

Modello stocastico per il barrieramento idraulico basato su metodi sostenibili per il calcolo dei parametri idrodinamici

Giovanni Formentin (1), Dario Scott Rigamonti (1), Alberto Francioli (2), Jacopo Terrenghi (3),
Giulia Giambelli (2) & Marianna Bonfanti (3)

(1) Tethys S.r.l, Viale Lombardia 11, 20131 Milano, Italia

(2) Soil & Groundwater, HPC AG, Sede Legale; Nördlinger Straße 16, 86655 Harburg - Sede secondaria: Via Francesco Ferrucci 17/A, 20145 Milano, Italia

(3) Soil & Groundwater, HPC Italia S.r.l., Via F. Ferrucci 17/A, 20145 Milano, Italia

Corresponding author e-mail: giovanni.formentin@tethys.srl

Document type: Short note.

Manuscript submitted 26 September 2018; accepted 21 March 2019; editorial responsibility and handling by A. Cevasco

PAROLE CHIAVE: Groundwater, Stochastic modelling, Dilution test, PEST, particle tracking, Null space Monte Carlo, Remediation, Pump&Treat

INTRODUZIONE

Il caso di studio riguarda un'area ubicata in Pianura Padana, in cui è stata riscontrata una contaminazione da idrocarburi.

La falda è interessata da un intervento di messa in sicurezza d'emergenza (MiSE) attuato mediante una barriera idraulica ed un impianto di trattamento delle acque. A completamento della MiSE è stato realizzato un sistema di Soil Venting per l'estrazione di contaminazione dalla matrice gassosa.

Lo studio descritto di seguito è finalizzato al dimensionamento di un'ulteriore barriera idraulica da porre a valle della barriera idraulica già installata al fine di diminuire le probabilità di fuoriuscita della contaminazione. Per lo studio, è stato sviluppato un modello stocastico di flusso delle acque di falda finalizzato a stabilire l'influenza che l'incertezza sulle proprietà dell'acquifero e sulle condizioni al contorno esercita sul percorso advettivo dei contaminanti disciolti in falda.

Nel campo della modellistica delle acque di falda, l'incertezza inerente alla definizione delle proprietà dell'acquifero determina l'impossibilità, in quasi tutti i casi pratici, di determinare un'unica distribuzione dei valori dei parametri (intesi come proprietà dell'acquifero e/o condizioni al contorno) da inserire in un modello. In questi casi, è importante poter descrivere l'incertezza dei parametri in termini statistici e determinare come questi influenzino l'incertezza nelle predizioni (Herckenrath et al., 2011).

I principali metodi nonlineari di analisi dell'incertezza sulle predizioni sono stati descritti da Christensen e Cooley, (1996). Tra questi, esistono diversi esempi di metodi basati sull'analisi Monte Carlo (es., Carrera et al., 2005; Guadagnini e Neuman, 1998; Harvey e Gorelick, 1995). Il metodo utilizzato nel presente studio, chiamato "Null

space Monte Carlo" (Tonkin e Doherty, 2009, Alberti et al., 2018), consente di generare una moltitudine di campi di parametri caratterizzati dal rispettare le osservazioni usate in calibrazione. Questi campi sono stati utilizzati, nel caso in esame, per costruire altrettanti modelli di simulazione della barriera idraulica da implementare, ciò che ha consentito di determinare, in termini statistici, l'efficacia dell'opera nella captazione del pennacchio inquinante.

MATERIALI E METODI

STRUTTURA IDROGEOLOGICA DELL'AREA

La struttura idrogeologica dell'area è caratterizzata da diversi corpi acquiferi, costituiti da materiale prevalentemente ghiaioso-sabbioso, separati da livelli di materiale fine. Si possono distinguere tre gruppi di acquiferi principali (denominati dal piano campagna andando in profondità rispettivamente A, B e C).

A partire dal piano campagna, sono identificate ghiaie sabbiose fino a circa 20 m di profondità, profondità oltre la quale è presente una lente di materiale più fine, costituita da argilla, limo argilloso e sabbia fine argillosa, avente spessore variabile da 0,5 m a 9 m e dotata di continuità in tutta l'estensione dell'area studiata. Oltre tale lente, si riscontra la presenza di sabbia ghiaiosa, passante a materiale più grossolano, con intercalazioni di lenti argillose. Tale successione litologica costituisce il gruppo acquifero A, che rappresenta la porzione sommitale dell'acquifero tradizionale ed è sede di una falda libera.

