

Introduzione

Obiettivi

Il documento “Soil Screening Guidance for Radionuclides” è stato sviluppato dall’EPA (U.S. Environmental Protection Agency), allo scopo di fornire un metodo per standardizzare e accelerare i processi di valutazione e bonifica dei suoli contaminati da materiali radioattivi, per i siti di interesse nazionale (NPL, National Priority List sites) con destinazione d’uso di tipo residenziale.

La guida fornisce un metodo, basato sulla valutazione del rischio radiologico, per il calcolo dei SSLs (Soil Screening Levels) sito specifici per 60 radionuclidi, e per l’eventuale identificazione delle aree che richiedono ulteriori approfondimenti di indagine.

I SSLs calcolati per un dato sito contaminato, non rappresentano livelli di concentrazione “inaccettabili” per i radionuclidi nei suoli, né identificano dei “livelli di intervento”, oltre i quali cioè sia ritenuto indispensabile predisporre delle azioni di rimedio, ma rappresentano piuttosto dei livelli di concentrazione dei radionuclidi nel suolo del sito considerato, che consentono di effettuare delle valutazioni preliminari, cioè di screening, ai fini della predisposizione delle successive azioni da intraprendere sul sito stesso.

Secondo il CERCLA (Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act) nei siti dove la concentrazione dei radionuclidi presenti è al di sotto dei corrispondenti SSLs, non è generalmente giustificato nessun ulteriore studio, mentre laddove i valori di concentrazione eccedono i SSLs è necessario prevedere ulteriori approfondimenti di indagine, ma non necessariamente un intervento di bonifica.

La guida oggetto della presente sintesi è la continuazione di altri documenti dell'EPA relativi alla determinazione dei SSLs per i contaminanti chimici convenzionali: *EPA's Soil Screening Guidance: User's Guidance (U.S. EPA 1996a)*; *Soil Screening Guidance: Technical Background Document (U.S. EPA, 1996b)*.

Le guide precedenti sviluppate per la contaminazione chimica, forniscono le equazioni standard di esposizione per la derivazione dei SSLs generici e sito-specifici per aree con destinazione d'uso di tipo residenziale, assumendo tre potenziali percorsi di esposizione:

- **ingestione del suolo**
- **inalazione di sostanze volatili e polveri**
- **ingestione di acque di falda contaminate**

I SSLs per i contaminanti chimici convenzionali sono calcolati assumendo un rischio "accettabile" (TR, target risk) pari a 10^{-6} per le specie chimiche cancerogene, un quoziente di rischio (HQ, hazard quotient) pari a 1 per le specie chimiche non cancerogene e un livello di concentrazione massima ammissibile (MCL, maximum contaminat level), o un livello di concentrazione calcolato con una procedura di valutazione del rischio, per ciascuna sostanza, nelle acque di falda.

Per ciascun contaminante il SSL di riferimento è il più basso tra i relativi valori calcolati per i vari percorsi di esposizione. Ovviamente la guida per il calcolo dei SSLs per i radionuclidi è stata elaborata in modo tale da essere consistente e compatibile con le precedenti guide per i contaminanti chimici convenzionali.

I valori dei SSLs per i diversi radionuclidi sono espressi in picoCuries per grammo di suolo (pCi/g) e vengono derivati da una serie di equazioni che impiegano i dati di radiotossicità raccolti nelle banche dati dell'EPA. Il documento fornisce in appendice A i valori dei SSLs generici calcolati per i radionuclidi più frequentemente riscontrati nei siti della NPL.

I valori generici dei SSLs sono calcolati mediante le stesse equazioni presentate nella guida e impiegate anche per il calcolo dei SSLs sito-specifici, ma assumendo per i vari parametri anziché valori sito-specifici, valori di default basati su delle ipotesi conservative. In mancanza di sufficienti informazioni per il sito oggetto di studio, è possibile impiegare i SSLs generici così ricavati, in luogo dei valori sito-specifici, con la garanzia che i primi risultano comunque generalmente più cautelativi di questi ultimi.

Sarà compito del responsabile del sito (qui in Italia non esiste un corrispettivo quindi direi anziché “del responsabile del sito” “di coloro che hanno la responsabilità di prendere decisioni per il sito in oggetto”) valutare l’eventuale opportunità di condurre delle indagini per la determinazione sperimentale dei valori dei parametri da utilizzare per il calcolo dei SSLs sito-specifici, in luogo dei rispettivi valori di default.

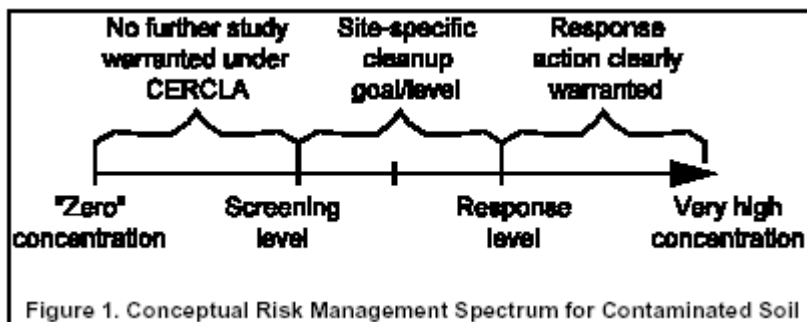
Essendo stata sviluppata per siti con futuri usi residenziali, la procedura descritta per il calcolo dei SSLs applicata in siti con diversa destinazione d’uso può portare a dei valori di concentrazione dei vari radionuclidi eccessivamente cautelativi, tuttavia utili in una fase di screening iniziale.

Il ruolo dei SSLs

Nell’identificazione e nella gestione del rischio sanitario posto dalla presenza di radionuclidi in un dato sito contaminato, l’EPA considera uno spettro di concentrazioni:

- Ad un estremo di questo spettro è individuato un range di valori di concentrazione del radionuclide considerato, tali per cui è chiaramente necessario intervenire sul sito con azioni di rimedio; il limite inferiore di detto range è segnato dal cosiddetto “Response level” (RL).
- All’estremo opposto è collocato un range di concentrazioni per le quali non è invece consigliato condurre ulteriori studi; il SSL calcolato per il radionuclide di interesse, identifica il limite superiore di questa zona, rappresentando quindi un valore di concentrazione al di sotto del quale non è di norma necessario approfondire le indagini.

Gli obiettivi di bonifica, ovvero le concentrazioni residuali dei contaminanti che si ritiene possano permanere sul sito considerato senza porre un rischio inaccettabile per la salute umana, possono ricadere in un punto qualsiasi dell’intervallo compreso tra il valore del SSL e quello del RL, in funzione delle condizioni sito specifiche.



Il calcolo dei SSLs per un dato sito, implica la definizione del “modello concettuale del sito” (CSM – Conceptual Site Model), mediante la raccolta di semplici parametri sito-specifici (ad esempio la densità secca e la percentuale di umidità del terreno) e la misura della concentrazione di attività dei radionuclidi nei suoli superficiali e profondi.

Di fondamentale importanza sono le raccomandazioni fornite nel documento circa l'approccio da utilizzare per la definizione della fase di campionamento per la determinazione delle concentrazioni di attività dei radionuclidi presenti sul sito in esame. E' infatti necessario raggiungere un giusto compromesso tra l'esigenza di raccogliere un elevato numero di dati per ridurre l'incertezza delle misure e ricostruire con buona approssimazione lo stato qualitativo dell'area, e la necessità di limitare i costi iniziali di investigazione.

Inoltre, quando la contaminazione sia imputabile a radionuclidi di origine naturale, è fondamentale conoscere i livelli di background, ovvero le concentrazioni di detti radionuclidi naturalmente presenti nel suolo.

In molti casi la concentrazione di background dei radionuclidi naturali nel suolo e la sua variabilità può essere molto più elevata degli screening levels calcolati per i medesimi radionuclidi. In questa situazione per prendere decisioni sulle successive azioni da intraprendere dovranno necessariamente essere fatte opportune valutazioni sito-specifiche.

La guida dell'EPA fornisce le informazioni necessarie per calcolare i SSLs per **60 radionuclidi di interesse** (nell'**allegato B** del documento è riportata la lista dei radionuclidi).

I SSLs per ciascun radionuclide di interesse sono derivati da una procedura “risk-based”: per il loro calcolo le equazioni di esposizione dei relativi percorsi sono utilizzate all'inverso fornendo un valore di concentrazione che garantisca un livello accettabile di rischio per ogni percorso, in base ai dati di radiotossicità dei radionuclidi considerati. Il suddetto livello accettabile di rischio cancerogeno è posto pari a 10^{-6} , in accordo con la procedura definita dall'EPA per il calcolo dei SSLs di sostanze chimiche convenzionali cancerogene.

Unica eccezione a questo approccio è l'uranio che rappresenta un pericolo sia dal punto di vista chimico che radiologico. Il calcolo dei SSLs per l'uranio deve dunque considerare entrambe le tipologie di rischio, sia nei confronti dell'ambiente che della salute

umana. Il rischio radiologico è spesso in gran parte dovuto all'inalazione di polveri contaminate, mentre la tossicità chimica è sovente ascrivibile per la maggior parte all'ingestione di acqua contaminata da uranio nelle sue forme solubili. I valori di SSLs per l'uranio devono pertanto essere calcolati utilizzando sia la procedura descritta nella "Soil Screening Guidance for Radionuclides", sia quella della "Soil Screening Guidance" per i contaminanti chimici non cancerogeni selezionando poi il valore più conservativo, che risulti quindi protettivo sia nei confronti dei fenomeni di tossicità chimica che del rischio radiologico.

I SSLs possono essere utilizzati come "Preliminary Remediation Goals" (PRGs), ovvero obiettivi preliminari di risanamento laddove le condizioni assunte per il loro calcolo siano rappresentative delle condizioni sito-specifiche, cioè delle condizioni reali del sito.

Obiettivi della guida

In un sito ad uso residenziale i cinque potenziali percorsi di esposizione considerati nella procedura di calcolo dei SSLs, per i radionuclidi contemplati nella guida, sono i seguenti:

- Ingestione diretta del suolo
- Inalazione di polveri volatili
- Ingestione di acque di falda contaminate a causa della lisciviazione dei radionuclidi presenti nel suolo
- Irraggiamento esterno diretto
- Ingestione di vegetali contaminati per assorbimento radicale dei radionuclidi presenti nel suolo

I percorsi di esposizione elencati sono quelli più comunemente presenti nei casi pratici di contaminazione dei suoli da radionuclidi e mostrano notevoli varianti rispetto ai percorsi valutati per le specie chimiche sia nei pesi relativi dei diversi percorsi per il loro contributo al rischio totale, sia nella presenza per il caso dei radionuclidi del percorso di irraggiamento esterno.

Il processo del "Soil Screening"

Il Soil Screening Process è un approccio *step - by - step* per il calcolo dei SSLs sito-specifici che si articola nelle seguenti fasi:

1. Sviluppo di un modello concettuale del sito (CSM)
2. Confronto tra il CSM e lo scenario definito per il calcolo dei SSLs
3. Definizione dei dati da raccogliere nella campagna di indagini, necessari al calcolo dei SSLs sito-specifici
4. Campionamento e analisi del suolo
5. Calcolo dei valori dei SSLs sito-specifici
6. Confronto tra le concentrazioni di radionuclidi rilevate nel suolo e i valori di SSLs sito-specifici calcolati
7. Definizione delle aree che richiedono ulteriori approfondimenti di indagine

1.1 Step 1: sviluppo del modello concettuale del sito (CSM)

Il CSM è un'immagine tridimensionale del sito, che illustra la distribuzione dei radionuclidi, i meccanismi di rilascio, i percorsi di esposizione, le vie di migrazione dei contaminanti e i potenziali recettori.

Lo sviluppo di un CSM accurato è di importanza fondamentale per una corretta applicazione della guida.

In quanto componente chiave dei processi, illustrati nel seguito, dell'RI/FS (Remedial Investigation/Feasibility Study) e del DQO (Data Quality Objectives) dell'EPA,

il CSM dovrebbe essere revisionato e aggiornato ogni qual volta nuove indagini condotte sul sito facciano emergere elementi ed informazioni più aggiornati.

E' possibile schematizzare il processo per lo sviluppo del modello concettuale del sito nei seguenti step:

- Raccolta dei dati esistenti per il sito in esame
- Sistematizzazione ed analisi dei dati raccolti
- Costruzione di uno schema preliminare del CSM
- Ricognizione del sito

1.1.1 Raccolta dei dati esistenti

Un disegno iniziale del sito oggetto di studio può essere costruito sulla base dei dati esistenti raccolti in indagini passate (risultati di campagne di campionamento pregresse), fotografie aeree, mappe, informazioni sulle condizioni regionali e locali rilevanti ai fini della comprensione delle modalità di migrazione dei radionuclidi e dei potenziali recettori (ad esempio dati meteorologici, geologia ed idrogeologia locale, ecologia, popolazione ed uso dei territori) .

1.1.2 Sistematizzazione ed analisi dei dati esistenti sul sito

Come già detto uno degli aspetti più importanti per la definizione del CSM è l'identificazione e la caratterizzazione dei potenziali percorsi di esposizione e dei recettori, attraverso l'analisi delle condizioni del sito e la definizione dei possibili scenari di esposizione.

In **allegato A** è presente un sommario per l'organizzazione del CSM nel quale vengono indicate quattro diverse modalità di organizzazione dei dati, ovviamente in accordo con le informazioni generali disponibili per il sito.

1.1.3 Costruzione di uno schema preliminare del sito

Una volta raccolte e organizzate le informazioni preesistenti sul sito è possibile eseguire una prima rappresentazione del modello concettuale del sito evidenziando le sorgenti di contaminazione, i potenziali percorsi di esposizione e i recettori.

In ultima analisi quando le indagini sul sito saranno completate sarà possibile aggiornare e completare questo disegno con una rappresentazione tridimensionale.

1.1.4 Ricognizione del sito

Giunti a questo punto del procedimento, è opportuno eseguire una visita ricognitiva del sito per verificare eventuali cambiamenti intervenuti sull'area in questione, non presenti sui documenti analizzati. A seguito del sopralluogo verranno aggiornati sia i dati raccolti, sia il disegno preliminare dell'area contaminata, arricchendoli di ogni particolare utile ad una corretta valutazione dei rischi. Il sopralluogo servirà pertanto a confermare il CSM sviluppato o a determinare la necessità di eventuali modifiche dello stesso e ad individuare i *"data gaps"* ovvero le informazioni mancanti, che sarà pertanto necessario reperire.

1.2 Step 2: confronto tra il CSM e lo scenario indicato per il calcolo dei SSLs

La guida proposta dall'EPA per l'analisi dei suoli contaminati da radionuclidi è, come già detto, appropriata laddove l'area in questione sia destinata a futuri usi residenziali, il processo suggerito per la definizione del CSM è basato pertanto su tale ipotesi. Qualora le condizioni del sito siano differenti, è possibile seguire un analogo processo, includendo ad esempio altre sorgenti di contaminazione e/o percorsi di esposizione non contemplati nella guida stessa.

Il confronto del CSM con le assunzioni e le limitazioni alla base del calcolo dei SSLs può far sorgere l'esigenza di informazioni addizionali e più dettagliate su alcuni percorsi di esposizione o su alcuni radionuclidi. Inoltre è fondamentale identificare al principio eventuali aree o condizioni per le quali il metodo dei SSLs non è applicabile.

E' possibile anche in questo caso schematizzare questa procedura di analisi nei seguenti step:

- Identificazione dei percorsi di esposizione attivi sul sito tra quelli indicati nella guida
- Identificazione di eventuali percorsi presenti nel sito e non contemplati nella guida
- Confronto dei dati disponibili con le concentrazioni di background

1.2.1 Identificazione dei percorsi indicati nella guida e presenti nel sito

Come già anticipato i percorsi di esposizione considerati nella guida sono:

- Ingestione diretta del suolo
- Inalazione di polveri volatili
- Ingestione di acque di falda contaminate a causa della lisciviazione dei radionuclidi presenti nel suolo
- Irraggiamento esterno diretto
- Ingestione di vegetali che siano stati contaminati tramite assorbimento radicale

L'importanza relativa di ognuno dei percorsi di esposizione dipende dai singoli radionuclidi presenti e dalle condizioni del sito, infatti **qualora la contaminazione interessi i terreni superficiali**, l'esposizione esterna alle radiazioni è tipicamente la via dominante per gran parte dei radionuclidi (ad es. ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{137}Cs , etc.). Per altri radionuclidi la migrazione nelle falde acquifere può rappresentare una via di esposizione preferenziale. L'ingestione accidentale del suolo contaminato o di prodotti eventualmente coltivati nel sito rappresenta anch'essa una via di esposizione rilevante, ma solo per una piccola classe di radionuclidi (quali ad es. per l'ingestione di prodotti agricoli – ^{14}C , ^{63}Ni , ^{90}Sr etc.; per l'ingestione del suolo- ^{241}Am , ^{244}Cm , ^{230}Th , ^{232}Th , etc.).

Di norma l'inalazione di polveri volatili gioca un ruolo di minore importanza per la maggior parte dei radionuclidi di interesse, in genere presenti nei suoli in forme ioniche non volatili o come composti inorganici.

Nei casi in cui la contaminazione interessi il suolo profondo, l'unico scenario di rischio attivo è rappresentato dal trasferimento dei radionuclidi dalla matrice suolo alle falde acquifere e al loro eventuale utilizzo a scopi potabili. Tale percorso di esposizione tuttavia può essere escluso dalla valutazione qualora le falde acquifere in questione non siano impiegate a scopi di prelievo di acque potabili.

Un discorso a parte merita il **Radon** per la sua capacità di migrare dal terreno alle fondazioni degli edifici. Il fattore dominante per la limitazione dei valori di Radon indoor è rappresentato dalle tecniche di costruzione degli edifici stessi. Il gas Radon è rilasciato dai cosiddetti NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials), presenti in tutti i suoli.

Qualora le concentrazioni di NORM in situ siano rilevanti, e di conseguenza vi sia un cospicuo rilascio di Radon, è opportuno adottare degli accorgimenti nella costruzione degli edifici ai fini della riduzione dell'infiltrazione del Radon. Una analisi di questi accorgimenti costruttivi è indicata nel documento "Radon Mitigation Standards" pubblicato dall'EPA.

1.2.2 Identificazione di eventuali percorsi di esposizione presenti nel sito e non indicati nella guida

La presenza nella situazione reale del sito di percorsi di esposizione aggiuntivi non considerati nella guida non preclude l'utilizzo della guida stessa, tuttavia i rischi associati a tali vie aggiuntive devono essere opportunamente considerati nel programma di RI/FS (Remedial Investigation/Feasibility Study) per verificare se i SSLs risultino adeguatamente cautelativi.

Pertanto dove sussista una o più delle seguenti condizioni è necessario condurre uno studio sito-specifico più dettagliato:

- Il sito è adiacente ad un corpo idrico superficiale per il quale è ragionevole ipotizzare una contaminazione per ruscellamento superficiale delle acque meteoriche, oppure per infiltrazione di acque di falda contaminate.
- Il sito è interessato dalla presenza di ecosistemi terrestri o acquatici di notevole pregio e/o molto sensibili.
- Nel sito risultano attivi percorsi di esposizione non contemplati nella determinazione dei SSLs (ad es. attività di caccia e pesca, allevamenti di bestiame, etc.).
- Condizioni inusuali del sito come ad esempio: enorme estensione dell'area di contaminazione, livelli particolarmente elevati di polveri volatili dovuti all'aratura dei terreni per uso agricolo o al traffico intenso su strade non pavimentate.
- Particolari caratteristiche del sottosuolo: presenza di rocce carsiche, di un acquifero in roccia fratturata o di contaminazione estesa al di sotto della tavola d'acqua, tali per cui il modello di screening proposto non risulta adeguatamente cautelativo.

