali.

BIBLIOGRAFIA

1. FRIBERG, L., PISCATOR, M. & NORDBERG, G. 1971. *Cadmium in the Environment*. Cleveland. CRC press.
2. PETERING, H.G., YAGER, D.W. & WITHERUP, S.O. 1973. Trace metal content of hair. *Arch. Environ. Health*. **27**: 327-330.
3. ANKE, M., PARTSCHEFELD, M., GRUN, M. & GROPPPEL, B. 1979. The capacity of different parts of the body to reflect Cd-exposure. In *Kadmium-Symposium*, pp. 242-249. Wissenschaftliche Beiträge der Friedrich-Schiller-Universität. Jena.
4. STANKOVIC, M., MILIC, S., DJURIC, D. & STANKOVIC, B. 1977. Cadmium, lead and mercury content of human scalp hair in relation to exposure. In: *Clinical Chemistry and Chemical Toxicology of Metals*, pp. 327-331. S.S. Brown. (Ed.). Elsevier. Amsterdam.
5. PERRY, H.M. & ERLANGER, M.W. 1977. Effect of a second metal on cadmium-induced hypertension. In: *Trace Substances in Environmental Health - X*, pp. 280-288. D.D. Hemphill (Ed.), Univ. of Missouri.
6. STANDSTEAD, H.H. 1976. Interactions of cadmium and lead with essential minerals. In: *Effects and Dose-Response Relationships of Toxic Metals*, pp. 511-523. G.F. Nordberg. (Ed.). Elsevier. Amsterdam.
7. FINELLI, V.N., KLAUDER, D.S., KARAFFA, M.A. & PETERING, H.G. 1975. Interaction of zinc and lead on delta-aminolevulinic acid dehydratase. *Bioch. Biophys. Res. Comm.* **65**: 303-311.

Monitoraggio ambientale e biologico in lavoratori esposti a Pb, Zn e Cu in fonderie artistiche di bronzo

F. D'ANDREA (a), P. APOSTOLI (a), F. BRUGNONE (a), G. PIEMONTE (b),
R. BIANCOTTO (c) e P. MOZZO (c)

(a) Istituto di Medicina del Lavoro dell'Università di Padova, Sede di Verona

(b) Laboratori Universitari di Ricerca Medica, Verona

(c) Servizio di Fisica Sanitaria C.O.C. Borgo Roma, Verona

Il bronzo attualmente impiegato nelle fonderie artistiche [1] è costituito da una lega a percentuali variabili di Cu(83-93 %), Zn(2,6-6,1 %), Pb (3,4-7,4 %) e Sn(2-4 %) per cui è stata effettuata un'indagine igienistico ambientale con contemporanea valutazione sui liquidi biologici dei lavoratori esposti dell'entità dell'assorbimento di Pb e di altri metalli presenti nella lega.

Scopi del lavoro sono pertanto un confronto tra le metodiche analitiche impiegate nell'indagine ambientale, quali spettrofotometria di assorbimento atomico (AAS) e spettrometria a fluorescenza-X (XRF), il dosaggio di Pb, Cu e Zn ematici, plasmatici ed urinari per quantificare le variazioni biologiche di questi elementi ed infine lo studio dell'eventuale influenza che un assorbimento contemporaneo di più metalli ha sul rapporto dose-effetto del Pb in relazione al metabolismo delle porfirine.

MATERIALI E METODI

a) *Prelievi ambientali.* — Sono stati effettuati con pompe aspiranti a flusso continuo di 10-12 l/min a durata variabile dalle tre alle quattro ore per ogni prelievo. Le lavorazioni monitorate sono state quelle di finitura meccanica e di saldatura elettrica e/o ossiacetilenica. I filtri (con porosità di 0,45 μ m) venivano poi analizzati con l'Rx fluorescenza e successivamente solubilizzati con acido nitrico per l'esame con AAS.

b) *Determinazione analitica sui campioni ambientali.* — La determinazione alla XRF veniva effettuata con criteri e metodi qualitativi e quantitativi descritti nel lavoro di Biancotto e Mozzo [2]. Con l'AAS. (mod. Perkin-Elmer 603 ed Hg A 76b) [3] si è preliminarmente valutata l'esatta composi-

zione della lega di bronzo sui filtri sono stati determinati in fiamma il Cu e Zn e con fornetto di grafite il Pb.

c) *Dosaggi biologici.* — Il prelievo di sangue ed urine è stato effettuato sempre con gli stessi criteri, al mattino, a tutti i lavoratori (22) i cui posti di lavoro venivano monitorati. Come gruppo di controllo (24 operai) sono stati considerati lavoratori di analoga età anagrafica (36 anni \pm 10) ed anzianità di fabbrica (12 anni \pm 8), adibiti però in reparti diversi ed a mansioni che non espongono al rischio di assorbimento di metalli. Si è impiegato il metodo estrattivo MIBK-APDC per Pb nel sangue, plasma ed urine ed il metodo di Parker [4] per Cu e Zn. Misurato il valore ematocrito, le concentrazioni di Cu e Zn eritrocitari sono state ricavate dai corrispondenti valori ematici e plasmatici con la formula:

$$\text{Metallo (Me) eritrocitario} = \frac{\text{Me (ematico)} - \text{Me (plasmatico)} \times (1-Ht)}{Ht}$$

