

**ISPRA**Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca AmbientaleDipartimento nucleare, rischio
tecnologico e industrialeMINISTERO DELL'AMBIENTE
E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO E DEL MARE

Direzione per le valutazioni ambientali

Convenzioni tra ISPRA e ARPA, APPA, l'ENEA-INMRI,CRI, ISS nell'ambito della Convenzione del 29.12.2006 MATTM-ISPRA avente per oggetto "Supporto tecnico alla DSA all'elaborazione di linee guida ed indirizzi metodologici", linea di attività "Prevenzione dai rischi dell'esposizione a radiazioni ionizzanti", tematica "Implementazione di un sistema nazionale di monitoraggio della radioattività ambientale"

Task 01.01.03

Metodi di campionamento e conservazione campioni

Rev. 0		
Soggetti partecipanti	Verifica Coordinatore task (data e firma)	Approvazione (ISPRA) (data e firma)
ARPA Piemonte	30/4/2014 ARPA Piemonte Mauro Magnoni 	05/05/2014 ISPRA Giancarlo Torri
ARPA Lazio		
Croce Rossa Italiana		

Note

Revisioni

n.	data	Oggetto modifica

L'istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), le Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA), le Agenzie Provinciali per la Protezione dell'Ambiente (APPA), la Croce Rossa Italiana e le persone che agiscono per loro conto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute nel presente documento.

Autori

Mauro Magnoni (ARPA Piemonte)
Giuliana Garbarino (ARPA Piemonte)
Maria Clivia Losana (ARPA Piemonte)
Giorgio Evangelisti (ARPA Lazio)
Claudia Fontana (Croce Rossa Italiana)

Ringraziamenti

Si ringraziano per la collaborazione tutti i colleghi di ISPRA che ci hanno accompagnato in questo lungo percorso.

Sommario

PREMESSA.....	5
1 CAMPIONAMENTO E CONSERVAZIONE DELLE MATRICI AMBIENTALI E ALIMENTARI	6
1.1 Matrici alimentari.....	6
1.2 Matrici ambientali.....	6
1.2.1 Acque.....	6
1.2.1.1 Acque potabili.....	6
1.2.1.2 Acque superficiali.....	7
1.2.2 Detrito minerale organico sedimentabile (DMOS).....	7
1.2.3 Sedimenti.....	8
1.2.4 Ricadute umide e secche (fallout).....	8
1.2.5 Particolato atmosferico.....	9
1.2.6 Suolo.....	10
1.2.6.1 Modalità di campionamento.....	11
1.2.6.1.1 Campionamento con trivella.....	11
1.2.6.1.2 Campionamento con trincea e sagoma.....	12
1.2.6.1.3 Campionamento con tubo spaccato.....	13
1.2.6.1.4 Campionamento in caso di rilasci accidentali.....	15
1.2.7 Muschi.....	15
1.2.8 Funghi, bacche, selvaggina, pesci di lago.....	16
1.2.9 Vegetali acquatici.....	16
1.3 Dose gamma in aria.....	16
1.3.1 Strumentazione.....	17
1.3.2 Efficienza e sensibilità.....	17
1.3.3 Tempi di risposta e tempi di misura.....	17
1.3.4 Taratura e incertezza di misura.....	18
1.3.5 Scelta del sito e modalità di misura.....	18
1.4 Valutazione dell'incertezza di campionamento e gestione delle serie storiche di dati.....	19
Bibliografia.....	21

PREMESSA

Il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare-Direzione Generale per le Valutazioni Ambientali (DVA) e l'ISPRA hanno stipulato una Convenzione avente per oggetto il supporto tecnico alla DSA (ora DVA) all'elaborazione di linee guida ed indirizzi metodologici.

La Convenzione include la linea di attività "Prevenzione dai rischi dell'esposizione a radiazioni ionizzanti", che a sua volta include la tematica "Implementazione di un sistema nazionale di monitoraggio della radioattività ambientale".

Nell'ambito della tematica sopra citata, attraverso una preventiva consultazione con tutte le Agenzie regionali e provinciali per la protezione ambientale e gli enti qualificati, quali l'Istituto Superiore di Sanità (ISS), l'Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile-Istituto Nazionale di Metrologia delle Radiazioni Ionizzanti (ENEA-INMRI) e la Croce Rossa Italiana (CRI), sono state individuate sedici specifiche attività prioritarie (task).

Per la realizzazione delle task sono state stipulate apposite convenzioni tra l'ISPRA e le ARPA, APPA, l'ENEA-INMRI e la CRI e un accordo con l'ISS. Nell'allegato tecnico alle convenzioni sono state individuate le compagini e i coordinatori delle task.

Il presente documento rappresenta il prodotto della task 01.01.03 "Metodi di campionamento e conservazione campioni". Alla realizzazione della task, coordinata da ARPA Piemonte hanno contribuito ARPA Lazio e Croce Rossa Italiana.

Visto il tema trattato, i lavori di questa task si è svolti in stretto coordinamento con la task 01.01.04 "Trattamento campioni e metodi di analisi radionuclidi", coordinato da ARPA Lombardia.

1 CAMPIONAMENTO E CONSERVAZIONE DELLE MATRICI AMBIENTALI E ALIMENTARI

1.1 Matrici alimentari

La misura della radioattività nelle matrici alimentari è finalizzata all'individuazione di eventuali contaminazioni e alla valutazione della dose efficace da ingestione alla popolazione. Inoltre, alcuni matrici quali latte, funghi, frutti di bosco, formaggi d'alpeggio, sono importanti indicatori ambientali.

Gli alimenti da sottoporre a misure radiometriche sono quelli maggiormente consumati e che costituiscono la dieta media della popolazione; i principali sono latte e derivati, cereali e derivati, carne bovina, suina, pollame, uova, pesce, frutta e verdura.

Indicazioni sulla composizione della dieta media italiana in base alla provenienza geografica sono riportate nelle Linee Guida per il monitoraggio della radioattività (Ispra, n° 83/2012).

La dieta media viene monitorata o sui singoli alimenti o su pasti completi.

Scelta dei punti di prelievo

I criteri per l'individuazione dei punti di prelievo variano in base alla matrice.

Il latte deve essere prelevato presso i principali impianti regionali di produzione o di raccolta o di distribuzione.

I singoli alimenti componenti la dieta media devono essere prelevati presso mercati o centri di produzione e distribuzione che commerciano grandi quantità di alimenti.

Il pasto completo deve essere prelevato presso mense scolastiche e aziendali.

E' utile conoscere le zone di provenienza e i quantitativi annui che vengono prodotti. E' necessario prelevare una quantità sufficiente di alimento, in genere 1-2 kg (per maggiori dettagli si rimanda al Capitolo Trattamento matrici e metodi di analisi).

Conservazione dei campioni

Dal momento che, come è noto, condizioni fisiche e climatiche anche estreme (ad esempio, elevate temperature) non influenzano minimamente le proprietà radioattive delle matrici, le modalità di conservazione del campione hanno il solo scopo di agevolare le elementari operazioni di pretrattamento (pulitura, pesatura, omogeneizzazione). Pertanto, nel caso in cui non fosse possibile procedere subito all'analisi, il campione dovrà essere conservato in frigorifero (4 °C). In alcuni casi può essere valutata anche l'opportunità di procedere al congelamento. Per ulteriori dettagli riferirsi alla task 01.01.04 "Trattamento campioni e metodi di analisi radionuclidi".

1.2 Matrici ambientali

1.2.1 Acque

1.2.1.1 Acque potabili

La misura della radioattività nelle acque potabili è finalizzata alla valutazione della dose efficace da ingestione di radionuclidi alla popolazione. E' opportuno evidenziare, a livello regionale, eventuali punti critici della rete idrica, effettuando prima una campagna conoscitiva.

