

**CARATTERIZZAZIONE DEI SITI CONTAMINATI; IL PROBLEMA DELLA  
DISTRIBUZIONE DEI PUNTI DI CAMPIONAMENTO ED ANALISI DELLE  
MATRICI AMBIENTALI**

**Ing. Francesca De Luca**

**Tutor: Dr. Salvatore Spina**

## **Ringraziamenti**

Il presente studio, realizzato nell'ambito del "Programma di formazione ambientale attraverso stages sessione 2004/05", rappresenta una naturale continuazione del progetto di applicazione dei principi della geostatistica alle tematiche della Caratterizzazione di Siti Contaminati iniziato con il Dipartimento di Ingegneria Chimica, dei Materiali, delle Materie prime e Metallurgia dell'Università degli Studi di Roma. In questa sede si rivolge un ringraziamento al Prof. Giuseppe Raspa e alla sua struttura per i preziosi suggerimenti forniti nel corso del presente stage.

## **Prefazione**

Lo studio prende spunto dall'esigenza di ottimizzare le risorse destinate alla caratterizzazione di aree vaste soggette a contaminazione passiva; tale attività, nell'ambito dei siti d'interesse nazionale, è demandata alla Pubblica Amministrazione. Nello specifico è stato preso in considerazione il sito d'interesse nazionale del Basso Bacino del Fiume Chienti (area perimetrata con D.M. del 26 febbraio 2003; pubblicato nella G.U. del 27 maggio 2003).

Il Decreto Ministeriale 471/99, attribuisce un ruolo significativo al Piano della caratterizzazione. Tale strumento progettuale *“descrive dettagliatamente il sito e tutte le attività che si sono svolte o che ancora si svolgono; individua le correlazioni tra le attività svolte e tipo, localizzazione ed estensione della possibile contaminazione; descrive le caratteristiche delle componenti ambientali sia all'interno del sito che nell'area da questo influenzata; descrive le condizioni necessarie alla protezione ambientale e alla tutela della salute pubblica; presenta un piano delle indagini da attuare per definire tipo, grado ed estensione dell'inquinamento.”*

Il perno attorno a cui ruota il Piano della Caratterizzazione è il Modello Concettuale del sito, definito sulla base dell'analisi dei dati preesistenti, che rappresenta lo strumento in grado d'impostare il Piano di investigazione iniziale.

Date le caratteristiche del sito, (superficie piuttosto estesa e situazione di contaminazione accertata a partire, almeno, dal 1988 per inquinamento da nitrati -superamento del limite di 50 mg/l- e, successivamente, a partire dal maggio 1992 per un inquinamento da composti organo alogenti) e l'esigenza di procedere in tempi contenuti all'investigazione del sito, il Progetto di Caratterizzazione, approvato nel corso della Conferenza dei Servizi del febbraio 2005, è stato impostato adottando il principio della distribuzione sistematica dei punti di campionamento (ai nodi di una griglia regolare con passo variabile in funzione delle diverse tipologie di uso del suolo: 200mx200m; 100mx100m).

In parallelo è stato effettuato, sullo stesso sito, uno studio mirato alla distribuzione dei punti di campionamento applicando i principi della geostatistica, per verificare se esistevano le condizioni per un contenimento dei punti d'indagine (e quindi delle risorse) a parità di risultato atteso.

Una delle difficoltà espresse dal sito è l'assoluta mancanza d'informazioni sulle caratteristiche qualitative della matrice suolo/sottosuolo mentre esistono dati relativi ad alcuni punti d'acqua (circa 70 pozzi) distribuiti casualmente sul territorio.

Quale base dello studio sono state prese in considerazione le schede del monitoraggio effettuato dall'ARPAM di Macerata a partire dal mese di settembre 1997. Scopo del monitoraggio in corso è di accertare la presenza e la quantità di composti organoalogenati (C.O.A.) nelle acque di falda, essendo questi analiti gli elementi caratterizzanti il sito.

I punti di campionamento sono disomogenei sia per le loro caratteristiche (quota pozzo all'interno dell'acquifero; caratteristiche strutturali dei terreni interessati, caratteristiche costruttive), sia per il grado di contaminazione riscontrata (che è funzione della quantità di sostanza sversata e delle caratteristiche locali dell'acquifero quali gradiente idraulico, direzione delle linee di flusso, potenza del corpo idrico, nonché della quantità dei contaminanti migranti all'interno dell'acquifero, proveniente da altri pozzi più o meno vicini al punto d'acqua considerato).

Utilizzando i dati del monitoraggio, essendo queste le uniche informazioni disponibili, mediante il software SURFER abbiamo ottenuto una rappresentazione della contaminazione a distribuzione areale per superfici omogenee.

Un limite derivante da tale impostazione metodologica è l'ottenimento di cartografie diverse per ogni istante del monitoraggio considerato; delle cartografie elaborate (monitoraggio settembre 1997 febbraio 2004) abbiamo preso in considerazione il momento estremo misurato nell'ultimo periodo disponibile (settembre 2003-febbraio 2004): situazione più conservativa.

Come ulteriore contributo ai principi della geostatistica, quale metodica da impiegare per l'impostazione del Piano della caratterizzazione di aree vaste, si riporta la sintesi dello studio realizzato in collaborazione con il Dipartimento di Ingegneria Chimica, dei Materiali, delle Materie prime e Metallurgia dell'Università degli Studi di Roma "La Sapienza" sull'area vasta del sito d'interesse nazionale della Val Basento.

Lo studio posto a confronto differisce sostanzialmente con quello oggetto dello stage in quanto, essendo stato condotto per verificare l'ottimizzazione dei punti d'indagine (quindi, in tempi successivi alla realizzazione del Piano Investigativo) disponeva dei risultati della caratterizzazione dei suoli agrari (primo metro di spessore) effettuata usando una maglia regolare a passo m200 x m200.

I dati utilizzati per l'applicazione erano omogenei sia per distribuzione areale sia per le caratteristiche dei terreni investigati (suolo agrario in deposito alluvionale) sia per quota del punto investigato, sia per la stabilità della concentrazione nel tempo degli analiti rilevati (metalli pesanti).

Nel presente studio sono state poste a confronto le metodiche elaborative e le risultanze delle due applicazioni.

# Indice

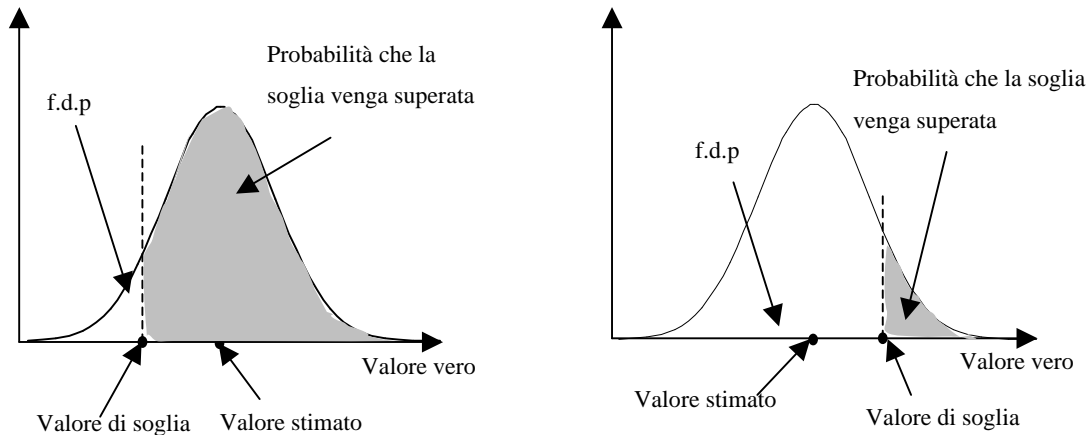
<b>Introduzione .....</b>	<b>1</b>
<b>1. Introduzione alla geostatistica .....</b>	<b>4</b>
1.1 Introduzione .....	4
1.2 Variabili regionalizzate .....	4
1.3 Modelli di base .....	5
1.4 Il variogramma .....	6
1.4.1 Il variogramma teorico .....	8
1.5 La stima .....	9
<b>2. Il sito del “Basso Bacino del Fiume Chienti” .....</b>	<b>12</b>
2.1 Scheda sintetica del sito .....	12
2.2 Caratteristiche e tossicità dei composti organici alogenati .....	13
2.3 Inquadramento geologico-ambientale .....	15
2.4 Modello Concettuale Preliminare .....	16
2.4.1 Modello concettuale preliminare delle aree pubbliche ricadenti nel sito d’interesse nazionale del Basso bacino del Fiume Chienti .....	17
2.5 Piano di investigazione .....	19
2.5.1 Descrizione del Piano d’Indagine .....	19
2.5.2 Piano investigativo per le aree interessate da contaminazione di tipo passivo .....	20
2.6 Riepilogo delle prestazioni previste dal piano di caratterizzazione redatto da APAT e ARPAM ed approvato con la conferenza dei servizi del 24 febbraio 2005 .....	20
<b>3. Applicazione del metodo al Basso Bacino del Fiume Chienti .....</b>	<b>24</b>
3.1 Dati .....	24
3.2 Selezione delle aree da campionare .....	24
3.3 Analisi preliminare .....	27
3.4 Analisi geostatistica .....	30
3.4.1 Analisi strutturale .....	31
3.4.2 Costruzione delle mappe di iso-probabilità .....	31
<b>4. Applicazione del metodo al sito della Valbasento .....</b>	<b>37</b>
4.1 Scheda sintetica del sito .....	37
4.2 Inquadramento geologico-ambientale .....	38
4.3 Dati .....	38
4.4 Selezione delle aree da campionare .....	39
4.5 Analisi statistica di base .....	40
4.6 Analisi geostatistica .....	43
4.6.1 Analisi strutturale .....	43
4.6.2 Costruzione delle mappe di iso-probabilità .....	46
4.7 Qualità delle stime .....	49
<b>5. Conclusioni .....</b>	<b>51</b>

## Introduzione

Tutte le misure relative a fenomeni ambientali interessano solo una porzione dello spazio in cui i fenomeni sono studiati e, per quanto numerose possano essere le osservazioni effettuate, il rilevamento dei dati non può comunque assumere un carattere di continuità, sia per i costi che le misure in continuo comportano sia per svariate difficoltà tecniche. Si rende necessario, quindi, elaborare i dati disponibili e formulare un'ipotesi sul comportamento della grandezza in esame fra due o più punti noti per cercare la migliore approssimazione possibile dei valori reali in quei punti dove non sono state eseguite misure.

La Geostatistica propone diversi metodi di analisi dei dati, applicabili a una svariata gamma di situazioni con caratteristiche anche notevolmente diverse, che riguardano sia l'interpolazione dei dati sia lo studio della variabilità dei fenomeni quando questi presentano strutture spaziali, temporali o spazio-temporali. Nel presente studio si vuole valutare l'aiuto che la geostatistica può offrire nell'ambito della caratterizzazione dei siti contaminati e in particolare nella scelta dell'ubicazione dei punti di campionamento, partendo dalla conoscenza delle concentrazioni degli inquinanti in alcuni punti del sito.

In Italia la classificazione di una zona come “contaminata” avviene per confronto delle concentrazioni rilevate sul sito con i valori limite riportati nell'allegato I del D.M. 471/99, per cui si è facilmente indotti a fondare la scelta delle aree da sottoporre a bonifica sull'osservazione di mappe vettoriali delle concentrazioni ricostruite a partire dai dati del campionamento. In realtà la stima in un punto di una concentrazione inferiore a quella limite non garantisce che quel punto sia “non contaminato”. Si consideri in proposito la figura seguente, dove, per effetto dell'errore di stima, il valore reale della concentrazione  $Z_i$  nel punto  $i$  è rappresentato dalla funzione di densità di probabilità (pdf) centrata sul valore stimato  $Z_i$ .



Quando il valore stimato è superiore alla soglia, si ha in genere una probabilità di superamento della concentrazione limite elevata; quando ciò non avviene si ha invece, verosimilmente, una probabilità di superamento bassa ma non necessariamente nulla. Dunque anche nel caso in cui il valore stimato risulti inferiore al valore di soglia dato, si ha sempre una probabilità che quest'ultimo venga in realtà superato.

Quindi piuttosto che mappe di stima della concentrazione sarebbe più corretto utilizzare mappe di stima della probabilità di superamento del valore di soglia.

Al momento di decidere se intervenire su un sito o su una sua porzione possono essere commessi due tipi di errori: si può giudicare conforme agli standard di legge una zona che è in realtà contaminata (errore di prima specie) o, viceversa, considerare contaminata una zona che invece non lo è (errore di seconda specie). Il primo tipo di errore ha conseguenze dirette sulla popolazione e le matrici ambientali per la mancata esecuzione degli interventi necessari, il secondo porta al mettere in atto interventi inutili, con un danno economico per effetto dell'aumento dei costi di bonifica. Per stabilire una regola decisionale fondata sulla probabilità di superamento occorre fissare le probabilità limite  $\alpha$  e  $\beta$  che gli errori rispettivamente di prima e seconda specie si verifichino, determinate in base al rischio, rispettivamente sanitario ed economico, accettabile dalla comunità. Una volta determinata per ogni punto  $i$  la probabilità di superamento del valore di soglia  $z_s$  possiamo scrivere che l'errore di prima specie è tollerabile quando  $Prob(z_i > z_s) > \alpha$  e quello di seconda specie quando  $Prob(z_i \leq z_s) \leq \beta$  che è equivalente a  $Prob(z_i > z_s) > 1 - \beta$ .

Nel primo caso il punto può essere considerato esente da bonifica, nel secondo il punto deve essere destinato alla bonifica. Nelle situazioni intermedie, vale a dire quando  $Prob(z_i \leq z_s) \leq 1 - \beta$ , il punto, non potendo né essere esente da bonifica né essere destinato



alla bonifica, deve essere ristimato con un maggior dettaglio informativo fino a quando è verificata l'una o l'altra delle condizioni.

Se ne deduce la seguente regola decisionale:

- se  $Prob(z_i > z_s) \leq \alpha$  il punto è esente da bonifica;
- se  $Prob(z_i > z_s) > 1 - \beta$  il punto è destinato alla bonifica;
- se  $\alpha < Prob(z_i \leq z_s) \leq 1 - \beta$  il punto deve essere stimato nuovamente con maggior dettaglio informativo.

Una volta avvenuta l'ulteriore indagine, le probabilità  $\{Prob(z_i > z_s)\}$  devono essere ricalcolate e conseguentemente la selezione deve essere aggiornata. Naturalmente ad ogni iterazione il maggior dettaglio informativo porta a definire aree più piccole per l'iterazione successiva.. Questo ciclo di operazioni deve essere ripetuto fino a quando i costi associati ad una nuova campagna di prelievi di integrazione non sono più compensati dalla riduzione della spesa per la bonifica (riduzione dovuta alle aree sottratte alla bonifica inseguito alla selezione).

L'unico stimatore rigoroso della probabilità è il kriging disgiuntivo, il cui impiego presuppone però che siano verificate determinate condizioni. Qualora queste ultime non siano soddisfatte si deve ripiegare su metodi approssimati.

Procedendo nel modo descritto dovrebbe essere garantita una selezione delle aree da mandare alla bonifica coerente con il livello di rischio a cui si può accettare di esporre la popolazione e l'ambiente. Tale modo di procedere rappresenta in ogni caso, un approccio rigoroso al problema della valutazione dell'incertezza circa la caratterizzazione della contaminazione e delle decisioni che da quest'ultima sono implicate.

# **1. Introduzione alla geostatistica**

## **1.1 Introduzione**

La geostatistica si è sviluppata negli anni 50 in campo minerario come strumento per eseguire stime sulla distribuzione di concentrazione dei metalli ricercati, ma in seguito si è diffusa in altri settori legati allo studio dei fenomeni naturali che si sviluppano su base spaziale, temporale o spazio-temporale. Essa si occupa di valutare l'autocorrelazione spaziale dei dati, cercando di verificare se osservazioni effettuate su punti vicini presentano una minore variabilità rispetto osservazioni effettuate tra punti distanti. L'obiettivo è quindi valutare l'effetto della posizione del punto di misura sulla variabilità del parametro studiato. Basata sulla valutazione della variabilità spaziale, la geostatistica offre tecniche di interpolazione spaziale che possono fornire delle stime sul valore assunto da una variabile in una posizione in cui la misurazione non è stata effettuata in base a dei dati rilevati su punti vicini.

Questa metodologia nasce dalla considerazione che i fenomeni naturali sono generalmente talmente complessi da apparirci casuali, a meno di una certa struttura di continuità. Ad esempio, quando si studia la distribuzione di un inquinante in un sito si osserva che i valori di concentrazione non sono del tutto disposti “a caso”, ma ci sono delle aree con valori mediamente elevati e delle altre con valori mediamente bassi. Inoltre valori posti in punti vicini tendono ad essere simili e tale somiglianza scompare gradualmente man mano che aumenta la distanza tra loro.

## **1.2 Variabili regionalizzate**

Un fenomeno naturale distribuito nello spazio è caratterizzato da una distribuzione spaziale di un certo numero di quantità misurabili chiamate variabili regionalizzate (VR), variabili casuali continue  $Z(x)$  che assumono valori differenti a seconda della posizione spaziale  $x$  nella regione di interesse. In una variabile regionalizzata sono generalmente presenti due aspetti, uno aleatorio, espressione delle irregolarità locali presentate dal fenomeno, e uno strutturale, il trend; quindi la variabile regionalizzata può essere scritta come

$$Z(x) = m(x) + Y(x).$$

### 1.3 Modelli di base

Ogni variabile regionalizzata può essere descritta da un modello di funzione aleatoria per la cui descrizione, nelle applicazioni geostatistiche, sono sufficienti i due momenti primo e secondo.

Il momento primo di una variabile aleatoria  $Z(x)$  è la media

$$m(x) = E[Z(x)]$$

e se esiste è generalmente funzione di  $x$ .

Il momento secondo è la varianza, ma in ambito geostatistico è più conveniente riferirsi alla covarianza tra le due variabili aleatorie  $Z(x)$  e  $Z(x + \vec{h})$

$$C(x, x + \vec{h}) = E\{[Z(x) - m(x)] \cdot [Z(x + \vec{h}) - m(x + \vec{h})]\}$$

dove  $\vec{h}$  è un vettore direzionale chiamato lag e  $x$  e  $x + \vec{h}$  sono due punti appartenenti al campo di indagine distanti tra loro  $\vec{h}$ . La covarianza se esiste è generalmente funzione di  $\vec{h}$  e del punto di appoggio  $x$ .

Esistono diversi modelli di funzione aleatoria, che però possono essere ricondotti a due classi fondamentali:

- modelli stazionari (di ordine 2)

Sono quei modelli per i quali sono verificate le seguenti condizioni:

1. il momento primo esiste ed è invariante rispetto alla posizione  $x$ :

$$m(x) = m = \text{cost.};$$

2. la covarianza esiste e non dipende dalla particolare posizione di  $x$  ma solo dalla loro distanza  $\vec{h}$ :

$$C(x, x + \vec{h}) = C(\vec{h}).$$

- modelli non stazionari (intrinseci di ordine  $k$ )

Sono quei modelli per i quali non sono rispettate le condizioni 1 e 2 di cui sopra. Più specificatamente è detta non stazionaria una funzione aleatoria che soddisfa anche una delle seguenti condizioni:

1. la media non è costante nel campo;
2. la covarianza o non esiste o non è invariante per traslazione.

