



MINISTERO DELL'AMBIENTE
E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO E DEL MARE



Commissario di Governo per le Bonifiche e
la Tutela delle Acque nella Regione Campania



REGIONE CAMPANIA

ACCORDO DI PROGRAMMA

Per la definizione degli interventi di messa in sicurezza e bonifica delle aree comprese
nel Sito di Interesse Nazionale di Napoli Orientale



**INTERVENTI DI MESSA IN SICUREZZA E BONIFICA DELLA FALDA
DEL SIN NAPOLI ORIENTALE E REALIZZAZIONE DELLA PRIMA FASE ATTUATIVA
PROGETTO DEFINITIVO**

Titolo elaborato

**MODELLO IDROGEOLOGICO DI FALDA E
DI TRASPORTO DEI CONTAMINANTI
4/5**

Tavola

ED 04

Redatto da



Project Manager :
Ing. Rosanna GRADO

IL DIRETTORE TECNICO
Ing. Carlo MESSINA



Redatto da :

Geol. A. CARLONI (modello idrogeologico)

Il Responsabile
del Procedimento
Ing. Pasquale PARENTE

Cod. Commessa

CAM 805

Codice

PD ED 0 0 4

rev.
2

Nome file

CAM805_PDEG004_2

Data : Maggio 2016

Rev.	Data	Descrizione modifica	verificato	approvato
0	lug/2015	1ª Emissione		
1	gen/2016	2ª Emissione CdS Istruttoria MATTM 7/10/2015		
2	mag/2016	3ª Emissione Riunione Tecnica MATTM 8/4/2016		

6. MODELLO DI TRASPORTO DEGLI INQUINANTI

6.1 Obiettivi del modello di trasporto degli inquinanti in falda

Il modello di flusso ricostruito alla scala di dettaglio ha consentito una valutazione dei settori soggetti ai fenomeni di inquinamento prodotti in area nord est del SIN, sulla base della posizione monte-valle lungo una linea di deflusso e delle velocità di advezione.

A partire dal modello di flusso, il modello di trasporto consente di valutare il movimento dei diversi inquinanti sulla base di un approccio più completo, che considera oltre ai fenomeni advettivi anche la dispersione idrodinamica, l'interazione con la fase solida dell'acquifero (adsorbimento e desorbimento), la biodegradazione, oltre che in casi specifici, le reazioni chimiche in catena.

Lo studio modellistico del trasporto di inquinanti richiede la suddivisione dell'analisi in tre momenti distinti, che si riferiscono al modello concettuale di analisi di rischio sorgente-percorso-bersaglio.

Lo studio fa pertanto riferimento alle seguenti fasi:

- definizione delle aree sorgente (hot-spot) dei fenomeni di contaminazione riscontrati basati sui dati di caratterizzazione e monitoraggio delle aree;
- definizione dei parametri numerici per la soluzione dell'equazione di trasporto;
- valutazione dei recettori dei fenomeni di inquinamento finalizzato alla simulazione degli obiettivi della progettazione.

Nel caso specifico del SIN l'obiettivo è costituito dalla verifica della mobilità degli inquinanti, ovvero la potenzialità di diffusione sia nell'ambito del sito, sia verso le aree esterne al sito, abitate e non, con concentrazioni di rilevanza sanitaria e ambientale, ovvero superiori alle CSC D.Lgs. 152/06.

Le simulazioni, in regime transitorio, hanno pertanto riguardato un periodo temporale variabile dal tempo t_0 di inizio contaminazione, al fine di valutare la potenzialità di diffusione di ogni singolo contaminante, nello specifico contesto di flusso, in relazione anche all'estensione delle aree private e pubbliche.

6.2 Valutazione dello stato di contaminazione delle acque sotterranee nell'area del SIN

La definizione del quadro di riferimento concernente la contaminazione delle acque di falda, ha fatto riferimento ai dati di contaminazione derivante dai risultati dei piani della caratterizzazione e monitoraggi eseguiti sia da soggetti pubblici che privati.

L'analisi modellistica ha riguardato una selezione delle specie inquinanti riscontrate in ambito di PdC, definita sulla base di criteri connessi al rischio sanitario e ambientale, attraverso un'attività di screening e valutazione che ha permesso di identificare i principali agenti inquinanti. Nello specifico, vista la presenza nell'area di numerosi depositi di stoccaggio e lavorazione dei prodotti petroliferi, nella falda è stata riscontrata una pesante contaminazione da idrocarburi, IPA e BTEX, in particolare nell'area Q8 (KRC), oltre ad altre aree limitrofe destinate a deposito ENI

Per la definizione degli scenari di intervento progettuale atti ad intercettare e impedire la diffusione della contaminazione e alla bonifica delle aree con presenza di hot spot si è proceduto alla ricostruzione del modello di dispersione dei principali composti inquinanti dell'area:

- **Alifatici clorurati cancerogeni**

Tetracloroetilene (PCE)

Tricloroetilene (TCE)

Triclorometano (Cloroformio, CF)

1,1 Dicloroetilene (1,1 DCE)

Cloruro di Vinile (CV)

- **Clorobenzeni cancerogeni**

1,4 Diclorobenzene (Monoclorobenzene)

- **Idrocarburi totali espressi come n - esano**

I dati dai PdC sono stati necessariamente interpretati in un quadro unitario, definendo livello dei singoli punti di campionamento a scala areale in relazione alle possibili dinamiche di movimento dei composti in falda e la loro distribuzione a partire da potenziali centri di pericolo.

Tale procedura può ritenersi comunque accettabile in un contesto caratterizzato da sorgenti inquinanti presumibilmente di vecchia data, ovvero da attività industriali attive sul territorio da vari decenni, oltre che in relazione alla bassa mobilità di alcuni degli inquinanti considerati.

Pertanto, nella valutazione ed interpretazione dei dati, il carattere disomogeneo dei riscontri analitici deve essere tenuto in debita considerazione, dovendosi considerare significativo ed attendibile il quadro complessivo dei fenomeni di inquinamento (considerata anche la densità elevata di dati disponibili), che invece potrebbe non essere altrettanto significativo a livello di valutazioni locali o puntuali. Altro aspetto da considerare è la disomogeneità temporale del dato, avendo a disposizione caratterizzazioni delle acque di falda delle aree private a partire dal 2008 sino ai più recenti monitoraggi dell'ARPAC e quelli dei privati muniti anche di sistemi di bonifica e sbarramenti idraulici attivi.

Per approfondimento riguardo lo stato di contaminazione della falda si rimanda all'elaborato di specialistico di progetto PDED005.

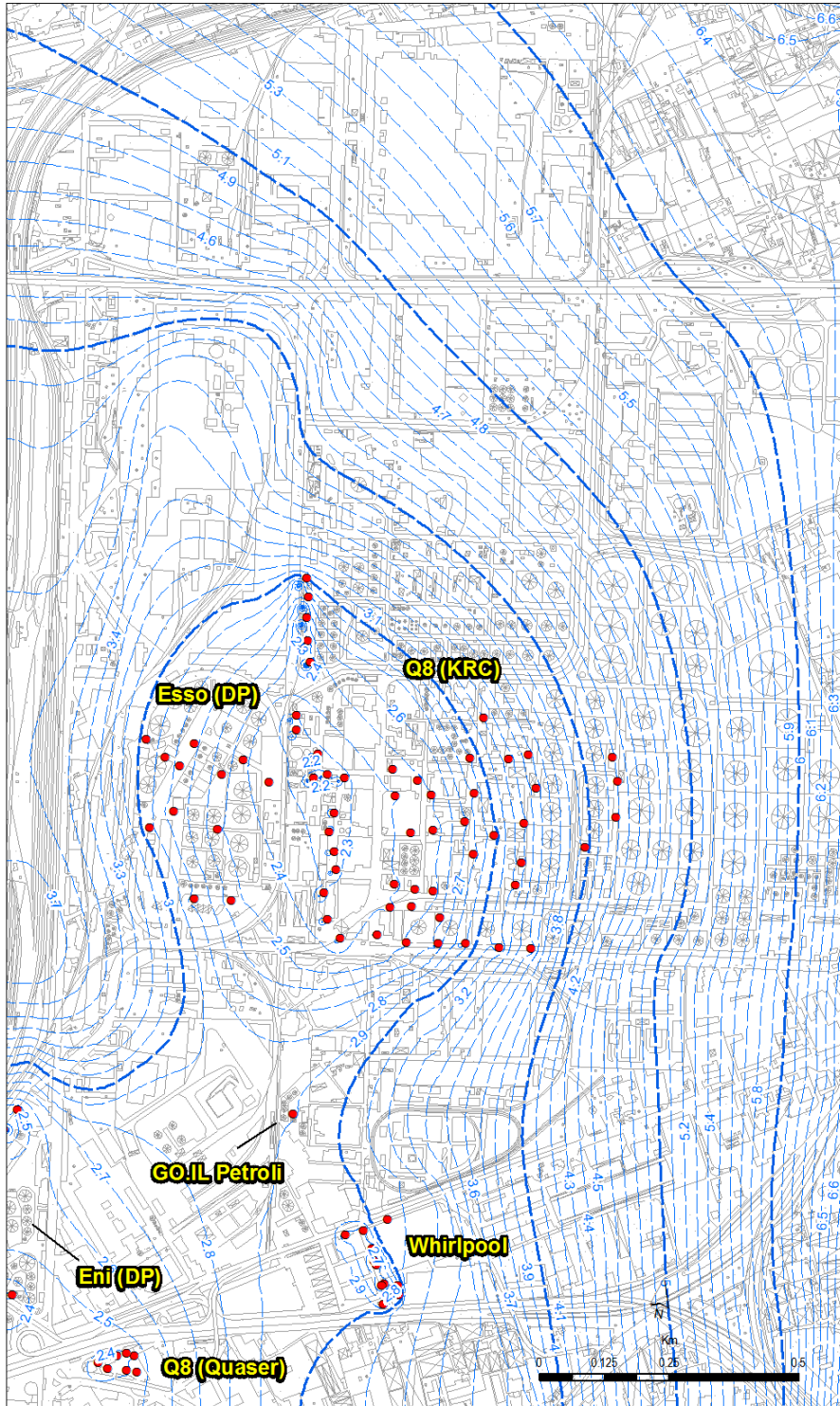


Figura 148 – Interventi di MiSE e bonifica privati nell'area nord est del SIN.

6.3 Meccanismi di dispersione degli inquinanti nelle acque sotterranee

Prima di affrontare la parte dedicata all'analisi numerica del trasporto degli inquinanti disciolti nella falda acquifera della pianura bresciana si riportano i principi matematici che governano il fenomeno.

Il trasporto di sostanze all'interno dell'acquifero saturo poroso è interpretato con la teoria della dispersione idrodinamica (Bear et al., 1987). In base a tale teoria il movimento è suddiviso in tre componenti: flusso advettivo, flusso diffusivo e flusso dispersivo. In seguito al fenomeno della convezione, le particelle di soluto sono trasportate dalla massa idrica in movimento lungo la direzione del moto con velocità pari a quella media effettiva dell'acqua (v_e) che è fornita dalla solita espressione di Darcy:

$$v_e = - \frac{v}{n_e} = \frac{K i}{n_e}$$

Dove v è la velocità apparente o darciana (LT^{-1}), n_e è la porosità efficace (adimensionale) ed i (dh/dL) è il gradiente idraulico (adimensionale). Il segno negativo presente nell'equazione ha significato fisico in quanto la direzione del moto dell'acqua sotterranea è diretto verso carichi piezometrici decrescenti.

È importante considerare che la velocità media lineare del contaminante nel mezzo poroso, la velocità effettiva dell'acqua è uguale alla velocità dell'acqua di falda ed è la velocità da utilizzare nelle equazioni che descrivono i meccanismi di trasporto. Nel modello monodimensionale, il flusso di massa dovuto al fenomeno dell'advezione, F_x , è uguale al prodotto del flusso dell'acqua per la concentrazione del soluto C :

$$F_x = v_x n C$$

Dove v_x è la velocità dell'acqua di falda, n è la porosità del suolo e C la concentrazione del contaminante. Il flusso di massa inquinante è regolato anche dal fenomeno della diffusione molecolare dovuta ai movimenti bröwniani. I costituenti ionici o molecolari si muovono entro la massa liquida sotto l'influenza della loro attività cinetica in direzione del gradiente di concentrazione, anche in assenza di moto nell'acqua. La diffusione causa l'espansione del contaminante come il risultato della velocità di fluttuazione molecolare. In un dato sistema di riferimento cartesiano il flusso di massa F attraverso una superficie unitaria nell'unità di tempo ($Kg/m^2 * s$) è descritto dalla legge di Fick:

$$F_x = - D_e \left(\frac{dC}{dx} \right)$$

Dove D_e rappresenta il coefficiente di diffusione molecolare (L^2T^{-1}) e (dC/dx) il gradiente di concentrazione del soluto (ML^{-4}). Il segno negativo presente nell'equazione ha significato fisico in quanto la direzione del moto dell'acqua sotterranea è diretto verso carichi piezometrici decrescenti.

Poiché la matrice solida rappresenta un impedimento a questi scambi, la legge di Fick deve essere modificata sostituendo a D_e il valore D_{mol} (Coefficiente di diffusione molecolare nel mezzo poroso) attraverso la relazione:

$$D_{mol} = D_e f n_t$$

Dove f è un fattore di forma e dipende dalla matrice solida ed n_t è la porosità. Il fenomeno della diffusione di solito avviene con velocità molto basse (ad esempio in strati di argilla) o con trasporto di massa che richiede lunghi periodi. Tipici valori di D sono relativamente costanti e cadono nell'intervallo da 1×10^{-9} a $2 \times 10^{-9} m^2/s$ a $25^\circ C$.

Alla diffusione molecolare va sommato l'effetto dovuto al fenomeno della dispersione idrodinamica che è causato dall'eterogeneità del mezzo che crea variazioni di velocità e dei percorsi del contaminante. La dispersione idrodinamica rappresenta quindi l'effetto complessivo di una serie di condizioni microscopiche, macroscopiche che influenzano la migrazione del fronte di contaminazione nell'ambito del sistema acquifero. La divergenza del percorso dell'acqua di falda nel mezzo poroso che causa uno spostamento laterale del contaminante dalla direzione del flusso principale provoca la diluizione degli inquinanti e risulta inversamente proporzionale alla porosità del mezzo e direttamente proporzionale alla velocità di filtrazione e alle eterogeneità dell'acquifero (Fetter, 2001). La quantificazione del grado di dispersione risulta essere di fondamentale importanza ai fini della valutazione del destino del contaminante.

A scala macroscopica la dispersione è dovuta principalmente alle variazioni di conducibilità idraulica e di porosità, le quali creano a loro volta una irregolare distribuzione della velocità di filtrazione nel mezzo acquifero. Ciò significa che la combinazione di alcuni fattori fisici e chimici definiscono nel complesso un trasporto dell'inquinante più rapido rispetto a quello che si sarebbe potuto predire utilizzando le classiche equazioni dell'idrodinamica sotterranea, le quali assumono dei valori medi di permeabilità.

La Dispersione Trasversale è invece dovuta al fatto che i filetti idrici, nel loro fluire, si anastomizzano lateralmente per le ramificazioni della rete di canalicoli, per cui la massa inquinante si diluisce e si espande lateralmente, ed è dovuta anche alla tortuosità dei canalicoli formati dai pori del terreno. Il flusso dispersivo F_d può essere espresso come:

$$F_d = - D_m \left(\frac{dC}{dx} \right)$$

dove D_m è il coefficiente di dispersione, legato a sua volta alla dispersività α , alla velocità effettiva del flusso idrico sotterraneo v_e tramite l'espressione:

$$D_m = \alpha v_e$$

Nella maggior parte dei casi il pennacchio assume una forma allungata nella direzione del flusso, per analogia con la diffusione molecolare, si suppone che gli scambi dispersivi siano regolati dalla legge di Fick facendo intervenire un tensore di dispersione denominato coefficiente di dispersione idrodinamica ($L^2 T^{-1}$) legato a direzione ed intensità dal vettore velocità di flusso secondo l'espressione (Fetter, 2001):

$$F_x = -n_e D \left(\frac{dC}{dx} \right)$$

con $D = D_{mo} + D_m$

In sintesi è possibile definire il modello matematico monodimensionale in condizioni transitorie del trasporto di massa di soluti disciolti in falda secondo la seguente relazione:

$$R \frac{dC}{dt} = -v_x \left(\frac{dC}{dx} \right) + \frac{d}{dx} \left(D_x \frac{dC}{dx} \right) - R\lambda C$$

Dove λ è il coefficiente di biodegradazione del primo ordine ed R è il fattore di ritardo dovuto all'assorbimento del contaminante su matrice solida. Con il termine di adsorbimento (absorption) s'intende l'imprigionamento della sostanza inquinante all'interno dei minerali che compongono la matrice; col termine di adsorbimento (adsorption) si descrive il processo che lega una sostanza inquinante sulla superficie solida della matrice. In letteratura anglosassone l'insieme di questi due processi è definito col termine di sorption (assorbimento).

Le superfici delle particelle solide, specialmente di quelle argillose, hanno una carica elettrica dovuta a cambi isomorfi o a difetti strutturali. Queste cariche elettriche possono essere bilanciate attraverso l'adsorbimento di ioni. L'adsorbimento è essenzialmente un processo causato da forze di van der Waars. Le argille tendono ad avere un forte adsorbimento, poiché hanno sia un'elevata superficie specifica per unità di volume che un notevole numero di cariche libere sulla superficie.

Considerando in equilibrio il contaminante tra la componente liquida e la componente solida, la quantità di soluto adsorbito dalla componente solida sarà direttamente proporzionale all'attività chimica del contaminante:

$$C_s = K_d C_w$$

dove:

C_s = massa adsorbita

K_d = coefficiente di distribuzione (L^3/M)

C_w = concentrazione del soluto (M/L^3)

Il principale meccanismo di adsorption è l'interazione idrofobica tra il soluto e il carbonio organico presente nel terreno. Infatti, se la quantità di carbonio organico contenuto nel terreno è elevata, sarà alto anche il valore del coefficiente K_d . Il K_d è direttamente proporzionale alla quantità di carbonio organico:

$$K_d = f_{oc} K_{oc}$$

Dove f_{oc} è la frazione di massa del carbonio organico presente nel suolo, e K_{oc} (L^3/M) è il coefficiente di partizione del carbonio organico. K_{oc} esprime l'affinità dei composti chimici organici all'assorbimento e all'adsorbimento da parte della matrice: più elevato è, infatti, il valore di K_{oc} , maggiore è il grado di assorbimento del mezzo geologico e meno mobile è il contaminante all'interno della falda. Se consideriamo la velocità di flusso efficace, ovvero la velocità darcyana diviso la porosità efficace, il ritardo nel moto per effetto dell'adsorbimento di un soluto in moto advettivo nella falda si ottiene a partire dall'equazione seguente:

$$x = (v_e \Delta t)/R$$

dove il fattore ritardo R è pari a:

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{n_e} k_d$$

con ρ_b la densità specifica e n_e la porosità efficace. Nel caso specifico il terreno ragionevolmente dovrebbe essere provvisto di una frazione di carbonio organico e di minerali argillosi come evidente dalle indagini stratigrafiche, quindi potenzialmente sia i solventi clorurati disciolti in falda sia il Cromo VI potrebbero andare incontro a fenomeni di ritardo nel trasporto rispetto al moto conservativo idrodispersivo. Inoltre, dato che il K_{oc} è caratteristico di ogni specie chimica, bisogna ammettere che la geometria del plume dei composti organici sarà diverso tra loro dato

che i soluti inquinanti si spostano con velocità diverse. Ad esempio il Koc del PCE è di 162 mL/g, contro un 50 del 1,1 DCE, ciò sta ad indicare come a parità di tempo di moto e di campo di flusso, le specie chimiche possiedono mobilità diverse e possano dar luogo a pennacchi più estesi o più compatti vicini alle aree sorgenti.

6.4 Aspetti generali e caratteristiche del modello utilizzato

Per la risoluzione dell'equazione di trasporto è utilizzato il metodo numerico di risoluzione agli elementi finiti di Galerkin per mesh complesse non strutturate ed irregolari. Per problemi di trasporto a convezione dominante sono disponibili se necessario tecniche di upwinding. Possono essere scelti diversi metodi di discretizzazione temporale: (1) time stepping automatico basato sul metodo Gresho-Lee-Sani (GLS), (2) correttore di tempo integrato per il secondo ordine (Adams-Bashforth/trapezoid) e di primo ordine (forward/backward), (3) oppure condizioni implicite a incrementi di tempo fissi definiti dall'utente. Problemi di non linearità sono risolti sia con i metodi d'iterazione di Newton che di Picard.

La formulazione matematica dell'equazione di trasporto può essere risolta da FEFLOW mediante due opzioni ovvero la cosiddetta forma "convettiva" e la forma "divergente", in relazione alle diverse condizioni al contorno implementate e rispetto alle caratteristiche del flusso. La principale differenza pratica è il significato delle diverse condizioni al contorno che hanno implicazioni nella risoluzione dei termini principali, quello dispersivo e advettivo. Nella forma convettiva il flusso di massa assegnato è guidato solo dalla dispersione la componente advettiva è trascurabile. FEFLOW calcola il flusso di massa assegnando una concentrazione nulla lungo i limiti del modello per raggiungere il valore di gradiente di concentrazione richiesta. La massa addizionale entrerà nel modello lungo il margine della sezione per advezione, in modo che il bilancio complessivo del flusso di massa sia generalmente superiore al valore assegnato nella condizione al contorno.

