



ARPAT

Agenzia regionale
per la protezione ambientale
della Toscana

**Stima della dispersione delle
sostanze inquinanti emesse in
atmosfera da parte dell'impianto
di termodistruzione dei rifiuti
solidi urbani in località
Falascaia, Pietrasanta (LU)**

Maggio 2012

Decreto del Direttore generale ARPAT n. 168 del 27.5.2011

Regione Toscana



Stima della dispersione delle sostanze inquinanti emesse in atmosfera da parte dell'impianto di termodistruzione dei rifiuti solidi urbani in località Falascaia, Pietrasanta (LU)

Introduzione

Il presente studio si inserisce nell'ambito della più generale «Indagine epidemiologica sulla popolazione nell'area del termovalorizzatore di Falascaia e sulla contaminazione da PCDD, PCDF e sostanze diossina simili nel territorio versiliese, attraverso l'uso di indicatori biologici, con particolare riferimento all'area di pertinenza del termovalorizzatore di Falascaia a Pietrasanta», proposta dall'Azienda USL 12 Viareggio e approvata dalla Regione Toscana con la Deliberazione della Giunta n. 792 del 14.9.2009.

Nella fase di impostazione della predetta indagine epidemiologica è emerso che “per definire la popolazione su cui focalizzare lo studio è necessario individuare l'area territoriale interessata alle ricadute delle emissioni”: a tal fine nel dicembre 2010 l'Azienda USL 12 ha richiesto il supporto tecnico di ARPAT per “l'elaborazione dei modelli diffusionali delle emissioni dei due impianti”, relativi cioè al vecchio impianto di incenerimento (attivo dal 1974 al 1988) e all'attuale termovalorizzatore in funzione dal 2002.¹

Le attività tecnico-scientifiche necessarie per la realizzazione dello studio di dispersione ed i rapporti tra ARPAT e Azienda USL 12 sono stati regolamentati nel maggio 2011 tramite specifica convenzione,² stipulata in forza delle funzioni di supporto attribuite ad ARPAT dalla L.R. n. 30/2009³ nonché della Carta dei servizi e delle attività dell'Agenzia,⁴ con cui sono state poste a carico di ARPAT (art.4):

- a) ricerca, acquisizione e rielaborazione dei dati emissivi dell'impianto, nelle due configurazioni (quella attiva dal 1974 al 1988, e quella attuale in funzione dal 2002);
- b) acquisizione e rielaborazione dei dati meteorologici rappresentativi della zona in cui è collocato l'impianto;
- c) messa a punto, elaborazione e post-elaborazione (tabellare e grafica) delle simulazioni di dispersione, sia in termini di concentrazioni in aria ambiente che di deposizione al suolo delle sostanze emesse.

Il complesso di queste attività, sia per quanto concerne l'impostazione che per il suo esito, è stato oggetto di comunicazione e discussione con i tecnici dell'Azienda USL 12 e dell'Istituto Scientifico per la Prevenzione Oncologica (ISPO)⁵, nonché con il Comitato Scientifico di Garanzia costituito dalla stessa Azienda USL 12 a presidio dell'intera indagine epidemiologica, con funzione di “garante nei confronti dei cittadini e delle istituzioni, della metodologia impiegata e delle tappe necessarie per la sua realizzazione”.⁶

La presente relazione costituisce il risultato della fase “preliminare” dello studio concordato tra ARPAT e Azienda USL 12; la fase “di approfondimento” (con riferimento all'inclusione di altre sorgenti emissive, all'uso

¹ Nota del Direttore generale AUSL 12 prot. n. 32636 del 1.12.2010.

² Decreto del Direttore generale ARPAT n. 168 del 27.5.2011 e Deliberazione del Direttore generale AUSL 12 n. 174 del 25.5.2011.

³ In particolare dal comma 2, lettera a), art. 10 della L.R. del 22 giugno 2009, n. 30 «Nuova disciplina dell'Agenzia regionale per la protezione ambientale della Toscana (ARPAT)».

⁴ In particolare nell'ambito dell'attività “collaborazione con SSR per valutazioni di impatto sanitario” (voce n. 121), Allegato A alla Deliberazione del Consiglio regionale n. 7 del 22.1.2010.

⁵ L'Azienda USL 12 ha stipulato una convenzione con ISPO per la stesura di un protocollo di indagine, l'elaborazione e la valutazione dei dati per il progetto denominato “Indagine epidemiologica sulla popolazione nell'area del termovalorizzatore di Falascaia”: Deliberazione del Direttore generale AUSL 12 n. 270 del 4.8.2010.

⁶ Deliberazione del Direttore generale AUSL 12 n. 251 del 21.7.2010 e Deliberazione del Direttore generale AUSL 12 n. 62 del 2.3.2011. Sono membri del Comitato Scientifico di Garanzia Pietro Comba e Gaetano Settimo (Istituto Superiore di Sanità – Roma), Fabrizio Bianchi (Istituto di Fisiologia Clinica del Consiglio Nazionale delle Ricerche – Pisa), Andrea Corti (Dipartimento di Ingegneria dell'Informazione - Università degli Studi di Siena), Alessandro Del Carlo (medico di medicina generale – Viareggio). Il Comitato Scientifico di Garanzia ha esaminato e discusso anche l'impostazione e gli esiti dello studio condotto da ARPAT nel corso delle sedute del 25.1.2011, 4.3.2011 e 3.4.2012.

di più stazioni meteorologiche e all'impiego di un modello di dispersione "evoluto") sarà effettuata esclusivamente se ritenuto necessario d'intesa con l'Azienda USL 12.

Contenuti dello studio di dispersione

Lo studio ha l'obiettivo di fornire indicazioni quantitative per orientare, indirizzare e delimitare l'indagine epidemiologica proposta dall'Azienda USL 12. A tal fine vengono stimate in una vasta area centrata su Falascaia (16 km x 16 km: Figura 1) le ricadute attese dei vari inquinanti di interesse sanitario emessi dall'impianto attuale e dal precedente attivo nello stesso sito.

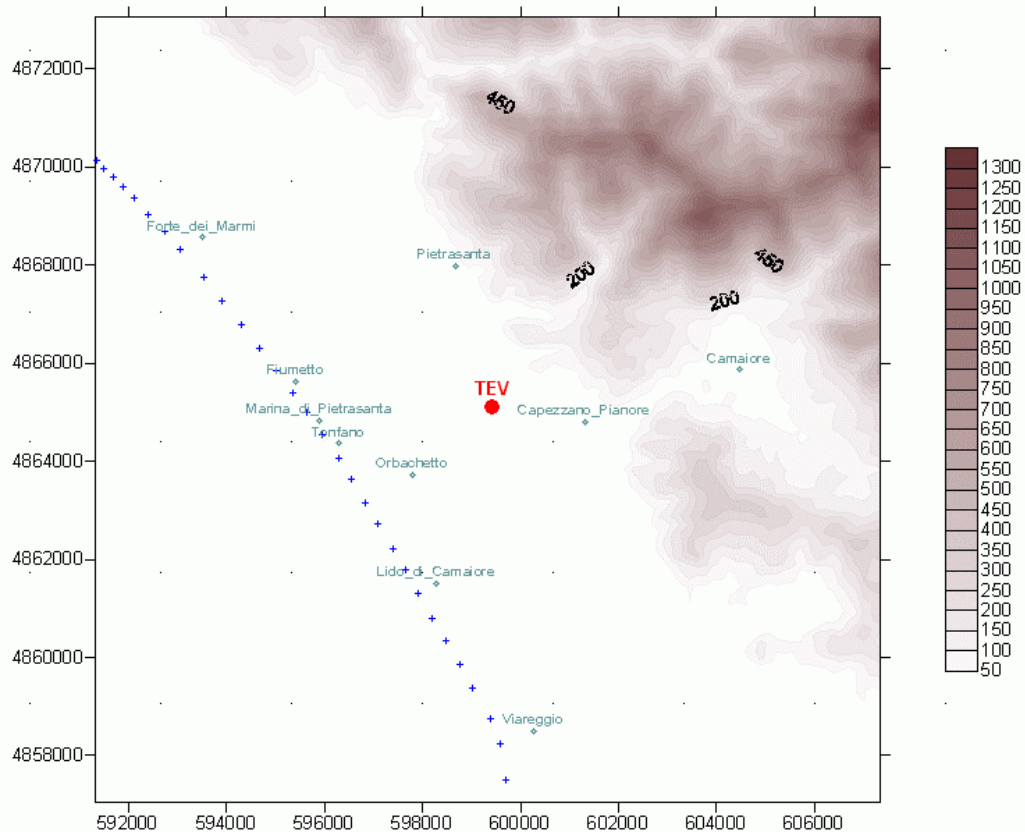


Figura 1: Rappresentazione schematica dell'area di interesse con visibili l'andamento orografico (aree "ombreggiate", in relazione alla quota s.l.m.), la linea di costa (rappresentata dai simboli +), la posizione dell'impianto TEV e quella di alcuni centri abitati e località all'interno dell'area di simulazione (coordinate UTM Fuso 32 Datum WGS84).

L'impiego delle stime di ricaduta (esprese come concentrazioni in aria ambiente e deposizioni al suolo) ottenute mediante l'applicazione dei modelli matematici di dispersione permette di definire taluni indicatori quantitativi dell'esposizione potenziale della popolazione interessata, utili per delimitare l'area d'interesse per lo studio sanitario nonché per la ricerca di relazioni di associazione diretta o indiretta con i risultati dell'analisi sanitaria.

Tenuto conto delle finalità sanitarie in cui lo studio di dispersione si inserisce, si è ritenuto di mutuare molte scelte metodologiche dai documenti sviluppati dall'US-Environmental Protection Agency (US-EPA) e raccolti nell'*Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities (HHRAP)*⁷, in cui sono presi in considerazione gli aspetti connessi alla valutazione dell'impatto sulla salute umana degli

⁷ US-EPA, "Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities", EPA-530-R-05-006, 2005 (<http://www.epa.gov/osw/hazard/tsd/td/combust/risk.htm>).

impianti di termotrattamento dei rifiuti e dove sono definite una serie completa di indicazioni di dettaglio sulle tecniche e sui metodi con cui sviluppare le applicazioni modellistiche della dispersione a supporto della valutazione del rischio sanitario. La parte relativa alla caratterizzazione delle sorgenti (Chapter 2) individua le differenti sostanze inquinanti di interesse e fornisce indicazioni sulle modalità di simulazione e sulla valutazione dei risultati; la parte relativa alle tecniche di simulazione (Chapter 3) esplicita e guida le impostazioni delle simulazioni e l'impiego del modello di dispersione.

Le simulazioni sono state effettuate con il modello di dispersione Industrial Source Complex (ISC3ST)⁸, che fino al 2005 è stato il codice di riferimento dell'US-EPA in condizioni di terreno piano, utilizzabile in ambito di screening anche in condizioni di orografia complessa; si tratta di un modello gaussiano stazionario modificato per la trattazione delle deposizioni secca ed umida di gas e particolato.

Lo studio, e quindi la relazione tecnica, si articola in tre parti (A, B, C):

- A) meteorologia - disponibilità, trattamento e predisposizione dei dati meteorologici per le simulazioni della dispersione;
- B) emissioni - definizione degli scenari emissivi e predisposizione dei dati di emissione per le simulazioni della dispersione;
- C) simulazioni della dispersione - metodologia, tecniche adottate e risultati ottenuti.

Nella Parte A (a sua volta articolata in 6 capitoli e un'appendice) sono descritti i dati meteorologici impiegati nelle simulazioni, a partire da quelli rilevati dalla stazione di misura di proprietà di Veolia,⁹ installata nel 2009 e collocata a circa 600 m dallo stesso impianto oggetto di indagine (località Mandriato).

Sui dati rilevati (direzione e intensità del vento, temperatura, radiazione globale e netta, precipitazione: periodo 8/11/2009 - 7/11/2010) è stata condotta una prima analisi di validità, da cui è emerso un comportamento anomalo del radiometro netto e una distribuzione dei venti prevalenti meritevole di approfondimento (Figura 2). Nel primo caso si è dovuto prendere atto della parziale avaria del sensore che ha imposto l'esclusione dalle successive elaborazioni dei dati di radiazione netta. Nel secondo caso è stato ritenuto necessario procedere ad una verifica strumentale circa il corretto orientamento dell'anemometro, sia tramite la raccolta per alcune settimane di dati anemometrici misurati con uno strumento di proprietà ARPAT collocato presso la stessa stazione Veolia, sia tramite il confronto tra i dati rilevati nell'anno 2010 e nell'anno 2011: tali verifiche hanno confermato il corretto orientamento dell'anemometro.

