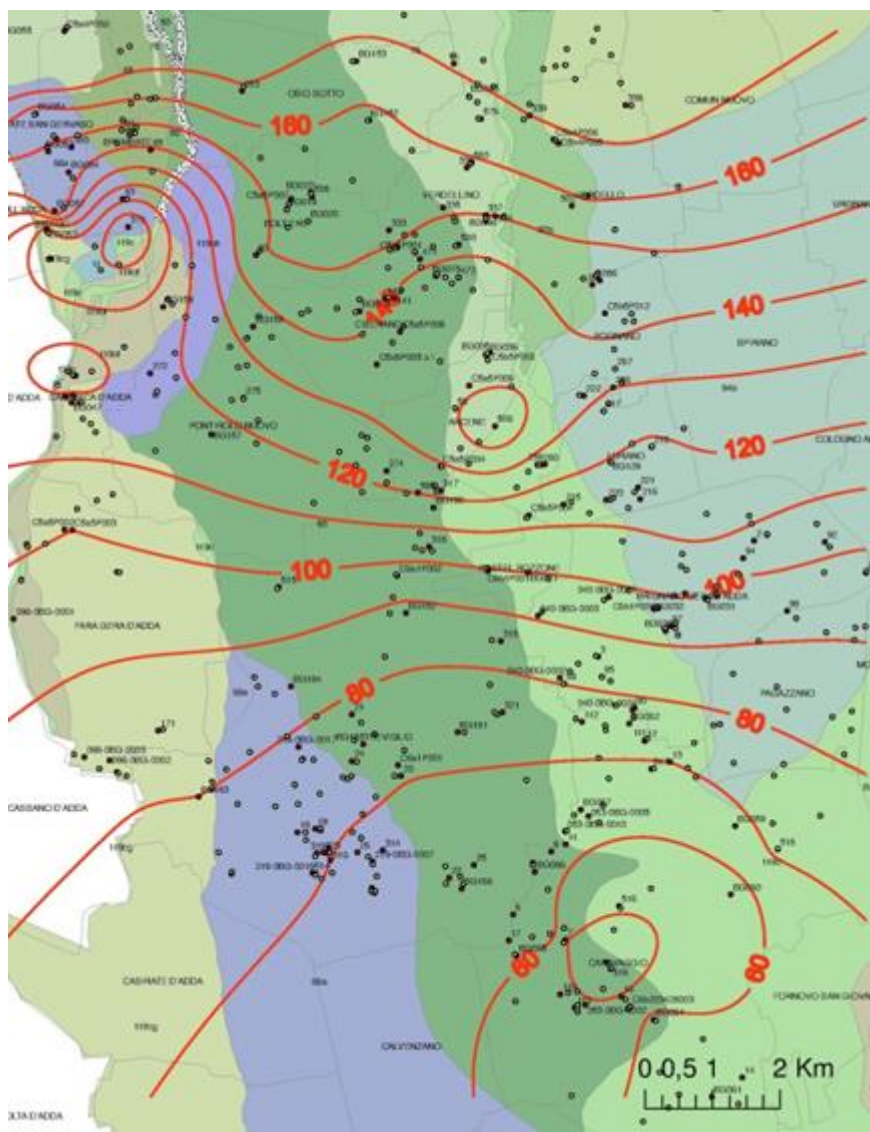


**PROGETTO PLUMES:  
SINTESI REPORT CONCLUSIVO  
FEBBRAIO 2015**



**FEBBRAIO 2015**

## PROGETTO PLUMES: SINTESI REPORT CONCLUSIVO FEBBRAIO 2015

<b>Progetto:</b>	<b>PLUMES</b>	
<b>Nome Documento</b>	<b>PROGETTO PLUMES: REPORT CONCLUSIVO FEBBRAIO 2015</b> Informatizzazione dei dati raccolti dalle Province nell'ambito dell'attuazione dei programmi di intervento per la definizione dei PLUMES di contaminazione delle acque sotterranee e per l'elaborazione e applicazione di un modello matematico ai fini della valutazione delle situazioni di contaminazione più complesse.	
<b>Data:</b>	28.02.2015	
<b>Rilasciato a:</b>	Regione Lombardia – Direzione Generale Ambiente, Energia e Sviluppo Sostenibile	
	<b>Redatto</b>	<b>Verificato</b>
	Canepa Paola Merri Andrea Piana Alessandra	Marchesi Valeria Torretta Madela
		<b>Approvato</b>
		Bellinzona Silvia Anna Cazzaniga Maria Teresa

Contributo dell'Università degli Studi di Milano per Cap. 4, 5.

Contributo del Politecnico di Milano – Polo territoriale di Como per Cap. 4, 6;

<b>INTRODUZIONE .....</b>	<b>4</b>
<b>1. IL PROGETTO PLUMES .....</b>	<b>5</b>
1.1 DESCRIZIONE DELLE ATTIVITÀ .....	5
<b>2. ACQUISIZIONE DEI DATI E MESSA A SISTEMA DELLE INFORMAZIONI .....</b>	<b>8</b>
2.1 DESCRIZIONE DELLE ATTIVITÀ .....	8
2.1.1 <i>Acquisizione Dati</i> .....	8
2.1.1.1 Raccolta e Omogeneizzazione dei Dati Idrogeologici e Idrochimici per i Modelli Matematici .....	8
2.1.1.2 Raccolta e Omogeneizzazione dei Dati Idrogeologici e Idrochimici Raccolti nell'Ambito dei Programmi di Intervento .....	9
2.1.2 <i>Implementazione delle Applicazioni per la Sistematizzazione dei Dati Raccolti</i> .....	16
2.2 CRITICITÀ.....	17
<b>3. MODELLAZIONE DI QUANTITÀ DELLE ACQUE PER ELABORAZIONI DI MODELLI A SCALA DI BACINO .....</b>	<b>18</b>
3.1 DESCRIZIONE DELLE ATTIVITÀ .....	18
3.1.1 <i>Modello a scala di bacino Adda – Oglio</i> .....	18
3.1.1.1 Modello Idrogeologico Concettuale del Bacino Adda - Oglio.....	18
3.1.1.2 Modello di flusso .....	21
3.1.2 <i>Modello a scala di bacino Ticino – Adda</i> .....	34
3.1.2.1 Modello Idrogeologico Concettuale del Bacino Ticino – Adda .....	34
3.1.2.2 Modello di flusso .....	37
3.2 CRITICITÀ E SVILUPPI .....	43
<b>4. MODELLAZIONE DELLA QUALITÀ DELLE ACQUE A SCALA LOCALE SUI SITI DELLA PROVINCIA DI BERGAMO .....</b>	<b>46</b>
4.1 DESCRIZIONE DELLE ATTIVITÀ .....	46
4.2.1 <i>Area Zingonia</i> .....	46
4.2.1.1 Modello idrogeologico concettuale .....	46
4.2.1.2 Modello di flusso .....	47
4.2.1.3 Modello di trasporto .....	55
5.3 CRITICITÀ E SVILUPPI .....	66
<b>5. MODELLAZIONE DELLA QUALITÀ DELLE ACQUE A SCALA LOCALE SUI SITI DELLA PROVINCIA DI MILANO .....</b>	<b>67</b>
5.1. DESCRIZIONE DELLE ATTIVITÀ .....	67
5.1.1 <i>Area Nord-Ovest Milano</i> .....	68
5.1.1.1 Modello idrogeologico concettuale .....	68
5.1.1.2 Modello di flusso .....	69
5.1.1.3 Modello di trasporto .....	74
5.1.2 <i>Area SIN Sesto San Giovanni</i> .....	88
5.1.2.1 Modello idrogeologico concettuale .....	88
5.1.2.2 Modello di flusso .....	89
5.1.2.3 Modello di trasporto .....	93
5.1.3 <i>Area SIN Pioltello Rodano</i> .....	105
5.1.3.1 Modello idrogeologico concettuale .....	105
5.1.3.2 Modello di flusso .....	107
5.1.3.3 Modello di trasporto .....	111
5.2 CRITICITÀ E SVILUPPI .....	125
5.2.1. <i>Conclusioni della Modellazione e Possibili Indicazioni</i> .....	125
5.2.2. <i>Confronto Basi degli Acquiferi ENI e Basi elaborate per il Progetto</i> .....	130
5.2.3 <i>Piezometria di dettaglio per i Modelli di Flusso</i> .....	130
5.2.4 <i>Sistematizzazione dei dati e inserimento nei modelli</i> .....	130
<b>6. ESECUZIONE CAMPAGNA PIEZOMETRICA NELL'AREA MILANESE .....</b>	<b>131</b>
6.1 DESCRIZIONE DELLE ATTIVITÀ .....	131
<b>7. CONCLUSIONI .....</b>	<b>136</b>

## **INTRODUZIONE**

Il Progetto PLUMES ha previsto, nell'ambito delle attività legate al Programma Regionale "Realizzazione degli interventi di bonifica ai sensi dell'art. 250 del D.Lgs 3 aprile 2006 n. 152 – programmazione economica-finanziaria 2012/2014", approvato nel maggio 2012 (Regione Lombardia - DG AER DGR 3510 del 23 maggio 2012), l'attuazione di programmi operativi per la definizione dei plumes di contaminazione, eseguiti dalle Province. Il Progetto ha attuato inoltre l'informatizzazione e la restituzione cartografica dei dati storici e di quelli raccolti durante le attività di campagna pianificate nei programmi provinciali. I programmi, presentati e realizzati dalle Province, con il supporto di alcuni Dipartimenti ARPA in base a specifici atti convenzionali, hanno avuto l'obiettivo di ricercare le aree potenziali fonti di contaminazione.

ARPA, oltre alle attività svolte in convenzione con alcune Province, ha provveduto alla gestione informatizzata dei dati raccolti nell'attuazione dei programmi d'intervento. Inoltre, con il supporto dell'Università Statale degli Studi di Milano e del Politecnico di Milano – Polo Territoriale di Como, ha predisposto i modelli di diffusione dei contaminanti nelle acque sotterranee. I modelli di flusso e trasporto sono stati applicati alle situazioni più complesse, nelle Province di Bergamo e Milano, per descrivere puntualmente la contaminazione. Essi hanno permesso di qualificare e quantificare le risorse compromesse, di prevedere l'evoluzione e la diffusione dell'inquinamento con i correlati scenari di evoluzione, di identificare il potenziale interessamento dei ricettori sensibili e di fornire elementi di supporto all'individuazione delle possibili aree fonti di contaminazione.

Il Progetto ha previsto il coinvolgimento e il coordinamento di più Soggetti che hanno partecipato attivamente alle varie attività.

Il presente documento rappresenta la sintesi del Report conclusivo delle attività svolte nell'ambito del Progetto PLUMES (Febbraio 2015).

# 1. IL PROGETTO PLUMES

## 1.1 DESCRIZIONE DELLE ATTIVITÀ

Il Progetto PLUMES, nell'ambito delle attività legate al Programma Regionale approvato nel maggio 2012 (Regione Lombardia - DG AER DGR 3510 del 23 maggio 2012), ha previsto l'attuazione di programmi operativi per la definizione dei plumes di contaminazione, svolti dalle Province in collaborazione con alcuni Dipartimenti ARPA.

Regione Lombardia, con Delibera della Giunta regionale 30 maggio 2014 n. 1895 "Realizzazione degli interventi di bonifica ai sensi dell'art. 250 del D.Lgs. 3 aprile 2006 n.152 – programmazione economico-finanziaria 2014/2016", in linea con gli obiettivi della normativa europea e nazionale sulla tutela delle acque sotterranee dall'inquinamento, ha previsto un nuovo finanziamento regionale di programmi di intervento per la definizione dei plumes di contaminazione nelle acque sotterranee. In questo ambito è stata finanziata un'estensione del Progetto PLUMES, sia temporale (per le attività iniziali previste dal Progetto), che economico-finanziaria (per lo svolgimento di attività integrative).

La proroga ed integrazione del Progetto iniziale ha consentito di colmare le lacune informative evidenziate durante lo svolgimento dello stesso e non precedentemente prevedibili, migliorando di conseguenza la qualità delle restituzioni modellistiche.

In particolare, Regione Lombardia (Lettera d'Incarico del 21/10/2014) ha chiesto ad ARPA di integrare e rimodulare le attività e le scadenze previste dal Progetto PLUMES per dare avvio alle procedure previste dal protocollo operativo<sup>1</sup> per la contaminazione delle acque sotterranee nell'Area Vasta comprendente al momento i Comuni di Brugherio, Cinisello Balsamo, Cologno Monzese, Monza, Milano, Nova Milanese e Sesto San Giovanni. La richiesta è finalizzata alla valutazione modellistica degli andamenti dei solventi clorurati principali e del Cromo esavalente, nel periodo 2010 - 2013/2014 (compatibilmente, per l'anno 2014, con la disponibilità di informazioni e con i tempi di svolgimento delle attività), al fine di fornire un adeguato supporto conoscitivo agli Enti competenti per la gestione dell'inquinamento diffuso delle acque sotterranee nell'area vasta. Successivamente, con nota del 17/12/2014, Regione Lombardia ha chiesto ad ARPA di modificare alcune delle attività già previste dall'integrazione al Progetto, per permettere di considerare tutti i dati e le informazioni che possano influenzare lo stato qualitativo delle acque sotterranee nell'area vasta, anche se provenienti da contaminazioni esterne all'area stessa, con particolare riferimento ai Comuni situati a Nord-Ovest del Comune di Milano.

In Tabella 1 sono riportate le Fasi che costituiscono il Progetto.

---

<sup>1</sup> La Giunta Regionale con deliberazione 13 dicembre 2012, n. 4501, ha approvato il protocollo operativo per la gestione dei casi di inquinamento diffuso delle acque sotterranee, la cui disciplina compete alle Regioni ai sensi dell'art. 239 del D.Lgs. 152/2006, con l'obiettivo di fornire una procedura standardizzata per la gestione delle problematiche connesse a tale tipologia di inquinamento.

Tabella 1 Elenco e descrizione delle fasi del Progetto PLUMES.

	<b>Fase</b>	<b>Descrizione</b>
	1. Fase I: Coordinamento generale del Progetto.	Coordinamento di tutte le fasi che costituiscono il Progetto e dei Soggetti Attuatori.
Progetto PLUMES	2. Fase II: Acquisizione dei dati e messa a sistema delle informazioni esistenti.	Armonizzazione dei dati, definizione e sviluppo di modalità di inserimento dei dati in formato elettronico, compatibile con il trasferimento sugli applicativi ambientali di ARPA/Regione necessari per soddisfare i requisiti del Progetto.
	3. Fase III: Supporto alle attività tecnico-operative dei Dipartimenti ARPA coinvolti.	Supporto tecnico-operativo e indicazioni tecnico-operative ai Dipartimenti ARPA coinvolti per le attività delle Province in attuazione dei programmi previsti dalla DGR 3510/2012.
	4. Fase IV: Modellazione di qualità delle acque per elaborazioni di modelli a scala di bacino.	Individuazione dei modelli da utilizzare, che meglio rappresentino il flusso ed il sistema delle acque sotterranee a scala di bacino (Ticino –Adda e Adda – Oglio), nella configurazione e calibrazione del modello. Elaborazioni a scala di bacino.
	5. Fase V: Modellazione della qualità delle acque a scala locale nella Provincia di Bergamo.	Applicazione di un modello di dettaglio a scala locale, nell'area di Zingonia in Provincia di Bergamo, per l'identificazione dei plumes di contaminazione, la simulazione di scenari di evoluzione della contaminazione e l'individuazione delle possibili aree sorgenti della contaminazione.
	6. Fase VI: Modellazione della qualità delle acque a scala locale nella Provincia di Milano.	Applicazione di un modello di dettaglio a scala locale su tre aree della Provincia di Milano, per l'identificazione dei plumes di contaminazione, la simulazione di scenari di evoluzione della contaminazione e l'individuazione delle aree possibili aree sorgenti della contaminazione.
Progetto PLUMES integrazione	7. Fase VII: Esecuzione di una campagna piezometrica nell'area milanese.	Esecuzione di una campagna piezometrica nell'area milanese con georeferenziazione dei punti (x,y,z) con precisione idonea.
	8. Fase VIII: Sistemizzazione dei dati idrochimici su scala provinciale (MI-MB).	Omogeneizzazione e sistemizzazione dei dati raccolti nell'ambito del Progetto PLUMES a scala provinciale (MI e MB), con implementazione di un database idrochimico per i contaminanti selezionati (solventi: PCE, TCE e Cloroformio; Cromo totale e Cromo esavalente).
	9. Fase IX: Elaborazione preliminare statistica e geostatistica dei dati chimici per il periodo 2010-2012.	Elaborazione preliminare statistica e geostatistica dei dati per il periodo 2010-2012, con produzione di mappe tematiche rappresentative della distribuzione delle concentrazioni dei parametri nei tre anni. Proposta di modellazione dell'area vasta.
	10. Fase X: Raccolta dei dati stratigrafici con implementazione del database idrogeologico.	Integrazione, con allargamento all'area vasta, dei dati stratigrafici già acquisiti con il Progetto PLUMES. Omogeneizzazione e sistemizzazione dei dati in formato digitale.
	11. Fase XI: Acquisizione dei dati chimici su area vasta per il periodo 2010-2013/2014.	Acquisizione dei dati chimici e idrogeologici su Area Vasta per il periodo 2010 - 2013/2014 (per l'anno 2014 compatibilmente con la disponibilità di informazioni e con i tempi di svolgimento delle attività); digitalizzazione e integrazione del database idrochimico

		comprendendo TCE, PCE, CLF e Cromo oltre a eventuali altri contaminanti ritenuti significativi per l'area.
	12. Fase XII: Costruzione del modello concettuale per area vasta.	Ampliamento del modello concettuale idrogeologico del SIN di Sesto San Giovanni all'Area Vasta.
	13. Fase XIII: Suddivisione del dataset idrochimico negli acquiferi e su intervalli temporali omogenei.	Suddivisione del dataset idrochimico per l'Area Vasta negli acquiferi e su intervalli temporali omogenei.
	14. Fase XIV: Ricostruzione spaziale della contaminazione nel dominio idrogeologico e temporale.	Ricostruzione spaziale per l'area Vasta della contaminazione nei domini idrogeologico e temporali omogenei precedentemente definiti. Confronto e validazione del modello geostatistico con il modello numerico.
	15. Fase XV: Individuazione di areali di iso-concentrazione.	Individuazione di areali di iso – concentrazione delle sostanze nei diversi acquiferi dell'Area Vasta.
	16. Fase XVI: Estensione all'area vasta dell'individuazione degli areali di iso-concentrazione	Estensione all'Area Vasta dell'individuazione degli areali di iso-concentrazione dovuti a sorgenti puntuali.
	17. Fase XVII: Elaborazione di un modello di flusso e trasporto per la rappresentazione per l'area vasta.	Elaborazione di un modello 3D di flusso e trasporto per l'area vasta, che tenga in considerazione anche gli apporti provenienti dai Comuni limitrofi all'area vasta ed in particolare quelli a Nord-Ovest del Comune di Milano.
	18. Fase XVIII: Comunicazione tecnica dei risultati e reportistica finale.	Presentazione dei risultati finali ai Soggetti interessati ed elaborazione di due rapporti finali contenenti i risultati delle varie attività: un report finale contenente i prodotti delle attività del Progetto iniziale, un secondo report finale contenente i risultati delle attività che afferiscono all'integrazione del Progetto.

Il presente Report rappresenta il documento conclusivo del Progetto PLUMES – proroga (Fasi da 2 a 6) e della Fase 7 del Progetto PLUMES – integrazione.

## **2. ACQUISIZIONE DEI DATI E MESSA A SISTEMA DELLE INFORMAZIONI**

L'attività è consistita nell'armonizzazione dei dati e nell'analisi, definizione e sviluppo di modalità di inserimento dei dati in formato elettronico, compatibile con il trasferimento sugli applicativi ambientali di ARPA/Regione.

### **2.1 DESCRIZIONE DELLE ATTIVITÀ**

La raccolta dei dati idrochimici ed idrogeologici è stata necessaria per le seguenti finalità:

1. definizione di un modello matematico di flusso delle acque sotterranee a scala di bacino e di trasporto dei contaminanti a scala locale sull'area di Zingonia in Provincia di Bergamo e sulle aree oggetto dei Programmi di Intervento in Provincia di Milano;
2. svolgimento dei singoli Programmi di competenza delle Province realizzati congiuntamente con i Dipartimenti ARPA.

A seguito di ricognizione iniziale delle esigenze, si sono definite le tipologie di dati necessarie per la realizzazione del Progetto:

- caratteristiche dei pozzi/piezometri sia oggetto del monitoraggio relativo alle diverse Convenzioni con le Province sia esistenti e ritenuti importanti per la finalità del Progetto e per l'attività di modellistica (stratigrafie, schemi costruttivi, profondità dei filtri in riferimento alla falda captata, monografie per le coordinate geografiche e le quota di riferimento);
- dati quantitativi relativi acque sotterranee (prove di portata, soggiacenza);
- dati qualitativi relativi acque sotterranee.

#### **2.1.1 ACQUISIZIONE DATI**

##### *2.1.1.1 RACCOLTA E OMOGENEIZZAZIONE DEI DATI IDROGEOLOGICI E IDROCHIMICI PER I MODELLI MATEMATICI*

La prima attività è consistita in un'esplorazione delle banche dati relative alle acque sotterranee (dati idrochimici, idrogeologici, stratigrafici) presenti in ARPA. Si è quindi proceduto con una fase di verifica delle lacune informative rispetto alle esigenze progettuali e si è provveduto alla richiesta ed acquisizione delle banche dati disponibili presso altri Enti.

Le maggiori criticità nell'omogeneizzazione e trattamento dei dati sono emerse nel collegamento delle informazioni contenute nelle diverse banche dati in mancanza di un codice comune associato alle captazioni. Altri problemi riscontrati sono legati alla disomogeneità e alla mancanza di coerenza delle varie banche dati (mancanza di nomenclatura univoca per i parametri chimici, problemi di disomogeneità nelle unità di misura utilizzate, ecc...).

Si è quindi provveduto, per quanto possibile, all'omogeneizzazione del contenuto informativo e al raccordo delle varie banche dati, attraverso il collegamento delle informazioni riferite ad uno stesso pozzo/piezometro, ma contenute in diverse banche dati con codici diversi.

Le lacune residue nei dati presenti hanno richiesto una ricognizione complessiva delle informazioni presenti nelle banche dati ARPA. Importanti informazioni relative alla caratterizzazione idrogeologica del dominio di studio sono state estratte dai database e dai documenti relativi alle pratiche di VIA, ai monitoraggi delle grandi opere ed ai siti sottoposti a bonifica (ex database SISCO, ora AGISCO e informazioni contenute nelle pratiche di bonifica presenti presso il Dipartimento di Milano e di Bergamo). In particolare sono state consultate le pratiche di procedura di bonifica in corso nei Comuni inseriti nell'Area Nord-Ovest Milano (Arese, Baranzate, Bollate, Garbagnate, Lainate, Milano

-parte, Pero e Rho) e in quelli ricadenti nelle aree in modellazione del SIN di Sesto San Giovanni e del SIN di Pioltello Rodano. Le pratiche consultate sono state selezionate da un elenco estrapolato dal sistema informativo AGISCO in base alla presenza o meno di contaminazione da Cromo VI e solventi clorurati, oggetto di studio del Progetto PLUMES.

Le informazioni estratte dai diversi database, riorganizzate ed omogeneizzate, sono state utilizzate per l'implementazione dei modelli concettuali e dei modelli numerici di flusso e trasporto per le aree oggetto di studio.

Per definire uno stato di riferimento piezometrico per la taratura dei modelli, si sono rese necessarie campagne piezometriche "ad hoc", sulle tre aree oggetto di modellazione per la falda superficiale e quella profonda. Le campagne hanno permesso la ricostruzione di una piezometria di riferimento da utilizzare nei modelli di flusso e trasporto.

#### *2.1.1.2 RACCOLTA E OMOGENEIZZAZIONE DEI DATI IDROGEOLOGICI E IDROCHIMICI RACCOLTI NELL'AMBITO DEI PROGRAMMI DI INTERVENTO*

Nell'ambito dei singoli Programmi di Intervento, i Dipartimenti ARPA che hanno stipulato apposite Convenzioni con le rispettive Province, hanno eseguito due o più campagne di monitoraggio quali – quantitativo delle acque sotterranee nelle aree oggetto di studio.

### **PROVINCIA DI BERGAMO**

Il Dipartimento ARPA di Bergamo, nell'ambito della Convenzione sottoscritta con la Provincia e conclusasi il 31/12/2013, ha eseguito e completato il campionamento e l'analisi dei pozzi/piezometri costituenti le reti di monitoraggio individuate per ciascuno dei tre Programmi di Intervento finanziati. Le campagne di monitoraggio svolte in ciascun Programma di Intervento sono di seguito descritte.

#### 1. Comuni di Verdellino, Ciserano, Arcene, Castel Rozzone, Treviglio (Area Zingonia)

Nel corso del 2013 sono state eseguite 4 campagne di monitoraggio (febbraio, aprile, luglio e ottobre) finalizzate alla verifica dello stato qualitativo per i parametri Cr totale e Cromo esavalente; i pozzi/piezometri utilizzati in ciascuna campagna sono 28 e comprendono anche due nuovi piezometri (denominati Pz 5 e Pz 7) realizzati della Provincia di Bergamo. In ciascuna campagna sono stati prelevati anche 4 campioni di acque superficiali dalla roggia Brembilla. Nel mese di aprile 2014 è stato eseguito, inoltre, un campionamento integrativo su 12 pozzi/piezometri selezionati in accordo con la Provincia.

Dalla comparazione dei dati raccolti emerge una graduale riduzione dei valori di entrambi i parametri per alcuni dei punti di monitoraggio ubicati in comune di Ciserano e in comune di Arcene. Limitatamente alla quarta campagna di monitoraggio eseguita (ottobre 2013) si sono invece riscontrati saltuari incrementi nella concentrazione di Cromo. Per quanto riguarda le acque superficiali della roggia Brembilla, nel periodo di monitoraggio, si è rilevato un unico valore superiore al limite di 50 µg/l di Cromo totale.

#### 2. Comuni di Bergamo, Stezzano, Levate, Comun Nuovo

Nel corso del 2013 sono state eseguite 4 campagne di monitoraggio (gennaio, aprile, luglio e ottobre) finalizzate alla verifica dello stato qualitativo per i parametri Solventi Organoalogenati (Tricloroetilene, Tetracloroetilene, Tricloroetano 1.1.2 e Dicloroetilene 1.1); i pozzi/piezometri oggetto delle campagne sono stati rispettivamente 12 (prima campagna), 11 (seconda campagna, per l'avaria di uno dei pozzi comunali di Bergamo), 14 (terza campagna) e 15 (quarta campagna).

I due nuovi piezometri realizzati dalla Provincia sono stati campionati nella terza e quarta campagna di monitoraggio. In aprile 2014 è stato eseguito un campionamento integrativo su 6 pozzi/piezometri selezionati in accordo con la Provincia.

Il raffronto dei dati raccolti, in particolare per il Tetracloroetilene (utilizzato quale marcatore per seguire nel tempo l'evoluzione della contaminazione), mostra una situazione pressoché stabile con valori maggiori lungo l'asse centrale dell'area e concentrazioni progressivamente decrescenti sia ad est che ad ovest rispetto a tale asse.

### 3. Comuni dell'Isola Bergamasca (Bonate Sotto, Chignolo d'Isola, Madone, Filago, Bottanuco, Brembate, Capriate S. Gervasio)

Sono state eseguite 3 campagne di monitoraggio finalizzate alla verifica dello stato qualitativo per il parametro Freon 141b nei mesi di dicembre 2012, maggio 2013 e ottobre 2013; i pozzi/piezometri che sono stati interessati da ciascuna campagna sono rispettivamente 21, 23 e 22, selezionati sulla base delle risultanze analitiche delle singole campagne; nell'ultima campagna di monitoraggio sono stati campionati anche due nuovi piezometri terebrati, nell'ambito del Progetto, in comune di Bonate Sotto. In aprile 2014 è stato eseguito un campionamento integrativo su 5 pozzi/piezometri selezionati in accordo con la Provincia.

I risultati ottenuti sui nuovi piezometri terebrati hanno consentito di escludere la zona industriale di via della Resistenza quale fonte di inquinamento e nel contempo, grazie al dato del piezometro di via Gandhi a Bonate Sotto, si è rafforzata l'ipotesi che la parte centrale del plume si trovi in prossimità di quest'ultimo in direzione est.

## **PROVINCIA DI BRESCIA**

Ad oggi, le attività svolte dal Dipartimento ARPA di Brescia nell'ambito della Convenzione sottoscritta con la Provincia, sono riassunte di seguito, suddivise per i cinque Programmi di Intervento finanziati.

### 1. Val Trompia

Nella seconda metà di settembre 2014 sono iniziate le attività di campionamento delle acque sotterranee dell'area oggetto di studio finalizzate alla verifica dello stato qualitativo per i parametri Cr Tot, CrVI e Solventi clorurati. L'elenco dei punti di controllo (pozzi pubblici e privati, piezometri e sorgenti) indicati dalla Provincia per l'espletamento delle attività oggetto di Convenzione, comprendeva 120 punti. Non è stato possibile campionare tutti i punti indicati nell'elenco (pozzi/piezometri non più esistenti e/o non campionabili, pozzi dismessi e sigillati in corrispondenza della testata, punti non campionabili in condizioni di sicurezza, piezometri di diametro eccessivamente ridotto per effettuare un campionamento dinamico con gli strumenti disponibili); alcuni di essi sono stati sostituiti, altri sono stati eliminati.

Ne consegue che sono stati campionati complessivamente 99 punti di misura di cui 51 pozzi pubblici e/o privati, 43 piezometri e 5 sorgenti. Contestualmente sono state eseguite, nei pozzi/piezometri la cui colonna risultava accessibile, 82 misure piezometriche.

### 2. Comune di Brescia (sito Caffaro)

In quest'area tutte le operazioni di campionamento e analisi si possono considerare eseguite poiché realizzate, evitando sovrapposizioni di attività, nell'ambito dell'Accordo di Programma (AdP) "per la definizione degli interventi di messa in sicurezza e successiva bonifica nel Sito di Interesse Nazionale di Brescia-Caffaro" del 29 settembre 2009, siglato tra il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e gli enti locali, che ha affidato ad ARPA

Lombardia il compito di porre in esecuzione il "Monitoraggio della qualità delle acque di falda nel Sito di Interesse Nazionale Brescia Caffaro" di cui al punto L, della tabella 1, dello stesso AdP. Fatto salvo quanto sopra riportato, si segnala che, per l'area oggetto di studio, sono state eseguite ad oggi due campagne di monitoraggio quali-quantitativo delle acque sotterranee finalizzate alla verifica dello stato qualitativo per i parametri Cr Tot, CrVI e Solventi clorurati; la prima di queste campagne ha interessato 50 pozzi/piezometri ed è stata eseguita tra febbraio e luglio 2014, la seconda ha interessato 33 pozzi/piezometri ed è stata eseguita a gennaio 2015.

### 3. Comuni di Desenzano, Lonato

Le attività previste nel Programma di Intervento non sono ancora cominciate; è in corso di definizione la rete di monitoraggio chimico e piezometrico e si presume che le attività di campionamento non partiranno prima di maggio 2015.

### 4. Ovest Bresciano (Comuni di Castegnato, Paderno, Franciacorta, Ospitaletto, Passirano)

A partire dalla fine del mese di ottobre 2014 è iniziata la prima campagna di monitoraggio quali-quantitativo delle acque sotterranee finalizzata alla verifica dello stato qualitativo per i parametri: Cr Tot, CrVI, Solventi clorurati. Sono stati campionati 48 punti di misura (di cui 45 pozzi pubblici e/o privati e 3 piezometri) e sono state eseguite 24 misure piezometriche; l'analisi chimica dei campioni è in corso di completamento. E' prevista, nel prosieguo delle attività, una seconda campagna di monitoraggio quali-quantitativo delle acque sotterranee.

### 5. Comuni di Mazzano, Castenedolo, Montichiari

Le attività previste nel Programma di Intervento non sono ancora iniziate; la prima campagna di monitoraggio prevista dalla Convenzione dovrebbe iniziare a breve a seguito della trasmissione, da parte della Provincia della rete di monitoraggio identificata e costituita da 50 punti di campionamento.

## **PROVINCIA DI LECCO**

Il Dipartimento ARPA di Lecco, nell'ambito della Convenzione sottoscritta con la Provincia, ha eseguito due campagne di monitoraggio quali-quantitativo per ciascun programma di intervento finanziato; la prima campagna di monitoraggio è stata eseguita tra giugno e luglio 2014 mentre la seconda a dicembre 2014. Le attività svolte sono riassunte di seguito, suddivise per i tre Programmi di Intervento finanziati.

### 1. Comune di Missaglia

Per ciascuna campagna di monitoraggio sono stati campionati 10 pozzi/piezometri (tra cui anche tre nuovi piezometri realizzati dalla Provincia nell'ambito del Progetto stesso) nell'area oggetto di studio per la verifica dello stato qualitativo per i composti organo alogenati. Contestualmente sono state eseguite, dove possibile, le misure di soggiacenza. I risultati della prima campagna di monitoraggio hanno confermato la contaminazione da Tetracloroetilene (e subordinatamente da Tricloroetilene) che interessa due dei pozzi monitorati in comune di Missaglia. Tetracloroetilene e Tricloroetilene non sono stati rilevati nei pozzi posti più a valle, nel territorio comune di Lomagna.

### 2. Comune di Valgrehentino

A giugno e dicembre 2014 sono stati campionati 10 pozzi/piezometri nell'area oggetto di studio (tra cui anche tre nuovi piezometri realizzati dalla Provincia nell'ambito del Progetto stesso) per la verifica dello stato qualitativo per i composti organo alogenati. Contestualmente sono state eseguite, ove possibile, le misure di soggiacenza. I risultati analitici della campagna di giugno hanno evidenziato una concentrazione di Tetracloroetilene pari a 325,7 µg/l in un piezometro ubicato in comune di Valgrehentino. A settembre 2014 sono stati campionati nuovamente i tre nuovi piezometri in comune di Valgrehentino e i risultati analitici hanno confermato lo stato di contaminazione individuato nel corso della prima campagna.

### 3. Comune di Osnago, Verderio Superiore e Verderio Inferiore

A luglio e dicembre 2014 sono stati campionati 12 pozzi/piezometri nell'area oggetto di studio (tra cui anche due nuovi piezometri realizzati dalla Provincia nell'ambito del Progetto stesso) per la verifica dello stato qualitativo per i composti organo alogenati. Contestualmente sono state eseguite, ove possibile, le misure di soggiacenza. I risultati analitici della prima campagna di monitoraggio hanno confermato la contaminazione da Tetracloroetilene in corrispondenza dei pozzi campionati principalmente nella porzione occidentale dell'area esaminata in comune di Osnago.

## **PROVINCIA DI LODI**

In Provincia di Lodi sono stati finanziati i seguenti quattro Programmi di Intervento:

1. Comune di Lodi (sito ex SAEL – zona Ospedale): contaminazione da solventi clorurati;
2. Comune di Fombio: contaminazione da solventi clorurati;
3. Comune di Sordio: contaminazione da arsenico;
4. Comune di Lodi (punto vendita Total - ex Agip in Via Sant'Angelo): contaminazione da solventi clorurati.

I primi tre programmi di intervento prevedevano per il 2013 la terebrazione di nuovi piezometri e la successiva esecuzione da parte di ARPA di una campagna di monitoraggio quali-quantitativo. La terebrazione dei nuovi piezometri non è ancora stata realizzata principalmente a causa di una serie di ritardi e di conseguenza non sono state ad oggi eseguite le campagne di monitoraggio.

Il Dipartimento ARPA di Lodi nell'ambito della Convenzione sottoscritta con la Provincia (che si concluderà il 31/03/2015) ha pertanto eseguito le attività relative al Programma di Intervento Comune di Lodi (punto vendita Total - ex Agip in Via Sant'Angelo), che prevedeva il campionamento e l'analisi delle acque sotterranee finalizzate alla verifica dello stato qualitativo per i composti solventi clorurati presenti nell'area oggetto di studio e propedeutiche alla successiva pianificazione di indagini mirate alla ricerca della fonte di contaminazione.

Sono state eseguite 2 campagne di monitoraggio quali-quantitativo, una nel 2012 che ha interessato 10 piezometri e una nel 2013 che ha interessato 11 piezometri. E' stato eseguito inoltre il rilievo plano-altimetrico di dettaglio dei piezometri monitorati.

I risultati della campagna del 2012 hanno escluso la presenza di prodotti di degradazione derivanti dalla dealogenazione riduttiva delle sostanze clorate e pertanto i campioni prelevati nel 2013 sono stati sottoposti ad analisi chimiche per la determinazione dei soli parametri che avevano evidenziato concentrazioni significative o valori anomali, ovvero Tricloroetilene, Tetracloroetilene, Triclorometano e Dicloroetilene CIS.

Per procedere alla ricerca della fonte della contaminazione è stata proposta la realizzazione di nuovi piezometri ubicati idrogeologicamente a monte di quelli esistenti.

## **PROVINCIA DI MANTOVA**

Ad oggi, il Dipartimento ARPA di Mantova ha eseguito le attività riassunte di seguito, suddivise per i due Programmi di Intervento finanziati.

### 1. Comune di Mantova

Tra giugno e luglio 2014 il Dipartimento ARPA ha seguito i lavori di terebrazione di 11 nuovi piezometri nell'area compresa tra Via Allende e Via Gradaro in Comune di Mantova.

Completati i lavori di terebrazione, sono iniziate le campagne di monitoraggio quali-quantitativo dei nuovi piezometri. Alla fine di luglio 2014 è stato avviato il monitoraggio mensile del livello della falda che continuerà fino alla conclusione delle attività previste dalla Convenzione. Il campionamento dei piezometri e l'analisi delle acque sotterranee prelevate per la determinazione dei Solventi Organici Alogenati è eseguito invece con cadenza trimestrale. Ad oggi sono state effettuate due campagne di campionamento e analisi delle 6 previste, una nel mese di agosto e una nel mese di novembre 2014. Le analisi svolte hanno messo in evidenza come nella quasi totalità dei piezometri indagati non vi è traccia degli inquinanti ricercati in Progetto. Fanno eccezione due piezometri in cui si sono riscontrati valori rilevabili, ma sempre al di sotto delle CSC, di Tetracloroetilene e Tricloroetilene.

### 2. Alto Mantovano (Comuni di Castiglione delle Stiviere, Cavriana, Goito, Guidizzolo, Medole, Monzambano, Ponti sul Mincio, Solferino e Volta Mantovana)

A fine 2013 sono stati fatti terebrare dalla Provincia 10 nuovi piezometri suddivisi tra i comuni di Castiglione delle Stiviere, Cavriana, Medole e Solferino. A febbraio 2014, il Dipartimento ARPA ha avviato il monitoraggio mensile del livello della falda nei 10 piezometri di nuova costruzione. Il monitoraggio continuerà fino alla conclusione delle attività con cadenza mensile.

Il campionamento dei piezometri e l'analisi delle acque sotterranee prelevate per la determinazione dei Solventi Organici Alogenati è eseguito invece con cadenza trimestrale.

Ad oggi sono state completate tre campagne di campionamento e analisi (maggio, agosto e novembre 2014).

Inoltre è stata definita la rete piezometrica da realizzare nella seconda fase del Programma di Intervento. I risultati analitici delle campagne di monitoraggio eseguite indicano in modo pressoché univoco che i parametri presi in esame dal Progetto PLUMES e definiti in Convenzione "composti alogenati" presentano valori nella norma o non rilevabili. D'altra parte, sono stati riscontrati alti valori per i Nitrati; le concentrazioni misurate si sono mantenute in un range di concentrazione compreso tra 40 e 60 mg/l in tutte le tre campagne ad oggi eseguite.

## **PROVINCIA DI MONZA-BRIANZA**

In Provincia di Monza – Brianza è stato finanziato il Programma di Intervento per la definizione del plume di contaminazione da Tetracloroetilene e Toluene individuato nell'area industriale di viale Sicilia in comune di Monza.

Il Dipartimento ARPA di Monza-Brianza nell'ambito della Convenzione sottoscritta per l'anno 2013 con la Provincia ha eseguito le seguenti attività:

- identificazione dell'area di indagine e progettazione di un piano di monitoraggio;
- definizione di n. 2 nuovi punti rete e delle relative caratteristiche costruttive per la successiva realizzazione a cura dell'amministrazione provinciale;
- georeferenziazione mediante GPS dei punti rete di nuova realizzazione e di quelli esistenti non precedentemente quotati, per un totale di n. 4 piezometri;
- esecuzione di n. 2 campagne di misure piezometriche e di campionamento su n. 4 piezometri selezionati (campagne di giugno e novembre 2013);
- analisi di laboratorio, con determinazione analitica degli idrocarburi totali, degli idrocarburi aromatici (BTEX) e degli idrocarburi alifatici clorurati e alogenati.

A seguito di quanto già effettuato, il Dipartimento in accordo con la Provincia ha eseguito una campagna di monitoraggio anche a luglio 2014.

Per una migliore definizione dello stato qualitativo delle acque sotterranee nell'area oggetto di studio i risultati analitici relativi ai 4 piezometri della rete di monitoraggio individuata per il Progetto sono stati integrati con dati provenienti da campionamenti eseguiti nell'ambito di procedimenti di bonifica, di attività di controllo su pozzi industriali e di monitoraggio sui punti della rete regionale.

Per quanto riguarda i solventi clorurati, si sono rilevate concentrazioni superiori alle concentrazioni soglia di contaminazione (CSC) previste dall'allegato 5, tabella 2, al titolo V, parte quarta del D.Lgs. 152/06, per il Tetracloroetilene e, in misura minore, per il Triclorometano (Cloroformio). La concentrazione di Tetracloroetilene è superiore alle CSC già a monte idrogeologico dell'area oggetto di studio, con valori dell'ordine di 3-4 µg/l, ma aumenta lungo la direzione di flusso raggiungendo, nei piezometri di valle dell'area, concentrazioni massime di circa 9000 µg/l. Lo stato di inquinamento della falda in questa porzione d'area è riconducibile alla presenza di serbatoi interrati contenenti solventi, tra cui in particolare il PCE.

Per quanto concerne gli idrocarburi aromatici (BTEX), i dati raccolti nelle campagne di giugno e novembre evidenziano elevate concentrazioni di BTEX, in particolare Toluene, solo nei piezometri di valle.

## **PROVINCIA DI MILANO**

Il Dipartimento ARPA di Milano, nell'ambito della Convenzione sottoscritta con la Provincia e conclusasi il 31/12/2014, ha eseguito, per ciascuno dei Programmi di Intervento finanziati, due campagne di monitoraggio quali-quantitativo delle acque sotterranee, la prima tra la fine di febbraio e l'inizio di aprile 2014 e la seconda nel mese di settembre 2014.

I punti di monitoraggio da cui sono state prelevate le acque analizzate corrispondono solo in parte all'elenco iniziale fornito dalla Provincia di Milano perché è stato necessario escludere e conseguentemente sostituire, alcuni punti della rete proposta a causa delle difficoltà di accesso alle aree per il campionamento. Inoltre, in seguito all'analisi dei risultati della prima campagna di monitoraggio, le reti di campionamento sono state integrate e/o modificate per meglio indagare, attraverso la seconda campagna, lo stato di contaminazione delle aree oggetto di studio e sopperire al ritardo nella realizzazione di nuovi piezometri previsti nell'ambito dei Programmi di Intervento. Parallelamente all'esecuzione delle campagne di monitoraggio quali-quantitativo, è stata effettuata una valutazione delle pressioni esistenti nelle aree oggetto di studio.

Di seguito vengono descritte le attività svolte e i risultati ottenuti nell'ambito del Progetto suddivisi per area di indagine.

### **1. Area Nord-Ovest Milano (Comuni di Arese, Baranzate, Bollate, Garbagnate Milanese, Lainate, Milano [parte], Pero, Rho)**

Nella campagna di marzo 2014 sono stati campionati 24 punti (9 pozzi a uso industriale e 15 piezometri) ricadenti all'interno dei confini amministrativi dei comuni di Rho, Baranzate, Pero, Arese e Milano, contestualmente sono state acquisite le misure di soggiacenza in 15 dei 24 punti di monitoraggio. Nella campagna di settembre sono stati campionati tutti i punti già monitorati a marzo e ne sono stati aggiunti altri 9; in totale sono stati campionati 33 punti (12 pozzi a uso industriale e 21 piezometri) e acquisiti i livelli statici di piezometria in 21 dei 33 punti di monitoraggio.

Da un esame complessivo delle distribuzioni spaziali della contaminazione relative alle due campagne di monitoraggio eseguite, si rileva una contaminazione diffusa da composti organoclorurati (essenzialmente Tetracloroetilene, Tricloroetilene e Triclorometano), che presenta maggiori criticità nella porzione centro orientale dell'area investigata e nell'area industriale di Pero con superamenti dei limiti tabellari di due o tre ordini di grandezza.

Si rileva, inoltre, una contaminazione da Cromo esavalente distribuita in direzione NW-SE e localizzata nel settore centrale dell'area che sembra interessare indistintamente l'acquifero profondo e quello superficiale.

## 2. SIN di Sesto San Giovanni (Comune di Sesto San Giovanni)

Nella campagna di marzo sono stati campionati 42 punti di cui 26 piezometri, 12 pozzi a uso industriale e 4 pozzi a uso idropotabile ricadenti all'interno dei confini amministrativi dei comuni di Cinisello Balsamo, Sesto San Giovanni, Cologno Monzese, Monza e Brugherio. Nella campagna di settembre sono stati campionati 44 punti di cui 28 piezometri, 12 pozzi a uso industriale e 4 pozzi a uso idropotabile.

L'analisi dei risultati analitici relativi alle campagne di marzo e settembre 2014 indica la presenza di una contaminazione diffusa da solventi organo-clorurati (essenzialmente Tetracloroetilene, Tricloroetilene e Triclorometano) e una contaminazione da Cromo esavalente localizzata nel settore sud del SIN. Per quanto concerne i composti organo-alogenati, in corrispondenza della fascia localizzata nei settori orientali (Viale Italia - Fiume Lambro), a settembre è stato osservato un incremento significativo delle concentrazioni a indicare possibili apporti dal confine NNE del SIN; si ritiene che l'origine, almeno parziale, della contaminazione debba essere ricercata nelle aree industriali ubicate a nord dell'area Vulcano e quindi a monte idraulico del SIN, in comune di Monza ove sono ubicate alcune attività industriali che utilizzano o hanno utilizzato solventi nel processo industriale. Non si dispone, allo stato attuale, di sufficienti informazioni per individuare le sorgenti di contaminazione. Si ritiene che un incremento della densità dei punti di campionamento nella fascia compresa tra le aree industriali e il SIN, accompagnato da eventuali attività di verifica del suolo e sottosuolo, potrebbe fornire importanti indicazioni sulla distribuzione della contaminazione. Per quanto concerne la concentrazione di Cromo esavalente, essa è limitata a pochi punti dell'Area Sud.

## 3. SIN Polo Chimico di Pioltello-Rodano (Comuni di Pioltello e Rodano)

Nella campagna di marzo 2014 sono stati complessivamente campionati 39 punti (25 pozzi e 14 piezometri) e contestualmente sono state acquisite le misure di soggiacenza in 33 punti di monitoraggio. Nella campagna di settembre, sono stati campionati 50 punti (29 pozzi e 21 piezometri) e acquisiti i livelli di soggiacenza in 39 punti. Dei 50 punti campionati, 33 erano già stati campionati in marzo, mentre 17 erano di nuova introduzione. Complessivamente sono stati quindi sottoposti a campionamento 56 punti di prelievo costituiti da 21 piezometri e 35 pozzi, oltre a ciò sono state effettuate 57 misure di soggiacenza della falda.

I parametri che sono risultati presenti in concentrazione superiore ai limiti di legge in più punti della rete di campionamento sono quelli già noti e attesi per questa zona: Cromo VI, Tetracloroetilene, Triclorometano (Cloroformio) e Tetracloruro di carbonio. A questi si aggiungono alcuni parametri che hanno presentato superamenti in un numero limitato di punti: Mercurio, Freon 11 (Triclorofluorometano) e alcuni IPA.

Dall'insieme dei dati ottenuti nelle due campagne di monitoraggio si possono ricavare alcune considerazioni relative ai contaminanti ricercati. La contaminazione da Cromo esavalente interessa tre aree:

- una fascia che si estende centralmente lungo tutta l'area oggetto di indagine che corrisponde al plume principale;
- un'area ristretta che si trova in prossimità del limite occidentale della zona indagata nel comune di Cernusco S/N;
- un'area posta nel comune di Cassina de' Pecchi.

I solventi clorurati hanno distribuzioni areali differenti a seconda del singolo composto:

- il Tetracloroetilene è diffuso in tutta la zona esaminata con valori più elevati nella porzione centro-settentrionale. Si ritiene che un importante plume di Tetracloroetilene abbia origine in Comune di Monza, nei pressi del confine con Concorezzo;
- il Tricloroetilene ha una diffusione pressoché ubiquitaria ma con concentrazioni quasi sempre al di sotto delle CSC;
- il Triclorometano e il Tetracloruro di carbonio hanno diffusione simile sebbene il primo sia presente in un maggior numero di punti. Per entrambi i composti, i valori massimi sono stati riscontrati negli stessi punti, ubicati a valle dell'area industriale a nord di Cernusco S/N. In quest'area ci sono attività produttive di cui non si hanno dati certi ma che potrebbero verosimilmente utilizzare tali prodotti;
- il Freon 11 è molto diffuso ma con concentrazioni al di sotto del limite proposto dall'Istituto Superiore di Sanità (0,15 µg/l) mentre la presenza del Freon 113 è stata rilevata in pochi punti di prelievo;
- la maggior parte degli IPA si rinviene soltanto in due pozzi che sono distanti fra di loro, e quindi si ritiene siano originati da fenomeni di contaminazione distinti e ancora da individuare.

Ciascun Dipartimento coinvolto nel Progetto PLUMES ha elaborato, insieme alle relazioni sulle attività svolte e i risultati ottenuti, anche elaborati cartografici riportanti:

- l'ubicazione georeferenziata dei pozzi/piezometri della reti di monitoraggio di ciascun programma di intervento;
- le curve isopiezometriche elaborate con i dati piezometrici delle campagne di misura (ove previsto nelle Convenzioni);
- la rappresentazione puntuale delle concentrazioni riscontrate suddivise per classi di concentrazione o, qualora possibile, tramite curve di isoconcentrazione.

I risultati analitici delle campagne di monitoraggio effettuate nell'ambito dei Programmi di intervento dell'Area Zingonia in provincia di Bergamo e in provincia di Milano, sono stati utilizzati anche per lo sviluppo e la calibrazione dei modelli matematici di flusso e trasporto.

#### 2.1.2 IMPLEMENTAZIONE DELLE APPLICAZIONI PER LA SISTEMATIZZAZIONE DEI DATI RACCOLTI

Per l'archiviazione dei dati raccolti è stato sviluppato un tracciato record (in formato Excel) per consentire l'inserimento dei dati relativi a pozzi/piezometri monitorati durante i Programmi di Intervento (stratigrafie, posizione filtri, prove di portata, misure di soggiacenza) nonché le risultanze analitiche delle campagne previste. Questo tracciato è stato elaborato in maniera tale da permettere l'importazione automatica dei dati raccolti negli applicativi in uso presso ARPA e relativi al monitoraggio delle acque (SIRE) ed ai procedimenti di bonifica (AGISCO) nonché di dialogare con il sistema di archiviazione dei dati analitici prodotti dai Laboratori ARPA (LIMS).

Il tracciato record si compone di specifici fogli per la raccolta dei dati stratigrafici, piezometrici, idrochimici, oltre che di dati di dettaglio sulle caratteristiche degli acquiferi (prove di pompaggio e misure piezometriche). Per facilitare la compilazione, il file è stato precompilato con una serie di formule non modificabili dall'utente che ne guidano la compilazione mediante una serie di campi a scelta multipla.

È stato, inoltre creato un "tracciato record stratigrafico" concepito per archiviare e gestire secondo una modalità codificata le informazioni stratigrafiche registrate in fase di perforazione dei pozzi/sondaggi, di norma fornite dall'esecutore in forma di log stratigrafico descrittivo. Il file Excel si

comprende di una parte iniziale dedicata all'inserimento delle informazioni identificative del pozzo e di una sezione dedicata all'inserimento delle informazioni stratigrafiche.

I tracciati record sono stati forniti agli uffici di Regione Lombardia affinché fossero distribuiti alle Province e potessero costituire la struttura di riferimento per l'acquisizione e la gestione secondo modalità omogenee e codificate dei dati raccolti nelle diverse attività di indagine previste dai Programmi di intervento, sia per quanto concerne le campagne pianificate dalle attività provinciali, che per la sistematizzazione dei dati pregressi sulle acque sotterranee.

Il tracciato record è stato adattato alle esigenze della DGR 1084 del 12.12.2013 "Approvazione della rete di monitoraggio qualitativo e quantitativo dello stato delle acque superficiali e sotterranee", così da creare uno strumento condiviso tra tutti i Soggetti che si occupano di valutazioni sulla qualità delle acque.

## **2.2 CRITICITÀ**

La principale criticità riscontrata nella sistematizzazione dei dati è dovuta alla difficoltà di omogeneizzare i dati provenienti da differenti fonti e codificati in modo differente; questo ha reso difficoltoso e non immediato il confronto e la correlazione tra gli stessi.

In secondo luogo molti dati erano disponibili solo in formato cartaceo (es. dati estrapolati dalle pratiche consultate ed afferenti a procedimenti di bonifica) e pertanto è stata necessaria la successiva informatizzazione.

Ulteriore criticità è rappresentata dallo slittamento dell'esecuzione delle attività di campionamento ed analisi rispetto ai tempi programmati per le campagne di monitoraggio, a causa dei tempi di sottoscrizione delle Convenzioni e/o della terebrazione dei nuovi piezometri. Questo ha comportato alcune difficoltà di coordinamento con le attività di sviluppo della modellistica.

Durante le attività di campionamento si è verificata la necessità di sostituire alcuni pozzi/piezometri delle reti di monitoraggio individuate inizialmente a causa dell'impossibilità fisica di campionamento (con conseguente individuazione di nuovi pozzi/piezometri in sostituzione).

### **3. MODELLAZIONE DI QUANTITÀ DELLE ACQUE PER ELABORAZIONI DI MODELLI A SCALA DI BACINO**

L'attività ha riguardato l'individuazione della tipologia di modelli da utilizzare per un'ottimale rappresentazione del flusso all'interno degli acquiferi individuati e definiti a scala di bacino (Ticino – Adda e Adda – Oglio) e la successiva realizzazione e calibrazione dei modelli. I principali obiettivi dell'attività svolta sono stati:

- la ricostruzione della struttura idrogeologica e la parametrizzazione idraulica degli acquiferi per la definizione di Modelli idrogeologici concettuali dei bacini Ticino – Adda e Adda – Oglio;
- la modellazione numerica di flusso dei bacini Ticino – Adda e Adda – Oglio e l'applicazione di un modello 3D per la ricostruzione del modello di circolazione idrica sotterranea nei tre acquiferi principali (A, B e C).

#### **3.1 DESCRIZIONE DELLE ATTIVITÀ**

##### **3.1.1 MODELLO A SCALA DI BACINO ADDA – OGLIO**

###### *3.1.1.1 MODELLO IDROGEOLOGICO CONCETTUALE DEL BACINO ADDA - OGLIO*

Il territorio oggetto di questo studio presenta morfologia principalmente pianeggiante, con quote variabili tra i 200 e i 300 m s.l.m. nella porzione Nord, ai piedi della fascia prealpina, dolcemente degradante fino quote di circa 20 m s.l.m. in prossimità del fiume Po. La morfologia è riconducibile ad eventi alluvionali e fluvioglaciali attribuiti ai periodi successivi il Pleistocene inferiore.

La ricostruzione del modello concettuale dell'area Adda – Oglio, effettuata dall'Università degli Studi di Milano, si è basata sui dati messi a disposizione da Provincia di Bergamo e ARPA, integrati da studi e documenti bibliografici (Studio Regione Lombardia-ENI) e da ulteriori dati già in possesso dell'Università degli Studi di Milano. Una dettagliata attività di confronto, verifica e omogeneizzazione dei dati disponibili è stata svolta concentrandosi principalmente sui pozzi per cui era nota l'ubicazione e di cui erano disponibili le informazioni stratigrafiche. I dati stratigrafici opportunamente riorganizzati sono stati utilizzati per tracciare sezioni idrostratigrafiche Nord-Sud e Est-Ovest (Figura 1). L'analisi delle sezioni ha permesso di ricostruire i caratteri stratigrafici degli acquiferi A, B e, parzialmente, C identificati utilizzando la nomenclatura proposta nello studio Regione Lombardia – ENI. L'interpolazione dei limiti tracciati nelle sezioni, con l'aggiunta dei contatti stratigrafici individuati nelle stratigrafie disponibili, ha permesso di ricostruire l'andamento delle superfici basali dei gruppi acquiferi A, B e, dove possibile C.

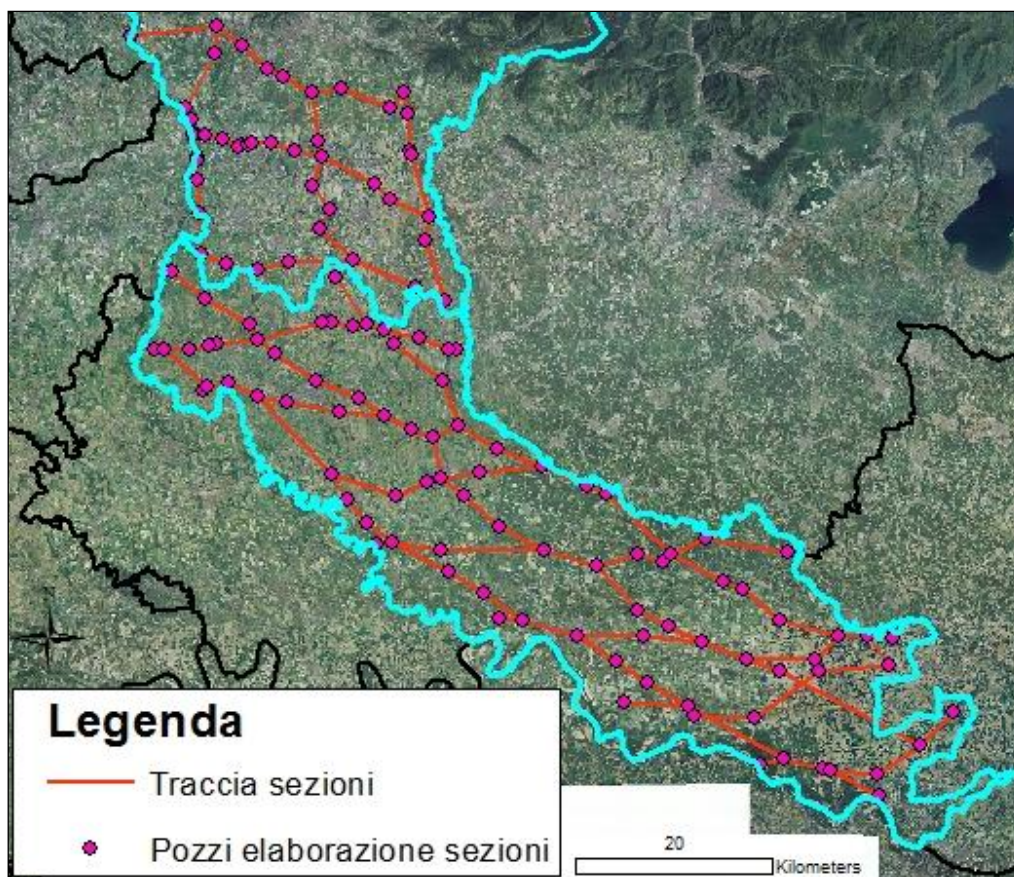


Figura 1 Tracce delle sezioni realizzate nell'area del Bacino Adda - Oglio.

L'analisi delle sezioni ha evidenziato una generale tendenza all'approfondimento delle basi degli acquiferi procedendo da Nord verso Sud, associata ad un incremento della componente sabbiosa e limosa a scapito di quella ghiaiosa. Si evidenzia, in particolare, il notevole approfondimento della base dell'acquifero A che, nella media provincia di Cremona, si attesta a profondità superiori ai 250 metri. La maggior parte dei pozzi disponibili non raggiunge tali profondità, essenzialmente a causa del cattivo stato qualitativo delle acque contenute in questi acquiferi riducenti, caratterizzati da elevati livelli di ferro, manganese ed arsenico di probabile origine naturale e di fatto inadatti all'utilizzo idropotabile. Nella porzione meridionale dell'area di studio i dati disponibili sono pertanto limitati all'acquifero A e non permettono la ricostruzione di dettaglio degli acquiferi più profondi (B e C), i cui limiti verticali, per la provincia di Cremona, sono stati mediati da studi bibliografici (Studio ENI - Regione Lombardia) e, ove necessario, ipotizzati.

I corpi acquiferi che si individuano nell'area di studio si caratterizzano nel loro complesso per la diffusa presenza di materiale grossolano, intervallato da orizzonti di materiale fine. Nella successione stratigrafica è stato possibile distinguere e delimitare i 4 gruppi acquiferi principali classificati in accordo con la nomenclatura proposta dallo Studio ENI - Regione Lombardia (2002) e ivi denominati A, B, C e D. Diversamente dall'approccio utilizzato nel lavoro ENI - Regione Lombardia, di tipo cronostratigrafico, nel presente studio si è utilizzato un criterio di accorpamento di tipo idrogeologico, cercando di identificare le superfici fisiche di separazione tra i diversi gruppi acquiferi, costituite da livelli continui di materiali a bassa permeabilità individuati a partire dai dati di distribuzione granulometrica derivati dalle stratigrafie dei pozzi disponibili.

Il Gruppo Acquifero A è attribuito al Pleistocene Superiore – Medio ed è riconducibile ad un ambiente deposizionale di tipo continentale, in cui dominano le piane alluvionali con sistemi fluviali di tipo braided. Gli apporti molto grossolani provengono dalle aree alpine in erosione, con direzione di deflusso nord-sud e costituiscono la maggior parte dei depositi del gruppo. Si individuano depositi caratterizzati principalmente da ghiaie e ghiaie grossolane, poligeniche, da grigie a grigio-giallastre, a matrice sabbiosa, caratterizzati da elevata permeabilità e porosità. Spostandosi verso Sud e allontanandosi dalle zone di alimentazione, si individua una variazione laterale dei sedimenti, con aumento delle litologie sabbiose (da medie a grossolane, spesso ciottolose) a discapito di quelle ghiaiose. All'interno del gruppo sono presenti intercalazioni di argilla e argilla-siltosa di ridotto spessore (decimetriche), tali da provocare raramente confinamenti della falda.

Il Gruppo Acquifero B è stato attribuito al Pleistocene Medio; l'ambiente deposizionale è esclusivamente continentale, con sistemi deposizionali di piana alluvionale, dominata da sistemi fluviali braided ad alta energia. Questo Gruppo Acquifero rappresenta il passaggio alla deposizione generalizzata di sedimenti grossolani, ovvero sabbie medio-grossolane, sabbie ciottolose, ghiaie a matrice sabbiosa. Nel settore settentrionale dell'area di indagine, in Provincia di Bergamo, si individua un'area in cui l'acquifero B affiora in superficie, a seguito dell'assottigliamento dell'acquifero A in presenza di un alto strutturale. Nel settore meridionale, che comprende una buona parte della bassa provincia cremonese, si osserva un notevole ispessimento dell'acquifero A e un conseguente approfondimento delle quote dell'acquifero B. L'elevata profondità a cui si colloca il tetto dell'acquifero nella porzione meridionale dell'area di studio, rende molto difficile reperire informazioni stratigrafiche relative al Gruppo Acquifero B e individuare la base di separazione con il Gruppo Acquifero C sottostante.

