

Alma Mater Studiorum – Università di Bologna

**DOTTORATO DI RICERCA IN  
MODELLISTICA FISICA PER LA PROTEZIONE  
DELL'AMBIENTE**

Ciclo XXII

**Settore/i scientifico-disciplinare/i di afferenza: GEO-05**

**COMPARAZIONE DI METODI PER L'ELABORAZIONE DI  
MAPPE DI VULNERABILITA' DEGLI ACQUIFERI**

**Presentata da: DANIELA LAGOMARSINO**

**Coordinatore Dottorato**

**Prof. Rolando Rizzi**

**Relatore**

**Prof. Ing. Ezio Todini**

**Correlatore**

**Prof. Alessandro Gargini**

**Esame finale anno 2010**

## INDICE

<b>ABSTRACT</b>	pag. 3
<b>INTRODUZIONE</b>	pag. 5
<b>CAPITOLO 1. METODI PER DEFINIRE LA VULNERABILITA' INTRINSECA</b>	pag. 8
1.1 PCSM (Point Count System Method)	pag. 8
1.2 Modelli numerici	pag. 13
<b>CAPITOLO 2. LA CONOIDE DEL FIUME RENO</b>	pag. 17
2.1 Inquadramento geologico	pag. 17
2.2 Caratteristiche idrogeologiche	pag. 19
2.3 Pozzi e immissioni	pag. 23
<b>CAPITOLO 3. APPLICAZIONE DEI METODI SINTACS E DRASTIC ALLA CONOIDE DEL FIUME RENO</b>	pag. 26
3.1 Parametri, punteggi e pesi	pag. 26
3.2 Le carte di Vulnerabilità	pag. 42
3.2a SINTACS	pag. 42
3.2b DRASTIC	pag. 44
<b>CAPITOLO 4. MODELLO TRIDIMENSIONALE DELLA CONOIDE</b>	pag. 47
4.1 FEFLOW®	pag. 47
4.2 Condizioni iniziali	pag. 51
4.3 Parametri del mezzo	pag. 53
4.4 Condizioni al contorno	pag. 58
4.5 Risultati	pag. 61
<b>CAPITOLO 5. CONFRONTO TRA LE MAPPE DI VULNERABILITA' E IL MODELLO NUMERICO</b>	pag. 70
5.1 Normalizzazione e confronto delle mappe DRASTIC e SINTACS e della distribuzione della velocità di flusso dell'acquifero superficiale	pag. 70

5.2 Confronto con il modello di trasporto	pag. 74
<b>CAPITOLO 6. PROPOSTA DI UN NUOVO METODO FISICAMENTE BASATO</b>	pag. 80
6.1 Risoluzione del problema inverso tramite il programma “Invef”	pag. 80
6.2 Il programma “Vuln” per definire l’indice di vulnerabilità	pag. 88
6.3 Risultati	pag. 93
6.4 Confronto con il modello tridimensionale	pag. 95
<b>CAPITOLO 7. CONSIDERAZIONI FINALI</b>	pag. 97
<b>CAPITOLO 8. CONCLUSIONI E PROSPETTIVE FUTURE</b>	pag. 99
<b>BIBLIOGRAFIA</b>	pag. 101

## ABSTRACT

Lo scopo di questa tesi di dottorato è la comparazione di metodi per redarre mappe della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento. La vulnerabilità intrinseca è definita come la facilità con cui un contaminante introdotto sulla superficie può raggiungere e diffondersi nelle acque profonde (Margat, 1968). I metodi per la definizione della vulnerabilità degli acquiferi possono essere speditivi di tipo parametrico oppure basati sull'uso di modelli numerici, fisicamente basati, che risolvono l'equazione del flusso e del trasporto di inquinanti in falda. I primi sono molto semplificati: classificano tutti i parametri che influenzano la probabilità di inquinamento di un acquifero, mediante indici aggregabili, ottenendo così un indicatore di vulnerabilità. I modelli matematici fisicamente basati forniscono invece tutto il campo di flusso di un acquifero, ma necessitano di una grande quantità di dati e anche un notevole impiego di tempo e di capacità computazionale. Per una definizione più completa della vulnerabilità è quindi utile l'implementazione di un metodo fisicamente basato che, da un lato incorpori maggiormente la fisica rispetto ai metodi speditivi, ma che non necessiti la completa risoluzione delle equazioni di flusso e di trasporto.

Tramite il contatto con il Servizio Geologico Sismico e dei Suoli della Regione Emilia Romagna e la sezione di Ingegneria ambientale dell'ARPA, sono stati reperiti i dati necessari per analizzare la vulnerabilità all'inquinamento della conoide del fiume Reno: i diversi metodi analizzati sono stati applicati tutti su questa zona, in modo da poterli paragonare.

Sono quindi state redatte le mappe di vulnerabilità dell'acquifero A1 utilizzando i metodi parametrici SINTACS (Civita e De Maio, 1997) e DRASTIC (Aller *et al.*, 1987): le mappe sono molto simili in quanto i due metodi considerano gli stessi parametri e si differenziano principalmente per l'assegnazione dei pesi.

Per ottenere la distribuzione della velocità di flusso dell'acquifero è stato sviluppato un modello tridimensionale della conoide del fiume Reno, considerando uno stato transiente con passo mensile. Per la realizzazione di tale modello è stato utilizzato il *software* di modellistica idrogeologica FEFLOW<sup>®</sup>, che per la risoluzione dell'equazione differenziale del flusso in falda si avvale del metodo degli elementi finiti. Il campo di velocità risultante per l'acquifero A1 è stato, quindi, confrontato con la mappa di vulnerabilità realizzata con i metodi parametrici. Per poter effettuare un confronto, le mappe sono state normalizzate e suddivise in 6 classi di vulnerabilità considerando i quantili; quindi è stata effettuata la sottrazione tra le nuove mappe ottenute. Le maggiori differenze sono in corrispondenza del cono di depressione dovuto al pompaggio dei pozzi

acquedottistici: il modello di flusso considera l'azione dei pozzi, mentre i PCSM non valutano il flusso causato dal prelievo.

La simulazione numerica fornisce risultati più accurati, ma necessita di più dati e più tempo; per questo è stato sviluppato un nuovo modello fisicamente basato, ma più immediato, che possa fornire dei buoni risultati in termini di vulnerabilità.

E' stato approfondito lo sviluppo di un modello inverso, che, partendo dalla distruzione del carico piezometrico, fornisce la distribuzione della conducibilità idraulica dell'acquifero. L'area in esame viene divisa in una griglia esagonale, in modo che ogni punto sia connesso ad altri sei: per ogni connessione viene calcolato il valore di conducibilità idraulica. La conoscenza di questo parametro è, infatti, il punto di partenza per lo sviluppo di un nuovo metodo per la definizione della vulnerabilità basato sulla caratterizzazione dell'area di acquifero potenzialmente inquinabile rispetto ad uno sversamento in superficie di un inquinante. Per definire tale area sono stati considerati sia il tempo di arrivo in falda sia il tempo di trasporto di un inquinante in falda, considerando il solo processo di avvezione. L'indice di vulnerabilità dipende dal numero di connessioni che un inquinante riesce a percorrere nell'arco di un anno: più è grande l'area potenzialmente inquinabile, maggiore è il valore di vulnerabilità intrinseca.

L'applicazione di questo metodo all'acquifero superficiale del Reno ha evidenziato come la parte distale e quella laterale della conoide siano ben protette: il tempo di arrivo in falda è maggiore di un anno. Questo in accordo sia con i risultati del modello, che con le mappe di vulnerabilità ottenute con i metodi parametrici. Le zone in cui uno sversamento superficiale provocherebbe un danno maggiore risultano essere nella parte apicale della conoide, dove l'acquifero non è protetto e dove le velocità in falda sono maggiori.

## INTRODUZIONE

L'acqua sotterranea è considerata un'importante riserva di acqua potabile in quanto ha una suscettibilità all'inquinamento relativamente bassa rispetto alle acque di superficie e per la grande capacità di immagazzinamento dei serbatoi acquiferi in cui è contenuta (US EPA, 1985). Ci sono, comunque, importanti fonti, sia diffuse che puntuali, di inquinamento delle falde acquifere derivanti dalle attività di utilizzo della superficie, particolarmente le pratiche agricole (per quanto riguarda le fonti diffuse). L'intrusione di questi inquinanti nelle acque profonde altera la loro qualità e riduce il loro valore (Melloul e Collin, 1994). La prevenzione della contaminazione è, perciò, fondamentale per un'efficace gestione delle risorse idriche; infatti la variabilità spaziale e l'onerosità economica come vincolo nell'acquisizione dei dati precludono il monitoraggio di tutte le acque sotterranee e rendono le attività di bonifica costose e spesso impraticabili (Babiker *et al.*, 2005).

Una volta sversato in superficie, il contaminante si infiltra attraverso il suolo, la zona vadosa ed infine raggiunge l'acquifero. Mentre l'inquinante viaggia attraverso questo sistema, avviene il processo di attenuazione che include quei meccanismi che ne riducono la concentrazione e la velocità di trasporto, quali: la diluizione, la dispersione, la filtrazione meccanica, la volatilizzazione, l'assimilazione biologica e la decomposizione, la precipitazione, l'adsorbimento, lo scambio ionico, l'ossido-riduzione (Fetter, 1980; Pye e Kelley, 1984). Il grado di attenuazione è una funzione: 1) del tempo nel quale il contaminante è in contatto con il materiale attraverso cui si muove, 2) della grandezza dei granuli e delle caratteristiche chimico-fisiche del materiale, 3) della distanza che il contaminante percorre (Aller *et al.*, 1987).

La nozione di "vulnerabilità di un acquifero all'inquinamento" è stato introdotto per la prima volta da Margat (1968) che lo definisce come la facilità con cui un contaminante introdotto sulla superficie può raggiungere e diffondersi nelle acque profonde. Il concetto di vulnerabilità è basato sull'assunzione che l'ambiente fisico fornisce una protezione naturale alle acque profonde contro l'impatto antropico, specialmente in relazione all'infiltrazione nell'ambiente sotterraneo (Vrba e Zoporozec, 1994).

Nel corso degli anni si sono succeduti innumerevoli studi e sono state date differenti definizioni di vulnerabilità. Ne riportiamo alcune:

- Il grado di esposizione al pericolo di inquinamento delle acque sotterranee determinato da condizioni naturali e indipendente dalla effettiva presenza di fonti di inquinamento (Olmer e Rezac, 1974)
- Il complesso di condizioni naturali, superficiali e sotterranee, che influenzano il moto di inquinante verso un acquifero sottostante (Vrana, 1977)

- Il rischio causato da sostanze chimiche di modificare la qualità delle acque sotterranee (Villumsen *et al.*, 1983)
- La suscettibilità specifica dei sistemi acquiferi, nelle loro diverse componenti e nelle diverse situazioni geometriche ed idrodinamiche, ad ingerire e diffondere, anche mitigandone gli effetti, un inquinante fluido o idroveicolato tale da produrre impatto sulla qualità dell'acqua sotterranea, nello spazio e nel tempo (Civita, 1987)
- Le caratteristiche intrinseche che determinano la suscettibilità delle varie parti di un acquifero ad essere sfavorevolmente colpite da un carico inquinante imposto (Foster, 1987)
- La facilità o meno con cui le sostanze contaminanti si possono introdurre, propagare e persistere in un determinato acquifero (Celico, 1988).
- La sensibilità all'attività antropica dipende dalla capacità di purificazione di un acquifero e dal tempo di transito dell'acqua sotterranea (Tripet *et al.*, 1997)
- La vulnerabilità dipende dalle proprietà dell'acquifero, la vulnerabilità specifica dal comportamento dell'inquinante (Doerfliger *et al.*, 1999).

La vulnerabilità è un proprietà relativa, adimensionale e non misurabile che dipende dalle caratteristiche dell'acquifero, ma anche dalle caratteristiche del più ampio ambiente geologico e idrogeologico (zona insatura, suolo, rilievi, ricarica, etc.).

Nel report finale dello "European COST action 620" (Zwahlen, 2004), in cui viene proposto un approccio completo alla protezione degli acquiferi carsici, sono presenti le seguenti definizioni per la vulnerabilità intrinseca e specifica degli acquiferi.

La vulnerabilità intrinseca degli acquiferi all'inquinamento considera le caratteristiche geologiche, idrologiche e idrogeologiche di un area, ma è indipendente dalla natura dei contaminanti e dallo scenario di contaminazione.

La vulnerabilità specifica valuta le proprietà di un particolare contaminante o di un gruppo di contaminanti in aggiunta alla vulnerabilità intrinseca di un area.

Il vantaggio di queste definizioni qualitative e descrittive è che il termine vulnerabilità è spesso capito intuitivamente, particolarmente dai responsabili dei processi di pianificazione. Le mappe di vulnerabilità sono un mezzo per rappresentare varie e complesse proprietà idrogeologiche in un modo integrato e comprensibile. Una mappa che mostra aree di differente colore che simboleggiano differenti gradi di vulnerabilità è facilmente interpretabile e può essere utilizzata come un pratico strumento per la pianificazione urbanistica, per l'individuazione di zone di protezione e per la valutazione del rischio. Ci sono, comunque, degli svantaggi ad utilizzare solamente un approccio qualitativo. Se sono utilizzati metodi differenti nella stessa area, le mappe

risultanti sono spesso differenti e qualche volta in contraddizione. I risultati sono difficili da comparare e da validare. Inoltre una proprietà che non è precisamente definita, non può essere derivata in modo univoco da quantità misurabili (Zwahlen, 2004). Conseguentemente c'è la necessità di esaminare i concetti di vulnerabilità da un punto di vista quantitativo e di stabilire criteri di riferimento chiaramente identificabili per la quantificazione, la comparazione e la validazione.

Lo scopo di questo lavoro di tesi è quello di paragonare i metodi per la realizzazione di mappe di vulnerabilità più utilizzati, DRASTIC (Aller *et al*, 1987) e SINTACS (Civita e De Maio, 1997) e di effettuarne una valutazione critica, attraverso il confronto delle mappe con i risultati ottenuti dall'applicazione di un modello numerico, fisicamente basato, di flusso e di trasporto. Per superare la soggettività dei due metodi analizzati, cercando di definire la vulnerabilità in funzione di una quantità misurabile, è stato elaborato, inoltre, un nuovo metodo fisicamente basato che definisce un indice di vulnerabilità considerando i processi che regolano il trasporto di sostanze dalla superficie alla falda e all'interno dell'acquifero stesso. L'indice di vulnerabilità viene assegnato in funzione dell'area potenzialmente inquinabile nell'arco di un anno a causa di uno sversamento superficiale.



# CAPITOLO 1

## METODI PER DEFINIRE LA VULNERABILITA' INTRINSECA

### 1.1 PCSM (Point Count System Method)

La stima della vulnerabilità è stato oggetto di intense ricerche durante gli anni passati e è stata sviluppata una grande varietà di metodi. I più semplici da applicare- e per questa ragione i più utilizzati- sono i cosiddetti *Rating Models*. Questi metodi classificano ogni parametro, che potenzialmente influenza la probabilità di inquinamento dell'acquifero, in una scala e assegnano un punteggio che designa il grado di vulnerabilità (LeGrand, 1964; Foster, 1987; US EPA, 1993). Un'evoluzione di questi metodi sono i *Point Count System Models* (PCSM), che, oltre la classificazione dei diversi parametri, introducono anche dei coefficienti di peso relativo per ogni fattore.

Il PCSM più utilizzato è il metodo DRASTIC (Aller *et al.*, 1987). Questo metodo, che prende in considerazione sette parametri dell'ambiente geologico e idrogeologico, è stato sviluppato negli USA, dove è stato applicato molte volte (p.e. Durnford *et al.*, 1990; Evans e Myers, 1990; Halliday e Wolfe, 1991; Rundquist *et al.*, 1991; Fritch *et al.*, 2000; Shukla *et al.*, 2000); è stato utilizzato anche per gli studi di vulnerabilità in molte altre parti del mondo (p.e. Lobo-Ferreira e Oliveira, 1997; Lynch *et al.*, 1997; Melloul and Collin, 1998; Johansson *et al.*, 1999; Kim e Hamm, 1999; Zabet, 2002).

Nella scelta dei parametri da considerare per il metodo DRASTIC è stata valutata un'ampia gamma di posizioni tecniche riguardo l'importanza relativa delle molte caratteristiche fisiche che influiscono sulla vulnerabilità. Sono stati valutati fattori che riguardano la chimica dell'acquifero, la temperatura, la trasmissività, la tortuosità, il trasporto della fase gassosa, etc. E' stata anche considerata la disponibilità dei dati. Come risultato di queste valutazioni, i fattori più importanti che controllano la vulnerabilità dell'acqua sotterranea all'inquinamento risultano essere (Aller *et al.*, 1987):

**D-** *Depth to water* (Profondità della tavola d'acqua)

**R-** *(Net) Recharge* (Ricarica netta)

**A-** *Aquifer media* (Materiale dell' acquifero)

**S-** *Soil media* (Tipo di suolo)

**T-** *Topography* (Topografia)

**I-** *Impact of vadose zone* (Tipologia della zona insatura)

### C-(Hydraulic) Conductivity (Conducibilità idraulica)

DRASTIC è l'acronimo dei fattori considerati.

Ad ogni fattore viene, quindi, assegnato un punteggio seguendo delle tabelle prestabilite. Inoltre i diversi parametri sono stati confrontati per determinarne l'importanza relativa: ad ognuno è stato assegnato un punteggio che va da 1 a 5. I fattori più significativi hanno peso 5, quelli meno 1. Questi pesi sono costanti e non possono essere cambiati. Una seconda classe di pesi è stata introdotta per analizzare la vulnerabilità degli acquiferi nel caso di utilizzo agricolo degli erbicidi e dei pesticidi (tab. 1).

L'indice di vulnerabilità I, viene così calcolato:

$$I = D_R D_W + R_R R_W + A_R A_W + S_R S_W + T_R T_W + I_R I_W + C_R C_W \quad \text{eq. 1.1}$$

dove

R = punteggio

W = peso

FATTORE	PESO	PESO PESTICIDI
<b>Profondità tavola acqua</b>	<b>5</b>	<b>5</b>
<b>Ricarica</b>	<b>4</b>	<b>4</b>
<b>Tipo di acquifero</b>	<b>3</b>	<b>3</b>
<b>Tipo di suolo</b>	<b>2</b>	<b>5</b>
<b>Topografia</b>	<b>1</b>	<b>3</b>
<b>Tipologia della zona insatura</b>	<b>5</b>	<b>4</b>
<b>Conducibilità idraulica</b>	<b>3</b>	<b>2</b>

Tabella 1.1 Pesi assegnati ai fattori nel caso normale e nel caso di analisi di vulnerabilità ai pesticidi (Aller *et.al*, 1987)

I parametri scelti per la definizione dell'indice di vulnerabilità DRASTIC incidono diversamente sui processi coinvolti nel trasporto degli inquinanti. Possiamo così distinguere:

- TEMPO di TRASPORTO:

soggiacenza, tipo di suolo, impatto della zona insatura, ricarica netta, conducibilità idraulica

- FLUSSO:

materiale dell' acquifero, conducibilità idraulica

- CONCENTRAZIONE:

soggiacenza, tipo di suolo, impatto della zona insatura, ricarica netta, conducibilità idraulica, topografia, materiale dell'acquifero

Nel 1990 fu sviluppato dal CNR-GNDCI un progetto pilota con l'obiettivo di portare il modello DRASTIC nell' ambientazione idrogeologica, climatica e di impatto tipica del territorio italiano in particolare e in generale del bacino del Mediterraneo: nasce così il PCSM SINTACS (Civita e De Maio, 1997), che è anch'esso l'acronimo dei parametri considerati per il calcolo dell'indice di vulnerabilità:

**S** Soggiacenza

**I** Infiltrazione effettiva

**N** attenuazione del Non saturo

**T** aTtenuazione del suolo

**A** caratteristiche idrogeologiche dell'Acquifero

**C** Conducibilità idraulica dell'acquifero

**S** acclività della Superficie topografica

L'indice di vulnerabilità I, viene così calcolato:

$$I = S_R S_W + I_R I_W + N_R N_W + T_R T_W + A_R A_W + C_R C_W + S_R S_W \quad \text{eq. 1.2}$$

dove

R = punteggio

W = peso

Una sostanziale differenza con il metodo DRASTIC è l'assegnazione dei pesi: in questo caso vengono utilizzate più stringhe di pesi, la cui somma è sempre 26, a seconda dell'effettiva condizione del possibile impatto. Le stringhe dei pesi sono preparate per più o meno enfatizzare il punteggio del singolo parametro per descrivere in modo soddisfacente l'effettiva situazione geologica e di impatto: sono uno strumento molto forte per adattare il modello all'effettivo scenario

presente in ogni cella, esaltando l'efficacia di alcuni parametri e minimizzandone altri. Le 5 stringhe dei pesi rappresentano, quindi, 5 scenari differenti:

- 1) Scenario di impatto normale e 2) Scenario di impatto rilevante: situazioni con basso gradiente topografico, falde prevalentemente formate da sedimenti poco consolidati, sottile copertura di suolo e scarsa soggiacenza. Il primo caso si riferisce ad aree dove la trasformazione è scarsa, la terra non è coltivata o è coltivata con scarso uso di pesticidi e fertilizzanti, scarsa irrigazione. Il secondo caso considera un utilizzo intensivo del terreno, aree coltivate con frequente e abbondante uso di sostanze chimiche per l'agricoltura, elevate pratiche di irrigazione, allevamento, insediamenti urbani e industriali, smaltimento incontrollato di rifiuti liquidi e solidi etc.
- 3) Drenaggio dalla rete superficiale: aree dove potenzialmente o effettivamente avviene un'infiltrazione dalla rete delle acque superficiali.
- 4) Terreno profondo carsificato: descrive uno scenario idrogeologico molto diffuso in diverse montagne impresse da un fenomeno carsico profondo.
- 5) Terreno fessurato: aree impresse da rocce dure la cui permeabilità relativa è connessa ad un elevato indice di fratturazione e con eventuali caratteristiche carsiche solo superficiali.

Tenendo presenti queste caratteristiche, sono stati assegnati i pesi riportati nella tabella 1.2.

Parametro	Impatto normale	Impatto rilevante	Drenaggio	Carsismo	Terreno fessurato
S	5	5	4	2	3
I	4	5	4	5	3
N	5	4	4	1	3
T	4	5	2	3	4
A	3	3	5	5	4
C	3	2	5	5	5
S	2	2	2	5	4

**Tabella 1.2 Stringhe dei pesi relativi ai differenti scenari (Civita e De Maio, 1998)**

Per quanto riguarda l'assegnazione dei valori ai singoli parametri, le tabelle di riferimento dei due metodi sono molto simili. L'unica differenza è per quanto riguarda l'infiltrazione efficace, il SINTACS (fig 1.1, Civita e De Maio, 1998) considera l'effetto di diluizione, per cui oltre un certo valore, all'aumentare dell'infiltrazione il punteggio diminuisce, mentre per il metodo DRASTIC all'aumentare dell'infiltrazione il punteggio da assegnare al parametro aumenta sempre (fig 1.2)

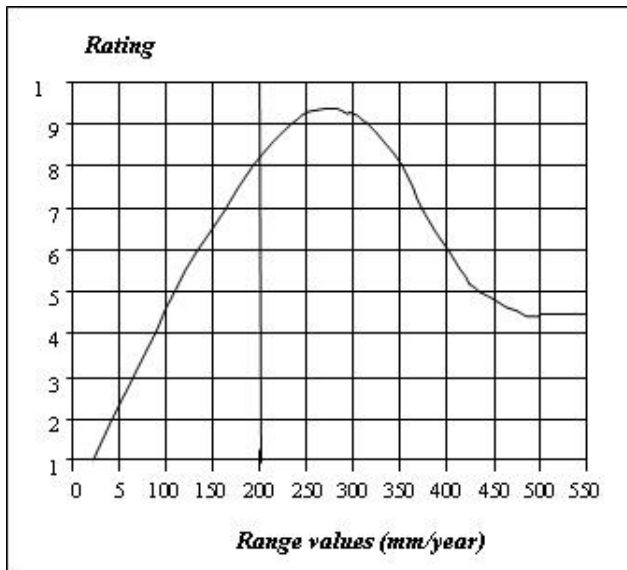


Figura 1.1 Grafico dei valori di infiltrazione e dei relativi punteggi per il metodo SINTACS (Civita e De Maio, 1998)

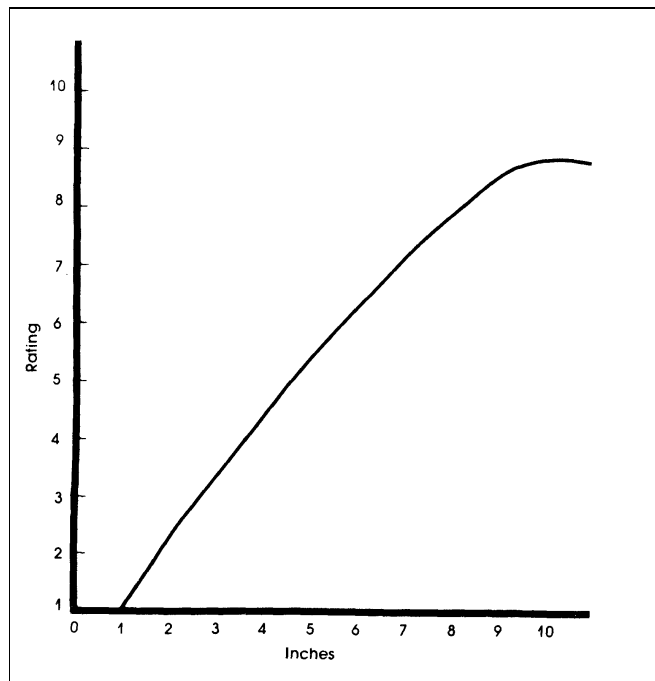


Figura 1.2 Grafico dei valori di infiltrazione e dei relativi punteggi per il metodo DRASTIC (Aller *et al.*, 1987)

### 1.2 Modelli numerici

I metodi per la definizione della vulnerabilità basati sui processi si riferiscono ad approcci che simulano i fenomeni fisici del movimento dell'acqua e il trasporto dei contaminanti nell'ambiente.

I processi che regolano il trasporto di un soluto in un fluido sono:

- l'avvezione, per cui il soluto si muove alla velocità del fluido  $v$

$$v_i = -\frac{k_{ij}}{\varepsilon} \frac{\partial h}{\partial x_j} \quad \text{eq. 1.3}$$

dove

$v_i$ : componente  $i$  del vettore velocità

$K_{ij}$ : tensore conducibilità idraulica

$h$ : carico idraulico

$\varepsilon$ : frazione di volume del mezzo poroso corrispondente ai pori efficaci (porosità efficace)

- la dispersione e la diffusione: la prima dovuta all'attrito presente al contatto fra fluido e granuli, alla tortuosità dei meati ed alla distribuzione del calibro dei meati, la seconda dovuta alla presenza di un gradiente di concentrazione. Quindi è presente un flusso di massa:

$$j_i = -\left(D_{ij}^m + D'_{ij}\right) \frac{\partial c}{\partial x_j} \quad \text{eq. 1.4}$$

dove

$j_i$ : densità di flusso di massa

$D_{ij}^m$ : tensore di diffusione molecolare

$D'_{ij}$ : tensore di dispersione

- l'adsorbimento e la degradazione: il soluto può essere adsorbito sulla matrice solida, oppure può subire una degradazione dovuta a reazioni chimiche con altri soluti presenti o a causa di una biodegradazione. Si possono riassumere tutti questi processi in un unico termine  $R$  che rappresenta il tasso di reazioni chimiche

Tenendo presenti tutti questi termini, l'equazione che regola il trasporto di un inquinante solubile in acqua è la seguente:

$$\frac{\partial \varepsilon c}{\partial t} + \frac{\partial \varepsilon v_i c}{\partial x_i} + \frac{\partial j_i}{\partial x_i} = \varepsilon R \quad \text{eq. 1.5}$$

dove

$\varepsilon$ : frazione di volume del mezzo poroso corrispondente ai pori efficaci (porosità efficace)

$v_i$ : componente  $i$  del vettore velocità del fluido

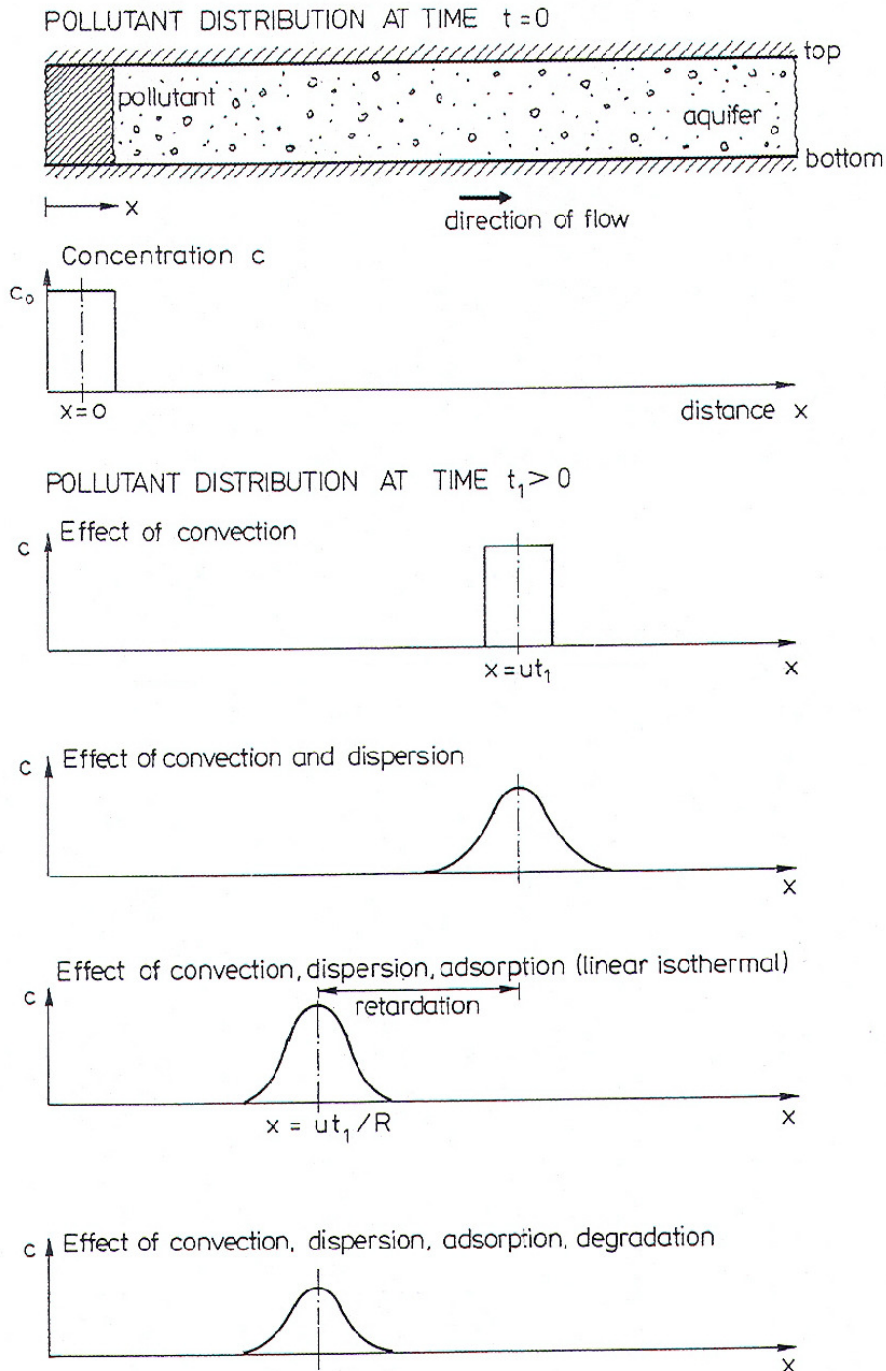
$j$ : componente  $i$  del flusso di massa del contaminante

$R$ : tasso di reazioni chimiche

L'influenza sul tempo di trasporto e sulla concentrazione di un inquinante di ognuno di questi termini è ben schematizzata in fig 1.3 (kinzelbach, 1986), dove si vede che il processo di adsorbimento agisce apportando un ritardo rispetto al tempo di trasporto, mentre il processo di degradazione diminuisce la concentrazione di soluto presente.

I due metodi numerici più utilizzati per risolvere l'equazione del flusso e del trasporto sono: il metodo agli elementi finiti (FEM, Finite Element Method) e il metodo alle differenze finite (FDM, Finite Difference Method). Ognuna di queste due grandi classi include una varietà di sottoclassi e implementazioni alternative: trattati completi per l'applicazione di questi metodi a problemi di idrodinamica sono presentati da Remson *et al.* (1971), Wang e Anderson (1982), Anderson & Woessner (1992). Entrambi questi approcci numerici richiedono che l'area in esame sia suddivisa da una griglia in tante aree più piccole (celle o elementi), identificate da punti detti nodi.

Il metodo delle differenze finite approssima le derivate prime presenti nell'equazione differenziale alle derivate parziali come quoziente di differenze: la differenza tra i valori delle variabili a nodi adiacenti, sia nello spazio che nel tempo, diviso l'intervallo tra questi nodi. Sono numerosi i testi che descrivono nel dettaglio questo metodo (Von Rosenberg, 1969; Remson *et al.*, 1971; Peaceman, 1977). Il *software* per la simulazione del flusso sotterraneo più diffuso che utilizza questo metodo di discretizzazione è MODFLOW (Harbaugh e McDonald, 1996), che incorpora i modelli bi e tridimensionali descritti da Trescott *et al.* (1976) : l'acquifero viene suddiviso in celle all'interno delle quali le proprietà intrinseche e le condizioni al contorno sono considerate costanti. La quota piezometrica è calcolata per iterazioni successive al centro della cella.



**Figura 1.3** Descrizione schematica degli effetti della convezione, dispersione, adsorbimento e decadimento biologico (kinzelbach, 1986).

Il metodo degli elementi finiti assume delle funzioni delle variabili dipendenti e dei parametri per calcolare formulazioni integrali equivalenti alle equazioni differenziali alle derivate parziali: Huyakorn e Pinder (1983) forniscono una descrizione completa dell'applicazione di questo metodo a problemi di idrodinamica. Il modello di calcolo FEFLOW (Diersch, 2005a), che si avvale



di questo metodo per descrivere il flusso ed il trasporto in falda, sarà descritto nel dettaglio nel cap. 4.

Il FDM è concettualmente e matematicamente più semplice del FEM, ed è anche più facile da tradurre in codice numerico, quest' ultimo, però, permette una griglia più flessibile, che può approssimare di più le eterogeneità ed anisotropie dell'acquifero e dei suoi limiti.

I risultati derivanti dall'utilizzo dell'approccio numerico sono principalmente mappe di distribuzione di velocità e di concentrazione di inquinanti a partire da soluzioni al contorno ed iniziali ben determinate. Avere una mappa del flusso sotterraneo e una distribuzione dei tempi di trasporto è sicuramente un utile strumento per la definizione della vulnerabilità, bisogna tener presente, però che i *software* che risolvono l'equazione del trasporto necessitano una quantità di dati non sempre disponibile. Inoltre le simulazioni effettuate con i modelli numerici si riferiscono a scenari di contaminazione definiti e a particolari sostanze inquinanti, mentre la definizione della vulnerabilità intrinseca riguarda le caratteristiche geologiche, idrologiche e idrogeologiche che controllano la risposta dell'acquifero ad un contaminante conservativo distribuito in modo omogeneo sulla superficie (Brouyere *et al.*, 2001). L'utilizzo di questi modelli può essere comunque assai utile per la validazione delle mappe di vulnerabilità ottenute con altri metodi.

## CAPITOLO 2

### LA CONOIDE DEL FIUME RENO

#### 2.1 Inquadramento geologico

La maggior parte delle acque sotterranee potenzialmente fruibili per consumo umano della regione Emilia Romagna risiede nei depositi continentali (e subordinatamente marini) di età plio-pleistocenica, che costituiscono il riempimento del Bacino Perisuturale Padano (Bally e Snelson, 1980) legato all'orogenesi dell'Appennino Settentrionale. L'assetto strutturale di questo bacino e la distribuzione sedimentaria plio-pleistocenica sono ampiamente illustrati in letteratura (Pieri e Groppi, 1981, Cremonini e Ricci Lucchi, 1982).

Nel sottosuolo dell'Emilia Romagna, il riempimento del bacino marino ed il passaggio alla sedimentazione continentale non avvengono in maniera continua e progressiva, ma sono il risultato di eventi tettonico-sedimentari parossistici, separati nel tempo da periodi di forte subsidenza bacinale e movimenti ridotti delle strutture compressive. Questo fatto è testimoniato dalle numerose superfici di discontinuità stratigrafica riconosciute e cartografate sul Margine Appenninico Padano (Cremonini e Ricci Lucchi, 1982; Ricci Lucchi, 1986).

Uno studio frutto della collaborazione tra ENI-AGIP e la Regione Emilia Romagna ha aggiornato e approfondito le conoscenze idrogeologiche del sottosuolo nella Pianura Padana emiliano-romagnola: ha sviluppato un modello tridimensionale della struttura interna, ne ha delineato i confini degli acquiferi e localizzato i serbatoi profondi e le aree di ricarica. Per le ricostruzioni stratigrafico-idrogeologiche del sottosuolo sono stati utilizzati: pozzi AGIP per l'esplorazione di idrocarburi e pozzi per la produzione di acqua tratti dalla Banca Dati Geognostici Regionale, sismica a riflessione per l'esplorazione di idrocarburi, carote descritte sedimentologicamente, rilevamento geologico a scala 1:10000 dell'area pedemontana.

Partendo dalle superfici di discontinuità affioranti sul Margine ed estendendo tali discontinuità al sottosuolo della pianura sulla base dei dati sismici e di pozzo, è stato possibile definire il quadro stratigrafico della Pianura Emiliano-Romagnola riportato in figura 2.1 (Regione Emilia-Romagna, ENI-AGIP, 1998). L'organizzazione verticale delle facies all'interno delle prime quattro classi di sistemi deposizionali, ed in particolare nei sistemi di pianura alluvionale, nei sistemi di conoide alluvionale e nei sistemi deltizi, è invariabilmente costituita dall'alternanza ciclica di corpi sedimentari a granulometria prevalentemente fine (limi ed argille) con corpi sedimentari a

granulometria prevalentemente grossolana (sabbie prevalenti, da grossolane a fini: ghiaie verso il margine padano-appenninico; Regione Emilia-Romagna, ENI-AGIP, 1998).

Nella media e bassa pianura molte volte è possibile distinguere una gerarchia di spessori, con cicli di rango inferiore spessi alcuni metri che formano cicli di rango superiore, spessi alcune decine di metri (Amorosi *et al.*, 1994, 1996; Amorosi e Farina 1994; Di Dio *et al.*, 1997). Si può ipotizzare che tali unità cicliche rappresentino fasi sedimentarie di bassa energia alternate a fasi di alta energia dovute rispettivamente alla disattivazione e all'attivazione dei sistemi deposizionali. Queste fasi sembrerebbero controllate dalle oscillazioni climatico-eustatiche sviluppate alla scala dei 20 e dei 100 ka, per i cicli di rango inferiore e rango superiore rispettivamente (Di Dio, 1996; Di Dio e Valloni, 1997).

