

ESPLOSIONE DI UNA DIRTY BOMB: VALUTAZIONE DEL RISCHIO E GESTIONE DELL'EMERGENZA

Vincenzo Mauro*, Paolo Fargione^, Luisa Ferroni^

*Ispettorato Logistico dell'Esercito, via Nomentana 274, 00162 Roma.

^Dipartimento di Ingegneria Nucleare e Conversioni di Energia, Università degli Studi di Roma "La Sapienza", Corso Vittorio Emanuele II 244, 00186 Roma.

vmauro@tiscali.it

1. SOMMARIO

Il lavoro propone una linea guida iniziale per la pianificazione di emergenza da adottare nell'eventualità di un attentato terroristico volto a produrre una contaminazione radiologica.

Fra gli obiettivi del lavoro, il primo in ordine sia logico che di importanza sotto il profilo della definizione dei termini di una azione terroristica, è quello di formulare ragionevoli ipotesi sulla possibile costruzione di un ordigno, anche allo scopo di fugare allarmismi e ipotesi irrealistiche o surreali che sono state oggetto non solo di diffusione ma, purtroppo, anche di discussione da parte dei mezzi di informazione. Una volta individuato, per così dire un "supporto hardware" idoneo per una cosiddetta bomba sporca ("dirty bomb") il passo successivo è quello di elaborare un modello in grado di stimare le conseguenze dell'attentato in termini di contaminazione dell'aria e delle superfici e degli effetti sanitari conseguenti all'esposizione. Sarà, quindi, delineato un piano per il monitoraggio dalla contaminazione, con indicazione delle tecniche di misura e della relativa strumentazione da impiegare sul sito e con valutazione delle misure di protezione a favore delle squadre inviate sul campo. Infine, saranno esaminate, brevemente, le principali problematiche relative al piano di bonifica e recupero delle aree contaminate.

2. INTRODUZIONE

La recente intensificazione del terrorismo internazionale induce a porre particolare attenzione a possibili attentati con impiego di armi non convenzionali, di tipo radiologico, batteriologico e chimico.

Se da una parte è ritenuto alquanto improbabile l'impiego di ordigni nucleari da parte di gruppi terroristici, dall'altra non si può escludere che tali gruppi possano reperire sorgenti radioattive, ad esempio quelle comunemente impiegate in campo medico o industriale, e servirsene per produrre una contaminazione radioattiva, disperdendo la sorgente con l'ausilio di dispositivi incendiari/esplosivi. Un eventuale attentato di questo genere, avendo sicuramente un notevole impatto psicologico, potrebbe costituire un formidabile strumento di terrorismo.

Gli effetti reali della contaminazione dovuta ad una azione di questo tipo, tuttavia, non sono stati, finora, attentamente valutati, né si sono approfondite le problematiche legate ad eventuali, successive operazioni di bonifica e recupero delle aree contaminate.

L'ordigno potrebbe essere realizzato ricorrendo ad una sorgente di uso comune: nelle seguenti tabelle sono elencati i radionuclidi utilizzati nelle più diffuse applicazioni industriali e mediche.

Tabella 1 - Radionuclidi utilizzati nelle più comuni applicazioni industriali

Applicazione	Radionuclide
Gammagrafia	^{60}Co (10^{11} - 10^{12} Bq)
Gammagrafia	^{137}Cs (10^{11} - 10^{12} Bq)
Gammagrafia	^{192}Ir (10^{11} - 10^{12} Bq)
Radiometria industriale	^{60}Co (10^9 Bq)
Radiometria industriale	^{137}Cs (10^{10} Bq)
Radiometria industriale	^{241}Am (10^9 - 10^{10} Bq)
Radiometria industriale	^{147}Pm (10^9 - 10^{10} Bq)
Radiometria industriale	^{90}Sr (10^9 - 10^{10} Bq)
Rivelatori di fumo	^{241}Am (10^5 - 10^6 Bq)

Tabella 2 - Radionuclidi utilizzati nelle più comuni applicazioni mediche

Applicazione	Radionuclide
Radioterapia	^{60}Co (10^{12} - 10^{13} Bq)
Radioterapia	^{137}Cs (10^{12} - 10^{13} Bq)
Radioterapia interstiziale	^{60}Co
Radioterapia interstiziale	^{137}Cs
Radioterapia interstiziale	^{226}Ra
Radioterapia interstiziale	^{192}Ir
Radiodiagnostica	^{51}Cr
Radiodiagnostica	^{67}Ga
Radiodiagnostica	^{75}Se
Radiodiagnostica	^{99}Mo
Radiodiagnostica	$^{99\text{m}}\text{Tc}$
Radiodiagnostica	^{125}I
Radiodiagnostica	^{131}I (10^9 - 10^{10} Bq)
Radiodiagnostica	^{197}Hg

Un elemento fondamentale per la scelta del radionuclide è la suscettibilità della sorgente ad essere dispersa per effetto dell'esplosione: in questa ottica, sembrerebbero privilegiate le sorgenti non sigillate utilizzate per la medicina nucleare. Ad esempio, lo ^{131}I potrebbe essere considerato un buon candidato, in quanto caratterizzato da un'elevata radiotossicità; esso però, dal punto di vista dei potenziali terroristi, presenta lo "svantaggio" di avere un tempo di dimezzamento molto breve, e di produrre conseguentemente una contaminazione intensa ma di breve durata, oltre che presentare problemi aggiuntivi di gestione per la rapida diminuzione del potenziale di danno (tempo di dimezzamento pari a 8 giorni).