Il Gruppo Acquifero C è stato attribuito al Pleistocene Inferiore e alla parte bassa del Medio; il gruppo presenta una notevole variabilità sedimentaria, che provoca importanti conseguenze di natura idrogeologica: gli intervalli di sistemi deltizi e litorali costituiscono serbatoi di significativo spessore con buone caratteristiche idrogeologiche per quanto riguarda porosità e permeabilità. Le alternanze continentali di sabbie grigie e argille verdi di piana alluvionale rappresentano ancora un discreto serbatoio mentre, dove prevalgono le sequenze più argillose, si identificano livelli a bassa permeabilità che conferiscono un sufficiente confinamento e protezione alle falde sottostanti.

Nell'area di studio è molto raro reperire informazioni relative all'acquifero C, poiché su gran parte del territorio (in particolare nella Provincia di Cremona) le profondità raggiunte dai pozzi non permettono di intercettarlo. Sono stati individuati sporadici dati stratigrafici solo nella parte settentrionale dell'area (area di Zingonia), dove è stato eseguito il modello di dettaglio di flusso e di trasporto dei contaminanti. Altrove la mancanza di informazioni stratigrafiche non ha consentito la caratterizzazione idrogeologica diretta dell'acquifero più profondo e ha reso necessaria la formulazione di ipotesi per l'attribuzione dei parametri richiesti dal modello.

La ricostruzione delle basi degli acquiferi ha richiesto un'attenta analisi dei dati idro-stratigrafici dell'intera area di studio, forniti dalla Provincia di Bergamo, dalla Provincia di Cremona, da ARPA Lombardia e quelli già disponibili nel Dipartimento di Scienze della Terra "Ardito Desio" di Milano. La ricostruzione delle basi è stata realizzata per tutti gli acquiferi (A, B e C), anche se molto spesso la scarsità di pozzi profondi, unita alla notevole profondità della base del Gruppo Acquifero A in alcuni tratti del territorio (soprattutto nelle aree della pianura cremonese), non ha permesso di individuare le quote reali da utilizzare per l'interpolazione delle basi degli acquiferi più profondi. In mancanza di informazioni stratigrafiche dirette, la geometria delle basi è stata mediata dal già citato studio Studio ENI – Regione Lombardia. In Figura 2 sono mostrate le basi ricostruite per gli acquiferi A e B, i più significativi per gli scopi del lavoro in oggetto.

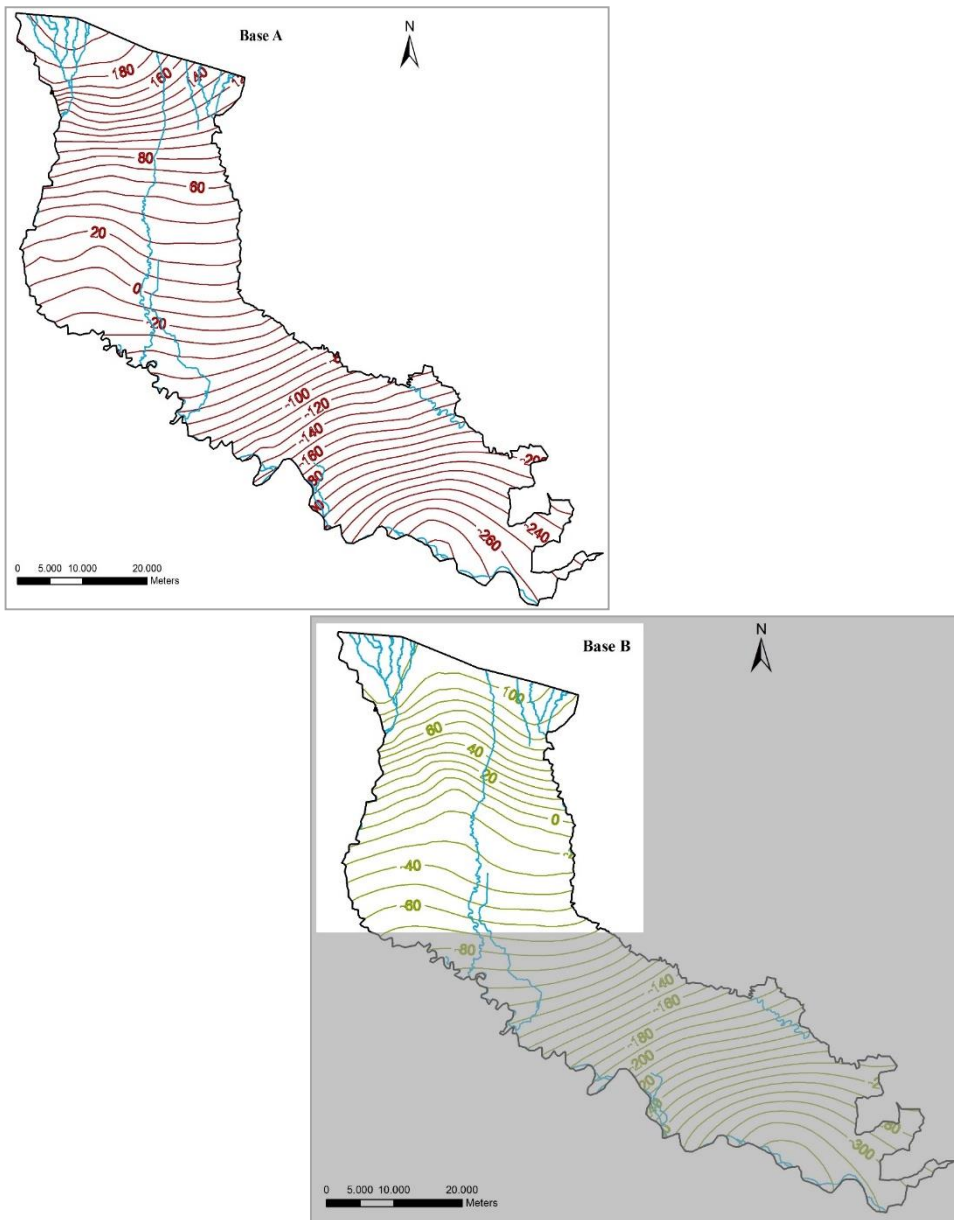


Figura 2 Andamento della basi dei Gruppi Acquiferi A (a sinistra) e B (a destra) nell'area di studio bacino Adda – Oglio. Si noti come la base di B è stata ricostruita a partire da informazioni stratigrafiche solo nella porzione racchiusa dal riquadro bianco. La restante parte è stata interpolata utilizzando dati ipotizzati e/o mediata dallo studio Eni-Regione Lombardia.

### 3.1.1.2 MODELLO DI FLUSSO

Un modello di flusso non è una ricostruzione esatta della realtà, ma permette di simulare il comportamento di un sistema acquifero reale ipotizzandone le reazioni ad una serie di sollecitazioni. Il modello, quindi, integra le conoscenze idrogeologiche e stratigrafiche del sistema attraverso parametri quantitativi adeguatamente dimensionati, così da fornire una riproduzione "matematica" della realtà che permetta di effettuare previsioni dei comportamenti futuri del sistema. Il dominio del modello di flusso del bacino Adda – Oglio è definito nell'area di pianura all'interno delle province di Bergamo e Cremona, delimitato ad Ovest dal fiume Adda, ad Est dal fiume Oglio e a sud dal fiume Po. Il fiume Adda scorre con direzione prevalente Nord-Sud da Villa d'Adda (BG) a Lodi, per poi

deviare in direzione Sud-Est fino a Crotta d'Adda (CR) dove si immette nel fiume Po. Il fiume Oglio scorre in direzione Nord-Sud (parallelamente al fiume Adda) da Castelli Calepio (BG) a Soncino (CR), per poi deviare in direzione sud-est.

L'implementazione del modello di flusso per il bacino Adda-Oglio si è articolata in una serie di fasi successive riassunte nell'elenco seguente:

- definizione del dominio del modello e della geometria del sistema idrogeologico, con la conseguente discretizzazione orizzontale e verticale;
- attribuzione dei parametri idrogeologici ed idrodinamici;
- definizione delle condizioni al contorno;
- definizione dei termini di bilancio idrico: ricariche e prelievi;
- calibrazione del modello numerico di flusso;
- analisi e interpretazione dei risultati ottenuti.

#### **DEFINIZIONE DEL DOMINIO DEL MODELLO E DELLA GEOMETRIA DEL SISTEMA IDROGEOLOGICO: DISCRETIZZAZIONE ORIZZONTALE E VERTICALE**

La discretizzazione del dominio del modello è stata realizzata all'interno di un poligono regolare di 91 km x 86 km, per un'area complessiva di 7826 km<sup>2</sup>. La griglia di calcolo è stata realizzata con uno schema a celle quadrate di 1000 m di lato, per un totale di 86 righe e 91 colonne. La discretizzazione verticale è stata fatta in 7 strati, coerentemente con l'assetto geometrico definito nel modello idrogeologico concettuale, che distingue tre acquiferi principali divisi da orizzonti interposti di materiale generalmente più argilloso. Ognuno dei sette layer rappresenta un preciso orizzonte idrostrutturale la cui corrispondenza con l'unità idrogeologica del modello concettuale è riassunta nell'elenco seguente:

- Layer 1: acquifero A1 (primo orizzonte acquifero appartenente al Gruppo Acquifero A);
- Layer 2: acquifero A2 (secondo orizzonte acquifero appartenente al Gruppo Acquifero A);
- Layer 3: acquifero A3 (terzo orizzonte acquifero appartenente al Gruppo Acquifero A);
- Layer 4: orizzonte di transizione (con presenza discontinua di orizzonti a granulometria più fine) tra l'acquifero A e il sottostante acquifero B;
- Layer 5: Gruppo Acquifero B;
- Layer 6: orizzonte di transizione (con presenza discontinua di orizzonti a granulometria più fine) tra l'acquifero B e il sottostante acquifero C;
- Layer 7: Gruppo Acquifero C.

La scelta di discretizzare l'acquifero A utilizzando 3 layers in luogo di uno solo come nel modello locale dell'area Zingonia si è resa necessaria per rappresentare la complessità strutturale dell'acquifero nella porzione meridionale del modello (bassa Cremonese), dove l'acquifero A si

inspessisce in maniera considerevole e risulta verticalmente differenziato in corpi con caratteristiche idrogeologiche diverse.

I 7 strati hanno spessori variabili, definiti in accordo con la ricostruzione geologica ed idrogeologica realizzata nel modello concettuale. Si ribadisce che gli strati più profondi – rappresentativi dei Gruppi Acquiferi B e C - sono risultati fortemente carenti di informazioni stratigrafiche, soprattutto nella Provincia di Cremona dove gli spessori del Gruppo Acquifero A sono molto elevati (fino a circa 300 m di spessore). Il loro prolungamento verso Sud si è reso necessario quindi solamente ai fini modellistici, per garantire continuità fisica ai livelli profondi caratterizzati nella parte Nord del modello. È importante rimarcare che nell'area di Cremona i livelli profondi non possono essere garantiti come rappresentativi della realtà, vista la totale mancanza di informazioni per la loro caratterizzazione e per la taratura e la validazione dei risultati modellistici.

Le celle ricadenti nel dominio geometrico del modello ma esterne all'area interposta tra i fiumi Adda, Po e Oglio sono state trattate come celle inattive ("No Flow", in gergo modellistico) ed escluse dalla modellazione di flusso. Inoltre, dalle sezioni idro-stratigrafiche e dalle carte geologiche è stato osservato che nel settore a Nord del modello si verifica l'assenza o l'assottigliamento del Gruppo Acquifero A, rappresentato dai layer 1 e 2; pertanto anche queste aree sono state impostate come celle "No-flow", ovvero celle in cui non avviene flusso idrico sotterraneo (Figura 3).

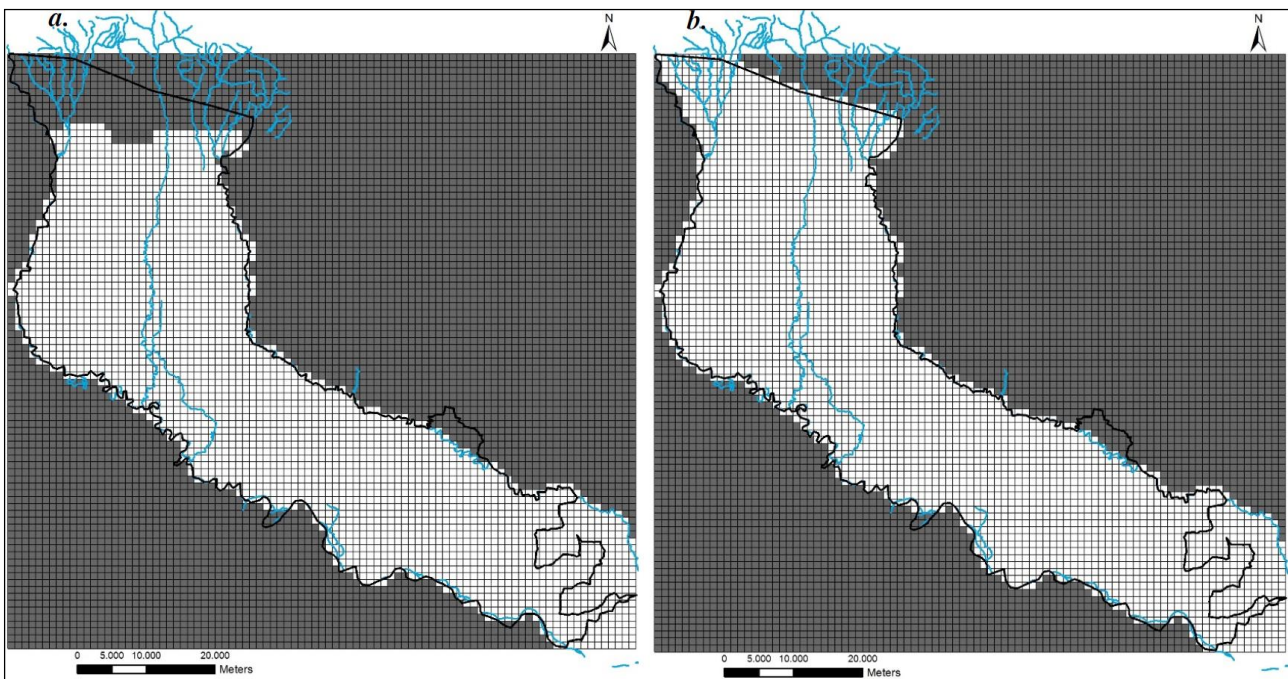


Figura 3 a) griglia con le celle "No-flow" (in grigio) rappresentativa dei layers 1 e 2; b) griglia con le celle "No-flow" (in grigio) rappresentativa dei layers 3÷7.

La discretizzazione verticale del modello, con la suddivisione degli acquiferi in 7 layers, è mostrata nelle due sezioni estratte del modello (una con andamento Ovest-Est e una con andamento Nord-Sud), mostrate in Figura 4.

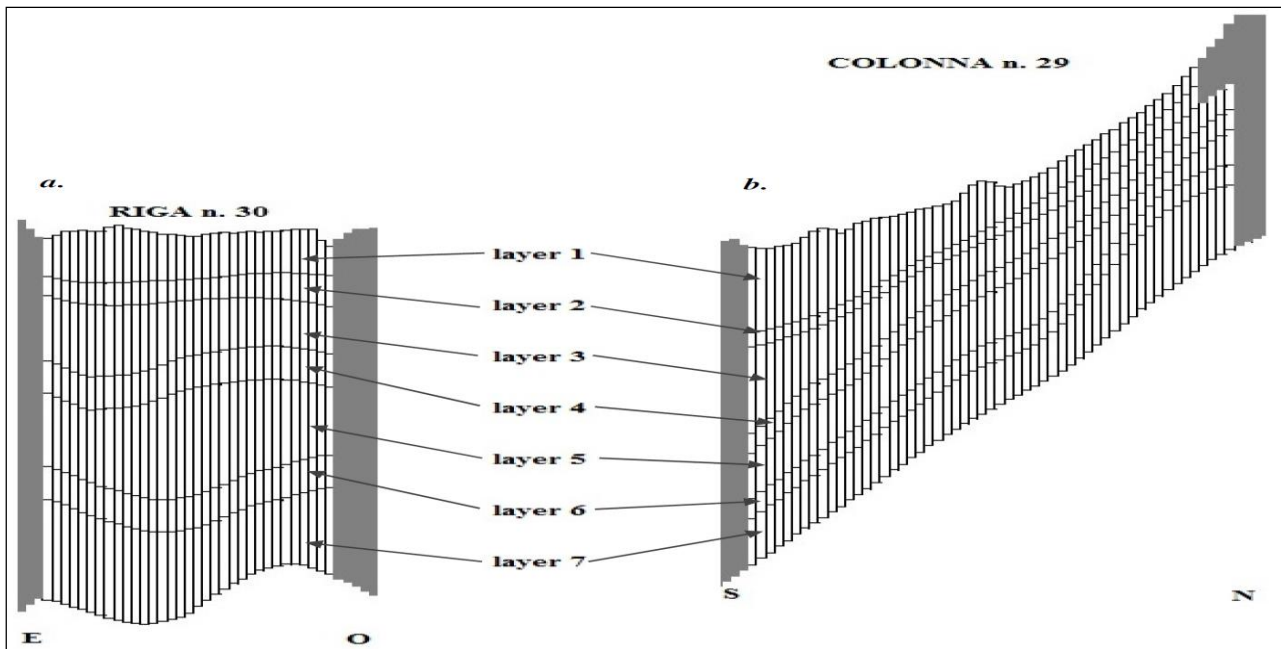


Figura 4 a) Stralcio della sezione Ovest-Est (riga n. 30), b) Sezione Nord-Sud (colonna n. 29). Nelle sezioni è mostrato l'andamento delle basi dei 7 layers considerati per la modellazione del flusso nell'area di bacino Adda-Oglio; le aree in grigio corrispondono alle celle "No-flow".

#### **ATTRIBUZIONE DEI PARAMETRI IDROGEOLOGICI ED IDRODINAMICI**

La conducibilità idraulica ( $k$ ) è il parametro che maggiormente influenza il comportamento idrodinamico dell'acquifero, per cui la stima dei valori  $k$  assume particolare importanza ai fini della ricostruzione modellistica del flusso idrico. I valori di conducibilità idraulica per gli acquiferi sono stati ricavati principalmente attraverso prove di collaudo in pozzo. Sono stati utilizzati 131 pozzi, in cui la disponibilità di informazioni stratigrafiche e delle caratteristiche tecniche ha permesso di attribuire il dato calcolato al layer di pertinenza. Le prove di collaudo dei pozzi sono state interpretate con il metodo di Cassan (1980) determinando i rispettivi valori di trasmissività da cui, con un semplice calcolo, è possibile ottenere il corrispondente valore di conducibilità. In Figura 5 si riporta una rappresentazione della distribuzione della trasmissività calcolata nell'area di studio, classificata in base al valore e al layer di attribuzione.

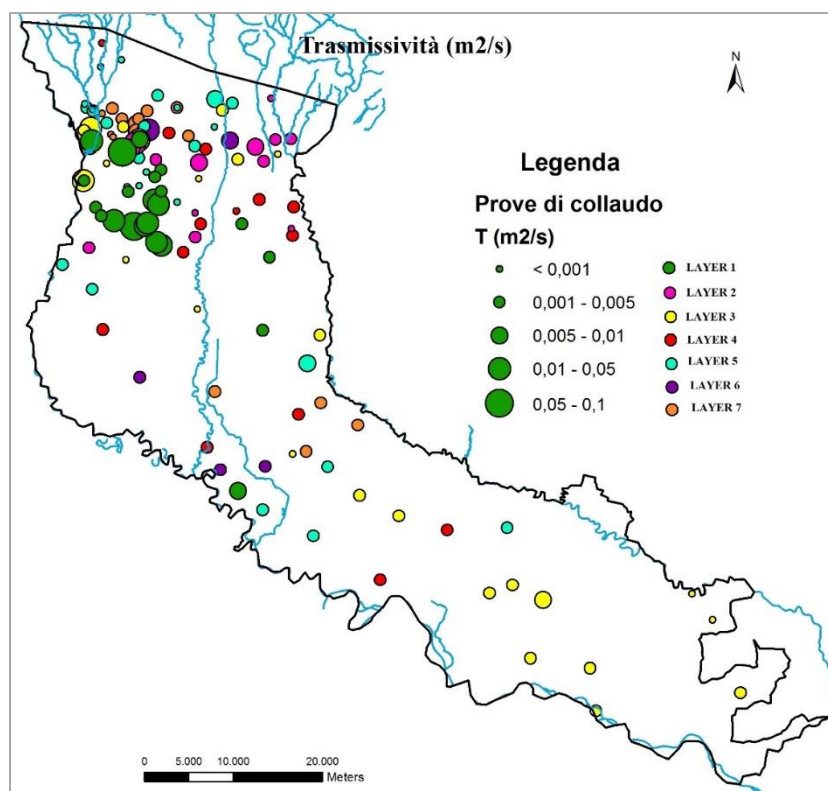


Figura 5 Valori di trasmissività ottenuti dalle prove di collaudo; le prove sono distinte con colori diversi in base al layer a cui si riferiscono. La dimensione dei simboli è proporzionale al valore.

I valori di trasmissività, seppur distribuiti in maniera spazialmente eterogenea, forniscono una prima caratterizzazione idrogeologica dei diversi acquiferi e mostrano una tendenza alla diminuzione della trasmissività da nord verso sud conseguente alla riduzione della granulometria e dello spessore dei livelli permeabili. I dati di conducibilità idraulica così ricavati sono stati integrati con altri dati bibliografici, estrapolati a partire dai dati stratigrafici disponibili per la zona di studio.

## DEFINIZIONE DELLE CONDIZIONI AL CONTORNO

Le condizioni al contorno fanno riferimento sia alle condizioni piezometriche nell'intorno del modello che agli elementi appartenenti all'idrografia superficiale in contatto idrogeologico con la falda. I carichi idraulici ai limiti del modello sono stati assegnati in base ai risultati della campagna piezometrica eseguita nell'ambito dello studio regionale sugli acquiferi (progetto coordinato da Éupolis Lombardia), distinti in acquifero superficiale ed acquifero profondo. Lo studio regionale ha previsto l'esecuzione di due campagne piezometriche, una nel mese di maggio e l'altra nel mese di settembre 2014, e la successiva interpolazione geostatistica dei dati raccolti finalizzata alla ricostruzione delle superfici piezometriche superficiale e profonda. Nell'area di studio le piezometrie ricostruite per le due campagne non presentano significative differenze e, pertanto, si è deciso di utilizzare per la calibrazione del modello solo i dati della campagna piezometrica di maggio. Le due superfici piezometriche risultanti, riferite rispettivamente all'acquifero superficiale e all'acquifero profondo per la campagna di maggio, sono riportate in Figura 6.

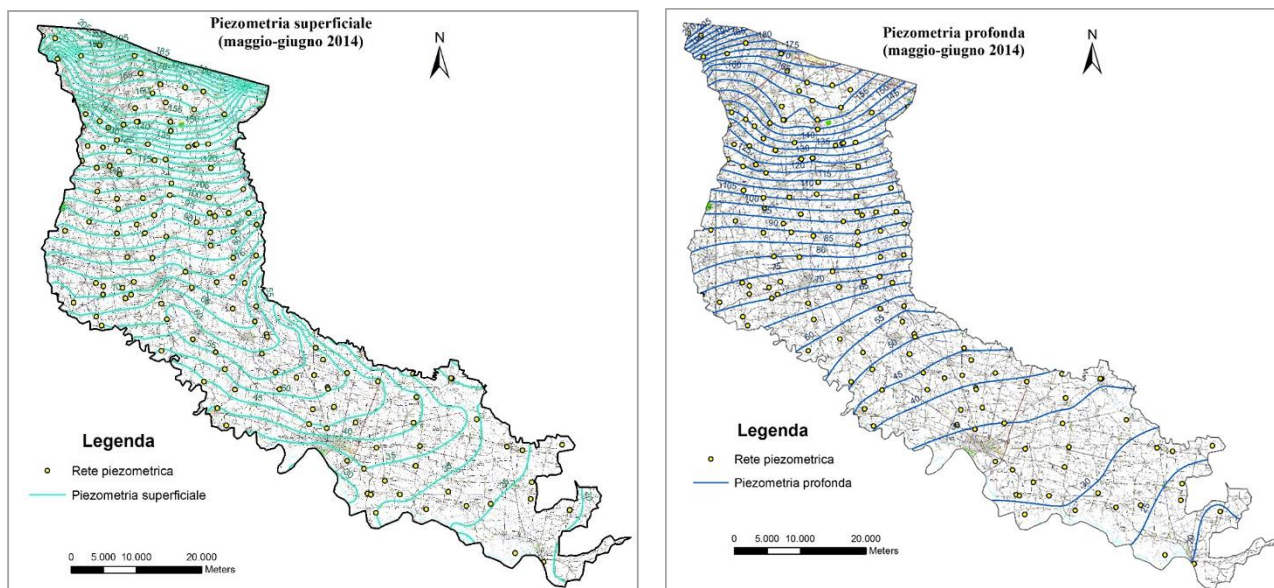


Figura 6 A sinistra è rappresentata la piezometria dell'acquifero superficiale; a destra la piezometria dell'acquifero profondo, interpolate dai dati acquisiti nella campagna Regionale (Éupolis) di Maggio 2014.

L'assetto piezometrico mostra come il flusso della falda nell'acquifero superficiale abbia un andamento prevalente Nord-Sud nel settore Settentrionale dell'area di studio, mentre devia verso Sud-Est all'altezza di Crema (in prossimità del confine delle due province oggetto del presente studio). Da questa zona, proseguendo verso Sud-Est, si nota la forte influenza drenante dei corsi d'acqua Adda e Oglio che deformano in maniera molto sensibile la piezometria. Il gradiente idraulico è molto variabile, e diminuisce da Nord verso Sud. Si individuano, nella fascia settentrionale della Provincia di Bergamo, aree caratterizzate da notevoli variazioni del gradiente idraulico, influenzato, molto spesso, dalla presenza dei corsi d'acqua superficiali (in particolare il Brembo e il Serio). Risulta evidente anche la deformazione delle linee piezometriche esistente nel settore centro-settentrionale che individua una sorta di spartiacque sotterraneo legato alla presenza di livelli superficiali a permeabilità ridotta. Il settore meridionale dell'area di studio (con andamento del flusso orientato NO-SE), si caratterizza per gradienti molto bassi nella fascia centrale, che si accentuano ai bordi laterali del modello dove il gradiente idraulico aumenta sotto l'influenza dei fiumi che deviano le direzioni di flusso esercitando un'azione prevalentemente drenante sulla falda.

In modo analogo all'acquifero superficiale, anche il flusso dell'acquifero profondo presenta un andamento orientato prevalentemente Nord-Sud fino all'altezza di Crema dove devia verso Sud-Est. Rispetto alla piezometria superficiale, risulta molto meno evidente l'effetto drenante sulla falda dei fiumi principali (Adda, Oglio e Po). Il gradiente idraulico decresce ancora in direzione Sud. Le condizioni piezometriche al contorno sono state imposte al modello come boundary di tipo GHB (General Head Boundary), applicati ai bordi Nord e Sud-Est, ponendo una distanza dal limite del modello pari a 1000 m e valori di permeabilità rappresentativi del layer in cui si collocano. I valori piezometrici utilizzati sono quelli dedotti dalla piezometria regionale (giugno 2014), superficiale o profonda in funzione della profondità del layer considerato. Nella zona Nord il livello di falda risulta inferiore alla base del terzo layer; la condizione GHB è stata quindi applicata solo a partire dal layer 4.

Nell'area, sono presenti cinque corsi d'acqua principali: il fiume Adda, il fiume Po, il fiume Oglio, il fiume Brembo e il fiume Serio. I fiumi Adda, Po e Oglio, ubicati ai limiti del modello, sono stati introdotti come condizione al contorno a carico idraulico costante (CH, Costant Head). I fiumi Brembo

e Serio, ubicati all'interno dell'area di studio, sono stati simulati utilizzando il pacchetto "River" di Modflow.

Il fiume Brembo si colloca nella zona Nord-Ovest e attraversa l'area di studio per un tratto di circa 15 km, con direzione NE-SO, per poi confluire nel fiume Adda nei pressi del comune di Canonica d'Adda (BG). Il fiume Serio si colloca al centro dell'area di studio tagliando verticalmente la Provincia di Bergamo, lungo un tratto di circa 120 km, per poi confluire nel fiume Adda in comune di Montodine (CR).

La simulazione degli scambi idrici tra fiume e falda, effettuata utilizzando il pacchetto River richiede di specificare: l'andamento del profilo fluviale, il carico idraulico nel fiume e le caratteristiche dei sedimenti di fondo alveo in termini di permeabilità e spessore. Dopo un'attenta analisi dei dati a disposizione, si è considerato appropriato impostare un valore di carico idraulico superiore di 0.5 m rispetto alla quota del fondo alveo, costante lungo tutto il tratto. In mancanza di dati specifici, la permeabilità dei sedimenti di fondo è stata ipotizzata inferiore di un ordine di grandezza rispetto a quella dell'acquifero. In Figura 6 sono riportate le condizioni al contorno applicate al modello.

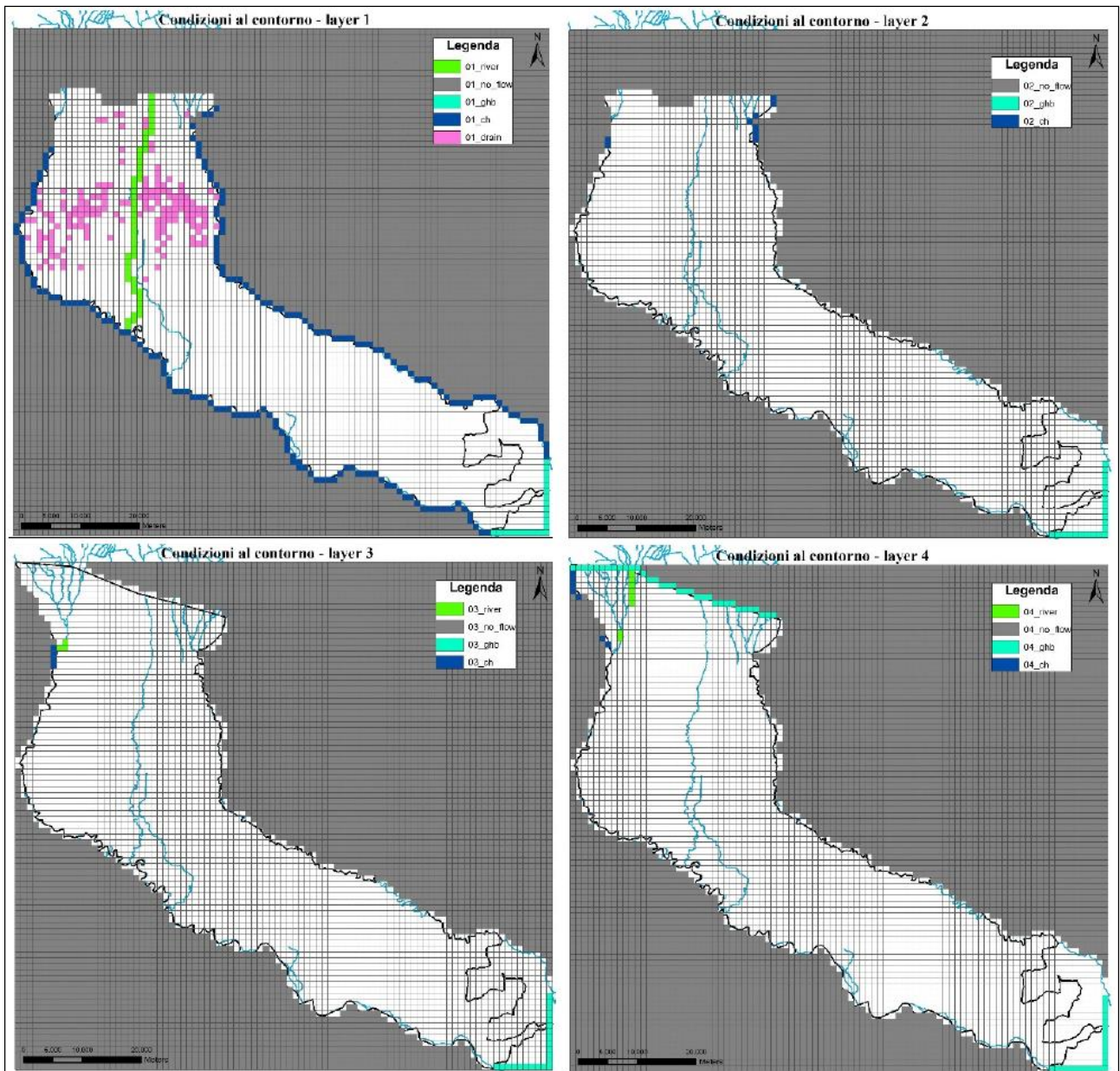


Figura 6: Condizioni al contorno applicate ai modelli per i primi 4 layer. In ciano le celle cui sono state attribuite le condizioni al contorno GHB (piezometria), in blu le celle cui sono state attribuite le Costant Head (Adda, Po, Oglio), in verde le condizioni di tipo "River" (Brembo, Serio), in violetto le condizioni di tipo "Drain" (fontanili).

## TERMINI DI BILANCIO IDRICO: RICARICHE E PRELIEVI

L'implementazione del modello di flusso richiede la conoscenza delle portate introdotte ed estratte dal dominio di simulazione. La ricarica è essenzialmente rappresentata dall'acqua che si infiltra nell'acquifero attraverso la superficie topografica, ascrivibile alle precipitazioni efficaci, all'irrigazione e agli scambi positivi con i corpi idrici superficiali. I prelievi sono costituiti dai pozzi e dai recapiti naturali verso le acque superficiali (fontanili e rapporti negativi con i corpi idrici superficiali).

Le informazioni disponibili sugli apporti della rete irrigua (base dati Sigrian - Regione Lombardia) non hanno il livello di dettaglio richiesto dalla simulazione modellistica. L'infiltrazione efficace da utilizzare nella modellazione è stata di conseguenza valutata sulla base di dati ricavati da fonti

bibliografiche e successivamente affinata nel processo di calibrazione. Sulla base di questi studi specifici l'area è stata suddivisa in quattro settori, ad ognuno dei quali è stato attribuito un adeguato valore di ricarica:

- Settore nord della Provincia di Bergamo – valore medio di ricarica pari a 0.25 m/anno;
- Settore centro-sud della Provincia di Bergamo – valore medio di ricarica pari a 0.2 m/anno;
- Settore centro-nord della Provincia di Cremona, all'incirca fino all'altezza del comune di Cremona – valore medio di ricarica pari a 0.3 m/anno;
- Settore sud della Provincia di Cremona, a partire dal comune di Cremona fino al confine sud-est – valore medio di ricarica pari a 0.2 m/anno.

L'area di studio è caratterizzata dalla presenza di un buon numero di fontanili. Ai fini della modellazione di flusso sono stati selezionati solo quelli ritenuti attivi e ad alimentazione perenne, risultati pari a 275 (Figura 6). Questi recapiti naturali della falda sono stati introdotti nel modello mediante il pacchetto "Drain" di Modflow, in cui si inseriscono i valori dei carichi idraulici (quota assoluta m s.l.m.), la quota della testa del fontanile (m s.l.m.) e la conducibilità idraulica del fondo (m/s), che deve essere superiore a quella rilevata nel territorio circostante, così da consentire il drenaggio superficiale della falda. Essendo la griglia del modello di dimensioni 1000 m x 1000 m, molto spesso accade che più fontanili ricadano nella stessa cella. In questi casi si è ritenuto opportuno procedere includendo tutti i fontanili, calcolando la quota di carico idraulico media tra i fontanili ricadenti nella cella e sommando le dimensioni dei fontanili.

I pozzi (prelievi antropici) utilizzati per la simulazione di flusso sono complessivamente 1771, distribuiti su tutta l'area di studio; 37 di questi sono gestiti da COGEIDE S.p.A. I dati di cui si dispone si riferiscono ai volumi sollevati dell'anno 2013. In

Figura 7 si riporta l'ubicazione dei pozzi nell'area di studio.

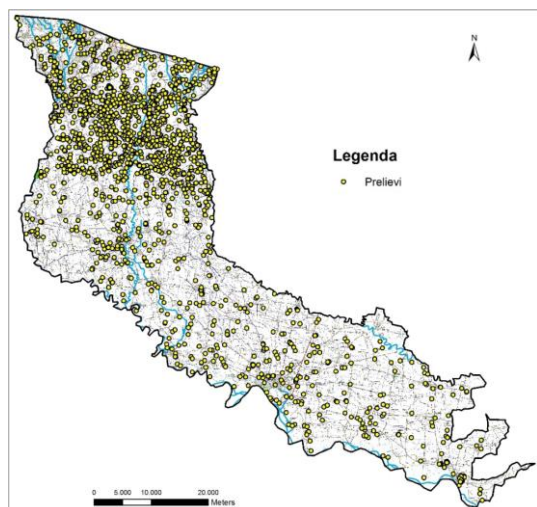


Figura 7 Ubicazione dei pozzi utilizzati come prelievi nella modellazione.

## CALIBRAZIONE DEL MODELLO DI FLUSSO

La calibrazione di un modello di flusso è una procedura che permette di migliorare l'affidabilità dei risultati ottenuti attraverso un processo iterativo di variazione dei parametri di input (conducibilità idraulica, condizioni al contorno) in relazione alle incertezze associate alla loro prima stima e in conformità con il modello concettuale idrogeologico. Attraverso la procedura di calibrazione è stato possibile individuare la combinazione dei parametri idrogeologici che permette di ottenere la migliore approssimazione modellistica delle condizioni piezometriche reali. La calibrazione ha previsto l'applicazione di un criterio basato su parametri statistici: sono stati presi in considerazione 138 piezometri (definiti targets) misurati nella campagna piezometrica regionale di giugno 2014 (progetto coordinato da Eupolis Lombardia) da cui è stato possibile ricostruire la retta di calibrazione (Figura 8) e, utilizzando i residui (cioè la differenza tra i valori misurati sul campo e quelli simulati dal programma), calcolare alcuni indici statistici utilizzati per valutare la bontà dell'adattamento tra dati reali e dati simulati.

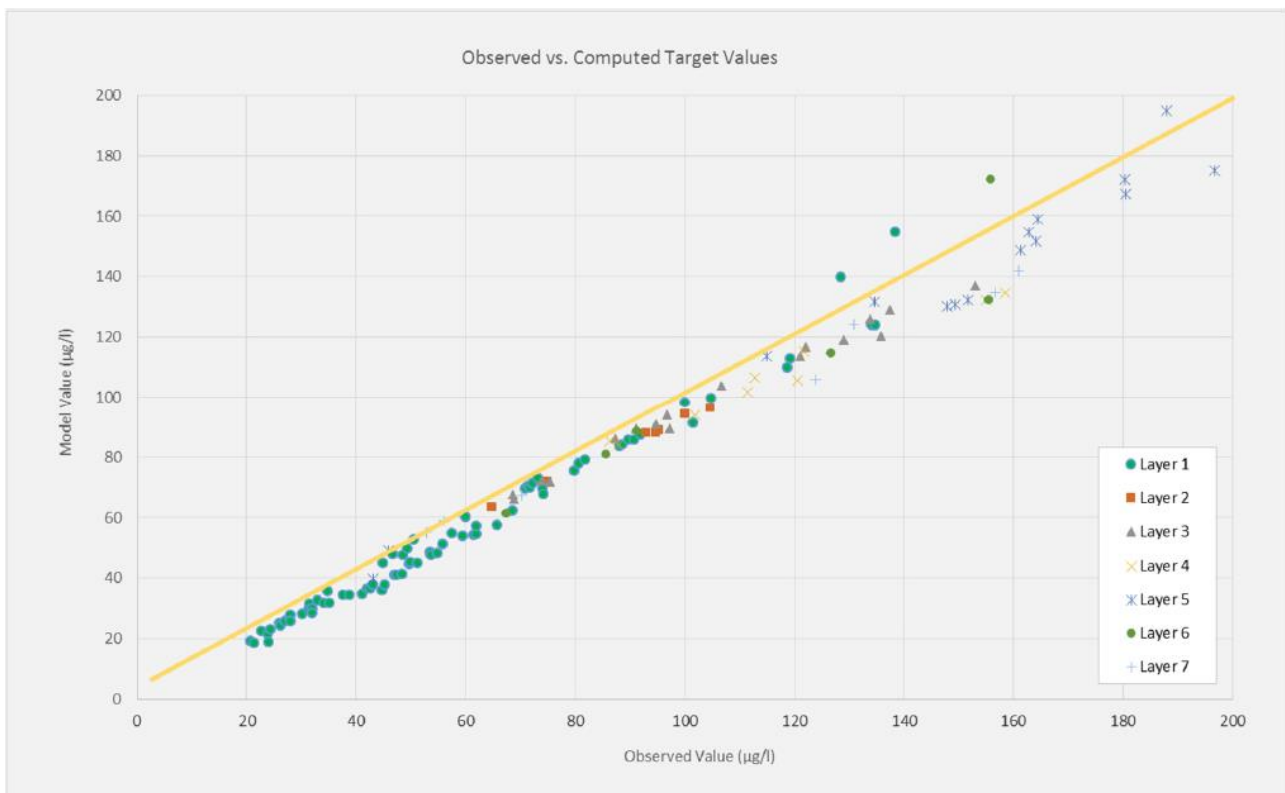


Figura 8 Retta di calibrazione per la piezometria; i punti rappresentano i targets riferiti ai 7 layers del modello. Si noti come i punti risultino ben allineati lungo la bisettrice, indice di una buona capacità del modello di simulare la realtà.

L'errore medio dei residui è risultato pari a 5.1 m, l'errore medio assoluto pari a 6.1 m e lo scarto quadratico medio dell'errore pari 6.3 m. L'indicatore di maggior significato per valutare la bontà della simulazione è comunque il rapporto tra la deviazione standard dei residui e l'intervallo dei valori piezometrici nel dominio di simulazione, che deve risultare inferiore al 10% per un modello ben tarato (Anderson & Woessner, 1992); nel caso in esame il valore ottenuto è pari a 4.6%, indice quindi di una buona taratura. Un altro parametro importante, ricavato dai valori statistici del modello, è il coefficiente di correlazione, che esprime in forma numerica la coerenza tra il modello numerico

e la realtà. Questo parametro varia da -1.0 a 1.0, dove i valori positivi sono indice di una buona simulazione mentre i valori negativi indicano una simulazione scadente. Nel modello stazionario simulato il coefficiente di correlazione è risultato pari a 0.991, indice di una buona capacità del modello di riprodurre la situazione reale. È necessario comunque ribadire che le informazioni a disposizione per i Gruppi Acquiferi B e C non sono sufficienti per un'adeguata calibrazione della corrispondente porzione del modello. Gli acquiferi più profondi, soprattutto nell'area cremonese, risultano di fatto sconosciuti e i risultati relativi ai layer 6 e 7 devono pertanto essere considerati con cautela, data l'impossibilità di verificarne la rappresentatività. Con l'eccezione dei due layer più profondi, i risultati della calibrazione permettono di concludere che il modello simula in maniera adeguata le condizioni del sito di studio, descrivendo con buona approssimazione il campo di moto delle acque rilevato nel giugno 2014 (utilizzato come periodo di riferimento per la piezometria).

L'adeguatezza del modello realizzato è stata verificata anche attraverso l'analisi del bilancio di massa. In un modello stazionario la somma dei flussi idrici in entrata e in uscita dal modello dovrebbe essere idealmente zero o, di fatto, risultare molto piccolo. Il bilancio di massa del modello di flusso Adda – Oglio mostra che i valori complessivi di flusso in entrata sono pressoché pari ai valori complessivi di flusso in uscita, con un errore percentuale pari a 0.04 ben al di sotto del massimo errore accettabile dell'1%, a conferma della buona qualità del risultato ottenuto.

## **RISULTATI DEL MODELLO DI FLUSSO**

Il modello di flusso realizzato ha permesso di indagare l'andamento dei 3 Gruppi Acquiferi (A, B e C) all'interno del dominio spaziale compreso tra i fiumi Adda e Oglio.

Il Gruppo Acquifero A, come già descritto in precedenza, è rappresentato dai 3 layers superficiali ed è delimitato alla base dal layer 4, rappresentativo dello strato di transizione A/B (Figura 9). Dalla figura si osserva che l'andamento prevalente del flusso idrico nella parte settentrionale (Provincia di Bergamo), è nord-sud, con evidenti convergenze delle linee di flusso in prossimità dei tratti fluviali. Il settore centro-meridionale, di competenza della Provincia di Cremona, si caratterizza invece per una direzione di flusso idrico prevalentemente NO-SE, con accentuati incarcamenti delle isopiezometriche dovute all'azione di drenaggio dei fiumi Adda, Po e Oglio disposti al contorno del modello di studio.

Si può notare, nell'area settentrionale, una fascia caratterizzata da celle completamente asciutte (Dry cells), in conseguenza dell'innalzamento strutturale dell'acquifero B che ha richiesto, a fini modellistici, l'assottigliamento dei primi 2 layer che risultano ubicati al di sopra del livello piezometrico locale.

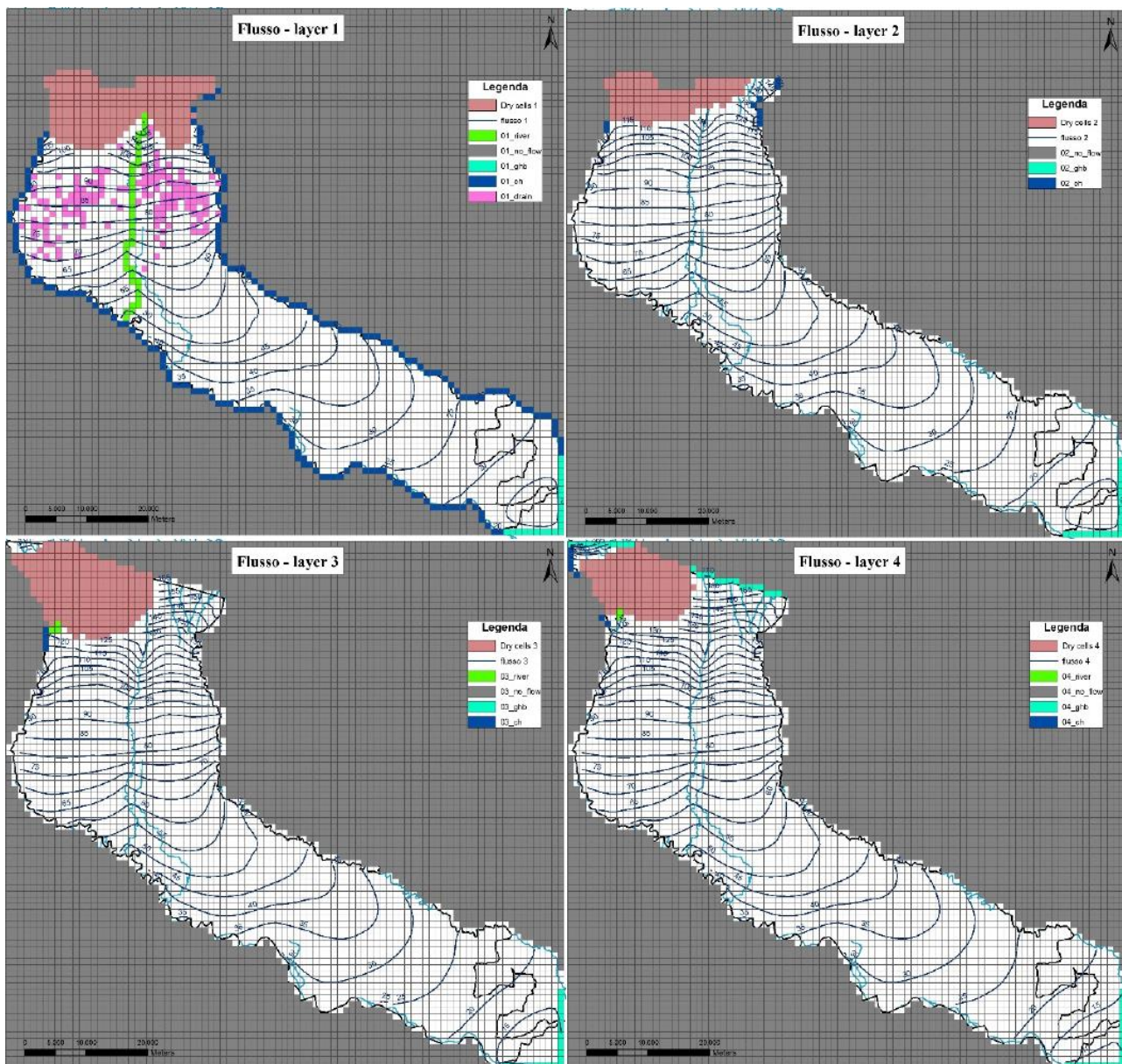


Figura 9 Rappresentazione della piezometria ottenuta col modello di flusso per i primi 4 layers, rappresentativi del Gruppo Acquifero A e dell'orizzonte di transizione A/B.

I Gruppi Acquiferi B e C sono rappresentati nel modello dal layer 5 e dal layer 7, rispettivamente, e sono separati dall'orizzonte di transizione B/C (layer 6) (Figura 10).

In Figura 10 si osserva che il flusso idrico nei due Gruppi Acquiferi profondi presenta molte analogie con quello dell'acquifero superficiale. È fondamentale ricordare che i Gruppi Acquiferi più profondi sono stati ricostruiti in larga parte sulla base di proprietà ipotizzate in mancanza di dati reali (in particolar modo per l'acquifero C); pertanto dal modello ottenuto andrebbe esclusa per entrambi gli acquiferi tutta la fascia ricadente nella provincia di Cremona e, per l'acquifero profondo C, anche buona parte dell'area della Provincia di Bergamo, in particolare la zona Est (in Figura 10 sono riportate, tratteggiate in rosso, le aree da escludere dall'utilizzo del modello).

L'andamento prevalente del flusso idrico nella parte settentrionale, di competenza della Provincia di Bergamo, è Nord-Sud; sono ancora evidenti convergenze delle linee di flusso in prossimità dei tratti fluviali, in particolare nelle aree dove l'acquifero B affiora in superficie.

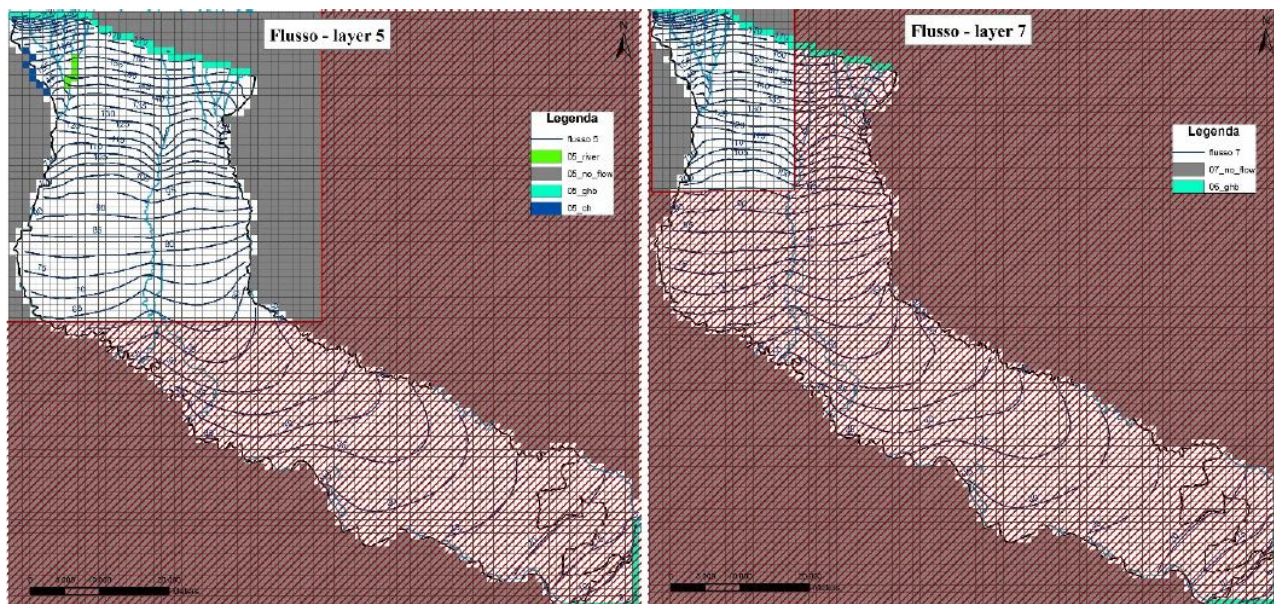


Figura 10 Rappresentazione della piezometria ottenuta dall'elaborazione del modello di flusso dei layers profondi, rappresentativi dei Gruppi Acquiferi B e C (le aree sbarrate in rosso sono state create in maniera del tutto fittizia ai fini modellistici).

Analizzando i risultati del modello di flusso in termini di bilancio idrico si evidenziano i pesi relativi dei diversi elementi introdotti. Le voci che determinano il flusso entrante sono: la ricarica da precipitazione efficace e irrigazione che contribuisce all'alimentazione del sistema per circa il 34,7%, gli apporti della falda da monte per circa il 27,4 %, agli apporti dai fiumi Adda, Oglio e Po, per circa il 19,1% e gli apporti dai fiumi Brembo e Serio per circa il 18,8%. Si evidenzia che, nella zona di monte del layer 1, l'apporto dai fiumi Brembo e Serio rappresenta la principale fonte di formazione della falda. Le aliquote più significative del flusso in uscita dal modello fanno riferimento ai prelievi dai pozzi per circa il 45.8%, alle uscite verso i fiumi Adda, Oglio e Po, per circa il 26.9%, ai flussi in uscita lungo il bordo Sud-Est del modello per l'8,9%, ai deflussi verso i fiumi Brembo e Serio per circa il 4% e ai recapiti verso i fontanili, pari al 2,4% del totale.

Concludendo si può affermare che il modello di flusso stazionario, realizzato a partire da parametri il più possibile rappresentativi della realtà, riproduce una buona rappresentazione della condizione reale nell'area oggetto di studio a scala di bacino Adda – Oglio come comprovato dai risultati definibili ottimali ottenuti in fase di calibrazione del modello.

### 3.1.2 MODELLO A SCALA DI BACINO TICINO – ADDA

#### 3.1.2.1 MODELLO IDROGEOLOGICO CONCETTUALE DEL BACINO TICINO – ADDA

L'area idrogeologica Ticino-Adda comprende il territorio di pianura delimitato dai fiumi Ticino e Adda nelle province di Como, Lecco, Lodi, Milano, Monza e Brianza, Pavia e Varese. Dal punto di vista idrogeologico, l'area Ticino-Adda è caratterizzata dalla presenza di depositi fluvioglaciali mindeliani e rissiani, dotati di buona trasmissività nella parte alta, dalla presenza di depositi wurmiani e di paleoalvei. In relazione alla distribuzione degli affioramenti e alle litologie presenti nell'area, la distribuzione dei livelli permeabili sono mediamente inferiori a quelle del settore settentrionale, non seguendo una precisa distribuzione preferenziale.

La ricostruzione del modello concettuale Ticino – Adda, effettuato dal Politecnico di Milano – Polo Territoriale di Como, si è basata su dati derivanti da diverse banche dati. In particolare per la ricostruzione stratigrafica si è partiti dai dati contenuti nel DB SIF<sup>2</sup> che interessa tutta la provincia di Milano, da dati CARG<sup>3</sup> che interessano una parte della provincia di Milano e la parte meridionale della provincia di Monza e Brianza e da dati derivanti dal DB Tangram<sup>4</sup> che interessano la parte di territorio tra i fiumi Adda e Ticino.

Tutti i record stratigrafici per la realizzazione delle sezioni geologiche e idrogeologiche sono stati codificati in 5 classi principali (ghiaia, sabbia, limo, argilla e conglomerato - arenaria) e in 3 classi secondarie (grossolana, media e fine). La codifica permette una visualizzazione in ambiente GIS della descrizione di ogni singolo record stratigrafico durante le fasi di correlazione. I criteri di correlazione hanno preso in considerazione:

- *Limiti netti.* Si è cercato di osservare e identificare tutti i limiti netti definiti da un passaggio di granulometria fine (limo o argilla) a grossolana (sabbia o ghiaia);
- *Paleosuoli.* Sono aree estese di stabilità geomorfologica e per questo motivo rappresentano un forte vincolo di correlazione.

Le superfici di correlazione identificate attraverso i passaggi granulometrici netti o la presenza di paleosuoli sono state gerarchizzate a seconda della loro continuità spaziale: la superficie di ordine gerarchico minimo permette di correlare il singolo "strato", mentre l'associazione di più unità genetiche (diverse superfici erosionali) permette di identificare superfici di ordine gerarchico massimo che permettono di correlare le diverse unità genetiche alla scala di bacino. Dopo aver definito l'architettura stratigrafica tridimensionale alla scala del bacino sono stati identificati i livelli a bassa permeabilità che permettono la suddivisione idrostratigrafica in Sistemi, Complessi e Gruppi Acquiferi.

Per rendere più semplice la fase di correlazione stratigrafica, la costruzione delle sezioni geologiche è stata suddivisa in diversi sottobacini e sono state anche sfruttate le sezioni realizzate per la modellazione delle aree di dettaglio (area Nord-Ovest Milano, area Sesto San Giovanni e area Pioltello-Rodano) per un totale di 100 sezioni idrogeologiche. Inoltre, per evitare problemi o errori

---

<sup>2</sup> Sistema Informativo Falda della Provincia di Milano:

(<http://ambiente.provincia.milano.it/sia/ot/acqsot/contenutisot.asp?rif1=H2Oot&rif2=H2Oot&idrf=0>)

<sup>3</sup> Progetto di Cartografia Geologica della Regione Lombardia:

(<http://www.cartografia.regione.lombardia.it/viewer25/index.jsp?config=config-cargpdfweb.xml>).

<sup>4</sup> Database dell'Università degli Studi di Milano Bicocca, che raccoglie informazioni tecniche e amministrative di pozzi e piezometri (<http://www.tangram.samit.unimib.it>).

di correlazione nell'area del fiume Adda, in collaborazione con l'Università degli Studi di Milano, sono state realizzate ulteriori sezioni nell'area di collegamento tra il bacino Ticino-Adda e Adda-Oglio (Figura 11). La fase di correlazione è stata svolta in maniera indipendente per ogni sottobacino in modo da evitare errori concettuali legati ad una singola area e successivamente riportati nelle altre aree del bacino. Una volta definite le superfici di separazione tra i Gruppi Acquiferi (A, B, C e D) per ogni sottobacino, sono state confrontate tra loro le sezioni per evitare errori o incongruenze tra i diversi sottobacini.

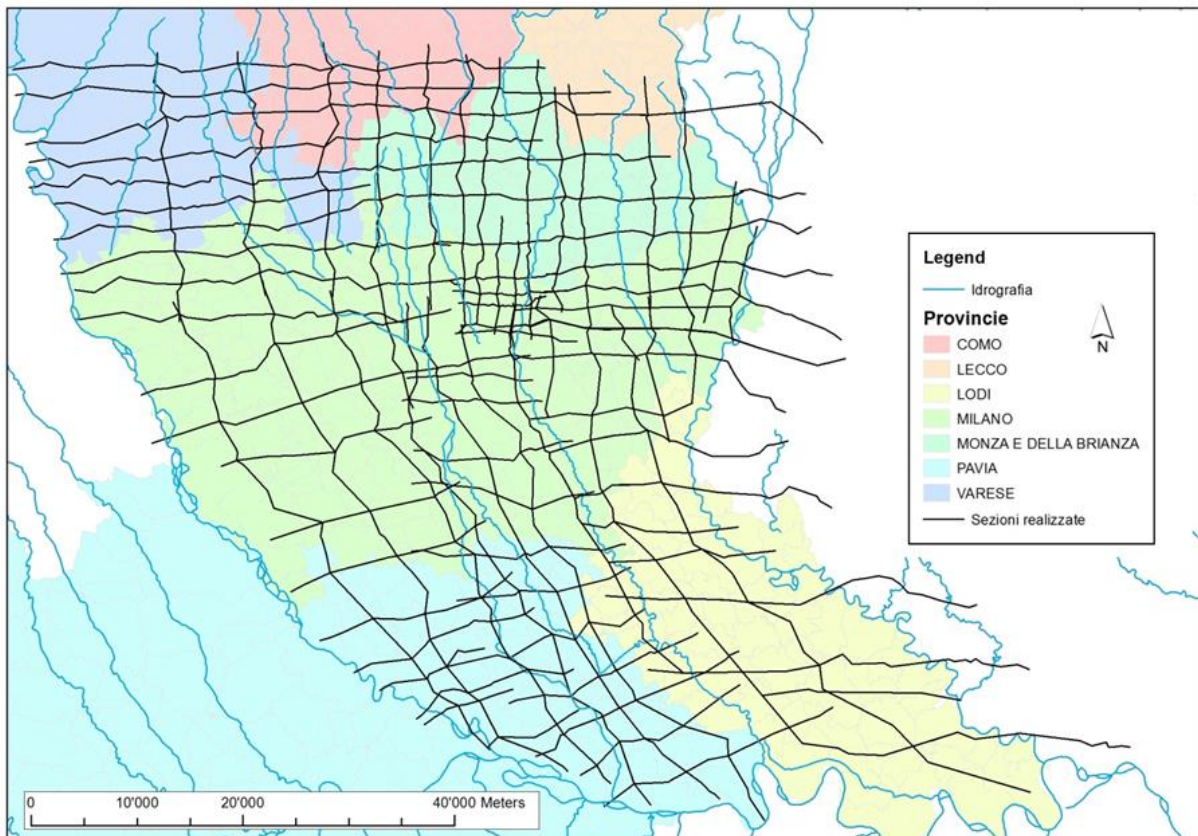


Figura 11 Sezioni realizzate per ricostruire il modello concettuale.

Per rendere più immediata l'individuazione dei corpi acquiferi, nelle sezioni è stato evidenziato con colori differenti il tipo di acquifero così come prodotto nei lavori della Provincia di Milano (progetto regionale di intervento per la definizione dei plumes di contaminazione della falda, settembre 2012; marzo 2013): A colore giallo, B colore verde e C colore blu. Inoltre sono state rappresentate anche le basi elaborate da ENI, in rosso la superficie di separazione tra l'acquifero A e B e in verde la superficie di separazione tra l'acquifero B e C. Di seguito viene riportata uno stralcio di sezione N-S (Figura 12).

Le elaborazioni effettuate hanno evidenziato che il limite di tetto del gruppo C nell'alta pianura è posto a 140-150 m s.l.m ed è caratterizzato da profonde valli incise. La massima profondità (-60 metri slm) si individua nei pressi di Lodi mentre, presso Livraga, risulta sollevato dai thrust appenninici (40 metri slm). A Nord Est di Milano l'acquifero C è caratterizzato da lenti sabbiose e ghiaiose che costituiscono acquiferi confinati, compartimentati da limi e argille di spessore decametrico.

La superficie basale del gruppo B coincide con la superficie di tetto del gruppo C. Il limite di tetto del gruppo acquifero B si individua a partire dal comune di Arcore, mentre a monte il gruppo B risulta affiorante per la completa erosione di A. Tra Rodano e Pioltello il gruppo B si attesta a una profondità di circa 80-90 metri s.l.m., mentre raggiunge la profondità massima presso Lodi Vecchio. Nella bassa pianura si appoggia in onlap sull'anticlinale del gruppo C. Lo spessore del gruppo B è risultato pari a 60-70 metri in alta pianura e 80-90 metri nella media e bassa pianura. A Nord di Milano, B si comporta come un acquifero libero, mentre procedendo verso sud, presso Milano, sono presenti alcuni livelli semipermeabili che rendono l'acquifero parzialmente confinato. A sud di Milano l'acquifero acquisisce un buon grado di confinamento e risulta compartimentato da livelli acquitardi che rendono l'acquifero multi-falda.

