

# GLI SVERSAMENTI ACCIDENTALI DI IDROCARBURI NELLE PIANURE ALLUVIONALI

A cura di V. Francani e L. Colombo

[Vincenzo.francani@polimi.it](mailto:Vincenzo.francani@polimi.it)

[loris.colombo@polimi.it](mailto:loris.colombo@polimi.it)

## Indice

1	PREMESSA.....	2
2	L'APPROCCIO ANALITICO DEL PROBLEMA .....	2
2.1	DETERMINAZIONE DEL TEMPO DI ARRIVO AL LAGO DI CONTAMINANTI SVERSATI .....	5
2.2	CONSIDERAZIONE SULL'INFLUENZA DELLA FORMA DELLA CONTAMINAZIONE SULLA PROPAGAZIONE.....	6
2.2.1	Variazione della larghezza della fonte .....	6
2.2.2	Variazione dello spessore dell'acquifero.....	7
2.3	EFFETTI SULLA FALDA DELL'INQUINAMENTO PROVENIENTE DAI CORSI D'ACQUA .....	9
3	CONCLUSIONI.....	14
4	BIBLIOGRAFIA .....	14

## **1 PREMESSA**

Sulla base della numerosa casistica esistente, si è potuto constatare che lo sversamento di idrocarburi lungo le vie di comunicazione determina un sensibile peggioramento qualitativo delle acque di falda, proporzionale al loro grado di esposizione alla contaminazione. Tale evento è frequente nella Pianura Padana, dove predominano gli acquiferi molto vulnerabili all'inquinamento.

Si constata che gli eventi possono interessare corpi idrici superficiali con lento (laghi) o con rapido ricambio (corsi d'acqua), o corpi idrici sotterranei.

Il principale problema derivante dagli sversamenti che interessano queste aree è legato alla loro rapida propagazione nello spazio una volta pervenuti alla rete idrografica superficiale. Questi inconvenienti appaiono preoccupanti sotto l'aspetto delle conseguenze che essi possono avere per le aree circostanti i fiumi a valle del punto di immissione dell'inquinante nel corpo idrico superficiale. Infatti, se il corpo idrico alimenta la falda, oltre a una rapida propagazione lungo rogge e canali della rete irrigua dipendente dal fiume, la falda ne viene colpita su larga estensione di territorio.

Si è quindi voluto esaminare :

- il problema della determinazione dei tempi di arrivo dei contaminanti dalla falda ai corpi idrici superficiali, trattando il caso di uno sversamento in prossimità del Lario ( a Varenna);
- un esempio reale di sversamento, che interessa un'area del Milanese volto a trovare nuove soluzioni
- nuovi aspetti di studio, oltre quelli già presenti in letteratura, in cui dal fiume inquinato possa provenire alimentazione alla falda. In tale situazione vi possono essere le condizioni perché l'inquinamento, oltre a estendersi rapidamente su una vasta zona, contamina una fascia di alluvioni più o meno estesa.

## **2 L'APPROCCIO ANALITICO DEL PROBLEMA**

La propagazione degli inquinamenti nelle pianure alluvionali può essere studiata attraverso l'applicazione della relazione di Domenico e Robbins (1987). Il modello (Figura 1) di Domenico (1987) assume una sorgente piana verticale a concentrazione costante e fornisce il valore della concentrazione al tempo  $t$  alla distanza  $x$  a valle della sorgente, alla distanza trasversale  $y$  dalla linea di flusso principale ed alla profondità  $z$ .

Le condizioni per l'applicabilità della relazione sono:

- sorgente della contaminazione costante e finita
- stessa massa di inquinante nell'unità di tempo
- vettore velocità della falda costante
- dispersione nelle tre direzioni dello spazio costante
- coefficiente di degradazione costante

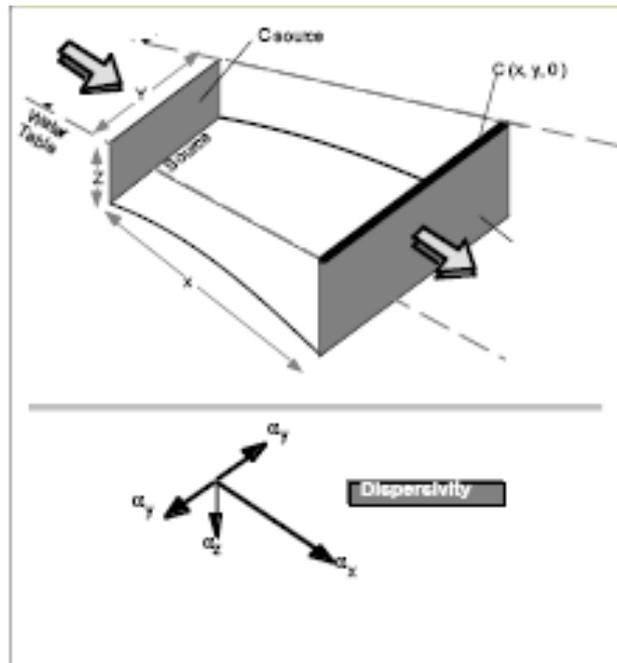


Figura 1 : Modello di Domenico e Robbins (1987)

Gli Autori riportano che la concentrazione  $C(x,0,0,t)$  rappresenta la concentrazione dell'agente contaminante in ( $\mu\text{g/L}$ ) al tempo  $t$  lungo la cadente piezometrica discendente che si trova sulla linea di flusso principale alla distanza  $d$  ( $x,0,0$ );  $C_0$  fornisce la concentrazione stabile in corrispondenza della sorgente della contaminazione al tempo  $t=0$ ;  $x$  è la distanza a valle della sorgente (ft);  $\alpha_x$ ,  $\alpha_y$ , e  $\alpha_z$  rappresentano rispettivamente le dispersività longitudinale, trasversale e verticale in (ft);  $\lambda$  è il coefficiente di decadimento del primo ordine per i contaminanti disciolti (1/year),  $v$  la velocità del contaminante nell'acquifero in (ft/year);  $Y$  la larghezza della sorgente in (ft);  $Z$  la sua profondità (ft);  $erf$  e  $erfc$  rappresentano rispettivamente la funzione d'errore e la funzione complementare di errore. L'equazione analitica di Domenico che fa riferimento allo stato non stazionario (2) presuppone che:

