

IL TRASPORTO IN CONDOTTA: VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER L'UOMO E PER L'AMBIENTE

Monaci, D.¹, Antonioni, G.¹, Bonvicini, S.¹, Cozzani, V.¹, Uguccioni, G.²

(1) Dipartimento di Ingegneria Chimica, Mineraria e delle Tecnologie Ambientali, Alma Mater Studiorum - Università di Bologna, via Terracini 28, I - 40131 Bologna (BO), Italia

(2) D'Appolonia SpA - Ufficio di Milano, via Martiri di Cefalonia 2, I - 20097 San Donato Milanese (MI), Italia

SOMMARIO

Il trasporto in condotta rappresenta la modalità di movimentazione via terra più sicura per il trasferimento di fluidi pericolosi tra due stabilimenti. Se questo è confermato dalle basse frequenze incidentali che caratterizzano le condotte, occorre tuttavia tenere presente che i quantitativi di sostanze che possono essere rilasciate da questi impianti possono essere molto elevati, anche in presenza di sezionamenti intermedi. Questa considerazione giustifica la necessità di quantificare il rischio generato dalle condotte sia per la popolazione che per l'ambiente, con particolare riferimento agli effetti negativi provocati sul suolo ed eventualmente sulla falda acquifera dai rilasci di liquidi. In questo studio viene presentata una metodologia innovativa, implementata utilizzando uno specifico strumento software, per l'analisi quantificata del rischio per l'uomo e per l'ambiente derivante dal trasporto in condotta di sostanze pericolose. La metodologia individuata è stata applicata ad un caso di studio derivato da una situazione reale del contesto nazionale, relativa ad una condotta di collegamento tra un pozzo di estrazione di petrolio e il vicino impianto di trattamento del greggio. I risultati ottenuti hanno confermato la potenzialità e l'utilità della procedura ai fini di un'analisi del rischio complessivo generato dalle condotte, dei cui risultati si possa tenere conto in modo esteso nelle sedi in cui la valutazione di rischio di un impianto si interfaccia con le attività di pianificazione territoriale.

1.0 INTRODUZIONE

È ormai riconosciuto ed accettato dalla comunità civile che ad ogni attività umana, sebbene questa sia volta ad un miglioramento della qualità della vita, possa essere intrinsecamente associato un effetto negativo sia per l'uomo che per l'ambiente. La graduale presa di coscienza di questa considerazione ha portato allo sviluppo di politiche per la sicurezza dell'uomo e per la tutela dell'ambiente che hanno prodotto direttive e leggi specifiche. Parallelamente sono state sviluppate metodologie che si propongono di valutare in modo qualitativo e/o quantitativo l'impatto potenziale di un'attività umana sull'uomo e/o sull'ambiente, associando ad essa una misura di "rischio".

L'importanza del trasporto di sostanze pericolose nel generare rischi significativi è ormai nota da tempo, essendo stata evidenziata negli anni dall'accadere di incidenti che, per gravità, sono stati spesso comparabili a quelli avvenuti negli stabilimenti a rischio di incidente rilevante [1]. Fino ad oggi, però, l'attenzione alle attività di trasporto come sorgenti di rischio è stata rivolta sostanzialmente alla valutazione del rischio per l'uomo, mentre un interesse molto inferiore è stato dedicato alla stima del rischio per l'ambiente. La ricerca presentata in questo lavoro vuole rappresentare un contributo metodologico per colmare questa lacuna, con particolare riferimento al rischio derivante dal trasporto in condotta di sostanze tossiche e infiammabili (e come tali in grado di provocare danni all'uomo) e pericolose per l'ambiente (e come tali potenzialmente in grado di contaminare il suolo e la falda acquifera). Nello specifico sono stati definiti alcuni indici di rischio ambientale ed è stata messa a punto una procedura per la loro valutazione quantitativa. La metodologia individuata è stata implementata in un modulo dedicato del software TRAT-GIS 4.1 [2] [3] [4]. Questo codice di calcolo, realizzato all'interno del Dipartimento di Ingegneria Chimica, Mineraria e delle Tecnologie Ambientali dell'Università degli Studi di Bologna, consente di effettuare l'analisi quantificata del rischio associato al trasporto stradale, ferroviario e in condotta di sostanze pericolose, impiegando sia per l'introduzione dei dati sia per la visualizzazione dei risultati un'interfaccia grafica georeferenziata.

Nell'ambito del presente lavoro si descrivono i fondamenti teorici della procedura di valutazione del rischio per l'ambiente e si illustra l'applicazione del software TRAT-GIS 4.1 (ed in particolare del modulo di calcolo del rischio per l'ambiente) ad un caso di studio desunto dal contesto nazionale.

2.0 L'ANALISI DI RISCHIO DEL TRASPORTO IN CONDOTTA

La consapevolezza che al trasporto di sostanze pericolose possono essere associati rischi non trascurabili ha portato ad estendere le metodologie dell'analisi di rischio, inizialmente sviluppate per gli stabilimenti nell'ambito della Quantified Risk Analysis (QRA) [5], anche a questa tipologia di sorgenti, dando così vita ad una serie di metodologie specifiche per le attività di trasporto e contribuendo alla nascita della Transportation Risk Analysis (TRA) [6]. Con specifico riferimento al trasporto in condotta, lo schema concettuale alla base di una analisi di rischio per questo impianto prevede le seguenti fasi:

- definizione degli indici di rischio da stimare;
- descrizione del sistema "condotta";
- descrizione dell'ambiente (in senso lato) in cui esso è collocato;
- identificazione degli eventi iniziatori di un rilascio e stima della loro frequenza di accadimento;
- identificazione delle categorie di rottura e stima della loro probabilità di accadimento;
- identificazione (per ogni categoria di rottura) degli scenari incidentali finali e stima della loro frequenza di accadimento;
- stima delle conseguenze e dei danni degli scenari incidentali finali;
- ricomposizione delle frequenze di accadimento e dei danni degli scenari incidentali finali ai fini del calcolo degli indici di rischio.

Lo schema sopra delineato si applica sia per il calcolo del rischio per l'uomo, sia per la stima del rischio ambientale. Risulteranno evidentemente diversi nei due casi la definizione degli indici di rischio, gli scenari incidentali finali e la descrizione dell'"ambiente": nel caso del rischio per l'uomo essa sarà costituita dalla descrizione della popolazione, nel caso del rischio per l'ambiente si farà riferimento all'ambiente in senso stretto ed in particolare alla componente "suolo e acque sotterranee", che è senz'altro quella potenzialmente più danneggiata dallo sversamento accidentale di un liquido pericoloso per l'ambiente.