Nella forma divergente il flusso di massa è rappresentato sia dal termine dispersivo che advettivo. Rispetto alla forma convettiva il bilancio di massa sarà identico alla condizione al contorno assegnata. La forma di divergenza dell'equazione del trasporto potrebbe essere necessaria se le condizioni di flusso advettivo dovessero essere dominanti. Infatti, per il calcolo corretto di outflow di massa dal sistema è necessario un campo di velocità senza bruschi gradienti. Questo non è spesso possibile in determinate posizioni del modello, ad esempio, intorno ai pozzi di pompaggio. Questo può portare ad accumulo di massa in questi luoghi senza l'impiego del metodo divergente.

Nella forma convettiva delle equazioni di trasporto, i flussi al contorno di tipo Neumann e Cauchy vengono simulati da flussi dispersivi flussi, mentre la forma di divergenza delle equazioni di trasporto permettono la descrizione totale di flusso dispersivo più convettivo. Quest'ultima rappresenta una formulazione assolutamente conservata; tuttavia, per le condizioni

al contorno in porzioni di outflowing è praticamente risolto tramite un'analisi di bilancio post-elaborazione per dividere la parte convettiva dalla condizione al contorno.

6.5 Definizione delle aree sorgente / hot-spot dei fenomeni di contaminazione riscontrati

L'implementazione del modello necessita inizialmente di caratterizzare ogni sorgente inquinante sia nell'estensione spaziale che temporale per cui sussiste contaminazione. Per definire l'estensione spaziale, il procedimento consiste nella selezione, indipendentemente dalla concentrazione in termini assoluti, di settori con picchi isolati e indipendenti della concentrazione stessa, compatibili pertanto solo con una sorgente locale diretta del contaminante, e non con la pertinenza ad un plume veicolato da monte.

Tale valutazione è un processo attendibile nello specifico caso in esame, per l'elevata densità territoriale di dati analitici relativi ai parametri in esame. I modelli numerici, permettono di approssimare la forma della sorgente a quella reale. Nel caso specifico FEFLOW consente di interpolare tramite una funzione spline le concentrazioni puntuali rilevate in corrispondenza di singoli punti di campionamento su una selezione di nodi del modello che definiscono l'area sorgente. E' pertanto possibile "importare" nel modello il dato analitico reale attribuendo un campo di concentrazioni alle aree sorgente strettamente correlato ai dati di misura. Le "aree sorgente" relative alle diverse specie inquinanti modellizzate.

Nella selezione delle aree sorgente si è fatto riferimento per quanto possibile a settori definiti da più punti di un rilievo analitico, evitando di considerare punti isolati compresi in settori privi di contaminazione, ovvero dove la contaminazione può sia risultare localizzata e accidentale (non compatibile con il modello della sorgente continua), sia anche dipendere da fattori estremamente localizzati nel tempo e nello spazio o anche da approssimazioni analitiche.

La profondità del top e della base dello strato inquinato devono essere di norma definite in base ai risultati qualitativi emersi dallo studio di caratterizzazione. Nel caso specifico, anche per il considerevole spessore del sistema acquifero, non è stato possibile definire un gradiente verticale di concentrazione e stabilire il grado di penetrazione delle fasi libere contaminanti in falda. E' ragionevole ipotizzare una concentrazione iniziale costante sulla verticale estesa nella porzione sommitale dell'acquifero, almeno per quanto riguarda la porzione di falda investigata che si riferisce ai primi 10-15metri di profondità in relazione alle caratteristiche dei pozzi impiegati nelle caratterizzazioni e monitoraggi.

Il rilascio di contaminante nel tempo dalla sorgente in un modello di trasporto può essere di tipo:

- Continuo: (espresso attraverso una condizione al contorno di concentrazione costante all'hot-spot) in cui il rilascio di contaminante nell'ambiente avviene con continuità temporale. S'ipotizza in questo caso una sorgente con quantità infinita di contaminante.
- In riduzione: (espresso attraverso una concentrazione iniziale all'hot-spot, riferita al tempo t_0) il rilascio di contaminante diminuisce progressivamente nel tempo per

diminuzione della massa inquinante a causa di vari processi (es. degradazione chimica e biologica, azzeramento dell'apporto diretto); la sorgente inquinante è in questo caso di massa finita e corrisponde all'ipotesi di una sorgente non più attiva.

- Pulsante: il rilascio di contaminante è intermittente nel tempo.

Nelle simulazioni eseguite, l'emissione dalla sorgente di contaminazione viene considerata continua e costante nel tempo, rappresentata dunque attraverso l'attribuzione di una concentrazione costante dell'inquinante all'area sorgente (Condizione al contorno di Cauchy o di tipo I), quale riscontrata dai rilievi analitici dei monitoraggi eseguiti e quelli acquisiti dalle caratterizzazioni ambientali in riferimento alle aree private. Tale condizione è in generale conservativa a favore della sicurezza del recettore.

Nel caso specifico si è proceduto alla modellazione dei plume relativi ai composti organoalogenati (PCE, TCE, 1,1 DCE, CV e CF) e quella dei Clorobenzeni (1,4 Diclorobenzene) costituiscono, insieme ad IPA, BETEX e Idrocarburi, gli agenti inquinanti più diffusi nella falda del settore relativo all'area in esame. Per quanto riguarda gli ultimi composti organici elencati le sorgenti di contaminazione all'interno del SIN sono ben note e fanno riferimento ai diversi depositi carburanti o attività di raffinazione dei materiali petroliferi che hanno interessato e che ancora oggi, in parte, insistono nell'area industriale, e a cui è stato possibile attribuire la condizione al contorno.

Per i composti organoalogenati non è stato possibile individuare dei focolai certi nell'area, ad eccezione del sito Whirlpool, in cui è attiva un presidio idraulico per fronteggiare la presenza di tali composti in concentrazioni elevate. Nelle altre aree in cui sono stati rilevati questi composti, a causa dei valori ridotti di concentrazione, non è stato possibile circoscrivere con certezza le aree sorgenti, anche se in relazione alle informazioni di carattere storico produttivo, sono state formulate delle ipotesi che in parte vanno ad interessare alcune delle medesime ditte già responsabili della contaminazione.

Nello specifico le simulazioni del trasporto potranno indicare le caratteristiche geometriche, l'evoluzione temporale e le alterazioni indotte nello sviluppo dei plumes che si sarebbero originati dai focolai accertati o presunti.

6.6 Implementazione del modello di trasporto

6.6.1 Griglia di calcolo

Il modello di trasporto ha richiesto, per conseguire risultati stabili e più dettagliati, una ulteriore affinamento della griglia nelle aree di assegnazione delle condizioni al contorno, ovvero con distanze internodali inferiori rispetto alla griglia di discretizzazione del modello di flusso. Il

dettaglio maggiore deve caratterizzare la griglia in corrispondenza e nei settori più prossimi agli hot-spot, ovvero dove si riscontrano i gradienti di concentrazione più elevati.

6.6.2 Parametri idrodispersivi

I parametri idrodispersivi del trasporto rappresentano un fattore critico nella valutazione del fenomeno della contaminazione in quanto risultano nella maggior parte dei casi non disponibili e difficilmente rilevabili in sito. Nel caso specifico, sono stati assegnati i seguenti parametri:

Porosità (n)

E' stata assegnata una porosità totale n_t ed efficace n_e del mezzo per ogni singola unità idrostratigrafica, dedotti da valori di letteratura e dalle prove geotecniche eseguite in laboratorio. Il valore di porosità serve per determinare la velocità effettiva della componente advettiva del trasporto a partire dalla velocità darcyana calcolata nel modello di flusso. Tenendo conto delle diverse zone di conducibilità idraulica, sono stati assegnati valori, poi variati in fase di calibrazione, all'interno del range di esistenza di ogni singola categoria litologica. Contestualmente alle stesse zone litologiche sono stati assegnati valori di porosità efficace: $A=0.05$, G e $C=0.25$, L e $GA=0.1$.

Diffusione molecolare (D_{mo})

Il coefficiente di diffusione molecolare risulta in genere il meno problematico da stimare, dato che per un contaminante che diffonde in acqua risulta compreso tra $1 \times 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$ e $1 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ (Spitz & Moreno, 1996). Si può notare, inoltre, come l'impatto di questo coefficiente sia in genere limitato rispetto al coefficiente dispersivo vero e proprio nelle aree a maggiore velocità di deflusso.

Dispersione meccanica (α)

Un discorso a parte meritano i coefficienti di dispersività α che rientrano nella formula della dispersione idrodinamica (Bear & Verruijt, 1987). Il coefficiente contiene al suo interno il valore della velocità di filtrazione v_e , calcolato direttamente dal codice di flusso, tenuto conto della porosità efficace del mezzo. Per calcolare la dispersione il codice necessita che il parametro dispersività longitudinale sia assegnato a ciascuna cella in ogni strato, ed i valori di dispersività trasversale (α_T) e verticale (α_V) siano dedotti dal rapporto con quella longitudinale (α_L).

La dispersione è inoltre un parametro che dipende dalla scala spaziale a cui si sta lavorando, dato che a seconda della dimensione di studio del processo di trasporto dell'inquinante, include differenti processi e irregolarità del terreno. Generalmente all'aumentare della lunghezza del percorso, l'acqua sotterranea incontrerà variazioni maggiori delle conducibilità idraulica e della porosità determinando una maggiore dispersività della contaminazione. Il valore della dispersività longitudinale può essere calcolato basandosi sulla lunghezza x (m) del plume di contaminazione (Xu & Eckstein, 1995), secondo le seguenti relazioni:

$$0,03x < \alpha_L < 0,05x \text{ (Xu \& Eckstein, 1995);}$$

$$\alpha_L \sim 0,1x \text{ (EPA 2005);}$$

$$\ln \alpha_L = - 3,795 + 1,774 \ln x - 0,093 (\ln x) \text{ (APAT 2008).}$$

In definitiva la dispersività longitudinale è correlabile con la distanza percorsa lungo una linea di flusso, come ricavabile dal grafico di **Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.** Pertanto, per le simulazioni di trasporto sono stati inseriti nel modello valori di dispersività longitudinale differenti, funzione della mobilità dello specifico inquinante, ovvero dell'ampiezza ed estensione del plume nella direzione di flusso sotterraneo. Sono stati pertanto inseriti i seguenti valori di α_L compresi tra 10 e 25 m. Come da pratica usuale e ampia letteratura tecnica il rapporto di anisotropia tra componenti sono pari a: $(\alpha_T / \alpha_L) = 0,1 - 0,5$ e $(\alpha_V / \alpha_L) = 0,01 - 0,05$, ovvero tra $\alpha_T = 1$ e 5 m e $\alpha_V = 0,1$ e 0,5 m.

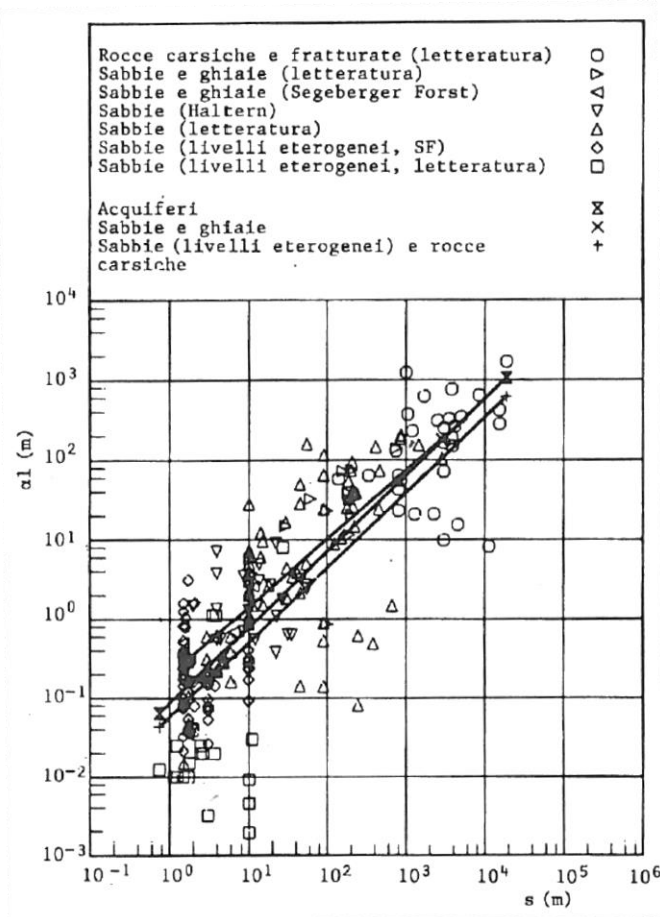


Figura 149 - Variazione della dispersività longitudinale in funzione della distanza percorsa dal flusso idrico sotterraneo (da Schroeter J., 1983).

6.6.3 Isoterme di adsorbimento - coefficienti di partizione (Kd)

Il coefficiente di partizione suolo/acqua (Kd) viene utilizzato per descrivere sinteticamente il fenomeno dell'adsorbimento. Per conoscere il comportamento di una specie inquinante nel sottosuolo è necessario descrivere l'equilibrio di adsorbimento che s'instaura all'interfaccia solido/liquido, ovvero come questa specie si ripartisce tra la matrice solida del terreno (nelle componenti minerale ed organica) ed il fluido di circolazione.

In termini generali ed esemplificativi il Kd (L/kg) può essere considerato descritto dalla seguente equazione (con isoterma di adsorbimento lineare):

$$K_d = C_s / C_w$$

dove C_s è la concentrazione della sostanza nella matrice solida e C_w è la concentrazione della sostanza nella matrice liquida. Per i microinquinanti organici il parametro Kd può essere stimato a partire dalla seguente relazione:

$$K_d = K_{oc} \times f_{oc}$$

dove:

f_{oc} = frazione di carbonio organico nel complesso suolo/acquifero

K_{oc} = coefficiente di ripartizione del carbonio organico

Ci sono diversi metodi sperimentali per determinare il valore di Kd. Ogni metodo fornisce una stima della propensione di una sostanza a legarsi alla fase solida. Le varie tecniche presentano assunzioni differenti. Conseguentemente i valori di Kd misurati con metodi differenti possono presentare significative.

I valori sperimentali di Kd non sono disponibili per tutti i composti, per questo è necessario ricorrere a formule che stimano indirettamente tale parametro attraverso misure sperimentali di laboratorio di grandezze correlate con il Koc, come il coefficiente di partizione ottanolo-acqua (K_{OW}). Il Koc è espresso solitamente in forma logaritmica. Una classificazione del comportamento delle sostanze in relazione alla loro affinità con il suolo può essere la seguente ¹: $\log K_{oc} > 4.0$, alta; $2.0 < \log K_{oc} < 4.0$, media; $\log K_{oc} < 2.0$, bassa. L'altro parametro fondamentale per la definizione del fenomeno è la frazione di carbonio organico nel terreno saturo, il quale in assenza di dati misurati in sito è stato assegnato nel range di 0.001 – 0.005, stabilito per terreni alluvionali.

¹ Fonte: APAT Agenzia per la protezione dell'ambiente e i servizi tecnici - "Sostanze prioritarie ai fini della protezione delle acque sotterranee" - APAT/RIS/TEC/1-06, Maggio 2006

FEFLOW consente di descrivere il fenomeno dell'adsorbimento e dunque della partizione con la fase solida attraverso isoterme di adsorbimento lineari (Henry) e non lineari (Freundlich, Langmuir). L'utilizzo di isoterme lineari è l'approccio più utilizzato in quanto risulta poco attendibile, se non ad una scala di lavoro di estremo dettaglio e in disponibilità di misure dirette, la definizione di relazioni non lineari. Per descrivere il fenomeno di adsorbimento lineare FEFLOW utilizza un coefficiente direttamente correlabile al coefficiente di partizione K_d precedentemente definito, attraverso la relazione:

$$K(\text{Feflow})[\text{adim}] = K_d (\text{cm}^3/\text{g}) * \rho_s (\text{g}/\text{cm}^3) \quad (1)$$

dove ρ_s rappresenta la densità del mezzo acquifero. Questo parametro è stato assunto compreso tra 1,7 e 1,9 g/cm³, assimilabile alla tipologia di terreni acquiferi dell'area.

Di fatto, in considerazione della variabilità del parametro K_d , le variazioni di ρ_s sono in assoluto meno significative, e vi è dunque una stretta correlazione tra il parametro $K(\text{Feflow})$ e il K_d usualmente determinato con indagini sperimentali. Per gli inquinanti in esame, la definizione del coefficiente K_d , e conseguentemente del parametro K adimensionale utilizzato da FEFLOW, ha fatto riferimento ai risultati da fonti bibliografiche accreditate (Tabella 6).

Nell'ambito del campo di variabilità dei risultati sperimentali di letteratura la scelta definitiva è derivata dalla calibrazione, ovvero dal confronto tra la mobilità dell'inquinante specifico calcolata dal modello e derivante dall'elaborazione dei dati analitici.

Va inoltre ricordato che laddove la finalità del modello sia relativa alla tutela della salute pubblica, è opportuno adottare i valori minimi nel range compatibile con la calibrazione, ovvero che determinano cautelativamente la maggiore mobilità (valore che all'opposto potrebbe risultare poco cautelativo per la valutazione dei tempi di bonifica con sistemi pump and treat). Per tale motivo, la scelta del valore di K_d è stata effettuata sulla base della seguente procedura:

1. Selezione del campo di valori di K_d compatibile con i risultati sperimentali più accreditati, specificamente riferiti ad acquiferi comparabili ai sistemi in esame;
2. Analisi di sensitività e valutazione dei valori compatibili con i riscontri analitici, da cui un ulteriore restringimento del range di valori.

Per quanto riguarda gli Idrocarburi totali espressi come n-esano, non avendo informazioni sulla speciazione, ai fini della modellazione degli scenari di rischio di diffusione della contaminazione sono stati presi come riferimento valori di K_{oc} relativi alle forme più tossiche, ovvero gli idrocarburi aromatici C9 – C11.

Tabella 6 - Parametri Kd e K [-] di riferimento

Componente	Kd (cm ³ /g)	Log (Koc) (Henry) adim.	K (val. inserito nel modello) - adim
Tetracloroetilene (PCE)	0,56	4,55	1,10
Tricloroetilene (TCE)	0,36	4,10	0,70
1,1 Dicloroetilene (1,1 DCE)	0,19	3,45	0,36
Cloruro di Vinile (CV)	0,13	3,07	0,24
Triclorometano (CF)	0,19	3,40	0,36
1,4 Diclorobenzene (1,4 DCB)	2,25	5,92	4,27
Idrocarburi Aromatici C9 – C11	10,68	7,48	20,29

6.6.4 Condizioni al contorno del modello di trasporto

Le condizioni al contorno del modello di trasporto sono costituite da:

1. Concentrazione iniziale (al tempo t=0 di inizio simulazione) pari a 0 per i restanti settori del modello di trasporto;
2. Concentrazione costanti agli hot spot per i diversi inquinanti modellizzati e per l'intero periodo di simulazione.

I valori di concentrazione costante (concentration BC, condizione al contorno di I° tipo) sono state attribuite al modello sulla base delle concentrazioni rilevate agli hot-spot medesimi sulla base delle determinazioni analitiche puntuali. A riguardo, come già sottolineato, FEFLOW consente di interpolare mediante una relazione tipo spline le concentrazioni puntuali misurate su tutti i nodi di modello ricadenti e selezionati come hot-spot, consentendo una ricostruzione dettagliata del campo di concentrazioni nell'area sorgente.

Alla condizione di I° tipo (concentration BC), applicata ai nodi sorgente del modello, FEFLOW consente inoltre di attribuire nella medesima localizzazione una seconda condizione di "constraint" per flusso minimo del contaminante pari a 0. Tale condizione evita un riequilibrio di massa del contaminante tra nodi a differente concentrazione imposta (ovvero lo scenario non verosimile di un'uscita di massa dal modello nell'area sorgente stessa). La possibilità in

FEFLOW di inserire il “constraint” equivale dunque all’attribuzione di una condizione al contorno dinamica del modello di trasporto: quando un nodo a minore concentrazione viene interessato da un plume a concentrazione maggiore, tale da richiedere un flusso di massa in uscita, la condizione al contorno viene automaticamente disattivata e non condiziona l’evoluzione del plume stesso.

Tale potenzialità consente di inserire come aree sorgente non esclusivamente quelle a concentrazione massima ma l’andamento reale delle concentrazioni riscontrabili all’hot-spot sulla base dei dati analitici, anche dove marcatamente disomogenee.

6.7 Simulazioni di trasporto degli inquinanti e verifica degli interventi

La calibrazione dei modelli di trasporto è stata eseguita confrontando le concentrazioni simulate con quelle rilevate, procedendo alla modifica dei parametri idrodispersivi in ingresso, all’interno del campo di variazione predefinito sulla base delle condizioni sito specifiche. I residui di calibrazione sono definiti come la differenza tra la concentrazione calcolata e quella rilevata nei punti di monitoraggio. L’obiettivo della calibrazione del modello del trasporto, come già discusso nel modello di flusso, è quello di minimizzare la funzione dei residui di concentrazione al di sotto di un valore minimo.