Ciò nondimeno, anche alcune sorgenti sigillate, di più facile reperibilità, potrebbero rispondere allo scopo terroristico: tra queste, quella che appare senz'altro più adatta è il ^{137}Cs , per la sua diffusione, la radiotossicità, l'elevato tempo di dimezzamento (30 anni, il che comporta un potenziale danno ambientale che si protrae per lungo tempo). La sua forma chimica più comune è il cloruro di Cesio, polverizzabile e solubile in acqua e quindi facilmente disperdibile in ambiente.

Per tali motivi, per il *case study* in oggetto si è scelta una sorgente di ^{137}Cs da 3700 GBq, tipica di varie applicazioni mediche e industriali.

A chiusura di questa introduzione, e sebbene non rientri negli obiettivi prioritari del lavoro, appare opportuno introdurre un breve inciso, ad ulteriore chiarimento, riguardo alle reali possibilità di impiego di materiale radioattivo a fini terroristici. Si fa, in particolare, riferimento all'ipotesi (fatta passare da diversi mezzi di stampa come realizzabile) di produrre un ordigno nucleare "fatto in casa" a partire da elementi di combustibile (tipicamente: ossidi di uranio arricchito) "freschi" - cioè non irraggiati - destinati ad impianti nucleari per la produzione di potenza. In proposito, va ribadito come l'utilizzo a fine terroristici di elementi di questo tipo sia tecnicamente irrealizzabile, almeno per due ordini di motivi: anzitutto il loro eventuale impiego a fini terroristici insieme a materiali esplosivi non potrebbe mai dar luogo alla produzione di radioattività, in quanto l'energia resa disponibile da un esplosivo, per quanto ad elevato potenziale, non è in grado, sotto il profilo squisitamente fisico, di produrre reazioni di tipo nucleare; in secondo luogo, la realizzazione di configurazioni - principalmente geometriche - in grado di dare l'avvio a reazioni nucleari richiede condizioni, spazi e accorgimenti che - essendo tipici di un laboratorio o, appunto, di un impianto nucleare di potenza - non possono né essere realizzate in un contesto quale potrebbe essere un luogo pubblico, seppure isolato, né, tanto meno, passare eventualmente inosservate. In merito all'eventuale utilizzo di uranio arricchito per la realizzazione di una dirty bomb, la valutazione del rischio sarebbe analoga a quanto svolto nel seguito; va comunque evidenziato che la forma fisica di tali elementi (metallica o ceramica) mal si presterebbe ad una efficace dispersione.

3. VALUTAZIONE DEL RISCHIO

3.1 Stime di Esposizione individuale

Per le valutazioni di esposizione in conseguenza di attentato terroristico con contaminazione radiologica si adotteranno, come casi di riferimento, due "casi limite", entrambi con impiego della sorgente di ^{137}Cs da 3700 GBq. Nel primo caso si ipotizza che l'intento dei terroristi sia quello di produrre una contaminazione intensa ma localizzata, scegliendo un esplosivo di energia equivalente a 1 Kg di TNT; nel secondo caso si ipotizza invece che l'obiettivo sia la produzione di una contaminazione

più estesa, impiegando un'energia esplosiva di 20 Kg di TNT.

Per le considerazioni sui rischi radiologici si farà riferimento al *sistema di protezione radiologica* raccomandato dall'International Commission on Radiological Protection (ICRP) nelle pubblicazioni 60 [1] e 61 [2], recepito dalla vigente normativa europea e italiana [3].

Church [4] ha fornito una relazione empirica che consente di stimare il raggio R, in m, della nube di prodotti di un'esplosione, data l'energia E dell'esplosivo espressa in pound (libbre) equivalenti di TNT:

$$R = 35 \cdot E^{0.375} \quad (1)$$

Usando la relazione proposta da Church, se la quantità di esplosivo è pari a 1 Kg (corrispondenti a 2.2 pound), possiamo prevedere che si produca una nube sferica di aerosol di raggio 47 m. Se l'energia dell'esplosivo è equivalente a 20 Kg (corrispondenti a 44.1 pound), il raggio della nube risulta pari a 145 m. La concentrazione χ dell'aerosol nella nube è data da:

$$\chi = \frac{A}{4/3 \pi R^3} \quad (2)$$

dove A è l'attività della sorgente.

Nel primo caso, la concentrazione risultante è di 8.5 MBq/m³, nel secondo caso di 0.29 MBq/m³.

La concentrazione superficiale massima, conseguente alla deposizione di tutto l'aerosol radioattivo e supponendo che non ci siano ulteriori fenomeni di dispersione oltre i limiti della sfera, è data da:

$$S_A = \frac{A}{\pi R^2} \quad (3)$$

Nel primo caso la concentrazione superficiale risultante è di 530 MBq/m², nel secondo caso di 56 MBq/m².

Esposizione esterna

I rischi da esposizione esterna in seguito all'esplosione di una *dirty bomb* derivano dai raggi γ e dai raggi β prodotti dal decadimento radioattivo dei radionuclidi dispersi.

Quando non c'è contatto diretto, la dose più importante da considerare è quella al corpo intero dovuta ai raggi γ .

L'energia del fotone emesso dall'isotopo preso come esempio è riportata in tabella 2, insieme alla probabilità di emissione per decadimento e ai coefficienti di assorbimento di energia in aria, $\mu_{en,a}(E_i)$, e nel tessuto molle (ICRU-44 [5]), $\mu_{en,T}(E_i)$.

Tabella 3- Coefficienti di assorbimento di energia in aria e nel tessuto molle per il fotone emesso dal ¹³⁷Cs [8].

