RISCHIO PER LA SALUTE UMANA DOVUTO A RILASCI ACUTI DI SOSTANZE CHIMICHE NEL SUOLO GENERATI DA EVENTI INCIDENTALI: PROCEDURE E METODOLOGIE DI CALCOLO

R. Baciocchi (*), S. Berardi (**), C. Mariotti (***), V. Morucci (*)

(*) Dipartimento di Scienze e Tecnologie Chimiche – Università degli Studi di Roma "Tor Vergata" – Via della Ricerca Scientifica 1 – 00133 ROMA
(**) ISPESL – Centro Ricerche di Monteporzio Catone – Via Fontana Candida, 1 – 00040 ROMA
(***) Aquater (ENI Group) – Via Miralbello, 61047 San Lorenzo in Campo (PU)

SOMMARIO

La procedura di analisi di rischio per la salute umana derivante da suolo contaminato è una procedura, prevista nel DM 471/99, da applicare, per la verifica della accettabilità delle concentrazioni residuali nel suolo o nella falda, nei casi in cui, anche applicando le migliori tecnologie disponibili a costi sopportabili, non sia possibile raggiungere i valori di concentrazione limite stabiliti nell' Allegato 1 del citato decreto.
Nel presente lavoro si riportano alcuni risultati di uno studio relativo a tale procedura di analisi di rischio. In particolare, viene riportato quanto emerso a eseguito di un approfondito confronto tra i principali manuali, standard e software oggi utilizzati a livello sia nazionale che internazionale, in relazione alle equazioni utilizzate per il calcolo dei fattori di trasporto dei contaminanti nei vari comparti ambientali (aria, acqua, suolo).

1. INTRODUZIONE

In Italia, la gestione dei siti inquinati è regolamentata dal Decreto Ministeriale n. 471 del 25 ottobre 1999, in attuazione dell'art. 17 del Decreto Legislativo 5 febbraio 1997, n.22.
Secondo tale D.M., la bonifica rappresenta l'insieme degli interventi atti a eliminare le fonti di inquinamento e le sostanze inquinanti o a ridurre le concentrazioni di tali sostanze presenti nel suolo, nel sottosuolo, nelle acque superficiali o nelle acque sotterranee ad un livello uguale o inferiore ai valori di concentrazione limite accettabili (CLA) indicati nelle tabelle dell'Allegato 1 del citato decreto.
Sempre secondo il D.M. 471/99, nei casi in cui, anche applicando le migliori tecnologie disponibili a costi sopportabili, non si riesce a raggiungere tali CLA, si può procedere con una bonifica con misure di sicurezza. Questa comprende l'insieme degli interventi atti a ridurre le concentrazioni delle sostanze inquinanti, nei quattro comparti ambientali (suolo, sottosuolo, acque superficiali e sotterranee), a valori di concentrazione, residuali, superiori alle corrispondenti CLA (e comunque tali da garantire la tutela della salute pubblica e la protezione dell'ambiente naturale e costruito). In questi casi, però, per l'uso del sito, devono essere previste apposite misure di sicurezza, piani di monitoraggio e controllo ed eventuali limitazioni d'uso.
Per l'applicazione della bonifica con misure di sicurezza, il DM 471/99 prevede, quale strumento in grado di verificare l'accettabilità delle concentrazioni residuali, l'applicazione della procedura di analisi di rischio per la salute umana derivante da suolo contaminato.
In ambito internazionale l'utilizzo delle procedure di analisi di rischio da siti contaminati è stata invece interpretata come un'efficiente strumento di supporto decisionale al fine di razionalizzare le risorse disponibili al ripristino e recupero di siti contaminati, calcolando di volta in volta il limite di concentrazione da raggiungere con i sistemi di bonifica in funzione delle caratteristiche locali.
Qualunque sia l'interpretazione adottata, resta il fatto che, negli ultimi anni, l'interesse per le procedure di analisi di rischio è aumentata portando la comunità scientifica internazionale ad elaborare standard di riferimento e strumenti di calcolo automatizzato per rendere tali procedure fruibili in larga scala.
Nel Gennaio 2002, l'ISPESL, l'Università degli Studi di Roma "Tor Vergata" e la Società AQUATER hanno attivato uno studio in collaborazione riguardante, appunto, la procedura di analisi di rischio per la salute umana derivante da siti contaminati. Nella prima fase, conclusasi nel Luglio 2002, è stato eseguito un approfondito confronto tra i principali manuali, standard e software oggi utilizzati a livello sia nazionale che internazionale.
In particolare, nel presente lavoro si riporta lo studio condotto per il calcolo dei fattori di trasporto dei contaminanti. Tali fattori intervengono nella valutazione delle esposizioni indirette ovvero laddove eventuali contaminanti possono raggiungere i bersagli solo attraverso la migrazione dal comparto ambientale sorgente della contaminazione.
A tale scopo sono stati analizzati i metodi di calcolo proposti dagli standard ASTM E-1739-95 [1] e ASTM PS-104-98 [2], dalle linee guida EPA Soil Screening Guidance 1996 [14] [15], dal Manuale Unichim n.

196/1[13] e dai software RBCA Toolkit ver. 1.2 (Groundwater Service Inc., 1999) [7], BP-Risc ver. 4.0 (BP Amoco Oil 2001)[9], Rome ver. 01 (ANPA).

2. ANALISI DEI MECCANISMI DI TRASPORTO

In Fig. 1 sono riportate le sorgenti di contaminazione, le vie di migrazione e le modalità di esposizione coinvolte nell'analisi. Tale diagramma di flusso viene comunemente denominato "*modello concettuale del sito*".

