

8. LE PROVE CON GLI “SLUG TEST”

Lo *slug test* è divenuto uno dei metodi più usati, per una rapida stima dei principali parametri idrogeologici degli acquiferi, tra cui in primo luogo la conducibilità idraulica. In particolare, divengono di primaria importanza la rapidità e la facilità d'esecuzione di queste prove idrodinamiche, per soddisfare le esigenze dei moderni metodi di valutazione della vulnerabilità degli acquiferi e del rischio di inquinamento.

Uno slug test consiste nel provocare una variazione istantanea del livello piezometrico, in un perforo di diametro “non grande” (p.e. in un piezometro) e nella misura del tempo necessario per il successivo ripristino delle condizioni iniziali; ciò si può ottenere in vari modi, ma quello operativamente più semplice consiste nell'introduzione (o nell'estrazione) di un volume noto di acqua, o di un solido di forma cilindrica, nel foro di prova.

A parità di volume di “slug” solido utilizzato per la prova, la velocità di ripristino del livello originario sarà direttamente correlata alla conducibilità idraulica dell'acquifero testato.

La prova può essere effettuata sia a carico crescente, che a carico decrescente, ossia prima inserendo e poi, una volta ottenuto il ripristino dell'originario livello idrico, estraendo dal piezometro di prova il volume, che ha provocato lo scompenso del livello originario.

Il successo della prova è vincolato all'oculatezza delle scelte operative relative alla corretta tecnica d'acquisizione dei dati ed al raggiungimento di una significativa variazione del livello idrico nel piezometro; quest'ultima dipenderà dal volume dello slug solido, dal diametro del perforo e dalla permeabilità dell'acquifero soggetto alla prova.

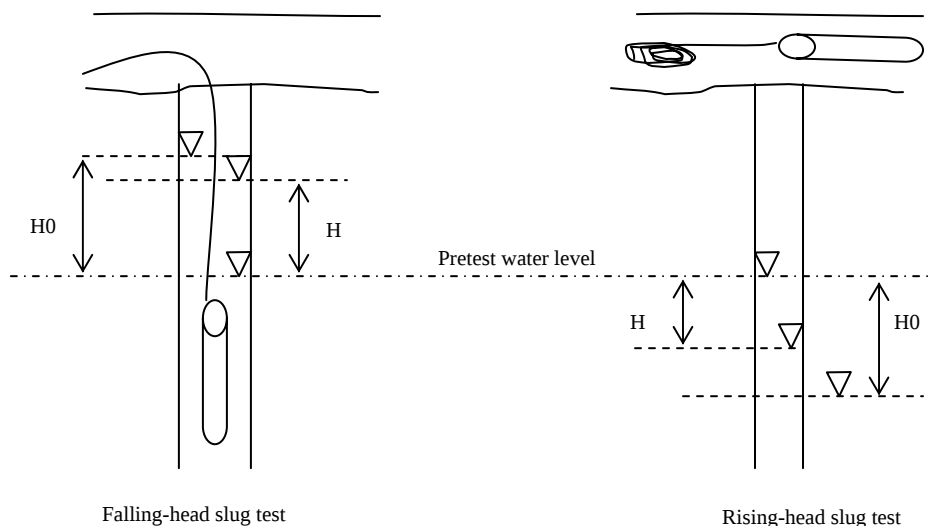


Figura 8-1 – Geometria di uno Slug-Test

(legenda: H_0 : differenza di carico tra il livello iniziale prima del test ed il più alto livello raggiunto immediatamente dopo l'inserimento dello slug. H : differenza di carico tra il livello originario ed il livello raggiunto ad un istante t dopo l'inserimento dello slug)

I vantaggi relativi all'uso degli slug tests sono numerosi:

- gli slug test interessano l'intera lunghezza filtrata e, quindi, coinvolgono livelli a diversa permeabilità dello stesso acquifero, fornendo dei valori di K diversi, in virtù della disomogeneità ed anisotropia, più o meno marcate, dell'acquifero nel suo complesso; per cui può essere determinata sia la conducibilità idraulica degli acquiferi che degli aquitards;

le misure sulla conducibilità idraulica sono effettuate *in situ* e ciò evita gli errori che si verificano nei test di laboratorio, eseguiti su campioni rimaneggiati di suolo;

non è necessario estrarre acqua dall'acquifero e questo è particolarmente importante nel caso di falde contaminate;

le prove sono rapide e a bassi costi, perché non sono necessari pozzi di pompaggio e di osservazione.

L'uso dello slug test presenta, tuttavia, delle limitazioni:

può essere valutata solamente la conducibilità idraulica dell'acquifero, nell'intorno del piezometro, il che non può essere rappresentativo di un'area molto vasta; di qui nasce la necessità di avere un numero di punti di prova adeguato all'estensione dell'area da studiare;

in generale, il coefficiente di immagazzinamento S non può essere determinato (Robert P. Chapuis, D.Chenaf, 2002).

I dati della prova possono essere elaborati secondo i modelli di Hvorlev (1951), per gli acquiferi confinati, e di Bouwer & Rice R.C. (1976), per quelli non confinati.

Seguendo il metodo classico di Hvorlev, si fa riferimento al livello piezometrico indisturbato, ossia al livello statico; dopo l'introduzione (prova a carico decrescente) e dopo l'estrazione dello slug solido (prova a carico crescente), il dislivello massimo, misurato immediatamente prima dell'inizio dei relativi recuperi, sarà indicato con H_0 , mentre i livelli dinamici di recupero saranno indicati con $H_1, H_2, \dots H_n$.

Si riportano i rapporti di carico (H/H_0) ed i rispettivi tempi, in campo log-normale, e si traccia la retta *best fitting*, per i punti che testimoniano la prima parte della fase di riequilibrio, identificando infine l'ordinata di valore 0.37, che individua il valore di TL , detto *basic time lag*, sulla corrispondente ascissa (vedi allegato alla relazione).

Poiché il volume necessario per bilanciare il carico attivo è:

$$V = Ah$$

$$TL = V/Q = \frac{Ah}{FKh} = \frac{A}{FK} \Rightarrow K = \frac{A}{FTL} \quad (\text{Eq. 8-1})$$

dove F è un *coefficiente di forma* che, per un tratto testato di forma cilindrica, in un mezzo isotropo, vale:

$$F = \frac{2\pi L}{\ln\left(\frac{L}{R}\right)} \quad (\text{Eq.8-2})$$

Sostituendo la (4) nella (3), si ottiene il valore di K cercato:

$$K = \frac{r^2 \ln\left(\frac{L}{R}\right)}{2LTl} \quad (\text{Eq. 8-3})$$

dove:

r = raggio del perforo;

L = lunghezza dei filtri;

R = raggio dei filtri;

TL = *basic time lag*

Un altro metodo seguito per il calcolo dei valori di conducibilità idraulica è quello proposto da Bouwer & Rice R.C.

L'andamento della prova è identico a quello già descritto in precedenza; la conducibilità idraulica è determinata dalla relazione:

$$K = \frac{r_c^2 \ln\left(\frac{R_e}{r_w}\right)}{2L_{scr}} \cdot \frac{1}{t} \cdot \ln \frac{H_0}{H_t} \quad (\text{Eq.8- 4})$$

essendo R_e il raggio effettivo (distanza oltre la quale H è dissipata) ed r_w la distanza dall'asse del perforo, alla zona dell'acquifero indisturbata.

Per fori parzialmente penetranti:

$$\ln\left(\frac{R_e}{r_w}\right) = \left[\frac{1.1}{\ln(Z/r_w)} + \frac{A + B \cdot \ln[(D - Z)/r_w]}{L_{scr}/r_w} \right]^{-1} \quad (\text{Eq. 8-5})$$

per fori a penetrazione completa:

$$\ln\left(\frac{R_e}{r_w}\right) = \left[\frac{1.1}{\ln(Z/r_w)} + \frac{C}{(L_{scr}/r_w)} \right]^{-1} \quad (\text{Eq. 8-6})$$

Per i valori dei parametri adimensionali A , B e C contenuti nella (Eq. 8-7) e nella (Eq. 8-8) si rimanda all'apposito diagramma (Bouwer & Rice, 1976; Fetter, 1994), dove sono ricavati dal rapporto Z/r_w ; r_c è il raggio del tubo di rivestimento (*casing*).

Se la risalita avviene nel tratto filtrato, in presenza del dreno, si dovrebbero prendere in considerazione sia la porosità n , che lo spessore di quest'ultimo, calcolando il valore equivalente di r_c :

$$r_{eq} = \sqrt{\frac{A_{lib}}{\pi}} \quad (\text{Eq. 8-9})$$

in cui :

A_{lib} = superficie totale libera nel pozzo e nel dreno.

Passando all'interpretazione dei dati, si riportano in campo log-normale le coppie dei valori rilevati H - t ; con l'aumentare di t , il recupero delle condizioni iniziali si va completando e, quindi, i valori di H diventano sempre più piccoli, deviando dall'allineamento, di solito soddisfacente, dei dati iniziali; pertanto, per calcolare il valore $[\ln(H_0/Ht)]/t$, si prenderà in considerazione soltanto la porzione rettilinea dell'inviluppo, per la quale si traccia la retta di *best fitting*.

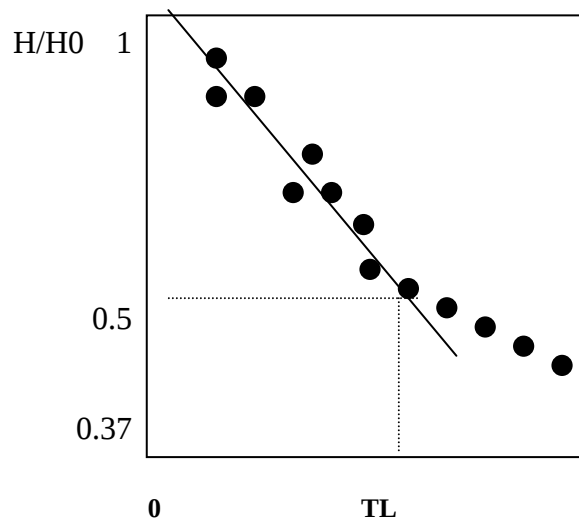


Figura 8-2 –Curva di best fitting

Operazione preliminare è quella di misurare, mediante sonda elettrica, il livello statico nel piezometro in prova, per verificarne la posizione rispetto ai filtri (desunta dalla stratigrafia del sondaggio) e di posizionare opportunamente, all'interno del piezometro, la cella di pressione dell'acquisitore automatico dei dati del livello dinamico.

Sulla base delle informazioni specificate, si combinano, in modo opportuno, dimensioni e numero di slug da usare, in funzione delle caratteristiche costruttive del piezometro di prova e di quelle granulometriche dei sedimenti impegnati.

Condizione necessaria per una prova corretta è che l'intero tratto guarnito di filtro sia sotto battente, durante l'intera prova. Se questa condizione non si dovesse verificare, solamente la prova a carico crescente è da considerare attendibile, mentre i dati relativi a quella a carico decrescente (se la prova è eseguita con slug solido) verranno conservati, per utilizzarli per un'eventuale verifica.

Dall'esperienza maturata, è stata riscontrata, in genere, una differenza trascurabile tra il valore di conducibilità idraulica, calcolata con i dati scaturiti dalla prima parte della prova (a carico decrescente), rispetto a quello ottenuto nella seconda parte (a carico crescente).

La registrazione dei tempi e dei livelli deve continuare sino almeno al raggiungimento dell'85% del recupero, valore minimo per dichiarare la prova conclusa con successo.

8.1 La campagna di misure di aprile 2003

Con riferimento al sito oggetto di studio, gli slug test sono stati realizzati durante la prima settimana di aprile 2003 e sono stati condotti in collaborazione con il Politecnico di Torino (proprietario della strumentazione e del relativo software per l'interpretazione dei dati).

Durante tale campagna di misure su campo, utilizzando appunto la tecnica degli slug test, sono stati campionati tutti i piezometri della nuova rete piezometrica e gran parte di quelli già da tempo esistenti nell'area, al fine di determinare la conducibilità idraulica degli acquiferi presenti nell'area occupata dall'ex Chimica Bianchi.

Nel caso in esame, per la realizzazione della variazione del livello statico sono stati utilizzati bailers aventi capacità volumetriche diverse in funzione delle caratteristiche dimensionali dei piezometri indagati. In particolare, per i piezometri caratterizzati dalla sigla PZ (diametro interno del pozzo pari a 3") sono stati utilizzati bailers con 2", mentre per i piezometri con codice PZA e PZAB (diametro interno pari a 4") si è utilizzato un boiler con diametro 2 1/2".

Le prove sono state eseguite a carico crescente imponendo all'acquifero una variazione volumetrica impulsiva e misurando la variazione del ripristino del livello, che risulta essere direttamente correlata alla conducibilità idraulica dell'acquifero.

Negli acquiferi testati, di natura sabbioso - ghiaiosa, il recupero maggiore di livello è stato registrato nei primi trenta secondi, che hanno seguito l'estrazione del bailer; utilizzando un doppio bailer; il recupero si sarebbe potuto considerare ultimato già dopo i primi 4 minuti seguenti, data l'alta permeabilità degli acquiferi.

Tuttavia, per ottenere dei risultati quanto più possibile attendibili, in ogni piezometro campionato, il recupero di livello è stato seguito per circa 10 minuti. Occorre infatti osservare che, eseguendo delle prove troppo veloci e di scarsa accuratezza, si può incorrere nel rischio di ottenere dei valori di conducibilità idraulica, che non sono propri dell'acquifero di interesse, ma del dreno che circonda il piezometro.

Gli slug test, svolti durante questa campagna di indagini, hanno previsto solamente prove in risalita, che danno risultati più attendibili, rispetto a quelle in abbassamento; quando, infatti, viene inserito un volume noto di acqua nell'acquifero da testare, la

prova va ad interessare anche una parte della zona insatura, restituendo, così, un valore di K che non è quello proprio dell'acquifero.

I risultati delle prove possono essere rappresentati in grafici analoghi a quello riportato, a titolo d'esempio, in **Figura 8-3**. I valori di conducibilità idraulica ricavati con le due metodologie di cui sopra sono stati confrontati e riportati nella successiva

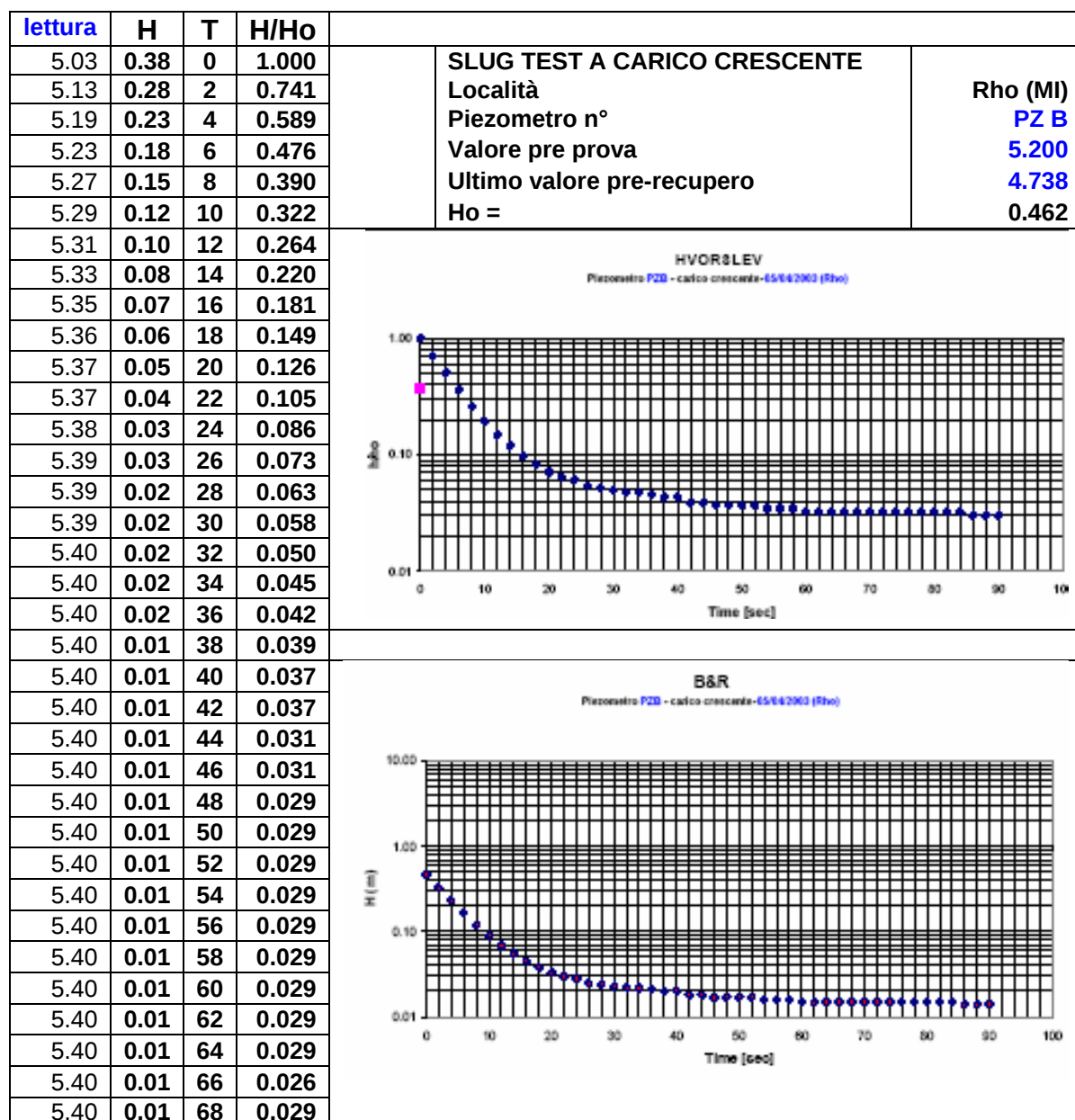


Figura 8-3 - Esempio dei risultati ottenuti dallo slug test effettuato su uno dei pozzi della rete di monitoraggio (PZB).

