

PROCEDURE DI VALUTAZIONE DEL RISCHIO SANITARIO AMBIENTALE SU SITI INDUSTRIALI CONTAMINATI: VANTAGGI E LIMITI DI APPLICAZIONE

Antonio DI MOLFETTA, Ivano AGLIETTO

Politecnico di Torino
Dipartimento Georisorse e Territorio
Corso Duca degli Abruzzi, 24
10129 Torino.

SOMMARIO

L'analisi di rischio sanitario ambientale è oggi la procedura scientificamente e tecnicamente più avanzata per la valutazione del grado di inquinamento di un sito e per la definizione delle priorità e modalità di intervento di bonifica o messa in sicurezza.

Nella presente memoria, dopo una breve trattazione introduttiva viene esemplificata la procedura di analisi di rischio su un caso ipotetico di studio, eseguendo l'analisi di sensitività su alcuni dei parametri di input necessari ad implementare i modelli di valutazione del rischio.

I risultati ottenuti consentono di individuare i parametri che maggiormente influenzano la precisione e l'affidabilità del risultato finale e verso i quali occorre pertanto indirizzare le risorse economiche nella fase di investigazione del sito.

1. INTRODUZIONE

La valutazione oggettiva del reale rischio per la salute dell'uomo e dell'ambiente posto dalla presenza di una potenziale sorgente di inquinamento costituisce uno dei principali elementi critici ai fini della determinazione di un programma di bonifica o messa in sicurezza di un sito. L'analisi di rischio rappresenta, infatti, un valido strumento per la gestione dei problemi ambientali, mettendo a disposizione una struttura logica e una base oggettiva di supporto alle decisioni.

Il concetto di analisi di rischio è andato acquisendo un numero sempre maggiore di consensi presso gli organi di controllo pubblico soprattutto in quei Paesi che per primi avevano cominciato ad affrontare il problema della contaminazione del sottosuolo, sensibili alla necessità di uno strumento di pianificazione delle risorse fondato su solide basi oggettive e scientifiche. L'uso dell'analisi di rischio nella valutazione e soluzione dei problemi di contaminazione del territorio è oggi promosso da vari legislatori, da autorità di controllo e da operatori industriali per le valutazioni necessarie alla progettazione delle azioni correttive, nella convinzione che questo tipo di approccio è attualmente l'unico che consenta di indirizzare nella maniera più corretta gli investimenti in campo ambientale rispetto ad un utilizzo dei soli limiti tabellari.

2. RISCHIO DI INQUINAMENTO E RISCHIO SANITARIO AMBIENTALE

Nel linguaggio corrente il termine "rischio" trova difficoltà ad essere definito in modo appropriato e numerosi sono gli sforzi indirizzati a convenire una definizione univoca del termine.

Con riferimento al contesto ambientale, e in particolare alle risorse idriche sotterranee, risulta particolarmente importante distinguere innanzitutto i concetti di rischio di inquinamento e di rischio sanitario ambientale.

Il *rischio di inquinamento* delle risorse idriche sotterranee esprime la probabilità che si verifichi un degrado della qualità delle acque sotterranee a seguito del concretizzarsi di una situazione di pericolo in un sito di determinate caratteristiche di vulnerabilità. In termini analitici, il rischio totale di inquinamento può essere espresso come:

$$R_t = P \cdot V \cdot D \quad (1)$$

essendo P la pericolosità dell'evento, V la vulnerabilità intrinseca del sito e, in particolare, dell'acquifero di cui si vogliono proteggere le risorse, e D il danno atteso dal verificarsi dell'evento inquinante.

A sua volta, la pericolosità può essere definita come la probabilità p che, in un determinato intervallo di tempo ed in una porzione di territorio, si realizzi un evento inquinante caratterizzato da una certa intensità o magnitudo M.

Ridurre il rischio di inquinamento delle acque sotterranee significa pertanto ridurre il valore dei parametri della seguente espressione:

$$R_t = p \cdot M \cdot V \cdot D \quad (2)$$

La vulnerabilità intrinseca, intesa come la predisposizione naturale di un acquifero a risultare contaminato

a seguito del manifestarsi di un fenomeno di inquinamento non può essere modificata nella fase di progettazione e realizzazione di un impianto industriale; la sua importanza ai fini della riduzione del rischio di inquinamento è svolta nella fase di scelta del sito, che deve ovviamente privilegiare una porzione di territorio che – sulla base delle caratteristiche fisiche – presenti una minore vulnerabilità.

Una volta che il sito sia stato selezionato, la riduzione del rischio di inquinamento può essere ottenuta individuando le misure progettuali e gestionali per ridurre: la probabilità che si verifichi un evento di inquinamento, la magnitudo dell'evento e/o, infine, il danno atteso a seguito della contaminazione delle risorse idriche. Ne consegue che l'applicazione del concetto di rischio di inquinamento trova la sua applicazione ideale nelle fasi di localizzazione, progettazione e gestione di un impianto industriale, con l'obiettivo primario di ridurre la probabilità che si verifichi un fenomeno di inquinamento ambientale o, comunque, di limitarne il danno atteso. Se, tuttavia, nonostante le misure intraprese, si verifica il rilascio di una sorgente inquinante nel sottosuolo del sito industriale, nasce la necessità di valutare in maniera oggettiva il reale rischio per la salute dell'uomo e dell'ambiente indotto dallo stato di contaminazione, onde poter individuare la priorità e la tipologia di un eventuale intervento correttivo.

Si definisce *rischio sanitario ambientale* un valore adimensionale che quantifica la probabilità che si produca un danno tossicologico all'uomo o all'ambiente per effetto della presenza di una sorgente inquinante, i cui rilasci possono giungere, attraverso vie di migrazione diverse, ad un soggetto recettore potenzialmente esposto. La valutazione del rischio sanitario ambientale presuppone, pertanto, la definizione quantitativa del sistema relazionale “sorgenti – percorsi – bersagli”.

La procedura per la valutazione del rischio sanitario ambientale viene definita “analisi del rischio sanitario ambientale”; per esigenze di concisione, nel proseguo del lavoro si parlerà, tuttavia, soltanto di analisi di rischio (AR), intendendo, però, il concetto sopra esposto.

3. LA PROCEDURA DI ANALISI DI RISCHIO

L'approccio metodologico utilizzato nel presente lavoro si fonda sui principi metodologici indicati dallo Standard E 1739-95 disposto dall'ente di unificazione statunitense ASTM (American Society for Testing and Materials) [1]. Tale approccio è in linea con gli standard dell'U.S. EPA (Environmental Protection Agency) che pongono una netta distinzione tra i RBSLs (Risk Based Screening Levels) e i SSTLs (Site Specific Targets Levels). I primi, equivalenti ai nostri limiti normativi, si riferiscono a concentrazioni limite, ricavate con un procedimento di analisi di rischio fondato su ipotesi conservative e di carattere generale, senza particolare riferimento alla realtà specifica del sito oggetto di studio; i secondi sono, invece, limiti di concentrazione ottenuti con un procedimento di analisi di rischio elaborato sulla base di dati ricavati sperimentalmente sul sito in esame e fondati su ipotesi che si presentano tanto più conservative, quanto maggiore è il grado di incertezza dei dati a disposizione.

