

ALLEGATO A. Sintesi delle conoscenze sul sito contaminato ex Chimica Bianchi nel Comune di Rho (MI)

A. 1 Inquadramento del sito

L'area contaminata si trova in prossimità di Milano (in particolare parte meridionale del comune di Rho e settentrionale del comune di Pero). L'area era un tempo occupata dall'ex Chimica Bianchi ed è ubicata a sud del comune di Rho, a cavallo del fiume Olona e limitata ad ovest dal Canale secondario Villorese e a nord dalla ferrovia Rho-Milano (figura A.1 e A.2).

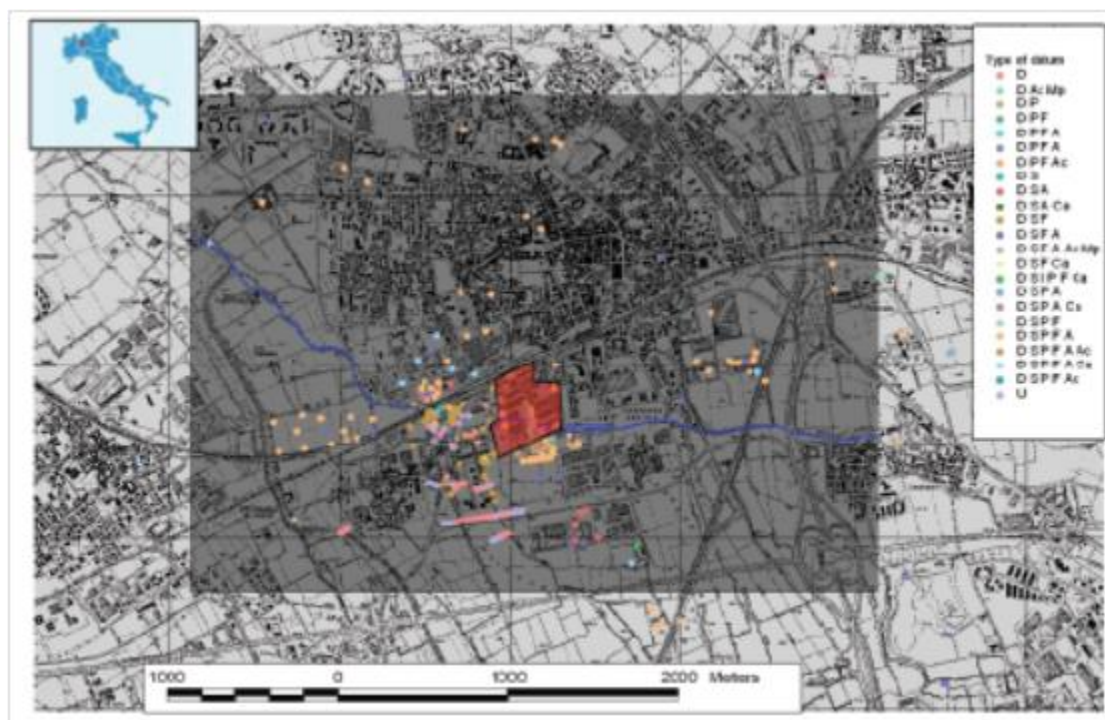
Figura A.1 - Mappa del sito occupato da ex Chimica Bianchi



L'attività della società chimica Bianchi si è articolata, con variazioni di ragione sociale, dal 1907 sino al 1979. L'area dello stabilimento era suddivisa in due zone produttive, a Nord e a Sud del Fiume Olona, collegate tra loro da un ponte.

Dal punto di vista produttivo, la porzione Nord dello stabilimento era la più importante, in essa erano attuate le principali produzioni. Le attività dello stabilimento iniziarono con la produzione di inchiostri da stampa, destrine e colle derivate. In seguito ebbe inizio la sintesi di coloranti azoici e allo zolfo per l'industria cotoniera (nero diretto e nero allo zolfo). Parallelamente o in tempi diversi furono attuate le seguenti produzioni: composti inorganici (acido cloridrico, soda caustica, solfato, solfuro, solfito, bisolfito, ipoclorito di sodio); intermedi della sintesi dei coloranti, derivati principalmente da benzene e naftalene; intermedi della sintesi dei coloranti azoici e allo zolfo (nitrobenzene, anilina, benzydina, aminofenoli, diossinaftaline, acidi H, gamma e isogamma; carboni attivi a partire da gusci di mandorle; tensioattivi per uso domestico (Trim) – alchiralilsolfonati; perborato sodico; idrochinone per usi fotografici).

Figura A.2 - Area di studio (grigio scuro) sito industriale (rosso) e fiume Olona (blu)



Dalle informazioni disponibili, nella porzione Sud dello stabilimento erano prodotti principalmente carboni attivi, tensioattivi, perborato ed idrochinone. La porzione Nord dell'area è stata in un recente passato (anni 90) sottoposta ad interventi di bonifica e riedificata con capannoni industriali ed artigianali. La porzione Sud è ad oggi ancora dimessa priva di impianti ed edifici ed è destinata per usi industriali, artigianali e, parzialmente, ricreativi.

Le indagini sullo stato di contaminazione di questo sito sono iniziate nel 1979, anno di dismissione dell'industria Chimica Bianchi. Le prime evidenze hanno portato alla localizzazione di un focolaio di contaminazione che interessa la falda sospesa a Nord del fiume Olona, individuato in corrispondenza della vasca interrata per il recupero dei solventi, nelle vicinanze dell'attuale depuratore. Dopo lo smantellamento delle attività industriali e l'individuazione della contaminazione delle falde, nel 1982 è stato realizzato un intervento di messa in sicurezza mediante incapsulamento laterale del focolaio, al fine di contenere la dispersione dei contaminanti. L'intervento è stato realizzato mediante la realizzazione di barriere verticali in cemento bentonite, intestate sullo strato a bassa conducibilità idraulica che fa da letto all'acquifero superficiale.

A.2 Geologia e idrologia

L'area di intervento si trova nella Pianura Padana centro-settentrionale ed è caratterizzata da terreni alluvionali e fluvio-glaciali.

Su tale area si può riconoscere la sola formazione Fluvioglaciale Wurm e Riss (Dilavium recente) che comprende depositi di natura ghiaioso-sabbioso-argilloso che costituiscono il livello principale della pianura. La litologia Fluvioglaciale Rissiano-Wurmiano è caratterizzata dalla presenza di uno strato superiore di alterazione, di circa 50 cm di spessore, di natura

essenzialmente argilloso-sabbiosa che gli acidi umici hanno reso bruno-rossastro. Sotto lo strato di alterazione superficiale si incontrano: ghiaie più o meno sabbiose nella parte settentrionale; sabbie, limi e argille in quella meridionale. Il passaggio tra un tipo e l'altro è per lo più graduale. Nel dettaglio:

- La zona a ghiaie prevalenti è formata da ciottoli di forma arrotondata e di dimensioni eterogenee e presenta una stratificazione determinata da una successione di lenti e strati a granulometria diversa, ma composti ciascuno da elementi di dimensioni simili tra loro. Sono anche frequenti straterelli sabbiosi che si alterano con ghiaie più o meno grossolane; l'argilla è pure presente, anche fino ad una certa profondità, ma è stata portata nel sottosuolo dalle acque di dilavamento e da quelle di irrigazione.
- La zona a sabbie prevalenti presenta granulometria uniforme anche dove possiedono composizione mineralogica diversa; nella parte superiore solo alterate come le ghiaie, lo strato di alterazione ha la solita composizione argillosa e il suo spessore è di circa 40 cm; la sabbia è frammista ad argilla ancora fino ad una profondità variabile da luogo a luogo mentre più sotto è formata quasi completamente da granuli di natura quarzosa, con feldspati miche e con subordinati frammenti calcarei. Le sabbie poste sotto la superficie freatica vanno soggette ad una lavatura ad opera delle falde acquifere in movimento per cui si presentano prive o assai povere di argilla. La determinazione dello spessore del Diluvium recente è possibile solo in perforazione ove le ghiaie poggiano direttamente su livelli ben identificati, nella zona a ghiaie prevalenti è di circa 50 metri.

Per quanto riguarda l'idrologia dell'area, il sottosuolo risulta ricco di acque che permeano a varie profondità gli abbondanti depositi permeabili. La situazione stratigrafica della litozona ghiaioso-sabbiosa, cioè dei primi 50/55 metri del piano campagna è caratterizzato dalla presenza di depositi permeabili sedi di falda acquifera freatica. Nell'ambito territoriale qui analizzato, la continuità laterale degli orizzonti limoso-argillosi a bassa permeabilità, riscontrata in tutte le stratigrafie prese in esame, consente di ipotizzare una separazione di fatto fra le acque sottostanti e sovrastanti gli orizzonti stessi. Localmente si rinviene la presenza di un livello limoso-sabbioso-argilloso potente sino ad un paio di metri ad una quota media di -10 m dal pc; tale orizzonte, documentato da varie stratigrafie sostiene un acquifero stagionale con battente massimo pari a 2-3 m nel periodo Giugno-Settembre. Al di sotto di questa unità, nell'ambito della litozona sabbioso-ghiaiosa, i depositi permeabili sede di acquiferi sono compresi tra orizzonti impermeabili prevalentemente argillosi potenti fino a qualche decina di metri e presentano una buona continuità laterale; si osserva una netta prevalenza di orizzonti permeabili contenenti livelli impermeabili generalmente poco o medio potenti. In profondità, al di sotto di -80/-90 m dal pc, si riscontra la litozona argilloso-sabbiosa in cui i livelli permeabili costituiti da sabbie prevalenti a volte ghiaiose, potenti fino a 10 m e sedi di acquiferi, si alternano a livelli impermeabili di natura argillosa di potenza doppia (20m). I depositi permeabili sede di acquiferi presentano una continuità laterale discreta: si osserva una certa prevalenza dei depositi impermeabili contenenti i livelli più permeabili.

Le falde idriche dell'area in esame possono esser quindi così distinte:

- prima falda superficiale, localmente si riscontra la presenza di un acquifero stagionale sostenuto da un orizzonte argilloso-limoso presente dalla profondità di -9 m dal piano

campagna; il valore massimo del battente d'acqua, pari a circa 2-3 metri si riscontra nel periodo giugno settembre.

- prima falda, freatica, non confinata, si sviluppa a partire da -10 m/-15m fino a raggiungere i -40/50 m dal pc dove è limitata alla base da orizzonti a bassa permeabilità. Nell'area in esame si riscontra la presenza di un orizzonte a bassa permeabilità alla profondità di circa 28-30 m, che costituisce un livello di discontinuità all'interno del corpo della prima falda. Date tali condizioni geometriche la prima falda è assimilabile ad un acquifero semilibero monostrato. Appartiene alla litozona ghiaiosa-sabbiosa.
- seconda falda, artesianica compresa fra -50 m e -80 m dal pc, contenuta entro i sedimenti permeabili sabbioso-ghiaiosi, appartenenti alla II litozona, compresi entro i potenti livelli impermeabili dotati di buona continuità laterale. Nel suo complesso la seconda falda è definibile come acquifero artesianico monostrato.

Sulla base delle conoscenze pregresse, si considera quanto segue:

- Primo acquifero superficiale: la soggiacenza media risulta pari a circa -5m. in relazione all'assenza di orizzonti francamente argillosi a bassa permeabilità a tetto, risulta direttamente alimentato dalle acque meteoriche provenienti dalla superficie. Tale condizione lo rende un acquifero a vulnerabilità estremamente elevata.
- Primo acquifero: la soggiacenza media risulta pari circa -7 m dal pc. È localizzato negli orizzonti ghiaioso-sabbiosi, di spessore compreso tra 25-35 m e continuità laterale, della litozona I. Tale acquifero risulta separato dall'acquifero sovrastante da circa 2-3m di depositi sabbioso-limoso-argillosi a media-bassa permeabilità. Lo spessore di tali depositi e l'accelerata non impermeabilità rende l'acquifero un acquifero a vulnerabilità molto elevata.
- Secondo acquifero: si ubica nella II litozona all'interno degli orizzonti ghiaioso-sabbiosi, di spessore compreso tra 20-30m e buona continuità laterale, della litozona II. Tale acquifero risulta separato dall'acquifero sovrastante da circa 10m di depositi argillosi a bassa permeabilità. Lo spessore di tali depositi rende l'acquifero un acquifero a vulnerabilità media.

A.3 Risultati delle caratterizzazioni del sito

A.3.1 Descrizione della rete di monitoraggio (anno 2003)

Sul sito è stata avviata un'attività di monitoraggio, attraverso la realizzazione di una serie di piezometri a maglia più stretta nell'area del focolaio di contaminazione, da affiancarsi alla esistente rete di pozzi e piezometri preesistenti che coprono però un'area molto più vasta.

La dislocazione dei pozzi deriva dall'analisi effettuata durante la fase di caratterizzazione del sito, la dimensione dell'area investigata riassume le caratteristiche litologiche della zona e presenta concentrazioni di inquinanti tali da consentire facilmente il confronto tra valori rilevati e simulati. L'asse di questa griglia è allineato con la direzione principale della falda.

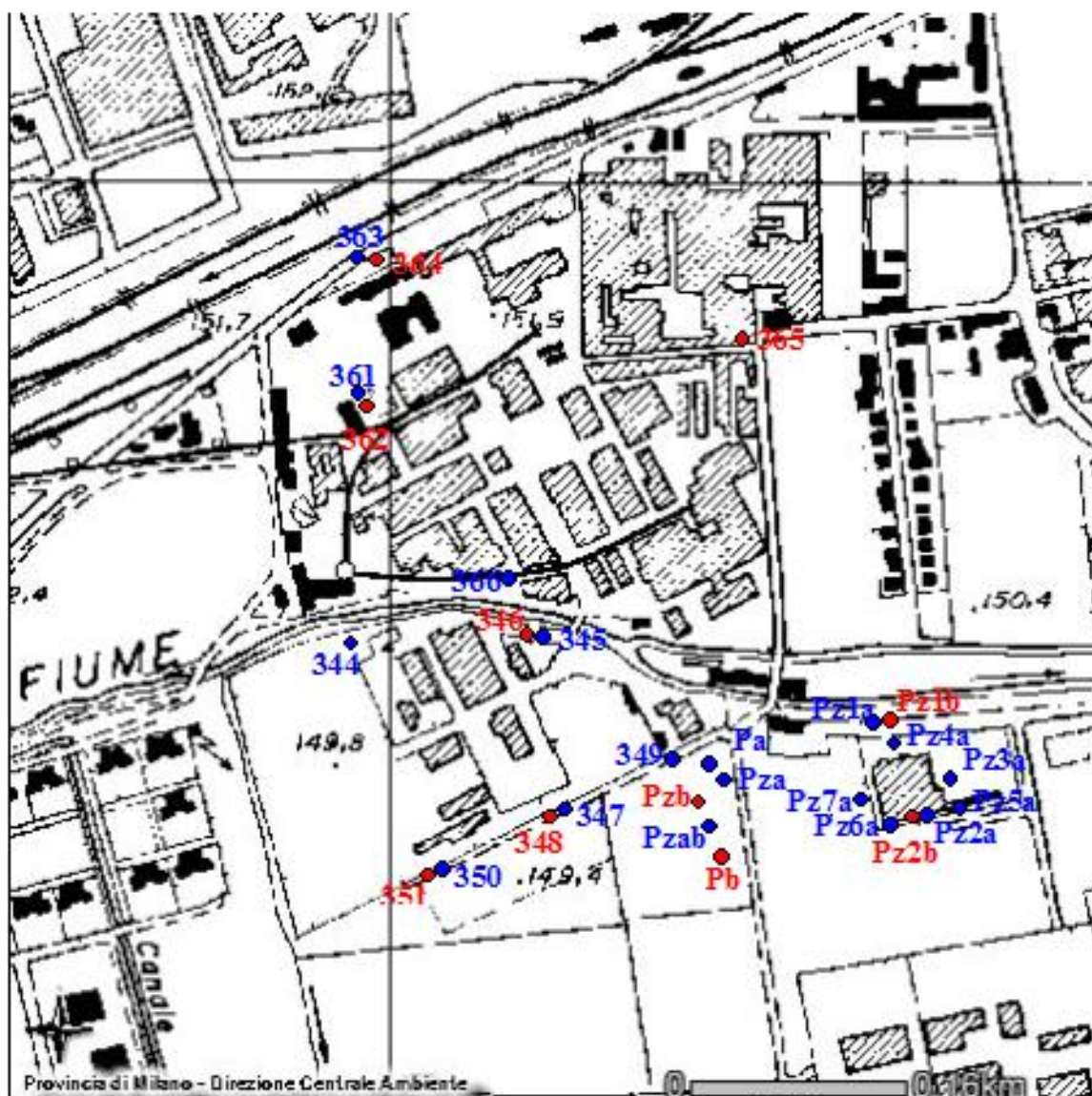
Complessivamente sono stati realizzati 11 piezometri in prossimità del focolaio, di cui 10 fino ad una profondità di 18 m dal piano campagna e finestrati da 12 a 18 m, intestandosi quindi

nella prima falda semiconfinata (sulla quale si sono concentrate le indagini in quanto è quella attualmente oggetto di contaminazione).

Un unico piezometro localizzato in corrispondenza del focolaio di contaminazione è stato realizzato fino ad una profondità di soli 9 m e finestrato da 3 a 9 m in corrispondenza della soggiacenza originaria della falda superficiale.

La minor profondità è stata dovuta alla necessità di evitare qualsiasi rischio di rimettere in comunicazione il focolaio teoricamente isolato con la falda sottostante. In Figura A.3 e A.4 sono riportate rispettivamente l'ubicazione dei piezometri e pozzi preesistenti e di quelli realizzati ex novo.

Figura A.3 - Ubicazione dei pozzi già presenti (in blu i piezometri relativi alla falda superficiale, in rosso i piezometri relativi alla prima falda confinata)



- a) All'interno del focolaio di contaminazione (teoricamente isolato grazie agli interventi pregressi di messa in sicurezza di emergenza), la falda superficiale rimane altamente contaminata da tetracloroetano (TeCA), tricloroetilene (TCE) e percloroetilene (PCE). Le concentrazioni di tutti i composti clorurati variano ampiamente, ma si deve considerare come in questa porzione areale, l'isolamento della falda possa comportare ampie fluttuazioni di livello in relazione alle condizioni climatiche;
- b) a valle idrogeologica è stata riscontrata una elevata contaminazione nella prima falda, che indica il transito della contaminazione dalla falda superficiale a quella sottostante, probabilmente dovuto a discontinuità, naturale o indotta dello strato di argilla intermedio;
- c) un massimo di contaminazione nella prima falda in corrispondenza del piezometro 346 (immediatamente a valle del fiume Olona); rispetto al focolaio in falda superficiale, l'inversione delle proporzioni relative tra TeCA e TCE sembra indicare che nella migrazione dei contaminanti si ha anche una degradazione del TeCA in TCE (gli studi di microcosmo hanno poi confermato chiaramente l'esistenza di tale degradazione, deidroclorazione, meccanismo tipicamente abiotico).

Le concentrazioni di composti clorurati sono decrescenti all'aumentare della distanza dei singoli punti di campionamento dal focolaio di contaminazione. Tuttavia non è possibile individuare chiaramente un pennacchio di contaminazione regolare. Ciò suggerisce la possibile presenza di più sorgenti di contaminazione, la presenza di fase liquida densa non acquosa (DNAPL) e/o la possibile presenza di percorsi preferenziali dovuti alle disomogeneità nel sottosuolo.

A.3.2 Monitoraggio anno 2006

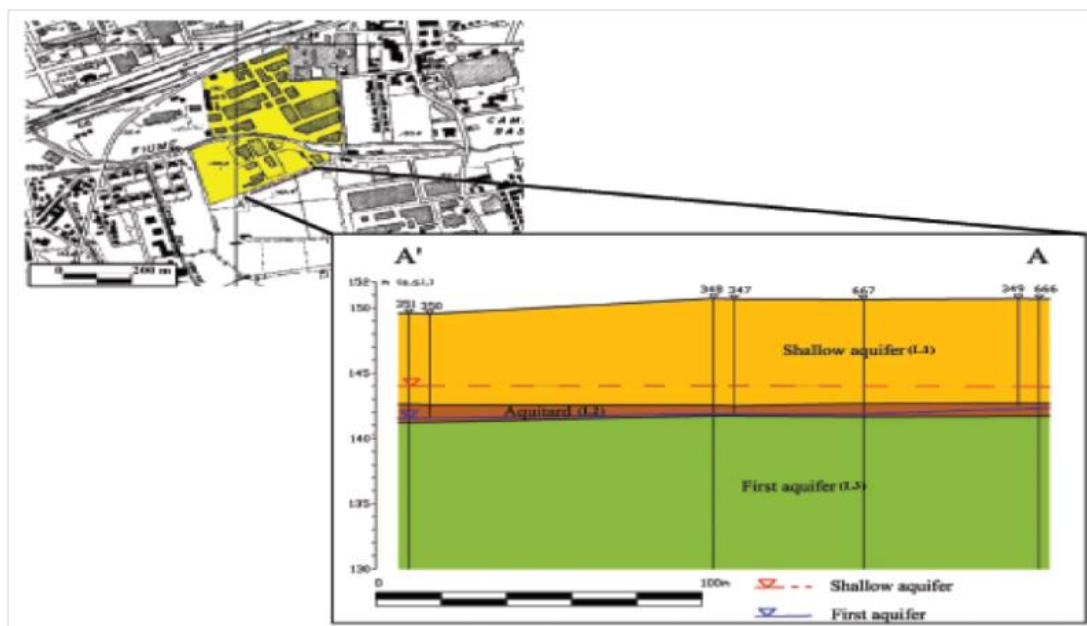
Una prima caratterizzazione geologica ed idrogeologica dell'acquifero multistrato contaminato da composti organo clorurati nell'area industriale, basata su dati pregressi era stata avviata nell'ambito di un precedente studio (Progetto di ricerca di interesse nazionale, anni 2004-2006, finanziamento del Ministero dell'Università e Ricerca) ed è stata completata nel corso del 2006. I risultati delle elaborazioni compiute in tale studio sono stati pubblicati nel novembre 2007 sulla rivista *Italian Journal of Engineering Geology and Environment* con il titolo "Conceptual model and flow numerical simulation of an aquifer contaminated by chlorinated solvents in Rho (MI)".

L'assetto idrogeologico è dato dalla presenza di alcuni acquiferi, l'uno sovrapposto all'altro, separati da livelli a grana fine, la cui presenza e spessore si incrementano in profondità (Figura A5).

Nella zona in esame è presente una modesta falda freatica sostenuta da un livello di argilla limosa di modesto spessore; tale falda è alimentata per lo più dalle precipitazioni e dalle perdite della rete irrigua. Al di sotto di tale strato argilloso si ha una falda semiconfinata comunicante con quelle sottostanti e sostenuta da un setto argilloso posto ad una profondità di circa 50 m. La caratterizzazione analitica ha evidenziato per entrambe le falde, una contaminazione da elevate concentrazioni di solventi clorurati, in particolare tricloroetilene (TCE), tetracloroetilene (PCE) e 1,1,2,2-tetracloroetano (TeCA), derivanti dallo stoccaggio di contenitori nel terreno e dallo sversamento incontrollato. Da una modellizzazione preliminare con il programma Bioclor dell'EPA e sulla base delle analisi disponibili, il pennacchio di contaminazione (concentrazione dei composti clorurati fino a 1 µg/l) sembra estendersi per circa 7-8 km a partire dalla sorgente.

Un livello argilloso posizionato tra 5 e 9m dal piano campagna e di spessore tra 0.5 e 2m, separa un acquifero superficiale (acquifero A/0) sospeso di interesse locale dal primo acquifero (acquifero A/1), potente circa 35m. A scala regionale, la direzione principale di scorrimento sia della falda superficiale sia della prima falda è verso SSE ed il gradiente idraulico medio è di 0.6%; il carico di pressione della falda superficiale è di circa 2m più elevato di quello della sottostante prima falda (Figure A.5-7) cosicché è possibile filtrazione di acqua dall'acquifero superficiale verso il primo acquifero visto il ridotto spessore del livello di aquitard di separazione tra i due acquiferi.

Figura A.5 - Sezione idrogeologica che mostra l'acquifero superficiale, l'aquitard e il primo acquifero



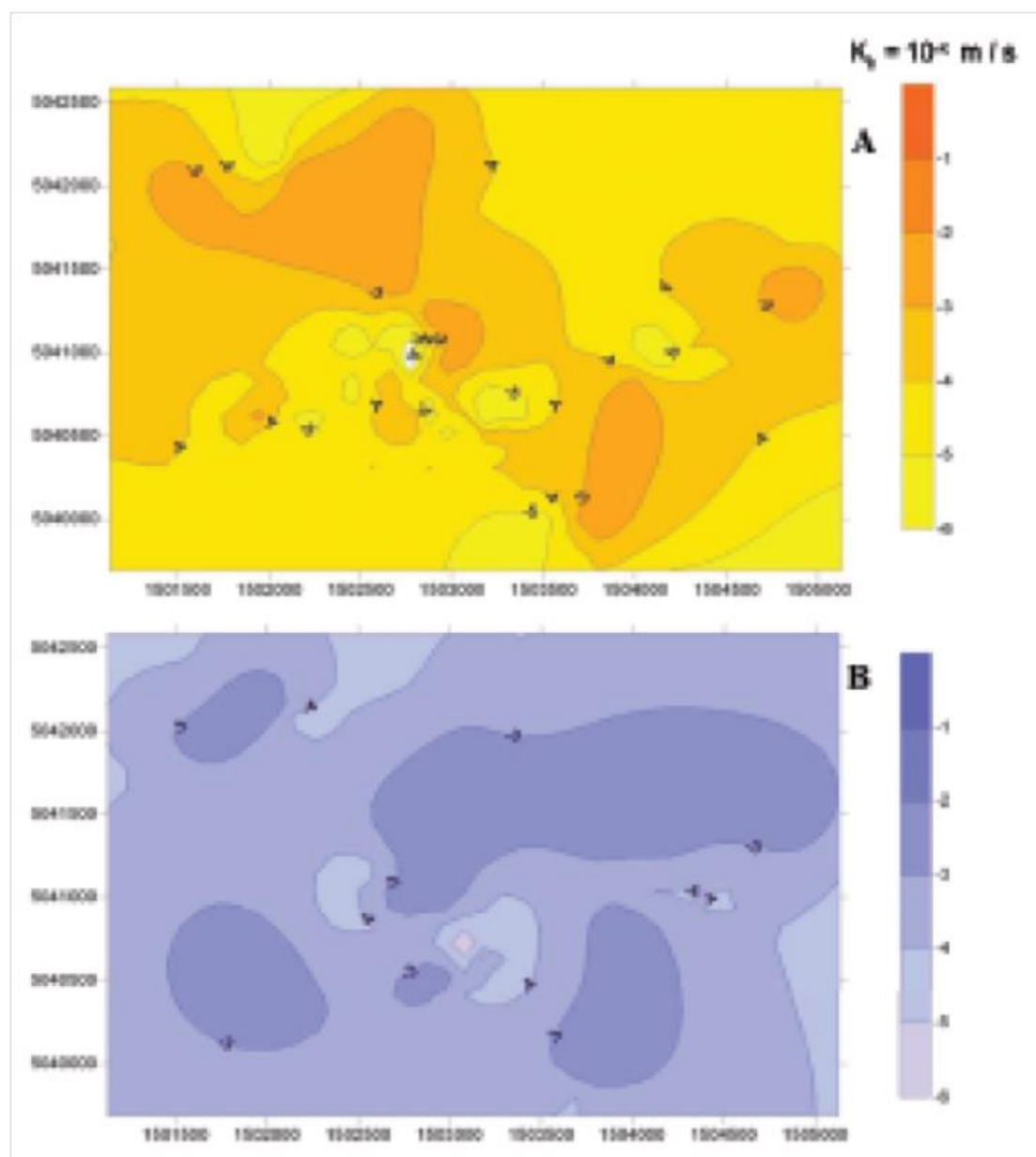
È stata ricostruita la geometria, lo spessore la superficie piezometrica dell'acquifero superficiale, dell'aquitard e del primo acquifero. A scala locale si osserva dalle ricostruzioni piezometriche manuali che la prima falda subisce una deviazione verso SW nel settore meridionale dell'area nota come ex Chimica Bianchi.