Per quanto riguarda l'alta pianura i corsi d'acqua appenninici hanno formato apparati di conoide al loro sbocco nella Pianura Padana, abbandonandovi la maggior parte del loro carico grossolano. E' noto che questi corsi d'acqua a carattere torrentizio depositavano essenzialmente ghiaie nei loro tratti di valle, ora terrazzati, così come sul letto attuale: i maggiori spessori sono stati accumulati nelle parti apicali delle conoidi. Le numerose cave scavate nei depositi olocenici della conoide del fiume Reno nei pressi di Bologna per l'estrazione di materiali inerti consentono una buona osservazione delle facies e della geometria dei corpi sedimentari. I sedimenti sono prevalentemente ghiaiosi ed i litotipi presenti nei ciottoli sono naturalmente di tipo appenninico: calcari, arenarie, selci ed ofioliti.

La conoide del fiume Reno è caratterizzata da un piano inclinato verso valle con un gradiente topografico di 3,7 m/km, il suo apice è grosso modo situato in corrispondenza dell'attuale sbocco in pianura del fiume (Ori G., 1979). La forma della conoide deriva dagli elementi morfostrutturali del substrato, legati nella loro evoluzione recente alla tettonica attiva del margine pedeappenninico. Lo spessore della conoide raggiunge e supera i 400 m di depositi continentali e di ambienti di transizione nelle zone distali, dopo un brusco approfondimento tra Casalecchio e Borgo Panigale. Gli elementi grossolani, ghiaie e sabbie, con disposizione lentiforme e frequenti interdigitazioni, sono dominanti nei primi 150-200 m dal piano campagna. Più in basso e procedendo verso la pianura, prendono il sopravvento depositi più fini da limoso-sabbiosi a limoso-argillosi con maggiore continuità areale (Francavilla *et al.*, 1980).

La conoide del Reno appare- sia nella sua conformazione superficiale, sia nella geometria dei suoi depositi- di forma ristretta e notevolmente allungata. Mostra delle lobature marginali, legate a rotte o deviazioni del corso, corrispondenti nel sottosuolo a dossi ghiaioso-sabbiosi (Elmi *et al.*, 1984).

La parte apicale della conoide, ancora addossata al bordo appenninico in sollevamento, presenta tre ordini di terrazzi che convergono e si annullano a 4 km dal margine della pianura. Sempre in questo tratto l'alveo è inciso nel substrato marino miopliocenico; nel suo andamento meandriforme presenta due brusche deviazioni, una a Casalecchio e l'altra a Casteldebole, che potrebbero ascrivere ad eventi neotettonici (Francavilla e Colombetti, 1980).

Il limite tra l'area collinare e quella di pianura è marcato da una grande faglia inversa attiva ("sovrascorrimento pedeappenninico") formante un importante elemento morfostrutturale e separante le due unità, una in sollevamento e l'altra subsidente. La porzione collinare, che appare interessata anche da movimenti di basculamento e blando piegamento, è smembrata da faglie antiappenniniche, impostate lungo gli assi vallivi del Reno e del Savena, con trascorrenza sinistra (Carloni *et al.*, 1978).

Nelle porzioni prossimali si formano corpi di ghiaie amalgamati tra loro senza soluzione di continuità, data l'assenza di acquitardi basali: pertanto i depositi ghiaiosi possono occupare ampie parti della superficie topografica e nella terza dimensione raggiungere spessori anche di molte decine di metri (Fava *et al.*, 2003).

## 2.2 Caratteristiche idrogeologiche

Lo schema stratigrafico dei depositi quaternari del margine appenninico e della pianura emiliano-romagnola porta alla definizione di tre unità stratigrafiche, riconoscibili sia in superficie che nel sottosuolo, suddivisibili a loro volta in unità di rango minore (fig. 2.1). Tralasciando le unità stratigrafiche di superficie, di minore importanza da un punto di vista idrogeologico, la principale suddivisione in verticale delle unità sepolte ha portato alla suddivisione dei terreni in tre unità idrostratigrafiche (UIS) principali, definite:

- Gruppo acquifero A
- Gruppo acquifero B
- Gruppo acquifero C

La differenziazione gerarchica si basa su: volume complessivo di acquiferi utili in ciascuna Unità e spessore, continuità ed estensione areale del livello acquifero o impermeabile di ciascuna Unità. Viene definito Acquitrando Basale l'insieme delle Unità complessivamente a permeabilità molto bassa, che, estendendosi nel sottosuolo della pianura ed affiorando sul Margine Appenninico Padano, costituiscono il limite di base della circolazione idrica sotterranea. Contrariamente ai gruppi acquiferi, l'acquitrando basale è un'unità geologicamente tempo-trasgressiva e perciò non corrisponde né ad una Sequenza Deposizionale, né ad una UIS: tra le varie unità litostratigrafiche

che lo compongono, le principali sono la Formazione plio-pleistocenica delle Argille Azzurre e le peliti del Pliocene intraappenninico.

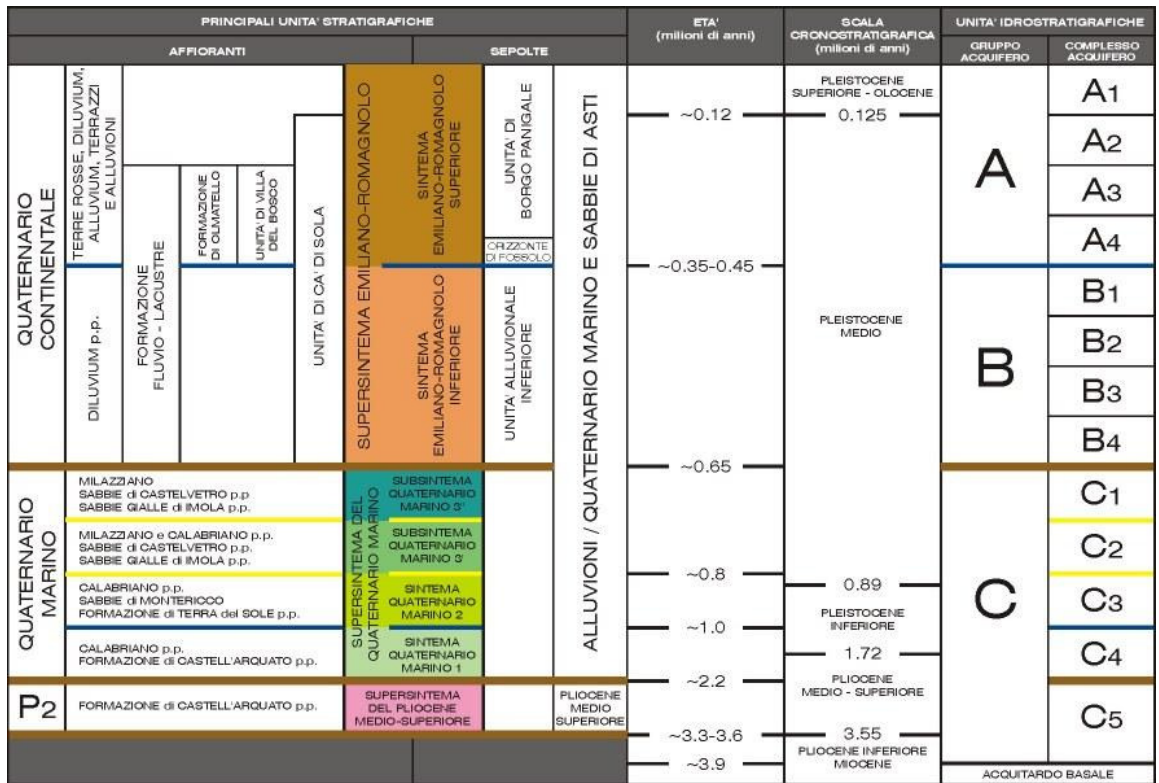


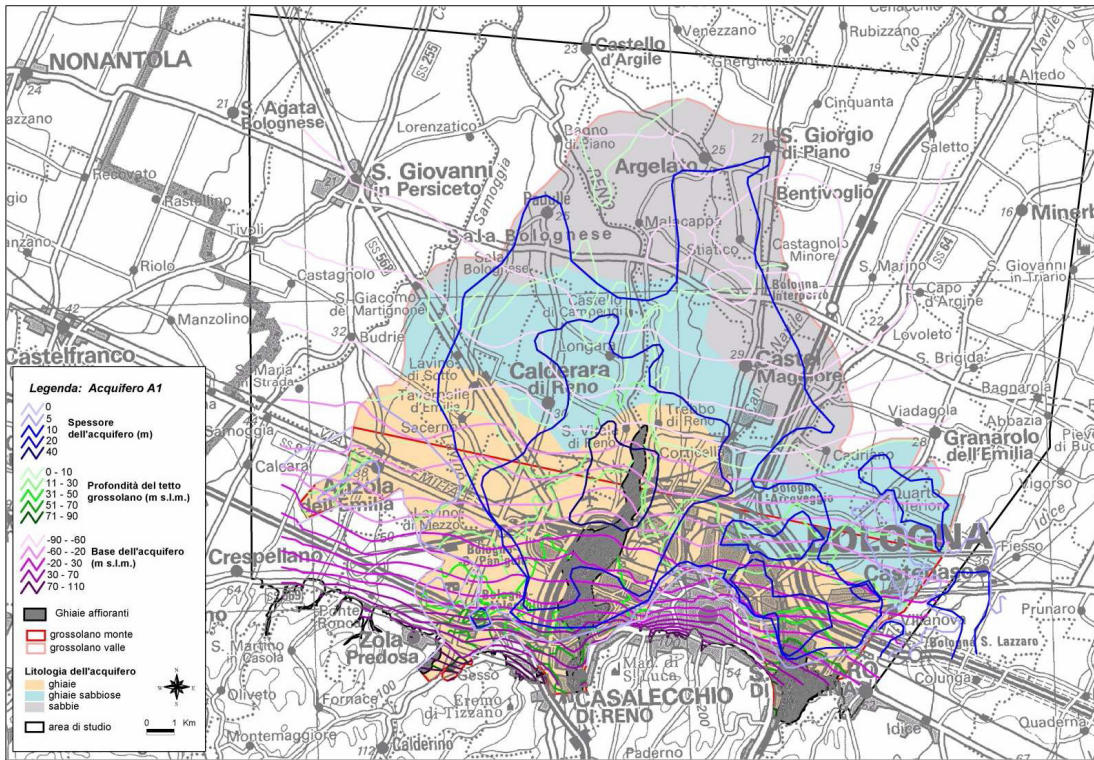
Figura 2.1 Schema geologico-stratigrafico e idrostratigrafico del margine appenninico e della pianura emiliano-romagnola (Regione Emilia-Romagna, ENI-AGIP, 1998)

I gruppi acquiferi A e B sono costituiti da depositi alluvionali, in cui si alternano sedimenti grossolani e fini, ciascuna coppia grossolano-fine definisce un complesso acquifero. All'interno di ciascun complesso acquifero i depositi più fini si concentrano nella porzione inferiore, mentre nella parte alta prevalgono le litologie più grossolane; qui troviamo grandi spessori di ghiaie amalgamate che costituiscono estesi corpi tabulari, corrispondenti ad ampie conoidi alluvionali sepolte. Nel gruppo acquifero C sono invece presenti depositi marino costieri costituiti prevalentemente da sabbie.

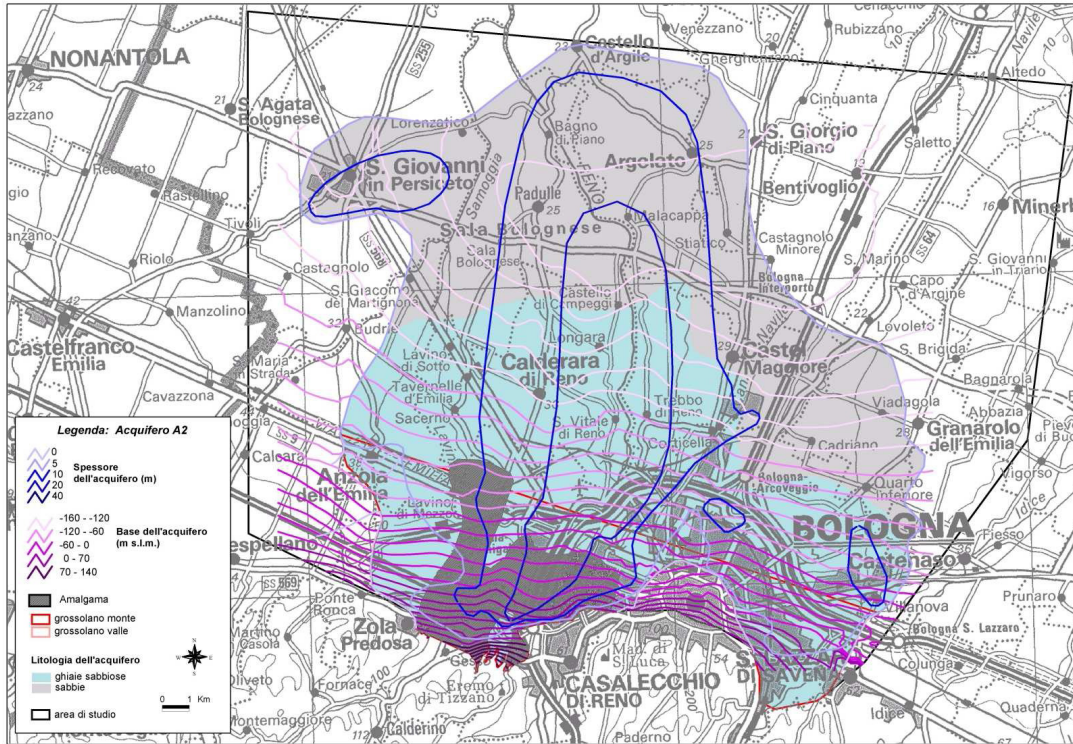
La collaborazione tra la Regione Emilia Romagna, la Provincia di Bologna, il Comune di Bologna, l'Autorità di Bacino del Reno ed HERA s.p.a ha portato ad uno "Studio della conoide alluvionale del fiume Reno per la realizzazione di un modello idrogeologico per la gestione sostenibile delle risorse idriche" (ARPA Emilia-Romagna, Regione Emilia-Romagna, Autorità di Bacino del Reno, 2005). In questo lavoro, grazie all'interpretazione delle sezioni geologiche, per

ciascun sistema acquifero e per ciascun complesso acquifero del Gruppo A della conoide del Reno, sono riportati:

- limite inferiore e superiore di ciascuna unità idrostratigrafica
- geometrie dei principali corpi acquiferi e acquitardi di ciascuna unità
- distinzione delle litologie prevalenti



**Figura 2.2 Geometrie del complesso acquifero A1 (ARPA Emilia-Romagna, Regione Emilia-Romagna, Autorità di Bacino del Reno, 2005)**



**Figura 2.3 Geometrie del complesso acquifero A2 (ARPA Emilia-Romagna, Regione Emilia-Romagna, Autorità di Bacino del Reno, 2005)**

Nelle figure 2.2 e 2.3 sono visibili le isobate del tetto delle ghiaie (solo per A1) e della base dell'acquifero, riferite a livello del mare, le isopache dello spessore dell'acquifero e i suoi limiti geometrici. E' rappresentata inoltre l'estensione areale delle litologie prevalenti distinte in ghiaie, ghiaie sabbiose e sabbie.

Per quanto riguarda le misure piezometriche dei gruppi acquiferi sono presenti nell'area esaminata numerosi pozzi di misura appartenenti alla rete di monitoraggio delle acque sotterranee della regione Emilia Romagna. Il Servizio Tutela e Risanamento Risorsa Acqua è la struttura regionale responsabile per questa rete e la gestione è in carico ad ARPA Emilia Romagna. Le misure, che si riferiscono sia a livelli piezometrici che ad analisi qualitative, sono disponibili in rete. Per ogni pozzo della rete sono indicati gli acquiferi a cui si riferisce la misura, la profondità, la localizzazione dei tratti filtrati e il periodo di funzionamento. Mediamente si ha a disposizione una misura ogni 4 mesi. Nella zona sono inoltre presenti anche dei pozzi gestiti dal Servizio Geologico Sismico e dei Suoli, che rilevano i livelli piezometrici con passo orario.

### 2.3 Pozzi e immissioni

La zona apicale della conoide, dove per decine di metri sono presenti corpi ghiaiosi amalgamati, è sede di un acquifero monostrato in condizioni di falda libera, caratterizzato da frequenti ed elevati scambi idrici falda-fiume, in cui il fiume rappresenta la fonte di alimentazione delle falde (Fava *et al.* , 2003). La circolazione idrica è assai attiva, come testimoniato dall'età delle acque che si deduce dall'analisi isotopica (Regione Emilia-Romagna, 2005): in questo settore avviene la ricarica diretta delle falde, grazie al contatto con le acque superficiali (principalmente acque di fiumi e torrenti e acqua meteorica).

La perimetrazione delle aree di contatto diretto fra il grossolano di una unità e quello dell'unità sovrastante è visibile nella fig 2.3, dove in grigio scuro è riportata l'area di contatto tra A1 e A2.

Proseguendo verso Nord, con relazioni geometriche complesse, queste ghiaie si separano per interposizione di depositi fini via via più spessi, che fungono da acquitardi e separano tra loro diversi acquiferi. Verso nord si sviluppa quindi un acquifero multistrato, con falde profonde confinate o semiconfinate; in questi settori solamente le porzioni più superficiali (acquifero A0 ed A1) sono sede di un acquifero freatico in contatto con le acque di superficie, mentre le falde profonde tendono ad esserlo sempre meno.

Nell'area analizzata sono presenti 4 campi pozzi Hera ad uso acquedottistico: San Vitale, Tiro a Segno, Borgo Panigale e Fossolo. La loro distribuzione spaziale è riportata in figura 2.4. Questi prelevano principalmente l'acqua del gruppo acquifero B, mentre sono distribuiti su tutto il territorio pozzi per altri usi che pescano principalmente nei primi 100 metri di sottosuolo (e quindi dal gruppo acquifero A).

Il forte prelievo idrico operato sulle falde più profonde induce una depressione che richiama acqua verso il basso. Pertanto l'acqua viene "risucchiata" per drenanza indotta negli acquiferi profondi attraverso le porzioni fini che separano gli acquiferi stessi, o forse anche attraverso vie preferenziali costituite da pozzi mal realizzati. La depressione piezometrica richiama acqua nella conoide del Reno anche dai lati ovest, est e nord: il cono di depressione dovuto al prelievo acquedottistico è visibile pertanto anche negli acquiferi più superficiali. In figura 2.5 è rappresentato lo schema del flusso dell'acquifero dove sono rappresentati i prelievi, le zone di ricarica, il flusso orizzontale dovuto al richiamo dei pozzi e il flusso verticale tra i vari gruppi acquiferi.



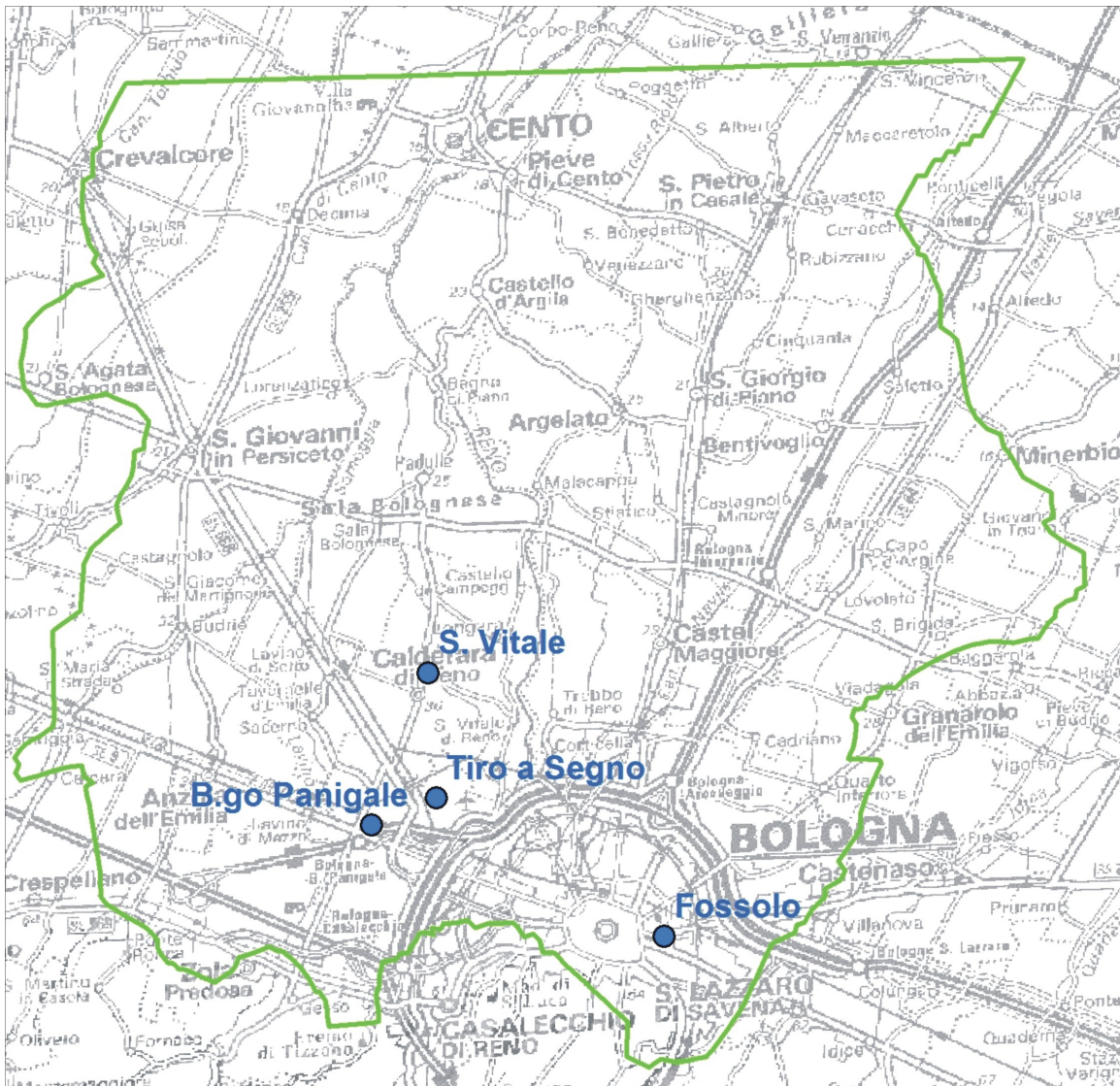


Figura 2.4 Pozzi acquedottistici presenti nella conoide del Reno. In verde è rappresentata l'area oggetto di studio.

Le conseguenze di tale impatto antropico sono costituite dal consolidamento dei sedimenti alluvionali, fenomeno che come è noto si manifesta in superficie con la subsidenza del suolo: nella conoide del Reno si riscontrano valori di subsidenza maggiori ai 3 cm all'anno negli ultimi decenni.

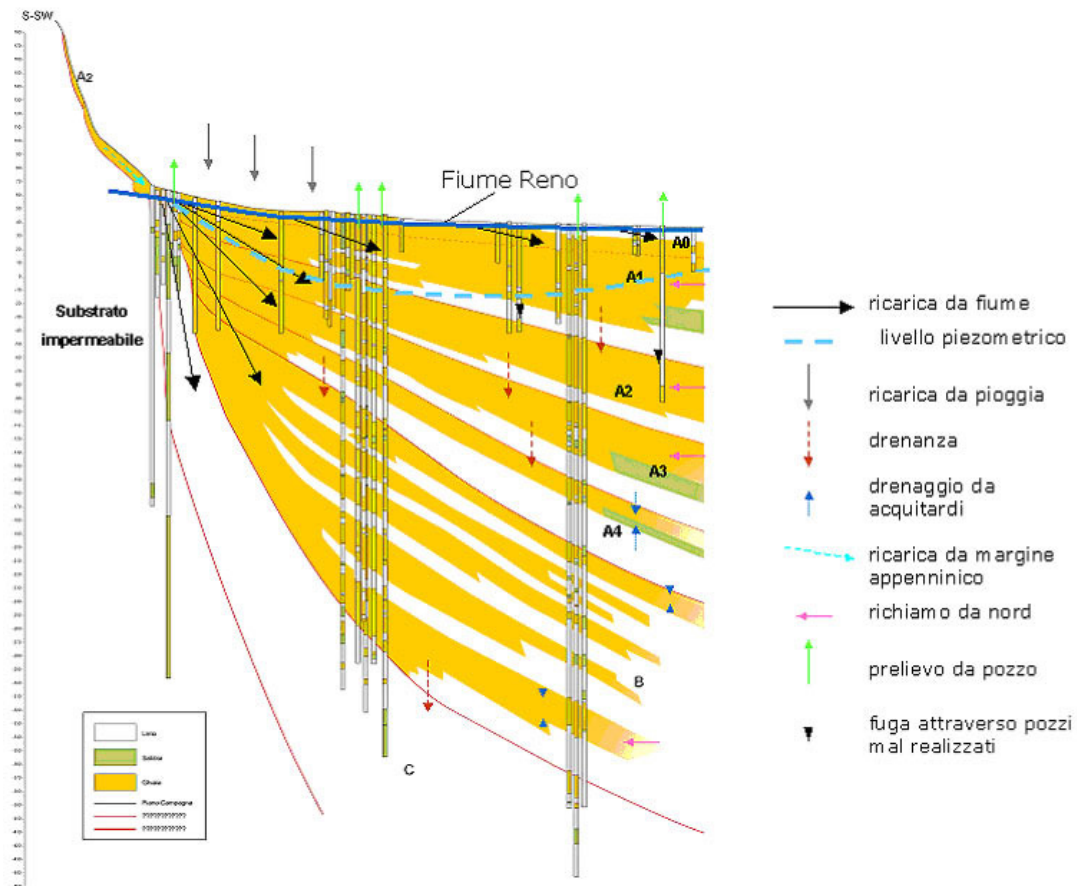


Figura 2.5 Schema di flusso delle acque nella conoide del Fiume Reno (ARPA Emilia-Romagna, Regione Emilia-Romagna, Autorità di Bacino del Reno, 2005)

## CAPITOLO 3

### APPLICAZIONE DEI METODI SINTACS E DRASTIC ALLA CONOIDE DEL FIUME RENO

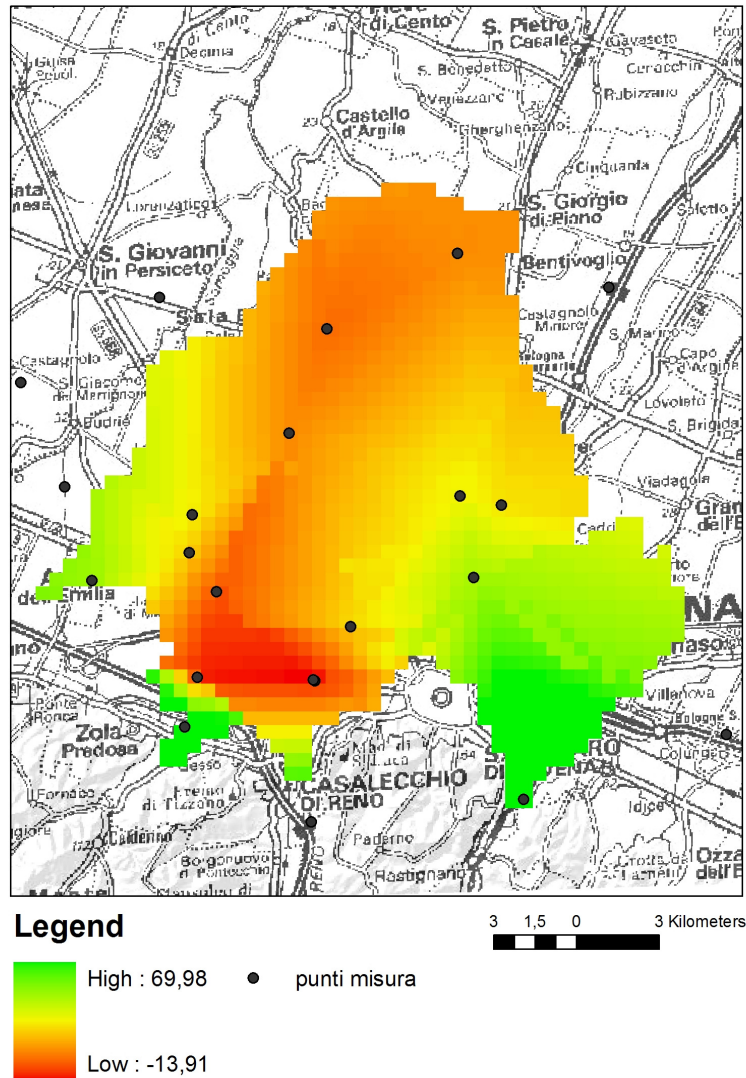
#### 3.1 Parametri, punteggi e pesi

Per effettuare l'analisi di vulnerabilità dell'acquifero superficiale A1 del fiume Reno con i metodi DRASTIC e SINTACS, l'area in esame, di dimensione complessiva pari a 170 km<sup>2</sup>, è stata suddivisa in una griglia di 500m X 500m. Utilizzando il *software* ArcGIS ad ogni elemento della griglia sono stati assegnati i punteggi per i diversi parametri presi in considerazione, così come illustrato dai due PCSM e descritto in sintesi nei paragrafi sottostanti.

#### **Soggiacenza - Depth to water**

La soggiacenza è un fattore importante per la valutazione della vulnerabilità, in quanto rappresenta lo spessore di terreno non saturo che un contaminante deve percorrere prima di raggiungere l'acquifero, per cui, insieme alle caratteristiche del mezzo insaturo, determina il tempo di arrivo in falda (*travel time*, TOT). C'è una maggiore possibilità di attenuazione nella concentrazione di inquinanti all'aumentare della soggiacenza, in quanto questo implica un maggiore tempo di contatto del contaminante con la matrice solida.

La mappa piezometrica dell'acquifero superficiale A1 è stata ricavata utilizzando i dati piezometrici della rete di monitoraggio dell'ARPA e i dati relativi alla rete del Servizio Geologico Sismico e dei Suoli (SGSS) della Regione Emilia Romagna. E' stato considerato il valore medio delle piezometrie misurate, ed utilizzando il *software* RAINMUSIC, sviluppato all'interno del progetto di ricerca MUSIC dell'Unione Europea (2004), da ProGea Srl, uno *spin off* dell'università di Bologna, è stato effettuato il *kriging*, ottenendo così la mappa in figura 3.1, dove sono rappresentati anche i piezometri considerati per il calcolo, per i quali si disponeva di 4 misure annuali su un intervallo di almeno 10 anni.



**Figura 3.1** Mappa piezometrica dell’acquifero A1 ricostruita con il metodo kriging utilizzando i valori provenienti dai punti di misura indicati con il punto

Per il calcolo della soggiacenza si è considerata la differenza del piano campagna con la tavola d’acqua e laddove si tratta di un acquifero confinato, quindi principalmente nella parte distale della conoide, è stata presa in considerazione la differenza tra il piano campagna e il tetto dell’acquifero. Nell’area in esame si riscontrano valori di soggiacenza anche molto elevati (si arriva fino a quasi 90 m dal piano campagna), in quanto il livello piezometrico mostra una forte depressione in corrispondenza del campo pozzi Hera a Borgo Panigale. Benché i pozzi peschino principalmente dal gruppo acquifero B, la depressione si risente fino al complesso acquifero

superficiale A1 a causa della presenza di collegamenti, naturali e antropici, tra i diversi gruppi acquiferi.

I punteggi relativi alla soggiacenza sono stati assegnati seguendo i grafici sottostanti (fig. 3.2 e 3.3). Come si nota in questo caso i due metodi sono sostanzialmente uguali. A causa dell'elevato valore della soggiacenza, i punteggi relativi a questo parametro risultano essere molto bassi.

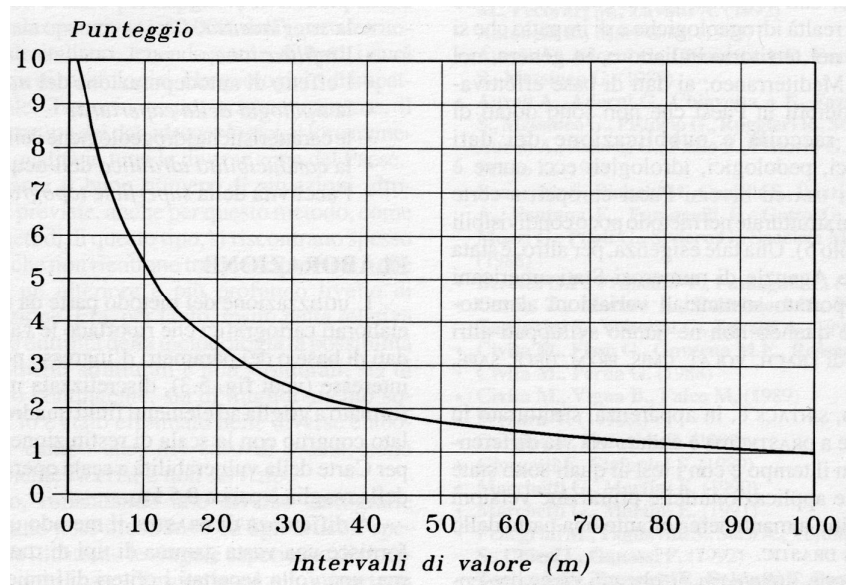


Figura 3.2 Punteggi relativi alla soggiacenza per il metodo SINTACS (Civita, 1994)

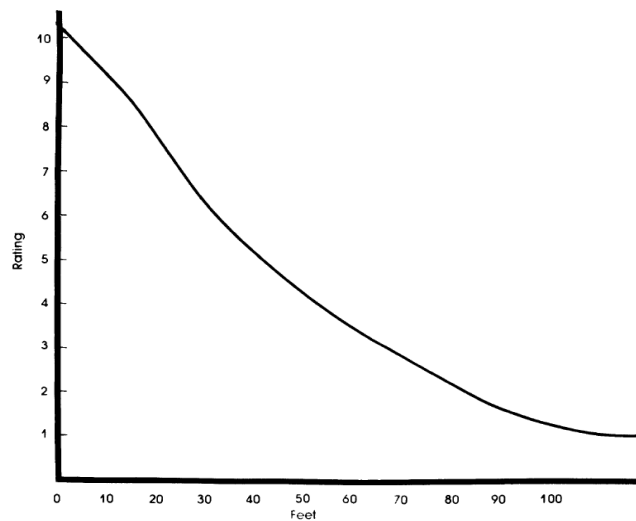


Figura 3.3 Punteggi relativi alla soggiacenza per il metodo DRASTIC (Aller *et al.*, 1987)

## Infiltrazione efficace-Net Recharge

L'acqua derivante dalle precipitazioni è il veicolo principale attraverso cui un contaminante viene trasportato dal piano campagna alla falda: la quantità di infiltrazione efficace è, quindi, un parametro fondamentale per la definizione del grado di vulnerabilità.

Per il calcolo relativo alle precipitazioni sono stati considerati i dati orari reperibili grazie al servizio *dexter* di ARPA-SIM (Regione Emilia Romagna). Sono stati, quindi, calcolati i totali mensili di pioggia relativi ad ogni anno, e successivamente, le medie mensili tra gli anni, quindi si è proceduto al calcolo della media annuale di precipitazione relativa ad ogni pluviometro. Tramite il metodo *kriging* è stata, così, realizzata la mappa di precipitazione media relativa alla conoide del fiume Reno. L'infiltrazione efficace dipende, oltre che dalla quantità di precipitazione, anche dal tipo di suolo: così come indicato dal metodo SINTACS per il calcolo di questo parametro si è utilizzata la seguente formula, valida per terreni con una spessa copertura di suolo:

$$\bar{I} = \bar{P} \cdot \chi \quad (\text{mm/a}) \quad \text{eq. 3.1}$$

dove

$\bar{I}$  : infiltrazione efficace media annua

$\bar{P}$  : precipitazione media annua

$\chi$  : coefficiente di infiltrazione

Suoli, coperture e relativi X  
[Ie = P \* X (mm/anno)]

Tessitura dei suoli

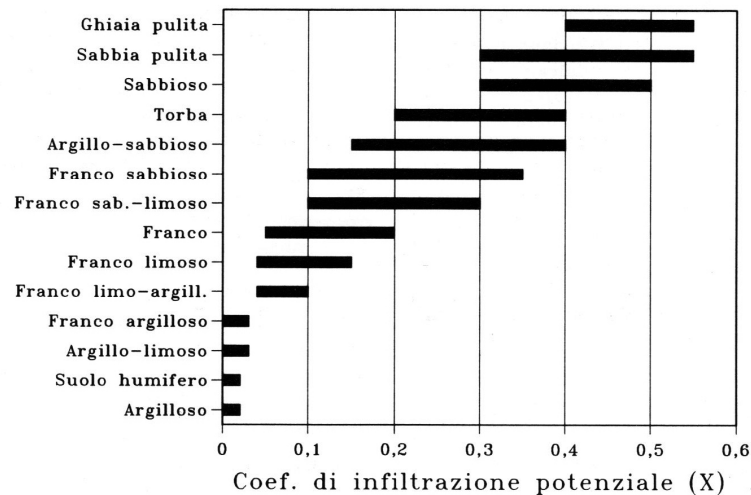


Tabella 3.1 Valori assegnati al coefficiente di infiltrazione a seconda della litologia per coperture spesse (Civita, 1994)

Il coefficiente di infiltrazione dipende dal tipo di suolo: tramite l'utilizzo della carta dei suoli si è, quindi proceduto, all'assegnazione del valore del coefficiente, seguendo la tabella 3.1. Il valore del coefficiente di infiltrazione assegnato all'area in esame, è mostrato in fig. 3.4, dove si vede che nell'area assume principalmente valori compresi tra 0,15 e 0,2. Valori più elevati, in rosso, si trovano in corrispondenza dell'alveo del Reno; mentre in verde scuro sono visibili suoli prevalentemente argillosi, per il cui il valore di coefficiente di infiltrazione è pari a 0,01.