Con un approccio manuale di tipo trial and error, come già eseguito per i modelli di flusso, si è proceduto all’ottimizzazione dei parametri. Nel modello di trasporto sono state oggetto di calibrazione le seguenti variabili:

- Condizione al contorno di concentrazione costante (hot spot - aree sorgente);
- Parametri di interazione con l’acquifero, e in particolare:
 - Dispersività longitudinale e trasversale α_L α_T (m);
 - Coefficiente di partizione suolo-acqua (Kd).

Di fatto, a fronte di un numero elevato di parametri di input al modello di trasporto, si è operato al fine di ridurre i parametri effettivamente oggetto di calibrazione, effettuando scelte di tipo “deterministico” dove la disponibilità dei dati di supporto agli input di modello lo ha consentito, e, in carenza di dati, a favore di scelte conservative.

A partire da tali assunzioni, è stato possibile ridurre i parametri di calibrazione sostanzialmente al valore di dispersività e al valore del coefficiente di partizione suolo-acqua Kd, che presenta di norma una variabilità, sia pure nell’ambito di un range definito di valori sperimentali, dipendente da fattori idrochimici non completamente definibili.

Pertanto la calibrazione si è basata sulla verifica complessiva, parametrica e non puntuale della mobilità dell’inquinante, nell’ipotesi, peraltro verosimile, di sorgenti inquinanti “di vecchia data”. Si tratta evidentemente di un approccio semplificato, che consente comunque un’attendibile verifica del destino dei fenomeni di contaminazione, ovvero, come elemento

parametrico più rilevante, la permanenza o meno del plume, la capacità di dispersione in aree esterne a quelle di rilevamento, i relativi tempi ed il campo di concentrazioni attese in rapporto alle CSC rispetto al D.lgs 152/06.

I risultati della calibrazione e delle simulazioni previsionali sono riportate negli Allegati, nello specifico sono state ricostruite l'evoluzione delle ipotetiche plumes di contaminazione secondo quanto rilevato dai campionamenti, in rappresentanza dello stato "attuale" di inquinamento della falda, facendo sempre riferimento al fatto che molto dei dati di concentrazione sono relative a caratterizzazioni non recenti. Nelle mappe allegate si rappresenta lo sviluppo geometrico temporale delle plumes che insistono solo nei layer superiori del modello (1-2 layer, ovvero per i primi 10-15 metri di profondità dal p.c.), il campo piezometrico di riferimento derivato dalla calibrazione del modello di flusso, e in ultima analisi la verifica dell'efficienza idrocimica ed idraulica delle opere di progetto.

Sulla base di quanto emerso dalle simulazioni relative ai due scenari delineati è possibile formulare una serie di considerazioni, tenendo presente le principali limitazioni conoscitive di base, le condizioni/assunzioni adottate per l'implementazione del modello di flusso di falda e di trasporto degli inquinanti, di seguito riportate:

- I dati di concentrazione degli inquinanti analizzati sono riferiti a intervalli temporali tra loro diversi, questa semplificazione si è resa necessaria per poter avere un quadro d'insieme omogeneo per tutta l'area di studio, non avendo a disposizione informazioni sull'evoluzione storica delle sorgenti e nella maggior parte dei casi neanche sulla precisa ubicazione ed estensione delle sorgenti primarie (ad eccezione delle aree private in cui gli sversamenti sono stati certificati e in cui si stanno conducendo attività di bonifica).
- La parametrizzazione del modello per un'area estremamente vasta non può tenere in considerazione gli effetti dovuti alla eterogeneità del mezzo (conducibilità e dispersione, frazione di carbonio organico, densità del mezzo, dispersività, etc) a livello locale (effetto scala), quindi le simulazioni danno un'immagine semplificata a livello generale di quello che potrebbe verificarsi, senza però poter rappresentare situazioni di locale variazione dei parametri nelle singole aree.
- Nel modello non è stato possibile implementare fenomeni associati a reazioni chimiche, del tutto plausibili e probabili data la natura organica dei principali composti inquinanti. Inoltre, la variazione in massa di alcune specie chimiche (es. PCE e TCE) potrebbero dar luogo alla formazione di metaboliti (DCE e CV) di degradazione. Il modello è stato tarato per rappresentare lo scenario peggiore ai fini progettuali, ovvero senza perdita di massa dell'inquinante in fase di trasporto a causa di processi di trasformazione.
- Il modello di flusso si riconduce a condizioni di stazionarietà per tutto il tempo di simulazione, situazione che dipende fortemente dal regime dei prelievi dei pozzi privati,

ad uso industriale o per scopi di bonifica, in funzione nell'area. Tale semplificazione del sistema di flusso della falda, può essere ragionevole nel breve periodo di simulazione, di contro per intervalli di tempo superiori il verificarsi di variazioni del quadro attuale (non prevedibile) potrebbe indurre ad simulazioni previsionali soggette ad un elevato grado di incertezza e per questo poco attendibili.

Dall'esame degli scenari previsionali riportati, è possibile dedurre alcune condizioni specifiche in merito all'efficienza idrochimica degli interventi di progetto di I Fase. La localizzazione dei pozzi, infatti, è stata ottimizzata localizzando i pozzi lungo le linee di diffusione e sviluppo delle principali plmes di contaminazione ricostruite, come riportato in Figura 150 e Figura 151. Il sistema di pozzi della MiSPT (C) permette di collegarsi alle MiSE Whirlpool e quella Q8 (KRC) creando uno sbarramento e una cattura dei plumes da solventi clorurati presenti a monte idrogeologico. La MiSPT (D) agisce nell'area Fintecna provvedendo alla rimozione principalmente di Clorobenzeni, che a causa della scarsa mobilità in falda hanno creato un plumes molto ridotto e concentrato. La MiSPT (D1) impedisce la propagazione a valle idrogeologica, mentre la MiSPT (D2) agisce nell'area dove si riscontrano i principali hot spot. La MiSP(E) ha il ruolo di sbarrare la diffusione di inquinanti organo clorurati presenti a monte idrogeologico in concentrazioni ridotte rispetto a quanto, invece, rilevato nell'area a monte idrogeologico della MISPT (C).

Sulla scorta di tali assunzioni modellistiche, si è proceduto all'analisi previsionale degli scenari proposti per un arco temporale massimo pari a 10 anni. Al fine di illustrare sinteticamente l'evoluzione degli scenari di contaminazione si riportano negli Allegati le soluzioni del modello di trasporto relativi a tre specifiche finestre temporali significative riguardanti: lo stato attuale t_0 , t_1 il breve (2,5 anni) e t_2 (5 anni) il medio periodo.

Attraverso l'analisi delle soluzioni del modello di trasporto si è cercato di stimare i tempi di ricovero necessari per la rimozione della massa inquinante dalla falda, da parte delle opere di MiSPT, sino al raggiungimento degli obiettivi di bonifica. Sulla base delle semplificazioni adottate in fase di implenetazione del modello, non conoscendo la reale presenza di sorgenti primarie attive e la loro estensione, è stato possibile stimare i tempi minimi di funzionamento dei pozzi assumendo che le non vi siano più sorgenti attive e che la massa inquinante disciolta in falda sia associata allo sviluppo volumetrico delle plumes ricostruite. Il calcolo dei tempi di esercizio minimo dei pozzi è stimato sulla base dell'intera rimozione della massa inquinante che rientra nel raggio d'influenza delle MiSPT posta a monte idrogeologico.

Come riportato in Allegato le diverse MiSPT hanno tempi di esercizio diversi per la completa rimozione della massa inquinante. La MiSPT (C1) richiede un tempo minimo di esercizio stimata in almeno 6,7 anni, mentre la MiSPT (C2) di 3,8 anni. Per la MiSPT (D1) e (D2) i tempi stimati vanno dai 6,5 ai 7,8 anni, mentre per la MiSPT (E1) e (E2) si stimano tempi più brevi compresi tra 3,4 e 3,8 anni.

E' necessario ricordare che le stime sopra elencate non tengono in considerazione i fenomeni di taling e rebound che si realizzano negli interventi di P&T associati alla bonifica dei composti organici. Come noto, a causa degli effetti di assorbimento e desorbimento da e verso le parti meno permeabili dell'acquifero, la rimozione della massa inquinante dalla falda potrebbe subire dei tempi sensibilmente più lunghi.



Figura 150 – Estensione dei plumes di contaminazione e interventi di progetto (I Fase).

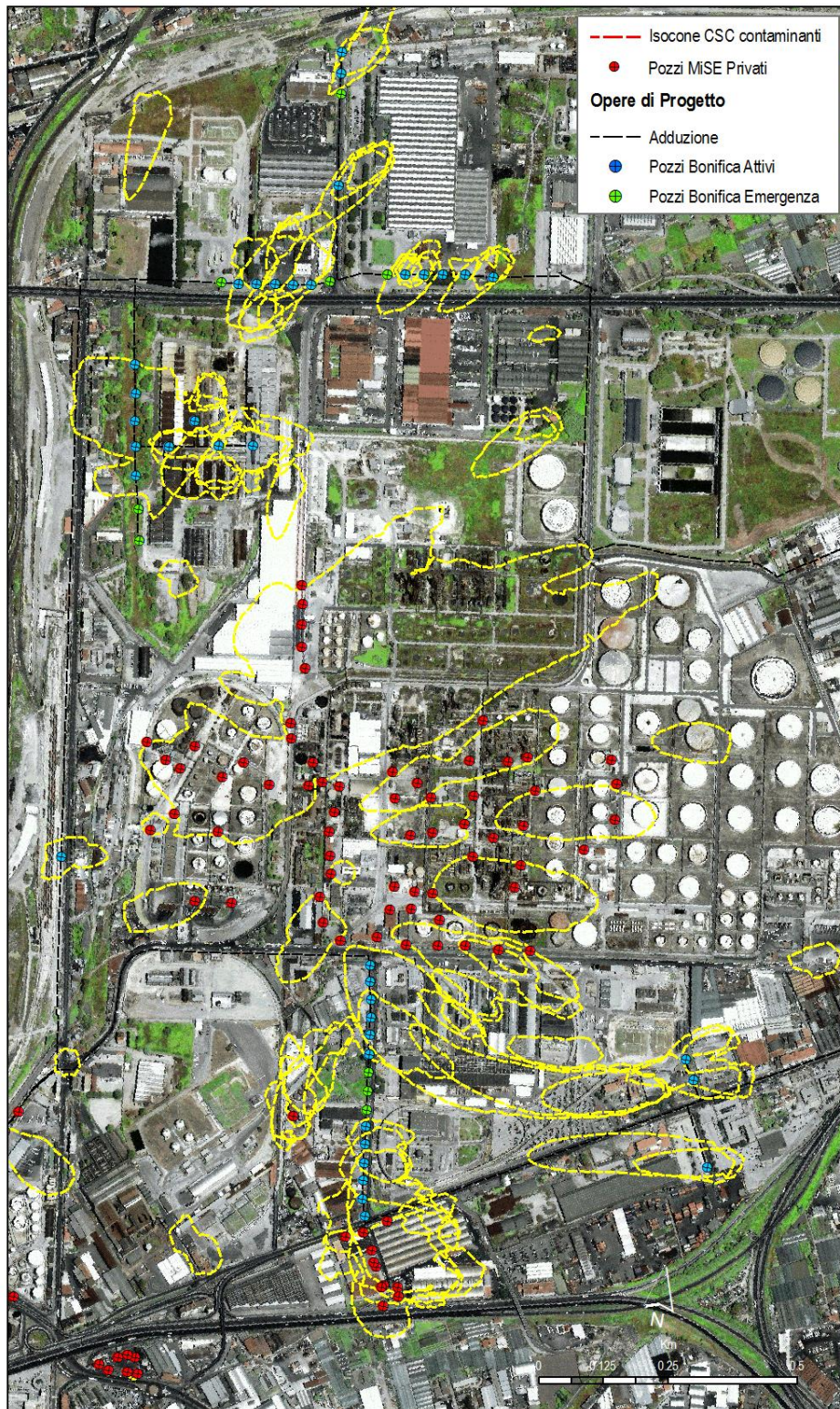


Figura 151 – *Estensione dei plumes di contaminazione e interventi di progetto (I Fase).

7. CONSIDERAZIONI TECNICHE SULLE SOLUZIONI ADOTTATE

Nello studio modellistico sono stati presi in considerazione l'insieme degli interventi di bonifica ambientale delle acque di falda privati attualmente presenti nell'area e quelli in fase di realizzazione, oltre a tutte quelle opere di carattere funzionale a strutture non necessariamente collegate alla riqualifica sito specifica. L'effetto di perturbazione del campo di flusso di alcuni degli interventi di MiSE privati può non essere evidente in quanto l'entità degli abbassamenti indotti è molto ridotta e in alcuni casi risultano ancora non attive (es. Napoletana Gas), secondo quanto indicato dalle fonti del MATTM. Inoltre, la scala di analisi del modello non permette di apprezzare le alterazioni della piezometria indotte da pozzi che presentano portate di poche unità di m³ al giorno. Di contro altri sistemi di MiSE, come quella Whirlpool, Q8 (Quaser) e Q8 (KRC) che più si avvicinano dal punto di vista progettuale (portate emunte e interasse dei pozzi) a quelle di MiSPT, incidono in maniera significativa sull'assetto piezometrico locale, evidenziato dai bassi piezometrici indotti e monitorati nelle campagne delle società private.

Si ribadisce, inoltre, come l'insieme degli interventi progettuali sono stati definiti sulla base di obiettivi specifici di bonifica e messa in sicurezza della falda insistendo essenzialmente in aree pubbliche accessibili (interferenze minime con opere in sotterraneo e sotto servizi), in accordo e in mutua relazione con le attività di messa in sicurezza d'emergenza (MiSE) e bonifica dei privati e con le opere urbanistiche di principale impatto sulla circolazione idrica della falda. Questo approccio ha permesso di ottimizzare in maniera sinergica le opere di bonifica e MiSE dei privati e di poter inquadrare le opere all'interno di un contesto urbanistico complesso minimizzando gli impatti di realizzazione e gestione dei sistemi e sulla scorta delle ricostruzioni dei pennacchi di contaminazione.

La necessità di tenere in considerazione le interazioni dinamiche tra le acque di falde e quelle marine lungo la zona di interfaccia è stata oggetto di accurate valutazioni in fase di modellizzazione e progettuale, dato il rischio evidente e concreto di generare un richiamo effettivo del cuneo salino all'interno della falda costiera. Per poter implementare un modello in grado di rappresentare lo stato del cuneo salino e ricostruire, seppur in condizioni stazionarie, la sua interazione con la falda costiera sarebbero stati necessari dati relativi al contenuto salino totale TDS (Total Dissolved Solids) nelle acque proprio nei piezometri costieri così da permettere una implementazione prima ed una calibrazione successiva. Tale informazione unitamente ad altre anch'esse utili per una conoscenza concettuale dell'assetto del cuneo salino, come il contenuto di cloruri e la conduttanza specifica delle acque, non sono state rilevate e comunque non in possesso del MATTM che ha acquisito l'insieme dei dati utili alla progettazione.

Vista, dunque, l'impossibilità di implementare un modello di flusso di densità variabile lungo la fascia costiera che fosse calibrato e rappresentativo della realtà ante operam, ci siamo orientati, in fase di simulazione degli scenari di progetto nell'analisi di ottimizzazione, nel considerare come target di rischio la linea equipotenziale dello zero marino. Questo, infatti, costituisce il

livello al di sotto del quale si realizza l'intrusione salina, e per evitare che ciò possa realizzarsi in fase operativa delle MiSPT le portate sono state verificate e tarate così da generare un'ampia zona di cattura con carichi idraulici minimi che non scendono mai sotto 0 metri s.l.m., e due ampi bassi piezometrici con gradiente e flussi ridotti nell'intorno delle tre barriere fronte mare con zone di stagnazione che si estendono a valle idrogeologica.

Per ridurre il rischio di intrusione del cuneo salino, in fase di gestione dei sistemi di MiSPT, è auspicabile aumentare la quota "piezometrica minima" delle MiSPT fronte mare (A) e (B), preferibilmente compresa tra 0 e 0.10 metri slm. Sempre per minimizzare il rischio di intrusione salina si intendono adottare anche delle misure sia in fase di realizzazione che in quella operativa e di gestione dei sistemi di MiSPT. In particolare si suggerisce di eseguire in fase di realizzazione delle prove di permeabilità di dettaglio che permettano di circoscrivere con precisione le conducibilità idraulica dell'acquifero nel settore fronte mare ove saranno realizzati pozzi. Sempre in fase ante operam si renderà necessario acquisire i livelli piezometrici associati a valori di conducibilità elettrica e al livello dei sali totali disciolti (TDS) o in alternativa alla concentrazione dello ione Cloruro. I dati acquisiti permetteranno di poter ricostruire l'assetto dell'interfaccia di equilibrio esistente tra le acque di falda e quelle salate ante operam e poter tarare e definire una relazione sito specifica tra il livello piezometrico, la conduttanza elettrica, la temperatura e il TDS.

Sulla base delle indicazioni ottenute sarà possibile sviluppare dei modelli di flusso a densità dipendente di dettaglio ad hoc riferiti alle singole MiSPT fronte mare così da modellizzare con precisione e sulla base dei nuovi dati le condizioni di flusso ante operam calibrate e quelle previsionali post operam. In fase di gestione dei sistemi di MiSPT sarà possibile realizzare un sistema di monitoraggio in continuo non solo dei livelli ma anche dei valori conducibilità elettrica delle acque di falda nelle MiSPT (A) e (B), mediante sonde multiparametriche sia nei piezometri di monitoraggio che nei pozzi di emungimento.

Complessivamente l'insieme delle opere MiSPT è costituito da 111 pozzi, con profondità massima di 15 metri. In particolare per i pozzi fronte mare (MiSPT (A1), MiSPT (A2) e MiSPT(B)), per minimizzare gli effetti degli emungimenti si è scelto di attestare a 15 metri la profondità dei pozzi dal piano campagna, così da scongiurare i possibili fenomeni di *upconing* del cuneo salino, in quanto la riduzione del carico idraulico, unita all'azione dinamica di prelievo dei pozzi, potrebbe generare una risalita della zona di interfaccia tra le acque di falda e quelle salate.

8. DISCUSSIONE DEI RISULTATI E CONCLUSIONI

La progettazione dei sistemi è stata eseguita sulla base di uno specifico modello di flusso dell'acquifero realizzato utilizzando il pacchetto applicativo FEFLOW 6.2 (WASY). L'applicazione di FEFLOW, è adatta a simulare ogni condizione di progetto includendo il codice di calcolo moduli per l'inserimento di pozzi di pompaggio, pozzi di iniezione, barriere lineari semipermeabili o impermeabili, strutture impermeabilizzate sotto falda.

Il sistema è stato calibrato sulla base dei dati di campo acquisiti nell'ambito delle numerose campagne di investigazione svolte nel sito. In accordo con la necessità di ottenere una soluzione del modello di flusso che fosse cautelativa ai fini della progettazione delle opere d'intervento, il modello di flusso in condizioni stazionarie è stato calibrato utilizzando una parametrizzazione tale da ottenere un campo di velocità di flusso della falda massimo. Lo studio ha permesso di ottenere uno strumento di calcolo attendibile ed efficace per la definizione del bilancio idrogeologico dell'area, e la ricostruzione del campo di moto delle acque di falda nello scenario critico di progettazione costituendo dunque un valido strumento di analisi dello stato attuale e di supporto alle decisioni. In particolare il modello calibrato ha permesso di definire le portate massime attese nei tratti interessati dalle opere e di conseguenza di poter ottimizzare al meglio l'efficacia dei sistemi di sbarramento idraulico e quelli di Pump e Treat.

Le simulazioni sono state eseguite in regime stazionario tenendo in considerazione il set di dati piezometrici utilizzati per la definizione concettuale del campo di flusso. La scelta di lavorare in condizioni stazionarie per il flusso ante operam è dovuto principalmente alla difficoltà evidente di caratterizzare i depositi dal punto di vista dell'immagazzinamento dinamico, sia in quanto l'approccio in stazionario risulta comunque cautelativo, "massimizzando" gli effetti sul deflusso sotterraneo degli interventi in progetto in condizioni post operam (es. rigurgito connesso all'inserimento di barriere e strutture impermeabili, depressione dinamica indotta da pompaggi o pozzi barriera, trincee ecc.). Il definitiva il modello messo a punto è in grado di riprodurre il campo di moto della falda superficiale e consente la valutazione del bilancio idrico complessivo. In particolare delle possibili soluzioni calibrate, il modello proposto rappresenta una delle soluzioni critiche possibili ovvero, il campo di flusso generato per ottimizzazione dei parametri del modello permette di non sottostimare le velocità di flusso e le portate in uscita dal limite marino e lungo le altre sezioni interessate dagli interventi di progetto.

L'obiettivo specifico della modellazione è stato nello specifico quello di simulare il comportamento integrato dei sistemi previsti in progetto che vede una serie di sistemi di messa in sicurezza permanente e bonifica della falda mediante pozzi di Pump e Treat. La strategia progettuale è quella di impedire la diffusione della contaminazione dalle aree sorgenti (MiS) e di promuove contestualmente la riduzione della massa inquinante presente in falda attraverso un emungimento delle acque e il loro trattamento on site (PT), considerando le portate in esercizio per i pozzi già esistenti, al fine di realizzare un fronte continuo di cattura dei contaminanti presenti nelle acque della falda che attraversano il sito.

