



ANPA

Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente

**GUIDA TECNICA
SULLE MISURE DI RADIOATTIVITÀ AMBIENTALE**

RTI CTN_AGF 2/2002

ANPA
Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente
Dipartimento Stato dell'Ambiente, Controlli e Sistemi Informativi

Guida tecnica sulle misure di radioattività ambientale

Autori

M. Magnoni (Arpa Piemonte), M.C. Losana (Arpa Piemonte)

Responsabile di progetto ANPA
Maria Belli, Salvatore Curcuruto*



Responsabile CTN_AGF
Pierluigi Mozzo

* Responsabile fino al 31/12/2001 per accordo tra ANPA e ARPA Lazio

Informazioni legali

L'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente o le persone che agiscono per conto dell'Agenzia stessa non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

Informazioni aggiuntive sull'argomento sono disponibili nel sito Internet (<http://www.sinanet.anpa.it>)

Il presente documento è destinato al sistema ANPA – ARPA – APPA, anche al fine di acquisire elementi utili a redigerlo nella forma definitiva.

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Stampato in Italia

Stampato su carta ecologica

Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente
Dipartimento Stato dell'Ambiente, Controlli e Sistemi Informativi
Via Vitaliano Brancati, 48
00144 Roma

Centro Tematico Nazionale – Agenti Fisici
c/o ARPA Veneto
P.le L. A. Scuro, 10
37134 Verona

PREMESSA

Il lavoro previsto dalla Task 06.15 nell'ambito dell'attività del CTN_AGF per il secondo periodo (anno 2000) ha per titolo “Guida tecnica sulle misure di radioattività ambientale derivanti dall'adeguamento dei relativi insiemi di dati”. Tale lavoro consiste dunque sostanzialmente in una revisione e ampliamento del documento ANPA del Maggio 1995 “Raccolta dei risultati dell'attività dei gruppi di lavoro delle Reti Nazionali”.

La Task è stata affidata all'ARPA Piemonte a cui è stato affiancato un gruppo di supporto costituito dai seguenti soggetti:

ARPA_FVG

ARPA_VA

Lo scopo della Task è quindi la pubblicazione di una guida tecnica, nella quale vengono riportate le modalità di analisi delle matrici ambientali e alimentari maggiormente significative per la rete nazionale. In questo lavoro sono state riviste in particolare le tecniche di campionamento e di analisi di tre matrici ambientali significative, quali il particolato atmosferico, la deposizione umida e secca (fallout) e il detrito minerale organico sedimentabile (DMOS). Per queste tre matrici la revisione è stata effettuata anche alla luce di un questionario, inviato ai 21 CRR di tutta Italia, comprendente domande molto semplici sulle tecniche di campionamento e di analisi delle tre matrici sopra citate.

Sono state inoltre introdotte alcune matrici particolarmente significative sulle quali, nel corso degli anni passati, sono state svolte interessanti ed approfondite esperienze da molti laboratori della Rete Nazionale di rilevamento.

INDICE

1.	INTRODUZIONE	1
2.	MATRICI	3
3.	TECNICHE DI ANALISI	4
3.1	Spettrometria gamma	4
3.2	Attività beta totale	6
3.3	Attività alfa totale	7
3.4	Determinazione dello Sr-90	7
3.5	Determinazione del Plutonio	7
4.	MATRICI AMBIENTALI E ALIMENTARI	8
4.1	Particolato atmosferico	8
4.1.1	<i>Campionamento</i>	8
4.1.2	<i>Sistemi di aspirazione a medio – alto volume: prelievo e pretrattamento</i>	8
4.1.3	<i>Sistemi di aspirazione ad altissimo volume: prelievo e pretrattamento</i>	9
4.1.4	<i>Analisi</i>	10
4.1.5	<i>Periodicità</i>	12
4.1.6	<i>Misure di spettrometria gamma in situazioni di pre-emergenza e di emergenza</i>	12
4.2	Deposizione al suolo (fallout)	17
4.2.1	<i>Campionamento</i>	17
4.2.2	<i>Pretrattamento</i>	18
4.2.3	<i>Analisi</i>	18
4.2.4	<i>Periodicità</i>	19
4.3	Detrito minerale organico sedimentabile (DMOS)	19
4.3.1	<i>Campionamento</i>	19
4.3.2	<i>Pretrattamento</i>	20
4.3.3	<i>Analisi</i>	20
4.3.4	<i>Periodicità</i>	21
4.4	Sedimenti	22
4.4.1	<i>Campionamento</i>	22
4.4.2	<i>Pretrattamento</i>	22

4.4.3	<i>Analisi</i>	23
4.4.4	<i>Periodicità</i>	23
4.5	Suoli	23
4.5.1	<i>Campionamento</i>	23
4.5.2	<i>Pretrattamento</i>	28
4.5.3	<i>Analisi</i>	31
4.5.4	<i>Periodicità</i>	32
4.5.5	<i>Finalità particolari</i>	32
4.5.6	<i>Valutazione della risospensione</i>	34
4.5.7	<i>Ulteriori tipi di analisi</i>	34
4.5.8	<i>Nozioni elementari sui suoli</i>	36
4.6	Matrici rocciose, polveri, materiali edilizi	36
4.6.1	<i>Campionamento</i>	37
4.6.2	<i>Analisi</i>	37
4.7	Vegetali acquatici	38
4.7.1	<i>Campionamento</i>	38
4.7.2	<i>Pretrattamento</i>	39
4.7.3	<i>Analisi</i>	39
4.7.4	<i>Periodicità</i>	39
4.8	Muschi	39
4.8.1	<i>Campionamento</i>	39
4.8.2	<i>Pretrattamento</i>	39
4.8.3	<i>Analisi</i>	40
4.8.4	<i>Periodicità</i>	40
4.9	Acque di superficie	40
4.9.1	<i>Campionamento</i>	40
4.9.2	<i>Prima metodologia</i>	41
4.9.3	<i>Seconda metodologia</i>	42
4.10	Acque di mare	42
4.10.1	<i>Campionamento</i>	42
4.10.2	<i>Pretrattamento</i>	42
4.10.3	<i>Analisi</i>	43
4.10.4	<i>Periodicità</i>	43
4.11	Acque potabili	44

<i>4.11.1 Campionamento</i>	44
<i>4.11.2 Pretrattamento</i>	44
<i>4.11.3 Analisi</i>	44
<i>4.11.4 Periodicità</i>	44
4.12 Alimenti	45
<i>4.12.1 Campionamento</i>	45
<i>4.12.2 Pretrattamento</i>	45
<i>4.12.3 Analisi</i>	45
<i>4.12.4 Periodicità</i>	46
5. DOSE GAMMA IN ARIA	47
5.1 Aspetti generali	47
5.2 Stazioni fisse di misura	47
<i>5.2.1 Strumentazione</i>	47
<i>5.2.2 Sito di misura</i>	48
<i>5.2.3 Modalità di misura</i>	48
5.3 Misure occasionali	48
<i>5.3.1 Strumentazione</i>	48
<i>5.3.2 Sito di misura</i>	49
<i>5.3.3 Modalità di misura</i>	49
5.4 Situazioni particolari	50
<i>5.4.1 Individuazione di sorgenti</i>	50
<i>5.4.2 Emergenze radiologiche</i>	50
APPENDICE A – Protocollo per la spettrometria gamma in campo	51
APPENDICE B – Valutazione delle incertezze di misura in radioattività ambientale	61
BIBLIOGRAFIA	68
APPENDICE C	71
NOTE E RINGRAZIAMENTI	72

1. INTRODUZIONE

La presente guida tecnica ha lo scopo di fornire agli addetti ai lavori, cioè, *in primis*, ai laboratori regionali di riferimento, uno strumento che raggruppi i metodi di campionamento e analisi della radioattività nelle matrici più importanti per le Reti Nazionali di rilevamento, il cui scopo principale è, come è noto, quello di fornire il quadro di riferimento a livello regionale e nazionale dell'impatto radiologico che le sorgenti di radiazione, di qualsiasi origine, determinano sulla popolazione e sull'ambiente.

Una buona parte di questo lavoro altro non è che la revisione di un analogo documento ANPA del 1995 ("Raccolta dei risultati dell'attività dei gruppi di lavoro delle Reti Nazionali") in cui erano stati raggruppati i protocolli e i metodi di misura elaborati nel corso degli anni dai vari gruppi di lavoro attivati nell'ambito delle Reti Nazionali di rilevamento della radioattività ambientale, a suo tempo coordinate dall'ENEA-DISP e a cui, come è noto, è poi subentrata l'ANPA (dal 1994).

Nell'eseguire questa revisione si è tenuta presente la recente Raccomandazione Europea (Rac. CE n°473 del 08/06/2000), concernente l'applicazione dell'articolo 36 del Trattato Euratom. In questo documento sono in particolare elencate le matrici da misurare, e i criteri a cui dovranno uniformarsi le varie Reti nazionali.

In questo lavoro si è tenuto ovviamente conto dei principi contenuti nella Raccomandazione stessa, la quale è stata interpretata come una norma che detta i "principi minimi" a cui devono riferirsi le Reti nazionali dei Paesi membri. Infatti, come si vedrà, abbiamo anche trattato argomenti non esplicitamente richiamati nella Raccomandazione ma che, crediamo, siano comunque di una certa importanza per fornire agli addetti ai lavori delle linee guida operative sufficientemente complete per una valutazione globale dello stato dell'ambiente dal punto di vista radiologico.

È bene ricordare inoltre che, in generale, le procedure e le metodiche illustrate in questa guida tecnica si riferiscono ad attività svolte in condizioni "normali", cioè in assenza di qualsiasi situazione di emergenza. Nei casi di emergenza nucleare vera e propria infatti, il coordinamento della Rete Nazionale passa nelle mani del CEVaD, (Centro di Elaborazione e Validazione Dati) che, in quanto organo di consulenza del Dipartimento della Protezione Civile, ha il compito di dare indicazioni, anche operative, sul da farsi. Tuttavia, poiché, come è stato verificato anche recentemente, spesso non è facilmente identificabile il passaggio dalla situazione "ordinaria" a quella di emergenza, si è ritenuto utile fornire anche alcuni spunti per una corretta gestione delle misure in situazioni di emergenza, in particolare per quanto riguarda le misure di concentrazione dei radionuclidi in atmosfera.

Accanto alle matrici più "tradizionali" sono stati inoltre aggiunti i suoli, le matrici rocciose in genere, i muschi, oltre alla dose in aria, che, pur non essendo una matrice in senso stretto, è evidentemente un parametro di fondamentale importanza per le valutazioni radiologiche.

Infine, sono presenti due appendici: una, più corposa, che riguarda le misure di spettrometria γ in campo, una tecnica di misura di grande potenzialità analitica, molto utile soprattutto in caso di emergenza, un'altra, meno dettagliata, che accenna al problema della valutazione delle incertezze di misura.

Manca invece una trattazione delle procedure radiochimiche, di grande importanza per la determinazioni di particolari radionuclidi ad elevata radiotossicità (Sr-90, Plutonio, Uranio). Data la complessità e peculiarità di questo tema, si è infatti preferito rimandare tale trattazione a una successiva pubblicazione specifica.

2. MATRICI

La scelta delle matrici e dei punti di campionamento dipendono dagli obiettivi che il monitoraggio intende raggiungere. In particolare i principali obiettivi si possono così riassumere:

- conoscenza dell'andamento temporale e spaziale della contaminazione radioattiva nell'ambiente;
- stima della dose media individuale e collettiva derivante dalla contaminazione ambientale;
- rivelazione tempestiva di fenomeni di contaminazione anomala.

La Comunità Europea ha proposto un elenco di matrici alimentari e ambientali particolarmente significative per il monitoraggio della radioattività (Raccomandazione della Commissione n° 473 dell' 08-06-2000 sull'applicazione dell'art. 36 del Trattato Euratom). Queste sono:

- particolato atmosferico;
- acque di scorrimento;
- acque potabili;
- latte;
- dieta mista.

È però stato ritenuto opportuno includere, nella revisione di questo manuale altre matrici, non comprese nella raccomandazione. Sono così stati considerati anche la deposizione umida e secca (fallout), il Detrito Minerale Organico (DMO) fluviale, il suolo, le acque marine, i sedimenti lacustri e marini, le piante acquatiche e gli alimenti più importanti della dieta umana. Le misure di suolo sono trattate con particolare dettaglio perché, pur non essendo comprese nell'elenco di matrici della Raccomandazione Europea sopracitata, sono tuttavia di grosso interesse sia per studi radioecologici sia nell'eventualità di eventi incidentali. Per lo stesso motivo è stato ritenuto opportuno includere anche il protocollo di misura per l'utilizzo della spettrometria gamma in campo. La diffusione dell'impiego di una tale tecnica è infatti fortemente auspicabile, sia per la sua elevata potenzialità, molto utile in caso di contaminazioni su vasta scala, sia per impieghi "più puntuali" come quelli legati alla ricerca di sorgenti smarrite.

La misura della dieta mista, prevista dalla Raccomandazione, può, nella pratica essere sostituita dall'analisi dei vari alimenti che compongono la dieta tipo quali, ad esempio, l'acqua potabile, il latte vaccino, i derivati del latte, i cereali e i loro derivati (pane, pasta, farina), gli ortaggi e la frutta, la carne e le uova. La definizione delle matrici rilevanti per la dieta nazionale è basata sui dati ISTAT dei consumi. In questo manuale, tuttavia, non è stato ritenuto opportuno indicare singolarmente le modalità di analisi di tutte le matrici alimentari sopra citate, anche perché l'analisi prevista per la maggior parte di esse (spettrometria gamma) non comporta grosse variazioni di procedura tra una matrice e l'altra.

3. TECNICHE DI ANALISI

I quantitativi di campioni da prelevare dipendono dalla minima concentrazione che si vuole rivelare.

Le frequenze di campionamento sono legate ai parametri che possono influenzare la rappresentatività del campione.

Le tecniche di misura impiegate dovranno, comunque, essere tali da garantire minime concentrazioni rivelabili adeguate per le diverse matrici, specificate in seguito.

Le matrici alimentari devono essere analizzate così come vengono preparate per il consumo e la concentrazione va riferita al peso fresco o secco, a seconda dei casi.

I tipi di analisi da considerare sono i seguenti:

- spettrometria gamma;
- attività beta totale;
- attività alfa totale;
- determinazione di Sr-90;
- determinazione di Plutonio.

Gli ultimi due tipi di analisi necessitano di una preparazione chimica del campione, che verrà analizzato in seguito con rivelatori per particelle alfa o beta.

Per quanto riguarda il Plutonio, pur non essendo tale radioisotopo esplicitamente richiamato nella Raccomandazione Europea n° 473 dell' 08-06-2000, si è ritenuto di considerarlo, in ragione della sua oggettiva rilevanza dal punto di vista del rischio radiologico. Come però è già stato detto, la trattazione in dettaglio delle metodiche radiochimiche (Sr-90, Pu, e altri radionuclidi alfa o beta emettitori) sarà oggetto di una specifica pubblicazione.

3.1 Spettrometria gamma

Su tutte le matrici si prevede l'esecuzione di una spettrometria gamma con un rivelatore al germanio iperpuro di tipo p o n con un'efficienza relativa dell'ordine del 30 %. L'alta risoluzione del germanio permette di distinguere con facilità i picchi generati sullo spettro e di identificare così i diversi radionuclidi presenti nel campione.

La libreria di dati nucleari dovrebbe comprendere almeno i seguenti radionuclidi artificiali e naturali:

Am-241
Ba-140
Be-7
Bi-214
Ce-141

Ce-144
Co-60
Cs-134
Cs-137
I-131
I-132
I-125
K-40
La-140
Mo-99
Nb-95
Pb-210
Pb-214
Ra-226
Ru-106
Sb-125
Tc-99m
Zr-95

In condizioni particolari si potranno utilizzare delle librerie *ad hoc*, per esempio includendo l'U-235, e i prodotti di decadimento di U-238 e Th-232 nell'analisi di campioni di suolo, di rocce o di altre matrici contenenti radionuclidi di origine naturale. L'intervallo di energia utilizzato dovrà essere tale da comprendere tutte le emissioni dei principali radionuclidi ricercati. In genere la finestra va da 50 keV (per i rivelatori di tipo p) a 2 MeV. Volendo si può ampliare l'intervallo di energia fino a comprendere l'emissione del Tl-208 a 2,6 MeV. Impiegando rivelatori di tipo n, è possibile estendere verso il basso l'intervallo di energia, fino a circa 10 keV.

Il campione può essere analizzato tal quale, oppure opportunamente trattato, per migliorare la sensibilità di misura. Le procedure di pretrattamento dipendono dal tipo di campione e dalla concentrazione che si vuole misurare. In genere si sottopone il campione a omogeneizzazione o lo si frulla per renderlo liquido o semi-liquido (eventualmente si aggiunge acqua demineralizzata). Molto spesso lo si sottopone a evaporazione, essiccazione e calcinazione in stufa per aumentare la concentrazione dei radioisotopi.

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 i "beaker di Marinelli" di diverse dimensioni (in genere 0,5 o 1 litro).

Di fondamentale importanza per la corretta esecuzione delle analisi sono le procedure di taratura a cui è necessario sottoporre i rivelatori al germanio. Occorre in particolare eseguire:

- la taratura in energia;
- la taratura in efficienza;
- il calcolo della FWHM (Full Width Half Maximum, cioè la larghezza a metà altezza) dei picchi in funzione dell'energia.

Per l'esecuzione di queste procedure di taratura si fa uso di solito di sorgenti γ multipicco, il cui contenuto in radioattività deve essere certificato da un istituto metrologico.

La calibrazione in energia è fondamentale per ogni spettrometro e deve essere la più accurata possibile, in quanto da essa dipende la capacità del sistema spettrometrico di identificare correttamente i radionuclidi eventualmente presenti nei campioni sottoposti a misura. La calibrazione in energia consiste nella determinazione di una relazione (grosso modo lineare) tra i canali di cui dispone l'analizzatore multicanale (MCA) dello spettrometro e l'energia dei fotoni incidenti sul rivelatore.

È quindi buona norma prevedere controlli periodici molto frequenti di tale taratura; molto utile e raccomandabile è la termostatazione dei locali, al fine di prevenire disastrose traslazioni (*shift*) della retta di calibrazione canali-energia.

La calibrazione in efficienza consente invece di eseguire anche analisi quantitative. È quindi necessario disporre di sorgenti di taratura il cui contenuto di radioattività è accuratamente certificato (incertezza tipica attorno all'1-1.5%).

La curva di calibrazione in efficienza deve essere eseguita per tutte le geometrie di misura impiegate, in modo da avere il sistema tarato in ogni geometria e quindi in grado di eseguire analisi quantitative. In linea di massima conviene avere almeno una taratura per l'analisi del filtro dell'aria, una per l'analisi del fallout (che viene effettuata di norma in un apposito contenitore), una per il Marinelli da 0,5 litri e una per il Marinelli da 1 litro. La densità della matrice normalmente impiegata per le tarature in geometria di Marinelli è di solito prossima a 1 g/cm^3 , essendo come già detto le sorgenti di taratura in soluzione acquosa. Tuttavia, in alcuni casi, laddove ci si trova a dover lavorare con campioni di densità significativamente maggiori di 1 g/cm^3 (ad esempio, rocce, miele, ecc.), può essere molto comodo poter disporre di un'ulteriore taratura, eseguita impiegando sorgenti speciali a più alta densità. Non disponendo di tali sorgenti è necessario procedere alle opportune correzioni di autoassorbimento (si veda, per maggiori dettagli su questo argomento, il paragrafo 4.6).