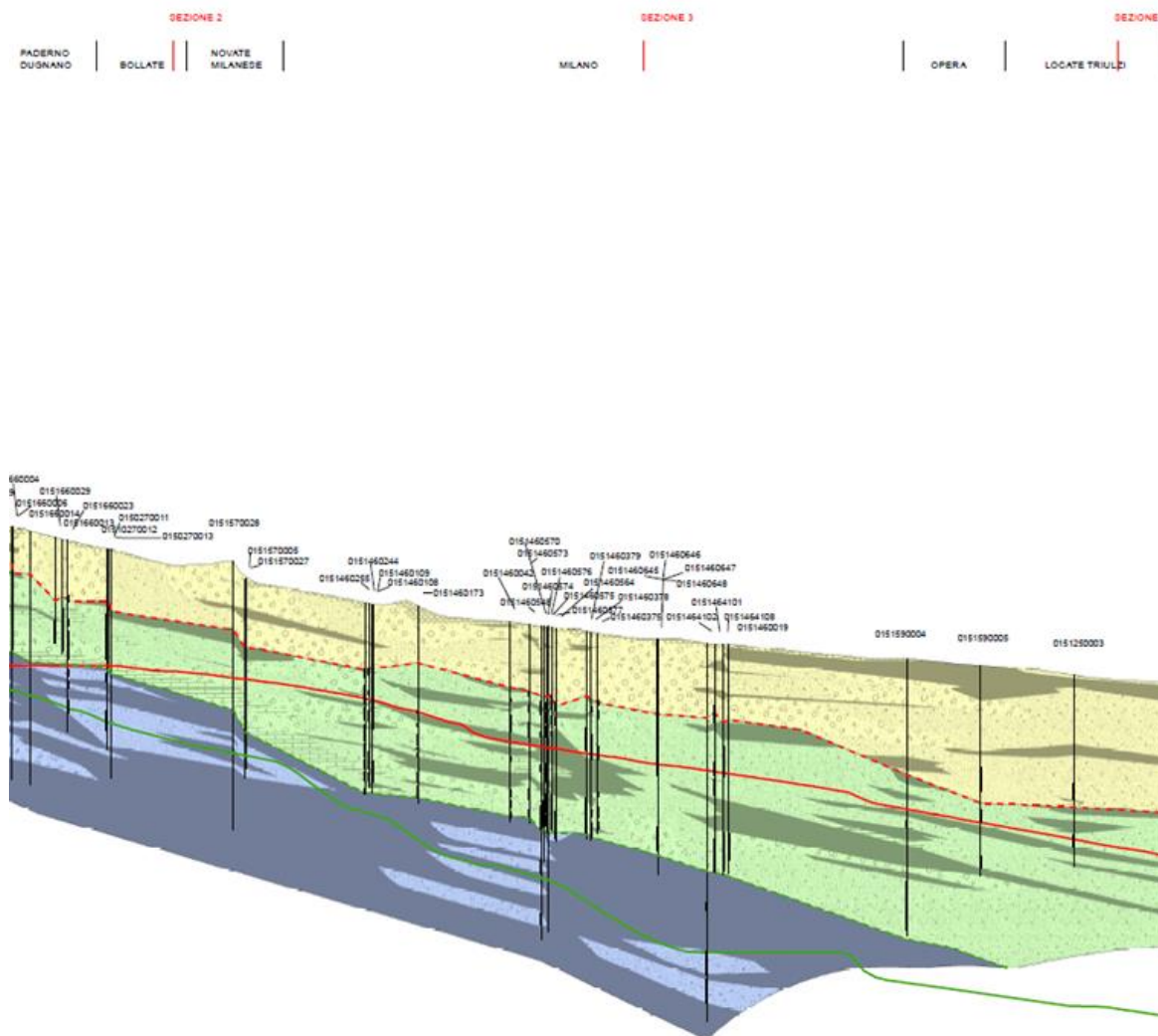


Figura 12 Stralcio di una sezione N-S, la linea continua rappresenta le basi identificate da ENI mentre quella tratteggiata è quella identificata nel presente lavoro.

Il gruppo acquifero A si sviluppa al di sopra della superficie di tetto del gruppo B e si rinviene in affioramento a partire dal comune di Arcore e Concorezzo. Ha uno spessore crescente verso sud e raggiunge il massimo (70 metri) presso Lodi Vecchio, per poi ridurre nuovamente il proprio spessore a causa del sollevamento dei Fronti Appenninici. Dal punto di vista tessiturale il gruppo acquifero A

è caratterizzato da granulometrie ghiaiose che divengono sabbiose in direzione Sud e presenta caratteri di acquifero libero anche se nella media pianura risulta localmente confinato da livelli acquitardi.

La quasi totalità dei dati disponibili sono limitati all'acquifero A e B e non permettono la ricostruzione di dettaglio degli acquiferi più profondi (base dell'acquifero C e D). La parte sommitale dell'acquifero C è stata infatti raggiunta da pozzi per acqua solamente nel settore di alta pianura. Per tale motivazioni le linee basali degli acquiferi C e D coincidono con le linee dello Studio Regione Lombardia – ENI.

### 3.1.2.2 MODELLO DI FLUSSO

Il modello matematico è stato implementato su un'area di circa 8113 km<sup>2</sup> compresa tra il fiume Ticino a Est e il fiume Adda a Ovest mentre a Sud è delimitata dal fiume Po. Il confine di Nord è stato esteso fino alla zona limitrofa alle Prealpi lombarde che da Ovest a Est comprende i comuni di Sesto Calende-Marcallo fino a Merate-Imbersago. La griglia di discretizzazione è uniforme fino a sud di Milano (celle di dimensione 100 x 100 m) zona per la quale la quantità di dati a disposizione risulta elevata e sufficiente per ottenere un maggiore dettaglio delle condizioni da inserire all'interno del modello. A partire da Milano e procedendo verso il confine sud del modello si è optato per un deraffittimento della griglia (celle 400 x 100 m). Tale scelta è stata dovuta ad una carenza di dati disponibili, ha favorito una maggiore velocità di calcolo (Figura 13).

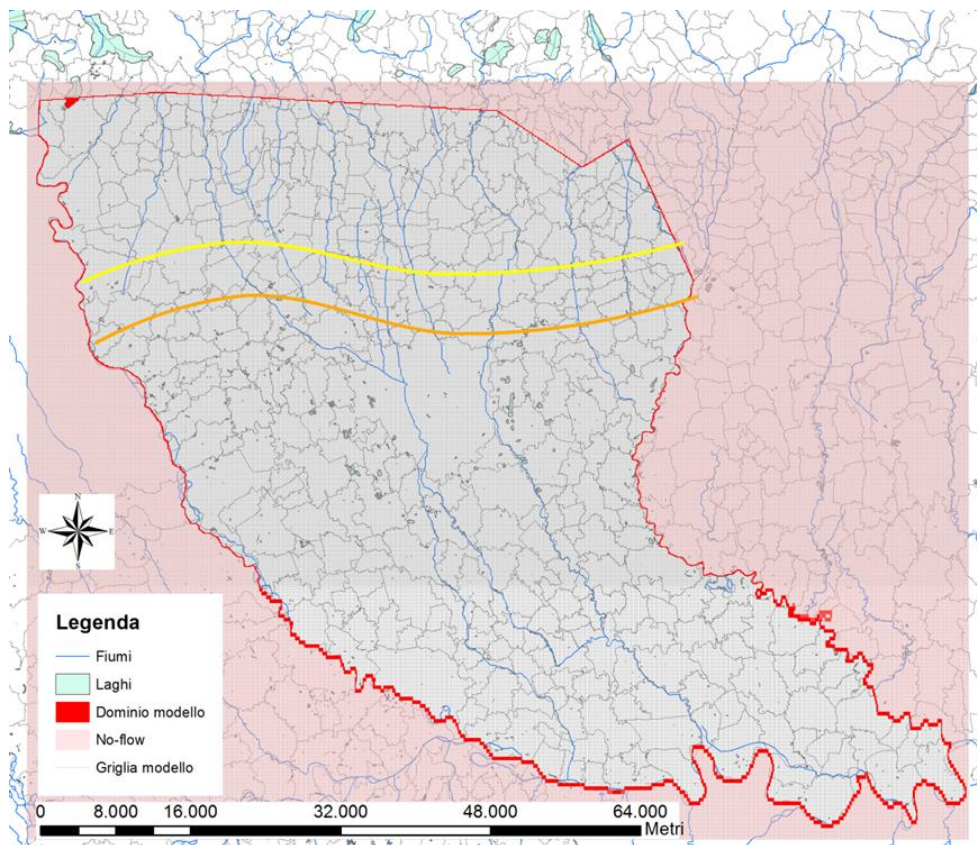


Figura 13 Dominio del modello matematico di flusso e griglia orizzontale. La linea arancione indica la zona oltre la quale, procedendo verso Nord, viene a mancare la separazione idraulica tra l'Acquifero A e l'Acquifero B mentre la linea gialla indica la zona oltre la quale, procedendo verso Nord, viene a mancare la separazione idraulica tra l'Acquifero B e l'Acquifero C.

La realizzazione di un modello numerico di flusso richiede di assegnare alle unità idrostrutturali individuate nel modello concettuale i valori dei corrispondenti parametri idrogeologici riassumibili in termini di permeabilità ( $k$ , m/s) e porosità ( $n$ ). I parametri sono stati stimati a partire dalle informazioni stratigrafiche disponibili nel dbARPA-stratigrafie<sup>5</sup>, ricodificate secondo una modalità standardizzata, definita nel tracciato record stratigrafico. Il modello concettuale è stato quindi tradotto in un modello idrogeologico identificando le proprietà da assegnare alle unità idrostrutturali precedentemente individuate. Il modello idrogeologico è stato successivamente discretizzato lungo una griglia di calcolo tridimensionale suddivisa verticalmente in cinque layer, di cui il primo, il terzo e il quinto rappresentano rispettivamente gli Acquiferi A, B e C, mentre il secondo e il quarto, di spessore notevolmente inferiore rispetto ai primi, seguono l'andamento dei livelli di separazione idraulica tra gli Acquiferi A e B e tra B e C (Figura 14).

- 1° layer: è delimitato al tetto dal piano campagna mentre la base varia da una quota di 378 m a circa -60 m s.l.m. con un gradiente medio di circa 0.50%; rappresenta quello che viene indicato come Acquifero A la cui base è stata ricostruita a partire dai dati a disposizione (dbARPA-stratigrafie) e attraverso il confronto con le basi ENI.
- 2° layer: rappresenta il livello argilloso di separazione idraulica presente tra l'acquifero A e l'acquifero B, delimitato al tetto dal layer 1 e alla base dal layer 3. La base del layer varia da una quota di 375 m s.l.m. fino a circa -64 m s.l.m. con un gradiente medio di circa 0.50%. Tale livello non è però presente in tutto il modello e pertanto a scala di dominio è stato definito aquitard; infatti solo a partire dalla zona più a Nord del comune di Milano e procedendo verso Sud la lente argillosa risulta continua, con uno spessore medio di 15 metri e variabile da 1 m fino a 30 m. L'andamento della base del secondo layer è stata ricostruita a partire dai dati a disposizione (dbARPA-stratigrafie) e attraverso il confronto con le basi ENI. Tuttavia a partire da poco più a Nord di Milano e procedendo verso Nord, data la scomparsa dei livelli argillosi di separazione idraulica A/B, la base del layer è stata fatta artificialmente risalire verso la base del layer 1 perdendo così ogni significato idrogeologico.
- 3° layer: è delimitato al tetto dalla base dell'aquitard mentre il letto varia da una quota di 290 m a circa -264 m s.l.m. con un gradiente medio di circa 0.65%; rappresenta quello che viene indicato come Acquifero B la cui base è stata ricostruita a partire dai dati a disposizione (dbARPA-stratigrafie).
- 4° layer: rappresenta il livello argilloso di separazione tra l'acquifero B e l'acquifero C, delimitato al tetto dal layer 3 e alla base dal layer 5. La base del layer varia da una quota di 288 m s.l.m. fino a circa -265 m s.l.m. con uno spessore costante di circa 2 m e un gradiente medio di circa 0.64%. Tale layer è presente su tutta l'estensione del modello ma i valori di permeabilità assegnati variano da quelli propri dei setti impermeabili ( $1 \cdot 10^{-7}$  m/s) laddove effettivamente è stata riscontrata la presenza di livelli argilloso/limosi tra l'acquifero B ed il C (zona a Sud di Milano), a valori pari a quelli dell'Acquifero C laddove la separazione idraulica viene a mancare e gli acquiferi risultano indistinti. A partire dalla zona in cui viene a perdere il suo ruolo di separazione idraulica, il layer è stato fatto approfondire andando a seguire la sottostante base dell'Acquifero C.
- 5° layer: è delimitato al tetto dalla base dell'aquitard mentre il letto varia da una quota di 285 m a circa -349 m s.l.m. con un gradiente medio di circa 0.74%; rappresenta quello che viene indicato come Acquifero C la cui base è stata ricostruita a partire dai dati delle basi ENI disponibili fino a poco più a Nord di Milano (comuni di Somma Lombardo ad Ovest e Verderio

---

<sup>5</sup> Database di ARPA Lombardia per raccogliere in formato digitale stratigrafie di pozzi e piezometri.

Superiore ad Est) mentre per la fascia Pedemontana è stato effettuato un lavoro di ricostruzione dettagliata a partire dai dati contenuti nel dbARPA-stratigrafie.

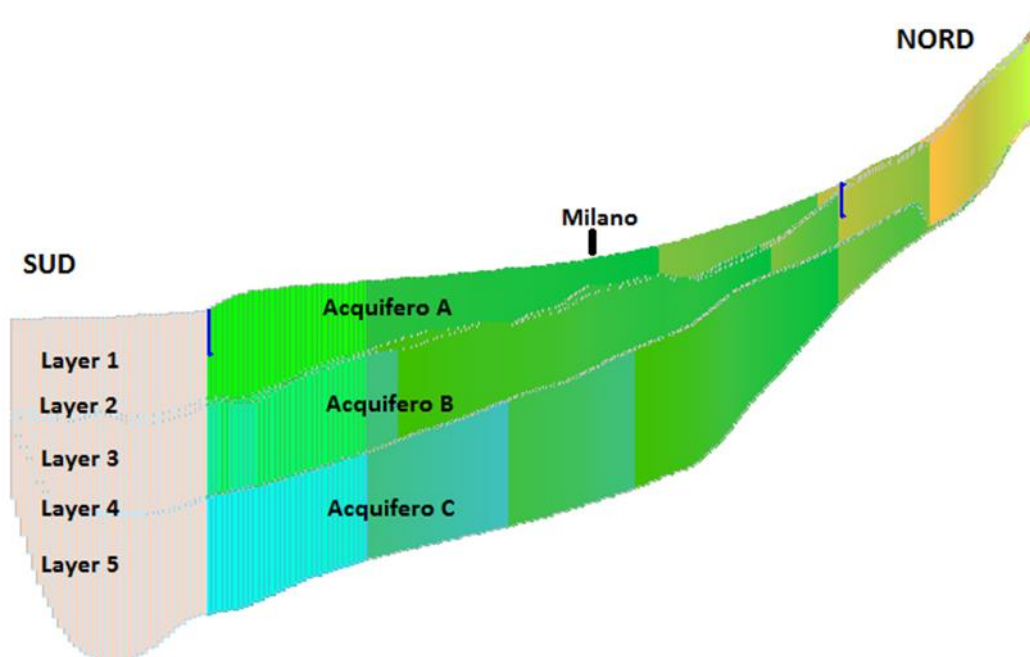


Figura 14 Discretizzazione verticale del modello in una sezione N-S.

## DEFINIZIONE DELLE CONDIZIONI AL CONTORNO DEL MODELLO

Le condizioni al contorno sono state assegnate in base ai risultati della campagna piezometrica eseguita nell'ambito dello studio regionale sugli acquiferi (progetto coordinato da Éupolis Lombardia). Ai fini del presente lavoro di modellazione l'assegnazione ai diversi acquiferi compiuta da Éupolis è stata rivista basandosi sulle stratigrafie (dbARPA-stratigrafie) e sulle profondità dei filtri dei piezometri/pozzi utilizzati durante la campagna piezometrica di maggio 2014: i punti ricadenti nel dominio di modellazione appartenenti all'Acquifero A sono 199, quelli ricadenti nell'acquifero B sono 192, mentre per l'Acquifero C sono 49.

L'elaborazione dei dati raccolti, effettuata da Éupolis, ha permesso di caratterizzare la falda che ha sede nell'Acquifero A (Figura 15) e dell'Acquifero B (Figura 16). Per l'Acquifero A la direzione principale di flusso è NO-SE con carichi idraulici che variano da circa 300 metri s.l.m a Nord fino a 40 metri s.l.m a Sud. I rapporti tra la falda e i corpi idrici superficiali principali sono stati identificati grazie anche alle misure dei livelli idrici di questi ultimi e alla misurazione di alcuni piezometri posti nelle vicinanze dei corsi d'acqua. Il fiume Ticino mostra un'azione drenante sull'Acquifero A lungo tutto il suo percorso. Diversamente il fiume Adda appare essere neutro nei confronti della falda nel tratto compreso tra i comuni di Cassano D'Adda e di Merlino, a sud del quale l'azione drenante si fa nuovamente via via più evidente. Il fiume Olona nel settore Nord, dove la sua valle è più profondamente incisa nella pianura, mostra un'azione drenante ben evidente che si esaurisce poco prima del confine tra la provincia di Varese e quella di Milano. Il fiume Lambro appare indifferente al deflusso di falda sino al suo tratto a sud di Milano, punto a partire dal quale la sua azione drenante si fa via via più evidente. Si deve tuttavia segnalare che i valori piezometrici anomali misurati nei pressi del comune di Lodi Vecchio potrebbero aver accentuato l'effetto drenante del fiume. Per il fiume Seveso non si evidenziano invece rapporti di scambio con l'Acquifero A.

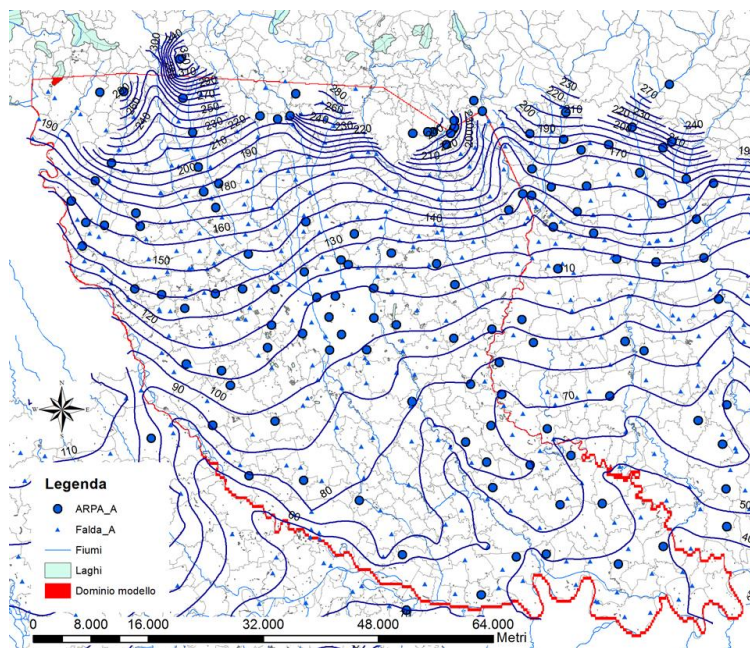


Figura 15 Piezometria Éupolis dell'acquifero A interpolata sui dati della campagna piezometrica di maggio 2014.

Per l'Acquifero B sulla base dei dati disponibili (inferiori rispetto al numero dei dati disponibili per l'Acquifero A), è possibile affermare che il solo fiume Ticino conserva un'azione drenante sulle acque sotterranee dell'Acquifero B, anche se meno marcata rispetto all'Acquifero A. La direzione principale di flusso è ancora NO-SE con carichi idraulici che variano da circa 250 metri s.l.m. a Nord fino a 40 metri s.l.m. a Sud; il gradiente medio risulta essere del 2%.

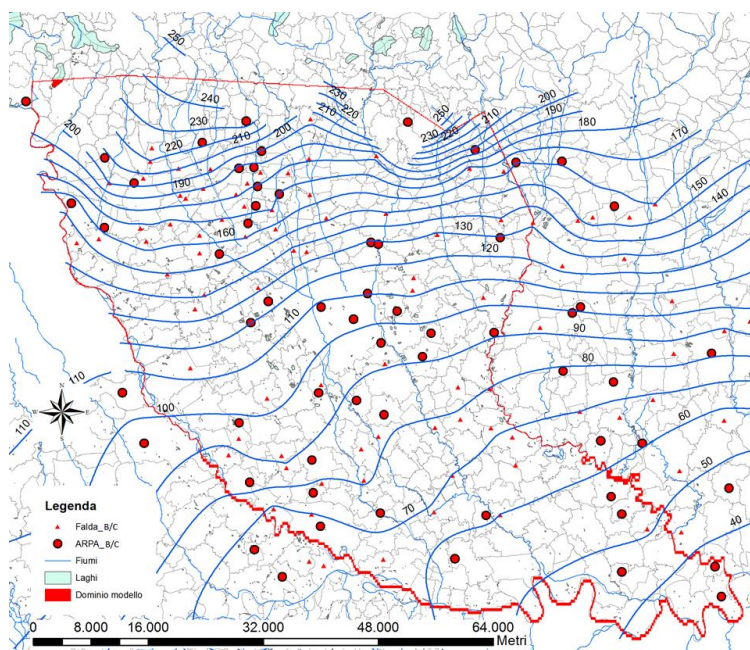


Figura 16 Piezometria Éupolis per l'acquifero profondo (B/C) interpolata sui dati della campagna piezometrica di maggio 2014.

Sulla base delle carte piezometriche è stato possibile attribuire ai layers 3-4-5 le condizioni al contorno a carico costante lungo i margini settentrionali (poiché manca la separazione idraulica tra i vari acquiferi) e meridionali del dominio di modellazione, così come per i limiti fisici Est, Ovest e

Sud del dominio di modellazione per l'acquifero superficiale che sono costituiti dai fiumi Adda, Ticino e Po data la loro capacità di influenzare costantemente il carico idraulico della falda.

All'interno del dominio di modellazione ricadono i fiumi Lambro Meridionale, Lambro, Seveso e Arno che sono stati rappresentati nel modello matematico attraverso il pacchetto RIVER che permette di simulare gli scambi idrici tra fiume e falda in funzione dei carichi idraulici relativi dei due corpi idrici. Le condizioni interne al dominio sono state assegnate ai layers 1, 2, 3 a seconda del loro livello idrometrico rilevato durante la campagna piezometrica di Maggio 2014.

La ricarica da pioggia è stata valutata sulla base dei dati meteorologici (registrati presso le 19 stazioni di ARPA presenti nel bacino Ticino-Adda e la stazione di Biometeolab dell'Università di Milano) e dell'uso del suolo (DUSAF della Regione Lombardia).

All'interno del modello sono stati inseriti 4342 elementi analitici che simulano l'emungimento dei pozzi nei 5 layers. Le portate estratte sono state stimate in base ai volumi dichiarati nel 2013 e, dove mancanti, si è fatto riferimento agli anni 2010-2012, gli unici ad oggi disponibili nel database provinciale SIF. Ove non presente il dato si è utilizzato il dato CUI autorizzato al 50%. L'incertezza associata al dato di prelievo rappresenta comunque una delle principali incertezze insite nel modello di flusso. Nelle zone nelle quali non si aveva la copertura dei due database principali (SIF e CUI) sono stati utilizzati i dati reperiti in altri database: BrianzaAcque (anno 2008-2013), per i prelievi pubblici e privati della provincia di Monza e Brianza; stime effettuate in lavori precedenti (Provincia di Milano) a partire dai dati del 1990 del SIF per l'area del Lodigiano; dati relativi ai prelievi pubblici e privati (anno 2000-2004) estratti da un database della Provincia di Varese messo a disposizione durante l'elaborazione del Piano di Tutela delle Acque (2003) e stime effettuate sulla base del numero di abitanti dei comuni (ISTAT 2013) e di un consumo medio procapite assunto pari a 160 m<sup>3</sup>/anno per tutti quei comuni per i quali non si avevano dati a disposizione relativamente agli emungimenti pubblici. I prelievi sono stati attribuiti, come le altre condizioni, a tutti e 5 i layers a seconda della profondità dei filtri di ogni pozzo.

## **CALIBRAZIONE DEL MODELLO**

La calibrazione del modello di flusso è un processo che prevede la variazione di valori dei parametri di input (conducibilità idraulica, ricarica superficiale, flussi in entrata/uscita) al fine di ottenere in output la migliore riproduzione delle condizioni piezometriche di riferimento entro un intervallo di errore ritenuto accettabile. In seguito alla variazione di uno o più parametri i valori simulati vengono confrontati con i valori osservati in campo e l'accuratezza del modello viene verificata attraverso alcuni indicatori statistici. Nel caso specifico si è adottato l'approccio della calibrazione trial and error che ha permesso di rilevare il set di valori e parametri che meglio permettono al modello di simulare i dati reali. In particolare, durante il processo di calibrazione è stato possibile valutare la sensibilità del modello relativamente ad alcuni parametri come la permeabilità dei sedimenti dei fiumi e le conducibilità idrauliche soprattutto nel settore Nord del dominio di modellazione. La calibrazione è stata condotta in condizioni stazionarie avendo come riferimento le osservazioni dei livelli piezometrici del maggio 2014 (misurati nella eseguita nell'ambito dello studio regionale sugli acquiferi - progetto coordinato da Eupolis Lombardia). La procedura trial and error si è basata quindi sulla minimizzazione degli scarti tra i valori piezometrici misurati e i valori stimati dal modello.

I dati utilizzati per calibrare il modello di flusso derivano dalla campagna piezometrica realizzata a Maggio 2014 e prevedono: 199 targets per l'Acquifero A (layer 1); 192 targets per l'Acquifero B (layer 3) e 49 targets per l'Acquifero C (layer 5).

Il processo di calibrazione trial and error effettuato ha portato ad ottenere una buona risposta del modello sia per quanto riguarda la falda superficiale sia per quella profonda se si escludono, i targets

situati nella zona Nord del dominio di modellazione dove viene a mancare il setto di separazione idraulica tra l'Acquifero A e l'Acquifero B (linea arancione in Figura 17). In tale area i carichi idraulici presentano valori inferiori alla base del layer 2 e questo fa sì che le celle appartenenti ai due strati più alti, da Nord di Milano in su, vengano impostate dal codice di calcolo come "dry" (celle secche, in viola nella Figura 17) e di conseguenza disattivate e rendendo il processo di calibrazione particolarmente difficile. Il modello infatti fornisce una piezometria che in modo discretamente fedele ricalca quella reale sia per quanto riguarda la falda superficiale (Acquifero A, Figura 17) sia per quella profonda (Acquifero B, Figura 18). Per quanto riguarda l'Acquifero C, purtroppo quasi tutti i targets disponibili si trovano nella zona settentrionale.

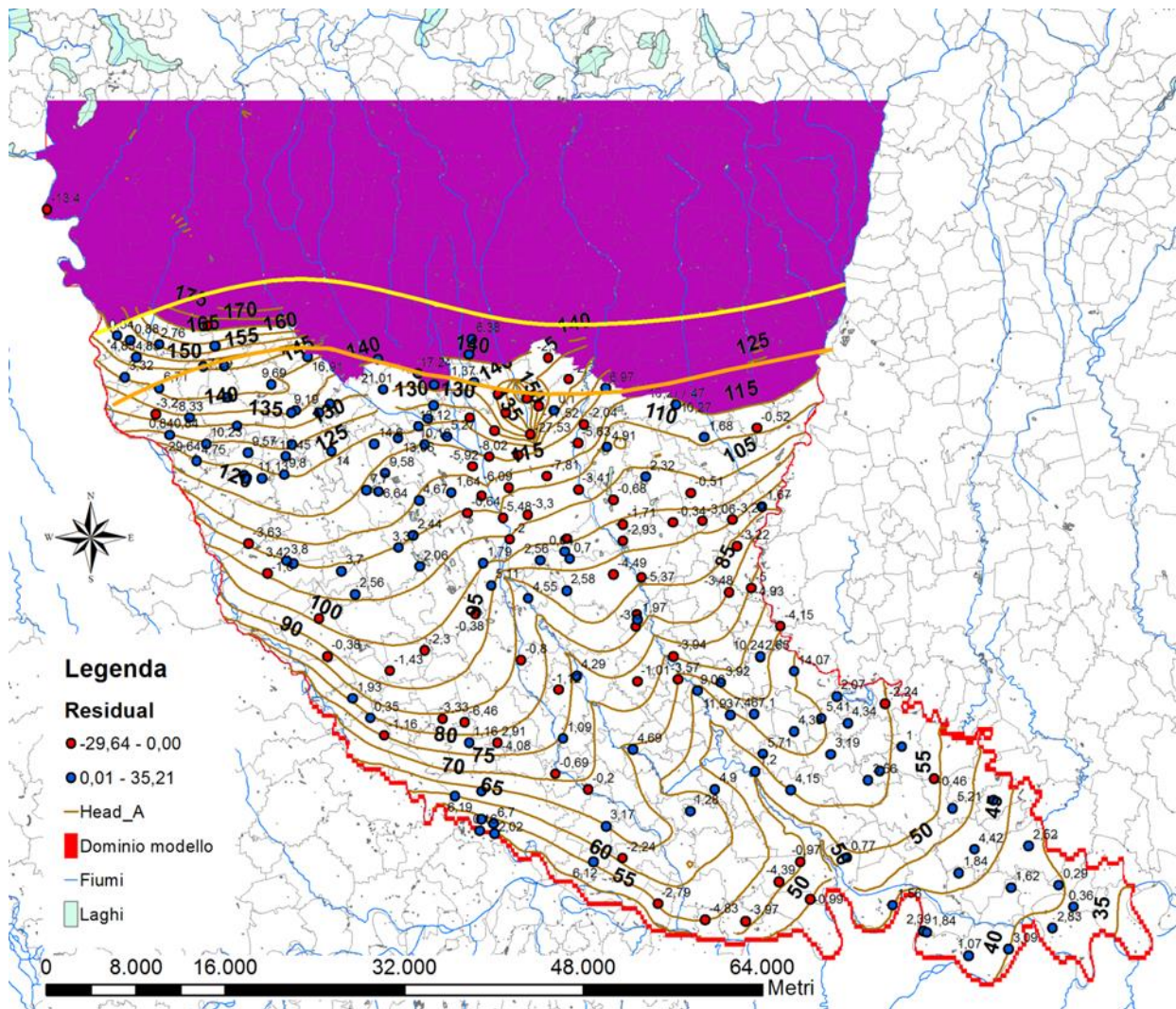


Figura 17 Piezometria simulata e residui dei targets nell'Acquifero A. In viola le celle "secche".

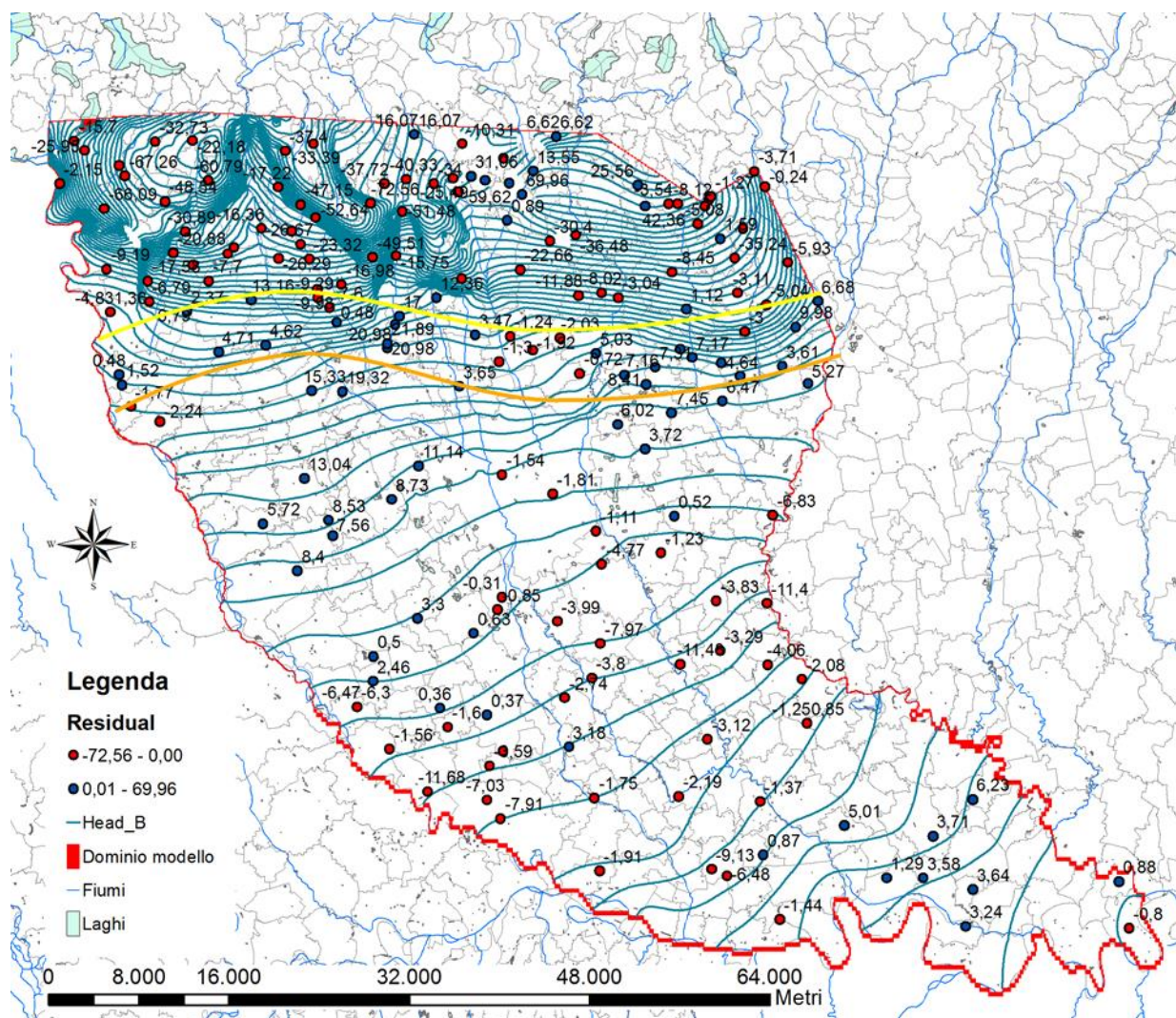


Figura 18 Piezometria simulata e residui dei targets nell'Acquifero B.

### 3.2 CRITICITÀ E SVILUPPI

Le principali criticità emerse nella predisposizione e nell'elaborazione dei modelli di flusso a scala di bacino sono riassunte nei seguenti punti.

- Carenze informative relative ai livelli stratigrafici più profondi. La scarsità di informazioni stratigrafiche disponibili, relative ai pozzi, non ha consentito di caratterizzare con precisione gli acquiferi B e C nella porzione di bassa pianura. In queste aree è stato necessario utilizzare informazioni bibliografiche pregresse (studio ENI-Regione Lombardia) per la definizione della geometria degli acquiferi. L'utilizzo di informazioni provenienti da fonti bibliografiche comporta l'accettazione di un certo grado di incertezza. È stato infatti appurato che, nelle aree ove esistevano informazioni stratigrafiche dirette, il confronto tra le superfici basali degli acquiferi ottenute dallo loro interpretazione con le superfici basali elaborate nel lavoro a scala regionale ENI-Regione Lombardia, presentava significative differenze, derivanti sia dal diverso approccio concettuale seguito nelle due interpretazioni che nella differente scala di elaborazione dei due studi (scala regionale nel progetto ENI – R.L, scala più locale nel

Progetto PLUMES). Permangono tuttora molte incertezze relative alla caratterizzazione idrogeologica dei livelli profondi.

- Incongruenze presenti nei vari Data Base utilizzati. Una notevole mole di lavoro è stata dedicata ad omogeneizzare le informazioni contenute nei vari Data Base utilizzati (SIF, TANGRAM, CUI<sup>6</sup>, CASPITA<sup>7</sup>, ALTRI DB PROVINCIALI Ecc.). L'esistenza di informazioni incongruenti ha costretto all'eliminazione di molti dati, nell'impossibilità di discriminare il dato effettivo.
- Incertezze nella definizione dei parametri idrogeologici attribuiti agli acquiferi. I valori di permeabilità e porosità di un acquifero nell'intorno di un'opera di captazione possono essere determinati con certezza solo tramite l'esecuzione di apposite prove d'acquifero (prove di portata). La disponibilità di tali informazioni è piuttosto scarsa, limitata a poche decine. È stato quindi necessario ricavare i parametri idrogeologici ricorrendo ad altre tipologie di prove e ad estrapolazioni effettuate a partire dalle informazioni litostratigrafiche. Ciò comporta un elevato livello di incertezza nell'attribuzione dei parametri idrogeologici degli acquiferi, che è stata solo in parte risolta ricorrendo a metodi numerici di calibrazione dei modelli.
- Carenze informative relative ai termini di bilancio idrico. La buona conoscenza delle aliquote in entrata e in uscita dal dominio di modellazione è un'informazione fondamentale per garantire la rappresentatività dei prodotti modellistici. L'informazione è purtroppo disponibile solo in maniera parziale. La necessità di colmare tale lacuna informativa ha richiesto la formulazione di ipotesi modellistiche non sempre verificabili. Ciò vale in particolare per le portate estratte dai pozzi, i volumi scambiati dalla falda con i corpi idrici superficiali (fiumi e fontanili) e la valutazione delle ricariche dovute all'infiltrazione efficace delle acque irrigue e meteoriche.
- Carenze informative relative ai parametri che controllano il comportamento degli elementi idrici superficiali. Il software utilizzato per la realizzazione dei modelli di flusso (Modflow) permette di simulare in maniera dettagliata gli scambi tra la falda e i corpi idrici superficiali utilizzando un modulo di calcolo appositamente predisposto (Pacchetto River). Il calcolo richiede la conoscenza di spessore e permeabilità dei sedimenti di fondo alveo e altezza del battente idrico. L'estrapolazione all'intero corpo idrico di informazioni note solo localmente implica un certo grado di incertezza solo parzialmente risolvibile in fase di calibrazione dei modelli.
- Difficoltà riscontrate nell'utilizzo della piezometria regionale per la definizione delle condizioni al contorno e la taratura dei modelli. L'approccio utilizzato nella definizione della rete piezometrica regionale ha previsto l'individuazione di due sole tipologie di acquifero, superficiale (freatico) e profondo. I modelli realizzati nell'ambito del Progetto PLUMES sono invece molto più complessi comprendendo fino a 7 layers corrispondenti ad altrettanti acquiferi/acquitardi. Le informazioni piezometriche disponibili hanno di conseguenza consentito di effettuare solo una taratura parziale dei modelli, in gran parte limitata ai soli livelli più superficiali e, anche in questi casi, affetta da incertezze legate alle difficoltà di attribuzione del dato piezometrico al corrispondente layer modellistico.

---

<sup>6</sup> Il Catasto delle Utenze Idriche è il sistema informativo trasferito dalla Regione Lombardia alle Province lombarde in conseguenza del passaggio delle funzioni in materia di piccole derivazioni di acque pubbliche.

<sup>7</sup> Database CASPITA di Regione Lombardia è una banca dati geologica del sottosuolo, raccoglie le stratigrafie dei pozzi, dei sondaggi geognostici etc. (<http://www.cartografia.regione.lombardia.it/ArcGIS93/rest/services/caspita/caspita/MapServer>)

Pur con le criticità precedentemente esposte, i modelli realizzati permettono di riprodurre con sufficiente grado di affidabilità il comportamento idrodinamico degli acquiferi indagati. Il lavoro realizzato fornisce quindi un importante contributo alla conoscenza degli acquiferi regionali e mette a disposizione dei Soggetti coinvolti uno strumento fondamentale per la corretta gestione della risorsa idrica regionale. I modelli realizzati a scala di bacino possono essere utilizzati, con le necessarie integrazioni, per la valutazione di situazione di degrado qualitativo e quantitativo che dovessero emergere a scala locale.

I modelli realizzati potranno nel futuro essere ulteriormente sviluppati attraverso la realizzazione di opportuni approfondimenti conoscitivi che permettano di colmare le lacune conoscitive ancora presenti.

## **4. MODELLAZIONE DELLA QUALITÀ DELLE ACQUE A SCALA LOCALE SUI SITI DELLA PROVINCIA DI BERGAMO**

E' stato applicato un modello di dettaglio a scala locale, nell'area di Zingonia in Provincia di Bergamo, per l'identificazione dei plumes di contaminazione, la simulazione di scenari di evoluzione della contaminazione e l'individuazione delle possibili sorgenti origine della contaminazione.

I principali obiettivi dell'attività sono stati:

- definizione del modello concettuale idrogeologico per l'area di Zingonia;
- modellazione numerica di flusso e trasporto nell'area di Zingonia;
- valutazione degli scenari evolutivi;
- valutazione delle possibili sorgenti di contaminazione.

### **4.1 DESCRIZIONE DELLE ATTIVITÀ**

L'attività modellistica si è articolata in fasi successive:

1. Definizione del modello concettuale descrittivo dei caratteri idrogeologici dell'area e delle condizioni al contorno.
2. Implementazione del modello di flusso finalizzato alla ricostruzione dell'assetto piezometrico e delle direzioni di flusso della falda.
3. Implementazione del modello di trasporto finalizzato alla ricostruzione dell'assetto geometrico dei principali plumes di contaminazione, all'individuazione dei possibili punti sorgente e alla previsione dell'evoluzione temporale della contaminazione.

Vengono di seguito descritti i principali risultati ottenuti nelle diverse fasi.

#### **4.2.1 AREA ZINGONIA**

##### *4.2.1.1 MODELLO IDROGEOLOGICO CONCETTUALE*

L'area denominata "Zingonia" occupa la porzione sud occidentale della provincia di Bergamo e include i comuni di Verdellino, Ciserano, Arcene, Castel Rozzone e Treviglio. Ai fini del presente studio il modello di flusso è stato esteso ai comuni limitrofi, per una superficie complessiva di circa 180 km<sup>2</sup>. L'unico corso d'acqua significativo ai fini della modellistica è il fiume Brembo che interseca l'angolo nord occidentale del modello. Gli scambi idrici tra la falda e il fiume dipendono dai livelli relativi dei due corpi e, nell'area, risultano variabili nel tempo e nello spazio e non possono essere previsti a priori.

La ricostruzione del modello concettuale si è basata sui dati messi a disposizione da Provincia di Bergamo, ARPA, Studio Regione Lombardia-ENI, integrati con dati in possesso dell'Università degli Studi di Milano. Sono state realizzate una serie di sezioni geologiche orientate N-S e E-O, che hanno permesso di ricostruire i caratteri stratigrafici degli acquiferi A, B e C, secondo la classificazione proposta nello studio Regione Lombardia-ENI. In sintesi, si evidenzia una generale tendenza all'approfondimento delle basi degli acquiferi da Nord a Sud. Nell'area di Arcene si individua un alto strutturale che determina l'innalzamento della superficie di base dell'acquifero B e la forte riduzione dello spessore dell'acquifero A, che in alcune porzioni risulta totalmente assente. Ciò trova conferma

nell'analisi delle stratigrafie disponibili in corrispondenza dell'Unità di Brembate (Pleistocene Medio), in cui si individuano, già a partire dalla superficie, terreni con importante componente limosa, caratteristica dell'acquifero B. Nella porzione settentrionale dell'area di studio sono state individuate discordanze significative tra le quote delle basi definite nello studio ENI e le stesse superfici ricostruite correlando i dati stratigrafici, giustificate dalla diversa scala di lavoro utilizzata nei due studi. Le differenze più marcate si evidenziano nella porzione settentrionale, mentre si attenuano procedendo verso Sud.

L'acquifero A è costituito da sedimenti ghiaiosi grossolani che, spostandosi in direzione Sud, mostrano un aumento delle litologie sabbiose a scapito di quelle ghiaiose. Sono presenti intercalazioni decimetriche di argilla e argilla-siltosa di ridotto spessore. Dove presente, l'acquifero A mostra una tendenza all'aumento di spessore in direzione Sud, fino a un massimo di circa 50 metri. La superficie basale ha un andamento piuttosto regolare da nord a sud, con l'eccezione dell'area Nord Ovest, dove l'erosione esercitata dal fiume Brembo ha determinato un locale ribassamento e l'area di Arcene dove si osserva un sollevamento che porta l'acquifero B in affioramento.

L'acquifero B è costituito da granulometrie ghiaioso sabbiose comparabili a quelle del gruppo A ma presenta un contenuto di frazione fine generalmente più abbondante. Le principali differenze si riscontrano nel grado di cementazione, elevato nell'acquifero B. All'interno dell'acquifero esistono orizzonti a bassa conducibilità idraulica discretamente continui che determinano una parziale compartimentazione dell'acquifero e ostacolano la diffusione in profondità dei contaminanti. La superficie basale del gruppo acquifero B è posta tra -20 e 120 m s.l.m. circa, quindi spostandosi da Nord verso Sud la base dell'acquifero si approfondisce rispetto alla superficie topografica. Nel settore settentrionale dell'area di studio, compreso tra i comuni di Verdellino, Ciserano e Arcene, l'acquifero B affiora in superficie – in accordo con quanto presente nella Carta Geologica della provincia di Bergamo, scala 1:50.000 – per la presenza di un alto strutturale, che ha causato un conseguente innalzamento delle superfici di separazione dei vari sistemi acquiferi oltre che un "accorciamento" della serie.

Il gruppo Acquifero C presenta una notevole variabilità sedimentaria ed è costituito da sedimenti continentali di piana alluvionale, sedimenti deltizi e sistemi litorali che formano serbatoi con buone caratteristiche idrogeologiche, intervallati da sequenze argillose che compartimentano l'acquifero in più livelli sovrapposti, caratterizzati da un sufficiente livello di confinamento e protezione.

#### *4.2.1.2 MODELLO DI FLUSSO*

La realizzazione di un modello numerico di flusso richiede di assegnare alle unità idrostrutturali individuate nel modello concettuale i valori dei corrispondenti parametri idrogeologici riassumibili in termini di permeabilità ( $k$ , m/s) e porosità ( $n$ ). I parametri idrogeologici degli acquiferi sono stati ricostruiti utilizzando i risultati delle prove di pompaggio disponibili (Acquifer Pumping Test), integrate da valori stimati da prove di collaudo dei pozzi, interpretate con il metodo di Cassan. Nelle porzioni per cui non esistevano dati da prove in pozzo, i parametri sono stati stimati a partire dalle informazioni stratigrafiche disponibili, ricodificate secondo una modalità standardizzata, definita nel tracciato record stratigrafico. Una procedura di estrazione automatizzata, implementata in un foglio di calcolo, ha permesso di stimare un valore di permeabilità e porosità da assegnare ad ogni intervallo stratigrafico disponibile in formato digitale. Il modello concettuale è stato quindi tradotto in un modello idrogeologico identificando le proprietà da assegnare alle unità idrostrutturali precedentemente individuate. Il modello idrogeologico è stato successivamente discretizzato lungo una griglia di calcolo tridimensionale suddivisa verticalmente in sette layer, uno per l'acquifero A, uno per il setto di separazione AB e tre per l'acquifero B che risulta così suddiviso in tre orizzonti acquiferi denominati B1, B2 e B3. L'orizzonte B2 risulta caratterizzato da una maggiore presenza di

lenti discontinue di materiali fini che gli conferiscono, almeno localmente, carattere di acquitardo interposto tra i due livelli B1 e B3, caratterizzati da più elevata permeabilità. Gli ultimi due layers rappresentano l'acquifero C e il setto di separazione con l'acquifero B, caratterizzato dalla presenza discontinua di orizzonti a granulometria fine. (Figura 19).

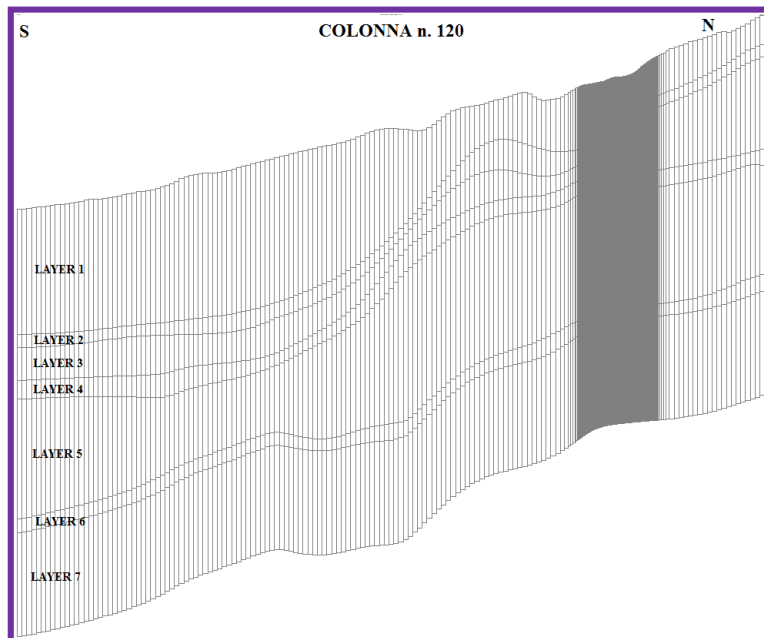


Figura 19 Discretizzazione verticale del modello.

La discretizzazione orizzontale è stata effettuata lungo una griglia di maglia 100 metri, infittita a 10 metri nell'area centro-settentrionale del modello (in prevalenza sul suolo comunale di Verdellino). In due zone a nord del modello, agli estremi est ed ovest dell'area di studio (Figura 20), si riscontra, sia nelle sezioni idro-stratigrafiche che nelle carte geologiche, l'assenza del Gruppo Acquifero A, modellizzato dai layer 1 e 2; pertanto queste aree sono state impostate come celle "No-flow", ovvero celle in cui non avviene flusso idrico sotterraneo.

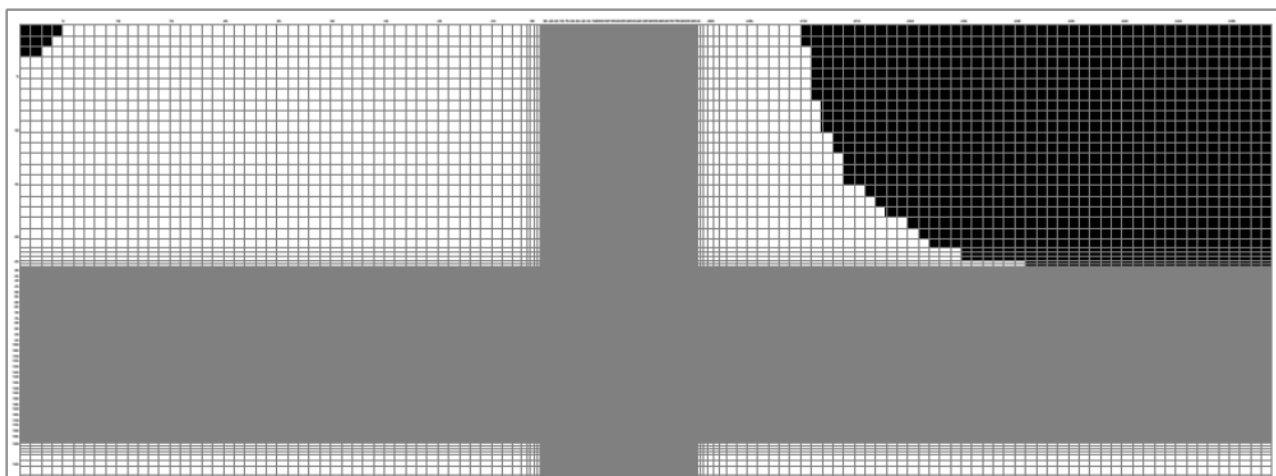


Figura 20 Stralcio settentrionale della griglia del layer 1 (uguale al layer 2) con le celle "No-flow" (in nero), in grigio l'infittimento della griglia, nell'area del comune di Verdellino.

## **DEFINIZIONE DELLE CONDIZIONI AL CONTORNO DEL MODELLO**

Le condizioni piezometriche al contorno sono state assegnate come limiti di tipo GHB (General Head Boundary) applicate ai layers da uno a sette sul lato Sud del modello e sui layers da tre a sette sul lato Nord, in funzione del carico idraulico reale. La condizione di tipo GHB è stata scelta perché meno condizionante sul modello rispetto all'usuale condizione a carico costante ed è stata imposta ad una distanza di 1000 metri dai limiti del modello imponendo valori di permeabilità rappresentativi del layer in cui si collocano. I carichi piezometrici al contorno sono stati determinati interpolando con metodologie geostatistiche (Kriging) i dati della campagna piezometrica eseguita dalla Provincia di Bergamo nel Dicembre 2011, integrata con alcuni valori misurati nei mesi precedenti. L'utilizzo di dati non recenti è dovuto al fatto che i dati 2012-2013 non erano sufficientemente numerosi per consentire un'elaborazione affidabile. Gli scambi idrici con il fiume Brembo sono stati introdotti come una condizione interna di tipo "River" che permette di simulare numericamente gli scambi idrici tra fiume e falda in funzione dei carichi idraulici relativi dei due corpi idrici e della conduttanza (permeabilità/spessore) del letto del fiume. Gli elementi di bilancio idrico sono stati introdotti come ricarica (precipitazioni efficaci) e prelievi da pozzo. Complessivamente sono stati inseriti 94 elementi analitici che simulano l'emungimento dei pozzi nei 7 layers del modello. Le portate estratte sono state determinate sulla base dei dati forniti dalla Provincia e dal Gestore COGEIDE S.p.A.

## **DISTRIBUZIONE DEI PARAMETRI IDRODINAMICI**

Il modello matematico di flusso risolve le equazioni di moto delle acque sotterranee in funzione delle condizioni al contorno e dei parametri idrodinamici dell'acquifero ricavando il campo di moto dell'acquifero, ossia la configurazione dei carichi idraulici e delle linee di flusso nel dominio di simulazione. La conducibilità idraulica ( $k$ ) è il parametro che maggiormente influenza il comportamento idrodinamico dell'acquifero, per cui la stima dei valori  $k$  assume particolare importanza ai fini della previsione della velocità di migrazione dei contaminanti in falda. I valori di conducibilità idraulica sono stati ricavati principalmente attraverso due tipologie di dato disponibile:

- Prove di portata eseguite prevalentemente nelle aree oggetto di bonifica;
- Prove di collaudo in pozzo riportate sulle stratigrafie di alcuni pozzi, interpretate col metodo di Cassan.

In virtù della diversa affidabilità delle due prove i dati sono stati classificati in funzione dell'attendibilità dei risultati, considerata maggiore per le prime e inferiore per le seconde.

Le prove di portata disponibili fanno riferimenti a 14 siti ubicati prevalentemente nel comune di Treviglio e, subordinatamente, nei comuni di Verdellino e Ciserano. Le prove di collaudo sono relative a circa 50 pozzi distribuiti in maniera approssimativamente omogenea (Figura 21).

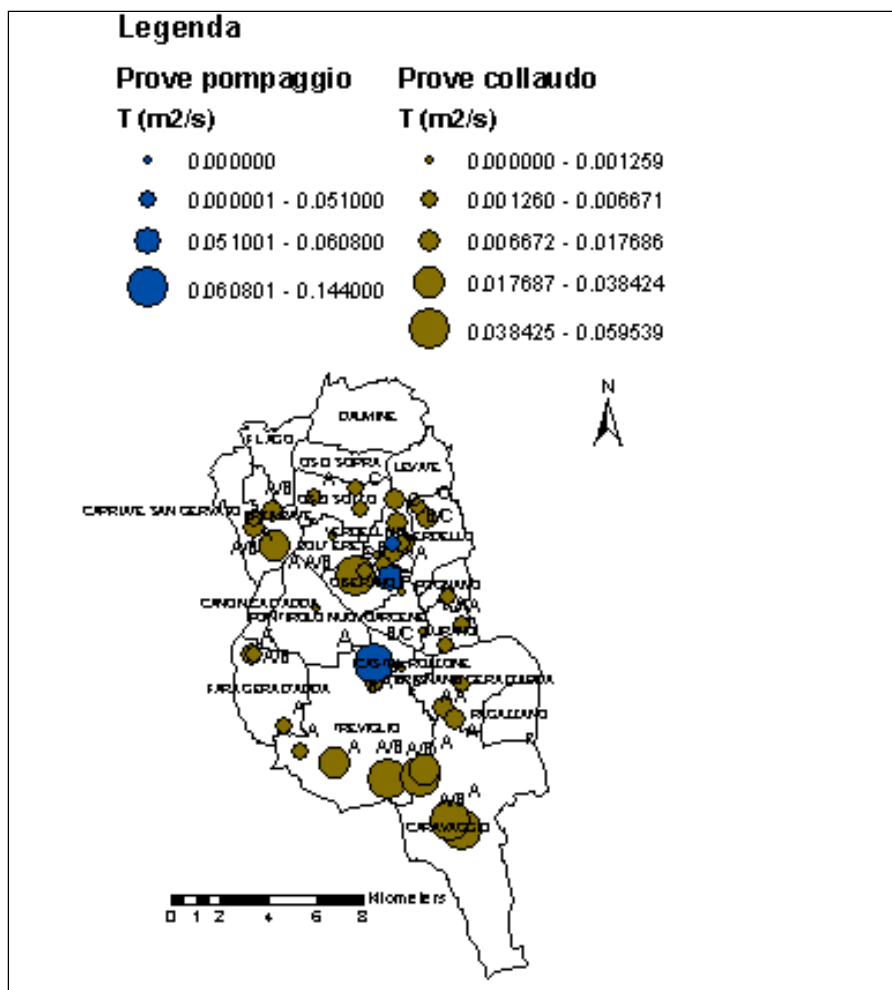


Figura 21 Valori di trasmissività ottenuti dalle prove di pompaggio e di collaudo.

### TERMINI DI BILANCIO IDRICO: RICARICHE E PRELIEVI

L'implementazione del modello di flusso richiede la conoscenza delle portate introdotte ed estratte dal dominio di simulazione. La ricarica è essenzialmente rappresentata dall'acqua che si infila nell'acquifero attraverso la superficie topografica, ascrivibile alle precipitazioni efficaci, all'irrigazione e agli scambi positivi con i corpi idrici superficiali. I prelievi sono costituiti dai pozzi e dai recapiti naturali verso le acque superficiali (fontanili e rapporti negativi con i corpi idrici superficiali).

L'infiltrazione efficace derivante dalle precipitazioni è stata calcolata utilizzando un valore medio pari a 0.2 m/anno per l'intera area del modello, ad eccezione di un piccolo settore a nord, nella porzione più vicina alla fascia pedemontana, in cui è maggiore la disponibilità idrica superficiale e affiorano sedimenti sciolti più grossolani; in questo settore è stato attribuito un valore di ricarica pari a 0.25 m/anno.

Gli scambi con i corpi idrici superficiali sono stati simulati solo per il fiume Brembo, l'unico ritenuto significativo nel dominio di simulazione. Il fiume Brembo si colloca nella zona Nord-Ovest dell'area di Zingonia e attraversa i comuni di Filago, Osio Sotto, Brembate, Capriate San Gervasio, e Canonica d'Adda dove confluisce nel Fiume Adda (esternamente all'area del modello). Sono stati utilizzati dati ARPA Lombardia integrati con quelli del Consorzio di Bonifica della Media Pianura Bergamasca. Sulla base dei dati disponibili sono stati stimati la quota del letto del fiume (m s.l.m.) e il valore di altezza idrica nel fiume lungo tutto il tratto dell'area di Zingonia, risultata pari a 0.5 m lungo tutto il tratto

del fiume interno al modello. L'implementazione numerica degli scambi idrici fiume/falda, effettuata mediante il pacchetto River di ModFlow, ha richiesto anche una stima dello spessore e della permeabilità dei sedimenti di fondo alveo. In assenza di dati certi, è stato ipotizzato che i sedimenti al fondo siano costituiti da materiale prevalentemente fine, a cui è stata attribuita una conducibilità idraulica inferiore di un ordine di grandezza a quella stimata per l'acquifero più superficiale in quest'area.

L'area di Zingonia è caratterizzata dalla presenza di un discreto numero di fontanili. Ai fini della modellazione di flusso sono stati selezionati solo quelli ritenuti attivi e ad alimentazione perenne, risultati pari ad 11. Questi recapiti naturali della falda sono stati introdotti nel modello mediante il pacchetto DRAIN di Modflow, in cui si inseriscono i valori dei carichi idraulici (quota assoluta m s.l.m.), la quota della testa di fontanile (m s.l.m.) e la conducibilità idraulica della base del fontanile (m/s), che deve essere superiore a quella rilevata nel territorio circostante, così da consentire il drenaggio superficiale della falda.

I pozzi utilizzati per la simulazione matematica sono complessivamente 94, 25 dei quali sono gestiti dal gestore del Servizio Idrico Integrato COGEIDE S.p.A.; i dati di prelievo di cui si dispone si riferiscono ai sollevati dell'anno 2013.

## **CALIBRAZIONE DEL MODELLO**

La calibrazione di un modello di flusso è una procedura che permette di migliorare l'affidabilità dei risultati ottenuti dal modello attraverso un processo iterativo di variazione dei parametri di input (conducibilità idraulica, flussi in entrata/uscita) in relazione alle incertezze associate alla loro prima stima e in conformità con il modello concettuale idrogeologico. Attraverso la procedura di validazione è stato possibile individuare la combinazione dei parametri idrogeologici che permette di ottenere la migliore approssimazione modellistica delle condizioni piezometriche reali. La calibrazione ha previsto l'applicazione di un criterio basato su parametri statistici: sono stati presi in considerazione n. 45 piezometri per cui era disponibile il dato piezometrico reale (definiti *targets*), da cui è stato possibile ricostruire la retta di calibrazione e, utilizzando i residui (cioè la differenza tra i valori misurati sul campo e quelli simulati dal programma), calcolare alcuni indici statistici utilizzati per valutare la bontà dell'adattamento tra dati reali e dati simulati. I risultati della calibrazione mostrano come il modello ricostruisca le condizioni del sito di studio, descrivendo con buona approssimazione il campo di moto delle acque nel periodo agosto÷dicembre 2011 (utilizzato come periodo di riferimento per la piezometria).

Il grafico di calibrazione (Figura 22) illustra come lo scarto tra i valori misurati e quelli calcolati sia molto contenuto, essendo la maggior parte dei targets a ridosso della bisettrice.

L'errore medio calcolato è risultato pari a -0.0734 m, l'errore medio assoluto pari a 1.964 m e lo scarto quadratico medio dell'errore pari 2.201 m. L'indicatore di maggior significato per valutare la bontà della simulazione è comunque il rapporto tra la deviazione standard dei residui e l'intervallo dei valori piezometrici nel dominio, che deve risultare inferiore al 10% per un modello ben tarato (Anderson & Woessner, 1992); nel caso in esame il valore ottenuto è pari a 5.2%, indice quindi di una buona taratura. Un altro parametro importante, ricavato dai valori statistici del modello, è il coefficiente di correlazione, il quale mostra quanto il modello risulti simile alla realtà. Questo parametro varia da -1.0 a 1.0, dove i valori positivi sono indice di una buona rappresentazione della realtà mentre i valori negativi forniscono una simulazione scadente. Nel modello stazionario simulato, il coefficiente di correlazione è risultato pari a 0.985, indice di una buona rappresentazione del reale.