All'interno dell'area di studio i carotaggi sono stati spinti fino ad una profondità massima da piano campagna pari a 24 m e non intercettano la base dell'acquifero A e il setto di separazione tra A e B.

La direzione di deflusso della falda è prevalentemente NO-SE. A scala locale, la soggiacenza della falda varia spostandosi da Nord a Sud del comune di competenza del sito, in particolare a nord del sito oggetto di studio è compresa tra 5 e 10 m da p.c.; mentre verso sud risulta più bassa, compresa tra 0 e 5 m da p.c.

Le quote di falda misurate nell'aprile 2017, a scala di sito, sono variabili tra 138 m s.l.m. e 134,2 m s.l.m. circa; si riscontrano andamenti piezometrici stagionali, influenzati dai cicli irrigui, con valori minimi in aprile e massimi in agosto. Il gradiente idraulico della falda è mediamente pari a 0,25%.

PROVE DI PERMEABILITÀ

L'ubicazione e le portate di un'ulteriore barriera idraulica sono state definite mediante la realizzazione di un modello di flusso che ha richiesto la stima dei parametri idrodinamici sito-specifici, tra cui la conducibilità idraulica; tale parametro è stato determinato attraverso test di diluizione.

Per la caratterizzazione delle proprietà idrodinamiche del sottosuolo, vengono comunemente eseguite prove di pompaggio da pozzi o piezometri. Queste prove necessitano di estrarre ingenti quantitativi di acqua contaminata da trattare e smaltire. Nel caso in esame, si è optato di eseguire dei test di diluizione in foro (single point dilution test) che, oltre ad indagare l'intero acquifero, consentono di identificare i layer più permeabili evitando la produzione di rifiuti liquidi.

Il test di diluizione consiste nell'immissione di una soluzione di tracciante salino, omogenea lungo tutta la verticale del piezometro, e nel successivo monitoraggio del tracciante fino alla sua completa diluizione in acqua. Il monitoraggio della soluzione avviene con la registrazione della conducibilità elettrica specifica. Poiché il passaggio di corrente elettrica in una soluzione è possibile grazie al movimento degli ioni in essa contenuti, la conducibilità elettrica specifica di una soluzione è proporzionale alla concentrazione di specie ioniche presenti, e, nel nostro caso specifico, alla soluzione salina immessa. Il monitoraggio del tracciante salino nel piezometro è stato eseguito tramite conducimetro calato a velocità tali da non causare flussi di moto verticali nel piezometro e in modo da registrare variazioni di conducibilità elettrica in punti equidistanti lungo la verticale del piezometro.

La prova così condotta permette di calcolare la velocità di filtrazione (V_f) della falda e di individuare livelli con variazione di permeabilità.

La velocità di diluizione del tracciante segue una legge di tipo esponenziale, in relazione con il moto di filtrazione della falda. La formula su cui si basa è la seguente:

$$v_f = -\left(\frac{V}{\alpha \cdot A \cdot t}\right) \cdot \ln \frac{C_t}{C_0}$$

Dove: v_f è la velocità di filtrazione della falda; V è il volume di acqua, α è il coefficiente di correzione, che considera la distorsione del reticolo di flusso introdotta dalla struttura fisica del pozzo (Klotz, 1978); A è la sezione di volume ortogonale alle linee di flusso; t è il tempo di diluizione; C_t è la concentrazione nel pozzo al tempo t ; C_0 è la concentrazione massima nel pozzo. Maggiori dettagli sono riportati in (Piccinini et al. 2016).

Per quanto riguarda le prove di permeabilità eseguite in sito, sono stati realizzati n. 3 test di sparizione, che hanno consentito, monitorando le variazioni di conducibilità elettrica, di stimare le velocità di filtrazione della falda comprese tra 1×10^{-6} m/s e $1,5 \times 10^{-6}$ m/s; tali velocità, nel caso in esame, sono riconducibili a conducibilità idrauliche di

$3 - 4 \times 10^{-4}$ m/s, coerenti con le litologie sabbioso ghiaiose identificate in sito. Sono stati inoltre identificati livelli con maggiore permeabilità nella zona centrale-profonda dell'acquifero.

