



ISPRA
Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale



Presidenza del Consiglio dei Ministri
Dipartimento della Protezione Civile

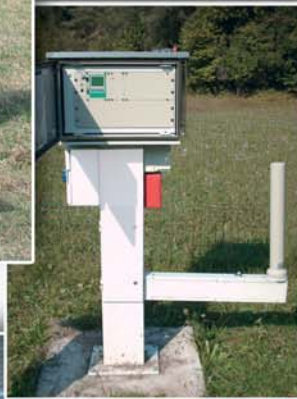


CEVaD

Centro di Elaborazione
e Valutazione Dati

Emergenze nucleari e radiologiche

Manuale per le valutazioni dosimetriche
e le misure ambientali



MANUALI E LINEE GUIDA



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

in collaborazione con



*Presidenza del Consiglio dei Ministri
Dipartimento della Protezione Civile*



CEVaD

Centro di Elaborazione
e Valutazione Dati

Emergenze nucleari e radiologiche

Manuale per le Valutazioni Dosimetriche
e le Misure Ambientali

Manuali e linee guida

Informazioni legali

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) e le persone che agiscono per conto dell'Istituto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo manuale.

La Legge 133/2008 di conversione, con modificazioni, del Decreto Legge 25 giugno 2008, n. 112, pubblicata sulla Gazzetta Ufficiale n. 195 del 21 agosto 2008, ha istituito l'ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale.

L'ISPRA svolge le funzioni che erano proprie dell'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici (ex APAT), dell'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (ex INFS) e dell'Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare (ex ICRAM).

ISPRA – Istituto Superiore per la protezione e la ricerca ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.it

ISPRA, MLG 57/2010

ISBN 978-88-448-0435-0

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica

ISPRA

Grafica di copertina: Franco Iozzoli

Foto di copertina: Realizzazione ISPRA e foto fornite gentilmente dall'ARPA Piemonte

Coordinamento tipografico:

Daria Mazzella

ISPRA - Settore Editoria

Amministrazione:

Olimpia Girolamo

ISPRA - Settore Editoria

Distribuzione:

Michelina Porcarelli

ISPRA - Settore Editoria

Impaginazione e Stampa

Tipolitografia CSR - Via di Pietralata, 157 - 00158 Roma

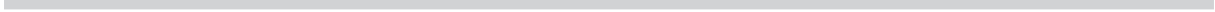
Tel. 064182113 (r.a.) - Fax 064506671

Finito di stampare marzo 2010

Il documento è stato predisposto da Antonia Rogani, Mauro Magnoni, Sergio Mancioppi e Paolo Zeppa ed è stato approvato nel corso della riunione del CEVaD del 23 ottobre 2009 alla quale hanno partecipato:

ROBERTO MEZZANOTTE LAMBERTO MATTEOCCHI	ISPRA – DIPARTIMENTO NUCLEARE, RISCHIO TECNOLOGICO E INDUSTRIALE
SERGIO MANCIOPPI SILVIA FRANZERO	PRESIDENZA DEL CONSIGLIO DEI MINISTRI – DIPARTIMENTO DELLA PROTEZIONE CIVILE
RENATO RIGGIO EMANUELE PIANESE	MINISTERO DELL'INTERNO - DIPARTIMENTO DEI VIGILI DEL FUOCO DEL SOCCORSO PUBBLICO E DELLA DIFESA CIVILE - DIREZIONE CENTRALE PER L'EMERGENZA ED IL SOCCORSO TECNICO
COL. CORRADO TEDESCHI	MINISTERO DELLA DIFESA - SERVIZIO METEOROLOGICO DELL'AERONAUTICA MILITARE
ANTONIA ROGANI	ISTITUTO SUPERIORE DI SANITÀ
CATERINA PETRUCCI	ISTITUTO SUPERIORE PER LA PREVENZIONE E LA SICUREZZA DEL LAVORO
MAURO MAGNONI	ARPA PIEMONTE - DIPARTIMENTO TEMATICO RADIAZIONI
ROBERTO SOGNI	ARPA EMILIA ROMAGNA - SEZIONE PROVINCIALE DI PIACENZA - CENTRO TEMATICO REGIONALE RADIOATTIVITÀ AMBIENTALE

Si ringraziano Anna Alonzi e Luciano Bologna per il contributo fornito nella stesura del documento, Daniela Parisi Presicce e Stefano Zennaro per la collaborazione nella redazione delle tabelle dei parametri radiologici.



PREMESSA

Il Decreto Legislativo 17 marzo 1995, n. 230 ha istituito presso l’Agenzia Nazionale per la Protezione dell’Ambiente (ANPA), oggi Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale¹ (ISPRA), il Centro di Elaborazione e Valutazione Dati (CEVaD), al fine di assicurare un comune riferimento tecnico nella gestione delle emergenze radiologiche.

Il CEVaD era già previsto nel Piano Nazionale di Emergenza fin dalla sua prima stesura, elaborata negli anni 1987 – 88, in seguito all’incidente di Chernòbyl.

Il manuale è redatto a cura dei componenti del CEVaD al fine di poter disporre di un riferimento univoco per le metodologie da utilizzare nelle valutazioni di competenza. La natura stessa del manuale richiede un aggiornamento periodico per tener conto sia di nuove disposizioni legislative, che di innovazioni tecnico-scientifiche e organizzative.

Nel documento vengono descritti i compiti del CEVaD e la sua composizione, le diverse fasi in cui un’emergenza può svilupparsi e le procedure utilizzate per le valutazioni delle dosi associate alle differenti vie di esposizione. Sono, inoltre, riportati i livelli di intervento di emergenza per l’attuazione delle misure protettive, sia in termini di livelli di dose che di grandezze operative derivate. Con riferimento alle due tipologie di emergenze, nucleari e radiologiche, sono incluse le raccolte delle tabelle contenenti i parametri necessari all’esecuzione delle valutazioni di carattere radioprotezionistico. Vengono indicati i dati radiometrici maggiormente significativi nella gestione dell’emergenza, fornendo per essi le indicazioni operative e le modalità di misura che dovranno essere seguite ai fini della caratterizzazione radiologica del territorio coinvolto dal rilascio radioattivo. Sono stati inseriti, infine, due allegati: il primo riguardante l’intervento di iodoprofilassi, il secondo contenente approfondimenti su particolari metodi di campionamento e misura di matrici ambientali ed alimentari.

Per quanto riguarda le modalità di attivazione e di funzionamento del CEVaD, anche in riferimento al *Piano nazionale delle misure protettive contro le emergenze radiologiche* della Presidenza del Consiglio dei Ministri – Dipartimento della protezione civile, si rimanda al documento “*Manuale Operativo – Procedure operative del CEVaD e sistemi di supporto alla gestione delle emergenze nucleari e radiologiche*”. In esso sono descritte le principali componenti funzionali dei sistemi di supporto alla gestione delle emergenze (tra cui quelli operativi presso il Centro Emergenze Nucleari di ISPRA), nonché le procedure di allerta e di assistenza meteorologica del Centro Nazionale di Meteorologia e Climatologia Aeronautica (CNMCA) dell’Aeronautica Militare. Ad esso, nelle fasi iniziali di un evento, sono richieste attività finalizzate alla produzione e alla gestione delle informazioni meteorologiche di base e derivate necessarie ai modelli di dispersione del contaminante radiologico, nonché alla valutazione generale e di dettaglio della situazione meteorologica e della sua evoluzione.

¹ L’Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) è stato istituito dalla Legge 133/2008 di conversione, con modificazioni, del Decreto Legge 25 giugno 2008, n. 112.

INDICE

PREMESSA	Pag	V
1 CENTRO DI ELABORAZIONE E VALUTAZIONE DATI	Pag	1
1.1 Ruolo del CEVaD	»	1
1.2 Composizione del CEVaD	»	1
1.3 Funzionamento del CEVaD	»	1
2 EMERGENZE NUCLEARI E RADIOLOGICHE	»	3
2.1 Premessa	»	3
2.2 Fasi temporali di un'emergenza	»	3
3 VALUTAZIONI DOSIMETRICHE	»	5
3.1 Premessa	»	5
3.2 Metodo di calcolo della dose	»	5
3.2.1 Irradiazione diretta dalla nube	»	5
3.2.2 Irradiazione diretta dal suolo.	»	5
3.2.3 Irradiazione diretta da una sorgente puntiforme	»	5
3.2.4 Inalazione di aria contaminata	»	6
3.2.5 Ingestione di alimenti contaminati	»	6
3.2.6 Riparo al chiuso: calcolo della dose evitabile	»	6
4 LIVELLI DI INTERVENTO – FASE INIZIALE	»	9
4.1 Premessa	»	9
4.2 Livelli di intervento di dose	»	9
4.3 Livelli di intervento derivati	»	10
4.4 Metodo di calcolo dei livelli di intervento derivati	»	11
4.4.1 Irradiazione beta della pelle da esposizione diretta alla nube	»	11
4.4.2 Inalazione di aria contaminata	»	11
4.4.3 Irradiazione diretta dal suolo	»	11
4.4.4 Inalazione da risospensione di materiale radioattivo depositato al suolo	»	12
5 DATI PER LE EMERGENZE NUCLEARI	»	15
5.1 Coefficienti di dose	»	15
5.2 Livelli di intervento derivati	»	16
6 DATI PER LE EMERGENZE RADIOLOGICHE	»	33
6.1 Coefficienti di dose	»	33
6.2 Livelli di intervento derivati	»	33
7 LIVELLI DI INTERVENTO – FASE A MEDIO E LUNGO TERMINE	»	41
7.1 Allontanamento di gruppi di popolazione	»	41
7.2 Regolamenti dell'Unione Europea	»	41

7.3 Concentrazione radioattiva negli alimenti	» 44
7.4 Livelli derivati per le matrici alimentari	» 45
8 DATI RADIOMETRICI, INDICAZIONI OPERATIVE E MODALITÀ DI MISURA	» 51
8.1 Introduzione	» 51
8.2 Indicazioni rilevanti per la I fase	» 52
8.2.1 <i>Elenco misure e matrici</i>	» 52
8.2.2 <i>Frequenza e copertura territoriale</i>	» 53
8.2.3 <i>Modalità di prelievo e misura</i>	» 53
8.3 Indicazioni rilevanti per la II fase	» 64
8.3.1 <i>Elenco misure e matrici</i>	» 64
8.3.2 <i>Frequenza e copertura territoriale</i>	» 64
8.3.3 <i>Modalità di prelievo e misura</i>	» 64
8.4 Tabella riassuntiva	» 69
9 BIBLIOGRAFIA	» 70
ALLEGATO 1 – IODOPROFILASSI: EFFETTI DELLE RADIAZIONI SULLA TIROIDE, LIVELLI DI INTERVENTO E CRITERI OPERATIVI	» 73
ALLEGATO 2 – APPENDICI TECNICHE SUI METODI DI CAMPIONAMENTO E MISURA	» 89

1. CENTRO DI ELABORAZIONE E VALUTAZIONE DATI

1.1 Ruolo del CEVaD

Con l'articolo 123, il Decreto Legislativo 17 marzo 1995 n. 230 e successive modifiche, al fine di assicurare un comune riferimento tecnico nella gestione delle emergenze nucleari e radiologiche, ha istituito presso l'ISPRA il Centro di Elaborazione e Valutazione Dati (CEVaD), una struttura tecnica che opera a supporto del Dipartimento della Protezione Civile, anche ai fini del funzionamento del Comitato Operativo della Protezione Civile.

Il CEVaD, al fine di consentire agli Organi Decisionali previsti nel *Piano Nazionale delle misure protettive contro le emergenze radiologiche* l'adozione dei necessari provvedimenti di intervento, ha i seguenti compiti:

- valutare la situazione incidentale in atto e la sua possibile evoluzione;
- valutare l'andamento nel tempo e nello spazio dei livelli di radioattività nell'ambiente;
- stimare il presumibile impatto radiologico dell'evento incidentale sulla popolazione e sull'ambiente.

Il Centro fornisce, inoltre, alle autorità preposte alla diffusione dell'informazione alla popolazione, gli elementi radiometrici che caratterizzano la situazione in atto.

Il Centro viene attivato dal Dipartimento della Protezione Civile per ogni situazione che comporti l'attivazione del Piano nazionale; il suo intervento può inoltre essere richiesto dal prefetto in caso di attuazione dei piani locali di emergenza esterna.

1.2 Composizione del CEVaD

Il CEVaD ha sede presso l'ISPRA ed è costituito da 6 membri effettivi e 6 supplenti, designati rispettivamente da:

- ISPRA, che svolge funzioni di coordinamento;
- Istituto Superiore per la Prevenzione e la Sicurezza del Lavoro (ISPESL);
- Istituto Superiore di Sanità (ISS);
- Ministero dell'Interno – Corpo Nazionale dei Vigili del Fuoco;
- Ministero della Difesa – Servizio Meteorologico dell'Aeronautica Militare;
- Conferenza dei Presidenti delle Regioni e delle Province Autonome.

Possono essere chiamati a partecipare alle attività del Centro sia esperti di radioprotezione designati dalle Regioni eventualmente interessate, sia esperti di altri Enti o Istituti le cui competenze siano ritenute utili per lo specifico problema in esame.

1.3 Funzionamento del CEVaD

Per le sue attività il CEVaD utilizza la strumentazione e i mezzi di calcolo operativi presso il Centro Emergenze Nucleari dell'ISPRA, presso il quale sono disponibili i presidi e gli ausili logistici (Sala CEVaD) che l'ISPRA ha predisposto.

L'attivazione del CEVaD viene effettuata dall'ISPRA su richiesta del Dipartimento della Protezione Civile.

In una situazione di emergenza, devono confluire al CEVaD tutti i dati radiometrici raccolti dalle squadre di rilevamento ed i risultati delle analisi dei campioni ambientali effettuate da tutti i centri e le reti di rilevamento nazionali e regionali, ivi comprese le reti automatiche REMRAD e GAMMA dell'ISPRA e la rete di allarme gestita dal Ministero dell'Interno ai sensi della legge 469/61, che concorre autonomamente al sistema di reti nazionali.

Inoltre, sulla base della situazione venutasi a creare in seguito all'evento incidentale, possono essere indicate dal Centro particolari modalità operative delle reti e mezzi mobili di rilevamento disponibili sul territorio nazionale.

Le indicazioni formulate dal Centro sono rese prescrittive da parte del Dipartimento della Protezione Civile, ovvero dal prefetto nei confronti delle reti di sorveglianza regionali e delle reti di sorveglianza nazionale di cui all'art.104 del D.Lgs n. 230/1995.

2. EMERGENZE NUCLEARI E RADIOLOGICHE

2.1 Premessa

Nel caso di un evento incidentale con rilascio di sostanze radioattive nell'ambiente, le emergenze nucleari possono derivare da incidenti:

- in impianti nucleari ubicati oltre frontiera,
- in centrali nucleari italiane,
- in impianti di stoccaggio di combustibile irraggiato o in depositi di rifiuti radioattivi,
- in navi a propulsione nucleare,
- a satelliti con sistemi nucleari a bordo,
- durante il trasporto di combustibile irraggiato.

Le emergenze radiologiche comprendono diverse tipologie di eventi che potrebbero comportare la diffusione di sostanze radioattive nell'ambiente (IAEA, 2000), quali, ad esempio, eventi che coinvolgono sorgenti radioattive ed incidenti in industrie, ospedali e laboratori di ricerca o durante il trasporto di materiale radioattivo. Viene inoltre presa in considerazione l'eventualità che possa verificarsi l'esposizione esterna di un individuo in seguito ad irradiazione diretta da una sorgente radioattiva.

2.2 Fasi temporali di un'emergenza

In una situazione di emergenza, dal punto di vista dell'evoluzione temporale, vengono distinte tre fasi.

I FASE (*Early Phase*)

Parte dall'inizio dell'evento e si conclude quando il rilascio di sostanze radioattive è terminato. Questa fase è caratterizzata dal passaggio della nube radioattiva e pertanto le principali vie di esposizione sono l'irradiazione esterna e l'inalazione di aria contaminata.

Con riferimento alle emergenze nucleari, questa fase comprende anche quella denominata di "pre-release", che inizia con il verificarsi dell'evento incidentale che potrebbe condurre ad un rilascio radioattivo. La durata della I fase può estendersi da alcune ore ad alcuni giorni.

Per quanto riguarda le emergenze radiologiche, la dinamica dell'evento è in generale veloce, come ad esempio nei casi di incendio o di dispersione intenzionale di sostanze radioattive. Questa fase potrebbe concludersi in alcune ore.

Nella I fase sono richieste azioni tempestive, a fronte di possibili effetti che possono essere anche di tipo deterministico.

Le azioni che possono essere intraprese sono:

- soccorso alle persone contaminate,
- controllo degli accessi alle zone interessate,
- evacuazione,
- riparo al chiuso,

-
- iodoprofilassi,
 - restrizioni riguardanti il consumo di alimenti esposti e protezione del bestiame al pascolo.

II FASE (*Consequence Management*)

È successiva al passaggio della nube ed è caratterizzata dalla deposizione al suolo delle sostanze radioattive e dal loro trasferimento a matrici ambientali ed alimentari. Questa fase, che segue la prima, può estendersi per diverse settimane.

Dal momento che il passaggio della nube è terminato, le principali vie di esposizione sono l'irradiazione diretta dal materiale depositato al suolo, l'inalazione da risospensione e l'ingestione di alimenti contaminati.

Durante questa fase sono richiesti la determinazione puntuale del quadro radiometrico delle aree interessate dal rilascio per individuare eventuali situazioni di elevata contaminazione al suolo, nonché il controllo delle matrici alimentari.

Può essere richiesta l'adozione delle seguenti contromisure:

- restrizioni sulla produzione, distribuzione e consumo di alimenti contaminati;
- interventi nel settore agricolo e sul patrimonio zootecnico;
- allontanamento di gruppi di popolazione dalle aree che presentano livelli di contaminazione significativi per le esposizioni prolungate.

III FASE (*Recovery Phase*)

Questa fase, che segue la precedente, può estendersi per lunghi periodi di tempo ed è finalizzata al recupero delle condizioni di normalità. Le vie di esposizione sono essenzialmente connesse al consumo di alimenti contaminati e all'irradiazione dal suolo.

Le azioni richieste possono prevedere:

- definizione e attuazione degli interventi di bonifica del territorio;
- prosecuzione dei programmi di sorveglianza radiologica dell'ambiente e della catena alimentare, anche per verificare gli esiti dei provvedimenti adottati;
- gestione dei rifiuti radioattivi prodotti a seguito dei provvedimenti sugli alimenti e degli interventi di bonifica.

Va precisato che, per quanto riguarda l'adozione di misure protettive, la distinzione tra queste tre fasi può non essere netta e pertanto alcune fasi possono sovrapporsi tra loro. In particolare la II e la III fase possono essere interpretate come un'unica fase a medio-lungo termine.

3. VALUTAZIONI DOSIMETRICHE

3.1 Premessa

Per valutare la dose ricevuta da un individuo della popolazione a seguito di un evento tra quelli presi a riferimento per le emergenze nucleari e radiologiche, vengono considerate le seguenti vie di esposizione:

- irradiazione diretta dalla nube;
- irradiazione diretta dal suolo;
- irradiazione diretta da una sorgente radioattiva puntiforme;
- inalazione di aria contaminata;
- ingestione di alimenti contaminati.

3.2 Metodo di calcolo della dose

3.2.1 Irradiazione diretta dalla nube

La dose da irradiazione diretta dalla nube per il radionuclide i , è data da:

$$D_{irr.nube}(i) = C_{aria}(i) F_{irr.nube}(i) \quad (1)$$

dove:

$D_{irr.nube}(i)$ è la dose equivalente o efficace per il nuclide i (Sv);
 $C_{aria}(i)$ è la concentrazione di attività integrata in aria del nuclide i ($Bq\ s\ m^{-3}$);
 $F_{irr.nube}(i)$ è il coefficiente di dose relativo al nuclide i ($Sv\ s^{-1}/Bq\ m^{-3}$).

3.2.2 Irradiazione diretta dal suolo

La dose da irradiazione diretta dal suolo per il radionuclide i , è data da:

$$D_{irr.suolo}(i) = C_{suolo}(i) F_{irr.suolo}(i) \quad (2)$$

dove:

$D_{irr.suolo}(i)$ è la dose equivalente o efficace per il nuclide i (Sv);
 $C_{suolo}(i)$ è la concentrazione di attività integrata al suolo del nuclide i ($Bq\ s\ m^{-2}$);
 $F_{irr.suolo}(i)$ è il coefficiente di dose relativo al nuclide i ($Sv\ s^{-1}/Bq\ m^{-2}$).

3.2.3 Irradiazione diretta da una sorgente puntiforme

L'intensità di dose assorbita da irradiazione diretta da una sorgente puntiforme ad una distanza d per il radionuclide i , è data da:

$$\dot{D}_{sorg}(i) = \frac{A_{sorg}(i) F_{sorg}(i)}{d^2} \quad (3)$$

dove:

$\dot{D}_{sorg}(i)$ è l'intensità di dose assorbita per il nuclide i (mGy / h);
 $A_{sorg}(i)$ è l'attività della sorgente (kBq);
 $F_{sorg}(i)$ è il fattore di conversione relativo al nuclide i ($mGy m^2 / h kBq$)
 d è la distanza dalla sorgente (m)

3.2.4 Inalazione di aria contaminata

La dose da inalazione di aria contaminata per il radionuclide i , è data da:

$$D_{inal}(i) = V_{inal} C_{aria}(i) F_{inal}(i) \quad (4)$$

dove:

$D_{inal}(i)$ è la dose equivalente o efficace per il nuclide i (Sv);
 V_{inal} è il volume di aria inalata al secondo ($m^3 s^{-1}$);
 $C_{aria}(i)$ è la concentrazione di attività integrata in aria del nuclide i ($Bq s m^{-3}$);
 $F_{inal}(i)$ è il coefficiente di dose relativo al nuclide i ($Sv Bq^{-1}$).

3.2.5 Ingestione di alimenti contaminati

La dose dovuta ad ingestione di alimenti contaminati per un periodo di tempo Δt per il radionuclide i , è data da:

$$D_{ing}(i) = \sum_k C_k(i) I_k F_{ing}(i) \quad (5)$$

dove:

$D_{ing}(i)$ è la dose equivalente o efficace per il nuclide i (Sv);
 I_k è la quantità di alimento k (kg) ingerita nel periodo di tempo considerato;
 $C_k(i)$ è la concentrazione media del nuclide i nell'alimento k nel periodo di tempo considerato (Bq/kg);
 $F_{ing}(i)$ è il coefficiente di dose relativo al nuclide i ($Sv Bq^{-1}$).

3.2.6 Riparo al chiuso: calcolo della dose evitabile²

Le equazioni (1), (2) e (4) consentono di calcolare la dose da irradiazione diretta dalla nube, dal suolo e da inalazione nel caso di individui che si trovino all'aperto.

Se si tiene conto del tempo che un individuo della popolazione trascorre in media all'interno

² Dose evitabile: differenza tra il valore di dose previsto in assenza di azioni protettive e il valore di dose previsto se l'intervento viene adottato.

degli edifici e dell'effetto schermante degli edifici stessi, le equazioni (1), (2) e (4) diventano:

$$D_{irr.nube}(i) = C_{aria}(i) F_{irr.nube}(i) (1 - f_1) + C_{aria}(i) F_{irr.nube}(i) f_1 f_2 \quad (6)$$

$$D_{irr.suolo}(i) = C_{suolo}(i) F_{irr.suolo}(i) (1 - f_1) + C_{suolo}(i) F_{irr.suolo}(i) f_1 f_2 \quad (7)$$

$$D_{inal}(i) = V_{inal} C_{aria}(i) F_{inal}(i) (1 - f_1) + V_{inal} C_{aria}(i) F_{inal}(i) f_1 f_3 \quad (8)$$

il primo termine delle equazioni consente di calcolare la dose ricevuta o impegnata da un individuo quando si trova all'aperto, mentre il secondo termine quando si trova al chiuso. Il fattore f_1 (indoor occupancy factor) rappresenta la frazione del tempo trascorsa in media al chiuso, il fattore f_2 (building shielding factor) tiene conto dell'effetto di schermo degli edifici ed il fattore f_3 è il rapporto tra la concentrazione in aria all'interno degli edifici rispetto all'esterno.

Ponendo tali fattori uguali a: $f_1 = 0,8$; $f_2 = 0,2$; $f_3 = 0,3$ (UNSCEAR, 2000; Bochicchio F. et al.1994), si ha:

$$D_{irr.nube}(i) = 0,36 C_{aria}(i) F_{irr.nube}(i) \quad (6 \text{ bis})$$

$$D_{irr.suolo}(i) = 0,36 C_{suolo}(i) F_{irr.suolo}(i) \quad (7 \text{ bis})$$

$$D_{inal}(i) = 0,44 V_{inal} C_{aria}(i) F_{inal}(i) \quad (8 \text{ bis})$$

Ai fini del calcolo della dose evitabile a seguito dell'adozione del provvedimento di riparo al chiuso, nelle equazioni (6), (7) e (8) il fattore f_1 va posto uguale ad 1 e pertanto le precedenti equazioni diventano:

$$D_{irr.nube}(i) = 0,2 C_{aria}(i) F_{irr.nube}(i) \quad (6 \text{ ter})$$

$$D_{irr.suolo}(i) = 0,2 C_{suolo}(i) F_{irr.suolo}(i) \quad (7 \text{ ter})$$

$$D_{inal}(i) = 0,3 V_{inal} C_{aria}(i) F_{inal}(i) \quad (8 \text{ ter})$$

4. LIVELLI DI INTERVENTO – FASE INIZIALE

4.1 Premessa

Nel caso di un rilascio di sostanze radioattive nell'ambiente i provvedimenti protettivi sono mirati a ridurre l'esposizione degli individui della popolazione.

Il presente capitolo si riferisce alla fase iniziale di un incidente, durante la quale sono richieste azioni tempestive volte a mitigare gli effetti di un rilascio potenziale o in atto. In particolare sono prese in considerazione le seguenti misure protettive:

- riparo al chiuso;
- iodoprofilassi;
- evacuazione.

Può inoltre rivestire una notevole importanza la conoscenza tempestiva dello stato della contaminazione ambientale e della catena alimentare, ai fini dell'eventuale adozione del blocco del consumo di particolari alimenti contaminati e di interventi nel settore zootecnico.

4.2 Livelli di intervento di dose

La legislazione italiana (D.Lgs. n. 230/1995 e successive modifiche) stabilisce livelli di intervento di dose (*LI*) in caso di emergenze radiologiche e nucleari (Tabella 4.1), analoghi a quelli raccomandati dall'Unione Europea, espressi in termini di dose evitabile. Ai fini dell'adozione di eventuali misure protettive vanno prese in considerazione solo le vie di esposizione influenzate dall'intervento specifico; inoltre va tenuto conto delle caratteristiche specifiche dell'emergenza, dell'area interessata e del gruppo di riferimento della popolazione.

È inoltre da considerare sempre giustificata l'introduzione di azioni protettive al fine di evitare effetti deterministici. In Tabella 4.2 sono riportati i valori soglia di dose proiettata³, indicati nel D.Lgs. 230/95, suscettibili di produrre seri effetti deterministici.

In Tabella 4.3 sono riportati i livelli di intervento di dose raccomandati a livello internazionale per ognuna delle azioni protettive. Tali livelli sono espressi in termini di dose evitabile a seguito dell'adozione di uno specifico provvedimento e si riferiscono ai gruppi di riferimento della popolazione interessati dall'emergenza.

Dei due riferimenti di dose indicati per ciascuna delle misure protettive considerate, il valore inferiore rappresenta il livello al di sotto del quale non si ritiene giustificata l'adozione della contro-misura, mentre quello superiore indica il livello oltre il quale la contro-misura dovrebbe essere garantita. La International Atomic Energy Agency (IAEA) raccomanda un singolo valore ottimizzato.

In relazione ai provvedimenti di iodoprofilassi, l'Organizzazione Mondiale della Sanità ha proposto (WHO, 1999) livelli di riferimento di dose distinti per gruppi di popolazione (Tabella 4.4), in quanto:

³ Dose proiettata: dose assorbita ricevuta da un individuo della popolazione in un intervallo di tempo dall'inizio dell'incidente, da tutte le vie di esposizione in assenza di azioni protettive.

- il rischio di induzione di carcinoma tiroideo da iodio radioattivo è fortemente dipendente dall'età al momento dell'esposizione; più precisamente la classe di età 0-18 anni risulta quella a maggior rischio di effetti dannosi, mentre tale rischio si riduce sensibilmente negli adulti e tende ad annullarsi oltre i 40 anni di età;
- esiste una maggiore radiosensibilità della tiroide in alcune condizioni fisiologiche (allattamento e gravidanza).

4.3 Livelli di intervento derivati

I livelli di intervento derivati (*LID*) sono delle grandezze operative utilizzate nelle emergenze nucleari e radiologiche conseguenti ad un rilascio di materiale radioattivo nell'ambiente. I risultati delle misure di matrici ambientali possono essere direttamente confrontati con tali livelli al fine di valutare la gravità del rilascio e la necessità di introdurre azioni protettive. I livelli derivati, calcolati a partire da livelli di intervento di dose, sono tipicamente espressi in termini di concentrazione di attività integrata in aria e di contaminazione al suolo.

Per calcolare i livelli derivati sono state prese in considerazione le vie di esposizione più significative nella fase immediatamente successiva ad un rilascio di sostanze radioattive, più precisamente:

- irradiazione diretta dalla nube,
- irradiazione diretta dal suolo,
- inalazione di aria contaminata.

È stata, inoltre, presa in considerazione l'inalazione da risospensione di radionuclidi depositati al suolo, anche se questa via di esposizione riguarda le fasi successive a quella iniziale.

Ogni valore calcolato per un singolo radionuclide, per una via di esposizione e per una classe di età corrisponde al valore del livello di intervento di dose preso a riferimento. In generale, tuttavia, il rilascio è costituito da una miscela di radionuclidi e le vie di esposizione influenzate dal provvedimento sono più di una; in questi casi la dose totale ricevuta da un individuo della popolazione a seguito di un evento incidentale sarà data dalla somma di tutti i contributi. Il valore di dose così ottenuto andrà confrontato con il pertinente livello dosimetrico di intervento.

Pertanto, per poter utilizzare le misure ambientali e i livelli di intervento calcolati per un singolo radionuclide e per una via di esposizione, è necessario, ai fini dell'adozione di interventi protettivi, sommare su tutti i radionuclidi e le vie di esposizione, influenzate da una data contromisura, i rapporti tra i valori di concentrazione del nuclide *i* misurati nella matrice considerata ed i corrispondenti livelli derivati:

$$\sum_i \frac{C(i, p)}{LID(i, p)} \leq 1 \quad (9)$$

dove:

$C(i, p)$ è la concentrazione del radionuclide *i* nella matrice considerata per la via di esposizione *p*

$LID(i, p)$ è il livello di intervento per il nuclide *i*, nella stessa matrice e via di esposizione *p*.

Se il risultato della somma è inferiore o uguale ad 1 la dose totale ricevuta è inferiore o uguale al livello di dose preso a riferimento per l'adozione di un determinato intervento.

4.4 Metodo di calcolo dei livelli di intervento derivati

4.4.1 Irradiazione β della pelle da esposizione diretta alla nube

Questa via di esposizione è significativa solo per i gas nobili; per tutti gli altri radionuclidi è dominante l'inalazione di aria contaminata. Il livello di intervento derivato per esposizione della pelle per il nuclide i è dato da:

$$LID_{irr.\beta pelle}(i) = \frac{LI}{F_{irr.\beta pelle}(i)} \quad (10)$$

dove:

$LID_{irr.\beta pelle}(i)$ è il livello di intervento derivato per la concentrazione integrata in aria relativo al nuclide i ($Bq s m^{-3}$);

LI è il livello di intervento di dose equivalente alla pelle (Sv);

$F_{irr.\beta pelle}(i)$ è il coefficiente di dose equivalente alla pelle da irradiazione β da nube relativo al nuclide i ($Sv s^{-1}/Bq m^{-3}$).

4.4.2 Inalazione di aria contaminata

Il livello di intervento derivato per inalazione di aria contaminata per il radionuclide i , è dato da:

$$LID_{inal}(i) = \frac{LI}{V_{inal} F_{inal}(i)} \quad (11)$$

dove:

$LID_{inal}(i)$ è il livello di intervento derivato per la concentrazione integrata in aria relativo al nuclide i ($Bq s m^{-3}$);

LI è il livello di intervento di dose (Sv);

V_{inal} è il volume di aria inalata al secondo ($m^3 s^{-1}$)

$F_{inal}(i)$ è il coefficiente di dose relativo al nuclide i (Sv/Bq).

4.4.3 Irradiazione diretta dal suolo

Il livello di intervento derivato per irradiazione diretta dal suolo per il radionuclide i , è dato da:

$$LID_{irr.suolo}(i) = \frac{LI}{\int \dot{D}(t) dt} \quad (12)$$

dove:

$LID_{irr.suolo}(i)$ è il livello di intervento derivato per la contaminazione al suolo relativo al nuclide i ($Bq m^{-2}$);

LI è il livello di intervento di dose (Sv);

$\dot{D}(t)$ è l'intensità di dose efficace da irradiazione esterna per attività unitaria depositata al suolo ($Sv s^{-1} / Bq m^{-2}$).

4.4.4. Inalazione da risospensione di materiale radioattivo depositato al suolo

Il livello derivato per questa via di esposizione è dato da:

$$LID_{risosp}(i) = \frac{LI}{V_{inal} F_{inal}(i) \int K(t) e^{-\lambda t} dt} \quad (13)$$

dove:

$LID_{risosp}(i)$ è il livello di intervento derivato per la contaminazione al suolo relativo al nuclide i ($Bq m^{-2}$);

LI è il livello di intervento di dose (Sv);

V_{inal} è il volume di aria inalata al secondo ($m^3 s^{-1}$);

$F_{inal}(i)$ è il coefficiente di dose relativo al nuclide i da inalazione ($Sv Bq^{-1}$);

$K(t)$ è il fattore di risospensione (m^{-1});

λ è la costante di decadimento radioattivo del nuclide i (s^{-1}).

Il fattore di risospensione può essere considerato costante ed uguale a $1,0 \cdot 10^{-5} m^{-1}$ nella fase immediatamente successiva al rilascio (UNSCEAR, 1982)

Tabella 4.1 – Livelli di intervento di emergenza per l'adozione di misure protettive (D.Lgs. 230/95)

Azione protettiva	Livelli di intervento (mSv)
Riparo al chiuso	da alcune unità ad alcune decine (dose efficace)
Somministrazione di Iodio stabile	da alcune decine ad alcune centinaia (dose equivalente)
Evacuazione	da alcune decine ad alcune centinaia (dose efficace)

Tabella 4.2 – Valori soglia di dose proiettata suscettibili di produrre seri effetti deterministici in un intervallo di tempo inferiore a due giorni (D.Lgs. 230/95)

Organo o tessuto	Dose proiettata (Gy)
Corpo intero (midollo osseo)	1
Polmoni	6
Pelle	3
Tiroide	5
Cristallino	2
Gonadi	3
Feto	0,1

Tabella 4.3 – Livelli di intervento di dose raccomandati a livello internazionale per l'introduzione di azioni protettive nella I fase

Azione protettiva	Livelli di intervento di dose efficace o equivalente (mSv)		
	ICRP ^(*)	IAEA ^(**)	Unione Europea ^(***)
Evacuazione	50 – 500 (500 - 5000 pelle)	50	da alcune unità ad alcune decine
Riparo al chiuso	5 - 50	10	da alcune decine ad alcune centinaia
Iodoprofilassi	50 – 500 (tiroide)	100 (tiroide)	da qualche decina ad alcune centinaia

(*) ICRP, 1993b

(**) IAEA, 1994

(***) E.C., 1997

Tabella 4.4 – Livelli di riferimento di dose per l'introduzione della iodoprofilassi proposti dall'OMS ⁽⁺⁾

Gruppo di popolazione	Vie di introduzione da tenere in considerazione	Livelli di riferimento
Neonati, infanti, bambini, adolescenti fino a 18 anni Donne in gravidanza ed in allattamento	Inalazione (ed ingestione *)	10 mGy di dose evitabile alla tiroide
Adulti < 40 anni	Inalazione	100 mGy di dose evitabile alla tiroide
Adulti > 40 anni	Inalazione	5 Gy di dose proiettata alla tiroide

⁽⁺⁾ WHO, 1999

^(*) Ingestione di latte da parte dei lattanti quando non sono disponibili prodotti alternativi

5. DATI PER LE EMERGENZE NUCLEARI

Ai fini del calcolo della dose e dei livelli di intervento derivati sono stati presi in considerazione i radionuclidi significativi dal punto di vista radiologico in caso di rilascio di sostanze radioattive da impianti nucleari (Tabella 5.1), sia in esercizio (IAEA, 1986) che in disattivazione.

5.1 Coefficienti di dose

Irradiazione diretta

In Tabella 5.2 sono riportati i valori dei coefficienti di dose efficace per i radionuclidi significativi in caso di irradiazione diretta dalla nube (D.Lgs n. 230/1995; Eckerman K. F. and Leggett R. W., 1996) ed in Tabella 5.3 sono riportati i coefficienti di dose equivalente alla pelle dovuta ai gas nobili (USEPA, 1993).

In Tabella 5.4 sono riportati i valori dei coefficienti di dose efficace per i radionuclidi significativi in caso di irradiazione diretta dal suolo (Eckerman K. F. and Leggett R. W., 1996) ed in Tabella 5.5 sono riportati i valori della dose efficace integrata su intervalli di tempo successivi al deposito unitario al suolo. Tali valori tengono conto del decadimento radioattivo, del contributo dovuto agli eventuali prodotti di decadimento e dell'andamento temporale della contaminazione al suolo (USNRC, 1975).

In caso di irradiazione diretta dalla nube o dal suolo i valori dei coefficienti di dose non dipendono dall'età dell'individuo esposto.

Inalazione di aria contaminata

In Tabella 5.6 sono riportati, per tre classi di età (lattanti, ≤ 1 anno; bambini, 7-12 anni; adulti, > 17 anni) i valori dei coefficienti di dose efficace impegnata per i radionuclidi significativi per questa via di esposizione (D.Lgs. n. 230/1995).

Nelle Tabelle 5.7 e 5.8 sono riportati i coefficienti di dose equivalente impegnata alla tiroide e all'organo più esposto. (ICRP, 1995).

I tipi di assorbimento polmonare indicati nelle tabelle fanno riferimento alla forma chimica attesa in caso di emergenze nucleari.

Per quanto riguarda lo iodio 131 sono riportati i coefficienti di dose sia per la forma vapore che per il particolato; in assenza di informazioni specifiche l'International Commission on Radiological Protection raccomanda di ipotizzare la presenza nel rilascio di entrambe le forme, in uguali proporzioni (ICRP, 2002).

Nella Tabella 5.9 sono riportati, per le tre classi di età, i volumi di aria inalata (ICRP, 1994).

Ingestione di alimenti contaminati

Nelle Tabelle 5.10 e 5.11 sono riportati, per le tre classi di età considerate, i consumi medi dei principali alimenti della dieta italiana ed i valori dei coefficienti di dose efficace impegnata per i radionuclidi significativi per questa via di esposizione (D.Lgs. n. 230/1995).

Nelle Tabelle 5.12 e 5.13 sono riportati i coefficienti di dose equivalente impegnata alla tiroide e all'organo più esposto (ICRP, 1993a).

5.2 Livelli di intervento derivati

Al fine di fornire all'Autorità competente per la gestione di un'emergenza gli elementi utili per una eventuale adozione di provvedimenti protettivi, nelle Tabelle 5.14 e 5.15 sono riportati, per ciascuno dei radionuclidi elencati in Tabella 5.1, i valori di concentrazione di attività integrata in aria che determinano per inalazione rispettivamente una dose efficace di 1 mSv e una dose equivalente di 1 mSv all'organo più esposto, per le tre classi di età considerate. I tipi di assorbimento polmonare utilizzati fanno riferimento alla forma chimica attesa in caso di emergenze nucleari.

In Tabella 5.16 sono riportati i valori di concentrazione di attività integrata in aria per il tellurio 132 e gli isotopi dello iodio che determinano per inalazione il valore di dose equivalente di 10 mSv alla tiroide.

In Tabella 5.17 sono riportati i livelli di intervento derivati, per esposizione della pelle alla nube (gas nobili), in termini di concentrazione integrata in aria che determina una dose equivalente di 500 mSv (valore inferiore proposto per l'evacuazione dall'ICRP, Tabella 4.3).

In Tabella 5.18 sono riportati i valori di contaminazione superficiale che determinano una dose efficace di 1 mSv da irradiazione diretta dal suolo per una permanenza di un giorno, sette giorni, un mese e un anno su suolo contaminato. Tali valori sono stati calcolati per i radionuclidi significativi per questa via di esposizione.

In Tabella 5.19 sono riportati i valori di contaminazione superficiale che determinano una dose efficace di 1 mSv per inalazione di materiale radioattivo risospeso, ipotizzando una permanenza di 7 giorni su suolo contaminato (IAEA, 1986). I livelli di intervento derivati sono stati calcolati solo per i radionuclidi alfa-emettitori e per lo Sr-90, in quanto in caso di radionuclidi gamma-emettitori l'irradiazione diretta dal suolo è limitante rispetto all'inalazione da risospensione.

