

GLI OBIETTIVI DI BONIFICA NEL CASO DI FALDE CONTAMINATE IN MEZZI FRATTURATI

Concetta Immacolata Giasi

Professore associato presso il DICA della 1^a Facoltà di Ingegneria, Politecnico di Bari

Costantino Masciopinto

Ricercatore del Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto di Ricerca Sulle Acque, Reparto di Bari

Il DM 471/99 prevede che l'Analisi di Rischio (AR) diventi uno strumento di supporto alle decisioni quando "non sia possibile raggiungere i valori di concentrazione dei contaminanti stabiliti dalle Tabelle riportate nell'Allegato 1, nemmeno attraverso l'utilizzo delle migliori tecnologie disponibili a costi sopportabili". In tal caso, attraverso l'AR si può dimostrare che le particolari condizioni ambientali del sito e gli scenari di esposizione, consentono di tollerare concentrazioni residuali accettabili diverse da quelle tabellari, nella salvaguardia della salute umana e dell'ambiente, a valle di opportuni interventi di bonifica ambientale. Naturalmente occorre adoperare una metodologia di analisi, come la RBCA (Risk-Based Corrective Action), nota come Rebecca, con particolari adeguamenti necessari per ottenere la migliore corrispondenza possibile delle modalità di propagazione dei contaminati alla realtà indagata. In particolare gli adeguamenti riguardano una delle tre possibili vie di contaminazione proposte dalla RBCA e si riferisce alla ingestione di acqua per uso domestico, attinta tramite pozzo da un sottosuolo carsico e fratturato. La metodologia qui illustrata è stata integrata con un modello matematico per lo studio del flusso e trasporto di contaminanti in fratture carsificate, già applicato con successo in sottosuoli fratturati. RBCA modificata è stata quindi applicata ad un sito reale, in prossimità di Brindisi (Puglia) ipotizzando però, sversamenti ipotetici di percolati eventualmente provenienti da una discarica di scarti industriali, non realmente presente sul territorio. Il modello matematico ha fornito i parametri e le concentrazioni richieste dalla procedura RBCA nell'acqua di falda, per la diretta determinazione del DAF (Dilution Attenuation Factor) fino al pozzo bersaglio. I dati di concentrazione del percolato e le condizioni idrogeologiche al contorno per l'applicazione del modello matematico, sono state desunte dalla letteratura esistente. Il risultato dell'applicazione, per un bersaglio posizionato ad una distanza inferiore ad 1 km, ha mostrato la possibilità di superamento del limite accettabile del rischio cancerogeno di 82 volte per la presenza di idrocarburi aromatici (IPA) particolarmente tossici, con una elevata concentrazione iniziale (0.04 mg/L). Ovviamente durante l'applicazione sono state considerate le situazioni più pericolose che potenzialmente potrebbero verificarsi. A causa dell'effetto channeling sui contaminanti, causato dall'elevata

eterogeneità del mezzo, a parità di distanza dalla fonte di contaminazione, un acquifero fessurato carsico si presenta, ovviamente, ben più pericoloso (anche di 10 volte) di un mezzo un poroso ideale o equivalente.

1. INTRODUZIONE

Si definiscono obiettivi di bonifica (SSTL Site Specific Target Levels), i valori di concentrazione accettabili nelle matrici ambientali calcolati sulla base di scenari e parametri di esposizione sito-specifici. Essi rappresentano i risultati dell'Analisi di Rischio (AR) sanitario ambientale, prevista dal D.M. n. 471/99 del 25/10/1999, mediante la quale è possibile sia definire il grado di contaminazione di un'area in definiti scenari di esposizione, sia identificare le priorità di intervento di bonifica del sito stesso. Il decreto suddetto raccomanda che detta analisi venga effettuata mediante una metodologia riconosciuta a livello internazionale come l'approccio RBCA (Risk-Based Corrective Action) (Connor, et al., 1998) standardizzato dall'ASTM (American Society for Testing and Materials) noto come Rebecca. In particolare gli obiettivi di bonifica si ottengono dall'applicazione del criterio di accettabilità del rischio cancerogeno e tossicologico mediante analisi dei percorsi di esposizione, delle caratteristiche del sito e dei recettori, stimando le concentrazioni accettabili dei contaminanti nelle matrici ambientali.

Nella procedura RBCA, secondo l'approccio standard, i fenomeni di diluizione e attenuazione che accompagnano il trasporto e la dispersione nel sistema acquifero supposto poroso omogeneo ed isotropo, dopo che un inquinante presente nel terreno arriva in falda, trovano nella soluzione di Domenico e Schwartz (1990), valide espressioni analitiche dell'equazione di dispersione. L'implementazione di tale procedura trova in Puglia difficoltà oggettive connesse con l'impostazione del modello concettuale del sito su cui effettuare la corretta analisi dell'esposizione. L'incertezza si riflette sulla definizione del percorso di migrazione dei contaminanti nelle acque sotterranee. Infatti, le difficoltà che si incontrano nella descrizione del flusso idrico nei mezzi fratturati, in Puglia vengono ulteriormente complicate dalla contempo-

reana presenza di vie di flusso preferenziali per il drenaggio sotterraneo causato dai fenomeni carsici presenti. In un sistema carsico, ai processi di scambio, adsorbimento, precipitazione e dissoluzione, tipici della migrazione di un inquinante attraverso il suolo, devono aggiungersi quelli possibili nel ciclo di reazioni, tra le fasi solide, liquide e l'atmosfera, all'interno delle cavità carsiche; la variabilità idrochimica associata al ciclo carsico induce alternanze di comportamenti dell'acquifero che a volte risulta essere "depurativo" e a volte "trasmissivo" con possibile rilascio di sostanze precedentemente immagazzinate nella matrice rocciosa e nei suoli di riempimento delle stesse cavità.

Il lavoro in questione si pone l'obiettivo di evidenziare, approfondendoli, gli aspetti suesposti al fine di supportare una valida alternativa nelle strategie di valutazione e gestione del rischio sanitario ambientale mediante l'implementazione di un processo decisionale che possa basarsi sul criterio RME (*Reasonable Maximum Exposure*) (Di Molfetta e Aglietto, 1999a) e ben si adatti alla RCA anche per acquiferi fessurati e carsificati.

2. AREA DI STUDIO

L'area di studio ricade ad ovest della SS. 16 Adriatica, in prossimità della Masseria Formica (BR) (fig. 1). La falda sotterranea sottostante la zona di contaminazione ipotizzata è attualmente interessata da emungimenti. La quota media del terreno è di circa 45 m s.l.m.. L'area di studio ricade ad ovest della SS.16 Adriatica, in prossimità della Masseria Formica (BR) dove è stata ipotizzata l'esistenza di una discarica abusiva di 3600m² che, con percolazione costante, immette direttamente in falda un percolato con una portata unitaria di 2,8m³/ha per 1 giorno. Si suppone inoltre che la concentrazione complessiva del contaminante nella zona di miscelazione sia di 30mg/l.

Il caso studiato nell'area di Brindisi ha una idrogeologia caratteristica dei calcari fratturati, tipica della fascia litorale salentina (Brindisi e Lecce). Formazioni carbonatiche fratturate si riscontrano anche nell'area murgiana, dove sono ubicate la maggior parte delle discariche della provincia barese.

Per quanto riguarda le caratteristiche idrogeologiche della fascia litorale ionica, le condizioni sono simili e, in qualche caso, si può rilevare la presenza di una falda superficiale immagazzinata in formazioni porose granulari. In queste circostanze, come anche per i siti contaminati ricadenti nel Tavoliere e Sub Appennino dauno, la metodologia RCA potrebbe essere applicata con la soluzione di Domenico implementata per default. Nella zona garganica e anche parzialmente in

quella murgiana, dove il sistema è fratturato ma la superficie piezometrica è a notevole profondità dal piano campagna (superiore ai 400 m), la metodologia illustrata deve essere integrata per tenere in giusta considerazione il percorso e i tempi impiegati dell'inquinante per raggiungere la falda. Questo implica la necessità di uno studio di dettaglio preliminare che possa consentire una corretta applicazione della metodologia esposta, caso per caso. Lo studio idrogeologico della zona ha evidenziato come i principali litotipi presenti, il Calcare di Altamura e le Calcareniti di Gallipoli, siano intercalati, a vari livelli, da terreni identificabili granulometricamente come sabbie argillose.