MODELLO NUMERICO DI FLUSSO E PARTICLE TRACKING

Il modello di flusso delle acque sotterranee è stato realizzato utilizzando il codice di calcolo alle differenze finite MODFLOW-2000 (Harbaugh et al., 2000). Il dominio è stato centrato sull'area contaminata e discretizzato con celle di dimensioni 10×10 m, per un totale di 288 righe e 200 colonne. È stato simulato un unico layer che rappresenta il livello superficiale di ghiaie sabbiose delimitato, a 20 m di profondità, dalla lente di materiale fine. Questo livello è quello che accoglie la dispersione dei contaminanti e la barriera idraulica da implementare. Per questo motivo, i livelli acquiferi sottostanti sono esclusi dal modello.

Il modello è stato impostato in regime stazionario, poiché la dispersione dei contaminanti, in atto dal 2016, ha raggiunto condizioni di equilibrio. Le condizioni al contorno assegnate sono:

- Carico imposto: a monte e a valle del dominio;
- Flusso nullo: ai lati e alla base del dominio;
- Flusso imposto: per simulare i pozzi della barriera idraulica e la ricarica meteorica.

I valori di carico imposto a monte e valle del dominio sono stati attribuiti sulla base della piezometria interpolata utilizzando i valori di livello misurati in campo nell'aprile 2017. I valori sono stati in seguito tarati in fase di calibrazione. La scelta di questo tipo di condizioni è dettata dalla relativa stabilità dei livelli piezometrici. Inoltre, le condizioni sono ubicate, rispetto all'area di interesse, ad una distanza tale da influenzare livelli e direzioni di deflusso della falda in misura molto limitata.

La ricarica è stata differenziata per le aree naturali e antropizzate assegnando rispettivamente 8×10^{-9} m/s e 2×10^{-9} m/s. L'assegnazione di una ricarica meteorica alle aree antropizzate è volta alla simulazione di perdite dalle reti idriche nel sottosuolo. I valori di ricarica sono stati sottoposti a calibrazione, secondo le modalità descritte nel seguito.

Il tracciamento delle direzioni di flusso è avvenuto con il supporto del software MODPATH (Pollock D.W. 2012) inserendo 20 particelle nell'area contaminata.

TARATURA, VALIDAZIONE E NULL SPACE MONTE CARLO

Taratura

Il modello è stato tarato con il codice di calcolo PEST (Doherty, 2015). I parametri sottoposti a calibrazione sono la conducibilità idraulica dell'acquifero, i valori di ricarica delle due aree identificate e i valori di carico imposto ai limiti di monte e valle del modello.

La conducibilità idraulica è stata rappresentata tramite punti pilota (pilot points). Ad ogni punto è associato un valore di conducibilità idraulica che PEST stima prima di interpolarli e inserire il risultato nel modello. In corrispondenza di ognuno dei punti in cui è stato eseguito il test di diluizione in foro, è stato impostato un pilot point a

cui è stato assegnato il valore ricavato dall'interpretazione della prova. I punti sono stati impostati tramite griglie pseudoregolari: una esterna a maglia più larga (maglia di 250 metri) e una nell'area di interesse a maglia più fine (35 metri).

Considerando i 304 pilot points della conducibilità idraulica, i due carichi costanti e le due zone di ricarica, in totale sono stati stimati 308 parametri. È stato inoltre adottato un approccio di regolarizzazione consistente nell'introduzione di 6521 osservazioni, aggiunte come equazioni che legano le conducibilità attribuite a pilot points tra loro adiacenti al fine di minimizzare la differenza di permeabilità all'interno del primo layer (condizione di "preferred homogeneity"). Queste osservazioni sono state aggiunte alle misure di carico osservate, nell'aprile 2017, in 41 piezometri interni all'area di studio.