È inoltre bene prevedere, tra le procedure di controllo di qualità, la periodica verifica della FWHM: la stabilità di tale parametro infatti, non solo è garanzia di un buon funzionamento di alcune routine di calcolo dei software di analisi, ma è anche utile per la segnalazione precoce di guasti o malfunzionamenti (ad esempio, perdita del vuoto) nei rivelatori.

E' infine importante prevedere procedure di controllo periodico del fondo, eseguito nelle varie configurazioni di misura (verificando così gli eventuali contributi al fondo derivanti da supporti quali ad esempio i filtri, ecc.). Ciò consente anche di effettuare la sottrazione del fondo, di fondamentale importanza soprattutto quando si misurano radionuclidi di origine naturale.

I tempi di conteggio dipendono dalla concentrazione di attività nel campione e dal livello di sensibilità che si vuole ottenere. In genere sono compresi tra una e alcune ore. Relativamente a ciascuna matrice verrà indicata la Minima Attività Rivelabile ottimale per le esigenze del monitoraggio. Essa viene riferita convenzionalmente all'emissione a 661,7 keV del Cs-137.

3.2 Attività beta totale

L'attività beta totale viene misurata tramite rivelatori a basso fondo a flusso di gas, rivelatori plastici e contatori Geiger-Muller.

I rivelatori a flusso di gas sono in genere costituiti da un vassoio su cui viene posta la sorgente e da uno o più contatori proporzionali.

I rivelatori plastici sono degli scintillatori, ai quali è associato un fototubo per generare e successivamente amplificare gli impulsi elettrici dai fotoni prodotti dalle particelle beta.

I contatori Geiger-Muller devono essere del tipo a finestra sottile (valori tipici 1-2 mg/cm²).

Benché le misure di attività beta totale possano essere eseguite in linea di principio su varie matrici, di fatto il loro impiego è limitato al particolato atmosferico raccolto su filtro. Una discussione più dettagliata sulle modalità di misura è quindi rimandata al Paragrafo 4.1 *Particolato atmosferico*.

3.3 Attività alfa totale

Questo tipo di analisi non viene effettuato molto spesso e non è esplicitamente richiesto nella Raccomandazione Europea. Tuttavia può risultare utile per individuare tempestivamente livelli di attività superiori alla media, soprattutto nel particolato atmosferico (vedi Paragrafo 4.1 *Particolato atmosferico*).

A questo scopo possono essere utilizzati rivelatori a basso fondo a flusso di gas, rivelatori al Silicio a barriera superficiale o anche al Solfuro di Zinco. I primi sono gli stessi rivelatori utilizzati per il conteggio dell'attività beta totale, dotato però di un sistema di discriminazione degli impulsi e di una correzione per l'effetto di *spillover* (il fenomeno per cui gli impulsi meno energetici generati dalle particelle alfa vengono conteggiati come se fossero stati generati da particelle beta).

3.4 Determinazione dello Sr-90

La determinazione dello Sr-90 deve essere effettuata almeno su alcuni campioni di particolato atmosferico, sulle deposizioni umide e secche, sul materiale organico sedimentabile, sulle acque di mare e potabili, sul latte, sui vegetali a foglia e sui cereali. La trattazione dettagliata delle modalità di analisi saranno riportate, come già detto, in una apposita pubblicazione

3.5 Determinazione del Plutonio

Gli elementi transuranici andrebbero misurati almeno nel particolato atmosferico e nelle deposizioni umide e secche ed eventualmente nel suolo. Anche per il Plutonio la trattazione dettagliata delle modalità di analisi saranno riportate in una apposita pubblicazione.

4. MATRICI AMBIENTALI ED ALIMENTARI

4.1 Particolato atmosferico

4.1.1 Campionamento

Tipo di campione: Aria (particolato raccolto su filtro).

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

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

Conviene, 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 (dati meteorologici, etc.). É inoltre utile registrare anche i dati relativi alle condizioni meteorologiche, come piovosità, direzione e velocità del vento. Avere a disposizione questi dati può essere utile nel validare i risultati delle analisi.

Modalità di campionamento: Di seguito vengono considerate due modalità di campionamento, una per sistemi di aspirazione a medio-alto volume e una per sistemi ad altissimo volume. In linea di principio, con entrambi i sistemi, è possibile, impiegando opportune teste di prelievo, raccogliere sui filtri le polveri totali sospese (PTS) o la frazione inalabile (PM10).

4.1.2 Sistemi di aspirazione a medio-alto volume: prelievo e pretrattamento

Si intendono per sistemi di aspirazione a medio-alto volume i sistemi in grado di aspirare 70-140 litri di aria al minuto.

La linea di campionamento è composta in genere da:

- un porta filtro termostato
- 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, di 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 si saturano più in fretta dei filtri di carta, diminuendo l'efficacia dell'aspirazione. 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 μm , su cui sono attaccati i radionuclidi.

Per misurare gli isotopi radioattivi dello Iodio 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. Alcune esperienze indicano che l'efficienza dei filtri tradizionali si aggira intorno al 30 %, ma con ampia variabilità.

A questo proposito, possono essere impiegate le apposite cartucce a carbone attivo con relativo dispositivo di campionamento per lo Iodio, a suo tempo fornite dal Ministero di Sanità ad alcuni laboratori regionali.

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 riportato 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 di contrassegnare ciascun filtro e di trattarlo, se del caso, 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). Il trattamento del filtro va eventualmente eseguito dopo aver effettuato le misure beta e alfa.

4.1.3 Sistemi di aspirazione ad altissimo volume: prelievo e pretrattamento

Si intendono per sistemi di aspirazione ad altissimo volume i sistemi in grado di aspirare più di 140 litri di aria al minuto. L'impiego di questi sistemi di prelievo è giustificato dalla necessità di ottenere elevatissime sensibilità (dell'ordine del $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ 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), dalla necessità di disporre di un sistema in grado di campionare grossi volumi in breve tempo in caso di emergenze, con la possibilità anche di dislocare il sistema sul territorio.

La linea di campionamento è composta in genere da:

- filtro rettangolare in fibra di vetro di dimensioni 203 x 254 mm;
- pompa di aspirazione;
- contatore volumetrico.

In genere questi sistemi 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 disponibili commercialmente hanno dei

limiti nell'affidabilità del motore della pompa, che necessita di frequenti sostituzioni, soprattutto se impiegati routinariamente per misure sulle 24 ore e 365 giorni all'anno. Occorre considerare inoltre che il filtro non può essere analizzato tal quale, ma occorre adattarlo al sistema di misura (in genere riducendolo in pezzi più piccoli o ripiegandolo su se stesso). Per questo motivo il filtro non è idoneo per essere sottoposto a misure alfa e beta totali, i cui rivelatori commercialmente disponibili prevedono di solito come campione dei filtri circolari con diametro massimo pari a 50 mm. I filtri vanno quindi analizzati unicamente tramite spettrometria gamma. Per far ciò è però necessario riprodurre il più fedelmente possibile la geometria utilizzata per la taratura del sistema. Tuttavia i vantaggi che derivano dall'ingente volume di aria campionato sopperiscono a questi inconvenienti. Questo sistema ha infatti l'indubbio vantaggio di raggiungere sensibilità superiori rispetto al sistema che utilizza filtri di raccolta più piccoli, dato l'elevato volume di aria aspirato e quindi, per raggiungere sensibilità dello stesso ordine di grandezza (mBq/m^3) di quelle ottenute con pompe che aspirano volumi inferiori occorrono tempi di misura notevolmente più brevi. Inoltre, poiché in genere i filtri utilizzati in questi sistemi sono di dimensioni abbastanza grosse (203 x 254 mm), l'analisi di Sr-90 potrebbe essere effettuata solo su una parte di filtro, senza così perdere l'informazione sui radionuclidi gamma-emettitori.

4.1.4 Analisi

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 gamma emettitori riportati nel Paragrafo 3.1 Spettrometria gamma. 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, 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.

Modalità: La spettrometria gamma giornaliera va eseguita sul filtro tal quale, dopo almeno un'ora dal prelievo. I tempi di misura vanno scelti in modo da ottenere una sensibilità dell'ordine del mBq/m^3 per il Cs-137 e per lo I-131, considerando il volume di aria aspirato e la necessità di ottenere un risultato in tempi brevi.

La presenza del Be-7, radionuclide naturale cosmogenico, può essere sfruttata come verifica di qualità.

L'analisi settimanale e mensile va eseguita sul pacchetto dei filtri relativi al periodo. Quando si confeziona il campione composito settimanale o mensile, i filtri vanno disposti in modo da riprodurre il più fedelmente possibile la geometria di calibrazione.

MAR: I valori di MAR, relativi al filtro giornaliero, raggiungibili per i radionuclidi gamma emettitori sono dell'ordine di 10^{-3} Bq/m^3 per i sistemi di aspirazione a medio-alto volume e dell'ordine di 10^{-5} - 10^{-6} Bq/m^3 per i sistemi di aspirazione ad altissimo volume.

Attività beta 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-Muller.

Modalità: Questa analisi va eseguita su ogni filtro raccolto giornalmente, 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. Si consiglia di effettuare una misura di fondo con un filtro pulito, che non sia stato ancora inserito nella pompa (bianco), nella stessa geometria utilizzata per la sorgente di taratura. La misura andrebbe effettuata giornalmente, eventualmente sfruttando le ore notturne, per un tempo sufficiente ad acquisire 1000 conteggi. Il campione deve essere disposto nella stessa geometria utilizzata per la sorgente di taratura, ovviamente con il lato su cui si è depositato il particolato rivolto verso la finestra del rivelatore. I tempi di conteggio devono essere i più lunghi possibile. Si consiglia di utilizzare tempi tra 1500 e 2500 s, a seconda del numero di filtri da analizzare durante la giornata.

La concentrazione in attività C e la *Minima Attività Rilevabile*, espresse in Bq/m³, possono essere ricavate dalle seguenti espressioni:

$$C = \frac{r - r_F}{\varepsilon \cdot V}$$

$$MAR = \frac{4,66 \cdot \sqrt{N_F}}{\varepsilon \cdot V \cdot t}$$

dove r = rateo di conteggio del campione espresso in cps;
 r_F = rateo di conteggio di fondo espresso in cps;
 ε = efficienza del rivelatore;
 t = durata della misura del campione;
 V = volume normalizzato (TPN) di aria aspirata sul filtro;
 N_F = numero di conteggi del fondo.

È opportuno riportare sul resoconto dell'analisi i valori di r , r_F , ε , t , V (con le rispettive incertezze) e la data e l'ora di misura del filtro. L'incertezza sul valore di C deve essere calcolata con la legge di propagazione degli errori, sia che si abbia un valore positivo che negativo.

I valori di MAR che un contatore a basso fondo a flusso di gas può raggiungere sono dell'ordine di 10⁻² Bq. Ciò significa che, per un'aspirazione giornaliera di circa 100 m³, si possono raggiungere MAR dell'ordine di 10⁻⁵ Bq/m³. Ad ogni modo per questo tipo di misure si possono vantaggiosamente impiegare anche altri rivelatori molto meno sofisticati, come plastici scintillatori o anche semplici Geiger-Muller a finestra sottile. La residua attività beta totale è infatti sufficientemente alta (di solito intorno al mBq/m³) da non richiedere strumentazione particolarmente sensibile.

Attività alfa

Questo tipo di analisi, normalmente non effettuato routinariamente dai laboratori, può avere una certa importanza per valutare l'eventuale presenza di alfa emettitori durante situazioni di emergenza. Per fare ciò è però importante disporre di adeguate serie storiche di dati.

Si possono utilizzare contatori a basso fondo a flusso di gas che prevedano la discriminazione tra attività alfa e attività beta oppure anche rivelatori al Silicio a

barriera superficiale, se lo strumento è costruito in modo da consentire l'analisi del filtro.

Modalità: Valgono in generale le stesse modalità dell'analisi di attività beta, e occorre far trascorrere almeno 120 ore dal prelievo. In questi casi si possono ottenere MAR inferiori al mBq/m^3 per volumi aspirati di circa 200 m^3 e tempi di conteggio di 10000 s.

Determinazione dello Sr-90

Modalità: Questo tipo di analisi si può fare soltanto a scapito della distruzione del filtro, in quanto necessita 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 è comunque opportuno prevedere, se possibile, un campionamento *ad hoc* per la misura dello Sr-90.

4.1.5 Periodicità

Campionamento: Si suggerisce un campionamento giornaliero continuo nelle 24 ore con prelievo del filtro ogni giorno ad orario prefissato (tipicamente la mattina). Per i sistemi di aspirazione ad altissimo volume il campionamento può essere giornaliero o occasionale, in casi particolari (ad esempio emergenza).

Analisi: L'analisi di spettrometria gamma va eseguita giornalmente su ogni filtro, settimanalmente e mensilmente sui pacchetti di filtri relativi al periodo. Le analisi di attività alfa e beta totale vanno eseguite su ogni filtro giornaliero, secondo le modalità sopra specificate. Per i sistemi ad altissimo volume l'analisi di spettrometria gamma va eseguita ogni volta che si preleva il filtro.

4.1.6 Misure di spettrometria gamma in situazioni di pre-emergenza o di emergenza

Considerazioni generali

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.

Come è già stato accennato nell'introduzione, nei casi di effettiva emergenza nucleare, il coordinamento del monitoraggio spetta al CEVaD che, 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 che possono essere anche piuttosto generiche, per quanto attiene agli aspetti di esecuzione tecnica della misura (ad esempio: si richiede di eseguire 2 o 3 misure al giorno aventi una data sensibilità).

Criteria e periodicità delle misure

La scelta dei criteri e delle periodicità con cui proporre alle varie strutture della rete l'esecuzione 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 è 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 (40-50 m³/giorno), alcuni con portate più elevate (180-200 m³/giorno) e solo pochissimi con portate elevatissime (1600-2000 m³/giorno). Solo uno o due dispongono infine di sistemi di monitoraggio in continuo.

Da questo stato di cose ne discende che le prestazioni che possono essere fornite dai vari laboratori possono essere 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 contrastata dalla 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 alle altre variabili in gioco (tempo di aspirazione, portata, tempo di conteggio). Si giunge quindi alla relazione:

$$MAR = \frac{\text{costante}}{p \cdot t_{\text{aspirazione}} \cdot \sqrt{t_{\text{conteggio}}}}$$

nella quale p indica la portata delle pompe, t i tempi di aspirazione e conteggio, mentre la costante dipende dalle caratteristiche del rivelatore e del radionuclide; sulla base di tale espressione si possono quindi valutare le prestazioni ottenibili nei vari casi.

Resta da definire il valore della Minima Attività Rivelabile richiesta.

Prendendo come riferimento il Cs-137, un livello accettabile per monitoraggi in caso di incidente nucleare esteso (presumibilmente di origine transfrontaliera) non dovrebbe essere superiore a 0,1 Bq/m³ e, possibilmente, arrivare a 0,01 Bq/m³. Si ricordi che la concentrazione raggiunta in Italia durante l'incidente di Chernobyl fu di qualche Bq/m³. Sembrerebbe quindi ragionevole richiedere alle misure in aria una sensibilità che sia almeno 10 volte superiore. D'altra parte tale livello di sensibilità può essere sufficiente per fare le prime valutazioni radioprotezionistiche.

Facendo dunque uso dell'equazione proposta si possono calcolare le MAR ottenibili ipotizzando le seguenti situazioni:

- 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 $0,5 \text{ mBq/m}^3$). 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 evidentemente non sempre proponibile in caso di emergenza; pertanto c'è da attendersi che le MAR calcolate siano leggermente inferiori rispetto a quelle "reali", nel caso in cui si proceda immediatamente alla misura dopo il prelievo.

I risultati che si ottengono sono comunque interessanti. Nei grafici che seguono vengono presentati i dati ricavati ipotizzando l'utilizzo di pompe aventi portata di $1,7 \text{ m}^3/\text{h}$, $8,3 \text{ m}^3/\text{h}$ e $70 \text{ m}^3/\text{h}$. Sono indicati gli utilizzi con tempi di aspirazione da 720 a 7200 secondi. Tempi superiori sono stati giudicati non idonei per casi di emergenza, nei quali è importante seguire l'andamento temporale della contaminazione.

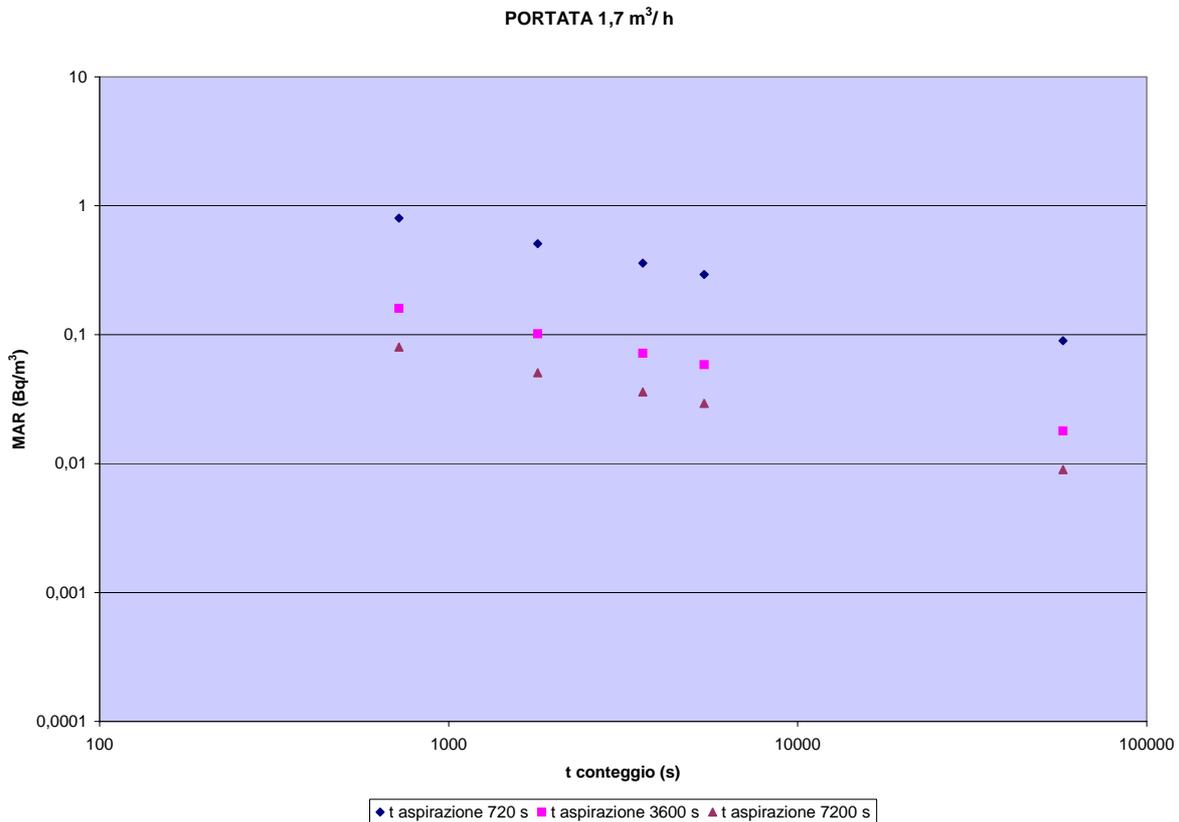


Figura n. 4.1: Andamento della MAR di una sistema di aspirazione con portata pari a $1,7 \text{ m}^3/\text{h}$ in funzione del tempo di conteggio.