RISULTATI

La concentrazione media valutata con A.A.S. su 15 posizioni monitorate è risultata di $91,2 \pm 58,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per il piombo, di $467,7 \pm 331,9$ per il rame e di $92,2 \pm 65,5$ per lo zinco. L'ampia variabilità dei dati ambientali si giustifica con le notevoli differenze negli ambienti e nel modo di lavorare a seconda della realtà produttiva e della specifica mansione del lavoratore. I risultati delle letture effettuate su 10 filtri con AAS. ed XRF hanno dimostrato una discordanza evidente per tutti e tre i metalli tra i valori ottenuti con le due metodiche sia sui filtri a minore che a maggior diametro ed indipendentemente dalla quantità di metallo depositata sui filtri. Infatti i rapporti medi (AAS/XRF \pm D.S.) sono risultati rispettivamente di $1,39 \pm 0,23$ per il Pb, $1,28 \pm 0,18$ per il Cu e $1,30 \pm 0,23$ per lo Zn. L'XRF ha permesso inoltre l'identificazione sui filtri di concentrazioni variabili di altri metalli quali, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$: Fe (5,9-45,8), Ca (22,5-26,0) Mn (tracce-2,31), Ti (tracce-5,7), Sr (tracce-1,0), Cr (tracce-1,2) e Ni (tracce-0,9).

I valori biologici di Pb, Cu e Zn vengono riportati in Tab. 1. Per tutti e tre i metalli vi sono differenze tra il gruppo degli esposti e dei controlli: il Pb è aumentato in modo significativo nel sangue, nel plasma e nelle urine; il Cu negli eritrociti e nelle urine; lo Zn solo nelle urine.

Confrontando i valori biologici con quelli ambientali, si può quindi osservare come ad una concentrazione media ambientale di Cu pari a $467,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ si registri già un accumulo di Cu negli eritrociti con contemporanea elevazione della cupruria e per valori di Zn di $92,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ si osservi solo un aumento della escrezione urinaria. Per quanto riguarda il Pb si è verificato come per livelli ambientali medi di $91,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ si riscontrino valori di piombemia media

di 57,6 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$, di Pb plasmatico di 0,8 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$ e di Pb urinario di 130,5 $\mu\text{g}/\text{litro}$. Correlando i valori medi di Pb ambientali con quelli ematici per gruppi di lavoratori esposti al rischio di assorbimento di solo Pb (industria degli accumulatori) con il nostro campione di lavoratori esposti contemporaneamente a Pb, Cu, Zn ed altri metalli, si può osservare come alle concentrazioni ambientali prima riferite non si notino differenze sostanziali nell'assorbimento di Pb (Fig. 1).

Nella Tab. 2 vengono riportati infine i valori di ZPP ed ALA-U nei bronzisti ed in un gruppo di lavoratori (sempre dell'industria degli accumulatori) appaiati per sesso, età, anzianità di esposizione e valori di piombemia. Questo confronto è stato effettuato per evidenziare una possibile influenza della contemporanea esposizione a Pb ed altri metalli sul metabolismo delle porfirine: i risultati non dimostrano differenze significative tra i due gruppi.

CONCLUSIONI

L'impiego dell'XRF per la determinazione di metalli su campioni ambientali offre il vantaggio di permettere l'identificazione di numerosi elementi difficilmente documentabili con altre metodiche. Per i metalli (Pb, Cu, Zn) esaminati in doppio con AAS su campioni di aria ambientale, abbiamo

