

ARPA Piemonte – Dipartimento di Ivrea
Via Jervis, 30 – 10015 IVREA (TO)



L'UTILIZZO DELL'URANIO IMPOVERITO SUGLI AEROMOBILI

PROBLEMI E RISCHIO AMBIENTALE

giugno 2000

L'UTILIZZO DELL'URANIO IMPOVERITO SUGLI AEROMOBILI

PROBLEMI E RISCHIO AMBIENTALE

Mauro Magnoni
ARPA Piemonte - Dipartimento di Ivrea
Via Jervis, 30 - 10015 IVREA (TO)

Introduzione

Nel corso di questi ultimi anni il problema dell'impiego dell'Uranio Impoverito (UI) è balzato agli onori delle cronache in seguito, soprattutto, agli impieghi bellici (proiettili controcarro e perforanti, corazze all'UI) nelle guerre del Golfo (1991) e del Kosovo (1999).

In realtà questo materiale, come vedremo, è stato da tempo utilizzato anche in altri ambiti, uno dei quali è appunto quello aeronautico.

In questo rapporto tecnico vengono presentati i dati disponibili al riguardo e vengono formulate alcune considerazioni sui rischi connessi all'impiego di questo materiale in ambito aeronautico.

Alla trattazione specifica verrà premessa una parte introduttiva generale dove verranno illustrate le caratteristiche di questo materiale, la sua provenienza, l'inquadramento normativo e la sua tossicità.

1) L'Uranio Impoverito: aspetti tecnici e legislativi

L'Uranio Impoverito: origine e caratteristiche del materiale

L'Uranio Impoverito (UI) è un sottoprodotto dell'industria nucleare che si genera in seguito ai processi di estrazione e arricchimento isotopico a cui viene sottoposto l'Uranio naturale.

L'Uranio naturale infatti è costituito essenzialmente da una miscela di due isotopi: l'U-238, che costituisce il 99.78 % della massa dell'Uranio naturale, e l'U-235, che è l'isotopo fissile, cioè quello sfruttabile per scopi di produzione energetica (centrali nucleari) e anche bellici (bombe atomiche) per lo 0.72%. Vi è anche un terzo isotopo, l'U-234, insignificante dal punto di vista ponderale (rappresenta solo lo 0.005% del totale), ma responsabile di una buona quota della radioattività dell'Uranio naturale.

Sia l'U-238 che l'U-235 danno origine a una lunga catena di altri elementi, alcuni dei quali altamente radioattivi, che vengono così a trovarsi

naturalmente nei minerali che contengono Uranio. Tali radioelementi sono responsabili di gran parte della radioattività presente nei minerali d'Uranio.

Nel corso dei processi che portano alla fabbricazione del combustibile (o dell'esplosivo) nucleare tutti questi radioelementi vengono scartati, in quanto ciò che serve agli scopi è solo l'Uranio, il quale però deve subire un ulteriore processo, detto arricchimento, che porta ad avere un rapporto isotopico finale tra U-238 e U-235 diverso da quello naturale. Per combustibili nucleari, una condizione tipica è quella di un'arricchimento del 5%, cioè dell'Uranio che contiene il 5% di U-235 (contro lo 0.72% del caso naturale) e il 95% di U-238.

L'esito di tali processi, assai complessi, porta ad avere come rifiuti ingenti quantità di sostanze radioattive: una relativamente piccola che si riscontra nei quantità dei già citati elementi radioattivi associati all'Uranio, molto radioattivi, e una grande quantità di Uranio "puro", privato anche di gran parte dell'U-235 (e dell'U-234) naturalmente presenti.

L'Uranio così ottenuto è detto appunto Uranio Impoverito (UI): esso contiene ancora una piccola percentuale (di solito compresa tra lo 0.2 % e lo 0.4%) di U-235, ma, da un punto di vista pratico, può essere considerato come U-238 puro.

Nei suoi utilizzi industriali, all'UI vengono spesso aggiunte piccole quantità di altri metalli (nichel, cadmio) con funzioni di copertura e protezione superficiale dei manufatti che si costruiscono, senza però che vengano alterate sostanzialmente le proprietà di questo materiale.

Dal punto di vista delle sue proprietà radioattive, l'U-238 è un α emettitore "quasi puro", avente emivita lunghissima ($4.47 \cdot 10^9$ anni): emette infatti radiazione α a 4.8 MeV circa e solo una debolissima riga γ a bassissima energia (18 keV). Associato ad esso (in condizioni di equilibrio secolare) è anche il Th-234 che è invece un β emettitore con emissioni γ un po' più consistenti e ad energie leggermente più elevate (principali emissioni a 63 keV e a 92.5 keV circa). A differenza di un minerale contenente Uranio naturale, oltre all'assenza pressoché totale dell'isotopo U-235, l'UI presenta un'irraggiamento γ molto più ridotto, mancandogli l'apporto del Ra-226 e dei suoi prodotti di decadimento (Pb-214 e Bi-214 soprattutto). Questa caratteristica radiometrica è anche molto importante per l'identificazione dell'Uranio impoverito.

L'identificazione dell'UI è infatti possibile analizzando lo spettro γ di un campione di UI con un rivelatore al Germanio iperpuro, sensibile alle basse energie (< 100 keV). Ciò può essere fatto in laboratorio, oppure direttamente sul campo, disponendo di uno spettrometro portatile.

In figura 1 è mostrato un tipico spettro di UI, emesso da contrappesi aeronautici costituiti da UI e registrato da un rivelatore al Germanio tipo n.