Sono quindi illustrate le tecniche di stima o derivazione delle altre grandezze meteorologiche necessarie come input del modello ISC3ST (classe di stabilità atmosferica, altezza dello strato di rimescolamento, velocità di attrito e lunghezza di Monin-Obukhov). In particolare per la classe di stabilità atmosferica, con cui viene parametrizzata la condizione di turbolenza della bassa atmosfera, sono state effettuate stime secondo diversi schemi, rinunciando come visto ad impiegare i dati di radiazione netta, ma utilizzando dati e metodiche alternative (copertura nuvolosa, altezza del sole sull'orizzonte, velocità del vento, deviazione standard orizzontale della direzione del vento); per l'altezza dello strato di rimescolamento sono stati prodotti due insiemi di valori stimati con tecniche alternative.

In generale l'analisi dei dati meteorologici rilevati, le stime dei parametri derivati e le altre impostazioni di tali input sono state prudenzialmente orientate al fine di ottenere con le simulazioni di dispersione stime conservative delle concentrazioni in aria ambiente e delle deposizioni al suolo delle sostanze emesse.

⁸ La descrizione del modello ISC3ST, completa del codice di calcolo e dei manuali, è reperibile presso il sito internet dell'US-EPA Support Center for Regulatory Atmospheric Modeling (SCRAM): http://www.epa.gov/ttn/scram/dispersion_alt.htm#isc3. Lo stesso codice è indicato quale riferimento nel già citato documento *HHRAP*, EPA-530-R-05-006, 2005 (nota 7).

⁹ Si tratta della società che gestisce l'attuale impianto di termotrattamento di rifiuti di Falascaia. Gli strumenti meteorologici sono prodotti dalla società LSI.

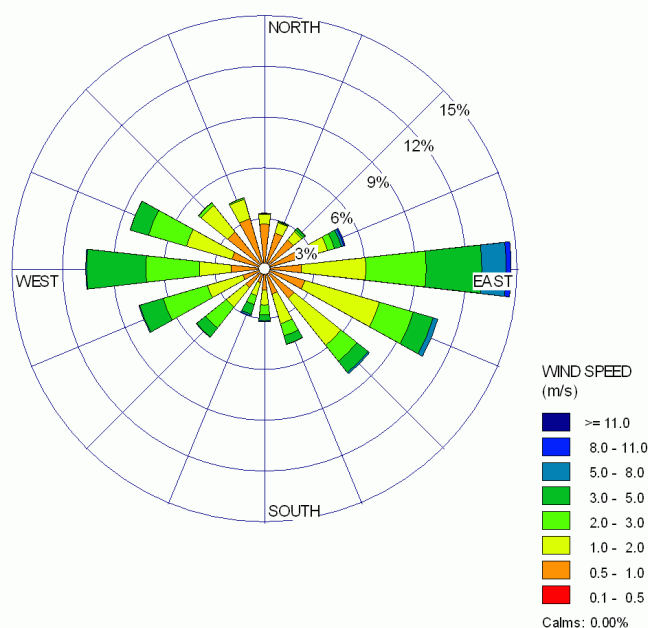


Figura 2: Rosa dei venti con la quale vengono rappresentate le frequenze delle differenti classi di velocità del vento rispetto ai settori di provenienza (stazione Veolia, località Mandriato, 8/11/2009 - 7/11/2010).

Nella Parte B (a sua volta articolata in 5 capitoli e un'appendice) vengono definiti gli scenari di emissione per le simulazioni della dispersione degli inquinanti in atmosfera. Sono presi in considerazione l'impianto attuale (TEV Falascaia, attivo dal 2002) e quello presente in precedenza sullo stesso sito (vecchio inceneritore di Pietrasanta, attivo dal 1974 al 1988). Le caratteristiche fisiche delle emissioni dei due impianti (attuale e vecchio) sono riepilogate nella Tabella 1.

Tabella 1: Specifiche tecniche dei punti di emissione.

Denominazione emissione	Quota di sbocco (m)	Sezione allo sbocco (m ²)	Diametro all'uscita (m)	Velocità dei fumi in uscita (m/s)	Temperatura dei fumi allo sbocco (K)	Portata normalizzata (Nm ³ /h)
Impianto attuale						
E1	50	0.95	1.10	10.1	375	21350
E2	50	0.95	1.10	10.1	375	21350
Vecchio impianto						
O1	24	2.84	1.90	3.75	350	24000

Mentre per l'impianto attuale sono disponibili numerosi dati di misura al camino, ottenuti sia dagli autocontrolli imposti dalla normativa che dai controlli effettuati da ARPAT, per il vecchio impianto non esistono dati specifici. In tal caso la definizione dei flussi di massa dei vari inquinanti è stata derivata da un'ampia ed approfondita analisi dei dati disponibili nella più autorevole letteratura scientifica, ed è tuttavia affetta da un maggior grado di incertezza, enfatizzato dall'evolversi nel tempo delle tecniche di stima, misura e ponderazione di taluni inquinanti (in particolare diossine e furani).

In sintesi, per l'impianto attuale sono stati simulati i seguenti scenari emissivi (Tabella 2):

- scenario limite, emissioni come dai limiti in autorizzazione;
- scenario medio, emissioni come dai dati dei controlli ed autocontrolli.

Invece per il vecchio impianto sono stati simulati i seguenti scenari emissivi:

- scenario con emissioni a regime sulle 24 ore per 365 giorni l'anno (scenario di riferimento, Tabella 3);
- scenario con emissioni a regime nel periodo giornaliero 7-21 (15 ore) per 315 giorni all'anno, in cui le

emissioni orarie rimangono quelle determinate per lo scenario a regime;

- scenario con extra-emissioni di accensione nel periodo giornaliero 7-11 (emissioni pari a 6 volte quelle orarie dello scenario a regime durante le prime 5 ore dell'attività quotidiana), a regime nel periodo 12-21 (10 ore), per 315 giorni all'anno (limitatamente a particolato, PCDD/F ed IPA).

Tabella 2: Scenari emissivi per l'impianto attuale (si veda la Parte B).

Scenario limite					
Inquinante	Concentrazione al camino (autorizzazione)	Flusso di massa (singolo camino)	Fase gas (%)	Fase PM (%)	Fase PMB (%)
Particolato PTS [PM10, PM2.5]	1.0 [0.93, 0.87] mg/Nm ³	5.93 [5.52, 5.16] x 10 ⁻³ g/s	0	100	0
PCDD/F	0.1 ng I-TE/Nm ³	0.593 x 10 ⁻⁹ g I-TE/s	14.7	19.1	66.2
Metalli pesanti (Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V)	0.5 mg/Nm ³	2.965 x 10 ⁻³ g/s	0	100	0
Cd+Tl	0.05 mg/Nm ³	0.297 x 10 ⁻³ g/s	0	100	0
Hg	0.05 mg/Nm ³	0.297 x 10 ⁻³ g/s	20 (Hg ⁰), 60 (Hg ⁺²)	0	20
IPA	0.01 mg/Nm ³	0.059 x 10 ⁻³ g/s	21	61	18
PCB _{DL}	5.34 pg W-TE/Nm ³	32 x 10 ⁻¹² g W-TE/s	99.2	0	0.8
Scenario medio					
Inquinante	Concentrazione al camino (controlli)	Flusso di massa (singolo camino)	Fase gas (%)	Fase PM (%)	Fase PMB (%)
Particolato PTS [PM10, PM2.5]	0.2 [0.19, 0.17] mg/Nm ³	1.19 [1.10, 1.03] x 10 ⁻³ g/s	0	100	0
PCDD/F	0.025 ng I-TE/Nm ³	0.148 x 10 ⁻⁹ g I-TE/s	14.7	19.1	66.2
Metalli pesanti (Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V)	0.2 mg/Nm ³	1.186 x 10 ⁻³ g/s	0	100	0
Cd+Tl	0.01 mg/Nm ³	0.059 x 10 ⁻³ g/s	0	100	0
Hg	5 µg/Nm ³	29.7 x 10 ⁻⁶ g/s	20 (Hg ⁰), 60 (Hg ⁺²)	0	20
IPA	0.1 µg/Nm ³	0.59 x 10 ⁻⁶ g/s	21	61	18
PCB _{DL}	3.98 pg W-TE/Nm ³	24 x 10 ⁻¹² g W-TE/s	99.2	0	0.8

Tabella 3: Scenario emissivo "a regime" (di riferimento) per il vecchio impianto (si veda la Parte B).

Inquinante	Concentrazione al camino	Flusso di massa	Fase gas (%)	Fase PM (%)	Fase PMB (%)
Particolato PTS [PM10, PM2.5]	2.50 [0.95, 0.65] g/Nm ³	16.67 [6.33, 4.33] g/s	0	100	0
PCDD/F	50 ng I-TE/Nm ³	0.33 x 10 ⁻⁶ g I-TE/s	14.7 (33.2)	19.1 (14.2)	66.2 (52.6)
Metalli pesanti (Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V)	90 mg/Nm ³	0.60 g/s	0	100	0
Cd+Tl	5 mg/Nm ³	33.33 x 10 ⁻³ g/s	0	100	0
Hg	1.75 mg/Nm ³	11.67 x 10 ⁻³ g/s	20 (Hg ⁰), 60 (Hg ⁺²)	0	20
IPA	50 µg/Nm ³	0.33 x 10 ⁻³ g/s	21 (29.4)	61 (0.0)	18 (70.6)
PCB _{DL}	5.3 ng W-TE/Nm ³	35 x 10 ⁻⁹ g W-TE/s	99.2	0	0.8

Il confronto tra i dati di emissione relativi allo scenario limite per l'impianto attuale (Tabella 2) e quelli allo scenario di riferimento per il vecchio impianto (Tabella 3) indica alcune differenze sostanziali: per il particolato nell'impianto attuale si ha una riduzione di almeno 3-4 ordini di grandezza (un fattore oltre 1000) rispetto alla stima per il vecchio impianto. Per i PCDD/F si passa da un flusso di massa di 1200 µg I-TE/h per il vecchio impianto a circa 4 µg I-TE/h per l'attuale (considerando i due camini), quindi con una riduzione di un fattore 300. Dello stesso ordine di grandezza la riduzione per i metalli. Considerando per l'impianto attuale i dati dello scenario medio queste differenze aumentano ancora, in qualche caso anche di un fattore almeno 100 (IPA); in genere si hanno ulteriori riduzioni di un fattore da 4 a 10.

Si può quindi osservare che questi dati emissivi permettono di distinguere i livelli di impatto tra i due impianti: al di là della distribuzione spaziale sul territorio, le concentrazioni ottenute con l'applicazione modellistica non possono che rappresentare queste sensibili differenze.

Nella Parte C (a sua volta articolata in 7 capitoli, 2 appendici e 1 allegato) vengono descritte in dettaglio le impostazioni metodologiche e tecniche dell'applicazione modellistica, gli scenari di emissione simulati, i dati impiegati nelle simulazioni; quindi vengono sintetizzati ed analizzati i risultati ottenuti. Seguendo le indicazioni ed i suggerimenti riportati nel già citato documento US-EPA *Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities (HHRAP)*, le simulazioni sono state effettuate utilizzando le seguenti impostazioni (simili per entrambi gli impianti oggetto di studio):

- impostazione dell'uso di terreno complesso per la stima delle concentrazioni e deposizioni in 25921 punti recettori (ognuno fornito con la sua quota s.l.m.) distribuiti su una maglia regolare nell'area di 16 km x 16 km oggetto dello studio;
- valutazione dell'effetto di "building downwash", tramite l'utilizzo del codice BPIP (US-EPA) per il calcolo delle dimensioni degli edifici richieste dagli algoritmi di calcolo;
- rateo unitario in emissione dal/i camino/i (formalmente 1 g/s);
- simulazione della sostanza emessa in forma di gas o vapore, con decadimento dovuto alla deposizione secca ed a quella umida;
- calcolo della deposizione secca dei gas impostando la velocità di deposizione pari a 0.005 m/s per tutti gli inquinanti eccetto l'Hg; simulazioni ripetute per l'Hg con velocità di deposizione secca pari a 0.029 m/s ed a 0.0006 m/s;
- calcolo della deposizione umida dei gas impostando i coefficienti di scavenging secondo quanto riportato nel documento US-EPA (*HHRAP*) per particelle di dimensione 0.1 µm;
- simulazione della sostanza emessa in forma di particella, secondo la distribuzione della massa (PM) per classi dimensionali (come riportato in Tabella 4), con decadimento dovuto alla deposizione secca ed a quella umida;
- simulazione della sostanza emessa in forma di particella, con massa distribuita rispetto alla superficie (particle bound, PMB) attribuita alle classi dimensionali (come riportato in Tabella 4), con decadimento dovuto alla deposizione secca ed a quella umida;
- calcolo della deposizione umida del particolato (in forma PM e PMB) con coefficienti di scavenging al variare della dimensione suggeriti nel documento US-EPA (*HHRAP*);
- densità del particolato posta pari ad 1 g/cm³.