Va comunque precisato che i dati piezometrici erano disponibili solo per il Gruppo Acquifero A e, in minima parte, per il Gruppo Acquifero B e pertanto la calibrazione è riferita solo a tali acquiferi.

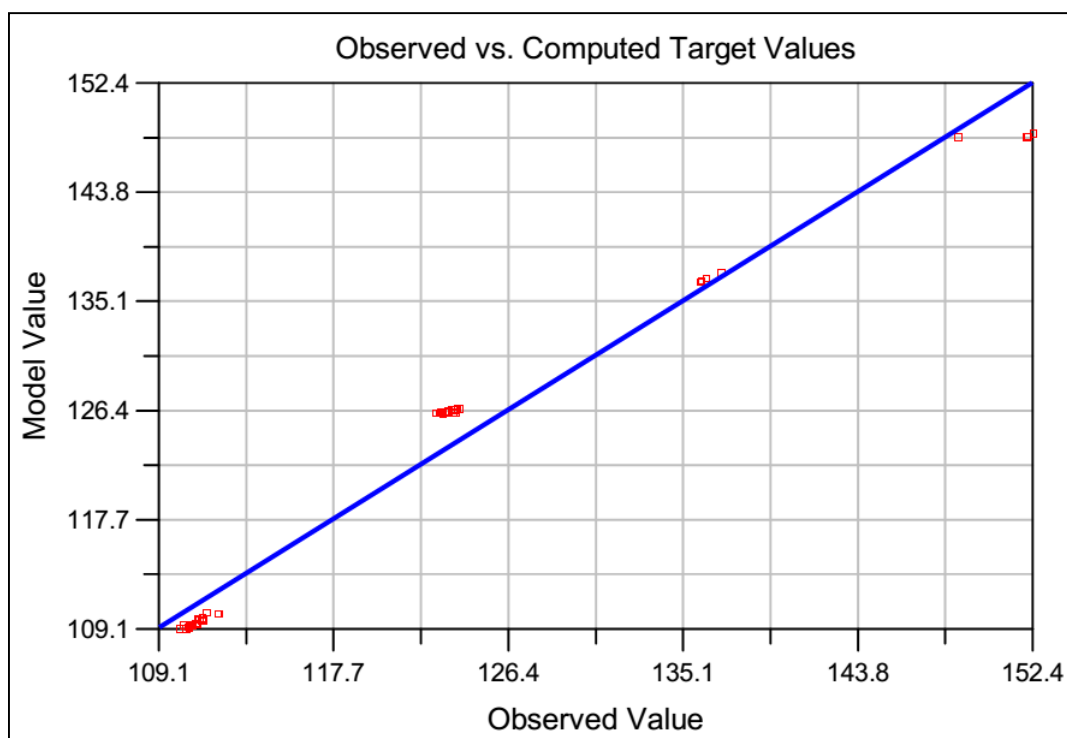


Figura 22 Retta di calibrazione per il carico idraulico; in rosso sono riportati i n. 45 targets e in blu la bisettrice, indice di una buona rappresentazione della realtà.

## RISULTATI DEL MODELLO DI FLUSSO

I risultati ottenuti dal modello di flusso sono illustrati in Figura 23, in cui si riportano due layers rappresentativi dell'acquifero A e dell'acquifero B superficiale (B1), ritenuti quelli di maggior interesse ai fini della successiva elaborazione del modello di trasporto dei contaminanti. Le carte piezometriche simulate riproducono in maniera adeguata l'assetto piezometrico dell'area. I layer 1 e 2 risultano insaturi nella porzione Nord del modello e si evidenzia in maniera netta la deviazione piezometrica indotta dalla presenza del fiume Brembo. I rapporti di alimentazione tra falda e fiume risultano variabili. Il flusso della falda è approssimativamente Nord-Sud con livelli piezometrici che variano tra circa 105 m s.l.m. a Sud e circa 165 m s.l.m. a Nord. La soggiacenza tende a diminuire progressivamente man mano che si passa dall'alta alla bassa pianura. Si nota la deformazione delle linee piezometriche esistente nel settore di Verdellino e Ciserano che individua una sorta di spartiacque sotterraneo legato alla presenza dell'ampia zona caratterizzata dalla presenza nei livelli superficiali di terreni argillosi e limosi a bassa conducibilità idraulica.

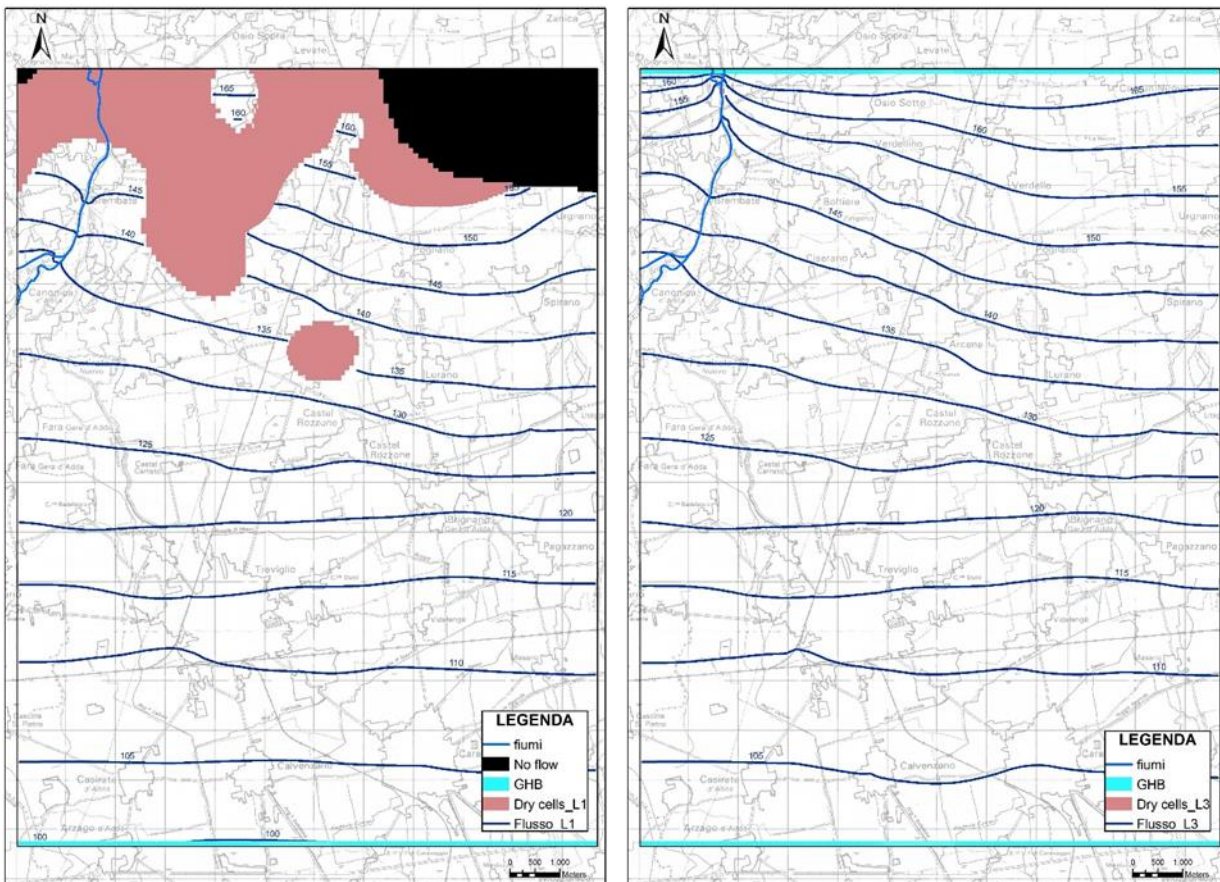


Figura 23 Rappresentazione della piezometria simulata del layer 1- acquifero A (a sinistra) e del layer 3 – acquifero B (a destra), ottenuta dall’elaborazione del modello di flusso.

Analizzando le differenze piezometriche esistenti tra i diversi layer del modello, si evidenzia che non esiste nell’area di studio una differenza significativa di carico idraulico nei diversi acquiferi.

## VALIDAZIONE DEL MODELLO DI FLUSSO

La validazione del modello di flusso è stata effettuata utilizzando una procedura analoga a quella utilizzata per la fase di calibrazione, utilizzando però un set di dati piezometrici indipendenti da quelli utilizzati per la calibrazione, così da valutare la qualità del risultato. Le misure piezometriche (targets) impiegate per la validazione del modello di flusso sono costituite da 14 misure del livello statico della falda effettuate dal gestore del Servizio Idrico Integrato COGEIDE S.p.A., nell’anno 2012. Analogamente alla fase di calibrazione del modello precedentemente descritta, anche per la validazione si utilizza un criterio basato su parametri statistici. A partire dai 14 targets è stata ricostruita una retta di calibrazione (Figura 24) e, utilizzando i residui (differenza tra i valori misurati sul campo e quelli simulati dal programma), sono stati calcolati i principali indici statistici.

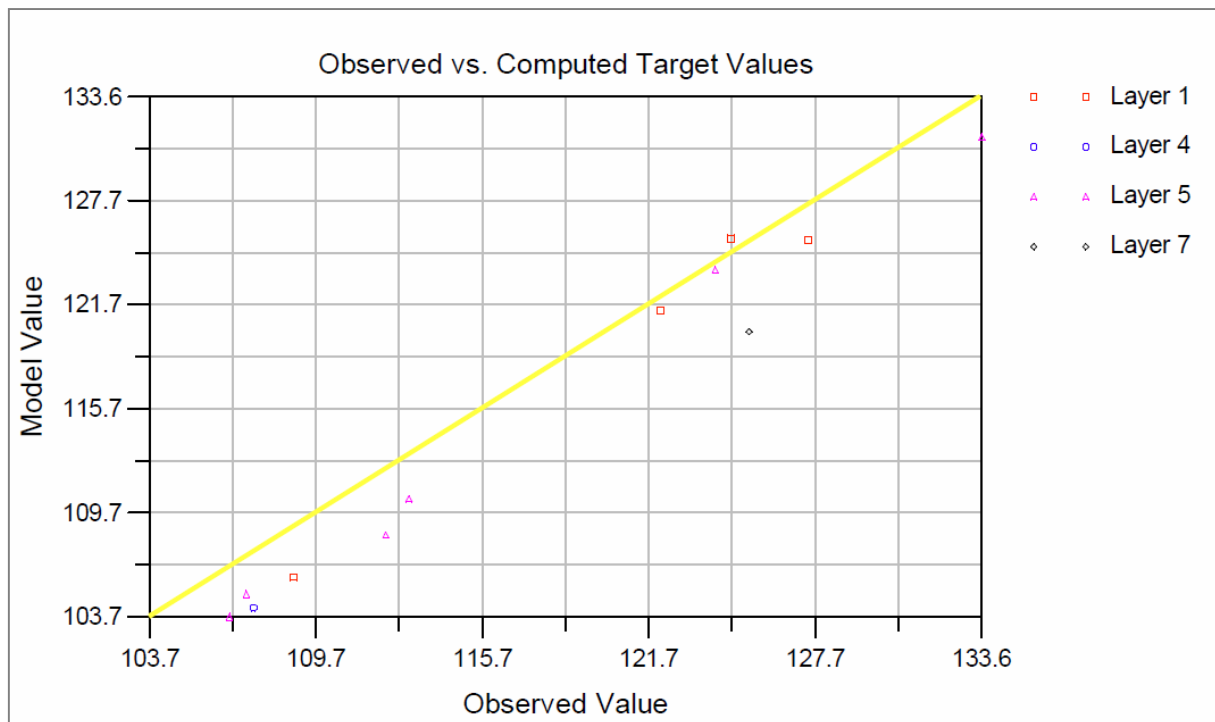


Figura 24 Retta di calibrazione per il carico idraulico, in cui sono riportati i n. 14 targets distribuiti sui layers del modello; in giallo è riportata la bisettrice.

I risultati della validazione mostrano come il modello ricostruisca con una buona approssimazione la realtà del sito di studio. Il grafico di validazione (Figura 24) evidenzia come lo scarto tra i valori misurati e quelli calcolati sia contenuto, con la maggior parte dei targets posizionati a ridosso della bisettrice, indice di buona coerenza tra la simulazione e i valori reali.

L'errore medio calcolato è risultato pari a 2.253 m, l'errore medio assoluto uguale a 2.401 m e lo scarto quadratico medio dell'errore pari a 1.535 m. Di maggior significato è il rapporto tra deviazione standard dei residui e l'intervallo dei valori piezometrici nel dominio che deve risultare inferiore al 10% (Anderson & Woessner, 1992) per poter considerare buona la taratura del modello. Nel caso in esame il valore ottenuto è pari al 10.0 %, ritenuto comunque accettabile, essendo i targets di validazione rappresentativi di tutti i layers del modello, anche quelli più profondi (es: layer 7 = gruppo acquifero C), dove la scarsità di informazioni utilizzabili per la definizione del modello rende più incerta la ricostruzione modellistica.

Concludendo si può affermare che il modello di flusso stazionario produca una buona rappresentazione del campo di moto della falda nell'area oggetto di studio; tale affermazione è stata comprovata con risultati definibili ottimali sia nella calibrazione sia nella successiva validazione.

#### 4.2.1.3 MODELLO DI TRASPORTO

L'attività modellistica è finalizzata all'analisi dello stato di contaminazione attuale e storico rilevato nel sito di studio con gli obiettivi di caratterizzarne l'estensione, individuarne la possibile area di origine e prevederne l'evoluzione. Le diverse fasi in cui si articola l'attività sono riassunte nell'elenco seguente.

1. Identificazione delle attività produttive attuali e storiche potenzialmente impattanti e delle tipologie di sostanze utilizzate nell'area al fine di ipotizzare localizzazione e caratteristiche delle possibili sorgenti.
2. Caratterizzazione dello stato di contaminazione dell'area relativamente ai contaminanti più significativi.
3. Analisi dell'evoluzione temporale della contaminazione, discriminando le contaminazioni storiche in fase di progressiva attenuazione dalle situazioni in cui è ancora possibile ipotizzare l'esistenza di una sorgente attiva che dà origine ad un pennacchio di contaminazione.
4. Studio dei pennacchi di contaminazione individuati o ipotizzati attraverso l'applicazione di metodologie di simulazione numerica basate sulla realizzazione di modelli di flusso e trasporto che permettano di:
  - formulare ipotesi sull'area di possibile sorgente dell'origine della contaminazione;
  - individuare le principali carenze conoscitive e definire l'ubicazione ottimale di eventuali indagini integrative necessarie per l'individuazione delle sorgenti e per la delimitazione dei pennacchi;
  - ricostruire la distribuzione spaziale della contaminazione, individuando eventuali criticità in relazione agli utilizzi attuali della risorsa idrica;
  - prevedere l'evoluzione futura dei pennacchi sulla base di determinati scenari di intervento sulle sorgenti e individuare i potenziali bersagli.

### **ANALISI DELLO STATO DI CONTAMINAZIONE DEL SITO**

L'analisi dello stato di contaminazione del sito è stata effettuata integrando e rielaborando in maniera omogenea i dati analitici ARPA e quelli messi a disposizione dalla Provincia di Bergamo. I dati storici sono stati integrati con i risultati delle campagne di monitoraggio eseguite dal Dipartimento ARPA di Bergamo in Convenzione con la Provincia di Bergamo.

L'analisi dello stato di contaminazione per il Cromo VI, è stata effettuata a partire da una puntuale ricostruzione degli eventi di contaminazione noti nell'area di Zingonia a partire dalla fine degli anni '90 fino al 2008.

A partire dal 2009 un nuovo rilevante episodio di contaminazione delle acque sotterranee ha interessato e interessa tuttora direttamente il comune di Ciserano. È stata rilevata la presenza di Cromo esavalente nella falda derivante da attività industriali operanti a nord del territorio comunale. I cinque comuni maggiormente impattati dalla contaminazione sono Ciserano, Arcene, Verdellino, Castel Rozzone e Treviglio. I monitoraggi ARPA hanno evidenziato nel tempo l'aumento dei livelli di concentrazione del Cromo esavalente, con picchi che hanno raggiunto, nell'autunno 2009, punte di 620 µg/l e 364 µg/l. Il progetto preliminare di bonifica del dicembre 2009 ha previsto di realizzare a

sud della strada provinciale Francesca una barriera con il compito di prelevare l'acqua della falda, depurarla e smaltirla.

Il cromo ha contaminato diversi pozzi privati per uso potabile, agricolo, produttivo caseario e zootecnico, che sono stati chiusi. Il comune di Ciserano ha quindi realizzato una serie di interventi atti a contenere la diffusione della contaminazione. I controlli compiuti da ARPA tra giugno e agosto del 2011 hanno evidenziato che erano presenti altri focolai di inquinamento a sud di quello già individuato in precedenza. Nel novembre 2011 in sede di conferenza dei servizi è stato approvato il progetto di barriera idraulica a Ciserano in via Solferino. Infine, nell'anno 2013 in comune di Verdellino si è identificata una ulteriore contaminazione (con concentrazioni inferiori rispetto alle precedenti) dell'ordine delle centinaia di  $\mu\text{g/l}$ .

Nelle acque sotterranee dell'area oggetto di studio, nel tempo, sono stati rilevati, oltre a Cromo, Cromo VI e Nichel, anche Tricloroetilene, Tetracloroetilene e Tricloroetano (Cloroformio) in concentrazioni superiori alle CSC.

## **SINTESI DELL'EVOLUZIONE DELLA CONTAMINAZIONE**

Si riporta una sintesi sull'evoluzione della contaminazione che ha interessato l'area di Zingonia nel tempo.

### Cromo Totale

Il trend complessivo del Cromo totale evidenzia una progressiva diminuzione da febbraio 2011 a maggio 2012, un forte aumento tra giugno e settembre 2012 e di nuovo un trend decrescente a partire da ottobre 2012. L'area maggiormente interessata è situata nei comuni di Ciserano e Verdellino.

Le concentrazioni misurate nel quadrimestre gennaio-aprile 2013 nelle acque di falda prelevate nei comuni di Arcene, Verdellino, Ciserano e nella zona a nord del comune di Treviglio, variano da un valore minimo di  $5 \mu\text{g/l}$ , ad un massimo di  $2231 \mu\text{g/l}$ . Alcuni valori particolarmente elevati, riscontrati in prossimità delle sorgenti sono stati considerati di pertinenza esclusivamente locale, non rappresentativi di valori attribuibili alla falda, e sono stati esclusi dal dataset considerato.

### Cromo VI

Nel corso degli anni, la contaminazione da Cr VI ha mostrato un trend di concentrazioni sopra i limiti di legge piuttosto costante nel tempo. È stato possibile osservare un susseguirsi di picchi di concentrazioni con superamenti notevoli della CSC ( $5 \mu\text{g/l}$ ): valori intorno ai  $20000 \mu\text{g/l}$  sono stati misurati nel settembre 2010, dell'ordine delle migliaia nel 2011 e di nuovo picchi di concentrazioni variabili tra i  $2000$  e i  $4000 \mu\text{g/l}$  nel 2012 e 2013. I valori più elevati, riscontrati in prossimità delle sorgenti (fino a  $155000.00 \mu\text{g/l}$ ) sono stati considerati di pertinenza esclusivamente locale, non rappresentativi di valori attribuibili alla falda, e sono stati esclusi dal dataset considerato. Le concentrazioni di Cromo VI riscontrate alla fine del 2013 e nella prima metà del 2014 hanno mostrato un leggero miglioramento, riconducibile agli interventi di bonifica in corso di esecuzione nell'area. Sono state individuate cinque sorgenti principali a cui si aggiungono situazioni discontinue con concentrazioni di Cromo VI oltre le CSC, che si ipotizza abbiano la sorgente ubicata a nord dell'areale di studio e/o cronologicamente antecedente ai dati a disposizione.

### Tricloroetilene

Il valore massimo di concentrazione di tricloroetilene registrato da ottobre 2010 a febbraio 2013 è stato di 11 µg/l nel dicembre 2010 nel comune di Treviglio. Si evidenzia un progressivo trend migliorativo a partire dalla fine del 2010. Nell'arco temporale ottobre 2012 ÷ febbraio 2013 le concentrazioni di TCE non hanno più evidenziato superamenti delle CSC (1.5 µg/l).

### Tetracloroetilene

Il tetracloroetilene mostra un progressivo aumento di concentrazione fino a giugno 2011 seguito da un trend migliorativo costante nel tempo sino a febbraio 2013.

Nel periodo novembre 2012÷ febbraio 2013, l'area interessata dalla contaminazione è risultata compresa tra i comuni di Treviglio e Caravaggio (valore massimo pari a 19.5 µg/l in un piezometro sito nel comune di Caravaggio). Nei restanti comuni le concentrazioni di TCE sono inferiori ai limiti di legge (Figura 25).

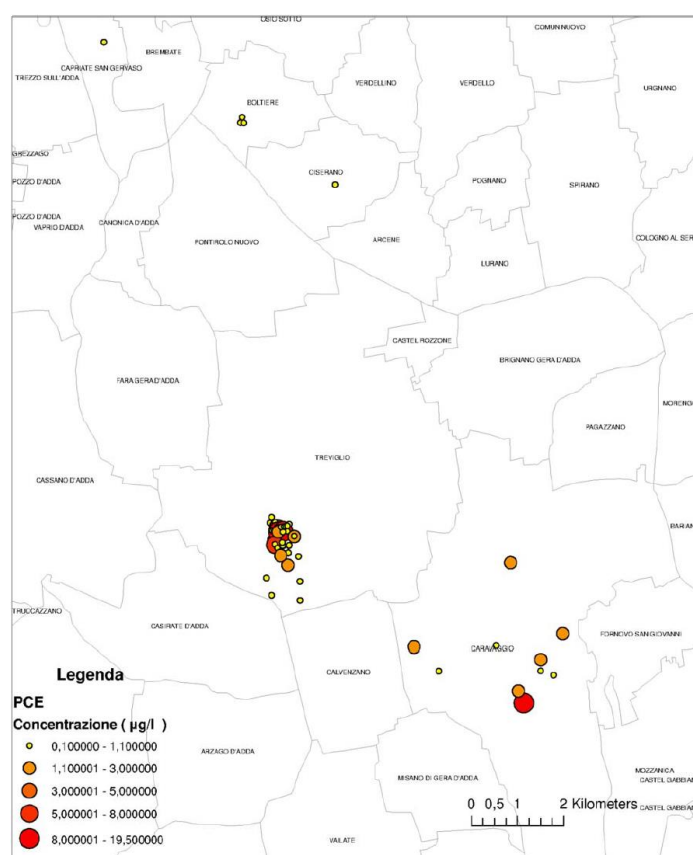


Figura 25: Distribuzione spaziale del Tetracloroetilene in falda ricavata sulla base di tutti i valori di concentrazione rilevati nel quadrimestre novembre 2012÷ febbraio 2013.

I dati di monitoraggio attualmente disponibili non permettono di determinare con precisione l'effettiva estensione del pennacchio di contaminazione.

### Triclorometano

Si evidenzia un trend piuttosto diversificato nel tempo. Da novembre 2010 a giugno 2011 quasi tutti i pozzi registrano valori di Triclorometano superiori ai limiti di legge, ma mai superiori a 0.9 µg/l (CSC)

= 0.15 µg/l). Si osserva un forte aumento delle concentrazioni a partire da luglio 2011 e una nuova diluizione, progressiva nel tempo, a partire da Novembre 2011.

Il valore massimo di concentrazione di Triclorometano registrato da Novembre 2010 a Novembre 2011 è stato di 8.2 µg/l (ottobre 2011) in un piezometro situato nel comune di Verdellino. I comuni complessivamente più impattati sono risultati Treviglio e Caravaggio, dove le concentrazioni misurate tra ottobre 2012 e febbraio 2013 variano da un valore minimo inferiore a 0.1 µg/l ad un massimo di 2.2 µg/l, riscontrato in un piezometro sito nel comune di Treviglio (Figura 26). Pontirolo Nuovo e Verdellino risultano interessati dalla contaminazione in maniera minore.

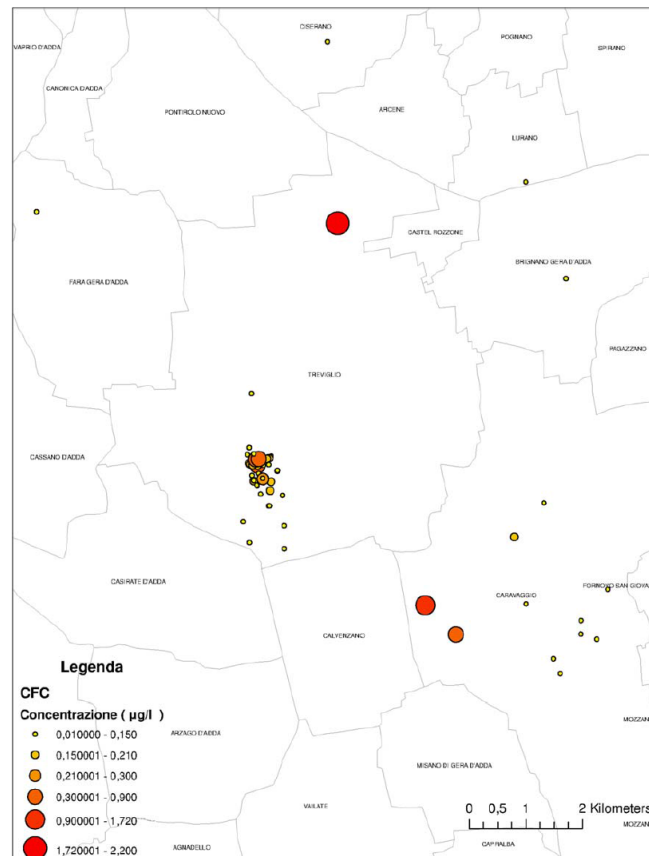


Figura 26: Distribuzione spaziale del Triclorometano in falda ricavata sulla base di tutti i valori di concentrazione rilevati nei mesi di ottobre 2012 ÷ febbraio 2013.

I dati di monitoraggio attualmente disponibili non permettono di determinare con precisione l'effettiva estensione del pennacchio di contaminazione

L'analisi dello stato di contaminazione nell'area di studio permette quindi di concludere che esiste una particolare criticità per il Cromo esavalente. Solo per questo contaminante è stata infatti individuata la presenza di pennacchi di contaminazione riferibili a sorgenti già note e attualmente sottoposte a interventi di contenimento e bonifica della contaminazione. Per gli altri contaminanti analizzati si individuano solamente hot spots fra loro privi di una consistente continuità spaziale e temporale che fanno presumere la possibile esistenza di fonti (dirette o indirette) saltuariamente attive che possono rilasciare i contaminanti a intervalli discontinui. I dati di monitoraggio attualmente disponibili non permettono di determinare con precisione l'effettiva estensione del pennacchio di contaminazione per i contaminanti diversi dal Cromo VI.

L'implementazione dei modelli di trasporto è stata quindi focalizzata sulla ricostruzione dell'evoluzione spaziale e temporale dei pennacchi di Cromo VI, per comprenderne l'origine e le modalità di propagazione nell'acquifero al fine di prevederne l'evoluzione futura in relazione ai potenziali bersagli sensibili presenti nell'area. Lo scenario previsionale è stato sviluppato nell'ipotesi che le sorgenti siano sostanzialmente eliminate dagli interventi di risanamento attualmente in corso.

## IMPLEMENTAZIONE DEL MODELLO DI TRASPORTO

Il modello di trasporto è stato sviluppato con l'obiettivo di studiare e illustrare gli andamenti dei pennacchi di contaminazione da Cromo esavalente individuati nell'area di Zingonia, originati da fenomeni di sversamento riconducibili ad attività antropiche presenti sul territorio.

Il trasporto degli inquinanti in falda è stato simulato mediante l'utilizzo del codice di calcolo MT3D. Il modello di trasporto è stato implementato utilizzando come base il modello di flusso stazionario precedentemente descritto. I caratteri geometrici, le condizioni al contorno (per il flusso) e i parametri idrogeologici del modello di trasporto sono stati mediati dal modello di flusso, con l'aggiunta del fattore tempo e la conseguente introduzione di un parametro idrogeologico ulteriore: il coefficiente di immagazzinamento dell'acquifero.

La risoluzione dell'equazione di trasporto dell'inquinante in falda richiede l'inserimento di diversi parametri fra cui la dispersività, il fattore di ritardo e il fattore di decadimento. I parametri utilizzati nel modello sono sintetizzati nella tabella sotto riportata.

Tabella 2 Sintesi dei parametri introdotti nel modello di trasporto.

	Cr VI
PARAMETRO	
dispersività longitudinale (m)	10
dispersività trasversale (m)	1
dispersività verticale (m)	0.1
coefficiente di distribuzione solido/liquido (l/kg)	0.5
fattore di decadimento (t/2 in anni)	0
densità acquifero (kg/m <sup>3</sup> )	1500

L'origine della contaminazione da Cromo esavalente è difficilmente databile con esattezza e non è stato possibile stimare i reali quantitativi sversati dalle sorgenti. Le prime evidenze di contaminazione sono conseguenti ad un incidente occorso in un settore a sud-ovest del centro abitato di Ciserano alla fine degli anni '90. Successivamente, nell'anno 2010, si individua una seconda considerevole contaminazione da Cromo VI in comune di Verdellino, ancora nel 2012 si localizzano due nuove sorgenti di contaminazione da Cromo esavalente in comune Verdellino, in prossimità del limite comunale con Ciserano. Infine nell'anno 2013, si identifica una nuova contaminazione a poche decine di metri da un'altra sorgente nota in Verdellino. Lo scenario modellizzato ipotizza l'esistenza di 5 sorgenti, 4 delle quali ubicate nel comune di Verdellino e 1 nel comune di Ciserano. Il modello realizzato riproduce il comportamento del contaminante in un periodo di tempo compreso tra il 2008 e il 2014. La modellazione si sviluppa in una serie di intervalli temporali ad ognuno dei quali corrisponde un insieme di condizioni iniziali (concentrazioni alle sorgenti di contaminazione) che introducono nel modello i valori di concentrazione misurati nelle rispettive campagne di monitoraggio idrochimico. La suddivisione dei periodi è stata realizzata impostando la durata degli intervalli sulla

base dell'osservazione delle variazioni di Cromo VI nell'arco del tempo. Secondo l'approccio modellistico, questi intervalli sono denominati stress periods e rappresentano periodi di tempo durante i quali tutte le condizioni al contorno sono mantenute costanti.

Riassumendo, nel periodo 2008÷(giugno)2014, sono stati definiti n. 12 stress periods di durata variabile. Il numero dei punti di inserimento delle concentrazioni nel modello è stato incrementato da n. 28 nel 2008 a n. 33 nel 2009 (grazie all'integrazione dovuta al monitoraggio effettuato nel 2009), per aumentare nuovamente nel 2010 a n. 35 punti, nel 2012 a n. 37 punti, e, infine, nel 2013 a n. 38 punti, con via via l'inserimento di punti di controllo su nuove aree in caratterizzazione.

Si è ritenuto opportuno procedere con l'inserimento di tutte le concentrazioni misurate dall'inizio del 2008, incluse quelle inferiori alle CSC, con l'obiettivo rappresentare un quadro complessivo dello stato di contaminazione dell'area che rappresentasse non solo i pennacchi di contaminazione più evidenti ma anche l'eventuale presenza di uno stato di contaminazione distribuito, legato a fonti storiche oggi non più identificabili con precisione. In Figura 27 sono riportate le concentrazioni introdotte nel modello nell'anno 2008 (a) e 2009 (b).

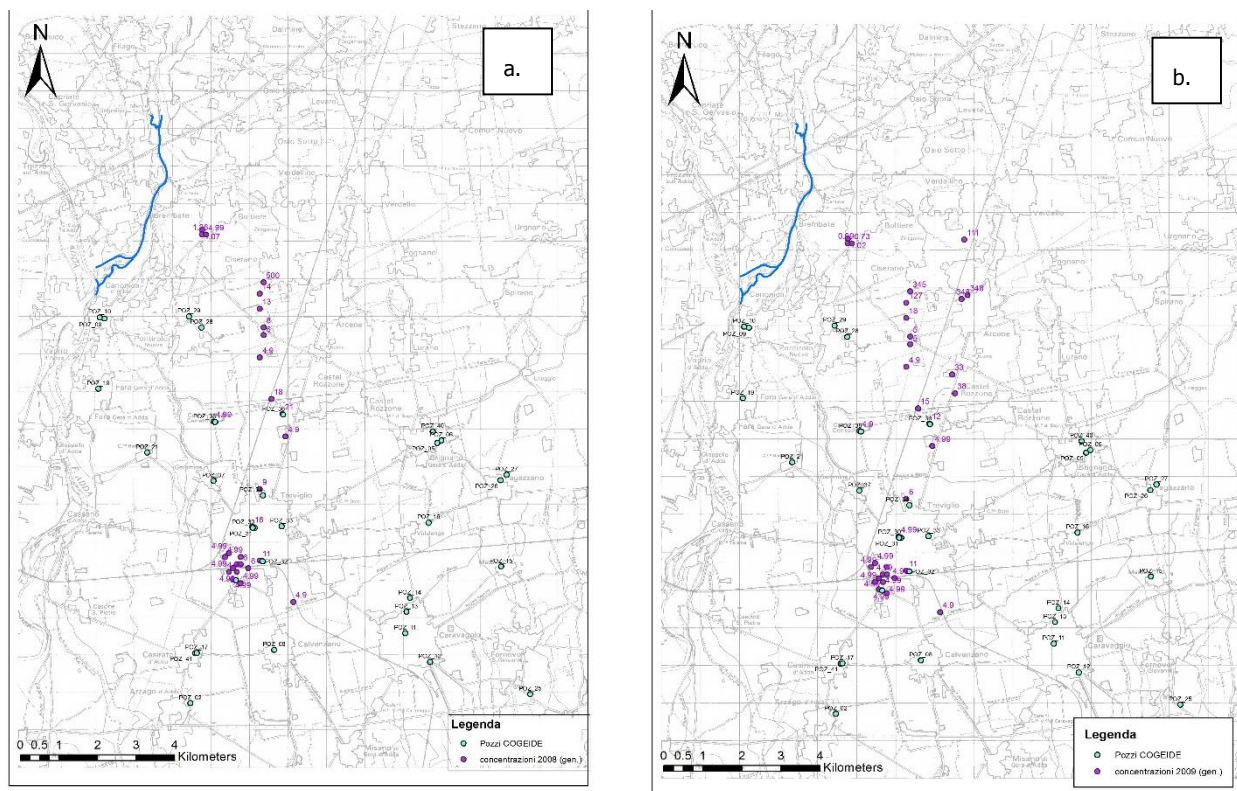


Figura 27 Mappa delle concentrazioni riferite all'anno 2008 e (b.) mappa delle concentrazioni riferite all'anno 2009, importate nel software GWV.

Nel modello sono stati inseriti gli interventi di bonifica eseguiti nell'area che hanno previsto la realizzazione di uno o più pozzi barriera. Le barriere idrauliche presenti nell'area di studio sono state attivate nel corso degli anni a partire dal 2001, in seguito a problematiche legate anche ad altri contaminanti, non solo al Cromo VI. Qualunque sia l'obiettivo primario di queste barriere, la loro funzione è efficace anche per il contenimento del Cromo VI, pertanto nel modello sono considerate tutte in maniera indistinta. Le portate estratte dalle barriere sono state determinate sulla base dei

dati reali e aggiornate per ogni stress period.

Negli ultimi anni, nell'area di studio, gli interventi di bonifica che utilizzano le barriere fisiche sono stati integrati da interventi di biorisanamento che operano immobilizzando il contaminante in una forma a bassa tossicità. I meccanismi d'azione di queste nuove tipologie di intervento non sono simulabili a livello modellistico ma se ne possono simulare gli effetti introducendo le concentrazioni di contaminante riscontrato in corrispondenza dei siti in bonifica in luogo delle concentrazioni originariamente presenti alla sorgente. Le concentrazioni rilevate a seguito del trattamento sono quindi state utilizzate come nuova condizione al contorno di contaminazione nel punto.

## **RISULTATI DEL MODELLO DI TRASPORTO**

I risultati del modello di trasporto evidenziano, nell'arco di tempo osservato (2008÷giugno2014), l'esistenza di 4 plumes principali che si originano dalle sorgenti già conosciute da studi precedenti, e altri plumes di dimensioni più o meno modeste che invece possono essere retaggio delle eventuali fonti già attive prima del 2008. Nel 2008-2009 risulterebbe attiva solo una sorgente nel comune di Ciserano, il cui pennacchio si espande coerentemente con le direzioni di flusso della falda. Nel 2010 vengono individuati e quindi modellizzati anche i due focolai-sorgente siti nel comune di Verdellino, a cui nel 2012 si sovrappone un altro pennacchio. Nel 2013 viene introdotta sempre sui pennacchi del comune di Verdellino una ulteriore sorgente e nel 2014 prosegue l'alimentazione dei pennacchi.

Si osserva come la contaminazione segua l'andamento del flusso degli acquiferi sotterranei e quindi abbia uno sviluppo prevalente NE-SO nel primo tratto dei pennacchi, in prossimità delle sorgenti, per poi orientarsi secondo una direzione prevalentemente N-S. Questa coerenza tra la direzione di flusso e lo sviluppo dei pennacchi di Cr VI emerge molto bene osservando il plume di contaminazione più orientale, che ha origine sul suolo comunale di Verdellino; infatti, seguendo il plume quando entra nel territorio comunale di Arcene, si osserva che l'andamento delle concentrazioni di Cr VI è deviato nel layer superficiale (Figura 28 a), mentre si mantiene continuo nel layer sottostante (Figura 28 b), esattamente come avviene al flusso dell'acquifero A, deviato dall'alto strutturale presente in quest'area.

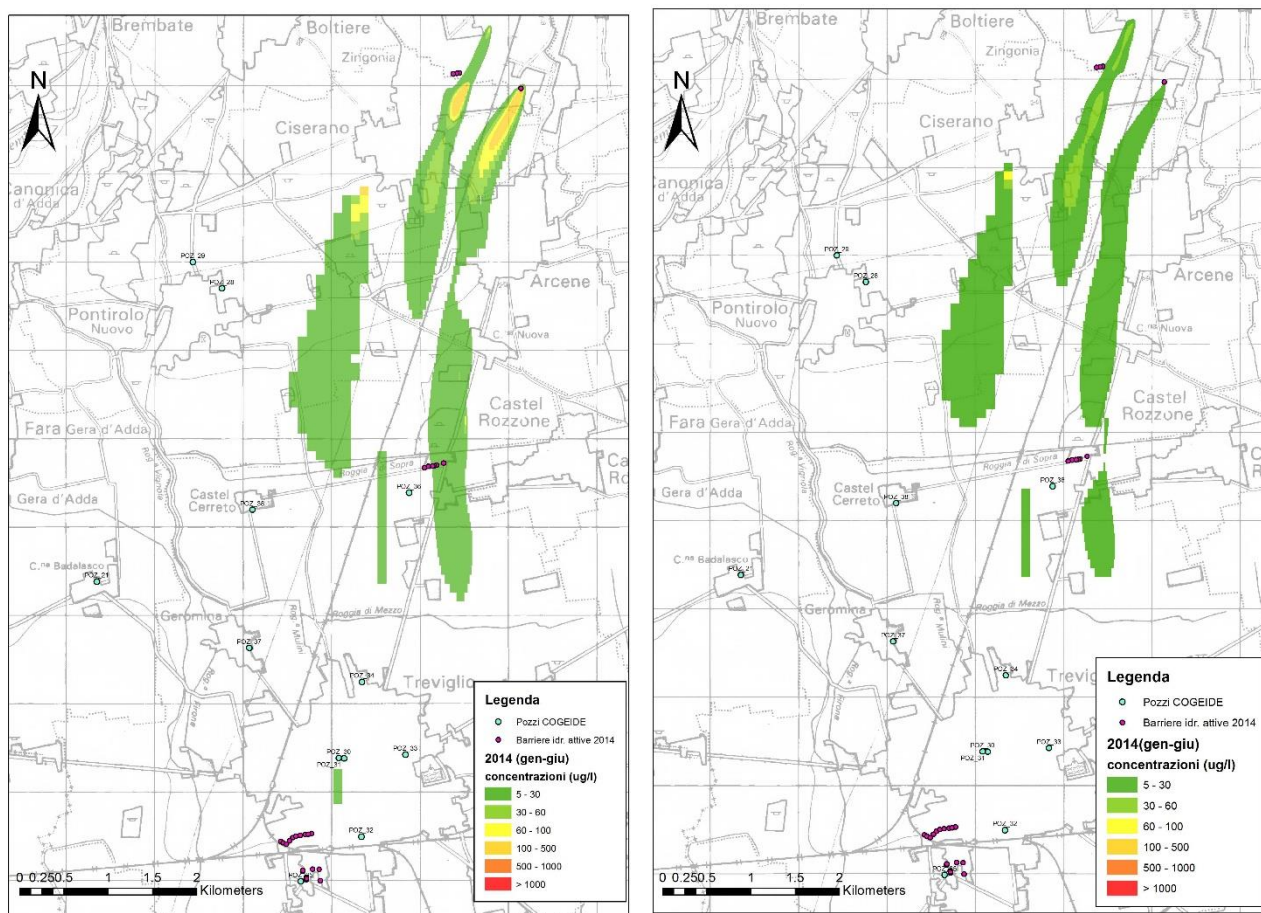


Figura 28 Rappresentazioni (elaborate in ambiente gis) dei plumes di CrVI a giugno 2014 riferite al layer 1 (a.) e al layer 3 (b.).

## VALIDAZIONE DEL MODELLO DI TRASPORTO DEL CROMO ESAVALENTE

La validazione dei modelli è stata effettuata tramite l'utilizzo di un set di dati di concentrazione di Cromo VI differente da quello utilizzato per l'implementazione del modello di trasporto, così da valutare la qualità dei risultati ottenuti. La validazione del modello è stata condotta con l'ausilio di grafici che consentono di visualizzare la retta di calibrazione di ogni simulazione, ottenuta dalla differenza tra i valori misurati sul campo e quelli simulati. Tanto più la retta di calibrazione dei punti osservati coincide con la bisettrice del grafico, tanto meglio le simulazioni riescono a rappresentare la realtà. Nelle figure seguenti si riportano i grafici di validazione considerati più significativi per la valutazione della rappresentatività dei modelli realizzati.

In Figura 29 è riportato il grafico della retta di validazione per l'anno 2009, realizzato utilizzando n. 16 targets distribuiti sul territorio di studio. Il grafico evidenzia la tendenza dei target a distribuirsi lungo la bisettrice a dimostrazione di un buon adattamento tra i valori osservati nella realtà e i valori stimati da modello.

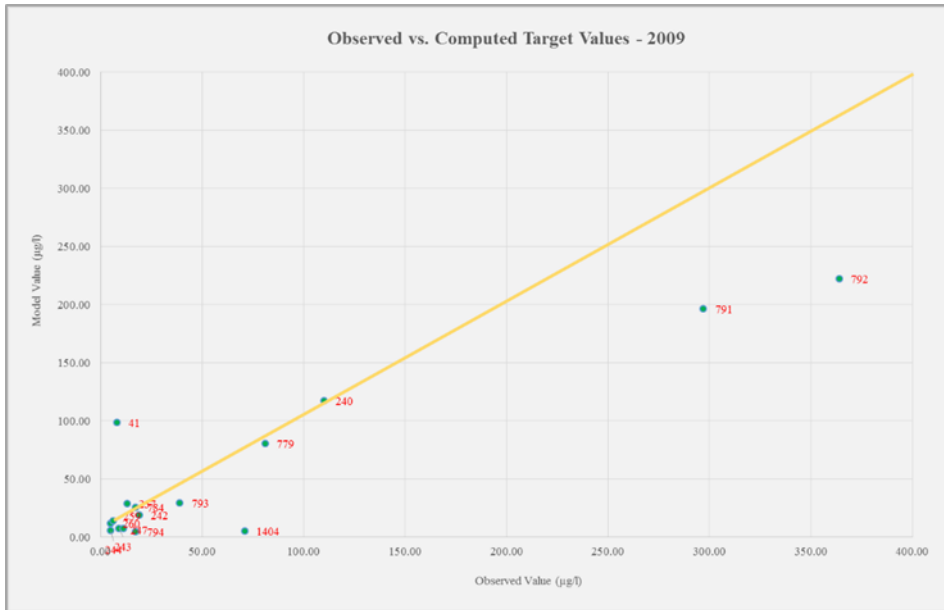


Figura 29 Retta di calibrazione del modello di trasporto per l'anno 2009.

La Figura 30 illustra il grafico di validazione riferito all'anno 2011, realizzato utilizzando n. 14 targets distribuiti sul territorio di studio. Dall'andamento complessivo emergono tre targets anomali che si discostano in maniera significativa dalla retta di calibrazione: un valore calcolato dal modello sovrastima la realtà e due la sottostimano.

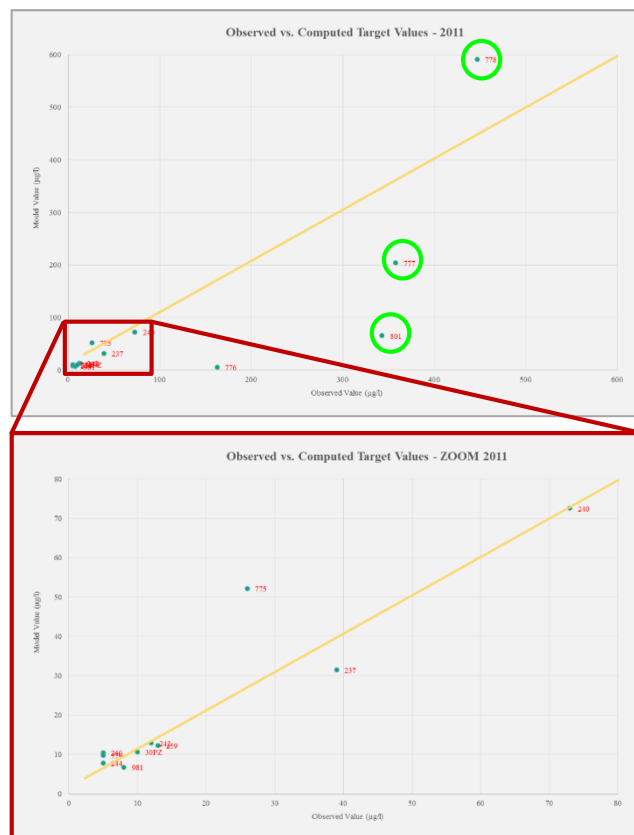


Figura 30 Retta di calibrazione del modello di trasporto per l'anno 2011 e zoom di dettaglio dell'area nel rettangolo rosso; i cerchietti in verde evidenziano i targets "anomali".

I targets anomali (777 e 778) sono ubicati in prossimità delle sorgenti di contaminazione. L'errore insito nel dato modellizzato si giustifica con l'effetto del parametro dispersività la cui attribuzione deve necessariamente essere rappresentativa di un valore medio applicabile all'intero modello, non sempre adatto a descrivere il comportamento del contaminante nell'immediato intorno della sorgente. Il target 801, invece, pur distante dalla sorgente della contaminazione, mostra forti oscillazioni delle concentrazioni nel tempo, con presenza di picchi anomali non riproducibili dal modello.

Il riquadro di dettaglio in Figura 30 mostra il comportamento dei targets posti lungo il plume, ma in posizione intermedia rispetto ai precedenti (non troppo vicini alla sorgente di contaminazione), in questo caso si evidenzia un buon rapporto tra i valori osservati e i valori stimati da modello con i targets distribuiti approssimativamente lungo la bisettrice. Anche per l'anno 2011 i risultati della calibrazione permettono di affermare che il modello fornisce una buona rappresentazione della situazione reale.

L'analisi delle concentrazioni osservate e simulate nei punti di controllo permette di concludere che la validazione è complessivamente buona e quindi che il modello di trasporto del Cromo VI in falda è in grado di simulare con buona affidabilità la situazione reale.

## **MODELLO PREVISIONALE 2014÷2020 DI TRASPORTO DEL CROMO VI**

Dopo aver ricostruito la storia evolutiva dei pennacchi individuati, è stata modellizzata l'evoluzione attesa fino all'anno 2020. Lo scenario previsionale è stato sviluppato nell'ipotesi che gli interventi di contenimento delle sorgenti in atto siano efficaci e che, quindi, i rilasci siano terminati nel 2014. È stato inoltre ipotizzato che le barriere attualmente attive vengano mantenute fino al 2020. Sotto queste ipotesi il modello permette di prevedere l'evoluzione dei pennacchi. Le mappe dei plumes di contaminazione da Cromo VI riportate sinteticamente in Figura 31 illustrano come potrebbero evolversi i pennacchi di contaminazione qualora fossero mantenute le condizioni iniziali imposte al modello anche nella realtà. Nell'ipotesi che le sorgenti siano effettivamente inertizzate, si osserva una tendenza alla riduzione dei livelli di contaminazione per effetto essenzialmente dei fenomeni di dispersione e di ritardo esercitati dall'acquifero. La contaminazione potrebbe comunque raggiungere un pozzo acquedottistico della rete COGEIDE all'incirca nel 2017. Questo dato è da considerarsi come una stima e tende unicamente ad evidenziare i possibili scenari futuri che si possono derivare dalla modellazione numerica previsionale, sulla base delle ipotesi di gestione degli acquiferi e dei procedimenti di bonifica in atto.

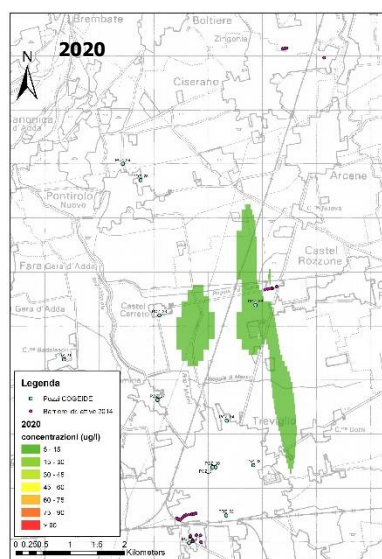
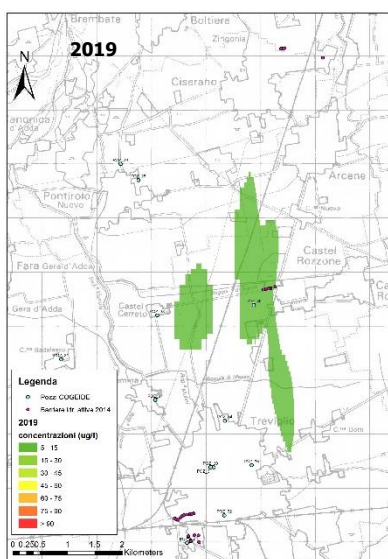
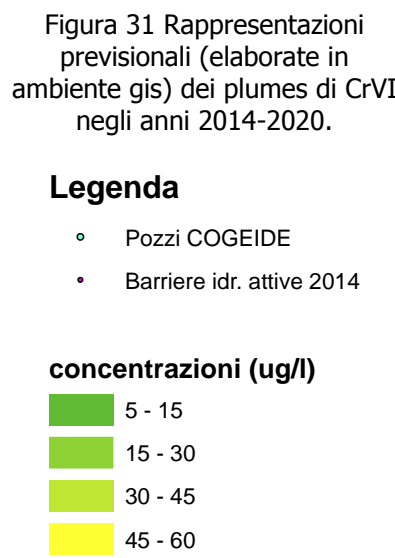
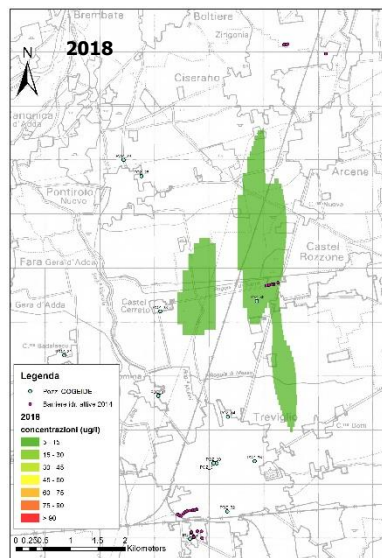
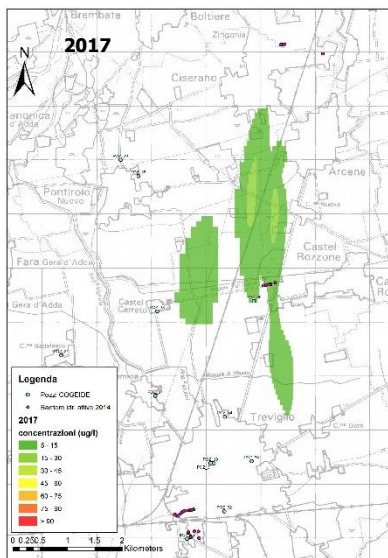
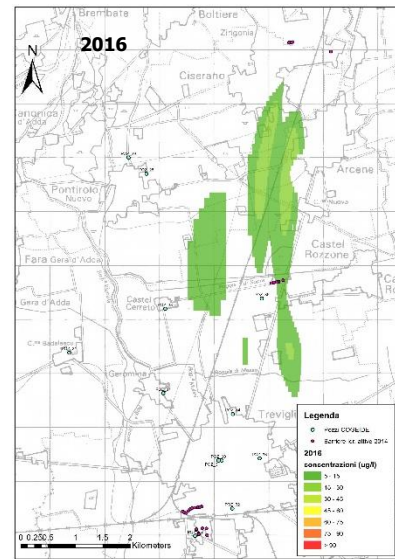
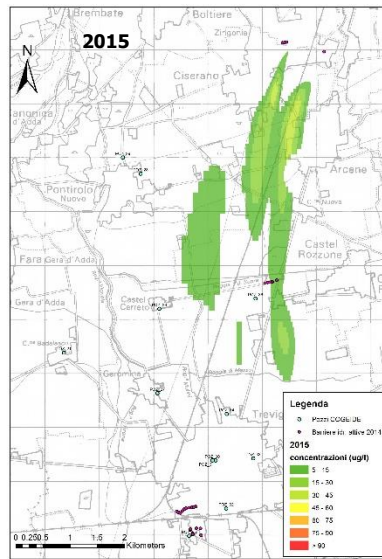
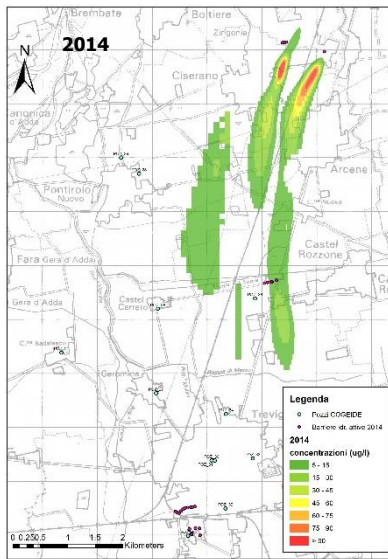
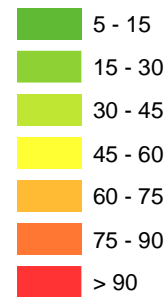


Figura 31 Rappresentazioni previsionali (elaborate in ambiente gis) dei plumes di CrVI negli anni 2014-2020.

### Legenda

- Pozzi COGEIDE
- Barriere idr. attive 2014

### concentrazioni (ug/l)



### 5.3 CRITICITÀ E SVILUPPI

Le principali criticità riscontrate nell'elaborazione fanno riferimento alle incertezze relative alla direzione di flusso della falda che, in base alle risultanze delle campagne piezometriche disponibili, evidenzia una deviazione verso ovest in corrispondenza dell'alto stratigrafico di Arcene, dove la presenza di terreni ad elevato contenuto di frazione fine determina una sensibile deviazione della direzione di flusso. I pennacchi presenti in questa zona, essendo la componente principale del moto di tipo avvertivo, si sviluppano quindi secondo una direzione approssimativamente parallela a quella della falda, significativamente deviata verso Ovest. Tale risultanza è non del tutto confermata dalle evidenze analitiche. L'incertezza attualmente presente nel modello di flusso (che si ripercuote sui risultati del modello di trasporto) potrebbe essere risolta eseguendo una campagna piezometrica di dettaglio nell'area di Arcene che permetterebbe di verificare l'andamento della piezometria ed, eventualmente, di ritarare il modello di flusso in funzione dell'assetto piezometrico locale.

Una seconda criticità è legata all'incertezza relativa al momento di attivazione delle sorgenti di contaminazione. La contaminazione da Cromo VI nell'area è infatti nota con buona approssimazione a partire dall'anno 2008. Lo stato di contaminazione attuale risente con buona probabilità anche della presenza di sorgenti storiche, oggi non più attive e non più individuabili con certezza, che hanno probabilmente contribuito a determinare un livello di contaminazione di fondo che si sovrappone ai plumes individuati e descritti.

Una terza criticità è relativa alle incertezze della stima dei parametri che governano il flusso e il trasporto dei contaminanti. Ciò vale in particolare per il parametro dispersività che risulta direttamente proporzionale alla distanza tra la sorgente della contaminazione e un punto di osservazione. Ai fini modellistici, però, non è stato possibile attribuire valori variabili di dispersività, non essendo disponibili adeguati parametri fisici. Questo stato delle conoscenze influenza la validazione dei modelli, determinando una sovrastima/sottostima dei valori calcolati in prossimità delle sorgenti.

Una quarta criticità riguarda le incertezze relative agli scenari previsionali di evoluzione della contaminazione che si basano sull'ipotesi di eliminazione delle sorgenti attive entro la fine dell'anno 2014. Qualora le attività di bonifica in corso non dovessero dare i risultati attesi, lo scenario dovrà essere modificato in funzione del reale rilascio alle sorgenti.

L'ultima criticità rilevata è relativa alla contaminazione da solventi, individuata nell'area in modo discontinuo e con concentrazioni fortemente variabili nel tempo. In base alle informazioni disponibili la contaminazione appare comunque di entità limitata anche se è possibile ipotizzare per queste sostanze la presenza di sorgenti saltuariamente attive, la cui individuazione richiederebbe l'acquisizione di dati ulteriori attraverso l'infittimento della rete di monitoraggio, soprattutto in quelle aree dove anomalie stratigrafiche e interferenze con il reticolo idrico superficiale inducono perturbazioni delle direzioni di flusso della falda.

## **5. MODELLAZIONE DELLA QUALITÀ DELLE ACQUE A SCALA LOCALE SUI SITI DELLA PROVINCIA DI MILANO**

E' stato applicato un modello di flusso e di trasporto a tre aree della Provincia di Milano (Area Nord-Ovest di Milano, Area SIN Sesto San Giovanni e Area SIN Pioltello-Rodano), per l'identificazione dei plumes di contaminazione, la simulazione di scenari di evoluzione della contaminazione e l'individuazione delle possibili sorgenti origine della contaminazione.

I principali obiettivi sono stati:

- Definizione del Modello concettuale idrogeologico per le tre aree della Provincia di Milano (Area Nord-Ovest Milano; Area SIN Sesto San Giovanni; Area SIN Pioltello Rodano);
- Modellazione numerica di flusso e trasporto nelle tre aree della Provincia di Milano (Area Nord-Ovest Milano; Area SIN Sesto San Giovanni; Area SIN Pioltello Rodano);
- Valutazione degli scenari evolutivi;
- Valutazione delle possibili sorgenti di contaminazione.

### **5.1. DESCRIZIONE DELLE ATTIVITÀ**

L'attività modellistica si è articolata in fasi successive, riassunte nell'elenco seguente.

1. Definizione del modello concettuale descrittivo dei caratteri idrogeologici dell'area e delle condizioni al contorno.
2. Implementazione del modello di flusso finalizzato alla ricostruzione dell'assetto piezometrico e delle direzioni di flusso della falda.
3. Implementazione del modello di trasporto finalizzato alla ricostruzione dell'assetto geometrico dei principali plumes di contaminazione, all'individuazione dei possibili punti sorgente e alla previsione dell'evoluzione temporale della contaminazione.

Vengono di seguito descritti i principali risultati ottenuti.

## 5.1.1 AREA NORD-OVEST MILANO

### 5.1.1.1 MODELLO IDROGEOLOGICO CONCETTUALE

L'area Nord-Ovest di Milano comprende i comuni di: Arese, Baranzate, Bollate, Garbagnate Milanese, Lainate, Milano (parte), Pero e Rho, per una superficie complessiva di circa 64 km<sup>2</sup>.

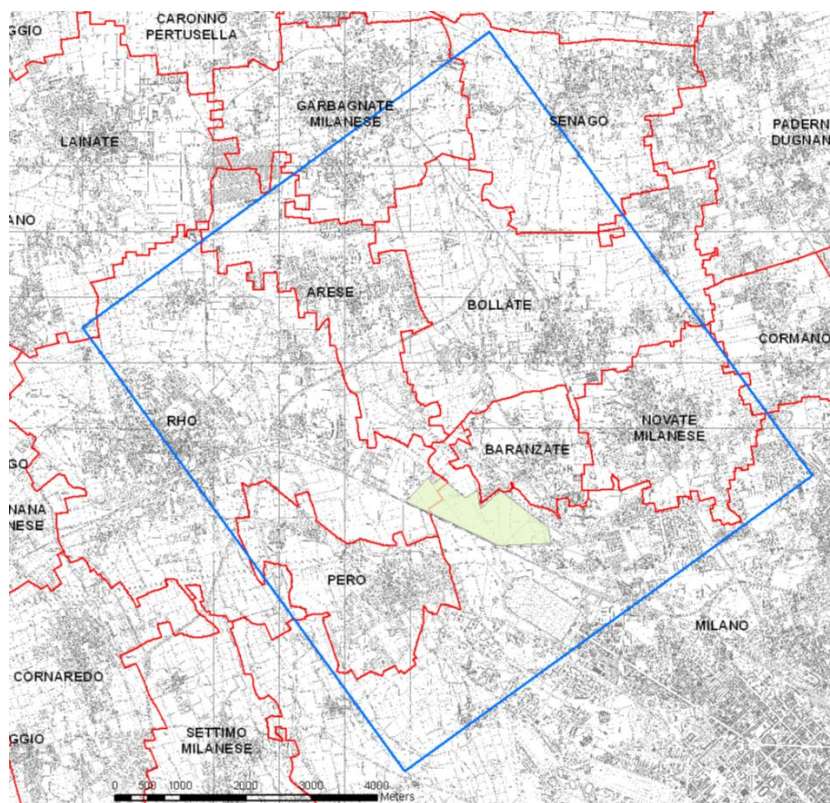


Figura 32 Area Nord – Ovest Milano: Comuni interessati dalla modellazione.

L'idrografia superficiale è caratterizzata dai fiumi Olona e Lura e dai corsi d'acqua delle Groane (Pudiga, Nirone, Garbogera e Guisa). Sono inoltre presenti due canali artificiali, il Villoresi e il canale Scolmatore di Nord-Ovest. Gli scambi idrici tra la falda e corpi idrici superficiali sono limitati dall'elevato grado di antropizzazione degli alvei. In mancanza di informazioni di dettaglio si presume che per i corpi idrici superficiali presenti nell'area non esista un rapporto rilevante di scambio con la falda superficiale e quindi per tale motivo non è stata introdotta nessuna condizione al contorno per la loro rappresentazione all'interno del modello.

L'area in esame presenta la struttura idrogeologica tipica della media pianura milanese caratterizzata dalla presenza di diversi corpi acquiferi, costituiti da materiale prevalentemente ghiaioso-sabbioso, separati da livelli di materiale fine. In questo sistema è dunque possibile distinguere 4 Gruppi di Acquiferi principali (denominati A, B, C e D) secondo la classificazione proposta da ENI (2002). I dati disponibili per la taratura del modello si riferiscono esclusivamente agli acquiferi A e B e non hanno permesso di estendere la modellazione di flusso e trasporto agli acquiferi profondi (C e D). L'orizzonte di separazione fra i 2 gruppi acquiferi A e B modellizzati, costituito da materiali a bassa permeabilità, risulta spesso discontinuo nella porzione di area in studio determinando localmente una struttura complessiva di acquifero monostrato.

