



APAT

Agenzia per la Protezione
dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici

Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati

Rev.0
Giugno 2005

Il contenuto del presente documento può essere suscettibile di revisioni ed aggiornamenti sia per adeguarsi ad ulteriori eventuali modifiche della normativa di riferimento sia per migliorarne l'applicazione.

L' Agenzia per la protezione dell'Ambiente e per i Servizi tecnici o le persone che agiscono per conto dell'Agenzia stessa non sono responsabili dell'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici
Via Vitaliano Brancati, 48 - 00144 Roma
www.apat.it

Coordinamento Grafico:
APAT

Coordinamento tipografico
APAT

Il documento “Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati” è stato elaborato dall'Università di Roma “Tor Vergata” sulla base delle indicazioni del tavolo tecnico, istituito nel 2004 dall'Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici (APAT), avente come obiettivo la elaborazione di un documento tecnico contenente le indicazioni teoriche ed applicative per tecnici delle Pubbliche Amministrazioni, ricercatori, professionisti ed operatori del settore che si trovino a dover redigere e/o valutare progetti di bonifica dei siti contaminati contenenti elaborazioni di analisi di rischio sanitario-ambientale.

La stesura del documento è stata curata dal Dipartimento di Ingegneria Civile dell'Università degli Studi di “Tor Vergata”, nell'ambito di apposita convenzione stipulata con il Servizio Interdipartimentale per le Emergenze Ambientali di APAT.

Responsabile della convenzione

Ing. Giuseppe Marella, Responsabile del Settore Sistemi Integrati Ambientali (Servizio Interdipartimentale per le Emergenze Ambientali, APAT)

Coordinamento Tecnico-Scientifico e Stesura Finale

Ing. Renato Baciocchi (Università di Roma “Tor Vergata”), Ing. Laura D'Aprile (APAT), Ing. Giuseppe Marella (APAT).

Componenti del gruppo di lavoro ristretto per la redazione della banca-dati delle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche

Dott.ssa Loredana Musmeci (ISS)

Ing. Simona Berardi (ISPESL)

Dott.ssa Eleonora Beccaloni (ISS)

Dott. Fabrizio Falleni (ISS)

Componenti del tavolo tecnico

APAT: Ing. Giuseppe Marella, Ing. Laura D'Aprile, Ing. Carlo Dacquino, Ing. Gisella Darini, Ing. Margherita Galli

ICRAM: Dott. Massimo Gabellini, Ing. Marco Patacchia, Dott. Sergio Cappucci, Ing. Carlo Innocenti

ISPESL: Ing. Simona Berardi, Dott. Fiorenzo Damiani, Dott.ssa Alessandra Marino

ISS: Dott.ssa Loredana Musmeci, Dott.ssa Eleonora Beccaloni, Dott. Leonello Attias, Dott. Enzo Funari, Dott. Giancarlo Donati

ARTA Abruzzo: Dott.ssa Carla Stocchino, Ing. Simona Campana

ARPA Basilicata: Dott. Giampietro Summa, Dott. Rocco Masotti

ARPA Campania: Dott.ssa Gabriella Andrisani, Dott. Federico Silvestri

ARPA Emilia Romagna: Dott.ssa Daniela Ballardini, Dott.ssa Annamaria Colacci

ARPA Friuli Venezia-Giulia: Dott. Davide Brandolin

ARPA Lazio: Dott. Giovanni Vinciguerra

ARPA Liguria: Dott.ssa Tiziana Pollero

ARPA Lombardia: Dott. Rocco Racciatti

ARPA Marche: Dott.ssa Stefania Canestrari, Dott. Manrico Marzocchi, Dott. Stefano Orilisi

ARPA Molise: Dott. Paolo Carnevale

ARPA Piemonte: Ing. Aldo Panzia Oglietti, Dott. Renzo Barberis

ARPA Sicilia: Dott. Vincenzo Bartolozzi, Dott. Francesco D'Urso, Dott. Gaetano Valastro, Dott. Fabrizio Vasile

ARPA Toscana: Dott. Milo Vignali, Ing. Stefano Santi, Ing. Diletta Mogorovich, Dott. Fabrizio Franceschini, Dott. Marcello Panarese

ARPA Trento: Dott. Luga Sighel

ARPA Umbria: Dott. Andrea Sconocchia

ARPA Veneto: Dott. Paolo Campaci, Dott. Roberto Scazzola

Regione Lombardia: Dott. Roberto Canobio, Ing. Mila Campanili

Provincia di Milano: Dott. Luca Raffaelli

Prof. Giovanni Beretta (Politecnico di Milano)

Prof. Giannantonio Petruzzelli (CNR, Pisa)

Prof. Giuseppe Raspa (Università di Roma "La Sapienza")

Hanno inoltre collaborato alla preparazione del documento per conto dell'Università di Roma "Tor Vergata":

Giacomo Cleriti

Gabriele D'Anastasio

Roberta Felli

Nicoletta Gazzea

Silvia Kajon

Vittorio Morucci

Elisa Petrini

Emiliano Scozza

Sara Valentini

Si ringraziano inoltre quanti, pur non facendo parte del gruppo di lavoro, hanno inviato i loro contributi.

INDICE

PRESENTAZIONE	7
PREMESSA.....	8
1 INTRODUZIONE.....	12
1.1 L'analisi di rischio sanitario-ambientale.....	12
1.2 Livelli di analisi previsti dalla procedura RBCA.....	15
2 MATERIALE DI RIFERIMENTO	20
2.1 ASTM E-1739 del 1995 e ASTM PS 104 del 1998.....	20
2.2 Manuale UNICHIM n. 196/1 del 2002	23
2.3 Documenti EPA relative alla determinazione dei SSG.....	24
2.4 CONCAWE: Report n. 2/1997 e Report n. 3/2003	24
2.5 Risk Assessment Guidance for Superfunds (RAGS), Volume 1	25
3 COSTRUZIONE DEL MODELLO CONCETTUALE	26
3.1 Sorgente di contaminazione.....	27
3.1.1 Geometria della zona satura e insatura.....	29
3.1.2 Geometria della sorgente di contaminazione in zona insatura	34
3.1.3 Geometria della sorgente di contaminazione in zona satura	36
3.1.4 Definizione della concentrazione rappresentativa in sorgente	37
3.1.5 Proprietà chimico-fisiche e tossicologiche dei contaminanti	43
3.1.6 Selezione degli inquinanti indicatori	44
3.2 Vie di migrazione: criteri di stima relativi ai comparti ambientali	48
3.2.1 Criterio per la stima dei parametri caratteristici del sito	48
3.2.2 Parametri del terreno in zona insatura	50
3.2.3 Parametri del terreno in zona satura.....	60
3.2.4 Parametri degli ambienti aperti.....	65
3.2.5 Parametri degli ambienti confinati.....	72
3.2.6 Parametri delle acque superficiali.....	79
3.3 Vie di migrazione: Criteri di stima dei fattori di trasporto	86
3.3.1 Lisciviazione e dispersione in falda	88
3.3.2 Volatilizzazione in aria outdoor (ambienti aperti)	92
3.3.3 Volatilizzazione in aria indoor (ambienti chiusi)	97
3.3.4 Emissione di particolato da suolo superficiale.....	100
3.3.5 Migrazione dall'acqua di falda all'acqua superficiale	101
3.3.6 Analisi comparata di standard e software	102
3.4 Modalità di esposizione e bersagli: criteri di stima dei fattori di esposizione	105
3.4.1 Calcolo della portata effettiva di esposizione.....	108
3.4.2 Stima dei fattori di esposizione	110
4 CALCOLO DEL RISCHIO E DELLE CONCENTRAZIONI RESIDUALI ACCETTABILI	112
4.1 Calcolo del Rischio individuale e cumulativo	113
4.2 Criterio di accettabilità del rischio	120
4.3 Calcolo delle concentrazioni residuali accettabili.....	122
5 ANALISI CRITICA DEI SOFTWARE E CRITERI DI VALUTAZIONE.....	125
5.1 Analisi critica dei Software.....	125

5.2 Criteri di valutazione dei Software	129
NOMENCLATURA	135
BIBLIOGRAFIA	137
Appendice A: Dispersività longitudinale in falda	
Appendice B: Fattore di lisciviazione	
Appendice C: Fattore di attenuazione laterale in falda	
Appendice D: Fattore di volatilizzazione e di emissione di particolato in ambienti aperti	
Appendice E: Fattore di dispersione del contaminante in atmosfera	
Appendice F: Fattore di volatilizzazione in ambienti confinati	
Appendice G: Migrazione dalla falda all'acqua superficiale	
Appendice H: Concentrazione rappresentativa alla sorgente	
Appendice I: Stima dei fattori di esposizione	
Appendice L: Calcolo del rischio e dell'indice di pericolo	
Appendice M: Approccio probabilistico all'analisi di rischio: il metodo Monte Carlo	
Appendice N: Analisi di Sensibilità	
Appendice O: Proprietà chimico-fisiche e tossicologiche dei contaminanti	
Appendice P: Presenza di prodotto libero (NAPL)	

PRESENTAZIONE

Tra i compiti istituzionali dell' Agenzia Nazionale per la Protezione dell' Ambiente e per i Servizi Tecnici (APAT) vi è quello, stabilito dal DM 471/99, di supporto tecnico al Ministero dell' Ambiente e Tutela del Territorio nelle attività di istruttoria degli elaborati progettuali inerenti la bonifica dei Siti di Interesse Nazionale. Tale compito, svolto in stretta collaborazione con gli istituti scientifici nazionali (ISS, ISPESL e ICRAM) e le Agenzie Ambientali, presuppone lo studio e lo sviluppo di strumenti tecnico-scientifici che consentano di analizzare i fenomeni ambientali e di valutare gli interventi di bonifica più idonei a garantire la tutela ambientale e sanitaria.

In tale contesto si inseriscono i manuali “Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati” e “Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio alle discariche” elaborati da un gruppo di lavoro coordinato dall' Agenzia Nazionale per la Protezione dell' Ambiente e per i Servizi Tecnici (APAT) e costituito da rappresentanti degli istituti scientifici nazionali (ISS, ISPESL e ICRAM), delle Agenzie Ambientali e del mondo accademico.

Obiettivo primario dei documenti elaborati è quello di ridurre, quanto più possibile, le numerose “soggettività” ad oggi presenti nell'applicazione della procedura di analisi di rischio che si concretizzano, spesso, nel mancato raggiungimento degli obiettivi di salvaguardia ambientale.

I manuali sono quindi finalizzati a fornire un punto di riferimento teorico ed applicativo per tecnici delle Pubbliche Amministrazioni, ricercatori, professionisti ed operatori del settore che si trovino a dover redigere e/o valutare progetti di bonifica dei siti contaminati contenenti elaborazioni di analisi di rischio sanitario-ambientale.

Il Direttore
Ing. Giorgio Cesari

PREMESSA

Il documento “Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati” è stato approntato dall'Università di Roma “Tor Vergata” sulla base delle indicazioni di un gruppo di lavoro coordinato dall'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici (APAT) e costituito da rappresentanti dei principali istituti scientifici nazionali (ISS, ISPESL e ICRAM) e da rappresentanti delle Agenzie Regionali per l'Ambiente (ARPA).

Tale documento è finalizzato a fornire un punto di riferimento teorico ed applicativo per tecnici delle Pubbliche Amministrazioni, ricercatori, professionisti ed operatori del settore che si trovino a dover redigere e/o valutare progetti di bonifica dei siti contaminati contenenti elaborazioni di analisi di rischio sanitario-ambientale. E' di fondamentale importanza osservare che, per la complessità e la multidisciplinarietà della materia, la redazione e/o la valutazione di elaborati contenenti analisi di rischio sanitario-ambientale, dovrebbe essere sempre eseguita da operatori che abbiano sufficienti conoscenze di base di chimica, idrogeologia, ecotossicologia, modellistica in genere, in quanto l'utilizzo di modelli di analisi di rischio richiede un impegno tecnico rilevante e la mancanza di formazione specifica può facilmente portare a valutazioni errate.

L'attuale contesto normativo di applicazione dell'analisi di rischio sanitario-ambientale ai siti contaminati è il DM 471/99. Sulla base di tale regolamento l'analisi di rischio può essere applicata *“qualora il progetto preliminare (...) dimostri che i valori di concentrazione limite accettabili (...) non possono essere raggiunti nonostante l'applicazione, secondo i principi della normativa comunitaria, delle migliori tecnologie disponibili a costi sopportabili”*. In tali casi *“il Comune o, se l'intervento riguarda un'area compresa nel territorio di più Comuni, la Regione, può autorizzare interventi di bonifica e ripristino ambientale con misure di sicurezza, che garantiscano, comunque, la tutela ambientale e sanitaria anche se i valori di concentrazione residui previsti nel sito risultano superiori a quelli stabiliti nell'Allegato 1. Tali valori di concentrazione residui sono determinati in base ad una metodologia di analisi di rischio riconosciuta a livello internazionale che assicuri il soddisfacimento dei requisiti indicati nell'Allegato 4”* (Art.5, Bonifica e Ripristino ambientale con misure di sicurezza)

Nell'ambito della presentazione di un progetto di bonifica con misure di sicurezza, l'analisi di rischio è un elemento vincolante all'approvazione del progetto stesso (Art. 10, comma 7).

Nell'Allegato 3 del DM 471/99 si riporta *“Le misure di sicurezza sono attuate per impedire danni alla salute pubblica o all'ambiente influenzato dalle caratteristiche del sito, derivanti dai livelli di concentrazione residui in suolo, sottosuolo e acque sotterranee stabiliti per gli interventi di bonifica di un sito specifico in base ai risultati dell'analisi del rischio.”*

Appare quindi chiaro che il DM 471/99 preveda l'applicazione dell'analisi di rischio a partire da un Livello 2, by-passando il livello 1 che prevede il calcolo dei RBSLs, cioè degli obiettivi di bonifica che sono già definiti dalle CLA dell'Allegato 1 (Tabelle 1 e 2) dello stesso decreto.

L'approccio del DM 471/99 prevede l'utilizzo dell'analisi di rischio nei casi in cui sia dimostrato in fase di progettazione preliminare che le concentrazioni limite accettabili riportate nell'Allegato 1 del DM 471/99 per la specifica destinazione d'uso, non siano raggiungibili con l'applicazione delle migliori tecnologie disponibili a costi sopportabili. In questi casi, l'analisi di rischio va applicata per verificare che le concentrazioni residuali, che costituiscono l'obiettivo di bonifica esplicitato nel progetto preliminare, siano accettabili in termini di protezione della salute umana e dell'ambiente.

L'impiego dell'analisi di rischio nella gestione delle attività di bonifica dei siti contaminati sembra essere auspicato e rafforzato dalla Legge 15 dicembre 2004 n. 308 *“Delega al Governo per il riordino, il coordinamento e l'integrazione della legislazione in materia ambientale e misure di diretta applicazione”*, in vigore dall' 11 gennaio 2005. Nel testo pubblicato sulla GU N.302 del 27 dicembre 2004 è infatti riportato.(Art.1, comma 9, a): *“I decreti legislativi di cui al comma 1 (n.d.r: a) gestione dei rifiuti e bonifica dei siti contaminati; b) tutela delle acque dall'inquinamento e gestione delle risorse idriche; c) difesa del suolo e lotta alla desertificazione; d) gestione delle aree protette, conservazione e utilizzo sostenibile degli esemplari di specie protette di flora e di fauna; e) tutela risarcitoria contro i danni all'ambiente; f) procedure per la valutazione di impatto ambientale (VIA), per la valutazione ambientale strategica (VAS) e per*

l'autorizzazione ambientale integrata QPPQ; g) tutela dell'aria e riduzione delle emissioni in atmosfera.) *devono essere informati agli obiettivi di massima economicità e razionalità, anche utilizzando tecniche di raccolta, gestione ed elaborazione elettronica di dati e, se necessario, mediante ricorso ad interventi sostitutivi, sulla base dei seguenti principi e criteri specifici: (...)prevedere che gli obiettivi di qualità ambientale dei suoli, dei sottosuoli e delle acque sotterranee dei siti inquinati, che devono essere conseguiti con la bonifica, vengano definiti attraverso la valutazione dei rischi sanitari e ambientali connessi agli usi previsti dei siti stessi, tenendo conto dell'approccio tabellare”*

Il documento “Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati” si propone come strumento utile alla applicazione della analisi di rischio per la salute umana derivante da un sito contaminato in corrispondenza ad un livello 2 di analisi, così come definito dalla procedura RBCA (“Risk Based Corrective Action”) descritta negli standard ASTM E-1739-95 e PS-104-98. Obiettivo primario è quello di ridurre, quanto più possibile, le numerose aleatorietà ad oggi presenti nell’applicazione di tale procedura e si concretizza essenzialmente nella analisi dello stato dell’arte in materia, nella indicazione delle equazioni da utilizzare in ogni fase della procedura e nella definizione di criteri guida per la scelta del valore corrispondente ad ogni parametro richiesto quale input, facendo sempre riferimento al principio del “worst case”.

In particolare, il documento è strutturato in modo da fornire un quadro generale delle nozioni bibliografiche di base (Cap.1 e 2), gli elementi per la costruzione del modello concettuale (Cap.3), le modalità di calcolo del rischio e delle concentrazioni residuali accettabili (Cap.4), l’analisi critica dei principali software in uso in Italia ed i loro criteri di validazione (Cap.5). In appendice al documento sono descritte e giustificate le scelte operate per alcuni parametri fondamentali quali i fattori di trasporto (Appendice A, B, C, D, E, F, G) e di esposizione (Appendice I), per il calcolo della concentrazione rappresentativa della sorgente (Appendice H) e del rischio (Appendice L), per la valutazione delle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche dei contaminanti (Appendice O). E’ inoltre descritto l’approccio probabilistico all’analisi di rischio mediante il metodo Monte Carlo (Appendice M), sono riportati i risultati di una analisi di sensibilità condotta su ciascuno dei parametri caratteristici del sito utili per l’applicazione della procedura

Premessa

(Appendice N) ed i criteri per la valutazione del rischio in presenza di prodotto libero (Appendice P)

Le scelte riportate nel testo rappresentano il prodotto del confronto tra i vari componenti del gruppo di lavoro e sono state da questi condivise.

1 INTRODUZIONE

1.1 L'analisi di rischio sanitario-ambientale

La Valutazione del Rischio è stata definita in modi diversi da molti autori che hanno affrontato la materia (Rowe, 1977; NRC, 1983; OTA, 1993; US EPA, 1984; Bowles et al., 1987; Asante-Duah, 1990); in termini estremamente tecnici il Risk Assessment viene definito come “processo sistematico per la stima di tutti i fattori di rischio significativi che intervengono in uno scenario di esposizione causato dalla presenza di pericoli”. In termini meno tecnici la Valutazione del Rischio è la stima delle conseguenze sulla salute umana di un evento potenzialmente dannoso, in termini di probabilità che le stesse conseguenze si verifichino.

Il processo di valutazione, per sua natura, fornisce il grado di importanza dei rischi potenziali esaminati per il caso specifico, da confrontare con una base di riferimento univoca; tale base di giudizio è il livello di accettabilità/attenzione/necessità di bonifica, fissato in linee guida stabilite da parte di Enti ed Organismi di programmazione e salvaguardia ambientale nazionali e/o internazionali.

Lo strumento ‘Analisi di Rischio’ per la valutazione dei siti contaminati, è in uso da alcune decine di anni ed ha ricevuto un forte impulso negli USA con il Programma Superfund ed in Europa con l’emergere del problema del risanamento di un numero molto ampio di siti e con l’avvio di programmi di collaborazione internazionale.

La valutazione del rischio, o analisi di rischio, connessa ad un sito inquinato, è al momento una delle procedure più avanzate per la valutazione del grado di contaminazione di un’area e per la definizione delle priorità e modalità di intervento nel sito stesso.

Nel recente ordinamento italiano in materia di siti inquinati (Decreto Ministeriale 471 del 22 ottobre 1999) l’Analisi di Rischio si prefigura come strumento di verifica dell’accettabilità di concentrazioni residuali, a valle di valutazioni sull’efficienza/efficacia degli interventi di bonifica, quando, anche applicando le migliori tecnologie disponibili, a costi sopportabili, non si riescano a raggiungere i valori tabellari indicati nell’Allegato 1 al citato DM 471/99.

Il criterio della analisi assoluta conduce ad una valutazione del rischio connesso ad un sito, in termini di verifica delle possibili conseguenze legate alla sua situazione qualitativa e di definizione degli obiettivi di risanamento vincolati alle condizioni specifiche del singolo sito.

Tale valutazione di rischio si effettua, in genere, su siti che rappresentano un pericolo cronico per l'uomo e/o l'ambiente, stimando un livello di rischio e, conseguentemente, dei valori limite di concentrazione, determinati in funzione delle caratteristiche della sorgente dell'inquinamento, dei meccanismi di trasporto e dei bersagli della contaminazione.

Il Rischio (R), come definizione derivata originariamente dalle procedure di sicurezza industriale, è inteso come la concomitanza della probabilità di accadimento di un evento dannoso (P) e dell'entità del danno provocato dall'evento stesso (D):

$$R = P \times D$$

Il danno conseguente all'evento incidentale (D), a sua volta, può essere dato dal prodotto tra un fattore di pericolosità (Fp), dipendente dall'entità del possibile danno, e un fattore di contatto (Fe), funzione della durata di esposizione:

$$D = Fp \times Fe$$

Nel caso di siti inquinati, la probabilità (P) di accadimento dell'evento è conclamata ($P=1$), il fattore di pericolosità è dato dalla tossicità dell'inquinante ($T \text{ [mg/kg d]}^{-1}$) ed il fattore di contatto è espresso in funzione della portata effettiva di esposizione ($E \text{ [mg/kg d]}$), per cui, in generale, il rischio (R) derivante da un sito contaminato è dato dalla seguente espressione:

$$R = E \times T$$

Dove E ([mg/kg d]) rappresenta l'assunzione cronica giornaliera del contaminante e T ([mg/kg d]⁻¹) la tossicità dello stesso. Il risultato R, viene poi confrontato con i criteri di accettabilità individuali e cumulativi del rischio sanitario, per decidere se esistono o meno condizioni in grado di causare effetti sanitari nocivi.

Il calcolo del rischio si differenzia a seconda che l'inquinante sia cancerogeno oppure non-cancerogeno.

Per le sostanze cancerogene:

$$R = E \times SF$$

Dove R (Rischio [adim]) rappresenta la probabilità di casi incrementali di tumore nel corso della vita, causati dall'esposizione alla sostanza, rispetto alle condizioni di vita usuali, SF (Slope Factor [mg/kg d]⁻¹) indica la probabilità di casi incrementali di tumore nella vita per unità di dose.

Per le sostanze non cancerogene:

$$HQ = E / RfD$$

Dove HQ (Hazard Quotient [adim]) è un 'Indice di Pericolo' che esprime di quanto l'esposizione alla sostanza supera la dose tollerabile o di riferimento, RfD (Reference Dose [mg/kg d]) è la stima dell'esposizione media giornaliera che non produce effetti avversi apprezzabili sull'organismo umano durante il corso della vita.

La procedura di analisi di rischio può essere condotta in modalità diretta (forward mode) o inversa (backward mode). La modalità diretta permette di stimare il rischio sanitario per il recettore esposto, sia posto in prossimità del sito (on-site) che ad una certa distanza (off site), conoscendo la concentrazione in corrispondenza della sorgente di contaminazione. Avendo invece fissato il livello di rischio per la salute ritenuto accettabile per il recettore

esposto, la modalità inversa permette il calcolo della massima concentrazione in sorgente compatibile con la condizione di accettabilità del rischio.

L'attuale contesto normativo (DM 471/99) consente l'applicazione dell'analisi di rischio in modalità diretta (forward mode). L'approccio del DM 471/99 prevede l'utilizzo dell'analisi di rischio nei casi in cui sia dimostrato in fase di progettazione preliminare che le concentrazioni limite accettabili riportate nell'Allegato 1 del DM 471/99 per la specifica destinazione d'uso, non siano raggiungibili con l'applicazione delle migliori tecnologie disponibili a costi sopportabili. In questi casi, l'analisi di rischio va applicata per verificare che le concentrazioni residuali, che costituiscono l'obiettivo di bonifica esplicitato nel progetto preliminare, siano accettabili in termini di protezione della salute umana e dell'ambiente.

1.2 Livelli di analisi previsti dalla procedura RBCA

La valutazione assoluta di rischio è un processo scientifico che richiede, nella sua intera e rigorosa applicazione, un impegno tecnico ed economico rilevante, in considerazione della mole di dati necessari (e quindi delle indagini, prove ed analisi da cui questi si ricavano) e delle elaborazioni matematiche conseguenti.

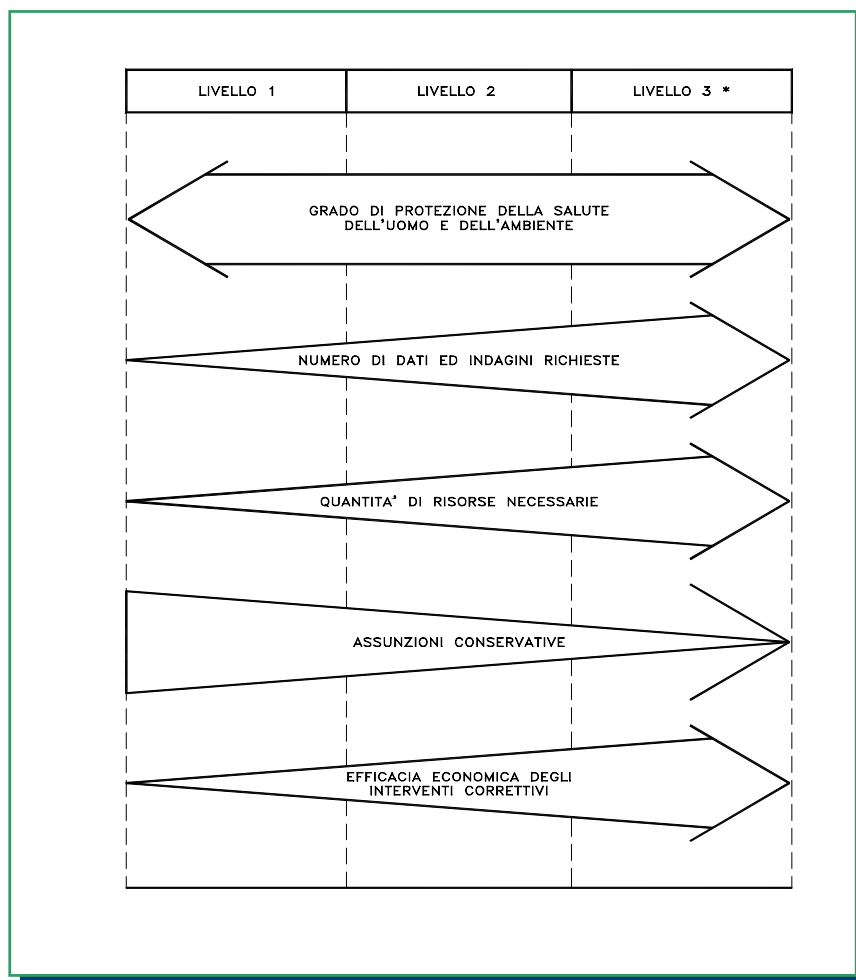
Tuttavia, fatto salvo il principio basilare del caso peggiore ("worste case") che deve sempre guidare la scelta tra alternative possibili, è possibile suddividere la valutazione del rischio in livelli di analisi diversi, che differiscono essenzialmente per i tempi e l'impegno economico necessario.

Il presente documento, che fornisce i criteri metodologici per la conduzione di una procedura di analisi di rischio, fa riferimento alla procedura RBCA (Risk-Based Corrective Action). Tale procedura è di derivazione ASTM (American Society for Testing and Materials) ed è stata pubblicata nel 1995 con il riferimento E1739-95 per guidare gli interventi di risanamento sui siti contaminati da idrocarburi. Nel 1998 la norma è stata aggiornata ed integrata dalla guida PS104, che riguarda più in generale i rilasci di sostanze chimiche (ASTM, 1995; ASTM, 1998).

La procedura RBCA fa riferimento ad un approccio graduale basato su tre livelli di valutazione. Il passaggio a livelli successivi prevede una caratterizzazione più accurata

del sito e l'abbandono di alcune ipotesi conservative. E' importante sottolineare che il grado di protezione della salute e dell'ambiente non varia nei diversi livelli di analisi. Infatti, come evidenziato in Figura 1.1, all'aumentare del livello di analisi (da livello 1 a livello 3) aumenta il numero di dati e indagini richieste, nonché la quantità di risorse e l'efficacia economica degli interventi correttivi, mentre si riduce la conservatività delle assunzioni e si mantiene invariato il grado di protezione della salute dell'uomo e dell'ambiente.

Figura 1.1: Caratterizzazione dei diversi livelli di analisi di rischio previsti dalla procedura RBCA.



In tal modo la procedura RBCA si propone di fornire uno strumento pratico che possa essere utilizzato come riferimento, anche per gli enti di controllo e per i legislatori, al fine di sviluppare programmi ed interventi basati sulla valutazione dei rischi.

Di seguito vengono brevemente discusse le condizioni a cui fanno riferimento i diversi livelli previsti dalla procedura RBCA.

Livello 1

L'analisi di rischio condotta a tale livello, fa riferimento a condizioni sito-generiche e rappresenta quindi una valutazione di screening. Prende in considerazione percorsi di esposizione diretti o indiretti, fattori di esposizione conservativi ed equazioni di trasporto di tipo prettamente analitico.

Applicando tale livello di analisi ("tier 1") si derivano i Risk Based Screening Levels (RBSL), ossia dei livelli di screening delle concentrazioni nelle matrici ambientali.

La posizione del punto di esposizione coincide con la sorgente di contaminazione quindi vengono considerati soltanto bersagli on-site.

Livello 2

Tale livello di analisi fa riferimento a condizioni sito-specifiche ed è quindi una valutazione di maggiore dettaglio. Prevede l'utilizzo di modelli analitici per la stima della concentrazione al punto di esposizione considerando un mezzo omogeneo e isotropo.

Applicando tale livello di analisi ("tier 2") si derivano i Site Specific Target Levels (SSTL), valori di concentrazione nelle matrici ambientali suolo insaturo e saturo che possono essere considerati quali obiettivi di bonifica.

Necessita di una quantità maggiore di dati rispetto all'analisi di livello 1, e vengono considerati più scenari e parametri di esposizione sito-specifici; la posizione del punto di esposizione è quella effettiva o potenziale (bersagli "on site" e "off site").

.

Livello 3

Il livello 3 di analisi permette una valutazione sito-specifica di maggiore dettaglio. Utilizza modelli numerici e analisi probabilistiche che consentono di poter considerare l'eterogeneità del sistema e di generalizzare la geometria della sorgente inquinante e delle condizioni al contorno.

La sua applicazione richiede però una maggior conoscenza del sistema fisico e, conseguentemente, una fase di “*site assessment*” più approfondita con una maggior quantità di dati.

Come per il livello 2, la posizione del punto di esposizione è quella effettiva o potenziale e dalla applicazione di tale livello di analisi (“tier 3”) si derivano i Site Specific Target Levels (SSTL).

Nel documento in oggetto si fa essenzialmente riferimento ad un Livello 2 di analisi. Tale livello, essendo intermedio tra i tre proposti dalla procedura RBCA, rappresenta, in genere, un buon compromesso tra l'utilizzo di valori tabellari, corrispondenti alla applicazione del livello 1, e l'applicazione di modelli numerici complessi, tipicamente utilizzati per una analisi di livello 3.

Un presupposto fondamentale per la applicazione di un livello 2 di analisi riguarda la scelta di utilizzare modelli analitici per la stima dei fattori di trasporto delle specie chimiche contaminanti attraverso i diversi comparti ambientali. Ciò comporta una estrema semplificazione del modello concettuale del sito e quindi l'utilizzo un numero ridotto di parametri caratteristici dello stesso [EPA, 1998]. In generale, l'applicazione di modelli analitici comporta la :

- semplificazione della geometria del sito;
- semplificazione delle proprietà fisiche del comparto ambientale attraverso cui avviene la migrazione (es. ipotesi di omogeneità);
- definizione semplificata della geologia e della idrogeologia del sito;
- indipendenza dei parametri di input rispetto alla variabile tempo;
- rappresentazione semplificata dei meccanismi di trasporto e dispersione.

Tali incertezze insite nell'uso di modelli analitici sono compensate dalla conservatività sia delle equazioni di fate and transport sia dei parametri inseriti quali input.

I principali vantaggi dei modelli analitici riguardano la semplicità di implementazione e di applicazione, la necessità di inserire in input un numero limitato di parametri, la loro stabilità numerica e la conservatività degli output.

Una importante limitazione dei modelli analitici è che, in alcuni casi, sono talmente semplificati al punto da trascurare importanti aspetti del sistema ambientale reale. In sintesi, le principali limitazioni riguardano:

- l'impossibilità di rappresentare le proprietà di un mezzo eterogeneo;
- l'impossibilità di tener conto delle variabilità temporali dei fenomeni simulati;
- l'incapacità di tener conto della presenza di sorgenti di contaminazioni multiple;
- l'impossibilità di tener conto delle irregolarità legate alla geometria del sito e alla sorgente di contaminazione.

2 MATERIALE DI RIFERIMENTO

Il presente documento è stato realizzato a partire da una analisi critica delle procedure ed equazioni proposte dai principali standard e linee guida nazionali ed internazionali relativi all'applicazione dell'analisi di rischio. In particolare, sono stati considerati come documenti di riferimento quelli emessi da ASTM, EPA, UNICHIM, CONCAWE.

Questi documenti costituiscono il punto di riferimento per lo studio dell'analisi di rischio, in quanto forniscono le indicazioni necessarie alla scelta dei parametri, delle equazioni per la descrizione del trasporto dei contaminanti e per il calcolo del rischio o dei limiti di bonifica. Generalmente sono il frutto del lavoro svolto da agenzie governative (es. EPA "Environmental Protection Agency" United States) o gruppi di ricerca che riuniscono diverse competenze (es. UNICHIM – Associazione per l'Unificazione nel Settore dell'Industria Chimica – Federata all'UNI) con lo scopo di creare una guida tecnica di riferimento per l'applicazione dei criteri dell'analisi di rischio.

Esistono altri standard adottati nelle diverse normative europee per il calcolo dei valori guida e sito-specifici (Environmental Agency "*Methodology for the Derivation of Remedial Targets for Soil and Groundwater to Protect Water Resources*" del 1999 per l'Inghilterra e il Galles; Norwegian Pollution Control Authority "*Guidelines on risk assessment of contaminated sites*" del 1999) che fanno comunque riferimento agli standard fondamentali citati in precedenza e dei quali si fornisce di seguito una breve descrizione..

2.1 ASTM E-1739 del 1995 e ASTM PS 104 del 1998

Il documento "*Standard guide for Risk Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites-RBCA*" (ASTM E-1739-95) è stato elaborato negli Stati Uniti da un gruppo di lavoro coordinato da ASTM (American Society for Testing and Materials) e composto da rappresentanti dell'industria petrolifera, USEPA, agenzie statali di controllo, società di consulenza assicurativa, bancaria ed ambientale. Il documento ha introdotto il termine "Risk-based corrective action" (RBCA, altrimenti noto come "Rebecca") che si riferisce ad una nuova filosofia per la gestione dei siti contaminati. Secondo questo approccio,

descritto appunto nel documento ASTM E-1739, pubblicato nel 1995 per guidare gli interventi di risanamento dei siti contaminati da idrocarburi, tutte le decisioni legate alla allocazione di risorse, urgenza degli interventi, livelli di bonifica e misure di risanamento, sono basati sui rischi potenziali, attuali e futuri, per la salute umana e le risorse ambientali. Tale documento è stato successivamente aggiornato ed integrato dalla guida PS104-98, che riguarda più in generale i rilasci di sostanze chimiche (ASTM, 1998). La procedura RBCA è basata sulla considerazione di rischio ed esposizione, per la cui valutazione sono previste le seguenti attività:

- Identificazione degli elementi di interesse;
- Identificazione dei ricettori;
- Analisi delle esposizioni possibili;
- Analisi delle relazioni dose-risposta;
- Quantificazione di incertezza e sensibilità del rischio;
- Gestione del rischio.

La procedura RBCA dell'ASTM è basata su di un approccio graduale (tiered) alla valutazione del rischio e dell'esposizione, nel quale ogni gradino (tier) corrisponde ad un diverso livello di complessità. In particolare, come schematizzato in Figura 2.1, la procedura RBCA prevede un approccio a tre livelli.

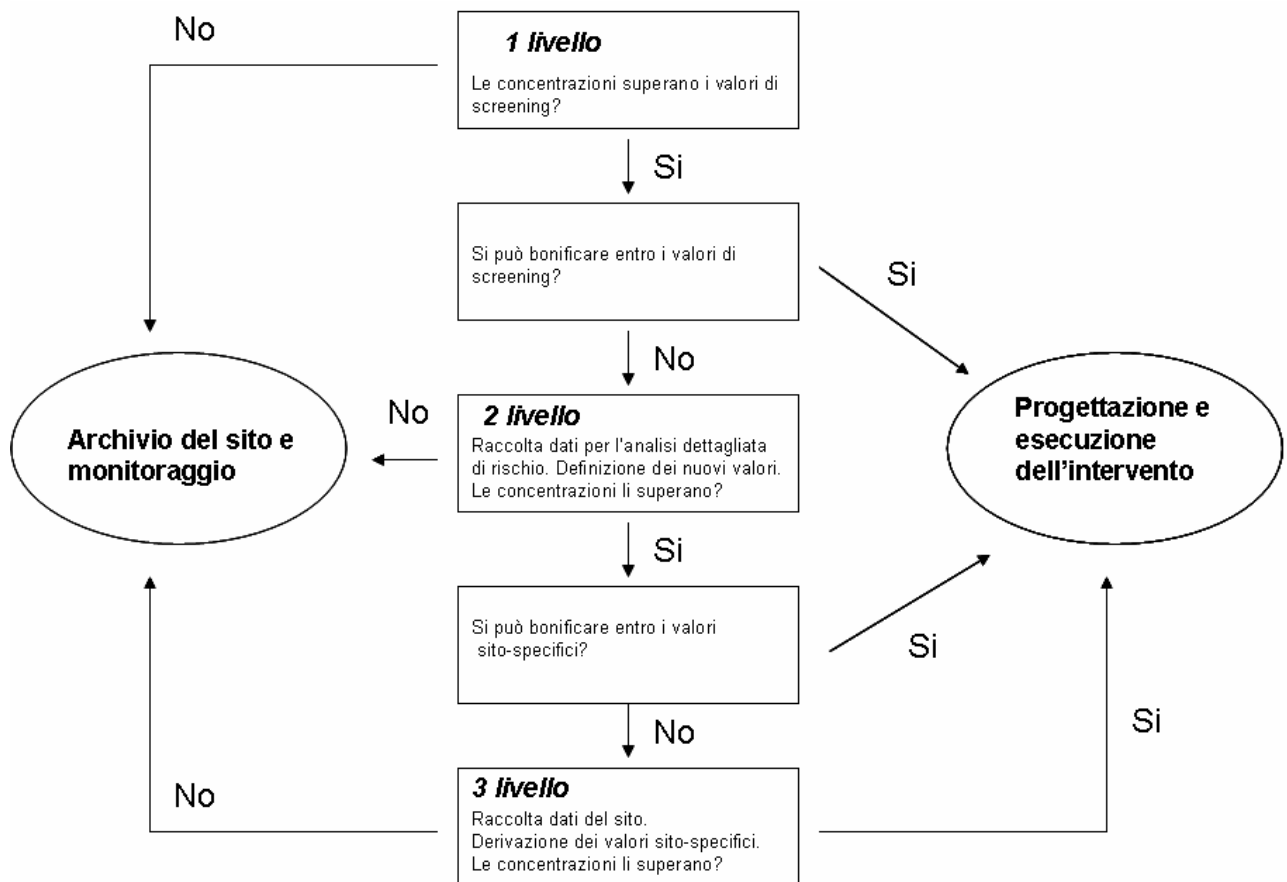


Figura 2.1: Procedura RBCA (ASTM, 1995).