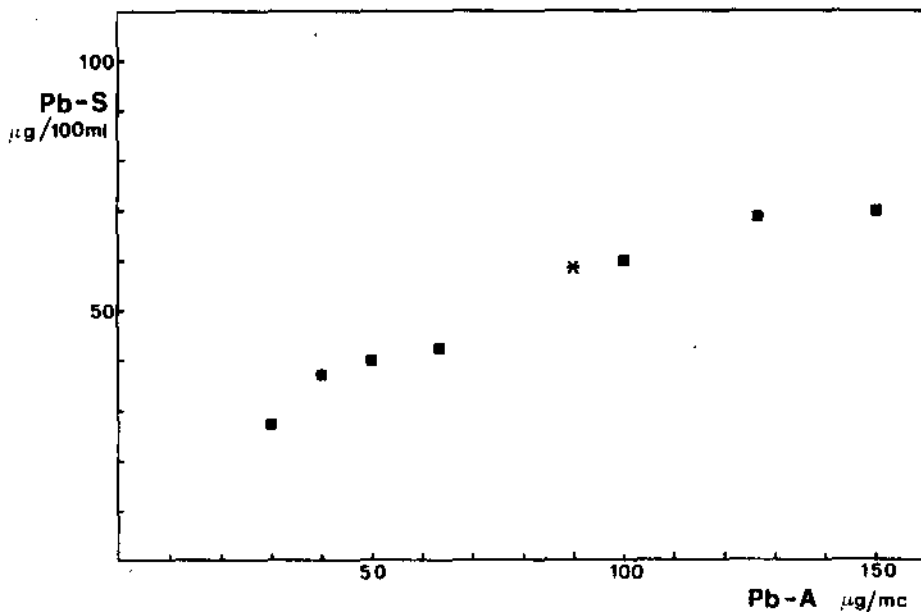


Fig. 1. — Valori biologici (Pb-S) e concentrazioni ambientali (Pb-A): confronto tra esposti esclusivamente a Pb (■) e a Pb più altri metalli (*).

TABELLA 1

Valori biologici di Pb, Cu, Zn, rilevati negli esposti e nei controlli

Pb μC \bar{X} \pm D.S.	N.	Sangue (100 ml)		Plasma (100 ml)		Urine (litro)	
		$\bar{X} \pm$ D.S.	"t" = 7,58; p = 0,001	$\bar{X} \pm$ D.S.	"t" = 4,002; p = 0,001	$\bar{X} \pm$ D.S.	"t" = 4,54; p = 0,001
Esposti Controlli	22	57,6 \pm 15,4		0,80 \pm 0,64		130,5 \pm 76,6	
	24	30,1 \pm 9,4		0,34 \pm 0,15		58,9 \pm 31,9	
Eritrociti (100 ml)							
Cu μC \bar{X} \pm D.S. <td>22</td> <td>91,5 \pm 19,3</td> <td></td> <td>112,2 \pm 19,4</td> <td></td> <td>123,2 \pm 70</td> <td></td>	22	91,5 \pm 19,3		112,2 \pm 19,4		123,2 \pm 70	
	24	68,8 \pm 22,1		109,5 \pm 19,3		59,6 \pm 39,7	
"t" = 3,69; p = 0,001							
Zn μC \bar{X} \pm D.S. <td>22</td> <td>1,180 \pm 237,8</td> <td></td> <td>106,5 \pm 12,0</td> <td></td> <td>1,058 \pm 686</td> <td></td>	22	1,180 \pm 237,8		106,5 \pm 12,0		1,058 \pm 686	
	24	1,116 \pm 172,6		107,8 \pm 18,1		671 \pm 388	
"t" = 0,23; p n.s.							
"t" = 0,11; p n.s.							
"t" = 2,47; p = 0,05							

TABELLA 2

Valori di ZPP e ALA-U nei bronzisti ed in operai dell'industria accumulatori

Bronzisti Accumulatori	N.	Pb $\mu\text{g}/100\text{ml}$		ZPP $\mu\text{g}/\text{gr HB}$		ALA-U $\text{mg}/100\text{ml}$	
		$\bar{X} \pm$ D.S.	"t" = 0,57; p: n.s.	$\bar{X} \pm$ D.S.	"t" = 0,36; p: n.s.	$\bar{X} \pm$ D.S.	"t" = 0,22; p: n.s.
Bronzisti	22	57,6 \pm 15,4		7,8 \pm 3,7		0,8 \pm 0,63	
	44	60,2 \pm 18,3		8,2 \pm 4,6		0,81 \pm 0,72	

tuttavia riscontrato differenze dell'ordine del 30 % circa con valori sistematicamente sottostimati con l'XRF o reciprocamente sovrastimati con l'AAS. Gli studi da noi reperiti in letteratura forniscono risultati contrastanti [5] o concordanti [6] con quelli da noi ottenuti sul confronto tra XRF ed AAS.

Per quanto concerne i dati biologici, risulta evidente l'eccessivo assorbimento di Pb, Cu e Zn già alle concentrazioni ambientali di queste realtà produttive, seppure in diversa entità.

Di notevole interesse è sembrato infine il problema della eventuale interazione biologica di più metalli assorbiti contemporaneamente. Per quanto riguarda Pb e Zn esistono già in letteratura segnalazioni di indagini su animali [7] ed *in vitro* su sangue umano [8] che hanno dimostrato soprattutto un effetto protettivo dello Zn sulla azione inibitrice del Pb sull'attività enzimatica ALA-D. Ai livelli di assorbimento di Zn e Cu da noi riscontrati non pare dimostrabile un'azione di sinergismo od inibizione sul metabolismo porfirinico.