Radionuclide	E _i (MeV)	Resa (%)	$\mu_{en,a}(E_i)$ (m ⁻¹)	$\mu_{en,T}(E_i)$ (m ⁻¹)
¹³⁷ Cs	0.662	0.89	0.00354	3.430

Per stimare la dose da irradiazione esterna nel caso di potenza esplosiva ridotta, occorre preliminarmente calcolare il rateo di fluenza di fotoni ϕ provenienti dalla superficie, che si suppone per semplicità circolare e uniformemente contaminata, in un punto situato ad altezza h sull'asse centrale:

$$\phi = \sum_i f_i S_A \int_0^R \frac{2 \pi r dr}{4 \pi (r^2 + h^2)} = \sum_i f_i \frac{S_A}{4} \ln \frac{R^2 + h^2}{h^2} \quad (4)$$

dove S_A è l'attività per unità di superficie in Bq/m², f_i la probabilità di emissione del fotone i-esimo per ogni decadimento; le distanze h, r e R sono indicate in figura 15. La formula è valida, in generale, per un numero n di fotoni emessi da uno o più radionuclidi.

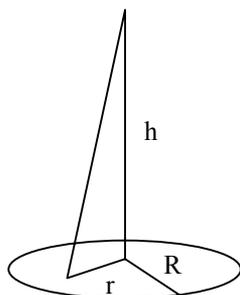


Figura 1 – Calcolo del rateo di dose da contaminazione superficiale

Nella formula è, conservativamente, trascurato l'assorbimento da parte dell'aria.
 Conoscendo l'energia E_i , espressa in MeV, dei fotoni prodotti nel decadimento, è possibile calcolare il rateo di fluena di energia ψ :

$$\psi = \sum_i 1.6 \cdot 10^{-13} f_i E_i \frac{S_A}{4} \ln \frac{R^2 + h^2}{h^2} \quad (5)$$

dove $1.6 \cdot 10^{-13}$ è il fattore di conversione da MeV a joule.
 Il corrispondente rateo di dose è dato da:

$$\frac{dD}{dt} = \sum_i 1.6 \cdot 10^{-13} f_i E_i \mu_{en,T}(E_i) \frac{S_A}{4 \rho_T} \ln \frac{R^2 + h^2}{h^2} \quad (6)$$

dove $\mu_{en,T}(E_i)$ è il coefficiente di assorbimento di energia medio dei tessuti per fotoni di energia E_i e ρ_T la densità media dei tessuti molli ($\approx 1060 \text{ Kg/m}^3$).

Il rateo di dose ad altezza $h = 1 \text{ m}$, sperimentato da una persona posta al centro dell'area contaminata, è di circa 1.1 mSv/h , valore pari a quasi 10.000 volte il fondo ambiente ($0.1 \div 0.3 \text{ } \mu\text{Sv/h}$). In queste condizioni, il limite di dose per le persone del pubblico (1 mSv/anno) è raggiunto in poco meno di un'ora, il che lascia prevedere un margine temporale sufficiente per pianificare le attività di una squadra di primo intervento o di monitoraggio.

Per effettuare una stima relativa al secondo caso, è opportuno riferirsi al rateo di dose da contaminazione uniforme di estensione illimitata, effettuando un calcolo analogo a quello presentato sopra e includendo l'assorbimento dell'aria, non trascurabile a grandi distanze.

Il rateo di fluena di energia in un punto ad altezza h da una superficie illimitata contaminata uniformemente vale:

$$\begin{aligned} \psi &= \sum_i 1.6 \cdot 10^{-13} f_i E_i S_A \int_0^\infty \frac{1}{4 \pi (r^2 + h^2)} \exp(-\mu_{en,a}(E_i) \sqrt{r^2 + h^2}) dr \approx \\ &\approx \sum_i 1.6 \cdot 10^{-13} f_i E_i \frac{S_A}{2} \ln \frac{1}{\mu_{en,a}(E_i) h} \end{aligned} \quad (7)$$

dove $\mu_{en,a}(E_i)$ è il coefficiente di assorbimento di energia in aria per fotoni di energia E_i

Il corrispondente rateo di dose è pari a

$$\frac{dD}{dt} = \sum_i 1.6 \cdot 10^{-13} f_i E_i S_A \mu_{en,T}(E_i) \frac{1}{2 \rho_T} \ln \frac{1}{\mu_{en,a}(E_i) h} \quad (8)$$

Il valore calcolato a 1 m dalla superficie è di 0.17 mSv/h, pari a circa 1000 volte il fondo ambiente. Anche in questo caso, poiché il limite di dose per le persone del pubblico è raggiunto in quasi sei ore, esiste un margine temporale ampiamente sufficiente per pianificare le attività di una squadra di primo intervento o di monitoraggio.

Esposizione interna

Nelle condizioni della prima ipotesi (potenza dell'esplosivo ridotta), tenendo conto che la dose efficace impegnata in Sv per Bq di ^{137}Cs inalato è pari a $3.9 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq [2], si può calcolare che un individuo, che inala in media $3.3 \cdot 10^{-4}$ m³/s di aria, immerso in una concentrazione di 8.5 MBq/m³, privo di dispositivi di protezione, impiegherebbe appena 9 secondi per raggiungere il limite annuale di dose impegnata per inalazione (1 mSv). Dalle stime riportate nel paragrafo precedente, si calcola che nello stesso lasso di tempo la dose da irraggiamento esterno raggiunge appena i 2.7 μSv.

Nella seconda ipotesi ($\chi = 0.29$ MBq/m³) il limite di dose efficace impegnata per persone del pubblico è raggiunto in circa cinque minuti.

Tali risultati mettono in evidenza la criticità dell'esposizione interna quale principale fattore di rischio individuale nello scenario delineato.

