

APPLICAZIONE DI UNA METODOLOGIA DI ANALISI DI RISCHIO ASSOLUTA SU UNA DISCARICA DI RIFIUTI INDUSTRIALI PERICOLOSI

Antonio DI MOLFETTA^(*), Ivano AGLIETTO^(*), Manlio PACITTI^(§)

^(*) Politecnico di Torino
Dipartimento Georisorse e Territorio
Corso Duca degli Abruzzi, 24
10129 Torino – Italy

^(§) Barricalla S.p.A.
Strada della Viassa, 35
10093 Collegno (TO) - Italy

SOMMARIO

Alla luce delle tendenze internazionali, negli ultimi anni anche in Italia è cresciuto l'interesse per la valutazione dell'effettiva pericolosità tossicologica ed ecotossicologica di alcuni siti con l'ausilio di metodologie di analisi di rischio assoluta.

Nella presente memoria viene esemplificata l'applicazione di una procedura di analisi di rischio assoluta su una discarica di rifiuti industriali (tipo 2C) sita in provincia di Torino. Trattasi di un caso di studio di particolare interesse alla luce del numero elevato di dati sperimentali disponibili, che hanno consentito una caratterizzazione completa ed approfondita di tutte le matrici ambientali.

1. INTRODUZIONE

In campo ambientale, esistono essenzialmente tra distinti approcci metodologici volti alla determinazione del grado di contaminazione di un suolo o delle risorse idriche (superficiali e/o sotterranee):

- confronto con valori guida di qualità dei terreni o delle acque;
- confronto con valori di fondo (valori naturali);
- applicazione di metodologie di analisi di rischio assoluta.

Il criterio della concentrazione limite comporta inevitabilmente la risoluzione di una grossa problematica legata alla definizione di suolo o acque contaminati. Si pone infatti da un lato il problema di determinare il livello di contaminazione ("how dirty is dirty") e dall'altro di valutare quanto debba essere spinta l'azione di risanamento ("how clean is clean"). Tale quesito è intimamente collegato alla definizione dei rischi accettabili e tollerabili dovuti all'inquinamento e ai livelli di protezione per l'uomo e per l'ambiente desiderati o ragionevolmente raggiungibili. Sebbene i limiti tabellari risultino di immediata applicazione, tuttavia non permettono di valutare adeguatamente le caratteristiche del sito indagato e la reale pericolosità dello stato di contaminazione riscontrato. La valutazione del rischio associabile ad un sito contaminato sulla base di standard di qualità generici è infatti alquanto approssimativa e decisamente poco affidabile.

Il secondo approccio è stato ed è tuttora oggetto di numerose critiche all'interno della comunità scientifica. Spesso, infatti, il confronto viene effettuato con livelli di contaminazione di background elevati, che porterebbero già di per sé alla necessità di un'azione di risanamento.

Solo uno studio di analisi di rischio specificatamente applicato al sito può tenere conto di tutti i fattori che determinano il vero e proprio rischio in uno specifico contesto. Tale procedura risulta assolutamente oggettiva e consente di ottimizzare le risorse disponibili per la messa in sicurezza e la bonifica di siti contaminati [1].

Nel presente contributo viene esemplificata una procedura di analisi di rischio assoluta su una discarica di rifiuti industriali pericolosi (tipo 2C) sita nel territorio piemontese. La tipologia di rifiuti smaltiti comprende morchie di verniciatura, fanghi da impianti di depurazione biologici e fisico – chimici, terreni provenienti dalla bonifica di suoli contaminati, rifiuti contenenti amianto, scorie di fonderia, polveri da abbattimento fumi. La discarica è articolata in tre lotti di stoccaggio, di cui il primo, realizzato nel 1987 e ormai esaurito, raccoglie circa 100.000 m³ di rifiuti, il secondo, in fase di coltivazione, circa 250.000 m³, e il terzo lotto è di prossima realizzazione.

L'approccio metodologico utilizzato si fonda sui principi metodologici indicati dallo Standard E 1739-95 disposto dall'ente di unificazione statunitense ASTM (American Society for Testing and Materials) [2], adattandosi alla realtà normativa del nostro Paese ed in particolare della Regione Piemonte [3]. Detto processo, definito con l'acronimo RBCA (Risk-Based Corrective Action), è nato per standardizzare un protocollo sulla base delle indicazioni e guide tecniche dell'U.S. Environmental Protection Agency. 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) [4].

La procedura RBCA si articola in tre possibili livelli di approfondimento, a cui corrispondono fasi distinte di approfondimento conoscitivo del sito. Nel presente studio, in virtù della notevole mole di dati a disposizione, è stato possibile implementare un terzo livello di analisi di rischio secondo quanto previsto dallo Standard E 1739-95 giungendo a definire lo stato ambientale del sito e delle aree ad esso limitrofe con elevato grado di dettaglio.

È stato valutato 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.

Lo studio completo di analisi di rischio è stato suddiviso in due procedure distinte di valutazione. La prima prende in considerazione i fenomeni di rilascio di inquinanti nelle acque sotterranee, la seconda il rilascio di immissioni in atmosfera dalla superficie esposta dei rifiuti stoccati. Le due procedure di valutazione del rischio sono state implementate separatamente in quanto sono distinte le sorgenti di rilascio degli inquinanti e le tipologie degli inquinanti stessi: percolato in un caso e composti organici volatili (COV) nell'altro.

Ad esse corrispondono anche due fasi distinte della vita dell'impianto. Per quanto concerne l'impatto sulle risorse idriche sotterranee si è considerata la fase di post-chiusura dell'impianto, che rappresenta la situazione maggiormente critica dal punto di vista della gestione dell'impianto.

Per contro, per quanto concerne le emissioni di COV in atmosfera, la situazione più critica si verifica ovviamente durante la fase di esercizio dell'impianto.

La procedura di analisi di rischio è stata sviluppata secondo la definizione quantitativa del sistema relazionale "sorgente – percorsi – bersagli".

2. SITE ASSESSMENT

A monte di uno studio di analisi di rischio, e come presupposto della sua corretta realizzazione, vi sono le indagini preliminari che consistono nella raccolta dei dati esistenti e nella realizzazione di prime valutazioni sulle caratteristiche generali del sito in esame per la delineazione di un modello concettuale di base. Il primo passo consiste nella raccolta di tutte le informazioni disponibili inerenti il sito, nella realizzazione di campagne sperimentali volte alla determinazione di alcuni parametri "site specific" e nella stima dell'entità, estensione e tipologia della potenziale sorgente di inquinamento (*Site Assessment*). L'affidabilità del procedimento di analisi di rischio e la validità scientifica dei risultati conseguiti sono strettamente legati alla quantità e qualità dei dati disponibili, caratterizzanti 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. Infatti, solo dopo che si sono ricavati i valori di concentrazione limite ammissibile nei tre comparti ambientali, e solo dopo una approfondita conoscenza del sistema su cui occorre intervenire operativamente, è possibile procedere ad una precisa ed accurata valutazione del rischio sanitario ambientale e alla definizione degli interventi correttivi di risanamento ambientale, ove questi si presentino necessari, ottimizzandoli in un'ottica di bilancio costi - benefici.