Figura A.6 - Mappa piezometrica dell'acquifero superficiale L1 e il primo acquifero L3 della zona industriale 1: linee isofreatiche dell'acquifero superficiale, 2: linee isopiezometriche del primo acquifero 3: piezometri monitorati 4: area contaminata 5: fiume Olona



L'analisi della distribuzione spaziale del coefficiente di permeabilità di ambedue gli acquiferi è stata integrata, a causa del numero ridotto di dati sperimentali a disposizione con una stima del parametro condotta sulla base della composizione granulometrica dei singoli strati presenti sulle verticali stratigrafiche note presenti nel data-base. Tale stima è stata validata per confronto con i dati sperimentali disponibili. La distribuzione areale di k è stata ottenuta invece attraverso strumenti geostatistici.

Figura A.7 - Mappa della conducibilità idraulica dell'area di studio ottenuta dall'analisi di entrambi gli acquiferi



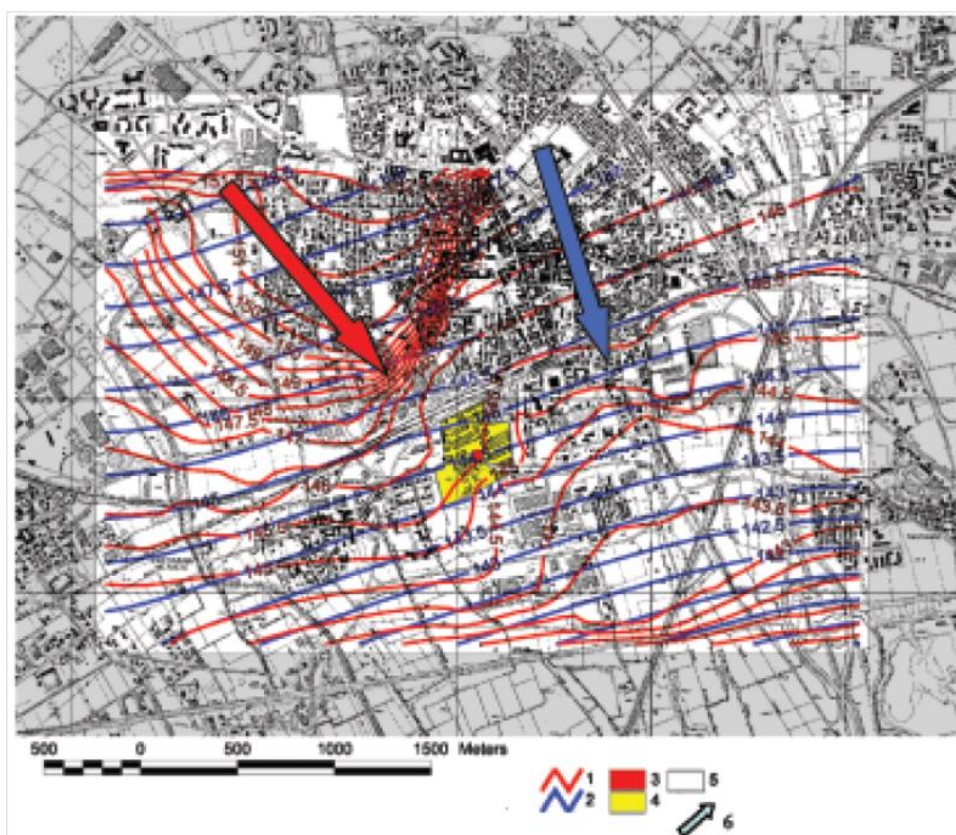
Le eterogeneità dell'acquifero superficiale sembrano condizionare significativamente l'andamento della falda superficiale, determinando direzioni di flusso differenti da quella principale (Figura A8).

Le eterogeneità del primo acquifero non sono state invece riprodotte attraverso il modello numerico in quanto non adeguatamente supportate dalle elaborazioni statistiche a causa di un più ridotto numero di dati sperimentali a disposizione.

Al primo acquifero è stato attribuito un valore medio della conducibilità idraulica ed esso è stato dunque trattato come acquifero omogeneo ai fini della simulazione numerica di flusso.

Si constata che nel modello a scala piccola sarebbe stata necessaria una più approfondita caratterizzazione del primo acquifero in quanto l'adozione di un valore costante di k impedisce di simulare numericamente locali variazioni di quota e di direzione di flusso della prima falda constatate invece dalle ricostruzioni piezometriche.

Figura A.8 - Mappa piezometrica: linee isofreatiche dell'acquifero superficiale, 2: linee isopiezometriche del primo acquifero 3: area contaminata 4: sito industriale 5: area di studio 6 principale flusso dell'acqua di falda (rosso per il superficiale e blu per la prima falda)



A.3.3 Nuove campagne di rilevazione dei livelli piezometrici (2006-2007)

Il 2006 e il 2007 sono stati caratterizzati da un particolare stato di siccità. La precipitazione complessiva nel 2006 è stata di 716 mm, mentre nei primi 9 mesi del 2007 si sono registrati 400 mm di pioggia. Si ricorda che la media annuale nel trentennio 1961 -1990 è stata di circa 1150 mm e che l'area di Rho (e nel complesso tutta la fascia settentrionale dell'hinterland milanese) è stata direttamente interessata dai primi anni Novanta da un generale innalzamento della superficie piezometrica delle falde più superficiali che si è però pressoché fermato negli ultimi anni.

Questa tendenza era caratterizzata per un tasso di crescita assai elevato nella sua entità complessiva e abbastanza variabile nello spazio, in ragione della direzione principale del flusso da nord-ovest a sud-est, con punte anche di 50 cm/anno e più nelle aree meridionali della città, contigue alla linea dei fontanili (dati Provincia di Milano, Sistema Informativo Falda (S.I.F.), sito web, 2002).

La natura di questo movimento era legata alla generale riduzione dei prelievi di acqua sotterranea in tutta la zona metropolitana e sub-metropolitana di Milano e uno degli effetti diretti più noti corrisponde ad una significativa variazione della direzione preferenziale della falda del primo acquifero (Acquifero A1).

Sulla base dei dati di precipitazione, della natura degli acquiferi e dell'acquitrando di separazione, nonché della morfologia delle superfici fisiche del livello di separazione A0/A1, lo studio idrodinamico ha condotto ad osservazioni conclusive che confermano alcuni trend significativi per lo studio dell'evoluzione della contaminazione proveniente dall'ex-chimica Bianchi.

La falda superficiale tende ad allinearsi perpendicolarmente alla direzione di deflusso del fiume Olona, tale andamento si nota specialmente nei periodi di basso piezometrico (figura A.9).

Figura A.9 - Ricostruzione della superficie piezometrica dell'acquifero A1 tramite rielaborazione geostatistica dei dati relativi alla campagna del 12 Giugno 2007



L'analisi della prima falda risulta evidente come la direzione principale di flusso sia leggermente differente rispetto a quanto ipotizzato in precedenza; infatti risulta essere Nord-Est/Sud-Ovest anche se tuttavia alcuni piezometri forniscono valori "anomali". Tale andamento Nord-Est/Sud-Ovest conferma quanto già rilevato negli studi pregressi: il cambio direzionale (locale) è da associarsi ad un'oscillazione del livello delle falde, cosicché nei periodi di siccità il flusso ha una vergenza più marcatamente N-S rispetto a periodi di ricarica delle falde dove si ha una rotazione (oraria per la falda superficiale A0 ed antioraria per la falda semiconfinata A1);

Occorre tuttavia sottolineare ancora come l'elaborazione dei dati è stata molto problematica a causa del bassissimo battente idrico residuo nella falda più superficiale. L'andamento irregolare dello strato di separazione tra A0 e A1 contribuisce ulteriormente a creare di fatto delle "sacche di acqua" che distorcono la piezometria, facendogli assumere andamenti anomali.

Pur tenendo presente questa incertezza, è utile sottolineare un ulteriore importante aspetto apprezzabile dalla ricostruzione geostatistica. In seguito all'attivazione da parte degli Enti pubblici di un pozzo per l'emungimento di acqua contaminata, posto in corrispondenza del piezometro 346 a partire da Febbraio 2007, si è generato un abbassamento di ordine metrico ed un'estensione apprezzabile del richiamo da qualche decina di m a valle del punto di estrazione. Il richiamo prodotto nell'acquifero A1 è apprezzabile nella ricostruzione geostatistica della piezometria nel periodo di Aprile 2007, in corrispondenza di alcune evidenti deformazioni delle linee isopiezometriche caratteristiche. Tuttavia la disposizione spaziale non ottimale delle osservazioni invita ad trattamento cautelativo dei risultati elaborati.

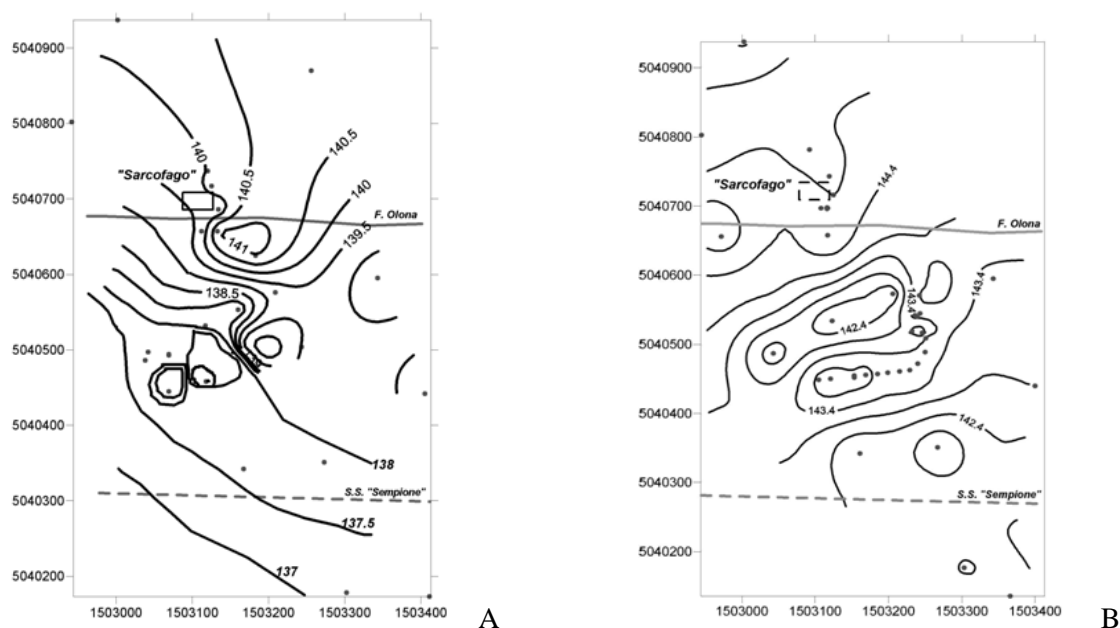
I risultati dell'elaborazione della piezometria relativa a Giugno 2007 mostrano una ulteriore accentuazione della tendenza già osservata, restituendo una direzione di flusso principale quasi Est-Ovest (con andamento praticamente opposto a quello della falda superficiale). Si ritiene che il canale Villorresi abbia un'influenza modesta sulla falda della zona oggetto di studio e le variazioni registrate tra le diverse campagne sono da attribuirsi a eventi di pioggia.

A.3.4 Ulteriori campagne di rilevazione dei livelli piezometrici (2008-2009)

L'attività di monitoraggio dei livelli piezometrici dei pozzi e dei piezometri degli acquiferi di Rho (A0 ed A1) nell'area di indagine è stata integrata da un'indagine eseguita nel Giugno 2008 e una in Febbraio 2009.

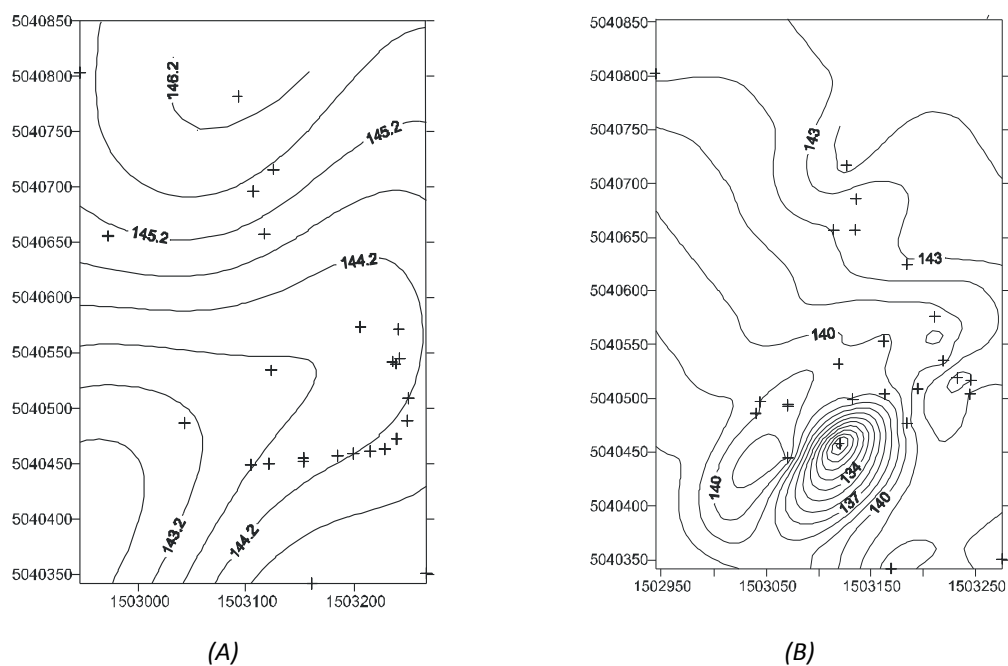
La ricostruzione delle curve isopiezometriche della falda superficiale A0 e per la falda A1 è ottenuta mediante trattamento geostatistico (*kriging*) e sono state ottenute le carte piezometriche in figura A.10 A e B. In entrambi i casi si osserva che la direzione preferenziale della falda concorda con la direzione regionale riportata nelle ricostruzioni piezometriche precedenti, ad esempio del Giugno 2007. La seguente carta piezometrica è stata ottenuta attraverso i medesimi metodi statistici, in condizioni statiche della falda intorno al secondo pozzo-barriera, non ancora funzionante al momento della campagna di riferimento (Giugno 2007).

Figura A.10 - Giugno 2008: Carta piezometrica di A0 (A), Carta piezometrica di A1 (B)



In figura A.11 (A e B) si riportano le carte piezometriche per la campagna di febbraio 2009, dopo che gli acquiferi erano stati oggetto della ingente ricarica legata al periodo di prolungate precipitazioni che ha caratterizzato l'autunno e l'inverno 2008-2009. Al momento della misura si sono registrati aumenti medi di circa 2 m della piezometria nell'acquifero A1 e di circa 10 cm nell'Acquifero A0.

Figura A.11 – Febbraio 2009: Carta piezometrica di A0 (A); Carta piezometrica di A1 (B)



Questo è principalmente legato alla diversa velocità di risposta dei due acquiferi alla ricarica da superficie: mentre infatti l'acquifero A1 stava ancora risentendo positivamente della ricarica viceversa il A0 era in una fase di rapido decremento dei valori.

Le piezometrie ottenute confermano gli andamenti generali di direzione e verso del flusso registrati nelle precedenti analisi. Si nota tuttavia a) la conferma all'interno dell'acquifero A1 di una sorta di asse di drenaggio orientato NNE-SSW già evidenziatosi nella piezometria di Giugno 2008; b) l'effetto del pompaggio in A1 all'interno del pozzo nella zona sud.

A.4 Esecuzione del piano di campionamento e di monitoraggio dei solventi clorurati

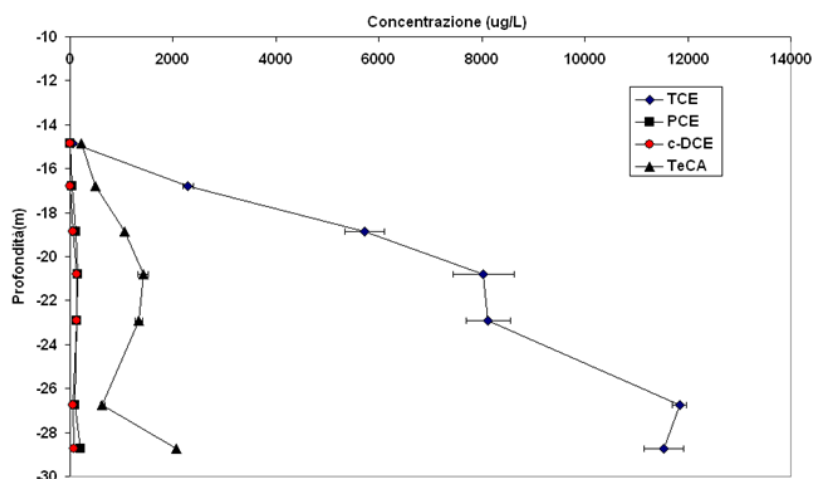
A.4.1 Anno 2006

Sono state condotte tre campagne di monitoraggio precedenti, poiché le tre campagne effettuate avevano mostrato una stabilità del livello di contaminazione e della sua distribuzione areale, nel corso della terza fase il monitoraggio si è concentrato sui due punti in cui si era riscontrata la maggior presenza di contaminanti (pz. 346 e 348), ovvero sui punti per cui è presumibile, o almeno possibile, la presenza di solventi clorurati in fase densa non acquosa (DNAPL). Il monitoraggio su tali piezometri è stato esteso a determinare la distribuzione verticale della contaminazione.

A tale scopo, sono stati realizzati due ulteriori piezometri a maggiore profondità (30 metri) nella prossimità dei piezometri 346 e 348. I piezometri sono stati realizzati con fenestratura intervallata da anelli di isolamento, al fine di consentire la successiva installazione di un sistema "multipacker" per il campionamento simultaneo ma distinto a varie profondità dell'acquifero.

Nelle Figure A.12 e A.13 è riportata una distribuzione verticale dei solventi clorurati riscontrata nei due sistemi multipacker installati sul sito in esame.

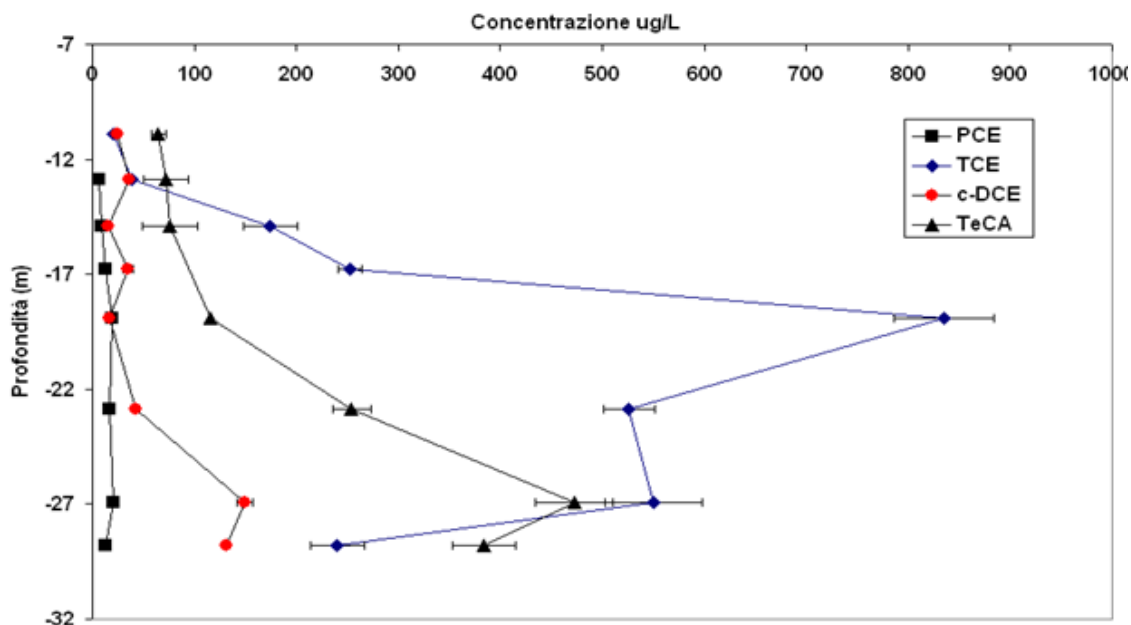
Figura A.12 - Distribuzione verticale dei solventi clorurati nel sistema multipacker 1 (pz 346)



La concentrazione di solventi clorurati nel multipacker 1 (posto nelle vicinanze del pz 346) è molto superiore a quella osservata nel multipacker 2 (posto nelle vicinanze del pz 348). In entrambi i casi, come si osserva dalle figure sotto riportate, la concentrazione dei solventi

clorurati, e quindi il livello di contaminazione dell'acqua di falda, varia di ordini di grandezza, al variare della profondità di campionamento. In particolare, per quanto riguarda il sistema multipacker 1 si è osservato un aumento pressoché lineare della contaminazione all'aumentare della profondità. Differentemente, nel sistema multipacker 2, il TCE e il TeCA mostrano un picco di concentrazione in corrispondenza di 18m e 27 m al di sotto del piano campagna.

Figura A.13 - Distribuzione verticale dei solventi clorurati nel sistema multipacker 2 (pz 348)



La presenza di una forte stratificazione verticale della contaminazione, con concentrazioni elevate anche a profondità medio-alte, è del tutto compatibile con l'ipotizzata presenza di DNAPL. Tali risultati indicano inoltre come la conoscenza della distribuzione verticale dei contaminanti sia un parametro fondamentale per il calcolo della massa totale di contaminante in fase disciolta e per un corretto dimensionamento dell'intervento di risanamento

A.4.2 Anni 2007-2009

Tra il 2007 e il 2009 sono proseguite le attività di monitoraggio delle acque sotterranee, come di seguito indicato:

- Tre campagne di prelievo ed analisi per la misura delle concentrazioni di solventi clorurati sono state realizzate tra la fine del 2006 e l'inizio del 2007. Tali campagne sono state realizzate a corollario delle indagini con metodi Direct Push. Sono stati effettuati prelievi a monte e valle dell'area di indagine suddetta (piezometri 348, 669, 670, 671, 788, 789 e 750, quest'ultimo multipacker con nove livelli di campionamento).
- La quarta campagna di monitoraggio, in area più estesa e con un numero molto maggiore di punti di prelievo, è stata realizzata nel giugno 2007. La quarta campagna è stata infatti realizzata sia a Nord che a Sud del fiume Olona ed ha riguardato sia la falda superficiale che la prima falda.

- c) Altre due campagne di monitoraggio (quinta e settima campagna) sono state condotte rispettivamente nel maggio 2008 e nel febbraio 2009, successivamente all'attivazione del pozzo di alleggerimento immediatamente a valle dell'Olona (pozzo 686) e di uno dei pozzi della barriera idraulica posta ancora più a valle (pozzo 789).
- d) La sesta campagna si è svolta nel settembre 2008 in area ristretta.

A.4.2.1 Ricostruzione idrodinamica della distribuzione degli inquinanti

Per la costruzione delle carte tematiche, relative agli inquinanti più significativi (1,1-2 TCA, TCE, 1,1,2,2-TeCA), tutti i dati raccolti e immagazzinati nel database Access sono stati collegati ad un progetto GIS sviluppato utilizzando il software ArcGIS 9.1 (ESRI inc.).

Tale approccio ha permesso di ottenere un prodotto cartografico molto flessibile sia in termini di interpolazione spaziale della variabile, sia in termini di gestione di tutte le informazioni a contorno (shape files, etichette dati, etc) che sono alla base della messa a punto dei layouts definitivi.

Un aspetto fondamentale dell'analisi spaziale delle variabili da cartografare riguarda la scelta del miglior algoritmo di stima da applicare in funzione della tipologia di dati disponibili.

Il parametro probabilmente più importante in questa valutazione è stato quello della numerosità campionaria. In questo caso il numero di campioni disponibili, anche se riferiti alle campagne che hanno interessato il maggior numero di pozzi, non è sufficiente a impostare un adeguato studio della variabilità spaziale mediante l'uso di tecniche geostatistiche (variografia) necessario per poter applicare correttamente un'interpolazione spaziale effettuata mediante algoritmi di stima di tipo probabilistico come il Kriging (Ciotoli et al., 2005).

Alla luce di questi aspetti i metodi di interpolazione più indicati sono quelli di tipo deterministico e, tra questi, quelli che hanno permesso di ottenere le carte tematiche più attendibili sono stato il Natural Neighbour e l'Inverse Distance Weighting. La caratteristica principale di questi metodi di stima è quella di basarsi esclusivamente sulla struttura dei dati bivariati (concentrazione/distanza dal punto) usando semplici criteri di correlazione legati alla distanza reciproca dei punti.

L'interpolazione che ne consegue è rappresentata da una mappa obiettiva costruita senza l'uso di alcun parametro in input diverso dai dati bivariati di partenza (Sirovich et al., 2002; Okabe et al., 2000; Sambridge et al, 1995). Per la costruzione delle carte dell'acquifero superficiale non si è tenuto conto della concentrazione di inquinanti rilevata nei pozzi interni al sarcofago, in quanto idraulicamente isolato dalla circolazione idrica sotterranea. Tali valori sono stati di volta in volta attribuiti all'intero sarcofago senza però contribuire direttamente alla costruzione delle carte tematiche.

Le prime tre campagne (periodo novembre 2006-gennaio 2007) e la sesta campagna (settembre 2008) furono eseguite in un'area molto ridotta con il solo scopo di monitorare le corrispondenti campagne geofisiche e Direct Push in corso nell'area in quei periodi. Pertanto, esse non consentono di effettuare una ricostruzione del pennacchio dalla sorgente originale. Tuttavia, in particolare le prime tre campagne sono state molto utili perché si è avuta la prima indicazione della presenza di una contaminazione significativa all'altezza di alcuni dei pozzi della barriera idraulica nel primo acquifero (pozzi 789 e 790).

Nelle figure A.14-A25 sono invece riportate le ricostruzioni relative alle tre campagne estese di monitoraggio (giugno 2007, giugno 2008 e febbraio 2009).