Le statistiche di calibrazione sono riassunte in Tabella 1. Il residuo assoluto massimo è pari a 9 cm. L'errore quadratico medio è pari a 0,03 m². Gli scostamenti appaiono uniformemente distribuiti intorno al valore zero e la piezometria è riprodotta in maniera soddisfacente (Figura 1). Inoltre, l'applicazione delle condizioni di regolarizzazione ha consentito di ottenere una distribuzione di conducibilità molto uniforme, con rapporto tra valore massimo e minimo pari a 2,3.

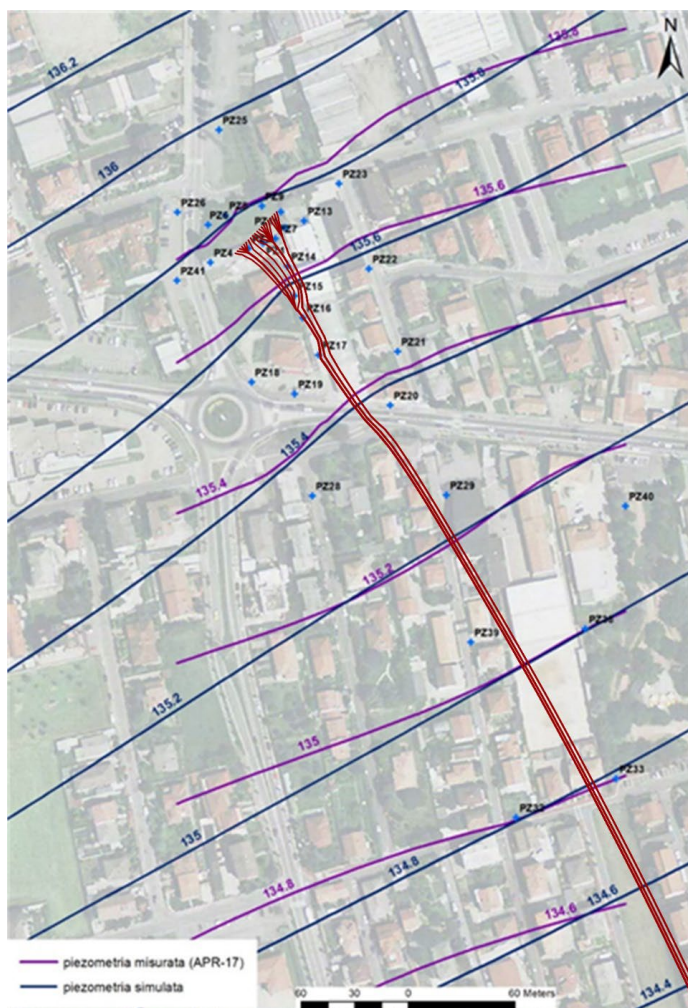


Fig. 1 - Piezometria interpolata con misure di aprile 2017 e simulata tramite modello con l'aggiunta delle traiettorie delle particelle.

Validazione

In 39 dei 41 piezometri nell'area di studio, il livello di falda è stato misurato nel maggio 2017; le misure sono state utilizzate per validare il modello. Allo scopo, sono stati variati, affidandoli a PEST, solamente le condizioni di carico costante di monte e valle ed i valori di ricarica superficiale. L'errore medio assoluto aumenta, rispetto alla calibrazione, da 2 cm a 7 cm. Anche gli scarti minimo e massimo subiscono un incremento rispettivamente a -22 cm e +25 cm. Le statistiche riportano comunque degli scostamenti accettabili rispetto alle osservazioni di maggio (Tabella 1).

Tracciamento delle particelle

Il modello calibrato nello scenario di aprile 2017 è stato utilizzato per eseguire un tracciamento delle particelle, in modalità forward, tramite il codice di calcolo MODPATH (Pollock D.W. 2012). Una linea di 20 particelle è stata posizionata in corrispondenza del punto di sversamento dei contaminanti. Le particelle seguono il flusso della falda, rappresentando in questo modo la componente advettiva del trasporto di sostanze in essa disciolte (Fig. 1).

Il risultato del tracciamento evidenzia una doppia azione svolta dai pozzi di recupero attualmente in funzione: l'azione di richiamo delle particelle, buona parte delle quali sono intercettate dai pozzi, e l'azione di concentrazione del flusso che determina il raggruppamento delle traiettorie entro un percorso molto ristretto.