Di estremo interesse per la presente nota è il calcare profondo del Cretaceo superiore (Senoniano) che si presenta ai fronti di cava in banchi di colore biancastro dello spessore variabile da pochi cm a 1 m interrotti da banchi dolomitici, di colore più scuro, di potenza compresa fra 40 e 50 m. Tale formazione è interessata da numerose fratture soggette a fenomeni di dissoluzione carsica che ospitano la falda profonda. La profondità della superficie piezometrica è a circa 40 m, con un carico medio di 5 m s.l.m., mentre si riscontra un graduale incremento della salinità con la profondità, fino a raggiungere i 3 g/l a circa 75 m dal piano campagna.

Le rocce carbonatiche mesozoiche pugliesi sono interessate da due fenomeni concomitanti, fessurazione e carsismo, agenti in modo che il primo favorisca l'insorgere del secondo. Benché fessurazione e carsismo rappresentino i caratteri peculiari del carbonatico pugliese, essi si presentano in maniera differente nel Salento, nelle Murge e nel Gargano. Nel Salento la rete di fessurazione è molto accentuata ed è connessa alla tettonica locale presentando direttrici di sviluppo primarie ricorrenti e concordi con gli allineamenti strutturali (Giasi, 1982). Su questi allineamenti si sviluppa preferenzialmente il fenomeno carsico che in particolare nel Salento presenta aspetti di anisotropia con direttrice preferenziale di sviluppo delle cavità coincidente con quella appenninica (Cotecchia et al., 1974). Comunque, fatta esclusione del Tavoliere, il fenomeno carsico gioca in tutta la regione un ruolo di primo piano caratterizzandone l'idrogeologia sia in superficie che in profondità. Infatti, la presenza di aree endoreiche e di assorbimento non consente lo sviluppo di qualsivoglia idrologia di superficie mentre la fratturazione ed il carsismo di profondità, particolarmente diffuso nel Salento, permettono al carbonatico pugliese di ospitare una cospicua falda, unico effettivo patrimonio idrico della regione. D'altra parte, la stessa permeabilità in grande che favorisce l'immagazzinamento della

falda consente anche l'intrusione del mare nel continente che, fluendo verso l'interno, sorregge la falda stessa. Il fenomeno è macroscopicamente amplificato nel Salento ove si è in presenza di un lembo di terra molto permeabile circoscritto per quasi tutta la sua lunghezza dal mare. In sostanza, quasi in tutta la regione è possibile rilevare un *carso policiclo* in cui l'evoluzione è stata sostanzialmente controllata dalle varie fasi tettoniche (Grassi et al., 1982) ed eustatiche. Le più antiche manifestazioni carsiche epigee pugliesi sono sin sedimentarie e formatesi nel Cretacico, cui hanno fatto seguito le manifestazioni del ciclo paleo-carsico terziario con direzione di massima carsificazione sotterranea identificabile con la direttrice appenninica.

Nel Quaternario il fenomeno carsico, soprattutto ipogeo è stato condizionato dalle due principali fasi tettoniche responsabili della trasgressione plio-pleistocenica e della regressione del mare Calabrian. Gli apparati carsici delle Grotte di Castellana, profonde 112 m e dotate di uno sviluppo planimetrico complessivo di oltre 3000 m, la Grave Ferrarella, la Grave Zazzano, la Grave Sassi, ecc. sono una testimonianza di tale fase carsogenetica.

Anche l'accentrazione spaziale dei giunti tettonici varia da zona a zona. D'altra parte, le fratture si presentano spesso ben aperte, verticali o molto inclinate e in parte, o totalmente riempite di terra rossa. Lungo la verticale di uno stesso pozzo frequentemente si rinvencono livelli rocciosi ora poco ora relativamente molto permeabili, di potenza variabile, separati da apprezzabili spessori di roccia praticamente impermeabile. Quasi ovunque l'ammasso roccioso presenta discontinuità sub-orizzontali coincidenti con i giunti di stratificazione che possono presentarsi riempiti da interstrati di diversa natura. Il sistema di fratturazione presenta allineamenti il cui orientamento corrisponde alle direzioni appenniniche ed antiappenninica, che risulta anche quella preferenziale del fenomeno carsico che su esso si imposta.

2.1 Anisotropia e percolazione verticale in rocce fratturate e carsificate

Il sistema complesso di fratture e il rilevante sviluppo del fenomeno carsico, rendono molto particolari le condizioni di flusso idrogeologico nell'acquifero pugliese.

Infatti, il grado di permeabilità delle rocce, dipendendo dallo stato di fessurazione delle stesse, presenta notevoli variazioni sia in orizzontale, sia in verticale con presenza di livelli rocciosi fratturati e carsificati a varie altezze stratigrafiche variamente intersecantesi.

La caratteristica dell'acquifero di cui si tratta è che il deflusso si esplica oltre che nella rete di fratture esistenti, anche nel sistema drenante carsico sviluppatosi in relazione all'evoluzione geomorfologica ed agli assetti geologici strutturali, per cui l'anisotropia dei parametri fisici e le relative differenti condizioni idrodinamiche, determinano variabilità temporali del comportamento idrochimico la cui modellizzazione richiede spesso assunzioni eccessivamente esemplificative (Celico e Piscopo, 1995).

In questo acquifero carsico, l'insaturo, che è sede di processi di percolazione e stillicidio all'interno del reticolo di fratture e fessure rese beanti dalla dissoluzione chimica, svolge un ruolo di temporaneo immagazzinamento degli efflussi. In questa zona il flusso è prevalentemente verticale all'interno di un reticolo di fratture che mostrano una conducibilità idraulica, marcatamente anisotropa e dipendente dalla frequenza, apertura e persistenza dei singoli sistemi di fratture.

Da un punto di vista teorico il modello concettuale interpretativo del moto verticale nel piano di frattura non satura, a differenza della parte satura, contempla anche la presenza della fase gas (sostanzialmente aria). Pur tralasciando tutte le transizioni di fase compresa quella del tipo liquido (acqua) \Rightarrow vapore (acqua), la presenza dell'aria complica il problema modellistico e gli algoritmi risolutivi. Per entrambi gli aspetti, l'origine delle difficoltà è la comparsa nella equazione di conservazione della massa totale, di due incognite: la pressione capillare e il contenuto di umidità (frazione di volume del liquido).

L'osservazione sperimentale mostra l'esistenza di un legame tra queste due variabili ma allo stato attuale delle conoscenze, pur essendo chiara l'influenza sia dei fenomeni d'interfaccia su scala microscopica sia della presenza di bolle d'aria localmente intrappolate, non è disponibile alcuna precisa procedura per esplicitare tale legame per via puramente teorica almeno ai livelli delle esigenze operative della comune prassi ingegneristica. Si osserva infatti, almeno in generale, che le relazioni di forma tra le variabili sopra esposte generalmente dette curve di ritenzione, sono differenti secondo che l'acqua venga estratta o immessa e dipendono anche dagli eventi pregressi (isteresi). L'andamento tipico di una curva di ritenzione in un processo di desaturazione su un sistema inizialmente saturo, è sostanzialmente diversa dalla stessa in fase di imbibizione di un sistema inizialmente al livello minimo di umidità.

In generale, le difficoltà di disporre di tali informazioni, e di utilizzarle correttamente e coerentemente quando disponibili, insieme alla conse-

guente necessità di ricorrere, per la soluzione, a complessi e delicati cicli computazionali iterativi, giustificano la minore presenza, nella letteratura tecnica specializzata, di modelli matematici per tali tipi di sistemi, rispetto a quelli saturi (Francani e Alberti, 2001).

Tuttavia, nella trattazione teorica occorrerà tenere presente che fratture di una certa entità, in genere con apertura media superiore ai 20-40 micron (Masciopinto et al., 2000), le tensioni capillari perdono di significato ed il moto verticale è governato dalla sola forza di gravità.

Più in profondità, al di sopra del livello delle risorse dinamiche, la rete delle discontinuità si articola in una complessa rete idraulica sotterranea in cui, canali, alvei torrentizi, cavità e gallerie si presentano organizzate e strutturate in rami principali e secondari. Qui il deflusso delle acque può interessare totalmente la rete scolante con condotti carsici permanentemente sommersi o solo parzialmente riempiti, presentando un comportamento a luoghi torrentizio con alte velocità di deflusso e moti di regime non laminare.

In un sistema carsico, ai processi di scambio, adsorbimento, precipitazione e dissoluzione, tipici della migrazione di un inquinante attraverso il suolo, devono aggiungersi quelli possibili nel ciclo di reazioni, tra le fasi solide e liquide e l'atmosfera, all'interno delle cavità carsiche; la variabilità idrochimica associata al ciclo carsico induce alternanze di comportamenti dell'acquifero che a volte risulta essere depurativo e a volte trasmissivo.