3.2 Stime di esposizione della popolazione

È possibile calcolare il detrimento sanitario sulla popolazione nel suo insieme dovuto alla radiotossicità della contaminazione dispersa dall'esplosione di una *dirty bomb*. Tale detrimento sanitario è quantificabile nel numero dei tumori, ad esito fatale e non fatale, causati dalle radiazioni e dei danni genetici nelle prime due generazioni. In base al principio della "correlazione lineare senza soglia", esiste una diretta proporzionalità tra il detrimento sanitario G e la dose efficace collettiva S, espressa in Sv-persona:

$$G = R \cdot S \quad (9)$$

R è il fattore di rischio globale, assunto dall'ICRP uguale a $7.3 \cdot 10^{-2}$ Sv⁻¹, disaggregabile in un contributo per tumori ad esito fatale pari a $5.0 \cdot 10^{-2}$ Sv⁻¹, uno di $1.0 \cdot 10^{-2}$ Sv⁻¹ per tumori non letali e infine un contributo di $1.3 \cdot 10^{-2}$ Sv⁻¹ per difetti ereditari gravi.

Se indichiamo con N(E)dE il numero di individui che ricevono una dose compresa tra E ed E+dE, la dose collettiva sarà data da

$$S = \int_0^{\infty} EN(E)dE \quad (10)$$

Il detrimento sanitario costituisce una grandezza cumulativa che dipende solo dalla dose collettiva, indipendentemente da come la dose è distribuita tra gli individui nella popolazione.

Nel problema in esame, la dose collettiva è valutabile in maniera estremamente semplice: non è necessario infatti ricorrere a modelli per stimare l'intensità della contaminazione, ma è sufficiente riferirsi alla quantità totale di radionuclide disperso e alla densità della popolazione.

Il rateo di dose collettiva dS/dt derivante da esposizione è dato da:

$$dS/dt = X S_A \rho A \quad (11)$$

dove:

X è il rateo di dose per MBq/Km², pari a $3.1 \cdot 10^{-9}$ mSv Km²/(h MBq) = $2.7 \cdot 10^{-5}$ mSv Km²/(anno MBq) (calcolato dall'equazione 7);

S_A è la concentrazione superficiale in MBq/Km²;

ρ è la densità di popolazione per Km² e A l'area contaminata in Km².

Il prodotto S_AA non è altro che l'attività totale A di ^{137}Cs disperso. Pertanto è possibile calcolare la dose collettiva senza conoscere la concentrazione superficiale S_A del radionuclide, usando la semplice formula:

$$dS/dt = X A \rho \quad (12)$$

Sapendo che $A=3700$ GBq e assumendo $\rho = 2180$ ab/Km² (densità media di popolazione in una città come Roma [7]) si ottiene per dS/dt un valore di 219 Sv-persona/anno. In 50 anni la dose efficace collettiva sarà di circa 11000 Sv-persona, che corrispondono a circa 800 eventi stocastici, valore comprensivo sia dei tumori, letali e non, causati dalle radiazioni, sia dei danni genetici nelle prime due generazioni. In termini percentuali sul numero totale medio di tumori alle vie respiratorie in Italia (circa 40.000 all'anno), il valore ricavato rappresenterebbe una percentuale pari a 0,04%.

Anche per il calcolo della dose collettiva da contaminazione inalata è possibile ricorrere ad una formula semplificata. Il flusso totale di rimozione dell'aerosol dall'atmosfera è dato dalla somma del flusso inalato dalla popolazione Φ_i , del flusso dovuto ad altre forme di captazione biologica Φ_{cb} e del flusso di deposizione al suolo Φ_d .

Il flusso inalato è uguale al prodotto della concentrazione χ (Bq/m³) per la densità di popolazione ρ (abitanti/m²) per il rateo di inalazione medio per persona b (m³/s):

$$\Phi_i = \chi \rho b \quad (13)$$

Il flusso di deposizione al suolo è invece dato dal prodotto della concentrazione atmosferica χ (Bq/m³) per la velocità di deposizione secca v (m s⁻¹):

$$\Phi_d = \chi v \quad (14)$$

L'attività inalata A_i è pari a:

$$A_i = A \Phi_i / (\Phi_i + \Phi_{cb} + \Phi_d) \quad (15)$$

dove A è l'attività dispersa sotto forma di aerosol.

Poiché $\Phi_d \gg \Phi_i + \Phi_{cb}$

$$A_i = A \Phi_i / \Phi_d = A \chi \rho b / \chi v = A \rho b / v \quad (16)$$

Essendo nota la densità di popolazione ($2.18 \cdot 10^{-3}$ ab/m²), $b = 1.2$ m³ ora⁻¹ = $3.3 \cdot 10^{-4}$ m³ s⁻¹, $v = 0.1$ m s⁻¹ per un aerosol micrometrico [8], A_i è pari a 27 MBq, mentre la dose collettiva sarà data da:

$$S = A_i C \quad (17)$$

dove C è la dose efficace impegnata in Sv per Bq di ¹³⁷Cs inalato (pari a $3.9 \cdot 10^{-8}$ Sv-Bq⁻¹ per composti a lento assorbimento, che rappresentano il caso peggiore, peraltro altamente improbabile, tra i composti del Cesio).

Si ottiene per S un valore di circa 1 Sv-persona, che corrisponde a 0.073 danni stocastici su un arco di 50 anni.

Questa conclusione evidenzia che il rischio più significativo per l'insieme della popolazione non è quello dovuto a inalazione di aerosol radioattivo, bensì quello relativo all'irraggiamento esterno da contaminazione del suolo. La situazione è pertanto esattamente invertita rispetto alle stime di esposizione individuale.

Non è stata valutata l'esposizione per ingestione, rilevante solo in particolari contesti.

4. GESTIONE DELL'EMERGENZA

4.1 Radioprotezione per le squadre di primo intervento e di monitoraggio

Tutti i membri delle squadre, classificati come lavoratori esposti di categoria A e pertanto sottoposti alla sorveglianza fisica e medica della radioprotezione secondo quanto previsto dalle norme vigenti, dovranno essere protetti in maniera completa dalla contaminazione interna (indumento protettivo completo, maschera o eventuale autorespiratore). Dovranno essere dotati del proprio dosimetro personale (film badge o TLD), nonché di dosimetri elettronici a lettura diretta con soglie di allarme impostate sia sulla dose che sull'intensità di dose.