Tabella 5.1 – Radionuclidi significativi in caso di emergenze nucleari

Radionuclide	Tempo di dimezzamento	Emissioni principali (keV)		
		Gamma	Beta max	Alpha
H-3	12,3 y		18,60	
C-14	5,73 10 ³ y		156,5	
Mn-54	312 d	834,8		
Fe-55	2,70 y	5,9 - 6,5 (x-ray)		
Co-60	5,27 y	1332,5 - 1173,2	317,8	
Ni-59	7,50 10 ⁴ y	< 10 keV x-ray		
Ni-63	96,0 y		65,9	
Kr-85	10,7 y		687,1	
Kr-85m	4,48 h	151,2 (75%) 304,87 (14%)	841,0	
Kr-87	1,27 h	402,58 (49%) 2554,8 (9%)	3486,0	
Kr-88	2,84 h	2392,1 (35%) 196 (26%)	521,8 (67%) 2914 (14%)	
Sr-89	50,5 d		1492	
Sr-90 (Y-90) *	29,1 y (2,67 d)		546,0 (2284)	
Zr-95	64,0 d	756,7 (54%) 724,2 (44%)	365 (54%) 400 (44%)	
Nb-95	35,1 d	765,8	159,7	
Ru-103	39,3 d	497,1	225,0	
Ru-106 (Rh-106) *	1,01 y (29,9 s)	(511,9)	(3541,0)	
Sb-125	2,77 y	427,9 (29%) 600,6 (18%)	303,3 (40%)	
Te-132 (I-132) *	3,26 d (2,30 h)	228,2	215,0	
I-131	8,04 d	364,48 (81%)	606,3	
I-132	2,30 h	667,7 (99%) 772,6 (75%)	2140,0	
I-133	20,8 h	529,9	1230	
I-135	6,61 h	1260,4 (29%) 1131,5 (23%)	1450,6	
Xe-133	5,24 d	81,0	346,0	
Xe-135	9,10 h	249,8	908,2	
Cs-134	2,06 y	604,6 (97%) 795,8 (85%)	658,0	
Cs-137 (Ba-137m)*	30,0 y (2,55 m)	(661,7)	514,0	
Ba-140	12,7 d	537,4	991,2	
La-140	1,68 d	1596,5 (95%) 487,0 (46%)	1348,2	
Ce-144 (Pr-144) *	284 d (0,288 h)	133,5 (11%)	(2996,0)	
Eu-152	13,3 y	121,8 (28%) 1407,9 (21%)	788,4(21%) 640,5 (17%)	
Eu-154	8,80 y	1274,4 (35%) 723,3 (20%)	570 (36%)	
Th-232	1,40 10 ¹⁰ y			4012 (78%) 3947 (22%)
U-238	4,47 10 ⁹ y			4197 (77%) 4150 (23%)
Np-239	2,36 d	106,1 (27%) 277,6 (14%)	436,3 (45%) 330,2 (40%)	
Pu-238	87,7 y			5499 (71%) 5456 (29%)
Pu-239	2,41 10 ⁴ y			5157 (73%) 5144 (15%)
Pu-240	6,54 10 ³ y			5168 (74%) 5124 (26%)
Pu-241	14,4 y		20,82	
Am-241	4,32 10 ² y	59,5		5486 (85%) 5443 (13%)
Cm-242	163 d			6113 (74%) 6069 (26%)
Cm-244	18,1 y			5805 (76%) 5763 (24%)

y/anno; d/giorno; h/ora; m/minuto; s/secondo

(*) Per questi radionuclidi i prodotti di decadimento contribuiscono in modo significativo alle emissioni Beta/Gamma

Tabella 5.2 – Irradiazione diretta dalla nube (+)

Radionuclide	Coefficiente di dose efficace (Sv / Bq s m ⁻³)	Intensità di dose efficace per unità di concentrazione in aria (Sv h ⁻¹ / Bq m ⁻³)
Mn-54	3,8 10 ⁻¹⁴	1,4 10 ⁻¹⁰
Co-60	1,2 10 ⁻¹³	4,3 10 ⁻¹⁰
Kr-85 °	2,5 10 ⁻¹⁶	9,0 10 ⁻¹³
Kr-85m °	6,8 10 ⁻¹⁵	2,4 10 ⁻¹¹
Kr-87 °	3,9 10 ⁻¹⁴	1,4 10 ⁻¹⁰
Kr-88 °	9,7 10 ⁻¹⁴	3,5 10 ⁻¹⁰
Sr-89	4,4 10 ⁻¹⁶	1,6 10 ⁻¹²
Sr-90 *	8,9 10 ⁻¹⁶	3,2 10 ⁻¹²
Zr-95	3,4 10 ⁻¹⁴	1,2 10 ⁻¹⁰
Nb-95	3,5 10 ⁻¹⁴	1,3 10 ⁻¹⁰
Ru-103	2,1 10 ⁻¹⁴	7,6 10 ⁻¹¹
Ru-106 *	1,1 10 ⁻¹⁴	4,0 10 ⁻¹¹
Sb-125	1,9 10 ⁻¹⁴	6,8 10 ⁻¹¹
Te-132 *	1,2 10 ⁻¹³	4,3 10 ⁻¹⁰
I-131	1,7 10 ⁻¹⁴	6,1 10 ⁻¹¹
I-132	1,1 10 ⁻¹³	4,0 10 ⁻¹⁰
I-133	2,8 10 ⁻¹⁴	1,0 10 ⁻¹⁰
I-135	7,5 10 ⁻¹⁴	2,7 10 ⁻¹⁰
Xe-133 °	1,4 10 ⁻¹⁵	5,0 10 ⁻¹²
Xe-135 °	1,1 10 ⁻¹⁴	4,0 10 ⁻¹¹
Cs-134	7,1 10 ⁻¹⁴	2,6 10 ⁻¹⁰
Cs-137 *	2,6 10 ⁻¹⁴	9,4 10 ⁻¹¹
Ba-140	8,1 10 ⁻¹⁵	2,9 10 ⁻¹¹
La-140	1,1 10 ⁻¹³	4,0 10 ⁻¹⁰
Ce-144 *	3,4 10 ⁻¹⁵	1,2 10 ⁻¹¹
Eu-152	5,3 10 ⁻¹⁴	1,9 10 ⁻¹⁰
Eu-154	5,7 10 ⁻¹⁴	2,1 10 ⁻¹⁰
Np-239	6,9 10 ⁻¹⁵	2,5 10 ⁻¹¹
Am-241	6,7 10 ⁻¹⁶	2,4 10 ⁻¹²

(+) Eckerman K.F. and Leggett R. W., 1996

(°) D.Lgs. n. 230/1995 e successive modifiche

(*) i coefficienti di dose per questi radionuclidi includono il contributo dei prodotti di decadimento

Tabella 5.3 – Irradiazione beta della pelle da nube (+)

Radionuclide	Coefficiente di dose equivalente alla pelle (Sv / Bq s m ⁻³)	Intensità di dose equivalente alla pelle per unità di concentrazione in aria (Sv h ⁻¹ / Bq m ⁻³)
Kr-85	1,3 10 ⁻¹⁴	4,7 10 ⁻¹¹
Kr-85m	2,2 10 ⁻¹⁴	7,9 10 ⁻¹¹
Kr-87	1,4 10 ⁻¹³	5,0 10 ⁻¹⁰
Kr-88	1,3 10 ⁻¹³	4,7 10 ⁻¹⁰
Xe-133	5,0 10 ⁻¹⁵	1,8 10 ⁻¹¹
Xe-135	3,1 10 ⁻¹⁴	1,1 10 ⁻¹⁰

(+) USEPA, 1993

Tabella 5.4 – Irradiazione diretta dal suolo ⁽⁺⁾

Radionuclide	Coefficiente di dose efficace (Sv s ⁻¹ / Bq m ⁻²)	Intensità di dose efficace per unità di deposizione al suolo (Sv h ⁻¹ / Bq m ⁻²)
Mn-54	7,9 10 ⁻¹⁶	2,8 10 ⁻¹²
Co-60	2,3 10 ⁻¹⁵	8,3 10 ⁻¹²
Zr-95	7,0 10 ⁻¹⁶	2,5 10 ⁻¹²
Nb-95	7,3 10 ⁻¹⁶	2,6 10 ⁻¹²
Ru-103	4,5 10 ⁻¹⁶	1,6 10 ⁻¹²
Ru-106 *	3,4 10 ⁻¹⁶	1,2 10 ⁻¹²
Sb-125	4,1 10 ⁻¹⁶	1,5 10 ⁻¹²
Te-132 *	2,5 10 ⁻¹⁵	9,0 10 ⁻¹²
I-131	3,6 10 ⁻¹⁶	1,3 10 ⁻¹²
I-132	2,2 10 ⁻¹⁵	7,9 10 ⁻¹²
I-133	6,2 10 ⁻¹⁶	2,2 10 ⁻¹²
I-135	1,5 10 ⁻¹⁵	5,4 10 ⁻¹²
Cs-134	1,5 10 ⁻¹⁵	5,4 10 ⁻¹²
Cs-137 *	5,5 10 ⁻¹⁶	2,0 10 ⁻¹²
Ba-140	1,9 10 ⁻¹⁶	6,8 10 ⁻¹³
La-140	2,2 10 ⁻¹⁵	7,9 10 ⁻¹²
Ce-144 *	1,8 10 ⁻¹⁶	6,5 10 ⁻¹³
Eu-152	1,1 10 ⁻¹⁵	4,0 10 ⁻¹²
Eu-154	1,2 10 ⁻¹⁵	4,3 10 ⁻¹²
Np-239	1,5 10 ⁻¹⁶	5,4 10 ⁻¹³
Pu-238	6,3 10 ⁻¹⁹	2,3 10 ⁻¹⁵
Pu-239	2,8 10 ⁻¹⁹	1,0 10 ⁻¹⁵
Pu-240	6,0 10 ⁻¹⁹	2,2 10 ⁻¹⁵
Am-241	2,3 10 ⁻¹⁷	8,3 10 ⁻¹⁴
Cm-242	7,0 10 ⁻¹⁹	2,5 10 ⁻¹⁵
Cm-244	6,4 10 ⁻¹⁹	2,3 10 ⁻¹⁵

(⁺) Eckerman K.F. and Leggett R. W., 1996

(*) i coefficienti di dose per questi radionuclidi includono il contributo dei prodotti di decadimento

Tabella 5.5 – Irradiazione diretta dal suolo: dose efficace integrata

Radionuclide	Dose efficace integrata per unità di deposizioni al suolo (Sv / Bq m ⁻²)			
	1d	7d	30d	1y
Mn-54	6,8 10 ⁻¹¹	4,7 10 ⁻¹⁰	2,0 10 ⁻⁹	1,3 10 ⁻⁸
Co-60	2,0 10 ⁻¹⁰	1,3 10 ⁻⁹	5,9 10 ⁻⁹	5,0 10 ⁻⁸
Zr-95	6,1 10 ⁻¹¹	4,3 10 ⁻¹⁰	2,0 10 ⁻⁹	9,3 10 ⁻⁹
Nb-95	6,2 10 ⁻¹¹	4,1 10 ⁻¹⁰	1,4 10 ⁻⁹	2,8 10 ⁻⁹
Ru-103	3,9 10 ⁻¹¹	2,6 10 ⁻¹⁰	9,1 10 ⁻¹⁰	2,0 10 ⁻⁹
Ru-106	3,0 10 ⁻¹¹	2,1 10 ⁻¹⁰	8,7 10 ⁻¹⁰	6,2 10 ⁻⁹
Sb-125	3,6 10 ⁻¹¹	2,5 10 ⁻¹⁰	1,1 10 ⁻⁹	6,4 10 ⁻⁹
Te-132	1,6 10 ⁻¹⁰	7,5 10 ⁻¹⁰	9,8 10 ⁻¹⁰	9,8 10 ⁻¹⁰
I-131	3,0 10 ⁻¹¹	1,6 10 ⁻¹⁰	3,3 10 ⁻¹⁰	3,3 10 ⁻¹⁰
I-132	2,7 10 ⁻¹¹	2,6 10 ⁻¹¹	2,6 10 ⁻¹¹	2,6 10 ⁻¹¹
I-133	3,7 10 ⁻¹¹	6,9 10 ⁻¹¹	7,2 10 ⁻¹¹	7,2 10 ⁻¹¹
I-135	5,2 10 ⁻¹¹	5,9 10 ⁻¹¹	5,9 10 ⁻¹¹	5,9 10 ⁻¹¹
Cs-134	1,3 10 ⁻¹⁰	9,0 10 ⁻¹⁰	3,8 10 ⁻⁹	3,0 10 ⁻⁸
Cs-137	4,8 10 ⁻¹¹	3,3 10 ⁻¹⁰	1,4 10 ⁻⁹	1,1 10 ⁻⁸
Ba-140	4,9 10 ⁻¹¹	8,7 10 ⁻¹⁰	2,9 10 ⁻⁹	3,7 10 ⁻⁹
La-140	1,6 10 ⁻¹⁰	4,4 10 ⁻¹⁰	4,6 10 ⁻¹⁰	4,6 10 ⁻¹⁰
Ce-144	1,5 10 ⁻¹¹	1,1 10 ⁻¹⁰	4,5 10 ⁻¹⁰	2,9 10 ⁻⁹
Eu-152	9,5 10 ⁻¹¹	6,6 10 ⁻¹⁰	2,8 10 ⁻⁹	2,5 10 ⁻⁸
Eu-154	1,0 10 ⁻¹⁰	7,3 10 ⁻¹⁰	3,1 10 ⁻⁹	2,7 10 ⁻⁸
Np-239	1,1 10 ⁻¹¹	3,9 10 ⁻¹¹	4,5 10 ⁻¹¹	4,4 10 ⁻¹¹
Pu-238	5,4 10 ⁻¹⁴	3,8 10 ⁻¹³	1,6 10 ⁻¹²	1,5 10 ⁻¹¹
Pu-239	2,4 10 ⁻¹⁴	1,7 10 ⁻¹³	7,3 10 ⁻¹³	7,1 10 ⁻¹²
Pu-240	5,2 10 ⁻¹⁴	3,6 10 ⁻¹³	1,5 10 ⁻¹²	1,4 10 ⁻¹¹
Am-241	2,0 10 ⁻¹²	1,4 10 ⁻¹¹	6,0 10 ⁻¹¹	5,5 10 ⁻¹⁰
Cm-242	6,0 10 ⁻¹⁴	4,2 10 ⁻¹³	1,7 10 ⁻¹²	1,1 10 ⁻¹¹
Cm-244	5,5 10 ⁻¹⁴	3,9 10 ⁻¹³	1,7 10 ⁻¹²	1,5 10 ⁻¹¹

y/anno; d/giorno - Tempo di permanenza su suolo contaminato

Tabella 5.6 – Inalazione di aria contaminata: coefficienti di dose efficace impegnata (+)

Emergenze nucleari

Nuclide	Tipi di assorb. (*)	Coefficiente di dose efficace impegnata (Sv / Bq)			Dose efficace impegnata per unità di concentrazione integrata in aria (Sv / Bq s m ⁻³)			Intensità di dose efficace impegnata per unità di concentrazione in aria (Sv h ⁻¹ / Bq m ⁻³)		
		Lattanti	Bambini	Adulti	Lattanti	Bambini	Adulti	Lattanti	Bambini	Adulti
H-3	M	3,4 10 ⁻¹⁰	8,2 10 ⁻¹¹	4,5 10 ⁻¹¹	1,1 10 ⁻¹⁴	1,5 10 ⁻¹⁴	1,2 10 ⁻¹⁴	4,1 10 ⁻¹¹	5,2 10 ⁻¹¹	4,2 10 ⁻¹¹
C-14	M	8,3 10 ⁻⁹	2,8 10 ⁻⁹	2,0 10 ⁻⁹	2,7 10 ⁻¹³	5,0 10 ⁻¹³	5,1 10 ⁻¹³	9,9 10 ⁻¹⁰	1,8 10 ⁻⁹	1,9 10 ⁻⁹
Mn-54	M	7,5 10 ⁻⁹	2,4 10 ⁻⁹	1,5 10 ⁻⁹	2,5 10 ⁻¹³	4,2 10 ⁻¹³	3,9 10 ⁻¹³	8,9 10 ⁻¹⁰	1,5 10 ⁻⁹	1,4 10 ⁻⁹
Fe-55	M	1,9 10 ⁻⁹	6,2 10 ⁻¹⁰	3,8 10 ⁻¹⁰	6,3 10 ⁻¹⁴	1,1 10 ⁻¹³	9,8 10 ⁻¹⁴	2,3 10 ⁻¹⁰	4,0 10 ⁻¹⁰	3,5 10 ⁻¹⁰
Co-60	S	9,2 10 ⁻⁸	4,0 10 ⁻⁸	3,1 10 ⁻⁸	3,0 10 ⁻¹²	7,1 10 ⁻¹²	8,0 10 ⁻¹²	1,1 10 ⁻⁸	2,5 10 ⁻⁸	2,9 10 ⁻⁸
Ni-59	M	7,9 10 ⁻¹⁰	2,1 10 ⁻¹⁰	1,3 10 ⁻¹⁰	2,6 10 ⁻¹⁴	3,7 10 ⁻¹⁴	3,3 10 ⁻¹⁴	9,4 10 ⁻¹¹	1,3 10 ⁻¹⁰	1,2 10 ⁻¹⁰
Ni-63	M	2,5 10 ⁻⁹	7,0 10 ⁻¹⁰	4,8 10 ⁻¹⁰	8,3 10 ⁻¹⁴	1,2 10 ⁻¹³	1,2 10 ⁻¹³	3,0 10 ⁻¹⁰	4,5 10 ⁻¹⁰	4,4 10 ⁻¹⁰
Sr-89	F	1,5 10 ⁻⁸	2,3 10 ⁻⁹	1,0 10 ⁻⁹	5,0 10 ⁻¹³	4,1 10 ⁻¹³	2,6 10 ⁻¹³	1,8 10 ⁻⁹	1,5 10 ⁻⁹	9,3 10 ⁻¹⁰
Sr-90	F	1,3 10 ⁻⁷	4,1 10 ⁻⁸	2,4 10 ⁻⁸	4,3 10 ⁻¹²	7,3 10 ⁻¹²	6,2 10 ⁻¹²	1,5 10 ⁻⁸	2,6 10 ⁻⁸	2,2 10 ⁻⁸
Zr-95	F	1,2 10 ⁻⁸	4,2 10 ⁻⁹	2,5 10 ⁻⁹	4,0 10 ⁻¹³	7,4 10 ⁻¹³	6,4 10 ⁻¹³	1,4 10 ⁻⁹	2,7 10 ⁻⁹	2,3 10 ⁻⁹
Nb-95	S	7,7 10 ⁻⁹	2,5 10 ⁻⁹	1,8 10 ⁻⁹	2,5 10 ⁻¹³	4,4 10 ⁻¹³	4,6 10 ⁻¹³	9,2 10 ⁻¹⁰	1,6 10 ⁻⁹	1,7 10 ⁻⁹
Ru-103	S	1,3 10 ⁻⁸	4,2 10 ⁻⁹	3,0 10 ⁻⁹	4,3 10 ⁻¹³	7,4 10 ⁻¹³	7,7 10 ⁻¹³	1,5 10 ⁻⁹	2,7 10 ⁻⁹	2,8 10 ⁻⁹
Ru-106	S	2,6 10 ⁻⁷	9,1 10 ⁻⁸	6,6 10 ⁻⁸	8,6 10 ⁻¹²	1,6 10 ⁻¹¹	1,7 10 ⁻¹¹	3,1 10 ⁻⁸	5,8 10 ⁻⁸	6,1 10 ⁻⁸
Sb-125	M	2,0 10 ⁻⁸	6,8 10 ⁻⁹	4,8 10 ⁻⁹	6,6 10 ⁻¹³	1,2 10 ⁻¹²	1,2 10 ⁻¹²	2,4 10 ⁻⁹	4,3 10 ⁻⁹	4,4 10 ⁻⁹
Te-132	F	2,2 10 ⁻⁸	4,2 10 ⁻⁹	1,8 10 ⁻⁹	7,3 10 ⁻¹³	7,4 10 ⁻¹³	4,6 10 ⁻¹³	2,6 10 ⁻⁹	2,7 10 ⁻⁹	1,7 10 ⁻⁹
I-131	F	7,2 10 ⁻⁸	1,9 10 ⁻⁸	7,4 10 ⁻⁹	2,4 10 ⁻¹²	3,4 10 ⁻¹²	1,9 10 ⁻¹²	8,6 10 ⁻⁹	1,2 10 ⁻⁸	6,8 10 ⁻⁹
I-131	F/Vap ^o	1,7 10 ⁻⁷	4,8 10 ⁻⁸	2,0 10 ⁻⁸	5,6 10 ⁻¹²	8,5 10 ⁻¹²	5,1 10 ⁻¹²	2,0 10 ⁻⁸	3,1 10 ⁻⁸	1,9 10 ⁻⁸
I-132	F	1,1 10 ⁻⁹	2,2 10 ⁻¹⁰	9,4 10 ⁻¹¹	3,6 10 ⁻¹⁴	3,9 10 ⁻¹⁴	2,4 10 ⁻¹⁴	1,3 10 ⁻¹⁰	1,4 10 ⁻¹⁰	8,7 10 ⁻¹¹
I-133	F	1,9 10 ⁻⁸	3,8 10 ⁻⁹	1,5 10 ⁻⁹	6,3 10 ⁻¹³	6,7 10 ⁻¹³	3,9 10 ⁻¹³	2,3 10 ⁻⁹	2,4 10 ⁻⁹	1,4 10 ⁻⁹
I-135	F	4,1 10 ⁻⁹	7,9 10 ⁻¹⁰	3,2 10 ⁻¹⁰	1,4 10 ⁻¹³	1,4 10 ⁻¹³	8,2 10 ⁻¹⁴	4,9 10 ⁻¹⁰	5,0 10 ⁻¹⁰	3,0 10 ⁻¹⁰
Cs-134	F	1,1 10 ⁻⁸	5,3 10 ⁻⁹	6,6 10 ⁻⁹	3,6 10 ⁻¹³	9,4 10 ⁻¹³	1,7 10 ⁻¹²	1,3 10 ⁻⁹	3,4 10 ⁻⁹	6,1 10 ⁻⁹
Cs-137	F	8,8 10 ⁻⁹	3,7 10 ⁻⁹	4,6 10 ⁻⁹	2,9 10 ⁻¹³	6,5 10 ⁻¹³	1,2 10 ⁻¹²	1,0 10 ⁻⁹	2,4 10 ⁻⁹	4,3 10 ⁻⁹
Ba-140	F	1,4 10 ⁻⁸	2,4 10 ⁻⁹	1,0 10 ⁻⁹	4,6 10 ⁻¹³	4,2 10 ⁻¹³	2,6 10 ⁻¹³	1,7 10 ⁻⁹	1,5 10 ⁻⁹	9,3 10 ⁻¹⁰
La-140	M	8,8 10 ⁻⁹	2,0 10 ⁻⁹	1,1 10 ⁻⁹	2,9 10 ⁻¹³	3,5 10 ⁻¹³	2,8 10 ⁻¹³	1,0 10 ⁻⁹	1,3 10 ⁻⁹	1,0 10 ⁻⁹
Ce-144	S	2,1 10 ⁻⁷	7,3 10 ⁻⁸	5,3 10 ⁻⁸	7,0 10 ⁻¹²	1,3 10 ⁻¹¹	1,4 10 ⁻¹¹	2,5 10 ⁻⁸	4,7 10 ⁻⁸	4,9 10 ⁻⁸
Eu-152	M	1,1 10 ⁻⁷	4,9 10 ⁻⁸	4,2 10 ⁻⁸	3,6 10 ⁻¹²	8,7 10 ⁻¹²	1,1 10 ⁻¹¹	1,3 10 ⁻⁸	3,1 10 ⁻⁸	3,9 10 ⁻⁸
Eu-154	M	1,6 10 ⁻⁷	6,5 10 ⁻⁸	5,3 10 ⁻⁸	5,3 10 ⁻¹²	1,2 10 ⁻¹¹	1,4 10 ⁻¹¹	1,9 10 ⁻⁸	4,1 10 ⁻⁸	4,9 10 ⁻⁸
Th-232	S	5,4 10 ⁻⁵	2,6 10 ⁻⁵	2,5 10 ⁻⁵	1,8 10 ⁻⁹	4,6 10 ⁻⁹	6,4 10 ⁻⁹	6,4 10 ⁻⁶	1,7 10 ⁻⁵	2,3 10 ⁻⁵
U-238	S	2,9 10 ⁻⁵	1,0 10 ⁻⁵	8,0 10 ⁻⁶	9,6 10 ⁻¹⁰	1,8 10 ⁻⁹	2,1 10 ⁻⁹	3,5 10 ⁻⁶	6,4 10 ⁻⁶	7,4 10 ⁻⁶
Np-239	M	5,9 10 ⁻⁹	1,4 10 ⁻⁹	9,3 10 ⁻¹⁰	2,0 10 ⁻¹³	2,5 10 ⁻¹³	2,4 10 ⁻¹³	7,0 10 ⁻¹⁰	8,9 10 ⁻¹⁰	8,6 10 ⁻¹⁰
Pu-238	S	4,5 10 ⁻⁵	1,9 10 ⁻⁵	1,6 10 ⁻⁵	1,5 10 ⁻⁹	3,4 10 ⁻⁹	4,1 10 ⁻⁹	5,4 10 ⁻⁶	1,2 10 ⁻⁵	1,5 10 ⁻⁵
Pu-239	S	4,3 10 ⁻⁵	1,9 10 ⁻⁵	1,6 10 ⁻⁵	1,4 10 ⁻⁹	3,4 10 ⁻⁹	4,1 10 ⁻⁹	5,1 10 ⁻⁶	1,2 10 ⁻⁵	1,5 10 ⁻⁵
Pu-240	S	4,3 10 ⁻⁵	1,9 10 ⁻⁵	1,6 10 ⁻⁵	1,4 10 ⁻⁹	3,4 10 ⁻⁹	4,1 10 ⁻⁹	5,1 10 ⁻⁶	1,2 10 ⁻⁵	1,5 10 ⁻⁵
Pu-241	S	2,2 10 ⁻⁷	1,7 10 ⁻⁷	1,7 10 ⁻⁷	7,3 10 ⁻¹²	3,0 10 ⁻¹¹	4,4 10 ⁻¹¹	2,6 10 ⁻⁸	1,1 10 ⁻⁷	1,6 10 ⁻⁷
Am-241	M	7,3 10 ⁻⁵	4,0 10 ⁻⁵	4,2 10 ⁻⁵	2,4 10 ⁻⁹	7,1 10 ⁻⁹	1,1 10 ⁻⁸	8,7 10 ⁻⁶	2,5 10 ⁻⁵	3,9 10 ⁻⁵
Cm-242	M	2,2 10 ⁻⁵	7,3 10 ⁻⁶	5,2 10 ⁻⁶	7,3 10 ⁻¹⁰	1,3 10 ⁻⁹	1,3 10 ⁻⁹	2,6 10 ⁻⁶	4,7 10 ⁻⁶	4,8 10 ⁻⁶
Cm-244	M	6,2 10 ⁻⁵	2,7 10 ⁻⁵	2,7 10 ⁻⁵	2,1 10 ⁻⁹	4,8 10 ⁻⁹	6,9 10 ⁻⁹	7,4 10 ⁻⁶	1,7 10 ⁻⁵	2,5 10 ⁻⁵

(+) D.Lgs. n. 230/1995 e successive modifiche

(*) Tipi di assorbimento polmonare: F/fast; M/moderate; S/slow

(^o) Vap/Vapour form

Tabella 5.7 – Inalazione di aria contaminata: coefficienti di dose equivalente impegnata alla tiroide (+)

Emergenze nucleari

Nuclide	Tipi di assorbimento (*)	Coefficiente di dose equivalente impegnata alla tiroide (Sv / Bq)			Dose equivalente impegnata alla tiroide per unità di concentrazione integrata in aria (Sv / Bq s m ⁻³)			Intensità di dose equivalente impegnata alla tiroide per unità di concentrazione in aria (Sv h ⁻¹ / Bq m ⁻³)		
		Lattanti	Bambini	Adulti	Lattanti	Bambini	Adulti	Lattanti	Bambini	Adulti
Co-60	S	3,7 10 ⁻⁸	1,4 10 ⁻⁸	9,8 10 ⁻⁹	1,2 10 ⁻¹²	2,5 10 ⁻¹²	2,5 10 ⁻¹²	4,4 10 ⁻⁹	8,9 10 ⁻⁹	9,1 10 ⁻⁹
Sr-89	F	1,6 10 ⁻⁹	3,2 10 ⁻¹⁰	1,8 10 ⁻¹⁰	5,3 10 ⁻¹⁴	5,7 10 ⁻¹⁴	4,6 10 ⁻¹⁴	1,9 10 ⁻¹⁰	2,0 10 ⁻¹⁰	1,7 10 ⁻¹⁰
Sr-90	F	6,6 10 ⁻⁹	1,2 10 ⁻⁹	5,9 10 ⁻¹⁰	2,2 10 ⁻¹³	2,1 10 ⁻¹³	1,5 10 ⁻¹³	7,9 10 ⁻¹⁰	7,6 10 ⁻¹⁰	5,5 10 ⁻¹⁰
Zr-95	F	2,9 10 ⁻⁹	1,3 10 ⁻⁹	9,9 10 ⁻¹⁰	9,6 10 ⁻¹⁴	2,3 10 ⁻¹³	2,5 10 ⁻¹³	3,5 10 ⁻¹⁰	8,3 10 ⁻¹⁰	9,2 10 ⁻¹⁰
Ru-103	S	9,5 10 ⁻¹⁰	2,8 10 ⁻¹⁰	1,6 10 ⁻¹⁰	3,1 10 ⁻¹⁴	5,0 10 ⁻¹⁴	4,1 10 ⁻¹⁴	1,1 10 ⁻¹⁰	1,8 10 ⁻¹⁰	1,5 10 ⁻¹⁰
Ru-106	S	3,6 10 ⁻⁹	9,0 10 ⁻¹⁰	5,4 10 ⁻¹⁰	1,2 10 ⁻¹³	1,6 10 ⁻¹³	1,4 10 ⁻¹³	4,3 10 ⁻¹⁰	5,7 10 ⁻¹⁰	5,0 10 ⁻¹⁰
Sb-125	M	2,6 10 ⁻⁹	8,6 10 ⁻¹⁰	5,5 10 ⁻¹⁰	8,6 10 ⁻¹⁴	1,5 10 ⁻¹³	1,4 10 ⁻¹³	3,1 10 ⁻¹⁰	5,5 10 ⁻¹⁰	5,1 10 ⁻¹⁰
Te-132	F	3,6 10 ⁻⁷	6,1 10 ⁻⁸	2,5 10 ⁻⁸	1,2 10 ⁻¹¹	1,1 10 ⁻¹¹	6,4 10 ⁻¹²	4,3 10 ⁻⁸	3,9 10 ⁻⁸	2,3 10 ⁻⁸
I-131	F	1,4 10 ⁻⁶	3,7 10 ⁻⁷	1,5 10 ⁻⁷	4,6 10 ⁻¹¹	6,5 10 ⁻¹¹	3,9 10 ⁻¹¹	1,7 10 ⁻⁷	2,4 10 ⁻⁷	1,4 10 ⁻⁷
I-131	F/Vap ^o	3,3 10 ⁻⁶	9,5 10 ⁻⁷	3,9 10 ⁻⁷	1,1 10 ⁻¹⁰	1,7 10 ⁻¹⁰	1,0 10 ⁻¹⁰	3,9 10 ⁻⁷	6,1 10 ⁻⁷	3,6 10 ⁻⁷
I-132	F	1,8 10 ⁻⁸	3,4 10 ⁻⁹	1,4 10 ⁻⁹	6,0 10 ⁻¹³	6,0 10 ⁻¹³	3,6 10 ⁻¹³	2,1 10 ⁻⁹	2,2 10 ⁻⁹	1,3 10 ⁻⁹
I-133	F	3,8 10 ⁻⁷	7,4 10 ⁻⁸	2,8 10 ⁻⁸	1,3 10 ⁻¹¹	1,3 10 ⁻¹¹	7,2 10 ⁻¹²	4,5 10 ⁻⁸	4,7 10 ⁻⁸	2,6 10 ⁻⁸
I-135	F	7,7 10 ⁻⁸	1,5 10 ⁻⁸	5,7 10 ⁻⁹	2,5 10 ⁻¹²	2,7 10 ⁻¹²	1,5 10 ⁻¹²	9,2 10 ⁻⁹	9,6 10 ⁻⁹	5,3 10 ⁻⁹
Cs-134	F	1,0 10 ⁻⁸	5,1 10 ⁻⁹	6,3 10 ⁻⁹	3,3 10 ⁻¹³	9,0 10 ⁻¹³	1,6 10 ⁻¹²	1,2 10 ⁻⁹	3,2 10 ⁻⁹	5,8 10 ⁻⁹
Cs-137	F	7,5 10 ⁻⁹	3,5 10 ⁻⁹	4,4 10 ⁻⁹	2,5 10 ⁻¹³	6,2 10 ⁻¹³	1,1 10 ⁻¹²	8,9 10 ⁻¹⁰	2,2 10 ⁻⁹	4,1 10 ⁻⁹
Ba-140	F	2,1 10 ⁻⁹	3,9 10 ⁻¹⁰	1,2 10 ⁻¹⁰	7,0 10 ⁻¹⁴	6,9 10 ⁻¹⁴	3,1 10 ⁻¹⁴	2,5 10 ⁻¹⁰	2,5 10 ⁻¹⁰	1,1 10 ⁻¹⁰
Ce-144	S	9,8 10 ⁻¹⁰	2,4 10 ⁻¹⁰	1,4 10 ⁻¹⁰	3,2 10 ⁻¹⁴	4,2 10 ⁻¹⁴	3,6 10 ⁻¹⁴	1,2 10 ⁻¹⁰	1,5 10 ⁻¹⁰	1,3 10 ⁻¹⁰
Th-232	S	1,8 10 ⁻⁶	9,5 10 ⁻⁷	8,2 10 ⁻⁷	6,0 10 ⁻¹¹	1,7 10 ⁻¹⁰	2,1 10 ⁻¹⁰	2,1 10 ⁻⁷	6,1 10 ⁻⁷	7,6 10 ⁻⁷
U-238	S	4,0 10 ⁻⁸	1,5 10 ⁻⁸	1,5 10 ⁻⁸	1,3 10 ⁻¹²	2,7 10 ⁻¹²	3,9 10 ⁻¹²	4,8 10 ⁻⁹	9,6 10 ⁻⁹	1,4 10 ⁻⁸
Pu-238	S	6,0 10 ⁻⁷	3,3 10 ⁻⁷	2,8 10 ⁻⁷	2,0 10 ⁻¹¹	5,8 10 ⁻¹¹	7,2 10 ⁻¹¹	7,1 10 ⁻⁸	2,1 10 ⁻⁷	2,6 10 ⁻⁷
Pu-239	S	6,7 10 ⁻⁷	3,8 10 ⁻⁷	3,2 10 ⁻⁷	2,2 10 ⁻¹¹	6,7 10 ⁻¹¹	8,2 10 ⁻¹¹	8,0 10 ⁻⁸	2,4 10 ⁻⁷	3,0 10 ⁻⁷
Pu-240	S	6,7 10 ⁻⁷	3,8 10 ⁻⁷	3,2 10 ⁻⁷	2,2 10 ⁻¹¹	6,7 10 ⁻¹¹	8,2 10 ⁻¹¹	8,0 10 ⁻⁸	2,4 10 ⁻⁷	3,0 10 ⁻⁷
Pu-241	S	1,3 10 ⁻⁸	8,7 10 ⁻⁹	7,1 10 ⁻⁹	4,3 10 ⁻¹³	1,5 10 ⁻¹²	1,8 10 ⁻¹²	1,5 10 ⁻⁹	5,5 10 ⁻⁹	6,6 10 ⁻⁹
Am-241	M	6,5 10 ⁻⁶	3,6 10 ⁻⁶	2,9 10 ⁻⁶	2,2 10 ⁻¹⁰	6,4 10 ⁻¹⁰	7,5 10 ⁻¹⁰	7,7 10 ⁻⁷	2,3 10 ⁻⁶	2,7 10 ⁻⁶
Cm-242	M	2,1 10 ⁻⁷	5,3 10 ⁻⁸	3,5 10 ⁻⁸	7,0 10 ⁻¹²	9,4 10 ⁻¹²	9,0 10 ⁻¹²	2,5 10 ⁻⁸	3,4 10 ⁻⁸	3,2 10 ⁻⁸
Cm-244	M	3,2 10 ⁻⁶	1,5 10 ⁻⁶	1,3 10 ⁻⁶	1,1 10 ⁻¹⁰	2,7 10 ⁻¹⁰	3,3 10 ⁻¹⁰	3,8 10 ⁻⁷	9,6 10 ⁻⁷	1,2 10 ⁻⁶

(+) ICRP, 1995

(*) Tipi di assorbimento polmonare: F/fast; M/moderate; S/slow

(°) Vap/Vapour form

Tabella 5.8 – Inalazione di aria contaminata: coefficienti di dose equivalente impegnata all'organo più esposto⁽⁺⁾

Emergenze nucleari

Radionuclide	Tipi di assorbimento (*)	Dose equivalente impegnata all'organo più esposto per unità di introduzione (Sv / Bq)					
		Lattanti		Bambini		Adulti	
H-3	M	2,2 10 ⁻⁹	P	5,7 10 ⁻¹⁰	P	3,2 10 ⁻¹⁰	P
C-14	M	6,3 10 ⁻⁸	P	2,2 10 ⁻⁸	P	1,6 10 ⁻⁸	P
Fe-55	M	1,1 10 ⁻⁸	MI	4,1 10 ⁻⁹	MI	2,8 10 ⁻⁹	MI
Co-60	S	5,3 10 ⁻⁷	P	2,4 10 ⁻⁷	P	1,8 10 ⁻⁷	P
Ni-59	M	3,1 10 ⁻⁹	P	8,1 10 ⁻¹⁰	P	4,7 10 ⁻¹⁰	P
Ni-63	M	1,3 10 ⁻⁸	P	3,7 10 ⁻⁹	P	2,5 10 ⁻⁹	P
Sr-89	F	9,1 10 ⁻⁸	M; O	1,8 10 ⁻⁸	O	5,4 10 ⁻⁹	O
Sr-90	F	1,3 10 ⁻⁶	O	7,4 10 ⁻⁷	O	3,7 10 ⁻⁷	O
Zr-95	F	1,8 10 ⁻⁷	O	8,5 10 ⁻⁸	O	5,3 10 ⁻⁸	O
Nb-95	S	4,5 10 ⁻⁸	P	1,6 10 ⁻⁸	P	1,2 10 ⁻⁸	P
Ru-103	S	8,7 10 ⁻⁸	P	3,0 10 ⁻⁸	P	2,2 10 ⁻⁸	P
Ru-106	S	1,9 10 ⁻⁶	P	7,2 10 ⁻⁷	P	5,3 10 ⁻⁷	P
Sb-125	M	1,2 10 ⁻⁷	P	4,5 10 ⁻⁸	P	3,2 10 ⁻⁸	P
Te-132	F	3,6 10 ⁻⁷	T	6,1 10 ⁻⁸	T	2,5 10 ⁻⁸	T
I-131	F	1,4 10 ⁻⁶	T	3,7 10 ⁻⁷	T	1,5 10 ⁻⁷	T
I-131	F/Vap [°]	3,3 10 ⁻⁶	T	9,5 10 ⁻⁷	T	3,9 10 ⁻⁷	T
I-132	F	1,8 10 ⁻⁸	T	3,4 10 ⁻⁹	T	1,4 10 ⁻⁹	T
I-133	F	3,8 10 ⁻⁷	T	7,4 10 ⁻⁸	T	2,8 10 ⁻⁸	T
I-135	F	7,7 10 ⁻⁸	T	1,5 10 ⁻⁸	T	5,7 10 ⁻⁹	T
Cs-134	F	5,8 10 ⁻⁸	ET	1,8 10 ⁻⁸	ET	1,2 10 ⁻⁸	ET
Cs-137	F	3,2 10 ⁻⁸	ET	9,7 10 ⁻⁹	ET	7,4 10 ⁻⁹	ET
Ba-140	F	7,0 10 ⁻⁸	IC	1,7 10 ⁻⁸	IC	8,9 10 ⁻⁹	IC
Ce-144	S	1,6 10 ⁻⁶	P	5,8 10 ⁻⁷	P	4,2 10 ⁻⁷	P
Th-232	S	3,7 10 ⁻⁴	P	2,6 10 ⁻⁴	O	2,9 10 ⁻⁴	O
U-238	S	2,4 10 ⁻⁴	P	8,7 10 ⁻⁵	P	6,7 10 ⁻⁵	P
Np-239	M	2,7 10 ⁻⁸	IC	8,4 10 ⁻⁹	P	6,3 10 ⁻⁹	P
Pu-238	S	3,3 10 ⁻⁴	P	1,2 10 ⁻⁴	P; O	1,6 10 ⁻⁴	O
Pu-239	S	3,1 10 ⁻⁴	P	1,5 10 ⁻⁴	O	1,8 10 ⁻⁴	O
Pu-240	S	3,1 10 ⁻⁴	P	1,5 10 ⁻⁴	O	1,8 10 ⁻⁴	O
Pu-241	S	3,1 10 ⁻⁶	O	3,5 10 ⁻⁶	O	4,1 10 ⁻⁶	O
Am-241	M	1,3 10 ⁻³	O	1,2 10 ⁻³	O	1,7 10 ⁻³	O
Cm-242	M	1,4 10 ⁻⁴	P	4,8 10 ⁻⁵	P	3,5 10 ⁻⁵	P
Cm-244	M	9,3 10 ⁻⁴	O	6,4 10 ⁻⁴	O	9,2 10 ⁻⁴	O

(P) polmone/ (M) midollo rosso/ (O) superf.ossea/ (T) tiroide/ (ET) respir.extra toracica/ (MI) milza/ (IC) intestino crasso inferiore

(+) ICRP, 1995

(*) Tipi di assorbimento polmonare: F/fast; M/moderate; S/slow

(°) Vap/Vapour form

Tabella 5.9 – Volume di aria inalato per classi di età (+)

Classi di età	Volume inalato	
	(m ³ /s)	(m ³ /h)
LATTANTI (≤ 1 anno)	3,31 10 ⁻⁵	0,12
BAMBINI (7 - 12 anni)	1,77 10 ⁻⁴	0,64
ADULTI (> 17 anni)	2,57 10 ⁻⁴	0,93

(⁺) ICRP, 1994

Tabella 5.10 – Consumi medi dei principali alimenti della dieta italiana

Alimento	LATTANTI		BAMBINI		ADULTI	
	g/giorno	kg/anno	g/giorno	kg/anno	g/giorno	kg/anno
Cereali	50	18	240	88	300	110
Carni bovine	20	7	55	20	65	24
Carni suine	-	-	30	11	60	22
Carni ovine	-	-	2	1	3	1
Pollame	20	7	30	11	35	13
Pesce	20	7	25	9	30	11
Latte (*)	700	256	250	91	220	80
Derivati del latte	10	4	30	11	40	15
Uova	15	5	25	9	30	11
Vegetali a foglia	25	9	100	37	150	55
Altri vegetali	25	9	250	91	340	124
Frutta	50	18	200	73	260	95
Olio (*)	10	4	40	15	50	18
Vino (*)	-	-	-	-	250	91
Acqua potabile (*)	700	256	1000	365	1500	548

(*) ml/giorno, l/anno

Tabella 5.11 – Ingestione di alimenti contaminati: coefficienti di dose efficace impegnata (+)