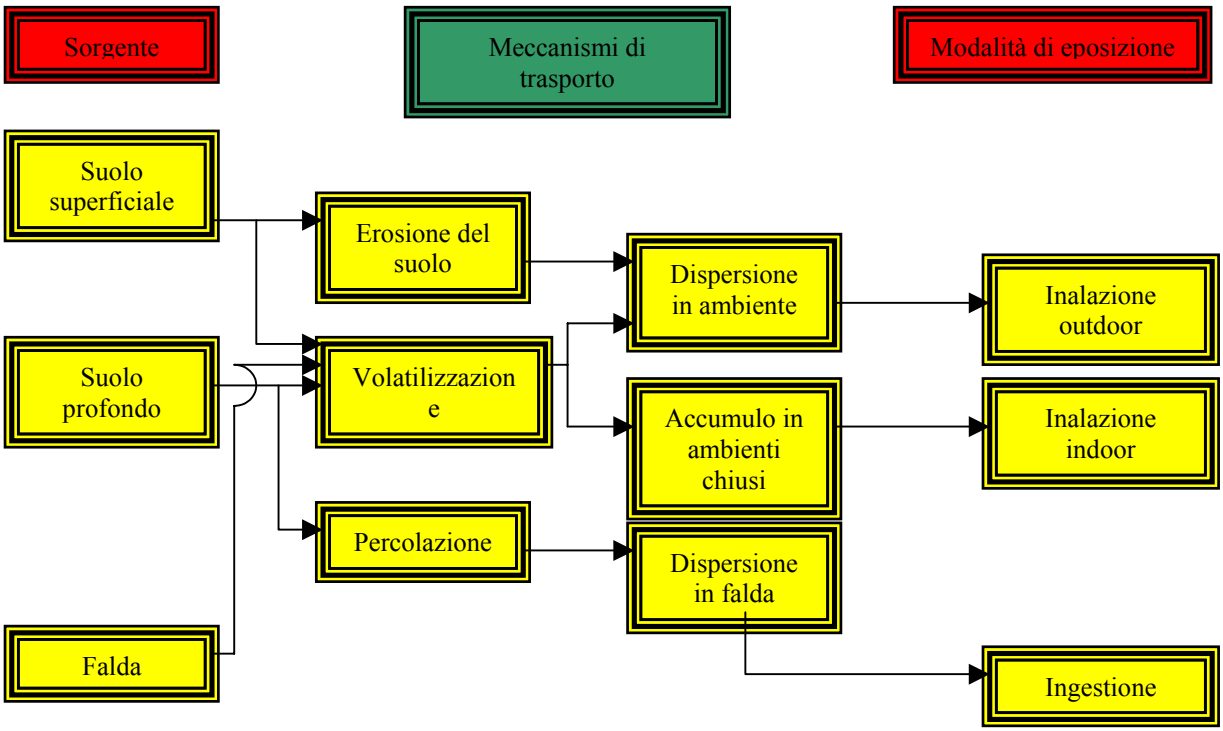

Figura 1- Modello concettuale del sito

In generale, i fattori di trasporto sono espressi come rapporto tra la concentrazione nel punto di esposizione (C_{poe}) e la concentrazione riscontrata in corrispondenza della sorgente di contaminazione (C_s).
Le equazioni utili per il calcolo degli stessi, a cui si fa riferimento nel testo, sono riportate in Appendice A.

2.1 EMISSIONE DI VAPORI E POLVERI DA SUOLO SUPERFICIALE

Nel caso di sorgente di contaminazione in suolo superficiale (Figura 2) si possono verificare due diverse modalità di trasporto in atmosfera: l'emissione in aria dei composti volatili e di particolato.

Volatilizzazione vapori:

Nel caso della volatilizzazione dei vapori, confrontando le equazioni adottate dagli standard e dai software abbiamo osservato alcune differenze.
ASTM [2], UNICHIM [13], RBCA Toolkit [7] e BP-Risc propongono una valutazione basata su due espressioni (equazioni A.1 e A.2) delle quali si utilizza quella che restituisce il valore minore. Questa scelta è dovuta al fatto che l'equazione (A.1) risulta spesso, per i composti volatili, estremamente conservativa.
In particolare, l'equazione (A.1) tiene conto delle caratteristiche geometriche della sorgente di contaminazione, delle caratteristiche della zona di esposizione, della ripartizione dell'inquinante e della diffusività efficace nel suolo. L'equazione (A.2) deriva da un bilancio di massa e non considera le caratteristiche proprie dell'inquinante.
Il software ROME utilizza la stessa equazione (A.4) sia per il suolo superficiale, sia per il suolo profondo.

Emissione particolato:

Per quanto riguarda il fattore di emissione del particolato, i software e gli standard analizzati adottano la medesima equazione (A.3), ad eccezione del software ROME che utilizza un altro approccio (equazione A.5).

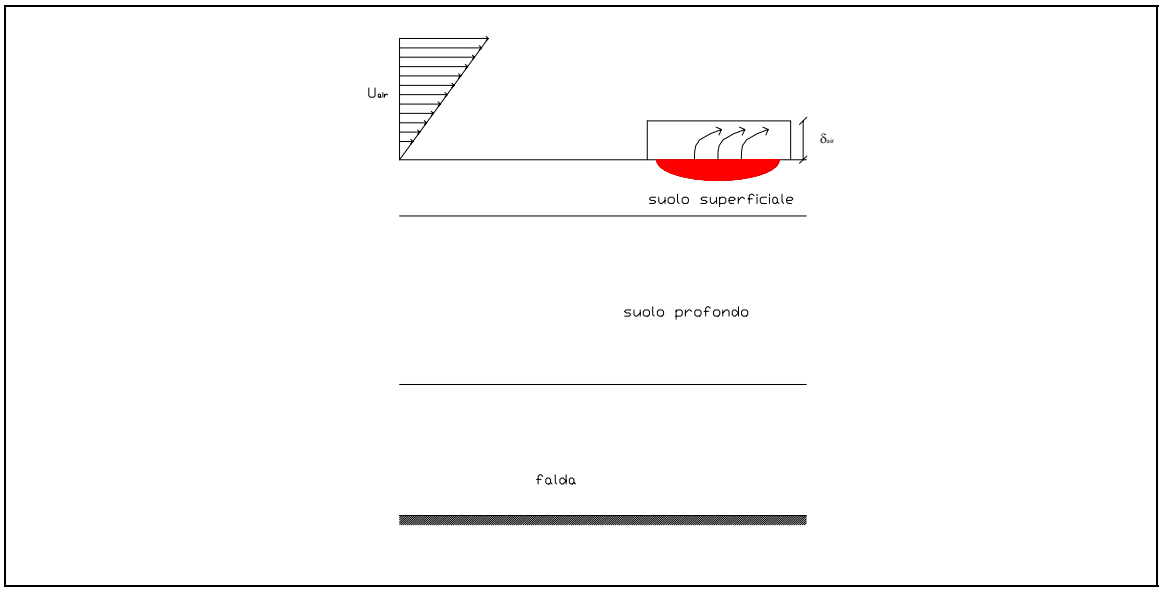

Figura 2 – Emissione di vapori e polveri da suolo superficiale

2.2 VOLATILIZZAZIONE VAPORI DA SUOLO PROFONDO IN ARIA OUTDOOR ED INDOOR E PERCOLAZIONE VERSO FALDA

Volatilizzazione in aria outdoor:

Per questo meccanismo di trasporto (Figura 3) , gli standard ASTM 1739-95 e PS-104-98 ed il software BP-Risc [9] utilizzano la medesima equazione (A.6), che tiene conto della ripartizione dell'inquinante tra aria, acqua e suolo. La stessa calcola un coefficiente di diluizione in aria, somma della portata di inquinante entrante in un determinato box di miscelazione e quella di aria entrante nello stesso volume di interesse.