I dati richiesti nello studio di analisi di rischio sono ovviamente vincolati alla realtà particolare del sito; tuttavia, da un punto di vista generale, possono essere raggruppati in quattro categorie:

- dati descrittivi l'estensione e la composizione chimico-fisica della sorgente di inquinamento;
- dati necessari alla completa caratterizzazione delle matrici ambientali interessate dai fenomeni di migrazione degli inquinanti indice;
- dati necessari a quantificare la dose assorbita dal recettore nel punto di esposizione;
- 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, ed il livello di rischio attribuibile.

A supporto dello studio di analisi di rischio, è stata condotta un'adeguata caratterizzazione dell'area oggetto di studio e degli intorni che possono essere interessati dal fenomeno di inquinamento, come di seguito illustrato.

2.1. Inquadramento idrogeologico del sito

L'impianto di interrimento controllato in oggetto insiste su un'area pianeggiante corrispondente ad un ripiano alluvionale di età Rissiana. Sulla verticale del sito si succedono dall'alto verso il basso tre distinti complessi idrogeologici. Un primo Complesso Superficiale di depositi quaternari (Pleistocene Medio - Pleistocene Superiore) di origine fluviale - fluvioglaciale ospita una falda freatica con drenaggio ritardato. Esso è caratterizzato da una successione che, a partire dal piano campagna, si presenta essenzialmente

ghiaiosa-ciottolosa, talora sabbiosa, fino verso i 20-25 metri. Sono localmente presenti, nella parte più alta livelli leggermente più ricchi in frazione limosa. Nel tratto tra venti e trenta metri da p.c. si segnala la presenza di livelli grossolani, parzialmente cementati, che si alternano a sabbie e ghiaie. Al di sotto di tale livello, riprende una serie grossolana ghiaioso - sabbiosa, che mostra un arricchimento in sabbia verso il basso e che presenta, a profondità comprese fra 33 e 37 m da p.c. un livello a granulometria fine, limoso - sabbioso, di spessore intorno al metro. Lo spessore di tale Complesso è, nell'area in esame, di circa 45 m. Esso è sede di una falda idrica a superficie libera, il cui livello di base è costituito da un intervallo limoso-argilloso che segna il passaggio al sottostante Complesso Villafranchiano. Segue infine un Complesso Pliocenico, costituito da una sequenza di depositi sabbioso - argillosi, di ambiente marino e transazionale, di età Pliocene.

Ai fini dello studio di analisi di rischio, l'unico acquifero potenzialmente interessato dalla presenza dell'impianto è quello superficiale. La falda con superficie libera presenta costantemente una direzione media di deflusso all'incirca NW - SE, con un gradiente variabile fra 0,29%, in presenza del livello freatico minimo, e 0,40% in occasione del livello freatico massimo, ed un'oscillazione stagionale che può superare i 6 m.

Il sito è stato oggetto di un approfondito studio sperimentale che ha consentito di definire, oltre alle caratteristiche litostratigrafiche, idrogeologiche e piezometriche, i parametri idrodinamici e idrodispersivi dell'acquifero superficiale [5].

La caratterizzazione idrodinamica è stata realizzata eseguendo due prove di falda in regime transitorio, la cui interpretazione ha confermato la tipologia idraulica di una falda freatica con drenaggio ritardato e consentito di determinare i valori medi (lungo tutto lo spessore saturo dell'acquifero) dei principali parametri idrodinamici del sistema acquifero:

$$\begin{aligned} T \text{ (trasmissività)} &= 5,87 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1} \\ n_e \text{ (porosità efficace)} &= 0,15 \\ K \text{ (conducibilità idraulica)} &= 3,0 \cdot 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \end{aligned}$$

La realizzazione di una serie di prove di tracciamento radioisotopico, secondo le tecniche "single well" e "multi well", ha consentito di caratterizzare, dal punto di vista idrodispersivo, i primi livelli saturi dell'acquifero superficiale, corrispondenti all'intervallo compreso fra 15 e 19 m dal p.c.. La scelta di tale intervallo di indagine è conseguente al fatto che il percolato prodotto in discarica, che rappresenta il contaminante che può essere oggetto dei fenomeni di trasporto in falda, ha densità prossima a quella dell'acqua e pertanto l'eventuale plume di contaminante interesserà prevalentemente i primi livelli della falda idrica superficiale. I risultati dell'interpretazione delle prove di tracciamento hanno portato alla determinazione sperimentale dei seguenti parametri:

$$\begin{aligned} K \text{ (conducibilità idraulica)} &= 7,1 \cdot 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \\ n_e \text{ (porosità efficace)} &= 0,24 \\ v_e \text{ (velocità effettiva)} &= 10,28 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1} \\ \alpha_L \text{ (dispersività longitudinale)} &= 2,3 \text{ m} \\ \alpha_T \text{ (dispersività trasversale)} &= 0,3 \text{ m} \end{aligned}$$

2.2. Caratterizzazione sperimentale del comparto atmosfera

L'impianto di interrimento controllato dei rifiuti in oggetto si inserisce in un contesto geografico piuttosto complesso. Infatti, nel raggio di 2 km esistono sistemi in grado di perturbare l'ambiente circostante, che sono all'origine di apporti esterni sulla qualità dell'aria (es. traffico veicolare, riscaldamento urbano, imprese locali, ecc.), come documentato dalle campagne di monitoraggio ambientale eseguite. In particolare, al fine di valutare il bianco ambientale (ovvero la qualità dell'aria in assenza di attività di smaltimento), è stata condotta una campagna di misure con campionatori canister in un periodo in cui era ferma l'attività di stoccaggio dei rifiuti.

Presso l'impianto è installata ormai da cinque anni una stazione meteorologica in grado di monitorare in continuo le caratteristiche meteorologiche e qualitative dell'atmosfera. In particolare sono presenti rilevatori automatici di idrocarburi totali e non metanici, sistemi di campionamento automatico e programmabile dei COV. È inoltre presente un palo meteorologico in grado di rilevare temperatura, umidità, velocità e direzione del vento, pressione atmosferica e radiazione solare. In virtù della strumentazione presente ormai da diversi anni all'interno dell'impianto e nelle zone ad esso limitrofe, si dispone di una completa caratterizzazione delle variabili meteo-climatiche e meteo-dispersive dell'area vasta [6].