BIBLIOGRAFIA

1. CARNEVALE, F., D'ANDREA, F. & GRAZIOLI, D. 1976. Rischio di saturnismo nella lavorazione del petro e nelle fonderie artistiche di bronzo. *Lav. Umano*: **28**: 104-110.
2. BIANCOTTO, R. & MOZZO, P. 1979. La fluorescenza-X: una tecnica importante per l'analisi di campioni ambientali. In questo volume, p. 369.
3. A.A. V.V. 1978. *Analytical Methods for Atomic Absorption Spectrophotometry Perkin Elmer*.
4. PARKER, M.N., HUMOLLER, F.L. & MAHLER, D.J. 1967. Determination of copper and zinc in biological material. *Clin. Chem.* **13**: 40-48.
5. POZZOLI, L., MASSOLA, A. & ANGELERI, S. 1979. Determinazione del piombo particellato con impiego della XRF. *Atti del XLII Cong. Soc. It. Med. Lav. e Ig. Ind.* Trieste, pp. 279-289.
6. LUKE, C.L., KOMETANI, T.J. e COLL. 1972. X-Ray spectrometric analysis of air pollution dust. *Environ. Sci. Technol.* **6**: 922-927.
7. HAEGER-ARONSEN, B., SCHUTZ, A. & ABDULLA, M. 1976. Antagonistic effect in vivo of zinc on inhibition of aminolaevulinic acid dehydratase by lead. *Arch. Envir. Health.* **31**: 215-219.
8. BORDER, E.A., CANTRELL, A.C. & KILROE-SMITH, T.A. 1976. The in vitro effect of zinc on the inhibition of human delta-aminolevulinic acid dehydratase by lead. *Brit. J. Ind. Med.* **33**: 85-87.

Valutazione dell'inquinamento da metalli nel lavoro di saldatura

F. BRUGNONE, L. PERBELLINI e E. GAFFURI

Istituto di Medicina del Lavoro dell'Università di Padova, Sede di Verona

I fumi di saldatura in tre fabbriche metalmeccaniche che lavoravano essenzialmente acciaio normale sono stati raccolti su filtri ed esaminati col metodo della fluorescenza-X [1]. La determinazione quantitativa dei fumi è stata eseguita sia con campionamento personale alla bocca dei saldatori che con campionamento fisso il più vicino possibile ai saldatori.

RISULTATI

Il campionamento personale ha rilevato una concentrazione ambientale di fumi pari a circa 10 volte quella rilevata con il campionamento fisso (Tab. 1). L'analisi con la fluorescenza-X eseguita in circa 50 filtri ha permesso la identificazione di 13 differenti metalli. La frequenza del loro riscontro nei fumi studiati è riportata nella Tab. 2. La concentrazione totale dei metalli corrispondeva in media al $49 \pm 17\%$ del totale dei fumi. La Tab. 3, oltre al valore percentuale dei metalli sui fumi, riporta le concentrazioni massime riscontrate per i singoli metalli, con i relativi TLV (ACGIH 1979). La distribuzione delle concentrazioni dei diversi metalli presenti nei fumi di saldatura (Tab. 4) mostra che mentre alcuni di essi (Mo, Sr, Zr) erano costantemente molto bassi (< 10 mcg/mc), altri presentavano frequentemente concentrazioni superiori ai 100 mcg/mc. La Tab. 5 riporta la concentrazione percentuale media dei più importanti metalli riscontrati rispetto al ferro.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

I dati riportati suggeriscono che nello studio dei rischi connessi con il lavoro di saldatura una maggiore attenzione deve essere dedicata all'inqui-

namento ambientale determinato dalla liberazione di vapori metallici. La Tab. 6, ottenuta elaborando i dati della Tab. 5, mostra chiaramente che con concentrazioni medie dei singoli metalli molto più basse del TLV, si possono facilmente raggiungere e superare i limiti del rischio calcolato in termini di TLV-miscela.

TABELLA 1

**Concentrazione dei fumi di saldatura (50 prelievi)
nell'aria**

Prelievi personali	28.2 mg/m ³ (0,4-131,4)
Prelievi fissi	2.9 mg/m ³ (0,3-8,8)

TABELLA 2

Frequenza dei metalli nei fumi di saldatura

M E T A L L I	Prelievi %
1) Ferro	100
2) Piombo	100
3) Manganese	95
4) Rame	85
5) Zinco	85
6) Calcio	73
7) Titanio	60
8) Zirconio	54
9) Cromo	48
10) Molibdeno	43
11) Potassio	27
12) Nichel	24
13) Stronzio	24

TABELLA 3

Concentrazioni massime e TLV dei metalli trovati

METALLI	mcg/mc	TLV mcg/mc
Fe	87.351	5.000
Mn	5.333	1.000
Ti	504	5.000
Cu	453	200
Cr	144	50
Zn	360	5.000
Pb	159	150
Ni	63	100
Zr	15	5.000
Mo	10	5.000
Sr	3	--