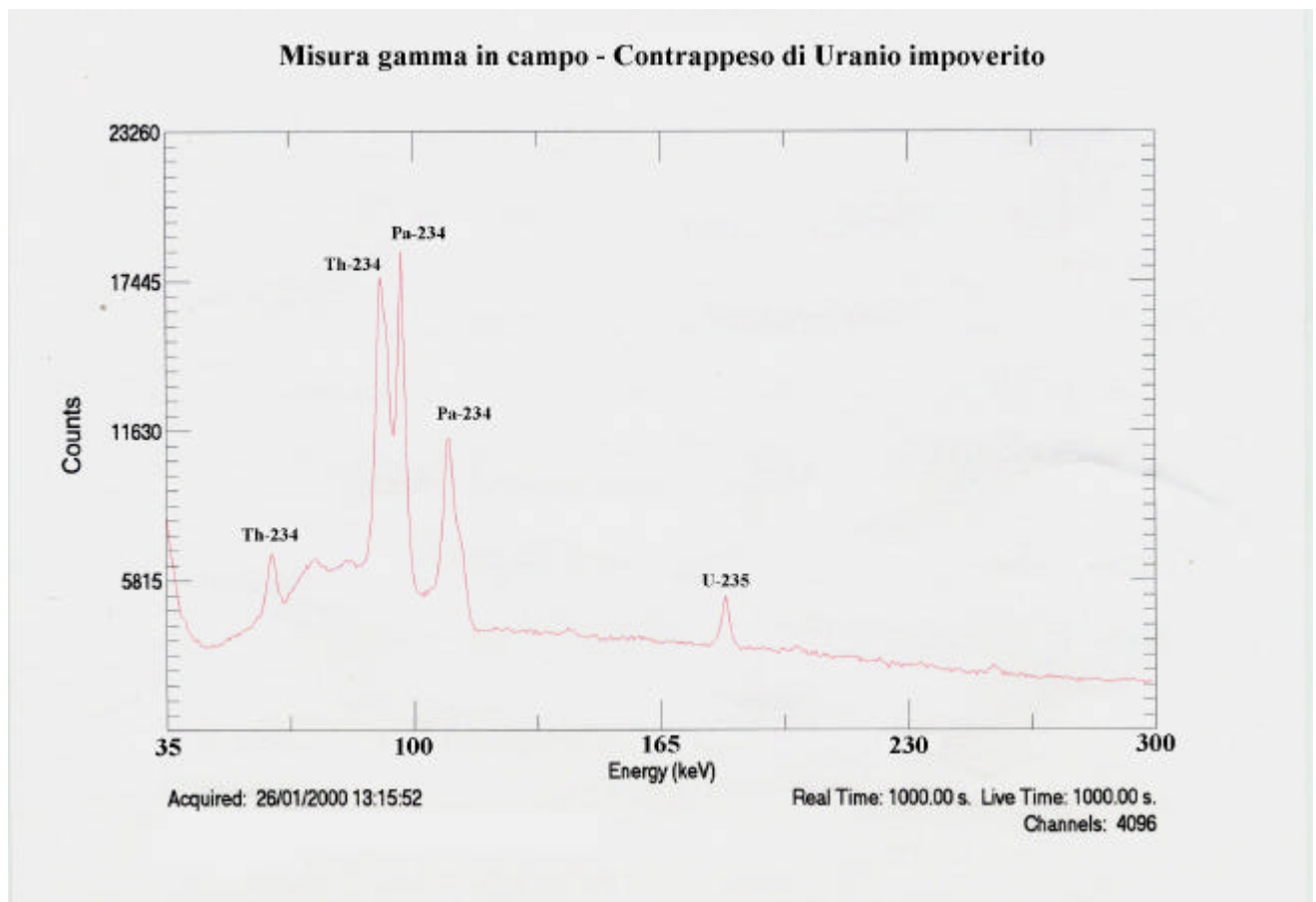


FIGURA 1 - Spettro γ di UI rilevato con spettrometro portatile al Germanio iperpuro

Nello spettro sono visibili le tipiche righe di emissione del Th-234 (a 63 keV e 92.5 keV) e del Pa-234 (81 keV e 100 keV), mentre mancano le tipiche emissioni γ di Ra-226 e radionuclidi discendenti ed è considerevolmente più bassa l'emissione γ dell'U-235 (a 185.7 keV).

Queste particolari caratteristiche dello spettro γ sono "la firma" inequivocabile dell'UI.

Si tratta comunque, in definitiva, di una sostanza debolmente radioattiva: è infatti considerato un "rifiuto radioattivo a bassa attività", e come tale, viene trattato e smaltito.

Sono d'altro canto evidenti, da un punto di vista economico, i vantaggi che derivano da un impiego dell'UI per scopi industriali, sia da parte di chi produce il materiale (l'industria nucleare) che vede tramutato in guadagno quello che prima era invece un costo, sia da parte degli utilizzatori, che si trovano a disposizione, a basso costo, un materiale avente caratteristiche fisiche eccezionali (in particolare, l'altissima densità, quasi 19 g/cm³, circa una volta e mezza quella del piombo).

Tuttavia tale materiale, nonostante che la sua radioattività non sia particolarmente elevata, presenta comunque dei rischi, anche, e forse

soprattutto, per le sue caratteristiche chimiche. Tratteremo a parte queste problematiche.

L'Uranio Impoverito: aspetti legislativi

Secondo la legislazione italiana, l'UI è un materiale radioattivo e pertanto ricade sotto le prescrizioni stabilite dal Decreto Legislativo 230/95.

Infatti i manufatti costruiti con tale materiale oltrepassano le soglie di applicazione stabilite dal Decreto stesso (vedi allegato I, punti 1.2 e 1.3): concentrazioni superiori a 1 Bq/g (Becquerel al grammo) e quantità totale superiori a 1 MBq (1 milione di Becquerel).

In senso stretto tale materiale viene indicato dalla legge come "materia grezza" (vedi definizioni all'art 4, lettera o) del D. L.vo 230/95) o anche "materia radioattiva naturale" (vedi allegato I punto 2.2).

Il primo adempimento di legge per un tale materiale è la denuncia di detenzione (entro 10 giorni) che, ai sensi di legge (art. 22 del D. L.vo 230/95) deve essere fatta agli organi del SSN competenti per territorio, al comando provinciale dei VVFF e all'ANPA, nonché all'Ispettorato del lavoro. Oltre a ciò, (ai sensi dell'art. 23 del D. L.vo 230/95 e dell'art. 3 della legge n°1860 del 31-12-1962) occorrerebbe inoltrare denuncia anche al Ministero dell'industria e del commercio entro il termine dei 5 giorni e tenere la contabilità di tale materiale.

Per quanto riguarda i contrappesi montati sugli aeromobili però la legge prevede una parziale esenzione. Infatti la Legge n°1008 del 19/12/1969 e il Decreto Ministeriale (Industria di concerto con Sanità) del 15/12/1970 stabiliscono varie esenzioni agli obblighi di denuncia di detenzione tra cui anche per "uranio naturale o impoverito contenuto nei contrappesi per aeromobili, installati, immagazzinati o in fase di montaggio o smontaggio" (art. 1 comma 7 del D.M. 15/12/1970).

Resta tuttavia fermo l'obbligo di tenuta della contabilità di tale materiale (art. 23 D. L.vo 230/95) e, ovviamente, anche di tutte le prescrizioni radioprotezionistiche vigenti per i lavoratori e la popolazione (Capo VIII e Capo IX del D. L.vo 230/95).

Dal punto di vista radiotossico, l'UI è assimilato dalla legge all'U-238. Valgono quindi per esso le norme fissate per l'U-238.

2) L'Uranio Impoverito nell'industria aeronautica

L'impiego di contrappesi sulle superfici mobili di un aeroplano è molto diffuso nell'industria aeronautica. La funzione di tali dispositivi è quella di mantenere le superfici mobili dell'aeroplano (superfici alari, timone di direzione, stabilizzatori orizzontali) in posizione "neutra", in caso di avaria dei sistemi idraulici che normalmente ne comandano i movimenti.

Per assolvere alla loro funzione devono dunque essere in grado di esercitare una forza sufficiente sulle superfici mobili. Poiché su tali superfici mobili non è disponibile molto spazio, è necessario che le dimensioni dei contrappesi siano esigue. Le dimensioni tipiche di questi oggetti, di solito sagomati con forme

prismatiche a basi triangolari, sono di circa 20-30 di lunghezza con basi di qualche centimetro.

Per questi motivi ci si è orientati verso materiali ad alta o altissima densità, come il Tungsteno o, appunto, all'Uranio Impoverito per i quali le densità sono, rispettivamente, 19.3 e 18.95 g/cm³.

Tra questi i due materiali, l'UI, pur essendo leggermente meno denso del Tungsteno presenta degli enormi vantaggi dal punto di vista economico in quanto, come è già stato detto, è un abbondante rifiuto dell'industria nucleare ed è quindi disponibile a basso costo.

A partire dagli anni settanta perciò, l'impiego dell'UI si diffuse nell'industria aeronautica americana, andando a sostituire il più costoso Tungsteno nei contrappesi delle parti mobili delle ali e dei piani di coda.

E' noto ad esempio che un certo numero di B-747 è equipaggiato con contrappesi all'UI. Attualmente, sugli aeromobili di nuova costruzione si è tornati a preferire il Tungsteno all'UI.

Come già accennato, l'impiego dell'UI non è rimasto tuttavia limitato all'industria aeronautica: è stato infatti impiegato anche come stabilizzatore nelle chiglie delle barche e, soprattutto nell'ultimo decennio, si è diffuso il suo impiego militare come componente delle ogive dei proiettili controcarro e nelle corazze dei carri armati. L'impiego di proiettili all'Uranio Impoverito è documentato ampiamente nella Guerra del Golfo (1991) e, più recentemente, in quella del Kosovo (1999). Questo tipo di impiego ha destato molte polemiche e critiche da parte di associazioni ambientaliste e di veterani di guerra (negli U.S.A.) per le evidenti implicazioni ambientali e sanitarie che coinvolgono i territori dove è stato fatto uso di ordigni all'UI, le popolazioni ivi residenti e anche i soldati impegnati in quei campi di battaglia.