											B&R	HVORSLEV
ID	misura (m)	pozzetto (m)	p.c. (m. s.l.m.)	L.S. (m)	Soggiac. (m)	r. casing rc (m)	r. screen rw (m)	Ltot. Filtri Lscrn (m)	L TOT piezo (m)	Z (m)	K (m/sec)	K (m/sec)
PZ 1	5.35	0.19	150.5	145.34	5.16	0.0381	0.0760	6.00	9.0	3.84	9.1E-05	5.82E-04
PZ 2	8.56	0.18	150.5	142.12	8.38	0.0381	0.0760	6.00	18.0	9.62	5.4E-05	1.02E-04
PZ 3	8.8	0.32	151.3	142.82	8.48	0.0381	0.0760	6.00	18.0	9.52	-	-
PZ 4	7.52	0.35	150.5	143.33	7.17	0.0381	0.0760	6.00	18.0	10.83	5.4E-05	1.75E-04
PZ 4 bis	7.52	0.35	150.5	143.33	7.17	0.0381	0.0760	6.00	18.0	10.83	8.2E-05	2.04E-04
PZ 5	8.19	0.27	150.8	142.88	7.92	0.0381	0.0760	6.00	18.0	10.08	3.4E-05	7.65E-05
PZ 6	8.02	0.3	150.2	142.48	7.72	0.0381	0.0760	6.00	18.0	10.28	1.2E-05	2.55E-05
PZ 6 bis	8.02	0.3	150.2	142.48	7.72	0.0381	0.0760	6.00	18.0	10.28	1.2E-05	3.06E-05
PZ 7	7.44	0.25	150.2	143.01	7.19	0.0381	0.0760	6.00	18.0	10.81	3.3E-05	3.40E-05
PZ 8	7.74	0.29	148.8	141.35	7.45	0.0381	0.0760	6.00	18.0	10.55	3.3E-05	5.10E-05
PZ 9	7.66	0.34	148.8	141.48	7.32	0.0381	0.0760	6.00	18.0	10.68	2.5E-05	5.10E-05
PZ 10	7.36	0.29	149.3	142.23	7.07	0.0381	0.0760	6.00	18.0	10.93	6.9E-06	1.22E-05
PZ 11	6.99	0.3	149.2	142.51	6.69	0.0381	0.0760	6.00	18.0	11.31	1.5E-04	1.75E-04
PZ B	7.4	0.69	149.2	142.49	6.71	0.0575	0.0890	15.80	29.2	22.49	4.9E-05	1.02E-04
PZ AB	6.95	0.7	149.2	142.95	6.25	0.0575	0.0890	15.80	29.2	22.95	3.7E-05	6.83E-05

Tabella 8-1 - Dettagli costruttivi dei piezometri e risultati degli slug test

I valori della conducibilità idraulica ottenuti dall'elaborazione dei dati degli slug test evidenziano per il sito in esame un grado di permeabilità medio – basso, che fornisce confortanti indicazioni circa la possibilità di migrazione dei contaminanti nella falda. Essi mostrano una discreta uniformità delle caratteristiche idrodinamiche dell'acquifero testato, come è indicato dai valori sufficientemente regolari della conducibilità idraulica (compresi nell'intervallo tra 1.4 e 9.4×10^{-5} m/sec). Tale evidenza è peraltro suffragata dall'analisi delle stratigrafie dei piezometri realizzati. Le informazioni ricavate dagli slug test rappresentano un importante elemento conoscitivo ai fini di un corretto dimensionamento delle attività di test e di decontaminazione che verranno realizzate in campo. Essi infatti, come si vedrà in seguito, sono stati utilizzati per le simulazioni del test di campo.

Le foto riportate di seguito mostrano alcuni momenti in cui sono state effettuate le prove “Slug Test”.



9. RICOSTRUZIONE DEL MODELLO CONCETTUALE DEL SITO

9.1 Introduzione

La ricostruzione del modello concettuale del sito nasce dalla necessità di ricostruire l'andamento della concentrazione del contaminante nell'area oggetto di studio, al fine di indirizzare il progetto del sistema di bonifica verso una configurazione che sia il più possibile efficiente. Il successo dell'implementazione della bonifica dell'area, infatti, richiede lo sviluppo di un progetto ingegneristico che in parte si basa sui risultati di simulazioni sistematiche.

Nell'ambito della ricerca, tutta la raccolta e l'elaborazione dei dati sperimentali hanno permesso di validare e calibrare i modelli matematici del trasporto al fine di definire la migliore strategia di intervento. La ricerca è stata suddivisa in una prima fase in cui si è provveduto ad una identificazione dei possibili codici numerici da impiegare per lo studio del moto e del trasporto di contaminanti reattivi in falda.

Il punto fondamentale è che si evidenziava la necessità di trovare codici numerici in commercio che fossero in grado:

- di simulare il flusso bi o tridimensionale;
- di accoppiare all'equazione del moto per la risoluzione del campo fluidodinamico un programma di simulazione del trasporto considerando anche l'interazione dei composti disciolti con il terreno;
- di trattare un sistema disomogeneo almeno sulla verticale.

Dopo numerose ricerche e test su software commerciali, si è scelto il software VISUAL MODFLOW che consente di simulare l'avvezione, la dispersione, la diffusione, l'adsorbimento e la biodegradazione (solo fino al 1° ordine) dei contaminanti nelle acque di falda. Tuttavia, il modello presenta alcuni limiti principalmente legati alla difficoltà riscontrata nel simulare sia l'eterogeneità potenzialmente presente all'interno

di ogni unità stratigrafica sia la trasformazione dei composti di partenza in altri intermedi, come poi avviene ad esempio per il TCE.

In ogni caso, il VISUAL MODFLOW consente di ottenere il campo di moto in funzione della piezometria locale e delle curve di isoconcentrazione delle sostanze contaminanti investigate.

I modelli individuati sono:

- per la simulazione del moto nell'acquifero il MODFLOW è risultato il più idoneo, in quanto consente di utilizzare dati di campo e di tenere conto della stratigrafia del sistema;
- per la parte del trasporto ed interazione è stato utilizzato l'MT3D.

Una volta messi a punto i codici da impiegare nelle simulazioni numeriche si è passato alla fase dell'*analisi di sensitività* della componente di risoluzione del moto, utilizzando per la determinazione dei parametri le informazioni provenienti dalla caratterizzazione del moto.

9.2 I modelli matematici

I modelli matematici sono realizzati per semplificare e per descrivere meglio dei fenomeni naturali e/o artificiali di una certa complessità. I presupposti per applicare un modello sono così sintetizzabili: compatibilità del modello con i dati disponibili e con gli scopi dello studio, affidabilità del modello in quanto esso è già stato applicato in altre situazioni, accettabilità delle assunzioni che ne limitano l'affidabilità. I modelli che risolvono i problemi quantitativi, coinvolgendo portate dei pozzi, ricariche diffuse e, in generale valutazioni dei flussi idrici sotterranei, sono affidabili e applicabili con credibilità a particolari aree e problemi idrogeologici. Il procedimento di modellizzazione matematica consta di alcuni passi essenziali:

- Definizione del problema;
- Scelta dell'algoritmo risolutivo;
- Verifica del modello con analisi di sensitività;
- Calibrazione;
- Applicazione del modello.

I modelli sono costituiti da una o più equazioni differenziali che descrivono il moto del fluido attraverso il corpo dell'acquifero. Tali equazioni sono in grado di descrivere situazioni anche molto complesse e possono essere risolte con metodi analitici di soluzione o con metodi numerici. Qualora non sia possibile l'utilizzo della soluzione analitica, si può ricorrere a quella numerica, che discretizza il sistema secondo una maglia e la soluzione numerica viene data soltanto ai nodi della stessa; negli altri punti si procede per interpolazione.

Il movimento tridimensionale dell'acqua sotterranea (a densità costante), attraverso un mezzo poroso, può essere descritto dall'equazione alle derivate parziali:

$$\frac{\partial}{\partial x} K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} - W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (9.1)$$

in cui:

K_{xx} , K_{yy} , K_{zz} = componenti del tensore di conducibilità idraulica nelle tre direzioni (m/s);

W = flusso volumetrico di acqua, per unità di volume di acquifero, e rappresenta gli apporti o le perdite di acqua (1/t);

S_s = *storage* del materiale poroso o coefficiente di immagazzinamento specifico (1/l);

h = carico idraulico (m)

Tale equazione, che fornisce la rappresentazione matematica del deflusso sotterraneo, viene risolta effettuando una linearizzazione di tipo iterativo che termina nel momento in cui il sistema raggiunge le condizioni di convergenza. VMODFLOW risolve il sistema con la tecnica numerica delle *differenze finite*, che prevede una suddivisione dell'area di interesse in una griglia a maglie di forma qualsiasi. La soluzione di tali equazioni viene calcolata ai nodi della. Secondo questo metodo di calcolo numerico, il sistema continuo, descritto dall'equazione (9.1), viene sostituito da un set finito di punti discreti, sia nello spazio che nel tempo, e le derivate parziali vengono approssimate da termini calcolati dalle differenze di carico, in corrispondenza dei nodi della griglia; dal processo descritto, si ottengono dei sistemi di equazioni algebriche lineari di differenze, la cui soluzione fornisce i valori del carico idraulico h , relativo ai nodi delle celle del

sistema, che rappresentano un'approssimazione alla distribuzione, variabile nel tempo, del carico idraulico rispetto a quella che si otterrebbe dalla soluzione analitica dell'equazione (9.1).

Dopo aver ottenuto la distribuzione dei carichi, per ogni dato istante di tempo, il modello calcola la velocità della falda, in ogni nodo della griglia. Anche l'equazione di Darcy viene risolta con la tecnica delle differenze finite.

Dopo aver modellizzato il flusso idrico sotterraneo, si provvede ad impostare quello relativo al trasporto e alla diffusione dei contaminanti nelle acque di falda. L'equazione differenziale utilizzata è la seguente:

$$\frac{\partial(Cb)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[bD_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right] - \frac{\partial(bCV_i)}{\partial x_i} - \frac{c'W}{\varepsilon} \quad (9.2)$$

in cui:

c' = concentrazione in corrispondenza di pozzi o sorgenti; [M/V]

D_{ij} = tensore di dispersione [L^2/T]

VMODFLOW presenta una serie di tecniche numeriche per risolvere l'equazione (9.2); quella ritenuta più idonea è il MMOC, il *metodo delle caratteristiche modificato*, che, rispetto alla tecnica delle differenze finite, riduce la *dispersività numerica*.

Il MOC adotta una tecnica convenzionale di trasporto, che, per risolvere l'avvezione, utilizza un metodo misto Euleriano – Lagrangiano. La dispersione, i termini relativi a pozzi o sorgenti e le reazioni chimiche sono risolte con la tecnica delle differenze finite.

Secondo il metodo delle caratteristiche, si segue il movimento di un certo numero di particelle che si spostano in avanti nel tempo e si osserva la concentrazione e la posizione di ogni particella, che percorre delle *traiettorie caratteristiche*.

Diversamente dal MOC, il metodo delle caratteristiche modificato, invece che seguire il movimento di particelle mobili nel dominio, posiziona una particella, nel nodo di una cella, che viene spostata indietro, al fine di determinare la concentrazione ad essa associata, in funzione del un precedente istante di tempo: il valore di concentrazione così determinato viene utilizzato per approssimare la concentrazione della particella mobile nell'istante di tempo successivo.

Il MMOC è più veloce del MOC ma, a causa dello schema di interpolazione dei dati utilizzabile con l'MT3D, introduce valori di diffusività numerica non trascurabili, che risultano comunque inferiori a quelli che le differenze finite introdurrebbero nello stesso modello.

9.3 Risoluzione del modello di flusso

Le equazioni di flusso sono equazioni differenziali rispetto al tempo e allo spazio di tipo parabolico. Esse risultano univocamente determinate una volta note le condizioni iniziali e/o le condizioni al contorno. Nel caso di regime transitorio sono richieste:

- la condizione iniziale che consiste nei valori conosciuti della piezometrica ad un tempo iniziale t_0 dal quale si suppone che partano le simulazioni del modello;
- le condizioni al contorno.

9.3.1 Discretizzazione spaziale e temporale

I metodi numerici richiedono una discretizzazione nel tempo e nello spazio. Nel metodo delle differenze finite l'acquifero viene inizialmente discretizzato mediante una griglia regolare o irregolare a maglie quadrate e/o rettangolari. Le distanze internodali nelle direzioni x, y , cioè Δx e Δy , possono variare. Alcuni programmi, tra cui il MODFLOW, prevedono una discretizzazione in tre dimensioni, con le relative equazioni di flusso, che permette di considerare nello stesso modello più acquiferi, o suddivisioni all'interno dello stesso.

Il tempo totale di simulazione viene discretizzato in intervalli di tempo (*stress period*), suddivisi a loro volta in passi di tempo Δt (*time step*). Sia gli intervalli che i passi di tempo possono avere durata variabile, diversa l'uno dall'altro. Risolvere le equazioni di flusso significa partire da una distribuzione piezometrica iniziale al tempo t_0 , per i nodi discretizzati sul territorio modellato, calcolare le piezometriche in tali nodi per i successivi intervalli di tempo discretizzati $t_1, t_2, \dots$ con passi temporali Δt .

Per effettuare la ricostruzione concettuale del sito oggetto di studio, è stata scelta l'area più rappresentativa nei riguardi della contaminazione e delle condizioni idrogeologiche, le cui dimensioni in pianta (nel piano x, y) sono di 760m x 520m. L'area di studio è stata quindi suddivisa in una serie di maglie quadrate di dimensioni 10m x 10m. La scelta

della discretizzazione nasce dalla necessità di ottenere risultati che siano il più possibile vicini a quelli reali (minimizzando l'interpolazione), ma allo stesso tempo permettere al sistema di raggiungere la convergenza delle soluzioni.

Lungo la verticale l'acquifero è stato schematizzato specificando 4 layers che corrispondono alla suddivisione stratigrafica deducibile dalle stratigrafie dei pozzi esistenti sull'area. Sono stati introdotti così 4 strati, di spessore variabile, in modo da simulare la variazione di spessore delle unità idrogeologiche presenti nella zona, la cui schematizzazione si può osservare in Figura 9-4.

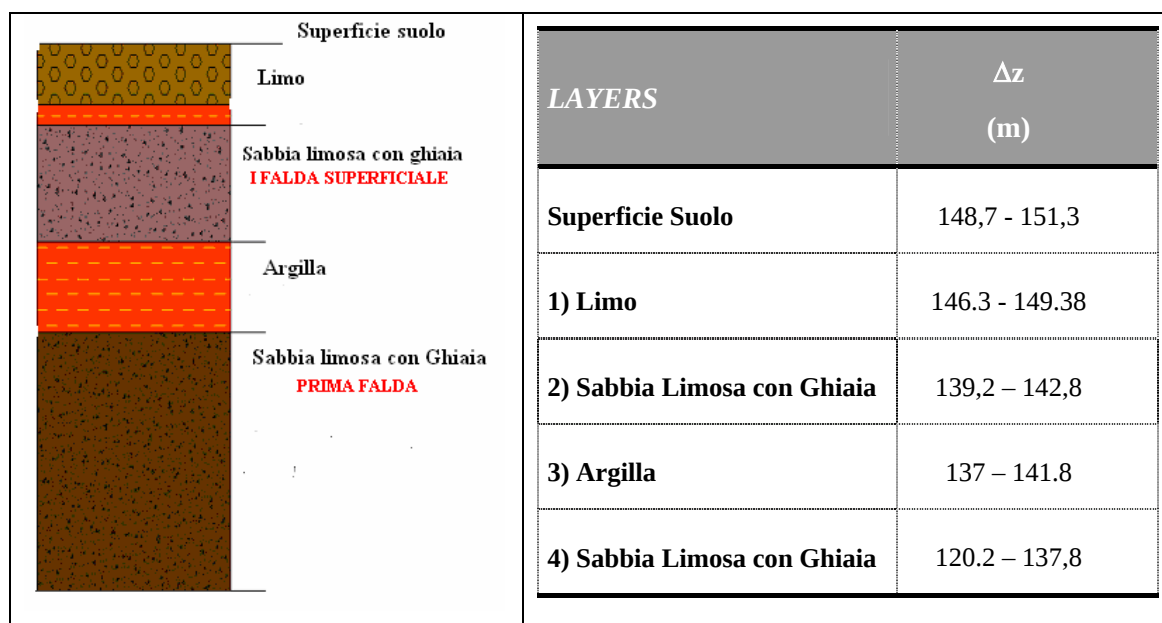


Figura 9-4-Schematizzazione dei litotipi in layers e discretizzazione lungo la verticale

Oltre alla possibilità di specificare il numero di litotipi, il MODFLOW permette di inserire nel modello l'andamento delle superfici di separazione dei vari strati, interpolando come dati di input le superfici introdotte sotto forma di file SURFER. In questo modo si può ricreare l'andamento geomorfologico reale. In Figura 9-5 è illustrato il risultato dell'interpolazione effettuata del Modflow, in una sezione dell'acquifero modellizzato.

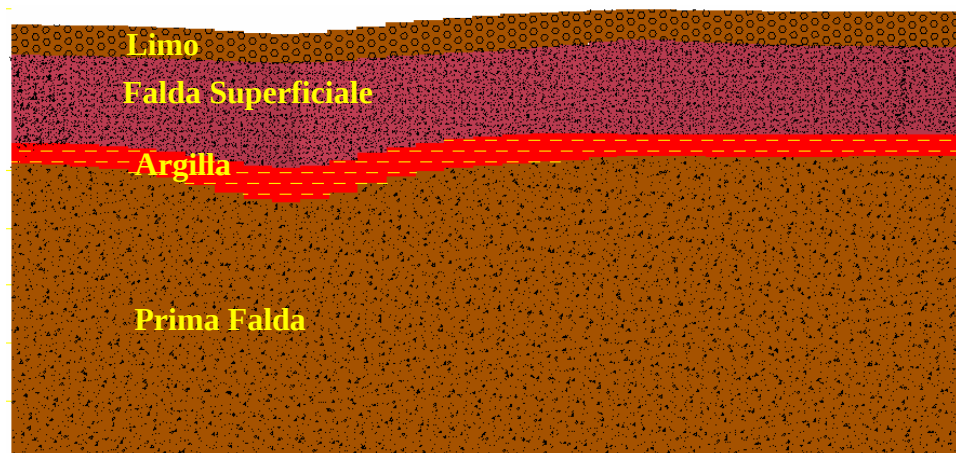


Figura 9-5-Andamento delle superfici di separazione dei litotipi creato dal MODFLOW.

Dopo aver ricostruito il modello tridimensionale dell'area occupata dall'ex Chimica Bianchi, si è provveduto ad assegnare a ciascun strato i relativi parametri idrogeologici, riportati nella seguente tabella:

	LIMO	FALDA SUPERFICIALE	ARGILLA	I FALDA
Kx (m/s)	0.00001	0.0051	0.00001	$4,4 \times 10^{-5}$
Ky (m/s)	0.00001	0.0051	0.00001	$4,4 \times 10^{-5}$
Kz (m/s)	0.0000001	0.00051	0.0000001	$4,4 \times 10^{-6}$
Ss (m²/s)	0.0001	0.0082	0.0001	0.00174
Sy	0.05	0.3	0.05	0.3
n_{eff}	0.45	0.3	0.45	0.25
n_{TOT}	0.45	0.3	0.45	0.25

Tabella 9-2- Caratteristiche dei layers

Il parametro di conducibilità (K), è stato ricavato mediando i valori dedotti dagli Slug Test (**Tabella 9-3**) effettuati su alcuni pozzi presenti nell'area modellizzata, mentre i valori relativi ai materiali limo e argilla sono stati presi da letteratura.