Figura A.14 - Pennacchio TCE in A0 Giu 2007

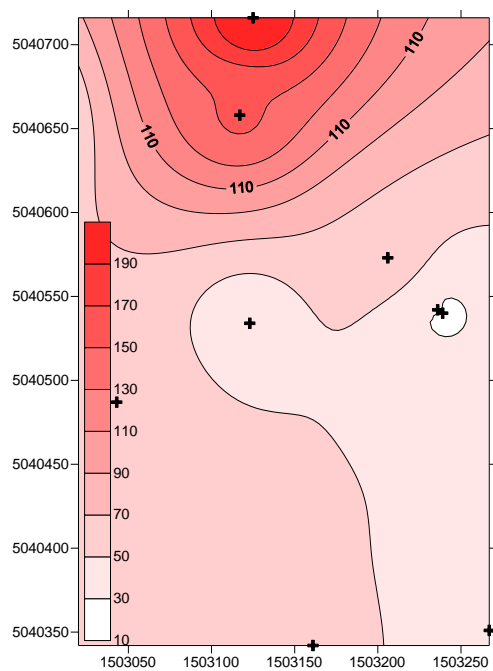


Figura A.15 - Pennacchio TeCA in A0 Giu 2007

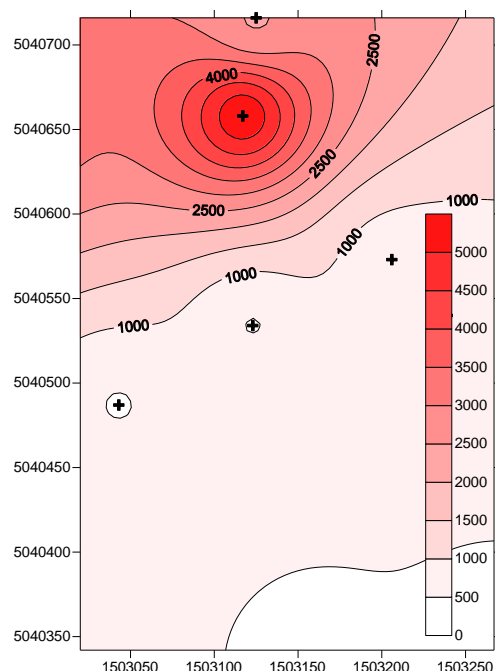


Figura A.16 - Pennacchio TCE in A1 Giu 2007

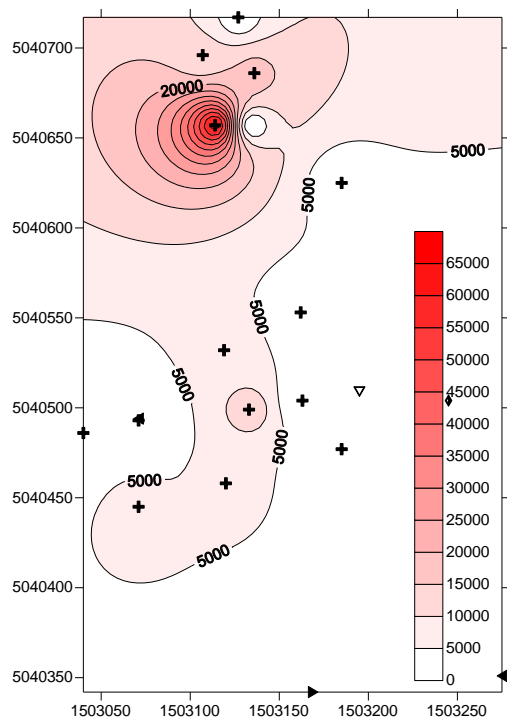
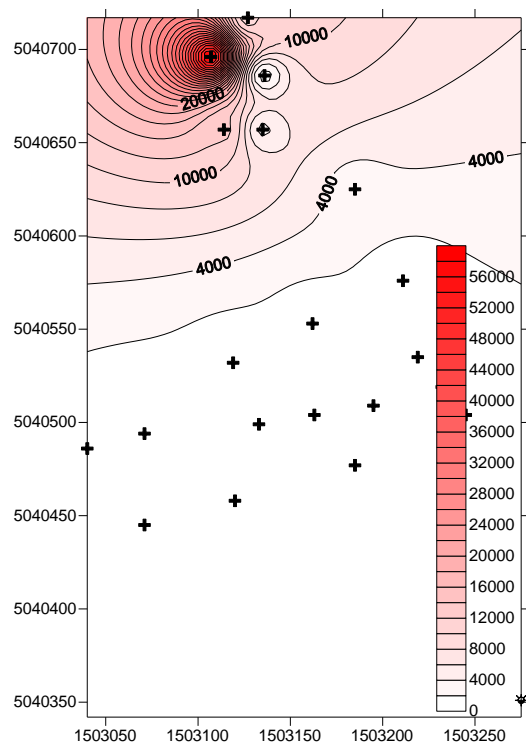


Figura A.17 - Pennacchio TeCA in A1 Giu 2007



Analizzando alcune evoluzioni delle concentrazioni dei solventi clorurati più indicativi presenti in falda, è stato possibile fornire alcune interpretazioni del comportamento dinamico dei contaminanti. Prescindendo dalle già riportate incertezze sulla ricostruzione della situazione idrogeologica, si evidenzia, seppur con qualche approssimazione, come le concentrazioni rispondano della componente avvetiva del loro trasporto in falda, allineandosi generalmente secondo le direzioni preferenziali del flusso sia all'interno dell'acquifero A0 che A1.

Infatti, l'esame della distribuzione spaziale dei contaminanti TeCA e TCE in falda superficiale ed in prima falda appare ad una prima analisi congruente rispetto alle ricostruzioni piezometriche di ambedue le falde proposte nei precedenti monitoraggi.

In particolare, la distribuzione spaziale del 1,1,2,2-TeCA nell'acquifero superficiale (Giugno 2007) riportata in Figura A.14 è congruente con la direzione di flusso della falda superficiale verso SSE e con l'ipotesi di passaggio del contaminate dalla falda superficiale verso il primo acquifero entro poche decine di metri rispetto alla sorgente. Ugualmente, la distribuzione del TCE e del 1,1,2,2-TeCA nella prima falda (Giugno 2007) riportata nelle Figure A.15 e A.16 è congruente con una deviazione della direzione di flusso della prima falda verso W-SW come visibile dalle ricostruzioni piezometriche della prima falda.

La campagna svolta nel giugno 2007 dopo l'attivazione di un primo pozzo barriera (pozzo 686 nel primo acquifero, posto a monte dei pozzi della barriera idraulica) ha permesso una prima ricostruzione della distribuzione dei diversi composti sia della prima falda sia dell'acquifero superficiale.

Le ulteriori due campagne caratterizzate da monitoraggio esteso (maggio 2008 e febbraio 2009) hanno consentito la ricostruzione della distribuzione dei diversi composti sia della prima falda sia dell'acquifero superficiale, in presenza dell'effetto di richiamo esercitato sia dal pozzo 686 che dal pozzo barriera a valle. Nelle figure A.18-23 si riportano i risultati ottenuti per le carte di isoconcentrazione ottenute con un interpolatore tipo IDW.

Questo metodo applica un fattore di potenza proporzionale ad una distanza (da cui la denominazione in inglese "Inverse Distance Weighting", di cui è stata utilizzata la sigla) e determinato in maniera deterministica – non stocastica.

Il metodo è simile al natural neighbour delle carte precedenti e viene di preferenza utilizzato quando aumenta la numerosità della popolazione dei dati come nel caso in analisi.

Per l'acquifero A0 (figure A.18 e A.19) vengono riportate le mappa relativa al TeCA che mostrano una decisa riduzione della contaminazione nell'area a sud dell'Olonza ed il relativo confinamento di gran parte della contaminazione nell'area direttamente a valle dell'area confinata. Una riduzione ancora più sensibile delle concentrazioni si riscontra per il TCE che continua a mantenere valori sempre inferiori a quelli del TeCA come evidenziato anche dalla carta dei rapporti TCE/TeCA nell'acquifero A0 (Figura A.25) che riporta valori del rapporto sempre inferiori a 1.

Di maggiore interesse risulta l'analisi dei livelli di contaminazione all'interno dell'Acquifero A1 (Fig. A.20-A.23) che evidenzia un tipico comportamento a impulsi della concentrazione legato molto probabilmente al regime di precipitazioni del periodo precedente al campionamento. Confrontando le mappe di distribuzione del TeCA si nota una sostanziale stazionarietà del pennacchio di contaminazione che in tutti i casi subisce una drastica diminuzione appena a valle dell'area confinata. A questo comportamento contribuisce in

maniera sensibile il pozzo 686 in pompaggio, che ha una buona efficacia di contenimento della contaminazione. Si nota tuttavia come, a livello di valori assoluti di concentrazione, ad una generale diminuzione verificatasi tra Giugno 2007 e Maggio 2008 si oppone un nuovo aumento dei valori rilevato nella campagna di febbraio 2009. Questo aumento è presumibilmente legato all'intenso periodo di precipitazioni che ha caratterizzato il periodo da Novembre 2008 a Febbraio 2009 che può avere facilitato la rimobilizzazione di parte dei contaminanti.

Figura A.18 - Pennacchio TeCA in A0 Mag 2008

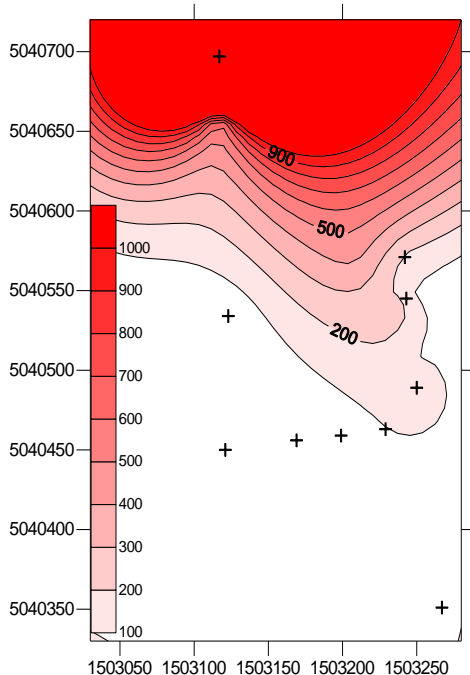
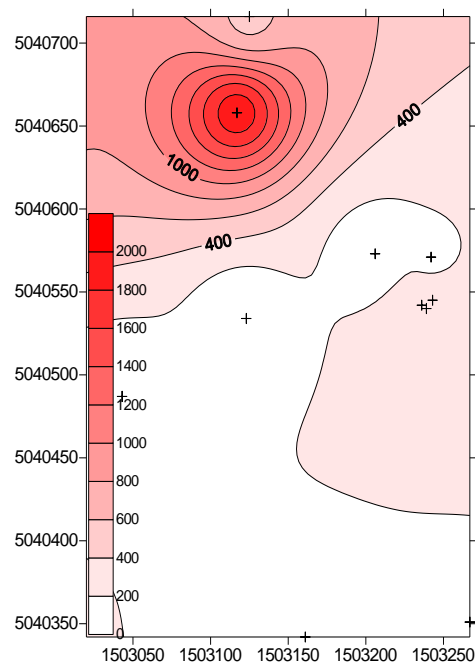


Figura A.19 - Pennacchio TeCA in A0 Feb 2009



Risulta comunque interessante notare come il pennacchio di contaminazione del TCE mantenga una direzione prevalente N-S, riscontrata in tutte e tre le campagne eseguite su un esteso numero di punti, evidenziata da una forma allungata e ristretta del pennacchio.

La forma del pennacchio sembra seguire con buona approssimazione una ampia fascia di depressione all'interno dell'Acquitardo di separazione tra Acquifero A0 e A1 (figura A.26) associabile anche a valori di spessore bassi dell'Acquitardo stesso. Tale conformazione superiore dell'acquitardo potrebbe avere funzionato nel passato come zona di drenaggio sotterraneo per i solventi in fase separata con il loro conseguente accumulo nelle zone più depresse dell'Acquifero A0 e l'infiltrazione nell'acquitardo. Secondo tale ipotesi quindi l'acquitardo lungo questo asse si troverebbe al momento come fonte secondaria di rilascio di TCE verso l'acquifero A1 sottostante.

Figura A.20 - Pennacchio di TCE in A1 nel Mag 2008

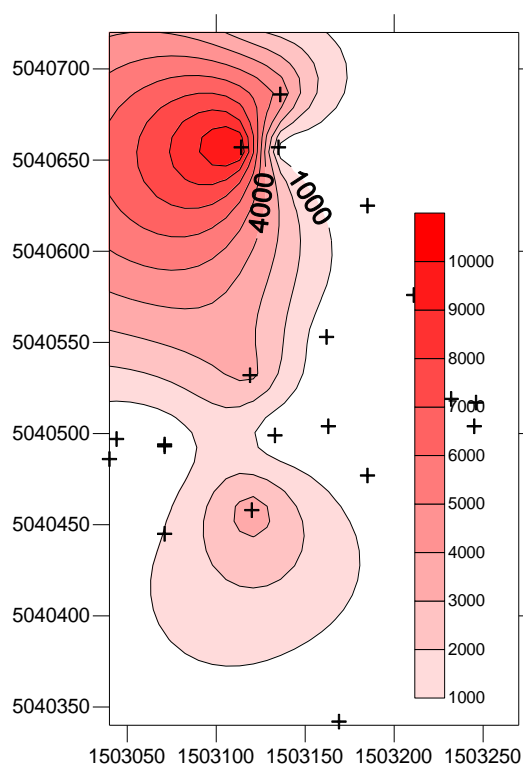


Figura A.21 - Pennacchio di TeCA in A1 Mag 2008

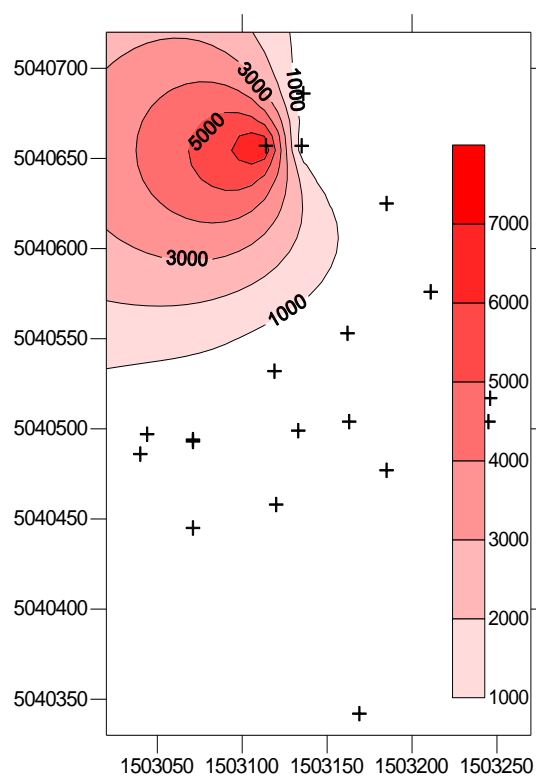


Figura A.22 - Pennacchio di TCE in A1 Feb '09

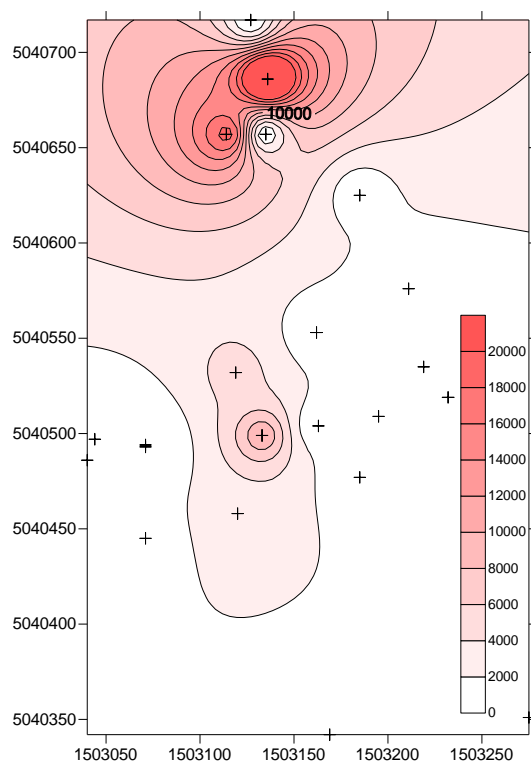
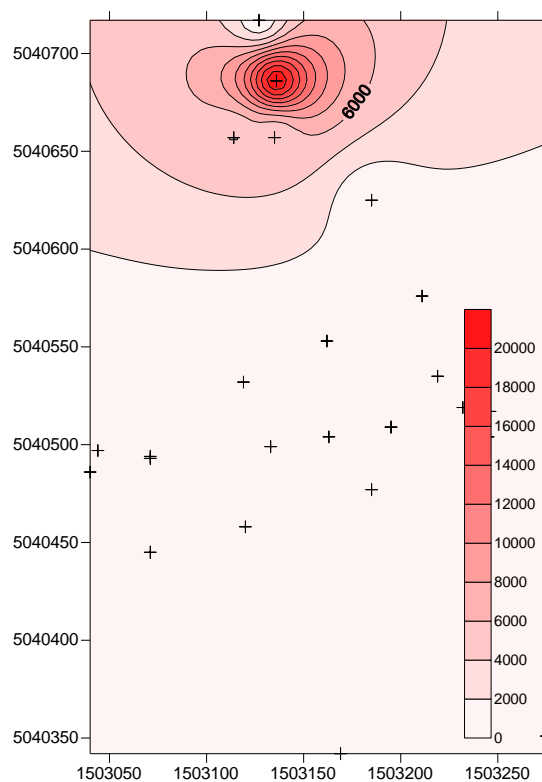


Figura A.23 - Pennacchio di TeCA in A1 Feb '09



Dal resoconto della terza campagna di monitoraggio (anno 2007) si evince come la situazione di contaminazione resti stabile e senza particolari variazioni. Si conferma in accordo con i monitoraggi degli ultimi mesi lo spostamento del flusso di falda verso W che segue un andamento prossimo alla direzione attuale N-S come visibile dalle rappresentazioni grafiche delle concentrazioni lungo l'asse del piezometro 0366 e del pozzo barriera 0789.

Di seguito si riportano le mappe di concentrazione dei composti clorurati rilevati in maggiore quantità (figure A.27-29)

Monitoraggio Area ex Bianchi - Rho - Novembre 2007

Map showing Trichloroethylene (TCE) concentrations in the ex-Bianchi area, Rho, November 2007. The map includes a legend for TCE concentration ranges in ug/l, a scale bar from 0 to 200 meters, and various labels for sampling points and locations like 'CAMPA BASTA' and 'Villorasi'.

Legenda
TRICLOROETILENE (ug/l) - LIMITE=1,5 ug/l

- < 1,0
- 1 - 20
- 21 - 150
- 151 - 500
- 501 - 2500
- 2501 - 5000
- 5001 - 12000

Etichette = conc.ug/l - n°SIF punto - profondità

0 50 100 200 Meters

Figura A.28 - Mappa di concentrazioni di PCE rilevate nella campagna monitoraggio 2007

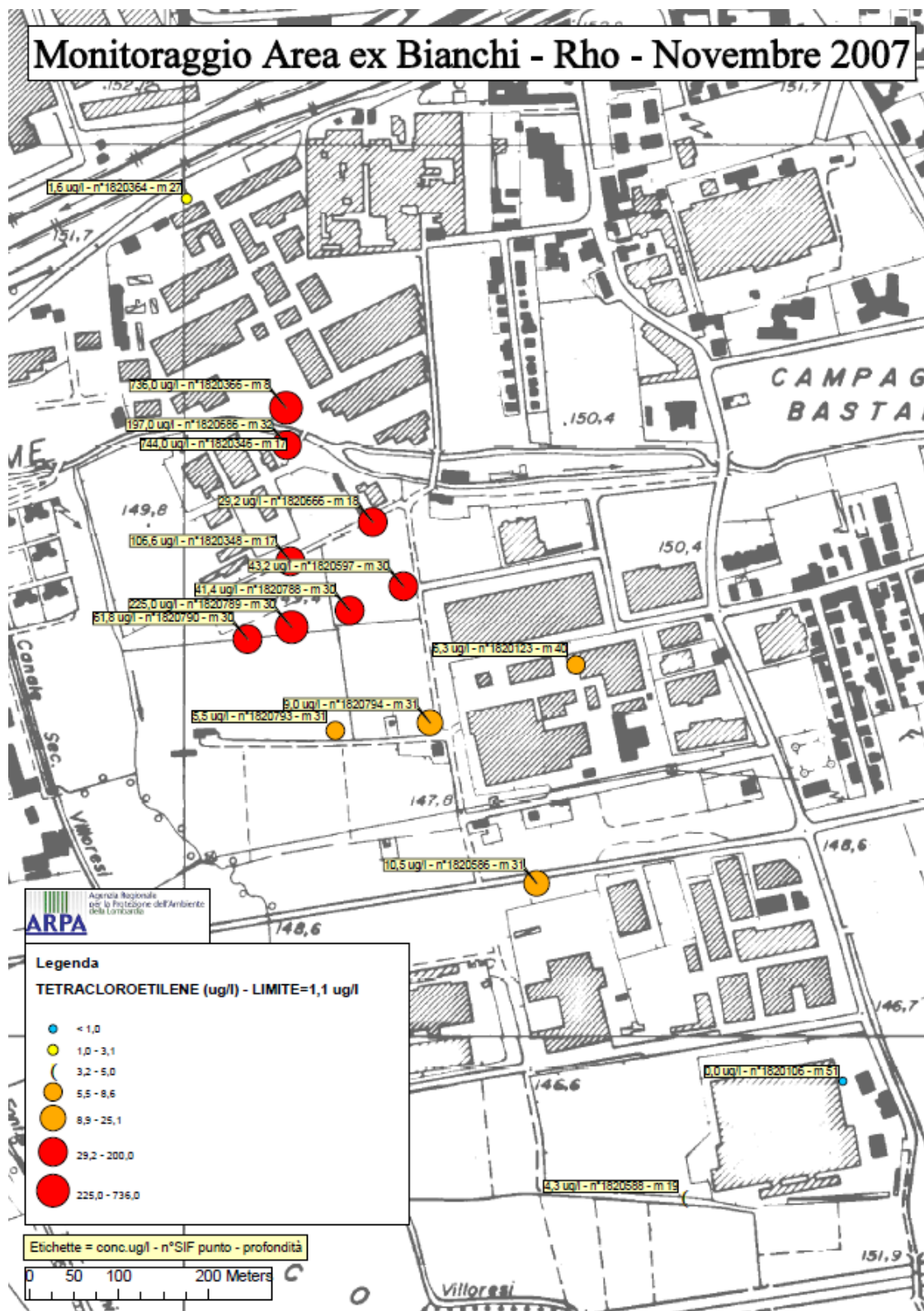
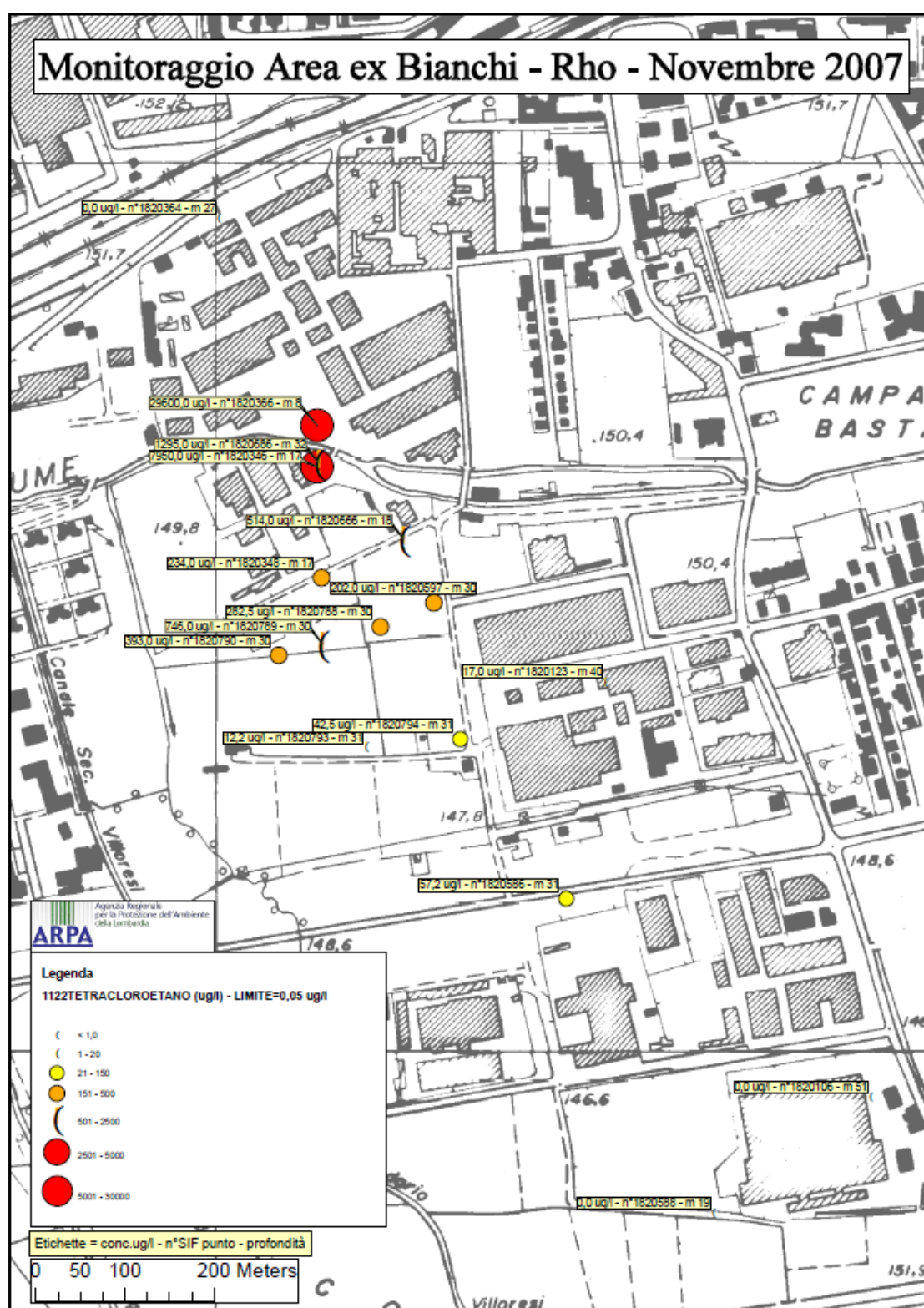


Figura A.29 - Mappa di concentrazioni di TeCA rilevate nella campagna monitoraggio 2007



A.4.3 Area Oggetto della sperimentazione

In conformità ai contenuti del documento “Area ex Chimica Bianchi Nord- Piano della Caratterizzazione ai sensi del D.LGS. N. 152/2006 Parte Quarta- Titolo V- Maggio 2006” è stata eseguita un’indagine mirata nell’area c.d. “Ex-Chimica Bianchi Nord”, costituita da due sub-aree distinte dominate rispettivamente “Capannone 9” e “Cinturazione perimetrale”.

In particolare l’area oggetto di sperimentazione, individuata nell’allegata Tavola 1, è inclusa nella c.d. porzione di area “Cinturazione perimetrale”.

Nel corso del 2009 sono stati realizzati:

1. n. 14 sondaggi geognostici (spinti alla profondità di 15 m da p.c.) con attrezzatura Direct Push tipo “Geoprobe” finalizzati al campionamento delle matrici terreno, gas interstiziali e acqua di falda.
2. n. 2 piezometri in falda superficiale (profondità di 10 m) e n. 3 piezometri in prima falda (profondità di 30 m) e relativi campionamenti.
3. Monitoraggio idrochimico di n.19 piezometri esistenti in prima falda e falda superficiale (spurgo e campionamento).
4. n.7 carotaggi spinti sino alla profondità di 15 m da p.c. con sonda M.I.P./ SC.

Le tecniche di elaborazione e rappresentazione spaziale del set di dati hanno portato alla compilazione di carte di isoconcentrazione: l’applicabilità all’acqua di falda di tali elaborazioni risulta ammissibile per aree di limitata estensione assumendo condizioni al contorno di semplificazione quali mezzo continuo, omogeneo ed isotropo.

La rappresentazione ha necessariamente dovuto tenere conto dell’elevato range di variabilità delle concentrazioni riscontrate, dell’assenza di punti di conformità all’intorno e della limitata estensione areale del set di dati.

La diffusione di ogni composto è stata rappresentata attraverso una scala di gradazione cromatica e numerica differente che viene mantenuta uguale per tutte le elaborazioni di quel composto in tutti gli allegati della relazione: tale modalità oltre a consentire un confronto diretto per lo stesso composto nelle diverse falde, permette di apprezzare le corrette variazioni di concentrazione in ogni composto, cosa che una scala unica non consentirebbe dati gli ordini di grandezza differenti delle concentrazioni dei contaminanti tra loro.

