



## LINEA PROGETTUALE 2

### Organizzazione e realizzazione della sorveglianza ambientale nelle aree di indagine

#### AZIONE 1

### **Linee guida per la realizzazione della sorveglianza ambientale**

Arpa Emilia-Romagna

Daniela Ballardini, Giovanni Bonafè, Eriberto de Munari, Marco Deserti, Claudio Maccone, Linda Passoni, Vanes Poluzzi, Andrea Ranzi, Cristina Regazzi, Isabella Ricciardelli, Mauro Rossi

*Versione 1 (agosto 2007). La versione finale sarà disponibile alla fine del progetto.*

**[www.monitor.it](http://www.monitor.it)**

Il progetto Monitor: organizzazione di un sistema di sorveglianza ambientale e valutazione epidemiologica nelle aree circostanti gli impianti di incenerimento in Emilia-Romagna, è promosso dagli assessorati Politiche per la salute e Ambiente, riqualificazione urbana della Regione, in collaborazione con Arpa

---

## SOMMARIO

<b>SOMMARIO</b> .....	<b>2</b>
<b>INTRODUZIONE</b> .....	<b>4</b>
<b>1. SUPPORTO MODELLISTICO ALLA PIANIFICAZIONE DELLE CAMPAGNE DI MONITORAGGIO DELL'IMPATTO DI UN INCENERITORE</b> .....	<b>5</b>
I. DESCRIZIONE SINTETICA DELLA METODOLOGIA.....	5
<i>Premessa</i> .....	5
<i>Scegliere i punti di massimo impatto</i> .....	6
<i>Scegliere i periodi di monitoraggio</i> .....	7
<i>Scegliere i punti di controllo</i> .....	8
<i>Fare il monitoraggio</i> .....	9
<i>Interpretare i dati osservati</i> .....	10
<i>Schema complessivo</i> .....	12
II. DESCRIZIONE DETTAGLIATA DELLA METODOLOGIA .....	13
<i>Impostazione metodologica</i> .....	13
<i>Articolazione della procedura</i> .....	13
<i>Fase 1: definizione del dominio di simulazione</i> .....	13
<i>Fase 2: raccolta dei dati emissivi dell'inceneritore</i> .....	14
<i>Fase 3: scelta dei punti di monitoraggio del "massimo impatto"</i> .....	14
<i>Fase 4: identificazione dei periodi di monitoraggio</i> .....	15
<i>Fase 5: raccolta dei dati emissivi delle altre fonti presenti all'interno del dominio</i> .....	17
<i>Fase 6: identificazione dei punti di controllo</i> .....	17
<i>Fase 7: monitoraggio</i> .....	18
<i>Fase 8: interpretazione dei dati misurati</i> .....	18
III. DETTAGLI METODOLOGICI .....	20
<i>I domini di simulazione</i> .....	20
<i>L'input meteorologico per le simulazioni</i> .....	21
<i>Analisi dell'input emissivo dell'inceneritore</i> .....	26
<i>Analisi dei dati emissivi delle sorgenti confondenti</i> .....	28
<i>La scelta dei punti di monitoraggio</i> .....	32
<b>2. STIMA DELLA NUMEROSITÀ DELLE RILEVAZIONI DEI METALLI PESANTI AI FINI DI ANALISI STATISTICHE SU DEI SITI DI RILEVAZIONE: ANALISI PILOTA SULLA POPOLAZIONE DI DATI DEI METALLI DELLA CITTÀ DI BOLOGNA</b> .....	<b>34</b>
I. PREMESSA.....	34
II. LE DISTRIBUZIONI DEGLI INQUINANTI .....	34
III. ANALISI DELLE SERIE DI DATI DI METALLI DELLA CITTÀ DI BOLOGNA .....	35
<i>Costruzione delle distribuzioni ottenute dalla differenza misurata nei due punti</i> .....	37
<i>Correlazioni fra le due distribuzioni delle stazioni di monitoraggio di San Felice e Monte Cuccolino</i> .....	39
<i>Calcolo dei campioni minimi necessari per ogni metallo</i> .....	41
IV. ANALISI DEI METALLI IN SITI CARATTERIZZATI DALLA PRESENZA DI INCENERITORI.....	42
V. CONCLUSIONE.....	44
<b>3. SCELTA E METODOLOGIA DI MONITORAGGIO DEGLI INQUINANTI ATMOSFERICI NELL'AREA CIRCOSTANTE GLI IMPIANTI DI INCENERIMENTO..</b>	<b>45</b>
I. INQUINANTI DA MONITORARE .....	45
II. RICERCA BIBLIOGRAFICA, ESPERIENZE IN ARPA E NORMATIVA.....	45
III. ESPRESSIONE DEI VALORI DI POLICLORODIBENZODIOSSENE E POLICLORODIBENZO Furani .....	48

IV. CAMPIONAMENTO E ANALISI.....	48
<i>Metalli</i> .....	48
<i>Policlorodibenzodiossine e Policlorodibenzofurani</i> .....	49
<b>4. METODOLOGIA DI MONITORAGGIO DELLA MATRICE SUOLO NELL'AREA CIRCOSTANTE GLI IMPIANTI DI INCENERIMENTO.....</b>	<b>50</b>
I. FINALITÀ .....	50
II. INDIVIDUAZIONE DELLE AREE RAPPRESENTATIVE.....	51
III. UBICAZIONE DEI PUNTI DI PRELIEVO .....	51
IV. NUMERO DEI CAMPIONI.....	52
V. PRELIEVO E ANALISI DEI CAMPIONI .....	52
VI. BIBLIOGRAFIA.....	53

---

## INTRODUZIONE

Il presente rapporto costituisce la versione n. 1 delle Linee Guida per la Realizzazione della Sorveglianza Ambientale ed è da intendersi come il primo prodotto dell'Azione 1 della Linea Progettuale 2 del Progetto Monitor.

I criteri e le metodologie proposte sono state condivise internamente in Arpa nella riunione del 5.9.2007 e in successivi approfondimenti.

Il report è strutturato in capitoli per rispondere alle diverse esigenze relative alla pianificazione del monitoraggio ambientale; in particolare, le Linee Guida sono state pensate per il supporto di chi, all'interno di Arpa Emilia-Romagna, debba intraprendere (o richiedere) un monitoraggio per individuare l'impatto ambientale di un inceneritore.

Naturalmente, al fine della stesura di tutte le parti, si è tenuto conto degli strumenti attualmente presenti in Arpa, per il monitoraggio (campionamenti e analisi), per la modellistica e le conoscenze relative alle due grandi variabili utilizzate nelle simulazioni modellistiche: emissioni in atmosfera e meteorologia.

E' stata data particolare importanza all'impatto sull'atmosfera e quindi quasi tutto il documento è riferito a questo tema; tuttavia l'ultimo capitolo è dedicato all'impatto sui suoli poiché si è ritenuto importante giungere alla caratterizzazione degli stessi, al fine di confrontarne il trend su scale temporali lunghe.

I capitoli del report riguardano quindi:

- la modellistica per il supporto alla pianificazione del monitoraggio, nel quale si definiscono i criteri per la localizzazione dei campionatori, i momenti in cui effettuare le campagne di monitoraggio e l'interpretazione dei dati misurati;
- un esempio di analisi numerica con la quale si giunge a definire il numero di campioni statisticamente necessari per rendere il monitoraggio significativo, partendo da assunzioni di base ben definite;
- i parametri da cercare nella speciazione dell'aerosol e i loro metodi di campionamento e analisi;
- la caratterizzazione dei suoli, definita con lo stesso approccio utilizzato per la parte relativa alla qualità dell'aria.

Un report quindi fatto ad uso e consumo di chi, internamente in Arpa, vuole o debba approcciarsi ad effettuare un monitoraggio di un'area all'interno della quale vi sia un impianto di incenerimento, i cui fondamenti di base sono il rigore scientifico e le conoscenze attuali della letteratura scientifica internazionale, tenendo anche conto (ovviamente) di criteri di buona gestione delle risorse pubbliche. In sintesi quindi queste Linee Guida devono intendersi non come uno studio di nuovi parametri o nuove metodologie o procedure, ma una buona applicazione di quanto noto, al fine di ottenere informazioni sul reale impatto degli inceneritori.

Il documento, come precedentemente riportato, costituisce la prima versione e sarà soggetto, come del resto previsto nel cronogramma del progetto Monitor, a rivisitazioni successive in particolare alla conclusione di tutte le attività attese.

---

# 1. SUPPORTO MODELLISTICO ALLA PIANIFICAZIONE DELLE CAMPAGNE DI MONITORAGGIO DELL'IMPATTO DI UN INCENERITORE

## I. DESCRIZIONE SINTETICA DELLA METODOLOGIA

---

### Premessa

In questo paragrafo descriviamo nei suoi tratti essenziali la metodologia proposta per la pianificazione delle attività di monitoraggio delle aree circostanti gli impianti di incenerimento. Lo scopo è quello di guidare l'utente alla comprensione logica dei diversi passaggi, che prevedono l'utilizzo di modelli di simulazione, l'elaborazione di mappe tematiche e l'applicazione di strumenti costruiti ad hoc per l'elaborazione dei dati.

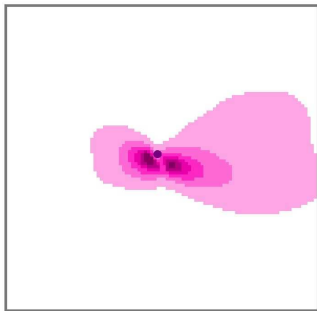
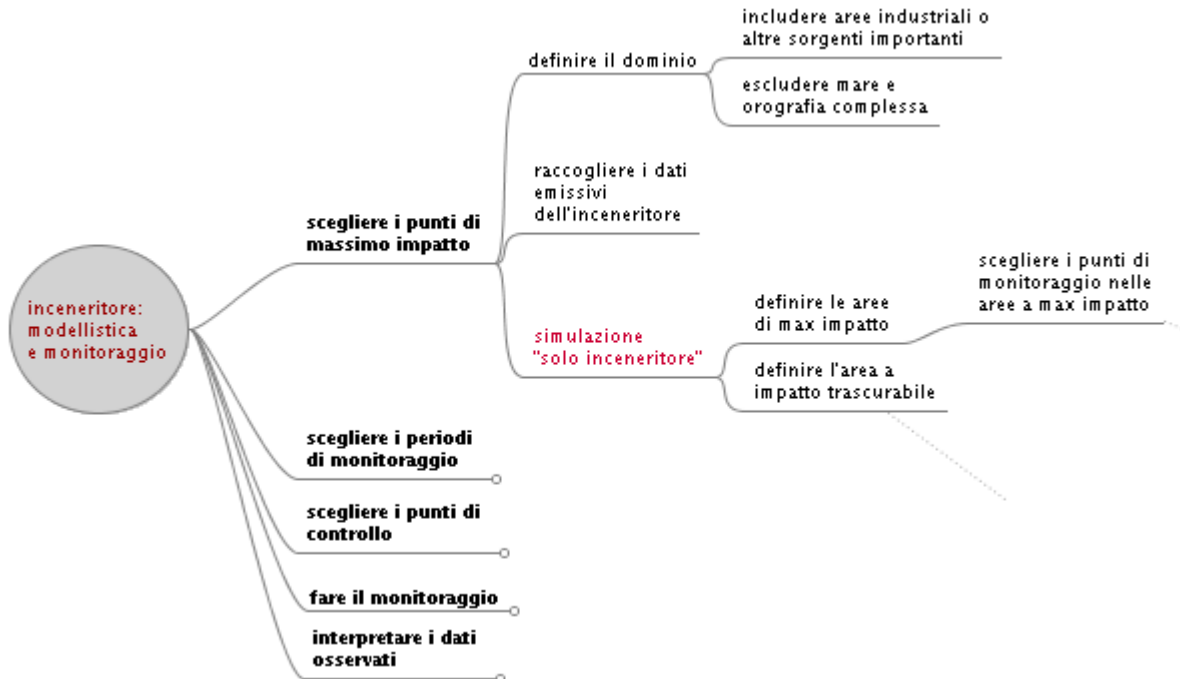
Nei successivi paragrafi ogni passaggio viene descritto con maggiori dettagli tecnici.

Nel seguito faremo riferimento al monitoraggio della sola **matrice aria** per un inceneritore già realizzato. Alcuni degli elementi di questa metodologia possono peraltro essere applicati anche a casi diversi: inceneritori non ancora realizzati, interpretazione dei dati di monitoraggi già realizzati, monitoraggio della matrice suolo.



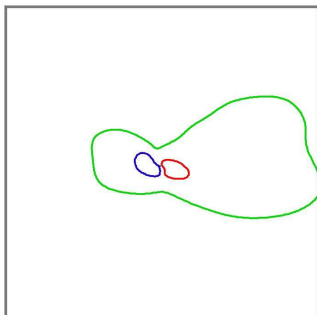
La metodologia si articola essenzialmente in cinque fasi (vedi figura).

## Scegliere i punti di massimo impatto

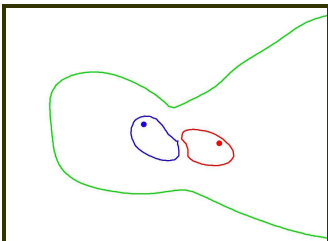


Innanzitutto, in base alle caratteristiche del territorio (orografia, meteo, presenza di zone industriali e/o aree urbane) scegliamo il dominio di studio.

La prima simulazione, fatta solo con le emissioni dell'inceneritore, serve a individuare le zone più critiche.

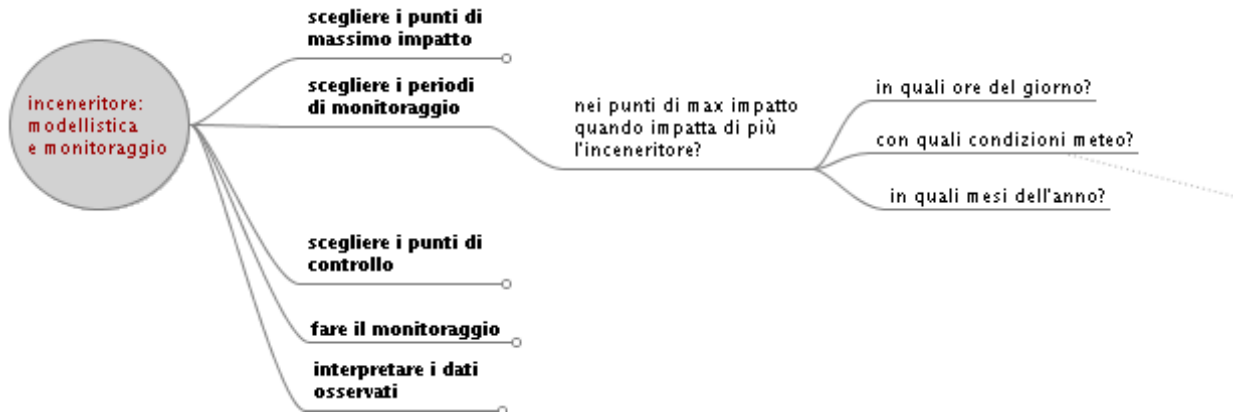


Dall'*output* della simulazione vediamo quali sono le zone in cui l'inceneritore ha un impatto più marcato (aree rossa e blu nella figura) e l'isolinea al di fuori della quale l'impatto dell'inceneritore si può considerare decisamente minore, se non addirittura trascurabile.

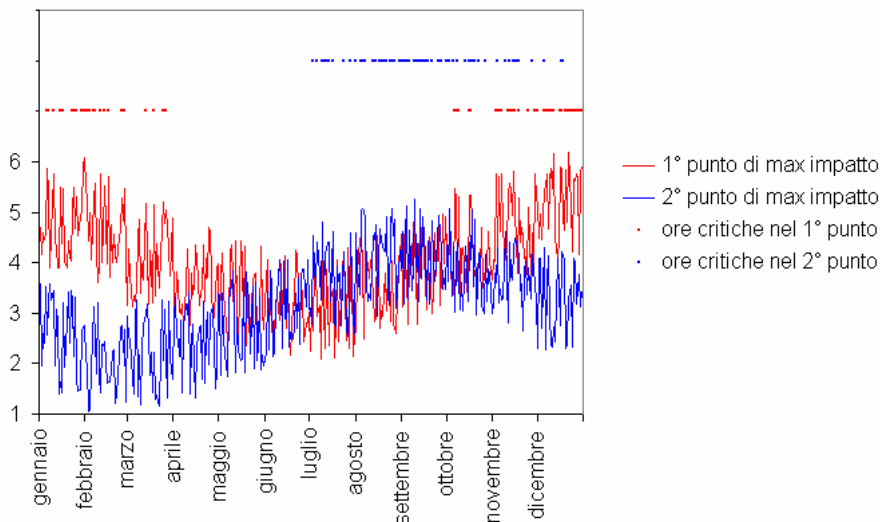


Nelle zone a maggiore impatto scegliamo i primi punti di monitoraggio.

## Scegliere i periodi di monitoraggio



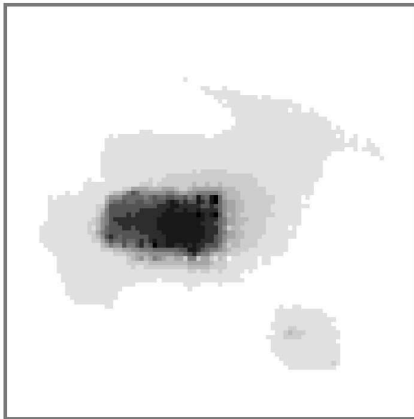
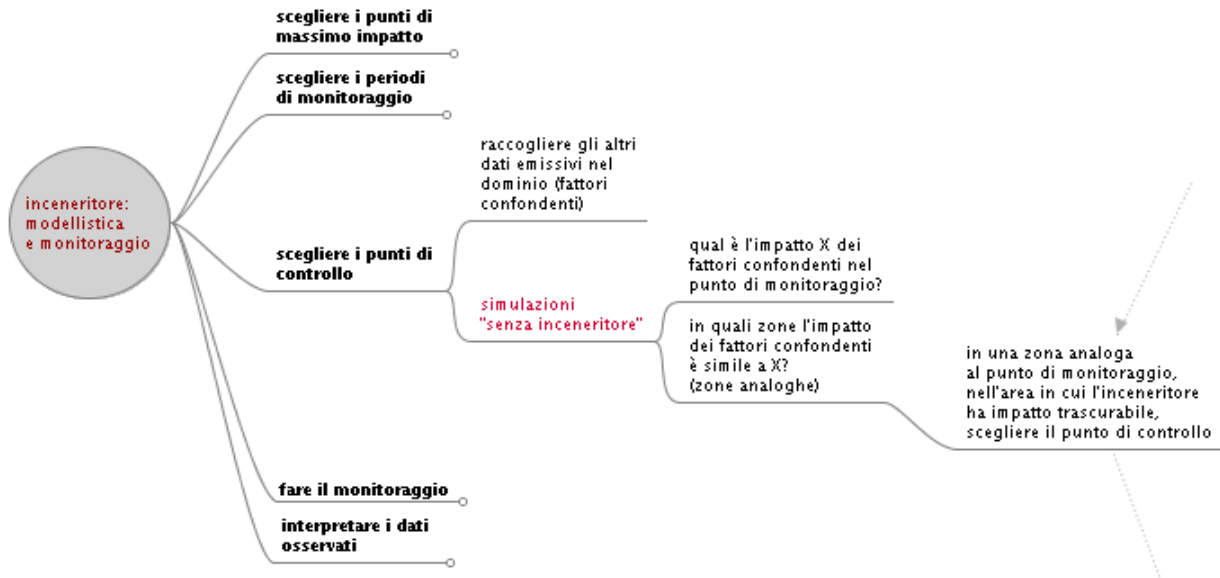
Una volta scelti i punti di monitoraggio del massimo impatto, un'ulteriore simulazione ci fornirà la serie temporale delle concentrazioni in quei punti. L'obiettivo è cercare non solo i punti in cui l'inceneritore impatta di più, ma anche i periodi in cui quei punti risentono maggiormente dell'impatto dell'inceneritore.