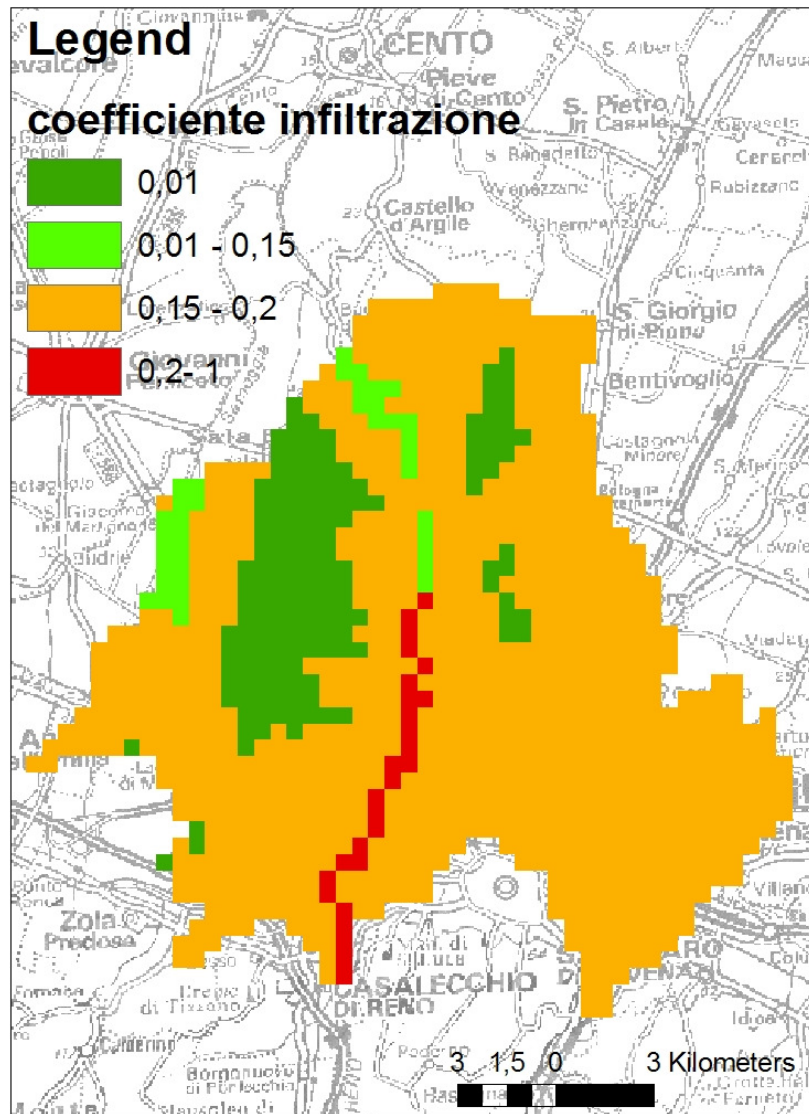


Figura 3.4 Distribuzione del coefficiente di infiltrazione per la conoide del fiume Reno

L'assegnazione del valore del parametro relativo all'infiltrazione differisce nei due metodi, così come già evidenziato nel cap. 1 (fig 1.1 e 1.2): il metodo SINTACS considera l'effetto della diluizione in presenza di elevate precipitazioni, per cui oltre la soglia dei 280-300 mm/yr il valore da assegnare al parametro diminuisce.

### **Attenuazione del non saturo – Impact of vadose zone**

La zona insatura è la seconda linea di difesa per la falda acquifera contro un contaminante fluido o idroveicolato sversato in superficie. La capacità di attenuazione dipende dalle caratteristiche idrogeologiche dello spessore insaturo sovrastante la tavola d'acqua, che può essere composto anche da differenti litotipi: la figura 3.5 rappresenta uno schema per una singola cella (EFQ: Elemento Finito Quadrato). In questo caso il metodo SINTACS prevede che si esegua una media pesata tra i parametri assegnati ai diversi litotipi (tab. 3.2), considerando come peso i relativi spessori, come espresso dalla seguente formula:

$$N = \frac{\sum_{j=1}^n h_j P_j}{\sum_{j=1}^n h_j}$$

dove:

$N$ : valore da assegnare alla cella

$P_j$ : parametro assegnato al singolo litotipo

$h_j$ : spessore del singolo litotipo



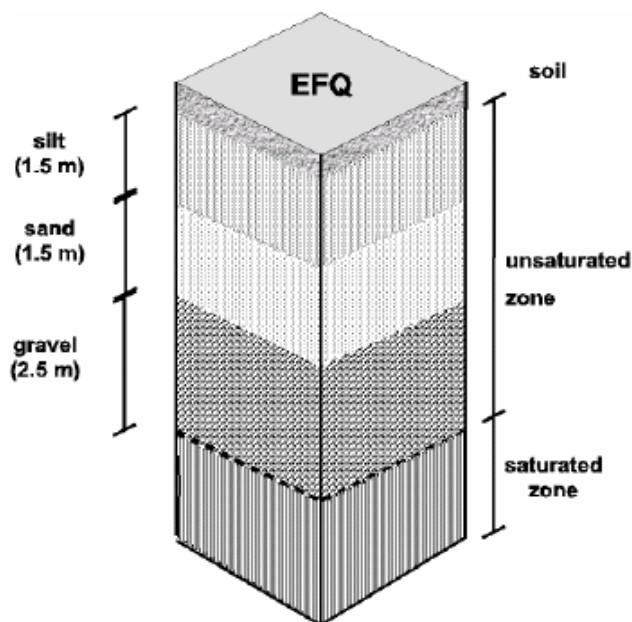


Figura 3.5 Schema della ripartizione in più litotipi della zone insatura (Civita e De Maio, 1998)

Complessi idrogeologici

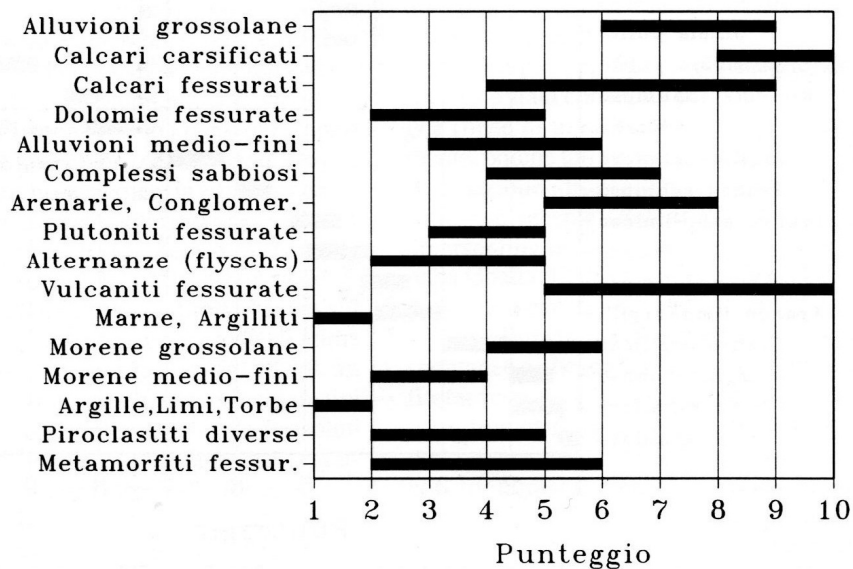


Tabella 3.2 Punteggio relativo ai litotipi della zona insatura secondo il metodo SINTACS (Civita, 1994)

Il metodo DRASTIC propone di verificare quale sia il litotipo preponderante per ogni cella ed assegnare così il valore del parametro relativo (tabella 3.3). In caso di acquifero confinato entrambi i metodi assegnano il valore 1 al parametro, indipendentemente dal tipo di copertura. Dal

confronto delle tabelle, si può notare come i due metodi non differiscano sostanzialmente nell'assegnazione dei valori al parametro.

Conoscendo il livello del tetto delle ghiaie, la litologia dell'acquifero, forniti dal SGSS della Regione Emilia Romagna, e il livello piezometrico, sono state elaborate le due mappe relative al valore di questo parametro. Poiché nella parte distale della conoide l'acquifero è confinato, in quest'area viene assegnato il punteggio 1, nella parte apicale, soprattutto nella zona di ricarica dove sono presenti ghiaie affioranti, il parametro assume valori molto elevati, in quanto l'acquifero sottostante è privo di protezione.

**TABLE 9. RANGES AND RATINGS FOR IMPACT OF THE VADOSE ZONE MEDIA**

IMPACT OF THE VADOSE ZONE MEDIA		
Range	Rating	Typical Rating
Confining Layer	1	1
Silt/Clay	2-6	3
Shale	2-5	3
Limestone	2-7	6
Sandstone	4-8	6
Bedded Limestone, Sandstone, Shale	4-8	6
Sand and Gravel with significant Silt and Clay	4-8	6
Metamorphic/Igneous	2-8	4
Sand and Gravel	6-9	8
Basalt	2-10	9
Karst Limestone	8-10	10
Weight 5	Pesticide Weight 4	

**Tabella 3.3 Punteggio relativo ai litotipi della zona insatura secondo il metodo DRASTIC (Aller *et al.*, 1987)**

### Attenuazione del suolo – Soil media

Il suolo rappresenta la prima barriera per un inquinante: in esso avvengono i processi chimico-fisici e biologici che possono attenuare la concentrazione di inquinanti. Possono essere considerati due gruppi di parametri pedologici. Il primo controlla i processi fisici come la filtrazione, la capacità di drenaggio, il contenuto in acqua, la velocità di filtrazione, etc.. A tale gruppo appartengono: la taglia media dei granuli, la tessitura (in senso podologico: distribuzione

delle classi granulometriche del suolo), il contenuto in acqua, la densità, la porosità totale, la conducibilità idraulica del suolo. Il secondo gruppo comprende direttamente i parametri che influiscono sulla capacità fisico-chimica di adsorbimento di un composto chimico del suolo, come il pH, la capacità di scambio cationico, il contenuto di materia organica. Tutti questi parametri sono dipendenti tra loro: entrambi i metodi identificano nella tessitura il parametro principale con cui classificare la capacità di attenuazione (tabella 3.4). Per l'analisi di vulnerabilità dell'acquifero del Reno è stata utilizzata la carta dei suoli 1:50000, fornita dalla Regione Emilia Romagna, dove i suoli sono descritti secondo le loro caratteristiche chimico-fisiche principali, ed è quindi possibile classificarli secondo le caratteristiche indicate dai due metodi.

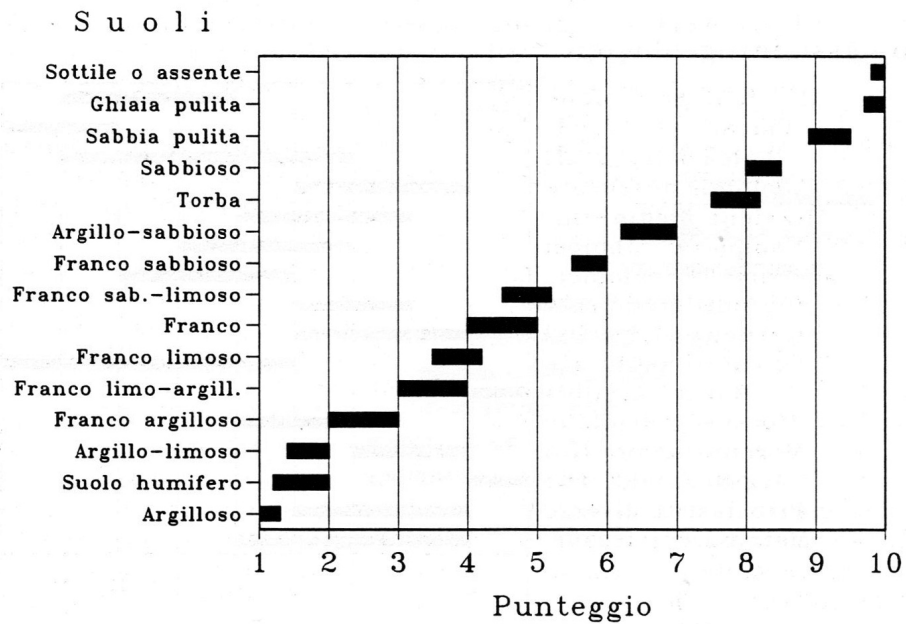


Tabella 3.4 Punteggio relativo all'attenuazione del suolo secondo il metodo SINTACS (Civita, 1994)

**TABLE 7. RANGES AND RATINGS FOR SOIL MEDIA**

SOIL MEDIA	
Range	Rating
Thin or Absent	10
Gravel	10
Sand	9
Peat	8
Shrinking and/or Aggregated Clay	7
Sandy Loam	6
Loam	5
Silty Loam	4
Clay Loam	3
Muck	2
Nonshrinking and Nonaggregated Clay	1
Weight: 2	Pesticide Weight 5

**Tabella 3.5 Punteggio relativo all'attenuazione del suolo secondo il metodo DRASTIC (Aller *et al.*, 1987)**

### Caratteristiche idrogeologiche dell'acquifero - Aquifer media

Le caratteristiche dell'acquifero descrivono i processi che avvengono al di sotto del livello piezometrico, quando un contaminante è interessato dal trasporto-diluizione entro l'acqua di falda. Questi processi sono essenzialmente: avvezione, dispersione molecolare e diffusione, diluizione, adsorbimento e reazioni chimiche tra la roccia e il contaminante. L'acqua può essere contenuta all'interno di pori o all'interno di fratture: il tipo di mezzo influenza i processi di trasporto e il sistema di flusso e quindi deve essere considerato per la definizione della vulnerabilità. Nelle tabelle 3.5 e 3.6 sono riportati i valori assegnati dai due metodi considerati.

L'acquifero della conoide del fiume Reno è costituito da depositi alluvionali, ed è quindi composto principalmente da ghiaie e sabbie (permeabilità per porosità). La distribuzione delle differenti litologie è descritta nello "Studio della conoide alluvionale del fiume Reno per la realizzazione di un modello idrogeologico per la gestione sostenibile delle risorse idriche" (ARPA Emilia-Romagna, Regione Emilia-Romagna, Autorità di Bacino del Reno, 2005): grazie ai dati riportati è stato possibile realizzare le mappe del punteggio relativo a questo parametro. Il mezzo poroso è composto da materiale via via più fine spostandosi verso la pianura: il punteggio relativo segue quindi quest'andamento.

### Complessi idrogeologici

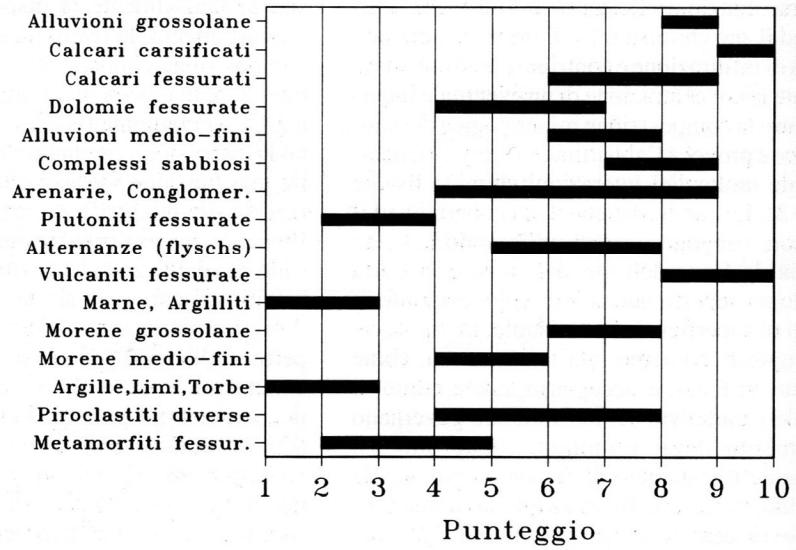


Tabella 3.5 Punteggio assegnato al litotipo del'acquifero secondo il metodo SINTACS (Civita, 1994)

**TABLE 6. RANGES AND RATINGS FOR AQUIFER MEDIA**

AQUIFER MEDIA		
Range	Rating	Typical Rating
Massive Shale	1-3	2
Metamorphic/Igneous	2-5	3
Weathered Metamorphic/Igneous	3-5	4
Glacial Till	4-6	5
Bedded Sandstone, Limestone and Shale Sequences	5-9	6
Massive Sandstone	4-9	6
Massive Limestone	4-9	6
Sand and Gravel	4-9	8
Basalt	2-10	9
Karst Limestone	9-10	10

Weight 3                      Pesticide Weight 3

Tabella 3.6 Punteggio assegnato al litotipo del'acquifero secondo il metodo DRASTIC (Aller *et al.*, 1987)

### Conducibilità idraulica - Hydraulic conductivity

La conducibilità idraulica rappresenta la capacità della matrice rocciosa di far muovere l'acqua al suo interno. Da questo fattore, e dal gradiente idraulico, dipende la velocità di flusso, e quindi anche il tasso con cui un contaminante si muove all'interno dell'acquifero. Valutare e soprattutto mappare questo fattore è molto difficile, per questo, in assenza di una quantità sufficiente di dati, si utilizza una tabella di conversione che per ogni litologia dà un *range* di possibili conducibilità. (tabella 3.7).

### Complessi idrogeologici

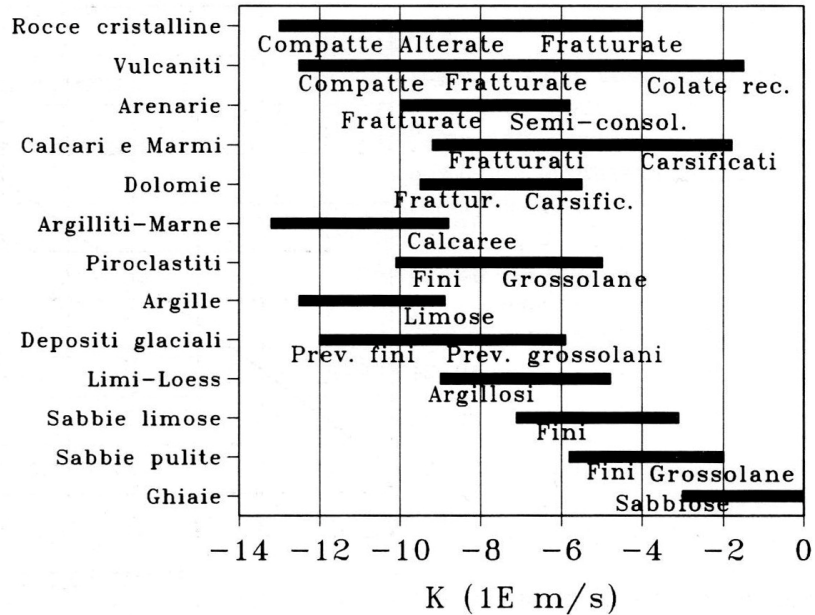


Tabella 3.7 Valori di conducibilità idraulica assegnati a differenti litotipi (Civita, 1994)

Una volta ottenuto il valore di conducibilità idraulica, si procede all'assegnazione del punteggio consultando il grafico e/o la tabella relativa (fig. 3.6 e tabella 3.8).

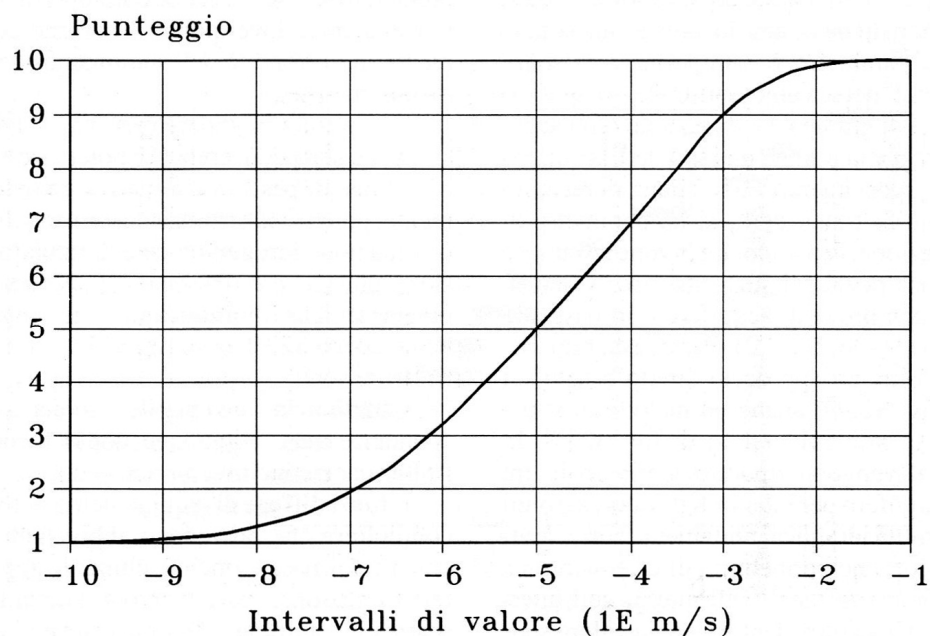


Figura 3.6 Punteggio relativo ai valori di conducibilità idraulica secondo il metodo SINTACS (Civita, 1994)

**TABLE 10. RANGES AND RATINGS FOR HYDRAULIC CONDUCTIVITY**

HYDRAULIC CONDUCTIVITY (GPD/FT <sup>2</sup> )	
Range	Rating
1-100	1
100-300	2
300-700	4
700-1000	6
1000-2000	8
2000+	10
Weight 3	Pesticide Weight: 2

Tabella 3.8 Punteggio relativo ai valori di conducibilità idraulica secondo il metodo DRASTIC (Aller *et al.*, 1987)

Per quanto riguarda il caso studio del Reno è stato utilizzato lo schema delle litologie presenti e successivamente è stato utilizzato il metodo indiretto per la determinazione della conducibilità idraulica. La mappa relativa a questo parametro non differisce da quella relativa alle caratteristiche idrogeologiche dell'acquifero, sia per SINTACS che per DRASTIC, in quanto per ottenerla sono

stati utilizzati gli stessi dati. Questo rappresenta un limite oggettivo dei due metodi, dato che, con la tipologia delle banche dati disponibili, spesso un parametro è di fatto una ripetizione dell'altro.

### Acclività della superficie topografica- Topography

Dall'acclività della superficie topografica dipende la capacità di un contaminante di scorrere via o di rimanere all'interno di un'area il tempo sufficiente per infiltrarsi: tenendo presente questo fattore, le zone pianeggianti sono considerate maggiormente vulnerabili. Gli andamenti del punteggio da dare a questo parametro sono riportati nelle figure 3.7 e 3.8.

Intervalli di valore (%)

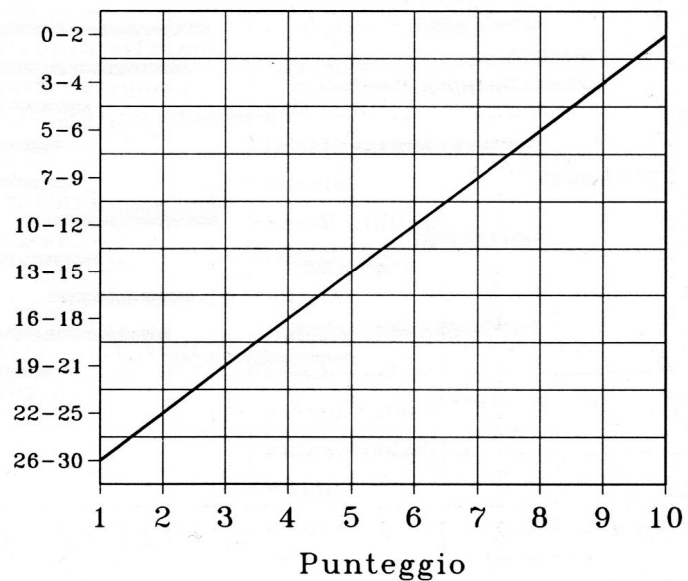
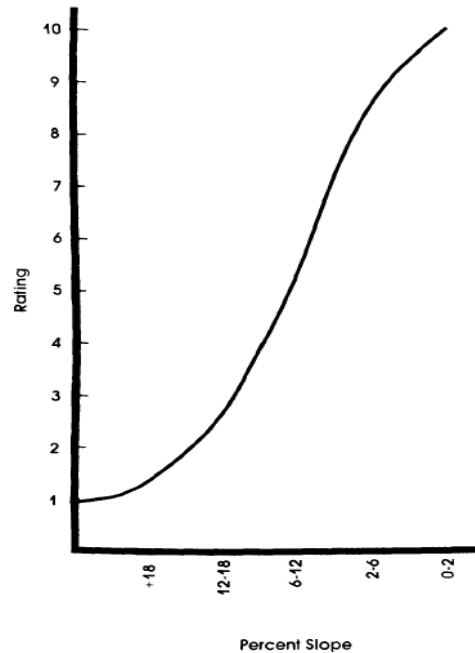


Figura 3.7 Punteggio relativo all'acclività topografica secondo il metodo SINTACS (Civita, 1994)





**Figura 3.8** Punteggio relativo all'acclività topografica secondo il metodo DRASTIC (Aller *et al.*, 1987)

Per valutare questo parametro è stato utilizzato il DEM della zona, calcolando lo *slope*: l'area in esame è quasi totalmente pianeggiante, tranne la parte apicale della conoide, quindi questo parametro, per entrambi i metodi, assume quasi ovunque un valore pari a 10.

### **Pesi**

Per quanto riguarda l'assegnazione dei pesi, i due metodi adottano due procedure differenti, come già descritto nel capitolo 1: SINTACS prevede differenti stringhe di pesi a seconda dell'utilizzo del suolo, mentre DRASTIC propone un unico set di pesi.

Per stabilire gli scenari delle singole celle è stata utilizzata la carta di uso del suolo 1:25000 della Regione Emilia Romagna, che dà un'indicazione precisa sull'utilizzo del territorio, ed è quindi di estrema utilità per la classificazione proposta da SINTACS (tab. cap 1). Nell'area esaminata sono presenti 3 differenti scenari (fig. 3.9 ): lo scenario di impatto normale (rosso), lo scenario di impatto rilevante (giallo), lo scenario di drenaggio dalla rete superficiale (verde). Quest'ultimo è presente essenzialmente nelle zone di ricarica dell'acquifero, mentre il secondo scenario è quello preponderante in quanto la zona è ricca di insediamenti urbani, industriali e agricoli.

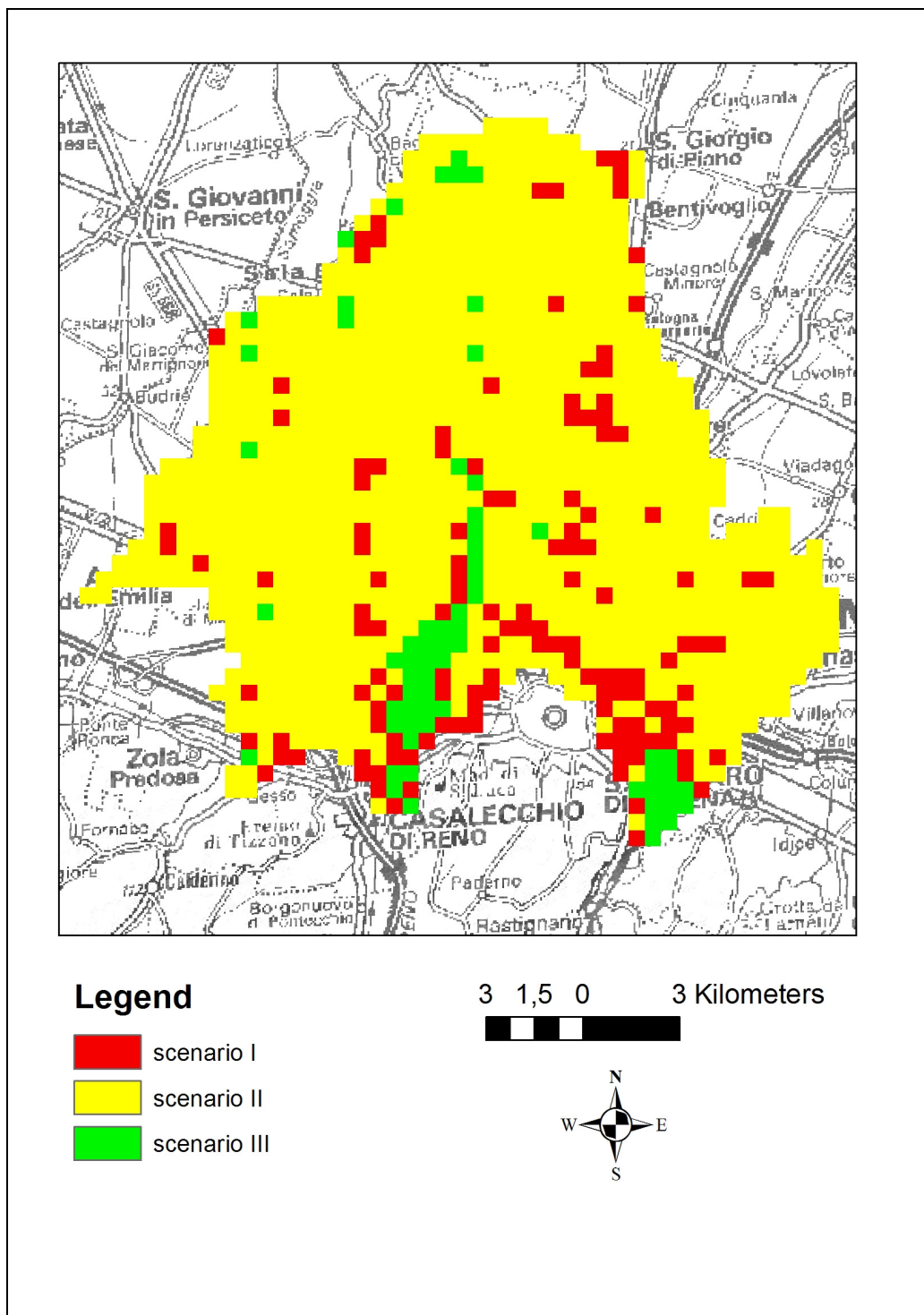


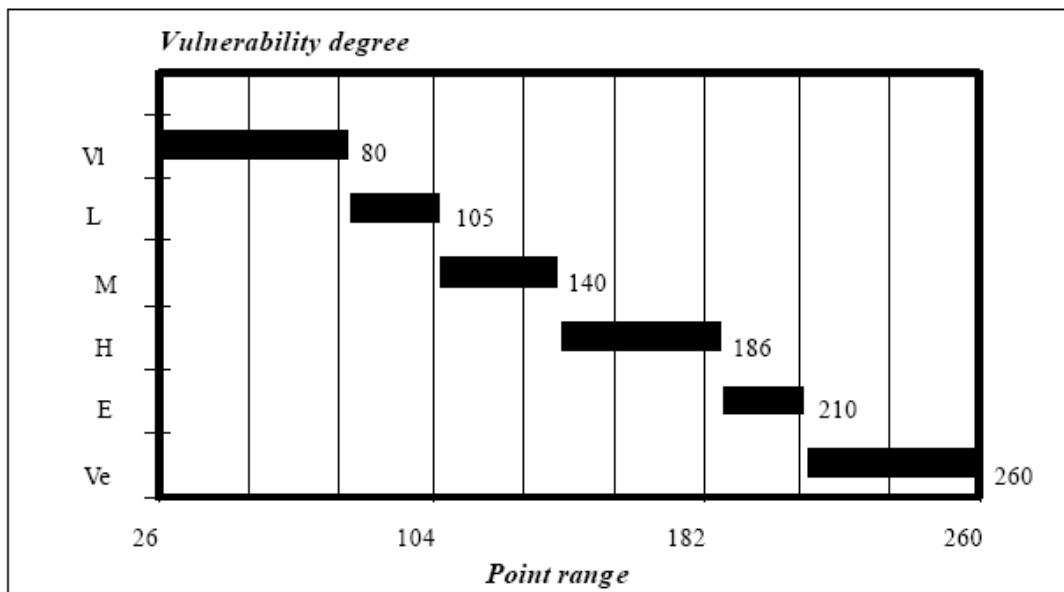
Figura 3.9 Mappa degli scenari presenti nella conoide del fiume Reno

### 3.2 Le carte di Vulnerabilità

#### 3.2a SINTACS

Considerando le mappe dei parametri descritti precedentemente e le differenti stringhe di pesi, dovute alla presenza nell'area di scenari differenti, è stata ottenuta la mappa di vulnerabilità dell'acquifero superficiale del Reno con il metodo SINTACS, mostrata in figura 3.10.

Gli intervalli per la classificazione dell'indice SINTACS sono proposti da Civita e De Maio (1998), così come mostrato in tab. 3.9, per cui per l'assegnazione del grado di vulnerabilità si possono seguire le linee guida indicate.



**Tabella 3.9** Classificazione dell'indice di vulnerabilità SINTACS (Civita e De Maio, 1998)

Dall'analisi della mappa, si vede che, tranne in due celle, non si arriva mai ad avere un grado di vulnerabilità elevatissimo: questo è dovuto all'alto valore di soggiacenza della falda, anche in corrispondenza del fiume Reno. Si può notare, comunque, che si hanno valori elevati dell'indice in corrispondenza delle ghiaie affioranti, e quindi in corrispondenza dell' area di ricarica: l'andamento della vulnerabilità rispecchia la situazione idrogeologica dell'area.

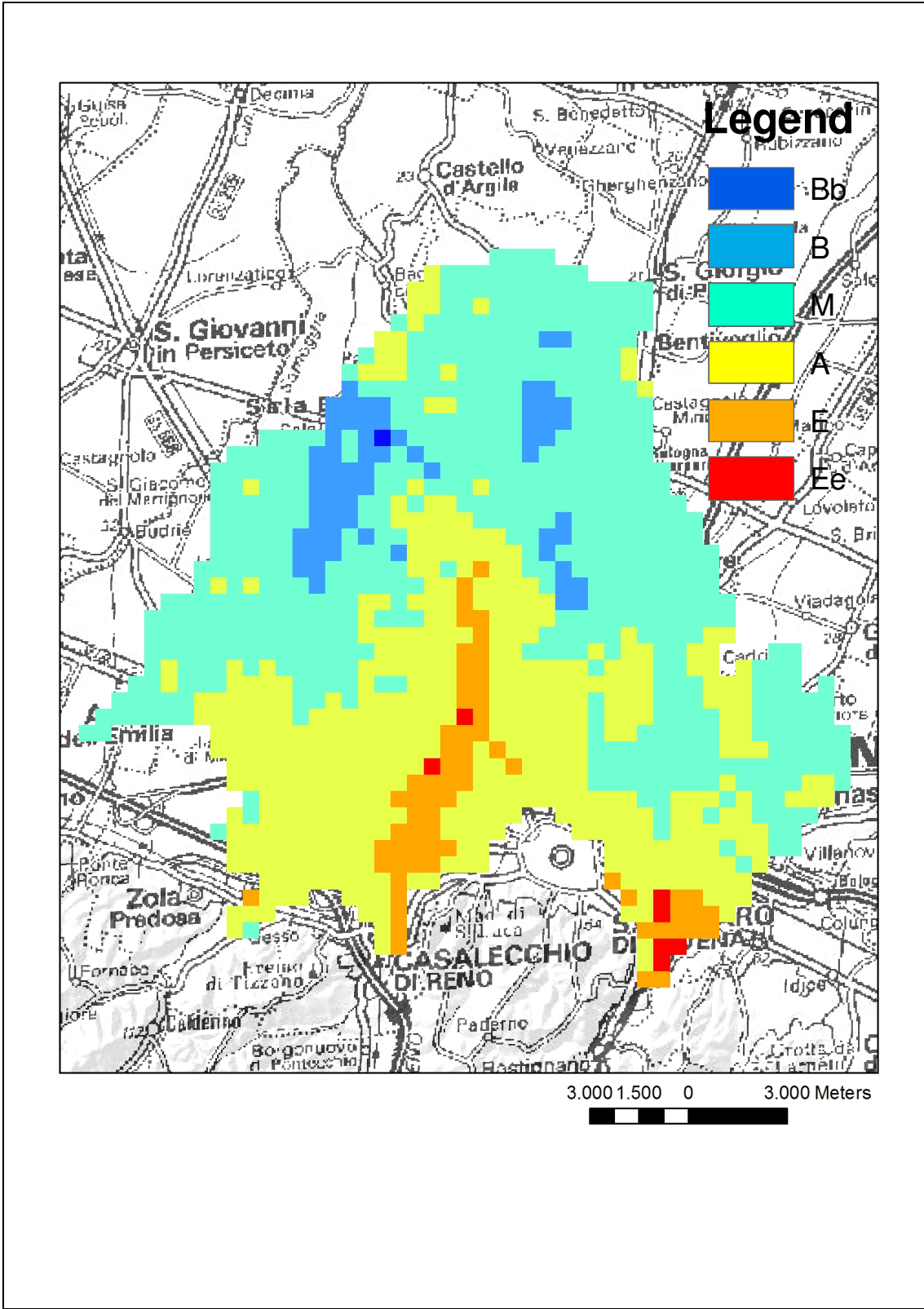


Figura 3.10 Mappa della vulnerabilità dell'acquifero superficiale della conoide del Reno secondo il metodo SINTACS

### 3.2b DRASTIC

Il metodo DRASTIC non propone una classificazione per l'indice di vulnerabilità: un valore numerico di 160, per esempio, non ha un significato intrinseco. Questo numero assume significato solo quando viene comparato con gli indici DRASTIC generati per altre aree (Aller *et al*, 1987). La mappa di vulnerabilità dell'acquifero A1 elaborata seguendo questo metodo è rappresentata in figura 3.11.

Anche con questo metodo si nota chiaramente come le zone a più elevata vulnerabilità sono quelle in corrispondenza delle ghiaia affioranti. Si vede, inoltre, una progressiva diminuzione del valore dell'indice procedendo dalle zone pedecollinari verso la pianura: nella parte distale della conoide l'acquifero è confinato, e quindi più protetto. Un progressivo abbassamento dei valori dell'indice DRASTIC è presente anche nella direzione trasversale al fiume: più ci si allontana dal suo asse e minore è la vulnerabilità. Questi andamenti sono dovuti al fatto che l'acquifero è costituito da depositi alluvionali, che sono grossolani nella parte apicale della conoide e diventano via via più fini procedendo verso la pianura.

E' stata inoltre realizzata la mappa di vulnerabilità con il metodo DRASTIC per i pesticidi (Aller *et al*, 1987), che si differenzia da quella normale solo per il diverso valore dei pesi assegnati: questa mappa è valida per valutare la vulnerabilità dell'acquifero a questa particolare classe di inquinanti. Dalla figura 3.12 si vede che non ci sono differenze sostanziali tra le due mappe DRASTIC, se non nel valore assoluto dell'indice, che è maggiore per i pesticidi, in quanto la somma dei pesi è maggiore (cap. 1, tab. 1.1).