Di fondamentale importanza nello studio di questi parametri sono state le numerose indicazioni sulle caratteristiche di intervento private di MiSE esistenti nell'area, che hanno permesso di confrontare i valori di portata dei pozzi realizzati con quelli simulati nel modello, di definire le profondità, gli interassi e le potenziali interferenze tra i singoli pozzi, avendo a disposizione i dati di monitoraggio sull'efficienza degli interventi.

Per l'esecuzione della progettazione degli interventi nel settore nord est del SIN, relativi alla I Fase, è stato implementato un modello di flusso di dettaglio e la successiva simulazione degli scenari di dispersione degli inquinanti a partire dai dati di caratterizzazione e monitoraggio a disposizione. Nello specifico sono state individuate diverse aree d'intervento che presentano situazioni critiche di inquinamento della falda, e grazie alle ricostruzioni dei possibili pennacchi di contaminazione e la loro evoluzione temporale e spaziale è stato possibile ottimizzare gli interventi dell'area riferiti alle MiSPT (C), (D) e (E).

E' importante ricordare che data l'estrema vicinanza alla linea di costa di alcune linee di pozzi (MiSPT (A) e (B)), in fase di esecuzione e di gestione del sistema dovranno essere messi a punto opportuni sistemi di controllo del carico idraulico nei pozzi, ciò per evitare che si possano produrre abbassamenti del livello idraulico al di sotto del livello di base marino e indurre fenomeni di intrusione del cuneo salino. Data la complessità nella definizione degli equilibri dei livelli in un sistema interessato anche da opere antropiche di notevole impatto nelle dinamiche di flusso, si ritiene che le portate definite dal modello debbano essere necessariamente attentamente verificate con le specifiche caratteristiche idrodinamiche sito specifiche in fase di esecuzione.

9. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

ASTM, 2006. D5718-95, Standard Guide for Documenting a Groundwater Flow Model Application.

ASTM, 2008. D5981-96, Standard Guide for Calibrating a Groundwater Flow Model Application.

ASTM, 2008. D5611-94, Standard Guide for Conducting a Sensitivity Analysis for a Groundwater Flow Model Application.

Anderson M.P., Woessner W.W., 1992. Applied groundwater modeling. Simulation and flow and advective transport. Academic Press, Inc., San Diego.

Bear, J. e Verruijt, A., 1987. Modeling groundwater flow and pollution. Theory and applications of transport in porous media. Dordrecht, Holland: D. Reidel Publishing Company.

Diersch, H.J.G., 2013. WASY Software FEFLOW, Finite Element Subsurface Flow and Transport Simulation System, User's Manual. Berlin, Germany.

Decreto Legislativo n. 152, 3 aprile 2006. Norme in materia ambientale, Parte IV, Norme in materia di gestione dei rifiuti e di bonifica dei siti inquinati.

EPA Guidelines, 2004. Understanding variation in partition coefficient, K_d , values. Volume III, EPA 402-R-04-002C, July 2004.

Fetter C., 2001. Applied Hydrogeology. Prentice Hall, 4 edition, 598 pp.

Hill M., 1998. Methods and guidelines for effective model calibration. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report: 98-4005.

Spitz, K., Moreno, J., 1996. A practical guide to groundwater and solute transport modeling. NY, U.S.: John Wiley & Sons, Inc. Schlumberger.

USGS, 2004. Guidelines for evaluating ground-water flow models. United States Geological Survey, Openfile Report: 2004-5038.

APPENDICE

TABELLA DEGLI ERRORI RESIDUI TRA CARICHI IDRAULICI OSSERVATI E CALCOLATI DAL MODELLO DI FLUSSO

NOME	AZIENDA	COORDX	COORDY	DATA	Carichi Idraulici Rilevati (mt slm)	Carichi Idraulici Simulati (mt slm)	Carichi Idraulici Residui (mt slm)	Slice best fit
PZ06	AEDILIA	2460303	4521799	2012	1.68	1.32	-0.36	1
PZ03	AEDILIA	2460492	4521953	2007	1.86	1.66	-0.20	1
PZ02	AEDILIA	2460415	4522079	2004	1.98	1.81	-0.17	2
PZ01	AEDILIA	2460561	4522130	2012	2.10	1.95	-0.15	1
PZ05	AEDILIA	2460461	4521810	2004	1.53	1.44	-0.09	1
F11	AGIP PETROLI	2460342	4521717	2012	1.57	1.23	-0.34	1
FW PZ03	AGIP PETROLI	2460076	4521802	2012	1.39	1.12	-0.27	2
GT11	AGIP PETROLI	2460313	4521995	2004	1.76	1.63	-0.13	1
FW PZ07	AGIP PETROLI	2460176	4522024	2012	1.61	1.55	-0.06	1
FW PZ04	AGIP PETROLI	2460226	4521900	2012	1.54	1.41	-0.13	1
SB17	ANSALDO	2461816	4522820	2012	3.01	2.22	-0.79	5
SB22	ANSALDO	2461714	4522602	2012	3.25	2.72	-0.53	5
SB28	ANSALDO	2461620	4522436	2012	3.16	2.76	-0.40	6
SB26	ANSALDO	2461685	4522328	2012	3.22	2.85	-0.37	5
SB18	ANSALDO	2461787	4522361	2012	3.72	3.36	-0.36	5
SB09	ANSALDO	2461930	4522732	2012	3.94	3.60	-0.34	5
SB06	ANSALDO	2461966	4522550	2012	4.40	4.08	-0.32	6
SB15	ANSALDO	2461799	4522711	2007	3.06	2.80	-0.26	1
SB12	ANSALDO	2461841	4522548	2012	3.58	3.33	-0.25	1
SB01	ANSALDO	2462142	4522623	2014	5.37	5.30	-0.07	2
SB32	ANSALDO	2461633	4522779	2008	1.67	1.80	0.13	1
S259	ARPAC	2462620	4523556	2012	8.67	7.99	-0.68	5
S258	ARPAC	2462634	4523622	2012	8.50	7.88	-0.62	6
P81	ARPAC	2462346	4523932	2012	7.00	6.42	-0.58	3
S84	ARPAC	2460656	4521270	2012	1.21	0.70	-0.51	2
S200	ARPAC	2459818	4521843	2012	1.42	0.94	-0.48	2
S57	ARPAC	2461444	4521916	2012	3.06	2.60	-0.46	1
S270	ARPAC	2462523	4523143	2012	8.01	7.55	-0.46	6
S118	ARPAC	2460764	4520891	2012	0.77	0.32	-0.45	1
S121	ARPAC	2461073	4520745	2012	0.86	0.42	-0.44	1
S232	ARPAC	2461579	4522327	2012	2.95	2.51	-0.44	4
P69	ARPAC	2462096	4523900	2012	6.30	5.91	-0.39	1
S104	ARPAC	2461176	4521017	2012	1.29	0.92	-0.37	1
S273	ARPAC	2460951	4522590	2012	2.77	2.40	-0.37	5
S58	ARPAC	2461075	4521740	2012	2.08	1.73	-0.35	1
P38	ARPAC	2461026	4521960	2013	2.25	1.91	-0.34	1
S22	ARPAC	2461925	4522075	2012	4.49	4.15	-0.34	2
S145	ARPAC	2460636	4520980	2012	0.62	0.29	-0.33	1
P8	ARPAC	2461486	4521610	2012	3.15	2.83	-0.32	3
P44	ARPAC	2460706	4524200	2004	4.98	4.66	-0.32	2
S93	ARPAC	2461033	4521393	2004	1.53	1.22	-0.31	2
S111	ARPAC	2460449	4521284	2012	0.88	0.58	-0.30	1
S94	ARPAC	2461012	4521200	2004	1.26	0.96	-0.30	1
S28	ARPAC	2462066	4521990	2012	5.50	5.20	-0.30	1

Prosegue a pagina successiva

Segue da pagina precedente

NOME	AZIENDA	COORDX	COORDY	DATA	Carichi Idraulici Rilevati (mt slm)	Carichi Idraulici Simulati (mt slm)	Carichi Idraulici Residui (mt slm)	Slice best fit
P48	ARPAC	2462316	4523380	2009	6.46	6.16	-0.30	6
S225	ARPAC	2461249	4522694	2004	2.56	2.27	-0.29	1
P35	ARPAC	2462148	4523705	2012	6.00	5.71	-0.29	1
S38	ARPAC	2462236	4521780	2004	6.94	6.65	-0.29	2
S19	ARPAC	2462772	4522241	2004	10.86	10.57	-0.29	3
P24	ARPAC	2459986	4522080	2012	1.75	1.47	-0.28	1
S100	ARPAC	2461214	4521281	2004	1.59	1.32	-0.27	1
P85	ARPAC	2462170	4524117	2012	6.59	6.32	-0.27	2
S261	ARPAC	2462511	4523462	2012	7.61	7.34	-0.27	4
S120	ARPAC	2461001	4520757	2012	0.62	0.37	-0.25	1
P88	ARPAC	2462296	4524140	2012	6.84	6.59	-0.25	1
S255	ARPAC	2462461	4523606	2004	7.02	6.77	-0.25	1
P41	ARPAC	2462396	4522890	2012	7.02	6.77	-0.25	1
S90	ARPAC	2461117	4520902	2009	0.93	0.69	-0.24	1
S60	ARPAC	2461097	4521682	2004	1.95	1.71	-0.24	1
P39	ARPAC	2462246	4522460	2004	6.74	6.50	-0.24	2
S249	ARPAC	2462116	4523620	2012	5.71	5.48	-0.23	1
S256	ARPAC	2462480	4523675	2012	7.11	6.89	-0.22	4
S221	ARPAC	2462397	4522672	2013	7.43	7.21	-0.22	2
S191	ARPAC	2459264	4521932	2012	1.06	0.85	-0.21	1
S97	ARPAC	2461146	4521220	2012	1.35	1.14	-0.21	2
P45	ARPAC	2460796	4523680	2012	2.73	2.52	-0.21	3
P2	ARPAC	2462559	4524163	2012	7.44	7.25	-0.19	3
S59	ARPAC	2461185	4521747	2004	2.15	1.97	-0.18	1
S42	ARPAC	2462016	4521730	2014	5.45	5.28	-0.17	3
S140	ARPAC	2460386	4521140	2014	0.46	0.30	-0.16	1
S230	ARPAC	2461043	4522586	2004	2.56	2.40	-0.16	1
S223	ARPAC	2461546	4522555	2012	2.65	2.49	-0.16	1
P61	ARPAC	2461836	4524080	2004	5.97	5.81	-0.16	1
S260	ARPAC	2462492	4523533	2012	7.19	7.03	-0.16	3
P10	ARPAC	2462596	4523920	2012	7.70	7.54	-0.16	2
S144	ARPAC	2460867	4520930	2004	0.64	0.49	-0.15	1
S231	ARPAC	2461045	4522541	2012	2.55	2.40	-0.15	1
S82	ARPAC	2460207	4521436	2004	0.79	0.65	-0.14	1
S187	ARPAC	2459197	4522212	2008	1.94	1.80	-0.14	1
S197	ARPAC	2459572	4521798	2004	0.71	0.60	-0.11	1
P9	ARPAC	2461096	4521600	2014	1.70	1.60	-0.10	1
S253	ARPAC	2462426	4523675	2012	6.71	6.61	-0.10	3
S91	ARPAC	2460930	4521244	2014	1.02	0.93	-0.09	1
P49	ARPAC	2460917	4522833	2005	2.58	2.49	-0.09	1
P46	ARPAC	2462366	4523780	2014	6.49	6.41	-0.08	4
S122	ARPAC	2461236	4520800	2006	0.75	0.68	-0.07	1

Prosegue a pagina successiva

Segue da pagina precedente

NOME	AZIENDA	COORDX	COORDY	DATA	Carichi Idraulici Rilevati (mt slm)	Carichi Idraulici Simulati (mt slm)	Carichi Idraulici Residui (mt slm)	Slice best fit
P6	ARPAC	2461736	4522080	2012	3.05	2.99	-0.06	3
S201	ARPAC	2459637	4521659	2012	0.51	0.46	-0.05	1
S157	ARPAC	2459847	4521577	2012	0.61	0.56	-0.05	1
S218	ARPAC	2461286	4522040	2014	2.30	2.25	-0.05	1
P43	ARPAC	2460916	4522880	2013	2.57	2.52	-0.05	1
S219	ARPAC	2461870	4522370	2012	3.91	3.87	-0.04	5
S203	ARPAC	2459806	4521730	2006	0.77	0.75	-0.02	2
P35	ARPAC	2459376	4521880	2012	0.74	0.73	-0.01	1
S50	ARPAC	2461798	4522022	2008	3.52	3.51	-0.01	4
P41	ARPAC	2461986	4523690	2011	5.18	5.18	0.00	3
S92	ARPAC	2460776	4521179	2011	0.66	0.67	0.01	1
S194	ARPAC	2459628	4521933	2014	0.98	0.99	0.01	2
S167	ARPAC	2459822	4522497	2012	2.47	2.48	0.01	3
S164	ARPAC	2459577	4522505	2005	2.64	2.65	0.01	1
S16	ARPAC	2462406	4522150	2014	8.16	8.17	0.01	5
P27	ARPAC	2459956	4522480	2012	2.38	2.40	0.02	1
P25	ARPAC	2462459	4523787	2008	6.83	6.85	0.02	3
S155	ARPAC	2460359	4521555	2012	0.92	0.95	0.03	1
P40	ARPAC	2461556	4522470	2012	2.58	2.61	0.03	1
P30	ARPAC	2458956	4522170	2012	1.51	1.55	0.04	3
S186	ARPAC	2458964	4522372	2012	2.30	2.34	0.04	1
S75	ARPAC	2461896	4521410	2004	4.61	4.65	0.04	1
S41	ARPAC	2462088	4521903	2012	5.54	5.58	0.04	1
S96	ARPAC	2461141	4521384	2011	1.30	1.35	0.05	1
S126	ARPAC	2461484	4520529	2012	0.52	0.58	0.06	1
P18	ARPAC	2461586	4520510	2005	1.10	1.16	0.06	2
S52	ARPAC	2461622	4522024	2005	2.71	2.77	0.06	1
S189	ARPAC	2459213	4521977	2004	0.93	1.00	0.07	1
P19	ARPAC	2461966	4519960	2004	0.99	1.06	0.07	2
S190	ARPAC	2459476	4522070	2012	1.32	1.39	0.07	2
P29	ARPAC	2458816	4522300	2005	1.91	1.98	0.07	3
S274	ARPAC	2460939	4522677	2005	2.35	2.42	0.07	1
S125	ARPAC	2461335	4520736	2004	0.63	0.71	0.08	1
P21	ARPAC	2460223	4521498	2005	0.68	0.76	0.08	1
S62	ARPAC	2461191	4521581	2007	1.70	1.79	0.09	1
S171	ARPAC	2460107	4522330	2005	1.91	2.00	0.09	1
P25	ARPAC	2460046	4522789	2007	2.88	2.97	0.09	1
S21	ARPAC	2462828	4522107	2008	10.76	10.85	0.09	4
S66	ARPAC	2461285	4521507	2005	1.87	1.97	0.10	1
S227	ARPAC	2461146	4522700	2007	2.27	2.37	0.10	1
P15	ARPAC	2461016	4520990	2005	0.59	0.70	0.11	1
P37	ARPAC	2460496	4521710	2012	1.19	1.30	0.11	2

Prosegue a pagina successiva

Segue da pagina precedente

NOME	AZIENDA	COORDX	COORDY	DATA	Carichi Idraulici Rilevati (mt slm)	Carichi Idraulici Simulati (mt slm)	Carichi Idraulici Residui (mt slm)	Slice best fit
S183	ARPAC	2458953	4522332	2004	2.06	2.17	0.11	1
S43	ARPAC	2461989	4521671	2012	5.01	5.12	0.11	4
S207	ARPAC	2460013	4522274	2004	1.77	1.89	0.12	1
S206	ARPAC	2459965	4522329	2004	1.94	2.06	0.12	1
P45	ARPAC	2461825	4523623	2007	4.40	4.52	0.12	1
S250	ARPAC	2462227	4523643	2004	5.77	5.89	0.12	2
S276	ARPAC	2460651	4523971	2008	3.51	3.64	0.13	3
S71	ARPAC	2461702	4521474	2008	3.59	3.72	0.13	2
S25	ARPAC	2462233	4521993	2007	6.83	6.96	0.13	1
S174	ARPAC	2459676	4522606	2012	2.65	2.79	0.14	1
P3	ARPAC	2462646	4521780	2008	9.08	9.22	0.14	5
P10	ARPAC	2461365	4521428	2012	2.00	2.16	0.16	2
S128	ARPAC	2461658	4520383	2007	0.86	1.03	0.17	1
S165	ARPAC	2459671	4522478	2004	2.33	2.50	0.17	3
S248	ARPAC	2460826	4523440	2004	2.35	2.53	0.18	1
P20	ARPAC	2460326	4522230	2012	1.76	1.96	0.20	1
S132	ARPAC	2461829	4520212	2012	1.48	1.69	0.21	2
P36	ARPAC	2461406	4522750	2012	1.61	1.82	0.21	1
S169	ARPAC	2460071	4522609	2012	2.43	2.64	0.21	1
P11	ARPAC	2460296	4521510	2012	0.62	0.84	0.22	1
S129	ARPAC	2461696	4520320	2012	0.93	1.15	0.22	1
S209	ARPAC	2458761	4522427	2012	2.30	2.52	0.22	1
S11	ARPAC	2462580	4522362	2008	9.05	9.27	0.22	5
P26	ARPAC	2459566	4522640	2012	2.80	3.03	0.23	3
S193	ARPAC	2459396	4521964	2012	0.76	1.01	0.25	1
S17	ARPAC	2462561	4522184	2012	8.95	9.22	0.27	4
P34	ARPAC	2459236	4522380	2012	2.12	2.40	0.28	1
S134	ARPAC	2461955	4520097	2004	1.58	1.87	0.29	1
S15	ARPAC	2462657	4522214	2012	9.62	9.91	0.29	4
S44	ARPAC	2461939	4521663	2012	4.51	4.82	0.31	1
S168	ARPAC	2460087	4522499	2008	2.08	2.40	0.32	1
S29	ARPAC	2462189	4521923	2012	6.19	6.51	0.32	1
S172	ARPAC	2460211	4522280	2012	1.61	1.94	0.33	1
S279	ARPAC	2460762	4523947	2008	2.81	3.14	0.33	1
P42	ARPAC	2460996	4522440	2004	2.02	2.36	0.34	1
S135	ARPAC	2461869	4520056	2012	0.67	1.02	0.35	1
S109	ARPAC	2461586	4521148	2008	2.68	3.03	0.35	1
S53	ARPAC	2461536	4522002	2012	2.34	2.70	0.36	1
P49	ARPAC	2461803	4523805	2012	4.60	4.97	0.37	1
S188	ARPAC	2459286	4522337	2012	1.86	2.26	0.40	1
S233	ARPAC	2460964	4522492	2012	2.00	2.40	0.40	1
S30	ARPAC	2462422	4521943	2012	7.76	8.17	0.41	4
S136	ARPAC	2461839	4520026	2012	0.21	0.65	0.44	1

Prosegue a pagina successiva

Segue da pagina precedente

NOME	AZIENDA	COORDX	COORDY	DATA	Carichi Idraulici Rilevati (mt slm)	Carichi Idraulici Simulati (mt slm)	Carichi Idraulici Residui (mt slm)	Slice best fit
S108	ARPAC	2461613	4520844	2012	1.87	2.39	0.52	1
P13	ARPAC	2461516	4521280	2012	2.42	3.03	0.61	1
S107	ARPAC	2461684	4520965	2012	2.67	3.31	0.64	1
P1	COMUNE DI NAPOLI	2461509	4522576	2012	2.51	2.35	-0.16	1
P3	COMUNE DI NAPOLI	2461471	4522553	2012	2.43	2.36	-0.07	1
P2	COMUNE DI NAPOLI	2461533	4522561	2012	2.39	2.43	0.04	1
P1	DE FALCO -PISANO	2462380	4523368	2012	6.63	6.51	-0.12	4
P5	DE FALCO -PISANO	2462414	4523281	2012	6.87	6.77	-0.10	2
P2	DE FALCO -PISANO	2462337	4523367	2012	6.24	6.27	0.03	2
P4	DE FALCO -PISANO	2462381	4523281	2004	6.53	6.57	0.04	4
PZ19	ENEL	2459521	4522317	2012	2.08	2.15	0.07	1
PZ17	ENEL	2459501	4522435	2005	2.37	2.48	0.11	1
PZ1	ENEL	2459357	4522526	2012	2.71	2.87	0.16	1
PZ10	ENEL	2459359	4522331	2012	1.98	2.21	0.23	3
P4	ENERGAS	2461268	4522154	2012	2.51	2.23	-0.28	3
P5	ENERGAS	2461314	4522122	2012	2.28	2.26	-0.02	2
P1	ENERGAS	2461392	4522282	2012	2.33	2.33	0.00	2
P7	ENERGAS	2461407	4522197	2004	2.24	2.30	0.06	1
F09	ENI EX DEPOSITO COSTIERO	2461005	4522056	2012	2.13	1.96	-0.17	3
F07	ENI EX DEPOSITO COSTIERO	2460862	4522062	2006	1.82	1.83	0.01	1
F10	ENI EX DEPOSITO COSTIERO	2460937	4522086	2005	1.84	1.91	0.07	1
Pz15	ENI EX DEPOSITO COSTIERO	2460862	4522214	2004	1.97	2.07	0.10	2
F08	ENI EX DEPOSITO COSTIERO	2460828	4522087	2004	1.72	1.85	0.13	1
Pz2	ENI EX DEPOSITO COSTIERO	2460896	4522288	2012	2.03	2.19	0.16	1
F11	ENI EX DEPOSITO COSTIERO	2460958	4522309	2009	2.03	2.24	0.21	1
F19	ENI EX DEPOSITO COSTIERO	2460966	4522351	2012	1.98	2.30	0.32	3
MW5	ESSO	2461318	4522818	2012	2.14	2.03	-0.11	2
MW19	ESSO	2461115	4522946	2008	2.48	2.49	0.01	1
MW7	ESSO	2461095	4523008	2012	2.48	2.50	0.02	1
MW22	ESSO	2461203	4522932	2008	2.27	2.34	0.07	2
MW16	ESSO	2461092	4522754	2007	2.31	2.42	0.11	1
MW12	ESSO	2461036	4523080	2005	2.38	2.50	0.12	2
PB3	ESSO	2461186	4523040	2012	2.28	2.42	0.14	1
MW17	ESSO	2461252	4522801	2008	2.03	2.22	0.19	1
MW18	ESSO	2461180	4522794	2008	2.13	2.34	0.21	1
MW11	ESSO	2461276	4523101	2008	1.99	2.25	0.26	2
MW10	ESSO	2461082	4523196	2012	2.25	2.55	0.30	2
MW24	ESSO	2461073	4522913	2012	2.15	2.50	0.35	1
MW8	ESSO	2461139	4523135	2012	2.05	2.78	0.73	1
P13	FINTECNA	2461011	4523946	2012	3.57	3.12	-0.45	5
P25	FINTECNA	2460926	4523573	2012	3.07	2.63	-0.44	4
P26	FINTECNA	2460957	4523423	2012	2.95	2.58	-0.37	1
P1	FINTECNA	2461153	4523678	2012	3.44	3.09	-0.35	3