Per quanto riguarda la valutazione del rischio per l'uomo, gli indici di riferimento adottati sono quelli tradizionalmente impiegati nell'ambito della QRA e TRA a questo scopo [5] [6], ovvero il rischio locale (espresso come la frequenza annua di un individuo permanentemente collocato senza mezzi di protezione in un punto dell'area circostante la condotta) ed il rischio sociale, espresso tramite la curva F/N , dove F indica la frequenza annua con cui la condotta può generare incidenti in grado di determinare un numero di morti uguale o maggiore di N . Poiché anche per quello che riguarda la procedura di valutazione di questi indici non vi sono significative differenze nella metodologia implementata nel software TRAT-GIS 4.1 con la procedura solitamente adottata per le condotte (che può ritenersi ben consolidata [6] [7]), nel seguito si fa riferimento esclusivo alla definizione ed alla procedura di calcolo degli indici di rischio ambientale.

3.0 DEFINIZIONE DEGLI INDICI DI RISCHIO AMBIENTALE

Per la valutazione del rischio ambientale non sono reperibili - né in letteratura, né nella prassi delle aziende - indici affermati; nell'ambito della metodologia individuata sono stati pertanto definiti i seguenti indici, che fanno riferimento alla contaminazione del suolo e del sottostante acquifero:

- il rischio locale ambientale: esso è dato dall'entità della contaminazione per il suolo circostante la condotta ed, eventualmente, per il sottostante acquifero; in particolare l'estensione della contaminazione è espressa come volume contaminato V_{soil} per il suolo e come superficie contaminata A_{gw} per l'acquifero. Poiché, a parità di sversamento di liquido, l'entità della contaminazione dipende dalle caratteristiche di permeabilità del suolo e dalla profondità

dell'acquifero e queste grandezze variano in generale da punto a punto lungo il percorso della condotta, anche il rischio ambientale locale varia da punto a punto della condotta;

- il rischio sociale ambientale: esso è espresso in termini di curve di frequenza cumulata, in modo analogo al rischio sociale per l'uomo. In particolare è possibile fare riferimento a:
 - la curva F/V_{soil} per il suolo, dove F esprime la frequenza annua che si verifichi un evento in grado di determinare la contaminazione di un volume di suolo uguale o maggiore di V_{soil} ;
 - la curva F/A_{gw} per l'acquifero, dove F esprime la frequenza annua che si verifichi un evento in grado di determinare la contaminazione di una superficie di acquifero uguale o maggiore di A_{gw} .

Associando al volume di suolo ed alla superficie di acquifero contaminati un costo unitario di disinquinamento (cioè per unità di volume e per unità di superficie) ai fini di ripristinare concentrazioni dei contaminanti inferiori ai limiti di legge, è possibile trasformare le misure di rischio sopra definite in indici monetizzati. In particolare è possibile definire i seguenti indici monetizzati:

- il rischio locale ambientale monetizzato: esso è dato dai costi di decontaminazione del suolo M_{soil} e dell'acquifero M_{gw} sottostante la condotta. Poiché, per quanto detto, l'entità della contaminazione varia da punto a punto lungo il percorso della condotta, anche i valori del rischio locale ambientale monetizzato variano lungo il percorso della tubazione;
- il rischio sociale ambientale monetizzato: esso è espresso in termini di curve di frequenza cumulata, tramite:
 - la curva F/M_{soil} per il suolo, dove F esprime la frequenza annua che si verifichi un evento a cui corrisponde un costo di trattamento del suolo uguale o maggiore di M_{soil} ;
 - la curva F/M_{gw} per l'acquifero, dove F esprime la frequenza annua che si verifichi un evento a cui corrisponde un costo di decontaminazione dell'acquifero uguale o maggiore o maggiore di M_{gw} .
 - la curva F/M_{env} complessiva per il suolo e l'acquifero, dove F esprime la frequenza annua che si verifichi un evento a cui corrisponde un costo di decontaminazione complessivo del suolo e dell'acquifero uguale o maggiore o maggiore di M_{env} ; la curva F/M_{env} si ottiene dalla somma delle curve F/M_{soil} e F/M_{gw} .

4.0 LA METODOLOGIA DI CALCOLO DEGLI INDICI DI RISCHIO AMBIENTALE

4.1 Modellazione dell'infiltrazione del liquido nel suolo

La descrizione della metodologia per il calcolo del rischio ambientale richiede di avere ben chiaro come avviene la contaminazione del suolo e dell'acquifero. Osservando la Fig. 1, che contiene una schematizzazione estremamente semplificata della sezione verticale del suolo e dei fenomeni infiltrativi che si verificano in caso di sversamento, si può notare come il liquido caduto sul terreno determina la formazione di una pozza di estensione più o meno ampia. Dalla pozza, attraverso la superficie del terreno, il liquido tende ad infiltrarsi in profondità per effetto della forza di gravità, attraversando il suolo cosiddetto "insaturo"; è contrasto nella sua discesa dalle forze di adesione del liquido alla superficie dei pori del terreno stesso. Una volta superato lo strato insaturo, il liquido raggiunge la tavola d'acqua, che delimita superiormente la falda acquifera sotterranea. Se il liquido ha un peso specifico minore di quello dell'acqua - è questo il caso della quasi totalità delle sostanze idrocarburiche trasportate in condotta indicate con l'acronimo LNAPL - Light Non-Aqueous Phase Liquid-, esso stratifica sulla tavola d'acqua formando una lente, a partire dalla quale si disperde nella direzione di moto dell'acqua sotterranea [8].