Contestualmente alla campagna per la caratterizzazione della qualità dell'aria, è stato eseguito il monitoraggio della meteorologia locale al suolo e la misura delle caratteristiche termiche e anemologiche in quota, al fine di valutare le caratteristiche diffusive e le proprietà di trasporto di sostanze volatili. Sono stati inoltre effettuati alcuni esperimenti di rilascio di traccianti per la determinazione sperimentale di alcuni parametri diffusivi e la verifica e taratura dei modelli dispersivi. Per il monitoraggio delle condizioni meteorologiche al suolo sono stati utilizzati due anemometri triassiali, posizionati in differenti punti

dell'impianto. Per il monitoraggio delle condizioni meteorologiche in quota sono stati utilizzati: un laboratorio mobile miniSodar per la determinazione delle tre componenti del vento, dello sbandieramento e della dispersione della componente verticale del vento; il lancio di palloni Pilot (sonda) per la determinazione della velocità e direzione del vento fino alla quota di 1500 m; il lancio di Airsonde a perdere per la determinazione dei profili verticali di temperatura secca ed umidità sino ad una quota di 1500 m, e sondaggi con un pallone frenato per la determinazione dei profili verticali di temperatura secca, umidità e velocità del vento sino ad una quota di 100 m.

Il monitoraggio qualitativo dell'aria è stato finalizzato a valutare le caratteristiche diffusive e le proprietà di trasporto di sostanze volatili. Sono stati presi in considerazione la concentrazione di idrocarburi non metanici, monitorati con l'ausilio di due centraline automatiche con rilevatore a ionizzazione di fiamma, e i composti organici volatili (COV).

Dalla valutazione delle classi di turbolenza atmosferica per il sito in esame, emerge che le condizioni più favorevoli per i fenomeni di diluizione dell'atmosfera si verificano nel mese di luglio, mentre quelle più negative si verificano in autunno ed inverno, con valori molto alti di stabilità dell'atmosfera, specialmente nei mesi da ottobre a febbraio.

2.3. Individuazione delle sorgenti di rilascio e dei contaminanti indicatori

Nel caso in esame la potenziale sorgente di inquinamento è rappresentata dai rifiuti industriali stoccati. Più correttamente si possono distinguere due sorgenti distinte: la prima è costituita dalla superficie esposta del rifiuto stoccato, la seconda dal percolato che si forma sul fondo della cella di stoccaggio.

Per quanto concerne la prima sorgente, essa può essere all'origine di fenomeni più o meno localizzati di emissione in atmosfera di composti mediamente o altamente volatili. Si noti che, a rigore, la diffusione di odori e polveri a seguito dell'attività di smaltimento rifiuti è del tutto irrilevante in quanto le caratteristiche di conferimento dei materiali polverulenti e maleodoranti sono tali da non determinarne la propagazione nell'ambiente atmosferico: essi vengono infatti conferiti in contenitori ermeticamente chiusi (big-bags) che escludono ogni possibile contatto con l'aria. Nel caso remoto in cui venissero conferiti sfusi alcuni rifiuti maleodoranti, la diffusione di odori sarebbe limitata al solo fronte di scarico e contenuta con la tempestiva copertura del rifiuto. Si noti, inoltre, che le emissioni provenienti dall'impianto in esame non sono di tipo continuativo e irreversibile, come per esempio avviene a causa delle sorgenti lineari (traffico veicolare) e distribuite (impianti di riscaldamento), bensì sono unicamente legate al periodo di attività dell'impianto e termineranno con il cessare dell'attività di stoccaggio dei rifiuti.

Per quanto concerne il rilascio di percolato dalla superficie di fondo dell'impianto, è stato considerato uno scenario ipotetico, quale si potrebbe presentare in condizioni di funzionamento dell'impianto degradate, corrispondenti alla fase di post-esercizio. In condizioni di funzionamento normale, infatti, un'impermeabilizzazione di fondo costituita da una doppia barriera composita (geomembrana di HDPE più strato di argilla a contatto), e il corretto funzionamento del sistema di drenaggio e pompaggio del percolato, assicurano un grado di confinamento totale, per cui il rilascio di percolato può essere considerato praticamente nullo.

L'esecuzione di una dettagliata valutazione del rischio, estesa a tutte le sostanze chimiche comunque rinvenute su un'area potenzialmente sorgente di inquinamento, richiederebbe un processo di elaborazione dei dati molto oneroso, che complicherebbe inutilmente i risultati della valutazione. Diviene pertanto importante focalizzare lo studio di valutazione del rischio su un gruppo di sostanze chimiche di riferimento (ovvero contaminanti indicatori), che presumibilmente possono contribuire in modo significativo alla determinazione del livello di rischio del sito.

La scelta dei contaminanti indicatori del sito costituisce uno degli aspetti basilari in una metodica di valutazione del rischio, soprattutto quando la situazione di degrado nasce dalla contemporanea presenza di più specie chimiche. Proprio in virtù della sua complessità, e dell'assenza di specifiche procedure di riferimento, rappresenta forse l'aspetto più delicato della procedura di analisi di rischio. Alcune utili indicazioni sono fornite dalla guida EPA [7], altri criteri derivano da considerazioni pratiche specifiche del caso oggetto di studio.

Nel caso in esame, sono stati considerati come indice del rilascio dalla sorgente in atmosfera alcuni dei composti organici volatili (COV) identificati durante la fase di site assessment e che presumibilmente possono essere imputati a fenomeni di rilascio dai rifiuti stoccati all'interno dell'impianto.

I COV, oltre ad essere precursori di una serie di composti tossici perossidici, che si formano per via fotochimica, sono sospettati di avere effetti diretti sulla salute dell'uomo particolarmente per la loro frazione idrocarbureica aromatica di cui è ormai accettata la natura cancerogena.

Pertanto, sulla base del confronto tra i valori di emissione rilevati all'interno delle vasche di stoccaggio dei rifiuti e i valori presenti all'esterno di dette vasche, sono stati individuati i seguenti composti organici volatili come i più rappresentativi del fenomeno di emissione dei rifiuti:

- metil-etil-chetone
- toluene
- stirene
- acetone
- xileni.

Le concentrazioni riportate si riferiscono ai valori massimi di emissione rilevati nell'area di movimentazione e stoccaggio dei rifiuti, durante la campagna di campionamento. Nello studio modellistico di dispersione viene considerata una superficie di rifiuti interessata dal fenomeno di rilascio in atmosfera dei COV pari a 1000 m² e una percentuale di rifiuti, che realmente immettono, pari al 20% rispetto al totale.

Non è stato preso in considerazione il fenomeno di dispersione delle polveri durante le operazioni di messa in discarica dei rifiuti sfusi (fanghi umidi di varia natura industriale) in quanto del tutto irrilevante. Potrebbero costituire impatto ambientale i rifiuti che per loro natura sono polverosi, secchi e che possono contenere sostanze tossiche quali ceneri e fibre: come è stato già ricordato, tale impatto potenziale viene però risolto all'origine, provvedendo all'accettazione di questi tipi di rifiuti solo in appositi contenitori ermetici che escludono ogni possibile contatto con l'aria. Dalle campagne di monitoraggio ambientale, tale contributo risulta pertanto trascurabile, temporaneo e reversibile, soprattutto se confrontato con l'inquinamento da particolato dovuto a traffico veicolare.

