

RISCHI PER L'UOMO E L'AMBIENTE NEL TRASPORTO DI SOSTANZE PERICOLOSE: IL NUOVO TRAT

G. Antonioni, G. Spadoni
Dipartimento di Ingegneria Chimica, Mineraria e delle Tecnologie Ambientali,
Università di Bologna, Viale Risorgimento, 2 – 40136 Bologna, ITALY
e-mail: giacomo.antonioni@mail.ing.unibo.it

Sommario

Si descrivono i nuovi contenuti metodologici e le nuove funzionalità del software TRAT, che, utilizzando le specificità di un'interfaccia GIS, consente di calcolare per un'area estesa non soltanto la distribuzione e/o le curve caratteristiche delle misure tipicamente adottate per valutare il rischio di incidente rilevante (rischio individuale e sociale) nel trasporto di sostanze pericolose, ma anche alcuni indici di rischio utili a rappresentare l'impatto che gli incidenti possono causare all'ambiente ed in particolare alle componenti suolo ed acque sotterranee. Detti indici si rivelano di grande utilità qualora si voglia calcolare il rischio connesso con il trasporto stradale di alcune sostanze infiammabili quali benzine, gasoli o altre sostanze potenzialmente dannose per i ricettori ambientali; essi contribuiscono ad ottenere una valutazione del rischio con un approccio multicriteriale, nel quale si considerano in dettaglio i singoli contributi al rischio complessivo.

1. Introduzione

L'importanza del trasporto di sostanze pericolose nel generare rischi significativi per una collettività è ormai nota da tempo, essendo stata evidenziata negli anni dall'accadere di incidenti che per gravità sono risultati sovente comparabili con quelli derivanti da attività industriali a rischio di incidente rilevante. Per questa ragione e nonostante l'assenza di una normativa specifica per i "grandi rischi" nei trasporti, da tempo si utilizzano metodi e strumenti di analisi classici [1] per valutare misure quali il rischio individuale ed il rischio sociale nei trasporti di sostanze pericolose con un qualsivoglia vettore: stradale, ferroviario, navale o condotta.

Nel novero degli studi specifici condotti a livello europeo si cita, per la sua importanza, lo studio inglese [2] che ha esaminato, quantificandolo con analisi di dettaglio, il peso dei trasporti, via strada e ferrovia, nel contesto di un'intera realtà nazionale. In Italia gli studi di rischio d'area già condotti hanno considerato anche i trasporti quale componente indispensabile per formulare pareri sull'entità dei rischi complessivi in un territorio; peraltro in taluni casi il trasporto costituisce di per sé il solo ed importante contributo al rischio d'incidente in aree fortemente antropizzate [3] e la sua valutazione di dettaglio costituisce uno strumento utile a predisporre interventi per la sicurezza dei cittadini.

Per la loro distribuzione su vasti territori i trasporti stradali e ferroviari richiedono la messa a punto di strumenti specifici di analisi di rischio che consentano da un lato un'analisi dettagliata, per assicurare la "bontà" dei risultati, dall'altro una facilità di ingresso dati e rappresentazione dei risultati che ne agevoli la diffusione. Una procedura dettagliata di analisi e ricomposizione dei rischi è stata proposta in [4]; su di essa si basa il codice TRAT v.1-2 che elabora scenari incidentali dei diversi vettori di trasporto considerati e dei territori attraversati. Detti scenari appartengono alle tipologie che usualmente caratterizzano l'analisi dei rischi di incidenti rilevanti, nella quale il bersaglio utilizzato è l'uomo e il danno di riferimento generalmente adottato è il decesso di un individuo; soltanto recentemente la nuova Direttiva (la cosiddetta Seveso II) ed il suo recepimento (il D.Lgs. 334/99) hanno posto in evidenza l'esigenza di valutare anche il danno all'ambiente, in particolare alle acque.

Partendo dall'esigenza di quantificare il rischio risultante da scenari incidentali di contaminazione ambientale, è stato predisposto il codice TRAT v.3 di cui si descrivono sinteticamente nel seguito le principali innovazioni. Dapprima, in una premessa, si sottolinea l'importanza della trasposizione del software su di una piattaforma GIS, e le nuove funzionalità ottenibili, quindi, con riferimento ad uno scenario di contaminazione del terreno ed eventualmente delle acque sotterranee, si fornisce in sequenza la descrizione di: - valutazioni preliminari necessarie per stimare le conseguenze dell'incidente, - nuove misure/indici di rischio associabili e le conseguenti modifiche di procedura di calcolo effettuate, - valutazione dei costi complessiva quale parametro di analisi globale degli impatti.

2. L'applicazione informatica: struttura e caratteristiche principali

La nuova versione del software applicativo TRAT si basa necessariamente sulla precedente, ma vi aggiunge nuove funzionalità, con lo scopo di migliorarne e ampliarne le caratteristiche e la facilità d'uso.

L'introduzione di un'interfaccia ArcView GIS è l'aggiunta più rilevante per il suo utilizzo sia come interfaccia grafica in fase di input sia come visualizzazione di alcuni risultati in fase di output, dunque la nuova struttura del software può essere schematizzata come illustrato nella Figura.1. Tale struttura non differisce, in termini generali, da quella della versione precedente salvo la presenza di un modulo aggiuntivo (l'interfaccia GIS) che interagisce con il programma principale come fonte di dati, con il database in lettura/scrittura e fornisce inoltre output grafici dei risultati ottenuti dall'unità di calcolo.

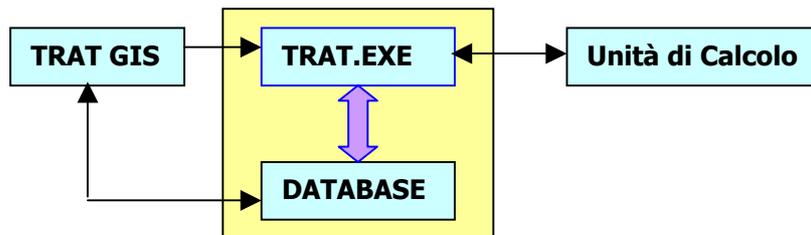


Figura 1. Struttura del TRAT 3

In particolare il supporto di un sistema di geo-referenziazione offre alcune possibilità che appaiono chiaramente anche nel seguito dell'articolo; in prima istanza si desidera puntualizzare come sia facile l'introduzione delle caratteristiche spaziali del territorio. Il primo utilizzo di ArcView GIS consiste infatti nell'agevolare l'introduzione dei dati necessari alla valutazione del rischio nel trasporto di sostanze pericolose, e dunque nella possibilità di introdurre le reti di trasporto stradali e ferroviarie, e le condotte, e di definire la distribuzione di popolazione con maggiore dettaglio. Queste informazioni, che possono costituire spesso una mole non indifferente di dati, sono sovente già disponibili presso gli enti locali in formato elettronico compatibile con ArcView e dunque è possibile accelerare il loro inserimento nel database del TRAT. Nella Figura 2 è illustrata una realtà specifica - relativa alla zona industriale di Mantova - per la quale erano disponibili moltissime informazioni in formato elettronico, che sono state quindi caricate nel progetto TRAT-GIS.