TABELLA 4

Concentrazioni dei metalli nei fumi di saldatura

METALLI	mcg/mc < 10 %	(a) 10-100 %	(a) > 100 %
Mo	100	0	0
Sr	100	0	0
Zr	75	25	0
Pb	57	35	8
Cu	53	33	14
Zn	53	25	22
Ni	45	55	0
Cr	32	32	36
Mn	19	48	33
Ti	13	65	22
Fe	0	0	100

(a) mcg/mc

TABELLA 5

**Concentrazione percentuale dei metalli
rispetto al ferro**

METALLI	%
Mn	5,2 ± 4,6
Ti	3,2 ± 1,8
Cu	1,2 ± 0,9
Pb	0,9 ± 0,8
Cr	0,6 ± 0,9
Zn	0,5 ± 0,5
Ni	0,2 ± 0,2

TABELLA 6

**Indice di rischio in termini di TLV-miscela
per i metalli riportati in Tab. 5**

METALLI	mcg/mc	C_i/TLV_i (a)
Fe	5.000	1.000
Mn	260 (5,2%)	0,260
Ti	160 (3,2%)	0,032
Cu	60 (1,2%)	0,300
Pb	45 (0,9%)	0,300
Cr	30 (0,6%)	0,500
Zn	25 (0,5%)	0,005
Ni	10 (0,2%)	0,100
TOTALE	5.590	2,497

(a) Indice di rischio = $C_1/TLV_1 + C_2/TLV_2 + \dots = C_n/TLV_n$.

BIBLIOGRAFIA

1. BIANCOTTO, R. & MOZZO, P. 1979. La fluorescenza X: una tecnica opportuna per l'analisi di campioni ambientali. In questo volume, p. 369.

Igiene del lavoro e rischio di assorbimento di piombo negli addetti alla distribuzione di carburante in provincia di Trento

A. BETTA (a), G. NARDELLI (a) e A. TOMASI (b)

(a) Servizio di Medicina del Lavoro, Provincia Autonoma di Trento

(b) Ufficio del Medico Provinciale, Trento

I lavoratori addetti alla distribuzione di carburante sono considerati, almeno dalla normativa vigente nel nostro Paese, come non esposti a rischio di assorbimento di piombo.

Su sollecitazione della Federazione Autonoma Italiana Benzinai di Trento, abbiamo voluto verificare l'esistenza del rischio specifico attraverso l'esame delle condizioni di igiene del lavoro, della soggettività degli addetti e di tests di laboratorio ad evidenziare un assorbimento di piombo. Questo ultimo si può verificare per esposizione a piombo tetraetile addizionato ai carburanti o a piombo inorganico presente nei gas di scarico del traffico veicolare, e per manipolazione di oli lubrificanti contenenti naftenati di Pb.

Tra i tests effettuati abbiamo privilegiato il dosaggio dell'attività Aladeidrasica eritrocitaria, in primo luogo perché risulta adatto a permettere una diagnosi precoce di assorbimento sia di piombo alchilato che inorganico [1] anche per esposizione a bassi livelli di piombo, quale può verificarsi in popolazioni considerate non esposte professionalmente [2, 3]; in secondo luogo perché il test è specifico, per cui si verificano variazioni in difetto dell'enzima, in assenza di assorbimento di piombo, solo negli alcolisti cronici [4, 5]; infine perché l'eventuale riscontro di una normale attività Aladeidrasica può escludere non solo una esposizione recente ma anche una impregnazione di piombo [5].

CASISTICA E METODI

Le indagini sono state eseguite su un campione di 31 addetti alla distribuzione carburanti di sesso maschile, di età media 42,7 anni e con esposizione

media di 12 anni (anzianità lavorativa compresa tra 1 e 27 anni). Il consumo di vino era in media di 2,7 quarti di l *pro die*; quello di sigarette di 10,2.

Attraverso uno specifico questionario sono stati rilevati la valutazione soggettiva dei rischi e dei sintomi presenti in relazione alle condizioni lavorative e lo stato igienico-sanitario degli ambienti.

Oltre al parametro Ala-D eritrocitaria sono stati determinati piombemia, Ala-U, coproporfirine urinarie, emocromo.

(La piombemia è stata determinata con spettrofotometria ad assorbimento atomico su campioni di sangue eparinato. Il dosaggio dell'Ala-D è stato effettuato secondo il metodo europeo standardizzato della CEE. Le Cp-U e l'Ala-U sono state determinate con metodo spettrofotometrico su campioni di urina delle 24 h). I valori normali di riferimento sono quelli dedotti dalle raccomandazioni internazionali Ala-D = 20-40 mU/ml; piombemia < 40 µg/100 ml; Ala-U < 6 mg/l; Cp-U < 300 µg/l.

In relazione al parametro Ala-D la casistica è stata poi confrontata con un gruppo di controllo costituito da soggetti esposti ad inquinamento da Pb unicamente in relazione al traffico veicolare (76 vigili urbani di sesso maschile, di età media 35,9 anni, con anzianità lavorativa media di 12,5 anni).