Il software RBCA ed il manuale Unichim [13], oltre al precedente approccio, prevedono una seconda equazione (A.7) che, come per il caso di suolo superficiale, tiene conto solo del bilancio di massa trascurando le caratteristiche dell'inquinante. Anche in questo caso viene scelto il risultato minore. Ciò è dovuto al fatto che valutando il fattore di trasporto con l'equazione (A.6) spesso si ottiene un rischio derivante da suolo profondo superiore rispetto a quello derivante da suolo superficiale. I software RBCA Tookit ed il manuale Unichim [13] consigliano, in questo caso, di ricondurre l'analisi a quella di sorgente di contaminazione in suolo superficiale. L'equazione (A.7) è infatti identica alla (A.2) tranne per lo spessore della sorgente di contaminazione.

Il software ROME utilizza l'equazione (A. 8), che, come accennato in precedenza, è la stessa utilizzata nel caso di sorgente in suolo superficiale. Sia per contaminazione in suolo profondo che in suolo superficiale, l'approccio utilizzato da ROME risulta essere il più conservativo.

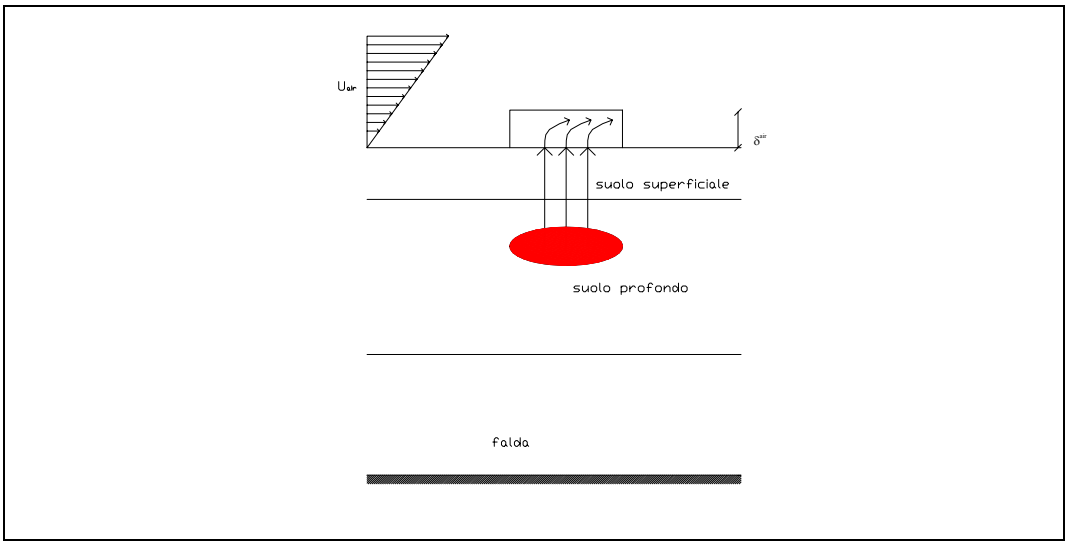

Figura 3 - Volatilizzazione in aria outdoor

Volatilizzazione in aria indoor:
Tale eventualità, schematizzata in Figura 4, può verificarsi nel caso in cui, in corrispondenza della zona di contaminazione, vi sia un edificio nel quale, a causa di eventuali fessurazioni nelle fondazioni o nei muri perimetrali dei locali interrati, si verifichi l'infiltrazione della frazione volatile dei contaminanti.
L'equazione da tutti utilizzata (A.9) per descrivere questo meccanismo di trasporto è quella proposta da Johnson e Ettinger, (1991) [8] nella quale si tiene conto della migrazione della fase vapore attraverso la zona insatura e della successiva miscelazione del contaminante con l'aria contenuta all'interno dell'edificio.
Anche in questo caso, a parità di condizioni di contaminazione, se il rischio per inalazione indoor derivante da suolo profondo risulta superiore a quello outdoor derivante da suolo superficiale, il software RBCA Toolkit [7] ed il manuale Unichim [13] propongono di adottare l'equazione (A.10).
Questi ultimi propongono anche una terza equazione (A.11) che tiene conto di eventuali fenomeni convettivi capaci di far aumentare il flusso dei contaminanti in seguito ad una differenza di pressione.
Tutti gli standard ed i software, ad eccezione di ROME, valutano il rischio ed i limiti di bonifica solo per sorgente di contaminazione in suolo profondo ed in falda. Analizzando il modello dal quale sono state sviluppate le relative equazioni, risulta che le stesse sono valide per il calcolo del fattore di volatilizzazione in ambienti indoor per contaminanti provenienti sia da suolo superficiale, sia da suolo profondo.