Prosegue a pagina successiva

Segue da pagina precedente

NOME	AZIENDA	COORDX	COORDY	DATA	Carichi Idraulici Rilevati (mt slm)	Carichi Idraulici Simulati (mt slm)	Carichi Idraulici Residui (mt slm)	Slice best fit
P10	FINTECNA	2461226	4523610	2009	3.38	3.11	-0.27	5
P30	FINTECNA	2461088	4523622	2012	3.18	2.94	-0.24	2
P8	FINTECNA	2461176	4523878	2004	3.61	3.37	-0.24	6
P6	FINTECNA	2460935	4523744	2012	2.91	2.75	-0.16	2
P22	FINTECNA	2461073	4523292	2006	2.73	2.58	-0.15	1
P12S	FINTECNA	2461174	4523495	2012	2.94	2.80	-0.14	3
P14	FINTECNA	2461098	4523416	2012	2.80	2.67	-0.13	1
P23	FINTECNA	2460885	4523733	2004	2.77	2.65	-0.12	1
P3	FINTECNA	2461036	4523760	2012	3.04	2.93	-0.11	3
P19S	FINTECNA	2460995	4523648	2012	2.86	2.80	-0.06	1
P16	FINTECNA	2461023	4523702	2005	2.81	2.89	0.08	2
P27S	FINTECNA	2461006	4523310	2012	2.46	2.55	0.09	1
P5	FINTECNA	2461071	4523563	2007	2.74	2.83	0.09	4
P3	GED	2460384	4522125	2012	1.80	1.85	0.05	2
PZ215	ITALCOST	2460836	4524280	2014	4.98	4.85	-0.13	4
PZ212	ITALCOST	2460826	4524020	2007	3.39	3.50	0.11	2
PZ213	ITALCOST	2460946	4523990	2012	3.10	3.30	0.20	2
Pzi1	MAGNAGHI	2459798	4522304	2012	2.01	2.05	0.04	1
PZ8	MAGNAGHI	2459785	4522136	2012	1.57	1.63	0.06	1
Pzi2	MAGNAGHI	2459720	4522299	2012	1.98	2.06	0.08	1
PZ5	MAGNAGHI	2459825	4522154	2007	1.54	1.66	0.12	1
PZ6	MAGNAGHI	2459852	4522247	2009	1.72	1.92	0.20	1
Pzi3	MAGNAGHI	2459687	4522274	2007	1.79	1.99	0.20	1
PZ3	NAPOLETANA GAS	2459178	4522100	2012	1.23	1.41	0.18	1
PM13	NAPOLETANA GAS	2459395	4522184	2012	1.43	1.73	0.30	1
PZ8	PCM AUTOMATIVE	2461436	4524553	2012	5.70	5.41	-0.29	2
PP4	PCM AUTOMATIVE	2461233	4524494	2012	5.40	5.37	-0.03	2
P6	PETROLCHIMICA PARTENOPEA	2461305	4522475	2012	2.78	2.30	-0.48	1
P2	PETROLCHIMICA PARTENOPEA	2461223	4522278	2012	2.45	2.26	-0.19	1
P4	PETROLCHIMICA PARTENOPEA	2461235	4522411	2011	2.46	2.30	-0.16	2
P5	PETROLCHIMICA PARTENOPEA	2461362	4522567	2006	2.41	2.28	-0.13	1
Pz12	PETRONAS	2461654	4523991	2004	5.25	5.35	0.10	1
PZG	PETRONAS	2461653	4523850	2004	4.69	4.82	0.13	2
Pz1	PETRONAS	2461588	4523871	2012	4.71	4.86	0.15	3
Pz13	PETRONAS	2461677	4524046	2012	5.30	5.50	0.20	2
PZN	PETRONAS	2461749	4523863	2012	4.80	5.03	0.23	4
Pz14	PETRONAS	2461729	4523917	2004	5.05	5.28	0.23	4
P10	POSTE ITALIANE	2459025	4522192	2008	1.66	1.66	0.00	2
P9	POSTE ITALIANE	2459040	4522264	2012	1.86	1.93	0.07	1
P3	POSTE ITALIANE	2459502	4522271	2012	1.83	2.00	0.17	1
P4	POSTE ITALIANE	2459450	4522154	2012	1.33	1.64	0.31	2
S1	Q8 QUASER	2461221	4521869	2014	2.21	2.12	-0.09	2
S2	Q8 QUASER	2461160	4521882	2004	1.91	2.00	0.09	2

Prosegue a pagina successiva

Segue da pagina precedente

NOME	AZIENDA	COORDX	COORDY	DATA	Carichi Idraulici Rilevati (mt slm)	Carichi Idraulici Simulati (mt slm)	Carichi Idraulici Residui (mt slm)	Slice best fit
BMW3	Q8 BENIT	2460816	4521796	2012	2.02	1.54	-0.48	1
MW48	Q8 BENIT	2460972	4521912	2012	2.18	1.77	-0.41	1
BMW1	Q8 BENIT	2460915	4521883	2007	2.11	1.79	-0.32	3
SW14	Q8 BENIT	2460781	4521859	2012	1.90	1.60	-0.30	3
BMW10	Q8 BENIT	2460859	4521935	2013	2.07	1.77	-0.30	1
MW50	Q8 BENIT	2460748	4521750	2013	1.68	1.45	-0.23	3
BMW7	Q8 BENIT	2460792	4521947	2007	1.92	1.71	-0.21	2
BMW10	Q8 BENIT	2460859	4521935	2012	1.89	1.70	-0.19	1
SW13	Q8 BENIT	2460855	4521806	2012	1.73	1.56	-0.17	1
SW04	Q8 BENIT	2460804	4521853	2012	1.75	1.59	-0.16	1
BMW2	Q8 BENIT	2460973	4521885	2004	1.87	1.72	-0.15	1
MW52	Q8 BENIT	2460796	4522010	2012	1.91	1.76	-0.15	1
BMW1	Q8 BENIT	2460915	4521883	2012	1.75	1.66	-0.09	1
SW10	Q8 BENIT	2460782	4521820	2006	1.63	1.55	-0.08	1
SW11	Q8 BENIT	2460771	4521830	2014	1.63	1.56	-0.07	1
BMW6	Q8 BENIT	2460746	4521870	2005	1.54	1.60	0.06	1
BMW15	Q8 BENIT	2460712	4521918	2012	1.51	1.66	0.15	1
MW51	Q8 BENIT	2460667	4521818	2012	1.31	1.52	0.21	1
BMW13	Q8 BENIT	2460707	4521849	2004	1.35	1.57	0.22	1
DMW8	Q8 KRC	2461936	4523240	2012	4.14	3.76	-0.38	1
DMW4	Q8 KRC	2462174	4523523	2012	5.92	5.54	-0.38	4
RMW6	Q8 KRC	2461837	4522906	2012	3.09	2.72	-0.37	1
DMW11	Q8 KRC	2462243	4523450	2012	6.13	5.77	-0.36	1
RMW2	Q8 KRC	2461857	4523060	2012	3.17	2.82	-0.35	3
DMW14	Q8 KRC	2462146	4523130	2012	5.50	5.15	-0.35	1
RMW9	Q8 KRC	2461447	4522852	2012	1.96	1.63	-0.33	1
DMW18	Q8 KRC	2462351	4522931	2009	6.82	6.54	-0.28	4
DMW15	Q8 KRC	2461994	4522952	2004	4.26	4.00	-0.26	3
DMW5	Q8 KRC	2462035	4523413	2012	5.00	4.75	-0.25	1
DMW7	Q8 KRC	2461861	4523228	2012	3.63	3.40	-0.23	3
DMW16	Q8 KRC	2462259	4522921	2012	6.25	6.03	-0.22	1
RMW8	Q8 KRC	2461572	4522995	2004	2.06	1.87	-0.19	1
DMW3	Q8 KRC	2461932	4523534	2004	4.83	4.65	-0.18	4
DMW21	Q8 KRC	2462426	4523170	2004	7.03	6.87	-0.16	1
RMW7	Q8 KRC	2461486	4523030	2011	2.03	1.91	-0.12	1
CMW11	Q8 KRC	2461628	4523381	2004	3.51	3.40	-0.11	1
EMW1	Q8 KRC	2461264	4523467	2012	2.89	2.81	-0.08	2
DMW17	Q8 KRC	2462470	4522997	2011	7.11	7.09	-0.02	3
CMW2	Q8 KRC	2461373	4523677	2011	3.47	3.46	-0.01	2
EMW5	Q8 KRC	2461313	4523068	2012	2.09	2.12	0.03	1
CMW10	Q8 KRC	2461718	4523393	2005	3.57	3.65	0.08	1
EMW3	Q8 KRC	2461286	4523300	2012	2.52	2.61	0.09	1
CMW4	Q8 KRC	2461526	4523440	2005	3.22	3.31	0.09	1

Prosegue a pagina successiva

Segue da pagina precedente

NOME	AZIENDA	COORDX	COORDY	DATA	Carichi Idraulici Rilevati (mt slm)	Carichi Idraulici Simulati (mt slm)	Carichi Idraulici Residui (mt slm)	Slice best fit
CMW12	Q8 KRC	2461576	4523350	2012	3.08	3.18	0.10	2
RMW3	Q8 KRC	2461456	4522896	2005	1.55	1.66	0.11	1
CMW6	Q8 KRC	2461349	4523483	2007	2.90	3.01	0.11	2
CMW3	Q8 KRC	2461436	4523507	2004	3.11	3.22	0.11	1
CMW8	Q8 KRC	2461453	4523427	2012	2.99	3.11	0.12	2
DMW1	Q8 KRC	2461746	4523800	2004	4.70	4.82	0.12	4
EMW2	Q8 KRC	2461273	4523395	2007	2.61	2.74	0.13	1
CMW9	Q8 KRC	2461695	4523475	2012	3.67	3.80	0.13	3
CMW5	Q8 KRC	2461802	4523459	2008	3.89	4.05	0.16	6
RMW5	Q8 KRC	2461761	4523205	2004	2.71	2.93	0.22	2
DMW20	Q8 KRC	2461686	4523600	2008	3.78	4.08	0.30	4
RMW1	Q8 KRC	2461418	4523167	2012	2.01	2.36	0.35	1
DMW6	Q8 KRC	2461812	4523313	2012	2.69	3.51	0.82	1
DMW2	Q8 KRC	2461781	4523672	2012	3.57	4.52	0.95	1
PM1	Q8 PV7247	2460899	4521963	2007	1.99	1.73	-0.26	3
PM3	Q8 PVF6629	2460132	4522268	2004	1.77	1.88	0.11	2
PM7	Q8 PVF6629	2460118	4522302	2012	1.76	1.94	0.18	1
P13	WHIRLPOOL	2461976	4522220	2012	4.83	4.54	-0.29	1

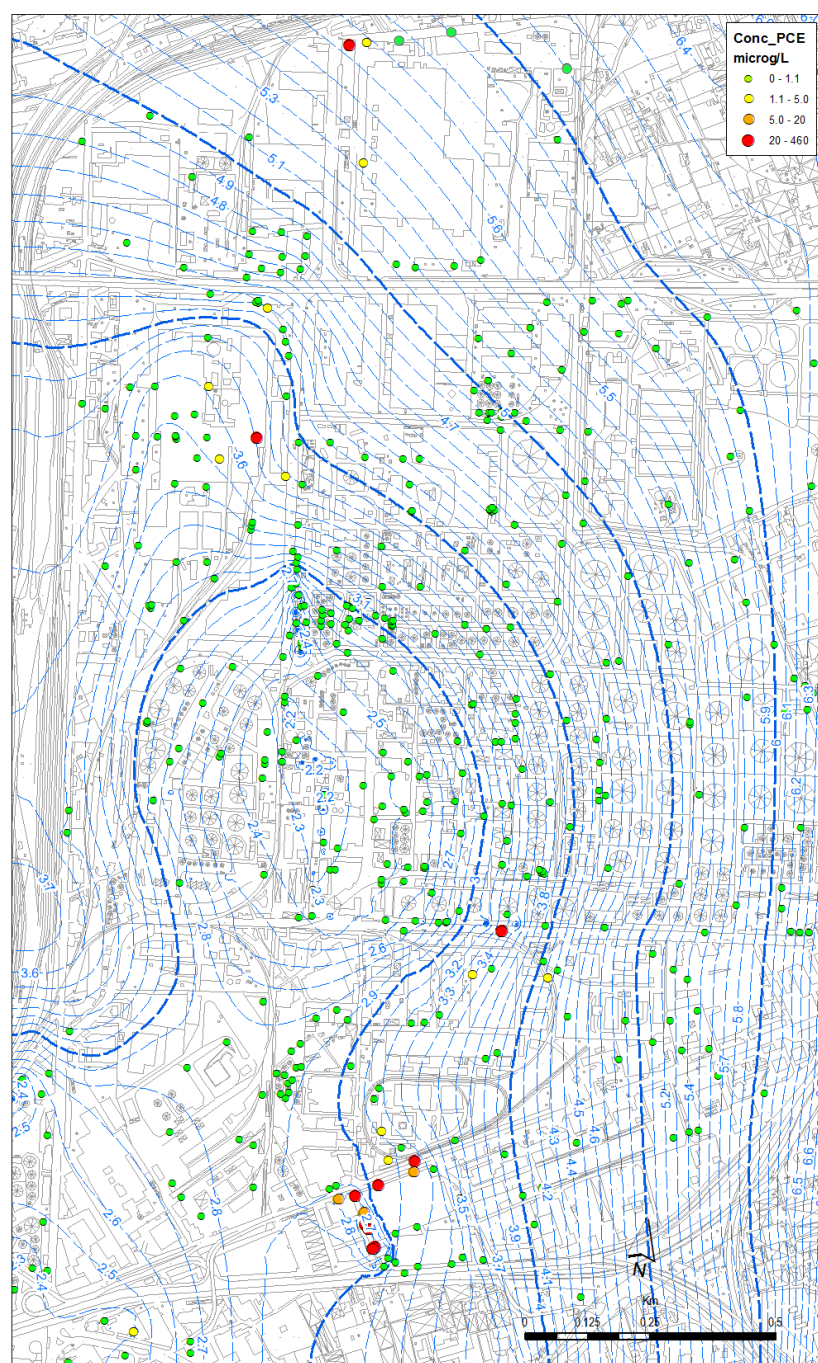
ALLEGATI

MAPPE DI ISOCONCENTRAZIONE

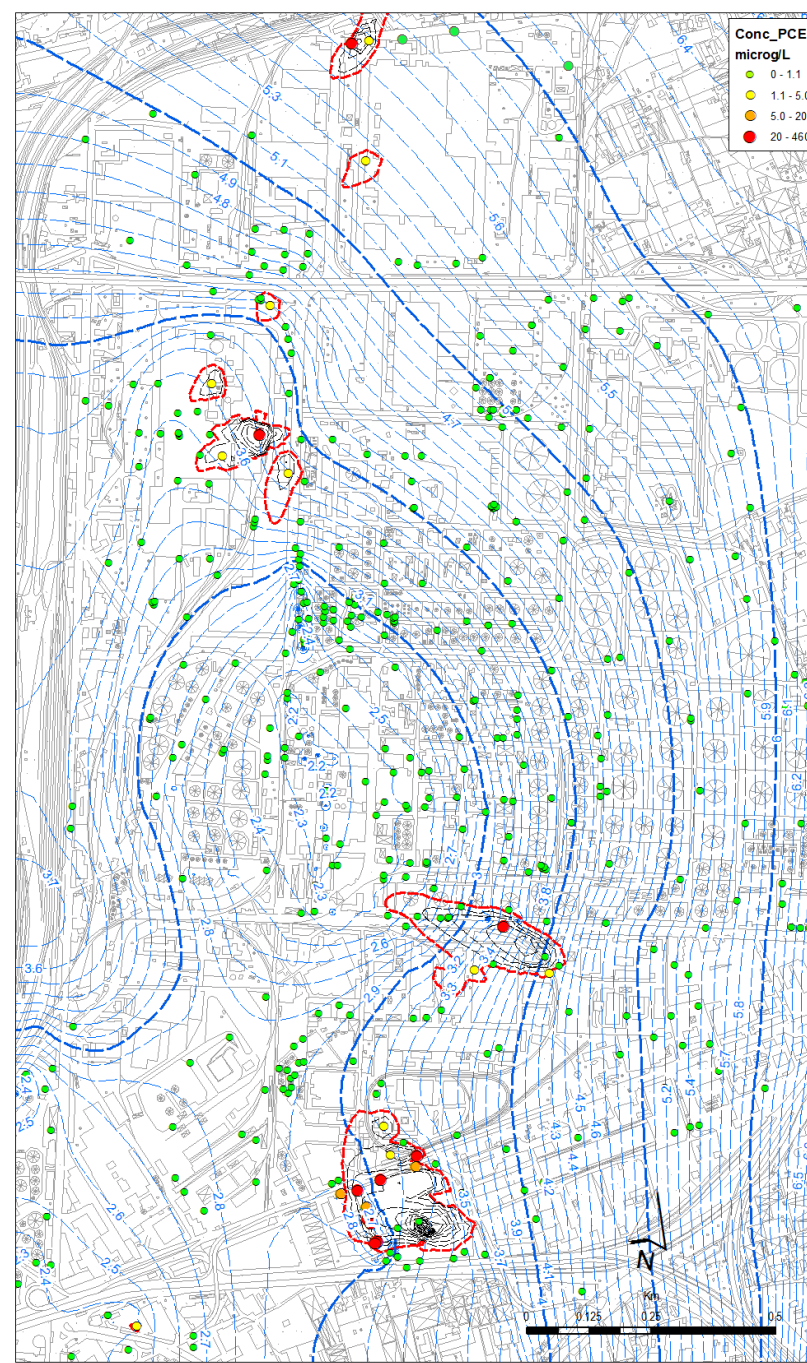
SOLUZIONI DEL MODELLO DI TRASPORTO DEGLI INQUINANTI

MAPPE DI ISOCONCENTRAZIONE: TETRACLOROETILENE (PCE)