Il livello 1 consiste in una valutazione di screening basata su confronto tabellare tra le concentrazioni di contaminante rilevate nel sito e i cosiddetti RBSL (Risk Based Screening Levels), cioè i valori di screening delle concentrazioni nei comparti ambientali (suolo, aria, acqua), calcolati conducendo l'analisi di rischio in modalità inversa, ed assumendo un set di parametri sito-generici e conservativi. Tale livello di analisi presume inoltre che i soggetti ricettori (bersagli) siano situati in corrispondenza della sorgente di contaminazione (recettori on-site). Come schematizzato in Figura 2.1, si può a questo punto decidere di ricondurre le concentrazioni dei contaminanti ai valori definiti dagli RBSL, ovvero di approfondire l'analisi di rischio passando ad un livello superiore, con la necessità di un notevole approfondimento del dettaglio della caratterizzazione.

Il livello 2 è una valutazione sito-specifica: infatti, l'analisi di rischio viene applicata in modalità inversa, con lo stesso approccio seguito per il calcolo degli RBSL, ma utilizzando un set di parametri sito-specifici, che consentono di determinare i cosiddetti SSTL (Site Specific Target Levels), cioè i valori di concentrazione obiettivo specifici per il sito in esame. Tale livello di analisi prevede che i soggetti ricettori possano trovarsi in corrispondenza della sorgente (on-site) o ad una certa distanza dalla sorgente di contaminazione stessa (off-site). In quest'ultimo caso, la stima della concentrazione dei contaminanti al punto di esposizione viene effettuata mediante modelli di trasporto analitici semplificati. L'approccio RBCA prevede anche in questo caso (vedi Figura 2.1) due opzioni: si può decidere di bonificare ai valori SSTL ovvero di approfondire la valutazione del rischio passando ad un livello superiore (Tier/Livello 3) con conseguente aggravio dei costi di caratterizzazione.

Il livello 3 consiste in una valutazione sito-specifica più particolareggiata con lo scopo di determinare gli SSTL utilizzando modelli deterministici di simulazione più complessi, anche numerici, ed introducendo l'analisi probabilistica di dati e risultati,.

2.2 Manuale UNICHIM n. 196/1 del 2002

Il Manuale UNICHIM 196/1 *“Suoli e falde contaminati, analisi di rischio sito-specifica, criteri e parametri”*, pubblicato nel 2002, è stato elaborato da un gruppo di lavoro coordinato da AQUATER, società di ingegneria del gruppo ENI attiva nel settore ambientale, e costituito da docenti universitari, rappresentanti di enti o agenzie pubblici e di industrie del settore petrolchimico. Il manuale UNICHIM 196/1, seguendo i principi ed i criteri generali dettati dal DM 471/99 allegato 4, ed i concetti e le scelte dettate dalle norme ASTM E1739 e ASTM PS104, copre i vari aspetti dell'analisi di rischio di tipo deterministico, dalla formulazione del modello concettuale, dei parametri chimico-fisici del sito e delle sostanze inquinanti interessate, fino alla valutazione di alcuni modelli di calcolo tra i più utilizzati in Italia, fornendo approfondimenti specifici su formule, modelli di “fate-and-transport” e scenari di esposizione.

Il Manuale 196-1, nelle sue raccomandazioni conclusive, suggerisce di superare l'attuale rigido approccio tabellare presente nella legislazione italiana di questo settore e di

adottare, invece, un approccio misto: confronto tabellare iniziale seguito da una definizione dei limiti di bonifica sulla base dell'Analisi di Rischio.

2.3 Documenti EPA relative alla determinazione dei SSG

L'Agenzia per la Protezione Ambientale degli Stati Uniti d'America (USEPA) ha pubblicato i documenti "*Technical Backgroud Document for Soil Screening Guidance*" e "*Soil Screening Guidance: Fact Sheet*", con l'obiettivo di costituire uno strumento di aiuto nella standardizzazione ed accelerazione della valutazione e bonifica di suoli contaminati nei siti appartenenti alla National Priority List (NPL) con uso futuro del suolo di tipo residenziale. La guida fornisce ai professionisti di ingegneria e scienze ambientali una metodologia per calcolare i livelli di screening sito-specifici e basati sul rischio, della concentrazione di contaminanti, in modo da identificare quelle aree contaminate che richiedano ulteriore necessità di investigazione.

La metodologia proposta dall'EPA per il processo di screening è la seguente:

- Sviluppo del modello concettuale del sito (MCS)
- Confronto tra gli scenari del MCS e degli SSL, relativi al punto di esposizione
- Definizione della lista dei dati necessari per determinare quali aree superano gli SSLs
- Descrizione della geometria del sito e delle sue proprietà chimico-fisiche
- Calcolo degli SSLs dove necessario
- Confronto tra le concentrazioni del contaminante nel suolo e gli SSLs calcolati

2.4 CONCAWE: Report n. 2/1997 e Report n. 3/2003

CONCAWE (CONservation of Clean Air and Water in Europe), associazione delle compagnie petrolifere europee per l'ambiente, la salute e la sicurezza, ha elaborato il report 2/97, nel quale viene proposto un approccio per la valutazione dei siti contaminati basato sull'analisi di rischio; l'appendice al documento riporta inoltre le linee guida per il calcolo del rischio. Recentemente, CONCAWE ha elaborato un nuovo documento (Report 3/2003), che costituisce semplicemente un aggiornamento del report originale del

1997, senza introdurre modifiche alla procedura di calcolo del rischio. Pertanto, nel confronto tra i diversi standard, si farà riferimento alla versione del 1997.

L'approccio delineato da CONCAWE è molto simile a quello RBCA; i principali aspetti in comune sono: approccio graduale a tre livelli che bilancia ipotesi cautelative con le caratteristiche specifiche del sito; screening iniziale tramite il confronto con valori RBSL; calcolo dei valori SSTL specifici per il sito come limite di bonifica; condivisione di numerosi percorsi di esposizione e di algoritmi per la stima dell'esposizione.

Sono presenti tuttavia alcune differenze che riflettono alcune esigenze normative esistenti nelle legislazioni europee. La differenza più importante consiste nel fatto che il calcolo di RBSL e SSTL nel metodo CONCAWE è direttamente riferito alla destinazione d'uso del sito, tenendo conto in modo cautelativo di tutti i percorsi di esposizione.

Le equazioni riferite al documento CONCAWE sono state ricavate da documenti di lavoro non pubblicati in via ufficiale.

2.5 Risk Assessment Guidance for Superfunds (RAGS), Volume 1

Nel 1989 l'EPA ha pubblicato il manuale Risk Assessment Guidance for Superfunds (RAGS), Volume 1 "Human Health Evaluation Manual" come revisione del "Superfund Public Health Evaluation Manual" (SPHEM, 1986). Questo manuale, diviso in tre parti, forniva una organizzazione di base per ciò che concerne la valutazione del rischio da siti contaminati . Nella Parte A vengono esposte le linee guida, nella parte B si entra nel dettaglio del calcolo degli obiettivi preliminari di bonifica, nella parte C si prendono in considerazione eventuali tecniche di bonifica alternative. Va comunque osservato che, partendo dalla valutazione di siti contaminati con materiale radioattivo, alcuni percorsi espositivi, ritenuti in questo ambito poco rilevanti, non sono stati presi in considerazione. Infatti non si fa alcuna menzione relativamente all'emissione di vapori da falda, sia in ambienti outdoor che indoor, come pure all'emissione di vapori da suolo in ambiente indoor. Resta comunque un documento molto importante perché rappresenta uno dei primi approcci all'analisi di rischio da siti contaminati.

3 COSTRUZIONE DEL MODELLO CONCETTUALE

La ricostruzione del mondo reale (naturale e antropico), dei suoi elementi e delle interazioni tra di essi, tramite strumenti matematici prende il nome di “modellizzazione”. Tale astrazione permette, partendo da una geometria reale e quindi complessa, di dare vita ad uno schema fisico teorico semplificato.

Nell’ambito della analisi di rischio sanitario (AdR) connesso alla contaminazione di un sito, è necessario, quindi, individuare il ‘Modello Concettuale del Sito’ (MCS). Tale elaborazione è il frutto di indagini ed analisi di caratterizzazione del sito e la sua definizione comprende essenzialmente la ricostruzione dei caratteri delle tre componenti principali che costituiscono l’AdR:

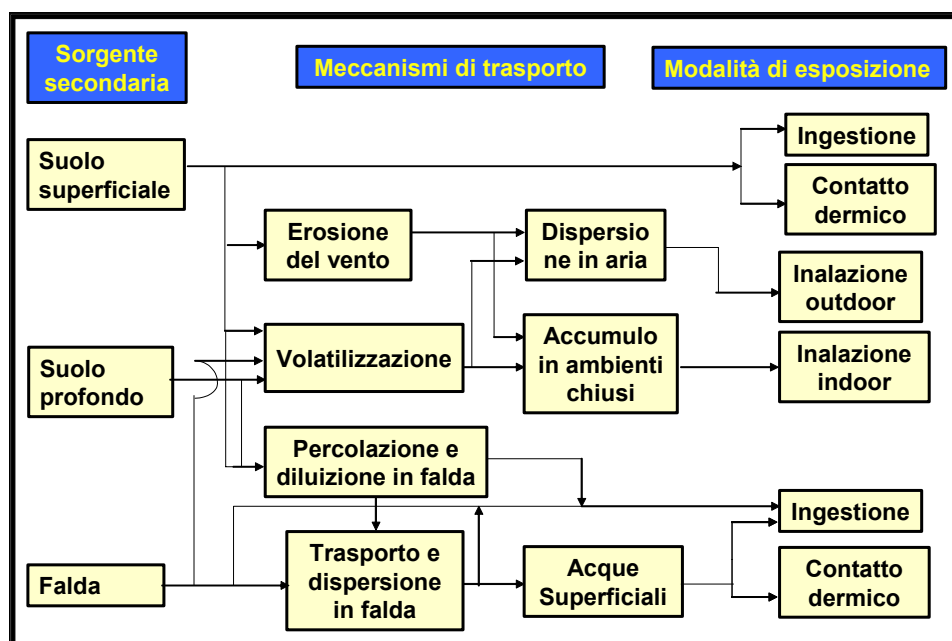
Sorgente ⇒ Trasporto ⇒ Bersaglio

per cui devono essere definiti:

- 1) Le sorgenti di contaminazione
- 2) Le vie di migrazione
- 3) I bersagli della contaminazione

Il diagramma di flusso seguente (figura 3.1.1) descrive il modello concettuale generico di un sito contaminato, nel quale sono riportati le sorgenti di contaminazione, le vie di migrazione e le modalità di esposizione presi in considerazione nel presente documento.

Figura 3.1.1 – Definizione del modello concettuale: diagramma di flusso



Per quanto riguarda i bersagli della contaminazione, il presente documento prende in considerazione solo ricettori umani. Questi sono identificati in funzione della destinazione d'uso del suolo, compreso nell'area logica di influenza del sito potenzialmente contaminato. Le tipologie di uso del suolo prese in esame sono differenziate in:

- Residenziale (bersagli: adulti e bambini)
- Ricreativo (bersagli: adulti e bambini)
- Industriale/Commerciale (bersagli: adulti).

3.1 Sorgente di contaminazione

Come detto in precedenza, per applicare la procedura di AdR è necessario eseguire una modellazione concettuale e fisica di elementi del mondo reale tra i quali, principalmente, la geometria del sito e della sorgente di contaminazione.

In particolare, la sorgente di contaminazione si differenzia in sorgente primaria e sorgente secondaria [ASTM E-1739-95]. La sorgente primaria è rappresentata dall'elemento che è causa di inquinamento (es. accumulo di rifiuti); quella secondaria è identificata con il comparto ambientale oggetto di contaminazione (suolo, acqua, aria). La sorgente secondaria può trovarsi in due comparti ambientali, ovvero:

- zona insatura, a sua volta classificabile come suolo superficiale (SS), compreso tra 0 ed 1 m di profondità dal piano campagna e suolo profondo (SP), con profondità maggiore di 1 m dal piano campagna;
- zona satura, o acqua sotterranea (GW).

In accordo agli standard di riferimento, la procedura di analisi di rischio va applicata riferendosi esclusivamente alla sorgente secondaria di contaminazione. Pertanto, tutti i parametri relativi alla sorgente si riferiscono al comparto ambientale (suolo superficiale, suolo profondo o falda) soggetto a contaminazione. Nel seguito, per semplificare la trattazione, si ometterà il termine “secondaria”.

Nei successivi paragrafi sono descritti i criteri utili per la:

- individuazione della geometria della zona satura e insatura di suolo (paragrafo 3.1.1);

- individuazione della sorgente di contaminazione rispettivamente nella zona insatura e satura di suolo (paragrafo 3.1.2);
- definizione del valore di concentrazione rappresentativo alla sorgente (paragrafo 3.1.3);
- stima delle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche dei contaminanti (paragrafo 3.1.4);
- identificazione degli inquinanti indicatori (paragrafo 3.1.5);

I casi di sorgente secondaria di contaminazione in zona insatura e satura sono schematizzati rispettivamente in Figura 3.1.2 e 3.1.3, nelle quale sono anche riportati i principali parametri utili a caratterizzare la geometria del sito e della sorgente.

Fig. 3.1.2 – Geometria del sito e della sorgente di contaminazione in zona insatura.

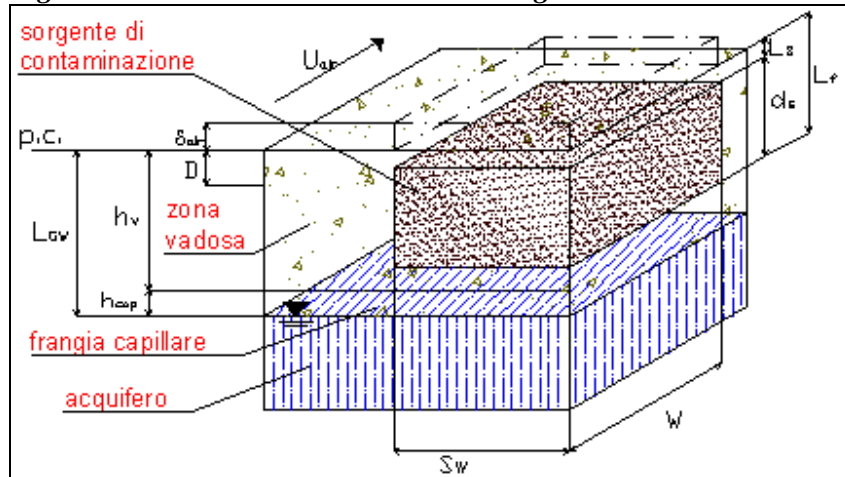
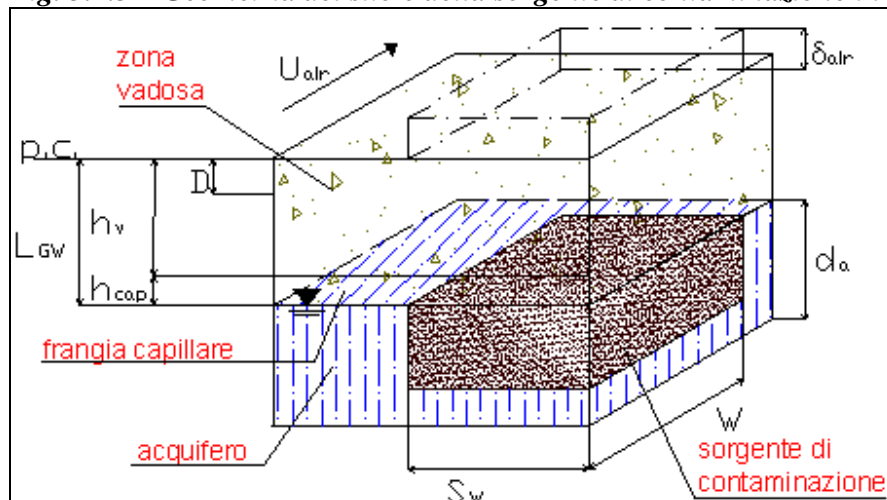


Fig. 3.1.3 – Geometria del sito e della sorgente di contaminazione in zona satura.



3.1.1 Geometria della zona satura e insatura

In questo paragrafo si riportano:

- a) il criterio da applicare per la stima dei parametri necessari alla descrizione della geometria della zona satura e insatura di suolo;
- b) la descrizione dei parametri geometrici relativi alla zona insatura di suolo;
- c) la descrizione dei parametri geometrici relativi alla zona satura di suolo.

3.1.1a Criterio per la stima dei parametri geometrici

Il miglior criterio per l'individuazione dei parametri della geometria del sito è quello di effettuare misure dirette. Nel caso in cui queste siano disponibili, il calcolo del valore rappresentativo da inserire nella procedura di analisi di rischio è il seguente:

- ✓ se il numero di dati disponibili è inferiore a 10 ($N < 10$), va selezionato il valore più conservativo, coincidente con il valore massimo o minimo a seconda del parametro in esame;
 - ✓ se il numero di dati disponibili è maggiore o uguale a 10 ($N \geq 10$), allora :
 - se il valore minimo è maggiormente conservativo, si seleziona come valore rappresentativo il Lower Confidential Limit al 95% (LCL95%);
 - se il valore massimo è maggiormente conservativo, si seleziona come valore rappresentativo l'Upper Confidential Limit al 95% (UCL95%);
- Per il calcolo di tali due valori rappresentativi si suggerisce l'utilizzo del software gratuito ProUCL ver. 3.0 (descritto in appendice H)¹.

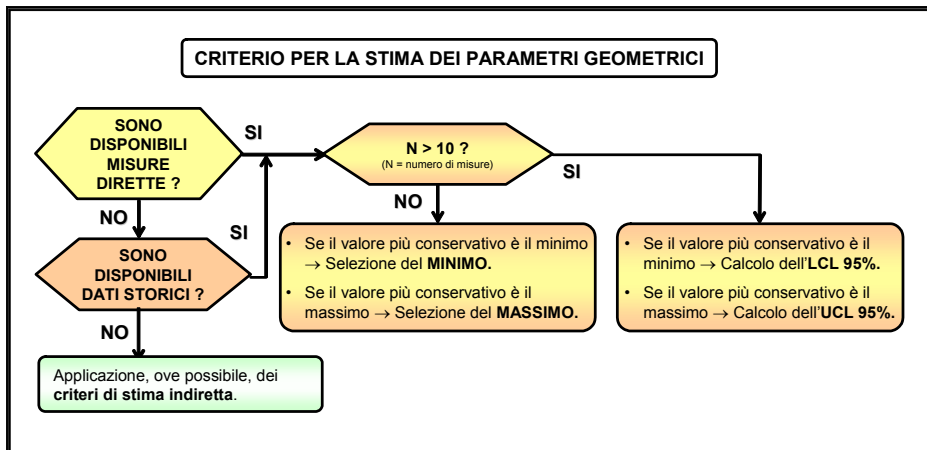
Nel caso in cui non siano disponibili misure dirette, si procede come di seguito indicato:

¹ Per il calcolo del LCL 95% si segnala che il software ProUCL non ne permette il calcolo diretto. Quindi, i dati vanno inseriti rendendoli negativi e calcolandone il corrispondente UCL 95%, che a sua volta cambiato di segno restituisce il valore LCL 95% dei dati originali.

- ✓ qualora disponibili, vanno utilizzati **dati storici** derivanti da bibliografia relativa a studi precedentemente condotti sull'area in esame, a condizione che si tratti di dati attendibili e provenienti da fonti accreditate;
- ✓ in assenza di dati storici, vanno applicati, ove possibile, i **criteri di stima indiretta** descritti in corrispondenza di ogni parametro nelle presenti linee guida.

In figura 3.1.4 viene riportato il diagramma di flusso che sintetizza la procedura sopra descritta.

Figura 3.1.4 –Procedura per la stima dei parametri geometrici.



3.1.1.b Criteri per la suddivisione in subaree di un sito di grandi dimensioni

La possibilità di suddivisione di un sito di grandi dimensioni in subaree può essere valutata da parte dell'ente controllore solo qualora sussistano le seguenti condizioni:

1. Evidente disomogeneità delle caratteristiche geologiche ed idrogeologiche all'interno dell'area perimetrata (ad esempio presenza di faglie, condizioni di eteropia, etc.);
2. Netta differenziazione di tipologia ed origine della contaminazione all'interno dell'area perimetrata (ad esempio aree contaminate esclusivamente da metalli ed aree contaminate esclusivamente da idrocarburi);
3. Evidenti differenze nell'utilizzo dell'area perimetrata, nelle modalità di esposizione e/o nella tipologia dei ricettori esposti.

3.1.1.c Geometria della zona insatura di suolo

I parametri necessari per la caratterizzazione della geometria della zona insatura e le corrispondenti unità di misura sono riportati in tabella 3.1.1.

Tab. 3.1.1 - Geometria della zona insatura

Simbolo	Parametro	Unità
L_{GW}	Livello piezometrico dell'acquifero	cm
h_{cap}	Spessore frangia capillare	cm
h_v	Spessore della zona insatura	cm
D	Spessore di suolo superficiale	cm
η_{out}	Frazione areale di fratture nel pavimento outdoor	adim.

– **Livello piezometrico dell'acquifero L_{GW} [cm]**

Tale parametro rappresenta la distanza tra il piano campagna (p.c.) e la superficie piezometrica dell'acquifero. Per la determinazione di tale parametro si rimanda alla procedura descritta nel paragrafo 3.1.1.

– **Spessore della frangia capillare h_{cap} [cm]**

Lo spessore della frangia capillare rappresenta la zona posta subito al di sopra della superficie piezometrica cui è idraulicamente legata, è caratterizzata da un coefficiente di saturazione superiore al 75% e dalla presenza di acqua capillare continua e sospesa.

Per la determinazione di tale parametro si rimanda alla procedura descritta nel paragrafo 3.1.1. Per la stima indiretta si fa riferimento agli studi di Lohman (1972) e Fetter (1994) [EQM, 2003] i quali stimarono la risalita dell'acqua nella zona della frangia capillare. In tabella 3.1.2 si riportano i valori dell'altezza della frangia capillare calcolati da Fetter (1994).

Tab. 3.1.2 – Spessore della frangia capillare (h_{cap}).

Tessitura del suolo	h_{cap} [cm]
	<i>Fetter(1994)</i>
Sand	10
Loamy Sand	18.8
Sandy Loam	25
Sandy Clay Loam	25.9
Loam	37.5
Silt Loam	68.2
Clay Loam	46.9
Silty Clay Loam	133.9
Silty Clay	192
Silt	163
Sandy Clay	30
Clay	81.5

– **Spessore della zona insatura h_V [cm]**

Tale parametro rappresenta la distanza tra il piano campagna (p.c.) e la frangia capillare.

Si ricava attraverso la seguente relazione: $h_V = L_{GW} - h_{cap}$

– **Spessore di suolo superficiale d [cm]**

Per la stima del rischio sanitario, è utile differenziare il terreno insaturo in due distinte zone, suolo superficiale e suolo profondo [ASTM E-1739-95]. Il suolo superficiale è rappresentato dal primo metro di terreno insaturo rispetto al piano campagna. ($d \leq 100$ cm).

– **Frazione areale di fratture outdoor η_{out} [adim.]**

Tale parametro entra in gioco nel caso di pavimentazione in ambienti outdoor. Di esso si deve tener conto nella stima dell'infiltrazione efficace, del fattore di emissione di particolato e dei fattori di volatilizzazione di vapore da suolo o da falda. Esso rappresenta il rapporto tra l'area delle fratture nella superficie pavimentata outdoor e l'area totale della stessa e può assumere valori in un range compreso tra 0 (superficie priva di fratture) e 1 (superficie priva di pavimentazione).

Si ritiene opportuno sottolineare che tutti i testi adottati come riferimento di base e tutti i software esaminati non tengono conto di tale parametro, non prendendo in esame il caso di pavimentazione outdoor. Per la determinazione di tale parametro si rimanda alla procedura descritta nel paragrafo 3.1.1.

3.1.1.d Geometria della zona satura di suolo

In tabella 3.1.3 sono elencati i parametri relativi alla geometria della zona satura di suolo e le corrispondenti unità di misura.

Tab. 3.1.3 - Geometria della zona satura

Simbolo	Parametro	Unità
d_a	Spessore dell'acquifero	cm

– **Spessore dell'acquifero d_a [cm]**

Lo spessore dell'acquifero superficiale è definito come la distanza tra la quota piezometrica (slm) e la quota dello strato impermeabile (slm). Questo parametro rientra nel calcolo della zona di miscelazione della falda (δ_{gw}). Per la determinazione di tale parametro si rimanda alla procedura descritta nel paragrafo 3.1.1.

3.1.2 Geometria della sorgente di contaminazione in zona insatura

Per sorgente secondaria di contaminazione in zona insatura si intende il volume di suolo o sottosuolo interessato dalla presenza di contaminanti in concentrazione superiore alle Concentrazioni Limiti Accettabili (CLA) definite nell' Allegato 1 al DM 471/99, in funzione della destinazione d'uso del sito. AI fini dell'applicazione della procedura di analisi di rischio, tale volume deve essere schematizzato come un parallelepipedo.

Il criterio da seguire per la definizione dell'estensione superficiale (lunghezza e larghezza) della sorgente in zona insatura fa riferimento ad un campionamento effettuato secondo una disposizione a griglia, per siti interi non suddivisibili in subaree o per le singole subaree di siti di grandi dimensioni. (vedi paragrafo 3.1.1.b). Tale estensione superficiale è individuata dall'area delimitata dalle maglie più esterne contenenti almeno un punto di campionamento con concentrazione di almeno un contaminante superiore alle CLA.

Il criterio da seguire per la definizione dell'estensione verticale (spessore) della sorgente consiste nel porre tale estensione pari alla differenza tra la minima e massima quota, rispetto al piano campagna, alla quale è stata riscontrata concentrazione di almeno un contaminante superiore alla CLA.

Una volta individuato il volume della sorgente, con estrema semplicità è possibile estrapolare i valori dei parametri geometrici utili per la stima dei fattori di trasporto (volatilizzazione, dispersione in atmosfera, percolazione e trasporto in falda),. In particolare, si fa riferimento all'estensione della sorgente rispetto alla direzione del flusso di falda e alla direzione principale del vento, che sono discussi rispettivamente nei paragrafi 3.1.3 e 3.2.3.

In tabella 3.1.4 sono elencati i parametri relativi alla geometria della sorgente di contaminazione in zona insatura di suolo e le corrispondenti unità di misura.

Tab. 3.1.4 - Geometria della sorgente di contaminazione in zona insatura

Simbolo	Parametro	Unità
L_s	Profondità del top della sorgente rispetto al p.c.	cm
L_f	Profondità della base della sorgente rispetto al p.c.	cm
d_s	Spessore della sorgente nel suolo profondo (insaturo)	cm
d	Spessore della sorgente nel suolo superficiale (insaturo)	cm
L_F	Soggiacenza della falda rispetto al top della sorgente	cm

– **Profondità del top e della base della sorgente rispetto al piano campagna L_s e L_f [cm]**

Tali parametri rappresentano la distanza tra il piano campagna e rispettivamente il top e la base della sorgente di contaminazione nel suolo profondo insaturo. In accordo ai criteri per la definizione della geometria della sorgente, Il top della sorgente di contaminazione coincide con la minima profondità rispetto al p.c., alla quale è stata riscontrata concentrazione di almeno un contaminante superiore alla CLA. Analogamente, la base della sorgente di contaminazione coincide con la massima profondità rispetto al p.c., alla quale è stata riscontrata concentrazione di almeno un contaminante superiore alla CLA.

– **Spessore della sorgente nel suolo profondo d_s [cm]**

Lo spessore della sorgente di contaminazione in suolo profondo insaturo è dato dalla seguente relazione:

$$d_s = L_f - L_s \quad (3.1.3)$$

– **Soggiacenza dell'acquifero rispetto al top della sorgente L_F [cm]**

La soggiacenza dell'acquifero rispetto al top della sorgente si può ricavare dalla seguente relazione:

$$L_F = L_{GW} - L_s \quad (3.1.4)$$

3.1.3 Geometria della sorgente di contaminazione in zona satura

Per sorgente secondaria di contaminazione in zona satura si intende il volume di acquifero interessato dalla presenza di contaminanti in concentrazione superiore alle Concentrazioni Limiti Accettabili (CLA) definite nell' Allegato 1 al DM 471/99. Tale volume è individuato da tre grandezze geometriche:

- Estensione della sorgente in direzione ortogonale al flusso di falda (S_w);
- Estensione della sorgente in direzione parallela al flusso di falda (W);
- Spessore della zona di miscelazione (δ_{gw}).

In tabella 3.1.5 sono elencati i suddetti parametri e le corrispondenti unità di misura.

Tab. 3.1.5 - Geometria della sorgente di contaminazione in zona satura

Simbolo	Parametro	Unità
W	Estensione della sorgente nella direzione del flusso di falda	cm
S_w	Estensione della sorgente nella direzione ortogonale al flusso di falda	cm
δ_{gw}	Spessore della zona di miscelazione in falda	cm
A	Area della sorgente (rispetto alla direzione del flusso di falda)	cm ²

– **Estensione della sorgente in direzione parallela alla direzione del flusso di falda W [cm]**

La determinazione di questo parametro richiede di individuare preventivamente la direzione del flusso di falda. Tale parametro coincide con la massima estensione di suolo contaminato, definita dal criterio descritto nel paragrafo 3.1.2, lungo la direzione parallela al flusso di falda.

– **Estensione della sorgente in direzione ortogonale alla direzione del flusso di falda S_w [cm]**

La determinazione di questo parametro richiede di individuare preventivamente la direzione del flusso di falda. Tale parametro coincide con la massima estensione di suolo contaminato, definita dal criterio descritto nel paragrafo 3.1.2, lungo la direzione ortogonale al flusso di falda.

– **Spessore della zona di miscelazione δ_{gw} [cm]**

Tale parametro rappresenta l'ampiezza del plume nel fenomeno di dispersione dei contaminanti in falda. Viene utilizzato per calcolare il coefficiente di diluizione in falda (LDF).

Il miglior criterio per l'individuazione di questo parametro è quello di effettuare misure dirette. In questo caso, tale parametro va identificato con la distanza tra la superficie piezometrica ed il punto più basso della falda in cui si è riscontrata una contaminazione [UNICHIM, 2002].

Nel caso in cui non siano disponibili misure dirette, lo spessore della zona di miscelazione va stimato con la seguente espressione [EPA, 1994]:

$$\delta_{gw} = (2 \cdot \alpha_z \cdot W)^{0.5} + d_a \cdot \left(1 - \exp \left[\frac{-W \cdot I_{ef}}{K_{sat} \cdot i \cdot d_a} \right] \right) \quad (3.1.5)$$

Nella equazione 3.1.5, il primo termine stima l'altezza della zona di miscelazione dovuto alla dispersività verticale α_z ; mentre, il secondo termine stima l'altezza di miscelazione dovuta alla velocità dell'acqua di infiltrazione.

E' importante sottolineare che, per il calcolo di δ_{gw} , nella stima di α_z si pone la distanza tra la sorgente e il bersaglio (x) pari alla lunghezza della sorgente parallela alla direzione di scorrimento della falda (W).

Nel caso in cui l'equazione 3.1.5 restituisca un valore per lo spessore della zona di miscelazione superiore allo spessore della falda, vale la condizione triviale:

$$\delta_{gw} = d_a \quad (3.1.6)$$

– **Area della sorgente rispetto alla direzione del flusso di falda A [cm²]**

Tale parametro è dato dalla seguente relazione:

$$A = W \times S_w$$

3.1.4 Definizione della concentrazione rappresentativa in sorgente

L'applicazione di un livello 2 di analisi di rischio richiede l'individuazione di un unico valore di concentrazione rappresentativa in corrispondenza ad ogni sorgente secondaria di contaminazione (suolo superficiale, suolo profondo e falda).

Tale valore rappresenta un input primario per l'analisi di rischio, e va determinato sulla base di criteri legati ad assunzioni che variano più o meno sensibilmente a seconda del grado di approssimazione richiesto, del numero e del tipo di rilevamenti disponibili, della loro rappresentatività.

Il punto di criticità principale in questo tipo di analisi è dunque la scelta dei campioni e l'utilizzazione di algoritmi tali da arrivare a valori che risultino rappresentativi e scientificamente attendibili.

Viene ora descritto il criterio da utilizzare per la stima della concentrazione rappresentativa alla sorgente ai fini della applicazione dell'analisi assoluta di rischio sanitario.

Innanzitutto, si ritiene opportuno sottolineare che, in tale contesto, si presuppone che i dati analitici a disposizione siano stati già validati, ossia che sia stata verificata la loro attendibilità. Per l'individuazione della concentrazione rappresentativa alla sorgente (C_{RS}) è necessario:

1. Suddividere il data-set di valori di concentrazione in funzione di ogni sorgente secondaria di contaminazione (SS, SP e GW). Il valore di concentrazione rappresentativo deve essere quindi individuato in corrispondenza a ciascuno dei tre suddetti comparti ambientali.
2. Effettuare una accurata valutazione dei dati, in grado di stabilire l'applicabilità di criteri statistici sui valori di concentrazione analiticamente determinati nei campioni di suolo e di falda. In particolare, è necessario:
 - 2.a) Esaminare l'ampiezza del data-set. Per ogni data-set (SS, SP, GW), il numero di dati a disposizione non può essere inferiore a 10. Al di sotto di tale soglia, non essendo possibile effettuare alcuna stima statistica attendibile e in accordo con il principio di massima conservatività, si pone la concentrazione rappresentativa alla sorgente coincidente con il valore di concentrazione massimo analiticamente determinato ($C_{RS} = C_{MAX}$).

- 2.b) Verificare che il campionamento sia uniformemente distribuito su tutta la sorgente di contaminazione (campionamento random o campionamento a griglia). Se il campionamento è più concentrato nella porzione del sito maggiormente sospetta di contaminazione, ciò può comportare una sovrastima della C_s . Poiché tale approccio risulta essere conservativo e quindi protettivo per la salute umana, lo stesso può ritenersi accettabile. Non è invece ammissibile il caso in cui le aree caratterizzate da un maggiore grado di contaminazione, o sospette tali, siano sotto-rappresentate.
- 2.c) Identificare gli outlier e distinguere i “veri outlier” dai “falsi outlier”. I “veri outlier” possono derivare da errori di trascrizione, di codifica dei dati o da una qualsiasi inefficienza degli strumenti del sistema di rilevazione dei dati. I “falsi outlier” sono quei valori estremi reali, che, in campo ambientale di inquinamento dei suoli, in genere corrispondono ai picchi (hot spot) locali di contaminazione.
- E' dunque necessario identificare e differenziare i tipi di outlier, in modo da rimuovere i primi e mantenere i secondi.
- Se il data-set a disposizione è stato già validato si esclude automaticamente la presenza di veri outlier. Si ritiene opportuno sottolineare che è di fondamentale importanza tener conto e quindi non rimuovere i “falsi outlier” dal data set.
- 2.d) Identificare i Non-Detect. Seguendo il principio di cautela, si ritiene opportuno porre, in ogni caso e quindi in corrispondenza a qualsiasi distribuzione dell'insieme dei dati, i Non-Detect pari al corrispondente Detection Limit ($ND = DL$).
3. Individuare la distribuzione di probabilità che approssimi meglio l'insieme dei dati disponibili. Quando si ha a che fare con dati ambientali (in particolare, concentrazioni di specie chimiche nei comparti ambientali: suolo, acqua, aria), le distribuzioni di probabilità più comunemente utilizzate per la loro rappresentazione sono:

- distribuzione gaussiana o normale
- distribuzione lognormale
- distribuzione gamma
- distribuzione non parametrica.

Le caratteristiche delle distribuzioni suddette e i test da applicare per la selezione delle stesse sono descritti nel dettaglio rispettivamente nei paragrafi 4.2.1, 4.2.2 e 4.3.4 dell'Appendice H. Per la applicazione dei test si deve fare riferimento al software ProUCL ver. 3.0. (Appendice H).

4. Applicare la procedura statistica corrispondente al tipo di distribuzione riconosciuta. Il valore che con un maggiore grado di attendibilità permette di stimare la C_{RS} è dato dall'UCL della media. A seconda del tipo di distribuzione, selezionata come maggiormente rappresentativa del data set in esame, è possibile individuare il più appropriato criterio per il calcolo dell'UCL.