Le concentrazioni nei vari punti di massimo impatto avranno andamenti diversi, e risentiranno della presenza dell'inceneritore in modo diverso nelle varie ore della giornata, nei vari mesi dell'anno e a seconda delle condizioni meteo.

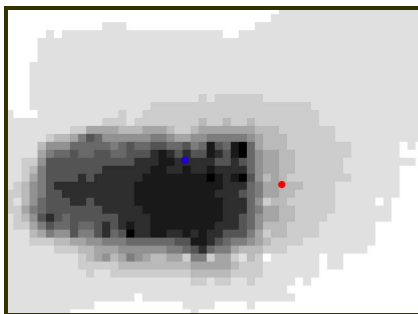
Per l'analisi delle serie temporali delle concentrazioni simulate è stato messo a punto da ARPA SIM un semplice applicativo, eseguibile sotto Windows, che permette di identificare, per ciascuno dei punti di monitoraggio, le ore del giorno, le condizioni meteo e soprattutto i periodi dell'anno più critici. Sceglieremo così i periodi di monitoraggio.

## Scegliere i punti di controllo



A questo punto dobbiamo scegliere i punti di controllo, per poter confrontare i dati misurati nei punti dove l'inceneritore impatta di più con i dati misurati, nello stesso momento, in punti dove l'impatto dell'inceneritore è trascurabile.

Il confronto deve però tenere conto dei fattori confondenti, cioè di tutte le altre sorgenti emissive nel dominio di studio. Perciò sarà necessario effettuare altre simulazioni per vedere l'impatto di questi "fattori confondenti", tenendo "spento" l'inceneritore.

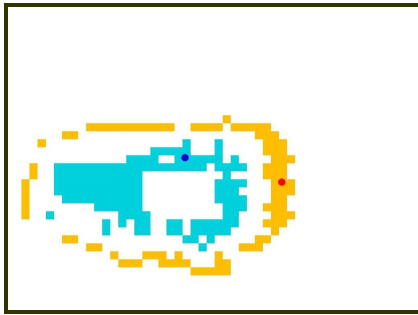


Possiamo così stimare qual è l'impatto delle altre emissioni nei punti di monitoraggio che avevamo scelto prima (punti rosso e blu nella figura).

Poiché dopo le campagne di monitoraggio andremo a cercare le differenze fra punti di massimo impatto e punti di controllo, dobbiamo essere sicuri che queste differenze siano il più possibile attribuibili all'inceneritore, e non ad altri fattori di disturbo.

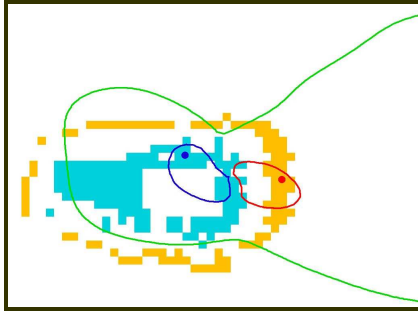


Perciò, per ciascuno dei punti di monitoraggio, il relativo punto di controllo dovrà essere scelto in modo tale da risentire quanto più possibile in maniera analoga dei fattori di disturbo presenti.



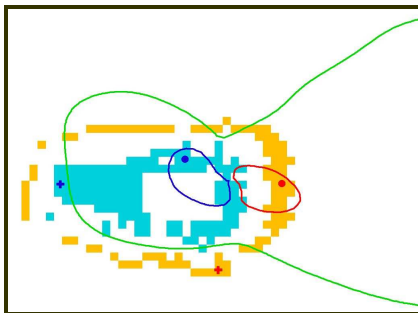
Definiamo quindi le “aree analoghe” a ciascuno dei punti di monitoraggio: aree in cui le emissioni “confondenti” impattano come nel punto di monitoraggio.

Nella figura, nell’area arancione l’impatto dei fattori confondenti è simile a quello che c’è nel punto rosso, e nell’area azzurra è simile a quello del punto blu.



Non solo vogliamo scegliere i punti di controllo in modo da minimizzare le differenze legate ai fattori confondenti, ma vogliamo massimizzare le differenze dovute all’inceneritore, per identificarle meglio.

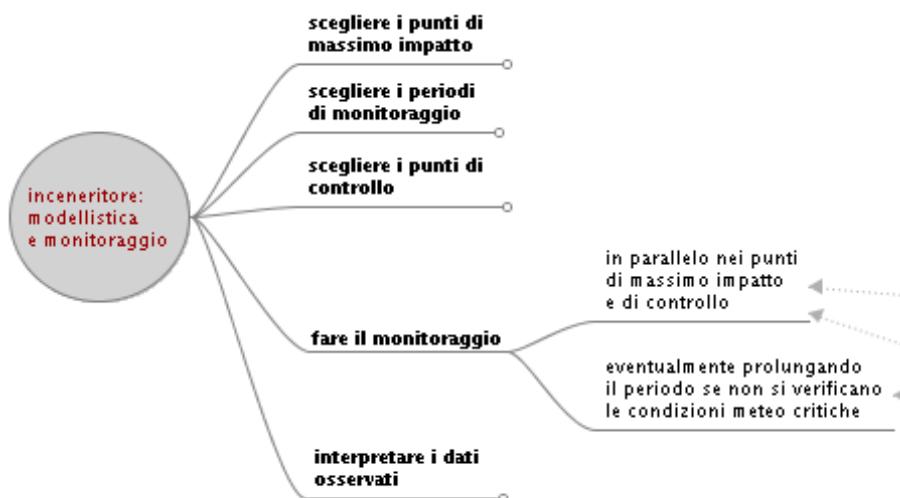
Perciò recuperiamo l’informazione su qual è la zona in cui l’inceneritore ha un impatto minimo (nella figura, l’isolinea verde).



Scegliamo quindi i punti di controllo all’intersezione delle aree analoghe ai punti di monitoraggio (minimizzazione delle differenze legate a fattori confondenti) e della zona a impatto trascurabile (massimizzazione delle differenze legate all’impatto dell’inceneritore).

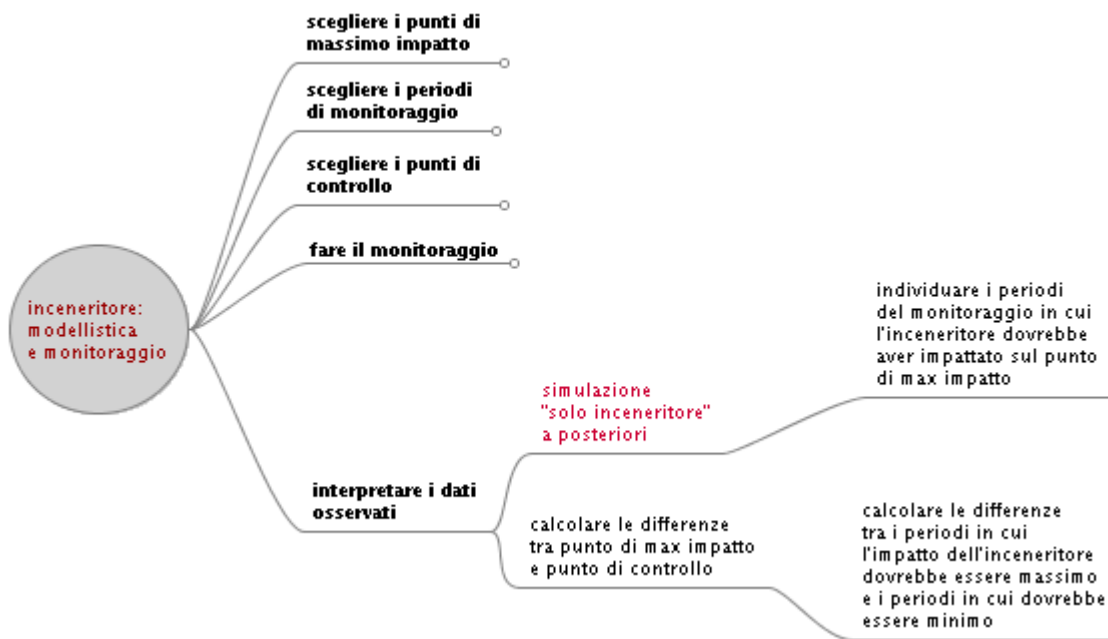
Nella figura, il pallino rosso è un punto di monitoraggio del massimo impatto, la crocetta rossa è il suo punto di controllo: come si vede è nell’area analoga (arancione) ed è esterno all’isolinea verde (area a impatto trascurabile).

## Fare il monitoraggio



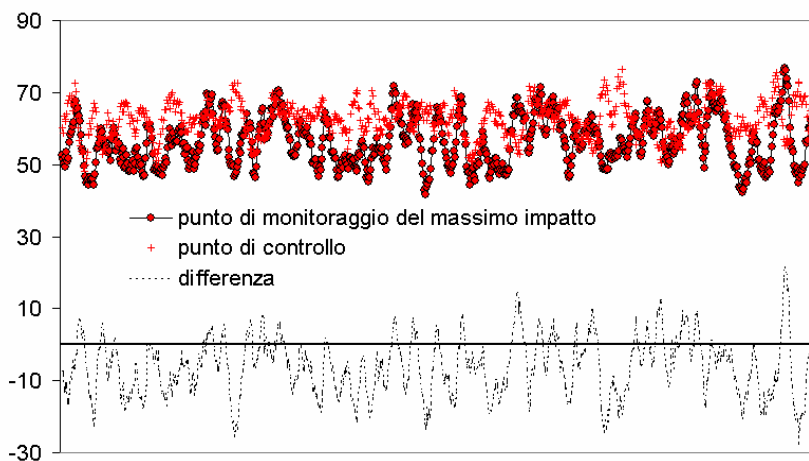
A questo punto abbiamo definito dove e quando fare il monitoraggio. Durante lo svolgimento delle campagne occorre tenere sotto controllo le condizioni meteo (in questa fase sarà utile il supporto del SIM): sappiamo infatti quali sono le condizioni meteo che determinano gli impatti maggiori dell'inceneritore sui punti di monitoraggio (grazie all'applicativo del Servizio IdroMeteo descritto prima). Se non si dovessero verificare queste condizioni, sarà necessario ad allungare di qualche giorno la campagna.

### Interpretare i dati osservati



Completate le campagne, arriva il momento dell'interpretazione dei dati. Ad oggi, quest'ultima fase resta ancora da definire nei dettagli: sarà l'applicazione al caso pilota a fornire indicazioni su quali siano i metodi migliori. Comunque, come abbiamo già accennato, ci focalizzeremo su:

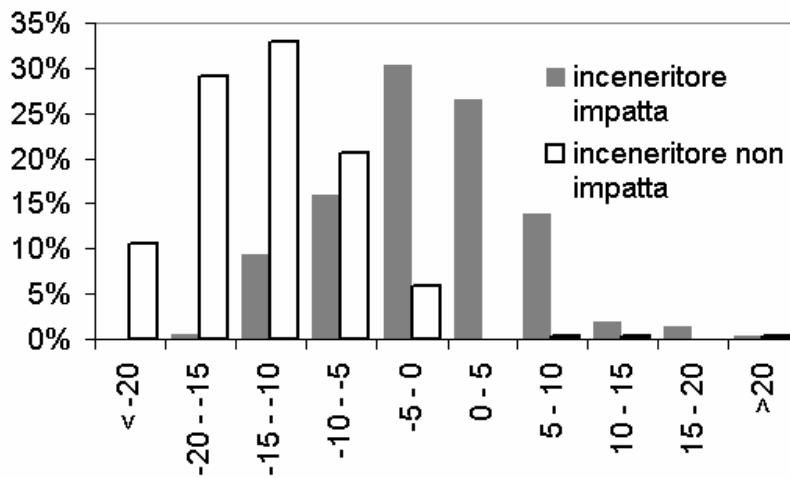
1. le differenze fra i dati misurati nei punti di massimo impatto e i dati misurati nei relativi punti di controllo;
2. le differenze fra i dati misurati nei momenti in cui l'inceneritore impatta di più e i dati misurati nei momenti in cui invece l'impatto è minimo.



Nel caso esemplificato nel diagramma confrontiamo le misure in un punto di massimo impatto dell'inceneritore (pallini rossi) e nel suo punto di controllo (crocette rosse). Il confronto diretto non porterà a nessuna conclusione.

La differenza, infatti, non potrà essere automaticamente attribuita all'inceneritore, anche se abbiamo cercato di minimizzare le differenze dovute ai fattori confondenti.

(Potremmo trovarci di fronte al

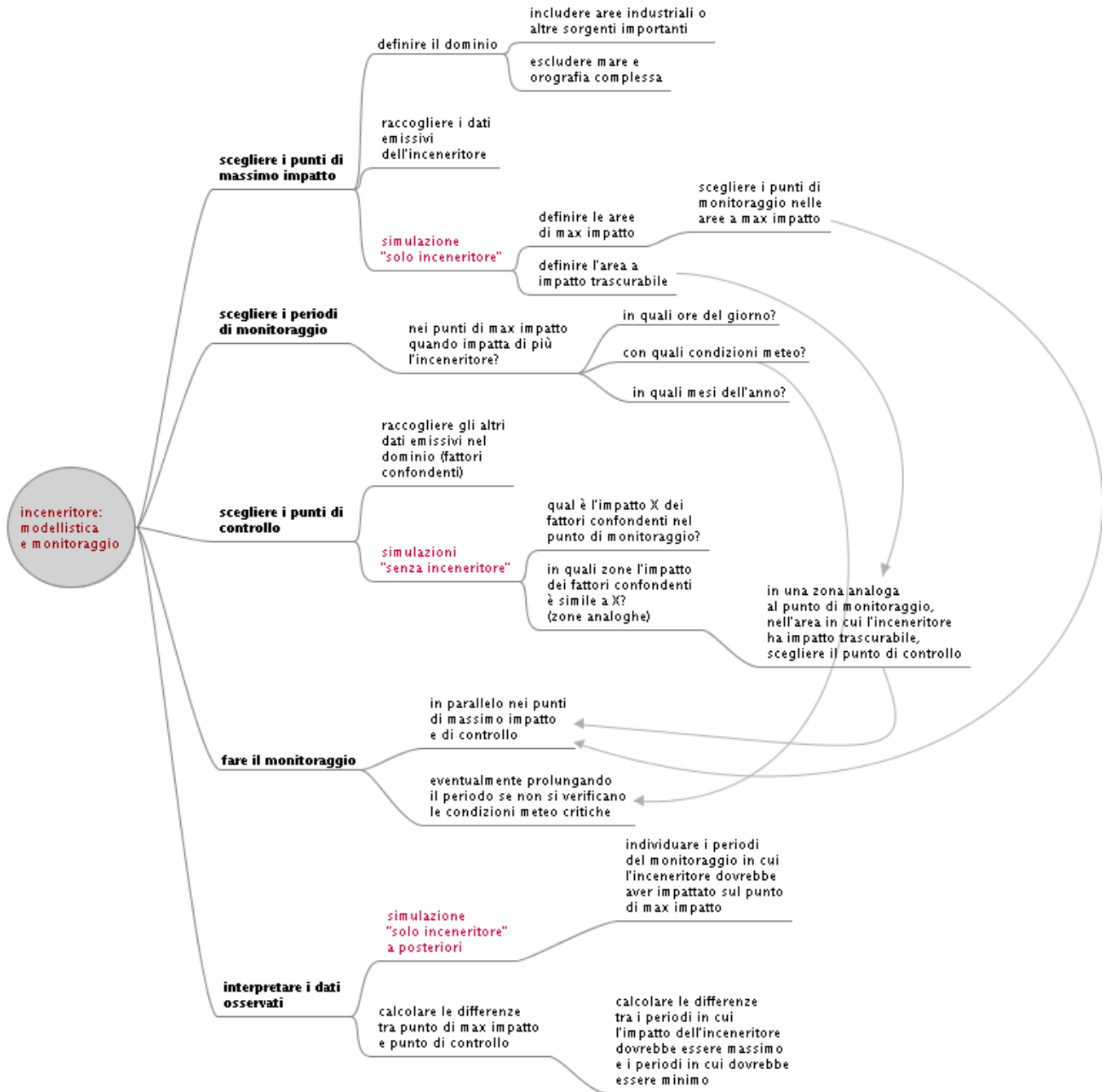


caso in cui le concentrazioni nel punto di controllo sono più alte, ma ciò non significa certo che l'inceneritore riduce l'inquinamento!)

Cerchiamo quindi di distinguere, con l'ausilio della modellistica e dei dati meteo raccolti durante la campagna, i momenti in cui l'inceneritore ha impattato sul punto di monitoraggio dai momenti in cui non ha impattato. In pratica spezziamo il nostro insieme di dati in due sottoinsiemi.

Vediamo che valori assume, nei due sottoinsiemi, la differenza tra punto di massimo e di confronto. Se la distribuzione cambia in maniera significativa, la variazione riscontrata potrebbe essere attribuita all'inceneritore.

Schema complessivo



## II. DESCRIZIONE DETTAGLIATA DELLA METODOLOGIA

---

### Impostazione metodologica

L'idea di fondo della metodologia proposta è l'utilizzo della modellistica di dispersione degli inquinanti allo scopo di:

- identificare le aree di massimo e minimo impatto dell'inceneritore;
- valutare gli impatti delle altre emissioni presenti nell'area (fattori confondenti);
- scegliere i punti e i periodi di monitoraggio;
- interpretare i dati raccolti nelle campagne di monitoraggio.

Il modello di dispersione di inquinanti considerato è di tipo gaussiano modificato, adatto alla simulazione degli impatti di diverse tipologie di emissioni (tipo ADMS-Urban o Impact). Con opportune modifiche, la metodologia proposta (escluso il punto 1) è applicabile anche con modelli più sofisticati (a *puff* o lagrangiani, vedi anche nota 2 a piè di pagina).

---

### Articolazione della procedura

La procedura si articola in otto fasi:

1. definizione del dominio di simulazione;
2. raccolta dei dati emissivi dell'inceneritore;
3. scelta dei punti di monitoraggio del "massimo impatto";
4. identificazione dei periodi di monitoraggio;
5. raccolta dei dati emissivi delle altre fonti presenti all'interno del dominio;
6. identificazione dei punti di controllo;
7. monitoraggio;
8. interpretazione dei dati misurati.

---

### Fase 1: definizione del dominio di simulazione

Il dominio di simulazione principale<sup>1</sup> sarà il medesimo per tutte le simulazioni (ma può essere diverso tra un inceneritore e un altro). Per esigenze tecniche legate al modello di simulazione e all'inventario delle emissioni, il dominio sarà rettangolare (o quadrato) e orientato secondo i punti cardinali. Il camino dell'inceneritore non necessariamente sarà al centro del dominio. Ciascuno dei quattro lati del dominio avrà dal camino una distanza compresa tra 2.5 km e 7.5 km; la lunghezza di ciascun lato sarà comunque compresa tra 5 km e 10 km (vedi anche nota 2).

Per arrivare a definire il dominio di simulazione si costruirà dapprima un dominio quadrato (5 km x 5 km) centrato sul camino dell'inceneritore; poi la distanza tra camino e lato del dominio in ciascuna delle quattro direzioni verrà estesa o contratta, cercando di conseguire i seguenti obiettivi:

- inclusione delle aree industriali, autostrade e strade di grande viabilità;
- inclusione delle aree urbane (in particolare siti sensibili quali ospedali, scuole, residenze per anziani, parchi giochi, etc);
- esclusione di ampie aree disabitate (mare);

---

<sup>1</sup> Per ulteriori dettagli sui domini di simulazione si rimanda alla parte III "Dettagli metodologici", paragrafo "I domini di simulazione".