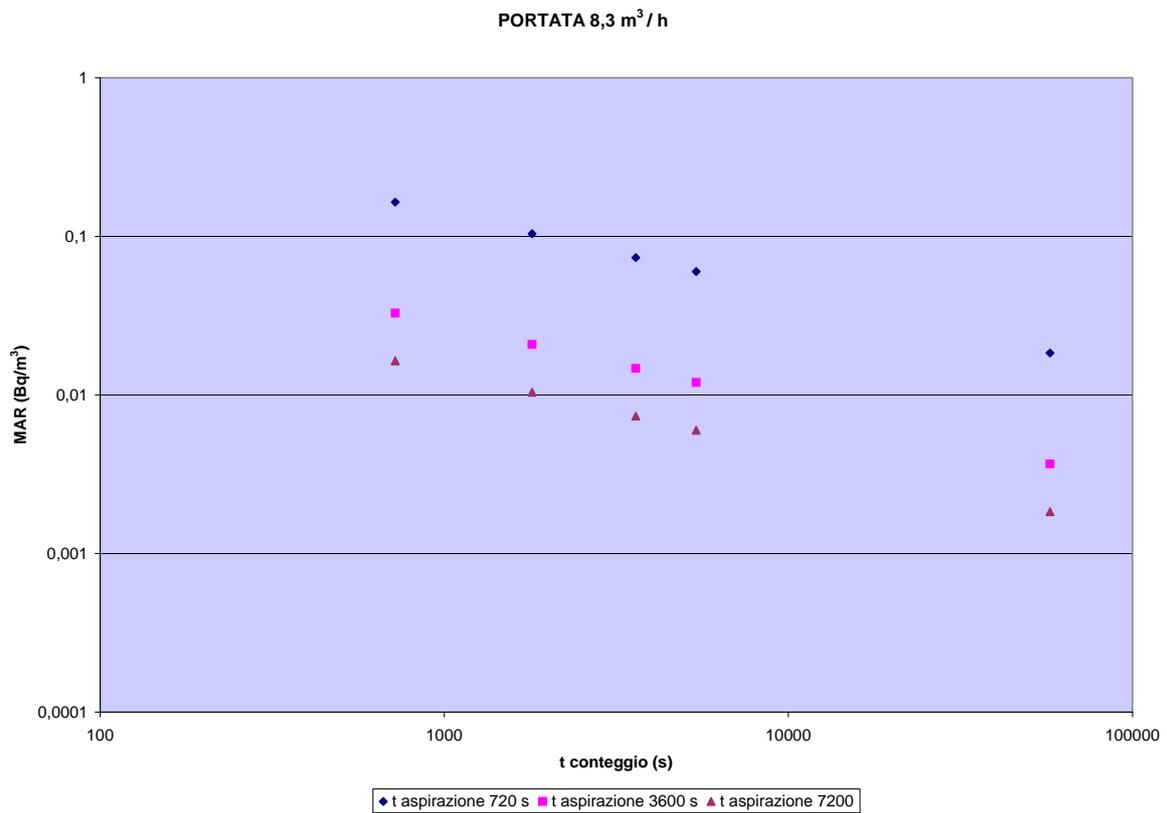


Figura n. 4.2: Andamento della MAR di un sistema di aspirazione con portata pari a 8,3 m³/h in funzione del tempo di conteggio.

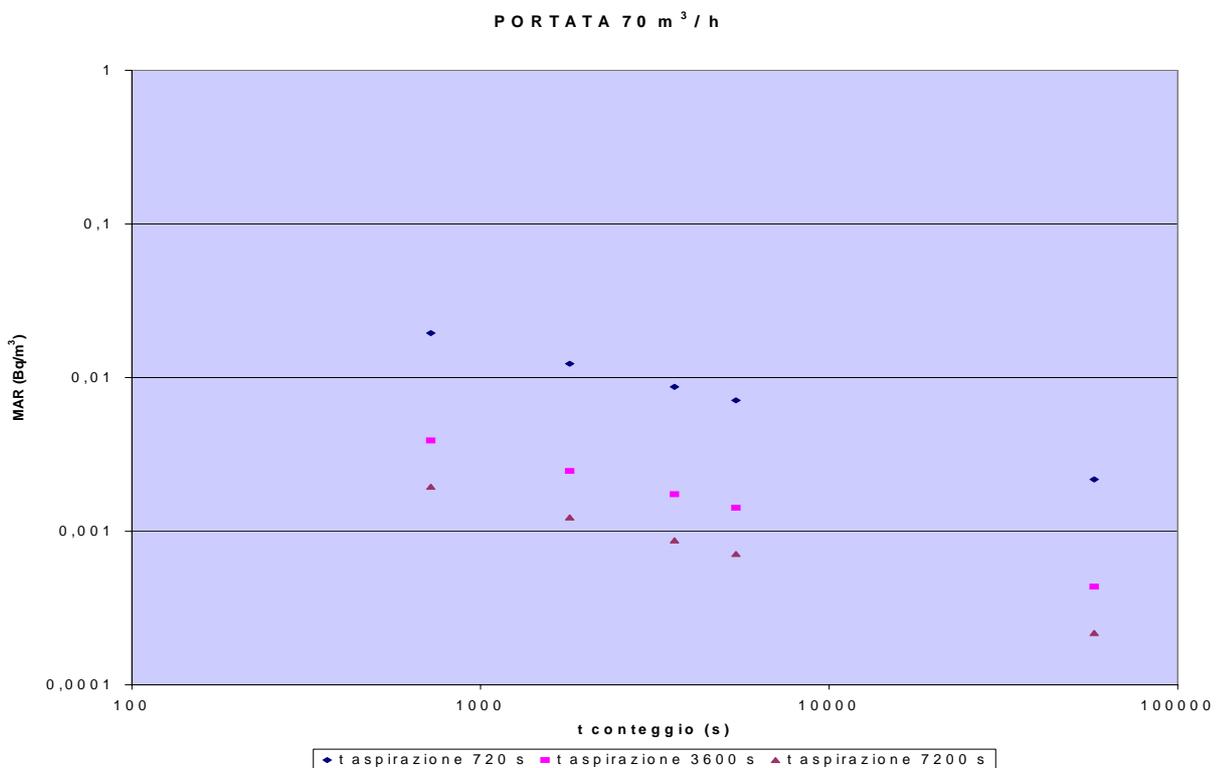


Figura n. 4.3: Andamento della MAR di un sistema di aspirazione con portata pari a 70 m³/h in funzione del tempo di conteggio.

Come si vede, 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 CRR), è necessario campionare per almeno 1 ora, eseguendo poi un conteggio della durata di circa mezz'ora. Risultati leggermente migliori si ottengono campionando per 2 ore con successivo conteggio della durata di soli 12 minuti.

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 reale di un incidente.

4.2 Deposizione al suolo (fallout)

4.2.1 Campionamento

Tipo di campione: Deposizione al suolo sia umida che secca.

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

i recipienti di raccolta vanno sistemati in modo che la loro bocca si trovi ad un'altezza dal suolo di circa due metri, in spazi liberi e aperti (ad esempio tetti, terrazze, giardini, etc.) 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 per la raccolta del particolato atmosferico su filtro.

Si suggerisce di registrare anche i dati di piovosità, per stabilire una correlazione tra le precipitazioni e la quantità di materiale raccolto.

Modalità di campionamento: La raccolta va effettuata in recipienti di plastica non porosa (moplen). Il numero e le dimensioni dei contenitori non sono vincolanti, purché sia garantita una superficie di raccolta di almeno 2 m^2 e l'altezza delle pareti sia tale da contenere tutto il volume di acqua che può precipitare nei mesi più piovosi. Un dispositivo di raccolta alternativo e senza dubbio pratico è un unico vascone in acciaio inox, con le pareti sufficientemente alte. In questo modo è più facile raggiungere la superficie di raccolta necessaria ed è più agevole raccogliere il materiale depositato. Sulla bocca dei recipienti dovrà essere prevista una rete di protezione a maglie piuttosto sottili (2-3 cm) per evitare l'ingresso di materiali estranei (foglie, carta, piume, etc.).

Il fondo dei recipienti dovrà essere tenuto costantemente ricoperto da un paio di centimetri di acqua distillata addizionata con HCl o HNO_3 (fino a $\text{pH} = 1$) per prevenire l'assorbimento sulle pareti dei contenitori (soprattutto nel caso di impiego di contenitori in plastica) e l'insorgere di muffe. Soprattutto nei mesi estivi, con scarse piogge ed alta evaporazione, sarà necessario provvedere all'aggiunta di liquido, o manualmente o in

modo automatico, facendo uso di un dosatore di acqua al fine di impedire la risospensione del materiale depositato. Al contrario nei mesi più piovosi potrà essere conveniente procedere a raccolte parziali di acqua, senza ritirare i contenitori, ed iniziare l'evaporazione del campione senza attendere la fine del periodo di campionamento.

4.2.2 Pretrattamento

Dopo aver raccolto il liquido dai contenitori, questi vengono ripetutamente lavati con piccole quantità di acqua deionizzata che verrà aggiunta al liquido raccolto. Si consiglia di raccogliere anche il materiale depositato sulle pareti del contenitore (o dei contenitori) lavandole con acqua deionizzata e spazzolone. Tutto il liquido raccolto verrà concentrato per evaporazione fino a ridurre il volume a qualche litro. Il concentrato verrà quindi tirato a secco lentamente, in una grande capsula su bagno di sabbia o in stufa a 105 °C. Il residuo secco dovrà infine essere raccolto con molta cura e pesato.

Dopo la misura, al campione potrà essere aggiunta materia inerte (ad esempio carbone attivo) per ottenere un residuo secco da conservare in archivio.

Determinazione di Sr-90

Un'aliquota del residuo essiccato va calcinata in muffola a 450 °C. Il materiale raccolto va pesato, macinato finemente e trasferito in un contenitore di plastica.

4.2.3 Analisi

Spettrometria gamma

La libreria da considerare è quella riportata nel Paragrafo 3.1 Spettrometria gamma. Un radionuclide tipico di questa matrice è il Be-7, rivelabile con fallout mensile di parecchi Bq/m²).

Modalità: Va eseguita su un'aliquota costante in peso (in genere 4 grammi) del campione essiccato, utilizzando un contenitore opportunamente calibrato. Solitamente i campioni raccolti in ambiente urbano o rurale forniscono un residuo secco sufficiente. In ambienti particolari può accadere che il campione si presenti troppo pulito, nel senso che il residuo secco può essere molto scarso, non sufficiente per la preparazione del campione da sottoporre ad analisi. In questi casi conviene effettuare la misura direttamente sulla fase liquida, in beaker di Marinelli, previa concentrazione fino ad ottenere il volume desiderato (generalmente 0,5 o 1 dm³). Questa modalità di analisi è però sconsigliata, in quanto la sensibilità ottenibile è bassa. Inoltre il particolato in sospensione nella fase acquosa, che contiene la maggior parte dei radionuclidi, tende a depositarsi sul fondo del beaker di Marinelli, rendendo il campione non omogeneo.

MAR: Sono raggiungibili valori di MAR dell'ordine di 10⁻² – 10⁻³ Bq/m² per il Cs-134 e lo I-131. Il Cs-137 in genere fornisce valori di attività superiori alla MAR (dell'ordine di 10⁻¹ – 10⁻² Bq/m²).

Determinazione dello Sr-90

Modalità: Si rimanda alla pubblicazione specifica.

MAR: Si raggiungono valori di MAR dell'ordine di 0,5 Bq/m².

4.2.4 Periodicità

Campionamento: Si consiglia di prelevare il materiale depositato nei contenitori una volta al mese lasciando i contenitori esposti ininterrottamente e di effettuare il prelievo a fine mese (o all'inizio del mese successivo) per ottenere la deposizione relativa al mese trascorso.

Analisi: L'analisi va effettuata mensilmente, se il campionamento è mensile per quanto riguarda la spettrometria gamma, mentre per lo Sr-90 possono essere prese in considerazione anche cadenze più diradate (trimestrali o semestrali).

4.3 Detrito Minerale Organico Sedimentabile (DMOS)

4.3.1 Campionamento

Tipo di campione: Detrito Minerale Organico Sedimentabile. È la fase solida in sospensione nell'acqua dei fiumi campionata in prossimità del fondale. Si tratta quindi di una matrice intermedia rispetto al particolato in sospensione e il sedimento fluviale.

Scelta dei punti di campionamento: I punti di campionamento devono essere localizzati nell'alveo principale del fiume, possibilmente in corrispondenza delle massicciate ed a una profondità di almeno 1 metro. Per ovvie ragioni è bene scegliere punti di facile accesso e inequivocabilmente identificabili per poter effettuare i successivi campionamenti negli stessi posti.

Modalità di campionamento: Il dispositivo di campionamento consiste in due sacchetti di plastica inseriti uno all'interno dell'altro. Sulle facciate del sacchetto interno vengono effettuati tre tagli orizzontali, mentre su quelle del sacchetto esterno vengono effettuati tre tagli verticali di circa 20 cm. All'interno dei sacchetti vengono inserite tre strisce in PVC di 10x100 cm ripiegate. I sacchetti vengono chiusi con una semplice legatura e zavorrati per farli stare fermi sul fondo del fiume. Questo dispositivo permette all'acqua di entrare nei sacchetti e al DMOS di depositarsi nelle pieghe delle strisce in PVC e di non disperdersi troppo nella fase di recupero.

Il campionatore consiste dei due elementi descritti in precedenza legati insieme. A questo dispositivo è legato con una corda o con un filo da pesca sufficientemente resistente un galleggiante, utile per recuperare il campionatore terminato il periodo di campionamento.

Il metodo si è dimostrato efficace in condizioni di stabilità idrologica ed in assenza di un importante trasporto di fondo: in questi casi l'efficacia di recupero è prossima al 100%.

Per fiumi di una certa grandezza (Po, Adige, Arno, Tevere) il campionamento dovrà essere effettuato almeno in corrispondenza del tratto di corso superiore, mediano e inferiore. In ciascuna zona vanno posti otto campionatori per assicurare una elevata

significatività del campionamento anche in rapporto alla possibile perdita di alcuni campionatori.

Per corsi d'acqua minori è in generale sufficiente un campionamento, sempre con otto campionatori, in corrispondenza della parte terminale del fiume.

Il posizionamento dei campionatori andrà comunque studiato anche in rapporto alla localizzazione delle possibili fonti inquinanti.

4.3.2 Pretrattamento

Sul materiale raccolto va effettuata una setacciatura ad umido, con setaccio di 1 mm.

Analisi granulometrica

Su una aliquota di 20-40 g del materiale setacciato a 1 mm effettuare una seconda setacciatura a 62 µm per separare la parte sabbiosa da limo e argilla. Queste frazioni vanno essiccate a 105 °C per stabilire la composizione granulometrica prevalente.

Determinazione della componente organica

Una seconda aliquota del materiale setacciato a 1 mm e successivamente essiccato a 105 °C, va sottoposta ad incenerimento per valutare il contenuto di materiale organico connesso alla perdita di peso. Per questo basta pesare una determinata quantità di materiale essiccato (generalmente 1-2 g), sottoporlo a calcinazione a 500 °C per 24 ore e pesare il materiale calcinato, valutando quindi per differenza la perdita di peso.

Determinazione del fattore di conversione peso fresco/peso secco

Una terza aliquota, accuratamente pesata (circa 10 g) e privata dell'eccesso di acqua attraverso sedimentazioni successive, va sottoposta ad essiccazione in stufa a circa 105°C per 48 ore per stabilire il fattore di conversione peso fresco/peso secco, al fine di poter esprimere i risultati in Bq/kg al peso secco.

Determinazione dello Sr-90

Una aliquota del materiale setacciato a 1 mm (circa 300-500 grammi) e privato dell'eccesso di acqua attraverso sedimentazioni successive va sottoposta a calcinazione in muffola a 450 °C per alcune ore.

4.3.3 Analisi

Spettrometria gamma

I radionuclidi da ricercare sono tutti i gamma emettitori riportati nel Paragrafo 3.1 *Spettrometria gamma*. Di particolare importanza, oltre al Cs-137 e al Cs-134, ancora presenti in ambiente, sono i radionuclidi che permettono di identificare eventuali scarichi ospedalieri, come ad esempio lo I-131, lo I-125, il Mo-99 e il Tc-99m, etc..

Modalità: Una aliquota di 1 kg del materiale setacciato a 1 mm e privato dell'eccesso di acqua attraverso sedimentazioni successive viene trasferita in un beaker di Marinelli e successivamente analizzata.

Ai fini della determinazione dello I-131 e di altri radionuclidi di origine ospedaliera a vita molto breve (ad esempio il Tc-99m) è importante che l'analisi sia eseguita direttamente sul campione tal quale.

I dati ottenuti sono normalmente riferiti al giorno medio di campionamento. Tuttavia per radionuclidi a vita molto breve (Tc-99m) tale approccio può condurre a correzioni irrealistiche: è pertanto preferibile riferirsi, in tali casi, al giorno di fine campionamento.

MAR: Sono raggiungibili valori di MAR dell'ordine di 10^{-1} Bq/kg al peso fresco per i radionuclidi gamma emettitori per tempi di conteggio di 16 ore. Lo I-131, il Cs-137 e molte volte anche il Cs-134 forniscono valori di attività superiori alla MAR, con concentrazioni che vanno dalla frazione di Bq/kg (I-131) alla decina di Bq/kg (Cs-137).

Determinazione di Sr-90

Modalità: Si rimanda alla pubblicazione specifica.

MAR: I valori di MAR che si possono ottenere sono di circa 3 Bq/kg al peso secco.

4.3.4 Periodicità

Campionamento: Per il monitoraggio dei grandi fiumi, il campionamento va effettuato quattro volte all'anno, nel periodo centrale dei mesi di Febbraio, Maggio, Agosto e Novembre; vanno comunque evitati i periodi di forte magra e di piena. La durata del campionamento non deve essere inferiore a sei giorni.

Analisi: Trimestrale oppure ogni qualvolta si effettua il campionamento per la spettrometria gamma. Per la determinazione di Sr-90, se prevista, la periodicità potrà essere anche inferiore.

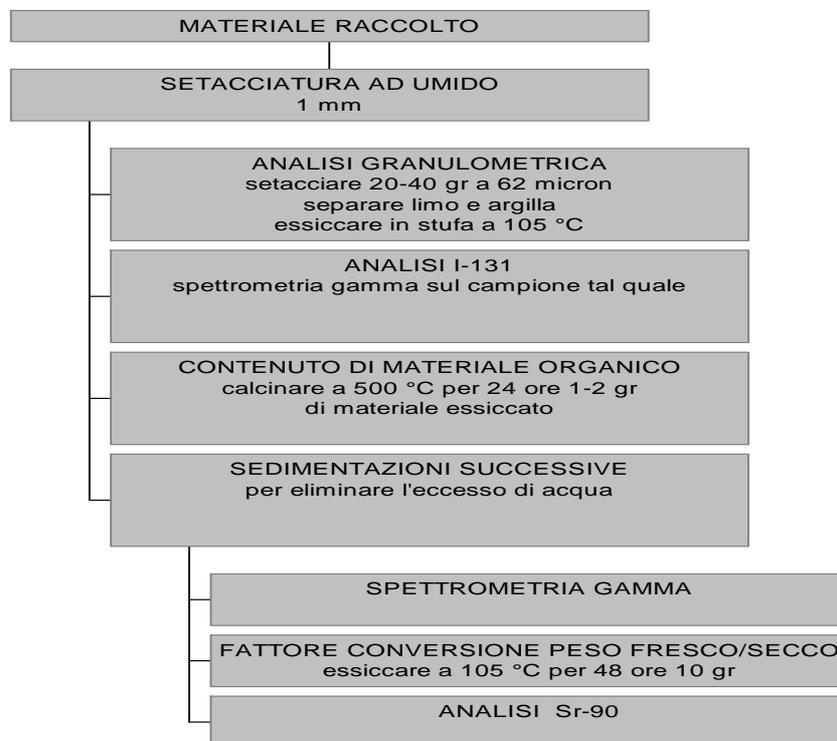


Figura n. 4.4: Schema riassuntivo dei tipi di analisi effettuabili sui campioni di DMOS e di sedimenti.