È possibile, poiché si dispone di dati opportuni, gestire aree anche molto vaste. Si può allora richiedere un'analisi di dettaglio anche per aree estese, ad esempio a dimensione regionale, per eseguire la quale il codice è stato migliorato ottenendone una versione che, ad oggi, può elaborare anche dati di più rose dei venti e consente così di caratterizzare al meglio la presenza di non uniformità nelle condizioni meteorologiche.

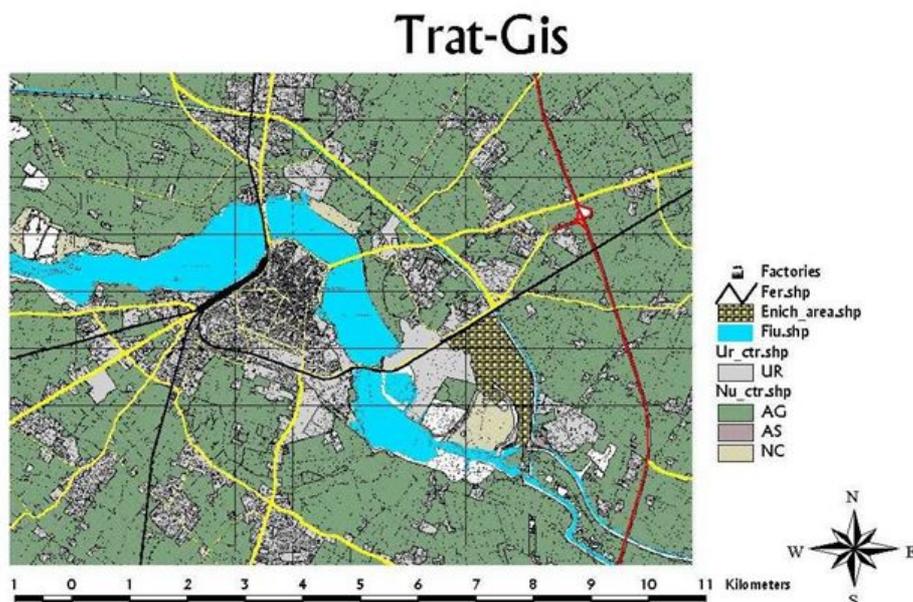


Figura 2: Utilizzo di ArcView GIS per definire il territorio [5]

3. Lo scenario di contaminazione ambientale

Come detto, la novità più significativa del codice consiste nel rendere possibile l'introduzione nell'analisi di scenari di contaminazione sul suolo e sulle acque sotterranee derivanti dallo sversamento accidentale che può aver luogo durante il trasporto di sostanze quali benzine, gasoli o altre sostanze potenzialmente dannose per gli ambienti suddetti.

Le grandezze necessarie per definire un potenziale danno ambientale sono essenzialmente, in questo caso: il volume di suolo (zona insatura) inquinato, ovvero il volume interessato dall'infiltrazione dell'inquinante, e il volume di acqua di falda all'interno del quale la concentrazione di una o più sostanze inquinanti supera la concentrazione massima ammissibile. Appare evidente come la stima di tali grandezze richieda una caratterizzazione del suolo per lo meno nelle immediate vicinanze delle rotte seguite dai vari trasporti (siano essi di tipo stradale, ferroviario o in condotta). Ovviamente grandezze come la soggiacenza della falda rispetto alla quota di rilascio o la tessitura del terreno sono, a rigore, grandezze locali. Per ridurre la quantità di dati e la complessità del problema si ricorre ad una discretizzazione e l'interfaccia GIS si rivela ancora una volta assai utile per effettuare l'operazione.

Anche in questo caso, analogamente a quanto avviene per la valutazione del rischio per l'uomo in caso di incidente rilevante, è opportuno procedere innanzitutto a un'analisi preliminare (in questo caso del suolo e del sottosuolo), sulla base della quale in seguito si potrà effettuare la ricomposizione per il calcolo del rischio d'area complessivo.

3.1 Analisi preliminare: modellazione del suolo e valutazione delle conseguenze dello scenario

Innanzitutto si sottolinea che si è scelto di utilizzare una schematizzazione molto semplice dei diversi comparti ambientali: in pratica la sezione verticale (ad esempio normale alla direzione del trasporto) ha l'aspetto illustrato in Figura 3. Inoltre il terreno di copertura e la zona insatura possono, dal punto di vista dell'analisi delle conseguenze, essere trattati come un unico strato (ovviamente con opportuni accorgimenti), dunque la prima operazione da effettuare sarà individuare tutti i tipi di terreno attraversati dai vettori di trasporto presenti nell'area in esame (intendendo per "tipi" le coppie terreno di copertura – zona insatura).

Per questa operazione esistono già diverse classificazioni [6,7] che possono aiutare a non individuare centinaia di tipologia di terreno. La più utilizzata tra queste si basa sul triangolo della tessitura dal quale si individuano 12 tipi diversi di tessitura; in teoria quindi potrebbero esistere 12 x 12 coppie di differenti copertura – zona insatura, ma il loro numero reale è certamente assai più ridotto poiché non tutte sono plausibili da un punto di vista fisico e/o geologico e nell'analisi di un'area non saranno presenti tutte contemporaneamente. È ovviamente possibile ridurre ulteriormente il numero delle classi di tessitura, per esempio a 5, ed effettuare una schematizzazione ancora più semplificata, in base alla precisione richiesta dall'analisi.