Per quanto concerne il rilascio di percolato si è fatto riferimento alle caratteristiche qualitative del percolato prodotto durante il periodo di post-chiusura dell'impianto, durante il quale viene ipotizzato lo sversamento in falda, caratteristiche che sono assai differenti da quelle presenti nel percolato prodotto durante la fase di esercizio. Si sono pertanto considerati i seguenti contaminanti indicatori:

- azoto ammoniacale = 696,3 mg·l⁻¹
- arsenico = 0,17 mg·l⁻¹
- cadmio = 0,03 mg·l⁻¹
- fenoli = 29 mg·l⁻¹
- manganese = 740 mg·l⁻¹
- nichel = 1,47 mg·l⁻¹
- selenio = 0,225 mg·l⁻¹
- vanadio = 0,31 mg·l⁻¹
- zinco = 2,12 mg·l⁻¹,

le cui concentrazioni sono riferite al percolato prodotto dal primo lotto dell'impianto, il cui esercizio è terminato nel 1993.

3. INDIVIDUAZIONE DEI PUNTI E DELLE VIE DI ESPOSIZIONE

Per ciascuna via di trasporto, si definisce come esposizione la quantità media di ciascuna sostanza chimica, assunta dal soggetto recettore, per unità di peso corporeo e per giorno di esposizione. Pertanto l'esposizione è calcolabile mediante la formula generale:

$$E = \frac{CR \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \quad (1)$$

dove:

CR = fattore di contatto, vale a dire la quantità della sostanza chimica assunta per unità di tempo o evento ([L³·T⁻¹] per acqua e aria, [M·T⁻¹] per il suolo), usualmente espresso in l·d⁻¹ per l'acqua, m³·d⁻¹ per l'aria, mg·d⁻¹ per il suolo;

EF = frequenza di esposizione, adimensionale ma usualmente espressa in d·a⁻¹;

ED = durata dell'esposizione [T], usualmente espressa in anni;

BW = valore medio del peso corporeo durante il periodo di esposizione [M], usualmente assunto pari a 70 kg;

AT = periodo di tempo durante il quale l'esposizione è mediata [T], usualmente espresso in giorni.

Per le sostanze cancerogene l'esposizione è mediata sulla durata media della vita (AT = 70×365), mentre per quelle non cancerogene è mediata sull'effettivo periodo di esposizione (AT = ED×365).

La valutazione dell'esposizione ha generalmente carattere conservativo e viene determinata in termini di "esposizione massima ragionevolmente possibile" (RME, Reasonable Maximum Exposure).

Il passo successivo della procedura di analisi di rischio consiste 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".

Nel caso in esame è stata considerata l'esposizione per ingestione di acqua potabile e per inalazione di sostanze emesse dai rifiuti. Entrambi le vie di esposizione sono state considerate off – site, con un uso del suolo di tipo residenziale.

Per quanto concerne il mezzo di veicolazione costituito dalle acque sotterranee, in base a quanto indicato dal Ministero dell'Ambiente [8], il conseguimento di una efficace protezione delle risorse idriche sotterranee prevede che il rilascio quali - quantitativo di percolato attraverso il fondo dell'impianto degradato sia tale da assicurare comunque, ad una distanza di 200 m dall'impianto, a valle lungo la direzione di deflusso della falda idrica, la conservazione delle caratteristiche qualitative previste dal D.P.R. 236/88 [9].

Si noti che nel caso in esame tale ipotesi si presenta particolarmente restrittiva, in quanto tutti i pozzi esistenti in un raggio di 2 km dal sito, completati nell'acquifero superficiale, sono utilizzati per fini agricoli o industriali, e vengono impiegati in maniera discontinua, con portate che vanno da qualche litro ad una trentina di l·s⁻¹.

Ai fini della valutazione del rischio conseguente all'esposizione per inalazione delle sostanze emesse dalla discarica, è stato considerato un potenziale soggetto recettore posto a circa 1500 m dalla sorgente di immissione, in corrispondenza del centro abitato più vicino alla discarica.

4. MODELLIZZAZIONE DEI PROCESSI DI MIGRAZIONE DEI CONTAMINANTI INDICATORI

4.1. Migrazione dei contaminanti indicatori in falda

Al fine di determinare il tasso di fuoriuscita di percolato dal fondo della discarica è stato implementato e tarato il codice quasi - bidimensionale HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance), realizzato dall'Environmental Protection Agency [10]. Nel caso in esame si è voluto determinare l'impatto a lungo termine, ponendosi nelle ipotesi più conservative. Si è infatti ipotizzato l'inefficacia delle barriere artificiali di contenimento sul fondo della discarica e si è affidato unicamente all'argilla (due livelli rispettivamente di 2 e 1 m, per complessivi 3 m di spessore) la funzione di confinamento e isolamento, ipotizzando la condizione di argilla completamente satura. In tali condizioni è stata determinata la portata specifica annua di percolato fuoriuscente dalla superficie del fondo della discarica in condizioni degradate dell'impianto, pari a $1,3 \cdot 10^{-10}$ m³·m⁻²·s⁻¹. Questo valore, corrispondente allo 0,45% delle precipitazioni medie annue che insistono sull'impianto è stato assunto come ricarica costante ed uniforme dell'acquifero e rappresenta la sorgente inquinante, estesa a tutta la superficie dell'impianto.

Per la definizione del campo di flusso stazionario relativo all'acquifero non confinato è stato appositamente implementato e tarato il codice tridimensionale alla differenze finite (tipo "blocco centrato") MODFLOW [11].

Per la simulazione di fenomeni di trasporto dei contaminanti indicatori in falda è stato utilizzato il modello numerico MT3D [12], che consente di simulare, in presenza di diverse tipologie di condizioni al contorno e sorgenti o drenaggi esterni e per un singolo contaminante, i cambiamenti di concentrazione che avvengono nell'acquifero considerando i fenomeni di advezione, dispersione, adsorbimento e decadimento radioattivo. L'MT3D necessita dell'utilizzo integrato di un modello di flusso alle differenze finite, quale MODFLOW, in modo tale da possedere, come parametro di input, il campo di distribuzione del flusso idrico relativo a ciascuna cella della discretizzazione spaziale.

In Figura 1 è illustrata la discretizzazione dei valori di concentrazione in falda, nelle condizioni di minimo piezometrico, espressi in termini di DAF (Dilution Attenuation Factor, vale a dire il rapporto tra la concentrazione del generico componente nella zona di miscelazione in falda e la concentrazione dello stesso componente a valle, in corrispondenza del punto di esposizione) [13].