4.4 Sedimenti

4.4.1 Campionamento

Tipo di campione: Sedimenti lacustri o marini.

Scelta dei punti di campionamento: Per i sedimenti lacustri vanno scelti almeno due punti lontano da eventuali emissari o immissari ed ad una distanza dalla riva tale da evitarne l'influenza. I sedimenti marini vanno prelevati nei punti di minore turbolenza e velocità delle acque, possibilmente in corrispondenza dei punti di prelievo delle acque marine. Le stazioni vanno selezionate in modo da permettere il prelievo nello stesso punto del maggior numero di matrici marine e di seguire l'evoluzione temporale dei livelli di radioattività in diversi comparti di un unico microambiente.

Modalità di campionamento: Il campionamento va eseguito usando una benna di piccole dimensioni tipo *mud snapper*. Per ogni punto di prelievo scelto devono essere effettuati almeno due prelievi e raccolti 1-2 kg di sedimenti indisturbati superficiali.

4.4.2 Pretrattamento

Su tutto il materiale umido va effettuata una setacciatura con setaccio a 1 mm.

Analisi granulometrica

Su una aliquota di 20-40 g del materiale setacciato a 1 mm effettuare una seconda setacciatura a 62 μm per separare la parte sabbiosa da limo e argilla. Queste frazioni vanno essiccate in stufa a 105 °C per stabilire la composizione granulometrica prevalente.

Determinazione della componente organica

Una seconda aliquota del materiale setacciato a 1 mm e successivamente essiccato a temperatura ambiente, va sottoposta ad incenerimento per valutare il contenuto di materiale organico connesso alla perdita di peso. Per questo basta pesare una determinata quantità di materiale essiccato (generalmente 1-2 g), sottoporlo a calcinazione a 500 °C per 24 ore e pesare il materiale calcinato, valutando quindi per differenza la perdita di peso.

Determinazione del fattore di conversione peso fresco/peso secco

Una terza aliquota, accuratamente pesata (circa 10 g) e privata dell'eccesso di acqua attraverso sedimentazioni successive, va sottoposta ad essiccazione in stufa a circa 105°C per 48 ore per stabilire il fattore di conversione peso fresco/peso secco, in modo da poter esprimere i risultati in Bq/kg al peso secco.

Determinazione dello Sr-90

Una aliquota del materiale setacciato a 1 mm (circa 300-500 grammi) e privato dell'eccesso di acqua attraverso sedimentazioni successive va sottoposta a calcinazione in muffola a 450 °C per alcune ore. Il successivo trattamento può avere modalità leggermente differenti a seconda che i sedimenti siano lacustri o marini.

4.4.3 Analisi

I tipi di analisi effettuabili sui campioni di sedimenti sono schematizzati nella Figura n. 4.4 riportata alla fine del Paragrafo 4.3 *Detrito Minerale Organico Sedimentabile (DMOS)*.

Spettrometria gamma

I radionuclidi da ricercare sono tutti quelli elencati nel Paragrafo 3.1 Spettrometria gamma.

Modalità: Una aliquota di 1 kg del materiale setacciato a 1 mm e privato dell'eccesso di acqua attraverso sedimentazioni successive viene trasferita in un beaker di Marinelli e successivamente analizzata. Ai fini della determinazione dello I-131 è importante che l'analisi sia eseguita in tempi brevi, anche sul campione tal quale, setacciato a 1 mm.

MAR: Si riescono ad ottenere valori di MAR dell'ordine di 10^{-1} Bq/kg al peso fresco. È tuttavia facile riscontrare valori di Cs-137 e di Cs-134 superiori alla MAR (fino a qualche decina di Bq/kg per il Cs-137 e frazioni di Bq/kg per il Cs-134).

Determinazione dello Sr-90

Modalità: Si rimanda alla pubblicazione specifica.

MAR: I valori di MAR ottenibili sono di circa 3 Bq/kg al peso secco.

4.4.4 Periodicità

Campionamento: Annuale.

Analisi: Annuale, sia per la spettrometria gamma che per lo Sr-90.

4.5 Suoli

4.5.1 Campionamento

Tipo di campione: Suolo.

Scelta dei punti di campionamento: L'uso più frequente delle misure di concentrazione di radionuclidi nel suolo è la stima dell'inventario di quanto è stato depositato su una data area. Questo tipo di obiettivo richiede la selezione di un numero sufficiente di siti rappresentativi e la densità spaziale di tali siti dipende dall'accuratezza richiesta e dalle caratteristiche orografiche e meteorologiche della zona in esame.

Nel caso di campionamenti e misure eseguiti allo scopo di valutare la concentrazione di materiale depositato al suolo, la misura espressa in termini di concentrazione per unità di superficie risulta essere la più utile. Il campionamento dovrà allora essere effettuato in modo che il peso del campione possa essere facilmente ricondotto alla superficie e alla profondità di raccolta.

È importante che la profondità di prelievo del campione sia tale da consentire la raccolta di tutto il materiale depositato. Se il tempo ed i costi del campionamento lo consentono, potrà essere utile effettuare, in via preliminare, un profilo della distribuzione dei radionuclidi (prelievo in strati successivi) che consenta di stabilire la profondità di

prelievo adatta. Generalmente viene considerata ottimale la scelta di una profondità che consenta di raccogliere il 90-95 % del radionuclide di interesse. La profondità ottimale è naturalmente legata alle caratteristiche del suolo e quindi tali fattori vanno considerati nella programmazione del campionamento.

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 oltretutto 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.

I siti devono essere posti ad almeno 100 m da strade con molto traffico.

La superficie di raccolta consigliata è di 500-1000 cm², composta da 10 campioni raccolti ad una certa distanza l'uno dall'altro (variabile da circa 50 cm ad alcuni metri a seconda dell'obiettivo del campionamento).

Quando si supponga che il materiale depositato rimanga a lungo sul luogo di deposizione, il sito dovrebbe 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.

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

- 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 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. Fatta eccezione per il caso in cui si debbano effettuare campionamenti in seguito a rilasci accidentali (vedasi Paragrafo 2.), tale materiale deve in genere essere rimosso prima di effettuare il campionamento ed eventualmente misurato a parte (es.: foraggi). L'erba e i piccoli arbusti devono essere falciati o tagliati con cesoie alla minima altezza possibile e le radici

andranno a far parte dello scheletro degli strati di terreno sottostanti. Un eventuale sradicamento comporterebbe infatti anche la rimozione di parte del suolo.

Molto spesso all'interno del campione sono presenti, oltre ai sassi, radici di varie dimensioni, sostanze organiche vegetali, piccoli animali o altro. A seconda dello scopo del campionamento, tali materiali, che vengono comunque separati nella prima fase di setacciatura dal resto del campione, possono o meno essere misurati.

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 (vedasi Figura n. 4.5).

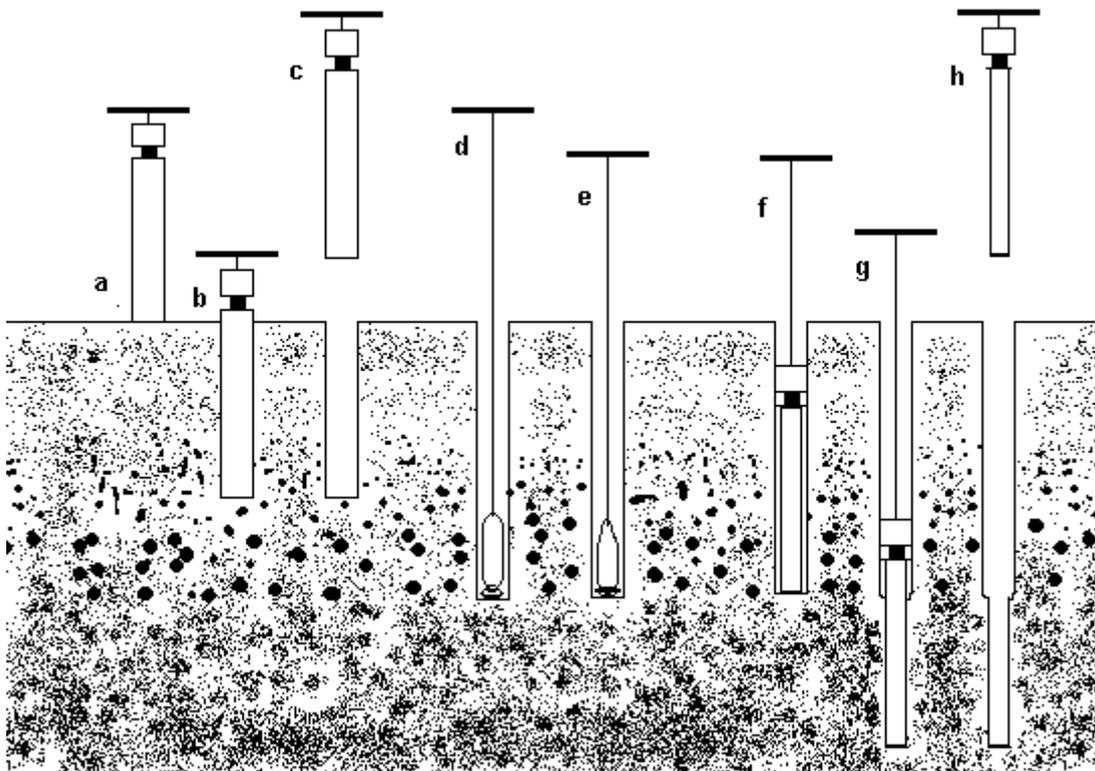


Figura n. 4.5: Illustrazione del metodo di campionamento con diversi tipi di trivelle.

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 (vedasi Figura n. 4.6). 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) 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 ed un martello per spaccare eventuali sassi, oltre, naturalmente, alla sagoma, se si voglia utilizzare tale metodo. I sassi e le radici vanno, in genere, incluse nel campione.

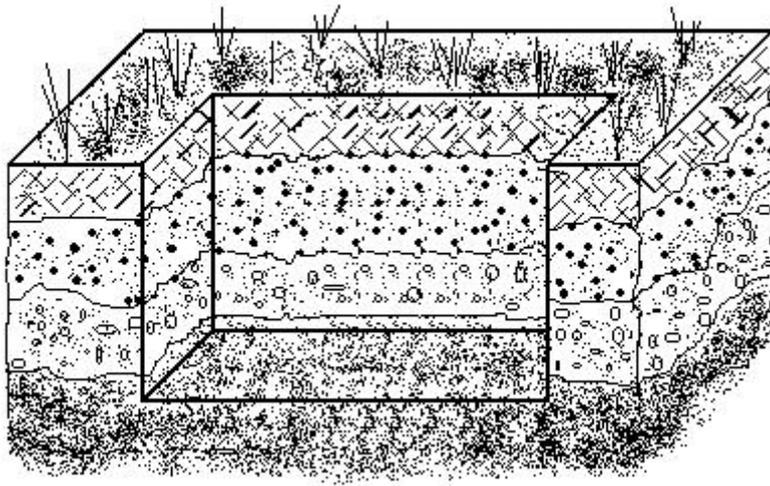


Figura n. 4.6: Illustrazione del metodo di campionamento della trincea.

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 (vedasi Figura n. 4.7).

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.

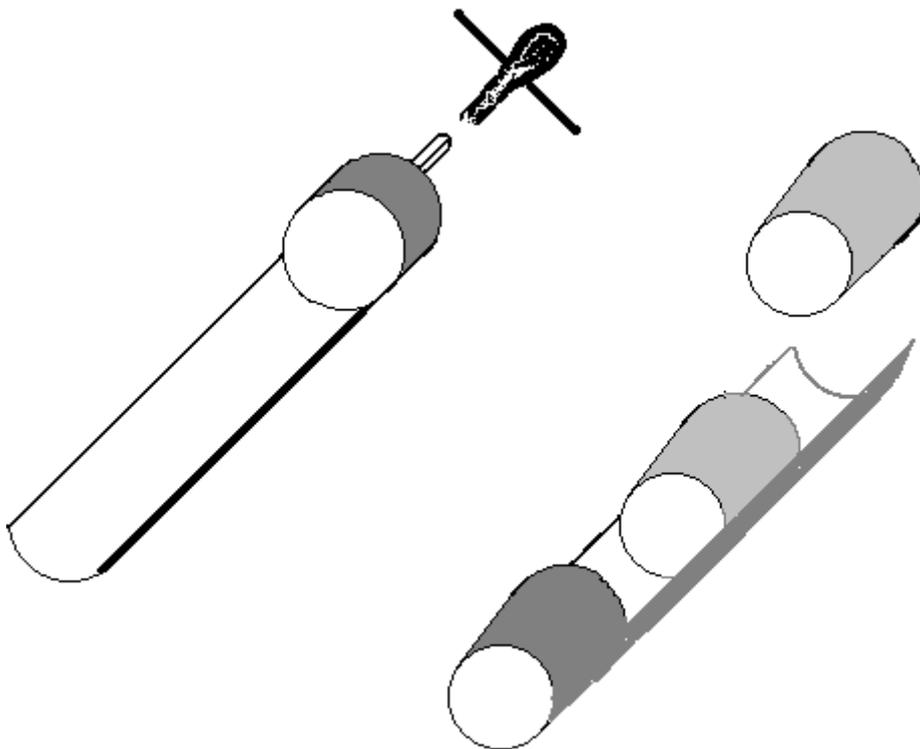


Figura n. 4.7: Illustrazione del metodo di campionamento con il tubo spaccato.

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 la 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. Inoltre, volendo separare il profilo di suolo

secondo gli orizzonti pedologici, è necessario che il campionamento venga effettuato da un pedologo. 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 n. 4.1 riassume quanto detto finora.

	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.			

Tabella n. 4.1: Tabella comparativa delle tre metodologie di campionamento.

4.5.2 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 genere il campione viene sempre pesato in campo in modo che sia possibile, in seguito, valutare il contenuto idrico del campione stesso, oltrechè poter confrontare il risultato dell'analisi in laboratorio con l'eventuale spettrometria gamma in campo.

È necessario adottare precauzioni per evitare che, nel caso siano stati trattati in precedenza campioni a contaminazione elevata, la strumentazione usata per il trattamento contaminati i campioni trattati successivamente. A tale scopo è auspicabile effettuare i trattamenti in ordine crescente rispetto alla presunta contaminazione e successivamente procedere a lavaggi della strumentazione con soluzione decontaminante.

Una frazione del campione trattato e/o non trattato può essere conservata per essere sottoposta ad analisi granulometrica (vedasi Appendice A), per consentire la classificazione del suolo e la determinazione delle caratteristiche fisico-chimiche d'interesse.

La procedura generale di trattamento prevede le fasi seguenti:

- essiccazione;
- setacciatura ed omogeneizzazione.

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 (vedi Tabella n. 4.2).

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 pale 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.

Trattamenti particolari

Nel caso in cui l'indagine sia mirata alla determinazione dei radionuclidi naturali, particolare attenzione deve essere posta nella preparazione del campione per la misura: il beaker utilizzato deve avere una chiusura ermetica e deve essere costituito di un materiale tale da impedire la perdita di gas radon dal campione; la misura deve essere effettuata dopo che siano trascorsi non meno di 15 giorni dal trasferimento del campione nel beaker, per permettere il raggiungimento dell'equilibrio delle famiglie di radionuclidi naturali ed, in particolare, del ^{222}Rn con il ^{226}Ra e quindi la corretta valutazione delle attività di tali radionuclidi.

Per una rapida valutazione di contaminazione superficiale (espressa in Bq/m^2) 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 n. 4.2 riporta i tempi medi di campionamento e preparazione del campione richiesti per esaminare un sito secondo le diverse modalità presentate.

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 + 7 gg	28 h	16 h

Tabella n. 4.2: Tempi di campionamento e preparazione del campione (per un sito), fino ad avere il campione nel beaker da 450 o 1000 cc.

4.5.3 *Analisi*

Spettrometria gamma

Nella libreria da utilizzare dovranno essere 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 (il ^{40}K e le serie dell'U-238, U-235 e Th-232, che possono essere utilizzati per effettuare confronti fra diversi tipi di suolo).

Modalità: Potranno essere utilizzate diverse geometrie di misura, purché sia stata precedentemente effettuata un'opportuna taratura. A seconda del tipo di geometria impiegato per la misura, della densità del campione e dei radionuclidi di interesse, potrà essere inoltre necessario utilizzare sorgenti di taratura di particolare densità o, comunque, effettuare le correzioni dell'efficienza del rivelatore per la densità.

Poiché in genere, soprattutto per gli strati più profondi, saranno necessarie misure lunghe (dell'ordine delle 24 ore), in considerazione della particolarità della matrice (ricca di radionuclidi naturali), sarà indispensabile effettuare una sottrazione di uno spettro di fondo dallo spettro del campione prima di effettuare la valutazione dell'attività dei radionuclidi presenti.

Sarà opportuno che le misure vengano eseguite con un errore non superiore al 5 % sul picco del ^{137}Cs .

Presentazione dei dati: A seconda dello scopo del campionamento, potrà 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. Una formula utile per la conversione è la seguente:

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

dove As è l'attività specifica, massa e superficie totale sono quelle del campione raccolto, mentre per campione misurato si intende quella frazione del campione raccolto che viene posta nel beaker e misurata e 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/m²) di ogni strato di suolo prelevato 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.

4.5.4 Periodicità

La periodicità delle analisi del suolo non è, di norma, codificata, in quanto essa spesso è legata a specifiche campagne di monitoraggio e, in generale, dipende comunque dalle finalità prefisse (si veda a questo proposito, il paragrafo successivo).

Può comunque essere utile prevedere il monitoraggio periodico (semestrale o trimestrale) di uno o più siti particolarmente significativi: in tal modo è possibile seguire nel tempo una situazione di “punto zero” e, eventualmente, ottenere anche informazioni sulla migrazione dei radionuclidi.

4.5.5 Finalità particolari

Il protocollo è funzione delle finalità per le quali si effettua il campionamento dei suoli. Vanno tenute comunque presenti, nella progettazione di un campionamento, la necessità di minimizzare gli effetti di contaminazione incrociata e le opportunità di avere informazioni sulle origini della contaminazione ed anche su alcuni parametri caratteristici della località in cui avviene il campionamento (piovosità, granulometria del suolo, ecc...).

Va inoltre ricordato che, in caso di rilasci accidentali in cui il tipo e l'entità della contaminazione siano ignoti o, 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.

Rilascio accidentale

A seguito di un incidente che produca il rilascio di contaminante radioattivo 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 accidentale 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 analoghi a quelli del Paragrafo 4.5.1. 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. Nell'eventualità che un punto non possa essere campionato, bisogna sceglierne un altro che possa essere ritenuto sostitutivo di quello mancante in modo da non introdurre distorsioni sulle informazioni globali ottenute. Particolare attenzione dovrebbe essere dedicata anche ad eventuali centri abitati vicini alla zona del rilascio. Lo stesso tipo di indicazioni dovrebbero essere seguite nel caso di indagini preliminari attorno a impianti che possano dare luogo ad un qualunque tipo di rilascio radioattivo. In questa fase sarebbe importante individuare siti in cui si possano effettuare campionamenti in tempi successivi. Con questo obiettivo dovrebbero essere scelte zone di qualche metro quadrato, omogenee sotto tutti i punti di vista (cioè all'interno delle quali tutti i punti possano essere considerati equivalenti), in modo che, avendo a disposizione per il prelievo un'area abbastanza grande, si ottengano campioni che consentano di ricostruire la "storia" della contaminazione del sito senza condizionamenti dovuti ad operazioni di prelievo precedenti.