Capannone 9

La successione litostratigrafica evidenziata dai sondaggi effettuati all’interno del capannone 9 (proprietà Eurolega S.r.l.) appare difficilmente sintetizzabile in quanto dall’esame delle stratigrafie non si evince un profilo stratigrafico “medio rappresentativo”. Ogni verticale evidenzia caratteristiche non univocamente correlabili.

In particolare

S1, posto all’interno del presunto perimetro delle vasche, presenta il livello a bassa permeabilità (*limo argilloso*) tra le quote di 6,0 m e 7,0 m

S4, posto all’interno del presunto perimetro delle vasche, presenta un livello a bassa permeabilità (*limo debolmente argilloso*) dalla quota di 1,2 m fino a 3,0 m dal p.c..

Al di sotto di tale intervallo, ovvero al di sotto di 3,0 m dal p.c., il terreno si presenta costantemente bagnato o umido fino a 15,0 m. Inoltre, il sondaggio è stato ripetuto tre volte: il

primo interrotto a 3 m di profondità causa riscontro nel sottosuolo di soletta/trave in CLS, il secondo spostato di un metro si è interrotto a 2 m di profondità sempre per la presenza nel sottosuolo di soletta/trave in CLS, il terzo spostato ulteriormente dalla posizione originaria è stato spinto fino alla profondità prevista di 15m dal p.c.

S4bis, posto al limite esterno del presunto perimetro delle vasche, presenta il livello a bassa permeabilità (*argilla limosa*) dalla quota di 9,0 m fino a 14,4 m dal p.c per uno spessore di 5,40 m. inoltre, si evidenzia la presenza di frammenti vegetali sino a 8,0 m di profondità. Come già evidenziato in par.2.2, la prima verticale è stata interrotta a 3 m di profondità causa riscontro nel sottosuolo di soletta/trave in CLS, mentre la seconda spostata di due metri è stato spinta fino alla profondità prevista di 15m dal p.c.

S3, posto al limite esterno dell'ubicazione di massima delle vasche, presenta a partire dalla profondità di 1,8 m e fino a 10,0 m dal p.c. materiale limoso grigio-biancastro umido di probabile origine antropica.

Dai dati sopra esposti che evidenziano notevoli difformità stratigrafiche a distanza di pochi metri, dalla presenza di travi/soletta in CLS nei primi metri di profondità e dalla scarsa quantità e qualità di acqua di falda prelevata durante i campionamenti, si può affermare che il sottosuolo indagato all'interno del capannone 9 non presenta caratteristiche di materiale naturale in posto almeno sino a 6m circa da p.c.

Cinturazione perimetrale

La successione litostratigrafica riscontrata nei sondaggi effettuati nel cortile del capannone 9 nell'intorno dell'area individuata come "Cinturazione Perimetrale – area ex deposito acidi intermedi" è così sintetizzabile :

INTERNO CINTURAZIONE PERIMETRALE

- 1.3 m: ghiaia e sabbia
- 1.3 - 3.5 m: limo argilloso nero
- 3.5 - 8.0 m: ghiaia media con sabbia limosa (presenza di frammenti di laterizi sino a 7 m)
- 8.0 - 11.0 m: limo argilloso
- 11.0 – 15.0 m: sabbia ghiaioso-limosa

Tale successione litostratigrafica è sostanzialmente riscontrabile in quasi tutti i sondaggi dell'area: (S7, S8, S9, S10) con differenze legate agli spessori degli intervalli e le relative quote.

ESTERNO CINTURAZIONE PERIMETRALE

- 2.6 m: limo ghiaioso-sabbioso
- 2.6 - 3.0 m: sabbia e ghiaia limosa
- 1.3 - 3.5 m: limo argilloso marrone-rossastro
- 3.5 - 8.0 m: ghiaia media con sabbia limosa
- 8.0 - 11.0 m: limo argilloso
- 11.0 – 15.0 m: sabbia ghiaioso-limosa

Tale successione litostratigrafica è sostanzialmente riscontrabile nei sondaggi dell'area: (S11, S13), con differenze legate agli spessori degli intervalli e le relative quote.

Discrepanze litostratigrafiche tra interno/esterno della “Cinturazione Perimetrale” si evidenziano nel profilo stratigrafico del sondaggio S6 ubicato esternamente poco oltre la delimitazione, ove tra le profondità di 1,2 m e 5,2 m dal p.c. si riscontra il medesimo materiale rilevato nel sondaggio S3, ovvero limo grigio-biancastro umido di possibile origine antropica. Il sondaggio S8 è stato spinto fino a 16m dal p.c..

Dai dati sopra esposti si evidenzia che i primi 6.0-7.0m circa di sottosuolo nell’area “Cinturazione Perimetrale” siano riconducibili a materiale di riporto, mentre i materiali sottostanti sino alla profondità di indagine appaiono riconducibili a materiale naturale in posto.

A.4.3.1 Esiti del Piano di Caratterizzazione – Area oggetto di sperimentazione

Come detto, l’area è stata suddivisa in n.2 comparti areali elaborati separatamente, ovvero l’area CAPANNONE 9 e l’area CINTURAZIONE PERIMETRALE: sulla base dei riscontri che hanno evidenziato come i due comparti siano sede di fonti di contaminazione separata e differente.

Per le due aree sono stati indicati:

- Focolaio: ovvero il punto rappresentante la massima concentrazione del contaminante ed il valore relativo espresso in g/l.
- Profondità del focolaio: viene espressa la quota riferita al piano campagna del campione di massima concentrazione del contaminante.
- Sviluppo del plume di contaminazione: viene indicata la direzione (>) di sviluppo della contaminazione: la direzione è individuata dalla perpendicolare alle linee di isoconcentrazione dei valori più lontani dal focolaio, laddove aumenta la distanza reciproca.
- Peso percentuale del contaminante: viene indicato il valore espresso in percentuale del contaminante riferito all’unità, rappresentata dalla somma dei contaminanti di cui è stata eseguita l’elaborazione

Per le elaborazioni sono stati utilizzati tutti i n. 58 campioni di acqua di falda analizzati, sia i campioni a carattere “statico” prelevati in avanzamento nei sondaggi Geoprobe, sia i campioni a carattere “dinamico” prelevati attraverso spurgo e campionamento dei piezometri. Relativamente alle elaborazioni in prima falda si evidenzia quanto segue :

- ai fini della realizzazione dell’elaborazione areale viene utilizzato un solo valore rappresentativo per ogni verticale indagata,
- i campioni di acqua della prima falda prelevati dai piezometri sono in n.1 per ogni piezometro, mentre i campioni di acqua della prima falda prelevati dalle verticali Geoprobe sono n.2 per ogni sondaggio, ovvero a 12m e a 15m dal p.c., su tale base si è reso necessario inserire nelle elaborazioni un singolo valore di concentrazione per singolo sondaggio Geoprobe, ovvero è stato utilizzato il valore medio calcolato tra i campioni di acqua di falda prelevati a 12m e a 15m dal p.c.

I risultati hanno mostrato una compromissione delle acque di falda, prelevate con Geoprobe, dovuta a composti alifatici clorurati cancerogeni e non cancerogeni e alifatici alogenati cancerogeni, con maggiore presenza di 1,1,2,2 Tetracloroetano con valori di 144800 ug/l in area Cinturazione perimetrale e di 83800 ug/l nel capannone n. 9; il Tricloroetilene presenta valori di 101800 ug/l in area Cinturazione perimetrale e di 5480 ug/l nel capannone n. 9; il Tricloroetilene presenta valori di 101800 ug/l in area Cinturazione perimetrale e di 1066 ug/l nel capannone n. 9.

Le acque di falda sospesa prelevate dai piezometri hanno evidenziato la presenza di 1,1,2,2 Tetracloroetano con valore di picco di 4305 ug/l, di Tricloroetilene con valori di picco di 283 ug/l, di Tetracloroetilene con valore di picco di 274,5 ug/l; la prima falda ha riscontrato valori di 1,1,2,2 Tetracloroetano di 12640 ug/l, Tetracloroetano di 9980 ug/l, di Tetracloroetilene di 2440 ug/l.

A.4.3.1.1 Diffusione in falda superficiale

Negli schemi seguenti vengono riassunte le informazioni suddivise in area CAPANNONE 9 (rappresentata dai campioni di acqua di falda prelevati dai sondaggi S1, S2, S3, S4, S4bis, S12 alla quota di 8-9 m e dai piezometri in falda superficiale 622, 737 ed PZ-FS-02) e l'area CINTURAZIONE PERIMETRALE (rappresentata dai campioni di acqua di falda prelevati dai sondaggi S6, S7, S8, S9, S10, S11, S13, S14 alla quota di 8-9 m e dai piezometri in falda superficiale 366, 673, 739, PZ-FS-04, 345, 347, 349 ed 350).

Figura A.30 - Schema contaminazione del cloruro di vinile in falda superficiale

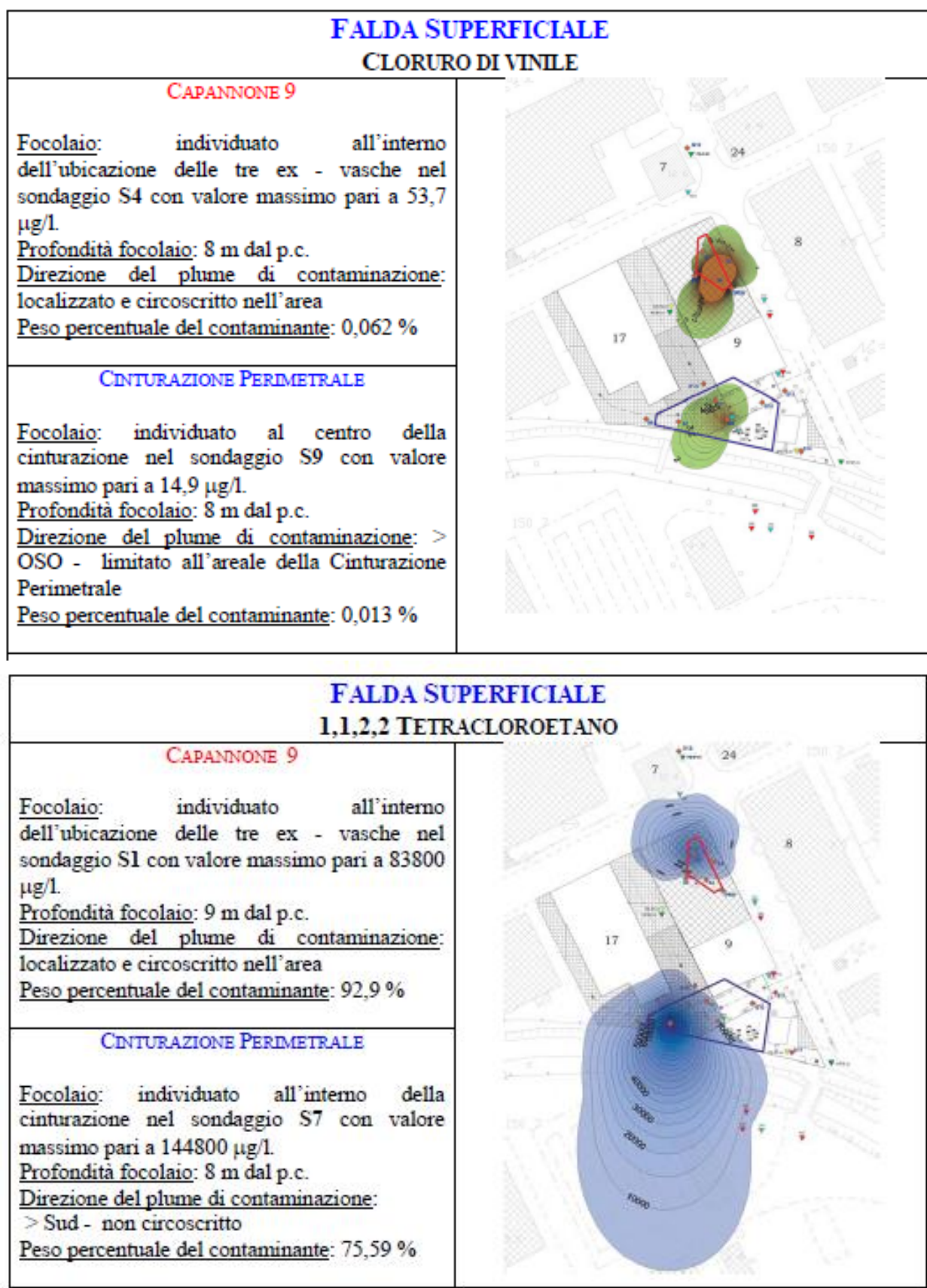
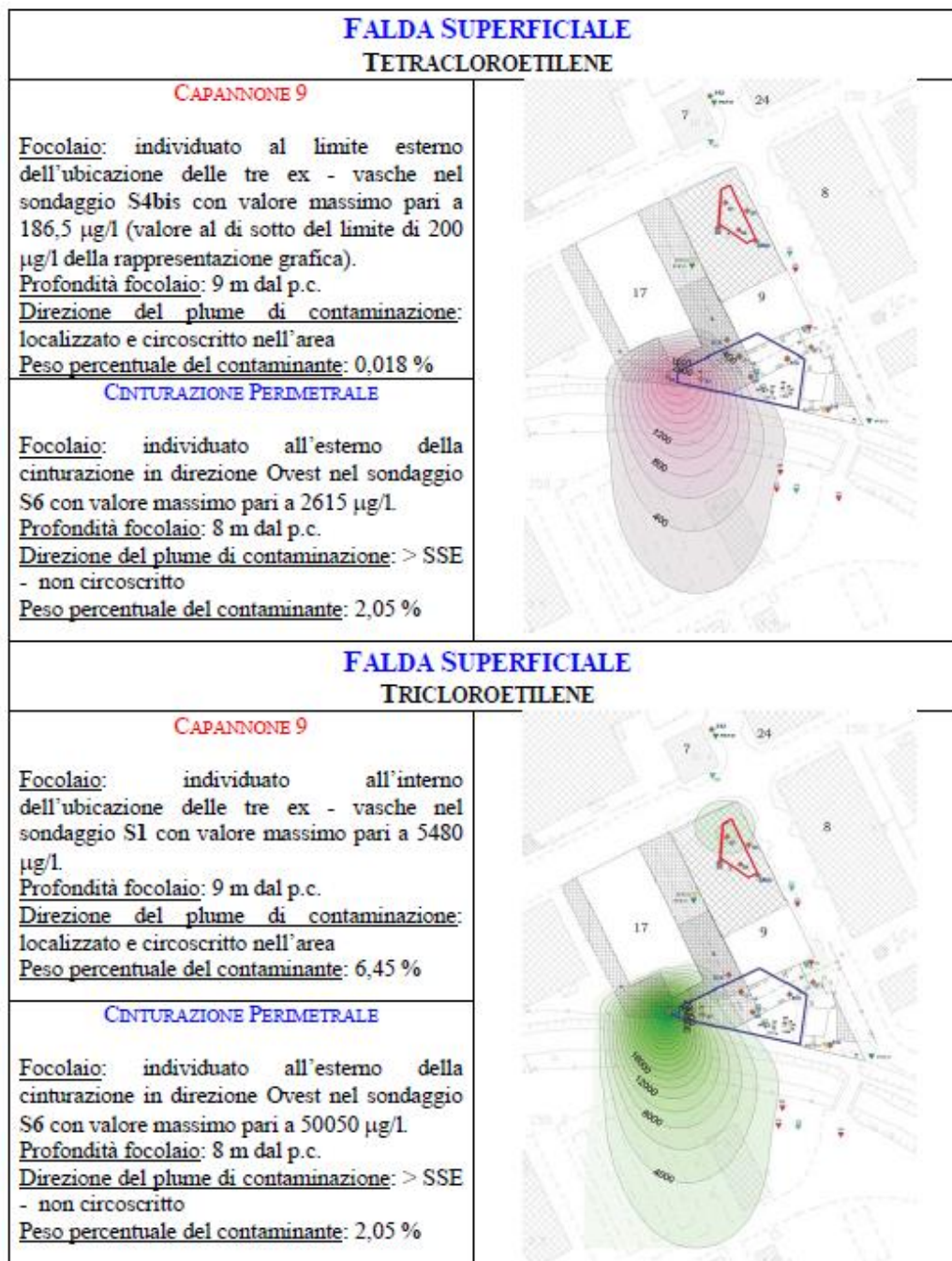


Figura A.31 - Schema di contaminazione del tetracloroetilene e del tricloroetilene in falda superficiale



A.4.3.1.2 Diffusione in prima falda

Negli schemi seguenti (figura A.32 e A.33) vengono riassunte le informazioni suddivise in area CAPANNONE 9 (rappresentata dalla media tra 12m e 15m di profondità dei valori dei campioni di acqua di falda prelevati dai sondaggi S1, S2, S3, S4, S4bis, S12 e dai piezometri in prima falda 738, PZ-IF-01 ed PZ-IF-03) e area CINTURAZIONE PERIMETRALE

(rappresentata dalla media tra 12m e 15m di profondità dei valori dei campioni di acqua di falda prelevati dai sondaggi S6, S7, S8, S9, S10, S11, S13, S14 e dai piezometri in prima falda 740, PZ-IF-05, Pozzo Spurgo 686, 345, 654, 665, 666, 667, 348 ed 351).

Figura A.32 - Schema di contaminazione del cloruro di vinile in prima falda

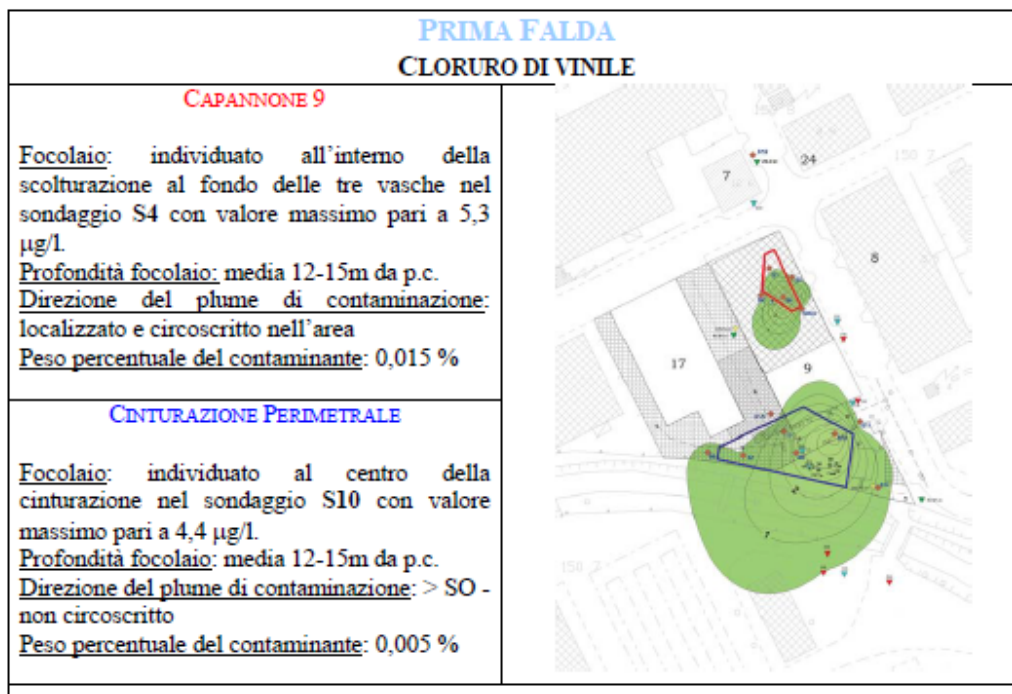
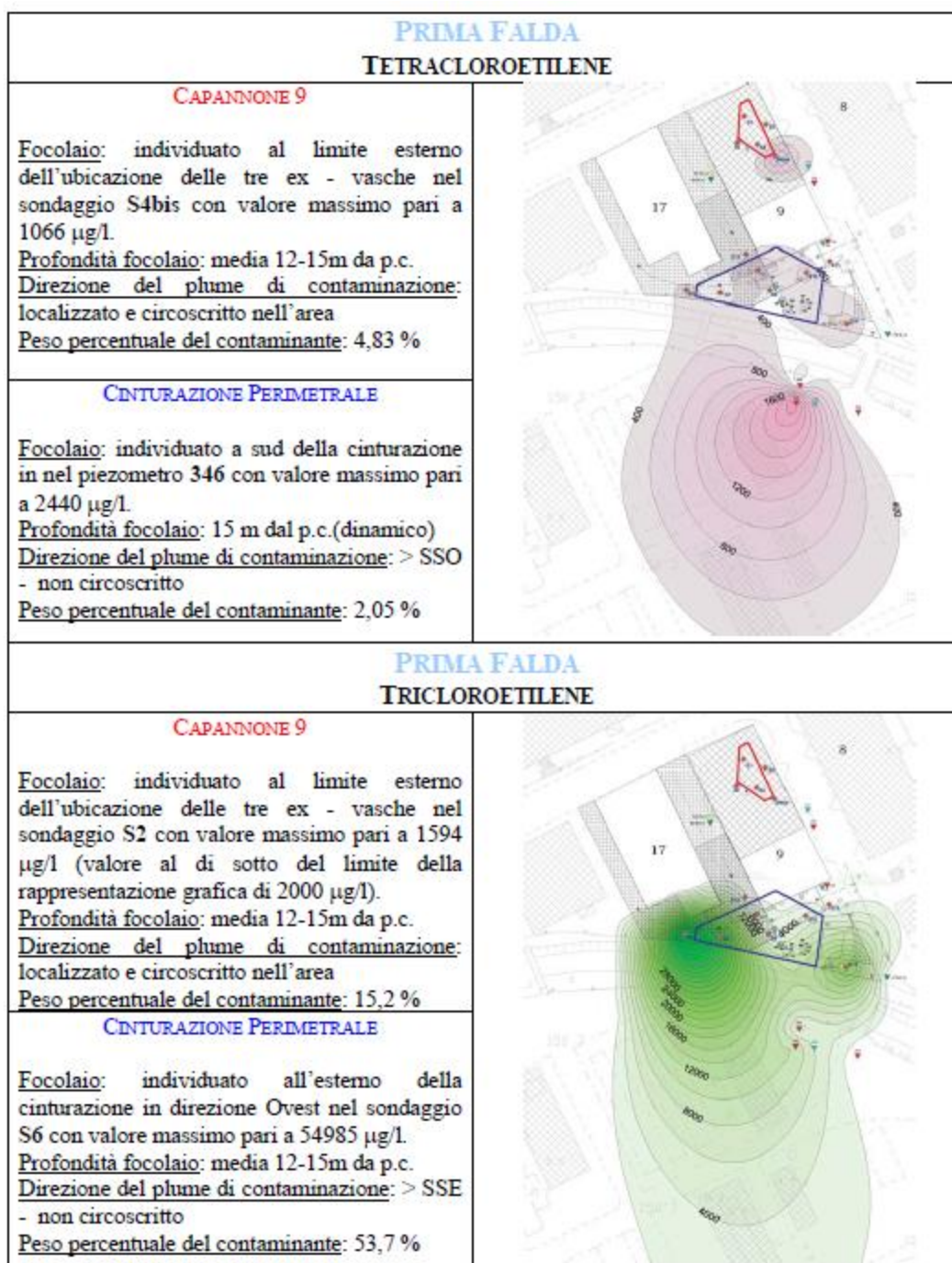


Figura A.33 - Schema di contaminazione del tetracloroetilene e del tricloroetilene in prima falda



A.4.3.1.3 Confronto plume di contaminazione falda superficiale / prima falda

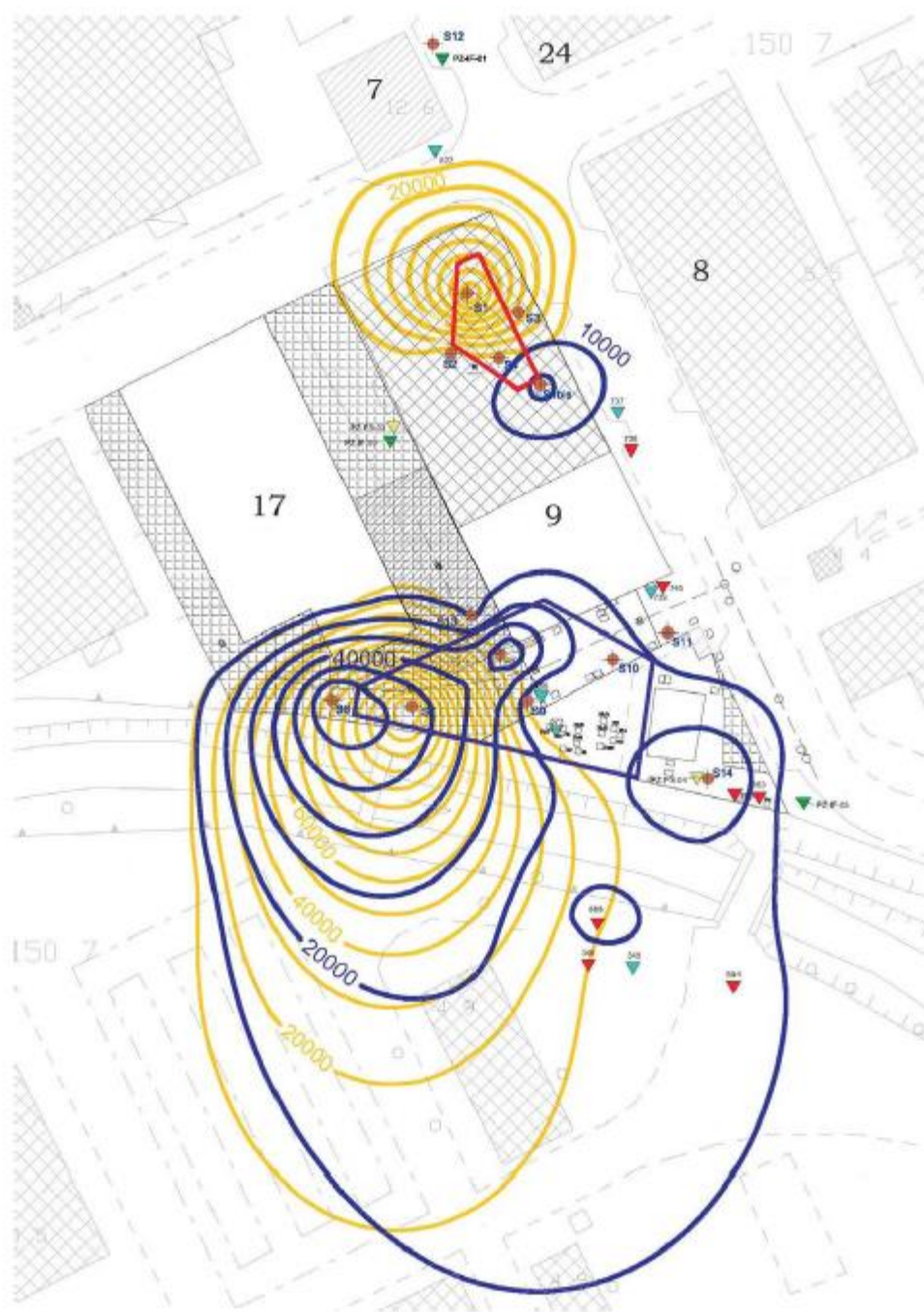
Facendo specifico riferimento ai plume di contaminazione della SOMMATORIA (ALIFATICI CLORURATI CANCEROGENI + NON CANCEROGENI) e sovrapponendo le elaborazioni relative alle due falde si perviene alla graficizzazione della pagina seguente dove la concentrazione relativa alla Falda Superficiale e alla Prima Falda vengono riprodotte con colori diversi (figura A.34). La rappresentazione ha necessariamente dovuto tenere conto dell'elevato

range di variabilità delle concentrazioni riscontrate, dall'assenza di punti di conformità all'intorno e della limitata estensione areale dei dati: su tale base, la scelta di rappresentare le curve di isoconcentrazione con intervallo pari a 10.000 µg/l supporta idoneamente la rappresentazione grafica e l'individuazione dei focolai, mentre non consente di perimetrare le aree con contaminazione ai livelli di conformità.