A monte di uno studio di analisi di rischio, e come presupposto della sua corretta realizzazione, vi sono, pertanto, le indagini preliminari finalizzate alla raccolta dei dati esistenti, alla caratterizzazione tecnica del sito in esame, alla stima dell'entità, estensione e tipologia della potenziale sorgente di inquinamento (*site assessment*). La bontà del procedimento di analisi di rischio e la validità scientifica dei risultati conseguiti sono strettamente legati alla quantità e qualità dei dati disponibili per caratterizzare il sito oggetto di studio. Se da un lato la ricerca e l'approfondimento delle indagini investigative sul sito comporta un dispendio di risorse, dall'altro è indubbio il vantaggio economico che ne consegue in sede di progettazione dell'eventuale intervento di risanamento ambientale.

L'analisi di rischio può essere condotta a vari livelli, secondo un approccio graduale di valutazione (“tiered approach”). In particolare, lo Standard E 1739-95 prevede una procedura, definita con l'acronimo RBCA (Risk-Based Corrective Action), articolata in tre livelli di analisi di rischio, come di seguito descritto. Detto processo è nato per standardizzare un protocollo sulla base delle indicazioni e guide tecniche dell'U.S. Environmental Protection Agency, proposte alla fine degli anni '80 per il risanamento dei cosiddetti “Superfund Sites”. Il metodo, oltre a fare riferimento ai RAGS (Risk Assessment Guidances for Superfund) proposti dall'EPA, si ispira ai recenti documenti EPA per la derivazione dei SSLs (Soil Screening Levels) [2]. Detta procedura tende a razionalizzare la determinazione del rischio e la conseguente decisione sulla soluzione migliore da intraprendere per ridurlo o eliminarlo.

Il primo livello consiste essenzialmente nel confrontare la contaminazione del sito con dei valori di screening. È rappresentato dall'analisi di rischio effettuata ai fini di determinare eventuali urgenze di intervento ed in particolare di messa in sicurezza provvisoria, e si concretizza in una raccolta dei dati già esistenti sul sito, messi a confronto con i valori di concentrazione limite, individuati in maniera conservativa come i valori che non danno luogo a significativi rischi per la salute umana e per l'ambiente.

Il secondo livello consiste in un'analisi di rischio con codici analitici semplificati, in cui i dati di input sono in parte ricavati da indagini specifiche condotte sul sito, mentre per i parametri non noti si ricorre a dati validati ed aggiornati da banche dati o presenti in letteratura, massimizzando la conservatività dei valori in

gioco, in modo da sbilanciare, sempre in favore della tutela dell'ambiente e della salute umana, qualsiasi elaborazione di calcolo.

Il terzo livello rappresenta uno stadio più approfondito di analisi di rischio in cui vengono utilizzati codici di calcolo molto sofisticati (per lo più modelli numerici e/o probabilistici), la cui applicabilità è consentita grazie alla disponibilità di dati chimici, fisici e biologici specifici del sito sufficienti ad una completa caratterizzazione sperimentale del sistema.

I valori di SSTLs, risultanti dall'analisi di terzo livello, possono essere meno conservativi e portare pertanto a ridurre l'entità degli interventi di bonifica nel sito in esame.

Si ritiene opportuno sottolineare che non si può escludere l'esistenza di ulteriori livelli di analisi di rischio, che rappresentano nient'altro che un approfondimento delle conoscenze del sito ed una conseguente valutazione del rischio in termini sempre meno conservativi e maggiormente vicini alla realtà. In tal senso, si può definire ancora almeno un quarto livello di analisi di rischio, cui corrisponde una più approfondita caratterizzazione del sito attraverso l'incremento delle misure sperimentali e la definizione di ulteriori parametri utili allo studio di modellizzazione nei tre comparti ambientali. Si tratta in particolare di parametri di natura tossicologica, atti ad una più corretta quantificazione degli effetti all'esposizione delle sostanze chimiche oggetto di indagine.

La rappresentazione grafica di Fig. 1 sintetizza i concetti sin qui esposti.

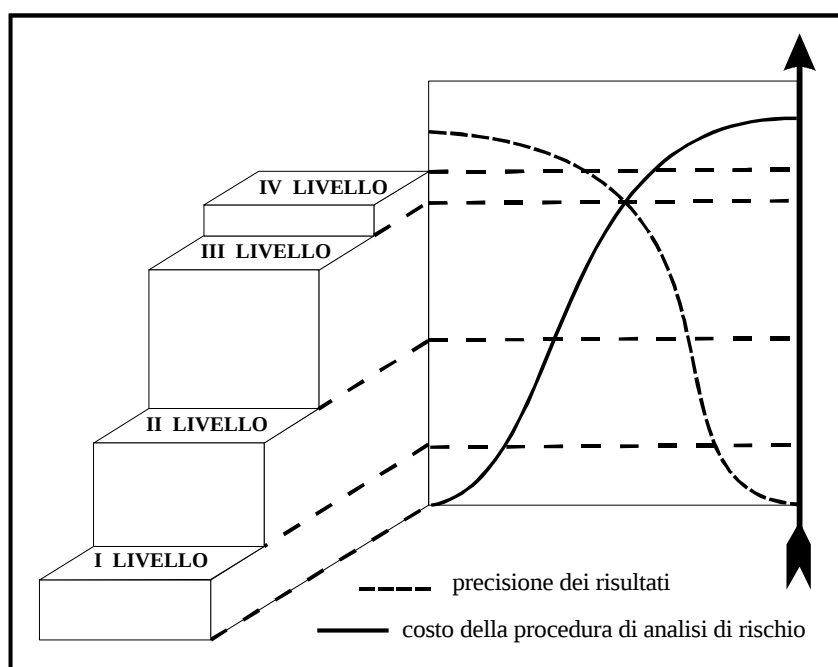


Figura 1. Schematizzazione dei possibili livelli di analisi di rischio sanitario ambientale.

Il processo di analisi di rischio deve essere impostato secondo il sistema relazionale “sorgenti-percorsi-bersagli”. In base alla definizione di rischio sanitario ambientale fornita nel paragrafo 2, si può parlare di rischio soltanto nel caso in cui sia presente una sorgente di pericolo, una via di migrazione del contaminante ed uno stato di esposizione alle sostanze pericolose rilasciate dalla sorgente, dove per esposizione si intende la quantità media di ciascuna sostanza chimica, assunta dal soggetto recettore, per unità di peso corporeo e per giorno di esposizione [3].