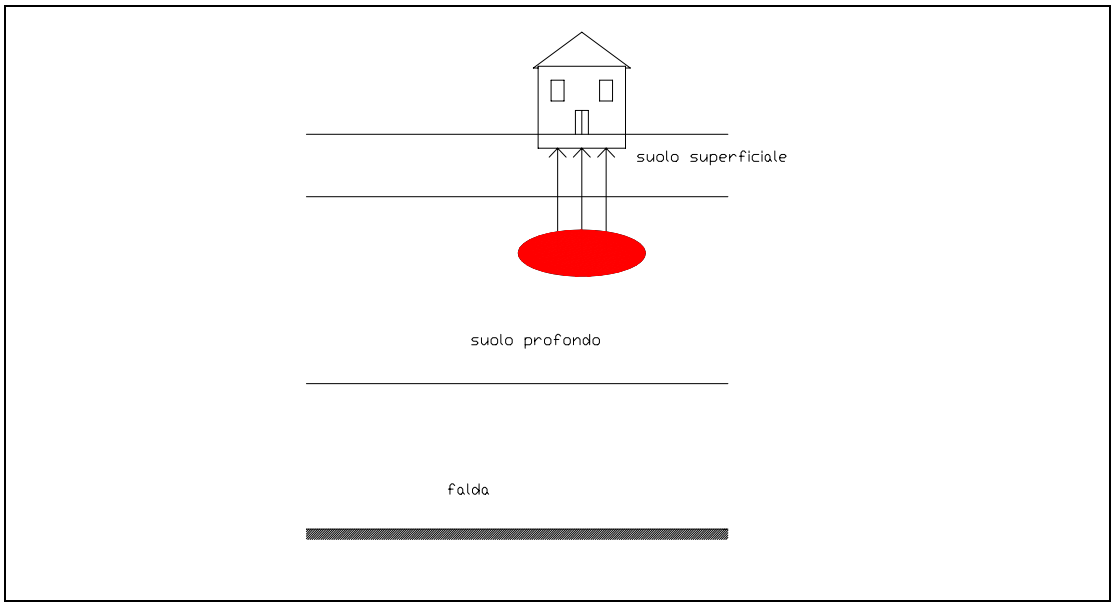

Figura 4 –Volatilizzazione in aria indoor

Percolazione verso falda:
Il fattore di lisciviazione consente di valutare l'attenuazione dovuta al trasporto dalla sorgente di contaminazione, in suolo profondo o superficiale, al piano di falda, come schematizzato in Figura 5.
Analizzando gli standard ed i software precedentemente descritti, sono emerse molte differenze tra i vari approcci.
Nel calcolo del fattore di lisciviazione LF (Leaching Factor) (equazione A.12 e A.13) tutti i software e gli standard prendono in considerazione il fatto che l'inquinante presente in suolo si ripartisce tra acqua, aria e suolo. Solo la parte che viene assorbita dall'acqua subisce un trasporto verso la falda e di ciò si tiene conto attraverso il coefficiente di partizione suolo-acqua :

$$k_{sw} = \frac{\rho_s}{\theta_w + k_s \rho_s + H\theta_a} \qquad (1)$$

Una seconda attenuazione, comune a tutti i diversi approcci, è la diluizione che il contaminante subisce una volta raggiunto il piano di falda:

$$LDF = 1 + \frac{V_{gw} \cdot \delta_{gw}}{I \cdot W} \qquad (2)$$

E' importante notare che lo standard ASTM E-1739 ed i software RBCA Toolkit [7] e BP-Risc utilizzano per δ_{gw} un valore di default costante e pari a 200 cm, mentre il manuale Unichim 196/1 utilizza lo stesso approccio dell'EPA proponendo il calcolo dello stesso in funzione di parametri sito-specifici, così come fa il software Rome. La formula empirica proposta dal manuale Unichim [13] e dall'*Epa Technical Background Document for Soil Screening Guidance* è la seguente:

$$\delta_{gw} = \sqrt{0.0112 * W^2} + d_a(1 - e^{\frac{-I \cdot W}{V_{gw} \cdot d_a}}) \qquad (3)$$

Nell'analisi abbiamo osservato che la precedente relazione, salvo alcuni casi , non rispetta la condizione $\delta_{gw} < \delta_a$.
Questo tipo di approccio ipotizza che il contaminante passi istantaneamente dalla sorgente al piano di falda, il che è vero se la sorgente si trova proprio al limite del piano di falda. Tale ipotesi viene rimossa dal software RBCA Toolkit [7] e dal manuale Unichim [13] per i quali risulta rilevante la posizione della sorgente in zona insatura. In considerazione di ciò, si utilizza l'equazione (A.13), nella quale si introduce un'ulteriore fattore di attenuazione (detta SAM Soil Attenuation Model) dovuto al percorso che l'inquinante fa per raggiungere il piano di falda :

$$SAM = \frac{d_s}{L_s} \qquad (4)$$

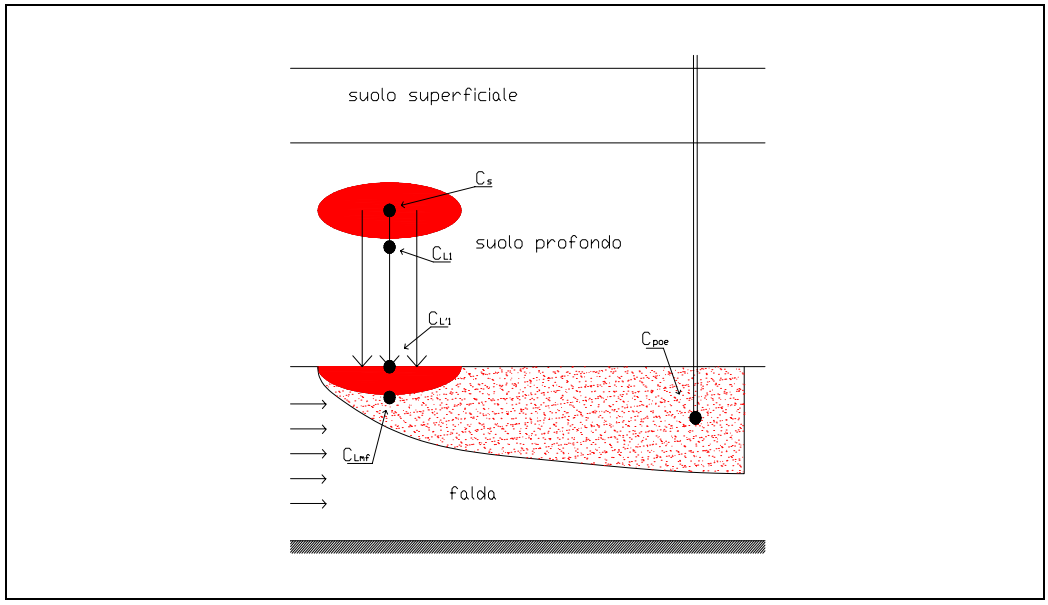

Figura 5 – Percolazione verso la falda

2.3 VOLATILIZZAZIONE VAPORI DA FALDA IN ARIA OUTDOOR ED INDOOR

Volatilizzazione in aria outdoor:
Nel caso di contaminazione diretta della falda, si prende in esame il comportamento della componente volatile dell'inquinante che, migrando, può raggiungere il bersaglio (Figura 6).
Viene proposta in questo caso un'unica equazione (A. 14) adottata da tutti i modelli studiati in questo lavoro nella quale si tiene conto della diffusione attraverso il piano di falda e della diluizione che ha luogo nel box di miscelazione. Solo ROME propone un approccio diverso (equazione A. 15).