- La concentrazione è espressa in funzione del tempo, quindi cambia in continuazione
- La sorgente della contaminazione emetta costantemente una massa di inquinante nell'unità di tempo
- L'acquifero sia omogeneo
- Il flusso dell'acqua sotterranea sia monodirezionale
- Non ci sia cambiamento nella direzione e velocità del flusso
- La Degradazione dell'inquinante è di primo ordine
- La Concentrazione di inquinante sia stimata al centro del pennacchio contaminante

L'utilizzo della relazione di Domenico e Robbins (1987) permette una ragionevole approssimazione del comportamento di un inquinante sversato nel terreno durante la fase di miscelazione con la falda. Nel caso in studio, per la piccola profondità della falda, la miscelazione avviene entro poche ore dallo sversamento, fornendo una concentrazione  $C_0$  data dalla relazione :

$$C_0 = \frac{Q_f \cdot C_f + Q_i \cdot C_i}{Q_{\text{tot}}} \quad (1.1)$$

Dove i pedici  $f$  e  $i$  indicano rispettivamente la falda e l'infiltrazione dell'inquinante, e  $Q$  rappresenta la portata in  $\text{m}^3/\text{s}$ .

$C_f$  rappresenta la concentrazione del contaminante in falda a monte della zona di miscelazione con lo sversamento.

Il modello concettuale deve tenere conto che non tutto il contaminante entra contemporaneamente nella falda; se questa ha una soggiacenza di pochi m, ciò si realizza in un tempo non limitato, perché in terreni fini possono passare più giorni prima che il volume di terreno non saturo nel quale si è espanso il contaminante venga in contatto con la falda.

Da quel momento, una parte dell'inquinante continua ad affluire dal non saturo all'acquifero. La concentrazione  $C_0$  quindi varia nel tempo, e mostra una progressiva riduzione fino all'annullamento, a causa della progressiva riduzione della massa dell'inquinante nel nucleo di contaminazione a contatto con la falda, che mantiene invece invariata la sua portata.

La funzione che rappresenta la velocità di dissoluzione nel tempo è :

$$\frac{dq}{dt} = k \cdot S_s \cdot (C_s - C) \quad (1.2)$$

in cui  $q$  è la quantità di solido che passa in soluzione nel tempo  $t$ ,  $k$  è una costante di solubilità,  $S_s$  la superficie del solido presente (che va riducendosi nel tempo),  $C_s$  la concentrazione a saturazione,  $C$  la concentrazione del soluto.

La riduzione della concentrazione alla fonte può essere introdotta nel modello di Domenico e Robbins calcolando per diversi valori nel tempo di concentrazione  $C_0$  alla fonte il valore della  $C(x,y,z,t)$  tramite un algoritmo proposto da Calabrese e Kostecki (1990), la cui applicazione evidenzia che sono i punti più vicini alla fonte quelli che diminuiscono più rapidamente la loro concentrazione; è noto infatti che quando dalla sorgente della contaminazione non perviene più inquinante al plume ha luogo il distacco dello stesso dalla fonte.

Quando invece il distacco non avviene, perché lo sversamento satura completamente il terreno superficiale e rilascia con relativa costanza una quantità  $q$  di contaminante, per conoscere l'evoluzione nel tempo della contaminazione è necessario applicare la relazione di Domenico e Robbins precedentemente descritta.

Dal momento del distacco del plume dalla fonte di contaminazione, è possibile tuttavia studiare l'evoluzione delle concentrazioni nel tempo applicando una relazione più semplice: quella di Baetsle (1982) di seguito riportata.

Queste tecniche sono molto note e ben approfondite da numerosi autori; non si è quindi ritenuto opportuno provvedere a un loro sviluppo, se non esaminando alcune particolarità degli sversamenti superficiali che evidenziano in quali situazioni l'inquinamento si evolve con maggiore rapidità e pericolosità. Si è esaminato pertanto dapprima il problema della velocità con la quale il contaminante può propagarsi per arrivare al bersaglio sensibile.

## 2.1 DETERMINAZIONE DEL TEMPO DI ARRIVO AL LAGO DI CONTAMINANTI SVERSATI

Allo scopo di verificare le conseguenze di uno sversamento nella conoide di Varenna, si è adottata la relazione semplificativa di Baetsle (1982) che fornisce le concentrazioni massime del nucleo dell'inquinamento in falda ( $C_{\max}$ ) a partire da una concentrazione e volumi iniziali  $C_0$  e  $V_0$ :

$$C_{\max} = \frac{C_0 \cdot V_0 \cdot e^{-dt}}{8 \cdot (\pi t)^{3/2} \cdot (D_x \cdot D_y \cdot D_z)^{1/2}} \quad (1.3)$$

in cui  $D_x$ ,  $D_y$  e  $D_z$  sono i fattori di dispersione (prodotto della velocità della falda per la dispersività) in  $m^2/s$  e  $d$  il fattore di degrado del contaminante. Nel caso di un contaminante radioattivo,  $d$  rappresenta la sua costante di disintegrazione.

Secondo Baetsle (1982), nel caso di un plume ormai staccato dalla fonte, generato da una contaminazione al tempo  $t_0 = 0$ , al tempo  $t$  generico la concentrazione  $C$  risulta:

$$C(x, y, z, t) = \frac{C_0 \cdot V_0 \cdot e^{-dt}}{8 \cdot (\pi t)^{3/2} \cdot (D_x \cdot D_y \cdot D_z)^{1/2}} e^{\left(\frac{-(x-v_x t)^2}{4D_x t} - \frac{y^2}{4D_y t} - \frac{z^2}{4D_z t} - \lambda t\right)} \quad (1.4)$$

dove l'argomento all'esponenziale rappresenta la dimensione del plume al tempo  $t$ .