Il passo successivo alla fase di *site assessment* consiste, pertanto, nell'individuazione di tutte le vie (o percorsi) di effettiva migrazione, attraverso le quali gli inquinanti indice possono raggiungere i punti di esposizione. I percorsi di trasporto dei contaminati interessati da uno studio di analisi di rischio possono essere sintetizzati nei seguenti: acque sotterranee, acque superficiali, aria, suolo e catena alimentare. In funzione del particolare contesto ambientale in cui il sito si colloca, non necessariamente tutti i percorsi risultano di fatto “attivi”. Si noti che la scelta dello scenario *acque sotterranee-ingestione di acqua potabile* si presenta usualmente come quello di maggior gravità, soprattutto nei casi in cui siano presenti rilasci di sostanze inquinanti mobili.

La procedura di modellizzazione consiste pertanto nel determinare il *fattore naturale di attenuazione* NAF (Natural Attenuation Factor), determinato come rapporto tra la concentrazione del contaminante indice nella sorgente di inquinamento e la concentrazione nel punto di esposizione, determinata in condizioni

stazionarie.

Gli effetti cumulativi conseguenti all'esposizione di più composti tossici e/o cancerogeni non sono ancora ben noti. In assenza di informazioni più dettagliate, al fine di procedere a valutazioni di carattere conservativo, si è soliti procedere alla sommatoria dei singoli valori di rischio (cancerogeno e tossico) di tutte le sostanze indice considerate per tutte le vie di esposizione.

Questo approccio di tipo additivo è valido nell'ipotesi che non vi sia interazione sinergica e/o antagonista tra le differenti sostanze chimiche in oggetto.

La valutazione del rischio sanitario ambientale viene eseguita utilizzando i valori di concentrazione, che costituiscono il risultato del modello di trasporto, come dati di input di un modello tossicologico che consente di valutare il rischio per la salute umana. In particolare vengono stimati gli indici IELCR_{TOT} e HI.

Con l'indice IELCR_{TOT} (Total Individual Excess Lifetime Cancer Risk) si intende il numero di eventi di cancro, probabilmente rilevabile nella popolazione esposta secondo il modello concettuale adottato, eventi da considerarsi in eccesso rispetto al numero di casi di cancro che normalmente colpiscono un'analoga popolazione non esposta (popolazione di controllo). Il rischio cancerogeno così calcolato va inteso come un limite di confidenza superiore al 95%, intendendo che vi è soltanto il 5% di probabilità che il rischio effettivo possa essere più alto di quello stimato.

Per contro il coefficiente HI (Hazard Index) non rappresenta un valore probabilistico, quanto piuttosto il rapporto tra il livello di esposizione e il valore di soglia per effetti non cancerogeni.

Gli effetti potenziali derivanti dalle caratteristiche di pericolosità di una sostanza vengono suddivisi in cancerogeni e non cancerogeni; i primi sono quantificati mediante la probabilità di contrarre il cancro a seguito dell'esposizione alla sostanza in questione, mentre gli effetti non cancerogeni (cronici, subcronici o acuti), sono quantificati attraverso la stima dell'indice di pericolo (Hazard Index).

Da ricerche bibliografiche si rileva che, attualmente, l'incidenza del cancro, a livello generale, è circa pari al 25% della popolazione e, di tale percentuale, almeno il 2% può essere direttamente associato all'esposizione ad agenti inquinanti. Il rischio di contrarre il cancro durante la vita media, per esposizione ambientale a residui o sostanze chimiche è compreso nell'intervallo $(1-5) \times 10^{-3}$. In contrasto con tale valore e come assunzione conservativa, l'U.S. EPA fissa un intervallo di valori di rischio accettabile, variabile tra 10^{-4} e 10^{-6} , corrispondente ad 1-3 ordini di grandezza più bassi; nella direttiva EPA si stabilisce, infatti, che un rischio cumulativo cancerogeno inferiore a 10^{-4} può evitare interventi di ripristino ambientale. Tuttavia, per poter parlare di assenza di rischio occorre che il valore cumulato dell'indice IELCR_{TOT} sia inferiore a 10^{-6} . Per quanto concerne il rischio non cancerogenico si può parlare di assenza di rischio per valori di HI inferiori a 1.

4. MIGRAZIONE CON LE ACQUE SOTTERRANEE

La presenza di una sorgente inquinante può comportare l'esposizione della popolazione ai contaminanti da essa rilasciati attraverso i seguenti percorsi di propagazione:

- ingestione diretta e indiretta (mediante la catena alimentare),
- inalazione di composti volatili o polveri (in ambiente libero o confinato);
- ingestione di acque sotterranee contaminate dal rilascio nel sottosuolo di inquinanti;
- assorbimento cutaneo.

Come è già stato ricordato, lo scenario *acque sotterranee-ingestione di acqua potabile* si presenta usualmente come quello di maggiore gravità. Concentrando, pertanto, la trattazione sul comparto acque sotterranee, oggetto del presente contributo, i fenomeni da prendere in esame sono (vedasi Fig. 2):

- rilascio, da parte della sorgente inquinante, di un eluato o percolato, che contiene diversi componenti con concentrazioni regolate dal coefficiente di partizione suolo-percolato, e percolazione nella zona non satura;
- raggiungimento della zona satura e diluizione del percolato in falda in una zona di miscelazione ubicata sulla verticale della sorgente di inquinamento;
- propagazione dell'inquinamento in falda secondo i processi di trasporto, dispersione, adsorbimento e decadimento.

Di seguito vengono sintetizzati gli elementi analitici fondamentali per la comprensione e l'analisi della propagazione di un generico inquinante.

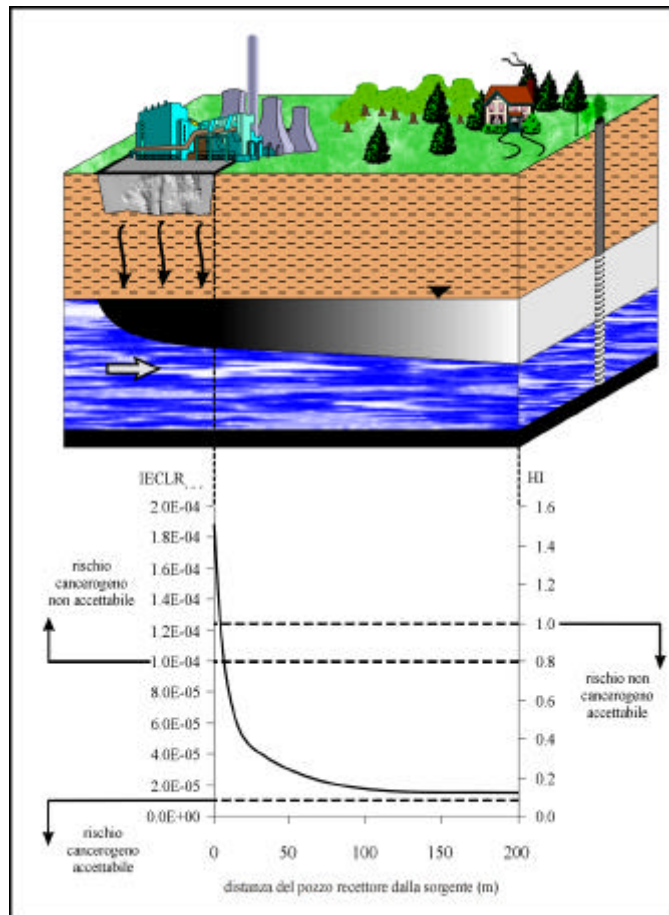


Figura 2. Modello concettuale del sito. Risulta evidente il decremento del rischio cancerogeno e non cancerogeno per ingestione di acqua potabile con l'aumentare della distanza dalla sorgente di contaminazione.