Si deve inoltre aggiungere che la stessa evoluzione del fenomeno carsico in cui, come noto, il chimismo è quello bicarbonato/calcico, con acque sature di ossigeno e *pH* alcalino, le concentrazioni di ioni Ca^{++} e Mg^{++} sono differenti in funzione delle variazioni della pressione parziale della CO_2 nei vari ambienti (presenza di cavità isolate) e può essere modificata dalla presenza di sostanze organiche o comunque, di sostanze soggette a stabilizzazione chimica.

Infatti, la presenza di un inquinante organico in una falda carsica induce una sottrazione di ossigeno dall'atmosfera delle cavità presenti e un rilascio di anidride carbonica conseguente alla ossidazione della sostanza organica stessa.

In pratica, la cinetica biodegradativa (Masciopinto et al., 2001; Carrieri and Masciopinto, 2000), soprattutto quando la rete drenante non è saturata ed è possibile un ricambio di aria, risulta essere molto attiva con rendimenti del 70 - 80%.

Quando il ricambio dell'aria non è consentito a causa della saturazione e ciò avviene in periodi di particolare afflusso alla falda, si verificano riduzioni dell'ossigeno disciolto e quindi aumento

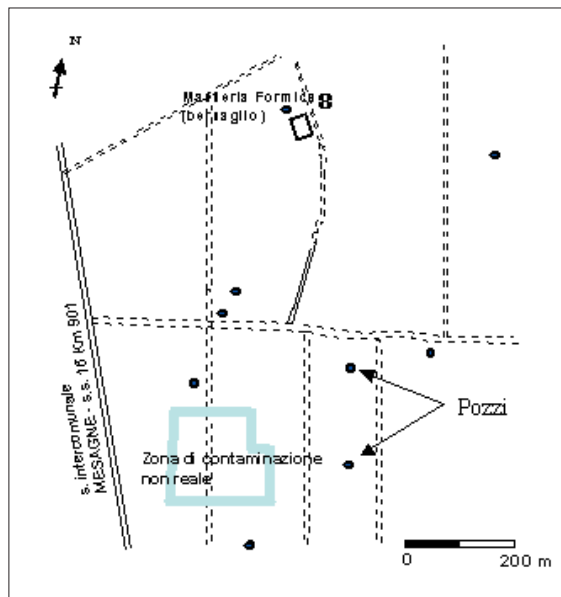


Figura 1 - Area di studio selezionata per l'applicazione della procedura RBCA (Brindisi)

della pressione parziale di CO_2 , abbassamento del *pH*, per cui le condizioni divengono sfavorevoli alla biodegradazione del carico inquinante e addirittura può essere aumentata la solubilità degli idrossidi metallici che vengono prelevati anche dai sedimenti o dalla roccia in situ.

Per questi motivi, è possibile che la falda in queste circostanze possa riprendersi in soluzione sostanze precipitate durante le fasi ossidative e che possono presentarsi adsorbite su particelle fini calcaree. Ad esempio, alcuni cationi metallici, in ambiente poco alcalino, possono formare patine microscopiche sulla roccia in forma di ossidi e idrossidi che successivamente, all'abbassarsi del *pH* possono ridisciogliersi in acqua. La conseguenza di questo comportamento è che possono manifestarsi nelle acque di falda valori di concentrazione degli inquinanti superiori ai valori di immissione.

3. L'ANALISI DI RISCHIO

Per quanto attiene la stima del rischio sanitario-ambientale, la procedura RBCA o Rebecca si basa sulla determinazione del Fattore di Attenuazione Naturale (NAF) lungo un determinato percorso in condizioni stazionarie (fig.2).

Il NAF rappresenta l'effetto cumulativo di vari fattori di attenuazione della concentrazione di una sostanza inquinante, includendo la sua partizione tra suolo e liquido, la naturale diluizione dovuta ai fenomeni di advezione e dispersione idrodinamica causati dal movimento nel sottosuolo ed in falda, comprendendo anche l'attenuazione causata dal-

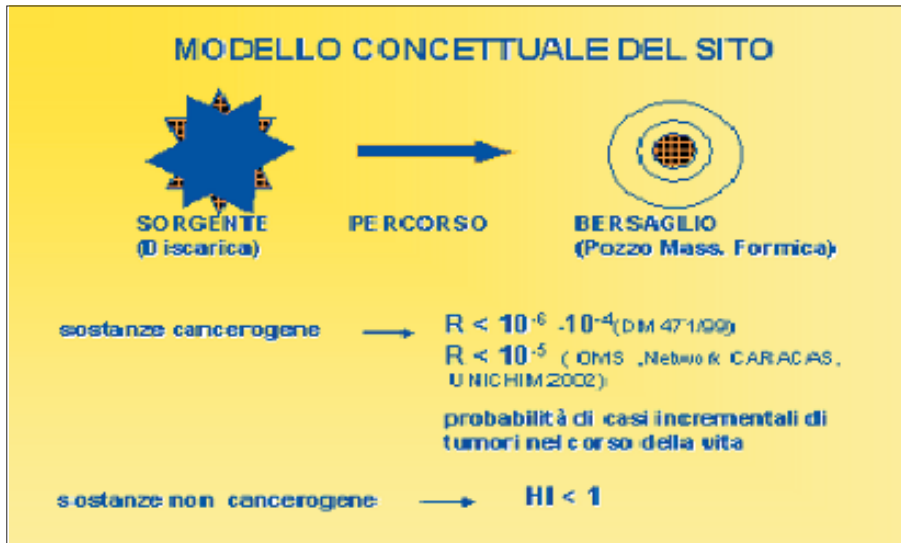
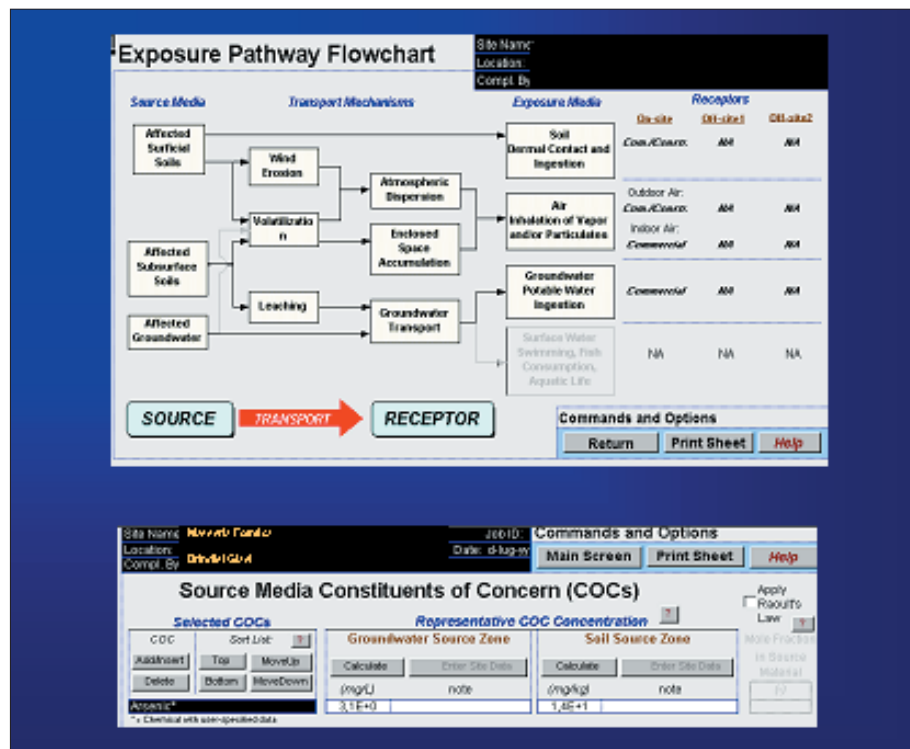


Figura 2 – Modello concettuale utilizzato da RBCA per il calcolo del rischio



l'adsorbimento, idrolisi, precipitazione, biodegradazione e da altri fenomeni fisico/chimici. Il NAF in pratica esprime il rapporto tra la concentrazione di un inquinante alla sorgente di contaminazione e quella rilevabile nel punto di esposizione.

La definizione di questo rapporto comporta la modellizzazione del percorso di migrazione dell'inquinante e la messa in campo di valutazioni inerenti, oltre ai processi come sopra detto, di diluizione vera e propria, anche i processi di adsorbimento (Civita e Persicani, 1996), cioè di tutti quei fenomeni chimico-fisici che portano un contaminante a lasciare la fase liquida per integrarsi nella fase solida del sistema esaminato oltre che fe-

nomeni frequenti di scambio ionico e precipitazione.