Radionuclide	Dose efficace impegnata per unità di introduzione (Sv / Bq)		
	Lattanti	Bambini	Adulti
C-14	1,4 10 ⁻⁹	8,0 10 ⁻¹⁰	5,8 10 ⁻¹⁰
Mn-54	5,4 10 ⁻⁹	1,3 10 ⁻⁹	7,1 10 ⁻¹⁰
Fe-55	7,6 10 ⁻⁹	1,1 10 ⁻⁹	3,3 10 ⁻¹⁰
Co-60	5,4 10 ⁻⁸	1,1 10 ⁻⁸	3,4 10 ⁻⁹
Ni-63	1,6 10 ⁻⁹	2,8 10 ⁻¹⁰	1,5 10 ⁻¹⁰
Sr-89	3,6 10 ⁻⁸	5,8 10 ⁻⁹	2,6 10 ⁻⁹
Sr-90	2,3 10 ⁻⁷	6,0 10 ⁻⁸	2,8 10 ⁻⁸
Zr-95	8,5 10 ⁻⁹	1,9 10 ⁻⁹	9,5 10 ⁻¹⁰
Nb-95	4,6 10 ⁻⁹	1,1 10 ⁻⁹	5,8 10 ⁻¹⁰
Ru-103	7,1 10 ⁻⁹	1,5 10 ⁻⁹	7,3 10 ⁻¹⁰
Ru-106	8,4 10 ⁻⁸	1,5 10 ⁻⁸	7,0 10 ⁻⁹
Sb-125	1,1 10 ⁻⁸	2,1 10 ⁻⁹	1,1 10 ⁻⁹
Te-132	4,8 10 ⁻⁸	8,3 10 ⁻⁹	3,8 10 ⁻⁹
I-131	1,8 10 ⁻⁷	5,2 10 ⁻⁸	2,2 10 ⁻⁸
I-132	3,0 10 ⁻⁹	6,2 10 ⁻¹⁰	2,9 10 ⁻¹⁰
I-133	4,9 10 ⁻⁸	1,0 10 ⁻⁸	4,3 10 ⁻⁹
I-135	1,0 10 ⁻⁸	2,2 10 ⁻⁹	9,3 10 ⁻¹⁰
Cs-134	2,6 10 ⁻⁸	1,4 10 ⁻⁸	1,9 10 ⁻⁸
Cs-137	2,1 10 ⁻⁸	1,0 10 ⁻⁸	1,3 10 ⁻⁸
Ba-140	3,2 10 ⁻⁸	5,8 10 ⁻⁹	2,6 10 ⁻⁹
La-140	2,0 10 ⁻⁸	4,2 10 ⁻⁹	2,0 10 ⁻⁹
Ce-144	6,6 10 ⁻⁸	1,1 10 ⁻⁸	5,2 10 ⁻⁹
Eu-152	1,6 10 ⁻⁸	2,6 10 ⁻⁹	1,4 10 ⁻⁹
Eu-154	2,5 10 ⁻⁸	4,1 10 ⁻⁹	2,0 10 ⁻⁹
Th-232	4,6 10 ⁻⁶	2,9 10 ⁻⁷	2,3 10 ⁻⁷
U-238	3,4 10 ⁻⁷	6,8 10 ⁻⁸	4,5 10 ⁻⁸
Np-239	8,9 10 ⁻⁹	1,7 10 ⁻⁹	8,0 10 ⁻¹⁰
Pu-238	4,0 10 ⁻⁶	2,4 10 ⁻⁷	2,3 10 ⁻⁷
Pu-239	4,2 10 ⁻⁶	2,7 10 ⁻⁷	2,5 10 ⁻⁷
Pu-240	4,2 10 ⁻⁶	2,7 10 ⁻⁷	2,5 10 ⁻⁷
Pu-241	5,6 10 ⁻⁸	5,1 10 ⁻⁹	4,8 10 ⁻⁹
Am-241	3,7 10 ⁻⁶	2,2 10 ⁻⁷	2,0 10 ⁻⁷
Cm-242	5,9 10 ⁻⁷	2,4 10 ⁻⁸	1,2 10 ⁻⁸
Cm-244	2,9 10 ⁻⁶	1,4 10 ⁻⁷	1,2 10 ⁻⁷

(+) D.Lgs. n. 230/1995 e successive modifiche

Tabella 5.12 – *Ingestione di alimenti contaminati: coefficienti di dose equivalente impegnata alla tiroide* ⁽⁺⁾

Radionuclide	Dose equivalente impegnata alla tiroide per unità di introduzione (Sv / Bq)		
	Lattanti	Bambini	Adulti
Co-60	5,0 10 ⁻⁸	8,4 10 ⁻⁹	1,7 10 ⁻⁹
Ni-63	8,2 10 ⁻¹⁰	1,3 10 ⁻¹⁰	8,7 10 ⁻¹¹
Sr-89	2,9 10 ⁻⁹	4,5 10 ⁻¹⁰	2,0 10 ⁻¹⁰
Sr-90	1,2 10 ⁻⁸	1,8 10 ⁻⁹	6,6 10 ⁻¹⁰
Zr-95	2,8 10 ⁻¹⁰	6,3 10 ⁻¹¹	4,3 10 ⁻¹¹
Nb-95	1,7 10 ⁻¹⁰	2,7 10 ⁻¹¹	1,3 10 ⁻¹¹
Ru-103	1,1 10 ⁻⁹	1,3 10 ⁻¹⁰	6,7 10 ⁻¹¹
Ru-106	2,3 10 ⁻⁸	2,8 10 ⁻⁹	1,4 10 ⁻⁹
Te-132	6,2 10 ⁻⁷	7,1 10 ⁻⁸	2,9 10 ⁻⁸
I-131	3,7 10 ⁻⁶	1,0 10 ⁻⁶	4,3 10 ⁻⁷
I-132	4,0 10 ⁻⁸	8,3 10 ⁻⁹	3,4 10 ⁻⁹
Cs-134	2,6 10 ⁻⁸	1,4 10 ⁻⁸	1,9 10 ⁻⁸
Cs-137	1,9 10 ⁻⁸	9,8 10 ⁻⁹	1,3 10 ⁻⁸
Ba-140	3,7 10 ⁻⁹	4,3 10 ⁻¹⁰	8,7 10 ⁻¹¹
Ce-144	8,5 10 ⁻¹⁰	2,2 10 ⁻¹¹	1,2 10 ⁻¹¹
Pu-238	5,1 10 ⁻⁷	2,0 10 ⁻⁸	1,3 10 ⁻⁸
Pu-239	5,5 10 ⁻⁷	2,3 10 ⁻⁸	1,5 10 ⁻⁸
Pu-240	5,5 10 ⁻⁷	2,3 10 ⁻⁸	1,5 10 ⁻⁸
Pu-241	8,1 10 ⁻⁹	4,6 10 ⁻¹⁰	3,0 10 ⁻¹⁰
Am-241	4,2 10 ⁻⁷	2,2 10 ⁻⁸	1,5 10 ⁻⁸

⁽⁺⁾ ICRP, 1993a.

Tabella 5.13 – *Ingestione di alimenti contaminati: coefficienti di dose equivalente impegnata all'organo più esposto* (+)

Radionuclide	Dose equivalente impegnata all'organo più esposto per unità di introduzione (Sv / Bq)					
	Lattanti		Bambini		Adulti	
Co-60	9,9 10 ⁻⁸	F	2,4 10 ⁻⁸	IC	1,2 10 ⁻⁸	IC
Ni-63	9,9 10 ⁻⁹	IC	2,0 10 ⁻⁹	IC	9,2 10 ⁻¹⁰	IC
Sr-89	1,6 10 ⁻⁷	O, M	4,2 10 ⁻⁸	IC	2,2 10 ⁻⁸	IC
Sr-90	2,3 10 ⁻⁶	O	1,1 10 ⁻⁶	O	4,1 10 ⁻⁷	O
Zr-95	7,8 10 ⁻⁸	IC	1,6 10 ⁻⁸	IC	7,8 10 ⁻⁹	IC
Nb-95	3,5 10 ⁻⁸	IC	8,1 10 ⁻⁹	IC	4,0 10 ⁻⁹	IC
Ru-103	6,6 10 ⁻⁸	IC	1,4 10 ⁻⁸	IC	6,6 10 ⁻⁹	IC
Ru-106	7,9 10 ⁻⁷	IC	1,6 10 ⁻⁷	IC	7,2 10 ⁻⁸	IC
Te-132	6,2 10 ⁻⁷	T	7,1 10 ⁻⁸	T	2,9 10 ⁻⁸	T
I-131	3,7 10 ⁻⁶	T	1,0 10 ⁻⁶	T	4,3 10 ⁻⁷	T
I-132	4,0 10 ⁻⁸	T	8,3 10 ⁻⁹	T	3,4 10 ⁻⁹	T
Cs-134	4,6 10 ⁻⁸	IC	1,9 10 ⁻⁸	IC	2,3 10 ⁻⁸	IC
Cs-137	4,8 10 ⁻⁸	IC	1,6 10 ⁻⁸	IC	1,7 10 ⁻⁸	IC
Ba-140	2,2 10 ⁻⁷	IC	5,7 10 ⁻⁸	IC	2,9 10 ⁻⁸	IC
Ce-144	7,6 10 ⁻⁷	IC	1,5 10 ⁻⁷	IC	6,7 10 ⁻⁸	IC
Pu-238	6,9 10 ⁻⁵	O	6,1 10 ⁻⁶	O	7,5 10 ⁻⁶	O
Pu-239	7,6 10 ⁻⁵	O	6,9 10 ⁻⁶	O	8,4 10 ⁻⁶	O
Pu-240	7,6 10 ⁻⁵	O	6,9 10 ⁻⁶	O	8,4 10 ⁻⁶	O
Pu-241	1,2 10 ⁻⁶	O	1,4 10 ⁻⁷	O	1,7 10 ⁻⁷	O
Am-241	8,4 10 ⁻⁵	O	7,5 10 ⁻⁶	O	9,2 10 ⁻⁶	O

(F) fegato/ (M) midollo rosso/ (O) superf.ossea/ (T) tiroide/ (IC) intestino crasso inferiore
(+) ICRP, 1993a

Tabella 5.14 – Concentrazione integrata in aria che determina per inalazione una dose efficace di 1 mSv

Emergenze nucleari

Radionuclide	Tipi di assorbimento (*)	Concentrazione integrata in aria (Bq s m ⁻³)		
		Lattanti	Bambini	Adulti
H-3	M	8,9 10 ¹⁰	6,9 10 ¹⁰	8,6 10 ¹⁰
C-14	M	3,6 10 ⁹	2,0 10 ⁹	1,9 10 ⁹
Mn-54	M	4,0 10 ⁹	2,4 10 ⁹	2,6 10 ⁹
Fe-55	M	1,6 10 ¹⁰	9,1 10 ⁹	1,0 10 ¹⁰
Co-60	S	3,3 10 ⁸	1,4 10 ⁸	1,3 10 ⁸
Ni-59	M	3,8 10 ¹⁰	2,7 10 ¹⁰	3,0 10 ¹⁰
Ni-63	M	1,2 10 ¹⁰	8,1 10 ⁹	8,1 10 ⁹
Sr-89	F	2,0 10 ⁹	2,5 10 ⁹	3,9 10 ⁹
Sr-90	F	2,3 10 ⁸	1,4 10 ⁸	1,6 10 ⁸
Zr-95	F	2,5 10 ⁹	1,3 10 ⁹	1,6 10 ⁹
Nb-95	S	3,9 10 ⁹	2,3 10 ⁹	2,2 10 ⁹
Ru-103	S	2,3 10 ⁹	1,3 10 ⁹	1,3 10 ⁹
Ru-106	S	1,2 10 ⁸	6,2 10 ⁷	5,9 10 ⁷
Sb-125	M	1,5 10 ⁹	8,3 10 ⁸	8,1 10 ⁸
Te-132	F	1,4 10 ⁹	1,3 10 ⁹	2,2 10 ⁹
I-131	F	4,2 10 ⁸	3,0 10 ⁸	5,3 10 ⁸
I-131	F/Vap ^o	1,8 10 ⁸	1,2 10 ⁸	2,0 10 ⁸
I-132	F	2,7 10 ¹⁰	2,6 10 ¹⁰	4,1 10 ¹⁰
I-133	F	1,6 10 ⁹	1,5 10 ⁹	2,6 10 ⁹
I-135	F	7,4 10 ⁹	7,1 10 ⁹	1,2 10 ¹⁰
Cs-134	F	2,7 10 ⁹	1,1 10 ⁹	5,9 10 ⁸
Cs-137	F	3,4 10 ⁹	1,5 10 ⁹	8,5 10 ⁸
Ba-140	F	2,2 10 ⁹	2,4 10 ⁹	3,9 10 ⁹
La-140	M	3,4 10 ⁹	2,8 10 ⁹	3,5 10 ⁹
Ce-144	S	1,4 10 ⁸	7,7 10 ⁷	7,3 10 ⁷
Eu-152	M	2,7 10 ⁸	1,1 10 ⁸	9,3 10 ⁷
Eu-154	M	1,9 10 ⁸	8,7 10 ⁷	7,3 10 ⁷
Th-232	S	5,6 10 ⁵	2,2 10 ⁵	1,6 10 ⁵
U-238	S	1,0 10 ⁶	5,6 10 ⁵	4,9 10 ⁵
Np-239	M	5,1 10 ⁹	4,0 10 ⁹	4,2 10 ⁹
Pu-238	S	6,7 10 ⁵	3,0 10 ⁵	2,4 10 ⁵
Pu-239	S	7,0 10 ⁵	3,0 10 ⁵	2,4 10 ⁵
Pu-240	S	7,0 10 ⁵	3,0 10 ⁵	2,4 10 ⁵
Pu-241	S	1,4 10 ⁸	3,3 10 ⁷	2,3 10 ⁷
Am-241	M	4,1 10 ⁵	1,4 10 ⁵	9,3 10 ⁴
Cm-242	M	1,4 10 ⁶	7,7 10 ⁵	7,5 10 ⁵
Cm-244	M	4,9 10 ⁵	2,1 10 ⁵	1,4 10 ⁵

(*) Tipi di assorbimento polmonare: F/fast; M/moderate; S/slow

(^o) Vap/Vapour form

Tabella 5.15 – Concentrazione integrata in aria che determina per inalazione una dose equivalente di 1 mSv all'organo più esposto

Emergenze nucleari

Radionuclide	Tipi di assorb. (*)	Concentrazione integrata in aria (Bq s m ⁻³)					
		Lattanti		Bambini		Adulti	
H-3	M	1,4 10 ¹⁰	P	9,9 10 ⁹	P	1,2 10 ¹⁰	P
C-14	M	4,8 10 ⁸	P	2,6 10 ⁸	P	2,4 10 ⁸	P
Fe-55	M	2,7 10 ⁹	MI	1,4 10 ⁹	MI	1,4 10 ⁹	MI
Co-60	S	5,7 10 ⁷	P	2,3 10 ⁷	P	2,2 10 ⁷	P
Ni-59	M	9,7 10 ⁹	P	7,0 10 ⁹	P	8,3 10 ⁹	P
Ni-63	M	2,3 10 ⁹	P	1,5 10 ⁹	P	1,6 10 ⁹	P
Sr-89	F	3,3 10 ⁸	M; O	3,1 10 ⁸	O	7,2 10 ⁸	O
Sr-90	F	2,3 10 ⁷	O	7,6 10 ⁶	O	1,0 10 ⁷	O
Zr-95	F	1,7 10 ⁸	O	6,6 10 ⁷	O	7,3 10 ⁷	O
Ns-95	S	6,7 10 ⁸	P	3,5 10 ⁸	P	3,2 10 ⁸	P
Ru-103	S	3,5 10 ⁸	P	1,9 10 ⁸	P	1,8 10 ⁸	P
Ru-106	S	1,6 10 ⁷	P	7,8 10 ⁶	P	7,3 10 ⁶	P
Sb-125	M	2,5 10 ⁸	P	1,3 10 ⁸	P	1,2 10 ⁸	P
Te-132	F	8,4 10 ⁷	T	9,3 10 ⁷	T	1,6 10 ⁸	T
I-131	F	2,2 10 ⁷	T	1,5 10 ⁷	T	2,6 10 ⁷	T
I-131	F/Vap [°]	9,1 10 ⁶	T	5,9 10 ⁶	T	1,0 10 ⁷	T
I-132	F	1,7 10 ⁹	T	1,7 10 ⁹	T	2,8 10 ⁹	T
I-133	F	7,9 10 ⁷	T	7,6 10 ⁷	T	1,4 10 ⁸	T
I-135	F	3,9 10 ⁸	T	3,8 10 ⁸	T	6,8 10 ⁸	T
Cs-134	F	5,2 10 ⁸	ET	3,1 10 ⁸	ET	3,2 10 ⁸	ET
Cs-137	F	9,4 10 ⁸	ET	5,8 10 ⁸	ET	5,3 10 ⁸	ET
Ba-140	F	4,3 10 ⁸	IC	3,3 10 ⁸	IC	4,4 10 ⁸	IC
Ce-144	S	1,9 10 ⁷	P	9,7 10 ⁶	P	9,3 10 ⁶	P
Th-232	S	8,2 10 ⁴	P	2,2 10 ⁴	O	1,3 10 ⁴	O
U-238	S	1,3 10 ⁵	P	6,5 10 ⁴	P	5,8 10 ⁴	P
Np-239	M	1,1 10 ⁹	IC	6,7 10 ⁸	P	6,2 10 ⁸	P
Pu-238	S	9,2 10 ⁴	P	4,7 10 ⁴	P; O	2,4 10 ⁴	O
Pu-239	S	9,7 10 ⁴	P	3,8 10 ⁴	O	2,2 10 ⁴	O
Pu-240	S	9,7 10 ⁴	P	3,8 10 ⁴	O	2,2 10 ⁴	O
Pu-241	S	9,7 10 ⁶	O	1,6 10 ⁶	O	9,5 10 ⁵	O
Am-241	M	2,3 10 ⁴	O	4,7 10 ³	O	2,3 10 ³	O
Cm-242	M	2,2 10 ⁵	P	1,2 10 ⁵	P	1,1 10 ⁵	P
Cm-244	M	3,2 10 ⁴	O	8,8 10 ³	O	4,2 10 ³	O

(P)polmone/ (M)midollo rosso/ (O)superf.ossea/ (T)tiroide/ (ET)respir.extra toracica/ (MI)milza/ (IC)intestino crasso inferiore

(*) Tipi di assorbimento polmonare: F/fast; M/moderate; S/slow

(°) Vap/Vapour form

Tabella 5.16 – Concentrazione di attività integrata in aria che determina per inalazione una dose equivalente di 10 mSv alla tiroide

Emergenze nucleari

Nuclide	Tipi di assorb (*)	Concentrazione integrata in aria (Bq s m ⁻³)					
		≤ 1 anno	1-2 anni	2-7 anni	7-12 anni	12-17 anni	Adulti
Te-132	F	8,4 10 ⁸	5,8 10 ⁸	7,1 10 ⁸	9,3 10 ⁸	1,1 10 ⁹	1,6 10 ⁹
I-131	F/Vap [°]	9,1 10 ⁷	5,2 10 ⁷	5,2 10 ⁷	5,9 10 ⁷	6,9 10 ⁷	1,0 10 ⁸
I-131	F	2,2 10 ⁸	1,2 10 ⁸	1,4 10 ⁸	1,5 10 ⁸	1,9 10 ⁸	2,6 10 ⁸
I-132	F	1,7 10 ¹⁰	1,0 10 ¹⁰	1,3 10 ¹⁰	1,7 10 ¹⁰	2,0 10 ¹⁰	2,8 10 ¹⁰
I-133	F	7,9 10 ⁸	4,8 10 ⁸	6,2 10 ⁸	7,6 10 ⁸	1,0 10 ⁹	1,4 10 ⁹
I-135	F	3,9 10 ⁹	2,4 10 ⁹	3,0 10 ⁹	3,8 10 ⁹	4,9 10 ⁹	6,8 10 ⁹

(*) Tipi di assorbimento polmonare: F/fast

(°) Vap/Vapour form

Tabella 5.17 – Concentrazione integrata in aria che determina per esposizione alla nube una dose equivalente alla pelle di 500 mSv⁽⁺⁾

Radionuclide	Concentrazione integrata in aria (Bq s m ⁻³)
Kr-85	3,8 10 ¹³
Kr-85m	2,3 10 ¹³
Kr-87	3,6 10 ¹²
Kr-88	3,8 10 ¹²
Xe-133	1,0 10 ¹⁴
Xe-135	1,6 10 ¹³

(⁺) Valore inferiore dell'intervallo dei livelli di intervento proposti dall'ICRP (cfr.Tabella 4.3) ai fini dell'eventuale introduzione della misura protettiva: evacuazione

Tabella 5.18 – Contaminazione superficiale che determina per irradiazione diretta dal suolo una dose efficace di 1 mSv

Radionuclide	Contaminazione superficiale (Bq m ⁻²)			
	1d	7d	30d	1y
Mn-54	1,5 10 ⁷	2,2 10 ⁶	5,0 10 ⁵	7,7 10 ⁴
Co-60	4,9 10 ⁶	7,6 10 ⁵	1,7 10 ⁵	2,0 10 ⁴
Zr-95	1,7 10 ⁷	2,4 10 ⁶	5,0 10 ⁵	1,1 10 ⁵
Nb-95	1,6 10 ⁷	2,4 10 ⁶	7,1 10 ⁵	3,6 10 ⁵
Ru-103	2,5 10 ⁷	3,8 10 ⁶	1,1 10 ⁶	5,0 10 ⁵
Ru-106	3,4 10 ⁷	4,8 10 ⁶	1,1 10 ⁶	1,6 10 ⁵
Sb-125	2,8 10 ⁷	4,0 10 ⁶	9,1 10 ⁵	1,6 10 ⁵
Te-132	6,1 10 ⁶	1,3 10 ⁶	1,0 10 ⁶	1,0 10 ⁶
I-131	3,3 10 ⁷	6,2 10 ⁶	3,0 10 ⁶	3,0 10 ⁶
I-132	3,8 10 ⁷	3,8 10 ⁷	3,8 10 ⁷	3,8 10 ⁷
I-133	2,6 10 ⁷	1,4 10 ⁷	1,4 10 ⁷	1,4 10 ⁷
I-135	1,9 10 ⁷	1,7 10 ⁷	1,7 10 ⁷	1,7 10 ⁷
Cs-134	7,6 10 ⁶	1,1 10 ⁶	2,6 10 ⁵	3,3 10 ⁴
Cs-137	2,1 10 ⁷	3,0 10 ⁶	7,1 10 ⁵	9,1 10 ⁴
Ba-140	1,9 10 ⁷	1,1 10 ⁶	3,4 10 ⁵	2,7 10 ⁵
La-140	6,0 10 ⁶	2,2 10 ⁶	2,2 10 ⁶	2,2 10 ⁶
Ce-144	6,6 10 ⁷	9,0 10 ⁶	2,2 10 ⁶	3,4 10 ⁵
Eu-152	1,0 10 ⁷	1,5 10 ⁶	3,6 10 ⁵	4,0 10 ⁴
Eu-154	1,0 10 ⁷	1,4 10 ⁶	3,2 10 ⁵	3,7 10 ⁴
Np-239	9,2 10 ⁷	2,6 10 ⁷	2,2 10 ⁷	2,3 10 ⁷
Pu-238	1,8 10 ¹⁰	2,6 10 ⁹	6,2 10 ⁸	6,7 10 ⁷
Pu-239	4,1 10 ¹⁰	5,8 10 ⁹	1,4 10 ⁹	1,4 10 ⁸
Pu-240	1,9 10 ¹⁰	2,8 10 ⁹	6,7 10 ⁸	7,1 10 ⁷
Am-241	5,0 10 ⁸	7,2 10 ⁷	1,7 10 ⁷	1,8 10 ⁶
Cm-242	1,7 10 ¹⁰	2,4 10 ⁹	5,9 10 ⁸	9,1 10 ⁷
Cm-244	1,8 10 ¹⁰	2,6 10 ⁹	5,9 10 ⁸	6,7 10 ⁷

y/anno; d/giorno - Tempo di permanenza su suolo contaminato

Tabella 5.19 – *Contaminazione superficiale che determina per inalazione di materiale risospeso una dose efficace di 1 mSv*

Emergenze nucleari

Radionuclide	Tipi di assorb. (*)	Contaminazione superficiale (**) (Bq m ⁻²)		
		Lattanti	Bambini	Adulti
Sr-90	F	3,8 10 ⁷	2,2 10 ⁷	2,6 10 ⁷
U-238	S	1,7 10 ⁵	9,4 10 ⁴	8,0 10 ⁴
Pu-238	S	1,1 10 ⁵	5,0 10 ⁴	4,0 10 ⁴
Pu-239	S	1,2 10 ⁵	5,0 10 ⁴	4,0 10 ⁴
Pu-240	S	1,2 10 ⁵	5,0 10 ⁴	4,0 10 ⁴
Pu-241	S	2,2 10 ⁷	5,4 10 ⁶	3,8 10 ⁶
Am-241	M	6,8 10 ⁴	2,4 10 ⁴	1,5 10 ⁴
Cm-242	M	2,4 10 ⁵	1,3 10 ⁵	1,2 10 ⁵
Cm-244	M	8,0 10 ⁴	3,4 10 ⁴	2,4 10 ⁴

(*) Tipi di assorbimento polmonare: F/fast, M/moderate, S/slow

(**) Tempo di permanenza su suolo contaminato uguale a 7 giorni

6. DATI PER LE EMERGENZE RADIOLOGICHE

Ai fini del calcolo della dose e dei livelli di intervento derivati sono stati presi in considerazione i radionuclidi significativi dal punto di vista radiologico in caso di emergenze derivanti da eventi incidentali con sostanze radioattive (Tabella 6.1)

6.1 Coefficienti di dose

Irradiazione diretta da sorgente puntiforme

In Tabella 6.2 sono riportati i fattori di conversione che consentono di calcolare l'intensità di dose assorbita in aria per irradiazione diretta da una sorgente puntiforme (IAEA, 2000).

Irradiazione diretta da nube e da suolo

Nelle Tabelle 6.3 e 6.4 sono riportati i valori dei coefficienti di dose efficace per irradiazione diretta dalla nube e dal suolo, per i radionuclidi significativi per queste vie di esposizione (Eckerman K. F. and Leggett R. W., 1996). Tali valori non dipendono dall'età dell'individuo esposto.

Inalazione di aria contaminata

Nelle Tabelle 6.5 e 6.6 sono riportati, per tre classi di età (lattanti, ≤ 1 anno; bambini, 7-12 anni; adulti, > 17 anni), i valori dei coefficienti di dose efficace impegnata (D.Lgs. 230/95) e di dose equivalente impegnata all'organo più esposto (ICRP, 1995) per i radionuclidi significativi per questa via di esposizione.

Per le emergenze radiologiche sono stati utilizzati i tipi di assorbimento polmonare corrispondenti ai valori più elevati dei coefficienti di dose per le diverse classi di età. Tali valori vengono utilizzati quando non sono disponibili informazioni sulla composizione chimica delle sostanze radioattive inalate, dalla quale dipende il tipo di assorbimento polmonare (CCE, 1996).

6.2 Livelli di intervento derivati

In Tabella 6.7 sono riportati, per ciascuno dei radionuclidi elencati in Tabella 6.1, i valori di concentrazione integrata in aria che determinano per inalazione un valore di dose efficace di 1 mSv. I tipi di assorbimento polmonare utilizzati corrispondono ai valori più elevati di dose efficace per le diverse classi di età. Tali valori vengono utilizzati quando non sono disponibili informazioni sulla composizione chimica delle sostanze radioattive inalate, dalla quale dipende il tipo di assorbimento polmonare (CCE, 1996).

Tabella 6.1 – Radionuclidi significativi in caso di emergenze radiologiche

Radionuclide	Tempo di dimezzamento
H-3	12,3 y
C-14	5,73 10 ³ y
F-18	1,83 h
Fe-55	2,70 y
Co-57	271 d
Co-60	5,27 y
Ni-63	96,0 y
Ga-67	3,26 d
Ga-68	1,13 h
Ge-68	288 d
Se-75	120 d
Kr-85	10,7 y
Rb-86	18,6 d
Sr-89	50,5 d
Sr-90	29,1 y
Nb-95	35,1 d
Mo-99	2,75 d
Tc-99m	6,02 h
Pd-103	17,0 d
Cd-109	1,27 y
In-111	2,83 d
I-123	13,2 h
I-125	60,1 d
I-131	8,04 d
Xe-135	9,10 h
Cs-137	30,0 y
Pm-147	2,62 y
Sm-153	1,95 d
Gd-153	242 d
Ir-192	74,0 d
Au-198	2,69 d
Tl-201	3,04 d
Po-210	138 d
Ra-226	1,60 10 ³ y
Pu-238	87,7 y
Am-241	4,32 10 ² y
Cf-252	2,64 y

y/anno; d/giorno; h/ora; m/minuto; s/secondo

Tabella 6.2 – Irradiazione diretta da una sorgente puntiforme (+)

Radionuclide	Intensità di dose assorbita in aria a 1 m da una sorgente di attività di 1 kBq	
	(mGy m ² /h kBq)	
F-18 *	1,4	10 ⁻⁷
Fe-55	2,2	10 ⁻⁸
Co-57 *	5,2	10 ⁻⁸
Co-60	3,6	10 ⁻⁷
Ga-67 *	1,2	10 ⁻⁷
Ga-68	1,5	10 ⁻⁷
Ge-68	2,1	10 ⁻⁷
Se-75	1,4	10 ⁻⁷
Kr-85	3,6	10 ⁻¹⁰
Rb-86	1,4	10 ⁻⁸
Sr-89	2,1	10 ⁻¹¹
Nb-95	1,2	10 ⁻⁷
Mo-99	2,6	10 ⁻⁸
Tc-99m	2,1	10 ⁻⁸
Pd-103 *	3,5	10 ⁻⁸
Cd-109	2,9	10 ⁻⁷
In-111 *	8,6	10 ⁻⁸
I-123 *	4,0	10 ⁻⁸
I-125	3,8	10 ⁻⁸
I-131	6,2	10 ⁻⁸
Xe-135	3,8	10 ⁻⁸
Cs-137	9,5	10 ⁻⁸
Pm-147	4,4	10 ⁻¹³
Sm-153 *	1,9	10 ⁻⁸
Gd-153	4,3	10 ⁻⁸
Ir-192	1,4	10 ⁻⁷
Au-198	6,7	10 ⁻⁸
Tl-201 *	4,3	10 ⁻⁸
Po-210	1,3	10 ⁻¹²
Ra-226	2,2	10 ⁻⁹
U-238	1,5	10 ⁻⁸
Pu-238	8,8	10 ⁻⁹
Am-241	3,7	10 ⁻⁸

(+) IAEA, 2000

(*) Valori calcolati in ISPRA

Tabella 6.3 – Irradiazione diretta dalla nube (+)

Radionuclide	Coefficiente di dose efficace (Sv / Bq s m ⁻³)	Intensità di dose efficace per unità di concentrazione in aria (Sv h ⁻¹ / Bq m ⁻³)
F-18	4,6 10 ⁻¹⁴	1,7 10 ⁻¹⁰
Co-57	5,0 10 ⁻¹⁵	1,8 10 ⁻¹¹
Co-60	1,2 10 ⁻¹³	4,3 10 ⁻¹⁰
Ga-67	6,5 10 ⁻¹⁵	2,3 10 ⁻¹¹
Ga-68	4,3 10 ⁻¹⁴	1,5 10 ⁻¹⁰
Se-75	1,7 10 ⁻¹⁴	6,1 10 ⁻¹¹
Kr-85 °	2,5 10 ⁻¹⁶	9,0 10 ⁻¹³
Rb-86	4,9 10 ⁻¹⁵	1,8 10 ⁻¹¹
Sr-89	4,4 10 ⁻¹⁶	1,6 10 ⁻¹²
Sr-90 *	8,9 10 ⁻¹⁶	3,2 10 ⁻¹²
Nb-95	3,5 10 ⁻¹⁴	1,3 10 ⁻¹⁰
Mo-99	7,0 10 ⁻¹⁵	2,5 10 ⁻¹¹
Te-99m	5,2 10 ⁻¹⁵	1,9 10 ⁻¹¹
Pd-103	5,3 10 ⁻¹⁷	1,9 10 ⁻¹³
Cd-109	2,3 10 ⁻¹⁶	8,3 10 ⁻¹³
In-111	1,7 10 ⁻¹⁴	6,1 10 ⁻¹¹
I-123	6,5 10 ⁻¹⁵	2,3 10 ⁻¹¹
I-125	3,7 10 ⁻¹⁶	1,3 10 ⁻¹²
I-131	1,7 10 ⁻¹⁴	6,1 10 ⁻¹¹
Xe-135 °	1,1 10 ⁻¹⁴	4,0 10 ⁻¹¹
Cs-137 *	2,6 10 ⁻¹⁴	9,4 10 ⁻¹¹
Sm-153	2,0 10 ⁻¹⁵	7,2 10 ⁻¹²
Gd-153	3,1 10 ⁻¹⁵	1,1 10 ⁻¹¹
Ir-192	3,6 10 ⁻¹⁴	1,3 10 ⁻¹⁰
Au-198	1,8 10 ⁻¹⁴	6,5 10 ⁻¹¹
Tl-201	3,2 10 ⁻¹⁵	1,2 10 ⁻¹¹
Ra-226	2,8 10 ⁻¹⁶	1,0 10 ⁻¹²
Am-241	6,7 10 ⁻¹⁶	2,4 10 ⁻¹²

(+) Eckerman K.F. and Leggett R. W., 1996

(°) D.Lgs. 230/95 e successive modifiche

(*) i coefficienti di dose per questi radionuclidi includono il contributo dei prodotti di decadimento

Tabella 6.4 – Irradiazione diretta dal suolo (+)

Radionuclide	Coefficiente di dose efficace (Sv s ⁻¹ / Bq m ⁻²)	Intensità di dose efficace per unità di deposizione al suolo (Sv h ⁻¹ / Bq m ⁻²)
F-18	9,8 10 ⁻¹⁶	3,5 10 ⁻¹²
Co-57	1,1 10 ⁻¹⁶	4,0 10 ⁻¹³
Co-60	2,3 10 ⁻¹⁵	8,3 10 ⁻¹²
Ga-67	1,4 10 ⁻¹⁶	5,0 10 ⁻¹³
Ga-68	1,0 10 ⁻¹⁵	3,6 10 ⁻¹²
Se-75	3,6 10 ⁻¹⁶	1,3 10 ⁻¹²
Rb-86	1,7 10 ⁻¹⁶	6,1 10 ⁻¹³
Nb-95	7,3 10 ⁻¹⁶	2,6 10 ⁻¹²
Mo-99	1,8 10 ⁻¹⁶	6,5 10 ⁻¹³
Te-99m	1,1 10 ⁻¹⁶	4,0 10 ⁻¹³
In-111	3,7 10 ⁻¹⁶	1,3 10 ⁻¹²
I-123	1,5 10 ⁻¹⁶	5,4 10 ⁻¹³
I-125	3,1 10 ⁻¹⁷	1,1 10 ⁻¹³
I-131	3,6 10 ⁻¹⁶	1,3 10 ⁻¹²
Cs-137 *	5,5 10 ⁻¹⁶	2,0 10 ⁻¹²
Gd-153	9,2 10 ⁻¹⁷	3,3 10 ⁻¹³
Ir-192	7,8 10 ⁻¹⁶	2,8 10 ⁻¹²
Au-198	4,1 10 ⁻¹⁶	1,5 10 ⁻¹²
Tl-201	8,0 10 ⁻¹⁷	2,9 10 ⁻¹³
Pu-238	6,3 10 ⁻¹⁹	2,3 10 ⁻¹⁵
Am-241	2,3 10 ⁻¹⁷	8,3 10 ⁻¹⁴

(+) Eckerman K.F. and Leggett R. W., 1996

(*) i coefficienti di dose per questi radionuclidi includono il contributo dei prodotti di decadimento

Tabella 6.5 – Inalazione di aria contaminata: coefficienti di dose efficace impegnata (+)

Emergenze radiologiche

Nuclide	Tipi di assorb (*)	Coefficiente di dose efficace impegnata (Sv / Bq)			Dose efficace impegnata per unità di concentrazione integrata in aria (Sv / Bq s m ⁻³)			Intensità di dose efficace impegnata per unità di concentrazione in aria (Sv h ⁻¹ / Bq m ⁻³)		
		Lattanti	Bambini	Adulti	Lattanti	Bambini	Adulti	Lattanti	Bambini	Adulti
H-3	S	1,2 10 ⁻⁹	3,8 10 ⁻¹⁰	2,6 10 ⁻¹⁰	4,0 10 ⁻¹⁴	6,7 10 ⁻¹⁴	6,7 10 ⁻¹⁴	1,4 10 ⁻¹⁰	2,4 10 ⁻¹⁰	2,4 10 ⁻¹⁰
C-14	S	1,9 10 ⁻⁸	7,4 10 ⁻⁹	5,8 10 ⁻⁹	6,3 10 ⁻¹³	1,3 10 ⁻¹²	1,5 10 ⁻¹²	2,3 10 ⁻⁹	4,7 10 ⁻⁹	5,4 10 ⁻⁹
F-18	S	4,2 10 ⁻¹⁰	1,0 10 ⁻¹⁰	5,9 10 ⁻¹¹	1,4 10 ⁻¹⁴	1,8 10 ⁻¹⁴	1,5 10 ⁻¹⁴	5,0 10 ⁻¹¹	6,4 10 ⁻¹¹	5,5 10 ⁻¹¹
Fe-55	F	4,2 10 ⁻⁹	1,4 10 ⁻⁹	7,7 10 ⁻¹⁰	1,4 10 ⁻¹³	2,5 10 ⁻¹³	2,0 10 ⁻¹³	5,0 10 ⁻¹⁰	8,9 10 ⁻¹⁰	7,1 10 ⁻¹⁰
Co-57	S	4,4 10 ⁻⁹	1,5 10 ⁻⁹	1,0 10 ⁻⁹	1,5 10 ⁻¹³	2,7 10 ⁻¹³	2,6 10 ⁻¹³	5,2 10 ⁻¹⁰	9,6 10 ⁻¹⁰	9,3 10 ⁻¹⁰
Co-60	S	9,2 10 ⁻⁸	4,0 10 ⁻⁸	3,1 10 ⁻⁸	3,0 10 ⁻¹²	7,1 10 ⁻¹²	8,0 10 ⁻¹²	1,1 10 ⁻⁸	2,5 10 ⁻⁸	2,9 10 ⁻⁸
Ni-63	S	4,8 10 ⁻⁹	1,7 10 ⁻⁹	1,3 10 ⁻⁹	1,6 10 ⁻¹³	3,0 10 ⁻¹³	3,3 10 ⁻¹³	5,7 10 ⁻¹⁰	1,1 10 ⁻⁹	1,2 10 ⁻⁹
Ga-67	M	1,4 10 ⁻⁹	3,6 10 ⁻¹⁰	2,4 10 ⁻¹⁰	4,6 10 ⁻¹⁴	6,4 10 ⁻¹⁴	6,2 10 ⁻¹⁴	1,7 10 ⁻¹⁰	2,3 10 ⁻¹⁰	2,2 10 ⁻¹⁰
Ga-68	M	4,6 10 ⁻¹⁰	9,2 10 ⁻¹¹	4,9 10 ⁻¹¹	1,5 10 ⁻¹⁴	1,6 10 ⁻¹⁴	1,3 10 ⁻¹⁴	5,5 10 ⁻¹¹	5,9 10 ⁻¹¹	4,5 10 ⁻¹¹
Ge-68	M	6,0 10 ⁻⁸	2,0 10 ⁻⁸	1,4 10 ⁻⁸	2,0 10 ⁻¹²	3,5 10 ⁻¹²	3,6 10 ⁻¹²	7,1 10 ⁻⁹	1,3 10 ⁻⁸	1,3 10 ⁻⁸
Se-75	F	7,8 10 ⁻⁹	2,5 10 ⁻⁹	1,0 10 ⁻⁹	2,6 10 ⁻¹³	4,4 10 ⁻¹³	2,6 10 ⁻¹³	9,3 10 ⁻¹⁰	1,6 10 ⁻⁹	9,3 10 ⁻¹⁰
Rb-86	F	1,2 10 ⁻⁸	2,0 10 ⁻⁹	9,3 10 ⁻¹⁰	4,0 10 ⁻¹³	3,5 10 ⁻¹³	2,4 10 ⁻¹³	1,4 10 ⁻⁹	1,3 10 ⁻⁹	8,6 10 ⁻¹⁰
Sr-89	S	3,9 10 ⁻⁸	1,2 10 ⁻⁸	7,9 10 ⁻⁹	1,3 10 ⁻¹²	2,1 10 ⁻¹²	2,0 10 ⁻¹²	4,6 10 ⁻⁹	7,6 10 ⁻⁹	7,3 10 ⁻⁹
Sr-90	S	4,2 10 ⁻⁷	1,8 10 ⁻⁷	1,6 10 ⁻⁷	1,4 10 ⁻¹¹	3,2 10 ⁻¹¹	4,1 10 ⁻¹¹	5,0 10 ⁻⁸	1,1 10 ⁻⁷	1,5 10 ⁻⁷
Nb-95	S	7,7 10 ⁻⁹	2,5 10 ⁻⁹	1,8 10 ⁻⁹	2,5 10 ⁻¹³	4,4 10 ⁻¹³	4,6 10 ⁻¹³	9,2 10 ⁻¹⁰	1,6 10 ⁻⁹	1,7 10 ⁻⁹
Mo-99	S	6,9 10 ⁻⁹	1,7 10 ⁻⁹	9,9 10 ⁻¹⁰	2,3 10 ⁻¹³	3,0 10 ⁻¹³	2,5 10 ⁻¹³	8,2 10 ⁻¹⁰	1,1 10 ⁻⁹	9,2 10 ⁻¹⁰
Tc-99m	S	1,3 10 ⁻¹⁰	3,5 10 ⁻¹¹	2,0 10 ⁻¹¹	4,3 10 ⁻¹⁵	6,2 10 ⁻¹⁵	5,1 10 ⁻¹⁵	1,5 10 ⁻¹¹	2,2 10 ⁻¹¹	1,9 10 ⁻¹¹
Pd-103	S	2,5 10 ⁻⁹	6,8 10 ⁻¹⁰	4,5 10 ⁻¹⁰	8,3 10 ⁻¹⁴	1,2 10 ⁻¹³	1,2 10 ⁻¹³	3,0 10 ⁻¹⁰	4,3 10 ⁻¹⁰	4,2 10 ⁻¹⁰
Cd-109	F	4,5 10 ⁻⁸	1,4 10 ⁻⁸	8,1 10 ⁻⁹	1,5 10 ⁻¹²	2,5 10 ⁻¹²	2,1 10 ⁻¹²	5,4 10 ⁻⁹	8,9 10 ⁻⁹	7,5 10 ⁻⁹
In-111	M	1,5 10 ⁻⁹	4,1 10 ⁻¹⁰	2,3 10 ⁻¹⁰	5,0 10 ⁻¹⁴	7,3 10 ⁻¹⁴	5,9 10 ⁻¹⁴	1,8 10 ⁻¹⁰	2,6 10 ⁻¹⁰	2,1 10 ⁻¹⁰
I-123	F	8,7 10 ⁻¹⁰	1,8 10 ⁻¹⁰	7,4 10 ⁻¹¹	2,9 10 ⁻¹⁴	3,2 10 ⁻¹⁴	1,9 10 ⁻¹⁴	1,0 10 ⁻¹⁰	1,1 10 ⁻¹⁰	6,8 10 ⁻¹¹
I-125	F	2,0 10 ⁻⁸	1,1 10 ⁻⁸	5,1 10 ⁻⁹	6,6 10 ⁻¹³	1,9 10 ⁻¹²	1,3 10 ⁻¹²	2,4 10 ⁻⁹	7,0 10 ⁻⁹	4,7 10 ⁻⁹
I-131	F	7,2 10 ⁻⁸	1,9 10 ⁻⁸	7,4 10 ⁻⁹	2,4 10 ⁻¹²	3,4 10 ⁻¹²	1,9 10 ⁻¹²	8,6 10 ⁻⁹	1,2 10 ⁻⁸	6,8 10 ⁻⁹
Cs-137	S	1,1 10 ⁻⁷	4,8 10 ⁻⁸	3,9 10 ⁻⁸	3,6 10 ⁻¹²	8,5 10 ⁻¹²	1,0 10 ⁻¹¹	1,3 10 ⁻⁸	3,1 10 ⁻⁸	3,6 10 ⁻⁸
Pm-147	M	2,1 10 ⁻⁸	7,0 10 ⁻⁹	5,0 10 ⁻⁹	7,0 10 ⁻¹³	1,2 10 ⁻¹²	1,3 10 ⁻¹²	2,5 10 ⁻⁹	4,5 10 ⁻⁹	4,6 10 ⁻⁹
Sm-153	M	4,2 10 ⁻⁹	1,0 10 ⁻⁹	6,3 10 ⁻¹⁰	1,4 10 ⁻¹³	1,8 10 ⁻¹³	1,6 10 ⁻¹³	5,0 10 ⁻¹⁰	6,4 10 ⁻¹⁰	5,8 10 ⁻¹⁰
Gd-153	F	1,5 10 ⁻⁸	3,9 10 ⁻⁹	2,1 10 ⁻⁹	5,0 10 ⁻¹³	6,9 10 ⁻¹³	5,4 10 ⁻¹³	1,8 10 ⁻⁹	2,5 10 ⁻⁹	1,9 10 ⁻⁹
Ir-192	S	2,8 10 ⁻⁸	9,5 10 ⁻⁹	6,6 10 ⁻⁹	9,3 10 ⁻¹³	1,7 10 ⁻¹²	1,7 10 ⁻¹²	3,3 10 ⁻⁹	6,1 10 ⁻⁹	6,1 10 ⁻⁹
Au-198	S	5,4 10 ⁻⁹	1,4 10 ⁻⁹	8,6 10 ⁻¹⁰	1,8 10 ⁻¹³	2,5 10 ⁻¹³	2,2 10 ⁻¹³	6,4 10 ⁻¹⁰	8,9 10 ⁻¹⁰	8,0 10 ⁻¹⁰
Tl-201	F	4,5 10 ⁻¹⁰	9,4 10 ⁻¹¹	4,4 10 ⁻¹¹	1,5 10 ⁻¹⁴	1,7 10 ⁻¹⁴	1,1 10 ⁻¹⁴	5,4 10 ⁻¹¹	6,0 10 ⁻¹¹	4,1 10 ⁻¹¹
Po-210	S	1,8 10 ⁻⁵	5,9 10 ⁻⁶	4,3 10 ⁻⁶	6,0 10 ⁻¹⁰	1,0 10 ⁻⁹	1,1 10 ⁻⁹	2,1 10 ⁻⁶	3,8 10 ⁻⁶	4,0 10 ⁻⁶
Ra-226	S	3,4 10 ⁻⁵	1,2 10 ⁻⁵	9,5 10 ⁻⁶	1,1 10 ⁻⁹	2,1 10 ⁻⁹	2,4 10 ⁻⁹	4,1 10 ⁻⁶	7,6 10 ⁻⁶	8,8 10 ⁻⁶
Pu-238	F	2,0 10 ⁻⁴	1,1 10 ⁻⁴	1,1 10 ⁻⁴	6,6 10 ⁻⁹	1,9 10 ⁻⁸	2,8 10 ⁻⁸	2,4 10 ⁻⁵	7,0 10 ⁻⁵	1,0 10 ⁻⁴
Am-241	F	1,8 10 ⁻⁴	1,0 10 ⁻⁴	9,6 10 ⁻⁵	6,0 10 ⁻⁹	1,8 10 ⁻⁸	2,5 10 ⁻⁸	2,1 10 ⁻⁵	6,4 10 ⁻⁵	8,9 10 ⁻⁵
Cf-252	M	9,7 10 ⁻⁵	3,2 10 ⁻⁵	2,0 10 ⁻⁵	3,2 10 ⁻⁹	5,7 10 ⁻⁹	5,1 10 ⁻⁹	1,2 10 ⁻⁵	2,0 10 ⁻⁵	1,9 10 ⁻⁵