4.1. Coefficiente di partizione suolo-percolato (K_{sw})

E' il coefficiente che viene utilizzato per rappresentare il rilascio delle sostanze costituenti il suolo (e quindi la sorgente inquinante) nel percolato che si produce attraverso la zona contaminata.

E' definito come il rapporto, in condizioni stazionarie, fra la concentrazione di un generico costituente il percolato e la corrispondente concentrazione della sorgente inquinante che è presente nella massa del suolo:

$$K_{sw} = \frac{C_{leach}}{C_{soil}} \quad (3)$$

Nelle ipotesi che:

- l'equilibrio tra concentrazioni nel percolato e nella sorgente presente nel suolo sia raggiunto immediatamente;
- sia trascurabile qualsiasi fenomeno di decadimento, sia nel suolo che nel percolato,
- che la massa presente nella sorgente sia infinitamente grande rispetto alla possibilità di rilascio nel percolato;

il coefficiente di partizione può essere calcolato in base alla seguente equazione:

$$K_{sw} = \frac{r_b}{q_w + r_b \cdot K_d + H \cdot q_a} \left[\frac{M}{L^3} \right] \quad (4)$$

essendo:

ρ_b = bulk density del suolo;

θ_a = porosità all'aria = $n - \theta_w$;

H = costante di Henry

θ_w = porosità all'acqua;

n = porosità totale;

K_d = coefficiente di partizione = $K_{oc} \cdot f_{oc}$
per i composti organici.

4.2. Fattore di diluizione del percolato nella zona di miscelazione (LDF)

Il rapporto LDF tiene conto della diluizione che il percolato, che si è formato nella zona non satura, subisce una volta raggiunta la falda. Pertanto il rapporto LDF, adimensionale, è definito come:

$$LDF = \frac{\text{Concentrazione del generico costituente misurato nel percolato}}{\text{Concentrazione del generico costituente nella zona di miscelazione in falda}}$$

Ne deriva che dividendo LDF per K_{sw} si ottiene:

$$\frac{LDF}{K_{sw}} = \frac{\text{Concentrazione del generico costituente misurato nella sorgente inquinante}}{\text{Concentrazione del generico costituente nella zona di miscelazione in falda}}, \left[\frac{L^3}{M} \right]$$

La valutazione del fattore LDF è ottenuta mediante un modello concettuale molto semplice (box model), valutando la diluizione della massa nella zona di miscelazione in falda, posta direttamente sulla verticale della sorgente inquinante. Il volume di percolato entrante nella zona di miscelazione considerata è considerato proporzionale al termine di infiltrazione efficace I_{eff} , che è usualmente compreso nel range 0.5÷10% del valore annuo di precipitazione.

Con riferimento allo schema di Fig. 3a, si ha per riferimento alla dimensione S_w , che rappresenta la larghezza del fronte inquinante calcolata nella zona di miscelazione:

$$\begin{array}{ll} \text{portata volumetrica di percolato entrante nella zona di miscelazione} & I_{eff} W \cdot S_w \\ \text{portata volumetrica di acqua non contaminata entrante nella zona di miscelazione} & U_{gw} \cdot S_d \cdot S_w \\ \text{portata volumetrica di fluido complessivamente presente nella zona di miscelazione} & U_{gw} \cdot S_d \cdot S_w + I_{eff} W \cdot S_w = (U_{gw} S_d + I_{eff} W) S_w \end{array}$$

e conseguentemente il fattore di diluizione del percolato (che è inversamente proporzionale alle portate volumetriche) nella zona di miscelazione vale:

$$LDF = 1 + \frac{U_{gw} \cdot S_d}{I_{eff} \cdot W} = 1 + \frac{K \cdot i \cdot S_d}{I_{eff} \cdot W} \quad (5)$$

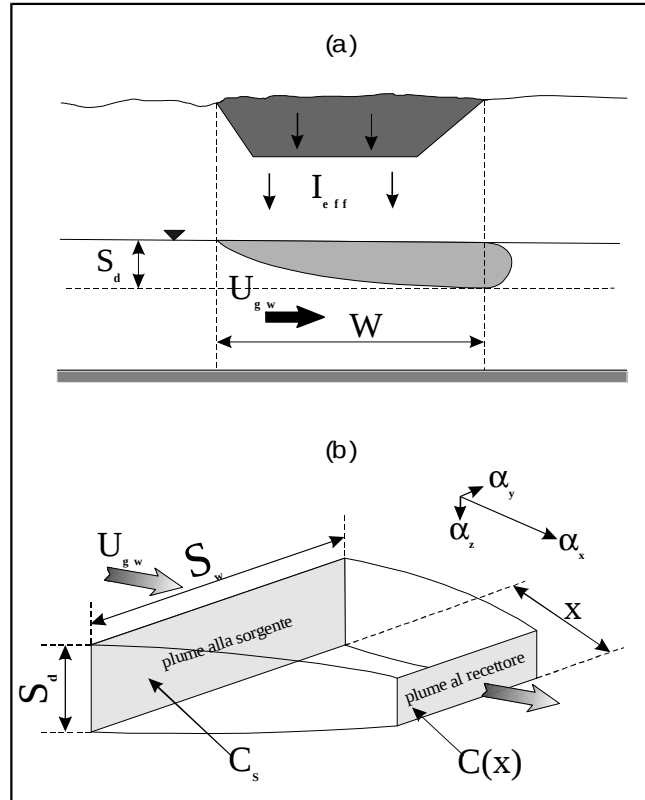


Figura 3. Schema dei fenomeni di migrazione dei contaminanti dalla sorgente al punto di esposizione attraverso la zona vadosa (a) e l'acquifero superficiale (b).

4.3. Fattore di diluizione-attenuazione per il trasporto e la dispersione in falda (DAF)

L'inquinamento della falda, avvenuto nella zona di miscelazione ad opera del percolato formatosi per effetto della sorgente inquinante presente nel terreno, subisce un ulteriore processo di diluizione e attenuazione per effetto dei fenomeni che accompagnano il trasporto e la dispersione.