A parità di sversamento, l'entità della contaminazione dipende dalla profondità Z_{gw} alla quale si trova la tavola d'acqua (ovvero dall'estensione verticale della zona insatura) e dalle caratteristiche del suolo; ai fini di una prima valutazione del rischio ambientale, il suolo sottostante uno specifico punto della condotta si può caratterizzare tramite due soli parametri, la porosità e la conducibilità idraulica, espressi come valore medio per l'intera estensione della zona insatura al di sotto del punto di tubazione considerato. Tuttavia l'estrema ampiezza del campo di variabilità che questi due parametri possono avere ha suggerito, ai fini del calcolo del rischio ambientale, di individuare un numero limitato di tipologie di suolo sulla base della tessitura dello stesso e di assegnare ad ogni classe valori specifici di porosità e conducibilità idraulica, in modo che, anche in assenza di dati di dettaglio (che possono essere di difficile reperibilità, specie nel caso di condotte molto lunghe), sia comunque possibile effettuare una stima di massima del rischio ambientale generato dalla condotta.

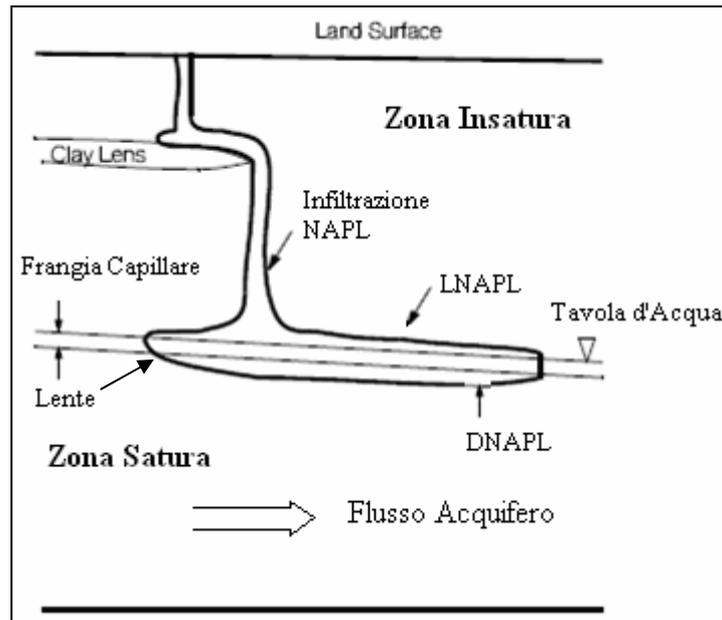


Figura 1. Schematizzazione della sezione verticale del suolo e dei fenomeni infiltrativi

Nell'ambito della metodologia individuata, la stima dell'entità della contaminazione provocata dallo sversamento di un liquido idrocarburico è stata effettuata tramite un modello di screening detto HSSM (*Hydrocarbon Spill Screening Model* [8]). Questo modello, che è stato implementato in un software di facile uso, si compone di tre moduli di calcolo distinti ed interfacciati in modo da poter essere eseguiti in sequenza, ovvero:

- il modulo KOPT che descrive la contaminazione nella zona insatura;
- il modulo OILENS che descrive la formazione della lente idrocarburica sulla tavola d'acqua;
- il modulo TGSPLUME che descrive come, a partire dalla lente, il contaminante si disperde nell'acqua di falda.

Modulo KOPT

Il modulo KOPT (*Kinematic Oily Pollutant Transport* [8]) simula l'infiltrazione del liquido nella zona insatura, ovvero il suo trasporto verso la falda acquifera. Esso consta di un modello cinematico monodimensionale che permette di seguire nel tempo l'avanzamento del fronte di infiltrazione in profondità del contaminante e di descriverne l'andamento in direzione verticale della concentrazione.

Modulo OILENS

Il modulo OILENS [8] simula la formazione e lo spandimento laterale della lente idrocarburica (supposta circolare) sulla tavola d'acqua, fornendo l'andamento temporale delle sue dimensioni

(spessore e raggio) e della portata massica di contaminante che dalla lente si dissolve in acqua e va ad alimentare il pennacchio.

Modulo TGSPLUME

Il modulo TGSPLUME (*Transient Source Gaussian Plume* [8]) è costituito da un modello gaussiano che descrive la dispersione del contaminante nell'acqua di falda; il modello, che è bidimensionale, fornisce l'andamento delle concentrazioni sul piano orizzontale (il piano x - y , essendo x la direzione di moto della falda), mentre l'interessamento della falda in direzione verticale è trascurato, nel senso che il modello non calcola un profilo di concentrazione in direzione verticale, ma fornisce semplicemente un valor medio di concentrazione in direzione z .

4.2 Stima dell'entità della contaminazione del suolo e dell'acquifero

A differenza degli scenari incidentali dannosi per l'uomo, che si manifestano in generale in concomitanza dell'inizio del rilascio o nei minuti immediatamente successivi, la contaminazione del suolo avviene in tempi più lunghi, tali da consentire in generale l'intervento di una squadra di emergenza che potrà adoprarsi per evitare che il liquido già infiltrato arrivi in profondità e, una volta raggiunta la falda acquifera, si disperda contaminando zone di ampia estensione lontane dal punto di infiltrazione. Successivamente sarà possibile mettere in atto misure di bonifica del terreno contaminato ai fini di ripristinare l'area interessata dall'incidente.

Risulta evidente da quanto sopra esposto che l'entità della contaminazione dipende fortemente dai tempi di intervento della squadra di emergenza. Nell'ambito della metodologia proposta si sono individuati tre tempi caratteristici, ciascuno corrispondente ad una specifica azione di emergenza; essi sono valutati a partire dal momento in cui si verifica l'incidente ed ha inizio il rilascio dalla condotta, assunto come istante iniziale. Un primo tempo caratteristico, il tempo t_1 , corrisponde al completamento (da parte della squadra di emergenza) delle operazioni di scotico, volte a rimuovere lo strato più superficiale di terreno, che viene generalmente inviato in discarica. Nel caso più favorevole, che si verifica se l'intervento della squadra è tempestivo ed in caso di terreno poco permeabile, questa operazione consente di rimuovere tutto il volume di suolo contaminato. Occorre mettere in evidenza che è plausibile ritenere come nella maggior parte dei casi, al momento dell'intervento della squadra di emergenza, il liquido abbia già attraversato la zona di scotico e come quindi uno scavo superficiale sia inutile ai fini di evitare l'infiltrazione del contaminante in profondità. Se dunque il contaminante ha raggiunto livelli più profondi di quelli rimuovibili con una semplice operazione di scavo ed è in moto verso la falda o addirittura l'ha già raggiunta, è necessario un secondo intervento (che terminerà al tempo t_2), che ha come scopo il contenimento laterale della propagazione del contaminante disciolto in falda; il suo pennacchio infatti può essere intercettato con opere di sbarramento messe in posa nella direzione dell'acquifero. Al completamento di tali opere la falda sotterranea è messa in sicurezza, in quanto la sua porzione più contaminata è confinata ed isolata: il pennacchio idrocarburico non può più allungarsi in direzione x , ma eventualmente solo allargarsi lateralmente in direzione y . Una volta effettuata questa operazione, è possibile dare inizio alle opere di bonifica e ripristino dell'area, all'inizio delle quali corrisponde il tempo t_3 . Il tempo t_3 è dell'ordine di grandezza di decine di giorni, in quanto il piano di bonifica deve essere progettato in dettaglio (anche in funzione dei risultati della caratterizzazione chimica delle acque sotterranee) e debitamente autorizzato prima di essere messo in atto.