- Probabilità elevata di contatto dermico prolungato nel tempo con radionuclidi beta-emittenti ad alta energia. Il contatto dermico come percorso di esposizione, è normalmente caratterizzato da un indice di rischio inferiore rispetto ad altre vie di esposizione quali l'inalazione o l'ingestione, in ragione del basso coefficiente di rischio, oltre che delle normali precauzioni igieniche adottate comunemente (lavare la pelle abitualmente).

1.2.3 Confronto dei dati disponibili con le concentrazioni di background

La presenza ubiquitaria nell'ambiente di radionuclidi naturali determina un certo livello di radioattività naturale cosiddetta di background.

La presenza di concentrazioni naturali di radionuclidi è un fenomeno molto più diffuso nell'ambiente di quanto lo sia la presenza di contaminanti chimici dovuta a cause naturali.

Per radioattività di background si intendono sia le radiazioni emesse dai radionuclidi contenuti nelle rocce della crosta terrestre, sia le cosiddette radiazioni cosmiche e cosmogeniche. La radioattività di origine antropica è dovuta a radionuclidi artificiali rilasciati nell'ambiente ad esempio a seguito di test su armi nucleari, oppure in misura molto minore da attività nucleari in genere.

Un primo confronto tra i dati locali disponibili sui livelli naturali di radioattività ambientale (livelli di background) con i valori generici dei SSLs è molto utile per fornire un ordine di grandezza della radioattività naturalmente presente. Generalmente l'EPA non prevede di bonificare un sito per livelli di concentrazione al di sotto dei valori naturali. Può accadere che a seguito dell'attività umana il livello naturale di radiazioni dovuta a radionuclidi di origine naturale venga alterato (ad esempio a causa delle attività estrattive) e superi di conseguenza i SSLs proposti. In tali casi si dovrà valutare con il coordinamento di diverse autorità l'opportunità o meno di intervenire sul sito con azioni di rimedio.

1.3 Step 3: definizione dei dati che è necessario raccogliere nella campagna di indagini

Non appena sviluppato il CSM e stabilito che la guida in questione è adeguata allo screening del sito in esame, deve essere elaborato un Progetto di Analisi e Campionamento del suolo (SAP).

In **allegato A** della User's guide è presente una lista che mostra i dati sito-specifici che è necessario raccogliere per la corretta applicazione della guida e per la costruzione del CSM. Il Programma di analisi del suolo può basarsi su differenti strategie di campionamento che indirizzino ad una efficace conoscenza di **suolo, sottosuolo e caratteristiche dei terreni**.

Lo sviluppo di tale strategia prevede che il manager del sito, che in Italia può essere assimilato alle autorità competenti per la tutela dell'ambiente, consulti esperti tecnici della regione interessata, inclusi tossicologi, medici, chimici e geologi, questi ultimi assisteranno il responsabile del sito nell'applicazione del DQO (Data Quality Objectives).

Il DQO rappresenta un processo di pianificazione standard, definito dall'EPA, per assicurare che siano raccolti un numero di dati sufficienti a supporto del processo decisionale. L'utilizzo del DQO assicura l'adeguatezza allo scopo della qualità, quantità e tipologia dei dati ambientali raccolti. Una descrizione dettagliata del DQO è fornita in **allegato B** e nel documento tecnico (TBD), è possibile schematizzare il processo attraverso i seguenti punti fondamentali:

- 1) Suddivisione del sito in sub-aree sulla base delle informazioni disponibili
- 2) Identificazione delle aree di esposizione (Exposure Areas)
- 3) Sviluppo di un Piano di Campionamento e Analisi per il suolo superficiale
- 4) Sviluppo di un Piano di Campionamento e Analisi per il sottosuolo
- 5) Sviluppo di un Piano di Campionamento e Analisi per la determinazione delle caratteristiche del terreno
- 6) Determinazione dei metodi analitici e dei protocolli QA/QC (Quality Assurance/Quality Control)

1.3.1 Divisione del sito in aree con diverse probabilità di contaminazione sulla base dei dati preesistenti

A questo punto del processo i dati esistenti possono essere utilizzati per suddividere il sito in tre tipologie di aree che richiedono diversi livelli di approfondimento:

- Aree la cui contaminazione è altamente improbabile
- Aree di sicura contaminazione
- Aree probabilmente contaminate o la cui contaminazione non può essere esclusa

Le aree appartenenti alla prima classe generalmente verranno escluse da ogni ulteriore indagine conoscitiva, qualora le informazioni storiche sull'utilizzo del sito confermino questa assunzione.

Una prima sommaria stima del grado di contaminazione del suolo può essere fatta per le altre aree del sito, confrontando le concentrazioni in situ note da indagini pregresse, con i valori di SSLs generici riportati in **appendice A** del documento tecnico (TBD), per 60 radionuclidi. Il suddetto confronto servirà a favorire così il processo di divisione del sito in aree omogenee ovvero con livelli simili di contaminazione e a sviluppare quindi una appropriata strategia di campionamento.

Le aree di sicura contaminazione saranno indagate e caratterizzate nel processo di RI/FS (Remedial Investigation/Feasibility Study).

1.3.2 Identificazione delle aree di esposizione (Exposure Areas)

Per facilitare la definizione della campagna di caratterizzazione e assicurare che il numero dei punti di indagine sito-specifici siano uniformemente distribuiti all'interno di ciascuna area con un livello di contaminazione pressoché omogeneo, il sito viene suddiviso in **aree di esposizione (EA)**, aree cioè che condividono una storia comune o che hanno caratteristiche simili, o che sono fisicamente ben distinte da altre zone del sito. Un'area di esposizione è un'area di dimensioni e forma ben definite.

La limitazione delle dimensioni di ogni area è legata alle ipotesi che sono alla base dei modelli utilizzati per il calcolo dei SSLs dei vari percorsi di esposizione e a condizioni sito-specifiche. Generalmente viene consigliata un'estensione per ciascuna area di esposizione, non superiore a **2000 m² (0,5 acri)**, Il numero dei punti di campionamento

deve garantire che l'area associata ad ogni punto non superi i 333 m², quindi un numero di punti di indagine non inferiore a sei.

1.3.3 Sviluppo di un Piano di Campionamento e Analisi per il suolo superficiale

Il programma di campionamento dei terreni superficiali ha lo scopo di definire i dati necessari alla valutazione dell'esposizione legata ai percorsi di **ingestione diretta del suolo, inalazione di polveri volatili, irraggiamento esterno, ingestione di prodotti coltivati in sito, migrazione dei contaminanti nelle acque sotterranee.**

Il SAP (Sample and Analysis Plan) per i suoli superficiali deve contenere le procedure di campionamento e quelle di analisi dei campioni prelevati. La profondità alla quale spingere le indagini deve essere compatibile con le assunzioni alla base della costruzione del CSM e dei modelli dei percorsi di esposizione. Gli standard alla base della procedura per la determinazione dei SSLs per siti residenziali assumono che:

- i primi 5 cm di suolo sono disponibili per la risospensione in aria;
- i primi 15 centimetri di suolo sono interessati da attività agricole in genere;
- relativamente all'esposizione da irraggiamento esterno l'area di contaminazione può essere assimilata ad una sorgente piana infinita ;
- la produzione di vegetali coltivati sul sito è tale da soddisfare metà dei consumi dei residenti;
- gli apparati radicali delle piante crescono fino alla profondità di un metro, mentre la maggior parte dei nutrienti vengono assorbiti nei primi 20 cm di suolo.

E' importante considerare e registrare le caratteristiche del campione di suolo prelevato, come la profondità, il volume, l'area di influenza, il contenuto di umidità, la composizione, così come le tecniche di preparazione del campione stesso, che potrebbero alterarne le caratteristiche.

Così come indicato in "*Supplemental Guidance to RAGS: Calculating the Concentration Term*" (U.S.EPA, 1992d), si assume che un individuo si muova casualmente lungo un'area di esposizione, trascorrendo un tempo equivalente in ogni punto, per cui la concentrazione al punto di esposizione (ovvero la concentrazione che si trova nel punto in

cui è collocato il bersaglio) risulta efficacemente rappresentata dalla media spaziale delle concentrazioni rilevate nell' EA.

Dunque una campagna di indagini ideale dovrebbe consentire di determinare la media spaziale delle concentrazioni di radionuclidi in una EA, ma poiché la determinazione di tale media per potere essere affidabile comporterebbe la necessità di disporre di un numero di indagini molto elevato, cioè di un numero di dati statisticamente significativo e conseguentemente comporterebbe elevati costi; una stima conservativa del valore di concentrazione rappresentativo dell'EA può essere ottenuta scegliendo la massima concentrazione ottenuta dai campioni compositi.

Il numero di campioni richiesti per soddisfare le procedure di DQO dipende dal test statistico selezionato.

Per i radionuclidi artificiali, non presenti come background, non è necessario rilevare la concentrazione di fondo, pertanto per essi è possibile confrontare direttamente le concentrazioni rilevate nel suolo con i valori dei SSLs. Il test utilizzato in questo caso è il cosiddetto Max Test, che prevede il confronto tra la massima concentrazione dei radionuclidi per i campioni compositi e i livelli di screening.

Un'altra strategia più complicata denominata Sign Test è presentata nella parte 6 del TBD.

All'interno di ciascuna EA è importante individuare la presenza di eventuali **hot spot** ovvero zone di estensione ridotta caratterizzate da un elevato livello di concentrazione di attività. Tali aree possono essere convenientemente individuate attraverso opportuni rilievi radiometrici condotti con apposita strumentazione portatile.

E' possibile riassumere la strategia di campionamento dei suoli superficiali per radionuclidi artificiali nei seguenti punti:

- Divisione dell'area da campionare in aree di esposizione di estensione pari a 0,5 acri (2000 m²), (dimensioni di un lotto residenziale);
- Composizione dei campioni di suolo superficiale. La miscelazione fisica di questi campioni permette di ricavare una media rappresentativa delle concentrazioni di radionuclidi nell'EA e di contenere i costi dell'indagine;
- Limitazione del tasso di errore di **Tipo I**, (casi in cui si considera erroneamente la concentrazione inferiore al SSL): deve essere non superiore al 5%; e limitazione del tasso di errore di **Tipo II**, (casi in cui si ritiene erroneamente la

concentrazione superiore al SSL): deve essere non superiore al 20%. Questi obiettivi per le percentuali di errore influenzano il numero di campioni da raccogliere in ogni area di esposizione. Per questa guida, l'EPA definisce una regione grigia che va da 0,5SSL a 2SSL.

- Il numero di campioni composti per ogni area di esposizione è pari a sei, come già anticipato, questo numero risulta adeguato per un CV (coefficient of variation: rappresenta una stima della variabilità delle concentrazioni misurate nei campioni individuali lungo una EA, e quindi una misura della omogeneità dell'area) nel caso venga accertato un valore del CV superiore è necessario prevedere un numero di campioni composti superiore per l'area in questione.
- Ogni campione composto sarà composto da quattro campioni individuali.
- Analisi dei sei campioni per ciascuna area di esposizione per la determinazione dei radionuclidi presenti e delle loro concentrazioni.

Ulteriori informazioni circa questi aspetti sono presenti nel documento tecnico (TBD).

1.3.4 Sviluppo di un Piano di Campionamento e Analisi per il sottosuolo

I piani di campionamento dei terreni superficiali e del sottosuolo differiscono tra loro a causa dei diversi meccanismi di esposizione associati ai due diversi tipi di contaminazione, infatti per i terreni in profondità, a differenza dei terreni superficiali, l'unico meccanismo di esposizione attivo è relativo al rilascio dei contaminanti nella falda acquifera sottostante. Quindi sarà necessario raccogliere nella campagna di indagini ogni dato che possa caratterizzare oltre alla matrice del suolo anche la profondità e l'estensione della contaminazione per definire in ultima analisi la concentrazione media lungo un'“**Area Sorgente**” (SA).

Un'“area sorgente” è definita dall'estensione orizzontale e verticale della contaminazione, nei siti con più aree sorgente sarà ovviamente necessario definire un valore di SSL per ognuna di queste. Così come per i terreni superficiali anche in questo caso nelle scelte riguardo al campionamento bisogna seguire le indicazioni del DQO, l'obiettivo primario delle indagini è dunque la determinazione della concentrazione di radionuclidi e delle caratteristiche medie del terreno all'interno di una SA, ma poiché un simile obiettivo dovrebbe basarsi su tecniche investigative molto onerose si partirà da alcune ipotesi cautelative che permetteranno di ottenere una distribuzione “probabile” del

contaminante. Dunque questa guida prende in considerazione il valore più alto della “media verticale” della concentrazione di contaminante riscontrato nei diversi fori di sondaggio, assumendo quest’ultima come valore rappresentativo per la concentrazione nell’intera area sorgente. Le indagini sulla profondità di contaminazione non dovrebbero spingersi oltre il livello di falda. Per ogni area sorgente sono raccomandati due o tre sondaggi localizzati nei punti sospettati di essere a valori più elevati di contaminazione, la localizzazione di questi punti può essere fatta basandosi sulle assunzioni circa la contaminazione della superficie del suolo, sulle condizioni del suolo sottostante e sulle informazioni storiche circa gli utilizzi del sito. Dunque è possibile calcolare per ogni foro di sondaggio la concentrazione media dalla superficie fino alla profondità di indagine dividendo ogni “carota” in segmenti uguali (ad esempio 2 piedi), la media aritmetica dei valori ottenuti su ogni porzione di “carota” così definita, sarà il valore rappresentativo per ogni sondaggio. Ovviamente sarà necessario anche condurre opportune indagini sulla falda acquifera sottostante.

1.3.5 Sviluppo di un Piano di Campionamento e Analisi per la determinazione delle caratteristiche del terreno

Come già detto precedentemente i parametri necessari a questo tipo di indagine sono:

- Tessitura del suolo
- Densità secca (dry bulk density)
- pH

Per definire correttamente il modello di migrazione dei contaminanti nella falda acquifera è necessario, come emergerà dalle equazioni di esposizione, raccogliere degli opportuni dati sito-specifici sulle caratteristiche del suolo, tali dati possono essere ricavati dagli stessi campioni raccolti per l’analisi dei contaminanti.

Esistono diversi metodi per la determinazione della **matrice del suolo** (argillosa, sabbiosa, limo-argillosa, etc.) la maggior parte di questi si basano sulla definizione delle dimensioni delle particelle di suolo e della loro distribuzione relativa tra le varie classi.

Per quanto riguarda la **densità secca** essa è utile per definire la porosità totale del terreno, e può ad esempio essere determinata attraverso il tubo di “Shelby”, le misure di

pH sono invece utilizzate per selezionare i coefficienti di ripartizione sito-specifici, e possono essere condotte semplicemente in sito con un pH-metro portatile.

1.3.6 Determinazione dei metodi analitici e dei protocolli QA/QC

Durante questa fase è necessario definire una lista dei campionamenti fattibili e dei metodi di indagine analitica. Solitamente l'indagine radiologica dei suoli viene fatta attraverso tre diversi metodi:

- Scansione
- Misura diretta
- Campionamento e analisi di laboratorio

La scelta delle varie modalità di indagine si basa sulla conoscenza dei radionuclidi potenzialmente presenti e delle tipologie di radiazioni ad essi associate. La sensibilità degli strumenti selezionati (MDC: minimum detectable concentration) dovrà essere opportunamente valutata, generalmente è considerata buona norma la scelta di strumenti con un MDC compreso tra il 10 e il 50% del valore di SSL, spesso le tecnologie di misura a scansione e a misura diretta sono insufficienti allo scopo e l'analisi di laboratorio rimane la più efficace.

Tuttavia il SAP è ispirato ad un attento controllo della qualità delle analisi e dei dati raccolti (Quality assurance/Quality control), mediante la caratterizzazione della variabilità e di eventuali asimmetrie, per cui non meno del 10% dei campioni singoli e dei campioni compositi vengono inviati in laboratori che hanno lo scopo di effettuarne la validazione (*Quality Assurance for Superfund Environmental Data Collection Activities, U.S.EPA, 1993c*)

1.4 Step 4: analisi e campionamento del suolo

Una volta stabilite le procedure di campionamento, i campioni in questione devono essere analizzati in accordo con i metodi specificati nel SAP (Sampling and Analysis Plan), i risultati delle analisi devono identificare le concentrazioni dei radionuclidi di potenziale interesse per i quali saranno poi calcolati i valori sito-specifici dei SSLs.

1.4.1 Definizione dell'estensione e della profondità della sorgente

Ovviamente per il calcolo dei SSLs relativi ai percorsi di esposizione sarà necessario definire l'estensione dell'area della sorgente (estensione spaziale e profondità), a questo scopo possono essere utilizzati sia i dati forniti dal CSM sia quelli derivanti da indagini precedenti.

1.4.2 Attuazione del DQA (Data Quality Assessment) utilizzando i risultati dei campioni

Il DQA è un metodo statistico per valutare se la quantità e la qualità dei dati raccolti e la loro natura sono adeguati agli scopi dell'indagine, ovviamente la struttura del DQA è funzione anche della tipologia dei radionuclidi di interesse e in particolare dal fatto che essi siano o meno presenti nel background, in quest'ultimo caso si può fare riferimento al TBD (Technical Background Document).

1.4.3 Revisione del CSM

Nel caso in cui le indagini e le analisi eseguite rivelino nuove informazioni sul sito, è necessario aggiornare opportunamente il CSM, in questa revisione dovrà essere inclusa l'identificazione delle aree del sito che eccedono i valori generici dei SSLs calcolati.

1.5 Step 5: calcolo dei valori dei SSLs sito-specifici

Mediante i dati raccolti nello step 4 è ora possibile calcolare i valori sito-specifici dei SSLs utilizzando le equazioni presentate in questa sezione. Per una descrizione completa della genesi di queste equazioni e delle assunzioni e limitazioni alla base del loro utilizzo è necessario riferirsi al TBD.

La concentrazione dei radionuclidi è espressa nella unità radiologica: picocuries/grammo di suolo; questa unità indica il numero di atomi dell'isotopo sottoposti a decadimento radioattivo per unità di tempo. Per ogni equazione vengono opportunamente evidenziati quali sono i parametri sito-specifici da inserire in input e quali i valori di default utili nel caso non esistano e/o non possano essere ricavati dai dati sito-specifici, **in appendice A sono presentati i valori generici dei SSLs per i vari percorsi di esposizione ottenuti utilizzando i parametri di default.**

Come già anticipato, l'allegato D fornisce i criteri di tossicità per 60 radionuclidi comunemente trovati nei siti di interesse nazionale.

1.5.1 Le equazioni di esposizione per i terreni superficiali

Come già anticipato i percorsi di esposizione indicati per i terreni di superficie includono:

- Ingestione diretta del suolo
- Inalazione di polveri volatili
- Esposizione esterna diretta
- Ingestione di prodotti agricoli che siano stati contaminati tramite assorbimento dalle radici

Ingestione diretta del suolo

Un certo numero di studi hanno mostrato che è molto comune tra i bambini di età inferiore ai 6 anni l'ingestione accidentale di piccole quantità di terreno, questo evento provoca un valore di esposizione di breve periodo relativamente alto. In questo caso, data la natura aleatoria del fenomeno, vengono utilizzati come parametri di ingresso esclusivamente dei parametri di default, infatti la quantità di dati sito-specifici richiesti per una tale valutazione renderebbe una simile indagine del tutto impraticabile. I valori generici dei SSLs per questo percorso di esposizione sono riportati in **appendice A**.

Per i radionuclidi risulta fondamentale sia l'intensità che la durata dell'esposizione, infatti i criteri di tossicità sono basati su una "dose giornaliera media" nell'arco di una vita di un individuo fissata in 70 anni, tuttavia come ipotesi cautelativa nella valutazione dell'esposizione in un sito residenziale, si considera che un individuo possa vivere nello stesso luogo per un periodo non superiore a 30 anni, in quanto è evidente, che la massima esposizione si avrà nei primi anni di vita e decrescerà, per i meccanismi prima esposti, con l'avanzare dell'età.