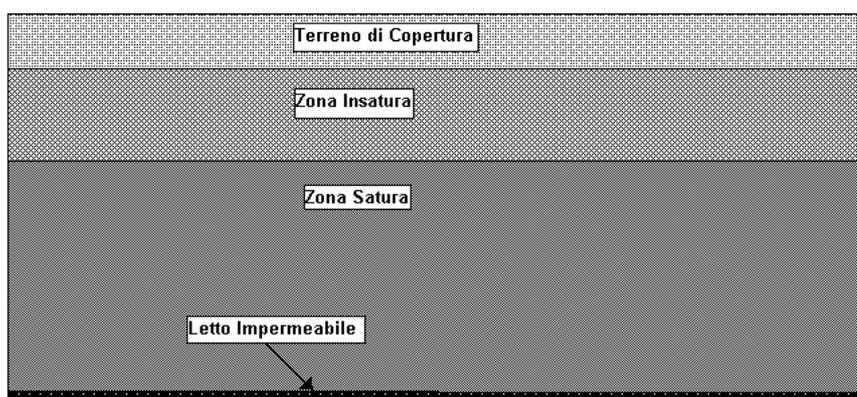


Figura 3: Sezione del sottosuolo secondo la schematizzazione adottata

Una volta individuati i tipi di suolo sarà possibile modellare le conseguenze che ciascuna sostanza potrebbe provocare, qualora il suo sversamento dovesse avvenire sui diversi terreni presenti. Si rammenta che in questo caso il termine "sostanza" è utilizzato per definire un costituente solubile che disperde nell'acquifero, e ciò significa che vanno considerate diverse le benzine senza piombo riformulate (ricche di

MTBE) e altre benzine (ad esempio contenenti ancora percentuali significative di benzene): detta distinzione non esiste quando si considera il rischio classico di incidente rilevante. La modellazione può essere svolta, con gradi di approssimazione diversi, utilizzando un qualunque modello di infiltrazione in zona insatura e/o dispersione in falda, e va effettuata per tutti i tipi di suolo e per tutti i tipi di trasporto utilizzati. E' importante tener presente che a una caratterizzazione del suolo molto grossolana non dovrebbe corrispondere una valutazione di dettaglio degli scenari di impatto ambientale.

Il risultato finale di questa analisi dovrà fornire tutte le informazioni necessarie affinché sia possibile, in seguito, ricostruire lo scenario recuperando i dati di:

- volume di suolo superficiale (terreno di copertura + zona insatura) inquinato,
- area in pianta della superficie dell'acquifero inquinata.

Entrambe queste grandezze devono essere valutabili al variare dei 2 tempi caratteristici che sono stati utilizzati per schematizzare l'azione di bonifica in questi casi: il tempo trascorso dall'istante in cui termina il rilascio (punto origine per la scala dei tempi) fino all'inizio delle operazioni di scavo (t_1), e il tempo trascorso dalla sopradetta origine all'inizio delle operazioni di bonifica (t_3) vere e proprie (se necessarie, ovvero qualora un semplice scavo non sia stato sufficiente ad asportare tutto il materiale di suolo impattato).

Questo perché i tempi di intervento caratteristici degli scenari di impatto ambientale influiscono pesantemente sulla ricomposizione del rischio [8] ed è quindi necessario poter disporre di informazioni il più possibile flessibili in questo senso.

I due tempi suddetti dipendono da una serie di fattori non facilmente individuabili e quantificabili. Se, in prima ipotesi, si ritiene il tempo di inizio delle prime operazioni dipendente fondamentalmente dalla distanza intercorrente tra il punto in cui è avvenuto il rilascio e il centro di intervento più vicino, allora, nota la rete stradale e i tempi di percorrenza medi degli archi che la compongono, tramite opportuni strumenti di geoprocessing (si veda in proposito l'esempio riportato in Appendice I) lo si può valutare. Ma in realtà il primo problema che una procedura di questo tipo presenta consiste nell'assegnazione del centro di intervento: non sempre infatti la centrale operativa (sia essa dei Vigili del Fuoco o dell'ARPA) di riferimento per un dato incidente è quella territorialmente più vicina, dovendosi in linea generale tener conto dei limiti amministrativi di competenza di ciascuna centrale. Quand'anche fosse possibile individuare un centro non necessariamente in base alla sua posizione geografica (per esempio associandone uno a ciascuna tratta), si dovrebbe poi tener presente che solo in casi molto gravi (ad esempio lo sversamento totale di una cisterna) si può supporre che i mezzi di intervento si mettano in azione pressoché istantaneamente e raggiungano il punto nel minor tempo possibile, dunque il tempo t_1 potrebbe dipendere anche dall'entità del rilascio e cioè dall'evento iniziatore considerato. Per quanto riguarda invece il tempo t_3 , la situazione è ancora più complessa in quanto in primo luogo non può essere collegato con la posizione geografica del rilascio, e inoltre, nella sua valutazione entrano in gioco anche considerazioni di tipo gestionale e amministrativo non facilmente quantificabili.

Tutto ciò premesso l'assegnazione, necessaria per la valutazione del rischio, di questi due tempi caratteristici a ciascun punto della rete di trasporto (di qualunque tipo essa sia), o per lo meno a quella parte di essa interessata al trasporto di sostanze pericolose per l'ambiente, è, allo stato attuale, lasciata all'utente che può dare un giudizio sugli elementi di incertezza sottolineati. Infatti, come è facile intuire, all'aumentare di entrambi questi di intervalli di tempo le conseguenze per il sottosuolo possono variare da trascurabili a pressoché irreversibili, e dunque in queste condizioni di incertezza non è parso per il momento opportuno automatizzare la valutazione.

L'ultima parte dell'analisi preliminare consiste nella definizione di alcuni parametri che consentiranno poi la monetizzazione del rischio ambientale. Questi parametri sono caratteristici delle tecnologie di disinquinamento che verranno utilizzate – o che si suppone potranno essere utilizzate – per la bonifica del sito. Si tratta della massima profondità di scavo raggiungibile e del costo unitario di tale intervento (cioè del costo per l'escavazione di un metro cubo di suolo), del costo di trattamento di un volume unitario di zona insatura inquinata, e infine del costo di trattamento di un metro quadrato di falda. Gli ultimi due parametri di costo dipendono strettamente dalla tecnologia che si ritiene più appropriata per affrontare un certo tipo di problema e quindi dipenderanno dal tipo di suolo e dal tipo di inquinante (cioè dalla concentrazione che può raggiungere in acqua o nell'insaturo) e di conseguenza anche dalla concentrazione obiettivo della bonifica (che non necessariamente coincide con il livello di concentrazione che determina lo stato di contaminazione). Anche in questo caso occorre preliminarmente individuare tali parametri e introdurli nel programma in fase di definizione del modello di trasporto (o template – vedi [5]). Al momento non è possibile associare due tipi di intervento diversi a uno stesso terreno anche qualora su di esso vengano trasportate 2 o più sostanze.

3.2. Introduzione dei dati e definizione territoriale specifica dello scenario

Nella fase iniziale di analisi il codice TRAT richiede la compilazione della scheda "trasporti" che contiene, in una forma particolare, le informazioni e le probabilità individuate in fase di costruzione dell'albero degli eventi per il trasporto in esame (vettore stradale,...). Nel caso in cui agli scenari di tipo

“tradizionale” (intendendo con questi quelli aventi come ricettore l’uomo), si aggiungano quelli che colpiscono l’ambiente, bisogna considerare un albero degli eventi diverso da quelli che tradizionalmente si considerano.