Non sono state effettuate specifiche determinazioni ambientali del Pb data l'estrema discontinuità dell'esposizione, anche se, in posizioni adiacenti alle stazioni di rifornimento collocate in vie di grande traffico, abbiamo rilevato un inquinamento atmosferico medio da piombo, variabile da 1,8 µg/mc a 6,4 µg/mc.

RISULTATI

Attraverso il questionario è emerso che i rischi maggiormente rilevati dagli addetti sono l'esposizione ad avversità atmosferiche (nell'87,1 % dei casi), a gas di scarico di automezzi (66,6 %), a vapori di benzina (43,5 %), a polveri di strada (25,6 %), ad umidità eccessiva (15,3 %). Il posto di lavoro è risultato totalmente sprovvisto di servizi igienici nel 69,2 % dei casi e privo di ripari dalle intemperie nel 51,3 % dei casi.

I sintomi avvertiti con maggior frequenza dai lavoratori sono rappresentati da irritabilità e « nervosismo » (56,0 %), parestesie agli arti (53,8 %), astenia (35,8 %), prurito e/o irritazione cutanea (23,0 %).

Nessun soggetto presenta alterazioni dell'esame emocromocitometrico.

Il valore medio della piombemia è di 39,1 µg/100 ml (il 54,8 % dei soggetti ha valori superiori al limite dei 40 µg/100 ml).

I valori medi di Ala-U e di Cp-U sono rispettivamente di 4,7 mg/l (con valori compresi fra 3,0 e 6,0 mg/l) e di 66 µg/l (con valori compresi fra 20 e 125 µg/l). Il valore medio di Ala-D è risultato di 25,90 mU/ml di globuli rossi (il 19,3 % dei soggetti presenta valori inferiori al limite mi-

nimo di normalità). Il confronto tra i valori medi di Ala-D riscontrati nel gruppo dei benzinai e nel gruppo di controllo mediante l'analisi del t di Student mostra una differenza statisticamente molto significativa (Tab. 1).

TABELLA 1

**Valori medi di Ala-D nei benzinai e nel gruppo di controllo
con relative d.s.; test t di Student; significatività**

	N.	\bar{x}	d.s.	t	Significatività
Benzinai	31	25,90	6,7	4,47	p = 0,001
Vigili Urbani	76	36,12	7,03		

Per verificare l'esposizione ambientale al piombo e l'eventuale necessità di ulteriori controlli abbiamo fatto anche riferimento a quanto consigliato dalla Commissione della CEE in relazione alle condizioni di salute pubblica relative all'inquinamento da piombo (Tab. 2). Se i livelli biologici orientativi di riferimento non sono superati da nessuno dei gruppi della popolazione considerata, si può ritenere che non siano indispensabili ulteriori controlli [3].

TABELLA 2

**Livelli biologici orientativi di attività Ala-D
in una popolazione non esposta ad assorbimento
di piombo**

% DEL GRUPPO DI POPOLAZIONE PRESO IN ESAME	Attività dell'Ala-D nel sangue (mU/ml)
50.	> 35
90.	> 25
98.	> 20

Riportiamo di seguito le percentuali relative al gruppo di benzinai e al gruppo di controllo (Tab. 3 e 4).

TABELLA 3

**Livelli biologici di attività Ala-D nel gruppo
di benzinai**

% DEL GRUPPO DI BENZINAI	N. 31	Attività dell'Ala-D nel sangue (mU/ml)
9,6	3	> 35
51,6	16	> 25
80,6	25	> 20

TABELLA 4

**Livelli biologici di attività Ala-D nel gruppo
di controllo**

% DEL GRUPPO DI CONTROLLO (VIGILI URBANI)	N. 76	Attività dell'Ala-D nel sangue (mU/ml)
55,2	42	> 35
97,4	74	> 25
98,6	75	> 20

CONCLUSIONI

Il riscontro nel 54,8 % della nostra casistica di valori di piombemia superiori a 40 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$ e di valori di Ala-D eritrocitaria inferiori al limite minimo di 20 mU/ml nel 19,3 % dei soggetti, confermano la possibilità di assorbimento di piombo da parte degli addetti ai distributori di benzina, come già rilevato da alcuni AA. [6, 7]. Inoltre la differenza significativa tra il valore medio di Ala-D riscontrato nella casistica e quello dei controlli, esposti solo a traffico veicolare, deve indurre a considerare la possibilità di un assorbimento legato specificamente alla mansione, anche se non è possibile stabilire quanto sia dovuto alla presenza di PbEt_4 nelle benzine e/o di piombo inorganico nei prodotti di combustione in relazione al movimento delle vetture e/o negli oli minerali manipolati. Anche se gli altri indici biologici di effetto (Ala-D e Cp-U) non mostrano alterazioni di rilievo, i dati

della nostra casistica possono quindi significare il verificarsi di un primo danno biologico e di uno stato patologico indicabile come « presaturismo » [8], in accordo con la sintomatologia soggettiva predominante, tale da indurre a considerare i lavoratori oggetto dell'indagine come esposti a piombo, anche ai fini del contratto collettivo di lavoro. Infine le precarie condizioni delle strutture in cui opera la maggioranza degli addetti, che rendono difficile l'attuazione di minime norme di igiene personale, impongono modifiche ambientali e dell'organizzazione del lavoro, insieme con il monitoraggio biologico degli esposti a rischio.