Le procedura statistiche da applicare per il calcolo dell'UCL sono descritte nel dettaglio nell'Appendice H. Per la applicazione delle stesse si fa riferimento al software ProUCL ver. 3.0. (Appendice H). In particolare:

- Per distribuzioni normali va applicato il metodo della t di Student per il calcolo di UCL 95%.
- Per distribuzioni lognormali si applicano criteri diversi in funzione del numero di campioni (n) e della deviazione standard (s_y) della variabile trasformata $y = \ln x$, secondo la tabella 3.1.6:

Tabella 3.1.6 – Calcolo dell’UCL per distribuzioni lognormali [software ProUCL ver. 3.0]

σ_y	Numero di campioni (n)	UCL consigliato
$\sigma_y < 0.5$	per ogni n	Student’s t, Modified-t, H-UCL(metodo Land)
$0.5 \leq \sigma_y < 1$	per ogni n	H-UCL
$1 \leq \sigma_y < 1.5$	$n < 25$	95% Chebyshev (MVUE) UCL
	$n \geq 25$	H-UCL
$1.5 \leq \sigma_y < 2$	$n < 20$	99% Chebyshev (MVUE) UCL
	$20 \leq n < 50$	95% Chebyshev (MVUE) UCL
$1.5 \leq \sigma_y < 2$	$n \geq 50$	H-UCL
	$n < 20$	99% Chebyshev (MVUE) UCL
	$20 \leq n < 50$	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL
	$50 \leq n < 70$	95% Chebyshev (MVUE) UCL
	$n \geq 70$	H-UCL
$2.5 \leq \sigma_y < 3$	$n < 30$	Il maggiore tra 99% Chebyshev (MVUE) UCL e 99% Chebyshev(Media,Dev.Standard)
	$30 \leq n < 70$	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL
	$70 \leq n < 100$	95% Chebyshev (MVUE) UCL
	$n \geq 100$	H-UCL
$3 \leq \sigma_y < 3.5$	$n < 15$	UCL calcolato con metodo Hall’s bootstrap
	$15 \leq n < 50$	Il maggiore tra 99% Chebyshev (MVUE) UCL e 99% Chebyshev(Media,Dev.Standard) UCL
	$50 \leq n < 100$	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL
	$100 \leq n < 150$	95% Chebyshev (MVUE) UCL
	$n \geq 150$	H-UCL
$\sigma_y > 3.5$	per ogni n	Utilizzare UCL calcolato con metodi non parametrici

- Per distribuzioni gamma le varie possibilità di calcolo dell’UCL, individuate in funzione del fattore di forma (k) e del numero di campioni (n), sono schematizzate nella tabella 3.1.7:

Tabella 3.1.7 – Calcolo dell’UCL per distribuzioni gamma [software ProUCL ver. 3.0]

k	Numero di campioni (n)	UCL consigliato
$k \geq 0.5$	per ogni n	Approximate gamma 95%UCL
$0.1 \leq k < 0.5$	per ogni n	Adjusted gamma 95%UCL
$k < 0.1$	$n < 15$	95%UCL basato sul metodo Bootstrap-t o Hall’s Bootstrap
$k < 0.1$	$n \geq 15$	Adjusted gamma 95%UCL se possibile, oppure Approximate gamma 95%UCL

- Per distribuzioni non parametriche vanno distinti vari casi in funzione del numero di campioni (n) e della deviazione standard (s_y) della variabile trasformata $y = \ln x$, secondo la tabella 3.1.8:

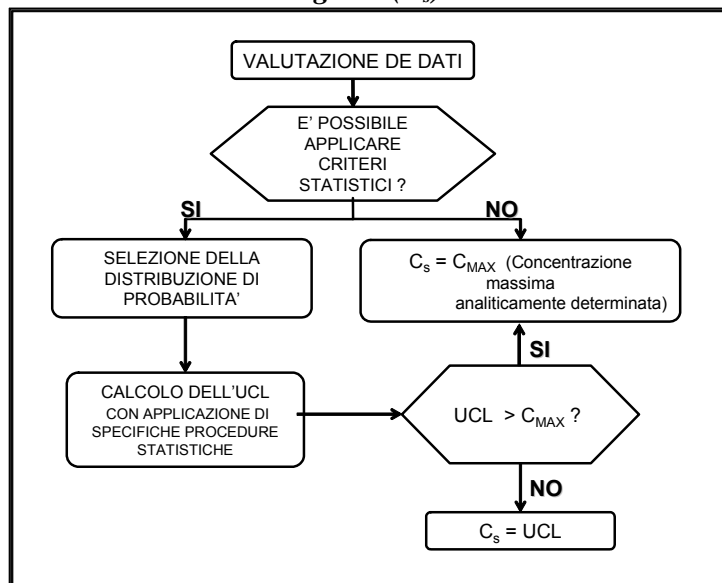
Tabella 3.1.8 – Calcolo dell’UCL per distribuzioni non parametriche [software ProUCL ver. 3.0]

σ_y	Numero di campioni (n)	UCL consigliato
$\sigma_y \leq 0.5$	per ogni n	UCL calcolato con Student’s t oppure Modified-t Statistic
$0.5 < \sigma_y \leq 1$	per ogni n	95% Chebyshev(Media,Dev.Standard)UCL
$1 < \sigma_y \leq 2$	$n < 50$	99% Chebyshev(Media,Dev.Standard)UCL
	$n \geq 50$	97.5% Chebyshev(Media,Dev.Standard) UCL
$2 < \sigma_y \leq 3$	$n < 10$	UCL calcolato con metodo Hall’s bootstrap
	$n \geq 10$	99% Chebyshev(Media,Dev.Standard) UCL
$3 < \sigma_y \leq 3.5$	$n < 30$	UCL calcolato con metodo Hall’s bootstrap
	$n \geq 30$	99% Chebyshev(Media,Dev.Standard) UCL
	$n < 100$	UCL calcolato con metodo Hall’s bootstrap
$\sigma_y > 3.5$	$n \geq 100$	99% Chebyshev(Media,Dev.Standard) UCL

Per una trattazione di maggiore dettaglio riguardo i criteri di calcolo dell’UCL in corrispondenza alle diverse distribuzioni di dati è possibile consultare il manuale d’uso del software ProUCL ver. 3.0 e l’Appendice H delle presenti linee guida. Per l’applicazione degli stessi va utilizzato il software ProUCL ver. 3.0. (Appendice H).

Infine, nei casi in cui, a causa di un ridotto insieme di dati e/o di una grande varianza degli stessi, l'UCL, calcolato secondo i criteri sopra esposti, assuma valori superiori alla concentrazione massima (C_{MAX}), si pone $C_s = C_{MAX}$. Il criterio indicato è riassunto, sotto forma di diagramma di flusso, in figura 3.1.5.

Figura 3.1.5 – Criterio per la selezione della concentrazione rappresentativa alla sorgente (C_s)



3.1.5 Proprietà chimico-fisiche e tossicologiche dei contaminanti

L'Istituto Superiore di Sanità (ISS) e l'Istituto Superiore per la Prevenzione e la Sicurezza sul Lavoro (ISPESL) hanno messo a punto una banca dati relativa alle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche delle specie chimiche inquinanti elencate nelle tabelle 1 e 2 dell'Allegato 1 al D.M. 471/99. A tale attività ha inoltre partecipato il Dipartimento di Ingegneria Civile dell'Università di Roma "Tor Vergata". I dettagli sui criteri di selezione dei parametri chimico-fisici e tossicologici dei contaminanti, concordati con i componenti del gruppo di lavoro, sono riportati in Appendice O. La banca dati, costantemente aggiornata, è disponibile on-line sul sito dell'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici (APAT), www.apat.it.

3.1.6 Selezione degli inquinanti indicatori

In alcuni casi, può accadere che il numero di specie chimiche inquinanti indagate nell'ambito della campagna di indagine diretta, **e/o** aventi valori di concentrazione nel suolo o in falda superiori ai limiti stabiliti dal DM 471/99, sia estremamente elevato. La applicazione della procedura di analisi di rischio sanitario a tutte queste sostanze può spesso risultare complessa e dispendiosa sia per il tempo impiegato sia per le risorse da investire. Inoltre, la trattazione dell'intero insieme può portare all'ottenimento di risultati di difficile comprensione, se non addirittura fuorvianti rispetto al rischio dominante presente nel sito.

Per evitare che ciò accada è necessario quindi ridurre il numero di specie chimiche da inserire nella procedura di analisi, selezionando quelle più importanti, ossia quelle alle quali è associato un rischio maggiore per l'uomo; tali sostanze prendono il nome di "inquinanti indicatori". In linea teorica quindi, tra tutti gli inquinanti rinvenuti nel sito in esame, gli inquinanti indicatori sono quelli che, per: valori di concentrazione, tossicità, frequenza di rilevamento, mobilità nei comparti ambientali, persistenza e capacità di bioaccumulo, presentano il rischio maggiore per l'uomo.

Nel seguito viene descritta la procedura che è possibile utilizzare per la identificazione degli inquinanti indicatori. Per la definizione della stessa si è fatto essenzialmente riferimento a quanto contenuto nel documento [RAGS Part A, EPA 1989].

Procedura per la identificazione degli inquinanti indicatori:

1. Raggruppamento delle specie chimiche in classi – L'insieme di specie chimiche rilevate nel sito in esame deve essere suddiviso in classi differenziate in funzione della tipologia della sostanza in esame. A titolo esemplificativo è possibile fare riferimento alla suddivisione per tipologia di sostanze, presente in Allegato 1 al DM 471/99, come mostrato in tabella 3.1.9.
verificare che ogni classe è suddivisibile in cancerogena e non-cancerogena
2. Raggruppamento delle specie chimiche in sotto-classi – Ogni classe di sostanze, individuata come descritto nella precedente fase, deve essere ulteriormente suddivisa in due sottoclassi, in modo da raggruppare in una sottoclasse le sostanze che hanno effetti cancerogeni (categorie A, B1, B2, C) e in un'altra sottoclasse le

sostanze non cancerogene (categorie D ed E) che hanno effetti tossici ($RfD \neq 0$). Le sostanze che hanno effetti sia cancerogeni che tossici vanno inserite in entrambe le sotto-classi.

Tabella 3.1.9 – Raggruppamento delle specie chimiche in funzione della tipologia della sostanza secondo l'Allegato 1 del DM 471/99

Suddivisione in classi	Suddivisione in sotto-classi
Composti inorganici	Cancerogeni
	Non cancerogeni
Aromatici	Cancerogeni
	Non cancerogeni
Aromatici policiclici	Cancerogeni
	Non cancerogeni
Alifatici clorurati	Cancerogeni
	Non cancerogeni
Alifatici alogenati	Cancerogeni
	Non cancerogeni
Nitrobenzeni	Cancerogeni
	Non cancerogeni
Clorobenzeni	Cancerogeni
	Non cancerogeni
Fenoli non clorurati	Cancerogeni
	Non cancerogeni
Fenoli non clorurati	Cancerogeni
	Non cancerogeni
Ammine aromatiche	Cancerogeni
	Non cancerogeni
Fitofarmaci	Cancerogeni
	Non cancerogeni
Diossine e furani	Cancerogeni
	Non cancerogeni
Idrocarburi	Cancerogeni
	Non cancerogeni

3. Selezione dell'inquinante indicatore – In corrispondenza ad ogni sotto-classe si identifica l'inquinante indicatore in funzione della concentrazione misurata in sito e della sua tossicità. Tali fattori sono infatti ritenuti tra tutti più importanti nel calcolo del potenziale effetto di una specie chimica sulla salute umana.
- Ad ogni sostanza i , di cui è possibile conoscere il valore di tossicità, si assegna un fattore di rischio individuale R_{ij} , determinato sulla base della sua concentrazione in un determinato comparto ambientale j e della tossicità, secondo la formula:

$$R_{ij} = C_{ij} \times T_{ij} \quad \text{in cui}$$

R_{ij} è il fattore di rischio della specie “i” nella matrice “j”

C_{ij} è la concentrazione della specie “i” nella matrice “j”

T_{ij} è il valore di tossicità della specie “i” nella matrice “j”.

Secondo il principio di conservatività:

- il valore di concentrazione utilizzato nel calcolo del fattore di rischio R deve corrispondere a quello della concentrazione rappresentativa calcolata secondo i criteri definiti nel paragrafo 3.1.2 ;
- nel caso in cui siano disponibili più valori di tossicità per una stessa specie, legati a differenti modalità di contatto con la sostanza (ad esempio per inalazione o per ingestione), il valore impiegato per il calcolo del fattore di rischio R deve essere quello più conservativo.

Si calcola il fattore di rischio totale R_j di ogni matrice contaminata j come somma dei fattori di rischio individuali R_{ij} :

$$R_j = R_{1j} + R_{2j} + R_{3j} + \dots + R_{ij}$$

Infine, si calcola il rapporto relativo $\frac{R_{ij}}{R_j}$ per ogni sostanza i nel mezzo j.

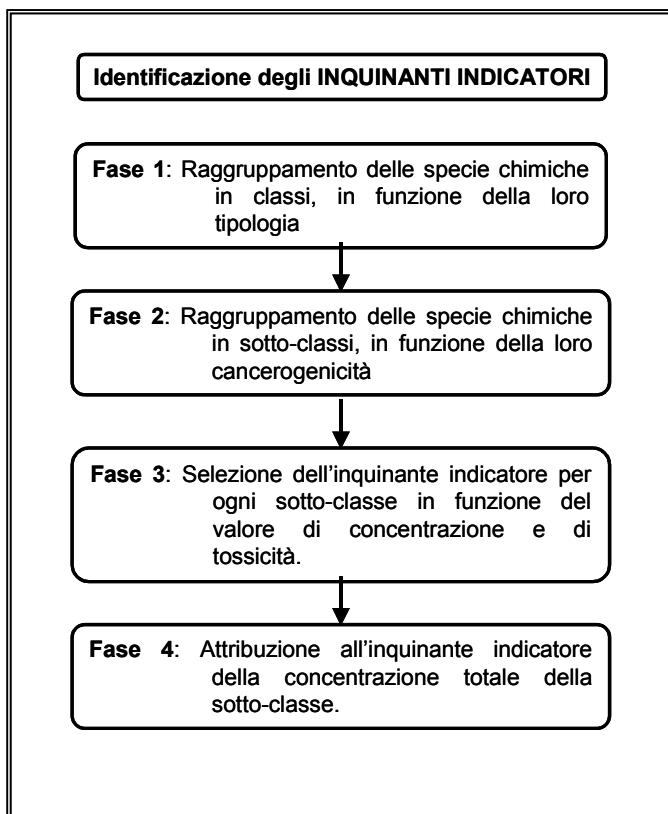
Si seleziona quale inquinante indicatore della sotto-classe la sostanza a cui corrisponde il rapporto relativo $\frac{R_{ij}}{R_j}$ maggiore.

4. Calcolo della concentrazione rappresentativa dell'inquinante indicatore– Per ogni campione, si attribuisce a ciascun inquinante indicatore la concentrazione totale di ogni sotto-classe. La concentrazione rappresentativa dell'inquinante indicatore viene quindi calcolata applicando il criterio descritto nel paragrafo 3.1.2.

5. Calcolo del Rischio e dell'Indice di Pericolo- il calcolo del Rischio va effettuato considerando la concentrazione rappresentativa dell'inquinante indicatore riferita alla sotto-classe dei composti cancerogeni; il calcolo dell'Indice di Pericolo va effettuato considerando la concentrazione rappresentativa dell'inquinante indicatore riferita alla sotto-classe dei composti tossici non cancerogeni.

Si ritiene opportuno sottolineare che i fattori di rischio R calcolati con la suddetta procedura non hanno alcun significato al di fuori di questo contesto, possono essere utilizzati unicamente per ridurre il numero di specie chimiche nel l'A.d.R. e non vanno considerati quali misura quantitativa del rischio di un inquinante. Il criterio proposto non tiene esplicitamente conto della frequenza di rilevamento e della mobilità della sostanza. Si pone in evidenza che comunque tali aspetti sono in realtà implicitamente tenuti in considerazione. Infatti, la frequenza di rilevamento è considerata nel calcolo della concentrazione rappresentativa; mentre la suddivisione in classi, in funzione della natura chimica, permette di accorpare sostanze caratterizzate da simili caratteristiche di mobilità. In figura 3.1.6 si riporta in forma di diagramma di flusso la sintesi della suddetta procedura.

Figura 3.1.6 – Procedura per la identificazione degli inquinanti indicatori



3.2 Vie di migrazione: criteri di stima relativi ai comparti ambientali

Per il calcolo dei fattori di trasporto (paragrafo 3.3) e, quindi, per stimare la concentrazione della specie chimica in corrispondenza del bersaglio, nota quella alla sorgente, è indispensabile determinare le caratteristiche fisiche dei comparti ambientali coinvolti: suolo insaturo, suolo saturo, aria outdoor, aria indoor e acqua superficiale.

Come noto, esistono diversi livelli di analisi di rischio ed in base ad essi possono essere distinti diversi criteri di determinazione dei suddetti parametri. Infatti, per un'analisi di livello 1, in genere, vengono utilizzati “valori sito-generici” (“valori di default”), ossia valori indipendenti dalle caratteristiche specifiche del sito in esame. Questi sono definiti sulla base di assunzioni estremamente conservative. Per un livello 2 e 3 di analisi, si utilizzano “valori sito-specifici”, ossia valori strettamente dipendenti dalle caratteristiche del sito potenzialmente contaminato.

In questo paragrafo si riportano:

- d) il criterio da applicare per la stima dei parametri caratteristici del sito;
- e) la descrizione dei parametri del terreno relativi alla zona insatura di suolo;
- f) la descrizione dei parametri del terreno relativi alla zona satura di suolo;
- g) la descrizione dei parametri relativi agli ambienti aperti;
- h) la descrizione dei parametri relativi agli ambienti chiusi;
- i) la descrizione dei parametri relativi alle acque superficiali.

3.2.1 Criterio per la stima dei parametri caratteristici del sito

Il miglior criterio per l'individuazione dei parametri caratteristici del sito è quello di effettuare misure dirette. Nel caso in cui queste siano disponibili, il calcolo del valore rappresentativo da inserire nella procedura di analisi di rischio è il seguente:

- ✓ se il numero di dati disponibili è inferiore a 10 ($N < 10$), va selezionato il valore più conservativo, coincidente con il valore massimo o minimo a seconda del parametro in esame;
- ✓ se il numero di dati disponibili è maggiore o uguale a 10 ($N \geq 10$), allora :

- se il valore minimo è maggiormente conservativo, si seleziona come valore rappresentativo il Lower Confidential Limit al 95% (LCL95%);
- se il valore massimo è maggiormente conservativo, si seleziona come valore rappresentativo l'Upper Confidential Limit al 95% (UCL95%);

Per il calcolo di tali due valori rappresentativi si suggerisce l'utilizzo del software gratuito ProUCL ver. 3.0 (descritto in appendice H).

Nel caso in cui non siano disponibili misure dirette, si procede come di seguito indicato:

- ✓ qualora disponibili, vanno utilizzati dati storici derivanti da bibliografia relativa a studi precedentemente condotti sull'area in esame, a condizione che si tratti di dati attendibili e provenienti da fonti accreditate;
- ✓ in assenza di dati storici, vanno applicati, ove possibile, i criteri di stima indiretta descritti in corrispondenza di ogni parametro nelle presenti linee guida;
- ✓ **per i soli parametri elencati in tabella 3.2.1**, qualora non sia possibile applicare alcuno dei criteri suddetti, andranno utilizzati i **valori proposti come default** per un livello 1 di analisi.

In figura 3.2.1 viene riportato il diagramma di flusso che sintetizza la procedura sopra descritta.

Nel caso dei parametri del terreno in zona insatura, la suddetta procedura è preceduta da una ulteriore fase di analisi dei dati, descritta nel paragrafo 3.2.2.

Figura 3.2.1 – Procedura per la stima dei parametri caratteristici del sito.

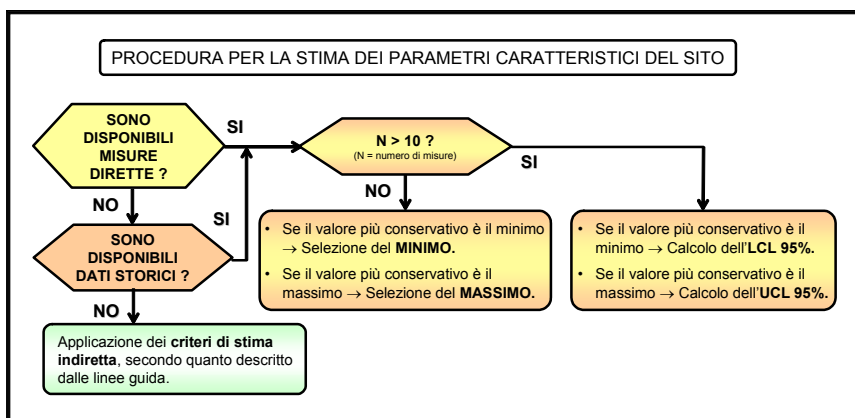


Tabella 3.2.1 – Parametri caratteristici del sito: valori di default di livello 1.

			Destinazione d'uso del suolo
			Residenziale/Industriale
Simbolo	Parametro	Unità	Valore di default (Livello 1) ASTM PS-104-98
Parametri del terreno in zona insatura			
ρ_s	Densità del suolo	g/cm ³	1,7
Parametri dell'aria outdoor			
δ_{air}	Altezza della zona di miscelazione in aria	cm	200
τ	Tempo medio di durata del flusso di vapore	anno	30
P_e	Portata di particolato per unità di superficie	g/(cm ² ·s)	6,90E-14
Caratterizzazione dell'aria indoor			
L_{crack}	Spessore delle fondazioni/muri	cm	15
η	Frazione areale di fratture	adim.	0,01
ER	Tasso di ricambio di aria indoor (Residenziale)	1/giorno	12
ER	Tasso di ricambio di aria indoor (Ind/Comm)	1/giorno	20
Z_{crack}	Profondità delle fondazioni	cm	15
K_v	Permeabilità del suolo al flusso di vapore	cm ²	1,00E-08
Δp	Differenza di pressione tra indoor e outdoor	g/(cm ² ·s ²)	0
μ_{air}	Viscosità del vapore	g/(cm ² ·s)	1,81E-04
τ	Tempo medio di durata del flusso di vapore	anno	30

Si ritiene opportuno sottolineare che, in tale contesto, si assume l'ipotesi semplificativa di terreno isotropo, omogeneo e incoerente. Nel caso di terreno coerente (es. poroso per fessurazione), sono necessarie indagini di tipo diretto e va applicati modelli di simulazione specifici (livello 3 di analisi di rischio).

3.2.2 Parametri del terreno in zona insatura

Per la definizione dei parametri del terreno in zona insatura, a monte dell'applicazione della procedura descritta nel paragrafo 3.2.1, va applicata la seguente procedura.

1. Se il terreno in zona insatura è omogeneo, si applica direttamente la procedura definita nel paragrafo 3.2.1;
2. Se il terreno in zona insatura è omogeneo, ma con presenza di lenti in numero e di dimensioni trascurabili rispetto allo spessore della zona insatura, si applica direttamente la procedura definita nel paragrafo 3.2.1.
3. Se il terreno in zona insatura non è omogeneo, ma stratificato, si applica la procedura definita nel paragrafo 3.2.1 ad ogni strato di terreno e si procede seguendo una delle alternative seguenti:

- 3.a. Per ogni parametro caratteristico del sito, si seleziona il valore più conservativo tra quelli corrispondenti ai diversi strati, facendo riferimento al principio di cautela.
- 3.b. Si attribuisce ad ogni strato il corrispondente valore rappresentativo dei diversi parametri ; tale approccio richiede l'applicazione di modelli numerici (analisi di rischio di livello 3).

In figura 3.2.2 viene riportato il diagramma di flusso che sintetizza la procedura sopra descritta.

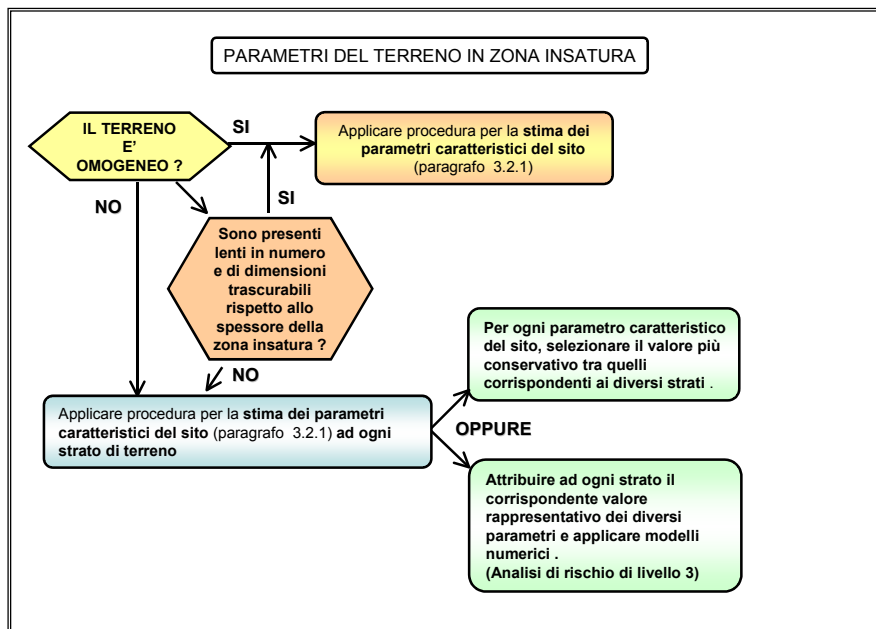


Figura 3.2.2 – Procedura per i parametri della zona insatura.

In tabella 3.2.2 sono elencati i parametri fisico-chimici del terreno in zona insatura di suolo e le corrispondenti unità di misura.

Tab. 3.2.2 – Parametri del terreno in zona insatura

Simbolo	Parametro	Unità
ρ_s	Densità del suolo	g/cm ³
θ_T	Porosità totale del terreno in zona insatura	adim.
θ_e	Porosità effettiva del terreno in zona insatura	adim.
θ_w	Contenuto volumetrico di acqua	adim.
θ_a	Contenuto volumetrico di aria	adim.
θ_{wcap}	Contenuto volumetrico di acqua nella frangia capillare	adim.
θ_{acap}	Contenuto volumetrico di aria nella frangia capillare	adim.
f_{oc}	Frazione di carbonio organico nel suolo insaturo	adim.
I_{ef}	Infiltrazione efficace	cm/anno

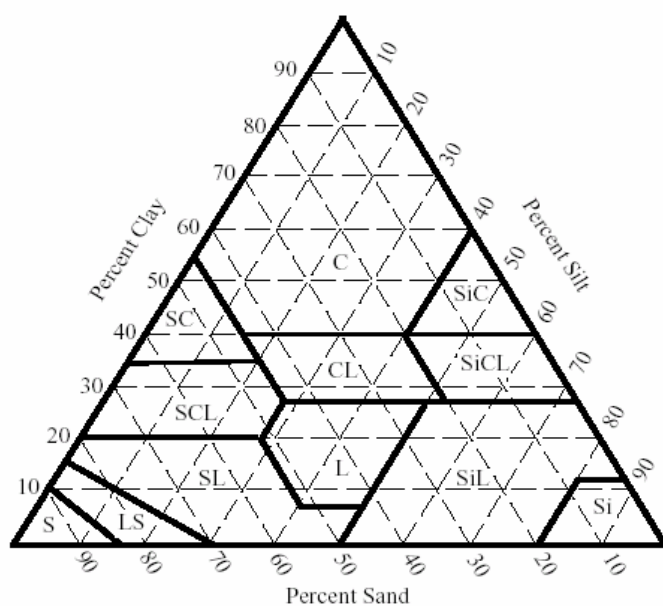
– **Granulometria del terreno**

La granulometria del terreno non entra direttamente nelle equazioni utili per il calcolo dei fattori di trasporto. Nonostante ciò, la sua determinazione risulta spesso utile, come vedremo più avanti, per stimare i valori di molte delle proprietà fisiche del suolo saturo e insaturo. L'analisi granulometrica permette di determinare la distribuzione delle particelle di un terreno in base al loro diametro. Calcolata la massa delle particelle costituenti le diverse classi granulometriche, espresse in percento della massa totale della terra fine, quest'ultime possono essere ridotte nelle tre classi principali: sabbia, limo e argilla, che a loro volta possono essere sintetizzate graficamente ricorrendo al cosiddetto diagramma triangolare. E' possibile effettuare una classificazione dei terreni compositi basata sul metodo dell'USDA (U.S. Department of Agriculture). Si identificano, come visto nella tabella 3.2.3, con il nome di ghiaia le particelle con diametro $\phi > 2,0$ mm, con sabbia quelle con diametro $0,06 \text{ mm} < \phi < 2,0 \text{ mm}$, con limo quelle con diametro $0,002 \text{ mm} < \phi < 0,06 \text{ mm}$, con argilla quelle con diametro $\phi < 0,002 \text{ mm}$; nota la percentuale di ognuna di esse, si classifica il terreno attraverso il triangolo riportato in figura 3.2.1. In Tabella 3.2.4 si riporta la nomenclatura in lingua italiana e inglese delle diverse classi USDA rappresentate nel triangolo di figura 3.2.3, inoltre per ognuna delle classi presenti sono state inserite le corrispondenti percentuali di sabbia, limo e argilla, calcolate nei centroidi di ogni zona del triangolo, necessarie per l'implementazione delle equazioni presenti in questo capitolo. Per completezza della trattazione, in tabella 3.2.5 viene riportata la classificazione unificata ASTM dei suoli.

Tab. 3.2.3 – Classificazione dei terreni.

TIPO DI TERRENO		DIAMETRO DELLE PARTICELLE (mm)	
TERRENI A GRANA MOLTO GROSSA	Blocchi	200	
	Ciottoli	60	
TERRENI A GRANA GROSSA (più del 65% in sabbia e ghiaia)	Ghiaia	Grossa	20
		Media	6
		Fine	2
	Sabbia	Grossa	0,6
		Media	0,2
		Fine	0,06
TERRENI A GRANA FINE (più del 35% in argilla e limo)	Limo	Grosso	0,02
		Medio	0,006
		Fine	0,002
	Argilla	< 0.002	

rif. John Atkinson “Geotecnica, meccanica delle terre e fondazioni”

Fig. 3.2.3 – Diagramma triangolare.

Tessitura del suolo	
Simbolo	nome
S	Sand
LS	Loamy Sand
SL	Sandy Loam
SCL	Sandy Clay Loam
L	Loam
SIL	Silt Loam
CL	Clay Loam
SiCL	Silty Clay Loam
SiC	Silty Clay
Si	Silt
SC	Sandy Clay
C	Clay

Tab. 3.2.4 – Percentuali di sabbia, argilla e limo calcolate nei centroidi di ogni zona caratteristica del terreno descritta nel diagramma triangolare.

Tessitura del suolo			% argilla	% limo	% sabbia
Simbolo	inglese	italiano			
S	Sand	Sabbioso	3.33	5.00	91.67
LS	Loamy Sand	Sabbioso tendente medio	6.25	11.25	82.50
SL	Sandy Loam	Medio sabbioso	10.81	27.22	61.97
SCL	Sandy Clay Loam	Medio argilloso tendente sabbioso	26.73	12.56	60.71
L	Loam	Di grana media	18.83	41.01	40.16
SiL	Silt Loam	Medio limoso	12.57	65.69	21.74
CL	Clay Loam	Medio argilloso	33.50	34.00	32.50
SiCL	Silty Clay Loam	Medio argilloso tendente limoso	33.00	56.50	10.00
SiC	Silty Clay	Argilloso limoso	46.67	46.67	6.66
Si	Silt	Limoso	6.00	87.00	7.00
SC	Sandy Clay	Argilloso sabbioso	41.67	6.67	51.66
C	Clay	Argilloso	64.83	16.55	18.62

Tabella 3.2.5 .Sistema Unificato di Classificazione del suolo, American Society for Testing and Materials, 1985

CLASSIFICAZIONE GENERALE			SIMBOLO DEL GRUPPO	NOME DEL GRUPPO
TERRENI A GRANA GROSSA PASSANTE AL 200 ≤ 50%	GHIAIA TRATTENUTO AL SETACCIO 4 ≥ 50%	GHIAIA PULITA	GW	GHIAIA BEN ASSORTITA, DA FINE A GROSSA
			GP	GHIAIA POCO ASSORTITA
		GHIAIA CON FRAZIONE FINE	GM	GHIAIA LIMOSA
			GC	GHIAIA ARGILLOSA
	SABBIE PASSANTE AL SETACCIO 4 ≥ 50%	SABBIA PULITA	SW	SABBIA BEN ASSORTITA, DA FINE A GROSSA
			SP	SABBIA POCO ASSORTITA
		SABBIA CON FRAZIONE FINE	SM	SABBIA LIMOSA
			SC	SABBIA ARGILLOSA
TERRENI A GRANA FINE PASSANTE AL 200 > 50%	LIMI E ARGILLE LIMITE LIQUIDO< 50	INORGANICO	ML	LIMO
			CL	ARGILLA
	LIMI E ARGILLE LIMITE LIQUIDO< 50	ORGANICO	OL	LIMO ORGANICO, ARGILLA ORGANICA
			LIMI E ARGILLE LIMITE LIQUIDO≥ 50	INORGANICO
	CH	ARGILLA AD ELEVATA PLASTICITA', ARGILLA GRASSA		
	ORGANICO	OH		ARGILLA ORGANICA, LIMO ORGANICO
		SUOLI AD ELEVATO CONTENUTO ORGANICO		PT

- **Densità del suolo (soil bulk density) ρ_s [g/cm³]**

Per densità del suolo si intende la massa volumica apparente (soil bulk density) ρ_s , che rappresenta il rapporto tra la massa del suolo essiccato (105° C) ed il suo volume totale.

Tale parametro non deve essere confuso con la massa volumica reale delle particelle di suolo (soil particle density), che invece viene espressa come rapporto tra la massa del suolo essiccato e il volume delle particelle solide di suolo. Per la determinazione di tale parametro si rimanda alle procedure descritte nei paragrafi 3.2.1 e 3.2.2. Per la stima indiretta di ρ_s si assume un valore pari a 1,7 g/cm³ indipendentemente dal tipo di suolo in esame, che rappresenta la media del suo possibile range di valori (1,6 – 1,75 g/cm³) [Connor et al., 1996].

- **Porosità totale e effettiva del terreno in zona insatura θ_T e θ_e [adim.]**

La porosità totale è espressa come rapporto tra il volume dei vuoti ed il volume totale di suolo. Come è noto, il contenuto volumetrico di acqua a saturazione è uguale alla porosità effettiva. A sua volta la porosità effettiva (θ_e) deriva dalla porosità totale (θ_T) escludendo da essa il volume dei pori non interconnessi (θ_p) ed il contenuto volumetrico d'acqua residuo (θ_r):

$$\theta_e = \theta_T - (\theta_p + \theta_r) \quad (3.2.1)$$

Infatti, nei mezzi naturali porosi non tutti i pori sono idraulicamente interconnessi tra di loro. Poiché tale volume di pori non interconnessi è spesso trascurabile, in accordo con Mc Cuen(1981) possiamo scrivere che:

$$\theta_e = \theta_T - \theta_r \quad (3.2.2)$$

Per la determinazione di tali parametri si rimanda alle procedure descritte nei paragrafi 3.2.1 e 3.2.2. Per la stima indiretta dei parametri θ_T e θ_e si fa riferimento ai valori riportati in Tabella 3.2.5, i quali sono stati desunti dalla integrazione dei dati forniti dai riferimenti bibliografici a cui si fa più comunemente riferimento [Carsel et al., 1988] [Van Genuchten model, 1980].

– **Contenuto volumetrico di acqua θ_w [adim.]**

Il contenuto volumetrico di acqua di un terreno è dato dal rapporto tra il volume dell'acqua contenuta nel suolo e il volume totale di suolo.

Per la determinazione di tale parametro si rimanda alle procedure descritte nei paragrafi 3.2.1 e 3.2.2. Nel caso di stima diretta, considerata la forte variabilità di questo parametro in funzione delle condizioni meteo-climatiche, si suggerisce di verificare che il valore rappresentativo ricada all'interno del range di valori riportati in Tabella 3.2.6.

Tab. 3.2.6 – Range di valori di θ_w in funzione della distribuzione granulometrica

Tessitura	θ_w (massimo)	θ_w (minimo)	θ_w (varianza)
Sand	0,08	0,05	1,62E-04
Loamy Sand	0,12	0,05	1,34E-03
Sandy Loam	0,23	0,04	9,54E-03
Sandy Clay Loam	0,24	0,06	9,89E-03
Loam	0,26	0,06	1,20E-02
Silt Loam	0,30	0,07	2,76E-02
Clay Loam	0,26	0,08	1,64E-02
Silty Clay Loam	0,31	0,09	2,42E-02
Silty Clay	0,34	0,11	1,62E-02
Silt	0,30	0,05	1,93E-02
Sandy Clay	0,31	0,12	1,08E-02
Clay	0,38	0,10	2,26E-02

Per la stima indiretta del parametro θ_w si fa riferimento ai valori riportati in Tabella 3.2.6, i quali sono stati desunti dalla integrazione dei dati forniti dai riferimenti bibliografici a cui si fa più comunemente riferimento [Carsel et al., 1988] [Van Genuchten model, 1980].

– **Contenuto volumetrico di aria θ_a [adim.]**

Il contenuto volumetrico di aria θ_a può essere calcolato indirettamente come differenza tra la porosità totale (assunta coincidente con la porosità effettiva) ed il contenuto volumetrico di acqua:

$$\theta_a = \theta_T - \theta_w \quad (3.2.4)$$

Per la determinazione di tale parametro si rimanda alle procedure descritte nei paragrafi 3.2.1 e 3.2.2.

Per la stima indiretta del parametro θ_a si fa riferimento ai valori riportati in Tabella 3.2.7, i quali sono stati desunti dalla integrazione dei dati forniti dai riferimenti bibliografici a cui si fa più comunemente riferimento [Carsel et al., 1988] [Van Genuchten model, 1980].

Tab. 3.2.7– Valori di θ_T , θ_r , θ_e , θ_w e θ_a in funzione della distribuzione granulometrica

Tessitura	θ_T	θ_r	θ_e	θ_w	θ_a
Sand	0,43	0,045	0,385	0,068	0,317
Loamy Sand	0,41	0,057	0,353	0,103	0,250
Sandy Loam	0,41	0,065	0,345	0,194	0,151
Sandy Clay Loam	0,39	0,100	0,290	0,178	0,112
Loam	0,43	0,078	0,352	0,213	0,139
Silt Loam	0,45	0,067	0,383	0,255	0,128
Clay Loam	0,41	0,095	0,315	0,200	0,115
Silty Clay Loam	0,43	0,089	0,341	0,246	0,095
Silty Clay	0,36	0,070	0,290	0,274	0,016
Silt	0,46	0,034	0,426	0,278	0,148
Sandy Clay	0,38	0,100	0,280	0,228	0,052
Clay	0,38	0,068	0,312	0,304	0,008

– **Contenuto volumetrico di acqua ed aria nella frangia capillare $\theta_{w, \text{cap}}$ e $\theta_{a, \text{cap}}$ [adim.]**

La conoscenza di tali parametri è necessaria quando si considera la volatilizzazione dei contaminanti, presenti nell'acquifero superficiale, verso ambienti indoor e outdoor. Data la non facile determinazione di questi parametri sia per i tempi lunghi necessari e sia per i costi non trascurabili, si ricorre quasi sempre a valori di default presenti in letteratura.

Per la determinazione di tale parametro si rimanda alle procedure descritte nei paragrafi 3.2.1 e 3.2.2.

Per la stima indiretta dei parametri $\theta_{w, \text{cap}}$ e $\theta_{a, \text{cap}}$ si fa riferimento ai valori riportati in Tabella 3.2.8 i quali sono stati desunti dalla integrazione dei dati forniti dai riferimenti

bibliografici a cui si fa più comunemente riferimento [Van Genuchten model, 1976 e 1980] [Connor et al., 1996].

Tab. 3.2.8– Valori di θ_r , θ_s , θ_e , $\theta_{w, cap}$ e $\theta_{a, cap}$ in funzione della distribuzione granulometrica

Tessitura	θ_r	θ_s	θ_e	$\theta_{w, cap}$	$\theta_{a, cap}$
Sand	0,43	0,045	0,385	0,330	0,055
Loamy Sand	0,41	0,057	0,353	0,318	0,035
Sandy Loam	0,41	0,065	0,345	0,288	0,057
Sandy Clay Loam	0,39	0,100	0,290	0,248	0,042
Loam	0,43	0,078	0,352	0,317	0,035
Silt Loam	0,45	0,067	0,383	0,297	0,086
Clay Loam	0,41	0,095	0,315	0,288	0,027
Silty Clay Loam	0,43	0,089	0,341	0,317	0,024
Silty Clay	0,36	0,070	0,290	0,282	0,008
Silt	0,46	0,034	0,426	0,383	0,043
Sandy Clay	0,38	0,100	0,280	0,252	0,028
Clay	0,38	0,068	0,312	0,308	0,004

– **Frazione di carbonio organico nel suolo insaturo f_{oc} [adim.]**

Il contenuto di carbonio organico nel suolo è correlato con quello della sostanza organica presente, infatti quest'ultima è pari, convenzionalmente, a 1,724 volte il contenuto di carbonio organico.

Per la determinazione di tale parametro si rimanda alle procedure descritte nei paragrafi 3.2.1 e 3.2.2.

- **Infiltrazione efficace I_{ef} [cm/anno]**

Applicando l'equazione di bilancio idrologico, espressa nei minimi termini, l'infiltrazione efficace (I_{ef}) è data dalla relazione:

$$I_{ef} = P - (ET + S) \quad (3.2.5)$$

dove P indica la precipitazione atmosferica [cm/d], ET tiene conto dei fenomeni di evaporazione e traspirazione della copertura vegetale, ed S indica lo scorrimento superficiale (o ruscellamento superficiale).