Preso ad esempio un qualunque liquido infiammabile (categoria che tipicamente può dare luogo ad entrambi i tipi di rischio) si avrà un albero come quello riportato in Figura 4, e ad esso si dovrà fare riferimento nel calcolare le probabilità richieste dal codice: ad esempio la probabilità di avere infiltrazione nel suolo sarà la somma delle tre probabilità relative ai rami finali dell’albero in cui tale scenario compare (anche se contemporaneamente ad altri 2).

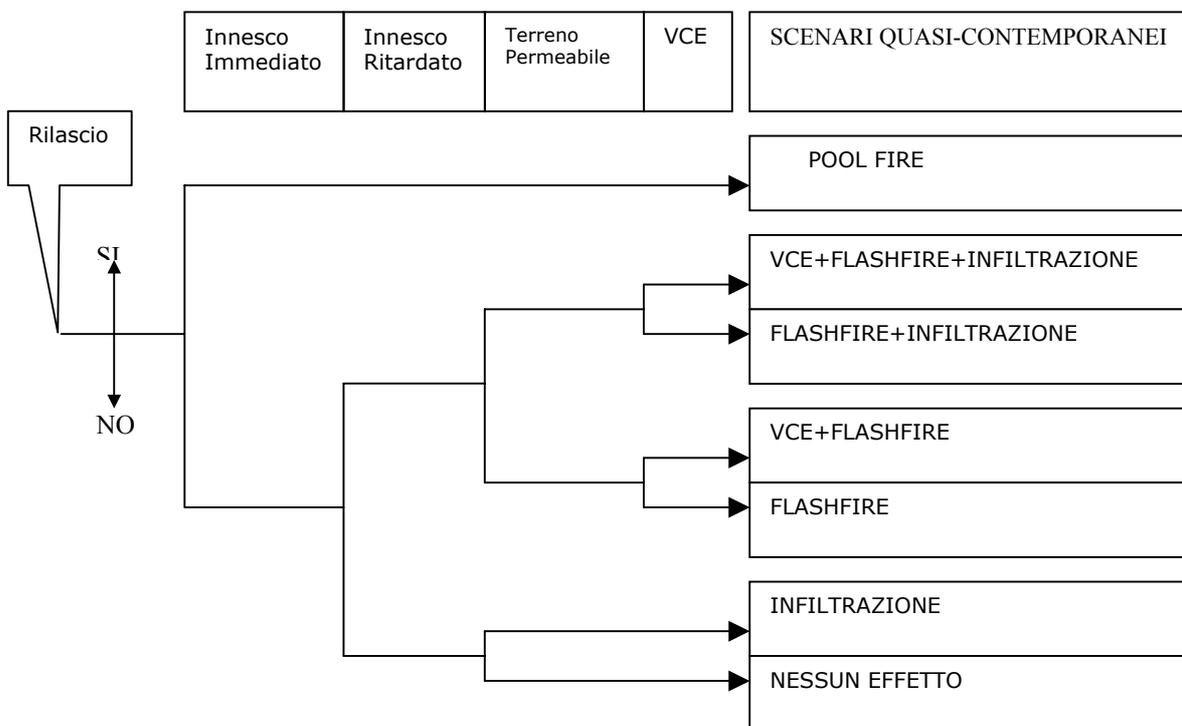


Figura 4. Albero degli eventi per un liquido infiammabile pericoloso per l’ambiente.

Una volta compilata la scheda trasporti con tutti i dati di cui sopra, occorre inserire tutti gli elementi che definiscono una particolare zona geografica, che sono, per quanto riguarda il rischio ambientale:

- la collocazione spaziale dei vari tipi di coppie terreno di copertura – zona insatura,
- la soggiacenza della falda rispetto alla quota del rilascio (che coinciderà con il piano di campagna nel caso di trasporto su ruote o in condotte sopraelevate, e sarà invece minore nel caso di condotte interrato). La soggiacenza viene introdotta, grazie al GIS, come differenza della quota altimetrica meno quella piezometrica, e può essere “aggiustata” per le condotte interrato. Si osservi che non si richiede qui di modellare con precisione l’andamento del flusso nell’acquifero, ma solamente di fornire una griglia (anche irregolare) di punti sufficientemente fine da poter essere interpolata senza incorrere in errori troppo grossolani.

Questi sono gli unici ulteriori dati necessari, una volta noti è possibile costruire gli indici di rischio per l’ambiente.

4. La valutazione del rischio

La quantificazione del rischio ambientale avviene per mezzo di due indici di rischio, ciascuno dei quali si potrà riferire a un diverso tipo di ricettore: la zona insatura oppure l’acquifero, per un totale di quattro indici. Va osservato che nel codice il volume di insaturato da trattare è stato ulteriormente suddiviso in uno strato più superficiale (quello asportabile immediatamente) e un secondo strato più profondo, da bonificarsi successivamente con i metodi, i tempi e i costi caratteristici del tipo di suolo e dell’inquinante da rimuovere al fine di tener conto, correttamente, dei tempi e costi diversi che queste due operazioni comportano. Nel seguito, per non appesantire la trattazione, si farà riferimento a un solo volume.

I quattro indici sono:

- Le due curve $V(s)$ e $A(s)$ che riportano rispettivamente i volumi di suolo e/o acqua di falda impattata in funzione della distanza s percorsa dal mezzo di trasporto (in pratica mostrano cosa avverrebbe se il rilascio avvenisse in un punto ben definito);
- La curva $F(V)$ che rappresenta, analogamente alla classica $F(N)$ del rischio sociale, la frequenza cumulata di avere al minimo un fissato volume di zona satura e/o di zona insatura inquinato.
- La curva $F(A)$ analoga alle precedenti, ma che riporta in ascissa l'area, in piano, di zona satura che si trova al di sopra di una concentrazione limite.

È possibile costruire i 2 indici insieme, poiché sono in realtà strettamente collegati.

Le simulazioni effettuate preliminarmente devono consentire di calcolare le grandezze fondamentali che dipendono dal tipo di terreno interessato dal rilascio, dall'entità del rilascio stesso (che a sua volta può dipendere dal tipo di trasporto) e infine, ma solo marginalmente, dalla stagione; a parità di parametri idrologici, e di battente di liquido infatti la profondità raggiunta dal fronte di infiltrazione diminuisce al crescere della saturazione in acqua del mezzo poroso, che in ultima analisi dipende dalla piovosità media e dunque dalla stagione. In caso di pioggia battente infatti, si dovrebbe tenere conto del trascinamento del composto di interesse da parte dell'acqua. (Va comunque osservato che la maggior parte dei modelli esistenti non considera situazioni di pioggia durante l'infiltrazione, ma solo una saturazione media dovuta alla piovosità espressa per esempio in mm/g.) Dipendono inoltre dai tempi caratteristici di intervento (t_1 e t_3), da eventuali interventi di messa in sicurezza del sito (effetti di mitigazione delle conseguenze), e infine dalla profondità della tavola d'acqua.