Scelta dei punti di prelievo

I campioni di acque potabili da sottoporre a misure radiometriche provengono dai principali acquedotti della regione, tenendo conto del volume di acqua potabile prodotta, distribuita o consumata. Per questi acquedotti devono essere individuati punti fissi di prelievo, presso i quali effettuare un monitoraggio periodico.

E' opportuno prelevare un volume di campione compatibile con la sensibilità di misura desiderata.

Conservazione dei campioni

Per la conservazione dei campioni d'acqua in attesa dell'analisi (fino a 1-2 mesi), sono consigliate di norma procedure di acidificazione o conservazione al buio in frigorifero. Le modalità potranno essere differenti a

seconda del tipo di analisi prevista. Si rimanda comunque per maggiori dettagli alla sezione dedicata ai pretrattamenti, sviluppata nell'ambito della task 01.01.04 "Trattamento campioni e metodi di analisi radionuclidi".

1.2.1.2 Acque superficiali

La misura della radioattività nelle acque superficiali (dolci e marine) ha come obiettivi il monitoraggio del contenuto di radioattività dei corpi idrici e la valutazione di un'eventuale contaminazione degli stessi, con la possibilità di trasferimento ad animali, vegetali e sedimenti.

Scelta dei punti di prelievo

Per le acque dolci il prelievo deve essere eseguito sui principali corsi d'acqua e laghi della regione; è opportuno fissare i punti di prelievo a valle di scarichi a potenziale rischio di immissione radioattiva. Per i fiumi i punti devono essere posizionati nell'alveo principale e possibilmente a centro fiume. Per i laghi è opportuno evitare punti di campionamento vicino a immissari o emissari.

Per le acque di mare i punti di campionamento devono essere posizionati in prossimità degli scarichi fognari o delle foci dei fiumi che attraversano i principali centri urbani posti a monte.

Si possono prelevare campioni singoli, conservarli e poi eseguire l'analisi sul campione composito, costituito tramite le diverse aliquote precedentemente campionate.

E' opportuno prelevare un volume di campione compatibile con la sensibilità di misura desiderata. Possono essere previsti alcuni punti di campionamento non influenzati da fonti locali di pressione, in modo da avere dati di confronto in caso di eventi incidentali o emergenze.

Conservazione dei campioni

Per la conservazione dei campioni d'acqua in attesa dell'analisi (fino a 1-2 mesi), sono consigliate di norma procedure di acidificazione o conservazione al buio in frigorifero. Le modalità potranno essere differenti a seconda del tipo di analisi prevista. Si rimanda comunque per maggiori dettagli alla sezione dedicata ai pretrattamenti, sviluppata nell'ambito della task 01.01.04 "Trattamento campioni e metodi di analisi radionuclidi".

1.2.2 Detrito minerale organico sedimentabile (DMOS)

Per DMOS si intende il materiale trasportato in sospensione dalla corrente dei fiumi, campionato in prossimità del fondale. E' considerabile come una matrice intermedia tra particolato in sospensione e sedimento fluviale.

La misura di questa matrice permette di ricavare informazioni sulla presenza di radioattività nei fiumi.

Scelta dei punti di prelievo

I punti di prelievo del DMOS devono essere posizionati nell'alveo principale di corsi d'acqua ritenuti interessanti per il monitoraggio della radioattività ambientale, ad esempio in prossimità di depuratori, scarichi ospedalieri, a valle e a monte di centri abitati. Per fiumi con elevata portata è necessario effettuare il campionamento in corrispondenza del tratto superiore, mediano e inferiore, per corsi d'acqua minori è sufficiente eseguire un campionamento nella parte terminale del fiume. Per la scelta dei punti di campionamento è importante conoscere le caratteristiche idrologiche e morfologiche del corso d'acqua.

Dispositivo di campionamento

Il dispositivo di campionamento consiste in due sacchetti di plastica inseriti uno dentro l'altro; sulle facciate del sacchetto interno vengono eseguiti tre tagli orizzontali, su quelle del sacchetto esterno vengono effettuati tre tagli verticali; ciascun taglio ha una lunghezza di 20 cm. All'interno dei due sacchetti vengono inserite tre strisce in PVC con dimensioni 10 x 100 cm ripiegate a fisarmonica. I sacchetti vengono chiusi con un nodo e riempiti con un peso (ad esempio ciottoli di fiume) per evitare che vengano trascinati dalla corrente; ogni campionatore è costituito da due elementi appena descritti legati insieme e assicurati ad una corda cui è collegato un galleggiante, utile per il recupero del campionatore a fine del periodo di campionamento.

Il dispositivo di campionamento concepito in questo modo permette all'acqua di entrare nei sacchetti e al DMOS di depositarsi nelle pieghe delle strisce in PVC e di non disperdersi eccessivamente durante la fase di recupero.

Il campionamento consiste nel recupero delle strisce in PVC contenute all'interno dei dispositivi di prelievo e nel lavaggio del materiale ad esse aderente, che costituisce il campione di DMOS.

La durata del campionamento deve essere di almeno sei giorni; non è consigliabile però superare i quindici giorni, sia perché in genere dopo questo periodo i campionatori vanno in saturazione, sia perché col tempo aumenta la probabilità di perdere i dispositivi di campionamento a seguito di cambiamenti del regime del fiume.

Per definire la periodicità del campionamento è utile considerare vari fattori, tra cui portata e dimensione del corso d'acqua, evitando ad esempio periodi di piena o di magra del corso d'acqua.

Per quanto riguarda il recupero dei campionatori in alveo, è opportuno tenere a mente alcune regole di sicurezza fluviale: i canali artificiali sono più pericolosi dei corsi d'acqua naturali, in quanto caratterizzati da una maggiore velocità della corrente. E' meglio evitare di posizionare i punti di prelievo in prossimità di infrastrutture quali ponti, stramazzi, briglie. I dispositivi di protezione individuale di minima in dotazione alla squadra di campionamento sono: salvagente, casco, corda di lancio. Le operazioni di recupero dei campionatori devono essere effettuate con un operatore in alveo e il secondo operatore posizionato a valle rispetto al primo, pronto a intervenire in caso di caduta in acqua (ad esempio tramite corda di lancio).

Conservazione dei campioni

In questo caso non è raccomandata alcuna conservazione del campione: uno stoccaggio in attesa dell'analisi rischierebbe infatti di far perdere informazioni per il decadimento radioattivo dei radionuclidi a vita breve, perlopiù di origine ospedaliera, spesso presenti nei campioni di DMOS.

1.2.3 Sedimenti

I sedimenti possono essere lacustri, fluviali o marini.

La misura di questa matrice permette di ricavare informazioni sull'accumulo a lungo termine dei radionuclidi presenti nelle acque lacustri, fluviali o marine.

Scelta dei punti di prelievo

Il punto di prelievo deve essere lontano da fonti di inquinamento, emissari o immissari, a una certa distanza dalla riva in modo da evitarne l'influenza. Le stazioni di prelievo devono essere scelte in modo da permettere il prelievo di più matrici ambientali nello stesso punto e di seguire l'evoluzione temporale dei livelli di radioattività.

Per i sedimenti marini è meglio prediligere punti a turbolenza e velocità delle acque ridotte.

Il campionamento si esegue prelevando il materiale con una piccola benna, inserendolo in appositi contenitori o sacchetti; è necessario prelevare almeno 1-2 kg di materiale da sottoporre alle successive analisi in laboratorio.

Conservazione dei campioni

Se non si stanno ricercando radionuclidi a vita breve, la conservazione del campione può in questo caso essere una possibile opzione: conviene però non conservare il campione tal quale ma procedere subito alle prime fasi di pretrattamento e conservare poi il campione secco.

1.2.4 Ricadute umide e secche (fallout)

La misura della deposizione totale è finalizzata al monitoraggio della frazione radioattiva di particolato che si deposita al suolo. La deposizione può essere umida, veicolata dalla pioggia, o secca, per via gravimetrica. Tale misura permette di valutare sia il trasferimento della radioattività depositata ai vari comparti ambientali, sia la dose efficace alla popolazione per inalazione e irraggiamento.