Nel caso in cui la sorgente secondaria di contaminazione sia costituita da terreno omogeneo o approssimabile come tale, l'infiltrazione efficace media annua può essere stimata in funzione delle precipitazioni medie annue e del tipo di tessitura prevalente nel suolo (sabbiosa, limosa o argillosa) a mezzo delle seguenti relazioni empiriche:

$$I_{ef} = 0,0018 \cdot P^2 \quad \text{per terreni sabbiosi (SAND)} \quad (3.2.6)$$

$$I_{ef} = 0,0009 \cdot P^2 \quad \text{per terreni limosi (SILT)} \quad (3.2.7)$$

$$I_{ef} = 0,00018 \cdot P^2 \quad \text{per terreni argillosi (CLAY)} \quad (3.2.8)$$

dove le suddette correlazioni prevedono valori di precipitazione media annua e di Infiltrazione efficace espressi in cm/anno.

Inoltre, per correlare le relazioni sopra riportate con la classificazione dei terreni compositi basata sul metodo dell'USDA, si sottolinea che :

- Nella classe SAND sono comprese le tessiture: Sand, Loamy Sand e Sandy Loam;
- Nella classe SILT sono comprese le tessiture: Sandy Clay Loam, Loam, Silt Loam e Silt;
- Nella classe CLAY sono comprese le tessiture: Clay Loam, Silty Clay Loam, Silty Clay, Sandy Clay e Clay.

Le suddette relazioni empiriche sono riferite ad un suolo ricoperto di erba.

Nel caso di suolo completamente pavimentato, si ritiene opportuno moltiplicare il valore di I_{ef} per la frazione areale di fratture del pavimento stesso (η_{out}) (vedi paragrafo 3.1):

$$I'_{ef} = I_{ef} \times \eta_{out} \quad (3.2.9)$$

- **Conducibilità idraulica verticale a saturazione K_{sat} [cm/d]**

Come già detto, si parte dalla ipotesi semplificativa di terreno isotropo. Quindi, per la conducibilità idraulica verticale a saturazione, in zona insatura, $K_{sat(insaturo)}$ vale quanto detto per la conducibilità idraulica del terreno saturo $K_{sat(saturo)}$ (paragrafo 3.2.3). In particolare, nel caso in cui il terreno sia lo stesso, in zona vadosa e in falda allora si ha: $K_{sat(insaturo)} = K_{sat(saturo)}$.

3.2.3 Parametri del terreno in zona satura

In tabella 3.2.9 sono elencati i parametri fisico-chimici del terreno in zona satura di suolo e le corrispondenti unità di misura.

Tab. 3.2.9– Parametri del terreno in zona satura

Simbolo	Parametro	Unità
v_{gw}	Velocità di Darcy	cm/anno
K_{sat}	Conducibilità idraulica del terreno saturo	cm/anno
i	Gradiente idraulico	adim.
v_e	Velocità media effettiva nella falda	cm/anno
θ_T	Porosità totale del terreno in zona satura	adim.
θ_e	Porosità effettiva del terreno in zona satura	adim.
f_{oc}	Frazione di carbonio organico nel suolo saturo	adim.
α_x	Dispersività longitudinale	cm
α_y	Dispersività trasversale	cm
α_z	Dispersività verticale	cm
λ	Coefficiente di decadimento del primo ordine	1/giorno

– **Velocità di Darcy v_{gw} [cm/anno]**

Il moto dell'acqua in un mezzo poroso saturo è rappresentato dalla Legge di Darcy, secondo cui la velocità del flusso idrico o velocità di Darcy v_{gw} , data dal rapporto tra la portata Q defluente attraverso una sezione retta A e la sezione stessa, è proporzionale al gradiente idraulico i secondo la conducibilità idraulica del terreno K_{sat} :

$$v_{gw} = K_{sat} \cdot i \quad (3.2.10)$$

– **Velocità media effettiva dell'acqua nella falda v_e [cm/anno]**

La velocità di Darcy v_{gw} è una velocità media apparente, in quanto la quantità di flusso è riferita alla sezione complessiva A e non a quella dei vuoti, quindi la v_{gw} risulta essere minore della velocità effettiva v_e attraverso i pori.

La velocità media effettiva dell'acqua nella falda si ottiene dividendo la velocità di Darcy con la porosità effettiva del terreno. In base alle considerazioni fatte in precedenza sulla porosità, è possibile porre $\theta_e = \theta_T$, da cui:

$$v_e = \frac{v_{gw}}{\theta_T} = \frac{K_{sat} \cdot i}{\mathcal{G}_t} \quad (3.2.11)$$

– **Conducibilità idraulica del terreno saturo K_{sat} [cm/anno]**

La conducibilità idraulica a saturazione o coefficiente di permeabilità K_{sat} è una misura che indica la capacità di un terreno saturo di trasmettere l'acqua. In un terreno isotropo e omogeneo $K_{sat} = \text{cost.}$ Questo dipende dalla geometria dei pori (tessitura e struttura) e dalle proprietà del fluido, in particolare dalla viscosità e dalla densità. Per la determinazione di tale parametro si rimanda alle procedure descritte nei paragrafi 3.2.1 e 3.2.2.

Per la determinazione indiretta di tale parametro si fa riferimento ai valori riportati in Tabella 3.2.10 che rappresentano i dati a cui si fa comunemente riferimento [Carsel et al., 1988].

Tab. 3.2.10– Valori di K_{sat} in funzione della distribuzione granulometrica

Tessitura	K_{sat} [cm/s]
	(Cassel and Parrish., 1988)
Sand	8,25E-03
Loamy Sand	4,05E-03
Sandy Loam	1,23E-03
Sandy Clay Loam	3,64E-04
Loam	2,89E-04
Silt Loam	1,25E-04
Clay Loam	7,22E-05
Silty Clay Loam	1,94E-05
Silty Clay	5,56E-06
Silt	6,94E-05
Sandy Clay	3,33E-05
Clay	5,56E-05

Chiaramente i valori riportati nella Tabella 3.2.10 (espressi in cm/s) vanno convertiti nelle unità di misura richieste (cm/anno) tramite un opportuno fattore di conversione.

– **Gradiente idraulico in zona satura i [adim.]**

In un mezzo saturo, si definisce carico piezometrico h in un dato punto A la somma tra l'altezza geometrica z_A (distanza del punto considerato da un piano arbitrario di riferimento $z = 0$) e l'altezza di pressione $\frac{p_A}{\rho g}$ (risalita dell'acqua per effetto della sua pressione p_A , dove ρ è la densità del fluido e g è l'accelerazione di gravità):

$$h = z + \frac{p}{\rho g}$$

La differenza Δh di livello piezometrico tra due punti è pertanto considerata una misura rappresentativa della perdita di carico effettiva dovuta al flusso dell'acqua nel terreno. Il rapporto tra la perdita di carico piezometrico Δh e il tratto L in cui essa si verifica è definito gradiente idraulico:

$$i = \frac{\Delta h}{L}$$

Tale parametro è utile nella determinazione della direzione di scorrimento della falda e nella stima della velocità di Darcy nel terreno saturo. Per la determinazione di tale parametro si rimanda alle procedure descritte nei paragrafi 3.2.1 e 3.2.2.

– **Porosità totale e effettiva del terreno saturo θ_T e θ_e [adim.]**

Poiché la definizione e i criteri per la stima indiretta della porosità di un suolo sono indipendenti dal suo grado di saturazione, per la porosità totale del terreno saturo si rimanda a quanto detto per la porosità totale in zona insatura.

– **Frazione di carbonio organico nel suolo saturo f_{oc} [adim.]**

Il contenuto di carbonio organico nel suolo è correlato con quello della sostanza organica presente, infatti quest'ultima è pari, convenzionalmente, a 1,724 volte il contenuto di carbonio organico.

Per la determinazione di tale parametro si rimanda alle procedure descritte nei paragrafi 3.2.1 e 3.2.2.

– **Dispersività longitudinale, trasversale e verticale α_x , α_y , α_z [cm]**

La dispersione idrodinamica o meccanica è quel fenomeno per cui avviene una miscelazione meccanica del soluto nell'acqua e può essere paragonata all'effetto di turbolenza che si ha in un corso d'acqua.

Questa si può dividere in dispersione longitudinale e in dispersione trasversale. La dispersione longitudinale avviene lungo la direzione prevalente del flusso del mezzo poroso, dovuta al fatto che, per effetto della viscosità, alcune particelle d'acqua e di soluto si muovono più lentamente della media della massa. La dispersione trasversale

avviene lungo direzioni normali alla velocità ed è dovuta alla tortuosità dei canalicoli formati dai pori interstiziali del terreno.

Nello studio del trasporto e della diffusione di un contaminante in un mezzo saturo, si tiene conto di tale fenomeno a mezzo del coefficiente di dispersione idrodinamica o meccanica D_h [cm²/s].

E' possibile esprimere tale coefficiente, secondo gli assi di riferimento x, y e z, a mezzo dei coefficienti di dispersività longitudinale D_x , trasversale D_y e verticale D_z . Questi possono essere rispettivamente stimati in base alle seguenti relazioni:

$$D_x = \alpha_x \cdot v_e \quad D_y = \alpha_y \cdot v_e \quad D_z = \alpha_z \cdot v_e$$

dove v_e rappresenta la velocità media effettiva nella falda, e α_x , α_y e α_z sono le così dette dispersività longitudinale, trasversale e verticale (o coefficienti di dispersione intrinseca) del mezzo poroso. Questi sono una caratteristica dell'acquifero e non dipendono dalla velocità di flusso.

Per l'applicazione di una analisi di rischio di livello 2, è richiesta la conoscenza di questi tre parametri (α_x , α_y e α_z).

A valle delle considerazioni contenute nell'Appendice A la dispersività longitudinale, α_x , si stima attraverso la seguente relazione [Gelhar et al., 1985]:

$$\alpha_x = 0.83(\log L)^{2.414} \quad (3.2.12)$$

dove L rappresenta la distanza tra la sorgente di contaminazione ed il punto di conformità. Se il punto di conformità corrisponde con il bordo della sorgente allora si ha: $L = W$ (dove W è l'estensione della sorgente di contaminazione nella direzione del flusso di falda).

Noto il valore di dispersività longitudinale α_x , si stimano i valori di dispersività trasversale α_y e verticale α_z attraverso le seguenti relazioni [American Petroleum Institute's Report, 1987]:

$$\alpha_y = \frac{\alpha_x}{3} \qquad \alpha_z = \frac{\alpha_x}{20} \qquad (3.2.13)$$

- Coefficiente di decadimento del primo ordine λ [d⁻¹]

E' un parametro che tiene conto di eventuali processi di biodegradazione delle sostanze inquinanti nelle acque di falda.

In riferimento alla sua stima , si ritiene opportuno:

- per una analisi di livello 1, porre come valore di default $\lambda=0$;
- per una analisi di livello 2, è possibile porre $\lambda \neq 0$ solo se si hanno a disposizione valori aggiornati e accreditati di tale parametro. Altrimenti va adottato il valore di default $\lambda=0$.

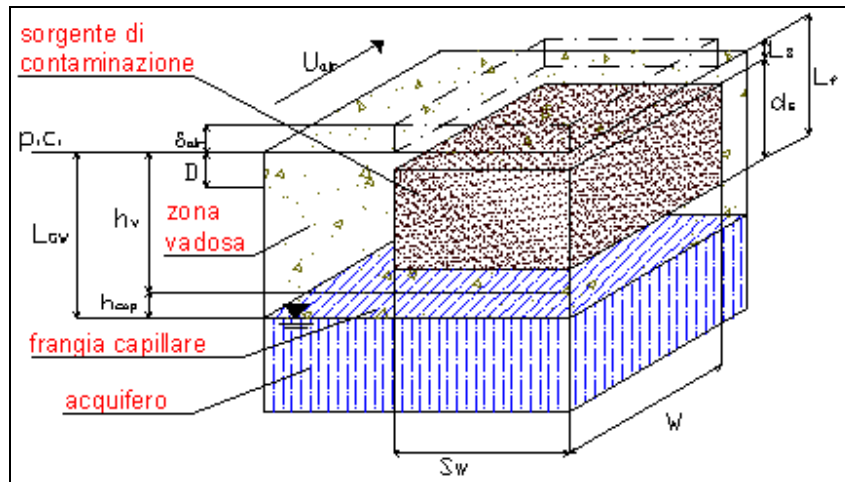
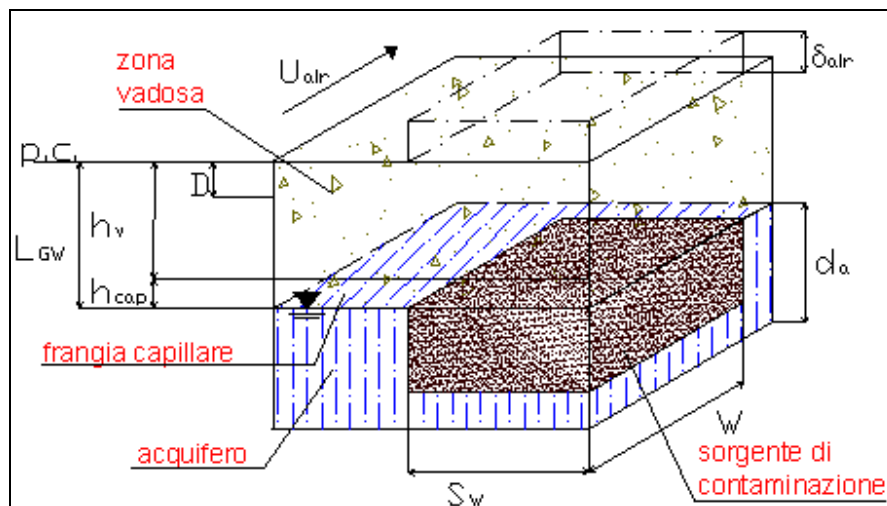
3.2.4 Parametri degli ambienti aperti

In tabella 3.2.11 sono elencati i parametri geometrici e fisici caratteristici degli ambienti aperti (outdoor) e le corrispondenti unità di misura.

Tab. 3.2.11– Parametri degli ambienti aperti

Simbolo	Parametro	Unità
δ_{air}	Altezza della zona di miscelazione in aria	cm
W'	Estensione della sorgente di contaminazione nella direzione principale del vento	cm
S_w'	Estensione della sorgente di contaminazione nella direzione ortogonale a quella principale del vento	cm
A'	Area della sorgente (rispetto alla direzione prevalente del vento)	cm ²
U_{air}	Velocità del vento	cm/s
σ_y	Coefficiente di dispersione trasversale	cm
σ_z	Coefficiente di dispersione verticale	cm
τ	Tempo medio di durata del flusso di vapore	anno
P_e	Portata di particolato per unità di superficie	g/(cm ² -s)

Nelle figure 3.2.4 – 3.2.5 si riporta il modello concettuale del sito (MCS), indicando i principali parametri relativi alla geometria del sito, comprendendo quelli che riguardano il fenomeno di volatilizzazione in ambienti aperti; successivamente sono descritti in dettaglio i singoli parametri.

Fig. 3.2.4 – MCS: sorgente di contaminazione nel suolo insaturo*Fig. 3.2.5 – MCS: sorgente di contaminazione nel suolo saturo*

– Zona di miscelazione

La zona di miscelazione viene identificata con il volume di aria all'interno del quale si ipotizza avvenga la miscelazione tra i contaminanti volatili provenienti dal suolo e l'aria

stessa. Tale volume può essere schematizzato, in fase di modellizzazione, come un parallelepipedo la cui altezza è definita altezza della zona di miscelazione δ_{air} [cm], avente per lati di base l'estensione della sorgente nella direzione rispettivamente parallela W' [cm] e ortogonale S_w' [cm] a quella prevalente del vento.

– **Estensione della sorgente in direzione parallela alla direzione prevalente del vento W' [cm]**

La determinazione di questo parametro richiede di individuare preventivamente la direzione prevalente del vento. Tale parametro coincide con la massima estensione di suolo contaminato, definita dal criterio descritto nel paragrafo 3.1.2, lungo la direzione parallela alla direzione prevalente del vento. Il miglior criterio per l'individuazione della direzione prevalente del vento è quello di utilizzare i **diagrammi anemologici** determinati da misure desunte da stazioni presenti sul territorio. In assenza di misure, si fa coincidere con la massima estensione del sito.

– **Estensione della sorgente in direzione ortogonale alla direzione prevalente del vento S_w' [cm]**

La determinazione di questo parametro richiede di individuare preventivamente la direzione prevalente del vento. Tale parametro coincide con la massima estensione di suolo contaminato, definita dal criterio descritto nel paragrafo 3.1.2., lungo la direzione ortogonale alla direzione prevalente del vento. Il miglior criterio per l'individuazione della direzione prevalente del vento è quello di utilizzare i **diagrammi anemologici** determinati da misure desunte da stazioni presenti sul territorio. In assenza di misure, si fa coincidere con la massima estensione del sito.

– **Altezza della zona di miscelazione in aria δ_{air} [cm]**

L'altezza della zona di miscelazione dell'aria, δ_{air} , è lo spessore di aria, valutato dal piano campagna, nel quale avviene la miscelazione dei contaminanti. Secondo ipotesi conservative, si assume $\delta_{\text{air}} = 200$ cm, equivalente all'altezza, approssimata per eccesso, di un individuo adulto.

- **Area della sorgente rispetto alla direzione prevalente del vento A' [cm^2]**

L'area della sorgente rispetto alla direzione prevalente del vento A' [cm^2] risulta essere data da prodotto tra l'estensione della sorgente nella direzione parallela W' e ortogonale S_w' a quella principale del vento:

$$A' = W' \times S_w' \quad (3.2.14)$$

- **Le classi di stabilità atmosferica**

La stabilità è un indicatore della turbolenza atmosferica e quindi della capacità di un contaminante di disperdersi nel mezzo. Questa dipende principalmente dalla velocità del vento, dalla turbolenza meccanica e convettiva (termica).

Per stimare la stabilità atmosferica è possibile utilizzare il criterio di classificazione di Pasquill-Gifford (tabella 3.2.12) che esprime la classe di stabilità in funzione della velocità del vento, della radiazione solare totale e della copertura nuvolosa. In particolare, in base a tale classificazione, si differenzia la stabilità atmosferica in sei classi (A,B,C,D,E,F). La classe A è la più instabile, mentre la classe F è la più stabile. Tali classi sono ricavate in base a cinque classi di vento in corrispondenza della superficie, tre classi di insolazione durante le ore diurne e due classi di nuvolosità durante le ore notturne.

Tab. 3.2.12 Classi di stabilità atmosferica di Pasquill-Gifford

Velocità del vento a 10 m dal p.c. (m/s)	Radiazione solare Incidente (GIORNO)			Copertura nuvolosa (NOTTE)	
	Forte	Moderat a	Debole	$\geq 50 \%$	$< 50\%$
< 2	A	A – B	B	E	F
2 – 3	A – B	B	C	E	F
3 – 5	B	B – C	C	D	E
5 – 6	C	C – D	D	D	D
> 6	C	D	D	D	D

L'applicazione dello schema sopra riportato nelle ore notturne richiede la conoscenza della nuvolosità, non facilmente ottenibile nelle comuni stazioni di monitoraggio. In

alternativa, si può quindi individuare la classe di stabilità atmosferica in funzione del gradiente verticale della temperatura (tabella 3.2.13).

Tab. 3.2.13 Classi di stabilità atmosferica in funzione del gradiente termico verticale

Grado di stabilità	Categoria di Pasquill-Gifford	Gradiente termico verticale (°C/100 m)
Instabilità forte	A	<-1,9
Instabilità moderata	B	Da -1,9 a -1,7
Instabilità debole	C	Da -1,7 a -1,5
Neutralità	D	Da -1,5 a -0,5
Stabilità debole	E	Da -0,5 a +1,5
Stabilità moderata	F	Da +1,5 a +4
Stabilità forte	G	>+4

Nel caso in cui non sia possibile individuare la classe di stabilità atmosferica maggiormente rappresentativa del sito in esame, si deve fare riferimento a due categorie di stabilità: D5 e F2. Queste sono utilizzate per effettuare la valutazione delle conseguenze di emissioni di sostanze tossiche in relazione ad impianti industriali a rischio di incidente rilevate, così come stabilito nelle Linee guida del Dipartimento di Protezione Civile per la pianificazione dell'emergenza esterna (1994). In particolare, la classe D, con velocità del vento di 500cm/s, è considerata la classe che si verifica con più probabilità; mentre, la classe F, con velocità del vento di 200 cm/s, rappresenta una scelta estremamente conservativa a carattere tipicamente notturno.

– **Direzione e Velocità del vento U_{air} [cm/s]**

La direzione e la velocità del vento vengono di solito considerati costanti sull'area di interesse (dalla sorgente al bersaglio sia on-site che off-site) e pari al valor medio annuo nella medesima area. Essi possono essere determinati elaborando i dati della centralina

meteorologica più prossima al sito in esame e rappresentativa dello stesso [UNICHIM, 2002].

I valori di velocità del vento forniti dalle centraline meteorologiche, in genere, corrispondono a misure effettuate alla quota di 10 m dal p.c.. Per stimare il valore di velocità alla quota di 2 m, e quindi in corrispondenza della zona di miscelazione, è possibile applicare la seguente relazione empirica [S.R. Hanna et al., 1982]:

$$\frac{U_{air}(z_1)}{U_{air}(z_2)} = \left(\frac{z_1}{z_2} \right)^p \quad (3.2.15)$$

dove “p” è funzione della classe di stabilità atmosferica e della rugosità del suolo. In tabella 3.2.14 si riportano i valori di “p” per 2 tipi di rugosità, area urbana e rurale, e per le sei classi di stabilità atmosferica, secondo la classificazione di Pasquill-Gifford.

Tab. 3.2.14 Valori del parametro “p”

p	A	B	C	D	E	F
Suolo urbano	0,15	0,15	0,20	0,25	0,40	0,60
Suolo rurale	0,07	0,07	0,10	0,15	0,35	0,55

Nel caso in cui non sia possibile individuare il valore medio annuo della velocità del vento dell’area in esame e non risulta quindi possibile identificare anche la classe di stabilità atmosferica rappresentativa, si deve fare riferimento a due categorie di stabilità: D5 e F2. Per maggiori approfondimenti si rimanda a quanto detto in relazione alle classi di stabilità atmosferica.

– **Coefficiente di dispersione trasversale e verticale σ_y , σ_z [cm]**

Si utilizzano per stimare la dispersione dell’inquinante in aria durante il trasporto tra la sorgente e il bersaglio off-site. I loro valori sono ricavabili da tabelle e grafici in funzione della classe di stabilità atmosferica, della distanza sottovento del punto di esposizione e della rugosità del terreno. In condizioni di atmosfera stabile i livelli di turbolenza sono

bassi; ne consegue una ridotta diffusione del contaminante ed un incremento in termini di rischio. In condizioni instabili, invece, l'alto grado di turbolenza permette una veloce dispersione degli inquinanti.

I coefficienti di dispersione variano se calcolati in area rurale o in area urbana; infatti vi è un diverso grado di rugosità della superficie e nelle città si creano isole di calore.

I coefficienti di dispersione possono essere calcolati sia tramite misure dirette della turbolenza atmosferica, sia tramite parametrizzazioni empiriche che richiedono la determinazione delle classi di stabilità atmosferica. In questo ultimo caso esistono molteplici curve usate per determinare σ_y e σ_z , in funzione della stabilità atmosferica e della distanza sottovento. Esse sono ricavate da campagne sperimentali; le più usate sono quelle di Pasquill-Gifford, studiate per sorgenti a bassa quota (<80 m), aperta campagna, tempo di campionamento di 10 minuti, superficie piatta.(Figure 3.2.6 e 3.2.7).

Fig. 3.2.6. Coefficiente di dispersione trasversale

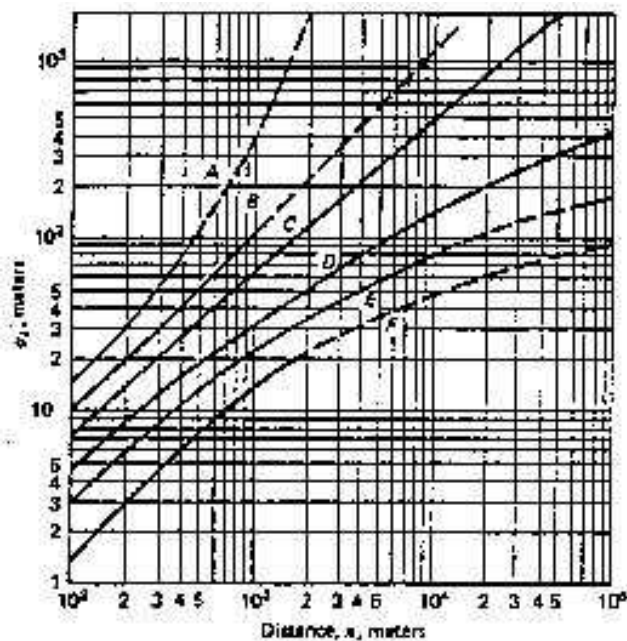
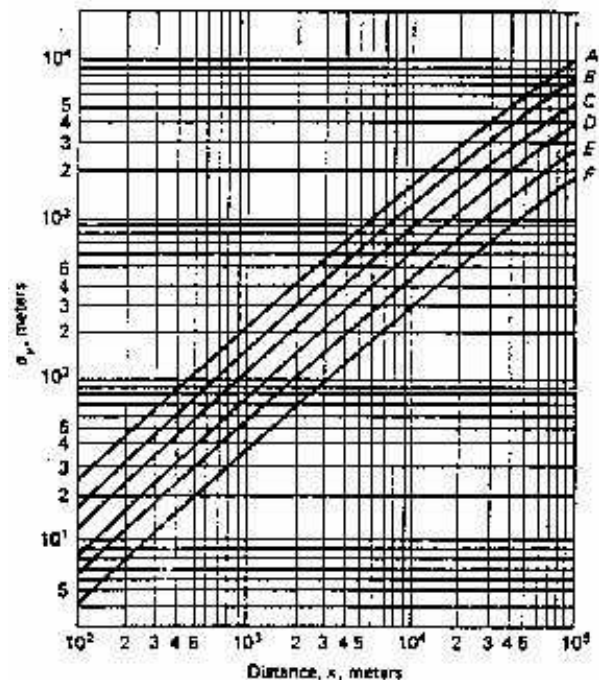


Fig.3.2.7 Coefficiente di dispersione verticale



Briggs combinò queste curve, insieme a ulteriori dati sperimentali, con quelle proposte da altri autori per produrre delle funzioni usate soprattutto per alte quote della sorgente (Tabella 3.2.15).

Tabella 3.2.15 Coefficienti di dispersione (Briggs, 1973)

Classe di stabilità di Pasquill	σ_y (m)	σ_z (m)
Aree aperte (campagna)		
A	$0.22d (1 + 0.0001d)^{-1/2} (*)$	0.20d
B	$0.16d (1 + 0.0001d)^{-1/2}$	0.12d
C	$0.11d (1 + 0.0001d)^{-1/2}$	$0.07d (1 + 0.0002d)^{-1/2}$
D	$0.08d (1 + 0.0001d)^{-1/2}$	$0.06d (1 + 0.0015d)^{-1/2}$
E	$0.06d (1 + 0.0001d)^{-1/2}$	$0.03d (1 + 0.0003d)^{-1}$
F	$0.04d (1 + 0.0001d)^{-1/2}$	$0.016d (1 + 0.0003d)^{-1}$
Aree Urbane		
A – B	$0.32d (1 + 0.0004d)^{-1/2}$	$0.24 (1 + 0.001d)^{-1/2}$
C	$0.22d (1 + 0.0004d)^{-1/2}$	0.20d
D	$0.16d (1 + 0.0004d)^{-1/2}$	$0.14d (1 + 0.0003d)^{-1/2}$
E – F	$0.11d (1 + 0.0004d)^{-1/2}$	$0.08d (1 + 0.00015d)^{-1/2}$

(*) d = Distanza dalla sorgente al bersaglio (m), dove $10^2 < d < 10^4$ m.

– **Tempo medio di durata dei flussi di vapore τ [s]**

Indica la durata di esposizione ai flussi di vapore e viene presa coincidente con la durata di esposizione ED.

– **Portata di particolato emessa per unità di superficie P_e [g/(cm²-s)]**

Tale parametro indica la quantità di polveri emesse per unità di superficie e di tempo.

Per la determinazione dello stesso si rimanda alle procedure descritte nei paragrafi 3.2.1 e 3.2.2.

3.2.5 Parametri degli ambienti confinati

In tabella 3.2.16 sono elencati i parametri geometrici e fisici caratteristici degli ambienti confinati (indoor) e le corrispondenti unità di misura.

Tab. 3.2.16 – Parametri degli ambienti confinati

Simbolo	Parametro	Unità
A_b	Superficie totale coinvolta nell'infiltrazione	cm^2
L_{crack}	Spessore delle fondazioni/muri	cm
L_b	Rapporto tra volume indoor ed area di infiltrazione	cm
η	Frazione areale di fratture	adim.
θ_{wcrack}	Contenuto volumetrico di acqua nelle fratture	adim.
θ_{acrack}	Contenuto volumetrico di aria nelle fratture	adim.
ER	Tasso di ricambio di aria indoor	1/giorno
L_T	Distanza tra il top della sorgente e la base delle fondazioni	cm
Z_{crack}	Profondità delle fondazioni	cm
K_v	Permeabilità del suolo al flusso di vapore	cm^2
Δp	Differenza di pressione tra indoor e outdoor	$\text{g}/(\text{cm}^2 \cdot \text{s}^2)$
μ_{air}	Viscosità del vapore	$\text{g}/(\text{cm} \cdot \text{s})$
τ	Tempo medio di durata del flusso di vapore	anno

Nelle figure 3.2.8 – 3.2.11 si riporta il modello concettuale del sito (MCS), indicando i principali parametri relativi alla geometria del sito, comprendendo quelli che riguardano il fenomeno di volatilizzazione in ambienti confinati; successivamente, sono descritti in dettaglio i singoli parametri.

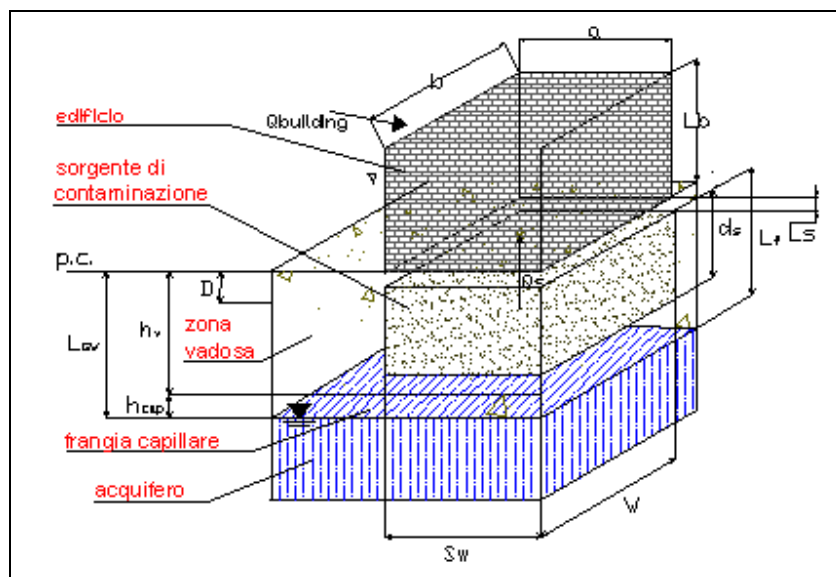
Fig. 3.2.8 – MCS: sorgente di contaminazione nel suolo insaturo ed edificio fuori terra

Fig. 3.2.9 – MCS: sorgente di contaminazione nel suolo insaturo ed edificio parzialmente interrato

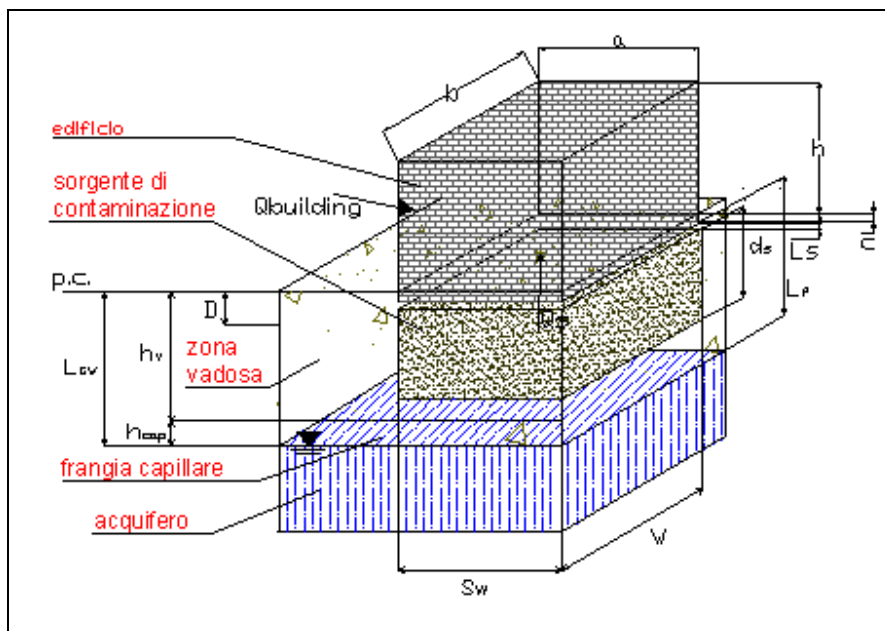


Fig. 3.2.10 – MCS: sorgente di contaminazione nel suolo saturo ed edificio fuori terra

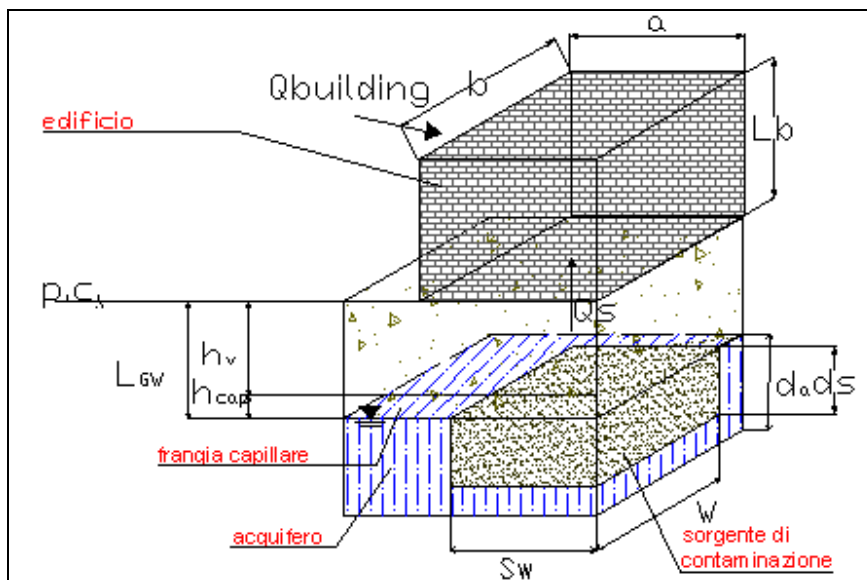
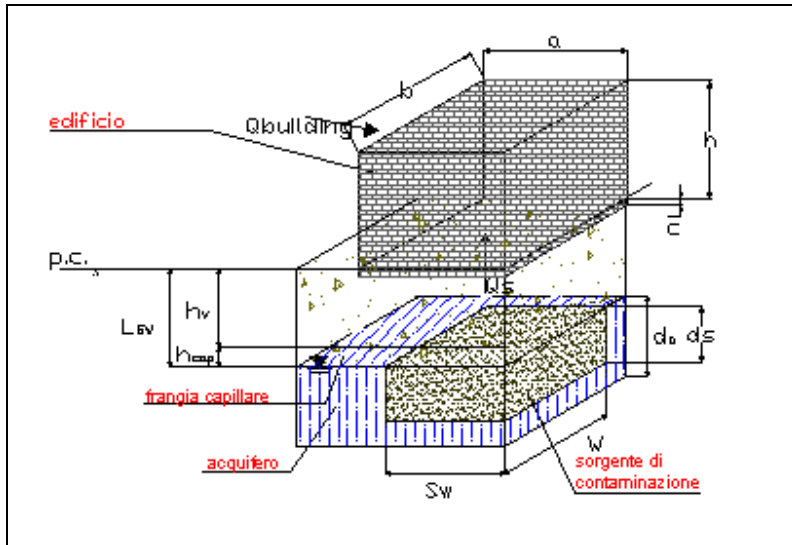


Fig. 3.2.11 – MCS: sorgente di contaminazione nel suolo saturo ed edificio parzialmente interrato



- **Superficie delle fondazioni e delle pareti coinvolte dall'infiltrazione A_b [cm²]**

Rappresenta la superficie dell'edificio complessivamente interessata dal fenomeno di infiltrazione indoor dei contaminanti. Nel caso di edificio e/o locale fuori terra, questa coincide con l'area delle fondazioni, ossia l'area della base della struttura:

$$A_b = a \times b$$

Nel caso di locali interrati o seminterrati, tale superficie sarà data dalla somma dell'area della base dell'edificio più l'area delle pareti interrate:

$$A_b = (a \times b) + 2(a \times c) + 2(b \times c)$$

I simboli a e b indicano rispettivamente la larghezza e la lunghezza dell'edificio, mentre c indica l'altezza della parete interrata (Figure 3.2.6 - 3.2.9).

- **Spessore delle fondazioni L_{crack} [cm]**

Tale parametro viene determinato mediante indagini sito-specifiche; in mancanza delle stesse, si assume il valore conservativo di default corrispondente ad un livello 1 di analisi.

– **Rapporto tra volume indoor e area di infiltrazione L_B [cm]**

Nel caso di edifici fuori terra il rapporto tra volume e area dell'edificio coincide con

l'altezza h dell'edificio stesso:

$$L_b = \frac{V_b}{A_b} = h$$

Nel caso di locali interrati o seminterrati, tale rapporto risulta inferiore all'altezza dell'edificio, poiché nel calcolo di A_b si tiene conto anche dell'area delle pareti interrate

soggette a infiltrazione:

$$L_b = \frac{V_b}{A_b} < h$$

– **Frazione areale di fratture η [adim.]**

Tale parametro rappresenta il rapporto tra l'area delle fratture nella superficie di infiltrazione e l'area totale della superficie:

$$\eta = \frac{A_{crack}}{A_b}$$

Il valore di default deriva da esperimenti condotti sul Radon e può variare in un range compreso tra 0 (superficie priva di fratture) e 1 (superficie priva di pavimentazione).

– **Distanza tra la sorgente di contaminazione e la base delle fondazioni L_T [cm]**

Tale parametro indica la distanza tra il top della sorgente di contaminazione e la base delle fondazioni:

$$L_T = L_S - Z_{crack} \quad (\text{volatilizzazione da suolo})$$

$$L_T = L_{GW} - Z_{crack} \quad (\text{volatilizzazione da falda})$$

Nel caso di edifici fuori terra, si può ragionevolmente effettuare la seguente approssimazione:

$$L_T = L_S \quad (\text{volatilizzazione da suolo})$$

$$L_T = L_{GW} \quad (\text{volatilizzazione da falda})$$

- **Contenuto volumetrico di acqua e aria nelle fratture θ_{wcrack} , θ_{acrack} [adim.]**

Rappresentano il contenuto di acqua o di aria presente nelle fratture delle fondazioni. Essendo parametri adimensionali, nell'uso pratico, essi si misurano rispettivamente in (cm^3 acqua) e (cm^3 aria) / (cm^3 volume totale delle fratture). Inoltre, essendo parametri difficilmente misurabili a mezzo di indagini dirette, per essi si assumono, in genere, i valori di default corrispondenti ad un livello 1 di analisi.

Per la determinazione di questi parametri si rimanda alle procedure descritte nei paragrafi 3.2.1 e 3.2.2.