La classificazione iniziale di cui si è detto consente di costruire la "storia" dell'infiltrazione nell'insaturo e cioè il suo andamento nel tempo (Figura. 5), avendo fissato il terreno, il trasporto e la stagione. Da tale andamento si può risalire al volume che complessivamente si trova al di sopra di una concentrazione (o per meglio dire saturazione) limite e riportare i dati nella forma illustrata dalla (1) in cui il termine $z(t_i)$ rappresenta in pratica la forma vettoriale dei punti evidenziati nella Figura. 5. Il volume è poi ottenibile o come cilindro equivalente (e in tal caso sarà dato da $\pi \cdot R_p^2 \cdot z(t_i)$, essendo R_p il raggio medio della pozza formatasi a seguito del rilascio), oppure direttamente dall'output del modello di simulazione.

$$V(i) = V(z(t_i)) \quad i = 1, \dots, N_t \quad (1)$$

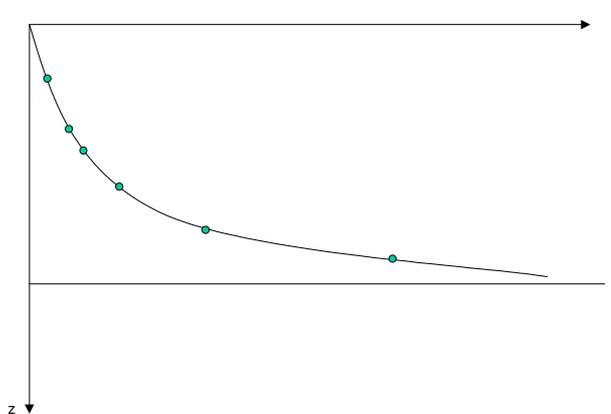


Figura 5. Tipico andamento nel tempo del fronte di infiltrazione nella zona insatura

Successivamente, con i dati ottenuti nella prima fase si può riportare l'andamento nel tempo della dispersione in falda del componente solubile di riferimento al variare della profondità della tavola d'acqua, nel modo illustrato dalla Figura 6. Si tratta in pratica di effettuare le simulazioni di dispersione ipotizzando diversi valori per la profondità della tavola d'acqua ($z_{wt,1}, \dots, z_{wt,N_z}$), e di riportare le aree racchiuse dall'isopleta alla concentrazione limite (eventualmente ridotta di un fattore di sicurezza) per diversi valori del tempo t_3 che intercorre tra l'inizio dell'infiltrazione e l'inizio degli interventi di bonifica del sito.

$$A_{gw}(i, j) = A_{gw}(z_{wt}(i), t_3(j)) \quad i = 1, \dots, N_{zwt}; j = 1, \dots, N_{t3} \quad (2)$$

La Figura 6 mostra qualitativamente una situazione tipica in cui all'aumentare della profondità della falda diminuisce l'estensione dell'isopleta (a fissato t_3). Questo avviene a causa della riduzione del flusso del

componente insolubile dalla zona insatura all'acquifero, da cui segue la formazione di una lente insolubile più piccola che a sua volta implica a una superficie di scambio tra la lente e l'acqua di falda via via minore con l'aumentare della profondità

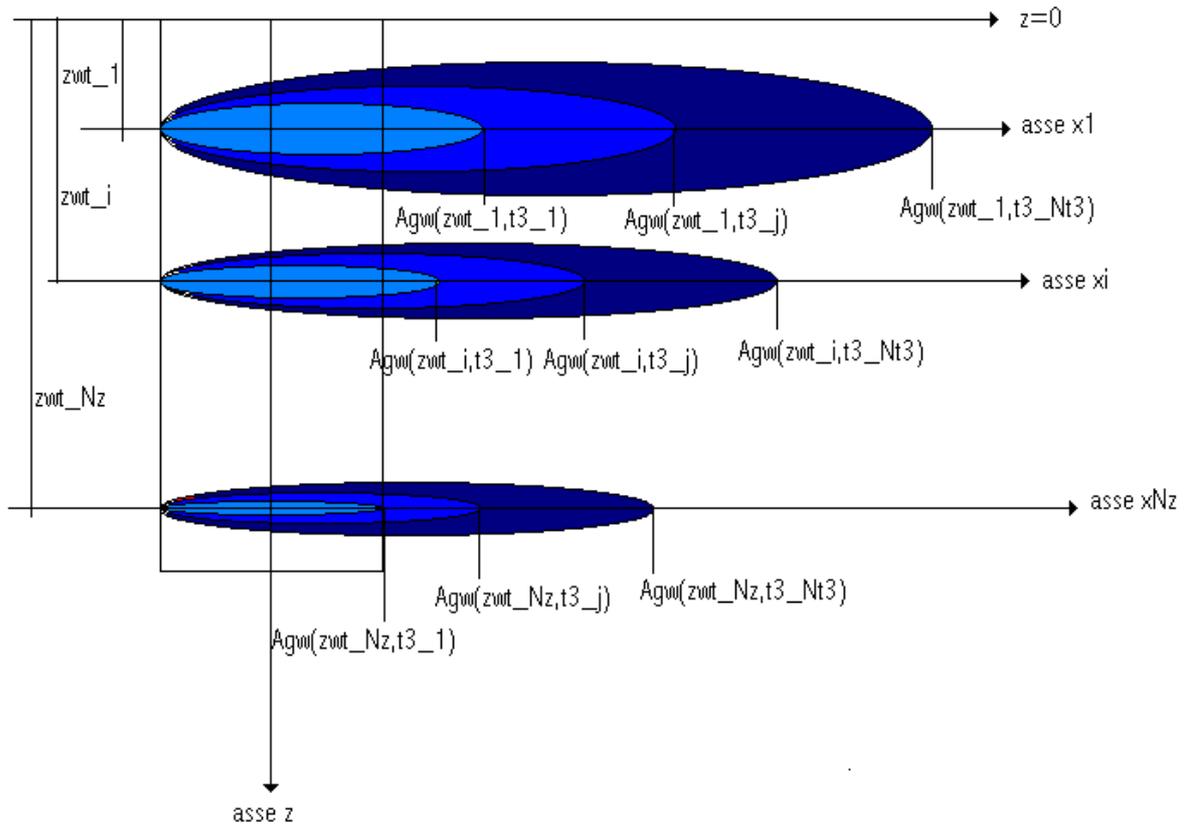
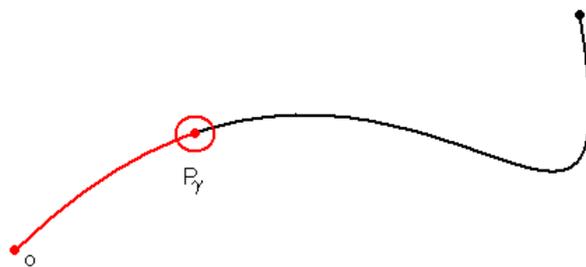


Figura 6. Andamento qualitativo delle isoplete alla concentrazione limite all'aumentare della profondità della tavola d'acqua.