4.2. Migrazione dei contaminanti indicatori in atmosfera

Per lo studio dei processi di migrazione dei contaminanti in atmosfera sono stati considerati sia modelli di tipo numerico sia modelli analitici.

Tra i primi sono stati validati i modelli alle differenze finite MINERVE (ver. 5.0) [14] e SPRAY (ver. 1.0) [15]. Il primo è un modello fluidodinamico in grado di calcolare il campo di vento tridimensionale anche in presenza di orografia complessa, come nel caso in esame. Il codice SPRAY è un modello lagrangiano di trasporto e diffusione, impiegato per la modellizzazione della dispersione delle emissioni derivanti dalla cella di smaltimento dei rifiuti

La validazione dei modelli numerici è stata eseguita tramite la ricostruzione e la verifica dei campi di vento, la verifica dei parametri di turbolenza atmosferica e la validazione del modello dispersivo tramite prove di rilascio di tracciante chimico (esafluoruro di zolfo) [16]. I risultati del processo di validazione ha consentito di ricavare sperimentalmente tutti i parametri di input necessari all'implementazione del modello analitico gaussiano di dispersione degli inquinanti in atmosfera.

I modelli gaussiani di dispersione sono comunemente utilizzati per stimare le concentrazioni stazionarie in determinati punti posti sottovento rispetto alla sorgente di emissione. La concentrazione al recettore in condizioni stazionarie è calcolata per ciascuna delle sei condizioni di stabilità e la concentrazione media annuale deriva dal calcolo della media pesata delle concentrazioni per ciascuna classe di stabilità. Il plume della sostanza inquinante è ipotizzato di forma gaussiana in direzione verticale e lungo la direzione del vento.

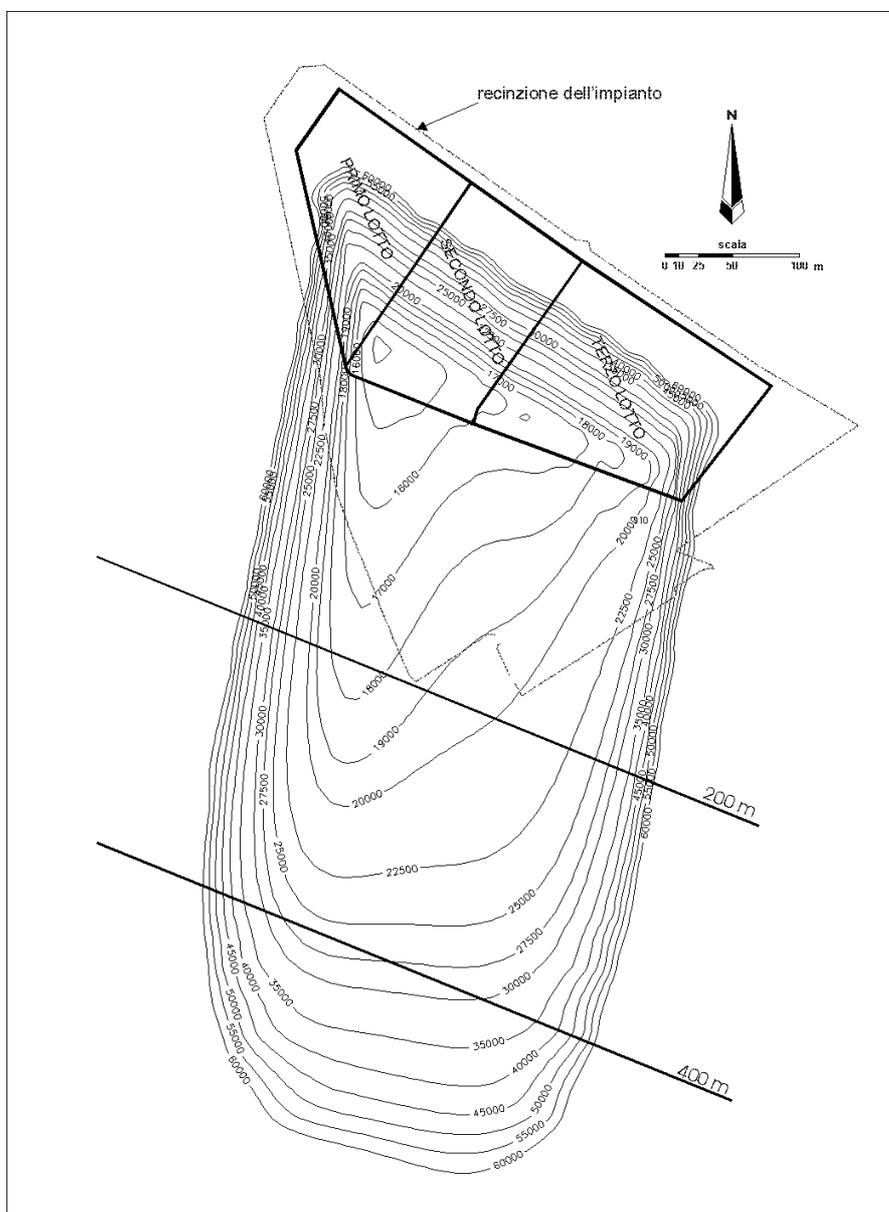


Figura 2. Distribuzione delle curve ad ugual rapporto di diluizione-attenuazione (DAF) con riferimento alle condizioni di minimo piezometrico.

Viene inoltre ipotizzato che la dispersività longitudinale sia trascurabile. Si noti che in questo modello non sono presi in considerazione i fenomeni di deposizione dei composti inquinanti durante il trasporto.

Sia il modello analitico che quelli numerici sono stati applicati per simulare differenti situazioni di particolare interesse. In linea con la filosofia di approccio propria dell'intero studio di analisi di rischio, finalizzata ad ottenere risultati il più possibile conservativi, si è considerata una situazione estrema o di picco, ossia la situazione che presenta condizioni meteo-climatiche tali da interessare zone particolarmente critiche, perché particolarmente vulnerabili agli effetti provocati dall'inquinamento atmosferico. Si è scelta la condizione meteorologica che trasporta gli inquinanti dall'impianto verso il bersaglio (quindi non calma di vento ma settore di direzione del vento di competenza) e per la quale le concentrazioni massime ricadono sullo stesso. Dette condizioni estreme sono caratterizzate da una probabilità di accadimento compresa nel range dell'1÷5%.

5. VALUTAZIONE DELLA DOSE ASSUNTA E DEL RISCHIO SISTEMICO E GENOMICO

I valori di concentrazione calcolati dai modelli di destino e trasporto degli inquinanti devono essere trasformati in dose assunta dall'uomo, attraverso le vie di esposizione attive.