Tramite una procedura di generazione e calibrazione di scenari pseudo-casuali, è stato costruito un numero elevato (827) di modelli alternativi a quello di calibrazione, tutti in grado di produrre un valore dell'errore medio assoluto inferiore a 10 cm rispetto alle misure di aprile 2017, e quindi tutti considerabili come "calibrati". La procedura utilizzata è consistita nei seguenti passi:

- calcolare la matrice di varianza-covarianza di tutti i parametri di calibrazione $C'(p)$;
- campionare un numero elevato (999) di set di parametri sulla base di una distribuzione normale aventi media uguale al valore di prima calibrazione del parametro e varianza e covarianza ricavate dalla matrice $C'(p)$;
- sottoporre ciascun modello costruito sulla base di questi set di parametri ad una rapida calibrazione fino ad ottenere un errore medio assoluto inferiore a 10 cm, scartando i set di parametri che non consentono di raggiungere tale soglia.

In questo modo, dei 999 set di parametri iniziali, 827 hanno consentito di costruire dei modelli che rispettano le misure di aprile 2017 in modo soddisfacente (cioè la cui funzione obiettivo è inferiore alla soglia stabilita). Gli altri 172 set di parametri sono stati scartati.

In ciascuno dei modelli calibrati è stato simulato il tracciamento delle particelle. Poiché la distribuzione di conducibilità idraulica e le condizioni al contorno sono diverse in ciascuno di essi, anche le traiettorie delle particelle sono differenti rispetto al modello calibrato e rispetto a ciascuno di essi.

I risultati del tracciamento sono stati raccolti e sintetizzati in una tabella contenente, per ogni riga e colonna del modello, il numero di particelle che vi transitano e la frequenza rispetto al totale delle particelle.

TABELLA 1

Statistiche di calibrazione e di validazione del modello.

	Calibrazione	Validazione
Data di esecuzione del rilievo	Aprile 2017	Maggio 2017
Numero di osservazioni	41	39
Media dei residui	0,00 m	0,00 m
Media del valore assoluto dei residui	0,02 m	0,07 m
Errore quadratico medio	0,03 m ²	0,10 m ²
Residuo minimo	-0,09 m	-0,22 m
Residuo massimo	+0,06 m	+0,25 m
Intervallo delle osservazioni	4,16 m	3,19 m
RMS / intervallo delle osservazioni	0,7%	3%

RISULTATI

Per quanto riguarda le prove di permeabilità eseguite in sito, i n. 3 test di sparizione eseguiti hanno consentito, monitorando le variazioni di conducibilità elettrica, di stimare le velocità di filtrazione della falda comprese tra 1×10^{-6} m/s e $1,5 \times 10^{-6}$ m/s, che, nel caso in esame, sono riconducibili a conducibilità idrauliche di $3-4 \times 10^{-4}$ m/s, coerenti con le litologie sabbioso ghiaiose identificate in sito. Sono stati inoltre identificati livelli con maggiore permeabilità nella zona centrale-profonda dell'acquifero.

L'elaborazione delle traiettorie compiute dalle particelle simulate da MODPATH (Fig. 2) ha consentito di individuare le traiettorie compiute con maggiore frequenza (quindi con maggiore probabilità) dalle particelle originate dalla sorgente primaria. Le particelle determinano l'equivalente di un pennacchio di dispersione che dipende dalle direzioni locali di deflusso della falda determinate principalmente dalla distribuzione di conducibilità idraulica. Il risultato rappresenta la probabilità che l'inquinante in soluzione transiti per quella porzione dell'acquifero. Le porzioni laterali del "pennacchio" non corrispondono a percorsi seguiti dal contaminante originato dalla sorgente ma a porzioni dell'acquifero che, con bassa probabilità, potrebbero essere raggiunte dall'inquinamento.