Profilo della distribuzione

Qualora si vogliano studiare e valutare l'entità e le modalità di migrazione dei radionuclidi lungo gli orizzonti pedologici, la rimozione nel tempo dei radionuclidi stessi, il trasferimento dei radionuclidi dal suolo ai vegetali etc., è necessario conoscere il profilo della distribuzione dei radionuclidi di interesse.

A seconda dei diversi obiettivi del lavoro, il campionamento dovrà essere condotto con diverse modalità. Ad esempio, nel caso in cui si voglia valutare la disponibilità di un certo radionuclide per le radici di determinati vegetali, non sarà indispensabile conoscere la quantità totale di radionuclide depositato ma sarà sufficiente conoscere l'attività del radionuclide stesso nella zona in cui sono attive le radici del vegetale di interesse.

Volendo studiare la migrazione in profondità di un radionuclide nel tempo, in funzione delle caratteristiche chimico fisiche del suolo, sarà necessario valutare la concentrazione del radionuclide stesso nei vari strati di suolo corrispondenti a diversi orizzonti pedologici (orizzonte organico, orizzonte minerale, etc.). In altri casi potrebbe essere utile conoscere la concentrazione di un dato radionuclide in vari strati di suolo divisi a seconda della profondità.

Inoltre potrà essere necessario, a seconda degli obiettivi del lavoro, esprimere la concentrazione del radionuclide in diversi modi: Bq/kg, Bq/m², Bq/m³, etc.

Nel caso in cui si voglia fare uno studio su un ampio territorio, le modalità di scelta del numero e della localizzazione dei siti di campionamento seguiranno gli stessi criteri del Paragrafo 4.5.1 *Campionamento*.

La posizione specifica del singolo sito dipende dall'obiettivo del campionamento e potrebbe avere caratteristiche notevolmente differenti da quelle precedentemente riportate: ad esempio il sito potrebbe essere posizionato all'interno di un'area boschiva oppure potrebbero essere scelti più siti con diverse inclinazioni in una stessa zona per valutare i diversi dilavamenti, etc..

Anche la superficie e la profondità di prelievo del campione dipendono dall'obiettivo del campionamento, così come il numero di campioni per ogni sito che sarà comunque, in genere, più basso di quello usato per la valutazione dell'inventario dei radionuclidi.

4.5.6 *Valutazione della risospensione*

Per risospensione si intende quel fenomeno per cui il materiale presente in atmosfera e depositato al suolo ritorna in atmosfera, mentre la sospensione consiste nell'introduzione in atmosfera di materiale depositato sul suolo a seguito di processi non atmosferici (ad esempio fuoriuscite di sostanze radioattive).

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 coefficienti di risospensione. Si definisce coefficiente 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 coefficiente di risospensione disponibili in letteratura variano entro un vasto intervallo (10^{-10} - 10^{-2}) e sono stati determinati in diverse situazioni: azioni meccaniche (risospensione avvenuta per movimentazione del suolo, traffico veicolare, etc.) ed eventi meteorologici (vento, fenomeni di erosione, etc.).

Questa grande variabilità è imputabile a diverse cause legate alle caratteristiche dei suoli, al microclima, alle dimensioni del particolato contaminato che si è depositato, alle interazioni tra materiale depositato e suolo ed anche alla valutazione della contaminazione superficiale.

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 (90 – 95 %) il materiale depositato. 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 materiale 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 (vedi Sehmel G.A.-*Particle resuspension: a review* – Env. Int. 4, 107-127, 1980).

4.5.7 *Ulteriori tipi di analisi*

Analisi granulometrica

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

Le terre prive di coesione vengono classificate solo in base alle dimensioni dei grani mentre quelle coesive, essendo il loro comportamento meccanico influenzato dal contenuto d'acqua vengono classificate con granulometrie e prove eseguite a livelli diversi di umidità.

L'analisi granulometrica consiste nell'individuare la distribuzione percentuale in peso dei grani costituenti la terra in esame, secondo le loro dimensioni. Per le terre 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.

Altre misure di interesse

A seconda dell'obiettivo perseguito, potrebbe rivelarsi utile la misura di alcuni parametri chimico-fisici e/o geopedologici dei campioni raccolti.

I parametri in genere misurati sono:

- elementi caratteristici dell'analisi geopedologica dei profili: quota, pendenza, esposizione, rocciosità, pietrosità, erosione, uso del suolo, substrato geologico e fisiografia;
- orizzonti costituenti ogni profilo e loro caratteristiche morfologiche: spessore, limite inferiore, colore, struttura, consistenza, scheletro, radici, porosità, attività biologica, fessurazione e facce di pressione;
- classificazione del suolo (ad esempio secondo la Soil Taxonomy dell'U.S.D.A.);
- analisi chimico-agrarie: tessitura, pH in acqua, pH in cloruro di potassio, calcare totale, carbonio organico, sostanza organica, capacità di scambio cationico, basi di scambio, acidità di scambio.

Potranno inoltre essere utili analisi delle componenti floristiche presenti nel sito in esame.

Fra tutte queste variabili risultano in genere di facile misura e di grande interesse:

- la densità radicale;
- la quantità di sostanza organica;
- la granulometria ;
- il pH del campione.

4.5.8 Nozioni elementari sui suoli

In conclusione vengono riportate alcune nozioni sui suoli tratte dal libro di G.B. Castiglioni "Geomorfologia".

"...Il suolo costituisce uno strato di transizione tra litosfera e atmosfera, esso fa da supporto per la vegetazione e per altre attività biologiche connesse.

Nello studio del suolo, si considerano le seguenti caratteristiche fondamentali:

- la composizione chimica e fisica, cioè la presenza di determinate sostanze sia organiche che inorganiche, negli stati solidi, di soluzione ionica e colloidale e di gas;
- la suddivisione in livelli o straterelli diversi, detti *orizzonti*, che insieme costituiscono il *profilo pedologico*; questi orizzonti, dall'alto verso il basso, sono indicati con sigle e precisamente:
 - *O* = orizzonte organico indecomposto;
 - *A_o* = orizzonte organico decomposto, o orizzonte umico (significa ricco di *humus*);
 - *A* = orizzonte costituito sia da sostanza organica decomposta sia da sostanze minerali derivanti dalla roccia per alterazione ed impoverimento di composti chimici solubili (eluviazione);
 - *B* = orizzonte prevalentemente minerale, fortemente alterato, ove si sono concentrati alcuni degli elementi e composti provenienti dall'orizzonte *A* (illuviazione);
 - *C* = orizzonte costituito da roccia alterata;
 - *R* = roccia sottostante non alterata.

Nello studio dei suoli si considera, orizzonte per orizzonte, la composizione chimica, il colore, la dimensione delle particelle di roccia (tessitura), l'acidità (pH), e la struttura.

Importante è anche la presenza d'acqua, che può aderire più o meno strettamente alle particelle solide, e riempire più o meno completamente gli spazi tra granulo e granulo; si distinguono ad esempio l'acqua di adsorbimento, l'acqua di capillarità, e infine l'acqua di percolazione che, quando è presente, occupa i vani maggiori, e sotto l'azione della gravità, può attraversare dall'alto al basso tutto il suolo fino alla falda freatica.

I caratteri di un suolo e l'evoluzione in atto all'interno di esso sono in relazione con un certo numero di *fattori pedogenici* (Pedogenesi = genesi del suolo e sua evoluzione) fra cui ricordiamo:

- il tipo di *roccia madre*;
- il tipo di rilievo;
- il clima;
- le azioni biologiche;
- la durata della pedogenesi.....".

4.6 Matrici rocciose, polveri, materiali edilizi

Pur non facendo parte delle matrici tradizionalmente misurate nell'ambito di un programma di monitoraggio di una rete di rilevamento della radioattività, è comunque indubbio il crescente interesse verso questo tipo di matrici, nel corso degli ultimi anni. Ciò è dovuto anche all'entrata in vigore del D. lgs. n. 241/2000, che ha aperto la strada a nuovi controlli su matrici che possono contenere quantità considerevoli di radionuclidi di origine naturale (i cosiddetti *NORM*, *Natural Occurring Radioactive Material*). Per questo motivo si ritiene utile trattare, sia pure senza entrare in dettagli, le modalità di

analisi di queste matrici, sottolineando in particolare le difficoltà e i problemi che si possono incontrare durante la loro analisi.

4.6.1 Campionamento

Tipo di campione e pretrattamento: Il campione può essere molto eterogeneo. In generale, però, il campionamento non presenta particolari problemi, trattandosi spesso della semplice raccolta di materiale sufficiente per l'analisi, che sarà, nella quasi totalità dei casi, la spettrometria γ . Il pretrattamento della matrice può cambiare se il campione si presenta omogeneo (in polvere o finemente sminuzzato), oppure se è costituito in blocchi (pietre). In quest'ultimo caso occorre evidentemente prevedere un'accurata frantumazione del campione, al fine di ottenere un omogeneo riempimento del contenitore di misura (in generale un Marinelli di 1 l o 450 ml). È bene anche prevedere la sigillatura del contenitore stesso, onde prevenire la fuoriuscita del radon, ed attendere quindi circa 20 giorni per l'eventuale raggiungimento dell'equilibrio del radon con i suoi prodotti di decadimento a vita breve.

Quest'ultima procedura può non essere strettamente necessaria per tutte le tipologie di matrici contenenti la serie dell'U-238: in molti casi, infatti, la frazione di radon che fuoriesce dalla matrice è molto piccola rispetto a quella che resta intrappolata nel reticolo cristallino o adsorbita dalla matrice stessa e quindi l'attesa dei 20 giorni per il raggiungimento dell'equilibrio può essere superflua. Tuttavia, l'adozione di una procedura "semplificata" di questo tipo deve essere supportata da adeguati dati sperimentali relativi alla tipologia della matrice da analizzare e non può quindi essere generalizzata automaticamente per ogni matrice.

4.6.2 Analisi

Spettrometria gamma

L'analisi deve essere eseguita impiegando uno spettrometro γ ad alta risoluzione.

Poiché le misure di questo tipo di matrici sono volte essenzialmente alla determinazione dei radionuclidi di origine naturale (in pratica, nella stragrande maggioranza dei casi, a quelli appartenenti alle famiglie dell'U-238 e del Th-232), è di fondamentale importanza operare eseguendo sempre la sottrazione dei picchi presenti nello spettro del fondo.

Inoltre, in campioni molto attivi, o per particolari applicazioni (ad. esempio la misura dell'U-235), l'affollamento di picchi nello spettro e la presenza di picchi totalmente o parzialmente sovrapposti impone di porre particolare attenzione alle procedure di deconvoluzione automatica dei picchi, normalmente eseguite dai pacchetti software commerciali. A questo proposito è opportuno ricordare che, affinché tali procedure funzionino adeguatamente, è necessario una estrema precisione (e stabilità) non solo nella calibrazione in energia degli spettri ma anche, e soprattutto, nel calcolo della FWHM in funzione dell'energia.

Infine, non si può dimenticare che, di solito, la densità apparente di tali matrici, una volta omogeneizzate e poste nei contenitori di misura (Marinelli o altri), è di molto superiore a 1 g/cm^3 , il valore di riferimento delle soluzioni acquose, normalmente utilizzate per la taratura dei sistemi spettrometrici. Spesso infatti le densità a cui si

lavora sono di gran lunga superiori a quelle delle sorgenti di taratura, anche a quelle “ad alta densità” (1.4 g/cm³). Inoltre, indipendentemente dalla densità, l’autoassorbimento può variare anche considerevolmente in funzione della composizione chimica del campione. Per questo motivo, è fondamentale eseguire una correzione di autoassorbimento. Tale correzione deve essere effettuata su ogni emissione γ utilizzata nel calcolo dell’attività. La correzione viene eseguita semplicemente sostituendo all’efficienza fotoelettrica ottenuta con lo standard multigamma in soluzione acquosa ε_{acq} , l’efficienza fotoelettrica corrispondente alla matrice di interesse ε_{mat} , calcolando cioè:

$$\varepsilon_{mat} = \varepsilon_{acq} \cdot \frac{(\mu / \rho)_{acq} \cdot (1 - e^{-(\mu / \rho)_{mat} \cdot t})}{(\mu / \rho)_{mat} \cdot (1 - e^{-(\mu / \rho)_{acq} \cdot t})}$$

dove $(\mu/\rho)_{acq}$ e $(\mu/\rho)_{mat}$ sono, rispettivamente, i coefficienti di assorbimento massici per l’acqua e per la matrice in questione, mentre t è lo spessore efficace (espresso in g/cm²) del campione sottoposto a misura.

Per l’applicazione della formula proposta occorre quindi conoscere il valore numerico di questi parametri. I coefficienti di attenuazione massici (o lineari) sono funzioni dell’energia del fotone e i loro valori sono tabulati e si trovano nei testi classici di fisica nucleare.

Una qualche difficoltà può esservi nella stima di $(\mu/\rho)_{mat}$, soprattutto quando non si conosce con certezza la composizione chimica della matrice o, comunque, quando essa è molto complessa e non sono quindi reperibili dati certi dalla bibliografia: i coefficienti (μ/ρ) sono infatti funzioni, oltre che dell’energia, anche del numero atomico Z .

La stima dello spessore efficace t dipende invece fortemente dalla geometria del contenitore impiegato per la misura, e il suo calcolo preciso può essere talvolta piuttosto complesso.

Per geometrie molto semplici e sottili (ad esempio capsule Petri), lo spessore efficace massico t (g/cm²) può essere ben approssimato dallo spessore geometrico del campione moltiplicato per la densità del campione stesso. Molto più complesso è invece il calcolo nel caso dei Marinelli, i contenitori più utilizzati in spettrometria γ , per il quale sono stati proposti diversi metodi, di varia difficoltà di applicazione, tra cui ricordiamo i lavori di Debertin (1989) e di Sima (1992) e i cui riferimenti sono riportati in bibliografia.

4.7 Vegetali acquatici

4.7.1 Campionamento

Tipo di campione: Alghe, fanerogame.

Scelta dei punti di campionamento: Le stazioni vanno selezionate in modo da permettere il prelievo, nello stesso punto, del maggior numero di matrici marine e di seguire l’evoluzione nel tempo del livello di radioattività ambientale in diversi compartimenti di un unico microambiente.

Modalità di campionamento: Il prelievo del campione viene eseguito per mezzo di una draga. Per ogni punto devono essere prelevati almeno 2 kg di materiale.

4.7.2 Pretrattamento

Se necessario il campione raccolto può essere conservato aggiungendo formalina al 4%. Dopo averne registrato il peso fresco il campione viene essiccato in stufa a 110 °C per almeno 24 ore e quindi macinato.

4.7.3 Analisi

Spettrometria gamma

Modalità: Il campione macinato viene posto in un contenitore tarato e sottoposto ad analisi.

MAR: Si possono raggiungere MAR di 0,1 Bq/kg al peso fresco per il Cs-137.

4.7.2 Periodicità

Spettrometria gamma: Semestrale.

4.8 Muschi

4.8.1 Campionamento

Tipo di campione: 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.

Scelta dei punti di campionamento: I siti vanno scelti in base alle esigenze di monitoraggio, cercando di rappresentare il territorio di indagine nella sua totalità. Sono preferibili i siti posti nelle vicinanze di stazioni meteorologiche dotate di pluviometro.

Modalità di campionamento: Per ogni sito vanno prelevati 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.

4.8.2 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 15 campioni vanno quindi spezzettati in pezzi di circa 1 cm², senza perdere il materiale che si polverizza dalla parte inferiore secca del tappeto di muschio, rimescolati delicatamente a mano e sistemati in un beaker di Marinelli (i frammenti di materiale o il materiale polverizzato vanno possibilmente inframmezzati ai pezzetti di muschio). Occorre comprimere il materiale per avvicinarsi il più possibile alla densità di calibrazione (0,6-0,7 kg/dm³).

4.8.3 Analisi

Spettrometria gamma

I radionuclidi da ricercare sono quelli elencati nel Paragrafo 3.1 *Spettrometria gamma*. Modalità: si possono utilizzare beaker di Marinelli da 0,5 litri o da 1 litro a seconda della quantità di muschio raccolta. Se il materiale è scarso si possono anche utilizzare contenitori più piccoli (scatolino Bertocchi). Eventualmente si possono fare delle correzioni per la densità della matrice inferiore alla densità di calibrazione. I risultati vanno espressi in Bq/m², normalizzando alla superficie totale analizzata, corrispondente alla somma delle 15 superfici geometriche ottenute nel pretrattamento. L'incertezza sulla concentrazione di Cs-137 è dell'ordine del 5 % per concentrazioni superiori a 300 Bq/m² con tempi di conteggio di 60000 s.

MAR: Per tempi di conteggio di 60000 s si ottiene un valore di MAR di 1 Bq/m² per il Cs-137.

4.8.4 Periodicità

Campionamento: Annuale (o biennale) o occasionale nell'ambito di progetti particolari.

Analisi: Ogni qualvolta si effettua il campionamento.

4.9 Acque di superficie

4.9.1 Campionamento

Tipo di campione: Acque di fiumi e laghi.

Scelta dei punti di campionamento: I punti di campionamento vanno scelti nell'alveo principale del fiume. Per i laghi occorre scegliere punti lontano da eventuali immissari o emissari.

Di seguito vengono riportate due modalità di campionamento e di analisi. La prima, più rigorosa, necessita di un particolare trattamento (passaggio su resina a scambio ionico) e comporta quindi un pretrattamento più laborioso. La seconda è più semplice e può essere effettuata da tutti i laboratori che dispongono di un efficace sistema di

evaporazione. Nelle analisi di routine, in condizioni ambientali stazionarie da un certo periodo di tempo, le due metodologie hanno dimostrato fornire risultati confrontabili.

4.9.2 Prima metodologia

Modalità di campionamento: Devono essere raccolti campioni di almeno due litri, così da avere infine un campione composito di almeno 25 litri disponibile per l'analisi.

Pretrattamento

Aggiungere al campione acqua ossigenata per evitare la formazione di muffe e procedere alla filtrazione subito dopo la raccolta con filtro a cartuccia o a membrana in grado di assicurare il trattenimento di particelle con diametro superiore a 0,45 μm .

Spettrometria gamma: Prelevare una parte del campione per analisi di Ca, Sr e K, quindi passare la parte restante, cui è stato aggiunto un *carrier* di Stronzio e Cesio, su di una colonna di resine a scambio ionico.

Determinazione di Sr-90: Evaporare a secco in stufa a 105 °C una parte del campione. Riprendere il residuo con HNO₃ 10 % a caldo e portare la soluzione a secco sotto epiradiatore. Poi, calcinare in muffola a 450 °C per 24 ore. Il residuo viene quindi raccolto con una spatola, pesato, macinato finemente e trasferito in un contenitore di plastica.

Analisi

Spettrometria gamma

Modalità: Fase particellare sospesa: asportare il materiale solido raccolto sul filtro; incenerire il filtro a 450 °C per circa 3-4 ore ; omogeneizzare questo materiale con la parte solida precedentemente asportata; procedere quindi all'analisi, dopo aver posto il campione così ottenuto in un contenitore opportunamente tarato.