Come si può facilmente intuire, le problematiche legate a questo tipo di impiego sono assai differenti rispetto a quelle proprie dell'uso aeronautico. Tuttavia si farà riferimento anche a questo tipo di utilizzo dell'UI quando si andrà a discutere dei rischi connessi in caso d'incidente aereo: infatti, secondo questo tipo di scenario, il rischio maggiore proviene dalla dispersione nell'ambiente dell'UI sotto forma di particolato fine, una situazione per certi versi analoga a quella che si verifica con l'esplosione di un proiettile all'UI.

3) Rischi connessi all'impiego dell'Uranio impoverito sugli aeromobili

Tossicità e radiotossicità dell'Uranio Impoverito

L'Uranio Impoverito è, come si visto, costituito per larghissima parte (oltre il 99.6 %) da U-238, l'isotopo dell'Uranio più diffuso in natura. Per questo motivo le sue caratteristiche tossiche e radiotossiche sono sostanzialmente riconducibili a quelle dell'U-238 stesso.

L'Uranio-238 è un metallo avente peso atomico 238, numero atomico 92, densità 18.95 g/cm³, stati di ossidazione +III, +IV, +V e +VI ed è inoltre radioattivo con un tempo di dimezzamento (emivita) di 4.47 miliardi di anni. Esso è diffuso, seppure in basse concentrazioni, nei vari comparti ambientali (aria, acqua, suolo).

Delle sue proprietà radioattive è già stato fatto cenno. In realtà per valutare pienamente il rischio dovuto all'Uranio non si possono trascurare le sue proprietà chimiche. L'Uranio è infatti un metallo pesante altamente tossico la cui ingestione/inalazione può causare gravissimi danni ai reni.

L'esposizione dell'uomo a composti d'Uranio dà quindi luogo a due diverse tipologie di rischio: il danno renale e il danno radiologico.

Quale dei due rischi sia quello maggiore non è possibile dire in generale, in quanto il prevalere dell'uno o dell'altro dipende fortemente dalla specie chimica e dalle modalità di esposizione.

Data la sua bassa radioattività γ , il rischio di gran lunga maggiore è comunque legato all'introduzione dell'Uranio nell'organismo attraverso inalazione e/o ingestione.

A questo riguardo è necessario distinguere i vari composti dell'Uranio in solubili e insolubili: questa proprietà, riferita ai fluidi corporei (in particolare al plasma) è molto importante poiché in base ad essa è possibile stabilire il percorso dell'Uranio nell'organismo e quindi studiarne gli effetti.

In particolare i composti solubili, cioè quelli che entrano facilmente in circolo, rappresentano un rischio per l'apparato renale: esso filtra infatti circa 160-200 litri di sangue in un giorno. In tal modo una gran parte dell'Uranio introdotto nell'organismo viene escreto attraverso le urine. L'escrezione dell'Uranio è molto rapida all'inizio (circa il 70% della quantità introdotta è escreta nelle 24 ore), ma lentissima poi.

In individui esposti all'Uranio per ragioni professionali è stato rilevato che, in condizioni stazionarie, l'85 % dell'Uranio introdotto nell'organismo si trova nelle ossa, il 13.5% nei reni e un qualche per cento nel fegato. Da questi dati è stato possibile stimare per l'Uranio un'emivita biologica tra i 180 e 360 giorni. Si tratta tuttavia di valutazioni di massima. Sembra ad ogni modo assodato che l'Uranio introdotto nell'organismo segua due diverse cinetiche di eliminazione: si ha infatti una prima fase ad eliminazione più veloce (da 1 a 100 giorni di emivita) e una seconda più lenta (da 120 a 1500 giorni di emivita). Riferendosi in particolare alla frazione di Uranio depositato nei reni, ai fini pratici si può prendere un'emivita di 15 giorni: questo dato è di una certa importanza in quanto consente di stimare, a partire dai limiti di tossicità renale, i corrispondenti limiti di introduzione.

Si ritiene unanimemente che, per elevate quantità di Uranio introdotte, compaiano prima i sintomi di intossicazione chimica (perdita della funzionalità renale) che di danno radiologico.

Ad esempio, si calcola che la LD₅₀ (dose letale per il 50% della popolazione esposta) per gli esseri umani a causa della perdita della funzionalità renale in seguito all'inalazione di polveri solubili di Uranio sia inferiore a 1 g. Questi dati sono indicativi, in quanto estrapolati da studi su animali.

L'incertezza sui dati di tossicità (chimica) si riflette anche sui limiti tossicologici proposti dai vari ricercatori, associazioni e organismi di controllo.

A titolo di esempio citiamo la situazione degli Stati Uniti dove il problema degli effetti dell'esposizione all'UI è assai sentito: si va infatti da un limite (giudicato "sicuro") di 3 mg/kg nel rene proposto da RAND, un'organizzazione no-profit legata all'U.S. Air Force (finanziata dal Dipartimento della Difesa), ai limiti più stringenti raccomandati dall'OSHA (Occupational Safety and Health Administration) pari a 750 $\mu\text{g}/\text{kg}$, o a quelli ancora più severi raccomandati da alcuni ricercatori dell'Oak Ridge Nazionale Laboratory, pari a 300 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Sempre restando negli Stati Uniti, l'Agency for Toxic Substances and Disease Register (ATSDR) ha proposto un limite di introduzione orale pari a 1 µg/giorno per kg di peso corporeo che, per un corpo del peso di 70 kg, corrisponde a 150 µg/kg nel rene. Sulla base di questi ultimi limiti l'EPA (Environmental Protection Agency) ha stabilito i suoi livelli massimi di concentrazione per le acque potabili e sotterranee.

Per quanto riguarda la legislazione italiana, il Decreto Legislativo 230/95, pur disciplinando gli aspetti radiologici cita testualmente, in nota alla Tabella IV.1, relativamente all'U-238 che "Tenuto conto della tossicità chimica dell'Uranio, l'inalazione e l'ingestione non dovrebbero superare, rispettivamente, i 2.5 e i 150 mg nel corso di una giornata". In questo modo, a prescindere dagli effetti radiologici, sono stabiliti dei limiti che salvaguardano dai danni renali.

Non sembra comunque che vi sia, al momento, una unanime valutazione da parte della comunità scientifica, per quanto concerne la tossicità chimica, del livello "di sicurezza" al di sotto del quale non vi siano rischi ragionevole per la salute.

Alcuni studi clinici sembrano indicare che una prolungata esposizione all'Uranio possa indurre nell'organismo una certa tolleranza. Inoltre, anche nei casi di grave intossicazione renale, una volta superata la crisi, la prognosi per una regressione delle lesioni e un ripristino della funzionalità renale è in genere buona.

Se l'effetto tossico sui reni è comunque assai ben documentato (pur nella difficoltà di stabilire unanimi "livelli di sicurezza"), più controverso è l'effetto dell'Uranio come agente chimico cancerogeno: alcuni studi in vitro sembrano supportare questa ipotesi, accomunando quindi l'Uranio (e quindi anche l'UI) ad altri metalli pesanti con effetti cancerogeni. Tuttavia, a causa dell'incertezza su questo particolare aspetto, trascureremo, nelle nostre valutazioni, l'eventuale cancerogenicità "chimica" dell'Uranio e riferiremo quindi il rischio di induzione tumori alle sole proprietà radioattive dell'Uranio.

A questo proposito occorre però sottolineare una fondamentale differenza di impostazione che si deve tenere nella valutazione del rischio di tossicità renale e di radiotossicità (rischio radiologico): mentre sembra che, per la tossicità renale, al di sotto di una certa soglia si possa parlare di assenza di rischio, per la radiotossicità tale impostazione non è valida. Sono infatti note le indicazioni delle varie istituzioni scientifiche internazionali (in primis l'International Commission on Radiological Protection) a favore del modello di rischio "lineare senza soglia", secondo il quale quantità comunque piccole di radioattività hanno una certa probabilità di arrecare, a medio e lungo termine, danni alla salute umana.