Scelta dei punti di prelievo

E' preferibile utilizzare stazioni di campionamento fisse, posizionate in spazi liberi, aperti, elevati, quali tetti e terrazze, lontano da zone ad elevata polverosità e intenso traffico veicolare. Le stazioni di campionamento sono costituite da recipienti di diverso volume e forma, con l'imboccatura posta ad almeno 2 m di altezza dal piano di campagna. I recipienti di raccolta possono essere vasche in acciaio inox o in plastica non porosa; è necessario che numero e dimensioni dei recipienti consentano di raggiungere un'area di raccolta con superficie minima di 1 m².

E' utile allestire il sistema di campionamento del fallout in prossimità del sistema di aspirazione del particolato atmosferico, al fine di avere le stesse condizioni di campionamento. Se possibile è consigliabile registrare i dati meteorologici, quali piovosità, direzione e velocità del vento.

Sul fondo dei recipienti è opportuno versare piccole quantità di acqua ad uso analitico per ottimizzare il prelievo di ricadute secche. In caso di periodi molto piovosi è consigliabile monitorare il livello di fallout nei recipienti di raccolta, svuotandoli se necessario e stoccando il campione in attesa della fine del periodo di campionamento. In caso di periodi molto secchi verificare che il contenuto dei recipienti non evapori completamente ed eventualmente rabboccare con acqua ad uso analitico. Sulla bocca dei recipienti predisporre una griglia di protezione a maglie strette (2-3 cm) per trattenere eventuali corpi estranei.

Il periodo di campionamento è normalmente mensile, al termine del quale i recipienti di raccolta devono essere accuratamente puliti con acqua ad uso analitico; è necessario pulire con cura anche le pareti dei recipienti di raccolta, in modo da raccogliere tutto il campione ad esse aderente. Il campione viene posto in recipienti per lo stoccaggio e successivamente sottoposto alle fasi di pretrattamento e analisi, come descritto nella scheda MET-07.

Conservazione dei campioni

In questo caso è fortemente sconsigliato, come per il DMOS, qualsiasi procedura di conservazione del campione prelevato che deve invece essere avviato alla misura (spettrometria gamma, di solito) nel più breve tempo possibile. Le misure di fallout sono la più sensibile misura della radioattività presente in atmosfera, anche quella a vita breve o media. Il campione (ormai essiccato o adsorbito su resina) potrà poi essere conservato senza particolari problemi e accorgimenti dopo l'esecuzione delle misura.

1.2.5 Particolato atmosferico

La misura del particolato atmosferico totale in sospensione serve per il monitoraggio della radioattività associata al materiale non gassoso in sospensione in atmosfera, che può essere costituito da composti organici o inorganici di origine antropica, materiale organico proveniente da vegetali, materiale inorganico prodotto da agenti naturali e dall'erosione del suolo. Nelle aree urbane il particolato può avere origine da lavorazioni industriali, dagli impianti di riscaldamento, dall'usura dell'asfalto, degli pneumatici, dei freni e dalle emissioni di scarico degli autoveicoli.

La misura del particolato atmosferico permette di individuare eventuali contaminazioni dovute alla presenza di radionuclidi in aria, che possono o ricadere dagli strati più alti dell'atmosfera o andare incontro a fenomeni di risospensione in aria del suolo contaminato.

Scelta dei punti di prelievo

La stazione di prelievo deve essere ad un'altezza di almeno 2 m dal suolo e preferibilmente in spazi aperti lontano da ostacoli ed edifici, evitando aree ad elevato traffico e polverosità. E' utile allestire il sistema di aspirazione del particolato in modo che sia protetto dagli agenti atmosferici e se possibile in prossimità del sistema per la raccolta della ricaduta umida e secca (fallout), al fine di avere le stesse condizioni di campionamento. E' opportuno registrare i dati meteorologici, quali piovosità, direzione e velocità del vento. I sistemi di aspirazione si possono classificare, in base al volume aspirabile, in sistemi a medio-basso volume (portata di 70-140 litri/minuto) e ad alto volume (portata > 140 litri/minuto). I primi si utilizzano per i prelievi routinari, i secondi in caso di emergenza radiologica, in quanto permettono di ottenere elevate sensibilità di misura e di campionare grandi volumi in breve tempo.

Indipendentemente dal volume aspirabile, i sistemi di aspirazione sono composti da un porta filtro termostato, una pompa aspirante con regolatore di portata, un contatore volumetrico, un filtro. Il filtro può essere di materiali e forme diversi, da scegliere in base alle esigenze del laboratorio. Per una trattazione completa sui diversi materiali consultare il capitolo "Trattamento matrici e metodi di analisi".

Al termine del periodo di campionamento, il filtro deve essere prelevato e poi analizzato. E' necessario annotare data e ora di inizio e fine prelievo e volume aspirato. Il periodo di campionamento consigliato è giornaliero ed è possibile effettuare anche analisi di pacchetti di filtri su base settimanale e mensile. Le modalità di pretrattamento e misura del filtro sono descritte nella scheda MET-09.

In caso di utilizzo di filtri di dimensioni maggiori rispetto a quelle del rivelatore (caso possibile per i sistemi di aspirazione ad alto volume), è necessario ritagliarlo fino alla dimensione adatta al rivelatore.

Mentre la maggior parte dei radionuclidi è fissata alle particelle aerodisperse, alcuni radionuclidi volatili come ^3H e ^{131}I non vengono sufficientemente trattenuti dai filtri. Per lo ^{131}I è possibile utilizzare apposite trappole a carbone attivo posizionate a valle del filtro, che contengono una superficie adsorbente specifica per lo iodio (un sistema di trappole specifiche per lo iodio-131 è in uso presso i laboratori di Arpa Lombardia). I dettagli del pretrattamento sono esplicitati nella scheda MET-10.

Conservazione dei campioni

I filtri prelevati possono essere conservati, senza particolari problemi, in buste o contenitori singoli.

1.2.6 Suolo

La misura di questa matrice permette di valutare la radiocontaminazione di un suolo in seguito ad eventi incidentali, ma anche per studio radioecologici (migrazione in profondità del radionuclide, fattori di trasferimento suolo – pianta).

Scelta dei punti di prelievo

I criteri per la scelta dei punti di prelievo dipendono dallo scopo del campionamento.

Nella maggior parte dei casi le misure di concentrazione di radionuclidi in campioni di suolo servono per stimare l'inventario di quanto si è depositato al suolo in un dato periodo. In questo caso è necessario scegliere un numero di siti di campionamento rappresentativo dell'area di indagine e correlato al grado di approfondimento voluto, oltre che alle caratteristiche pedologiche, litologiche e geomorfologiche dell'area di studio.

Per la valutazione dell'inventario depositato al suolo è utile esprimere la misura in termini di concentrazione per unità di superficie; il campionamento deve essere fatto in modo da poter correlare il peso del campione alla superficie e alla profondità di prelievo. Di particolare importanza è la valutazione della profondità di campionamento ottimale per stimare l'inventario totale dei radionuclidi di interesse (in genere si considera ottimale una profondità che consenta di campionare il 90-95% del radionuclide di studio). La profondità di campionamento dipende dalle caratteristiche del sito di campionamento, ad esempio suoli di alta quota hanno in genere profondità ridotte.

Per i suoli indisturbati, la profondità di campionamento può essere definita con i seguenti approcci:

- approccio uniforme, con profondità di campionamento costanti e indipendenti dalle variazioni naturali delle caratteristiche del suolo;
- approccio non uniforme, basato sulle caratteristiche naturali del suolo, quali la profondità di penetrazione delle radici o le caratteristiche pedologiche; nel secondo caso deve essere prelevato un campione di suolo per ciascun orizzonte pedologico.