Dall'esame dell'elaborazione grafica si evidenzia quanto segue:

- Relativamente all'area CAPANNONE 9, il sondaggio S1 si ubica nella zona origine del focolaio, localizzato in falda superficiale, mentre i livelli di contaminazione di S4bis in prima falda sembrano evidenziare una progressione verso valle. L'assenza di dati analitici per la prima falda in corrispondenza di S1 non consente la correlazione con S4bis.
- Relativamente all'area CINTURAZIONE PERIMETRALE si osserva una sostanziale sovrapponibilità dei focolai nelle falde: in particolare si nota come la curva di isoconcentrazione 10.000 µg/l in falda superficiale si sviluppi lungo la direzione E – O limitatamente al sondaggio S9 (cortile della proprietà Eurolega S.r.l.), mentre in prima falda si osserva una maggiore estensione verso Est, sino a ricomprendere il campo prove dell'Università La Sapienza e l'area del depuratore del Condominio Industriale.

Figura A.34 - Confronto dei plume di contaminazione della falda superficiale e prima falda



A.5 Interventi di messa in sicurezza del sito

A.5.1 Esecuzione del test di campo Sapienza 2005

Il test di campo in scala pilota per lo studio di tecniche di biorisanamento anaerobico in situ fu avviato nell'anno 2005 dal Dipartimento di Chimica della Sapienza Università di Roma, in collaborazione con il Dipartimento di Idraulica, Trasporti e Strade della stessa Università e con l'Istituto di Ricerca sulle Acque del CNR, nell'ambito del progetto di ricerca scientifica "Bonifica per via biologica di falde contaminate da solventi clorurati: studio di processi avanzati in situ ed ex situ e definizione di un protocollo di valutazione delle possibili strategie di bonifica", finanziato dal Ministero dell'Ambiente e dal CNR.

Il test fu avviato mediante la realizzazione di un sistema pilota nel sito contaminato "ex Bianchi" nel comune di Rho, in area a Nord dell'Olon, ove ha sede il Depuratore Consortile, di proprietà del "Condominio Via Magenta". Il test fu autorizzato dalla Proprietà dell'Area (Condominio di Via Magenta, Lettera dello Studio Uboldi s.a.s. del 24 Settembre 2004) e dal Comune di Rho sentite le altre Autorità competenti (Lettera del Comune di Rho, Area Servizi per la Qualità Urbana – Ufficio Ecologia e Tutela Ambientale, Prot. 026036 del 1 Giugno 2004), e fu condotto sulla base della "Nota Tecnica descrittiva del test di campo" inviata in data 21/05/2004, anche in recepimento delle precisazioni che erano state richieste nella Conferenza dei Servizi svoltasi nella sede del Comune di Rho in data 06/05/2004.

Il test fu poi interrotto, avendo nel frattempo consentito:

- di valutare i parametri di dispersività idrodinamica e la presenza di eterogeneità locali mediante aggiunta di tracciante conservativo;
- di mettere a punto il sistema per la distribuzione degli ammendanti e di verificarne positivamente l'efficacia;
- di identificare la presenza di contaminanti residui in fase separata (dense non aqueous phase liquid, DNAPL), come evidenziato dall'effetto di mobilitazione della fase residua durante la ricircolazione dell'acqua;
- di verificare la presenza di reattività biologica dechlorante, indotta per aggiunta di ammendanti, mediante la formazione di prodotti di parziale decomposizione dei contaminanti di partenza;
- di valutare positivamente la fattibilità di un biorisanamento anaerobico dell'area sorgente, previa verifica della possibilità di ottenere effettivamente i prodotti finali della degradazione.

Per quanto riguarda l'ultimo punto, tale possibilità era stata già verificata positivamente in scala di laboratorio mentre non era stata ancora verificata in scala pilota per la breve durata del test. Infatti, il protrarsi delle fasi preliminari di realizzazione del sistema e di sua caratterizzazione fluidodinamica, avevano forzatamente ridotto il tempo di applicazione del test vero e proprio, con iniezione di ammendante.

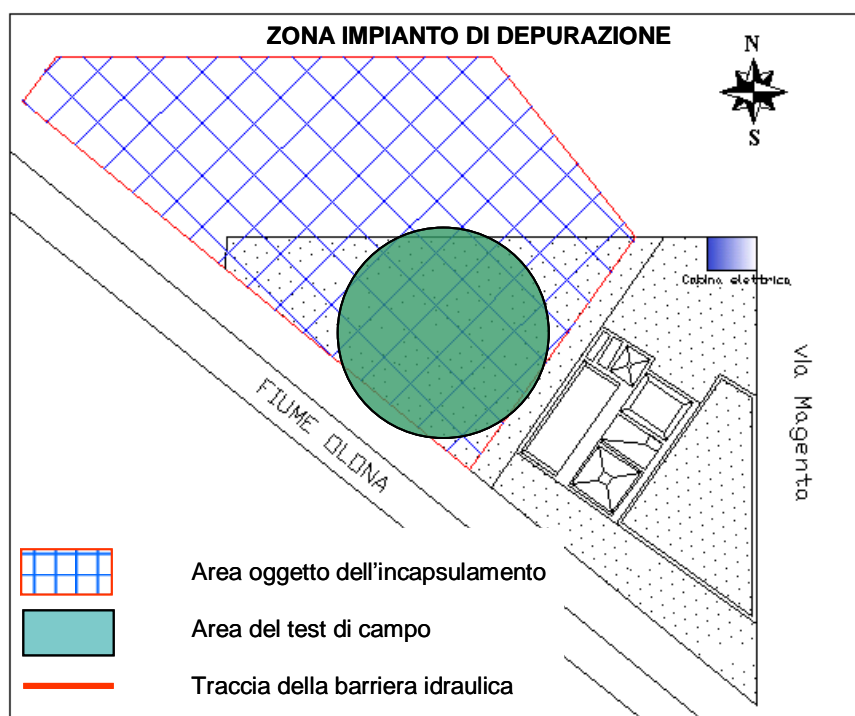
In considerazione dei positivi risultati sperimentali ottenuti sino a quel momento ne fu poi richiesta la prosecuzione con lettera del 24/05/2006, richiesta poi precisata e modificata in successivi incontri. Su tale base, la prosecuzione del test fu infine subordinata ad una verifica

della possibilità di comunicazione tra la zona confinata nell'acquifero superficiale e l'acquifero sottostante nonché, sulla base di una prescrizione di ARPA, all'attivazione del pozzo di sbarramento a sud dell'Olona.

L'attività di ricerca sul campo è stata completata con l'implementazione di un test di campo, con la finalità di verificare la possibilità di utilizzare la metodologia del biorisanamento in situ sulla base dei risultati sperimentali (in particolare i microcosmi) e modellistici.

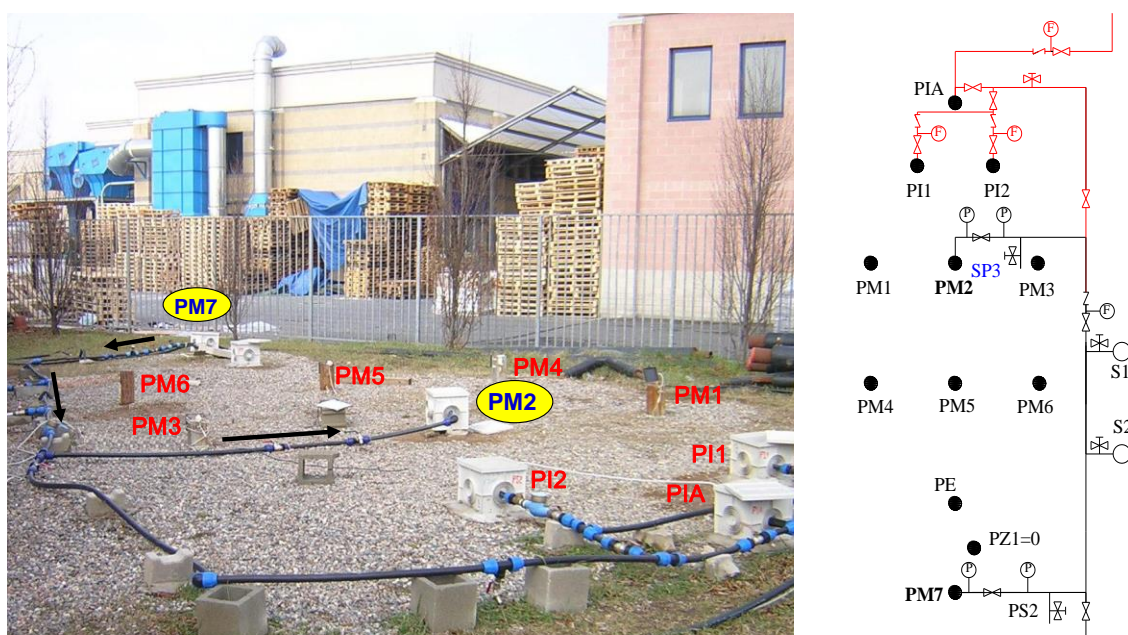
Lo schema concettuale del test di campo è basato sull'estrazione di acqua di falda a valle, sulla sua miscelazione con gli ammendanti e sulla sua reimmissione in falda, in una zona delimitata del sito contaminato in questione. In figura A.35 è schematicamente visualizzata la localizzazione dell'area prescelta per il test di campo.

Figura A.35 - Localizzazione dell'area prescelta per il test di campo



La configurazione (descritta in Figura A.36) è stata adeguatamente verificata mediante ulteriori prove di pompaggio e test con tracciante, nonché adeguatamente descritta sul piano modellistica.

Figura A.36 - Nuova configurazione dell'impianto idraulico fuori terra



La variazione della configurazione idraulica del sistema è stata realizzata previa effettuazione di prove idrauliche per verificare la risposta dinamica del sistema.

La prova che ha dato i risultati più soddisfacenti è stata quella effettuata mettendo in ricircolo i piezometri PM2 e PM7, nel dettaglio lo schema concettuale del test di biorisamento anaerobico è basato sull'estrazione dell'acqua di falda dal piezometro PM7, sulla sua miscelazione con una soluzione di lattato e estratto di lievito, e sulla sua reintroduzione in falda mediante il piezometro PM2 (figura A.37).

Il test è stato condotto per una durata complessiva di circa 90 giorni, adottando una strategia di alimentazione a due stadi.

Durante il primo stadio, della durata di circa 30 giorni, la soluzione contenente gli ammendanti era alimentata in continuo, così come il sistema di iniezione/estrazione dell'acqua di falda era continuamente in funzione. L'obiettivo di questa fase era quello di fornire gli elettroni necessari alla riduzione biologica dell'ossigeno e del nitrato presenti nella falda, e quindi di stabilire condizioni anaerobiche favorevoli alla dechlorazione riduttiva dei contaminanti clorurati.

Nella seconda fase di funzionamento del test, l'immissione degli ammendanti e la ricircolazione dell'acqua avvenivano ogni circa 10 giorni, per una durata di 6-8 ore.

L'obiettivo di questa fase era quello di verificare se, una volta stabilite condizioni anaerobiche favorevoli, fosse possibile studiare la continua degradazione dei solventi clorurati, attraverso l'introduzione di piccole quantità di ammendanti nel sistema.

Di seguito sono illustrati i risultati ottenuti durante il primo mese di funzionamento dell'impianto pilota. Sulla base dei risultati dei microcosmi, il sistema è stato alimentato in continuo con una soluzione concentrata di acido lattico ed estratto di lievito in modo da avere nella corrente di ricircolo una concentrazione pari a 400 mg/l e 40 mg/l, rispettivamente, pari ad un eccesso iniziale del 100% rispetto alla quantità di elettroni necessaria per la riduzione completa del solfato e dei composti clorurati. Sulla base delle simulazioni effettuate a partire dai

test con tracciante, la corrente di ricircolo contenente l'alimentazione era fornita ad una portata di 9 l/min. Nella fase di preparazione della soluzione di alimentazione si è anche provveduto a portare il pH della stessa ad un valore prossimo alla neutralità mediante aggiunta di soda caustica.

In Figura A.37, è riportato l'andamento temporale della concentrazione di COD (ovvero della misura integrale della sostanza organica ossidabile) nel PM5, ovvero nel primo punto di monitoraggio posizionato a valle del punto di iniezione della soluzione ammendante. Come si osserva dalla Figura A.37, la concentrazione del COD è andata gradualmente aumentando nel tempo. Ciò confermava che il sistema era in grado di distribuire efficacemente la soluzione ammendante all'interno della porzione di acquifero interessata dal sistema di ricircolazione dell'acqua di falda.

Come si osserva dalla Figura A.38, la presenza di sostanza organica nell'acquifero ha stimolato il rapido consumo dell'ossigeno presente nell'acqua di falda, da parte della biomassa aerobica eterotrofa presente nell'acquifero in esame.

Una volta consumato completamente l'ossigeno disciolto, la presenza di sostanza organica ha successivamente promosso la riduzione del nitrato (Figura A.39), la cui completa scomparsa è stata osservata circa due settimane dopo l'inizio del test.

La scomparsa dell'ossigeno e successivamente del nitrato ha determinato lo stabilirsi di condizioni redox più riducenti e conseguentemente più favorevoli alla dechlorazione riduttiva dei solventi clorurati. In effetti in Figura A.40 sono riportati i valori del potenziale redox della falda misurati anch'essi nel PM 5.

Come si osserva dalla figura A.40, dopo circa venti giorni dall'inizio del test si è osservata una brusca diminuzione del potenziale redox che è passato da valori compresi tra +300-+100 mV (tipici di sistemi in cui l'ossigeno o il nitrato sono i principali accettori di elettroni), a valori stabilmente al di sotto di -300 mV (tipici di ecosistemi anaerobici in cui i principali accettori di elettroni sono il Fe^{3+} , solfato, o la CO_2).

Nei quindici giorni successivi dal momento dell'istaurarsi di condizioni redox favorevoli, non si è osservata una diminuzione significativa nella concentrazione dei solfati (Figura A.41) e dei solventi clorurati (Figura A.42).

Tale tempo di latenza è più lungo ma comunque dell'ordine di grandezza di quello osservato negli studi di microcosmo.

Si può intanto affermare che il test di campo ha soddisfatto pienamente i suoi presupposti progettuali per quanto riguarda la possibilità di controllare l'ambiente di reazione in situ e quindi di innestare la sequenza di fenomeni biologici attesi. Inoltre, il quadro che ne deriva è compatibile con quanto riscontrato negli studi di microcosmo: in generale l'instaurarsi delle condizioni volute ed i fenomeni biologici che ne derivano appaiono leggermente più lenti che nei microcosmi, il che è ovviamente del tutto plausibile passando dal laboratorio al campo.

Figura A.37 - Andamento della concentrazione del COD nel PM5 (primo punto di monitoraggio a valle del piezometro di iniezione)

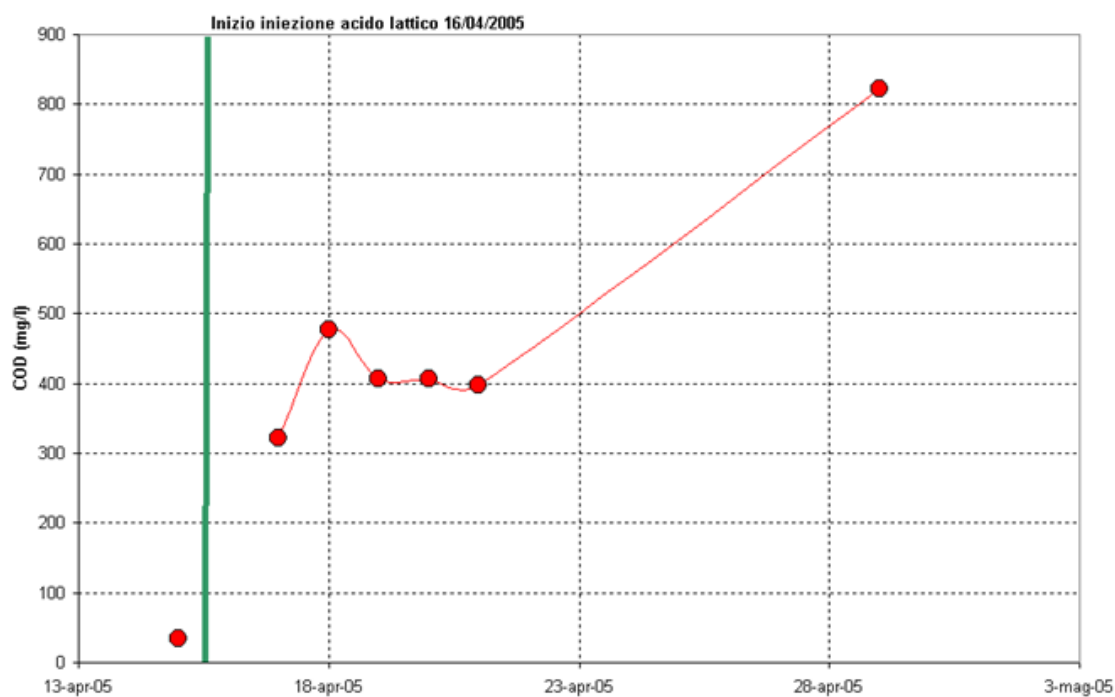


Figura A.38 - Andamento della concentrazione dell'ossigeno disciolto nel PM5 (primo punto di monitoraggio a valle del piezometro di iniezione)

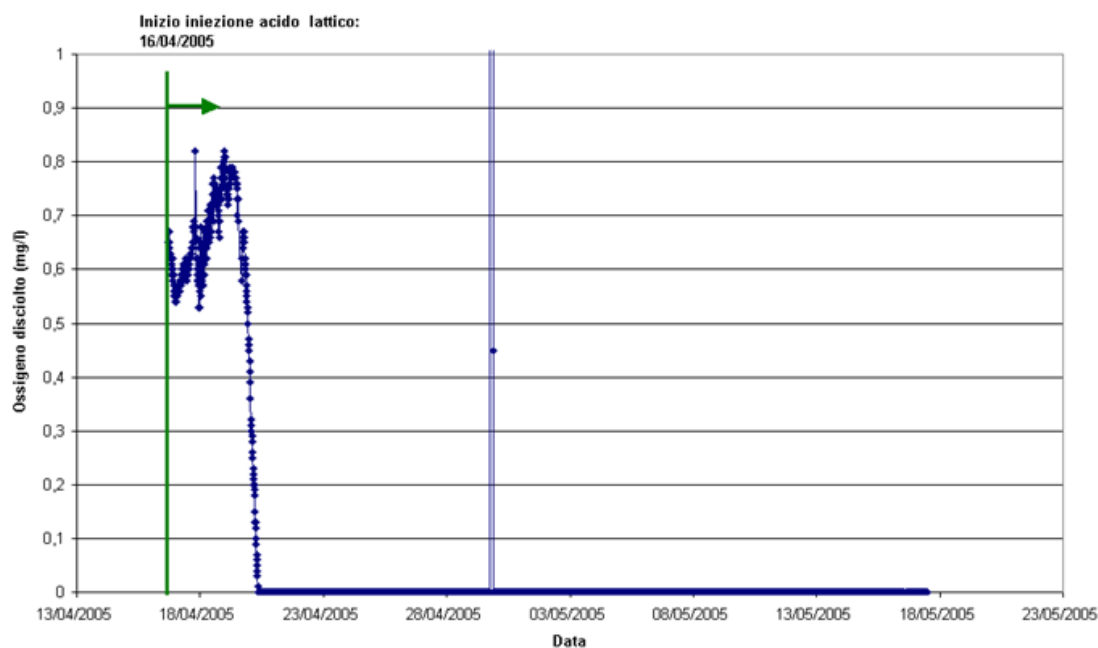


Figura A.39 - Andamento della concentrazione del nitrato nel PM5 (primo punto di monitoraggio a valle del piezometro di iniezione)

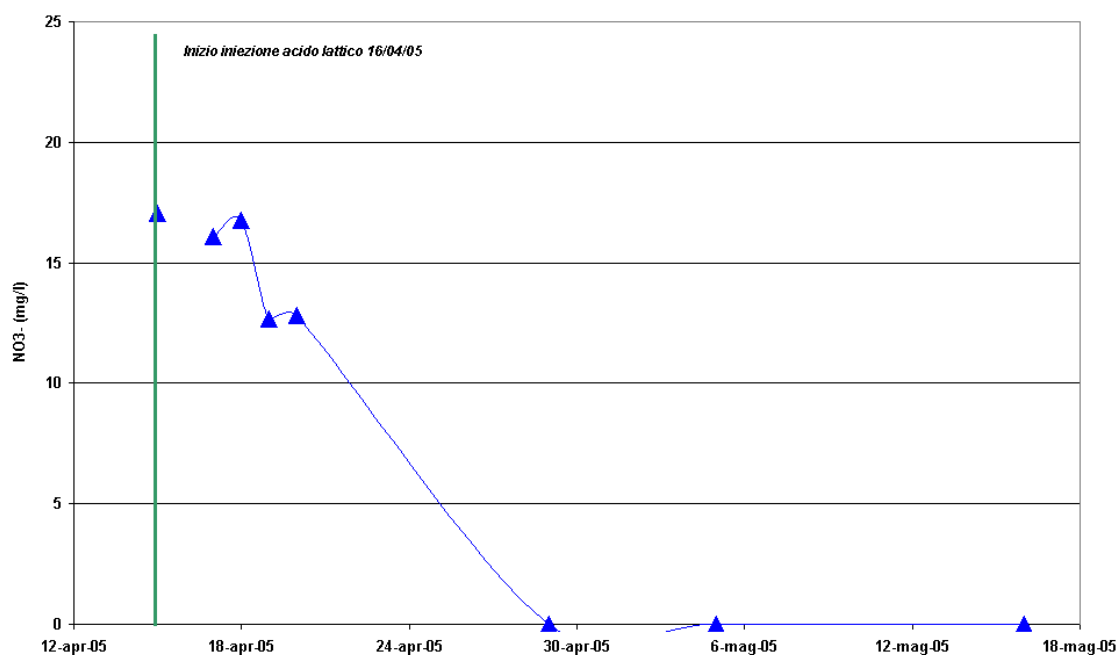


Figura A.40 - Andamento del potenziale redox nel PM5 (primo punto di monitoraggio a valle del piezometro di iniezione)

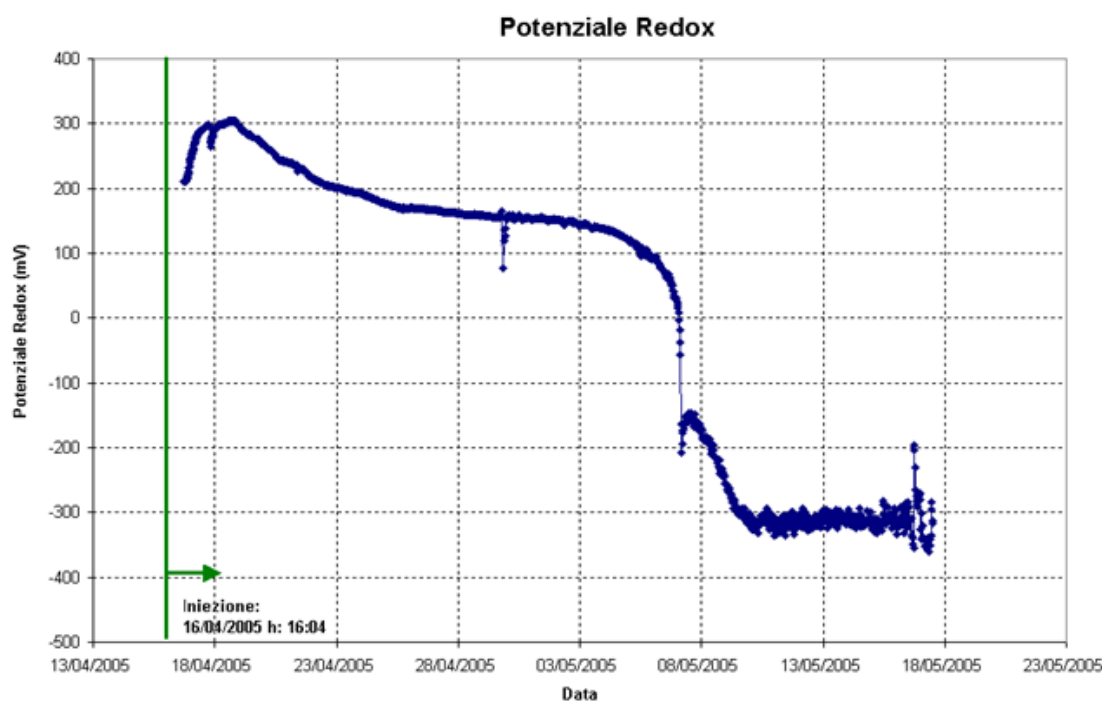


Figura A.41 - Andamento della concentrazione del solfato nel PM5 (primo punto di monitoraggio a valle del piezometro di iniezione)