L'impostazione relativa al flusso di massa unitario permette di utilizzare i risultati delle simulazioni per i differenti inquinanti tenuto conto che la concentrazione o la deposizione stimata, secondo gli algoritmi di calcolo del modello ISC3ST, risultano proporzionali al rateo di emissione effettivo e gli inquinanti non sono considerati chimicamente reattivi.

Per i diversi inquinanti il valore di stima (della concentrazione in atmosfera o della deposizione al suolo) viene determinato combinando i risultati delle diverse simulazioni per le tre forme generali (gas, PM, PMB), pesati in corrispondenza della componente presunta di quello specifico inquinante nella data forma, con i flussi di massa previsti negli scenari di emissione. Ad esempio per i metalli pesanti si utilizza al 100% il risultato della forma PM, mentre per le diossine o gli IPA si combinano quelli della forma gas, PM e PMB in corrispondenza della componente di emissione stimata in frazione di vapore (gas), in forma di particolato (PM)

o assorbita sulla superficie del particolato (PMB). Per la ripartizione tra le tre tipologie generali o forme (gas, PM, PMB) dei differenti inquinanti sono stati seguiti i criteri indicati nel documento US-EPA (*HHRAP*): i valori adottati sono riportati nella Tabella 2 e nella Tabella 3, rispettivamente per l'impianto attuale per quello vecchio.

Tabella 4: Specifiche delle distribuzioni dimensionali del particolato.

classe	Dimensione ϕ (μm)	Diametro medio (μm)	PM (%)	PMB (%)
Impianto attuale, distribuzione di riferimento				
PM2.5	0.01 – 2.5	1.58	87	97
PM Coarse	2.5 - 10	6.92	6	2
PM $\phi > 10 \mu\text{m}$	10 - 30	21.54	7	1
Impianto attuale, distribuzione alternativa				
PM2.5	0.01 – 2.5	1.58	15	60
PM Coarse	2.5 - 10	6.92	25	22
PM $\phi > 10 \mu\text{m}$	10 - 30	21.54	60	18
Vecchio impianto				
PM2.5	0.01 – 2.5	1.58	26	77
PM2.5-6	2.5 - 6	4.48	4.6	5
PM6-10	6 - 10	8.16	7.4	4
PM $\phi > 10 \mu\text{m}$	10 - 30	21.54	62	14

Parte integrante dello studio è l'analisi di sensibilità condotta per valutare la robustezza dei valori ottenuti rispetto al mutare delle condizioni meteorologiche (in particolare dell'altezza dello strato di rimescolamento, stimata con due tecniche diverse) e della loro effettiva disponibilità in tutte le ore dell'anno; ciò ha consentito di valutare la sensibilità rispetto alla variabilità meteorologica delle differenti grandezze stimate (concentrazione, deposizione secca, umida e totale) per le differenti tipologie di inquinanti considerate.

I risultati delle simulazioni (espressi come concentrazioni medie annue in aria ambiente e deposizioni cumulate annue al suolo) vengono illustrati e analizzati separatamente per l'impianto attuale ed il vecchio impianto. L'analisi viene anzitutto condotta valutando esclusivamente la variazione delle stime nella forma gas, PM e PMB allontanandosi dalla sorgente (Parte C, paragrafo 5.1): ne emerge la difficoltà a considerare - specie per la concentrazione - la distanza dall'impianto come un indicatore di esposizione (ad esempio: Figura 3). In altre parole prendere a riferimento la sola distanza dall'impianto può introdurre elementi confondenti nell'eventuale associazione degli effetti sanitari. In tale contesto per l'impianto attuale sono anche analizzate le variazioni indotte sulle stime dal ricorso alla distribuzione dimensionale del particolato indicata come "alternativa" in Tabella 4.

L'analisi viene successivamente condotta mostrando la distribuzione sul territorio oggetto dello studio delle stime ottenute (ad esempio: Figura 4 e Figura 5) ed analizzando i valori di concentrazione e deposizione per ciascun inquinante considerato (PTS, PM10, PM2.5, PCDD/F, PCB_{DL}, IPA, metalli pesanti [Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V], Cd+Tl, Hg), ottenuti tenuto conto della ripartizione tra forma gas, PM e PMB indicata nella Tabella 2 per l'impianto attuale e nella Tabella 3 per il vecchio impianto (Parte C, paragrafo 5.2); vengono anche confrontati i risultati ottenuti nei diversi scenari emissivi definiti per ciascun impianto (ad esempio: Figura 6). Tali simulazioni sono state eseguite con il data set meteorologico (indicato come "screening") che garantisce stime maggiormente conservative.

I risultati essenziali per i due impianti sono messi a confronto nella Tabella 5, dove per gli inquinanti considerati vengono riportati i valori massimi (tra tutti i 25921 punti recettori considerati) stimati nelle simulazioni, insieme ad alcuni indicatori quantitativi riferiti ai livelli o valori limite o di valutazione utilizzabili.

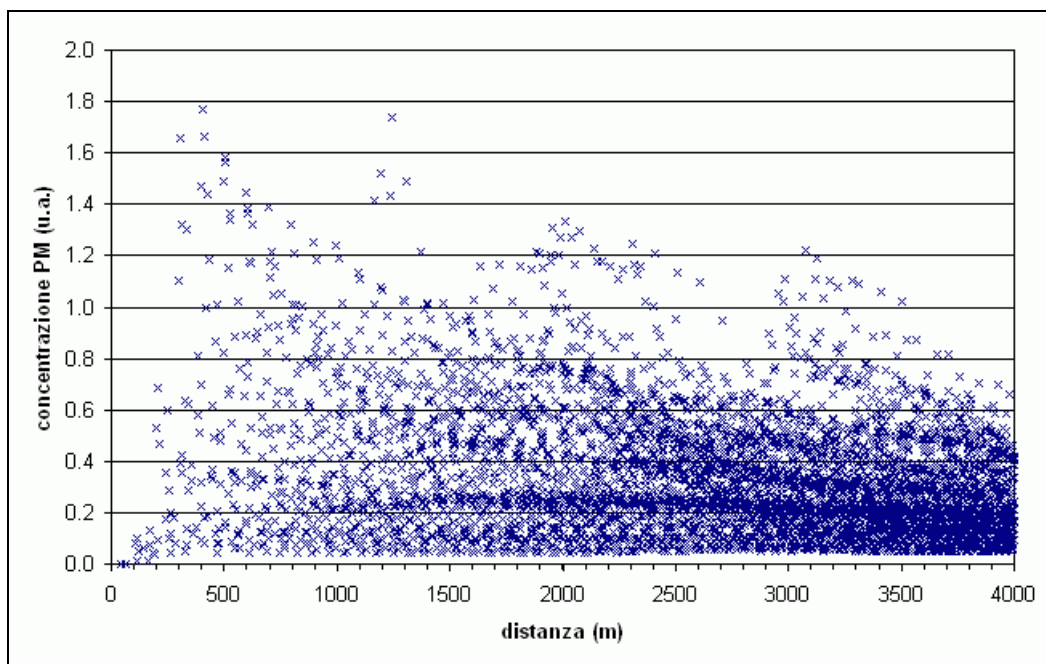


Figura 3: Concentrazioni in aria ambiente al variare della distanza dalla sorgente per l'impianto attuale e l'inquinante considerato come PM. I dati mostrano i valori per ciascun recettore fino ad una distanza di 4 km dalla sorgente. Si osserva la presenza di recettori con concentrazioni di picco a varie distanze dalla sorgente (500 m, 1200 m, 2000 m e 3200 m).

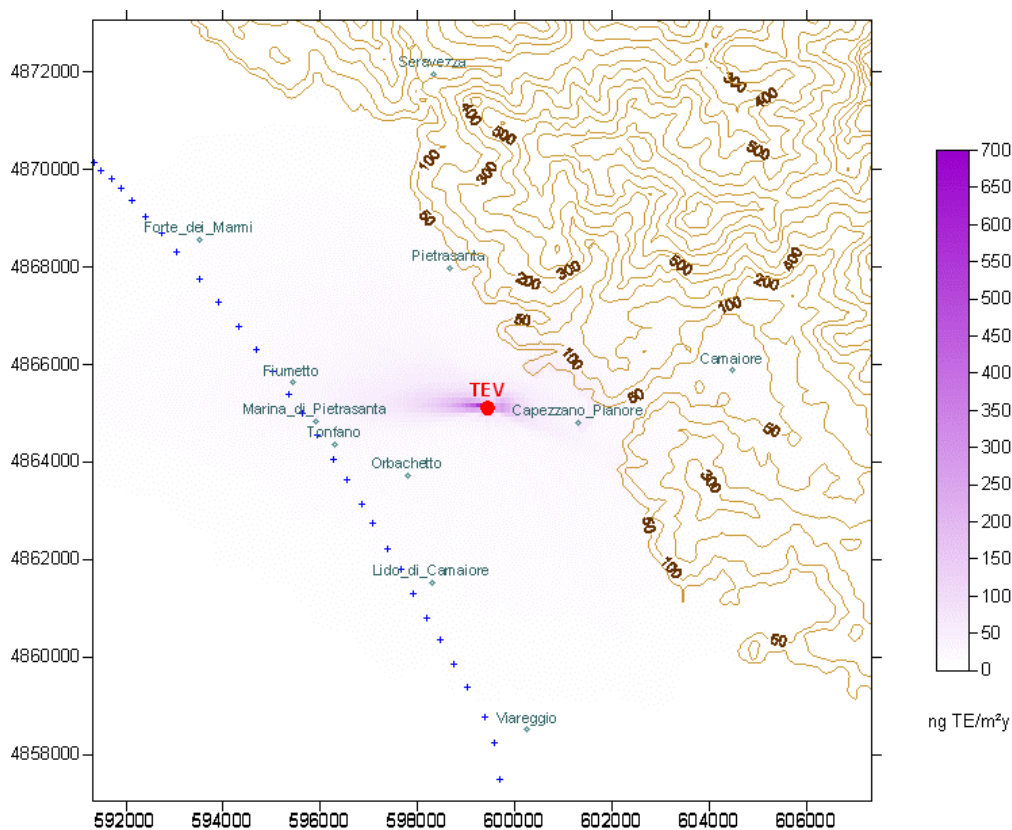


Figura 4: Vecchio impianto, scenario emissivo di riferimento: distribuzione sul territorio dei valori di deposizione cumulata annua di PCDD/F espresse in ng TE/m² nell'area estesa (16 km x 16 km, passo 100 m, 25921 punti recettori).