Per i suoli perturbati da attività antropiche quali agricoltura e allevamento, per definire la profondità di campionamento possono essere utilizzati i seguenti approcci:

- approccio uniforme, con profondità adattata alle pratiche agricole locali, ad esempio considerando la profondità massima di aratura;
- approccio non uniforme, basato sulle attuali caratteristiche del suolo; ad esempio lo strato superficiale può essere determinato dalla profondità dell'orizzonte disturbato, mentre gli strati inferiori coincidono con gli orizzonti pedologici eventualmente presenti.

Per valutare la deposizione cumulata in un certo intervallo temporale è opportuno scegliere un sito di campionamento indisturbato durante il periodo di interesse, dove, ad esempio, non siano stati eseguiti scavi, arature, rimescolamenti degli strati superficiali. L'area di studio deve essere una zona aperta, pianeggiante, lontano da edifici, alberi o altri manufatti che potrebbero avere reso disomogenea la deposizione del radionuclide al suolo. E' opportuno evitare la vicinanza con strade ad elevato traffico veicolare e polverosità, con impluvi o zone di ristagni idrico e in generale con aree aventi caratteristiche morfologiche o di copertura vegetale nettamente diverse dalle aree circostanti e quindi non rappresentative del sito di studio.

La copertura del suolo ideale per stimare la deposizione al suolo è quella erbosa, sia perché può essere facilmente rimossa durante il campionamento, ed eventualmente analizzata a parte, sia perché garantisce una perturbazione minima della deposizione (alberi ad alto fusto intercettano la pioggia e causano una deposizione del radionuclide al suolo non uniforme).

Di diverso approccio sono gli studi volti alla valutazione dell'erosione del suolo, che hanno presupposti diversi rispetto a quelli descritti in precedenza. La stima della concentrazione di attività di un dato radionuclide serve per valutare la quantità di suolo che viene asportata da una zona di erosione verso una zona di accumulo. I siti di campionamento saranno quindi scelti sia in zone dove si verificano fenomeni erosivi (impluvi, zone di distacco, versanti ripidi e con evidenti segni di erosione), sia dove si verificano fenomeni di accumulo. Per una corretta valutazione dell'erosione occorre anche prelevare alcuni campioni

in un'area di bianco, con caratteristiche simili a quelle delle zone di erosione e accumulo, da usare per il confronto e l'interpretazione dei dati.

Conservazione dei campioni

I campioni possono essere conservati anche per lungo tempo, sia prima che dopo l'analisi. In caso di sospetta presenza di radionuclidi a vita breve si dovrà ovviamente procedere immediatamente con l'analisi. In ogni caso è buona norma non conservare mai i campioni così come sono stati prelevati bensì procedere subito al pretrattamento e poi eventualmente stoccare il campione essiccato.

1.2.6.1 Modalità di campionamento

Le tecniche di campionamento possibili sono le seguenti: trivella, sagoma o trincea, tubo spaccato.

Oltre agli strumenti da utilizzare in base alla modalità di campionamento scelta (trivella o trincea o tubo spaccato), sono necessari i seguenti materiali:

- mazza, vanga, cazzuola, coltello per prelevare il campione;
- bindella, righello, metro rigido per misurare la profondità di campionamento e la distanza tra i punti di campionamento;
- falchetto, forbici, cesoie per asportare la copertura vegetale;
- spatole, palette e cazzuole per il prelievo dei campioni;
- sacchetti in plastica o in tela per la conservazione dei campioni e il trasporto verso il laboratorio;
- pennarello, nastro adesivo, etichette resistente all'umidità per identificare univocamente i campioni;
- guanti da lavoro.

All'atto del prelievo il materiale vegetale che ricopre il suolo (manto erboso, muschio, foglie secche) deve essere rimosso ed eventualmente misurato a parte, ad esempio per condurre studi sui fattori di trasferimento suolo - pianta. L'erba e i piccoli arbusti devono essere tagliati alla minima altezza possibile, evitando lo sradicamento che comporterebbe anche la rimozione di parte del suolo; le radici andranno a far parte del materiale che dovrà essere rimosso dai campioni di suolo degli strati sottostanti.

Altri materiali presenti nel campione, quali sassi, radici, sostanze organiche vegetali, insetti e piccoli invertebrati, verranno separati dai campioni di suolo durante la fase di setacciatura ed eventualmente misurati, se ritenuto interessante ai fini del campionamento.

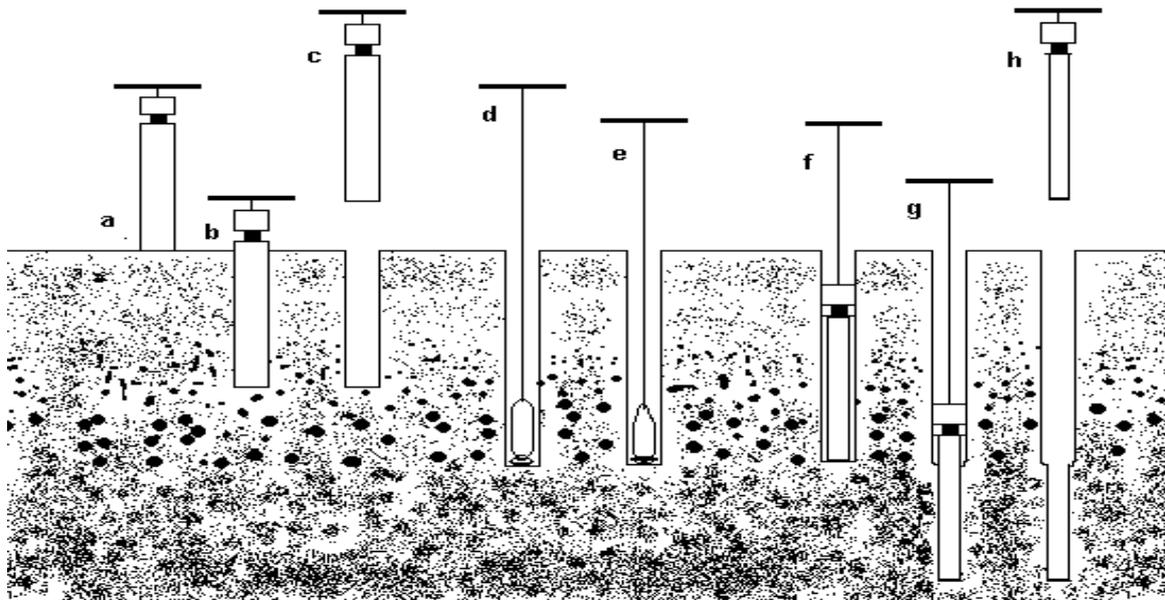
1.2.6.1.1 Campionamento con trivella

La trivella è costituita da un'asta di acciaio con una punta a vite di passo lungo, che, fatta ruotare su se stessa, permette di penetrare nel suolo fino a una desiderata profondità. La trivella viene estratta dal suolo e il campione rimosso e posizionato in un apposito sacchetto; questa operazione viene ripetuta per ogni sub-aliquota del punto di prelievo, unendo insieme le aliquote fino ad ottenere un unico campione rappresentativo.

Le caratteristiche delle trivelle, quali diametro e larghezza delle lame della punta, devono essere scelte in base alle caratteristiche pedologiche del suolo da campionare.

I vantaggi del campionamento mediante trivella sono la rapidità delle fasi di campionamento e di preparazione del campione, oltre all'elevato numero di punti di campionamento e al valore statistico del campionamento, essendo possibile raccogliere un alto numero di campioni per ogni sito. Permette quindi uno screening veloce sui livelli di radiocontaminazione anche su territori estesi.

Gli svantaggi principali sono l'impossibilità di valutare in modo preciso la distribuzione verticale dei radionuclidi nel suolo, poiché è possibile trivellare a diverse profondità in modo grossolano. E' inoltre necessario disporre di tipi di trivelle diversi a seconda delle caratteristiche del suolo oggetto di campionamento (suolo più o meno argilloso, ghiaioso).