Nella seguente tabella sono riportati risultati delle prove; come si può vedere gli Slug Test sono stati effettuati per lo più sui pozzi intestati sulla Prima Falda, pertanto, nelle simulazioni è stato possibile utilizzare i valori puntuali solo su questa, mentre per la

Falda Superficiale è stato utilizzato un valore medio trovato in campagne di caratterizzazione precedenti.

<i>Nome</i>	<i>Ptot</i> (m)	<i>L.S.</i> (m)	<i>Ltot filtro</i> (m)	<i>r.casing</i> (m)	<i>R.derno</i> (m)	<i>TI C.CRESC</i> (sec)	<i>K(m/sec)</i> <i>HVORSLEV</i>
PZ 1	9.00	145.34	6.00	0.381	0.076	2	5.82E-04
PZ 2	18.0	142.12	6.00	0.381	0.076	6	1.02E-04
PZ 3	18.0	142.82	6.00	0.381	0.076	-	-
PZ 4	18.0	143.33	6.00	0.381	0.076	4	1.75E-04
PZ 4b	18.0	143.33	6.00	0.381	0.076	3	2.04E-04
PZ 5	18.0	142.88	6.00	0.381	0.076	8	7.65E-05
PZ 6	18.0	142.48	6.00	0.381	0.076	24	2.55E-05
PZ 6b		142.48	6.00	0.381	0.076	20	3.06E-05
PZ 7	18.0	143.01	6.00	0.381	0.076	18	3.40E-05
PZ 8	18.0	141.35	6.00	0.381	0.076	12	5.10E-05
PZ 9	18.0	141.48	6.00	0.381	0.076	12	5.10E-05
PZ 10	18.0	142.23	6.00	0.381	0.076	50	1.22E-05
PZ 11	18.0	142.51	6.00	0.381	0.076	4	1.75E-04
PZB	29.2	142.49	15.8	15.80	0.089	6	1.02E-04
PZAB	29.2	142.95	15.8	15.80	0.089	9	6.83E-05

Tabella 9-3-Risultati degli slug test effettuati il 5 aprile 2003.

Per quanto riguarda la discretizzazione temporale le simulazioni sono state effettuate in condizioni transitorie, in modo da studiare le variazioni delle condizioni idrologiche e di contaminazione nel tempo.

9.3.2 Condizioni al contorno e dati di input

La scelta delle condizioni al contorno, cioè dei limiti del modello, costituisce il primo passo nella sua costruzione, in quanto significa identificare nell'area in esame dei limiti fisico-territoriali che abbiano un significato idrogeologico. Se i limiti sono mal definiti o incompleti, il problema stesso è mal definito e la risposta del modello risulta errata. La teoria modellistica prevede la possibilità di individuare tre diversi tipi di limiti o di condizioni al contorno che possono essere applicate all'interno del dominio territoriale del modello.

1. *Limite a potenziale controllato* (costante o variabile): i limiti del primo tipo fissano o impongono il valore piezometrico. In un dominio di modello deve esistere almeno un punto che sia riferibile a limite del primo tipo. I più caratteristici corrispondono a delle superfici d'acqua libere: laghi, fiumi o stagni.

Bisogna assicurarsi che il livello di queste superfici sia indipendente, o quasi indipendente, dal funzionamento del sistema che limitano.

2. *Limite a flusso imposto*: tali limiti identificano un gradiente piezometrico perpendicolare al limite. Un caso particolare di questo tipo di limite è la direzione normale alle linee di flusso.
3. *Limite a flusso controllato o di ricarica*: la loro definizione è più difficile rispetto ai due precedenti e viene considerato per esclusione. Si appura spesso sul terreno che il limite adottato per il sistema, non può corrispondere a nessuna delle due categorie precedenti: il livello non è imposto, ma risulta piuttosto da uno scambio di portata tra il sistema e l'esterno.

Nel caso del modello esaminato, sono state sfruttate diverse delle condizioni al contorno sopra citate in quanto l'area presenta diversi elementi idrogeologici.

Per rappresentare la distribuzione dei carichi idraulici relativi ai due acquiferi, agli strati 2 e 4 è stata imposta la condizione al contorno “*constant head*”, cercando di ottenere un andamento delle superfici piezometriche quanto più prossimo a quello reale. La tabella seguente riporta la direzione ed il gradiente degli acquiferi oggetto di indagine:

	DIREZIONE	GRADIENTE IDRAULICO
I FALDA SUPERFICIALE	150° N	0.0034
I FALDA	180° N	0.0024

Tabella 9-4-Direzione e gradiente idraulico delle due falde oggetto di studio.

La direzione della falda superficiale è da ONO ad ESE pertanto per ricostruire l'andamento effettivo è stato necessario imporre una condizione di carico costante non lineare; nella ricostruzione dell'andamento della prima falda, essendo la direzione circa N-S, non è stata incontrata alcuna difficoltà nell'imporre la direzione.

La presenza nell'area del fiume Olona è stata introdotta nel modello imponendo come condizione al contorno delle celle a potenziale costante.

Il River Package del MODFLOW permette di simulare l'interazione tra la falda ed il fiume sia nel caso in cui il fiume sia alimentato dalla falda che viceversa. Il

MODFLOW calcola l'equazione del flusso, a cui viene aggiunto il termine che rappresenta l'interazione del fiume, in ogni cella in cui c'è infiltrazione.

La conducibilità delle celle in cui viene discretizzato il fiume si calcola con la seguente espressione:

$$C = \frac{KLW}{M}$$

Dove:

C = conducibilità. [L²/T]

K = conducibilità idraulica del materiale costituente il letto del fiume [L/T]

W = larghezza della cella [L]

L = lunghezza dell'elemento con cui si discretizza il fiume [L]

M = spessore del layer che costituisce il letto del fiume [L]

Il valore della conducibilità può essere calcolata a priori qualora si conoscano le variazioni del livello del fiume in corrispondenza delle fluttuazioni piezometriche della falda; qualora non si abbiano a disposizione delle campagne freatiche dettagliate è possibile assegnare una conducibilità arbitraria ed aggiustarne il valore tramite la calibrazione del modello.

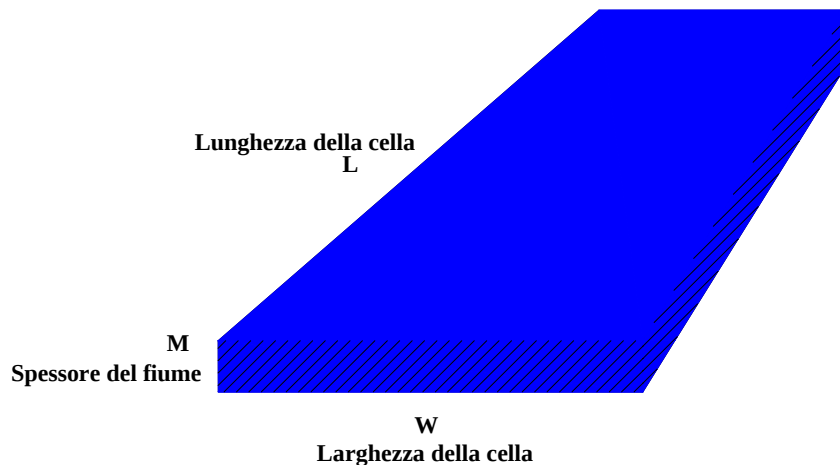


Figura 9-6-Schematizzazione del fiume in elementi discreti.

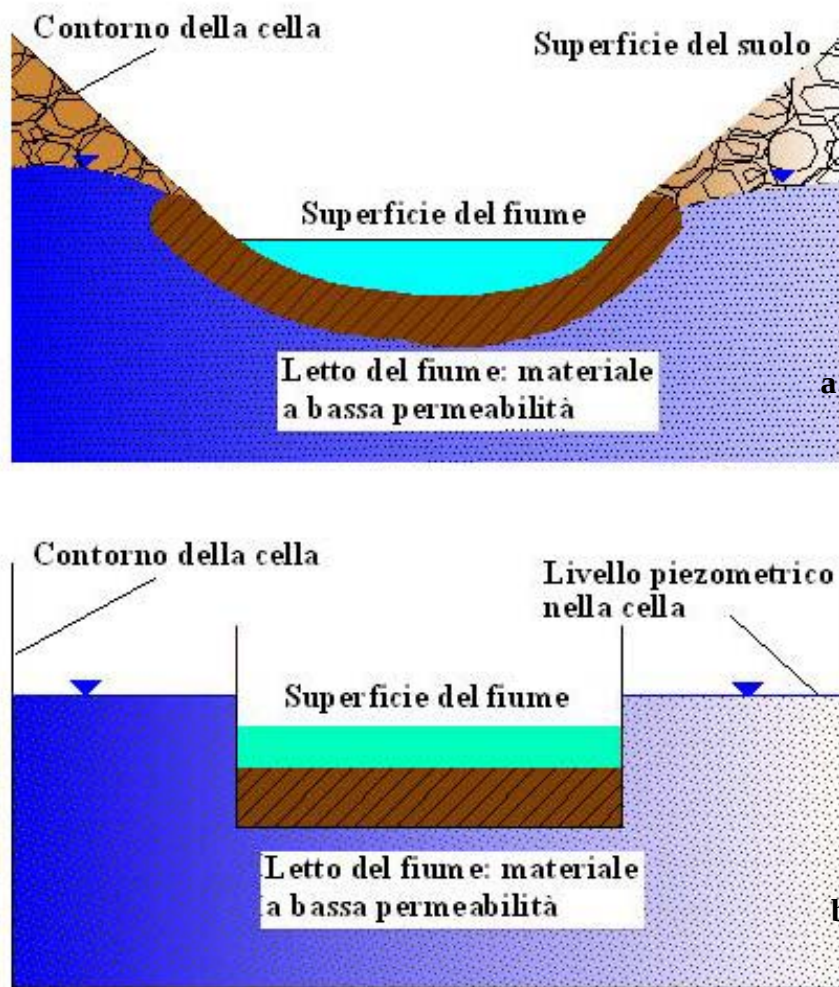


Figura 9-7-(a) Sezione trasversale di un acquifero ed un fiume (b) Rappresentazione concettuale dell'interconnessione fiume-acquifero nella modellizzazione effettuata dal MODFLOW.

Considerando che le celle con cui viene schematizzato il fiume rimangano sature e che il livello statico della falda non scenda al di sotto del layer in cui viene imposta la presenza del fiume, il flusso tra il fiume e la falda può essere espresso con la seguente equazione:

$$Q_{RIV} = C(H_{RIV} - h_{i,j,k})$$

In cui :

Q_{RIV} = Flusso di scambio tra i due elementi idrogeologici (positivo se diretto verso l'acquifero).

H_{RIV} = Livello piezometrico del fiume.

$h_{i,j,k}$ = Livello piezometrico relativo al nodo della cella che sottende l'elemento con cui viene discretizzato il fiume.

Qualora il livello piezometrico dell'acquifero si trovi al di sotto del layer che rappresenta il letto del fiume, si crea una zona non satura al di sotto di tale layer; quindi se viene assunto che lo stesso strato che fa da letto al fiume rimanga saturo, il carico idraulico in questo strato è dato semplicemente dalla differenza di quota. Se tale differenza viene chiamata R_{BOT} il flusso attraverso il letto del fiume è dato dalla seguente espressione:

$$Q_{RIV} = C(H_{RIV} - R_{BOT})$$

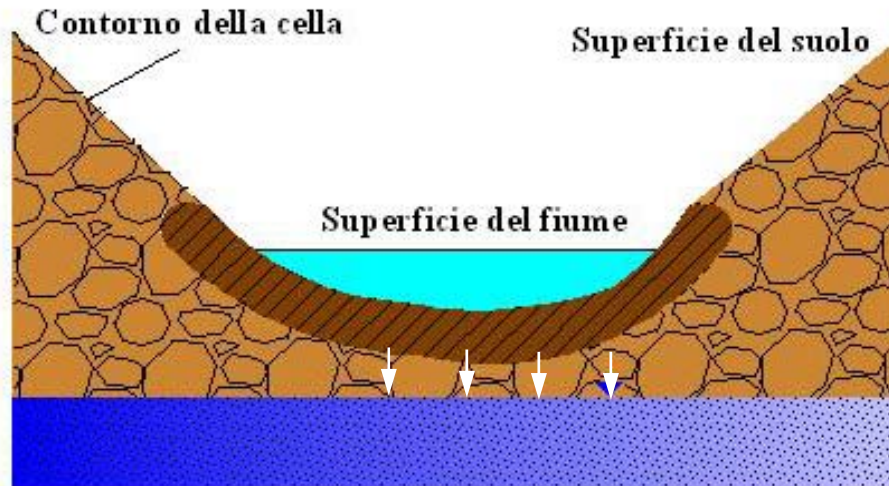


Figura 9-8-Sezione trasversale raffigurante l'interazione fiume-falda

Se si verificano abbassamenti del carico al di sotto di R_{BOT} non c'è incremento di flusso attraverso il letto; il flusso si mantiene ad un valore costante dato dall'equazione precedente.

Il modello descritto finora viene utilizzato pertanto nella simulazione dell'interazione falda-fiume ed il flusso tra il fiume ed il nodo i,j,k viene calcolato con il seguente set di equazioni:

$$Q_{RIV} = C_{RIV}(H_{RIV} - h_{i,j,k}) \quad \text{se } h_{i,j,k} > R_{BOT}$$

$$Q_{RIV} = C_{RIV}(H_{RIV} - h_{i,j,k}) \quad \text{se } h_{i,j,k} \leq R_{BOT}$$

Pertanto nella simulazione effettuata per ricostruire il modello del sito, il fiume Olona è stato introdotto considerando i seguenti parametri:

Altezza degli argini del fiume (m da p.c.)	Altezza del livello piezometrico (m da p.c.)	K Conducibilità del materiale del letto (m/s)	C Conduttanza del letto (m ² /d)
5	1	0.0001	600

Tabella 9-5-Parametri utilizzati nella modellizzazione del fiume

Dalle campagne piezometriche e dai risultati delle osservazioni relative alle variazioni di livello del fiume, emerge che l'Olona alimenta la falda.

Un'altra condizione al contorno considerata è stata quella relativa alla ricarica della falda dovuta alle precipitazioni pluviometriche. Il programma sfrutta il pacchetto *Richarge Package*.

La ricarica areale della falda è il risultato delle precipitazioni che si infiltrano nel sottosuolo ed è definita come:

$$Q_{Ri,j} = I_{i,j} * DELR_j * DELC_i$$

In cui:

$Q_{Ri,j}$ = Portata del flusso di ricarica applicata nel modello nelle celle i, j; [L³/T]

$I_{i,j}$ = Flusso di ricarica applicato all'area della cella (DEL_{Rj}*DEL_{Ci}); [L/T]

La ricarica, $Q_{Ri,j}$, è applicabile alle singole celle nel primo layer, in quanto l'infiltrazione verso la falda viene automaticamente calcolata dal programma.

L'area modellizzata è caratterizzata da un regime pluviometrico medio annuo che negli ultimi anni è pari circa a 980 mm/anno, con valori pari a 1400-1600 mm/anno per gli anni particolarmente piovosi e pari a 700-900 mm/anno per quelli meno piovosi. Poiché il periodo scelto nella simulazione interessa anni caratterizzati da un alto tasso di precipitazione, è stata introdotta una ricarica della falda di 1500 mm/anno.

I piezometri, esistenti nell'area dell'ex Chimica Bianchi Sud, sono stati opportunamente inseriti nel modello, con la funzione di punti di calibrazione: VMODFLOW, infatti, è dotato di un modulo specifico per la calibrazione del modello implementato.

La funzione di calibrazione memorizza, per ogni periodo di tempo considerato, i valori del carico idraulico, H_c , calcolati per le celle in cui sono ubicati i piezometri di osservazione: ciò rende possibile paragonare i valori di carico idraulico calcolati, con quelli osservati in corrispondenza di ciascun piezometro, H_o , per poter valutare statisticamente la rispondenza del modello alla realtà.

Infine, ciascuno strato del modello è stato caratterizzato da un punto di vista idrogeologico; i layers di un modello, infatti, possono essere suddivisi nelle seguenti tipologie:

- TIPO 0: CONFINATO: T ed S sono costanti durante tutta la simulazione;
- TIPO 1: NON CONFINATO: T varia, mentre S rimane costante;
- TIPO 2: CONFINATO-NON CONFINATO: T rimane costante, mentre S varia tra i valori tipici di uno strato confinato e quelli di uno non confinato;
- TIPO 3: CONFINATO-NON CONFINATO: T rimane costante, mentre S varia tra i valori tipici di uno strato confinato e quelli di uno non confinato.

9.3.3 Output del modello di flusso

Per ricostruire il modello di flusso sono state eseguite diverse simulazioni considerando i dati provenienti dalle varie campagne piezometriche.

Una prima simulazione è stata condotta in condizioni stazionarie utilizzando i dati della campagna di luglio 2003. In questa simulazione è stata considerata anche la presenza del sarcofago, che è stato ricreato nel modello imponendo la presenza di barriere verticali a bassa permeabilità. I risultati della simulazione sono riportati nelle figure 6 e 7.