A titolo di esempio, assumendo parametri idrogeologici confrontabili con quelli della conoide di Varenna, si è ipotizzato uno sversamento accidentale (100 kg di inquinante di volume  $1 m^3$  a 200 m di distanza dal lago) nell'acquifero dotato di una velocità del contaminante di  $5,56 \cdot 10^{-6} m/s$  (ricavata come media delle velocità verificate nel caso di un acquifero omogeneo). Ipotizzando cautelativamente che immediatamente l'inquinante si diffonda alla falda nella sua totalità, il tempo medio di arrivo delle particelle al lago risulta:

$$t = R \cdot 200 m / v = 1 \cdot 200 m / 5,56 \cdot 10^{-6} m/s = 35,9 \cdot 10^6 s = 1,14 \text{ anni}$$

Tenendo conto del fatto che  $d$  è pari a 0,693/vita media del composto inquinante, e che nel caso specifico questo abbia una vita media di 12,26 anni, e che i fattori di dispersione siano uguali nelle tre dimensioni e pari a  $10^{-5} m^2/s$ , la concentrazione massima a 200 m risulta:

$$C_{\max} = \frac{C_0 \cdot V_0 \cdot e^{-dt}}{8 \cdot (\pi t)^{3/2} \cdot (D_x \cdot D_y \cdot D_z)^{1/2}} \quad (1.5)$$

$C_{\max}$  risulta pari a 0,31 mg/l.

Si osserva quindi che uno sversamento lungo la Strada Statale 36, arriverebbe solamente dopo un anno a un obiettivo di pregio, quale il lago antistante l'abitato di Varenna; questo inconveniente non comporterebbe quindi rischi di contaminazione per la riserva idrica della conca lacustre, a meno che non si intervenisse con grave ritardo nel progettare e realizzare il disinquinamento della falda. Come si è potuto osservare, la previsione dei tempi di arrivo del contaminante sversato è possibile sulla base di tecniche di calcolo ben collaudate e di calcoli di rapida attuazione. Tuttavia molti aspetti pratici non sono ancora oggetto di una verifica teorica; ad esempio, di questi inquinamenti sono poco note le differenze di comportamento (es. di velocità di avanzamento e di variazione nel tempo e con la distanza dallo sversamento) al variare della forma e delle dimensioni della fonte di contaminazione. Per acquisire esperienza sugli aspetti pratici di queste contaminazioni, è stata compiuta l'analisi di un caso reale di sversamento nella pianura alluvionale

in prossimità di Milano, che ha consentito di avere informazioni dirette sulla procedura abitualmente seguita per limitare i danni.

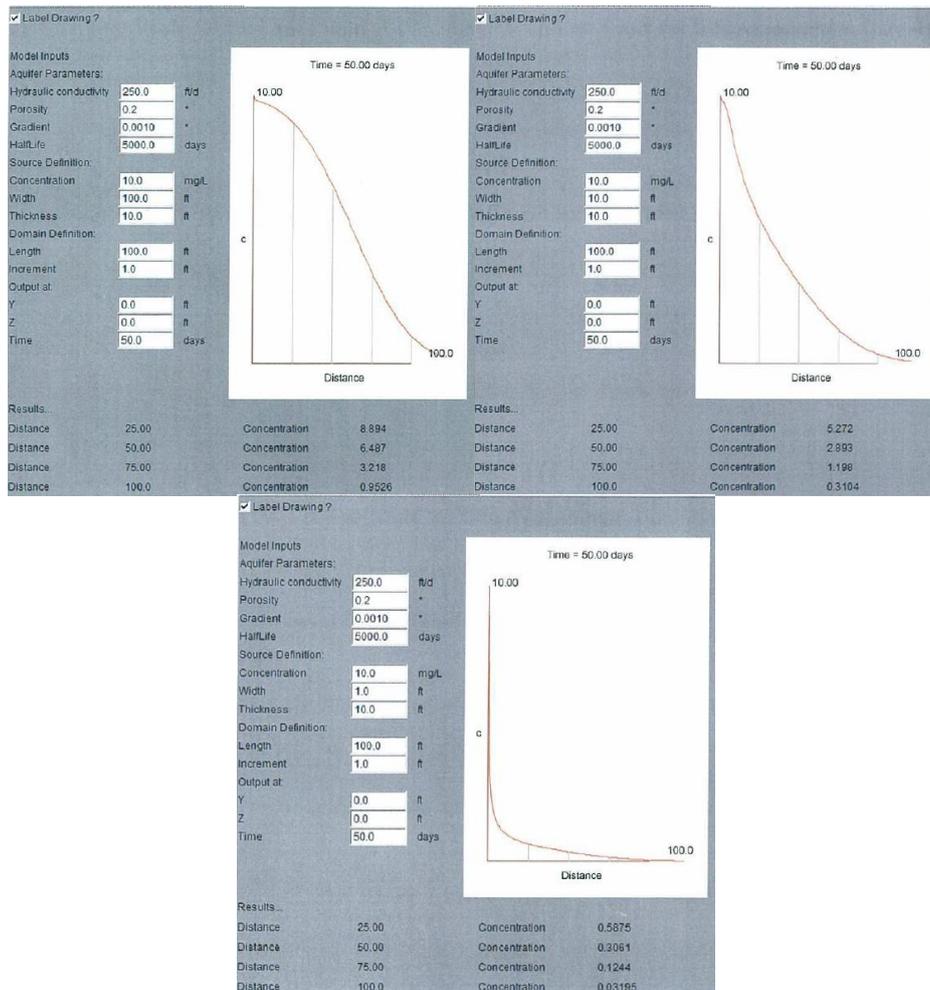
Le conclusioni di questo studio portano ad affermare che attualmente esistono ottime tecniche di previsione del comportamento degli idrocarburi una volta sversati; la loro pericolosità risiede nel fatto che, in particolari condizioni, essi possono ricoprire distanze anche molto grandi rispetto alla sorgente.