1.2.6.1.2 Campionamento con trincea e sagoma

I metodi di campionamento con trincea e sagoma permettono di prelevare strati di suolo a diverse profondità, risultando utili per gli studi sulla migrazione verticale nel suolo di un dato radionuclide.

Il metodo della trincea prevede lo scavo di una buca dalla quale vengono successivamente asportati i vari strati di suolo.

Il metodo della sagoma prevede di fare penetrare una sagoma nel suolo a diverse profondità, usandola come guida per il prelievo degli strati di suolo.

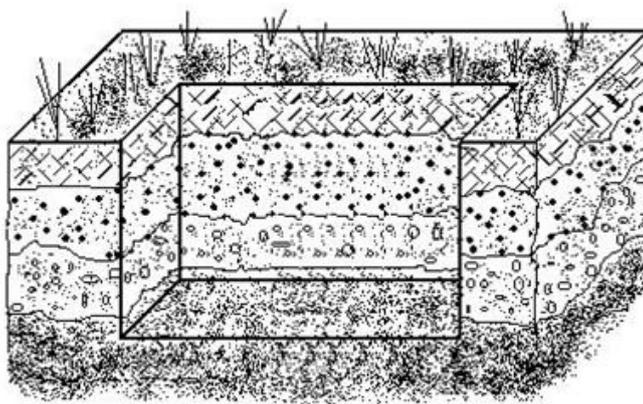
Prima del campionamento deve essere stabilita la superficie di prelievo (tipicamente 30x 30 cm²) e la profondità di prelievo (ad esempio spessore dello strato di 5 cm, fino a una profondità massima di 30 cm). Quest'ultima può essere definita anche in base allo spessore dei singoli strati pedologici. Tali caratteristiche del campionamento sono molto importanti per ottenere un dato rappresentativo dell'area di studio e devono essere attentamente valutate prima del campionamento.

I vantaggi di queste tecniche di campionamento sono i seguenti:

- la possibilità di separare in campo i vari strati di suolo, o secondo una profondità desiderata o sulla base degli orizzonti pedologici;
- la possibilità di campionare qualunque tipo di suolo;
- la possibilità di ottenere grossi volumi per ogni strato;
- la semplicità della strumentazione necessaria.

Gli svantaggi sono i tempi di prelievo molto lunghi, che pongono un limite al numero di campioni prelevabili per ogni sito e quindi alla rappresentatività statistica dei campioni.

Questa tecnica di campionamento è pertanto adatta per studi a piccola scala relativi alla distribuzione e migrazione dei radionuclidi in profondità e al trasferimento suolo – pianta del radionuclide.



1.2.6.1.3 Campionamento con tubo spaccato

Il campionatore a tubo spaccato è costituito da un tubo in acciaio inossidabile diviso in due parti, utile per effettuare rapidi campionamenti.

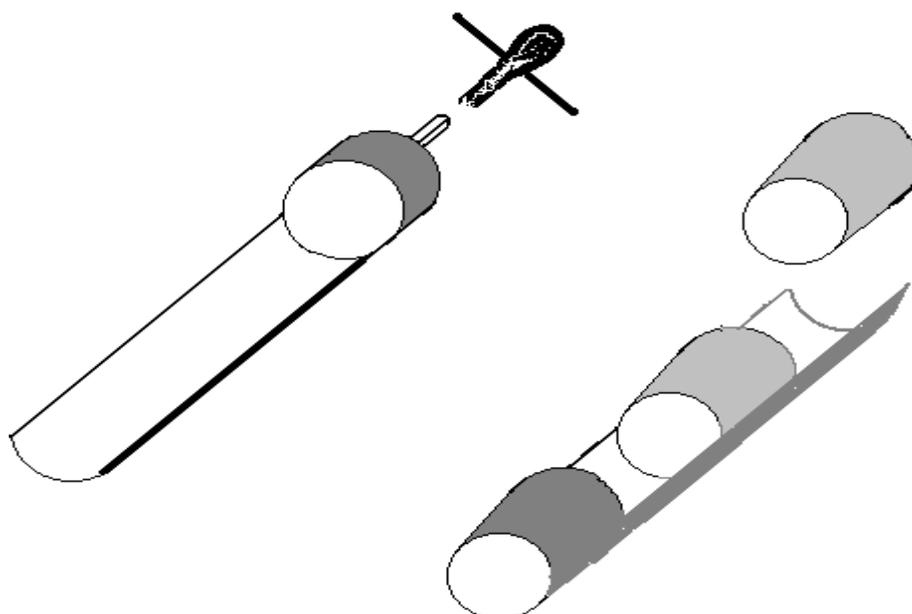
Il campionatore è dotato di una robusta testa adatta alla percussione e viene inserito verticalmente nel suolo a colpi di martello. Il campionatore, dopo aver subito un mezzo giro per allentare la presa con il suolo, può facilmente essere rimosso a mano o con un apposito estrusore. Le due parti del campionatore possono essere facilmente separate sbloccando un apposito fermo. I campioni possono essere raccolti in vario modo: con l'ausilio di contenitori in plastica a foglio oppure mediante anelli porta campione; entrambe le modalità sono di rapida esecuzione.

I vantaggi di questa tecnica di campionamento risiedono nella possibilità di separare strati diversi di suolo, in base alla profondità desiderata o agli orizzonti pedologici, in campo o in laboratorio; è inoltre una tecnica rapida, sia nella fase di campionamento, che in quella di assemblaggio del campione.

Gli svantaggi sono la difficoltà di uso del campionatore su suoli molto ricchi di scheletro, poiché il puntale del tubo si deteriora rapidamente, e il volume ridotto di campione ottenibile dal singolo prelievo.

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.

Questa tecnica di campionamento è adatta per studi a larga scala sulla distribuzione e migrazione dei radionuclidi in profondità e sul trasferimento suolo – pianta del radionuclide.



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, oltretutto 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 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 1: Tabella comparativa delle tre metodologie di campionamento.

1.2.6.1.4 Campionamento in caso di rilasci accidentali

In caso di contaminazione di un'area in seguito ad un evento incidentale, è necessario intervenire il prima possibile con campionamenti in tutta l'area sospetta, eseguendo nel contempo le opportune valutazioni di radioprotezione per gli operatori.

L'obiettivo di questi studi è determinare l'estensione della contaminazione superficiale e, in caso di una contaminazione diffusa in modo eterogeneo, valutarne la variabilità spaziale.

In caso di una contaminazione radioattiva recente, è consigliabile campionare il suolo superficiale fino a una profondità massima di 5 cm; poiché la concentrazione di attività sarà espressa in termini di superficie, è opportuno riferire la massa di suolo prelevata ad una superficie di prelievo precisa.

In caso di una contaminazione radioattiva non recente, la procedura di campionamento deve considerare la mobilità del radionuclide nel suolo. E' necessario effettuare un campionamento di diversi strati fino a una profondità massima, che dipende sia dalla velocità di migrazione verticale del radionuclide nel suolo, sia dalle caratteristiche chimiche e fisiche del suolo e del radionuclide stesso.

In caso di contaminazione da fallout, la deposizione può risultare molto eterogenea; è pertanto opportuno effettuare i campionamenti in aree pianeggianti aperte, senza copertura arborea e lontano da edifici e alberi.

Campionamenti di suolo possono rendersi necessari anche nei seguenti casi:

- contaminazione dovuta a un'attività condotta in passato, già nota e ben definita;
- contaminazione dovuta a un'attività condotta in passato, ma conosciuta in modo approssimativo e mai caratterizzata prima.

Nel secondo caso, sarà necessario prima di tutto eseguire un'indagine conoscitiva del sito per dare una prima caratterizzazione della contaminazione. Il primo passo consiste nell'effettuazione di misure di rateo di dose gamma in aria; è molto utile affiancare fin da subito a queste misure anche rilievi spettrometrici in campo per identificare i radionuclidi responsabili della contaminazione. Accanto alle misure di radioattività, è bene indagare sulla "storia" ambientale e industriale del sito in esame: la conoscenza di questi aspetti è molto importante per l'interpretazione dei dati e dei rilievi radiometrici.