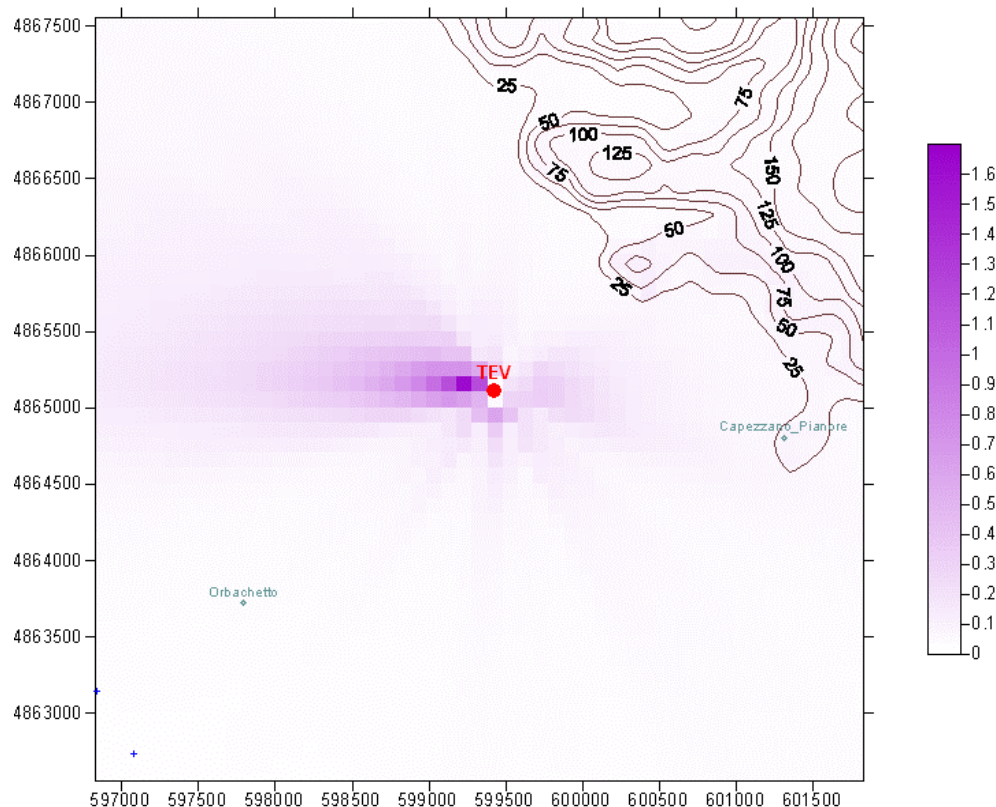


Figura 5: Impianto attuale, scenario emissivo limite: distribuzione sul territorio dei valori di deposizione media giornaliera di PCDD/F nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km, passo 100 m, 2601 punti recettori). Valori espressi in pg I-TE/m²d. Sono rappresentati gli isolivelli relativi alle quote del territorio.

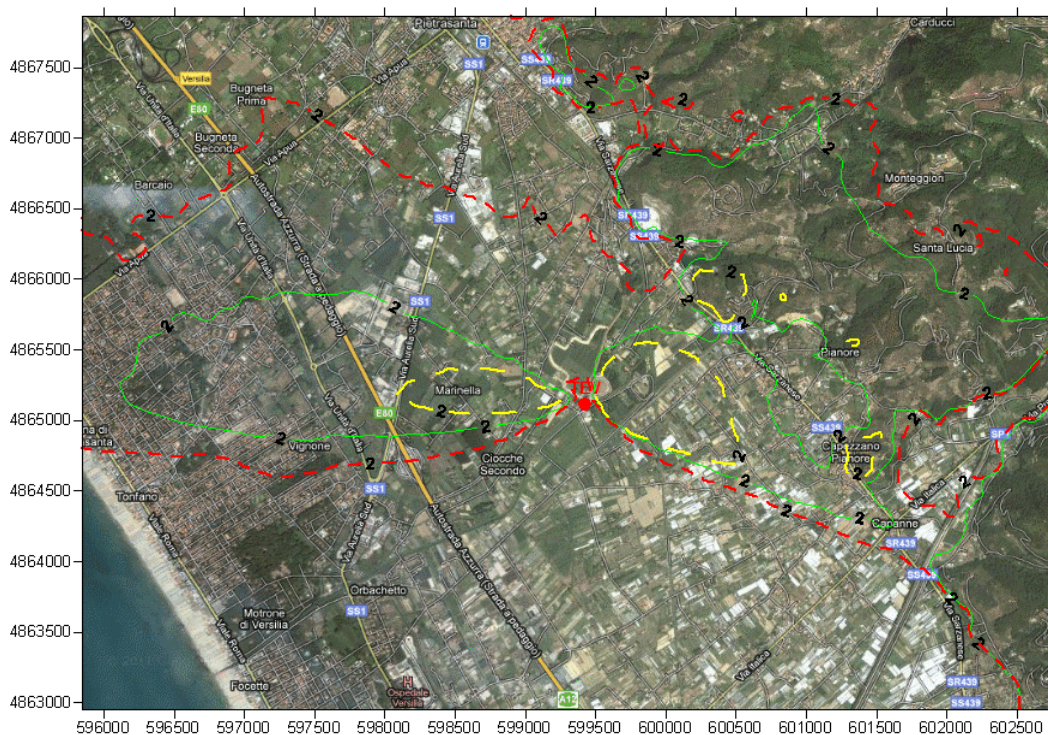


Figura 6: Vecchio impianto, confronto fra scenari: sono rappresentati gli isolivelli relativi al valore di 2.0 µg/m³ delle concentrazioni medie annue di particolato PM10 nell'area più vicina all'impianto. In verde (linea sottile) quelli relativi allo scenario di riferimento, in giallo (linea tratteggiata spessa) quelli relativi alle emissioni effettuate sulle 15 ore/giorno, in rosso (linea tratteggiata) quelli relativi allo scenario con extra-emissioni di avvio.

Tabella 5: Confronto tra i valori massimi di ricaduta stimati per i due impianti (scenario di riferimento per il vecchio impianto, scenario limite per l'impianto attuale).

Inquinante, indicatore, unità di misura	Vecchio impianto		Impianto attuale		Limiti di legge o soglie di valutazione
	Valore massimo	Area (km ²) con valori ≥ alla soglia (ultima colonna)	Valore massimo	Area (km ²) con valori ≥ alla soglia (ultima colonna)	
PCDD/F, concentrazione media annua, fg TE/m ³	420	64.4 (25% del totale)	1.26	0	40 (†)
PCDD/F, deposizione media giornaliera, pg TE/m ² d	1923	87.0 (34% del totale)	1.63	0	14 (‡)
PCDD/F+PCB _{DL} , deposizione media giornaliera, pg TE/m ² d	1934	131.0 (51% del totale)	1.65	0	8.2 (#)
IPA, concentrazione media annua, ng/m ³	0.39	0	0.11	0	per benzo(a)pirene 1 (*)
Metalli pesanti, concentrazione media annua, ng/m ³	649	non determinabile	5.25	0	per Pb 500 (*) per Ni 20 (*) per As 6 (*) per V 20000 (+) per Cr 1000 (+) per Mn 150 (+)
Cd+Tl, concentrazione media annua, ng/m ³	36	non determinabile	0.55	0	per Cd 5 (*)
Hg, concentrazione media annua, µg/m ³	0.014	0	0.0005	0	1 (+)
PM2.5, concentrazione media annua, µg/m ³	5.9	0	0.0094	0	25 (*)
PM10, concentrazione media annua, µg/m ³	8.5	0	0.01	0	40 (*)

(†) A. Di Domenico, "Orientamenti per la definizione di livelli d'azione ambientali per policlorodibenzodiossine (PCDD) e policlorodibenzofurani (PCDF)" ISTISAN 88/3, Roma, 1988
 (‡) L. Van Lieshout, M. Desmedt et al., "Deposition of dioxins in Flanders (Belgium) and a proposition for guide values" Atmospheric Environment 35 suppl. n° 1, 2001, pag. s83-s90
 (#) C. Cornelis, K. De Fré et al., "Proposal for environmental guideline values for atmospheric deposition of dioxins and PCBs - Final Report" 2007/IMS/R/277 VITO, 2007
 (*) Decreto Legislativo 13 agosto 2010, n. 155, "Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa", Supplemento ordinario alla "Gazzetta Ufficiale n. 216 del 15 settembre 2010 - Serie generale.
 (+) WHO Regional Office for Europe, "Air Quality Guidelines for Europe, second edition", WHO Regional Publications European series n°91, Copenhagen, 2000

Nella Tabella 5 la concentrazione di PCDD, PCDF e PCB_{DL} viene espressa in termini di "tossicità equivalente", ottenuta moltiplicando le concentrazioni di massa dei singoli congeneri misurati per i fattori di equivalenza tossica (FTE) riferiti a quello più tossico (2,3,7,8-Tetraclorodibenzo(p)diossina, per la quale FTE=1), prima di eseguire la somma.¹⁰ Inoltre si noti che per IPA, metalli pesanti

¹⁰ Nel tempo sono state adottate diverse scale di FTE: per quanto concerne le emissioni da impianti di termotrattamento dei rifiuti viene adottata ufficialmente la scala I-TE (Allegato 1 al Decreto Legislativo 11 maggio 2005, n. 133, "Attuazione della direttiva 2000/76/CE, in materia di incenerimento dei rifiuti", Supplemento ordinario alla "Gazzetta Ufficiale n. 163 del 15 luglio 2005). Si segnala che il "livello di azione" indicato dall'Istituto Superiore di Sanità in

(Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V) e Cd+Tl le stime ottenute sono espresse come somma degli elementi citati in quanto così sono espresse (anche per legge)¹¹ le rispettive concentrazioni all'emissione (Tabella 2 e Tabella 3); i valori di riferimento indicati nella Tabella 5 sono invece specifici per ciascuno degli elementi citati (nel caso degli IPA, per il solo B(a)P). Quindi nel caso di questi inquinanti il confronto non risulta immediato, fatta salva l'ipotesi che all'emissione i gruppi di sostanze citati siano costituiti da uno solo degli elementi indicati oppure che la somma di tutti gli elementi in ciascun gruppo determini un valore di concentrazione in aria ambiente inferiore alla soglia di tutti gli inquinanti del gruppo.¹²

Per meglio apprezzare il confronto tra i valori di concentrazioni in aria ambiente e di deposizione al suolo stimati in Tabella 5 e i rispettivi limiti o soglie di valutazione occorre tenere conto che ovviamente le stime sono affette da un certo grado di incertezza intrinseca. Nel caso di stime ottenute per mezzo di codici di calcolo quale ISC3ST una parte dell'incertezza è dovuta alle semplificazioni e schematizzazioni imposte agli algoritmi di calcolo con cui viene simulato il trasporto degli inquinanti in atmosfera, mentre una parte è riconducibile agli effetti determinati dall'incertezza di cui sono affetti i dati di input (orografia, meteorologia, emissioni, ecc.).¹³

Secondo US-EPA tale incertezza è tipicamente dell'ordine del $\pm 50\%$ e comunque tende a ridursi qualora si stimino valori mediati su periodi lunghi (in genere, un anno);¹⁴ la normativa italiana di settore ammette a sua volta un'incertezza su tali stime compresa tra il $\pm 30\%$ e il $\pm 60\%$.¹⁵ Nel caso in questione si può ritenere che le stime presentate siano affette dalle incertezze tipiche sopra indicate, con una maggiorazione nel caso del vecchio impianto a causa della non esatta conoscenza dei ratei emissivi.

Tenuto conto delle precedenti avvertenze, dall'analisi emerge che con gli scenari emissivi assunti per il vecchio impianto le stime delle concentrazioni massime e delle deposizioni più elevate risultano per molti inquinanti superiori o confrontabili con i limiti o soglie di valutazione; in particolare le aree soggette a concentrazioni/deposizioni di PCDD/F e PCDD/F+PCB_{DL} superiori alle soglie di azione proposte risultano notevolmente estese. Viceversa le simulazioni relative all'impianto attuale producono stime di ricaduta che risultano ordini di grandezza inferiori alle precedenti, sempre ampiamente al di sotto dei valori limite o delle soglie di valutazione, anche quando si considera lo scenario più conservativo, ovvero quando si assumono in emissione i valori limite dell'autorizzazione.

Poiché questo comportamento è sostanzialmente esteso a tutti gli inquinanti considerati, ne discende che l'impatto complessivo, il carico o la pressione ambientale dell'impianto attuale risulti sensibilmente inferiore a quello stimabile per il vecchio impianto.

In ogni caso, si osserva che le aree di maggiore impatto previste nelle simulazioni coincidono sostanzialmente per i vari inquinanti, e che di conseguenza su queste aree il carico prodotto dall'impianto nel corso della sua attività diviene complessivamente più rilevante.

ISTISAN 88/3 (nota 14) è invece ottenuto impiegando una scala differente (US-EPA 1987). Nella Parte B (par. 3.3.2) e nella Parte C (par. 5.2.1.2) vengono evidenziate le modeste differenze nei risultati qualora, per i due impianti in questione, venga adottata la scala WHO.

¹¹ Allegato 1 al Decreto Legislativo 11 maggio 2005, n. 133, "Attuazione della direttiva 2000/76/CE, in materia di incenerimento dei rifiuti", Supplemento ordinario alla "Gazzetta Ufficiale n. 163 del 15 luglio 2005.

¹² Per questo motivo in Tabella 5 per i metalli pesanti e per il gruppo Cd+Tl viene riportata l'indicazione "non determinabile" per la stima dell'area in cui valori stimati risultano superiori alle soglie di riferimento.