L'equazione 1 utilizza un tasso di ingestione del suolo per soggetti giovani ed adulti rappresentato da una media pesata rispetto al tempo:

$SSL_{soil\ ing} = \frac{TR}{SF \times IR \times 10^{-3} \times EF \times ED} \quad (pCi/gr)$	
TR rischio cancerogeno: 10^{-6}	10^{-3} fattore di conversione (gr/mg)
SF Slope Factor per ingestione del suolo (pCi) ⁻¹ (vedi allegato D)	EF frequenza di esposizione (d/yr): 350
IR tasso di ingestione del suolo (mg/d): 120 (media pesata nel tempo)	ED durata dell'esposizione (yr): 30

Equazione 1: SSL per diretta ingestione del suolo

Come già anticipato, nell'equazione per il percorso di esposizione in esame non sono presenti valori sito-specifici, ma esclusivamente un valore denominato SF (Slope Factor), che tiene conto della natura del radionuclide che stiamo considerando, i cui valori sono opportunamente tabellati in allegato D.

Inalazione di polveri volatili

L'equazione 3 è usata per il calcolo dei valori dei SSLs per le polveri volatili, questa equazione richiede il calcolo di un fattore PEF (particulate emission factor), (equazione 2), "fattore di emissione del particolato" che rappresenta un tasso annuale medio di emissione basato sul meccanismo di erosione del vento, esso mette in relazione la concentrazione di contaminante nel suolo con la concentrazione di polveri volatili che ritroviamo sospese nell'aria.

$PEF = Q/C \times \frac{3600}{0,036 \times (1-V) \times (U_m / U_t)^3 \times F(x)}$	
PEF fattore di emissione del particolato (m ³ /kg)	Default 1,32x10 ⁹
Q/C inverso della concentrazione media al centro di un quadrato di 0,5 acri (gr/m ² s per kg/m ³)	90,8
V frazione di area coperta dalla vegetazione	0,5 (50%)
U_m media annuale della velocità del vento (m/s)	4,69
U_t valore di velocità all'altezza di 7 m (m/s)	11,32
F(x) funzione dipendente da U _m /U _t (Cowhered et al. 1985)	0,194

Equazione 2: Calcolo del fattore di emissione di particolato

Il valore di default del PEF presentato nell'equazione è stato ricavato dalla guida di Cowherd et al.(1985), nella quale vengono indicati i metodi per la misura dei parametri sito-specifici necessari al calcolo di tale fattore, e alla quale si rimanda per eventuali approfondimenti.

Le ipotesi alla base del valore indicato da Cowherd et al. considerano per il calcolo del fattore di emissione del particolato un giardino domestico, inoltre tale valore viene opportunamente incrementato per contemplare anche il caso di un terreno appena arato.

$SSL_{dust} = \frac{TR}{SF_i \times IR_i \times \left(\frac{1}{PEF} \right) \times 10^3 \times EF \times ED \times [ET_o + (ET_i \times DF_i)]} \quad (pCi/gr)$	
TR rischio cancerogeno	Default 10 ⁻⁶
SF_i fattore specifico di incremento del rischio (pCi) ⁻¹	(vedi allegato D)
IR_i tasso di inalazione (m ³ /d)	20
PEF fattore di emissione di particolato (m ³ /kg)	equazione 2
10³ fattore di conversione (gr/kg)	
EF frequenza di esposizione (d/yr)	350
ED durata dell'esposizione (yr)	30
ET_o frazione di esposizione esterna	0,073
ET_i frazione di esposizione interna	0,683
DF_i fattore di diluizione per inalazione interna	0,4

Equazione 3: SSL per inalazione di polveri volatili

Esposizione esterna alle radiazioni

Nella modellizzazione dell'esposizione esterna diretta alle radiazioni cui è soggetto un individuo che risiede in un sito contaminato da radionuclidi, non vengono presi in considerazione i seguenti processi:

- decadimento radioattivo
- fattori di correzione relativi alla geometria del sito
- impoverimento dovuto a processi ambientali come la lisciviazione, l'erosione, o l'assorbimento da parte delle piante
- fattori di correzione dovuti alla schermatura di eventuale materiale pulito di copertura

Riguardo all' esposizione si assume che la sorgente di radiazione alla quale è sottoposto un individuo sia un piano infinito, nella pratica tale ipotesi è sufficientemente confermata già nel caso di una profondità di contaminazione di 15 cm e con una estensione superficiale di 1000 m². Tuttavia considerando che nella maggior parte dei casi reali tale ipotesi porta a valori dei SSLs inopportunosamente cautelativi, nel calcolo di questi valori viene introdotto un fattore di correzione per l'area denominato **ACF (area correction factor)**.

Inoltre l'ipotesi che il terreno non subisca alcun impoverimento, in relazione alle sostanze in esso presenti, rappresenta già di per sé un'ipotesi sufficientemente cautelativa.

Il modello che viene presentato prevede un fattore di correzione per gli ambienti indoor, considerando quindi l'effetto di schermatura con l'applicazione di un fattore di schermatura dai raggi γ (GSF, gamma shielding factor), e un parametro che tenga in giusta considerazione i tempi di permanenza indoor.

$SSL_{EXT} = \frac{TR}{SF_e \times \left(\frac{EF}{365}\right) \times ED \times ACF \times [ET_o + (ET_i \times GSF)]} \quad (pCi/gr)$	
TR rischio cancerogeno	Default 10 ⁻⁶
SF_e fattore specifico di incremento del rischio (gr/pCi/yr)	(vedi allegato D)
EF frequenza di esposizione (d/yr)	350
ED durata dell'esposizione (yr)	30
ACF fattore di correzione per l'area	0,9
ET_o frazione di esposizione esterna	0,073
ET_i frazione di esposizione interna	0,683
GSF fattore di schermatura	0,4

Equazione 4: SSL per esposizione esterna alle radiazioni

L'equazione 4 rappresenta l'equazione di esposizione esterna diretta alle radiazioni, ad eccezione del fattore ACF tutti gli altri parametri sono dei valori di default, infatti la raccolta di valori sperimentali di tali parametri per un'indagine sito specifica, sarebbe molto complessa. Valori alternativi del fattore ACF da utilizzare in un'indagine sito-specifica, sono discussi nel TBD.

Ingestione di prodotti agricoli

Le persone che eventualmente vanno ad occupare l'area di un sito contaminato possono, come già detto entrare in contatto con il materiale radioattivo attraverso il consumo di prodotti agricoli, frutti e vegetali coltivati nel proprio giardino, che, attraverso le radici, possono metabolizzare in parte i radionuclidi presenti nel terreno. Nella definizione di questo percorso di esposizione si è assunto che:

- i fattori di trasferimento suolo-radici sono stati stimati considerando che gli apparati radicali sono totalmente esposti al terreno contaminato.
- non più del 50% dei prodotti consumati derivano dal sito considerato.

Dunque si considera l'apparato radicale totalmente esposto al terreno contaminato, questa assunzione si basa sulla consapevolezza che le radici sono molto attive solo nei primi 15 cm di profondità a causa di fattori fisiologici come l'elevata disponibilità di acqua ossigeno e nutrienti, per cui in tutti quei casi in cui la contaminazione si estenda per una profondità maggiore o uguale, tale ipotesi risulta ampiamente verificata. Il modello non include nessun calcolo specifico per quanto riguarda le concentrazioni di ^3H e ^{14}C nelle piante, infatti si assume che esista uno stato di equilibrio tra le concentrazioni di tali radionuclidi in tutti gli elementi ambientali (acqua, aria, etc.).

Infine il modello di esposizione prevede un fattore di contaminazione delle piante, il **CPF** (Contaminated Plant Fraction) che tiene in conto il fatto che una famiglia utilizza anche prodotti vegetali provenienti da sorgenti non contaminate, per cui il tasso di ingestione **IR** indicato nel modello rappresenta un tasso di ingestione totale che moltiplicato per il CPF fornisce il tasso di ingestione relativo ai prodotti contaminati. Il fattore CPF si calcola in base alla superficie contaminata:

$$\begin{aligned} \text{CPF} &= A_s/4000 & 0 < A_s < 2000 \text{ m}^2 \\ \text{CPF} &= 0,5 & A_s > 2000 \text{ m}^2 \end{aligned}$$

In ogni caso il valore massimo preso in considerazione per il CPF non è superiore a 0,5, infatti si ammette che una famiglia non consumi prodotti contaminati in quantità superiore al 50% del consumo totale.

$SSL = \frac{TR}{SF_p \times (IR_{vf} + IR_{lv}) \times 10^3 \times CPF \times TF_p \times ED} \quad (pCi/gr)$	
TR rischio cancerogeno	Default 10 ⁻⁶
SF_p fattore specifico di incremento del rischio (pCi) ⁻¹	(vedi allegato D)
IR_{vf} tasso di ingestione di frutti e vegetali (kg/yr)	42,7
IR_{lv} tasso di ingestione di vegetali con foglie (kg/yr)	4,66
10³ fattore di conversione (gr/kg)	
CPF fattore di contaminazione delle piante	0,5
TF_p fattore di trasferimento suolo-piante (pCi/gr di pianta per pCi/gr di terreno)	(vedi allegato C)
ED durata dell'esposizione (yr)	30

Equazione 5: SSL per ingestione di radionuclidi tramite prodotti agricoli

1.5.2 Le equazioni di esposizione per il sottosuolo

E' già stato detto che l'unico percorso di esposizione preso in considerazione in questo caso è l'ingestione di acque di falda contaminate dal trasporto dei contaminanti nell'acquifero sottostante. Poiché per il calcolo dei valori relativi dei SSLs si assume una sorgente di contaminazione infinita (così come nel caso dell'esposizione esterna diretta), questa ipotesi può violare il bilancio di massa soprattutto per le piccole sorgenti, per cui sono state introdotte delle equazioni opportune che possono essere utilizzate quando le dimensioni della sorgente di contaminazione possono essere stimate con sufficiente approssimazione.

In questo caso è necessario ricavare dei parametri sito-specifici in aggiunta a quelli definiti nello step 3 quali ad esempio: **i parametri che caratterizzano l'acquifero, la velocità di infiltrazione (o tasso di infiltrazione), e l'umidità del terreno.**

La tecnica utilizzata per stimare la migrazione dei contaminanti si basa sull'uso di una semplice equazione lineare di equilibrio terreno-acqua o su prove di lisciviazione, inoltre per tenere in conto la diluizione dei contaminanti nell'acquifero si utilizza un fattore di diluizione **DF_w**.

Così come per gli altri percorsi di esposizione le equazioni sono ricavate prendendo in considerazione un certo numero di ipotesi cautelative, la cui validità deve essere

verificata, per garantire che il modello applicato sia sufficientemente aderente alle condizioni sito-specifiche.

In particolare le ipotesi alla base della trattazione sono:

- Sorgente di contaminazione infinita (stato stazionario per quanto riguarda la concentrazione nelle acque di falda)
- Distribuzione uniforme dei contaminanti nella zona di contaminazione
- La contaminazione del suolo si estende dalla superficie fino al livello di falda
- Assenza di fenomeni degradativi chimici o biologici
- Le equazioni non prendono in considerazione nessun decadimento radioattivo
- L'equilibrio solido-acqua viene raggiunto istantaneamente
- L'acquifero ha proprietà omogenee e isotrope
- Assenza di agenti chelanti o complessanti

In pratica per il calcolo del trasferimento dei contaminanti nelle acque di falda si procede in questo modo : si moltiplica il valore accettabile di concentrazione nelle acque di falda (MCL, Maximum Concentration Level) per il fattore di diluizione DF_w e si ottiene in questo modo la concentrazione corrispondente nel percolato; successivamente l'equazione di partizione terreno-acqua ci fornirà il valore desiderato di SSL per il suolo corrispondente al valore di concentrazione calcolato per il percolato.

L'equazione 6 di partizione terreno-acqua mette in relazione le concentrazioni di contaminanti adsorbiti sulla matrice del suolo con le concentrazioni del percolato:

$SSL = C_w \times 10^{-3} \times \left(K_d + \frac{\theta_w}{\rho_b} \right) \quad (pCi/gr)$	
C_w concentrazione obiettivo nel percolato (pCi/L)	Default MCL x DF _w
MCL livello max di concentrazione per le acque potabili (pCi/L)	(vedi allegato D)
10⁻³ fattore di conversione (kg/gr)	
K_d coefficiente di partizione solido-acqua (L/kg)	(vedi allegato C)
Θ_w saturazione delle porosità del suolo (L _{water} /L _{soil})	0,3
n porosità del suolo (L _{pore} /L _{soil})	1-(ρ _b / ρ _s)
ρ_b densità secca del suolo (kg/L)	1,5
ρ_s densità delle particelle di suolo (kg/L)	2,65

Equazione 6: calcolo del SSL per partizione solido-liquido

Modelli di equazioni più dettagliate possono essere utilizzati per calcolare valori più elevati dei SSLs ma tuttavia ancora sufficientemente cautelativi, questi prendono in considerazione condizioni particolari del sito come: sorgenti di contaminazione poco profonde, elevato spessore della zona insatura, contaminanti soggetti a degradazione o comunque caratteristiche della zona insatura che possono in una certa misura attenuare il livello di concentrazione prima che essi raggiungano la falda acquifera.

Come già detto in alternativa all'equazione di partizione terreno-acqua dei contaminanti, è possibile utilizzare delle **prove di lisciviazione**, in questo caso sarà sufficiente mettere a confronto più semplicemente la massima concentrazione ricavata per il percolato (MCL x DF_w) con la concentrazione ottenuta dalle prove di lisciviazione. In alcuni casi l'uso dei test di lisciviazione può essere più utile dei metodi di partizione, in relazione soprattutto alla natura dei contaminanti di interesse. Per questa procedura si rimanda alle tecniche sviluppate da EPA "Synthetic Precipitation Leaching Procedure" 1994e.

Per quanto riguarda il modello applicato per il calcolo del **fattore di diluizione DF_w**, che come già detto schematizza esclusivamente il fenomeno di diluizione fisica dei contaminanti nel corpo idrico, esso è derivato considerando una zona di miscelazione semplice, la cui profondità viene stimata con l'**equazione 7** in relazione allo spessore dell'acquifero, e ad altri parametri presenti nell'**equazione 8** per il calcolo del fattore di

diluizione. Data l'elevata incertezza dovuta alle diverse condizioni che si possono incontrare nelle porzioni di terreno attraversate dal flusso di migrazione dei contaminanti, nell'equazione che modella la diluizione non sono presenti valori di default, tuttavia un valore del DF_w pari a 20 viene considerato cautelativo per una sorgente di contaminazione superiore a 0,5 acri.

$d = (0,0112 L^2)^{0,5} + d_a \times \left[1 - \exp\left(\frac{-L \times I}{K \times i \times d_a}\right) \right]$
<p>L lunghezza della sorgente parallelamente al flusso dell'acqua (m)</p> <p>I tasso di infiltrazione (m/yr)</p> <p>K permeabilità idraulica dell'acquifero (m/yr)</p> <p>i gradiente idraulico (m/m)</p> <p>d_a spessore dell'acquifero (m)</p>

Equazione 7: stima della profondità della zona di miscelazione

$DF_w = 1 + \frac{K \times i \times d}{I \times L}$	
<p>DF_w fattore di diluizione</p> <p>K permeabilità idraulica dell'acquifero (m/yr)</p> <p>i gradiente idraulico (m/m)</p> <p>I tasso di infiltrazione (m/yr)</p> <p>d profondità della zona di miscelazione (m)</p> <p>L lunghezza della sorgente parallelamente al flusso dell'acqua (m)</p>	<p>Default</p> <p>20 (sorgente di 0,5 acri)</p>

Equazione 8: calcolo del fattore di diluizione

L'uso di un modello che contempla una sorgente di contaminazione infinita viola, come già detto, soprattutto per sorgenti di piccola estensione, il bilancio di massa, per cui è stata sviluppata una equazione per il calcolo dei SSLs, basata sul bilancio di massa, da utilizzare quando il volume della sorgente di contaminazione può essere stimato con sufficiente approssimazione.

L'**equazione 9** rappresenta il livello di concentrazione del radionuclide nel terreno che risulta protettivo quando l'intero volume di terreno contaminato è soggetto a

lisciviazione per un tempo superiore ai 30 anni, e il livello di concentrazione dello stesso al punto recettore non supera i limiti previsti per la tutela della salute umana. Per l'utilizzo dell'equazione 9 è necessario calcolare la profondità e l'area della sorgente, alla fine bisogna confrontare tale valore con quello standard ricavato secondo il modello di partizione acqua-terreno (equazione 6), e scegliere il valore più elevato. Per l'utilizzo dell'equazione 9 sono richiesti un certo numero di parametri sito-specifici, indirizzati soprattutto alla conoscenza delle dimensioni più probabili della sorgente di contaminazione. Si ricorda infine che questa trattazione non è applicabile laddove si presuma che la contaminazione si estenda al di sotto del livello di falda.

$SSL = \frac{C_w \times I \times ED \times 10^{-3}}{\rho_b \times d_s} \quad (pCi/gr)$	
C_w concentrazione obiettivo nel percolato (pCi/L)	Default MCL x DF _w
MCL livello max di concentrazione per le acque potabili (pCi/L)	(vedi allegato D)
I tasso di infiltrazione (m/yr)	sito-specifico
ED durata dell'esposizione (yr)	70
10⁻³ fattore di conversione (kg/gr)	
ρ_b densità secca del suolo (kg/L)	1,5
d_s profondità della sorgente (m)	sito-specifico

Equazione 9: calcolo del SSL per una sorgente finita

1.5.3 Esposizione a molteplici radionuclidi

Si è già detto che il calcolo dei SSLs considera accettabile un rischio cancerogeno di 10⁻⁶, ma tale analisi non tiene conto del "rischio cumulativo" dovuto all'esposizione a molteplici radionuclidi su vari percorsi di esposizione, infatti EPA ritiene che fissando un livello di rischio pari a 10⁻⁶ per i singoli radionuclidi e per i singoli percorsi di esposizione, si possa arrivare ad un rischio complessivo compreso in un range da 10⁻⁴ a 10⁻⁶, come combinazione del rischio associato ai radionuclidi tipicamente trovati nei siti di interesse nazionale (NPL).

L'EPA riconosce anche la possibilità di effettuare delle "misure surrogate", ovvero misurare esclusivamente la concentrazione di un radionuclide alla quale correlare le

concentrazioni degli altri eventualmente presenti. Infatti qualora l'analisi di un singolo radionuclide risulti più semplice rispetto ad altri, si consegue un notevole risparmio di tempo e di risorse, ad esempio: è possibile eseguire le misurazioni del ^{137}Cs in luogo del ^{90}Sr riducendo sensibilmente i costi operativi.

1.6 Step 6: confronto tra le concentrazioni in situ e i valori calcolati dei SSLs

A questo punto è necessario confrontare i valori ricavati dalle analisi con i valori calcolati dei SSLs per i singoli radionuclidi, in teoria un'area di esposizione può essere esclusa da ulteriori indagini qualora le concentrazioni di tutti i radionuclidi rilevati siano al di sotto dei relativi SSLs.

Ovviamente i dati ottenuti sono sempre affetti da errori e incertezze, per i quali l'EPA riconosce un certo margine di tolleranza (errori di Tipo I e II) fornendo quindi i criteri per tenere sotto controllo tali imprecisioni. Come già anticipato l'EPA prende in considerazione due tipi di errori:

- Errore di **Tipo I**: esclusione dall'approfondimento di indagine di aree che invece andrebbero ulteriormente investigate
- Errore di **Tipo II**: approfondimento dell'indagine in aree che andrebbero invece escluse da ulteriori investigazioni

L'EPA fissa un tasso di errore non superiore al 5% e al 20%, rispettivamente per errori di tipo I e II. L'approccio fornito dall'EPA ammette inoltre l'esistenza di una "**zona grigia**", ossia un range di concentrazione del radionuclide nell'intorno del SSL, nei casi in cui l'elevata variabilità dei dati renda improbo determinare se la concentrazione media calcolata per una zona di esposizione cade al di sotto o al di sopra del SSL. L'estremo superiore della cosiddetta "zona grigia" può essere fissato su un valore pari a circa una volta e mezza, due volte il SSL.