(+) D.Lgs. 230/95 e successive modifiche

(*) Tipi di assorbimento polmonare: F/fast; M/moderate; S/slow

Tabella 6.6 – Inalazione di aria contaminata: coefficienti di dose equivalente impegnata all'organo più esposto ⁽⁺⁾

Emergenze radiologiche

Radionuclide	Tipi di assorb. (*)	Dose equivalente impegnata all'organo più esposto per unità di introduzione (Sv / Bq)					
		Lattanti		Bambini		Adulti	
H-3	S	8,9 10 ⁻⁹	P	3,0 10 ⁻⁹	P	2,1 10 ⁻⁹	P
C-14	S	1,5 10 ⁻⁷	P	6,0 10 ⁻⁸	P	4,7 10 ⁻⁸	P
Fe-55	F	2,8 10 ⁻⁸	MI	1,1 10 ⁻⁸	MI	6,3 10 ⁻⁹	MI
Co-57	S	2,7 10 ⁻⁸	P	9,7 10 ⁻⁹	P	6,6 10 ⁻⁹	P
Co-60	S	5,3 10 ⁻⁷	P	2,4 10 ⁻⁷	P	1,8 10 ⁻⁷	P
Ni-63	S	3,7 10 ⁻⁸	P	1,3 10 ⁻⁸	P	1,0 10 ⁻⁸	P
Se-75	F	3,3 10 ⁻⁸	R	9,2 10 ⁻⁹	R	5,4 10 ⁻⁹	R
Sr-89	S	2,6 10 ⁻⁷	P	8,6 10 ⁻⁸	P	6,2 10 ⁻⁸	P
Sr-90	S	3,4 10 ⁻⁶	P	1,5 10 ⁻⁶	P	1,3 10 ⁻⁶	P
Nb-95	S	4,5 10 ⁻⁸	P	1,6 10 ⁻⁸	P	1,2 10 ⁻⁸	P
Mo-99	S	4,6 10 ⁻⁸	IC	8,1 10 ⁻⁹	P	6,0 10 ⁻⁹	P
Tc-99m	S	1,8 10 ⁻⁹	ET	4,3 10 ⁻¹⁰	ET	2,1 10 ⁻¹⁰	ET
I-125	F	4,0 10 ⁻⁷	T	2,2 10 ⁻⁷	T	1,0 10 ⁻⁷	T
I-131	F	1,4 10 ⁻⁶	T	3,7 10 ⁻⁷	T	1,5 10 ⁻⁷	T
Cs-137	S	8,2 10 ⁻⁷	P	3,6 10 ⁻⁷	P	3,0 10 ⁻⁷	P
Po-210	S	1,5 10 ⁻⁴	P	4,9 10 ⁻⁵	P	3,5 10 ⁻⁵	P
Ra-226	S	2,8 10 ⁻⁴	P	1,0 10 ⁻⁴	P	7,9 10 ⁻⁵	P
Pu-238	F	3,4 10 ⁻³	O	2,8 10 ⁻³	O	3,6 10 ⁻³	O
Am-241	F	4,2 10 ⁻³	O	3,5 10 ⁻³	O	4,4 10 ⁻³	O

(P) polmone/ (O) superf.ossea/ (T) tiroide/ (ET) respir.extra toracica/ (MI) milza/ (IC) intestino crasso inferiore/ (R) reni

(⁺) ICRP, 1995

(*) Tipi di assorbimento polmonare: F/fast; M/moderate; S/slow

Tabella 6.7 – Concentrazione integrata in aria che determina per inalazione una dose efficace di 1 mSv

Emergenze radiologiche

Radionuclide	Tipi di assorbimento (*)	Concentrazione integrata in aria (Bq s m ⁻³)		
		Lattanti	Bambini	Adulti
H-3	S	2,5 10 ¹⁰	1,5 10 ¹⁰	1,5 10 ¹⁰
C-14	S	1,6 10 ⁹	7,6 10 ⁸	6,7 10 ⁸
F-18	S	7,2 10 ¹⁰	5,6 10 ¹⁰	6,6 10 ¹⁰
Fe-55	F	7,2 10 ⁹	4,0 10 ⁹	5,1 10 ⁹
Co-57	S	6,9 10 ⁹	3,8 10 ⁹	3,9 10 ⁹
Co-60	S	3,3 10 ⁸	1,4 10 ⁸	1,3 10 ⁸
Ni-63	S	6,3 10 ⁹	3,3 10 ⁹	3,0 10 ⁹
Ga-67	M	2,2 10 ¹⁰	1,6 10 ¹⁰	1,6 10 ¹⁰
Ga-68	M	6,6 10 ¹⁰	6,1 10 ¹⁰	7,9 10 ¹⁰
Ge-68	M	5,0 10 ⁸	2,8 10 ⁸	2,8 10 ⁸
Se-75	F	3,9 10 ⁹	2,3 10 ⁹	3,9 10 ⁹
Rb-86	F	2,5 10 ⁹	2,8 10 ⁹	4,2 10 ⁹
Sr-89	S	7,7 10 ⁸	4,7 10 ⁸	4,9 10 ⁸
Sr-90	S	7,2 10 ⁷	3,1 10 ⁷	2,4 10 ⁷
Nb-95	S	3,9 10 ⁹	2,3 10 ⁹	2,2 10 ⁹
Mo-99	S	4,4 10 ⁹	3,3 10 ⁹	3,9 10 ⁹
Tc-99m	S	2,3 10 ¹¹	1,6 10 ¹¹	1,9 10 ¹¹
Pd-103	S	1,2 10 ¹⁰	8,3 10 ⁹	8,6 10 ⁹
Cd-109	F	6,7 10 ⁸	4,0 10 ⁸	4,8 10 ⁸
In-111	M	2,0 10 ¹⁰	1,4 10 ¹⁰	1,7 10 ¹⁰
I-123	F	3,5 10 ¹⁰	3,1 10 ¹⁰	5,3 10 ¹⁰
I-125	F	1,5 10 ⁹	5,1 10 ⁸	7,6 10 ⁸
I-131	F	4,2 10 ⁸	3,0 10 ⁸	5,3 10 ⁸
Cs-137	S	2,7 10 ⁸	1,2 10 ⁸	1,0 10 ⁸
Pm-147	M	1,4 10 ⁹	8,1 10 ⁸	7,8 10 ⁸
Sm-153	M	7,2 10 ⁹	5,6 10 ⁹	6,2 10 ⁹
Gd-153	F	2,0 10 ⁹	1,4 10 ⁹	1,9 10 ⁹
Ir-192	S	1,1 10 ⁹	5,9 10 ⁸	5,9 10 ⁸
Au-198	S	5,6 10 ⁹	4,0 10 ⁹	4,5 10 ⁹
Tl-201	F	6,7 10 ¹⁰	6,0 10 ¹⁰	8,8 10 ¹⁰
Po-210	S	1,7 10 ⁶	9,6 10 ⁵	9,0 10 ⁵
Ra-226	S	8,9 10 ⁵	4,7 10 ⁵	4,1 10 ⁵
Pu-238	F	1,5 10 ⁵	5,1 10 ⁴	3,5 10 ⁴
Am-241	F	1,7 10 ⁵	5,6 10 ⁴	4,1 10 ⁴
Cf-252	M	3,1 10 ⁵	1,8 10 ⁵	1,9 10 ⁵

(*) Tipi di assorbimento polmonare: F/fast; M/moderate; S/slow

7. LIVELLI DI INTERVENTO – FASE A MEDIO E LUNGO TERMINE

Il presente capitolo si riferisce alla fase a medio e lungo termine di un'emergenza, durante la quale le principali vie di esposizione sono l'irradiazione diretta dal suolo contaminato, l'inhalazione da risospensione e l'ingestione di alimenti contaminati. Possono essere intraprese le seguenti azioni:

- allontanamento di gruppi di popolazione dalle aree contaminate;
- restrizioni sulla produzione e sul consumo di alimenti contaminati;
- interventi nei settori agricolo e zootecnico.

7.1 Allontanamento di gruppi di popolazione

L'allontanamento di gruppi di popolazione può essere permanente o può durare solo un limitato periodo di tempo in relazione alla diminuzione dell'esposizione nell'area interessata dal provvedimento. In Tabella 7.1 sono riportati i livelli di intervento di dose raccomandati a livello internazionale e quelli utilizzati in alcuni paesi.

Tabella 7.1 – Livelli di intervento di dose per l'introduzione di misure protettive per esposizioni prolungate

Azione protettiva	Livelli di intervento (dose efficace)				
	ICRP ⁽¹⁾	IAEA ⁽²⁾	USA ⁽³⁾	Canada ⁽⁴⁾	Germania ⁽⁵⁾
Allontanamento temporaneo	10 mSv / mese	30 mSv (primo mese)	20 mSv (primo anno)	50 mSv / anno	30 mSv/mese
		10 mSv/mese	5 mSv (secondo anno)		
Allontanamento definitivo	1 Sv sull'intera vita	1 Sv sull'intera vita	50 mSv (50 anni)	-	100 mSv/anno

⁽¹⁾ ICRP, 1993b

⁽²⁾ IAEA, 1994

⁽³⁾ USEPA, 1992

⁽⁴⁾ Health Canada 2003

⁽⁵⁾ Länder Committee for Nuclear Energy, Germany 1999

7.2 Regolamenti dell'Unione Europea

L'Unione Europea ha emanato diversi Regolamenti che fissano, ai fini della protezione della popolazione, i livelli massimi ammissibili di radioattività per i prodotti alimentari (CCE, 1989a; CCE, 1989b) e per gli alimenti animali (CCE, 1990) che possono essere immessi sul mercato a seguito di un incidente nucleare o in qualsiasi altro caso di emergenza radiologica (Tabelle 7.2 e 7.3).

Tabella 7.2 – Livelli massimi ammissibili di radioattività per i prodotti alimentari in caso di emergenze nucleari e radiologiche ⁽⁺⁾

Radionuclide	Livello massimo ammissibile (Bq kg ⁻¹ o Bq l ⁻¹)				
	Alimenti per lattanti	Prodotti lattiero caseari	Altri alimenti	Alimenti secondari ^(*)	Alimenti liquidi
Isotopi dello Stronzio	75	125	750	7500	125
Isotopi dello Iodio	150	500	2000	20000	500
Isotopi del Plutonio e di elementi con numero atomico superiore che emettono radiazioni alfa, in particolare Pu-239 e Am-241	1	20	80	800	20
Tutti gli altri nuclidi il cui tempo di dimezzamento supera i 10 giorni, in particolare Cs-134 e Cs-137	400	1000	1250	12500	1000

⁽⁺⁾ CCE, 1989a; CCE, 1989b

^(*) Sono i prodotti alimentari secondari elencati in CCE, 1989a

Tabella 7.3 – Livelli massimi di radioattività negli alimenti per animali in caso di emergenze nucleari e radiologiche ⁽⁺⁾

Animali	Livello massimo ammissibile ^{(1) (2)} (Cs-134 e Cs-137) (Bq kg ⁻¹)
Maiali	1250
Pollame, agnelli e vitelli.	2500
Altri	5000

⁽⁺⁾ CCE, 1990

⁽¹⁾ Questi livelli costituiscono uno strumento per contribuire all'osservanza dei massimi livelli consentiti negli alimenti (vedi Tabella 7.2); essi non garantiscono di per sé stessi tale osservanza in ogni circostanza e lasciano impregiudicata la necessità di controllare i livelli di contaminazione nei prodotti animali destinati al consumo umano

⁽²⁾ Tali livelli si riferiscono agli alimenti per animali pronti al consumo

Il periodo di validità dei Regolamenti è per quanto possibile limitato e non supera i 3 mesi. Entro un mese dalla loro adozione, previa consultazione con esperti, la Commissione presenta al Consiglio una proposta di revisione dei Regolamenti stessi al fine di adattare o confermare le disposizioni in essi contenute (CCE, 1987)

I livelli di concentrazione di attività sono fissati dai Regolamenti per 4 gruppi di radionuclidi: isotopi dello stronzio; isotopi dello iodio; isotopi alfa-emettitori del plutonio e degli elementi con numero atomico superiore; tutti gli altri radionuclidi con un tempo di dimezzamento superiore a 10 giorni (in questo gruppo rientrano il Cs-134 ed il Cs-137).

Per quanto riguarda i prodotti destinati all'alimentazione umana i Regolamenti fanno riferimento a 5 categorie di alimenti: alimenti per i lattanti (destinati all'alimentazione dei lattanti nei primi 4-6 mesi di vita); prodotti lattiero-caseari; altri alimenti (principali componenti della dieta); alimenti secondari (alimenti consumati solo in piccole quantità); alimenti liquidi.

Ai fini dell'applicazione dei Regolamenti i gruppi di radionuclidi sono considerati indipendenti tra loro, mentre all'interno di ciascun gruppo i valori di concentrazione di attività vanno sommati tra loro ed il risultato va confrontato con il pertinente livello massimo ammissibile (EC, 1998).

I livelli fissati dai Regolamenti ipotizzano che solo il 10% della quantità consumata di un particolare alimento risulti contaminata nel primo anno al livello massimo ammissibile. Questo fattore intende tener conto sia dell'andamento temporale della contaminazione radioattiva negli alimenti, sia del fatto che la maggior parte dei componenti della dieta proviene da diverse aree di produzione. Quest'ultima ipotesi può non risultare valida per quei gruppi di popolazione che utilizzano essenzialmente prodotti locali. Nel caso degli alimenti per lattanti si assume che il 50% della quantità consumata sia contaminata al livello massimo ammissibile.

Nelle Tabelle 7.4-7.6 sono riportati i valori di contaminazione iniziale del suolo che comportano, per i radionuclidi più significativi, il raggiungimento dei livelli massimi ammissibili negli alimenti stabiliti dall'Unione Europea (Tabella 7.2). Tali valori sono stati calcolati utilizzando il modello ECOSYS (Prohl, G. et al., 1986) ed ipotizzando che il rilascio avvenga nel periodo estivo, quando il bestiame è alimentato con foraggio fresco. Inoltre i radionuclidi sono stati considerati l'uno indipendente dagli altri; pertanto, nell'utilizzare i valori riportati nelle tabelle, va tenuto presente che, in caso di una miscela di radionuclidi, i Regolamenti dell'Unione Europea richiedono di sommare tra loro i valori di concentrazione di attività all'interno di uno stesso gruppo di radionuclidi, come precedentemente precisato.⁴

Tabella 7.4 – *Contaminazione superficiale iniziale del suolo che determina nei vegetali a foglia i livelli massimi ammissibili di radioattività fissati dall'Unione Europea*

Radionuclide	Livello massimo ammissibile (Bq kg ⁻¹)	Contaminazione superficiale (Bq m ⁻²)
Sr-89	750	1,5 10 ³
Sr-90	750	1,5 10 ³
I-131	2000	4,0 10 ³
Cs-134	1250	2,5 10 ³
Cs-137	1250	2,5 10 ³
Pu-239	80	1,6 10 ²

⁴ In presenza di radionuclidi differenti da quelli riportati nelle Tabelle 7.4-7.6, si può fare riferimento ai valori elencati in tabella 19 nel rapporto NRPB-W19 (NRPB, 2002).

Tabella 7.5 – Contaminazione superficiale iniziale del suolo che determina nel latte⁽⁺⁾ i livelli massimi ammissibili di radioattività fissati dall'Unione Europea

Radionuclide	Livello massimo ammissibile (Bq l ⁻¹)	Contaminazione superficiale (Bq m ⁻²)
Sr-89	125	3,4 10 ³
Sr-90	125	3,1 10 ³
I-131	500	3,0 10 ³
Cs-134	1000	5,0 10 ³
Cs-137	1000	5,0 10 ³
Pu-239	20	6,7 10 ⁶

(⁺) valori di picco di concentrazione

Tabella 7.6 – Contaminazione superficiale iniziale del suolo che determina nella carne bovina⁽⁺⁾ i livelli massimi ammissibili di radioattività fissati dall'Unione Europea

Radionuclide	Livello massimo ammissibile (Bq kg ⁻¹)	Contaminazione superficiale (Bq m ⁻²)
Sr-89	750	2,0 10 ⁶
Sr-90	750	1,3 10 ⁶
I-131	2000	1,2 10 ⁷
Cs-134	1250	3,5 10 ⁴
Cs-137	1250	3,4 10 ⁴
Pu-239	80	4,2 10 ⁷

(⁺) valori di picco di concentrazione

7.3 Concentrazione radioattiva negli alimenti

Nelle Tabelle 7.7-7.10 vengono riportati i fattori che consentono di calcolare, per i radionuclidi più significativi, i valori di concentrazione di attività nell'erba da pascolo e nei principali componenti della dieta a partire dai valori di contaminazione del suolo.

Per quanto riguarda il latte e la carne, tali fattori si riferiscono ad un rilascio di materiale radioattivo durante il periodo in cui il bestiame pascola all'aperto e, di conseguenza, la concentrazione di attività in tali alimenti risulta maggiore; per i vegetali a foglia, i fattori si riferiscono ad un qualunque periodo dell'anno, ipotizzando che la loro produzione sia continua. Se il rilascio dovesse avvenire durante il periodo invernale, la concentrazione di attività nel latte e nella carne sarebbe nulla fino a quando il bestiame è alimentato con foraggio secco, immagazzinato prima del rilascio o comunque non contaminato. Nel modello preso a riferimento, modello ECOSYS (Prohl, G. et al., 1986), viene inoltre ipotizzato che l'alimentazione delle mucche da latte sia costituita esclusivamente da erba da pascolo e che per i bovini allevati per la produ-

zione di carne venga utilizzata una miscela composta da erba, grano e mais contaminati (51% erba, 7% grano e 42% mais).

Nelle Figure 7.1-7.3 sono riportati, per unità di deposizione al suolo, gli andamenti temporali della concentrazione di attività del Cs-137, Cs-134 e I-131 nei vegetali a foglia, nel latte e nella carne bovina nel periodo iniziale successivo al rilascio. Per quanto riguarda la carne bovina, i valori di concentrazione dello I-131 sono inferiori di un fattore $\sim 10^2$ rispetto quelli del Cesio. In Figura 7.3 è stato riportato l'andamento della concentrazione di attività nella carne bovina nell'ipotesi che il bestiame da macello venga alimentato con foraggio composito (modello ECOSYS) e in quella in cui l'alimentazione è costituita da sola erba da pascolo (modello FOOD-MARC - Prohl, G. et al., 1986).

Ai fini del calcolo della dose da ingestione di alimenti contaminati, nelle Tabelle 7.11-7.13 sono riportati, per unità di deposizione al suolo, i valori di concentrazione di attività integrata su diversi intervalli di tempo, nei vegetali a foglia, nel latte e nella carne bovina, nell'ipotesi che il rilascio avvenga durante il periodo in cui il bestiame pascola all'aperto (Modello ECOSYS).

7.4 Livelli derivati per le matrici alimentari

Nelle Tabelle 7.14-7.16 sono riportati i valori di contaminazione iniziale del suolo che determinano nei vegetali a foglia, nel latte e nella carne bovina valori di concentrazione di attività corrispondenti ad una dose efficace di 1mSv da ingestione nel primo anno successivo al rilascio, per tre classi di età (lattanti, ≤ 1 anno; bambini, 7-12 anni; adulti, > 17 anni). I calcoli sono stati effettuati ipotizzando i consumi riportati in Tabella 5.10 e considerando sia gli alimenti che i radionuclidi l'uno indipendente dall'altro; pertanto ogni valore riportato per un singolo radionuclide, per una classe di età e per ciascun alimento considerato corrisponde al valore di dose di 1 mSv. Nel caso in cui il rilascio sia costituito da una miscela di radionuclidi e gli alimenti contaminati siano più di uno, è necessario sommare opportunamente tutti i contributi ai fini della valutazione della dose totale da ingestione.

Tabella 7.7 – Concentrazione di attività nell'erba da pascolo in funzione del tempo ⁽⁺⁾

Tempo dalla deposizione	Concentrazione di attività per unità di deposizione al suolo (Bq kg ⁻¹ / Bq m ⁻²)					
	Sr-89	Sr-90	I-131	Cs-134	Cs-137	Pu-239
Deposizione iniziale	5,3 10 ⁻¹	5,3 10 ⁻¹	5,3 10 ⁻¹	5,3 10 ⁻¹	5,3 10 ⁻¹	5,3 10 ⁻¹
7 giorni	2,9 10 ⁻¹	3,2 10 ⁻¹	1,7 10 ⁻¹	3,2 10 ⁻¹	3,2 10 ⁻¹	3,0 10 ⁻¹
14 giorni	1,5 10 ⁻¹	1,8 10 ⁻¹	5,4 10 ⁻²	1,8 10 ⁻¹	1,8 10 ⁻¹	1,8 10 ⁻¹
30 giorni	4,0 10 ⁻²	6,0 10 ⁻²	4,0 10 ⁻³	6,0 10 ⁻²	6,0 10 ⁻²	6,0 10 ⁻²
45 giorni	2,0 10 ⁻³	3,0 10 ⁻³	8,0 10 ⁻⁴	3,0 10 ⁻³	3,0 10 ⁻³	3,0 10 ⁻³

⁽⁺⁾ Il tempo di dimezzamento ambientale è assunto pari a 14 giorni, nei primi 14 giorni dalla deposizione e pari a 28 giorni nel periodo successivo

Tabella 7.8 – Concentrazione di attività nei vegetali a foglia in funzione del tempo (+)

Tempo dalla deposizione	Concentrazione di attività per unità di deposizione al suolo (Bq kg ⁻¹ / Bq m ⁻²)					
	Sr-89	Sr-90	I-131	Cs-134	Cs-137	Pu-239
Deposizione iniziale	5,0 10 ⁻¹	5,0 10 ⁻¹	5,0 10 ⁻¹	5,0 10 ⁻¹	5,0 10 ⁻¹	5,0 10 ⁻¹
7 giorni	2,6 10 ⁻¹	3,0 10 ⁻¹	1,4 10 ⁻¹	3,0 10 ⁻¹	3,0 10 ⁻¹	3,0 10 ⁻¹
30 giorni	2,9 10 ⁻²	4,5 10 ⁻²	2,8 10 ⁻³	4,3 10 ⁻²	4,4 10 ⁻²	4,4 10 ⁻²
100 giorni	3,0 10 ⁻⁴	1,2 10 ⁻³	7,4 10 ⁻⁹	6,8 10 ⁻⁵	7,5 10 ⁻⁵	2,8 10 ⁻⁷
1 anno	7,7 10 ⁻⁶	1,2 10 ⁻³	8,2 10 ⁻¹⁹	5,3 10 ⁻⁵	7,3 10 ⁻⁵	2,7 10 ⁻⁷

(+) Il tempo di dimezzamento ambientale è assunto pari a 14 giorni

Tabella 7.9 – Concentrazione di attività nel latte in funzione del tempo (+)

Tempo dalla deposizione	Concentrazione di attività per unità di deposizione al suolo (Bq l ⁻¹ / Bq m ⁻²)					
	Sr-89	Sr-90	I-131	Cs-134	Cs-137	Pu-239
7 giorni	3,7 10 ⁻²	4,0 10 ⁻²	9,8 10 ⁻²	2,0 10 ⁻¹	2,0 10 ⁻¹	2,9 10 ⁻⁶
30 giorni	6,1 10 ⁻³	9,2 10 ⁻³	3,5 10 ⁻³	4,4 10 ⁻²	4,6 10 ⁻²	6,4 10 ⁻⁷
100 giorni	7,1 10 ⁻⁵	2,8 10 ⁻⁴	1,1 10 ⁻⁶	2,8 10 ⁻⁴	3,1 10 ⁻⁴	3,2 10 ⁻¹⁰
200 giorni	4,2 10 ⁻⁴	8,8 10 ⁻³	3,4 10 ⁻¹⁰	3,7 10 ⁻²	4,4 10 ⁻²	6,3 10 ⁻⁷
1 anno	1,7 10 ⁻⁶	2,5 10 ⁻⁴	5,6 10 ⁻¹⁷	2,2 10 ⁻⁴	3,0 10 ⁻⁴	3,2 10 ⁻¹⁰

(+) Il valore massimo di concentrazione viene raggiunto dopo circa una settimana dalla deposizione, tranne per lo iodio il cui valore massimo si raggiunge dopo qualche giorno (3 – 4)

Tabella 7.10 – Concentrazione di attività nella carne bovina in funzione del tempo (+)

Tempo dalla deposizione	Concentrazione di attività per unità di deposizione al suolo (Bq kg ⁻¹ / Bq m ⁻²)					
	Sr-89	Sr-90	I-131	Cs-134	Cs-137	Pu-239
7 giorni	3,2 10 ⁻⁴	3,5 10 ⁻⁴	1,6 10 ⁻⁴	2,3 10 ⁻²	2,3 10 ⁻²	1,2 10 ⁻⁶
30 giorni	3,7 10 ⁻⁴	5,6 10 ⁻⁴	1,1 10 ⁻⁴	3,6 10 ⁻²	3,7 10 ⁻²	1,9 10 ⁻⁶
100 giorni	4,0 10 ⁻⁵	1,6 10 ⁻⁴	2,3 10 ⁻⁷	1,2 10 ⁻²	1,3 10 ⁻²	4,9 10 ⁻⁷
200 giorni	2,1 10 ⁻⁵	4,1 10 ⁻⁴	3,9 10 ⁻¹¹	2,7 10 ⁻²	3,2 10 ⁻²	1,4 10 ⁻⁶
1 anno	9,6 10 ⁻⁷	1,8 10 ⁻⁴	2,3 10 ⁻¹⁷	1,2 10 ⁻²	1,6 10 ⁻²	5,8 10 ⁻⁷

(+) Il valore massimo di concentrazione viene raggiunto dopo circa un mese dalla deposizione, tranne per lo iodio il cui valore massimo si raggiunge dopo qualche giorno (3 – 4)

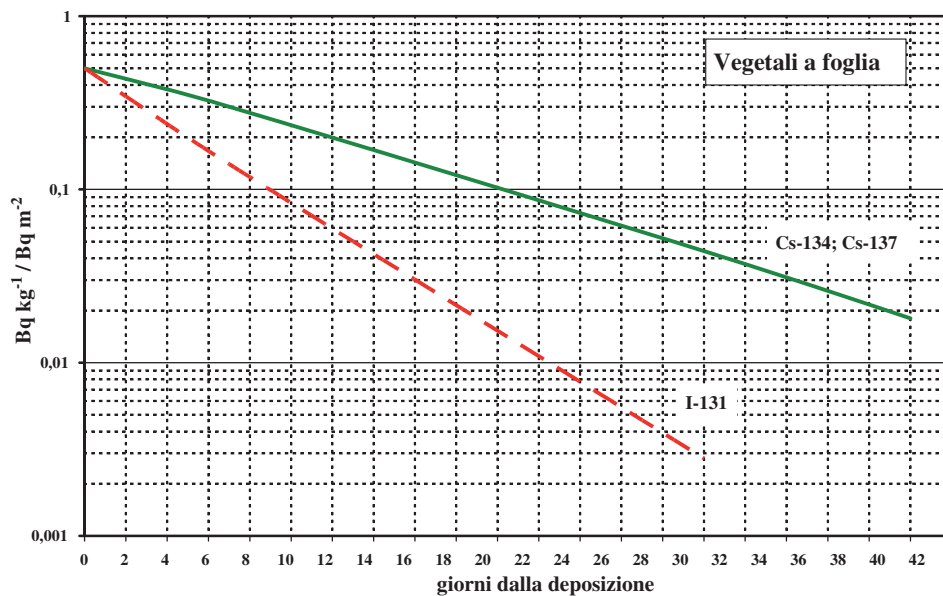


Figura 7.1 - Concentrazione di attività nei vegetali a foglia per unità di deposizione al suolo

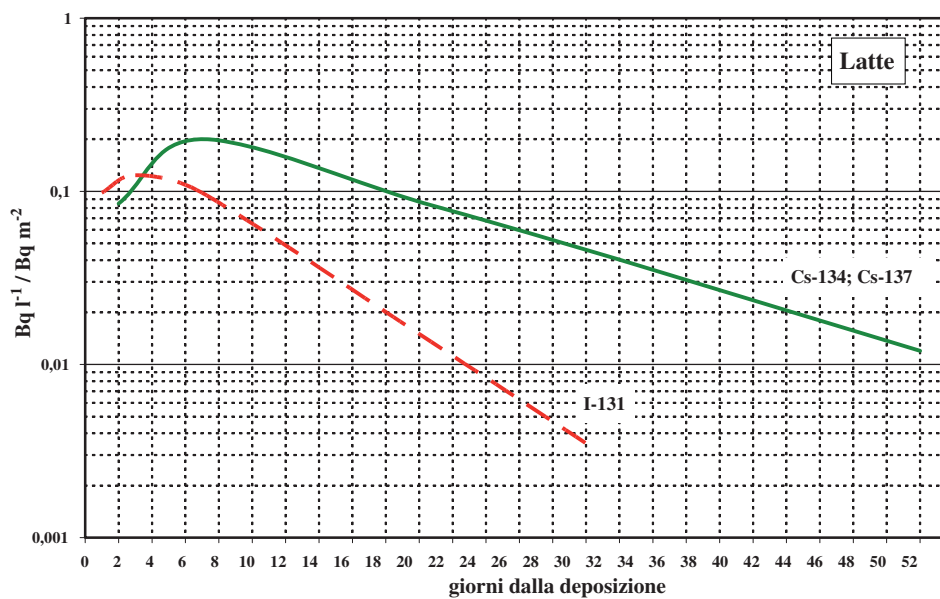


Figura 7.2 - Concentrazione di attività nel latte per unità di deposizione al suolo

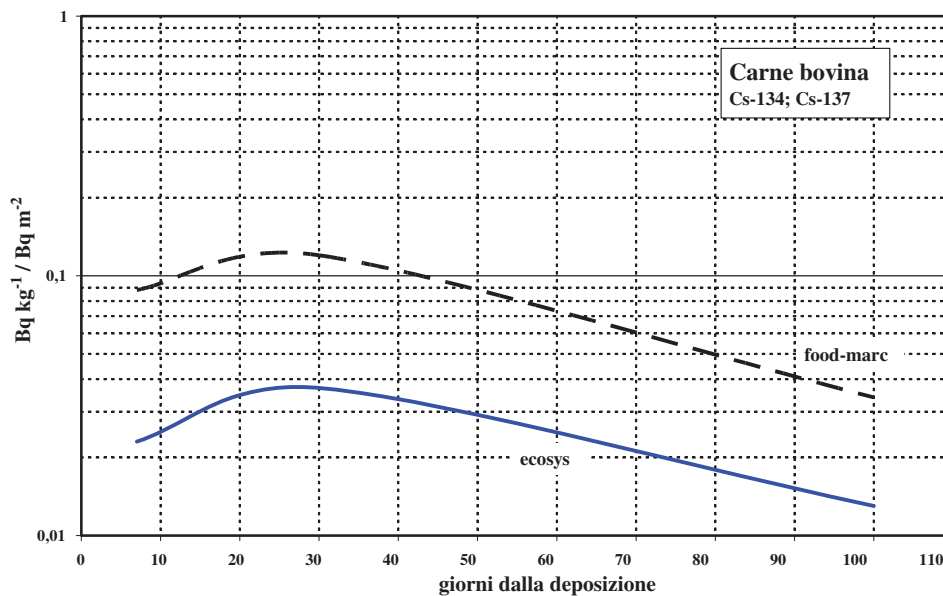


Figura 7.3 - Concentrazione di attività nella carne bovina per unità di deposizione al suolo (Cs-134, Cs-137)

Tabella 7.11 – Concentrazione di attività integrata nei vegetali a foglia in funzione del tempo

Tempo dalla deposizione	Concentrazione di attività integrata per unità di deposizione al suolo (Bq y kg ⁻¹ / Bq m ⁻²)					
	Sr-89	Sr-90	I-131	Cs-134	Cs-137	Pu-239
7 giorni	6,6 10 ⁻³	7,2 10 ⁻³	4,4 10 ⁻³	7,2 10 ⁻³	7,2 10 ⁻³	7,2 10 ⁻³
30 giorni	1,3 10 ⁻²	1,6 10 ⁻²	6,5 10 ⁻³	1,5 10 ⁻²	1,6 10 ⁻²	1,6 10 ⁻²
100 giorni	1,4 10 ⁻²	1,7 10 ⁻²	6,6 10 ⁻³	1,6 10 ⁻²	1,6 10 ⁻²	1,6 10 ⁻²
1 anno y/anno	1,4 10 ⁻²	1,8 10 ⁻²	6,6 10 ⁻³	1,6 10 ⁻²	1,7 10 ⁻²	1,6 10 ⁻²

Tabella 7.12 – Concentrazione di attività integrata nel latte in funzione del tempo

Tempo dalla deposizione	Concentrazione di attività integrata per unità di deposizione al suolo (Bq y l ⁻¹ / Bq m ⁻²)					
	Sr-89	Sr-90	I-131	Cs-134	Cs-137	Pu-239
7 giorni	7,5 10 ⁻⁴	8,0 10 ⁻⁴	2,4 10 ⁻³	4,0 10 ⁻³	4,0 10 ⁻³	5,7 10 ⁻⁸
30 giorni	1,8 10 ⁻³	2,0 10 ⁻³	3,9 10 ⁻³	1,0 10 ⁻²	1,0 10 ⁻²	1,4 10 ⁻⁷
100 giorni	1,9 10 ⁻³	2,3 10 ⁻³	4,0 10 ⁻³	1,1 10 ⁻²	1,1 10 ⁻²	1,6 10 ⁻⁷
200 giorni	2,1 10 ⁻³	4,2 10 ⁻³	4,0 10 ⁻³	1,9 10 ⁻²	2,1 10 ⁻²	3,0 10 ⁻⁷
1 anno y/anno	2,1 10 ⁻³	7,1 10 ⁻³	4,0 10 ⁻³	3,1 10 ⁻²	3,6 10 ⁻²	5,0 10 ⁻⁷

Tabella 7.13 – Concentrazione di attività integrata nella carne bovina in funzione del tempo

Tempo dalla deposizione	Concentrazione di attività integrata per unità di deposizione al suolo (Bq y kg ⁻¹ / Bq m ⁻²)					
	Sr-89	Sr-90	I-131	Cs-134	Cs-137	Pu-239
7 giorni	3,9 10 ⁻⁶	4,2 10 ⁻⁶	1,4 10 ⁻⁶	2,8 10 ⁻⁴	2,8 10 ⁻⁴	1,4 10 ⁻⁸
30 giorni	2,9 10 ⁻⁵	3,7 10 ⁻⁵	1,3 10 ⁻⁵	2,4 10 ⁻³	2,5 10 ⁻³	1,2 10 ⁻⁷
100 giorni	5,8 10 ⁻⁵	9,9 10 ⁻⁵	1,6 10 ⁻⁵	6,6 10 ⁻³	6,8 10 ⁻³	3,2 10 ⁻⁷
200 giorni	6,6 10 ⁻⁵	1,7 10 ⁻⁴	1,6 10 ⁻⁵	1,2 10 ⁻²	1,3 10 ⁻²	5,7 10 ⁻⁷
1 anno y/anno	6,9 10 ⁻⁵	3,6 10 ⁻⁴	1,6 10 ⁻⁵	2,3 10 ⁻²	2,7 10 ⁻²	1,2 10 ⁻⁶

Tabella 7.14 – Contaminazione superficiale iniziale del suolo che determina per ingestione di vegetali a foglia una dose efficace di 1 mSv nel primo anno

Radionuclide	Contaminazione superficiale iniziale (Bq m ⁻²)		
	Lattanti	Bambini	Adulti
Sr-89	2,2 10 ⁵	3,3 10 ⁵	5,0 10 ⁵
Sr-90	2,7 10 ⁴	2,5 10 ⁴	3,6 10 ⁴
I-131	9,3 10 ⁴	7,9 10 ⁴	1,2 10 ⁵
Cs-134	2,7 10 ⁵	1,2 10 ⁵	6,0 10 ⁴
Cs-137	3,1 10 ⁵	1,6 10 ⁵	8,2 10 ⁴
Pu-239	1,6 10 ³	6,3 10 ³	4,5 10 ³

Tabella 7.15 – Contaminazione superficiale iniziale del suolo che determina per ingestione di latte una dose efficace di 1 mSv nel primo anno

Radionuclide	Contaminazione superficiale iniziale (Bq m ⁻²)		
	Lattanti	Bambini	Adulti
Sr-89	5,2 10 ⁴	9,0 10 ⁵	2,3 10 ⁶
Sr-90	2,4 10 ³	2,6 10 ⁴	6,3 10 ⁴
I-131	5,4 10 ³	5,3 10 ⁴	1,4 10 ⁵
Cs-134	4,8 10 ³	2,5 10 ⁴	2,1 10 ⁴
Cs-137	5,2 10 ³	3,0 10 ⁴	2,7 10 ⁴
Pu-239	1,9 10 ⁶	8,1 10 ⁷	1,0 10 ⁸

Tabella 7.16 – *Contaminazione superficiale iniziale del suolo che determina per ingestione di carne bovina una dose efficace di 1 mSv nel primo anno*

Radionuclide	Contaminazione superficiale iniziale (Bq m ⁻²)		
	Lattanti	Bambini	Adulti
Sr-89	5,7 10 ⁷	1,2 10 ⁸	2,3 10 ⁸
Sr-90	1,7 10 ⁶	2,3 10 ⁶	4,1 10 ⁶
I-131	5,0 10 ⁷	6,0 10 ⁷	1,2 10 ⁸
Cs-134	2,4 10 ⁵	1,5 10 ⁵	9,5 10 ⁴
Cs-137	2,5 10 ⁵	1,8 10 ⁵	1,2 10 ⁵
Pu-239	2,8 10 ⁷	1,5 10 ⁸	1,4 10 ⁸

8. DATI RADIOMETRICI, INDICAZIONI OPERATIVE E MODALITÀ DI MISURA

8.1 Introduzione

Al fine di caratterizzare la situazione radiometrica durante un'emergenza che comporti il rilascio di sostanze radioattive nell'ambiente è necessario prevedere l'esecuzione sistematica, a frequenze prefissate, di prelievi e di misure di radioattività su campioni ambientali ed alimentari rappresentativi della situazione nazionale e/o locale. I dati raccolti con tali misure andranno poi fatti confluire al CEVaD, per le relative valutazioni.