Quelle di stazionarietà, supponendo che le caratteristiche della funzione aleatoria non dipendano dalla localizzazione geografica e siano invarianti rispetto a traslazioni, sono le ipotesi più semplici. Molti fenomeni naturali, però, presentano un andamento tutt'altro che stazionario, con una media non costante nello spazio, ma variabile in funzione della posizione, ossia per molti fenomeni si presenta un trend (o deriva). Inoltre esistono casi in

cui il trend dipende dalla scala di osservazione, per cui fenomeni stazionari a “grande scala” non lo sono a “piccola scala”. In tutti questi casi, attraverso le Funzioni Aleatorie Intrinseche di ordine K (FAI-K), è possibile “filtrare” localmente le derive attraverso superfici piane o quadriche che ci riportano allo studio di fenomeni stazionari. Il tipo di superficie scelta viene indicato con k: k=0 indica un piano orizzontale, k=1 un piano inclinato, k=2 una superficie quadrica e così via; nella pratica corrente non si supera il grado 2.

#### 1.4 Il variogramma

La relazione tra semivarianza dell’incremento e lag corrispondente viene rappresentata nel variogramma, una funzione che indica in che modo aumenta la variabilità dei dati all’aumentare della distanza. Se  $Z(x)$  è una variabile regionalizzata definita su un campo di indagine S ed  $\vec{h}$  il lag tra due punti di campionamento, la funzione variogramma è

$$\gamma(x, \vec{h}) = \frac{1}{2} \text{Var} [Z(x + \vec{h}) - Z(x)] = \frac{1}{2} \left\{ E [Z(x + \vec{h}) - Z(x)]^2 \right\} - \left\{ E [Z(x + \vec{h}) - Z(x)] \right\}^2$$

e in condizioni di stazionarietà si riduce a:

$$\gamma(x, \vec{h}) = \gamma(\vec{h}) = \frac{1}{2} E \left\{ [Z(x + \vec{h}) - Z(x)]^2 \right\} = C(0) - C(\vec{h}). \quad (*)$$

La conoscenza di tale funzione si può ottenere esclusivamente attraverso una sua stima, effettuata sulla base dei dati provenienti dal campionamento del fenomeno di studio.

Lo stimatore  $\gamma^*(\vec{h})$  della funzione (\*) è detto variogramma sperimentale.

Fissata una generica direzione dello spazio, individuata dal vettore  $\vec{h}$ , e una distanza  $|\vec{h}|$ , il corrispondente valore assunto dal variogramma sperimentale è dato, per definizione, da

$$\gamma^*(\vec{h}) = \frac{1}{2} \text{Stima} \left\{ E [Z(x + \vec{h}) - Z(x)]^2 \right\} = \frac{1}{2n} \cdot \sum_{i=1}^n [z(x_i + \vec{h}) - z(x_i)]^2$$

dove n è il numero di coppie di punti  $(x_i, x_i + \vec{h})$  su cui è misurata la variabile z, aventi distanza compresa tra  $h - \Delta h$  e  $h + \Delta h$  e allineate secondo una direzione compresa tra  $\phi - \Delta \phi$  e  $\phi + \Delta \phi$  (essendo  $\phi$  l’angolo formato da  $\vec{h}$  con una direzione di riferimento, in genere assunta coincidente con l’asse del riferimento di lavoro) ed il passo  $|\vec{h}|$  è pari a

$$|\vec{h}| = |\vec{r}|, 2 \cdot |\vec{r}|, 3 \cdot |\vec{r}|, \dots$$

con  $\vec{r}$  vettore distanza tra due punti, con direzione coincidente con quella su cui si vuole calcolare il variogramma sperimentale e modulo stabilito in modo tale da avere per ciascun passo il maggior numero di coppie possibili.

Cioè, in altre parole, il contributo al calcolo del variogramma sperimentale lungo una direzione  $\phi$  e per un passo  $|\vec{h}| = |\vec{r}|$ , deriva da tutte le coppie di campioni che si possono individuare con distanza compresa tra  $r-\Delta r$  e  $r+\Delta r$  e allineate secondo una direzione compresa tra  $\phi-\Delta\phi$  e  $\phi+\Delta\phi$ . I simboli  $\Delta r$  e  $\Delta\phi$  indicano, rispettivamente, delle tolleranze sulla distanza e sulla direzione considerate. Queste tolleranze sono introdotte essenzialmente per tenere conto del caso in cui non si abbiano campioni disposti secondo una maglia regolare. In questo caso infatti, scelta una direzione  $\phi$  e un passo  $|\vec{r}|$ , può accadere che non vi sia nessuna coppia così disposta. L'introduzione di tolleranze, opportunamente stabilite, sulla direzione e sulla distanza, garantisce allora il contributo, al calcolo del variogramma sperimentale, di un numero sufficiente di coppie di punti.

Per una data direzione  $\vec{h}$ , l'andamento di  $\gamma^*(h)$  in funzione di  $h$  esprime quasi sempre situazioni facilmente riconoscibili, che riguardano sia il modello di funzione aleatoria sia lo stile della variabilità spaziale del fenomeno considerato. Quando il variogramma sperimentale, sia pure con delle fluttuazioni, si attesta su un valore che poi rimane costante, e tale valore è pressoché coincidente con la varianza empirica (si dimostra che, in pratica, il valore suddetto è lievemente superiore a quello della varianza empirica), allora questo è segno che il fenomeno di studio può essere descritto da un modello stazionario. Se ciò non avviene, allora il fenomeno deve essere modellizzato con una funzione aleatoria non stazionaria.

Essendo poi i fenomeni naturali strutturati e spesso regolati da fattori che agiscono su direzioni preferenziali, può accadere che un fenomeno sia stazionario in una direzione e non stazionario in un'altra. In tal caso il modello di FA da adottare è ovviamente un modello complessivo non stazionario.

Con l'aumentare di  $h$  il variogramma aumenta di valore ed evolve sostanzialmente secondo due forme:

- raggiunge un valore di soglia;
- aumenta indefinitamente.

Il secondo tipo di comportamento, si è detto, è caratteristico dei fenomeni modellizzabili con funzioni aleatorie non stazionarie, mentre se si è in presenza di un fenomeno stazionario il variogramma raggiunge sempre, sebbene a volte con fluttuazioni, un valore

costante. Tale valore viene indicato col termine sill, mentre la distanza  $h$  alla quale  $\gamma(\vec{h})$  diventa costante è il range. In pratica il range è la distanza massima entro la quale si manifesta correlazione tra semivarianza e lag: per distanze superiori il fatto che  $\gamma(\vec{h})$  sia costante implica che i valori  $Z(x)$  e  $Z(x + \vec{h})$  non sono più spazialmente correlati tra loro.

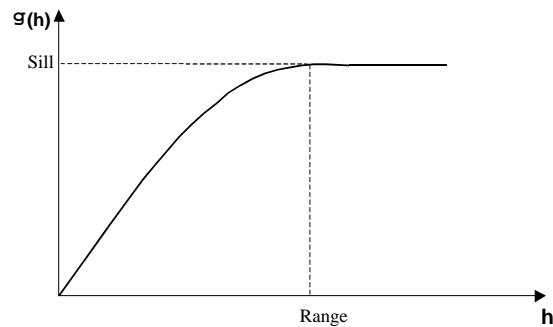


FIGURA 2.1 – Sill e Range in un variogramma stazionario

#### 1.4.1 Il variogramma teorico

Affinché quanto espresso dai variogrammi sperimentali possa essere usato, quale legge di variabilità spaziale, per svolgere le operazioni geostatistiche che sono richieste nell'ambito di un progetto, è necessario che sia trasformato in una funzione analitica  $\gamma(\vec{h})$  capace di fornire un valore del variogramma in funzione della distanza e dell'orientazione di una qualsiasi coppia di punti dello spazio. La funzione  $\gamma(\vec{h})$  in generale può considerarsi come costituita dalla somma di  $s$  variogrammi elementari, di cui quelli più comunemente usati sono pepitico, sferico, esponenziale:

##### 1. Modello pepitico

$$\gamma(h) = c[1 - \delta(r)] \quad r = |h| \geq 0$$

$\delta(r)$  è una funzione che vale 1 quando  $r = 0$  e 0 per ogni altro valore di  $r$ . Il parametro  $c$  è il *sill* del variogramma, che è caratterizzato dall'avere un *range* nullo. Questo modello esprime una discontinuità nell'origine.

##### 2. Modello sferico

$$\gamma(h) = \begin{cases} c[1.5 \cdot r/a - 0.5 \cdot r^3/a^3] & r = |h| \leq a \\ c & r = |h| \geq a \end{cases}$$

$a$  e  $c$  sono i parametri del modello e rappresentano rispettivamente il *range* ed il *sill*. Il comportamento nell'origine è lineare con una pendenza pari a  $1.5 c/a$ .

##### 3. Modello esponenziale

$$\gamma(h) = c[1 - \exp(-r/a)] \quad r = |h| \geq 0$$

Il parametro  $c$  rappresenta il *sill*, che è per questo modello è raggiunto asintoticamente. Il modello è pertanto a *range* infinito. Comunque, per avere una misura della distanza entro cui si manifesta la correlazione ed anche per confronto con altri modelli è stato introdotto un *range pratico*  $a'$ , definito come la distanza alla quale viene raggiunto il 95% del *sill*. Esso risulta essere:  $a' = 3a$ . Il comportamento nell'origine è lineare con una pendenza pari a  $c/a$ .

## 1.5 La stima

Una volta individuati i parametri dei variogrammi elementari che meglio aggiustano il variogramma sperimentale, dalla loro somma si ottiene il modello di variogramma teorico

$$\gamma(\vec{h}) = \sum_{u=0}^{s-1} \gamma_u(\vec{h}) \text{ che verrà poi utilizzato nella fase di stima.}$$

Lo stimatore lineare più noto della geostatistica è sicuramente il kriging ordinario. Questo termine è stato introdotto in onore del sudafricano D. G. Krige da G. Matheron dell'Ecole des Mines de Paris, che è considerato il fondatore della geostatistica. Il kriging rappresenta il “miglior stimatore lineare non distorto” (BLUE).

Una stima  $z^*(x_0)$  della variabile da interpolare nel punto  $x_0$  si ottiene mediante una combinazione lineare di valori noti  $z(x_i)$  nei punti  $x_i$ :

$$z^*(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i z(x_i)$$

Dato che le stime  $z^*(x_0)$  sono delle realizzazioni della funzione aleatoria  $Z^*(x)$ , si può

$$\text{scrivere } Z^*(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i).$$

Il problema consiste nel determinare i coefficienti  $\lambda_i$ .

Al fine di evitare che l'errore  $E(x_0) = Z(x_0) - Z^*(x_0)$  sia sistematico e di ottimizzare la stima si impongono i due vincoli:

$$\text{Media} E(x_0) = 0$$

$$\text{Var} E(x_0) \rightarrow \min,$$

ossia si impone che l'errore medio di stima sia uguale a zero (non distorsione) e che la varianza dell'errore di stima sia minima. Da qui deriva da definizione del kriging come BLUE.

Le condizioni appena riportate si traducono in un sistema di equazioni per la ricerca dei coefficienti  $\lambda_i$ :

$$\begin{cases} \sum_{i=1}^n \lambda_i \gamma(h_{ji}) + \mu = \gamma(h_{j0}) \\ \sum_{i=1}^n \lambda_i = 1 \end{cases} \quad j = 1, 2, \dots, n$$

dove  $\mu$  è il moltiplicatore lagrangiano.

Il metodo del kriging permette di tener conto di alcuni fattori che vengono generalmente trascurati da altri stimatori. Si considerino, ad esempio, due degli stimatori tradizionali più usati: l'inverso delle distanze e l'inverso dei quadrati delle distanze. In entrambi i casi i valori dei ponderatori da attribuire ai campioni dipendono solo dalla loro distanza dal punto da stimare, prescindendo dalla variabilità spaziale del fenomeno di studio espressa dai variogrammi e non tenendo conto del clustering, ossia del grado di addensamento dei dati. Si osservi l'immagine 2.1, dove è rappresentata la localizzazione di cinque punti, quattro di misura e uno, il numero 5, in cui si vuole effettuare la stima, in due configurazioni che differiscono tra loro solo per la posizione del punto 4. Secondo i metodi di stima tradizionali, l'influenza del punto 4 sulla stima nel punto 5 è la stessa nei due casi perché dipende solo dalla distanza tra i due punti, che non cambia da una configurazione all'altra. Il kriging, invece, nell'attribuire i pesi, tiene conto dell'addensamento dei punti di misura, e quindi della "ridondanza" dell'informazione, assegnando un peso minore ai dati raggruppati, rispetto a quello assegnato a dati isolati.



*FIGURA 1.2 – Due diverse distribuzioni di informazioni: con i metodi tradizionali la stima di un parametro nel punto 5 è la stessa nelle due configurazioni; col kriging ordinario no.*

Col passar del tempo sono state introdotte molte altre forme del kriging, cosicché oggi la geostatistica ha a disposizione un'ampia gamma di stimatori, ognuno dei quali è stato definito per tener conto, oltre che delle differenti istanze, di differenti condizioni di stazionarietà, di caratteristiche strutturali, di distribuzione di probabilità dei dati, di quantità e qualità dei dati. Tra gli stimatori lineari si possono citare il kriging universale, il



kriging in FAI-k e, nel caso multivariabile, il cokriging. Il kriging disgiuntivo è, invece, uno stimatore non lineare introdotto per la stima della legge condizionale.

Nell'applicazione di questo studio, dove l'obiettivo è la determinazione di carte di probabilità, lo stimatore più adatto è, quindi, il kriging disgiuntivo. La sua implementazione necessita, preliminarmente di un'anamorfosi gaussiana, ossia una trasformazione della variabile aleatoria di partenza  $Z(x)$  in un modello gaussiano. Requisito fondamentale per l'applicazione del kriging disgiuntivo è, però, la stazionarietà della legge bivariabile delle coppie  $Z(x)$  e  $Z(x+h)$ .

Qualora tale condizione non si verificasse e non fosse quindi possibile la stima tramite kriging disgiuntivo, si può ricorrere all'indicator kriging, vale a dire il kriging ordinario delle indicatrici, o, in condizioni di non stazionarietà, del kriging in FAI-k delle indicatrici. In presenza di questo tipo di funzioni aleatorie anziché il variogramma si usa un altro strumento, la covarianza generalizzata  $k(h)$ , una funzione dipendente linearmente dalla distanza  $h$  tra i punti, i cui modelli più frequentemente usati sono riportati in tabella 1.1

Grado k	Covarianza Generalizzata
0	$K(\vec{h}) = C_0\delta - b_0 \vec{h} $
1,2	$K(\vec{h}) = C_0\delta - b_0 \vec{h}  + b_s \vec{h} ^2 \cdot \ln( \vec{h} ) + b_1 \vec{h} ^3$

*TABELLA 1.1 - modelli di covarianza generalizzata.*

Una volta determinato il grado k della funzione aleatoria intrinseca e i coefficienti della covarianza generalizzata è possibile impostare un classico sistema di kriging con l'imposizione delle condizioni di non distorsione e di minimizzazione della varianza dell'errore di stima, ricavando in tal modo i pesi  $\lambda_i$  dello stimatore del kriging lineare.

## 2. Il sito del “Basso Bacino del Fiume Chienti”

### 2.1 Scheda sintetica del sito

Nome del sito: “Basso bacino del Fiume Chienti”

Provincia: Macerata;

Comuni interessati: Morrovalle; Montecosaro; Civitanova Marche;

Provincia: Ascoli Piceno;

Comuni interessati: S. Elpidio a mare; Porto Sant’Elpidio;

Superficie stimata del sito: circa 26 Km<sup>2</sup>

Soggetto obbligato:

1. La Regione Marche sulle aree pubbliche (demanio regionale; aree di proprietà) e sulle aree private (agricole e/o residenziali) in cui può essere presente un rischio di contaminazione passiva; la regione si riserva inoltre la possibilità d’intervenire in danno di quei soggetti obbligati che non intendano procedere agli obblighi fissati dalla normativa in vigore;

2. I soggetti privati per le aree in cui sono presenti insediamenti produttivi.

Destinazione urbanistica attuale: aree agricole; aree produttive (zone industriali, aree di completamento, eccetera); aree naturalistico attrezzate; aree destinate ad attrezzature urbane e servizi; aree residenziali.

Situazione del sito: L’area della bassa valle del fiume Chienti, è interessata dalla presenza di numerose aziende del settore calzaturiero, che utilizzano composti organoalogenati per il lavaggio di fondi di calzature in poliuretano. I rifiuti di tali processi, classificati come pericolosi, nel passato, sono stati presumibilmente sversati sul suolo, nel sottosuolo o direttamente in falda.

Gli inquinanti, costituiti prevalentemente da tricloroetano, tricloroetilene e tetracloroetilene, hanno contaminato una vasta area in sinistra idrografica del fiume Chienti, avente un’ampiezza attorno ai 16 km<sup>2</sup> (Comuni di Civitanova Marche, Montecosaro, Morrovalle), un’area più limitata in destra idrografica, limitatamente agli ultimi 2,5 km della foce del fiume (Comune di Porto Sant’Elpidio) ed un’area più ristretta, in destra idrografica del fiume (Comune di Sant’Elpidio a Mare).

La situazione ambientale è critica in quanto l’inquinamento ha interessato molti pozzi privati utilizzati a scopo idropotabile nonché i pozzi delle centrali di sollevamento degli acquedotti di Montecosaro e Civitanova Marche, situati a valle dei punti di sversamento.

In seguito a tale evento sono stati attivati procedimenti giudiziari nei confronti di alcune aziende del settore calzaturiero, presenti all’interno del perimetro.

Riscontri analitici: in applicazione DPR 236/88 relativo alle acque destinate al consumo umano, nella falda in questione è stato evidenziato un inquinamento da nitrati a partire dal 1988 (superamento del limite di 50 mg/l) e, successivamente, a partire dal maggio 1992 un inquinamento da 1,1,1-tricloroetano.

Successivamente, anche in relazione alle vicende giudiziarie, si è avuta un'evoluzione nella tecnologia applicata ai vari processi produttivi. Le aziende hanno modificato i cicli produttivi, ed in particolare per le fasi di lavaggio/sgrassaggio dei fondi per calzature in materiale plastico, sono state adottate apparecchiature di tecnologia più avanzata a ciclo chiuso e continuo. Tali modifiche hanno determinato la sostituzione del solvente 1,1,1-tricloroetano con un altro solvente denominato percloroetilene. In seguito a ciò, nonostante le vicende giuridiche e i miglioramenti dei cicli produttivi sopra citati la falda in esame è risultata contaminata anche dal percloroetilene.

Cartografia: il sito rientra nelle seguenti tavolette I.G.M.I.:

Scala 1:50.000 fogli N° 303; 304;

Scala 1:25.000 sezioni 3031; 3043; 3044.

## 2.2 Caratteristiche e tossicità dei composti organici alogenati

Le proprietà essenziali di queste sostanze fanno sì che esse, una volta immesse nell'ambiente, abbiano un ciclo di vita molto lungo essendo particolarmente stabili. I composti organici alogenati vengono, in genere, adsorbiti nel suolo in misura minima; il loro adsorbimento è funzione delle caratteristiche chimico-fisiche del terreno ed è proporzionale al suo contenuto di carbone organico. In alcuni terreni e soprattutto in quelli subsuperficiali l'adsorbimento è pressoché nullo; da ciò ne consegue la facilità di infiltrazione nelle falde idriche sotterranee con conseguente inquinamento.