1.6.1 La valutazione dei dati per il terreno superficiale

Per quanto detto finora saranno escluse da ulteriori indagini tutte quelle aree di esposizione per le quali le concentrazioni di tutti i campioni compositi risulteranno inferiori a due volte il valore dei SSLs, questo metodo è adatto qualora i dati raccolti rispettino i criteri di qualità e quantità discussi nel DQO. In alternativa, per quelle

misurazioni presenti in quantità più limitata si può far riferimento al **95 percentile** (ovvero quel valore superato solo nel 5% dei casi) dei valori misurati sul terreno superficiale e confrontarlo con il valore del SSL.

1.6.2 La valutazione dei dati per il sottosuolo

Il sistema decisionale applicato in questo caso è differente in quanto il numero dei dati disponibili è inferiore, conseguentemente essi saranno molto meno rappresentativi della sorgente reale, per cui bisognerà utilizzare un approccio ancora più cautelativo. Ciò implica che non sarà ammessa nessuna tolleranza sul valore del SSL, ossia le concentrazioni medie ricavate da ogni singolo foro di sondaggio, all'interno di un'area sorgente, saranno messe a confronto con i valori dei SSLs, e ogni area in cui un singolo valore ecceda il SSL dovrà necessariamente essere oggetto di approfondimento.

1.7 Step 7: Definizione delle aree che richiedono ulteriori approfondimenti di indagine

Le aree selezionate per ulteriori studi diventeranno oggetto del Remedial Investigation/Feasibility Study (RI/FS), il risultato di questa valutazione sarà l'identificazione delle aree che richiedono azioni di bonifica e la definizione delle metodologie di intervento.

Generalmente nei siti della NPL si è stabilita la necessità di intervento qualora il rischio cumulato per futuri usi residenziali risulti superiore al valore di 10^{-4} . I valori dei SSL precedentemente calcolati possono dunque servire come obiettivi preliminari di risanamento (PRGs: Preliminary Remediation Goals).

Conclusioni

Il documento dell'EPA analizzato propone una metodologia risk-based, per effettuare delle valutazioni preliminari sullo stato qualitativo di siti, a destinazione d'uso di tipo residenziale, i cui suoli risultino contaminati da radionuclidi.

Il livello di rischio sanitario accettabile, inteso in termini di rischio cancerogeno, ovvero probabilità incrementale di contrarre un cancro nel corso della vita a causa dell'esposizione alle sostanze contaminanti, è assunto pari a 10^{-6} , cioè 1 su un milione.

L'ipotesi di base è che la contaminazione da radionuclidi interessi i suoli e da questi possa diffondersi nelle altre matrici ambientali fino a raggiungere, attraverso i vari fenomeni di trasporto, il bersaglio, cioè l'uomo. Partendo da un rischio accettabile di 10^{-6} si arriva a determinare attraverso un insieme di equazioni da impiegare per ciascuno dei percorsi di esposizione considerati attivi, la concentrazione di radionuclidi nel suolo che garantisce tutti i possibili usi del sito.

Ovvero quando le concentrazioni dei radionuclidi nei suoli risultano inferiori ai SSLs sito-specifici calcolati con la procedura proposta, il sito può essere escluso da ulteriori indagini e ritenuto svincolato.

Tale procedura, non è tuttavia direttamente impiegabile per le valutazioni sui siti italiani contaminati, essendo stata sviluppata su standard statunitensi e basandosi sull'assunzione di valori di default mediati per il territorio di riferimento.

In ogni caso essa rappresenta un utile strumento per la definizione degli step da seguire nel processo decisionale su tali aree contaminate e fornisce una procedura di calcolo che può comunque essere impiegata in una fase di valutazione preliminare, ai fini

del calcolo dei SSLs sito specifici, qualora si abbiano a disposizione valori sperimentali dei parametri da inserire nelle equazioni di esposizione.

ALLEGATO A

Sommario per la costruzione del CSM

Nello step 1 si è visto come la costruzione di un modello concettuale del sito (CSM) molto accurato, sia di fondamentale importanza per la corretta applicazione della guida. Gli **schemi riassuntivi** proposti in questo allegato contengono tutte le informazioni necessarie a determinare l'applicabilità della guida al sito in questione e inoltre a calcolare i SSLs.

Le tabelle che vengono presentate focalizzano l'attenzione sui dati sito-specifici necessari per la determinazione dei SSLs con una rappresentazione schematica di facile consultazione, ma soprattutto in grado di essere aggiornata rapidamente con nuove e più dettagliate informazioni sul sito.

Form 1: Informazioni generali sul sito

Questo primo schema contiene tutte le informazioni necessarie per la corretta individuazione del sito e delle autorità o enti competenti sul territorio, delle attività pregresse e delle eventuali indagini passate condotte sull'area in esame.

**Soil Screening Guidance for Radionuclides
Conceptual Site Model Summary Forms**

Form 1: General Site Information

Site Name

EPA Region Date

Contractor Name and Address:
.....

State Contact:

1. CERCLIS ID No.
Address City
County State Zip Code Congressional District

2. Owner Name Operator Name
Owner Address Operator Address
City State City State

3. Type of ownership (check all that apply):
☐ Private ☐ Federal Agency ☐ State ☐ County ☐ Municipal
Other Ref.

4. Approximate size of property acres Ref.

5. Latitude ° ... ' | " Longitude ° ... ' | " Ref.

6. Site status ☐ Active ☐ Inactive ☐ Unknown Ref.

7. Years of operation From To ☐ Unknown Ref.

8. Previous investigations

Type	Agency/State/Contractor	Date	Ref.
.....	Ref.
.....	Ref.
.....	Ref.
.....	Ref.
.....	Ref.
.....	Ref.

Ref. = reference(s) on information source

Form 1: Informazioni generali sul sito

Form 2: Caratteristiche del sito

Questa tabella indica tutte quelle informazioni essenziali per la caratterizzazione del percorso di esposizione relativo alle acque sotterranee e permette l'identificazione di eventuali caratteristiche del sottosuolo che limitano l'applicabilità del modello.

Lo schema contiene informazioni circa le caratteristiche stratigrafiche ed idrogeologiche del sottosuolo e quindi sulla vulnerabilità delle acque sotterranee alla contaminazione, per cui sarà necessario indicare la direzione del flusso delle acque sotterranee che è fondamentale, come è già stato visto, per il calcolo dei SSLs (§ 2.5.2 , equazione 6). Lo schema contiene anche i parametri dell'acquifero indispensabili alla stima del fattore di diluizione: la **conducibilità idraulica K** , il **gradiente idraulico i** , e lo **spessore dell'acquifero d_a** , tutte informazioni che possono essere ricavate ad esempio dalle carote di sondaggio, per quanto riguarda lo spessore dell'acquifero d_a , o da prove di pompaggio per ottenere una stima della conducibilità idraulica dell'acquifero. Qualora non sia possibile effettuare delle misure in situ, possono risultare comunque utili le carte geologiche regionali o eventuali valori indicativi presenti in letteratura.

Il **tasso di infiltrazione I** , che viene utilizzato per la stima del fattore di diluizione (§ 2.5.2 , equazione 8), serve a determinare la quantità di contaminante che raggiunge l'acquifero con il percolato: aumentando il tasso di infiltrazione diminuisce il fattore di diluizione. Per una prima stima di questo valore è possibile assumere che il tasso di infiltrazione sia equivalente al tasso di ricarica dell'acquifero: questa ipotesi è generalmente cautelativa per quei siti nei quali la ricarica dell'acquifero non è dovuta solo al contributo dell'infiltrazione dai terreni superficiali ma anche ad altri apporti, in tal caso stimando il tasso di infiltrazione pari al valore di ricarica dell'acquifero si sovrastima il valore dell'infiltrazione a favore di sicurezza.

Nella stessa tabella compaiono anche i parametri meteorologici necessari al calcolo dell'esposizione umana alle polveri volatili, infatti per il calcolo del **fattore di emissione del particolato (PEF)**, che mette in relazione la concentrazione di contaminante nel suolo con la quantità di polveri presenti nell'aria, compaiono alcuni parametri meteorologici caratteristici delle zone climatiche: U_m media annuale della velocità del vento (m/s), U_t la velocità del vento a 7 m dal suolo, V la frazione terreno coperta dalla vegetazione.

Soil Screening Guidance for Radionuclides Conceptual Site Model Summary Forms

Form 2: Site Characteristics

Site Name

Hydrogeologic Characteristics (migration to ground water pathway)

Is ground water of concern at the site? ☐ yes ☐ no (if no, move to Infiltration Rate below).

Heath region Hydrogeologic setting

(attach setting diagram)

Check setting characteristics that apply: ☐ karst ☐ fractured rock ☐ solution limestone

Describe the stratigraphy and hydrogeologic characteristics of the site. (Attach available maps and cross-sections.)

.....
.....
.....
.....

Ref.

Identify and describe nearby sites in similar settings that have already been characterized.

.....
.....
.....
.....

Ref.

Aquifer Parameters	Unit	Typical	Min.	Max.	Reference or Source
hydraulic conductivity (K)	m/y				
hydraulic gradient (i)	m/m				
thickness (d _a)	m				

General direction of ground water flow across the site (e.g., NNE, SW):

(attach map.) Ref.

Infiltration rate (I) m/yr Method

Meteorological Characteristics (inhalation pathway)

climatological zone: (zone#, city) Q/C (g/m²-s per kg/m³)

fract. vegetative cover (V) (unitless) Reference

mean annual windspeed (U_m) m/s Reference

equivalent threshold value of windspeed at 7 m (U_t) m/s

fraction dependent on U_m/U_t (unitless)

Comments:

.....
.....

Form 3: Percorsi di esposizione e recettori

In questo schema ritroviamo le indicazioni necessarie a determinare l'applicabilità della guida ad un sito in esame. Nella tabella che viene presentata vengono identificati e caratterizzati i potenziali percorsi di esposizione e i possibili recettori, prendendo in considerazione gli usi attuali e futuri del sito, i meccanismi di rilascio dei contaminanti nelle varie matrici ambientali e in generale le proprietà dei contaminanti che verranno successivamente elencati nel Form 4. In tabella A-1 viene mostrato un esempio di alcuni percorsi di esposizione non contemplati nella guida, ma che sono fondamentali nello sviluppo del CSM.

Receptors/ Exposure Pathways	Contaminant Characteristics	Site Conditions
<i>Human / Direct Pathways</i>		
inhalation - radon	chronic health effects	elevated levels of radium in soils
inhalation - volatile radionuclides	chronic health effects	radionuclides bound chemically to volatile organic compounds or "special case" radionuclides (e.g., ^3H , ^{14}C , ^{222}Rn)
<i>Human / Indirect Pathways</i>		
consumption of meat or dairy products	bioaccumulation, biomagnification	nearby meat or dairy production
fish consumption	biomagnification	nearby surface waters with recreational or subsistence fishing
<i>Ecological Pathways</i>		
aquatic	aquatic toxicity	nearby surface waters or wetlands
terrestrial	toxicity to terrestrial organisms (e.g., DDT, Hg)	sensitive species on or near site

Tabella A-1: Esempio di percorsi di esposizione non presenti nella guida

Soil Screening Guidance for Radionuclides Conceptual Site Model Summary Forms

Form 3: Exposure Pathways and Receptors

Site Name

Land Use Conditions

Current site use:

___ residential

___ industrial

___ commercial

___ agricultural

___ recreational

___ other

Surrounding land use:

___ residential

___ industrial

___ commercial

___ agricultural

___ recreational

___ other

Future land use:

___ residential

___ industrial

___ commercial

___ agricultural

___ recreational

___ other

Size of exposure areas (in acres)

Contaminant Release Mechanisms (check all that apply):

Source #___ ☐ leaching ☐ volatilization ☐ fugitive dusts ☐ erosion/runoff ☐ uptake by plants ☐ direct exposure

Source #___ ☐ leaching ☐ volatilization ☐ fugitive dusts ☐ erosion/runoff ☐ uptake by plants ☐ direct exposure

Source #___ ☐ leaching ☐ volatilization ☐ fugitive dusts ☐ erosion/runoff ☐ uptake by plants ☐ direct exposure

(describe rationale for not including any of the above release mechanisms)

.....
.....
.....

Media affected (or potentially affected) by soil contamination.

Source #___ ☐ air ☐ ground water ☐ surface water ☐ sediments ☐ wetlands ☐ subsurface

Source #___ ☐ air ☐ ground water ☐ surface water ☐ sediments ☐ wetlands ☐ subsurface

Source #___ ☐ air ☐ ground water ☐ surface water ☐ sediments ☐ wetlands ☐ subsurface

Check if present on-site or on surrounding land (attach map showing locations)

☐ wetlands ☐ surface water ☐ subsistence fishing ☐ recreational fishing ☐ dairy/beef production ☐ elevated indoor radon

Check SSL exposure pathways applicable at site; describe basis for not including any pathway

☐ ingestion of soil ☐ inhalation ☐ migration to ground water ☐ produce ingestion

☐ external exposure

Check if there is a potential for:

☐ Acute Effects (describe)

☐ Other Human Exposure Pathways (describe)

☐ Ecological concerns (describe)

☐ Small areas of elevated activity (describe)

Form 3: Percorsi di esposizione e recettori

Form 4: Caratteristiche delle sorgenti di contaminazione nel suolo

Lo schema presente in questi fogli di lavoro viene riempito con tutte le informazioni circa le caratteristiche delle sorgenti, i livelli di concentrazione dei contaminanti presenti nel terreno e ogni parametro chimico-fisico necessario alla determinazione dei SSLs. In una prima fase si possono utilizzare le informazioni preesistenti sull'area in esame raccolte in occasione dell'elaborazione del CSM, successivamente alle operazioni di analisi e campionamento lo schema va revisionato e aggiornato. Tra i parametri di interesse indicati nello schema seguente si ha il Θ_w ovvero il grado di saturazione delle porosità del suolo, che assume un'importanza fondamentale nell'equazione di partizione suolo-acqua (§ 2.5.2 , equazione 6). La misura di questo parametro attraverso campioni discreti di terreno è decisamente sconsigliata in quanto affetta da troppi errori e condizionata ad esempio da precedenti eventi meteorologici, per cui si ricorre alla definizione di un contenuto volumetrico medio di acqua nel suolo, che può essere stimato mediante una ben nota relazione sviluppata da Clapp e Hornberger (1978):

$$\Theta_w = n(I/K_s)^{1/(2b+3)}$$

n = porosità totale de suolo ($L_{\text{pore}}/L_{\text{soil}}$)

I = tasso di infiltrazione (m/yr)

K_s = conducibilità idraulica a saturazione (m/yr)

b = parametro esponenziale specifico per il suolo

La porosità totale del suolo n può essere determinata tramite la densità secca ρ_b (dry bulk density) nel modo seguente:

$$n = 1 - (\rho_b / \rho_s)$$

ρ_s = densità delle particelle di suolo

I valori di conducibilità idraulica K_s e del termine esponenziale $1/(2b+3)$ sono disponibili in tabella A-2 in funzione della matrice del suolo.

Soil texture	K_s (m/yr)	$1/(2b+3)$
Sand	1,830	0.090
Loamy sand	540	0.085
Sandy loam	230	0.080
Silt loam	120	0.074
Loam	60	0.073
Sandy clay loam	40	0.058
Silt clay loam	13	0.054
Clay loam	20	0.050
Sandy clay	10	0.042
Silt clay	8	0.042
Clay	5	0.039

Source: U.S. EPA, 1988.

Tabella A-2: Valori stimati dei parametri per il calcolo di Θ_w

Per la determinazione della tessitura del suolo esistono diversi metodi, tra i quali il metodo implementato dallo *U.S. Department of Agriculture* che mediante un'analisi dimensionale dei grani di terreno (figura 1) permette di individuare le percentuali delle diverse matrici presenti (argillosa, limosa, sabbiosa, etc.), successivamente grazie ad un diagramma triangolare è possibile risalire alla tessitura del suolo (figura 2).

		Particle Size, mm								
		0.002	0.05	0.10	0.25	0.5	1.0	2.0		
U.S. Department of Agriculture	Clay	Silt		Very Fine	Fine	Med.	Coarse	Very Coarse	Gravel	
	Sand									

Source: USDA.

Source: USDA.

Figura 1: Distribuzione dimensionale delle diverse matrici del suolo

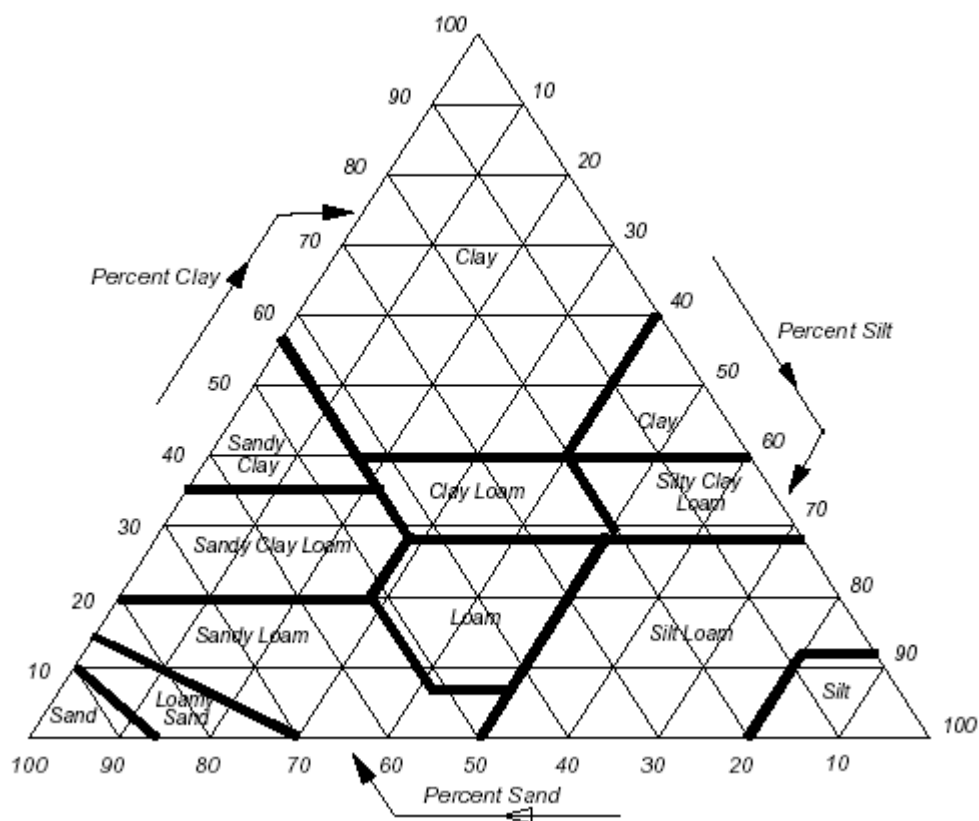


Figura 2: Classificazione della tessitura del suolo secondo lo U.S. Department of Agriculture

Soil Screening Guidance for Radionuclides Conceptual Site Model Summary Forms

Form 4: Soil Contaminant Source Characteristics

Site Name

Source No.:

Name: (e.g., drum storage area)

Type: (e.g., spill, dump, wood treater)

Location: (site map)

Waste type: (e.g., solvents, waste oil, tailings)

Description (describe history of contamination, other information)

.....
.....
.....
.....

Describe past/current remedial or removal actions

.....
.....
.....
.....

Source depth: m (☐ measures ☐ estimated) Ref.

Source area: acres m² (☐ measures ☐ estimated) Ref.