La valutazione dell'estensione della contaminazione avviene dunque nel seguente modo. In seguito alla rottura della condotta ed al rilascio di liquido si forma una pozza (supposta generalmente di sezione circolare) di raggio R_p e di superficie A_p . Da questa superficie il fronte di liquido idrocarburico si infiltrerà nel terreno per una profondità $Z_{fr}(t)$ crescente nel tempo e stimabile tramite il modulo KOPT. Il volume del cilindro di sezione A_p e di altezza Z_{fr} rappresenterà il volume V_{soil} di suolo inquinato. In via generale tale volume è ripartibile in due aliquote differenti, per la destinazione finale ad esse riservata: un primo volume di terreno V_{sc} , corrispondente alla profondità di scotico che verrà inviato in discarica ed un secondo volume di terreno V_{ins} , che invece verrà successivamente sottoposto a trattamento per ridurre la concentrazione di contaminante in esso presente. Se al tempo t_1 la quota

$Z_{fr}(t_1)$ è inferiore alla profondità di scotico, solo lo strato più superficiale del terreno è contaminato: in tal caso V_{ins} è nullo; in caso contrario V_{ins} è diverso da zero e l'idrocarburo si infiltrerà in profondità, eventualmente determinando la contaminazione della falda. In questo caso tramite il modulo OILENS è possibile stimare il raggio massimo R_l della lente idrocarburica, a partire dalla quale si forma il pennacchio la cui dispersione nella direzione di flusso dell'acquifero è valutabile tramite il modulo TGSPLUME. Se la squadra di emergenza riesce a mettere in loco delle barriere di contenimento, lo sviluppo del pennacchio nella direzione di flusso dell'acquifero terminerà al tempo t_2 . Tali barriere andranno collocate ad una distanza $x(t_2)$ dalla zona di infiltrazione tale da far sì che sia delimitata tutta la zona nella quale si prevede che l'inquinante abbia una concentrazione superiore al limite massimo ammissibile per legge c_o . Si potrà quindi assumere che alla distanza $x(t_2)$ corrisponda l'estensione massima in direzione x dell'isopleta relativa alla concentrazione c_o .

Nel tempo che intercorre dalla messa in sicurezza all'avvio delle operazioni di bonifica (a cui corrisponde il tempo t_3), il pennacchio potrà soltanto allargarsi per diffusione in direzione y , fino ad un valore massimo $y(t_3)$. Per una stima di massima di $y(t_3)$, è possibile assumere questa grandezza come proporzionale a $x(t_2)$ tramite un fattore pari al rapporto tra i coefficienti di dispersione laterale a_y e longitudinale a_x del modello gaussiano di dispersione. Osservando la Fig. 2, in cui è riportato uno schema del pennacchio nel piano x - y , si può notare come la superficie di falda contaminata A_{gw} corrisponda all'area di un trapezio di semi-basi $B' = R_l$ e $B'' = y(t_3)$ e di altezza $L = R_l + x(t_2)$.

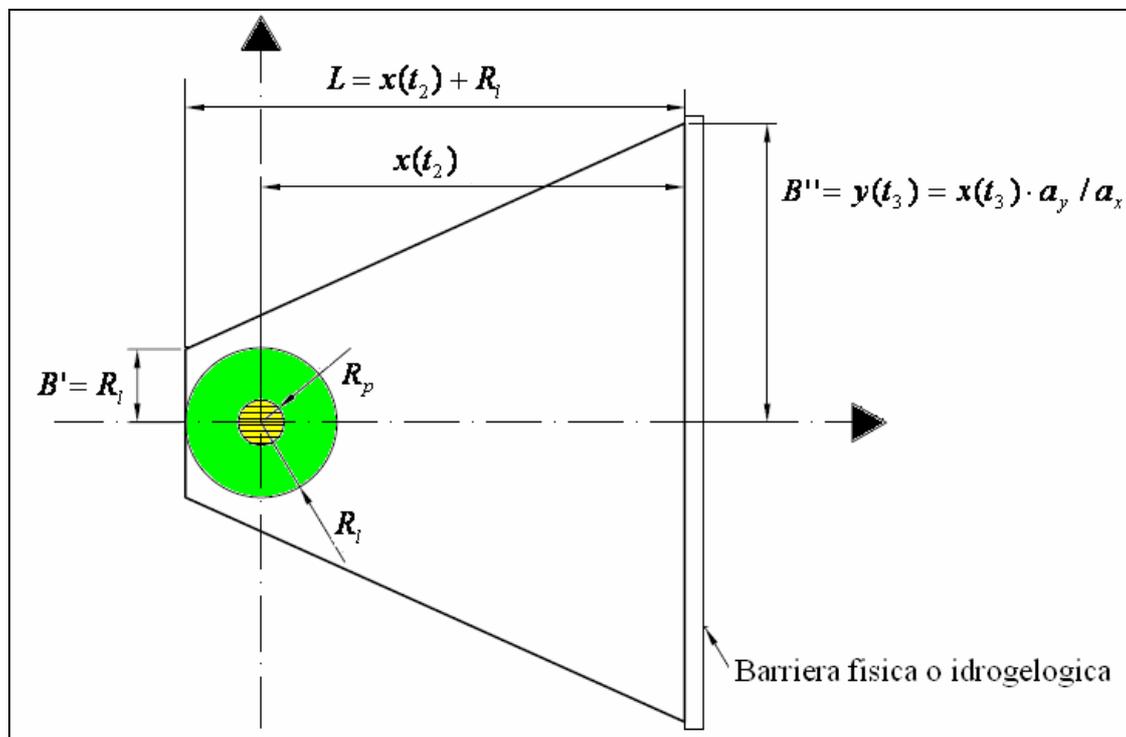


Figura 2. Schematizzazione del pennacchio intercettato dalle barriere di sicurezza

Maggiori dettagli sul meccanismo di contaminazione del suolo e dell'acquifero e sulla procedura per stimarne l'entità si possono trovare in [9] [10] [11] [12]. I valori di V_{sc} , V_{ins} e A_{gw} ottenuti per ogni punto della condotta tramite il software HSSM, costituiscono i dati in ingresso al software TRAT-GIS 4.1 che effettua la ricomposizione del rischio calcolando gli indici di rischio ambientale precedentemente definiti.