Molti di questi composti hanno una spiccata solubilità nei grassi e sono causa del fenomeno della bioaccumulazione, cioè la migrazione degli stessi dall'ambiente verso i tessuti degli organismi viventi.

Nelle tabelle sottostanti vengono illustrate le schede dei tre composti alogenati considerati caratterizzanti del sito del Basso Bacino del fiume Chienti.

1,1,1-Tricloroetano	
Formula bruta	$C_2H_3Cl_3$
Densità	1,338
Peso molecolare	133,4
Punto di congelamento	-35 °C
Punto di ebollizione	75 °C

A temperatura ambiente il tricloroetano si presenta come un liquido incolore, di odore dolciastro, cloroformico, caratteristico di queste sostanze. Non è un liquido infiammabile e si decompone a temperature superiori a 260 °C. E' solubile in quasi tutti i solventi organici e presenta una certa solubilità anche in acqua; è un prodotto chimicamente stabile e la sua biodegradazione è pressoché insignificante.

#### **Tetracloroetilene**

Formula bruta	$C_2Cl_4$
Densità (15 °C)	1,631
Peso molecolare	165,8
Densità di vapore	5,7
Punto di ebollizione	121 °C
Tensione di vapore (25°C)	19 mmHg
Punto di solidificazione	-23,55 °C

Il tetracloroetilene è un liquido incolore, volatile, dal leggero odore etereo; non è infiammabile né tantomeno esplosivo, essendo però un idrocarburo alifatico clorurato, alla pari dei suoi simili si decompone alle alte temperature liberando i composti tossici già visti per il tricloroetilene. Il tetracloroetilene è solubile in acqua solo in piccolissima percentuale, mentre è solubile nella quasi totalità dei solventi organici.

#### **Tricloroetilene**

Formula bruta	$C_2HCl_3$
Densità	1,445
Peso molecolare	131,4
Densità di vapore	4,54
Punto di ebollizione	87 °C
Tensione di vapore (25°C)	77 mmHg
Punto di congelamento	-73 °C
Solubilità in $H_2O$	0,1 %

Il tricloroetilene (triellina) è un idrocarburo insaturo alogenato che si presenta come un liquido incolore, volatile, di odore etereo somigliante al cloroformio. Olfattivamente si rileva alla debole concentrazione di 100 ppm come gradevole, aromatico e leggermente inebriante. A concentrazioni più elevate, a partire da 1000 ppm in su, il suo timbro diventa sgradevolmente irritante. Il tricloroetilene di per sé non è né esplosivo né infiammabile; ma posto alla fiamma si decompone in cloro, acido cloridrico e fosgene, sostanze la cui pericolosità è stata sufficientemente provata. Il tricloroetilene è poco solubile in acqua ma è miscibile con la quasi totalità dei solventi organici.

## 2.3 Inquadramento geologico-ambientale

L'area in esame è situata nella Regione Marche, in provincia di Macerata e, marginalmente, nella provincia di Ascoli Piceno, ed è rappresentata nel foglio geologico N° 555 della carta geologica d'Italia, scala 1:100.000.

Dal punto di vista morfologico l'area in oggetto è localizzata principalmente in pianura. Altimetricamente il sito è ubicato a una quota media intorno ai 30 m s.l.m. (quote oscillanti tra il metro e i 100 metri).

Idrograficamente appartiene al bacino imbrifero del fiume Chienti.

L'area oggetto di studio interessa il tratto terminale della valle del F. Chienti, compreso tra l'abitato di Trodica di Morrovalle e la foce, per una lunghezza di circa 13.0 Km. Tale tratto ha un andamento WSW-NNE e risulta delimitato a N ed a S. rispettivamente, dalle dorsali collinari di Morrovalle-Civitanova Alta e di Monte S.Giusto-S.Elpidio a Mare.

A varie altezze sul F. Chienti sono presenti depositi alluvionali distinti in attuali, recenti e terrazzati antichi.

L'area esaminata ricade nel "Bacino Marchigiano esterno" e risulta caratterizzata da:

- depositi alluvionali del F. Chienti;
- depositi appartenenti al ciclo marino plio-pleistocenico.

I depositi alluvionali del F. Chienti sono essenzialmente costituiti da ghiaie in matrice sabbiosa o sabbioso-limosa, con elementi poligenici arrotondati, a prevalenza calcarea, appartenenti alle varie formazioni della "serie umbro marchigiana". Intercalati a tali depositi si riscontrano vari livelli sabbiosi, limoso-sabbiosi e argillosi, di spessore e continuità laterale molto variabile. In base alla loro posizione altimetrica rispetto all'alveo attuale, sono stati distinti in:

1. **attuali; recenti (Olocene);** si riconosce la seguente sequenza stratigrafica:
  - Terreno vegetale o agrario -Terreni di riporto  
terreni, generalmente limoso-sabbiosi di colore marrone, con resti vegetali recenti, caratterizzati da uno spessore molto limitato che supera raramente il metro.  
In alcuni casi si rileva la presenza di terreni di riporto eterogenei, di spessore e granulometria molto variabili a seconda delle situazioni locali.
  - Depositi alluvionali recenti (Olocene)  
ghiaie variamente sabbiose o sabbioso-limose, eterometriche e generalmente ben classate; gli elementi costituenti sono poligenici a prevalenza calcarea.

Intercalati alle ghiaie si riscontrano depositi prevalentemente fini, in livelli caratterizzati da una estrema variabilità di granulometria e spessore, sia in senso verticale che laterale.

## **2. Substrato (Pleistocene)**

Il substrato è costituito dalle unità appartenenti alla "successione plio-pleistocenica marchigiana"; in particolare si rileva una successione di argille siltoso-marnose di colore grigio-azzurro, con intercalati corpi prevalentemente pelitico-arenacei o arenaceo-pelitici (Pleistocene inf.); tali depositi passano verso l'alto a conglomerati e sabbie di "tetto" (Pleistocene sup.).

Lo spessore dei depositi alluvionali recenti risulta variabile sia in senso longitudinale che trasversale all'asse vallivo e aumenta fino a superare i 25 m nella zona più prossima alla costa.

Nella successione ghiaioso-sabbiosa si manifesta principalmente la circolazione idrica sotterranea mentre i depositi più fini sottostanti, scarsamente permeabili, rappresentano la base dell'acquifero. E' stato inoltre riscontrato dall'analisi di alcuni sondaggi già eseguiti, che il livello più superficiale presenta variazioni di spessore molto marcate.

Inoltre, in alcuni casi, i livelli fini intermedi all'interno delle ghiaie creano le condizioni per l'instaurarsi di piccoli acquiferi a carattere locale.

In definitiva si può definire l'acquifero più superficiale come una falda di subalveo che, a carattere locale, assume le caratteristiche di acquifero multistrato.

### **2.4 Modello Concettuale Preliminare**

Il modello concettuale di un sito inquinato (descritto all'allegato 4 del DM 471/99) è lo strumento tecnico che consente di:

- Individuare tutte le fonti di contaminazione primarie (serbatoi, discariche di materiale contaminato, ecc.) e secondarie (suolo sottosuolo, polveri contaminate) presenti nel sito;
- definire la natura, il grado e l'estensione dell'inquinamento di suolo, sottosuolo, acque superficiali, sotterranee e atmosfera del sito e dell'ambiente da questo influenzato;
- individuare i percorsi di migrazione dalle sorgenti di contaminazione ai bersagli;
- individuare tutti i bersagli, componenti ambientali e popolazione.

Elemento essenziale del modello concettuale è l'indagine idrogeologica e la definizione del modello di circolazione idrica.

Pertanto, a causa delle carenti informazioni inerenti questa matrice ambientale, il modello concettuale potrà essere formulato compiutamente solo al termine della fase investigativa.

#### **2.4.1 Modello concettuale preliminare delle aree pubbliche ricadenti nel sito d'interesse nazionale del Basso bacino del Fiume Chienti**

Dall'analisi del sito, effettuata sulla base della cartografia reperita e dalle ricognizioni effettuate, s'individuano le seguenti aree sensibili:

- il sito è caratterizzato da una contaminazione diffusa della falda per solventi clorurati, avvenuta causa lo sversamento in falda o sul suolo di prodotti della lavorazione delle industrie calzaturiere; rilascio di sostanze inquinanti da parte di discariche realizzate in area di rischio idrogeologico (rifiuti abbancati in prossimità del livello saturo/insaturo); sono inoltre presenti scarichi controllati e non di acque reflue. L'area residenziale interessata dalla foce del fiume Chienti è intensamente abitata con punte di presenze massime nei mesi estivi (Civitanova Marche; Porto s. Elpidio), in tale periodo, coincidente con il minimo quantitativo d'acqua negli alvei fluviali, si ha il massimo impatto dovuto agli scarichi idrici.

Il modello concettuale si può pertanto riassumere nel modo seguente:

##### Fonti primarie:

- Suolo e sottosuolo contaminato per effetto degli sversamenti effettuati in passato e/o in epoca recente; hot spot ancora presenti;
- Scarichi in acque superficiale ed in falda;
- Discarica comunale e/o discariche abusive;
- Polveri e SOV (Sostanze Organiche Volatili).

##### Fonti secondarie:

- Suolo e sottosuolo inquinati.

I meccanismi attraverso i quali si può generare contaminazione dalle fonti primarie sono:

- dilavamento dei materiali potenzialmente inquinati dall'acqua di natura meteorica e/o mobilitazione nel sottosuolo di elementi inquinanti per effetto dell'oscillazione della falda;

- fenomeni di piena alluvionale.

Le fonti secondarie invece, contribuiscono alla migrazione degli inquinanti attraverso processi di ruscellamento e trasporto di polveri contaminate.

I veicoli attraverso i quali può avvenire il trasporto degli inquinanti dalle fonti primarie e secondarie possono essere identificati in:

- acque sotterranee;
- acque di ruscellamento;
- acque di piena;
- aria, per le polveri contaminate e SOV.

I potenziali bersagli nel contesto del sito possono essere rappresentati da:

- comunità antropica residente, anche a livello occasionale;
- colture vegetali coltivate nelle aree agricole limitrofe ai corsi d'acqua e in subordine gli eventuali fruitori di tali prodotti;
- ecosistema delle acque superficiali/sotterranee e i suoi utilizzatori.

Combinando la conoscenza dell'area, ottenuta dalla rielaborazione dei dati esistenti, con l'individuazione delle suddette fonti di inquinamento, la definizione del modello concettuale preliminare del sito del Basso Bacino del fiume Chienti porta a sottolineare che è necessario individuare le vie di migrazione delle sostanze inquinanti dal sito produttivo; in particolare è necessario valutare:

- la corretta localizzazione dei centri di pericolo (siti industriali da cui è partita la contaminazione dei suoli e, successivamente, della falda), definizione degli hot spot;
- la qualità del suolo superficiale, oggetto di contaminazione di tipo passiva;
- le condizioni qualitative del sottosuolo, potenzialmente contaminato dalla presenza di sostanze inquinanti;
- la presenza di scarichi d'acque reflue;
- le caratteristiche delle acque superficiali e sotterranee.

Sulla base dell'analisi dei dati esistenti e del modello concettuale proposto è stato formulato il Piano di investigazione proposto nella sezione seguente.



## 2.5 Piano di investigazione

### 2.5.1 Descrizione del Piano d'Indagine

Le attività di investigazione previste nel Piano di caratterizzazione del sito di Basso Bacino Del Fiume Chienti comprendono:

- Caratterizzazione delle aree interessate da contaminazione di tipo passivo: ***area di compensazione tra i siti industriali e le zone coltivate***;
- Caratterizzazione delle aree interessate da contaminazione di tipo passivo: ***agricole***;
- Caratterizzazione delle aree interessate da contaminazione di tipo passivo: ***residenziale***;
- Caratterizzazione delle ***aste fluviali*** principali;
- Realizzazione di sondaggi geognostici, da attrezzare a piezometro, per ricavare informazioni sulla conformazione della stratigrafia e ottimizzare le attività di monitoraggio delle acque di falda;
- Prosecuzione della campagna di monitoraggio delle acque di falda e di superficie, da estendere all'intero sito perimetrato.

Per le altre aree di competenza della pubblica amministrazione (e/o di proprietà della P.A.), in particolare per l'area della discarica di R.S.U. dismessa di S. Elpidio a mare, nel rispetto di quanto previsto dal D.M. 471/99:

- effettuazione di una campagna geognostica mirata a definire le caratteristiche geologico-tecniche del sito;
- messa in opera di una rete di piezometri che permetta di definire nel dettaglio le condizioni idrogeologiche dell'area;
- prelievi periodici e analisi di acque sotterranee dalla rete piezometrica di controllo, in modo da definire la qualità dei corpi idrici presenti e di controllare la possibilità di migrazione di inquinanti da tutte le potenziali fonti di contaminazione presenti nel sito;
- prelievi e analisi di suolo superficiale;
- prelievi e analisi di campioni di sottosuolo, caratterizzanti la colonna di sondaggio, in modo da definire la possibilità di migrazione negli strati a diversa profondità, anche in correlazione alla circolazione idrica sotterranea;
- prelievi di campioni dei rifiuti abbancati e loro caratterizzazione secondo quanto indicato nel D.M. 13 marzo 2003.

Per le finalità del nostro studio ci limitiamo a prendere in considerazione le sole prestazioni caratterizzanti le aree a rischio di contaminazione passiva (area vasta).

### **2.5.2 Piano investigativo per le aree interessate da contaminazione di tipo passivo**

Ai fini della caratterizzazione si identificano tre zone a differente sensibilità investigativa:

#### Aree di compensazione.

Sono le aree limitrofe agli insediamenti produttivi, prospicienti le aree interessate d'attività agricola e le aree residenziali: poiché in queste aree l'eventuale contaminazione dei suoli potrebbe essere veicolata anche dalle acque di falda è stata prevista una maglia di riferimento 100m x 100m. In questo caso, ad eccezione delle zone residenziali, lo scavo sarà spinto fino ad interessare i primi due metri di sottosuolo; saranno prelevati campioni significativi del suolo e del fondo scavo.

#### Aree agricole.

Sono aree interessate da attività antropiche riconducibili all'agricoltura o aree di recente diversa destinazione urbanistica: tali aree saranno caratterizzate con una maglia di riferimento 200m x 200m; lo scavo interesserà il suolo agrario (50 centimetri).

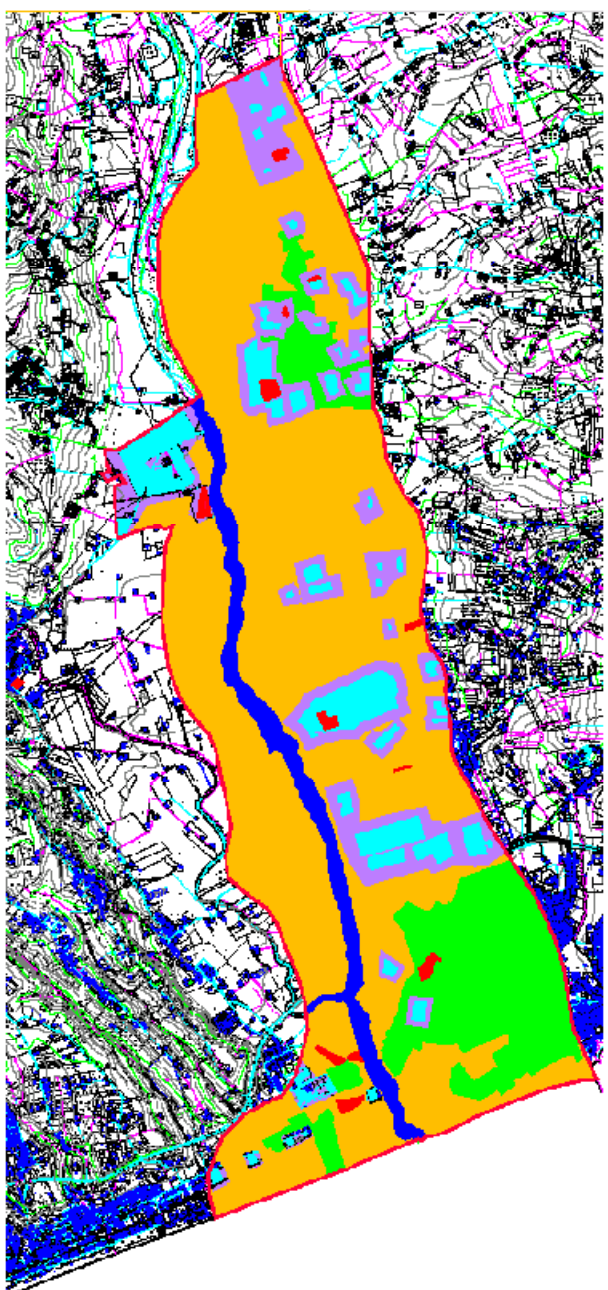
#### Aree residenziali.

Sono aree urbane ed aree di interesse ed uso pubblico; tali aree saranno caratterizzate con una maglia di riferimento 200m x 200m; il campione prelevato interesserà il top soil (primi 10 centimetri).