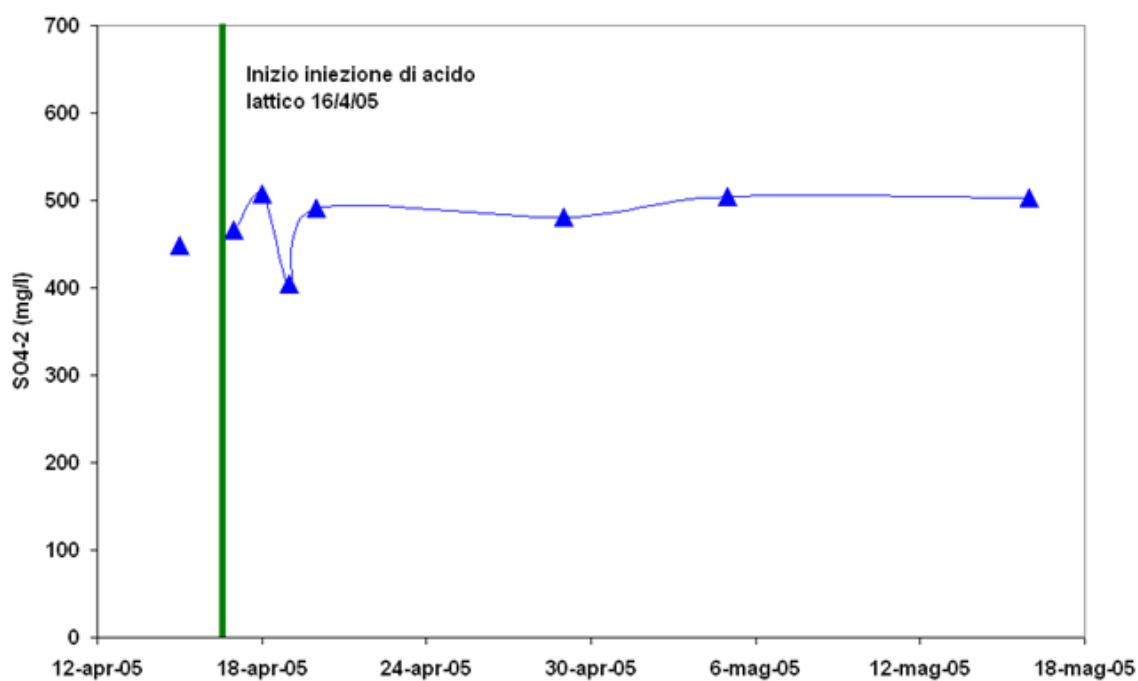
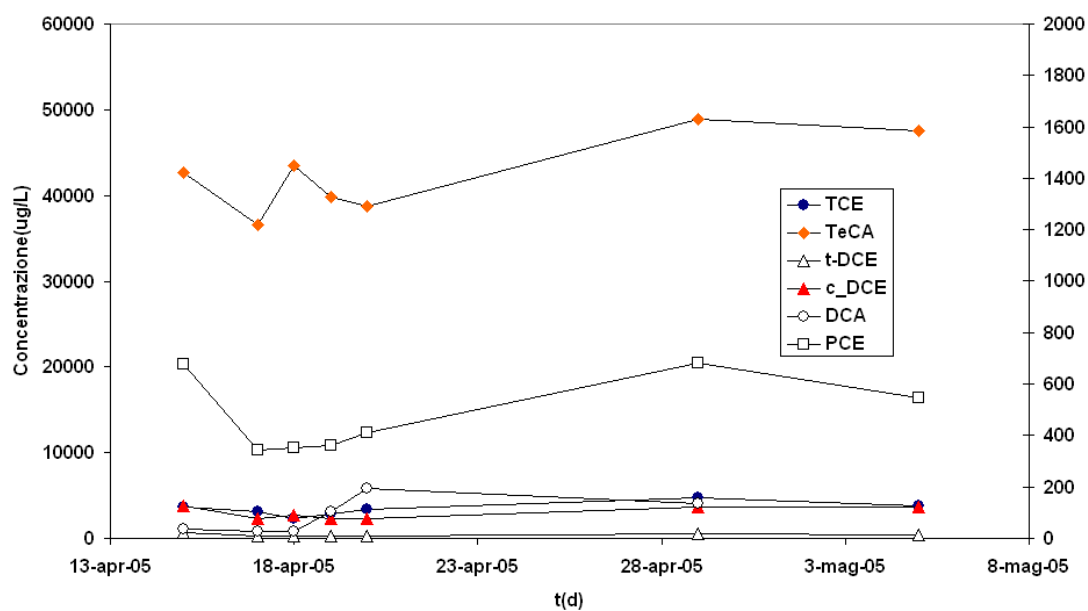
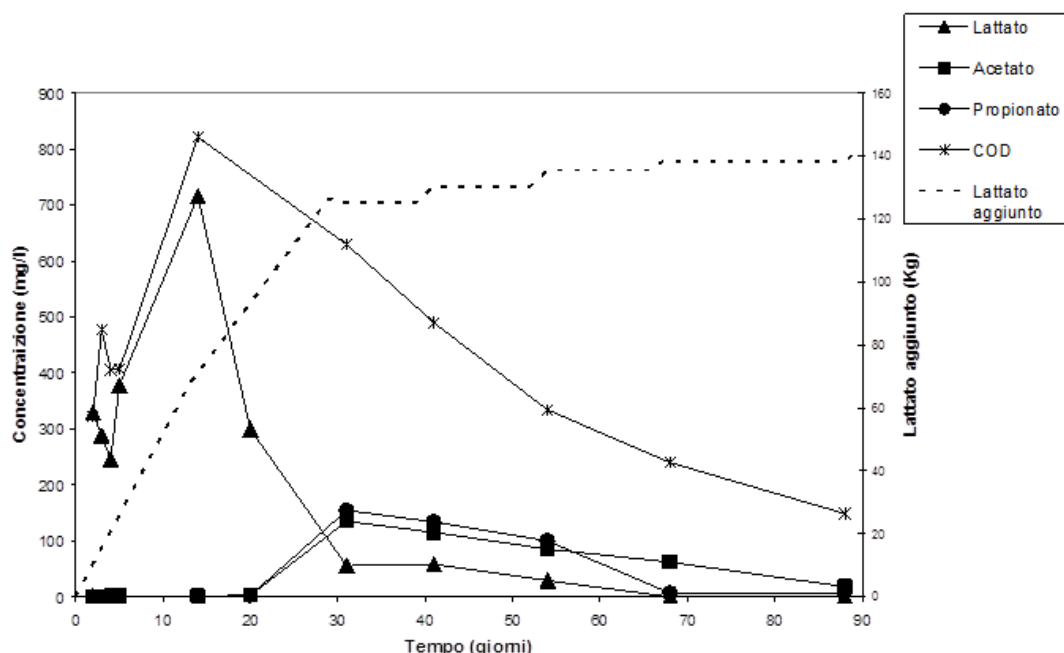


Figura A.42 - Andamento della concentrazione dei solventi clorurati nel PM5 (primo punto di monitoraggio a valle del piezometro di iniezione)



La strategia di distribuzione a due stadi è mostrata in figura A.43, in cui si riporta la variazione della massa di lattato aggiunto durante l'intera sperimentazione. È stato riportato a titolo di esempio la variazione dell'ammendante nel piezometro PM5.

Figura A.43- Andamento dei VFA e del lattato aggiunto nel PM5



È interessante sottolineare come l'andamento temporale di lattato sia qualitativamente simile in tutti i punti di monitoraggio dell'impianto (dati non riportati in questa relazione). Per i primi venti giorni si registra un incremento iniziale della concentrazione di lattato, seguito da una diminuzione nei successivi 70 giorni. Infatti a partire dai giorni 15-20 si è osservata formazione, nei piezometri di monitoraggio dell'impianto, di acetato e propionato, entrambi prodotti dalla fermentazione anaerobica del lattato. Tale formazione confermava l'effettiva degradazione del substrato aggiunto.

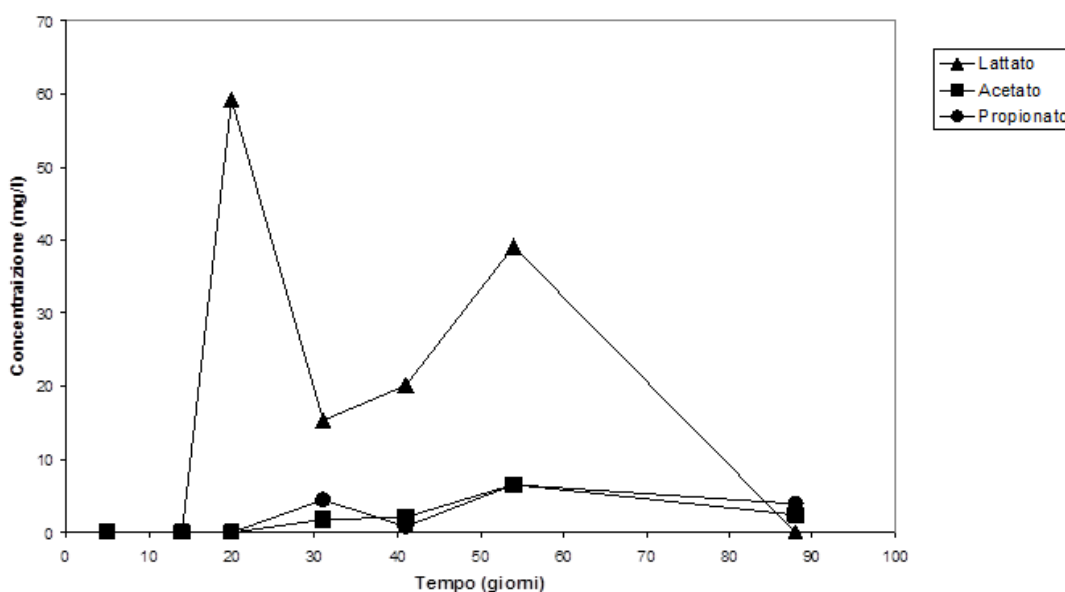
Qualitativamente l'andamento della concentrazione di lattato può quindi essere messo in relazione sia con le diverse modalità di iniezione attuate, che con l'instaurarsi della sua fermentazione.

Per i piezometri PM2, PM5, PE, PM7 e PIA (situati sulla congiungente il piezometro di immissione e quello di estrazione, in direzione del flusso dell'acqua), è stata valutata anche la variazione temporale della concentrazione di COD (ovvero della misura integrale della sostanza organica ossidabile). In tutti i punti, l'andamento del COD registrato rispecchia la variazione dei substrati carboniosi descritti in precedenza; si riscontra infatti un aumento per i primi 20 giorni e quindi una graduale diminuzione.

Questo andamento ha quindi confermato come il sistema di ricircolo sia stato in grado di distribuire efficacemente l'ammendante all'interno dell'acquifero.

In figura A.44 si riporta l'andamento della concentrazione degli acidi grassi volatili nel piezometro Pz2, fenestrato in corrispondenza della prima falda, non interessato direttamente dal sistema di ricircolo.

Figura A.44 - Andamento dei VFA nel piezometro Pz2 (prima falda)



Anche in questo caso si riscontra, dopo circa 20 giorni dall'inizio del test, un aumento della concentrazione di lattato, e una sua progressiva scomparsa. Dal giorno 30 si riscontra inoltre una bassa produzione di propionato e acetato, le cui concentrazioni rimangono costanti sino al termine della sperimentazione.

Questo andamento mette in evidenza come ci sia una comunicazione tra la prima falda semiconfinata e la falda superficiale, in cui è stata attuata la strategia di risanamento.

Nelle figure A.45-47 si riportano i grafici relativi alla distribuzione spaziale di lattato, acetato e propionato durante il test, ottenuti mediante interpolazione con il programma SURFER.

Il giorno 0 corrisponde al giorno precedente l'inizio dell'immissione della miscela di ammendanti.

Si osserva immediatamente come, sin dal giorno 5, ci sia una distribuzione del lattato nel sistema abbastanza uniforme. Dopo 14 giorni dall'inizio del test si nota come la concentrazione del lattato si attesti intorno al valore di 600 mg/l nella maggior parte del sistema; infatti le porzioni di acquifero in prossimità dei piezometri PI1, PM3 e Pz0, presentano una concentrazione di lattato molto più bassa rispetto agli altri punti. Ciò può essere dovuto ad una significativa eterogeneità del suolo che determina una minore permeabilità idraulica.

A conferma di quanto riportato in precedenza per i singoli piezometri si nota, a partire dal giorno 30, una diminuzione della concentrazione del lattato e un contestuale aumento dei relativi prodotti di fermentazione. Si può osservare come ci sia una maggiore attività biologica soprattutto nel lato centro-sinistra del sistema (in particolare in prossimità del piezometro PM5), come dimostrato dal massimo di concentrazione di acetato e propionato.

Anche in questo caso si riscontra un diverso andamento nella concentrazione dei prodotti di fermentazione nelle immediate vicinanze dei piezometri PI2 e PM3: ad una bassa permeabilità idraulica fa seguito una bassa attività biologica, a conferma che tali punti non erano raggiunti (o lo erano solo parzialmente) dal lattato.

Figura A.45 - Andamento temporale della concentrazione del lattato

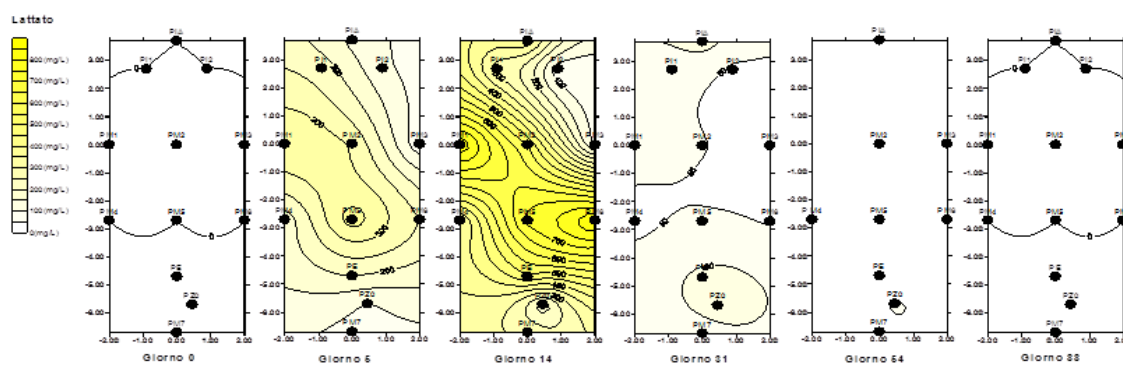


Figura A.46 - Andamento temporale della concentrazione dell'acetato

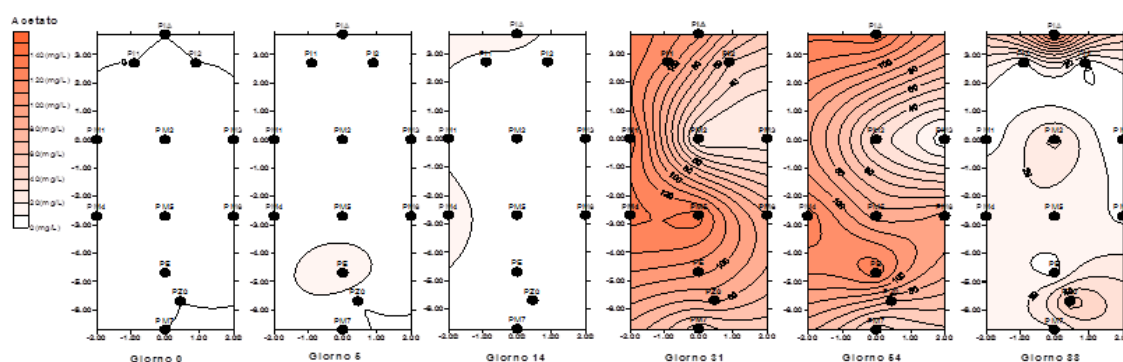
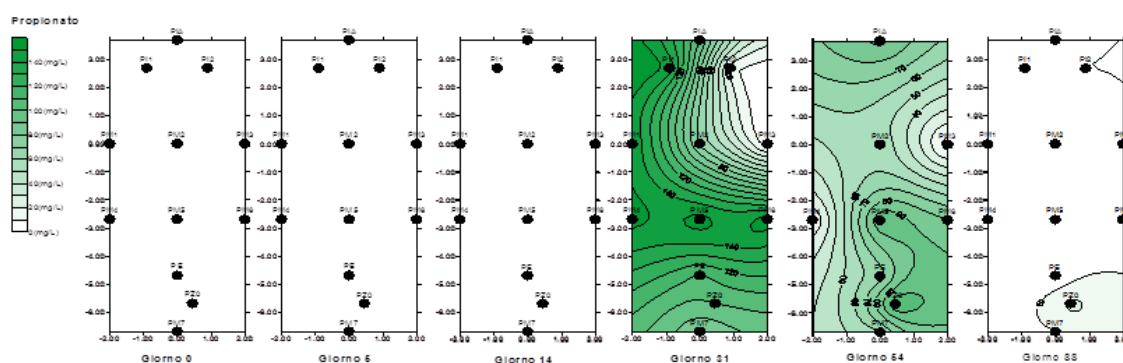


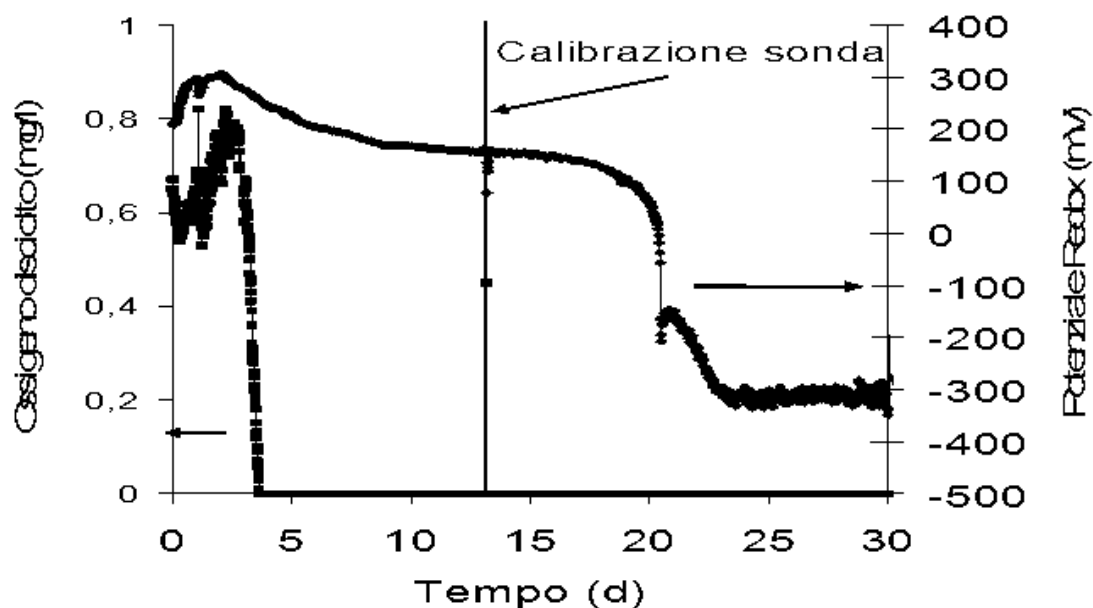
Figura A.47 - Andamento temporale della concentrazione del propionato



Tramite una sonda multiparametrica, posta nel piezometro PM5, è stato possibile misurare in continuo gli andamenti dell'ossigeno disciolto e del potenziale redox, durante la fase iniziale del test.

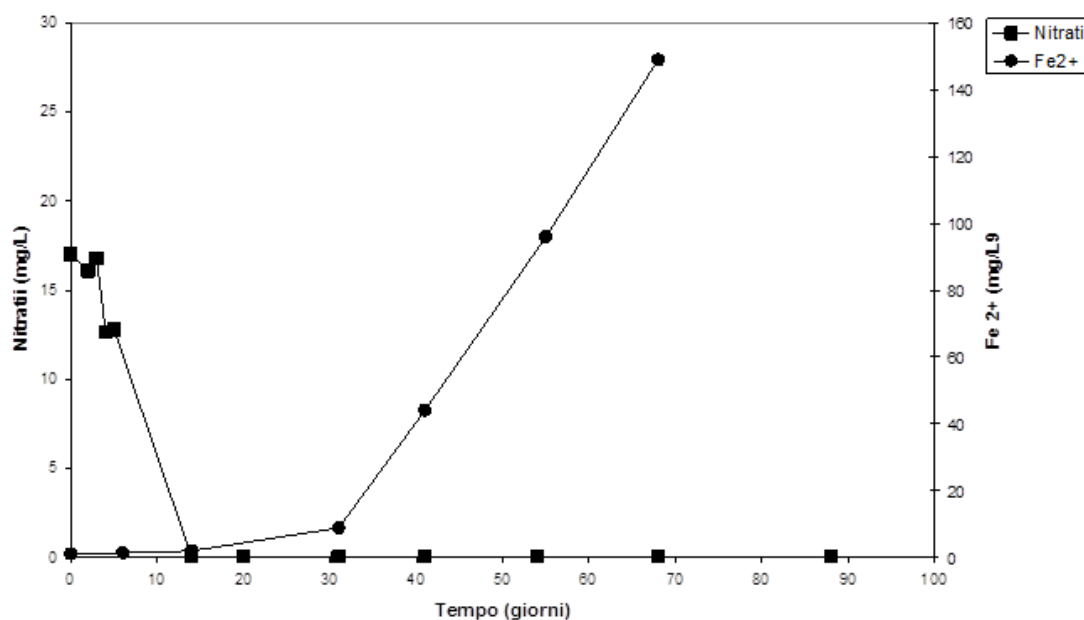
Come si evince dalla figura A.48, l'immissione della miscela contenente gli ammendanti ha stimolato il rapido consumo (circa 5 giorni) dell'ossigeno disciolto nell'acqua di falda, da parte della biomassa eterotrofa presente nell'acquifero in esame.

Figura A.48 - Andamento temporale del potenziale redox e dell'ossigeno disciolto nel PM5



Una volta che l'ossigeno è stato consumato completamente, i donatori di elettroni aggiunti hanno successivamente promosso la riduzione degli ioni nitrato (attraverso il processo biologico di denitrificazione). In figura A.49 , sono riportati gli andamenti temporali della concentrazione dello ione nitrato, nel piezometro PM5, a titolo di esempio.

Figura A.49 - Andamento delle concentrazioni di nitrato e Fe²⁺ nel piezometro PM5



Analogamente in tutti i punti di monitoraggio (dati non riportati in questa relazione) il nitrato è completamente ridotto in circa 14 giorni dall'avvio del test.

La scomparsa dell'ossigeno prima, e la riduzione del nitrato poi, hanno favorito l'istaurarsi di condizioni più riducenti, come mostrato dall'andamento del potenziale redox. Infatti dopo circa 20 giorni dall'inizio della sperimentazione, si osserva una brusca diminuzione del potenziale redox, che passa da valori compresi tra +300 e +100 mV (tipici di sistemi in cui l'ossigeno e il nitrato sono i principali accettori di elettroni) a -300 mV (tipici di ecosistemi in cui gli ioni Fe^{2+} , SO_4^{2-} e la CO_2 sono i principali accettori di elettroni).

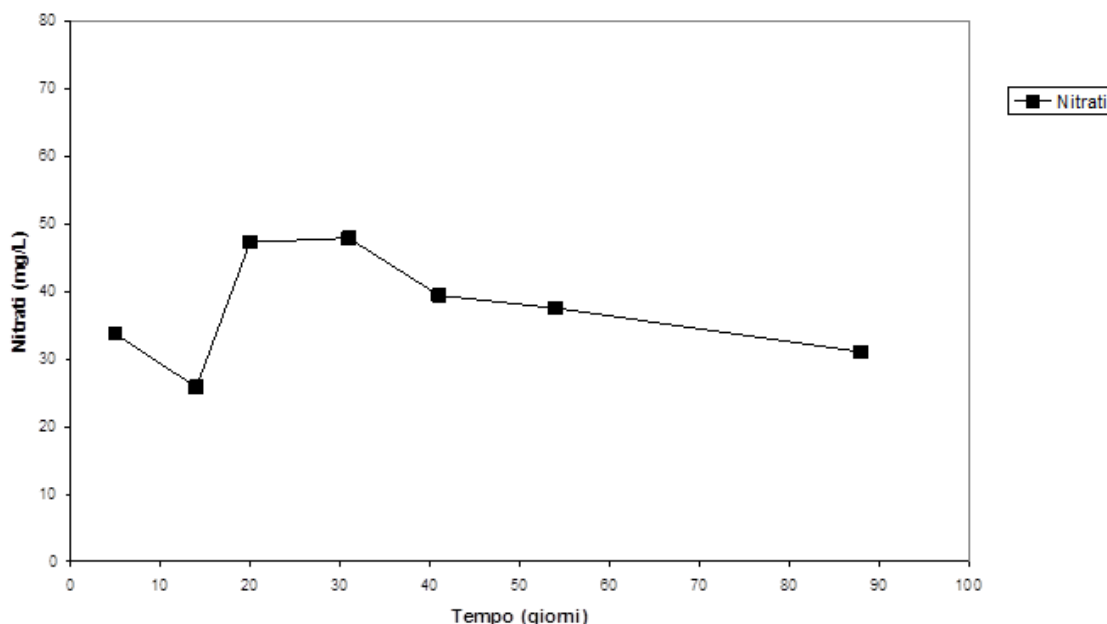
L'abbassamento del potenziale redox, corrispondeva temporalmente con la comparsa dei prodotti di fermentazione del lattato. Sono inoltre stati valutati gli andamenti degli ioni Fe^{2+} nei piezometri situati sull'ipotetico asse che congiunge i punti di immissione ed estrazione (PM2, PM5, PE, PM7 e PIA).

A titolo di esempio si riporta solo l'andamento del piezometro PM5. Si può immediatamente notare nel PM5 e in tutti gli altri non riportati come successivamente all'instaurazione di condizioni del potenziale redox favorevoli a processi anaerobici, ci sia un aumento esponenziale della concentrazione degli ioni Fe^{2+} .

Tali ioni sono prodotti dal processo anaerobico di riduzione degli ioni Fe^{3+} , ad opera dei microrganismi ferro-riduttori (competitori con i microrganismi dechloranti, per il donatore di elettroni).

In figura A.50 si riporta l'andamento del nitrato nel piezometro Pz2 (posto in prima falda). La concentrazione del nitrato rimane circa costante intorno al valore di 40 mg/l, prova indiretta che la quantità di lattato che ha raggiunto la prima falda, non è stata sufficiente a indurre la riduzione del nitrato e/o che il continuo rifornimento di nitrato rende non apprezzabile il contributo della sua degradazione.

Figura A.50 - Andamento della concentrazione di nitrato nel piezometro Pz2 (prima falda)



Per quanto riguarda la concentrazione di solfato, sebbene dopo 30 giorni il potenziale abbia assunto valori favorevoli allo sviluppo di processi anaerobici, non si è verificata in nessun punto del sistema una significativa attività di solfato-riduzione.

La concentrazione degli ioni solfato, infatti, rimane costante intorno a valori medi compresi tra i 500 e i 600 mg/L.

Questo risultato è in apparente contrasto con quanto osservato in precedenti studi di microcosmo (Potalivo, 2003), nei quali, non appena il nitrato era stato completamente consumato, iniziava il processo di solfato-riduzione senza alcuna fase di latenza.

Si possono fornire diverse ipotesi circa questa non uniformità tra risultati sul campo rispetto ai risultati derivanti da studi di laboratorio. È possibile pensare che nell'acquifero sia presente una sorgente che rilasci in continuo solfati; tale ipotesi non può essere tuttavia verificata allo stato attuale, non avendo a disposizione una accurata caratterizzazione stratigrafica dell'area interessata dal test di biorisanamento.

In seconda analisi è possibile ipotizzare che le più elevate concentrazioni di TeCA riscontrate durante il test, rispetto a quelle nei microcosmi abbiano inibito la popolazione microbica solfato riduttrice.

Si può notare come i piezometri dell'impianto pilota, durante gli iniziali 30 giorni del test, ci sia un aumento significativo della concentrazione del TeCA (da 1,5 a 7 volte). Tale andamento è probabilmente dovuto all'incremento del processo di dissoluzione dei contaminanti, evidentemente presenti in forma residua come fase separata (DNAPL). Tale incremento è prodotto sia dalla corrente di ricircolo (aumento della portata e quindi del coefficiente di trasporto), sia dalla presenza ad elevate concentrazioni di lattato (effetto co-solvente).

È interessante osservare come l'aumento della concentrazione, prodotto dalla ricircolazione e dall'aggiunta di lattato, si sia osservato solo per il TeCA, e non per gli altri solventi clorurati presenti nella falda all'inizio del test.

Dopo che il potenziale redox ha raggiunto valori favorevoli a processi biologici anaerobici, si evidenzia l'istaurarsi del processo di degradazione biologica a carico dei solventi clorurati (declorazione riduttiva, RD).

Infatti si osserva, a partire dal giorno 30, un rapido aumento del cis-DCE (prodotto del processo di β -eliminazione del TeCA) per poi rimanere costante o diminuire nella parte successiva della sperimentazione. Importante sottolineare che, la diminuzione del cis-DCE osservata (ad esempio nei piezometri PIA, PM4 e Pz0) non era accoppiata alla formazione di prodotti di degradazione biologica, quali, ad esempio, il cloruro di vinile (VC).

La formazione del TCA, dall'idrogenolisi del TeCA, si è osservata solo successivamente alla formazione del cis-DCE, ed è continuata per tutta la durata del test. Si osserva che la velocità di formazione del TCA risultava essere inferiore rispetto a quella del cis-DCE. D'altro canto è interessante porre l'attenzione su come sia i percorsi che le velocità di RD osservati sul campo, siano qualitativamente in accordo con quelli osservati negli studi di microcosmo condotti in laboratorio.