- **Tasso di ricambio d'aria indoor ER [l/s]**

Con questo termine si indica la quantità di aria che viene scambiata tra l'ambiente confinato e l'ambiente esterno. Di solito si esprime facendo riferimento ad 1 litro di aria e pertanto le sue dimensioni assumono la forma di s^{-1} .

Per la determinazione dello stesso si rimanda alle procedure descritte nei paragrafi 3.2.1 e 3.2.2.

Sono stati effettuati 22 studi su oltre 290 edifici [EPA,2003]. Da essi sono risultati come valori medi $5 \text{ d}^{-1} = 5,8\text{E-}05 \text{ s}^{-1}$ per il 10° percentile, $12 \text{ d}^{-1} = 1,41\text{E-}04 \text{ s}^{-1}$ per il 50° percentile, $35,5 \text{ d}^{-1} = 4,1\text{E-}04 \text{ s}^{-1}$ per il 90° percentile. Si è osservato che il tasso di ricambio d'aria varia a seconda delle stagioni e delle differenze climatiche. Per esempio in inverno, in una regione con il clima freddo, ER sarà maggiore di quello che si verifica in una regione con il clima caldo. Il documento dell'EPA [EPA, 2003] propone come valore di default $6 \text{ d}^{-1} = 6,9\text{E-}05 \text{ s}^{-1}$ che rappresenta il 10° percentile. Mentre, gli standard ASTM 1739-95 e PS 104-98 assumono, per un livello 1 di analisi, un valore pari a 12 d^{-1} per edifici ad uso residenziale, e 20 d^{-1} per edifici ad uso industriale.

Per la determinazione indiretta di ER, si utilizzano i valori di default proposti da ASTM.

- **Perimetro delle fondazioni X_{crack} [cm]**

Tale parametro può essere semplicemente calcolato tramite la seguente espressione (figura 4.2):

$$X_{crack} = 2a + 2b$$

– **Profondità delle fondazioni Z_{crack} [cm]**

In generale, questo parametro rappresenta la distanza tra il piano campagna e la base delle fondazioni.

Nel caso di edifici fuori terra, coincide con lo spessore delle fondazioni: $Z_{crack} = L_{crack}$

– **Permeabilità del suolo al flusso di vapore k_v [cm²]**

Per la determinazione della permeabilità del suolo al flusso di vapore si rimanda alle procedure descritte nei paragrafi 3.2.1 e 3.2.2.

Per la stima indiretta di tale parametro si fa riferimento ai seguenti valori: per le sabbie medie il valore di k_v varia da 10^{-7} a 10^{-6} , per quelle fini da 10^{-8} a 10^{-7} , per il limo da 10^{-9} a 10^{-8} , per l'argilla da 10^{-10} a 10^{-9} .

– **Differenza di pressione tra aria outdoor e indoor ΔP [g/(cm²·s)]**

Con tale parametro si tiene conto della possibile presenza di gradienti di pressione tra ambiente aperto e ambiente confinato. La depressurizzazione dell'ambiente indoor può essere dovuta alla velocità del vento, alla differenza di temperatura indoor-outdoor e allo squilibrio (riduzione) dei meccanismi di ventilazione. L'effetto del vento e quello della temperatura sono dello stesso ordine di grandezza [EPA, 2003]. In particolare, in riferimento all'effetto della temperatura, l'ambiente indoor si trova, generalmente, ad una temperatura maggiore rispetto a quella outdoor, di conseguenza la pressione indoor è minore di quella outdoor. Quindi, la depressurizzazione è presente soprattutto in inverno.

La differenza di pressione provoca un flusso convettivo di vapore che, attraversando la matrice suolo e le fondamenta dell'edificio, penetra all'interno della struttura stessa.

Tale parametro può assumere un range di valori compreso tra 0 e 200 g/(cm²·s) [Jonson-Ettinger, 1991] [EPA, 2003]. Il valore preso come default da [Johnson-Ettinger, 1991] è di 10 g/(cm²·s), mentre quello di [EPA, 2003] è di 40 g/(cm²·s). In quest'ultimo caso, si ipotizza un ΔP , pari a 20 g/(cm²·s), dovuto al contributo del vento e un ΔP , pari a 20 g/(cm²·s), dovuto all'effetto della temperatura.

– **Viscosità del vapore μ_{air} [g cm⁻¹ s]**

Tale parametro è costante ed è pari a $1,81 \cdot 10^{-4}$ (g cm⁻¹ s)

– **Tempo medio di durata dei flussi di vapore τ [s]**

Indica la durata di esposizione ai flussi di vapore e viene presa coincidente con la durata di esposizione ED.

3.2.6 Parametri delle acque superficiali

In questo paragrafo vengono elencati e discussi i parametri relativi al comparto acque superficiali. Sono stati anche inseriti alcuni parametri relativi agli acquiferi, che però rientrano nella discussione relativa alla migrazione delle acque di falda verso i corpi idrici superficiali.

In tabella 3.2.17 sono elencati i parametri geometrici e fisici caratteristici relativi alle acque superficiali e le corrispondenti unità di misura.

Tab. 3.2.17 – Parametri della acque superficiali

Simbolo	Parametro	Unità
b_{sw}	Altezza idrometrica	m
d_{sw}	Spessore della falda	cm
D_{ysw}	Coefficiente di dispersione laterale	m/s
f_{ocs}	Contenuto di carbonio organico nei sedimenti	adim
Frac	Frazione di volume di controllo per la miscelazione	adim
h_{qw}	Potenziale idraulico della falda	cm
h_{sw}	Potenziale idraulico del corpo idrico	cm
i_{sw}	Cadente piezometrica tra falda e pelo libero del c.i.s.	adim
L_p	Distanza fra sorgente in falda e corpo idrico	cm
L_{reach}	Larghezza del plume contaminato	cm
Q_{sw}	Portata del corpo idrico superficiale	m ³ /s
Q_{sw}	Portata della falda	m ³ /d
S_{sw}	Sezione trasversale del corso idrico superficiale	m
V	Volume del corpo idrico per la miscelazione	m ³
v_{sw}	Velocità dell'acqua del corso idrico superficiale	m/s
W_{sw}	Larghezza del corso idrico superficiale	m

- Larghezza del corso idrico superficiale W_{sw} [m]

Rappresenta la larghezza della sezione del corso d'acqua. Poiché tale parametro varia al variare della portata, si può assumere come stima conservativa, il suo valore misurato in periodi di magra.

- Sezione trasversale del corso idrico superficiale S_{sw} [m²]

Rappresenta la sezione del fiume ortogonale al verso di scorrimento delle acque nel punto in cui sfocia il plume di falda. Tale parametro è necessario soltanto se il modello è applicato ad un fiume o un corso d'acqua e può essere calcolato come prodotto fra altezza idrometrica e larghezza del fiume.

- Velocità dell'acqua del corso idrico superficiale v_{sw} [m/s]

Poiché in una generica sezione di un fiume la velocità non è costante lungo la sua larghezza, ma ha un profilo parabolico, sarà necessario far riferimento ad un valore medio.

- Portata del corpo idrico superficiale Q_{sw} [m³/d]

Rappresenta la quantità di acqua del corpo idrico superficiale che entra all'interno del volume di controllo nell'unità di tempo. Nel caso di fiume questa è pari alla portata del fiume stesso a monte della zona di miscelazione; nel caso di lago si dovrà tenere conto di eventuali affluenti. Tale parametro può essere determinato tramite indagini in sito.

La portata di un corso d'acqua è un parametro che subisce continue variazioni, e non è possibile quindi far riferimento ad un unico valore. Occorre pertanto trovare una stima che sia rappresentativa dei valori che può assumere: si potrebbe far riferimento alla portata media annua, oppure alla portata massima registrata in un certo periodo di tempo nel caso in cui si voglia una stima conservativa. E' definita dalla seguente relazione, in funzione della velocità del corpo idrico superficiale e della sua sezione trasversale:

$$Q_{sw} = S_{sw} \times v \quad (3.2.16)$$

- Volume del corpo idrico per la miscelazione V [m³]

Rappresenta quel volume d'acqua del corpo idrico superficiale all'interno del quale si ipotizza che avvenga la miscelazione. E' a tutti gli effetti un volume di controllo. Nel caso in cui il modello sia applicato a fiumi o corsi d'acqua tale parametro è dato dal prodotto fra la sezione trasversale del fiume S_{sw} e lo spessore di falda d_{sw} che si immette

nel fiume; nel caso in cui il corpo idrico recettore sia un lago invece si fa riferimento a quel volume d'acqua contenuto nel bacino, all'interno del quale avviene la miscelazione: può essere pari all'intero volume del lago o ad una sua frazione. E' in ogni caso un parametro acquisibile solo con indagini in sito.

- Altezza idrometrica b_{sw} [m]

Rappresenta l'altezza del pelo libero del fiume rispetto ad un livello determinato (zero idrometrico), di solito coincidente con la base del letto del corpo idrico. Viene determinato a mezzo di un asta graduata, detta idrometro, saldamente posta su una sponda del corpo idrico. Poiché il livello di un corpo idrico varia continuamente, per una stima conservativa, si può assumere il minimo valore riscontrato in un certo periodo.

- Spessore (altezza) della falda d_{sw} [cm]

Rappresenta lo spessore di falda che interseca il corpo idrico. E' un parametro sito-specifico non necessariamente pari all'intera profondità della falda nel caso in cui la falda penetri solo parzialmente il corpo idrico.

- Larghezza del plume L_{reach} [cm]

Rappresenta la larghezza del plume di falda nel punto in cui si interseca con il corpo idrico. Viene calcolata mediante la formula di Domenico (vedi Appendice G), oppure valutato in sito a mezzo di indagini.

- Distanza fra sorgente in falda e bordo del corpo idrico L_p [cm]

Rappresenta la distanza percorsa dal plume di falda dal punto in cui il percolato raggiunge la tavola d'acqua fino al bordo del corpo idrico recettore. Tale parametro non entra direttamente nelle formule delle acque superficiali, ma è necessario per l'utilizzo della formula di Domenico per il calcolo di L_{reach} (Appendice G).

- Frazione volume di controllo per la miscelazione $Frac$ [adim]

Parametro adimensionale che varia fra 0 e 1 e determina la frazione di volume di controllo all'interno del quale avviene la miscelazione nell'ipotesi che questa non avvenga sull'intero volume calcolato

- Potenziale idraulico del corpo idrico h_{sw} [cm]

Rappresenta il potenziale idraulico di un fiume o di un corso d'acqua. Poiché le correnti a pelo libero sono soggette ad una pressione costante ($p=p_{atm}$), che viene presa come riferimento, al calcolo del potenziale contribuiscono solo i termini relativi alla quota e alla velocità media:

$$h_{sw} = z + \frac{v^2}{2g} \quad (3.2.17)$$

- Potenziale idraulico della falda h_{gw} [cm]

Il potenziale (o carico) idraulico associato ad una massa fluida viene determinato dalla seguente relazione:

$$h_{sw} = z + \frac{p}{\gamma} + \frac{v^2}{2g} \quad (3.2.18)$$

dove:

z: quota della massa fluida rispetto ad un livello determinato

p: pressione cui è soggetta la massa fluida

γ : densità (peso specifico) del fluido

v: velocità media del fluido

g: accelerazione di gravità

- Contenuto di carbonio organico nei sedimenti f_{ocs} [adim.]

Rappresenta il contenuto di carbonio organico presente nei sedimenti.

Per la determinazione di tale parametro si rimanda alle procedure descritte nei paragrafi 3.2.1 e 3.2.2.

- Coefficiente di dispersione laterale, D_{ysw} [m/s]

Fornisce una indicazione quantitativa della efficacia del mescolamento laterale in un corpo d'acqua superficiale. Può essere stimato dalla relazione:

$$D_y = C \cdot d \cdot v'_{sw} \quad (3.2.19)$$

dove:

d: profondità del corpo idrico (m)

v'_{sw} : velocità trasversale (m/s) che può essere calcolata come:

$$v'_{sw} = \sqrt{g \cdot d \cdot S_l} \quad (3.2.20)$$

con

g: accelerazione di gravità (m/s^2)

S_l : pendenza del canale (m/m)

In alternativa si usa porre la velocità trasversale pari al 10% della velocità media del fiume.

C: fattore che tiene conto delle irregolarità della sezione del canale in prossimità dello scarico. Vale:

$C = 0.1$ per canali rettangolari;

$C = 0.3$ per canali in condotte;

$C = 0.6$ per canali naturali poco tortuosi;

$C = 1.0$ per canali naturali molto tortuosi;

$C = 1.3$ per canali con angoli di 90° o più;

-Portata della falda Q_{gw} [m^3/d]

Rappresenta la portata d'acqua che la falda immette nel volume di controllo del corpo idrico superficiale nell'unità di tempo. E' possibile calcolarla attraverso la legge di Darcy:

$$Q_{gw} = K_{sat} A_{gw} i_{sw} \quad (3.2.21)$$

con il seguente significato dei simboli (vedi figura 3.2.12):

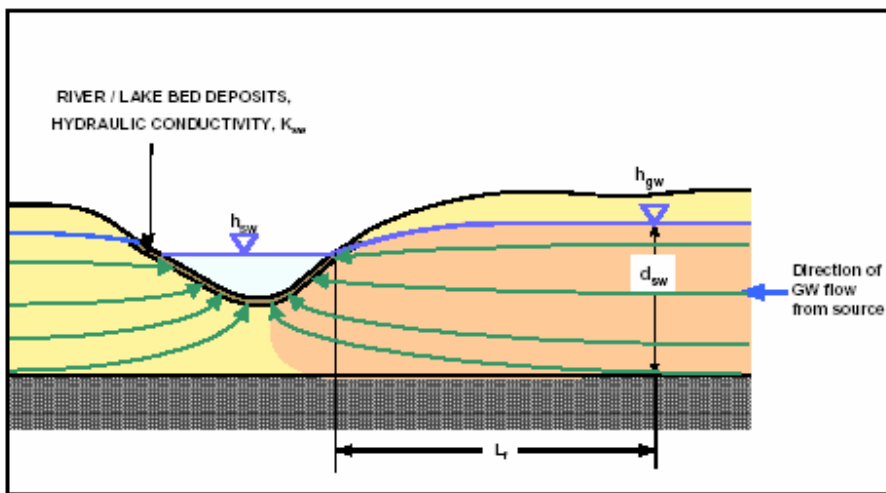
A_{gw} : area attraverso cui l'acqua di falda affluisce nel corpo idrico recettore; è data dal prodotto fra lo spessore (altezza) del plume di falda che scarica nel corpo idrico d_{sw} , e la larghezza del plume di falda lungo il bordo del corpo idrico superficiale (in direzione di scorrimento dell'acqua) L_{reach} .

i_{sw} : cadente piezometrica data dal rapporto fra il dislivello esistente fra falda e pelo libero del corpo idrico superficiale e la distanza (L_f) tra i punti tra cui questo dislivello è misurato:

$$i_{sw} = \frac{h_{gw} - h_{sw}}{L_f} \quad (3.2.22)$$

Questa cadente può essere diversa dalla cadente che governa il moto della falda: questo sia perché la presenza del corpo idrico modifica tale parametro, sia perché in prossimità di un corpo idrico la granulometria del terreno può subire variazioni che influiscono sul moto della falda. La stima di questo parametro può essere effettuata a mezzo di piezometri disposti in punti opportunamente scelti.

Figura 3.2.12: Schema per il calcolo della cadente piezometrica falda-corpo idrico ricevente



- Coefficiente di decadimento della sostanza nelle acque superficiali

$$\lambda_{sw} [d^{-1}]$$

Tale parametro tiene conto di eventuali processi di biodegradazione delle sostanze inquinanti all'interno delle acque superficiali.

In riferimento alla sua stima, si ritiene opportuno:

- per una analisi di livello 1, porre come valore di default $\lambda_{sw}=0$;
- per una analisi di livello 2, è possibile porre $\lambda_{sw} \neq 0$ solo se si hanno a disposizione valori aggiornati e accreditati di tale parametro. Altrimenti va adottato il valore di default $\lambda_{sw}=0$.

Qualora i contaminanti presenti nel sito, anche in considerazione delle condizioni sito-specifiche (ad es: potenziale redox, ossigeno disciolto, accettori di elettroni, ecc.),

possano subire processi di biodegradazione naturale e/o indotta, con formazione di prodotti a maggiore tossicità, l'Ente di Controllo dovrà stabilire la necessità di applicare modelli di biodegradazione per la stima delle concentrazioni di tali prodotti. Tali concentrazioni dovranno essere utilizzate per il calcolo delle concentrazioni rappresentative della sorgente. In questo caso il/i parametro/i λ dovrà/dovranno essere valutati sulla base di prove sperimentali sito-specifiche.

3.3 Vie di migrazione: Criteri di stima dei fattori di trasporto

I fattori di trasporto intervengono nella valutazione delle esposizioni indirette ovvero laddove eventuali contaminanti possono raggiungere i bersagli solo attraverso la migrazione dal comparto ambientale sorgente della contaminazione. Nell'analisi di rischio questo aspetto assume notevole rilevanza dovuta al fatto che una sottostima o sovrastima dei fattori di trasporto porta a valori del rischio e dei limiti di bonifica rispettivamente troppo bassi o troppo alti.

Lo schema generale che descrive come questi fattori intervengano nel processo di analisi viene illustrato nella figura 3.3.1:

Fig. 3.3.1 – Diagramma di flusso relativo a C_s e C_{poe}



Assegnata la concentrazione in sorgente, si calcola quella la concentrazione nel punto di esposizione attraverso la seguente relazione:

$$C_{poe} = FT \cdot C_s \quad (3.3.1)$$

dove con FT viene indicato il fattore di trasporto, che tiene conto dei fenomeni di attenuazione che intervengono durante la migrazione dei contaminanti. Questo termine, in funzione del tipo di analisi scelta, potrà essere espressione della migrazione verso bersagli di tipo on-site nel caso di livello 1 o verso bersagli di tipo on-site e off-site nel caso di analisi di livello 2.

Occorre osservare che, riferendoci in questo studio ad analisi di livello 2, le relazioni per il calcolo dei fattori di trasporto sono di tipo prettamente analitico. Si utilizzano invece modelli numerici nel caso in cui venga condotto uno studio di livello 3.

Si elencano di seguito i fattori di trasporto che intervengono nella procedura di analisi di rischio di livello 2:

- LF = fattore di lisciviazione in falda da suolo superficiale e/o profondo;
- DAF = fattore di attenuazione in falda;

- VF_{ss} = fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale;
- VF_{samb} = fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo;
- VF_{wamb} = fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da falda;
- PEF = emissione di particolato outdoor da suolo superficiale;
- PEF_{in} = emissione di particolato indoor da suolo superficiale;
- VF_{sesp} = fattore di volatilizzazione di vapori indoor da suolo;
- VF_{wesp} = fattore di volatilizzazione di vapori indoor da falda;

Nel seguito sono riportate sinteticamente le equazioni da utilizzare per la stima dei suddetti fattori di trasporto; mentre, nelle appendici sono descritti, nel dettaglio, i criteri adottati e le analisi effettuate per la individuazione e la selezione di tali equazioni.

In generale, le principali assunzioni, su cui si basano le equazioni riportate nel seguito, sono:

- *La concentrazione degli inquinanti è uniformemente distribuita nel suolo ed è costante per tutto il periodo di esposizione.*
- *Terreno omogeneo, isotropo e incoerente (si escludono quindi i suoli porosi per fessurazione, i quali necessitano di modellistica specifica corrispondente ad un livello 3 di analisi).*
- *Non si considerano fenomeni di biodegradazione (ad eccezione del DAF) o meccanismi di decadimento/trasformazione delle sostanze inquinanti nel suolo, in soluzione nell'acqua o in fase vapore.*

Si evidenzia che le equazioni per il calcolo dei fattori di volatilizzazione, in ambienti aperti (*outdoor*) e chiusi (*indoor*) rappresentano la capacità attuale di descrizione matematica dei fenomeni nell'ambito di applicazione di un Livello 2 di Analisi di Rischio. Laddove l'applicazione di tali equazioni determini un valore di rischio non accettabile per la via di esposizione inalazione di vapori outdoor e/o indoor, dovranno essere eventualmente previste campagne di indagini (misure di *soil-gas*, campionamenti dell'aria *indoor* e *outdoor*) allo scopo di verificare i risultati ottenuti mediante l'applicazione del modello di analisi di rischio; il piano delle indagini e dei monitoraggi

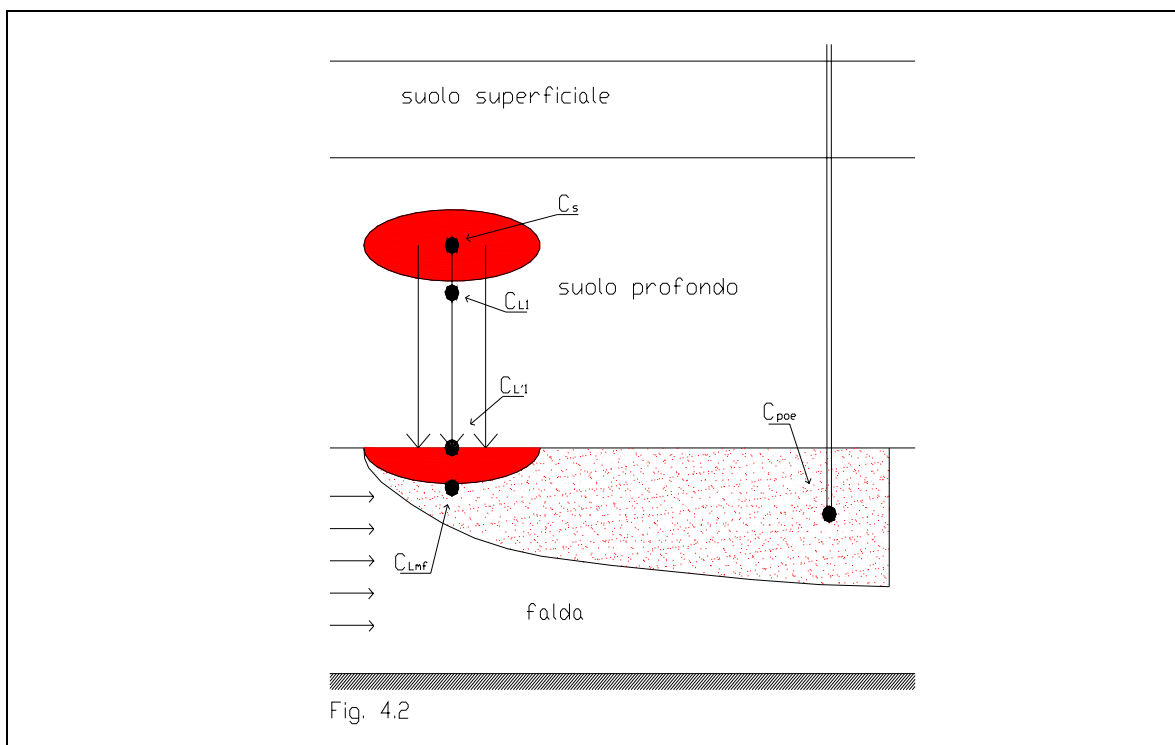
dovrà essere concordato con le Autorità di Controllo. Tale approccio risulta in accordo con le più recenti indicazioni tecnico-scientifiche elaborate da organismi di controllo statunitensi sulla base di una consolidata esperienza applicativa. Tra i documenti di riferimento è opportuno citare il riferimento CalEPA (2005).

3.3.1 Lisciviazione e dispersione in falda

La lisciviazione consiste nell'infiltrazione d'acqua piovana all'interno del suolo che, a contatto con i contaminanti, dà origine alla formazione di un eluato che percola attraverso lo strato insaturo (zona vadosa) fino a raggiungere la falda, dove poi avvengono fenomeni di diluizione, trasporto e dispersione.

A titolo esemplificativo, in figura 3.3.2 viene rappresentato schematicamente tale meccanismo di trasporto, nel caso di contaminazione di suolo profondo.

Fig. 3.3.2 – Lisciviazione e dispersione in falda



3.3.1a Calcolo del fattore di lisciviazione

Il fattore di lisciviazione consente di valutare l'attenuazione subita dalla concentrazione di contaminante dovuta al trasporto dalla sorgente di contaminazione, dal suolo profondo o superficiale, al piano di falda a causa dell'infiltrazione d'acqua nello strato insaturo di suolo ed alla successiva diluizione nell'acquifero superficiale. Quindi, tale fattore rappresenta il rapporto tra la concentrazione nella sorgente (C_s) e quella che si avrà nella falda (C_{Lmf}):

$$LF = \frac{C_{Lmf}}{C_s} \left[\frac{\frac{mg}{l - H_2O}}{\frac{mg}{Kg - suolo}} \right] \quad (3.3.2)$$

L'equazione per la stima del fattore di lisciviazione LF (Leaching Factor), la cui selezione è discussa nell'appendice B, è la seguente :

$$LF = \frac{k_{ws} \cdot SAM}{LDF} \quad (3.3.3)$$

dove:

k_{ws} è il coefficiente di partizione suolo-acqua, che tiene conto della partizione dell'inquinante tra acqua, aria e suolo:

$$k_{ws} = \frac{C_{L1}}{C_s} \left[\frac{mg / l - H_2O}{mg / kg - suolo} \right] = \frac{\rho_s}{\theta_w + k_s \rho_s + H \theta_a} \quad (3.3.4)$$

Poichè la concentrazione nell'eluato non deve essere superiore al limite di solubilità, è necessario che sia soddisfatta la seguente condizione:

$$C_{L1} \leq MF \cdot S \quad (3.3.5)$$

Dove MF è la frazione molare del generico contaminante e S indica la solubilità.

Inoltre, la massa di contaminante, che nella durata di esposizione (ED) si trasferisce nell'eluato, non deve essere superiore alla massa complessiva presente inizialmente in sorgente ($M_{L1} \leq M_s$); per cui deve essere soddisfatta anche la seguente condizione:

$$C_{L1} \leq \frac{C_s d_s \rho_s}{I_{ef} ED} \quad (3.3.6)$$

SAM (Soil Attenuation Model) è il coefficiente di attenuazione del suolo, che tiene conto del percorso che l'inquinante fa per raggiungere il piano di falda:

$$SAM = \frac{C'_{L1}}{C_{L1}} [a \text{ dim}] = \frac{d_s}{L_F} \quad (3.3.7)$$

LDF (Leachate Dilution Factor) è il fattore di diluizione, che tiene conto della diluizione che il contaminante subisce, una volta raggiunto il piano di falda, nel passaggio tra terreno insaturo e terreno saturo:

$$LDF = \frac{C'_{L1}}{C_{Lmf}} [a \text{ dim}] = 1 + \frac{V_{gw} \cdot \delta_{gw}}{I_{ef} \cdot W} \quad (3.3.8)$$

Apportando le dovute sostituzioni si ha:

$$LF = \frac{\rho_s}{(\theta_w + \rho_s k_s + H\theta_a) \cdot (1 + \frac{V_{gw} \cdot \delta_{gw}}{I_{ef} \cdot W})} \cdot \frac{d_s}{L_F} = \frac{k_{ws} \cdot SAM}{LDF} = \frac{C_{L1}}{C_s} \cdot \frac{C'_{L1}}{C_{L1}} \cdot \frac{C_{Lmf}}{C'_{L1}} \quad (3.3.9)$$

3.3.1b Calcolo del fattore di attenuazione laterale in falda (DAF)

Il parametro DAF (Dilution Attenuation Factor) esprime il rapporto tra la concentrazione di un contaminante in corrispondenza della sorgente secondaria in falda $C_{s(falda)}$ e la concentrazione al punto di esposizione $C_{POE(falda)}$ situato a distanza x dalla sorgente nel verso di flusso:

$$DAF = \frac{C_{s(falda)}}{C_{POE(falda)}} \left[\frac{\frac{mg}{l-H_2O}}{\frac{mg}{l-H_2O}} \right] \quad (3.3.10)$$

L'equazione per la stima del fattore di attenuazione laterale in falda (DAF), la cui selezione è discussa in Appendice C, prende come riferimento il modello di Domenico, ed è la seguente :

$$1) \quad \frac{1}{DAF} = \exp \left[\frac{x}{2\alpha_x} \cdot \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda_i \alpha_x R_i}{v_e}} \right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf} \left(\frac{S_w}{4\sqrt{\alpha_y x}} \right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf} \left(\frac{S_d}{2\sqrt{\alpha_z x}} \right) \right] \quad (3.3.11)$$

quando l'altezza della sorgente di contaminazione in falda $S_d (= \delta_{gw})$ è inferiore allo spessore della falda d_a .

$$2) \quad \left(\frac{1}{DAF} \right)' = \exp \left[\frac{x}{2\alpha_x} \cdot \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda_i \alpha_x R_i}{v_e}} \right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf} \left(\frac{S_w}{4\sqrt{\alpha_y x}} \right) \right] \quad (3.3.12)$$

quando tutto lo spessore dell'acquifero è interessato dalla contaminazione (cosa che può facilmente accadere nei casi di piccoli spessori di falda).

La prima equazione considera la dispersione lungo gli assi x , y e solo nella direzione positiva dell'asse z ; mentre, la seconda equazione considera la dispersione solo lungo gli assi x e y .

In riferimento al coefficiente di decadimento del primo ordine λ , si ritiene opportuno:

- per una analisi di livello 1, porre come valore di default $\lambda=0$;
- per una analisi di livello 2, è possibile porre $\lambda \neq 0$ solo se si hanno a disposizione valori aggiornati e accreditati di tale parametro. Altrimenti va adottato il valore di default $\lambda=0$.

Qualora i contaminanti presenti nel sito, anche in considerazione delle condizioni sito-specifiche (ad es: potenziale redox, ossigeno disciolto, accettori di elettroni, ecc.), possano subire processi di biodegradazione naturale e/o indotta, con formazione di prodotti a maggiore tossicità, l'Ente di Controllo dovrà stabilire la necessità di applicare modelli di biodegradazione per la stima delle concentrazioni di tali prodotti. Tali concentrazioni dovranno essere utilizzate per il calcolo delle concentrazioni rappresentative della sorgente. In questo caso il/i parametro/i λ dovrà/dovranno essere valutati sulla base di prove sperimentali sito-specifiche.

R è il fattore di ritardo e si stima tramite la seguente espressione:

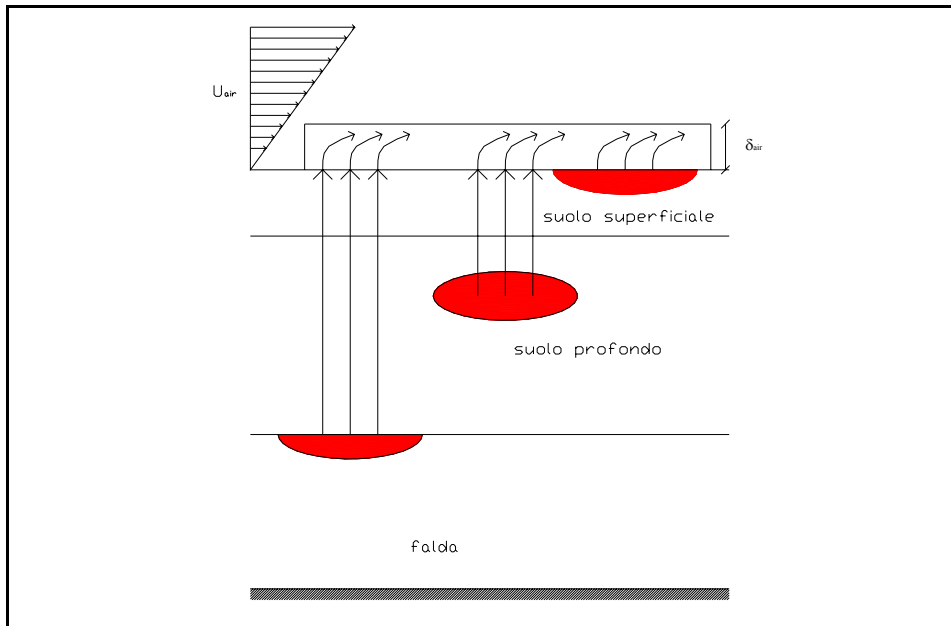
$$R = 1 + k_s \frac{\rho_s}{\theta_T} \quad (3.3.13)$$

3.3.2 Volatilizzazione in aria outdoor (ambienti aperti)

Sono ora presi in esame i fattori di trasporto legati alla volatilità del contaminante che, presente nel suolo o nella falda, può in parte trovarsi in fase vapore e migrare verso la superficie.

Si ricorda che, in generale, si indica con suolo superficiale quello compreso tra il piano campagna e 1m di profondità mentre con suolo profondo quello ad una profondità maggiore di 1m.

Per poter valutare i meccanismi di trasporto è necessario definire la zona di miscelazione, ossia il volume di aria all'interno del quale si ipotizza avvenga la miscelazione tra i contaminanti volatili provenienti dal suolo e l'aria stessa (paragrafo 3.2.3). Riportiamo in figura 3.3.3 gli schemi di trasporto considerati.

Fig. 3.3.3 – Volatilizzazione di vapori in ambienti aperti (outdoor)

In caso di presenza di pavimentazione del suolo superficiale, si propone di moltiplicare in valore del fattore di volatilizzazione per la frazione areale di fratture η_{out} della superficie pavimentata.

3.3.2a Volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale

Il fenomeno di volatilizzazione di vapori da suolo superficiale (SS) in ambienti aperti (outdoor) è un processo secondo il quale i flussi di vapore organici presenti nella porzione superficiale di terreno migrano verso l'aria al di sopra della superficie del terreno stesso.

Il fattore di volatilizzazione in aria outdoor da SS si esprime come rapporto tra la concentrazione della specie chimica nel punto di esposizione (in aria) e quella in corrispondenza della sorgente di contaminazione (suolo superficiale):

$$VF_{ss} = \frac{C_{poe}}{C_s} \left[\frac{\frac{mg}{m^3 - aria}}{\frac{mg}{Kg - suolo}} \right] \quad (3.3.14)$$

L'equazione per la stima del fattore di volatilizzazione da suolo superficiale in ambienti aperti, la cui selezione è discussa in appendice D, è la seguente:

$$VF_{ss} = \frac{2W' \rho_s}{U_{air} \delta_{air}} \cdot \sqrt{\frac{D_s^{eff} H}{\pi \tau (\vartheta_w + k_s \rho_s + H \vartheta_a)}} \cdot 10^3 \quad (3.3.15)$$

dove:

$$D_s^{eff} = D_a \frac{\vartheta_a^{3.33}}{\vartheta_e^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{\vartheta_w^{3.33}}{\vartheta_e^2} \quad (3.3.16)$$

3.3.2b Volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo

Il fenomeno di volatilizzazione di vapori da suolo profondo (SP) in ambienti aperti è un processo secondo il quale le specie chimiche volatili presenti nel SP migrano verso la superficie del terreno ed inoltre si rimescolano con l'aria della zona posta al di sopra della sorgente contaminante.

In generale, il fattore di volatilizzazione in aria outdoor da SP si esprime come rapporto tra la concentrazione della specie chimica nel punto di esposizione (in aria), al di sopra del sito, e quella in corrispondenza della sorgente di contaminazione (nel suolo profondo):

$$VF_{samb} = \frac{C_{poe}}{C_{sp}} \left[\frac{\frac{mg}{m^3 - aria}}{\frac{mg}{Kg - suolo}} \right] \quad (3.3.17)$$

Per la stima del fattore di volatilizzazione da suolo profondo in ambienti aperti, si adottano le equazioni VFss(1) e VFssamb(1) (per la discussione vedi appendice D):

$$VF_{ss}(1) = \frac{2W' \rho_s}{U_{air} \delta_{air}} \cdot \sqrt{\frac{D_s^{eff} H}{\pi \tau (\vartheta_w + k_s \rho_s + H \vartheta_a)}} \cdot 10^3 \quad (3.3.18)$$

$$VF_{samb}(1) = \frac{H\rho_s}{(\mathcal{G}_w + k_s\rho_s + H\mathcal{G}_a) \cdot \left(1 + \frac{U_{air}\delta_{air}L_s}{D_s^{eff}W'}\right)} \cdot 10^3 \quad (3.3.19)$$

dove:

$$D_s^{eff} = D_a \frac{\mathcal{G}_a^{3.33}}{\mathcal{G}_e^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{\mathcal{G}_w^{3.33}}{\mathcal{G}_e^2} \quad (3.3.20)$$

calcolando entrambe e selezionando, come risultato, il minore tra i due.

Si sottolinea che questa procedura va applicata sia nel caso in cui la sorgente di contaminazione è presente nel suolo superficiale e in quello profondo, sia quando la sorgente è presente solo nel suolo profondo.

3.3.2c Volatilizzazione di vapori outdoor da falda

Il fenomeno di volatilizzazione di vapori da falda (GW) in ambienti aperti è un processo secondo il quale le specie chimiche volatili, presenti in soluzione nelle acque di falda, migrano, sotto forma di vapori, verso la superficie del terreno, dove si mescolano con l'aria della zona sovrastante la sorgente contaminata.

L'equazione per la stima del fattore di volatilizzazione da falda in ambienti aperti, la cui selezione è discussa nell'appendice D, è la seguente:

$$VF_{wamb} = \frac{C_{poe}}{C_{gw}} \left[\frac{\frac{mg}{m^3 - aria}}{\frac{mg}{L - acqua}} \right] \quad (3.3.21a)$$

$$VF_{wamb} = \frac{H}{1 + \frac{U_{air}\delta_{air}L_{GW}}{D_{ws}^{eff}W'}} \cdot 10^3 \quad (3.3.21b)$$

Il coefficiente di diffusione viene espresso in funzione delle caratteristiche della frangia capillare e della zona insatura attraverso la seguente equazione:

$$D_W^{eff} = (h_{cap} + h_v) \cdot \left(\frac{h_{cap}}{D_{cap}^{eff}} + \frac{h_v}{D_s^{eff}} \right)^{-1} \quad (3.3.22)$$

dove

$$D_{cap}^{eff} = D_a \cdot \frac{g_a^{3.33}}{g_e^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{g_w^{3.33}}{g_e^2} \quad (3.3.23)$$

è il coefficiente di diffusione effettiva nella frangia capillare.

3.3.2d Dispersione in aria outdoor

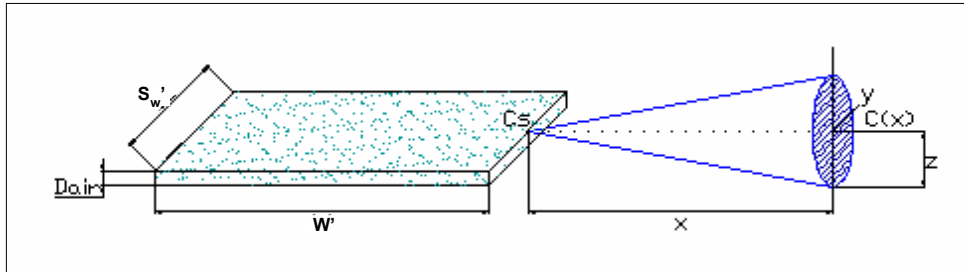
Il calcolo del fattore di dispersione del contaminante in atmosfera (ADF - Air Dispersion Factor) è quindi necessario quando si hanno dei bersagli di tipo off-site in corrispondenza alla modalità di esposizione: inalazione aria outdoor.

Tale fattore si esprime come rapporto tra la concentrazione della specie chimica nel punto di esposizione off-site (aria outdoor) e quella in corrispondenza della sorgente di contaminazione (aria outdoor):

$$ADF = \frac{C_{poe(aria)}}{C_{s(aria)}} \left[\frac{\frac{mg}{m^3 - aria}}{\frac{mg}{m^3 - aria}} \right] \quad (3.3.24)$$

dove $C_{poe(aria)}$ è la concentrazione in aria del contaminante ad un bersaglio situato ad una data distanza dalla sorgente e C_s è la concentrazione in aria in corrispondenza della sorgente di contaminazione. La figura 3.3.4 illustra il meccanismo:

Fig. 3.3.4 – Modello gaussiano di dispersione in atmosfera.