Per l'individuazione dei dati radiometrici rilevanti, si fa riferimento alle prime due fasi, come definite nel Capitolo 2:

- I Fase, relativa al periodo temporale immediatamente successivo all'incidente, caratterizzata dalla fase diffusiva della nube, la cui durata può estendersi da alcune ore ad alcuni giorni;
- II Fase, relativa ad un periodo temporale che inizia al termine della I Fase e tipicamente della durata di alcune settimane.

Nel presente capitolo vengono fornite indicazioni in merito alle matrici ambientali ed alimentari d'interesse per le due fasi, ai relativi rilevamenti, nonché alla loro frequenza e modalità di esecuzione. Diverse indicazioni operative potranno essere fornite dal CEVaD in relazione alle specifiche caratteristiche dell'emergenza in atto.

Si è, inoltre, ritenuto opportuno descrivere anche, sia pure in modo sintetico, le modalità con cui tali rilevamenti dovrebbero essere eseguiti, nonché la sensibilità richiesta in una situazione di emergenza, espressa in termini di Minima Attività Rivelabile (MAR). Nel presente capitolo vengono pertanto fornite delle indicazioni di massima, valide per tutti i laboratori, che, pur non potendo né volendo sostituire le procedure elaborate nell'ambito dei sistemi qualità dei laboratori stessi, vogliono però costituire un riferimento comune. Ciascun laboratorio potrà comunque eseguire le determinazioni con i metodi che riterrà più opportuni, sempre che vengano rispettati i criteri generali indicati e la scelta dei punti di prelievo. Pertanto, le schede che vengono proposte rappresentano una sintesi delle modalità operative da seguire per effettuare con correttezza il campionamento e la preparazione dei campioni da sottoporre ad analisi.

Su tutte le matrici si prevede, in generale, l'esecuzione di una spettrometria gamma, in riferimento alla quale, come di consueto, si è assunto il Cs-137 come radioisotopo di riferimento per l'indicazione della sensibilità richiesta (MAR). La spettrometria può essere eseguita sul campione tal quale (I fase), oppure sul campione opportunamente trattato (essiccazione, evaporazione, passaggio su resine, ecc.) per migliorare la sensibilità della misura (II fase). Le geometrie di misura da adottare sono legate ai limiti di rivelazione che si vogliono ottenere, alla quantità di campione disponibile, ad una resa dell'eventuale processo di preconcentrazione.

I contenitori più comuni sono "beaker di Marinelli" di diverse dimensioni; i rivelatori devono essere tarati nella stessa geometria di misura.

La libreria di dati nucleari dovrà comprendere i radionuclidi di maggiore importanza (i principali prodotti di fissione e da attivazione neutronica, i più diffusi radionuclidi di origine ospedaliera); la scelta dovrà essere fatta tenendo presente le Tabelle 5.1 e 6.1. Appare comunque consigliabile prevedere l'impiego di librerie non troppo estese, costruite *ad hoc* a seconda della

particolarità della matrice e della situazione, anche se può essere comunque opportuno disporre di una libreria vasta, da impiegarsi nei casi in cui non vi siano dettagliate informazioni relative all'incidente.

Per talune matrici di particolare rilevanza viene indicata anche l'opportunità di determinare lo ^{90}Sr . Saranno inoltre da prevedere, almeno per alcune matrici ambientali (particolato atmosferico, fallout), misure di Plutonio da effettuarsi in centri specializzati nei giorni successivi alla fase iniziale dell'emergenza. A tutti i Laboratori verranno invece richieste misure di attività alfa (e beta) totale sul particolato atmosferico.

8.2 Indicazioni rilevanti per la I fase

Immediatamente dopo la segnalazione di un'emergenza che comporti il rilascio di sostanze radioattive all'ambiente, devono essere avviate una serie di misure su matrici ambientali ed alimentari rilevanti per assicurare una caratterizzazione radiometrica, quanto più possibile completa, della situazione venutasi a determinare a seguito dell'emergenza stessa. Vengono di seguito riportati un elenco delle misure da effettuare e delle matrici d'interesse, nonché indicazioni operative sulle modalità di campionamento, preparazione dei campioni e misura e sulle relative frequenze.

8.2.1 Elenco misure e matrici

L'ordine seguito nell'elenco richiama le priorità con cui tali determinazioni dovrebbero, in linea di massima, essere eseguite. Eventuali differenti priorità potranno comunque sempre essere richieste dal CEVaD.

- **INTENSITÀ DI DOSE GAMMA DA IRRADIAZIONE ESTERNA**
- **PARTICOLATO ATMOSFERICO**
- **DEPOSIZIONE UMIDA E SECCA AL SUOLO:**
 - Misura diretta del particolato depositato (fallout)
 - Spettrometria gamma *in situ*
 - Misure di bioaccumulatori (briofite)
 - Misure di campioni superficiali di suolo
- **MATRICI ALIMENTARI:**
 - Latte vaccino (di centrale e di fattoria)
 - Vegetali eduli a foglia larga
 - Foraggio fresco
 - Frutta di stagione
 - Acqua potabile (di acquedotto, in relazione alla vulnerabilità rispetto ai meccanismi di deposizione)

⁵ Già nella I fase può rivestire una notevole importanza la misura di alcune matrici alimentari, per il prelievo delle quali, in assenza di indicazioni precise legate allo scenario, converrà fare riferimento ai punti di campionamento già previsti nell'ambito delle Reti di monitoraggio alle quali il laboratorio eventualmente partecipa.

8.2.2. Frequenza e copertura territoriale

Per quanto riguarda l'intensità di dose e la concentrazione in aria del particolato atmosferico nei giorni successivi all'incidente (I Fase), si dovrà procedere a prelievi almeno due volte al giorno e nelle fasce orarie 8-10 e 17-19, a meno di esplicite differenti indicazioni da parte del CEVaD.

Per le altre matrici ambientali ed alimentari i campionamenti dovranno essere effettuati di norma giornalmente, con programmazione e modalità di prelievo che dipenderanno dall'evoluzione dell'emergenza.

In caso di emergenza radiologica estesa, dovrà essere assicurata, per quanto possibile, una uniforme copertura territoriale della Regione.

8.2.3 Modalità di prelievo e misura

Vengono di seguito riportate le schede descrittive delle modalità di campionamento, trattamento e misurazione delle matrici precedentemente elencate.

INTENSITÀ DI DOSE GAMMA DA IRRADIAZIONE ESTERNA

Nel caso di emergenze radiologiche dovute a rilascio in atmosfera di sostanze radioattive, la misura della dose assorbita in aria può risultare molto utile per stimare la gravità dell'incidente e la conseguente dose alla popolazione, per irraggiamento diretto da nube e suolo. Sui rivelatori delle stazioni fisse di monitoraggio regionali eventualmente già operanti e gestite dai laboratori regionali, dovrà essere impostato un tempo di integrazione adeguato tale da consentire il monitoraggio e il controllo dell'evoluzione dell'evento (1/2 ora, o anche meno).

Strumenti portatili potranno essere installati e utilizzati in altre località in modo da avere punti di misura aggiuntivi rispetto alle stazioni fisse. Questi punti di misura aggiuntivi verranno opportunamente scelti, di comune accordo con il CEVaD, sulla base delle condizioni meteorologiche in atto e dell'evoluzione dell'emergenza.

La misura dell'intensità di dose da irradiazione gamma esterna si può effettuare secondo varie modalità. Vengono comunque qui richiamate alcune semplici regole di buona tecnica che è bene seguire:

- lo strumento deve essere posizionato in campo aperto, lontano da tettoie, edifici, muri, etc.;*
- la superficie deve essere pianeggiante;*
- lo strumento, di norma, deve essere ad un'altezza di 1 metro dalla superficie del terreno;*
- occorre conoscere l'altitudine sul livello del mare del punto in cui si sta effettuando la misura;*
- occorre annotare le condizioni meteorologiche, il tipo di terreno.*

Gli strumenti più indicati per questo tipo di misura sono senza dubbio le camere a ionizzazione a pressione del tipo Reuter-Stokes o simili. Questi strumenti, infatti, dal punto di vista concettuale, sono i più idonei per la misurazione della dose. Inoltre, la loro risposta varia relativamente poco con l'energia della radiazione incidente. Sono d'altro canto alquanto ingombranti e poco maneggevoli (in campo, per il loro funzionamento, è da prevedere l'impiego di 2 operatori), ma ciò non costituisce un problema una volta che il sistema di misura sia stato installato nel punto prescelto. Sono tuttavia ormai disponibili in commercio rivelatori di diversa concezione (scintillatori organici, Geiger compensati, contatori proporzionali) di assai più semplice impiego e del tutto idonei all'effettuazione delle valutazioni richieste.

Il risultato delle misure deve essere espresso in $\mu\text{Sv/h}$ o nSv/h . La sensibilità di misura richiesta per sensori impiegati in questi contesti deve essere tale da consentire di apprezzare fluttuazioni dell'ordine dei 10-20 nSv/h .

PARTICOLATO ATMOSFERICO

a) Campionamento

Il particolato atmosferico viene di solito raccolto su un filtro, che può essere di carta o di fibra di vetro. Per la scelta dei punti di campionamento, converrà, per quanto possibile, attenersi ai seguenti criteri:

- la stazione di prelievo deve essere situata ad una altezza dal suolo di almeno due metri, per evitare possibili influenze legate a locali fenomeni di risospensione;*
- non deve essere ubicata a ridosso di edifici e sono da preferire spazi liberi, aperti (ad esempio tetti a terrazza, giardini, etc.);*
- vanno evitate, per quanto possibile, aree di grande traffico e di elevata polverosità;*
- il sistema di aspirazione va protetto dagli agenti atmosferici.*

Per stazioni di prelievo che operano routinariamente conviene inoltre, per quanto possibile, porre il sistema di aspirazione in prossimità di quello di raccolta della deposizione umida e secca, in modo da avere le medesime condizioni di raccolta e i medesimi dati meteo di riferimento. A questo proposito si ricorda che è sempre utile poter disporre anche di dati relativi alle condizioni meteorologiche, in particolare, piovosità, direzione e velocità del vento. I dati meteo, infatti, sono fondamentali per l'interpretazione dei risultati delle analisi, per la programmazione di nuovi rilevamenti e per la formulazione di previsioni sull'evoluzione del rilascio radioattivo. La linea di campionamento è composta in genere da:

- un porta filtro*
- un filtro*
- una pompa aspirante con regolatore costante di portata*
- un contatore volumetrico.*

Il filtro può essere in fibra di vetro, carta, acetato o nitrato di cellulosa, con un diametro di circa 50 mm (il diametro effettivo di aspirazione, quando il filtro è montato sul portafiltro risulta di solito inferiore, circa 45-47 mm). I filtri impiegati devono essere tali da trattenere con efficienza prossima al 100 % (tipicamente 99,9 %) le particelle in sospensione nell'aria con diametro dell'ordine di 0,5-0,8 mm.

b) Pretrattamento

Il campione, una volta prelevato dal sistema di aspirazione, va misurato tal quale, senza alcuna manipolazione; la prassi di attendere circa 1 ora prima di effettuare la misura di spettrometria γ può essere utile per permettere il decadimento di buona parte della radioattività naturale a vita breve (dovuta principalmente a Pb-214 e a Bi-214) che potrebbe interferire nelle misure, diminuendone la sensibilità a causa dell'aumento nello spettro del fondo Compton.

c) Analisi

Tipo di analisi: spettrometria γ , conteggio α e β totale.

Spettrometria γ : l'analisi viene effettuata con HPGe (con efficienza relativa attorno al 30%); pur continuando, per quanto riguarda i radionuclidi, a fare riferimento alle Tabelle 5.1 e 6.1, è bene prevedere una libreria di misura ad hoc per questa matrice, comprendendo in essa anche i principali radionuclidi naturali delle serie dell'Uranio-238 e del Th-232, sempre

presenti in uno spettro di particolato atmosferico e che quindi devono essere correttamente identificati per evitare attribuzioni non corrette e valutare eventuali interferenze.

α e β totale: questo tipo di analisi può essere effettuato con contatori proporzionali a basso fondo a flusso di gas o anche con contatori plastici o Geiger-Mueller a finestra sottile. Essa va eseguita su ogni filtro appena raccolto, facendo trascorrere almeno 120 ore dal prelievo affinché decada parte gran parte dell'attività dovuta ai radionuclidi di origine naturale con breve tempo di decadimento. Per la valutazione del fondo, o meglio, del bianco, il cui contributo deve ovviamente essere sottratto, è necessario eseguire preliminarmente un conteggio per tempi lunghi (16-24 ore) su un filtro vergine. Per la misura del campione converrà invece selezionare un tempo di misura più breve, dell'ordine di 1 - 2 ore, eseguendo eventualmente più cicli di misure (5-6). Ulteriori dettagli tecnici, utili per l'effettuazione di misure di radioattività sul particolato atmosferico, per la misura dei radioisotopi dello Iodio, per l'indicazione dei livelli di sensibilità raggiungibili e per l'ottimizzazione delle MAR, sono riportati in Allegato 2.

MAR: ^{137}Cs : 0,1 Bq/m³ (spettrometria γ)
 α -totale: 0,05 Bq/m³
 β -totale: 0,5 Bq/m³

DEPOSIZIONE UMIDA E SECCA AL SUOLO

La valutazione della deposizione umida e secca (fallout) è di fondamentale importanza per la gestione di un'emergenza radiologica. Per raggiungere questo obiettivo si possono impiegare diverse tecniche, ciascuna delle quali ha le sue peculiarità e che, in linea di principio, possono tutte concorrere ad ottenere il dato di interesse, cioè i valori della deposizione totale al suolo in un determinato territorio. La decisione dell'impiego di una tecnica piuttosto che di un'altra può essere dettata, oltre che dall'effettiva disponibilità strumentale, anche da alcuni dati oggettivi ed esigenze legate alle caratteristiche dell'emergenza in corso.

In particolare, ad esempio, la misura diretta della deposizione umida e secca, effettuabile solo laddove esistono stazioni di prelievo, può fornire senz'altro dei dati molto precisi ma, inevitabilmente, limitati all'area di prelievo stesso. Per questo motivo può essere fondamentale completare il quadro radiometrico della deposizione ricorrendo alla spettrometria gamma in situ che consente di ottenere in tempi brevi molti dati in punti diversi del territorio, non coperti dai punti di prelievo del fallout. Allo stesso modo, sempre con l'obiettivo di ampliare la conoscenza ad altre aree del territorio, si possono impiegare metodi alternativi, quali la misura su campioni di muschi (briofite) o, anche la misurazione diretta di campioni di suolo prelevati nei punti di interesse.

MISURA DIRETTA DEL PARTICOLATO DEPOSITATO (FALLOUT)

a) Campionamento

Il tipo di campione raccolto è la Deposizione al suolo.

I criteri di scelta dei punti di campionamento sono i seguenti:

- i recipienti di raccolta vanno sistemati in modo che la loro bocca si trovi ad una altezza dal suolo di almeno 2 metri, in spazi liberi e aperti (ad es. tetti, terrazze, giardini, ecc.) e lontani da edifici;*
- vanno evitate zone particolarmente polverose e di traffico intenso;*
- per quanto possibile la raccolta deve essere effettuata in prossimità del sistema di aspirazione dell'aria.*

La raccolta va effettuata in recipienti di plastica bianca non porosa (polipropilene) oppure, preferibilmente, in acciaio inox. Il loro numero dovrà essere tale da avere a disposizione una superficie di raccolta complessiva di circa 2 m².

Il posizionamento di una rete di protezione (a maglie di nylon di circa 1 cm) sulla bocca dei recipienti può essere necessaria in taluni siti, al fine di per evitare l'ingresso nei recipienti stessi di materiali estranei al particolato fine (foglie, carta, piume ecc.).

L'interno dei recipienti dovrà sempre rimanere umido, impiegando acqua distillata addizionata con HCl (pH=1); può anche essere utile l'aggiunta di opportuni "carrier" a concentrazione nota.

Il quantitativo di acqua distillata da aggiungere è legato alle situazioni meteorologiche locali. Non si dovranno avere tracimazioni dai recipienti a seguito di piogge abbondanti e nello stesso tempo dovranno essere effettuati controlli ed eventuali rabbocchi per mantenere il fondo dei recipienti costantemente umido.

b) Pretrattamento

Alla fine del periodo di campionamento l'acqua va raccolta accuratamente ed i recipienti lavati con acqua deionizzata o con soluzione acida ($\text{pH}=1$) preparata con acqua deionizzata, per asportare, anche con azione meccanica, il materiale depositato.

Tutto il materiale raccolto va fatto evaporare fino ad ottenere un volume di circa 1-2 litri, che viene poi posto in una capsula a pareti alte e portato a secco molto lentamente a temperature non superiori a $100\text{ }^{\circ}\text{C}$. Il residuo solido ottenuto deve essere raccolto accuratamente raschiando il recipiente con una spatola metallica e successivamente in presenza di alcool etilico con una bacchetta di vetro con tassello di gomma. Il campione va poi essiccato, macinato finemente, pesato accuratamente e diviso in due aliquote di peso costante.

Questa procedura può apparire eccessivamente complessa e lunga da eseguire, soprattutto nella I Fase dell'emergenza. A questo riguardo si può dire che, operando con minore accuratezza, è senz'altro possibile eseguire la misura della deposizione umida e secca sul "tal quale", misurando direttamente l'acqua in beaker di Marinelli, una volta che si sia ridotto il volume a 1-2 litri; in questi casi si dovrà comunque essere consapevoli della perdita di accuratezza, legata soprattutto alla disomogeneità del campione; cura dovrà essere prestata nell'espressione del dato che dovrà comunque sempre essere riferito alla superficie, cioè espresso in Bq/m^2 .

c) Analisi

Tipo di analisi: Spettrometria gamma ed eventualmente, su indicazioni CEVaD, determinazione dello ^{90}Sr e del Plutonio.

La spettrometria gamma va eseguita su una aliquota prefissata (costante in peso) del campione essiccato, utilizzando un contenitore opportunamente calibrato.

L'attività depositata si calcola tenendo conto della superficie di raccolta e della percentuale di materiale inserito nel contenitore di misura rispetto al totale del materiale analizzato. Il risultato deve tenere conto della correzione per il decadimento radioattivo. La data di riferimento per la correzione va posta alla metà del periodo di campionamento.

MAR:

^{137}Cs : 0,5 Bq/m^2

^{90}Sr : 0,3 Bq/m^2

SPETTROMETRIA GAMMA IN SITU

La tecnica della spettrometria gamma in situ può essere molto efficace e utile in caso di emergenza. Le sue caratteristiche di rapidità e immediatezza consentono infatti a una squadra limitata di operatori ben addestrata (2 o 3 persone) di raccogliere, nell'arco di una giornata, una grossa quantità di dati quali-quantitativi sull'emergenza radiologica in atto. Ciò è di particolare importanza laddove risulta necessario stimare la deposizione al suolo per un evento su una vasta area. In queste circostanze, infatti, la spettrometria gamma in situ consente di ottenere una affidabile stima della deposizione al suolo (Bq/m^2)

soprattutto nelle aree pianeggianti, dal momento che il fallout “recente” può ritenersi, con buona approssimazione, distribuito uniformemente sulla superficie secondo la geometria del “piano infinito”; in queste circostanze, la spettrometria gamma in situ può vantare un ulteriore vantaggio rispetto a tecniche alternative di valutazione della deposizione, quali ad esempio la misura in laboratorio di campioni di suolo, in quanto lo spettro gamma raccolto in situ media di fatto la deposizione su un’area molto grande (dell’ordine dei 300-400 m²), riducendo gli effetti di eventuali piccole disomogeneità locali. Bisogna però tenere presente che l’impiego della spettrometria gamma in situ necessita di un’accurata preparazione degli operatori e di un’altrettanto precisa calibrazione dello strumento. Per una descrizione di maggior dettaglio di tali procedure tecniche, si rimanda all’Allegato 2.

MISURE DI BIOACCUMULATORI (BRIOFITE)

Le briofite, comunemente indicate con il nome di muschi, sono degli organismi bioaccumulatori che possono essere utilmente impiegati per la valutazione della contaminazione superficiale e/o della deposizione al suolo. Il loro impiego in caso di emergenza può sembrare una forzatura, vista la peculiarità della matrice e la non facile identificazione delle specie idonee. Si è tuttavia deciso di ricomprendere anche questa matrice poiché, nel recente passato, è stato svolto un grosso lavoro da parte di molti laboratori della rete nazionale che hanno incluso le briofite nei propri programmi di monitoraggio. Il presupposto fondamentale per un efficace impiego delle briofite nella valutazione della deposizione radioattiva in caso di emergenza è evidentemente quello di disporre di un “valore di punto zero” aggiornato in stazioni di prelievo note a priori e ben identificate. Diversamente il risultato fornito rischia di non essere attendibile.

a) Campionamento

Un elemento molto importante è la scelta della specie di muschio: non tutte, infatti, sono idonee allo scopo. Per questo motivo il prelievo delle briofite con lo scopo di valutare i livelli di deposizione al suolo deve essere eseguito da personale opportunamente addestrato. Per una descrizione di dettaglio delle modalità di prelievo e pretrattamento delle briofite, si rimanda all’Allegato 2.

b) Analisi

Sui campioni di briofite, opportunamente campionati e trattati, si devono effettuare misure di spettrometria γ con rivelatori HPGe. Per quanto riguarda le librerie di analisi da utilizzare conviene fare riferimento a quella impiegata per l’analisi del particolato atmosferico. La scelta del contenitore da impiegare per la misura (beaker di Marinelli da 1 o ½ litro o scatolino cilindrico più piccolo) dipende dal volume di campione disponibile per l’analisi. In ogni caso va prestata molta attenzione alla densità finale del campione: nel caso in cui essa differisca molto da quella della sorgente impiegata per la taratura, è necessario procedere a una correzione per l’autoassorbimento. Tale correzione, di solito del tutto trascurabile per fotoni ad alta energia (ad esempio, per le emissioni del Co-60, 1,17 MeV e 1,33 MeV), diventa spesso importante per radionuclidi con γ molli (ad esempio, per l’Am-241 con i suoi 59,5 keV).

I risultati vanno espressi in Bq/m², normalizzando rispetto alla superficie totale analizzata. La Minima Attività Rivelabile (per il Cs-137) che si può raggiungere dipende fortemente dall'estensione della superficie campionata. Si deve tuttavia tenere presente che questo parametro non è così importante per questa matrice, dal momento che analizzando campioni di briofite si misurano ancora facilmente ragguardevoli quantitativi di Cs-137 dovuti principalmente all'incidente di Chernobyl.

MISURA DI CAMPIONI SUPERFICIALI DI SUOLO

a) Campionamento

La conoscenza dello stato di contaminazione dei suoli è di estrema importanza: nel suolo, infatti, si concentra gran parte dell'inventario della radioattività dispersa nell'ambiente terrestre. In condizioni di emergenza, tuttavia, la misura diretta del suolo non è senz'altro il mezzo più agevole per valutare l'entità della deposizione; ciò per ragioni essenzialmente pratiche, legate soprattutto ai tempi relativamente lunghi, tra campionamento, trasporto campioni ed analisi, necessari per avere un congruo numero di dati sperimentali. Può tuttavia essere necessario, per vari motivi, effettuare un campionamento di suolo in situazioni di emergenza radiologica, sia perché non sono disponibili tecniche alternative, sia perché la particolarità della situazione suggerisce questo approccio (dispersione di radioattività in un'area molto limitata, ecc.).

Nel caso di campionamenti e misure eseguiti allo scopo di valutare la concentrazione di materiale depositato al suolo, che è l'eventualità più legata alle situazioni di emergenza, la misura espressa in termini di concentrazione di attività per unità di superficie risulta essere la più utile.

Quando si voglia stimare una deposizione accumulata su una certa area in un dato periodo, è necessario che i siti scelti per il campionamento siano rimasti indisturbati almeno nell'intervallo di tempo di interesse.

Il numero di siti da campionare dipende dalle condizioni orografiche e dai fattori meteorologici dell'area in esame oltreché dagli obiettivi finali del campionamento (es.: valutazione della distribuzione dei radionuclidi sull'intero territorio oppure soltanto sulla parte coltivata o soltanto sulla parte abitata).

Una volta scelta la zona all'interno della quale va individuato il sito di campionamento, questo deve essere possibilmente posizionato al centro di un'area pianeggiante aperta. Devono essere escluse zone ai piedi di un dislivello del suolo o dove possano scorrere o ristagnare acque, nonché zone che siano in qualche modo particolari e quindi non rappresentative del territorio in esame.

I siti devono essere lontani da alberi o edifici che possano fare da schermo durante le precipitazioni e i temporali. Se possibile, i siti devono essere posti ad almeno 100 m da strade con molto traffico.

La superficie di raccolta consigliata è di 500-1000 cm², preferibilmente composta da vari campioni (8-15) raccolti ad una certa distanza l'uno dall'altro, per mediare eventuali particolarità legate al singolo punto di campionamento. Lo spessore del campione di suolo da rimuovere per questo tipo di misure è dell'ordine di 4-5 cm.

Il sito dovrebbe inoltre essere scelto in un'area coperta da vegetazione di tipo erboso e con una buona permeabilità per limitare il più possibile la rimozione del radionuclide per dilavamento o erosione da parte di agenti atmosferici.

Le modalità di campionamento e gli attrezzi che si possono impiegare sono svariati. Per una dettagliata discussione di questi e di altri aspetti legati alle modalità di campionamento dei suoli, si rimanda all'Allegato 2.

b) Pretrattamento

Il trattamento dei campioni di suolo, finalizzato alla costituzione di un campione rappresentativo della quantità di suolo prelevata, dipende in modo evidente dagli scopi che si vogliono raggiungere con l'indagine, dai radionuclidi di interesse, dalla dimensione dei campioni.

In generale il campione dovrebbe essere sempre pesato in campo, in modo che sia possibile, in seguito, valutare il contenuto idrico del campione stesso. In situazioni di emergenza tale procedura può tuttavia essere omessa e le operazioni di pesatura effettuate poi in laboratorio.

La procedura generale di trattamento prevede le fasi seguenti:

- essiccazione;*
- setacciatura (con eventuale analisi granulometrica) ed omogeneizzazione.*

In particolari situazioni può essere omessa la procedura di essiccazione, riservandosi però di effettuare successivamente una eventuale correzione mediante la valutazione di un opportuno coefficiente di conversione secco-umido.

Per ulteriori dettagli, si rimanda all'Allegato 2.

c) Analisi

Occorre effettuare una spettrometria γ con HPGe. Come contenitore di misura si impiegherà di norma il Marinelli 1 litro. A seconda del tipo di geometria di misura, della densità del campione e dei radionuclidi di interesse, potrà essere necessario utilizzare sorgenti di taratura di particolare densità o, alternativamente, effettuare le opportune correzioni per la densità (autoassorbimento).

È importante che nella libreria da utilizzare in sede di analisi siano presenti, oltre ai principali prodotti di fissione (^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{140}Ba , ^{140}La , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{132}Te , ecc.), anche i più importanti radionuclidi naturali (^{40}K e le serie dell' ^{238}U , dell' ^{235}U e del ^{232}Th , che possono essere utilizzati per effettuare confronti fra diversi tipi di suolo).

A seconda dello scopo del campionamento, può essere necessario esprimere la concentrazione dei radionuclidi in diverse unità di misura: Bq/kg di peso fresco, Bq/kg di peso secco, Bq/m², Bq/m³, etc.. Le unità di misura più usate sono il Bq/kg di peso secco ed il Bq/m².

Nella maggioranza dei casi il campione misurato sarà soltanto una frazione del campione raccolto poiché alla massa totale del campione andrà di norma sottratto lo scheletro, cioè quella parte costituita da sassi, radici e corpi estranei da non sottoporre ad analisi. Nel caso in cui si debba calcolare il valore di deposizione (Bq/m²), la formula utile per la conversione è la seguente:

$$\text{Dep}(\text{Bq}/\text{m}^2) = \frac{C (\text{Bq}/\text{kg peso secco}) (\text{massa tot. campione} - \text{massa tot. scheletro})}{\text{superficie campione misurato}}$$

Dove C (Bq/kg peso secco) è la concentrazione di attività, massa tot. campione e sup. totale campione sono quelle del campione raccolto, mentre per campione misurato si intende quella frazione del campione raccolto che viene posta nel beaker e misurata tenendo conto che:

$$\text{sup. campione misurato} = \frac{\text{sup. totale campione} \cdot \text{massa terra fine camp. misurato}}{\text{massa tot. terra fine raccolta}}$$

Un esempio dell'utilizzo del dato in termini di concentrazione per unità di superficie è il calcolo dell'inventario dei radionuclidi in un determinato sito. Per ottenere tale dato sarà infatti sufficiente sommare le concentrazioni espresse in termini di superficie (Bq/m^2) di ogni strato di suolo prelevato a profondità crescente in qualsivoglia maniera.

Va tenuto presente, infine, che le operazioni di calcolo per riportare le concentrazioni misurate in genere per unità di massa a concentrazioni espresse per unità di superficie, o altra unità desiderata, richiedono grande attenzione. È consigliabile, quindi, effettuare dei test di consistenza dei risultati ottenuti.

È comunque evidente che, nella prospettiva del CEVaD, il risultato debba essere espresso in termini di Bq/m^2 .

MATRICI ALIMENTARI

a) Campionamento

I tipi di campione considerati sono: Latte vaccino (di centrale e di fattoria); Vegetali eduli a foglia larga; Foraggio fresco; Frutta di stagione; Acqua potabile (di acquedotto, in relazione alla vulnerabilità rispetto ai meccanismi di deposizione).

Il quantitativo di campione raccolto deve essere sufficiente a riempire un Marinelli da 1l.

b) Pretrattamento

Per molti campioni (ad esempio, il latte), l'analisi di spettrometria gamma può essere fatta sul campione "tal quale"; è necessario, in tal caso, solo una semplice pesata. Per altre tipologie di campioni (ad esempio, frutta e verdura) è necessario invece omogeneizzare il campione e verificare anche che la densità del campione non si discosti troppo da quella della sorgente di taratura (di solito 1 g/cm^3). Nei casi in cui ciò non sia verificato, può essere necessario eseguire una correzione per autoassorbimento. Tale correzione, di solito trascurabile per fotoni ad alta energia (ad esempio, per le emissioni del Co-60, 1,17 MeV e 1,33 MeV), diventa indispensabile per radionuclidi con γ molli (ad esempio, per l'Am-241 con i suoi 59,5 keV).

c) Analisi

Tipo di analisi: spettrometria gamma e, limitatamente al latte vaccino e ai vegetali a foglia larga, ^{90}Sr .

L'analisi di spettrometria gamma viene effettuata con HPGe (tipica efficienza relativa 30%); per quanto riguarda la scelta della libreria di analisi occorre fare riferimento alle Tabelle 5.1 e 6.1; può essere utile prevedere l'impiego di librerie ad hoc per le diverse matrici.

Per la determinazione dello ^{90}Sr , vanno seguite le opportune procedure radiochimiche, sia in fase di pretrattamento che di analisi.

MAR:

$$^{137}\text{Cs} = 1 \text{ Bq/kg}$$

$$^{90}\text{Sr} = 1 \text{ Bq/kg}$$

8.3 Indicazioni rilevanti per la II Fase

Viene di seguito riportato un elenco delle misure da effettuare sulle matrici d'interesse, nonché indicazioni operative sulle modalità di campionamento e misura e sulle relative frequenze.

8.3.1. *Elenco misure e matrici*

Sono qui di seguito elencate le matrici oggetto di campionamento e analisi e le relative misure che, in aggiunta a quelle già indicate per la I Fase, si ritengono rilevanti durante la II fase al fine di completare il quadro radiometrico conseguente all'emergenza:

- **MATRICI ALIMENTARI**

- latte ovino e caprino
- latte in polvere (alimentazione umana)
- derivati del latte (formaggi freschi)
- carne: bovina (muscolo), suina (muscolo), ovo-caprina (produzione locale), pollame, conigli
- pesci
- altri vegetali/ortaggi di stagione
- cereali
- olio
- vino
- uova

- **BIOACCUMULATORI E INDICATORI DI PRESENZA DI CONTAMINAZIONE, NON RILEVANTI PER LA DIETA:**

- miele
- funghi
- cacciagione
- molluschi e crostacei
- erbe aromatiche, ecc..

- **ACQUE SUPERFICIALI INTERNE E MARINE**

- **DETRITO MINERALE ORGANICO SEDIMENTABILE (DMOS)**

- **SEDIMENTI MARINI, LACUSTRI E FLUVIALI**

8.3.2 *Frequenza e copertura territoriale*

I campionamenti previsti nella II Fase, finalizzati alla valutazione della dose a medio-lungo termine ricevuta dalla popolazione e ad una più dettagliata descrizione della contaminazione ambientale, dovranno seguire una programmazione in grado di garantire la raccolta di campioni rappresentativi della dieta tipo della popolazione di riferimento (definita, se possibile, almeno su base regionale). In questa fase le frequenze dei campionamenti per le varie matrici verranno stabilite dal CEVaD.

Per quanto riguarda le matrici alimentari, da un punto di vista operativo, è opportuno, comunque, prevedere, almeno inizialmente, una cadenza settimanale, ad eccezione del latte e dei vegetali per i quali potrebbe essere necessario mantenere una frequenza superiore (giornaliera).

8.3.3 *Modalità di prelievo e misura*

Vengono di seguito riportate le schede descrittive delle modalità di campionamento, trattamento e misurazione delle matrici precedentemente elencate.

MATRICI ALIMENTARI E BIOACCUMULATORI E INDICATORI DI PRESENZA DI CONTAMINAZIONE, NON RILEVANTI PER LA DIETA

a) Campionamento

In assenza di differenti indicazioni da parte del CEVaD, i punti di campionamento vanno scelti in corrispondenza di quelli già codificati nei piani di monitoraggio eventualmente previsti (ad es., per i laboratori regionali, le Reti nazionale/regionali di monitoraggio della radioattività ambientale ex art. 104 D.Lgs. 230/95).

Il quantitativo di campione raccolto deve essere generalmente sufficiente a riempire un Marinelli di 1l. Nei casi in cui il quantitativo di campione disponibile non lo consenta (ciò può avvenire sovente, ad esempio, nel caso degli indicatori), è comunque possibile ricorrere a contenitori aventi minore capacità (Marinelli ½ litro o scatolini cilindrici di 200 ml o inferiori), sempre che sia garantita una corretta taratura del sistema.

b) Pretrattamento

Per molti campioni (ad esempio, il latte e in generale tutti i campioni liquidi), l'analisi di spettrometria gamma può essere fatta sul campione "tal quale"; è sufficiente, in questi casi, una semplice pesata. Per altre tipologie di campioni (ad esempio, la carne, la frutta, la verdura) è necessario invece omogeneizzare il campione e verificare anche che la densità del campione non si discosti troppo da quella della sorgente di taratura (di solito 1 g/cm³). Nei casi in cui ciò non sia verificato, può essere necessario eseguire una correzione per autoassorbimento. Tale correzione, di solito trascurabile per fotoni ad alta energia (ad esempio, per le emissioni del Co-60, 1,17 MeV e 1,33 MeV), diventa indispensabile per radionuclidi con γ molli (ad esempio, per l'Am-241 con i suoi 59,5 keV).

c) Analisi

Tipo di analisi: spettrometria gamma e, limitatamente al latte, ⁹⁰Sr.

L'analisi di spettrometria gamma viene effettuata con HPGe (tipica efficienza relativa 30%). Vanno invece seguiti gli opportuni procedimenti radiochimici per lo ⁹⁰Sr

MAR:

$$^{137}\text{Cs} = 1 \text{ Bq/kg}$$

$$^{90}\text{Sr} = 1 \text{ Bq/kg}$$

ACQUE SUPERFICIALI INTERNE E MARINE

a) Campionamento

Tipo di campione: acque superficiali di fiumi, laghi e marine.

I punti di campionamento vanno scelti in corrispondenza degli usuali punti di misura stabiliti nell'ambito delle Reti nazionali/regionali di monitoraggio.

I campioni vanno raccolti in contenitori di polietilene; ciascun campione dovrà avere una dimensione compresa tra 30 e 90 litri.

b) Pretrattamento

Subito dopo il prelievo, al campione viene aggiunto acido nitrico o HCl al 37% (fino a raggiungere pH=2) per minimizzare l'assorbimento sulle pareti dei recipienti di raccolta.

Per maggiori dettagli sulle modalità di conservazione e maneggiamento dei campioni d'acqua si faccia riferimento alla norma UNI EN ISO 5667-3.

La riduzione del campione, necessaria per eseguire la misura, può essere ottenuta seguendo 2 modalità:

- passaggio del campione su colonna con resine a scambio ionico (non nel caso di acque marine)*
- riduzione del campione tramite evaporazione*

L'impiego delle resine a scambio ionico dovrebbe essere preferito, almeno nelle prime fasi dell'emergenza, poiché l'evaporazione può causare la perdita dello Iodio radioattivo.

c) Analisi

Tipo di analisi: spettrometria gamma sulle resine o sul residuo secco

L'analisi viene effettuata con HPGe (tipica efficienza relativa 30%)

MAR:

$$^{137}\text{Cs} = 1 \text{ mBq/l}$$

DETRITO MINERALE ORGANICO SEDIMENTABILE (DMOS)

a) Campionamento

Tipo di campione: particolato fluviale in fase di sedimentazione.

La scelta dei punti di campionamento deve essere fatta in riferimento ai punti già stabiliti per il monitoraggio eseguito routinariamente. Ciò è particolarmente importante per una matrice quale è il DMOS, dal momento che le indicazioni che esso fornisce sono di tipo essenzialmente relativo: è quindi indispensabile poter disporre di punti di raffronto. In caso di eventi particolari potranno però essere individuati punti di campionamenti aggiuntivi.

I campionatori di DMOS vengono di norma mantenuti sul posto per circa 7 giorni; in caso di emergenza, però, si possono ridurre anche notevolmente i tempi di prelievo, aumentando proporzionalmente il numero di campionatori.

b) Pretrattamento

Subito dopo il prelievo, il campione di DMOS viene opportunamente separato dalla fase acquosa; le strisce di polietilene sono accuratamente lavate, recuperando tutto il materiale.

c) Analisi

Tipo di analisi: spettrometria gamma ed, eventualmente, ^{90}Sr .

L'analisi viene effettuata con rivelatori HPGe, dopo aver posto il campione di DMOS in un contenitore di Marinelli di 1 o di ½ litro. Per quanto riguarda la scelta dei radionuclidi da analizzare, ci si può riferire alla libreria impiegata per i suoli. A seconda del tipo di geometria di misura, della densità del campione e dei radionuclidi di interesse, potrà essere necessario utilizzare sorgenti di taratura di particolare densità o, alternativamente, effettuare le opportune correzioni per la densità (autoassorbimento).

MAR:

$$^{137}\text{Cs} = 1 \text{ Bq/kg}$$

$$^{90}\text{Sr} = 1 \text{ Bq/kg}$$

SEDIMENTI MARINI, LACUSTRI E FLUVIALI

a) Campionamento

I punti di campionamento vanno scelti seguendo i criteri indicati per le acque di mare, lago o fiume, nei punti di minore turbolenza e velocità delle acque.

Il campionamento va eseguito a mezzo di benna. Per ogni punto di campionamento devono essere raccolti circa 2 kg di sedimento umido superficiale.

b) Pretrattamento

Sul materiale raccolto va operata una setacciatura ad umido, setaccio >1 mm.

c) Analisi

Tipo di analisi: spettrometria gamma e determinazione di ^{90}Sr .

Dopo aver privato il campione della parte grossolana (>1 mm) e dell'eccesso di acqua mediante sedimentazioni successive, una aliquota del campione accuratamente pesata (circa 10 g) viene sottoposta ad essiccazione in stufa a circa 105 °C per 48 ore per stabilire il fattore di conversione peso fresco/peso secco.

Una seconda aliquota (circa 1÷2 kg) viene trasferita nel contenitore tarato e sottoposta a spettrometria gamma. Infine, una terza aliquota (circa 250-500 grammi di peso secco) va sottoposta ad analisi radiochimica per la determinazione dello ^{90}Sr (ad esempio, mediante estrazione con Microtene-HDEHP).

Per la determinazione dello ^{131}I va eseguita una spettrometria gamma diretta sul campione tal quale.

MAR:

$^{137}\text{Cs} = 1 \text{ Bq/kg (peso secco)}$

$^{90}\text{Sr} = 1 \text{ Bq/kg (peso secco)}$

8.4 Tabella riassuntiva

Nella tabella 8.1 sono raggruppate le matrici e le tipologie di misura a cui si è fatto riferimento nei paragrafi precedenti. In questo quadro sinottico si è voluto anche dare, laddove possibile, un'indicazione di massima sulle frequenze di campionamento (e analisi), ben sapendo che, nel caso reale, si potranno determinare situazioni che richiederanno approcci diversi da quello indicato. Anche per questo motivo, nei casi in cui si è ritenuto di non dover dare a priori delle indicazioni precise, si è semplicemente indicato che la frequenza di campionamento verrà stabilita al momento opportuno dal CEVaD. Per quanto riguarda invece la Minima Attività Rivelabile (MAR), i valori indicati sono da ritenersi come i valori più stringenti (cioè più bassi) che dovrebbero essere assicurati in caso di emergenza: è quindi possibile (anzi probabile) che in un caso reale il CEVaD stesso possa derogare da tali valori e ritenere accettabili misure aventi MAR più elevate, privilegiando così, rispetto alla sensibilità, l'esecuzione di un maggior numero di misure.