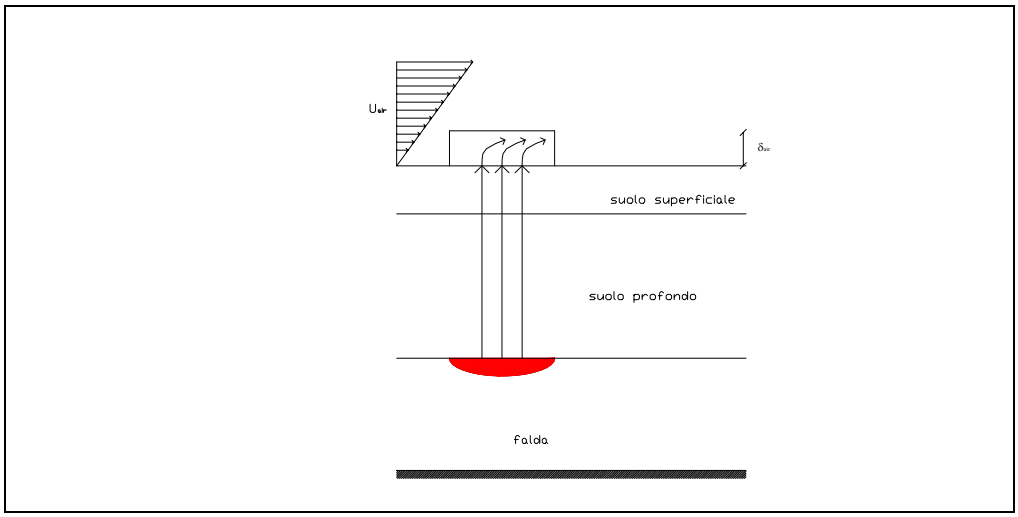

Figura 6 – Volatilizzazione di vapori da falda in aria outdoor

Volatilizzazione in aria indoor:

Anche in questo caso, il fattore di trasporto ci permette di effettuare una valutazione del rischio derivante dalla migrazione della fase volatile del contaminante attraverso eventuali fessurazioni delle fondazioni e/o delle pareti di locali interrati.

Lo standard ASTM [2] ed i software BP-Risc e Rome utilizzano un'unica equazione (A.16) per la valutazione del trasporto nella quale si tiene conto dell'attenuazione dovuta alla migrazione del contaminante attraverso la zona insatura ed alla diluizione con l'aria dell'ambiente indoor.

Il manuale Unichim [13] ed il software RBCA Toolkit [7] propongono anche una versione dell'equazione precedente modificata in funzione di possibili fenomeni convettivi (A.17). L'ipotesi di base è che possa esservi un gradiente di pressione in grado di far aumentare il flusso dei contaminanti.

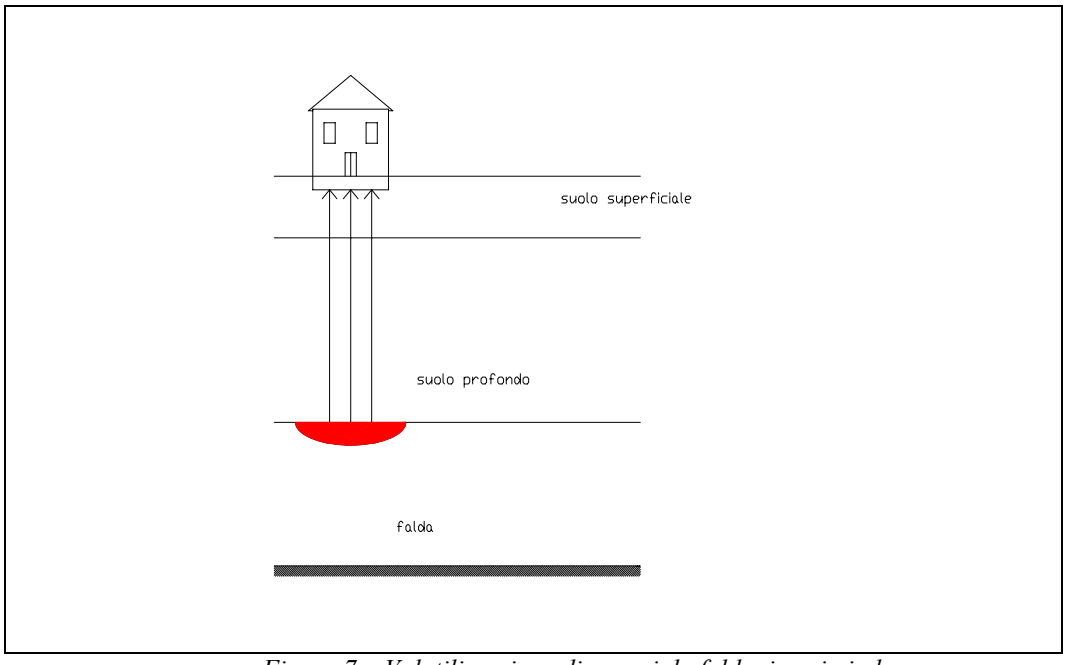

Figura 7 – Volatilizzazione di vapori da falda in aria indoor

3. SIMULAZIONI EFFETTUATE UNIFORMANDO I PARAMETRI DI INPUT E UTILIZZANDO QUELLI PROPOSTI DALLO STANDARD ASTM PS-104

In questo capitolo sono riportati i risultati ottenuti effettuando delle simulazioni con i tre software RBCA Toolkit [7], BP-Risc [9] e ROME, uniformando tutti i parametri che entrano in gioco nella valutazione del trasporto a quelli proposti dallo standard ASTM [2], al fine di poterne confrontare le risposte. I risultati ottenuti sono stati inoltre confrontati con quelli ottenuti applicando le equazioni proposte dallo standard ASTM PS-104 e dal Manuale Unichim [13].