## **2.2 CONSIDERAZIONE SULL'INFLUENZA DELLA FORMA DELLA CONTAMINAZIONE SULLA PROPAGAZIONE**

Pur tenendo presente che le conoscenze sui metodi di calcolo della propagazione degli inquinanti sono note, si può osservare che l'influenza sulla distribuzione delle concentrazioni nel tempo e nello spazio della forma della sorgente di contaminazione risulta poco nota. Nel caso in studio presenta un fondamentale interesse verificare quanto la lunghezza del tratto di strada o di versante sottoposto all'inquinamento può determinare un aumento o una riduzione della rapidità di propagazione dell'inquinante. Per risolvere questo problema, è stato applicato il procedimento di calcolo di Domenico e Robbins a un terreno alluvionale in cui l'acquifero ha una permeabilità di 0,0001 m/s, una porosità efficace pari a 0,2, una concentrazione di inquinante in falda nella zona di origine della contaminazione pari a 10 mg/l. Sono state fatte variare la larghezza della fonte di contaminazione, passando da 100 m a 1 m, mantenendo costante lo spessore dell'acquifero (10 m), e successivamente lo spessore dell'acquifero mantenendo invariata la larghezza della fonte di inquinamento.

### **2.2.1 Variazione della larghezza della fonte**

Nella Figura 2 sono riportate la distribuzione lungo la linea centrale dell'inquinamento ( $y=0$ ) e in superficie della falda ( $z=0$ ) in funzione della distanza  $x$  dalla sorgente e i valori della concentrazione a 50 giorni dallo sversamento a diverse distanze (25,50,75 e 100 m) dalla fonte. Si sono adottate per i calcoli le tecniche speditive (on-line) consigliate da EPA(2013).

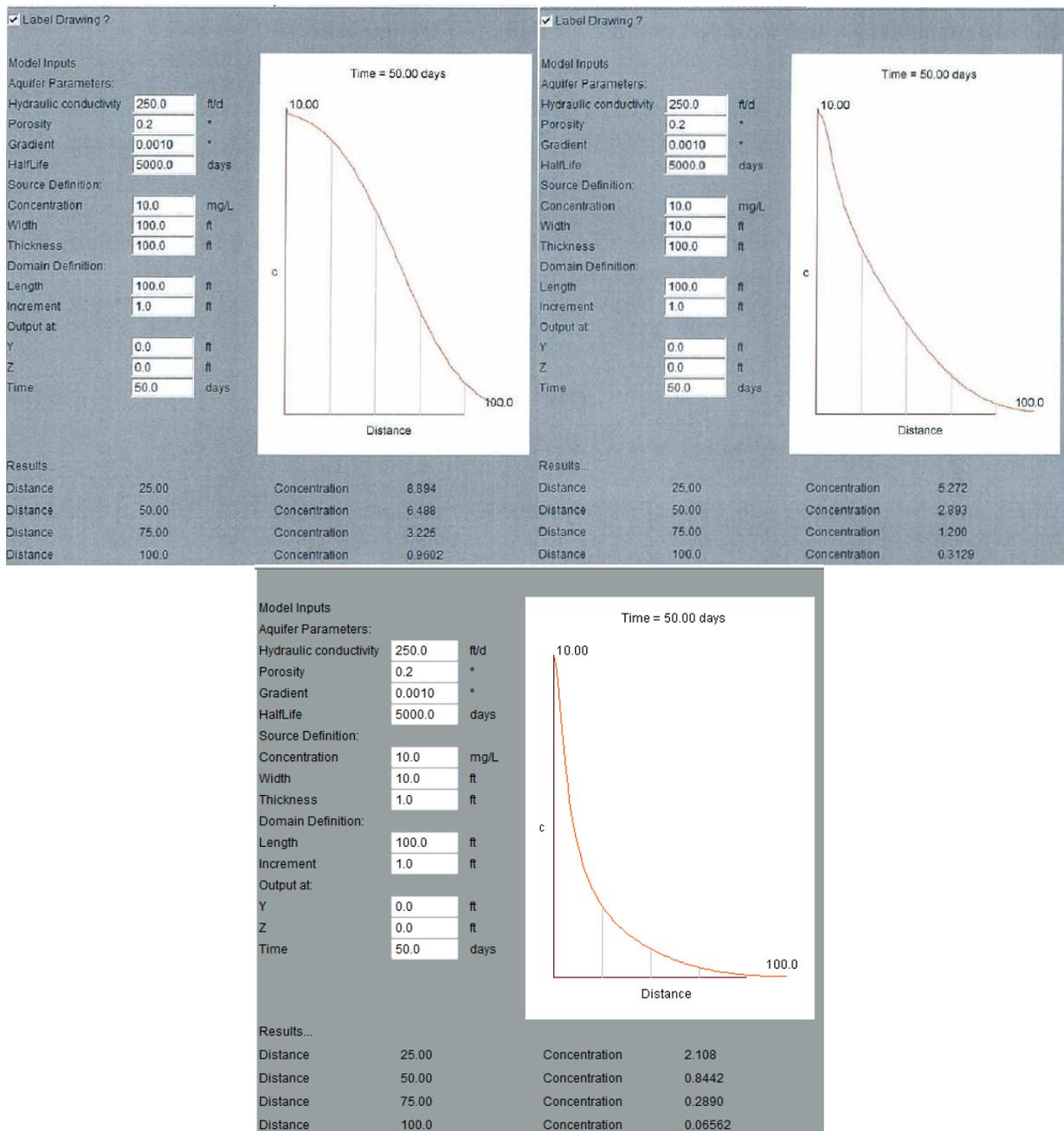


**Figura 2 : Larghezza della fonte 100 m (a), Larghezza della fonte 10 m (b), Larghezza della fonte 1 m (c)**

Si può facilmente osservare come una riduzione di un ordine di grandezza della larghezza della fonte porti a consistenti riduzioni della concentrazione: ad esempio, passando da 100 m a 10 m la concentrazione ad una distanza di 50 m dalla fonte passa da 6,5 mg/l a poco meno di 3 mg/l; una riduzione della larghezza di altre 10 volte, fa diminuire di circa 10 volte anche le concentrazioni alla medesima distanza.