Sulla base di questa distribuzione probabilistica, è stata identificata la posizione ottimale per una barriera in grado di intercettare il deflusso idrico che, con maggiore probabilità, trasporta il contaminante proveniente dall'area della sorgente primaria. È stata impostata una barriera costituita da quattro pozzi, fenestrati nell'intero spessore acquifero, aventi interasse di 20 metri e che prelevano una portata di 3 litri/secondo ciascuno. La portata totale captata è quindi di 12 litri/secondo (Figura 3a). L'effetto di richiamo operato dalla barriera è evidenziato dal fatto che l'area a valle di essa sia interessata da frequenze molto basse, inferiori all'1%. Dai circa 22800 passaggi totali lungo un transetto immediatamente a monte della barriera, si passa a 1260 passaggi a valle della stessa (Figura 3b). Il rapporto tra questi due numeri consente di ricavare una efficacia della barriera pari al 94,5%. Per migliorare ulteriormente la performance dell'opera, è opportuno prevedere una configurazione cautelativa costituita aggiungendo due

pozzi ad ovest, ubicati alla stessa interasse degli altri pozzi (20 metri), come mostrato in Figura 3c. Quest'ultima configurazione, ipotizzata sulla base dei percorsi delle particelle, garantirebbe una captazione praticamente totale delle particelle consentendo nel contempo una gestione più flessibile delle portate estratte dai singoli pozzi.

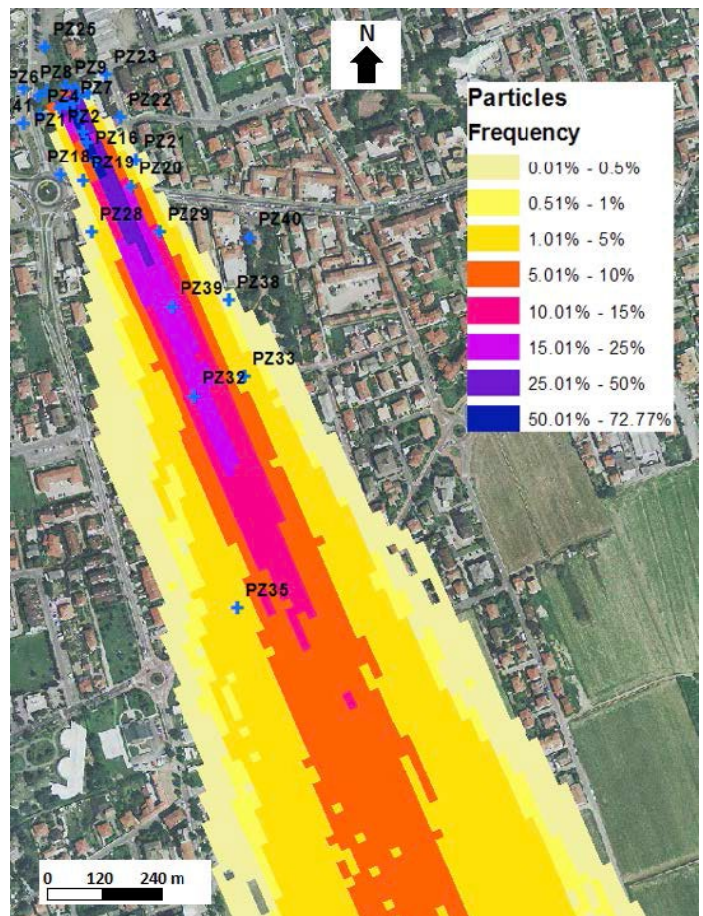


Fig. 2 – Monte Carlo - Frequenza di transito delle particelle nelle condizioni di aprile 2017.