La procedura RBCA contiene una serie di modelli di calcolo atti a simulare il trasporto e la propagazione di un inquinante nella zona insatura, nella zona di miscelazione e nella zona satura, qualora si ipotizza un mezzo poroso, omogeneo ed isotropo, di spessore infinitamente grande. In particolare i più utilizzati sono indicati come

1. Domenico con sola dispersione
2. Domenico con decadimento del I° ordine
3. Domenico Modificato (noto come *Bio-screen*) che tiene conto della presenza degli elettroni accettori

Poiché per un sistema fessurato carsico come quello pugliese, le ipotesi per l'applicabilità delle soluzioni analitiche sopra citate, sono ben lontane dalla realtà, è necessario ricorrere a metodi alternativi per il calcolo del fattore di attenuazione, come quello di un *Estimatore Empirico* basato su dati reali, oppure, con l'utilizzo di modelli matematici alternativi. Nel caso specifico, è stata eseguita quest'ultima procedura e sono stati calcolati direttamente i valori del fattore di attenuazione, in corrispondenza del pozzo bersaglio. Il calcolo è stato condotto adoperando un modello matematico in grado di descrivere il moto e la diffusione dei contaminanti nel sistema fratturato studiato.

3.1 Modello per il calcolo del DAF nei sistemi fratturati

Il modello matematico qui utilizzato è stata calibrato ed applicato con successo in diversi siti pugliesi (Masciopinto et al., 1999).

Per lo studio del flusso e trasporto dei contaminanti all'interno di ogni frattura, esso propone come suggerito da molti autori (Neretnieks, 1983; Tsang & Tsang, 1987; Moreno et al. 1988; Ghelhar, 1993; Tsang, 1992) una griglia di canali indipendenti con sezione variabile. Così, una frattura singola (fig. 3) può essere generata tramite una funzione, generalmente esponenziale, della covarianza spaziale delle aperture. Allo scopo possono essere utilizzati opportuni *software* esistenti (Williams and El Kadi, 1986). Per produrre la matrice di covarianza può essere utilizzata la decomposizione di Choleski (Larcombe, 1971; Nash, 1979)

$$A = \sigma^2 \exp(-\alpha |l|) \quad (1)$$

dove σ^2 è la varianza di $Y = \log(b)$, a è il parametro dell'auto correlazione e l è il *lag* di separazione. Il modello esponenziale della (1) suggerisce che possiamo definire, la lunghezza di correlazione uguale a $2/\alpha$. La procedura della generazione delle aperture, in ciascun nodo della griglia, è stata eseguita usando la

$$Y = L\varepsilon + v \quad (2)$$

dove v è il valore medio di Y , e è un vettore normalmente distribuito con media zero e deviazione standard uguale a 1 e L è la matrice di de-

composizione della covarianza (Clifton and Neuman, 1982). La deviazione standard e la lunghezza di correlazione, possono essere dedotte da test di tracciamento sotto flusso naturale (non forzato) (Benedini et al., 1992; Di Fazio et al., 1992). Il valore medio può essere meglio valutato anche da test di pompaggio e tracciamento, come proposto da Gelhar (1993). Infatti, usando il tempo di residenza riferito allo spostamento medio di un tracciante, t_r , la *tracer aperture*, b_{tr} , può essere valutata da

$$b_{tr} = \left[\frac{6\mu}{\gamma\Delta\phi t_r} (r^2 - r_0^2) \log \frac{r}{r_0} \right]^{1/2} \quad (3)$$

dove μ e γ sono rispettivamente la viscosità dinamica dell'acqua ed il suo peso specifico (γ/μ è di $10^7 \text{ m}^{-1}\text{s}^{-1}$ per acqua a 20°C), e $\Delta\phi$ è la differenza di carico piezometrico del pozzo d'osservazione a distanza r da quello di pompaggio (con raggio r_0 , e portata Q_w).

L'apertura idraulica, può essere calcolata anche direttamente dagli abbassamenti nei pozzi, risolvendo il problema del flusso radiale durante un test di pompaggio (Di Fazio et al., 1996),

$$b = \left[\frac{6Q_w \mu}{\pi\Delta\phi b_t \gamma} \log \frac{r}{r_0} \right]^{1/2} \quad (4)$$

Lo studio delle aperture delle fratture condizione il calcolo delle resistenze idrauliche del sistema reale e quindi del flusso regolato dalla nota legge cubica:

$$Q = \frac{\gamma}{\mu} \times \frac{b^3}{12} \Delta y \frac{\Delta\phi}{\Delta x} \quad (5)$$

quando il moto è laminare, oppure direttamente utilizzando l'espressione fornita da Darcy-Weisbach, o meglio da Fanning (Bear, 1972):

$$Q = \sqrt{\frac{bg}{f} \cdot \frac{\Delta\phi}{\Delta x}} \times (b \cdot \Delta y) \quad (6)$$

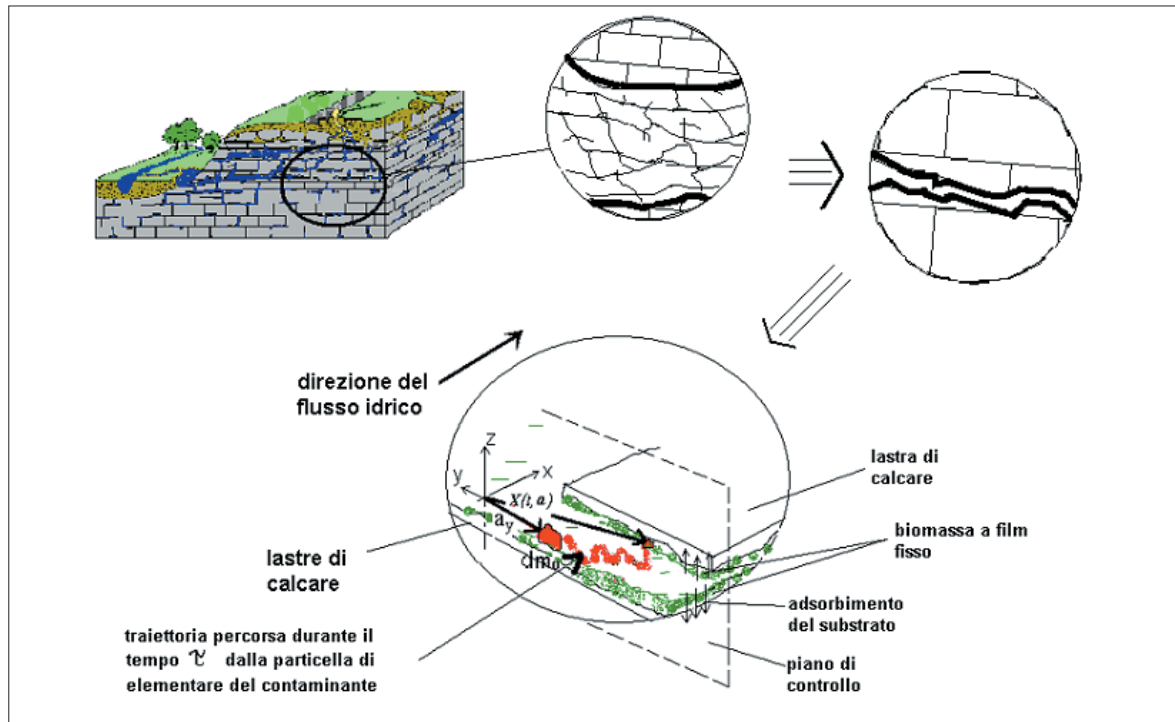


Figura 3 – Schema concettuale di calcolo utilizzato nel modello matematico per sistemi fratturati

valida anche per moti in regime non laminare. Con una appropriata discretizzazione alle differenze finite, si potranno avere campi di moto paralleli alla griglia e non sono richieste correzioni per il diverso orientamento della stessa rispetto al campo delle velocità. Per ogni blocco di lunghezza costante Δx , o Δy , e sezione continua $\Delta y \times \beta$, o $\Delta x \times \beta$, si può calcolare la resistenza al flusso, anche non laminare, dalla relazione

$$\phi_i - \phi_j = \frac{\Delta \phi_i + \Delta \phi_j}{2} = \frac{Q_{ij}^2 \cdot f_{ij}}{2g\Delta y \cdot \frac{\Delta y}{\Delta x}} \times \left(\frac{1}{b_i^3} + \frac{1}{b_j^3} \right) =$$

$$= Q_{ij}^2 \left[\frac{f_{ij}}{2g\Delta y} \cdot \frac{\Delta x}{\Delta y} \left(\frac{1}{b_i^3} + \frac{1}{b_j^3} \right) \right] = Q_{ij}^2 R'_{ij} \quad (7)$$

dove R'_{ij} è la resistenza al flusso idrico nell'elemento compreso tra i nodi i e j del reticolo di calcolo. Dalla (7) si deduce che l'interpolazione del gradiente produce una conduttanza del blocco, $1/R'_{ij}$, uguale alla media armonica dei valori no-

dali, mentre il fattore d'attrito di Fanning f , si ricava dalla (Masciopinto et al., 2000)

$$f = \left(15.53 + \frac{105.12}{\sqrt{Re}} + \frac{992.31}{Re} - \frac{300.70}{e^{Re}} \right) \frac{24}{1000} \quad (8)$$

in funzione del numero di Reynolds, Re .