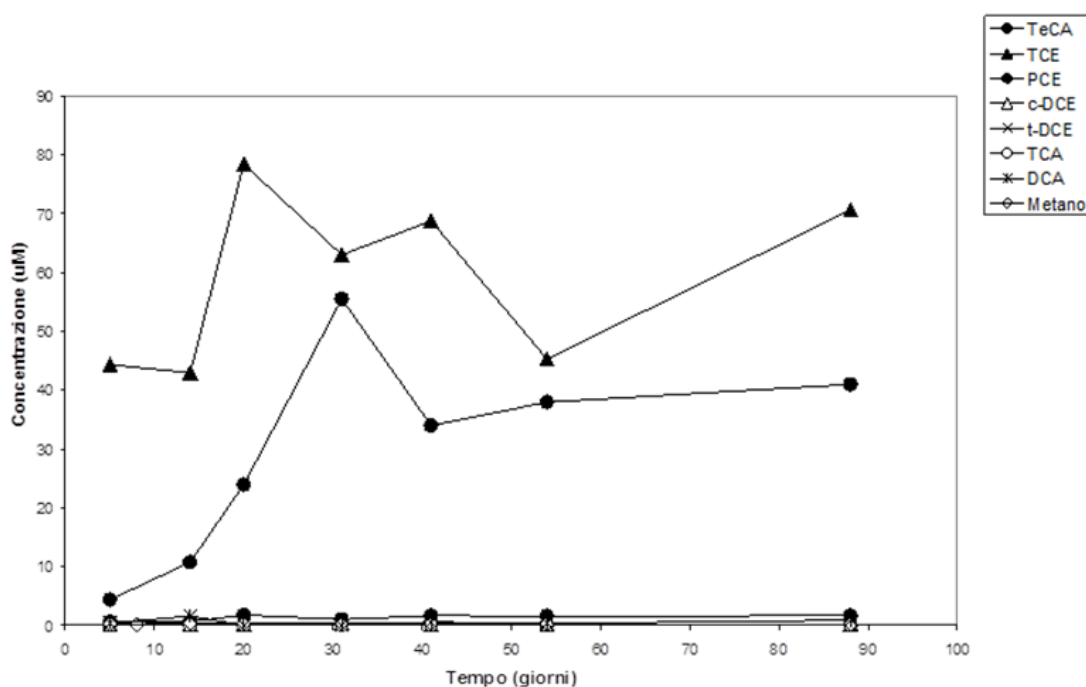
Seppur irregolare, l'andamento temporale del TCE circa costante in tutti i piezometri nel corso della sperimentazione; analogamente gli altri composti a più alto grado di clorurazione (PCE) e a più basso grado di clorurazione (trans-DCE e 1,2-DCA), originariamente presenti nell'acqua di falda, rimangono costanti per l'intera durata del test di biorisanamento.

Non si riscontra inoltre un significativo processo di metanogenesi, come dimostrato dall'assenza dell'incremento della concentrazione del metano.

Anche in questo caso si può ipotizzare che il TeCA, ad elevate concentrazioni, abbia inibito la crescita e lo sviluppo dei microrganismi produttori di metano (metanigeni acetoclasti e metanigeni idrogenofili).

In figura A.51 si riporta l'andamento della concentrazione dei solventi clorurati nel piezometro Pz2 (posto in prima falda).

Figura A.51 - Andamento dei composti organo-clorurati e del metano nel piezometro Pz2 (prima falda)



Si osserva chiaramente la presenza di una maggiore concentrazione di TCE e una minore concentrazione di TeCA rispetto a quelle misurate nei piezometri posti nella falda sottostante.

Interessante notare come anche in questo caso ci sia un aumento della concentrazione del TeCA, indice di una intercomunicazione tra le due falde (discorso già affrontato nella discussione sull'andamento del lattato).

Come per gli acidi grassi volatili e per gli ioni inorganici, si riportano nelle figure A.52-54 i grafici relativi agli andamenti temporali della distribuzione spaziale rispettivamente di TeCA, cis-DCE e TCA, ottenuti attraverso il programma SURFER.

La variazione della concentrazione del TeCA descritta in precedenza è ben visibile in questi grafici: si passa da un valore iniziale compreso tra i 15000 e 40000 µg/L ad un valore di oltre 75000 µg/L dopo 30 giorni di funzionamento dell'impianto.

Come già riscontrato per gli altri parametri, la concentrazione di TeCA nei piezometri PM3, PI2 e Pz0 risulta essere notevolmente più bassa rispetto agli altri punti del sistema.

Per quanto riguarda il cis-DCE, dopo 31 giorni si registra un aumento della concentrazione, in particolare nella zona compresa tra i piezometri PM4, PM5 e PM6.

La reattività di questa zona è ulteriormente messa in evidenza prendendo in esame la variazione temporale del TCA: in corrispondenza della fase finale del test si riscontra un

massimo di concentrazione proprio in tale zona. Si sottolinea infine che alla bassa permeabilità idraulica, caratteristica della zona in prossimità dei punti PM3, PI2 e Pz0, segue una reattività biologica non significativa, come dimostrato dalle basse concentrazioni dei prodotti di dechlorazione del TeCA.

Figura A.52 - Andamento temporale della concentrazione dell'1,1,2,2-Tetracloroetano (TeCA)

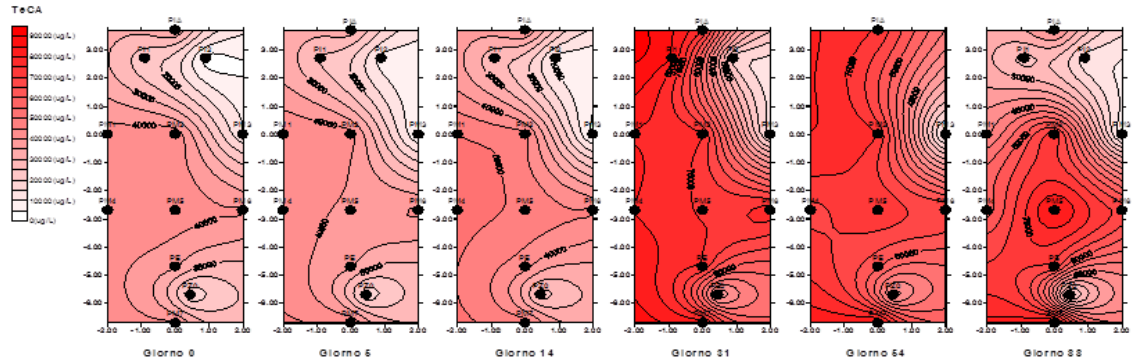


Figura A.53 - Andamento temporale della concentrazione dell'1,1,2-Tricloroetano (TCA)

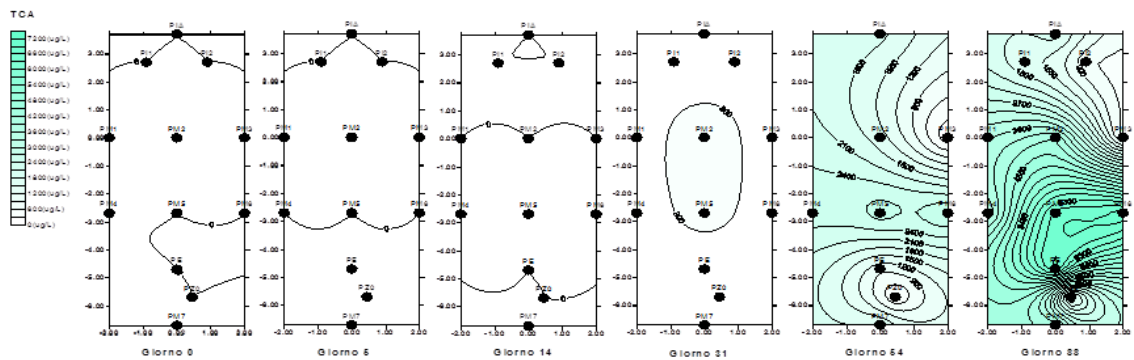
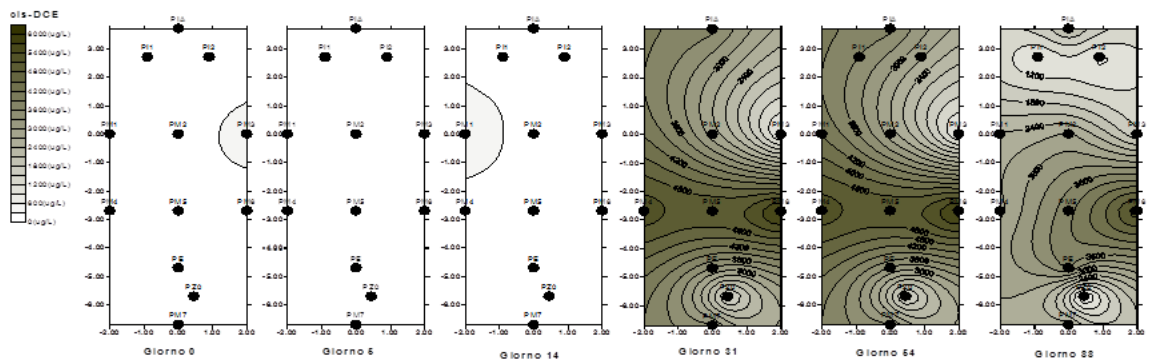


Figura A.54 - Andamento temporale della concentrazione del cis-Dicloroetilene (c-DCE)



A.5.2 Interventi di messa in sicurezza – Realizzazione di una barriera idraulica (2007 / 2011)

Gli interventi di messa in sicurezza delle acque sotterranee nel complesso dell'ex insediamento Chimica Bianchi, sono stati avviati tramite l'estrazione di acque inquinate dal pozzo attrezzato a parziale barriera idraulica denominato n. 686 (SIF 0151820686), realizzato dalla Provincia di Milano e attivo dal 27 febbraio 2007, data d'inizio delle attività di pompaggio e filtrazione delle acque.

Con deliberazione di Giunta Comunale n. 258 del 23.12.2008, è stato approvato successivamente il progetto preliminare relativo ai lavori di *Realizzazione impianto di trattamento delle acque della barriera idraulica ex Chimica Bianchi* – CUP C43I09000000002 per un importo complessivo di € 1.100.000,00, approvato in via definitiva con dgc n. 174 del 14.07.2009 e con dgc n. 283 del 10.12.2009 è stato approvato il progetto esecutivo dei lavori di *Realizzazione impianto di trattamento delle acque della barriera idraulica ex Chimica Bianchi*.

In sintesi la barriera idraulica realizzata a presidio dell'Area Ex Chimica Bianchi è costituita da 20 pozzi di emungimento:

- N° 15 pozzi superficiali denominati Pa (Pa – Pa14) – codici SIF 0151820599-774-775-776-777-778-779-780-781-782-783-784-785-786-787;
- N° 4 pozzi profondi denominati Pb (Pb Pb3) – codici SIF 0151820597-788-789-790;
- N° 1 pozzo profondo di mitigazione denominato 686 – codice SIF 0151820686.

L'impianto di trattamento è costituito da un'unità principale costituita dalle seguenti sezioni impiantistiche: dissabbiatura e rilancio, filtrazione su carbone attivo, N. 3 linee di filtrazione (Linea 1, Linea 2 e Linea CAP) operanti in parallelo e sezione di scarico in corpo idrico superficiale.

La sezione di filtrazione è a sua volta formata da:

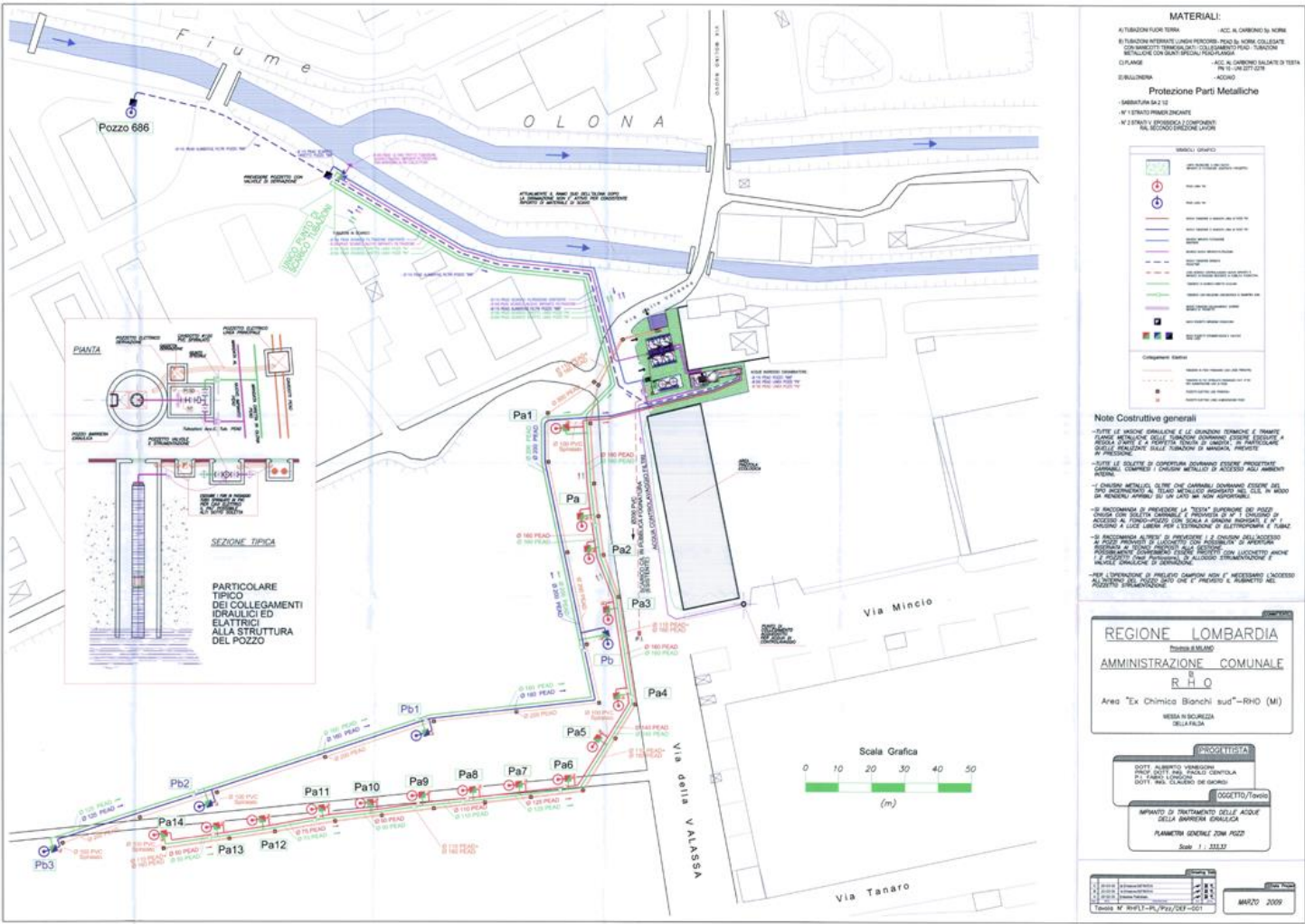
- N°2 batterie di filtri a carboni attivi, Linea 1 composta dai filtri FC 1A e FC 1B, Linea 2 composta dai filtri FC 2A e FC 2B realizzate nel 2012 e collaudate nel febbraio 2013
- N 1 batteria singola, preesistente – Linea CAP composta dai filtri FC 3A e FC 3B

Il processo depurativo consiste nell'adsorbimento su carboni attivi dei contaminanti, principalmente costituiti da solventi clorurati, presenti nelle acque emunte dalla barriera idraulica.

Le acque dai pozzi emunte e ivi trattate vengono inviate al corpo idrico recettore "Fiume Olona"; le acque di risulta dei controlavaggi, quando effettuati, vengono scaricate in pubblica fognatura.

La successiva figura A.55 rappresenta il barrieramento idraulico realizzato.

Figura A.55 - Schema della barriera (tav 1 del progetto definitivo)



A.5.3 Monitoraggio 2012

Si riportano brevemente i risultati ottenuti durante la campagna di monitoraggio del 2012:

- la falda superficiale mostra la soggiacenza media risulta pari a circa 5.55 m da pc con valore minimo pari a 4.15 m nel Pz 366 e valore massimo pari a 6.45 nel Pz 347, il gradiente medio complessivo risulta pari a 1.35 % e la direzione media di deflusso delle acque sotterranee è assunta pari a NW-SE, 300°N.
- la prima falda mostra la soggiacenza media pari a circa 7,26 m da pc con valore minimo pari a 5.30 m nel Pz 794 e valore massimo pari a 9.01 m nel Pz 351, il gradiente medio complessivo risulta pari a 0.97% e la direzione media di deflusso delle acque sotterranee è assunta pari a NE-SW, 42°N.

È stato effettuato un confronto con la piezometria storica recente (2009) evidenziata nel documento “Esiti delle indagini del Piano della Caratterizzazione – Maggio” (figura A.56), per un miglior raffronto in quanto sono più simili dal punto di vista stagionale.

Per quanto riguarda la falda superficiale l’andamento medio di deflusso delle acque sotterranee è sostanzialmente confrontabile, con una tendenza attuale della falda superficiale a ruotare in direzione NO-SE di circa 15° rispetto al 2009; la soggiacenza media risulta pari a 6.6 m da pc nel 2009 e 5.55 m da pc nel 2012, ovvero si osserva una elevazione del livello piezometrico stimabile in 1 m da pc; il gradiente medio complessivo appare sostanzialmente invariato passando da 1.38 % a 1.35% del 2012.

Per quanto riguarda la prima falda, l’andamento medio di deflusso delle acque sotterranee è confrontabile; la soggiacenza media risulta pari a 8.5 m da pc nel 2009 e 7.26 m da pc nel 2012, ovvero si osserva una elevazione del livello piezometrico stimabile in 1.2 m da pc; il gradiente medio complessivo è diminuito passando dall’1.11% allo 0.97 del 2012.

Falda superficiale - Luglio 2009

Prima Falda - Luglio 2009

Falda superficiale - Luglio 2012

Prima Falda - Luglio 2012

In dettaglio vengono riportati i confronti per i diversi contaminanti (figure A.57-59):

Figura A.57- Confronto tetracloroetilene 2009-2012

Tetracloroetilene				
Unità di misura		$\mu\text{g/l}$		DIF. %
Anno		2009	2012	
FALDA SUP	345	47,2	8,72	-81,5
	347	2,5	1,77	-29,2
	349	5,6	8,03	43,4
	366	274,5	136,31	-50,3
	622	0	2,33	100
	739	25,3	9,93	-60,8
	PZ-FS-04	8,6	10,74	24,9
PRIMA FALDA	348	116	31,4	-72,9
	351	2,5	2,44	-2,4
	666	9	7,19	-20,1
	PZ-1F-01	1,2	1,31	9,2
	PZ-1F-05	8,9	12,86	44,5

Figura A.58 - Confronto tricloroetilene 2009-2012

Tricloroetilene				
Unità di misura		$\mu\text{g/l}$		DIF. %
Anno		2009	2012	
FALDA SUP	345	85	130	52,9
	347	2,6	0,67	-74,2
	349	1,3	22,58	1636,9
	366	283	148,8	-47,4
	622	3,9	1,75	-55,1
	739	5,6	21,63	286,3
	PZ-FS-04	8,3	25,16	203,1
PRIMA FALDA	348	3710	751,26	-79,8
	351	7,1	15,89	123,8
	666	17,8	16,62	-6,6
	PZ-1F-01	4,9	0,9	-81,6
	PZ-1F-05	13	28,8	121,5

Figura A.59 - Confronto 1,1,2,2 tetracloroetano 2009-2012

1,1,2,2 Tetracloroetano				
Unità di misura		µg/l		DIF .%
Anno		2009	2012	
FALDA SUP	345	1968	223,3	-88,7
	347	25,3	4,81	-81,0
	349	320	116,8	-63,5
	366	4305	<0,05	-100
	622	2	<0,05	-100
	739	713	<0,05	-100
	PZ-1F-04	292	<0,05	-100
PRIMA FALDA	348	217,5	74,5	-65,7
	351	7,8	1,15	-85,3
	666	222,5	166,45	-25,2
	PZ-1F-01	7,1	<0,05	-100,0
	PZ-1F-05	279	<0,05	-100,0

Per quanto riguarda la falda superficiale, il valore più elevato nel 2009, corrispondente al piezometro Pz 366 presenta attualmente le concentrazioni dimezzate di PCE (da 274 a 136 ug/L) e TCE (da 283 a 148 ug/L) e nessuna contaminazione di 1,1,2,2 tetracloroetano (da 4300 ug/L). Per la prima falda il valore più elevato del 2009, corrispondente al Pz 348, si è ridotto oltre il 70% per il PCE (da 166 a 31 ug/L), per il TCE (da 3700 a 751 ug/L) e per il 1,1,2,2 tetracloroetano (da 271 a 74 ug/L).

Sulla base delle valutazioni delle concentrazioni in falda del 2012 è stato possibile realizzare delle elaborazioni grafiche del plume di contaminazione (figure A.60-A.63)

Figura A.60 - Elaborazioni grafiche del plume di contaminazione in falda superficiale per l'1,1,2,2 tetracloroetano e per il tetracloroetilene

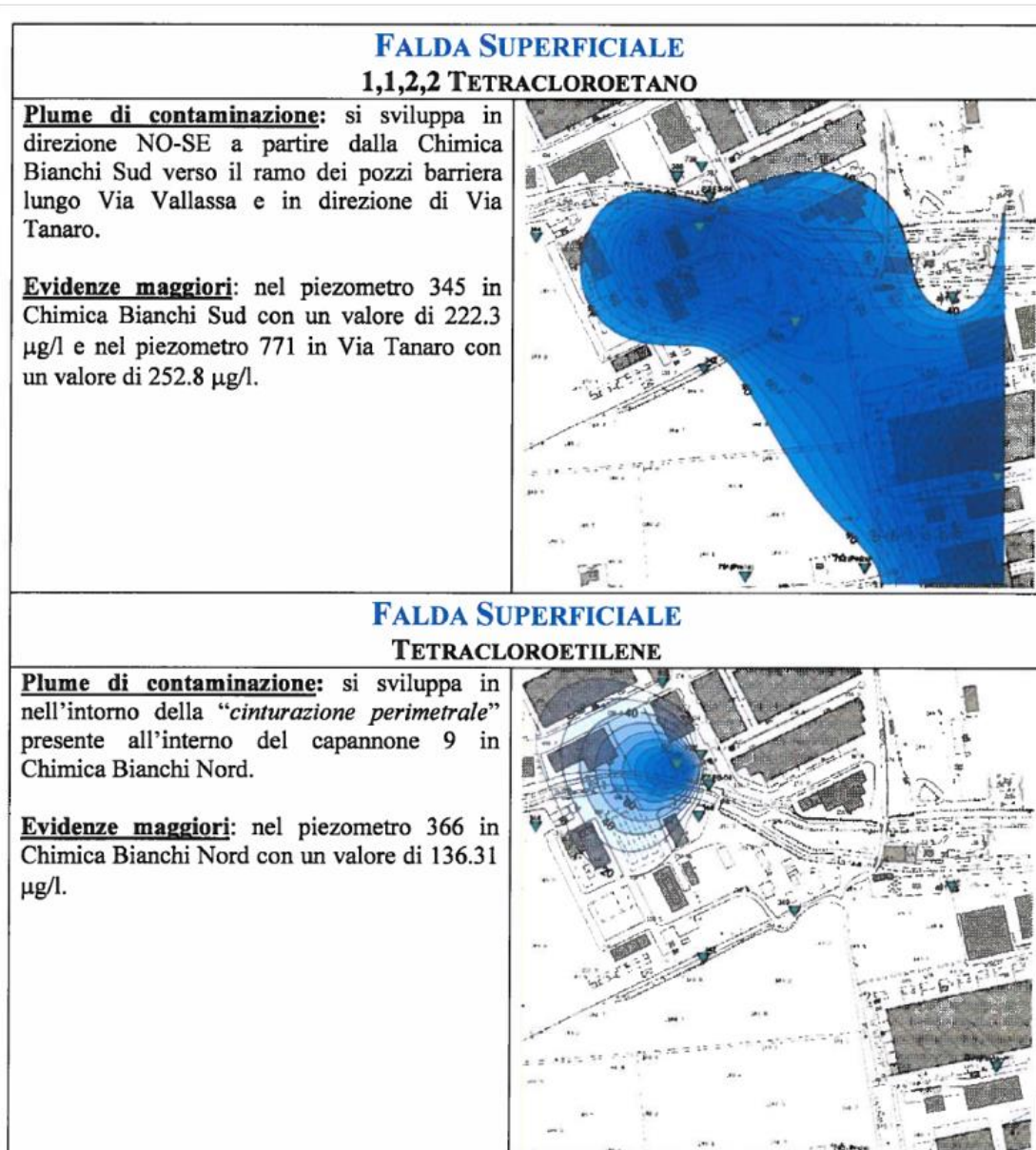


Figura A.61 - Elaborazioni grafiche del plume di contaminazione in falda superficiale per il tricloroetilene e la somma degli organoalogenati

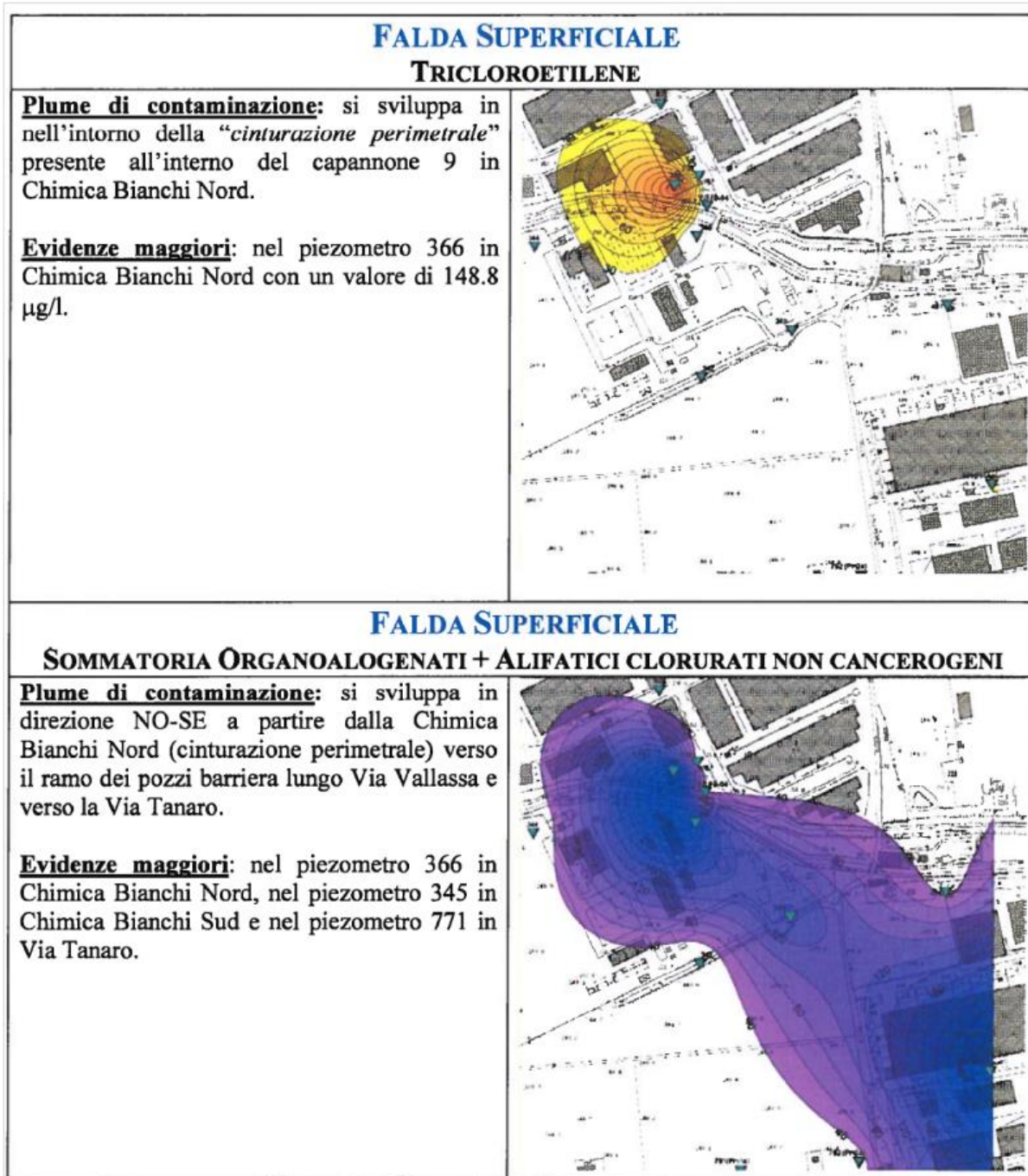


Figura A.62 - Elaborazioni grafiche del plume di contaminazione in prima falda per l'1,1,2,2 tetracloroetano e per il tetracloroetilene