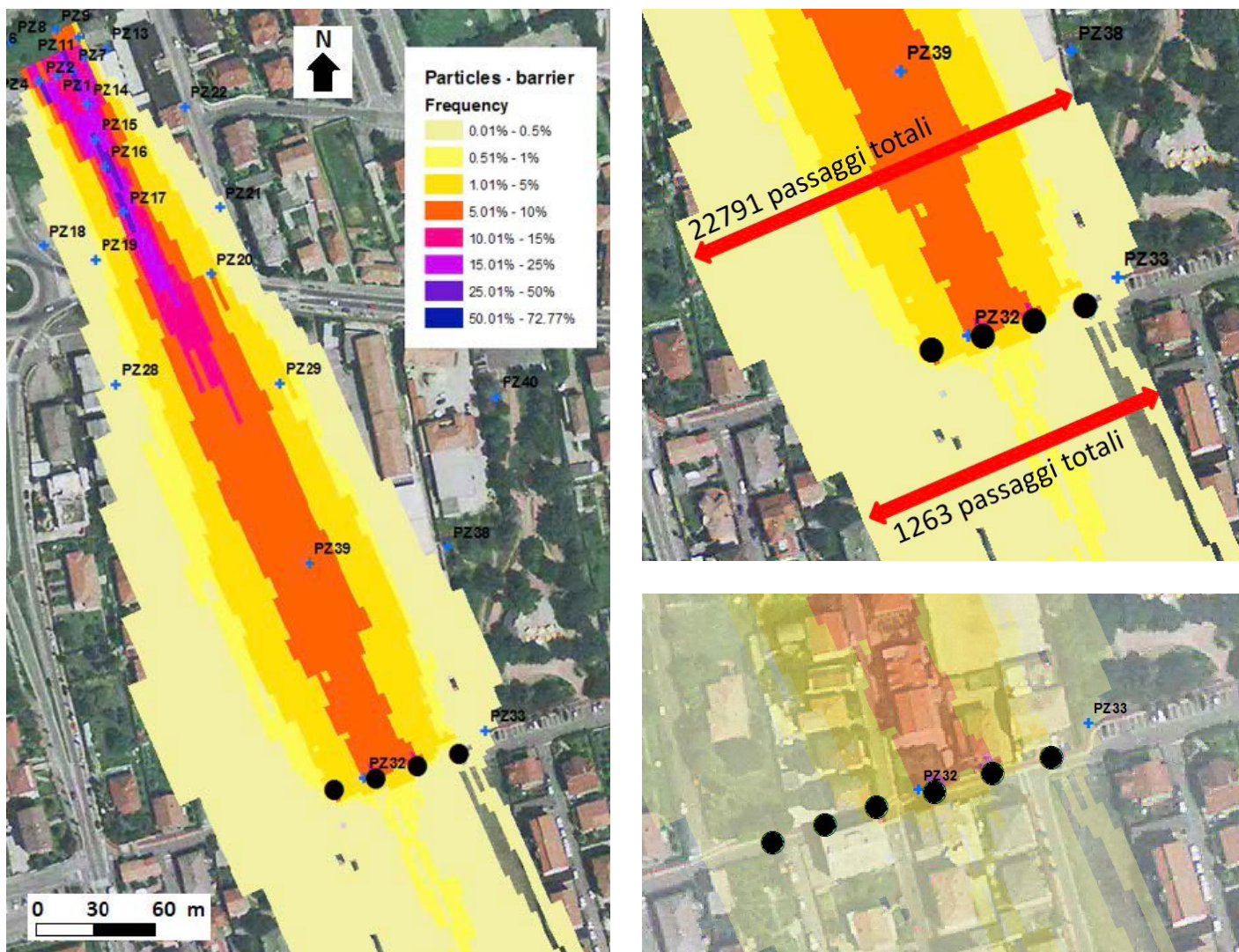


Fig. 3 - Tracciamento delle particelle con barriera attiva (a), dettaglio del numero di particelle di partenza e catturate dalla barriera (b) e posizione dei pozzi nella configurazione cautelativa (c).

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

È stata provata, nel corso del presente studio, la validità dei test di diluizione in foro come metodo sostenibile di valutazione della conducibilità idraulica in grado di produrre stime ritenute verosimili rispetto alle litologie indagate. Possibili implementazioni di questi test comprendono la misura in continuo della conducibilità elettrica per ottenere la variazione di concentrazione più dettagliata. Questo permetterebbe di identificare eventuali anomalie nei dati registrati. L'integrazione anche con i dati di direzione di falda potranno validare il modello di flusso idrico sotterraneo e aumentarne l'affidabilità.