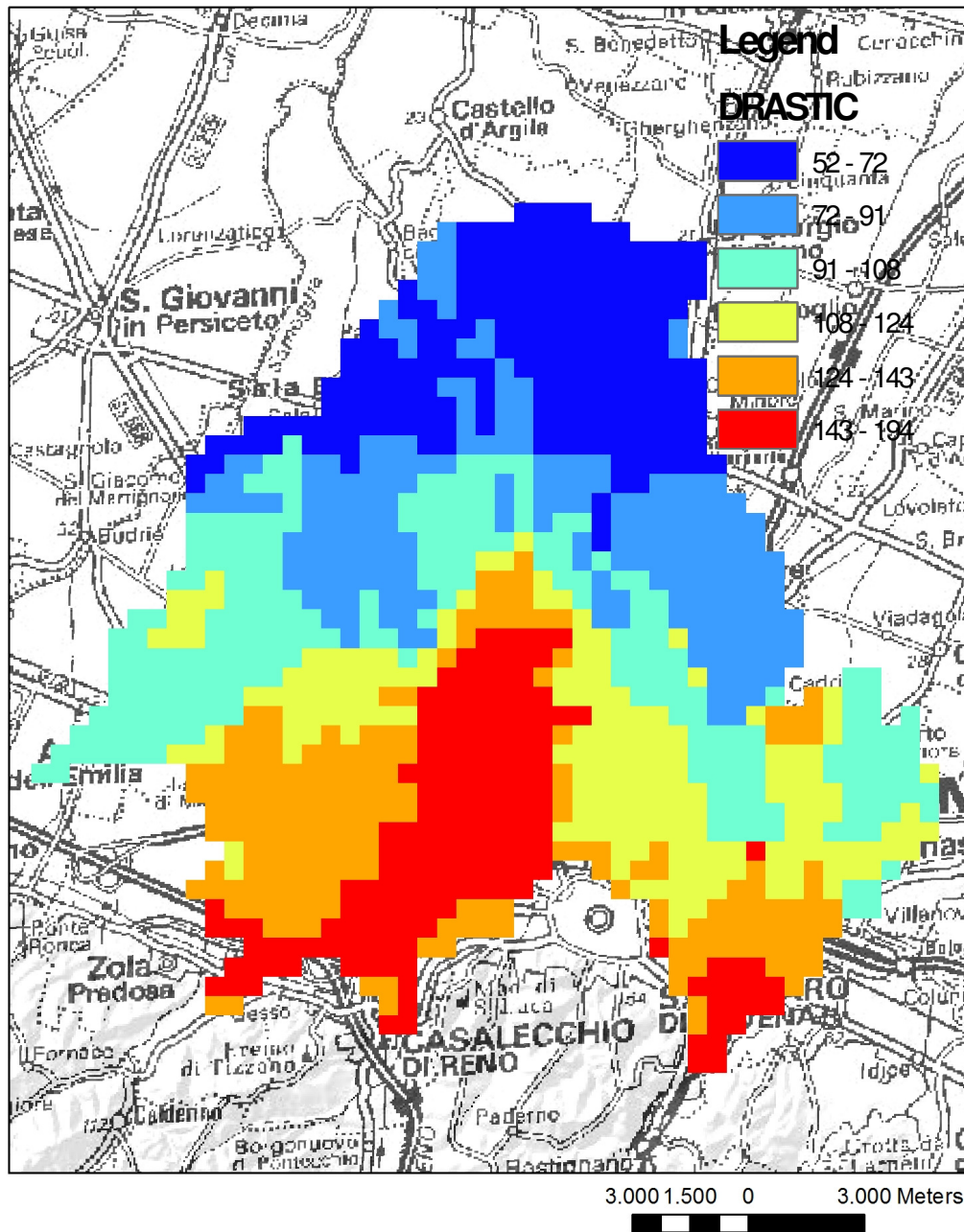


Figura 3.11 Mappa della vulnerabilità dell'acquifero superficiale della conoide del Reno secondo il metodo DRASTIC

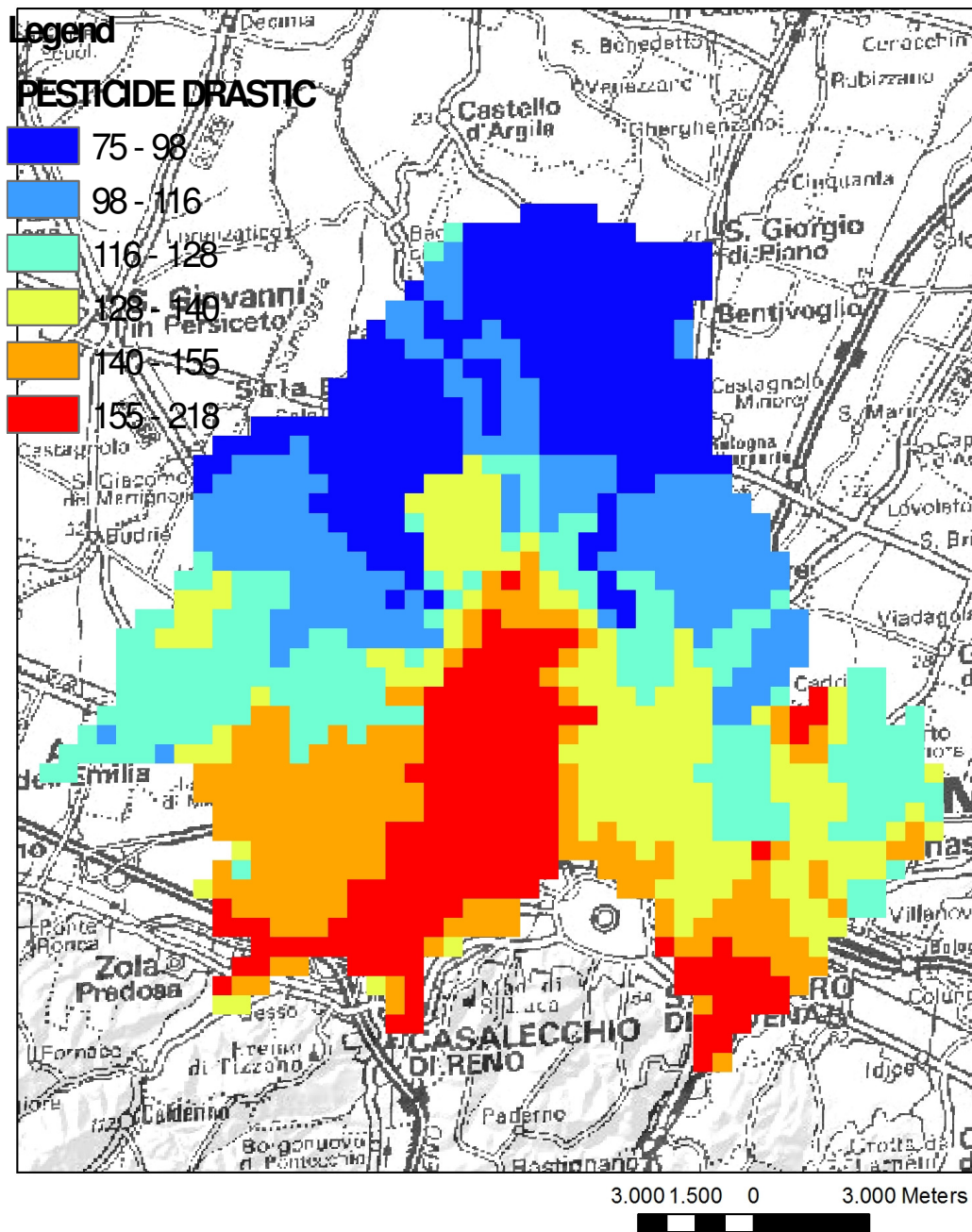


Figura 3.12 Mappa della vulnerabilità dell'acquifero superficiale della conoide del Reno secondo il metodo DRASTIC per i pesticidi

## CAPITOLO 4

### MODELLO TRIDIMENSIONALE DELLA CONOIDE

#### 4.1 FEFLOW®

FEFLOW (Finite Element Flow) è un *software* per la modellistica del flusso e del trasporto delle acque sotterranee in falda sviluppato dalla DHI-WASY di Berlino (Diersch, 2005a). Utilizza il metodo agli elementi finiti, ed ha un'ampia gamma di funzionalità, in quanto permette la simulazione di modelli bi e tridimensionali con condizioni al contorno variabili nel tempo, considera condizioni sature ed insature, densità del fluido variabile, trasporto di calore e trasporto reattivo multispecie. Include inoltre diversi metodi geostatistici di interpolazione, che permettono di trasformare i dati misurati in campo in mappe di *input* per il modello.

Risulta di facile utilizzo in quanto è possibile inserire direttamente i dati idrogeologici in formato GIS: può condividere i dati con qualunque struttura di *database*, utilizzando mappe di punti, archi e poligoni per rappresentare dati geografici, idrogeologici e fisici. Inoltre i risultati computazionali di FEFLOW, come il *plume* di un contaminante o la distribuzione di velocità di flusso, possono essere esportati in GIS.

Il programma permette di inserire ed editare dati di riferimento, come punti di osservazione o distribuzioni nodali, per compararli con i risultati della simulazione.

La stesura di un modello prevede innanzitutto il disegno del contorno dell'area, la cosiddetta *superelement mesh*: oltre alla delimitazione della superficie studiata, devono essere presi in considerazione tutti gli elementi di discontinuità all'interno della zona esaminata, come fiumi, laghi, aree a diversa conducibilità idraulica, faglie, etc.

Si procede quindi con la creazione della *finite element mesh*, ovvero la definizione degli elementi finiti, per i quali FEFLOW calcolerà l'equazione del flusso. Ogni elemento finito sarà formato da un numero di nodi che dipende dalla scelta della sua geometria: si possono considerare elementi triangolari o quadrangolari.

Per elaborare un modello è necessario indicare le condizioni iniziali, le condizioni al contorno e i parametri del materiale.

La condizione iniziale di un modello di flusso può essere assegnata o ai nodi, o ai singoli elementi, o tramite un *database* in cui viene specificato il valore del carico piezometrico e le coordinate  $x, y$  dei punti. Successivamente il dato verrà regionalizzato. E' anche possibile utilizzare *Shape file* poligonali: il valore espresso da ogni poligono verrà assegnato a tutti gli elementi finiti interni ad esso.



Le condizioni al contorno che possono essere indicate sono di 4 tipi:

- **Carico idraulico imposto** (primo tipo, *Dirichlet*, [m]): descrive una piezometria fissata ad un nodo.
- **Flusso imposto** (secondo tipo, *Neumann*, [m/d]): assegna un determinato flusso ad un nodo.
- **Trasferimento** (carico idraulico di riferimento, terzo tipo, *Cauchy*, [m]): definisce un carico idraulico di riferimento di un dominio all'esterno del modello, come un fiume o un lago
- **Pozzo** (quarto tipo, [m<sup>3</sup>/d]): definisce il tasso di acqua emunta o iniettata in un nodo.

Per quanto riguarda la terza condizione, FEFLOW utilizza la seguente equazione per determinare il flusso di acqua tra la falda e il fiume:

$$q_n \approx -k_0^{in} \frac{h_2^R - h}{d} \quad \text{eq. 4.1}$$

dove

$q_n$  : flusso di acqua dal fiume alla falda

$k_0^{in}$  : conducibilità idraulica dello strato tra il fiume e la falda

$d$ : distanza tra il fiume e la falda (spessore del subalveo del fiume)

$h_2^R$  : livello piezometrico del fiume

$h$ : livello piezometrico della falda

La situazione in cui il fiume ricarica la falda è schematizzata in figura 4.1 (Diersch, 2005b).

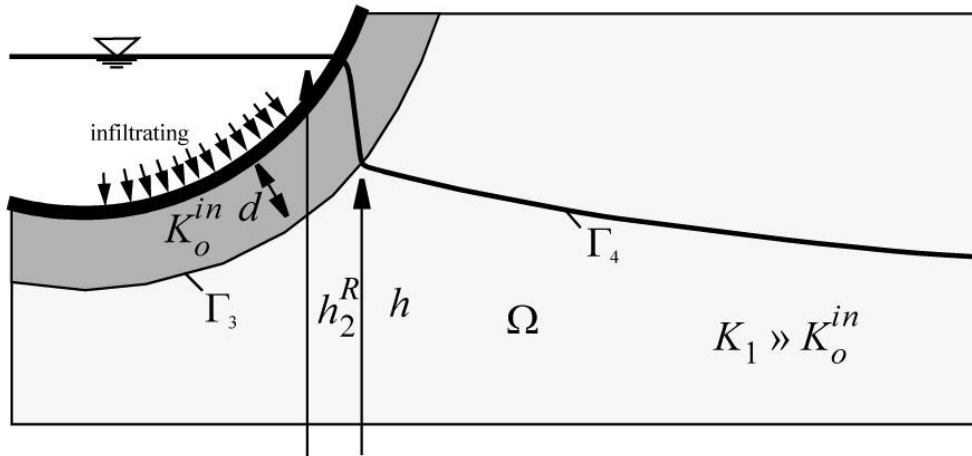


Figura 4.1 Schema dell'interazione fiume-falda (Diersch, 2005b)

Viene quindi definito il coefficiente di trasferimento  $\Phi_h^{in}$ :

$$\Phi_h^{in} \approx \frac{k_o^{in}}{d}$$

Considerando queste relazioni il flusso di acqua tra il fiume e la falda dipende proporzionalmente dalla differenza di carico idraulico, dalla conducibilità idraulica dello strato che li divide ed è inversamente proporzionale alla distanza tra essi. Il valore del coefficiente di trasferimento viene assegnato come parametro del mezzo, mentre il livello del carico idraulico del fiume è specificato all'interno delle condizioni al contorno.

In tabella 4.1 (Diersch, 2005b) sono riportati i parametri del mezzo necessari (e anche quelli facoltativi) per la stesura di un modello tridimensionale di flusso (e di trasporto). Questi fattori sono:

$K_{xx}$ ,  $K_{yy}$ ,  $K_{zz}$ : elementi del tensore conducibilità idraulica nel caso in cui gli assi principali sono paralleli agli assi cartesiani

$K_1^m$ ,  $K_2^m$ ,  $K_3^m$ : elementi del tensore conducibilità idraulica in un caso generale

$\Phi, \psi$ ,  $\theta$ : angoli tra gli assi principali e gli assi cartesiani

$P_0$ : rappresenta il tasso di infiltrazione dalla superficie e/o il tasso di perdita dal fondo (m/d)

$\bar{\alpha}$ : rapporto tra la differenza delle densità del fluido e la densità di riferimento. Si considera nullo nell'approssimazione che il fluido non vari la sua densità al variare della concentrazione.

$\varepsilon_e$ : porosità effettiva (ad.)

$S_0$ : immagazzinamento specifico ( $m^{-1}$ )

$Q_\rho$ : sorgenti e pozzi

$\Phi_h^{in}, \Phi_h^{out}$ : coefficienti che indicano il trasferimento di acqua dal fiume alla falda e viceversa

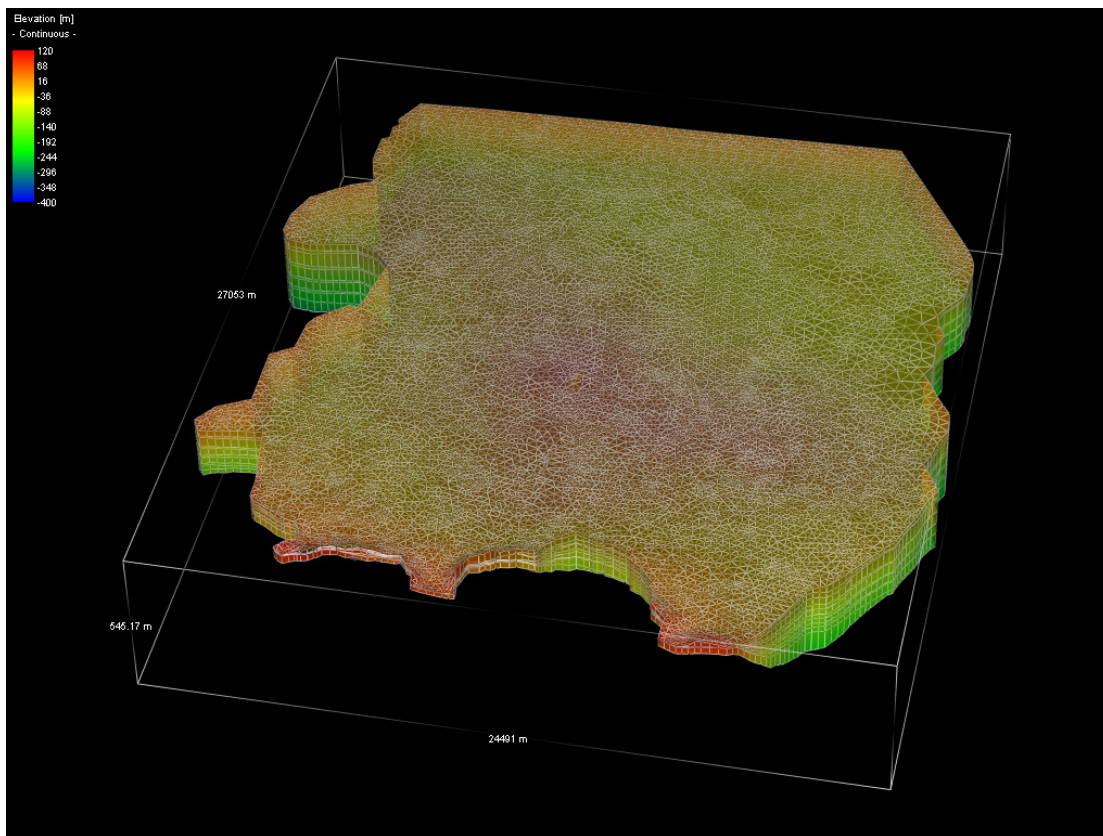
Item	Symbol	Unit	Default	Equations
<i>Axis-parallel anisotropy:</i>				
Conductivity [Kxx]	$K_{11}$	$10^{-4} ms^{-1}$	1	5-20, 3-5, 1-30
Conductivity [Kyy]	$K_{22}$	$10^{-4} ms^{-1}$	1	5-20, 3-5, 1-30
Conductivity [Kzz]	$K_{33}$	$10^{-4} ms^{-1}$	1	5-20, 3-5, 1-30
<i>General anisotropy (optional):</i>				
Conductivity [K1m]	$K_1^m$	$10^{-4} ms^{-1}$	1	5-1, 5-4
Conductivity [K2m]	$K_2^m$	$10^{-4} ms^{-1}$	1	5-1, 5-4
Conductivity [K3m]	$K_3^m$	$10^{-4} ms^{-1}$	1	5-1, 5-4
$\phi$	$\phi$	°	0	5-9 (Fig. 5.3)
$\psi$	$\psi$	°	0	5-9 (Fig. 5.3)
$\theta$	$\theta$	°	0	5-9 (Fig. 5.3)
In(+)/out(-)flow on top/bottom	$P_o$	$10^{-4} m\bar{d}^{-1}$	0	2-14
Density ratio	$\bar{\alpha}$	$10^{-4}$	0	1-76, 1-78, 1-80, 3-5
Storativity (drain/fillable)	$\varepsilon_e$	1	0.2	1-114
Storage compressibility	$S_o$	$m^{-1}$	$10^{-4}$	1-109, 3-1
Source(+)/sink(-)	$Q_p$	$10^{-4} d^{-1}$	0	1-102, 3-1
In-transfer rate	$\Phi_h^{in}$	$10^{-4} d^{-1}$	0	4-7, 4-14
Out-transfer rate	$\Phi_h^{out}$	$10^{-4} d^{-1}$	0	4-7, 4-16

**Tabella 4.1 Parametri considerati da FEFLOW. Sono indicati i relativi simboli, le unità di misura, i valori adottati di *default* e le equazioni dove vengono utilizzati nel manuale teorico di FEFLOW (Diersch, 2005b)**

Questi fattori possono anche essere variabili nel tempo: si può indicare la funzione temporale seguita dal parametro, se questo è di tipo puntuale, oppure specificare le mappe di riferimento per ogni *step* temporale, se si tratta di un fattore spaziale. Nella stesura del modello è necessario indicare quali fattori vengono considerati dipendenti dal tempo: questi possono essere sia i parametri del materiale, come l'infiltrazione al suolo, che le condizioni al contorno del modello, come il valore dell'acqua emunta da un pozzo.

## 4.2 Condizioni iniziali

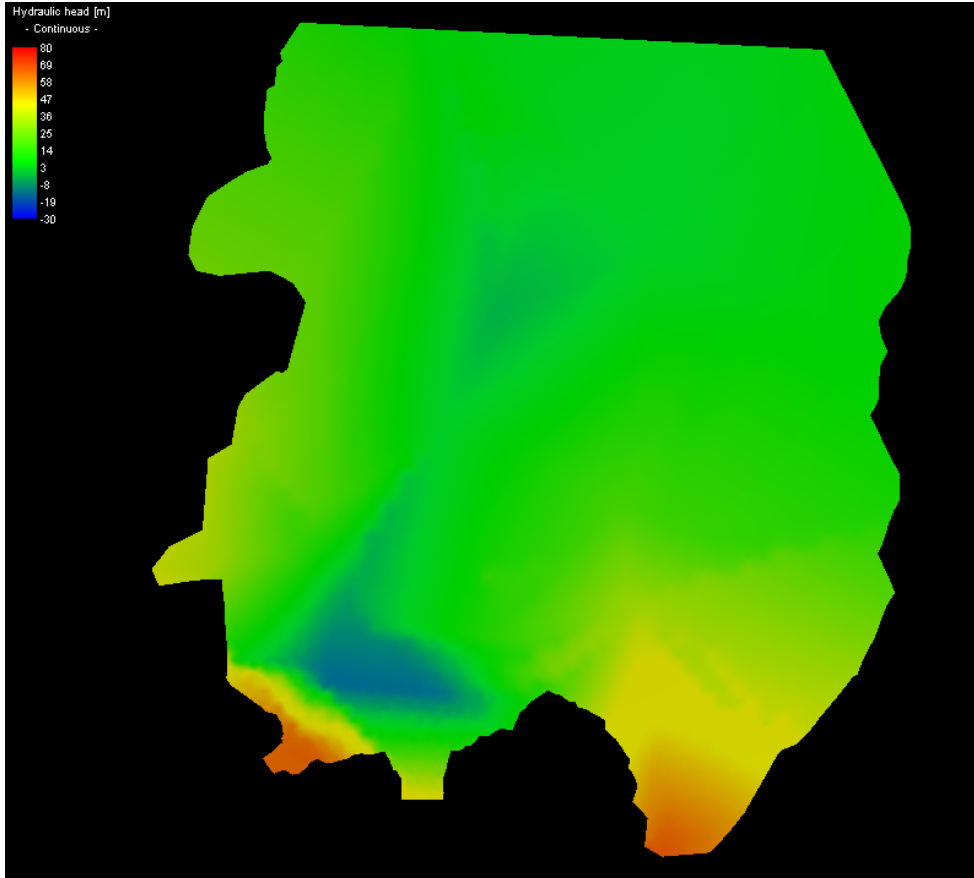
Per valutare il campo di flusso dell'acquifero del Reno è stato realizzato un modello tridimensionale, transiente, con passo mensile. Sono stati considerati i gruppi acquiferi A1, A2, A3, A4 e B e gli strati di argilla che li separano, per un totale di 10 strati. E' stato simulato il flusso di falda per il periodo dal novembre 2003 al dicembre 2006, considerando uno *step* temporale di 30 giorni.



**Figura 4.2 Immagine tridimensionale dell'area oggetto della simulazione. Sono visibili i differenti strati considerati e la griglia ad elementi finiti utilizzata. (Il Nord è in alto a destra).**

Il SGSS ha fornito una griglia di 500x500m delle quote sul livello del mare del tetto e della base di ogni strato considerato, che sono state inserite nel modello. Per effettuare la simulazione, è stata realizzata una griglia di 20529 elementi finiti per ogni strato. In figura 4.2 è visibile l'area di studio in forma tridimensionale, suddivisa negli elementi utilizzati dal *software* per il calcolo computazionale. La zona esaminata ha un'estensione di 27x25 km e arriva ad una profondità di circa 500m da p.c.

Per quanto riguarda le piezometrie iniziali, sono state realizzate le mappe piezometriche relative ai differenti acquiferi utilizzando i dati piezometrici disponibili della rete di monitoraggio dell'ARPA e i dati relativi alla rete del SGSS della regione Emilia Romagna. La spazializzazione di tali dati puntuali è stata effettuata utilizzando il *software RAINMUSIC*, che utilizza la tecnica del *kriging*. In figura 4.3 si può vedere la piezometria relativa all'acquifero A1 del novembre 2003, data scelta come inizio della simulazione, in quanto erano disponibili un maggior numero di dati.



**Figura 4.3** Piezometria iniziale dell'acquifero A1. In rosso sono rappresentate quote maggiori, in blu quote minori

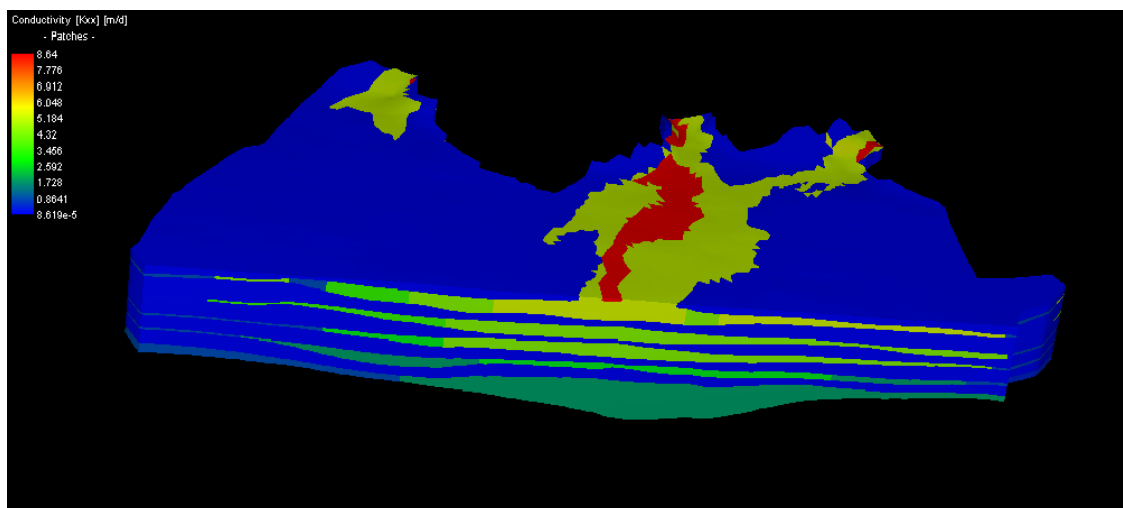
### 4.3 Parametri del mezzo

La conducibilità idraulica dei differenti gruppi acquiferi è stata ricavata per metodo indiretto, dalla conoscenza delle diverse litologie presenti nel *report* di ARPA Emilia-Romagna, Regione Emilia-Romagna e dell' Autorità di Bacino del Reno (2005). In tale *report*, inoltre, sono indicati anche gli intervalli numerici che assumono i parametri idrogeologici, quali conducibilità orizzontale, verticale ed immagazzinamento specifico, rispetto alle litologie presenti. Questi valori sono stati considerati nella fase di stesura del modello.

litologia	ko (m/s)		kv (m/s)		Immagazzinamento specifico (l/m)	
	min	max	min	max	min	max
argille	1.00E-08	6.00E-06	1.00E-09	4.00E-07	1.00E-07	7.00E-05
limi	1.10E-05	6.00E-05	1.00E-07	5.00E-07	7.00E-08	7.00E-05
sabbie	2.01E-06	5.00E-05	1.00E-08	5.00E-06	8.00E-07	5.00E-05
ghiaie	1.00E-04	1.00E-02	1.00E-05	5.00E-03	5.00E-04	1.00E-02

**Tabella 4.2 Parametri idrogeologici utilizzati per la modellizzazione del flusso della conoide del fiume Reno (ARPA Emilia-Romagna, Regione Emilia-Romagna, Autorità di Bacino del Reno, 2005)**

L'andamento della conducibilità idraulica viene assegnato ad ogni singolo strato: il profilo verticale del parametro dipende dagli andamenti degli strati. Nelle figure 4.4 e 4.5 sono visibili le sezioni trasversali e longitudinali, rispetto alla direzione del fiume Reno, della distribuzione della conducibilità idraulica orizzontale.



**Figura 4.4 Sezione trasversale, rispetto al fiume Reno della distribuzione della conducibilità idraulica. (Il Nord esce perpendicolarmente dalla figura)**

In blu sono rappresentati gli strati argillosi che si frappongono tra i differenti gruppi acquiferi, inoltre è visibile in rosso la zona ad elevata conducibilità che rappresenta l'area dove la falda viene ricaricata dal fiume sovrastante. Dall'analisi della sezione longitudinale si vede che l'acquifero A1 è libero nella parte apicale della conoide, mentre nella parte distale si nota la presenza dello strato argilloso al tetto del primo acquifero.

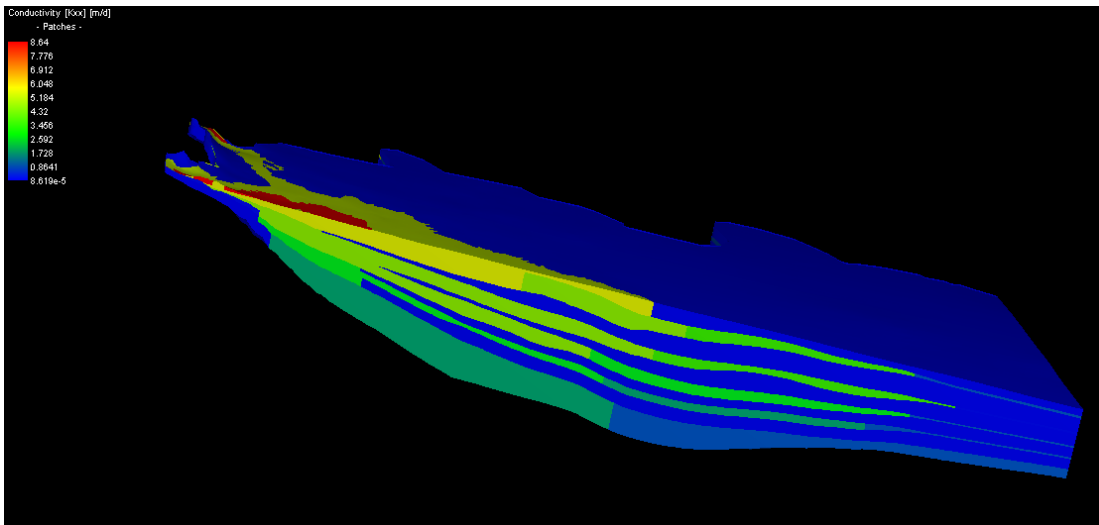
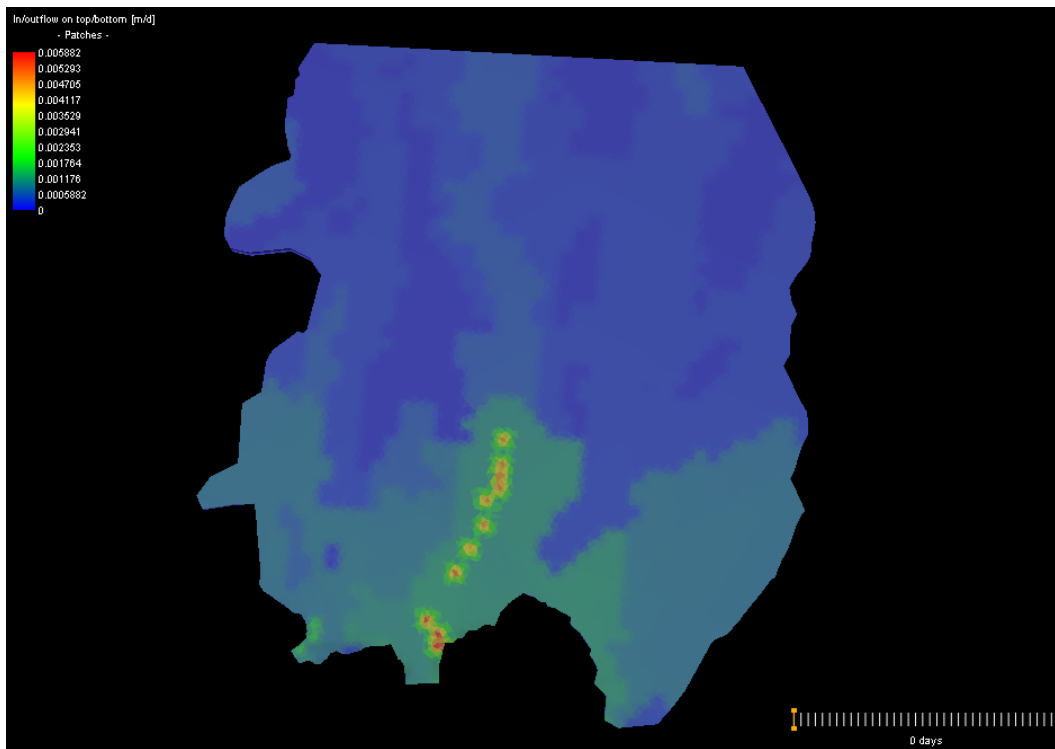
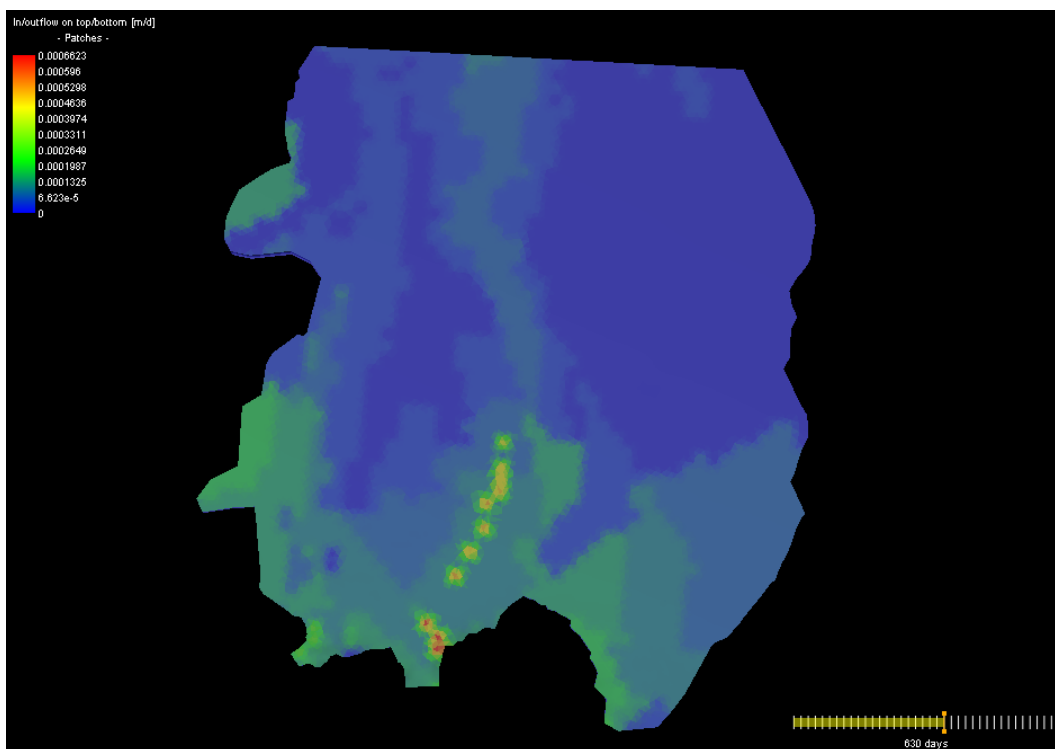


Figura 4.5 Sezione longitudinale, rispetto al fiume Reno, della distribuzione della conducibilità idraulica

Lo *step* temporale considerato è di 30 giorni, per cui è stato possibile inserire per ogni mese mappe differenti per quanto riguarda il parametro di infiltrazione al *top* del modello (nella tabella 4.1 indicato con  $P_0$ ). Sono state elaborate mappe di precipitazione meteorica per ogni mese della simulazione: sono stati utilizzati i dati orari di precipitazione forniti da ARPA-SIM (Regione Emilia Romagna) relativi ai pluviometri presenti nell'area. Successivamente tali valori puntuali sono stati spazializzati tramite l'applicazione di *RAINMUSIC*. Per il calcolo dell'infiltrazione è stato utilizzato il metodo riportato nel cap. 3. Nelle figure 4.6 e 4.7 sono visualizzate le mappe relative all'infiltrazione meteorica del novembre 2003 e di agosto 2005. Come si vede c'è una differenza nel valore assoluto del tasso di acqua infiltrato, dovuto alla differenza di quantità di precipitazione, mentre l'andamento del parametro è lo stesso, in quanto la percentuale di acqua infiltrata dipende dal tipo di suolo, parametro che rimane invariato durante la simulazione. Nelle figure è visualizzato anche il numero di giorni che sono passati dall'inizio della simulazione, che corrisponde al 1 novembre 2003.



**Figura 4.6** Infiltrazione efficace relativa a Novembre 2003



**Figura 4.7** Infiltrazione efficace relativa a Agosto 2005

Da uno studio effettuato da Severi *et al.* (2009) si evidenzia come il rapporto tra fiume Reno e falda sottostante sia molto complesso. In una zona prossimale della conoide, dove l'acquifero è



monostrato, dal confronto delle misure del livello del fiume e del livello piezometrico misurato dal pozzo di via Chiarini, si evince come ci sia una scarsa relazione tra di essi (figura 4.8). In questo caso il fiume è sospeso al di sopra della falda che presenta una forte depressione.

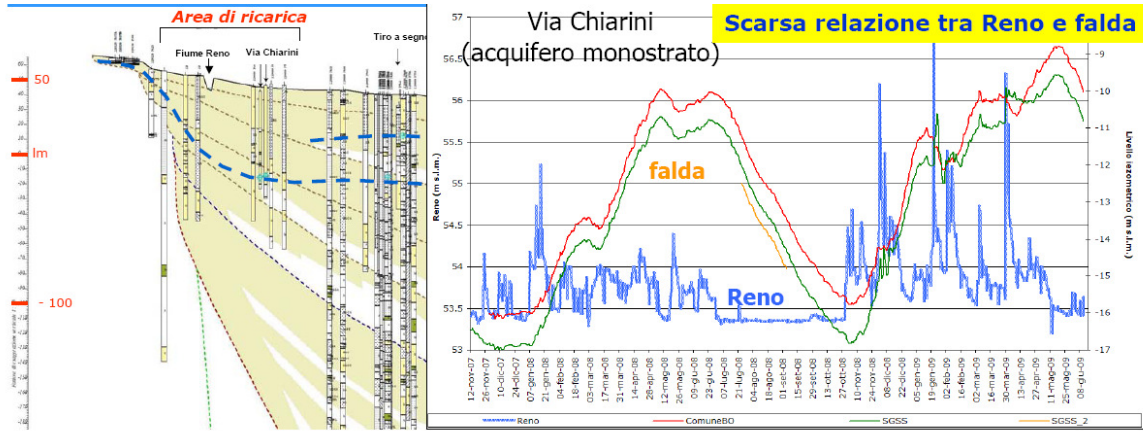


Figura 4.8 Livelli della falda e del fiume Reno (in blu) misurati al pozzo di Via Chiarini (Severi *et al.* , 2009)

Procedendo verso Nord, dove i gruppi acquiferi si differenziano, nel pozzo di Tiro a Segno si manifesta una correlazione tra il livello di falda di A1 e quello del fiume: in questa zona si può considerare una buona relazione tra di essi (fig. 4.9).