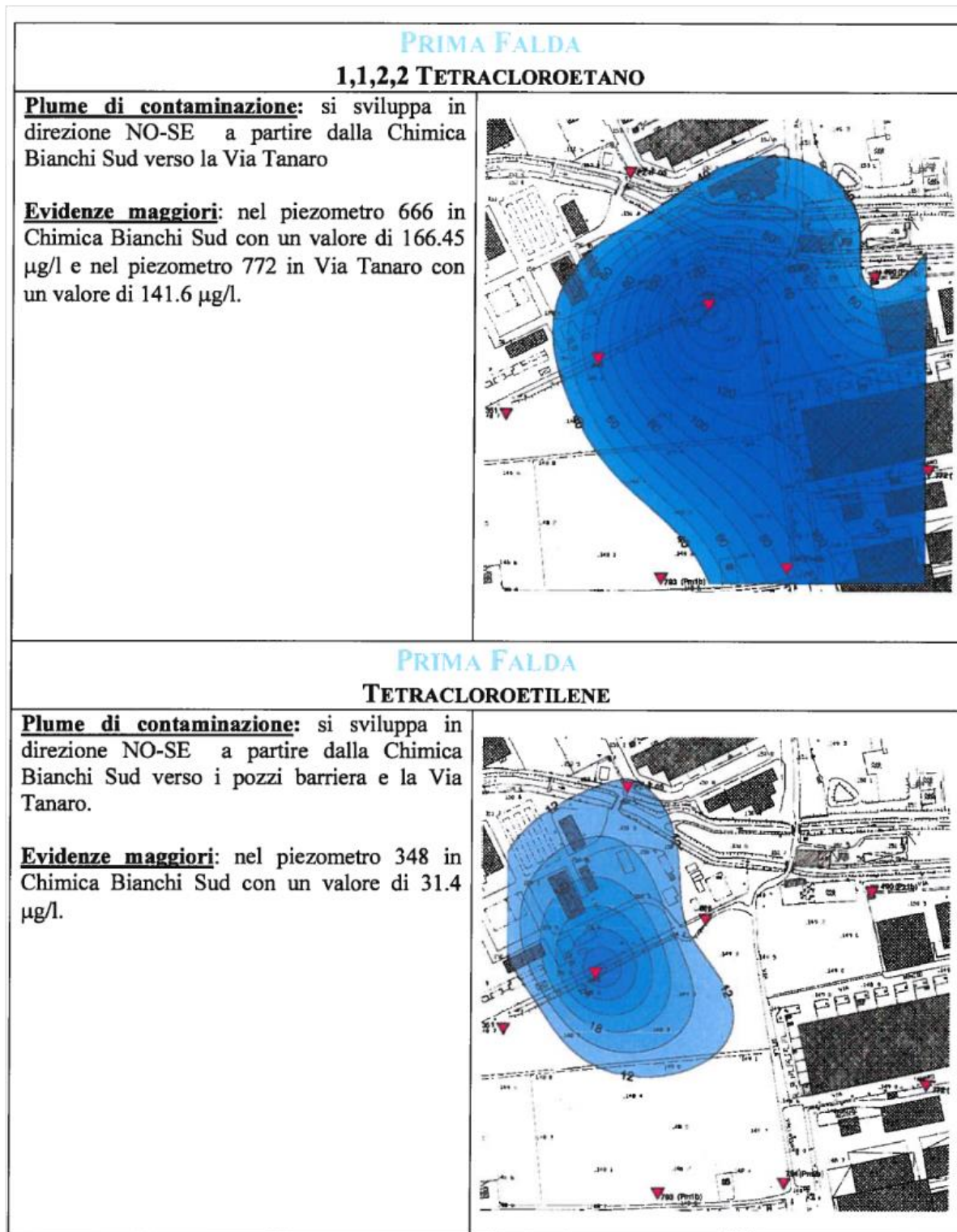
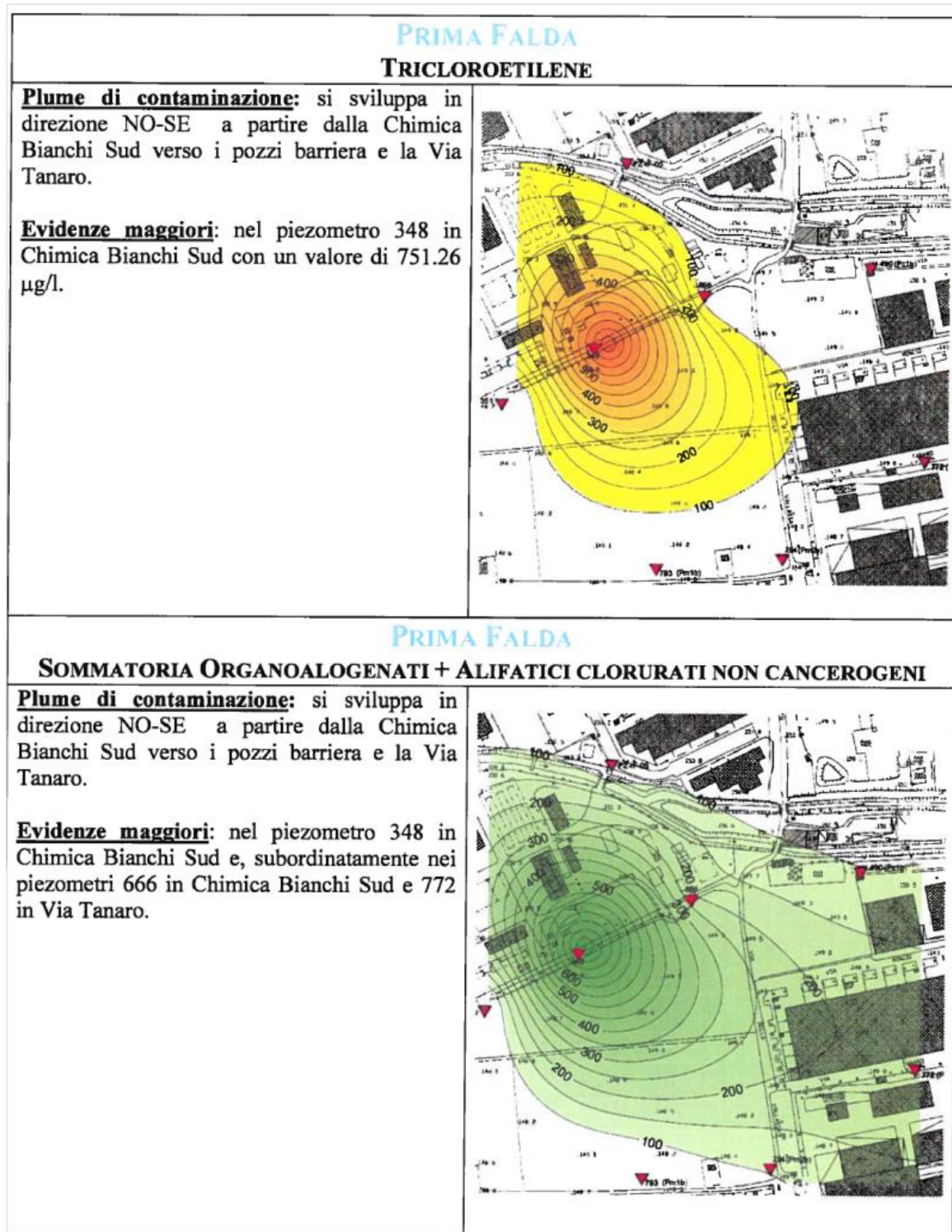


Figura A.63 - Elaborazioni grafiche del plume di contaminazione in prima falda per il tricloroetilene e la somma degli organoalogenati



Facendo riferimento ai plume di contaminazione della sommatoria e sovrapponendo le elaborazioni relative alle due falde, superficiale e prima falda si evidenzia che:

- il plume di contaminazione in falda superficiale segue un andamento ONO-ESE mentre in prima falda tale direzione assume una direzione più NO-SE.

- il plume della falda superficiale vede i valori maggiori già a partire dell'area della cinturazione perimetrale posta all'interno del cortile del capannone 9 in Chimica Bianchi Nord, evidenziati in particolare dai valori del piezometro 366. In prima falda i valori di contaminazione maggiori si evidenziano principalmente in Chimica Bianchi Sud, in corrispondenza del piezometro 348.

Dalle analisi effettuate appare evidente come la contaminazione quantitativamente prevalente si localizzi nella falda superficiale. La diffusione areale e lo sviluppo dei plumes conferma l'idoneità della posizione spaziale e della geometria della barriera idraulica realizzata per l'intercettazione dei plumes originatisi dalle ex Chimica Bianchi Nord. Infine la generale riduzione delle concentrazioni evidenziate dal confronto dei valori 2012 con quelli del 2009 rende plausibile l'ipotesi di una riduzione delle concentrazioni attese nelle acque emunte dalla barriera idraulica afferenti al trattamento

A.5.4 Monitoraggio 2013

Durante l'esercizio della barriera idraulica i campioni di acqua di falda prelevati alla testata di ogni singolo pozzo sono stati sottoposti ad analisi chimica di laboratorio finalizzate alla ricerca di solventi organo alogenati con specifico riferimento ai seguenti composti: Tricloroetilene, Tetracloroetilene, 1,1,2,2 Tetracloroetano e 1,2,2 Tricloroetano.

In falda superficiale si evidenzia come i maggiori riscontri di contaminazione di tricloroetilene si localizzino prevalentemente nei pozzi ubicati nella direzione N-S posti parallelamente alla Via della Vallassa (Pa-Pa1-Pa2-Pa3-Pa4 e Pa 5) e in minima parte anche nei pozzi da Pa6 sino a Pa 9: i valori più elevati si riscontrano nel pozzo barriera Pa2 con un valore massimo di 125 µg/l a Febbraio 2013. Nei pozzi superficiali da Pa10 a Pa14 i valori di Tricloroetilene evidenziano conformità ai limiti tabellari. L'andamento delle concentrazioni in Pa e Pa1 risulta simile con valori in crescita da Febbraio a Maggio, un decremento a Giugno e un successivo aumento fino ad Ottobre, con valori rispettivamente pari a 80 µg/l (Pa) e 65 µg/l (Pa1).

Le concentrazioni di Tricloroetilene riscontrate nei pozzi lungo la direzione E-O da Pa6 a PA mostrano andamenti discontinui, con picchi di valore nei mesi di Maggio-Giugno: il successivo campionamento di Settembre evidenzia un rientro dei valori nei limiti di cui al D.Lgs 152/06 per la falda acquifera ed un successivo aumento ad Ottobre, con valori fino ad un massimo di 81 µg/l (Pa6 e Pa8).

In prima falda le concentrazioni maggiori si riscontrano nei pozzi PB2, PB3 e 686 ovvero in quelli posti più distanti da Via della Vallassa: dopo il primo campione di Febbraio 2013 i valori nei n.3 pozzi indicati subiscono una costante decrescita sino a Settembre 2013, per poi subire una leggera crescita ad Ottobre (solo Pb2 e Pb3). Il valore più elevato di Tricloroetilene misurato in questa fase di monitoraggio si riscontra a Febbraio nel pozzo 686 con 2820 µg/l. I pozzi Pb1 e Pb mostrano invece un andamento costante con valori di concentrazioni nettamente più bassi, inferiori ai 100 µg/l.

In falda superficiale, i maggiori riscontri di contaminazione di tetracloroetilene si riscontrano, analogamente al Tricloroetilene, nei pozzi Pa-Pa1-Pa2- Pa3 e Pa4 allineati lungo la direzione NS parallelamente a Via della Vallassa: i valori di concentrazione variano nel tempo, con l'ultimo valore di Ottobre in netta crescita rispetto ai precedenti. Nei rimanenti pozzi il

valore di Tetracloroetilene rimane al di sotto del limite di rilevabilità ad eccezione dell'ultimo campione di Ottobre dove i valori subiscono un generale innalzamento.

In prima Falda gli unici pozzi che evidenziano una contaminazione costante sono Pb2 con valori tra un minimo di 32 µg/l ed un massimo di 81 µg/l ed il pozzo di mitigazione P686 con valori costanti di 65 µg/l dopo il campionamento iniziale di Febbraio (160 µg/l).

In falda superficiale tutti i valori riscontrati evidenziano superamenti del limite normativo di 1,1,2,2 tetracloroetano nelle acque prelevate dai pozzi da Pa a Pa8 con valori compresi fra 36 µg/l e 210 µg/l. Nel pozzo Pa si riscontra il valore più elevato pari a 211 µg/l nel campionamento di Febbraio. In prima Falda non si riscontra la presenza di 1,1,2,2 Tetracloroetano nei pozzi della barriera Pb, Pb1, Pb2 e Pb3 (ad eccezione del valore di Febbraio di Pb2, pari a 42 µg/l).

Nel pozzo di mitigazione P686 si osservano valori elevati: a partire dalla misurazione di Febbraio 2013 pari a 634µg/l, dopo un abbassamento nei successivi campionamenti fino a 211 µg/l, attualmente si riscontra il medesimo valore di inquinante iniziale.

Tutti i pozzi barriera della falda superficiale e della prima falda nel periodo di monitoraggio Febbraio-Ottobre 2013 non ha evidenziato la presenza del composto 1,1,2 Tricloroetano.

Dall'08/02/13 al 17/10/13 alla Linea 1 dell'impianto di trattamento sono stati collettati 292.752 mc di acqua emunta dalla barriera idraulica. Il refluo di alimento dell'impianto risulta essere caratterizzato dalla presenza dei seguenti contaminanti:

- TRICLOROETILENE in concentrazioni costantemente eccedenti limiti imposti dall'autorizzazione allo scarico (valor medio di circa 460 µg/L)
- 1,1,2,2, TETRACLOROETANO con concentrazioni apprezzabili anche se da 4 a 8 volte inferiori rispetto a quelle del TRICLOROETILENE (valori rilevati compresi tra 42 e 85 µg/L)
- TETRACLOROETILENE che quando rilevato risulta essere presente in concentrazioni comprese tra i 32 e i 65 µg/L.
- A valle del primo stadio di filtrazione FC 1A tutti i parametri monitorati risultano essere conformi ai limiti di scarico imposti (200 µg/L per ciascun parametro). La percentuale media di abbattimento della concentrazione di TRICLOROETILENE è pari al 76%; dell'1,1,2,2, TETRACLOROETANO, dal punto di vista teorico risulta essere > 64 %, del TETRACLOROETILENE, l'abbattimento medio è > 41%.

L'unità di filtrazione FC 1A ha complessivamente adsorbito 134 Kg di solventi clorurati e il tasso di caricamento specifico complessivamente raggiunto al 17/10/13 è pari a 0.018 Kg di solvente/Kg di carbone attivo (18Kg/ton). In termini di percentuale è pari all' 1,8%.

A valle del secondo stadio di filtrazione FC 1B, con una sola eccezione, tutti i composti monitorati risultano essere presenti in concentrazioni inferiori al limite di rilevabilità analitico adottato. Nella singolarità citata il valore di TETRACLOROETILENE rilevato, pari a 19 µg/L risulta comunque essere 10 volte inferiore al limite imposto di 200 µg/L.

L'unità di filtrazione FC 1B ha complessivamente adsorbito 28 Kg di solventi clorurati. Il tasso di caricamento specifico è complessivamente raggiunto al 17/10/13 è pari a 0.004 Kg di solvente/Kg di carbone attivo (4 Kg/ton). In termini di percentuale ponderale è pari all' 0,4%.

In uscita dalla Linea 1 di trattamento i valori degli inquinanti sono costantemente inferiori ai limiti di legge imposti. Complessivamente dalla Linea 1, intesa come somma delle due unità di filtrazione FC 1A + FC 1B sono stati adsorbiti 162 Kg di solventi clorurati di cui:

- 134 Kg di TRICLOROETILENE
- 20 Kg di 1,1,2,2, TETRACLOROETANO
- 8Kg di TETRACLOROETILENE

A valle del primo stadio di filtrazione FC 2A tutti i parametri monitorati risultano essere conformi ai limiti di scarico imposti (200 µg/L per ciascun parametro). La percentuale media di abbattimento della concentrazione di TRICLOROETILENE è > 74%; dell'1,1,2,2, TETRACLOROETANO, dal punto di vista teorico risulta essere > 72 %, l'abbattimento medio del TETRACLOROETILENE è > 34%.

In termini di flusso di massa l'unità di filtrazione FC 2A ha complessivamente adsorbito 125 Kg di solventi clorurati e il tasso di caricamento specifico è complessivamente raggiunto al 17/10/13 è pari a 0.017 Kg di solvente/Kg di carbone attivo (17Kg/ton). In termini di percentuale ponderale siamo all' 1,7%. A valle del secondo stadio di filtrazione FC 2B con una sola eccezione tutti i composti monitorati risultano essere presenti in concentrazioni inferiori al limite di rilevabilità analitico adottato. Nella singolarità citata il valore di TETRACLOROETILENE rilevato, pari a 32 µg/L risulta comunque essere 6 volte inferiore al limite imposto di 200 µg/L. In termini di flusso di massa l'unità di filtrazione FC 2B ha complessivamente adsorbito 40 Kg di solventi clorurati. Il tasso di caricamento specifico è complessivamente raggiunto al 17/10/13 è pari a 0.005 Kg di solvente/Kg di carbone attivo (5 Kg/ton), in termini di percentuale pari al 0,53%.

Complessivamente dalla Linea 2, intesa come somma delle due unità di filtrazione FC 2A + FC 2B sono stati adsorbiti 165 Kg di solventi clorurati di cui:

- 138 Kg di TRICLOROETILENE
- 22 Kg di 1,1,2,2, TETRACLOROETANO
- 10 Kg di TETRACLOROETILENE

A.5.5 Piano di caratterizzazione e intervento di messa in sicurezza 2014

Gli esiti delle indagini del Piano della Caratterizzazione hanno, inoltre, evidenziato che le aree "CAPANNONE 9" ed "CINTURAZIONE PERIMETRALE" risultano essere sedi di focolai di contaminazione fisicamente separati, sia per la presenza di tipologie distinte di contaminanti prevalenti, sia per il grado di contaminazione che per le diverse profondità di riscontro, sia nella matrice suolo che nelle acque sotterranee.

In particolare, sia le elaborazioni areali delle distribuzioni delle diverse tipologie di contaminanti, sia le elaborazioni dei dati analitici attraverso sezioni tematiche hanno evidenziato l'individualità dei due focolai relativamente alla profondità indagata. Relativamente all'area "CAPANNONE 9" il nucleo a maggior contaminazione di solventi organoalogenati si localizza al centro dell'area "ex vasche", in particolare nell'intorno dei sondaggi S1 ed S4, nella porzione insatura e satura (falda superficiale) (figura A.64 e A.65).

Figura A.64 - Ubicazione dei sondaggi del piano di caratterizzazione del capannone 9° e sommatoria solventi in falda superficiale (PIANO DI CARATTERIZZAZIONE)

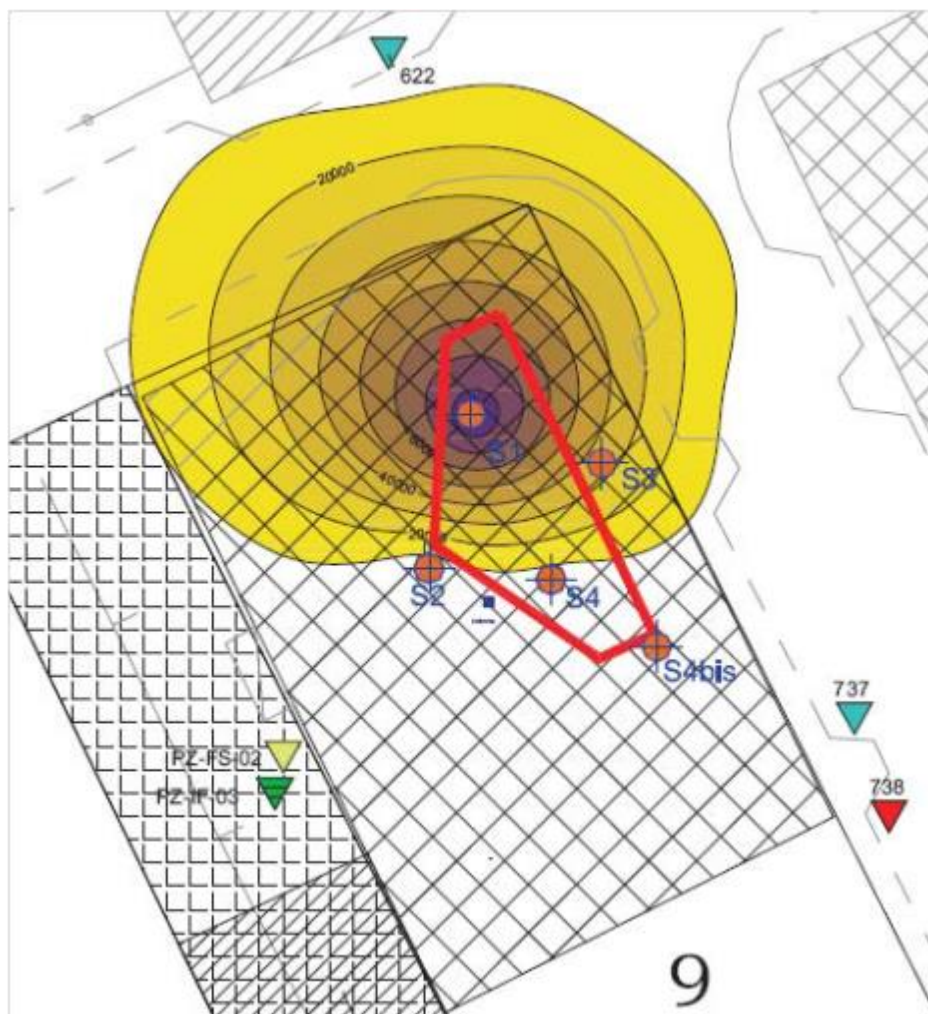
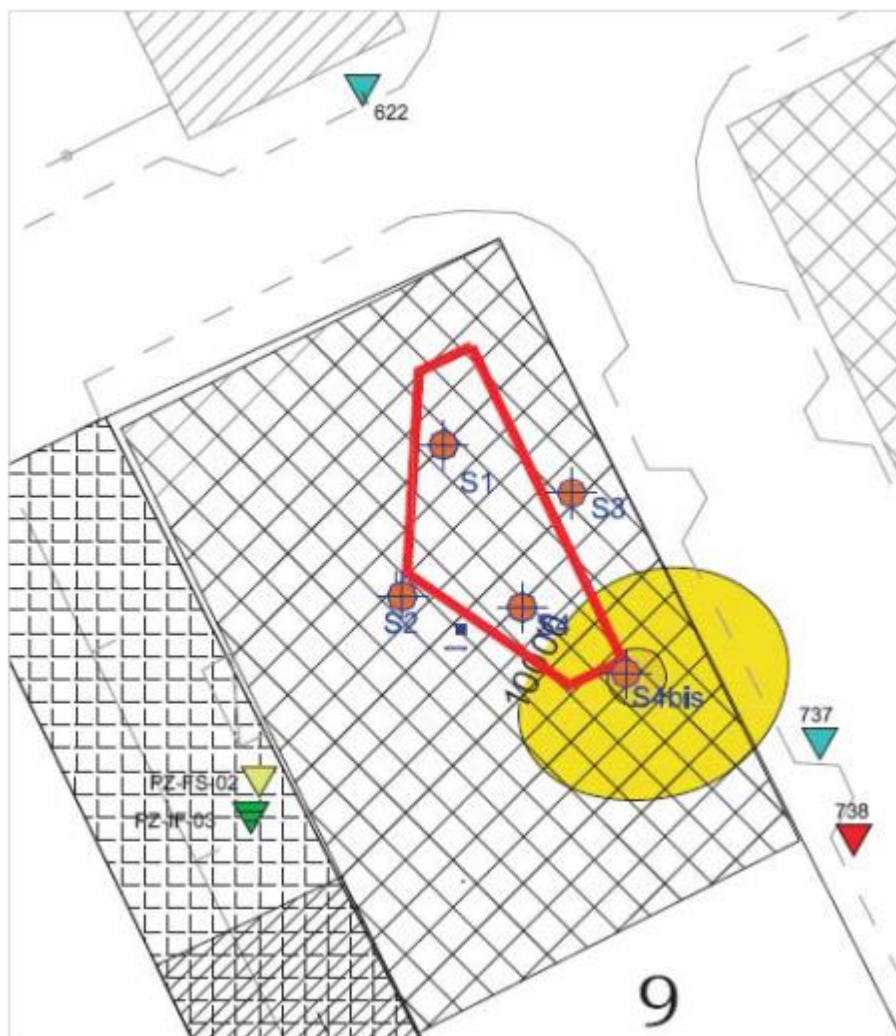


Figura A.65 - Ubicazione dei sondaggi del piano di caratterizzazione del capannone 9° e sommatoria solventi in prima falda (PIANO DI CARATTERIZZAZIONE)



Le concentrazioni rilevate nei sondaggi S2, S3 e S4bis ubicati in posizione esterna alla zona “*ex vasche*” presentano valori elevati, ancorché subordinati a quelli dei sondaggi S1 e S4, evidenziando una possibile diffusione dei contaminanti rilevati senza soluzione di continuità fra l’esterno e l’interno delle vasche medesime.

Relativamente alla prima falda, i valori di S4bis risultano sensibilmente superiori ai sondaggio S4 evidenziando un incremento lungo la direzione di deflusso della falda. Nel complesso, i valori di contaminazione della prima falda appaiono subordinati a quelli dell’acquifero superficiale.

In tale scenario, appare verosimile prefigurare una dinamica evolutiva dove il solvente presente nel nucleo primario, costituito dal complesso vasche – terreno saturo della falda superficiale, sia migrato per gravità nel tempo nel sottostante acquifero (prima falda). Relativamente all’orizzonte a bassa permeabilità posto intorno ai 9m e alla zona satura sottostante (prima falda), l’area di maggior compromissione si evidenzia invece più a sud nella verticale S4bis.

Relativamente alla diffusione della contaminazione, ovvero, alla definizione dello sviluppo orizzontale e verticale della stessa, si considera quanto segue: il complesso delle indagini effettuate ha consentito di individuare e caratterizzare chimicamente due distinti focolai di contaminazione ubicati, rispettivamente, nell'area "CINTURAZIONE PERIMETRALE" e nell'area "CAPANNONE 9".

La rappresentazione della diffusione verticale della contaminazione nei due focolai, sia nella matrice terreno che nella matrice falda, effettuata per ognuna delle tipologie contaminanti prevalenti individuate appare rappresentativa dell'ubicazione e dell'entità dei focolai medesimi mentre non appare esaustiva relativamente alla identificazione della conformità rispetto alle CSC.

In particolare, i gradienti dei valori di contaminazione evidenziano tendenze talora in crescita con la profondità a confermare la ulteriore diffusione verso il basso della contaminazione.

TAVOLA 1 all'Allegato A – Individuazione dell'area oggetto di sperimentazione