Per la definizione delle soglie di allarme si suggeriscono i valori riportati in tabella 3. Le soglie di

intensità di dose si basano sull'ipotesi di permanenza del 10% del tempo di intervento in corrispondenza di "punti caldi" nell'area di pericolo. I limiti di riferimento sono quelli stabiliti dal D.Lgs. 230/95 e successive modificazioni e integrazioni.

Tabella 4 - Soglie di allarme di dose e rateo di dose per le squadre di primo intervento e di monitoraggio

Tipologia della squadra	Soglia di dose (mSv)	Soglia di Rateo di Dose (mSv/h)
di primo intervento	100 mSv	(solo se viene effettuata una pianificazione radioprotezionistica dell'intervento e viene definito un tempo di intervento – vedi il successivo sottoparagrafo) $10 \cdot \text{Soglia di dose (100 mSv)} / \text{tempo di intervento (h)} = 1 \text{ Sv/h}$
di monitoraggio	1 mSv	$10 \cdot \text{Soglia di dose (1 mSv)} / \text{tempo di intervento} = 10 \text{ mSv/h}$

Radioprotezione per la squadra di primo intervento

La squadra di primo intervento ha lo scopo di salvare vite umane e di scongiurare ulteriori, più gravi eventi.

Mentre non si vuole entrare nel merito delle operazioni della squadra, è possibile formulare alcune proposte per la protezione dei suoi componenti, in applicazione dei principi di radioprotezione e delle disposizioni di legge (in particolare l'Allegato VI al D.Lgs.230/95).

La pianificazione radioprotezionistica dell'intervento è subordinata alla tempestività richiesta dall'emergenza. La pianificazione potrà individuare un limite di tempo per il primo intervento e una corrispondente soglia per l'intensità di dose.

In ogni caso, il raggiungimento del tempo limite o l'attivazione dell'allarme di intensità di dose NON devono porre fine all'intervento, ma devono solo essere considerati segnali di pericolo utili a modulare lo svolgimento dell'attività.

Solo l'allarme relativo alla dose individuale ammissibile per gli operatori pone obbligatoriamente fine alla missione di quei componenti della squadra che non siano volontariamente disposti a sottoporsi a dosi superiori, dopo essere stati preventivamente edotti dei rischi a cui si sottopongono.

Radioprotezione per la squadra di monitoraggio

Prima dell'ingresso nell'area di pericolo deve essere effettuata una pianificazione radioprotezionistica dell'intervento, definendo un tempo massimo di permanenza nell'area di pericolo, basato sui valori noti o stimati dell'intensità di dose, e imponendo un valore massimo di dose da irraggiamento esterno per la specifica missione. Sarà prevista l'immediata interruzione della missione al raggiungimento del tempo massimo di intervento o all'attivazione di un qualsiasi allarme del dosimetro a lettura diretta (riferito sia alla dose che all'intensità di dose).

La missione dovrà quindi essere ridefinita sulla base del tipo di allarme ricevuto e delle misure già effettuate, rivedendo in particolare i tempi di intervento e ricorrendo ad una eventuale turnazione.

4.2 Attività della squadra di monitoraggio

Delimitazione dell'area di pericolo

Primo compito della squadra di monitoraggio è quello di delimitare un'area di pericolo. Tale delimitazione deve tenere conto dei rischi di esposizione interna e di incorporazione di radionuclidi.

Si suppone, per ora, che non si abbia a disposizione alcuna indicazione sulla reale distribuzione della nube e che quindi si debba eseguire una azione immediata, basata sull'esperienza e sulle pratiche operative esistenti. In tali condizioni, e in prima approssimazione, il limite viene tipicamente posto lungo una circonferenza di raggio 200 m (valore indicativo, dedotto dalla formula di Church) centrata sul luogo dell'esplosione. Quanto prima, detto limite dovrà essere ridefinito sulla base dei risultati del monitoraggio.

Nello scenario ipotizzato, il modo più semplice e rapido per definire il limite dell'area di pericolo è la misura dell'intensità di dose. In presenza del solo irraggiamento esterno, sarebbe sufficiente porre il

limite dove si registra un'intensità di dose pari a cinque volte il fondo ambiente (quindi, tipicamente, a 1 $\mu\text{Sv/h}$). Dalle stime riportate nel capitolo precedente, però, si deduce che, in corrispondenza di tale limite, la contaminazione dispersa in aria o quella eventualmente risospesa a causa del transito sul terreno potrebbe impartire, se incorporata, una dose molto maggiore di quella calcolabile dal prodotto dell'intensità di dose per il tempo di esposizione. Pertanto, pur volendo conservare il vantaggio della tempestività della delimitazione dell'area di pericolo mediante semplice misura dell'intensità di dose, è opportuno considerare pericolose tutte le aree ove questa grandezza è significativamente superiore al fondo ambiente, ponendo pertanto il limite in corrispondenza di un valore di intensità pari appena al doppio del fondo. In seguito sarà comunque necessaria una valutazione della presenza di particolato radioattivo aerodisperso al limite dell'area di pericolo.

È opportuno a questo punto sottolineare che l'area di pericolo così definita non deve essere intesa solo come area interdetta alle persone del pubblico, che ove possibile dovranno essere tenute ad una distanza ancora maggiore dal luogo dell'esplosione, ma anche e soprattutto come area di riferimento per le attività della squadra, all'interno della quale:

- è indispensabile una pianificazione radioprotezionistica;
- deve essere indossato l'equipaggiamento protettivo completo,
- devono essere portati al seguito i dispositivi di sorveglianza dosimetrica;
- sono indispensabili procedure di controllo ed eventuale decontaminazione per personale e materiali in uscita.