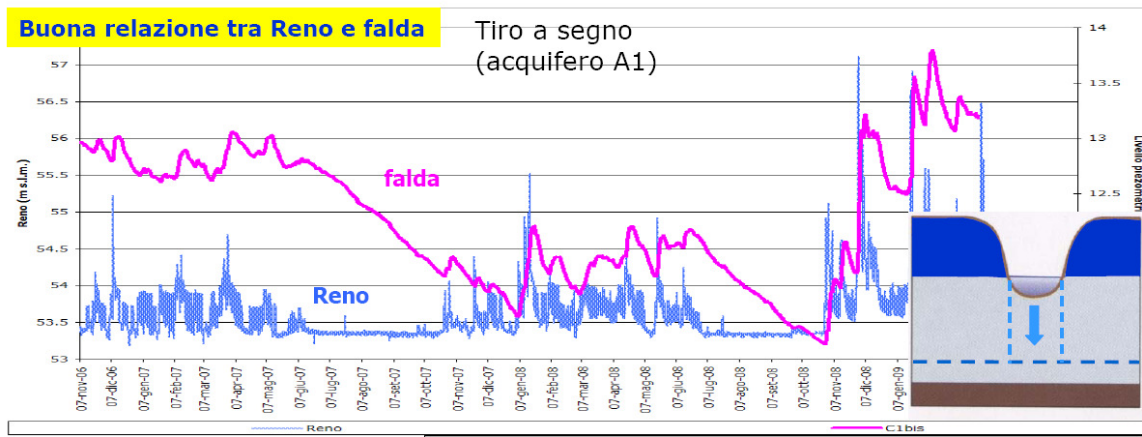
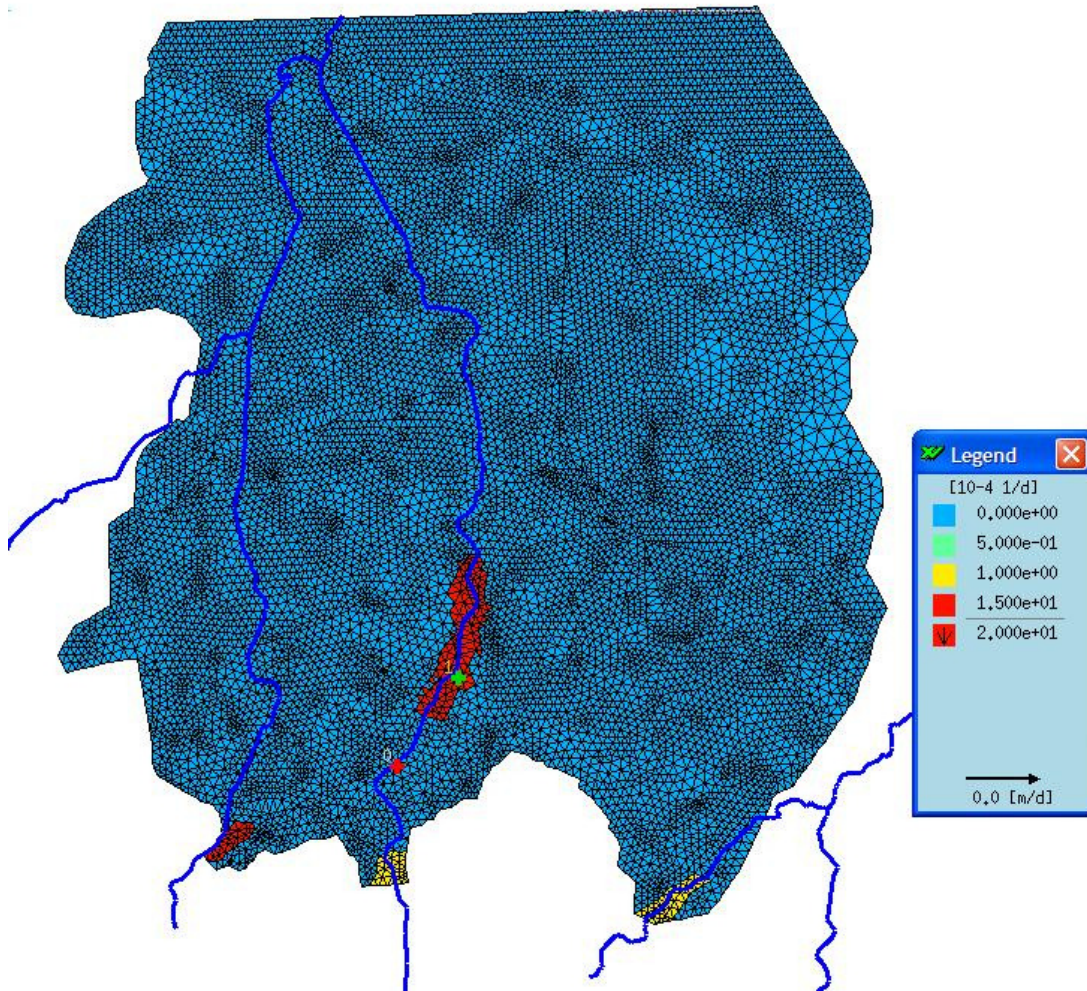


Figura 4.9 Livelli dell' acquifero A1 (in viola), e del fiume Reno (in blu) misurati al pozzo di Tiro a Segno (Severi *et al.* ,2009)

Il coefficiente di trasferimento fiume-falda, rappresentato in fig 4.10, è stato assegnato tenendo in considerazione questi studi: laddove si rileva una scarsa relazione si ipotizza che non ci sia trasferimento di acqua. La croce rossa rappresenta il pozzo di Via Chiarini, perciò in quella zona il

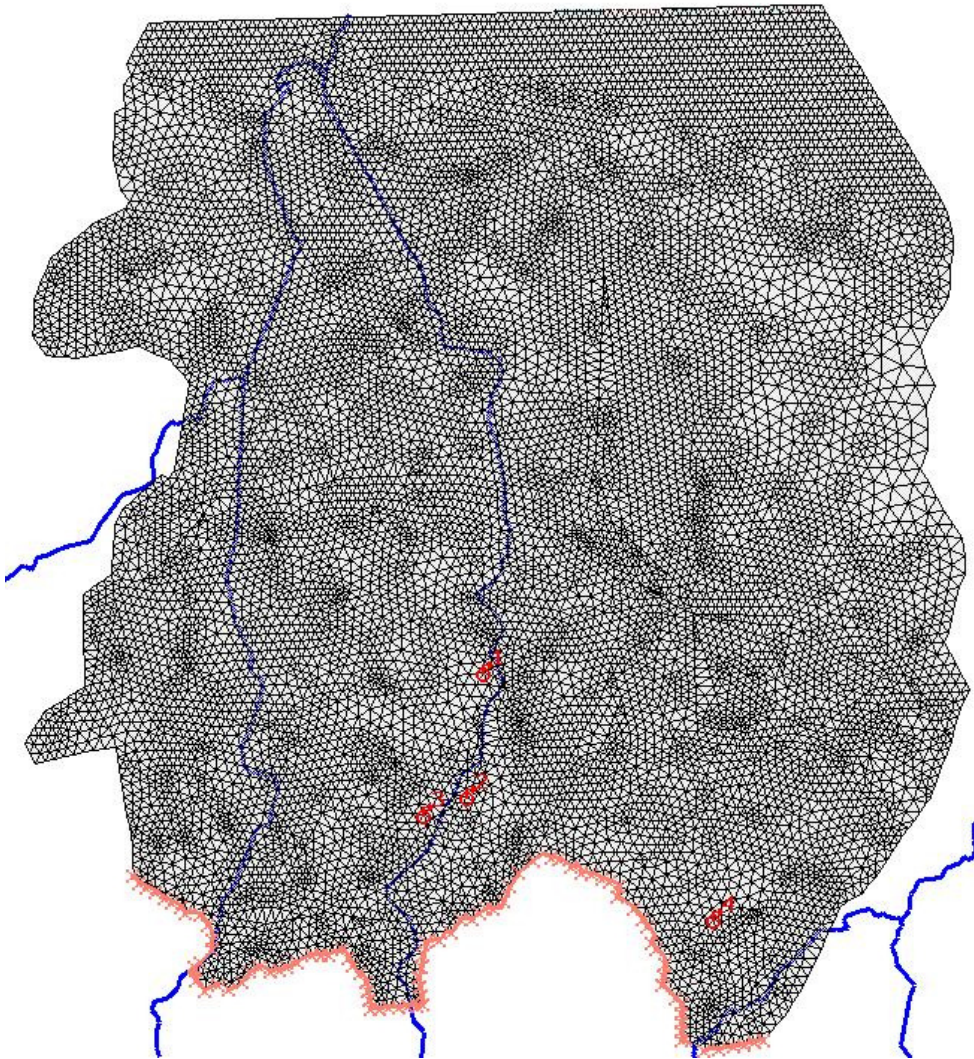
coefficiente di trasferimento è considerato nullo, mentre la croce verde mostra il pozzo di Tiro a Segno: in quella zona si considera un trasferimento di acqua dal fiume alla falda.



**Figura 4.10** Distribuzione del coefficiente di trasferimento fiume-falda. Con la croce rossa è rappresentato il pozzo di Via Chiarini, con quella verde il pozzo di Tiro a Segno

#### 4.4 Condizioni al contorno

Poiché l'acquifero della conoide del fiume Reno si sviluppa a partire dallo sbocco nella pianura bolognese del fiume Reno, dal lato di monte dell'area esaminata è stato imposto un flusso nullo.



**Figura 4.11** In rosso sono rappresentati i pozzi acquedottistici presenti nell'area oggetto di studio; in rosa i nodi dove è imposta la condizione di flusso nullo

Per quanto riguarda i prelievi, nella zona sono presenti 4 campi pozzi acquedottistici di Hera s.p.a., come già descritto nel capitolo 2 (fig. 2.4). Tramite la collaborazione con ARPA Regione Emilia Romagna, ci sono stati forniti i prelievi mensili relativi ad essi, per tutti i mesi considerati

nella simulazione. I pozzi acquedottistici prelevano principalmente dal gruppo acquifero B, per questo i pozzi sono stati inseriti come filtranti solamente nello strato relativo ad esso. In figura 4.11 sono rappresentati i 4 punti di prelievo in rosso, mentre in rosa è rappresentata la condizione di flusso nullo; i relativi andamenti della quantità d'acqua emunta sono raffigurati nelle fig. 4.12 : grazie alle funzionalità di FEFLOW, infatti, è stato possibile inserire queste condizioni al contorno variabili nel tempo.

In fig. 4.12 è rappresentata la schermata di FEFLOW relativa al processo con cui si possono inserire queste condizioni variabili.

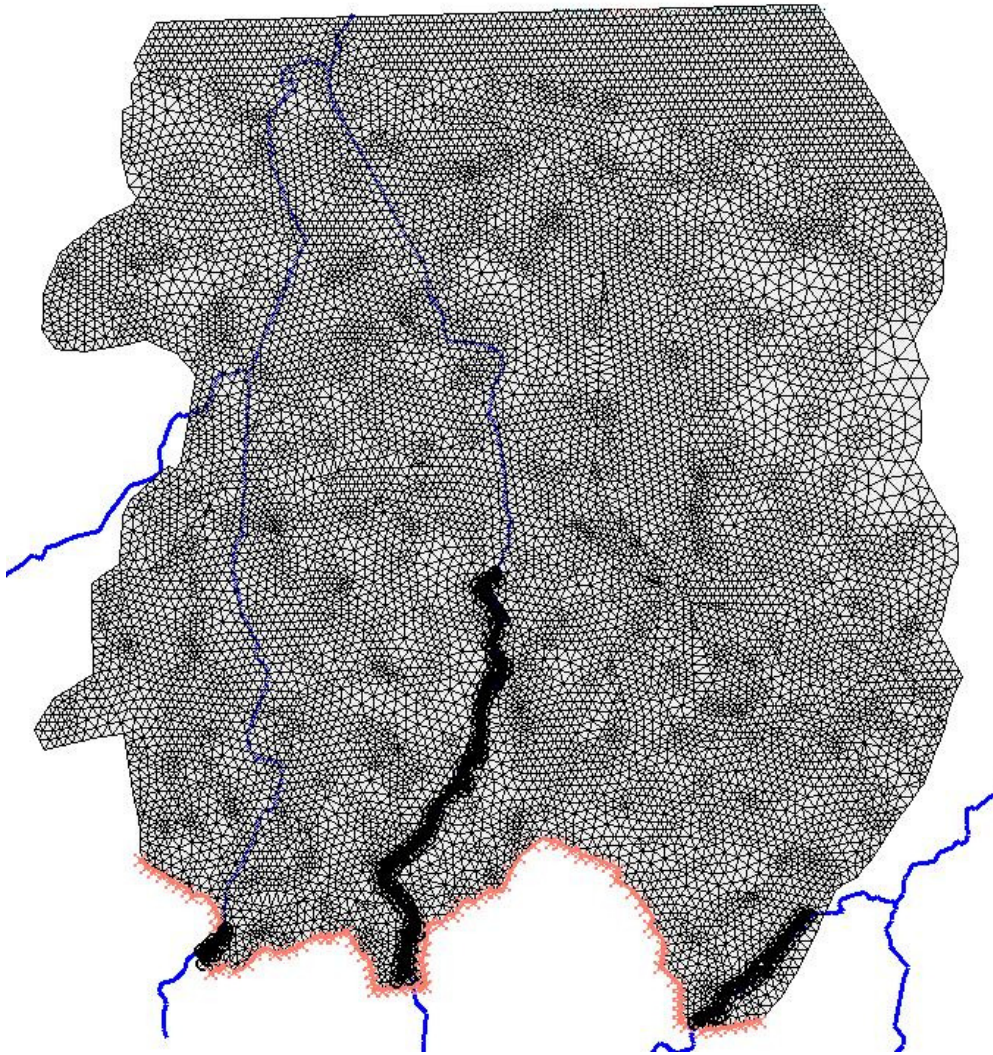


Figura 4.12 Andamento del tasso di acqua emunta nei campi pozzi Hera

Nella zona sono presenti numerosi pozzi per usi non acquedottistici; per i pozzi di questo tipo la conoscenza della corretta posizione nello spazio tridimensionale e della quantità d'acqua emunta è molto incerta. Per ottenere una stima dell'acqua prelevata è stato utilizzato il catasto pozzi,

dove sono riportati il numero di pozzi per ogni comune, la loro profondità media e la quantità totale di acqua emunta, suddivisa a secondo dell'uso. Sono pozzi che pescano nei primi quattro gruppi acquiferi. Nella simulazione è stato considerato un pozzo per ogni comune con portata pari alla somma di acqua emunta dai pozzi presenti.

L'interazione fiume-falda è descritta dall'equazione 4.1: come condizione al contorno è necessario indicare il livello dei fiumi. Nella fig. 4.13 in nero sono evidenziati i nodi dove è stata impostata la condizione al bordo di trasferimento: ovviamente questi nodi sono in corrispondenza dei fiumi e nella zona dove, da indagini geologiche, è noto che ci possa essere un'interazione. In questo caso sono state considerate le aree in cui in superficie sono presenti ghiaie. Nelle zone in cui è fissato questo tipo di condizione, ma il coefficiente di trasferimento è nullo, esiste, comunque, un flusso nullo tra fiume e falda sottostante.



**Figura 4.13** In nero sono evidenziati i nodi dove è imposta la condizione di trasferimento dal fiume alla falda

## 4.5 Risultati

FEFLOW permette di visualizzare, al termine della simulazione, la mappa del carico idraulico e la distribuzione della velocità per ogni *step* temporale e per ogni strato del modello. Inoltre è possibile visualizzare l'andamento della piezometria per dei punti determinati della griglia, al fine di poter effettuare un confronto tra la piezometria calcolata dal modello e quella misurata. I punti di controllo sono fissati in un preciso strato: in figura 4.14 sono rappresentati i punti di riferimento per l'acquifero A1.

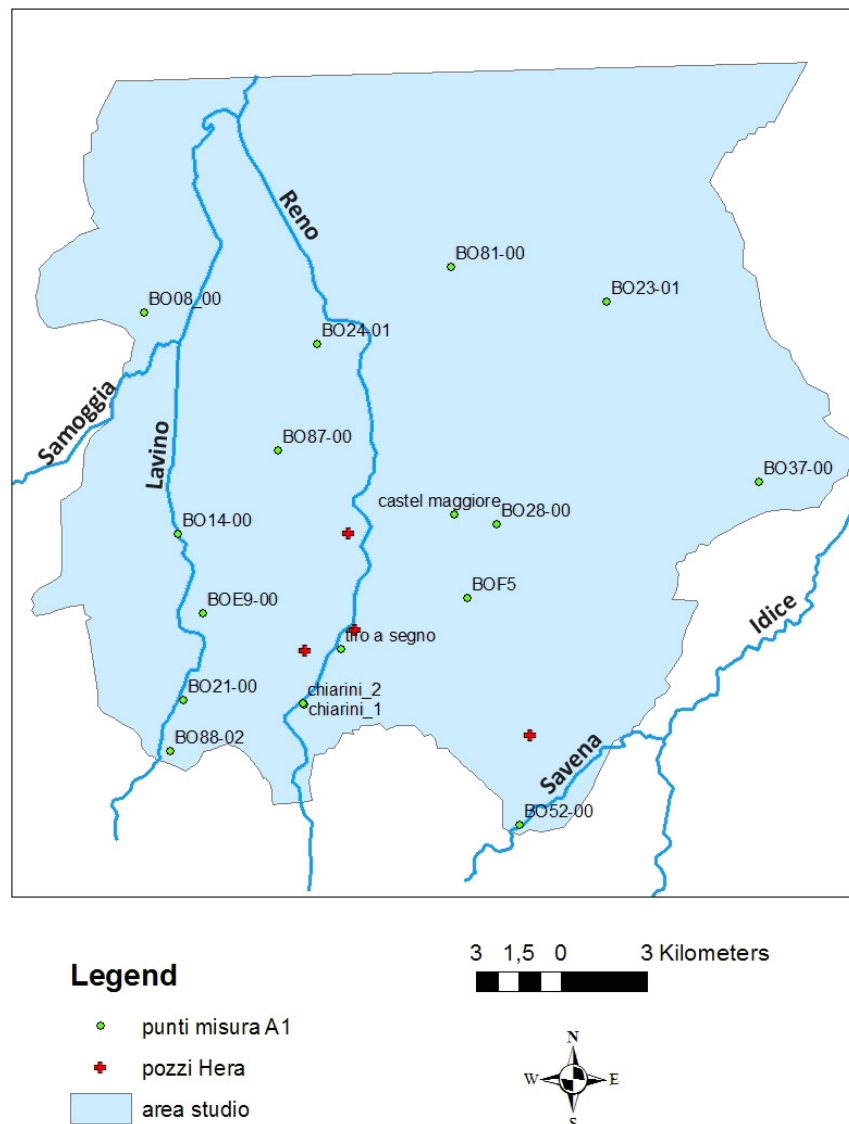
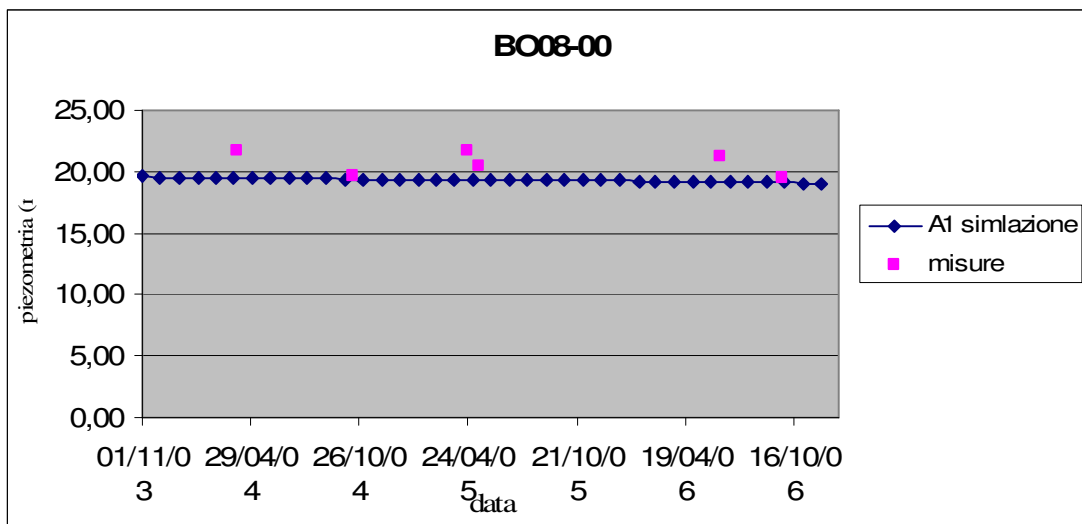


Figura 4.14 In rosso sono rappresentati i campi pozzi di Hera, in verde i punti di misura del livello di falda di A1.

La visualizzazione del campo di flusso dell'acquifero è di fondamentale importanza per la definizione della vulnerabilità, in quanto dà un'informazione sulla direzione dell'acqua di falda e sulla sua velocità: si può così conoscere l'evoluzione spaziale di un'inquinante sversato in superficie.

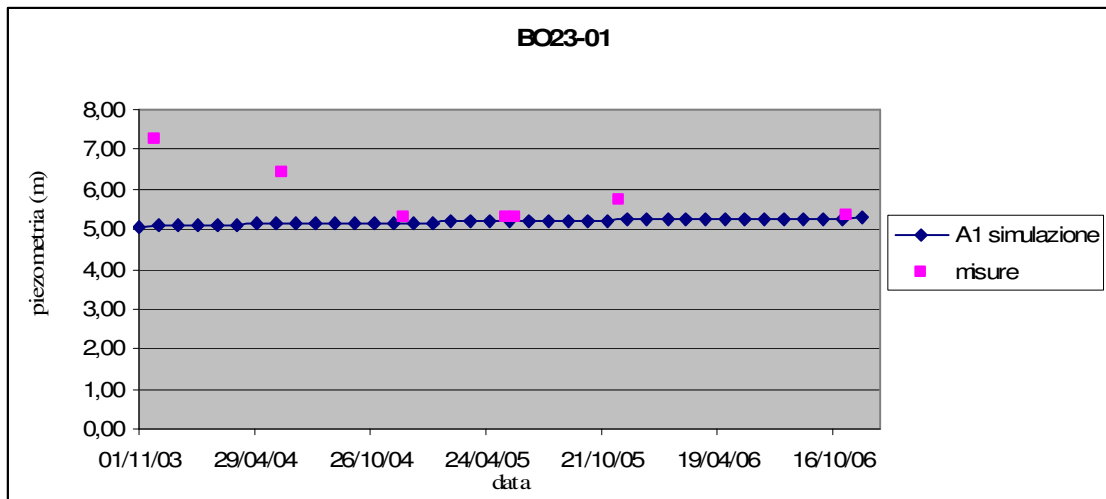
Il confronto tra il carico idraulico misurato e quello simulato permette di avere un'indicazione sulla bontà della taratura del modello: nelle figure da 4.15 a 4.20 sono mostrati alcuni di questi utili paragoni. In blu è rappresentato il valore della piezometria simulata dal modello, mentre in rosa sono visibili i valori misurati; il titolo di ogni grafico indica il pozzo a cui esso si riferisce: per vederne la localizzazione spaziale è sufficiente far riferimento alla figura 4.14.



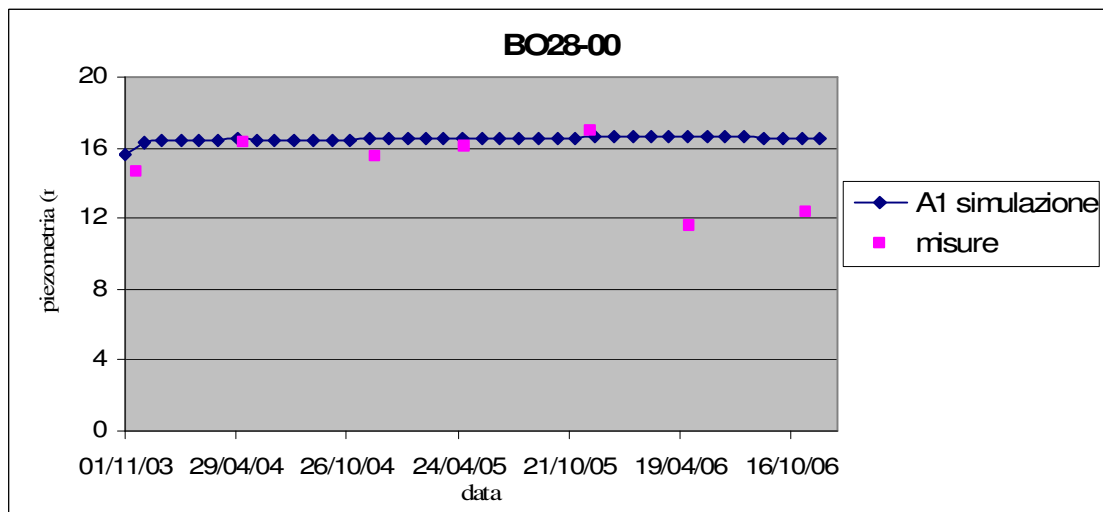
**Figura 4.15** Grafico del livello piezometrico simulato (blu), relativamente all'acquifero A1, e misurato (rosa) presso il pozzo BO08-00

I primi 4 grafici si riferiscono all'acquifero A1, quello di maggiore interesse per quanto riguarda lo studio di vulnerabilità, mentre gli ultimi due si riferiscono a due pozzi di misura dell'acquifero B in prossimità di due campi pozzi Hera: BO20-01 è in prossimità del campo pozzi di Borgo Panigale, BO50-00 è situato vicino al campo pozzi Fossolo.

Si nota innanzitutto che i risultati della simulazione per quanto riguarda l'acquifero A1 hanno meno variabilità rispetto alle misure: questo può essere l'effetto di pozzi nella zona ad uso non acquedottistico, che nel modello sono stati trattati considerando una quantità media di acqua emunta, perdendo così informazioni a livello locale. Si vede, comunque, la buona riproduzione del livello medio della piezometria ricostruita dal modello.

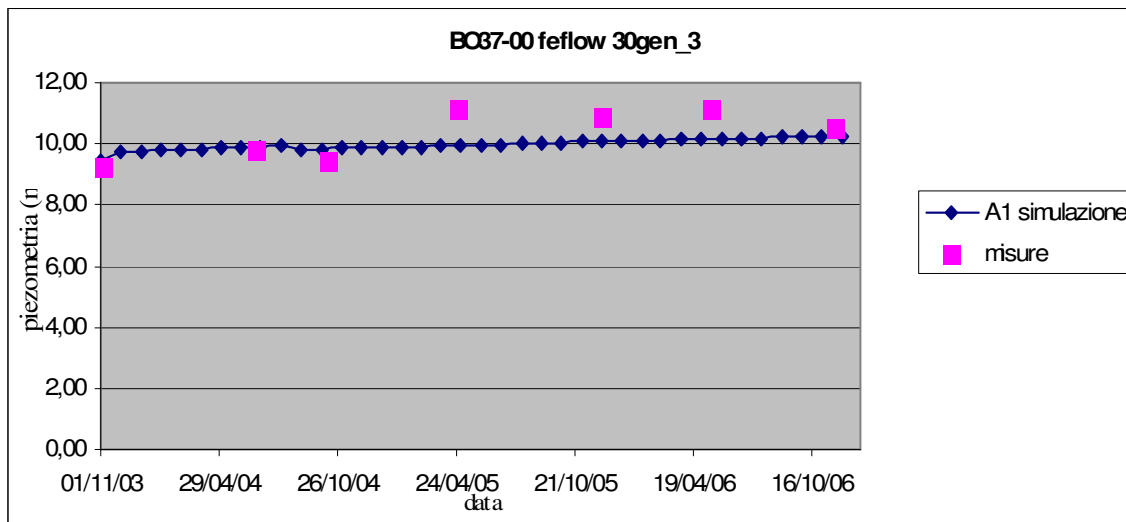


**Figura 4.16** Grafico del livello piezometrico simulato (blu), relativamente all'acquifero A1, e misurato (rosa) presso il pozzo BO23-01



**Figura 4.17** Grafico del livello piezometrico simulato (blu), relativamente all'acquifero A1, e misurato (rosa) presso il pozzo BO28-00





**Figura 4.18** Grafico del livello piezometrico simulato (blu), relativamente all'acquifero A1, e misurato (rosa) presso il pozzo BO37-00

Per quanto riguarda l'acquifero B, si vede come la simulazione risente della presenza dei pozzi: nel caso del pozzo BO20-01 c'è una buona riproduzione della misura, anche se si nota un certo sfasamento temporale: la simulazione risulta anticipare l'andamento reale della piezometria. Questo può essere dovuto all'inerzia del mezzo, che reagisce con un certo ritardo all'emungimento, ritardo che la simulazione non è in grado di rappresentare. Il confronto tra modello e misure risulta peggiore per il pozzo BO50-00: soprattutto per la parte centrale della simulazione, per la quale si nota un aumento nel livello piezometrico di cui non si ha riscontro nelle misure. Data la vicinanza al pozzo acquedottistico, la simulazione risente molto dei valori considerati per il tasso di pompaggio, per cui una piccola differenza nel valore considerato si riflette in una variazione apprezzabile nel livello piezometrico riprodotto.

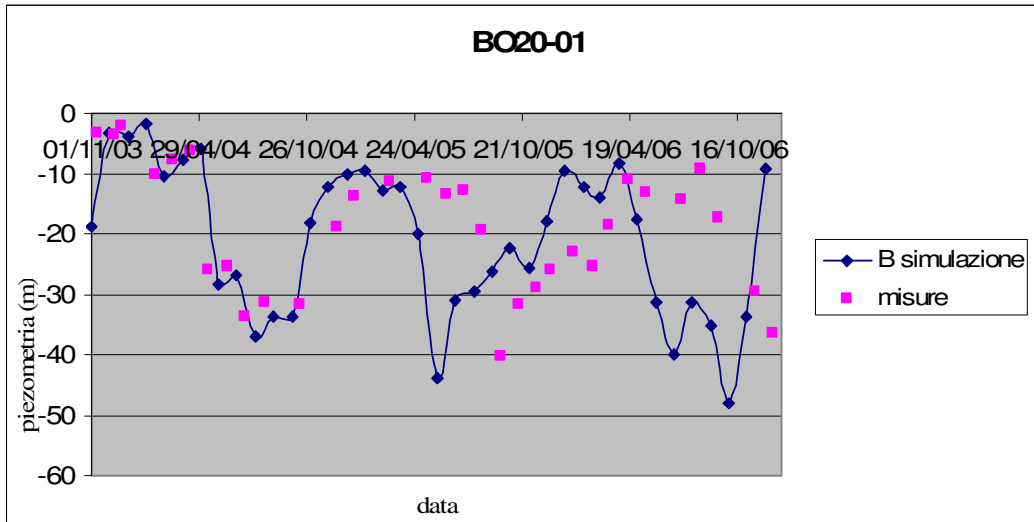


Figura 4.19 Grafico del livello piezometrico simulato (blu), relativamente all'acquifero B, e misurato (rosa) presso il pozzo BO20-01

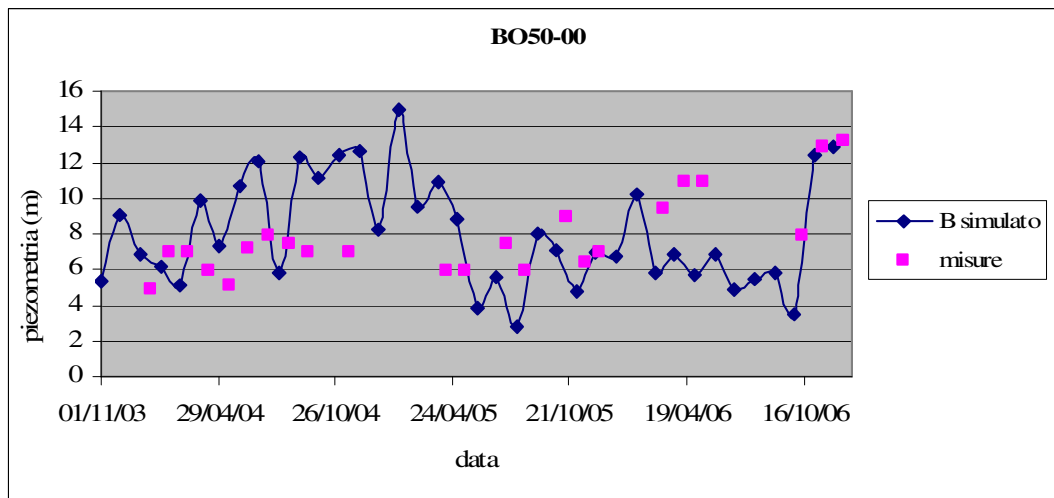


Figura 4.20 Grafico del livello piezometrico simulato (blu), relativamente all'acquifero B, e misurato (rosa) presso il pozzo BO50-00

Il *software* permette di visualizzare il carico idraulico riprodotto ad ogni *step* della simulazione, per ogni strato del modello. Nelle figure da 4.21 a 4.23 è rappresentata la piezometria dell'acquifero A1 relativa al momento temporale indicato; la scala verticale è aumentata di 20 volte rispetto a quella orizzontale.

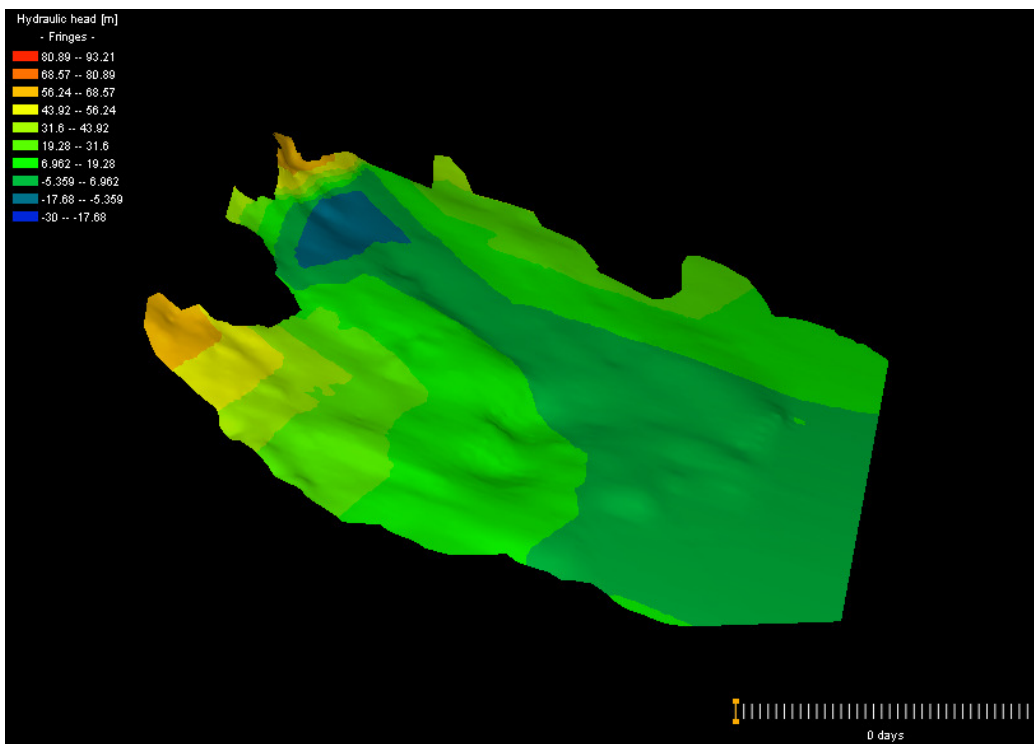


Figura 4.21 Superficie piezometrica iniziale dell'acquifero A1 (novembre 2003). (Il Nord è in basso a destra)

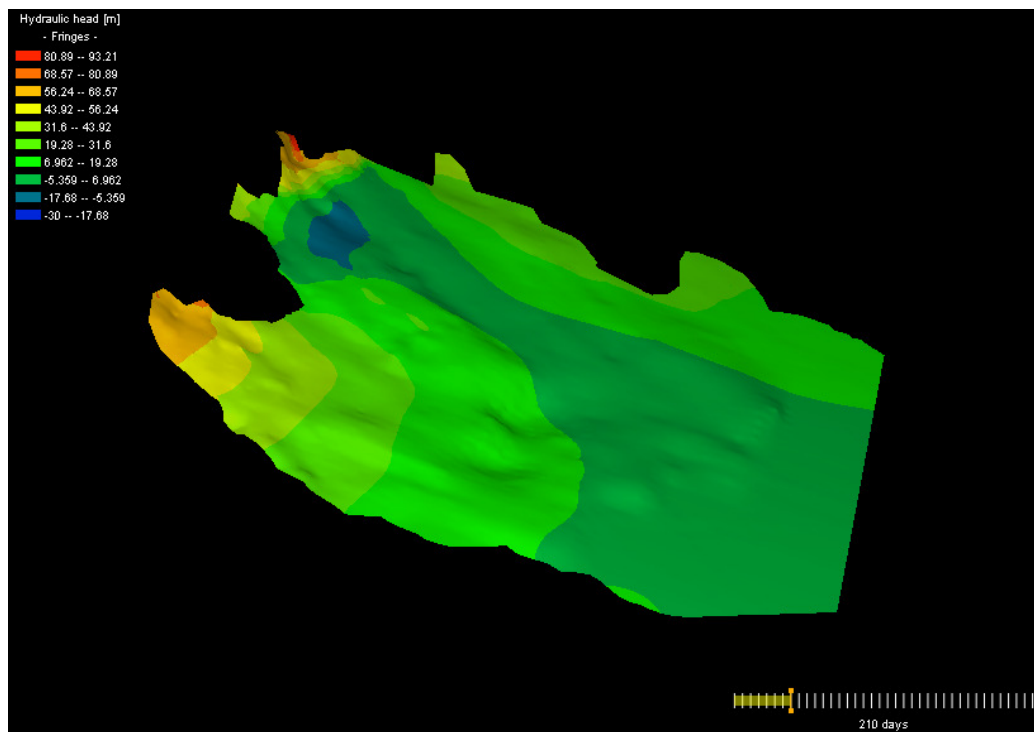


Figura 4.22 Superficie piezometrica dell'acquifero A1 dopo 210 giorni di simulazione (giugno 2004).

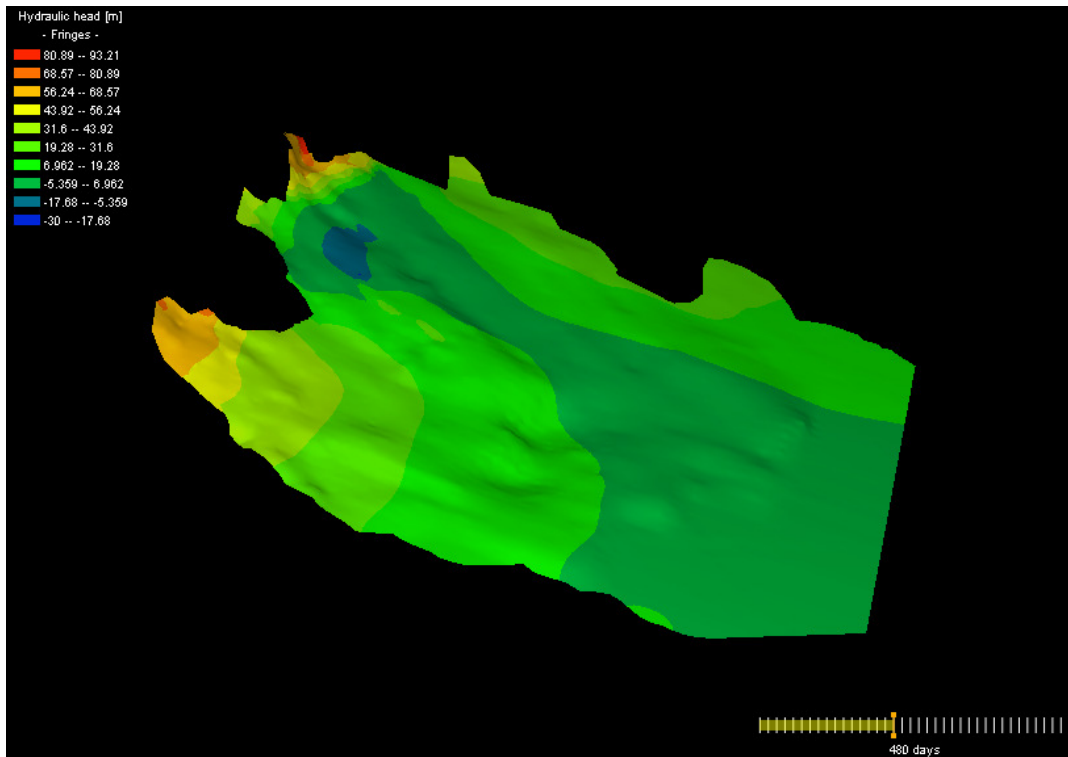


Figura 4.23 Superficie piezometrica dell'acquifero A1 dopo 420 giorni di simulazione (gennaio 2005).