Per quanto riguarda il modello matematico, la taratura tramite calibrazione automatica con algoritmo PEST e l'utilizzo di metodi probabilistici come il Null space Monte Carlo ha permesso di simulare 827 scenari alternativi, tutti equiprobabili, che soddisfano i parametri di calibrazione. Questi scenari hanno consentito di ottenere una rappresentazione probabilistica dei percorsi di migrazione dei contaminanti in soluzione. In questo modo è stato possibile configurare una barriera idraulica

tenendo in considerazione le incertezze inerenti i parametri e le condizioni al contorno del modello matematico e, di conseguenza, impostare un'opera la cui efficacia è più generale e meno vincolata alla scelta arbitraria di un unico set di parametri di calibrazione.

BIBLIOGRAFIA

Alberti L., Colombo L. & Formentin G. (2018) - Null-space Monte Carlo particle tracking to assess groundwater PCE (Tetrachloroethene) diffuse pollution in north-eastern Milan functional urban area. *Sci. Total. Environ.* 621, 326-339. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.253>

Carrera J., Alcolea A., Medina A., Hidalgo J. & Slooten L.J. (2005) - Inverse problem in hydrogeology. *Hydrogeol. J.* <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0404-7>

Christensen S. & Cooley R.L. (1996) - Simultaneous confidence intervals for a steady-state leaky aquifer groundwater flow model. *Calibration and Reliability in Groundwater Modelling*, pp. 561-569.

Doherty J. (2015) - *Calibration and Uncertainty Analysis for Complex Environmental Models*. Watermark Numerical Computing, Brisbane, Australia. ISBN: 978-0-9943786-0-6.

- Guadagnini A. & Neuman S.P. (1998) - Deterministic solution of stochastic groundwater flow equations by nonlocal finite elements. *Comput. Methods Contam. Remediat. Water Resour.*, 12, 347–354.
- Harbaugh A.W., Banta E.R., Hill M.C. & McDonald M.G. (2000) - MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey modular groundwater model -- User guide to modularization concepts and the Ground-Water Flow Process: U.S. Geological Survey Open-File Report 00-92, 121 p.
- Harvey C.F. & Gorelick S.M. (1995) - Temporal moment-generating equations – modelling transport and mass transfer in heterogeneous aquifers. *Water Resour. Res.* 31, 1895–1911.
- Hatfield K., Annable M., Cho J., Rao P.S.C. & Klammler H. (2004) - A direct passive method for measuring water and contaminant fluxes in porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 75(3-4), 155–81.
- Herckenrath D., Langevin C.D. & Doherty J. (2011) - Predictive uncertainty analysis of a saltwater intrusion model using null-space Monte Carlo. *Water Resour. Res.*, 47. <https://doi.org/10.1029/2010WR009342>
- Moore Y.H., Stoessell R.K. & Easley D.H. (1992) - Fresh-Water/Sea-Water Relationship Within a Ground-Water Flow System, Northeastern Coast of the Yucatan Peninsula. *Ground Water*, 30(3), 343-350
- Novakowski K. & Lapcevic P. (1995) - Preliminary interpretation of tracer experiments conducted in a discrete rock fracture under conditions of natural flow. *Geophysical Research Letters*, 22(11), 1417–1420
- Piccinini L., Fabbri P. & Pola M. (2015) - Point dilution tests to calculate groundwater velocity: an example in a porous aquifer in NE Italy, *Hydrological Sciences Journal*, <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1036756>
- Pollock, D.W. (2012) - User Guide for MODPATH Version 6—A Particle-Tracking Model for MODFLOW: U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6–A41, 58 p
- Riemann K., van Tonder G. & Dzanga P. (2002) - Interpretation of single-well tracer tests using fractional-flow dimensions. Part 2: A case study. *Hydrogeology Journal*, 10(3), 357–367.
- Shafer J.M., Brantley D.T. & Waddell M.G. (2010) - Variable-density flow and transport simulation of wellbore brine displacement. *Ground Water*, 48(1), 122–30.
- Tonkin M. & Doherty J. (2009) - Calibration-constrained Monte Carlo analysis of highly parameterized models using subspace techniques. *Water Resour. Res.*, 45. <https://doi.org/10.1029/2007WR006678>
- West L.J. & Odling N.E. (2007) - Characterization of a multilayer aquifer using open well dilution tests. *Ground Water*, 45(1), 74–84.