Per questo motivo, volendo tenere conto complessivamente dell'effetto sulla salute umana dell'UI, bisogna combinare con cautela tossicità renale e radiotossicità.

Un'ulteriore difficoltà deriva dal fatto che, mentre per il caso della tossicità a carico del rene i composti chimici più pericolosi sono quelli solubili, la situazione si capovolge tenendo conto della radiotossicità. Ciò si riflette chiaramente sui limiti di introduzione annua che il D. L.vo 230/95 stabilisce (vedi Tabella IV.1, negli allegati al Decreto) per i vari composti chimici dell'Uranio, distinti tra loro proprio in base alla loro solubilità e che per comodità vengono riportati nella tabella seguente.

Tabella 1 - Limiti di introduzione annua per l'U-238 (e l'Uranio Impoverito)

Tipo di introduzione	Limite annuo (Bq)	Composto chimico
inalazione	1000	UF ₆ , UO ₂ F ₂ , UO ₂ (NO ₃) ₂
inalazione	600	UO ₃ , UF ₄ , UCl ₄
inalazione	40	UO ₂ , U ₃ O ₈
ingestione	10000	Composti inorganici solubili in acqua
ingestione	200000	Composti insolubili

Per questo motivo, nella valutazione complessiva del rischio legato all'esposizione all'Uranio che verrà fatta, distinguendo vari scenari, nella sezione successiva, si procederà anzitutto alla stima dei livelli di contaminazione che possono dar luogo a danni renali, calcolando in un secondo tempo la dose radiologica associata, la quale verrà confrontata con i vigenti limiti di legge.

Scenari di riferimento e rischi connessi

Una qualunque stima di rischio non può fare a meno di individuare degli scenari di riferimento. A ciascun scenario di riferimento corrispondono dei gruppi di individui che risultano esposti a un determinato rischio. Per quanto riguarda l'impiego di contrappesi all'UI negli aeromobili si possono quindi distinguere i seguenti gruppi di persone:

- 1) Membri dell'equipaggio, passeggeri e personale addetto ai servizi aeroportuali
- 2) Operai addetti alla manutenzione degli aeromobili
- 3) Vigili del Fuoco, squadre di soccorso e popolazione, in caso di incidente aereo
- 4) Concentrazioni in aria a medio e lungo termine dopo un incidente

1) Membri dell'equipaggio, passeggeri e personale addetto ai servizi aeroportuali

Il rischio rappresentato dall'impiego di UI nei contrappesi per questo gruppo di persone è da considerarsi trascurabile, a meno di grave disastro aereo (vedi punti successivi). Infatti il limitato irraggiamento γ proprio dell'UI unito al posizionamento dei contrappesi sulle superfici alari, molto distanti dai luoghi di normale accesso, rendono del tutto trascurabile il rischio di irraggiamento. A maggior ragione non sono ragionevolmente ipotizzabili seri rischi di inalazione e/o ingestione. La presenza di contrappesi all'UI non costituisce quindi, per questo gruppo di persone, un rischio reale.

2) Operai addetti alla manutenzione degli aeromobili

Per questo gruppo di persone occorre invece considerare con maggiore attenzione sia l'irraggiamento che anche il rischio di ingestione.

A questo proposito risulta di fondamentale importanza conoscere il tempo trascorso da ciascun lavoratore nei pressi (entro 1 m) dei contrappesi e le operazioni eseguite sugli stessi.

Per motivi precauzionali si ritiene indispensabile che gli operatori addetti allo smontaggio e alla verifica dei contrappesi, anche se le procedure di controllo non prevedono la manipolazione degli stessi, indossino almeno dei guanti protettivi, al fine di evitare rischi di contaminazione interna (soprattutto tramite ingestione). L'eventualità che i contrappesi ossidati possano rilasciare polveri di Uranio non è infatti da considerarsi remota.

Tenendo presente, a questo riguardo, i limiti di legge appena richiamati (vedi Tabella 1), non si può dunque escludere a priori, per questa categoria di personale, un'esposizione alle radiazioni ionizzanti che complessivamente superi i limiti di legge per la popolazione (1 mSv/anno), configurando così i lavoratori come esposti alle radiazioni.

E' pertanto necessario provvedere in questi casi a un'analisi approfondita del rischio a cui sono sottoposti tali lavoratori, con un'attenta disamina delle operazioni svolte dai singoli lavoratori, attuabile solo con una conoscenza dettagliata delle mansioni a cui essi sono addetti.

Si ritiene che tale analisi di rischio debba essere svolta dall'Esperto Qualificato (ex D. L.vo 230/95) e che debba far parte integrante delle valutazioni di rischio previste dal D. L.vo 626/96.

3) Vigili del Fuoco, squadre di soccorso e popolazione, in caso di incidente aereo

L'eventualità di un incidente aereo in cui è coinvolto un aeroplano che monta contrappesi all'UI è, senza dubbio, lo scenario che più preoccupa, a causa delle evidenti implicazioni di contaminazione ambientale che ne possono derivare.

Tale eventualità non è ipotetica, in quanto un evento del genere è già accaduto: il giorno 4 ottobre 1992 un B-747 cargo della compagnia israeliana El-Al si schiantò al suolo nei pressi di Amsterdam, provocando la morte, oltre che dei 3 membri dell'equipaggio anche di una quarantina di persone che abitavano il condominio investito in pieno dall'aereo (vedi documentazione della LAKA Foundation, riportata in allegato).

I portavoce della El-Al dichiararono che il B-747 trasportava contrappesi di UI per un totale di 380 kg, dei quali solo 150 furono recuperati. In seguito all'incidente venne rimosso lo strato superficiale di suolo dell'aerea interessata dall'incidente, fino alla profondità di 40 cm.

Più recentemente si è avuto notizia di un altro grave incidente aereo che ha interessato un B-747-200 cargo della Korean Airlines, schiantatosi il 22 dicembre 1999 nei pressi di Londra, nel quale pure era sospettata la presenza di contrappesi all'UI.

La dispersione di UI in seguito a un incidente aereo è dunque un rischio che, alle luce dei fatti, non può essere misconosciuto.

Per quanto già detto in precedenza, risulta evidente che la minaccia più grave, in questa eventualità, deriva dalla dispersione nell'ambiente di particolato fine contenente UI.

Da qualche tempo, alcuni membri della comunità scientifica, associazioni, e istituzioni varie, hanno intrapreso ricerche volte a valutare la contaminazione dell'ambiente derivante dai recenti impieghi bellici di proiettili all'UI (guerre del Golfo e del Kosovo) e stimare gli eventuali effetti sulla salute. Questo tipo di impiego dell'UI, pur essendo assai differente rispetto all'impiego aeronautico, porta a una dispersione nell'ambiente di polveri d'Uranio in seguito alla detonazione dei proiettili.

Per restare nell'ambito dell'uso aeronautico (contrappesi) dell'UI si possono citare gli studi (e le polemiche) che sono seguite all'incidente di Amsterdam. Senza entrare nel merito delle controversie che nacquerò (sorserò dubbi sull'attendibilità delle notizie rese circa il quantitativo di UI effettivamente trasportato), è interessante ricordare che solo circa un terzo dell'UI dichiarato venne recuperato: ciò sembrerebbe indicare che una buona parte dell'Uranio sia andata dispersa sotto forma di particolato fine.

E' difficile fare una previsione del destino dell'UI trasportato da un aeroplano in caso di incidente. Si può ricordare che la temperatura di fusione dell'Uranio è di circa 1132 °C. Tenendo quindi conto che la temperatura che può essere raggiunta nell'incendio che segue un incidente aereo può essere stimata tra i 1000 °C e i 3000 °C, è dunque plausibile che l'Uranio venga, in questi casi, almeno parzialmente fuso. A questo proposito, non si può inoltre dimenticare anche un'altra importante caratteristica dell'UI metallico: esso è infatti un materiale piroforico, tende cioè a bruciare, dando origine a biossido di Uranio (UO₂, sotto forma polveri) anche a temperature molto al di sotto di quella di fusione.