Fase disciolta: analizzare la resina direttamente oppure dopo averla eluita con HCl 6N, aver acidificato la soluzione ottenuta con acido nitrico a pH = 2 e averla trattata con fosfomolibdato di ammonio (AMP) o altro scambiatore inorganico.

L'AMP precipitato, dopo lo scambio col Cesio, viene essiccato e conteggiato.

MAR: Si possono raggiungere valori di minima attività rivelabile dell'ordine di 100 mBq/l per il Cs-137.

Determinazione di Sr-90

Modalità: Si rimanda alla pubblicazione specifica.

MAR: I valori di MAR ottenibili sono dell'ordine di 100 mBq/l.

Periodicità

Campionamento: Settimanale (se possibile) o mensile.

Analisi: L'analisi va effettuata trimestralmente sul campione composito per quanto riguarda la spettrometria gamma. Per quanto riguarda la determinazione di Sr-90, le misure si possono effettuare anche con cadenza inferiore (semestrale).

4.9.3 Seconda metodologia

Modalità di campionamento: Raccogliere una aliquota costante (per esempio 30 litri) ogni mese.

Pretrattamento

Unire i campioni di tre mesi (se si campionano 30 litri verrà composto un campione di 90 litri) e fare evaporare il campione così composto fino ad ottenere un residuo secco. Per ridurre i tempi di evaporazione (che possono essere molto lunghi) è possibile ridurre il campione fino a un volume costante (in genere un litro): in tal caso però vi è il rischio di disomogeneità nel campione a causa della precipitazione dei sali.

Analisi

Spettrometria gamma

Modalità: Porre il campione essiccato o evaporato in un apposito contenitore per cui si dispone della taratura in efficienza del rivelatore e analizzarlo.

MAR: Con un volume iniziale di 90 litri si possono raggiungere valori di MAR dell'ordine di 10^{-3} Bq/l per il Cs-137. Per altri radionuclidi gamma emettitori (Cs-134 e I-131) si riescono a raggiungere in alcuni casi anche valori dell'ordine di 10^{-4} Bq/l.

Determinazione di Sr-90

Vedi Parte II: *Metodi radiochimici*.

Periodicità

Campionamento: Mensile.

Analisi: Trimestrale.

4.10 Acque di mare

4.10.1 Campionamento

Tipo di campione: Acque di mare.

Scelta dei punti di campionamento: I punti di campionamento vanno scelti ad una distanza di almeno 5 km dalla costa e ad una profondità compresa tra 1 e 5 metri.

Modalità: Vanno raccolti in contenitori di polietilene almeno 100 litri di acqua.

4.10.2 Pretrattamento

Subito dopo il prelievo aggiungere al campione 200 ml di HCl al 37 % per raggiungere un pH = 2. Questa operazione serve a minimizzare l'adsorbimento sulle pareti dei recipienti di raccolta. Aggiungere inoltre H₂O₂ per evitare la formazione di muffe.

Spettrometria gamma

1) Dopo aver trasferito il volume di acqua in un contenitore aperto, a pareti alte e sempre di polietilene, lo si agita e si porta il pH a 1,5 con l'ulteriore aggiunta di HCl al 37 %.

Aggiungere al campione di 100 litri 10 ml di KMnO_4 all' 1 %, *carriers* di Cesio e Stronzio (500 mg) e traccianti di resa (Cs-134 e Sr-85 in quantità di 30-40 Bq).

Aggiungere poi al campione 15 g di AMP sospesi in 50 ml di acqua distillata, continuare ad agitare per 5-6 ore e lasciare decantare l'AMP per una notte.

Travasare il soprannatante in un secondo recipiente, raccogliere l'AMP e filtrarlo sotto vuoto su filtri di carta.

Infine essiccare filtro e AMP sotto lampada a IR.

2) Per la sola analisi di spettrometria gamma è sufficiente far passare il campione su di una colonna di resine a scambio ionico.

Determinazione di Sr-90

Aggiungere al campione, da cui è già stato separato il Cs (dopo aver quindi prelevato l'AMP decantato una notte), 400 g di acido ossalico sciolti in 2,5 l di acqua calda, agitando il campione.

Aggiungere NH_4OH fino a raggiungere un pH = 3,5 e continuare ad agitare per 5-6 ore.

Dopo aver lasciato decantare il precipitato di ossalati per una notte, scaricare il soprannatante e trasferire il precipitato contenente lo Sr in un beaker. Filtrare la sospensione di ossalati sotto pressione su filtri di carta. Sistemare il campione così ottenuto in un contenitore tarato per spettrometria gamma e misurare la resa di separazione dello Sr mediante il conteggio dell'attività dello Sr-85.

4.10.3 Analisi

Spettrometria gamma

I radionuclidi da ricercare sono quelli riportati nell'elenco del Paragrafo 3.1

Spettrometria gamma.

Modalità: Se si vuole determinare il Cs-137 si può effettuare la spettrometria sul precipitato di AMP (vedi punto 1 del *Pretrattamento*).

Se invece si è interessati solo alla spettrometria gamma l'analisi può essere effettuata direttamente sulla resina (vedi punto 2 del *Pretrattamento*).

MAR: I valori di MAR ottenibili per il Cs-137 sono dell'ordine del mBq/l.

Determinazione di Sr-90

Modalità: Si rimanda alla pubblicazione specifica.

MAR: Si possono raggiungere valori di MAR di circa 2,5 mBq/l.

4.10.4 Periodicità

Campionamento: Semestrale.

Analisi: Semestrale, sia per la spettrometria gamma che per la determinazione dello Sr-90.

4.11 Acque potabili

4.11.1 Campionamento

Tipo di campione: Acqua potabile proveniente da acquedotti che alimentano grandi centri urbani (con più di 100.000 abitanti).

Scelta dei punti di campionamento: È opportuno effettuare un esame delle modalità di approvvigionamento (falde sotterranee, pozzi artesiani, fiumi, etc.) e di distribuzione dell'acqua. I prelievi vanno effettuati nelle sottostazioni di distribuzione che alimentano una frazione consistente di utenze.

Modalità di campionamento: Vanno raccolti almeno 25 litri di acqua ad intervalli regolari.

4.11.2 Pretrattamento

Un'aliquota del campione va addizionata di un *carrier* di Cs e Sr e fatta passare su una resina a scambio ionico.

In alternativa si può far essiccare il campione.

Determinazione di Sr-90

Evaporare a secco in stufa a 105 °C una parte del campione passato su resina. Riprendere il residuo con HNO₃ 10 % a caldo, portare a secco sotto epiradiatore e calcinare in muffola a 450 °C per 24 ore. Raccogliere il residuo con una spatola, pesarlo, macinarlo finemente e trasferirlo in un contenitore di plastica.

4.11.3 Analisi

Spettrometria gamma

Modalità: Può essere analizzata direttamente la resina oppure il campione essiccato. In entrambi i casi si deve utilizzare un contenitore opportunamente tarato. In alternativa il campione acquoso può essere acidificato con acido nitrico a pH = 2 trattato con fosfomolibdato di ammonio (AMP) o altro scambiatore inorganico.

Se si vuole misurare lo I-131 è necessario effettuare l'analisi sul campione tal quale.

MAR: Si raggiungono valori di MAR dell'ordine di 10⁻³ (in alcuni casi anche 10⁻⁴) Bq/l.

Determinazione di Sr-90

Modalità: Si rimanda alla pubblicazione specifica.

MAR: Si raggiungono valori di MAR dell'ordine di 10 mBq/l.

4.11.4 Periodicità

Campionamento: Semestrale.

Analisi: Semestrale, sia per la spettrometria gamma che per la determinazione dello Sr-90.

4.12 Alimenti

4.12.1 Campionamento

Tipo di campione: Alimenti maggiormente consumati, cioè quelli che costituiscono la dieta media della popolazione (latte e derivati, cereali e derivati, carne bovina, carne suina, pollame, uova, pesce, frutta e verdura).

Scelta dei punti di campionamento: Vanno scelti alcuni punti di produzione o distribuzione significativi a livello regionale o nazionale.

Modalità di campionamento: È necessario conoscere le zone di provenienza ed i quantitativi annui che vengono prodotti o trattati dai punti prescelti, per evitare errori sistematici nel campionamento stesso. Di conseguenza verrà stabilita la quantità di alimento da prelevare (in genere non meno di 2 kg) e la frequenza del campionamento.

4.12.2 Pretrattamento

Se la periodicità di analisi è uguale alla periodicità di campionamento, il campione può non subire alcun pretrattamento. Se invece l'analisi viene effettuata in tempi successivi i singoli campioni vanno opportunamente conservati (in frigorifero o nel congelatore se deperibili).

Spettrometria gamma

Gli alimenti liquidi o semiliquidi non necessitano di alcun pretrattamento, mentre sugli alimenti solidi sono necessarie in genere alcune operazioni per adattare il campione al contenitore di misura. In genere il campione viene frullato o omogeneizzato, eventualmente aggiungendo acqua demineralizzata, per renderlo più omogeneo possibile e di densità prossima a quella dell'acqua, tipica delle condizioni di taratura. Nel caso di alimenti solidi e asciutti è conveniente macinare il campione.

Determinazione di Sr-90

Per effettuare analisi radiochimiche è bene prelevare un'aliquota del campione prima di sottoporla a spettrometria gamma. Il campione viene eventualmente tagliato in piccoli pezzi ed essiccato in stufa a 105 °C per 48 ore. Poi va trasferito in un apposito contenitore e calcinato in muffola a 500 °C per 24 ore. Occorre alzare lentamente la temperatura per evitare la formazione di fiamme (la temperatura critica per l'accensione è in genere compresa tra 150 °C e 300 °C). Si raccoglie il residuo con una spatola, si pesa, si macina a 40 mesh e si trasferisce in un contenitore di plastica.

4.12.3 Analisi

Spettrometria gamma

I radionuclidi da ricercare sono quelli riportati nell'elenco del Paragrafo 3.1 *Spettrometria gamma*. Gli elementi maggiormente significativi per determinate matrici sono riportati in Tabella n. 4.3.

Modalità: Gli alimenti vanno posti in un beaker di Marinelli da 0,5 o 1 litro. In genere gli alimenti vanno analizzati tal quali o come vengono consumati e la concentrazione va riferita al peso fresco.

Per la determinazione dello I-131 l'analisi va eseguita direttamente sul campione tal quale subito dopo il campionamento.

MAR: I valori di MAR per il Cs-137 sono riportati in Tabella n. 4.3.

Determinazione di Sr-90

Gli alimenti sui quali si effettua solitamente questo tipo di analisi sono il latte, l'insalata e i cereali. Per procedere all'analisi è necessario prima incenerire un'aliquota del campione.

Modalità: Si rimanda alla pubblicazione specifica.

MAR: I valori di MAR per i diversi alimenti sono riportati in Tabella n. 4.3.

4.12.4 Periodicità

Campionamento: La periodicità dei campionamenti per i diversi alimenti è riportata in Tabella n. 4.3. Per alcuni alimenti (latte, carne) può essere interessante un monitoraggio periodico nel corso dell'anno, mensile o bimestrale. Per altri alimenti, soprattutto per alcuni tipi di prodotti agricoli, il campionamento può essere fatto invece solo in un determinato periodo dell'anno, a volte molto breve. In questi casi si può analizzare un solo campione, o più campioni provenienti da diversi punti di produzione. In Tabella n. 4.3 sono riportate le frequenze di campionamento più opportune per i diversi alimenti.

Analisi: La spettrometria gamma va effettuata su ogni singolo campione. La determinazione di Sr-90 si può fare su ogni singolo campione o su un campione composito, dove sono stati riuniti i campioni di più prelievi. La periodicità di questo tipo di analisi è riportata per i diversi alimenti in Tabella n. 4.3.

Alimento	Campionamento	Quantità minima	Sp.gamma Periodicità	Sp.gamma MAR Cs-137	Sr-90 Periodicità	Sr-90 MAR
Latte	mensile settimanale	2 l	mensile	10^{-2} Bq/kg 10^{-1} Bq/kg (polvere)	mensile	0,1 Bq/l
Frumento	annuale	2kg	annuale	10^{-2} Bq/kg	annuale	0,1 Bq/kg
Pasta - farina	trimestrale	2 kg	trimestrale	10^{-1} - 10^{-2} Bq/kg		
Ortaggi - frutta	annuale stagionale	2 kg	annuale stagionale	10^{-2} Bq/kg	annuale stagionale	0,1 Bq/kg
Carne bovina	trimestrale mensile	5-6 kg	trimestrale	10^{-1} Bq/kg		
Carne suina - pollame	semestrale trimestrale	5-6 kg	semestrale	10^{-1} Bq/kg		
Molluschi	semestrale	20 kg	semestrale	10^{-1} Bq/kg		

Tabella n. 4.3: Quantità, periodicità di campionamento e di analisi e MAR delle matrici alimentari.

5. DOSE GAMMA IN ARIA

5.1 Aspetti generali

Questo tipo di misura si può effettuare secondo due diverse modalità. La prima consiste nell'installare un sistema di misura fisso, con misura continua 24 ore su 24 del rateo di dose in aria. Nella seconda modalità, invece, rientrano tutte le misure effettuate in siti particolari, in occasione di accertamenti o di studi specifici, con strumenti portatili. Anche lo scopo delle due modalità di misura è differente. Le misure delle stazioni fisse, alle quali fa riferimento la Raccomandazione CE n° 473 del 08-06-2000, sono in genere finalizzate alla valutazione della dose alla popolazione per inalazione. Le misure occasionali invece vengono effettuate anche per altri scopi, come la valutazione del contributo dei raggi cosmici o lo studio dei radionuclidi presenti nel sottosuolo. In situazioni di emergenza, infine, le modalità di misura possono subire delle modifiche, legate all'esigenza di ottenere il maggior numero di dati il più velocemente possibile.

Vi sono comunque delle *regole di buona tecnica* che occorre seguire qualunque sia il tipo di misura che si sta effettuando:

- lo strumento deve essere posizionato in campo aperto, lontano da tettoie, edifici, muri, etc.;
- la superficie deve essere pianeggiante;
- lo strumento 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.

5.2 Stazioni fisse di misura

5.2.1 Strumentazione

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 sono i più idonei, dal punto di vista concettuale, per la misurazione della dose. Inoltre la loro risposta varia poco con l'energia della radiazione incidente. Sono d'altro canto alquanto ingombranti e poco maneggevoli, ma ciò non costituisce un problema una volta che il sistema di misura è stato montato.

5.2.2 Sito di misura

Queste stazioni, come è già stato anticipato, vanno sistemate in luoghi aperti, al riparo di tettoie, muri, etc. e su un terreno pianeggiante. Anche il tipo di terreno influisce sulla dose misurata e conviene pertanto tenere in considerazione questo fatto. Dove possibile è bene sistemare la stazione in vicinanza di una centralina meteorologica, dotata almeno di un pluviometro. Le condizioni atmosferiche presenti al momento della misura sono infatti importanti. A tale scopo è utile annotare quando il terreno è bagnato o se vi sono pozzanghere nelle vicinanze, etc.

5.2.3 Modalità di misura

Solitamente viene misurato il rateo di dose in aria, di esposizione o di equivalente di dose in modo continuo 24 ore su 24, espresso, a seconda dello strumento impiegato, in sottomultipli di R/h, Gy/h e Sv/h. Per questo tipo di misura è bene però impiegare il Gy/h. In genere sugli strumenti si può impostare il tempo di calcolo del valor medio. A seconda delle finalità della misura potranno essere scelti tempi differenti: per misure di routine possono andar bene tempi dell'ordine di 1 ora o mezz'ora, mentre se lo scopo è di valutare le variazioni nel corso della giornata può essere opportuno scegliere tempi anche più brevi. La scelta del tempo di calcolo del valor medio è anche condizionata dall'errore che si vuole ottenere sul dato misurato. I dati vengono trasferiti quindi a un sistema informatico che li memorizza ed eventualmente li stampa.

Quasi tutti gli strumenti hanno anche la possibilità di integrare il rateo misurato su un certo intervallo di tempo, selezionabile dall'operatore, e fornire così il valore di dose in aria in quell'intervallo di tempo. Alcuni strumenti possono anche fornire il rateo di dose riferito all'unità di massa di aria, espresso quindi in sottomultipli di Gy/(h kg).

5.3 Misure occasionali

In questo paragrafo vengono descritte tutte quelle misure che vengono effettuate in modo non continuativo, in siti sparsi sul territorio, per indagini o studi particolari.

5.3.1 Strumentazione

In questi casi vengono utilizzati strumenti portatili, o comunque più maneggevoli e trasportabili delle camere a ionizzazione citate in precedenza. Uno dei requisiti principali è la robustezza, in quanto durante il trasporto potrebbero subire urti, cadute, etc., associata tuttavia a un peso non eccessivo. Fondamentali sono però anche la velocità di risposta, la facilità di lettura e la capacità di funzionare in un ampio intervallo di temperatura (in genere tra $-30\text{ }^{\circ}\text{C}$ e $+50\text{ }^{\circ}\text{C}$), nonché l'autonomia delle batterie. I tipi di rivelatori più utilizzati sono i contatori Geiger-Muller, anche compensati, i contatori proporzionali e gli scintillatori. Questi ultimi si distinguono per un'elevata sensibilità e prontezza di risposta. L'intervallo energetico di utilizzo è compreso in genere tra 50-60 keV e 1,5 MeV, ma in genere, per quanto non dichiarata

dal costruttore, la sensibilità arriva fino ai 3 MeV. Tutti gli strumenti forniscono in genere il rateo di dose in aria, o di esposizione, espresso in sottomultipli di Gy/h o di R/h. Alcuni strumenti più recenti forniscono invece l'equivalente di dose, in sottomultipli di Sv/h. Anche in questo caso è comunque da preferire l'utilizzo del Gy/h. Il valore misurato può essere però visualizzato quasi sempre anche in termini di *conteggi*. L'errore sul valore misurato è in genere compreso tra il 5 % e il 20 %, ma è comunque molto dipendente dalle condizioni ambientali di impiego. Alcuni strumenti hanno inoltre la possibilità di impostare il tempo di misura, sul quale viene calcolato il valor medio del rateo misurato. Altri, infine, hanno la possibilità di integrare nel tempo il rateo misurato e fornire così un valore di dose riferito ad un certo intervallo di tempo (selezionabile dall'operatore).

Quasi tutti gli strumenti sono infine dotati di sistemi di allarme, luminosi o sonori, nel caso che venga superato un valore soglia, nella maggior parte dei casi impostato dall'operatore.

5.3.2 Sito di misura

La scelta del sito di misura è dettata dalla finalità dell'indagine. Per esempio può essere interessante lo studio della variazione della dose in aria a seconda della composizione isotopica del sottosuolo, della morfologia e dell'altitudine sul livello del mare del sito di misura. Conoscere l'altitudine del sito è fondamentale in questo tipo di misure, in quanto fornisce un'indicazione sul contributo dei raggi cosmici al valore misurato.

Siccome non in tutti i siti è possibile avere le condizioni ideali di misura (spazi aperti e pianeggianti), anzi in alcuni casi lo scopo delle misure è proprio quello di valutare la dose in aria in punti particolari (vicino a rocce, in grotte, ecc.), è di fondamentale importanza annotare le caratteristiche del sito. Anche le condizioni meteorologiche presenti al momento della misura sono da annotare con precisione, in quanto possono influire sul risultato e non sono in genere registrate da centraline meteo (a meno che non ve ne sia una in prossimità del sito di misura).