Si definisce dose media giornaliera la quantità di ciascuna sostanza chimica assunta dal soggetto recettore in corrispondenza del punto di esposizione (POE). Essa è pertanto ottenibile moltiplicando la concentrazione del singolo componente in corrispondenza del POE per l'esposizione E.

Il conseguente rischio sanitario viene calcolato utilizzando un approccio di tipo tossicologico.

Lo studio di analisi di rischio sanitario ambientale, prende in considerazione le sostanze tossiche croniche, e tra queste si distinguono quelle cancerogene (sostanze tossiche genomiche) da quelle non cancerogene (sostanze tossiche sistemiche), in funzione di due possibili tipi di correlazione esistenti tra dose assorbita e risposta che si può manifestare.

Per il calcolo del rischio non cancerogeno si fa riferimento al fattore adimensionale HQ (Hazard Quotient), definito come segue:

$$HQ = \frac{C_{POE} \cdot E}{RfD} \quad (2)$$

dove RfD rappresenta un livello di soglia di esposizione al di sotto del quale si esclude che il soggetto esposto possa contrarre alcun effetto avverso alla sua salute (Figura 2). Per tenere conto della sensibilità della popolazione, i valori di RfD sono significativamente più bassi dell'effettivo livello di tolleranza determinato sulla base di studi sull'uomo e/o sugli animali.

Il coefficiente HQ non esprime pertanto una probabilità ma rappresenta il rapporto tra l'effettivo livello di esposizione e la soglia che non comporta effetti tossici sulla popolazione. E' evidente che per $HQ < 1$ non c'è rischio mentre per $HQ \geq 1$ potrebbero potenzialmente prodursi effetti patologici, anche se non cancerogeni, sulla popolazione più sensibile.

Per le sostanze ritenute cancerogene, o sospettate tali, viene introdotto l'indice IELCR (Individual Excess Lifetime Cancer Risk) definito dalla seguente espressione:

$$IELCR = SF \cdot C_{POE} \cdot E \quad (3)$$

essendo SF (Slope Factor) la tangente del tratto rettilineo della relazione dose-risposta per le sostanze cancerogene (vedasi Figura 2). Con il termine IELCR si quantifica, pertanto, il numero di eventi di cancro probabilmente rilevabile in una popolazione esposta, eventi da considerarsi in eccesso rispetto al numero di casi di cancro che normalmente colpiscono un'analogha popolazione non esposta (popolazione di controllo).

Il rischio calcolato con l'espressione precedente va inteso come un limite di confidenza superiore al 95%, ossia vi è soltanto il 5% di probabilità che il rischio effettivo possa essere più alto di quello stimato.

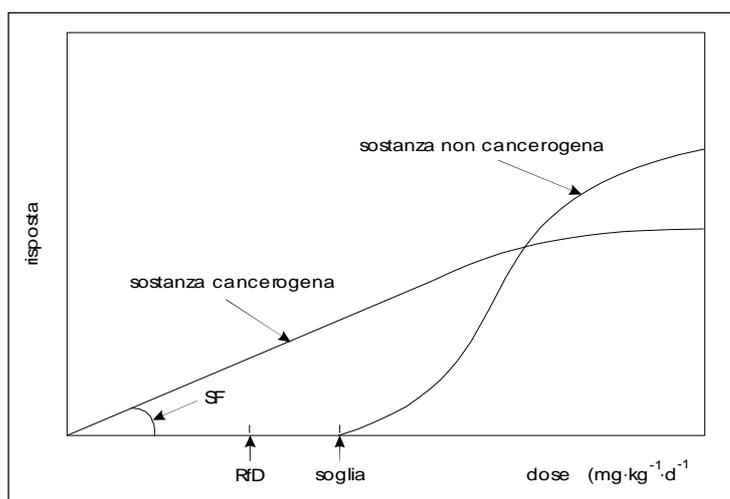


Figura 2. Relazioni dose-risposta per le sostanze cancerogene e non cancerogene.

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 N sostanze indice considerate per tutte le M vie di esposizione.

Valgono pertanto le seguenti espressioni:

$$IELCR_T = \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^M IELCR_{ji} \quad (4)$$

$$HI = \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^M HQ_{ji} \quad (5)$$

Occorre precisare che le espressioni di sommatoria sopra riportate sono valide solamente quando è il medesimo soggetto ad essere interessato da tutte le M vie di esposizione considerate.

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

Nel caso in esame, per la trasformazione delle concentrazioni dei contaminanti indicatori in indici di rischio stati utilizzati due codici di calcolo di validità internazionale. Il codice DSS (Exposure and Risk Assessment Decision Support System) sviluppato dall'American Petroleum Institute (API) [17] è stato utilizzato per il calcolo del rischio a seguito dell'inalazione dei composti organici volatili emessi dai rifiuti, mentre per l'ingestione dell'acqua potabile nell'ipotetico pozzo, collocato a 200 m dal limite della discarica è stato impiegato il codice RBCA (Risk Based Corrective Action) versione 1.0 [18]. Entrambi i modelli sono stati inizialmente sviluppati per risolvere le problematiche di contaminazione di terreni da idrocarburi; in realtà, il loro campo di applicazione è generalizzabile a tutti i tipi di sostanze organiche e inorganiche.

In Tabella 1 sono sintetizzati i risultati della procedura di analisi di rischio in termini di rischio cancerogeno e non cancerogeno.

Tabella 1. Valori di rischio cancerogeno e non cancerogeno associati all'impianto in esame.

ESPOSIZIONE PER INGESTIONE DI ACQUA POTABILE				
Composto	D.P.R. 236/88 ($mg \cdot l^{-1}$)	concentrazione nel POE ($mg \cdot l^{-1}$)	IELCR	HQ
azoto ammoniacale	500	40		$3,8 \times 10^{-2}$
Arsenico	50	0,01	$2,0 \times 10^{-7}$	$8,8 \times 10^{-4}$
Cadmio	5	0,002	$1,3 \times 10^{-7}$	$9,3 \times 10^{-5}$
Fenolo	0,5	1,65		$2,3 \times 10^{-4}$
Manganese	50	0,042		$1,1 \times 10^{-4}$
Nichel	50	0,084		$7,5 \times 10^{-5}$
Selenio	10	0,013		$7,0 \times 10^{-5}$
Vanadio	-	0,018		$6,9 \times 10^{-5}$
Zinco	3000	0,12		$1,1 \times 10^{-5}$
			IELCR_{TOT} = $1,3 \times 10^{-7}$	HI = $3,9 \times 10^{-2}$
ESPOSIZIONE PER INALAZIONE DELLE EMISSIONI DEI RIFIUTI				
Composto	TLV/100 ($mg \cdot m^{-3}$)	concentrazione nel POE ($mg \cdot m^{-3}$)	IELCR	HQ
Acetone	17,78	0,0139	-	$7,9 \times 10^{-3}$
metil-etil-chetone	5,80	0,0109	-	$2,2 \times 10^{-3}$
Stirene	2,15	0,0013	-	$3,6 \times 10^{-4}$
Toluene	3,75	0,0142	-	$7,1 \times 10^{-3}$
Xileni	8,68	0,0148	-	$4,2 \times 10^{-4}$
			-	HI = $1,8 \times 10^{-2}$

Risulta di particolare interesse confrontare i risultati ottenuti dalla procedura di analisi di rischio con i valori di concentrazione limite imposti dalla normativa ambientale.