L'equazione per la stima del fattore di dispersione di un inquinante in atmosfera è la seguente:

$$ADF = \frac{Q}{2\pi \cdot U_{air} \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot \left[2 \cdot \exp\left(-\frac{(\delta_{air})^2}{2\sigma_z^2}\right) \right] \quad (3.3.25)$$

dove

$$Q = \frac{U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot A'}{W'} \quad (3.3.26)$$

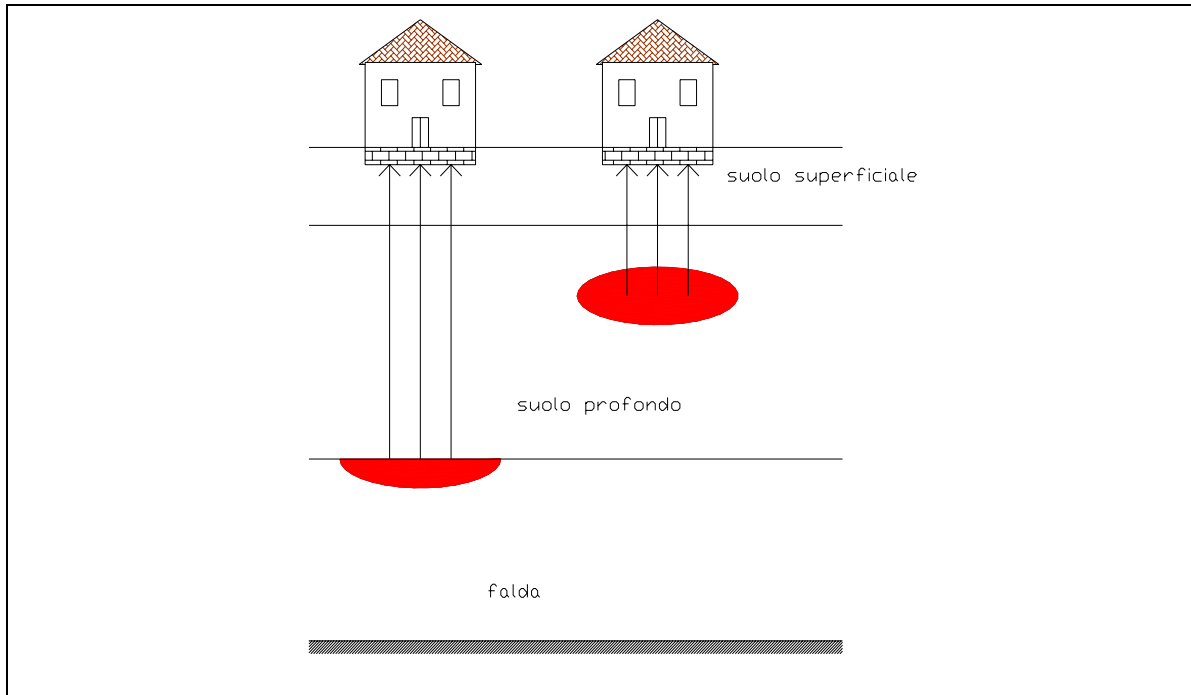
in cui L indica la lunghezza della sorgente di emissione lungo la direzione del vento e A l'area della sezione trasversale, calcolata come: $A = S'_w \times W'$.

In base a tale equazione, il potenziale ricettore off-site è posto lungo la direzione principale del vento, rispetto alla sorgente, per tutta la durata del periodo di esposizione.

3.3.3 Volatilizzazione in aria indoor (ambienti chiusi)

Tale eventualità 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 fase volatile dei contaminanti.

Nella figura 3.3.5 si riporta lo schema relativo al fenomeno di volatilizzazione in ambienti confinati (indoor) nei due casi possibili, ossia sorgente di contaminazione nel suolo e sorgente di contaminazione nella falda.

Fig. 3.3.5 – Volatilizzazione di vapori in ambienti confinati (indoor)**3.3.3a Volatilizzazione di vapori indoor da suolo**

In generale, il fattore di volatilizzazione in aria indoor da suolo (SS e SP) si esprime come rapporto tra la concentrazione della specie chimica nel punto di esposizione (in aria indoor) e quella in corrispondenza della sorgente di contaminazione (suolo):

$$VF_{sesp} = \frac{C_{poe}}{C_s} \left[\frac{\frac{mg}{m^3 - aria}}{\frac{mg}{Kg - suolo}} \right] \quad (3.3.27)$$

L'equazione per la stima d fattore di volatilizzazione da suolo in ambienti confinati è la seguente:

$$VF_{sesp} = \frac{\frac{H\rho_s}{(g_w + k_s\rho_s + Hg_a)} \cdot \frac{D_s^{eff}}{L_T L_b ER}}{1 + \frac{D_s^{eff}}{L_T L_b ER} + \frac{D_s^{eff} L_{crack}}{D_{crack}^{eff} L_T \eta}} \cdot 10^3 \quad (3.3.28)$$

dove D_s^{eff} è il coefficiente di diffusione effettiva attraverso la zona vadosa e D_{crack}^{eff} è il coefficiente di diffusione effettiva attraverso le fenditure delle fondazioni):

$$D_s^{eff} \left[\frac{cm^2}{s} \right] = D_a \cdot \frac{g_a^{3.33}}{g_e^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{g_w^{3.33}}{g_e^2} \quad (3.3.29)$$

$$D_{crack}^{eff} \left[\frac{cm^2}{s} \right] = D_a \cdot \frac{g_{acrack}^{3.33}}{g_e^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{g_{wcrack}^{3.33}}{g_e^2} \quad (3.3.30)$$

3.3.3b Volatilizzazione di vapori indoor da falda

La volatilizzazione indoor da falda si verifica quando sopra la zona di falda contaminata vi è un edificio nel quale avviene l'infiltrazione dei contaminanti. Il fattore di volatilizzazione in aria indoor da falda si esprime come rapporto tra la concentrazione della specie chimica nel punto di esposizione (in aria indoor) e quella in corrispondenza della sorgente di contaminazione (falda):

$$VF_{wesp} = \frac{C_{poe}}{C_{gw}} \left[\frac{\frac{mg}{m^3 - aria}}{\frac{mg}{L - acqua}} \right] \quad (3.3.31)$$

in cui C_{gw} è la concentrazione nella falda contaminata.

L'equazione per la stima d fattore di volatilizzazione da suolo in ambienti confinati è la seguente:

$$VF_{wesp} = \frac{H \frac{D_w^{eff}}{L_T L_b ER}}{1 + \frac{D_w^{eff}}{L_T L_b ER} + \frac{D_w^{eff} L_{crack}}{D_{crack}^{eff} L_T \eta}} \cdot 10^3 \quad (3.3.32)$$

dove D_{crack}^{eff} è il coefficiente di diffusione effettiva attraverso le fenditure delle fondazioni e D_w^{eff} è il coefficiente di diffusione effettiva attraverso la tavola di acqua:

$$D_{crack}^{eff} \left[\frac{cm^2}{s} \right] = D_a \cdot \frac{g_{acrack}^{3.33}}{g_e^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{g_{wcrack}^{3.33}}{g_e^2} \quad (3.3.33)$$

$$D_w^{eff} = (h_{cap} + h_v) \left(\frac{h_{cap}}{D_{cap}^{eff}} + \frac{h_v}{D_s^{eff}} \right)^{-1} \quad (3.3.34)$$

dove D_{cap}^{eff} è il coefficiente di diffusione effettiva attraverso la frangia capillare:

$$D_{cap}^{eff} \left[\frac{cm^2}{s} \right] = D_a \cdot \frac{g_{acap}^{3.33}}{g_e^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{g_{wcap}^{3.33}}{g_e^2} \quad (3.3.35)$$

3.3.4 Emissione di particolato da suolo superficiale

Il fenomeno di emissione di particolato da suolo superficiale (SS) è un processo secondo il quale avviene il sollevamento di polveri dal suolo superficiale contaminato, a seguito di fenomeni di erosione, e il rimescolamento, e la conseguente diluizione di queste polveri con l'aria della zona sovrastante la sorgente di contaminazione. L'inalazione di tale particolato può avvenire sia in ambienti aperti che in ambienti confinati.

Il fattore di emissione di particolato in aria outdoor da SS si esprime come rapporto tra la concentrazione della specie chimica nel punto di esposizione (in aria) e quella in corrispondenza della sorgente di contaminazione (nel suolo):

$$PEF = \frac{C_{poe}}{C_{ss}} \left[\frac{\frac{mg}{m^3 - aria}}{\frac{mg}{Kg - suolo}} \right] \quad (3.3.36)$$

L'equazione per la stima d fattore di emissione di particolato in ambienti aperti da suolo superficiale è la seguente:

$$PEF = \frac{P_e W'}{U_{air} \delta_{air}} 10^3 \quad (3.3.37)$$

In caso di presenza di pavimentazione del suolo superficiale, si moltiplica in valore del PEF per la frazione areale di fratture η_{out} della superficie pavimentata.

Nel caso di inalazione di particolato in ambienti indoor, il corrispondente fattore di trasporto PEF_{in} si calcola secondo la seguente relazione:

$$PEF_{in} = PEF \times F_i \quad (3.3.38)$$

dove F_i [adim] rappresenta la frazione di polveri indoor. In via cautelativa, è possibile porre tale parametro pari all'unità.

3.3.5 Migrazione dall'acqua di falda all'acqua superficiale

La migrazione dei contaminanti dall'acqua di falda all'acqua superficiale determina una contaminazione del corpo superficiale ricettore, che va determinata, nell'ipotesi di perfetto mescolamento tra acqua di falda ed acqua superficiale e di corpo idrico superficiale non inquinato, utilizzando la seguente relazione:

$$C_{sw} = \frac{Q_{gw} C_{gw}}{Q_{gw} + Q_{sw}} \quad (3.3.39)$$

Tale equazione può essere anche utilizzata nella seguente forma, nella quale viene introdotto il fattore di diluizione nel corpo ricevente, RDF:

$$RDF = \frac{C_{gw}}{C_{sw}} = \left[\frac{\frac{mg}{L - falda}}{\frac{mg}{L - superficiale}} \right] = \frac{Q_{gw} + Q_{sw}}{Q_{gw}} \quad (3.3.40)$$

Nel caso in cui il corpo idrico ricevente sia un fiume, le equazioni (3.3.39) e (3.3.40) sono rigorosamente applicabili a valle della zona di mescolamento tra acqua di falda e acqua del corpo idrico ricevente, dove la zona di mescolamento è definita dalla seguente relazione:

$$MZ_{(2)} = \frac{0.4 \cdot W_{sw}^2 \cdot v_{sw}}{Dy} \quad (3.3.41)$$

In Appendice G è riportata una ampia ed approfondita discussione dell'argomento.

3.3.6 Analisi comparata di standard e software

Nelle tabelle 3.3.1.a-3.3.9.a per ogni fattore di trasporto sono evidenziate con una campitura azzurra le equazioni selezionate in questa procedura e le stesse sono confrontate con le equazioni utilizzate dagli standard di riferimento. A completamento di informazione, si fornisce anche una valutazione qualitativa dei software esaminati, riferita esclusivamente alla modalità di valutazione dei fattori di trasporto. A tale scopo, nelle tabelle 3.3.1.b-3.3.9.b sono segnalate le equazioni utilizzate da detti software per il calcolo dei fattori di trasporto.

Tab. 3.3.1.a - Testi di riferimento: calcolo del Fattore di lisciviazione (LF)

	ASTM E-1739-95	PS 104-98	UNICHIM n. 196/1 2002	Concawe report n.2/97	EPA - SSG	RAGS
k_{sw}	X	X	X		X	---
LDF	X	X	X		X	
SAM			X			
BDF			X			
TAF			X			

Tab. 3.3.2.a - Testi di riferimento: calcolo del Fattore di attenuazione laterale in falda (DAF)

	ASTM E-1739-95	PS 104-98	UNICHIM n.196/1 2002	Concawe report n.2/97	EPA - SSG	RAGS
DAF(1)	X		X		X	---
DAF(2)			X			
DAF(3)			X			

Tab. 3.3.3.a - Testi di riferimento: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale (VF_{ss})

	ASTM E-1739-95	PS 104-98	UNICHIM n.196/1 2002	Concawe report n.2/97	EPA - SSG (*)	RAGS (*)
$VF_{ss}(1)$	X	X	X			
$VF_{ss}(2)$	X	X	X			
$VF_{ss}(3)$				X		
$VF_{ss}(4)$					X	X

(*) le due equazioni non coincidono essendo l'una l'evoluzione dell'altra

Tab. 3.3.4.a Testi di riferimento: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo (VF_{samb})

	ASTM E-1739-95	PS 104-98	UNICHIM n.196/1 2002	Concawe report n.2/97	EPA - SSG	RAGS
$VF_{samb}(1)$	X	X	X			
$VF_{samb}(2)$			X			
$VF_{samb}(3)$				X		
$VF_{samb}(4)$					X	X

 $VF_{ss}(4) = VF_{samb}(4)$ Tab. 3.3.5.a - Testi di riferimento: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da falda (VF_{wamb})

	ASTM E-1739-95	PS 104-98	UNICHIM n.196/1 2002	Concawe report n.2/97	EPA - SSG	RAGS
VF_{wamb}	X	X	X	X	---	---

• Tab. 3.3.1.b - Software esaminati: calcolo del Fattore di lisciviazione (LF)

	RBCA Tool Kit ver. 1.2	BP-RISC ver. 4.0 (livello 1)	ROME ver. 2.1	GIUDITTA ver.3.0
k_{sw}	X	X	X	X
LDF	X	X	X	X
SAM	X			X
BDF				
TAF				

Tab. 3.3.2.b - Software esaminati: calcolo del Fattore di attenuazione laterale in falda (DAF)

	RBCA Tool Kit ver. 1.2	BP-RISC ver. 4.0 (livello 1)	ROME ver. 2.1	GIUDITTA ver.3.0
DAF(1)	X	X	X	X
DAF(2)				
DAF(3)				

Tab. 3.3.3.b - Software esaminati: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale (VF_{ss})

	RBCA Tool Kit ver. 1.2	BP-RISC ver. 4.0 (livello 1)	ROME ver. 2.1	GIUDITTA ver.3.0
$VF_{ss}(1)$	X	X		X
$VF_{ss}(2)$	X	X		X
$VF_{ss}(3)$			X	
$VF_{ss}(4)$				

Tab. 3.3.4.b - Software esaminati: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo (VF_{samb})

	RBCA Tool Kit ver. 1.2	BP-RISC ver. 4.0 (livello 1)	ROME ver. 2.1	GIUDITTA ver.3.0
$VF_{samb}(1)$	X	X		X
$VF_{samb}(2)$	X			
$VF_{samb}(3)$			X	

Tab. 3.3.5.b- Software esaminati: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da falda (VF_{wamb})

	RBCA Tool Kit ver. 1.2	BP-RISC ver. 4.0 (livello 1)	ROME ver. 2.1	GIUDITTA ver.3.0
VF_{wamb}	X	X	X	X

Tab. 3.3.6.a - Testi di riferimento: calcolo del Fattore di emissione di particolato outdoor (PEF)

	ASTM E-1739-95	PS 104-98	UNICHIM n.196/1 2002	Concawe report n.2/97	EPA - SSG	RAGS
PEF(1)	X	X	X			
PEF(2)					X	X
PEF(3)				X		

Tab. 3.3.7.a - Testi di riferimento: calcolo del Fattore di dispersione in atmosfera (ADF)

	ASTM E-1739-95	PS 104-98	UNICHIM n.196/1 2002	Concawe report n.2/97	EPA - SSG	RAGS
ADF			X			

Tab. 3.3.8.a - Testi di riferimento: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori indoor da suolo (VF_{semp})

	ASTM E-1739-95	PS 104-98	UNICHIM n.196/1 2002	Concawe report 1997	EPA - 2003 (*)	RAGS
VFsemp(1)	X	X	X	X	X	---
VFsemp(2)		X	X		X	
VFsemp(3)			X		X	
VFsemp(4)					X	

(*) EPA-EQM 2003 "User's guide for evaluating subsurface vapour intrusion into building"

Tab. 3.3.9.a - Testi di riferimento: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori indoor da falda (VF_{semp})

	ASTM E-1739-95	PS 104-98	UNICHIM n.196/1 2002	Concawe report 1997	EPA - 2003 (*)	RAGS
VFwesp(1)	X	X	X	X	X	---
VFwesp(2)		X	X		X	

(*) EPA-EQM 2003 "User's guide for evaluating subsurface vapour intrusion into building"

Tab. 3.3.10.a - Testi di riferimento: calcolo del trasporto falda/acque superficiali

	ASTM E-1739-95	PS 104-98	UNICHIM n.196/1 2002	Concawe report 1997	EPA - 2003 (*)	RAGS
Csw(1)				X		
Csw(2)				X		
Csw(3)				X		
Csw(4)						
Csw(5)			X			

Tab. 3.3.6.b - Software esaminati: calcolo del Fattore di emissione di particolato outdoor (PEF)

	RBCA Tool Kit ver. 1.2	BP-RISC ver. 4.0 (livello 1)	ROME ver. 2.1	GIUDITTA ver.3.0
PEF(1)	X	X		X
PEF(2)				
PEF(3)			X	

Tab. E.2 - Software esaminati: calcolo del Fattore di dispersione in atmosfera (ADF)

	RBCA Tool Kit ver. 1.2	BP-RISC ver. 4.0 (livello 1)	ROME ver. 2.1	GIUDITTA ver.3.0
ADF	X	X		

Tab. 3.3.8.b - Software esaminati: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori indoor da suolo (VF_{semp})

	RBCA Tool Kit ver. 1.2	BP-RISC ver. 4.0 (livello 1)	ROME ver. 2.1	GIUDITTA ver.3.0
VFsemp(1)	X	X	X	X
VFsemp(2)	X	X		X
VFsemp(3)	X			
VFsemp(4)				

Tab. 3.3.9.b - Software esaminati: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori indoor da falda (VF_{semp})

	RBCA Tool Kit ver. 1.2	BP-RISC ver. 4.0 (livello 1)	ROME ver. 2.1	GIUDITTA ver.3.0
VFwesp(1)	X	X	X	X
VFwesp(2)	X			X

Tab. 3.3.10.b - Software esaminati: calcolo del trasporto falda / acque superficiali

	RBCA Tool Kit ver. 1.2	BP-RISC ver. 4.0 (livello 1)	ROME ver. 2.1	GIUDITTA ver.3.0
Csw(1)				
Csw(2)				
Csw(3)				
Csw(4)	X		X	
Csw(5)		X		

3.4 Modalità di esposizione e bersagli: criteri di stima dei fattori di esposizione

Le vie e le modalità di esposizione sono quelle mediante le quali il potenziale bersaglio entra in contatto con le specie chimiche contaminanti.

Si ha una esposizione diretta se la via di esposizione coincide con la sorgente di contaminazione; si ha una esposizione indiretta nel caso in cui il contatto del recettore con la sostanza inquinante avviene a seguito della migrazione dello stesso e quindi avviene ad una certa distanza dalla sorgente. In generale, le vie di esposizione possono essere suddivise in cinque categorie:

- suolo superficiale (SS),
- aria outdoor (AO),
- aria indoor (AI),
- acqua profonda (GW)
- acqua superficiale (SW).

Ad ogni sorgente di contaminazione possono corrispondere più vie di esposizione, e pertanto in siti diversi si possono avere combinazioni diverse, a seconda delle caratteristiche specifiche del sito stesso.

Per quanto riguarda i bersagli della contaminazione, ai fini dell'esecuzione di un'analisi di rischio sanitaria, questi sono esclusivamente umani. Tali ricettori sono differenziati in funzione:

- della loro localizzazione: infatti si devono prendere in considerazione nella analisi tutti i recettori umani compresi nell'area logica di influenza del sito potenzialmente contaminato. In tale ambito, si definiscono bersagli on-site quelli posti in corrispondenza della sorgente di contaminazione, e bersagli off-site quelli posti ad una certa distanza da questa.
- della destinazione d'uso del suolo; nel presente documento, le tipologie di uso del suolo, sono differenziate in:
 - Residenziale, a cui corrispondono bersagli umani sia adulti che bambini;
 - Ricreativo, a cui corrispondono bersagli umani sia adulti che bambini;
 - Industriale/Commerciale, a cui corrispondono bersagli esclusivamente adulti.

Si sottolinea che per quanto riguarda il bersaglio bambini, in assenza di dati di esposizione sito-specifici, si intende individui aventi una età compresa tra 0 - 6 anni.

Uno scenario di esposizione è Residenziale quando al suo interno sono presenti delle abitazioni che sono o potranno essere abitate. In questo territorio, i residenti sono in frequente contatto con gli

inquinanti presenti, l'assunzione di sostanze inquinanti è giornaliera e a lungo termine con possibilità quindi di generare elevati rischi di esposizione.

Nello scenario di esposizione Commerciale/Industriale le persone esposte al maggior rischio di contaminazione sono i lavoratori presenti nel sito, i quali sono esposti alla contaminazione con frequenza praticamente giornaliera. Svolgendo attività fisiche impegnative i lavoratori presenti in sito saranno maggiormente esposti a determinate vie espositive.

Per Ricreativo si intende definire un qualsiasi terreno in cui la gente spende un limitato periodo di tempo giocando, pescando, cacciando o svolgendo una qualsiasi attività esterna. Dal momento che possono essere incluse attività molto differenti tra loro è necessaria una descrizione sito-specifica per definire i range di valore dei vari coefficienti di esposizione, che possono essere anche molto differenti tra loro.

Un ulteriore scenario espositivo è quello Agricolo, con questo ci si riferisce alle persone che vivono all'interno di proprietà agricole e agli agricoltori. Nell'ambito della definizione dei fattori di esposizione e dei corrispondenti valori da assumere come default, tale scenario espositivo non è stato preso in considerazione. Comunque, relativamente alle modalità di esposizione previste nel presente documento, è possibile applicare la procedura di analisi di rischio sanitaria anche agli individui residenti in aree agricole e agli agricoltori. In tal caso, però, i fattori di esposizione andranno necessariamente determinati in relazione alle specificità del caso.

In tabella 3.4.1 sono riportate le tipologie di bersaglio considerato (adulto e/o bambino) e di esposizione (diretta o indiretta) in funzione della destinazione d'uso del suolo, della via e modalità di esposizione e della sorgente di contaminazione.

Tabella 3.4.1 – Elenco delle tipologie di bersagli considerati in funzione della sorgente di contaminazione e della modalità di esposizione

sorgente di contaminazione	modalità di migrazione (*)	via di esposizione	modalità di esposizione	tipo di esposizione	uso del suolo RESIDENZIALE		uso del suolo RICREATIVO		uso del suolo IND/COMM	
					bersaglio on-site (**)	bersaglio off-site	bersaglio on-site	bersaglio off-site	bersaglio on-site	bersaglio off-site
suolo superficiale	---	suolo superficiale	ingestione di suolo	<i>diretta</i>	A e B	---	A e B	---	A	---
	---		contatto dermico	<i>diretta</i>	A e B	---	A e B	---	A	---
	erosione del vento (e dispersione in aria)	aria outdoor	inalazione di polveri outdoor	<i>indiretta</i>	A e B	A e B	A e B	A e B	A	A
	voatilizzazione (e dispersione in aria)		inalazione di vapori outdoor	<i>indiretta</i>	A e B	A e B	A e B	A e B	A	A
	erosione del vento (e dispersione in aria)	aria indoor	inalazione di polveri indoor	<i>indiretta</i>	A e B	A e B	---	---	A	A
	voatilizzazione (e dispersione in aria)		inalazione di vapori indoor	<i>indiretta</i>	A e B	A e B	---	---	A	A
	percolazione nell'insaturo, diluizione in falda (e trasporto in falda)	falda	ingestione di acqua a scopo potabile	<i>indiretta</i>	A e B	A e B	---	---	A	A
	percolazione, (trasporto in falda e migrazione verso risorsa idrica superficiale)	acqua superficiale	contatto dermico e ingestione accidentale di acqua	<i>indiretta</i>	---	---	A e B	A e B	---	---
suolo profondo	voatilizzazione (e dispersione in aria)	aria outdoor	inalazione di vapori outdoor	<i>indiretta</i>	A e B	A e B	A e B	A e B	A	A
	---	aria indoor	inalazione di vapori indoor	<i>indiretta</i>	A e B	A e B	A e B	A e B	A	A
	percolazione nell'insaturo, diluizione in falda (e trasporto in falda)	falda	ingestione di acqua a scopo potabile	<i>indiretta</i>	A e B	A e B	---	---	A	A
	percolazione, (trasporto in falda e migrazione verso risorsa idrica superficiale)	acqua superficiale	contatto dermico e ingestione accidentale di acqua	<i>indiretta</i>	---	---	A e B	A e B	---	---
falda	---	falda	ingestione di acqua a scopo potabile	<i>diretta</i>	A e B	A e B	---	---	A	A
	(trasporto in falda)		inalazione di vapori outdoor da falda	<i>indiretta</i>	A e B	---	A e B	A e B	A	A
	volatilizzazione da falda	aria outdoor	inalazione di vapori outdoor da falda	<i>indiretta</i>	A e B	---	A e B	A e B	A	A
	---	aria indoor	inalazione di vapori indoor da falda	<i>indiretta</i>	A e B	---	---	---	A	A
	(trasporto in falda e migrazione verso risorsa idrica superficiale)	acqua superficiale	contatto dermico e ingestione accidentale di acqua	<i>indiretta</i>	---	---	A e B	A e B	---	---

(*) le modalità di migrazione tra parentesi comportano una esposizione off-site

(**) A = Adulto, B = Bambino

Al fine di poter localizzare gli stessi, è necessario reperire delle specifiche informazioni riguardanti l'area oggetto di indagine. Alcuni di queste informazioni riguardano:

- l'uso del sito attuale e la destinazione d'uso prevista dagli strumenti urbanistici;
- l'uso del suolo nell'intorno del sito (residenziale, industriale, commerciale, agricolo, ricreativo);
- la presenza di pozzi e di corpi idrici superficiali;
- l'utilizzo delle acque superficiali e sotterranee (potabile, irriguo, ricreativo);
- la distribuzione della popolazione residente e delle altre attività antropiche.

In particolare, se le due destinazioni d'uso del sito (attuale e futura) non risultano coincidenti, è necessario effettuare una AdR per ognuna di esse e quindi selezionare il risultato maggiormente cautelativo in termini di rischio. Mentre, nel caso in cui non risulta possibile prevedere il tipo di attività associabile in futuro al sito, è necessario attribuire a questo la destinazione maggiormente cautelativa in termini di rischio potenziale, oppure prevedere la conduzione di una valutazione del sito integrativa al momento dell'attuazione del cambiamento di destinazione.

3.4.1 Calcolo della portata effettiva di esposizione

L'esposizione E [mg (kg d)^{-1}] rappresenta l'assunzione cronica giornaliera del contaminante. Questo fattore è dato dal prodotto tra la concentrazione, calcolata in corrispondenza del punto di esposizione C_{poe} , es. [mg L^{-1}], e la portata effettiva di esposizione EM , es. [L (kg d)^{-1}], che può rappresentare la quantità di suolo ingerita, di aria inalata o di acqua contaminata bevuta al giorno per unità di peso corporeo:

$$E = C_{poe} \times EM$$

Per la determinazione di entrambe i termini è necessario definire il modello concettuale del sito.

La valutazione della portata effettiva di esposizione EM si traduce nella stima della dose giornaliera della matrice ambientale considerata, che può essere assunta dai recettori umani identificati nel modello concettuale.

La stima della portata effettiva di esposizione EM ha, generalmente, carattere conservativo secondo il principio della esposizione massima ragionevolmente possibile (RME, ossia 'Reasonable Maximum Exposure'). L'RME rappresenta il valore che produce il più alto grado di esposizione che ragionevolmente si aspetta di riscontrare nel sito. Ogni RME è specifico del percorso di esposizione. Per comprendere il vero significato di RME è necessario conoscere i concetti di limite superiore e inferiore; tali limiti sono rispettivamente il valore maggiore o minore riferito ad una via espositiva. Quindi nel caso in cui il parametro in questione sia direttamente proporzionale all'esposizione allora il RME coinciderà con il limite superiore, altrimenti con il limite inferiore. Il motivo per cui viene utilizzato il RME è quello di trovare un valore che pur rispettando un caso conservativo, non sia al di fuori del possibile range di variazione dei fattori espositivi.

L'equazione generica per il calcolo della portata effettiva di esposizione EM [mg/kg/giorno] è la seguente:

$$EM = \frac{CR \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

i termini in essa contenuti, con le relative unità di misura sono riportati in tabella 3.4.2.

In particolare, con il simbolo AT si indica il tempo medio di esposizione di un individuo ad una data sostanza. Per le sostanze cancerogene l'esposizione è calcolata sulla durata media della vita ($AT = 70$ anni), mentre per quelle non cancerogene è mediata sull'effettivo periodo di esposizione ($AT = ED$). Ne consegue che il rischio per sostanze cancerogene è relativo non al periodo di tempo della diretta esposizione, bensì a tutto l'arco della vita.

Nel seguito si riportano le espressioni utili per il calcolo della portata effettiva di esposizione EM in corrispondenza ad ogni modalità di esposizione considerata.

▪ **Contatto dermico con suolo**
$$EM = \left[\frac{mg}{Kg \times giorno} \right] = \frac{(SA \times AF \times ABS \times EF \times ED)}{(BW \times AT)}$$

▪ **Ingestione di suolo**
$$EM = \left[\frac{mg}{Kg \times giorno} \right] = \frac{(IR \times FI \times EF \times ED)}{(BW \times AT)}$$

▪ **Ingestione di acqua di falda**
$$EM = \left[\frac{L}{Kg \times giorno} \right] = \frac{(IR \times EF \times ED)}{(AT \times BW)}$$

▪ **Inalazione di vapori e polveri outdoor**
$$EM = \left[\frac{m^3}{Kg \times giorno} \right] = \frac{(Bo \times EFg \times EF \times ED)}{(BW \times AT)}$$

▪ **Inalazione di vapori e polveri indoor**
$$EM = \left[\frac{m^3}{Kg \times giorno} \right] = \frac{(Bi \times EFg \times EF \times ED)}{(BW \times AT)}$$

- **Contatto dermico con acqua superficiale (balneazione)**

$$EM = \left[\frac{cm^2}{Kg \times giorno} \right] = \frac{(SA \times PC \times EFg \times EF \times ED)}{(BW \times AT)}$$

- **Ingestione di acqua di superficie (balneazione)**

$$EM = \left[\frac{L}{Kg \times giorno} \right] = \frac{(IR \times EFg \times EF \times ED)}{(BW \times AT)}$$

Si sottolinea che le vie di esposizione contatto dermico e ingestione di acqua superficiale (nuotando) si riferisce esclusivamente a uno scenario di tipo Ricreativo.

In tabella 3.4.2 si riporta l'elenco dei fattori di esposizione, utili per il calcolo della portata effettiva di esposizione EM, con i corrispondenti simboli e unità di misura.

Tabella 3.4.2- Sommario degli indici utilizzati pertinenti ad ogni via di esposizione

FATTORI DI ESPOSIZIONE (EF)	Simbolo	Unità di Misura
Fattori comuni a tutte le modalità di esposizione		
Peso corporeo	BW	kg
Tempo medio di esposizione per le sostanze cancerogene	ATc	anni
Tempo medio di esposizione per le sostanze non cancerogene	ATn	anni
Ingestione di acqua potabile (GW)		
Durata di esposizione	ED	anni
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno
Tasso di ingestione di acqua	IR _w	L/giorno
Inalazione di Aria Outdoor (AO)		
Durata di esposizione	ED	anni
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno
Frequenza giornaliera di esposizione outdoor	EFgo	ore/giorno
Inalazione outdoor	Bo	m ³ /ora
Frazione di particelle di suolo nella polvere	Fsd	adim.
Inalazione di Aria Indoor (AI)		
Durata di esposizione	ED	anni
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno
Frequenza giornaliera di esposizione indoor	EFgi	ore/giorno
Inalazione indoor (**)	Bi	m ³ /ora
Frazione indoor di polvere all'aperto	Fi	adim.
Contatto dermico con Suolo (SS)		
Durata di esposizione	ED	anni
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno
Superficie di pelle esposta	SA	cm ²
Fattore di aderenza dermica del suolo	AF	mg/(cm ² giorno)
Fattore di assorbimento dermico	ABS	adim.
Ingestione di Suolo (SS)		
Durata di esposizione	ED	anni
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno
Frazione di suolo ingerita	FI	adim.
Tasso di ingestione di suolo	IR	mg/giorno
Ingestione di acqua di superficie (nuotando) (SW)		
Durata di esposizione	ED	anni
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno
Frequenza giornaliera di esposizione	EFg	ore/giorno
Tasso di ingestione	IR	litri/ora
Contatto dermico con acqua di superficie (nuotando) (SW)		
Durata di esposizione	ED	anni
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno
Frequenza giornaliera di esposizione	EFg	ore/giorno
Superficie di pelle esposta	SA	cm ²
Coefficiente di permeabilità (^f)	PC	cm/ora

3.4.2 Stima dei fattori di esposizione

E' evidente che la stima della portata effettiva di esposizione EM prevede la valutazione dei diversi parametri di esposizione relativi ai ricettori individuati.

Nella Appendice I è descritta, per ogni fattore di esposizione e in corrispondenza di ogni modalità di esposizione, la procedura seguita per la selezione del valore da assumere quale default.

L'utilizzo di tali valori di default è previsto per l'applicazione di un livello 1 di analisi di rischio sanitario e per l'applicazione del livello 2, nel caso in cui non si abbiano a disposizione dati sito-specifici.

In tabella 3.4.3 si riporta l'elenco dei parametri utili per la stima della portata effettiva di esposizione con i corrispondenti valori di default.

Tabella 3.4.3 – Fattori di esposizione: valori di default

FATTORI DI ESPOSIZIONE (EF)	Simbolo	Unità di Misura	Residenziale		Ricreativo		Com/Ind	
Fattori comuni a tutte le modalità di esposizione			Adulto	Bambino	Adulto	Bambino	Adulto	
Peso corporeo	BW	kg	70	15	70	15	70	
Tempo medio di esposizione per le sostanze cancerogene	ATc	anni	70	70	70	70	70	
Tempo medio di esposizione per le sostanze non cancerogene	ATn	anni	ED	ED	ED	ED	ED	
Ingestione di acqua potabile (GW)								
Durata di esposizione	ED	anni	30	6	---	---	30	
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno	350	350	---	---	250	
Tasso di ingestione di acqua	IR _w	L/giorno	2	1	---	---	1 ^(a)	
Inalazione di Aria Outdoor (AO)								
Durata di esposizione	ED	anni	30	6	30	6	30	
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno	350	350	350	350	250	
Frequenza giornaliera di esposizione outdoor	EFgo	ore/giorno	6	6	3	3	8	
Inalazione outdoor	Bo	m ³ /ora	0,9 ^(b)	0,7 ^(b)	3,2	1,9	2,5 ^(c)	
Frazione di particelle di suolo nella polvere	Fsd	adim.	1	1	1	1	1	
Inalazione di Aria Indoor (AI)								
Durata di esposizione	ED	anni	30	6	---	---	30	
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno	350	350	---	---	250	
Frequenza giornaliera di esposizione indoor	EFgi	ore/giorno	18	18	---	---	8	
Inalazione indoor (**)	Bi	m ³ /ora	0,9	0,7	---	---	2,5 ^(c)	
Frazione indoor di polvere all'aperto	Fi	adim.	1	1	---	---	1	
Contatto dermico con Suolo (SS)								
Durata di esposizione	ED	anni	30	6	30	6	30	
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno	350	350	350	350	250	
Superficie di pelle esposta	SA	cm ²	8600	4000	8600	4000	8600 ^(d)	
Fattore di aderenza dermica del suolo	AF	mg/(cm ² giorno)	1	1	1	1	1	
Fattore di assorbimento dermico	ABS	adim.	0,1 / 0,01 ^(e)					
Ingestione di Suolo (SI)								
Durata di esposizione	ED	anni	30	6	30	6	30	
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno	350	350	350	350	250	
Frazione di suolo ingerita	FI	adim.	1	1	1	1	1	
Tasso di ingestione di suolo	IR	mg/giorno	100	200	100	200	50	
Ingestione di acqua di superficie (nuotando) (SW)								
Durata di esposizione	ED	anni	---	---	30	6	---	
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno	---	---	45	45	---	
Frequenza giornaliera di esposizione	EFg	ore/giorno	---	---	2,6	2,6	---	
Tasso di ingestione	IR	litri/ora	---	---	0,05	0,05	---	
Contatto dermico con acqua di superficie (nuotando) (SW)								
Durata di esposizione	ED	anni	---	---	30	6	---	
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno	---	---	45	45	---	
Frequenza giornaliera di esposizione	EFg	ore/giorno	---	---	2,6	2,6	---	
Superficie di pelle esposta	SA	cm ²	---	---	20000	7930	---	
Coefficiente di permeabilità ^(f)	PC	cm/ora	---					

^(a) Nel caso di lavoro sedentario, un tasso di ingestione di acqua pari a 1 litro/giorno potrebbe essere ritenuto troppo conservativo; mentre nel caso di lavoro a cui corrisponde una dura attività fisica o condizioni di clima caldo, si ritiene più opportuno utilizzare il valore pari a **0,65 litri/ora**.

^(b) In caso di intensa attività fisica, in ambienti residenziali outdoor, si consiglia l'utilizzo di un valore maggiormente conservativo, pari a **1,5 m³/ora** per gli adulti, e di **1,0 m³/ora** per i bambini.

^(c) Il tasso di inalazione pari a 2,5 m³/ora è da utilizzare nel caso di dura attività fisica; mentre, nel caso di attività moderata e sedentaria è più opportuno utilizzare un valore rispettivamente pari a **1,5 e 0,9 m³/ora**.

^(d) In uno scenario prettamente industriale, prevedendo un maggiore livello di copertura, si considerano esposte solo le superfici corrispondenti ad avambraccio, mani e viso. In particolare, l'obbligatorietà in siti industriali dell'uso del casco, permette di stimare la superficie del viso pari alla metà della superficie totale della testa. In corrispondenza a tale scenario, è stato quindi selezionato un valore pari a **3500 cm²**.

^(e) Tale parametro è una proprietà specifica della specie chimica esaminata. Nonostante ciò, alcuni testi come anche il Manuale Unichim, propongono di associare a tale parametro un valore pari a **0,1** per le sostanze organiche e pari a **0,01** per le sostanze inorganiche.

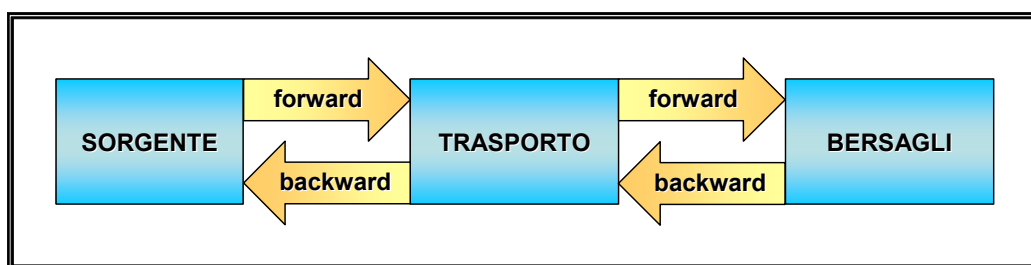
^(f) Tale parametro è una proprietà specifica della specie chimica esaminata.