3.2 Trasporto dei contaminanti

Per risolvere il problema del trasporto del soluto, considerato passivo, lo stesso modello matematico utilizza la tecnica del *particle tracking* (Moreno & Neretnieks, 1993). In pratica, una volta noto il campo di moto, le particelle del contaminante studiato possono essere introdotte nel nodo della griglia che rappresenta il punto di contaminazione e sono seguite lungo il loro percorso. Il metodo applicato presume un istantaneo e completo miscelamento del soluto (supposto passivo) in ciascun nodo del reticolo di calcolo e che la maggioranza delle particelle segua il percorso del flusso con maggiore portata (Robinson, 1983). Seguendo ciascuna particella lungo la propria traiet-

toria, così come richiede il punto di vista Lagrangiano (v. fig. 3), questa migra nei canali diretti secondo x o y , consecutivamente. Detta C_0 la concentrazione iniziale del soluto rilasciato all'origine x_0 al tempo t_0 , se ogni particella rappresenta una massa elementare $dm=C_0(x_0)dx_0$, la coordinata Lagrangiana della stessa consente di associare, tramite la nota relazione di Taylor (Rinaldo & Bellin, 1995), la densità della probabilità della traiettoria percorsa X_t (e quindi dei relativi tempi di residenza) alla distribuzione spaziale della concentrazione del soluto. Riferendosi al caso di una immissione "slug" di soluto rilasciato all'origine ed utilizzando la funzione di Dirac, la distribuzione della concentrazione della singola particella nella frattura si può scrivere come

$$\Delta C(x, t; x_0, t_0) = dm \cdot \delta(x - X_t(t; x_0, t_0)) \quad (9)$$

dalla quale, ricordando le proprietà della funzione $\delta(x)$ di Dirac, si può ricavare la concentrazione media del soluto che raggiunge una assegnata sezione di controllo mediante la funzione della densità di probabilità della traiettoria della particella. Utilizzando metodi numerici di soluzione, conoscendo il numero complessivo delle particelle che raggiungono una sezione assegnata ed i relativi tempi di residenza (o meglio le frequenze degli stessi) è possibile ricostruire l'andamento nel tempo delle concentrazioni relative del soluto. Si ipotizza che il soluto non modifichi il campo di moto, mentre si trascura la diffusione molecolare e la dispersione di Taylor. Il tempo di residenza per la particella all'interno di ciascun elemento della griglia di lunghezza Δx e sezione $\Delta y \times b_{ij}$ può essere determinato usando la

$$t_{ij} = \frac{b_{ij} \Delta x \Delta y}{Q_{ij}} \quad (10)$$

essendo b_{ij} la media aritmetica delle aperture nodali. Il tempo di residenza totale della particella è dato dalla somma di quelli elementari calcolati sull'intero percorso, cioè dall'imbocco fino alla sezione di controllo.

In tale fase di studio sono stati trascurati sia effetti biodegradativi del contaminante sia tutti i fenomeni chimico fisici, come adsorbimento, precipitazione chimica etc., che possono ridurre e ritar-

dare il valore della concentrazione nel punto di bersaglio per l'analisi di rischio.

4. L'APPLICAZIONE DI RBCA

Utilizzando i livelli statici dei pozzi disponibili nell'area di studio (Masciopinto e Carrieri, 1998) e le informazioni idrogeologiche del sito come condizioni al contorno, è stato possibile applicare il modello matematico sopra esposto per individuare la conformazione della superficie piezometrica di falda in questa zona e quindi definire il campo di moto ipotizzato in condizioni dinamiche, vale a dire con immissioni ed emungimenti in atto, anche dalla Mass. Formica.

Lo studio della simulazione è stato condotto ipotizzando una percolazione costante, diretta-

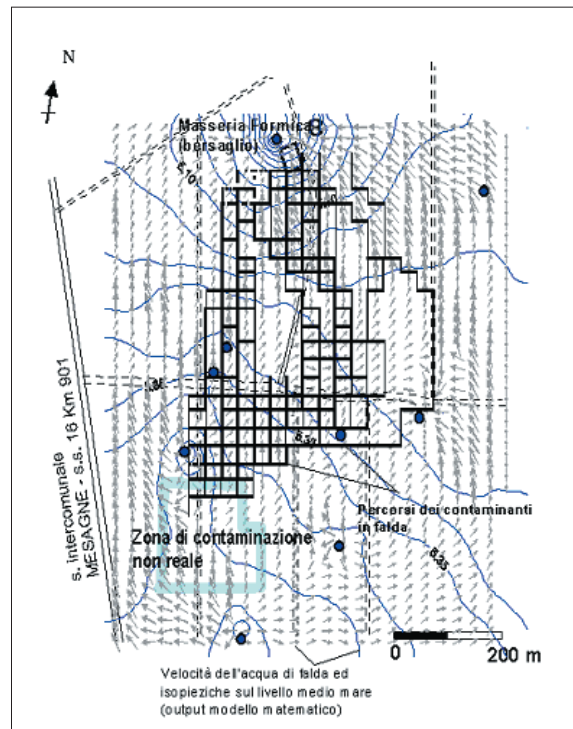


Figura 4 - Output del modello matematico: campo di moto e percorsi delle particelle

mente in falda, prima della durata di un giorno e dopo, continua nel tempo (fig. 4). Sono stati considerati 3 nodi di immissione che coprono una superficie assegnata al centro della discarica abusiva ipotizzata. Il numero totale delle particelle immesse è stato rapportato alla concentrazione iniziale dei costituenti del percolato immesso e, quindi, il numero delle particelle nei pozzi di controllo rappresenta la concentrazione corrispondente ad un'immissione di 1 m^3 di percolato. Poiché la superficie di infiltrazione è stata fissata in 3600 m^2 la portata specifica immessa risulta $2,8 \text{ m}^3/\text{ha}$ ($=1/3600 \times 10000 \text{ m}^3/\text{ha}$) per 1 giorno, all'in-

terno di ciascun livello fratturato. Nella figura 5 è riportato l'andamento della concentrazione dei fenoli nell'acqua del pozzo bersaglio in funzione del tempo trascorso a partire dall'immissione, presupponendo, che la concentrazione iniziale nell'acqua del pozzo di controllo sia nulla e che il percolato presenti valori residui al raggiungimento della zona di miscelazione in falda di 30 mg/L. Questo valore è stato ridotto rispetto a quello che normalmente è contenuto nei percolati di discariche di rifiuti (Carrieri e Masciopinto, 1999) per considerare un fattore di attenuazione che tiene conto dei fenomeni di biodegradazione, adsorbimento, etc, avvenuti nel percorso compiuto dal percolato dal fondo della discarica fino al pozzo bersaglio. Andamenti analoghi sono stati ottenuti per le concentrazioni di alcuni *idrocarburi policiclici aromatici*, ritenuti più tossici e generalmente presenti nei percolati prodotti dai rifiuti tossici e speciali come oli minerali (Carrieri e Masciopinto, 1999), partendo da concentrazioni totali inferiori a 80×10^{-3} mg/L, nella zona di miscelazione supposta di dimensioni (40 m x 40 m), ma trascurando, in questo caso, le attenuazioni sopra citate. Nel caso studiato, il modello matematico evidenzia che il pozzo Mass. Formica (bersaglio) intercetta tutti i flussi di falda che attraversano l'area sottostante la discarica, trovandosi centralmente nella direzione preferenziale del flusso contaminato. Facendo riferimento ai fenoli, l'intercettazione del contaminante può raggiungere il 60% del valore nella zona di miscelazione, sebbene il pozzo si trovi ad una distanza superiore ai 600 m, dalla zona di percolazione in falda. La velocità media di filtrazione reale dell'acqua di falda è, infatti, risultata prossima ai 60 m/d. Tali valori di velocità, per quanto sopra esposto, non sono inusuali nei sistemi fessurati carsici. Nella fascia costiera dell'area murgiana sono state stimate (Lopez et al., 1996) velocità di percolazione anche superiori ai 100 m/d.

Nell'ipotesi di considerare, quindi, un contaminante passivo, il fattore di attenuazione (DAF) nell'acquifero carsico fessurato studiato, valutato nel pozzo bersaglio è di circa 1.7, corrispondente all'intercettazione nel pozzo Formica di 900 particelle su 1500 globalmente immesse in falda, nella zona di miscelazione.