¹³ Per una discussione sull'incertezza delle stime ottenute con tali codici di calcolo si veda: US-EPA, "Revision to the Guideline on Air Quality Models: Adoption of a Preferred General Purpose (Flat and Complex Terrain) - Dispersion Model and Other Revisions; Final Rule", 40 CFR Part 51, Federal Register, Vol. 70, No. 216, 2005 (http://www.epa.gov/ttn/scram/guidance/guide/appw_05.pdf), con particolare riferimento al cap. 9.

¹⁴ Riferimento US-EPA in nota 13.

¹⁵ Allegato 1 al Decreto Legislativo 13 agosto 2010, n. 155, "Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa", Supplemento ordinario alla "Gazzetta Ufficiale n. 216 del 15 settembre 2010 - Serie generale.

Conclusioni

Il lavoro effettuato ha permesso di produrre per tutti gli inquinanti di maggiore interesse sanitario una serie di stime delle concentrazioni medie annue e delle deposizioni cumulate annue, con elevata risoluzione spaziale, associate alle emissioni dell'impianto attuale e di quello attivo in precedenza. Questo obiettivo è stato corredato anche da una serie di verifiche e simulazioni di controllo che hanno permesso di valutare almeno qualitativamente alcuni aspetti ed elementi legati all'inevitabile incertezza delle stime modellistiche.

Il lavoro qui riportato ha permesso inoltre di valutare e considerare le richieste informative e cognitive necessarie per poter sviluppare un'applicazione modellistica come strumento a supporto di una valutazione di rischio sanitario.

Con il presente studio, oltre a produrre una valutazione puntuale di dettaglio delle ricadute previste per i diversi inquinanti e sostanze emesse dagli impianti di interesse, si è anche inteso indicare, esplicitare e discutere tutti gli elementi che concorrono a tale determinazione. Questa scelta di assoluta trasparenza e quindi di riproducibilità dei risultati, costituisce un assunto essenziale nel presente contesto ed assume valore metodologico considerando invece che spesso in questo tipo di report i dettagli delle stime vengono omessi o tralasciati, anche quando sono fondamentali per la corretta interpretazione dei risultati.

Dal punto di vista tecnico si è anche inteso definire una metodologia specifica, o almeno delle indicazioni rilevanti, per sviluppare le applicazioni della dispersione nell'ambito di questo tipo di valutazioni. Ciò significa essenzialmente definire le informazioni necessarie per effettuare le simulazioni (quindi meteorologiche ed emmissive) ed indicare come effettuare le stime e come restituire i risultati (post-processing).

Dott. *Antongiulio Barbaro*
Responsabile del Settore Modellistica previsionale
Area Vasta ARPAT Toscana Centro
(responsabile dell'attività scientifica nell'ambito della
convenzione ARPAT-AUSL 12)

Dott. *Marco Pellegrini*
Coordinatore dell'Area Vasta ARPAT Toscana Sud
(responsabile del procedimento nell'ambito della convenzione
ARPAT-AUSL 12)

Firenze, 2 maggio 2012

Parte A

Meteorologia

Disponibilità, trattamento e predisposizione dei dati meteorologici per le simulazioni della dispersione



FRANCO GIOVANNINI

**SETTORE MODELLISTICA PREVISIONALE
AREA VASTA ARPAT TOSCANA CENTRO ¹**

¹ La fase finale della redazione dello studio ha coinciso con l'attuazione della riorganizzazione dell'Agenzia nella quale sono state modificate le strutture, la loro responsabilità, il personale attribuito. Per semplicità nello studio, quando è stato necessario citare le strutture ed il personale di ARPAT sono stati mantenuti i ruoli e le attribuzioni precedenti in base alle quali è stata svolta l'attività in oggetto.

Indice

1. Premessa	4
2. Introduzione	4
3. Dati meteorologici osservativi	5
3.1. La stazione meteorologica	5
3.2. Controllo di validità dei dati	6
3.3. Anemologia	12
4. Le grandezze meteorologiche necessarie per l'applicazione modellistica	14
4.1. Trattamento dei dati mancanti	15
4.2. Trattamento dei valori di calma di vento	16
5. Stima delle grandezze meteorologiche e micrometeorologiche derivate	17
5.1. Classi di stabilità atmosferica	17
5.2. Altezza dello strato di rimescolamento	20
5.3. Grandezze micrometeorologiche	23
6. Conclusioni	26
Acknowledgements	27
Appendice A1 - Verifica sulle misure anemologiche della stazione meteorologica VEOLIA-TEV di Falascaia	28
A1.1 - Confronto tra le misure anemologiche relative all'anno 2010 e quelle dell'anno 2011	28
A1.2 - Risultati di una specifica campagna di misura	30
Riferimenti bibliografici	37

Parte A

Meteorologia

Disponibilità, trattamento e predisposizione dei dati meteorologici per le simulazioni della dispersione

1. Premessa

In questa parte vengono esaminati ed analizzati i dati meteorologici disponibili nell'ambito della prima fase di valutazione (anche indicata come speditiva o di screening) oggetto del presente rapporto.

Successivamente alla fase di controllo, i dati acquisiti, eventualmente integrati con altri, vengono trattati ed elaborati ai fini di ottenere il dataset di valori delle variabili necessarie per le simulazioni della dispersione degli inquinanti, in relazione al modello di dispersione scelto. Vengono quindi riportati gli algoritmi di calcolo ed i metodi di stima adottati, nonché alcuni dati di riepilogo ed indici statistici sintetici descrittivi del dataset impiegato. Sono infine discusse e analizzate, in termini di richiesta di dati meteorologici, le possibili ipotesi di approfondimento dello studio (da svolgersi eventualmente nella seconda fase).

2. Introduzione

La disponibilità degli opportuni dati meteorologici costituisce un prerequisito essenziale per lo sviluppo di uno studio di dispersione degli inquinanti in atmosfera. La complessità ed il livello di dettaglio del modello di dispersione adottato determina l'insieme delle variabili meteorologiche e micrometeorologiche necessarie per il suo impiego. I modelli più sofisticati dispongono in genere di opportuni programmi di elaborazione e pre-processamento meteorologico, in alcuni casi rappresentati da modelli meteorologici di tipo diagnostico.

La scelta dell'impiego di un modello di dispersione stazionario e relativamente semplificato come ISC3ST dell'US-EPA [US-EPA 1995 - 1] richiede la disponibilità di un numero limitato di misure e stime di grandezze meteorologiche, anche se necessita comunque della stima dei valori di alcune variabili micrometeorologiche non direttamente rilevate o comunemente misurate. In ogni caso l'elemento di maggiore ed assoluta rilevanza per l'affidabilità dei risultati delle simulazioni è costituito dalla disponibilità dei dati osservativi delle grandezze anemologiche in una posizione che si possa ragionevolmente ritenere rappresentativa del sito di interesse.

Conseguentemente la valutazione di primo livello è stata effettuata impiegando in via prioritaria i dati rilevati presso la stazione meteorologica recentemente installata da VEOLIA in prossimità dell'impianto.

In relazione alla disponibilità e validità dei dati raccolti da tale stazione la stima delle grandezze micrometeorologiche necessarie è stata effettuata con metodi e tecniche semplificate e cautelative, nel senso che garantiscono in generale stime di dispersione conservative.

L'introduzione di alcune varianti in queste stime ha permesso anche di produrre dataset alternativi mediante i quali valutare l'influenza di questi parametri sui risultati complessivi (si veda la Parte C del presente studio).

3. Dati meteorologici osservativi

Presso l'impianto TEV di Falascaia è stata installata da VEOLIA una stazione automatica per la misura delle principali grandezze meteorologiche. L'installazione è avvenuta nell'ottobre 2009 e di conseguenza per le valutazioni del presente studio risultava disponibile una sola annualità completa di dati.² Ciò comporta una limitazione nella generalizzazione e nella rappresentatività spaziale e temporale delle stime di dispersione, in particolare per quanto riguarda i risultati della deposizione umida strettamente correlati alle precipitazioni e quindi affetti dalla stessa ampia variabilità interannuale.

3.1 La stazione meteorologica

La stazione meteorologica installata da VEOLIA è posta presso l'impianto del Consorzio di Bonifica della Versilia in località Mandriato, a circa 600 m di distanza dall'impianto TEV Falascaia (Figura A1).

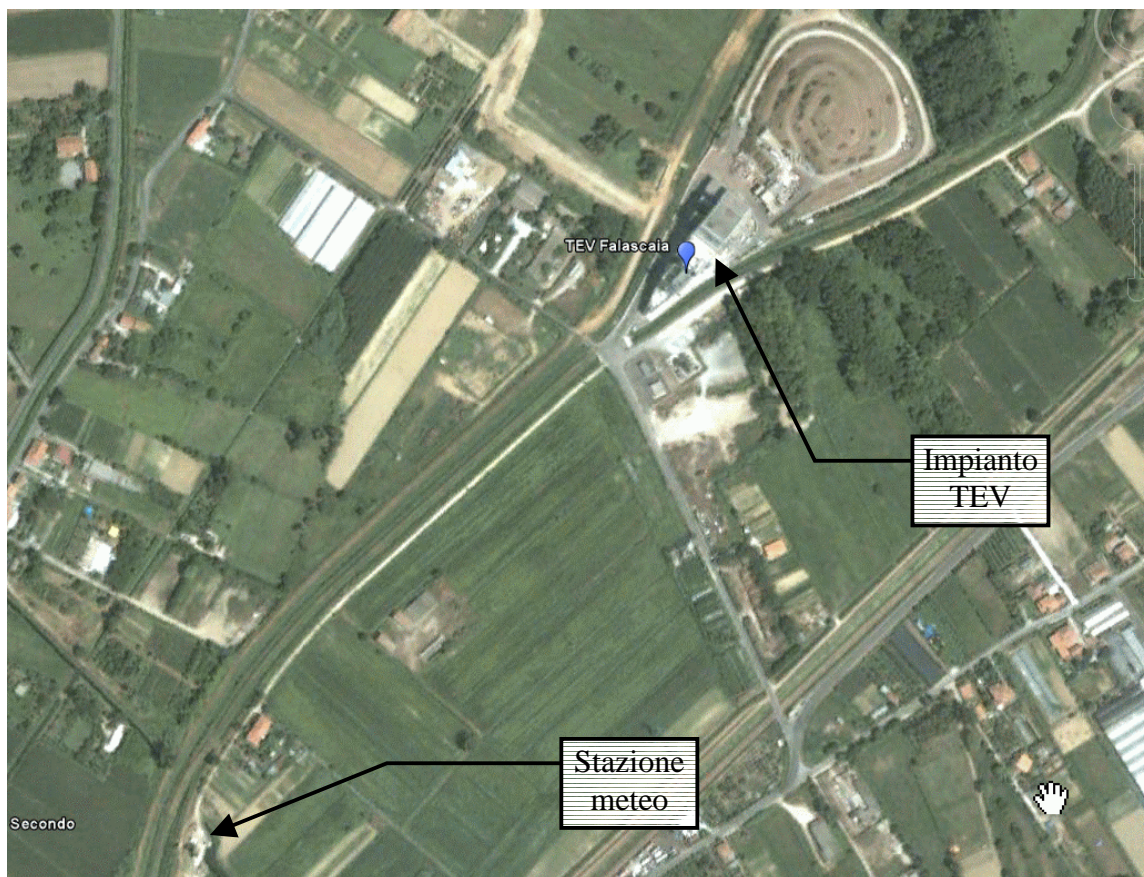


Figura A1: Localizzazione della stazione meteorologica rispetto all'impianto TEV Falascaia (foto da Google Earth).

² Con il protrarsi delle attività richieste dallo studio si è poi resa disponibile un'altra annualità di dati che tuttavia non è stata impiegata per le simulazioni della dispersione. Si veda anche l'Appendice A1 a questa parte.

Il territorio pressoché pianeggiante ed omogeneo per utilizzo del suolo, con una presenza limitata di manufatti ed edifici e di superfici alberate, permette senz'altro di ritenere che la misura delle grandezze meteorologiche presso tale stazione si possa estendere al sito dell'impianto.

In Figura A2 sono riportate due foto che riprendono le diverse componenti strumentali della stazione meteo.



Figura A2: Foto della stazione meteo. A sinistra il palo anemometrico sul cui sfondo si osserva l'impianto TEV mentre a destra si individua l'edificio del Consorzio di Bonifica della Versilia; nella foto a destra la palina su cui sono posizionati i sensori radiometrici (netto e globale) ed il pluviometro.

Si osserva che l'edificio del Consorzio di Bonifica della Versilia presso cui è posizionata la stazione risulta avere un'altezza ampiamente inferiore a quella del sensore anemometrico (anemometro sonico posto a circa 10 m dal suolo) per cui si può ritenere che non influenzi in modo significativo la misura delle componenti del vento (si veda la foto di Figura A2).