3.1 EMISSIONE DI VAPORI E POLVERI DA SUOLO SUPERFICIALE

Volatilizzazione vapori:
Come si vede dalla tabella 1 i software RBCA Toolkit [7] e BP-Risc [9] come gli standard ASTM [2] e UNICHIM [13] adottano le due equazioni (A.1 e A.2) e scelgono il risultato minore ottenuto. Dai test fatti l'equazione (A.2) restituisce un valore sempre minore rispetto alla (A.1). Questa è una scelta che, nelle stesse condizioni di esposizione, ci restituisce un valore di rischio inferiore di circa un ordine di grandezza.
Il software ROME, come accennato in precedenza, utilizza invece un'unica equazione (A.4) sia per il suolo profondo, sia per quello superficiale. Come si vede dai risultati in tabella, questo approccio risulta essere il più conservativo ed è possibile che sovrastimi il rischio derivante da questa via di migrazione.
Emissione particolato:
Anche per la stima dell'emissione in aria di particolato, tutti i modelli utilizzati, tranne ROME, utilizzano un'unica equazione (A.3) nella quale, stimata la portata, si valuta l'effetto di diluizione in aria all'interno del box di miscelazione. Il software Rome utilizza invece l'equazione (A.5) nella quale è necessario stimare la concentrazione di polvere all'aperto e quanta parte di questa è rappresentata da suolo contaminato. Anche in questo caso l'approccio più conservativo è quello adottato da ROME.

Tabella 1: Emissione di vapori e polveri da suolo superficiale

	Vapori da suolo superficiale		Particolato da suolo superficiale	
	Eq.ne	**VF_{ss}**	Eq.ne	**Pef**
ASTM	A.1	2,87E-04	A.3	6,9E-12
	A.2	2,16E-05		
RBCA Toolkit, Unichim	A.1	2,87E-04	A.3	6,9E-12
	A.2	2,16E-05		
BP-Risc	A.1	2,87E-04	A.3	6,9E-12
	A.2	2,16E-05		
Rome	A.4	1,48E-03	A.5	1,47E-09

3.2 VOLATILIZZAZIONE VAPORI DA SUOLO PROFONDO IN ARIA OUTDOOR ED INDOOR E PERCOLAZIONE VERSO FALDA

Volatilizzazione in aria outdoor:
Gli standard ASTM [2] ed il software BP-Risc [9] utilizzano un'equazione (A.6). Effettuando dei test abbiamo osservato che spesso il rischio derivante da suolo profondo, applicando questo approccio, supera quello derivante da suolo superficiale. Il software RBCA Toolkit [7] e lo standard Unichim [13], proprio per questi motivi, affiancano all'equazione precedente un'altra relazione (A.7). Scegliendo tra queste due relazioni quella che fornisce il valore minore, si riconduce il calcolo del rischio a quello derivante da suolo superficiale.
Il software ROME, come detto in precedenza, utilizza un'unica equazione sia per il suolo superficiale che per il suolo profondo ed il suo approccio risulta sempre essere il più conservativo, come si evince dalla tabella 2.
Volatilizzazione in aria indoor:
Anche in questo caso, come si vede in tabella 2, si utilizza un'equazione (A.9) attraverso la quale, in alcuni casi, si arriva ad ottenere un valore di rischio superiore a quello outdoor relativo al suolo superficiale. Lo standard ASTM [2] propone l'utilizzo di questa unica relazione così come i software BP-Risc [9] e ROME.
Percolazione verso falda:
Come accennato in precedenza, la prima differenza emersa consiste nel calcolo dello spessore della zona di miscelazione in falda, che interviene nel calcolo del fattore di diluizione (LDF). L'equazione (3) proposta dallo standard dell'EPA "*Soil Screening Guidance*" del 1996, ed adottata dal Manuale Unichim [13] e dal software ROME non rispetta la condizione che lo spessore della zona di miscelazione sia minore o uguale allo spessore dell'acquifero. La relazione risulta inoltre fortemente variabile in funzione dell'estensione della

sorgente di contaminazione nella direzione del flusso di falda rendendo la stessa poco sensibile alle variazioni dello spessore dell'acquifero.
La scelta proposta nello standard ASTM E-1739 e PS-104 e adottata dai software BP-Risc ed RBCA Toolkit [7] prevede un valore di default pari a 200 cm per la zona di miscelazione. Quest'ultimo approccio equivale a porsi in una condizione estremamente conservativa, ottenendo così dei risultati a vantaggio di sicurezza.
Per ciò che concerne il calcolo del fattore di lisciviazione, il software RBCA Toolkit [7] adotta l'equazione A.13 ritenendo importante l'attenuazione dovuta al percorso del contaminante attraverso la zona insatura. Lo standard ASTM [2] ed i software BP-Risk e ROME considerano una sorgente di contaminazione posta sempre a diretto contatto con il piano di falda, equivalente a porre il coefficiente SAM = 1. Nelle nostre simulazioni abbiamo ipotizzato una soggiacenza tale da ottenere un valore per il coefficiente SAM pari a 0,5 e, come si vede in tabella 2, otteniamo per il software RBCA un valore del LF pari alla metà di quello ottenuto con gli altri. Il manuale Unichim [13] restituisce il valore meno conservativo poiché propone l'utilizzo di altri due fattori di attenuazione:

- BDF BioDegradation Factor , che tiene conto dei fattori di biodegradazione che possono avvenire nel tragitto dell'inquinante nella zona insatura utilizzando una relazione di decadimento esponenziale al primo ordine.
- TAF Time Averaging Factor, che, per i contaminanti cancerogeni, considera la concentrazione media per un particolare periodo di esposizione. Questo rimuove l'ipotesi di concentrazione stazionaria durante tutto il periodo di esposizione perché considera la diminuzione del rilascio del contaminante nel tempo.

Il fattore di lisciviazione che si ottiene applicando tutti i fattori di attenuazione proposti dal manuale Unichim [13] risulta essere meno conservativo.