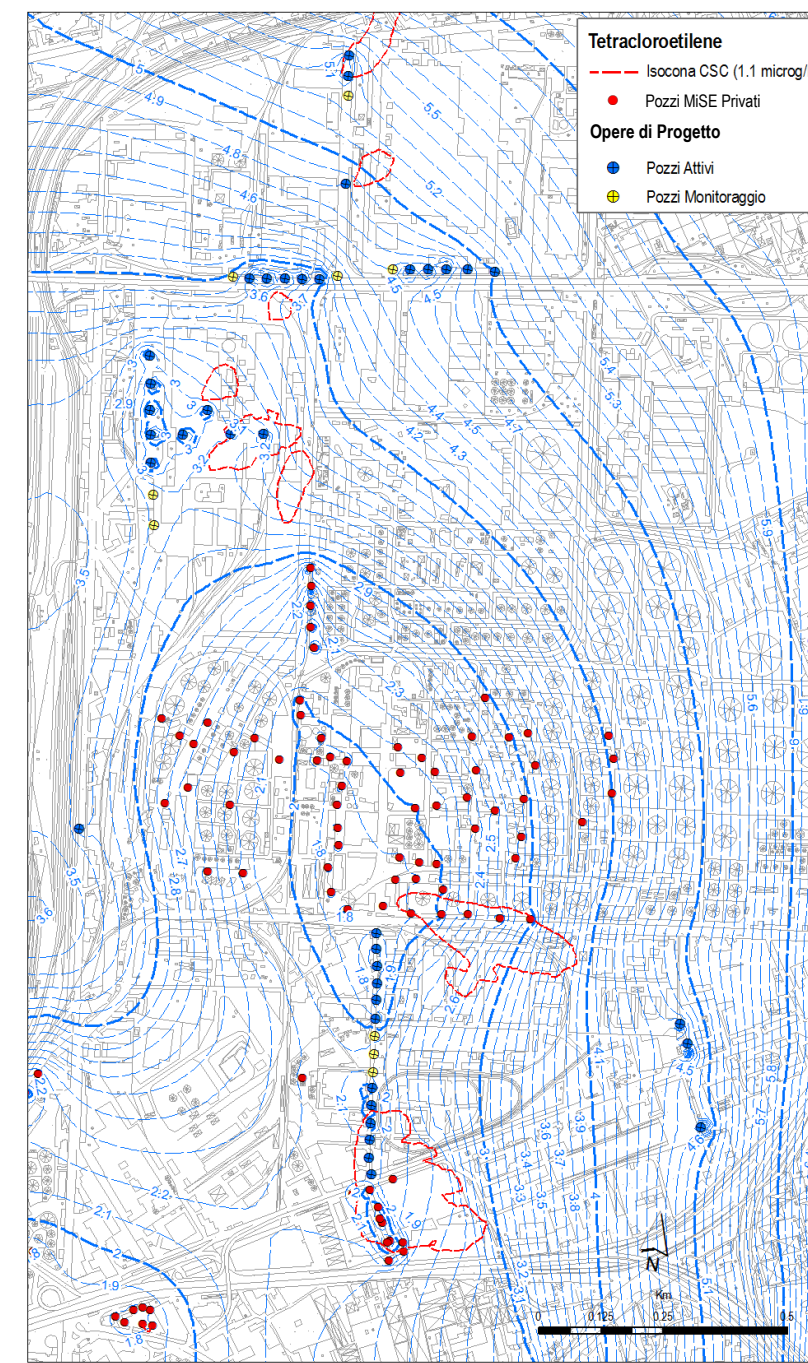
DETERMINAZIONI ANALITICHE



RICOSTRUZIONE PLUMES DI CONTAMINAZIONE (MODELLO)

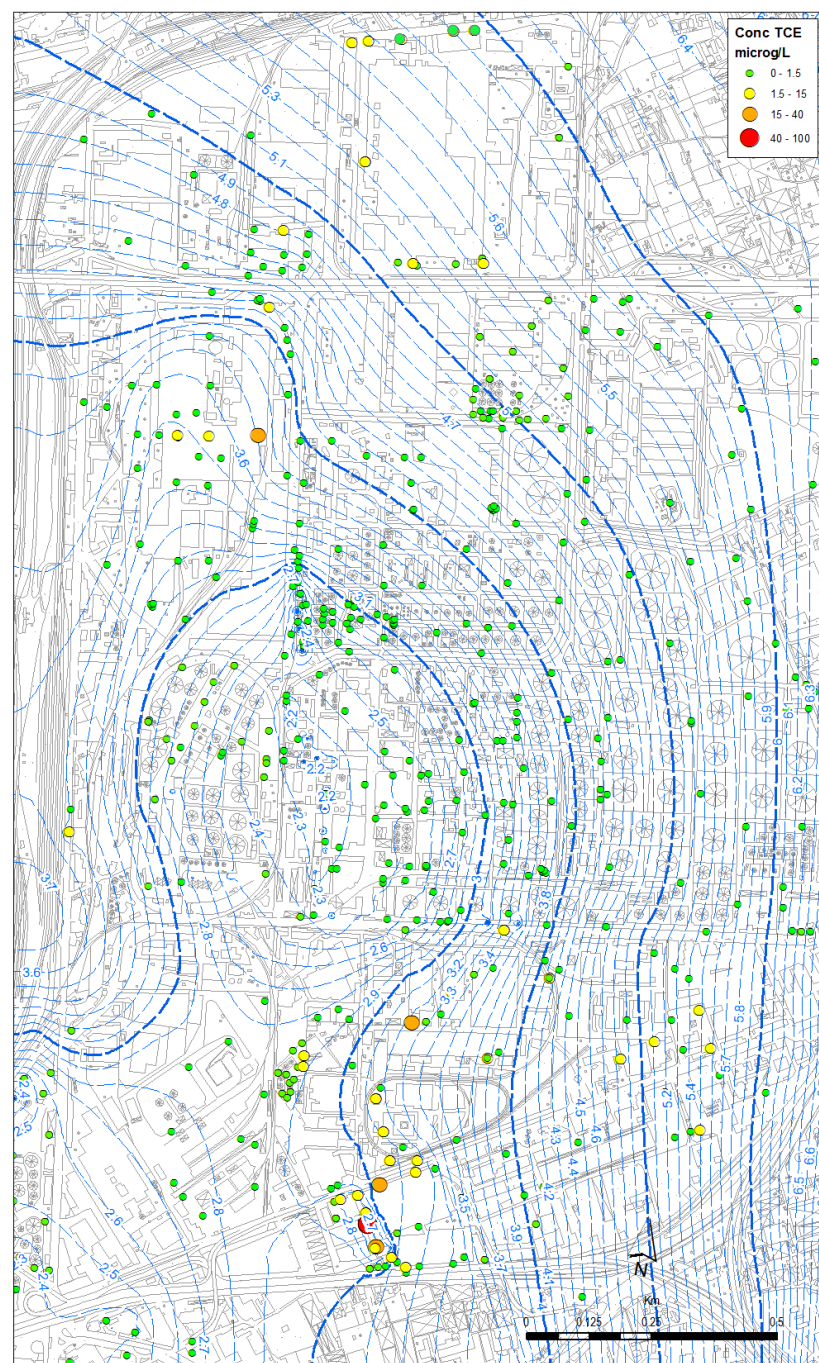


SIMULAZIONE EFFICIENZA SISTEMI DI MiSE / BONIFICA

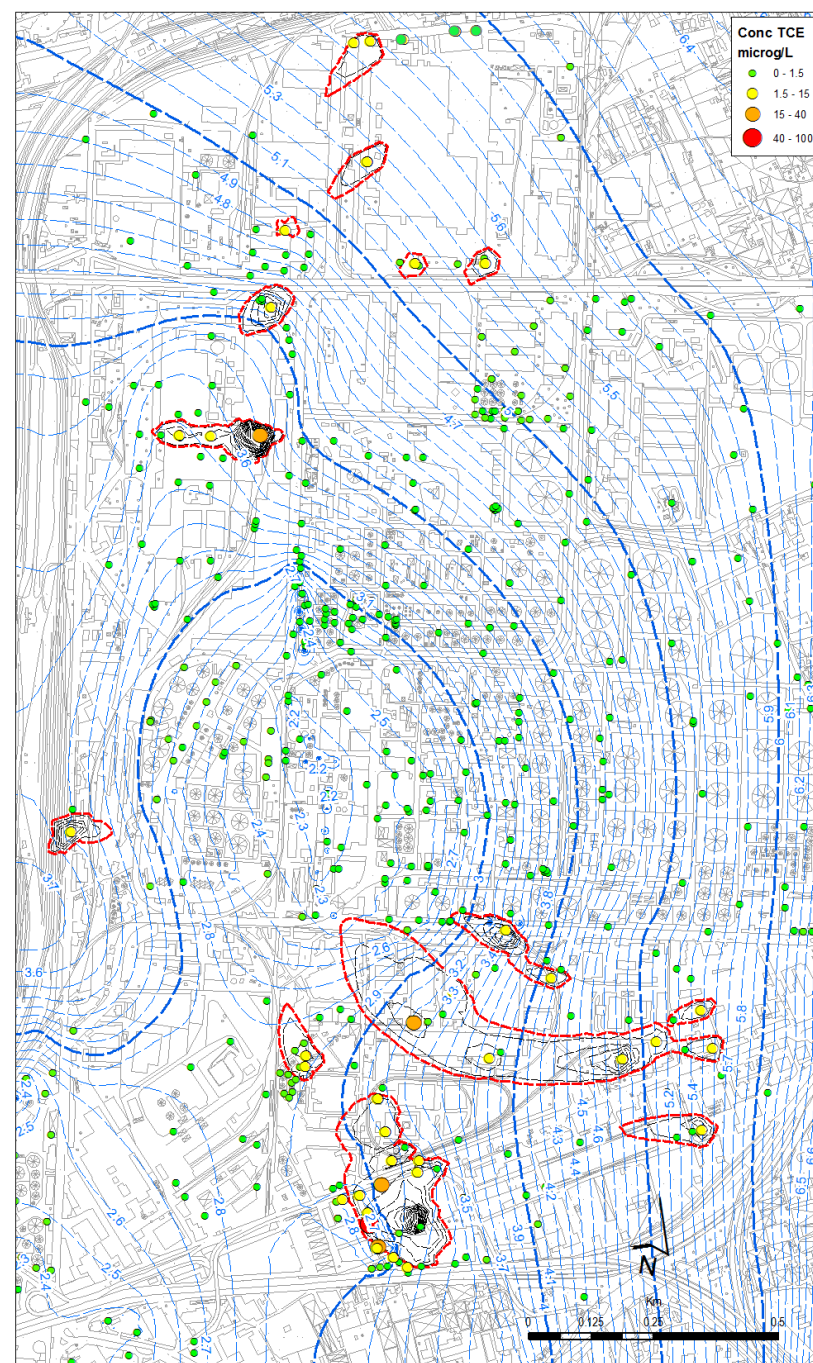


MAPPE DI ISOCONCENTRAZIONE: TRICLOROETILENE (TCE)

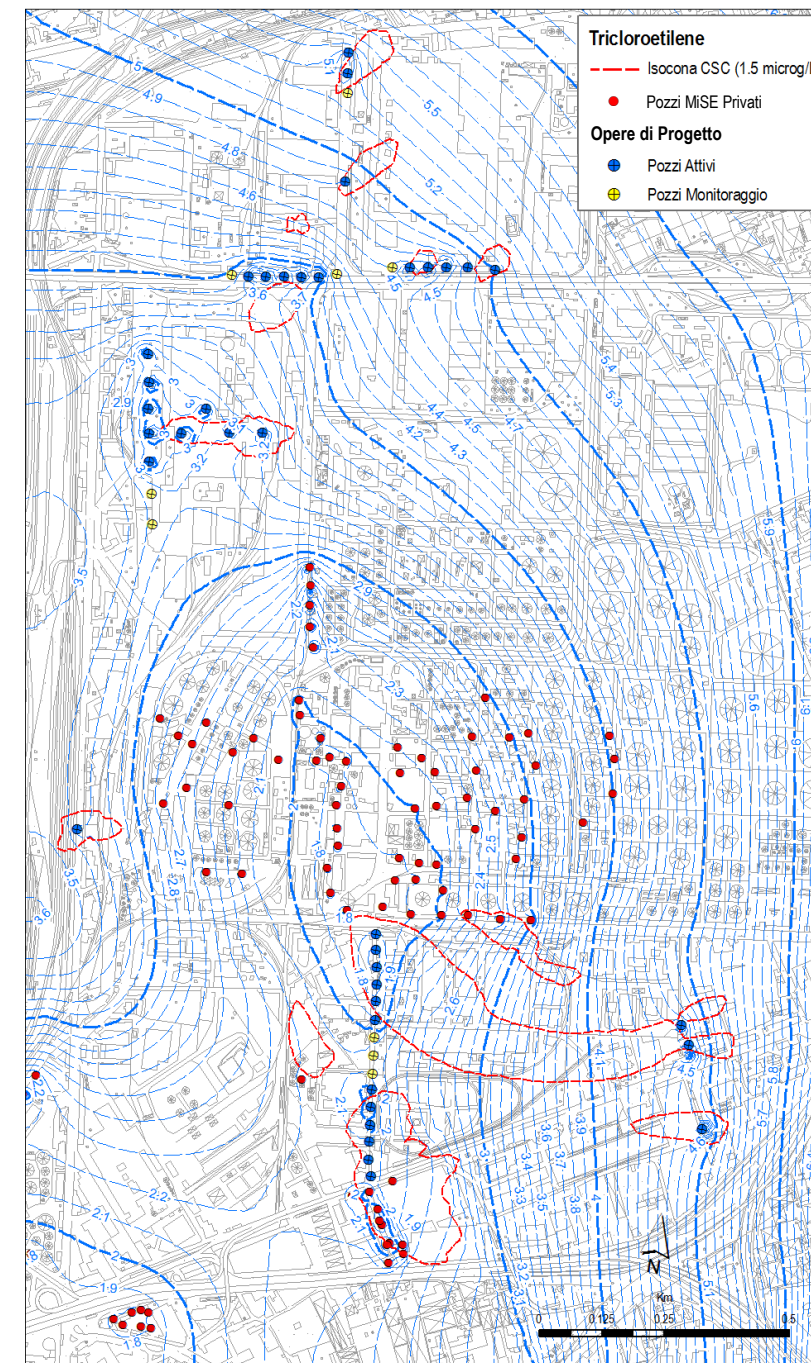
DETERMINAZIONI ANALITICHE



RICOSTRUZIONE PLUMES DI CONTAMINAZIONE (MODELLO)

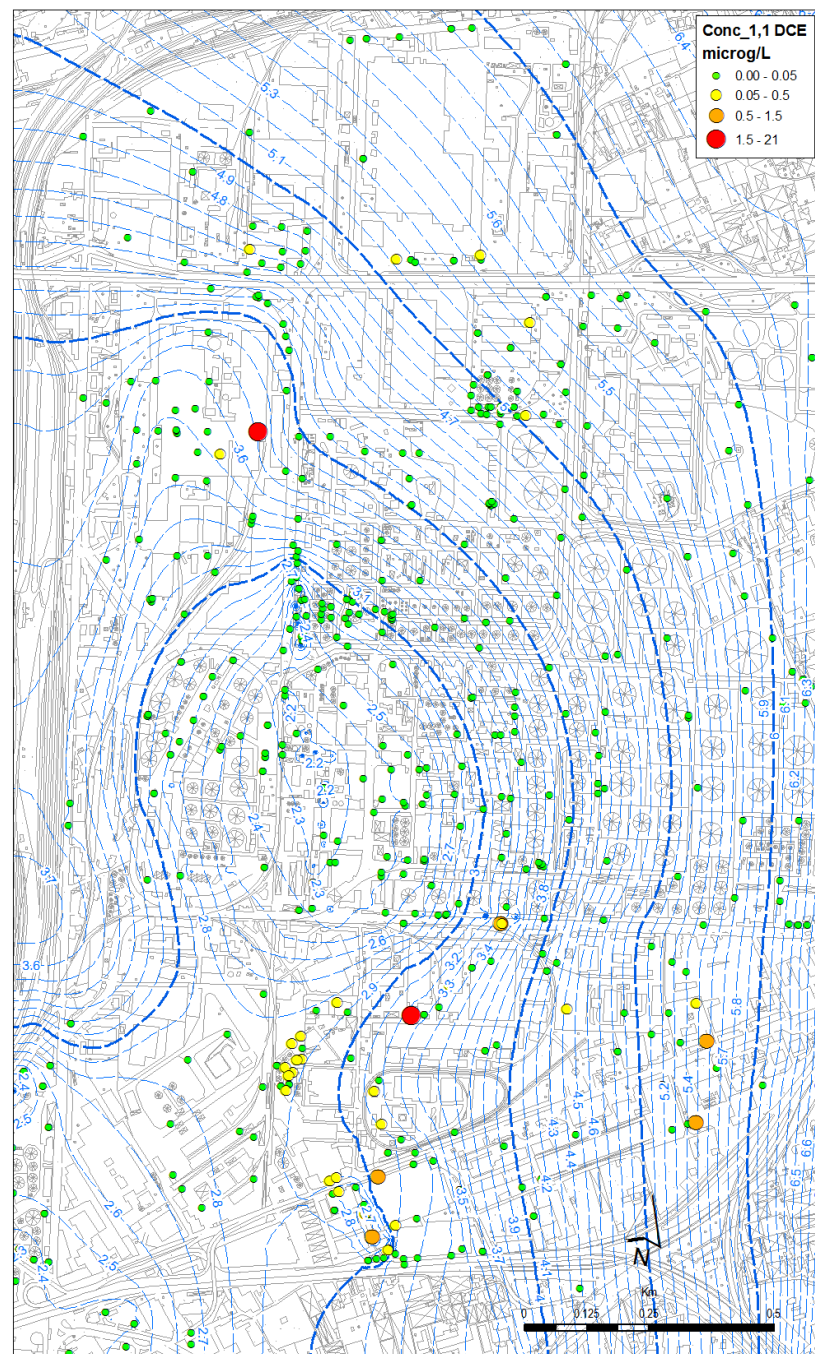


SIMULAZIONE EFFICIENZA SISTEMI DI MISE / BONIFICA

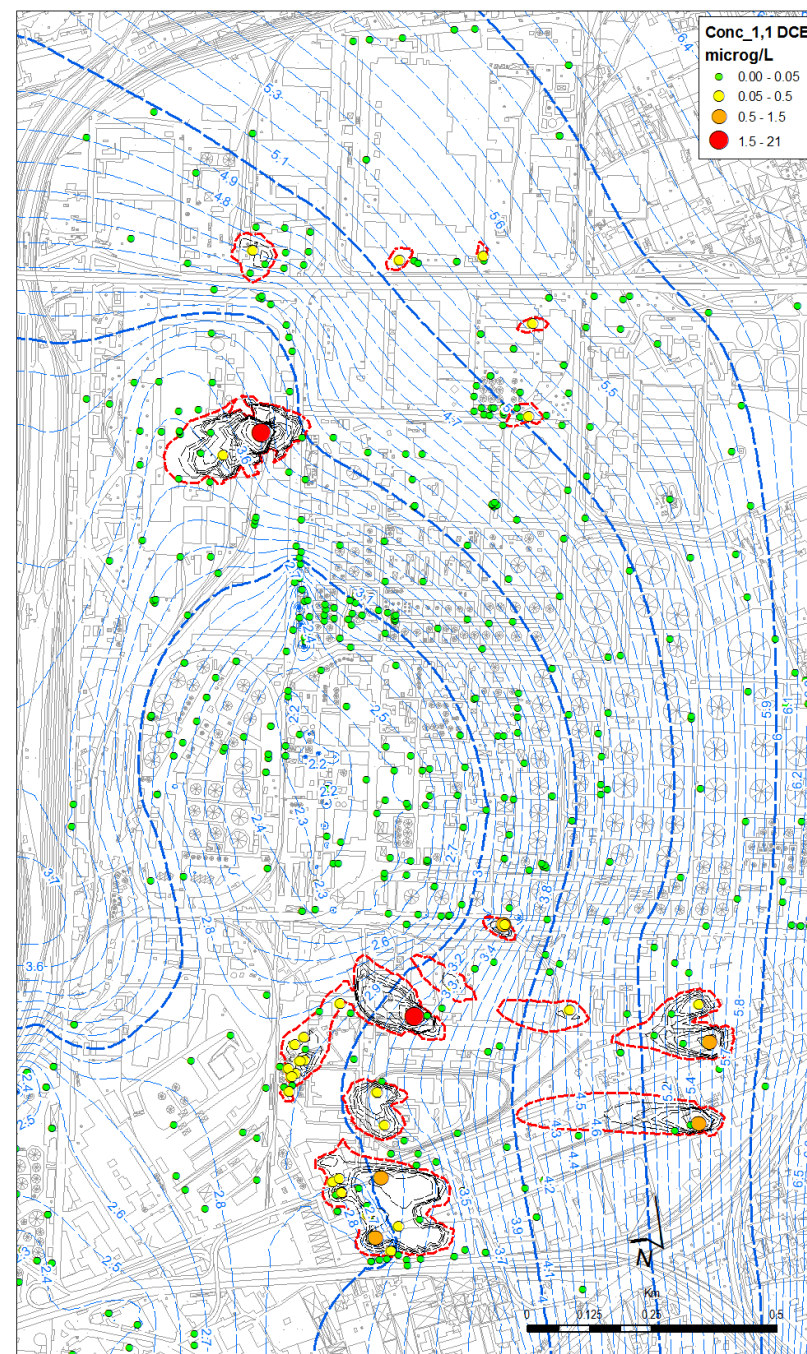


MAPPE DI ISOCONCENTRAZIONE: 1,1 DICLOROETILENE (1,1 DCE)