Pertanto, a seguito di un disastro aereo non può essere escluso il rischio di contaminazione di aree anche molte estese.

Una stima realistica del rischio per la popolazione (e per i soccorritori e Vigili del Fuoco) in questi casi presenta comunque delle grosse difficoltà.

Le valutazioni avanzate in un famoso articolo apparso su *Nature* dal fisico americano Robert L. Parker (vedi bibliografia), che indicano che eventi di questo tipo possono porre in pericolo di vita fino a 250000 persone, sono forse esagerate, in quanto si basano su ipotesi scarsamente realistiche (scenario peggiore: inalazione/ingestione da parte di esseri umani di circa 250 kg di Uranio, cioè 1 grammo a testa per 250000 persone), ma rendono l'idea di come il problema non possa essere sottovalutato. Tali stime fanno riferimento agli effetti tossici dell'Uranio a carico dell'apparato renale: come già accennato in precedenza, la dose letale di UI (per inalazione) è infatti valutata attorno a 1 grammo.

Per cercare di delineare in modo un po' più realistico la situazione di rischio che si verrebbe a creare in caso di disastro aereo, proveremo a ipotizzare uno scenario di incidente, facendo riferimento a quanto si sa dell'unico precedente conosciuto, cioè quello del B-747 El-Al precipitato presso Amsterdam (1992).

In quell'occasione, stando alle notizie disponibili, meno della metà dell'UI (per la precisione il 40%) trasportato dall'aereo venne recuperato: si può quindi immaginare che il resto sia stato disperso sotto forma di fine particolato.

Utilizzando, per la deposizione al suolo del particolato, un semplice modello gaussiano^(*), si può stimare la contaminazione massima con la formula:

$$D = f \cdot \frac{Q}{(s \cdot \sqrt{2p})^2} \quad (1)$$

dove f è, nel nostro caso, la frazione di UI che si disperde nell'aria, Q è la quantità di UI trasportata dall'aereo e σ è la deviazione standard della distribuzione.

Prendendo quindi $f=0.6$, $Q=1000$ kg e inserendo un opportuno valore per σ (espresso in metri), si ottiene la stima della contaminazione massima in kg/m².

La scelta del parametro σ è assai critica, in quanto non è semplice fare un modello realistico di un evento complesso come è lo schianto al suolo di un aereo. Prendendo tuttavia come ordine di grandezza le dimensioni stesse del velivolo ($\sigma=70$ m), si ricava un valore massimo di circa 19.5 g/m², corrispondente a circa 242000 Bq/m². Si tratta di valori cospicui.

Tuttavia, per valutare gli effetti acuti sulla salute, più che la contaminazione al suolo, è molto più utile chiedersi quale potrebbe essere la concentrazione in aria, subito dopo l'incidente. Una stima di ciò può essere fatta facendo uso di un modello gaussiano analogo a quello impiegato per la deposizione, dove C_a rappresenta stavolta la concentrazione in aria:

$$C_a = f \cdot \frac{Q}{(s \cdot \sqrt{2p})^3} \quad (2)$$

I risultati che si ottengono in questo caso ($\sigma=70$ m), sono 111 mg/m² nel punto più contaminato, per scendere a 40 mg/m² a 100 metri da esso.

Queste stime, come del resto quelle precedenti sulla contaminazione superficiale, dipendono molto dalla scelta dei parametri del modello. Cambiando ad esempio il valore di σ , si ottengono valori anche molto differenti.

Nel grafico che segue viene mostrato l'andamento della contaminazione di UI in aria in funzione della distanza, nel quale con C_{a1} e C_{a2} sono indicati i valori di concentrazione calcolati, rispettivamente, con $\sigma=70$ m e $\sigma=100$ m.

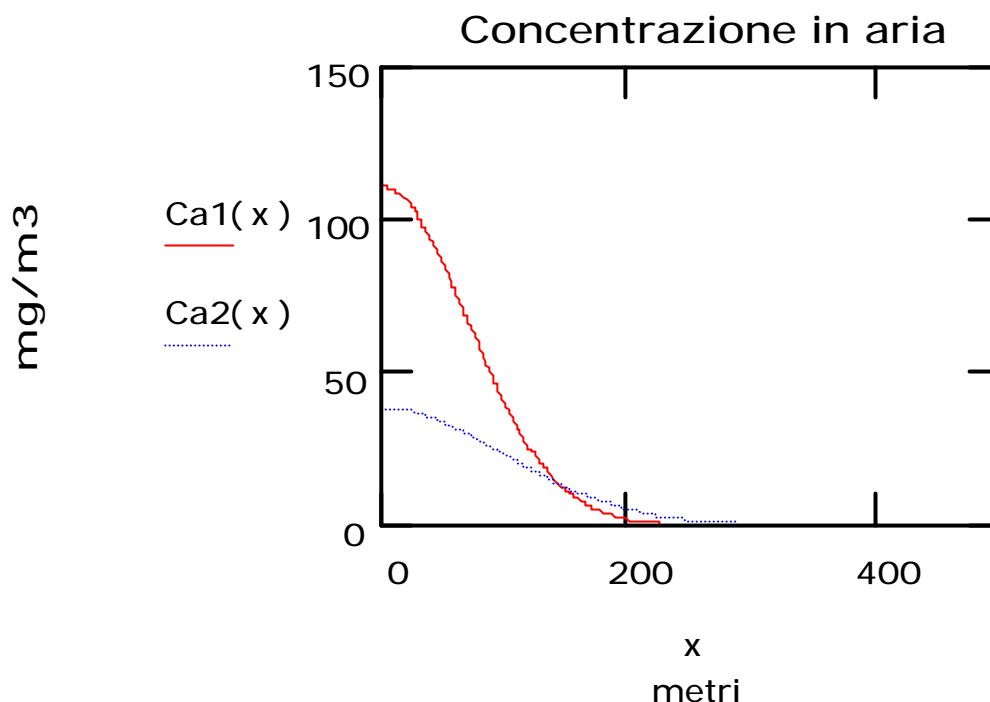


FIGURA 2 – Andamento della concentrazione in aria di UI dopo un incidente (UI coinvolto dell'incidente pari a 1000 kg; in ascissa la distanza dal punto di massima concentrazione è espressa in metri)

Sia che si scelga l'una o l'altra alternativa, i valori che si ottengono sono comunque rilevanti. In un caso avrò valori maggiori al centro e inferiori a grandi distanze, nell'altro caso avrò valori inizialmente più bassi ma maggiori a grandi distanze.

Da questa discussione è evidente che un ruolo cruciale in questo semplice modello è giocato dal valore di σ . A questo proposito occorre riconoscere che l'attuale mancanza di dati sperimentali relativi alla dispersione di polveri di UI in seguito a incidente aereo rende difficile la scelta a priori di un valore di σ sufficientemente certo. Valori dell'ordine del centinaio di metri vengono proposti (vedi riferimenti 19 e 20 in bibliografia) nel caso dei proiettili all'UI. Si può però facilmente obiettare che la situazione che si sta cercando qui di analizzare è molto diversa e quindi i valori dei parametri potrebbero essere da rivedere. In particolare, la dispersione degli inquinanti a seguito dello sviluppo di un forte incendio, potrebbe comportare una modalità di dispersione molto diversa e più complicata rispetto a quella descritta dal semplice modello. Un ruolo molto importante potrebbe inoltre essere giocato anche dalle condizioni meteorologiche al momento dell'incidente: ad esempio, una condizione di vento piuttosto forte potrebbe trasportare a grosse distanze la massa d'aria contaminata senza che essa subisca apprezzabili diluizioni.