Tale ulteriore diluizione è misurata a rapporto adimensionale DAF definito come:

$$DAF = \frac{\text{concentrazione del generico componente nella zona di miscelazione in falda}}{\text{concentrazione del generico componente in falda, a valle della zona di miscelazione}}$$

Ne deriva che il *fattore di attenuazione naturale* complessivo NAF vale:

$$NAF = \frac{LDF \cdot DAF}{K_{sw}} = \frac{\text{concentrazione del generico costituente misurato nella sorgente inquinante}}{\text{concentrazione del generico costituente in falda, a valle della zona di miscelazione}} \quad (6)$$

$$\text{Dimensionalmente, } NAF = \left[\frac{L^3}{M} \right].$$

Il DAF può essere calcolato con modelli analitici o numerici. Nel codice RBCA [4] è incorporata la soluzione analitica dedotta da Domenico, che rappresenta il modello analitico di trasporto utilizzabile in un'analisi di rischio del secondo livello.

Tale soluzione utilizza una sorgente d'inquinamento areale, costituita da un piano perpendicolare alla direzione di flusso della falda idrica superficiale, vedasi Figura 3b. Nel codice RBCA, il modello è in grado di calcolare la concentrazione lungo l'asse mediano del plume inquinante, a qualsiasi distanza x a valle della sorgente, lungo la direzione di deflusso, tenendo conto dei fenomeni advettivi 1D e dispersivi 3D.

La sorgente viene assunta come infinita e costante.

Il valore della concentrazione attesa alla distanza x , lungo la direzione di deflusso è ottenuta, per riferimento alla concentrazione iniziale della sorgente C_{si} , sulla base della seguente equazione:

$$\frac{C(x)_i}{C_{si}} = \exp \left(\frac{x}{2a_x} \left[1 - \sqrt{1 + \frac{4l_i a_x R_i}{v}} \right] \right) \operatorname{erf} \left(\frac{S_w}{4\sqrt{a_y x}} \right) \operatorname{erf} \left(\frac{S_d}{4\sqrt{a_z x}} \right) \quad (7)$$

$$\text{essendo} \quad v = \frac{K \cdot i}{n_e} \quad \text{la velocità effettiva,}$$

α_x , α_y e α_z le dispersività rispettivamente longitudinale, trasversale e verticale, R_i il coefficiente di ritardo del generico componente, λ_i il coefficiente di decadimento del generico componente.

Un ruolo importante è svolto dai parametri di dispersività, che sono, però, di difficile valutazione sperimentale. In assenza di valori specifici, i valori consigliati per default (valori conservativi) sono:

$$\begin{aligned} \alpha_x &= 0.1 \\ \alpha_y &= 0.33 \alpha_x \\ \alpha_z &= 0.05 \alpha_x \end{aligned}$$

5. ESEMPLIFICAZIONE DELLA PROCEDURA DI ANALISI DI RISCHIO SU UN SITO INDUSTRIALE

Viene di seguito sviluppata la procedura di valutazione del rischio su un sito industriale collocato nel territorio piemontese, nel cui sottosuolo è presente uno stoccaggio incontrollato di rifiuti industriali di diversa natura chimica e fisica, che interessa un'area di circa 2500 m², con una potenza di quattro metri. Tali materiali rappresentano una sorgente di rilascio nel mezzo non saturo e nelle acque sotterranee, che costituiscono il mezzo di veicolazione degli inquinanti. Come via di esposizione viene considerata l'ingestione di acqua ad uso potabile, prelevata da un ipotetico pozzo posto a 200 metri dalla sorgente di inquinamento lungo la direzione di deflusso della falda.

In Figura 2 è presentato lo schema concettuale del sito.

Nel caso ipotizzato per lo studio, una campagna di investigazioni sul sito finalizzata a definire lo stato di fatto dell'inquinamento (*site assessment*) ha rilevato la presenza di alcuni composti inquinanti, eccedenti i limiti tabellari di concentrazione nei terreni predisposti dalla Deliberazione del Consiglio Regionale del Piemonte n. 1089, 8 marzo 1995 [5]. In Tabella 1 vengono riportati i valori di concentrazione per i composti eccedenti la concentrazione limite prevista ed alcuni altri composti ritenuti particolarmente significativi nell'ambito della procedura di valutazione del rischio. I valori rilevati vengono confrontati con i valori limite previsti per un uso residenziale del sito, quale quello ipotizzabile ad una distanza di 200 m dall'insediamento industriale. In Tabella 2 vengono riportati i valori dei parametri scelti per caratterizzare l'acquifero superficiale e la zona vadosa.

Tabella 1. Concentrazione dei composti inquinanti presenti nella sorgente di inquinamento in concentrazioni superiori ai limiti di accettabilità di bonifica (LAB) per uso residenziale, imposti dalla Deliberazione del Consiglio Regionale del Piemonte n. 1089, 8 marzo 1995. Vengono riportati anche i valori di concentrazione del cromo esavalente e del vinil cloruro in quanto ritenuti particolarmente significativi nell'ambito della procedura di valutazione del rischio. I valori sono espressi in mg/kg_{ss}.

COMPOSTO PRESENTE NELLA SORGENTE	CONCENTRAZIONE MISURATA	LAB
Arsenico	32	30
Benzene	7.1	0.5
Cadmio	23	5
Clorobenzene	41	1
cromo (VI)	0.2	8
Nickel	911	150
Fenolo	30	1
Stirene	32	5
Tetracloroetene	13	5
Vanadio	780	200
Vinilcloruro	0.01	0.1
xilene (-m)	90	5
Zinco	2110	500

Tabella 2. Parametri caratterizzanti la zona vadosa e l'acquifero superficiale.

PARAMETRO	UNITÀ DI MISURA	VALORE
infiltrazione efficace annua	(mm)	49
zona di miscelazione nel saturo	(m)	2
velocità darciana	(m·s ⁻¹)	3.5×10 ⁻⁴
porosità efficace	(-)	0.2
dispersività longitudinale	(m)	3
dispersività trasversale e vertical	(m)	0.3
frazione di carbonio organico nella zona vadosa	(-)	0.01
frazione di carbonio organico nel mezzo saturo	(-)	0.001
larghezza del plume alla sorgente	(m)	50
profondità del plume alla sorgente	(m)	2
massa volumica del suolo	(g·cm ⁻³)	1.8
contenuto d'acqua nella zona vadosa	(% _{vol})	8
contenuto d'aria nella zona vadosa	(% _{vol})	12

La succitata Delibera prevede per la valutazione del grado di inquinamento di un sito il ricorso alla procedura di analisi di rischio secondo il criterio del "doppio filtro". La procedura ordinaria del primo filtro consiste in un approccio di tipo "tabellare puro". Essa impone che di fronte alla presenza nel sito di uno o più parametri chimici che superino i rispettivi valori guida, relativi alla destinazione d'uso prospettata per il sito in questione, si prescriva la necessità di un intervento di bonifica, finalizzato a far rientrare i/il parametri/o entro i suddetti valori limite. Tuttavia, in alternativa (secondo filtro), è previsto l'intervento dell'ente pubblico preposto all'intervento di bonifica. Infatti, quest'ultimo, in funzione delle condizioni locali del sito, ad esempio se i valori di fondo del terreno circostante sono già superiori a quelli limite, e degli aspetti tecnico-economici dell'intervento di bonifica, ha la possibilità di intervenire in tre modi:

- richiedendo l'esecuzione di un'analisi assoluta del rischio, prima di intervenire operativamente con la bonifica;
- proponendo di ricorrere alla comparazione dei valori di concentrazione presenti nel sito con opportuni valori di riferimento scelti ad hoc per il caso in esame;
- elaborando un progetto di risanamento fondato sui limiti di bonifica fissati.