Questa interpretazione presuppone la suddivisione del fenomeno fisico in 3 fasi (infiltrazione, formazione della lente, dispersione); detta suddivisione tuttavia non è sempre così rigida, e dipende dal modello utilizzato: alcuni (forse più realisticamente) considerano la formazione della lente e la dispersione contemporaneamente, ma le valutazioni qualitative qui esposte rimangono valide e risultano più chiare se si pensa ai 3 processi in serie. Non subisce invece particolari variazioni il flusso per unità di superficie di componente solubile dalla lente in acqua, anzi non ne subisce assolutamente se si ipotizza che la concentrazione in falda di tale componente sia inizialmente e ovunque uniforme (per esempio nulla) e che la

fase non acquosa trascini completamente, nella sua discesa verso il basso, quella solubile senza che al suo interno si instaurino gradienti di concentrazione.



Avendo opportunamente memorizzato questi dati, è possibile calcolare il volume di zona insatura e l'area della falda contaminate al variare della posizione P_γ del vettore di trasporto lungo un qualunque arco della rete. Tali conseguenze possono essere calcolate per un singolo vettore

(uv) di un trasporto, dalle equazioni (3) e (4), rispettivamente in m^3 e in m^2 , in funzione, oltre che del punto $\gamma(x,y)$, dei parametri precedentemente introdotti. Si noti infatti che la dipendenza "diretta" da γ che compare al secondo membro nelle due equazioni sta a indicare la dipendenza dai parametri idrogeologici nel punto in esame, mentre gli indici j e s indicano rispettivamente lo scenario e l'accorpamento stagionale. Nel codice la valutazione numerica delle due grandezze avviene in base alle simulazioni effettuate in sede di analisi preliminare.

$$V_{j,s}^{uv}(\gamma) = V_{j,s}(\gamma, z_{wt}(\gamma), t_1(\gamma), t_3(\gamma)) \quad (3)$$

$$A_{gwj,s}^{uv}(\gamma) = A_{gwj,s}(\gamma, z_{wt}(\gamma), t_1(\gamma), t_3(\gamma)) \quad (4)$$

La frequenza infinitesima $df_j(\gamma)$ (in eventi/vettore) con cui queste possono aver luogo è invece data da:

$$df_j(\gamma) = \lambda_{inc}(\gamma) p_j d\gamma \quad (5)$$

essendo p_j la probabilità condizionata che a seguito di incidente si abbia lo scenario j -esimo, e λ_{inc} la frequenza incidentale (eventi/(km vettore)).

Avendo però suddiviso il percorso in N_{segm} segmenti a caratteristiche uniformi in termini di parametri idrogeologici, profondità della tavola d'acqua, e tempistica di intervento, e indicando con $V_{j,s,i}^{uv}$ e $A_{gwj,s,i}^{uv}$ le conseguenze per il generico segmento i , possiamo associare a ciascuno di essi la frequenza $f_{j,i}$ ottenuta dalla discretizzazione (o se vogliamo integrazione numerica a passo variabile) della (5) nel modo seguente:

$$f_{j,i} = \lambda_{inc}(i) \cdot p_j \cdot l_i \quad (6)$$

dove l_i è la lunghezza del segmento i -esimo (variabile e calcolata in base a quanto detto sopra).

Ne risulta la distribuzione statistica, per punti, dei due tipi di conseguenze per un percorso, per un trasporto unitario e per ciascuna stagione (al variare della stagione non variano le $f_{j,i}$, ma variano le conseguenze). Dalla sua cumulazione per classi di magnitudo, in modo assolutamente analogo a quanto avviene per le curve F(N) del rischio sociale [5] si possono ottenere le cosiddette curve F(V) e F(A) per ciascun arco della rete – come se fosse percorso da un unico vettore – in ciascuna stagione. Creando le curve cumulate scompare la dipendenza dal punto (quindi da i) e le curve possono essere combinate per calcolare la

curva derivante da tutti i trasporti su tutte le rotte sommando i singoli contributi. Se si indica con $F_{t,k,s}^{uv}$ la generica curva F(V) o F(A) per il trasporto di un unico vettore del trasporto t sull'arco k nella stagione s , la curva complessiva F dovuta a tutti i trasporti sull'intera area sarà data da:

$$F = \sum_{t=1}^{N_t} \sum_{k=1}^{N_{arc}(t)} \sum_{s=1}^{N_{stag}} N_v(t, k, s) \cdot F_{t,k,s}^{uv} \quad (7)$$

dove $N_v(t,k,s)$ è il numero di vettori del trasporto t che nella stagione s transitano sull'arco k , N_{stag} il numero complessivo di stagioni (indipendente e fissato), $N_{arc}(t)$ il numero di archi che sono utilizzati dal trasporto t e infine N_t il numero totale di trasporti.

Le curve $N(s)$ invece non sono altro che una media, pesata con le probabilità, delle conseguenze nel caso in cui il rilascio avvenga in un qualunque punto P_γ di un arco, e quindi per un unico vettore del generico trasporto t , possono essere espresse tramite la (8), dove si è indicato con N , indifferentemente, un volume o un'area a seconda che venga usata la equazione (3) o la (4) rispettivamente.

$$N_{t,s}^{uv}(\gamma) = \sum_{j=1}^{N_{scen}(t)} p_{t,j} N_{t,j,s}^{uv}(\gamma) \quad (8)$$

Gli indici della (8) hanno lo stesso significato di quelli nelle equazioni da (3) a (7), salvo che è stato introdotta la dipendenza dal trasporto che non compariva per semplicità nelle precedenti, dato che si riferivano comunque a un trasporto fissato.