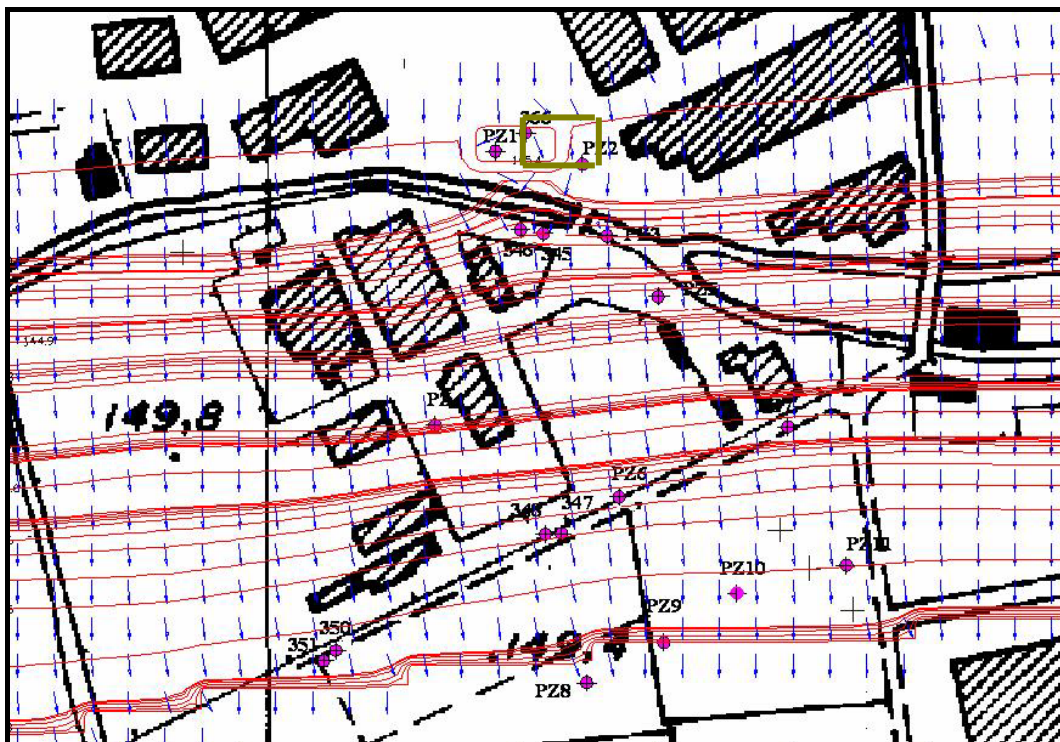


Figura 9-9-Andamento piezometrico e delle velocità della falda superficiale

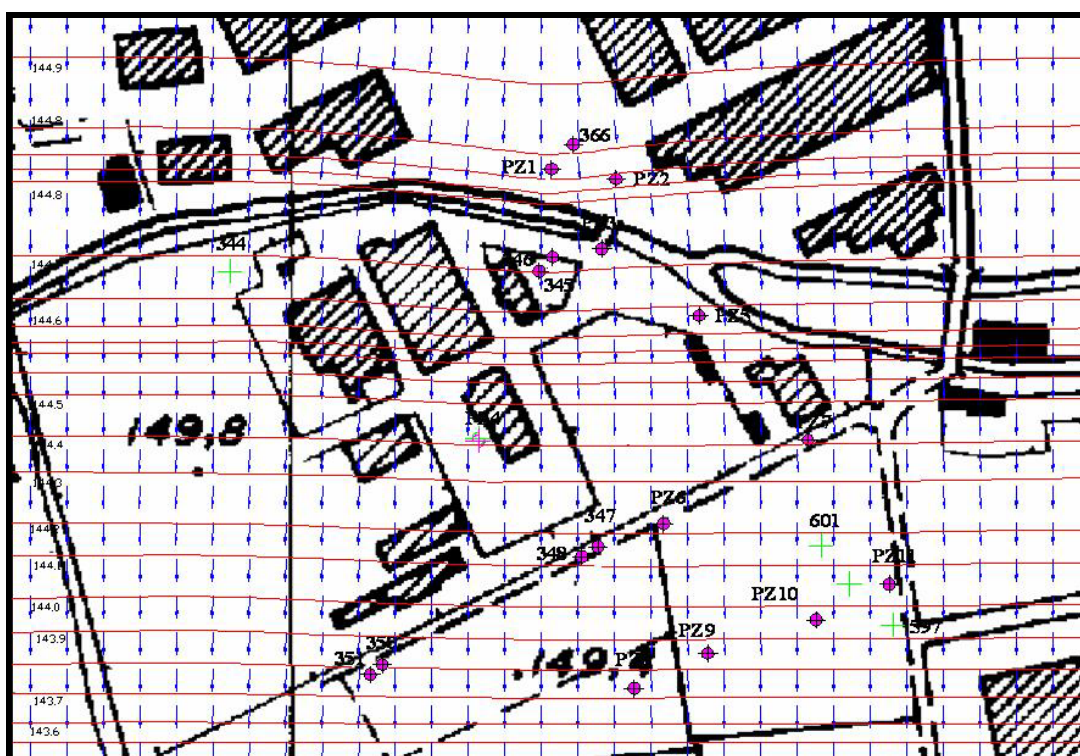


Figura -9-10-Andamento piezometrico e delle velocità della Prima Falda.

La concordanza, fra i valori del carico calcolati dal modello e quelli osservati, come messo in evidenza dal seguente *grafico di calibrazione*, evidenzia una buona prossimità del modello, alla distribuzione reale delle caratteristiche idrauliche della zona.

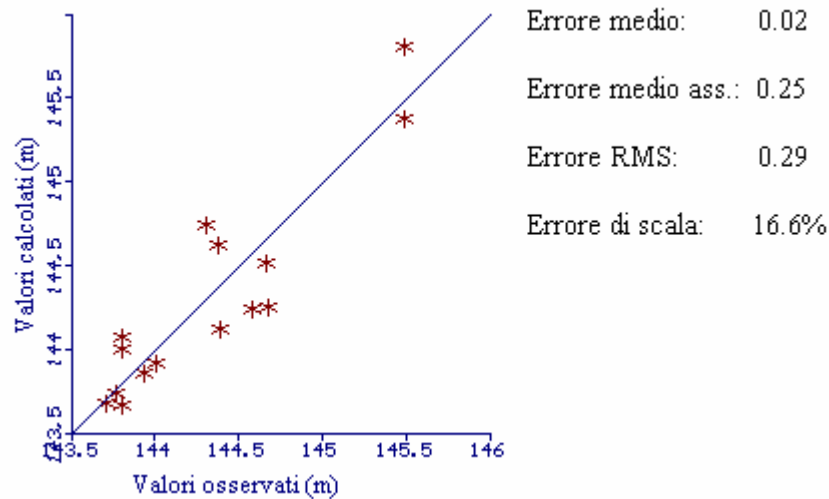


Figura 9-11-Risultati della calibrazione del modello di flusso delle due falde

Confrontando la superficie piezometrica restituita dal modello con quella ottenuta per interpolazione dei dati relativi ai livelli statici dei piezometri, si possono notare modeste differenze nei valori di carico idraulico, mentre l'andamento generale della direzione di flusso delle acque appare pressoché identico (cfr. Capitolo 6).

E' bene osservare che il grafico di correlazione fra i carichi calcolati con quelli osservati si riferisce a tutti i piezometri del modello; questo grafico fornisce un'indicazione del grado di approssimazione del modello alla realtà: in caso di corrispondenza esatta, tutti i punti del piano giacciono su di una retta a 45°. Il risultato generale della simulazione appare ampiamente soddisfacente, come mostrato dai seguenti parametri:

- errore medio assoluto E_{ma} = 0.247; definito come il modulo della somma delle differenze dei livelli calcolati ed osservati, per ciascun pozzo, diviso il numero dei pozzi di calibrazione;

- errore quadratico medio RMS = 0.296, definito come la radice quadrata della somma dei quadrati delle differenza fra livelli calcolati ed osservati, diviso il numero dei pozzi di osservazione.

Nella seguente tabella è riportato lo scarto tra i valori del carico idraulico calcolati dal programma e quelli osservati nei piezometri.

Nome	X[m]	Y[m]	Z[m]	Valore osservato	Valore Calcolato	Errore
366	244.84	266.11	142.81	145.49	145.26	-0.23
PZ1	237.23	258.53	142.46	145.49	145.10	-0.39
PZ2=1	266.44	251.55	122.27	144.31	144.86	0.55
PZ3	258.91	223.51	123	144.38	144.79	0.41
PZ4=6	204.65	140.8	124	144.68	144.46	-0.22
PZ7	348.11	139.6	124	144.58	144.43	-0.15
PZ6	286.91	105.05	124	143.80	144.25	0.45
347=3as	256.31	93.6	142.58	144.67	144.31	-0.36
348=3bs	250.09	90.37	124	143.80	144.18	0.38
350=5as	163.55	42.94	142.46	144.39	144.11	-0.29
351=5bs	157.47	39.89	124	143.80	143.75	-0.05
PZ11	382.43	77.65	124	144.01	144.06	0.05
PZ10	342.56	61.09	124	143.94	143.99	0.05
PZ9	305.37	45.19	124	143.77	143.84	0.07
PZ8	270.83	31.75	124	143.71	143.76	0.05

Tabella 9-6-Confronto tra i valori della piezometrica calcolata dal MODFLOW con quelli misurati in campo.

9.4 Risoluzione del modello del trasporto e diffusione della contaminazione

I modelli più utilizzati per rappresentare il trasporto dei solventi clorurati focalizzano l'attenzione sul trasporto indotto dalla falda in condizioni di flusso naturale. Poiché i DNAPL negli acquiferi si trovano per lo più in saturazione residua, essi risultano immobili in condizioni naturali, e la loro quantità e distribuzione è generalmente sconosciuta, la maggior parte dei modelli che simulano il trasporto nel saturo non considerano esplicitamente questa forma di contaminazione, ed è questo il caso del MODFLOW.

Dopo aver ricostruito il modello di flusso dell'area investigata, è stato impostato il relativo modello di trasporto e diffusione del contaminante clorurato che maggiormente, rispetto agli altri, coinvolge la prima falda: il TCE.

Gli stessi piezometri utilizzati come punti di osservazione per il carico idraulico, in questa sede, sono stati impiegati come punti di calibrazione del modello di trasporto, la cui funzione di calibrazione lavora in modo identico a quella propria del modello di flusso, di cui sopra. Lo scopo di questo modello è quello di ricostruire l'andamento delle curve di isoconcentrazione del TCE, in funzione dei dati idrochimici, ricavati dalle varie campagne di monitoraggio delle acque, condotte durante il corso degli anni.

Quale istante iniziale della simulazione, è stato considerato luglio 2003.

La simulazione è stata effettuata per un periodo di tempo pari a 200 giorni, in modo tale da ottenere dei risultati quanto più vicini ai dati ricavati dall'ultima campagna di indagini, svolta nel mese di aprile 2004. I valori di concentrazione considerati sono quelli riportati nella **Tabella 9-7**.

ID	C(mg/l)
346	144.21
348	30.83
351	1.71
1	19.13
2	0.17
3	1.64
4	0.07
5	4.27
6	0.02
7	3.14
8	16.84
9	0.11
10	1.54
366	4.70
345	2.43
347	0.16
350	0.07
0	2.27

Tabella 9-7-Dati relativi alla concentrazione del TCE rilevati a luglio 2003

Come già detto in diverse occasioni, analizzando i risultati delle indagini chimiche effettuate sugli acquiferi in questione si è notato come i valori di concentrazione del TCE, rinvenuti nella Prima falda, siano di gran lunga superiori a quelli riscontrati nella falda superficiale.

I risultati delle campagne di monitoraggio di marzo e luglio 2003 hanno confermato definitivamente l'avvenuta migrazione di questo solvente clorurato nella falda semiconfinata, a vantaggio di quella superficiale, dove sembra che il focolaio della contaminazione individuato in passato, come oramai noto, nell'area occupata dall'attuale depuratore, si vada esaurendo: tutto ciò ha portato ad ipotizzare la presenza, in Prima falda, di un DNAPL, ovvero di una fase liquida densa non acquosa separata dall'acqua di falda..

E' noto che le caratteristiche fisiche dei DNAPL, unite alla natura eterogenea del sottosuolo, rendono la loro migrazione imprevedibile e di difficile modellizzazione.

Il TCE può, infatti, essere adsorbito sulla superficie di un'eventuale lente di argilla, presente nel primo acquifero, dalla quale poi nel tempo ha in continuazione rilasciato TCE con elevate concentrazioni.

Nella simulazione eseguita sono state considerate più sorgenti di contaminazione in quanto la migrazione dei DNAPL non è governata dai meccanismi di trasporto convenzionali (avvezione, dispersione e diffusione), ma dalla presenza di strutture geologiche, quali faglie, fessure, e dalla gravità. Pertanto considerando che la matrice solida dell'acquifero è costituita da formazioni alluvionali, le eterogeneità che si possono ipotizzare nella stessa sono talmente elevate da rendere l'ipotesi di semplice migrazione verticale per gravità non univoca. L'ipotesi che la migrazione sia stata non solo verticale sembra essere riscontrabile dai valori di concentrazione rilevate in alcuni piezometri spia. Infatti si riscontrano valori elevati di concentrazione in punti apparentemente non connessi alla sorgente più probabile che sembra essere limitrofa al piezometro 346, il quale attualmente mostra un livello di concentrazione molto più elevato rispetto agli altri.

Le sorgenti considerate sono tutte relative alla Prima Falda in quanto le concentrazioni di quella superficiale sono residuali di un focolaio che va estinguendosi.

Pertanto le sorgenti considerate sono state posizionate in prossimità del piezometro 346, in cui è stato considerato un focolaio con una concentrazione di 144 mg/l. Ai fini della modellizzazione è stata imposta la condizione di *Concentrazione costante*, ossia si è considerata una sorgente persistente a rilascio costante, ma per un tempo limitato di 35 giorni in modo tale da seguire la variazione delle concentrazioni in istanti successivi.

Infatti poiché i DNAPL tendono a rilasciare la contaminazione in soluzione soltanto dopo che è stata raggiunta la saturazione, è stato considerato come scenario possibile quello in cui il DNAPL abbia raggiunto la saturazione in passato ed il fenomeno a cui si assiste attualmente riguarda il passaggio del TCE dalla fase non acquosa in soluzione.

Per quanto riguarda i parametri di dispersione sono stati considerati i valori riportati nella **Tabella 9-8**.

Parametri	Valori
DI	20 (m)
α_Y / α_X	0.18
α_Z / α_X	0.028

Tabella 9-8-Valori dei parametri dispersivi applicati nel modello.

I risultati del modello ricostruito relativi alla Prima falda, sono riportati nelle figure che seguono, in cui si può notare l'andamento del plume nel piano x,y (Figura 9-13) e in quello x,z (Figura 9-12).

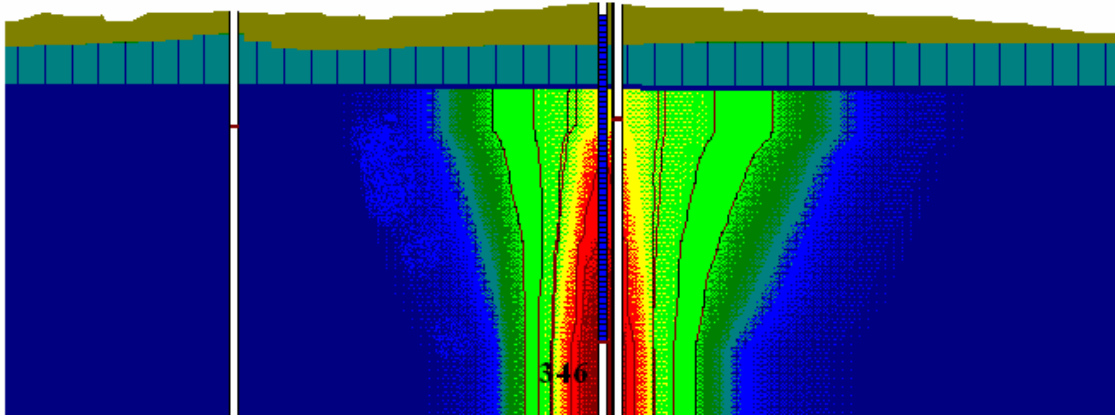


Figura 9-12-Andamento della concentrazione nel piano x,z (SEZ A-A)