BIBLIOGRAFIA

1. MILLAR, J.A., THOMPSON, G.G. & GOLDBERG, A. 1972. D-aminolevulinic acid dehydrase activity in the blood of men working with lead alkyls. *Brit. J. Ind. Med.* **29**: 317-320.
2. SECCHI, G.C., ALESSIO, L., CAMBIAGHI, G. & ANDREOLETTI, F. 1972. Ala-dehydratase activity of erythrocytes and blood lead levels in « critical » population groups. *Proc. Intern. Symp. « Environmental health aspects of lead »*, Amsterdam, oct. 2-6, 1972, pp. 595-601.
3. BERLIN, A. 1978. L'esposizione a piombo nella Comunità Europea. *Med. Lav.* **69**: (1): 77-88.
4. MOORE, M.R., BEATTIE, A.D., THOMPSON, G.G. & GOLDBERG, A. 1971. Depression of delta-aminolevulinic acid dehydratase activity by ethanol in man and rat. *Clin. Sci.* **40**: 81-87.
5. ALESSIO, L. & SECCHI, G.C. 1974. Laboratory results of some biological measures in workers exposed to lead. *Arch. Environ. Health* **29**: 351-354.
6. MOORE, P.J., PRIDMORE, S.A. & GILL, G.F. 1976. Total blood lead levels in petrol vendors. *Med. J. Aust.* **1** (13): 438-441.
7. ROTUNNO, R., TARANTINO, M. & BONSIGNORE, D. 1976. Sull'inquinamento atmosferico da piombo. Indagine epidemiologica tra gli addetti ai distributori di benzina. *Lav. Um.* **28**: 65-72.
8. BONSIGNORE, D. 1973. Il test dell'Ala-D eritrocitaria nel saturnismo. *Med. Lav.* **64** (7-8): 264-267.

Problemi di igiene del lavoro connessi con il recupero di piombo-alkili dal fondo marino

A. MARRONI (a) e D. ZANNINI (b)

(a) *Saipem S.p.A., S. Donato Milanese, Unità di Medicina Industriale*

(b) *Cattedra di Medicina del Lavoro, Università di Sassari*

Gli effetti dei piombo-alkili in ambiente iperbarico non erano mai stati considerati prima del recupero del carico della motonave «CAVTAT», né erano disponibili dati da adottare come standards di riferimento. Non si disponeva di informazioni relative alla tossicologia dei vapori di piombo alkili in una miscela iperbarica di elio-ossigeno quale quella in cui vivono e respirano i sommozzatori che lavorano con tecniche di «saturazione», né era noto se la risposta sarebbe stata simile a quella per un pari livello di piombo-alkile in aria.

Avendo adottato, pertanto, una nuova tecnica operativa, la prima priorità fu quella di impedire la contaminazione dell'habitat iperbarico e del sistema di rigenerazione della atmosfera artificiale nonché l'assiduo monitoraggio dei livelli di piombo nella campana d'immersione, la camera di trasferimento e l'habitat.

PROCEDURE DI SICUREZZA

Al fine di prevenire l'assorbimento cutaneo del tossico il sommozzatore indossava una sopratuta e guanti in PVC sopra la normale muta da immersione, risultata permeabile al piombo-alkile. Tali protezioni supplementari venivano abbandonate prima del rientro nella campana. L'ombelicale per la miscela respiratoria che collegava il sommozzatore alla campana era stato reso galleggiante, in modo da impedire la contaminazione sul fondo e veniva comunque pulito prima del recupero.

Al momento del rientro in campana il sommozzatore respirava attraverso una maschera collegata al sistema di rigenerazione dell'atmosfera principale, in modo da evitare l'esposizione ad una possibile contaminazione

della campana; questa era inoltre dotata di un filtro di carbone attivo supplementivo, che era azionato al rientro degli operatori.