La struttura idrogeologica tridimensionale dell'area è stata ricostruita eseguendo e interpolando una serie di sezioni idrogeologiche orientate N-S ed O-E che hanno integrato quelle elaborate per il progetto CARG ed i precedenti studi provinciali, permettendo un'adeguata ricostruzione degli acquiferi posti alla base del modello, attraverso la correlazione e interpretazione dei numerosi dati disponibili. Le sezioni realizzate nell'ambito del presente studio sono state comparate con studi precedenti (CAP, Provincia di Milano e ENI-Regione Lombardia) verificandone la congruità. I limiti tra gli acquiferi proposti nei lavori precedenti sono comunque stati corretti in funzione delle evidenze stratigrafiche emerse a scala locale.

L'acquifero A è costituito da sedimenti ghiaiosi grossolani aventi uno spessore medio di circa 30 -50 metri. L'acquifero risulta complessivamente vulnerabile all'infiltrazione di contaminanti dalla superficie: solo localmente sono presenti piccole lenti argillose in prossimità del piano campagna che limitano le infiltrazioni. Il setto argilloso di separazione tra A e B (denominato AB) risulta essere continuo con spessore medio di circa 10 m, eccetto nella porzione più a est del modello tra Bollate, Novate Milanese e Milano e nell'area EXPO. L'acquifero B ha uno spessore costante procedendo da Nord a Sud di circa 25/30 m ed è caratterizzato da sabbia ghiaiosa localmente passante a sabbia limosa. Solo nella porzione più a est, nel comune di Milano, appaiono diffuse lenti di conglomerato e arenaria. Solo localmente sono presenti lenti argillose discontinue. La separazione tra l'acquifero B e l'acquifero C (denominata BC) risulta netta e garantisce l'isolamento tra le idrostrutture. Il setto BC è costituito da materiali argillosi localmente sabbioso fini, lo spessore varia tra i 10 ed i 15 m anche se non in tutte le sezioni è stato possibile definire la profondità raggiunta del setto. L'acquifero C è prevalentemente argilloso con intercalazioni di lenti di sabbia ghiaiosa passanti lateralmente a sabbia argillosa-fine. I dati stratigrafici disponibili non hanno consentito di ricostruire in dettaglio la base dell'acquifero C.

#### *5.1.1.2 MODELLO DI FLUSSO*

La realizzazione di un modello numerico di flusso richiede di assegnare alle unità idrostrutturali individuate nel modello concettuale i valori dei corrispondenti parametri idrogeologici riassumibili in termini di permeabilità ( $k$ , m/s) e porosità ( $n$ ). I valori di conducibilità idraulica orizzontale e verticale sono stati stimati a partire dalle informazioni stratigrafiche disponibili, ricodificate secondo una modalità standardizzata, definita nel tracciato record stratigrafico. Una procedura di estrazione automatizzata implementata in un foglio di calcolo ha permesso di stimare un valore di permeabilità e porosità da assegnare ad ogni intervallo stratigrafico disponibile in formato digitale. Ogni record stratigrafico è stato quindi sovrapposto al modello concettuale e suddiviso in porzioni ognuna appartenente ad una singola unità idrostrutturale. Il dataset di valori ottenuti è stato successivamente interpolato ricavando la distribuzione orizzontale della proprietà lungo l'unità idrogeologica. Il modello concettuale è stato quindi tradotto in un modello idrogeologico identificando le proprietà da assegnare alle unità idrostrutturali precedentemente individuate. Il modello idrogeologico è stato quindi discretizzato lungo una griglia di calcolo tridimensionale suddivisa verticalmente, su uno spessore medio variabile tra i 90 ed i 70 m, in cinque layer: i primi 3 layer (aventi uno spessore di circa 35 m) riproducono le caratteristiche dell'acquifero A, il quarto layer rappresenta il setto di separazione AB (spessore di circa 10 m) e il quinto l'acquifero B (spessore di circa 40 m), in Figura 33. Le superfici di separazione tra i vari layer sono state ricostruite correlando tridimensionalmente gli orizzonti di transizione individuati nelle sezioni bidimensionali. La discretizzazione orizzontale è stata effettuata lungo una griglia regolare e omogenea avente dimensione di 50x50 metri per un totale di 573 righe e 506 colonne. La griglia è infittita in area EXPO a 5 m di lato.

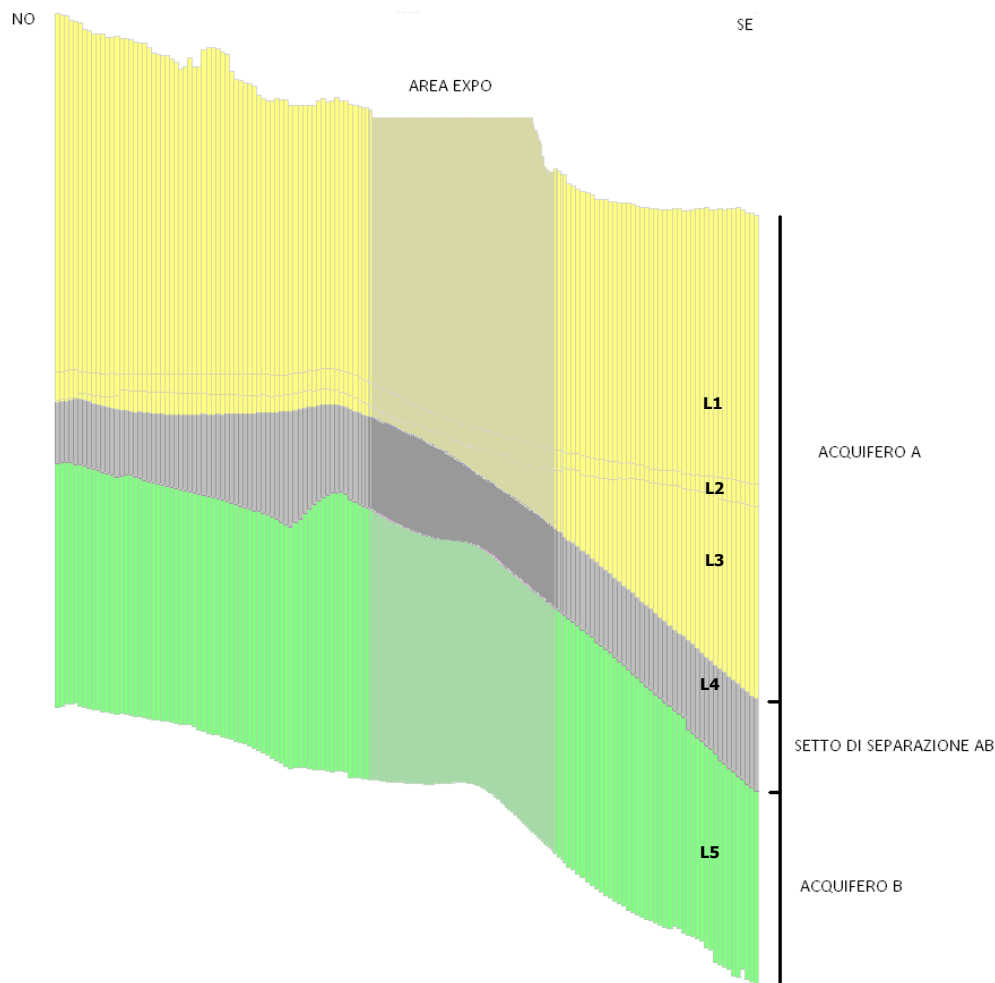


Figura 33 Discretizzazione verticale del modello in 5 layer per l'Area Nord – Ovest di Milano.

## DEFINIZIONE DELLE CONDIZIONI AL CONTORNO DEL MODELLO

Le condizioni al contorno sono state assegnate in base ai risultati della campagna piezometrica eseguita per la taratura del modello tra novembre 2013 e gennaio 2014, integrati con i punti della rete piezometrica dell'area. I dati delle diverse campagne sono stati integrati operando le opportune correzioni. La piezometria misurata in campo e successivamente interpolata è stata imposta ai bordi del modello come condizione a carico costante.

Per quanto riguarda gli scambi con i corpi idrici superficiali, data l'estesa impermeabilizzazione e la tombinatura degli alvei, si ritiene non ci siano rapporti di scambio con la falda; è solo stato introdotto nel modello come elemento a flusso costante (verso la falda) il canale Villoresi con un apporto pari a  $9.84E-05 \text{ m}^3/\text{s}$  ogni 50 m di estensione del canale.

Gli elementi di bilancio idrico sono stati introdotti come ricarica: da pioggia (il calcolo ha previsto una stima della ricarica sulla base dei dati meteorologici registrati presso la stazione di Cinisello Balsamo e dell'uso del suolo DUSAF della Regione Lombardia); da perdita delle reti acquedottistiche (valore medio pari a  $3.32E-09 \text{ m/s}$ , corrispondente al 15% delle perdite della rete di distribuzione e smaltimento di ciascun comune suddivise per la superficie del comune stesso) e prelievi da pozzo. Complessivamente sono stati inseriti 146 elementi analitici che simulano l'emungimento dei pozzi nei layer del modello. Le portate estratte sono state stimate in base ai volumi dichiarati nel 2013 e, dove mancanti, si è fatto riferimento agli anni 2010-2012, gli unici ad oggi disponibili nel database

provinciale SIF. Ove non presente il dato, si è utilizzato il dato CUI autorizzato al 50%. L'incertezza associata al dato di prelievo rappresenta comunque una delle principali incertezze insite nel modello di flusso. Nel modello sono stati considerati anche i dati sulle barriere idrauliche attive relativi alle aree di bonifica e quelli provenienti da altre fonti (Metropolitana Milanese Spa).

## **CALIBRAZIONE DEL MODELLO**

La calibrazione del modello è un processo che prevede la variazione di valori dei parametri di input (conducibilità idraulica, ricarica superficiale, flussi in entrata/uscita) al fine di ottenere la migliore corrispondenza tra le condizioni piezometriche di riferimento (campagna piezometrica) e quelle simulate. La calibrazione è stata eseguita attraverso l'ausilio di Pest (Doherty, 2010), un software di calibrazione automatica che modifica il valore di ingresso dei parametri minimizzando le differenze tra le piezometrie simulate e quelle misurate nei punti di taratura. In particolare i parametri oggetto di calibrazione sono stati: conducibilità idraulica, ricarica e carico costante del quinto layer. Per la calibrazione sono stati utilizzati 22 target per l'acquifero superficiale A (21 nel layer 1 e 1 nel layer 3) e 8 per l'acquifero profondo B (layer 5), per un totale di 30 osservazioni.

In generale la permeabilità di tutti i layer, ad eccezione del quarto layer, è stata diminuita di circa un ordine di grandezza rispetto ai valori iniziali attribuiti durante l'implementazione del modello. Tale scelta appare in accordo con le prove di pompaggio disponibili nell'area di interesse. La permeabilità calibrata per l'acquifero A (layer 1-3) è risultata compresa tra  $1E-4$  e  $7.5E-4$  m/s. Il settore Nord del modello è caratterizzato da una permeabilità maggiore compresa tra  $7.5E-4$  e  $1E-3$  m/s, la presenza di tale zona è confermata dalla prove di pompaggio effettuate nei comuni di Arese e Rho. La presenza di lenti di argilla discontinue è stata simulata attribuendo ad alcune zone (secondo layer) una permeabilità verticale pari a  $1E-7$  m/s. In corrispondenza del quarto layer (aquitard AB) la distribuzione della permeabilità verticale è compresa tra  $1E-9$  e  $1E-8$  m/s, ad eccezione delle zone in cui l'acquitardo è discontinuo, dove la conducibilità idraulica verticale risulta maggiore, fino a valori pari a  $7.5E-8$  m/s. Tale distribuzione risulta confrontabile con quanto riportato nella cartografia del CARG. Infine nell'acquifero B, corrispondente al quinto layer, la distribuzione della permeabilità risulta compresa tra  $4E-4$  e  $6E-4$  m/s. Per ciò che riguarda invece le condizioni di carico del quinto layer a monte e a valle del dominio del modello, sono state aumentate rispetto ai valori inizialmente assegnati. Dal momento che le differenze di carico tra l'acquifero A e B sono state misurate in pochi punti, tutti disposti nella zona centrale/meridionale dell'area di studio, e poiché non sono disponibili misure di carico idraulico a monte (lungo il limite del dominio) in corrispondenza dell'acquifero B, la soluzione adottata risulta accettabile.

In Figura 34 è rappresentata la distribuzione dei valori di permeabilità ottenuti dalla fase di calibrazione del modello per i layer rappresentanti l'acquifero A, l'acquitardo AB e l'acquifero B.

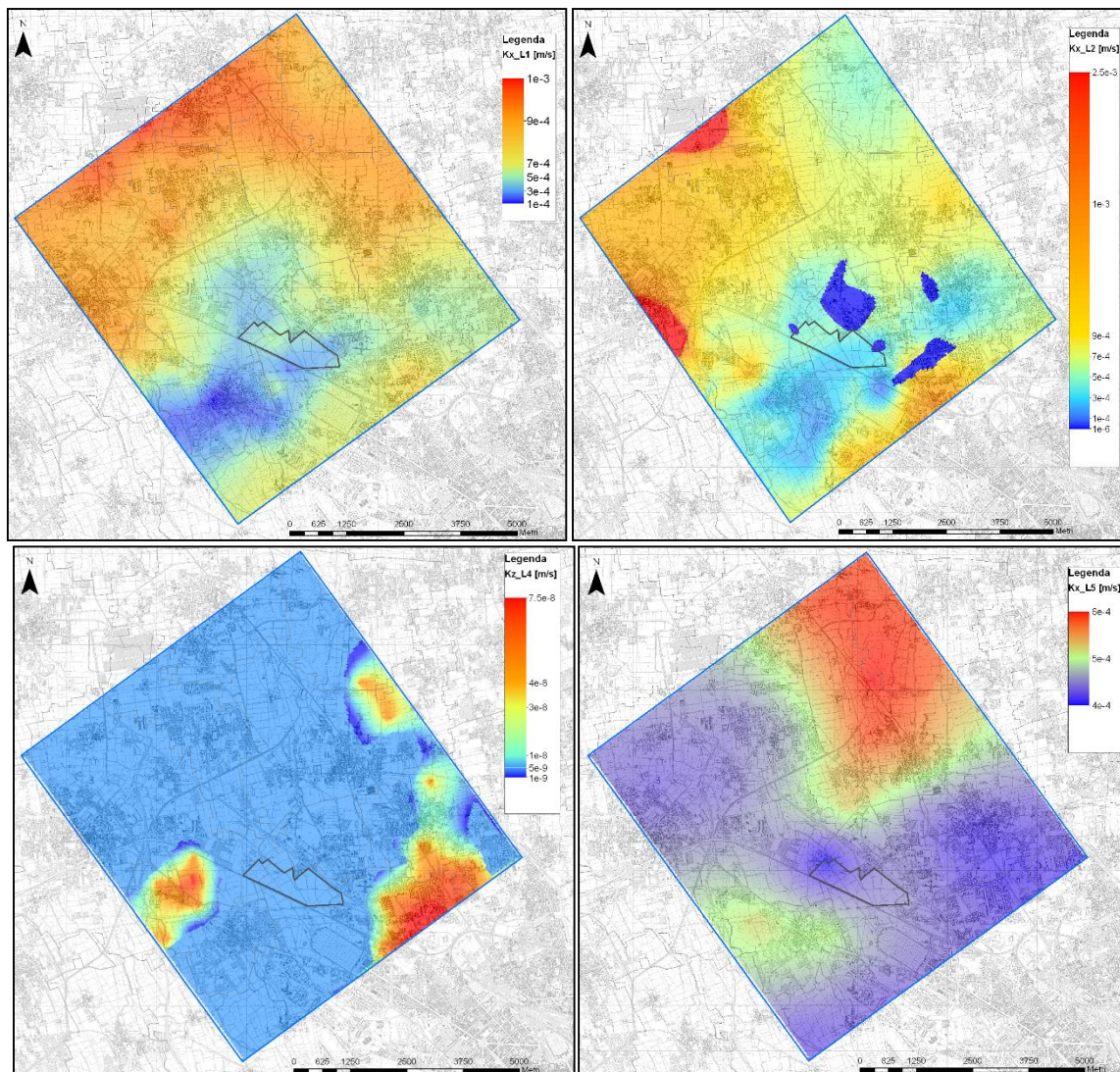


Figura 34 Distribuzione dei valori di permeabilità rispettivamente per i layer 1, 2 (acquifero A), 4 (aquitard AB) e 5 (acquifero B).

Nell'area interessata dal modello di flusso dell'area Nord – Ovest Milano, il Politecnico ha applicato una metodologia numerica sperimentale per la ricostruzione della distribuzione spaziale dei valori di permeabilità e porosità a partire dalle stime locali effettuate da ARPA sui record stratigrafici estratti dal DB Tangram. L'attività ha comportato l'applicazione di un algoritmo numericamente sviluppato in ambiente MatLab che, applicando una metodica di triangolazione spaziale, ha permesso di ottenere la distribuzione dei parametri idrogeologici lungo una griglia a passo omogeneo pari a 0,5 metri. I risultati ottenuti con l'approccio numerico sono stati confrontati con le sezioni idrogeologiche realizzate dal Politecnico, evidenziando la capacità del metodo di ricostruire in maniera dettagliata l'assetto stratigrafico dell'area. In base ai risultati presentati e commentati, la metodica sembra avere notevoli potenzialità per migliorare la definizione dei caratteri idrogeologici dell'acquifero, permettendo di riprodurre l'eterogeneità naturale e l'effetto che questa ha sul comportamento idrogeologico complessivo del sistema. L'attività è stata testata esclusivamente nell'area Nord-Ovest di Milano a titolo di esempio delle potenzialità dell'approccio (Figura 35).

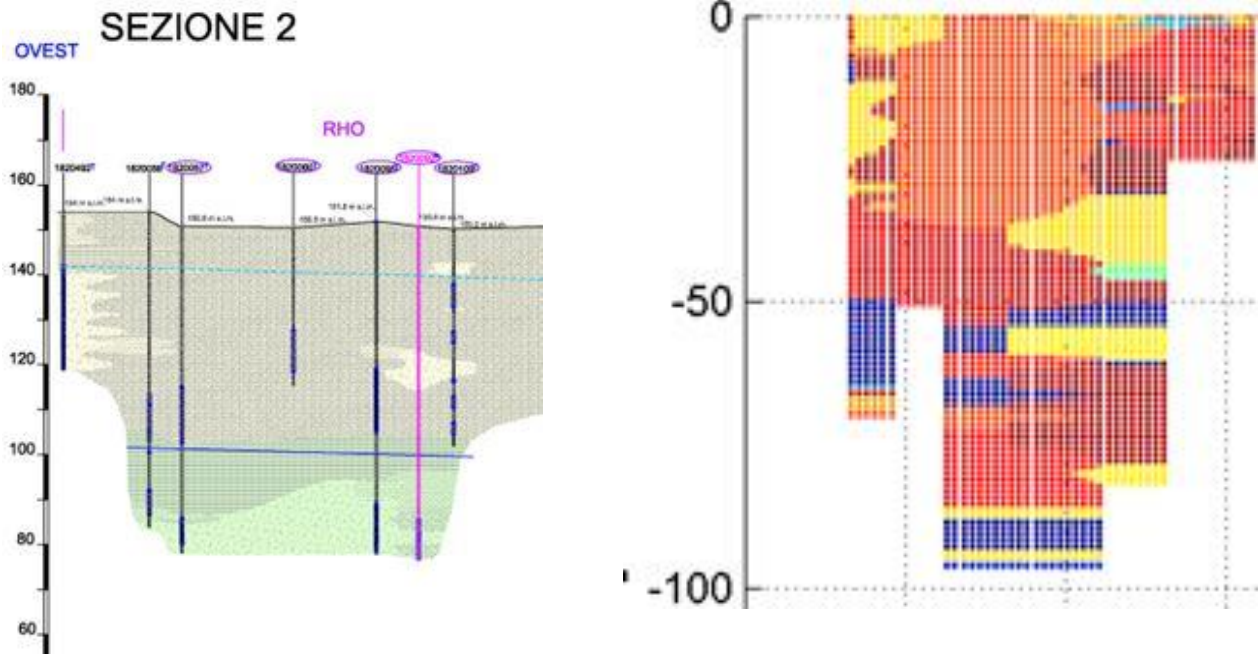


Figura 35 Esempio di interpolazione della conducibilità idraulica orizzontale – Sezione 2 Area Nord-Ovest Milano.

### RISULTATI DEL MODELLO DI FLUSSO

Il modello di flusso simula in modo soddisfacente la superficie piezometrica nell'acquifero A (layer 1-3) (Figura 36 a). Nonostante la ridotta disponibilità di dati, il risultato si ritiene comunque accettabile anche per l'acquifero B (Figura 36 b).

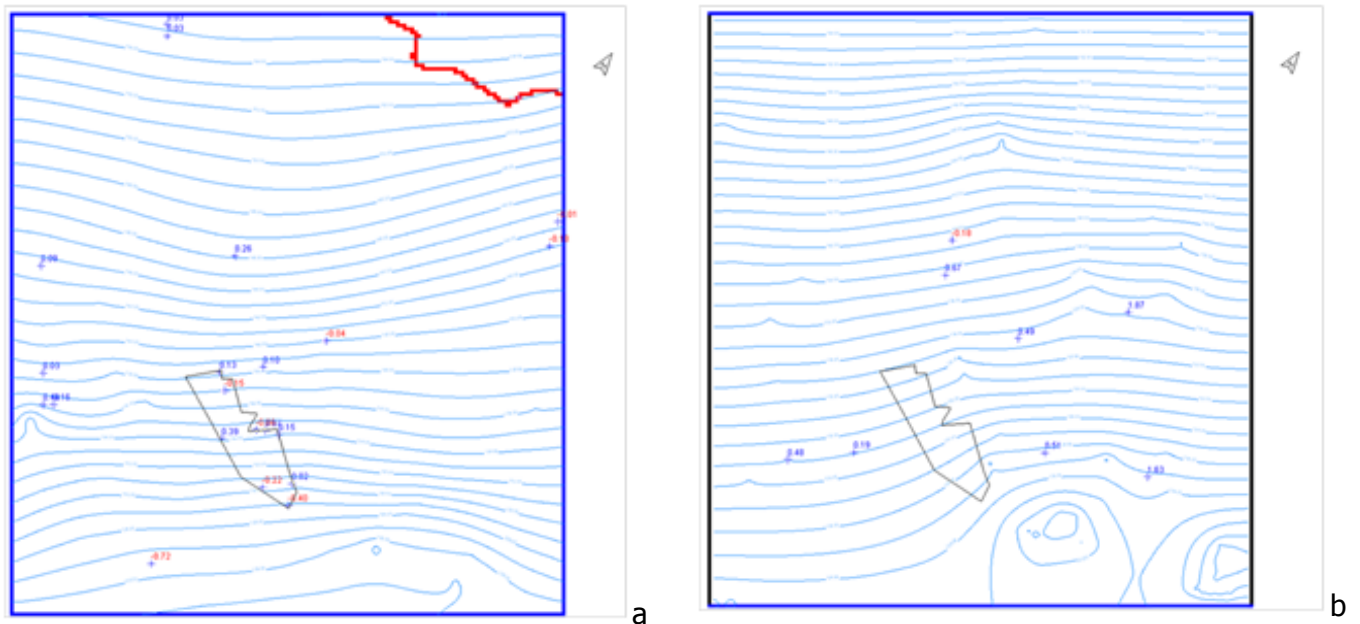


Figura 36 Rappresentazione delle superfici piezometriche simulate per l'acquifero A e B.

L'elaborazione dei dati piezometrici dei pozzi/piezometri fenestrati in corrispondenza dell'acquifero A evidenzia una direzione di deflusso della falda NO-SE. Le quote della falda variano da circa 156 m s.l.m. a nord (circa 15 m di soggiacenza), a circa 123 m s.l.m. a sud (circa 10 m di soggiacenza), mentre il gradiente da nord verso sud tende ad aumentare passando da circa 0.3 % a circa 0.4 %. Inoltre, è possibile osservare in corrispondenza del comune di Arese uno spartiacque sotterraneo che caratterizza il settore nord del dominio di modellazione.

Per quanto riguarda l'acquifero B, la falda ha una direzione di deflusso NO-SE e carichi compresi tra 139 m s.l.m. e 126 m s.l.m. (soggiacenza circa 15 m da nord a sud). Il gradiente è costante ed è pari a circa 0.4%.

Il confronto tra i dati piezometrici mostra una differente distribuzione dei carichi misurati nell'acquifero A e nell'acquifero B. In particolare risulta che l'acquifero A ha mediamente un carico di 5 m superiore rispetto a quello misurato nell'acquifero B.

Sulla base dei risultati ottenuti, è possibile fare una stima della velocità della falda. In particolare nell'area Piastra, nel tratto compreso tra i piezometri Pz5 e Pz8, risultano nell'acquifero A valori di velocità compresi tra circa 0.26 e 0.61 m/g e nell'acquifero B tra 0.61 e 0.69 m/g (Tabella 3).

Tabella 3 Valori di velocità della falda stimati con il modello matematico, nella zona dell'area Piastra.

Acquifero	LAYER	velocità falda		
		m/s	m/g	m/anno
A	I	5.00E-06	0.43	157.68
		7.00E-06	0.61	220.75
	II	3.00E-06	0.26	94.61
		4.00E-06	0.35	126.14
	III	5.00E-06	0.43	157.68
		7.00E-06	0.61	220.75
Aquitard AB	IV	2.00E-08	0.00173	0.63
		6.00E-08	0.00518	1.89
B	V	7.00E-06	0.61	220.75
		8.00E-06	0.69	252.29

### 5.1.1.3 MODELLO DI TRASPORTO

La realizzazione di un modello di trasporto trae origine dall'analisi dello stato di contaminazione nell'area di studio e si sviluppa attraverso una serie di steps progressivi finalizzati a descriverne lo stato, la distribuzione e l'evoluzione.

L'attività modellistica è finalizzata all'analisi dello stato di contaminazione attuale e storico rilevato nell'area di studio con gli obiettivi di caratterizzarne l'estensione, individuarne la possibile origine e prevederne l'evoluzione. Le diverse fasi in cui si articola l'attività sono riassunte nell'elenco seguente:

1. Identificazione delle tipologie di sostanze utilizzate nell'area al fine di ipotizzare localizzazione e caratteristiche delle possibili sorgenti.
2. Caratterizzazione dello stato di contaminazione dell'area relativamente ai contaminanti più significativi.

3. Analisi dell'evoluzione temporale della contaminazione, discriminando le contaminazioni storiche in fase di progressiva attenuazione dalle situazioni in cui è ancora possibile ipotizzare l'esistenza di una sorgente attiva che dà origine a un pennacchio di contaminazione.
4. Studio dei pennacchi di contaminazione individuati o ipotizzati attraverso l'applicazione di metodologie di simulazione numerica basate sulla realizzazione di modelli di flusso e trasporto che permettano di:
  - Formulare ipotesi sull'ubicazione dell'origine della contaminazione.
  - Individuare le principali carenze conoscitive e definire l'ubicazione ottimale di eventuali indagini integrative necessarie per l'individuazione delle sorgenti e per la delimitazione dei pennacchi.
  - Ricostruire la distribuzione spaziale della contaminazione, individuando eventuali criticità in relazione agli utilizzi attuali della risorsa idrica.
  - Prevedere l'evoluzione futura del pennacchio sulla base di determinati scenari di intervento sulle sorgenti e individuare i potenziali bersagli.

## **ANALISI DELLO STATO DI CONTAMINAZIONE DEL SITO**

Sulla base di una scelta condivisa con Regione, Provincia e con gli Enti coinvolti nel Progetto PLUMES, gli inquinanti presi in esame nell'ambito di questo lavoro sono: PCE, TCE, CLF e CrVI.

Per una valutazione preliminare dello stato di inquinamento dell'area Nord-Ovest di Milano, sono stati analizzati i risultati delle analisi eseguite, a partire dagli anni '60, sulle acque di falda suddivise in tre finestre temporali: dal 1962 al 1989; dal 1990 al 2006; dal 2005 al 2014.

I dati raccolti provengono da diverse fonti: Provincia di Milano (Sistema Informativo Falda, "SIF"<sup>8</sup>), Metropolitana Milanese ("MM"), AMIACQUE, caratterizzazioni di aree soggette a procedimenti di bonifica, attività di monitoraggio delle grandi opere, rete di monitoraggio ARPA.

### **SOLVENTI CLORURATI**

In generale i risultati evidenziano una contaminazione da Tetracloroetilene (PCE) nel comune di Milano già a partire dagli anni '80 con valori di concentrazione fino a 40 µg/l in corrispondenza dei pozzi dell'acquedotto di Espinasse. Valori elevati, fino a circa 1000 µg/l, sono stati individuati in piezometri posti in corrispondenza di aree oggetto di interventi di bonifica. Nel comune di Pero e di Rho si rilevano concentrazioni localmente elevate, fino a 10.000 µg/l. Dati più recenti mostrano elevati valori di concentrazione nei piezometri ubicati a Nord dell'area Piastra.

La distribuzione delle concentrazioni di Tricloroetilene (TCE) e Cloroformio (CLF) risultano analoghe a quanto descritto per il PCE, con la differenza che i valori registrati sono generalmente più bassi.

---

<sup>8</sup> risultati delle analisi idrochimiche eseguite dal 1962 al 2012 in provincia di Milano

## CROMO ESAVALENTE

Storicamente i dati mostrano che i valori più alti di Cromo esavalente sono stati registrati a ovest dell'Area Piastra (oltre 76000 µg/l) e nei piezometri a valle di essa (fino a 1522 µg/l); in due pozzi industriali (con filtri posti fino a 32 e 73 m) del comune di Bollate, ai confini con Baranzate (fino a circa 170 µg/l) e nel comune di Novate Milanese (fino 260 µg/l). Per il CrVI, il valore di fondo nell'area Piastra è in gran parte inferiore alle CSC (5 µg/l), con locali superamenti in corrispondenza dei piezometri di controllo ubicati sul perimetro N-NE dell'area.

Dall'analisi dei dati è risultato significativo effettuare alcune valutazioni modellistiche per comprendere meglio la possibile area di origine e l'evoluzione temporale per alcuni solventi clorurati (Tetracloroetilene PCE, Tricloroetilene TCE, Cloroformio CLF) e per il Cromo VI.

### IMPLEMENTAZIONE DEI MODELLI DI TRASPORTO

Il trasporto degli inquinanti in falda è stato simulato mediante l'utilizzo del codice di calcolo MT3DMS. La risoluzione dell'equazione di trasporto dell'inquinante in falda richiede l'inserimento di diversi parametri fra cui la dispersività, il fattore di ritardo e il fattore di decadimento.

Sulla base delle informazioni a disposizione, nel modello concettuale è stato ipotizzato come meccanismo principale della contaminazione l'infiltrazione diretta del contaminante nella porzione satura dell'acquifero. Per rappresentare questa condizione al contorno è stata applicata una condizione di concentrazione costante ("constant concentration") alle celle in corrispondenza della presunta sorgente, specificando il valore della concentrazione e il periodo durante il quale la stessa è attiva.

La griglia di calcolo utilizzata nel modello di trasporto è uguale a quella utilizzata per il flusso, infittita nelle zone di maggior interesse.

Scopo del lavoro di modellazione matematica è stato quello di comprendere la provenienza dei principali inquinamenti registrati nei piezometri dell'area di studio negli ultimi anni, utile al fine di:

- supportare gli Enti nell'azione di individuazione delle potenziali aree sorgenti di contaminazione, restringendo il più possibile le aree sospette;
- evidenziare eventuali mancanze conoscitive.

Tabella 4 Sintesi dei parametri introdotti nel modello di trasporto.

	PCE, TCE	CLF	CrVI
PARAMETRO			
dispersività longitudinale (m)	20	20	20
dispersività trasversale (m)	3	3	3
dispersività verticale (m)	0.03	0.03	0.03
coefficiente di distribuzione solido/liquido (m <sup>3</sup> /kg)	0.000426	0.00012	0
fattore di decadimento (t/2 in anni)	10	10	0
densità acquifero (kg/m <sup>3</sup> )	1700		
contenuto in carbonio organico del suolo (foc)	0.001		

## MODELLI DI TRASPORTO PER I SOLVENTI CLORURATI (TCE, PCE E CLF)

Per quanto riguarda i solventi clorurati (PCE, TCE e CLF), sulla base delle simulazioni preliminari del trasporto, è stata ipotizzata l'esistenza di due sorgenti storiche adiacenti, originatasi negli anni '60. Secondo il campo di moto della falda, una sola sorgente non sarebbe infatti in grado di determinare un plume capace di colpire il piezometro Pz12 con concentrazioni pari a quelle osservate, ma dovrebbe determinare un maggior impatto su Pz6 (oggi Pz6ter). Per tale ragione è stata eseguita una simulazione della durata di 40 anni utilizzata come condizione di input per la simulazione della durata di 18 anni, calibrata sulle concentrazioni osservate, il cui scopo è quello di rappresentare in maniera più precisa le informazioni disponibili negli anni più recenti (attivazione/disattivazione dei prelievi nei pozzi e delle sorgenti, c.d. "simulazione attuale").

Sulla base dei valori di velocità della falda e del valore di porosità efficace inseriti nel modello e tarati, si possono ricavare le velocità degli inquinanti nella zona dell'area Piastra compresa tra i piezometri Pz5 e Pz8 (Tabella 5).

Tabella 5 Stima delle velocità di PCE, TCE e CLF nella zona dell'area Piastra compresa tra i piezometri PZ5 e PZ8.

Acquifero	LAYER	velocità flusso (m/g)	velocità inquinante (m/g)	
			PCE-TCE	CLF
A	I	0.43	0.13	0.26
		0.61	0.18	0.36
	II	0.26	0.08	0.15
		0.35	0.10	0.21
	III	0.43	0.13	0.26
		0.61	0.18	0.36
aquitard AB	IV	0.00173	0.00	0.00
		0.00518	0.00	0.00
B	V	0.61	0.18	0.36
		0.69	0.20	0.41

Adottando l'ipotesi di due sorgenti attive per tutta la durata della "simulazione attuale", per quanto riguarda il PCE, il modello di trasporto simula correttamente gli elevati valori di concentrazione registrati negli ultimi anni nei piezometri Pz6 e Pz12 dell'Area Piastra ipotizzando che le sorgenti siano mantenute attive per tutta la durata della "simulazione attuale" (Figura 37).

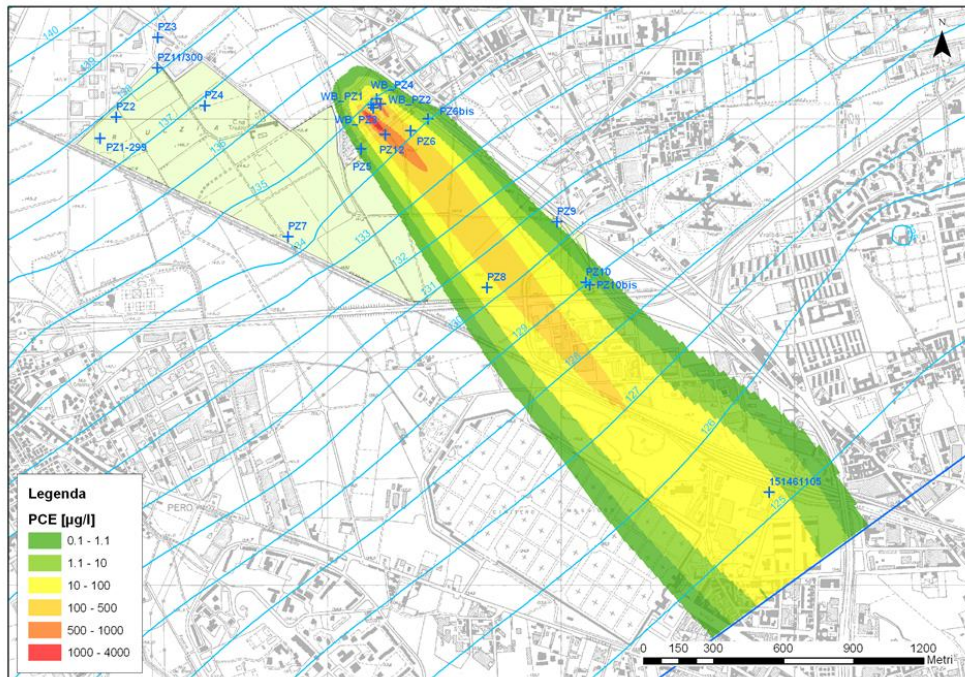


Figura 37 Rappresentazione della distribuzione di PCE nel primo layer dovuta all'esistenza ipotizzata di due sorgenti storiche di contaminazione.

Rispetto alle concentrazioni osservate in campo, l'output modellistico sovrastima il tenore di PCE in Pz8 di qualche decina di  $\mu\text{g/l}$ . La causa di questa sovrastima è da ricercare principalmente nelle poche informazioni disponibili relativamente alle concentrazioni di rilascio alla sorgente. Una seconda ragione può essere legata a lievi imprecisioni nell'output del modello di flusso, ovvero nel campo di moto della falda che viene utilizzato come dato di input nel modello di trasporto. Si ritiene comunque, per lo scopo del presente lavoro, che il modello sia in grado di simulare complessivamente in modo soddisfacente la concentrazione osservata in questa porzione del dominio.

Il plume di PCE immediatamente a valle dell'area Piastra avrebbe attualmente una larghezza di circa 500 m con le concentrazioni maggiori che transitano tra il Pz8 e il Pz10. Il plume colpisce anche il pozzo 0151461105 (comune di Milano) posto a circa 2 km dalle ipotizzate sorgenti.

Il plume di PCE risulta intercettato, nella sua parte esterna, dal Pz9, ubicato lungo il confine nord occidentale dell'area, che viene interessato solo marginalmente dalla contaminazione. In base alle diverse simulazioni condotte assumendo diversi valori dei parametri di trasporto, non è risultato possibile riprodurre le concentrazioni estremamente variabili osservate in Pz9, in quanto il deflusso idrico sotterraneo porta il plume a posizionarsi più centralmente nell'Area Piastra. Non si esclude pertanto che possa esistere un'altra sorgente responsabile dell'inquinamento riscontrato in questa porzione dell'Area. Il tracciamento all'indietro delle particelle in corrispondenza del layer 1 (Figura 38) può essere di aiuto nell'individuazione dell'area di provenienza della contaminazione registrata in Pz9.

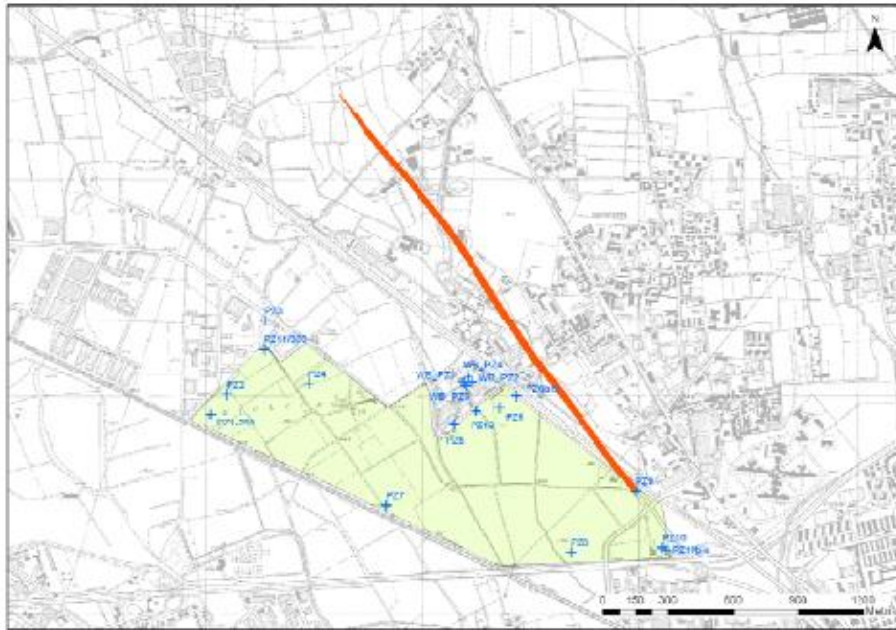


Figura 38 Tracciamento all'indietro delle particelle dal Pz 9, nel layer 1.

A tal proposito si osserva che nella zona più a nord, non molto distante dal percorso seguito dalle particelle (in rosso in Figura 6.7), sono presenti i piezometri del comune di Bollate aventi codice SIF 0150270140, 0150270141, 0150270143 che, nell'ambito della prima campagna di monitoraggio delle acque sotterranee del Progetto PLUMES (febbraio-marzo 2014), hanno registrato valori di concentrazione pari rispettivamente a 174.5, 23.7 e 379.3  $\mu\text{g}/\text{l}$ . In una successiva fase di ricerca e approfondimento delle fonti di contaminazione, sarebbe utile verificare l'esistenza di potenziali sorgenti a monte idrogeologico del piezometro Pz9.

Dal momento che nel corso dell'evento espositivo saranno messi in emungimento 8 pozzi ubicati nell'Area Piastra (4 filtrati nell'acquifero A e 4 nell'acquifero B), è stata condotta una simulazione che tiene conto dei prelievi previsti dai suddetti pozzi e, in aggiunta, anche di quelli presenti in area fiera e in Area Cascina Merlata. I risultati della simulazione effettuata, nel caso in cui i pozzi restino in funzione per 1 anno, mostrano un lieve richiamo del plume di contaminazione, ma non fanno registrare alcun incremento dei valori di concentrazione nei pozzi in emungimento (Figura 39).

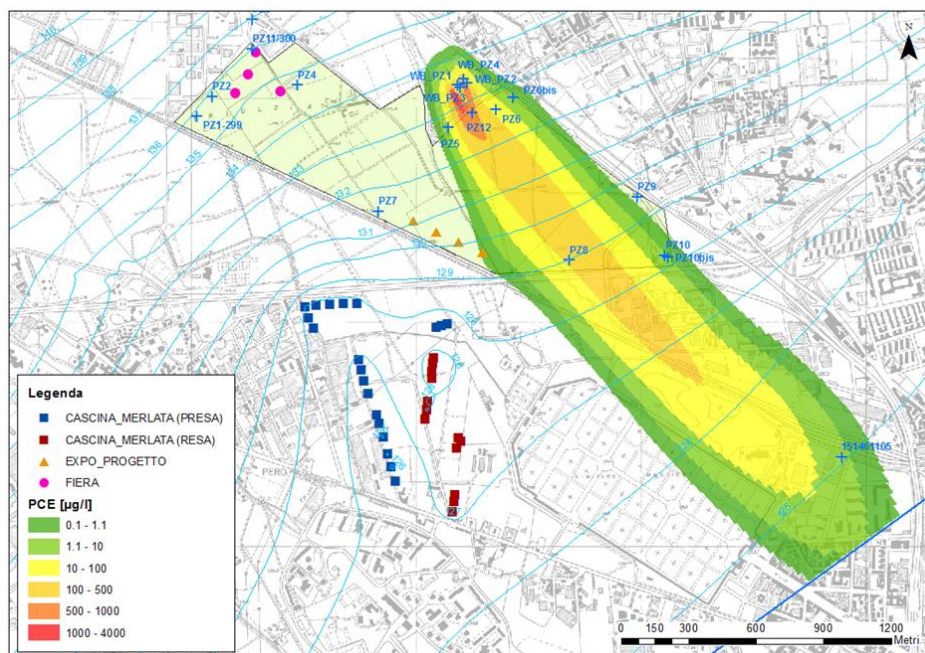


Figura 39 Rappresentazione della distribuzione di PCE nel primo layer nel caso in cui i pozzi presenti in area Piastra restino in funzione 1 anno per l'evento espositivo.

A differenza di quanto visto per il PCE, le concentrazioni di TCE osservate nei piezometri dell'area Piastra risultano avere concentrazioni minori di 10 µg/l, nettamente inferiori rispetto a quanto osservato nelle aree di monte, ipotizzate come aree sorgente per il PCE. Questo lascia ipotizzare che i piezometri dell'area Piastra siano oggi soggetti più ad una contaminazione storica che ad un rilascio in falda attuale. La ragione potrebbe essere legata al fatto che le misure di messa in sicurezza preventiva attuate nell'area a monte, stiano avendo un effetto barriera maggiore sulla sorgente di TCE che su quella di PCE. Sulla base delle informazioni raccolte relativamente alla portata pari a 0.8 l/s estratta dal pozzo barriera Pz2, dal modello matematico risulta un fronte di richiamo di circa 15 m, pertanto si ritiene del tutto plausibile che fonti di PCE e TCE ubicate in punti diversi dello stesso areale non siano intercettate dal pozzo con la medesima efficacia.

Per tale ragione sono state simulate due sorgenti, la prima attiva solo nella prima parte della simulazione relativa agli anni più recenti (18 anni), la seconda attiva solo per la "simulazione storica" (40 anni). L'interruzione delle sorgenti di contaminazione nella "simulazione attuale" mostra nei piezometri target una riduzione delle concentrazioni, in tempi diversi a seconda della distanza dalla sorgente stessa, fino a valori confrontabili con quelli osservati in campo (Figura 40).

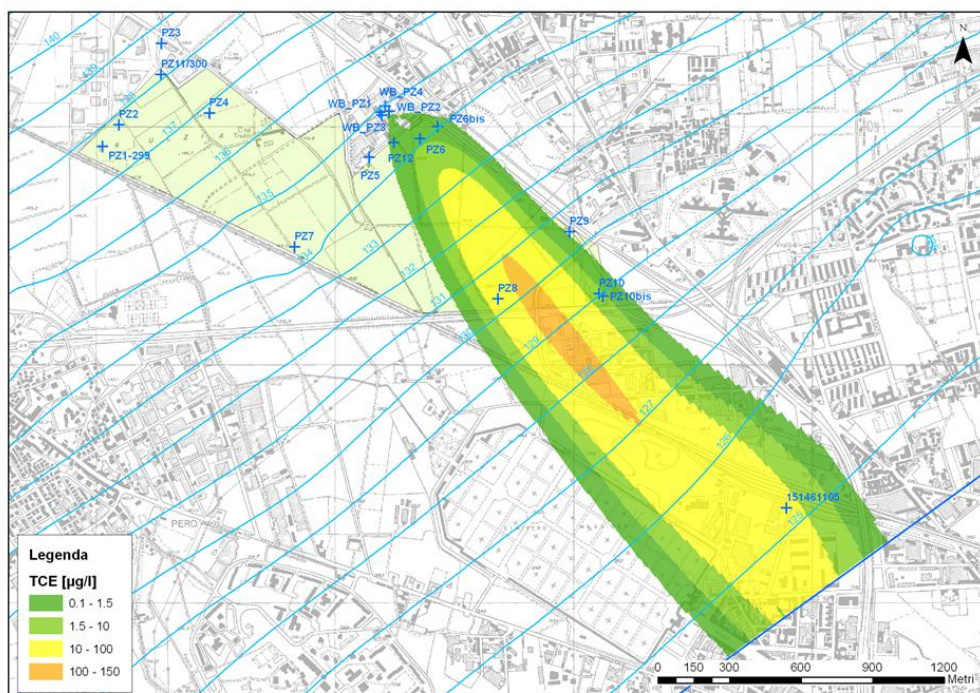


Figura 40 Rappresentazione della distribuzione di TCE nel primo layer dovuta all'esistenza ipotizzata di due sorgenti storiche di contaminazione.

Come già visto nel caso del PCE, anche per il TCE si osserva che, rispetto alle concentrazioni osservate in campo, l'output modellistico sovrastima il tenore di TCE in Pz8 di qualche decina di  $\mu\text{g/l}$ . Come già evidenziato per il PCE, i motivi di questa sovrastima devono principalmente essere ricercati nelle poche informazioni disponibili relativamente alle concentrazioni di rilascio alla sorgente e in lievi imprecisioni nell'output del modello di flusso. Si ritiene comunque, per lo scopo del presente lavoro, che il modello sia in grado di simulare complessivamente in modo soddisfacente le concentrazioni di TCE osservate in questa porzione del dominio.

In merito invece alla concentrazione osservata in Pz9, ubicato lungo il confine nord occidentale dell'area e che viene interessato solo marginalmente dal plume simulato, come già visto nel caso del PCE, non si esclude possa esistere un'altra sorgente responsabile dell'inquinamento riscontrato in questa porzione dell'area Piastra.

Infine in merito al CLF, come per il TCE, nell'area Piastra si hanno concentrazioni relativamente basse ad eccezione dei due punti di monitoraggio Pz9 e Pz12. Per quanto riguarda il primo, così come per PCE e TCE, non si esclude l'esistenza di un'altra sorgente esterna posta a NN-E rispetto all'area Piastra. Diversamente, il Pz12 da quando è stato realizzato nel 2013, ha sempre registrato concentrazioni comprese tra circa 10 e 60  $\mu\text{g/l}$ . Le prime simulazioni condotte, ipotizzando una distribuzione temporale delle concentrazioni alle sorgenti simile a quella del TCE, ha fornito output in grado di simulare le concentrazioni registrate nell'area Piastra ma non in Pz12. Gli sforzi nella calibrazione di queste simulazioni erano stati infatti rivolti alla ricostruzione dell'evoluzione del plume imputabile alla contaminazione "storica" e non a contributi più recenti eventualmente dovuti a nuovi rilasci. È dunque probabile che le concentrazioni registrate tra aprile 2013 e marzo 2014 in Pz12 siano legate ad un plume di origine più recente. Per tale ragione sono state introdotte, anche in questo caso, due sorgenti di contaminazione, la prima delle quali è attualmente considerata non più attiva, mentre per la seconda sorgente si è continuato a simulare un rilascio (Figura 41). Si è comunque escluso che il plume transitante per il Pz12 possa essere della stessa entità di quello

“storico”, in quanto non sono stati osservati significativi aumenti di concentrazione nei limitrofi piezometri Pz13, Pz6, Pz6bis e Pz5.

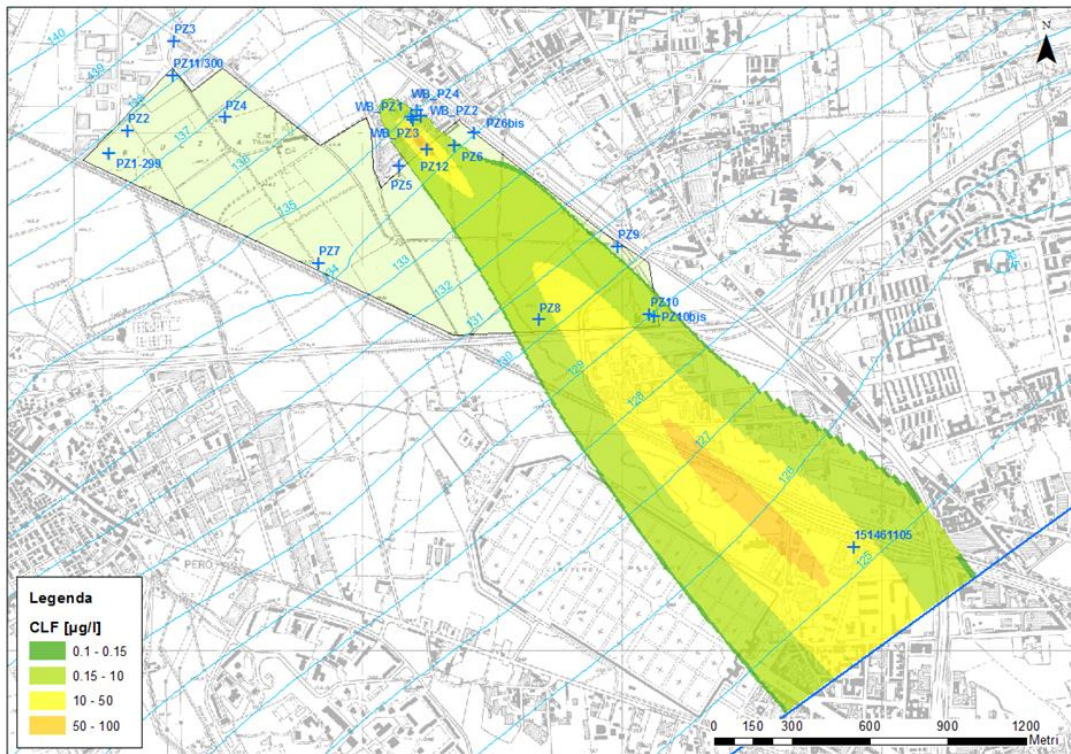
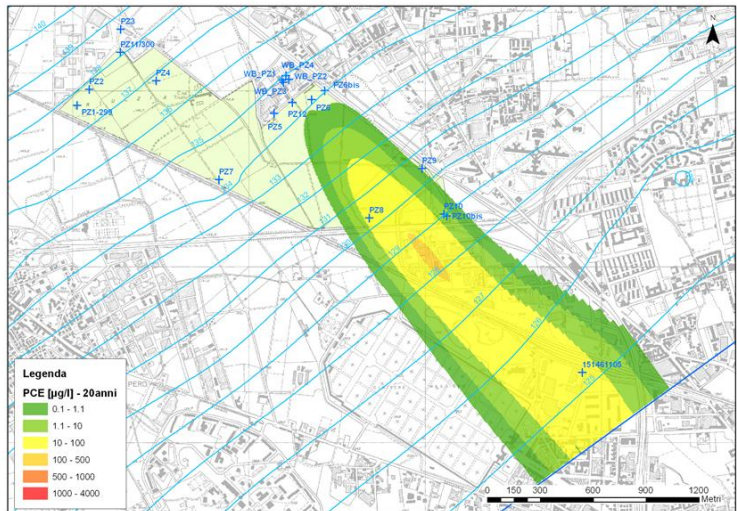


Figura 41 Rappresentazione della distribuzione di CLF nel primo layer dovuta all'esistenza ipotizzata di due sorgenti storiche di contaminazione.

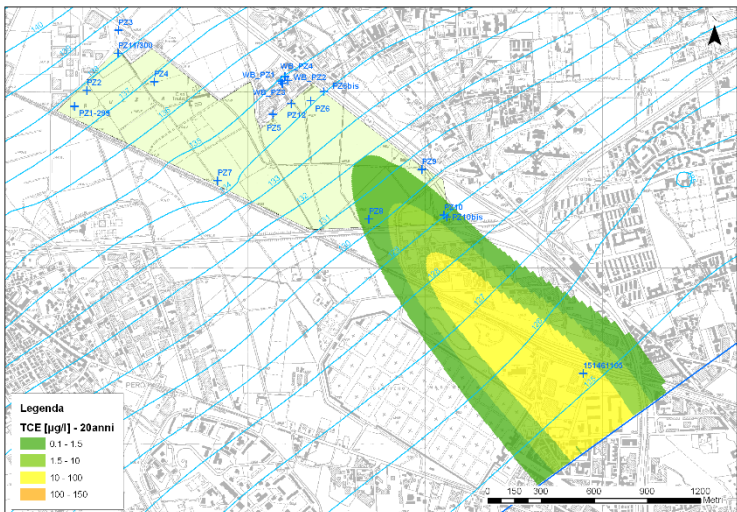
Alla fase di calibrazione del modello di trasporto, è seguita l'implementazione di scenari modellistici predittivi dalla durata di 20 anni. Le simulazioni sono state condotte per i solventi clorurati (PCE, TCE e CLF), al fine di valutare l'evoluzione dei plume una volta che le sorgenti non siano più attive o siano completamente contenute da interventi di messa in sicurezza/bonifica.

I risultati ottenuti dopo 20 anni evidenziano che:

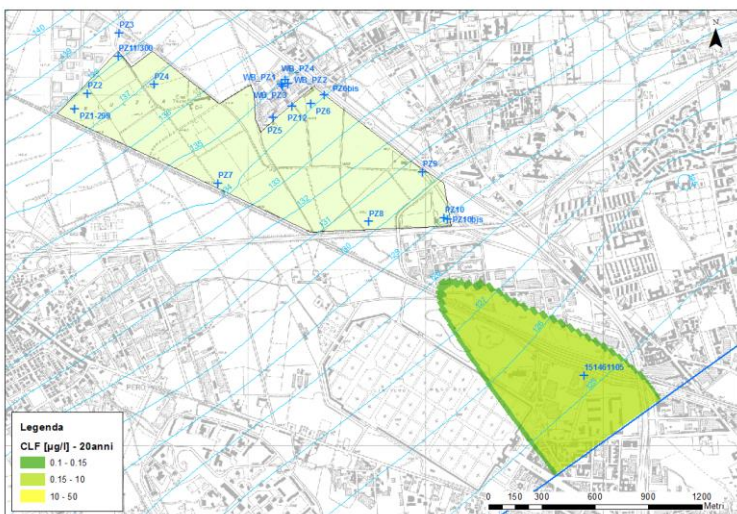
- PCE: la contaminazione non interessa più i piezometri Pz12, Pz6bis, Pz5 dell'area Piastra, ma in buona parte dell'area a valle idrogeologico di questi piezometri si riscontrerebbero ancora concentrazioni superiori alle CSC con valori di diverse decine di µg/l. Il pozzo in Milano 0151461105 continuerebbe a rilevare valori pari a quelli odierni (Figura 42 a);
- TCE: la contaminazione potrebbe interessare ancora solo i piezometri Pz8 e Pz10bis dell'area Piastra con valori di concentrazione dell'ordine di pochi µg/l. Il pozzo in Milano 0151461105 rilevarebbe ancora valori prossimi ai 10 µg/l (Figura 42 b);
- CLF: l'area Piastra non è più interessata dalla contaminazione e il plume risulta solo presente a valle idrogeologico di essa con concentrazioni di alcuni µg/l nel pozzo 0151461105 (Figura 42 c).



a



b



c

Figura 42 - Rappresentazione della distribuzione di PCE (a), TCE (b) e CLF (c) nel primo layer con interruzione della sorgente per 20 anni

## MODELLI DI TRASPORTO PER IL CROMO VI

Il modello di trasporto è stato impiegato in via predittiva al fine di valutare l'origine della contaminazione riscontrata nel piezometro Pz5 ubicato sul perimetro N-NE dell'Area Piastra. Lo schema di lavoro ha previsto due scenari di possibile origine della contaminazione da CrVI:

1. l'inquinamento ha origine in un'area ubicata poco a monte della casa di reclusione di Bollate;
2. l'inquinamento ha origine nei pressi del Pz5 dell'area Piastra.

Relativamente al primo scenario, si precisa che, non avendo indicazioni di dettaglio sull'ubicazione della sorgente, si è posizionata in corrispondenza dell'area ubicata a circa 1 km di distanza dal Pz5 (a monte della casa di reclusione di Bollate) tenendo conto del tracciamento all'indietro delle particelle rappresentate a partire dal Pz5 (Figura 43). In questo caso è stata eseguita una simulazione della durata di 18 anni.

La simulazione ha mostrato come per ottenere in Pz5 valori di concentrazione di circa 500 µg/l (Figura 44), con un repentino incremento ed un altrettanto repentino decremento, è necessario che la sorgente rilasci concentrazioni molto elevate (diverse migliaia di µg/l) per almeno 1 anno. Così facendo si osserva che nel Pz5 si registrerebbero superamenti del limite previsto dal D.Lgs. 152/06 (5 µg/l) già a distanza di poco più di 2 anni dall'inizio dell'evento. Tuttavia l'output modellistico mostra numerose differenze rispetto a quanto osservato tra il 2011 e il 2014 nei piezometri di monitoraggio. Le concentrazioni calcolate infatti crescono progressivamente nell'arco di 2,5 anni e non nell'arco di alcuni mesi come risulta dai dati osservati. Inoltre, secondo la simulazione, incrementi dei valori di concentrazione dovrebbero manifestarsi anche nel piezometro Pz12, che dista poco più di 100 m dal Pz5, e nel Pz8, circa 800 m a valle idrogeologico del Pz5. Infatti, data l'elevata distanza di provenienza dell'inquinamento, il meccanismo di dispersione dell'inquinante determina un progressivo allargamento ed allungamento del plume e la contemporanea decrescita dei valori al nucleo fino a circa 500 µg/l. Fino a luglio 2014 tali incrementi non sono stati osservati in nessuno dei due piezometri (Figura 45). Per queste ragioni si ritiene poco probabile che la contaminazione da CrVI possa prendere origine da una zona molto distante dal Pz5.

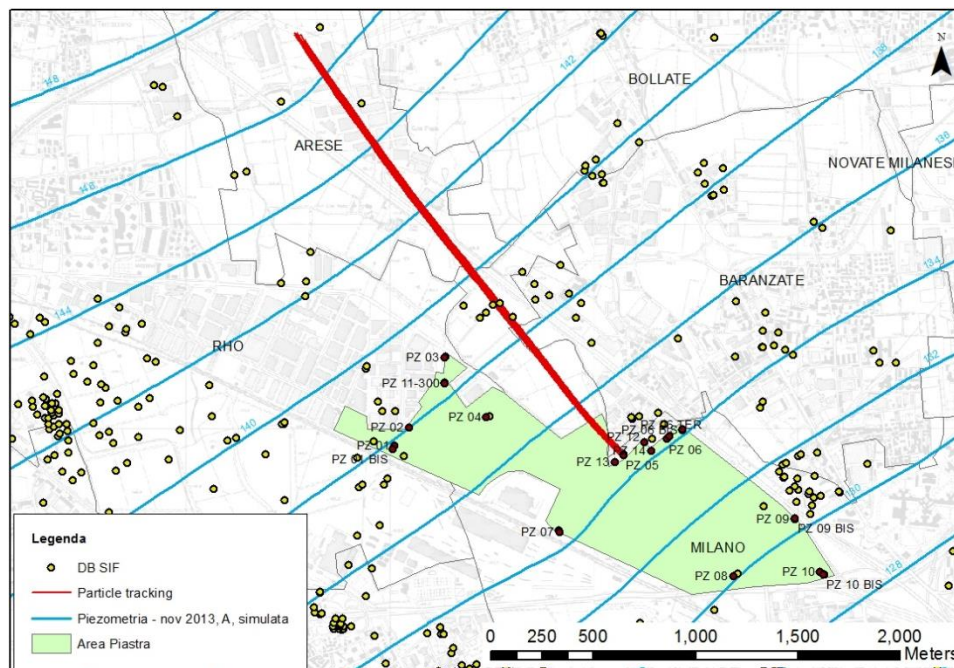


Figura 43 Tracciamento all'indietro delle particelle dal Pz5, nel layer 1.