La ricomposizione è analoga a quella delle curve F e passa attraverso la conoscenza dei flussi dei singoli trasporti nelle diverse stagioni.

$$N(\gamma) = \sum_{t=1}^{N_t} \sum_{s=1}^{N_{stag}} N_v(t, \bar{k}, s) N_{t,s}^{uv}(\gamma) \quad (9)$$

Si noti che \bar{k} rappresenta l'arco al quale appartiene il punto di coordinata γ ; ciò significa che non sono stati considerati effetti di sovrapposizione, ovvero che il rischio nel punto $P\gamma$ è dovuto solamente all'incidente avvenuto in tal punto, e non ad altri che potrebbero accadere su percorsi adiacenti o molto vicini. Questa ipotesi può essere ragionevole nel caso dell'infiltrazione in zona insatura, la cui estensione in pianta difficilmente supera l'estensione superficiale della pozza da cui ha origine (e dunque un diametro dell'ordine delle decine di metri al massimo), mentre risulta maggiormente restrittiva quando si valutano le distanze tipiche raggiunte dalla concentrazione limite del composto solubile di riferimento lungo la direzione del flusso d'acqua poiché queste possono raggiungere il km o più, sebbene in tempi lunghi e in assenza di interventi di mitigazione.

La successiva monetizzazione, qualora richiesta, degli indici di rischio introdotti è effettuabile con l'equazione (10) per il rischio sociale, nella quale $C_{t,k,s}^{uv}$ rappresenta la generica curva F(M) e C_k''' il costo unitario (cioè per unità di superficie o di volume) di trattamento associato all'arco k , e tramite la (11) per i dati locali dove \bar{k} ha lo stesso significato che aveva nella (9).

$$C_{t,k,s}^{uv} = C_k''' \cdot F_{t,k,s}^{uv} \quad (10)$$

$$C_{t,s}^{uv}(\gamma) = C_{\bar{k}}''' \cdot N_{t,s}^{uv}(\gamma) \quad (11)$$

Una volta costruiti questi indici di rischio, così come quelli relativi alla salute umana (curve F(N) e Rischio Locale), si può procedere a una valutazione del rischio secondo un approccio multicriteriale, nel quale cioè si valutano i singoli contributi al rischio complessivo senza necessariamente procedere alla loro monetizzazione.

Se invece si volesse visualizzare un indice di rischio "globale", è possibile monetizzare e successivamente sommare il rischio sociale per la salute umana e quello per l'ambiente in un'unica curva di rischio sociale monetizzato; va tuttavia sottolineato che questo approccio soffre delle incertezze, a volte notevoli, insite nei parametri di costo, ovvero nel valore assegnato alla vita umana e nei costi unitari di risanamento per il suolo e le acque.

5. Osservazioni conclusive

La metodologia descritta ed inclusa nella nuova versione del TRAT considera, tra gli scenari incidentali che caratterizzano il trasporto di sostanze pericolose, anche lo scenario di contaminazione di suolo ed acque sotterranee; la sua inclusione richiede un lavoro sovente gravoso di analisi delle conseguenze, soprattutto quando si voglia tener conto di un numero abbastanza elevato di tipologie di terreno. L'analisi preliminare può essere effettuata con un qualunque strumento informatico, ma qualora si utilizzassero modelli di simulazione altamente sofisticati (tipicamente modelli 3D) potrebbe essere necessario un dispendio di risorse esorbitante, nonostante l'efficienza sempre crescente degli strumenti informatici a disposizione.

Allo stato attuale, alcune delle informazioni che tali modelli (anche i più semplici) sono in grado di fornire non vengono utilizzate in fase di ricomposizione del rischio: ad esempio la forma geometrica del plume in falda o della saturazione limite nell'insaturo. In particolare la prima forma sarebbe di importanza primaria qualora si volesse arrivare alla costruzione di un indice di rischio "locale" o puntuale analogo al Rischio Individuale per le persone. Infatti, mentre per quanto riguarda il rischio sociale l'indice ambientale costruito è assolutamente analogo a quello utilizzato quando il ricettore è l'uomo, e dunque è possibile, come detto in precedenza, sommare i due contributi anche se solo in forma monetizzata, nel caso del Rischio Individuale ciò non è fattibile, tanto più che il valore dell'indice V(s) o A(s) è nullo su tutti i punti che non si trovano sul percorso della merce pericolosa e assume un valore diverso da zero solo su di esso. Questo modo di procedere è, anche solo intuitivamente, semplificato per una serie di ragioni. In primo luogo una delle ipotesi di base dell'intera metodologia per quanto riguarda il trasporto stradale (ma in certi casi anche del ferroviario) è che la cisterna, a seguito dell'incidente, si trovi in condizioni tali da rilasciare il proprio contenuto sul suolo adiacente la strada e non sull'asfalto, sul quale ovviamente le conseguenze sarebbero trascurabili se non nulle. In secondo luogo non si possono sempre ritenere trascurabili le dimensioni fisiche della sorgente di infiltrazione (tipicamente una pozza) che in certi casi possono raggiungere un diametro dell'ordine di grandezza delle decine di metri. Ancora di più, come si diceva in precedenza, qualora

l'inquinante dovesse raggiungere la falda, la distanza lungo l'asse del flusso alla quale si raggiunge la concentrazione limite potrebbe superare il km. Ovviamente in tal caso, stante anche la disponibilità delle informazioni necessarie, il problema fondamentale è come considerare questi effetti di sovrapposizione-intersezione.

Alla luce di queste osservazioni il codice TRAT-GIS si presenta come un prodotto che esegue con correttezza, rigore, facilità d'uso e ottime potenzialità di rappresentazione l'analisi dettagliata dei "grandi rischi" nel trasporto di sostanze pericolose e che, in più, aggiunge a queste caratteristiche una valutazione del rischio di contaminazione ambientale del territorio attraverso l'introduzione di indici semplici ed intuitivi. La sintetica discussione svolta a conclusione ha delineato le direttrici di sviluppo attraverso cui si potrà pervenire ad una procedura di analisi di maggior dettaglio descrittivo dello scenario di riferimento.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Gruppo Nazionale per la Difesa dai Rischi Chimico-Industriali ed Ecologici per il supporto finanziario concesso alla ricerca.