5.3.3 Modalità di misura

A seconda delle finalità dell'indagine e delle caratteristiche del sito, ci possono essere varie modalità di misura.

Una prima modalità consiste nel montare lo strumento su un cavalletto, possibilmente a 1 metro dalla superficie del terreno, e misurare il rateo di dose presente in quel punto. In questi casi è conveniente, se lo strumento lo permette, impostare un tempo di misura per il calcolo del valor medio. Il tempo di misura dipende ovviamente dal tempo che si ha a disposizione, dal numero di punti in cui si vuole effettuare la misura e dall'errore che si vuole avere sul risultato. Può anche essere utile fare misure di dose integrate in un certo intervallo di tempo, se lo strumento ha questa possibilità.

Se invece lo scopo dell'indagine è quello di valutare le differenze di dose in punti differenti di un medesimo sito (per esempio a diverse distanze da rocce o materiali particolari) o la ricerca di punti di accumulo di radionuclidi, occorre camminare lentamente con lo strumento in mano, cercando di tenerlo ad un'altezza dal suolo costante, e osservare la variazione del rateo di dose. Nei punti di maggior interesse così

individuati, si potranno eventualmente effettuare misure più specifiche (per esempio posizionando lo strumento sul cavalletto, se il punto lo consente, o misurando per tempi più lunghi).

5.4 Situazioni particolari

5.4.1 Individuazione di sorgenti

Un'ulteriore finalità delle misure di dose in aria è l'individuazione di sorgenti radioattive, sia naturali che artificiali. Vengono utilizzati in questi casi gli strumenti portatili descritti in precedenza. In questi casi, è evidentemente necessario conoscere con la massima accuratezza possibile il fondo ambientale della zona da monitorare.

5.4.2 Emergenze radiologiche

Nel caso di emergenze radiologiche dovute a rilascio in aria di sostanze radioattive, la misura della dose in aria può risultare molto utile per stimare l'entità dell'incidente e la conseguente dose alla popolazione, per irraggiamento diretto dalla nube o per inalazione di aria contaminata.

Sulle stazioni fisse di monitoraggio verrà impostato un tempo breve per il calcolo del valor medio, in modo da poter seguire l'andamento della concentrazione di attività in aria col trascorrere del tempo. Tale intervallo di tempo potrà successivamente essere modificato a seconda delle caratteristiche della contaminazione.

Gli strumenti portatili potranno essere installati in altre località in modo da avere punti di misura aggiuntivi rispetto alle stazioni fisse. Questi punti potranno essere scelti in base alle condizioni meteorologiche del momento, come la direzione del vento, pioggia o altro.

APPENDICE A

Protocollo per la spettrometria gamma in campo

a cura del Gruppo di lavoro della Rete Nazionale per la sorveglianza della radioattività ambientale:

C.Nuccetelli (ISS, Roma), F.Giorcelli (ENEA, Roma), M.Magnoni (CRR Piemonte), C.Giovani (CRR Friuli Venezia Giulia), G.Agnese (CRR Valle d'Aosta), S.Bucci (CRR Toscana), A.Rongoni (CRR Umbria), M.Cappai (CRR Sardegna), F.Trotti (CRR Veneto), R.Sogni (CRR Emilia Romagna), C.Fontana (CRI, Roma), G.Sgorbati (CRR Lombardia), L.Bramati (ENEL, Roma)

INDICE

A1. CALIBRAZIONE

A1.1 Efficienza del rivelatore N_o/ϕ

A1.2 Risposta angolare del rivelatore N_f/N_o

A2. MISURA IN CAMPO

A2.1 Criteri di scelta del sito

A2.2 Caratteristiche del suolo

A2.3 Ipotesi di distribuzione della radioattività nel suolo

A2.4 Durata delle misure

A3. CALCOLO DELLA CONCENTRAZIONE DI ATTIVITÀ E DELLA DOSE ASSORBITA IN ARIA

A4. STIMA DEGLI ERRORI

A4.1 Incertezza sulla calibrazione del Ge

A4.2 Incertezza sul conteggio e incertezza totale sul calcolo di A e D

A1. 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 il conseguente rateo di dose assorbita in aria D (nGy/h) prodotto:

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

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

dove:

Φ = flusso di fotoni incidenti sul rivelatore per unità di tempo e superficie [n.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 i parametri che mettono in relazione il flusso di fotoni non diffusi, che arrivano sul rivelatore da un particolare radionuclide, con la concentrazione di questo nel terreno e con il conseguente rateo di dose assorbita in aria prodotto.

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 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 = 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.

A1.1 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 700 eV/canale, se si lavora con 4000 canali, in modo da poter rivelare la riga del ²⁰⁸Tl intorno ai 2600 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.: ^{241}Am , ^{109}Cd , ^{57}Co , ^{139}Ce , ^{113}Sn , ^{137}Cs , ^{88}Y , ^{60}Co);

- 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), e sottrarlo da quelli acquisiti con le 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, con i relativi errori (vedi Appendice A), che meglio approssima 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 E in keV; trovato il 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 nel suolo.

A1.2 Risposta angolare del rivelatore N_f/N_0

Questo termine è piuttosto complicato da ricavare sperimentalmente per l'elevato numero di misure richiesto; infatti per poter valutare l'anisotropia del rivelatore 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° . Per evitare questo si può ricorrere ai valori di N_f/N_0 calcolati da Helfer e Miller utilizzando l'efficienza e le dimensioni del rivelatore come parametri. L'imprecisione che si può introdurre con questa approssimazione, dell'ordine del 4-5%, è assolutamente confrontabile con quelle insite nel metodo della spettrometria in campo.

N.B.: per poter utilizzare i valori tabulati da Helfer e Miller bisogna rendere isotropo, se non lo fosse, il rivestimento esterno del rivelatore (finestra di berillio).

A2. MISURA IN CAMPO

A2.1 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, quindi nella scelta del sito si deve 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 (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, perché gli avvallamenti e i rilievi possono rendere la geometria reale molto diversa da quella ideale ipotizzata da H. Beck;
- 2) l'area scelta deve essere il più possibile imperturbata dall'attività umana e dall'azione di agenti atmosferici (erosione da vento e acqua);
- 3) 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.

A2.2 Caratteristiche del suolo

Per capire l'influenza che densità, umidità e composizione del suolo possono avere 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), si consiglia di riferirsi al rapporto HASL 258 di H. Beck, da cui si evince che l'esatta conoscenza di questi parametri è poco rilevante per il calcolo di A e lo è ancor meno per determinare D . Infatti per il rateo di dose assorbita in aria è importante valutare sperimentalmente il flusso di fotoni non diffusi incidenti sul rivelatore; la composizione, la densità e l'umidità intervengono solo nel calcolo, eseguito da H. Beck (vedi HASL 258), del contributo a D dovuto ai fotoni diffusi nel suolo.

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 evita il rischio di fare valutazioni sbagliate sul contenuto medio di radioattività a partire dalla misura in laboratorio di un singolo campione di terreno. 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 sarebbe buona norma, quando si hanno dei dubbi, fare una serie di rapide misure preliminari con uno strumento portatile di opportuna sensibilità per assicurarsi che non ci siano estese disomogeneità del suolo.

A2.3 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 il contributo allo spettro deriva al massimo dai primi 70 cm.

Radioattività naturale: in questo caso la distribuzione da supportare è quella 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.

Radioattività artificiale e radioattività naturale dovuta ad attività umana: l'ipotesi sul profilo di distribuzione in questo caso dipende da molti fattori; tra i più rilevanti troviamo:

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

Per misure fatte subito dopo un fallout si potrà ragionevolmente ritenere che la distribuzione sia esattamente superficiale; ciò non sarà più ipotizzabile dopo un certo intervallo di tempo, la cui durata è da valutare caso per caso in funzione dei valori sopra citati. Da questo segue che il profilo di distribuzione della radioattività dovrebbe essere verificato con opportuni campionamenti del suolo.

Esistono però situazioni in cui si può dedurre il valore di α/ρ (parametro che esprime quantitativamente il profilo di distribuzione esponenziale del radionuclide nel suolo, vedi rapporto HASL 258 di H. Beck) direttamente dallo spettro acquisito in campo; questa eventualità si verifica quando siano presenti radionuclidi che emettono almeno due righe intense e ben distanziate tra loro in energia. In questo caso è possibile determinare il profilo reale della distribuzione confrontando il rapporto dei flussi misurati con i rapporti dei flussi calcolati da H. Beck (vedi Tabella n. 1 del rapporto HASL 258) in funzione del parametro α/ρ ; questo metodo è affidabile se si possono avere buone statistiche di conteggio che producano una contenuta incertezza nel calcolo del rapporto dei flussi misurati. Questo metodo è stato sviluppato e migliorato da diversi autori, continuando però a mantenere un elevato grado di incertezza nei risultati ottenuti (vedi 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 arrivano 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 (vedi HASL 258).

A2.4 Durata delle misure

Il tempo necessario per ottenere spettri con una buona statistica di conteggio ($S.D. \leq 5\%$) dipende ovviamente dal contenuto di radioattività del suolo, ma comunque è piuttosto breve (da 1 a 3 ore).

A3. 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 $N_f/\Phi = N_0/\Phi \times N_f/N_0$ per le energie dei radionuclidi di interesse, cioè quelli delle famiglie dell' ^{238}U e del ^{232}Th , del ^{40}K e di eventuali radionuclidi artificiali (per es. ^{137}Cs);
- 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:

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

A4. STIMA DEGLI ERRORI

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 dovrebbe essere verificata con campionamenti del suolo;
- l'incertezza sulla calibrazione;
- la statistica di conteggio.

Anche la non esatta conoscenza della densità e della composizione del suolo, e quindi del coefficiente di attenuazione massico, è causa di errore ma, come è già stato sottolineato, la determinazione di D e di A dipende poco da queste grandezze (vedi H. Beck).

A4.1 Incertezza sulla calibrazione del Ge

La determinazione della curva di calibrazione parte, come già ricordato al Capitolo 3, dal calcolo delle efficienze sperimentali $(N_0/\Phi)_i$ per i fotoni emessi all'energia E_i dalle sorgenti di calibrazione.

Questi valori costituiscono i punti con cui costruire la curva di calibrazione, il cui *best fit* ha un'espressione del tipo:

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

per $E > 200$ keV. Ogni punto sperimentale $(N_0/\Phi)_i$ sarà affetto da incertezze determinate dalla composizione delle incertezze sui singoli termini che intervengono nel calcolo:

- 1) incertezza sul rateo di conteggio, la cui espressione è

$$s(N_0) = [(\text{conteggio totale} + \text{conteggio fondo})^{1/2}] / t \quad (1)$$

- 2) incertezza sulla attività della sorgente $s(A)$;
- 3) incertezza sulla intensità dell'emissione gamma per disintegrazione $s(\gamma)$.

Le stime di 2) e 3) sono riportate nei certificati di taratura delle sorgenti, mentre il contributo 1) è determinato sperimentalmente. L'incertezza totale su ogni punto sperimentale $(N_0/\Phi)_i$ sarà quindi dato da:

$$s(N_0/\Phi)_i = (N_0/\Phi)_i \cdot \left[(s(N_0)/N_0)^2 + (s(A)/A)^2 + (s(\gamma)/\gamma)^2 \right]^{1/2} \quad (2)$$

La determinazione dei parametri a e b della curva di *best fit* viene eseguita sulla espressione linearizzata dell'efficienza teorica

$$y = \ln \varepsilon = a + bx \quad (3)$$

dove $x = \ln(E)$.

Le espressioni di a e b si ottengono nel seguente modo:

$$a = \frac{(\underline{xy} - \underline{x} \cdot \underline{y})}{[(\underline{X}^2) - \underline{x} \cdot \underline{x}]} \quad (4)$$

$$b = \frac{[(\underline{X}^2) \cdot \underline{y} - \underline{xy} \cdot \underline{x}]}{[(\underline{X}^2) - \underline{x} \cdot \underline{x}]} \quad (5)$$

dove

$$\underline{x} = \frac{\sum_i x_i \cdot 1/(S) (N_0/\Phi)_i^2}{\sum_i 1/(S) (N_0/\Phi)_i^2} \quad (6)$$

$$(\underline{X}^2) = \text{media dei quadrati di } x_i$$

e analoghe espressioni per le altre grandezze medie che compaiono nella (1).
I valori delle incertezze su a e b si ottengono da

$$s_a = \left[\frac{1}{\sum_i 1/(S) (N_0/\Phi)_i^2} + \frac{1}{[(\underline{X}^2) - \underline{x} \cdot \underline{x}]} \right]^{0,5} \quad (7)$$

$$s_b = \left[\frac{1}{\sum_i 1/(S) (N_0/\Phi)_i^2} + \frac{(\underline{X}^2)}{[(\underline{X}^2) - \underline{x} \cdot \underline{x}]} \right]^{0,5} \quad (8)$$

Da s_a e s_b è possibile ricavare l'espressione di s_ε :

$$s_\varepsilon = \varepsilon \cdot \left[(s_a)^2 + (s_b)^2 [\ln(E)]^2 \right]^{\frac{1}{2}} \quad (9)$$

A4.2 Incertezza sul conteggio e incertezza totale sul calcolo di A e D

L'incertezza sui conteggi N delle righe degli spettri in campo avrà una espressione identica alla (1); quella totale per A e D sarà la composizione delle S dei vari termini che intervengono nel determinare A e D . Da questo segue che:

$$s_A = A \cdot [(s_\varepsilon / \varepsilon)^2 + (s_N / N)^2]$$

si ricorda che $A_{sperim.} = N_{conteg.} \times (A/\Phi)_{Beck.} \times (\Phi/N_0)_{efficien.} \times (N_0/N_f)_{Helfner}$

$$s_D = D \cdot [(s_\varepsilon / \varepsilon)^2 + (s_N / N)^2]$$

si ricorda che $D_{sperim.} = N_{conteg.} \times (D/\Phi)_{Beck.} \times (\Phi/N_0)_{efficien.} \times (N_0/N_f)_{Helfner}$

oppure

$$s_D = D \cdot (s_A / A)$$

si ricorda che $D_{sperim.} = A_{sperim.} \cdot (D/A)_{Beck.}$

APPENDICE B

Valutazione delle incertezze nelle misure di radioattività ambientale

INDICE

B1. GENERALITA'

B1.1 La valutazione dell'incertezza nelle misure di spettrometria γ

B1.2 La valutazione dell'incertezza nelle misure radiochimiche

B1 – GENERALITA'

La stima delle incertezze nelle misure di radioattività ambientale è un argomento di vasta portata che, senza dubbio, non può essere trattato esaustivamente in una breve appendice. D'altra parte si è ritenuto doveroso accennare a questo problema, anche in una pubblicazione come questa, poiché ormai il problema dell'incertezza di misura non può più essere ignorato e, anche con la diffusione dei sistemi Qualità, la consapevolezza della sua importanza si sta progressivamente estendendo a tra tutti coloro che si occupano di misure ambientali. Non potevano dunque ignorare questo aspetto i tecnici e i ricercatori che si occupano di radioattività ambientale.

Va fatta però subito una fondamentale precisazione: le incertezze di misure a cui ci si riferisce riguardano il singolo campione oggetto della misura (termine che si preferisce a quello di prova, utilizzato spesso nell'ambito dei sistemi di certificazione della Qualità) e sono quindi, quasi sempre, ampiamente soverchiate dall'incertezza del fenomeno di inquinamento ambientale che si sta investigando attraverso le misure di laboratorio. Si prescinde quindi completamente da tutti quei problemi e difficoltà legate al problema della significatività del campionamento in rapporto al fenomeno che si vuole studiare. Questa problematica, sicuramente più interessante dal punto di vista scientifico, è però anche molto più complessa, coinvolgendo aspetti molto specifici, che andrebbero indagati in dettaglio caso per caso. E' quindi evidente che una tale problematica non può essere trattata in questa sede.

D'altra parte, anche limitarsi alla sola incertezza di misura di un singolo campione analizzato in laboratorio è una questione che presenta le sue complessità e difficoltà. Occorre infatti riconoscere che, se è vero che tra i cultori della radioattività ambientale (in gran parte fisici), l'associazione dell'incertezza di misura al dato sperimentale non è una recente acquisizione ma fa parte del normale bagaglio culturale, è altrettanto vero che le modalità con cui questa valutazione di incertezza viene eseguita è spesso effettuata in modo difforme e presenta comunque, a seconda dei casi, delle particolarità e difficoltà non sempre facilmente superabili.

E' quindi con l'intenzione di fornire alcune semplici linee guida che sono state scritte queste brevi note, focalizzandoci in particolare su due tipologie di misure, cioè la spettrometria γ e le misure radiochimiche, con un particolare riguardo per la spettrometria α .

B1.1 La valutazione dell'incertezza nelle misure di spettrometria γ

Valutazione dell'incertezza

Il calcolo della concentrazione di attività C di un dato radionuclide in spettrometria γ viene effettuato tramite la formula:

$$C = \frac{N}{\varepsilon \bullet r_{\gamma} \bullet m \bullet t_{\text{conteggio}}}$$

dove N sono i conteggi netti del fotopicco, ε l'efficienza dello spettrometro all'energia del fotopicco, r_{γ} la resa γ dell'emissione, m la massa (o il volume, o la superficie) a cui

si riferisce il campione oggetto della misura e $t_{conteggio}$ è il tempo di acquisizione dello spettro γ .

L'incertezza da associare alla grandezza derivata C , può quindi essere facilmente determinata propagando le incertezze delle grandezze che compaiono al secondo membro dell'espressione sopra riportata.

Le incertezze relative a tali grandezze possono essere considerate tutte di categoria B, tranne quella relativa al numero dei conteggi netti N del fotopicco che, essendo ricavata direttamente dallo spettro γ , è valutabile sperimentalmente e, quindi, di categoria A.

Per le altre grandezze invece, le incertezze sono ricavabili o dalla letteratura (r_γ) o dalle specifiche tecniche di strumenti quali le bilance (m) o l'elettronica ($t_{conteggio}$).

Costituisce un caso particolare, e un po' difficoltoso, il problema della valutazione dell'incertezza da attribuire all'efficienza ε . Normalmente infatti tale valore è stimato su tutto l'intervallo di energia di interesse spettrometrico (di solito da 40 keV fino a 2-3 MeV) tramite interpolazione polinomiale (la funzione che descrive l'efficienza in funzione dell'energia è altamente non lineare) di dati sperimentali acquisiti a partire da una sorgente di taratura multipicco certificata da un laboratorio primario di Metrologia. Alcuni programmi software forniscono un'"incertezza di taratura media" legata all'interpolazione, e che è la stessa su tutto l'intervallo di energia. Il metodo per il calcolo di tale incertezza può variare. In particolare esistono differenti approcci a seconda se si decide o meno di tenere conto anche dell'incertezza sui valori dei singoli punti dell'equazione di taratura.

Nel primo caso, supponendo che la grandezza C possa essere stimata nell'intervallo di energia di interesse tramite il seguente polinomio:

$$\varepsilon(E) = a_0 + a_1E + a_2E^2 + \dots + a_{m-1}E^{m-1} + a_mE^m$$

in cui gli $m+1$ coefficienti possono essere calcolati con il metodo dei minimi quadrati, l'incertezza tipo associata alla taratura può essere stimata nel seguente modo:

$$\sigma_\varepsilon = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\varepsilon_i - \varepsilon_m)^2}{n - (m + 1)}}$$

dove n è il numero dei punti di taratura, mentre ε_m è il valor medio dei valori sperimentali di efficienza impiegati per la curva di taratura (Lamberto Duò et al., 2001). Per tenere conto anche dell'incertezza sperimentale dei singoli punti, tale incertezza può eventualmente essere sommata quadraticamente con l'incertezza media dei singoli punti di taratura.