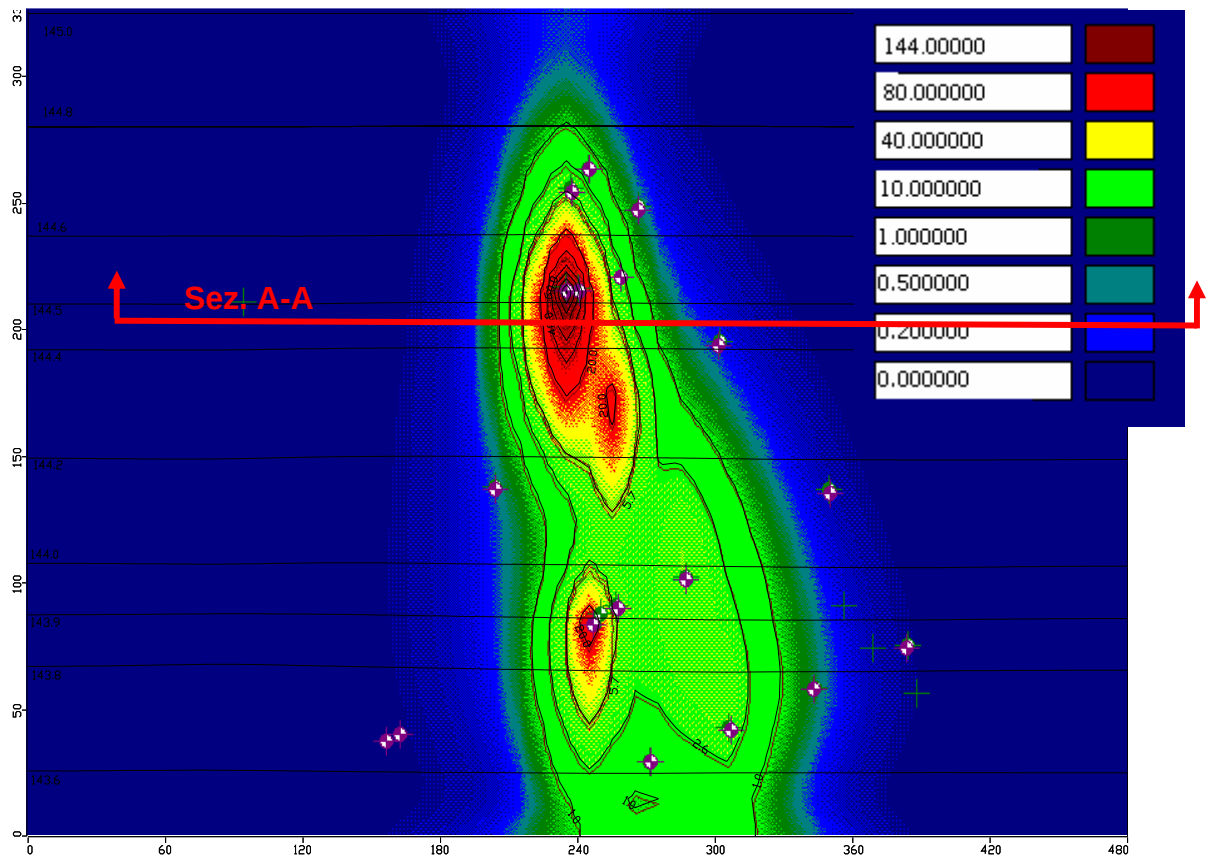


Figura 9-13-Andamento del plume di TCE nella Prima Falda

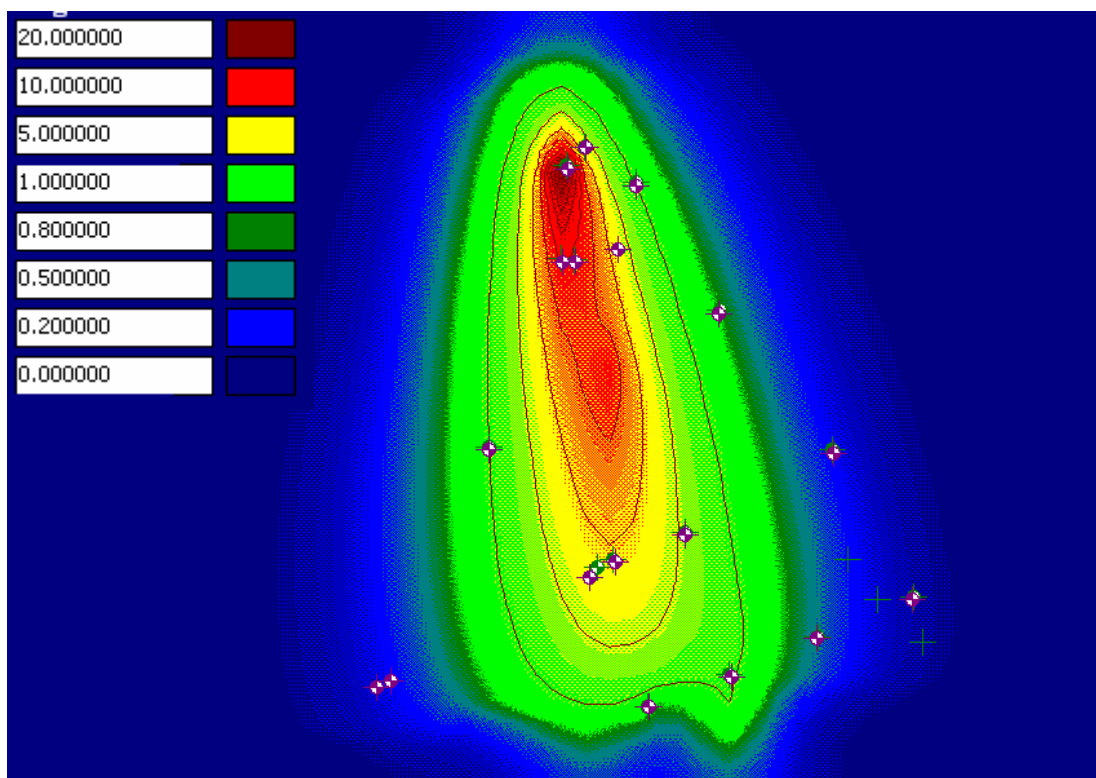


Figura 9-14-Andamento del TCE nella Falda Superficiale

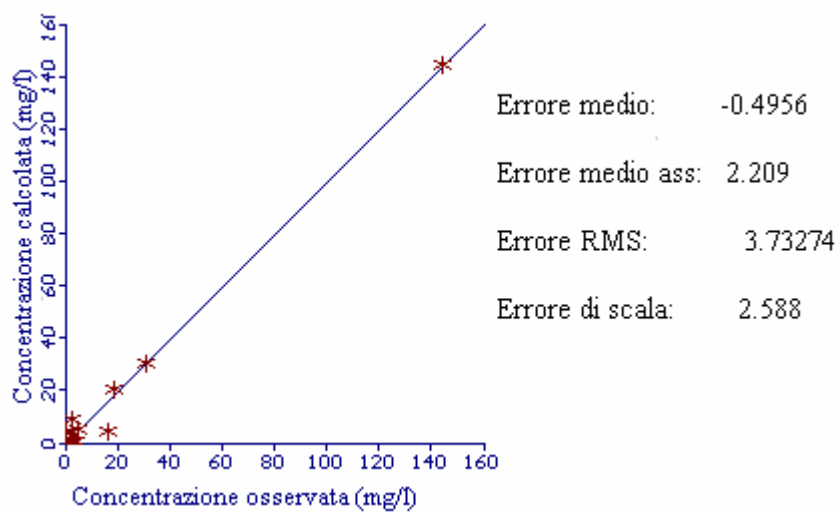


Figura 9-15-Risultati della calibrazione relativi al modello di trasporto e diffusione del TCE

Nella **Tabella 9-9** si possono vedere i valori riportati nel grafico di calibrazione.

Nome piezometro.	Valore osservato (mg/l)	Valore calcolato (mg/l)	Errore
346	144.21	144.00	-0.21
366	4.70	4.85	0.15
348	30.83	30.48	-0.35
350	0.07	0.21	0.14
351	1.71	0.01	-1.70
PZ1	19.13	20.00	0.87
PZ 2	0.17	0.46	0.29
345	2.43	8.89	6.46
PZ 3	0.17	3.61	3.44
PZ 5	1.64	0.08	-1.56
PZ 4	0.02	0.24	0.22
PZ 7	0.07	0.02	-0.05
PZ 6	4.27	0.45	-3.82
347	0.16	4.00	3.84
PZ11	1.54	0.01	-1.53
PZ10	0.11	0.05	-0.06
PZ9	16.84	4.53	-12.31
PZ8=7	3.14	0.38	-2.76

Tabella 9-9-Risultati della calibrazione del modello di trasporto e diffusione del TCE

Come si può osservare dalla differenza tra i valori di concentrazione del TCE calcolati e quelli osservati, la modellizzazione dell'andamento della concentrazione di questo composto clorurato è risultata particolarmente difficile. La discrepanza può essere imputabile a diversi fattori, tra cui il fatto che il dominio impostato per rappresentare il sito, risulta nell'ambito di ciascuno strato che lo compone, omogeneo. Infatti nonostante i tentativi di ricreare possibili aree di eterogeneità all'interno dei singoli layer, per mezzo della differenziazione dei parametri idrogeologici, non è stata raggiunta una condizione di calibrazione ottimale.

In conclusione, appare lecito affermare che la simulazione del trasporto e della diffusione del TCE, ottenuta ricostruendo un modello, a strati omogenei (dal punto di vista stratigrafico e dei parametri idrogeologici impiegati), riesce a fornire un plume con un trend evolutivo accettabile, la cui migrazione ha luogo dal piezometro 346, verso i piezometri 348 e PZ7, in perfetto accordo con i dati di campo, ma non riesce a

giustificare, proprio per la sua omogeneità, valori alti di concentrazione in piezometri molto vicini a quelli citati sopra. Ciò conduce all'ipotesi di una situazione idrogeologica reale, molto più complessa di quella finora ipotizzata e ricostruita precedentemente, che si riflette maggiormente nella migrazione dei contaminanti oggetto di questo studio che, con l'aggravio di una situazione stratigrafica piuttosto eterogenea, ne condizionano fortemente le modalità di migrazione negli acquiferi.

10. IMPLEMENTAZIONE DEL TEST DI CAMPO

10.1 Scopo del test

La realizzazione del test di campo rappresenta una delle ultime fasi preliminari per la valutazione dell'applicabilità della tecnica di *biorimediación in situ*. Precedentemente alla realizzazione del sistema, sono stati effettuati studi di microcosmo (presso il Dipartimento di Chimica dell'Università di Roma "La Sapienza") basati sull'aggiunta di differenti ammendanti (estratto di lievito, lattato, butirrato e idrogeno) e/o colture microbiche specializzate contenenti *Dehalococcoides ethenogenes* (unico microrganismo isolato in grado di condurre la declorazione riduttiva del PCE o TCE fino all'etilene), utilizzando anche campioni di suolo e di acqua prelevati direttamente dal sito.

I risultati della sperimentazione di laboratorio hanno evidenziato un incremento della velocità di declorazione riduttiva rispetto al controllo senza ammendanti né microrganismi aggiunti. In particolare, nelle condizioni più favorevoli (microcosmi ammendati con estratto di lievito e/o con mezzo minerale nutriente o con inoculo specializzato) si è evidenziata la possibilità di ottenere la completa conversione di tutti i composti clorurati di partenza in etilene, che è un composto non tossico.

La progettazione del test di campo è finalizzata alla realizzazione di un impianto pilota sul quale implementare una sperimentazione atta alla verifica della possibilità di applicare in piena scala un processo in situ per la bonifica per via biologica della falda contaminata da solventi organo clorurati presso il sito campione (zona dell'ex Chimica Bianchi di Rho (Mi)).

Il test di campo consente di riprodurre in situ, in un'area ristretta ed in condizioni controllate il processo biologico alla base della decontaminazione che si intende studiare, in particolare tale test potrà consentire di:

1. analizzare a fondo la fluidodinamica del sistema mediante test condotti in sito con l'ausilio di traccianti;

2. verificare la riproducibilità dei risultati sperimentali ottenuti negli studi di microcosmo in condizioni più prossime a quelle reali;
3. ottenere informazioni per una eventuale implementazione del trattamento a scala reale sul sito oggetto di studio e su altri siti con caratteristiche analoghe.

Le modalità di implementazione del test sono state scelte basandosi su modifiche del protocollo RABITT, i cui punti fondamentali sono stati descritti nel capitolo 5.

Lo schema concettuale del test di campo è basato sull'estrazione di acqua di falda a valle, sulla sua miscelazione con gli ammendanti e sulla sua reimmissione in falda, in una zona delimitata del sito contaminato in questione.

Tale sistema permette di variare a piacere le condizioni idrodinamiche locali, consentendo di ottenere:

- un adeguato miscelamento dell'acque di falda con gli ammendanti;
- la minimizzazione del volume coinvolto nella fase reattiva;
- un ricircolo che consente di variare il tempo di residenza idraulica dell'acqua ammendata;
- un confinamento idraulico del volume della zona reattiva con limitazione degli scambi con il normale flusso di falda.

10.2 Localizzazione dell'impianto

La zona in cui realizzare il test è stata selezionata a valle di un sopralluogo e di un'accurata verifica delle condizioni locali.

Fra le diverse ipotesi di localizzazione si è deciso di posizionare il sistema in prossimità del focolaio di contaminazione presente vicino all'impianto di depurazione (presso il piezometro 366) (Figura 10-17). All'interno di questa area, in particolare, si è selezionata la zona che ricade nel "sarcofago", ossia nell'area che è stata oggetto di incapsulamento nel 1982. Tale scelta è supportata dalle seguenti motivazioni:

- la zona interessata dalla circolazione indotta delle acque è limitata all'acquifero superficiale, che risulta confinato lateralmente dalla barriera idraulica artificiale ed inferiormente da uno strato di materiale argilloso; essa offre pertanto le massime garanzie di sicurezza per l'esecuzione del test.

- presenta un livello di contaminazione sufficiente a verificare l'attività microbiologica;
- consente un confronto diretto dei risultati con quelli derivati dagli studi di microcosmo, in quanto i campioni di suolo ed acqua utilizzati per le determinazioni di laboratorio provengono dalla stessa area;
- l'area è recintata, pertanto fornisce garanzie di sicurezza per l'esercizio non presidiato delle apparecchiature elettromeccaniche;
- nell'area non sono presenti infrastrutture che possono ostacolare l'agevole esecuzione dei lavori e c'è lo spazio sufficiente a garantire le manovre dei macchinari che effettueranno le trivellazioni;
- è dotata di allaccio alla rete elettrica per garantire l'alimentazione delle apparecchiature elettromeccaniche utilizzate nel test e di acqua corrente.

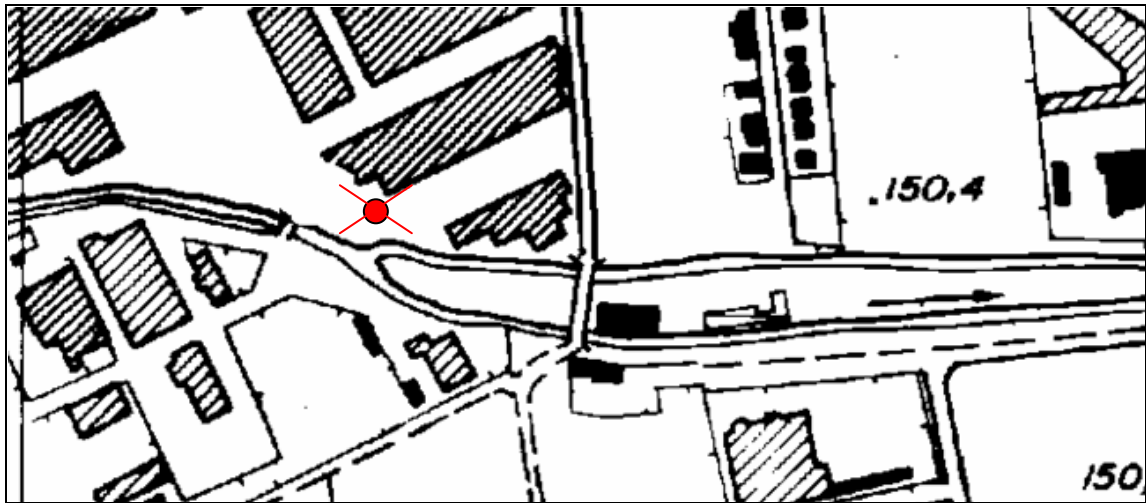


Figura 10-16-Localizzazione dell'area prescelta

La seguente planimetria mostra un particolare dell'area del test in cui si possono individuare: l'impianto di depurazione, la cabina elettrica, ed in rosso è tracciata l'area che interessa il sarcofago, all'interno della quale è mostrata la disposizione del sistema.

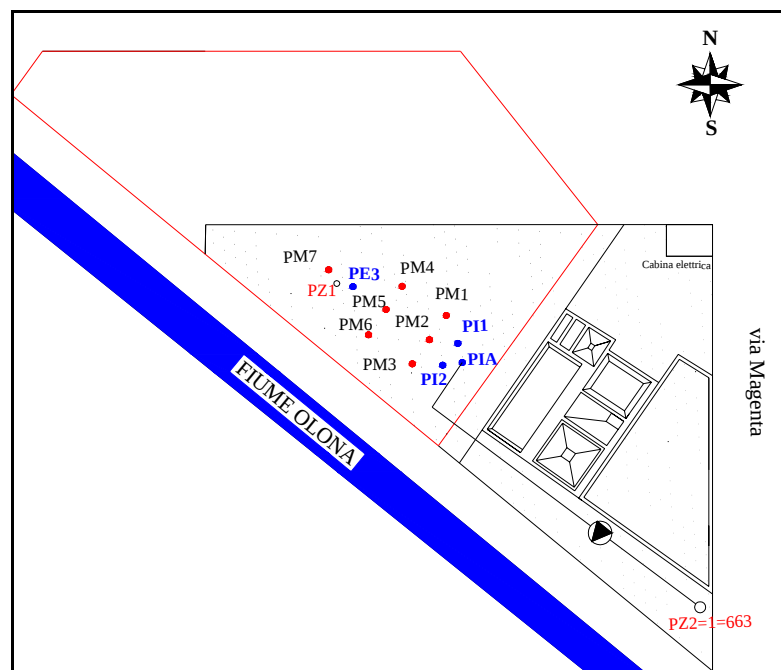


Figura 10-17- Schema planimetrico dell'area di ubicazione dell'impianto di trattamento acque in superficie

10.3 Simulazione del test

Prima di procedere all'installazione del sistema sono state effettuate delle simulazioni, con il VISUALMODFLOW, al fine di un corretto dimensionamento delle componenti impiantistiche e di verificare l'entità della zona interessata dalla dispersione delle soluzioni iniettate.

L'area in esame è stata discretizzata, nel piano xy, mediante 18x35 celle di dimensioni 1 x 1 m.

La discretizzazione lungo la verticale è stata invece effettuata specificando un numero di layers in grado di rappresentare correttamente la stratigrafia dedotta dal carotaggio presso il pozzo PZ0 (**Figura 10-18**), preesistente; questi evidenziano la presenza di tre strati denominati rispettivamente: limo, sabbia e argilla.

Il layer sabbioso è saturo ed in esso si trova la falda superficiale oggetto di studio. Lo strato di argilla, che dovrebbe costituire la base del "sarcofago", non è visibile dal sondaggio in quanto la trivellazione si ferma a 9 m dal p.c., tuttavia la sua presenza è ricavabile dalla ricostruzione della stratigrafia effettuata in piena scala.

Le simulazioni sono state condotte utilizzando in input i parametri idrogeologici e dispersivi derivanti dalla precedente attività di caratterizzazione del sito (ricostruzione del modello concettuale e modellizzazione a scala locale dell'acquifero) e riportati nella **Tabella 10-10**.

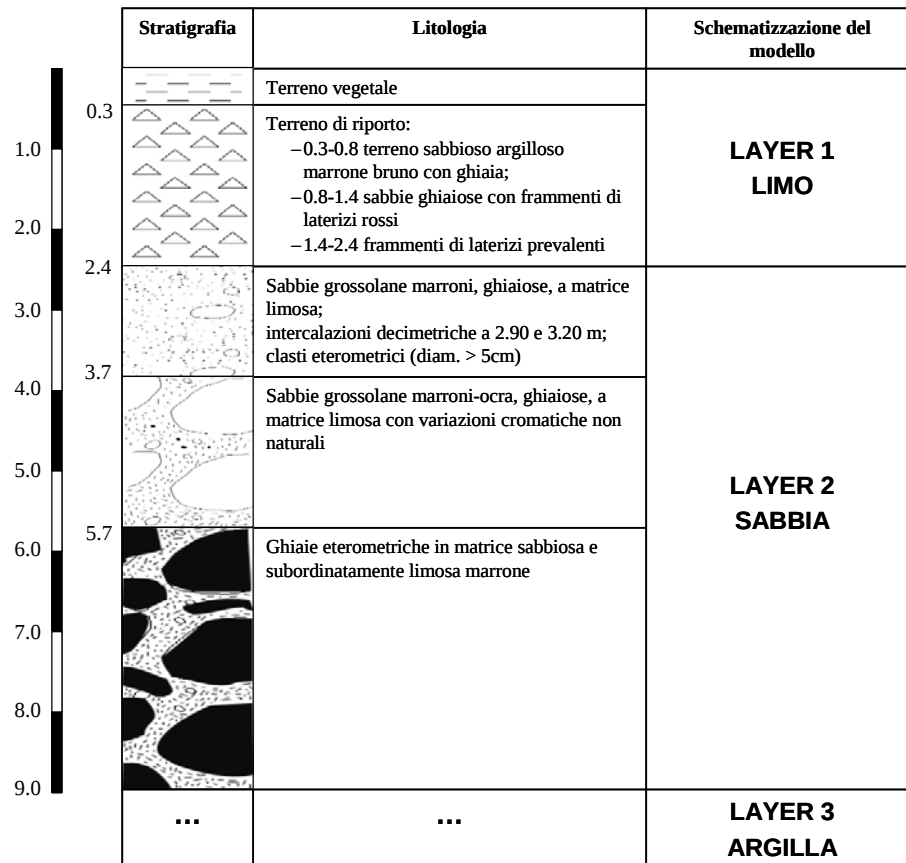


Figura 10-18-Stratigrafia del pozzo PZO e schematizzazione dei layers utilizzati per il modello.

PARAMETRI	LIMO	FALDA SUPERFICIALE	ARGILLA
Kx (m/s)	0.00001	0.0051	0.00001
Ky (m/s)	0.00001	0.0051	0.00001
Kz (m/s)	0.000001	0.00051	0.000001
Ss (m² /s)	0.0001	0.0082	0.0001
Sy	0.05	0.3	0.05
n_{eff}	0.45	0.3	0.45
n_{TOT}	0.45	0.3	0.45

Tabella 10-10-Parametri idrogeologici dell'area

Nelle simulazioni numeriche si sono ipotizzate diverse configurazioni del sistema di circolazione sotterranea gestite mediante pozzi di immissione e di prelievo collegati da un circuito esterno. Le simulazioni sono state condotte con differenti valori delle portate coinvolte verificando l'entità del volume di suolo e sottosuolo interessato. La zona prescelta, ricadendo all'interno della sezione incapsulata, offre allo stesso tempo, caratteristiche di salvaguardia per l'acquifero vero e proprio, in quanto è confinata, ed un'assenza di gradiente idraulico che limita ulteriormente gli scambi con l'esterno.