### **2.6 Riepilogo delle prestazioni previste dal piano di caratterizzazione redatto da APAT e ARPAM ed approvato con la conferenza dei servizi del 24 febbraio 2005**

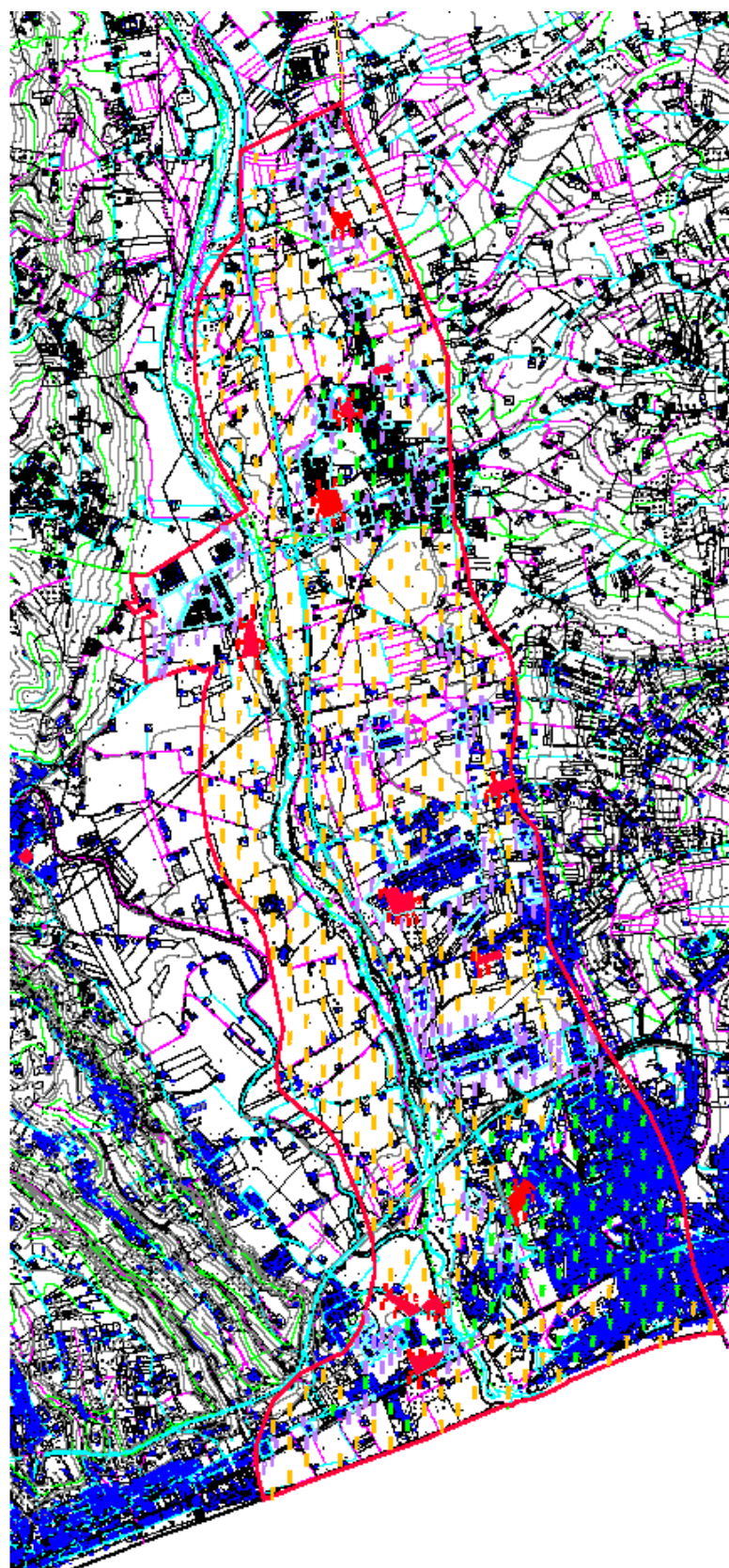
L'attività d'indagine estesa all'intero sito, limitatamente alle aree a rischio di contaminazione di tipo passivo, interessa tutte le tipologie di aree precedentemente descritte e prevede per quanto riguarda la caratterizzazione del suolo e sottosuolo 666 punti di campionamento per un totale di 895 campioni e 724 analisi così distribuiti:

<b>Aree</b>	<b>N° punti di campionamento</b>	<b>N° Campioni</b>	<b>Tipo Campionamento</b>	<b>% di analisi</b>	<b>N° campioni da analizzare</b>
Aree di compensazione	229	229	Campione medio caratterizzante i primi 100 cm	100%	458
		229	Campione puntuale a fondo scavo (200 cm)	100%	
Aree agricole	342	342	Campione medio caratterizzante i primi 100 cm	50%	171
Aree residenziali	95	95	Campionamento del top soil (primi 20 cm)	100%	95
<b>Totale</b>	<b>666</b>	<b>895</b>			<b>724</b>



*FIGURA 2.1 – Aree a differente sensibilità investigativa*



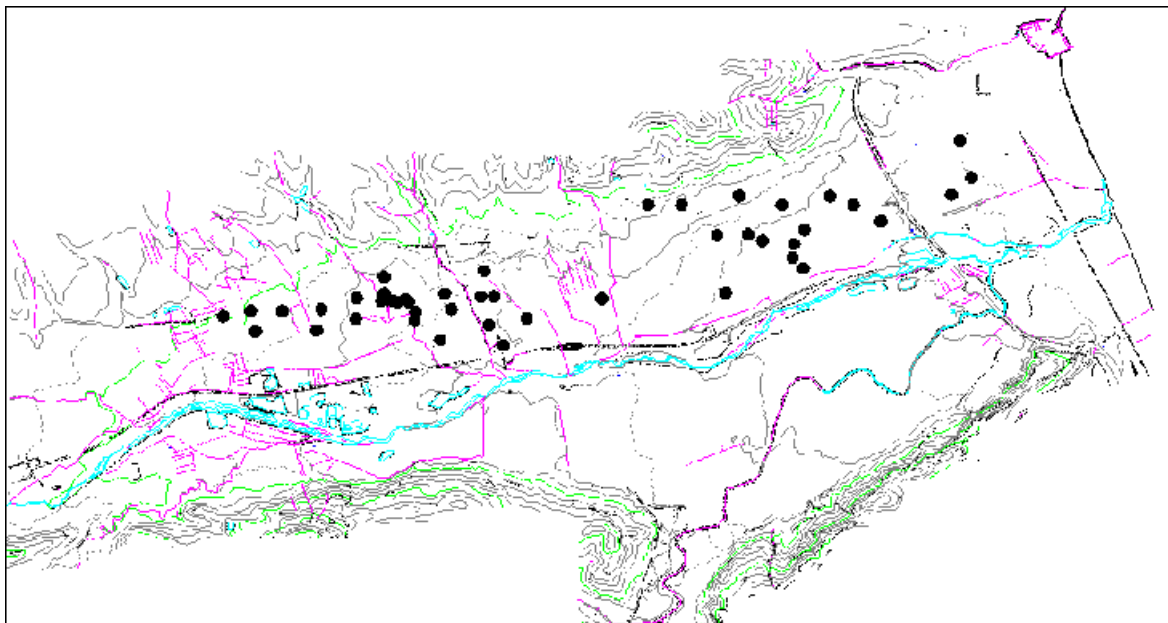


*FIGURA 2.2 - Campionamento acque superficiale e sotterranea*

### 3. Applicazione del metodo al Basso Bacino del Fiume Chienti

#### 3.1 Dati

I dati utilizzati nell'analisi geostatistica sono stati reperiti da ARPAM presso Comuni, UUSSLL e privati, e si riferiscono alle concentrazioni di COA registrate con cadenza mensile da settembre 1997 a febbraio 2004 in 47 pozzi distribuiti nei Comuni di Morrovalle, Montecosaro, Civitanova Marche.



*FIGURA 3.1 - Distribuzione dei dati sulla concentrazione di COA.*

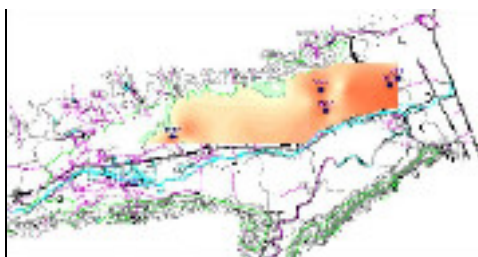
#### 3.2 Selezione delle aree da campionare

L'obiettivo che si vuole raggiungere, partendo dalla distribuzione di misure sulla concentrazione di COA disponibili, è di programmare un campionamento per fasi dell'intero sito adottando una strategia che da un lato garantisca un'accuratezza nella definizione della contaminazione, dall'altro consenta un risparmio economico facendo evitare indagini dove la probabilità che siano presenti contaminazioni è talmente bassa da non costituire un rischio per i bersagli esposti.

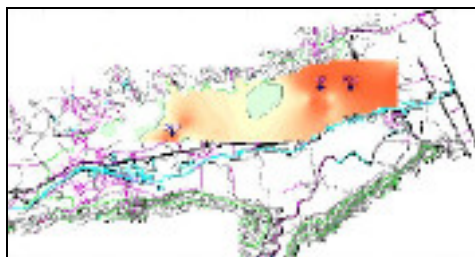
Con i dati raccolti da ARPAM si sono costruite delle carte isovalori della concentrazione di COA. Nelle figure seguenti si riportano quelle relative alla situazione dell'ultimo semestre su cui si hanno informazioni, da settembre 2003 a febbraio 2004. Queste carte sono costruite, preliminarmente all'applicazione dei metodi geostatistici, stimando la concentrazione di COA nei nodi di una griglia prestabilita ed interpolando i valori ottenuti,



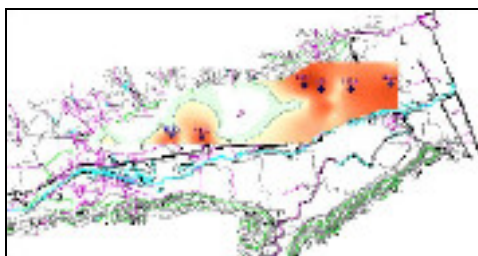
tracciando curve isovalore. Non è importante che i dati di partenza siano riferiti a punti distribuiti regolarmente, mentre è indispensabile che lo siano i nodi del grigliato.



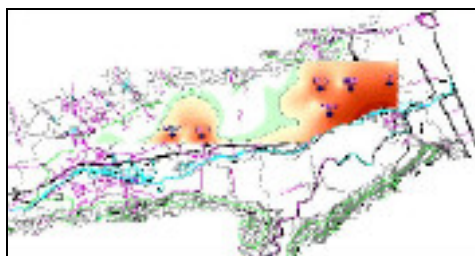
*FIGURA 3.2 - Carta vettoriale delle concentrazioni di COA registrate nel mese di settembre 2003*



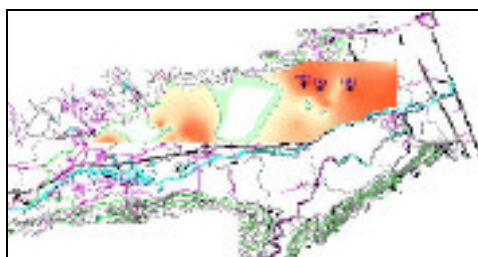
*FIGURA 3.3 - Carta vettoriale delle concentrazioni di COA registrate nel mese di ottobre 2003*



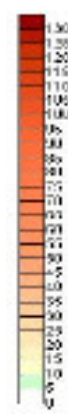
*FIGURA 3.4 - Carta vettoriale delle concentrazioni di COA registrate nel mese di novembre 2003*



*FIGURA 3.5 - Carta vettoriale delle concentrazioni di COA registrate nel mese di dicembre 2003*



*FIGURA 3.6 - Carta vettoriale delle concentrazioni di COA registrate nel mese di gennaio 2004*



*Legenda:*

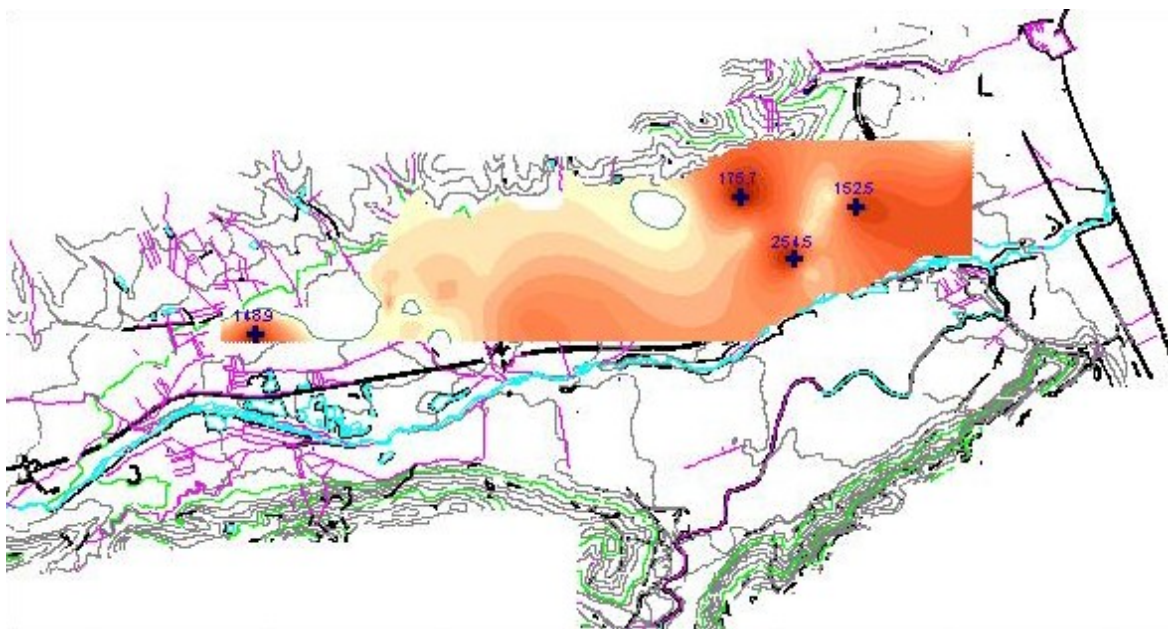


FIGURA 3.7 - Carta vettoriale delle concentrazioni di COA registrate nel mese di febbraio 2004

L'operazione di stima effettuata per ricostruire la concentrazione nei nodi della griglia comporta un errore, l'interpolazione delle curve iso-valore non aggiunge alcun errore, per cui il valore ottenuto in un punto per interpolazione dagli stimati non è diverso dalla stima che si può ottenere direttamente in quel punto a partire dalle misure e parlare della griglia di stima o della mappa isovalore è la stessa cosa.

Se si indica con  $z_i^*$  il valore stimato della variabile nel nodo  $i$  e con  $z_i$  il corrispondente valore reale, la differenza  $z_i^* - z_i$  è l'errore di stima. Esso è tanto più elevato quanto più forte è la variabilità spaziale del contaminante e quanto più bassa è la densità della campionatura. A causa di quest'errore, sempre presente, le aree effettive al di sopra e al di sotto della concentrazione limite sono diverse da quelle stimate di figura 3.7 e poiché si vogliono individuare le aree con concentrazioni superiori a quella limite è necessario tenere conto dell'errore di stima affinché non rimangano inesplorate, se non con un rischio accettabile, aree con concentrazioni pericolose.

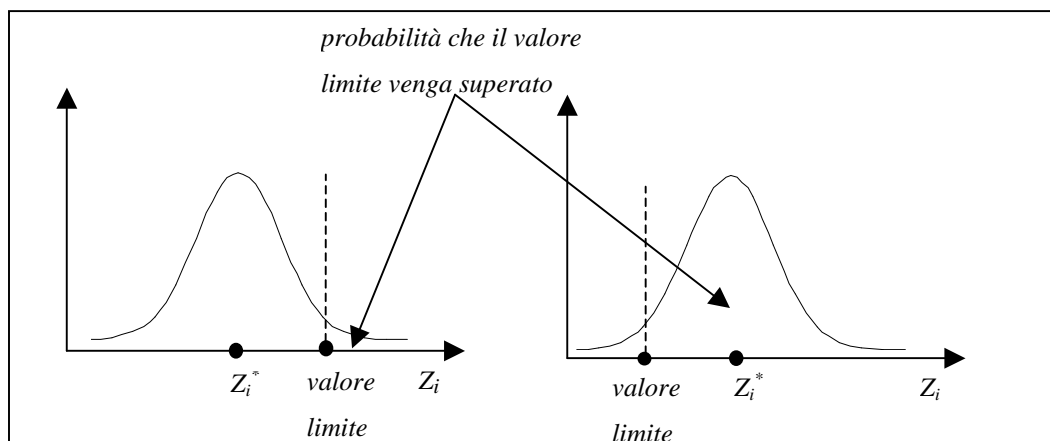
È possibile che si verifichino due diverse situazioni, illustrate in figura 3.8:

- a) il valore stimato  $z_i^*$  della concentrazione di COA è inferiore alla concentrazione limite;
- b) il valore stimato  $z_i^*$  della concentrazione di COA è superiore alla concentrazione limite.

In entrambi i casi esiste una probabilità che la concentrazione limite venga superata e l'entità di tale probabilità dipende dalla distribuzione di probabilità della VR  $Z(x_0)$ . In particolare, quando il valore stimato è superiore alla soglia, si ha in genere una probabilità



di superamento elevata; quando ciò non avviene si ha invece, verosimilmente, una probabilità bassa ma non necessariamente nulla. Dunque anche nel caso in cui il valore stimato risulti inferiore al valore di soglia dato, si ha sempre una probabilità che quest'ultima sia in realtà stata superata.



**FIGURA 3.8** – Esiste sempre una probabilità che la concentrazione del contaminante in un punto sia maggiore della concentrazione massima accettabile, anche se la sua stima è inferiore a tale valore

È più corretto, allora, che le zone da selezionare siano non quelle in cui la concentrazione stimata è maggiore della concentrazione limite ma quelle in cui la probabilità che la concentrazione superi la concentrazione limite è maggiore di un valore predeterminato, calcolato in base al rischio sanitario accettabile per la comunità. Tale valore verrà in seguito indicato con  $p_I$ .

Il procedimento proposto per la definizione le aree in cui effettuare la campionatura prevede, quindi, la stima della probabilità di superamento della concentrazione limite e l'individuazione sulla relativa mappa delle isoprobabilità delle aree corrispondenti a probabilità stimate superiori a  $p_I$ .

### 3.3 Analisi preliminare

La statistica tradizionale fornisce una descrizione delle variabili di interesse che, sebbene non tenga conto della distribuzione spaziale dei dati, è utile nelle analisi preliminari per prendere conoscenza dei dati.

In tabella 3.1 si riportano alcuni parametri.

Mese di riferimento	Set03	Ott03	Nov03	Dic03	Gen04	Feb04
Numero di misure disponibili	40	36	40	41	39	39
Concentrazione limite per il D.M 471/99 (ppm)	10	10	10	10	10	10
Valore di concentrazione minima (ppm)	0.6	1.8	0.9	0.8	0.0	0.5
Valore di concentrazione massima (ppm)	178.7	240.8	400.2	431.2	150.9	254.5
Media (ppm)	35.0	47.2	46.7	45.4	38.7	46.8
Varianza (ppm <sup>2</sup> )	1502.5	2835.6	5372.4	5921.2	1922.8	3324

TABELLA 3.1 – Parametri relativi alla distribuzione di COA da settembre 2003 a febbraio 2004.