- esclusione di aree a orografia complessa, compatibilmente con le potenzialità del modello di dispersione utilizzato<sup>2</sup>;
- maggiore estensione nelle direzioni prevalenti notturne del vento (dove il pennacchio assume forma più piatta; fenomeni di *fanning*).

---

## Fase 2: raccolta dei dati emissivi dell'inceneritore

Gli impianti di incenerimento sono dotati di sistemi di monitoraggio in continuo delle emissioni (SME<sup>3</sup>) che consentono di conoscere, praticamente in tempo reale, i valori emessi di vari inquinanti. I parametri normalmente rilevati sono: PTS, NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, CO, TOC, gas acidi (HCl, HF). In relazione alla tipologia di combustione ed alle tecniche di abbattimento adottate il valore del parametro PTS emesso da un inceneritore si può considerare interamente costituito dalla frazione PM10.

---

## Fase 3: scelta dei punti di monitoraggio del “massimo impatto”

La terza fase richiede la realizzazione di una prima simulazione, con queste caratteristiche:

- periodo: almeno un anno;
- emissioni: solo inceneritore;
- modulazione temporale dell'input emissivo (se risulta rilevante dai dati SME);
- inquinanti: PM10 e ossidi di azoto. La scelta del PM10 è dovuta sia all'interesse dell'inquinante in sé come indicatore della qualità dell'aria, sia al suo ruolo come substrato sul quale aderiscono altri inquinanti pericolosi quali metalli pesanti (Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Cd, Tl), Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA), Policlorodibenzodiossine e Policlorodibenzofurani (PCDD/F), Policlorobifenili (PCB). Con riferimento alla fonte inceneritore si può ritenere che le polveri in uscita dal camino, monitorate come PTS mediante SME, siano composte in gran parte dalla frazione PM10 del particolato (quindi si assume PTS=PM10);
- calcolo della concentrazione media del periodo (in ADMS-Urban, modalità “long term”);
- moduli chimici disattivati; concentrazioni di fondo nulle.

### 3.1 identificazione dei “lobi” principali

Si analizza la struttura spaziale della mappa delle concentrazioni medie<sup>4</sup> prodotta dalla prima simulazione, generalmente composta da alcuni “lobi” (aree in cui si verificano i livelli di concentrazione più elevati) corrispondenti pressappoco alle direzioni prevalenti del vento (ricavabili dalla rosa dei venti). In base alle risorse disponibili, si sceglie il numero di lobi da monitorare (più avanti si vedrà che per ciascun lobo saranno necessarie almeno 4 settimane di monitoraggio in due

---

<sup>2</sup> Il tipo di modello considerato è gaussiano e come tale considera il dato meteorologico uniforme nell'intero dominio. Tale approssimazione non è possibile su terreni complessi (alcuni modelli gaussiani hanno la possibilità di tenere parzialmente conto degli effetti di un'orografia non troppo complessa) o in domini troppo ampi. In questi casi si consiglia l'utilizzo di modelli a *puff* o lagrangiani, con input meteo tridimensionale non omogeneo.

<sup>3</sup> Per ulteriori dettagli sulle emissioni si rimanda alla parte III “Dettagli metodologici”, paragrafo “Analisi dell'input emissivo dell'inceneritore”.

<sup>4</sup> Si consiglia di analizzare anche le mappe di un percentile alto (vedi parte III “Dettagli metodologici”, paragrafo “La scelta dei punti di monitoraggio”)

punti). Si consiglia di monitorare due lobi<sup>5</sup>, ovviamente dando priorità ai lobi in cui la simulazione individua le concentrazioni più elevate.

### **3.2 selezione delle aree di massimo impatto**

In ciascun lobo selezionato, si evidenzia un'isolinea di concentrazione (non necessariamente la stessa in ciascun lobo) che individua un'area di massimo impatto, delle dimensioni di qualche centinaia di metri.

### **3.3 scelta dei punti di monitoraggio del massimo impatto**

In ciascuna area di massimo impatto, d'accordo con chi concretamente realizza il monitoraggio, si sceglie un *punto di monitoraggio del massimo impatto* (in base a criteri di fattibilità tecnico-pratica, presenza di recettori sensibili, eventualmente – qualora sia prevista l'analisi dei suoli – presenza di suolo campionabile). Se una centralina fissa di monitoraggio ricade in un'area di massimo impatto, essa diviene punto di monitoraggio della campagna. Se possibile, si evitino le aree che risentono direttamente dell'impatto di importanti sorgenti emmissive, in analogia con i criteri di collocazione delle centraline di fondo.

### **3.4 definizione dell'area "a impatto trascurabile"**

Si seleziona un'isolinea di concentrazione che individua un'area a impatto trascurabile (almeno il 30% del dominio<sup>6</sup>).

---

## **Fase 4: identificazione dei periodi di monitoraggio**

La quarta fase richiede la realizzazione di una seconda simulazione, con queste caratteristiche:

- periodo: come la prima simulazione;
- emissioni: come la prima simulazione;
- modulazione temporale: come la prima simulazione;
- inquinanti: come la prima simulazione;
- calcolo degli andamenti temporali delle concentrazioni orarie nei *punti di massimo impatto* (in ADMS-Urban, modalità "short term");
- moduli chimici disattivati; concentrazioni di fondo nulle.

### **4.1 analisi delle serie temporali**

Si analizzano gli andamenti delle concentrazioni orarie nei punti di massimo impatto definiti in 3.3

### **4.2 individuazione delle ore critiche**

Per ciascuno dei *punti di massimo impatto* (definiti in 3.3), si individuano le  $n$  ore (non necessariamente consecutive) con massimo impatto (concentrazioni più elevate). Il numero  $n$  sarà compreso indicativamente tra 300 e 900 (corrispondenti al 10-30% delle ore di un periodo di 4 mesi). La prima scelta di  $n$  potrà essere successivamente aggiustata in base ai seguenti criteri:

- omogeneità delle caratteristiche meteo (4.3);
- massima frequenza di accadimento nel periodo critico (4.4), assieme alla minima frequenza di accadimento al di fuori del periodo critico.

---

<sup>5</sup> In questa fase è possibile identificare più lobi "candidati" di quanti realmente poi si andranno a monitorare, riservandosi di ridurre la selezione in seguito, alla luce dei risultati della fase 4 (vedi 4.6) e della fase 6. Si tengano inoltre presenti i criteri suggeriti nella parte III "Dettagli metodologici", paragrafo "La scelta dei punti di monitoraggio".

<sup>6</sup> Il dominio a cui si fa riferimento è quello identificato con la lettera D nella parte III "Dettagli metodologici", paragrafo "I domini di simulazione".

In ogni caso, la prima applicazione “pilota” di questa metodologia fornirà ulteriori elementi di conoscenza per scegliere un valore ottimale di  $n$  nelle successive applicazioni.

### **4.3 caratterizzazione meteo delle ore critiche**

Si analizzano<sup>7</sup> le condizioni meteo che caratterizzano le ore critiche (definite al 4.2) e come le ore critiche si distribuiscono nell’arco della giornata e nelle diverse stagioni. Ad esempio in un punto di massimo impatto posto a ovest rispetto al camino, le ore critiche potrebbero verificarsi prevalentemente d’estate nelle ore centrali della giornata in corrispondenza di condizioni convettive, con vento proveniente da est. Particolare attenzione dovrà essere posta alle variabili meteo: altezza di rimescolamento (oppure copertura nuvolosa), stabilità, velocità e direzione del vento. L’analisi delle caratteristiche meteo dovrà fornire anche una *descrizione sintetica* e facilmente verificabile delle condizioni meteo critiche, per consentire di valutare rapidamente l’opportunità di prolungare il monitoraggio (vedi 4.5). Per esempio: “notte, cielo sereno o poco nuvoloso, vento 1-3 m/s dai quadranti orientali, assenza di precipitazioni”.

### **4.4 individuazione dei *periodi critici***

Per ciascuno dei punti di massimo impatto (definiti al 3.3) si definisce un *periodo critico* (finestra di osservazione), di tre/quattro mesi, entro cui si verificano più frequentemente le condizioni critiche (individuate al 4.2), nell’arco dell’anno simulato.

### **4.5 scelta dei *periodi di monitoraggio***

Per ciascuno dei punti di massimo impatto (definiti al 3.3) si seleziona un *periodo di monitoraggio*. Esso deve essere incluso nel periodo critico (definito al 4.4) e non deve sovrapporsi con i periodi di monitoraggio degli altri punti di massimo impatto (a meno che non ci siano le risorse per poter condurre contemporaneamente il monitoraggio in quattro o più punti in parallelo). Il periodo di monitoraggio sarà di almeno 4 settimane. Compatibilmente con le risorse disponibili, ciascuno dei periodi di monitoraggio potrà essere esteso, fino a coprire al massimo l’intero periodo critico (4.4). Deve essere prevista una eventuale estensione del periodo di monitoraggio in corso d’opera qualora non si verificassero le condizioni meteo critiche (definite al 4.3). Perciò le variabili meteo (4.3) rivelatisi significative nell’identificare le condizioni critiche dovranno essere misurate (o calcolate, nel caso dell’altezza di rimescolamento e delle classi di stabilità) a cadenza oraria nel corso del monitoraggio. Indicativamente, se le condizioni definite nella *descrizione sintetica* (4.3) non si verificano per un periodo che copre complessivamente 70 ore (circa 10% del periodo), allora il periodo di monitoraggio va prolungato. Per esempio, se la descrizione sintetica fosse “notte, cielo sereno o poco nuvoloso, vento 1-3 m/s dai quadranti orientali, assenza di precipitazioni”, dovrebbero verificarsi almeno circa 10 notti corrispondenti alla descrizione, nell’arco del periodo monitorato.

### **4.6 analisi dei campi di concentrazione**

Analogamente a quanto fatto nella fase 3, oltre alle serie temporali sui punti di massimo impatto, si analizzano le mappe delle concentrazioni medie nei periodi critici, al fine di identificare, tra i lobi selezionati nella fase 3 (e quindi tra i punti di monitoraggio selezionati) quelli caratterizzati da maggiori criticità nei periodi critici.

---

<sup>7</sup> ARPA-SIM fornirà il supporto necessario per questa fase; in particolare distribuirà un software per fare rapidamente le analisi delle condizioni meteo critiche

---

## Fase 5: raccolta dei dati emissivi delle altre fonti presenti all'interno del dominio

Nella raccolta dei dati emissivi estranei all'inceneritore si raccomanda particolare attenzione alle aree di massimo impatto definite al 3.2 e alla modulazione temporale<sup>8</sup>. Particolare attenzione dovrà essere posta per le sorgenti emissive che – per quantità emesse e per prossimità alle zone di monitoraggio – possono avere un ruolo importante come fattori confondenti.

---

## Fase 6: identificazione dei punti di controllo

La sesta fase richiede la realizzazione di ulteriori simulazioni, una per ciascuno dei “lobi” da monitorare, con queste caratteristiche:

- periodo: periodo critico<sup>9</sup> (definito al 4.4);
- emissioni: tutte le emissioni del dominio tranne l'inceneritore (5);
- modulazioni temporali attivate per ciascuna fonte emissiva (se disponibili e rilevanti);
- inquinanti: come la prima simulazione;
- calcolo della concentrazione media del periodo (in ADMS-Urban, modalità “long term”);
- moduli chimici disattivati; concentrazioni di fondo nulle.

### 6.1 definizione delle aree analoghe

Per ciascuno dei lobi (3.1) e dunque per ciascuno dei punti di monitoraggio del massimo impatto (3.3) si definisce l'area (che chiameremo *analogha*) entro cui l'impatto delle emissioni delle altre sorgenti emissive (5) è simile all'impatto delle stesse sorgenti nel punto di monitoraggio del massimo impatto dell'inceneritore. In pratica, definita  $C$  la concentrazione media simulata nel periodo critico in un punto di monitoraggio del massimo impatto (nella simulazione “senza inceneritore”), l'*area analogha* a quel punto sarà racchiusa tra le isolinee di concentrazione  $C-\Delta C$  e  $C+\Delta C$ , dove  $\Delta C$  è un margine piccolo, ma comunque sufficiente per selezionare il punto di controllo (6.3). Un valore iniziale ragionevole potrebbe essere  $\Delta C \approx 0.1C$ .

### 6.2 definizione delle aree di controllo

Per ciascun lobo, l'area di controllo è data dall'intersezione tra l'area analogha (6.1) e l'area di impatto trascurabile (3.4). Se non c'è intersezione o se nell'area di controllo non è possibile effettuare monitoraggi, occorre aumentare  $\Delta C$  (6.1) e/o ridefinire (ampliare) l'area a impatto trascurabile (3.4).

### 6.3 scelta dei punti di controllo

In ciascuna area di controllo, d'accordo con chi concretamente realizza il monitoraggio, si sceglie un *punto di controllo* (in base a criteri di fattibilità tecnico-pratica, eventualmente – qualora sia prevista l'analisi dei suoli – presenza di suolo campionabile). Il punto di controllo dovrà essere il più possibile “simile” al rispettivo punto di monitoraggio del massimo impatto, in termini di impatto dei fattori confondenti. Perciò, ad esempio, se il punto di monitoraggio del massimo impatto è a 20m da una strada, anche il suo punto di controllo dovrà trovarsi a 20m da una strada con flussi di traffico comparabili<sup>10</sup>.

---

<sup>8</sup> Per ulteriori dettagli sulle emissioni si rimanda alla parte III “Dettagli metodologici”, paragrafo “Analisi dei dati emissivi delle sorgenti confondenti”

<sup>9</sup> NB si simulano i periodi critici, non solamente i periodi di monitoraggio (che dei periodi critici sono sottoinsiemi) per una migliore rappresentatività statistica delle simulazioni; infatti è ragionevole supporre che le differenze meteorologiche tra gli stessi periodi di anni diversi (nel nostro caso, fra l'anno di simulazione e l'anno delle campagne di monitoraggio) siano meno marcate se si considera un periodo più lungo

<sup>10</sup> Si eviti inoltre di porre un punto di monitoraggio del massimo impatto e il suo punto di controllo lungo due diverse strade di accesso all'inceneritore: le emissioni degli automezzi che trasportano i rifiuti all'inceneritore probabilmente

Il punto di controllo deve il più possibile essere distante dalle aree in cui le emissioni (5) sono incerte<sup>11</sup>. Se una centralina fissa di monitoraggio ricade in un'area di controllo, essa diviene punto di controllo della campagna. Se possibile (e se è possibile per i punti di monitoraggio del massimo impatto, 6.3), si evitino le aree che risentono direttamente dell'impatto di importanti sorgenti emissive, in analogia con i criteri di collocazione delle centraline di fondo.

Attenzione: in questa fase di scelta dei punti di controllo è particolarmente importante effettuare un accurato sopralluogo, per capire le reali caratteristiche del territorio, in termini di emissioni (anche solo possibili e/o episodiche, quali quelle di macchine agricole o falò).<sup>12</sup>

---

## Fase 7: monitoraggio

Per ciascuno dei lobi da monitorare (3.1), il monitoraggio si svolge in parallelo nel punto di monitoraggio del massimo impatto (3.3) e nel punto di controllo (6.3), nel periodo di monitoraggio definito al 4.5.

---

## Fase 8: interpretazione dei dati misurati

L'ottava fase richiede la realizzazione di ulteriori simulazioni<sup>13</sup>, una per ciascuno dei "lobi" monitorati, con queste caratteristiche:

- periodo: periodo di monitoraggio (definito al 4.5);
- emissioni: per ciascun periodo, una simulazione solo con l'inceneritore e una con le altre sorgenti, senza l'inceneritore;
- modulazione temporale: come la prima simulazione;
- inquinanti: come la prima simulazione;
- calcolo degli andamenti temporali delle concentrazioni orarie nei *punti di massimo impatto* (3.3) e nei *punti di controllo* (6.3)(in ADMS-Urban, modalità "short term");
- moduli chimici disattivati; concentrazioni di fondo nulle.

### 8.1 analisi delle serie temporali simulate

Si analizzano gli andamenti dell'impatto dell'inceneritore (concentrazioni orarie) nei punti di monitoraggio (definiti in 3.3 e 6.3), risultato delle simulazioni (8). Negli stessi punti si analizzano anche gli impatti delle altre emissioni, per verificare che i due punti scelti siano realmente "omogenei" dal punto di vista degli impatti dei fattori confondenti. Qualora si evidenziassero giornate o periodi in cui i fattori confondenti (cioè le emissioni del punto 5) incidano in misura molto diversa nei due punti, questi periodi verranno scartati dall'analisi seguente, o in alternativa si terrà conto di ciò nell'analisi<sup>14</sup>.

---

percorreranno con frequenze diverse le due strade, determinando differenze sistematiche delle misure nei due punti. Quindi se il punto di monitoraggio del massimo impatto si trova lungo una strada di accesso diretto all'inceneritore, è preferibile che anche il suo punto di controllo sia posto lungo lo stesso arco stradale, compatibilmente con gli altri criteri di collocazione.

<sup>11</sup> P.es.: strade di cui non si conoscono i reali flussi di traffico, industrie le cui emissioni sono note solo a meno di forti incertezze, aree rurali percorse episodicamente da macchine agricole, falò, parcheggi.

<sup>12</sup> Si tengano inoltre presenti i criteri suggeriti nella parte III "Dettagli metodologici", paragrafo "La scelta dei punti di monitoraggio".

<sup>13</sup> La prima applicazione "pilota" di tale metodologia fornirà indicazioni utili per stabilire se sia più opportuno e corretto eseguire la fase di interpretazione dei dati misurati individuando *ore critiche e non critiche* (8.2), anziché sulla base di nuove simulazioni (come descritto nel seguito), semplicemente distinguendo tra i periodi in cui si sono verificate le condizioni definite nella descrizione meteo sintetica (4.3) e i periodi in cui invece tali condizioni non si sono verificate.

<sup>14</sup> Le modalità verranno definite in fase di applicazione della metodologia al caso pilota.

## 8.2 individuazione delle *ore critiche* e delle *ore non critiche*

In ciascun punto di monitoraggio del massimo impatto si selezionano le ore in cui la simulazione (8) evidenzia il massimo impatto dell'inceneritore, corrispondenti a circa il 40% del periodo di monitoraggio e simulazione. Si individuano poi le ore in cui la simulazione (8) evidenzia il minimo impatto dell'inceneritore, corrispondenti a circa il 40% del periodo di monitoraggio e simulazione. Tali definizioni eventualmente possono essere successivamente rivedute e corrette allo scopo di ottenere una migliore significatività statistica dei risultati. Si ridefiniscono così le *ore critiche*, e si definiscono le *ore non critiche*.

## 8.3 analisi delle serie temporali osservate

Si analizzano gli andamenti dei dati misurati (concentrazioni medie orarie o giornaliere) nei punti di monitoraggio (definiti in 3.3 e 6.3).

## 8.4 calcolo dei “delta”

Per ciascuna coppia di punti di monitoraggio (punto di monitoraggio del massimo impatto e corrispondente punto di controllo) si calcola la differenza delle concentrazioni misurate, che definiamo “delta” (serie temporale oraria o giornaliera).

## 8.5 definizione dei sottoinsiemi dei dati osservati

L'insieme dei dati osservati viene spezzato in tre *sottoinsiemi*.

Se le misure sono orarie, i sottoinsiemi sono definiti come segue:

- a) *sottoinsieme critico*: dati misurati in ciascun'ora critica (8.2), che sia stata preceduta da un'ora critica e seguita da un'ora critica;
- b) *sottoinsieme non critico*: dati misurati in ciascun'ora non critica (8.2), che sia stata preceduta da un'ora non critica e seguita da un'ora non critica;
- c) *sottoinsieme di transizione*: include tutti gli altri dati.