Il VISUALMODFLOW permette di immettere, tra i dati di input, le barriere verticali impermeabili, ossia setti a bassa permeabilità che impediscono il deflusso orizzontale. Questo strumento ha permesso di ricreare nel modello la barriera di incapsulamento, rendendo più realistici i dati ottenuti.

Nella simulazione numerica è stata ipotizzata la configurazione del sistema di circolazione sotterranea gestita mediante 2 pozzi di immissione ed 1 pozzo di prelievo. Questa configurazione permette di realizzare una circuitazione artificiale dell'acqua che pertanto viene estratta, ammendata e reimpressa.

La caratteristica di acquifero freatico, isolato dalla circolazione idrica sotterranea locale, può provocare un'eccessiva dipendenza del livello dai cicli stagionali di ricarica superficiale. Per mantenere costante il livello dell'acqua nel sistema poroso è stato predisposto un sistema di emungimento dal pozzo PZ2=1 (intestato nell'acquifero confinato – Prima falda). Tale sollevamento è asservito ad opportuni galleggianti che consentono il monitoraggio dei livelli piezometrici nella porzione di area oggetto del test.

Per quanto riguarda le caratteristiche dei pozzi, la scelta delle fenestrate è stata determinata in modo tale da non far disperdere le sostanze immesse al di fuori dell'area coinvolta dal ricircolo. I dati della configurazione che ha fornito i risultati più soddisfacenti sono riassunti nella seguente tabella:

Tabella 10-11 – Caratteristiche dei pozzi per la circolazione delle acque

TIPOLOGIA	Ø INTERNO	PROFONDITA' (m dal p.c.)	FENESTRATURA		PORTATA(*) (m ³ /d)
			da	a	
Iniezione	80 mm	-9	-7.5	-8.5	1.3
Iniezione	80 mm	-9	-7.5	-8.5	1.3
Estrazione	80 mm	-9	-6	-9	-2.6
Alimentazione/ iniezione	80 mm	-9	-7.5	-8.5	2.6

(*) il segno meno indica una portata emunta

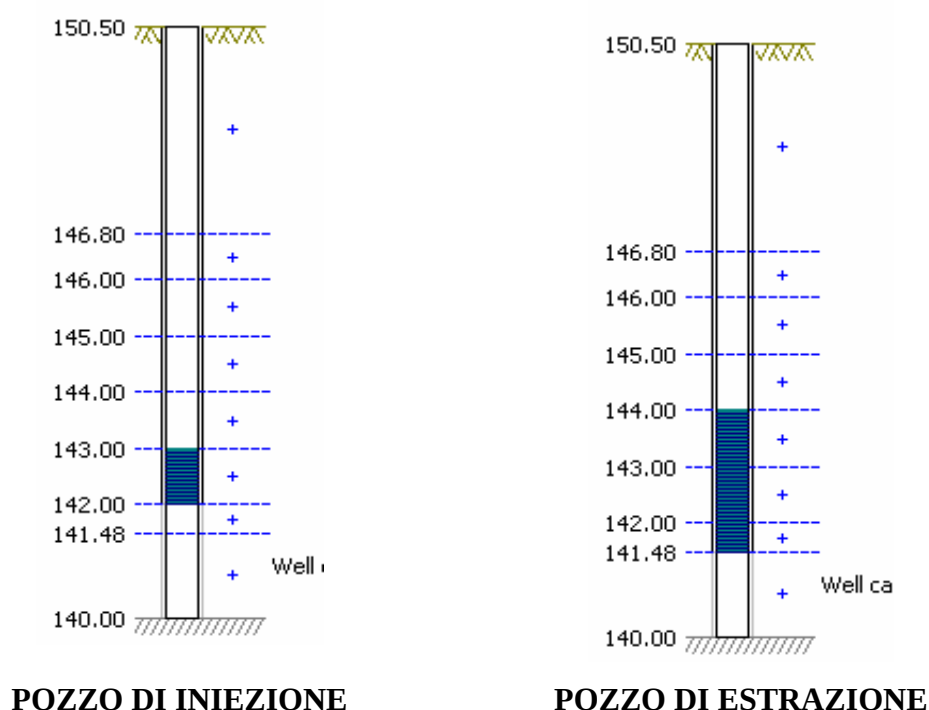


Figura 10-19-Fenestratura dei pozzi

Dopo aver ricostruito il modello di flusso è stato impostato il modello di trasporto dei composti chimici utilizzati per realizzare il test. A tal fine è stata considerata una immissione continua di ammendante (che inizialmente potrà essere lattato per poi essere affiancato da estratto di lievito e/o nutrienti inorganici), trascurandone, cautelativamente, il consumo da parte dei microrganismi.

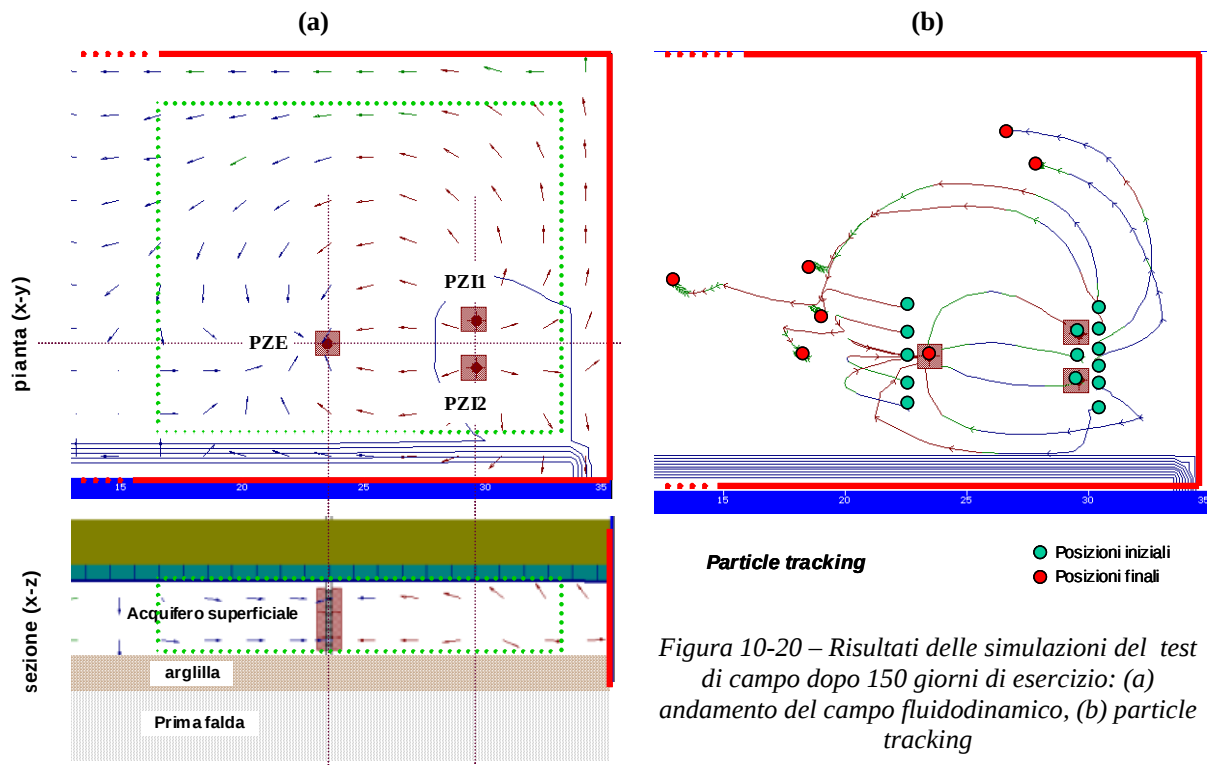


Figura 10-20 – Risultati delle simulazioni del test di campo dopo 150 giorni di esercizio: (a) andamento del campo fluidodinamico, (b) particle tracking

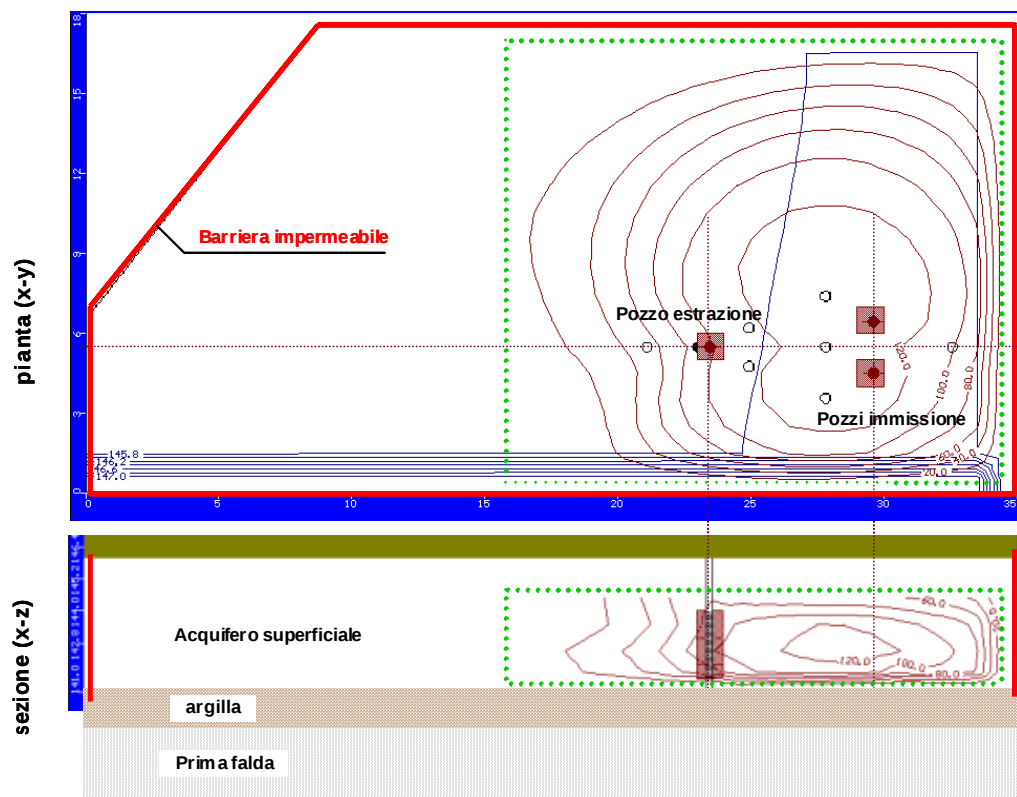


Figura 10-21 - Risultato delle simulazioni dopo 150 giorni di esercizio del test di campo

In Figura 10-20 si può osservare l'andamento delle velocità, da cui appare evidente il ricircolo del flusso effettuato dal sistema di pozzi iniezione/estrazione.

La tecnica di verifica del “particle tracking” ha consentito di verificare l'assenza di fuoriuscita dal sistema. Infatti, la figura sopra illustra il percorso che le particelle di fluido, rappresentate dai punti verdi, percorrono sottoposte al regime idraulico esistente; i punti rossi indicano il punto di arrivo. Come si può notare tutto ciò che viene immesso nel pozzo di iniezione viene trasportato a quello di estrazione, mentre le particelle di fluido che si trovano prima di tale pozzo non risentono del pompaggio del pozzo di estrazione e pertanto tendono ad allontanarsi dal sistema. Da ciò si evince che, secondo il modello, il ricircolo avviene in modo efficiente e se si iniettano sostanze queste non vengono disperse al di fuori dell'area interessata.

Nella Figura 10-21 si vede la dispersione del lattato lungo il piano x,y ed y,z dopo 150 giorni di immissione. Come si può notare il volume di acqua coinvolto dal composto, rimane circoscritto all'area di ricircolo il che offre buone speranze sulla tenuta idraulica e ottime garanzie di sicurezza.

Le portate sono state determinate in modo da minimizzare i volumi coinvolti massimizzando, allo stesso tempo, i tempi di residenza del fluido ammendato favorendo lo sviluppo delle reazioni biologiche.

Al fine di verificare che i dati ottenuti dalle simulazioni siano compatibili con le condizioni che saranno riscontrate in campo è prevista la realizzazione di un test con tracciante di tipo conservativo.

10.3.1 Volumi coinvolti

Il volume dell'acquifero coinvolto dalle soluzioni iniettate può essere indicativamente ricavato dai risultati delle simulazioni. Dopo 150 giorni di simulazione, con iniezione continua di soluzione alla concentrazione di 150 mg/l, i volumi coinvolti risultano:

• Volume interessato dai pozzi di pompaggio	~12m ³
• Volume coinvolto dal monitoraggio tramite la rete piezometrica	~230m ³
• Volume in grado di contenere il 90% della quantità di sostanza immessa, nell'ipotesi cautelativa di comportamento conservativo (area tratteggiata in verde in Figura 10-20)	~330m ³

Tutti i volumi sono stati calcolati considerando una porosità effettiva (η) del 30% che risulta essere la porosità della matrice solida della falda superficiale.

10.3.2 Precedenti configurazioni simulate

Prima di arrivare alla configurazione che sembra mostrare i risultati più soddisfacenti sono state effettuate altre simulazioni.

Inizialmente sono state realizzate modellizzazioni su scala più ampia per verificare l'impatto che il sistema avrebbe avuto sull'area.

Una delle prime configurazioni sperimentate è stata quella effettuata su un'area estesa (300 x 350m), in cui sono stati previsti 3 pozzi di iniezione ed uno di estrazione.

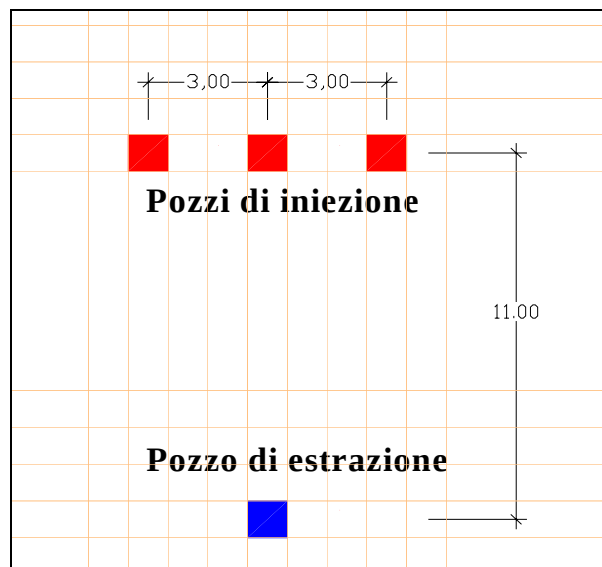


Figura 10-22-Disposizione pozzi

I dati dei parametri idrogeologici e dispersivi sono gli stessi di quelli utilizzati per la ricostruzione del sito illustrata nel Capitolo 6. In questo caso, non ricadendo il sistema all'interno del sarcofago, variano le condizioni al contorno; ossia è presente un gradiente idraulico e, non essendoci la barriera di incapsulamento, ciò che viene immesso può, teoricamente, disperdersi liberamente.

I dati relativi ai pozzi sono riportati in Tabella 10-12.

TIPOLOGIA	PROFONDITA' (m dal p.c.)	FENESTRATURA		PORTATA(*) (m ³ /d)
		da	a	
Iniezione	-9	-10	-11	1.3
Iniezione	-9	-10	-11	1.3
Iniezione		-10	-11	1,3
Estrazione	-9	-8	-13	-3,9

(*) il segno meno indica una portata emunta

Tabella 10-12 – Caratteristiche dei pozzi per la circolazione delle acque

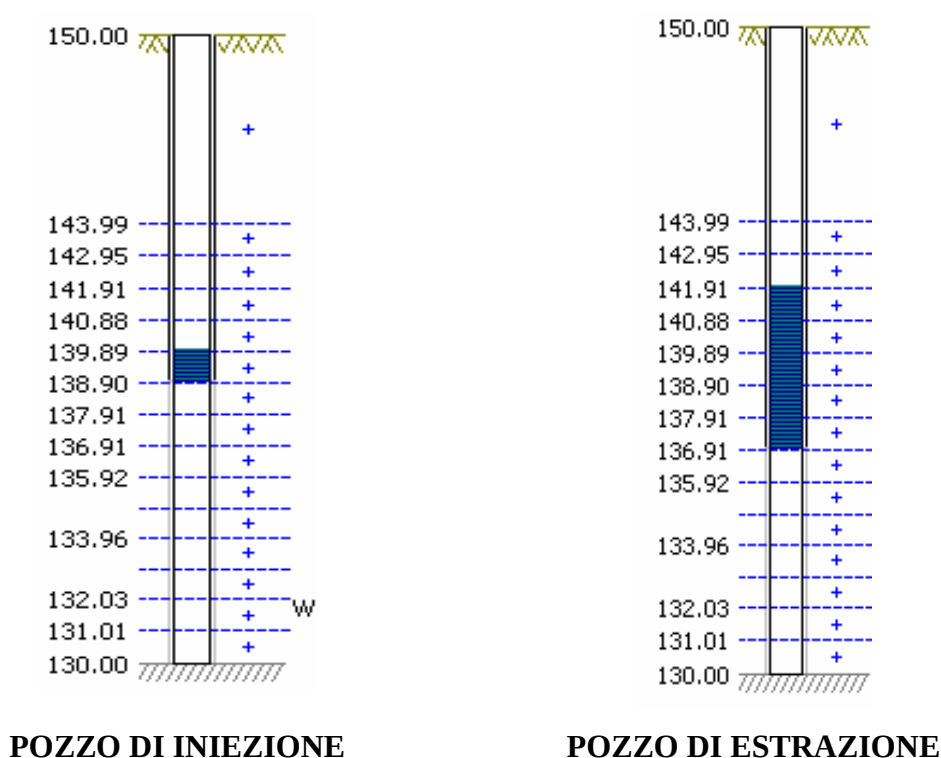


Figura 10-23-Fenestrate ottimali dei pozzi

Nella simulazione è stata considerata un'immissione continua di lattato a concentrazione di 100 mg/l in ciascun pozzo, per un periodo di 150 giorni.

Come si vede dagli output della simulazione, l'estensione dell'area investita dalla soluzione iniettata nei pozzi rimane circoscritta (Figura 10-24) e, nonostante il sistema occupi una piccola porzione di territorio, il pompaggio del pozzo di estrazione genera una depressione della piezometrica abbastanza marcata.