4.1 Il calcolo del rischio

In generale, il primo passo per l'esecuzione dell'analisi di rischio è costituito dall'individuazione delle modalità di migrazione del contaminante dalla sorgente di contaminazione ad i recettori, considerando solo i percorsi completi. Nell'analisi di rischio qui svolta, è stata investigata la possibilità di applicare il metodo RBCA sopra

esposto al sistema fratturato integrandolo con il modello matematico prima descritto. Per questo motivo, in tale prima fase di studio, la metodologia è stata applicata ad un sito pugliese reale, interessato da una contaminazione ipotetica. L'analisi è stata implementata, inoltre, in modo semplificato, considerando cioè come sorgente di contaminazione, solo la zona di miscelazione in falda, come unico percorso di migrazione le risorse idriche sotterranee e come unico bersaglio, un pozzo utilizzato per fini potabili, posto 600 m a valle della sorgente contaminante.

Rispetto ad una valutazione del rischio completa, come dovrebbe essere in una situazione reale, sono state effettuate quindi semplificazioni, eliminando alcune procedure ritenute non utili ai fini della metodologia proposta nel presente lavoro. Ad esempio è stata trascurata la possibilità che le concentrazioni di un contaminante disciolto nelle acque sotterranee possa anche propagarsi sotto forma di vapori, aumentando il rischio sanitario per effetto di inalazioni in spazi chiusi e aperti provenienti dall'acqua emunta o direttamente dal sottosuolo; si è anche scelto di trascurare l'incremento dei contaminanti presenti nel percolato in seguito a processi di lisciviazione di suoli contaminati; infine è stata considerata soltanto una esposizione del tipo *off-site*, vale a dire al di fuori del perimetro del suolo contaminato.

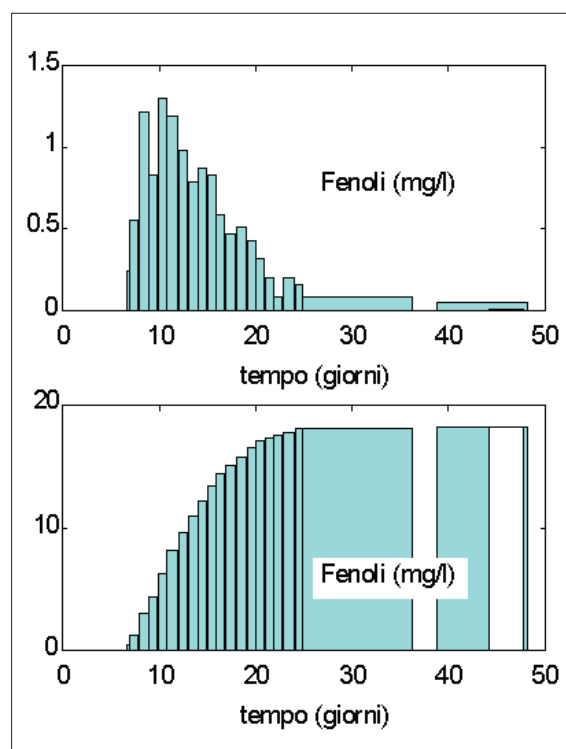


Figura 5 - Concentrazioni calcolate al pozzo Mass. Formica (Brindisi) per eventi discontinui (sopra) e continui (sotto)

L'analisi in questione, come già detto, è stata condotta mediante una valutazione di rischio quantitativa definita di livello 2 (*Tier 2*) utilizzando la versione RBCA 1.3a.

La scelta degli inquinanti indicatori (Policy Frameworks, 1997) è stata eseguita in base alle loro proprietà chimico-fisiche e tossicologiche, alle caratteristiche del mezzo recettore e del potenziale bersaglio (Tabella I). Inoltre, sempre a fini cautelativi, per tutti i contaminanti è stata considerata la massima concentrazione possibile, senza nessun tipo di considerazione statistica.

Se le concentrazioni e le proprietà chimico-fisiche degli inquinanti rappresentano variabili di input nel modello di flusso e trasporto dei contaminanti, le caratteristiche di tossicità degli stessi sono utilizzate per determinare il rischio per la salute umana. Nel caso specifico, tali proprietà sono state desunte da banche dati esistenti nel mondo (EPA, 1998; Connor et al., 1998) e che sono continuamente aggiornate.

L'intera procedura di calcolo è stata articolata per fasi successive, secondo il seguente schema:

- identificazione delle modalità di esposizione dell'uomo;
- calcolo per ogni sostanza, della concentrazione al punto di esposizione;
- calcolo dei livelli di rischio, individuale e cumulativo, per i composti carcinogenici e non;
- confronto tra questi livelli di rischio e quelli ritenuti accettabili;

- individuazione delle sostanze che pongono un rischio non accettabile e che quindi necessitano di interventi correttivi;
- calcolo dei *Site Specific Target Levels*, cioè delle concentrazioni a cui bisogna giungere nella zona di miscelazione per avere un rischio accettabile.

I dati di input delle sostanze considerate sono riepilogati in Tabella I, dove sono state indicate in grassetto le sostanze cancerogene per distinguerle da quelle tossiche. Il calcolo ha consentito di individuare prima il valore del rischio individuale e cumulativo per le sostanze cancerogene (*baseline carcinogenic risk*). Questo indice è una funzione della probabilità incrementale che ha un individuo su un milione di contrarre il cancro durante tutta la vita. Per le sostanze tossiche, invece, viene calcolato un indice di pericolo (*baseline toxic effects*), espresso dal rapporto tra la dose assunta dal recettore umano giornalmente e la dose di riferimento giornaliera, *RfD* (Di Molfetta e Aglietto, 1999b).

Per quanto attiene al modello matematico, questo è stato utilizzato sia per individuare i percorsi preferenziali dei contaminanti in falda sia i valori delle loro concentrazioni, a diversa distanza dal punto di contaminazione. In pratica il modello ha fornito le concentrazioni massime osservabili in dieci pozzi ideali posizionati lungo la direzione di deflusso della falda e lungo l'asse dell'ipotetico *plume* del contaminante comprendendo, naturalmente, anche il pozzo bersaglio. Tali valori consentono di definire il valore di attenuazione (DAF)

Sostanza	Concentrazione ipotizzata nella zona di miscelazione in falda	Limite di contaminazione per le acque sotterranee (D.M. 471/99)	Site Specific Target Levels Per bonifica per scopi		
			Residenziali	Commerciali	Potabili
Fenoli	6	-	37	100	-
Mercurio	0.0033	0.001	<u>0.018</u>	5.1 · 10⁻²	<u>1.7 · 10⁻³</u>
Cromo III	0.4	0.05	110	310	150
Cadmio	0.017	0.005	0.0031	0,0087	<u>0,1</u>
Benzo (a) antracene	0.016	0.0001	<u>2 · 10⁻⁴</u>	<u>6.6 · 10⁻⁴</u>	<u>1.7 · 10⁻⁴</u>
Benzo (a) pirene	0.0016	0.00001	<u>2 · 10⁻⁵</u>	<u>6.6 · 10⁻⁵</u>	<u>1.7 · 10⁻⁵</u>
Benzo (k) fluorantene	0.0048	0.00001	<u>2.1 · 10⁻³</u>	>43 10 ⁻⁴	<u>8.9 · 10⁻⁵</u>
Benzo (g,h,i) perilene	0.0016	0.00001	>7 · 10⁻⁴	>7 · 10⁻⁴	<u>1.8 · 10⁻⁵</u>
Dibenzo (a,h) antracene	0.0016	0.00001	<u>2.1 · 10⁻⁵</u>	<u>7 · 10⁻⁵</u>	<u>1.8 · 10⁻⁵</u>
Indeno (1,2,3,c,d)	0.0048	0.0001	<u>2.1 · 10⁻⁴</u>	<u>7 · 10⁻⁴</u>	<u>1.8 · 10⁻⁴</u>

Tabella I – Concentrazioni (in mg/L) delle sostanze pericolose supposte presenti in falda in seguito a potenziali contaminazioni da percolati di discarica e limiti massimi possibili per le stesse, in funzione della diversa destinazione d'uso del sito e della falda sotterranea. Sono stati sottolineati i limiti superati dalle concentrazioni ipotizzate nella zona di miscelazione

Esposizione all'acqua sotterranea Per le sostanze cancerogene	Rischio individuale	Limite	Rischio cumulativi	Limite
	82×10^{-6}	10^{-6}	2.7×10^{-4}	10^{-5}
Esposizione all'acqua sotterranea Per le sostanze tossiche	Indice di pericolo individuale	Limite	Indice di pericolo cumulativo	Limite
	1.8	1	2.5	1