D'altra parte, il tener conto di tutte queste possibili condizioni necessiterebbe di studi approfonditi che vanno al di là degli scopi e delle

ambizioni di questo lavoro. Molto probabilmente si arriverebbe all'abbandono di un modello così semplice e tutto sommato rozzo, come quello ora impiegato, ma che, crediamo, può comunque dare delle utili indicazioni.

I dati presentati in figura 2 possono infatti dare un'idea, sia pure approssimata, di quello che potrebbe essere lo scenario che deve essere affrontato dai soccorritori.

Prendendo infatti ad esempio il caso $\sigma=100$ m (curva blu in figura 2), dai dati di concentrazione si può calcolare il quantitativo massimo inalabile da un soccorritore e/o da una persona che si viene comunque a trovare nei pressi dell'incidente.

Supponendo quindi che l'Uranio liberato in aria sia per 1/3 sotto forma solubile, che il periodo di esposizione sia di 2 ore circa e che il tasso respiratorio sia di 1 m³/h, si ricava un'inalazione di 25 mg di UI in forma solubile e di 51 mg in forma insolubile. Si tratta di livelli pericolosi, a causa della tossicità chimica dell'Uranio a carico del rene (limiti di inalazione di 2.5 mg e 150 mg al giorno per forma solubile e insolubile, rispettivamente, indicati nel D. L.vo 230/95). Valori ancora maggiori sono calcolabili per il caso $\sigma=70$.

E' interessante valutare anche il contributo radiologico (dose) legato a questa introduzione. Facendo riferimento ai già citati limiti di introduzione per inalazione stabiliti dal D. L.vo 230/95, si ottiene una dose di 16.1 mSv: E' questo un valore decisamente superiore ai limiti di dose per la popolazione (1 mSv/anno, ex allegato III comma 14 D. L.vo 230/95), pur restando al di sotto dei limiti per i lavoratori esposti alle radiazioni per ragioni professionali, a cui dovrebbero essere assimilati i Vigili del Fuoco (50 mSv in 1 anno e 100 mSv in 5 anni).

Per limitare i rischi derivanti da uno scenario di incidente così come da noi delineato è sufficiente, da parte delle squadre di soccorritori (Vigili del Fuoco, personale sanitario, forze dell'ordine), l'impiego di normali strumenti di protezione personale quali, in particolare, maschere in grado di trattenere particolato fine (diametro inferiore al micron). Una certa precauzione dovrà pure essere tenuta nel manipolare gli indumenti (tute) utilizzati nell'intervento che, se non del tipo "usa e getta", dovranno essere accuratamente lavati prima di un loro riutilizzo.

E' evidente che se è vero che tali precauzioni ed avvertenze potranno essere messe in pratica piuttosto facilmente da personale specializzato, ciò non vale per la popolazione eventualmente coinvolta, la quale risulta pertanto essere la parte più esposta a un rischio che, pur essendo poco probabile, è senz'altro da giudicarsi non trascurabile per le possibili gravi conseguenze.

Concludiamo questa sezione con una breve avvertenza.

Le valutazioni appena esposte sul rischio da UI in seguito a incidente aereo sono da considerarsi di massima e non pretendono certo di esaurire un argomento tanto complesso. Il loro scopo principale era quello di mostrare che, partendo da dati di fatti incontrovertibili (come il carico di UI sugli aeromobili) e facendo delle semplici supposizioni sulla distribuzione dell'inquinante, si giunge a delineare uno scenario in cui il rischio per popolazione e soccorritori non può essere semplicisticamente ignorato.

E' possibile che uno studio accurato delle modalità in cui avviene un incidente aereo, in cui si tenga conto delle caratteristiche dei materiali coinvolti nell'incendio, possa in futuro dimostrare che le queste asserzioni sono

eccessivamente pessimistiche. Allo stato attuale riteniamo tuttavia che queste stime, pur prudenziali, siano da considerarsi realistiche.

4) Concentrazioni in aria a medio e lungo termine dopo un incidente

Per una più completa valutazione dell'impatto ambientale di un incidente aereo che coinvolga un aeromobile che impiega contrappesi all'UI, stante il ruolo critico rappresentato dall'inalazione di polveri all'UI, è utile fare anche una stima della concentrazione in aria che può derivare a medio e lungo termine, in seguito alla risospensione delle polveri di UI depositate al suolo.

Infatti, la concentrazione stimata tramite l'equazione (2) è riferita a una situazione immediatamente successiva all'incidente e non fornisce quindi una stima realistica dell'esposizione cronica alle polveri d'Uranio.

D'altra parte è evidente l'interesse che risiede in una valutazione di questo genere, sia per gli aspetti di eventuale bonifica del territorio che di semplice calcolo di dosi per la popolazione che risiede nell'area.

La stima della concentrazione in aria dovuta alla risospensione viene di solito fatta impiegando la seguente semplice equazione:

$$C_a = F \cdot D \quad (3)$$

dove D è la deposizione al suolo (Bq/m^2 , kg/m^2 , ecc.) che, nel caso di un incidente, può essere valutata a partire dalla (1) mentre F è il coefficiente di risospensione.

L'utilizzo della relazione (3) in un caso come quello descritto dal modello descritto dall'equazione (1) presenta qualche difficoltà, in quanto, di solito, la stima della concentrazione in aria tramite il coefficiente di risospensione viene effettuata supponendo uniforme la contaminazione superficiale D in un'area piuttosto vasta.

Non è questa, evidentemente, la situazione descritta dai nostri modelli. Occorre quindi un opportuno adattamento, che tenga conto della distribuzione non omogenea della contaminazione superficiale.

Esprimendo infatti la contaminazione del suolo D in funzione della distanza dal punto di impatto, si ha, impiegando un sistema di coordinate cartesiane aventi l'origine nel punto di impatto stesso, la seguente formula:

$$D(x, y) = f \cdot \frac{Q}{(s \cdot \sqrt{2p})^2} \cdot e^{-(x^2 + y^2) / 2s^2} \quad (4)$$

In base a questo modello la contaminazione superficiale si distribuisce su una superficie infinita. In pratica, a una certa distanza dal punto di impatto, la contaminazione risulterà trascurabile. Il valore di questa distanza dipende dal parametro σ che caratterizza la distribuzione adottata: maggiore sarà il valore di σ , più ampia sarà l'area contaminata.

Un discorso inverso vale invece per i valori di contaminazione superficiale, almeno nelle aree più vicine al punto d'impatto, che avranno quindi una relazione di dipendenza inversa da σ .

Dal punto di vista del rischio a medio-lungo termine a cui può essere soggetta una popolazione, il caso più insidioso capiterà quanto più estesa sarà la contaminazione stessa: ciò corrisponde al caso di σ grande.

Il caso di contaminazioni estremamente localizzate (σ piccolo) infatti, oltre ad essere scarsamente realistico (è poco probabile che la contaminazione di polveri resti confinata in un'area molto ristretta), non dovrebbe costituire una seria minaccia alla popolazione, pur comportando localmente concentrazioni più elevate, in quanto una limitata area contaminata può essere circoscritta piuttosto facilmente e l'accesso può esservi interdetto con relativa semplicità. Ad ogni modo, tenendo presente a questo proposito i limiti radiologici, si ha che la condizione più restrittiva corrisponde all'inalazione di polveri insolubili per 40 Bq in un anno (corrispondente a una dose efficace di 1 mSv).

Tenendo quindi conto che il tasso respiratorio medio può essere assunto pari a $1 \text{ m}^3/\text{h}$, si ricava che la concentrazione limite per la popolazione è di $4.6 \text{ mBq}/\text{m}^3$ circa.

Prendendo allora come fattore di risospensione $F=10^{-5} \text{ m}^{-1}$, si può, combinando la (3) e la (4), calcolare la concentrazione risultante in aria in ogni punto a una data distanza dal luogo dell'impatto e confrontare poi il dato ottenuto con la concentrazione limite testé calcolata.