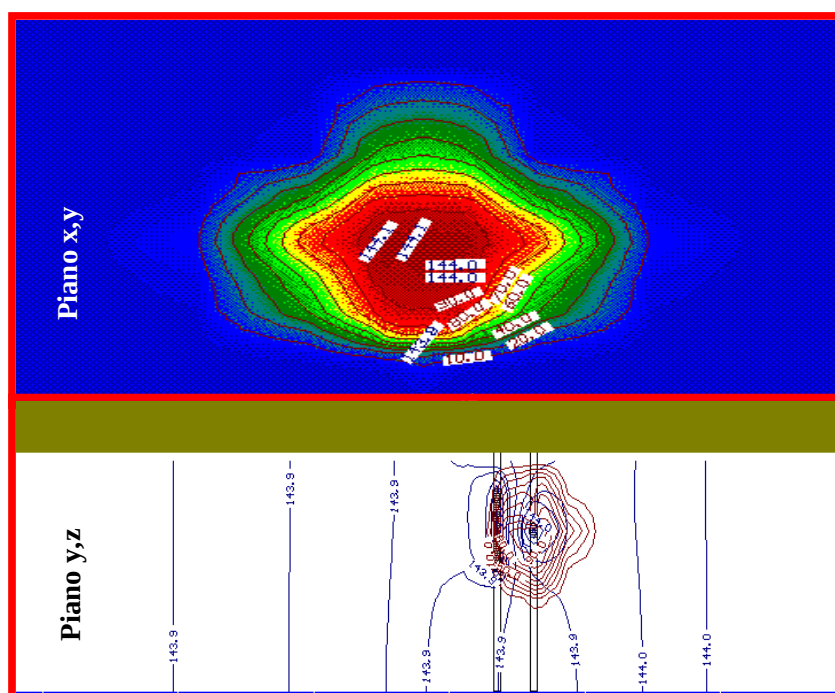
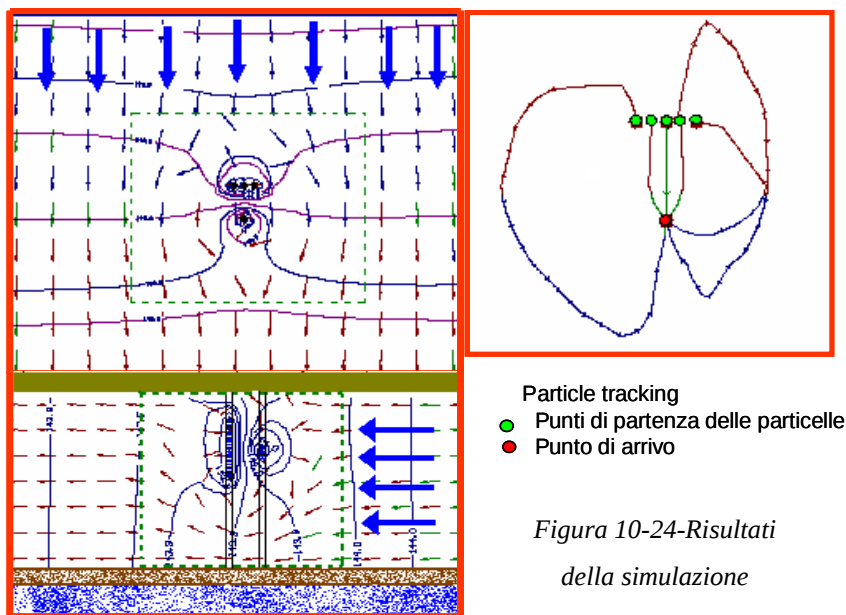


Figura 10-24-Andamento delle concentrazioni

Un'altra configurazione simulata prevedeva l'utilizzo di un pozzo di iniezione ed uno di estrazione. In questo caso l'ubicazione non è stata casuale, infatti il sistema è stato collocato vicino all'impianto di depurazione, in una zona esterna al sarcofago.

La scelta di un solo pozzo di iniezione è stata condizionata dalla limitatezza dello spazio a disposizione per la messa in opera del sistema (*Figura 10-25*).



Figura 10-25- Area prescelta per la configurazione con un solo pozzo di iniezione

La scelta di questa configurazione è stata poi abbandonata per i seguenti motivi:

1. Minima flessibilità del sistema; in caso di problemi con il pozzo di iniezione il sistema si arresterebbe;
2. Rinvenimento, nell'area sottostante, di una vasca interrata in cemento armato per la raccolta delle acque di prima pioggia;
3. Impossibilità di manovra delle macchine di perforazione.

Dal punto di vista della dispersione la simulazione mostra risultati soddisfacenti, come si può vedere in *Figura 10-26*.

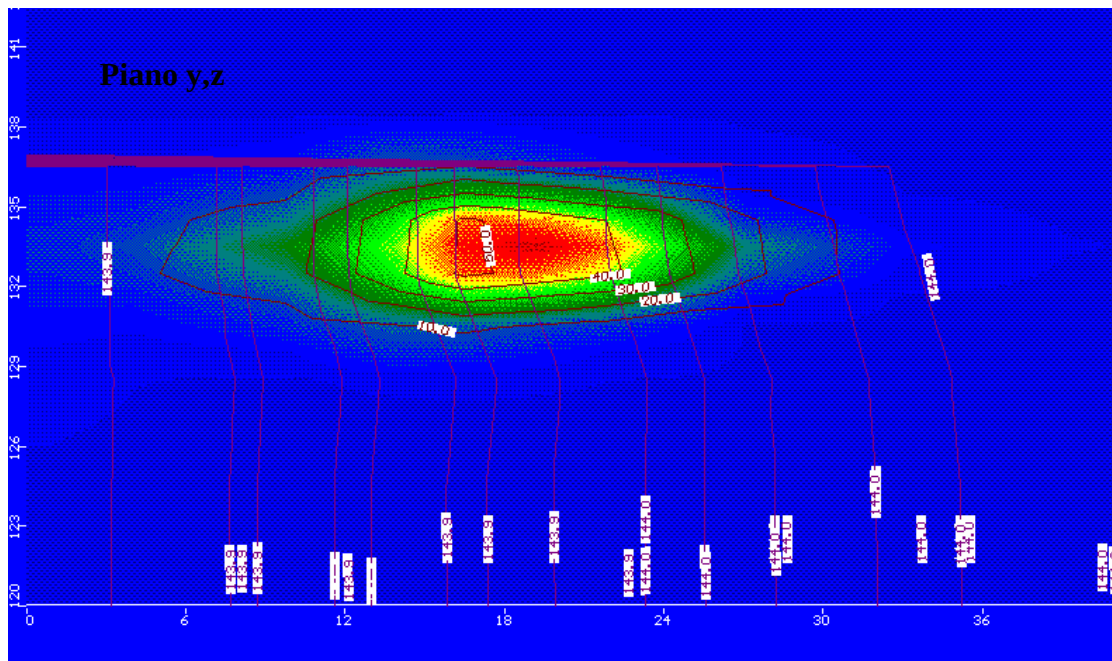
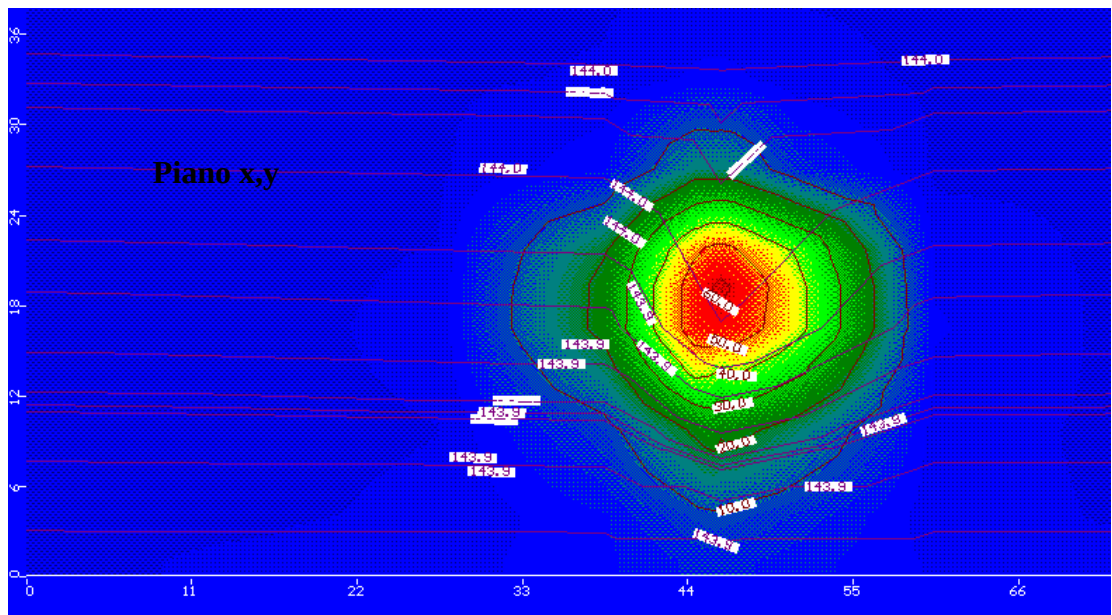


Figura 10-26-Andamento delle concentrazioni di lattato dopo 150 giorni di immissione ($C_{immissione}=100\text{mg/l}$)

10.4 Realizzazione dell'impianto

L'impianto è stato realizzato nel mese di luglio 2004, sulla base delle indicazioni progettuali riportate.

Il progetto di tale impianto di monitoraggio ambientale presso Rho (Mi) ha previsto la realizzazione di:

- un sistema di ricircolo delle acque di falda realizzato per mezzo di un pozzo di estrazione (PE) dell'acqua contaminata (primo acquifero superficiale non confinato) e di due pozzi di reiniezione della miscela acqua di falda-ammendanti (PI1 e PI2). I pozzi di estrazione e reiniezione sono tra loro collegati attraverso un circuito di miscelazione costituito da: serbatoi, pompe dosatrici, valvole, saracinesche;
- un sistema di n°7 punti di monitoraggio (piezometri) per il prelievo di campioni di acqua e per la verifica dei livelli piezometrici (profondità 9,00 metri dal p.c.) di cui 6 interni alla zona di ricircolo ed uno esterno rispetto ad essa;
- un sistema indipendente di alimentazione d'acqua all'interno dell'area soggetta al test di campo, costituito da una pompa di sollevamento installato all'interno di un piezometro preesistente (Pozzo PZ2=1) intestato nell'acquifero semiconfinato (prima falda) e da una condotta di scarico in un pozzo di alimentazione PIA (profondità 9,00 metri dal p.c.), che può anche essere utilizzato come ulteriore pozzo di alimentazione in alternativa ai due pozzi sopra menzionati (PI1, PI2)

Una panoramica delle apparecchiature installate fuori terra è rappresentata in Figura 10-27. La Figura 10-28, invece, mostra un particolare dei pozzi di immissione ed estrazione.

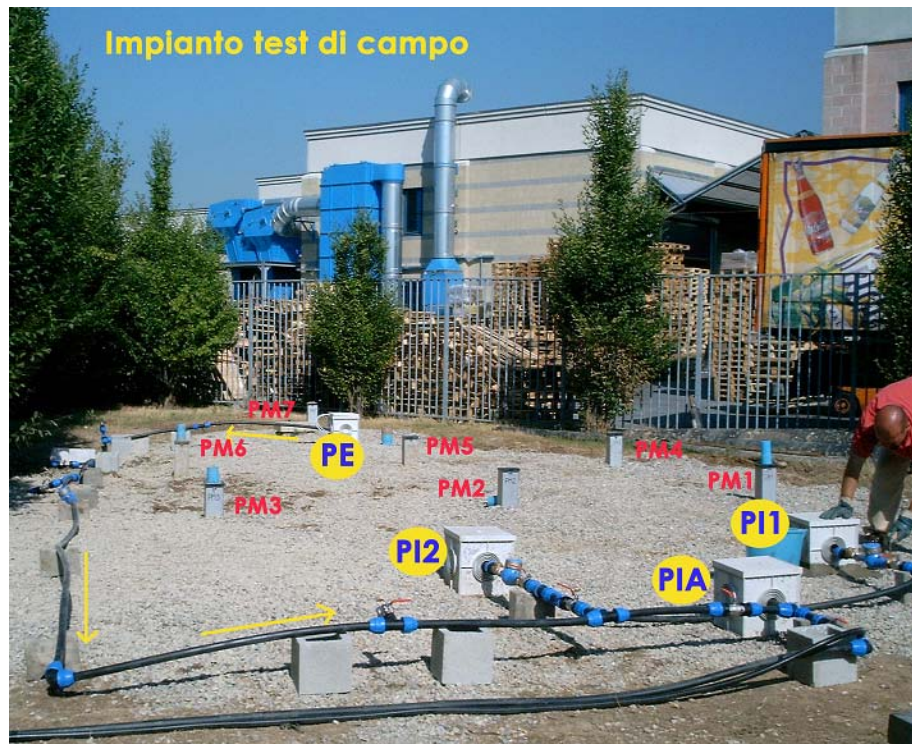


Figura 10-27 – Panoramica dell'impianto

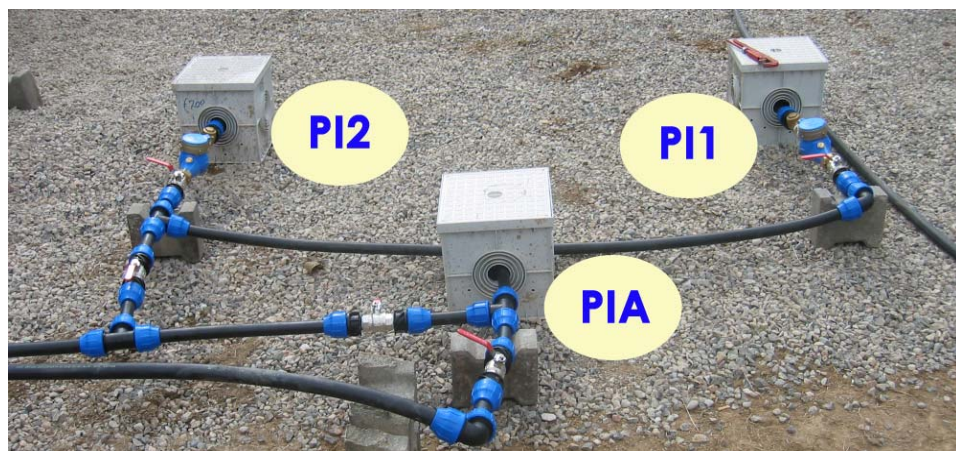


Figura 10-28 – Particolare dei pozzi di immissione-estrazione

L'ulteriore pozzo di iniezione (PIA) oltre ad assolvere la funzione di ricarica della falda, è stato progettato per realizzare il test con il tracciante; infatti regolando il flusso mediante opportune valvole di intercettazione è possibile isolare i pozzi PI1 e PI2, realizzando un sistema di ricircolo per mezzo di due pozzi allineati.

10.4.1 Disposizione del sistema

Generalmente risulta conveniente allineare i pozzi di estrazione ed immissione in modo che l'asse che li congiunge risulti parallelo alla direzione del flusso di falda. Tuttavia, essendo assente, nel caso specifico dell'area selezionata, un gradiente idraulico naturale, a causa della presenza della barriera idraulica, non esistono vincoli particolari nella scelta dell'allineamento dei pozzi di immissione ed estrazione. Si è pertanto scelta la configurazione che consente di sfruttare nel miglior modo possibile lo spazio disponibile. Tale configurazione è riportata in Figura 10-29.

A causa delle condizioni idrauliche presenti è stato necessario realizzare un gradiente idraulico indotto in grado di generare il moto. Tale compito viene assolto dalla pompa posta nel pozzo PE. In tale sistema pertanto il controllo della circolazione delle acque è assicurato e regolato dal rapporto fra la portata immessa e quella emunta.

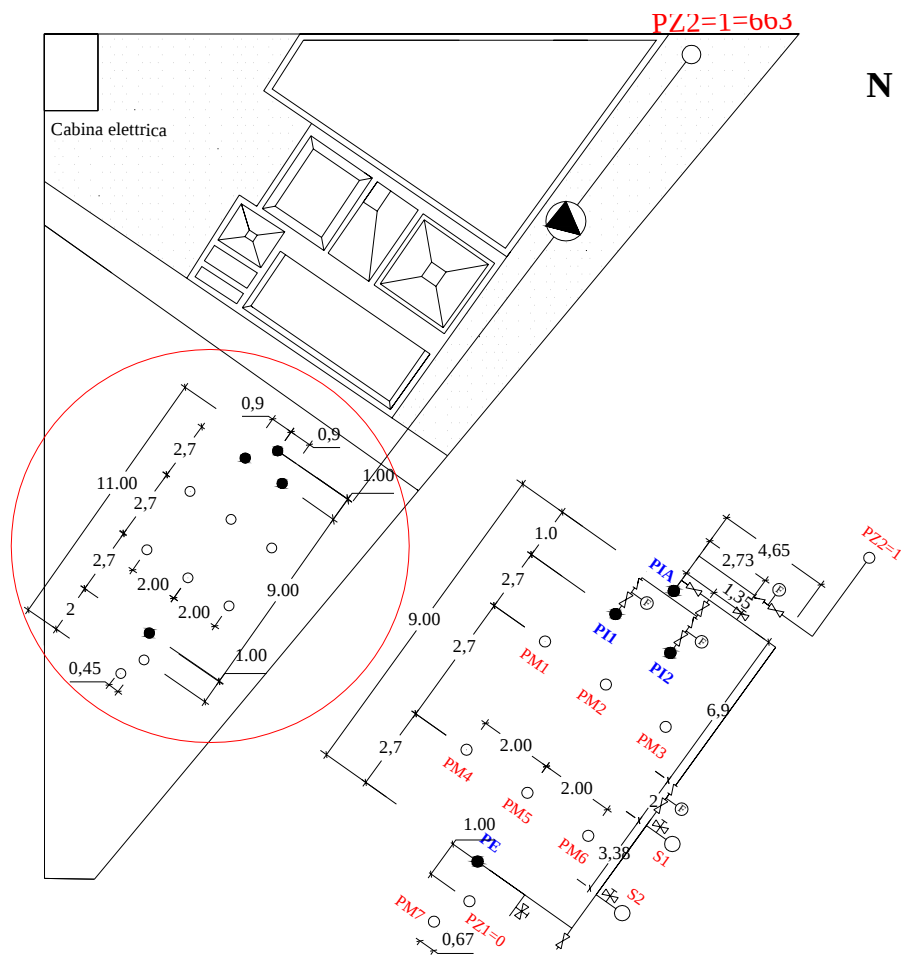


Figura 10-29–Particolare dell’area con la disposizione del sistema

10.4.2 Equipaggiamento per il monitoraggio

Piezometri standard di monitoraggio sono utilizzati per campionare la zona del test. Complessivamente sono stati realizzati 7 piezometri del diametro interno di 2”, le cui caratteristiche sono riportate in Tabella 10-13.

Il rivestimento interno del piezometro è costituito da una tubazione in PVC, microfessurate a laser in fabbrica.