Tabella 8.1 – Matrici e tipologie di misura nelle prime due fasi di un'emergenza

MATRICE	TIPO MISURA	FASE EMERG.	FREQUENZA CAMPIONAMENTO	MAR
Particolato atmosferico	Spettrometria γ	1 e 2	almeno bigiornaliera (fase 1), poi giornaliera	0,1 Bq/m ³ (Cs-137)
Particolato atmosferico	α e β totale	1 e 2	giornaliera (ritardata)	0,05 Bq/m ³ (α tot) 0,5 Bq/m ³ (β tot)
Deposizione umida e secca (fallout)	Spettrometria γ e Sr-90	1 e 2	Immediatamente dopo la segnalazione dell'emergenza; successivamente, seguire le indicazioni CEVaD	0,5 Bq/m ² (Cs-137) 0,3 Bq/m ² (Sr-90)
Foraggio	Spettrometria γ	1 e 2	Immediatamente dopo la segnalazione dell'emergenza; successivamente, seguire le indicazioni CEVaD	1 Bq/kg (Cs-137)
Latte, vegetali a foglia larga, frutta di stagione	Spettrometria γ	1 e 2	giornaliera (fase 1); indicazioni CEVaD (fase 2)	1 Bq/kg (Cs-137)
Latte e vegetali a foglia larga	Sr-90	1 e 2	seguire indicazioni CEVaD	1 Bq/kg (Sr-90)
Altri alimenti	Spettrometria γ	2	settimanale per tutte le componenti della dieta (rappresentatività regionale) o secondo indicazioni CEVaD	1 Bq/kg (Cs-137)
Acque superficiali interne	Spettrometria γ	2	settimanale	1 mBq/l (Cs-137)
DMOS	Spettrometria γ Sr-90	2	settimanale	1 Bq/kg (Cs-137) 1 Bq/kg (Sr-90)
Sedimenti marini, lacustri, fluviali	Spettrometria γ Sr-90	2	settimanale	1 Bq/kg (Cs-137) 1 Bq/kg (Sr-90)

9. BIBLIOGRAFIA

- Bohicchio, F et al., 1994. *Indagine nazionale sulla radioattività naturale nelle abitazioni*. ISTISAN Congressi 34, ISSN 0393 – 5620.
- CCE, 1987. *Regolamento (EURATOM) n. 3954/87 del Consiglio del 22 dicembre 1987 che fissa i livelli massimi ammissibili di radioattività per i prodotti alimentari e per gli alimenti per animali in caso di livelli anormali di radioattività a seguito di un incidente nucleare o in qualsiasi altro caso di emergenza radioattiva*. Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee L371 pag. 11-13 del 30 dicembre 1987.
- CCE, 1989a. *Regolamento (EURATOM) n. 944/89 della Commissione del 12 aprile 1989 che fissa i livelli massimi ammissibili di contaminazione radioattiva per i prodotti alimentari secondari a seguito di un incidente nucleare o di qualsiasi altro caso di emergenza radioattiva*. Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee L101 pag. 17-18 del 13 aprile 1989.
- CCE, 1989b. *Regolamento (EURATOM) n. 2218/89 del Consiglio del 18 luglio 1989 recante modifica del regolamento (EURATOM) n. 3954/87 che fissa i livelli massimi ammissibili di radioattività per i prodotti alimentari e per gli alimenti per animali in caso di livelli anormali di radioattività a seguito di un incidente nucleare o in qualsiasi altro caso di emergenza radioattiva*. Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee L211 pag. 1-3 del 22 luglio 1989.
- CCE, 1990. *Regolamento (EURATOM) n. 770/90 della Commissione del 29 marzo 1990 che fissa i livelli massimi di radioattività ammessi negli alimenti per animali contaminati a seguito di incidenti nucleari o di altri casi di emergenza da radiazione*. Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee L083 pag. 78-79 del 30 marzo 1990.
- CCE, 1996. *Direttiva 96/29/EURATOM del Consiglio, del 13 maggio 1996, che stabilisce le norme fondamentali di sicurezza relative alla protezione sanitaria della popolazione e dei lavoratori contro i rischi derivanti dalle radiazioni ionizzanti*. Gazzetta Ufficiale L159 del 29 giugno 1996.
- D.Lgs. 230/95. *Attuazione delle direttive Euratom 80/386, 84/467, 84/466, 89/618, 90/641 e 92/3 in materia di radiazioni ionizzanti*. Supplemento Ordinario alla Gazzetta Ufficiale n.136 del 13 giugno 1995.
- E.C., 1997. European Commission. *Radiological Protection Principles for Urgent Countermeasures to Protect the Public in the Event of Accidental Release of Radioactive Material*. Radiation Protection 87.
- E.C., 1998. European Commission. *EU Food Restriction Criteria for Application after an Accident*. Radiation Protection 105
- Eckerman K. F. and Leggett R. W. , 1996. *DCFPK: Dose Coefficient Data File Package for Sandia National Laboratory*, ORNL/TM-13347. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN.
- Health Canada, 2003. *Canadian Guidelines for Intervention During a Nuclear Emergency*. November 2003, Canada
- IAEA, 1986. International Atomic Energy Agency. *Derived Intervention Levels for Application in Controlling Radiation Doses to the Public in the Event of a Nuclear Accident or Radiological Emergency*. Safety Series n.81, Vienna.

-
- IAEA, 1994. International Atomic Energy Agency. *Intervention criteria in a nuclear or radiation emergency*. Safety Series n.109, Vienna.
- IAEA, 1999. International Atomic Energy Agency. *Generic procedure for monitoring in a nuclear or radiological emergency*. IAEA-TECDOC-1092, Vienna.
- IAEA, 2000. International Atomic Energy Agency. *Generic procedure for assessment and response during a radiological emergency*. IAEA-TECDOC-1162, Vienna.
- ICRP, 1993a. International Commission on Radiological Protection. *Age Dependent Doses of the Public from Intake of Radionuclides: Part 2. Ingestion Dose Coefficients*. Publication 67. Annals of ICRP, 23 (3-4). Pergamon Press, Oxford.
- ICRP, 1993b. International Commission on Radiological Protection. *Principles for Intervention for Protection of the Public in a Radiological Emergency*. Publication 63. Annals of ICRP, 22 (4). Pergamon Press, Oxford.
- ICRP, 1994. International Commission on Radiological Protection. *Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection*. Publication 66. Annals of ICRP, 24 (1-3). Pergamon Press, Oxford.
- ICRP, 1995. International Commission on Radiological Protection. *Age Dependent Doses of the Public from Intake of Radionuclides: Part 4. Inhalation Dose Coefficients*. Publication 71. Annals of ICRP, 25 (3-4). Elsevier Science Ltd, Oxford.
- ICRP, 2002. International Commission on Radiological Protection. *Guide for the Practical Application of the ICRP Human Respiratory Tract Model*. ICRP Supporting Guidance 3. Annals of ICRP, 32 (1-2). Elsevier Science Ltd, Oxford.
- Länder Committee for Nuclear Energy, Germany 1999. *Radiological bases for decisions on measures for the protection of the population against accidental releases of radionuclides*. Approved by the Länder Committee for Nuclear Energy – Executive Committee - on 6 April 1999
- NRPB, 2002. National Radiological Protection Board. *Emergency Data Handbook*. N.P.McColl and S.L.Prosser NRPB - W19 (Chilton, Didcot, Oxon OX11 ORQ) July 2002
- Prohl, G., Friedland, W., Paretzke, H.G., 1986. *Intercomparison of the Terrestrial Food Chain Models FOOD-MARC and ECOSYS*. Institute für Strahlenschutz. GFS-Bericht 18/86.
- UNSCEAR, 1982. *Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to General Assembly*.
- UNSCEAR, 2000. *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation*. UNSCEAR 2000 Report to General Assembly.
- USEPA, 1992. U.S. Environmental Protection Agency. *Manual of Protective Action Guide and Protective Actions for Nuclear Incidents*. EPA 400-R-92-001, Washington.
- USEPA, 1993. U.S. Environmental Protection Agency. *External Exposure to Radionuclides in Air, Water and Soil*. Federal Guidance Report n.12, Washington DC.
- USNRC, 1975. U.S. Nuclear Regulatory Commission. *Reactor Safety Study: An Assessment on Accident Risk in US Commercial Nuclear Power Plants*. Report WASH 1400, NUREG 75/014
- WHO, 1999. *Guidelines for Iodine Prophylaxis following Nuclear Accidents: Update 1999*. (WHO/SDE/PHE/99.6).

IODOPROFILASSI

Effetti delle radiazioni sulla tiroide, livelli di intervento e criteri operativi

A cura di Giuseppe De Luca (ISPRA), Marco Leonardi (Presidenza del Consiglio dei Ministri – Dipartimento della Protezione Civile), Antonia Rogani (Istituto Superiore di Sanità)

A1.1 Premessa

Radioisotopi dello iodio e del tellurio in forma gassosa possono essere rilasciati nell'ambiente esterno in conseguenza di un incidente severo che comporti la perdita di integrità delle strutture di contenimento di un reattore nucleare. In occasione dell'incidente alla centrale nucleare di Chernobyl nell'aprile del 1986, la nube radioattiva contenente i prodotti di fissione raggiunse aree geografiche situate anche a grande distanza dalla sede del rilascio, determinando in tal modo l'esposizione a radiazioni ionizzanti di popolazioni residenti a centinaia o addirittura migliaia di chilometri dal luogo dell'incidente.

Le modalità di esposizione possono essere diverse: si può avere una contaminazione radioattiva interna a seguito di:

- inalazione di aria contaminata;
- inalazione da risospensione di materiale radioattivo depositato al suolo;
- ingestione di alimenti e bevande contaminate;
- assorbimento cutaneo (questa ultima via di esposizione anche se teoricamente possibile è trascurabile rispetto alle precedenti).

Contemporaneamente vi può essere irraggiamento esterno da parte della nube radioattiva o dai radioisotopi depositati al suolo.

In generale, le principali vie di esposizione ai radioisotopi dello iodio rilasciati in occasione di un incidente nucleare sono l'inalazione di aria contaminata nella prima fase e - nelle fasi successive - l'ingestione di alimenti o bevande contaminate.

Dopo l'inalazione o l'ingestione lo iodio radioattivo viene rapidamente assorbito attraverso l'albero respiratorio o il tubo digerente ed incorporato nell'organismo.

L'organo di accumulo e di deposito preferenziale è la ghiandola tiroide, in cui lo iodio trasportato nel sangue in forma ionica (ioduro) viene attivamente assorbito e concentrato: il meccanismo attivo di captazione e concentrazione intraghiandolare dello iodio circolante è funzionale alla produzione da parte della ghiandola tiroide dell'ormone tiroideo la cui molecola contiene - a seconda della forma chimica sintetizzata (*triiodotironina T3* o *tetraiodotironina T4*) - rispettivamente tre o quattro atomi di iodio.

Le cellule follicolari tiroidee, ed in particolare il sistema attivo specializzato nel trasporto intracellulare di iodio presente nella membrana delle cellule stesse (*Na - I symporter*), non ope-

rano alcuna distinzione tra gli isotopi stabili e gli isotopi radioattivi dello iodio, i quali - peraltro - possiedono entrambi identiche proprietà chimiche.

A seguito dell'assorbimento e dell'accumulo nella ghiandola di isotopi radioattivi dello iodio, la tiroide può essere esposta ad un'elevata dose di radiazioni ionizzanti, con possibili effetti dannosi sia di natura deterministica (reazioni tessutali) che di natura stocastica.

A1.2 Effetti delle radiazioni ionizzanti sulla tiroide

Gli effetti dannosi di natura deterministica (reazioni tessutali avverse), causati dall'esposizione della tiroide alle radiazioni ionizzanti, conseguono all'assorbimento da parte della ghiandola di elevate dosi di radiazioni (dell'ordine di alcuni Gy).

Dosi di questo ordine di grandezza possono essere assorbite in caso di incidente nucleare soltanto da lavoratori dell'impianto coinvolti nelle prime fasi dell'incidente ovvero da individui della popolazione che risiedono nelle immediate vicinanze dell'impianto, i quali siano esposti al rilascio di radioiodio senza l'adozione di alcuna misura protettiva, neanche la più semplice come il riparo al chiuso.

In questi soggetti è teoricamente possibile lo sviluppo di lesioni gravi a carico del tessuto ghiandolare che possono condurre ad un danno clinico-funzionale manifesto (ipotiroidismo radioindotto).

In zone più distanti dal luogo dell'incidente, le dosi assorbite, presumibilmente di entità inferiore, pur non essendo in grado di indurre effetti deterministici, possono comunque determinare un aumento dell'incidenza di effetti di natura stocastica (carcinomi tiroidei).

Trattandosi di effetti di natura probabilistica non esiste una dose al di sotto della quale sia possibile escludere la loro comparsa; l'incidenza degli effetti è proporzionale alla dose di radiazioni assorbita e, sulla base dei dati epidemiologici ricavati dall'osservazione di popolazioni esposte, è possibile ricavare delle stime del rischio di carcinoma tiroideo indotto dall'esposizione alle radiazioni ionizzanti.

Fino agli anni '90 i dati sulla sensibilità della ghiandola tiroide all'induzione di effetti stocastici conseguenti all'esposizione alle radiazioni ionizzanti derivavano pressoché totalmente da studi su popolazioni esposte ad irradiazione esterna. La maggiore fonte di informazioni era rappresentata dal Life Span Study sui sopravvissuti alle esplosioni atomiche di Hiroshima e Nagasaki; vi erano inoltre una serie di altri studi su esposizioni di carattere sanitario (radiodiagnostica, radioterapia), professionale (radiologi, lavoratori dell'industria nucleare) ed ambientale.

Il rapporto NCRP 80 del 1985 (NCRP, 1985), sulla base dei risultati degli studi fino allora effettuati, in particolare su esposizioni di carattere sanitario, propose una stima del rischio di aumento dell'incidenza di carcinoma tiroideo nei bambini dell'ordine di $2,5 \cdot 10^{-4}$ /Gy per anno, per esposizioni ad alte dosi ed alto rateo di dose: fin dalle prime osservazioni era infatti emersa una radiosensibilità molto maggiore nei bambini rispetto agli adulti e nel sesso femminile rispetto al sesso maschile.

Nel 1991 l'International Commission on Radiological Protection (ICRP, 1991), facendo propri i dati del documento NCRP 80, ripresi da UNSCEAR e da BEIR V (UNSCEAR, 1988; BEIR V, 1990), nelle sue Raccomandazioni generali stimava l'incidenza di carcinomi tiroidei sull'intera vita pari a $7,5 \cdot 10^{-3}$ /Gy e la letalità degli stessi, sempre sull'intera vita, pari a $7,5 \cdot 10^{-4}$ /Gy.

Nella stessa pubblicazione si affermava, sulla base di quanto fino allora noto, che l'irradiazione interna da I-131 è tra un terzo ed un quarto meno efficace dell'irradiazione esterna in termini di radioinducibilità di neoplasie tiroidee.

Nel 1994 fu pubblicato un nuovo studio (Thompson et al., 1994) sui sopravvissuti alle esplosioni atomiche giapponesi, basato su un aggiornamento fino al 1987 dei dati di incidenza di neoplasie conseguenti ad esposizione esterna. Lo studio stimava pari a $4,4 \cdot 10^{-4}/\text{Gy}$ per anno il rischio di aumentata incidenza di carcinoma tiroideo in bambini esposti in età inferiore a 10 anni; il rischio peraltro decresceva con il crescere dell'età all'esposizione, risultando inferiore di un fattore 2 per il gruppo di popolazione con età tra 10 e 19 anni all'esposizione e addirittura di un fattore 20 circa per gli adulti (oltre 20 anni di età all'esposizione). Il rischio stocastico per gli individui con età all'esposizione superiore a 40 anni era poi del tutto trascurabile.

Nel 1995 un'ulteriore analisi (Ron et al., 1995) ha raggruppato un certo numero di studi sul rischio di carcinoma tiroideo da esposizione esterna, compreso lo studio di Thompson prima citato. I risultati di questa analisi combinata sono in sostanziale accordo con quelli di Thompson anche se con alcune differenze circa la dipendenza del rischio dall'età al momento dell'esposizione; veniva comunque confermato che per i soggetti esposti di età superiore a 40 anni il rischio poteva essere considerato trascurabile.

Più di recente si è resa disponibile una grande mole di informazioni sull'aumento di incidenza di carcinomi tiroidei in bambini in conseguenza dell'incidente di Chernobyl: molto precocemente (già a partire da quattro anni dopo l'incidente) fu infatti evidente un marcato eccesso di carcinomi tiroidei in bambini esposti al fall-out radioattivo. Nelle zone più colpite della Bielorussia l'incidenza annua di questo tipo di neoplasie arrivò a circa 100 casi /milione di bambini (oltre 100 volte l'incidenza "naturale" osservata prima dell'incidente).

Vi è assoluta concordanza di opinioni tra gli studiosi circa l'origine di questo eccesso di neoplasie tiroidee: esso è considerato il risultato dell'esposizione della tiroide ai radioisotopi dello iodio presenti nella nube radioattiva originatasi in conseguenza dell'incidente (in gran parte I-131 anche se un contributo significativo può essere attribuito ad altri radioisotopi dello iodio a breve emivita e al Te-132).

Circa la stima delle dosi di radiazioni ricevute alla tiroide a seguito dell'incidente, parecchie migliaia di bambini hanno assorbito dosi di alcuni Gy, tuttavia la maggioranza di coloro che hanno sviluppato carcinomi tiroidei sono stati esposti a dosi stimate ≤ 300 mGy.

Un eccesso di casi di carcinomi tiroidei è stato osservato inoltre anche in aree in cui la dose media assorbita nella tiroide era stata intorno a 50-100 mGy (a distanza anche di oltre 500 km dal luogo dell'incidente).

Le stime di rischio di induzione di carcinomi tiroidei conseguenti a contaminazione interna da iodio radioattivo, secondo un'analisi della curva dose-risposta elaborata a partire da dati combinati tratti da popolazioni infantili esposte in Bielorussia, Ucraina e Russia (Jacob et al., 1998), danno valori pari a $2,3 \cdot 10^{-4}/\text{Gy}$ per anno per individui con età all'esposizione compresa tra 0 e 15 anni; l'intervallo di confidenza al 95% si situa tra $1,4 \cdot 10^{-4}$ e $3,8 \cdot 10^{-4}$, valori questi ultimi praticamente sovrapponibili alle stime ricavate dallo studio di Ron (*pooled analysis*) precedentemente citato.

Più recentemente un'analisi dei trend temporali effettuata nella regione di Gomel in Bielorussia conclude che le stime di rischio per esposizione esterna sono coerenti con le stime ricavate dall'osservazione dei casi di Gomel e che, se tale rischio permane invariato per 40-50 anni, si può stimare un rischio cumulato sull'intera durata della vita dell'ordine di $10^{-2}/\text{Gy}$.

Alla luce di queste acquisizioni ed ai fini della pianificazione della risposta in emergenza, si può pertanto senz'altro assumere un'equivalenza tra gli effetti cancerogeni dell'esposizione esterna e quelli della contaminazione radioattiva della tiroide da parte di radioisotopi dello iodio.

A1.3 Significato della iodoprofilassi

La concentrazione e l'accumulo di radioisotopi dello iodio in tiroide possono essere ridotti o addirittura bloccati se alle persone esposte sono somministrate tempestivamente (prima o appena dopo l'inizio dell'esposizione) dosi farmacologiche di iodio stabile.

Lo iodio stabile agisce rapidamente attraverso un meccanismo di diluizione isotopica (in pratica diluendo i relativamente pochi atomi di iodio radioattivo assorbiti in una ben più grande quantità di atomi di iodio stabile) e riducendo quindi grandemente la quota di radioisotopi dello iodio disponibili per l'assorbimento da parte della tiroide; inoltre il "carico" farmacologico di iodio stabile può provocare una parziale saturazione del meccanismo di trasporto attivo di membrana dello iodio (*Na - I symporter*), con conseguente riduzione della sua efficienza.

Un terzo potenziale meccanismo di azione è rappresentato dal cosiddetto *effetto Wolff-Chaikoff*, costituito da una transitoria inibizione della sintesi ormonale della durata di circa 48 ore che si verifica dopo l'esposizione ad un eccesso di iodio.

La somministrazione di iodio stabile alla popolazione esposta ad un rilascio radioattivo, al fine di bloccare l'assorbimento e la concentrazione in tiroide di iodio radioattivo, è una azione protettiva che viene comunemente indicata come "*iodoprofilassi*", il cui principale obiettivo è la prevenzione della contaminazione interna conseguente all'inalazione di iodio radioattivo dalla nube ed in misura molto minore all'ingestione di alimenti o bevande contaminate.

Per quanto riguarda quest'ultima via di esposizione, le contromisure maggiormente efficaci consistono nella limitazione o nel blocco del consumo di determinate derrate alimentari.

La iodoprofilassi, grazie alla riduzione della dose di radiazioni alla ghiandola tiroide, si propone come risultato la prevenzione degli effetti deterministici e soprattutto la minimizzazione dell'incidenza degli effetti stocastici nella popolazione esposta.

Come tutte le contromisure radioprotezionistiche anche l'adozione della iodoprofilassi su una determinata popolazione deve essere adeguatamente "giustificata", tenendo conto oltre che dei benefici anche dei potenziali rischi legati alla sua applicazione.

Quanto ai benefici, il più importante effetto della somministrazione di iodio stabile consiste, come detto, nel ridurre l'accumulo di iodio radioattivo in tiroide. Affinché ciò si verifichi è di fondamentale importanza che la somministrazione dello iodio stabile sia tempestiva rispetto all'inizio dell'esposizione agli isotopi radioattivi dello iodio presenti nell'atmosfera: l'efficienza massima del blocco (100% in termini di dose equivalente evitata in tiroide) si ottiene somministrando iodio stabile prima dell'esposizione (da alcune ore fino ad 1 giorno prima). Risultati soddisfacenti in termini di blocco si possono ottenere anche con somministrazioni successive all'esposizione, sempre che le stesse siano sufficientemente rapide: in particolare, già dopo 6 ore dall'inizio dell'esposizione l'efficienza della contromisura, come dose equivalente evitata alla tiroide, si riduce al 50%, al 30% dopo 12 ore e a meno del 20% dopo 18 ore (Figura A1.1).

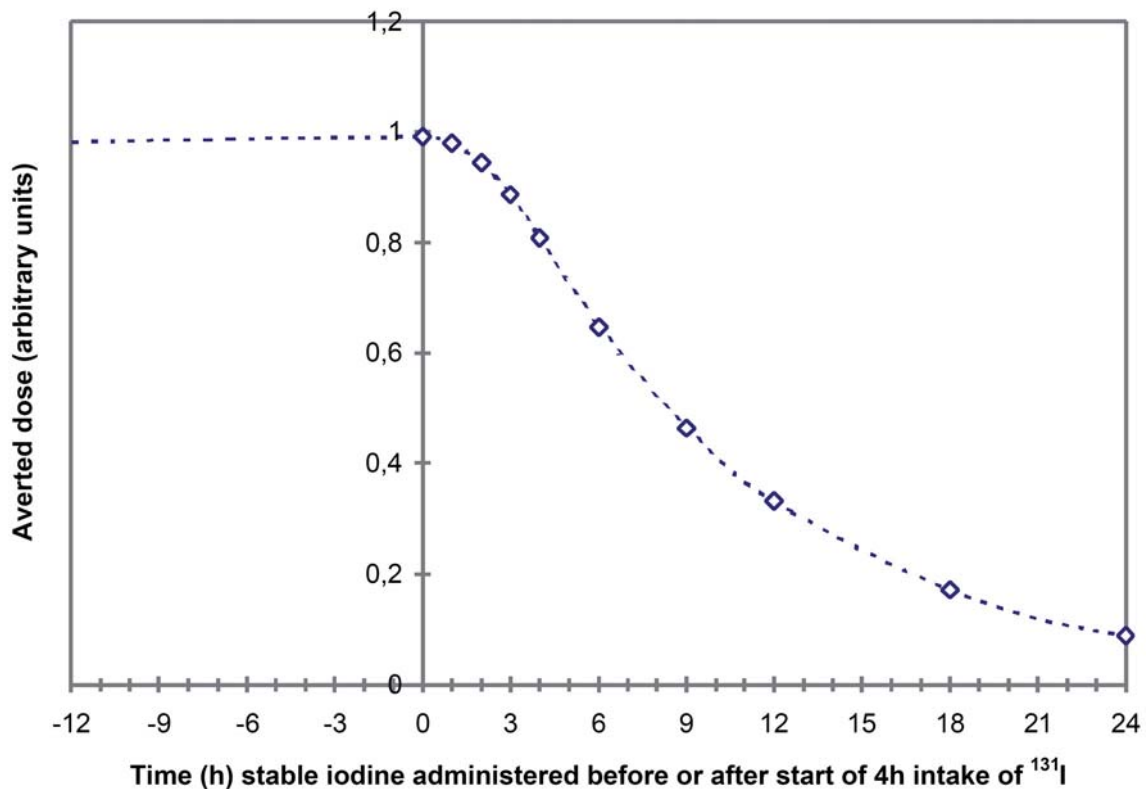


Figura A1.1 - Andamento della dose evitata alla tiroide in funzione del tempo di somministrazione dello iodio stabile (riproduzione tratta da WHO, 1999)

La durata del blocco funzionale tiroideo dopo una singola somministrazione di iodio stabile è di almeno 24 - 48 ore.

Quanto ai rischi legati alla somministrazione di iodio stabile alla popolazione esposta, si possono distinguere i seguenti effetti avversi:

– Effetti avversi **extratiroidei** della somministrazione di iodio stabile

- Effetti gastroenterici: nausea, vomito, diarrea, gastralgie
- Reazioni allergiche: angioedema cutaneo, artralgie, eosinofilia, linfadenopatia, orticaria
- Effetti cutanei: rashes

– Effetti avversi **tiroidei** della somministrazione di iodio stabile

- Gli individui affetti da patologie tiroidee, quali tiroidite autoimmune o gozzo multinodulare, sono a maggior rischio di disfunzione tiroidea iodo-indotta (ipotiroidismo iodo-indotto); tali condizioni patologiche sono più frequenti nell'età matura e nel sesso femminile.
- Possibilità di induzione di ipertiroidismo (o Iodo-Basedow) in conseguenza dell'ingestione di un eccesso di iodio stabile, specialmente in aree geografiche povere di iodio.

– Condizioni patologiche rare che possono essere aggravate dall'ingestione di un eccesso di iodio stabile:

- Dermatite erpetiforme di Duhring
- Ioderma tuberoso
- Vasculite ipocomplementemica
- Miotonia congenita.

Facendo riferimento all'esperienza operativa, l'esempio più recente di applicazione della iodoprofilassi su una vasta popolazione è stata la massiccia campagna di somministrazione di iodio stabile effettuata in Polonia in occasione dell'incidente di Chernobyl (in totale furono somministrate oltre 17 milioni di dosi di KI delle quali 10 milioni circa a bambini).

In quella occasione furono osservati ben pochi effetti avversi: in particolare non sono stati riportati effetti avversi extratiroidici gravi, se si escludono pochi casi di disturbi gastroenterici e lievi rashes cutanei (Nauman J. e Wolff J., 1993).

Tra i neonati che ricevettero una somministrazione di iodio stabile (30 mg) nei primi due giorni di vita, lo 0,37% mostrò un transitorio incremento dell'ormone tireotropo insieme con una riduzione del livello sierico di fT4. Questa transitoria inibizione della funzione tiroidea non ha comunque avuto alcun effetto negativo.

Tra i sette milioni di adulti che assunsero (anche se non era stato raccomandato) iodio stabile furono osservate soltanto due reazioni allergiche di una certa importanza, entrambe peraltro in soggetti con allergia nota allo iodio.

Complessivamente quindi l'incidenza di reazioni avverse gravi conseguenti all'assunzione di una singola dose di iodio stabile è stata inferiore ad $1,0 \cdot 10^{-7}$ nei bambini e ad $1,0 \cdot 10^{-6}$ negli adulti.

A1.4 Livelli di intervento per la iodoprofilassi

Il processo di giustificazione di una contromisura si traduce operativamente nella definizione di *Livelli di intervento* per la sua applicazione.

Da parte di numerose organizzazioni internazionali sono state fornite indicazioni operative che costituiscono autorevoli linee guida per l'adozione della contromisura.

In pratica, se ci si attende che la potenziale esposizione per inalazione o per ingestione possa avvicinarsi ai livelli di intervento e non possa essere prevenuta con altre contromisure, quali il riparo al chiuso o il controllo del consumo di alcune derrate alimentari (es.: latte), può essere presa in considerazione la profilassi con iodio stabile nei confronti di gruppi sensibili della popolazione.

A1.4.1 Unione Europea e legislazione italiana

L'Unione Europea ha definito nel 1997 i *Recommended European Generic Intervention Levels*, in termini di dose evitabile, per il riparo al chiuso, l'evacuazione e la iodoprofilassi (E.C., 1997). Per la iodoprofilassi viene fissato un intervallo di livelli di intervento che va da *alcune decine ad alcune centinaia di mSv* di dose equivalente evitabile alla tiroide. Tali valori sono stati adottati dalla legislazione italiana (D.Lgs 230/95 e successive modifiche).

A1.4.2 International Atomic Energy Agency (IAEA)

Il livello di intervento generico ottimizzato per l'adozione della iodoprofilassi raccomandato dalla IAEA è pari a 100 mGy di dose evitabile alla tiroide (IAEA, 1994). L'IAEA sottolinea inoltre il fatto che il rischio di induzione di carcinoma alla tiroide dipende dall'età e che tale rischio è maggiore nelle fasce di età più giovani; più precisamente, l'“*optimum intervention level*” per i lattanti è dell'ordine di pochi mGy di dose evitabile alla tiroide. Tuttavia per ragioni pratiche viene scelto un unico livello di 100mGy per tutte le fasce di età.

Tale raccomandazione viene confermata nel 1996 negli International Basic Safety Standards (IAEA, 1996). In un documento successivo (IAEA, 2002) vengono presentate in un Addendum le conclusioni di un Technical Committee Meeting (TCM) congiunto IAEA/WHO, tenutosi nel settembre 2001 per la revisione, attualmente in corso, delle linee guida contenute negli International Basic Safety Standard (BSS).

A proposito del livello di intervento per la iodoprofilassi in caso di emergenza nucleare, il TCM raccomanda a IAEA e WHO di considerare la possibilità di emendamenti ai Basic Safety Standards che riflettano il seguente consenso raggiunto all'interno del Comitato:

- la somministrazione di iodio stabile alla popolazione è un'efficace misura di intervento precoce per la protezione della tiroide al fine di prevenire gli effetti deterministici e per minimizzare l'insorgenza di effetti stocastici in ogni fascia di età. La contromisura è tuttavia principalmente indirizzata alla protezione dei bambini nonché dell'embrione e del feto.
- Il livello di intervento generico ottimizzato di 100 mGy attualmente proposto garantisce una base operativa per assumere decisioni rapide e per un'efficace applicazione in caso di emergenza nucleare o radiologica. Tuttavia, dato che vi sono fondate indicazioni di una stretta dipendenza dall'età del rischio di induzione di carcinoma tiroideo da iodio radioattivo, la somministrazione di iodio stabile dovrebbe essere raccomandata per livelli di dose alla tiroide significativamente inferiori, al fine di tenere conto della sensibilità nettamente superiore al radioiodio dei bambini nonché dell'embrione e del feto.
- Questa raccomandazione viene formulata affinché essa possa rappresentare una base per la pianificazione delle contromisure, fase operativa in cui vi è bisogno di una procedura di ottimizzazione che tenga conto di considerazioni di ordine pratico, operativo, sociale ed economico; altre azioni protettive per ridurre l'incorporazione di iodio radioattivo devono essere anch'esse considerate.

A1.4.3 World Health Organization (WHO)

Nel 1989, poco dopo l'incidente di Chernobyl, il Regional Office for Europe del WHO, elaborò delle Linee guida riguardanti la iodoprofilassi (WHO, 1989). Ai tempi del rapporto, tuttavia, non erano stati ancora osservati significativi incrementi nell'incidenza di neoplasie tiroidee soprattutto in età infantile (primi riscontri in Bielorussia nel 1991) e quindi - proprio per tenere conto del significativo eccesso di casi osservati rispetto a quelli attesi nella popolazione infantile, oltre che dei risultati dell'esperienza di iodoprofilassi su larga scala in Polonia (17 milioni

di dosi distribuite di cui 10 milioni a bambini) - fu ritenuta necessaria una revisione delle linee guida, che fu pubblicata nel 1999 (WHO, 1999).

Tra le conclusioni più importanti contenute nel documento, in relazione all'accertato aumento di incidenza di neoplasie tiroidee nella popolazione infantile, si afferma che a seguito dell'incidente alla centrale di Chernobyl vi furono parecchie migliaia di bambini che assorbirono dosi alla tiroide superiori a parecchi Gy. La gran parte dei bambini che hanno sviluppato neoplasie tiroidee sono stati tuttavia esposti a dosi alla tiroide stimate inferiori a 300 mGy e, inoltre, sono stati registrati eccessi di incidenza neoplastica anche in zone in cui la dose media alla tiroide dei bambini era tra 50 e 100 mGy.

Assumendo l'ipotesi di un incidente severo ed applicando le stime di rischio per i gruppi di età più giovani (da 2,3 a 4,4 10^{-4} /Gray per anno) ed il livello di intervento generico ottimizzato IAEA per la iodoprofilassi di 100 mGy, l'incidenza residua di carcinomi tiroidei tra i più esposti potrebbe essere dell'ordine di 20-50 casi/milione di bambini per anno.

Questa stima va confrontata con un background di casi spontanei di neoplasie tiroidee infantili stimato in circa 1 caso/milione di bambini per anno.

D'altra parte, applicando un livello di intervento specifico per età (0-18 anni) pari a 10 mGy di dose alla tiroide, l'incidenza residua di carcinomi tiroidei tra i più esposti dovrebbe ridursi a 2 - 5 casi per milione di bambini per anno.

Sulla base di queste considerazioni il documento WHO propone, ai fini della pianificazione della iodoprofilassi, i livelli di riferimento per vari gruppi di popolazione indicati nella Tabella A1.1.

Tabella A1.1 – Livelli di riferimento di dose per l'introduzione della iodoprofilassi proposti dal WHO

Gruppo di popolazione	Vie di introduzione da tenere in considerazione	Livelli di riferimento
Neonati, infanti, bambini, adolescenti fino a 18 anni. Donne in gravidanza ed in allattamento	Inalazione (ed ingestione*)	10 mGy di dose evitabile alla tiroide
Adulti < 40 anni	Inalazione	100 mGy di dose evitabile alla tiroide
Adulti > 40 anni	Inalazione	5 Gy dose proiettata alla tiroide

(*) Ingestione di latte da parte dei lattanti quando non sono disponibili prodotti alternativi.

Nel documento WHO sono contenute alcune interessanti osservazioni fisiopatologiche circa la particolare suscettibilità della tiroide in alcune particolari condizioni fisiologiche (gravidanza, allattamento) ed in alcune fasce di età:

Donne gravide

Durante la gestazione la tiroide materna è sottoposta ad intensa stimolazione funzionale specialmente nel primo trimestre: la frazione di iodio radioattivo assorbito dalla tiroide in queste condizioni è pertanto aumentata rispetto alla restante popolazione adulta e vi è quindi una maggiore necessità di proteggere la tiroide delle donne gravide.

Durante il secondo e terzo trimestre la tiroide del feto assorbe e accumula iodio radioattivo in quantità via via maggiori. Lo iodio attraversa facilmente la placenta e così dopo il primo trimestre la ghiandola tiroide fetale può essere esposta attraverso la placenta allo iodio radioattivo, ma può anche essere protetta grazie allo iodio stabile assunto dalla madre.

Deve comunque essere tenuto in conto il rischio di blocco della funzione tiroidea a causa di un prolungato sovraccarico di iodio stabile specialmente in aree geografiche povere di iodio. Durante la gravidanza, quindi, il numero di dosi di iodio stabile somministrate dovrebbe essere tenuto al livello minimo possibile, tale comunque da garantire un'adeguata protezione contro l'inalazione di iodio radioattivo.

Donne in allattamento

Lo iodio viene attivamente trasportato nel latte materno: almeno $\frac{1}{4}$ dello iodio radioattivo assorbito dalla madre può essere secreto nel latte entro le 24 ore. Un eccesso di iodio stabile può bloccare in una certa misura il trasporto; comunque, se al neonato viene somministrato iodio stabile, sarà protetto dallo iodio radioattivo secreto nel latte materno durante il giorno successivo.

La profilassi con iodio stabile delle donne in allattamento deve essere garantita seguendo gli stessi criteri utilizzati per il gruppo dei giovani adulti al fine di proteggere la donna stessa.

Va evitata la ripetizione della somministrazione.

Neonati

Rappresentano il gruppo critico di riferimento nella decisione sull'adozione della iodoprofilassi con iodio stabile: in particolare nei primi giorni di vita essi corrono il rischio sia di potenziali danni da esposizione a iodio radioattivo sia di blocco della funzione tiroidea da sovraccarico di iodio stabile.

Non si dovrebbe quindi andare oltre una singola somministrazione di iodio stabile a dosaggio ridotto (12,5 mg di I pari a $\frac{1}{8}$ del dosaggio standard degli adulti – cfr. Tabella A1.6).

Infanti, bambini, adolescenti e giovani adulti

Questo gruppo di individui, di età compresa tra un mese e 18 anni, è quello a maggior rischio di effetti dannosi in conseguenza dell'esposizione a iodio radioattivo, ma quello a minor rischio da iodio stabile. La dose alla tiroide da iodio radioattivo è maggiore in questo gruppo di età, rispetto agli adulti, a causa delle minori dimensioni della ghiandola che soltanto in parte sono compensate dal minore volume di aria respirata.

A1.4.4 International Commission on Radiological Protection (ICRP)

I principi per l'intervento in caso di emergenze radiologiche sono stati stabiliti nel 1993 (ICRP, 1993). In tale pubblicazione si afferma che in generale la iodoprofilassi deve essere considerata sempre giustificata nel caso in cui possa essere evitata una dose equivalente di 500 mSv

alla tiroide, tuttavia - in considerazione di specifiche condizioni - il livello di intervento generico ottimizzato si può ridurre di non oltre un fattore 10 ovvero fino a 50 mSv di dose equivalente evitabile alla tiroide.

Recentemente l'ICRP (ICRP, 2005) ha riconfermato tali indicazioni; inoltre, in tale pubblicazione viene preso in considerazione anche il livello di riferimento generico ottimizzato per la iodoprofilassi di 100 mSv di dose equivalente impegnata evitabile alla tiroide proposto da IAEA e si concorda con il fatto che esso rappresenti una buona base operativa per l'adozione tempestiva di decisioni riguardanti l'introduzione di tale contromisura in caso di emergenze nucleari o radiologiche.

Tuttavia, dato che vi sono solide indicazioni circa la dipendenza dall'età del rischio di induzione di carcinomi tiroidei in seguito ad esposizione a iodio radioattivo, la Commissione ritiene che nel caso dei bambini e del prodotto del concepimento la somministrazione di iodio stabile debba essere raccomandata a livelli significativamente inferiori di dose alla tiroide, proprio per tenere conto di questa maggiore suscettibilità.

A1.4.5 Food and Drug Administration (FDA – USA) National Research Council's Board on Radiation Effects Research (BRER – USA)

Nel 2001 l'FDA (FDA, 2001) ha pubblicato una guida riguardante la iodoprofilassi nella quale, partendo dall'analisi dei dati relativi all'aumento di incidenza di neoplasie tiroidee in conseguenza dell'incidente di Chernobyl, si conclude che le informazioni più attendibili sulla relazione dose-risposta confermano un notevole incremento di neoplasie tiroidee in bambini con esposizioni pari o superiori a 50 mGy.

Vengono quindi proposti differenti livelli di intervento per la somministrazione di iodio stabile in forma di KI, a seconda dell'appartenenza a differenti gruppi di età, secondo quanto descritto in tabella A1.2.

Tabella A1.2 – *Livelli di intervento per la iodoprofilassi proposti da FDA*

Gruppi di età	Dose equivalente alla tiroide
Adulti > 40 anni	≥ 5 Gy
Adulti 18-40 anni	≥ 100 mGy
Donne in gravidanza e allattamento Neonati, bambini e adolescenti (0 - 18 anni)	≥ 50 mGy

Un successivo documento tecnico, redatto nel 2004 dal National Research Council's Board on Radiation Effects Research (BRER, 2004), raccomanda, sulla base delle linee guida WHO 1999 e FDA 2001, l'adozione di un singolo livello di intervento di 50 mGy di dose alla tiroide per tutte le persone esposte al di sotto dell'età di 40 anni.

A1.4.6 National Radiological Protection Board (NRPB –UK)

Nel 2001 sono state pubblicate le conclusioni di un gruppo di lavoro NRPB (NRPB, 2001), istituito allo scopo di considerare - alla luce delle linee guida WHO e dell'esperienza acquisita con l'incidente di Chernobyl - l'eventuale necessità di apportare modifiche ai livelli di riferimento in emergenza per la iodoprofilassi stabiliti nel Regno Unito nel 1990 (NRPB, 1990).

Viene confermato l'intervallo 30 - 300 mGy di dose evitabile alla tiroide per l'introduzione della iodoprofilassi: in particolare, per la pianificazione "generale" di emergenza viene raccomandata l'adozione del livello inferiore (30 mGy), mentre in circostanze in cui l'attuazione della contromisura potrebbe risultare particolarmente difficile o potenzialmente dannosa, potrebbe essere preso in considerazione il valore superiore del livello di riferimento in emergenza pari a 300mGy.

Il gruppo ritiene che obiettivo primario della iodoprofilassi debba essere la protezione dei neonati, dei bambini sotto i 10 anni e delle donne in gravidanza e in allattamento e che il livello inferiore di riferimento (30 mGy) sia appropriato per la protezione di questi gruppi di individui.

Il gruppo di lavoro mette in evidenza le difficoltà insite nell'applicazione pratica di un sistema che preveda l'adozione di livelli di intervento diversi per differenti gruppi di età (come raccomandato nel documento WHO) e quindi non giudica opportuno modificare il sistema in vigore nel Regno Unito; viene peraltro raccomandato di ridurre il livello superiore di riferimento da 300 a 100 mGy. Quanto al livello inferiore (30 mGy), una sua riduzione al valore raccomandato da WHO di 10 mGy determinerebbe indubbiamente un'ulteriore protezione per il gruppo critico dei bambini; tuttavia questo beneficio dovrebbe essere "pesato" a fronte di problematiche operative quali, ad esempio, la necessità di maggiori scorte per garantire la somministrazione di iodio stabile ad una popolazione più vasta.

A1.5 Criteri operativi a livello internazionale

A1.5.1 criteri dosimetrici

Nella Tabella A1.3 sono elencati i livelli di intervento di dose per l'attuazione della iodoprofilassi adottati in alcuni paesi comunitari e non.