Source length parallel to ground water flow: m (if uncertain, use longest source dimension)

Contaminant types (check all that apply): ☐ volatile organics ☐ other organics ☐ metals ☐ other inorganics
☐ radionuclides

Soil Contaminants Present (list):

.....
.....

(attach Worksheet #1)

Describe previous soil analyses. (attach available results and map showing sample locations)

.....
.....
.....

(attach Worksheet #2)

Are NAPLs suspected? ☐ Yes ☐ No Reason

.....

Average Soil Characteristics

average water content (θ_w) (L_{water}/L_{soil}) Ref.

dry bulk density (ρ_b) (kg/L) Ref.

pH Ref.

Worksheet 1. Contaminant-specific properties

Site Name

Regulatory and Human Health Benchmarks¹

Radionuclide	CASRN	MCL (pCi/L)	Slope factors				
			Ingestion - soil (pCi) ⁻¹	Inhalation (pCi) ⁻¹	Ingestion - water (pCi) ⁻¹	External exposure (kg/pCi-s)	Ingestion - produce (pCi) ⁻¹

Chemical Properties²

Contaminant	CAS #	Sources (no.)	K _{oc} ³ (L/kg)	K _d ⁴ (L/kg)	H ⁵	D _{ia} ⁵ (cm ² /s)	D _{iw} ⁵ (cm ² /s)	S ⁵ (mg/L)

1. Attachment D

2. Attachment C

3. For organic compounds

4. For metals and inorganic compounds

5. Not applicable to metals except mercury

Worksheet 2. Contaminant concentrations by source

Site Name

Source #:

Contaminant	CAS #	average	standard deviation	number of samples	minimum	maximum	variance

Source #:

Contaminant	CAS #	average	standard deviation	number of samples	minimum	maximum	variance

Worksheet 3. Surface SSLs by Exposure Area (EA)

Site Name

EA #: **SSL type:** ☐ site-specific ☐ generic (default) ☐ detailed approach

Radionuclide	CASRN	Soil Screening Level (pCi/g)				
		Ingestion - soil	Inhalation	Ingestion - water	External exposure	Ingestion - produce

EA #: **SSL type:** ☐ site-specific ☐ generic (default) ☐ detailed approach

Radionuclide	CASRN	Soil Screening Level (pCi/g)				
		Ingestion - soil	Inhalation	Ingestion - water	External exposure	Ingestion - produce

Worksheet 4. Subsurface SSLs by source

Site Name

Source #: SSL type: ☐ site-specific ☐ generic (default) ☐ detailed approach

Radionuclide	CASRN	Soil Screening Level (pCi/g)
		migration to ground water

Source #: SSL type: ☐ site-specific ☐ generic (default) ☐ detailed approach

Radionuclide	CASRN	Soil Screening Level (pCi/g)
		migration to ground water

ALLEGATO B

Le caratteristiche dei radionuclidi

Ogni radionuclide presenta una propria catena di decadimento, all'interno di questa catena i radionuclidi con un tempo di emi-vita superiore a sei mesi sono definiti **radionuclidi principali**, mentre tutti quelli con un tempo inferiore a sei mesi sono detti **radionuclidi associati**. Si assume che un radionuclide principale considerato al punto di esposizione, sia in equilibrio secolare con i suoi radionuclidi associati. In **tabella B.1** si possono trovare i radionuclidi principali con i propri associati, per i quali sono stati calcolati i valori generici dei SSLs per i diversi percorsi di esposizione, inoltre per ognuno di essi vengono indicate anche le catene di decadimento, il tempo di emi-vita dei radionuclidi principali e il radionuclide terminale (ossia il radionuclide principale che chiude una catena di decadimento).

Tabella B.1: Radionuclidi inclusi nell'analisi dei SSLs e loro catene di decadimento

Principal Radionuclide ^a		Associated Decay Chain ^b	Terminal Nuclide or Radionuclide ^c	
Nuclide	Half-life (yr)		Nuclide	Half-life (yr)
Ac-227+D	22	[Th-227 (98.6%, 19 d) Fr-223 (1.4%, 22 min)] Ra-223 (11 d) Rn-219 (4 s) Po-215 (2 ms) Pb-211 (36 min) Bi-211 (2 min) [Tl-207 (99.7%, 5 min) Po-211 (0.3%, 0.5 s)]	Pb-207	stable
Ag-108m	127	-	Pd-108 (91%) [Cd-108 (98%) Ag-108 (9%) Pd-108 (2%)]	stable stable 2 min stable
Ag-110m	0.7	-	Cs-110 (99%) [Cd-110 (99.7%) Ag-110 (1%) Pd-110 (0.3%)]	stable stable 25 s stable
Am-241	432	-	Np-237	2100000 ¹
Am-243+D	7400	Np-239 (2 d)	Pu-239	24000
Bi-207	38	-	Pb-207	stable
C-14	5730	-	N-14	stable
Cd-109	1.3	-	Ag-109	stable
Ce-144+D	0.8	[Pr-244 (9%, 17 min) Pr-244m (2%, 7 min)]	Nd-144	stable
Cl-36	300000	-	S-36	stable
Cm-243	28	-	Am-243 (0.2%) ^e	7400
Cm-244	18	-	Pu-240	6600
Co-57	0.7	-	Fe-57	stable
Co-60	5	-	Ni-60	stable
Cs-134	2	-	Ba-134 (~100%)	stable
Cs-135	3000000	-	Ba-135	stable
Cs-137+D	30	Ba-137m (95%, 3 min)	Ba-137	stable
Eu-152	13	-	Sm-152 (72%) Gd-152 (28%)	stable 1.1E+14
Eu-154	8	-	Gd-154 (~100%)	stable
Eu-155	5	-	Gd-155	stable
Fe-55	3	-	Mn-55	stable
Gd-153	0.7	-	Eu-153	stable
H-3	12	-	He-3	stable
I-129	16000000	-	Xe-129	stable
K-40	1300000000	-	Ca-40 (89%) Ar-40 (11%)	stable

¹ Note: 2.1E+6 = 2.1x10⁶

Principal Radionuclide ^a		Associated Decay Chain ^b	Terminal Nuclide or Radionuclide ^c	
Nuclide	Half-life (yr)		Nuclide	Half-life (yr)
Mn-54	0.9	-	Cr-54	stable
Na-22	3	-	Ne-22	stable
Nb-94	20000	-	Mo-94	stable
Ni-59	75000	-	Co-59	stable
Ni-63	100	-	Cu-53	stable
Np-237+D	2100000	Pa-233 (27 d)	U-233	160000
Pa-231	33000	-	Ac-227	22
Pb-210+D	22	Bi-210 (5 d) Po-210 (138 d)	Pb-206	stable
Pm-147	3	-	Sm-147	1.10000e+11
Pu-238	88	-	U-234	240000
Pu-239	24000	-	U-235	700000000
Pu-240	6500	-	U-236	2300000
Pu-241	14	-	Am-241	432 y
Pu-242	380000	-	U-238	4500000000
Pu-244+D	93000000	U-240 ~100%, 14) Np-240	Pu-240	6500
Ra-226+D	1600	Rn-222 (4 d) Po-218 (3 min) Pb-214 (~100%, 27 min) Bi-214 (20 min) Po-214 (~100%, 1 min)	Pb-210	22
Ra-228+D	8	Ac-228 (6 h)	Th-228	2
Ru-106+D	1	Rh-106 (30 s)	Pd-106	stable
Sb-125+D	3	Te-125m (23%, 58 d)	Te-125	stable
Sm-147	110000000000	-	Nd-143	stable
Sm-151	90	-	Eu-151	stable
Sr-90+D	29	Y-90 (64 h)	Zr-90	stable
Tc-99	210000	-	Ru-99	stable
Th-228+D	2	Ra-224 (4 d) Rn-220 (56 s) Po-216 (0.2 s) Pb-212 (11h) Bi-212 (61 min) [Po-212 (64%, 0.3 µs) Tl-208 (36%, 3 min)]	Pb-208	stable
Th-229+D	7300	Ra-225 (15 d) Ac-225 (10 d) Fr-221 (5 min) At-217 (32 ms) Bi-213 (46 min) [Po-213 (98%, 4 µs) Tl-209 (2%, 2 min)] Pd-209 (3 h)	Bi-209	stable
Th-230	77000	-	Ra-226	1600

Principal Radionuclide ^a		Associated Decay Chain ^b	Terminal Nuclide or Radionuclide ^c	
Nuclide	Half-life (yr)		Nuclide	Half-life (yr)
Th-232	14000000000	-	Ra-228	6
Tl-204	4	-	Pb-204 (97%) Hg-204 (3%)	stable stable
U-232	72	-	Th-228	2
U-233	160000	-	Th-229	7300
U-234	240000	-	Th-230	80000
U-235+D	700000000	Th-231 (26 h)	Pa-231	34000
U-236	2300000	-	Th-232	14000000000
U-238+D	4500000000	Th-234 (24 d) [Pa-234m (99.8%, 1 min) Pa-234 (0.2%, 7 h)]	U-234	240000
Zn-65	0.7	-	Cu-65	stable

- ^a Radionuclides with half-lives greater than six months. "+D" designates principal radionuclides with associated decay chains.
^b The chain of decay products of a principal radionuclide extending to (but not including) the next principal radionuclide or a stable nuclide. Half-lives are given in parentheses. Branches are indicated by square brackets with branching ratios in parentheses.
^c The principal radionuclide or stable nuclide that terminates an associated decay chain.
^d A hyphen indicates that there are no associated decay products.
^e The branching decay for Pu-241 and Cm-243 involves multiple principal radionuclides and associated radionuclides.

I coefficienti di partizione suolo-acqua per i radionuclidi

Per i calcoli dei SSLs relativi al rilascio dei radionuclidi nelle falde acquifere (§ 2.5.2, equazione 6) è necessario avvalersi di un coefficiente di partizione K_d per ogni costituente. A differenza dei contaminanti chimici organici, per i radionuclidi tale coefficiente è condizionato da numerosi parametri geochimici e da fenomeni di varia natura come il pH, l'adsorbimento sulla matrice argillosa, la matrice organica, le condizioni ossido-riduttive del suolo, la forma chimica dei radionuclidi e altri costituenti presenti nel suolo. A causa dell'elevato numero dei parametri che influenzano tale coefficiente, della loro variabilità nel suolo e dei differenti metodi sperimentali utilizzati per la loro determinazione, i valori che si ritrovano per tali parametri in letteratura sono molto differenti tra di loro, rendendo di conseguenza molto difficile la derivazione di valori generici del coefficiente di partizione. E' pertanto sempre opportuno procedere ad una misura in situ del K_d e, qualora ciò non sia possibile, è consigliabile l'utilizzo di valori del K_d opportunamente cautelativi.

In tabella B.2a e B.2b vengono identificati i valori di default del K_d per ogni elemento: la tabella B.2a è stata ricavata dal documento dell'EPA "*Understanding Variation In Partition Coefficient*" (EPA Office of Radiation and Indoor Air's, 1999).

Tali valori sono stati ricavati solo per alcune specie di radionuclidi, ipotizzando diversi comportamenti di questi nel suolo e selezionando quindi le condizioni che fornissero i valori maggiormente cautelativi. Invece i valori di K_d indicati in tabella B.2b sono stati dedotti da Sheppard e Thibault (Sheppard, 1990) per quelle specie che non vengono considerate nel documento dell'EPA.

Nel caso in cui è necessario conoscere il valore del coefficiente di partizione per un contaminante non indicato in nessuna delle tabelle anzidette, il responsabile del sito dovrà sviluppare una procedura adeguata per il calcolo di dei valori sito-specifici del K_d .

Element	K_d value	Element	K_d value
Cs	10	Sr	1
H	0	Th	20
Pu	5	U	0.4
Rn	0		

Source: EPA, 1999

Tabella B.2a: Valori di default del coefficiente di partizione per alcune specie di radionuclidi

Element	K _d value	Element	K _d value	Element	K _d value
Ac	NDA	Eu	NDA	Pa	NDA
Ag	2.7	Fe	3.1	Pb	6
Am	8.2	Gd	NDA	Pm	NDA
Bi	NDA	I	0.03	Ra	3
C	0.8	K	NDA	Ru	5
Cd	2.7	Mn	4.9	Sb	NDA
Ce	35	Na	NDA	Sm	NDA
Cl	NDA	Nb	NDA	Tc	0.007
Cm	86	Ni	34	Tl	NDA
Co	0.1	Np	0.1	Zn	0.1

Source: Sheppard, 1990

NDA: No Default K_d Available. A K_d for this element must be developed on a site-specific basis to evaluate the potential for fate and transport of this contaminant from the soil to groundwater.

Tabella B.2b: Valori del coefficiente di partizione secondo Sheppard e Thibault

I fattori di trasferimento suolo-piante

E' stato già visto che per il calcolo dei SSLs relativi al percorso di esposizione per ingestione di prodotti agricoli, ci si avvale di un **fattore di trasferimento suolo-piante** **TF_p** (§ 2.5.1, equazione 5), che rappresenta il valore all'equilibrio del rapporto tra la concentrazione dei radionuclidi principali nelle piante e la medesima concentrazione nel suolo.

Questo valore è anche conosciuto come fattore di assorbimento radicale, può variare considerevolmente in funzione del tipo di pianta o di vegetale, e per un dato radionuclide, in relazione alle stagioni e al tempo trascorso dalla contaminazione.

Anche in questo caso i fattori che influenzano il fenomeno sono molteplici come ad esempio le proprietà chimico-fisiche del suolo, le condizioni ambientali, e la forma chimica del radionuclide nel suolo. Inoltre l'aratura, l'uso di fertilizzanti, l'irrigazione e in generale tutte le pratiche per la gestione di un terreno coltivato possono influenzare considerevolmente l'assorbimento radicale.

In tabella B.3 vengono indicati valori conservativi del fattore TF_p , calcolati considerando una serie di ipotesi cautelative, come ad esempio l'assunzione che il sistema radicale delle piante sia interamente esposto alla contaminazione da radionuclidi (§ 2.5.1).

Elem	TF_p	Elem	TF_p	Elem	TF_p	Elem	TF_p
H	4.8	Cu	0.13	In	0.003	W	0.018
Be	0.004	Zn	0.4	Sn	0.0025	Ir	0.03
C	5.5	Ge	0.4	Sb	0.01	Au	0.1
N	7.5	As	0.08	Te	0.6	Hg	0.38
F	0.02	Se	0.1	I	0.02	Tl	0.2
Na	0.05	Br	0.76	Xe	0	Pb	0.01
Al	0.004	Kr	0	Cs	0.04	Bi	0.1
P	1	Rb	0.13	Ba	0.005	Po	0.001
S	0.6	Sr	0.3	La	0.0025	Rn	0
Cl	20	Y	0.0025	Ce	0.002	Ra	0.04
Ar	0	Zr	0.001	Pr	0.0025	Ac	0.0025
K	0.3	Nb	0.01	Nd	0.0024	Th	0.001
Ca	0.5	Mo	0.13	Pm	0.0025	Pa	0.01
Sc	0.002	Tc	5	Sm	0.0025	U	0.0025
Cr	0	Ru	0.03	Eu	0.0025	Np	0.02
Mn	0.3	Rh	0.13	Gd	0.0025	Pu	0.001
Fe	0.001	Pd	0.1	Tb	0.0026	Am	0.001
Co	0.08	Ag	0.15	Ho	0.0026	Cm	0.001
Ni	0.05	Cd	0.3	Ta	0.02	Cf	0.001

Source: ANL, 1993.

Tabella B.3: Valori di default del fattore di trasferimento suolo-piante

ALLEGATO C

Regolamentazioni e Slope Factors utilizzati per il calcolo dei SSLs per i radionuclidi

C.1 Slope Factors per i radionuclidi

I fattori mostrati in tabella C.1 sono stati ricavati da una guida federale prodotta dall'EPA per esposizioni a bassi livelli di radiazioni *“Health risks from Low-Level Environmental Exposure to Radionuclides”*, *Federal Guidance Report No.13*, Part I-U.S. EPA, 1999. In tabella C.1 vengono mostrati gli Slope Factors per il rischio cancerogeno, per ognuno dei percorsi di esposizione e per i radionuclidi principali. Il suffisso “+D” indicato accanto ad alcune specie di radionuclidi (ad.es. U-238+D, Ra-226+D, Cs-137+D), indica che il rischio cancerogeno stimato include anche il contributo dei prodotti della catena di decadimento, i cosiddetti radionuclidi associati (tabella B.1, allegato B), considerando tali prodotti in equilibrio secolare tra di loro.

Anche se nella maggior parte dei casi è consigliato ricorrere a specifiche misurazioni per stabilire le concentrazioni di ognuno dei radionuclidi principali e dei propri associati, in assenza di dati empirici e qualora non ci siano forti controindicazioni, si possono utilizzare le stesse ipotesi alla base dei dati in tabella C.1.

Una attenzione particolare va dedicata ai casi in cui si ipotizzino lunghi periodi di deposizione oppure interventi umani che abbiano avuto come effetto l'incremento delle attività di alcuni radionuclidi, i cosiddetti TENORM: Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials. Nei casi in cui nella catena di decadimento di un radionuclide capostipite siano presenti altri radionuclidi principali, vanno considerati i rischi associati anche alle sottocatene contigue.

Ad esempio le analisi condotte sul suolo per il Ra-226, possono rilevare la presenza di tutti i prodotti di decadimento della catena radioattiva, in equilibrio secolare, fino all'elemento stabile della catena il Pb-206, in questo caso per le valutazioni relative ai percorsi di esposizione, vanno considerati sia i rischi relativi alla catena principale che porta dal Ra-226+D al Pb-210 (primo radionuclide principale della catena), che i rischi connessi alla sottocatena di decadimento che va dal Pb-210+D fino all'ultimo elemento stabile della catena, il Pb-206 (vedi allegato B, tabella B.1).

Per situazioni di questo tipo è necessario comunque consultare esperti in radiochimica, per l'interpretazione dei dati sito-specifici, e la comprensione del grado di equilibrio nelle catene di decadimento individuate.