I risultati di questi calcoli sono sintetizzati nel grafico di figura 3.

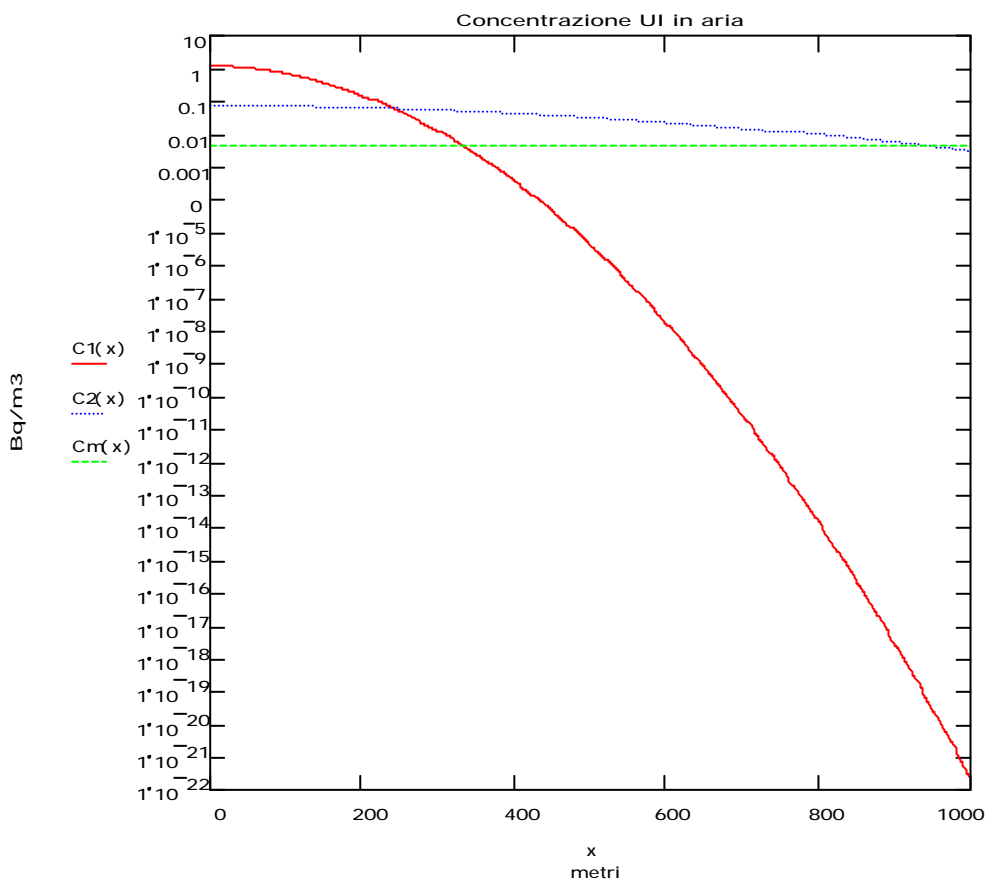


FIGURA 3 - Stime della concentrazione in aria a medio-lungo termine (1 anno) per risospensione: la curva rossa corrisponde a $S=100 \text{ m}$, quella blu a $S=400 \text{ m}$, mentre quella verde indica il limite di concentrazione di $4.6 \text{ mBq}/\text{m}^3$, corrispondente a una dose annua di 1 mSv.

Come si vede, nel caso di dispersione ampia ($\sigma=400$ m), si hanno livelli superiori al limite fino a 1 km dal punto d'impatto.

Nel modello impiegato, oltre a σ , è cruciale il valore del fattore di risospensione F. Tale parametro è di difficilissima valutazione in quanto esso dipende da una grandissima quantità di fattori ambientali e mostra un'elevatissima variabilità in dipendenza da essi: da 10^{-10} m⁻¹ a 10^{-2} m⁻¹ (Sehmel, 1980). Più in particolare, si hanno valori compresi tra 10^{-10} m⁻¹ a 10^{-4} m⁻¹ per risospensioni dovute essenzialmente al vento, mentre si arriva fino a valori di 10^{-2} m⁻¹ per risospensioni causate dalle attività antropiche (passaggio di veicoli, pedoni o altro).

Pertanto il valore impiegato (10^{-5} m⁻¹), si può considerare sufficientemente prudente e non rappresenta certo il caso peggiore ipotizzabile.

Un'evidente limitazione del modello adottato risiede nel fatto che esso non prevede meccanismi di rimescolamento orizzontali (in pratica operanti), i quali potrebbero ragionevolmente condurre a un'ulteriore diluizione delle concentrazioni in aria e senz'altro contribuirebbero a rendere più uniforme nello spazio la contaminazione stessa.

D'altro canto, è pur vero che il modello prevede anche, sia pure in un'area limitata, prossima al punto d'impatto, concentrazioni considerevolmente maggiori dei 4.6 mBq/m³ da noi assunti come limite.

Una dettagliata discussione dei livelli di concentrazione previsti dal modello nelle vicinanze dell'area d'impatto rischierebbe però di essere esclusivamente accademica: non dobbiamo infatti dimenticare che, in una stima del rischio a medio-lungo termine valgono, a maggior ragione, le cautele, già accennate, riguardo al valore da attribuire al parametro σ .

Per valutare allora in modo quantitativo il problema si può dunque seguire l'approccio che, a partire dal limite di concentrazione ricavato (4.6 mBq/m³), giunga a determinare le dimensioni dell'area contaminata in modo giudicabile non accettabile secondo i termini di legge, immaginando quindi di distribuire uniformemente tutto l'UI risospeso in un'area avente raggio r.

Si può quindi assumere che il quantitativo di contaminante "in eccesso" rispetto al valore limite si distribuisca nell'area esterna alla "zona di pericolo" individuata in figura 3 (intersezione delle curve con la retta di colore verde, indicante il valore limite), in modo tale che venga raggiunta esattamente la concentrazione limite in un'area ben più vasta di quella prevista dal semplice modello gaussiano.

La stima di quest'area può essere vista come una previsione dell'estensione delle zone che permangono "a rischio" per lungo periodo.

Una valutazione approssimata^(**) di quest'area può essere fatta risolvendo rispetto all'incognita r la seguente semplice equazione:

$$C_m = f \cdot \frac{Q \cdot F}{r^2} \quad (5)$$

dove Q è la quantità di UI coinvolta nell'incidente espressa in Becquerel ed r è il raggio dell'area che va a contaminarsi..

Si ottiene in tal modo $r=2269$ m: l'area soggetta a contaminazione si estenderebbe quindi per un raggio di oltre 2 km dal luogo dell'impatto, corrispondente a circa 16 km².

5) Conclusioni

A conclusione della nostra esposizione riassumiamo brevemente quanto siamo riusciti a stabilire:

A)

Il problema dell'utilizzo dell'UI come contrappeso nell'industria aeronautica è probabilmente destinato a un progressivo, anche se lento, ridimensionamento. La prassi attuale prevede infatti la sostituzione dei contrappesi ossidati di UI con quelli al Tungsteno. E' importante inoltre osservare che in tutto il mondo, attualmente, sono valutabili in almeno qualche centinaio i velivoli che ancora utilizzano questi dispositivi. A questo riguardo non sono però disponibili dati certi. Dal punto di vista del rischio esistente in Italia, vista la mole di traffico e la tipologia di aeromobili che vi operano, sono da giudicarsi più a rischio le aeree aeroportuali di Fiumicino e di Malpensa.

Si ritiene comunque che la soluzione definitiva di questo problema possa essere trovata solo in ambito internazionale, decidendo eventualmente la messa al bando di questo materiale per gli usi aeronautici.

B)

Per quanto concerne i rischi per la salute rappresentati da questi dispositivi, una certa cautela dovrà essere tenuta dagli addetti alla manutenzione dei velivoli. I livelli di precauzioni necessari possono variare anche molto in considerazione delle mansioni previste e devono comunque essere oggetto di attenta valutazione da parte dell'Esperto Qualificato. Le valutazioni di rischio eseguite dall'Esperto Qualificato devono trovar posto nelle valutazioni previste dal D. L.vo 626/94.