Tabella 2: Volatilizzazione vapori in aria indoor e outdoor e percolazione

	Vapori outdoor da suolo profondo		Vapori indoor da suolo profondo		Percolazione da suolo profondo	
	Eq.ne	$\mathbf{VF_{samb}}$	Eq.ne	$\mathbf{VF_{sesp}}$	Eq.ne	**LF**
ASTM	A.6	1,50E-03	A.9	6,48E-02	A.12	3,06E-01
RBCA	A.7	4,31E-05		6,48E-02	A.13	1,53E-01
BP-Risc	A.6	1,50E-03		6,48E-02	A.12	3,07E-01
Unichim	A.7	4,31E-05		6,48E-02	A.13	4,75E-03
Rome	A.6	1,48E-03		6,48E-02	A.12	3,06E-01

3.3 VOLATILIZZAZIONE VAPORI DA FALDA IN ARIA OUTDOOR ED INDOOR

Volatilizzazione in aria outdoor:
Tutti gli standard ed i software, eccetto ROME, utilizzano un'unica equazione che, come si vede nella tabella 3, tiene conto della migrazione del contaminante in zona insatura e la conseguente miscelazione in aria.
Rome utilizza un'equazione che restituisce un valore più conservativo, ma della quale non è ancora disponibile il riferimento bibliografico.
Volatilizzazione in aria indoor:
Tutti i software egli standard propongono l'utilizzo di un'unica equazione (A .16) sviluppata da Johnson e Ettinger, (1991) [8]. Il Manuale Unichim [13] ed il software BP-Risc [9] propongono una seconda equazione che prevede l'effetto di fenomeni convettivi capaci di aumentare la quantità di contaminanti che raggiungono il bersaglio. Ad oggi, tale equazione non è stata presa in considerazione.

Tabella 3: Volatilizzazione vapori outdoor e indoor da falda

	Vapori outdoor da falda		Vapori indoor da falda	
	Eq.ne	$\mathbf{VF_{wamb}}$	Eq.ne	$\mathbf{VF_{wesp}}$
ASTM	A.14	9,41E-05	A.16	2,00E-02
RBCA		9,41E-05		2,00E-02
BP-Risc		9,41E-05		2,00E-02
Unichim		9,41E-05		2,00E-02
Rome	A.15	3,04E-03		2,00E-02

Appendice A
Elenco delle equazioni utilizzate per la valutazione dei fattori di trasporto

Volatilizzazione vapori ed emissione di polveri da suolo superficiale

ASTM, RBCA, BP-RISC, UNICHIM

$$VF_{ss} = \frac{2W\rho_s}{U_{air}\delta_{air}} \cdot \sqrt{\frac{D_s^{eff} H}{\pi\tau\left(\vartheta_w + k_s\rho_s + H\vartheta_a\right)}} \cdot 10^3 \quad \text{(A .1)}$$

$$VF_{ss} = \frac{W\rho_s d}{U_{air}\delta_{air}\tau} \cdot 10^3 \quad \text{(A .2)}$$

$$Pef = \frac{P_e W}{U_{air}\delta_{air}} \cdot 10^3 \quad \text{(A .3)}$$

ROME

$$VF_{ss} = \frac{E_i \cdot \rho_s \cdot H \cdot A \cdot D_s^{eff}}{\left(\vartheta_w + \rho_s \cdot k_s + H \cdot \vartheta_a\right) \cdot L_s \cdot U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot W} \cdot 10^3 \quad \text{(A .4)}$$

$$Pef = PM_o \cdot F_{sd} \cdot 10^{-6} \quad \text{(A .5)}$$

Volatilizzazione vapori da suolo profondo in aria outdoor ed indoor e percolazione verso falda

Aria outdoor

ASTM, RBCA, BP-RISC, UNICHIM

$$VF_{samb} = \frac{H\rho_s}{\left(\vartheta_w + k_s\rho_s + H\vartheta_a\right) \cdot \left(1 + \frac{U_{air}\delta_{air}L_s}{D_s^{eff} W}\right)} \cdot 10^3 \quad \text{(A .6)}$$

$$VF_{samb} = \frac{W\rho_s d_s}{U_{air}\delta_{air}\tau} \cdot 10^3 \quad \text{(A .7)}$$

La scelta ricade sull'equazione che restituisce il valore minore

ROME

$$VF_{ss} = \frac{E_i \cdot \rho_s \cdot H \cdot A \cdot D_s^{eff}}{\left(\vartheta_w + \rho_s \cdot k_s + H \cdot \vartheta_a\right) \cdot L_s \cdot U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot W} \cdot 10^3 \quad \text{(A .8)}$$

Aria indoor

Adottata da tutti

$$VF_{sesp} = \frac{\frac{H\rho_s}{\left(\vartheta_w + k_s\rho_s + H\vartheta_a\right)} \cdot \frac{D_s^{eff}}{L_s L_B ER}}{1 + \frac{D_s^{eff}}{L_s L_B ER} + \frac{D_s^{eff} L_{crack}}{D_{crach}^{eff} L_s \eta}} \cdot 10^3 \quad \text{(A .9)}$$

$$VF_{sesp} = \frac{\rho_s \cdot d_s}{L_B \cdot ER \cdot \tau} \cdot 10^3 \quad \text{(A .10)}$$

La scelta ricade sull'equazione che restituisce il valore minore

$$VF_{sesp} = \frac{\frac{H\rho_s}{\left(\vartheta_w + k_s\rho_s + H\vartheta_a\right)} \cdot \frac{D_s^{eff}}{L_s L_B ER} \cdot e^{\xi}}{e^{\xi} + \frac{D_s^{eff}}{L_s L_B ER} + \frac{D_s^{eff} A_B}{Q_s L_s} \cdot \left(e^{\xi} - 1\right)} \cdot 10^3 \quad \text{(A .11)}$$

Percolazione

ASTM, BP-RISC , ROME

$$LF = \frac{\rho_s}{(\theta_w + \rho_s k_s + H\theta_a)\cdot(1+\frac{V_{gw}\cdot\delta_{gw}}{I\cdot W})} \quad \text{(A .12)}$$

RBCA, UNICHIM

$$LF = \frac{\rho_s}{(\theta_w + \rho_s k_s + H\theta_a)\cdot(1+\frac{V_{gw}\cdot\delta_{gw}}{I\cdot W})}\cdot\frac{d_s}{L_s} \quad \text{(A .13)}$$

Volatilizzazione vapori da falda in aria outdoor ed indoor

Aria outdoor

ASTM, RBCA, BP-RISC, UNICHIM

$$VF_{wamb} = \frac{H}{1+\frac{U_{air}\delta_{air}L_{GW}}{D_{ws}^{eff}W}}\cdot 10^3 \quad \text{(A .14)}$$

ROME

$$VF_{wamb} = \frac{D_s^{eff}\cdot W}{U_{air}\cdot\delta_{air}\cdot L_s} \quad \text{(A .15)}$$