Radionuclide	Slope Factor (Morbidity Risk Coefficient)					
	Lifetime Excess Cancer Risk per Unit Exposure					Notes
	Water Ingestion (risk/pCi)	Food Ingestion (risk/pCi)	Soil Ingestion (risk/pCi)	Inhalation (risk/pCi)	External Exposure (risk/yr per PCi/g soil)	
Ac-227+D	4.86E-10	6.53E-10	1.16E-09	2.09E-07	1.47E-06	2
Ag-108m+D	8.14E-12	1.12E-11	1.92E-11	2.67E-11	7.19E-06	2
Ag-110m+D	9.88E-12	1.37E-11	2.37E-11	2.83E-11	1.30E-05	2
Am-241	1.04E-10	1.34E-10	2.17E-10	2.81E-08	2.76E-08	
Am-243+D	1.08E-10	1.42E-10	2.32E-10	2.70E-08	6.36E-07	2
Bi-207	5.66E-12	8.14E-12	1.49E-11	2.10E-11	7.08E-06	
C-14	1.55E-12	2.00E-12	2.79E-12	7.07E-12	7.83E-12	3
Cd-109	5.00E-12	6.70E-12	1.14E-11	2.19E-11	8.73E-09	
Ce-144+D	3.53E-11	5.19E-11	1.02E-10	1.10E-10	2.44E-07	2
Cl-36	3.30E-12	4.44E-12	7.66E-12	2.50E-11	1.74E-09	
Cm-243	9.47E-11	1.23E-10	2.05E-10	2.69E-08	4.19E-07	
Cm-244	8.36E-11	1.08E-10	1.81E-10	2.53E-08	4.85E-11	
Co-57	1.04E-12	1.49E-12	2.78E-12	2.09E-12	3.55E-07	
Co-60	1.57E-11	2.23E-11	4.03E-11	3.58E-11	1.24E-05	
Cs-134	4.22E-11	5.14E-11	5.81E-11	1.65E-11	7.10E-06	
Cs-135	4.74E-12	5.88E-12	7.18E-12	1.86E-12	2.36E-11	
Cs-137+D	3.04E-11	3.74E-11	4.33E-11	1.19E-11	2.55E-06	2
Eu-152	6.07E-12	8.70E-12	1.62E-11	9.10E-11	5.30E-06	
Eu-154	1.03E-11	1.49E-11	2.85E-11	1.15E-10	5.83E-06	
Eu-155	1.90E-12	2.77E-12	5.40E-12	1.48E-11	1.24E-07	
Fe-55	8.62E-13	1.16E-12	2.09E-12	7.99E-13	0	
Gd-153	1.52E-12	2.22E-12	4.26E-12	6.55E-12	1.62E-07	
H-3	5.07E-14	6.51E-14	9.25E-14	5.62E-14	0	4
I-129	1.48E-10	3.22E-10	2.71E-10	6.07E-11	6.10E-09	5
K-40	2.47E-11	3.43E-11	6.18E-11	1.03E-11	7.97E-07	
Mn-54	2.28E-12	3.11E-12	5.14E-12	5.88E-12	3.89E-06	
Na-22	9.62E-12	1.26E-11	1.97E-11	3.89E-12	1.03E-05	
Nb-94	7.77E-12	1.11E-11	2.05E-11	3.77E-11	7.29E-06	
Ni-59	2.74E-13	3.89E-13	7.33E-13	4.66E-13	0	
Ni-63	6.70E-13	9.51E-13	1.79E-12	1.64E-12	0	
Np-237+D	6.74E-11	9.10E-11	1.62E-10	1.77E-08	7.97E-07	2
Pa-231	1.73E-10	2.26E-10	3.74E-10	4.55E-08	1.39E-07	
Pb-210+D	1.27E-09	3.44E-09	2.66E-09	1.39E-08	4.21E-09	2
Pm-147	1.69E-12	2.48E-12	4.88E-12	1.61E-11	3.21E-11	
Pu-238	1.31E-10	1.69E-10	2.72E-10	3.36E-08	7.22E-11	
Pu-239	1.35E-10	1.74E-10	2.76E-10	3.33E-08	2.00E-10	
Pu-240	1.35E-10	1.74E-10	2.77E-10	3.33E-08	6.98E-11	
Pu-241	1.76E-12	2.28E-12	3.29E-12	3.34E-10	4.11E-12	
Pu-242	1.28E-10	1.65E-10	2.63E-10	3.13E-08	6.25E-11	
Pu-244+D	1.44E-10	1.90E-10	3.14E-10	2.93E-08	1.51E-06	2
Ra-226+D	3.86E-10	5.15E-10	7.30E-10	1.16E-08	8.49E-06	2
Ra-228+D	1.04E-09	1.43E-09	2.29E-09	5.23E-09	4.53E-06	2
Ru-106+D	4.22E-11	6.11E-11	1.19E-10	1.02E-10	9.66E-07	2
Sb-125+D	5.13E-12	7.21E-12	1.32E-11	1.93E-11	1.81E-06	2
Sm-147	3.74E-11	4.77E-11	7.59E-11	6.88E-09	0	
Sm-151	5.55E-13	8.07E-13	1.59E-12	4.88E-12	3.60E-13	
Sr-90+D	7.40E-11	9.53E-11	1.44E-10	1.13E-10	1.96E-08	2
Tc-99	2.75E-12	4.00E-12	7.66E-12	1.41E-11	8.14E-11	
Th-228+D	3.00E-10	4.22E-10	8.09E-10	1.43E-07	7.76E-06	2
Th-229+D	5.28E-10	7.16E-10	1.29E-09	2.25E-07	1.17E-06	2
Th-230	9.10E-11	1.19E-10	2.02E-10	2.85E-08	8.19E-10	
Th-232	1.01E-10	1.33E-10	2.31E-10	4.33E-08	3.42E-10	
Tl-204	5.85E-12	8.25E-12	1.54E-11	2.45E-12	2.76E-09	
U-232	2.92E-10	3.85E-10	5.74E-10	1.95E-08	5.98E-10	
U-233	7.18E-11	9.69E-11	1.60E-10	1.16E-08	9.82E-10	
U-234	7.07E-11	9.55E-11	1.58E-10	1.14E-08	2.52E-10	
U-235+D	7.18E-11	9.76E-11	1.63E-11	1.01E-08	5.43E-07	2
U-236	6.70E-11	9.03E-11	1.49E-10	1.05E-08	1.25E-10	
U-238+D	8.71E-11	1.21E-10	2.10E-10	9.35E-09	1.14E-07	2

Tabella C.1: Fattori specifici di incremento del rischio per i radionuclidi

Note:

1. Nel sistema internazionale (SI) l'unità di misura della concentrazione di attività di un radionuclide è il Becquerels (1Bq = 1 trasformazione nucleare al secondo). Nella presente guida si impiega l'unità di misura del Curie (Ci) corrispondente a $3,7 \times 10^{10}$ trasformazioni nucleari al secondo (1Ci = $3,7 \times 10^{10}$ Bq). Gli Slope Factor di tabella D.1 possono essere convertiti in unità Bq, moltiplicando ognuno dei fattori relativi ai percorsi di esposizione per 27,03.
2. Gli Slope Factors indicati per ogni radionuclide corrispondono al rischio di esposizione esclusivamente a quel radionuclide, mentre per gli elementi seguiti dal suffisso "+D" il rischio indicato tiene in considerazione anche i radionuclidi associati (vedi allegato C, tabella C.1).
3. Il fattore di rischio per inalazione indica il caso di inalazione di C-14 in forma di particolato, valori alternativi di rischio per inalazione di C-14 come gas sono $3,36 \times 10^{-15}$ risk/pCi per il monossido di carbonio, e $1,99 \times 10^{-14}$ risk/pCi per il diossido di carbonio.
4. Il fattore di rischio per inalazione di H-3 (trizio) rappresenta il rischio per inalazione tramite vapori d'acqua triziati, che è considerata la forma più probabile presente nell'ambiente. Valori alternativi per inalazione di H-3 includono $1,99 \times 10^{-13}$ risk/pCi per il particolato, $5,62 \times 10^{-18}$ risk/pCi per il gas di idrogeno e $1,28 \times 10^{-13}$ risk/pCi per forme organiche. Allo stesso modo i valori indicati per l'ingestione si riferiscono all'ingestione di acqua triziata, considerata anche questa la forma più comunemente presente nell'ambiente. Valori alternativi per ingestione di composti organici di H-3 nell'acqua, negli alimenti, e nel suolo sono rispettivamente: $1,12 \times 10^{-13}$ risk/pCi, $1,44 \times 10^{-13}$ risk/pCi, e $2,02 \times 10^{-13}$ risk/pCi.
5. Il fattore di rischio per l'ingestione di I-129 è relativo all'ingestione di latte, per prodotti non derivati dal latte è ammesso un valore più basso di $1,93 \times 10^{-10}$ risk/pCi. Il fattore di rischio per inalazione dello I-129 è riferito all'inalazione di particolato, tuttavia esistono valori alternativi di $1,24 \times 10^{-10}$ per inalazione di ioduro di metile, e $1,60 \times 10^{-10}$ per inalazione di altri composti in forma di vapore.

C.2 I limiti di concentrazione per i radionuclidi nelle acque potabili

Nelle regolamentazioni statunitensi i MCLs (maximum concentration levels) per i radionuclidi nelle acque potabili sono fissati in 4 mrem/anno come somma delle dosi dovute a particelle beta e sorgenti di fotoni, a 15 pCi/L di concentrazione di attività per le particelle alfa pesanti (incluso il Ra-226, escluso l'uranio e il radon), e 5 pCi/L per la combinazione di Ra-226 e Ra-228. I valori limite indicati per le sorgenti di particelle beta si intendono riferiti ad una dose annuale equivalente di 4 mrem per l'intero organismo o per un singolo organo, inoltre è specificato che i calcoli si basano su un consumo umano di 2 litri di acqua al giorno. Queste elaborazioni sono state fatte per molte sorgenti di particelle beta e pubblicate in un documento dell'EPA: *"EPA Office of Water Supply's National Interim Primary Drinking Water Regulations, Report EPA-570/9-76-003"* (U.S., EPA, 1976). I valori di MCLs sono indicati in tabella C.2, per i radionuclidi non inseriti nel documento dell'EPA sopra citato, i valori di MCLs sono stati calcolati, per gli scopi della presente guida, utilizzando le metodologie già note e anch'essi inclusi in tabella C.2.

Radionuclide	Current MCL ^{a, b} (pCi/L)	Proposed MCL (pCi/L)	Risk Base Limit (RBL) ^e (pCi/L)	Mass Equiv to MCL, Proposed MCL, or RBL (mg/L)
Ac-227			0.24	3.3E-12
Ag-108m			5.8	2.2E-10
Ag-110m	90			1.9E-11
Am-241	15			4.4E-09
Am-243	15			7.5E-08
Bi-207	200			4.4E-09
C-14	2,000			4.5E-07
Cd-109	600			2.3E-10
Ce-144	30			9.1E-12
Cl-36	700			2.1E-05
Cm-243	15			2.9E-10
Cm-244	15			1.9E-10
Cm-248	15			3.5E-06
Co-57	1,000			1.2E-10
Co-60	100			8.9E-11
Cs-134	80			6.2E-11
Cs-135	900			7.8E-04
Cs-137	200			2.3E-09
Eu-152	200			1.1E-09
Eu-154	60			2.3E-10
Eu-155	600			1.3E-09
Fe-55	2,000			8.3E-10
Gd-153	600			1.7E-10
H-3	20,000			2.1E-09
I-129	1			5.7E-06
K-40			1.9	2.7E-4
Mn-54	300			3.9E-11
Na-22	400			6.4E-11
Nb-94			6.1	3.3E-8
Ni-59	300			3.7E-06
Ni-63	50			8.5E-10
Np-237	15			2.1E-05
Pa-231	15			3.2E-07
Pb-210			0.054	7.1E-13
Pm-147	587			6.3E-10
Pu-238	15			8.8E-10

Tabella C.2: Limiti di concentrazione nelle acque potabili per i radionuclidi

Radionuclide	Current MCL ^{a, b} (pCi/L)	Proposed MCL (pCi/L)	Risk Base Limit (RBL) ^e (pCi/L)	Mass Equiv to MCL, Proposed MCL, or RBL (mg/L)
Pu-239	15			2.4E-07
Pu-240	15			6.6E-08
Pu-241			27	2.6E-10
Pu-242	15			3.8E-06
Pu-244	15			8.5E-04
Ra-226	5 ^c			5.1E-09
Ra-228	5 ^c			1.8E-11
Ru-106	30			9.0E-12
Sb-125	300			2.9E-10
Sm-147	15			6.5E-01
Sm-151	1,000			3.8E-08
Sr-90	8			5.9E-11
Tc-99	900			5.3E-05
Th-228	15			1.8E-11
Th-229	15			7.1E-08
Th-230	15			7.4E-07
Th-232	15			1.4E-01
Tl-204	300			6.5E-10
U-232		20 ^d		9.4E-10
U-232		(20 µg/l) ^d		2.0E-02
U-233		20 ^d		2.1E-06
U-233		(20 µg/l) ^d		2.0E-02
U-234		20 ^d		3.2E-06
U-234		(20 µg/l) ^d		2.0E-02
U-235		20 ^d		9.3E-03
U-235		(20 µg/l) ^d		2.0E-02
U-236		20 ^d		3.1E-04
U-236		(20 µg/l) ^d		2.0E-02
U-238		20 ^d		6.0E-02
U-238		(20 µg/l) ^d		2.0E-02
Zn-65	300			3.6E-11

Tabella C.2: Limiti di concentrazione nelle acque potabili per i radionuclidi

Note

- a: Il valore esistente di MCL è 4mrem/yr per l'intero organismo o per un singolo organo, per la combinazione di particelle beta e fotoni.
- b: Il valore esistente di MCL è 15 pCi/L, livello di concentrazione che tiene in conto tutte le sorgenti di particelle alfa, escluso Radon e Uranio.
- c: Il valore esistente è 5 pCi/L come combinazione di Ra-226 e Ra-228.
- d: EPA ha proposto per l'Uranio dei valori standard di MCL di 20 µg/L e 20 pCi/L.
- e: RBL (Risk Based Limits) è stato calcolato per una durata dell'esposizione di 30 anni e per un rischio di 10^{-6} , utilizzando le equazioni presenti in *"Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS): Volume i: Human Health Evaluation Manual"*.

APPENDICE A

I valori generici dei SSLs

Le tabelle A.1 e A.3 forniscono i valori generici dei SSLs per 60 radionuclidi rispettivamente in pCi/g e in mg/kg di suolo, calcolati utilizzando le equazioni standard descritte nel Capitolo 1, e avvalendosi di parametri di default generalmente cautelativi nella maggior parte delle situazioni. I valori dei SSLs presentati nelle tabelle A.2 e A.4 invece, sono stati dedotti utilizzando la versione “elettronica” delle equazioni e prendendo in considerazione il processo di decadimento radioattivo dei radionuclidi. Infine in tabella A.5 vengono descritti i valori di default, cautelativi per la maggior parte delle situazioni riscontrate nei siti nazionali e utilizzati per il calcolo dei valori generici dei SSLs.

Tuttavia non è sempre detto che i valori dei SSLs generici siano realmente cautelativi per ogni tipo di situazione riscontrabile nella realtà, per cui prima di applicarli ad un sito, è necessario confrontare le assunzioni alla base della procedura per il calcolo dei valori dei SSLs generici, con le reali condizioni del sito in esame. Nel caso in cui l'analisi della situazione del sito, rivelasse dei percorsi di esposizione non contemplati nella presente guida, è evidente che i valori generici dei SSLs sarebbero inadatti allo scopo e bisognerebbe procedere ad una caratterizzazione del sito più dettagliata in grado di considerare anche i percorsi aggiuntivi.

I valori generici dei SSLs nelle tabelle seguenti, vengono mostrati separatamente per ogni percorso di esposizione che interessi il terreno superficiale, o il sottosuolo. Nelle

due ultime colonne di ogni tabella sono calcolati i valori dei SSLs utilizzando due differenti valori del DAF (Dilution-Attenuation Factor), che rappresenta un termine moltiplicativo che tiene in conto sia la diluizione fisica del contaminante nell'acquifero sia i diversi fenomeni cui può andare incontro nella sua migrazione dal suolo alla falda acquifera (adsorbimento, trasformazioni chimiche, idrolisi, degradazione biologica, etc.).

L'assunzione di un valore del DAF pari a 20 consente di tenere in considerazione sia i fenomeni di diluizione fisica, che i processi di attenuazione naturale del contaminante dal punto sorgente al bersaglio. Nell'ultima colonna sono indicati i valori dei SSLs calcolati per un valore del DAF differente (ad esempio $DAF=1$), da utilizzare quando si sospetti l'assenza di qualsiasi fenomeno di diluizione o attenuazione naturale del contaminante.

Radionuclide	Ingestion of Homegrown Produce	Direct Ingestion of Soil	Inhalation of Fugitive Dusts	External Radiation Exposure.	Migration to Ground Water	
					20 DAF	1 DAF
Ac-227+D	8.62E-01	6.84E-01	8.69E+01	7.59E-02	— ^b	— ^b
Ag-108m	8.38E-01	4.13E+01	6.80E+05	1.55E-02	3.36E-01 ^c	1.68E-02 ^c
Ag-110m	6.85E-01	3.35E+01	6.42E+05	8.58E-03	5.22E+00	2.61E-01
Am-241	1.05E+01	3.66E+00	6.46E+02	4.04E+00	2.52E+00	1.26E-01
Am-243+D	9.92E+00	3.42E+00	6.73E+02	1.75E-01	2.52E+00	1.26E-01
Bi-207	1.73E+00	5.33E+01	8.65E+05	1.58E-02	— ^b	— ^b
C-14	1.28E-01	2.84E+02	2.57E+06	1.43E+04	4.00E+01	2.00E+00
Cd-109	7.00E-01	6.96E+01	8.29E+05	1.28E+01	3.48E+01	1.74E+00
Ce-144+D	1.36E+01	7.78E+00	1.65E+05	4.57E-01	2.11E+01	1.06E+00
Cl-36	1.59E-02	1.04E+02	7.26E+05	6.41E+01	— ^b	— ^b
Cm-243	1.14E+01	3.87E+00	6.75E+02	2.66E-01	2.59E+01	1.29E+00
Cm-244	1.30E+01	4.39E+00	7.18E+02	2.30E+03	2.59E+01	1.29E+00
Co-57	1.18E+01	2.86E+02	8.69E+06	3.14E-01	6.00E+00	3.00E-01
Co-60	7.89E-01	1.97E+01	5.07E+05	9.00E-03	6.00E-01	3.00E-02
Cs-134	6.85E-01	1.37E+01	1.10E+06	1.57E-02	1.63E+01	8.16E-01
Cs-135	5.99E+00	1.11E+02	9.76E+06	4.73E+03	1.84E+02	9.18E+00
Cs-137+D	9.41E-01	1.83E+01	1.53E+06	4.38E-02	4.08E+01	2.04E+00
Eu-152	6.47E+01	4.90E+01	2.00E+05	2.11E-02	— ^b	— ^b
Eu-154	3.78E+01	2.78E+01	1.58E+05	1.91E-02	— ^b	— ^b
Eu-155	2.03E+02	1.47E+02	1.23E+06	9.00E-01	— ^b	— ^b
Fe-55	1.21E+03	3.80E+02	2.27E+07	— ^a	1.32E+02	6.60E+00
Gd-153	2.54E+02	1.86E+02	2.77E+06	6.89E-01	— ^b	— ^b
H-3	4.51E+00	8.58E+03	3.23E+08	— ^a	8.00E+01	4.00E+00
I-129	2.19E-01	2.93E+00	2.99E+05	1.83E+01	4.60E-03	2.30E-04
K-40	1.37E-01	1.28E+01	1.76E+06	1.40E-01	— ^b	— ^b
Mn-54	1.51E+00	1.54E+02	3.09E+06	2.87E-02	3.06E+01	1.53E+00
Na-22	2.23E+00	4.03E+01	4.67E+06	1.08E-02	— ^b	— ^b
Nb-94	1.27E+01	3.87E+01	4.82E+05	1.53E-02	— ^b	— ^b
Ni-59	7.24E+01	1.08E+03	3.90E+07	— ^a	2.05E+02	1.03E+01
Ni-63	2.96E+01	4.43E+02	1.11E+07	— ^a	3.42E+01	1.71E+00
Np-237+D	7.74E-01	4.90E+00	1.03E+03	1.40E-01	9.00E-02	4.50E-03
Pa-231	6.23E-01	2.12E+00	3.99E+02	8.03E-01	— ^b	— ^b
Pb-210+D	4.09E-02	2.98E-01	1.31E+03	2.65E+01	6.70E-03	3.35E-04
Pm-147	2.27E+02	1.63E+02	1.13E+06	3.48E+03	— ^b	— ^b
Pu-238	8.33E+00	2.92E+00	5.40E+02	1.55E+03	1.56E+00	7.80E-02
Pu-239	8.09E+00	2.88E+00	5.45E+02	5.58E+02	1.56E+00	7.80E-02
Pu-240	8.09E+00	2.87E+00	5.45E+02	1.60E+03	1.56E+00	7.80E-02
Pu-241	6.18E+02	2.41E+02	5.44E+04	2.72E+04	2.81E+00 ^c	1.40E-01 ^c
Pu-242	8.53E+00	3.02E+00	5.80E+02	1.79E+03	1.56E+00	7.80E-02
Pu-244+D	7.41E+00	2.53E+00	6.20E+02	7.39E-02	1.56E+00	7.80E-02
Ra-226+D	6.83E-02	1.09E+00	1.57E+03	1.31E-02	3.20E-01	1.60E-02
Ra-228+D	2.46E-02	3.47E-01	3.47E+03	2.46E-02	3.20E-01	1.60E-02
Ru-106+D	7.68E-01	6.67E+00	1.78E+05	1.16E-01	3.12E+00	1.56E-01
Sb-125+D	1.95E+01	6.01E+01	9.41E+05	6.17E-02	— ^b	— ^b
Sm-147	1.18E+01	1.05E+01	2.64E+03	— ^a	— ^b	— ^b
Sm-151	6.98E+02	4.99E+02	3.72E+06	3.10E+05	— ^b	— ^b
Sr-90+D	4.92E-02	5.51E+00	1.61E+05	5.69E+00	1.92E-01	9.60E-03