In caso di rilascio di un effluente liquido o aeriforme, occorre reperire velocemente informazioni sul tipo di effluente e sulle modalità di dispersione e deposizione del contaminante; se l'effluente è liquido, le informazioni da reperire sono la composizione chimica e la quantità di liquido fuoriuscita e le caratteristiche chimiche del contaminante radioattivo presente. Se l'effluente è aeriforme, è opportuno conoscere le dimensioni del particolato e i principali parametri meteorologici, quali direzione e velocità del vento, piovosità al momento dell'incidente. E' inoltre necessario valutare le caratteristiche morfologiche e orografiche della zona interessata dal rilascio, con particolare attenzione ai centri abitati più vicini. I punti di campionamento possono essere scelti sulla base di uno schema a maglie regolari, intensificando i prelievi lungo la direzione prevalente del vento.

1.2.7 Muschi

Il monitoraggio della radioattività nei muschi è di particolare interesse a causa dell'elevata capacità di accumulo di radionuclidi derivanti dalla deposizione, senza alcun contributo derivante dall'assorbimento dal suolo.

Per il campionamento sono da privilegiare specie di muschi che formano tappeti (genere Hypnum e Isoetecium); la parte inferiore del tappeto è costituita dalla parte del muschio in decomposizione che poggia direttamente sul substrato minerale, mentre la parte superiore è formata da fusti del muschio fittamente addensati.

Scelta dei punti di prelievo

I siti di prelievo campionamento devono essere lontani da strade ad elevato traffico e da centri abitati, preferibilmente nelle vicinanze di stazioni meteorologiche dotate di pluviometro. E' opportuno cercare di rappresentare il territorio di indagine nella sua totalità, raccogliendo un numero rappresentativo di campioni.

Lo spessore dei campioni di muschio deve essere di almeno 1 cm, prediligendo muschi che crescono su una superficie orizzontale (rocce, sassi) di almeno 100 cm². Evitare muschi che crescono verticalmente o al riparo dalle precipitazioni atmosferiche.

Conservazione dei campioni

La conservazione di un campione di muschio non è particolarmente critica. A temperatura ambiente o in frigorifero.

1.2.8 *Funghi, bacche, selvaggina, pesci di lago*

Tali matrici hanno un grande interesse radiometrico a causa dell'elevato contenuto di radioattività ancora presente in alcuni ecosistemi indisturbati, quali i boschi, e della rilevanza radiologica che il consumo di questi alimenti può costituire per alcuni gruppi della popolazione.

Scelta dei punti di prelievo

I criteri per l'individuazione dei punti di prelievo variano in base alla matrice.

I funghi devono essere prelevati direttamente in zone boschive o presso aziende alimentari di commercializzazione e trasformazione.

Bacche, selvaggina e pesci di lago devono essere prelevati presso zone boschive, allevamenti, pescherie o centri di smistamento delle catene alimentari.

Conservazione dei campioni

Vale quanto detto per i campioni alimentari. In frigorifero, a 4° C. Da valutare, in taluni casi, il congelamento del campione nel caso in cui fosse impossibile l'analisi della matrice in tempi brevi.

1.2.9 *Vegetali acquatici*

I vegetali acquatici quali alghe e *Fanerogame* possono essere sia terrestri sia acquatici lacustri, fluviali o marini.

Scelta dei punti di prelievo 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.

Il prelievo del campione viene eseguito per mezzo di una draga o, se in prossimità delle rive del fiume o del lago, con una falce e un contenitore per la raccolta. Per ogni punto devono essere prelevati almeno 2 kg di materiale.

Conservazione dei campioni

Non raccomandata. Se necessario, il campione raccolto può essere conservato aggiungendo formalina al 4%.

1.3 **Dose gamma in aria**

La misura del rateo di dose gamma assorbita in aria, spesso indicata brevemente come dose gamma in aria, è il principale presidio di radioprotezione in caso di grave incidente radiologico o nucleare. In questa misura viene quantificata la dose sia dei raggi gamma sia dei raggi X generati nel decadimento radioattivo. Per sua natura non è una misura molto sensibile a piccoli incrementi di origine antropica, dal momento che il livello di fondo ambientale è relativamente elevato e soggetto a importanti fluttuazioni giornaliere e stagionali. Resta tuttavia una misura di grande importanza radioprotezionistica soprattutto per la sua relativa semplicità di esecuzione. Infatti, a differenza di tutte le altre misure di radioattività che necessitano di procedure di analisi più o meno complesse, la misura del rateo di dose in aria fornisce un risultato immediato, subito utilizzabile per le valutazioni di radioprotezione. Si può senz'altro dire che in questo caso campionamento e misura coincidono di fatto in un unico momento.

Per questi motivi le misure di dose gamma in aria si prestano molto bene per essere organizzate in reti automatiche di monitoraggio in continuo dei livelli di radiazione, attorno a installazioni nucleari o anche semplicemente distribuite sul territorio per la valutazione in tempo reale dei livelli di dose a cui è esposta la popolazione.

Nonostante la loro importanza, non discuteremo in questa sede delle reti automatiche di monitoraggio e della loro architettura. Verranno invece brevemente descritte le modalità di esecuzione di misure puntuali di dose gamma, in un generico ambiente esterno. Molte di queste considerazioni potranno tuttavia essere applicate anche ai singoli sensori che costituiscono una rete di monitoraggio.

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, se possibile, deve essere posto a un'altezza di circa 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 e il tipo di terreno;

1.3.1 Strumentazione

Sono numerosi i tipi di strumenti idonei allo scopo disponibili sul mercato. I più semplici sono i rivelatori a gas e gli scintillatori. I primi funzionano sfruttando la ionizzazione che i raggi gamma e X producono nel gas all'interno dello strumento. La carica elettrica viene quindi raccolta da una differenza di potenziale e genera un segnale elettrico. Fanno parte di questa categoria i rivelatori Geiger-Mueller e i contatori proporzionali. Gli scintillatori sono invece solidi che hanno la proprietà di emettere fotoni in seguito all'eccitazione dei livelli molecolari da parte dei raggi gamma e X incidenti. Con l'ausilio di un fotomoltiplicatore il segnale luminoso viene convertito in un segnale elettrico. Tutte le diverse parti strumentali vengono assemblate in una struttura protettiva, in genere metallica, che permette un'adeguata protezione quando lo strumento è utilizzato in campo.

Gli strumenti per la misura di rateo di dose in aria possono fornire in genere il risultato sia in conteggi che in unità di misura della dose. Quindi sul display potranno essere visualizzati per esempio i cps (conteggi per secondo) o i mGy/h o mSv/h (o anche, i loro sottomultipli). Ovviamente se si fa una misura integrata lo strumento fornisce la dose accumulate nell'intervallo di tempo di misura e il dato sarà quindi espresso in genere in μGy o μSv (oppure mGy o mSv).

Anche strumenti più complessi come gli spettrometri (in grado cioè di effettuare lo spettro gamma della radiazione incidente sul rivelatore) hanno talvolta la possibilità di fornire contemporaneamente anche misure di rateo di dose in aria..

1.3.2 Efficienza e sensibilità

L'efficienza e la sensibilità di un rivelatore dipendono dalle caratteristiche del rivelatore stesso. A parità di tipologia di rivelatore l'efficienza aumenta all'aumentare del volume sensibile. La scelta delle dimensioni sarà quindi influenzata dall'impiego che si vuole fare dello strumento. Per gli strumenti fissi è possibile quindi prediligere grandi volumi sensibili (migliaia di cm^3), mentre per gli strumenti portatili occorre trovare il compromesso migliore tra volume sensibile e maneggevolezza. In genere i volumi sensibili per gli strumenti portatili non superano le centinaia di cm^3 , in modo che le dimensioni massime degli strumenti non vadano oltre i 50 cm e il peso complessivo non ecceda i 3-4 kg. Il costruttore in genere fornisce l'efficienza dello strumento espressa in termini di cps/($\mu\text{Sv/h}$) o cps/(μGy), esprimendo con ciò il numero di conteggi al secondo corrispondenti all'unità di rateo di dose prescelta.