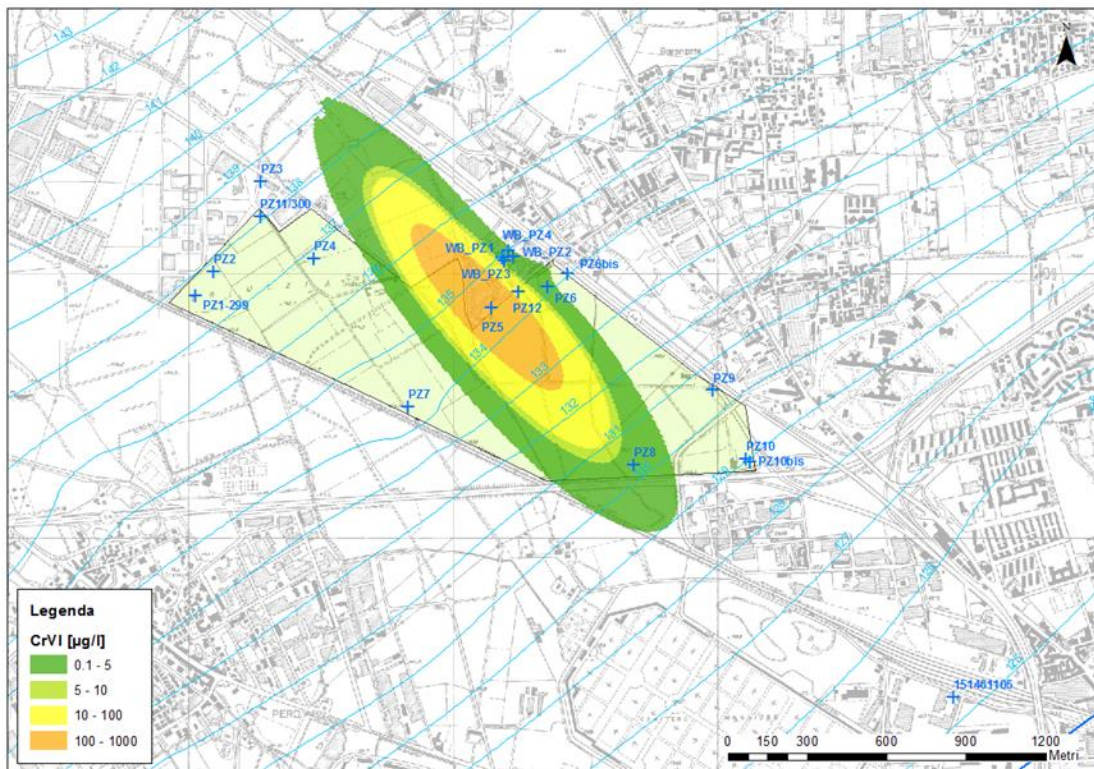


Figura 44 Rappresentazione del plume di Cromo VI nel primo layer.

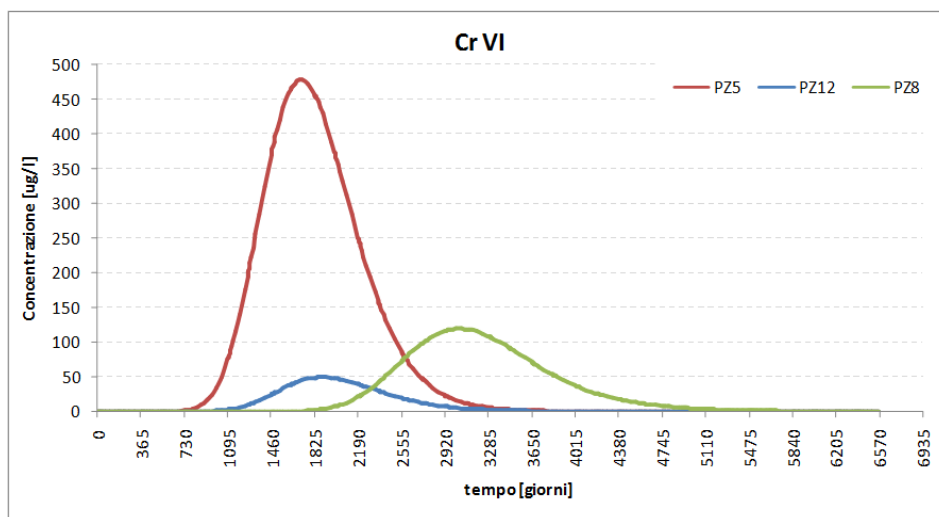


Figura 45 Rappresentazione dei valori di concentrazione di CrVI nei piezometri Pz5, Pz8 nel caso in cui la sorgente sia ubicata a monte della casa di reclusione di Bollate.

Nel secondo scenario si è valutato quale possa essere l'impatto di una contaminazione da CrVI, con concentrazioni pari a quelle osservate in Pz5 nel periodo tra aprile 2013 e giugno 2014, sui piezometri limitrofi e a valle idrogeologico. In questo caso è stata eseguita una simulazione della durata di 9

anni e 72 giorni a partire dal momento del ritrovamento di CrVI in Pz5. Dalla simulazione effettuata risulta che:

- in Pz12 non si registrano aumenti dei valori di concentrazione di CrVI (Figura 46);
- il Pz8, a distanza di circa 1 anno dalla massima concentrazione registrata in Pz5 e quando la contaminazione in Pz5 si è già esaurita, mostra un lieve incremento dei valori di CrVI fino a concentrazioni inferiori a 5 µg/l (Figura 47).

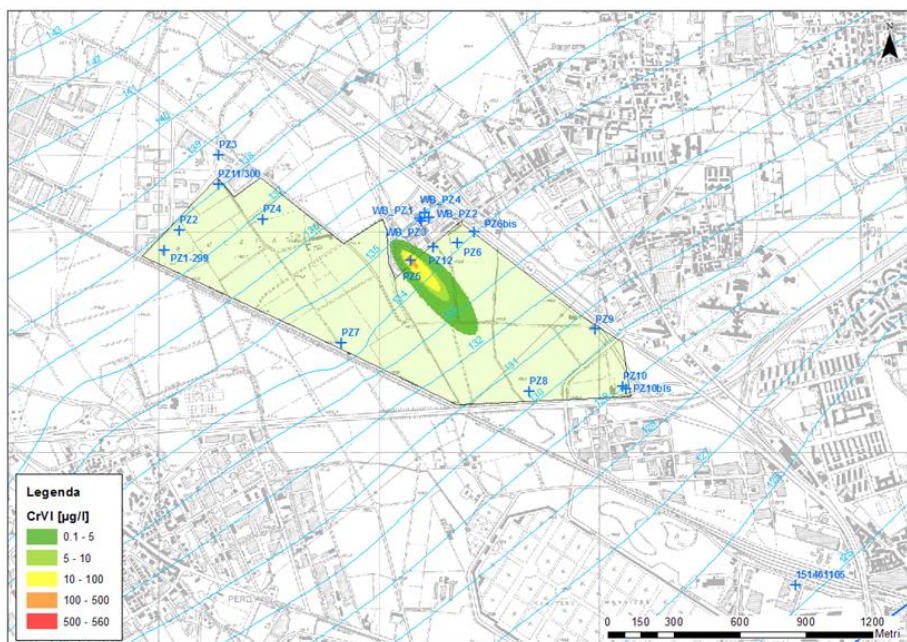


Figura 46 Rappresentazione del plume di CrVI, nel primo layer, in corrispondenza della massima concentrazione registra nel Pz5.

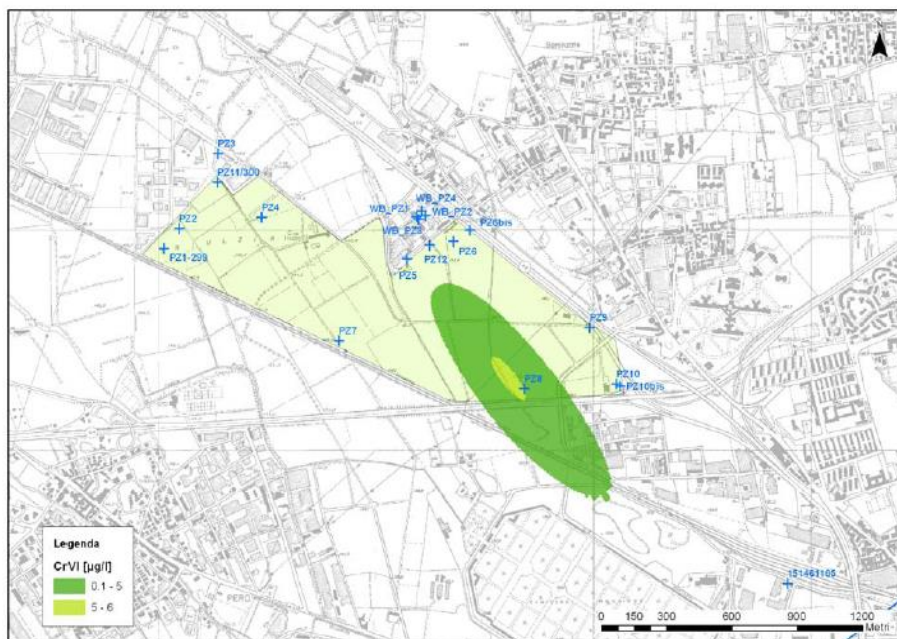


Figura 47 Rappresentazione del plume di CrVI, nel primo layer, dopo 4 anni dall'interruzione della sorgente in Pz5.

Dal momento che il Pz8 è l'unico punto di monitoraggio disponibile a valle idrogeologico del piezometro Pz5, non è stato possibile fare ulteriori valutazioni in merito alla distribuzione delle concentrazioni di CrVI nell'area Piastra. Gli output modellistici proposti fanno dunque propendere per l'ipotesi secondo la quale l'origine della contaminazione da CrVI sia da ricercarsi in una zona non distante dal piezometro Pz5.

## **VERIFICHE SUI MODELLI DI TRASPORTO ALLA LUCE DEI DATI DELLA SECONDA CAMPAGNA DI MONITORAGGIO PLUMES**

La seconda campagna di monitoraggio 2014 per il Progetto PLUMES è stata eseguita nei mesi di settembre e ottobre dal Dipartimento ARPA di Milano.

I risultati emersi per i contaminanti modellizzati sono di seguito brevemente riportati.

### **PCE**

Sulla rete di punti esterni all'Area Piastra, si osserva una generale diminuzione delle concentrazioni di PCE rispetto ai valori registrati a marzo 2014. Diversamente se si prendono in esame i risultati dei piezometri dell'Area Piastra, si osserva un generale aumento, di un ordine di grandezza, delle concentrazioni. Inoltre risulta una contaminazione nei piezometri settentrionali dell'Area Piastra che mai era stata riscontrata nelle campagne precedenti e allo stesso tempo anche un aumento della concentrazione nel piezometro Pz7 e nel piezometro di valle Pz10bis.

### **TCE**

Il Tricloroetilene, sulla rete di monitoraggio plumes di settembre 2014, mostra una generale diminuzione delle concentrazioni rispetto ai valori registrati a marzo 2014. I risultati dei piezometri dell'Area Piastra mostrano invece un lieve aumento, ma i valori sono generalmente inferiori alla CSC di riferimento.

### **CLF**

Nell'Area Piastra, tutti i 12 piezometri superano la CSC per il parametro CLF. Il valore più alto è stato registrato in Pz12 pari a 6.74 µg/l. Sebbene i valori di settembre 2014 risultino lievemente superiori a quelli di marzo 2014, non si discostano comunque molto dalle concentrazioni registrate nelle campagne di monitoraggio disponibili a partire dal 2011.

### **CrVI**

Il quadro della contaminazione da CrVI che emerge dalla campagna di settembre 2014 non si discosta da quello già descritto sulla base dei risultati di marzo 2014.

## 5.1.2 AREA SIN SESTO SAN GIOVANNI

### 5.1.2.1 MODELLO IDROGEOLOGICO CONCETTUALE

L'area SIN di Sesto San Giovanni è ubicata nel comune di Sesto San Giovanni, ma ai fini del presente studio l'area d'indagine è stata estesa ai comuni limitrofi, comprendendo i comuni di Milano, Segrate, Vimodrone, Cologno Monzese, Monza, Brugherio, Paderno Dugnano, Cusano Milanino, Cormano, Cinisello Balsamo e Bresso per una superficie complessiva di circa 120 km<sup>2</sup>. L'idrografia superficiale è caratterizzata dal fiume Lambro che attraversa la porzione Orientale e dal fiume Seveso a Ovest. Sono inoltre presenti due canali artificiali, il Villorosi e il Naviglio Martesana. Gli scambi idrici tra la falda e corpi idrici superficiali sono limitati dall'elevato grado di antropizzazione degli alvei e sono in generale alimentanti verso la falda.

L'area in esame presenta la struttura idrogeologica tipica della media pianura milanese caratterizzata dalla presenza di diversi corpi acquiferi, costituiti da materiale prevalentemente ghiaioso-sabbioso, separati da livelli di materiale fine. In questo sistema è dunque possibile distinguere 4 Gruppi di Acquiferi principali (denominati A, B, C e D) secondo la classificazione proposta da ENI, 2002. I dati disponibili per la taratura del modello si riferiscono esclusivamente agli acquiferi A e B e non hanno permesso di estendere la modellazione di flusso e trasporto agli acquiferi profondi (C e D). L'orizzonte di separazione fra i 2 gruppi acquiferi modellizzati, costituito da materiali a bassa permeabilità, risulta spesso discontinuo nella porzione di studio determinando una struttura complessiva di acquifero monostrato localmente compartimentato in falde sovrapposte. La struttura idrogeologica tridimensionale dell'area è stata ricostruita eseguendo e interpolando una serie di sezioni idrogeologiche orientate N-S ed E-O che hanno permesso di correlare e interpretare i numerosi dati disponibili. Complessivamente sono state utilizzati 191 record stratigrafici relativi a pozzi e sondaggi, privilegiando quelli più profondi in modo da permettere un'adeguata ricostruzione anche degli acquiferi posti alla base del modello. Le sezioni realizzate nell'ambito del presente studio sono state comparate con gli studi precedenti (CAP, Provincia di Milano e ENI-Regione Lombardia) verificandone la congruità. I limiti tra gli acquiferi proposti nei lavori precedenti sono comunque stati corretti in funzione delle evidenze stratigrafiche emerse a scala locale.

L'acquifero A è costituito da sedimenti ghiaiosi grossolani aventi uno spessore medio di circa 30 metri. L'acquifero risulta complessivamente vulnerabile all'infiltrazione di contaminanti dalla superficie: solo localmente sono presenti piccole lenti argillose in prossimità del piano campagna che limitano le infiltrazioni. Il setto argilloso di separazione tra A e B risulta essere presente solamente nel settore Sud. La lente argillosa raggiunge uno spessore massimo di 8 metri presso Milano, mentre a Sesto San Giovanni lo spessore è inferiore ai 3 metri. Il livello di separazione non risulta sufficiente a determinare una compartimentazione dell'acquifero in tutta l'area. Ne consegue che l'acquifero B risulta libero nel settore Nord e parzialmente confinato a Sud. L'acquifero B ha uno spessore crescente procedendo da Nord a Sud (da 20/30 a circa 60 metri) ed è caratterizzato nella parte inferiore dalla presenza di conglomerati e arenarie alternati a ghiaie e sabbie. Sono localmente presenti lenti argillose discontinue. La separazione tra l'acquifero B e l'acquifero C (denominata BC) risulta netta e costituita da materiali argillosi geneticamente ascrivibili all'acquifero C. Solo localmente i conglomerati (B) poggiano su sedimenti sabbiosi fini appartenenti all'acquifero C. L'acquifero C è costituito a sabbie e sabbie fini intercalate a sedimenti argillosi che confinano i livelli acquiferi generalmente caratterizzati da buona continuità. I dati stratigrafici disponibili non hanno consentito di ricostruire in dettaglio la base dell'acquifero C.

### 5.1.2.2 MODELLO DI FLUSSO

La realizzazione di un modello numerico di flusso richiede di assegnare alle unità idrostrutturali individuate nel modello concettuale i valori dei corrispondenti parametri idrogeologici riassumibili in termini di permeabilità ( $k$  in  $m/s$ ) e porosità ( $n$ ). I valori di conducibilità idraulica orizzontale e verticale sono stati stimati a partire dalle informazioni stratigrafiche disponibili, ricodificate secondo una modalità standardizzata, definita nel tracciato record stratigrafico. Una procedura di estrazione automatizzata, implementata in un foglio di calcolo, ha permesso di stimare un valore di permeabilità e porosità da assegnare ad ogni intervallo stratigrafico disponibile in formato digitale. Ogni record stratigrafico è stato quindi sovrapposto al modello concettuale e suddiviso in porzioni ognuna appartenente ad una singola unità idrostrutturale. Per ogni porzione omogenea è stata infine stimata la permeabilità equivalente. Il dataset di valori ottenuti è stato successivamente interpolato ricavando la distribuzione orizzontale della proprietà lungo l'unità idrogeologica. Il modello concettuale è stato quindi tradotto in un modello idrogeologico identificando le proprietà da assegnare alle unità idrostrutturali precedentemente individuate. Il modello idrogeologico è stato quindi discretizzato lungo una griglia di calcolo tridimensionale suddivisa verticalmente in tre layer, che rappresentano l'acquifero A, il setto di separazione AB e l'acquifero B (Figura 48). Le superfici di separazione tra i vari layer sono state ricostruite correlando tridimensionalmente gli orizzonti di transizione individuati nelle sezioni bidimensionali. La discretizzazione orizzontale è stata effettuata lungo una griglia regolare e omogenea avente dimensione di 50x50 metri per un totale di 219 righe e 218 colonne.

Il layer 1 rappresenta l'acquifero A, è delimitato a tetto dal piano campagna e a letto dal livello acquitardo che lo separa dall'acquifero B.

Il layer 2 appresenta il livello argilloso di separazione tra l'acquifero A e l'acquifero B. Nell'area di studio tale livello non è sempre presente e solo presso il comune di Milano la lente argillosa è continua con uno spessore di norma non superiore ai 5 metri. Dove il livello argilloso non è presente è stato attribuito allo strato uno spessore fittizio di 2 metri al fine di dare continuità geometrica al secondo layer, ma sono stati attribuiti parametri idrogeologici uguali a quelli del layer superiore.

Il layer 3, Rappresenta l'acquifero B; è delimitato a tetto dal secondo layer e alla base dalla superficie sommitale dei sedimenti argilloso/sabbiosi dell'acquifero C.

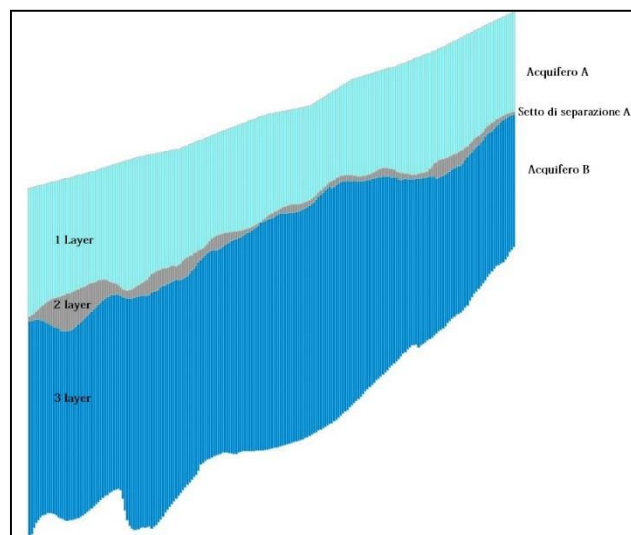


Figura 48 Discretizzazione verticale del Modello.

## **DEFINIZIONE DELLE CONDIZIONI AL CONTORNO DEL MODELLO**

Le condizioni al contorno sono state assegnate in base ai risultati della campagna piezometrica eseguita per la taratura del modello nel maggio 2014, integrati con i punti della rete piezometrica sviluppata per il SIN di Pioltello Rodano (giugno 2014) e con altre misure realizzate dalle società proprietarie nell'area del SIN di Sesto San Giovanni (marzo 2014). La piezometria misurata in campo e successivamente interpolata è stata imposta ai bordi del modello come condizione di carico costante.

Gli scambi con i corpi idrici superficiali sono stati introdotti nel modello come elementi a flusso costante (verso la falda) pari a  $0.005 \text{ m}^3/\text{s}$  per il naviglio Martesana e  $0.00096 \text{ m}^3/\text{s}$  per il canale Villoresi. L'apporto del fiume Lambro, ritenuto più significativo, è stato modellizzato con una condizione di tipo River che permette di simulare numericamente gli scambi idrici tra fiume e falda in funzione dei carichi idraulici relativi dei due corpi idrici e della conduttanza (permeabilità/spessore) del letto del fiume (portata verso la falda pari a  $0.10 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Gli elementi di bilancio idrico sono stati introdotti come ricarica da pioggia per  $0.75 \text{ m}^3/\text{s}$ , il calcolo ha previsto una stima della ricarica sulla base dei dati meteorologici registrati presso la stazione di Cinisello Balsamo e dell'uso del suolo DUSAF della Regione Lombardia o come contributo negativo da pozzi pari a  $3.59 \text{ m}^3/\text{s}$  (relativo a tutti i pozzi presenti nel modello). Complessivamente sono stati inseriti 386 elementi analitici che simulano l'emungimento dei pozzi nei 3 layer del modello. Le portate estratte sono state stimate in base ai volumi dichiarati nel 2011 e nel 2012, gli unici ad oggi disponibili nel database provinciale (database SIF). L'incertezza associata al dato di prelievo rappresenta comunque una delle principali incertezze insite nel modello di flusso.

## **CALIBRAZIONE DEL MODELLO**

La calibrazione del modello è un processo che prevede la variazione di valori dei parametri di input (conducibilità idraulica, ricarica superficiale, flussi in entrata/uscita) al fine di ottenere la migliore corrispondenza tra le condizioni piezometriche di riferimento (campagna piezometrica) e quelle simulate. La calibrazione è stata eseguita attraverso l'ausilio di Pest (Doherty, 2010), un software di calibrazione automatica che modifica il valore di ingresso dei parametri minimizzando le differenze tra le piezometrie simulate e quelle misurate nei punti di taratura. La distribuzione dei valori di permeabilità calibrati del modello è risultata coerente con i valori inizialmente stimati. La permeabilità calibrata per il layer 1 è risultata compresa tra  $8\text{E-}3$  e  $5\text{E-}5 \text{ m/s}$ . Il settore Nord del modello è caratterizzato da una permeabilità compresa tra  $4\text{E-}4$  e  $6\text{E-}4 \text{ m/s}$ , solamente in prossimità del comune di Cinisello è presente una fascia orientata Nord-Sud con una permeabilità maggiore,  $4\text{E-}3 \text{ m/s}$ . In direzione Sud la permeabilità del primo layer aumenta passando a valori compresi tra  $1\text{E-}3$  e  $8\text{E-}3 \text{ m/s}$ . Il secondo layer presenta gli stessi valori di permeabilità del primo ad eccezione delle zone dove è presente il livello argilloso a cui è stato attribuito un valore tra  $1\text{E-}8 \text{ m/s}$  e  $2\text{E-}8 \text{ m/s}$ . Il terzo layer è caratterizzato da valori di permeabilità compresi tra  $7\text{E-}4$  e  $2\text{E-}3 \text{ m/s}$ , nel dettaglio è possibile osservare una fascia a bassa permeabilità,  $2\text{E-}5 \text{ m/s}$ , tra il comune di Sesto e Cologno Monzese orientata in direzione Nord-Sud. La permeabilità tende ad aumentare nel settore nord-orientale del comune di Cinisello Balsamo e in prossimità del comune di Milano. In Figura 49 è rappresentata la distribuzione dei valori di permeabilità affinati mediante la procedura di calibrazione.

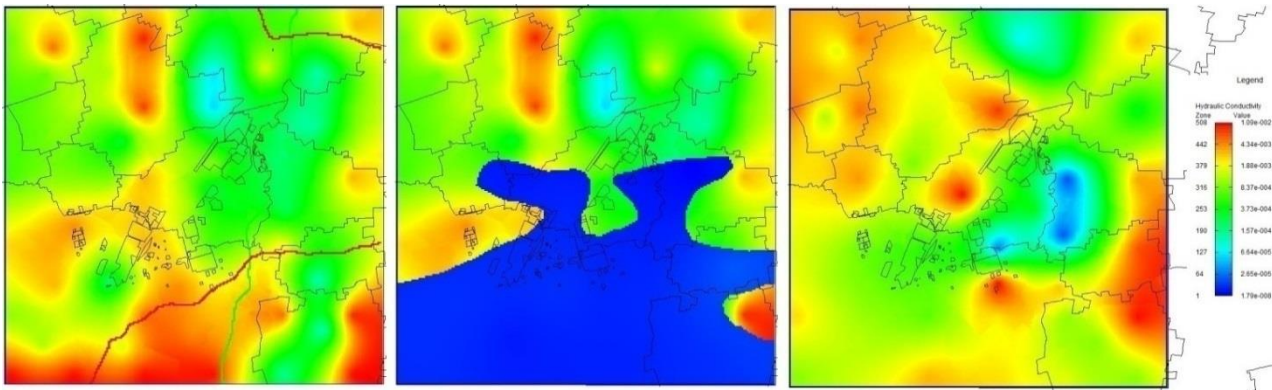


Figura 49 Distribuzione delle permeabilità nel modello. Da sinistra layer 1, 2 e 3.

## RISULTATI DEL MODELLO DI FLUSSO

Il modello di flusso simula in modo soddisfacente la superficie piezometrica nell'acquifero A (layer 1), pur con una leggera tendenza alla sovrastima dei valori piezometrici rispetto a quelli reali, ad esclusione del settore occidentale dove i valori simulati risultano inferiori (Figura 50).

La piezometria simulata per acquifero B (Figura 51) presenta residui maggiori rispetto alla precedente. La maggiore entità dell'errore di simulazione dipende sia dal minore numero di punti disponibili per la taratura, sia dalle incertezze relative al dato piezometrico misurato che, essendo nella quasi totalità dei casi relativo a pozzi acquedottistici, può essere condizionato dalla presenza di pozzi in funzione nelle immediate vicinanze.

Le due carte piezometriche elaborate hanno permesso di valutare le differenze di carico tra i due acquiferi. Nel settore Nord dell'area di studio tali differenze risultano nulle in quanto non è presente il livello argilloso di separazione e i due acquiferi sono in continuità idraulica. Solamente in direzione Sud tali differenze risultano apprezzabili e quantificabili in circa 1 metro, con l'acquifero A in sovraccarico rispetto al B. L'apparente anomalia dipende dal fatto che quasi tutti i pozzi idropotabili sono filtrati nell'acquifero B, determinandone una condizione di intenso sfruttamento che ne riduce il carico piezometrico. In entrambi gli acquiferi la direzione di deflusso è orientata approssimativamente N-S e tende a deviare in direzione del comune di Milano dove è presente una zona di drenaggio determinata sia dall'emungimento delle rete idrica cittadina, che dalla maggior permeabilità dei depositi.

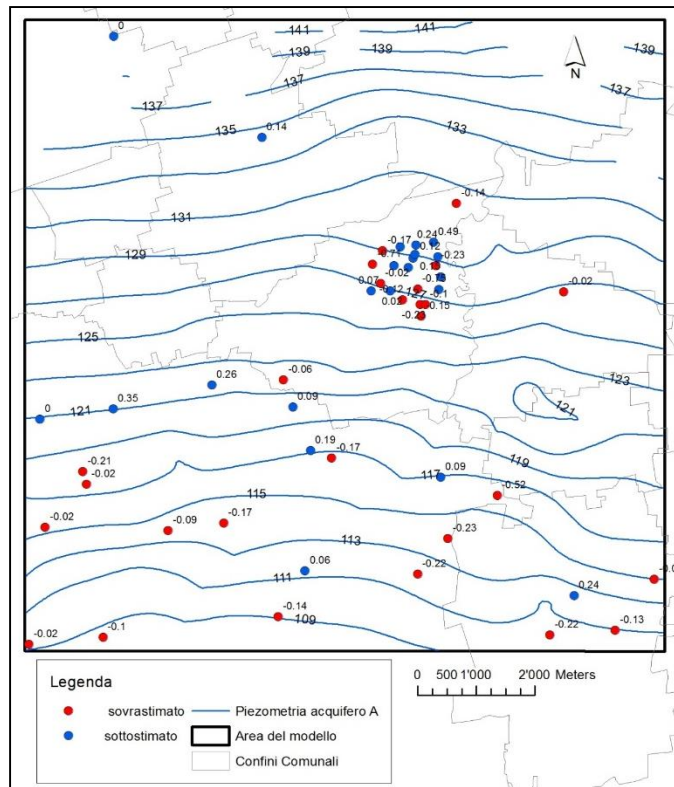


Figura 50 Piezometria simulate e residui pesati dei target nel primo layer.

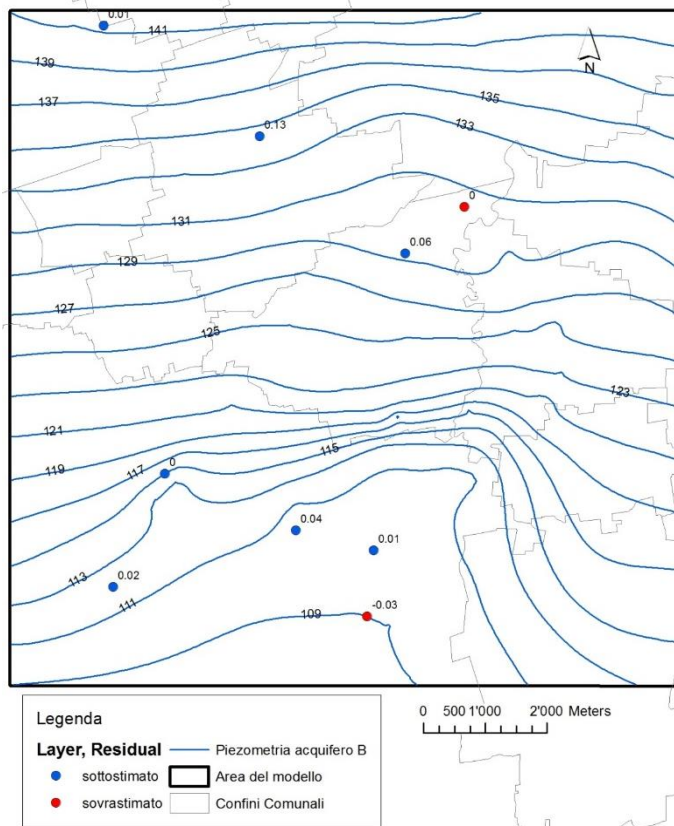


Figura 51 Piezometria simulate nel terzo layer con evidenziati i residui pesati.

Sulla base dei risultati ottenuti è possibile fare una stima della velocità della falda. In particolare nelle aree dove è stata eseguita la modellazione degli inquinanti, nel settore Nord e nel settore Sud, risultano nell'acquifero A e nell'acquifero B i valori di velocità della falda indicati in Tabella 6.

Tabella 6 Valori di velocità della falda e degli inquinanti stimati con il modello matematico.

area nord				area sud			
Acquifero	velocità falda			Acquifero	velocità falda		
	m/s	m/d	m/anno		m/s	m/d	m/anno
A	2.04E-05	1.76	643.33	A	1.49E-05	1.29	469.89
	4.14E-06	0.36	130.56		2.10E-05	1.81	662.26
AB	2.12E-05	1.83	668.56	AB	1.57E-06	0.14	49.51
	3.86E-06	0.33	121.73		5.07E-09	0.00	0.16
B	3.86E-06	0.33	121.73	B	9.51E-06	0.82	299.91
	1.08E-05	0.93	340.59		2.05E-05	1.77	646.49

### 5.1.2.3 MODELLO DI TRASPORTO

La realizzazione di un modello di trasporto trae origine dall'analisi dello stato di contaminazione nell'area di studio e si sviluppa attraverso una serie di steps progressivi finalizzati a descriverne lo stato, la distribuzione e l'evoluzione.

L'attività modellistica è finalizzata all'analisi dello stato di contaminazione attuale e storico rilevato nel sito di studio con gli obiettivi di caratterizzarne l'estensione, individuarne la possibile origine e prevederne l'evoluzione. Le diverse fasi in cui si articola l'attività sono riassunte nell'elenco seguente:

1. Identificazione delle tipologie di sostanze utilizzate nell'area al fine di ipotizzare localizzazione e caratteristiche delle possibili sorgenti.
2. Caratterizzazione dello stato di contaminazione dell'area relativamente ai contaminanti più significativi.
3. Analisi dell'evoluzione temporale della contaminazione discriminando le contaminazioni storiche in fase di progressiva attenuazione dalle situazioni in cui è ancora possibile ipotizzare l'esistenza di una sorgente attiva che dia origine ad un pennacchio di contaminazione.
4. Studio dei pennacchi di contaminazione individuati o ipotizzati attraverso l'applicazione di metodologie di simulazione numerica basate sulla realizzazione di modelli di flusso e trasporto che permettano di:
  - formulare ipotesi sull'ubicazione dell'origine della contaminazione;
  - individuare le principali carenze conoscitive e definire l'ubicazione ottimale di eventuali indagini integrative necessarie per l'individuazione delle sorgenti e per la delimitazione dei pennacchi;
  - ricostruire la distribuzione spaziale della contaminazione, individuando eventuali criticità in relazione agli utilizzi attuali della risorsa idrica;

- prevedere l'evoluzione futura del pennacchio sulla base di determinati scenari di intervento sulle sorgenti e individuare i potenziali bersagli.

## **ANALISI DELLO STATO DI CONTAMINAZIONE DEL SITO**

Sulla base di una scelta condivisa con Regione, Provincia e con gli Enti coinvolti nel Progetto PLUMES, gli inquinanti presi in esame nell'ambito di questo lavoro sono: PCE, TCE, CLF e CrVI.

Per una valutazione preliminare dello stato di inquinamento dell'area SIN di Sesto San Giovanni, sono stati analizzati i risultati delle analisi eseguite, a partire dagli anni '60, sulle acque di falda suddivise in tre finestre temporali: dal 1962 al 1989; dal 1990 al 2006; dal 2005 al 2014.

I dati raccolti provengono da diverse fonti: Provincia di Milano (Sistema Informativo Falda, "SIF"<sup>9</sup>), Metropolitana Milanese ("MM"), AMIACQUE, caratterizzazioni di aree soggette a procedimenti di bonifica, attività di monitoraggio delle grandi opere, rete di monitoraggio ARPA.

### **SOLVENTI CLORURATI:**

Riguardo al PCE, si osserva una ampia contaminazione già a partire dagli anni '90 con concentrazioni dell'ordine di qualche decina di µg/l. Si distinguono poi alcune zone in cui i valori hanno superato i 100 µg/l. Concentrazioni elevate a monte idrogeologico del SIN, sono state misurate a partire dal 2007 nel Comune di Monza.

Più di recente il PCE presenta una contaminazione con valori di concentrazione quasi sempre al di sopra della CSC di riferimento (1,1 µg/l). Si osserva che, in alcuni casi, nei piezometri filtrati nel tratto più profondo dell'acquifero risultano concentrazioni lievemente maggiori rispetto a quelle misurate nei corrispondenti piezometri superficiali. In particolare, nell'area del SIN, si rileva che:

- il valore più alto è stato registrato nel piezometro con codice SIF 0152090350, profondità 30 m. Poco distante da quest'ultimo, è presente il piezometro con codice SIF 0152090349 (profondità 88 m);
- spostandosi più a est e nord-est, le concentrazioni di PCE si attestano su valori compresi tra 10 e di 30 µg/l, mostrando sempre valori superiori a carico della falda profonda.

Di particolare interesse è il piezometro con codice SIF 0152090242, profondo 50 m, che, essendo ubicato nella porzione più a nord del SIN, potrebbe rappresentare un indicatore delle concentrazioni in ingresso al SIN provenienti da nord. Diversamente da quanto si osserva nel piezometro superficiale 0152090350, il piezometro 0152090242, a partire dalla campagna di ottobre 2009, mostra un graduale aumento della concentrazione di PCE; nel marzo 2011 registra il valore più alto pari a 65 µg/l e successivamente le concentrazioni si riducono a valori che oscillano tra 20 e 40 µg/l. Se si confronta tale andamento con i dati disponibili nei punti vicini, si nota una somiglianza con:

- il piezometro 0151490034, ubicato nel Comune di Monza e distante circa 450 m dal piezometro 0152090242. Nell'ambito della I campagna ha registrato un valore pari a 12,1 µg/l di PCE. I dati disponibili a partire da marzo 2003 mostrano fino a ottobre 2009 valori generalmente

---

<sup>9</sup> risultati delle analisi idrochimiche eseguite dal 1962 al 2012 nella Provincia di Milano

compresi tra 5 e 10 µg/l e nelle campagne successive un lieve incremento delle concentrazioni che sembra ricalcare quello visto nel piezometro 0152090242;

- il pozzo di AMIACQUE 0152090016, ubicato circa 200 m a est del piezometro 0152090242. Registra un incremento delle concentrazioni da 19 a 46 µg/l tra il 2009 e il 2011, seguendo l'andamento descritto del piezometro 0152090242.

Quanto osservato non si esclude possa essere correlato alla variazione del livello di falda che tra il 2008 e il 2012 ha registrato un innalzamento di circa 7 m.

Circa 800 m a sud-ovest rispetto al precedente, il piezometro 0152090350 ha registrato nelle ultime due campagne disponibili (settembre 2013, marzo 2014) valori più alti di 40 µg/l, mentre i dati disponibili a partire dal 2005 risultano sempre inferiori a 15 µg/l. Secondo la piezometria di maggio 2014 i piezometri 0152090242 e 0152090350 non risultano allineati sulla stessa linea di flusso, perciò è poco probabile che tra le due contaminazioni vi sia una relazione. Tuttavia, non essendo a conoscenza di piezometrie di dettaglio precedenti, non è possibile escludere del tutto che cambiamenti nella direzione di flusso della falda tra il 2009 e il 2013 possano aver messo in relazione le concentrazioni osservate nei due piezometri. Infine, un lieve aumento dei valori di PCE risulta, a partire da marzo 2013, nei piezometri 0152090400 e 0152090216 posti, secondo la piezometria di maggio 2014, a valle idrogeologico del piezometro 0152090242. Anche in questo caso non si esclude che l'aumento possa essere legato alle concentrazioni osservate a partire dal 2009 nel piezometro 0152090242.

Anche nel caso del TCE si osserva la presenza di una ampia contaminazione a partire dagli anni '90, in questo caso però le concentrazioni generalmente non superano i 10 µg/l. I dati disponibili evidenziano invece concentrazioni maggiori di 100 µg/l prima degli anni '90. Attualmente le concentrazioni non superano i 5 µg/l e sono generalmente inferiori alla CSC (1,5 µg/l).

La contaminazione da CLF è anch'essa stata riscontrata già a partire dagli anni '80 nell'area di studio con concentrazioni spesso superiori ai 10 µg/l. Si osserva che a partire dal 2007 in un punto ubicato nella porzione centro-meridionale del Comune di Monza, sono stati registrati valori superiori a 100 µg/l. Nei dati recenti si osserva una contaminazione diffusa da CLF nell'area di interesse perlopiù con valori che superano la CSC di riferimento (0,15 µg/l), con concentrazioni massime pari a 6,7 µg/l.

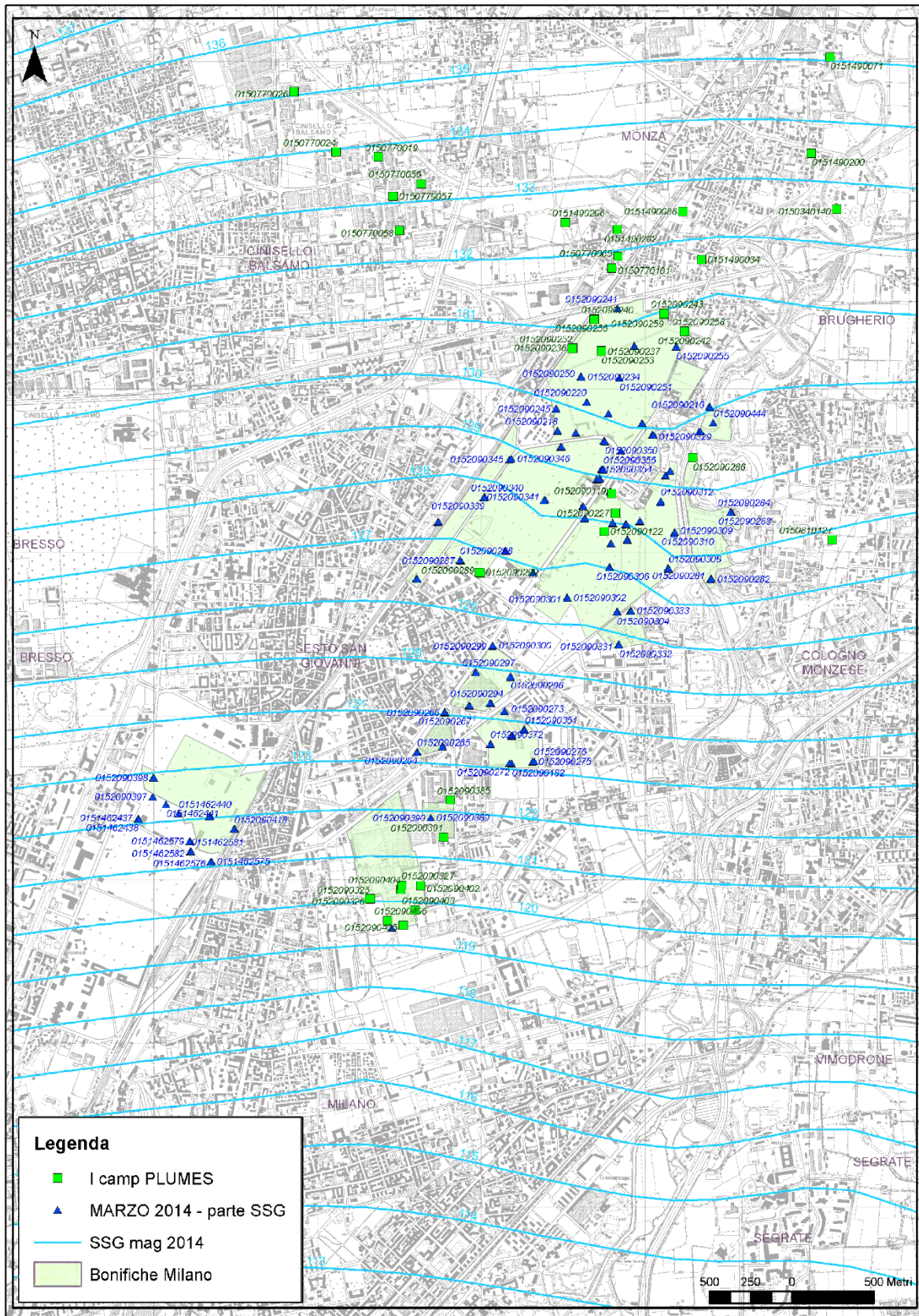


Figura 52 Ubicazione dei piezometri campionati primavera 2014.

Infine, in merito al CrVI, a partire dagli anni '90 sono stati osservati valori localizzati di picco nell'ordine dei 100 µg/l, mentre valori compresi tra 10 e 50 µg/l risultano distribuiti "a macchia di leopardo".

I dati più recenti mettono in evidenza la presenza di superamenti del limite anche in altre zone del SIN con concentrazioni generalmente inferiori a 10 µg/l e in pochi casi comprese tra 10 e 20 µg/l. I valori più alti, fino a circa 30 µg/l, si registrano nella porzione più a sud-ovest dell'area di studio.

In particolare si osserva tra settembre 2009 e marzo 2012, nel punto 0152090402, un repentino aumento delle concentrazioni fino a quasi 180 µg/l, seguito da una diminuzione altrettanto rapida dei valori nelle campagne successive. I valori registrati nel vicino piezometro 0152090403, fino a marzo 2011, seppur lievemente inferiori, seguono lo stesso andamento dei valori registrati nel piezometro 0152090402. Tra marzo 2011 e maggio 2014 invece si registra un'oscillazione delle concentrazioni, mai superiori a 40 µg/l, in graduale diminuzione nel piezometro 0152090403. Se dunque la prima parte delle curve (fino a marzo 2011) mostra una stretta correlazione tra i due piezometri, nelle ultime due campagne disponibili (settembre 2013, marzo 2014) il piezometro di valle (0152090403) sembra non avere risentito dell'incremento dei valori registrati nel piezometro di monte (0152090402). I dati disponibili nelle aree nei pressi e a monte idrogeologico dei piezometri sopra descritti, hanno dato evidenza negli anni passati della presenza di una contaminazione da CrVI con valori inferiori a 20 µg/l, ma senza nessun incremento particolare tra il 2009 e il 2012. Per tale ragione si ritiene che la contaminazione osservata nel piezometro 0152090402 possa provenire da una zona poco distante da tale punto.

## **IMPLEMENTAZIONE DEI MODELLI DI TRASPORTO E PRIME CONCLUSIONI**

Il trasporto degli inquinanti in falda è stato simulato mediante l'utilizzo del codice di calcolo MT3DMS. La risoluzione dell'equazione di trasporto dell'inquinante in falda richiede l'inserimento di diversi parametri fra cui la dispersività, il fattore di ritardo e il fattore di decadimento. I parametri utilizzati nel modello sono sintetizzati nella tabella sotto riportata.

Tabella 7 Sintesi dei parametri introdotti nel modello di trasporto.

	PCE	Cr VI
PARAMETRO		
dispersività longitudinale (m)	20	10
dispersività trasversale (m)	3	1
dispersività verticale (m)	0.03	0.03
coefficiente di distribuzione solido/liquido (m <sup>3</sup> /kg)	0.000426	0
fattore di decadimento (t/2 in anni)	10	0
densità acquifero (kg/m <sup>3</sup> )	1700	
contenuto in carbonio organico del suolo (foc)	0.001	

La griglia di calcolo utilizzata è stata mediata dal modello di flusso precedentemente realizzato, infittita nel caso del Cr VI nelle zone di maggior interesse.

## MODELLI DI TRASPORTO PER IL CROMO VI:

La contaminazione da Cromo esavalente risulta elevata in corrispondenza di due aree, entrambe ubicate nella porzione meridionale nel comune di S. S. Giovanni.

La possibile ubicazione del punto sorgente è stata ipotizzata effettuando un retrotracciamento delle linee di flusso a partire dal punto in cui si sono manifestate le concentrazioni maggiori (piezometro 015209402) realizzato con l'ausilio del pacchetto MODPATH.

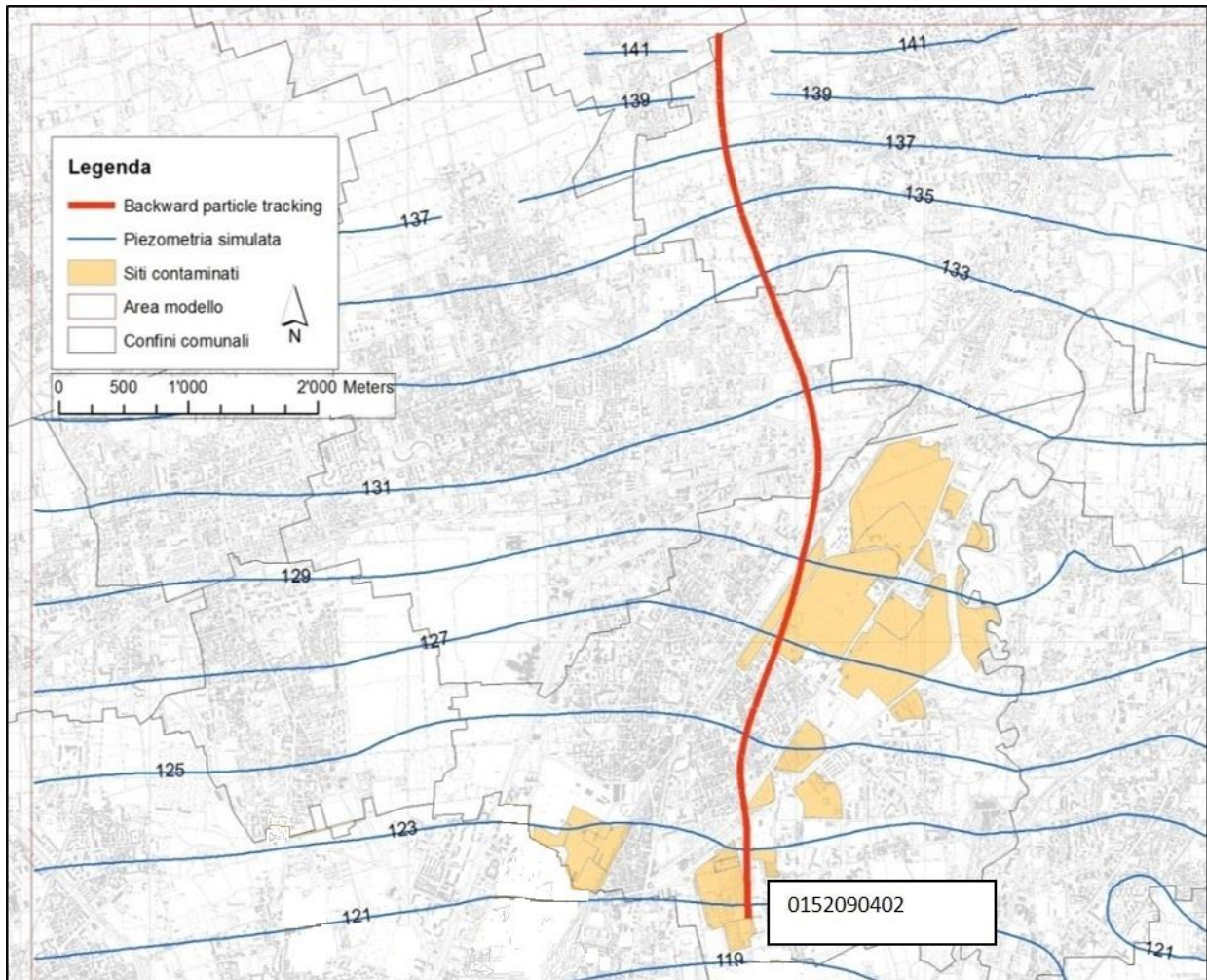


Figura 53 Backward particle tracking: la linea rossa individua i punti di possibile origine della contaminazione individuate al piezometro 015209402.

Per quanto riguarda il Cromo VI, le simulazioni intendono riprodurre la distribuzione dei valori di concentrazione osservata nei piezometri 0152090402 e 0152090403 negli anni tra il 2009 e il 2014. Sono quindi stati definiti tre scenari ipotizzando due diverse posizioni della sorgente, entrambe ubicate lungo la linea di flusso passante per il piezometro (linea rossa di Figura 53). La modellazione di trasporto è stata implementata per verificare i due scenari definiti in funzione della posizione dell'area sorgente:

- Scenario 1: la sorgente è posta in prossimità del confine orientale del sito a circa 300 m di distanza dal piezometro 0152090402.
- Scenario 2: la sorgente è situata circa 300 metri a Nord rispetto allo scenario 1.

Inoltre, per identificare la potenziale sorgente responsabile della contaminazione da CrVI rilevata nei pozzi della centrale Gorla posti più a est, è stata ipotizzata la presenza di una sorgente posta più a Sud.

La miglior soluzione ottenuta per lo scenario 1 riesce a simulare bene i due picchi di concentrazione (marzo 2010 e marzo 2012) nel piezometro di riferimento (0152090402) mentre nei piezometri più a valle l'accordo tra valori simulati e valori osservati è meno preciso ma comunque accettabile. Il plume di Cromo VI risulta essere molto stretto e allungato, infatti raggiunge una larghezza massima di circa 250 metri e una lunghezza superiore al 1 km (

Figura 54).

Per concludere, sulla base dei dati disponibili, risulta plausibile l'ipotesi che la sorgente dell'inquinamento da CrVI sia situata entro una distanza di circa 300 m dal piezometro 0152090402.

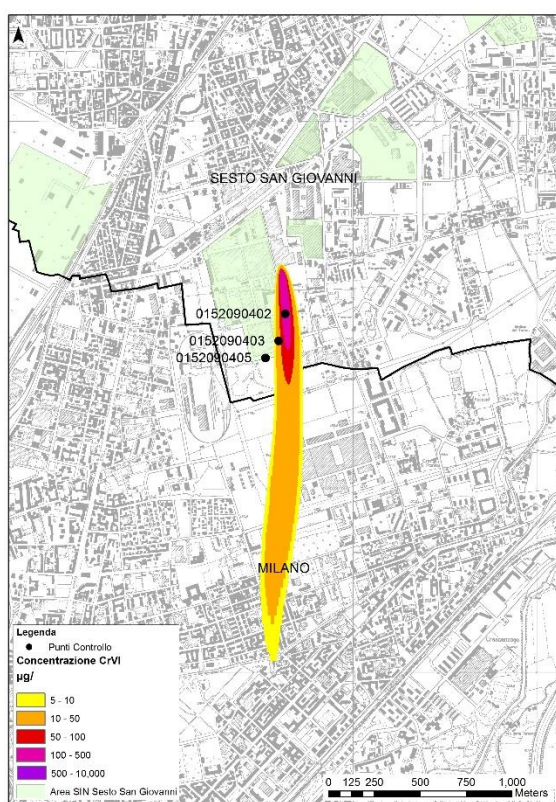


Figura 54 Scenario 1. Distribuzione areale del plume di Cromo VI.

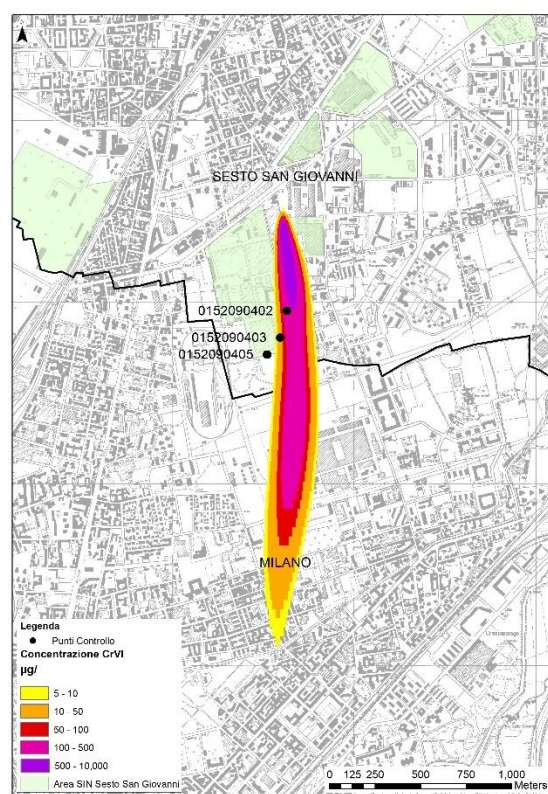


Figura 55 Scenario 2. Distribuzione areale del plume di Cromo VI.

Lo scenario 2 appare invece meno plausibile: per riprodurre correttamente i valori osservati al piezometro di riferimento è necessario introdurre valori molto elevati alla sorgente. Il pennacchio che ne deriva risulta più largo del precedente andando ad interessare piezometri presenti nell'area (con valori di concentrazione dell'ordine di qualche decina), in disaccordo con i valori, bassi, realmente misurati in questi punti. Questo scenario, pur mostrando una buona calibrazione presso i piezometri-target, porta a ottenere un plume con valori di concentrazione molto elevati che non sono mai stati riscontrati nelle serie storiche e risulta meno probabile del precedente (Figura 55).

I due scenari ipotizzati rappresentano gli estremi delle possibili ubicazioni dell'area sorgente. È possibile che la sorgente sia ubicata lungo la linea di flusso in posizione intermedia.

Inoltre si è cercato di comprendere la provenienza della contaminazione delle acque grezze (pre-trattamento) dei pozzi profondi della centrale Gorla, ubicata in Comune di Milano. Studi precedenti (progetto europeo Foks) avevano dimostrato che la contaminazione in arrivo alla centrale colpiva prevalentemente i pozzi posti ad Est. È stato quindi eseguito un retrotracciamento delle linee di flusso nell'acquifero B a partire da questi pozzi. I risultati hanno evidenziato che alcuni siti potenzialmente contaminati risultano ubicati lungo la linea di flusso passante per la centrale. Secondo quest'ipotesi, le concentrazioni attualmente osservate presso la centrale di Gorla (concentrazioni attuali nell'ordine dei 20/30 µg/l) potrebbero essere il residuo di contaminazioni molto più elevate presenti nel passato. È stato quindi realizzato un modello di trasporto finalizzato a verificare la possibile correlazione tra le elevate concentrazioni di Cr VI osservate nella centrale dell'acquedotto di Gorla e una sorgente storica posta a monte.

E' necessario osservare che la modellazione effettuata con MODPATH per il tracciamento a ritroso delle particelle è uno strumento utile per delimitare le aree di potenziale origine della contaminazione, ma, non tenendo conto del meccanismo di trasporto dispersivo e delle eventuali lievi variazioni della direzione di flusso legate all'incertezza insita in ogni modello, è bene considerare una fascia di ampiezza maggiore entro cui ricercare le potenziali sorgenti della contaminazione.

Visto che i piezometri situati tra il comune di Sesto e il comune di Milano, filtrati nel solo acquifero A, non hanno mai registrato valori di CrVI elevati, la sorgente è stata posta nel terzo layer, simulando un'immissione dell'inquinante direttamente nella falda profonda (3 layer). La miglior simulazione realizzata prevede una concentrazione alla sorgente di 500 µg/l per un tempo di attività pari a 10 anni, mentre il periodo di inattività è di 40 anni.

In Figura 56 è possibile osservare come l'asse del plume della distribuzione della concentrazione di Cromo VI è diretto verso i pozzi orientali della centrale Gorla come dimostrato da lavori precedenti. A monte della centrale Gorla non sono presenti punti di monitoraggio filtrati nell'acquifero B o nella porzione profonda dell'acquifero A, per questo motivo non è possibile valutare l'esattezza delle concentrazioni simulate.

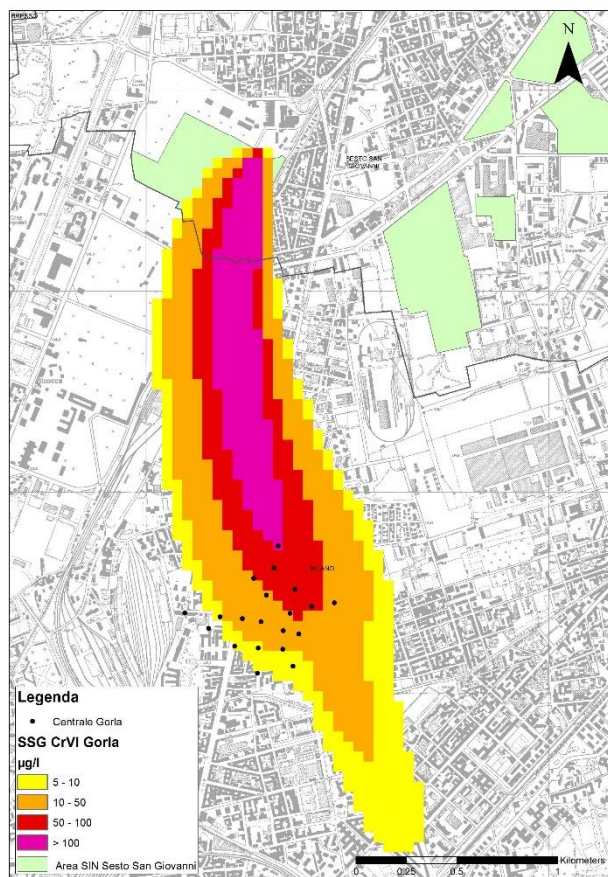


Figura 56 Distribuzione delle concentrazioni di Cromo VI.

I valori di Cromo VI registrati presso i pozzi orientali della centrale Gorla si attestano su un ordine di grandezza confrontabile con quelli ottenuti dalla simulazione svolta. Per tale ragione, è stata proposta la realizzazione di un nuovo piezometro profondo filtrato nel solo acquifero B (punto verde), per fornire informazioni utili per definire con più dettaglio la distribuzione delle concentrazioni di Cromo VI.

### **MODELLI DI TRASPORTO PER IL TETRACLOROETILENE:**

La distribuzione della contaminazione da PCE nel SIN di Sesto San Giovanni evidenzia uno stato di ampia contaminazione a cui si sovrappongono uno o più pennacchi locali che interessano l'area centro settentrionale del SIN.

Le simulazioni di trasporto sono state realizzate con l'obiettivo di simulare il pennacchio di contaminazione nel periodo 2005-2014 che investe la parte nord del SIN definendo scenari possibili per spiegare l'origine e l'evoluzione dei plumes. Il principale target di riferimento è stato individuato nel piezometro 0152090242 che mostra nel 2010-2011 un picco di concentrazione ben definito, indicativo del transito di un pennacchio (Figura 57).

Gli scenari ipotizzati sono:

- Scenario 1: valutare se la contaminazione da PCE rilevata nel piezometro 0152090242 possa provenire da un sito posto nella parte centro-meridionale del comune di Monza;

- Scenario 2: valutare come il plume, che si genera presso il piezometro 0151490284 a partire dal maggio 2013, possa propagarsi nel tempo.

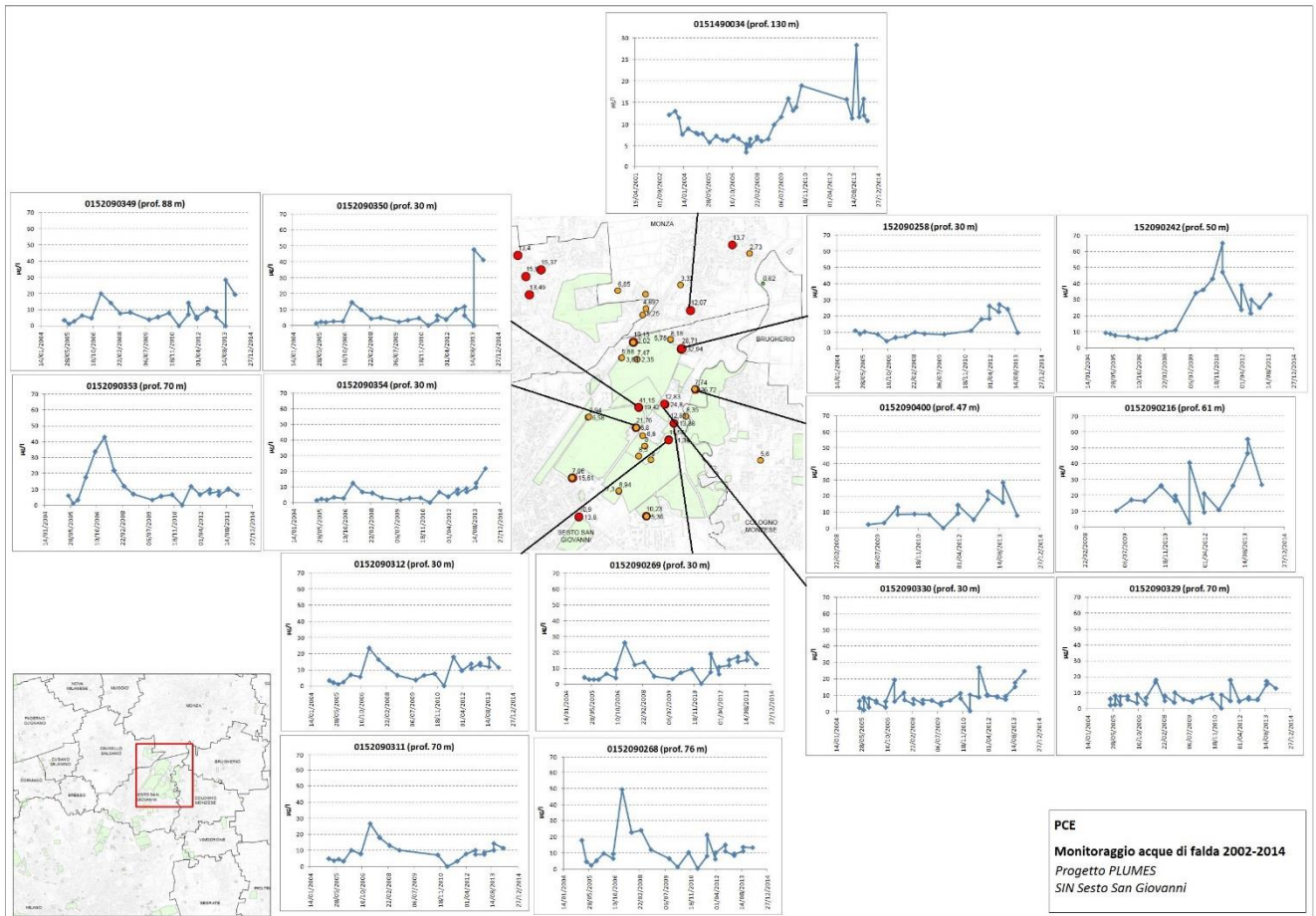


Figura 57 Andamento dei valori di concentrazione di PCE registrati nelle acque di falda tra il 2002e il 2014.