Se le misure sono giornaliere, i sottoinsiemi sono definiti come segue:

- a) *sottoinsieme critico*: dati misurati in ciascun giorno che includa almeno un certo numero<sup>15</sup>  $n_A$  di ore critiche (8.2);
- b) *sottoinsieme non critico*: dati misurati in ciascun giorno che includa meno di un certo numero<sup>15</sup>  $n_B$  di ore critiche (8.2);
- c) *sottoinsieme di transizione*: include tutti gli altri dati.

## 8.6 analisi statistica dei sottoinsiemi

Si analizzano i *delta* osservati in ciascuno dei tre sottoinsiemi, calcolandone media, mediana, primo e terzo quartile, 90° percentile (eventualmente utilizzando anche i grafici a *box-whiskers*, o gli istogrammi di distribuzione). Variazioni significative tra *sottoinsieme non critico* (8.5, b) e *sottoinsieme critico* (8.5, a) nella distribuzione dei *delta* si possono considerare una stima dell'impatto dell'inceneritore in situazioni critiche.

---

<sup>15</sup> I criteri per definire le soglie  $n_A$  ed  $n_B$  verranno decisi in base all'esperienza del caso pilota.

### III. DETTAGLI METODOLOGICI

---

#### I domini di simulazione

Il dominio principale di simulazione (D) sarà il medesimo per tutte le simulazioni (ma può essere diverso tra un inceneritore e un altro). Per esigenze tecniche legate al modello di simulazione il dominio sarà rettangolare (o quadrato) e orientato secondo i punti cardinali. Il camino dell'inceneritore non necessariamente sarà al centro del dominio D. Ciascuno dei quattro lati del dominio D avrà dal camino una distanza compresa tra 2.5 km e 7.5 km; la lunghezza di ciascun lato sarà comunque compresa tra 5 km e 10 km (vedi anche nota 2).

#### definizione di sottodominio

Siano  $sd_1, \dots, sd_n$  (con  $n$  un numero intero piccolo, maggiore di zero, solitamente non superiore a 3) sottoinsiemi del dominio D, chiamati anche sottodomini. I sottodomini e il dominio D (in generale: “*i domini*”) sono fra loro innestati, ovverosia i passi di griglia di tutti i domini sono fra loro multipli e sottomultipli.

#### costruzione del dominio D

Per arrivare a definire il dominio di simulazione si comincia costruendo un dominio quadrato (5 km x 5 km) centrato sul camino dell'inceneritore; poi la distanza tra camino e lato del dominio in ciascuna delle quattro direzioni viene estesa o contratta, cercando di conseguire i seguenti obiettivi:

- inclusione delle aree industriali, autostrade e strade di grande viabilità;
- inclusione delle aree urbane (in particolare siti sensibili quali ospedali, scuole, residenze per anziani, parchi giochi, etc);
- esclusione di ampie aree disabitate (mare);
- esclusione di aree a orografia complessa, compatibilmente con le potenzialità del modello di dispersione utilizzato<sup>16</sup>;
- maggiore estensione nelle direzioni prevalenti notturne del vento (dove il pennacchio assume forma più piatta; fenomeni di *fanning*).

#### il run esplorativo

Chiameremo il primo *run* di simulazione “esplorativo”. Scopo di questo run è valutare l'estensione della ricaduta del pennacchio del camino.

Il run esplorativo si effettua su un dominio “ampio” (ad esempio 10km x 10km) in modalità LT (Long Term) ponendo al centro il camino dell'inceneritore, con un passo di griglia a piacere (un valore guida può essere 200 metri, ovvero una griglia di 51x51 punti recettori per un dominio di 10km x 10km). Il database delle emissioni contiene solo l'inceneritore; il periodo di simulazione è un anno.

Per valutare la possibilità di ricadute significative esterne al dominio “ampio”, si effettua un secondo run esplorativo con impostazioni analoghe al primo, calcolando però le concentrazioni in quota (approssimativamente alla quota efficace media del camino) anziché alla superficie. Qualora si individuassero casi di *fanning* significativi che escono dal dominio, tali episodi dovranno essere analizzati con modelli a *puff* o lagrangiani, con input meteo tridimensionale non omogeneo.

---

<sup>16</sup> Il tipo di modello considerato è gaussiano e come tale considera il dato meteorologico uniforme nell'intero dominio. Tale approssimazione non è possibile su terreni complessi (alcuni modelli gaussiani hanno la possibilità di tenere parzialmente conto degli effetti di un'orografia non troppo complessa) o in domini troppo ampi. In questi casi si consiglia l'utilizzo di modelli a *puff* o lagrangiani, con input meteo tridimensionale non omogeneo.

### costruzione dei sottodomini $sd_i$

Per ottenere un miglior dettaglio dell'impatto nelle aree vicine al camino, si possono effettuare diversi *run* a risoluzioni diverse, su sottodomini di dimensioni diverse.

Una volta valutata l'estensione di ricaduta del pennacchio del camino, si costruiranno i sottodomini fra loro innestati, di dimensioni via via crescenti, a risoluzione via via più grossolana (vedi Tabella), tali che ciascun sottodominio sia interamente contenuto nei sottodomini a risoluzione più grossolana.

sottodominio	risoluzione	dimensioni della griglia
$sd_1$	$\leq 25$ m	41 x 41
$sd_2$	$\leq 50$ m	41 x 41
...	...	...
$sd_n$	$\leq 150$ m	41 x 41

I risultati delle simulazioni realizzate sui vari sottodomini verranno visualizzati in un GIS, usando le medesime scale cromatiche e i medesimi livelli. I campi saranno sovrapposti l'uno all'altro, ordinati secondo risoluzione decrescente, ponendo sullo strato superiore il sottodominio più risolto ( $sd_1$ ).

È possibile ridurre il numero di sottodomini a 1; in questo caso la risoluzione sarà non superiore a 25 metri per l'intero sottodominio<sup>17</sup>.

*Tempi di calcolo richiesti con il modello ADMS-Urban (Pentium D 925, 3.2 GHz, Ram:512 MB).*

Sottodominio	Copertura sottodominio [m <sup>2</sup> ]	Dimensione della griglia quadrata (punti X * punti Y)	Risoluzione (passo di griglia [m])	Tempo di calcolo hh:mm
$sd_1$	1000 * 1000	41 * 41	25	00:12
$sd_2$	2000 * 2000	41 * 41	50	00:12
$sd_3$	6000 * 6000	41 * 41	150	00:12
$sd_1+sd_2+sd_3$	6000 * 6000	n.d.	variabile, con risoluzione maggiore in prossimità della sorgente.	00:36
$sd$	2475 * 2475	100 * 100	25	01:36

### L'input meteorologico per le simulazioni

La Tabella 1 dà indicazioni sui dati meteo da fornire in entrata al modello di dispersione; si riferisce al territorio dell'Emilia-Romagna, al modello di dispersione ADMS-Urban e alle opzioni rese disponibili dal Servizio IdroMeteorologico (dataset LAMA da modello COSMO-LAMI, pre-processore *mass-consistent* CALMET-SIM, stazioni meteo). Si tratta comunque di indicazioni di massima che emergono dall'esperienza degli ultimi anni in applicazioni di ADMS-Urban, dall'analisi dei dati delle stazioni urbane e da considerazioni sulla loro rappresentatività, dalla verifica del modello COSMO-LAMI.

<sup>17</sup> Si ricorda che la versione attuale di ADMS-Urban permette un numero massimo di punti recettori pari a 100x100 e che il tempo di calcolo è fortemente dipendente da questo parametro (e, ovviamente, dal numero e dalla tipologia delle sorgenti modellizzate); la valutazione del numero di sottodomini e della loro estensione spaziale è lasciata all'operatore, considerando la potenza di calcolo a sua disposizione.

Tabella 1 – Input meteorologico per ADMS-Urban

territorio	condizioni particolari	input meteo	uso di ADMS
montagna			non si usa ADMS
collina con DEM >33%			non si usa ADMS
costa	emissioni principali da camino alto		non si usa ADMS
	altrimenti		come pianura
pianura non allo sbocco di valle	<50% urbano	CALMET (vento,T,Hmix,L*)	
	>50% urbano, senza stazioni urbane in un raggio di 10km	CALMET (vento,T,Hmix,L*)	
	>50% urbano, con stazione urbana "schermata" <sup>18</sup>	CALMET (vento) e stazione (T,rad)	
	>50% urbano, con stazione urbana non "schermata"	stazione (vento,T,rad)	quota anemometro diversa da 10m
pianura allo sbocco di valle	rosa dei venti CALMET ha la componente della brezza di valle	CALMET (vento,T,Hmix,L*)	
	rosa dei venti di una stazione pedecollinare nel raggio di 10km ha la componente della brezza di valle	stazione (vento) e CALMET (T,Hmix,L*)	
collina con DEM <33%	rosa dei venti LAMA è compatibile con l'orografia locale (incanalamento)	LAMA (vento,T,rad)	attivare opzione HILLS con DEM
	rosa dei venti di una stazione nel raggio di 10km è compatibile con l'orografia locale (incanalamento)	stazione (vento) e LAMA (T,rad)	attivare opzione HILLS con DEM
	rosa dei venti CALMET è compatibile con l'orografia locale (incanalamento)	CALMET (vento,T,Hmix,L*)	attivare opzione HILLS con DEM

Il modello ADMS-Urban prevede la possibilità di tenere conto della turbolenza residua dovuta al fenomeno dell'isola di calore urbana, imponendo un valore minimo alla lunghezza di Monin-Obukhov positiva, cioè evitando il verificarsi di condizioni molto stabili (corrispondenti a valori positivi vicini allo zero). In base all'esperienza, alle indicazioni del manuale e ai risultati delle campagne di misura termometriche, si suggeriscono (per il territorio dell'Emilia – Romagna) i seguenti valori:

- domini interamente urbani/industriali: 30 m;
- domini prevalentemente urbani/industriali con città >100mila abitanti entro 5 km: 20 m;
- domini parzialmente urbani/industriali con città >100mila abitanti entro 5 km: 10 m;
- domini prevalentemente rurali senza città >100mila abitanti entro 5 km: nessun valore minimo.

Le simulazioni copriranno un periodo di almeno 12 mesi consecutivi. Poiché la simulazione non ha lo scopo di riprodurre uno specifico anno passato, non è richiesto che il periodo a cui fa riferimento l'input meteorologico coincida con il periodo a cui fa riferimento l'input emissivo. La scelta del periodo di simulazione sarà invece basata sulla disponibilità dei dati meteo necessari (vedi Tabella 2). Inoltre, se il periodo di simulazione sarà limitato a 12 mesi, occorrerà evitare di includere nella simulazione periodi caratterizzati dal protrarsi di condizioni meteorologiche "anomale". Per

<sup>18</sup> la stazione urbana si intende "schermata" quando la rosa dei venti ha alcune direzioni in cui le occorrenze sono molto rare

individuare tali anomalie si farà riferimento alla Tabella 2, dove i mesi “anomali” sono marcati in grigio; tale valutazione è solamente indicativa ed è basata sui seguenti indicatori:

- numero di giorni “stagnanti”, cioè giornate senza pioggia (precipitazione < 0.3 mm) in cui l'*indice di ventilazione* (definito come il prodotto dell'altezza di rimescolamento media giornaliera e dell'intensità media giornaliera del vento) è inferiore a 800 m<sup>2</sup>/s;
- numero di giornate “calde”, cioè con temperatura massima maggiore di 29°C.

Tali indicatori sono in effetti stati calibrati sui dati di Bologna, in base alle criticità rispettivamente per l'accumulo locale di PM10 e per la formazione di ozono (vedi Annuario Ambientale Regionale 2006), ma si possono considerare utili in generale per l'individuazione di condizioni anomale che influenzano la dispersione, l'accumulo e la dispersione degli inquinanti.

L'eventuale simulazione di periodi più lunghi di 12 mesi (sempre multipli di 12, sempre consecutivi) consentirà un'analisi più robusta, ma comporterà tempi di calcolo e di elaborazione dei risultati più lunghi<sup>19</sup>. Tali elementi dovranno essere valutati preventivamente.

---

<sup>19</sup> Si tenga presente che l'attuale versione di ADMS-Urban consente di gestire un massimo di 10mila ore di input, pari a circa 416 giorni. L'elaborazione di periodi più lunghi richiederà perciò lo svolgimento di più simulazioni, una per ciascuno degli anni da analizzare.





---

## Analisi dell'input emissivo dell'inceneritore

I dati (SME) del controllo in continuo all'uscita del camino dell'inceneritore devono essere analizzati statisticamente. Questa analisi ha un duplice scopo:

1. valutare quantitativamente le emissioni per la costruzione del catasto;
2. ricercare una eventuale regolarità delle emissioni.

I dati forniti dal gestore dell'impianto sono solitamente forniti come media giornaliera, oraria o semi-oraria<sup>20</sup>. La filosofia dell'analisi è quella di controllare se la serie storica presenta regolarità, valutandone la costanza oppure le oscillazioni periodiche dei parametri.

Nei casi di costanza e di oscillazioni casuali non sarà necessaria la modulazione della sorgente; nel caso di fluttuazioni periodiche con periodi settimanali o mensili, si valuti la possibilità di modulare la sorgente costruendo un apposito file di modulazione<sup>21</sup>.

La serie temporale dei dati da valutare deve coprire almeno un anno di rilevazioni e deve essere rappresentativa dello stato di regime dell'impianto. *Questo perché la valutazione dell'emissione deve essere effettuata con l'intento di descrivere il comportamento "tipico" dell'impianto e non il comportamento specifico dell'anno analizzato*<sup>22</sup>. Per raggiungere tale scopo, vanno dunque esclusi dall'analisi tutti i dati in continuo non validi e tutti i dati validi e registrati per situazioni anomale dell'impianto (fermo impianto e transienti). Lo scopo dell'analisi è valutare l'emissione in tonnellate per anno dell'impianto come emissione rappresentativa dell'impianto ed estendere tale emissione a tutto l'anno, coprendo i periodi di sosta (quando questi fossero casuali) come fossero periodi di esercizio.

Operativamente si consiglia di analizzare la serie storica dei dati tal quali (semi-orari) e dei dati medi giornalieri, costruendo box-whiskers, o utilizzando lo strumento excel "statistica descrittiva". Se gli indicatori Mediana e Media distano meno della metà della deviazione standard, si prenda la Media. Per distribuzioni di dati molto distanti da una curva gaussiana, si valuti l'indicatore più idoneo a rappresentare il valore caratteristico di emissione da riportare al periodo di indagine (anno o stagione). Se il regime dell'impianto durante l'anno preso in esame ha subito un cambiamento rilevante dei parametri medi, valutare la possibilità di ricalcolare le medie solo sul periodo più recente<sup>23</sup>.

Di seguito vengono riportati alcuni esempi grafici e numerici di analisi effettuate per le emissioni del termovalorizzatore del Frullo (BO).

---

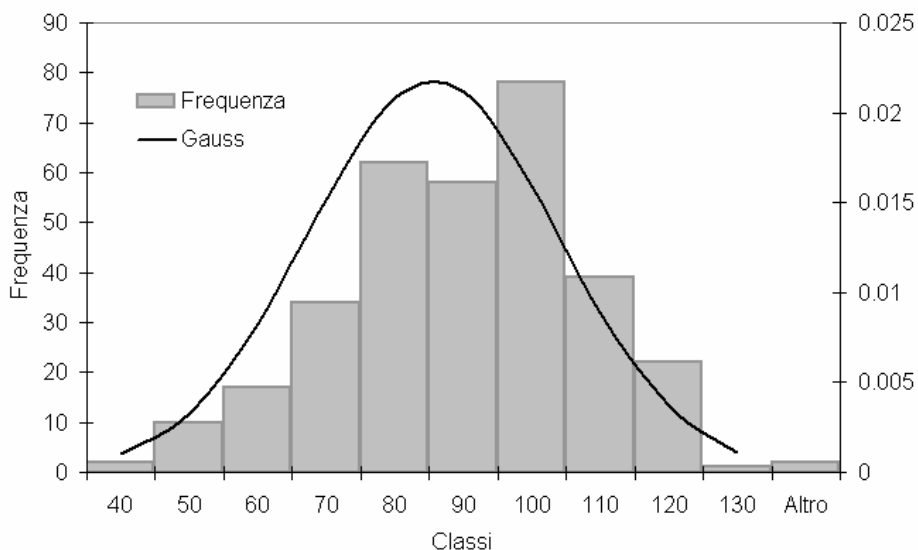
<sup>20</sup> il D.Lgs. 133/05 fissa il periodo di autocontrollo a 30'. Rilevazioni precedenti a tale decreto sono solitamente caratterizzati da periodi superiori.

<sup>21</sup> Solitamente gli impianti di incenerimento sono controllati dal gestore con l'intento di mantenere costanti nel tempo i parametri di processo. Sarà quindi poco probabile trovare modulazioni periodiche da utilizzare per la simulazione.

<sup>22</sup> Se dovesse risultare necessario, è possibile analizzare periodi temporali superiori ad un anno, tenendo comunque presente che i dati più recenti devono essere considerati i più rappresentativi del regime di impianto di cui si vuole effettuare il monitoraggio (valutare sempre almeno un anno di dati).

<sup>23</sup> Un esempio di tale comportamento può essere una sostanziale modifica dei parametri di processo o dell'impianto stesso, che segna un nuovo e stabile regime delle emissioni (miglioramento del processo di combustione; aggiunta di diversi additivi per migliorare l'abbattimento; ...).

Istogramma L1 NOx  
valori medi giornalieri  
1/1/06 - 31/12/06




---

Linea 1 NOx [mg/Nm <sup>3</sup> ] Valori medi semiorari Impianto in marcia Dal 27/02/2006 al 31/12/2006	
Media	82,12869767
Errore standard	0,227750952
Mediana	81,54760361
Moda	89,72329712
Deviazione standard	25,15179062
Varianza campionaria	632,6125713
Curtosi	10,30913053
Asimmetria	1,665143249
Intervallo	317,1083786
Minimo	0,464314222
Massimo	317,5726929
Somma	1001641,597
Conteggio	12196

---



---

Portata Fumi [KNm <sup>3</sup> /h] Valori semiorari validi Impianto in marcia Dal 27/02/2006 al 31/12/2006	
Media	87,25620877
Errore standard	0,04232851
Mediana	87,7313118
Moda	90,28237152
Deviazione standard	4,674953521
Varianza campionaria	21,85519042
Curtosi	9,598144257
Asimmetria	-1,923506046
Intervallo	67,03773117
Minimo	38,80343246
Massimo	105,8411636
Somma	1064351,235
Conteggio	12198

---

---

## Analisi dei dati emissivi delle sorgenti confondenti

La simulazione delle Aree attigue agli inceneritori deve considerare l'apporto delle sorgenti emissive diverse dall'inceneritore stesso. Tali emissioni verranno d'ora innanzi chiamate "confondenti".

La filosofia della descrizione del dettaglio di tali emissioni deve soddisfare il seguente **criterio generale**:

« più le sorgenti sono forti emettitori e più le sorgenti sono vicine all'inceneritore, migliore deve essere il grado di descrizione di tali sorgenti ».

Una sorgente molto importante ma lontana, deve essere valutata per la descrizione di dettaglio così come una sorgente meno importante dal punto di vista emissivo ma molto prossima all'inceneritore.

Allo scopo di identificare un metodo oggettivo di selezione delle sorgenti interferenti che devono essere valutate con il miglior dettaglio nella costruzione del modello, vengono proposti alcuni *strumenti* che hanno la funzione di "suggeritori". I suggeritori sono calibrati per tipologia di sorgente e vengono riportati nei paragrafi delle rispettive tipologie di sorgente.