### 2.2.2 Variazione dello spessore dell'acquifero

Un aumento dello spessore dell'acquifero contaminato (Figura 3), comporta aumenti delle concentrazioni, ma non paragonabili a quelli dovuti all'incremento della larghezza della fonte. A conferma di ciò si riportano i valori delle concentrazioni per una larghezza della fonte di 10 m , passando da 100 m ad un solo metro di spessore dell'acquifero contaminato.



**Figura 3 : Larghezza della fonte costante di 10 m con spessore dell'acquifero variabile da 100 m (a), 10 m (b), 1 m (c)**

In conclusione, si è potuto osservare come, per evitare incrementi della pericolosità dell'inquinamento, sia opportuno intervenire per ridurre l'estensione laterale della fonte di contaminazione. Una particolare attenzione deve quindi essere rivolta alle canalette laterali delle strade, che devono essere poco permeabili, così da evitare che diano luogo a un allargamento indesiderato della fonte di contaminazione quando siano percorse dal flusso di inquinante generato dallo sversamento.

## 2.3 EFFETTI SULLA FALDA DELL'INQUINAMENTO PROVENIENTE DAI CORSI D'ACQUA

La letteratura scientifica disponibile (es. P. Trefiletti e al., 2005) consente di evidenziare che alcune fonti di inquinamento permettono alle contaminazioni di raggiungere in tempi brevi distanze ed estensioni molto grandi: si tratta degli sversamenti che avvengono in corsi d'acqua connessi con la rete irrigua.

In queste condizioni contaminazioni originate da fonti persistenti e di lunga durata hanno raggiunto nella pianura lombarda oltre 100 km<sup>2</sup> di estensione, e una lunghezza superiore ai 30 km. Considerata l'importanza di questa tematica, e le buone conoscenze esistenti su gran parte dei problemi connessi, si è voluto approfondire alcuni aspetti degli inquinamenti provenienti da corsi d'acqua, che pur avendo una pericolosità particolare, non appaiono diffusamente trattati e sui quali non esistono ancora tecniche di prevenzione idonee.

I corsi d'acqua determinano condizioni di particolare gravità ed estensione degli inquinamenti che da essi provengono, sia pure in circostanze particolarmente sfavorevoli.

Le analisi di letteratura (si veda la citata pubblicazione di P. Trefiletti e al. 2006) non approfondiscono però con dettaglio i motivi della presenza di larghe fasce di elevata contaminazione intorno ai fiumi inquinati.

In sostanza, l'esame delle contaminazioni in regime stazionario, non fornisce indicazioni sulle modalità di propagazione delle contaminazioni.

Per tali motivi, si è scelto di esaminare le conseguenze sulla pianura alluvionale dell'inquinamento determinato da un corso d'acqua inquinato.

Per semplificare i calcoli, si è ipotizzato che nel corso d'acqua la concentrazione dell'inquinante rimanga inalterata nel corso delle piene. Questo caso non è raro, anche se in realtà la concentrazione tende quasi sempre ad avere un picco iniziale e a ridursi successivamente: in questi casi, le acque sono infatti in grado di prendere in carico le sostanze inquinanti presenti sul fondo, in modo da mantenere durante le piene una concentrazione alta anche quando l'afflusso di acque meteoriche tende a diluirle.

Nel corso degli episodi di piena, anche le acque di falda collegate con il fiume subiscono una oscillazione piezometrica, in particolare se la falda viene alimentata dal fiume.

Nel corso di queste oscillazioni, la portata in uscita dal fiume nel tratto considerato verso la falda, cambia. Infatti viene ad assumere valori diversi la cadente piezometrica, che può assumere valori anche molto elevati in prossimità del fiume.

La dipendenza della portata di scambio dal livello di fiume e falda è oggetto di numerose analisi. Particolare interesse hanno i lavori di Rushton e Tomlinson (1979), secondo i quali fra fiume e falda la portata  $Q$  di scambio è espressa da una relazione basata su due costanti  $C$  e  $D$  adimensionali legate da una funzione esponenziale :

$$Q = C \left[ 1 - e^{-D(H-h)} \right] \quad (1.7)$$

In cui  $H$  e  $h$  sono rispettivamente i livelli del fiume e della falda in m s.l.m. La soluzione di questa relazione non è presentata dagli autori.

Da misure sul corso d'acqua e sui piezometri, è possibile tuttavia determinare per diverse cadenti piezometriche il valore delle portate che passano dal fiume alla falda. Se in due istanti differenti si misurano le portate uscenti dal fiume (come differenza fra le portate misurate all'inizio e alla fine di un tratto del suo percorso), e le si indica con  $Q_1$  e  $Q_2$ , e si misurano le cadenti piezometriche corrispondenti  $J_1$  e  $J_2$ , è possibile ricavare il valore delle costanti  $C$  e  $D$ .

Infatti, detta L la distanza fra il pozzo in cui viene misurata h e il fiume in cui è misurata H, ho evidenziato che è possibile determinare C in base alla relazione :

$$C = Q_2 \left[ \frac{1 - e^{(-D \cdot J_1 \cdot L)}}{1 - e^{(-D \cdot J_2 \cdot L)}} \right] \quad (1.7)$$

e successivamente determinare C per sostituzione.

E' quindi possibile in ogni configurazione idrometrica e piezometrica valutare, in modo sufficientemente corretto, le costanti C e D, sulla base delle relazioni predisposte dagli Autori citati.

Questa considerazione permette di conoscere gli scambi fiume-falda in ogni periodo dell'anno, ma risulta difficile avere con una certa sicurezza il dettaglio delle effettive quantità di acqua che passano dal corpo idrico superficiale a quello sotterraneo se non si procede ad una lunga serie di misure anche ravvicinate per determinare la storia dell'idrogramma del corso d'acqua (periodi di piena e periodi di magra).