Al momento dell'arrivo della campana in superficie e della connessione con la camera di trasferimento, il sistema di respirazione in maschera veniva continuato anche nella camera di trasferimento, mentre la campana veniva scollegata, si compivano le analisi della atmosfera ed il sistema di rigenerazione veniva smistato sulla camera di trasferimento. In nessun momento, quindi, il sommozzatore era in contatto con una atmosfera potenzialmente contaminata. Durante questo periodo i sommozzatori si spogliavano e facevano la doccia, abbandonando gli abiti nella camera di trasferimento, non solo per prevenire l'assorbimento cutaneo, ma anche per impedire il trasferimento del tossico nell'habitat principale. Solo quando i valori dei controlli dell'atmosfera erano entro i limiti ammessi era consentito il trasferimento degli operatori nella camera principale (Tab. 1). Come precauzione finale un ulteriore filtro a carbone attivo era inserito nel sistema di rigenerazione della atmosfera della camera principale.

TABELLA 1

**Caratteristiche e numero dei controlli
della atmosfera**

$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Campana	Camera trasferimento
0 — 40	92	199
41 — 80	39	12
81 — 120	13	4
121 — 160	10	3
165 — 200	8	1
201 — 300	21	2
301 — 500	16	3
— 500	42	—

PROCEDURE MEDICHE

Tutti gli operatori furono esaminati da un medico prima dell'inizio delle operazioni, ai fini della immersione in saturazione e della potenziale esposizione a piombo-alkali.

Durante le operazioni in saturazione il loro comportamento era continuamente controllabile a mezzo televisione ed il medico riceveva inoltre un rapporto quotidiano, compilato dagli stessi operatori, che riportava i dati fisiologici principali (P.A., temperatura, alvo, diuresi, sonno, etc.) nonché le osservazioni, i commenti e le risposte di ogni operatore relative all'ambiente di saturazione e ad eventuali sintomi di contaminazione.

Tutti gli operatori furono sottoposti ad esame emocromocitometrico e piombemia, prima dell'inizio delle operazioni, a controlli di piomburia settimanali e a un controllo ematico e urinario finale. I controlli della piomburia venivano inoltre eseguiti a seguito di ogni evento anomalo che potesse far supporre l'avvenuta contaminazione.

RISULTATI

Furono eseguiti in totale 745 piomburie, 126 piombemie e 93 esami emocromo-citometrici.

I controlli ematologici non diedero mai risultati anomali. Per quanto riguarda la piomburia fu deciso di adottare il limite di 120 $\mu\text{g Pb/l}$ (alquanto cautelativo) come limite di allarme. Se tale limite era superato i controlli medici venivano intensificati, si conducevano indagini approfondite su eventuali pecche tecniche o personali nel rispetto delle procedure di sicurezza e l'operatore veniva allontanato dalla esposizione al rischio. Nessun operatore ha mai accusato sintomi specifici per tutta la durata delle operazioni (14 mesi). In un caso la piomburia raggiunse i 116 $\mu\text{g Pb/l}$, dopo che l'operatore non aveva indossato la maschera quando il livello di piombo in campana era di 500 $\mu\text{g/m}^3$. Durante l'ultimo periodo di saturazione due operatori presentarono livelli di piomburia di 380 e 365 $\mu\text{g Pb/l}$. Tutte le procedure di sicurezza erano state rispettate e la indagine dimostrò che si era avuta contaminazione massiccia dell'ombelicale con passaggio di piombo attraverso la parete ed inquinamento della miscela respiratoria. Gli operatori mostrarono nei giorni successivi una rapida caduta dei valori di piomburia e non accusarono sintomi soggettivi di intossicazione (Tab. 2).

CONCLUSIONI

La procedura di sicurezza illustrata, adottata per far fronte a necessità operative del tutto particolari ed applicata ad una tecnica di lavoro che esige il più assoluto controllo delle condizioni microclimatiche, ambientali ed individuali, ha dimostrato di essere altamente efficace. L'alto livello di contaminazione da piombo-alkili che le operazioni comportavano è stato con-

Situazione della piombemia e piomburia durante le operazioni

Piomburia media	µg/l	37,76	(6-380)
Piomburia media per i periodi di saturazione senza inconvenienti (21 su 23)	µg/l	17,00	(6-98)
Piomburia media per i due periodi di saturazione con contaminazione degli operatori	µg/l	54,00	(20-116)
	µg/l	131,00	(22-380)
Piombemia	µg/100 ml		
Media iniziale		22,40	(12-32)
Media finale		22,90	(11-42)
Media generale		23,70	(11-42)

trastato ed eliminato in maniera pressoché totale come è dimostrato dalla caduta dei valori di piombo atmosferico dalla campana alla camera di trasferimento e dai risultati largamente nella norma del monitoraggio biologico con la adozione di una procedura di decontaminazione « a livelli », che supponeva ogni « livello » contaminato fino a prova contraria.

I due casi in cui si sono avuti segni biologici di contaminazione da piombo-alkili sono stati entrambi riconducibili al mancato rispetto della procedura di sicurezza in un caso e ad una contaminazione trans-parete dell'ombelicale nell'altro.

Riteniamo che l'approccio illustrato possa essere considerato una valida traccia per eventuali future operazioni subacquee in acqua inquinata in generale e da inquinanti volatili in particolare.