Le emissioni saranno descritte nel modello come sorgenti esplicite o diffuse in funzione della loro importanza come confondenti.

### Sorgenti industriali:

Le emissioni industriali convogliate sono caratterizzate principalmente dal fatto che avvengono in quota e, in alcuni casi, le ricadute possono raggiungere il suolo anche a grande distanza dalla ciminiera<sup>24</sup>. In generale, a parità di condizioni meteorologiche, le condizioni di dispersione sono dipendenti dalla quota di emissione<sup>25</sup>. Risulta dunque importante considerare con oculatezza con quale grado di dettaglio occorra descrivere tali sorgenti durante il processo di modellizzazione.

L'insieme delle sorgenti puntuali viene partizionato in due sottoinsiemi (**classi di emissione**), che chiameremo *Classe A* e *Classe B*, con i seguenti criteri di partizione:

- A. gli elementi di Classe A sono **i maggiori confondenti** fra tutti quelli che ottemperano ad un regime autorizzatorio descritto dagli articoli 6, 12, 15a,b del **Dpr 203/88** e successive modifiche ed integrazioni;
- B. gli elementi di Classe B sono **tutti i rimanenti confondenti esclusi** dal criterio di assegnazione di Classe A, i confondenti appartenenti agli **allegati 1 e 2 del Dpr 25/7/91** ed eventuali altri confondenti ad essi assimilabili per intensità.

*Tutti gli elementi di Classe A saranno esplicitati nel modello come sorgenti puntuali, gli elementi di Classe B saranno intersecati ad una griglia<sup>26</sup> e trattati come emissioni diffuse.*

Il criterio per individuare, all'interno delle emissioni appartenenti al Dpr 203/88, quali siano i maggiori confondenti, si basa sull'uso del suggeritore puntuale  $Q_i^{inq}$ , di seguito definito

$$Q_i^{inq} = \frac{10^3 \left( \frac{E_i(x, y)}{I(X, Y)} \right)^{inq}}{\sqrt{(x - X)^2 + (y - Y)^2}}$$

Dove:

---

<sup>24</sup> Ad esempio in condizioni di *lofting* o di *fanning*.

<sup>25</sup> Un esempio classico è la contemporanea presenza di un camino in situazione di *lofting* e di un secondo camino, più basso, in situazione di *fumigation*.

<sup>26</sup> ADMS permette l'uso di griglie con passo di maglia inferiore al km; si consiglia, come valore guida, di intersecare le sorgenti industriali di Classe B con una griglia di dimensioni (250x250) m<sup>2</sup> con origine di coordinate (xxx000; yyy000).

- $E_i(x, y)$  è il valore di emissione confondente  $i$ -esimo di coordinate metriche  $(x, y)$ ;
- $I(X, Y)$  è il valore di emissione del inceneritore, di coordinate metriche  $(X, Y)$ , nelle stesse unità di misura di  $E_i(x, y)$ .

$Q_i^{inq}$  tiene conto dell'intensità relativa dell'emissione  $i$ -esima (a parità di inquinante) e della distanza lineare in km della emissione dell'inceneritore.

Una volta calcolati i valori di  $Q_i^{inq}$  per ogni emissione  $i$  e per un dato inquinante  $inq$ , si ordinino le emissioni in maniera decrescente di  $Q_i^{inq}$ . Evidenziata la “classifica<sup>27</sup> dei maggiori confondenti”, si decida il valore di soglia  $Q_i^{inq}$  che discrimini le due classi. È possibile ad esempio decidere di descrivere come puntuali solamente le prime 10 (o 15, ecc.) sorgenti “più confondenti”<sup>28</sup>. Tutte le rimanenti sorgenti verranno intersecate alla griglia e considerate come “industriale diffuso” (diverranno cioè sorgenti di classe B).

Per la natura stessa di sorgente di griglia, gli elementi della griglia avranno tutti la stessa altezza<sup>29</sup>. Le sorgenti esplicitate (di classe A) saranno opportunamente modulate, tenendo conto delle singole attività industriali e della stagionalità delle stesse<sup>30</sup>.

Per quanto riguarda le sorgenti industriali si classifica la **qualità del dato** secondo i seguenti criteri:

Codice	Descrizione	Piramidi di priorità
1	da controllo Arpa	
2	da autocontrolli (Registro delle Emissioni)	
3	da autocontrolli di Messa a Regime dell'Impianto	
4	da Emissioni Autorizzate x FC	
4.1	<i>FC(Snap97) ottenuto dall'analisi del singolo processo emissivo dell'impianto</i>	
4.2	<i>FC(Snap97) ottenuto dall'analisi dell'attività ISTAT dell'impianto</i>	
5	da Emissioni Autorizzate	

<sup>27</sup>  $Q_i^{inq}$  in definitiva è un ordinatore di priorità che aiuta a identificare (cioè suggerisce) le emissioni industriali che andrebbero descritte come sorgenti di classe A.

<sup>28</sup> L'operatore utilizzi questo strumento come aiuto alla decisione. Può ad esempio effettuare alcuni run esplorativi con diversi set di sorgenti puntuali (5, 10, 15, 20) allo scopo di verificare il numero ottimale di sorgenti che ritiene opportuno esplicitare.

<sup>29</sup> ADMS-Urban suggerisce il valore di 10 m.

<sup>30</sup> Si noti la semplicità del suggeritore  $Q_i^{inq}$ . Esso dipende linearmente dalla distanza e non tiene conto della direzione prevalente dei venti nella scelta delle emissioni più interferenti, su un dato periodo temporale di studio. Nonostante queste limitazioni si è rivelato uno strumento molto efficace nella scelta delle discriminanti di classe. Ad ogni modo l'operatore non dovrebbe considerare tale strumento in maniera rigida. Ad esempio **potrebbe ragionevolmente** violare la classifica degli interferenti decidendo di esplicitare come puntuale una sorgente con valori di  $Q_i^{inq}$  **di poco al di sotto** del valore “di soglia” fra le classi A e B, ma con valore inferiore ad una sorgente già classificata di classe B, se la prima sorgente si trova sottovento rispetto alla rosa dei venti calcolata sul periodo di osservazione e la seconda sopravvento. Ad ogni modo non si consiglia questo approccio per emissioni con valori di  $Q_i^{inq}$  troppo distanti dal valore di soglia.

Dove i fattori correttivi FC sono fattori moltiplicativi ottenuti confrontando i valori di concentrazione e di portata da certificati di analisi (controlli Arpa) e autoanalisi con le emissioni autorizzate per emissioni convogliate appartenenti a linee di produzione con stesso codice Snap97.

Le piramidi di priorità identificano, dal punto di vista grafico, la priorità con la quale devono essere considerate le stime emissive, dove la maggiore priorità è data al codice con valore più basso.

I Registri degli autocontrolli contengono le autoanalisi che solitamente sono prescritte a cadenza annuale. Se si hanno a disposizione diversi anni, considerare i valori più aggiornati.

Per legge gli autocontrolli di Messa a Regime sono tre, che si effettuano all'inizio della vita dell'impianto. Considerare il 100° percentile dei valori di concentrazione e di portata rilevati nei tre giorni di autoanalisi.

Se sono disponibili valori SME di alcune confondenti molto importanti, effettuare un'analisi statistica delle serie di dati, valutare l'indice statistico più idoneo (solitamente le medie delle concentrazioni e delle portate dell'impianto in condizioni di regime) e valutare se sono presenti eventuali modulazioni orarie e/o mensili. Considerare la priorità del dato SME con alta numerosità rispetto ai dati di controllo Arpa con piccola numerosità quando i dati di controllo non sono significativamente differenti dai dati SME; in caso contrario e quando i controlli Arpa fossero significativamente peggiorativi rispetto agli autocontrolli, considerare la solita priorità del controllo sull'autocontrollo.

Associare ad ogni emissione il proprio codice di qualità si rivela molto utile nell'analisi critica delle emissioni interferenti. Se in "pole position" alla classifica delle interferenti capitano sorgenti con scarsa qualità del dato, prima di reperire i dati necessari per rendere esplicite tali sorgenti in quanto molto interferenti, occorrerebbe investigare sulle emissioni di tali sorgenti cercando di migliorarne la qualità. Una migliore conoscenza delle interferenti più importanti è critica. Questo approfondimento è da ritenersi importante in quanto può modificare la classifica delle confondenti anche drasticamente.

#### Traffico:

Ai nostri scopi è utile considerare che le emissioni da traffico avvengono vicino al suolo. Per questo motivo, sono differenti sia le condizioni meteorologiche favorevoli alla loro dispersione, sia la dipendenza della concentrazione dalla distanza della sorgente.

L'insieme delle sorgenti lineari viene partizionato in due sottoinsiemi (**classi di emissione**), che chiameremo *Classe A* e *Classe B*, con i seguenti criteri di partizione:

- A. gli elementi di Classe A sono **i maggiori confondenti**;
- B. gli elementi di Classe B sono **tutti i rimanenti confondenti** esclusi dal criterio di assegnazione di Classe A.

*Tutti gli elementi di Classe A saranno esplicitati nel modello come sorgenti lineari, gli elementi di Classe B saranno intersecati ad una griglia<sup>31</sup> e trattati come emissioni diffuse.*

Il criterio per individuare quali siano i maggiori confondenti, si basa sulla seguente procedura:

4. assegnare ad ogni arco stradale una coppia di coordinate  $(x, y)_{c_i}$  relative al centroide  $c_i$  dell'arco<sup>32</sup>;
4. assegnare ad ogni arco stradale il valore  $QS_i^{inq}$  di seguito definito;
4. ordinare gli archi stradali per valori decrescenti di  $QS_i^{inq}$ ;

---

<sup>31</sup> ADMS ha la possibilità di utilizzare un gruppo *ad hoc* per le strade minori, che tiene conto della loro natura emissiva alla quota del suolo, chiamato MINORRD; tale gruppo, nella versione attuale di EMIT, accetta solo griglie di 1 km<sup>2</sup>; assicurarsi che la griglia di intersezione abbia coordinate di origine (xxx000; yyy000), in maniera tale da rendere possibile l'innesto delle griglie di disaggregazione di (250x250) m<sup>2</sup>.

<sup>32</sup> Per ottenere questo è sufficiente generare lo *.shp file* dei centroidi e successivamente creare un *join* allo *.shp file* delle sorgenti lineari.

4. scegliere gli archi da descrivere in maniera esplicita (sorgenti di classe A), e gli archi da descrivere in griglia (sorgenti di classe B), partendo dagli elementi più in alto nella classifica degli emettitori.

$$QS_i^{inq} = \frac{10^3 \left( \frac{\tilde{E}_i(x, y)_{c_i}}{I(X, Y)} \right)^{inq}}{(x - X)^2 + (y - Y)^2}$$

Dove:

- $\tilde{E}_i(x, y)_{c_i}$  è il valore di emissione al km lineare del confondente  $i$ -esimo il cui centroide ha coordinate metriche  $(x, y)$ ; l'emissione al km lineare è definita esplicitamente come:  

$$\tilde{E}_i(x, y)_{c_i} = \frac{E_i(x, y)_{c_i}}{l_i}$$
dove  $l_i$  è la lunghezza lineare in km dell'arco  $i$ -esimo;
- $I(X, Y)$  è il valore di emissione del inceneritore, di coordinate metriche  $(X, Y)$ , nelle stesse unità di misura di  $E_i(x, y)_{c_i}$ .

$QS_i^{inq}$  tiene conto dell'intensità relativa dell'emissione  $i$ -esima (a parità di inquinante) e del quadrato della distanza lineare in km della emissione dell'inceneritore.

Gli archi stradali resi espliciti, ovvero di classe A, saranno opportunamente modulati, tenendo conto sia del diverso regime di traffico in funzione della tipologia di strada<sup>33</sup> sia del periodo temporale.

I rimanenti archi di Classe B, una volta intersecati con la griglia, saranno assimilati ad una emissione di natura diffusa.

Per quanto riguarda le sorgenti stradali si classifica la **qualità del dato** secondo i seguenti criteri:

Codice	Descrizione
1	da campagne di misura Arpa
2	da campagne di misura di Enti Esterni
3	da modelli di viabilità validati
4	da modelli di viabilità validati con misure su archi lontani da quelli di interesse nel dominio
5	da modelli di viabilità non validati

Poiché le sorgenti stradali sono fra i maggiori interferenti, si consiglia di aumentare la qualità del dato per gli assi stradali con fattore confondente  $QS_i^{inq}$  più significativo, eventualmente anche predisponendo apposite campagne di misura dei flussi stradali con distinzione fra traffico pesante e traffico leggero<sup>34</sup>.

<sup>33</sup> L'operatore non dovrebbe considerare il suggeritore stradale  $QS_i^{inq}$  in maniera rigida. Ad esempio potrebbe ragionevolmente violare la classifica degli interferenti decidendo di esplicitare come lineari alcuni (ragionevolmente pochi) archi a completamento di una strada importante che ha già un buon numero di archi evidenziati dal suggeritore per essere esplicitati. Così facendo è possibile ottenere una migliore rappresentazione della distribuzione spaziale degli inquinanti lungo gli assi stradali che vengono considerati, nel loro insieme, come maggiori interferenti. Ad ogni modo non si consiglia di trascurare dalla Classe A troppi archi compresi fra quelli con soglia superiore alla soglia critica e quelli "promossi" in Classe A perché appartenenti allo stesso asse stradale.

<sup>34</sup> In totale mancanza di dati si sottolinea la necessità di programmare ed eseguire campagne di rilievo dei flussi di traffico.

La priorità con la quale devono essere considerate le stime emissive è data al codice con valore più basso.

**Sorgenti descrivibili in griglia:**

La griglia contiene i contributi delle sorgenti minori. Valutare sia l'emissione che la modulazione soprattutto per simulazioni stagionali (esempio: riscaldamento spento nei mesi estivi).

---

**La scelta dei punti di monitoraggio**

In questo paragrafo approfondiamo alcuni dettagli delle fasi 4 e 6.

I criteri generali per la scelta dei punti monitoraggio del massimo impatto e dei rispettivi punti di controllo sono:

- a) massima differenza fra punto di massimo e rispettivo punto di controllo, in termini di impatto dell'inceneritore;
- b) minime differenze fra punto di massimo e rispettivo punto di controllo, in termini di impatto dei fattori confondenti;
- c) minime incertezze, in termini di impatto dei fattori confondenti.

Le operazioni utili all'adempimento di queste tre condizioni sono riportate nella tabella di seguito riportata.

critério	operazione	necessaria/ consigliata
massima differenza fra punto di massimo e rispettivo punto di controllo, in termini di impatto dell'inceneritore	simulazione long-term annuale (o pluriannuale) "solo inceneritore": analisi delle concentrazioni medie; le differenze tra un punto di massimo e il rispettivo punto di controllo devono essere significative (rispetto all'ordine di grandezza dell'impatto medio nel dominio); il punto di massimo ricade nell'area di massimo, il punto di controllo ricade nell'area "a impatto trascurabile" (vedi fasi 3 e 6)	necessaria
	simulazioni long-term "solo inceneritore" sui periodi individuati come "critici" nella fase 4, per verificare che le differenze (in termini di media del periodo) tra un punto di massimo e il rispettivo punto di controllo siano significative anche nel "loro" periodo critico	vivamente consigliata
minime differenze fra punto di massimo e rispettivo punto di controllo, in termini di impatto dei fattori confondenti	simulazioni long-term "senza inceneritore", una per ogni coppia punto di massimo – punto di controllo, sul periodo individuato come "critico" per ciascuna coppia (nella fase 4); per ciascun punto di massimo, identificazione dell'area "analoga" ad esso, cioè di quella regione del dominio in cui l'impatto medio dei fattori confondenti sia uguale o molto prossimo all'impatto medio dei fattori confondenti nel punto di massimo	necessaria
	medesime simulazioni: identificazione delle aree "analoghe" anche in base a un percentile alto, oltre che alla media	consigliata
	simulazioni short-term "senza inceneritore", una per ogni coppia punto di massimo – punto di controllo, sul periodo individuato come "critico" per ciascuna coppia; analisi dell'andamento temporale dell'impatto dei fattori confondenti su alcuni possibili punti di controllo (selezionati con le due operazioni precedenti): si sceglie il punto di controllo che correla meglio con il rispettivo punto di massimo	consigliata
minime incertezze, in termini di impatto dei fattori confondenti	valutazione qualitativa delle incertezze sulle emissioni (fattori confondenti); i punti di monitoraggio siano scelti il più possibile lontani da zone con emissioni "incerte", compatibilmente con i criteri precedenti	necessaria
	compatibilmente con i criteri precedenti, nella selezione dei punti di controllo si evitino le aree che risentono direttamente dell'impatto di importanti sorgenti emissive, in analogia con i criteri di collocazione delle centraline di fondo	consigliata
	coppie di simulazioni long-term "senza inceneritore", una con le emissioni minime stimate, una con le emissioni massime stimate; la differenza fra le concentrazioni medie ottenute nelle due simulazioni dà un'indicazione quantitativa dell'incertezza dell'impatto dei fattori confondenti; se possibile, si eviti il monitoraggio nelle aree in cui quest'incertezza è più marcata	consigliata

---

## **2. STIMA DELLA NUMEROSITÀ DELLE RILEVAZIONI DEI METALLI PESANTI AI FINI DI ANALISI STATISTICHE SU DEI SITI DI RILEVAZIONE: ANALISI PILOTA SULLA POPOLAZIONE DI DATI DEI METALLI DELLA CITTÀ DI BOLOGNA**

### **I. PREMESSA**

Lo scopo di questa parte del documento e delle analisi in esso illustrate è dare indicazioni circa la numerosità minima necessaria da impostare nelle campagne di monitoraggio dei metalli nei punti di massima e minima ricaduta degli inceneritori, al fine di ottenere evidenze statisticamente significative nelle differenze riscontrate nelle misurazioni nei due siti.

La risposta a questa problematica è dipendente da una serie di fattori, la cui conoscenza a priori è spesso impossibile, per cui si cerca di ipotizzare le conoscenze necessarie utilizzando dati di letteratura o informazioni similari.

I parametri che influiscono sulla stima della numerosità di cui sopra sono riconducibili a:

- Media e deviazione standard delle distribuzioni dei metalli da indagare
- Differenza attesa nelle due misurazioni
- Parametri statistici di errori ammessi

I parametri relativi all'ultimo punto vengono adottati per convenzione (ci si riferisce agli errori  $\alpha$  e  $\beta$  consentiti nella stima). Le prime due informazioni si possono ricavare, come detto, da esperienze analoghe o da dati di letteratura. Ciò porta a generare delle risposte che inevitabilmente sono soggette ad assunzioni iniziali.

### **II. LE DISTRIBUZIONI DEGLI INQUINANTI**

Le analisi che verranno presentate riguardano test sulla differenza delle medie di due distribuzioni o di una distribuzione verso un valore teorico. Queste analisi presuppongono la normalità della distribuzione di dati che si analizza.

Nel caso di distribuzioni degli inquinanti, l'esperienza indica che questi valori si distribuiscono secondo una "log-normale", ovvero una distribuzione di dati la cui corrispondente distribuzione, ottenuta dal logaritmo dei valori di partenza, risulta normale.

Nelle analisi, il rigore scientifico richiede una trasformazione preliminare di tutti i dati in logaritmo, l'analisi di queste nuove distribuzioni e infine l'antitrasformazione per riportarsi a valori reali.