Valutazione della contaminazione aerodispersa

Una prima valutazione qualitativa della contaminazione aeriforme, indirizzata anche a validare la scelta del limite dell'area di pericolo, può essere ottenuta verificando la presenza di un campo di radiazione misto β/γ a 1 m dal suolo. Questa verifica potrà essere effettuata tramite un semplice Geiger ad alta sensibilità dotato di finestra permeabile alle radiazioni β , coprendo e scoprendo la finestra tramite uno schermo metallico (eventualmente integrato nella sonda) e misurando il rateo di dose nelle due condizioni (una sensibile differenza tra le due misure è indice della presenza di β emittitori in aria).

Effettuando invece questa coppia di misure a 3 cm dal suolo, potrà essere evidenziata qualitativamente una contaminazione del suolo.

Nella fase immediatamente successiva dovrà essere effettuato un campionamento di particolato atmosferico su filtro, impiegando pompe ad alta capacità (100-1000 litri al minuto) con un tempo di campionamento di 15-20 minuti. La misura della contaminazione raccolta sul filtro potrà essere effettuata in maniera speditiva, preliminarmente all'invio del filtro in laboratorio, impiegando un lettore trasportabile di *smear test*, ovvero delle sonde di contaminazione α e β . I conteggi *gross α* e *gross β* (al netto del fondo ambiente) potranno essere convertiti in valori di concentrazione di attività in aria conoscendo il volume campionato (riferito a condizioni normali, 25°C e 1 atm) e i parametri di efficienza delle sonde, eventualmente riferiti allo specifico radionuclide campionato, se già noto.

Identificazione dei radionuclidi dispersi e valutazione della contaminazione del suolo

L'identificazione del radionuclide o dei radionuclidi dispersi è fondamentale fin dalle fasi avanzate dell'intervento in quanto, indipendentemente dal rischio di irraggiamento esterno al corpo intero (aspecifico e facilmente valutabile con strumentazione portatile di uso generale), la valutazione del rischio da irraggiamento interno non può prescindere dalla conoscenza del tipo di radionuclide. Per una valutazione più esatta dovrà essere nota anche la forma chimica del radionuclide disperso.

Mentre la seconda informazione (forma chimica) è generalmente accessibile solo mediante analisi di laboratorio, l'identificazione dei radionuclidi γ emittitori è possibile anche sul campo, avvalendosi di spettrometri γ portatili (con sonda a scintillazione NaI, a bassa risoluzione) o anche spettrometri ad alta risoluzione (Ge ultrapuro), trasportabili sul campo, unitamente all'indispensabile sistema criogenico.

La disponibilità di spettrometri da impiego campale, anche se a bassa risoluzione, fornisce un valido strumento utile non solo ad identificare i radionuclidi, ma anche a fornire una misura preliminare della contaminazione superficiale. Esiste infatti una proporzionalità diretta tra l'area della banda di energia sullo spettro γ , riferita univocamente ad uno specifico radionuclide, e la concentrazione superficiale al suolo di quel radionuclide. Il fattore di proporzionalità può essere calcolato da parametri di efficienza della sonda, per lo specifico valore di energia, e da parametri geometrici sonda-sorgente valutabili tramite metodi descritti in letteratura [9], impiegando sorgenti di calibrazione di attività nota e posizionando la sonda a distanza predefinita (tipicamente 1 m) dal suolo.

Campionamenti

Tutte le misure e le procedure sopra descritte sono utili ad una valutazione preliminare delle conseguenze dell'attentato. La conferma di tali valutazioni, nonché più approfondite informazioni sulla contaminazione, possono essere ottenute solo da esami di laboratorio su campioni prelevati dalla squadra. Il campione più importante è quello di particolato atmosferico, già impiegabile per una valutazione speditiva sul campo, ma destinato al laboratorio per una misura più precisa della concentrazione di attività in aria, nonché per l'identificazione dei radionuclidi e possibilmente della loro forma chimica. Allo scopo di una più completa caratterizzazione della contaminazione potranno essere prelevati campioni di acqua, terreno, ecc.

4.3 La gestione del post-evento in una ottica di protezione

Le valutazioni proposte per il caso della *dirty bomb* a impatto intenso sono state svolte con principale riferimento a grandezze cumulative o mediate, a prescindere – quindi - dalla distribuzione spaziale della concentrazione.

Un passo ulteriore, sia per quello che riguarda l'impatto sul pubblico che ai fini della gestione dell'emergenza, è costituito dalla raccolta di informazioni sul modo in cui la concentrazione si distribuisce sullo scenario dell'attentato in relazione alle condizioni atmosferiche. Questa informazione, che può essere acquisita, come già visto, mediante misure, può essere anche stimata in tempo reale - e con una certa precisione - mediante idonei strumenti di calcolo. Il calcolo può essere svolto con un diverso livello di approfondimento e con strumenti più o meno sofisticati. In questa sede si propone una schematizzazione molto semplificata, il cui scopo è dimostrare come una conoscenza preliminare dello scenario e in particolare delle condizioni meteo possa costituire un elemento rilevante per la gestione dell'emergenza.

In figura 2 viene proposto un possibile scenario in cui si possa verificare l'attentato. La simulazione è stata eseguita – mediante il codice WinDimula, basato sul modello gaussiano DIMULA sviluppato da ENEA - facendo riferimento ad una ipotetica piazza, circondata da tre edifici di dimensioni diverse e nella quale la sorgente sia posizionata tra i due edifici più piccoli; si ipotizza inoltre che la categoria di Pasquill corrispondente sia una di quelle tipiche (D), con vento diretto secondo la dimensione maggiore dell'area schematizzata.