Tabella A1.3 – Livelli di intervento per la somministrazione di iodio stabile (+)

Paesi Unione Europea	Livelli di intervento per la iodoprofilassi	
Austria (*) (dose evitata alla tiroide)	10 mGy 100 mGy 5 Gy	bambini < 18 anni, donne in gravidanza ed in allattamento adulti 18 - 40 anni adulti > 40 anni
Belgio (dose proiettata alla tiroide per l'intera durata del rilascio)	10-50 mSv 50-100 mSv	bambini < 18 anni, donne in gravidanza ed in allattamento adulti >18 anni
Finlandia (dose evitata alla tiroide)	10 mGy 100 mGy	bambini <18 anni adulti
Francia (dose proiettata tiroide in 7 gg)	100 mSv	
Germania (dose proiettata tiroide in 7gg)	50 mSv 250 mSv	bambini fino a 12 anni e donne in gravidanza adulti < 45 anni
Irlanda (dose evitata alla tiroide)	100 mSv	
Lussemburgo (dose proiettata alla tiroide)	30-250 mSv	bambini
Olanda (dose proiettata alla tiroide)	250 mSv 1000 mSv	bambini <17 anni adulti
Regno Unito (dose evitata alla tiroide)	30-300 mSv	
Repubblica Ceca (dose evitata alla tiroide)	50-500 mSv	
Slovenia (**) (dose evitata alla tiroide)	100 mGy	
Svezia (dose evitata alla tiroide)	10-100 mGy	bambini
Ungheria (dose evitata alla tiroide)	100 mGy	
Paesi Europei extracomunitari		
Norvegia (dose evitata alla tiroide)	100 mGy	
Svizzera (dose proiettata alla tiroide per l'intera durata del rilascio)	30 mSv	
Paesi extraeuropei		
Australia (dose evitata alla tiroide)	100 mGy	
Canada (dose evitata alla tiroide)	100 mGy	
USA (dose impegnata alla tiroide)	50 mGy 100 mGy 5 Gy	neonati, bambini, adolescenti e ragazzi fino a 18 anni, donne in gravidanza e donne che allattano adulti 18-40 anni adulti > 40 anni

(+) NEA, 2003

(*) Comunicazione Ministero dell'Ambiente austriaco – General Environmental Policy – Department V del 29 giugno 2006

(**) Comunicazione Slovenian Nuclear Safety Administration – 25 febbraio 2008

A1.5.2 Forma chimica e posologia

Lo iodio stabile va preferenzialmente somministrato in forma di ioduro di potassio (KI); in alternativa può essere somministrato lo iodato di potassio (KIO₃), che può però determinare maggiore irritazione gastrointestinale. La presentazione farmaceutica preferibile dello ioduro di potassio è in compresse piuttosto che in soluzione liquida, sia per il più facile immagazzinamento e la più comoda distribuzione sia perché le compresse provocano minori disturbi gastroenterici.

Per garantire una razionale somministrazione dello ioduro di potassio nelle varie fasce di età è opportuno predisporre compresse da 65 mg di KI (corrispondenti a 50 mg di iodio stabile). Le compresse devono essere realizzate in modo da poter essere facilmente divise a metà ed in frazioni di un quarto. In Tabella A1.4 è indicata la posologia consigliata secondo le linee guida dell'Organizzazione Mondiale della Sanità, peraltro fatte proprie nelle pianificazioni di emergenza dalla quasi totalità dei Paesi Europei.

Tabella A1.4 – Posologia consigliata per la somministrazione di ioduro di potassio

Fasce di età	Dose di KI (o iodio stabile) in mg	Frazione o numero di compresse da 65 mg KI
0-1 mese (neonati)	16 (12,5)	¼
1 mese – 3 anni (infanti)	32 (25)	½
3-12 anni (bambini)	65 (50)	1
> 12 anni (Adolescenti, adulti, donne in gravidanza ed in allattamento)	130 (100)	2

In caso di un rilascio di breve durata può essere sufficiente un'unica somministrazione di iodio stabile alle dosi consigliate, dato che la durata del blocco funzionale tiroideo dopo una singola somministrazione è di circa 24-48 ore. Soltanto nell'eventualità di un rilascio prolungato nel tempo potrebbe essere presa in considerazione l'ipotesi di somministrazioni ripetute. In quest'ultimo caso vanno prese ulteriori precauzioni per particolari categorie: nelle donne in gravidanza ed in allattamento la somministrazione va prolungata al massimo per due giorni, mentre per i neonati fino ad 1 mese non è consigliabile la ripetizione della somministrazione.

A1.6 Osservazioni conclusive

Sulla base di quanto fin qui esposto, i principali aspetti su cui si ritiene utile richiamare l'attenzione sono i seguenti:

- La iodoprofilassi è una efficace misura di intervento per la protezione della tiroide al fine di prevenire gli effetti deterministici (reazioni tessutali avverse) e di minimizzare gli effetti stocastici nella popolazione esposta, purché venga attuata tempestivamente (da alcune ore fino ad un giorno prima dell'esposizione o al massimo entro le prime 6-8 ore dall'inizio dell'esposizione).
- La durata del blocco funzionale tiroideo dopo una singola somministrazione di iodio stabile è di circa 24-48 ore.
- Il rischio di effetti avversi alla somministrazione di una dose singola di iodio stabile è molto piccolo per tutte le classi di età.
- Il rischio di induzione di carcinoma tiroideo da iodio radioattivo è fortemente dipendente dall'età al momento dell'esposizione; più precisamente la classe di età 0-18 anni risulta quella a maggior rischio di effetti dannosi. Il rischio si riduce sensibilmente negli adulti e tende ad annullarsi oltre i 40 anni di età.
- Esiste una maggiore radiosensibilità della tiroide in alcune condizioni fisiologiche (allattamento e gravidanza).
- La dose consigliata per singola somministrazione in un individuo adulto è di 100 mg di iodio stabile (equivalente a 130 mg di KI). A neonati, bambini e adolescenti vanno somministrate dosi opportunamente ridotte (vedi par.A1.5.2).

A1.7 Bibliografia

- BEIR, 1990. *Health Effects of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation*. Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation. BEIR V. National Academy Press, Washington D.C.
- BRER, 2004. "Distribution and administration of potassium iodide in the event of a nuclear incident". National Research Council's Board on Radiation Effects Research <http://www.nap.edu/openbook/0309090989/html>
- D. Lgs. 230/95. Attuazione delle Direttive EURATOM 80/386, 84/467, 84/466, 89/618, 90/641 e 92/3 in materia di radiazioni ionizzanti. Supplemento Ordinario alla Gazzetta Ufficiale n. 136 del 13 giugno 1995.
- E.C., 1997. European Commission. *Radiological protection principles for urgent countermeasures to protect the public in the event of accidental release of radioactive material*. Radiation Protection 87
- FDA, 2001. *Guidance. Potassium Iodide as a Thyroid Blocking Agent in Radiation Emergencies*. Food and Drug Administration, Center for Drug Evaluation Research; Rockville, MD.
- IAEA, 1994. *Intervention Criteria in a Nuclear or Radiation Emergency*. International Atomic Energy Agency, Safety Series No. 109, Vienna
- IAEA, 1996. *International Basic Safety Standards for protection against ionizing radiation sources*. International Atomic Energy Agency, Safety Series No. 115, Vienna
- IAEA, 2002. *Preparedness and response for a nuclear or radiological emergency. Safety Requirements*. International Atomic Energy Agency, Safety Standard Series No. GS-R-2, Vienna
- ICRP, 1991. *1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*

-
- tion. International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60, Pergamon Press, Oxford.
- ICRP, 1993. *Principles for Intervention for Protection of the Public in a Radiological Emergency* International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 63. Pergamon Press, Oxford.
- ICRP, 2005. *Protecting people against radiation exposure in the event of a radiological attack*. International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 96. Pergamon Press, Oxford.
- Jacob E. *et al.* (1998). *Thyroid cancer risk to children calculated*. *Nature*, 392, 31-32
- Nauman J., Wolff J. (1993) *Iodine prophylaxis in Poland after the Chernobyl reactor accident; benefits and risks*. *American Journal of Medicine* 94: 524-532
- NCRP, 1985. *Induction of thyroid cancer by ionizing radiation*. National Council on Radiation Protection and Measurements. NCRP Report No 80, Bethesda.
- NEA, 2003. *Short term countermeasures in case of a nuclear or radiological emergency*. Nuclear Energy Agency. OECD, Paris
- NRPB, 1990. *Emergency reference levels of dose for early countermeasures to protect the public*. National Radiological Protection Board, Documents of the NRPB, Volume 1, No 4. Chilton, Didcot, Oxon OX11 0RQ
- NRPB, 2001. "Stable iodine prophylaxis". *Recommendations of the 2nd UK working group on stable iodine prophylaxis*. National Radiological Protection Board. Documents of the NRPB, Volume 12, No 3. Chilton, Didcot, Oxon OX11 0RQ
- Ron E. *et al.* (1995). *Thyroid cancer after exposure to external radiation: a pooled analysis of seven studies*. *Radiat. Res.* 141, 259-277
- Thompson D.E. *et al.* (1994). *Cancer incidence in atomic bomb survivors. Part II: solid tumors. 1958-87*. *Radiat. Res.* 137, S17-S67.
- UNSCEAR, 1988. *Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation*. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 1988 Report to General Assembly. New York
- WHO, 1989. *Guidelines for Iodine Prophylaxis following Nuclear Accidents*. World Health Organization, Environmental Health Series No 35, Copenhagen.
- WHO, 1999. *Guidelines for Iodine Prophylaxis following Nuclear Accidents: Update 1999*. (WHO/SDE/PHE/99.6).

**APPENDICI TECNICHE SUI
METODI DI CAMPIONAMENTO E MISURA**

*A cura di Mauro Magnoni, ARPA Piemonte**

A2.1 Introduzione

In questo allegato sono approfonditi in maggior dettaglio alcuni aspetti tecnici relativi ai metodi di campionamento e misura necessari in caso di emergenza e di cui sono già date alcune sommarie indicazioni nel capitolo 8.

Si è tuttavia ritenuto opportuno fornire qualche indicazione aggiuntiva, soprattutto su tabelle matrici e tecniche particolarmente importanti o di maggiore complessità, che crediamo possano essere utili ai laboratori per sfruttare al meglio le potenzialità degli strumenti a disposizione.

Molte delle indicazioni qui contenute non dovranno dunque essere interpretate come delle istruzioni operative precise, bensì come delle linee guida che possono aiutare a scegliere quelle che sono le modalità operative ottimali per ciascun laboratorio. Non va infatti dimenticato che, nonostante gli sforzi di standardizzazione, nei casi concreti di emergenza c'è da attendersi una marcata eterogeneità tra i vari laboratori nella disponibilità e nella qualità della strumentazione. Per questo motivo, diventa molto importante cercare di armonizzare almeno l'approccio ai problemi.

In particolare si è dedicato un certo spazio alla discussione delle modalità di misura del particolato atmosferico che, come è noto, riveste un'importanza centrale nelle situazioni di emergenza. Per lo stesso motivo si è trattato in un certo dettaglio anche la spettrometria gamma in campo; questa tecnica di misura infatti, nonostante le sue grandi potenzialità, stenta ancora a trovare applicazioni sistematiche nelle normali attività di monitoraggio e controllo svolte dai laboratori radiometrici.

Le indicazioni riportate sono il risultato di numerosi studi, alcuni dei quali sono riportati in Bibliografia.

*** Ringraziamenti**

Parte di questo allegato è stato elaborato a partire dalla pubblicazione AGF-T-GTE-00-02, elaborata nell'ambito del progetto CTN-AGF, a cui hanno collaborato in particolare, per le parti qui citate, i seguenti colleghi che si ringraziano:

C.Nuccetelli (ISS, Roma), C.Giovani (ARPA Friuli Venezia Giulia), G.Agnosod (ARPA Valle d'Aosta), R.Sogni (ARPA Emilia Romagna)

A2.2 Concentrazione in aria particolato atmosferico (spettrometria gamma e misura alfa e beta totale)

A2.2.1 campionamento

Per quanto riguarda le modalità di campionamento, vengono qui considerate due distinte tipologie, caratterizzate da differenti capacità di campionamento.

Sistemi di aspirazione a medio-basso volume: prelievo e pretrattamento

Si intendono qui per sistemi di aspirazione a medio-basso volume quei sistemi in grado di operare nell'intervallo compreso tra 30-140 litri di aria al minuto.

La linea di campionamento è composta in genere da:

- un porta filtro (meglio se termostato, utile per la misura dello Iodio)
- un filtro
- una pompa aspirante con regolatore costante di portata
- un contatore volumetrico.

La termostatazione è di particolare importanza per la misura dello Iodio.

Il filtro può essere in fibra di vetro, carta, acetato o nitrato di cellulosa, con un diametro di circa di 50 mm (il diametro effettivo di aspirazione, quando il filtro è montato sul portafiltro risulta inferiore, circa 45-47 mm). I filtri devono essere sostenuti durante l'aspirazione dell'aria da un supporto che impedisca ogni loro possibile deformazione e danneggiamento. A questo proposito è utile aggiungere che i filtri in fibra di vetro sono più resistenti ed evitano di rompersi o bucarsi, ma in genere i pori si saturano più in fretta di quelli dei filtri di carta, impedendo il proseguimento di un'aspirazione a flusso costante. Ogni laboratorio può scegliere il tipo di materiale che risponde meglio alle proprie esigenze di campionamento. I filtri impiegati devono essere tali da trattenere con efficienza prossima al 100 % (tipicamente 99,9 %) le particelle in sospensione nell'aria con diametro dell'ordine di 0,5-0,8 mm.

Per misurare gli isotopi radioattivi dello Iodio (I-131, I-132, I-125, I-123) è necessario utilizzare filtri a carbone attivo o zeolite/argento, in grado di trattenere anche lo Iodio gassoso. L'impiego di filtri tradizionali comporta invece la perdita di buona parte dello Iodio, spesso presente allo stato gassoso e consente solo la determinazione dello Iodio sotto forma di particolato. Va detto tuttavia che, per una corretta determinazione dello Iodio radioattivo presente allo stato gassoso, conviene prevedere un'unità di campionamento *ad hoc* costituita da una cartuccia a carboni attivi o da equivalente materiale adsorbente in grado di trattenere la fase gassosa.

Le pompe devono essere meccaniche, azionate da motori elettrici, in grado di funzionare in modo continuo senza interventi di manutenzione per un tempo ragionevolmente lungo. Devono essere anche munite di un dispositivo che consenta di effettuare variazioni o regolazioni di portata.

È importante che il volume di aria raccolto sia normalizzato, riportato cioè a 25 °C e 1013 millibar. È importante tenere presente che tale correzione alle condizioni standard qui menzionate deve essere fatto considerando la temperatura dell'aria al flussimetro di regolazione dello strumento, temperatura che può essere anche molto differente da quella esterna.

Si raccomanda inoltre di contrassegnare ciascun filtro. Il trattamento del filtro con un fissativo o spray per disegnatori per garantire una buona conservazione (il fissatore per carboncini

sembra essere il più adatto per stabilizzare il particolato sul filtro in fibra di vetro) può essere utile, ma deve essere tassativamente eseguito solo dopo aver eseguito le misure beta e alfa.

Sistemi di aspirazione ad altissimo volume: prelievo e pretrattamento

Si intendono per sistemi di aspirazione ad altissimo volume quei sistemi in grado di aspirare 1000-2000 m³ / giorno di aria. L'impiego di questi sistemi di prelievo è giustificato dalla necessità di ottenere elevatissime sensibilità (dell'ordine del mBq/m³ per il Cs-137) per scopi di monitoraggio giornaliero (ad esempio punti della rete diradata, prevista dalla Raccomandazione Europea n° 473 dell' 08-06-2000) o dalla necessità di disporre di un sistema in grado di campionare grossi volumi in breve tempo in caso di emergenze, caratteristica questa assai utile, soprattutto se si ha la possibilità di dislocare il sistema di prelievo sul territorio, laddove si sta sviluppando l'emergenza.

La linea di campionamento è composta in genere da:

- filtro rettangolare in fibra di vetro di dimensioni 203 x 254 mm o circolare con \varnothing 90-100 mm;
- pompa di aspirazione;
- contatore volumetrico.

Questi sistemi non consentono in genere alcuna variazione o regolazione di portata e di solito riportano graficamente la variazione della portata durante l'aspirazione. Di conseguenza il volume aspirato non è conosciuto con molta precisione. Allo stato attuale, inoltre, questi tipi di sistemi hanno dei limiti di affidabilità. Infatti, se impiegati routinariamente per misure sulle 24 ore e 365 giorni all'anno, i motori o vari componenti delle pompe sono facilmente soggetti ad avarie che rendono necessaria una loro frequente sostituzione. Tuttavia i vantaggi che derivano dall'ingente volume di aria campionato sopperiscono a questi inconvenienti.

Un piccolo svantaggio di questo sistema consiste nel fatto che il filtro non può in genere essere analizzato tal quale ma deve essere adattato al contenitore prescelto per la misura (in genere ritagliando opportunamente il filtro stesso). Per lo stesso motivo il filtro non è idoneo ad essere immediatamente sottoposto a misure alfa e beta totale, dal momento che i rivelatori commercialmente disponibili prevedono di solito come campione dei filtri circolari con diametro massimo pari a 50 mm. I filtri impiegati in questi sistemi sono quindi di solito sottoposti alla sola spettrometria gamma, anche se è sempre possibile ritagliare opportunamente poi una parte del filtro per ulteriori misure (analisi radiochimiche per la ricerca Sr-90 e Plutonio o anche semplici analisi alfa beta totale). Il principale vantaggio di questo sistema è quello di raggiungere sensibilità superiori rispetto al sistema che utilizza portate inferiori (e filtri di raccolta più piccoli), dato l'elevato volume di aria aspirato: per raggiungere quindi sensibilità dello stesso ordine di grandezza (ad esempio il mBq/m³) sono quindi sufficienti tempi di campionamento e di misura più brevi, un aspetto che può essere molto importante in una situazione di emergenza. Pertanto, anche se questo tipo di sistemi di aspirazione ad altissimo volume non venissero utilizzati per misure di routine, sarebbe comunque utile averli a disposizione in caso di necessità.

A2.2.2 Analisi di spettrometria gamma

L'utilizzo di un rivelatore ad alta risoluzione (germanio iperpuro di tipo p o n con efficienza relativa del 30 % o superiore) è fondamentale per identificare i diversi radionuclidi. La libreria da considerare comprende tutti i principali radionuclidi emettitori gamma.

Una possibile scelta dei radionuclidi da inserire nella libreria di analisi deve fare riferimento alle tabelle 5.1 e 6.1 del presente Manuale, tenendo però presente anche i principali radionuclidi naturali (Pb-214, Bi-214, Pb-212, Tl-208, Be-7, ecc.).

Per evitare problemi di identificazione non corretta in fase di analisi, è bene però limitare a un numero ragionevole (non più di 30) i radionuclidi da inserire nella libreria. In caso di emergenza radiologica da incidente nucleare di un reattore di potenza risultano di particolare importanza i principali prodotti di fissione: Cs-137, Cs-134, I-131, I-132, Te-132, Ba-140, La-140, Ce-144, Nb-95, Zr-95, Ru-103, Ru-106, etc.. Tra i transuranici, l'unico elemento visibile tramite spettrometria gamma è l'Am-241.

La spettrometria gamma giornaliera va eseguita sul filtro tal quale, dopo aver atteso un'ora dal prelievo. Un'attesa più lunga (fino a un massimo di 3,5 ore dal prelievo) può consentire un ulteriore miglioramento della sensibilità, poiché in tal caso si azzerano i contributi dei figli a vita breve del Rn-222 (Pb-214 e Bi-214). Tale scelta non è però consigliabile, in quanto il guadagno in sensibilità, in condizioni normali, non è consistente. I tempi di misura vanno scelti in modo da ottenere una sensibilità adeguata, cioè compresa tra 1-100 mBq/m³ per il Cs-137 e per lo I-131, tenendo presente il volume di aria aspirato e la necessità di ottenere un risultato in tempi brevi. Disponendo di un rivelatore al Germanio con efficienza relativa del 30%, i tempi di conteggio che garantiscono il raggiungimento di una sensibilità dell'ordine del mBq/m³ sono attorno alle 1,5 – 2 ore.

I valori di MAR raggiungibili (con tempi di conteggio di poche ore) per tutti radionuclidi gamma emettitori sono dell'ordine di 10⁻³ Bq/m³. Con sistemi di aspirazione ad altissimo volume si raggiungono invece agevolmente valori dell'ordine di 10⁻⁵-10⁻⁶ Bq/m³.

Modalità di esecuzione delle misure

La particolare importanza della spettrometria gamma sul particolato atmosferico in caso di incidente nucleare, o più semplicemente in situazioni di emergenza o di pre-emergenza radiologica, giustifica una discussione un po' più dettagliata circa le modalità di esecuzione delle misure in tali casi.

In tali situazioni, evidentemente, non possono essere seguite le procedure previste per il monitoraggio routinario (sia esso giornaliero, settimanale o mensile): la principale richiesta a cui sono infatti sottoposti i laboratori incaricati del monitoraggio è quella di fornire dati affidabili nel minor tempo possibile e con continuità.

Occorre ricordare che, nei casi di effettiva emergenza nucleare a livello nazionale, il coordinamento del monitoraggio spetta al CEVaD il quale, in linea di principio, potrebbe anche dare delle indicazioni di carattere operativo ai vari laboratori. Tuttavia l'efficacia di una tale azione di coordinamento tecnico "dal centro", nei casi concreti, può essere limitata da vari fattori, primo fra tutti la necessariamente imperfetta conoscenza delle risorse (sia umane che strumentali) di cui effettivamente possono disporre i vari laboratori al momento dell'emergenza.

Per questo motivo è importante che siano noti a tutti alcuni criteri di carattere generale che possano poi essere utili ai singoli responsabili di laboratorio per rispondere in maniera adeguata alle richieste provenienti dal CEVaD, le quali, presumibilmente, non potranno entrare nel merito di aspetti inerenti le modalità di esecuzione tecnica della misura. D'altra parte, la scelta dei criteri con cui eseguire delle misure di spettrometria gamma non può prescindere dalla valutazione delle attrezzature disponibili dai vari laboratori regionali.

In particolare ciò vale per le seguenti caratteristiche:

- portata delle pompe di aspirazione;
- efficienza relativa dei rivelatori al Germanio iperpuro.

Tra queste due voci, mentre per quanto riguarda il Germanio vi dovrebbe essere una sostanziale uniformità di attrezzature (tutti i laboratori regionali dovrebbero disporre almeno di un Germanio 30 %), per le pompe si hanno presumibilmente notevoli discrepanze in quanto molti laboratori possiedono solo pompe con portata limitata (30-50 m³/giorno), alcuni con portate più elevate (180-200 m³/giorno) e solo pochissimi con portate elevatissime (1000-2000 m³/giorno).

Da questo stato di cose ne discende che le prestazioni che possono essere fornite dai vari laboratori possono essere anche molto differenti e che, soprattutto, è necessario ottimizzare le procedure in funzione della strumentazione disponibile in modo da ottenere il massimo possibile.

È evidente che l'esigenza di ottenere una descrizione dettagliata dell'evoluzione temporale della concentrazione in aria deve essere contemperata dalla contrastante esigenza di avere dati sufficientemente sensibili.

È pertanto necessario stabilire a priori la minima sensibilità richiesta e, sulla base di questa, definire poi le procedure migliori per raggiungerla, a seconda dei casi. La definizione di una sensibilità minima richiesta imporrà evidentemente delle limitazioni sui tempi di aspirazione e di analisi e quindi sulla risoluzione temporale ottenibile.

Le basi matematiche che devono guidare queste considerazioni sono pertanto le note equazioni che legano la MAR (Minima Attività Rivelabile) alle altre variabili in gioco (tempo di aspirazione, portata, tempo di conteggio). Si giunge quindi alla relazione:

$$MAR = \frac{k}{p \cdot t_a \cdot \sqrt{t_c}}$$

nella quale p indica la portata delle pompe, t_a e t_c rispettivamente, i tempi di aspirazione e conteggio, mentre k è una costante dipende dalle caratteristiche del rivelatore e del radionuclide; sulla base di tale espressione si possono quindi valutare le prestazioni ottenibili nei vari casi sperimentali. A partire da questa espressione si può notare anche che il tempo complessivo necessario per ottenere il dato sperimentale può essere semplicemente espresso come la somma del tempo di aspirazione e del tempo di conteggio $t = t_a + t_c$. Ha dunque senso chiedersi qual sia, fissato a priori t (ad esempio dalle richieste del CEVaD), la scelta ottimale per la minimizzazione della MAR. Si può dimostrare che la MAR migliore (cioè la più bassa) si ottiene suddividendo il tempo disponibile t in maniera asimmetrica: $t_a = (2/3) \cdot t$ e $t_c = t/3$. Il tempo di aspirazione sarà pertanto il doppio del tempo dedicato al conteggio.

Prendendo come riferimento il Cs-137, un livello accettabile per monitoraggi in caso di incidente nucleare esteso (presumibilmente di origine transfrontaliera) potrebbe essere dell'ordine di 0,1 Bq/m³ (si ricordi che la concentrazione raggiunta in Italia durante l'incidente di Chernobyl fu di qualche Bq/m³). Livelli di sensibilità più spinti, teoricamente raggiungibili con la strumentazione normalmente disponibile ai laboratori, non sono da ritenersi indispensabili nella fase 1. Tale livello di sensibilità è infatti più che sufficiente per fare le prime valutazioni radio-protezionistiche.

A titolo esemplificativo, facendo dunque uso dell'equazione proposta, si possono calcolare le MAR ottenibili ipotizzando le seguenti situazioni sperimentali:

- portate di 1,7 m³/h, 8,3 m³/h e 70 m³/h e tempi di aspirazione di 12 minuti, 1 ora, 2 ore, 12 ore 24 ore;
- tempi di conteggio di 720 s, 1800 s, 3600 s, 5400 s e 57600 s;
- impiego di un Germanio coassiale tipo p 30%.

I calcoli effettuati sono approssimati e sono stati eseguiti a partire dai dati sperimentali sulla MAR ricavati impiegando un sistema spettrometrico, basato su un Germanio coassiale tipo p

28,5 %, con un'aspirazione di 150 m^3 e un conteggio di 5400 s (MAR relativa al Cs-137 di circa $0,5 \text{ Bq/m}^3$). I dati sperimentali su cui sono stati basati i calcoli sono stati ricavati impiegando un protocollo che prevede che la misura venga effettuata 1 ora dopo il prelievo, procedura però non sempre proponibile in condizioni di emergenza, nelle quali è preferibile seguire il protocollo che prevede: $t_a = (2/3) \cdot t$ e $t_c = t/3$.

Ad ogni modo, per ottenere una sensibilità dell'ordine di $0,1 \text{ Bq/m}^3$, impiegando la pompa avente la minore portata (cioè con le prestazioni della pompa tipo SEA, a suo tempo fornita ai laboratori regionali della rete nazionale), è necessario campionare per almeno 1 ora, eseguendo poi un conteggio della durata di circa mezz'ora.

In tal modo, supponendo che le operazioni di emergenza incomincino alle ore 9:00 della mattina e terminino entro le ore 16:00, sarebbe teoricamente possibile produrre ed inviare in questo arco di tempo 6 dati di spettrometria γ se si aspira per un'ora, 3 se si aspira per 2 ore. Le MAR raggiunte sono, come già detto, molto simili tra loro ($0,1039 \text{ Bq/m}^3$ e $0,087 \text{ Bq/m}^3$ rispettivamente). A vantaggio della prima soluzione vi è una risoluzione temporale decisamente migliore; la seconda, pur fornendo meno dati, presenta il vantaggio, oltre che di una MAR leggermente migliore, anche di un minor utilizzo di tempo macchina per il rivelatore al Germanio, che, in tal modo, è eventualmente disponibile per altre misure. Quest'ultima circostanza è di una certa importanza nel caso di un reale incidente, in cui possono essere richieste anche misure di altre matrici.

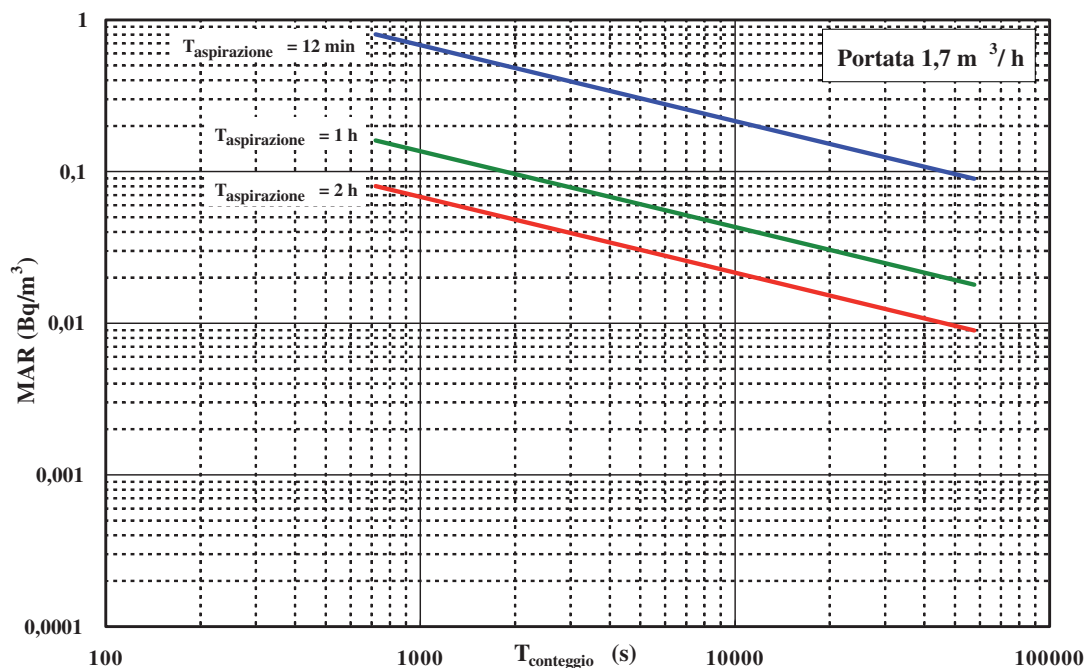


Figura A2.1 - Andamento della MAR di una sistema di aspirazione con portata pari a $1,7 \text{ m}^3/\text{h}$ in funzione del tempo di conteggio

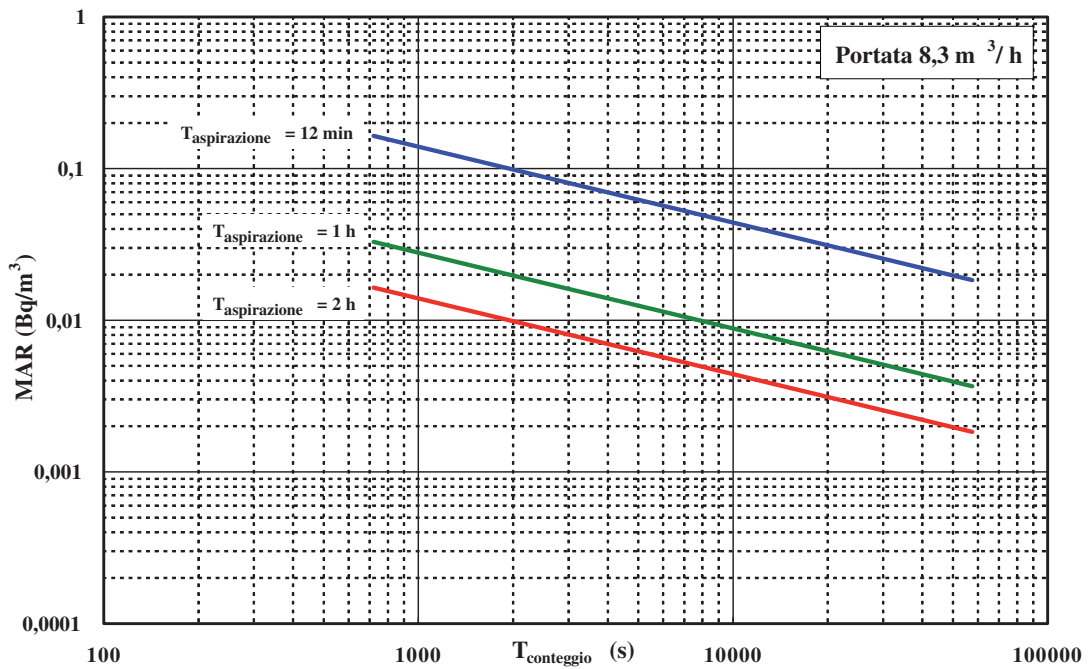


Figura A2.2 - Andamento della MAR di un sistema di aspirazione con portata pari a 8,3 m³/h in funzione del tempo di conteggio.

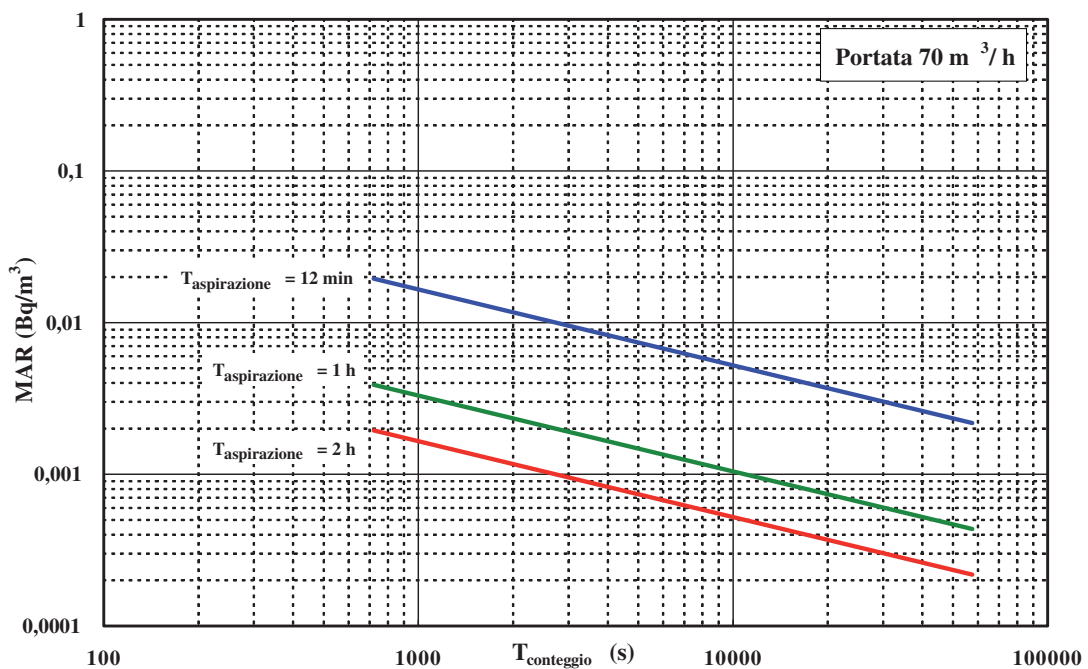


Figura A2.3 - Andamento della MAR di un sistema di aspirazione con portata pari a 70 m³/h in funzione del tempo di conteggio.

A2.2.3 Analisi alfa e beta totale

Il campione deve essere disposto nel sistema di conteggio prescelto (contatore proporzionale a flusso di gas, scintillatore plastico, Geiger-Müller) nella stessa geometria utilizzata in fase di calibrazione con la sorgente di taratura. I tempi di conteggio devono essere tali da consentire il raggiungimento di una MAR inferiore ai tipici livelli ambientali di radioattività alfa e beta totale. Tale tempo dipende dunque, evidentemente, dal sistema di rivelazione di cui si dispone. Normalmente, tempi compresi tra i 1500 s e 2500 s sono sufficienti. La concentrazione C di attività alfa o beta in aria si calcola utilizzando la formula seguente:

$$C_{\alpha, \beta} = \frac{\frac{C_{\alpha, \beta}}{T} - \frac{C_B}{T_B}}{\varepsilon_{\alpha, \beta} \cdot V}$$

dove:

$C_{\alpha, \beta}$: numero di conteggi alfa o beta nel tempo T ;

C_B : numero di conteggi alfa o beta di bianco nel tempo T_B ;

$\varepsilon_{\alpha, \beta}$: efficienza alfa o beta del rivelatore;

V : volume di aria aspirato (m^3).

I valori di MAR che si possono raggiungere con un'aspirazione giornaliera di circa 100 m^3 , sono $< 0.1 \text{ mBq/m}^3$ per l' α totale e $< 1 \text{ mBq/m}^3$ per il β totale.

Si può notare che, ad ogni modo, la residua attività beta totale che si trova tipicamente in un campione di particolato atmosferico deposita su filtro è di solito sufficientemente alta (tipicamente attorno al mBq/m^3) da non richiedere strumentazione particolarmente sensibile.

Una particolare sottolineatura meritano invece le misure di alfa totale, per le quali si possono ottenere facilmente, anche impiegando rivelatori poco sofisticati (Geiger-Müller a finestra sottile), MAR inferiori al mBq/m^3 , con volumi aspirati di circa 200 m^3 e tempi di conteggio dell'ordine dei 10000 s. Si tratta di sensibilità di tutto rispetto, che rendono possibile valutazioni di tipo dosimetrico molto importanti, in caso di emergenza con sospetta contaminazione atmosferica da emettitori alfa puri (Plutonio, ad esempio). In questi contesti infatti, questo tipo di misure, pur non potendo sostituire le determinazioni dirette dei vari radionuclidi per via radiochimica, possono comunque essere molto utili, consentendo anche a laboratori non attrezzati per analisi radiochimiche, di individuare facilmente eventuali campioni con livelli anomali di radioattività alfa che potranno poi, eventualmente, essere sottoposti ad ulteriori e più approfonditi accertamenti radiochimici. Bisogna ricordare tuttavia che questa attività di *screening* α totale eseguita in situazioni di emergenza, per essere davvero utile allo scopo, deve poter essere rapportata ai risultati ottenuti in condizioni per così dire "normali"; da qui la necessità di prevedere, nell'ambito della programmazione dell'attività di laboratorio, anche un sistematico monitoraggio della radioattività α totale.

A2.2.4 Analisi dello Sr-90 e del plutonio

Questi tipi di analisi si possono fare soltanto a scapito della distruzione del filtro, in quanto necessitano della calcinazione del filtro stesso, o almeno di una sua parte. Poiché con la distruzione dei filtri si ha la perdita e l'impossibilità di archiviazione della fonte di informazione, questa

analisi è sconsigliata come normale prassi, a meno che non si effettui soltanto su una parte di un filtro, oppure si abbia a disposizione una pompa multifiltro. Nei casi di sospetta contaminazione atmosferica da Sr-90 o Plutonio è comunque opportuno prevedere, accanto alla misura alfa e beta totale anche una misura specifica di questi radioisotopi. A tal fine può essere utile prevedere un campionamento *ad hoc*.

A2.3 Spettrometria gamma *in situ*

A2.3.1 Calibrazione

Per utilizzare la spettrometria γ in campo bisogna calcolare le grandezze che mettono in relazione il rateo di conteggio del picco relativo ad un radionuclide con la sua concentrazione A (Bq/kg o Bq/m²) nel terreno e/o con il rateo di dose assorbita in aria D (nGy/h). Avremo pertanto nei due casi:

$$a) N_f/A = (N_0/\Phi) \cdot (N_f/N_0) \cdot (\Phi/A)$$

$$b) N_f/D = (N_0/\Phi) \cdot (N_f/N_0) \cdot (\Phi/D)$$

dove:

Φ = flusso di fotoni incidenti sul rivelatore per unità di tempo e superficie [fotoni/(cm²·s)];
 $N_0/\Phi = \varepsilon$: è il valore della efficienza del rivelatore relativa alla riga del radionuclide di interesse nella misura in campo;

N_f/N_0 è il termine che tiene conto della risposta angolare del rivelatore, tenuto conto della sorgente in campo;

Φ/D , Φ/A : sono, rispettivamente, i parametri che mettono in relazione il flusso di fotoni non diffusi che arrivano sul rivelatore da un particolare radionuclide, con il rateo di dose assorbita in aria e con la concentrazione di questo nel terreno.

Le espressioni *a)* e *b)* sono dunque il prodotto di tre fattori, di cui N_0/Φ e N_f/N_0 dipendono dal rivelatore e vanno quindi determinati sperimentalmente, mentre Φ/D e Φ/A sono relativi alla sorgente (il terreno) e sono stati per la prima volta calcolati e tabulati da H.Beck et al. (nel rapporto HASL 258) per un rivelatore posto ad un metro dal suolo.

N.B.: nel rapporto HASL-258 Beck et al. hanno tabulato Φ/l , dove l è il rateo di esposizione (μ R/h). Il passaggio alla dose assorbita in aria D (nGy/h), e quindi a D/Φ , si effettua moltiplicando l per il fattore 8,7.

Efficienza del rivelatore N_0/Φ

Per determinare l'efficienza del HPGe portatile si può procedere nel seguente modo:

- 1) predisporre l'amplificazione del rivelatore intorno ai 500 eV/canale, se si lavora con 4000 canali, in modo da coprire l'intervallo 40-2000 keV.
- 2) porre la sorgente puntiforme ad almeno un metro dal centro efficace del rivelatore, che, con alcune approssimazioni per le righe a bassa energia, può ritenersi coincidente con il centro geometrico del germanio (questa assunzione sarà tanto più valida quanto più la sorgente di calibrazione si troverà lontana dal rivelatore, per es. a 2 metri); si consiglia l'uso delle sorgenti che normalmente compongono i corredi per la taratura degli spettrometri (per es.: ²⁴¹Am, ¹⁰⁹Cd, ⁵⁷Co, ¹³⁹Ce, ¹¹³Sn, ¹³⁷Cs, ⁸⁸Y, ⁶⁰Co);

- 3) acquisire spettri con una buona statistica di conteggio (deviazione standard sui conteggi dei picchi $\leq 1\%$);
- 4) acquisire uno spettro di fondo con una statistica di conteggio confrontabile con quella del punto 3) per verificare l'assenza di contributi alle emissioni delle sorgenti;
- 5) con i conteggi ottenuti calcolare l'efficienza del rivelatore che, riga per riga, sarà data da N_0/Φ , dove N_0 è il rateo di conteggio relativo al picco considerato;
- 6) con i valori di N_0/Φ così ottenuti, realizzare un grafico e cercare la funzione che meglio interpola l'andamento dei dati sperimentali; per l'intervallo di energie che interessano, cioè per $E > 150$ keV, l'efficienza ha una espressione del tipo:

$$\varepsilon = N_0/\Phi(E) = e[a-b \ln(E)]$$

con l'energia E espressa in keV; col fit dei dati sperimentali è possibile ricavare N_0/Φ per tutti i valori dell'energia relativi alle righe emesse dai radionuclidi naturali e artificiali presenti nell'ambiente.