E' stato verificato provando con uno dei metalli considerati che, al fine delle indagini svolte, questi passaggi generano un aumento della complessità della trattazione a fronte di una differenza di stime di numerosità inferiore a 1 unità, fra una procedura rigorosa ed una "approssimata" che non utilizza questi passaggi. In questa parte del documento perciò si effettueranno i calcoli considerando le distribuzioni di valori reali, anche per una più immediata lettura ai destinatari del documento stesso.

### III. ANALISI DELLE SERIE DI DATI DI METALLI DELLA CITTÀ DI BOLOGNA

Seguendo il ragionamento riportato in premessa, sono stati analizzati i dati di monitoraggio dei metalli pesanti forniti dalla Sezione Provinciale di Bologna, che ha effettuato delle campagne di monitoraggio nelle stazioni di San Felice e Monte Cuccolino negli anni 2003-2006.

Le assunzioni da farsi per riportare le risultanze derivanti da questa analisi al caso degli inceneritori sono riconducibili ai primi due fattori riportati in premessa, e più nello specifico:

- che i metalli misurati in queste due stazioni abbiano caratteristiche delle distribuzioni analoghe a quelle riscontrabili nella misurazione degli stessi nei punti di massima e minima ricaduta di un inceneritore.
- che le differenze riscontrabili in queste due stazioni siano della stessa entità di quelle riscontrabili nei 2 punti dell'inceneritore.

In questo modo, a fronte di queste assunzioni, è stato possibile ragionare con un set di dati numericamente considerevole. L'analisi delle distribuzioni dei metalli nelle stazioni di S. Felice e Monte Cuccolino ha permesso di fornire un'idea della distribuzione di questi inquinanti in 2 punti a presunta differente pressione ambientale.

A completamento di questa analisi, per indagare in maniera esplorativa situazioni più simili per scelta dei punti a quelle di cui si tratta nelle presenti linee guida, sono stati fatti ragionamenti analoghi per due piccole serie di dati (a Bologna (Frullo) e Forlì (Coriano)) caratterizzate dalla presenza di due punti di misura in zone caratterizzate dalla presenza di inceneritori. Tale aspetto è trattato nell'ultimo paragrafo di questa parte del documento.

Fermandosi sull'analisi delle distribuzioni della città di Bologna, si possono realizzare assunti sulla numerosità necessaria ad individuare differenze significative nella media di due distribuzioni dello stesso inquinante in due punti differenti.

I metalli considerati nell'analisi sono quelli rilevati nei due siti, eccezion fatta per il mercurio che presentava un numero elevato di valori inferiori al limite di rilevabilità. La tabella seguente illustra la differenza in percentuale fra due medie necessaria ad un'evidenza dal punto di vista statistico, in funzione di un ipotetico numero di misurazioni disponibili (10, 20, 50, 100, 200); l'ultima riga per ogni metallo, in grassetto, riporta una stima dei campioni necessari ad evidenziare una differenza inferiore al 10%.

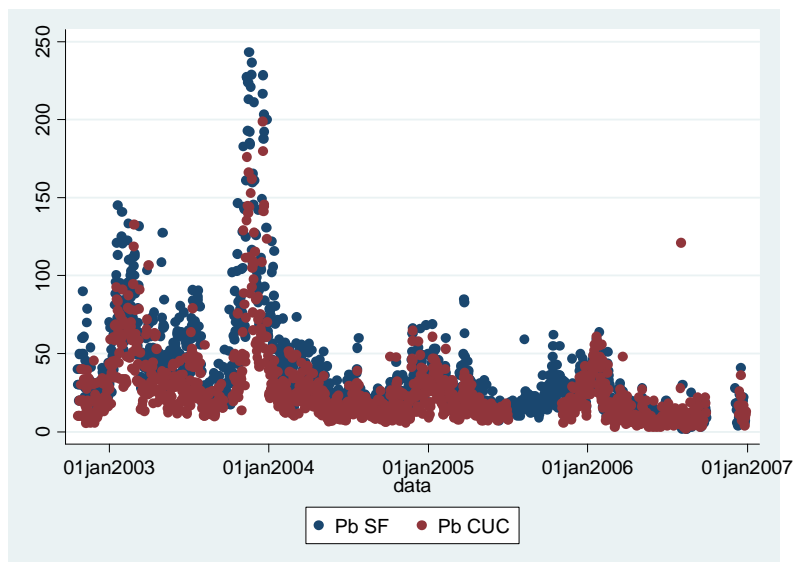
<b>Metallo (ng/Nm3)</b>	<b>media</b>	<b>d.s.</b>	<b>Campioni</b>	<b>%</b>
<b>Pb</b>	25,9	23,41678	10	56,13
			20	39,69
			50	25,10
			100	17,75
			200	12,55
			<b>316</b>	<b>&lt;10</b>
<b>Ni</b>	18,3	13,47321	10	45,51
			20	32,18
			50	20,35
			100	14,39
			200	10,18
			<b>208</b>	<b>&lt;10</b>
<b>Cr</b>	6,9	4,886529	10	43,76
			20	30,94
			50	19,57
			100	13,84
			200	9,78
			<b>192</b>	<b>&lt;10</b>
<b>Cd</b>	0,7	0,726273	10	61,09
			20	43,20
			50	27,32
			100	19,32
			200	13,66
			<b>374</b>	<b>&lt;10</b>
<b>As</b>	0,98	0,893772	10	56,72
			20	40,11
			50	25,37
			100	17,94
			200	12,68
			<b>323</b>	<b>&lt;10</b>

La tabella sopra risulta poco indicativa se non viene affiancata da indicazioni circa la differenza attesa fra i 2 punti per ogni metallo (secondo parametro fra quelli indicati come influenti nella stima della numerosità minima).

Si aggiunga che queste considerazioni sono ricavate su valori medi, contenenti quindi tutta la variabilità giornaliera e stagionale che caratterizzano le distribuzioni degli inquinanti.

Nell'ipotesi di poter effettuare le differenze su coppie di dati appaiati (cioè su valori che sono stati rilevati simultaneamente nei due punti), questa variabilità può essere evitata, in quanto si può applicare un test T per dati appaiati: questo confronta ogni singola coppia di valori, appaiati per periodo temporale di determinazione. Si ricava in questo modo una distribuzione determinata dalle differenze fra le misurazioni: questa è testata contro l'ipotesi che abbia media zero (che si traduce nel fatto di non riscontrare differenze fra le due postazioni).

In questo caso la numerosità necessaria può essere ridotta (in funzione anche di una buona correlazione fra le due distribuzioni).



Andamento del Pb nelle due stazioni

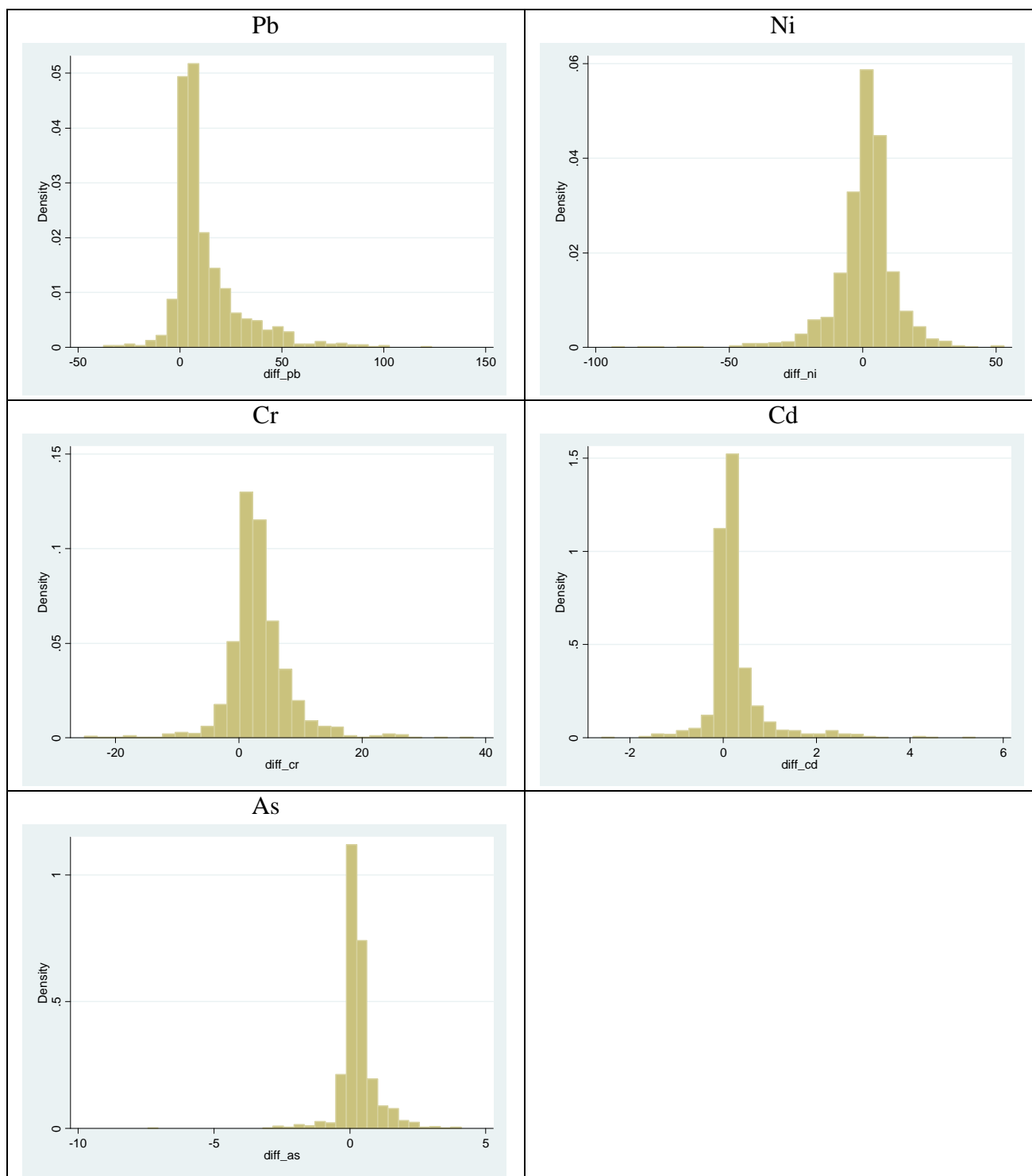
Costruzione delle distribuzioni ottenute dalla differenza misurata nei due punti

Sono state create 6 nuove distribuzioni (1 per ogni metallo), date dalla differenza calcolata nelle misurazioni effettuate lo stesso giorno nei due siti. Ovviamente la numerosità di queste distribuzioni risulta inferiore a quella delle distribuzioni nei singoli siti, in quanto la condizione necessaria al calcolo di ogni singolo valore giornaliero è la presenza del dato misurato nei due siti nel medesimo giorno.

La tabella sotto illustra le caratteristiche principali delle distribuzioni create:

<b>Variabile</b>	<b>N</b>	<b>Media</b>	<b>Dev. St.</b>	<b>Mediana</b>	<b>Min.</b>	<b>Max.</b>
diff_pb	1224	12.730	17.308	7	-37.57	118.35
diff_ni	1224	0.908	11.597	2	-94	53
diff_cr	1187	3.361	5.131	3	-25	38
diff_cd	1099	0.235	0.617	0.1	-2.6	5.4
diff_as	1152	0.295	0.689	0.2	-7.43	4.1

I grafici seguenti riportano gli istogrammi delle distribuzioni create.



Istogramma delle distribuzioni differenza

Già dai grafici si possono ricavare alcune indicazioni circa i migliori candidati ad evidenziare differenze fra i due siti. Poiché le distribuzioni sono ottenute dalle differenze calcolate giornalmente nei due siti, l'ipotesi nulla da confutare per asserire che vi è differenza nelle misurazioni è che le distribuzioni ottenute abbiano media zero. Per questo motivo le distribuzioni i cui istogrammi risultano spostati a destra rispetto allo 0 sono più probabilmente quelle che evidenzieranno le differenze maggiori (a destra dello 0 in quanto sono state calcolate sottraendo al dato di San Felice, cioè quello a maggior inquinamento, quello di Monte Cuccolino).

Al fine di verificare con un test statistico quanto detto sopra, applichiamo il T-test per valutare se le medie delle distribuzioni differenze si scostano significativamente dal valore 0 (l'hp nulla da confutare).

#### One-sample t-test

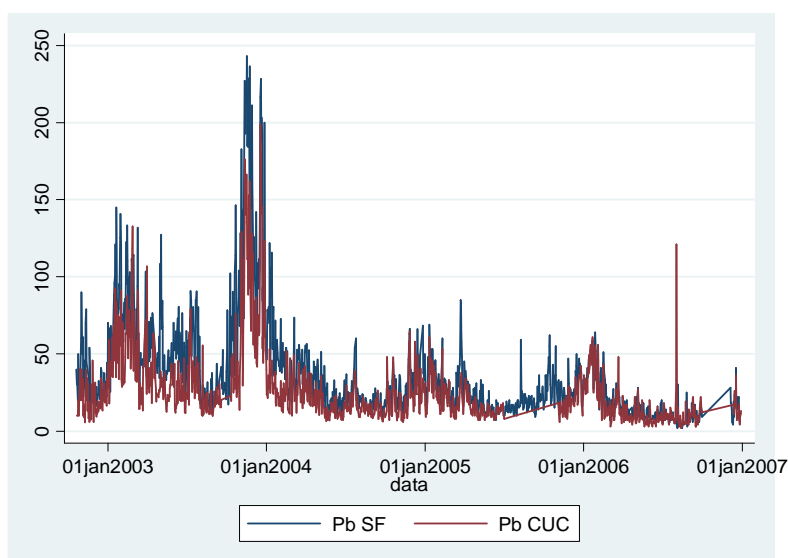
Variabile	N	Media	Err. Std.	Dev. Std.	95% LCI.	95% UCI	P
diff_pb	1224	12.73004	.4947095	17.30776	11.75947	13.70061	0.0000
diff_ni	1224	.9084967	.3314681	11.59665	.2581876	1.558806	0.0031
diff_cr	1187	3.361415	.1489184	5.130666	3.069242	3.653588	0.0000
diff_cd	1099	.2348499	.186054	.6167924	.1983436	.2713561	0.0000
diff_as	1152	.2954253	.0202891	.6886366	.2556175	.3352332	0.0000

Per tutti gli inquinanti si raggiunge un valore statisticamente significativo, anche per il nichel, che evidenzia attraverso un valore di  $p$  maggiore degli altri una evidenza minore. La grande quantità di dati utilizzati aiuta ad ottenere la significatività, ma tale dimensione campionaria è difficilmente ipotizzabile in un monitoraggio di quelli che si intende approntare nelle analisi sugli inceneritori (si veda anche l'istogramma).

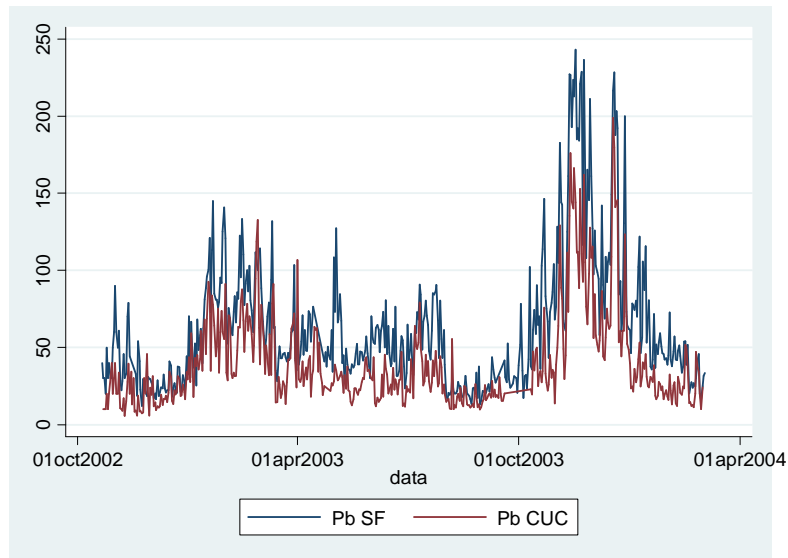
#### Correlazioni fra le due distribuzioni delle stazioni di monitoraggio di San Felice e Monte Cuccolino

Di seguito si opera un approfondimento per verificare la correlazione fra le varie distribuzioni nei due siti.

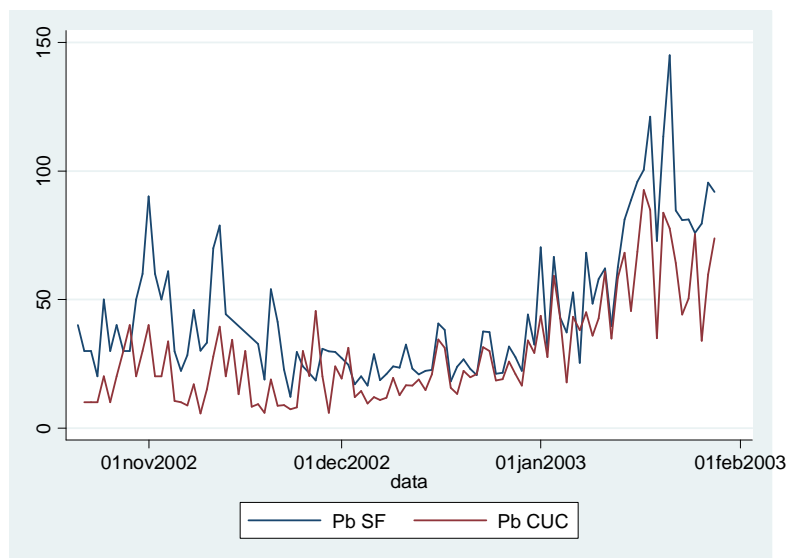
Metallo	Pearson coeff. corr	P
Pb	0.89	0.0000
Ni	0.56	0.0000
Cr	0.59	0.0000
Cd	0.84	0.0000
As	0.78	0.0000



Andamento del Pb nelle due stazioni



Andamento del Pb nelle due stazioni (primi 500 casi)



Andamento del Pb nelle due stazioni (primi 100 casi)

La tabella precedente evidenzia un'alta correlazione fra le distribuzioni originali dei dati sei due siti. Come detto in precedenza, questa è sicuramente una condizione necessaria al fine di una buona analisi delle differenze. Può non essere una condizione sufficiente a garantire un abbassamento della numerosità, considerando dati appaiati invece di medie complessive. La correlazione tiene conto infatti degli andamenti, senza considerare se, punto per punto, la serie a maggior pressione ambientale rimane costantemente maggiore dell'altra.

## Calcolo dei campioni minimi necessari per ogni metallo

Per concludere l'analisi e riportarsi al discorso di variabilità attesa, nella tabella sotto viene riportato il valore della media della distribuzioni di San Felice, la media della distribuzione differenza e di conseguenza la % di differenza che si può presumere di aspettarsi per ogni metallo.

<b>Metallo</b>	<b>Media S.F.</b>	<b>Media diff. (IC 95%)</b>	<b>% (IC 95%)</b>
<b>Pb</b>	25,9	12,730 [11,759;13,701]	49,151 [45,402;52,899]
<b>Ni</b>	18,3	0,908 [0,258;1,559]	4,962 [1,410;8,519]
<b>Cr</b>	6,9	3,361 [3,069;3,653]	48,710 [44,478;52,942]
<b>Cd</b>	0,7	0,235 [0,198;0,271]	33,571 [28,286;38,714]
<b>As</b>	0,98	0,295 [0,256;0,335]	30,102 [26,122;34,184]

Utilizzando lo stesso criterio statistico usato per la prima tabella di stima della numerosità, si può ora stimare il numero di campioni necessari a evidenziare differenze statisticamente significative dell'ordine di quelle riportate nell'ultima colonna della precedente tabella.