Come valori di concentrazione limite per le acque sotterranee si fa riferimento al D.P.R. 236/88 [9], mentre per le concentrazioni massime di COV in Italia non esistono valori normati. In attesa che venga colmata questa lacuna si può fare riferimento ai valori limite americani adottati per gli ambienti di lavoro (TLV). Detti valori vengono generalmente abbattuti con coefficienti numerici per un confronto con valori standard di qualità dell'aria. Nel caso in esame si può assumere cautelativamente un valore pari a 100.

Per quanto concerne i livelli di rischio ritenuto accettabile, si noti che per il rischio sistemico viene assunto un valore di HI (Hazard Index) pari a 1, mentre per l'esposizione a sostanze cancerogene viene considerato come tollerabile un valore di rischio variabile da 10^{-4} (Olanda) a 10^{-6} (Danimarca), anche se nella maggior parte dei Paesi viene preferito il valore di 10^{-5} . Nella direttiva EPA si stabilisce che un rischio

cumulativo cancerogeno inferiore a 10^{-4} può evitare interventi di ripristino ambientale. Generalizzando, si può dire che al di sopra di un valore di 10^{-4} il rischio è considerato non accettabile e occorre prendere in esame e possibili misure di intervento, mentre al di sotto di 10^{-7} non viene richiesta alcuna azione (no further actions).

Detti valori sono ampiamente rispettati nel caso in esame.

In Figura 3 è riportato lo schema procedurale dell'analisi di rischio sanitario ambientale sviluppata per il sito in esame nell'ipotesi di considerare come vie di esposizione l'ingestione di acqua potabile e l'inalazione delle emissioni dei rifiuti, con uso residenziale off-site.

E' forse opportuno specificare che nel caso in esame non è corretto sommare i valori di rischio cancerogeno e non cancerogeno in quanto si riferiscono a condizioni di esposizione che si verificano in tempi distinti: l'inalazione durante la fase di esercizio dell'impianto e l'ingestione di acqua potabile a seguito dell'incidente ipotizzato, dopo la fine del suo periodo di attività.

6. CONCLUSIONI

I risultati della procedura di analisi di rischio dimostrano che la presenza di un impianto di smaltimento rifiuti quale quello preso in esame, comporta un livello di rischio sanitario ambientale che rientra ampiamente nei limiti di sicurezza previsti dagli standard internazionali.

Si noti che i risultati conseguibili in uno studio di analisi di rischio assoluta, seppur slegati da considerazioni di carattere soggettivo, proprie di altre tipologie di procedure di valutazione ambientale, sono tuttavia soggetti ad un grado di imprecisione che è legato al livello di incertezza insito nei dati di input della procedura. Tuttavia, l'approccio metodologico proposto presuppone che, laddove non vi siano informazioni specifiche del sito, si faccia riferimento a valori di comprovata affidabilità, validati e aggiornati dei parametri di calcolo derivati da pubblicazioni di lettura scientifica o da banche dati, massimizzando la conservatività dei valori in gioco, in modo da sbilanciare sempre a favore dell'ecosistema e della salute umana, qualsiasi elaborazione o attività di calcolo, secondo il principio del *worst case*.

Pertanto, i livelli di rischio, cancerogeno e non cancerogeno, ricavati per il sito in esame sono da intendersi come valori massimi di rischio, che non vengono superati nemmeno col verificarsi della contemporanea presenza di più eventi sfavorevoli.

Il risultato ottenuto non è generalizzabile ad altri impianti della stessa tipologia, ma è legato alle caratteristiche progettuali e realizzative dell'impianto. In linea con i più rigidi standard internazionali di valutazione del rischio, l'impianto è dotato di una rete di monitoraggio integrata per il controllo della qualità della falda idrica, dell'atmosfera e del suolo. Il controllo dell'acquifero superficiale è composto da una rete di piezometri, da una barriera di pozzi di spurgo e da una rete di pozzi di monitoraggio. Il monitoraggio atmosferico viene effettuato da centraline di rilevamento posizionate intorno all'impianto, che registrano in continuo sia i parametri meteorologici, sia i parametri chimici, come gli idrocarburi non metanici ed il metano. Nel perimetro dell'impianto sono anche installati, lungo l'asse dominante dei venti, deposimetri per la raccolta e l'analisi delle polveri disperse in atmosfera.

ELENCO DEI SIMBOLI

ASTM	= American Standard for Testing Materials
AT	= Averaging Time [T];
COV	= Composti Organici Volatili;
D.P.R.	= Decreto del Presidente della Repubblica;
DAF	= Dilution Attenuation Factor;
ED	= Exposure Duration [T];
EF	= Exposure Frequency [T];
EPA	= Environmental Protection Agency
HI	= Hazard Index;
HQ	= Hazard Quotient;
IELCR	= Individual Excess Lifetime Cancer Risk;
K	= conducibilità idraulica [$L \cdot T^{-1}$];
n_e	= porosità efficace;
POE	= Point of Exposure;
RAGs	= Risk Assessment Guidances for Superfund
RBCA	= Risk-Based Corrective Action
RfD	= Reference Dose [$M \cdot M^{-1} \cdot T^{-1}$];
SF	= Slope Factor [$T \cdot M \cdot M^{-1}$];