Pertanto, in definitiva, il principio del doppio filtro consente di definire, di concerto con le Autorità preposte al controllo, valori di qualità dei suoli alternativi ai LAB, sia in termini di accettabilità, sia in termini di bonifica. Gli aspetti che possono influire per giustificare il ricorso alla facoltà del doppio filtro sono i seguenti:

- destinazione d'uso futura del sito;
- presenza di sostanze chimiche non contemplate nella Delibera;

- caratteristiche chimico-fisiche e pedologiche del terreno;
- modalità di migrazione degli inquinanti indice;
- vie di esposizione recettori potenziali;
- deviazione dalle concentrazioni regionali di riferimento di uno o più parametri.

Nel presente caso di studio viene preso in esame solamente il rischio di tipo tossicologico, e non il rischio ecotossicologico in quanto quest'ultimo è difficilmente quantificabile, e i parametri che regolano la relazione dose-risposta nell'ecosistema sono, allo stato attuale delle conoscenze, ancora di incerta determinazione.

L'applicazione della procedura di valutazione del rischio condotta per il caso ipotizzato ha portato alla determinazione dei seguenti valori di rischio cumulato:

$$\begin{aligned} \text{IECLR}_{\text{TOT}} &= 1.6 \times 10^{-5} \\ \text{HI} &= 1.4 \times 10^{-1} \end{aligned}$$

6. ANALISI DI SENSITIVITÀ

Lo studio di analisi di rischio non può in realtà ritenersi concluso senza avere determinato il grado di incertezza proprio dei risultati conseguiti. A tale scopo occorre valutare in termini quantitativi la variabilità del risultato finale della procedura di valutazione del rischio in funzione del grado di incertezza dei dati utilizzati come input della procedura.

I dati richiesti nello studio di analisi di rischio sono ovviamente vincolati alla realtà particolare del sito, tuttavia si possono distinguere quattro categorie di parametri:

- a) dati descrittivi l'estensione e la composizione chimico-fisica della sorgente di inquinamento;
- b) dati necessari alla completa caratterizzazione delle matrici ambientali interessate dai fenomeni di migrazione degli inquinanti indice;
- c) dati necessari a definire la dose assorbita dal recettore nel punto di esposizione;
- d) dati chimici, fisici, biologici e tossicologici propri dei contaminanti indice, atti a definire la naturale partizione del contaminante nelle tre condizioni di stato (gas, acqua o suolo), la sua mobilità all'interno delle matrici ambientali interessate e il livello di rischio attribuibile.

Nella presente memoria è stato focalizzato l'interesse sui parametri di cui ai punti a) e b). La scelta si giustifica se si considera che essi rappresentano i parametri per i quali è maggiore il dispendio di risorse economiche. Per contro si noti che i parametri richiesti nei punti c) e d) si possono ricavare da specifiche banche dati, ormai di facile accesso. Sebbene anche per alcuni dati appartenenti a questo secondo gruppo il grado di incertezza sia elevato, in particolare per i parametri di natura tossicologica, tuttavia non si tratta di dati sperimentalmente ricavabili nei tempi normalmente a disposizione per uno studio di valutazione del rischio. Si noti, inoltre, che il grado di incertezza di questo secondo gruppo di parametri è essenzialmente legato agli errori di misura degli strumenti utilizzati o al grado di empirismo insito nelle metodologie di laboratorio impiegate per la valutazione analitica. A ciò si aggiunga l'errore insito in ciascun processo di estrapolazione su scala reale di valori ricavati a scala di laboratorio.

Per contro, per il primo gruppo di parametri, è predominante l'incertezza legata alla variabilità temporale e spaziale del dato. Trattasi, infatti, di parametri legati alla realtà particolare del sito (*site specific data*) e pertanto soggetti all'influenza di numerose variabili.

La determinazione del grado di incertezza insito nel risultato finale della procedura di valutazione del rischio può essere condotta secondo una delle seguenti tipologie di analisi:

- analisi di sensitività: viene fatto variare un parametro per volta, mantenendo costanti gli altri per controllare l'influenza sul risultato atteso;
- analisi di propagazione dell'incertezza: si esamina come l'incertezza di un parametro si traduce sull'incertezza complessiva del risultato;
- analisi statistica classica: viene condotta una stima diretta della distribuzione dei parametri sulla base di misure condotte su un campione rappresentativo;
- analisi probabilistica: i parametri indiziati vengono fatti variare in relazione ad una o più distribuzioni di probabilità considerate più rappresentative (es. metodo Monte Carlo).

Nella presente memoria il livello di incertezza del risultato di rischio sanitario ambientale viene determinato, per il caso oggetto di studio, tramite un'analisi di sensitività condotta su alcuni dei parametri maggiormente significativi per la caratterizzazione della zona vadosa e dell'acquifero superficiale interessato dal fenomeno di inquinamento.

Nelle Figg. 4, 5 e 6 vengono rappresentati i risultati di tale analisi.

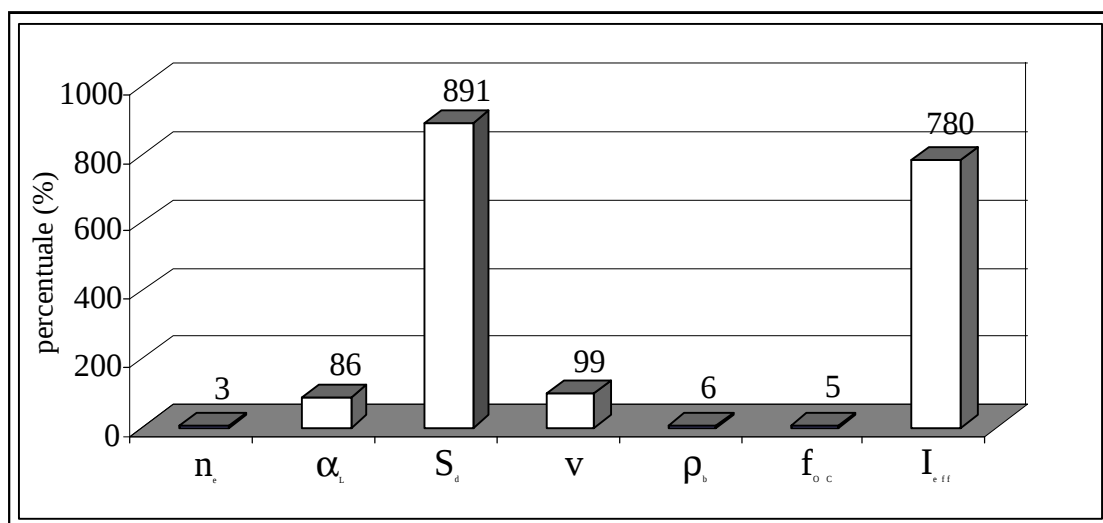


Figura 4. Variazione percentuale del rischio al variare di alcuni dei parametri che regolano i processi di rilascio e migrazione dei contaminanti.