Al fine di ricostruire nel modo più approssimato possibile l'evoluzione della piezometria nel corso delle piene, Pinder (1969) ha elaborato una relazione che prevede la possibilità di calcolare i valori di h in base alla trasmissività e al coefficiente di immagazzinamento della falda, a partire dalla conoscenza dell'idrogramma. Tale tecnica prevede il calcolo del ritardo d con il quale si manifesta nel piezometro posto alla distanza x dal fiume la deformazione piezometrica indotta dall'oscillazione idrometrica del corso d'acqua, e la valutazione dell'entità della deformazione piezometrica nel tempo in base alla diffusività piezometrica (data dal rapporto T/S della trasmissività rispetto all'immagazzinamento). Secondo Pinder (1969), in base alla conoscenza dell'incremento (o decremento) del livello  $\Delta H$  del fiume per ogni intervallo di tempo  $\Delta t$ , è possibile risalire a quello della falda alla distanza x, dato da :

$$\Delta h = \Delta H \cdot \operatorname{erfc} \left[ \frac{x}{\left( \frac{nT}{S\Delta t} \right)^{0.5}} \right] \quad (1.8)$$

Dove erfc è la funzione complementare di errore, n è il numero dell'intervallo di tempo  $\Delta t$  a partire dal quale si considera la deformazione idrometrica. La sommatoria delle deformazioni piezometriche  $\Sigma \Delta h$ , fornisce il sollevamento o l'abbassamento del livello piezometrico, che quindi è dato da :

$$\Sigma \Delta h = \Sigma \Delta H \cdot \operatorname{erfc} \left[ \frac{x}{\left( \frac{nT}{S\Delta t} \right)^{0.5}} \right] \quad (1.9)$$

E' stato quindi elaborato un programma in ambiente excel che ha permesso di ricavare, a partire dall'idrogramma e dalla conoscenza di T (0,002 m<sup>2</sup>/s) e di S (0.2), la variazione del livello piezometrico a 50 m di distanza. A partire dalla relazione 1.9 si può procedere come segue:

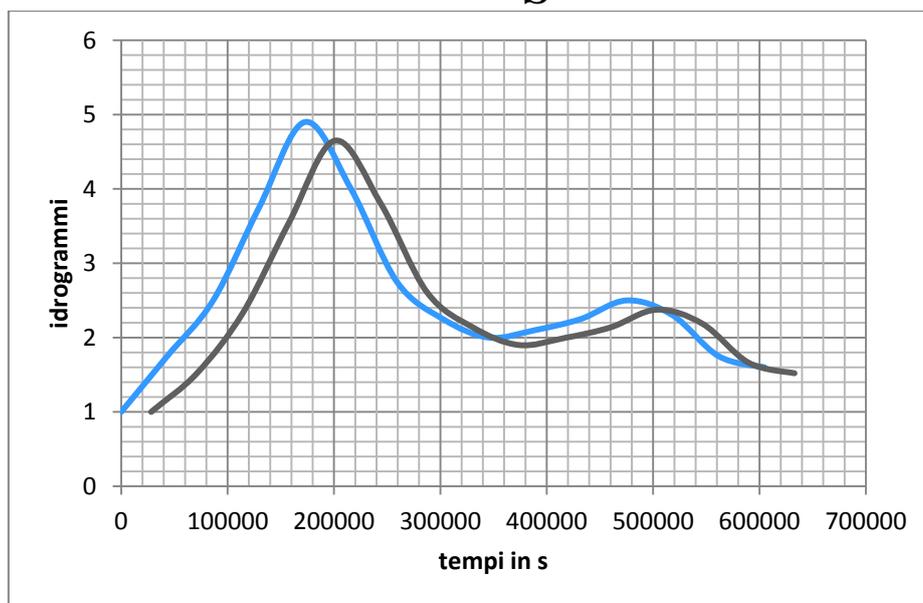
- 1.si calcola il ritardo rispetto alle variazioni idrometriche con il quale si manifestano le variazioni piezometriche
- 2.si stabiliscono gli intervalli di tempo in s nei quali viene suddiviso l'idrogramma
- 3.si suddivide l'idrogramma in tratti  $\Delta H$  corrispondenti alle variazioni nel corrispondente intervallo  $\Delta t$

- 4.si calcola la funzione u, data da 
$$\frac{x}{\left(\frac{nT}{S\Delta t}\right)^{0.5}}$$

- 5.si calcola l'argomento della funzione erfc (u/n)
- 6.Si calcola  $\Delta h$ , dal prodotto:  $\Delta H \text{ erfc}(u/n)$
- 7.Si ricava la sommatoria dei  $Dh$  secondo la relazione precedente

Il programma prevede anche il calcolo del ritardo d con il quale si manifesta la perturbazione idrometrica nel piezometro, a partire dalla nota relazione della diffusività piezometrica:

$$x = 1.15 \cdot \left(\frac{Tt}{S}\right)^{0.5} \quad (1.10)$$



**Figura 4: in blu l'idrogramma del canale Villoresi , in nero il grafico del livello di falda calcolato per un piezometro distante 50 m dal canale**