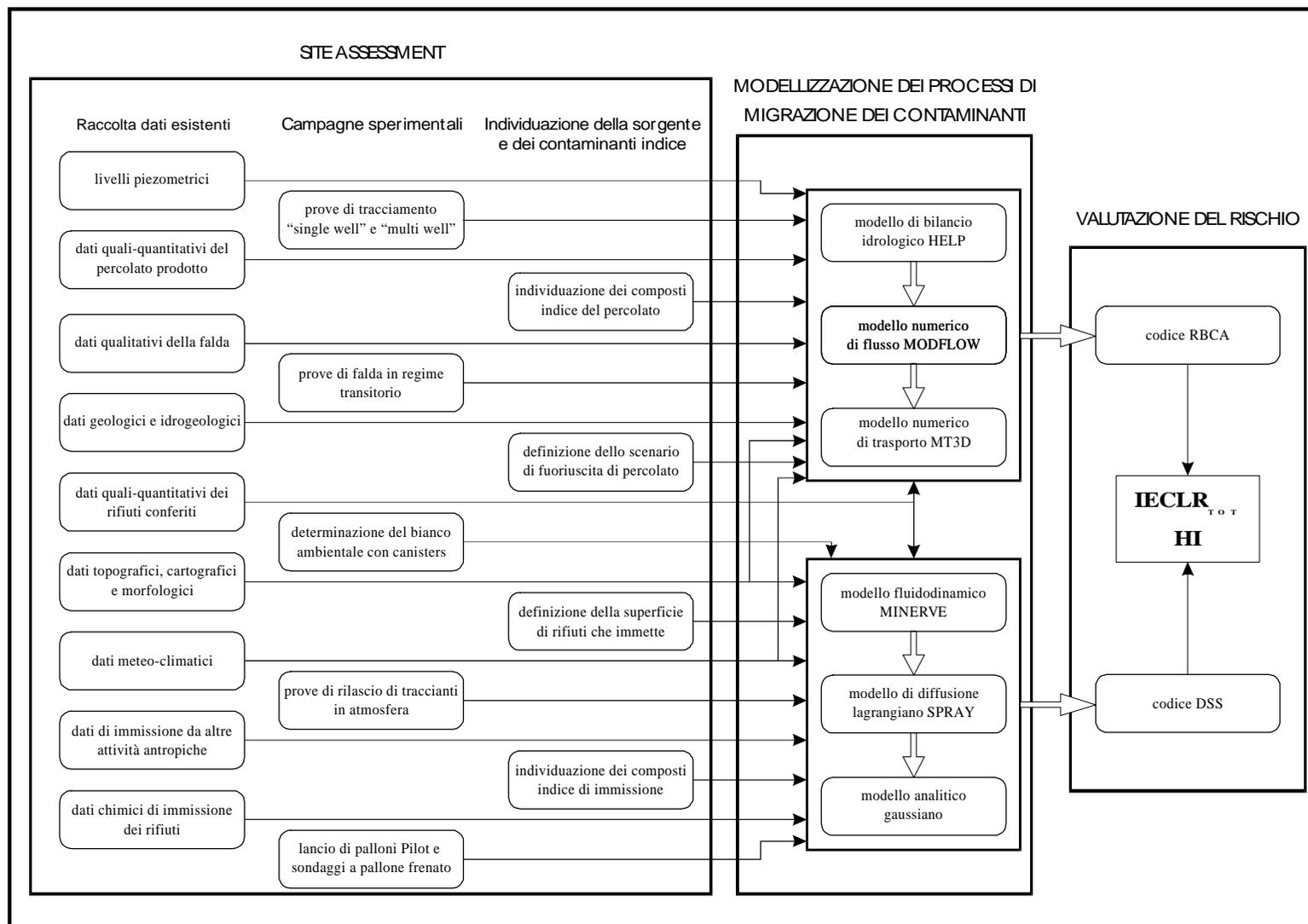


Figura 3. Schema concettuale della procedura di analisi di rischio implementata per l'impianto di interrimento controllato di rifiuti industriali in oggetto.

SSLs	=	Soil Screening Levels
T	=	trasmissività [$L^2 \cdot T^{-1}$];
TLV	=	Threshold Limit Value;
v_e	=	velocità effettiva [$L \cdot T^{-1}$];
α_L	=	dispersività longitudinale [L];
α_T	=	dispersività trasversale [L];

BIBLIOGRAFIA

- [1] A. Di Molfetta, I. Aglietto, *Procedure di valutazione del rischio sanitario ambientale su siti industriali contaminati: vantaggi e limiti di applicazione*, Atti del Convegno Nazionale Valutazione e Gestione del Rischio negli Insediamenti Civili ed Industriali, Pisa, 6-8 ottobre (1998).
- [2] American Standard Testing Materials, *Standard guide of risk-based corrective action applied at petroleum release sites*, ASTM E 1739-95 (1995).
- [3] 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).
- [4] U.S. Environmental Protection Agency, *Soil screening guidance: user's guide*, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC, (1996).
- [5] A. Di Molfetta, M. Pacitti, *Evaluation of the long-term impact of a hazardous industrial waste landfill on groundwater resources*, Proceedings Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, 13-17 ottobre 1997, vol. IV.
- [6] M. Pacitti, *Il sistema integrato di monitoraggio: il progetto Barricalla*, GEAM, n. 3-4 (1997).
- [7] U.S. Environmental Protection Agency, *Risk assessment guidance for superfund*, Vol. I: *Human health evaluation manual (Part A)*, Office of Emergency and Remedial Response. Washington, DC EPA 5401-89/002 (1989).
- [8] Ministero dell'Ambiente, Agenzia Nazionale per l'Ambiente, *Metodologia per la valutazione della migrazione dei contaminanti nelle acque sotterranee*, All. 6 alla Guida Tecnica alla stesura dello studio di impatto ambientale per gli impianti di discarica controllata di rifiuti tossici e nocivi, Roma, pp. 106-126 (1995).
- [9] Repubblica Italiana, *Attuazione della direttiva 80/778/CEE concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano, ai sensi dell'art. 15 della legge 16 aprile 1987, n. 183*, Decreto del Presidente della Repubblica del 24 maggio 1988, G.U. n. 152 del 30 giugno 1988, Poligrafico dello Stato, Roma (1988).
- [10] P.R. Schroeder, B.M. Mc Enroe, R.L. Peyton, J.W. Sjostrom, *Hydraulic Evaluation of Landfill Performance (HELP)*, U.S.A. Waterways Experiment Station, Wicksburg, Mississippi (1988).
- [11] M.G. Mc Donald, A.W. Harbaugh, *A modular three-dimensional finite difference groundwater flow model*, U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigation, Book 6, Chapter A1, pp 586 (1988).
- [12] Zheng, MT3D, a modular three-dimensional transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems, S.S. Papadopolos & Associates Inc., Bethesda, Maryland (1990).
- [13] A. Di Molfetta, L. Gautero, *Monitoraggio e modellizzazione delle emissioni in falda*, GEAM, n. 3-4 (1997).
- [14] EDF, *Manuale di riferimento di Minerve*, Francia (1994).
- [15] G. Tinarelli, G. Brusasca, M.G. Morselli, *Il modello lagrangiano a particelle SPRAY – descrizione generale e validazioni*, ENEL E1/94/10/MI (1994).
- [16] G. Nobile, G. Malvasi, *Monitoraggio e Modellizzazione delle emissioni in atmosfera*, GEAM, n. 3-4 (1997).
- [17] American Petroleum Institute, *Risk/Exposure Assessment Decision Support System (DSS)*, Manuale d'uso, versione 1.0 (1994).
- [18] J. A. Connor, P.J. Never, *Tier 2 Guidance Manual for Risk-Based Corrective Action*, Groundwater Services, Inc. (GSI), Houston, Texas, (1995).