Diversamente la palina con i sensori radiometrici, visibile sempre in Figura A2, potrebbe essere soggetta a fenomeni di ombreggiamento a causa degli ostacoli vicini (presenza di alberi) in alcune ore della giornata e per qualche periodo dell'anno.

3.2 Controllo di validità dei dati

I dati di misura impiegati sono quelli relativi alle medie orarie di temperatura (T in $^{\circ}\text{C}$), radiazione globale (RadG in W/m^2), radiazione netta (RadN in W/m^2), velocità del vento (vv in m/s), direzione di provenienza del vento (dv in $^{\circ}\text{N}$), precipitazione cumulata oraria (Pioggia, in mm/ora).

Sono stati acquisiti ed analizzati i dati del periodo 14/10/2009-8/11/2010; tra questi quelli elaborati e impiegati per le simulazioni di dispersione coprono l'anno dall' 8/11/2009 al 7/11/2010.

L'esame dei dati ha mostrato che sono mancanti dal dataset i valori (per tutte le grandezze) dei seguenti periodi:

- ore 10, 11 e 12 del 30/12/2009 (3 ore),
- ore 11 e 12 del 19/01/2010 (2 ore),
- ore 11 del giorno 6/02/2010 alle ore 8 del giorno 8/02/2010 (46 ore),
- ore 11 e 12 del 3/03/2010 (2 ore),
- ore 3, 6, 7, 8, 9, 11 e 12 del 17/04/2010 (7 ore),
- dalle ore 11 del giorno 8/09/2010 alle ore 13 del giorno 16/09/2010 (195 ore).

Si tratta di un totale di 255 ore prive di dati. Si osserva che queste lacune dovute ad avarie del sistema di acquisizione (usualmente presenti in questo genere di osservazioni) non pregiudicano l'impiego del set di dati in quanto interessano meno del 3% dei valori orari.

L'esame dei valori misurati per le singole grandezze ha mostrato invece la presenza di dati non validi; in particolare si segnala che sono presenti due valori della velocità del vento da ritenere non validi perché eccessivamente elevati: in data 23/02/2010 alle ore 14 è indicato un valore pari a 90.6 m/s di media oraria, mentre l'ora successiva si ha un valore pari a 20.6 m/s.

L'analisi sulle misure di radiazione netta mostra che queste risultano sostanzialmente non utilizzabili sull'intero periodo. In Figura A3 sono riportati i valori delle misure di radiazione netta rispetto alle corrispondenti misure di radiazione globale (cioè relative alla stessa ora). Mentre quest'ultima si mantiene nell'intervallo di valori attesi (tra 0 e 1200 W/m²) la prima oscilla tra valori molto negativi (-500 W/m²) e valori eccessivamente elevati (2500 W/m²): in genere la radiazione netta è inferiore a zero nel periodo notturno ma non scende di norma al di sotto dei -100 W/m²; mentre nel periodo diurno deve essere positiva, ma inferiore a quella globale.

I dati riportati in grafico sembrano indicare un comportamento iniziale del sensore di radiazione netta (dall'attivazione della stazione ottobre 2009 ai primi mesi del 2010) presumibilmente regolare e solo successivamente una deriva con valori assolutamente fuori intervallo di ammissibilità.

Diversamente i dati rilevati relativi alla radiazione globale, riportati in Figura A4, sembrano indicare un comportamento privo di evidenti elementi di invalidità.

Nella Figura A4 i valori delle misure delle medie orarie di radiazione globale sono riportati rispetto ai valori massimi teorici (corrispondenti alla radiazione solare incidente al di fuori dell'atmosfera) calcolati come:

$$R_{max} = S \cdot f \cdot \sin \phi$$

in cui S rappresenta la costante solare (1370 W/m²) ovvero la radiazione solare incidente alla sommità dell'atmosfera, ϕ rappresenta l'angolo di elevazione solare ed f la correzione alla radiazione incidente dovuta all'ellitticità dell'orbita terrestre.

L'elevazione solare è calcolata come in [Thomson 2003]:

$$\sin \phi = \sin(2\pi Lat / 360) \sin(2\pi \delta_s / 360) + \cos(2\pi Lat / 360) \cos(2\pi \delta_s / 360) \cos(2\pi(h-12) / 24)$$

con Lat latitudine della stazione di misura, h ora locale (solare) e δ_s l'angolo di declinazione solare:

$$\delta_s = 23.45 \cdot \sin(2\pi(d + 284) / 365)$$

con d giorno giuliano, mentre l'espressione della funzione f è [Sozzi et al. 2002]:

$$f = 1.000110 + 0.034221 \cdot \cos d_0 + 0.001280 \cdot \sin d_0 + 0.000719 \cdot \cos 2d_0 + 0.000077 \cdot \sin 2d_0$$

in cui $d_0 = 2\pi(d - 1) / 365$.

Nella successiva Figura A5, sono rappresentati gli andamenti temporali del periodo in esame dei valori medi giornalieri di radiazione globale, i corrispondenti valori massimi rilevati (medie orarie) ed i valori massimi teorici (R_{max}).

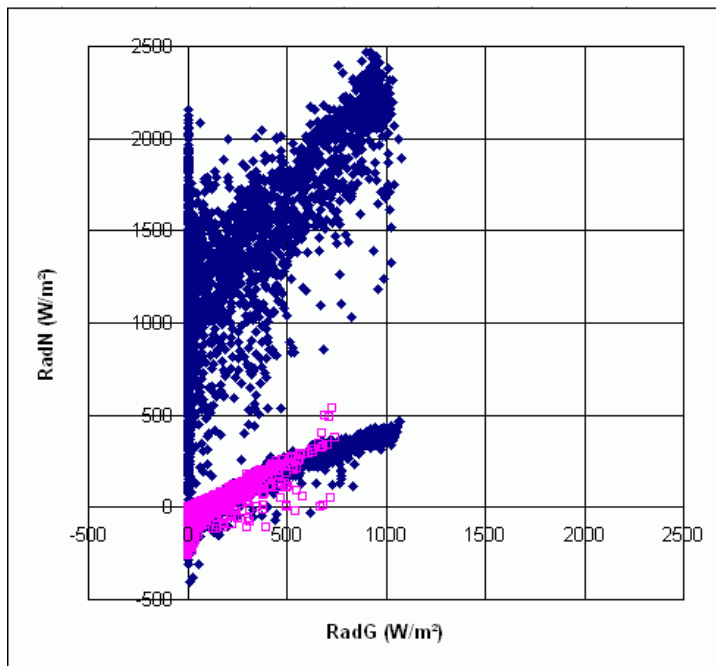


Figura A3: Dati rilevati di radiazione netta (RadN) rispetto a quelli di radiazione globale (RadG) misurati nella stessa ora. In fucsia i dati relativi all'ottobre-novembre 2009, in blu quelli relativi al 2010.

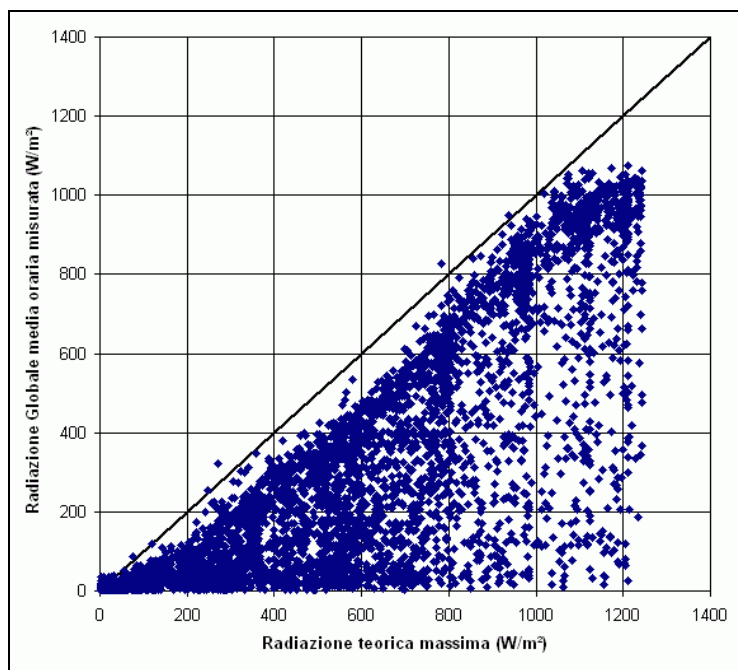


Figura A4: Valori medi orari misurati della radiazione globale rispetto al valore massimo teorico.

Si osserva come le medie giornaliere seguano il tipico andamento stagionale con valori minimi nel periodo invernale e massimi in quello estivo.

Si osserva tuttavia che l'andamento temporale dei valori massimi delle medie orarie giornaliere sembra avvicinarsi notevolmente ai massimi teorici nel periodo primaverile per poi mantenersene più distaccato durante il periodo estivo. Questo comportamento potrebbe indicare la presenza di situazioni di ombra, anche parziale, del sensore durante le ore centrali della giornata nel periodo estivo. Tale fenomeno non risulta evidente ed individuabile dall'esame grafico degli andamenti giornalieri della radiazione globale, ed in ogni caso non sembra comprometterne completamente l'impiego per il calcolo delle classi di stabilità atmosferica (si vedano le parti successive).

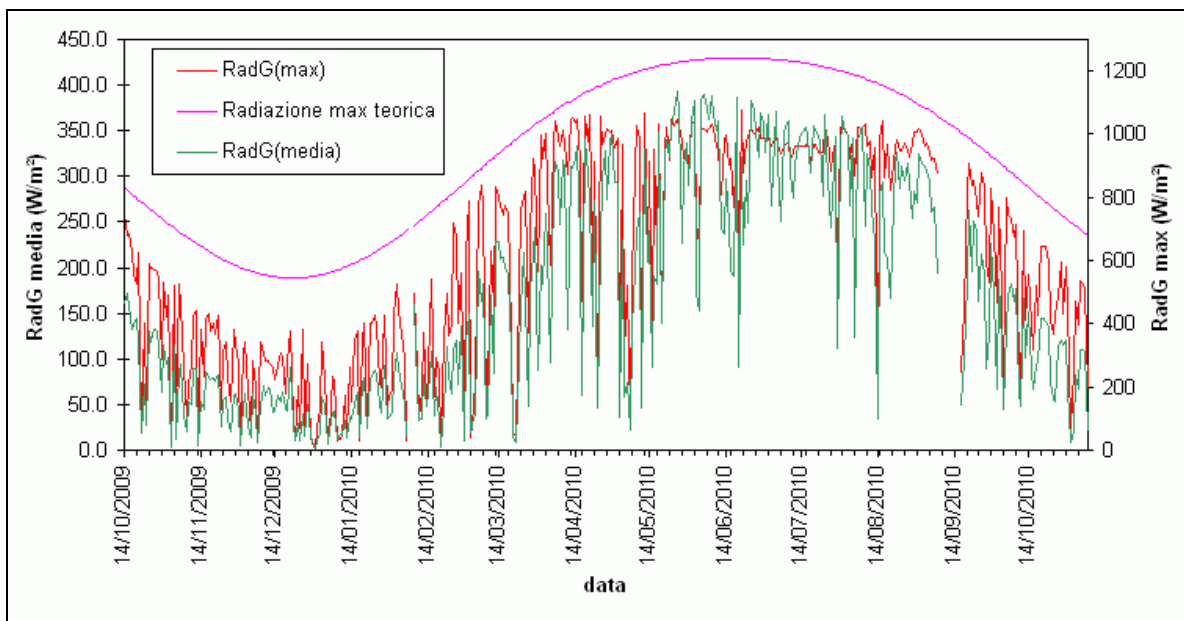


Figura A5: Radiazione globale (RadG) media giornaliera e massima media oraria giornaliera durante il periodo di misura, confrontata con il valore massimo teorico.

Nella successiva Figura A6 sono riportati a titolo esplorativo i valori medi della radiazione globale misurati presso la stazione in ciascuna ora, mediati sugli interi mesi di aprile e luglio 2010 (i cosiddetti giorni tipo mensili), e gli analoghi relativi alla radiazione massima teorica.

Si osserva come la curva relativa al mese di aprile si mantenga inferiore ed a una certa distanza da quella del mese di luglio per la prima parte della giornata, fino alle ore 12 corrispondenti al valore massimo di radiazione; successivamente invece, a partire dalle ore 13 la curva del mese di aprile si avvicina notevolmente a quella di luglio. L'andamento riportato dei valori delle radiazioni massime teoriche costituisce un riferimento per individuare il comportamento atteso in assenza di interferenze (tra cui le nubi).