5.0 APPLICAZIONE DEL SOFTWARE TRAT-GIS 4.1 AD UN CASO DI STUDIO

La metodologia sopra descritta per il calcolo del rischio ambientale è stata applicata a diversi casi di studio, in parte fittizi ed in parte realmente presenti sul territorio italiano [13]. A titolo di esempio nel presente lavoro verrà data illustrazione di uno dei casi reali esaminati, già oggetto di una valutazione

del rischio per l'uomo effettuata nell'ambito degli adempimenti richiesti per gli stabilimenti a rischio di incidente rilevante.

La condotta in esame, che ha una lunghezza complessiva di 1946 m ed un diametro $\Phi=8''$, corre in un'area costiera trasferendo un greggio petrolifero dal pozzo di estrazione al vicino impianto di lavorazione. Il suo percorso è visualizzabile nella Fig. 3. Nello specifico la zona attraversata dalla condotta è scarsamente popolata, trattandosi di un'area in parte a destinazione agricola ovvero coltivata a vigneto, in parte incolta e ricoperta da vegetazione arbustiva; vi sono numerosi attraversamento stradali e in più l'attraversamento del fossato di un corso d'acqua a carattere torrentizio. La condotta è interrata ad una profondità non inferiore a 2 m all'interno di una trincea a sezione rettangolare, avente una larghezza di 0,5 m. Il suolo sottostante la condotta è del tipo "sabbioso-argilloso", in virtù della vicinanza al mare dell'impianto; si è assunto che esso abbia caratteristiche uniformi per tutta la lunghezza della stessa, in ragione della brevità della condotta stessa. La profondità della falda acquifera è stata assunta pari alla quota altimetrica della tubazione, che è di 15 metri, ovvero si è ipotizzato che la falda si trovi allo stesso livello del mare: anche questa assunzione è giustificata dalla vicinanza al mare. In caso di incidente è ragionevole assumere che la messa in posa delle barriere di sicurezza richieda 2 giorni (t_2) e le operazioni di bonifica abbiano inizio a dopo 30 giorni (t_3). Dalla letteratura si può inoltre assumere che i costi unitari di risanamento abbiano i seguenti valori: 20 €/ m³ per lo scotico, 8 €/m³ per il trattamento del terreno, 10 €/m² per il trattamento dell'acquifero.



Figura 3. Mappa dell'area e del percorso della condotta

Per caratterizzare le rotture della condotta in questione, si è fatto riferimento ai dati statistici riportati nel 5° Rapporto "European Gas Pipeline Incident Data Group" [14]. Da questo rapporto si deduce come gli incidenti che caratterizzano le condotte siano dovuti a 5 diverse cause e siano riconducibili a 3 differenti categorie di rottura (indicate con $CR1$, $CR2$, $CR3$) corrispondenti a fori di diverso diametro. Le frequenze di rilascio per ogni categoria di rottura e per ogni causa sono indicate nella tabella 1.

Tabella 1. Frequenze di rilascio e caratterizzazione dei rilasci per la condotta in esame

CATEGORIA DI ROTTURA⇒ CAUSA DI ROTTURA ↓	FREQUENZE DI RILASCIO (eventi/anno/km)			
	CR1 $\Phi_{CR1}=0,05 \cdot \Phi$	CR2 $\Phi_{CR2}=0,20 \cdot \Phi$	CR3 $\Phi_{CR3}=\Phi$	Totale
1. Interferenza esterna	7.20E-05	2.27E-04	6.13E-05	3.60E-04
2. Difetto di costruzione o del materiale	3.89E-06	5.84E-06	0	9.73E-06
3. Corrosione	1.19E-04	9.73E-06	0	1.28E-04
4. Eventi naturali (ad es. frane)	2.16E-06	3.27E-06	3.81E-06	9.24E-06
5. Altre cause	4.57E-05	5.64E-06	0	5.14E-05
Frequenza di rilascio totale	2.42E-04	2.51E-04	6.51E-05	5.59E-04

Il greggio trasportato dalla condotta è costituito da un liquido in pressione in cui sono disciolti composti gassosi; una volta rilasciato a pressione atmosferica, esso dà luogo ad una fase gassosa con caratteristiche di infiammabilità (trattandosi di una miscela idrocarburica) e di tossicità (a causa della presenza nel greggio di H₂S) e ad una fase liquida con caratteristiche di infiammabilità e di pericolosità ambientale. L'albero degli eventi sviluppato a partire dal rilascio è riportato nella Fig. 4.