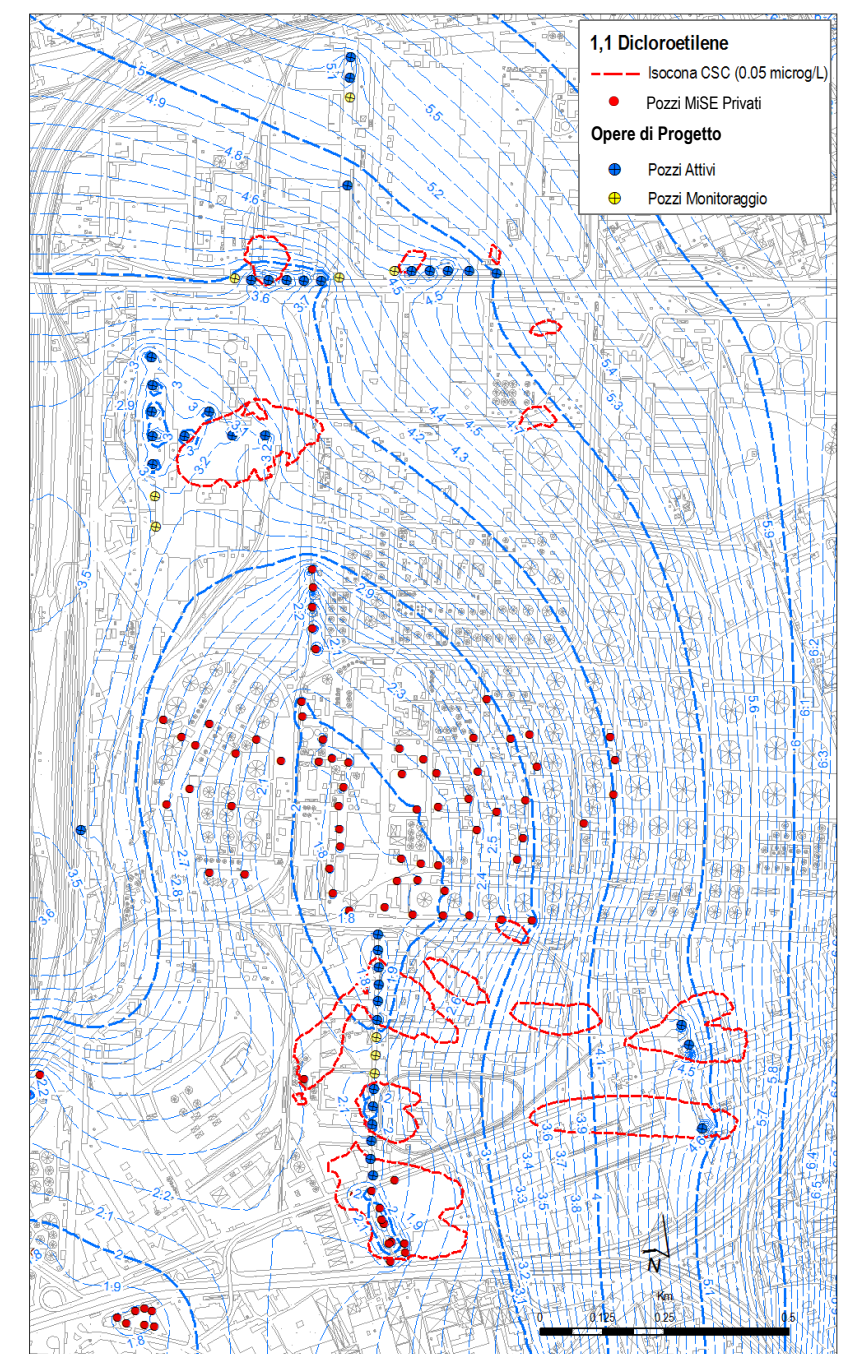
DETERMINAZIONI ANALITICHE



RICOSTRUZIONE PLUMES DI CONTAMINAZIONE (MODELLO)

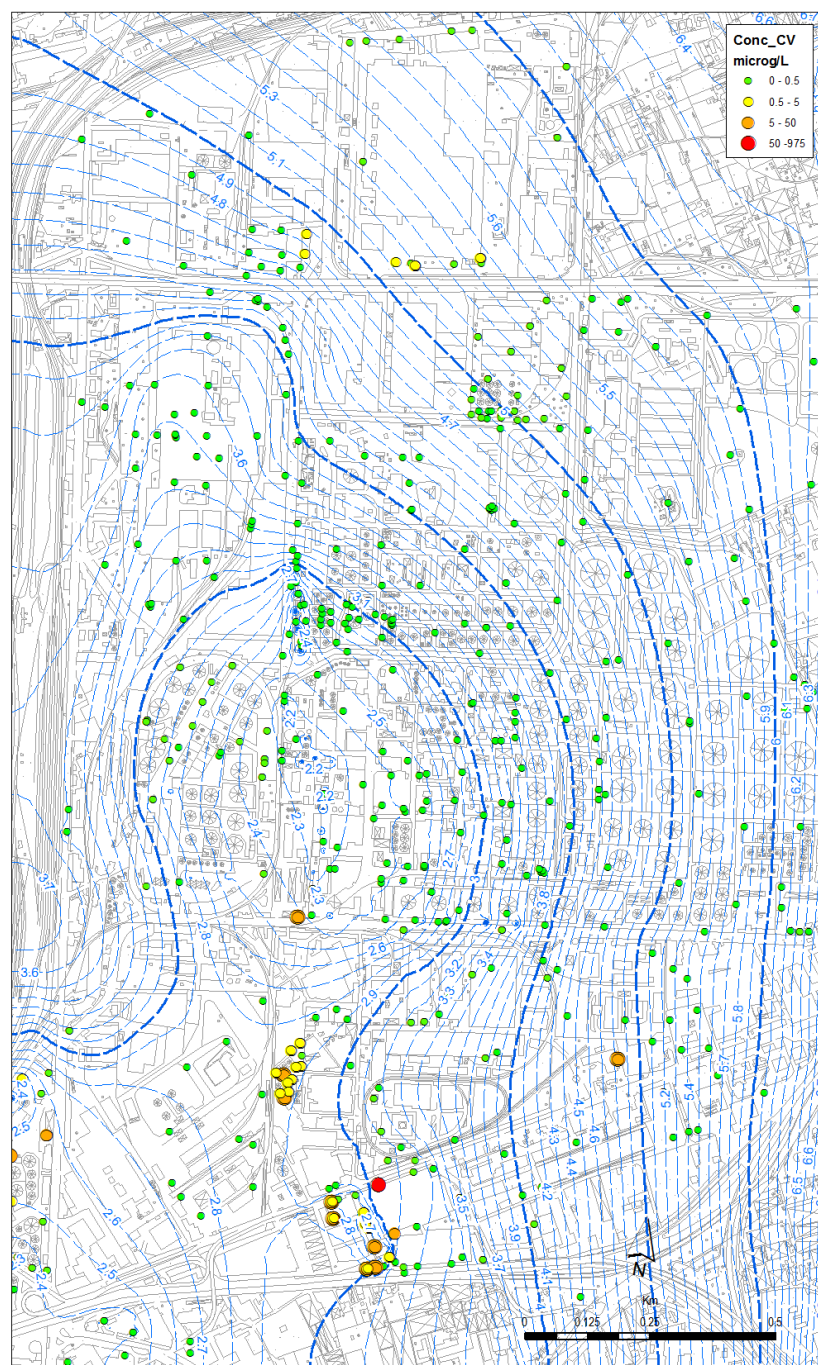


SIMULAZIONE EFFICIENZA SISTEMI DI MISE / BONIFICA

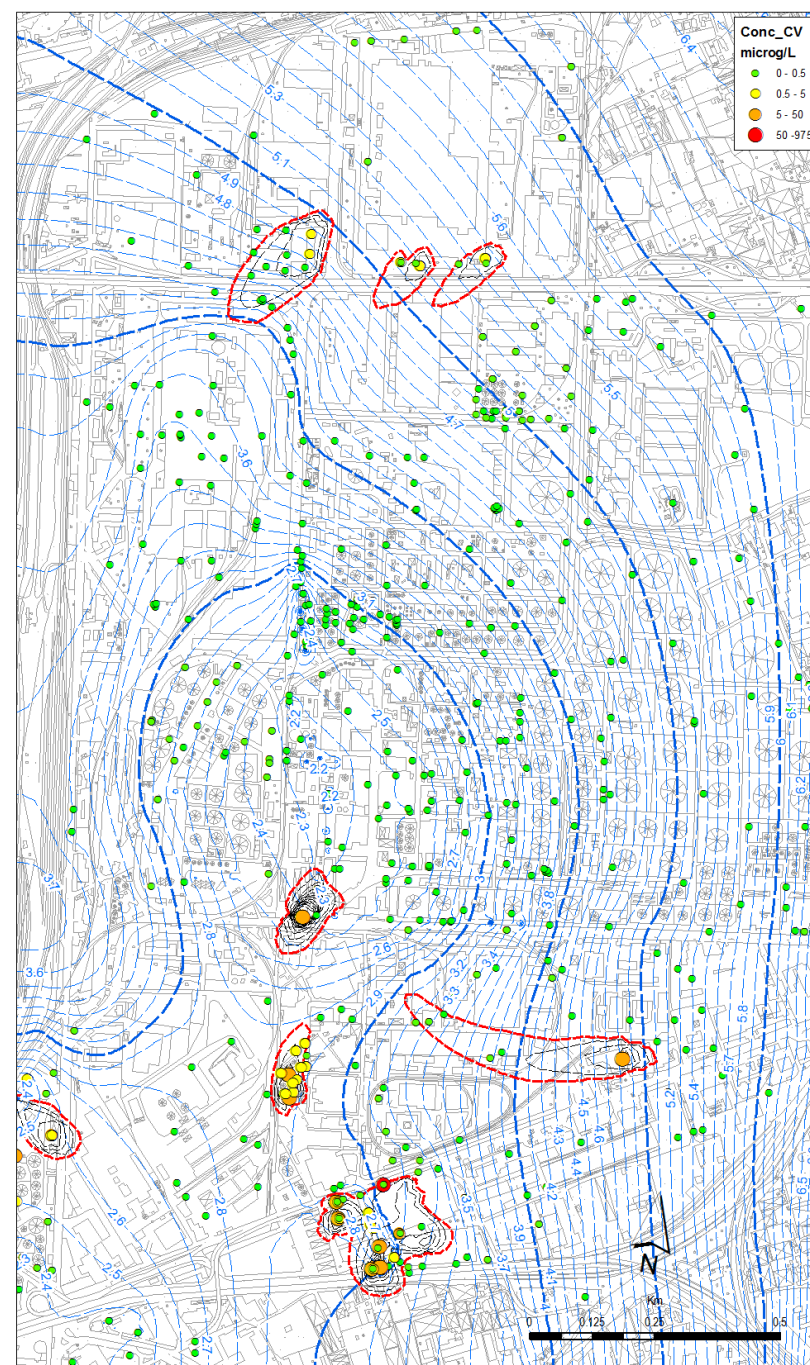


MAPPE DI ISOCONCENTRAZIONE: CLORURO DI VINILE (CV)

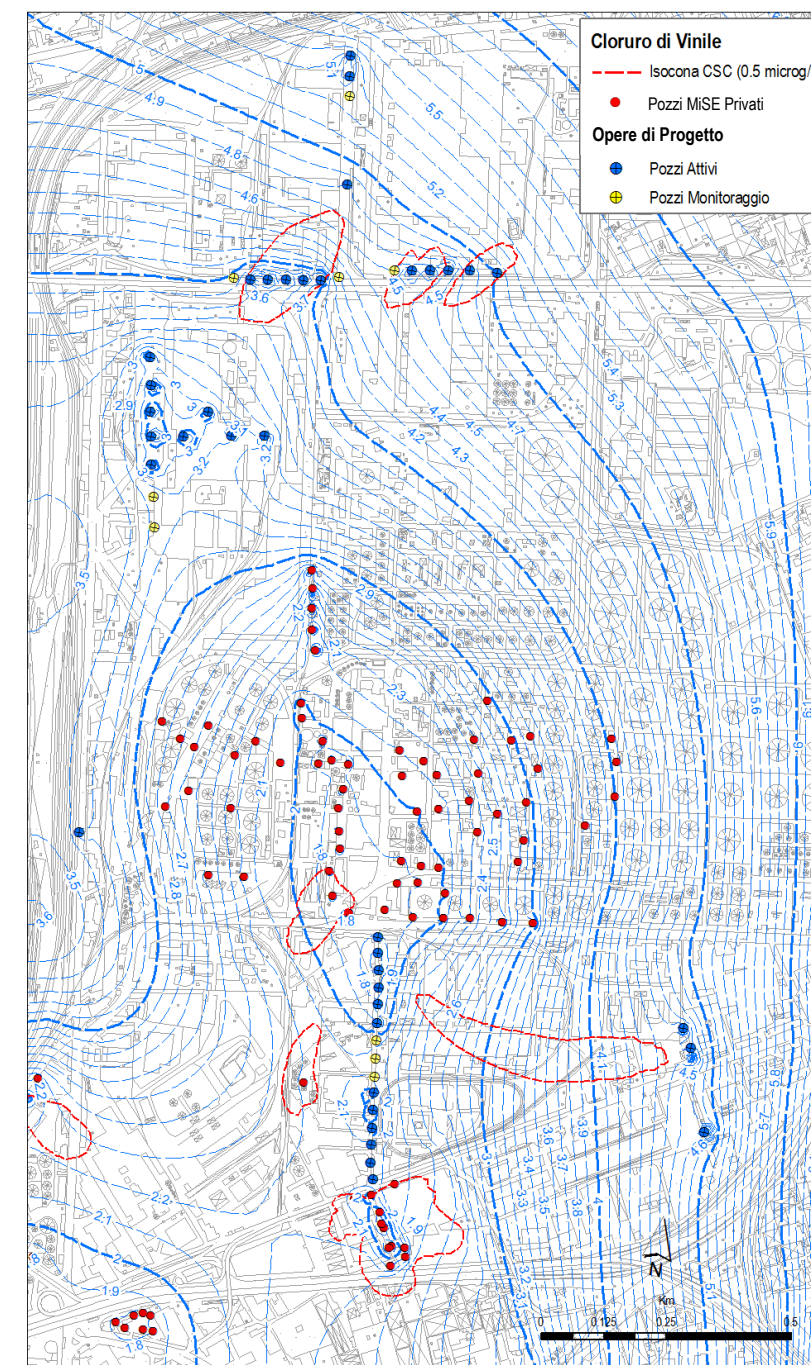
DETERMINAZIONI ANALITICHE



RICOSTRUZIONE PLUMES DI CONTAMINAZIONE (MODELLO)

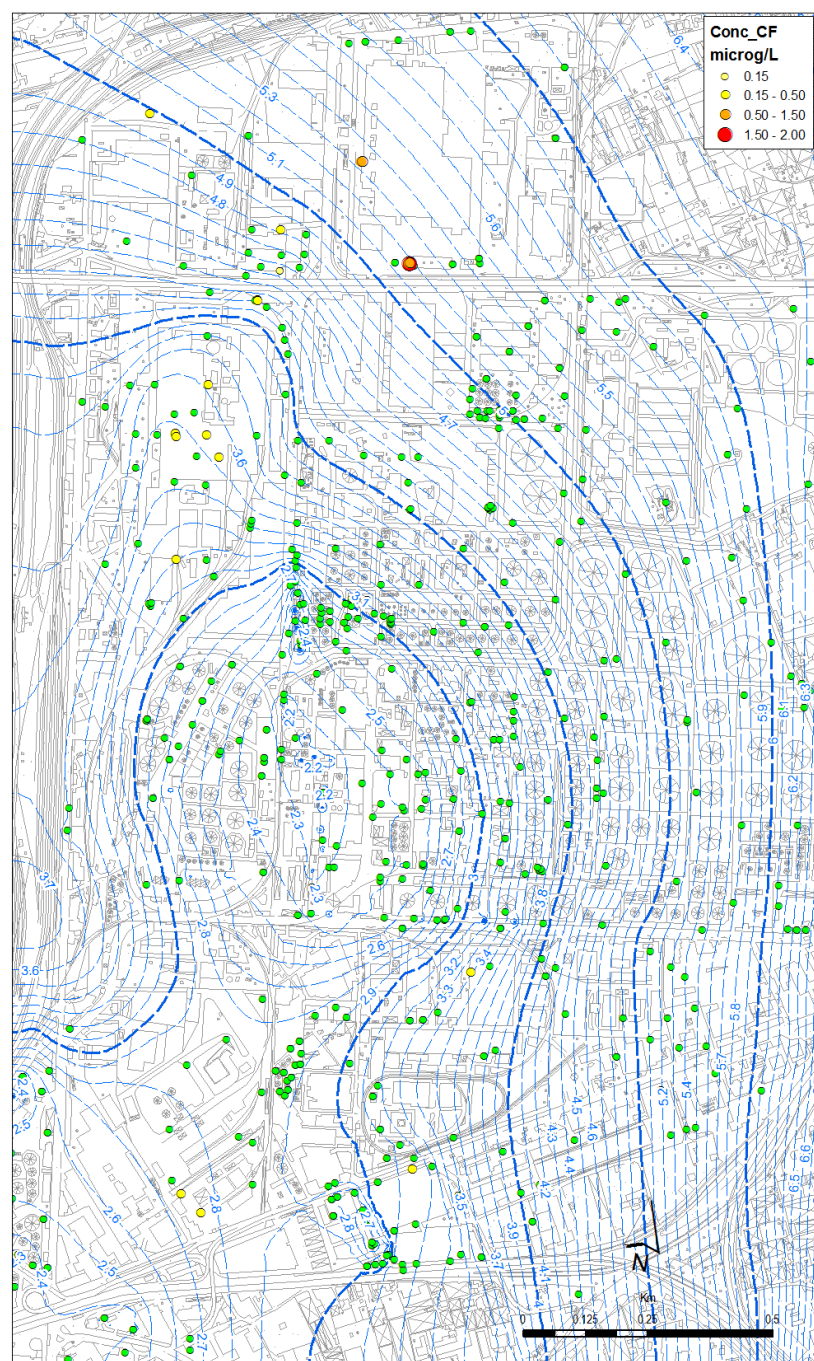


SIMULAZIONE EFFICIENZA SISTEMI DI MiSE / BONIFICA

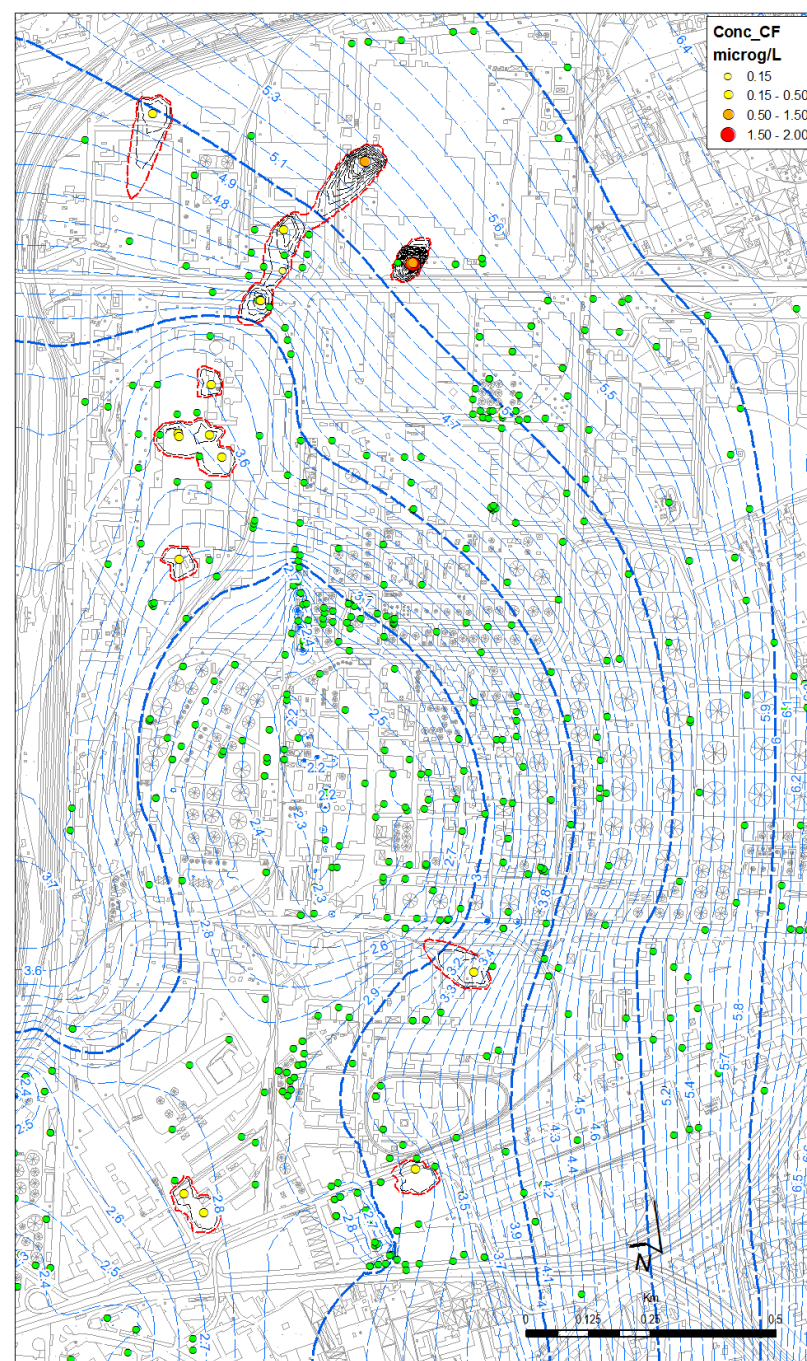


MAPPE DI ISOCONCENTRAZIONE: TRICLOROMETANO (CF)