I risultati ottenuti consentono di dedurre le seguenti considerazioni:

- la porosità efficace, il contenuto di carbonio organico nel terreno e la massa volumica del suolo non comportano una variazione apprezzabile sul risultato conseguito; pertanto la loro valutazione sperimentale non risulta strettamente necessaria;
- l'infiltrazione efficace, la velocità darciana, i valori di dispersività longitudinale giocano un ruolo fondamentale nella determinazione del rischio. Risulta pertanto giustificato un impegno economico volto a condurre una campagna di indagini (prove di tracciamento, prove di pompaggio,) finalizzate ad una dettagliata valutazione *site specific* dei suddetti parametri.

Qualora il grado di incertezza rilevato sia molto elevato, ci si può trovare in una delle seguenti situazioni:

- Il livello di rischio calcolato è decisamente al di sotto dei livelli di soglia accettabili, ne consegue che, a fronte di un grado di incertezza elevato, il grado di conservatività con cui viene condotto lo studio di analisi di rischio è garante del livello di accettabilità di rischio determinato.
- Il livello di rischio determinato eccede la soglia di rischio ritenuta accettabile. In questo caso, prima di procedere ad alcun tipo di risanamento ambientale del sito, che potrebbe risultare anche molto oneroso, diviene spesso opportuno ridurre il grado di incertezza, implementando un ulteriore livello di analisi di rischio.

ELENCO DEI SIMBOLI

AR	=	analisi di rischio
ASTM	=	American Society for Testing Materials;
C_{leach}	=	concentrazione del singolo inquinante nel percolato [$L^{-3} \cdot M$];
C_s	=	concentrazione del singolo inquinante nel plume, sulla verticale della sorgente [$L^{-3} \cdot M$];
C_{soil}	=	concentrazione del singolo inquinante nel suolo [$L^{-3} \cdot M$];
$C(x)$	=	concentrazione del singolo inquinante ad una distanza x dalla sorgente [$L^{-3} \cdot M$];
D	=	danno atteso dal verificarsi dell'evento inquinante;
DAF	=	fattore di diluizione-attenuazione per il trasporto nella dispersione in falda;
EPA	=	Environmental Protection Agency;
f_{oc}	=	frazione di contenuto di carbonio organico;
H	=	costante della legge di Henry;
HI	=	Hazard Index;
HQ	=	Haard Quotient;
i	=	gradiente piezometrico;
IELCR	=	Individual Excess Lifetime Cancer Risk;
I_{eff}	=	infiltrazione efficace [$L \cdot T^{-1}$];
K	=	conducibilità idraulica [$L \cdot T^{-1}$];
K_{oc}	=	coefficiente di partizione [$L^3 \cdot M^{-1}$];

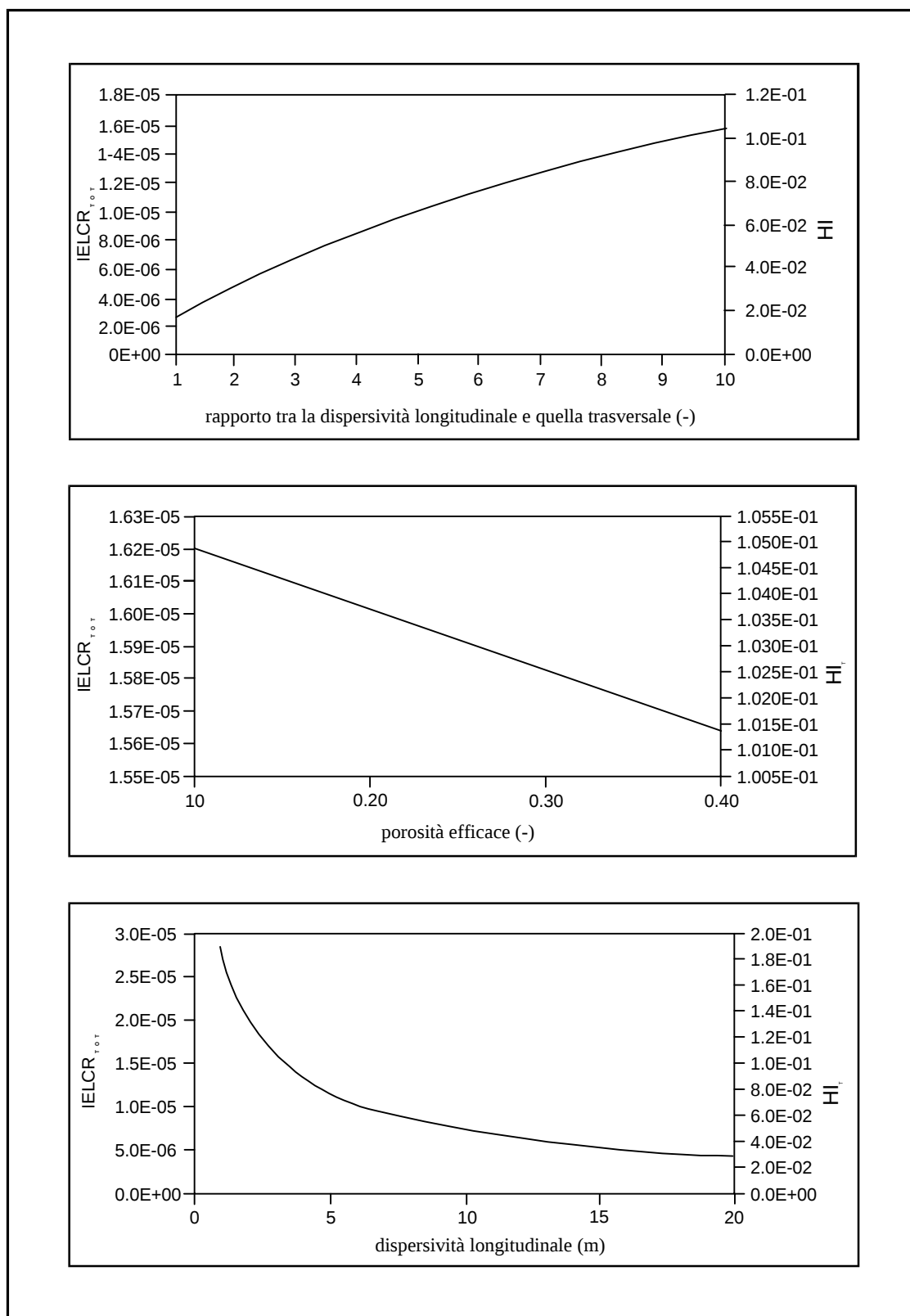


Figura 5. Variazione percentuale del rischio cancerogeno e non cancerogeno al variare di alcuni dei parametri che maggiormente influenzano il rilascio e la migrazione dei contaminanti dalla sorgente al punto di esposizione.