Nella successiva Figura A7 sono riportati i rapporti tra i valori medi di radiazione globale e quelli di radiazione massima teorica mostrati in Figura A6. Questo permette di valutare quanto la radiazione misurata si avvicina in media a quella massima teorica nei due mesi. L'andamento riportato in figura indica che questo rapporto nella prima parte della giornata è più elevato per il mese di luglio mentre nella seconda parte è più elevato per il mese di aprile.

Gli andamenti mostrati tendono ad avvalorare l'ipotesi che il radiometro si trovi in una posizione di ombra parziale, non potendo attribuire queste variazioni di comportamento a sistematici eventi di copertura nuvolosa.

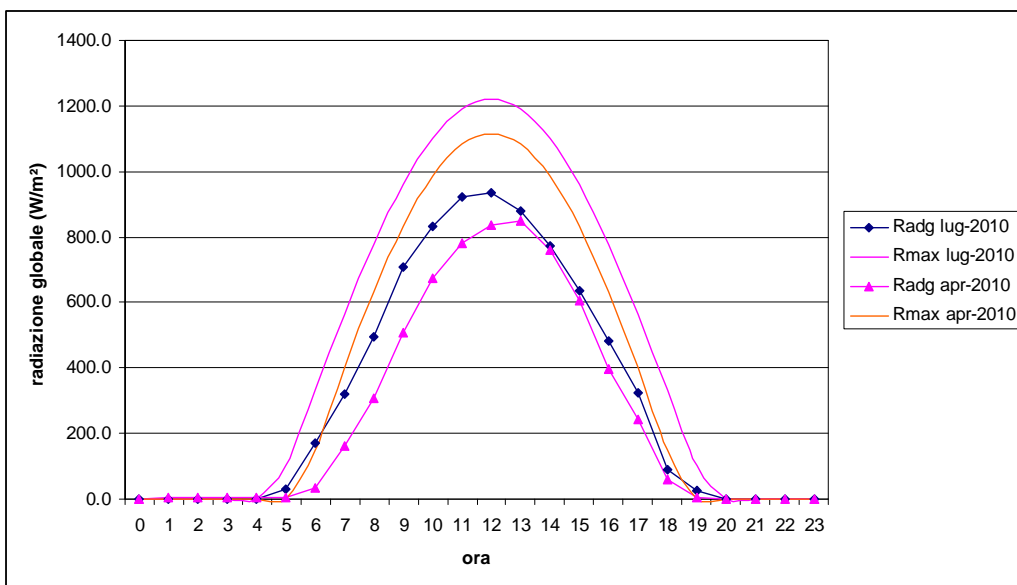


Figura A6: Giorno medio della radiazione globale misurata e massima teorica per i mesi di aprile e luglio 2010.

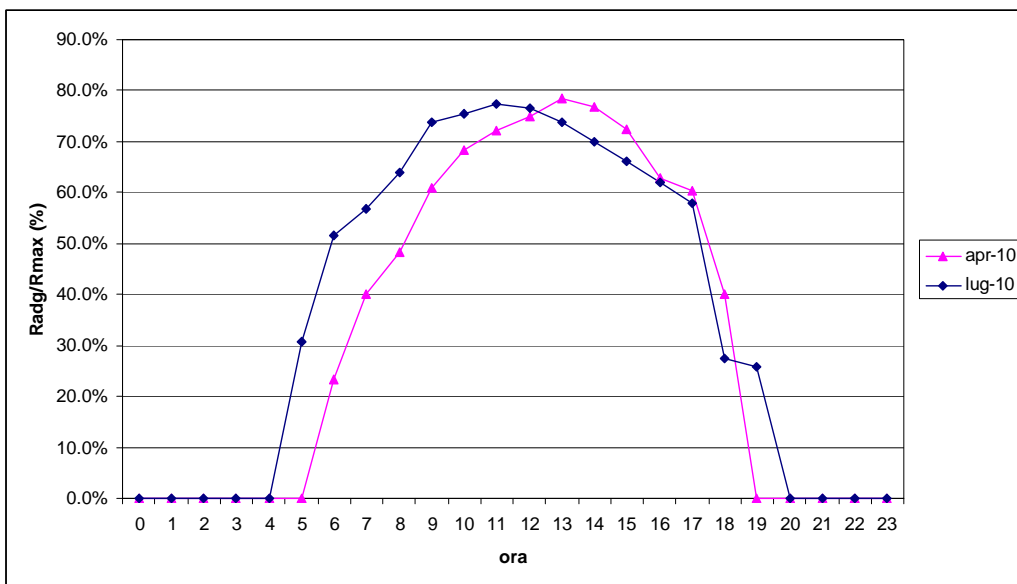


Figura A7: Proporzione (rapporto espresso in percentuale) tra i valori dei giorni medi della radiazione misurata ed i corrispondenti relativi alla radiazione massima teorica per il mesi di aprile e luglio 2010.

In Figura A8 sono rappresentate le serie temporali relative alle temperature misurate presso la stazione meteorologica durante il periodo considerato.

L'andamento dei valori medi giornalieri e di quelli orari minimi e massimi giornalieri non indica la presenza di anomalie evidenti; il valore minimo assoluto risulta di $-3.8\text{ }^{\circ}\text{C}$ corrispondente al giorno 20 dicembre 2009, il valore massimo assoluto è di $31.0\text{ }^{\circ}\text{C}$ registrato il giorno 24 luglio del 2010. Si hanno complessivamente soltanto due valori delle massime orarie giornaliere superiori a $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ mentre risultano 29 i giorni con valori minimi inferiori a $0\text{ }^{\circ}\text{C}$.

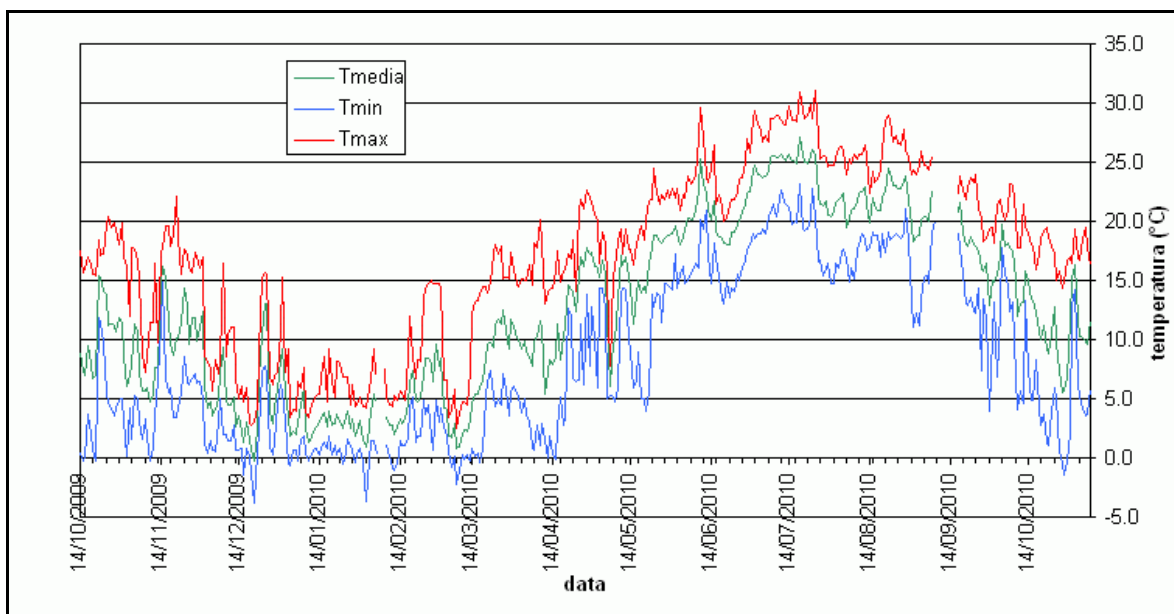


Figura A8: Temperature medie giornaliere e medie orarie massime e minime giornaliere registrate presso la stazione meteorologica di VEOLIA-TEV durante il periodo d'interesse.

Per poter simulare anche gli effetti dovuti alla deposizione umida degli inquinanti, cioè il deposito al suolo delle sostanze presenti nei fumi emessi in atmosfera, prodotto dal dilavamento delle precipitazioni, è necessario disporre ed utilizzare i dati quantitativi delle precipitazioni cumulate orarie registrate presso la stazione.

Nella Tabella A1 i valori cumulati giornalieri di precipitazione sono riportati suddivisi per classi di intensità. Si osserva che sui 380 giorni con dati validi, vi sono 160 giorni con precipitazioni corrispondenti ad una proporzione di circa il 42% dei giorni. Di questi tuttavia circa l'11% è attribuito alla classe con valori inferiori a 0.5 mm, quindi ad eventi poco significativi. Ciononostante la stazione ha registrato numerosi eventi di notevole intensità, tipici del clima della zona: si segnalano infatti gli oltre 161 mm del giorno 31 ottobre 2010, gli oltre 128 mm del 27 luglio 2010, i 100 mm del 5 agosto 2010 ed i circa 98 dell'8 novembre 2009.³

Nel complesso le precipitazioni del periodo si sono attestate su di un valore di 2056 mm, interessando 879 ore (1915.8 mm su 821 ore nel periodo di simulazione 8/11/2009 - 7/11/2010, circa il 9% delle ore complessive).

³ Il valore misurato il 31/10/2010 è in linea con quelli registrati nell'area durante l'evento meteo-idrologico dei giorni 31/10/2010-1/11/2010 e costituisce quindi una verifica indiretta del corretto funzionamento della strumentazione pluviometrica. Si veda il rapporto sull'evento disponibile presso il sito web del Centro Funzionale Regionale della Protezione Civile: http://www.cfr.toscana.it/supporto/documentazione/report_evento_31-10_01-11-2010.pdf.

Tabella A1: Distribuzione delle precipitazioni cumulate giornaliere (in mm) sul periodo 14/10/09-8/11/10.

classe	=0	(0;0.5]	(0.5;1.0]	(1.0;5.0]	(5.0;10.0]	(10.0;50.0]	(50.0;100.0]	>100.0
n° di giorni	220	42	9	38	20	42	7	2
%	57.9%	11.1%	2.4%	10.0%	5.3%	11.1%	1.8%	0.5%

3.3 Anemologia

Per la rilevanza delle grandezze anemologiche nei fenomeni di dispersione atmosferica viene di seguito presentata una descrizione di maggiore dettaglio dei dati disponibili in termini di direzione ed intensità del vento.

Nella successiva Figura A9 viene rappresentata la rosa dei venti costruita con i dati di frequenza delle classi di velocità e settori di provenienza del vento come registrati presso la stazione VEOLIA-TEV nel periodo di un anno sul quale si sono effettivamente eseguite le simulazioni (8/11/2009 - 7/11/2010).

La condizione di "calma di vento" è stata assegnata al solo valore nullo dell'intensità del vento in quanto la strumentazione installata (l'anemometro sonico) presso la stazione meteorologica non presenta per principio costruttivo una soglia di sensibilità o di innesco significativa a differenza dei più comuni anemometri meccanici [Sozzi et al. 2002].

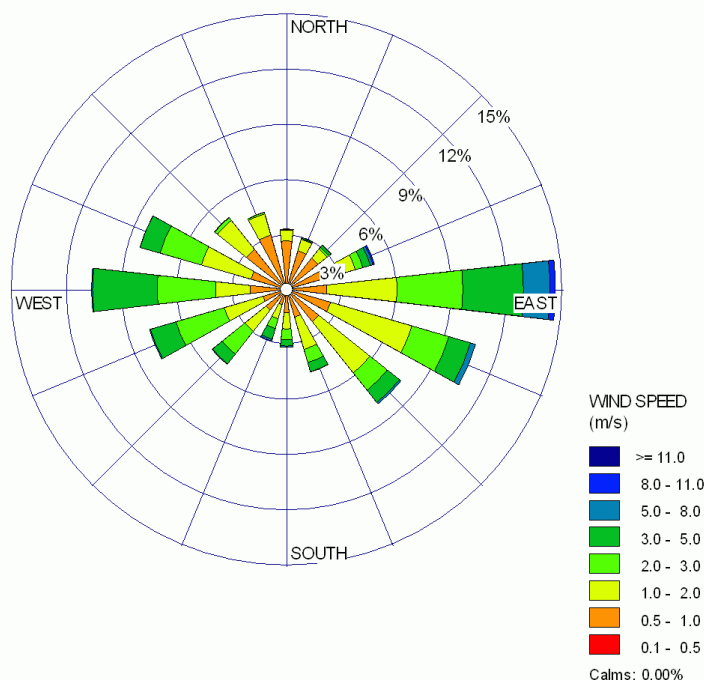


Figura A9: Rosa dei venti con la quale vengono rappresentate le frequenze delle differenti classi di velocità del vento rispetto ai settori di provenienza.