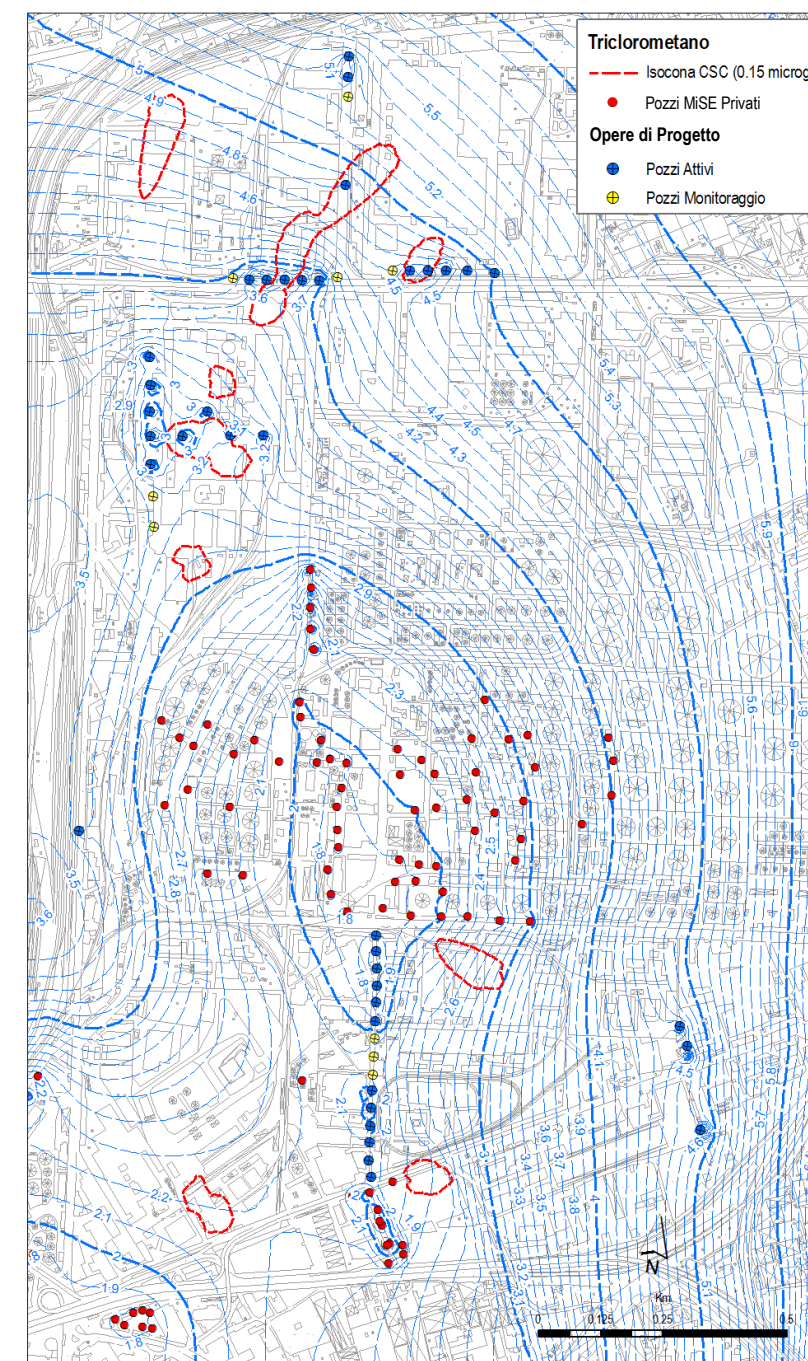
DETERMINAZIONI ANALITICHE



RICOSTRUZIONE PLUMES DI CONTAMINAZIONE (MODELLO)

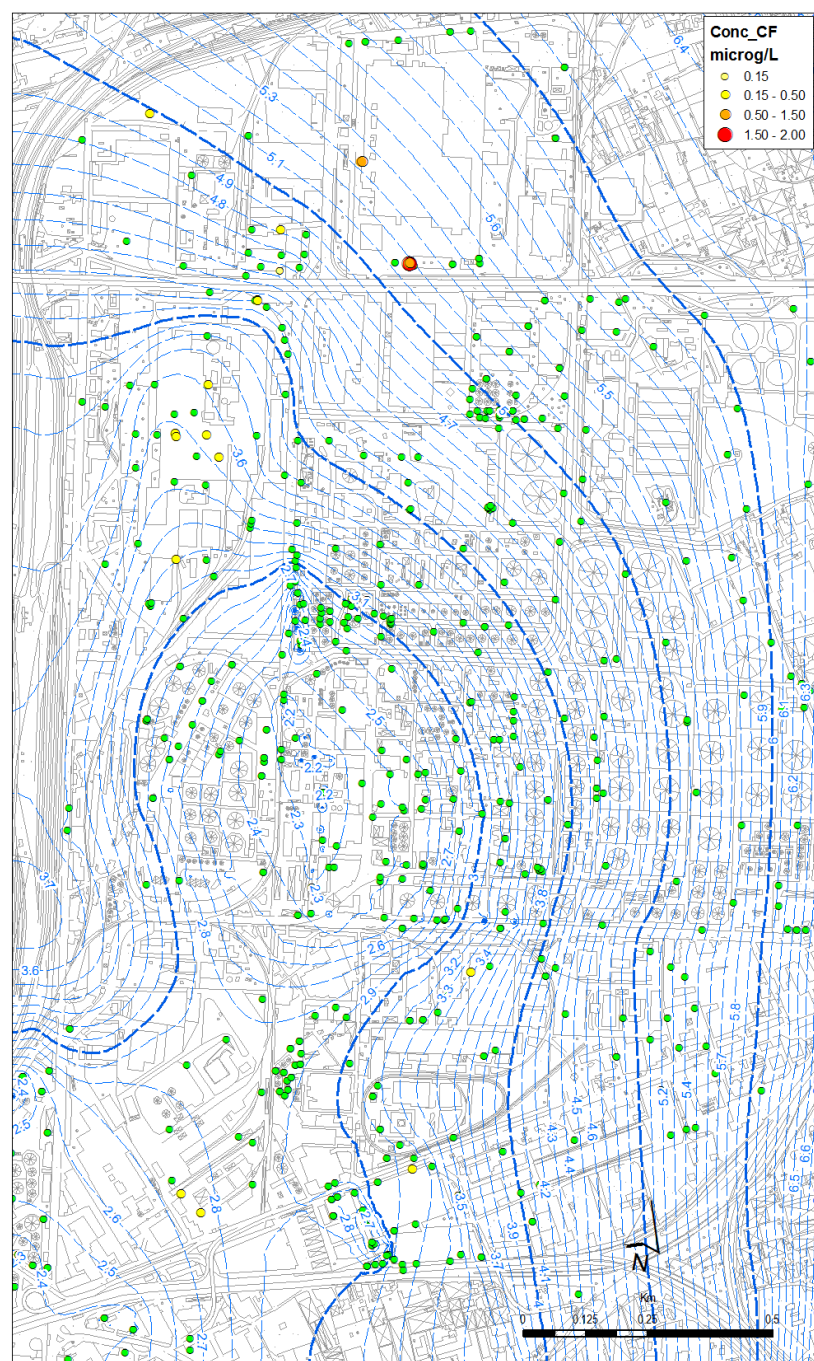


SIMULAZIONE EFFICIENZA SISTEMI DI MISE / BONIFICA

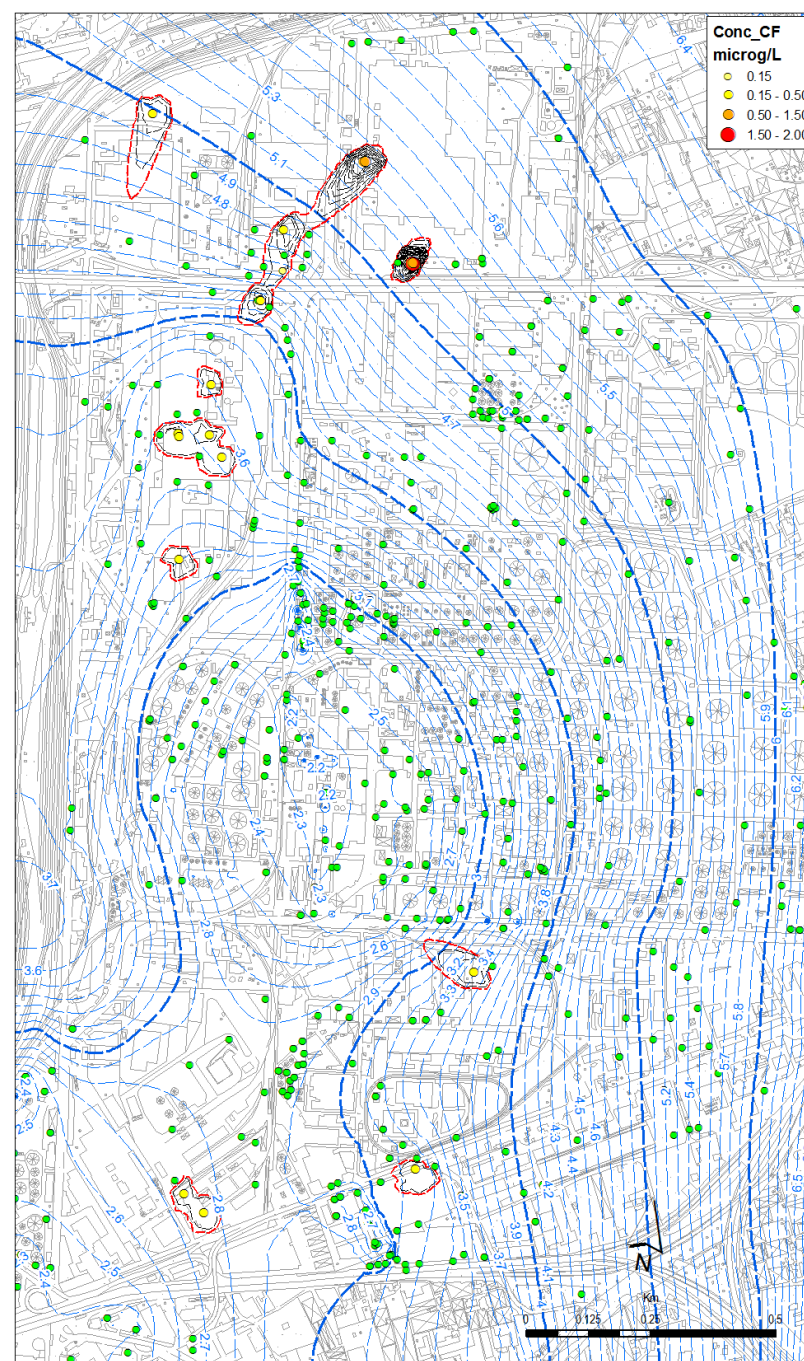


MAPPE DI ISOCONCENTRAZIONE: TRICLOROMETANO (CF)

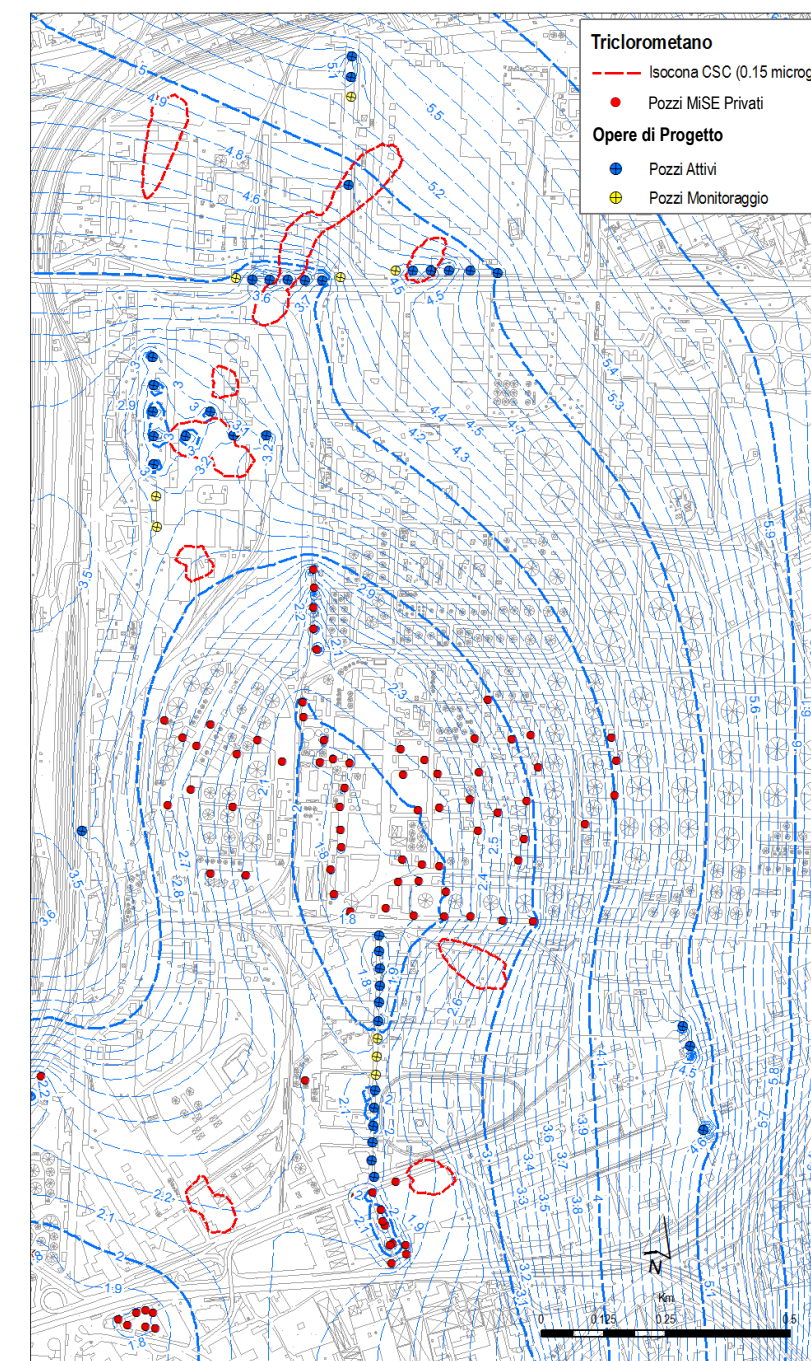
DETERMINAZIONI ANALITICHE



RICOSTRUZIONE PLUMES DI CONTAMINAZIONE (MODELLO)

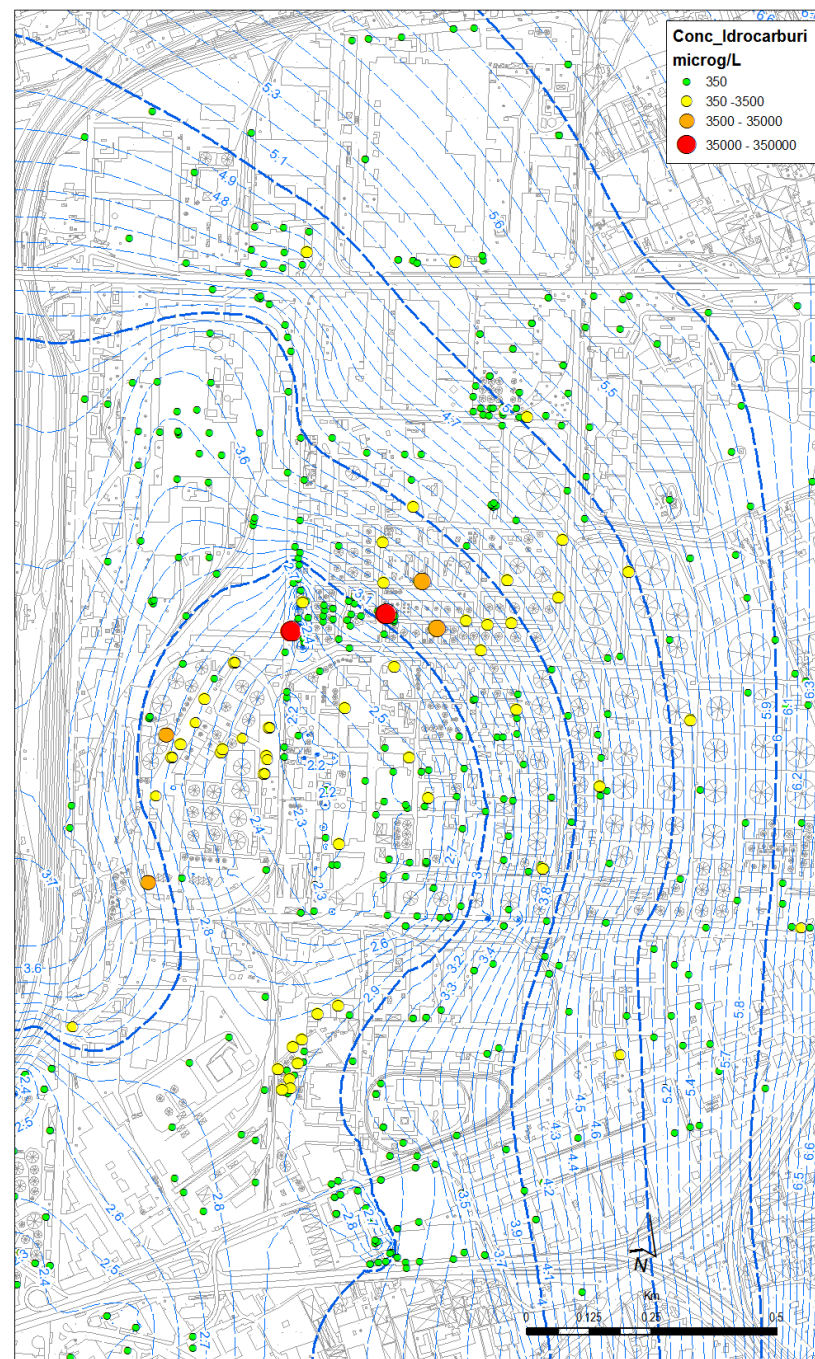


SIMULAZIONE EFFICIENZA SISTEMI DI MiSE / BONIFICA

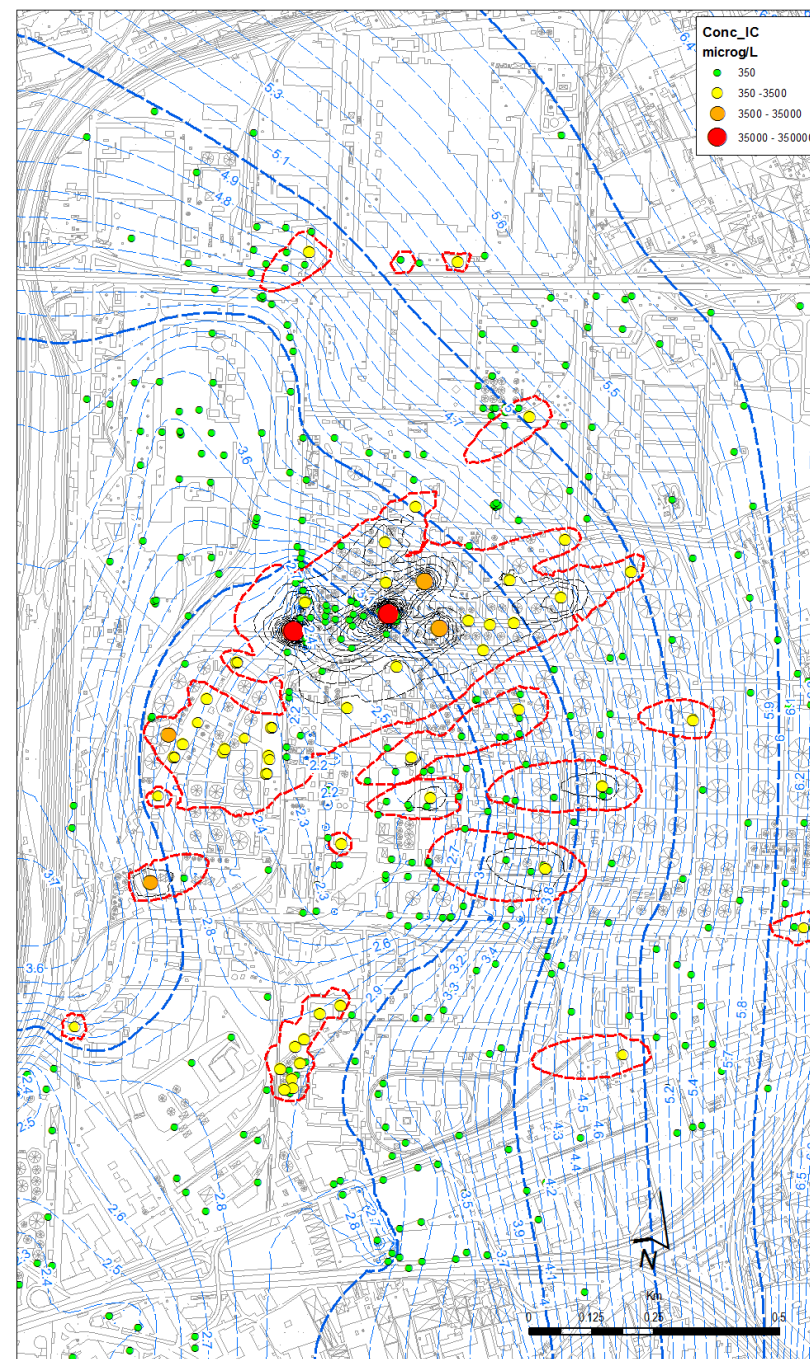


MAPPE DI ISOCONCENTRAZIONE: IDROCARBURI TOTALI

DETERMINAZIONI ANALITICHE



RICOSTRUZIONI PLUMES DI CONTAMINAZIONE (MODELLO)



SIMULAZIONE EFFICIENZA SISTEMI DI MiSE / BONIFICA