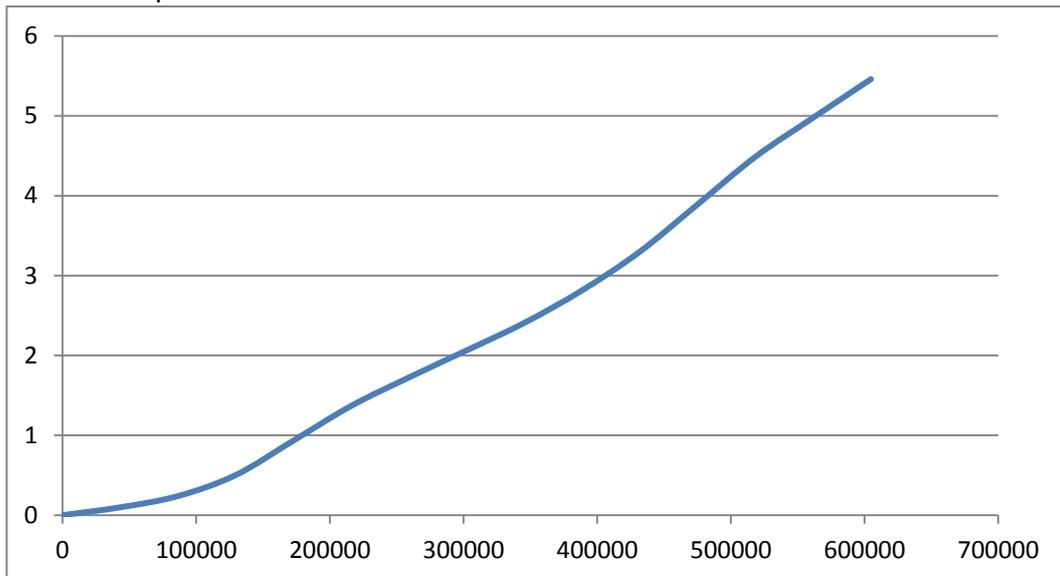
La relazione di Pinder permette quindi di poter svolgere un'analisi degli effetti che le oscillazioni del fiume producono nell'accelerare la progressione dell'inquinamento. Si è quindi presa in considerazione la velocità di avvezione, data dal rapporto fra il prodotto  $k \cdot J$  e la porosità efficace; si osserva che essa cambia in modo da determinare consistenti variazioni nella progressione dell'inquinamento derivante dal corso d'acqua., soprattutto per la continua variazione di  $J$  nel tempo.

Per ogni intervallo di tempo viene calcolata la variazione dei gradienti in funzione della differenza di carico piezometrico fra fiume e falda alla distanza di 50 m che permette di restituire la lunghezza dei tratti percorsi dal nucleo della contaminazione per ciascun intervallo di tempo.

Nel caso di studio del Canale Villoresi presso Milano, le oscillazioni idrometriche sono particolarmente rilevanti e raggiungono quasi 5 m; di conseguenza le variazioni della piezometria risultano molto accentuate (Figura 4).

L'avanzamento del fronte inquinante, nonostante la non elevata permeabilità (circa  $10^{-4}$  m/s) risulta dai calcoli eseguiti piuttosto rilevante: circa 5 m in una settimana, ben superiore a quella calcolata in condizioni di analogia permeabilità nel caso reale dello sversamento presso Milano.

L'aumento della velocità dipende dal raggiungimento di cadenti piezometriche anche molto elevate concentrate in brevi periodi temporali, e rappresenta un aggravante dei fenomeni di contaminazione in prossimità delle sponde fluviali. Nella Figura 5 è riprodotto l'avanzamento della contaminazione nel periodo di osservazione.



**Figura 5: distanza in m (ordinate) raggiunta nel tempo (ascisse, in m) dalla porzione di inquinante che si muove secondo la velocità di avvezione e senza ritardo**

Lo studio eseguito dimostra che l'alternarsi di piene e magre nel corso d'acqua inquinante è in grado di produrre un consistente aumento delle velocità di percorrenza del contaminante: infatti, nel caso specifico, la cadente piezometrica passa dal 2 ‰ a oltre l'1‰ in prossimità del corso d'acqua, determinando un consistente incremento della velocità di flusso della falda, come indicato in figura.

Le aree prossime ai corsi d'acqua necessitano quindi di una particolare attenzione nei casi di sversamento di idrocarburi. Si ricorda infatti che casi di rottura di oleodotti prodotte dalle piene fluviali hanno determinato conseguenze pesanti per la falda delle fasce adiacenti al fiume.

Al fine di verificare quanto possa incidere la variazione della cadente piezometrica sulla rapidità con la quale le contaminazioni si propagano, si ritiene utile proporre un esempio ricavato dal caso descritto nel paragrafo 2. Come nell'esempio citato, si sono eseguiti i calcoli utilizzando la relazione di Domenico e Robbins in regime transitorio, calcolando a 50 m dal corso d'acqua la concentrazione dell'inquinamento mantenendo costante quella alla fonte e facendo variare solamente la cadente piezometrica da 0,2‰ a 1‰.

Nelle figure seguenti, si osserva come a 50 giorni dall'inizio dell'inquinamento si abbiano concentrazioni sensibilmente più elevate al crescere della cadente piezometrica.