I pozzi sono dotati di opportuna fenestrazione in modo da consentire l’eventuale inserimento di *packers* lungo la verticale, che consentano l’isolamento di tratti di tubazione per poter effettuare campionamenti stratificati in modo tale da poter ricostruire la distribuzione verticale della concentrazione dei contaminanti di interesse.

Tabella 10-13 – Caratteristiche dei pozzi di monitoraggio

NOME POZZO	TIPOLOGIA	Ø INTERNO	PROFONDITA' (m dal p.c.)	FENESTRATURA	
				da	a
PM1	Monitoraggio	2''	-9	-3	-9
PM2	Monitoraggio	2''	-9	-3	-9
PM3	Monitoraggio	2''	-9	-3	-9
PM4	Monitoraggio	2''	-9	-3	-9
PM5	Monitoraggio	2''	-9	-3	-9
PM6	Monitoraggio	2''	-9	-3	-9
PM7	Monitoraggio	2''	-9	-3	-9

10.4.3 Installazione dei pozzi e piezometri

I pozzi e piezometri sono stati realizzati mediante trivellazioni standard, seguendo le procedure ed i regolamenti vigenti a livello locale e statale.

In particolare:

- I pozzi di estrazione, alimentazione e iniezione sono stati realizzati mediante perforazione ad andamento verticale eseguita a distruzione di nucleo, con utensili di diametro minimo interno di 135-140 mm, utilizzando dove necessario un rivestimento provvisorio;
- 3 piezometri (PM2, PM4, PM7) sono stati realizzati mediante perforazione ad andamento verticale eseguita a rotazione a carotaggio continuo, con carotieri di diametro minimo interno di 101 mm, utilizzando dove necessario un rivestimento provvisorio. In corrispondenza di questi sondaggi sono state ricostruite le stratigrafie, utili a fornire una ulteriore e più dettagliata caratterizzazione della successione litologica dell'area in esame;
- 4 piezometri sono stati realizzati mediante perforazione ad andamento verticale eseguita a distruzione di nucleo, con utensili di diametro interno di 101 mm.

L'installazione è avvenuta previo accertamento in sito dell'assenza di servizi nel sottosuolo, con particolare riferimento ai singoli punti di perforazione, infatti essendo presente nella zona il depuratore, in parte dell'area sono presenti vasche interrato per la raccolta dell'acqua di prima pioggia.

Le caratteristiche costruttive di ciascun pozzo e piezometro sono riportate nella Figura 10-30.

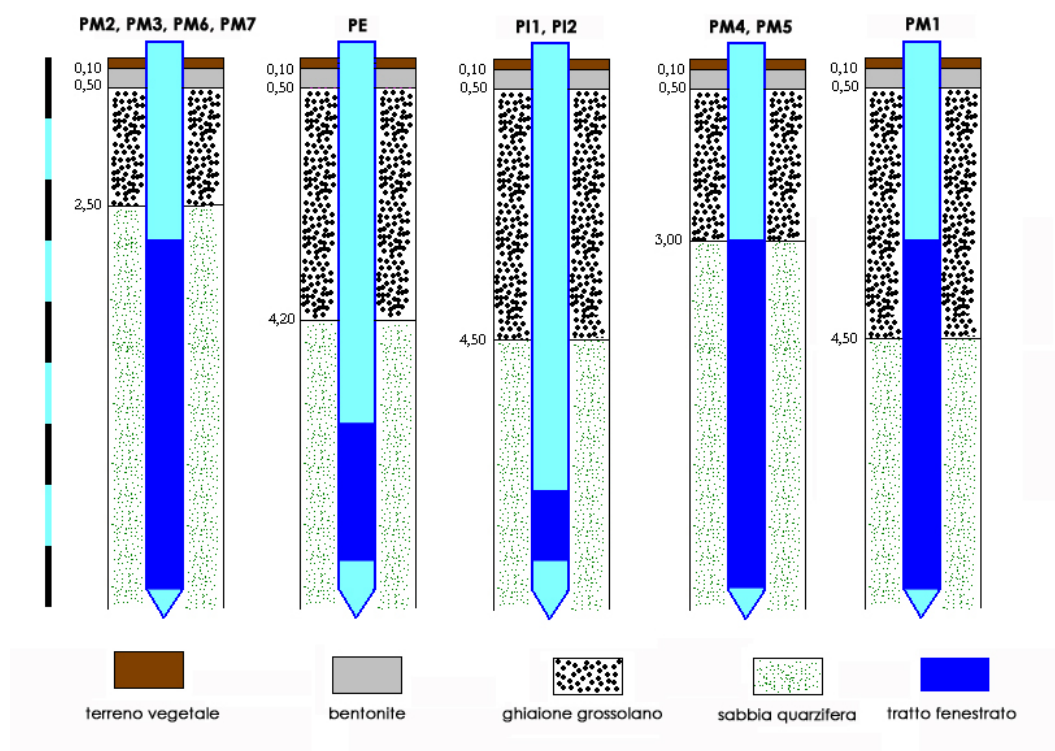


Figura 10-30 – Caratteristiche costruttive dei pozzi e dei piezometri

Per la realizzazione del filtro-dreno dei piezometri e dei pozzi è stato utilizzato ghiaietto alluvionale quarzifero. Tale materiale è caratterizzato da una distribuzione granulometrica abbastanza uniforme (90% diametri compresi tra 0,5 mm e 3 mm) e presenta, inoltre, una buona inerzia chimica e chimico-fisica nei confronti dei contaminanti di interesse.



(a)

esecuzione delle perforazioni



(b)

posa in opera dei piezometri



(c)

tubazione in PVC ($\Phi 2''$)



(d)

cassetta per la raccolta delle carote

Figura 10-31 – Installazione dei pozzi e piezometri

10.4.4 Componenti del sistema

Il sistema comprende 2 contenitori di stoccaggio dei reagenti (ammendanti e tracciante), 3 pompe, condotte, tubazioni, valvole, saracinesche, misuratori di portata, manometri, dispositivi per il campionamento, ed una sorgente di energia elettrica.

Le apparecchiature che costituiscono il sistema sono riportate nelle schema di Figura 10-32.

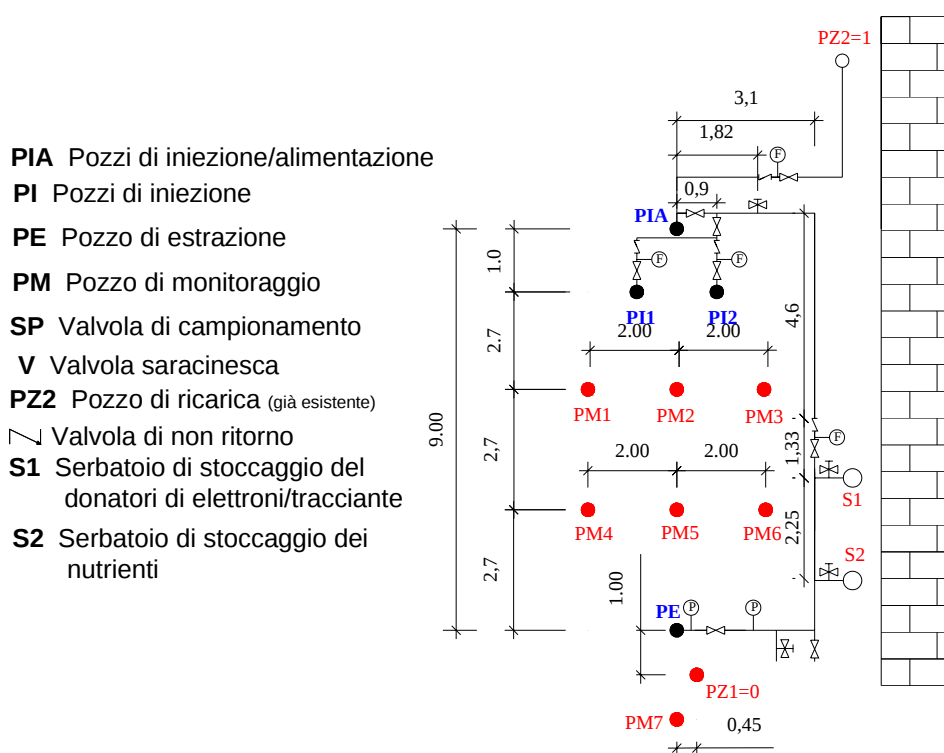


Figura 10-32 – Rappresentazione schematica dell'impianto

In particolare sono state installate le seguenti apparecchiature:

- N.2 elettropompe GRUNDFOS SQ 3-30 3" Inox; prev. max m 40; port. max a m 20 58 L/min;
- N. 1 pompa peristaltica monocanale a portata variabile (VELP 311);
- N. 2 quadri elettrici per comando e protezione elettropompa completi di timer e controllo livello;
- N.6 elettrodi di livello;
- 50 m di tubo in PE diam. 32 PN10;
- N. 3 contatori volumetrici da 1";

- N. 8 valvole a sfera 1”;
- N. 6 raccordi a T in PVC da 1”;
- Cavi elettrici per le elettropompe;
- Accessori;
- Conchiglia per il quadro di comando delle elettropompe;
- Cavi elettrici per alimentazione quadro di comando elettropompe e pompe;
- 2 Serbatoi di stoccaggio miscele ammendanti (capacità 100-200 L).

10.4.5 Considerazioni sullo stoccaggio

Per alimentare la soluzione di donatori di elettroni ed il tracciante sono necessari due contenitori di stoccaggio; il volume di ciascuno è pari a 200 l ed è stato determinato tenendo conto del grado di diluizione richiesto dalle soluzioni e dalla frequenza delle preparazioni. I contenitori di stoccaggio sono stati collocati in prossimità del muro che delimita l'area, in quanto, la presenza di vegetazione consente un adeguato grado di protezione dagli agenti atmosferici. In **Figura 10-33** si possono osservare le piattaforme su cui saranno alloggiati i contenitori.



Figura 10-33-Localizzazione dei serbatoi di stoccaggio

Nella successiva **Tabella 10-14** si riportano i valori delle portate e delle concentrazioni calcolate (Q_{tr} , C_{tr}) per il test con il lattato, in funzione dei valori obiettivo per le portate e le concentrazioni di immissione (Q_{sf} , C_{sf}). Tali valori sono stati calcolati nell'ipotesi di miscelazione perfetta, secondo i bilanci di massa indicati.

Durante il test con lattato, il volume del serbatoio garantisce un tempo di rigenerazione di 11 giorni circa, fornendo sufficienti margini per il funzionamento non presidiato dell'impianto.

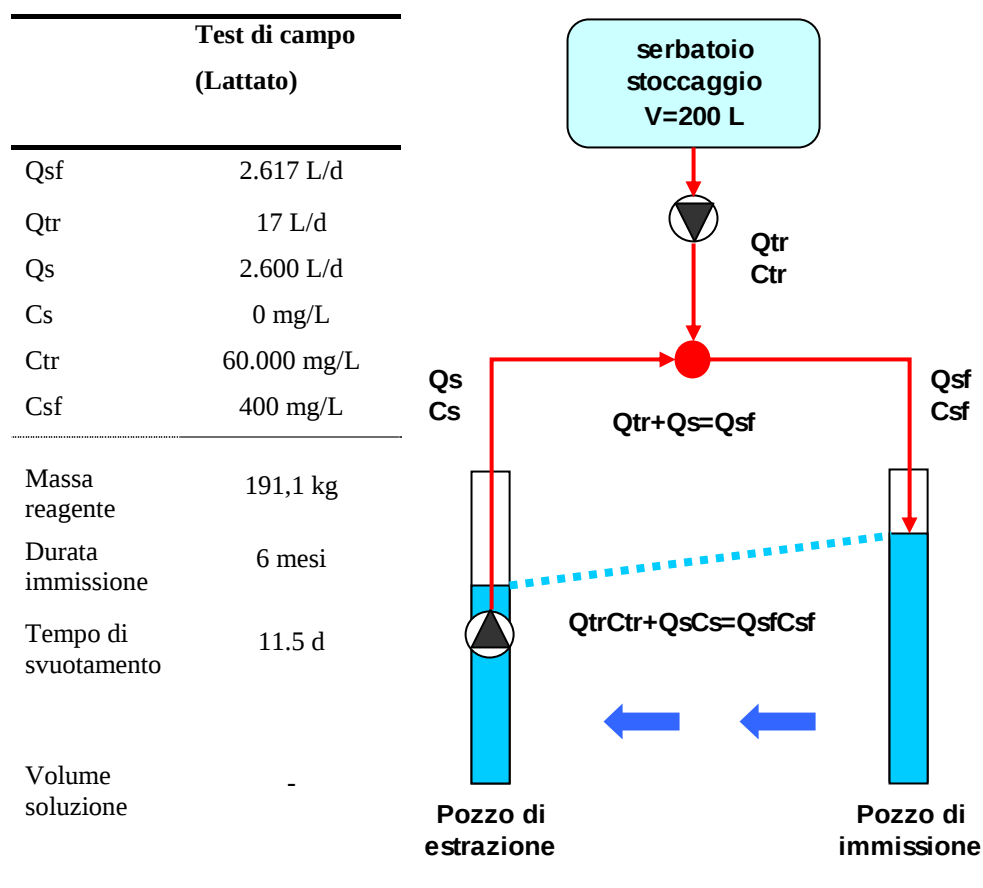


Tabella 10-14-Dimensionamento del serbatoi di stoccaggio della soluzione di ammendanti

10.4.6 Considerazioni sulle caratteristiche pompe

Le pompe sono richieste per movimentare la falda e aggiungere nutrienti e la soluzione di tracciante. Nel pozzo di estrazione (PE) è stata installata una elettropompa sommergibile (GRUNDFOS SQ 3-30) per indurre la circolazione forzata nelle acque

sotterranee. Tale pompa è asservita a un sistema di monitoraggio del livello piezometrico del pozzo che ne interrompe l'alimentazione quando il livello dell'acqua scende sotto il sensore di massimo posto a 6,15 m dal p.c., in modo da evitarne il funzionamento a secco. Una pompa analoga è stata installata nel pozzo 633 (già esistente) al fine di ricaricare l'area del test. La pompa si attiva in automatico quando il livello piezometrico nell'area del test, rilevato dai sensori installati nel pozzo PIA, scende sotto i 3,5 metri dal p.c.



Figura 10-34 – Sensore di livello nei pozzi



Figura 10-35-Pompa Grundfos

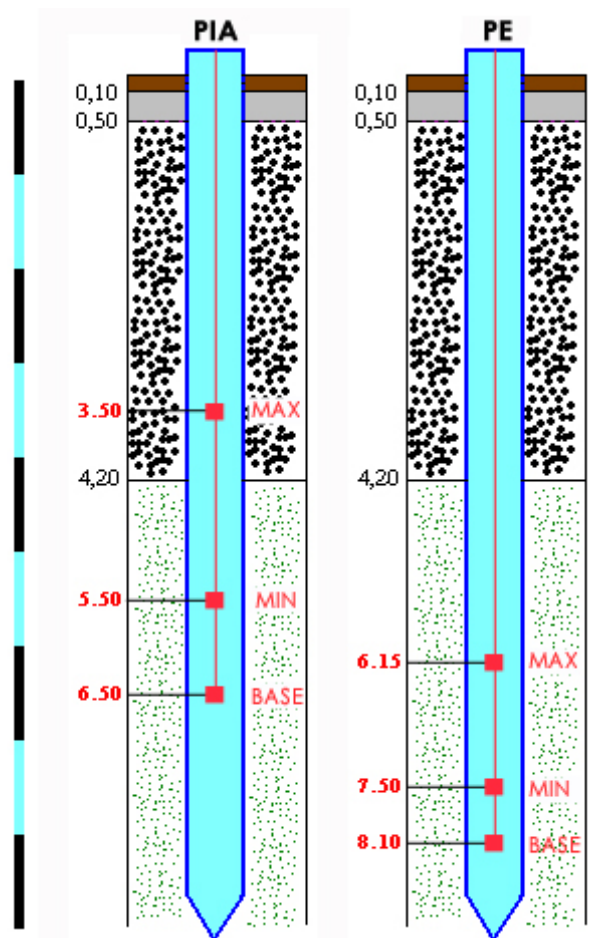


Figura 10-36 – Localizzazione dei sensori di livello nei pozzi

Per dosare il donatore di elettroni ed il tracciante nella tubazione del sistema principale è stata scelta una pompa peristaltica monocanale a portata variabile. La pompa è stata selezionata in modo da poter trattare la viscosità delle soluzioni stoccate e dimensionata per fornire la portata richiesta contro le condizioni delle sottopressioni.

La misura e la potenza di queste pompe sono state dimensionate in funzione di:

- a) profondità dell'acqua nei pozzi di estrazione;
- b) portata di estrazione richiesta;
- c) carico perso lungo la verticale;
- d) pressione impartita dalle formazioni.

I requisiti di carico associati ad ognuna di queste componenti sono state stimate nella fase progettuale per calcolare il carico totale. Le pompe scelte rispettano le caratteristiche richieste nel progetto e dipendono delle prevalenze e dalle caratteristiche dei pozzi o piezometri ove verranno collocate.

10.4.7 Considerazioni sul mescolamento

La soluzione contenente i nutrienti, il tracciante, e l'acqua della falda, sono mescolate prima di essere iniettate nell'acquifero. Non è stato possibile installare un miscelatore statico in linea pertanto si è deciso di sfruttare, ai fini della miscelazione, la turbolenza indotta dalla presenza del misuratore di portata all'interno del quale il flusso subisce un sufficiente grado di miscelazione.

10.4.8 Controllo del flusso e considerazioni sul monitoraggio

Un sistema di valvole e saracinesche è stato impiegato per il controllo della somministrazione di substrati e per l'immissione in falda. Le saracinesche sono state installate nel sistema per controllare la portata totale del flusso, bilanciare il flusso tra i tre pozzi di iniezione ed arrestare la distribuzione del tracciante e della soluzione di nutrienti in linea. Le valvole sono installate in testa ad ogni pozzo di iniezione; esse sono state scelte in modo tale da fornire un adeguato controllo sul bilancio del flusso dal collettore principale a ciascun pozzo, in modo da garantire che arrivi la portata voluta. Valvole circolari di non ritorno sono installate su ogni linea di distribuzione della soluzione stoccata. Poiché le pompe di dosaggio controllano la portata del flusso, queste valvole richiedono soltanto la posizione di aperto o chiuso (valvole on-off). Le portate della falda e del flusso iniettato sono monitorate e conseguentemente possono essere

variate. Il misuratore di portata in linea è installato prima delle valvole che controllano il flusso in testa ad ogni pozzo, e sulla linea di approvvigionamento della falda vicino al controllo della pompa sommergibile. Le pressioni sono misurate sulla linea di distribuzione di ogni pozzo. I misuratori di pressione sono scelti con un fattore moltiplicativo pari a 1,5 volte rispetto alle ipotizzate pressioni operative. I misuratori di pressione sono installati nella linea di distribuzione dopo le valvole di regolazione del flusso.