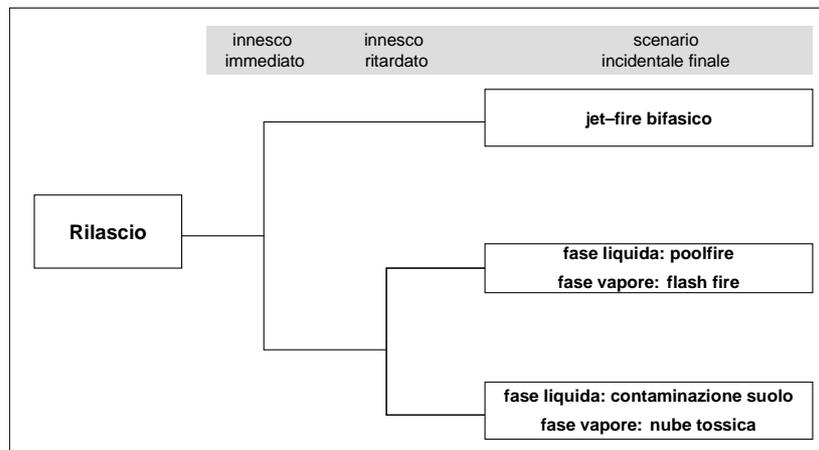


Figura 4. Albero degli eventi post-rilascio

Tramite l'applicazione di opportuni modelli sorgente è stato possibile innanzitutto valutare, per ogni categoria di rottura, la portata fuoriuscita, il grado di vaporizzazione del rilascio e le composizioni della frazione liquida e della frazione vaporizzata. Poi, tramite specifici software per la valutazione delle conseguenze è stato possibile stimare l'andamento spazio-temporale degli effetti fisici corrispondenti al jet-fire, alla pool-fire, al flash-fire e alla nube tossica. Per ogni scenario la distribuzione degli effetti fisici è stata trasformata in distribuzione di vulnerabilità (ovvero in probabilità di morte); dalla combinazione della vulnerabilità e della frequenza di accadimento di ogni scenario, tramite la procedura cosiddetta di "ricomposizione del rischio", si sono determinate la distribuzione del rischio locale (riportata nella Fig. 5a) e la curva F/N (riportata in Fig. 5b). Osservando la Fig. 5a, si può notare il rischio locale abbia valori non trascurabili, superando in prossimità della condotta il valore di 10^{-6} eventi/anno, che è spesso considerato come una soglia limite ai fini della pianificazione territoriale.

Per stimare la contaminazione del suolo ai fini del calcolo del rischio ambientale, si è fatto riferimento al benzene, che, tra i composti che formano la fase liquida, è sicuramente il contaminante più pericoloso, in quanto ha una solubilità in acqua molto maggiore rispetto agli altri composti della miscela idrocarburica e la sua concentrazione di saturazione in acqua è ampiamente al di sopra del limite di legge [15]). Poiché la condotta corre all'interno di una trincea, si è supposto che il fluido che fuoriesce dalla tubazione si accumuli all'interno di essa fino a riempirla; per tutte e tre le categorie di

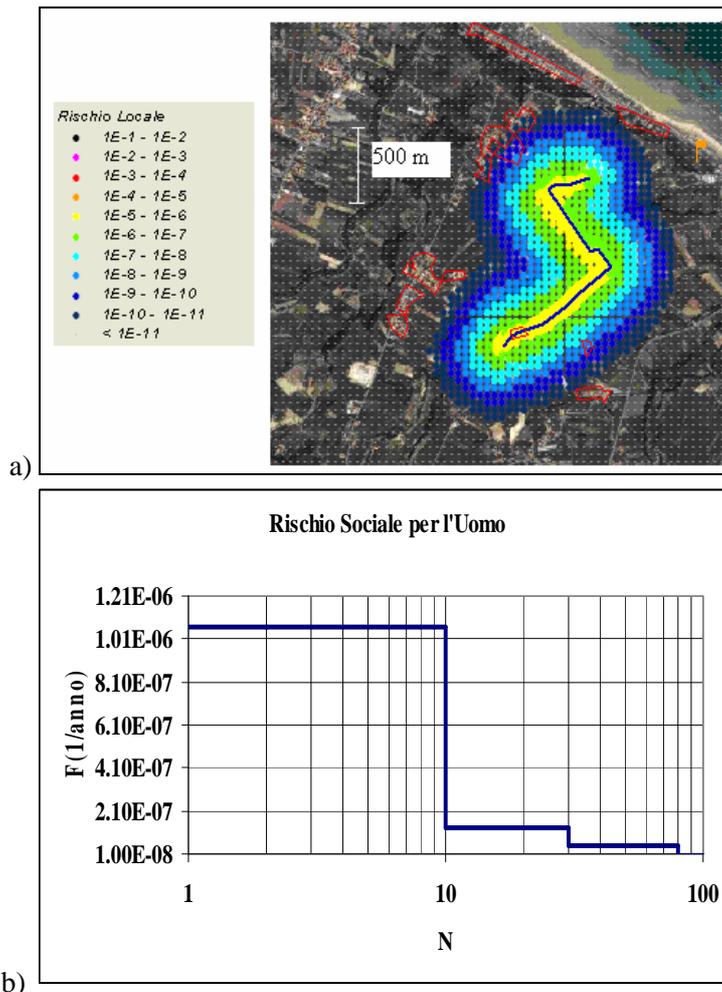


Figura 5. Software TRAT-GIS 4.1: rischio per l'uomo: a) distribuzione del rischio locale; b) curva F/N

rottura risulta che il volume di liquido fuoriuscito è pari a 63 m^3 . Tale liquido riempie interamente la trincea (che ha sezione rettangolare di $0,5 \text{ m} \times 2 \text{ m}$) per una lunghezza complessiva di 63 m , per poi infiltrarsi lentamente al di sotto della trincea stessa, con una velocità che dipende dal battente idrostatico del fluido, conservativamente assunto pari all'altezza della trincea ovvero a 2 m . Questi dati sono stati inseriti nel software HSSM per la valutazione della contaminazione ambientale. Un esempio dei risultati forniti dal tale software è riportato in Fig. 6.

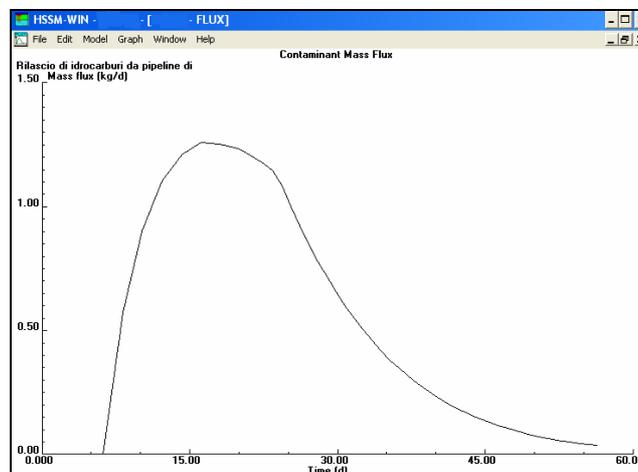


Figura 6. Software HSSM: portata di benzene che alimenta la lente sulla tavola d'acqua

Dai risultati di questo modello emerge che al momento in cui vengono messe in posa le barriere di contenimento (ovvero dopo 2 giorni dal rilascio) il contaminante ha già raggiunto la falda acquifera alla profondità di 15 m. Risulta inoltre che il volume di suolo inquinato V_{soil} è pari a circa 441 m³; di questi, circa 59 m³ costituiscono il volume di scotico V_{sc} (in questo caso corrispondete al terreno che riempie la trincea) e circa 382 m³ formano il volume di suolo da sottoporre a trattamento V_{ins} ; la superficie di falda contaminata A_{gw} è invece pari a circa 160 m². Poiché il suolo ha caratteristiche uniformi per l'intera lunghezza della condotta, i volumi e le superfici indicate (che rappresentano i valori di rischio ambientale locale) non dipendono dal punto in cui si verifica l'incidente. Essi sono riportati nella Fig. 7, che mostra anche i valori di rischio locale monetizzato; si può notare come il costo di trattamento del suolo rivesta un peso preponderante, maggiore del 50 %, nel costo totale di disinquinamento dell'area impattata da un rilascio.