La sensibilità di uno strumento è invece la sua capacità di essere in grado di rivelare la radiazione. Essa ha una forte dipendenza dall'energia dei fotoni gamma o X incidenti. Ovviamente più le pareti che proteggono il volume sensibile sono spesse e costituita da materiali con alto potere schermante, più i raggi gamma e X di bassa energia faticheranno ad essere rivelati. Esistono tuttavia rivelatori a finestra sottile che permettono la misura di raggi gamma o X a partire da energie molto basse, dell'ordine dei 20-30 keV o anche meno; il limite superiore di energia è di solito tra attorno 1,5 – 2 MeV.

Gli strumenti più sensibili sono in grado di apprezzare variazioni di rateo di dose dell'ordine di 5 nSv/h. L'utilizzo di questo tipo di strumenti è indicato per misure ambientali in situazioni di normalità, ma può non essere raccomandato per situazioni incidentali gravi, dove la presenza di elevati ratei di dose non può essere esclusa a priori; in questi casi infatti (per ratei di dose > 100 $\mu\text{Sv/h}$) tali strumenti possono andare incontro a fenomeni di saturazione tali da rendere impossibile la misura. In caso di incidenti o in condizioni di emergenza è quindi auspicabile l'uso di strumenti meno sensibili ai bassi ratei di dose ma in grado di misurare fino ad almeno diverse decine di mSv/h.

E' comunque essenziale, per ogni strumento, tenere presente gli intervalli di energia e di rateo di dose indicati dal costruttore entro cui è garantita la linearità della risposta dello stesso.

1.3.3 Tempi di risposta e tempi di misura

Il tempo di risposta di uno strumento dipende dal tipo di strumento e dalla dose misurata. In genere gli scintillatori hanno tempi di risposta più brevi dei rivelatori a gas. Per tutti però accade che per dosi

maggiori i tempi di risposta sono minori. In genere tutti gli strumenti non sono immediatamente utilizzabili dopo l'accensione, ma necessitano di un breve tempo di stabilizzazione (in genere dell'ordine di pochi minuti). Trascorso tale tempo lo strumento inizia a funzionare correttamente. Tutti gli strumenti hanno la possibilità, oltre alle misure istantanee, di fornire il valore medio di rateo di dose relativo a un tempo di misura fissato dall'operatore.

Se il costruttore fornisce i tempi di risposta in funzione del rateo di dose si può per semplicità adottare un tempo di misura doppio del tempo di risposta per avere una buona statistica. Se invece si vuole adottare un approccio più rigoroso si può calcolare, in base all'efficienza fornita dal costruttore e al rateo di dose misurato, il tempo di misura ottimale per raggiungere un determinato livello di incertezza di misura. Se per esempio lo strumento indica valori di rateo di dose di circa $1 \mu\text{Sv/h}$ e il costruttore specifica che per ratei simili lo strumento fornisce 5 cps, se si vuole avere un errore relativo sui conteggi di 1% si deve misurare per 2000 secondi.

1.3.4 Taratura e incertezza di misura

A volte il costruttore fornisce una stima dell'incertezza di misura, che in genere è attorno al 10-20 %, a seconda dei livelli di rateo di dose che si stanno misurando (per ratei maggiori si ha un'incertezza minore a causa della migliore statistica di conteggio).

Tutti gli strumenti portatili andrebbero periodicamente calibrati presso un Centro di taratura LAT, per verificare la discordanza tra il valore da loro misurato e il rateo di dose certificato a cui sono sottoposti. In genere la taratura viene effettuata su almeno 3 energie di raggi gamma (per esempio ^{241}Am a 49 keV; ^{137}Cs a 662 keV e ^{60}Co a 1,17 e 1,33 keV). In questo modo è possibile correggere il valore misurato dallo strumento per un opportuno fattore di correzione che dipende dall'energia dei raggi gamma o X incidenti sul rivelatore stesso. Per le energie intermedie i fattori correttivi potranno quindi essere ottenuti per interpolazione. Nel caso pratico di misure in campo, quando cioè si ha a che fare con sorgenti gamma "miste" cioè con componenti gamma a diverse energie provenienti spesso dai radionuclidi naturali, il fattore di correttivo di taratura da impiegare sarà dato, in linea di principio, da una media pesata sulle varie emissioni; non sempre, tuttavia è possibile avere le informazioni (spettrometriche) necessarie per un calcolo accurato di tale fattore. In questi casi si possono quindi seguire i seguenti approcci:

- non effettuare alcuna calcolo *ad hoc* del fattore correttivo e fornire il dato corretto per l'energia di un radionuclide di riferimento (per esempio, 661,7 keV del ^{137}Cs).
- correggere per un fattore standard assumendo una distribuzione tipica "naturale" delle emissioni gamma

E' ogni caso è importante indicare il riferimento di taratura: la lettura pura e semplice sul display del rateo di dose fornito dallo strumento non è da considerarsi in ogni caso appropriata.

1.3.5 Scelta del sito e modalità di misura

La scelta del sito di misura è dettata dalla finalità dell'indagine. Conoscere l'altitudine del sito è comunque sempre fondamentale, in quanto essa fornisce un'indicazione sul contributo dei raggi cosmici al valore misurato, contributo assai sensibile alle variazioni di quota..

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.) dove si è in condizioni di "cattiva geometria", 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 in taluni casi influire sul risultato.

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 nel punto. In questi casi può essere conveniente, se lo strumento lo permette, impostare un tempo di misura entro cui registrare la dose accumulata: il rateo di dose sarà quindi dato semplicemente come valore medio entro l'intervallo di misura. Il tempo di misura impostato per ogni singolo rilevamento 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; di solito un tempo di 10 minuti è più che sufficiente per ottenere un dato affidabile.

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 o di sorgenti radioattive disperse, 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).

1.4 Valutazione dell'incertezza di campionamento e gestione delle serie storiche di dati

Incertezza di campionamento

In generale, nella definizione di ogni piano di monitoraggio, deve essere tenuta in conto la variabilità nel processo di campionamento. In particolare ciò è di fondamentale importanza quando il piano di monitoraggio è finalizzato alla determinazione del valore della contaminazione presente in un dato sito. In questi casi si può dire che il processo di misurazione comprenda anche il campionamento e, per questo motivo, l'incertezza di misura deve tenere conto anche di questo contributo oltre che quello dell'analisi di tipo strumentale. Questa situazione si verifica se il "misurando", ovvero "la quantità che si intende misurare", è relativo alla proprietà/caratteristica di un insieme che il campione intende rappresentare e da cui il campione è stato prelevato, e non al solo campione di laboratorio. Ogni laboratorio, indipendentemente dal settore di indagine in cui opera, si pone il problema di come poter quantificare tale contributo (singolarmente o insieme alla parte analitica). Le stesse norme internazionali (UNI EN ISO/IEC 17025), in merito ai requisiti di competenza dei laboratori di prova, richiedono di considerare il campionamento e di valutarne la variabilità (punto 5.7 della norma ISO). Aver introdotto questo requisito costituisce un elemento di spinta verso la piena considerazione del campionamento nel processo di misura. La contemporanea introduzione di un inciso "se possibile", riferito alla quantificazione della variabilità di campionamento, conferma tuttavia la perdurante difficoltà dei laboratori a rispondere integralmente a questo requisito. Al contempo, norme internazionali o nazionali di recepimento di direttive fanno sempre più riferimento a requisiti di prestazione dei metodi di misura (incertezza obiettivo, ripetibilità, riproducibilità, recupero per un intervallo di concentrazioni, etc.), ma non considerano ancora adeguatamente la fase di campionamento. La vaghezza con cui le norme internazionali affrontano in campo ambientale tale aspetto si ritrova in frasi quali "il metodo di campionamento applicato deve assicurare che il campione aggregato sia rappresentativo per il lotto da controllare" (Direttiva 2003/78/CE, ed ancora "....il controllo di qualità del campionamento e della manipolazione del campione è considerata, tenendo conto di guide e norme di riferimento internazionali e, dove i dati sono disponibili, dell'incertezza del campionamento e del trasporto" (Decisione della Commissione su monitoraggio chimico e qualità dei risultati analitici in accordo alla Direttiva 2000/60/CE). Il campionamento e la sua variabilità sono rientrati a pieno titolo tra gli aspetti da considerare ma non ci si spinge a definire i requisiti di prestazione accettabili o tollerati e a come quantificarli.