Il primo scenario testato individua in un sito ubicato nella porzione centro-meridionale del comune di Monza, il potenziale responsabile della contaminazione da PCE rilevata nel piezometro 152090242. I dati idrochimici a disposizione per il sito riguardano un arco temporale piuttosto ristretto (2007-2013). Le concentrazioni massime (292 µg/l) sono state rilevate nel maggio 2013. Data l'elevata distanza tra l'ipotetica sorgente inquinante e i piezometri del SIN contaminati da PCE (circa 2 km), per riprodurre nel piezometro 152090242 le concentrazioni osservate nel periodo 2005-2014, è stato necessario prevedere un periodo iniziale in cui la sorgente è attiva (10 anni) e un periodo dove la sorgente non è più attiva (40 anni). La miglior simulazione prevede che durante la fase di rilascio la concentrazione alla sorgente sia pari a 3000 µg/l. Solo in questo modo il plume sarebbe in grado di coprire una distanza così elevata determinando un picco di concentrazione nel piezometro 0152090242 confrontabile con il valore osservato in campo (65 µg/l).

L'andamento delle concentrazioni simulate e misurate nel piezometro (Figura 58 a) mostrano tuttavia trend significativamente diversi: i dati reali mostrano un repentino incremento ed una altrettanto rapida diminuzione delle concentrazioni, mentre nel modello il transitto del picco di concentrazione è più progressivo, a causa dell'elevata distanza dalla sorgente (Figura 58 b). Tale risultato è dettato dall'elevata distanza della sorgente rispetto al piezometro di osservazione: la dispersione ha infatti

avuto modo di allargare la campana delle concentrazioni determinando un progressivo arrivo delle particelle contaminanti.

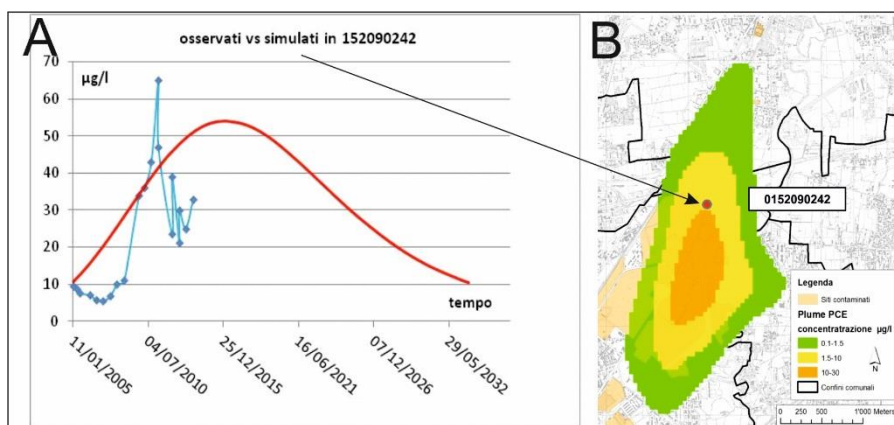


Figura 58 a) Evoluzione temporale del PCE nel piezometro 0152090242 e confronto con i dati simulati; b) Simulazione del pennacchi di contaminazione.

Questo risultato lascia supporre che la sorgente responsabile della contaminazione rilevata nel piezometro 0152090242 debba essere posta più vicina al piezometro stesso e non possa essere dunque collocata in corrispondenza del sito ipotizzato.

L'impossibilità di riprodurre il picco osservato ipotizzando una sorgente così distante, ha portato alla definizione di un secondo scenario che prevede l'esistenza della sorgente introdotta nel primo scenario, con valori coerenti con quelli rilevati (300 µg/l), a cui si deve aggiungere una seconda sorgente ubicata a minor distanza dal SIN, lungo la linea di flusso passante per il piezometro 152090242.

In particolare ponendo una sorgente ad una distanza inferiore ai 1000 m a monte del punto 0152090242, si ottiene una simulazione della variazione delle concentrazioni di PCE più prossima a quella osservata in campo; mentre la sorgente introdotta nello scenario 1 permette di riprodurre in modo corretto le concentrazioni osservate in comune di Monza a nord del SIN.

In conclusione, i risultati ottenuti con la modellazione di trasporto, indicano che la sorgente della contaminazione da PCE in ingresso da Nord al SIN, non possa essere completamente attribuita alle sorgenti attualmente note in comune di Monza ma, per giustificare l'andamento e l'entità della contaminazione, è necessario ipotizzare la presenza di una seconda sorgente di contaminazione ubicata all'interno dell'areale indicato in Figura 59.

Trattandosi di un'area residenziale, per cui non è nota la presenza di attività che utilizzino solventi, non si possono al momento formulare ipotesi più precise sulla sorgente. E' stata quindi proposta la realizzazione di un piezometro che permetta di formulare ipotesi più precise sull'origine della contaminazione.

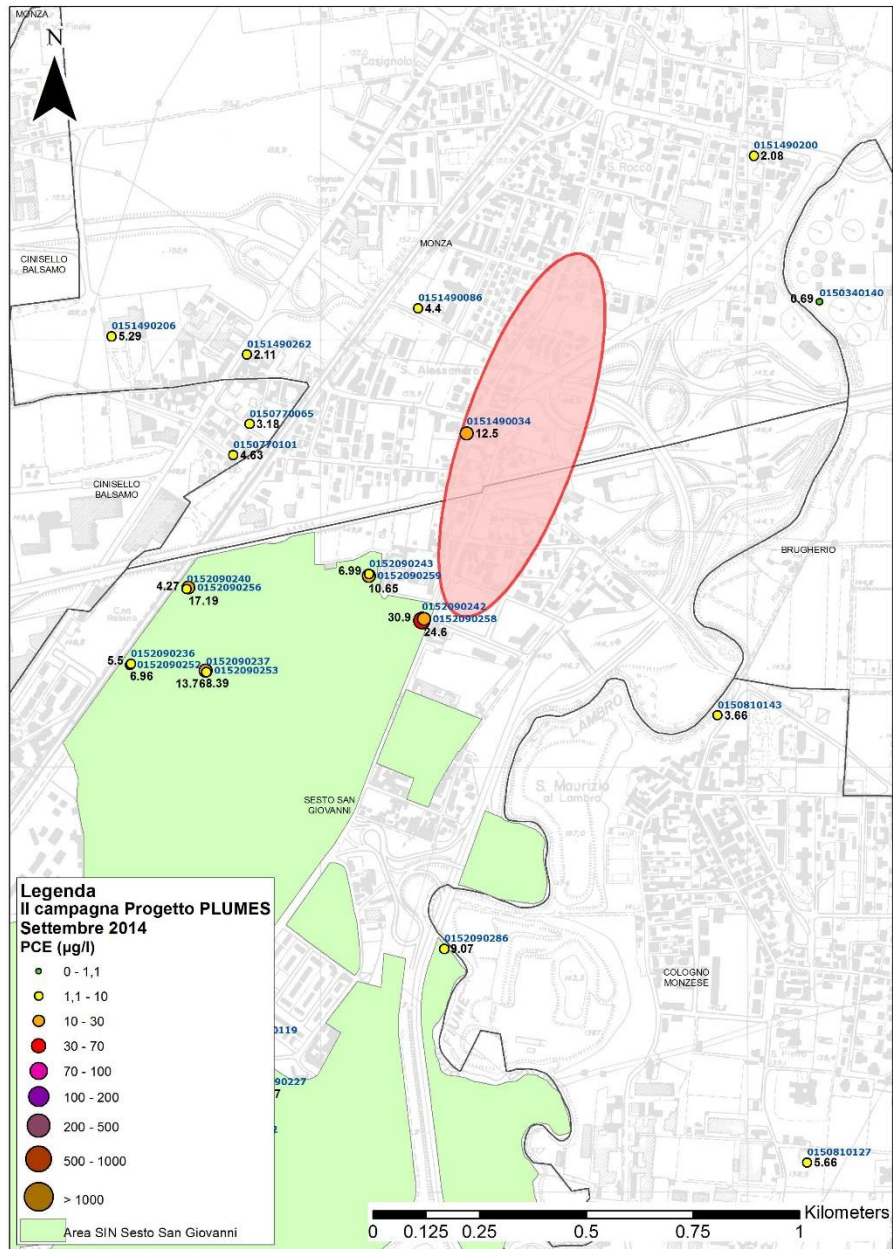


Figura 59 In rosso è evidenziata l'area da sottoporre ad indagini di approfondimento per la ricerca della sorgente dell'inquinamento da PCE che interessa la porzione più settentrionale del SIN.

### 5.1.3 AREA SIN PIOLTELLO RODANO

#### 5.1.3.1 MODELLO IDROGEOLOGICO CONCETTUALE

L'area SIN Pioltello-Rodano è situata nella porzione est del comune di Pioltello e nord occidentale del comune di Rodano. Ai fini del presente studio il dominio di modellazione è stato esteso ai comuni limitrofi, comprendendo i comuni di Brugherio, Carugate, Pessano con Bornago, Gessate, Gorgonzola, Bussero, Cernusco sul Naviglio, Cologno Monzese, Vimodrone, Cassina de Pecchi, Melzo, Liscate, Vignate, Segrate, Peschiera Borromeo, Mediglia, Pantigliate, Settala, Paullo per una superficie complessiva di circa 173 km<sup>2</sup> (Figura 60).

L'area di studio è caratterizzata dalla presenza di un reticolo idrico naturale e di una fitta rete di canali artificiali. All'interno dell'area è presente un solo corso d'acqua naturale, il torrente Molgora, che attraversa il dominio in direzione circa nord-sud. I canali artificiali principali sono il canale Muzza, il canale Villoresi e il naviglio Martesana e presentano un andamento circa trasversale rispetto al reticolo idrico naturale. Il canale Muzza nel tratto passante nell'area di studio ha andamento NE-SO. In generale, a causa della forte urbanizzazione, parte del reticolo artificiale è stato dismesso, mentre l'andamento dei corsi d'acqua naturali e le caratteristiche dei loro alvei (rivestimenti e tombinature) sono stati modificati nel tempo. Nella zona meridionale rispetto al SIN è presente una fascia continua di fontanili che si sviluppa in direzione est-ovest ed interessa i comuni di Pioltello, Rodano, Vignate, Liscate, Settala, Pantigliate e Peschiera Borromeo. Nel comune di Pioltello non risultano fontanili attivi, mentre nelle immediate vicinanze dell'area SIN sono presenti fontanili attivi nel comune di Rodano. Nell'area in esame, sono presenti alcuni laghi di cava. Le acque al loro interno rappresentano l'affioramento della falda freatica. La loro influenza sul deflusso idrico sotterraneo è funzione della dimensione dello scavo e, in generale, può essere considerata molto modesta e localizzata. Fa eccezione il lago dell'Idroscalo che, per le sue dimensioni, determina un'azione drenante nella zona di monte e un'azione di alimentazione nella zona di valle che si estendono per alcune centinaia di metri al suo intorno.

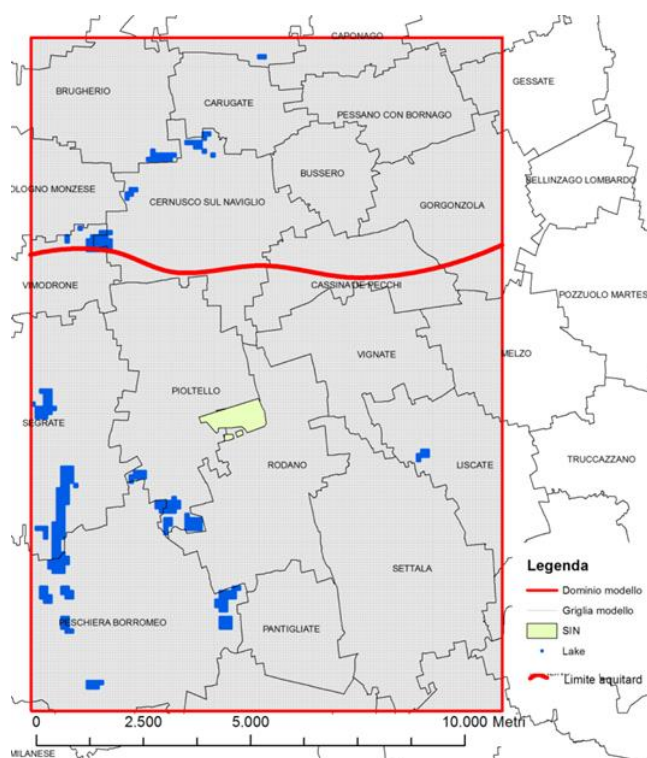


Figura 60 Comuni interessati dalla modellazione, in verde l'area del SIN di Pioltello Rodano.

L'identificazione delle caratteristiche strutturali e geometriche degli acquiferi presenti nel sottosuolo dell'area è necessaria ai fini della individuazione del modello fisico, della determinazione dei parametri idrogeologici e del comportamento idrodinamico delle falde.

L'area in esame presenta la struttura tipica della media pianura milanese caratterizzata dalla presenza di diversi corpi acquiferi, costituiti da materiale prevalentemente ghiaioso-sabbioso, separati da livelli di materiale fine. In questo sistema è dunque possibile distinguere 4 gruppi di acquiferi principali (denominati A, B, C e D) proposti dallo studio Regione Lombardia - ENI, con varie falde sovrapposte. Nel presente lavoro la modellazione riguarderà esclusivamente i gruppi A e B, come effettuato per i modelli locali di Area Nord – Ovest Milano e SIN di Sesto San Giovanni.

La ricostruzione della geometria degli acquiferi è avvenuta a partire dalle stratigrafie presenti nel database SIF, circa 360 nell'area in esame, che risultano carenti in alcune zone (l'area a Est del SIN di Pioltello-Rodano tra i Comuni di Vignate e Settala) e l'area a Sud del SIN (tra i Comuni di Peschiera Borromeo, Rodano, Pantigliate e Settala). Si precisa inoltre che tra i 360 sondaggi SIF, oltre 138 sono superficiali, con profondità di escavazione massima pari a 30 m, che sono poco utili per la ricostruzione dei corpi acquiferi profondi. In particolar modo, i sondaggi del database SIF presenti presso il SIN Pioltello-Rodano hanno profondità di escavazione che non supera i 50 m p.c. È stato quindi necessario integrare le stratigrafie del database SIF con quelle contenute nel progetto CARG, nel database ARPA-stratigrafie e nel database TANGRAM.

Riassumendo, per la ricostruzione idrogeologica sono state utilizzate le descrizioni stratigrafiche di 133 sondaggi, di cui 18 provenienti dal database CARG, 19 da TANGRAM e 96 dal SIF. È sempre stata data priorità ai log stratigrafici originali SIF. Nel caso in cui questi sono assenti, sono state sempre confrontate le stratigrafie contenute nel database CARG con quelle TANGRAM.

Le sezioni realizzate nell'ambito del presente studio sono state comparate con gli studi precedenti (CAP, Provincia di Milano e ENI-Regione Lombardia) verificandone la congruità. I limiti tra gli acquiferi proposti nei lavori precedenti sono comunque stati corretti in funzione delle evidenze stratigrafiche emerse a scala locale.

L'acquifero A presenta una granulometria prevalentemente ghiaiosa con rare lenti sabbiose materiali più fini. Sono presenti localizzate lenti di conglomerato, individuate per lo più presso il comune di Vimodrone, Carugate e di Cernusco sul Naviglio. Nella parte più meridionale sono presenti livelli argillosi discontinui che solo più a sud, al di fuori del dominio di interesse, sono in grado di determinare una compartimentazione dell'acquifero A. Lo spessore dell'acquifero A varia da nord a sud rispettivamente da circa 20 m a 60 m. L'acquifero A è sede di falda freatica e risulta complessivamente vulnerabile all'infiltrazione di contaminanti dalla superficie. Il setto di separazione tra l'acquifero A e l'acquifero B, denominato AB, risulta essere discontinuo nella parte settentrionale della sezione, mentre in quella meridionale la continuità sembra più certa. Costituito da alternanze di sabbie fini limoso-argillose e argille, ha uno spessore medio di circa 5-20 m. Proprio presso il SIN questa lente appare essere discontinua e vi è una interruzione del setto, localmente costituita da ghiaie, ghiaie argillose, sabbie fini e limitate lenti di argilla. Nella zona settentrionale questo setto è presente in modo discontinuo, le lenti argillose sono meno spesse (circa 3-4 m) ed isolate; in molti sondaggi è stato identificato un cambio litologico ma non un livello di materiale fine sufficiente da garantire una separazione tra gli acquiferi. L'acquifero B presenta una granulometria variabile da nord verso sud. A nord è costituito prevalentemente da sedimenti grossolani, ghiaiosi, passante a sedimenti fini, soprattutto verso la base dell'acquifero, sabbioso-limosi. Sono presenti molte lenti costituite da conglomerati e arenarie, o in alcuni casi di argille, di notevole spessore, che raggiunge i 18 m. Verso sud i materiali grossolani ghiaiosi diminuiscono, lasciando il posto a sabbie, con variazioni da sabbie grossolane ghiaiose a sabbie fini limoso/argillose e risultano quasi assenti le lenti di materiale cementato (conglomerati e arenarie). Anche qui sono presenti alcuni livelli di materiale limoso argilloso. Lo spessore dell'acquifero B è variabile, aumentando da nord verso sud,

tra i 20 m e i 70 m. La separazione tra l'acquifero B e l'acquifero C (denominato BC) risulta netta: tutti i sondaggi intercettano materiale argilloso-limoso, passante in alcuni punti a sabbia limosa argillosa e sabbia fine. Dato lo spessore del setto, gli acquiferi B e C risultano idraulicamente separati. L'acquifero C è costituito prevalentemente da materiale fine argilloso-limoso e presenta ridotte lenti di sabbia ghiaiosa e sabbia limosa-fine. Verso sud aumentano le lenti grossolane e, in rari casi, compaiono anche delle ghiaie.

### 5.1.3.2 MODELLO DI FLUSSO

La realizzazione di un modello numerico di flusso richiede di assegnare alle unità idrostrutturali individuate nel modello concettuale i valori dei corrispondenti parametri idrogeologici riassumibili in termini di permeabilità ( $k$  in m/s) e porosità ( $n$ ). I valori di conducibilità idraulica orizzontale e verticale sono stati stimati a partire dalle informazioni stratigrafiche disponibili, ricodificate secondo una modalità standardizzata, definita nel tracciato record stratigrafico. Una procedura di estrazione automatizzata, implementata in un foglio di calcolo, ha permesso di stimare un valore di permeabilità e porosità da assegnare ad ogni intervallo stratigrafico disponibile in formato digitale. Ogni record stratigrafico è stato quindi sovrapposto al modello concettuale e suddiviso in porzioni ognuna appartenente ad una singola unità idrostrutturale. Per ogni porzione omogenea è stata infine stimata la permeabilità equivalente. Il dataset di valori ottenuti è stato successivamente interpolato ricavando la distribuzione orizzontale della proprietà lungo l'unità idrogeologica. Il modello concettuale è stato quindi tradotto in un modello idrogeologico identificando le proprietà da assegnare alle unità idrostrutturali precedentemente individuate. Il modello idrogeologico è stato quindi discretizzato lungo una griglia di calcolo tridimensionale suddivisa verticalmente in quattro layer, che rappresentano: il primo layer, di spessore costante pari a 8 m, è stato inserito per rappresentare al meglio l'Idroscalo e le numerose cave e laghi presenti nell'area del modello in corrispondenza dei quali è stata inserita una conducibilità idraulica molto elevata; il secondo e il quarto rappresentano rispettivamente i Gruppi Acquiferi A e B, mentre il terzo layer rappresenta il livello argilloso di separazione (Figura 61).

Le superfici di separazione tra i vari layer sono state ricostruite correlando tridimensionalmente gli orizzonti di transizione individuati nelle sezioni bidimensionali.

Layer 1: rappresenta le cave presenti nell'area di studio (tra le quali le più importanti sono Cava Binella, Cava Merlino e l'Idroscalo); è delimitato al tetto dal piano campagna e ha spessore pari alla profondità media delle cave (circa 8 m). La base del layer varia da una quota di 150 m s.l.m. a Nord-Ovest a circa 88 m s.l.m. a Sud Est con un gradiente di circa 0.40%.

Layer 2: rappresenta l'acquifero A, delimitato al tetto dal layer 1 e alla base dal livello dell'aquitard. La base del layer varia da una quota di 132 m s.l.m. a Nord fino a circa 33m s.l.m. nel settore meridionale con un gradiente di circa 0.60%. Dal punto di vista granulometrico è costituito principalmente da ghiaie e sabbie.

Layer 3: rappresenta il livello argilloso di separazione tra l'acquifero A e l'acquifero B. Tale livello non è però presente in tutto il dominio del modello, infatti solo a partire dalla zona più a Nord del comune di Pioltello e per tutta la sua estensione Est-Ovest la lente argillosa risulta continua con uno spessore medio di 5 metri e variabile tra 0.5 m fino a 10 m. Tuttavia in corrispondenza dei comuni di Rodano e Pioltello è stata rilevata la presenza di argille limose e limi sabbiosi aventi permeabilità maggiori. Le quote dell'aquitard variano da circa 130m s.l.m. a Nord-Est fino a circa 30 m s.l.m. a Sud.

Layer 4: rappresenta l'acquifero B, è delimitato al tetto dal terzo layer del modello e alla base dai sedimenti argillosi e sabbioso argillosi del gruppo acquifero C. La quota della base del layer varia da

circa 121m s.l.m. a Nord-Est fino a -35 m s.l.m. a Sud Ovest per uno spessore complessivo di circa 60 metri. E' costituito prevalentemente da sabbie e ghiaie con la presenza di conglomerati e arenarie nella parte basale.

La discretizzazione orizzontale è regolare e omogenea, tutte le celle hanno dimensione di 50x50 metri per un totale di 314 righe e 220 colonne. La scelta di utilizzare celle piuttosto grandi è stata fatta per velocizzare i tempi di calcolo, successivamente, nella fase di implementazione del modello di trasporto, le zone di interesse sono state raffittite.

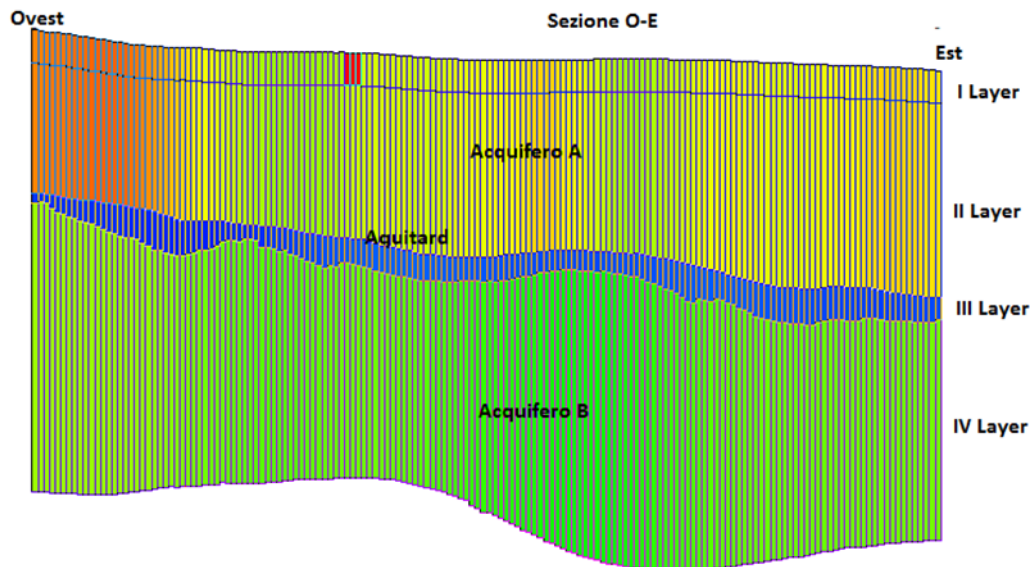


Figura 61 Discretizzazione verticale del Modello.

## DEFINIZIONE DELLE CONDIZIONI AL CONTORNO DEL MODELLO

Le condizioni al contorno sono state assegnate in base ai risultati della campagna piezometrica eseguita per la taratura del modello nel giugno 2014, integrati con i punti della rete piezometrica sviluppata per il SIN di Sesto San Giovanni (maggio 2014). La piezometria misurata in campo e successivamente interpolata è stata imposta ai bordi del modello come condizione di carico costante. Più nel dettaglio, a Nord, dove non vi è separazione tra l'acquifero A e l'acquifero B, la differenza di carico idraulico tra i due acquiferi è stata considerata nulla, e dunque, sia per il secondo che per il quarto layer, è stato imposto un carico idraulico che varia procedendo da ovest a est da 133 a 132 m s.l.m.. Procedendo invece verso Sud, la separazione tra acquiferi risulta più marcata e si rilevano apprezzabili differenze di carico tra i due acquiferi che sono state stimate sulla base dei pochi dati piezometrici rilevati e di dati di letteratura.

Gli scambi con i corpi idrici superficiali sono stati introdotti nel modello come elementi a flusso imposto (verso la falda). In particolare il canale Villoresi risulta cementato e per tale motivo, facendo riferimento ai sub comprensori, è stato stimato un valore di perdita lungo l'asse del canale pari a  $0.00085 \text{ m}^3/\text{s}$  ogni 50 m di estensione del canale. Per il Naviglio Martesana invece, data la differenziazione nella natura del fondo, procedendo da Ovest verso Est sono stati considerati tre tratti differenti: uno semipermeabile, uno permeabile e uno impermeabile, con valori di perdite in funzione della natura (cementata o no) del fondo del Canale compresi tra  $0.0016$  e  $0.011 \text{ m}^3/\text{s}$ .

All'interno del modello sono stati inseriti 347 elementi analitici che simulano l'emungimento dei pozzi nei layers 2÷4 del modello (escludendo il layer 1). L'analisi è stata svolta comune per comune utilizzando i database disponibili: SIF, CUI. La fonte dei dati principalmente è stato il database SIF

che fornisce per ciascun anno a partire dal 1986 (solo per pochissimi codici) fino al 2013 l'effettivo valore emunto dal pozzo. Solo in minima parte è stato utilizzato invece il database CUI in quanto fa riferimento al valore concesso, nei casi in cui il valore di portata contenuto nel database SIF fosse disponibile solo per anni antecedenti il 2011 o in assenza del dato, è stato utilizzato il valore di portata indicata nel database CUI riducendola del 50%. E' stato ottenuto un database contenente sia l'ubicazione dei pozzi pubblici e privati per l'area oggetto di studio sia l'elaborazione dei valori emunti dai pozzi. In funzione del tratto filtrato del pozzo, la portata è stata ripartita nei 4 layer del modello.

La stima della ricarica è stata eseguita utilizzando i dati meteo-climatici della stazione ARPA di Lambrate, che risulta essere la stazione con i dati più completi nelle immediate vicinanze del dominio di modellazione. Dal momento che la piezometria di riferimento è stata realizzata nelle prime settimane del mese di giugno 2014, per la stima della ricarica sono stati considerati 3 mesi precedenti (Marzo-Maggio 2014). La condizione di ricarica è stata assegnata in corrispondenza del primo layer a seconda della destinazione d'uso del suolo come definito dalla cartografia DUSAF (Regione Lombardia).

### CALIBRAZIONE DEL MODELLO

La calibrazione del modello è un processo che prevede la variazione di valori dei parametri di input (conducibilità idraulica, ricarica superficiale, flussi in entrata/uscita) al fine di ottenere la migliore corrispondenza tra le condizioni piezometriche di riferimento (campagna piezometrica) e quelle simulate. La calibrazione è stata eseguita attraverso l'ausilio di Pest (Doherty, 2010), un software di calibrazione automatica che modifica il valore di ingresso dei parametri minimizzando le differenze tra le piezometrie simulate e quelle misurate nei punti di taratura. Per la calibrazione del modello di flusso è stata utilizzata la campagna piezometrica eseguita a giugno 2014.

Il processo di calibrazione ha comportato una variazione dei valori di conducibilità idraulica in tutti i layer rispetto ai valori inizialmente assegnati. La miglior soluzione prevede che l'acquifero A (layer2) sia caratterizzato da valori di permeabilità compresi tra  $1E-2$  e  $7E-5$  m/s. E' possibile individuare una fascia a più alta permeabilità nel settore compreso tra i comuni di Pioltello, Rodano e Cernusco S/N con valori compresi tra  $2E-3$  e  $5E-3$  m/s, invece il settore N-O presenta valori di permeabilità inferiori più bassi dell'ordine dei  $10^{-4}$  m/s. Il terzo layer presenta gli stessi valori di permeabilità del secondo layer ad eccezione delle zone dove è presente il livello argilloso a cui è stato attribuito un valore compreso tra  $2E-7$  m/s e  $8E-8$  m/s. I valori di permeabilità del quarto layer hanno un range più ristretto ( $2E-4$  e  $4.9E-3$  m/s) (Figura 62).

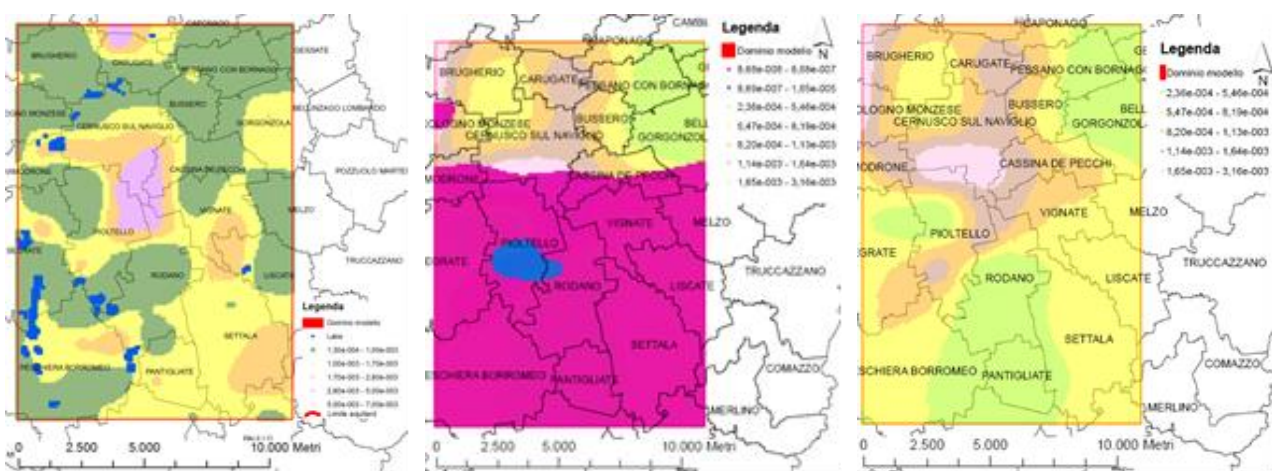


Figura 62 Distribuzione delle permeabilità nel modello. Da sinistra layer 2, 3 e 4.

## RISULTATI DEL MODELLO DI FLUSSO

I risultati ottenuti dalle simulazioni modellistiche hanno evidenziato il raggiungimento di un grado di calibrazione soddisfacente per il Gruppo Acquifero A. Il ridotto numero di dati piezometrici disponibili per il Gruppo Acquifero B ha invece reso difficile la calibrazione di quest'ultimo.

Il modello di flusso simula in modo soddisfacente la superficie piezometrica nell'acquifero A (layer 2), pur con una leggera tendenza alla sovrastima dei valori piezometrici rispetto a quelli reali (Figura 63).

La piezometria simulata per acquifero B presenta dei residui minori rispetto al secondo layer dal momento che ci sono pochi dati a disposizione. In Figura 64 è possibile osservare i valori misurati rispetto a quelli osservati.

Le due carte piezometriche elaborate hanno permesso di valutare le differenze di carico tra i due acquiferi. Nel settore Nord dell'area di studio tali differenze risultano nulle in quanto non è presente il livello argilloso di separazione e i due acquiferi sono in continuità idraulica. Solamente in direzione Sud tali differenze risultano più apprezzabili, con l'acquifero A in sovraccarico rispetto al B a sud del SIN in chiusura del modello. In entrambi gli acquiferi la direzione di deflusso è orientata approssimativamente N-S. A ottobre 2014 sia per l'acquifero A che B è stato effettuato un confronto con la piezometria che si otterrebbe integrando la rete con i piezometri misurati nell'ambito del processo di revisione dei corpi idrici sotterranei (progetto coordinato da Eupolis Lombardia); per l'acquifero A non si sono rilevate differenze rilevanti, mentre per l'acquifero B è emersa una più evidente componente di deflusso verso sud-est per l'effetto drenante del fiume Adda.

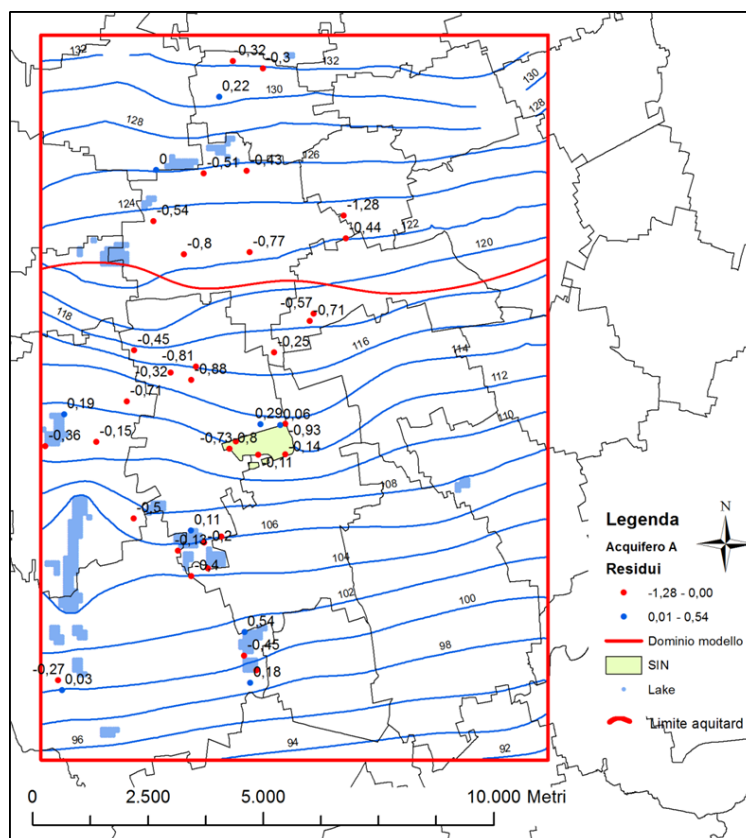


Figura 63 Piezometria simulate e residui pesati dei target nel layer 2.

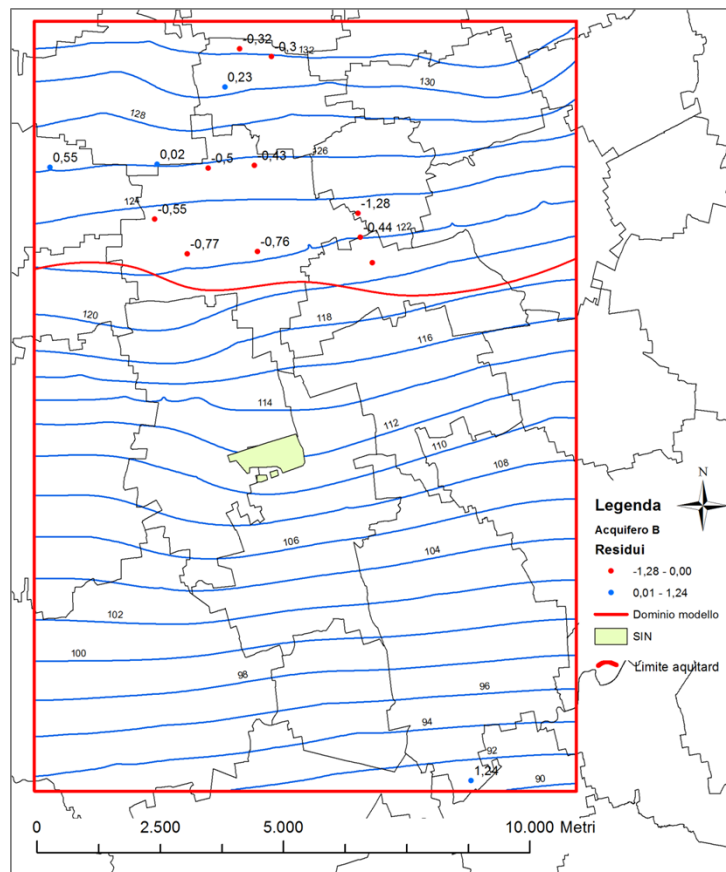


Figura 64 Piezometria simulate nel layer 4 con evidenziati i residui pesati.

### 5.1.3.3 MODELLO DI TRASPORTO

La realizzazione di un modello di trasporto trae origine dall'analisi dello stato di contaminazione nell'area di studio e si sviluppa attraverso una serie di steps progressivi finalizzati a descriverne lo stato, la distribuzione e l'evoluzione.

L'attività modellistica è finalizzata all'analisi dello stato di contaminazione attuale e storico rilevato nel sito di studio con gli obiettivi di caratterizzarne l'estensione, individuarne la possibile origine e prevederne l'evoluzione. Le diverse fasi in cui si articola l'attività sono riassunte nell'elenco seguente:

1. Identificazione delle tipologie di sostanze utilizzate nell'area al fine di ipotizzare localizzazione e caratteristiche delle possibili sorgenti.
2. Caratterizzazione dello stato di contaminazione dell'area relativamente ai contaminanti più significativi.
3. Analisi dell'evoluzione temporale della contaminazione discriminando le contaminazioni storiche in fase di progressiva attenuazione dalle situazioni in cui è ancora possibile ipotizzare l'esistenza di una sorgente attiva che dà origine a un pennacchio di contaminazione.
4. Studio dei pennacchi di contaminazione individuati o ipotizzati attraverso l'applicazione di metodologie di simulazione numerica basate sulla realizzazione di modelli di flusso e trasporto che permettano di:
  - Formulare ipotesi sull'ubicazione dell'origine della possibile contaminazione.

- Individuare le principali carenze conoscitive e definire l'ubicazione ottimale di eventuali indagini integrative necessarie per l'individuazione delle sorgenti e per la delimitazione dei pennacchi.
- Ricostruire la distribuzione spaziale della contaminazione, individuando eventuali criticità in relazione agli utilizzi attuali della risorsa idrica.
- Prevedere l'evoluzione futura del pennacchio sulla base di determinati scenari di intervento sulle sorgenti e individuare i potenziali bersagli.

## **CARATTERIZZAZIONE DELLO STATO DI CONTAMINAZIONE DEL SITO**

Sulla base di una scelta condivisa con Regione, Provincia e con gli Enti coinvolti nel Progetto PLUMES, gli inquinanti presi in esame nell'ambito di questo lavoro sono: PCE, TCE, CLF e CrVI.

Per una valutazione preliminare dello stato di inquinamento dell'area di studio Pioltello-Rodano, sono stati analizzati i risultati delle analisi eseguite, a partire dagli anni '60, sulle acque di falda suddivise in tre finestre temporali: dal 1962 al 1989; dal 1990 al 2006; dal 2005 al 2014.

I dati raccolti provengono da diverse fonti: Provincia di Milano (Sistema Informativo Falda, "SIF"), Metropolitana Milanese ("MM"), AMIACQUE, risultati delle caratterizzazioni di aree soggette a procedimenti di bonifica, rete di monitoraggio ARPA.

### **SOLVENTI CLORURATI:**

Per quanto riguarda il PCE, i dati disponibili mostrano, a partire dagli anni '90, la presenza di concentrazioni più alte, ma comunque inferiori a 60 µg/l, nel settore centrale dell'area di studio e dunque nei comuni di Carugate e Cernusco sul Naviglio e nella porzione ovest di Cassina de Pecchi. Negli anni successivi, periodo 2005-2014, si nota una generale diminuzione nell'area delle concentrazioni di PCE, ma la persistenza, nei medesimi comuni di cui sopra, di concentrazioni più elevate comprese tra i 10 µg/l ed i 30 µg/l. Tali concentrazioni risultano paragonabili a quelle rilevate all'interno dei confini del SIN nello stesso periodo di osservazione.

In generale all'interno del SIN si osserva che i valori più alti di PCE non superano i 23 µg/l. Tra quelli che registrano le concentrazioni più alte, vi è il piezometro identificato con codice SIF 0151850110 (falda profonda) che è ubicato lungo il confine nord-est esternamente al SIN e ha i filtri posti tra 58.5 e 75.5 m da p.c.. Nelle campagne di monitoraggio svolte nell'ambito del Progetto PLUMES 2014, il punto presenta una concentrazioni pari a 12.3 µg/l ad indicare un potenziale ingresso di acque contaminate nel sito. All'interno del SIN si osserva una contaminazione diffusa da PCE con valori generalmente contenuti inferiori a 5 µg/l, con alcune eccezioni.

La contaminazione da TCE risulta invece interessare nel passato un'area più vasta rispetto a quella individuata nel caso del PCE, coinvolgendo oltre ai comuni di Carugate e Cernusco sul Naviglio anche Bussero e Cassina de Pecchi. La maggior disponibilità di dati rispetto al PCE relativi agli anni '70 e '80, mostra valori di concentrazioni fino a circa 250 µg/l, che si riducono già a partire dagli anni '90 a valori che non superano i 60 µg/l, ma restano più elevati di quelli registrati per il medesimo periodo all'interno del SIN. I dati più recenti (2005-2014) nell'area di interesse non danno evidenza invece di concentrazioni superiori a 10 µg/l mostrando un sensibile miglioramento dello stato di contaminazione delle acque sotterranee. Si può concludere che le falde prese in esame risultano essere poco impattate da tale sostanza. A monte idrogeologico del SIN, i valori che superano la CSC,

sono compresi tra 1.5 e 2.2 µg/l. Nel SIN le concentrazioni di TCE sono sempre inferiori a 10 µg/l, nelle campagne idrochimiche 2014 i superamenti della CSC sono molto pochi e localizzati, con valori che non superano i 9 µg/l e, ad eccezione di un caso, riguardano esclusivamente la falda profonda. Il piezometro identificato con codice SIF 0151850110 (falda profonda), ubicato lungo il confine nord-est esternamente al SIN, ha misurato una concentrazione pari a 2.2 µg/l.

Anche nel caso del CLF la contaminazione risulta interessante in maggior misura i comuni di Carugate, Cernusco sul Naviglio, Bussero e Cassina de Pecchi con concentrazioni che, negli anni '70 e '80, superano i 100 µg/l e quasi raggiungono i 600 µg/l. A partire dal 1990 fino al 2006 le concentrazioni nei suddetti comuni risultano invece inferiori, con valori che generalmente non superano i 100 µg/l. I dati più recenti (2005-2014) disponibili nell'area di interesse mostrano un generale miglioramento delle concentrazioni ma una persistenza dello stato di contaminazione con valori che generalmente non superano i 30 µg/l, che sono generalmente maggiori di quelli rilevati all'interno del SIN. Nel 2014, la distribuzione dei punti con le concentrazioni più elevate ricalcano quella già vista nel caso del PCE interessando dunque principalmente alcuni punti dei comuni di Carugate, Cernusco sul Naviglio e Cassina de Pecchi, ma con concentrazioni inferiori ai 10 µg/l. Il CLF nel SIN in genere non supera i 20 µg/l e interessa principalmente il settore più orientale del SIN. Come nel caso del PCE, il piezometro identificato con codice SIF 0151850110 (falda profonda), ubicato lungo il confine nord-est esternamente al SIN, è quello che misura i valori più alti di CLF.

Si osserva inoltre che nelle campagne pregresse i valori più alti di PCE, TCE e CLF generalmente sono stati registrati in pozzi/piezometri filtrati nella porzione più profonda dell'acquifero indifferenziato (da 30 a 130 m circa dal p.c.) o nell'acquifero B che risulta idraulicamente separato a partire circa dal confine meridionale di Cernusco sul Naviglio.

#### CROMO ESAVALENTE:

Prendendo in esame i dati disponibili relativi al CrVI, a partire dalla seconda metà degli anni '80 si è registrato uno stato di contaminazione importante. Si sono rilevate concentrazioni tra 100 e circa 300 µg/l in alcuni pozzi/piezometri del comune di Carugate e Cernusco sul Naviglio. In comune di Cassina de Pecchi il piezometro identificato con il codice SIF 0150600005 a partire dalla fine degli anni '80 ha iniziato a registrare concentrazioni di CrVI superiori a 40 µg/l e ha raggiunto un valore pari a 145 µg/l nel 1993. Data l'assenza di dati, si presume che tale piezometro non sia stato più campionato dopo il 1994 (ultimo dato disponibile nel giugno 1994, <10 µg/l); poco distante da esso è presente un piezometro per il quale i dati disponibili nella seconda metà degli anni '90 hanno mostrato concentrazioni dell'ordine di poche decine di µg/l, ma nel 2007 è stato registrato un incremento delle concentrazioni che sono arrivate sino al valore di 3860 µg/l (novembre 2007). I dati più recenti hanno permesso di distinguere tre aree dove le concentrazioni di CrVI sono risultate più alte rispetto a quelle mediamente registrate nell'area di studio:

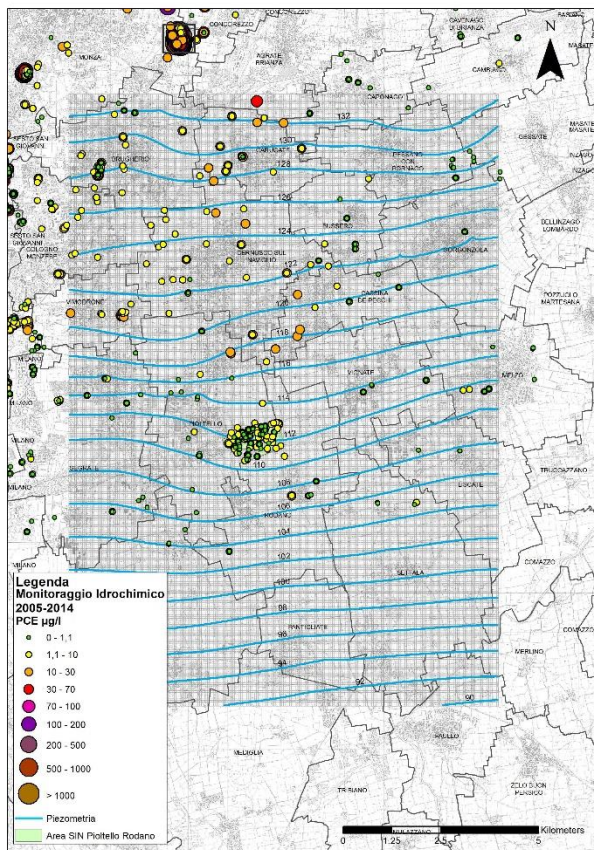
- nel comune di Brugherio, nell'area centro-meridionale: tra il 2009 e il 2011 le concentrazioni più alte sono comprese tra 100 e 200 µg/l;
- nel comune di Brugherio, al confine con i comuni di Carugate e Agrate Brianza: il valore più alto pari a 482 µg/l è stato registrato nel luglio 2008;
- al confine tra i comuni di Cernusco sul Naviglio, Bussero e Cassina de Pecchi: concentrazioni anche oltre 300 µg/l, con il valore più alto raggiunto nel novembre 2007.

Si evidenzia dunque una fascia centrale all'area di studio in cui la presenza del CrVI risulta più evidente rispetto alle aree limitrofe.

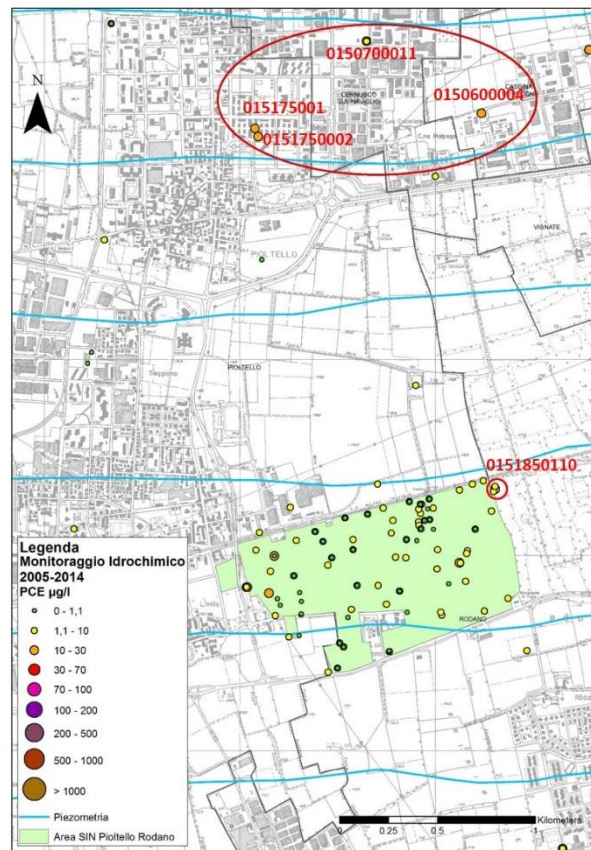
Le concentrazioni di CrVI risultano mediamente inferiori a 15 µg/l. All'interno del SIN i valori registrati nel 2014 sono in molti casi inferiori alla CSC; in alcuni piezometri invece è stata riscontrata la presenza di concentrazioni paragonabili a quelle delle aree poste a monte idrogeologico.

Alla luce di quanto descritto si è scelto di concentrare l'attenzione sugli inquinanti PCE e CLF al fine di valutare, tramite il modello di trasporto, l'area di potenziale provenienza della contaminazione osservata nei piezometri interni al SIN di Pioltello-Rodano, con particolare interesse:

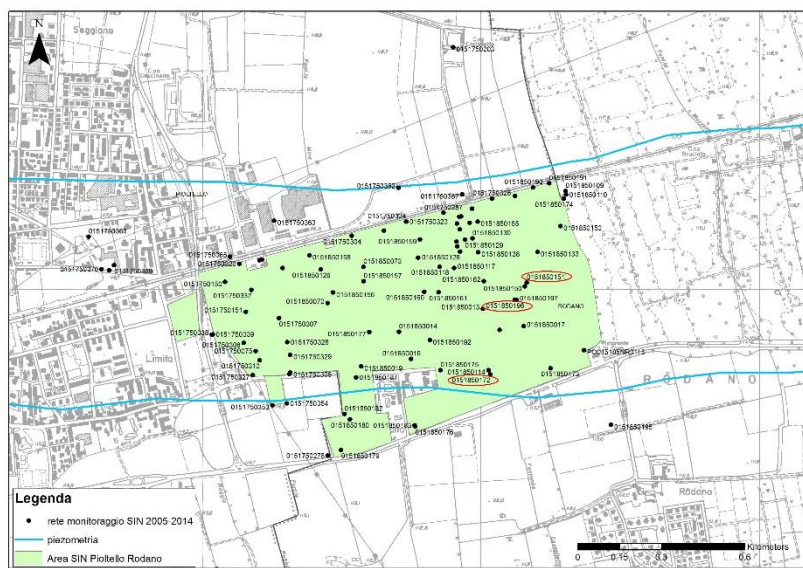
- all'eventuale contributo alla contaminazione da PCE, registrata nei piezometri del SIN, proveniente da una sorgente esterna al dominio di modellazione, situata in comune di Monza (Figura 65 a). I dati disponibili tra il 2005 e il 2014 evidenziano infatti in prossimità di queste aree la presenza di concentrazioni che raggiungono i 40000 µg/l;
- allo studio della propagazione dell'inquinamento da PCE registrato nei piezometri interni al SIN che hanno evidenziato i valori di concentrazione più alti: 0151850196, 0151850172 e 0151850151 (Figura 65 c);
- al piezometro 0151850110 situato lungo il confine nord-est esternamente al SIN con i filtri posti tra 58.5 e 75.5 m da p.c., che ha sempre dato evidenza della presenza di una contaminazione da PCE e CLF. Dall'esame dei risultati analitici pregressi a monte idrogeologico del piezometro stesso, i punti filtrati nella porzione più profonda dell'acquifero, che hanno registrato le concentrazioni più alte, sono i pozzi di AMIACQUE identificati con il codice SIF 0151750002 in comune di Pioltello), 0150700011 (in comune di Cernusco sul Naviglio) e 0150600004 (in comune di Cassina de Pecchi) (Figura 65b).



a)



b)



c)

Figura 65 a) Possibile ubicazione della sorgente situata esternamente al dominio di modellazione (riquadro in rosso); b) Posizione del piezometro 0151850110, lungo il confine nord-est del SIN, e dei pozzi di AMIACQUE identificati con il codice SIF 0151750002, 0150700011 e 0150600004; c) In rosso sono cerchiati i piezometri del SIN Pioltello-Rodano che hanno registrato le concentrazioni di PCE più elevate.

## IMPLEMENTAZIONE DEI MODELLI DI TRASPORTO

Il trasporto degli inquinanti in falda è stato simulato mediante l'utilizzo del codice di calcolo MT3DMS. La risoluzione dell'equazione di trasporto dell'inquinante in falda richiede l'inserimento di diversi parametri fra cui la dispersività, il fattore di ritardo e il fattore di decadimento. I parametri utilizzati nel modello sono sintetizzati nella tabella sotto riportata.

Tabella 8 Sintesi dei parametri introdotti nel modello di trasporto.

	PCE	CLF
PARAMETRO		
dispersività longitudinale (m)	20	10
dispersività trasversale (m)	3	1
dispersività verticale (m)	0.03	0.03
coefficiente di distribuzione solido/liquido ( $m^3/kg$ )	0.000426	0.00012
fattore di decadimento ( $t/2$ in anni)	10	0
densità acquifero ( $kg/m^3$ )		1700
contenuto in carbonio organico del suolo (foc)		0.001

La griglia di calcolo utilizzata nel modello di trasporto è uguale a quella utilizzata per il flusso, infittita nelle zone di maggior interesse.

Scopo del lavoro di modellazione matematica è stato quello di comprendere la provenienza dei principali inquinamenti registrati nei piezometri dell'area di studio negli ultimi anni, ovvero Tetracloroetilene (PCE) e Cloroformio (CLF), utile al fine di:

- supportare gli Enti nell'azione di individuazione delle potenziali aree sorgenti di contaminazione, restringendo il più possibile le aree sospette;
- evidenziare eventuali mancanze conoscitive.

### MODELLI DI TRASPORTO PER IL TETRACLOROETILENE:

Alla luce dell'analisi dei dati chimici storici, e delle richieste di interesse degli Enti coinvolti, sono stati simulati tre scenari per il PCE, in particolare:

1. contributo alla contaminazione osservata nei piezometri interni al SIN proveniente da una sorgente esterna al dominio di modellazione, situata nel comune di Monza (Figura 66) (simulazione PCE1);
2. scenario previsionale di propagazione dell'inquinamento osservato nei piezometri interni al SIN che hanno evidenziato i valori di concentrazione più alti: 0151850196 (falda profonda), 0151850172 e 0151850151 (falda superficiale) (Figura 68) (simulazione PCE2);
3. contributo alla contaminazione osservata nel piezometro profondo 0151850110 (situato lungo il confine nord-est esternamente al SIN) proveniente da un'area nei pressi dei pozzi di AMIACQUE identificati con il codice SIF 0151750002 (Pioltello), 0150700011 (Cernusco sul Naviglio) e 0150600004 (Cassina de Pecchi) (Figura 70) (simulazione PCE3).

## **Simulazione PCE1**

Per valutare se la contaminazione osservata nei piezometri interni al SIN può arrivare da una sorgente esterna al dominio di modellazione, situata nel comune di Monza, è stata assegnata una concentrazione costante di PCE, alle celle disposte lungo il confine settentrionale del dominio di modellazione e poste a valle idrogeologico rispetto alla possibile sorgente (in rosso nella Figura 66). Sono stati simulati due scenari della durata di 50 anni in cui le concentrazioni di PCE alle celle sono costanti per tutta la durata della simulazione e pari rispettivamente a:

- *scenario 1*: 40000 µg/l, valore desunto dalle serie storiche dei valori di concentrazione osservati tra il 2005 e il 2014 nei piezometri più inquinati in prossimità della sorgente ipotizzata;
- *scenario 2*: 100000 µg/l, valore scelto arbitrariamente, molto più alto rispetto alle concentrazioni osservate in campo nei pressi della sorgente ipotizzata, per valutare se il plume possa raggiungere il SIN.

Il risultato deve essere assunto come una prima valutazione di massima dei possibili rapporti tra le concentrazioni rilevate all'interno del dominio e le aree ipotizzate come possibile sorgente poste esternamente al dominio di modellazione. Per questa ragione i due scenari simulati sono frutto di assunzioni molto forti, in cui si è ipotizzato che le concentrazioni in ingresso al dominio siano pari o addirittura superiori a quelle rilevate negli anni 2000 alla fonte.

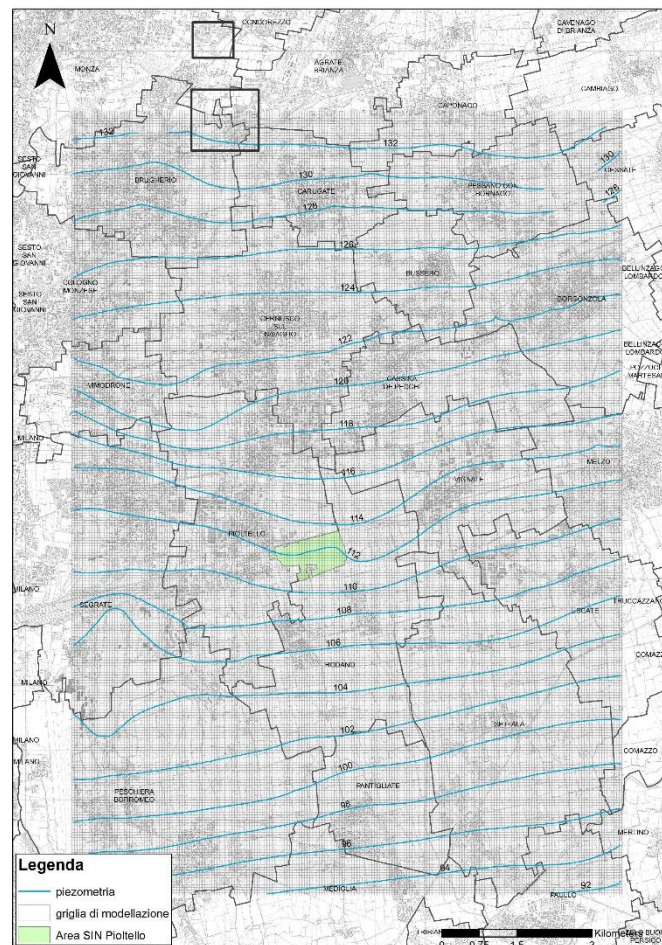


Figura 66 Ubicazione delle celle alle quali è stata assegnata una concentrazione costante di PCE al confine settentrionale del dominio di modellazione.

I risultati delle due simulazioni, rappresentati in Figura 67, mostrano che le contaminazioni rilevate presso la sorgente ipotizzata in comune di Monza, possono determinare un impatto sui piezometri ubicati nel settore nord del dominio di modellazione, ma che in nessun modo sono in grado di raggiungere il SIN di Pioltello-Rodano. La prima ragione è legata al fatto che sia la piezometria rilevata che quella simulata, mostrano una componente verso S-SW del deflusso idrico sotterraneo. Questo comporta che il plume proveniente dal comune di Monza vada prevalentemente ad impattare la zona ovest del dominio a cavallo tra i comuni di Brugherio, Carugate e Cernusco sul Naviglio. La seconda ragione è dovuta al fatto che, nonostante si siano utilizzate concentrazioni molto elevate in ingresso al dominio, il plume in 50 anni, a causa dell'elevata distanza che intercorre tra le aree sorgenti e il SIN (circa 10 Km), non è comunque in grado di estendersi sino a Pioltello-Rodano. Infatti al termine delle simulazioni si osservano concentrazioni di circa 0.1 µg/l in corrispondenza del comune di Cernusco S/N, a circa 4 km dall'area del SIN. Per tale ragione si ritiene poco probabile che una contaminazione proveniente da un'area a monte del dominio di modellazione, possa raggiungere i piezometri presenti all'interno dell'area SIN.

Si tenga inoltre presente che il plume simulato, date le assunzioni molto forti fatte in merito alla concentrazione in ingresso al dominio, risulta avere concentrazioni nettamente più elevate di quelle rilevate dagli anni '90 in avanti nei comuni di Brugherio, Carugate e Cernusco S/N (inferiori ai 100 µg/l). Questo significa che la massa contaminante in ingresso al dominio andrebbe rivalutata al ribasso per ottenere una corretta rappresentazione dei valori osservati in campo negli ultimi 25 anni.

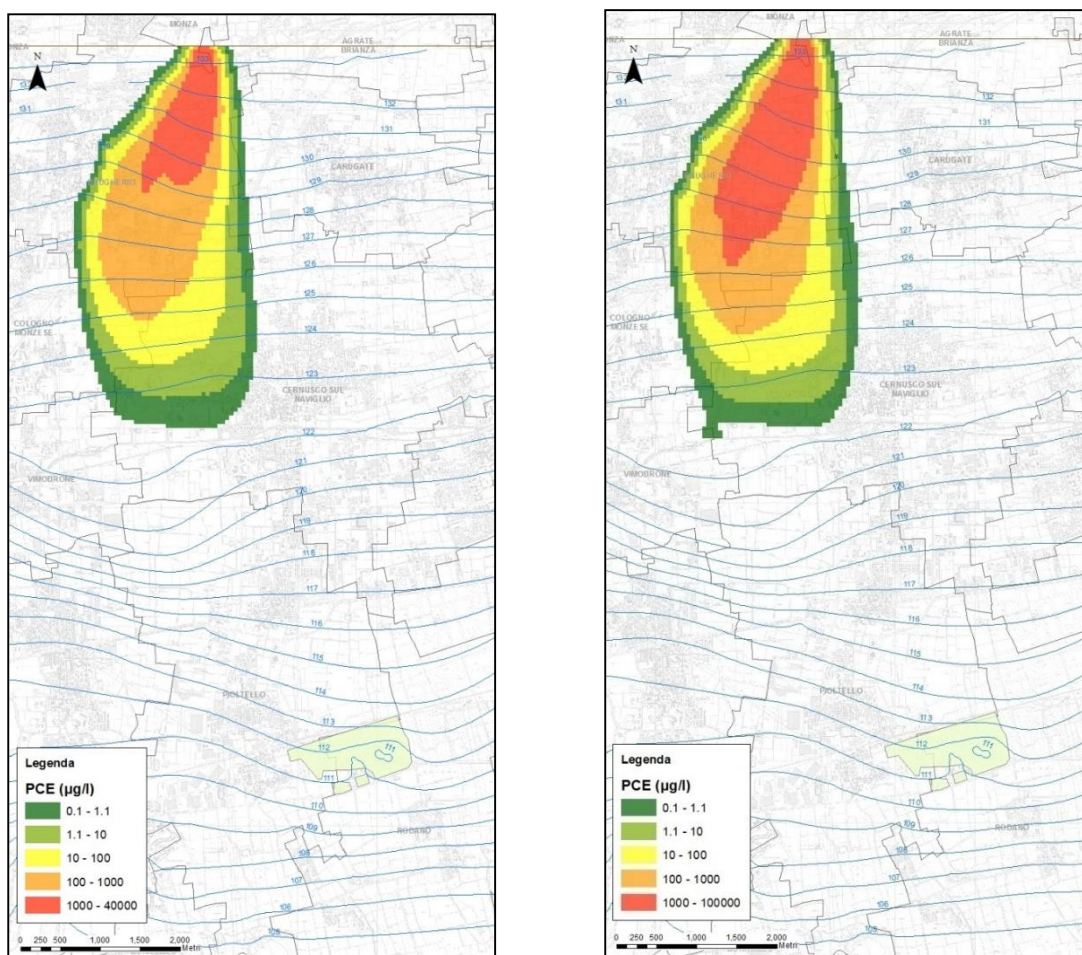


Figura 67 Rappresentazione (elaborata in ambiente gis) della distribuzione di PCE (secondo layer – acquifero A) rispettivamente per lo scenario 1 (a sinistra) e lo scenario 2 (a destra) della simulazione denominata PCE1.