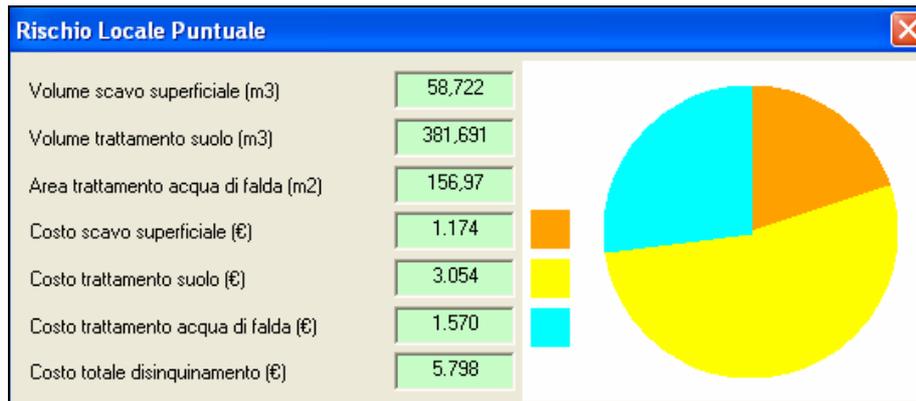


Figura 7. Software TRAT-GIS 4.1: rischio locale ambientale in un generico punto della condotta

La Fig. 8 riporta invece l'andamento del rischio locale ambientale monetizzato. Si può notare come per un valore dell'ascissa L pari a circa 1330 m, i termini in ordinata siano tutti nulli. Tale valore di L corrisponde al punto in cui la condotta attraversa il fossato; se infatti la condotta si rompe in questo punto, non si avrà una contaminazione dl suolo, bensì uno scenario di contaminazione superficiale dell'acqua che scorre nel fossato, con formazione di una lente idrocarburica superficiale che arriverà al mare e si svilupperà in corrispondenza della costa. Poiché tuttavia al momento la metodologia proposta non è in grado di valutare scenari di contaminazione delle acque superficiali, la valutazione delle conseguenze di quest'ultimo scenario non è stata effettuata.

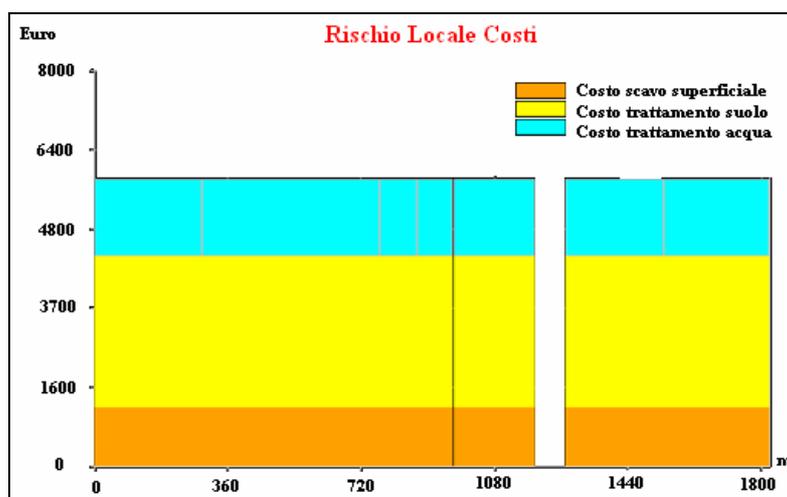


Figura 8. Software TRAT-GIS 4.1: rischio locale ambientale monetizzato lungo la condotta

In Fig. 9 è invece riportato il rischio sociale ambientale (non monetizzato e monetizzato) per l'acquifero. Come conseguenza dell'ipotesi precedentemente introdotta di omogeneità del suolo lungo la tubazione, le due curve di rischio sociale presentano un solo punto. Nel caso specifico la frequenza associata a questo punto è la somma delle frequenze di rilascio corrispondenti alle tre categorie di rottura evidenziate, moltiplicata per la lunghezza della condotta stessa. Figure analoghe si ottengono con riferimento al suolo, sia per la frazione scoticata, sia per quella da inviare a trattamento, sia per la loro somma.

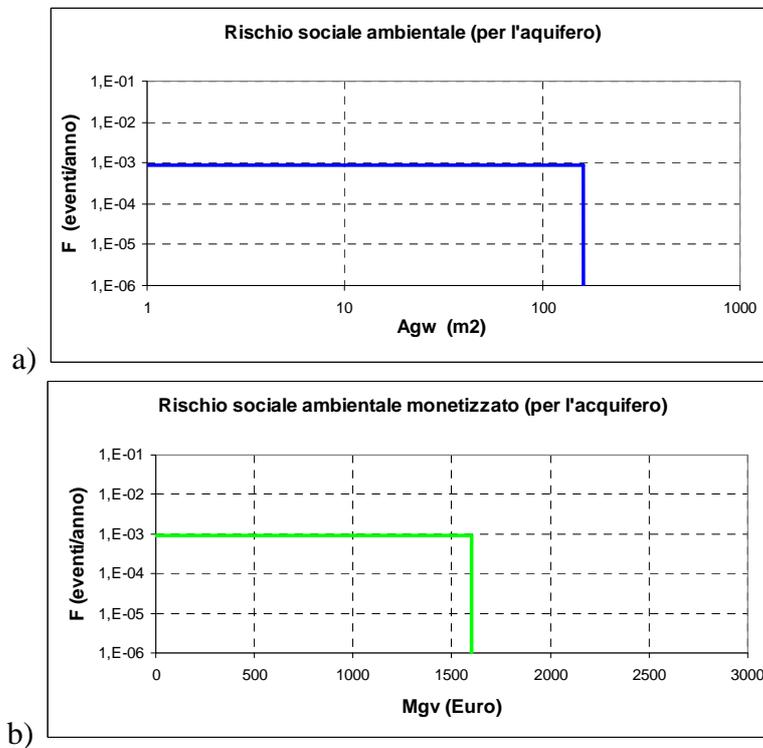


Figura 9. Software TRAT-GIS 4.1: rischio sociale per l'acquifero: a) curva F/A_{gw} ; b) curva F/M_{gw}