Tabella A.1: Valori generici dei SSLs per i radionuclidi (pCi/gr)

Radionuclide	Ingestion of Homegrown Produce	Direct Ingestion of Soil	Inhalation of Fugitive Dusts	External Radiation Exposure.	Migration to Ground Water	
					20 DAF	1 DAF
Tc-99	7.04E-02	1.04E+02	1.29E+06	1.37E+03	3.73E+00	1.86E-01
Th-228+D	3.34E+00	9.81E-01	1.27E+02	1.44E-02	6.06E+00	3.03E-01
Th-229+D	1.97E+00	6.15E-01	8.07E+01	9.54E-02	6.06E+00	3.03E-01
Th-230	1.18E+01	3.93E+00	6.37E+02	1.36E+02	6.06E+00	3.03E-01
Th-232	1.06E+01	3.44E+00	4.19E+02	3.26E+02	6.06E+00	3.03E-01
Tl-204	8.53E-01	5.15E+01	7.41E+06	4.04E+01	— ^b	— ^b
U-232	1.46E+00	1.38E+00	9.31E+02	1.87E+02	2.40E-01 ^d	1.20E-02 ^d
U-233	5.81E+00	4.96E+00	1.57E+03	1.14E+02	2.40E-01 ^d	1.20E-02 ^d
U-234	5.90E+00	5.02E+00	1.59E+03	4.43E+02	2.40E-01 ^d	1.20E-02 ^d
U-235+D	5.77E+00	4.87E+01	1.80E+03	2.06E-01	2.40E-01 ^d	1.20E-02 ^d
U-236	6.24E+00	5.33E+00	1.73E+03	8.93E+02	2.40E-01 ^d	1.20E-02 ^d
U-238+D	4.65E+00	3.78E+00	1.94E+03	9.79E-01	2.40E-01 ^d	1.20E-02 ^d
Zn-65	2.29E-01	3.24E+01	3.13E+06	3.97E-02	1.80E+00	9.00E-02

Tabella A.1: Valori generici dei SSLs per i radionuclidi (pCi/gr)

Note:

- a – Le proprietà di questo radionuclide rendono tale percorso di scarso interesse
- b – SSL non possono essere calcolati se non viene specificato il valore di K_d
- c – Il SSL calcolato per questo radionuclide è basato su una procedura risk-based
- d – Il valore di SSL è basato su una attività MCL di 20 pCi/l per l'uranio

Radionuclide	Ingestion of Homegrown Produce	Direct Ingestion of Soil	Inhalation of Fugitive Dusts	External Radiation Exposure	Migration to Ground Water	
					20 DAF	1 DAF
Ac-227+D	1.34E+00	1.06E+00	1.35E+02	1.18E-01	— ^b	— ^b
Ag-108m	9.09E-01	4.48E+01	7.37E+05	1.68E-02	4.0E-01 ^c	2.0E-02 ^c
Ag-110m	2.08E+01	1.02E+03	1.95E+07	2.61E-01	1.6E+02	7.9E+00
Am-241	1.08E+01	3.75E+00	6.62E+02	4.14E+00	2.6E+00	1.3E-01
Am-243+D	9.93E+00	3.43E+00	6.74E+02	1.76E-01	2.5E+00	1.3E-01
Bi-207	2.25E+00	6.92E+01	1.12E+06	2.05E-02	— ^b	— ^b
C-14	1.28E-01	2.85E+02	2.57E+06	1.43E+04	4.0E+01	2.0E+00
Cd-109	1.15E+01	1.14E+03	1.36E+07	2.09E+02	5.7E+02	2.8E+01
Ce-144+D	3.62E+02	2.08E+02	4.41E+06	1.22E+01	5.6E+02	2.8E+01
Cl-36	1.59E-02	1.04E+02	7.26E+05	6.41E+01	— ^b	— ^b
Cm-243	1.61E+01	5.45E+00	9.51E+02	3.75E-01	3.6E+01	1.8E+00
Cm-244	2.19E+01	7.38E+00	1.21E+03	3.87E+03	4.3E+01	2.2E+00
Co-57	3.31E+02	7.99E+03	2.43E+08	8.80E+00	1.7E+01	8.4E+00
Co-60	3.17E+00	7.92E+01	2.04E+06	3.62E-02	2.4E+00	1.2E-01
Cs-134	6.91E+00	1.38E+02	1.11E+07	1.59E-01	1.6E+02	8.2E+00
Cs-135	5.99E+00	1.11E+02	9.76E+06	4.73E+03	1.8E+02	9.2E+00
Cs-137+D	1.30E+00	2.54E+01	2.12E+06	6.07E-02	5.7E+01	2.8E+00
Eu-152	1.28E+02	9.69E+01	3.95E+05	4.16E-02	— ^b	— ^b
Eu-154	9.86E+01	7.26E+01	4.12E+05	4.99E-02	— ^b	— ^b
Eu-155	8.65E+02	6.26E+02	5.22E+06	3.83E+00	— ^b	— ^b
Fe-55	9.35E+03	2.93E+03	1.75E+08	— ^a	1.0E+03	5.1E+01
Gd-153	7.96E+03	5.84E+03	8.69E+07	2.16E+01	— ^b	— ^b
H-3	9.29E+00	1.77E+04	6.66E+08	— ^a	1.6E+02	8.2E+00
I-129	2.19E-01	2.93E+00	2.99E+05	1.83E+01	4.6E-03	2.3E-04
K-40	1.37E-01	1.28E+01	1.76E+06	1.40E-01	— ^b	— ^b
Mn-54	3.67E+01	3.76E+03	7.51E+07	6.98E-01	7.4E+02	3.7E+01
Na-22	1.79E+01	3.22E+02	3.73E+07	8.67E-02	— ^b	— ^b
Nb-94	1.27E+01	3.87E+01	4.82E+05	1.53E-02	— ^b	— ^b
Ni-59	7.24E+01	1.08E+03	3.90E+07	— ^a	2.1E+02	1.0E+01
Ni-63	3.29E+01	4.93E+02	1.23E+07	— ^a	3.8E+01	1.9E+00
Np-237+D	7.74E-01	4.90E+00	1.03E+03	1.40E-01	9.0E-02	4.5E-03
Pa-231	6.23E-01	2.12E+00	3.99E+02	8.03E-01	— ^b	— ^b
Pb-210+D	6.29E-02	4.59E-01	2.01E+03	4.08E+01	1.1E-02	5.5E-04
Pm-147	1.80E+03	1.29E+03	8.95E+06	2.76E+04	— ^b	— ^b
Pu-238	9.36E+00	3.28E+00	6.07E+02	1.74E+03	1.8E+00	8.8E-02
Pu-239	8.10E+00	2.88E+00	5.46E+02	5.58E+02	1.6E+00	7.8E-02
Pu-240	8.10E+00	2.87E+00	5.46E+02	1.60E+03	1.6E+00	7.8E-02
Pu-241	1.17E+03	4.56E+02	1.03E+05	5.13E+04	1.0E+01 ^c	5.0E-01 ^c
Pu-242	8.53E+00	3.02E+00	5.80E+02	1.79E+03	1.6E+00	7.8E-02
Pu-244+D	7.41E+00	2.53E+00	6.20E+02	7.39E-02	1.6E+00	7.8E-02
Ra-226+D	6.88E-02	1.09E+00	1.58E+03	1.32E-02	3.2E-01	1.6E-02
Ra-228+D	9.15E-02	1.29E+00	1.29E+04	9.15E-02	1.2E+00	5.9E-02
Ru-106+D	1.60E+01	1.39E+02	3.70E+06	2.40E+00	6.4E+01	3.2E+00
Sb-125+D	1.47E+02	4.52E+02	7.07E+06	4.63E-01	— ^b	— ^b
Sm-147	1.18E+01	1.05E+01	2.64E+03	— ^a	— ^b	— ^b
Sm-151	7.82E+02	5.59E+02	4.17E+06	3.47E+05	— ^b	— ^b
Sr-90+D	6.89E-02	7.71E+00	2.25E+05	7.97E+00	2.7E-01	1.3E-02
Tc-99	7.04E-02	1.04E+02	1.29E+06	1.37E+03	3.7E+00	1.9E-01
Th-228+D	3.63E+01	1.07E+01	1.38E+03	1.57E-01	6.6E+01	3.3E+00

Tabella A.2: Valori dei SSLs per i radionuclidi considerando il decadimento radioattivo (pCi/gr)

Radionuclide	Ingestion of Homegrown Produce	Direct Ingestion of Soil	Inhalation of Fugitive Dusts	External Radiation Exposure	Migration to Ground Water	
					20 DAF	1 DAF
Th-229+D	1.97E+00	6.16E-01	8.08E+01	9.55E-02	6.1E+00	3.0E-01
Th-230	1.18E+01	3.93E+00	6.37E+02	1.36E+02	6.1E+00	3.0E-01
Th-232	1.06E+01	3.44E+00	4.19E+02	3.26E+02	6.1E+00	3.0E-01
Tl-204	4.71E+00	2.85E+02	4.09E+07	2.23E+02	— ^b	— ^b
U-232	1.68E+00	1.59E+00	1.07E+03	2.15E+02	2.8E-01 ^d	1.4E-02 ^d
U-233	5.81E+00	4.96E+00	1.57E+03	1.14E+02	2.4E-01 ^d	1.2E-02 ^d
U-234	5.90E+00	5.02E+00	1.59E+03	4.43E+02	2.4E-01 ^d	1.2E-02 ^d
U-235+D	5.77E+00	4.87E+01	1.80E+03	2.06E-01	2.4E-01 ^d	1.2E-02 ^d
U-236	6.24E+00	5.33E+00	1.73E+03	8.93E+02	2.4E-01 ^d	1.2E-02 ^d
U-238+D	4.65E+00	3.78E+00	1.94E+03	9.79E-01	2.4E-01 ^d	1.2E-02 ^d
Zn-65	7.11E+00	1.01E+03	9.72E+07	1.24E+00	5.6E+01	2.8E+00

Tabella A.2: Valori dei SSLs per i radionuclidi considerando il decadimento radioattivo (pCi/gr)

Note:

- a – Le proprietà di questo radionuclide rendono tale percorso di scarso interesse
- b – SSL non possono essere calcolati se non viene specificato il valore di K_d
- c – Il SSL calcolato per questo radionuclide è basato su una procedura risk-based
- d – Il valore di SSL è basato su una attività MCL di 20 pCi/l per l'uranio

Radionuclide	Ingestion of Homegrown Produce	Direct Ingestion of Soil	Inhalation of Fugitive Dusts	External Radiation Exposure.	Migration to Ground Water	
					20 DAF	1 DAF
Ac-227+D *	1.20E-08	9.48E-09	1.20E-06	1.05E-09	— ^b	— ^b
Ag-108m *	3.22E-08	1.59E-06	2.61E-02	5.96E-10	1.28E-08 ^c	6.38E-10 ^c
Ag-110m *	1.45E-10	7.07E-09	1.35E-04	1.81E-12	1.10E-09	5.51E-11
Am-241	3.06E-06	1.07E-06	1.88E-04	1.18E-06	7.39E-07	3.70E-08
Am-243+D *	4.98E-05	1.72E-05	3.38E-03	8.81E-07	1.26E-05	6.30E-07
Bi-207	3.81E-08	1.17E-06	1.90E-02	3.47E-10	— ^b	— ^b
C-14	2.86E-08	6.36E-05	5.74E-01	3.18E-03	9.00E-06	4.50E-07
Cd-109	2.72E-10	2.70E-08	3.22E-04	4.96E-09	1.33E-08	6.67E-10
Ce-144+D *	4.26E-09	2.44E-09	5.18E-05	1.43E-10	6.41E-09	3.20E-10
Cl-36	4.81E-07	3.14E-03	2.20E+01	1.95E-03	— ^b	— ^b
Cm-243	2.22E-07	7.51E-08	1.31E-05	5.16E-09	5.00E-07	2.50E-08
Cm-244	1.61E-07	5.42E-08	8.88E-06	2.85E-05	3.28E-07	1.64E-08
Co-57	1.40E-09	3.38E-08	1.03E-03	3.73E-11	7.20E-10	3.60E-11
Co-60	6.99E-10	1.74E-08	4.49E-04	7.97E-12	5.34E-10	2.67E-11
Cs-134	5.29E-10	1.06E-08	8.51E-04	1.21E-11	1.26E+14	6.32E+12
Cs-135	5.20E-03	9.61E-02	8.49E+03	4.11E+00	1.59E-01	7.96E-03
Cs-137+D *	1.08E-08	2.11E-07	1.76E-02	5.04E-10	4.69E-07	2.35E-08
Eu-152	3.66E-07	2.77E-07	1.13E-03	1.19E-10	— ^b	— ^b
Eu-154	1.43E-07	1.06E-07	5.99E-04	7.26E-11	— ^b	— ^b
Eu-155	4.38E-07	3.16E-07	2.64E-03	1.94E-09	— ^b	— ^b
Fe-55	5.05E-07	1.58E-07	9.45E-03	— ^a	5.48E+12	2.74E+11
Gd-153	7.21E-08	5.29E-08	7.87E-04	1.96E-10	— ^b	— ^b
H-3	4.69E-10	8.94E-07	3.37E-02	— ^a	8.40E-09	4.20E-10
I-129	1.24E-03	1.66E-02	1.70E+03	1.04E-01	2.28E-05	1.31E-06
K-40	1.96E-02	1.84E+00	2.53E+05	2.01E-02	— ^b	— ^b
Mn-54	1.95E-10	2.00E-08	3.99E-04	3.71E-12	3.98E-09	1.99E-10
Na-22	3.58E-10	6.45E-09	7.48E-04	1.74E-12	— ^b	— ^b
Nb-94	6.78E-05	2.07E-04	2.57E+00	8.18E-08	— ^b	— ^b
Ni-59	8.97E-04	1.34E-02	4.83E+02	— ^a	2.53E-03	1.27E-04
Ni-63	5.01E-07	7.51E-06	1.88E-01	— ^a	5.81E-07	2.91E-08
Np-237+D *	1.10E-03	6.96E-03	1.46E+00	1.99E-04	1.26E-04	6.30E-06
Pa-231	1.32E-05	4.50E-05	8.47E-03	1.70E-05	— ^b	— ^b
Pb-210+D *	5.37E-10	3.91E-09	1.71E-05	3.48E-07	8.80E-11	4.40E-12
Pm-147	2.45E-07	1.75E-07	1.22E-03	3.75E-06	— ^b	— ^b
Pu-238	4.87E-07	1.71E-07	3.16E-05	9.03E-05	9.15E-08	4.58E-09
Pu-239	1.31E-04	4.64E-05	8.80E-03	9.00E-03	2.50E-05	1.25E-06
Pu-240	3.56E-05	1.26E-05	2.40E-03	7.03E-03	6.86E-06	3.43E-07
Pu-241	6.00E-06	2.34E-06	5.28E-04	2.64E-04	2.70E-08 ^c	1.35E-09 ^c
Pu-242	2.17E-03	7.69E-04	1.48E-01	4.55E-01	3.95E-04	1.98E-05
Pu-244+D*	4.18E-01	1.43E-01	3.50E+01	4.17E-03	8.84E-02	4.42E-03
Ra-226+D*	6.92E-08	1.10E-06	1.59E-03	1.33E-08	3.26E-07	1.63E-08

Tabella A.3: Valori generici dei SSLs per i radionuclidi (mg/kg)

Radionuclide	Ingestion of Homegrown Produce	Direct Ingestion of Soil	Inhalation of Fugitive Dusts	External Radiation Exposure.	Migration to Ground Water	
					20 DAF	1 DAF
Ra-228+D*	9.04E-11	1.27E-09	1.27E-05	9.04E-11	1.15E-09	5.76E-11
Ru-106+D*	2.28E-10	1.98E-09	5.28E-05	3.43E-11	9.36E-10	4.68E-11
Sb-125+D*	1.89E-08	5.83E-08	9.12E-04	5.98E-11	— ^b	— ^b
Sm-147	5.15E+02	4.56E+02	1.15E+05	— ^a	— ^b	— ^b
Sm-151	2.66E-05	1.90E-05	1.42E-01	1.18E-02	— ^b	— ^b
Sr-90+D*	3.61E-10	4.04E-08	1.18E-03	4.18E-08	1.42E-09	7.08E-11
Tc-99	4.16E-06	6.12E-03	7.60E+01	8.09E-02	2.19E-04	1.10E-05
Th-228+D*	4.07E-09	1.20E-09	1.55E-07	1.75E-11	7.27E-09	3.64E-10
Th-229+D*	9.26E-06	2.90E-06	3.80E-04	4.49E-07	2.87E-05	1.43E-06
Th-230	5.87E-04	1.95E-04	3.16E-02	6.76E-03	2.99E-04	1.49E-05
Th-232	9.70E+01	3.15E+01	3.84E+03	2.99E+03	5.66E+01	2.83E+00
Ti-204	1.84E-09	1.11E-07	1.60E-02	8.73E-08	— ^b	— ^b
U-232	6.84E-08	6.47E-08	4.36E-05	8.73E-06	1.13E-08 ^d	5.64E-10 ^d
U-233	6.03E-04	5.15E-04	1.62E-01	1.18E-02	2.52E-05 ^d	1.26E-06 ^d
U-234	9.47E-04	8.06E-04	2.56E-01	7.11E-02	3.84E-05 ^d	1.92E-06 ^d
U-235+D*	2.67E+00	2.26E+01	8.33E+02	9.52E-02	1.12E-01 ^d	5.58E-03 ^d
U-236	9.64E-02	8.24E-02	2.67E+01	1.38E+01	3.72E-03 ^d	1.86E-04 ^d
U-238+D*	1.39E+01	1.13E+01	5.79E+03	2.92E+00	7.20E-01 ^d	3.60E-02 ^d
uranium					2.40E-01 ^e	1.20E-02 ^e
Zn-65	2.78E-11	3.94E-09	3.80E-04	4.83E-12	2.16E-10	1.08E-11

Tabella A.3: Valori generici dei SSLs per i radionuclidi (mg/kg)

Note:

- a – Le proprietà di questo radionuclide rendono tale percorso di scarso interesse
- b – SSL non possono essere calcolati se non viene specificato il valore di K_d
- c – Il SSL calcolato per questo radionuclide è basato su una procedura risk-based
- d – Il valore di SSL è basato su una attività MCL di 20 pCi/l per l'uranio
- e – Il valore di SSL è basato su un valore di MCL di 20 µg/l per l'uranio