Risposta angolare del rivelatore N_f/N_0

Questo termine, piuttosto complicato da ricavare sperimentalmente per l'elevato numero di misure richiesto, consente di valutare l'anisotropia della risposta del rivelatore. Per calcolarlo si dovrebbero effettuare, per almeno tre valori dell'energia, acquisizioni di spettri con sorgenti puntiformi alla distanza di almeno 1 metro dal centro del rivelatore e posizionate in modo tale che il fascio di fotoni sia orientato, con intervalli di 15° , tra 0° (direzione normale alla faccia del rivelatore) e 90° . Esistono in letteratura (Helfer e Miller) valori tabulati di N_f/N_0 , corretti entro il 4-5%, calcolati partendo dai dati di efficienza relativa e dimensioni del rivelatore. Per poter utilizzare i valori tabulati da Helfer e Miller bisogna rendere isotropo, se non lo fosse, a causa della presenza della finestra di berillio (presente nei rivelatori al Germanio di tipo n), il rivestimento esterno del rivelatore.

A2.3.2 Misure di radioattività distribuita uniformemente nel suolo

Criteri di scelta del sito

L'ipotesi di calcolo su cui si basa il lavoro di H. Beck è quella di trattare il suolo come un semispazio infinito; nella scelta del sito si deve quindi cercare, per quanto possibile, di seguire le seguenti indicazioni:

- 1) il rivelatore, orientato verso il basso, deve essere posizionato a circa 1 metro dal suolo (ciò è fondamentale per poter utilizzare i valori di Φ/D e Φ/A pubblicati nel rapporto HASL 258) in una zona pianeggiante, con terreno possibilmente non molto accidentato
- 2) il punto di posizionamento dovrebbe essere lontano ($> 20-30$ metri) da alberi, da folta vegetazione e da edifici che possano produrre attenuazione e/o diffusione della radiazione proveniente dal suolo

Caratteristiche del suolo

L'influenza di densità, umidità e composizione del suolo sul calcolo del flusso di fotoni, e quindi su quello della concentrazione di radionuclidi A (Bq/kg o Bq/m²) e del rateo di dose assorbita in aria D (nGy/h) è piuttosto limitata, come si evince dal già citato rapporto HASL 258 di H. Beck.

Uno dei vantaggi dell'uso della spettrometria γ in campo è quello di poter ottenere un segnale che, provenendo da una vasta zona, è molto intenso ed è direttamente la media dei diversi contributi prodotti dalle disomogeneità del terreno; questo diminuisce il rischio di fare valutazioni errate sul contenuto medio di radioattività. Quando però esistono vere e proprie disomogeneità dovute, o alla compresenza in una zona ristretta di diversi tipi di terreno, o a un fallout non uniforme, lo spettro acquisito può non essere più rappresentativo dell'intera zona che si vuole esaminare. Per assicurarsi che la misura che si sta per effettuare sia veramente significativa è buona norma, quando si hanno dei dubbi, fare una serie di rapide misure preliminari con uno strumento portatile di opportuna sensibilità (ideale a questo scopo è un plastico scintillatore) per assicurarsi che non ci siano evidenti ed estese disomogeneità nel campo di radiazione.

Ipotesi sulla distribuzione della radioattività nel suolo

Per il calcolo della concentrazione di radioattività e per quello del rateo di dose assorbita in aria è necessario effettuare delle ipotesi sul profilo di distribuzione della radioattività nel terreno: va notato che la gran parte del contributo allo spettro proviene dal contenuto di radionuclidi presenti, al massimo, nei primi 70 – 80 cm di profondità del suolo.

Nel caso della radioattività naturale, si ipotizza di norma una distribuzione uniforme; esistono situazioni particolari, quali per esempio campi coltivati o suoli rocciosi con sottili strati superficiali di terreno, in cui la validità dell'ipotesi di uniformità deve essere attentamente valutata.

Nel caso della radioattività artificiale o radioattività naturale dispersa nell'ambiente a seguito di attività antropiche, la radioattività non può essere assunto come uniforme ma si ipotizzano diversi profili di concentrazione (distribuzione); la forma della distribuzione che si assume dipende da diversi fattori; tra i più rilevanti troviamo:

- il tempo trascorso dal fallout;
- la composizione del terreno;
- la piovosità del sito;
- l'abbondanza o meno di vegetazione.

Per misure eseguite subito dopo un fallout si potrà ragionevolmente ipotizzare una distribuzione superficiale uniforme (geometria “piano infinito”); ciò non sarà evidentemente più vero dopo un certo intervallo di tempo, la cui durata è da valutare caso per caso, grazie a dati sperimentali provenienti da analisi su campioni di suolo opportunamente prelevati. In generale, per fallout “vecchi” la distribuzione verticale della concentrazione di radionuclidi che viene ipotizzata è di tipo esponenziale:

$$S(z) = S_0 e^{-\alpha/\rho \cdot z}$$

Dai dati sperimentali su campioni prelevati a varie profondità è possibile calcolare, tramite opportuno fit, il parametro α/ρ . In alcuni casi, laddove sono presenti nell'ambiente radionuclidi che emettono almeno due righe intense e ben distanziate tra loro in energia, il parametro α/ρ può essere direttamente dedotto dallo spettro acquisito in campo (vedi Tabella n. 1 del rapporto HASL 258 e Korun M. et al. Rybacek K. et al.).

Bisogna comunque ricordare che, se per il calcolo della concentrazione di radioattività, la conoscenza del profilo di distribuzione è critica, non lo è quasi per nulla per il calcolo del rateo di dose assorbita in aria. Infatti, per quanto già detto sul peso della composizione, della densità e dell'umidità del suolo, D dipende fundamentalmente dal flusso di fotoni non diffusi che arri-

vano sul rivelatore e la distribuzione della radioattività interviene solo nel fattore di correzione che tiene conto del contributo alla dose assorbita in aria dovuto alla radiazione diffusa dal suolo.

La conoscenza, almeno approssimata, del valore dei parametri α/ρ nei vari suoli è importante per un corretto impiego della spettrometria gamma in situ in caso di emergenza: solo in tal caso infatti si è in grado di attribuire correttamente all'evento incidentale in atto i vari contributi registrati dallo spettrometro. Allo stato attuale, ad esempio, la conoscenza del fattore α/ρ è di fondamentale importanza per lo scorporo, da eventuali nuovi input, del contributo del Cs-137 tutt'ora variamente presente nei suoli di tutta Italia in conseguenza del fallout di Chernobyl e dei test nucleari degli anni sessanta.

Durata delle misure

Il tempo necessario per ottenere spettri con una buona statistica di conteggio (Scarto Tipo $\leq 5\%$) dipende ovviamente dal contenuto di radioattività del suolo, ma di solito è comunque piuttosto breve (1 ora o anche meno).

Calcolo della concentrazione di attività e della dose assorbita in aria

Stabiliti i valori di N_0/Φ e N_f/N_0 , si può procedere operativamente al calcolo di D e A , a partire da uno spettro acquisito in campo, nel seguente modo:

- 1) costruire una tabella di $N_f/\Phi = (N_0/\Phi) \cdot (N_f/N_0)$ per le energie dei radionuclidi di interesse: cioè i radionuclidi artificiali rilevati nel suolo (ad es. ^{137}Cs e altri prodotti di fissione) e quelli delle famiglie dell' ^{238}U e del ^{232}Th , del ^{40}K che, in condizioni normali, contribuiscono a una buona parte della dose γ ;
- 2) per determinare la concentrazione di un radionuclide si dovrà semplicemente effettuare la seguente operazione:

$$A = N \cdot (N_f/\Phi)^{-1} \cdot (\Phi/A)_{Beck}^{-1}$$

dove N è il rateo del conteggio, acquisito in campo, relativo alla riga emessa dal radionuclide considerato; si ricordi che, per ottenere A in Bq/m^2 o in Bq/kg , si deve moltiplicare il valore di Φ/A , ricavato dalle tabelle del rapporto HASL 258, per l'abbondanza dell'emissione γ della riga in esame; nel caso in cui un radionuclide emetta fotoni di diversa energia, si consiglia, per il calcolo di A , di considerare le righe più intense e calcolare il valor medio dei risultati ottenuti;

- 3) per il calcolo di D si deve operare in modo analogo a quanto fatto per A :

$$D = N \cdot (N_f/\Phi)^{-1} \cdot (\Phi/D)_{Beck}^{-1}$$

A volte può essere utile, soprattutto nel caso di radionuclidi che emettono fotoni di diversa energia, utilizzare i fattori D/A tabulati da H. Beck, che permettono di risalire al rateo di dose assorbita in aria prodotto da un radionuclide direttamente dalla concentrazione, senza dover calcolare i contributi a D dovuti alle singole righe:

$$D = (D/A)_{Beck} \cdot A.$$

A2.3.3 Identificazione e misura di sorgenti puntiformi

Un impiego molto interessante della spettrometria gamma *in situ*, e nella pratica, molto più frequente di quello discusso in precedenza, è quello rivolto all'identificazione e alla misura di sorgenti (incognite) che, per le loro caratteristiche, possano essere considerate puntiformi. Sotto

questa categoria possono rientrare un'ampia tipologia di sorgenti disperse nell'ambiente e rinvenute in vari contesti che, pur non rappresentando in generale una seria minaccia alla salute pubblica, sono pur tuttavia fonte di un forte allarme sociale.

L'impiego della spettrometria gamma *in situ*, in questi casi, permette una pronta identificazione e quantificazione della sorgente consentendo di risolvere in tempi brevi o brevissimi l'"emergenza", senza attendere ulteriori analisi di laboratorio.

Per l'impiego di queste tecniche in tali circostanze è necessario che il sistema spettrometrico sia opportunamente calibrato, cioè sia nota l'efficienza del rivelatore: N_0/Φ (vedi paragrafo precedente).

Dal punto di vista sperimentale la misura è molto semplice:

- si posiziona il rivelatore (al Germanio o anche un più semplice e meno costoso NaI) a una distanza nota dalla sorgente, avendo cura di misurare la distanza con la massima accuratezza possibile; la condizione di sorgente puntiforme sarà sempre soddisfatta, nella pratica, indipendentemente dal formato della sorgente, allorché la distanza sorgente-rivelatore sarà maggiore delle dimensioni della sorgente stessa e del rivelatore di un fattore 7-8
- si verifica che il flusso fotonico registrato dallo spettrometro consenta la formazione di un picco statisticamente significativo in un tempo ragionevole (di solito possono bastare 1000 s); in questa fase si cerca di ottimizzare la distanza sorgente-rivelatore, cercando di mantenere sia un soddisfacente flusso fotonico che la condizione di sorgente puntiforme
- si acquisisce lo spettro e si identificano i radioisotopi responsabili dei picchi gamma osservati (impiegando un qualunque software commerciale): sarà a questo punto facile individuare il picco o i picchi emessi dalla sorgente
- anche non disponendo di un software dedicato, l'attività totale della sorgente puntiforme potrà essere stimata dalla seguente formula:

$$A = \frac{N \cdot S}{(N_0 / \Phi) \cdot f(h, R) \cdot t \cdot r}$$

dove N sono i conteggi netti del picco (ai quali andrà sottratto l'eventuale contributo dovuto al fondo ambientale), S è la superficie del rivelatore "vista" dalla sorgente, r è la resa gamma mentre $f(h, R)$ è un fattore geometrico (frazione dell'angolo solido) che dipende dal raggio del rivelatore R e dalla distanza h sorgente-rivelatore, e che è dato da:

$$f(h, R) = \frac{1}{2} \cdot \left(1 - \frac{1}{\sqrt{1 + \frac{R^2}{h^2}}} \right)$$

A2.3.4 Stima delle incertezze e valutazioni complessive

Le principali fonti di incertezze nella spettrometria γ in campo sono:

- la differenza tra il profilo di distribuzione reale e quello ipotizzato. A parte casi particolari (radionuclidi naturali, fallout recentissimo e radionuclidi artificiali con più righe a energie distanti), la distribuzione ipotizzata dovrebbe poi essere verificata (anche a posteriori) con campionamenti del suolo e successive analisi;
- l'incertezza sulla calibrazione;
- la statistica di conteggio.

Nei casi d'emergenza con fallout recentissimo, il problema principale è costituito dallo scorporo dell'attività del Cs-137 normalmente presente nell'ambiente: tale scorporo è possibile solo se si conosce, almeno approssimativamente, la distribuzione verticale della concentrazione del radionuclide.

La non esatta conoscenza della densità e della composizione del suolo, e quindi del coefficiente di attenuazione massico, può essere causa di errore ma, come è già stato sottolineato, la determinazione di D e di A dipende poco da questi parametri.

In definitiva, è comunque difficile ottenere nella pratica, anche nelle migliori condizioni sperimentali, incertezze inferiori al 20-30%; nei casi più sfavorevoli è lecito attendersi anche incertezze dell'ordine del 50% o più. Tenendo però conto che tali dati sono ottenibili in tempo "quasi reale" e che con un unico spettrometro possono essere acquisiti nell'arco di una giornata anche una decina di spettri, si può senz'altro ritenere questa tecnica come la più idonea per avere, in tempi brevi, un quadro complessivo della deposizione al suolo della radioattività su vaste aree.

A2.4 Misure di indicatori: i muschi o briofite

A2.4.1 Campionamento

Devono essere campionati muschi appartenenti a specie che formano tappeti (muschi pleurocarpi). La parte inferiore del tappeto è costituita da materiale proveniente dal muschio in decomposizione e poggia direttamente sul substrato minerale, mentre la parte superiore è formata da fusticini del muschio fittamente addensati. Le specie appartenenti ai generi *Hypnum* e *Isothecium* soddisfano questi requisiti.

L'impiego delle briofite come indicatori di deposizione può essere fatto solo in presenza di un'adeguata pianificazione regionale. I siti di campionamento vanno scelti in base alle esigenze di monitoraggio, cercando di rappresentare il territorio di indagine nella sua totalità. Sono da preferire siti posti nelle vicinanze di stazioni meteorologiche dotate di pluviometro. Nell'ottica di un impiego delle briofite in situazioni di emergenza radiologica dovute a ricadute radioattive è di fondamentale importanza conoscere in precedenza (cioè prima dell'evento incidentale) i livelli di radiocontaminazione nelle varie stazioni di campionamento.

Per ogni sito vanno prelevati 10-15 campioni di muschio, di spessore non inferiore a 1 cm. Vanno scelti i muschi che crescono su rocce o sassi e la superficie del campione deve essere di almeno 100 cm² e posta orizzontalmente. Sono da evitare i muschi che crescono verticalmente o al riparo dalle precipitazioni atmosferiche.

È meglio effettuare la raccolta con clima asciutto.

A2.4.2 Pretrattamento

Lasciare asciugare all'aria i campioni (potranno essere necessari anche più giorni) e poi ritagliarli in forme geometriche di superficie nota (rotonde o quadrangolari). In questo modo l'incertezza sulla superficie totale campionata in un sito diventa trascurabile nel computo dell'incertezza globale sul risultato. Successivamente i campioni vanno ripuliti, con l'aiuto di pinzette, da frammenti di terriccio, aghi di conifere e altre impurità, facendo attenzione a non rimuovere

le parti inferiori del tappeto di muschio. I 10-15 campioni vanno quindi spezzettati in parti di circa 1 cm², facendo attenzione a non perdere il materiale che si polverizza nella parte inferiore secca del tappeto di muschio, rimescolati delicatamente a mano e sistemati in un beaker di Marinelli o in altro contenitore (più piccolo) per il quale sia disponibile la calibrazione in efficienza dello spettrometro gamma. Occorre comprimere il materiale per avvicinarsi il più possibile alla densità di calibrazione (con un certo sforzo si riescono a raggiungere i 0,6-0,7 g/cm³) in modo da limitare l'impiego delle correzioni per autoassorbimento.

A2.5 Misure di campioni superficiali di suolo

In questi casi, il protocollo da seguire è funzione delle finalità per le quali si effettua il campionamento dei suoli. In caso di rilasci accidentali in cui il tipo e l'entità della contaminazione siano ignoti oppure in caso di campionamenti effettuati in zone ad alta contaminazione, sarà opportuno prendere le opportune precauzioni per garantire la protezione degli operatori dall'irraggiamento esterno o da contaminazioni interne indebite.

A seguito di un incidente che produca il rilascio di contaminanti radioattivi è possibile determinare la contaminazione del suolo effettuando un campionamento superficiale subito dopo l'evento. Questo obiettivo può essere raggiunto campionando i primi 5 cm di suolo, compresa la vegetazione. Tentativi di prelevare strati più sottili di suolo possono portare a non avere campioni riproducibili e confrontabili perché in molte zone lo strato occupato dalle radici delle piante occupa diversi centimetri ed è difficile rimuovere strati intatti con spessori minori di 5 cm.

Nel caso di rilascio locale occorre considerare il tipo di effluente, liquido o aeriforme, e le modalità di deposizione del contaminante. In entrambi i casi le quantità di contaminante depositate possono variare con la direzione e la distanza dal punto di rilascio. In particolare la dispersione del particolato dipende dalle sue dimensioni e dai parametri meteorologici, come la direzione del vento e la piovosità al momento dell'incidente. La distribuzione di contaminanti in matrice liquida è influenzata dalla composizione e dalla quantità di liquido, dalla topografia del luogo, dal tipo di suolo e dalle caratteristiche chimiche del contaminante radioattivo. Si deve comunque sottolineare che, nel caso di un evento incidentale di carattere locale, bisogna fare una attenta valutazione delle caratteristiche morfologiche e orografiche dell'area interessata ed eventualmente modificare le tecniche di campionamento utilizzando altre tecniche di prelievo, oltre a quello superficiale.

Nel caso di deposizione su larga scala i siti di campionamento devono essere scelti con criteri di rappresentatività. Nel caso di rilasci locali, operazionali o accidentali, i punti di prelievo dovrebbero essere individuati utilizzando tutte le informazioni disponibili di carattere meteorologico e quelle inerenti alle modalità di rilascio (per es. dimensioni del particolato, altezza massima di rilascio in aria, ecc.). I siti di campionamento dovrebbero essere individuati seguendo un piano preciso: per esempio, si potrebbero scegliere i centri delle maglie quadrate di una griglia, oppure i punti di uno schema a simmetria radiale. In entrambi i casi è comunque consigliabile estendere ed intensificare il campionamento lungo la direzione prevalente del vento. Particolare attenzione dovrebbe essere dedicata anche ad eventuali centri abitati vicini alla zona del rilascio.

A2.5.1 Campionamento

Qualunque sia la modalità di campionamento scelta, oltre agli strumenti veri e propri di campionamento indicati in seguito (trivelle, campionatori a tubo spaccato, sagome per trincea, ecc.) vengono qui preliminarmente elencati i materiali che potrà essere utile, o talvolta necessario, portare in campo:

- un metro rigido per la misura della profondità ed un metro a nastro della lunghezza di almeno 10 metri per la misura della distanza tra i campioni;
- un falchetto o una cesoia per l'asportazione della copertura vegetale;
- una serie di spatole, palette e cazzuole;
- una spatola con setole rigide per la pulitura degli strumenti di campionamento;
- una pala, un piccone, un'accetta ed un martello;
- una bilancia per la misura in campo del peso fresco del campione (può essere utilizzata una bilancia a batterie o una semplice stadera);
- una serie di sacchetti (meglio se di tela) per la conservazione dei campioni di terreno e di vegetali (la tela permette la traspirazione ed evita quindi la fermentazione del campione);
- una serie di etichette resistenti all'umidità;
- guanti da lavoro.

Il sito dove viene effettuato il campionamento di suolo è generalmente coperto da vegetazione di tipo erboso, oppure da muschio, foglie secche o altro: tale materiale, trattandosi di un campionamento finalizzato a valutare una deposizione *post-emergenza*, deve essere conservato e misurato assieme al campione di suolo.

Passiamo dunque ad esaminare le modalità di campionamento che possono essere impiegate.

Campionamento con trivelle

Le trivelle utilizzate in genere sono del tipo “trivella olandese”. Essa è caratterizzata da una punta a vite che, una volta inserita nel suolo, guida all'interno della trivella il campione di suolo, con l'aiuto di due lame concave verticali.

La forma concava delle lame non solo facilita l'escavazione, ma assicura anche una presa compatta del campione all'interno della trivella. Al fine di ottimizzare i risultati con i vari tipi di suolo, le trivelle dovrebbero essere scelte sulla base delle caratteristiche del suolo da sondare. Sono disponibili trivelle con diversi diametri e con diversa larghezza delle lame per consentire il prelievo di campioni anche su suoli particolarmente ghiaiosi o argillosi (Figura A2.4).

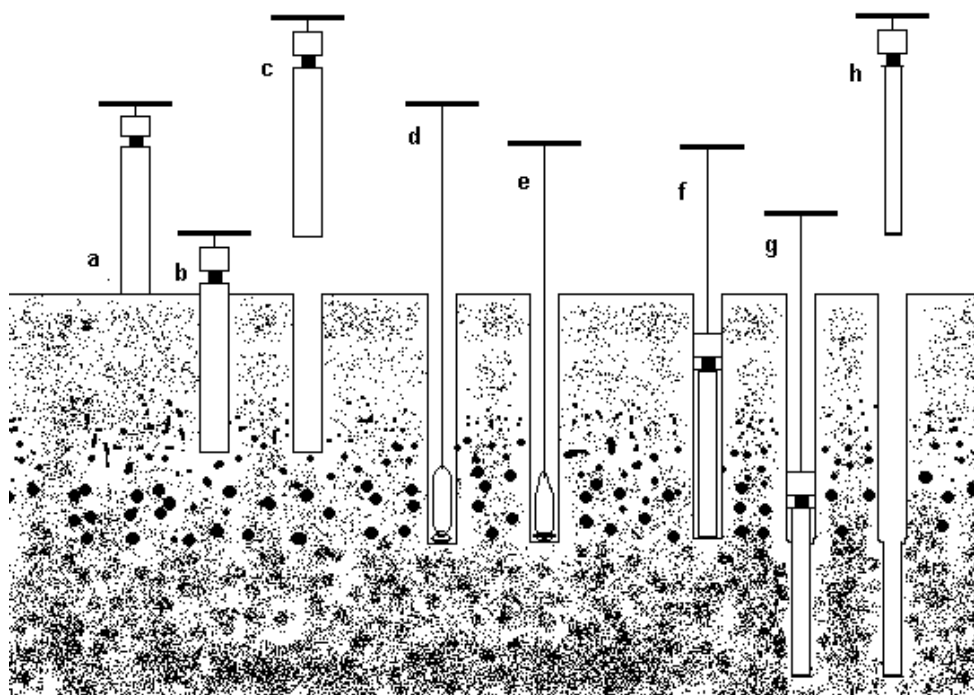


Figura A2.4 - Illustrazione del metodo di campionamento con diversi tipi di trivelle.

Campionamento con i metodi della trincea e della sagoma

I metodi della trincea e della sagoma sono due modalità di campionamento simili: entrambe prevedono l'asportazione manuale di strati di suolo successivi. Il metodo della trincea prevede che venga scavata una fossa nel terreno in modo da permettere la successiva asportazione dei vari strati (Figura A2.5). Nel caso invece in cui si abbia una sagoma a disposizione, questa viene infissa nel suolo e viene usata quale guida al prelievo.

In entrambi i casi, in genere, vengono raccolti due profili di suolo per ogni sito, su una superficie di 30x30 cm² ciascuno. Ogni profilo è costituito da un numero variabile di campioni che vengono prelevati in successione in base alla profondità (per esempio di 5 cm, fino ad una profondità di 30 cm, nel caso in cui si voglia studiare il profilo di concentrazione) o in base ai diversi orizzonti pedologici. Gli strumenti necessari per tale operazione sono molto semplici: un metro, una serie di cazzuole e/o palette, una cesoia per asportare i vegetali, un'accetta per tagliare le eventuali grosse radici e un martello per spaccare eventuali sassi, oltre, naturalmente, alla sagoma, se si voglia utilizzare tale metodo. I sassi e le radici vanno, in genere, inclusi nel campione.

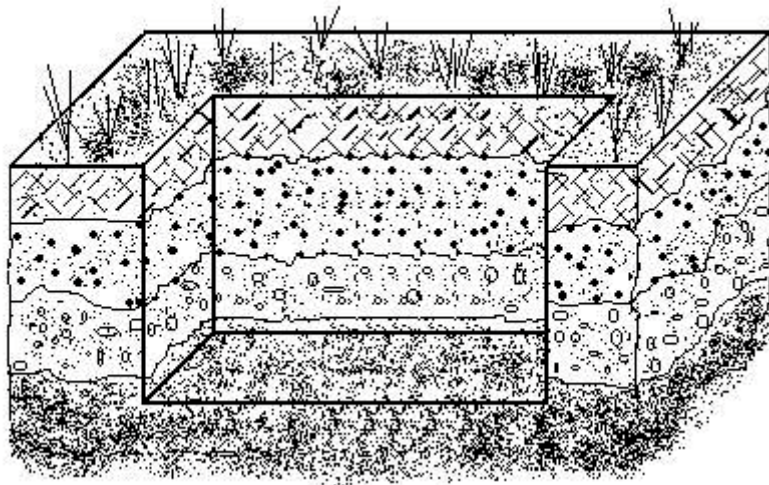


Figura A2.5 - *Illustrazione del metodo di campionamento della trincea.*

Campionamento con il tubo spaccato

Il campionatore è costituito da un tubo in acciaio inossidabile diviso in due parti.

Lavora ad una profondità di 40 cm ed ha un diametro interno di 53 mm. Con questo tipo di strumento è possibile effettuare rapidi campionamenti.

Il volume del campione prelevato è di 720 cc. I campioni possono essere raccolti in vario modo: con l'ausilio di contenitori in plastica a foglio oppure di 8 anelli portacampione (Figura A2.6).

Le due parti del campionatore possono essere facilmente separate dopo aver sbloccato un apposito fermo.

Il campione, sia che si raccolga tramite foglio o tramite il sistema degli anelli portacampione, può essere facilmente rimosso in campo o trasportato in laboratorio.

Il campionatore è dotato di una robusta testa adatta alla percussione e, tenuto verticalmente, viene inserito nel suolo dai colpi di un martello d'acciaio con testa in nylon.

Il campionatore, dopo aver subito un mezzo giro per allentare la presa con il suolo, può facilmente essere rimosso a mano o con un apposito estrusore.

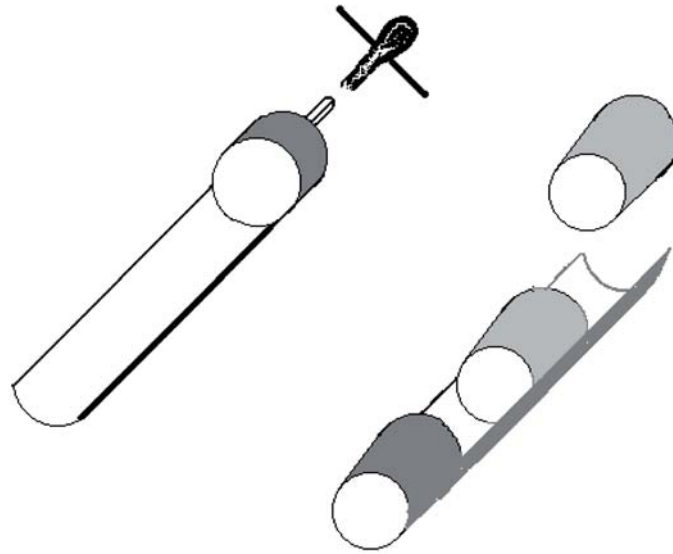


Figura A2.6 - *Illustrazione del metodo di campionamento con il tubo spaccato.*

Vantaggi e svantaggi dei vari metodi

Il campionamento mediante trivella olandese presenta i seguenti vantaggi:

- rapidità di campionamento;
- rapidità di preparazione del campione.

Tale modalità permette quindi di ottenere in tempi brevi una notevole densità di campionamento (alto numero di siti campionati) ed una notevole statistica (alto numero di campioni per ogni sito). Per contro è impossibile valutare la distribuzione dei radionuclidi lungo il profilo pedologico ed è necessario disporre di diversi tipi di trivella a seconda delle varie tipologie di suolo. Tale metodo si rivela utile, quindi, per una rapida valutazione della deposizione di radiocontaminanti anche su un vasto territorio. Mediante trivellazioni successive è inoltre possibile ottenere una grossolana ma rapida valutazione della profondità della contaminazione.

Il campionamento con i metodi della trincea o della sagoma presenta i seguenti vantaggi:

- possibilità di separare in campo i vari strati di suolo, secondo la profondità o gli orizzonti pedologici;
- possibilità di esecuzione del campionamento praticamente con qualunque tipo di suolo;
- possibilità di ottenere grossi volumi per ogni strato;
- semplicità della strumentazione necessaria.

Per contro tale metodo richiede tempi assai lunghi e non è quindi possibile effettuare un grande numero di campionamenti per ogni sito. Tale metodo può quindi essere usato per effettuare studi sulla distribuzione e migrazione dei radionuclidi lungo i profili pedologici, oltreché sul trasferimento dei radionuclidi dal suolo ai vegetali quando il suolo presenti grosse quantità di scheletro ed il numero dei siti da studiare sia limitato.

La metodologia mediante campionatore a tubo spaccato presenta i seguenti vantaggi:

- possibilità di separare i vari strati del suolo (secondo la profondità o gli orizzonti pedologici) sia in campo che in laboratorio;
- relativa rapidità di campionamento.

Gli svantaggi più evidenti sono la difficoltà di uso della tecnica su suoli molto ricchi di scheletro (il puntale del tubo si rovina rapidamente nonostante sia in acciaio) ed il ridotto volume del campione che si ottiene per ogni singolo campionamento.

Tale metodologia di campionamento risulta quindi ideale per lo studio della migrazione dei radionuclidi nel suolo e per lo studio del trasferimento dei radionuclidi stessi dal suolo ai vegetali. La Tabella A2.1 riassume quanto detto finora.

Tabella A2.1 – Tabella comparativa delle tre metodologie di campionamento

	Trivelle	Campionatori a tubo spaccato	Trincea
Rapidità di campionamento	●●●	●●	●
Rapidità di preparazione dei campioni	●●●	●	●
Possibilità di elevata statistica	●●●	●●	●
Possibilità di utilizzo con qualunque tipo di suolo	●●	●	●●●
Numero di informazioni	●	●●●	●●●
Uso consigliato	Valutazioni rapide di contaminazioni superficiali su grande e piccola scala.	Studi su grande scala della distribuzione e migrazione dei radionuclidi lungo i profili pedologici. Studi sul trasferimento dei radionuclidi dal suolo ai vegetali.	Studi sulla migrazione e distribuzione dei radionuclidi lungo i profili pedologici su qualunque tipo di suolo ma su piccola scala.
Legenda: ●●● alta; ●● media; ● bassa			

A2.5.2 Pretrattamento

Essiccazione

L'essiccazione ha lo scopo di determinare il peso secco del campione e facilitarne la successiva omogeneizzazione. Deve essere preferibilmente realizzata all'aria in ambiente controllato, oppure in stufa con termostato.

In ogni caso, un campione viene considerato secco, quando, effettuate pesate successive, i valori misurati risultano essere costanti.

L'essiccazione all'aria richiede tempi che variano da alcuni giorni ad alcune settimane a seconda del tipo del campione.

Compatibilmente con le esigenze di spazio, per ridurre i tempi di trattamento è consigliabile distendere i campioni su vassoi di superficie più ampia possibile e procedere saltuariamente al loro rimescolamento.

In alternativa all'asciugatura all'aria, l'essiccazione si può effettuare in stufa a 60 °C o, se il tempo di trattamento è una variabile critica, a 80 °C. In tal modo, pur evitando la volatilizzazione di gran parte dei radionuclidi di interesse, si ottiene approssimativamente un dimezzamento del tempo di trattamento (Tabella A2.2).

Setacciatura e omogeneizzazione

Una volta raggiunto il peso costante si può procedere alla separazione della frazione organica, dei sassi e delle radici di dimensioni maggiori, che devono essere spazzolati, pesati e conservati, ed alla frantumazione dei grumi con un mulino a palle o, in alternativa, con un pestello da mortaio.

Si procede con la setacciatura a secco a 2 mm. Tutto il materiale scartato (scheletro) va pesato e conservato in modo che sia possibile valutare la superficie misurata.

Qualora si abbia una quantità di materiale sufficientemente grande, per costruire un campione rappresentativo della quantità di suolo prelevata si può utilizzare il metodo dei quarti che prevede che il campione venga disteso in strato uniforme su una superficie piana e suddiviso in quattro parti con un separatore, costituito da due aste ortogonali: si prelevano le quantità di due quadranti opposti che possono essere a loro volta suddivisi nello stesso modo.

Per una rapida valutazione di contaminazione superficiale (espressa in Bq/m²) è possibile, dopo aver campionato con trivelle, saltare le fasi di essiccazione e setacciatura e passare direttamente alla omogeneizzazione del campione, che potrà essere effettuata, in caso di presenza di uno scheletro grossolano, con un mulino a palle. I campioni così preparati potranno quindi essere misurati freschi immediatamente dopo il campionamento.

Si fa però notare che, in genere, non sarà possibile in seguito risalire alla contaminazione del campione in termini di concentrazione per unità di massa in quanto non sarà più possibile separare, nel campione misurato, la terra fine dallo scheletro.

Solo nel caso in cui l'omogeneizzazione non venga effettuata si potranno effettuare in seguito l'essiccazione e la setacciatura del campione e quindi la valutazione dell'attività dei radionuclidi in termini di Bq/kg di peso secco.

Tempi di campionamento e di preparazione del campione

La Tabella A2.2 riporta i tempi medi di campionamento e preparazione del campione richiesti per esaminare un sito secondo le diverse modalità presentate.

Tabella A2.2 – *Tempi di campionamento e preparazione del campione (per un sito), fino ad avere il campione nel beaker da 450 o 1000 cc.*

Fasi	Trivelle			Campionatore a tubo spaccato			Trincea o sagoma		
Campionamento	1 h per 15 carote profondità 10 cm			1 h per 5 carote profondità 40 cm			1h per 2 trincee 30×30 profondità 30 cm in sette strati		
Assemblaggio e pesata del campione composito	5 minuti			20 minuti			5 minuti		
Essiccazione	aria	60°C	80°C	aria	60°C	80°C	aria	60°C	80°C
	Non necessaria			7gg	24h	12h	7gg	24h	12h
Preparazione del campione	15 minuti (omogeneizzazione)			2 ore (setacciatura a 2mm)			2 ore (setacciatura a 2 mm)		
Valutazione di scheletro ed altro	Non necessaria			20 minuti			20 minuti		
Tempo totale approssimativo (per ogni sito e misura)	1 h e 30 minuti			4 h + 7gg	28 h	16 h	4 h + 7gg	28 h	16 h

A2.5.3 Valutazione della risospensione

Per risospensione si intende quel fenomeno per cui il materiale presente in atmosfera e depositato al suolo ritorna in atmosfera.

Nella valutazione della risospensione interessa generalmente conoscere l'attività depositata per unità di superficie; è questo infatti il parametro che viene utilizzato per la determinazione dei fattori di risospensione. Si definisce fattore di risospensione (RF) il rapporto

$$RF(m^{-1}) = \frac{\text{concentrazione attività in aria}(Bq/m^3)}{\text{conc. sup. attività al suolo}(Bq/m^2)}$$

I valori sperimentali del fattore di risospensione disponibili in letteratura variano entro un vasto intervallo (10^{-10} - $10^{-2} m^{-1}$). Questa grande variabilità è imputabile a diverse cause legate alle caratteristiche dei suoli, al microclima (vento, fenomeni di erosione, etc.), alle azioni meccaniche (risospensione avvenuta per movimentazione del suolo, traffico veicolare, etc.), alle dimensioni del particolato contaminato che si è depositato, alle interazioni tra materiale depositato e suolo e al tempo trascorso dalla deposizione.

L'uso dei fattori di risospensione per valutare la concentrazione in aria va affrontato con cautela. In particolare dovranno essere utilizzati valori di RF determinati in condizioni sperimentali il più possibile vicine a quelle in esame. Per quanto riguarda la concentrazione di attività superficiale da utilizzare per il calcolo dell'attività risospesa, occorre effettuare un campionamento che consenta di raccogliere tutto o quasi (90 – 95 %) il materiale depositato disponibile per la risospensione. Per fare ciò è generalmente sufficiente una profondità di campionamento di 1 cm. Il tipo di suolo è in questo caso una variabile molto critica: la profondità da cui il ma-

teriale può essere risospeso è, ad esempio, molto diversa in un prato stabile rispetto ad un deserto.

Esiste una vasta letteratura sul fenomeno della risospensione e ad essa si rimanda per un approfondimento del problema. Si tenga presente che nel Capitolo 4 si è preso come riferimento, nel calcolo dei livelli derivati, per la fase immediatamente successiva al rilascio, un valore del fattore di risospensione di 10^{-5} m^{-1} .

In un recente studio condotto in Piemonte (2007), nel quale si è stimato il fattore di risospensione a partire da misure di fallout in un ampio arco temporale (1988-2007), sono stati ottenuti (per il Cs-137 depositato a seguito dell'incidente di Chernobyl) valori decrescenti nel tempo e compresi tra 10^{-9} m^{-1} (1988) e 10^{-11} m^{-1} (2007). Questi dati confermerebbero la scarsa rilevanza radioprotezionistica del fenomeno della risospensione a distanza di decine di anni (più di 20) dal fallout, anche per quelle zone in cui la deposizione radioattiva sia stata rilevante.

A2.5.4 Analisi granulometrica

La classificazione granulometrica costituisce parte di un metodo sistematico per riconoscere qualitativamente un suolo e prevederne in modo approssimato le caratteristiche fisico - chimiche.

I suoli privi di coesione vengono classificati solo in base alle dimensioni dei grani mentre quelli coesivi, essendo il loro comportamento meccanico influenzato dal contenuto d'acqua vengono classificati con granulometrie e prove eseguite a livelli diversi di umidità.

L'analisi granulometrica consiste nell'individuare la distribuzione percentuale in peso dei grani costituenti il suolo in esame, secondo le loro dimensioni. Per suoli con grana di dimensione superiore a 0,075 mm viene utilizzato un sistema di vagliatura meccanica.

I risultati ottenuti vengono riportati in un diagramma semilogaritmico “% passante vs log D (D è il diametro dei granuli)” e uniti mediante la *curva granulometrica*.

Il campione deve essere essiccato con le procedure descritte e il campione rappresentativo deve essere scelto con il metodo dei quarti.

Per la prova deve essere utilizzata una opportuna serie di setacci tarati in modo da avere una curva composta da punti equidistanti in ascissa.

La percentuale di terra passante per il generico setaccio si ottiene dalla espressione:

$$P_i(\%) = \frac{P_t - (T_1 + T_2 + \dots + T_i)}{P_t}$$

dove P_t è il peso totale e T_i il peso della frazione rimasta nel setaccio i -esimo.

La classificazione in base alla granulometria è differente a seconda dello standard a cui si fa riferimento.

Una classificazione approssimativa individua 4 classi principali in funzione del diametro D:

- ghiaia 20 mm > D > 2 mm;
- sabbia 2 mm > D > 0,06 mm;
- limo 0,06 mm > D > 0,002 mm;
- argilla D < 0,002 mm.

All'interno di ciascuna classe è possibile individuare delle sottoclassi.

A2.6 Bibliografia

La stima delle MAR in misure di spettrometria gamma su particolato atmosferico

- Currie L.A., *Limit for Qualitative Detection and Quantitative Determination*, Anal. Chem., 40, 586-593, (1968)
- Magnoni M., *Monitoraggio della radioattività in atmosfera tramite spettrometria (HPGe): ottimizzazione delle MAR durante emergenze radiologiche*, Atti del terzo Convegno Nazionale Agenti Fisici - *Dal monitoraggio degli agenti fisici sul territorio alla valutazione dell'esposizione ambientale*, 29-31 ottobre 2003, Villa Gualino, Torino

Spettrometria gamma *in situ*

- Beck H.L., 1980, *Exposure rate conversion factors for radionuclides deposited on the ground*, USDOE Report EML-378
- Beck H.L., De Campo J., Gogolak C., 1972, *In situ Ge(Li) and NaI(Tl) gamma ray spectrometry*, USDOE Report HASL-258
- Chieco N.A., Bogen D.C., Knutson E.O. (Eds), *EML Procedures Manual*, USDOE Report HASL-300, 27ma edizione, Vol. 1, sez. 3
- Helfer I.K., Miller K.M., *Calibration factors for Ge detectors used for field spectrometry*, Health Physics 55, 15-29, 1988
- Korun M., Martincic R., Pucelj B., 1991, *In situ measurements of the radioactive fallout deposit*, Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, A300, 611-615
- Miller K.M., 1984, *A spectral stripping method for a Ge spectrometer used for indoor gamma exposure rate measurements*, USDOE Report EML-419
- Miller K.M., Beck H.L., *Indoor gamma and cosmic ray exposure rate measurements using a Ge spectrometer and pressurised ionisation chamber*, Radiation Protection Dosimetry, 7, 185-189, 1983
- Rybacek K., Jacob P., Meckbach R., *In situ determination of deposited radionuclide activities: improved method using derived depth distribution from the measured photon spectra*, Health Physics, 62, 519-528, 1992

Campionamento suoli

- Castiglioni G.B., 19., *Geomorfologia*, UTET
- Catalogo FAST Canovai, *Campionamento ed analisi di suoli, acque e sedimenti*
- Garger E.K. et al., *Test of existing mathematical models for atmospheric resuspension of radionuclides*, Journal of Environmental Radioactivity. Vol. 42, 157-175, (1999)
- Giovani C., Fadone A., Padovani R., *Metodologie di campionamento dei terreni per indagini radioecologiche e radioprotezionistiche*, Atti del 1° congresso nazionale di Fisica per l'ambiente (A.I.F.B., Brescia 1993)
- IAEA, 1992. International Atomic Energy Agency. *Modelling of resuspension, seasonality and losses during food processing*. First report of the VAMP Terrestrial Working Group- IAEA – TECDOC – 647, May 1992
- Jourdan F., 2009. *Resuspension*. IAEA – TECDOC – 1616, 63-68, May 2009
- Magnoni M., Losana M.C., Bertino S., Bellotto B., Tripodi R., Ghione M., Righino F., Chialberto E., *Stima dell'evoluzione temporale della risospensione per mezzo di misure di fallout*, Atti del Convegno Nazionale di Radioprotezione: Sicurezza e Qualità in Radioprotezione, 1-3 ottobre 2007, Vasto Marina
- Manuale E.M.L., 2.4 Soil, 67-88, HASL-300, febbraio 1992
- Sehmel G.A., *Particle resuspension: a review*, Env. Int. 4, 107-127, 1980
- Walsh C., 2002. *Calculation of resuspension doses for emergency response*. NRPB – W1



ISBN 978-88-448-0435-0



9 788844 804350

MANUALI E LINEE GUIDA
57/ 2010