La distribuzione dei valori di concentrazione di COA rispetto al valor medio può essere apprezzata tramite gli istogrammi relativi delle misure, avendo definito la frequenza relativa:

$$f_j = \frac{n_j}{n}$$

essendo  $n_j$  il numero di misure di Z appartenenti alla classe  $c_j \equiv [z_j - \Delta z, z_j + \Delta z]$  con  $\Delta z = 5$

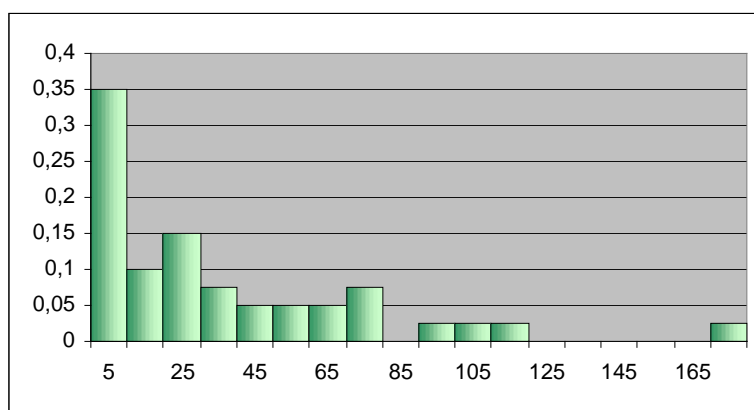


FIGURA 3.9 - Istogramma relativo dei campionamenti – settembre 2003

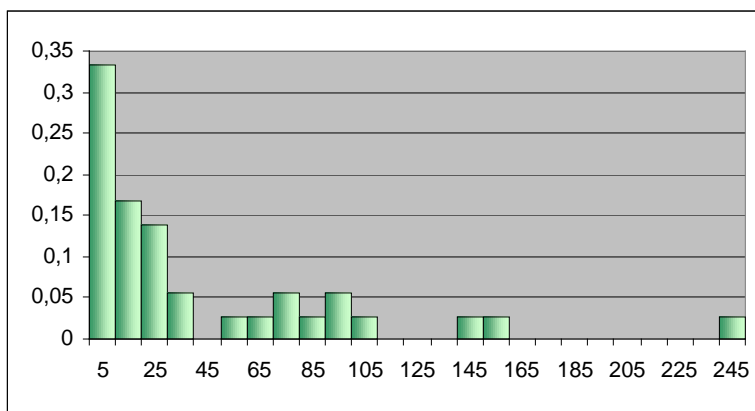


FIGURA 3.10 - Istogramma relativo dei campionamenti – ottobre 2003

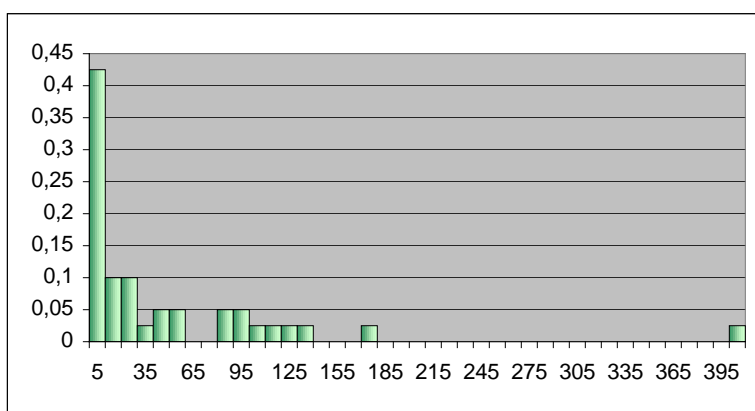


FIGURA 3.11 - Istogramma relativo dei campionamenti – novembre 2003

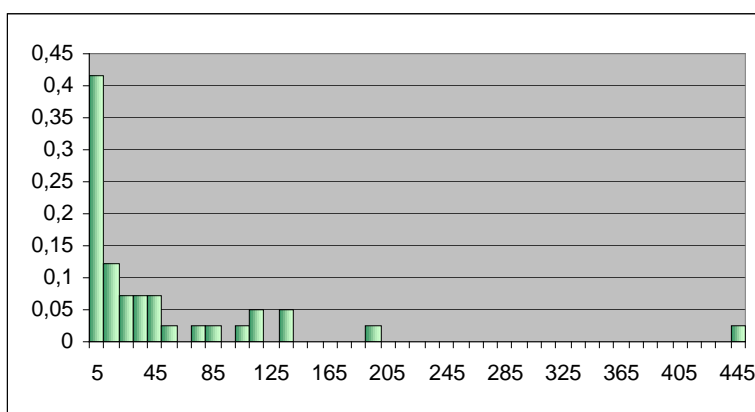
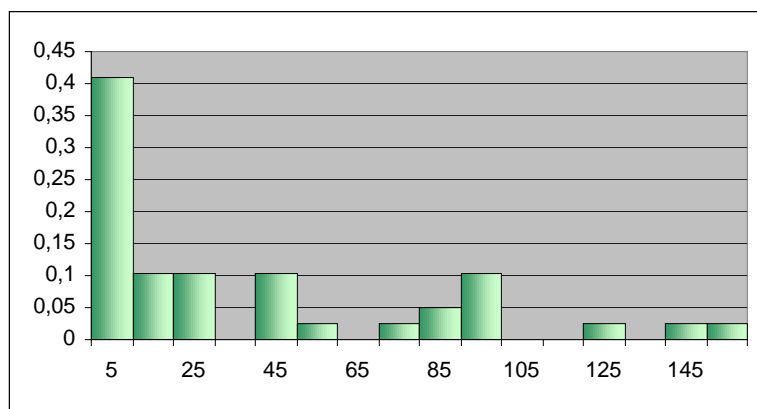
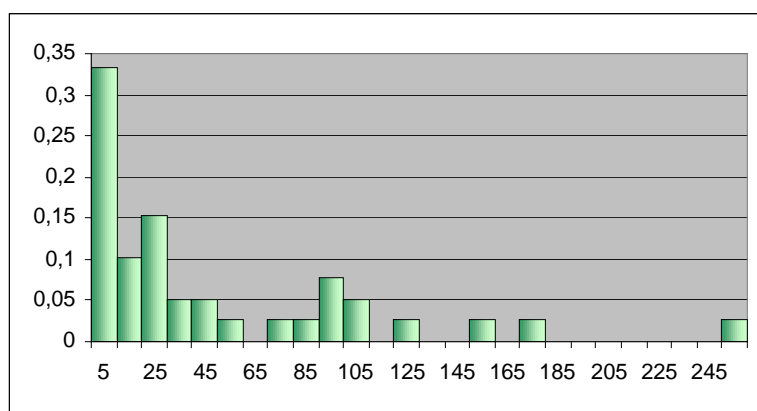


FIGURA 3.12 - Istogramma relativo dei campionamenti – dicembre 2003



*FIGURA 3.13 - Istogramma relativo dei campionamenti – gennaio 2004*



*FIGURA 3.14 - Istogramma relativo dei campionamenti –febbraio 2004*

### **3.4 Analisi geostatistica**

Lo strumento geostatistico maggiormente adatto alla stima della probabilità che un valore  $z(x)$  superi una concentrazione prefissata è rappresentato da kriging disgiuntivo, ma l'applicazione di tale metodologia è possibile solo in caso di stazionarietà del fenomeno studiato. Qualora quest'ultimo sia modellizzabile con una funzione aleatoria intrinseca, non è più possibile l'applicazione del kriging e bisogna ricorrere all'uso di FAI-K.

La prima operazione da compiere è, quindi, la definizione, attraverso l'analisi variografica, del tipo di funzione aleatoria che meglio rappresenta la distribuzione dei COA nel sito. I valori a cui si fa riferimento sono quelli registrati a febbraio 2004, che rappresentano il momento di maggior contaminazione dell'ultimo periodo.

### 3.4.1 Analisi strutturale

Il variogramma omnidirezionale, calcolato con un lag di 600m e una tolleranza di 300m, presenta caratteristiche di stazionarietà se studiato con un vicinaggio di 2000m, pertanto entro tale distanza il fenomeno può essere considerato stazionario e le probabilità di superamento della concentrazione limite possono essere stimate applicando il kriging disgiuntivo.

### 3.4.2 Costruzione delle mappe di iso-probabilità

La stima della probabilità che, nel generico punto  $x_0$ , la concentrazione di contaminante sia superiore o uguale ad un prefissato valore di soglia  $z_s$  equivale alla stima, ottenuta tramite kriging disgiuntivo, della funzione indicatrice  $I_{Z(x_0) \geq z_s}$ , definita, per ogni punto  $x_0 \in S$ , come

$$I_{Z(x_0) \geq z_s} = \begin{cases} 1 & \text{se } Z(x_0) \geq z_s \\ 0 & \text{altrimenti} \end{cases}$$

dove  $z_s$  è la concentrazione limite, che per i COA nelle acque sotterranee, come riportato nell'allegato I del D.M. 471/99, si ricorda, è pari a 10 µg/l.

L'oggetto che si intende stimare,  $\forall x_0 \in S$ , dunque, non è  $Z(x_0)$ , bensì  $I_{Z(x_0) \geq z_s}$ .

Si procede come illustrato nel capitolo 2, eseguendo un'anamorfosi gaussiana.

Il numero di polinomi dello sviluppo della funzione di anamorfosi gaussiana è 20. I relativi coefficienti sono riportati in tabella 3.2.

n	0	1	2	3	4
$\varphi_n$	46.8462	-50.0360	24.7324	0.473	-7.3011
$\varphi_{n+5}$	2.3535	1.1192	-0.6617	0.4599	-0.8835
$\varphi_{n+10}$	-0.2339	1.5792	-0.5019	-1.5595	1.1739
$\varphi_{n+15}$	1.1135	-1.5762	-0.4972	1.6849	-0.1113

TABELLA 3.2 – Coefficienti dello sviluppo polinomiale della funzione di anamorfosi teorica

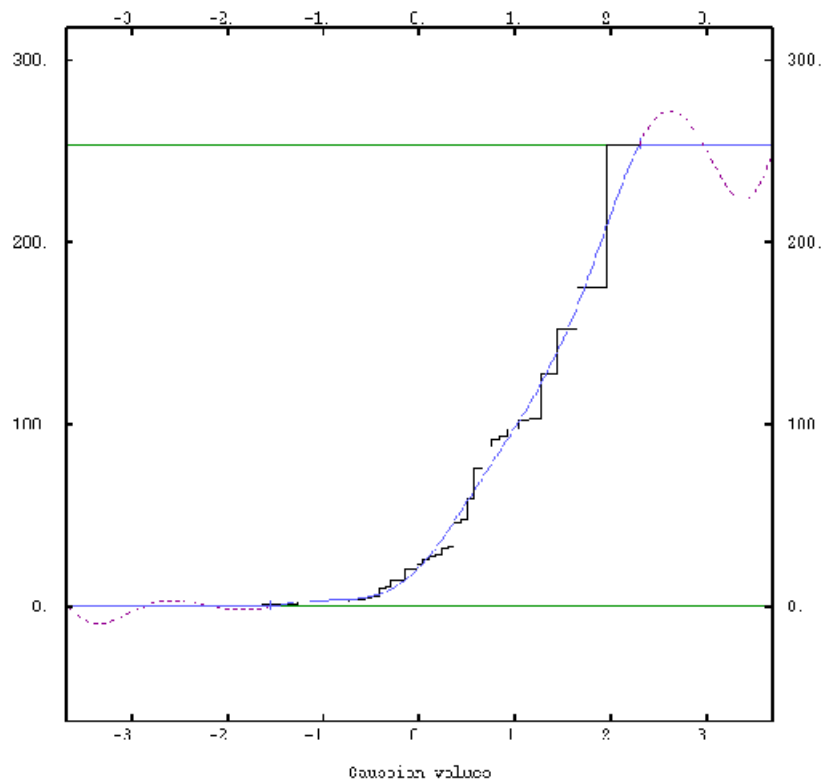


FIGURA 3.15 – Funzione di anamorfosi gaussiana costruita con i coefficienti polinomiali di tabella 3.2

Ottenuta la nuova funzione aleatoria si procede nuovamente col calcolo del variogramma, che questa volta dovrà essere aggiustato per permettere di determinare la funzione del variogramma teorico da utilizzare in fase di stima.

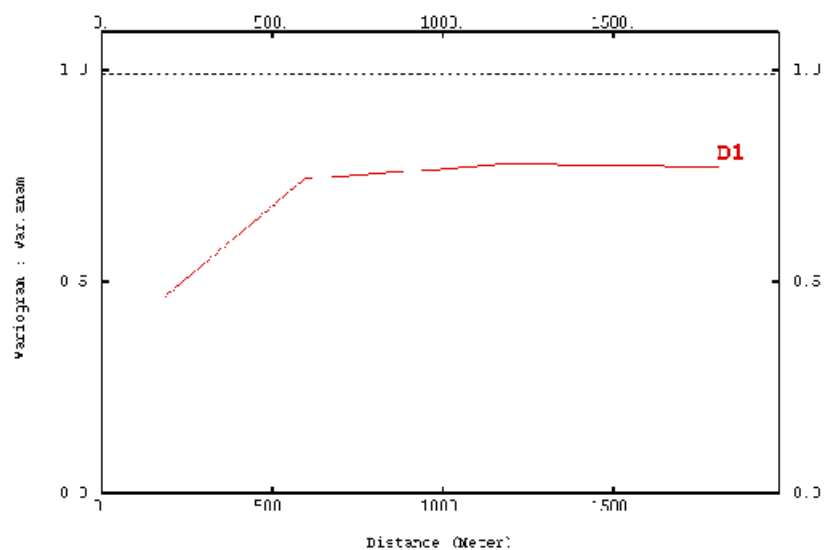


FIGURA 3.16 – Variogramma sperimentale

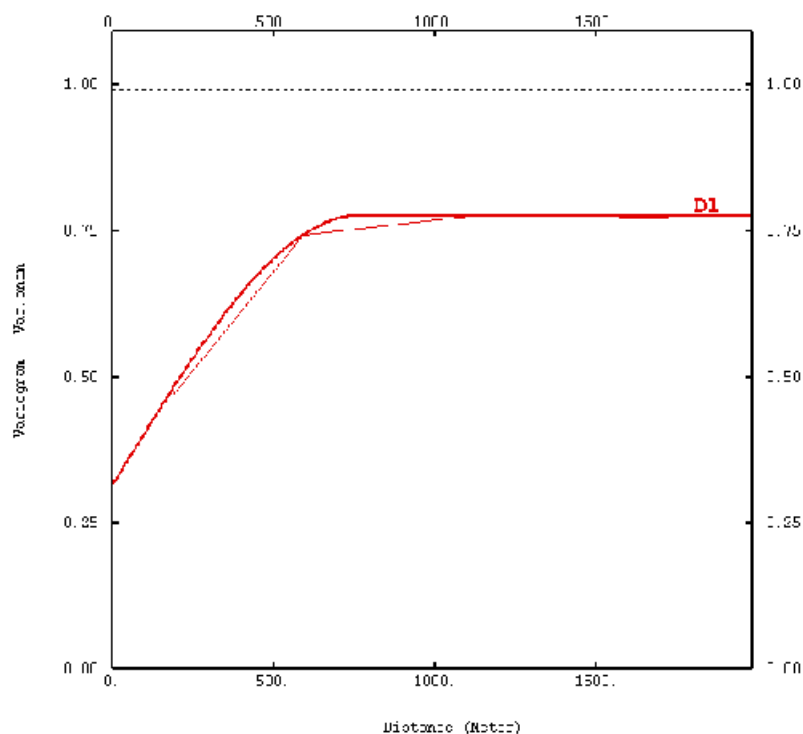


FIGURA 3.17 – Variogramma teorico

Variogrammi elementari usati per l'aggiustamento		
MODELLO	RANGE	SILL
Nugget		0.316
Sferico	761	0.459

TABELLA 3.3 – Parametri per l'aggiustamento del variogramma sperimentale

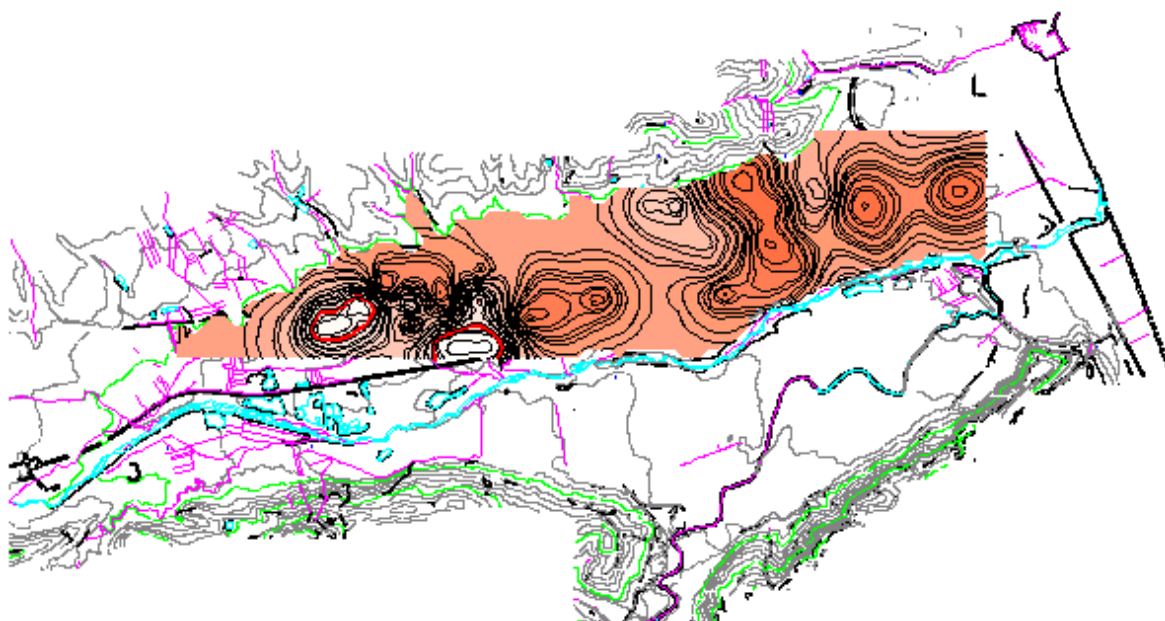
Noto il variogramma teorico è possibile stimare le probabilità puntuali di superamento della concentrazione limite nei nodi di una griglia opportuna e costruire le mappe ad isovalori delle probabilità stimate.

In tabella sono riportati i dati relativi alla griglia di stima.

<b>Orientaz. rel. griglia (°)</b>		0
<b>Origine</b>	<b>X<sub>0</sub> (m)</b>	2407000
	<b>Y<sub>0</sub> (m)</b>	4792500
<b>Passo</b>	<b>Px (m)</b>	100
	<b>Py (m)</b>	100
<b>N. nodi</b>	<b>nx</b>	97
	<b>ny</b>	28

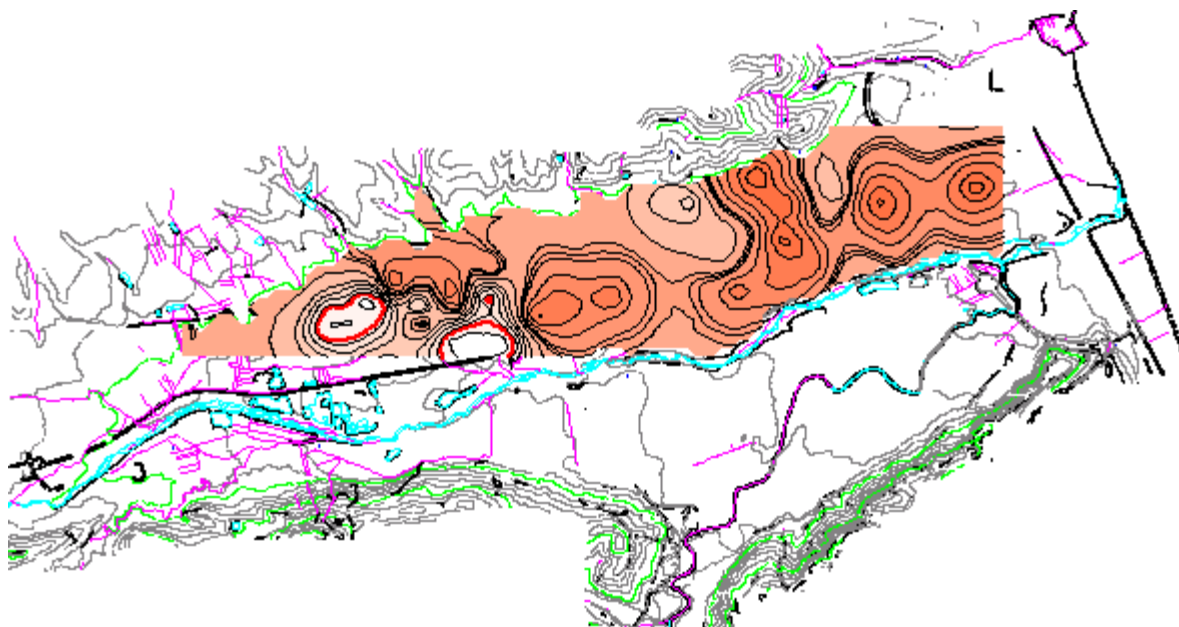
TABELLA 3.4 – Dati relativi alla griglia di stima

Al fine di individuare le aree da sottoporre ad investigazione, occorre fissare il valore da attribuire alla soglia  $p_I$ , rappresentante la probabilità massima accettabile che si commetta l'errore di considerare non contaminata un'area in realtà contaminata. Si ricorda che questo valore è ricavato da opportune valutazioni di rischio e coincide con la massima soglia di probabilità compatibile con un livello di rischio accettabile per l'uomo e per l'ambiente. Non essendo in possesso di tale valore si è lavorato con diverse soglie di probabilità. Nelle immagini seguenti si riportano i risultati ottenuti per  $p_I=0.03, 0.05, 0.1, 0.3, 0.5$ ; le curve in rosso delimitano le aree a cui corrispondono probabilità stimate inferiori a  $p_I$  e che pertanto possono essere sottratte alle indagini successive.