La varianza analitica/strumentale si lega a quella di campionamento sulla legge base della propagazione degli errori. In accordo a tale relazione, l'incertezza di campionamento è definita da IUPAC come "la parte dell'incertezza di misura attribuibile al campionamento". Studi e guide internazionali relativamente recenti hanno cercato di sistematizzare i possibili approcci alla valutazione dell'incertezza di misura inclusiva del contributo del campionamento e l'approccio empirico (conosciuto anche come empirical, top-down o olistico) è uno di questi. Secondo questo metodo, l'incertezza di misura è valutata senza necessità di identificare e quantificare ogni singolo contributo ma, a seconda del disegno sperimentale e statistico, quantificando quattro componenti legate alla ripetibilità e allo scostamento sia analitico che di campionamento. In linea teorica si presenta come un approccio flessibile e con la più ampia applicazione in diversi campi di misura (sia chimica che fisica) e per diverse matrici.

Lo schema più semplice (con campionamenti replicati ad opera di un singolo campionatore) consente la quantificazione della componente di ripetibilità del campionamento, valutando gli effetti casuali della misura. L'analisi replicata di ogni campione prelevato consente di separare, ricorrendo all'ANOVA, i

contributi all'incertezza di misura derivanti, rispettivamente, da campionamento ed analisi. Tale metodo può essere applicato con successo e agevolmente nel campo di studi di radioattività ambientale.

Per considerare la componente sistematica della variabilità associata al campionamento bisogna tuttavia fare un passo ulteriore. Tale valutazione risulta generalmente più complessa ed onerosa dovendo ricorrere, ad esempio, a siti di riferimento per il campionamento (analoghi ai materiali di riferimento per l'analisi) e a circuiti d'interconfronto per il campionamento. I risultati di misure eseguite in circuiti d'interconfronto per il campionamento, oltre ad essere la base per valutare la prestazione di diversi operatori, possono essere utilizzati per la stima di incertezza di misura, inclusiva degli effetti sistematici (analisi e campionamento). Recenti esperienze hanno mostrato che il metodo empirico applicato a tale scopo nell'ambito di circuiti d'interconfronto tra campionatori, opportunamente strutturati, porta a stime dell'incertezza estesa di misura che raddoppia una volta considerato il contributo degli effetti sistematici del campionamento (variabilità tra operatori/campionatori).

La valutazione dell'incertezza di campionamento è un'informazione che è comunque utile ed interessante anche quando il piano di monitoraggio non è tanto finalizzato alla definizione di un valore caratteristico di contaminazione quanto piuttosto a conoscere se la contaminazione o l'anomalia radiometrica siano eventualmente presenti. In questo caso, dal momento che l'incertezza di campionamento influenza l'incertezza complessiva, si dovrà opportunamente tenerne conto nell'ambito della valutazione dei limiti di decisione e di rilevabilità.

Gestione delle serie storiche di dati

Lo studio dell'evoluzione di un fenomeno nel tempo può avere diversi scopi:

- fare previsioni
- controllare il fenomeno
- ricercare dati anomali
- individuare componenti non facilmente osservabili

La prima operazione che si deve fare nella trattazione di una serie storica di dati è un'analisi descrittiva.

Scopo di tale analisi è in generale quello di mettere in evidenza:

- eventuali trend
- stagionalità (periodicità)
- accidentalità della componente erratica

Per la determinazione e la valutazione quantitativa del trend si procede di solito effettuando una regressione dei dati sperimentali $x(t)$ rispetto a una funzione nota del tempo $f(t)$:

$$x(t) = f(t) + \varepsilon(t)$$

dove $\varepsilon(t)$ è la componente erratica.

A questo scopo si possono utilizzare diverse funzioni: polinomiali, razionali o, se si conoscono già le cause del trend, dei modelli cosiddetti esplicativi che contengono ben precise funzioni matematiche.

Una stima locale del trend può essere ottenuta anche mediante l'utilizzo della media mobile

Per l'analisi delle componenti stagionali si possono impiegare metodi basati sull'impiego delle medie mobili o anche modelli di regressione armonici.

L'analisi della funzione di autocorrelazione, data da:

$$\rho_k = \text{COV}(x_t, x_{t-k}) / \sigma^2$$

dove k è il k -esimo dato della serie storica, è utile invece per valutare la presenza nella serie storica di fenomeni diversi dal "rumore bianco".

Bibliografia

- ANPA (Agenzia Nazionale Protezione dell'Ambiente), 2000: "Sistema nazionale conoscitivo e dei controlli in campo ambientale. Guida tecnica sulle misure di radioattività ambientale derivanti dall'adeguamento dei relativi insiemi di dati" Centro Tematico Nazionale Agenti Fisici (CTN AGF) Doc. AGF-T-GTE-00-02.
- ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale), 2012 n° 83: Linee guida per il monitoraggio della radioattività.
- ISO 18589-2, 2007: Measurement of radioactivity in the environment – Soil, Part 2: Guidance for the selection of the sampling strategy, sampling and pre-treatment of samples.
- ISO/IEC GUIDE 99: 2007 – International vocabulary of metrology – Basic and general concepts and associated terms (VIM). International Organization for Standardization (ISO), Geneva.
- UNI CEI 70099:2008 - Vocabolario Internazionale di Metrologia - Concetti fondamentali e generali e termini correlati.
- UNI CEI EN ISO/IEC 17025:2005 – Requisiti generali per la competenza dei laboratori di prova e di taratura.
- Direttiva 2003/78/CE dell'11 agosto 2003 relativa ai metodi di campionamento e di analisi per il controllo ufficiale dei tenori di patulina nei prodotti alimentari.
- Decisione della Commissione su monitoraggio chimico e qualità dei risultati analitici in accordo alla Direttiva 2000/60/CE.
- de Zorzi, P., Barbizzi, S., Belli, M., Ciceri, G., Fajgelj, A., Moore, D., Sansone, U., and Van der Perk, M., 2005. Terminology in soil sampling (IUPAC Recommendation 2005). *Pure Appl. Chem.*, 77, 5, 827–841.
- Ramsey, M.H., Ellison, S.L.R., 2007. Eurachem/EUROLAB/CITAC/Nordtest/AMC Guide, Measurement uncertainty arising from sampling: a guide to methods and approaches.
- UNICHIM, 2009. Campionamento ed analisi in campo ambientale. Stima dell'incertezza di misura, Manuale n°202, Edition 2009.
- Ramsey, M.H., 1998. Sampling as a source of measurement uncertainty: techniques for quantification and comparison with analytical sources. *J. Anal. Atom. Spectrom.* 13, 97–104.
- Barbizzi, S., Pati, A., 2008, Sampling in freshwater environments: suspended particle traps and variability in the final data. *Appl.Rad.Isotopes*, 66, 1595-1598.
- Ramsey, M.H., Geelhoed, B.; Wood, R., Damant, A.P., 2011. Improved evaluation of measurement uncertainty from sampling by inclusion of between-sampler bias using sampling