La prima immagine rappresenta la piezometria al tempo  $t=0$ , ovvero relativa al 1 novembre 2003, ricavata dalle misure piezometriche e dalla successiva applicazione del *kriging*. Le altre si riferiscono al carico idraulico calcolato dal modello. Si nota che l'andamento è simile rispetto alla piezometria iniziale: il modello riproduce il cono di depressione presente nell'acquifero dovuto al prelievo in B e alla connessione tra i diversi gruppi acquiferi, anche se l'ampiezza del cono è minore. La difficoltà nel riprodurre l'abbassamento della piezometria può essere dovuto alla non conoscenza dell'ubicazione delle connessioni tra le diverse falde dovute a interventi antropici, come pozzi non più in uso.

Per poter effettuare un'analisi di vulnerabilità è importante conoscere il campo di flusso dell'acquifero A1: nelle figure da 4.24 a 4.26 sono riportate le distribuzioni di velocità effettiva dell'acqua in falda relative ai differenti periodi indicati; anche in queste immagini la scala verticale è 20 volte maggiore rispetto a quella orizzontale.

Si vede che le velocità maggiori sono in corrispondenza dell'area di ricarica fiume-falda, laddove sono presenti in superficie ghiaie affioranti e l'acquifero non è protetto. Si nota anche una progressiva diminuzione di questo parametro procedendo verso la zona distale della conoide, così come già evidenziato in precedenti studi (Regione Emilia-Romagna, 2005). Anche in

corrispondenza della parte prossimale delle due conoidi minori del Savena e del Lavino si riscontrano velocità elevate.

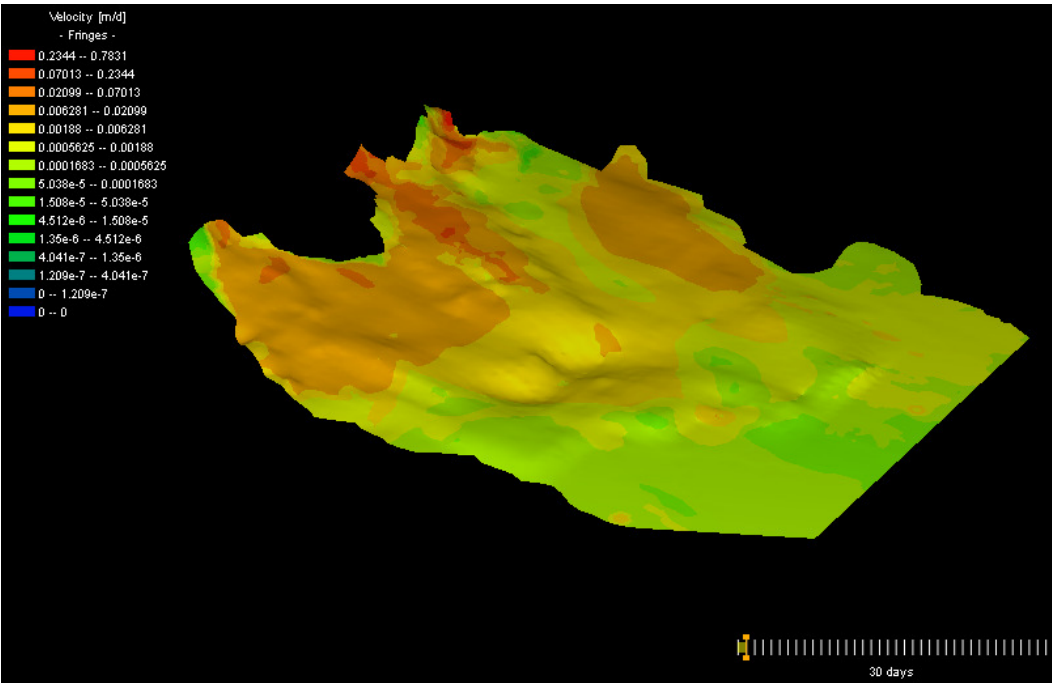


Figura 4.24 Velocità di flusso nell'acquifero A1 dopo 30 giorni di simulazione (dicembre 2003)

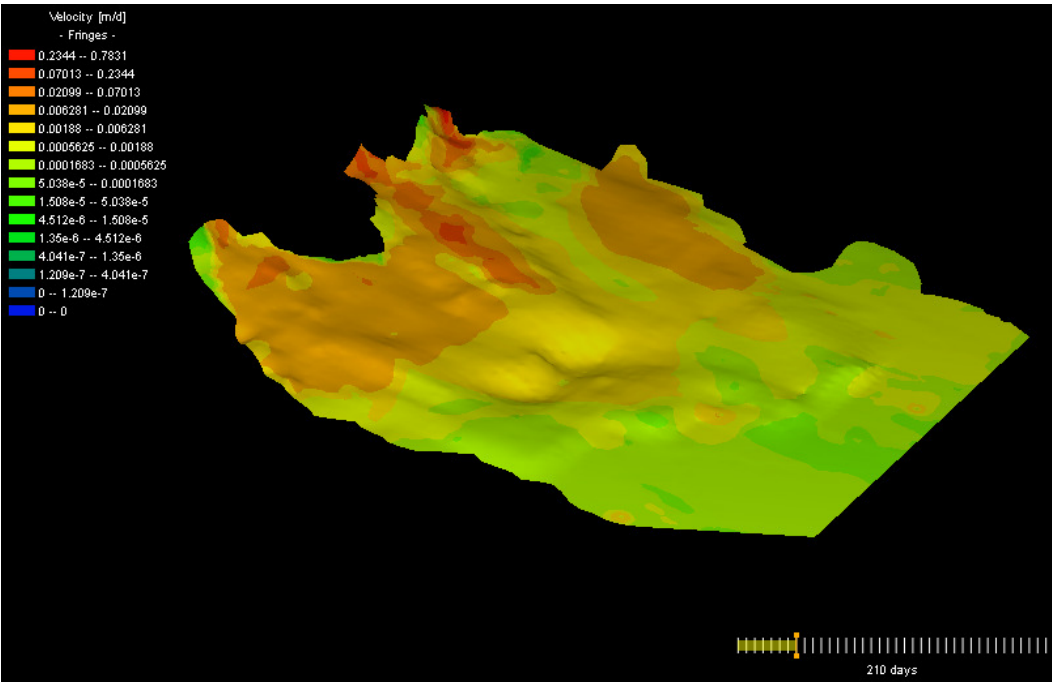


Figura 4.25 Velocità di flusso nell'acquifero A1 dopo 210 giorni di simulazione (giugno 2004)

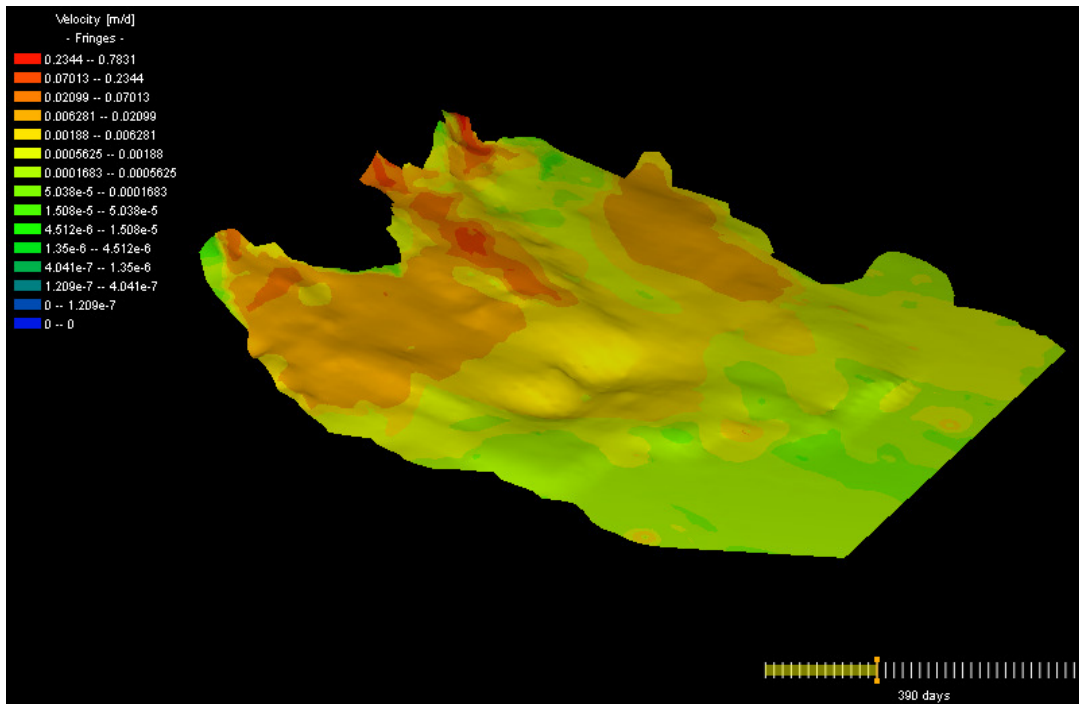


Figura 4.26 Velocità di flusso nell'acquifero A1 dopo 300 giorni di simulazione (settembre 2004).

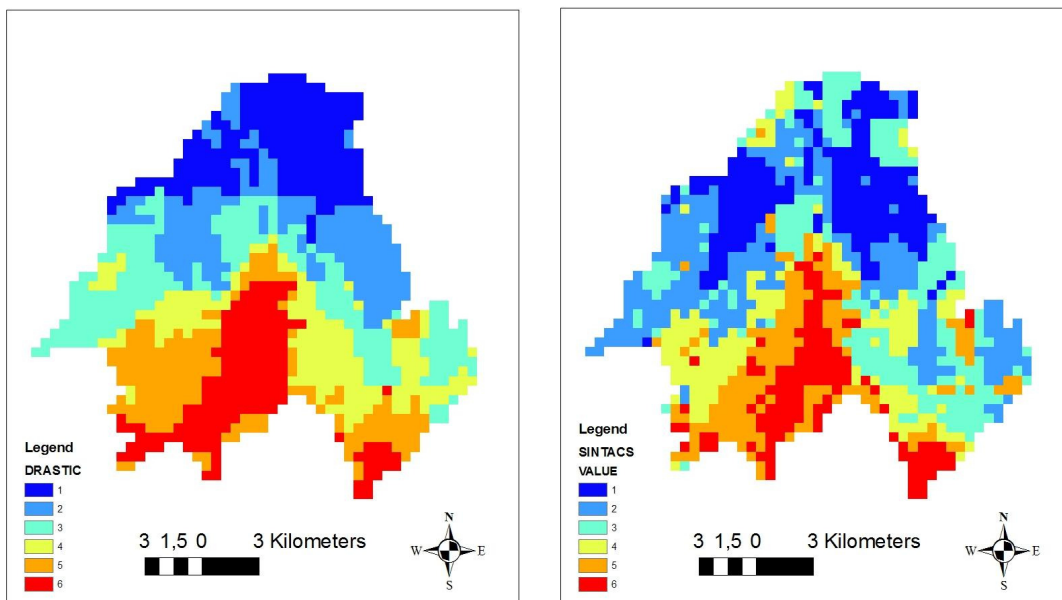
## CAPITOLO 5

### CONFRONTO TRA LE MAPPE DI VULNERABILITA' E IL MODELLO NUMERICO

#### 5.1 Normalizzazione e confronto delle mappe DRASTIC e SINTACS e della distribuzione della velocità di flusso dell'acquifero superficiale

Per effettuare un confronto tra i metodi parametrici e il modello di flusso, si è scelto di paragonare gli indici di vulnerabilità ottenuti tramite l'applicazione dei metodi DRASTIC e SINTACS e la velocità media dell'acquifero superficiale ottenuta grazie all'applicazione di FEFLOW.

Innanzitutto le mappe sono state riclassificate utilizzando i quantili, in modo da poter paragonare due parametri così intrinsecamente differenti come un indice di vulnerabilità e la velocità. Le mappe vengono suddivise considerando 6 quantili: si assegna, quindi, il valore 1 alle celle appartenenti al quantile di ordine 1/6, e così procedendo.

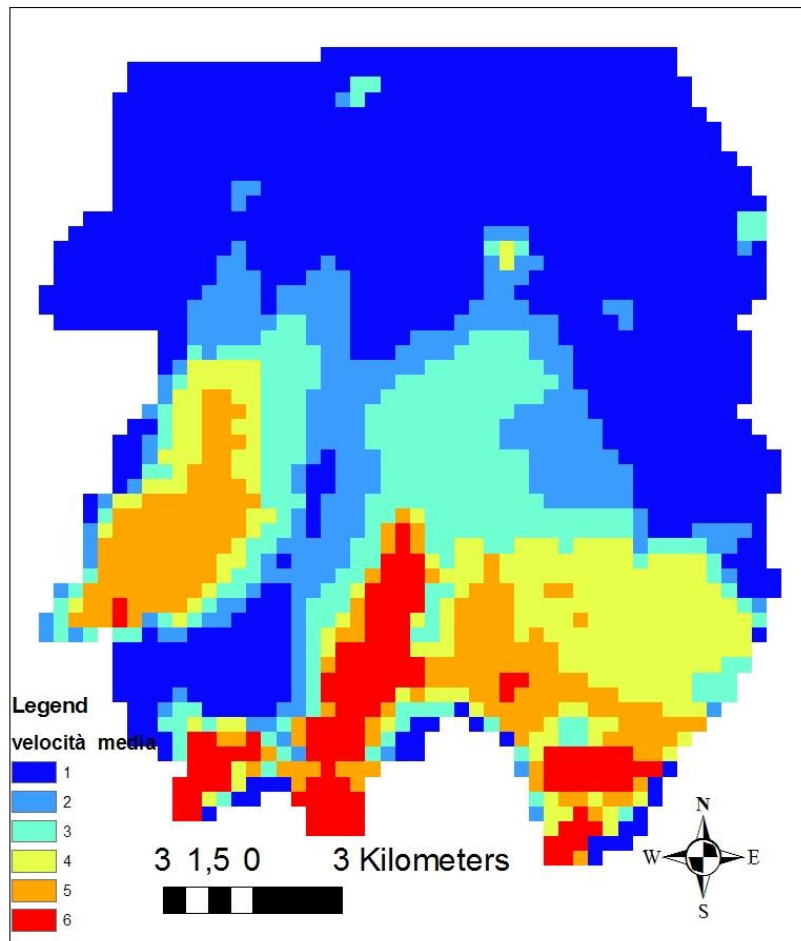


**Figura 5.1** Mappe della vulnerabilità elaborate con i metodi DRASTIC e SINTACS e riclassificate con il metodo dei quantili

Rappresentando gli indici di vulnerabilità considerando 6 quantili, si nota come la mappa DRASTIC (fig. 5.1, mappa di sinistra) ha una distribuzione più omogenea: le celle a maggiore

vulnerabilità si trovano solo in corrispondenza delle aree di ricarica, inoltre più si procede verso le zone distali della conoide, più diminuisce la vulnerabilità. La mappa SINTACS (fig. 5.1, mappa di destra) mostra lo stesso andamento, anche se si riscontrano delle singole celle con vulnerabilità alta anche in zone con indici prevalentemente bassi.

La mappa di velocità classificata secondo i quantili è visualizzata in fig 5.2: le velocità più elevate per quanto riguarda l'acquifero superficiale A1 si riscontrano nelle zone di ricarica dai fiumi.



**Figura 5.2 Classificazione della velocità secondo 6 quantili**

E' stata, quindi, effettuata la differenza tra l'indice di velocità e gli indici di vulnerabilità DRASTIC e SINTACS: il risultato dà un'indicazione di quanto tali indici rispecchino il campo di velocità dell'acquifero.

Dall'analisi dei risultati risulta evidente che per le aree di ricarica e le aree distali dell'acquifero la velocità e l'indice di vulnerabilità hanno un andamento simile; le differenze



maggiori si notano a dx del fiume Reno, dove l'acquifero superficiale presenta un cono di depressione dovuto alle connessioni con gli acquiferi sottostanti e nella parte laterale della conoide, dove l'acquifero è protetto, ma ha una velocità maggiore rispetto ad altre zone. Nella zona di depressione la velocità è per lo più verticale, quindi un parametro importante per la definizione della vulnerabilità è il tempo di arrivo in falda più che la velocità all'interno dell'acquifero stesso.

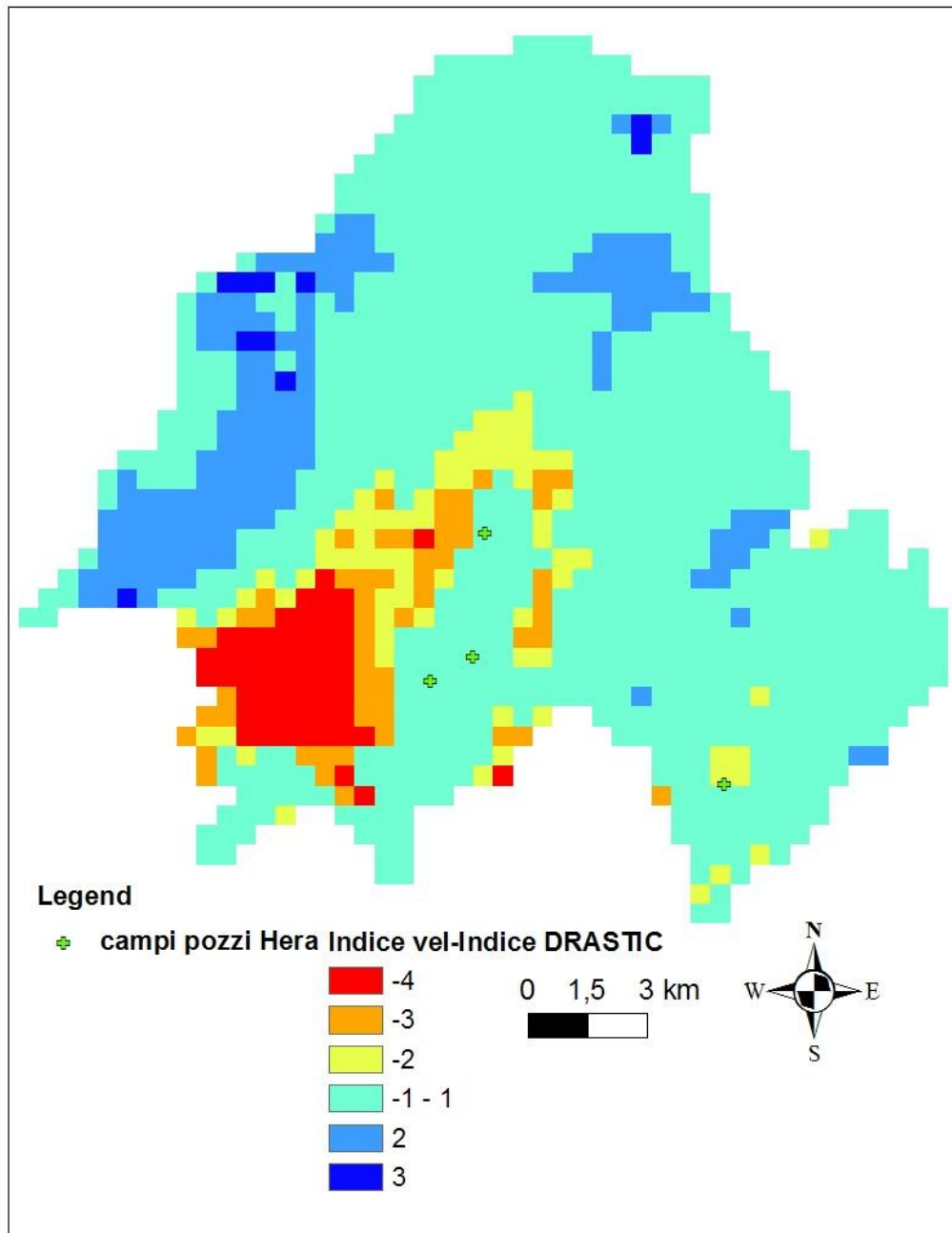


Figura 5.3 Differenza tra la mappa della velocità e l'indice DRASTIC classificati seguendo i quantili

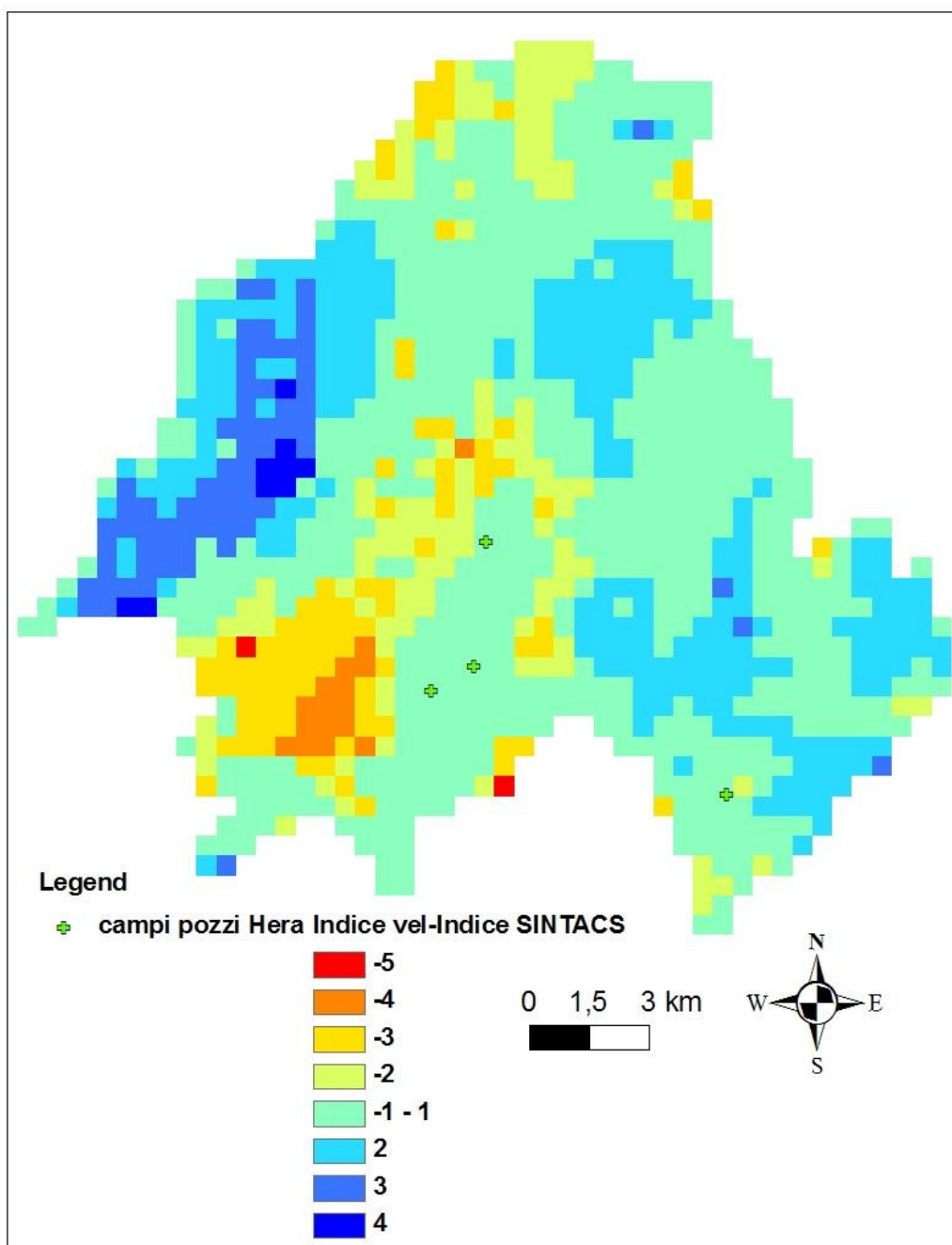


Figura 5.4 Differenza tra la mappa della velocità e l'indice SINTACS classificati seguendo i quantili

## 5.2 Confronto con il modello di trasporto

Per effettuare un confronto tra i PCSM e i tempi di arrivo di un inquinante in falda sversato in superficie, è stato elaborato un modello di trasporto, partendo dal modello di flusso descritto nel capitolo 4, ipotizzando uno sversamento istantaneo, al tempo  $t=0$ , di inquinante in superficie in celle con differente grado di vulnerabilità.

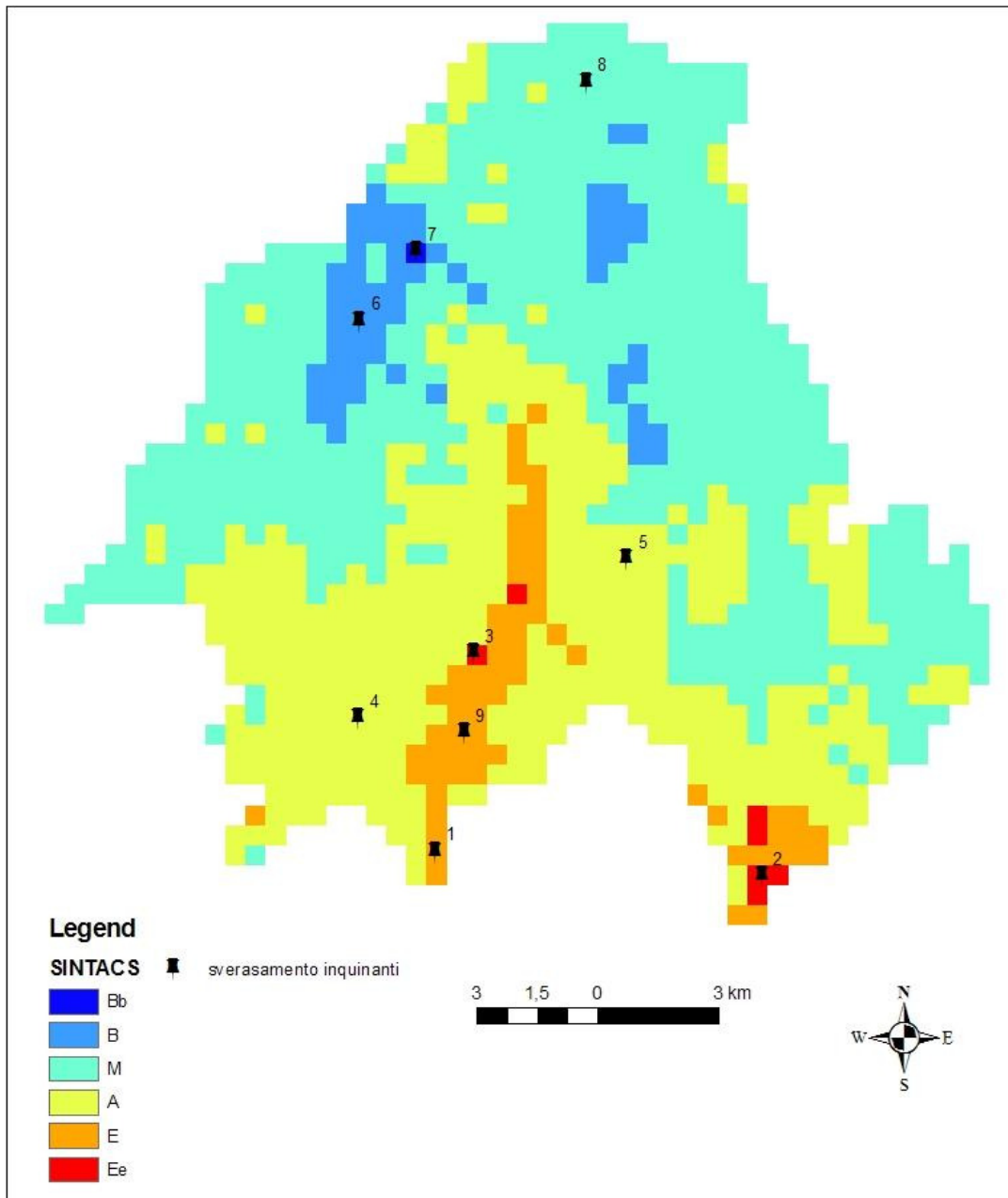


Figura 5.5 Mappa dell'indice SINTACS. Sono rappresentati, numerati, i punti in cui si è ipotizzato uno sversamento superficiale

In figura 5.5 sono mostrati i punti in cui si è ipotizzato di immettere sul suolo una sostanza non reattiva con concentrazione pari a 100 mg/L: sono stati considerati due punti in corrispondenza di celle con vulnerabilità rispettivamente molto elevata, elevata ed alta, ed un punto solo di immissione per i gradi più bassi di vulnerabilità. I punti sono distanti tra loro, in modo da escludere qualsiasi tipo di interazione; saranno poi analizzate le concentrazioni misurate nell'acquifero A1 nei punti in corrispondenza dello sversamento superficiale.

Per quanto riguarda le celle con vulnerabilità bassa e media (punti 6 e 8 di fig 5.5), i risultati delle concentrazioni misurate nell'acquifero A1 sono visualizzate nelle figure 5.6 e 5.7

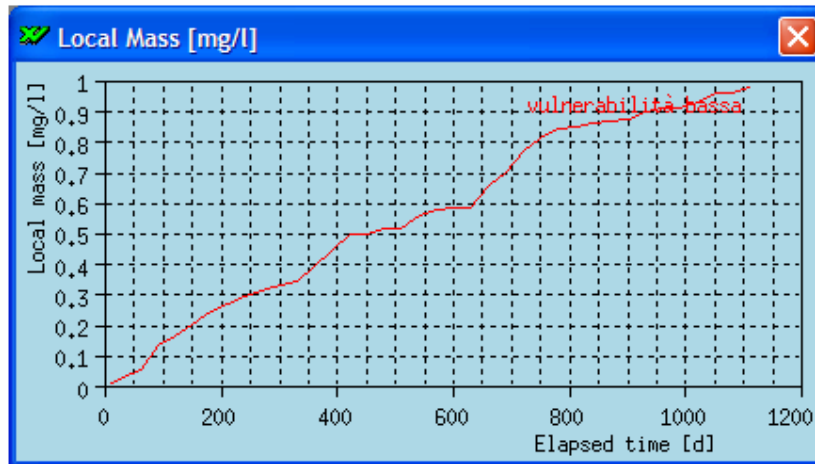


Figura 5.6 Andamento della concentrazione misurata nell'acquifero A1 in corrispondenza della cella con vulnerabilità bassa

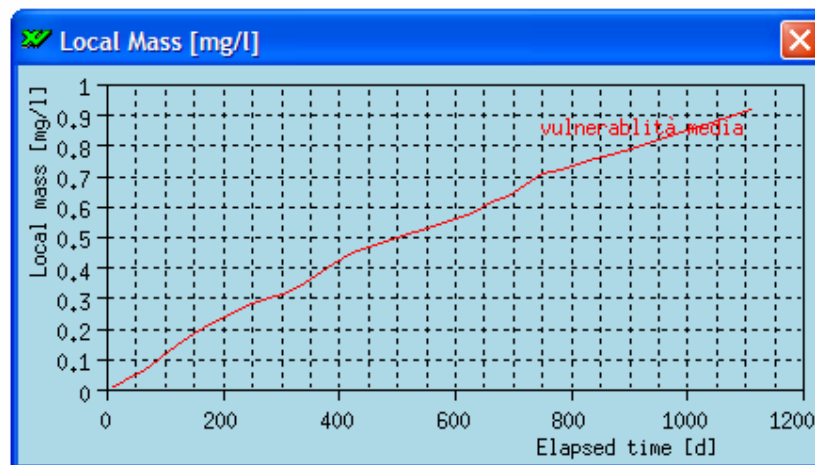
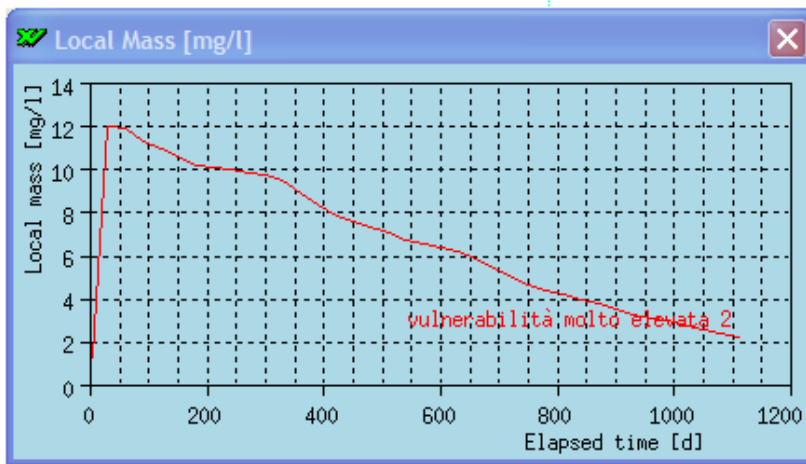


Figura 5.7 Andamento della concentrazione misurata nell'acquifero A1 in corrispondenza della cella con vulnerabilità media

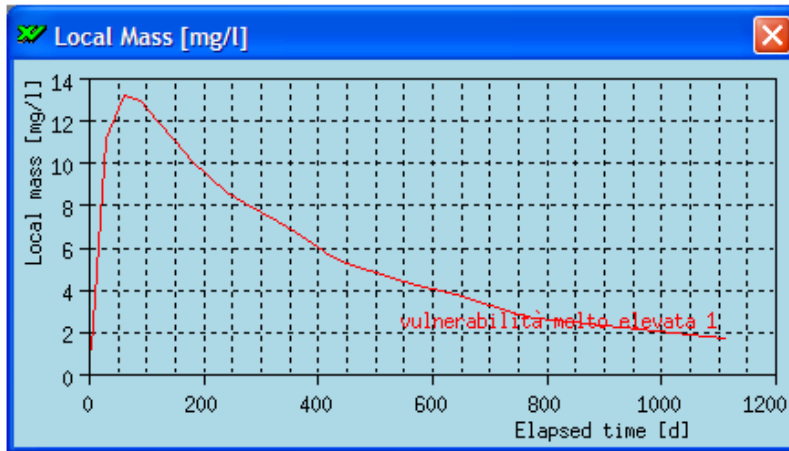
Dall'analisi dei grafici non si notano sostanziali differenze nella concentrazione misurata nell'acquifero: è importante notare che le concentrazioni registrate sono molto basse, a sottolineare la correttezza dei modelli SINTACS e DRASTIC.

Lo sversamento sulla superficie in corrispondenza della cella con vulnerabilità molto bassa (immissione num.7 fig. 5.5) non viene rilevato nell'acquifero: le concentrazioni misurate sono nulle per tutta la durata della simulazione. Anche in questo caso i PCSM danno una valida interpretazione della situazione reale.

Le immissioni nei punti 3 e 2 di fig. 5.5 in corrispondenza di celle con vulnerabilità molto alta vengono registrate nell'acquifero superficiale come mostrato nei grafici sottostanti (fig. 5.8 e fig. 5.9). Il picco di concentrazione si registra nel primo caso dopo appena 30 giorni e si misurano concentrazioni di 12 mg/L, nel secondo dopo 60 giorni, arrivando a concentrazioni di 13,2 mg/L: sono entrambe zone dove l'acquifero non è protetto, quindi le sostanze immesse raggiungono facilmente la falda sottostante. Dopo il raggiungimento del picco la concentrazione diminuisce: lo sversamento avviene solo al tempo  $t=0$ , quindi con il passare del tempo la concentrazione si riduce.

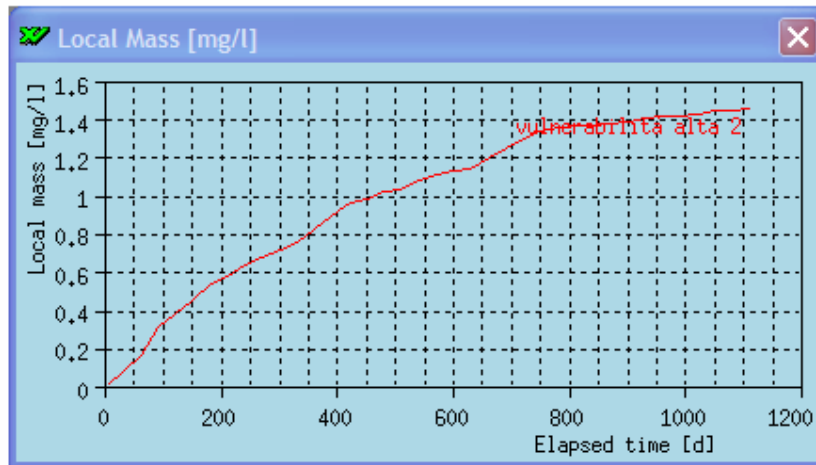


**Figura 5.8 Andamento della concentrazione misurata nell'acquifero A1 in corrispondenza della cella con vulnerabilità molto elevata e dello sversamento numero 3**

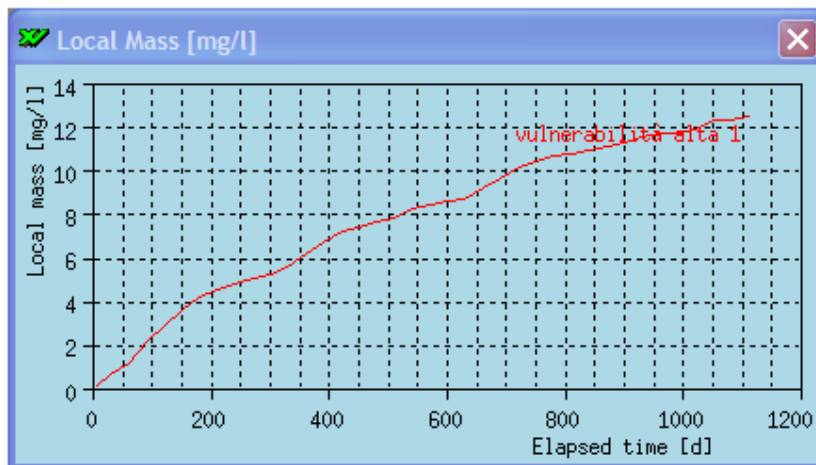


**Figura 5.9 Andamento della concentrazione misurata nell'acquifero A1 in corrispondenza della cella con vulnerabilità molto elevata e dello sversamento numero 2**

Le misure di concentrazione nell'acquifero A1 a seguito delle immissioni superficiali in celle con indice di vulnerabilità alta presentano delle differenze. In corrispondenza del punto di immissione 4 si registrano concentrazioni (fig. 5.11) di 1 ordine di grandezza più alto rispetto al punto di immissione 5 (fig. 5.10), a parità di sostanza immessa. I due punti si differenziano per la presenza del cono di depressione della piezometria per il punto 4. Il richiamo di acqua verso il basso dovuto alle connessioni tra gli acquiferi e la presenza del campo pozzi Hera aumenta la facilità con cui un inquinante si muove verso la falda. I PCSM non tengono conto dell' influenza dei pozzi sul campo di flusso, quindi non distinguono tra zone che hanno lo stesso tipo di situazione idrogeologica, ma differente contesto dovuto all'azione antropica. Questo comporta una non corretta analisi di vulnerabilità in casi come questo.



**Figura 5.10** Andamento della concentrazione misurata nell’acquifero A1 in corrispondenza della cella con vulnerabilità alta e dello sversamento numero 5



**Figura 5.11** Andamento della concentrazione misurata nell’acquifero A1 in corrispondenza della cella con vulnerabilità alta e dello sversamento numero 4

Differenze importanti nel livello di concentrazione raggiunto sono evidenti anche per gli sversamenti in corrispondenza di celle con indice di vulnerabilità elevato. Anche in questo caso l’andamento della curva è lo stesso, però nel caso del punto di immissione 9 si raggiungono concentrazioni molto più elevate (fig. 5.13) . Il punto 1 è in corrispondenza di acquifero non protetto in corrispondenza dell’alveo del fiume Reno, però, come descritto precedentemente nel cap. 4, in quella zona il fiume Reno risulta sospeso sopra la falda: non c’è scambio idrico con l’acquifero sottostante (Severi *et al.*, 2009), quindi una sostanza sversata in superficie deve attraversare uno spessore insaturo maggiore, arrivando in falda con concentrazioni minori (fig.