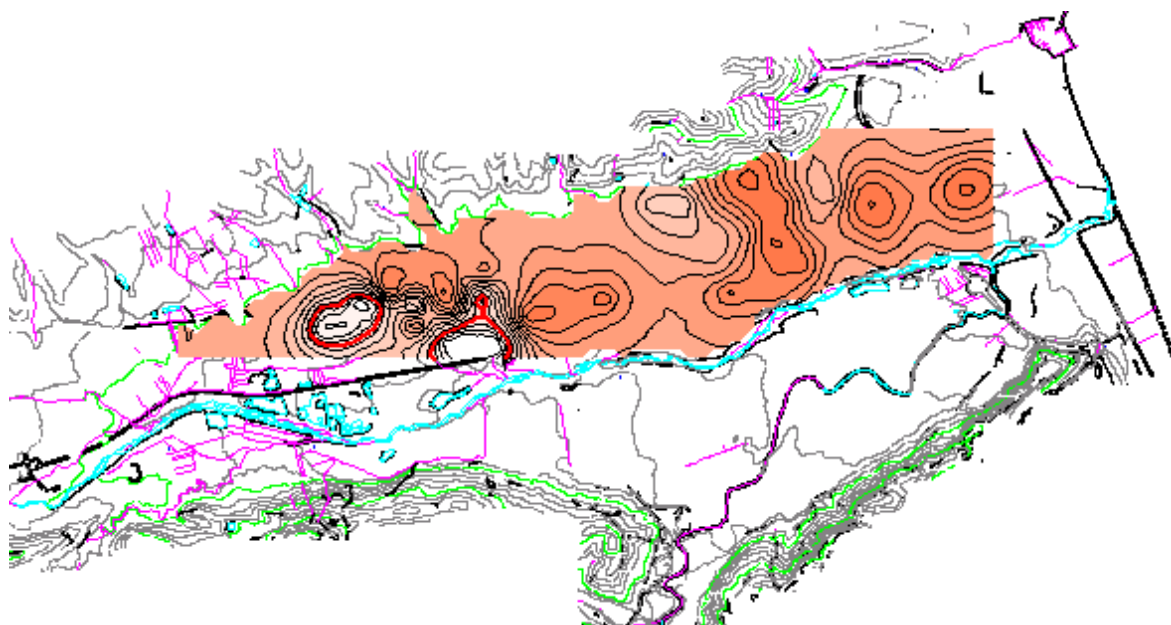


*FIGURA 3.18 – Mappa delle probabilità stimate -  $p_I=0.03$*

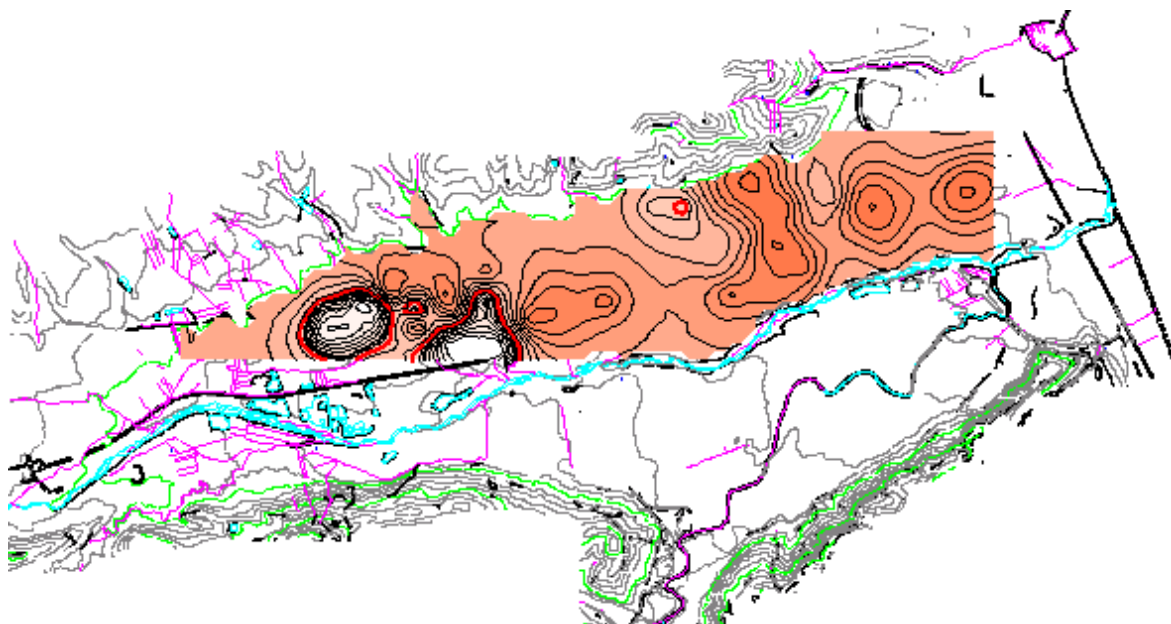




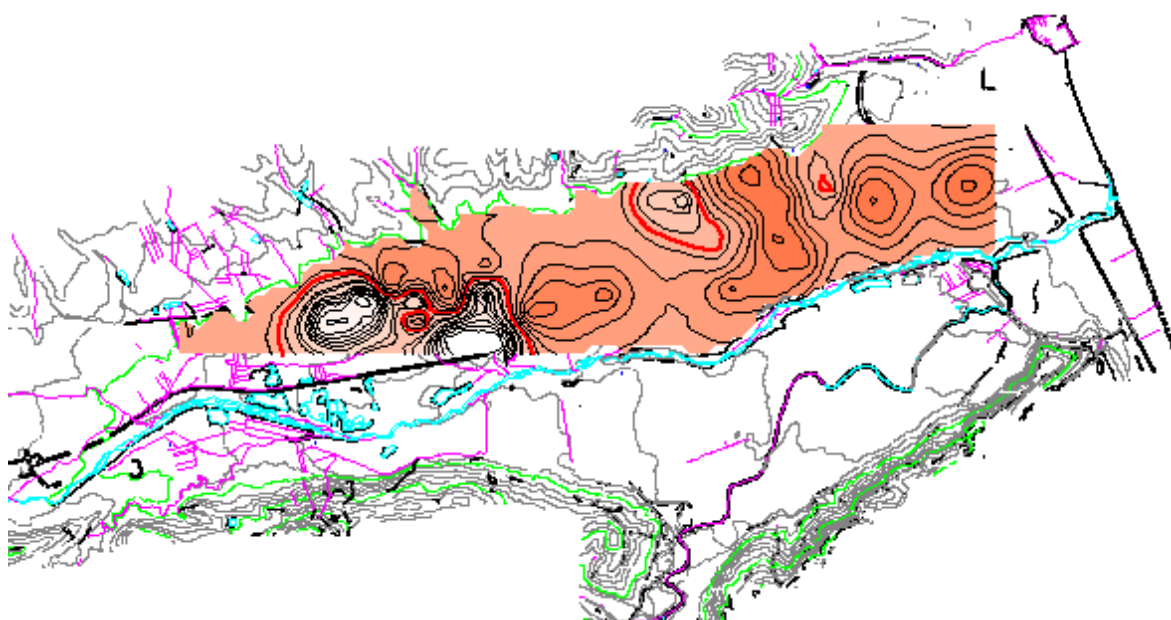
*FIGURA 3.19 – Mappa delle probabilità stimate -  $p_1=0.05$*



*FIGURA 3.20 – Mappa delle probabilità stimate -  $p_1=0.1$*



*FIGURA 3.21 – Mappa delle probabilità stimate -  $p_1=0.3$*



*FIGURA 3.22 – Mappa delle probabilità stimate -  $p_1=0.5$*

## 4. Applicazione del metodo al sito della Valbasento

### 4.1 Scheda sintetica del sito

Nome del sito: "Val Basento"

Provincia: Matera;

Comuni interessati: Salandra, Pisticci, Ferrandina, Pomarico, Grottole;

Superficie stimata del sito: circa 70 Km<sup>2</sup>

Soggetto obbligato:

1. La Regione Basilicata interviene, per conto dell'Azienda Sviluppo Industriale (ASI) di Valbasento sulle aree pubbliche (demanio regionale; aree di proprietà) e sulle aree private (agricole e/o residenziali) in cui può essere presente un rischio di contaminazione passiva; i comuni interessati si riservano, inoltre, la possibilità d'intervenire in danno di quei soggetti obbligati che non intendano procedere agli obblighi fissati dalla normativa in vigore;

2. I soggetti privati per le aree in cui sono presenti insediamenti produttivi.

Destinazione urbanistica attuale: aree agricole; aree produttive (zone industriali, aree di completamento, eccetera); aree naturalistico attrezzate; aree destinate ad attrezzature urbane e servizi.

Situazione del sito: Il sito della Val Basento è caratterizzato dalla presenza di tre aree industriali. Si distinguono aree di vecchia e nuova industrializzazione. Le attività industriali pregresse sono riconducibili, principalmente all'estrazione di gas e alle attività associate (Eni, Enichem), e alla produzione di manufatti in cemento amianto (Materit). Queste attività sono in fase di riconversione; le nuove aree industriali sono solo in parte interessate da attività produttive, essendo la maggior parte dei lotti ancora in assegnazione.

Gli insediamenti industriali si localizzano a nord del sito (area di Salandra con la presenza dell'ex impianto di desolfurazione dell'ENI), nella parte mediana con l'insediamento di Ferrandina (Liquichimica; Materit) e nella parte meridionale dello stesso con l'area di Pisticci (ex Liquichimica, Eni).

In particolare l'insediamento presente in agro di Ferrandina è sede dei seguenti impianti:

- ex Liquichimica. In questo settore, che copre una superficie di circa 60 ha, ricadono gli stabilimenti dell'ecoil, dell'IRS e dell'ex Enichem; quest'ultima ha prodotto nell'arco di tempo 1961-1979 acetilene, cloruro di vinile monomero, polivilene cloruro, cloro-soda e metanolo.
- ex Materit. In quest'area sono stati prodotti manufatti in cemento e amianto, e sono tutt'oggi stoccate materie prime costituite principalmente da fibre di amianto, fanghi di processo e polveri.
- Area dei nuovi insediamenti, solo in parte interessata da attività produttive. Essendo in corso la fase di caratterizzazione, per alcune aree, non si hanno ancora a disposizione informazioni sui centri di pericolo riconducibili alle attuali attività industriali.

Nell'insediamento industriale, situato nel comune di Pisticci, l'attività principale è riconducibile all'ex Enichem; sono inoltre presenti alcune discariche di rifiuti speciali. Per i nuovi insediamenti (circa 40 aziende), essendo state avviate in questi ultimi tempi le prestazioni previste per la caratterizzazione, non si hanno ancora a disposizione informazioni sui centri di pericolo riconducibili alle attuali attività industriali.

Riscontri analitici: Investigazioni, antecedenti alla perimetrazione del sito, compiute sul suolo, sottosuolo e le acque sotterranee, hanno evidenziato

- Nell'insediamento di Salandra, la presenza di concentrazioni superiori ai limiti del D.M.471/99 per idrocarburi pesanti e mercurio nei terreni delle zone vasche e impianti, e per il piombo in falda.
- Nell'insediamento di Pisticci, il superamento delle concentrazioni limite fissate dal D.M.471/99 per metalli pesanti (Hg, Cu, Ni), idrocarburi policiclici aromatici, composti organici e amianto nel suolo; manganese, solfati e composti organici nelle acque sotterranee.

Azioni di messa in sicurezza d'emergenza: nell'area dell'impianto ex Eni di Salandra è stato realizzato un sistema di sbarramento della falda con pozzi barriera; le acque emunte sono trattate con impianto mobile.

## **4.2 Inquadramento geologico-ambientale**

Il sito della Valbasento è caratterizzato da una successione di sedimenti fluviali (alternanza di depositi conglomeratici con sabbie e limi), che poggiano sul complesso delle argille azzurre (Pleistocene).

I versanti che marginano la piana alluvionale del Fiume Basento sono impostati nella formazione delle argille azzurre. Questo quadro strutturale consente l'istaurarsi di un acquifero di subalveo, localizzato nel deposito alluvionale, che segue l'andamento della valle. La potenza della falda oscilla tra i 12-15 metri, mentre la soggiacenza della stessa è localizzata nei primi metri (3-4 metri).

## **4.3 Dati**

I dati a disposizione provengono dalla campagna di caratterizzazione dei suoli approvata dalla Conferenza dei Servizi del 16 aprile 2003. Tale indagine è mirata alla verifica della qualità dei suoli delle aree a vocazione agricola, su cui non sia stata posta in essere attività antropica diverse dall'agricoltura (aree a rischio di contaminazione di tipo passivo) al fine di procedere alla deperimetrazione delle aree che risultassero nei limiti del D.M. 471/99 (tabella A: riferimento per le aree a verde). In realtà questo limite è troppo conservativo, in quanto l'attività agricola comporta comunque l'uso di sostanze estranee (ammendanti,

eccetera); sarebbe più corretto riferirsi ai limiti tabellari del verde pubblico solo per la sensibilità investigativa, mentre i limiti di soglia andrebbero definiti mediante analisi di rischio sitospecifica.

Sono stati prelevati e analizzati 753 campioni, 716 dei quali posizionati secondo una griglia a maglie quadrate di dimensioni 200m x 200m i cui assi sono orientati secondo la latitudine (E) e longitudine (N) del riferimento geografico locale, mentre i rimanenti 37, situati in prossimità delle aree industriali, sono stati posizionati secondo uno schema di campionamento non regolare. In ogni caso il prelievo ha interessato esclusivamente il primo metro di spessore del suolo (campione medio di suolo agrario).

Per ogni campione sono stati misurate le concentrazioni (espresse in mg/kg, ossia ppm) dei seguenti analiti:

- Metalli [Al, As, Cd, Cr totale, Cr VI, Fe, Mn, Hg, Pb, Cu, Se, V, Zn, Tl, Sb];
- Nitrati;
- Solfati;
- Fosfati;
- Idrocarburi;
- IPA.

Solo per 8 dei suddetti analiti si sono però osservate misure superiori alla corrispondente concentrazione limite prescritta da DM 471/99. Si tratta di As, Cr (Tot.), Cu, Hg, Pb, V, Zn, Cr VI, ed è dunque solo a questi che sono limitate le elaborazioni.

#### **4.4 Selezione delle aree da campionare**

Come visto per il basso bacino del Chienti, il procedimento per la selezione dei punti di campionamento passa attraverso il tracciamento di curve di isoprobabilità. In questo caso, però, dato che l'analisi geostatistica è stata effettuata a campionamento avvenuto, si è potuto sfruttare il grande numero di dati a disposizione per valutare se, ai fini della caratterizzazione, invece di procedere al campionamento 200x200, come fatto in realtà, non fosse più conveniente campionare il sito con una maglia più larga per poi raffittire solo nelle aree selezionate. Si è partiti considerando solo la metà dei dati riservando l'altra metà per l'integrazione della campionatura dello stadio successivo e per la valutazione della bontà della selezione. Pertanto i dati della campionatura a maglia 200x200, sono stati

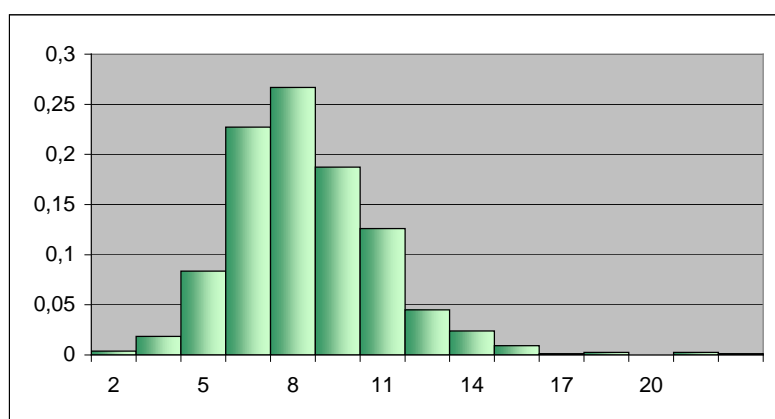
suddivisi in due metà ottenendo due maglie a 280x280 orientate a 45° rispetto a quella di partenza.

Quindi, in questo caso, la selezione delle aree riguarda quelle in cui approfondire le indagini con una campionatura di maggior dettaglio.