Tabella II – Indici di rischio calcolati da RBCA per un sistema fratturato presso Mass. Formica (Brindisi), per una ipotetica percolazione di sostanze pericolose nel sottosuolo

utilizzato nel calcolo del rischio (v. Tabella I). Il valore del rischio carcinogenico, nel caso di contaminazione ipotizzata, per lo scenario di esposizione considerato relativamente ad un recettore posto a 600 m di distanza dal sito, viene superato sia nel caso di rischio incrementale sia per quello cumulativo. Allo stesso modo risulta superato il limite di rischio per le sostanze tossiche (Tabella II). Sulla base dei risultati ottenuti, è stata condotta l'analisi di rischio inversa, finalizzata alla determinazione dei SSTL (v. Tabella III), cioè degli obiettivi locali di bonifica per uso residenziale o domestico, oppure, commerciale. In merito all'uso potabile, invece, questo deriva esclusivamente dall'imposizione del limite legislativo vigente nel nostro Paese, prescindendo dal tipo di utilizzo dell'acqua. In sostanza, una volta accertato il superamento dei valori di rischio, si determinano quei valori di concentrazione massimi possibili, che garantiscano livelli sanitario - ambientali accettabili per l'esposizione considerata. Tali limiti potranno essere utilizzati per pianificare interventi di bonifica, in modo che nel pozzo bersaglio vengano rispettate le condizioni di potabilità delle acque previste dal nuovo D.Lgs. n. 31 del 2/02/2001 (G.U. n. 52 del 3/03/2001).

Per evidenziare le peculiarità della metodologia proposta, il calcolo è stato ripetuto ipotizzando un'identica contaminazione per un acquifero poroso. In sostanza è stata studiata una situazione ideale, in cui la stessa contaminazione riguarda un acquifero poroso anziché fratturato. In tal caso, in RBCA sono stati immessi gli stessi parametri idrodinamici equivalenti a quelli esaminati, cioè velocità di filtrazione, immagazzinamento e trasmissività idraulica. Al fine di rendere equivalente anche il grado di dispersione osservato nel pozzo bersaglio, è stata calcolata la dispersività empirica (23 m) (Masciopinto, 1999) direttamente dalle curve di concentrazione in figura 5. Questo valore deriva, come noto, dalla relazione intercorrente tra il coefficiente di dispersione idrodinamica D , o meglio il numero di Peclet Pe , ed il momento del secondo ordine della curva di restituzione del contaminante, cioè

$$\frac{2}{Pe} = \frac{2D}{LV} = \frac{\sigma_t^2}{t_m^2} \quad (11)$$

dove si è indicata con L la lunghezza di riferimento, con V la velocità di filtrazione e con t_m e σ_t il valore medio e la deviazione standard del tempo di residenza delle particelle. La dispersività trasversale è stata considerata pari ad 1/5 di quella longitudinale.

Il calcolo ha fornito un valore del rischio individuale carcinogenico 29×10^{-6} ed uno cumulativo di 9.6×10^{-5} rispetto, rispettivamente a 82×10^{-6} (rischio individuale) e 27×10^{-5} sostanza (rischio cu-

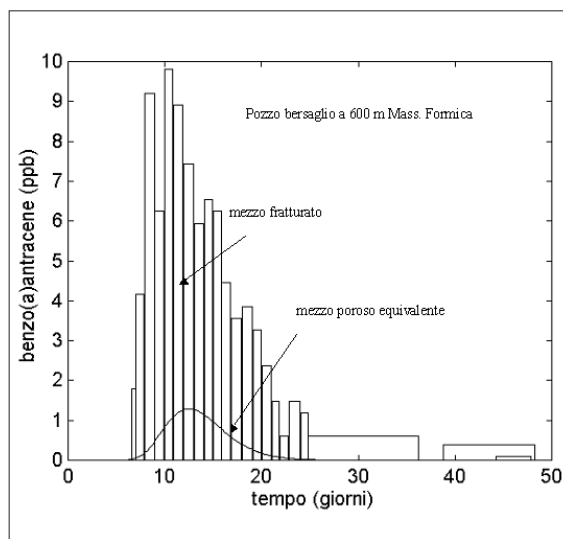


Figura 6 – Confronto tra la soluzione analitica (monodimensionale) del mezzo poroso omogeneo (Bear, 1972) ed il mezzo reale fratturato, a parità di parametri idrogeologici, grado di dispersione, condizioni iniziali ed al contorno

multiplo). Un risultato più interessante si ottiene confrontando i risultati dell'analisi svolta per le sostanze tossiche: nel caso del mezzo poroso equivalente si ottengono indici di rischio 10 volte più bassi, al punto da non richiedere interventi di bonifica.

In sostanza il confronto eseguito conferma

SOSTANZE	Site Specific Target Limits per uso:		
	Residenziale	Commerciale	Potabile
fenoli	37	100	-
mercurio	0,018	$5,1 \cdot 10^{-2}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$
cromo III	110	310	150
cadmio	0.0031	0,0087	<u>0,1</u>
benzo(a)antracene	$2 \cdot 10^{-4}$	$6,6 \cdot 10^{-4}$	$1,7 \cdot 10^{-4}$
benzo(a)pirene	$2 \cdot 10^{-5}$	$6,6 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$
benzo(k)fluoranten	$2,1 \cdot 10^{-3}$	$>43 \cdot 10^{-4}$	$8,9 \cdot 10^{-5}$
benzo(g,h,i)perilene	$>7 \cdot 10^{-4}$	$>7 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-5}$
dibenzo(a,h)antrac.	$2,1 \cdot 10^{-5}$	$7 \cdot 10^{-5}$	$1,8 \cdot 10^{-5}$
indeno(1,2,3,c,d)	$2,1 \cdot 10^{-4}$	$7 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$

Tabella III - Obiettivi locali di bonifica per uso residenziale, commerciale e potabile per mezzo fratturato

l'impossibilità di sostituire il mezzo reale con un poroso di "equi - effetto", dato che, in caso di "forzature", si avrebbe una sottostima del rischio reale da 2-3 a 10 volte (figura 6). Tali macroscopiche differenze sono da attribuirsi all'impossibilità del modello concettuale di tipo *Fickiano* nel descrivere le "canalizzazioni" del contaminante che hanno luogo nel sistema fissurativo reale (v. figure 3-4). Inoltre si presume che tali discrepanze potranno evidenziarsi notevolmente, qualora la distanza del bersaglio sia superiore ai 600 m ipotizzati nella presente nota.

5. CONCLUSIONI

Il calcolo dell'analisi di rischio, per un ipotetico sversamento in falda di un percolato di discarica, è stato eseguito integrando la procedura RBCA, con un modello matematico idoneo per lo studio dei sistemi fratturati. La metodologia ha evidenziato la facilità di applicazione della procedura *Rebecca*, anche in sistemi complessi come quello studiato. Per la contaminazione ipotizzata al pozzo bersaglio posto a 600 m di distanza, il rischio di contrarre malattie cancerogene viene superato di circa 80 volte quello individuale (10^{-6}) e di 27 volte quello cumulativo (10^{-5}), mentre i limiti di rischio per le sostanze tossiche sono superati di 2 volte. Di tutte le sostanze potenzialmente presenti in falda, le più pericolose sono risultate, oltre al cadmio, il benzo(a)antracene, benzo(a)pirene, benzo(k)fluorantene, il dibenzo(a)antracene e l'indeno, ipotizzati presenti negli oli minerali e/o idrocarburi che accidentalmente, o abusivamente, possono essere sversati sul suolo. Critiche per la contaminazione dell'acqua, sono risultate, soprattutto, le concentrazioni di alcuni idrocarburi aromatici

particolarmente nocivi e che generalmente sono presenti nei percolati provenienti da discariche per rifiuti speciali, o in siti contaminati da idrocarburi. La concentrazione di partenza, direttamente nella zona di miscelazione in falda, per tali sostanze è stata ipotizzata complessivamente di 0.04 mg/L .

Naturalmente, visto il carattere metodologico della presente nota sia le concentrazioni, sia le sostanze assunte presenti in falda, sono state desunte dalla letteratura tecnico/scientifica. Inoltre, in tale fase di studio sono state trascurate tutte le eventuali attenuazioni dovute a fenomeni di adsorbimento, precipitazione chimica e/o a biodegradazione nel sottosuolo, che possono diminuire le concentrazioni al pozzo bersaglio.

Il calcolo ha anche confermato, in base alle premesse, l'impossibilità di realizzare un modello concettuale basato sul mezzo poroso equivalente, e che in caso di "forzature" si possono ottenere valori degli anche di ordini di grandezza inferiori a quelli corrispondenti al caso reale.