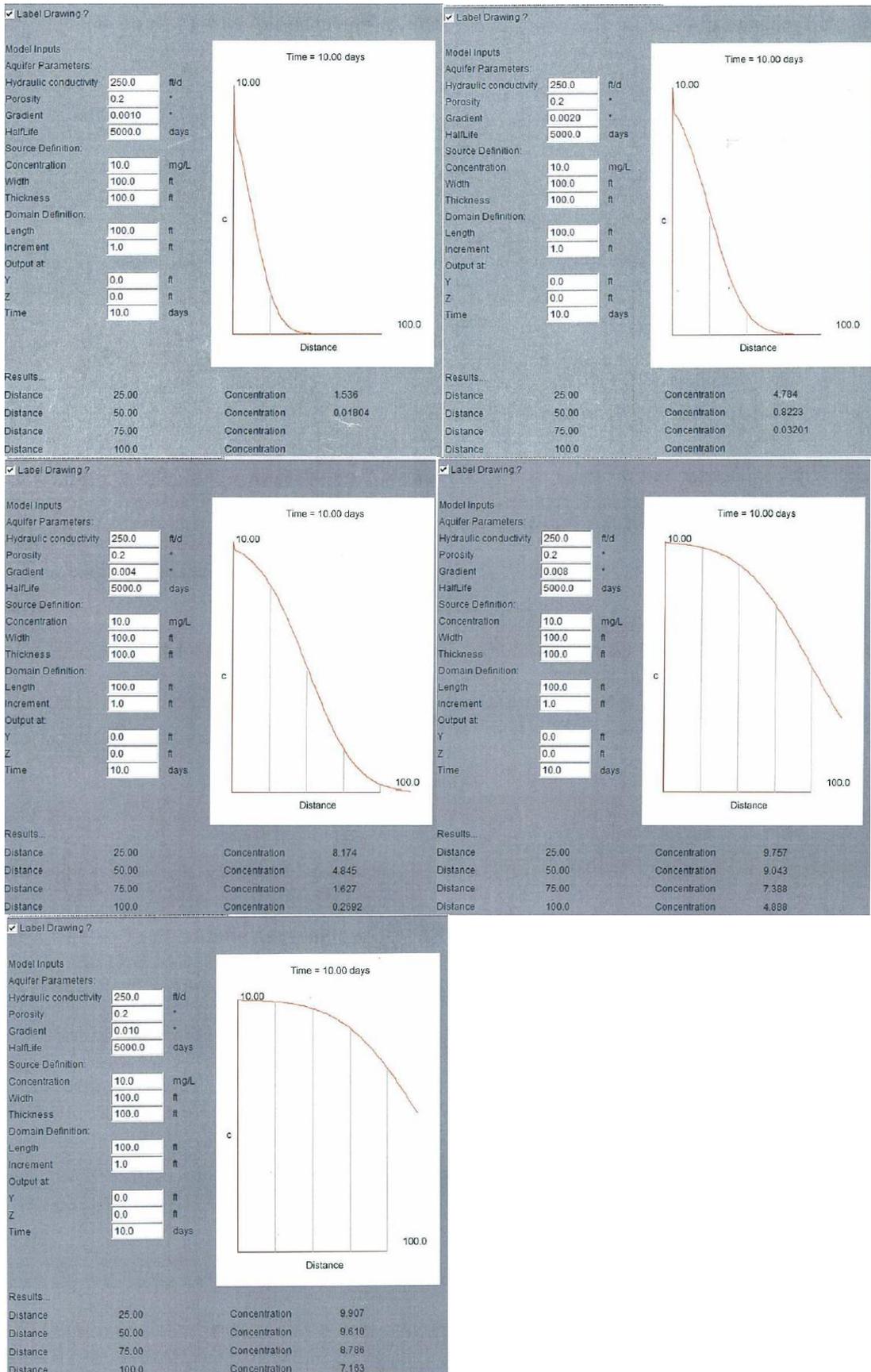


Figura 6: Concentrazioni di inquinante a 50 giorni dallo sversamento per gradienti crescenti da 0.1% (a) fino a 1% (e)

### **3 CONCLUSIONI**

Lo studio ha esaminato alcuni aspetti del problema degli inquinamenti che gli sversamenti accidentali possono determinare sui corpi idrici superficiali e sulla falda, prendendo in considerazione:

- L'entità e la forma delle contaminazioni; in particolare si è osservato che variando la larghezza della sorgente si hanno diminuzioni proporzionali e consistenti della concentrazione. Diminuendo la larghezza della fonte di un decimo, si è visto come la concentrazione alla medesima distanza diminuisca della metà.
- La variazione dello spessore dell'acquifero contaminato: in particolare si è osservato come aumentandone lo spessore aumentino anche le concentrazioni anche se non in maniera così apprezzabile come nel caso della variazione della forma della contaminazione.
- Variazione delle oscillazioni del fiume; le variazioni idrometriche producono una accelerazione della velocità dell'inquinamento. Si è osservato che la velocità di avvezione cambia nel corso delle piene determinando variazioni anche marcate dell'avanzamento dell'inquinamento, grazie alla variazione del gradiente nel tempo (la variazione del gradiente di un solo ordine di grandezza provoca in prossimità del corso d'acqua un consistente incremento della velocità di flusso della falda).

Sulla base delle verifiche finora effettuate, i metodi di soluzione prospettati per valutare i tempi di arrivo forniscono valutazioni sommarie ma basate su calcoli di rapida esecuzione e quindi facilmente eseguibili in casi di emergenza, per dimensionare l'urgenza degli interventi da eseguire.

### **4 BIBLIOGRAFIA**

Baetsle (1982) *Development and parametric testing of alkaline water electrolysis cells for hydrogen production based on inorganic-membrane-electrolyte technology*. Commission of the European Communities, Luxembourg

Domenico, P.A. (1987). "An Analytical Model for Multidimensional Transport of a Decaying Contaminant Species." *Journal of Hydrology*, 91: 49–58.

Domenico, P.A. and G.A. Robbins. (1985). "A New Method of Contaminant Plume Analysis." *Ground Water*, 23, 4: 476–485.

Domenico P.A., Schwartz F. W. (1998) *Physical and chemical hydrogeology*, Volume 1 Wiley, 1998

EPA (2013) – EPA on-line tools for site assessment calculation, Ecosystems Research , Athens, Georgia.

Franconi V., Trefiletti P. (2005) - "Relazioni fra sistema idrico superficiale e contaminazione delle acque sotterranee nella Provincia di Cremona" pagg.45-56 in "Rendiconti cremonesi- Il contributo del Politecnico di Milano alla conoscenza delle dinamiche evolutive del territorio di Cremona" a cura di Luigi Paolillo, libreriaplup, Milano, novembre 2005 - ISBN 88-7090-821-6.

Trefiletti P., Francani V. (2006) - "Relazioni fra sistema idrico superficiale e contaminazione delle acque sotterranee da sostanze farmaceutiche" pagg.15-26 in "Atti del Geofluid 2006: "Gestione delle acque sotterranee e geologia applicata alla tutela ambientale"- Piacenza, 4 ottobre 2006

K.R. Rushton, L.M. Tomlinson (1979), Possible mechanisms for leakage between aquifers and rivers  
Journal of Hydrology, Volume 40, Issues 1–2, January 1979, Pages 49-65

Pinder F.G., Bredehoeft J.D & Cooper H.H. (1969) - Determination of aquifer diffusivity from aquifer response to fluctuations in river stage , Water Resources Program, Department of Civil Engineering, Princeton University, Princeton, New Jersey, Water Resources Research Vol. 5 No. 4 1969.

Kostecki P.T., Calabrese E.J., Bell J. B.(1990) - Hydrocarbon Contaminated Soils and Groundwater: Analysis, Fate, Environmental and Public Health Effects, Remediation, Volume 1 Proceedings of the February 19-22, 1990, conference held at Newport Beach, California. Conference