Aria indoor

Adottata da tutti

$$VF_{wesp} = \frac{\frac{H\cdot D_w^{eff}}{L_{GW}\cdot ER\cdot L_B}}{1+\frac{D_w^{eff}}{L_{GW}\cdot ER\cdot L_s}+\frac{D_w^{eff}\cdot L_{crack}}{D_{crack}^{eff}\cdot L_{GW}\cdot\eta}}\cdot 10^3 \quad \text{(A .16)}$$

$$VF_{wesp} = \frac{\frac{H\cdot D_w^{eff}}{L_{GW}\cdot ER\cdot L_B}\cdot e^{\xi}}{e^{\xi}+\frac{D_w^{eff}}{L_{GW}\cdot ER\cdot L_s}+\frac{D_w^{eff}\cdot A_B}{L_{GW}\cdot Q_s}\cdot\left(e^{\xi}-1\right)}\cdot 10^3 \quad \text{(A .17)}$$

Appendice B

Parametri per la caratterizzazione dei meccanismi di trasporto

Simbolo	Descrizione	Unità
A	Area della sorgente di contaminazione	cm^2
AT	Tempo di mediazione	giorni
BW	Peso corporeo	Kg
CR	Tasso di contatto	funzione del tipo di esposizione
C_s	Concentrazione in sorgente	mg/l ; mg/Kg
d	Spessore della sorgente di contaminazione in suolo superficiale	cm
D_a	Diffusività in aria	cm^2/s
D^{eff}_{crack}	Diffusività effettiva nelle fratture	cm^2/s
D^{eff}_{s}	Diffusività effettiva in suolo	cm^2/s
D^{eff}_{w}	Diffusività effettiva in falda	cm^2/s
d_s	Spessore della sorgente di contaminazione in suolo profondo	cm
D_w	Diffusività in acqua	cm^2/s
E	Portata di esposizione	mg/(Kg-d)
ED	Durata dell'esposizione	anni
EF	Frequenza dell'esposizione	d/anno
E_i	Tasso di emissione vapori	g/s
ER	Tasso di ricambio d'aria in ambienti confinati	1/s
f_{oc}	Frazione di carbonio organico nel suolo	adim.
F_{sd}	Frazione di particelle di suolo nella polvere	adim.
H	Costante di Henry	adim.
K_s	Coefficiente di partizione suolo acqua	adim.
L_B	Rapporto tra volume indoor e superficie d'infiltrazione	cm
L_s	Profondità del top della sorgente dicontaminazione	cm
P_e	Portata di particolato	
PM_0	Concentrazione di polvere all'aperto	mg/m^3
T	Tossicità del contaminante	(kg-d)/mg
U_{air}	Velocità media del vento	cm/s
V_{gw}	Velocità di Darcy	cm/anno
W	Estensione della sorgente nella direzione principale del vento o del flusso di falda	cm
L_{GW}	Profondità del piano di falda	cm
L_{crack}	Spessore delle fondazioni	cm

Simbolo	Descrizione	Unità
VFss	Fattore di volatilizzazione vapori da suolo superficiale in ambienti aperti	Kg/m^3
Pef	Fattore di emissione polveri	Kg/m^3
VFsamb	Fattore di volatilizzazione vapori da suolo profondo in ambienti aperti	Kg/m^3
VFsesp	Fattore di volatilizzazione vapori da suolo profondo in ambienti chiusi	Kg/m^3
LF	Fattore di lisciviazione	Kg/l
VFwamb	Fattore di volatilizzazione vapori da falda in ambienti aperti	Kg/m^3
VFwesp	Fattore di volatilizzazione vapori da falda in ambienti chiusi	Kg/m^3

Simbolo	Descrizione	Unità
δ_{air}	Altezza del box di miscelazione	cm
δ_{gw}	Spessore della zona di miscelazione in falda	cm
η	Frazione areale di fratture	adim.
θ_a	Grado di riempimento dei pori con aria	adim.
θ_T	Porosità totale	adim.
θ_w	Grado di riempimento dei pori con acqua	adim.
ρ	Densità del suolo	Kg/m^3
τ	Tempo di mediazione	s

Bibliografia

[1] ASTM *"Standard Guide for Risk Based Corrective Actions Applied at Petroleum Release Sites"*, E-1739 , 1995.

[2] ASTM PS-104 *"Standard Provisional Guide for Risk-Based Corrective Action"* ASTM, 1998.

[3] D.L.vo n.22 del 5/2/97, *Attuazione delle direttive 91/156/CEE sui rifiuti, 91/689/CEE sui rifiuti pericolosi e 94/62/C sugli imballaggi e sui rifiuti di imballaggio*.

[4] D.M. n. 471 del 25/10/99, *Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi dell'articolo 17 del D.L. n. 22 del 5/2/97, e successive modificazioni ed integrazioni.*

[5] Dames & Moore "Appendices to Concawe report n. 2/97", 1997.

[6] F. Quercia, C. Mariotti, G. Rosti, *"Modelli per l'Analisi di Rischio"*.

[7] John A. Connor, Richard L. Bowers, J. Peter Nevin, R. Todd Fisher, *"Guidance Manual for RBCA Toolkit for Chemical Release"*, Groundwater, Inc. 1998.

[8] Johnsos, P. C., and Ettinger, R. A., *"Heuristic Model for Predicting the Intrusion Rate of Contaminant Vapors into Buildings"* Environmental Science and Technology, Vol. 12, 1983, pp. 558-564.

[9] Lynn R. Spence *"Risk Integrated Software for Clean-up"* User's Manual 2001.

[10] Mackay D., Wan-Ying S., Kuo-Ching M. (1997) *"Illustrated Handbook of Physical-Chemical and Environmental fate for Organic Chemicals"*.

[11] Mariotti C., Berardi S. (2001) *"Benchmarking di quattro modelli di analisi di rischio di siti contaminati:Rbca (Astm-Epa), Giuditta (Prov. di Milano), Rome (Anpa), Risc (British Petroleum)"* Siti Contaminati, n. 2 – Febbraio, pagg. 26-31

[12] Quercia, F., 1999. "L'analisi di Rischio dei Siti Contaminati: Normative ed Iniziative in 16 Paesi Europei", CLARINET website.

[13] Unichim, Manuale n. 196/1 *"Suoli e falde contaminati, analisi di rischio sito-specifica criteri e parametri"*, edizione 2002.

[14] US EPA (1996) *"Soil Screening Guidance: Fact Sheet"*.

[15] US EPA (1996) *"Soil Screening Guidance: Technical Background Document"*.