BIBLIOGRAFIA

- Bear J. (1972) *Dynamics of fluids in porous media*. American Elsevier publishing Company INC., New York, pp. 119-360.
- Bellin A. (1998) *Il suolo delle eterogeneità nella bonifica degli acquiferi contaminati*, IGEA, n. 10.
- Benedini M., Di Fazio A., Masciopinto C., Vurro M. (1992) *Interpretazione delle curve di restituzione di prove in situ per lo studio della dispersione in un sistema fessurato*. Proc. XXIII Conv. di Idraulica e Costruzioni Idrauliche, Firenze, 31 agosto - 4 settembre, pp. B15-B26.
- Carrieri C., Masciopinto C. (1999) *Messa a punto di metodologie di controllo e rilevamento d'inquinamento*

da percolato di discariche. Società Chimica Italiana, divisione di Chimica Ambientale, II Scuola Nazionale - I Rifiuti, Martina Franca (TA), 19-22 settembre.

Carrieri C., Masciopinto C. (2000) *Biological nitrogen removal during percolation of municipal treated wastewater in fractured subsoil*, Annali di Chimica, 90 (1-2), pp. 55-60.

Celico F., Piscopo V. (1995) *Idrodinamica sotterranea e vulnerabilità all'inquinamento delle Piane del Sarno e del Solofrana (Campania)*. Quaderni di Tecniche di Protezione Ambientale, n. 2.

Civita M., Persicani D. (1996) *Approccio teorico alla definizione e stima della capacità di attenuazione del suolo della capacità di attenuazione del suolo nei modelli parametri di valutazione della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento*, GEAM, Anno XXXIII n. 4.

Clifton P.M., Neuman S. P. (1982) *Effects of Kriging and Inverse Modelling on Conditional Simulation of the Arva Valley Aquifer in Southern Arizona*, Water Resources Research, 18(4), pp. 1215-1234.

Connor J. A., Bowers R. L., Nevin, J. P., Fisher, R. T. (1998) *Guidance Manual for Risk-Based Corrective Action Tool Kit for Chemical Releases*, Groundwater service, Inc., 2211 Norfolk, Suite 1000, Houston, Texas 77098-4044.

Cotecchia V., Grassi D., Tadolini T. (1974) *Ground Water Pollution and Hydrogeological Features of the Karst Aquifer in Apulia (Southern Italy)*. Geol. Applicata e Idrogeologia, vol. IX.

D. Lgs. 2 febbraio 2001, *Attuazione della direttiva 98/83/CE relativa alla qualità delle acque da destinate al consumo umano*, Gazzetta Ufficiale, n. 52, 3 marzo, 2001.

Di Fazio A., Masciopinto C., Troisi S. (1996) *Tracer tests under non-linear laminar flow's regime in a karstified aquifer*, Proc. 1st International Conference "The impact of industry on groundwater resources", May 22-24, Cernobbio (Como, Italy), pp.399-410.

Di Fazio A., Maggiore, M., Masciopinto C., Troisi, S., Vurro M. (1992) *Caratterizzazione idrogeologica di una stazione di misura in ambiente carsico*. Acque Sotterranee, 2, pp. 17-26.

Di Molfetta A., Aglietto I. (1999a) *Valutazione dei siti inquinati mediante analisi di rischio*. Atti delle Conferenze di Geotecnica di Torino XVII ciclo 1999, Torino.

Di Molfetta A., Aglietto I. 1999b *La procedura di analisi di rischio sanitario ambientale*. Ingegneria e Geologia degli Acquiferi, n. 12, pp. 67-78.

EPA - (1998) *Guidelines for Ecological Risk Assessment*, Washington.

Franconi V., Alberti L. (2001) *Modellazione del sottosuolo e identificazione dei percorsi di migrazione degli inquinanti*. Rapporto GSISR N. 105 - 06/01. Milano.

Gelhar L. W. (1993) *Stochastic subsurface hydro-*

logy, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey 07632.

Giasi C. I. (1982) *Sulle problematiche connesse alla prevenzione dell'influenza marina sulle falde acquifere in aree carsiche*. II Simposio Internazionale sulla Utilizzazione delle aree carsiche, Bari.

Larcombe, M.H.E. (1971) *A List Processing Approach to the Solution of Large Sparse Sets of Matrix Equations and the Factorisation of the Overall Matrix. Large Sparse Sets of Linear Equations*. Edited by J.K. Reid. Academic Press, London, 25-40.

Lopez A., Maggiore M., Masciopinto C., Vurro M. (1996): *Evolution of groundwater pollution in a coastal aquifer*. Proceeding 1st International Conference "The Impact of Industry on Groundwater Resources", Cernobbio, Como, Italy, May 22-24.

Mariotti C., Quercia F., Carlon C., Critto A. (1999) *Relationships between site investigation activities and Risk Assessment results*. International Conference on Investigation Methods for Contaminated Sites, Lisbona.

Masciopinto C. (1999) *Parametri di spreading di un soluto in falde fratturate*. Progetto IRIS, Proposte di linee guida per la caratterizzazione, il controllo e la bonifica dei siti contaminati, Quaderno 4, Ed. Bios, pp. 301-312.

Masciopinto C., Carrieri C. (1998) *Intercettazione di percolato di discariche (RSU). Pozzo spia e campionamenti*, L'ACQUA, n. 5, 17-26.

Masciopinto C., Carrieri C., Troisi S. (2001) *Autodepurazione di scarichi domestici trattati in sistemi fessurati naturali con riduzione dell'intrusione marina in una zona del Salento*, L'ACQUA, no. 1/2001, pp. 19-26.

Masciopinto C., Benedini M., Troisi S., Straface S. (2000) *Data and models in problems of contaminant transport in groundwater*, in Groundwater Pollution Control, International Series on Progress in Water Resources, WIT press, Boston.

Masciopinto C., Di Fazio A., Troisi S. (1999) *Relation between experimental data and forecasting models for fractured aquifers*, Proc. of 2nd Symposium Protection of Groundwater from Pollution and Seawater Intrusion, Italo-Russian Institute of Education and Ecological Research - University of Bari, September 27 - October 1, Bari, pp. 327-340.

Moreno L., Neretnieks I. (1993) *Fluid flow and solute transport in a network of channels*. Journal of Contaminant Hydrology, 14, pp., 163-192.

Moreno L., Tsang Y. W., Tsang C. F., Hale V., Neretnieks I. (1989) *Flow and Tracer Transport in a Single Fracture: A Stochastic Model and Its Relation to Some Field Observations*. Water Resources Research, 24, pp. 2033-2048.

Newell C. J., McLeod R. K., Gonzales J. R. (1996) *Bioscreen natural attenuation of decision support system user's manual*, Air Force Center for Environmental Excellence (AFCEE), Brooks AFB, Texas.

Nash J. C. (1979) *Compact Numerical Method for Computers: Linear Algebra and Function Minimization*. John Wiley and Sons, New York.

Neretnieks I. (1983) *A Note on Fracture Flow Dispersion Mechanisms in the Ground*. Water Resources Research, vol. 19, pp. 364-370.

Policy Frameworks (1997) – Risk Assessment for contaminated sites in Europe, vol. II.

Quercia F. (2001) *L'analisi del rischio*, Rapporto GSISR N. 105 - 06/01. Milano.

Rinaldo A., Bellin A. (1995) *Il ruolo delle eterogeneità nell'analisi dei problemi di flusso e trasporto nei mezzi porosi*. Proc. l'Acqua nel Sottosuolo: Utilizzazione e Salvaguardia. Aspetti Geologici, Idraulici, Geotecnici e Ambientali. Taormina, May 11-13, 4, 37-46.

Robinson P. C. (1983) *Connectivity of fracture systems - a percolation theory approach*. J. Phys. A: Math. Gen., 16, pp. 605-614.

Rosti G. (1999) *L'approccio della provincia di Milano in tema di site Assessment e Site Remediation*. Workshop La Bonifica dei Siti Contaminati da Idrocarburi. Milano.

Tsang Y. W. (1992) *Usage of "equivalent apertures" for rock fractures as derived from hydraulic and tracer tests*. Water Resources Research, 28, pp. 1451-1455.

Veselic M. (1998) *Reclamation techniques in Fissured media "Protection and reclamation of groundwater contaminated by hydrocarbons"*. I.R.I.S., Ed. Bios.

Williams S. A., El Kadi A. I. (1986) *COVAR- A Computer Program for Generating Two-dimensional Fields of Autocorrelated Parameters by Matrix Decomposition*. IGWMC - International Groundwater Modeling Center, c/o Institute of Applied Geoscience, Delft, Netherlands.