C)

Rischi maggiori sono invece ipotizzabili in seguito a disastro aereo. In questo caso è possibile attendersi una contaminazione del suolo e dell'aria che, nelle ore immediatamente seguenti all'incidente e nelle vicinanze del luogo d'impatto, può raggiungere livelli anche molto pericolosi, potenzialmente letali, in caso esposizione alle polveri (inalazione) senza adeguati mezzi di protezione.

E' stato inoltre mostrato che possono esservi problemi anche a medio lungo termine, in seguito a fenomeni di risospensione di quanto depositato al suolo in seguito all'incidente. Secondo le nostre valutazioni si calcola che un'area vasta

circa 16 km² potrebbe essere interessata a una contaminazione, tale da far superare i limiti (radiologici) di dose per la popolazione (1 mSv/anno).

E' evidente che queste stime dipendono fortemente da come evolve l'incidente: in particolare risulta molto critica la stima della frazione di Uranio che si disperde nell'ambiente sotto forma di polvere oltre, ovviamente, del quantitativo di Uranio effettivamente trasportato dai velivoli. I nostri calcoli sono stati fatti supponendo un trasporto di 1000 kg di UI e ammettendone la dispersione sotto forma di particolato del 60%.

Note

(*) Si applica in questo caso un modello utilizzato per la valutazione della contaminazione da UI dovuta all'esplosione di un proiettile all'UI. Tale modello è impiegato fra gli altri nel lavoro di V.S. Zajic (vedi riferimento 23 in bibliografia), a cui ci si è largamente ispirati in questo rapporto.

(**) Nell'equazione (5) scompare qualsiasi dipendenza da σ . In realtà, un calcolo rigoroso di tale area, secondo le ipotesi fatte, richiederebbe la soluzione della seguente equazione, nell'incognita r :

$$C_m = f \cdot \frac{2 \cdot \int_0^{R_m} (C(r) - C_m) r dr + \int_0^{R_m} C(r) r dr}{(r^2 - R_m^2)} \quad (6)$$

dove la concentrazione in aria $C(r)$ è espressa in coordinate polari:

$$C(r) = f \cdot \frac{Q \cdot F}{(s \cdot \sqrt{2p})^2} \cdot e^{-r^2 / 2s^2} \quad (7)$$

e in cui R_m è la distanza in cui si ha, secondo la (7), un valore di concentrazione C_m pari a 4.6 mBq/m³.

La (7), e quindi la (6), dipendono ovviamente da σ . Si può tuttavia calcolare che, anche per valori di σ piuttosto elevati (1000 m), il risultato si discosta assai poco da quello ottenuto con la (5), il quale è comunque da ritenersi conservativo rispetto alla (6). Nel calcolo "esatto" infatti, la contaminazione dispersa a lunga distanza non viene conteggiata e non contribuisce quindi all'innalzamento della concentrazione nell'area prossima all'impatto.

Possiamo notare infine che per $\sigma \rightarrow 0$, la (6) diventa la (5), in quanto la funzione gaussiana $C(\mathbf{r})$ tende a una δ di Dirac. Per la dimostrazione di ciò conviene esprimere la dipendenza spaziale della concentrazione tramite coordinate cartesiane $C(x,y)$.

6) Bibliografia

- 1) ICRP Publication n° 60 (1991) - Pergamon Press
- 2) Handbook on the Toxicology of Metals 2nd edition, Volume II Specific Metals, Chapter 26, L. Fridberg, G.F. Nordberg and V. Vouk - Elsevier Science Publisher B.V. (1986)
- 3) L. Parker: Fear of Flying; Nature, Vol. 336, (December 1988).
- 4) Public Health Statement: Uranium; Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), (December 1990).
- 5) D. Stokols, I. J. M. Stellman, and C. Brabant, Encyclopedia of Occupational Health and Safety, Vol. 2; International Labor Office (ILO), Geneva, (1991).
- 6) Standards for Protection against Radiation, Title 10 of the Code of Federal Regulations (CFR), Part 20 (10 CFR 20); Nuclear Regulatory Commission (NRC), (May 1991).
- 7) Occupational Radiation Protection, Title 10 of the Code of Federal Regulations (CFR), Part 835, (10 CFR 835); Department of Energy (DOE), (1993).
- 8) G. Bukowski, D. A. Lopez, and F. M. McGehee III: Uranium Battlefields Home & Abroad: Depleted Uranium Use by the US Department of Defense; Rural Alliance for Military Accountability, Progressive Alliance for Community Empowerment, Citizen Alert, (March 1993). download (1,770 KBytes)
- 9) M. H. Erbing, O. B. Myers, P. L. Kennedy, and W. H. Clements: Depleted Uranium Risk Assessment at Aberdeen Proving Ground, LA-UR-93-484; Los Alamos National Laboratory, (March 1993). download (429 KBytes)
- 10) D. M. Van Etten and W. D. Purtyman: Depleted Uranium Investigation at Missile Impact Sites in White Sands
- 11) V. Mikhailov: The Enrichment Industry in the Russian Federation, 1995 Uranium Institute Symposium Abstract; Russian Ministry for Atomic Energy (Minatom), Moscow, (1995).
- 12) GN. M. Becker and E. B. Varta: Hydrologic Transport of Depleted Uranium Associated with Open Air Dynamic Range Testing, LA-UR-95-1213; Los Alamos National Laboratory, (May 1995). download (938 KBytes)
- 13) Brookhaven National Laboratory Radiological Control Manual; Brookhaven National Laboratory, (December 1995, revised March 1999).

- 14) Nuclear, Biological, and Chemical Vulnerability Analysis, Army Field Manual 3-14; US Army Chemical School, (July 1996).
- 15) M. H. Ebinger, P. L. Kennedy, O. B. Myers, W. Clements, H. T. Bestgen, and R. J. Beckman: Long-term fate of depleted uranium at Aberdeen and Yuma Proving Grounds, Phase II: Human Health and Ecological Risk Assessments; Los Alamos National Laboratory, (September 1996). download (13,373 KBytes)
- 16) Toxicological Profile: Uranium and Compounds, DE-98/02; Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), (September 1997).
- 17) C. E. Groves: Renal Water Reabsorption and Concentration/Dilution of Urine; University of Arizona, (December 1997).
- 18) K. F. Eckerman, R. W. Leggett, C. B. Nelson, L. S. Puskin, and , A. C. B. Richardson: Health Risks From Low-level Environmental Exposure to Radionuclides, Federal Guidance Report No. 13; Oak Ridge National Laboratory, Environmental Protection Agency, (1998). download (1,088 KBytes)
- 19) Center for Helath Promotion and Preventive Medicine, Gulf War Exposure Assessment, draft report, Aderdeen, Md, 1998.
- 20) R.L. Gilchrist, J.A. Glissmyer, and J. Mishima. Characterization of Airborne Uranium From Test Firings of XM774 Ammunition, PNL-2944. Richland, WA, Battelle Pacific Northwest Laboratory, (November 1979).
- 21) A. Clarke, P. Hollett, G. McCauley, J. Hébert, and S. Vlahovich: Guide to Ionizing Radiation Exposures for the Occupational Physician, GMA-12; Atomic Energy Control Board (AECB), Canada, (November 1998).
- 22) G. A. Sehmel: Particle resuspension: a review, Environment International Vol. 4, Pergamon Press pp107-127 (1980).
- 23) V. S. Zajic: Review of Radioactivity, Military Use and Health Effects of Depleted Uranium, <http://members.tripod.com/vzajic>.
- 24) C. Giannardi e D. Dominici, Danni collaterali dell'Uranio Impoverito: una stima per la guerra del Kosovo (comunicazione personale, marzo 2000)