Radionuclide	Ingestion of Homegrown Produce	Direct Ingestion of Soil	Inhalation of Fugitive Dusts	External Radiation Exposure	Migration to Groundwater	
					20 DAF	1 DAF
Ac-227+D *	1.85E-08	1.47E-08	1.87E-06	1.63E-09	— ^b	— ^b
Ag-108m *	3.49E-08	1.72E-06	2.83E-02	6.46E-10	1.4E-08 ^c	7.1E-10 ^c
Ag-110m *	4.39E-09	2.14E-07	4.11E-03	5.50E-11	1.1E-09	5.5E-11
Am-241	3.14E-06	1.09E-06	1.93E-04	1.21E-06	7.4E-07	3.7E-08
Am-243+D *	4.99E-05	1.72E-05	3.38E-03	8.82E-07	1.3E-05	6.3E-07
Bi-207	4.95E-08	1.52E-06	2.47E-02	4.51E-10	— ^b	— ^b
C-14	2.87E-08	6.37E-05	5.75E-01	3.19E-03	9.0E-06	4.5E-07
Cd-109	4.44E-09	4.42E-07	5.26E-03	8.11E-08	1.3E-08	6.7E-10
Ce-144+D *	1.14E-07	6.52E-08	1.38E-03	3.83E-09	6.4E-09	3.2E-10
Cl-36	4.81E-07	3.14E-03	2.20E+01	1.95E-03	— ^b	— ^b
Cm-243	3.13E-07	1.06E-07	1.84E-05	7.28E-09	5.0E-07	2.5E-08
Cm-244	2.71E-07	9.12E-08	1.49E-05	4.79E-05	3.3E-07	1.6E-08
Co-57	3.92E-08	9.47E-07	2.88E-02	1.04E-09	7.2E-10	3.6E-11
Co-60	2.81E-09	7.01E-08	1.81E-03	3.21E-11	5.3E-10	2.7E-11
Cs-134	5.34E-09	1.07E-07	8.59E-03	1.23E-10	1.3E-08	6.3E-10
Cs-135	5.20E-03	9.61E-02	8.49E+03	4.11E+00	1.6E-01	8.0E-03
Cs-137+D *	1.50E-08	2.92E-07	2.43E-02	6.98E-10	4.7E-07	2.3E-08
Eu-152	7.25E-07	5.48E-07	2.23E-03	2.36E-10	— ^b	— ^b
Eu-154	3.74E-07	2.76E-07	1.56E-03	1.89E-10	— ^b	— ^b
Eu-155	1.86E-06	1.35E-06	1.12E-02	8.25E-09	— ^b	— ^b
Fe-55	3.89E-06	1.22E-06	7.28E-02	— ^a	5.5E-08	2.7E-09
Gd-153	2.26E-06	1.66E-06	2.47E-02	6.14E-09	— ^b	— ^b
H-3	9.68E-10	1.84E-06	6.94E-02	— ^a	8.4E-09	4.2E-10
I-129	1.24E-03	1.66E-02	1.70E+03	1.04E-01	2.6E-05	1.3E-06
K-40	1.96E-02	1.84E+00	2.53E+05	2.01E-02	— ^b	— ^b
Mn-54	4.74E-09	4.85E-07	9.71E-03	9.02E-11	4.0E-09	2.0E-10
Na-22	2.86E-09	5.16E-08	5.98E-03	1.39E-11	— ^b	— ^b
Nb-94	6.78E-05	2.07E-04	2.58E+00	8.18E-08	— ^b	— ^b
Ni-59	8.97E-04	1.34E-02	4.83E+02	— ^a	2.5E-03	1.3E-04
Ni-63	5.58E-07	8.35E-06	2.09E-01	— ^a	5.8E-07	2.9E-08
Np-237+D *	1.10E-03	6.96E-03	1.46E+00	1.99E-04	1.3E-04	6.3E-06
Pa-231	1.32E-05	4.50E-05	8.47E-03	1.70E-05	— ^b	— ^b
Pb-210+D *	8.25E-10	6.02E-09	2.63E-05	5.34E-07	9.4E-11	4.7E-12
Pm-147	1.94E-06	1.39E-06	9.66E-03	2.98E-05	— ^b	— ^b
Pu-238	5.47E-07	1.92E-07	3.55E-05	1.01E-04	9.2E-08	4.6E-09
Pu-239	1.31E-04	4.64E-05	8.80E-03	9.00E-03	2.5E-05	1.2E-06
Pu-240	3.56E-05	1.26E-05	2.40E-03	7.04E-03	6.9E-06	3.4E-07
Pu-241	1.13E-05	4.43E-06	9.98E-04	4.99E-04	5.2E-08 ^c	2.6E-09 ^c
Pu-242	2.17E-03	7.69E-04	1.48E-01	4.55E-01	4.0E-04	2.0E-05
Pu-244+D*	4.18E-01	1.43E-01	3.50E+01	4.17E-03	8.8E-02	4.4E-03
Ra-226+D*	6.97E-08	1.11E-06	1.60E-03	1.34E-08	3.3E-07	1.6E-08

Tabella A.4: Valori dei SSLs per i radionuclidi considerando il decadimento radioattivo (mg/kg)

Radionuclide	Ingestion of Homegrown Produce	Direct Ingestion of Soil	Inhalation of Fugitive Dusts	External Radiation Exposure	Migration to Groundwater	
					20 DAF	1 DAF
Ra-228+D*	3.36E-10	4.73E-09	4.74E-05	3.36E-10	1.2E-09	5.8E-11
Ru-106+D*	4.74E-09	4.12E-08	1.10E-03	7.13E-10	9.4E-10	4.7E-11
Sb-125+D*	1.42E-07	4.38E-07	6.85E-03	4.49E-10	— ^b	— ^b
Sm-147	5.15E+02	4.56E+02	1.15E+05	— ^a	— ^b	— ^b
Sm-151	2.97E-05	2.13E-05	1.59E-01	1.32E-02	— ^b	— ^b
Sr-90+D*	5.05E-10	5.66E-08	1.65E-03	5.84E-08	1.4E-09	7.1E-11
Tc-99	4.16E-06	6.12E-03	7.60E+01	8.10E-02	2.2E-04	1.1E-05
Th-228+D*	4.43E-08	1.30E-08	1.69E-06	1.91E-10	7.3E-09	3.6E-10
Th-229+D*	9.27E-06	2.90E-06	3.80E-04	4.50E-07	2.9E-05	1.4E-06
Th-230	5.87E-04	1.95E-04	3.16E-02	6.76E-03	3.0E-04	1.5E-05
Th-232	9.70E+01	3.15E+01	3.84E+03	2.99E+03	5.7E+01	2.8E+00
Tl-204	1.02E-08	6.15E-07	8.84E-02	4.82E-07	— ^b	— ^b
U-232	7.88E-08	7.45E-08	5.01E-05	1.00E-05	1.1E-08 ^d	5.6E-06 ^d
U-233	6.03E-04	5.15E-04	1.62E-01	1.18E-02	2.5E-05 ^d	1.2E-06 ^d
U-234	9.47E-04	8.06E-04	2.56E-01	7.11E-02	3.9E-05 ^d	1.9E-03 ^d
U-235+D*	2.67E+00	2.26E+01	8.33E+02	9.52E-02	1.1E-08 ^d	5.6E-03 ^d
U-236	9.64E-02	8.24E-02	2.67E+01	1.38E+01	3.7E-03 ^d	1.9E-04 ^d
U-238+D*	1.39E+01	1.13E+01	5.79E+03	2.92E+00	7.1E-01 ^d	3.6E-02 ^d
Zn-65	8.65E-10	1.23E-07	1.18E-02	1.50E-10	2.2E-10	1.1E-11

Tabella A.4: Valori dei SSLs per i radionuclidi considerando il decadimento radioattivo (mg/kg)

Note:

a – Le proprietà di questo radionuclide rendono tale percorso di scarso interesse

b – SSL non possono essere calcolati se non viene specificato il valore di K_d

c – Il SSL calcolato per questo radionuclide è basato su una procedura risk-based

d – Il valore di SSL è basato su una attività MCL di 20 pCi/l per l'uranio

e – Il valore di SSL è basato su un valore di MCL di 20 µg/l per l'uranio

Parameter	SSL Pathway				Default
	External Radiation Exposure	Inhalation of Fugitive Dust	Ingestion of Homegrown Produce	Migration to Ground Water	
Source Characteristics					
Continuous vegetative cover		●			50 percent
Roughness height		○			0.5 cm for open terrain; used to derive $U_{t,7}$
Source area (A)	○	●	●	○	0.5 acres (2,024 m ²); used to derive ACF for EXT, CPF for IHP, and L for MTG,
Source length (L)				●	45 m (assumes square source)
Source depth	○		○	○	Extends to water table (i.e., no attenuation in unsaturated zone) for MTG
Soil Characteristics					
Soil texture		○		○	Loam; defines soil characteristics/parameters
Dry soil bulk density (ρ_b)	○	●		●	1.5 kg/L, used to calculate ACF for EXT
Soil porosity (n)		●		○	0.43
Vol. soil water content (θ_w)		●		●	0.15 (INH); 0.30 (MTG)
Soil pH				○	6.8; used to determine pH-specific K_d
Mode soil aggregate size		○			0.5 mm; used to derive $U_{t,7}$
Threshold windspeed @ 7m ($U_{t,7}$)		●			11.32 m/s
Meteorological Data					
Mean annual windspeed (U_m)		●			4.69 m/s (Minneapolis, MN)
Air dispersion factor (Q/C)		●			90 th percentile conterminous U.S.
Fugitive particulate Q/C		●			90.801; Minneapolis, MN; 0.5-acre source
Hydrogeologic Characteristics (DAF)					
Hydrogeologic setting				○	Generic (national); surficial aquifer
Dilution/attenuation factor (DAF)				●	20

Tabella A.5- SSLs generici: parametri di default e assunzioni

Note:

EXT: esposizione a radiazioni esterne

INH: percorso per inalazione

IHP: ingestione di prodotti agricoli

MTG: migrazione nella falda acquifera

○ indica i parametri o le assunzioni necessarie per la stima di altri parametri nelle equazioni

● indica i parametri usati nelle equazioni per i SSLs

BIBLIOGRAFIA

- Aller, L., T. Bennett, J.H. Lehr, R.J. Petty, and G. Hackett. 1987. *DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings*. Prepared for U.S. EPA, Office of Research and Development, Ada, OK. National Water Well Association, Dublin, OH. EPA-600/2-87-035.
- American National Standards Institute/American Society for Quality Control. 1994. *Specifications and Guidelines for Quality Systems for Environmental Data Collection and Environmental Technology Programs*. American Society for Quality Control, Milwaukee, WI. ANSI/ASQC E4-1994.
- American Society for Testing Materials. 1995. Annual Book of ASTM Standards. Volume 4.08. *Soil and Rock Building Stones*. Philadelphia, PA.
- Argonne National Laboratory. 1993. *Manual for Implementing Residual Radioactive Materials Guidelines Using RESRAD, Version 5.0*, Argonne National Laboratory, Argonne, IL. ANL/EAD/LD-2.
- Calabrese, E.J., H. Pastides, R. Bames, et al. 1989. How much soil do young children ingest: an epidemiologic study. *Petroleum Contaminated Soils*, Vol. 2. E.J. Calabrese and P.T. Kostecki, eds. pp. 363-417. Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- Cowherd, C., G. Muleski, P. Engelhart, and D. Gillette. 1985. *Rapid Assessment of Exposure to Particulate Emissions from Surface Contamination*. Prepared for U.S. EPA, Office of Health and Environmental Assessment, Washington, DC. EPA/600/8-85/002. NTIS PB85-192219 7AS.
- Davis, S., P. Waller, R. Buschom, J. Ballou, and P. White. 1990. Quantitative estimates of soil ingestion in normal children between the ages of 2 and 7 years: population-based estimates using Al, Si, and Ti as soil tracer elements. *Arch. Environ. Health* 45:112-122.
- Gee, G.W., and J.W. Bauder. 1986. Particle size analysis. A. Klute (ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods. 2nd Edition*, 9(1):383-411, American Society of Agronomy, Madison, WI.
- McLean, E.O. 1982. Soil pH and lime requirement. In: A.L. Page (ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. 2nd Edition*, 9(2):199-224, American Society of Agronomy, Madison, WI.
- Newell, C.J., L.P. Hopkins, and P.B. Bedient. 1990. A hydrogeologic database for ground water modeling. *Ground Water* 28(5):703-714.
- SC&A (S. Cohen & Associates). 1994. *Root Uptake, Models, Plant Physiology, and Estimates for Plant Accumulation of Radionuclide Contaminants from Soils*. Contract No. 68D20155. Prepared for Office of Radiation and Indoor Air, Washington, DC.
- Schroeder, P.R., A.C. Gibson, and M.D. Smolen. 1984. *Hydrological Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model; Volume 2: Documentation for Version 1*. EPA/530-SW-84-010. Office of Research and Development, U.S. EPA, Cincinnati, OH. NTIS PB85-100832.
- Sheppard, M.I. and D.H. Thibault. 1990. Default soil solid/liquid partition coefficients, K_d s, for four major soil types: a compendium. *Health Physics* 59(4):471-482.
- U.S. DOC. 1963. *Maximum Permissible Body Burdens and Maximum Permissible Concentration of Radionuclides in Air or Water for Occupational Exposure*, U.S. Department of Commerce, Washington, DC. NBS Handbook 69, as amended.
- U.S. EPA. 1976. *National Interim Primary Drinking Water Regulations*, Office of Water Supply, EPA-570/9-76-003.
- U.S. EPA. 1989a. *Risk Assessment Guidance for*

- Superfund (RAGS): Volume 1: Human Health Evaluation Manual (HHEM), Part A, Interim Final*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. EPA/540/1-89/002. Directive 9285.7-02B. NTIS PB90-155581.
- U.S. EPA. 1989b. *Stabilization/Solidification of CERCLA and RCRA Wastes*. EPA/625/6-89/022.
- U.S. EPA. 1989c. *Guidance for Conducting Remedial Investigations and Feasibility Studies under CERCLA*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. EPA/540/G-89/004. OSWER Directive 9355.3-01. NTIS PB89-184626.
- U.S. EPA. 1990a. *Suggested ROD Language for Various Ground Water Remediation Options*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. Directive 9283.1-03. NTIS PB91-921325/CCE.
- U.S. EPA 1990b. *A Rationale for the Assessment of Errors in the Sampling of Soils*. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, Las Vegas, NV. EPA/600/4-90/013. NTIS PB90-242306.
- U.S. EPA. 1991a. *Human Health Evaluation Manual (HHEM), Supplemental Guidance: Standard Default Exposure Factors*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. Publication 9285.6-03. NTIS PB91-921314.
- U.S. EPA. 1991b. *Leachability Phenomena. Recommendations and Rationale for Analysis of Contaminant Release by the Environmental Engineering Committee*. Science Advisory Board, Washington, DC. EPA-SAB-EEC-92-003.
- U.S. EPA. 1991c. *Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS), Volume 1: Human Health Evaluation Manual (HHEM), Part B, Development of Risk-Based Preliminary Remediation Goals*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. Publication 9285.7-01B. EPA/540/R-92/003. NTIS PB92-963333.
- U.S. EPA. 1991d. *Role of the Baseline Risk Assessment in Superfund Remedy Selection Decisions*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. Publication 9355.0-30. NTIS PB91-921359/CCE.
- U.S. EPA, 1991e. *Description and Sampling of Contaminated Soils: A Field Pocket Guide*. Office of Environmental Research Information, Cincinnati, OH. EPA/625/12-91/002.
- U.S. EPA. 1992a. *Considerations in Ground-Water Remediation at Superfund Sites and RCRA Facilities—Update*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. Directive 9283.1-06. NTIS PB91-238584/CCE.
- U.S. EPA. 1992b. *Estimating Potential for Occurrence of DNAPL at Superfund Sites*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. Publication 9355.4-07FS. NTIS PB92-963338.
- U.S. EPA. 1992c. *Supplemental Guidance to RAGS: Calculating the Concentration Term*. Volume 1, Number 1, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. NTIS PE92-963373.
- U.S. EPA. 1992d. *Preparation of Soil Sampling Protocols: Sampling Techniques and Strategies*. Office of Research and Development, Washington, DC. EPA/600/SR-92/128.
- U.S. EPA. 1993a. *Data Quality Objectives for Superfund: Interim Final Guidance*. Publication 9255.9-01. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. Directive 9355.9-01. EPA 540-R-93-071. NTIS PB94-963203.
- U.S. EPA. 1993b. *Guidance for Evaluating Technical Impracticability of Ground-Water Restoration*. EPA/540-R-93-080. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. Directive 9234.2-25.
- U.S. EPA. 1993c. *Quality Assurance for Superfund Environmental Data Collection Activities*. Quick Reference Fact Sheet. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. Directive 9200.2-16FS. NTIS PB93-963273.

- U.S. EPA, 1993d. *Subsurface Characterization and Monitoring Techniques: A Desk Reference Guide. Vol. I & II*. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, Las Vegas, NV. EPA/625/R-93/003a. NTIS PB94-131497.
- U.S. EPA. 1994a. *Radon Mitigation Standards*. Office of Air and Radiation, Washington, DC. EPA 402-R-93-078.
- U.S. EPA. 1994b. *Guidance for the Data Quality Objectives Process*. Quality Assurance Management Staff, Office of Research and Development, Washington, DC. EPA QA/G-4.
- U.S. EPA. 1994c. *Methods for Evaluating the Attainment of Cleanup Standards—Volume 3: Reference-Based Standards for Soils and Solid Media*. Environmental Statistics and Information Division, Office of Policy, Planning, and Evaluation, Washington, DC. EPA 230-R-94-004.
- U.S. EPA. 1994d. *Radiation Site Cleanup Regulations: Technical Support Document for the Development of Radiation Cleanup Levels for Soil—Review Draft*. Office of Air and Radiation, Washington, DC. EPA 402-R-96-011A.
- U.S. EPA. 1994e. *Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods (SW-846)*, Third Edition, Revision 2. Washington, DC.
- U.S. EPA. 1995a. Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST): Annual Update, FY1993. Environmental Criteria and Assessment Office, Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, Cincinnati, OH. EPA/540/R-95/036.
- U.S. EPA. 1995b. Integrated Risk Information System (IRIS). Cincinnati, OH.
- U.S. EPA. 1995c. *Drinking Water Regulations and Health Advisories*. Office of Water, Washington, DC. EPA/822/R-95/001.
- U.S. EPA. 1996a. *Soil Screening Guidance: User's Guide*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. Directive 9355.4-23.
- EPA/540/R-96/018. NTIS PB96-9635505.
- U.S. EPA. 1996b. *Soil Screening Guidance: Technical Background Document*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. Directive 9355.4-17A. EPA/540/R95/128.
- U.S. EPA. 1997a. *Exposure Factors Handbook*. Office of Research and Development, Washington, DC. EPA/600/P-95/002Fa.
- U.S. EPA. 1997b. *Multi-Agency Radiation Survey and Site Investigation Manual (MARSSIM)*. Office of Radiation and Indoor Air, Washington, DC. EPA 402-R-97-016.
- U.S. EPA. 1997c. *Establishment of Cleanup Levels for CERCLA Sites with Radioactive Contamination*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. OSWER Directive 9200.4-18. EPA/540/7-97/003, NTIS PB97-963210.
- U.S. EPA. 1998a. *Use of Cleanup Criteria in 40 CFR 192 as Remediation Goals for CERCLA Sites*. OSWER Directive 9200.4-25. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC.
- U.S. EPA 1998b. *Uranium Issues Workshop*. Washington, DC. June 23-24, 1998.
- U.S. EPA. 1999a. *Health Risks from Low-Level Environmental Exposure to Radionuclides, Federal Guidance Report No. 13*, Office of Radiation and Indoor Air, Washington, DC. EPA 402-R-90-001.
- U.S. EPA. 1999b. *Understanding Variation in Partition Coefficient, K_d Values, Volume I & Volume II*, Office of Radiation and Indoor Air, EPA-402-R-99-004A&B.
- U.S. EPA 2000a. *Remediation Goals for Radioactively Contaminated CERCLA Sites Using the Benchmark Dose Cleanup Criteria in 10 CFR Part 40 Appendix A, I, Criterion 6(6)*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. OSWER Directive 9200.4-35P.
- U.S. EPA. 2000b. *Soil Screening Guidance: Technical Background Document*. Office of Emergency and

Remedial Response, Washington, DC. OSWER
Directive 9355.4-16. EPA/540-R-00-006, NTIS
PB2000 963306.

Van Wijnen, J.H., P. Clausen, and B. Brunekreef.
1990. Estimated soil ingestion by children.
Environ Research 51:147-162.