4 CALCOLO DEL RISCHIO E DELLE CONCENTRAZIONI RESIDUALI ACCETTABILI

La procedura di analisi di rischio assoluta può avere un duplice obiettivo finale: stimare quantitativamente il rischio per la salute umana connesso ad uno specifico sito, in termini di valutazione delle conseguenze legate alla sua situazione qualitativa, ed individuare dei valori di concentrazione accettabili nel suolo e nella falda vincolati alle condizioni specifiche del singolo sito. I due distinti risultati derivano dalla applicazione della procedura secondo due distinte modalità (figura 4.1). La modalità diretta (*forward mode*) permette il calcolo del rischio associato al recettore esposto derivante da una sorgente di contaminazione di concentrazione nota.

La modalità inversa (*backward mode*) permette il calcolo della massima concentrazione ammissibile in sorgente compatibile con il livello di rischio ritenuto accettabile per il recettore esposto.

Figura 4.1 - Possibili modalità di applicazione dell'analisi di rischio



L'attuale contesto normativo di applicazione dell'analisi di rischio sanitario-ambientale ai siti contaminati è il DM 471/99. Sulla base di tale regolamento l'analisi di rischio può essere applicata *“qualora il progetto preliminare (...) dimostri che i valori di concentrazione limite accettabili (...) non possono essere raggiunti nonostante l'applicazione, secondo i principi della normativa comunitaria, delle migliori tecnologie disponibili a costi sopportabili”*. In tali casi *“il Comune o, se l'intervento riguarda un'area compresa nel territorio di più Comuni, la Regione, può autorizzare interventi di bonifica e ripristino ambientale con misure di sicurezza, che garantiscano, comunque, la tutela ambientale e sanitaria anche se i valori di concentrazione residui previsti nel sito risultano superiori a quelli stabiliti nell'Allegato 1. Tali valori di concentrazione residui sono determinati in base ad una metodologia di analisi di rischio riconosciuta a livello internazionale che assicuri il soddisfacimento dei requisiti indicati nell'Allegato 4”* (Art.5, Bonifica e Ripristino ambientale con misure di sicurezza)

In tale contesto, in cui i valori di concentrazione residua sono determinati dal limite, in termini di efficienza/efficacia della/e tecnologia/e di bonifica applicate, l'analisi di rischio può essere applicata per valutare se tali valori sono accettabili in termini di rischio sanitario-ambientale. Il DM 471/99 consente quindi solo l'applicazione dell'analisi di rischio in modalità diretta (forward mode).

Si ritiene opportuno ricordare i principi fondamentali su cui si basa la procedura suddetta, validi in caso di applicazione sia della modalità diretta che inversa:

- principio del caso peggiore ("worste case") che riguarda in generale tutte le fasi di applicazione della procedura di analisi assoluta di rischio e deve sempre guidare la scelta tra alternative possibili;
- principio della esposizione massima ragionevolmente possibile (RME, ossia 'Reasonable Maximum Exposure'), che prevede in relazione ai parametri di esposizione l'assunzione di valori ragionevolmente conservativi al fine di pervenire a risultati cautelativi per la tutela della salute umana (paragrafo 3.4.1);

Inoltre, l'analisi di rischio assoluta è rivolta alla valutazione dei *rischi cronici o a lungo termine* associati ai siti contaminati, piuttosto che rischi in condizioni di esposizione acuta.

Nei successivi paragrafi sono descritti i criteri per il calcolo del rischio, secondo l'applicazione del metodo diretto (paragrafo 4.1), i criteri di accettabilità del rischio (paragrafo 4.2) e, per completezza, sono riportati anche i criteri per il calcolo delle concentrazioni residuali accettabili, secondo l'applicazione del metodo inverso (paragrafo 4.3). La analisi e le valutazioni che hanno condotto alla definizione di tali criteri sono descritte nel dettaglio nella Appendice L.

4.1 Calcolo del Rischio individuale e cumulativo

Come già detto nel capitolo 1, la stima del rischio (R) per la salute umana, connesso alla esposizione ad una specie chimica contaminante, deriva dalla applicazione della seguente relazione:

$$R = E \times T \quad (4.1.1)$$

dove E ([mg/kg d]) rappresenta l'assunzione cronica giornaliera del contaminante e T ([mg/kg d]⁻¹) la tossicità dello stesso.

Il fattore E è dato dal prodotto tra la concentrazione, calcolata in corrispondenza del punto di esposizione Cpoe, es. [mg/m³], e la portata effettiva di esposizione EM, es. [m³/kg d] (il cui calcolo è descritto nel paragrafo 3.3.4), che può rappresentare la quantità di aria inalata al giorno per unità di peso corporeo:

$$E = C_{poe} \times EM \quad (4.1.2)$$

A sua volta, la concentrazione nel punto di esposizione C_{poe} , come descritto nel paragrafo 3.3, si calcola attraverso la seguente relazione:

$$C_{poe} = FT \times C_s \quad (4.1.3)$$

dove C_s rappresenta la concentrazione in corrispondenza della sorgente di contaminazione e FT è il fattore di trasporto, che tiene conto dei fenomeni di attenuazione che intervengono durante la migrazione dei contaminanti attraverso i vari comparti ambientali.

Si identifica con rischio individuale il rischio per la salute umana associato ad una specifica modalità di esposizione e ad una singola specie chimica inquinante. Il calcolo dello stesso si differenzia a seconda della tipologia degli effetti (cancerogeni e/o tossici) che la sostanza in oggetto può avere sull'uomo.

In particolare, nel caso di effetti cancerogeni:

$$R = E \times SF \quad (4.1.4)$$

Dove R (Rischio [adim]) rappresenta la probabilità di casi incrementali di tumore nel corso della vita, causati dall'esposizione alla sostanza rispetto alle condizioni di vita usuali, SF (Slope Factor [mg/kg d^{-1}]) (come descritto nel paragrafo 3.1.5) indica la probabilità di casi incrementali di tumore nella vita per unità di dose, ed E è mediata su di un periodo di esposizione pari a 70 anni ($AT = 70$ anni).

Nel caso di effetti tossici, non cancerogeni:

$$HQ = E / RfD \quad (4.1.5)$$

Dove HQ (Hazard Quotient [adim]) è un 'Indice di Pericolo' che esprime di quanto l'esposizione alla sostanza supera la dose tollerabile o di riferimento, RfD (Reference Dose [mg/kg d]) (come descritto nel paragrafo 3.1.5) è la stima dell'esposizione media giornaliera che non produce effetti avversi apprezzabili sull'organismo umano durante il corso della vita ed E è mediata sull'effettivo periodo di esposizione ($AT = ED$).

Gli effetti cancerogeni o tossici dovuti alla esposizione contemporanea a più di una specie chimica inquinante attualmente non sono stati chiaramente stabiliti. Comunque, è possibile effettuare una stima conservativa dell'esposizione ad una contaminazione multipla sommando il rischio (o l'indice di pericolo) di ogni singola specie chimica contaminate. E' importante sottolineare che, in assenza di effetti sinergici, tale operazione di somma generalmente comporta una sovrastima dell'effettivo rischio associato alla esposizione multipla.

In generale, il rischio cumulativo può essere inteso in diversi modi:

1. Rischio determinato da più sostanze per la stessa modalità di esposizione (inalazione, ingestione o contatto dermico):

$$R_{Tj} = \sum_{i=1}^n R_{ij} \quad ; \quad HQ_{Tj} = \sum_{i=1}^n HQ_{ij} \quad (4.1.6)$$

dove R_{Tj} e HQ_{Tj} rappresentano il Rischio cumulativo e l'Indice di Pericolo cumulativo causati dall'esposizione contemporanea alle n sostanze inquinanti in corrispondenza alla modalità di esposizione j .

2. Rischio determinato da un'unica sostanza per le tre diverse modalità di esposizione (inalazione, ingestione e contatto dermico):

$$R_{iT} = \sum_{j=1}^m R_{ij} \quad ; \quad HQ_{iT} = \sum_{j=1}^m HQ_{ij} \quad (4.1.7)$$

dove R_{iT} e HQ_{iT} rappresentano il Rischio cumulativo e l'Indice di Pericolo cumulativo causati dall'esposizione alla singola sostanza i per tutte le m modalità di esposizione.

3. Rischio determinato da diverse modalità di esposizione e diverse sostanze:

$$R_T = \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n R_{ij} \quad ; \quad HI = \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n HQ_{ij} \quad (4.1.8)$$

dove R_T e HI rappresentano il Rischio cumulativo e l'Indice di Pericolo cumulativo causati dall'esposizione contemporanea alle n sostanze inquinanti per tutte le m modalità di esposizione.

Criterio di calcolo del Rischio e dell'Indice di Pericolo

Il calcolo del rischio si differenzia in funzione del recettore della contaminazione, quindi è necessario stimare il:

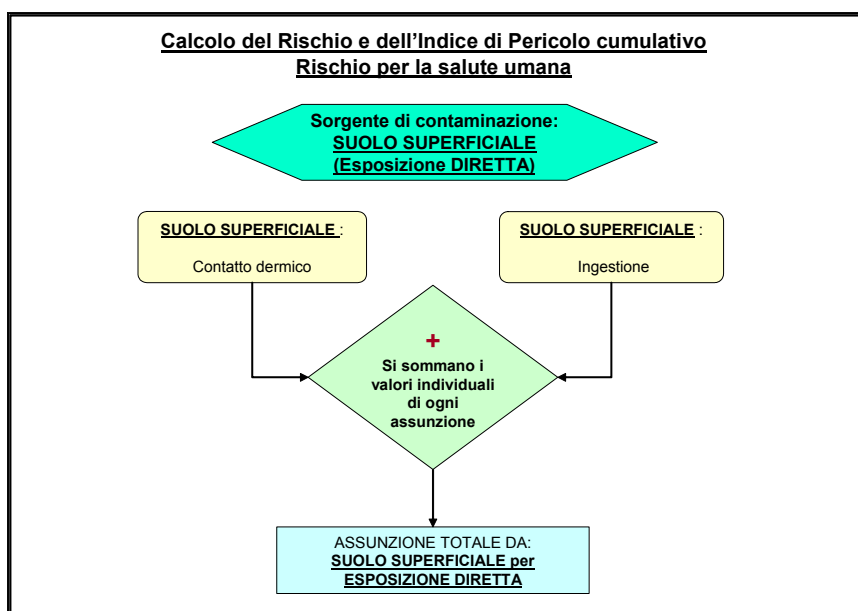
1. Rischio e l'Indice di Pericolo individuale e cumulativo per la salute umana
 2. Rischio per la risorsa idrica sotterranea
 3. Rischio per la risorsa idrica superficiale
- 1a.** Il Rischio e l'Indice di Pericolo individuale per la salute umana, associati ad una singola specie chimica inquinante e ad una specifica modalità di esposizione, si calcolano come descritto nel paragrafo 4.1. Quindi, nel caso di effetti cancerogeni, si applica la relazione (4.1.4), mentre nel caso di effetti tossici non cancerogeni si applica la relazione (4.1.5).
- 1b.** Il Rischio e l'Indice di Pericolo cumulativo per la salute umana, associati alla presenza di più specie chimiche contaminanti in relazione ad una specifica modalità di esposizione, si calcolano applicando l'equazione (4.1.6) del paragrafo 4.1.

Il Rischio e l'Indice di Pericolo cumulativo per la salute umana, associati alla presenza di una o più specie chimiche contaminanti determinato da diverse modalità di esposizione, si calcolano, sommando i rischi individuali in funzione della sorgente di contaminazione (suolo superficiale, suolo profondo, falda, prodotto libero), secondo i criteri di seguito riportati:

- Il rischio cumulativo per la salute umana derivante da suolo superficiale per esposizione diretta si calcola sommando i rischi individuali dovuti a ingestione e contatto dermico di suolo superficiale (figura 4.1).

Figura 4.1 – Calcolo del rischio e dell'indice di pericolo cumulativo

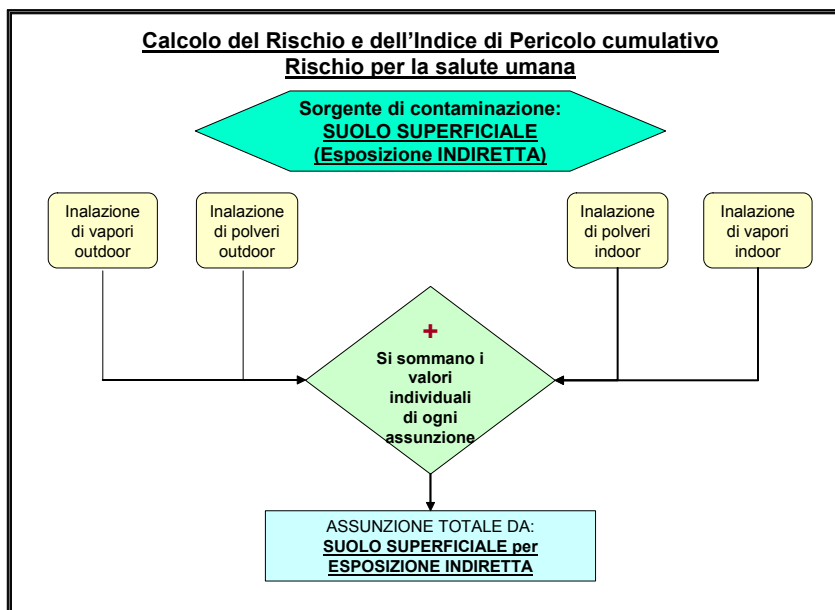
***Sorgente di contaminazione: SUOLO SUPERFICIALE
(Esposizione DIRETTA)***



- Il rischio cumulativo per la salute umana derivante da suolo superficiale per esposizione indiretta (inalazione) si calcola sommando i rischi individuali dovuti a inalazione di vapori e polveri indoor e inalazione di vapori e polveri outdoor da suolo superficiale (figura 4.2).

Figura 4.2 – Calcolo del rischio e dell'indice di pericolo cumulativo

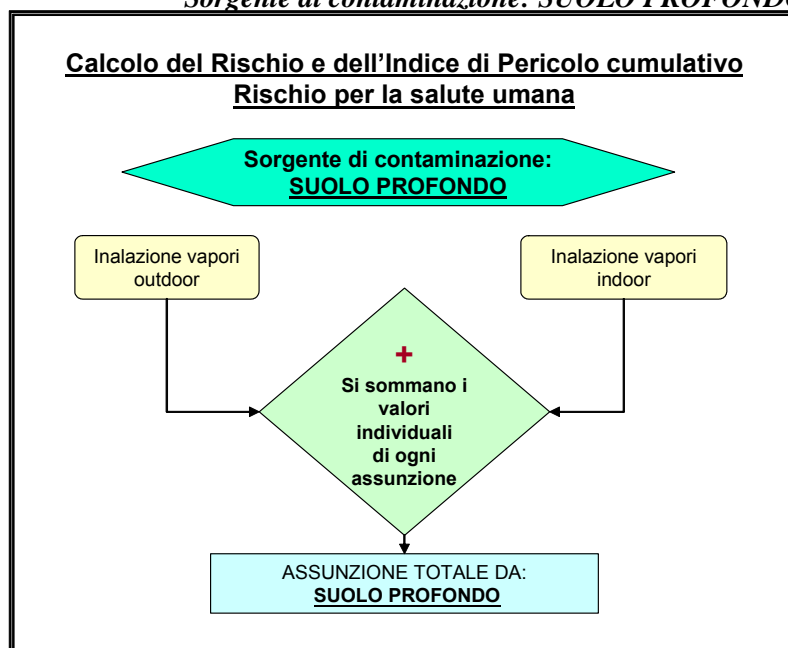
**Sorgente di contaminazione: SUOLO SUPERFICIALE
(Esposizione INDIRETTA)**



- Il rischio cumulativo per la salute umana derivante da suolo profondo si calcola sommando i rischi individuali dovuti a inalazione di vapori indoor e inalazione di vapori outdoor da suolo profondo (figura 4.3).

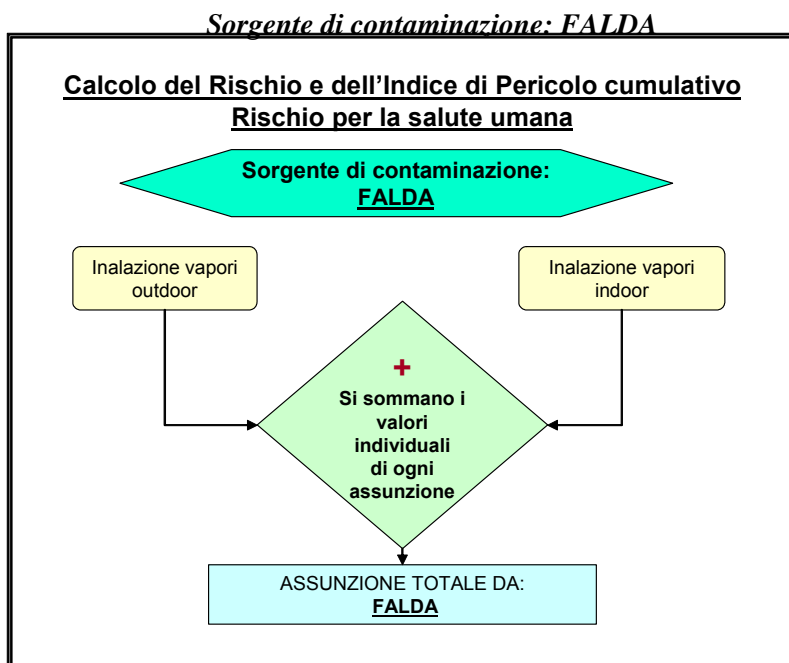
Figura 4.3 – Calcolo del rischio e dell'indice di pericolo cumulativo

Sorgente di contaminazione: SUOLO PROFONDO



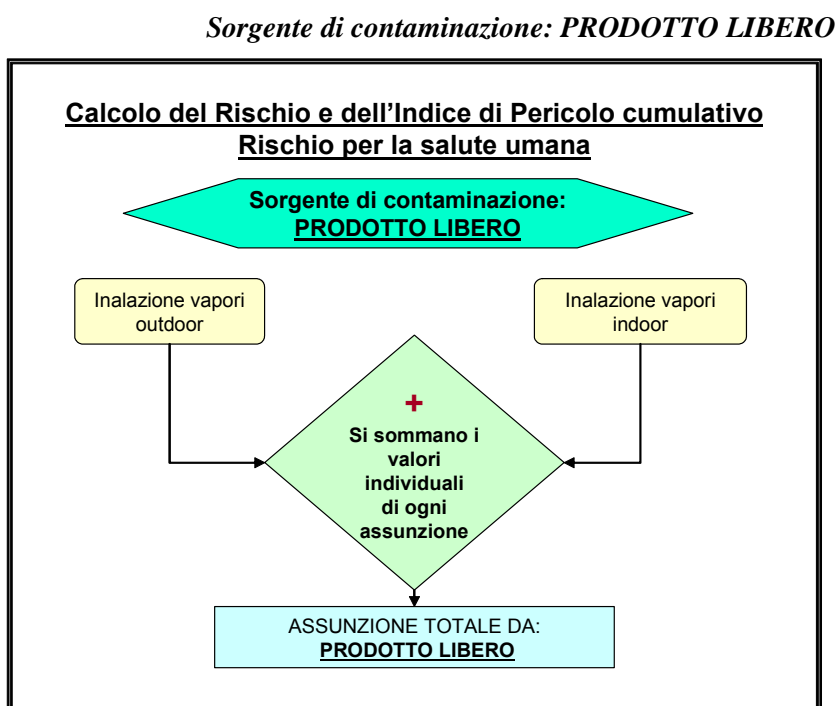
- Il rischio cumulativo per la salute umana derivante da falda contaminata si calcola sommando i rischi individuali dovuti a inalazione di vapori indoor e outdoor da falda (figura 4.4).

Figura 4.4 – Calcolo del rischio e dell'indice di pericolo cumulativo



- Il rischio cumulativo per la salute umana derivante da presenza di prodotto libero viene calcolato sommando i rischi individuali dovuti a inalazione di vapori indoor e outdoor da prodotto libero (figura 4.5).

Figura 4.5 – Calcolo del rischio e dell'indice di pericolo cumulativo



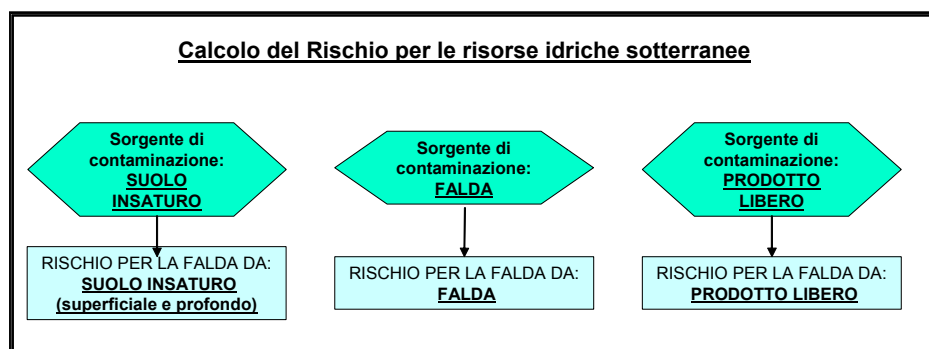
2. Il rischio per la risorsa idrica sotterranea si calcola ponendo a confronto il valore di concentrazione del contaminante in falda (C_{GW}) con il più conservativo tra i valori di concentrazione limite della falda (CL_{GW}) previste dal D.M. 471/99 e quelli per le acque per uso umano previste dal D Lgs. 31/2001, in corrispondenza del punto di conformità. Il punto di conformità deve essere posto coincidente con il più vicino pozzo ad uso idropotabile o, qualora all'interno del sito non siano presenti pozzi ad uso idropotabile, deve essere posto in corrispondenza del limite di proprietà dell'area o, nel caso di siti di grandi dimensioni, in corrispondenza del confine della singola subarea. Il rapporto tra la concentrazione del contaminante in falda (C_{GW}) e la concentrazione limite prevista dalla normativa (CL_{GW}) definisce numericamente il rischio per la risorsa idrica sotterranea (R_{GW}) e per essere accettabile deve assumere valori pari o inferiori all'unità:

$$R_{GW} = C_{GW}/CL_{GW} \quad R_{GW}(\text{accettabile}) \leq 1$$

Tale valore di rischio ha una valenza diversa rispetto al rischio stimato per l'uomo, in quanto non rappresenta un rischio di carattere sanitario, bensì una stima del superamento della CL_{GW} nel punto di conformità.

Il calcolo del rischio per la risorsa idrica sotterranea si differenzia in funzione della possibile sorgente di contaminazione (suolo insaturo, falda, prodotto libero) e le tre stime di rischio non vengono cumulate (figura 4.6). In tale ambito, come valore di concentrazione rappresentativa per il suolo insaturo si assume il maggiore dei valori di concentrazione individuati per il suolo superficiale e profondo.

Figura 4.6 – Calcolo del rischio per la risorsa idrica sotterranea



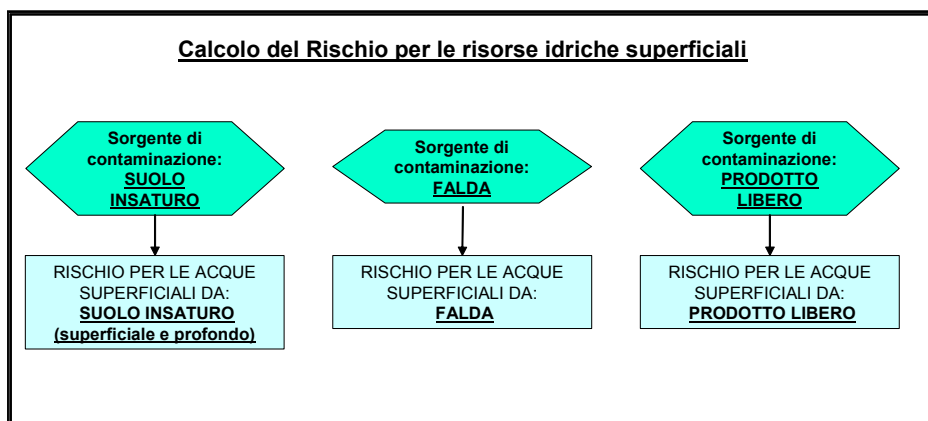
3. Il rischio per la risorsa idrica superficiale si calcola ponendo a confronto il valore di concentrazione del contaminante nell'acqua superficiale (C_{SW}) con i valori di concentrazione limite delle acque superficiali (CL_{SW}) previsti dalla normativa vigente.

Il rapporto tra questi due valori definisce numericamente il rischio per la risorsa idrica superficiale (R_{SW}) e per essere accettabile deve assumere valori pari o inferiori all'unità:

$$R_{SW} = C_{SW}/CL_{SW} \quad R_{SW}(\text{accettabile}) \leq 1$$

Il calcolo del rischio per la risorsa idrica superficiale si differenzia in funzione della possibile sorgente di contaminazione (suolo insaturo, falda, prodotto libero) e le tre stime di rischio non vengono cumulate (figura 4.7). In tale ambito, come valore di concentrazione rappresentativa per il suolo insaturo si assume il maggiore dei valori di concentrazione individuati per il suolo superficiale e profondo.

Figura 4.7 – Calcolo del rischio per la risorsa idrica superficiale



4.2 Criterio di accettabilità del rischio

Riguardo gli effetti cancerogeni sulla salute umana, nell'ambito della procedura di analisi assoluta di rischio, è necessario definire un criterio di accettabilità del rischio, ossia un valore soglia di rischio al di sotto del quale si ritiene accettabile la probabilità incrementale di effetti cancerogeni sull'uomo. Tale valore di rischio accettabile (R_{acc}), nel caso di applicazione del metodo forward, viene utilizzato, a valle di tutta la procedura, come termine da porre a confronto con il valore di rischio calcolato (R); mentre, nel caso di applicazione del metodo backward, viene utilizzato, a monte di

tutta la procedura, per derivare da esso i corrispondenti valori di concentrazione limite accettabili (C_{acc}).

- In generale, porre il rischio per la salute umana pari a 10^{-6} significa che il rischio incrementale di contrarre il tumore è per 1 individuo su 1.000.000. Se il rischio per la salute umana è uguale o inferiore alla soglia di 10^{-6} lo stesso viene considerato “accettabile” [D. Kofi Asante-Duah, 1993].

Ai fini della analisi di rischio assoluto per la salute umana, adottando il principio di cautela, si assume che il valore di Rischio accettabile, sia individuale che cumulativo, sia pari a 10^{-6} . Tale valore quindi deve essere posto a confronto sia con il valore di Rischio individuale calcolato (ossia associato ad una singola specie chimica inquinante e ad una specifica modalità di esposizione), sia con il valore di Rischio cumulativo calcolato (ossia associato alla presenza di più specie chimiche inquinanti e determinato da diverse modalità di esposizione).

La valutazione degli effetti tossici non cancerogeni sulla salute umana, nell’ambito della procedura di analisi assoluta di rischio, prevede il calcolo dell’Indice di Pericolo (HQ) definito come rapporto tra la quantità giornaliera di contaminate effettivamente assunta (per via orale, inalatoria o dermica) dal recettore e una dose di riferimento (RfD - Reference Dose) che rappresenta la dose quotidiana accettabile o tollerabile (ADI o TDI - Acceptable o Tolerable Daily Intake). L’Indice di Pericolo rappresenta quindi un indicatore che esprime di quanto l’esposizione reale alla sostanza supera la dose tollerabile o di riferimento (TDI o RfD).

Quindi, il criterio di accettabilità riferito a specie chimiche contaminanti che comportano effetti tossici sulla salute umana, si traduce nell’imporre il non superamento della dose di contaminante effettivamente assunta rispetto alla TDI o RfD, da cui ne consegue che **sia nel caso di Indice di Pericolo individuale (HQ) che cumulativo (HI) gli stessi debbono essere inferiori all’unità.**

Per quanto riguarda il valore di rischio accettabile associato alla risorsa idrica sotterranea

$R_{GW}(\text{accettabile})$ e superficiale $R_{SW}(\text{accettabile})$, come già detto nel paragrafo 4.1, è pari a 1.

Anche in questo caso, il Rischio calcolato deve essere comunque mantenuto differenziato in funzione della sorgente di contaminazione, come mostrato in tabella 4.2.

RECEITTORE	SORGENTE DI CONTAMINAZIONE	MODALITA' DI ESPOSIZIONE	RISCHIO CUMULATIVO (*)	RISCHIO CUMULATIVO accettabile (*)	INDICE DI PERICOLO CUMULATIVO accettabile (*)	RISCHIO CUMULATIVO TOTALE accettabile	INDICE DI PERICOLO CUMULATIVO TOTALE accettabile
UOMO	SUOLO SUPERFICIALE (Esposizione DIRETTA)	Ingestione di suolo superficiale	Rischio per la salute umana da Suolo Superficiale (Esposizione DIRETTA) R_{SS-ED}	1,00E-06	1,00E+00	1,00E-06	1,00E-00
		Contatto dermico con suolo superficiale					
	SUOLO SUPERFICIALE (Esposizione INDIRETTA)	Inalazione di vapori e polveri outdoor	Rischio per la salute umana da Suolo Superficiale (Esposizione INDIRETTA) R_{SS-EI}	1,00E-06	1,00E+00		
		Inalazione di vapori e polveri indoor					
	SUOLO PROFONDO	Inalazione di vapori indoor e outdoor	Rischio per la salute umana da Suolo Profondo - R_{SP}	1,00E-06	1,00E+00		
	FALDA	Inalazione di vapori indoor e outdoor	Rischio per la salute umana da Falda - R_{GW}	1,00E-06	1,00E+00		
PRODOTTO LIBERO	Inalazione di vapori indoor e outdoor	Rischio per la salute umana da Prodotto Libero - R_{PL}	1,00E-06	1,00E+00			
RISORSA IDRICA SOTTERRANEA	SUOLO INSATURO	---	Rischio per la risorsa idrica sotterranea da Suolo Insaturo - R'_S	1,00E+00		1,00E-00	
	FALDA		Rischio per la risorsa idrica sotterranea da Falda - R'_{GW}	1,00E+00			
	PRODOTTO LIBERO		Rischio per la risorsa idrica sotterranea da Prodotto Libero - R'_{PL}	1,00E+00			
RISORSA IDRICA SUPERFICIALE	SUOLO INSATURO	---	Rischio per la risorsa idrica superficiale da Suolo Insaturo - R''_S	1,00E+00		1,00E-00	
	FALDA		Rischio per la risorsa idrica superficiale da Falda - R''_{GW}	1,00E+00			
	PRODOTTO LIBERO		Rischio per la risorsa idrica superficiale da Prodotto Libero - R''_{PL}	1,00E+00			

(*) differenziato per sorgente di contaminazione e via di esposizione

Tabella 4.2 – Criterio di accettabilità del Rischio e dell'Indice di Pericolo cumulativo

In Appendice L sono riportati i principali criteri di accettabilità del rischio proposti dai testi bibliografici utilizzati come riferimento di base, dai software esaminati e quelli adottati da diversi paesi e organismi internazionali.

4.3 Calcolo delle concentrazioni residuali accettabili

L'applicazione della procedura di analisi assoluta di rischio secondo la modalità inversa (*backward mode*), qui descritta per completezza di informazione, permette il calcolo per ogni specie chimica contaminate della concentrazione residuale accettabile (CRA), ossia del valore di concentrazione massimo ammissibile, in corrispondenza ad ogni sorgente secondaria di contaminazione, compatibile con il livello di rischio ritenuto accettabile per il recettore esposto.

In generale, sia per le sostanze cancerogene che per quelle non cancerogene, il valore della CRA è dato dalla seguente formula:

$$CRA = C(sorgente) \times \frac{R_{accettabile}(cumulativo)}{R_{calcolato}(cumulativo)} \quad (4.1.9)$$

Si ritiene opportuno sottolineare che il calcolo del rischio cumulativo v  sempre condotto considerando l'additivit  delle specie chimiche contaminanti presenti nel sito, a messo della applicazione della equazione 4.1.6.

I valori di rischio cumulativo, in riferimento alla protezione sia della salute umana che delle risorse idriche sotterranee e superficiali, sono calcolati differenziandoli in funzione della sorgente di contaminazione, come mostrato in tabella 4.2. Quindi, calcolati i valori di rischio cumulativo per la salute umana, i valori di CRA per ogni sorgente secondaria di contaminazione saranno dati dalle seguenti formule:

$$CRA_{SS-ED} = C_{SS}(sorgente) \times \frac{R_{accettabile}(cumulativo)}{R_{SS-ED}(cumulativo)} \quad (4.1.10)$$

$$CRA_{SS-EI} = C_{SS}(sorgente) \times \frac{R_{accettabile}(cumulativo)}{R_{SS-EI}(cumulativo)} \quad (4.1.11)$$

$$CRA_{SP} = C_{SP}(sorgente) \times \frac{R_{accettabile}(cumulativo)}{R_{SP}(cumulativo)} \quad (4.1.12)$$

$$CRA_{GW} = C_{GW}(sorgente) \times \frac{R_{accettabile}(cumulativo)}{R_{GW}(cumulativo)} \quad (4.1.13)$$

Calcolati i valori di rischio cumulativo per per la risorsa idrica sotterranea, i valori di CRA per ogni sorgente secondaria di contaminazione saranno dati dalle seguenti formule:

$$CRA'_S = C_S(sorgente) \times \frac{R_{accettabile}(cumulativo)}{R'_S(cumulativo)} \quad (4.1.14)$$

$$CRA'_{GW} = C_{GW}(sorgente) \times \frac{R_{accettabile}(cumulativo)}{R'_{GW}(cumulativo)} \quad (4.1.15)$$

Analogamente, calcolati i valori di rischio cumulativo per per la risorsa idrica superficiale, i valori di CRA per ogni sorgente secondaria di contaminazione saranno dati dalle seguenti formule:

$$CRA''_S = C_S(sorgente) \times \frac{R_{accettabile}(cumulativo)}{R''_S(cumulativo)} \quad (4.1.16)$$

$$CRA''_{GW} = C_{GW}(sorgente) \times \frac{R_{accettabile}(cumulativo)}{R''_{GW}(cumulativo)} \quad (4.1.17)$$

In conclusione, si ha che:

- la CRA per il suolo superficiale è data dal valore minore tra CRA_{SS-ED} , CRA_{SS-EI} , CRA'_S e CRA''_S ;
- la CRA per il suolo profondo è data dal valore minore tra CRA_{SP} , CRA'_S e CRA''_S ;
- la CRA per la falda è data dal valore minore tra CRA_{GW} , CRA'_{GW} e CRA''_{GW} .

5 ANALISI CRITICA DEI SOFTWARE E CRITERI DI VALUTAZIONE

Nei capitoli precedenti sono stati individuati i criteri per la definizione dei principali elementi necessari per la conduzione di una procedura di analisi di rischio.

Le scelte effettuate sono derivate da una attenta analisi critica degli approcci seguiti dai principali standard, descritta dettagliatamente nelle appendici allegate al documento. L'insieme delle scelte ha condotto alla definizione di una procedura di analisi di rischio che non coincide integralmente con alcuna delle procedure utilizzate come riferimento nei software più utilizzati a livello nazionale. Considerato che, ad ora, non esiste ancora un software basato sui criteri elaborati in questo documento, vanno evidenziate le analogie e le differenze tra questi criteri e quelli su cui sono basati i software esistenti sul mercato.

Il primo paragrafo (5.1) di questo capitolo fornisce un rapido riassunto dei principali esiti dell'analisi critica dei software, con richiami puntuali alle diverse appendici dove tale analisi è stata condotta sui singoli fattori o parametri che entrano in gioco nell'analisi di rischio. Il secondo paragrafo (5.2) fornisce invece i criteri per la validazione dei software.

5.1 Analisi critica dei Software

I software esaminati nel presente documento sono stati selezionati tra quelli maggiormente utilizzati in ambito nazionale ed internazionale per la conduzione di analisi di rischio di livello 2 nel quadro delle attività di bonifica dei siti contaminati. Si tratta in particolare di:

- ROME versione 2.1
- BP-RISC versione 4.0
- GIUDITTA versione 3.0
- RBCA Tool Kit versione 1.2

Va considerato che un software per la conduzione di un livello 2 di analisi di rischio consiste essenzialmente nella implementazione in un codice di una procedura di analisi di rischio; pertanto l'architettura di tutti i software esaminati può essere schematizzata nei seguenti punti:

- Inserimento delle proprietà specifiche e geometriche del sito e della sorgente;
- Inserimento della concentrazione rappresentativa;
- Selezione degli inquinanti e definizione delle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche;
- Individuazione delle vie di migrazione e di esposizione in accordo al modello concettuale;
- Calcolo dei fattori di trasporto dei contaminanti per le diverse vie di migrazione;

- Calcolo dell'esposizione, noti i parametri di esposizione e la concentrazione al punto di esposizione;
- Calcolo del Rischio, noti esposizione e proprietà tossicologiche.

Pertanto, l'analisi critica dei software è consistita nell'esaminare l'approccio seguito da ciascun software per affrontare ciascuno dei punti sopra elencati. Di seguito si fornisce un breve cenno alle attività svolte, mentre per un maggiore dettaglio informativo si rimanda alle corrispondenti appendici.

Proprietà geometriche e sito-specifiche del sito e della sorgente

I software esaminati consentono di inserire valori specifici per quanto attiene geometria e proprietà del sito e della sorgente, ma propongono anche un dataset di valori di default. Va inoltre segnalato che non tutti i software utilizzano la medesima definizione o il medesimo simbolo per lo stesso parametro. La Tabella 5.1 riassume i valori proposti dai diversi software, ma fornisce anche una guida preziosa per comparare le definizioni dei diversi parametri fornite dai software esaminati.

Concentrazione rappresentativa della sorgente

L'argomento della selezione del valore rappresentativo della concentrazione è affrontato dettagliatamente nel paragrafo H.3.3 dell'appendice H. In particolare, la Tabella H.5 riassume le possibili opzioni per il calcolo della concentrazione rappresentativa che i diversi software mettono a disposizione dell'utente.

Proprietà chimico-fisiche e tossicologiche

Ciascun software è fornito di un database nel quale sono riportate le proprietà chimico-fisiche e tossicologiche utilizzate per il calcolo dei fattori di trasporto, dell'esposizione ed in ultima analisi del rischio. L'analisi dei database utilizzati dai diversi software è riportata in Appendice O.

Calcolo dei fattori di trasporto

Il calcolo dei fattori di trasporto costituisce senz'altro il cuore di una procedura di analisi di rischio, in quanto questi fattori consentono in ultima analisi di calcolare la concentrazione al punto di esposizione derivante dalle diverse vie di migrazione e di esposizione. Pertanto, in questo documento l'analisi delle equazioni per il calcolo dei fattori di trasporto è stata effettuata su ogni singolo fattore di esposizione. I dettagli di questa attività sono riportate per ciascun fattore nelle corrispondenti appendici, nelle quali viene esplicitata per ogni software l'equazione scelta per il

calcolo del fattore di trasporto, mentre le informazioni sono riassunte anche in forma tabellare. Di seguito, per ogni fattore di trasporto si rimanda alla corrispondente appendice e tabella riassuntiva.