<b>Metallo</b>	<b>Media della distribuzione delle differenze</b>	<b>d.s. della distribuzione delle differenze</b>	<b>Campioni necessari a confutare l'hp nulla</b>
<b>Pb</b>	12,730 [11,759;13,701]	17,31	16 [14;19]
<b>Ni</b>	0,908 [0,258;1,559]	11,60	1398 [475;17312]
<b>Cr</b>	3,361 [3,069;3,653]	5,13	20 [17-24]
<b>Cd</b>	0,235 [0,198;0,271]	0,617	60 [45-84]
<b>As</b>	0,295 [0,256;0,335]	0,689	47 [37;63]

Una prima delle prime considerazioni da ricavare è che, in presenza di differente pressione ambientale, vi sono metalli che evidenziano una differenza sostanziale e verificabile numericamente con un numero di misurazioni ragionevole.

Sempre in virtù di questa considerazione, occorre però ricordare che risulta fondamentale la caratterizzazione delle diverse pressioni ambientali nei due punti. Per meglio spiegarsi, la notevole differenza riscontrata per alcuni metalli è dovuta probabilmente ad una diversa incidenza del traffico autoveicolare nei due punti. Non è quindi detto che, in presenza di altri fattori di pressione ambientale differentemente distribuiti nei due punti di misurazione, siano gli stessi metalli ad evidenziare sostanziali differenze. E' possibile che cambino i metalli che danno le migliori performance in questo senso, ma rimane il messaggio importante circa la capacità di questi traccianti di evidenziare differenze significative di pressione ambientale in due punti differenti.

#### IV. ANALISI DEI METALLI IN SITI CARATTERIZZATI DALLA PRESENZA DI INCENERITORI

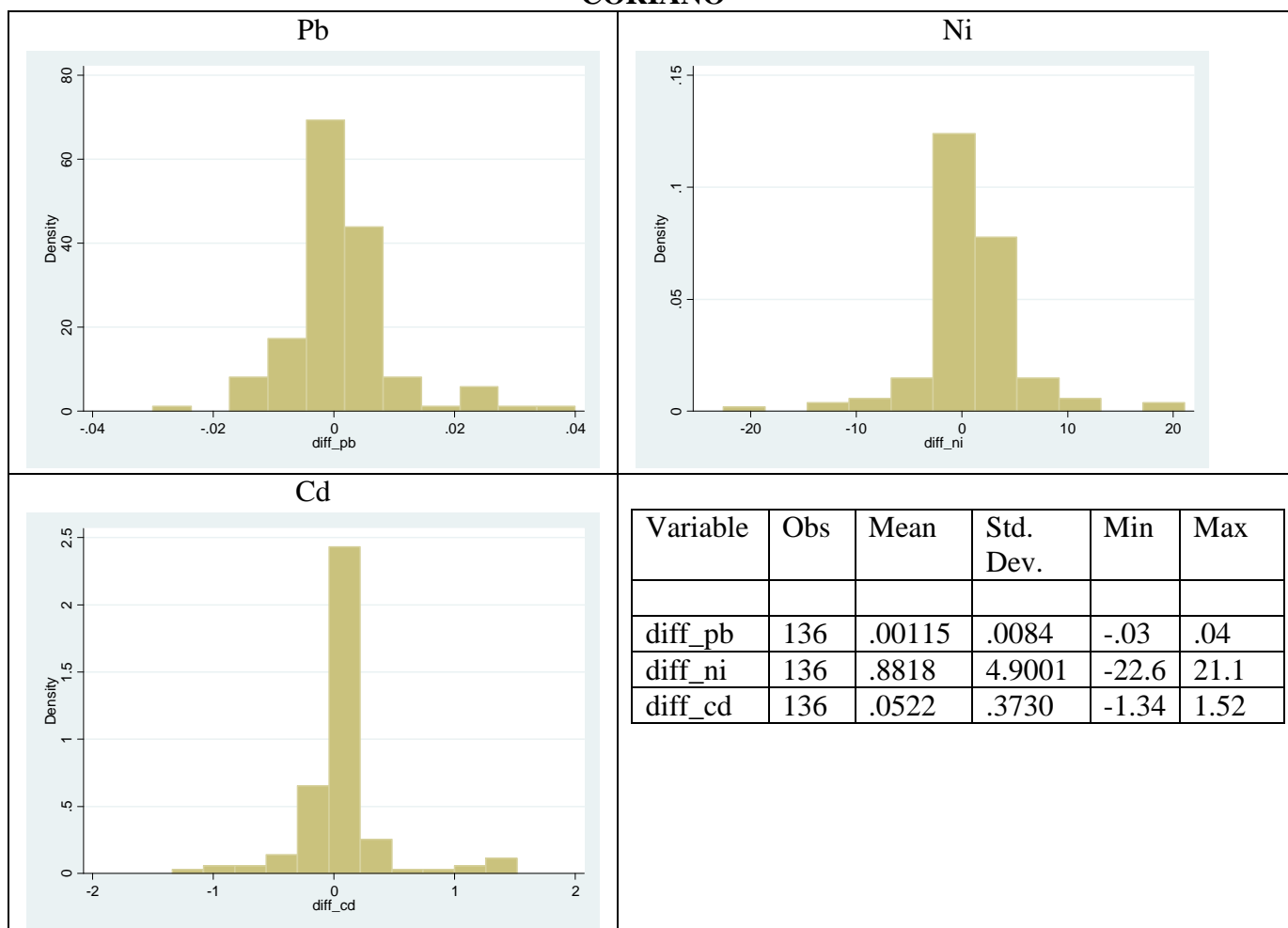
A seguito del ragionamento prima riportato, lo studio ha successivamente preso in considerazione le piccole serie di dati di metalli misurati in siti prossimi ad inceneritori. In particolare sono stati analizzati dati provenienti dalle analisi realizzati a Bologna (Frullo) e a Forlì (Coriano).

Data l'esigua numerosità di tali serie storiche, le informazioni ricavabili non possono alterare quelle della precedente analisi in termini di distribuzioni degli inquinanti (se non dare qualche allerta in caso di sostanziale differenza nella distribuzione dello stesso metallo in questi siti rispetto a quelli della città di Bologna). L'indicazione migliore che possono fornire è quella, già accennata, dell'individuazione di quali metalli possano dare una migliore performance in termini di verifica della differenza nei due punti.

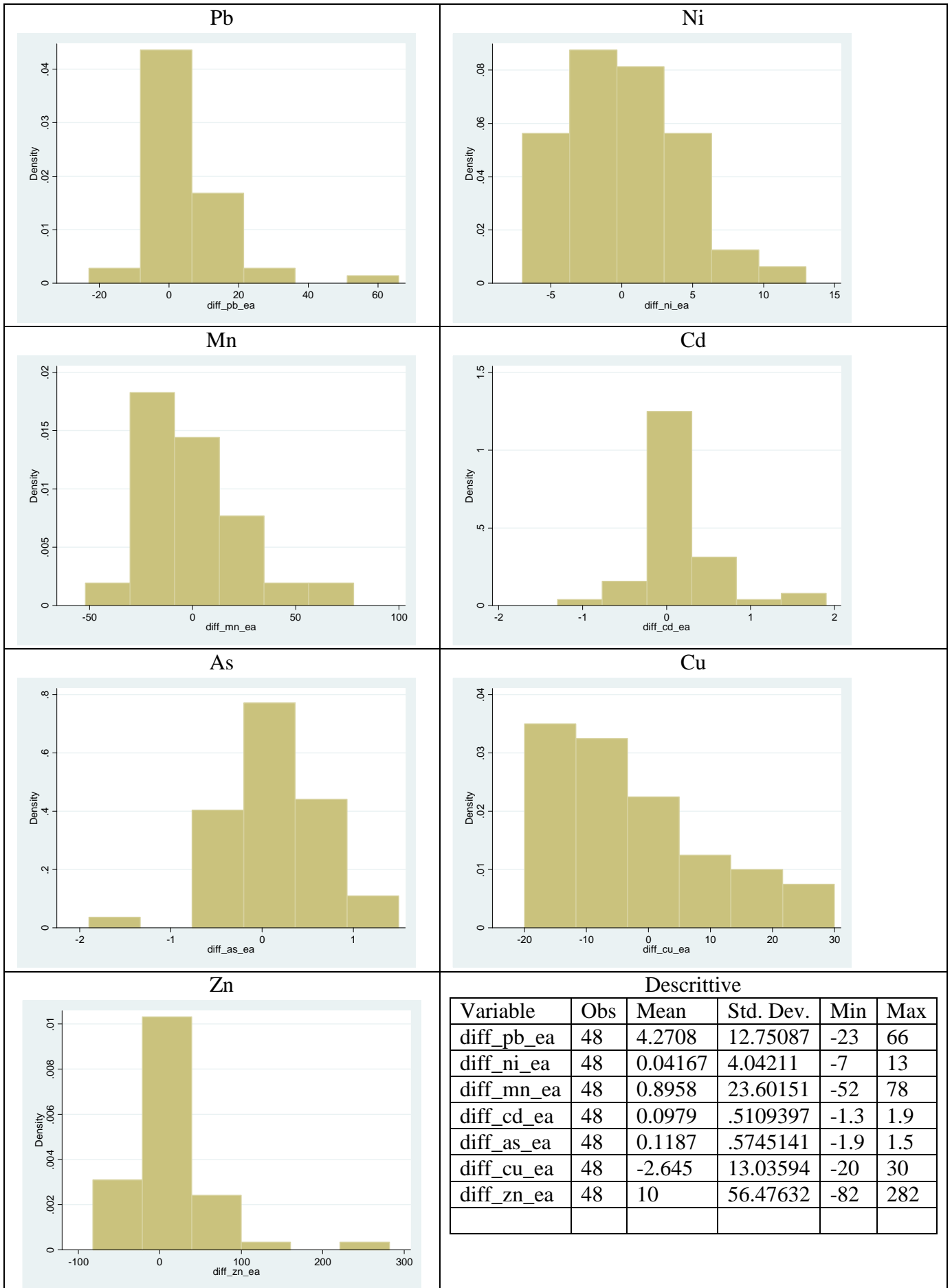
Per il sito del Frullo le rilevazioni sono state effettuate in 5 punti, scelti con criteri differenti da quelli di massimo e minimo rispetto all'inceneritore. Utilizzando le simulazioni realizzate in questo sito e riportate in queste stesse linee guida, sono stati identificati i punti a maggiore e minore impatto dell'inceneritore fra i 5 disponibili. Per il sito di Forlì, invece, i due punti erano già stati scelti come minimo e massimo impatto dell'impianto.

Senza ripercorrere tutta l'analisi, che è analoga a quella già illustrata per l'analisi precedente, si riportano le tabelle e i grafici delle distribuzioni differenza. Sono stati considerati i metalli inseriti come monitoraggi da effettuare nelle presenti linee guida.

#### CORIANO



# FRULLO



Le tabelle successive illustrano il test contro l'ipotesi nulla di media zero delle differenze.

#### CORIANO

Metallo	T<t	T > t	T>t
Pb	0.94	0.11	0.06
Ni	0.98	0.03	0.01
Cd	0.95	0.11	0.05

#### FRULLO

Metallo (e-d)	T<t	T > t	T>t
Pb	0.98	0.03	0.02
Ni	0.09	0.19	0.90
Mn	0.97	0.06	0.03
Cd	0.78	0.43	0.21
As	0.92	0.15	0.07
Cu	0.48	0.97	0.51
Zn	0.99	0.007	0.001

La prima colonna testa l'ipotesi contraria a quella ipotizzata, cioè di avere concentrazioni maggiori nel punto di minima, la seconda colonna testa l'ipotesi che vi sia differenza, a prescindere dal verso, l'ultima che vi sia differenza nel senso ipotizzato.

Oltre a verificare la significatività del test, può risultare interessante verificare una tendenza alla diminuzione del valore di  $p$  riportato, man mano che ci si sposta dalla prima alla terza colonna. Questo significherebbe una coerenza del comportamento del metallo considerato con le ipotesi di partenza.

I metalli misurati a Forlì rispettano tutti questa coerenza, a probabile dimostrazione che la scelta dei punti di massimo e minimo permette di evidenziare le differenze ipotizzate. Chiaramente la metodologia, proposta nelle presenti linee guida, di scelta dei punti di massimo e minimo dovrebbe ulteriormente migliorare questa condizione.

## V. CONCLUSIONE

In conclusione di questa parte di documento, senza aver la pretesa di indicare un numero sicuro, gli studi portano ragionevolmente a pensare di ottenere differenze significative nelle misurazioni in due siti a differente impatto considerando un numero minimo di misurazioni intorno ai 50-70.

Considerando i metalli selezionati per le analisi e indicati in queste linee guida, una reale differenza di impatto ambientale nei due punti dovrebbe essere confermata dall'analisi delle loro distribuzioni differenza.

Queste considerazioni sono assolutamente legate alle assunzioni fatte, quindi disattendibili da distribuzioni di dati che si comportino in maniera sostanzialmente differente da quelle analizzate.

Inoltre presuppongono che si possa sempre effettuare la comparazione di dati appaiati temporalmente, per cui non va dimenticato che le stime proposte di numerosità si riferiscono a situazioni in cui un caso è formato dalla coppia di valori temporalmente appaiati dello stesso inquinante.

---

### 3. SCELTA E METODOLOGIA DI MONITORAGGIO DEGLI INQUINANTI ATMOSFERICI NELL'AREA CIRCOSTANTE GLI IMPIANTI DI INCENERIMENTO

Il presente capitolo ha come finalità la definizione dei parametri di tipo chimico che rappresentano la scelta “di minima” per effettuare il monitoraggio della matrice aria nelle aree circostanti gli impianti di incenerimento: tale selezione non esclude l’ampliamento del numero degli inquinanti da monitorare da parte di chi fa uso di tale guida.

#### I. INQUINANTI DA MONITORARE

**Metalli pesanti: Cd, Ni, As, Pb, Zn, Cu, Mn.**

**PCDD e PCDF (Policlorodibenzodiossine e Policlorodibenzofurani).**

Tali parametri risultano essere di grande interesse sanitario, ambientale e sono inoltre riconducibili, anche se non esclusivamente, alle emissioni degli inceneritori-termovalorizzatori.

Lo studio potrebbe essere ampliato ad altri parametri di grande interesse ai fini del monitoraggio, quali:

- Hg (fase gas)
- Altri metalli
- Distribuzione dimensionale del particolato atmosferico

Ad oggi, la conoscenza, per quanto riguarda metalli e distribuzione dimensionale, deriva da bibliografia e progetti interni ad Arpa; per il mercurio deriva essenzialmente da ricerche bibliografiche. Si valuterà la possibilità di integrare le linee guida con lo studio di tali parametri dopo aver maturato esperienza nel corso della fase sperimentale di monitoraggio dell’area circostante l’inceneritore del Frullo di Bologna che prevede realizzazione di tali indagini.

#### II. RICERCA BIBLIOGRAFICA, ESPERIENZE IN ARPA E NORMATIVA

La definizione degli inquinanti da monitorare è stata effettuata valutando diversi fattori.

In primo luogo, per quanto riguarda i metalli, è stata utile una ricerca bibliografica su numerosi articoli internazionali che si occupano del monitoraggio ambientale in zone adiacenti ad impianti di incenerimento, articoli che valutavano non solo la matrice aria, ma anche, in alcuni casi, i valori registrati alle emissioni e nei suoli.

Di seguito vengono mostrati i metalli considerati e le valutazioni effettuate in alcuni articoli:

- “L.Morselli et al. 2002” (*Waste Management*): considera Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn come “tipici contaminanti derivanti da un inceneritore di rifiuti solidi urbani” (Valberg et al, 1996; Morselli et al., 1989,1993). In questo lavoro, i metalli campionati nel suolo e nella vegetazione in differenti siti sono messi a confronto con i dati ottenuti alle emissioni gassose, per attribuirvi una possibile relazione di causa-effetto. Ci sono molte ragioni per cui tali metalli siano scelti come traccianti: la loro tossicità, la loro alta concentrazione trovata in aree fortemente

interessate dall'attività antropica, la loro capacità di entrare nella catena alimentare attraverso il suolo e le piante..."(Hamilton, 1995; Christesen, 1995; Voutsas and Samara, 1998)

- "C-S. Yuan et al. 2004" (*Chemosphere*): per l' USEPA devono essere monitorati alle emissioni: As, Be, Cd, Co, Cr, Hg, Ni, Mn, Pb, Sb, Se. In Europa, Svizzera, Germania, Olanda hanno stipulato standard per le emissioni di Hg, Cd, Cu, Cr, Pb. In Giappone per Cd, Pb, Zn, Sb. In Taiwan per Pb, Cd, Hg. Il lavoro considera Pb, Cd, Zn, Cu, Cr. Hg ha un basso punto di ebollizione ed è presente in maggiori quantità nella fase gassosa rispetto alla fase solida. Gli altri metalli si presentano maggiormente nella fase solida. La distribuzione dimensionale dei metalli nel particolato è bimodale: le particelle fini contengono più Pb, Cd, Zn e Cu. Le particelle grossolane contengono più Cr e Hg.
- "C-W. Hu et al. 2003" (*Atmospheric Environment*): considera Mg, Al, Fe, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn, Ti, V, Co, As, Ba.
  - ⇒ Zn, Cu, Pb, Mn hanno una elevata concentrazione in aria che può risultare anche dalle emissioni di un inceneritore.
  - ⇒ Zn, Pb : attribuiti all'inceneritore (*Singh et al, 2002; Sakata et al.,2000*)
  - ⇒ Ti, V, Cd, Co, Cr, Ni, As, Ba, Hg : Frequentemente trovati alle emissioni degli inceneritori (*Wang et al.,2001; Sakata and Marumoto, 2002; Hasselriis and Licata, 1996; Ko and Jervis,1992*)
  - ⇒ L'inceneritore può contribuire per il 94% di Cd, 78% di Zn e 71% di As presenti in atmosfera (*Sakata et al.,2000*)
  - ⇒ Cd viene considerato un metallo fortemente associato alle emissioni da inceneritore e utilizzato come tracciante per identificare le sorgenti. Viene inoltre rapportato agli altri metalli per individuarne una correlazione. Se ne deduce che Mg, Ti, V, Cr, Mn, Co, Ni, As e Hg derivano prevalentemente dagli inceneritori, Al,Fe,Cu, Zn, Pb e Ba presentano anche altre possibili origini. (*Hasselriis and Licata, 1996;Ko and Jervis,1992; Greenberg et al.,1978*).
- "M. Li et al. 2003" (*Energy and fuels*): Trovati nelle ceneri volanti As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn.
- "A.P. Mitra et al. 2002" (*Chemosphere*): Elementi caratteristici emessi all'inceneritore Zn, Sb, Cd, Cu, Hg.
- "L. Morselli et al. 2001" (*the Science of the Total Environment*): Inquinanti scelti come indicatori ambientali: Metalli ( Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn) e composti organici ( PCDD/PCDF, PAH, PCB). (*Morselli et al.,1989; Morselli, 1999; Christensen, 1995; Hamilton, 1995 ; Voutsas and Samara, 1998*). Differenze riscontrate nella concentrazione dei metalli alle emissioni negli anni dipendono dalla diversa composizione dei rifiuti: aumento della plastica, della cellulosa e dei materiali metallici nell'ultimo secolo (decremento della frazione fine e organica). La raccolta differenziata degli ultimi anni ha favorito in seguito una diminuzione della percentuale di cellulosa, plastica e metalli contenuti nei rifiuti destinati all'incenerimento (aumento di materia organica e frazione fine).
- Metalli scelti come indicatori ambientali Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn ( *Christensen, 1995; Hamilton, 1995 ; Voutsas and Samara, 1998*).
- "D.L.Rimmer et al. 2005" (*the Science of the Total Environment*):considera As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn.