Effettuando la somma delle curve di rischio ambientale sociale monetizzato per l'acquifero e per il suolo, è possibile ottenere la curva di rischio sociale ambientale monetizzato complessiva, che è riportata nella Fig. 10.

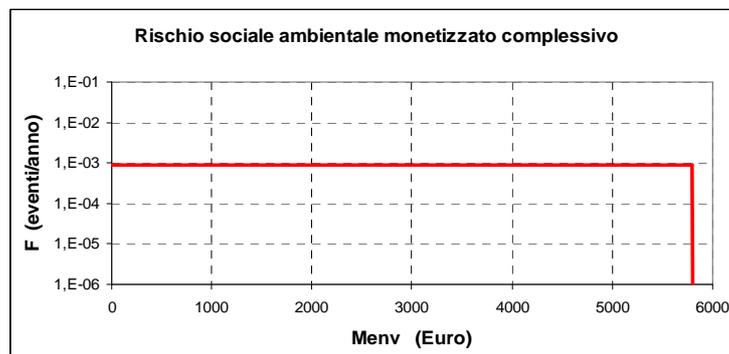


Figura 10. Software TRAT-GIS 4.1: rischio sociale ambientale monetizzato complessivo: curva F/M_{env}

6.0 CONCLUSIONI

In conclusione del presente lavoro si può affermare che è stata messa a punto e verificata una metodologia innovativa per l'analisi del rischio per l'ambiente derivante dal trasporto in condotta di sostanze pericolose. Tale procedura, implementata nel software TRAT-GIS 4.1 insieme alla più

tradizionale e consolidata metodologia di valutazione del rischio per l'uomo, consente di effettuare una valutazione complessiva del rischio generato da tale modalità di trasporto. Il caso di studio presentato offre un esempio di applicazione, tramite il software sopra citato, delle metodologie in esso implementate. I risultati ottenuti hanno dimostrato l'effettiva consistenza e la validità delle procedure messe a punto; si ritiene pertanto che esse siano riproducibili ed applicabili in qualsiasi altro contesto in cui si debba effettuare una valutazione quantificata del rischio dovuto al trasporto in condotta.

RIFERIMENTI

- [1] Fiore, R., (1994), Metodi per la quantificazione del rischio: un'applicazione al trasporto stradale di sostanze pericolose, Tesi di Dottorato di Ricerca in Ingegneria Chimica dell'Ambiente e della Sicurezza, Università di Bologna, Bologna, (Italia).
- [2] Antonioni, G. Spadoni, G., (2002), Rischi per l'uomo e l'ambiente nel trasporto di sostanze pericolose: il nuovo TRAT, Atti del Convegno VGR2k, Eds. M.Carcassi and M.Leonardi, DIMNP Università degli Studi di Pisa, Pisa (I).
- [3] Maschio, G., Milazzo, M.F., Antonioni, G., Spadoni, G., (2004), Quantitative transport risk analysis on a regional scale: an application of TRAT-GIS to East-Sicily, Proceedings of the ESREL'04 Conference (Berlin (D), 14-18 June 2004).
- [4] Milazzo, M.F., Lisi, R., Maschio, G., Antonioni, G., Bonvicini, S., Spadoni, G., (2002), HazMat transport through Ravenna town: from risk analysis suggestions for improving territorial safety, *J. Loss Prev. Process Ind.*, 15(5), 347-356.
- [5] CCPS, (1989), Guidelines for chemical process quantitative risk analysis, Centre for Chemical Process Safety, AIChE, New York (USA).
- [6] CCPS, (1996), Centre for Chemical Process Safety of AIChE, Guidelines for Chemical Transportation Risk Analysis, AIChE, New York (USA).
- [7] Committee for the Prevention of Disasters, (1999), Guidelines for Quantitative Risk Assessment (Purple Book), CPR 18E, Sdu Uitgevers, The Hague (NL).
- [8] Weaver, J.W., Chabeneau, R.J., Tauxe, J.D., Lien, B.K., Provost, J.B., (1995), The Hydrocarbon Spill Screening Model (HSSM), Volume 1: User's Guide, EPA/600/R-94/039a and "Volume 2: Theoretical Background and Source codes", EPA/600/R-94/039b.
- [9] Fehervari, M., (2002), Valutazione integrata del rischio nel trasporto stradale di prodotti petroliferi" Tesi di Dottorato in Ingegneria Chimica dell'Ambiente e della Sicurezza, Università degli Studi di Bologna, Bologna (I).
- [10] Brooks, R.H., Corey, A.T., (1964), Hydraulic Properties of Porous Media, Colorado State University Hydrology Paper, No. 3, Ft. Collins, Colorado (USA).
- [11] Carsell, R.F., Parrish, R.S., (1988), Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics, *Water Resources Research*, 24(5), 755-769.
- [12] US Environmental Protection Agency, (1989), Ecological Risk Assessment of Hazardous Waste Sites: a Field and Laboratory Reference" Washington DC (USA).
- [13] Monaci, D., (2008), Analisi quantitativa del rischio per l'uomo e per l'ambiente dovuto ad incidenti nel trasporto in condotta di sostanze infiammabili e tossiche, Tesi di Laurea Specialistica in Ingegneria Chimica e di Processo, Università degli Studi di Bologna, Bologna (I).
- [14] EGIG, (2002), European Gas pipeline Incident data Group, 5th Report of the European Gas pipeline Incident data Group.
- [15] D.M. 471 25/10/1999 Allegato 1, Parte 3 "Valori di concentrazione limite accettabili nelle acque sotterranee".