Nel caso in cui si voglia invece tener conto anche dell'incertezza dei punti di taratura direttamente, cioè tramite una sola espressione, un possibile semplice approccio è dato dalla seguente formula, che fornisce un'incertezza media relativa:

$$\frac{\sigma_\varepsilon}{\varepsilon} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \text{MAX}\left(\frac{u_\varepsilon}{\varepsilon}_i, \frac{\Delta\varepsilon}{\varepsilon}_i\right)$$

dove u_i/ε_i è l'incertezza relativa associata al singolo punto i di taratura, mentre Δ_i/ε_i è lo scarto relativo tra valore di interpolazione e singolo punto sperimentale.

Entrambi questi approcci hanno come principale difetto quello di fornire un unico valore di incertezza medio per tutto l'intervallo di energia di taratura e, quindi, di non tenere adeguatamente conto di eventuali errori sistematici dovuti alla taratura stessa.

Operando in tal modo è infatti possibile che, in corrispondenza di una energia di taratura, l'efficienza e l'incertezza ad essa associata fornita dal polinomio interpolante non sia congruente con l'energia e l'incertezza valutata puntualmente.

Bisogna riconoscere d'altra parte che la procedura di interpolazione ha il pregio di consentire la valutazione dell'efficienza su tutto un grande intervallo di energia e, quindi, di consentire di fatto la determinazione quantitativa di un numero molto elevato di radionuclidi. Tale (grande) vantaggio può quindi ragionevolmente essere "pagato" con una più grossolana stima dell'incertezza. Può quindi essere considerato soddisfacente valutare un'incertezza media sull'intervallo di energia di taratura. Sarà comunque sempre possibile, eventualmente, calcolare l'incertezza dell'efficienza nei punti di taratura a partire dal singolo dato di emissione, tenendo quindi conto dell'incertezza fornita dal certificato di taratura.

Una volta risolto, in maniera più o meno soddisfacente, la stima dell'incertezza per l'efficienza, si è quindi in condizione di calcolare l'incertezza per la concentrazione C , con una semplice propagazione delle incertezze che, in questo caso, se si possono escludere correlazioni tra le grandezze e se si ragiona in termini di incertezze relative (%), si riduce alla seguente somma quadratica:

$$\frac{\sigma_C}{C} = \sqrt{\left(\frac{\sigma_N}{N}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_\varepsilon}{\varepsilon}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_r}{r}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_m}{m}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_t}{t}\right)^2}$$

In molti casi pratici poi, ci si può limitare alla valutazione solo di alcuni dei parametri contenuti nell'espressione precedente: infatti, ad esempio, con una accurata operazione di pesatura, si può facilmente contenere l'incertezza per la massa al di sotto dello 0.1% e, nella maggior parte delle misure, un tale ordine di grandezza vale anche per l'incertezza da associare al tempo di conteggio. Per la valutazione complessiva dell'incertezza può dunque essere sufficiente, nella maggior parte dei casi, limitarsi a considerare l'incertezza statistica sul picco (σ_N), quella relativa all'efficienza (σ_ε) e quella relativa alla resa γ (σ_r). Al momento, l'incertezza calcolata dai software commerciali disponibili, tiene conto solo dell'incertezza statistica e di quella relativa all'efficienza: tali valori sono quindi da considerarsi delle sottostime delle effettive incertezze di misura. Se infatti le incertezze su massa e tempo di misura possono essere quasi sempre trascurate, ciò non vale per l'incertezza sulla resa γ dei radionuclidi, la quale può contribuire in modo robusto all'incertezza totale, soprattutto in caso di misure di attività medio-alte, per le quali la componente statistica è ridotta.

Problemi di precisione e accuratezza

Parlando di spettrometria γ non si può dimenticare di citare anche, oltre al problema della correzione per densità (già affrontato in un certo dettaglio nel paragrafo 4.6.2), anche dell'effetto somma. Gli errori che si possono compiere trascurando questi aspetti possono essere, in taluni casi, anche considerevoli.

A volte la mancata valutazione dell'effetto somma si ripercuote non solo su un'errore sistematico, correggibile con un semplice fattore correttiva, ma anche con un ampliamento dell'incertezza di misura dovuta alla dispersione dei valori di attività calcolati dai picchi soggetti all'effetto somma stesso.

Su questo argomento, in particolare, può essere utile far riferimento ad alcune recenti esperienze elaborate da un gruppo di lavoro composto da rappresentanti di varie ARPA e coordinato dall'ENEA-INMRI (De Felice et. al, 2001).

B1.2 La valutazione dell'incertezza nelle misure radiochimiche

Come è noto, le cosiddette misure radiochimiche, si rendono necessarie allorché si vuole determinare la concentrazione di un radionuclide che sia un α o β emettitore puro. Per questo tipo di misure, l'approccio che si può seguire per il calcolo dell'incertezza, pur essendo a grandi linee paragonabile a quello appena descritto per la spettrometria γ , può presentare alcune particolarità, alcune delle quali verranno di seguito esplicitate.

Misure α

Da un punto di vista puramente formale, il caso delle misure radiochimiche di un radionuclide α emettitore, effettuate tramite spettrometria α , può essere facilmente ricondotto a quello della spettrometria γ , con l'aggiunta di un parametro, la resa chimica r_{ch} e la sostituzione della resa γ , r_{γ} con la resa α , r_{α} . La concentrazione di un dato radionuclide α emettitore può infatti essere calcolata a partire dalla seguente espressione:

$$C = \frac{N}{\varepsilon \bullet r_{\alpha} \bullet r_{ch} \bullet m \bullet t_{conteggio}} \quad (*)$$

Passando ad analizzare i contributi dei vari fattori, si può dire che, per quanto attiene alla valutazione del contributo dell'incertezza dell'efficienza ε , la situazione è più semplice rispetto al caso della spettrometria γ : infatti poiché la risposta dei rivelatori normalmente impiegati per la spettrometria α è sostanzialmente "piatta" nell'intervallo di energia di interesse, non vi è il problema della valutazione dell'incertezza di interpolazione e, di conseguenza, l'incertezza sull'efficienza è direttamente valutabile da partire dalla sorgente di taratura e dall'incertezza del picco dello spettro di taratura.

Qualche problema, di diversa natura rispetto quelli che si hanno nel caso della spettrometria γ , può però scaturire a causa della difficoltà di procurarsi sorgenti tarate aventi la medesima geometria rispetto ai campioni. Sono infatti disponibili sorgenti elettrodepositare certificate, ma non sempre l'area attiva è precisamente delle stesse dimensioni di quella dei campioni: ciò può causare qualche errore sistematico in conseguenza del diverso angolo solido "visto" dal rivelatore, poiché, di norma, nelle misure α , i campioni vengono posti estremamente vicini al rivelatore stesso e quindi anche minime differenze di geometria della sorgente possono comportare significativi differenze nella risposta. Inoltre, la differente composizione e costituzione del supporto su cui è elettrodepositata la sorgente, possono dare origine a differenti risposte dovute al

diversa incidenza dei fenomeni di retrodiffusione. Tutti questi fattori possono causare errori sistematici di difficile quantificazione e quindi anche non facilmente eliminabili. Supponendo comunque che, in qualche modo, se ne riesca a tenere conto, per la valutazione il più possibile corretta dell'incertezza nelle misure di spettrometria α , si deve porre una particolare attenzione nella stima dei contributi dovuti all'incertezza statistica del picco e della resa chimica. Se infatti, per gli altri fattori, possono valere le considerazioni svolte per la spettrometria γ , nel caso della spettrometria α vi sono alcune peculiarità che è bene tenere presente.

Per quanto attiene alla stima dell'incertezza statistica sul picco, essa può essere infatti considerevolmente più difficoltosa a causa della forma non gaussiana del picco α e a causa dell'eventuale presenza di altri radionuclidi nello spettro che vanno ad interferire nelle energie di interesse.

Un discorso a parte merita infine la stima dell'incertezza sulla resa chimica. Infatti, dal momento che la resa chimica viene calcolata come il rapporto tra i conteggi α relativi a un tracciante introdotto in una certa quantità nel campione che sono effettivamente registrati dallo spettrometro rispetto a quelli che ci si aspetterebbe se l'efficienza di separazione chimica dell'elemento da misurare fosse del 100%, si ha quindi che la resa chimica r_{ch} risulta una funzione dell'efficienza. Per questo motivo, nella formula di propagazione delle incertezze, non posso trascurare le covarianze. Occorre in tal caso considerare la più generale formula di propagazione delle incertezze:

$$\sigma_C = \sum_i^p \left(\frac{\partial f}{\partial x_i} \right)^2 \sigma_i^2 + 2 \sum_{i < j}^p \frac{\partial f}{\partial x_i} \frac{\partial f}{\partial x_j} \text{cov}(x_i, x_j)$$

dove x_i, x_j sono i generici parametri della funzione C .

In particolare, seguendo l'esempio di equazione (*), risulterà non nullo il termine $\text{cov}(\varepsilon, r_{ch})$, che potrà essere valutato grazie alla seguente espressione:

$$\text{cov}(\varepsilon, r_{ch}) = \frac{\partial \varepsilon}{\partial \varepsilon} \frac{\partial r_{ch}}{\partial \varepsilon} \sigma_\varepsilon^2$$

Misure β

Il caso di un radionuclide β emettitore è, in generale, abbastanza diverso dal caso dei radionuclidi α emettitori.

In alcuni casi, ad esempio, il problema costituito dagli interferenti può essere così pesante da compromettere l'esito della misura stessa. Infatti, l'impossibilità di fare una accurata spettrometria può rendere assai problematica l'attribuzione dei conteggi registrati dal sistema di rivelazione al radionuclide ricercato piuttosto che a uno o più interferenti. In questi casi, di fondamentale importanza risultano le procedure di purificazione del campione. Se il radionuclide oggetto della misura ha un'emivita sufficientemente breve da poterne seguire il decadimento (ad esempio, caso Sr-90/Y-90), è possibile accorgersi della presenza di interferenti confrontando opportunamente l'emivita sperimentale con quella teorica. Per la valutazione della resa chimica, a seconda delle metodiche impiegate e dei radionuclidi oggetto della misura, si danno casi

assai differenti. Se a livello formale la situazione può sempre essere schematizzata facendo riferimento a una formula del tipo (*), la valutazione pratica delle incertezze dei parametri in essa contenuti possono essere assai problematiche. Per queste procedure, tutte assai poco standardizzate, non sono attualmente disponibili semplici protocolli o linee guida per la valutazione delle incertezze.

Sicuramente, molto in questo campo resta ancora da fare. Occorre però fare anche una riflessione di carattere generale, che può senz'altro valere per tutte le misure radiochimiche: la complessità delle misure e dei procedimenti è talvolta così grande da rendere aleatoria una precisa stima dell'incertezza. In molti casi infatti alcuni passaggi e pretrattamenti si rivelano così critici da non poterne valutare correttamente l'efficienza e, a maggior ragione, l'incertezza correlata. Ad esempio, talvolta il tracciante, introdotto artificialmente nella matrice, può non comportarsi come il radionuclide presente nella matrice stessa: è questo un caso purtroppo non raro quando ci si trova a lavorare con gli attinidi.

Per questi motivi, per una realistica stima dell'incertezza di misura di un certo metodo radiochimico, può essere utile fare riferimento allo scarto tipo che si ottiene ripetendo un congruo numero di volte le misure su un materiale certificato. Lo scarto tipo che si otterrà in questo caso andrà però visto come un limite inferiore dell'incertezza del metodo, applicato in condizioni "reali", cioè su campioni ambientali incogniti e non caratterizzati.

BIBLIOGRAFIA

Generali

Bagliano G., Barocas A., 1977, *Metodi radiochimici di determinazione del Cs-137 e dello Sr-90 in campioni ambientali*, RT/PROT(77)1, Comitato Nazionale per l'Energia Nucleare, Roma

Budnitz R.J., Nero A.V., Murphy D.J., Graven R., 1983, *Instrumentation for Environmental Monitoring*, Vol. 1, Wiley, New York

Debertin K., Ren J, "Measurements of the activity of radioactive samples in Marinelli beakers". *Nuclear Instruments and Methods*, 278: 541-549, (1989).

De Felice et. al., "Campagna Nazionale per l'applicazione della correzione per effetto somma in coincidenza in misure di spettrometria γ ", *AIRP- Convegno Nazionale di Radioprotezione: Dosimetria personale ed ambientale. La Maddalena 26-28 settembre 2001*).

Duò Lamberto et al., "Stima dell'incertezza di misura e fruibilità dei certificati di taratura", *Atti del II Congresso "Metrologia & Qualità"*, (Milano 20-21-22 febbraio 2001): pp. 259-262.

IAEA, 1989, *Measurement of Radionuclides in Food and The Environment*, Technical Reports Series n° 295, IAEA Vienna

National Council on Radiation Protection and Measurements, 1978, *A Handbook of Radioactivity Measurements Procedures*, Report n° 58, Washington D.C.

Sima O., "Photon attenuation for samples in Marinelli beaker geometry: an analytical computation", *Health Physics*, 62

Taipale T.K. (Ed), 1985, *The Sampling and Analysing Methods of Radionuclides used in the Nordic Countries for Environmental Samples*, 1985, Rep. Nordic Liaison Committee for Atomic Energy, Stockholm

Volchok H., DePlanque G.(Eds), 1983, *E.M.L. Procedures Manual*, Report HASL-300, Environmental Measurement Laboratory, New York

Determinazione di radionuclidi

Born A.L., 1966, "Rapid ion exchange analysis of Radiocesium in milk, wine, sea water and environmental samples", *Anal.Chem.*, 38, n° 1, 89, 1966

Livingston H.D. et al., "Determination of transuranic and Thorium isotopes in ocean water, in solution and filtrable particles", *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 115, n° 2, 299, 1987

Malcevski S., Guzzi L., Queirazza G., 1987, *A Methodology for Environmental Radioactivity Monitoring. First application to the Po River (Northern Italy)*, presented at 6th Int. Conf. Chemistry for Protection of the Environment, September 1987

Noshkim V.E., Mott N.S., 1967, *Separation of Sr from large amount of Ca, with application to Radiostrontium analysis*, *Talanta* 14, 45, 1967

PMIP Milano, *Analisi radiometriche delle acque potabili*, (nota interna)

Porter C. et al., "Determination of Radiostrontium in food and other environmental samples", *Env.Sci.Tech.* 1, 745, 1967

Sharygin L.M. et al., "Purification from radionuclides of nuclear power station sewage with granulated sorbents based on Zn-phosphate and ferrocyanide", *Transl. from Radiokimya*, 26, n° 5, 611, 1962

"Standards and Methods for Examinations of Waters", 1985, Am. Publ. Health Ass.

Testa C., Desideri D., Meli M.A., Queirazza G., Tia Guogang, Bazzarri S., 1988, *The Determination of Uranium, Thorium, Plutonium, Radium-226, Strontium-90 in environmental samples by extraction chromatography*, Atti della 34th Annual Conference on Bioassay, Analytical and Environmental Radiochemistry, October 17-21, 1988, Las Vegas, Nevada

UNICHIM, 1986, *Saggi radiometrici sulle acque*

Campionamento suoli

Castiglioni G.B., 19.., *Geomorfologia*, UTET

Catalogo FAST Canovai, *Campionamento ed analisi di suoli, acque e sedimenti*

Giovani C., Fadone A., Padovani R., 1993, *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)

Manuale E.M.L., 1992, *2.4 Soil*, pagg. 67-88, HASL-300, febbraio 1992

Sehmel G.A., "Particle resuspension: a review", *Env. Int.* 4, 107-127, 1980

Spettrometria gamma in campo

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

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

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

APPENDICE C

Il CTN_AGF nell'ambito della rete SINAnet

Ruolo e struttura dei Centri Tematici Nazionali

Il progetto Centri Tematici Nazionali (CTN) ha avuto inizio nell'ottobre del 1998, nell'ambito delle attività di realizzazione e gestione del Sistema nazionale conoscitivo e dei controlli ambientali (SINAnet), con l'avvio e la realizzazione di 6 CTN prioritari, da sviluppare in collaborazione con le Agenzie regionali.

Il criterio di riferimento per l'individuazione dei primi 6 CTN è stato quello di garantire la corrispondenza con gli *European Topic Centres* (ETC), le strutture che giocano nella rete europea EIONet un ruolo omologo a quello dei CTN nella rete SINAnet.

In tal senso sono stati istituiti i seguenti CTN:

- Atmosfera, Clima ed Emissioni in aria (ACE)
- Agenti Fisici (AGF)
- Acque Interne e Marino costiere (AIM)
- Conservazione della Nature (CON)
- Rifiuti (RIF)
- Suolo e Siti Contaminati (SSC)

I Centri Tematici Nazionali, ciascuno nell'ambito delle aree tematiche di competenza, rappresentano per l'ANPA il necessario supporto per l'attuazione dei compiti che la legge istitutiva le affida in materia di raccolta e gestione dei dati e delle informazioni ambientali e di controllo. In particolare, il supporto riguarda quanto attiene alla definizione di regole per rendere tali attività omogenee su tutto il territorio nazionale e disponibili sulla rete SINAnet, in linea con lo sviluppo di attività analoghe nel contesto comunitario. In analogia al modello europeo, i CTN sono attuati da compagini di soggetti, uno dei quali, il CTN *leader*, è preposto al coordinamento del progetto. Le compagini sono costituite da ARPA/APPA, con l'integrazione di altri soggetti, le Istituzioni Principali di Riferimento (IPR), che hanno competenze specialistiche in materia di azione conoscitiva per i vari temi ambientali. Per ogni CTN, l'ANPA ha nominato un responsabile di progetto.

Il CTN_AGF

Temi di competenza

- T22 - Inquinamento acustico e da vibrazioni
- T23 - Inquinamento elettromagnetico
- T24 - Radionuclidi artificiali e naturali nella biosfera: modelli relativi alla variabilità spaziale e temporale e metodologie di controllo

Composizione

Responsabile di progetto ANPA: Ing. Salvatore Curcuruto *

Responsabile CTN leader: Dr. Pierluigi Mozzo

Leader: ARPA Veneto

Co-leader: ARPA Valle D'Aosta

Altri soggetti: ARPA Piemonte, ARPA Lombardia, ARPA Emilia Romagna, APPA Trento, APPA Bolzano, ARPA Friuli Venezia Giulia, ARPA Toscana, ARPA Liguria

* Responsabile fino al 31/12/2001 per accordo tra ANPA e ARPA Lazio

NOTE E RINGRAZIAMENTI

Questo lavoro, come è già stato ricordato in premessa, è tributario in larga misura delle esperienze dei gruppi di lavoro che nel corso degli ultimi anni hanno animato le vicende della Rete Nazionale di rilevamento della radioattività ambientale. I ringraziamenti vanno quindi indirizzati a tutti coloro i quali hanno preso parte a queste attività. Ci pare però giusto ricordare in particolare, tra tutti, Silvana Piermattei, per il ruolo centrale svolto e per la particolare passione e competenza con cui ha coordinato i lavori dei vari gruppi di lavoro ANPA, contribuendo alla crescita scientifica e culturale dei laboratori regionali.

Si desidera ringraziare, inoltre, per la partecipazione attiva alla stesura di questo documento: Enrico Maria Chiaberto (ARPA Piemonte), Giovanni Agnesod (ARPA Valle d'Aosta), Concettina Giovani (ARPA Friuli Venezia Giulia).