Sono stati inoltre presi in considerazione gli studi fatti precedentemente riguardo al monitoraggio di due inceneritori dell'Emilia -Romagna, quali:

- Monitoraggio dell'area circostante l'impianto di termovalorizzazione rifiuti FEA di Granarolo Emilia Via del Frullo dove sono stati monitorati numerosi metalli (Pb, Ni, Cr, Cr (VI), Co, Mn, Zn, Cu, V, Cd, Hg (fase solida), Sb, As) ed è stata effettuata una campagna per il controllo in aria di PCDD e PCDF.
- Studio ambientale e territoriale dell'area industriale urbana "Coriano" del Comune di Forlì dove sono stati monitorati Pb, Ni, Cr, Cd, Al, Hg (fase solida) e PCDD e PCDF.

La normativa italiana, per quanto riguarda la qualità dell'aria, pone dei limiti, attualmente, solo per il Piombo in aria ambiente (Decreto Ministeriale n°60 del 02/04/2002):

**ALLEGATO IV - VALORI LIMITE PER IL PIOMBO**

	Periodo di mediazione	Valore limite	Margine di tolleranza	Data alla quale il valore limite deve essere raggiunto
Valore limite annuale per la protezione della salute umana	Anno civile	0,5 µg/m <sup>3</sup>	100% del valore limite, pari a 0,5 µg/m <sup>3</sup> , all'entrata in vigore della direttiva 99/30/CE (19/7/99). Tale valore è ridotto il 1° gennaio 2001 e successivamente ogni 12 mesi, secondo una percentuale annua costante, per raggiungere lo 0% il 1° gennaio 2005	1° gennaio 2005

E' stata di recente recepita come Decreto Legislativo n°152 da parte del parlamento italiano la Direttiva 2004/107/CE del parlamento Europeo e del consiglio del 15 dicembre 2004 concernente As, Cd, Hg (fase gas), Ni nell'aria ambiente :

**ALLEGATO I**

**Valori obiettivo per l'arsenico, il cadmio, il nickel e il benzo(a)pirene**

Inquinante	Valore obiettivo <sup>(1)</sup>
Arsenico	6 ng/m <sup>3</sup>
Cadmio	5 ng/m <sup>3</sup>
Nickel	20 ng/m <sup>3</sup>
Benzo(a)pirene	1 ng/m <sup>3</sup>

<sup>(1)</sup> Per il tenore totale della frazione PM<sub>10</sub> calcolata in media su un anno di calendario.

Per le diossine non sono presenti limiti di concentrazione in aria, ma, come i metalli, prevedono dei limiti alle emissioni (Decreto Legislativo 11 maggio 2005, n. 133 "Attuazione della direttiva 2000/76/CE, in materia di incenerimento dei rifiuti").

### III. ESPRESSIONE DEI VALORI DI POLICLORODIBENZODIOSSINE E POLICLORODIBENZOFURANI

Data la numerosità dei congeneri di tali composti e i loro differenti modi di trasformazione attraverso i vari livelli trofici, è difficile fare una valutazione del rischio per l'uomo e per le altre specie animali esposti a queste miscele nell'ambiente; per risolvere il problema è stato introdotto il concetto di "toxic equivalent factor" (TEF) che facilita la valutazione del rischio e la sua gestione in quanto riporta ad un unico numero il valore di tossicità di miscele complesse.

Per ognuno dei 17 congeneri è stato ottenuto un valore di TEF che indica il rapporto tra la tossicità dell'isomero e quella della 2,3,7,8 TCDD. Per esempio un TEF di 0,1 dato ad un certo congenere, significa che la sua tossicità è pari ad un decimo di quella della TetraCloroDibenzoDiossina. Ciò vuol dire ancora, che il congenere avente un TEF uguale a 0,1 è come se fosse presente ad una concentrazione dieci volte inferiore.

I valori di TEF moltiplicati per i dati di concentrazione ottenuti dall'analisi dovranno quindi essere usati per calcolare gli equivalenti di tossicità I-TE contenuti nei campioni analizzati.

### IV. CAMPIONAMENTO E ANALISI

---

#### Metalli

La normativa in vigore (DM n°60 e DL n° 152/2007) prevede la determinazione dei metalli sul PM10, utilizzando i campioni (filtri) provenienti da campionatori di tipo gravimetrico.

Ai fini di poter comparare, quindi, i dati dei metalli con quelli derivanti dalla rete di monitoraggio della qualità dell'aria, si ritiene opportuno effettuare l'analisi di tali elementi sulla frazione PM10.

Il metodo di riferimento è quello per il campionamento del PM10 (EN 12341 "Air quality – Determination of the PM0 fraction of suspended particulate matter – Reference method and field test procedure to demonstrate reference equivalence of measurement methods").

In caso di disponibilità di campionatori che permettono la raccolta di materiale particellare di diametro aerodinamico inferiore a 10 µm (2,5 o 1 µm), si può effettuare il monitoraggio con tali strumenti effettuandolo in parallelo con il campionatore PM10.

Il metodo di riferimento per il campionamento del PM2,5 è UNI EN 14907 "Ambient air quality – Standard gravimetric measurement method for the determination of the PM2,5 mass fraction of suspended particulate matter".

Il metodo di riferimento da utilizzarsi per la determinazione dei metalli in aria è l'UNI EN 14902 che viene allegato al presente report.

La tipologia di filtro da utilizzarsi per il campionamento e la successiva analisi dei metalli è attualmente oggetto di dibattito, tuttavia sembra essere condivisa la scelta di filtri in PTFE. Tale punto sarà comunque oggetto di ulteriori valutazioni i cui risultati verranno esposti nelle revisioni delle presenti linee guida.

Il tempo di campionamento richiesto deve essere normalmente di 24 ore per poter avere un confronto con i dati derivanti dal controllo della qualità dell'aria ai sensi del DM 60/02 e DL 152/07. Tempi di campionamento inferiori devono essere valutati in base ai limiti di rilevabilità dei metodi analitici utilizzati.

L'analisi quantitativa del campione può avvenire mediante uno dei seguenti metodi chimici:

- GFAAS
- ICP-MS

Per il campionamento di questa classe di composti si richiede la determinazione su PM10 e per l'analisi si fa riferimento al metodo di seguito riportato, definito dalla sezione Arpa di Ravenna.

La tipologia di filtro da utilizzarsi per il campionamento e la successiva analisi è attualmente oggetto di dibattito. Tale punto sarà oggetto di ulteriori valutazioni i cui risultati verranno esposti nelle revisioni delle presenti linee guida.

#### Metodo analisi PCDD/PCDF e PCB su filtro

Il campione viene estratto in soxhlet (300 cicli) con miscela 1:1 diclorometano/esano e filtrato su sodio solfato anidro. L'estratto ottenuto viene evaporato a piccolo volume e sottoposto a due purificazioni successive attraverso colonna multistrato e allumina, come riportato nel metodo EPA 1613. Le due frazioni raccolte, che contengono rispettivamente PCB la prima e PCDD/DF la seconda, vengono analizzate separatamente in spettrometria di massa.

Il campione prima della fase di estrazione viene addizionato di una quantità nota di standard contenente una miscela di composti marcati al  $^{13}\text{C}$  di PCDD/DF e composti marcati al  $^{13}\text{C}$  PCB.

La determinazione quantitativa di PCDD/PCDF (17 congeneri 2,3,7,8 cloro sostituiti) viene effettuata utilizzando un gascromatografo interfacciato ad spettrometro di massa con triplo quadrupolo (HRGC/MS/MS). Il riconoscimento avviene con la verifica del tempo di ritenzione e del rapporto isotopico degli ioni figlio. La concentrazione dei singoli congeneri si ricava attraverso le aree dello ione di interesse e dello standard interno marcato utilizzando i fattori di risposta relativi precedentemente ottenuti da curve di calibrazione.

Il dosaggio dei policlorobifenili viene effettuato con spettrometro di massa quadrupolare (HRGC/LRMS) in modalità SIM acquisendo gli ioni M, M+2 e M+4 per ogni famiglia dei congeneri nell'intervallo tri-octa. L'identificazione e il riconoscimento si basa sulla verifica dei tempi di ritenzione e dei rapporti di intensità delle masse dei frammenti stessi. Il valore di concentrazione è ottenuto mediante curva di taratura a più livelli.

Per il controllo dell'intero processo analitico si utilizzano materiali di riferimento certificati NIST 1649a di particolato urbano.

Sulla base dei valori sperimentali raccolti e delle sensibilità strumentali che si possono raggiungere, il volume di campione necessario per il dosaggio dei PCDD/DF e dei PCB non deve essere inferiore a  $800\text{ m}^3$ . I campionatori alto volume risultano i più idonei allo scopo.

---

## 4. METODOLOGIA DI MONITORAGGIO DELLA MATRICE SUOLO NELL'AREA CIRCOSTANTE GLI IMPIANTI DI INCENERIMENTO

### I. FINALITÀ

Mutuando dal “Protocollo operativo per la determinazione dei valori di fondo di metalli/metalloidi nei suoli dei siti di interesse nazionale”, Prot. APAT n°18774 del 28/06/2006, si vuole sottolineare che la matrice suolo ha una variabilità spaziale, data l'eterogeneità del materiale costitutivo, particolarmente accentuata.

Il suolo si origina dall'alterazione, disgregazione e trasformazione della roccia madre, le cui caratteristiche ne determinano la composizione mineralogica iniziale. I caratteri fondamentali di un suolo sono pertanto determinati sia dalla composizione della roccia madre sia dai processi pedogenetici, cioè l'insieme delle interazioni tra processi chimici, fisici e biologici, che avvengono al suo interno. Oltre a ciò, la composizione chimica di un suolo è condizionata dalle attività antropiche, sia attraverso l'immissione diretta di composti (contaminazione da fonti puntuali e/o diffuse), sia mediante la modificazione dei parametri fisici, chimici e biologici alla base dei processi pedogenetici.

Si può quindi sostenere che, ovunque vi sia attività umana, la composizione di un suolo è data dall'insieme di una frazione pedo-geochimica naturale e di una frazione antropogenica il cui peso nella composizione finale, per quei parametri che fanno parte della frazione pedo-geochimica, è difficilmente individuabile.

Basandosi principalmente su queste poche, ma basilari caratteristiche della matrice suolo, si è deciso di scegliere come indicatori sintetici per fotografare un eventuale impatto da parte di un inceneritore sul suolo delle aree circostanti, solamente i microinquinanti PCDD/PCDF, dal momento che queste molecole “si formano in seguito alla combustione di materiale organico in presenza di cloro (di qualsiasi provenienza organico oppure inorganico), vapor d'acqua e ossigeno in presenza di ossidi metallici che agiscono da catalizzatori in intervalli di temperatura compresi fra i 200 e i 400°C”, come riportato anche sul parere ISS del 13/01/2001 “Considerazioni sul monitoraggio inerente il parametro “diossine e furani””.

La scelta minima di ricercare solamente queste specie di microinquinanti di origine antropica e non presenti naturalmente nella matrice suolo, permette di essere meno fortemente vincolati all'assetto geologico e geochimico che dovrebbe portare alla ricostruzione della composizione geochimica dei terreni presenti sia nelle zone di indagine sia nelle zone di fondo. In estrema sintesi, una risposta di impatto letta sui contenuti di metalli e metalloidi dovrebbe essere supportata dalla conoscenza della litologia, delle aree d'accumulo e di erosione del territorio, delle caratteristiche e variabilità del suolo, della composizione geochimica dei terreni, delle principali informazioni sui suoli delle aree di indagine, oltre, se necessario, delle informazioni sui sedimenti fluviali attivi e sulle acque del territorio per poter individuare in maniera corretta le caratteristiche delle aree di controllo da confrontare con quelle delle aree di massimo impatto.

La problematica inerente la ricerca di PCDD/F è la bassa concentrazione con cui questi microinquinanti si riscontrano nell'ambiente, a fronte di limiti di rilevabilità comunque sempre più piccoli in funzione delle tecniche analitiche sempre più sofisticate. La loro presenza comincia però ad essere ormai ubiquitaria, per cui sono rilevabili nella pressoché totalità dei campioni che si esaminano.

In linea generale è, infatti, doveroso, a questo punto, sottolineare quanto è emerso anche dalla RSA dell'Arpa Piemonte del 2006. La Regione Piemonte ha, di fatto, finanziato una prima rete di monitoraggio dei suoli dove sono stati analizzati 62 campioni di suoli agrari e 95 di suoli naturali, prelevati a diverse profondità fino a 60 cm. Il contenuto di PCDD e PCDF è stato rilevato sempre al di sotto del limite di legge (il DLgs 152/06 stabilisce il valore di 10 ng/kg per i suoli ad uso residenziale, verde pubblico e privato), anche se i valori massimi per lo strato più superficiale dei terreni naturali (0 – 10 cm) si avvicinano a tale limite.

I valori medi riscontrati in Piemonte, nei primi 10 cm di suolo, sono di circa 1,2 ng/kg per i suoli agrari e di circa 2 ng/kg per i suoli naturali e seminaturali.

Questi bassi contenuti di fondo fanno dedurre che la variabilità analitica che potrebbe essere valutata, in intervalli di tempo idonei, per discriminare una differenza fra punti di indagine e punti di fondo naturale / antropico, probabilmente si aggirerebbe sulla dimensione della deviazione standard delle grandezze rilevate.

Quanto appena sottolineato e la condivisione di diversi lavori della bibliografia fanno dedurre che la matrice suolo può essere utilizzata per descrivere esposizioni a lungo termine, essendo influenzata non solo da emissioni puntuali ma anche da emissioni locali o regionali, ma è meno idonea per poter essere utilizzata per la progettazione di un monitoraggio, anche se su tempi lunghi.

Per contestualizzare quindi la tematica all'interno del progetto MONITER, si può vedere la ricerca di PCDD/F nel suolo come la fotografia di una pressione sui siti di indagine da parte dell'inceneritore e di tutto l'interferente dell'area.

## **II. INDIVIDUAZIONE DELLE AREE RAPPRESENTATIVE**

Per progettare quindi l'individuazione delle aree per descrivere minimamente l'esposizione a lungo termine per un inceneritore per RSU, con le premesse appena delineate, si devono individuare delle aree rappresentative da campionare.

L'area rappresentativa è intesa come una porzione di territorio nella quale sono raccolti i campioni le cui analisi di laboratorio forniscono i dati.

Per l'individuazione delle aree rappresentative si dovrà fare riferimento alla ricostruzione modellistica, effettuata per determinare le aree e i punti di massima ricaduta dell'inceneritore e le rispettive aree e punti "analoghe" e di "impatto trascurabile" (per la definizione dei punti di controllo), utilizzando il metodo indicato al capitolo 1 del presente documento.

## **III. UBICAZIONE DEI PUNTI DI PRELIEVO**

All'interno delle aree rappresentative sia dei punti di massima, sia delle aree di controllo, dovrà essere scelta una strategia di campionamento.

La scelta della strategia è generalmente determinata dal grado di conoscenze preesistenti sulla natura e sull'uso del suolo; quando si hanno scarse conoscenze, l'approccio casuale è spesso più indicato.

Per poter pianificare con i migliori risultati le operazioni, si dovranno quindi raccogliere quante più informazioni possibili relativamente ai siti di massimo e di controllo. La lettura dei dati storici deve

prendere in considerazione le operazioni svolte sul sito, sia in qualità di attività pregresse, sia in qualità di attività di indagine.

Si dovranno conoscere anche le ubicazioni di eventuali indagini precedenti (planimetrie e ubicazioni dei punti di campionamento, profondità raggiunte dai sondaggi, procedure per la formazione dei campioni, contaminanti ricercati, concentrazioni, metodo di eventuale elaborazione dei dati).

Variabile da considerare nella scelta dei punti di campionamento all'interno delle aree rappresentative, come già sottolineato in premessa, sono le pratiche di uso del suolo che possono governare in parte anche il permanere dei microinquinanti stessi negli strati superficiali del suolo. Al fine di minimizzare questa variabile è importante che la scelta dei campioni nelle due aree sia la più omogenea possibile per quanto riguarda l'uso del suolo (uso agricolo a frutteto o uso a semina, cigli strada, cigli fossi, aiuole, ecc) sia nel periodo attuale che nelle variazioni che ci sono state nel tempo

#### **IV. NUMERO DEI CAMPIONI**

Una volta ottenuta la mappa delle zone di massima ricaduta, quest'ultima verrà poi suddiviso in un reticolo di circa 100 maglie. Fra le maglie comprese nella zona di massima ricaduta verranno poi selezionate da 7 a 10 maglie rappresentative per l'inceneritore.

La stessa modalità si seguirà per determinare le maglie di campionamento delle aree di controllo. Se le aree che si generano dalla simulazione modellistica sono poco geometricamente sovrapponibili con una mappa a maglie si può assumere la dimensione della maglia simile a quella ricavata per le zone di massima ricaduta. Il concetto vuole essere quello di ottenere un insieme di "punti" di campionamento con la massima copertura possibile dell'area da caratterizzare, ma omogeneamente distribuiti.

#### **V. PRELIEVO E ANALISI DEI CAMPIONI**

Alla luce di quanto estrapolato dalla RSA del Piemonte, per evitare di diluire i campioni con la profondità di campionamento, in ognuna delle maglie di campionamento saranno prelevate almeno 5 aliquote (carote) di top soil (0-10 cm), pulite da eventuale vegetazione, miscelate fra loro per produrre il campione da analizzare.

I campioni verranno analizzati seguendo il metodo della Sezione Arpa di Ravenna riportato in precedenza nel capitolo relativo al monitoraggio nella matrice aria

L'analisi per la determinazione dei valori di controllo sarà condotta su campioni prelevati con le stesse modalità, nelle maglie individuate come sopra, su terreni di tipo simile per uso del suolo a quelli delle aree di massimo. Non dovranno essere prelevati campioni costituiti da materiale di riporto.

## VI. BIBLIOGRAFIA

- G.P. Beretta, M. Buonomo, R. Pellegrini - Università degli Studi di Milano “Linee guida per la determinazione dei valori del fondo naturale nell’ambito della bonifica dei siti contaminati” Provincia di Milano (2003).
- APAT, Prot. n°18774 del 28/06/2006 “Protocollo operativo per la determinazione dei valori di fondo di metalli/metalloidi nei suoli dei siti di interesse nazionale”.
- ISS (13/01/2001) “Considerazioni sul monitoraggio inerente il parametro “diossine e furani””.
- D.L. Rimmel, C.G. Vizard, T. Pless-Mulloli, I. Singleton, V.S. Air, Z.A.F. Keatinge “Metal contamination of urban soil I vicinity of a municipal waste incinerator: one source among many” ELSEVIER 2004
- P. Adriaens, A. Demond, T. Towey, S-C Chang, Q. Chen, A. Franzblau, D. Garabrant, BW Gillespie, D. Gwinn, E. Hedgeman, B. Hong, K. Knutson, K. LaDronka, CY Lee, J. Lepkowski, K. Olson, C. Sima, J. Sinibaldi, B. Ward, L. Zwika “Misurements of soil concentrations of PCDD/PCDF from a community in Michigan, USA” Organohalogen compounds 2006.
- A. Demond, T. Towey, S-C Chang, P. Adriaens, W. Luksemburg, M. Maier, K Favaro, R. Wenning, B. Kennington “Methods for sampling and analyzing soil for the University of Michigan dioxin exposure study” Organohalogen compounds 2006.
- Arpa Piemonte “Relazione Stato Ambiente 2006” Cap. 16 – Suolo
- Alice Severi – Tesi di Laurea “Microinquinanti nell’area circostante il termovalorizzatore di Boggibonsi (SI) – Università degli Studi di Siena, Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali – Corso di Laurea Specialistica in Tecnologie di monitoraggio e recupero ambientale, Anno 2005-2006