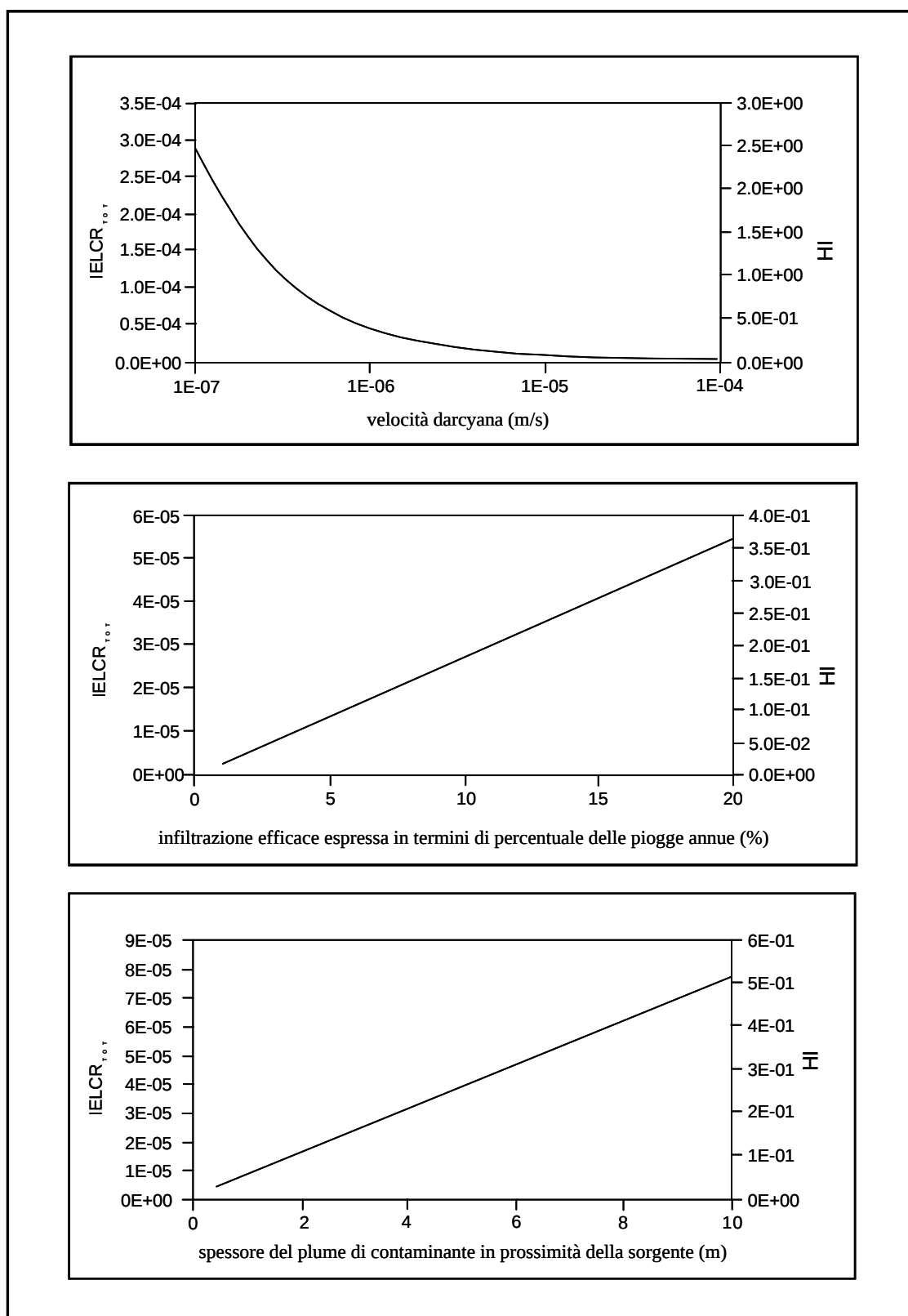


Figura 6. Variazione percentuale del rischio cancerogeno e non cancerogeno al variare di alcuni dei parametri che maggiormente influenzano il rilascio e la migrazione dei contaminanti dalla sorgente al punto di esposizione.

K_{sw}	=	coefficiente partizione suolo-percolato [$L^{-3} \cdot M$];
LDF	=	fattore di diluizione del percolato nella zona di miscelazione;
M	=	magnitudo dell'evento inquinante;
NAF	=	coefficiente di attenuazione naturale della concentrazione del contaminante dalla sorgente al punto di esposizione [$L^3 \cdot M^{-1}$];
n	=	porosità totale;
n_e	=	porosità efficace;
P	=	pericolosità dell'evento;
p	=	probabilità di accadimento dell'evento inquinante;
R	=	coefficiente di ritardo;
RAGs	=	Risk Assessment Guidances for Superfund;
RBSLs	=	Risk Based Screening Levels;
R_t	=	rischio totale di inquinamento;
S_d	=	spessore massimo del plume in corrispondenza della sorgente inquinante [L];
S_w	=	larghezza del plume inquinante (perpendicolarmente alla direzione di deflusso) in corrispondenza della sorgente inquinante [L];
SSTLs	=	Site Specific Target Levels
U_{gw}	=	velocità darciana [$L \cdot T^{-1}$];
v	=	velocità effettiva di deflusso [$L \cdot T^{-1}$];
V	=	vulnerabilità intrinseca del sito;
x	=	distanza del punto recettore dalla sorgente [L];
W	=	lunghezza della sorgente di contaminazione nella direzione di deflusso della falda [L];
α_x	=	dispersività longitudinale [L];
α_y	=	dispersività trasversale [L];
α_z	=	dispersività verticale [L];
θ_a	=	porosità all'aria nella zona non satura;
θ_w	=	porosità all'acqua nella zona non satura;
λ	=	coefficiente di decadimento del primo ordine [T^{-1}]
ρ_b	=	bulk density del suolo [$L^{-3} \cdot M$];

BIBLIOGRAFIA

- [1] American Standard Testing Materials, *Standard guide of risk-based corrective action applied at petroleum release sites*, ASTM E 1739-95 (1995).
- [2] U.S. Environmental Protection Agency, *Soil screening guidance: user's guide*, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC (1996).
- [3] A. Di Molfetta, I. Aglietto, *Applicazione di una metodologia di analisi di rischio assoluta su una discarica di rifiuti industriali pericolosi*, Atti del Convegno Nazionale Valutazione e Gestione del Rischio negli Insediamenti Civili ed Industriali, Pisa, 6-8 ottobre (1998).
- [4] Connor J.A., Never P.J., *Tier 2 Guidance Manual for Risk-Based Corrective Action*, Groundwater Services, Inc. (GSI), Houston, Texas (1995).
- [5] Regione Piemonte, *Linee guida per interventi di bonifica di terreni contaminati*, Assessorato all'Ambiente, Servizio bonifiche, approvato con Deliberazione del Consiglio Regionale del Piemonte n. 1089, 8 marzo 1995 (1994).