Bibliografia

- [1] CCPS, Guidelines for chemical transportation risk analysis, AIChE, New York (1995).
- [2] Advisory Committee on Dangerous Substances, Major Hazard Aspects of the Transport of Dangerous Substances, HM Stationery Office, London (1991).
- [3] M.F. Milazzo et al., HazMAT transport through Messina town; from risk analysis suggestions for improving territorial safety, in press on Journal of Loss Prevention in the Process Industries (2002).
- [4] P. Leonelli, S. Bonvicini, G. Spadoni, "New detailed numerical procedures for calculating risk measures in hazardous materials transportation", Journal of Loss Prevention in the Process Industries, vol.12, n.6, pp. 507-514 (1999).
- [5] R. Tacconelli, "Analisi del Rischio Industriale nell'Area di Mantova", Tesi di Laurea, Università degli Studi di Pisa, AA 2000-2001.
- [6] Brooks, R. H. and A. T. Corey, "Hydraulic Properties of Porous Media", Colorado State University Hydrology Paper No. 3, Ft Collins, Colorado (1964).
- [7] Carsel R. F. and R. S. Parrish, "Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics", Water Resources Research, vol.24, n. 5, pp. 755-769 (1988).
- [8] M. Fehervari, "Valutazione Integrata del Rischio nel Trasporto Stradale di Prodotti Petroliiferi", Tesi di Dottorato in Ingegneria Chimica dell'Ambiente e della Sicurezza, Università degli Studi di Bologna, AA 2000-2001.
- [9] Guidelines for Chemical Process Quantitative Risk Analysis, Center for Chemical Process Safety of the AIChE, New York (1989).

Appendice I - Esempio di strumento di Geo-processing per la stima del tempo t_1

Tempo di Intervento

Accessibilità della rete stradale rispetto ai nodi di partenza delle squadre di emergenza

L'analisi prevede il calcolo del tempo di accesso dei mezzi di soccorso: si tratta del tempo che i mezzi impiegano, partendo dalle sedi di emergenza, per raggiungere i diversi tratti della rete stradale in cui potenzialmente può avvenire l'incidente connesso con il trasporto di sostanze pericolose.

L'analisi viene condotta in prima approssimazione considerando il territorio omogeneo dal punto di vista dei vincoli fisici ed in assenza di eventuali ostacoli nel tragitto sede operativa/incidente.

Il tempo di intervento delle squadre di soccorso è rappresentato dall'indicatore "tempo di accesso dalla sede di partenza dei soccorsi più vicina" ed è calcolato per il generico punto J del tratto stradale attraverso la semplice relazione:

$$T_J = \sum_{i=1}^{n_J} \frac{L_i}{V_i} \quad (12)$$

essendo il percorso totale dal punto di partenza delle squadre di soccorso più vicino diviso in un numero di tratti = n_J , ciascuno di lunghezza L_i , e sul quale si può assumere la velocità media di percorrenza V_i . Questa velocità viene stimata in modi diversi a seconda del tipo di terreno considerato (Tabella 1).

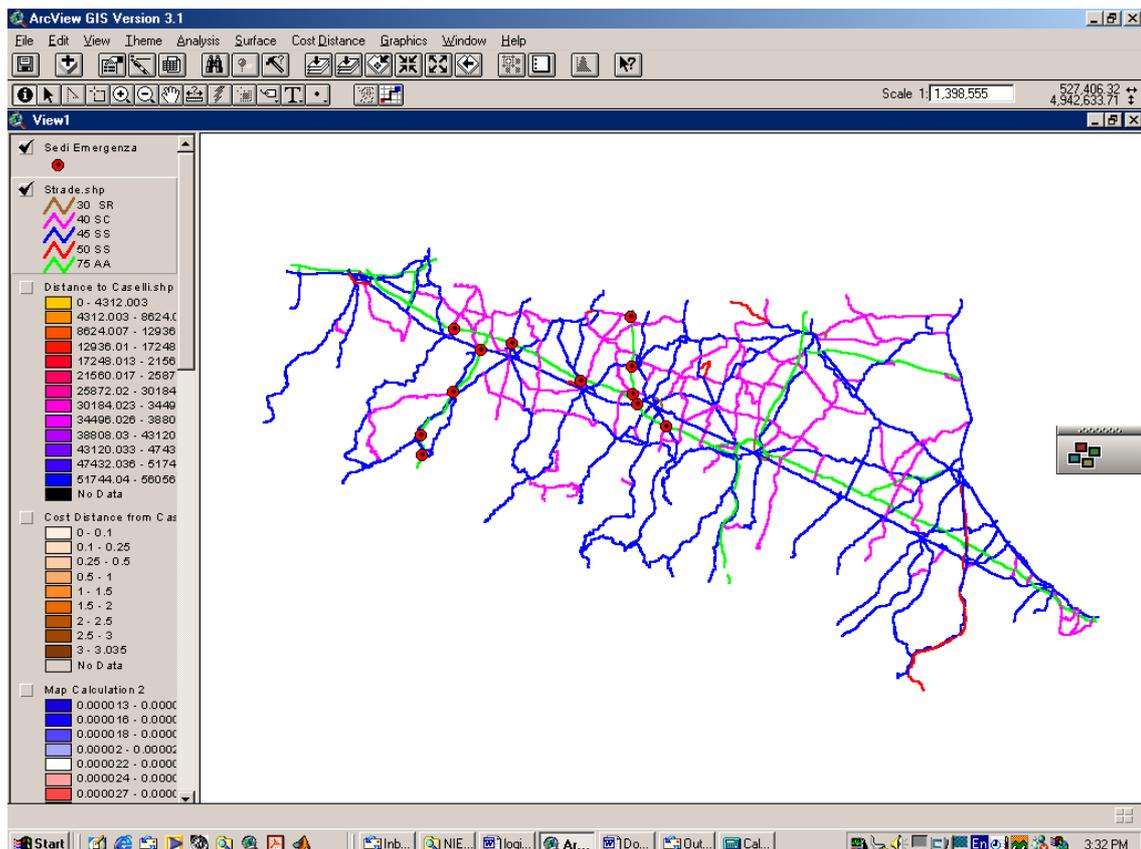
Tipo di strada	Velocità ammessa (km/h)
Autostrade	75
Strade statali	45
Strade provinciali	40
Strade comunali	30
Territorio esterno alle strade, aree urbane	20
Territorio esterno alle strade, altri usi del suolo	10

Tabella 1 – velocità di percorrenza delle diverse tipologie di strade con mezzi pesanti di trasporto merci

La scelta effettuata consente di tenere conto della migliore informazione disponibile in termini di modellistica dei trasporti, che copre le strade statali e provinciali di maggiore portata e le autostrade, e al contempo di non rinunciare alla caratterizzazione locale del traffico “interno” al reticolo simulato, per cui si dispone solo del grafo delle strade comunali e provinciali. L’algoritmo di calcolo consiste nella stima di una distanza per ciascun elemento infinitesimo della rete dal centro di emergenza più vicino pesata con l’inverso della distanza di percorrenza di ciascun arco stradale.

Esempio di Calcolo dei Tempi di Intervento

Rete Stradale con velocità di percorrenza in km/h e centri di Emergenza (l’esempio è puramente fittizio, e, anche se la rete utilizzata è realmente esistente, i centri indicati non hanno nessuna corrispondenza con la realtà).



In mappa i tempi di accessibilità delle squadre di intervento (in h).