#### 4.5 Analisi statistica di base

Contaminante	n. di misure	Val min (ppm)	Val max (ppm)	m (ppm)	s <sup>2</sup> (ppm <sup>2</sup> )
As	753	0.80	23.30	7.78	6.54
Cr (Tot.)	753	7.00	857.20	50.56	1910.08
Cu	753	3.50	494.70	20.80	506.42
Hg	753	0.00	71.10	0.49	17.98
Pb	753	3.50	1188.80	13.37	2273.98
V	753	6.30	1422.20	43.37	2695.25
Zn	753	25.40	2615.30	67.06	13370.88
Cr VI	753	0.20	23.64	0.73	1.51

*Tabella 4.1 – Parametri relativi alla distribuzione dei diversi analiti.*



*FIGURA 4.1 - Istogramma relativo dei campionamenti – As*

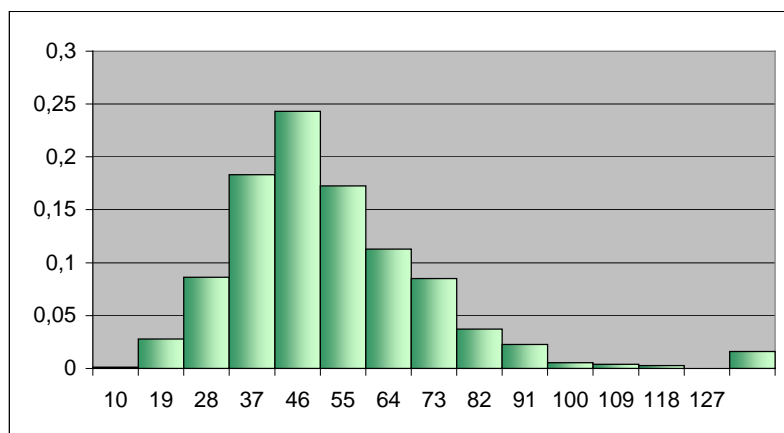


FIGURA 4.2 - Istogramma relativo dei campionamenti – Cr TOT

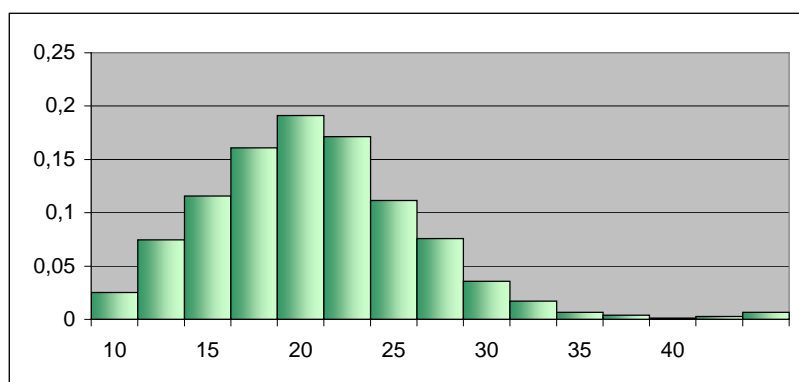


FIGURA 4.3 - Istogramma relativo dei campionamenti – Cu

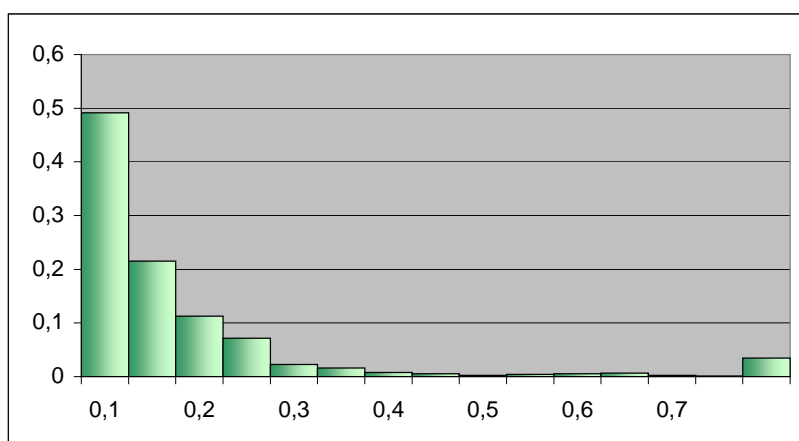


FIGURA 4.4 - Istogramma relativo dei campionamenti – Hg

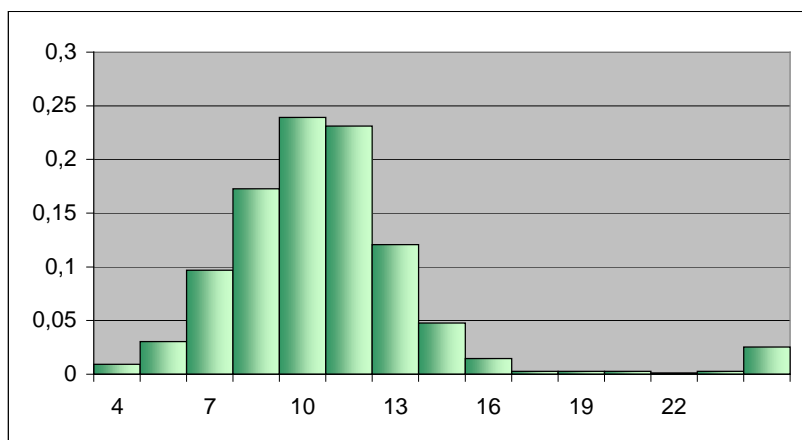


FIGURA 4.5 - Istogramma relativo dei campionamenti – Pb

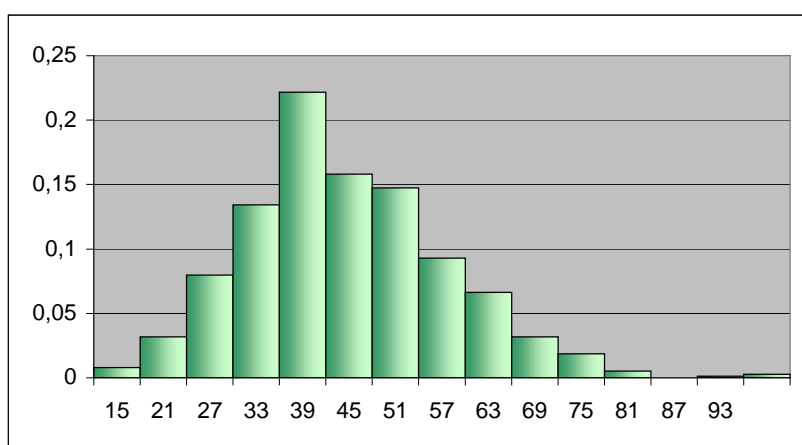


FIGURA 4.6 - Istogramma relativo dei campionamenti – V

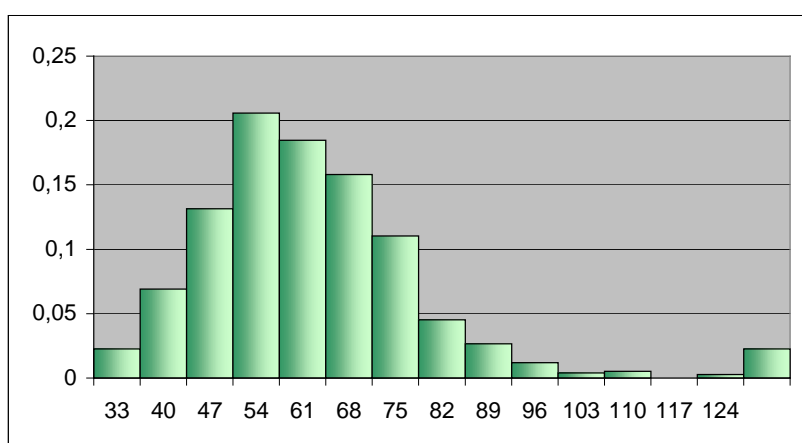


FIGURA 4.7- Istogramma relativo dei campionamenti – Zn



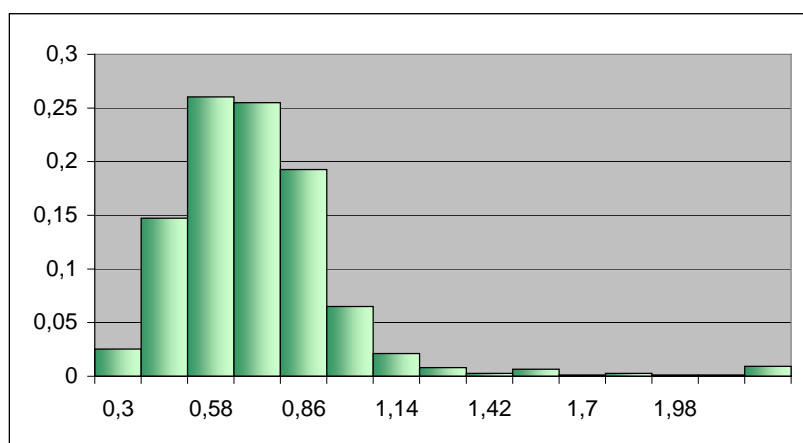


FIGURA 4.8 - Istogramma relativo dei campionamenti – Cr VI

## 4.6 Analisi geostatistica

Allo scopo di rilevare l'eventuale presenza di una struttura di variabilità che sia in qualche modo, date le singolari caratteristiche geometriche e topografiche del sito, legata alla direzione individuata localmente dall'asse longitudinale della valle, si è suddivisa l'area di indagine in quattro zone adiacenti, in modo da avere per ciascuna di esse un numero di campioni sufficiente al calcolo dei variogrammi e variazioni contenute nell'orientazione dell'asse suddetto. Per ciascuna di tali aree e per ciascun analita, è possibile calcolare il variogramma sperimentale corrispondente.

### 4.6.1 Analisi strutturale

Le direzioni considerate ai fini del calcolo del variogramma e le indicazioni riguardanti passi e tolleranze sono riportati nelle tabelle 4.2, 4.3, 4.4, 4.5.

	D1	D2	D3	D4
<b>Direz. (°)</b>	63	108	153	198
<b>Toll. (°)</b>	2	4	2	4
<b>No. passi</b>	8	8	8	8
<b>Amp. (m)</b>	447	632.5	447	632.5
<b>Toll. (m)</b>	223.5	316.25	223.5	316.25

TABELLA 4.2 - Variogrammi sperimentali  
Zona1. Parametri di calcolo

	D1	D2	D3	D4
<b>Direz. (°)</b>	0	45	90	135
<b>Toll. (°)</b>	1	1	1	1
<b>No. passi</b>	8	8	8	8
<b>Amp. (m)</b>	200	283	200	283
<b>Toll. (m)</b>	100	141.5	100	141.5

TABELLA 4.3 - Variogrammi sperimentali  
zona2. Parametri di calcolo.

	D1	D2	D3	D4
<b>Direz. (°)</b>	117	162	207	252
<b>Toll. (°)</b>	2	4	2	4
<b>No. passi</b>	8	8	8	8
<b>Amp. (m)</b>	447	632.5	447	632.5
<b>Toll. (m)</b>	223.5	316.25	223.5	316.25

TABELLA 4.3 - Variogrammi sperimentali  
Zona3.Paraametri di calcolo

	D1	D2	D3	D4
<b>Direz. (°)</b>	0	45	90	135
<b>Toll. (°)</b>	1	1	1	1
<b>No. passi</b>	8	8	8	8
<b>Amp. (m)</b>	200	283	200	283
<b>Toll. (m)</b>	100	141.5	100	141.5

TABELLA 4.4 - Variogrammi sperimentali  
Zona4.Paraametri di calcolo

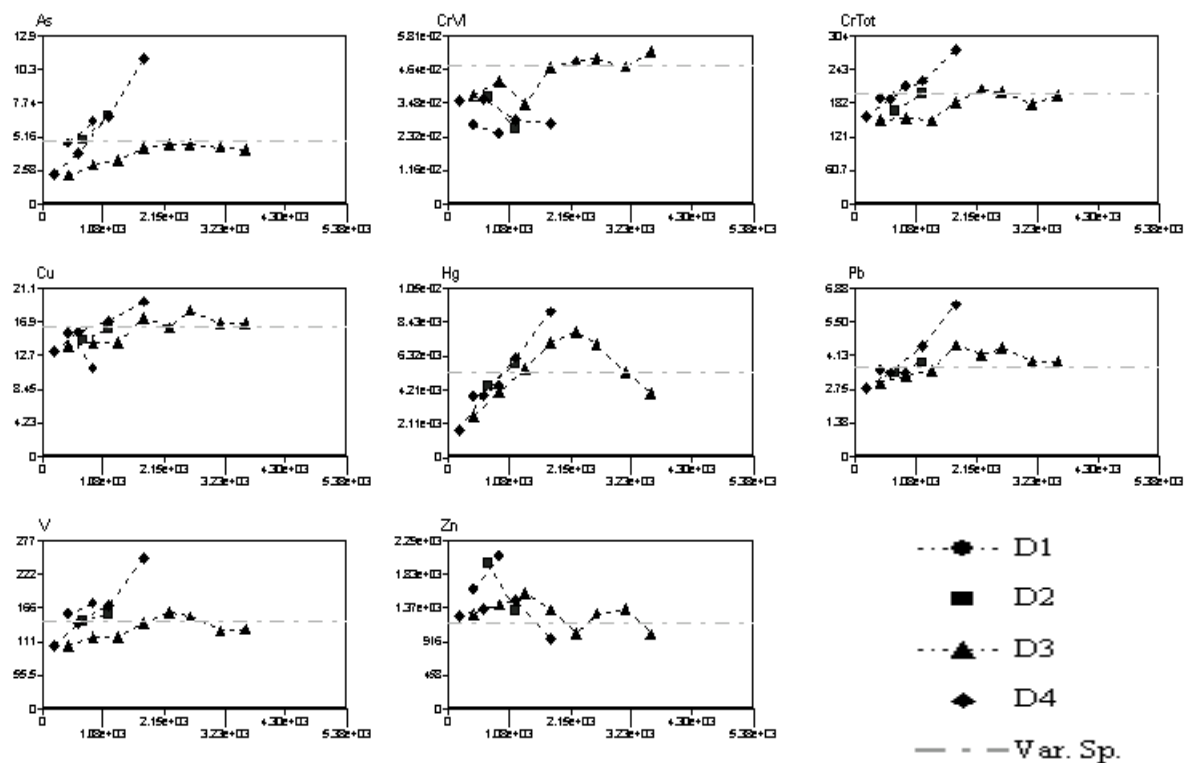


FIGURA 4.2 – Zona 1: variogrammi sperimentali diretti.

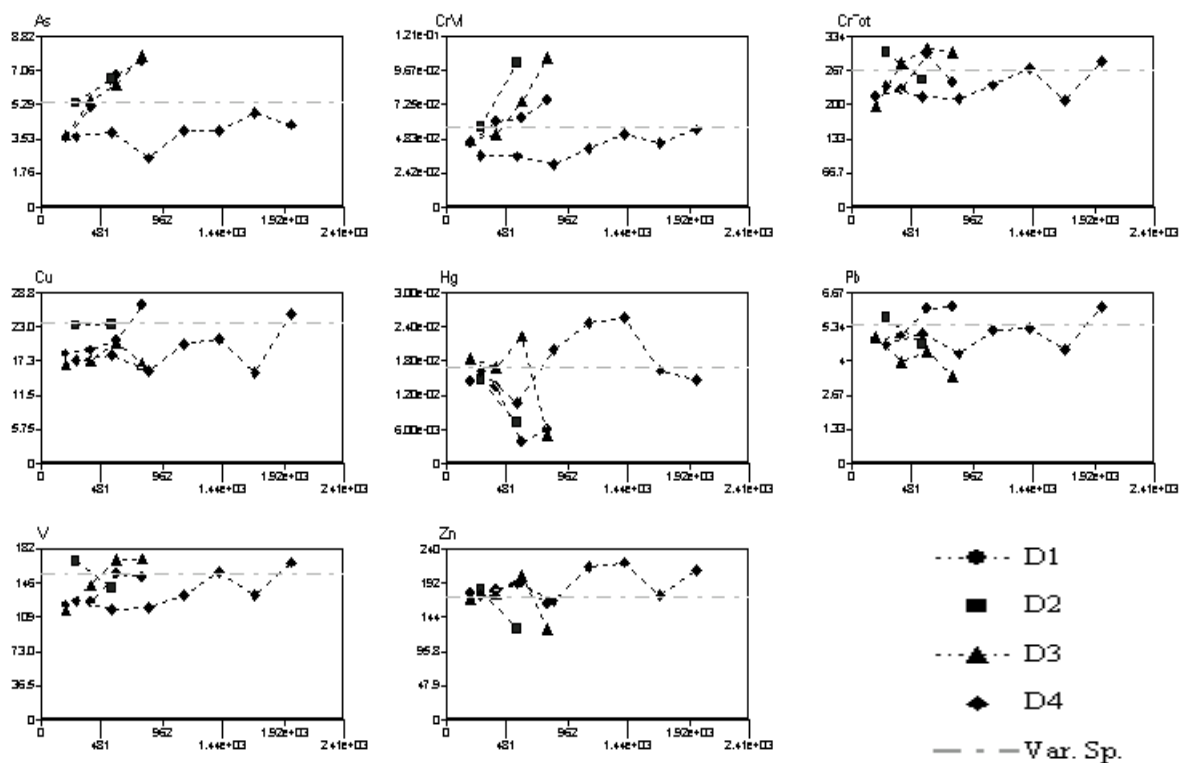


FIGURA 4.3 – Zona 2: Variogrammi sperimentali diretti.

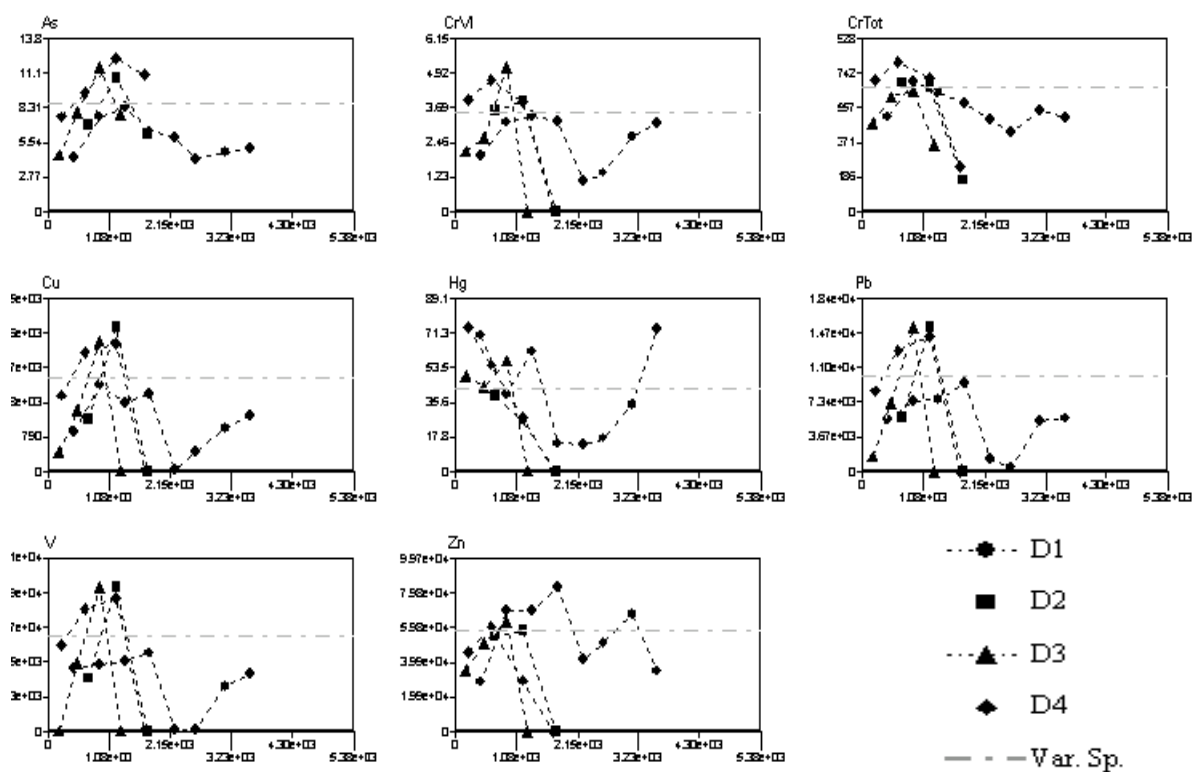


FIGURA 4.4 – Zona 3: variogrammi sperimentali diretti.