- Fattore di lisciviazione (LF): Appendice B – Tabella B.4
- Fattore di attenuazione laterale in falda (DAF): Appendice C – Tabella C.4
- Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale (VFss): Appendice D – Tabella D.4
- Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo (VF samb): Appendice D-Tabella D.6
- Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da falda (VFwamb): Appendice D – Tabella D.8
- Fattore di emissione di particolato outdoor (PEF): Appendice D-Tabella D.10
- Fattore di dispersione del contaminante in atmosfera (ADF): Appendice E – Tabella E.2
- Fattore di volatilizzazione di vapori indoor da falda (VFsesp): Appendice F – Tabella F.6
- Fattore di volatilizzazione di vapori indoor da suolo (VFsesp): Appendice F – Tabella F.4
- Fattore di volatilizzazione di vapori indoor da falda (VFwesp): Appendice F – Tabella F.6
- Fattore di trasporto acque superficiali-acque di falda: Appendice G – Tabella G.2

Calcolo dell'esposizione

Tutti i software esaminati concordano sostanzialmente nelle equazioni da usare per il calcolo dell'esposizione attraverso le differenti modalità previste. Le equazioni sono quelle riportate nel capitolo 3.4. I software differiscono invece nei valori dei parametri di esposizione da utilizzare all'interno delle equazioni per il calcolo dei fattori di esposizione. I valori proposti dai software esaminati per ciascun parametro di esposizione sono esaminati dettagliatamente in appendice I; di seguito per ciascun parametro viene fornito un richiamo alla tabella o figura di analisi corrispondente.

Parametri comuni a tutte le vie di esposizione

- Peso corporeo (BW): Figura I.2
- Tempo medio di esposizione (AT): 70 anni per cancerogeni / ED per non cancerogeni
- Durata di esposizione (ED): Figura I.5
- Frequenza di esposizione (EF): Figura I.7

Ingestione acqua di falda

- Tasso di ingestione di acqua di falda (IR) : Figura I.9

Inalazione di vapori e polveri outdoor e indoor

- Tasso di inalazione di aria outdoor (Bo): Figura I.12
- Frequenza giornaliera di esposizione outdoor (EFgo): Figura I.14
- Tasso di inalazione indoor (Bi): Figura I.17
- Frequenza giornaliera di esposizione indoor (EFgi): Figura I.19

Contatto dermico con suolo

- Superficie di pelle esposta (SA): Figura I.23
- Fattore di aderenza dermica del suolo (AF): Figura I.25
- Fattore di assorbimento dermico (vedi proprietà chimico-fisiche degli inquinanti)

Ingestione di suolo

- Portata di suolo ingerita (IR): Figura I.28
- Frazione di suolo ingerita (FI): posta pari ad 1 da tutti i software

Ingestione di acqua superficiale (balneazione) – contemplato solo da BP-RISC e RBCA

- Frequenza di esposizione giornaliera (EFg): Figura I.29
- Frequenza di esposizione (EF): Figura I.30
- Tasso di ingestione di acqua superficiale (IR): Figura I.31

Contatto dermico con acqua superficiale (balneazione) – contemplato solo da BP-RISC e RBCA

- Frequenza di esposizione giornaliera (EFg): Figura I.29
- Frequenza di esposizione (EF): Figura I.30
- Superficie di pelle esposta (SA): Figura I.32
- Coefficiente di permeabilità (PC): vedi proprietà chimico-fisiche dei contaminanti

Calcolo del rischio

Tutti i software esaminati propongono lo stesso criterio per il calcolo del rischio R e dell'indice di pericolo HQ individuale, come descritto nel paragrafo 4.1. Nel seguito si riportano, quindi, i criteri adottati per il calcolo del rischio cumulativo:

- Il software RBCA Tool Kit ver. 1.2 calcola il rischio cumulativo raggruppando i rischi individuali in funzione della via di esposizione. I dettagli sono riportati in Tabella L.1 e nelle Figure L.1-L.4;
- I due software ROME ver. 2.1 e GIUDITTA ver. 3.0 calcolano il rischio cumulativo raggruppando e quindi sommando i rischi individuali in funzione della sorgente di contaminazione, anziché della via di esposizione. I dettagli dei criteri seguiti sono riportati in Tabella L.3 e nelle Figure L.5-L.10;
- Il software BP-RISC ver. 4.0 calcola il rischio cumulativo raggruppando i rischi individuali in in funzione solo di alcune vie di esposizione, come più chiaramente esplicitato in Appendice L; i dettagli sui criteri di calcolo sono riassunti nelle Figure L.11-L.13;

5.2 Criteri di valutazione dei Software

La valutazione dei software è stata effettuata adottando come criterio quello di verificare il grado di attinenza tra la procedura delineata nel presente documento e quella proposta dai diversi software esaminati. Tale verifica è stata condotta puntualmente sulle singole fasi previste dalla procedura.

Proprietà geometriche e sito-specifiche del sito e della sorgente

Questo aspetto non costituisce un elemento discriminante tra software e procedura delineata in questo documento, fintanto che vengano utilizzati dati sito-specifici elaborati seguendo i criteri definiti in questo documento nei paragrafi 3.1 e 3.2. Nel caso in cui si debba fare ricorso ai valori di default, vanno selezionati quelli riportati nella tabella riassuntiva riportata in Tabella 5.1.

Concentrazione rappresentativa della sorgente

Considerato che i diversi software consentono all'utente di inserire il valore rappresentativo della concentrazione alla sorgente, questo aspetto non rappresenta un elemento discriminante tra i software e la procedura, fintanto che come valore della concentrazione si inserisca il valore calcolato secondo la procedura descritta nel paragrafo 3.1 e dettagliatamente discussa in Appendice H.

Proprietà chimico-fisiche e tossicologiche

L'esame dei database proposti dai software esaminati ha evidenziato che per molte proprietà i valori proposti risultano diversi, spesso perché le fonti utilizzate sono diverse. Il presente documento riporta in allegato un database delle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche dei contaminanti, sviluppato congiuntamente da Istituto Superiore di Sanità (ISS) e Istituto Superiore per la Prevenzione e Sicurezza nei luoghi di Lavoro ISPESL in collaborazione con il gruppo di Ingegneria Sanitaria-Ambientale del Dipartimento di Ingegneria Civile dell'Università di Roma Tor Vergata. Pertanto, nell'utilizzo di un generico software, si prescrive di modificare il database delle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche, inserendovi i dati contenuti nel database allegato a questo documento.

Calcolo dei fattori di trasporto

Come già evidenziato in precedenza, la procedura di analisi di rischio individuata in questo documento non coincide integralmente con alcuna delle procedure su cui si basano i software più diffusi a livello nazionale. Questa osservazione è particolarmente rilevante per le equazioni utilizzate per il calcolo dei fattori di trasporto, che costituiscono il cuore di ogni procedura di analisi di rischio. Poiché al momento della preparazione di questo documento non esiste un software che implementi i criteri selezionati in questo documento, è necessario valutare il grado di attinenza di ciascun software con i criteri stessi. Per quanto attiene ai fattori di trasporto, questa valutazione è riassunta in tabella 5.2. In particolare, tale tabella consente di verificare tale grado di attinenza per le equazioni utilizzate per il calcolo di ciascun fattore di trasporto. Si propone inoltre nella stessa tabella una indicazione qualitativa sul grado di attinenza complessivo dei diversi software ai criteri proposti in questo documento.

Tab. 5.1 – Valori di default dei principali parametri caratteristici del sito. Confronto tra i software esaminati

Documento APAT					ROME ver. 2.1			GIUDITTA ver. 3.0			RSCA ToolKit ver. 1.2		SP-RSC ver. 4.6 (r)			
SIMBOLO	PARAMETRO	UNITA' DI MISURA	Valore di default	Riferimento	Parametro - Simbolo	Valore di default	Riferimento	Parametro	Valore di default	Riferimento	Simbolo	Parametro	Valore di default	Simbolo	Parametro	Valore di default
Geometria della zona insalubre																
L_{gr}	Profondità del piano di falda	cm	300	RSCA/ASTM 1995	Soggezione della falda - L_{gr}	300	RSCA/ASTM 1995	Soggezione della falda	300	ist. per carat. medie del	L_{gr}	Depth to groundwater	300	Depth to groundwater		300
h_{ca}	Spessore frangia capillare	cm	5	RSCA/ASTM 1995	Spessore della frangia capillare - h_{ca}	5	RSCA/ASTM 1995	Spessore della frangia ca	5	RSCA/ASTM 1995	h_{ca}	Capillary zone thickness	5	Thickness of capillary fringe		5
h_v	Spessore della zona insatura	cm	295	RSCA/ASTM 1995	Spessore della zona non saturata - h_v	295	$= L_{gr} - h_{top}$	Spessore della zona non	295	= soqg falda - spessore	h_v	Vadose zone thickness	295	Thickness of vadose zone		295
d	Spessore del suolo superficiale	cm	100	RSCA/ASTM 1995												100
h_{so}	Spessore anello di fratture nel pavimento catot	adim.	---													
Geometria della sorgente di contaminazione in zona insalubre																
L_{top}	Profondità del top della sorgente nel suolo sa	cm	0	assunt. conservativa	Profondità della contaminazione nel	50	assunt. conservativa	Profondità sorgente nel s	50	assunt. conservativa	L_{top}	Depth to top of affected soil	0	Depth to subsurface soil sources		100
L_{sub}	Profondità del top della sorgente nel suolo p	cm	100	assunt. conservativa	Profondità della contaminazione nel	100	assunt. conservativa	Profondità sorgente nel s	100	assunt. conservativa						
L_b	Profondità della base della sorgente rispetto	cm	300	assunt. conservativa							L_{base}	Depth to base of affected soil	300			
h_{ca}	Spessore della sorgente nel suolo profondo (i)	cm	300	RSCA/ASTM 1995				Spessore della sorgente	300	RSCA/ASTM 1995						
d	Spessore della sorgente nel suolo superficiale	cm	100	assunt. conservativa							L_{th}	Thickness of affected surf	100			
	Spessore della sorgente nel suolo insaturato	cm	300	assunt. conservativa							L_{sub}	Thickness of affected soil	300			
L_{gr}	Soggezione della falda rispetto al top della	cm	300	assunt. conservativa												
		cm						Larghezza della sorgente	4500	RSCA/ASTM 1995						
		cm						Larghezza della sorgente	4500	RSCA/ASTM 1995						
		cm						Larghezza della sorgente	4500	RSCA/ASTM 1995						
Caratteristiche fisiche del terreno in zona insalubre																
ρ_s	Densità del suolo	g/cm ³	1.7	RSCA/ASTM 1995	Densità secca - ρ_s	1.7	RSCA/ASTM 1995	Densità secca	1.7	ist. per carat. medie del	ρ_s	Soil bulk density	1.7	Soil bulk density		1.70
ρ_t	Porosità totale del terreno in zona insalubre	adim.	0.38	RSCA/ASTM 1995	Porosità totale del terreno - ρ_t	0.38	$= \theta_w + \theta_a$	Porosità totale del non sa	0.38	RSCA/ASTM 1995	ρ_t	Soil total porosity	0.38	Total soil porosity vadose zone		0.44
θ_w	Contenuto volumetrico di acqua	adim.	0.12	RSCA/ASTM 1995	Contenuto d'acqua nel suolo - θ_w	0.12	RSCA/ASTM 1995	Contenuto d'acqua nel su	0.12	RSCA/ASTM 1995	θ_w	Water content in vadose zone	0.12	Volumetric water content in vadose zone		0.25
θ_a	Contenuto volumetrico di aria	adim.	0.26	RSCA/ASTM 1995	Contenuto d'aria nel suolo - θ_a	0.26	RSCA/ASTM 1995	Contenuto d'aria nel non	0.26	RSCA/ASTM 1995	θ_a	Volumetric air content in vadose zone	0.26	Volumetric air content in vadose zone		0.26
θ_{wc}	Contenuto volumetrico di acqua nelle frange	adim.	0.342	RSCA/ASTM 1995	Contenuto d'acqua in frangia capillare	0.342	RSCA/ASTM 1995	Contenuto d'acqua in frang	0.342	RSCA/ASTM 1995	θ_{wc}	Volumetric water content in capillary zone	0.342	Volumetric water content in capillary zone		0.366
θ_{ac}	Contenuto volumetrico di aria nelle frange	adim.	0.038	RSCA/ASTM 1995	Contenuto d'aria in frangia capillare	0.038	RSCA/ASTM 1995	Contenuto d'aria in frang	0.038	RSCA/ASTM 1995	θ_{ac}	Volumetric air content in capillary zone	0.038	Volumetric air content in capillary zone		0.044
f_{oc}	Frazione di carbonio organico nel suolo insalubre	g C/g suolo	0.01	RSCA/ASTM 1995	Frazione di carbonio organico nella	0.01	RSCA/ASTM 1995	Frazione di carbonio organico nella	0.01	RSCA/ASTM 1995	f_{oc}	Fraction organic carbon	0.01	Fraction organic carbon		0.01
i	Infiltrazione efficace	cm/anno	30	RSCA/ASTM 1995	Infiltrazione efficace - i	30	RSCA/ASTM 1995	Infiltrazione efficace	30	RSCA/ASTM 1995	i	Net groundwater infiltration	30	Infiltration rate		30
		cm/anno									K_{gr}	Vertical hydraulic conductivity	854	Vertical seepage velocity		337.38
		adim.									pH	Soil groundwater pH	7			
Geometria della zona saturata																
h_{ca}	Spessore della falda	cm	---		Spessore saturato dell'aquifero - h_{ca}	1000	assunt. conservativa	Spessore dell'aquifero	1000	assunt. conservativa						
Geometria della sorgente in zona saturata																
W	Estensione della sorgente nella direzione del flusso di falda	cm	4500	RSCA/ASTM 1995	Larghezza della sorgente parallela alla	1000	RSCA/ASTM 1995				W_{gr}	Length of source zone area	4500	Width of source area parallel to vein		1000
S_w	Estensione della sorgente nella direzione ortogonale al flusso di falda	cm	4500	RSCA/ASTM 1995	Larghezza della sorgente perpendic. alla	1000	ist. per carat. medie del	Larghezza della sorgente	4500	RSCA/ASTM 1995	S_w	Width of groundwater source	4500	Width of source plane in groundwater		1000
h_{gr}	Spessore della zona di miscelazione in falda	cm	200	RSCA/ASTM 1995	Spessore di acquifero contaminato	200	assunt. conservativa	Spessore della sorgente	200	RSCA/ASTM 1995	h_{gr}	Groundwater mixing zone	200	Groundwater mixing zone thickness		200
								Spessore di acquifero co	200	assunt. conservativa	S_{th}	Depth of groundwater source	200	Thickness of source in groundwater		200
A	Area della sorgente (rispetto alla direzione del flusso di falda)	cm ²	20250000	RSCA/ASTM 1995							A	Source zone area	20250000			
Caratteristiche fisiche del terreno in zona saturata																
U_{gr}	Velocità di Darcy	cm/anno	2500	RSCA/ASTM 1995		2500					U_{gr}	Groundwater Darcy velocity	2500	Groundwater Darcy velocity		2500
K_{gr}	Conduttività idraulica del terreno saturato	cm/anno	---		Conduttività idraulica dell'aquifero	50000	ist. per carat. medie del	Conduttività idraulica	50000	ist. per carat. medie del	K_{gr}	Saturated hydraulic conductivity	50000			
i	Gradiente idraulico	adim.	---		Gradiente idraulico - i	0.005	RSCA/ASTM 1995	Gradiente idraulico	0.005	RSCA/ASTM 1995	i	Groundwater gradient	0.005			
V_{gr}	Velocità media efficace nella falda	cm/anno	6679	RSCA/ASTM 1995							V_{gr}	Groundwater seepage velocity	6679			
ρ_s	Porosità totale del terreno in zona saturata	adim.	0.38	RSCA/ASTM 1995												
ρ_{eff}	Porosità efficace del terreno in zona saturata	adim.	0.12	RSCA/ASTM 1995	Porosità efficace dell'aquifero - ρ_{eff}	0.12	ist. per carat. medie del	Porosità efficace	0.12	ist. per carat. medie del	ρ_{eff}	Effective porosity in water	0.12	Effective porosity		0.25
f_{oc}	Frazione di carbonio organico nel suolo sat.	g C/g suolo	0.01	[Conner et al., 1990]	Frazione di carbonio organico nella	0.01	ist. per carat. medie del	Frazione di carbonio organico nella	0.01	ist. per carat. medie del	f_{oc}	Fraction organic carbon in	0.01			
α_L	Dispersività longitudinale	cm	4.40	API Report, 1987	Dispersività longitudinale - α_L	10	ist. per carat. medie del	Dispersività longitudinale	10	ist. per carat. medie del	α_L	Longitudinal dispersivity	10	Longitudinal dispersivity (alphaL)		10
α_T	Dispersività trasversale	cm	1.46	API Report, 1987	Dispersività trasversale - α_T	3.3	ist. per carat. medie del	Dispersività trasversale	3.3	ist. per carat. medie del	α_T	Transverse dispersivity	3.3	Transverse dispersivity (= alphaT/2)		3.3
α_V	Dispersività verticale	cm	0.22	API Report, 1987	Dispersività verticale - α_V	0.5	ist. per carat. medie del	Dispersività verticale	0.5	ist. per carat. medie del	α_V	Vertical dispersivity	0.5	Vertical dispersivity (= alphaV/2)		0.5
SD	Distanza dal punto di conformità (p)	cm	100		SD: Distanza dal punto di conformità	100		SD: Distanza dal punto di	100		SD	Distance downgradient (p)	100	Distance downgradient (p)		100
		cm			Distanza dal punto di conformità dal	100	assunt. conservativa	Distanza dal punto di con	100	assunt. conservativa						
		g/cm ³			Densità secca dell'aquifero - ρ_s (st)	1.7	ist. per carat. medie del	Densità secca dell'aquif	1.7	ist. per carat. medie del						
		cm			Profondità del prodotto libero (LHAP)	400	RSCA/ASTM 1995	Profondità del prodotto	400	assunt. conservativa						
		m			Larghezza zona con prodotto - W_p	10	ist. per carat. medie del	Larghezza zona con prodotto	10	ist. per carat. medie del						
		m			Larghezza zona con prodotto - L_p	10	ist. per carat. medie del	Larghezza zona con prodotto	10	ist. per carat. medie del						
		m			Spes. di acquifero confinato dal sito	1	assunt. conservativa									
		adim.									pH_{gr}	Groundwater pH	6.2			
Caratteristiche dell'area outdoor																
h_{gr}	Altezza della zona di miscelazione	cm	200	RSCA/ASTM 1995	Altezza della zona di miscelazione	200	RSCA/ASTM 1995	Altezza della zona di mis	200	RSCA/ASTM 1995	h_{gr}	Air mixing zone height	200	Ambient air mixing zone height		200
W	Estensione della sorgente di contaminazione	cm	4500	RSCA/ASTM 1995	Larghezza della sorgente parallela	1000	assunt. conservativa				W	Length of source zone area	4500	Width of source area parallel to vein		1000

(**) L'altezza dell'edificio coincide con il rapporto tra volume indoor e area di infiltrazione solo nel caso di ambiente indoor fuori terra, quindi non nel caso di locali seminterrati.

Tabella 5.2: attinenza dei software esaminati ai criteri di questo documento.

	RBCA Tool Kit ver. 1.2	BP-RISC ver. 4.0 (livello 1)	ROME ver. 2.1	GIUDITTA ver.3.0
<i>Fattore di lisciviazione (LF)</i>	ALTA	MEDIA	MEDIA	ALTA
<i>Fattore di attenuazione laterale in falda (DAF)</i>	MEDIA	MEDIA	MEDIA	MEDIA
<i>Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale (VF_{ss})</i>	MEDIA	MEDIA	MEDIO/BASSA	MEDIA
<i>Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo (VF_{Samb})</i>	MEDIA	MEDIA	MEDIA	MEDIA
<i>Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da falda (VF_{wamb})</i>	ALTA	ALTA	ALTA	ALTA
<i>Fattore di emissione di particolato outdoor da suolo superficiale (PEF)</i>	ALTA	ALTA	MEDIA	ALTA
<i>Fattore di emissione di particolato indoor da suolo superficiale (PEF_{in})</i>	-	-	MEDIA	MEDIA
<i>Fattore di dispersione in atmosfera (ADF)</i>	ALTA	ALTA	-	-
<i>Fattore di volatilizzazione di vapori indoor da suolo (VF_{sest})</i>	MEDIO/BASSA	MEDIA	ALTA	MEDIA
<i>Fattore di volatilizzazione di vapori indoor da falda (VF_{wesp})</i>	MEDIA	ALTA	ALTA	MEDIA
<i>Fattore di diluizione da falda ad acque superficiali - fiume (RDF)</i>	ALTA	ALTA	ALTA	-
Attinenza qualitativa complessiva	MEDIA	ALTA	MEDIA	MEDIA

Calcolo dell'esposizione

L'esame dei database proposti dai software esaminati ha evidenziato che per molti fattori di esposizione i valori proposti risultano diversi. Il presente documento riporta in Tabella 3.4.3 un elenco dei parametri di esposizione, elaborato mediante un confronto critico dei valori proposti da software e standard di riferimento.

Nell'utilizzo di un generico software per un livello 2 di analisi di rischio, si suggerisce innanzitutto di utilizzare parametri di esposizione sito-specifici. Laddove non disponibili, si prescrive di modificare i valori di default dei parametri di esposizione proposti dal software, inserendo in loro luogo i valori di default selezionati in questo documento e riassunti in Tabella 3.4.3.

Calcolo del rischio

Per quanto riguarda il calcolo del rischio derivante da singolo contaminante e da singola via di esposizione, tutti i software utilizzano le relazioni riportate nel Capitolo 4 (Equazioni 4.1.4 e 4.1.5). Al contrario, come visto in precedenza, i software differiscono rispetto al calcolo del rischio cumulato. In particolare, la procedura delineata nel Capitolo 4 prevede di determinare il rischio cumulato derivante dalle diverse vie di esposizione, associato ad una determinata sorgente di

contaminazione. Tale approccio è sostanzialmente in linea con quanto proposto dai software Rome e Giuditta. Mentre l'approccio di RBCA e RISC è differente, in quanto il rischio viene calcolato per via di esposizione e non per sorgente. Pertanto, per questo aspetto l'attinenza dei software ROME e GIUDITTA è alta mentre quella di RBCA e BP-RISC è da considerarsi medio-bassa.

NOMENCLATURA

Simbolo	Parametro	Unità
A	Area della sorgente (rispetto alla direzione del flusso di falda)	cm ²
A'	Area della sorgente (rispetto alla direzione prevalente del vento)	cm ²
A _b	Superficie totale coinvolta nell'infiltrazione	cm ²
α _x	Dispersività longitudinale	cm
α _y	Dispersività trasversale	cm
α _z	Dispersività verticale	cm
b _{sw}	Altezza idrometrica	m
D	Spessore di suolo superficiale	cm
d	Spessore della sorgente nel suolo superficiale (insaturo)	Cm
d _a	Spessore della falda	Cm
D _a	Coefficiente di diffusione in aria	cm ² /s
D _s ^{eff}	Coefficiente di diffusione effettiva nella zona vadosa	cm ² /s
D _{crack} ^{eff}	Coefficiente di diffusione effettiva nelle fenditure fondazioni	cm ² /s
D _{cap} ^{eff}	Coefficiente di diffusione effettiva nella zona capillare	cm ² /s
δ _{air}	Altezza della zona di miscelazione in aria	cm
δ _{gw}	Spessore della zona di miscelazione in falda	cm
Δp	Differenza di pressione tra indoor e outdoor	g/(cm*s ²)
d _s	Spessore della sorgente nel suolo profondo (insaturo)	cm
d _{sw}	Spessore della falda	cm
D _w	Coefficiente di diffusione in acqua	cm ² /s
D _{ysw}	Coefficiente di dispersione laterale	m/s
ER	Tasso di ricambio di aria indoor	1/giorno
f _{oc}	Frazione di carbonio organico nel suolo insaturo e saturi	adim.
f _{ocs}	Contenuto di carbonio organico nei sedimenti	adim
Frac	Frazione di volume di controllo per la miscelazione	adim
η	Frazione areale di fratture	adim.
η _{out}	Frazione areale di fratture nel pavimento outdoor (*)	adim.
H	Costante di Henry	adim.
h _{cap}	Spessore frangia capillare	cm
h _{gw}	Potenziale idraulico della falda	cm
h _{sw}	Potenziale idraulico del corpo idrico	cm
h _v	Spessore della zona insatura	cm
i	Gradiente idraulico	adim.
I _{ef}	Infiltrazione efficace	cm/anno
i _{sw}	Cadente piezometrica tra falda e pelo libero del c.i.s.	adim
k _{oc}	Coefficiente di ripartizione carbonio-acqua	l/kg
K _{ow}	Coefficiente di ripartizione ottanolo-acqua	l/kg
K _{sat}	Conducibilità idraulica del terreno saturo	cm/anno
K _v	Permeabilità del suolo al flusso di vapore	cm ²
λ	Coefficiente di decadimento del primo ordine in acque sott.	1/giorno
λ _{sw}	Coefficiente di decadimento del primo ordine in acque sup.	1/giorno

Nomenclatura

L_b	Rapporto tra volume indoor ed area di infiltrazione	Cm
L_{GW}	Profondità del piano di falda	cm
L_{crack}	Spessore delle fondazioni/muri	cm
L_f	Profondità della base della sorgente rispetto al p.c.	cm
L_F	Soggiacenza della falda rispetto al top della sorgente	cm
L_p	Distanza fra sorgente in falda e corpo idrico	cm
L_{reach}	Larghezza del plume contaminato	cm
L_s	Profondità del top della sorgente rispetto al p.c.	cm
L_T	Distanza tra il top della sorgente e la base delle fondazioni	cm
μ_{air}	Viscosità del vapore	g/(cm*s)
P_v	tensione di vapore	mmHg
P_e	Portata di particolato per unità di superficie	g/(cm ² -s)
Q_{sw}	Portata del corpo idrico superficiale	m ³ /s
Q_{gw}	Portata della falda	m ³ /d
θ_a	Contenuto volumetrico di aria	adim.
θ_{acap}	Contenuto volumetrico di aria nella frangia capillare	adim.
θ_{acrack}	Contenuto volumetrico di aria nelle fratture	adim.
θ_e	Porosità effettiva del terreno in zona insatura o satura	adim.
θ_p	Volume dei pori non interconnessi	adim.
θ_r	Contenuto volumetrico di acqua residua	adim.
θ_T	Porosità totale del terreno in zona insatura o satura	adim.
θ_w	Contenuto volumetrico di acqua	adim.
θ_{wcap}	Contenuto volumetrico di acqua nella frangia capillare	adim.
θ_{wcrack}	Contenuto volumetrico di acqua nelle fratture	adim.
ρ_s	Densità del suolo	g/cm ³
S	Solubilità in acqua	mg/l
$S_d=\delta_{gw}$	Spessore della zona di miscelazione in falda	cm
S_{sw}	Sezione trasversale del corso idrico superficiale	m ²
S_w	Estensione della sorgente nella direzione ortogonale al flusso di falda	cm
S_w'	Estensione della sorgente di contaminazione nella direzione ortogonale a quella principale del vento	cm
σ_y	Coefficiente di dispersione trasversale	cm
σ_z	Coefficiente di dispersione verticale	cm
τ	Tempo medio di durata del flusso di vapore	anno
τ	Tempo medio di durata del flusso di vapore	anno
U_{air}	Velocità del vento	cm/s
V	Volume del corpo idrico per la miscelazione	m ³
v_e	Velocità media effettiva nella falda	cm/anno
v_{gw}	Velocità di Darcy	cm/anno
v_{sw}	Velocità dell'acqua del corso idrico superficiale	m/s
W	Estensione della sorgente nella direzione del flusso di falda	cm
W'	Estensione della sorgente di contaminazione nella direzione principale del vento	cm
W_{sw}	Larghezza del corso idrico superficiale	m
X_{crack}	Perimetro delle fondazioni	cm
Z_{crack}	Profondità delle fondazioni	cm

BIBLIOGRAFIA

1. Asante-Duah D.K. (1993). *Hazardous Waste Risk Assessment*. Lewis Publishers.
2. ASTM (1995), *Standard Guide for Risk Based Corrective Actions Applied at Petroleum Release Sites*”, Report E-1739-95.
3. ASTM (1998), *Standard Provisional Guide for Risk-Based Corrective Action*, Report PS104-98.
4. Atkinson J. (1997), *Geotecnica, Meccanica delle terre e fondazioni*, McGraw Hill.
5. Beretta G.P., 2004 “IL TRATTAMENTO E L’INTERPRETAZIONE DEI DATI AMBIENTALI “ Edizioni Pitagora.
6. Bowles, D. S. (1987). *A comparison of methods for integrated risk assessment of dams*, in Engineering Reliability and Risk in Water Resources, L. Duckstein and E. Plate (eds.). Dordrecht: M. Nijhoff.
7. BP-RISC 4.0 (2001), *Risk-Integrated Software for Clean-up –User’s manual*, BP-Amoco Oil, Sunbury UK.
8. Briggs G.A (1973), Diffusion estimation for small emission, Rapporto tecnico, ATDL, 79, Oak Ridge, USA.
9. CalEPA (2005), *Guidance for the evaluation and mitigation of subsurface vapour intrusion to indoor air*, Department of Toxic Substances Control, California Environmental Protection Agency, USA.
10. CARACAS (1996), Risk assessment for contaminated sites in Europe, LQM Press, Nottingham UK.
11. Carsel Robert F., Parrish Rudolph S. (1988), “*Developing Joint Probability Distributions of Soil Water Retention Characteristics*”, Water Resour. Res. 24: 755-769.
12. Clapp Roger B., Hornberger George M. (1978), “*Empirical Equation for Some Soil Hydraulic Properties*” ,Water Resour. Res. 14: 601-604.
13. Clarinet (2002), *Variation in calculated human exposure. Comparison of calculations with seven European human exposure models*. RIVM report 711701030/2002.
14. Coleman H.W., Steele G.W. (1988), “*Experimentation and uncertainty analysis for engineers*”, John Wiley and Sons.
15. CONCAWE (1997), *European Oil Industry Guideline for Risk-Based Assessment of Contaminated Sites*, Report no.2/97.
16. CONCAWE (2003), *European Oil Industry Guideline for Risk-Based Assessment of Contaminated Sites (revised)*, Report no.3/03.

Bibliografia

17. Cosby et al. (1984), "*A Statistical exploration of the relationships of soil moisture characteristics to the physical properties of soils*", Water Resources Research 20(6): 682-690.
18. D. Lgs. 31/2001 (2001), *Attuazione della direttiva 98/83/CE relativa alla qualità delle acque destinate al consumo umano*", G.U. n. 52 del 3 marzo 2001.
19. DM 471/99 (1999), *Regolamento recante criteri , procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi dell'art. 17 del D. Lgs. 5 febbraio 1997 n.22 e successive modificazioni e integrazioni*, Supplemento ordinario alla Gazzetta Ufficiale, n. 293 del 15 dicembre 1999.
20. Domenico P.A. e Schwartz F.W. (1998), *Physical and Chemical Hydrogeology*, John Wiley and Sons, New York.
21. EPA RAGS volume III part A , EPA 540-R-02-002 OSWER 9285.7-45 PB2002 963302.
22. EQM (2003), Environmental Quality Management, Inc. "*User's Guide for evaluating subsurface vapor intrusion into buildings*", prepared for Industrial Economics Incorporated.
23. Farmer et al. (1978,1980) *Vapori outdoor da suolo superficiale*.
24. Florida Dep. E.P.D., (2004), *Guidance for Comparing Site Contaminant Concentration Data with Soil Cleanup Target Levels*, Division of Waste Management Tallahassee, Florida.
25. Gehlar L.W., Mantoglou A., Welty C., Rehfeldt K.R. (1985), *A review of field-scale physical solute transport processes in saturated and unsaturated porous media*, Electric Power Research Institute EPRI-EA 4190 Project 2485-5.
26. Gilbert R.O.,(1987), *Statistical Methods for environmental pollution monitoring*, Van Nostrand Reinhold Company, New York.
27. GIUDITTA 3.0 (2003), *Manuale d'uso / Allegati*, Provincia di Milano-URS Dames and Moore.
28. Green W.H. and Ampt G.A. (1911), *Studies on soil physics*, J. Agric. Sci. 4(1) 1-24.
29. Gribb M.M. , Bene K.J., Shrader A. (2002), *Sensitivity Analysis of a Soil Leachability Model for Fate and Transport in the Vadose Zone*, Advances in Environmental Research.
30. GUIDING PRINCIPLES FOR MONTE CARLO ANALYSIS [EPA/630/R-97/001 March 1997]
31. Hanna S., Briggs G., Hosker R. (1982), *Handbook on Atmospheric Diffusion*, Technical Information Center, US Department of Energy.
32. Hugh W. Coleman, W. Glenn Steele, (1999), *Experimentation and uncertainty analysis for engineers*, John Wiley & Sons, Inc.

Bibliografia

33. J. A. Connor, C. J. Newell and M. W. Malander (1996), *Parameter Estimation Guidelines for Risk-Based Corrective Action (RBCA) Modeling*
34. Johnson, Ettinger (1991) , *Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into building*, Environmental Science & technology, 25 (8).
35. Mc Cuen R. H., Rawls W. J., Brakensiek D. L., *Statistical Analysis of the Brooks-Corey and the Green-Ampt Parameters Across Soil Textures*”, Water Resour.Res. 17: 1005-1013, 1981.
36. Menatti J. (1994), *Fate and transport modelling of Diesel Fuel contamination in the vadose zone*, Proceedings of the 4th annual west coast conference on hydrocarbon contaminated soils and groundwater.
37. Meyer P. D., Rockhold M. L., Gee G. W. And Nicholson T. J. (1997),“*Uncertainty Analyses of Infiltration and Subsurface Flow and Transport for SDMP Sites*”, NUREG/CR-6565 PNNL-11705.
38. MTCATPH / MTCASGL (2001) , “*Workbook tool for calculating soil and groundwater cleanup levels under the model Toxics Control Act Cleanup Regulation – User Guide*”, Washington State Department of Ecology, Toxics Cleanup Program, Publication No. 01-09-073.
39. Nazaroff,Lewis (1987) “*Experiments on pollutant transport from soil into residential basement by pressare-driven airflow*”, Environmental Science and technology 21(5).
40. NRC (1993), *Risk-assessment in the federal government: managing the process*, National Research Council, National Academy Press, Washington DC.
41. OTA (1993), *Researching Health Risks*, US Congress Office of Technology Assessment, Report OTA-BBS-570, USA.
42. Park H.S. (1993) , *A method for assessing soil vapor intrusion from petroleum release sites: multi-phase /multi-fraction partitioning*, Global Nest: the international journal, 1(3), 195-204.
43. Park H.S., San Juan C., (2000), *A method for assessing leaching potential for petroleum hydrocarbons release sites: multiphase and multisubstance equilibrium partitioning*, Soil and Sediment Contamination, 9(6), 611-632, 2000.
44. Pickens J.F. and Grisak (1981), *Scale dependent dispersion in a stratified granular aquifer*, Water Resource Research 17(4) 1191-1211 ; *Modelling of scale dependent dispersion in a stratified granular aquifer*, Water Resource Research 17(6) 1701-1711.
45. RBCA Tool Kit 1.2, *RBCA Tool Kit for Chemical Releases*, Groundwater Services Inc., Texas USA.

Bibliografia

46. ROME 2.1 (2002), *ReasOnable Maximum Exposure, Manuale Operativo*, Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e Per i servizi Tecnici.
47. Rowe, W.D. (1977), *An Anatomy of Risk*, Wiley, New York,
48. SCRBCA (2001), South Carolina Risk-Based Corrective Action for Petroleum Release, Bureau of Land and Waste Management, South Carolina.
49. SPHEM (1986), *Superfund Public Health Evaluation Manual*, US Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, Washington DC, EPA 540/1-86/060.
50. T. G. Poulsen, P. Moldrup, B. V. Iversen, and O. H. Jacobsen, (2002), *Three-region Campbell Model for Unsaturated Hydraulic Conductivity in Undisturbed Soils*, Soil Sci. Soc. Am. J. 66:744-752.
51. Tomasko D., Williams G.P., Butler J.P. (2001), *Engineering approach for Tier 2 RBCA Evaluations at NAPL-Contaminated Sites*", *Journal of Water Resources Planning and Management*, 127(5), 324-332.
52. U.S. EPA (1989) "*Risk Assessment Guidance for Superfund: volume 1; Human Health Evaluation Manual (PART A)*", EPA/540/1-89/002.
53. U.S. EPA (1991) "*Risk Assessment Guidance for Superfund: (RAGS) PART D-Document Components and Download Area*."
54. U.S. EPA (1991) "*Risk Assessment Guidance for Superfund: volume 1; Human Health Evaluation Manual (PART B, Development of Risk-Based Preliminary Remediation Goals)*", EPA/540/R-02/003.
55. U.S. EPA (1991) "*Risk Assessment Guidance for Superfund: volume 1; Human Health Evaluation Manual (PART C, Risk Evaluation of Remedial Alternatives)*", Publication 9285.7-01C.
56. U.S. EPA (1992), *A Supplemental Guidance to RAGS: Calculating the Concentration Term*. Office of Solid Waste and Emergency Response, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.
57. U.S.EPA (1994) "*Soil Screening Guidance: Technical Background Document*".
58. U.S.EPA (1996) "*Soil Screening Guidance: Fact Sheet*".
59. U.S.EPA (1996) "*Soil Screening Guidance: User's Guide*".
60. U.S. EPA (1997) "*Exposure Factors Handbook*" EPA/600/P-95/002Fa.
61. U.S. EPA (1998) – "*RBCA fate and transport models: compendium and selection guidance - Technical & professional training in the performance, use and application of ASTM Standards*"

62. U.S. EPA (2000a). *Data Quality Objectives Process for Hazardous Waste Site Investigations*. EPAQA/G-4HW, Final. Office of Environmental Information, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.
63. U.S. EPA (2000b), *Guidance for Data Quality Assessment: Practical Methods for Data Analysis*. EPA QA/G-9, QA00 Update. Office of Environmental Information, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.
64. U.S. EPA (2001) “*RAGS: volume 3 PART A-Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment_Appendix A)*”.
65. U.S. EPA (2001) “*Risk Assessment Guidance for Superfund: volume 1; Human Health Evaluation Manual (PART E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment)*”, EPA/540/R/99-005, OSWER9285.7-02EP, PB 99-963312.
66. U.S.EPA (2001) “*Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund sites*”, (Peer Review Draft)- OSWER 9355.4-24
67. U.S.EPA (2002a) “*Calculating Upper Confidence Limits for Exposure Point Concentrations at Hazardous Waste Sites,*” Rapporto OSWER 9285.6-10.
68. U.S. EPA (2002b), “*Child-Specific Exposure Factors Handbook (Interim Report)*”. U.S. EPA, Washington, DC, EPA-600-P-00-002B.
69. U.S. EPA (2002c), *Calculating Upper Confidence Limits for exposures point concentrations at hazardous waste sites*. Osver 9285.6-10. Office of Emergency and Remedial Response U.S.Environmental Protection Agency, Washington D.C.
70. U.S. EPA (2004), ProUCL Version 3.0 User Guide EPA/600/R04/079, Aprile 2004
71. Unichim, Manuale n. 196/1 “*Suoli e falde contaminati, analisi di rischio sito-specifica criteri e parametri*”, edizione 2002.
72. Van Genuchten M.Th, Wierenga P.J. (1976), *Mass transfer studies in sorbing porous media: I. Analytical solution*, Soil Sci Soc. Am. 40: 473-480.
73. Van Genuchten, M.Th., (1980). *A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils*. Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 892-898
74. Varadhan Ravi, Jeffrey A. Johnson, “*VLEACH: A One-Dimensional Finite Difference Vadose Zone Leaching Model, version 2.2*”, 1997.
75. Xu M. e Eckstein Y.J. (1995), *Use of weighted least square in evaluation of the relationship between dispersivity and scale*, Ground Water 33(6) 905.