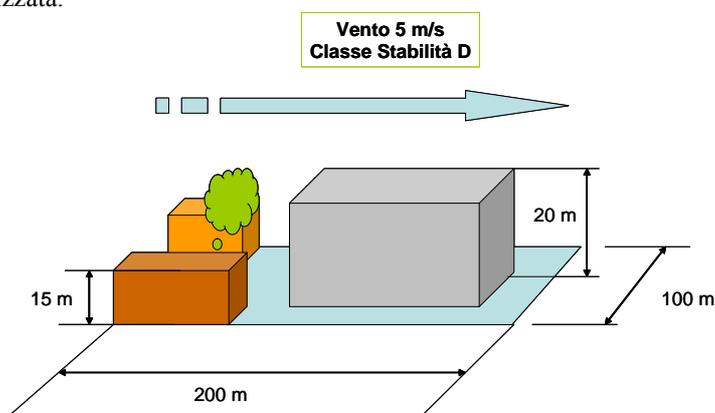


Fig. 2 – Scenario dell'attentato

Il "field" è stato suddiviso secondo una griglia quadrata con lato della maglia pari a 10 m (figura 3).

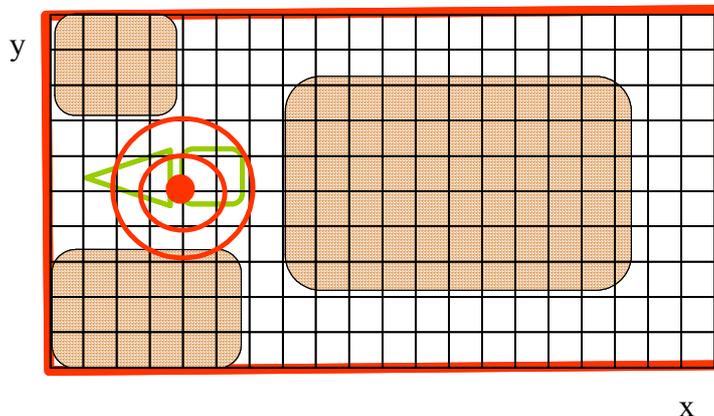


Fig. 3 – Schematizzazione (griglia 10 m x 10 m)

I risultati del calcolo sono riportati in figura 4; sull'asse delle z sono riportati i valori, normalizzati al valor medio, della concentrazione ad un'altezza dal suolo di 2 m.

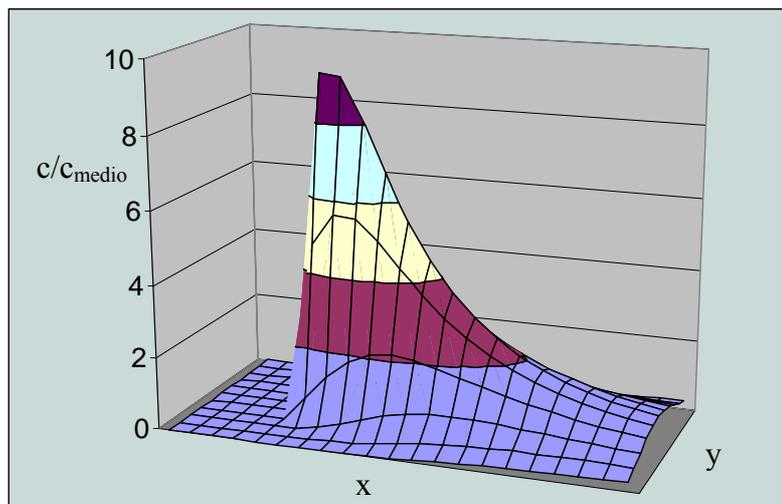


Fig. 4 – Concentrazioni normalizzate al valor medio

Le indicazioni che si possono trarre dall'esempio proposto possono essere sintetizzate come segue:

1. Avere conoscenza delle condizioni meteorologiche sul luogo dell'attentato può fornire indicazioni immediate sulla gestione del pubblico, consentendone il "convogliamento" verso le aree attese come quelle a più bassa concentrazione di radionuclide, con risultati che possono essere anche molto significativi in termini di riduzione di dose, sia individuale che collettiva;
2. Analoghe ricadute si possono avere sia in termini di perimetrazione delle aree che di azioni delle squadre di soccorso, con l'obiettivo (in accordo con il principio ALARA – As Low As Reasonably Achievable – in base al quale gli obiettivi di dose devono essere quanto più possibile indirizzati a valori contenuti) di minimizzare gli impegni di dose degli operatori delle squadre di emergenza e, in generale, delle squadre di gestione del post-evento.

Un accorgimento finalizzato alla mitigazione delle conseguenze dell'evento sul pubblico e alla protezione delle squadre di soccorso potrebbe quindi consistere nella predisposizione, in corrispondenza dei cosiddetti "obiettivi sensibili" di:

- piccole stazioni meteorologiche, dalle quali si possa in tempo reale risalire alle classi di stabilità (velocità del vento e gradiente termico verticale);
- risultati di simulazioni, eseguite preliminarmente sulla geometria del sito e per le condizioni meteorologiche ricorrenti, sulla base dei quali assumere in modo immediato decisioni sulla gestione logistica; è evidente che, quanto più la schematizzazione è fedele e lo strumento di calcolo affidabile, tanto più sono attendibili le indicazioni che se ne possono ricavare.

Una azione del tipo indicato potrebbe essere efficacemente completata da un addestramento "ad hoc" di operatori che sono normalmente presenti sul territorio e che, su istruzioni mirate da parte di una unità centrale di coordinamento, potrebbero eseguire le prime azioni di perimetrazione e di allontanamento del pubblico dall'epicentro dell'evento.