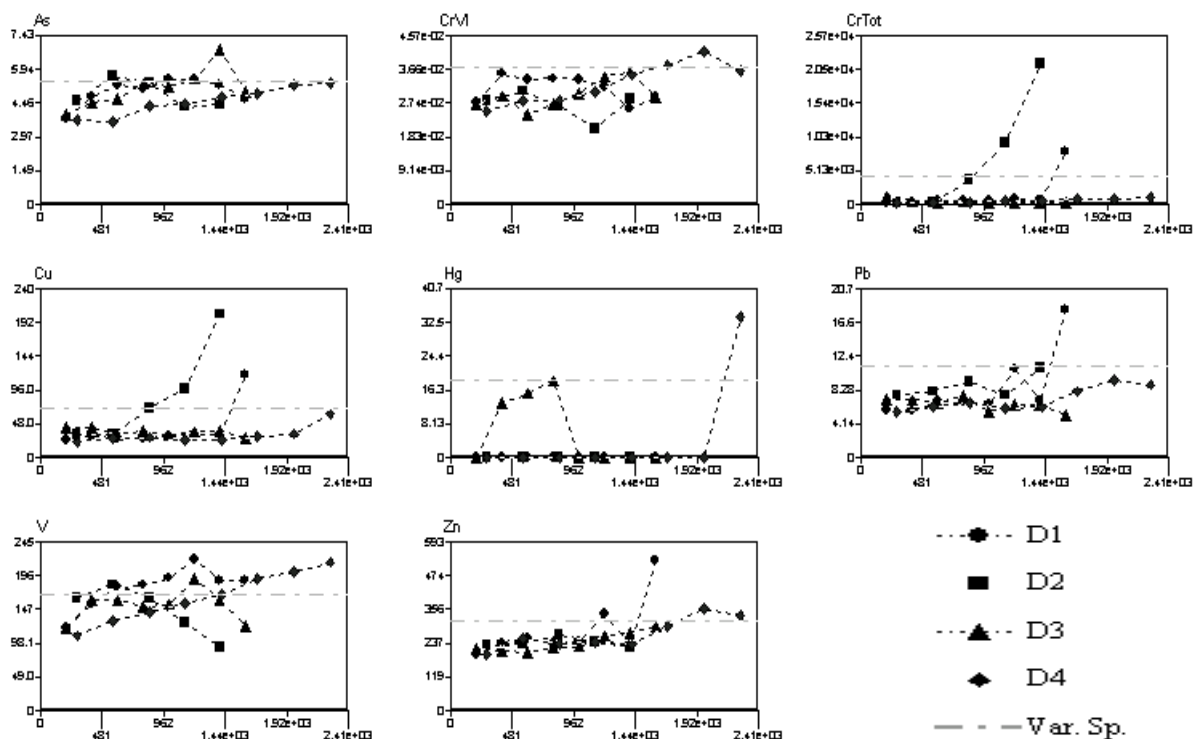


FIGURA 4.5 - Zona 4: variogrammi sperimentali diretti.

I variogrammi sperimentali presentano un andamento irregolare, indice di non chiara correlazione spaziale tra i dati, e non si attestano sulla varianza sperimentale, se non i variogrammi di alcuni elementi lungo la direzione della valle nelle zone 1, 2 e 4. In alcuni casi si intavede un trend, per effetto dell'impennarsi parabolico del variogramma; in altri casi, i punti sperimentali, assumono valori più elevati in prossimità dell'origine piuttosto che altrove, oppure alternano incrementi a decrementi più o meno bruschi (effetto buco).

#### 4.6.2 Costruzione delle mappe di iso-probabilità

Dall'analisi sperimentale si evince che la contaminazione del sito ha caratteristiche non stazionarie, per cui si rende necessario sostituire il kriging disgiuntivo usato per il basso bacino del fiume Chienti con un kriging in FAI-K dell'indicatrice

$$I_{Z(x_0) \geq z_s} = \begin{cases} 1 & \text{se } Z(x_0) \geq z_s \\ 0 & \text{altrimenti} \end{cases}, \text{ applicato ad ogni contaminante.}$$

Le caratteristiche della griglia di stima sono riportate in tabella 4.6.

<b>Orientaz. rel. griglia (°)</b>		0
<b>Origine</b>	<b>X<sub>0</sub> (m)</b>	614501
	<b>Y<sub>0</sub> (m)</b>	4475201
<b>Passo</b>	<b>Px (m)</b>	100
	<b>Py (m)</b>	100
<b>N. nodi</b>	<b>nx</b>	199
	<b>ny</b>	189

TABELLA 4.6 – Dati relativi alla griglia di stima

Ai fini dell'individuazione delle aree da sottoporre ad ulteriore investigazione, sono stati presi in esame due valori da attribuire alla soglia minima  $p_I$  di probabilità:  $p_I=0.03$  oppure  $p_I=0.05$ .

L'area su cui è necessario eseguire un nuovo campionamento con una maglia più stretta, coerentemente con quanto enunciato dal D.M. 471/99 che definisce “inquinato il sito nel quale anche uno solo dei valori di concentrazione delle sostanze inquinanti nel suolo o nel sottosuolo o nelle acque sotterranee o nelle acque superficiali risulta superiore ai valori di concentrazione limite accettabili”, è data dall'unione delle aree ottenute per ogni singolo analita, ed è quella indicata in nero in figura 4.6.

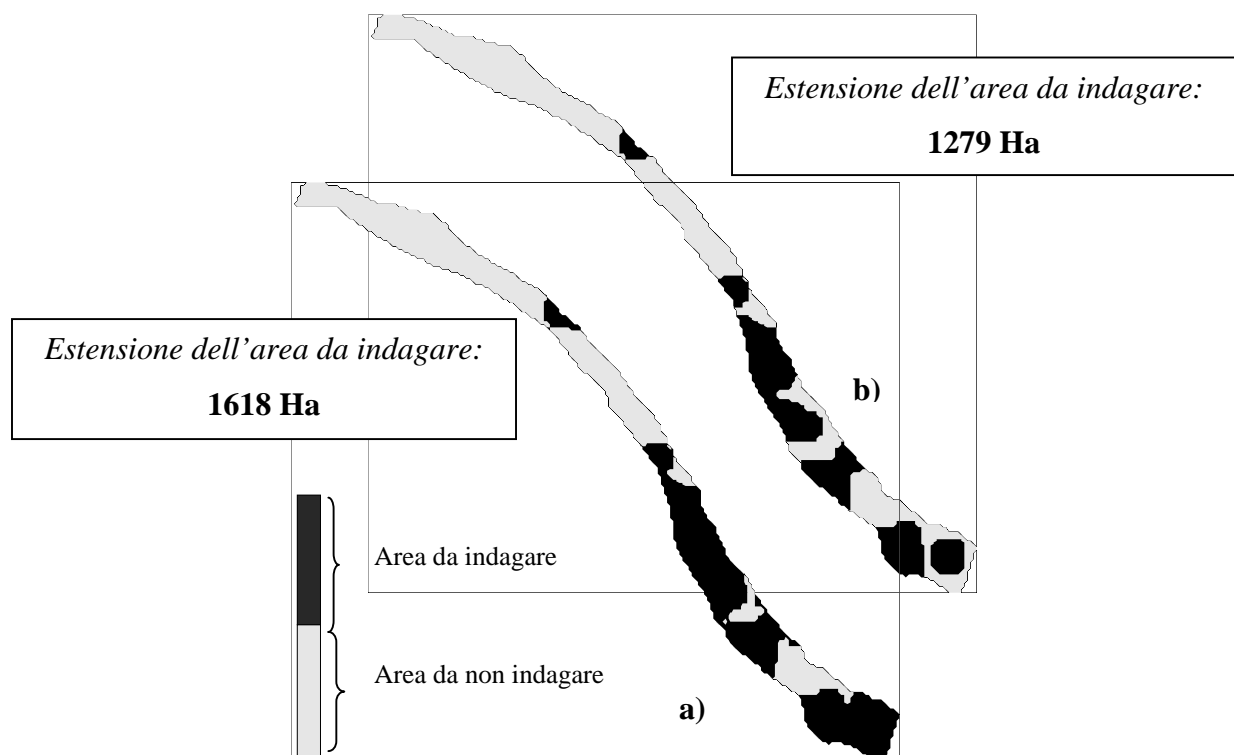
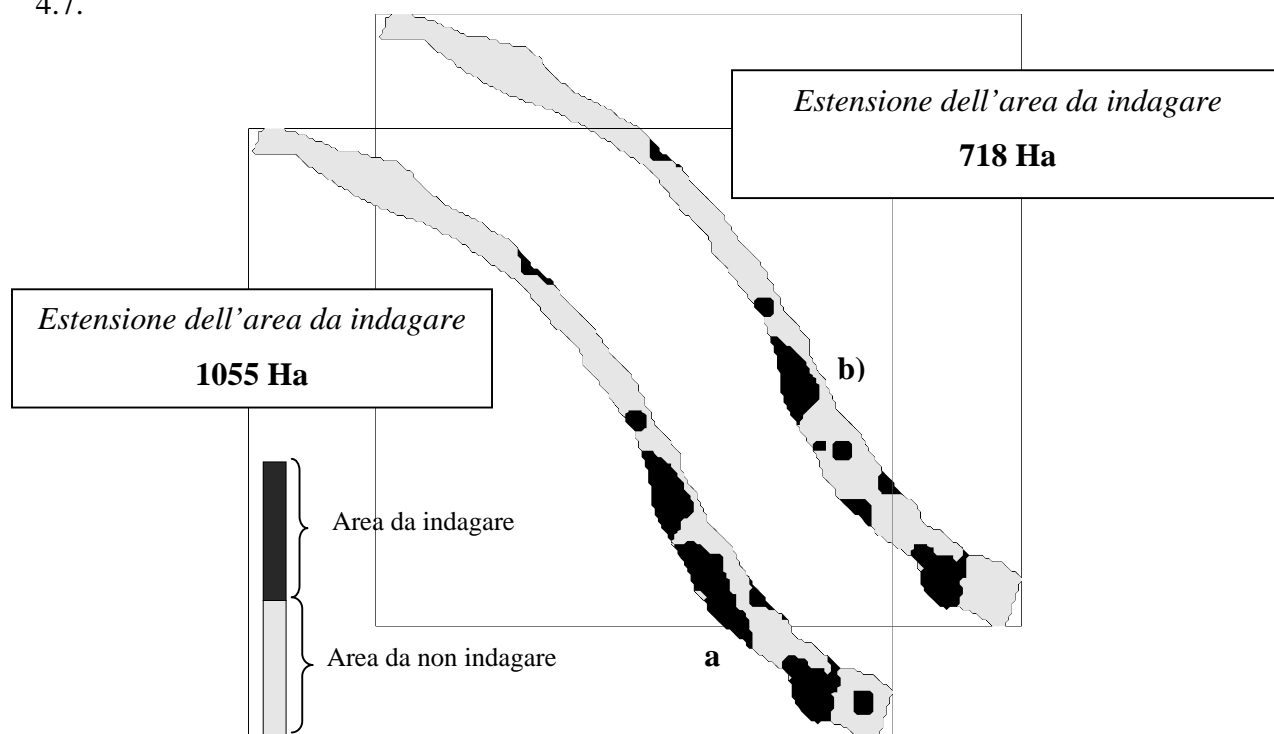


FIGURA 4.6 - Area complessiva di indagare con maglia 200x200 relativa a regolarizzazione di aree con probabilità stimate superiori a : a)  $p_I=0.03$ ; b)  $p_I=0.05$ .

Com'era ovvio aspettarsi, applicando una soglia di accettabilità più bassa per  $p_I$  si ottiene una zona da destinare a nuovi campionamenti con una superficie maggiore. Il numero di prelievi corrispondente alle aree da sottoporre a ulteriore indagine è di 175 per  $p_I=0.03$  e 131 per  $p_I=0.05$ .

Disponendo, per il sito esaminato, dei dati provenienti da un'unica campagna di caratterizzazione dislocati secondo una griglia regolare con maglia 200mx200m, sulla base della selezione su detti dati definita precedentemente (informazione 280mx280m), è stato simulato il raffinamento con maglia 200x200 di un grid a maglia quadrata 280x280. È possibile ora raffinare l'informazione 280x280 aggiungendo nelle aree indicate in figura 4.6 (ossia nelle aree in cui la probabilità che la concentrazione di anche uno solo degli inquinanti presenti nel sito superi la soglia di sicurezza prefissata) l'informazione 200x200. Si è in questo modo simulato l'incremento di informazione prodotto dal prelievo di campioni disposti secondo una griglia 200x200 in aree inizialmente campionate con una griglia a maglie più larghe 280x280. A partire da queste nuove informazioni si può procedere alla selezione di aree da indagare ulteriormente con una maglia 100x100, utilizzando lo stesso procedimento adottato nella prima selezione. L'area complessiva di indagine entro la quale affittire la campionatura con maglia 100x100 è indicata in figura 4.7.



**FIGURA 4.7 - Area complessiva da indagare con maglia 100x100, relativa a regolarizzazione di aree a probabilità stimate superiori, rispettivamente, a a)  $p_I=0.03$  e b)  $p_I=0.05$**

Confrontando questi ultimi risultati con quelli ottenuti dalla prima selezione, si può subito notare come il raffinamento della campionatura di partenza abbia notevolmente ridotto l'estensione delle aree su cui progettare interventi. Il numero di prelievi corrispondente alle aree da sottoporre a ulteriore indagine è di 737 per  $p_I=0.03$  e 428 per  $p_I=0.05$ .

#### 4.7 Qualità delle stime

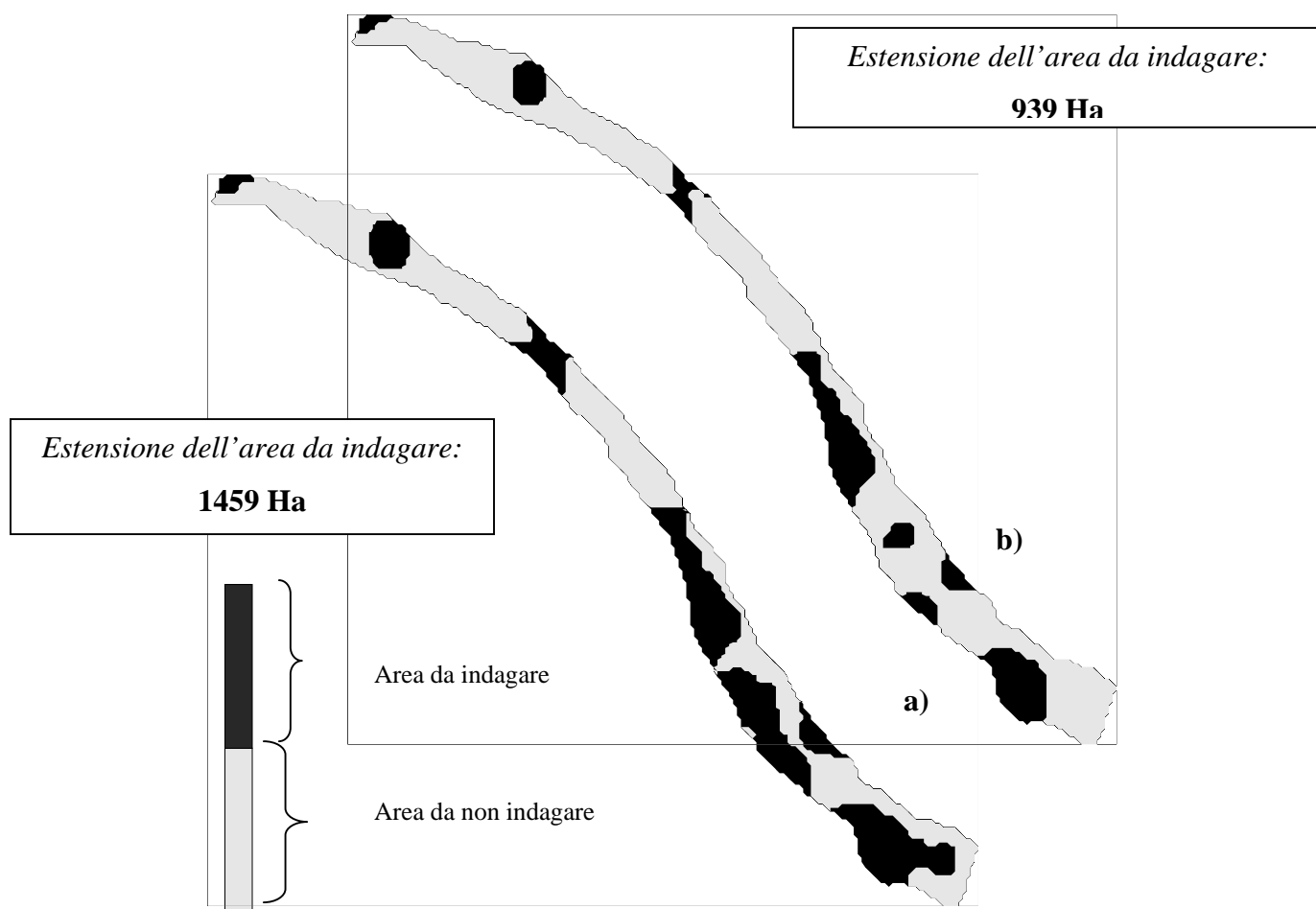
Il kriging è stato eseguito, come si è detto, sfruttando solo parte (informazione 280x280) delle misure realmente disponibili (informazione 200x200). Dunque, per ogni contaminante a cui sia associata una soglia  $z_s$ , per ogni punto dell'area di studio, relativo all'informazione 200x200, che non appartenga contemporaneamente anche all'informazione 280x280, sono associati due valori: la concentrazione misurata e la probabilità stimata di superamento della soglia.

Ciò consentirebbe di valutare la qualità delle stime ottenute, e quindi di verificare che la selezione appena proposta delle aree da scartare ai fini della bonifica sia tale che in queste ultime la probabilità sperimentale di superamento della soglia, ossia la frequenza di punti in cui la concentrazione misurata eccede il valore limite normativo, sia effettivamente non superiore, o comunque prossima, alla soglia minima di probabilità  $p_I$  coerente, come si è detto, con un livello accettabile di rischio.

Una valutazione significativa richiederebbe tuttavia un numero consistente di misure sia inferiori che superiori al limite, e poiché nel caso in esame tale condizione non è soddisfatta il test di controllo non è eseguibile.

È possibile, però, eseguire il confronto delle aree selezionate procedendo con raffinamenti successivi della campionatura a partire dalla griglia 280x280 con quelle che sarebbero state individuate se si fosse applicato il criterio di selezione indicato direttamente a partire dalla campionatura eseguita a tappeto con maglia 200x200.

In quest'ultimo caso l'area complessiva da indagare con maglia 100x100 è più estesa di quella ottenuta per raffittimento a partire dalla campionatura con maglia 280x280 perché si colgono anche punti con concentrazioni elevate (hot spots) che sarebbero invece sfuggiti impiegando una maglia di campionamento più larga. Il numero dei prelievi necessari all'indagine è 1127 per  $p_I=0.03$  e 706 per  $p_I=0.05$



*FIGURA 4.8 - Area complessiva da indagare con maglia 100x100, relativa a regolarizzazione di aree a probabilità stimate superiori a a)  $p_1=0.03$  e b)  $p_1=0.05$  elaborate in base all'informazione derivante da campionamento a tappeto del sito con maglia 200x200.*



## **5. Conclusioni**

Lo studio applicato al sito della Valbasento, consente di definire un piano investigativo caratterizzato dall'assenza di punti di campionamento dove la possibilità di trovare punti contaminati è bassa.

Tutto ciò partendo da una campagna di rilievo con punti di campionamento distribuiti in modo sistematico (maglia a passo regolare metri 280x280), avendo organizzato il Piano investigativo per fasi successive.

L'alto numero d'informazioni a disposizione consente di effettuare una simulazione per fasi successive (partendo da una maglia 280x280 metri e proseguendo con un raffittimento a maglia 200x200 metri e 100x100 metri): i dati d'origine sono omogenei e confrontabili tra loro, riferendosi ad un unico livello di suolo (campione medio di suolo agrario: 1 metro).

Nel caso del sito basso bacino del fiume Chienti, la simulazione non è stata possibile sia per la carenza dei punti disponibili sia per la specificità degli stessi (troppo disomogenei per posizione e instabili nel breve periodo). Per una verifica l'analisi dei risultati ottenuti, non avendo al momento alcun'informazione che permetta di trarre conclusioni circa la loro attendibilità, si dovranno aspettare gli esiti del piano di caratterizzazione approvato con la conferenza dei servizi del febbraio 2005.