5.12). In corrispondenza del punto 9, la falda è in contatto con il fiume, quindi in quel punto risulta più facilmente raggiungibile da un inquinante.

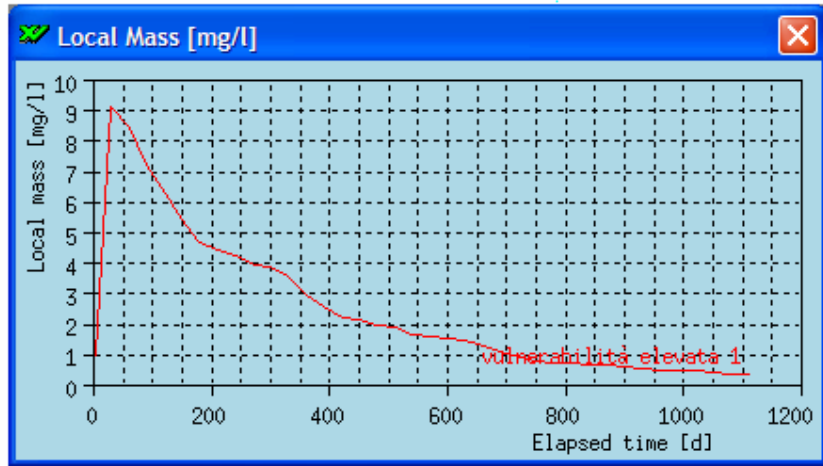


Figura 5.12 Andamento della concentrazione misurata nell'acquifero A1 in corrispondenza della cella con vulnerabilità elevata e dello sversamento numero 1

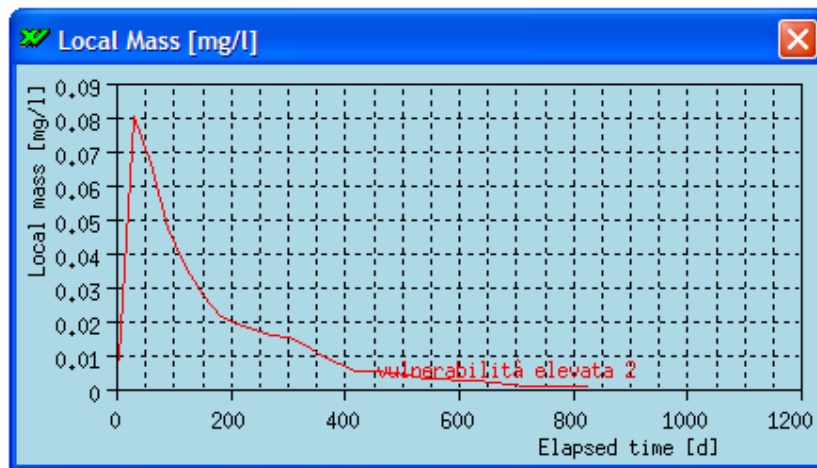


Figura 5.13 Andamento della concentrazione misurata nell'acquifero A1 in corrispondenza della cella con vulnerabilità alta e dello sversamento numero 9



## CAPITOLO 6

### PROPOSTA DI UN NUOVO METODO FISICAMENTE BASATO

#### 6.1 Risoluzione del problema inverso tramite il programma “Invef”

La formulazione matematica del flusso sotterraneo in falda è espressa dall'equazione che combina le leggi di conservazione della massa e del momento (Bear, 1979):

$$\nabla \bullet (k\Delta h) = -q + S \frac{\partial h}{\partial t} \quad \text{eq. 6.1}$$

dove

$\nabla \bullet$ : operatore divergenza

$\Delta$ : operatore gradiente

$h$ : carico idraulico

$q$ : ricarica netta

$S$ : coefficiente di immagazzinamento

$K$ : conducibilità idraulica

Quest'equazione si riferisce ad un dominio infinitesimale, perciò per applicarla ad un dominio finito deve essere discretizzata, nello spazio e nel tempo, applicando una delle tecniche descritte nel par. 1.3, come le differenze finite o gli elementi finiti.

La soluzione del sistema di equazioni derivanti dall'eq 6.1 in termini della distribuzione del carico piezometrico  $h$  è la soluzione del cosiddetto problema diretto, e richiede la conoscenza delle condizioni di ricarica  $q$ , e dei parametri  $k$  e  $S$ . Il cosiddetto problema inverso, partendo sempre dall'eq. 6.1, ha come soluzione, invece, la stima dei parametri  $k$  e  $S$ , essendo  $h$  e  $q$  misurati direttamente, o comunque avendo un valore assegnato a priori.

Numerosi metodi per la risoluzione del problema inverso sono stati proposti negli ultimi vent'anni, principalmente basati sulla minimizzazione dei quadrati degli errori in termini di piezometria. Tra di essi ricordiamo lo sviluppo dalla procedura empirica del “*trial and error*” a più sofisticati metodi basati sulla tecnica del gradiente (Kruger, 1961), metodi classici di regressione non lineare (Jahns, 1966; Cooley, 1977) e interpretazioni statistiche del problema (Neuman e Yakowitz, 1979; Neuman, 1980; Cooley, 1982; 1983). Per una più completa letteratura ci si può riferire a Peck *et al.* (1988).

Ferraresi *et al.* (1996) propongono un approccio Bayesiano al problema inverso, tramite l'utilizzo di un filtro di Kalman, che permette la combinazione del valore dei parametri assunti a

priori, con informazioni a posteriori. L'informazione a posteriori è ottenuta comparando la ricarica netta misurata,  $q$ , con quella calcolata utilizzando l'equazione 6.1, sulla base del valore a priori dei parametri  $k$  e  $S$ . Nel loro lavoro mostrano come formulare il metodo proposto nel caso di una discretizzazione che utilizza lo schema delle differenze finite integrate (IFD) (Narasimhan e Wiherspoon, 1976; Narasimhan, 1984). Un lavoro successivo di Todini (comunicazione personale) estende la possibilità di utilizzare questo metodo nel caso di uno schema a elementi finiti.

L'equazione 6.1 è discretizzata tramite l'integrazione su un volume  $V$ , ottenendo:

$$\int_V \nabla \cdot (k \nabla h) dV = \int_{\Omega} k \nabla h \times \underline{n} d\Omega = -qV + sV \frac{\partial h}{\partial t} \quad \text{eq. 6.2}$$

dove

$\Omega$ : superficie di confine del volume  $V$

$\underline{n}$ : vettore normale a  $\Omega$

L'integrale di sinistra è stato trasformato in integrale di superficie utilizzando il teorema della divergenza.

Quando si utilizza la tecnica IFD, può essere dimostrato che la massima accuratezza si ottiene quando la discretizzazione spaziale è eseguita con la metodologia dei poligoni di Thiessen. Sotto queste condizioni, l'eq. 6.2 per ogni nodo  $i$  ( $i=1, n$ ) può essere scritta come:

$$\sum_{m=1}^{n_i} \Omega_{i,m} k_{i,m} \frac{h_m - h_i}{d_{i,m}} = -q_i V_i + s_i V_i \frac{\Delta h_i}{\Delta t} \quad \text{eq. 6.3}$$

dove

$m=1, \dots, n_i$ : tutti i nodi connessi con il nodo  $i$

$k_{i,m}$ : conducibilità idrauliche lungo le connessioni

Per esprimere l'eq. 6.3 in forma matriciale, la struttura di connessioni del dominio di integrazione può essere rappresentato utilizzando la matrice  $A$  di dimensioni  $(c, n)$ , essendo  $c$  e  $n$  rispettivamente il numero di nodi e il numero di connessioni. Gli elementi  $a_{i,j}$  sono così definiti:

$a_{i,j} = +1$  se il flusso lascia il nodo  $i$  attraverso la connessione  $j$

$a_{i,j} = -1$  se il flusso entra nel nodo  $i$  attraverso la connessione  $j$

$a_{i,j} = 0$  se il nodo  $i$  non è legato alla connessione  $j$  (flusso nullo)

Questa definizione di  $A$  permette una semplice rappresentazione della perdita di carico idraulico  $\Delta h_i$  tra nodi adiacenti:

$$\Delta h_i = -A h_i \quad \text{eq. 6.4}$$

dove

$h_t$ : vettore dei carichi piezometrici dei nodi al tempo  $t$  di dimensione  $(n,1)$

La legge di Darcy diventa:

$$W_t A h_t = -Q_t \quad \text{eq. 6.5}$$

dove:

$W_t$ : matrice diagonale delle conducibilità di dimensioni  $(c,c)$

$Q_t$ : vettore dei flussi lungo le connessioni di dimensioni  $(c,1)$

Applicando l'equazione di continuità si ottiene la formulazione matriciale del problema:

$$A^T Q_t = A^T W_t A h_t = q_t - S \frac{dh}{dt} \Big|_t \quad \text{eq. 6.6}$$

dove

$A^T$ : matrice trasposta di  $A$

$q_t$ : vettore  $(n,1)$  del tasso netto di ricarica

$S$ : matrice diagonale  $(n,n)$  del volume di acqua che può essere immagazzinato nel nodo per variazione unitaria di carico piezometrico.

Considerando l'eq. 6.5, si può scrivere la seguente relazione per il vettore delle conducibilità idrauliche di dimensioni  $(c,1)$ :

$$W_t A h_t = -D_t k \quad \text{eq. 6.7}$$

dove:

$D_t$ : matrice diagonale, per cui al tempo  $t$ , l'elemento  $D_{jj}$  è definito come:

$$D_{jj} = F_j A h_t \quad \text{eq. 6.8}$$

dove

$F_j$ :  $j^{ma}$  riga della matrice diagonale  $F_t$  i cui elementi sono una funzione della geometria risultante dalla discretizzazione spaziale adottata.  $F_t$  dipende dalla natura freatica o confinata dell'acquifero.

Poiché entrambi i membri dell'equazione 6.7 possono essere considerati come differenti modi di esprimere i flussi lungo le connessioni, l'equazione 6.6 può essere riscritta come:

$$A^T D_t k + B_t s = -q_t \quad \text{eq. 6.9}$$

dove

$B_t$ : matrice diagonale  $(n,n)$  delle derivate temporali del carico idraulico

$k$ : vettore delle permeabilità

$s$ : vettore dell'immagazzinamento specifico

Considerando che nel problema inverso  $h_t$  è noto, le matrici  $D_t$  e  $B_t$ , che sono funzioni di  $h_t$  e  $A$ , sono conosciute; perciò la dipendenza lineare di  $q$  rispetto ai parametri del modello  $k$  e  $s$  emerge chiaramente dall'equazione 6.9.

Benché in teoria sia possibile stimare allo stesso tempo la conducibilità  $k$  e l'immagazzinamento  $s$ , tradizionalmente il problema inverso è utilizzato per valutare solamente la permeabilità, considerando lo stato stazionario, cioè  $\frac{\partial h}{\partial t} = 0$ , quindi si ha:

$$q_t = -A^T D_t k \quad \text{eq. 6.10}$$

Affinché il problema della stima sia formulato correttamente nella notazione della teoria del filtro di Kalman, devono essere effettuate le seguenti affermazioni: il vettore  $k$  è il vettore di stato per il sistema discretizzato al tempo  $t$ ,  $q$  è il vettore delle misure, la matrice di transizione nello spazio del parametro è rappresentata dalla matrice d'identità invariante nel tempo  $I(c, c)$ , e  $-A^T D_t$  è la matrice delle osservazioni.

La formulazione completa nello spazio di stato del problema è perciò:

-modello del sistema:

$$k_t = k_{t-1} \quad \text{eq. 6.11}$$

-modello di misura:

$$q_t = -A^T D_t k_t + \varepsilon_t \quad \text{eq. 6.12}$$

dove

$\varepsilon_t$ : vettore degli errori di misura di dimensioni  $(n, 1)$

Si impone che  $\varepsilon_t = N(0, R)$ , dove  $R$  è la matrice varianza-covarianza di  $\varepsilon_t$ .

Dalle equazioni 6.11 e 6.12, l'algoritmo del filtro di Kalman può essere facilmente derivato:

-la stima del vettore di stato:

$$k_{t|t-1} = k_{t-1|t-1} \quad \text{eq. 6.13---}$$

l'estrapolazione della stima della matrice di covarianza dell'errore:

$$P_{t|t-1} = P_{t-1|t-1} \quad \text{eq. 6.14}$$

dove  $P$  è la matrice di covarianza dell'errore di dimensioni  $(c, c)$

-l'innovazione  $v_t$  è data da:

$$v_t = q_t + A^T D_t k_{t|t-1} \quad \text{eq. 6.15}$$

-la matrice guadagno stimata:

$$G_t = -P_{t|t-1} D_t A \left[ A^T D_t P_{t|t-1} D_t A + R \right]^{-1} \quad \text{eq. 6.16}$$

-l'aggiornamento del vettore di stato:

$$k_{t|t} = k_{t|t-1} + G_t v_t \quad \text{eq. 6.17}$$

-l'aggiornamento della matrice covarianza dell'errore:

$$P_{t|t} = [I + G_t A^T D_t] P_{t|t-1} \quad \text{eq.6.18}$$

L'equazione 6.17 mostra che il filtro di Kalman, per ottenere la stima a posteriori del vettore di stato, combina la stima a priori con l'innovazione  $v_t$ , data dalla differenza tra le osservazioni e la stima a priori del vettore di stato, moltiplicata per la matrice  $G_t$ , nota come il guadagno di Kalman.

Il filtro di Kalman richiede, inoltre, le seguenti assunzioni per i valori iniziali del vettore di stato e della sua varianza-covarianza:

$$E\{k_{0|0}\} = k_0 \quad \text{eq. 6.19}$$

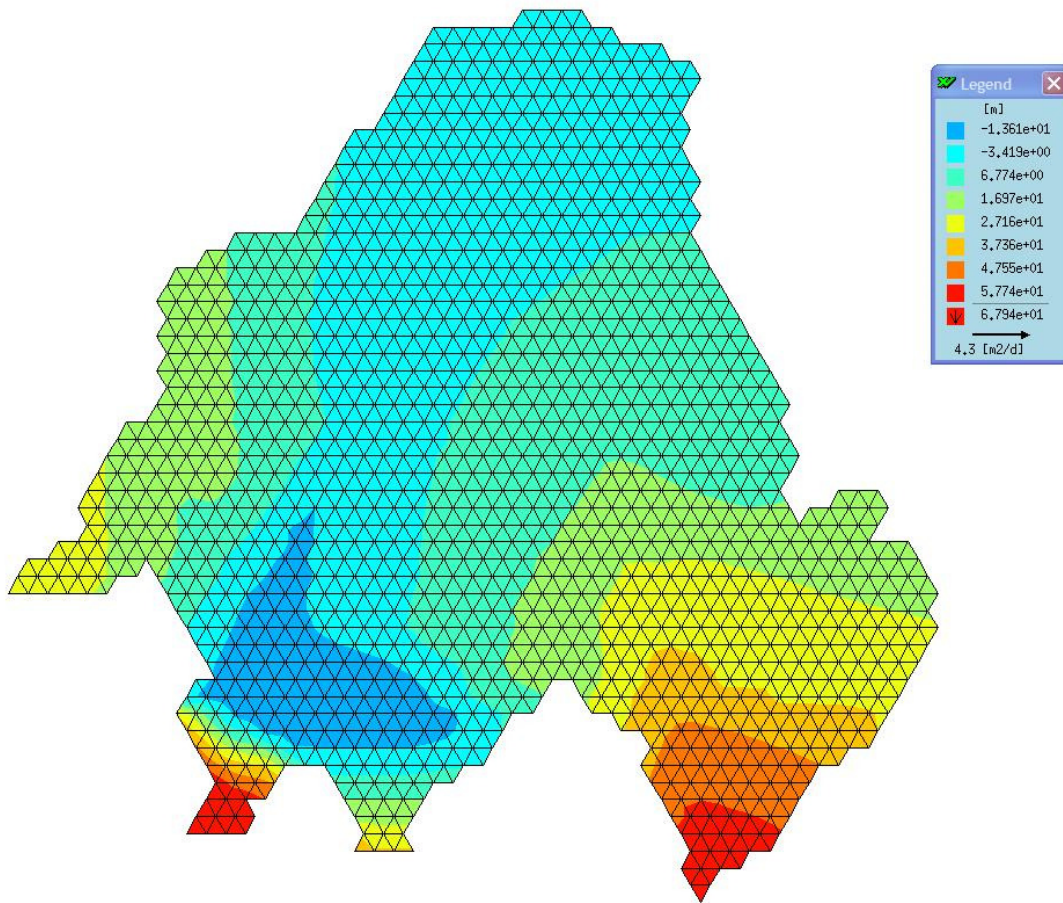
$$\text{Var}\{k_{0|0}\} = P_0 \quad \text{eq. 6.20}$$

Sostituendo le espressioni di  $v_t$  e  $G_t$  date dall'equazione 6.15 e 6.16 nell'equazione 6.20, si ottiene:

$$k_{t|t} = k_{t|t-1} - P_{t|t-1} D_t A [A^T D_t P_{t|t-1} D_t A + R_t]^{-1} [q_t + A^T D_t k_{t|t-1}] \quad \text{eq. 6.21}$$

La soluzione numerica del set di equazioni per l'aggiornamento del parametro richiede solamente la soluzione del sistema lineare di equazioni. Per ottenere dei risultati fisicamente plausibili si introduce un limite inferiore per la conducibilità idraulica:

$$k_{t|t} \geq k_{\min} \quad \text{eq. 6.22}$$



**Figura 6.1** Piezometria media relativa all'anno 2004 dell'acquifero A1

Per ottenere la distribuzione della conducibilità idraulica dell'acquifero superficiale del Reno, è stato utilizzato il *software* descritto da Todini (comunicazione personale), che si basa sull'algoritmo esposto dall'eq. 6.21 con il vincolo espresso dalla eq. 6.22, considerando un modello bidimensionale della falda e uno stato stazionario. Sono stati realizzati, inoltre, ulteriori programmi che permettono di descrivere le condizioni iniziali del modello e di visualizzare i risultati dell'inversione, utilizzando FEFLOW.

Il *software* che risolve il problema inverso, denominato "Invef", necessita, come già descritto in precedenza, la distribuzione della piezometria e l'indicazione dei prelievi e delle immissioni nei nodi coinvolti da questi processi; fornisce come output le conducibilità idrauliche calcolate per ogni connessione della griglia del modello.

Invef considera solamente casi bidimensionali e stati stazionari, quindi è stata calcolata la piezometria media annua dell'acquifero A1, considerando i dati relativi al 2004. In fig. 6.1 è mostrata la mappa piezometrica visualizzata con FEFLOW; si può notare che gli elementi della

griglia sono tutti triangoli isosceli: questa è una condizione necessaria per il corretto funzionamento del *software* utilizzato per la risoluzione del problema inverso (Todini, comunicazione personale).

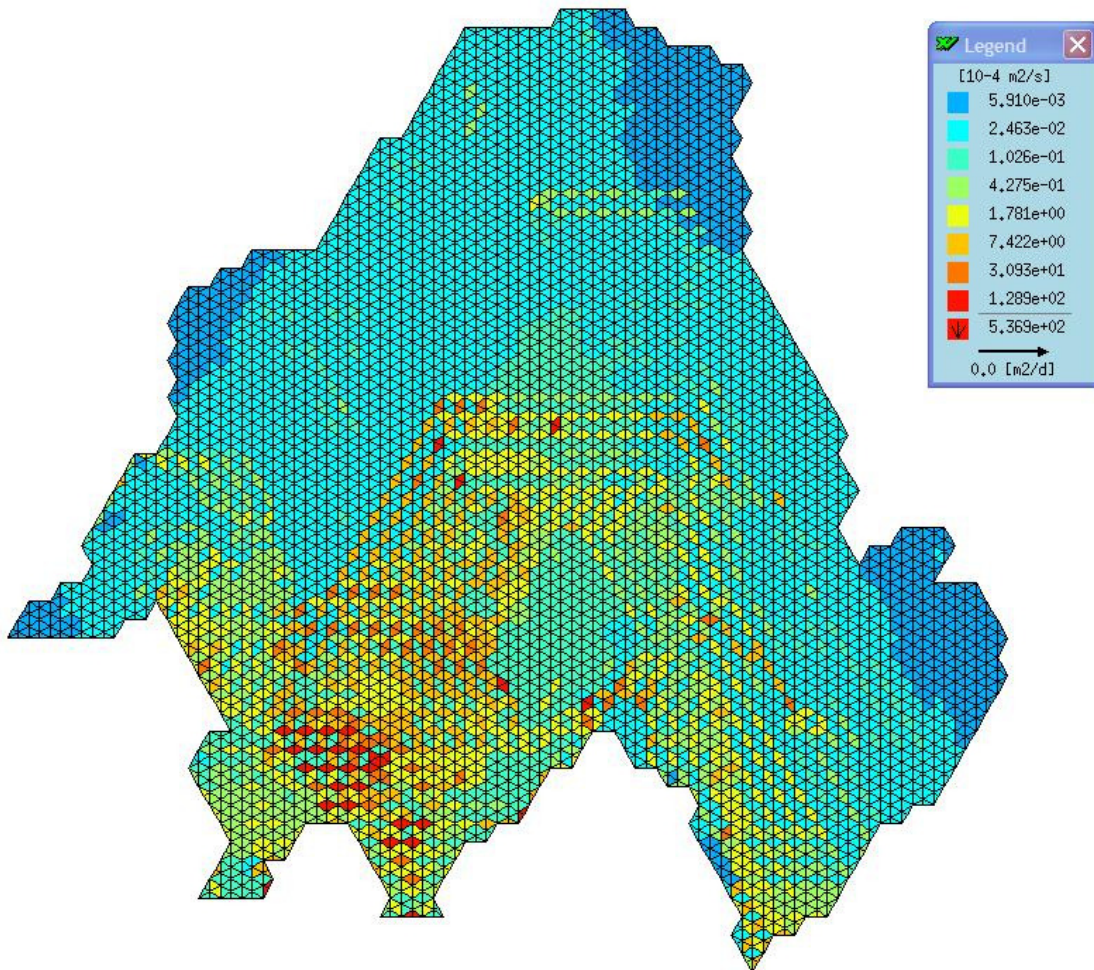


Figura 6.2 Conducibilità idraulica di A1 calcolata dal *software* Invef

Come *input*, inoltre, sono stati inseriti dei punti di ricarica nelle zone di interazione tra fiume e falda, e dei punti di prelievo in corrispondenza dei pozzi acquedottistici, tenendo però presente che questi emungono principalmente dall'acquifero B. Sono stati introdotti altri punti di prelievo fittizi per simulare la perdita di carico idraulico dovuta alla connessione con gli acquiferi sottostanti.

La figura 6. 2 mostra la conducibilità idraulica risultante dall'applicazione di Invef: si nota che i maggiori valori di conducibilità sono in prossimità del cono di depressione. La piezometria risultante dall'applicazione di FEFLOW, considerando questa nuova distribuzione di conducibilità

idraulica, è riportata in fig. 6.3: si nota che viene riprodotto l'andamento della piezometria ricavato dalle misure.

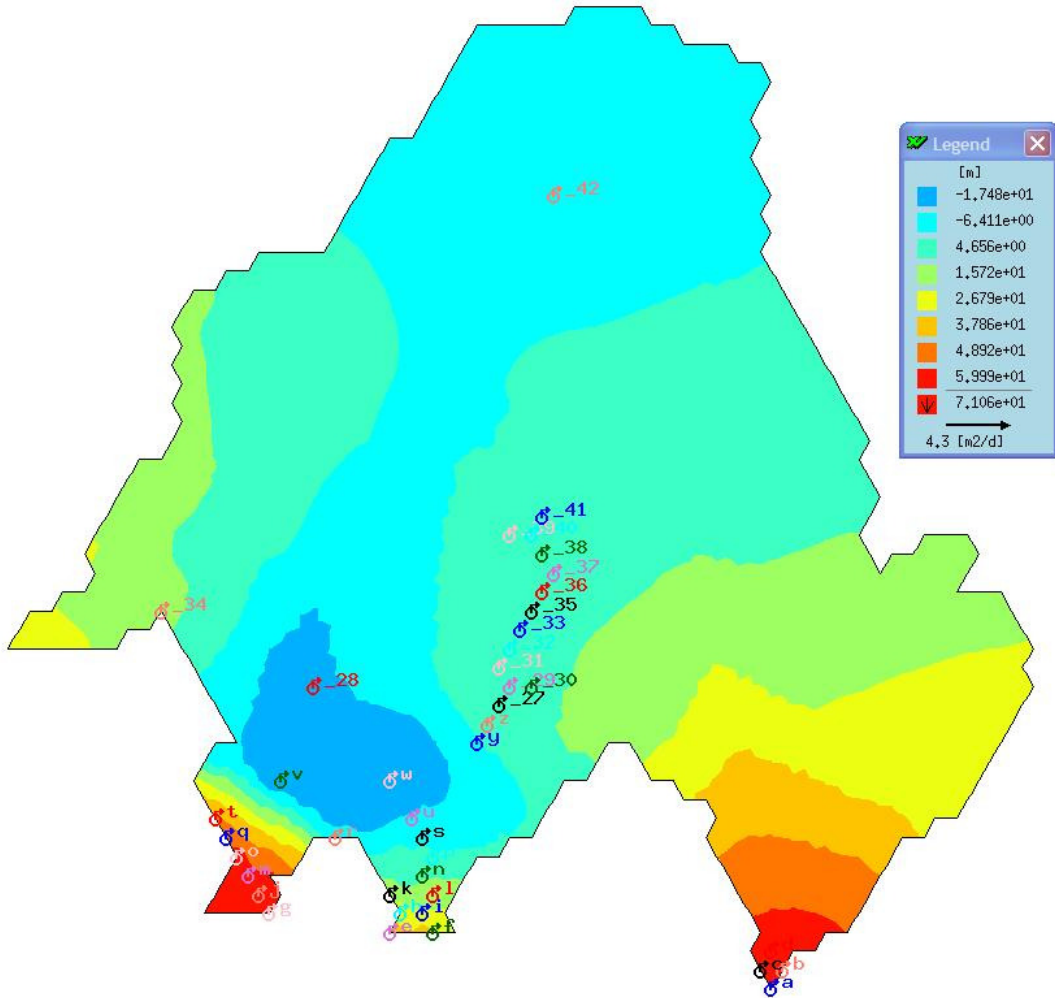


Figura 6.3 Piezometria ricavata dalla simulazione con FEFLOW utilizzando la conducibilità idraulica calcolata con Invef



## 6.2 Il programma “Vuln” per definire l’indice di vulnerabilità

Sono numerosi i tentativi di applicare un metodo fisicamente basato per quantificare il grado di vulnerabilità di un acquifero. Inizialmente sviluppati per fornire una valutazione del rischio chimico, come ad esempio quello causato da pesticidi, questi approcci possono anche essere utilizzati per elaborare mappe di vulnerabilità (Khan e Liang, 1989). Un esempio è il fattore di attenuazione (Rao *et al.*, 1985) un indice fisicamente basato che tiene conto della degradazione, del flusso di ricarica e dell’adsorbimento. Ulteriore lavoro ha portato a determinare le relazioni per il calcolo della frazione di massa residua di un pesticida che arriva al livello di falda, risolvendo l’equazione di avvezione-dispersione (Hantush *et al.*, 2000). Connell e Daele (2003) hanno sviluppato un approccio, derivante da una serie di soluzioni analitiche e semi-analitiche dell’equazione del trasporto, che include la zona delle radici e gli effetti del movimento dell’acqua nell’insaturo sul processo di trasporto. La forma stazionaria di queste equazioni fornisce uno strumento efficiente per il calcolo della concentrazione massima che raggiunge la falda e perciò può essere utilizzata per la valutazione della vulnerabilità.

In questo lavoro di tesi abbiamo cercato di sviluppare un metodo che prendesse in considerazione i processi fisici alla base del trasporto di un inquinante in falda, prescindendo, però, sia dalle caratteristiche chimiche della sostanza, sia dal particolare scenario di contaminazione. Continuiamo pertanto a trattare il tema della vulnerabilità intrinseca, approcciato con una metodologia modellistica. Inoltre, a differenza dei modelli numerici, il metodo ha lo scopo di fornire direttamente mappe di vulnerabilità, ed è di facile utilizzo. Poiché la vulnerabilità di un acquifero è connessa al danno apportato alla risorsa acqua da un eventuale sversamento superficiale, il metodo è basato sulla definizione dell’area coinvolta da tale evento: l’indice di vulnerabilità è assegnato in funzione dell’area potenzialmente inquinabile nell’arco di un anno. E’ stato valutato sia il flusso nella zona insatura, che il flusso nell’acquifero, considerando che il trasporto dell’inquinante avvenga solo per il processo di avvezione, e quindi che il contaminante si muova alla velocità del flusso. Per effettuare i calcoli necessari è stato sviluppato il *software* “Vuln”.

Innanzitutto, per ogni nodo della griglia è stata calcolato il tempo di arrivo in falda attraverso lo spessore insaturo; la figura 6.4 illustra schematicamente la griglia e l’operazione effettuata.

Il tempo di arrivo è stato calcolato considerando la seguente equazione:

$$T_{un} = \frac{d}{k_{ver}} * \varepsilon \quad \text{eq. 6.2}$$

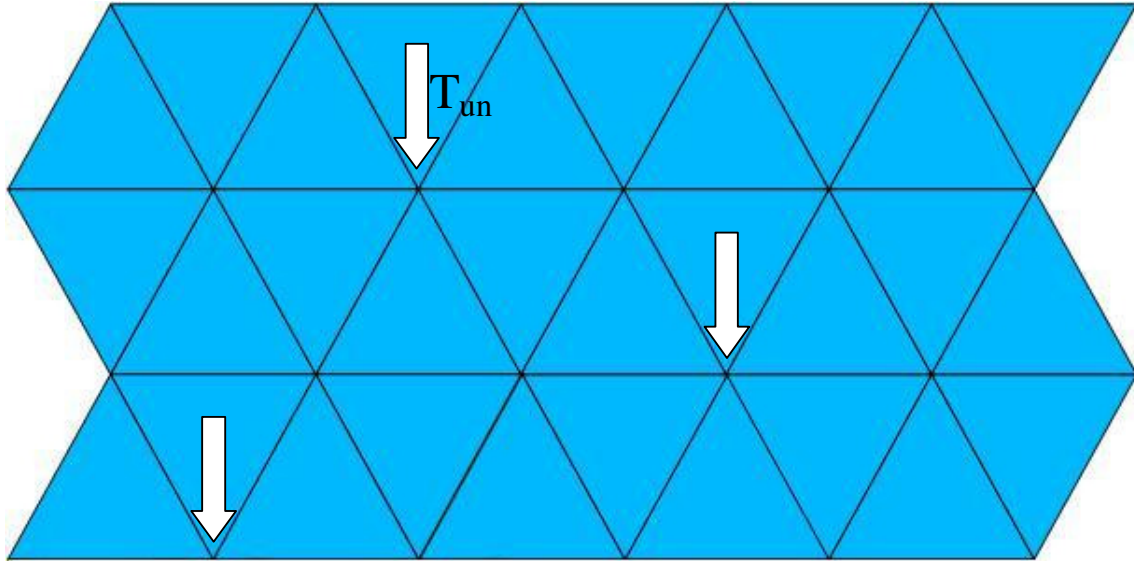
dove

$T_{un}$  : tempo di arrivo in falda

$d$ : soggiacenza della falda

$k_{ver}$  : conducibilità idraulica verticale dello spessore insaturo

$\varepsilon$  : porosità efficace dell'insaturo



**Figura 6.4 Schema del calcolo del tempo di arrivo in falda per ogni punto della griglia rappresentante l'acquifero. Si ipotizza un flusso esclusivamente verticale dalla superficie all'acquifero**

Il *software* Invef fornisce il valore di conducibilità idraulica per ogni connessione (fig. 6.5)

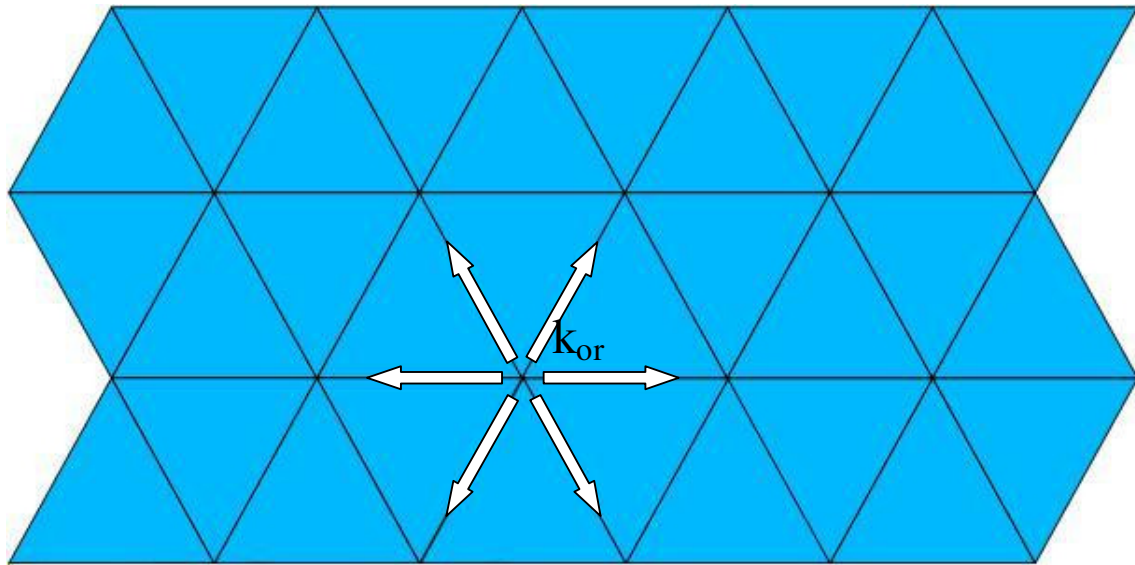


Figura 6.5 Per ogni connessione della griglia si ha il valore della conducibilità idraulica orizzontale

Quindi per ogni nodo viene calcolato il tempo necessario al fluido per muoversi attraverso le connessioni, considerando le seguenti espressioni:

$$v = \frac{k_{or}}{\varepsilon} * \nabla h \quad \text{eq. 6.3}$$

dove

$v$ : velocità effettiva

$k_{or}$ : conducibilità idraulica orizzontale

$\varepsilon$ : porosità efficace

$h$ : carico idraulico

e

$$T_{sat} = \frac{d}{v} \quad \text{eq. 6.4}$$

dove

$T_{sat}$ : tempo di percorrenza in falda

$d$ : distanza tra i nodi

$v$ : velocità effettiva

Si considera sempre che il flusso segue la direzione negativa del gradiente piezometrico: dallo stesso punto il flusso può prendere più direzioni, andando, però, sempre verso piezometrie più

basse. Il tempo di percorrenza viene calcolato considerando tutti i possibili percorsi che possono essere intrapresi (fig. 6.6) partendo da un nodo. Questo calcolo viene effettuato per ogni nodo della griglia. Il calcolo si arresta quando il tempo totale è superiore all'anno.

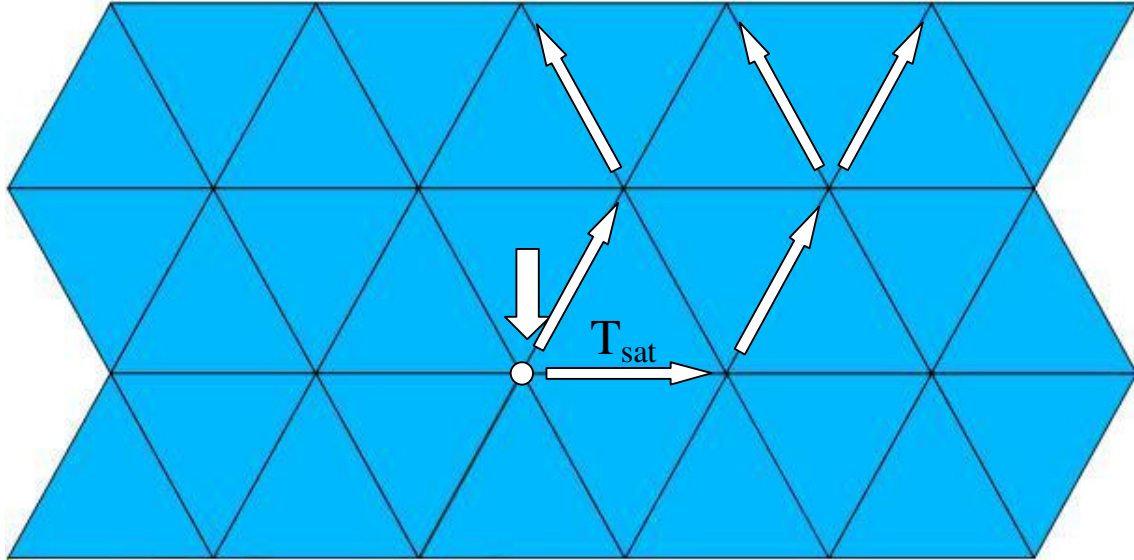


Figura 6.6 Una volta arrivato in falda, il flusso si muove attraverso le connessioni impiegandoci un tempo  $T_{sat}$

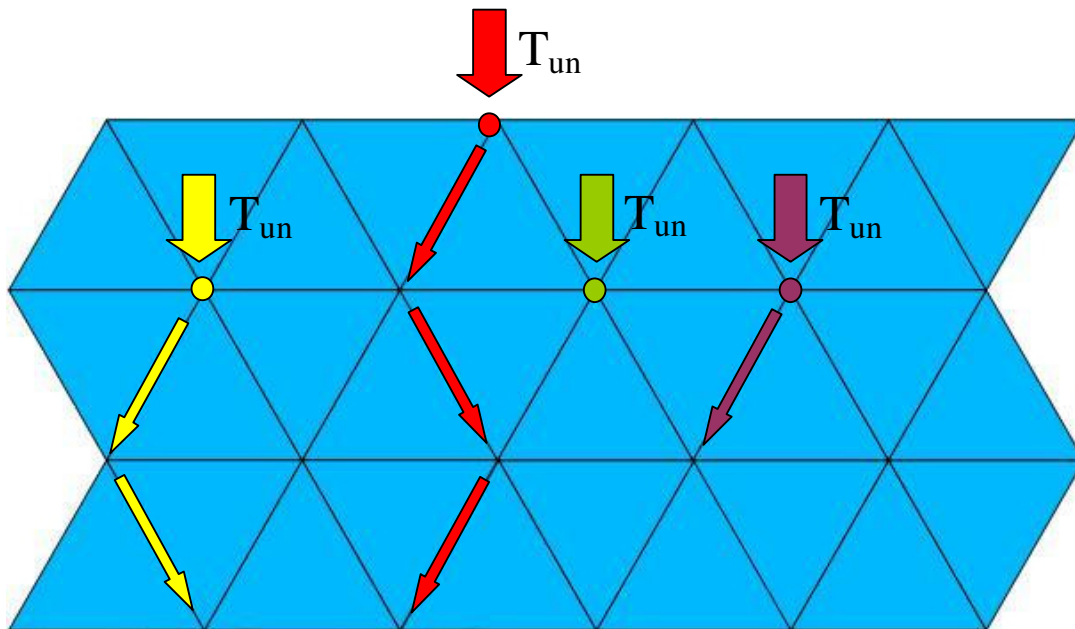
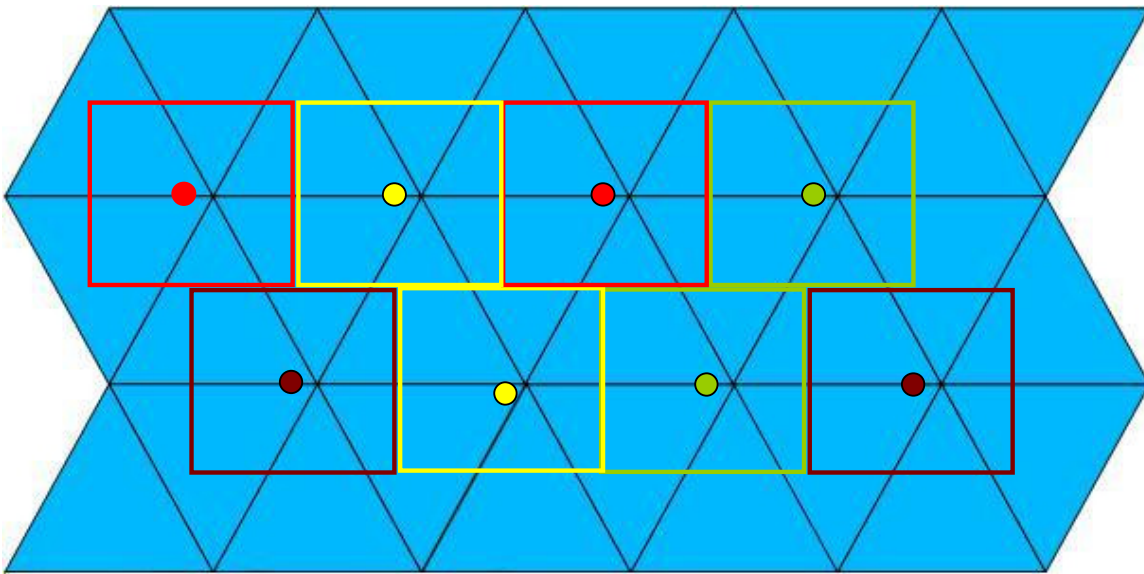


Figura 6.7 In un anno il flusso può effettuare cammini più o meno lunghi

Per ciascun punto viene, quindi, considerato il maggior numero di *steps* compiuto in un anno, considerando sia il tempo necessario per arrivare in falda che il tempo di percorrenza nell'acquifero (fig. 6.7). A seconda del numero di *steps* viene assegnato un indice di vulnerabilità: maggiore è il percorso che viene effettuato in un anno, maggiore sarà il valore di vulnerabilità assegnato al nodo. Tale valore viene poi esteso all'area circostante, avente come centro il nodo: in figura 6.8 vengono i diversi gradi di vulnerabilità assegnati vengono rappresentati da differenti colori. L'indice di vulnerabilità minore, 1, viene assegnato a quei punti in cui un inquinante sversato in superficie non raggiunge la falda neanche nell'arco di un anno.