5. OPERAZIONI SUCCESSIVE NELLE AREE CONTAMINATE

Le operazioni preliminari devono essere finalizzate alla protezione degli individui e dell'ambiente, mentre solo in una fase successiva potrà essere affrontata la bonifica dei siti.

Le prime misure saranno pertanto indirizzate a scongiurare la dispersione della contaminazione, la risospensione della contaminazione aeriforme e la contaminazione di falde acquifere. La raccolta delle acque meteoriche, il monitoraggio della radioattività presente in esse e l'eventuale smaltimento delle acque riconosciute contaminate come rifiuti radioattivi costituiscono provvedimenti di estrema

importanza per il contenimento della contaminazione.

Ogni ulteriore attività finalizzata al contenimento e rimozione della contaminazione non può prescindere dalla conoscenza del tipo di radionuclide disperso e della sua forma chimica.

Per una contaminazione solubile in acqua si potrebbero adottare sistemi di solubilizzazione-assorbimento o solubilizzazione-scambio ionico su polimeri/argille: in entrambi i casi si ottiene il duplice scopo di immobilizzare, e successivamente rimuovere, almeno in parte, la contaminazione.

Per la contaminazione del terreno, la soluzione potrebbe essere la rimozione dello strato superficiale, previa valutazione della fattibilità e dei costi, anche con riferimento all'entità di produzione di rifiuti radioattivi.

Un attento monitoraggio di acque potabili e alimenti è opportuno per evidenziare un'eventuale contaminazione di falde e/o fenomeni di trasporto/accumulo lungo le catene alimentari.

Specifiche misure di profilassi possono inoltre essere adottate a favore della popolazione della zona, al fine di minimizzare i rischi legati all'introduzione di specifici radionuclidi nei giorni successivi all'attentato.

6. CONCLUSIONI

L'eventualità che gruppi terroristici facciano esplodere un ordigno concepito per produrre una contaminazione radioattiva deve essere attentamente considerata e valutata per poter programmare idonee misure per la gestione dell'emergenza.

Metodi speditivi per la valutazione delle conseguenze di un simile attentato mettono in evidenza la ridotta entità dei reali effetti sanitari sulla popolazione. Più significativi potrebbero essere, invece, i rischi di contaminazione ambientale.

Esistono nel nostro Paese le capacità e gli strumenti per fronteggiare le conseguenze della dispersione di agenti radiologici, mediante una opportuna pianificazione e idonee predisposizioni operative.

7. ELENCO DEI SIMBOLI E ABBREVIAZIONI

A	attività di una sorgente radioattiva
<i>A</i>	area
A_i	attività inalata
<i>b</i>	rateo di inalazione medio per persona
Bq	Bequerel
<i>C</i>	dose efficace impegnata in Sv per unità di attività inalata
<i>D</i>	dose assorbita
<i>E</i>	energia
<i>E</i>	dose efficace
E_i	energia di un fotone <i>i</i>
f_i	probabilità di emissione di un fotone <i>i</i> per decadimento radioattivo
<i>g</i>	grammo
<i>G</i>	detrimento sanitario
<i>h</i>	altezza
<i>h</i>	ora
<i>m</i>	metro
<i>N(E)</i>	numero di individui per unità di dose efficace
<i>R</i>	fattore di rischio globale per unità di dose efficace
<i>R, r</i>	raggio
<i>s</i>	secondo
<i>S</i>	dose collettiva
S_A	concentrazione superficiale di attività
Sv	Sievert
<i>t</i>	tempo
TNT	Trinitrotoluene
<i>v</i>	velocità di deposizione secca di aerosol
<i>X</i>	rateo di dose per MBq per Km ²
Φ_{cb}	flusso dovuto a forme di captazione biologica diverse dall'inalazione
Φ_d	flusso di deposizione al suolo
Φ_i	flusso inalato dalla popolazione

χ	concentrazione di attività in aria
ϕ	rateo di fluenza di fotoni
$\mu_{en,a}(E_i)$	coefficienti di assorbimento di energia in aria per fotoni di energia E_i
$\mu_{en,T}(E_i)$	coefficienti di assorbimento di energia nel tessuto molle per fotoni di energia E_i
ρ	densità di popolazione
ρ_T	densità media dei tessuti molli
ψ	rateo di fluenza di energia

8. BIBLIOGRAFIA

- [1] International Commission on Radiological Protection, “1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection”, Publication No. 60, Annals of ICRP, vol. 21, No. 1-3, 1991.
- [2] International Commission on Radiological Protection, “Annual limits on intake of radionuclides by workers based on 1990 Recommendations”, Publication No. 61, Annals of ICRP, vol. 21, No. 4, 1991.
- [3] Direttiva EURATOM 29/96; D. Lgs. 230/95; D. Lgs. 241/00.
- [4] H.W. Church, “Cloud Rise from High Explosive Detonations” (Albuquerque, NM: Sandia National Laboratory, report TID-4000, UC/41, 1969).
- [5] ICRU (1989), Tissue Substitutes in Radiation Dosimetry and Measurement, Report 44 of the International Commission on Radiation Units and Measurements (Bethesda, MD).
- [6] J. H. Hubbell and S. M. Seltzer “Tables of X-Ray Mass Attenuation Coefficients and Mass Energy-Absorption Coefficients from 1 keV to 20 MeV for Elements $Z = 1$ to 92 and 48 Additional Substances of Dosimetric Interest” (NISTIR 5632).
- [7] dato 2002, Comune di Roma.
- [8] M. Pelliccioni, “Fondamenti fisici della radioprotezione”, Pitagora editrice, Bologna (II edizione, 1993).
- [9] ICRU (1994), Gamma-Ray Spectrometry in the Environment, Report 53 of the International Commission on Radiation Units and Measurements (USA).