## **Simulazione PCE2**

Per la ricostruzione dello scenario previsionale di propagazione dell'inquinamento da PCE (PCE2) osservato all'interno del SIN, è stata eseguita una simulazione della durata di circa 25 anni (12 stress period in tutto ciascuno di durata variabile) assegnando alle celle ubicate nelle vicinanze dei piezometri 0151850196 (falda profonda), 0151850172 e 0151850151 (falda superficiale) (Figura 68) i valori di concentrazione osservati a partire dal 1998 fino al 2014 e per i successivi 10 anni assegnando l'ultimo dato di concentrazione disponibile misurato a marzo 2014.

Scopo della simulazione è valutare dunque se è possibile che l'inquinamento fuoriesca dai confini del SIN.

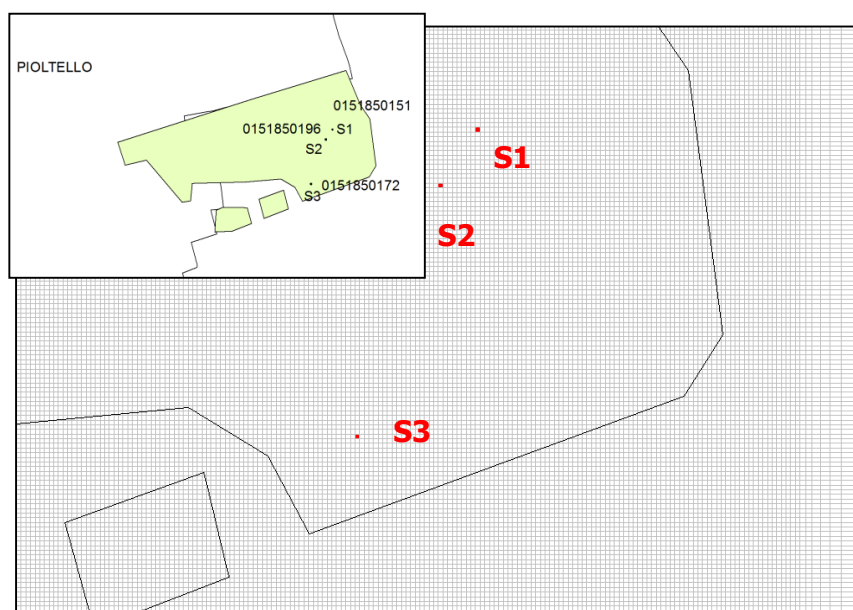


Figura 68 Ubicazione delle celle alle quali è stata assegnata una concentrazione costante nel caso della simulazione PCE2.

I risultati della simulazione, rappresentati in Figura 69, mostrano che, nell'ipotesi che per altri 10 anni i valori di concentrazione misurati nei tre piezometri in esame si mantengano costanti (pari all'ultimo valore misurato a marzo 2014), la contaminazione potrebbe propagarsi all'esterno dei confini del SIN con valori di concentrazione che non superano i 5 µg/l. In particolare si osserva che, nel caso dell'acquifero superficiale (Figura 69 a sinistra), il plume risulta contenuto per effetto dei pozzi attualmente in funzione all'interno dell'area del SIN, oltrepassando dunque i confini del SIN con concentrazioni solo lievemente superiori alla CSC. Diversamente la contaminazione presente nell'acquifero profondo, che potrebbe provenire da una zona a nord del SIN (vedi simulazione PCE3), risulta estendersi, con valori che superano lievemente la CSC, fino a circa 300 m oltre il confine meridionale del SIN. Nella valutazione di tali risultati si deve tenere in considerazione che ad oggi non sono stati resi disponibile le attuali ed esatte portate estratte dai pozzi appartenenti al SIN e di pozzi (probabilmente irrigui) posti poco a valle di esso. L'azione di tali pozzi potrebbe influenzare fortemente l'estensione dei plume verso l'esterno del SIN.

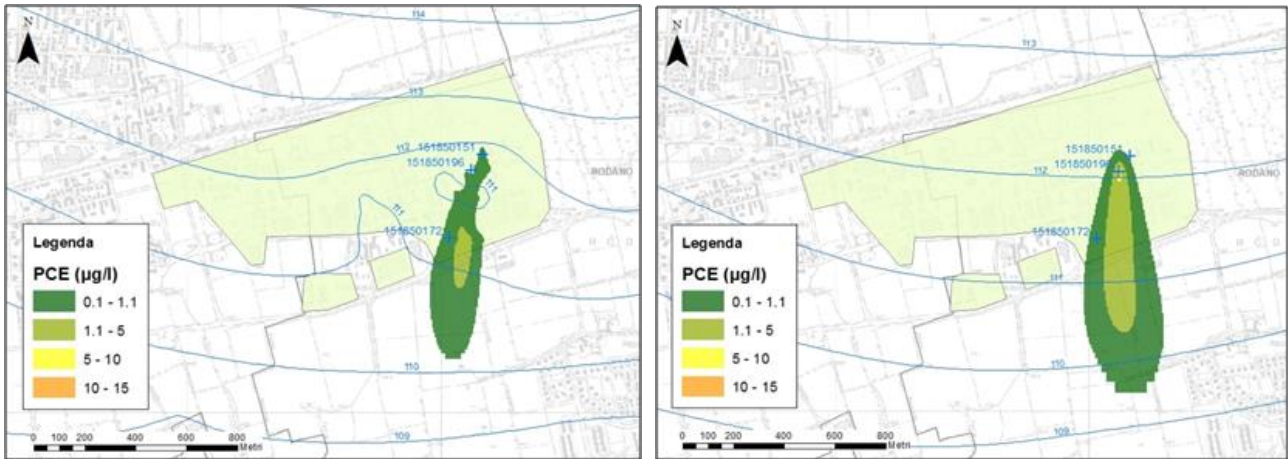


Figura 69- Rappresentazione dei risultati della simulazione PCE2. A sinistra è rappresentata la distribuzione di PCE in Acquifero A assegnando alle celle nelle vicinanze dei piezometri 0151850151 e 0151850172 un valore di concentrazione costante; mentre a destra è rappresentata la distribuzione di PCE in Acquifero B assegnando alle celle nelle vicinanze del piezometro 0151850196 un valore di concentrazione costante.

### **Simulazione PCE3**

Per la valutazione del contributo alla contaminazione osservata nel piezometro profondo 0151850110 (situato lungo il confine nord-est esternamente al SIN) proveniente da un'area nei pressi dei pozzi di AMIACQUE identificati con il codice SIF 0151750002, 0150700011 e 0150600004 (PCE3), è stata eseguita una simulazione che ha assegnato alle celle nei pressi dei suddetti pozzi le concentrazioni in essi osservate a partire dagli anni '80 (Figura 70). In questo caso la simulazione ha una durata di 23 anni.

I risultati della simulazione, rappresentati in Figura 71, mostrano che i plume, che hanno origine nelle vicinanze dei pozzi 0150700011, 0150600004 e 0151750002, si estendono fino al SIN e al piezometro 0151850110, con concentrazioni inferiori però a quelle osservate. Tale risultato era atteso in quanto i valori di concentrazione assegnati alle celle di partenza, corrispondenti a quelle dei pozzi AMIACQUE, sono sempre inferiori a quelli osservati nel piezometro in esame. In assenza di informazioni relative alla potenziale ubicazione della sorgente, la simulazione intende evidenziare che l'inquinamento osservato nel piezometro profondo 0151850110 ed eventualmente negli altri piezometri profondi presenti all'interno del SIN, potenzialmente può avere origine anche a 2 km di distanza da esso, ma si deve supporre l'esistenza di una sorgente che rilasci in falda concentrazioni vicine ai 100 µg/l. Tale scenario viene considerato plausibile anche in considerazione delle simulazioni inerenti il Cloroformio (CLF1).

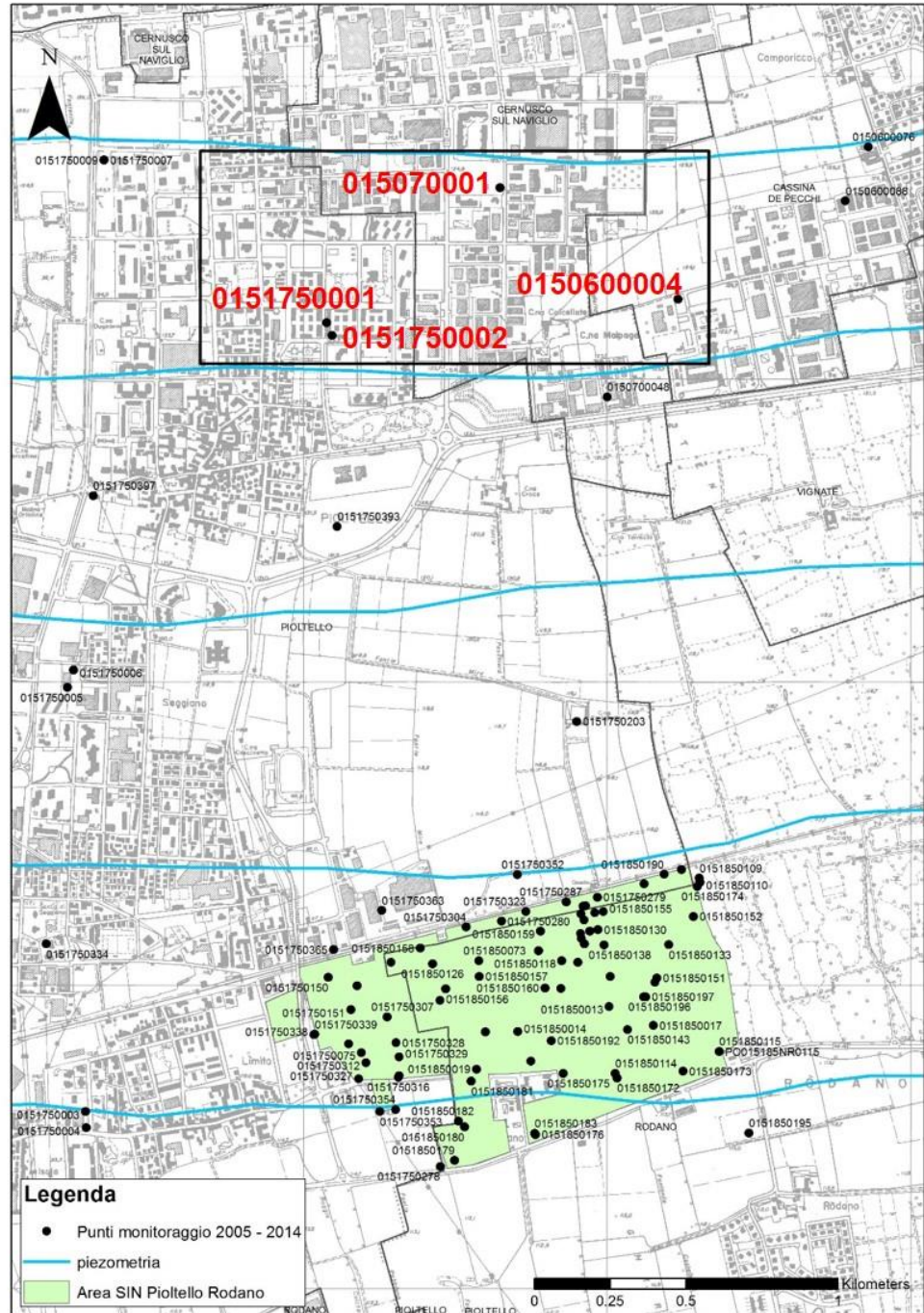


Figura 70 Ubicazione delle celle con concentrazione costante nel caso della simulazione PCE3 e CLF1.

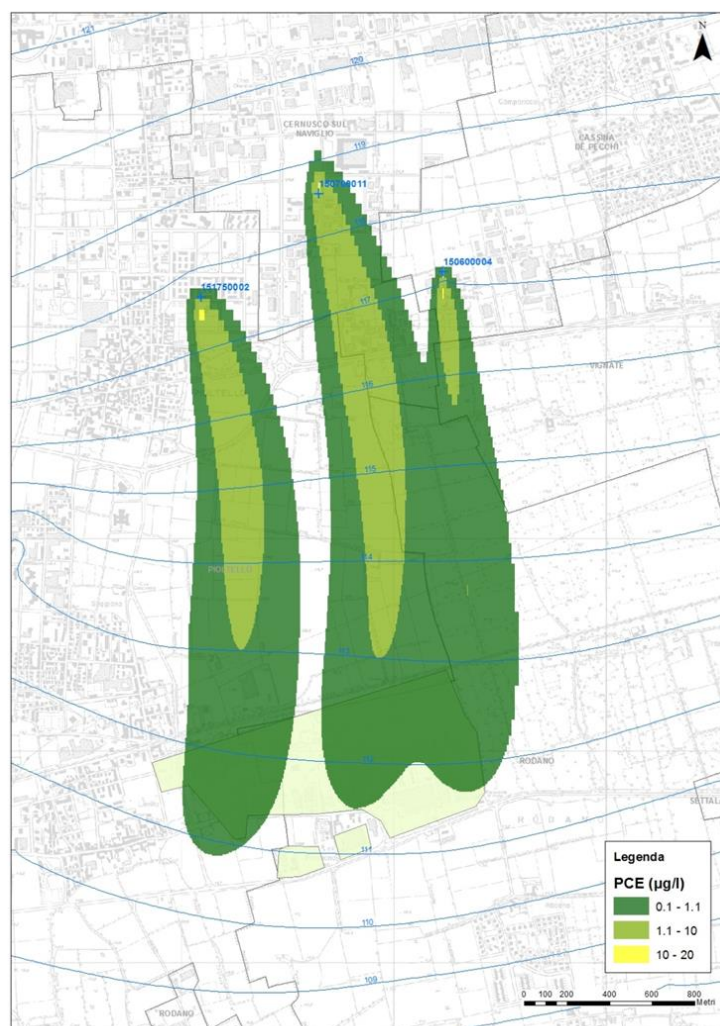


Figura 71 Rappresentazione della distribuzione di PCE3 ottenuta assegnando la condizione di concentrazione costante alle celle nelle vicinanze dei pozzi 0151750002, 0150700011 e 0150600004 (Acquifero B).

Il modello di flusso calibrato, considerando il solo meccanismo advettivo di trasporto, permette di effettuare un tracciamento della singola particella d'acqua presente nell'acquifero in avanti o all'indietro, ossia fissata la posizione di partenza della particella il modello è in grado di prevedere il percorso a ritroso nel tempo oppure è in grado di stimare il percorso nel futuro.

Al fine di individuare le possibili aree sorgenti della contaminazione individuata nel piezometro profondo 0151850110 (situato lungo il confine nord-est esternamente al SIN), è stato applicato il particle tracking (retrotracciamento delle linee di flusso a partire dal punto in cui si sono manifestate le concentrazioni maggiori) per la delimitazione delle aree da sottoporre a indagini di approfondimento. In particolare, fissando il punto di partenza delle particelle nei pressi del suddetto piezometro, la Figura 72 mostra il risultato della modellazione effettuata con MODPATH. Il percorso a ritroso delle particelle risulta avere principalmente una direzione nord-sud nel primo tratto a partire dal piezometro 0151850110, e successivamente devia leggermente in direzione NNW-SSE, passando in mezzo tra i due pozzi 0150700011 e 0150600004.

Sulla base di quanto detto, è dunque possibile che le concentrazioni misurate nei pozzi AMIACQUE e nel piezometro 0151850110 siano da imputarsi alla stessa sorgente, che andrebbe ricercata nella zona posta tra i due pozzi e a monte idrogeologico rispetto al piezometro 0151850110.

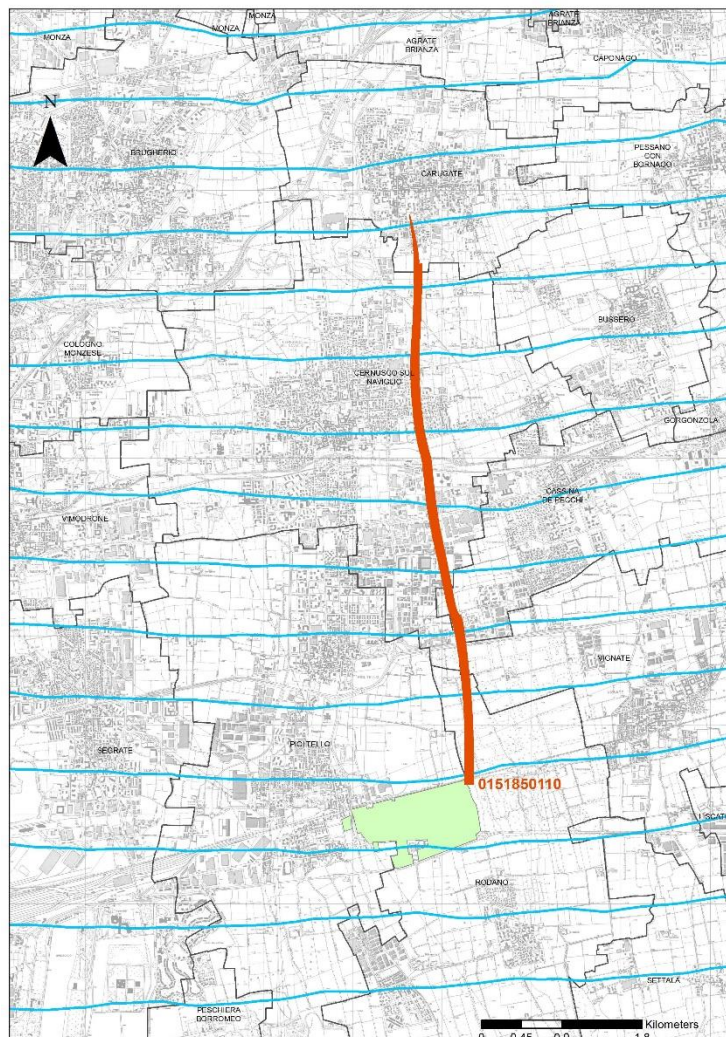


Figura 72 Tracciamento all'indietro delle particelle dal piezometro 0151850110, in corrispondenza del layer 4 – Acquifero B.

### **MODELLI DI TRASPORTO PER IL CLOROFORMIO:**

Scopo della modellazione è valutare il contributo alla contaminazione osservata nel piezometro profondo 0151850110 (situato lungo il confine nord-est esternamente al SIN) proveniente dall'inquinamento registrato nei pozzi di AMIACQUE identificati con il codice SIF 0151750002, 0150700011 e 0150600004 (simulazione CLF1).

I risultati della simulazione, rappresentati in Figura 73, mostrano che i plume che si originano nelle vicinanze dei pozzi 0150700011, 0150600004 e 0151750002 si estendono fino al SIN, interessando anche il piezometro 0151850110 e la parte del comune di Rodano posta a valle idrogeologico del SIN. La simulazione, anche in questo caso, sottostima la concentrazione osservata nel piezometro 0151850110, ma mette in evidenza come sorgenti poste nell'area compresa tra i comuni di Pioltello, Cassina de' Pecchi e Cernusco S/N possano essere responsabili della contaminazione da Cloroformio rilevata nell'acquifero B nel SIN di Pioltello-Rodano e in alcuni pozzi del comune di Rodano. Infatti

imponendo nel modello concentrazioni nell'acquifero B pari a quelle rilevate negli ultimi 29 anni nei 3 pozzi AMIACQUE, si è ottenuto un plume le cui concentrazioni sono paragonabili a quelle rilevate nei pozzi e piezometri presenti nel comune di Rodano.

È evidente che la fonte della contaminazione non possa trovarsi in corrispondenza dei suddetti pozzi, ma si osserva come essi rappresentino una spia, dotata di buona continuità temporale, dello stato di contaminazione dell'acquifero B a monte del SIN. Analogamente a quanto già visto nel caso del PCE (simulazione PCE3), sulla base del tracciamento all'indietro delle particelle (Figura 72 6.39), la sorgente, responsabile dell'inquinamento registrato sia nei pozzi AMIACQUE che nel piezometro 0151850110, andrebbe ricercata nella zona posta tra i due pozzi e a monte idrogeologico rispetto al piezometro 0151850110. Inoltre, si osserva che la larghezza del fronte contaminato (circa 1 km) lascia supporre la presenza di una sorgente, che rilascia una massa consistente nell'acquifero, posta a distanze anche superiori ai 500 m, o in alternativa la presenza di più sorgenti disposte secondo una direttrice E-O.

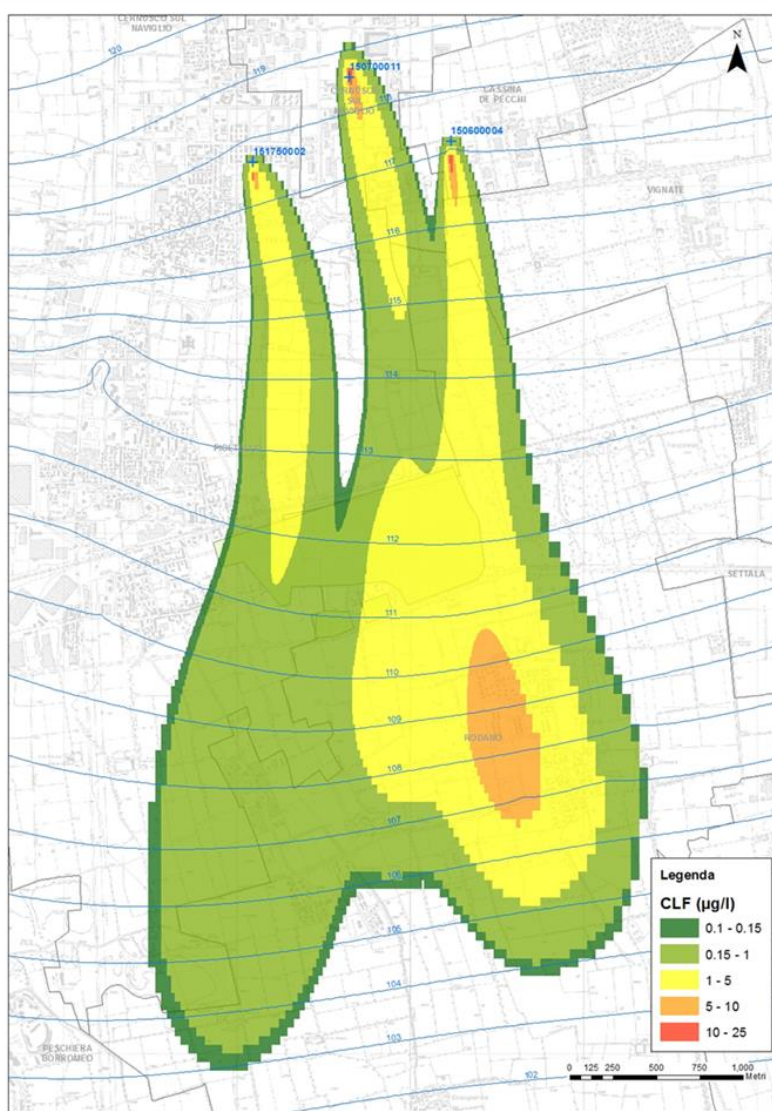


Figura 73 Rappresentazione della distribuzione di CLF dovuta all'esistenza di tre "sorgenti" (0151750002, 0150700011 e 0150600004) nel quarto layer - Acquifero B.

## 5.2 CRITICITÀ E SVILUPPI

### 5.2.1. CONCLUSIONI DELLA MODELLAZIONE E POSSIBILI INDICAZIONI

L'attività di modellazione matematica svolta sulle tre aree, è servita a comprendere la provenienza dei principali inquinanti registrati negli anni, ovvero Tetracloroetilene (PCE), Tricloroetilene (TCE), Cloroformio (CLF) e Cromo VI (CrVI), al fine di:

- supportare gli Enti nell'azione di individuazione delle potenziali sorgenti di contaminazione, restringendo il più possibile le aree sospette;
- evidenziare eventuali mancanze conoscitive;
- supportare gli Enti nella scelta dell'esecuzione di nuovi piezometri per il monitoraggio quali-quantitativo con relativa definizione di posizione e profondità ottimali;
- definire eventuali azioni di indagine su aree ristrette per confermare l'esistenza della sorgente;
- programmare azioni di monitoraggio;
- realizzare scenari di evoluzione delle contaminazioni in atto e le interferenze con le opere di captazione esistenti.

Relativamente all'**Area Nord-Ovest**, al fine di una migliore comprensione del fenomeno occorrerebbe:

- confermare la direzione del deflusso idrico sotterraneo dell'acquifero A attraverso l'esecuzione di una campagna piezometrica nell'area sorgente, dopo aver eseguito la quotatura dei pozzi/piezometri disponibili;
- identificare in modo approfondito l'entità dei prelievi idrici attuali nell'area ed in particolare quelli delle aziende poste a nord ad est dell'area Piastra;
- ricercare nei comuni di Baranzate e Milano le aziende e le passate attività le potenziali sorgenti responsabili della contaminazione rilevata in Pz9;
- realizzare almeno 4 piezometri filtrati nell'acquifero A nelle aree evidenziate in arancione in Figura 74;
- abbinare alle analisi idrochimiche delle campagne di monitoraggio, analisi di fingerprinting isotopico per C e Cl per confermare o meno la comune origine tra le contaminazioni rilevate nei diversi piezometri;
- riapplicare il presente modello di flusso e trasporto considerando quali sorgenti le potenziali aree individuate nell'indagine conoscitiva summenzionata.

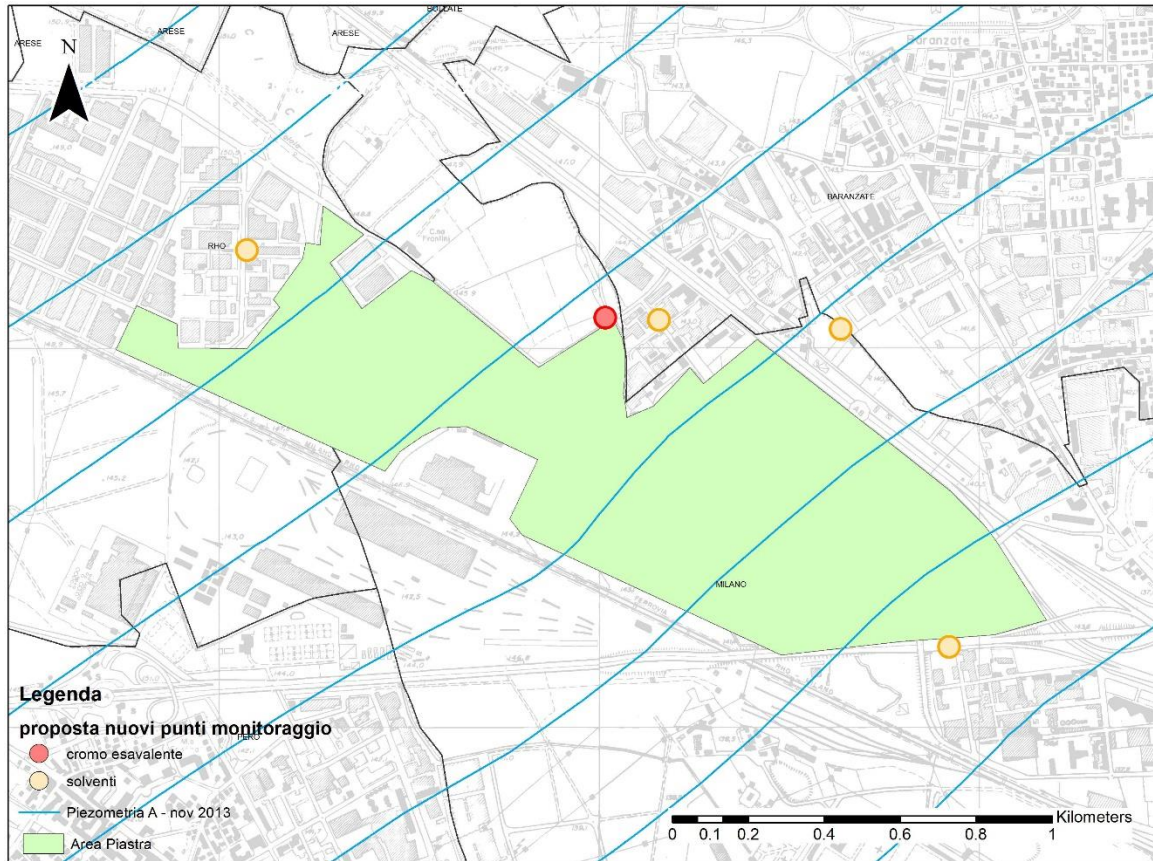


Figura 74 Proposta per la realizzazione dei nuovi piezometri nell'area Nord-Ovest Milano. In arancione per indagare l'inquinamento da solventi clorurati, in rosso per il CrVI.

Relativamente all'**Area SIN Sesto San Giovanni**, al fine di una migliore comprensione del fenomeno relativamente ai solventi occorrerebbe:

- confermare la direzione del deflusso idrico sotterraneo dell'acquifero B attraverso l'esecuzione di una campagna piezometrica ad hoc possibilmente incrementando il numero di punti tra il SIN e Cernusco S/N;
- identificare meglio l'entità dei prelievi idrici attuali nell'area ed in particolari quelli del SIN che potrebbero determinare variazioni del deflusso stagionali (es. pozzi irrigui);
- a monte del punto 0152090242 in un'area avente lunghezza di 1 km ricercare tra le aziende e le passate attività quelle che possano aver utilizzato PCE;
- realizzare 2 piezometri filtrati nell'acquifero B di cui uno posto a monte del punto 0152090242 e l'altro a monte del pozzo 0151490034 (Figura 75);
- realizzare 1 piezometro in comune di Monza nell'acquifero A, circa 200 m a valle dell'area per cui è stata fatta l'ipotesi di possibile sorgente, per comprendere l'entità del plume da essa rilasciato (Figura 75);
- realizzare una campagna analitica nei pozzi e piezometri captanti l'acquifero A e l'acquifero B comprendente i punti di nuova realizzazione;
- abbinare alle analisi di cui sopra delle analisi di fingerprinting isotopico per C e Cl;

- riapplicare il presente modello di flusso e trasporto considerando quali sorgenti le potenziali aree individuate nell'indagine conoscitiva summenzionata.

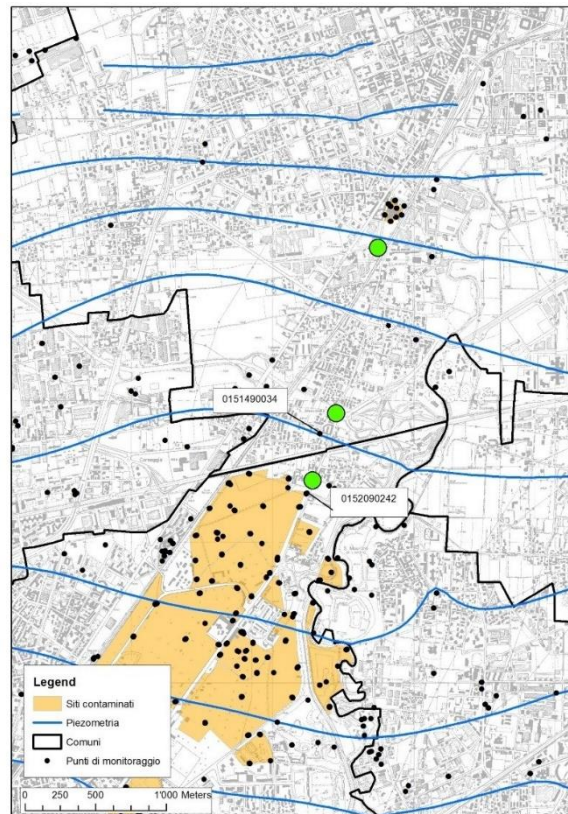


Figura 75 Proposta di ubicazione dei nuovi piezometri di monitoraggio (cerchi verdi in figura).

Al fine di una migliore comprensione del fenomeno relativamente al cromo occorrerebbe:

- confermare la direzione del deflusso idrico sotterraneo dell'acquifero A attraverso l'esecuzione di una campagna piezometrica ad hoc sfruttando i numerosi piezometri presenti;
- realizzare un piezometro filtrato nell'acquifero A (Figura 76);
- verificare le informazioni esistenti sulle attività di bonifica, riguardanti il CrVI, condotte nell'area in cui è ubicata la potenziale sorgente;
- ripetere una campagna analitica nei pozzi e piezometri captanti l'acquifero A comprendendo il nuovo punto di monitoraggio eventualmente realizzato.

Il secondo caso inerente la presenza di CrVI ha riguardato l'inquinamento che storicamente colpisce i pozzi profondi (acquifero B) nel settore orientale della centrale Gorla (viale Monza, Milano) con concentrazioni di poco inferiori ai 100 µg/l. Le simulazioni del trasporto condotte hanno confermato come in precedenti studi (progetto Europeo Foks), che la potenziale sorgente può essere collocata all'interno dell'acquifero B in un'area nei pressi del confine tra il comune di Milano e quello di Sesto San Giovanni. Al fine di una migliore comprensione del fenomeno occorrerebbe:

- realizzare un piezometro, filtrato nel solo acquifero B, posto nei pressi del già esistente 0151462116 che risulta filtrato nell'acquifero A (Figura 76);

- ripetere una campagna analitica nei pozzi e piezometri captanti l'acquifero B comprendendo il nuovo punto di monitoraggio eventualmente realizzato.

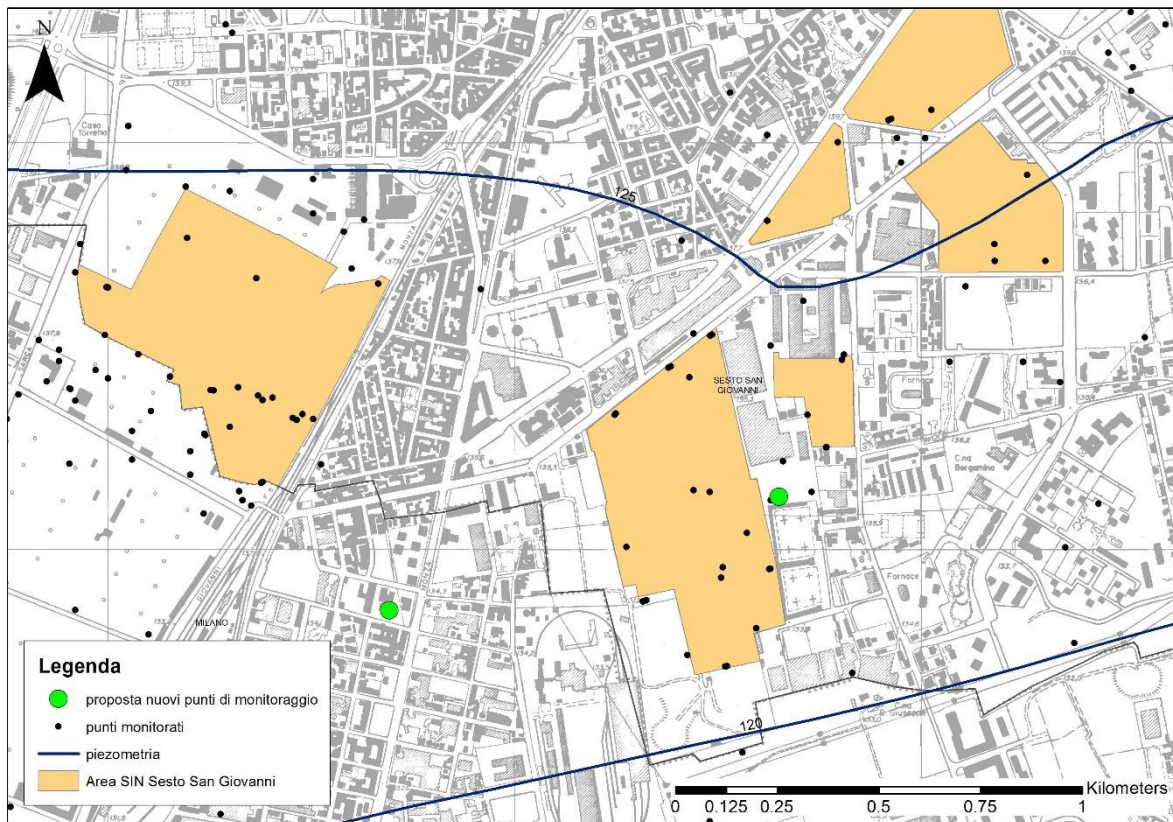


Figura 76 Proposta di ubicazione dei nuovi piezometri di monitoraggio (cerchi verdi in figura).

Relativamente all'**Area SIN Pioltello-Rodano**, al fine di una migliore comprensione del fenomeno relativamente al tetracloroetilene occorrerebbe:

Simulazione PCE1:

- caratterizzare con maggior dettaglio la direzione del deflusso idrico sotterraneo, attraverso l'esecuzione di una campagna piezometrica ad hoc nei pozzi dei comuni di Brugherio, Carugate e Cernusco S/N, Monza, Agrate Brianza cercando di integrare la rete piezometrica del presente studio che ha avuto a disposizione pochissimi punti nel settore NW del dominio;
- realizzare almeno 2 piezometri a monte del pozzo 0150340005 di Brugherio;
- realizzare una campagna analitica nei pozzi e piezometri appartenenti ai comuni sopra elencati e posti immediatamente a valle delle ipotetiche sorgenti;
- abbinare alle analisi di cui sopra delle analisi di fingerprinting isotopico per C e Cl;
- estendere il presente modello di flusso e trasporto sino a comprendere i due siti contaminati posti in comune di Monza.

#### Simulazione PCE3:

- confermare la direzione del deflusso idrico sotterraneo dell'acquifero B attraverso l'esecuzione di una campagna piezometrica ad hoc possibilmente incrementando il numero di punti tra il SIN e Cernusco S/N;
- identificare meglio l'entità dei prelievi idrici attuali nell'area ed in particolari quelli del SIN che potrebbero determinare variazioni del deflusso stagionali (es. pozzi irrigui);
- nei comuni di Cassina de' Pecchi, Cernusco S/N ricercare tra le aziende e le passate attività le potenziali sorgenti responsabili della contaminazione;
- realizzare almeno 3 piezometri filtrati nell'acquifero B nell'area posta a monte dei 3 pozzi AMIACQUE, di cui 1 almeno ricadente ad interasse tra i pozzi 0150600004 e 0151750011;
- realizzare una campagna analitica nei pozzi e piezometri captanti l'acquifero B ed appartenenti ai comuni di Rodano, Pioltello, Cassina de' Pecchi, Cernusco S/N;
- abbinare alle analisi di cui sopra delle analisi di fingerprinting isotopico per C e Cl;
- riapplicare il presente modello di flusso e trasporto considerando quali sorgenti le potenziali aree individuate nell'indagine conoscitiva summenzionata.

#### Simulazione PCE2:

- confermare la direzione del deflusso idrico sotterraneo dell'acquifero B attraverso l'esecuzione di una campagna piezometrica ad hoc possibilmente incrementando il numero di punti tra il SIN e il centro abitato di Rodano;
- identificare meglio l'entità dei prelievi idrici attuali nell'area ed in particolari quelli nel SIN e poco a valle di esso;
- realizzare una campagna analitica nei pozzi e piezometri captanti l'acquifero B ed appartenenti ai comuni di Rodano e al SIN;
- riapplicare il presente modello di flusso e trasporto considerando i risultati degli approfondimenti condotti per gli scenari PCE3 e CLF1.

Al fine di una migliore comprensione del fenomeno relativamente al cloroformio (scenario CLF1) occorrerebbe:

- confermare la direzione del deflusso idrico sotterraneo dell'acquifero B attraverso l'esecuzione di una campagna piezometrica ad hoc possibilmente incrementando il numero di punti tra il SIN e Cernusco S/N;
- identificare meglio l'entità dei prelievi idrici attuali nell'area ed in particolari quelli del SIN che potrebbero determinare variazioni del deflusso stagionali (es. pozzi irrigui);
- nei comuni di Cassina de' Pecchi, Cernusco S/N ricercare tra le aziende e le passate attività le potenziali sorgenti responsabili della contaminazione;

- realizzare almeno 3 piezometri filtrati nell'acquifero B nell'area posta a monte dei 3 pozzi AMIACQUE, di cui 1 almeno ricadente ad interasse tra i pozzi 0150600004 e 0151750011;
- realizzare una campagna analitica nei pozzi e piezometri captanti l'acquifero B ed appartenenti ai comuni di Rodano, Pioltello, Cassina de' Pecchi, Cernusco S/N;
- abbinare alle analisi di cui sopra delle analisi di fingerprinting isotopico per C e Cl;
- riapplicare il presente modello di flusso e trasporto considerando quali sorgenti le potenziali aree individuate nell'indagine conoscitiva summenzionata.

#### 5.2.2. CONFRONTO BASI DEGLI ACQUIFERI ENI E BASI ELABORATE PER IL PROGETTO

L'analisi della ricostruzione della geometria degli acquiferi ha previsto un'attività di confronto fra le basi disponibili elaborate in precedenti Studi (CAP, progetti provinciali ed ENI). Complessivamente si deduce una buona corrispondenza tra l'elaborazione della base dell'acquifero B effettuata per il presente lavoro e la base dell'acquifero tradizionale elaborata dal CAP. Il confronto invece tra la suddivisione proposta in questo lavoro e quella riportata nel documento ENI mette in evidenza alcune discrepanze tra le quote di rinvenimento delle basi sia per l'acquifero A che per l'acquifero B.

Ragione di tali differenze sono da imputarsi al minor dettaglio del lavoro ENI-Regione Lombardia dovuto alla differente scala di esecuzione: scala Regionale per ENI, scala di dettaglio locale per il Progetto PLUMES.

#### 5.2.3 PIEZOMETRIA DI DETTAGLIO PER I MODELLI DI FLUSSO

Per lo studio di dettaglio delle tre aree della Provincia di Milano, per poter valutare con maggior precisione la direzione di flusso della falda, il gradiente e l'interazione tra l'acquifero A e l'acquifero B, sono stati eseguiti dei rilievi piezometrici "ad hoc" per i tre modelli.

#### 5.2.4 SISTEMATIZZAZIONE DEI DATI E INSERIMENTO NEI MODELLI

Dal momento che i dati provenienti dalle differenti fonti sono stati disponibili in momenti successivi, l'attività di raccolta e sistematizzazione è stata più onerosa del previsto, dunque anche quando le attività finalizzate alla ricostruzione del modello concettuale e alla ricostruzione del modello matematico erano già state avviate, nel corso di tutta la durata del progetto si sono succedute fasi di controllo e confronto dei dati provenienti dalle differenti fonti documentali e sono state necessarie continue revisioni del lavoro già eseguito a causa dell'individuazione di non poche discrepanze dei dati. Tali discrepanze riguardano ad esempio: le coordinate geografiche dei sondaggi/pozzi/piezometri, le quote del piano campagna, la posizione dei tratti filtrati, le descrizioni stratigrafiche e i livelli piezometrici. Alcune incongruenze sono state risolte ricontrollando il log stratigrafico originale (SIF). In assenza di precise informazioni è dunque possibile che a scala locale vi siano disallineamenti relativi ad esempio alla quotatura delle basi degli acquiferi e alla presenza o meno di livelli di separazione.

## **6. ESECUZIONE CAMPAGNA PIEZOMETRICA NELL'AREA MILANESE**

E' stata eseguita una campagna piezometrica nell'area milanese con georeferenziazione dei punti (x, y, z) con:

- elaborazione di piezometrie di riferimento per i modelli matematici di dettaglio sulle tre aree della provincia di Milano: area Nord – Ovest, SIN Sesto San Giovanni e SIN Pioltello Rodano;
- elaborazione di schede monografiche per ciascun punto misurato.

### **6.1 DESCRIZIONE DELLE ATTIVITÀ**

Periodicamente la Provincia di Milano esegue delle campagne di misura dei livelli piezometrici su una rete di circa 350 pozzi e piezometri distribuiti su tutta la città di Milano e Provincia, filtrati in corrispondenza dell'acquifero A, dell'acquifero B o in entrambi. La piezometria fornita dalla Provincia è da attribuirsi in generale all'acquifero tradizionale (Acquifero A + Acquifero B), ma non è risultata di sufficiente dettaglio per lo studio delle aree d'interesse (Area Nord-Ovest Milano, SIN Sesto San Giovanni e SIN Pioltello Rodano). Per tale motivo, per le tre aree del Milanese è stato necessario effettuare una campagna piezometrica di dettaglio. Per le tre aree, il Politecnico di Milano ha proposto una rete di punti che permettessero la ricostruzione di una piezometria di dettaglio adeguata ai fini modellistici. La scelta della rete per il rilievo piezometrico si è basata sui modelli concettuali delle tre aree e in particolare sulle informazioni disponibili relative alla posizione dei filtri, e dunque in funzione dell'appartenenza ai diversi corpi acquiferi (A e/o B). Si è cercato di distribuire in maniera omogenea sull'area di studio i pozzi/piezometri filtrati nei diversi acquiferi per valutare, in fase di elaborazione dei dati rilevati, le eventuali differenze tra le superfici piezometriche e la possibilità di flussi verticali.

Sui punti selezionati è stata effettuata una verifica sull'esistenza e funzionalità dei pozzi/piezometri, sulla loro accessibilità e sulla possibilità di spegnimento. Per i punti non campionabili a causa dell'impossibilità dello spegnimento del pozzo, o della impossibilità di inserire il freatometro, o ancora perché il pozzo è risultato chiuso, si sono cercati dei punti sostitutivi a quelli proposti.

Il rilievo effettuato in corrispondenza di pozzi è stato realizzato in seguito allo spegnimento dei manufatti stessi e alla stabilizzazione del livello idrico.

Alla campagna piezometrica è stato accoppiato il rilievo GPS in modalità RTK/VRS eseguito con strumentazione idonea al fine di ottenere la posizione del punto (x, y) e la quota del punto di misura (z) con precisione centimetrica.

L'elaborazione dei dati rilevati ha permesso di valutare con maggior precisione la direzione di flusso della falda, il gradiente e l'interazione tra l'acquifero A e l'acquifero B nelle aree di studio.

Per la ricostruzione delle piezometrie di dettaglio delle tre aree i dati sono stati localmente integrati con dati provenienti da monitoraggi specifici (es. monitoraggio area Piastra per l'area Nord Ovest di Milano; o del SIN di Sesto San Giovanni; dati di Metropolitana Milanese o di Amiacque) previa verifica di conformità dei dati. Nelle Figure successive si riportano le piezometrie ricostruite per l'acquifero A e B nelle tre aree di studio milanesi.

## Area Nord Ovest Milano

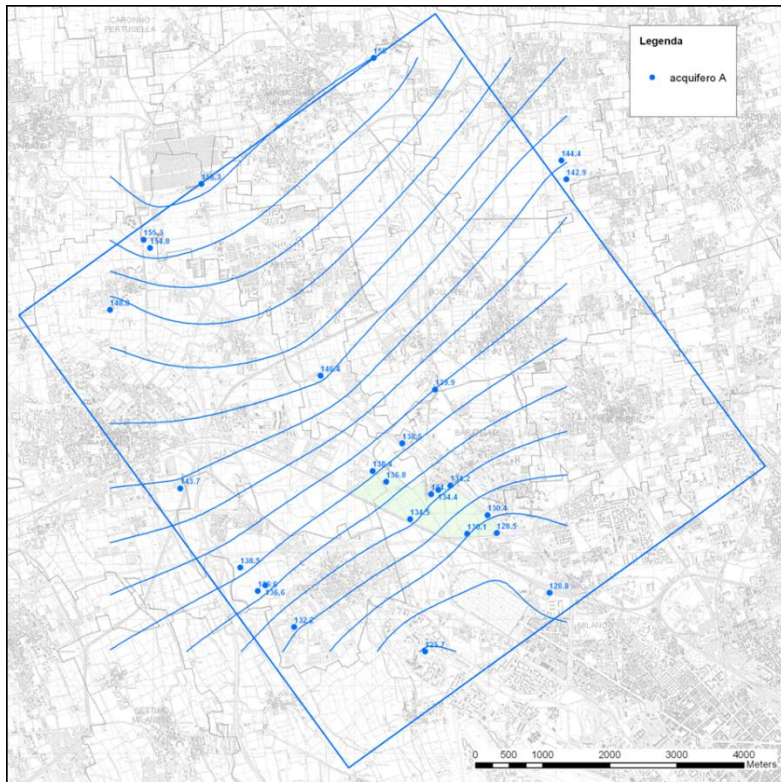


Figura 77 Piezometria della falda dell'acquifero A, nell'area Nord Ovest Milano con i valori misurati sui pozzi/piezometri.

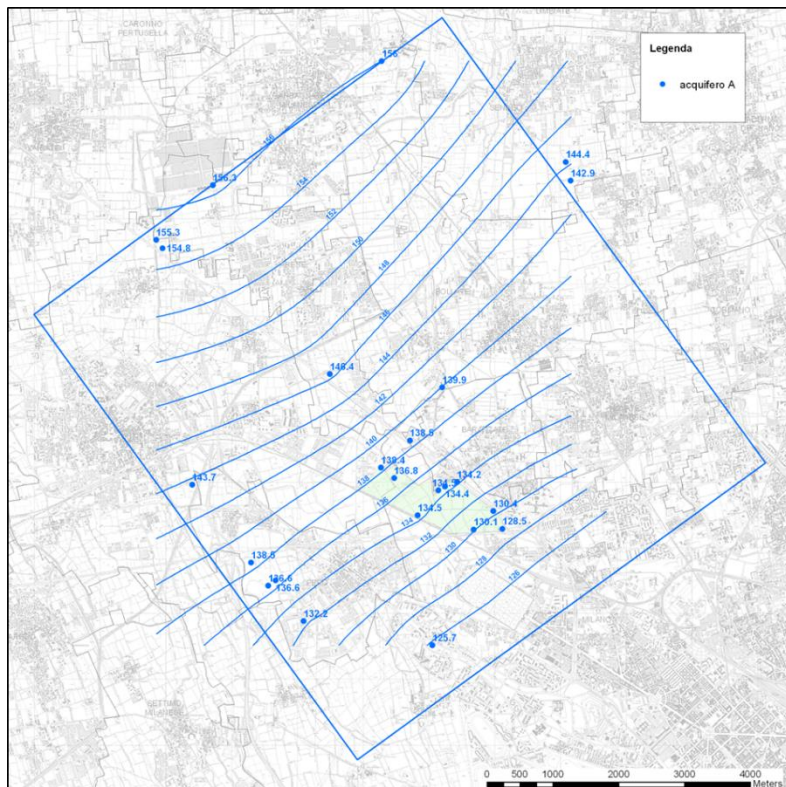


Figura 78 Piezometria della falda dell'acquifero B, nell'area Nord Ovest Milano con i valori misurati sui pozzi/piezometri.

Area SIN Sesto San Giovanni

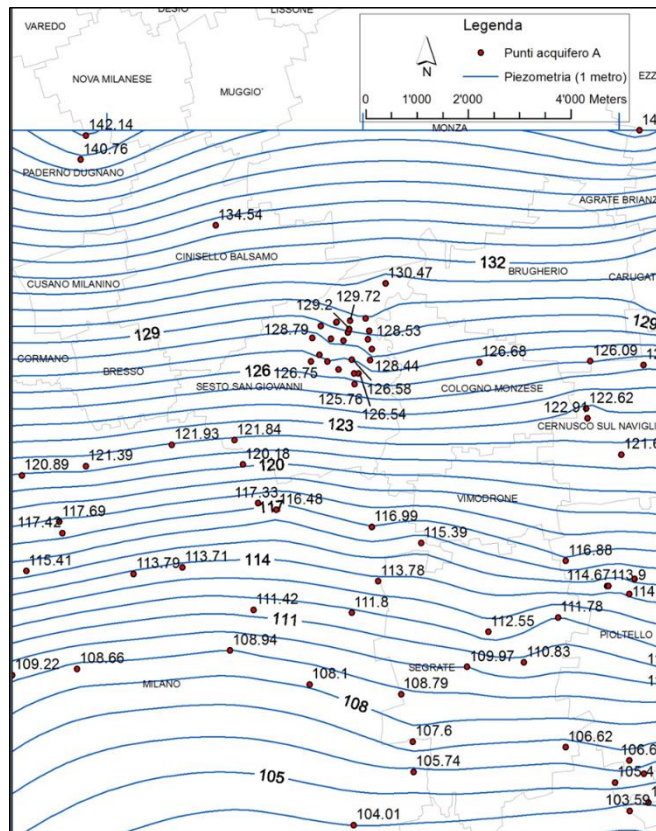


Figura 79 Piezometria dell'acquifero A nel SIN di Sesto San Giovanni con i valori misurati sui pozzi/piezometri.

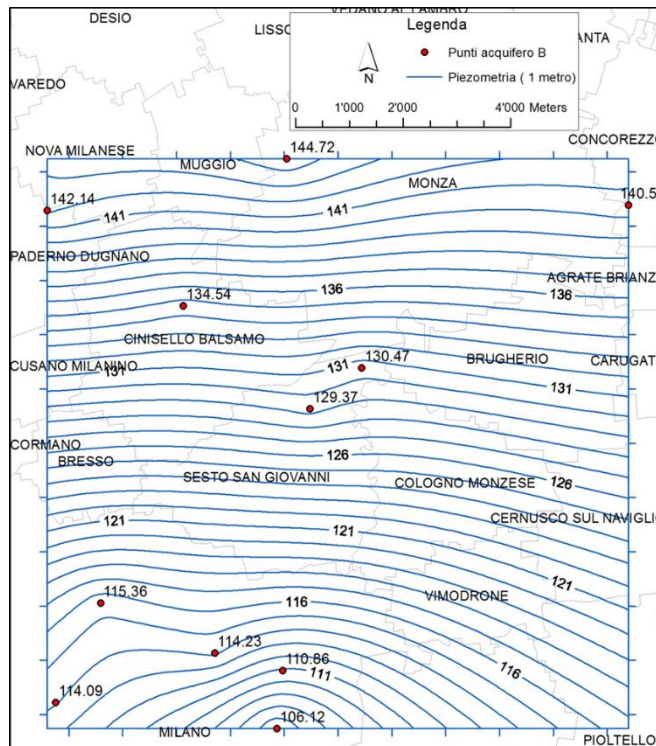


Figura 80 Piezometria dell'acquifero B nel SIN di Sesto San Giovanni con i valori misurati sui pozzi/piezometri.

## Area SIN Pioltello Rodano

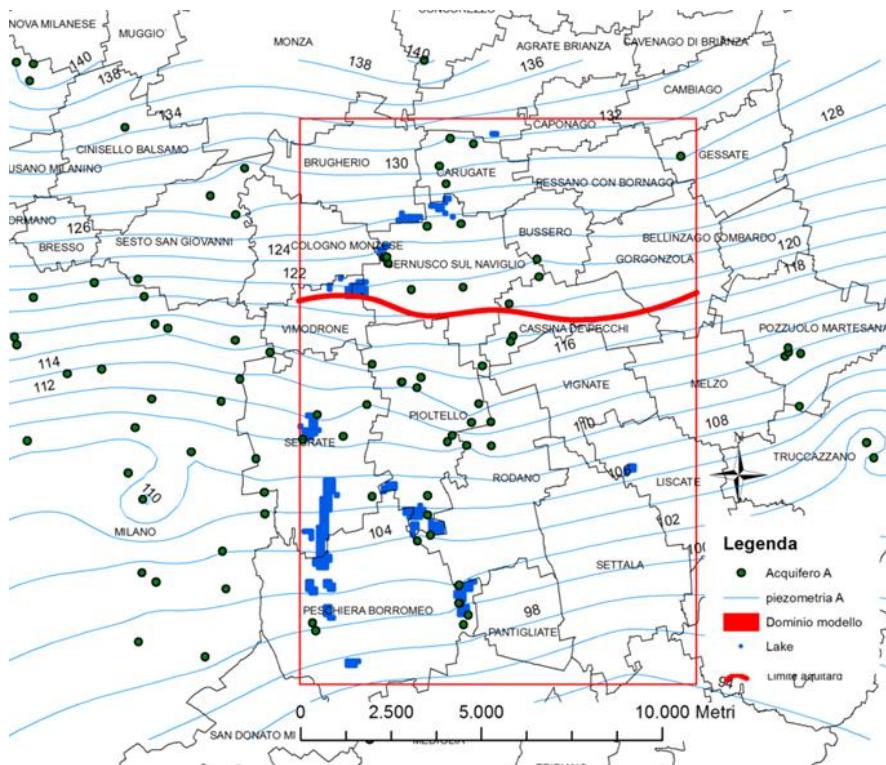


Figura 81 Piezometria dell'acquifero A nel SIN di Pioltello Rodano.

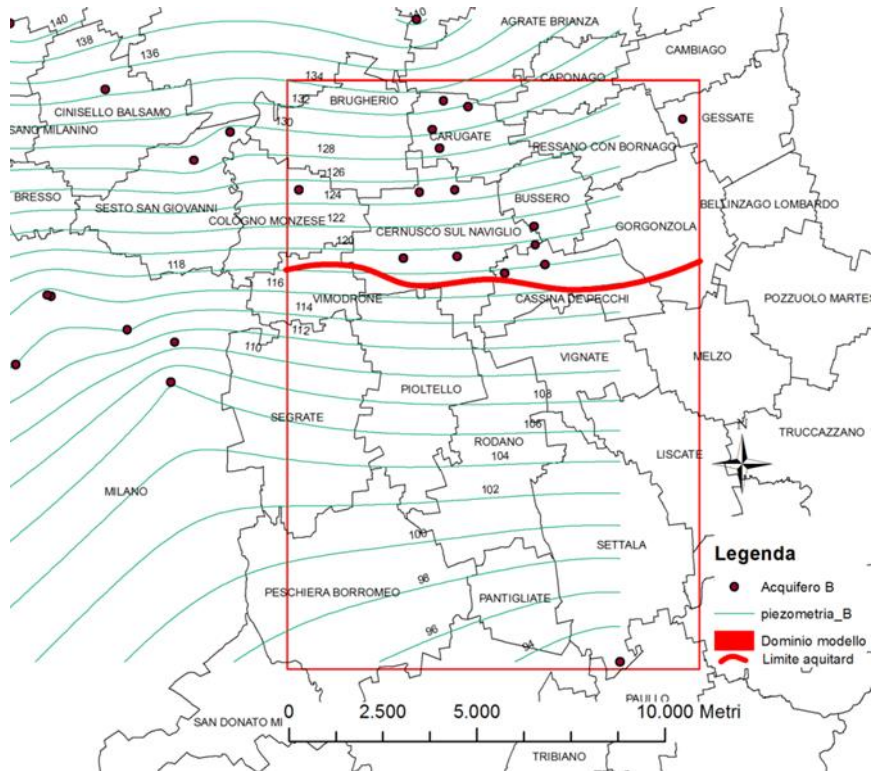


Figura 82 Piezometria dell'acquifero B nel SIN di Pioltello Rodano.

Per ciascun punto monitorato è stata elaborata una scheda monografica (Figura 83) riportante i dati caratterizzanti il singolo punto.

SCHEDA MONOGRAFICA - CODICE PUNTO DI MISURA:			
<b>Tipologia</b>	<b>Uso</b>	<b>Codice alternativo</b>	<b>Altro codice (proprietario)</b>
Pozzo	Potabile		
Piezometro	Industriale	<b>Provincia</b>	
Altro	Irriguo	<b>Comune</b>	
Pubblico	Igienico	<b>Indirizzo</b>	
Privato	Anticendio	<b>Proprietario</b>	
	Altro	<b>Gestore/Utilizzatore</b>	
<b>Accesso:</b>		<b>Punto di misura della soggiacenza</b>	
Contatto per esecuz. misura:		<b>Descrizione:</b>	
Tel:		Caratteristiche:	
Mail:		Misura da:	
<b>Stralcio CTR</b> Sezione		<b>Coordinate Proiettate (UTM32N/WGS84):</b>	
		<b>N:</b>	
		<b>E:</b>	
		<b>Quota ortometrica sistema geodetico ETRF2000 del punto di misura della soggiacenza (Qr)</b>	
		<b>m s.l.m.</b>	
		<b>Quota Piano Campagna (Q<sub>PC</sub>)</b>	
		<b>m s.l.m.</b>	
		<b>Distanza punto misura da PC (Hr)</b>	
		<b>m.</b>	
		<b>Punto di rilievo topografico (GPS)</b>	
		<b>Descrizione:</b>	
<b>Coordinate punto di rilievo topografico UTM32N/WGS84</b>			
<b>N</b>			
<b>E</b>			
<b>WGS84</b>			
<b>Lat</b>			
<b>Long</b>			
<b>Quota punto di rilievo topografico</b>			
<b>Quota ellissoidica (WGS84):</b>			
<b>m s.l.m.</b>			
<b>Quota ortometrica sistema geodetico ETRF2000</b>			
<b>m s.l.m.</b>			
<b>Compilato da:</b>		<b>l.s. (m)</b>	
		<b>p (m)</b>	
<b>Approvato da:</b>		<b>b (m)</b>	
		<b>h (m)</b>	
		<b>d (m)</b>	

Figura 83 Modello Scheda Monografica.

## 7. CONCLUSIONI

Il Progetto PLUMES, finanziato con delibera della Giunta regionale del 23 maggio 2012 n° 3510 "Realizzazione degli interventi di bonifica ai sensi dell'art. 250 del D.Lgs 3 aprile 2006 n°0152 – programmazione economica-finanziaria 2012/2014", (affidamento di incarico ad ARPA prot. RL n. 15974 del 02.08.2012) si è concretizzato attraverso diverse attività:

- la raccolta, l'integrazione e l'elaborazione dei dati storici già disponibili nei sistemi informativi di ARPA e delle Province coinvolte;
- la realizzazione di campagne di monitoraggio idrochimico finalizzate all'approfondimento e all'attualizzazione delle informazioni sullo stato qualitativo delle acque sotterranee nelle aree potenzialmente interessate dalla presenza di plumes di contaminazione. Le informazioni acquisite sono state organizzate secondo uno standard omogeneo definito e predisposto nell'ambito del Progetto. L'attività di indagine ha comportato anche la realizzazione da parte delle Province di nuovi piezometri di monitoraggio nelle aree prive di punti di monitoraggio della falda;
- l'analisi, l'elaborazione e l'interpretazione dei dati raccolti, finalizzata alla caratterizzazione dello stato di contaminazione nelle aree studiate e all'individuazione delle potenziali aree sorgenti di contaminazione;
- nelle situazioni più complesse, nelle Province di Bergamo e Milano, l'attività conoscitiva è stata supportata dalla realizzazione di modelli di flusso e trasporto, predisposti con il supporto dell'Università Statale degli Studi di Milano e del Politecnico di Milano – Polo Territoriale di Como.

I modelli di flusso realizzati hanno permesso di riprodurre con sufficiente grado di affidabilità il comportamento idrodinamico degli acquiferi indagati. Il lavoro realizzato fornisce quindi un importante contributo alla conoscenza degli acquiferi regionali e mette a disposizione dei Soggetti coinvolti uno strumento fondamentale per la gestione della risorsa idrica regionale. I modelli realizzati a scala di bacino potranno essere utilizzati, con eventuali integrazioni, per la valutazione di situazione di degrado qualitativo e quantitativo che dovessero emergere a scala locale.