**Figura 6.8** Ad ogni nodo della griglia viene assegnato un valore di vulnerabilità che dipende dall'area di acquifero potenzialmente inquinabile se lo sversamento avvenisse in quel nodo. I diversi colori rappresentano differenti valori dell'indice di vulnerabilità.

### 6.3 Risultati

Una volta ottenuta la distribuzione della conducibilità idraulica per ogni connessione della maglia utilizzata per modellare l'acquifero superficiale A1, si è proceduto ad applicare il metodo "Vuln", utilizzando il *software* da noi implementato.

Per quanto riguarda i parametri utilizzati per simulare il flusso attraverso la zona non satura (eq. 6.2), la conducibilità idraulica utilizzata è quella in condizioni sature. In realtà in condizioni insature la permeabilità è minore, e quindi il flusso è più lento. Utilizzando i valori di conducibilità in condizioni sature ci si pone in una situazione conservativa, ovvero si ipotizza la velocità verticale massima raggiungibile in quella cella. I valori di conducibilità e porosità utilizzati sono ricavati da informazioni indirette, a seconda della litologia presente (tab. 3.7). La lunghezza minima delle connessioni fra nodi in senso orizzontale è pari a 500 m.

I risultati dell'applicazione del metodo "Vuln" sono riportati in figura 6.9.

Si nota, innanzitutto, una vasta zona in cui il tempo di arrivo in falda è maggiore di un anno: l'indice assegnato è pari ad 1. Questo avviene in corrispondenza della zona distale della conoide e delle due zone laterali dove l'acquifero è protetto da uno spesso tetto di argille. Confrontando questa mappa con la mappa dell'indice SINTACS, si vede che il valore dell'indice "Vuln" pari a 1 si riscontra nelle zone a basso e medio grado di vulnerabilità. Il grado 2 viene assegnato a quelle celle in cui un inquinante non reattivo che va alla velocità del flusso di acqua, in un anno raggiunge la falda, ma non compie più di 500 m all'interno di essa. Questo avviene in zone dove l'acquifero non è protetto e dove si hanno delle conducibilità idrauliche orizzontali calcolate pari a  $10^{-4}$ - $10^{-5}$  m/s. Anche in questo caso bisogna comunque considerare il tempo necessario per raggiungere la falda, che dipende sia dalla conducibilità idraulica verticale e della soggiacenza: nelle zone dove è presente il cono di depressione si deve considerare che lo spessore insaturo da percorrere è maggiore. Questo comporta un aumento nel tempo di arrivo in falda, per cui il periodo restante da percorrere nell'acquifero si riduce.

Va sottolineato che questo metodo differisce dagli altri descritti, in quanto il valore di vulnerabilità assegnato ad una cella dipende anche dalle caratteristiche delle celle adiacenti: infatti l'indice assegnato dipende dalla soggiacenza, dalla conducibilità verticale e dalla porosità dell'elemento in questione, ma anche dalle permeabilità delle celle adiacenti. Questo comporta che si ha un valore elevato di vulnerabilità se anche gli elementi adiacenti hanno un elevato valore di conducibilità orizzontale, che permette al flusso di procedere più velocemente. Per questo motivo le due celle con grado di vulnerabilità maggiore (in rosso in fig. 6.9) si trovano all'inizio, rispetto alla direzione del flusso, di una zona ad elevata velocità: in un anno il flusso d'acqua dalla superficie

raggiunge l'acquifero e si muove attraverso di esso per circa 1,5 km. Questo avviene a causa dell'alto valore di conducibilità idraulica presente nelle celle adiacenti.

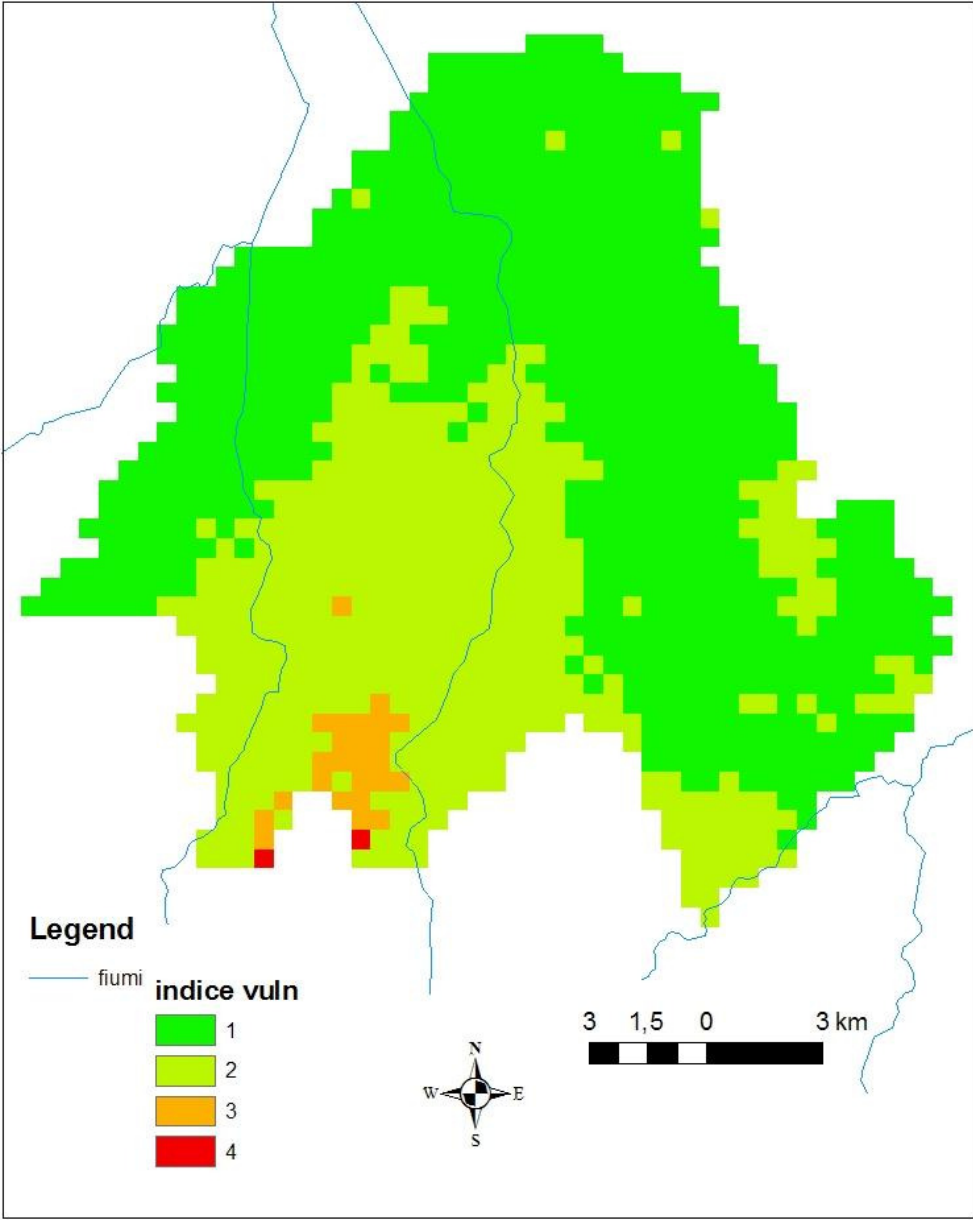
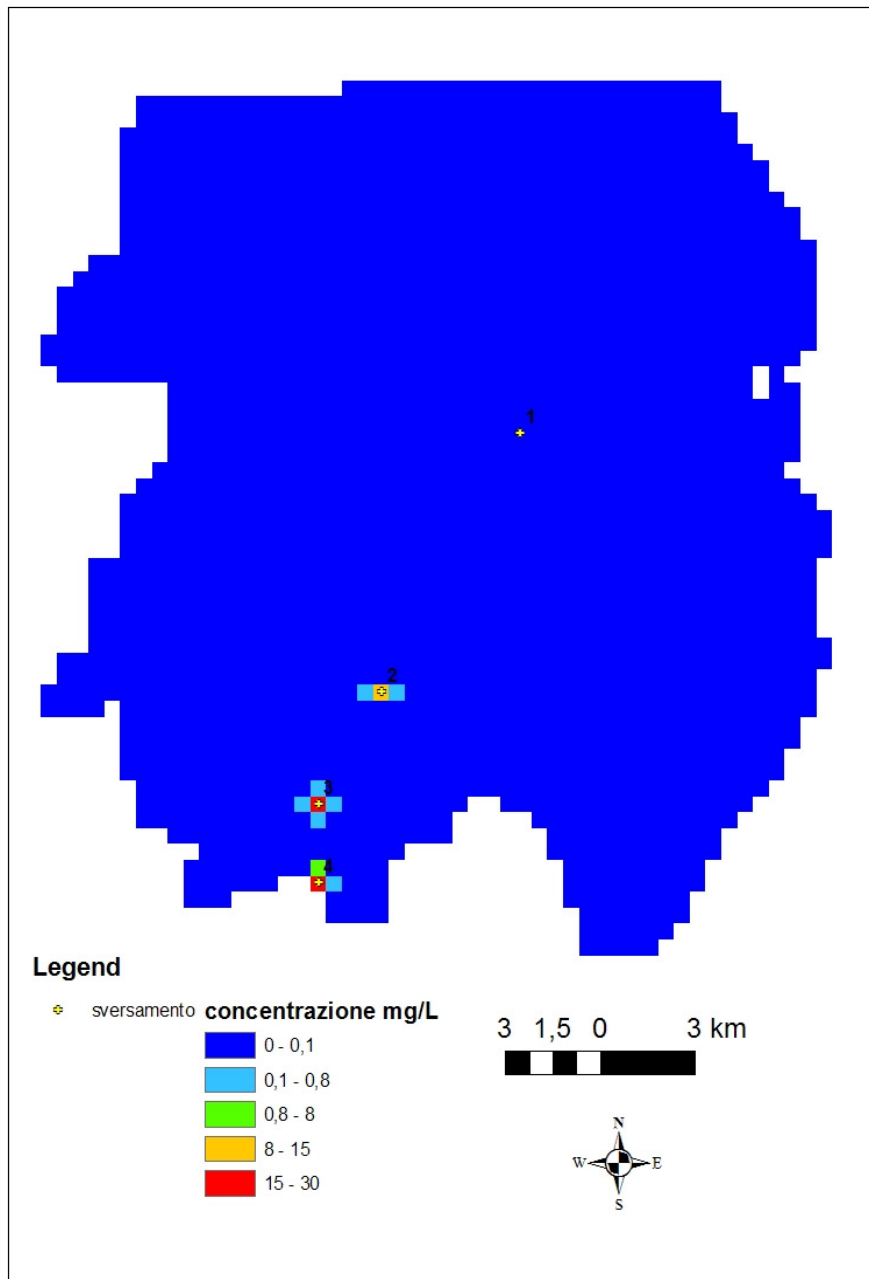


Figura 6.9 Mappa della vulnerabilità utilizzando il metodo Vuln

#### 6.4 Confronto con il modello tridimensionale

Per effettuare un confronto tra la mappa ottenuta con Vuln e il modello tridimensionale, è stata effettuata una simulazione considerando 4 sversamenti superficiali di una sostanza con concentrazione di 100mg/L, ognuno in corrispondenza di una cella con grado differente di vulnerabilità.



**Figura 6.10** Mappa della concentrazione misurata nell'acquifero A1 dopo un anno dallo sversamento di inquinante nei punti indicata dalla croce gialla



In figura 6.10 è rappresentata la distribuzione di concentrazione misurata nell'acquifero A1 dopo un anno dall'immissione di un inquinante nei punti indicati con la croce gialla; il numero indica il valore di vulnerabilità corrispondente secondo il metodo Vuln.

Si nota, innanzitutto, che la concentrazione maggiore di inquinante si trova in corrispondenza di celle con grado di vulnerabilità più elevato.

L'immissione in corrispondenza del punto con grado di vulnerabilità 1 dopo un anno non viene registrata nell'acquifero: questo è in accordo con il metodo Vuln, che classifica le celle con questo grado quando una sostanza sversata in un anno non raggiunge la falda sottostante. L'immissione del punto 2 viene registrata nella falda nella cella sottostante il punto di sversamento; nelle celle adiacenti si misura una concentrazione al di sotto di 0,8 mg/L. Per quanto riguarda il punto 3 la concentrazione misurata in falda è maggiore rispetto a quella misurata al punto 2, però la sostanza immessa viene registrata solo nelle celle adiacenti, e non a distanza di due celle, come, invece, mostrato dal metodo Vuln. Nel punto 4, con grado di vulnerabilità massimo, la concentrazione è elevata nel punto di immissione, e risulta alta anche in una cella adiacente. a dimostrazione del fatto che quella zona risulta più vulnerabile. La sostanza, però, non viene rilevata nelle successive. Questo è dovuto al fatto che la conducibilità idraulica considerata da Vuln è quella calcolata dal metodo inverso Invef, mentre il modello elaborato con FEFLOW utilizza le informazioni geologiche presenti nel *report* di ARPA Emilia-Romagna, Regione Emilia-Romagna e dell'Autorità di Bacino del Reno (2005). Inoltre Vuln considera un flusso orizzontale nell'acquifero, mentre il modello numerico elabora una simulazione tridimensionale, valutando anche il flusso verticale.

## CAPITOLO 7

### CONSIDERAZIONI FINALI

La vulnerabilità intrinseca deve riflettere solamente i meccanismi e i processi che rendono l'acquifero più o meno sensibile a qualunque tipo di contaminazione. La definizione dei fattori considerati non può includere le proprietà specifiche degli inquinanti e deve essere indipendente dallo scenario di contaminazione (Brouyere *et al.*, 2001 ).

L' applicazione di un modello numerico è utile principalmente per verificare la correttezza dei metodi parametrici; non può essere utilizzato per redigere mappe di vulnerabilità intrinseca. I risultati della simulazione ottenuta con FEFLOW sono fondamentali per analizzare il campo di flusso dell'acquifero della conoide del fiume Reno e per valutare i risultati ottenuti con SINTACS e DRASTIC, così come è descritto nel cap. 5.

Paragonando le mappe ottenute con i PCSM e la distribuzione di velocità di A1 ottenuta con FEFLOW, (fig. 5.4) si nota una differenza nella parte destra della conoide: in questo caso la velocità nell'acquifero è elevata, ma il grado di vulnerabilità è medio, in quanto la copertura dello spessore insaturo protegge la falda sottostante. In questa zona anche Vuln valuta bassa la vulnerabilità in quanto il tempo di arrivo in falda è elevato.

Il paragone tra il campo di velocità dell'acquifero superficiale e i metodi parametrici dà un'indicazione dell'importanza della velocità di flusso: ovviamente bisogna considerare anche il ruolo della copertura insatura. Per questo è importante analizzare anche le curve di concentrazione risultanti dal modello di trasporto, che, comunque, si riferisce ad un caso particolare di condizioni al contorno. Questa simulazione è stata effettuata per valutare le effettive differenze tra i differenti gradi di vulnerabilità ottenuti con i PCSM. Dal confronto con il modello risulta che non c'è una sostanziale differenza tra le zone con grado di vulnerabilità molto basso, basso e medio ottenuto con il metodo SINTACS: in tutti e tre i casi l'acquifero risulta essere protetto. Anche l'analisi effettuata con Vuln non porta nessuna distinzione tra queste celle: il tempo di arrivo in falda è sempre superiore all'anno. La definizione della vulnerabilità per la parte distale della conoide risulta essere, a prescindere dal metodo utilizzato, sempre corretta.

L'analisi delle concentrazioni misurate all'interno dell'acquifero in corrispondenza di uno sversamento superficiale nella zona dove si registra il cono di depressione nella falda mostra un punto di debolezza dei metodi parametrici. Questi, infatti, non considerano le modifiche del flusso indotte da elementi antropici, come i pozzi. Tali variazioni, invece, determinano cambiamenti anche per quanto riguarda la vulnerabilità.

Inoltre i PCSM non considerano lo sviluppo tridimensionale dell'acquifero: la mappa di vulnerabilità si riferisce esclusivamente all'acquifero superficiale. In un caso come quello analizzato, in cui nella parte apicale della conoide si ha un acquifero monostrato che poi si differenzia in più gruppi acquiferi procedendo verso le zone distali, la modellizzazione risulta complessa. Il flusso, principalmente nella parte Sud, è regolato dalle interazioni tra i diversi complessi acquiferi, ed ha una forte componente verticale che influisce sulla vulnerabilità, ma i metodi parametrici non valutano questa situazione.

Il paragone tra le mappe ottenute con i due metodi ha mostrato come l'indice DRASTIC abbia un andamento più regolare: questo è dovuto al fatto che questo metodo considera un solo tipo di pesi, mentre SINTACS distingue tra diverse stringhe a seconda dell'uso del suolo. Questo comporta, quindi, che a parità di situazione idrogeologica, si possano riscontrare differenti gradi di vulnerabilità a causa di un differente scenario.

La mappa di vulnerabilità ottenuta con il metodo "Vuln" tiene conto del gradiente piezometrico nell'acquifero, e quindi valuta l'effetto dei pozzi. Non si distinguono molte zone a differente suscettibilità a causa della grandezza della maglia: i nodi sono distanti 500 m, e per la maggior parte delle celle il flusso in un anno non compie più di 1 km. Per ottenere una mappa più differenziata occorre diminuire la lunghezza delle connessioni. L'applicazione di questa nuova metodologia, dà, comunque, indicazioni molto importanti per quanto riguarda la vulnerabilità, in quanto individua le zone in cui uno sversamento superficiale provocherebbe un danno maggiore per quanto riguarda la risorsa acqua ed ha il pregio di accoppiare, in un modo conservativo ma fisicamente basato, il flusso insaturo verticale con il flusso saturo a prevalente componente orizzontale.

## CAPITOLO 8

### CONCLUSIONI E PROSPETTIVE FUTURE

L'applicazione dei metodi SINTACS e DRASTIC alla conoide del fiume Reno è risultata valida soprattutto nella zona distale della conoide e nella zona di ricarica, dove il flusso di falda è regolato principalmente dalla situazione idrogeologica. Questi metodi non tengono però in considerazione le variazioni nel flusso indotte da elementi esterni, come i pozzi, né le variazioni di velocità dovute alle interazioni con i gruppi acquiferi sottostanti.

Il paragone con il modello di trasporto, mostra, infatti, che ci sono delle discrepanze tra la valutazione effettuata con questi metodi e la quantità di inquinante che raggiunge la falda. Inoltre l'assegnazione dei valori da assegnare ai diversi parametri risulta sempre essere soggettiva, in quanto i *range* indicati nelle tabelle (vedi cap. 3) sono sempre molto ampi.

L'utilizzo di un modello tridimensionale quale FEFLOW è utile per valutare la vulnerabilità di un sito specifico e per una situazione specifica: non può essere utilizzato per redigere mappe di vulnerabilità intrinseca. Inoltre richiede una quantità molto numerosa di dati, non sempre facilmente reperibili.

Il metodo fisicamente basato Vuln, sviluppato in questo lavoro, ha un approccio corretto al problema della definizione della vulnerabilità, in quanto considera numericamente i processi fisici alla base del trasporto degli inquinanti dalla superficie alla falda sottostante e il successivo flusso in falda, descrivendo, però, una situazione generale. Partendo dalla conoscenza della porosità efficace e della conducibilità idraulica verticale delle zone insature e di quella orizzontale in falda, calcola sia il tempo di arrivo in falda che il tempo di percorrenza nella falda stessa, assegnando un indice di vulnerabilità tanto maggiore quanto maggiore è l'area interessata da uno sversamento di un inquinante in superficie. La conducibilità orizzontale è ricavata tramite l'applicazione del programma Invef, che risolve il problema inverso: conoscendo l'andamento della piezometria e la distribuzione dei prelievi e delle immissioni fornisce i valori di conducibilità dell'acquifero. La mappa di vulnerabilità risultante dall'applicazione di Vuln è in buon accordo con la simulazione di FEFLOW: le zone a più elevato grado di vulnerabilità si trovano nella parte apicale della conoide, in prossimità delle zone di ricarica. Procedendo verso Nord e allontanandosi dal fiume Reno l'indice di vulnerabilità diminuisce.

Questo modello necessita di una minore quantità di dati e di tempo macchina rispetto alla simulazione tridimensionale del flusso, ed è in grado di fornire direttamente una mappa di vulnerabilità, essendo al contempo di facile utilizzo. La particolarità di questo metodo è, inoltre,

quello di assegnare un grado di vulnerabilità ad una cella a seconda, anche, delle caratteristiche fisiche delle celle adiacenti. Effettivamente la capacità di migrazione di un inquinante che arriva in falda dipende dalla conducibilità idraulica orizzontale delle aree adiacenti. Questo metodo necessita di ulteriori studi e sviluppi: innanzitutto si potrebbe applicare considerando una maglia più piccola, in modo da poter distinguere maggiormente la lunghezza dei percorsi effettuati. Andrebbe, inoltre, considerata la capacità di attenuazione del suolo quando si calcola il tempo di arrivo in falda.

## BIBLIOGRAFIA

- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J.H., Petty, R.J., Hackett, G., 1987. *DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings*. EPA-600/2-87-035.
- Anderson, M.P., Woessner, W.W., 1992. *Applied groundwater modeling—Simulation of flow and advective transport*. San Diego, Calif., Academic Press. 381 pp.
- Amorosi A., Farina M., 1994. *Sequenze deposizionali nei depositi alluvionali quaternari del primo sottosuolo nell'area a est di Bologna, tra il T Savena e il T Idice*. 1st European Congress on Regional Geological Cartography and Information Systems. Bologna, June 13-16, 5. 35-54.
- Amorosi A., Farina M., Preti D., Severi P., 1994. *Depositional sequences in the Quaternary alluvial succession of the Po Plain (Bologna area)*. 15th I.A.S. Regional Meeting, Ischia, April 13-15. 29-30.
- Amorosi A., Farina M., Severi P., Preti D., Caporale L., Di Dio G., 1996. *Genetically related alluvial deposits across active fault zones: an example of alluvial fan-terrace correlation from the upper Quaternary of the southern Po Basin, Italy*. *Sedimentary Geology*, 102. 274-295.
- ARPA Emilia-Romagna, Regione Emilia-Romagna, Autorità di Bacino del Reno, 2005. *“Studio della conoide alluvionale del fiume Reno per la realizzazione di un modello idrogeologico per la gestione sostenibile delle risorse idriche”*. 126 pp.
- Bally A.W., Snelson S., 1980. *Realm of subsidence*. In A. D. Miali (Ed.), *Facts and Principles of World Petroleum Occurrence*. Mem. Can. Soc. Petrol., Geol., 6. 9-94.
- Babiker I.S., Mohamed M.A.A., Hiyama T., Kato K., 2005. *A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, central Japan*. *Science of The Total Environment*, 345. 127-140
- Bear J., 1979. *Hydraulics of groundwater*. McGraw-Hill.
- Brouyere, S., Jeannin, P.-Y., Dassargues, A., Goldscheider, N., Popescu, I.-C., Sauter, M., Vadillo, I., Zwahlen, F., 2001. *Evaluation and validation of vulnerability concepts using a physically based approach*. 7<sup>th</sup> Conference on limestone Hydrology and Fissured Media, Besancon. Sci. Tech. Envir. Mem. H. S., 13. 67-72.
- Carlioni G.C., Francavilla F., e Zecchi R., 1978. *Neotettonica del margine padano dell'Appennino bolognese in relazione agli indizi geomorfologici ed alle strutture sismogenetiche*. Mem. Società geologica italiana, 19. 627-634.
- Celico P., 1988. *Prospezioni idrogeologiche*, 2. Liguori Ed. Napoli.
- Civita M., 1987. *La previsione e la prevenzione del rischio di inquinamento delle acque sotterranee a livello regionale mediante le carte di vulnerabilità*. Atti Convegno inquinamento delle acque sotterranee: Previsione e Prevenzione. Mantova. Ass. Amb. E Ecol. 9-17.

- Civita M., 1994. *Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento: teoria e pratica*. Pitagora Ed. Bologna
- Civita M., De Maio M., 1997. *Un sistema parametrico per la valutazione e la cartografia delle vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento. Metodologia e automatizzazione*. Pitagora Editrice (Ita), 60. 191 pp.
- Civita M., De Maio M., 1998. *Mapping Groundwater Vulnerability by the Point Count System Model SINTACS*. In: *Managing Hydro-geological disasters in a vulnerable environment*, K. 243-273.
- Connell, L.D., Daele, G.V.D., 2003. *A quantitative approach to aquifer vulnerability mapping*. J. Hydrol., 276. 71-88.
- Cooley, R.L., 1977. *A method of estimating parameters and assessing realibility for models of steady state groundwater flow. 1:Theory and numerical properties*. Water Resour. Res. 13(2).
- Cooley, R.L., 1982. *Incorporation of prior information into non linear regression groundwater flow models, 1, Theory*. Water Resour. Res. 18(4).
- Cooley, R.L., 1983. *Incorporation of prior information into non linear regression groundwater flow models, 2, Applicaions*. Water Resour. Res. 19(3).
- Cremonini G., Ricci Lucchi F., (editori), 1982. *Guida alla Geologia del margine appenninico-padano*. Guida Geol. Reg., Soc. Geol. It. 247 pp.
- Di Dio G., 1996. *Conceptual model of the evolution of a stream equilibrium profile and development of genetically related alluvial fan system: impact of tectonics and 100 Ky glaciations on cyclic variations of energy base level XIII Convegno della Società Paleontologica Italiana: II pliocene ed Pleistocene*. Parma, 10-13 Settembre, Poster.
- Di Dio G., Lasagna S., Preti D., Sagne M., 1997. *Stratigrafia dei depositi quaternari della Provincia di Parma*. Boli. Soc. Paleont. Ital., 35. 181-189.
- Di Dio G., Valloni R., 1997. *Unità di crescita nei sistemi alluvionali del tardo quaternario: la risposta dei corsi d'acqua ai cicli climatici ed ai movimenti tettonici*. Riassunti comunicazioni Convegno AIQUA: Tettonica Quaternaria dei Territorio Italiano. Parma, 25-27 Febbraio. 159-160.
- Diersch, H.J.G., 2005a. *WASY Software FEFLOW, Finite Element Subsurface Flow and Transport Simulation System, User's Manual*. Berlin, Germany
- Diersch, H.J.G., 2005b. *WASY Software FEFLOW, Finite Element Subsurface Flow and Transport Simulation System, Reference Manual*. Berlin, Germany
- Doerfliger, N., Jeannin, P.Y., Zwahlen, F., 1999. *Water vulnerability assessment in karst environments: a new method of defining protection areas using a multi-attribute approach and GIS tools (EPIK method)*. Environmental geology, 39(2). 165-176

Durnford, D.S., Thompson, K.R., Ellerbrook, D.A., Loftis, J.C., Davies, G.S., 1990. *Screening methods for ground water pollution potential from pesticide use in Colorado agriculture*. Colorado Water Resources Research Institute, Fort Collins. Completion Report. 157–165.

Elmi C., Bergonzoni A., Massa T., Montaletti V., Baratella P.L. & Ronchi A. (1984). *Il territorio di pianura del comune di Bologna: aspetti geologici e geotecnica*. Giorn. Geol. (3), 46 (2).127-152.

Evans, B.M., Myers, W.L., 1990. *A GIS-based approach to evaluating regional groundwater pollution potential with DRASTIC*. Journal of Soil and Water Conservation (March–April). 242–245.

Fava A., Farina M., Marcaccio M. 2005. Le caratteristiche degli acquiferi della Regione Emilia-Romagna. *Report 2003. Regione Emilia Romagna, ARPA, Scandiano*. 242 pp.

Ferraresi, M., Todini, E., Vignoli, R., 1996. *A solution to the e inverse problem in groundwater hydrology based on Kalman filtering*. J. Hydrol., 175. 453-472.

Fetter, C.W., 1980. *Applied hydrogeology*. Charles E. Merrill Publishing Company. 448 pp.

Foster S.S.D., 1987. *Foundamentals concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy*. Atti Int. Conf. Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants, RIVM Proc. And Inf., 38. 69-86.

Francavilla, F., Colombetti A., 1980. *Lineamenti idrogeologici della pianura della provincia di Bologna*. C.N.R., Quaderni dell'Istituto sulle Acque 51(1). 120-143.

Francavilla F., D'Onofrio S.e Toni G., 1980. *Caratteri idrogeologici, strutturali e paleoecologico-stratigrafici del conoide del F. Reno (Bologna)*. C.N.R., Quaderni dell'Istituto sulle Acque, 51(1). 81-112.

Fritch, T.G., McKnight, C.L., Yelderman, J.C., Arnold, J.G., 2000. *An aquifer vulnerability assessment of the Paluxy aquifer, Central Texas, USA, using GIS and a modified DRASTIC approach*. Environmental Management, 25. 337–345.

Halliday, S.L., Wolfe, M.L., 1991. *Assessing ground water pollution potential from nitrogen fertilizer using a geographic information system*. Water Resources Bulletin, 27. 237–245.

Hantush, M.M., Marino, M.A., Islam, M.R., 2000. *Models for leaching of pesticides in soils and groundwater*. J. Hydrol, 227. 66-83.

Harbaugh, A.W., McDonald, M.G., 1996. *Programmer's documentation for MODFLOW-96, an update to the U.S. Geological Survey modular finite-difference ground-water flow model*. U.S. Geological Survey, Open-File Report. 96-485.

Huyakorn, P.S., Pinder, G.F., 1983. *Computational Methods in Subsurface Flow*. Academic Press, New York. 473 pp.

Jahns, H.O., 1966. *A rapid method for obtaining a two dimensional reservoir description from well pressure response data*. Soc. Pet. Eng. Trans., 237 pp.



- Johansson, P.O., Scharp, C., Alveteg, T., Choza, A., 1999. *Framework for ground-water protection-the Managua Ground Water System as an example*. Ground Water, 37 (2). 204–213.
- Kan, M.A.m Liang, T., 1989. *Mapping pesticide contamination potential*. Environ. Mgmt., 13. 233-242.
- Kim, Y.J., Hamm, S., 1999. *Assessment of the potential for ground water contamination using the DRASTIC/EGIS technique, Cheongju area, South Korea*. Hydrogeology Journal, 7 (2). 227–235.
- Kinzelbach, W., 1986. *Groundwater modelling: an introduction with sample program in BASIC*. Elsevier Scientific Publ. Co., Amsterdam. 330 pp.
- Kruger, W.D., 1961. *Determing areal permeability distribution by calculation*. J. Pet. Technol., July.
- LeGrand, H.E., 1964. *System for evaluating the contamination potential of same waste sites*. Jpurnal of American Water Works Association, 56. 959-974.
- Lynch, S.D., Reynders, A.G., Schulze, R.E., 1997. *A DRASTIC approach to ground water vulnerability in South Africa*. South African Journal of Science, 93 (2). 59–60.
- Lobo-Ferreira, J.P., Oliveira, M.M., 1997. *DRASTIC ground water vulnerability mapping of Portugal*. In: Proceedings from the 27<sup>th</sup> Congress of the International Association for Hydraulic Research, San Francisco, USA, Aug. 10–15. 132–137.
- MARGAT, J. ,1968: *Vulnérabilité des nappes d'eau souterraine à la pollution*. – BRGM-Publication 68 SGL 198 HYD.Orléans, France.
- Melloul A., Collin M., 1994. *Water quality factor identification bu the “Principal Components” statistical method*. Water Sci Technol, 34. 41-50.
- Melloul, M., Collin, M., 1998. *A proposed index for aquifer waterquality assessment: the case of Israel’s Sharon region*. Journal of Environmental Management, 54 (2). 131–142.
- Music Project, 2004. *Final Report*. University of Boogna. <http://www.geomin.unibo.it/hydro/music/>.
- Neuman, S.P., 1980. *A statistical approach to the inverse problem of aquifer hydrology. 3 : Improved solution method and added perspective* . Water Resour. Res. 16(2).
- Neuman, S.P., Yakowitz, S., 1979. . *A statistical approach to the inverse problem of aquifer hydrology.1: Theory*. Water Resour. Res. 15(4).
- Olmer M., Rezac B., 1974. *Methodical principles of maps for protection of groundwater in Bohemia and Moravia scale 1:200000*. Mem. IAH 10,1. 105-107.
- Ori G., 1979. *“Barre di meandro nelle alluvioni ghiaiose del F. Reno (Bologna)”*. Bollettino Società geologica italiana, 98. 35-45.
- Peaceman, D.W., 1977. *Fundamentals of Numerical Reservoir Simulation*. Elsevier, Amsterdam. 176 pp.

Peck, A., Gorelik, S., de Marsily, G., Foster, S., Kovalevsky, V., 1988. *Consequences of spatial variability in aquifer properties and data limitations for groundwater modelling practice*. IAHS Publ. pp 175.

Pieri M., Groppi G., 1981. *Subsurface Geological Structure of the Po Plain, Italy*. C.N.R. Pubbl. °414 del Progetto Finalizzato Geodinamica. 13 pp.

Pye V.I., Kelley J., 1984. *The extent of groundwater contamination in the United States*. Groundwater Contamination, National Academy Press. 23-33.

Rao, P.S.C., Hornsby, A.G., Jessup, R.E., 1985. *Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater*. Soil Crop Sci. Soc. Fla. Proc., 44. 1-4.

Regione Emilia-Romagna ,2005. *Piano di Tutela delle Acque*. Approvato dall'Assemblea legislativa della Regione Emilia-Romagna con Deliberazione n. 40 del 21 dicembre 2005

Regione Emilia-Romagna, ENI-AGIP, 1998 “*Riserve idriche sotterranee della Regione Emilia-Romagna*” A cura di G. Di Dio, Selca Firenze.

Remson, I., Horngerger, G.M., Molz, F.J., 1971. *Numerical Methods in Subsurface Hydrology*. Wiley, New York. 389 pp.

Ricci Lucchi F., 1986. “*The Oligocene to Recent foreland basins of the Northern Apennines*”. In P. A. Alien, P. Homewood (Ed.), *Foreland Basins*. I.A.S. Spec. Publ. 8. 105-139.

Rundquist, D.C., Peters, A.J., Di, L., Rodekohr, D.A., Ehrman, R.L., Murray, G., 1991. *Statewide groundwater-vulnerability assessment in Nebraska using the DRASTIC/ GIS model*. Geocarto International, 6 (2). 51–57.

Severi, P., Bonzi, L., Calabrese, L., Vincenzi ,V., 2009. *Potenzialità della risorsa idrica nella pianura emiliano-romagnola*. Presentazione al convegno “Il sottosuolo risorse e ambiente”, Bologna, 24 giugno 2009.

Shukla, S., Mostaghimi, S., Shanholt, V.O., Collins, M.C., Ross, B.B., 2000. *A county-level assessment of ground water contamination by pesticides*. Ground Water Monitoring and Review, 20 (1). 104–119.

Todini, comunicazione personale dell'autore.

Trescott, P.C., Peter, C.F., Larson, S.P., 1976. *Finite difference model for aquifer simulation*. Ed. USGS.

Tripet, J.-P., Doerfliger, N., Zwahlen, 1997. *Vulnerability mapping in karst areas and its uses in Switzerland*. Hydrogeologie, 3. 51-57

US EPA (Environmental Protection Agency), 1985. *DRASTIC: standard system for evaluating groundwater potential using hydrogeological settings*. Ada, Oklahoma WA/EPA Series. 163 pp.

US EPA (Environmental Protection Agency), 1993. *A review of Methods for Assessing Aquifer Sensitivity and Ground Water Vulnerability to Pesticide Contamination*. US EPA/813/R-93/002.

Villumsen A., Jacobsen O.S. e Sonderskov C., 1983. *Mapping the vulnerability of groundwater reservoir with regard to surface pollution*. Danm. Geol. Unders. Arbog. 1982. 17-38, Tavole 2.

Von Rosenberg, D.U., 1969. *Methods for the Numerical Solution of Partial Differential Equation*. Elsevier, New York. 128 pp.

Vrana M., 1977. *Development of methods for the preparation of groundwater protection maps*. Mem. IAH 13, 2. 2B-28B.

Vrba J., Zoporozec A., 1994. *Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability*. International Contributions to Hydrogeology (IAH), 16. 131 pp. Hannover.

Wang, J.F., Anderson, M.P., 1982. *Introduction to Groundwater Modelling*. Freeman, San Francisco, CA, 237 pp.

Zabet, T.A., 2002. *Evaluation of aquifer vulnerability to contamination potential using the DRASTIC method*. Environmental Geology, 43. 203–208.

Zwahlen F, 2004. *Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers*. EUR 20912. Brussels 7 European Commission, Directorate-General XII Science, Research and Development. 297 pp.