La rosa dei venti presentata in Figura A9 mostra un andamento essenzialmente bidirezionale lungo l'asse est-ovest (E-W). Le frequenze maggiori ed i venti più intensi ricadono nel settore E (14.6%), poi nel settore ESE (10.7%) e quindi nel settore W (10.6%).

In Figura A10 è riportata la distribuzione della sola frequenza delle velocità del vento per le diverse classi utilizzate anche in Figura A9.

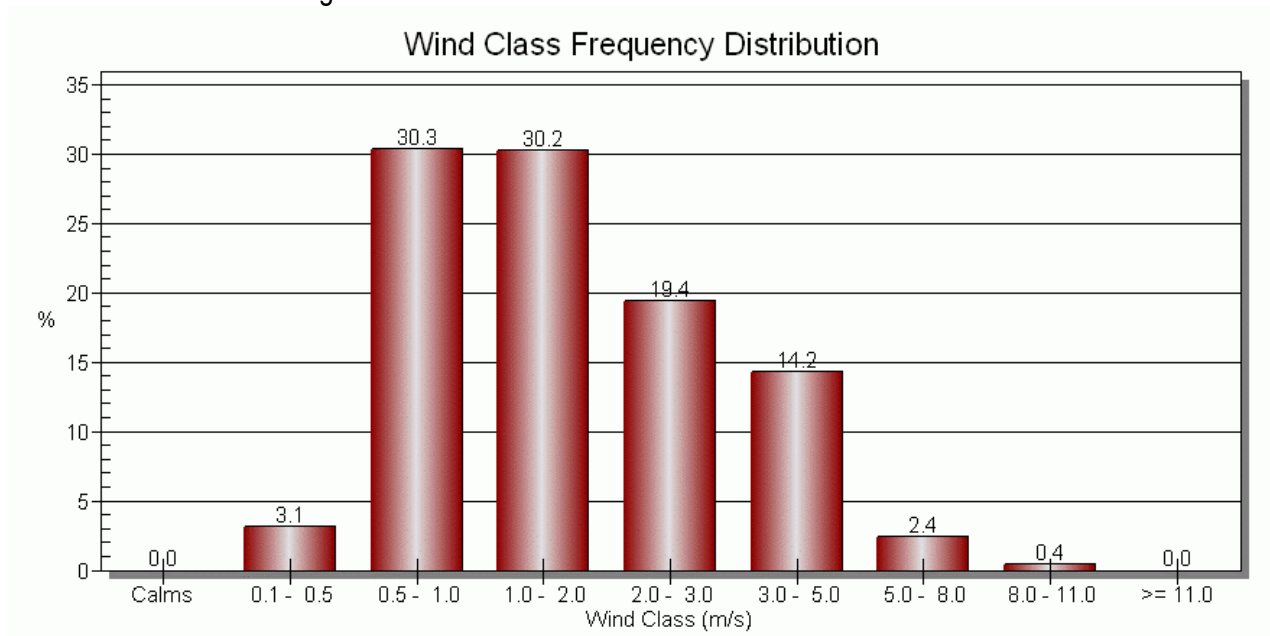


Figura A10: Distribuzione delle frequenze delle velocità del vento per le differenti classi.

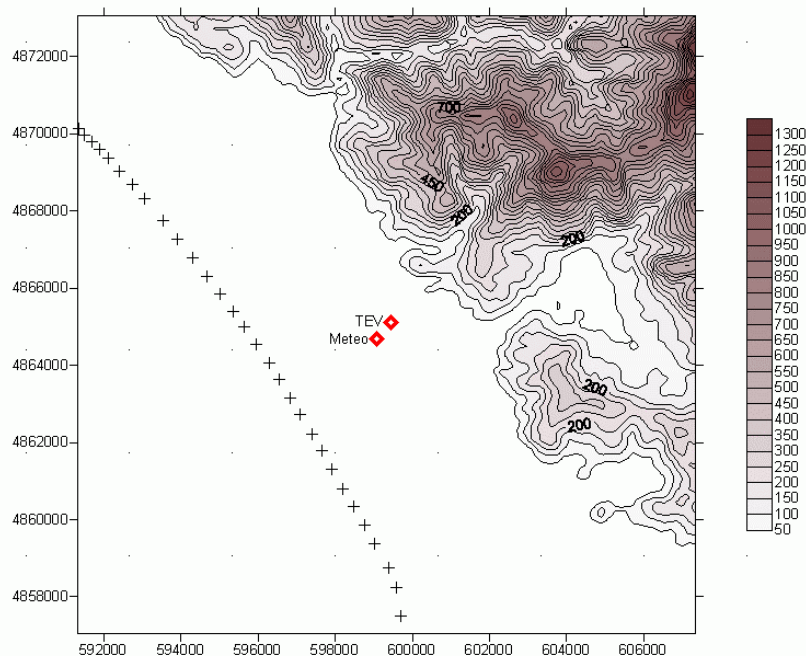


Figura A11: Rappresentazione schematica dell'area di interesse in cui sono visibili l'andamento orografico, la linea di costa (rappresentata dai simboli +) e la posizione dell'impianto TEV e della stazione meteorologica di VEOLIA-TEV (coordinate UTM Fuso 32 Datum WGS84).

Si osserva che le caratteristiche geografiche e morfologiche maggiormente rilevanti del territorio d'interesse (esemplificate in Figura A11) sono costituite dall'interfaccia terra-mare lungo una linea di costa approssimativamente orientata SE-NW, e dalla catena dei rilievi pressoché parallela alla costa; ciò avrebbe fatto presupporre una maggiore presenza di venti orientati lungo l'asse SW-NE ovvero perpendicolarmente alla linea di costa e dei rilievi. Le frequenze ottenute sembrano invece non risentire di questo specifico allineamento e presentano l'andamento E-W comune a molte aree della regione Toscana (caratteristico delle brezze terra-mare della costa più meridionale e della valle dell'Arno). A titolo di ipotesi l'andamento riscontrato può in parte derivare dalle condizioni orografiche più vicine al punto di misura caratterizzate dall'apertura della valle di Camaiore immediatamente ad E dell'impianto.

La particolare distribuzione dei venti riportata in Figura A9 può costituire un elemento di incertezza per i risultati complessivi dello studio; per tale motivo è stato ritenuto necessario sviluppare una serie di approfondimenti specifici, i risultati dei quali sono riportati e discussi in Appendice A1.⁴

Per quanto riguarda le intensità del vento si osserva che per oltre il 30% dei valori orari la velocità si è mantenuta inferiore ad 1 m/s, quindi l'area appare caratterizzata da venti sostanzialmente deboli. Venti con intensità superiore a 5 m/s sono presenti in meno del 3% delle ore mentre in circa il 50% di queste si sono registrati valori compresi tra 1 e 3 m/s.

4. Le grandezze meteorologiche necessarie per l'applicazione modellistica

Quando come in questo caso, si è interessati ad una valutazione completa delle ricadute degli inquinanti atmosferici, ovvero è richiesta la stima delle concentrazioni in aria, delle deposizioni al suolo dovute ai fenomeni di rimozione umida ed inoltre anche alla parte di deposizione legata all'interazione diretta degli inquinanti con il suolo (deposizione secca), il file di dati meteorologici richiesto in ingresso al modello di dispersione ISC3ST deve contenere i dati orari relativi alle seguenti grandezze [US-EPA 1995 - 1]:

1. direzione del vento (del flusso o di provenienza in °N),
2. velocità del vento (in m/s),
3. temperatura dell'aria ambiente (in K),
4. classe di stabilità atmosferica,
5. altezza di miscelamento in ambiente rurale (m),
6. altezza di miscelamento in ambiente urbano (m),
7. velocità d'attrito (friction velocity in m/s),
8. lunghezza di Monin-Obukhov (in m),
9. lunghezza di rugosità superficiale (in m),
10. radiazione incidente ad onda corta (in W/m²),
11. indice di area fogliare (Leaf Area Index o LAI, rapporto tra superficie fogliare e superficie del suolo, in m²/m²),
12. codice di precipitazione,
13. rateo di precipitazione (in mm/ora).

⁴ Si osserva che già all'inizio dello studio questo aspetto era stato oggetto di uno specifico sopralluogo dei tecnici ARPAT (6/10/2010) presso la stazione meteorologica di VEOLIA-TEV teso a valutare l'eventuale presenza di errori di allineamento nella strumentazione anemometrica. I risultati non avevano tuttavia evidenziato la possibilità di errori rilevanti nell'indicazione delle direzioni di provenienza del vento.

Si osserva che in realtà non tutti i dati richiesti si riferiscono effettivamente a grandezze meteorologiche o micrometeorologiche; nello specifico inoltre si osserva che i dati di radiazione incidente (10) e dell'indice di copertura fogliare del territorio (11), sono impiegati dal codice di calcolo per valutare la velocità di deposizione degli inquinanti in forma gassosa e non vengono utilizzati (pur essendo richiesti nel file di input meteorologico) se i valori di questa sono forniti direttamente al codice [US-EPA 2005]. In mancanza di dati specifici per il Leaf Area Index e seguendo le indicazioni contenute in [US-EPA 2005], nelle simulazioni è stato scelto di impostare direttamente le velocità di deposizione dei gas, per cui il dato LAI inserito è ininfluente (come lo sono i valori di radiazione incidente, comunque corrispondenti alla radiazione globale misurata presso la stazione di VEOLIA-TEV).

Il codice di precipitazione (12) specifica essenzialmente la tipologia delle precipitazioni, la quale nella classificazione meteorologica può essere assai varia (sono previste e possibili 40 diverse classi di precipitazione, si veda [US-EPA 1999]); in mancanza di informazioni specifiche, disponendo soltanto della quantità di precipitazione, si è scelto di utilizzare soltanto delle classi relative alle precipitazioni liquide (pioggia), con ciò massimizzando gli effetti di deposizione umida.⁵ La scelta effettuata (in gran parte arbitraria ma anche ininfluente poiché i coefficienti di scavenging variano soltanto tra precipitazione liquida e precipitazione solida) associa alle precipitazioni tra 0.2 ed 1 mm/ora il codice 1 (rain light), a quelle tra 1 mm/ora e 2.5 mm/ora il codice 2 (rain moderate), il codice 3 (rain heavy) a quelle con intensità tra 2.5 e 5 mm/ora ed infine il codice 6 (rain showers heavy) a quelle con intensità superiore a 5 mm/ora.

Infine, la lunghezza di rugosità superficiale z_0 è un parametro di scala mediante il quale (all'interno della teoria della similarità) vengono espresse le relazioni che legano i valori delle diverse variabili (in particolare intensità del vento e temperatura) alle differenti altezze nello strato superficiale del PBL o nell'intero PBL. La rugosità superficiale dipende dalle caratteristiche di uso del suolo del territorio circostante le sorgenti emmissive essendo legato alle dimensioni verticali medie degli ostacoli presenti sulla superficie⁶, ed assume un ruolo rilevante per la definizione e determinazione delle grandezze micrometeorologiche [Sozzi et al. 2002], [Garratt 1994]. Considerando che l'area attorno all'impianto TEV ed alla stazione meteorologica è caratterizzata da un territorio rurale con alberature non elevate né dense e da edifici sparsi, si è optato per un valore pari a 0.5 m, intermedio tra quello tipico urbano (1 m) ed i valori attribuiti alle aree rurali coltivate.⁷

4.1 Trattamento dei dati mancanti

Il modello di simulazione utilizzato accetta la presenza di dati mancanti o non validi all'interno del file di input meteorologico. Questi dati devono essere identificati da un codice ed al modello deve essere indicato di utilizzare le routine specifiche per il loro trattamento [US-EPA 1995 - 1]. In tal caso alle ore di simulazione corrispondenti a dati meteorologici mancanti vengono assegnati valori di concentrazione (e deposizione ecc.) nulla; questi valori di concentrazione tuttavia non vengono computati nel calcolo delle medie su tempi di mediazione più lunghi.

⁵ Seguendo quanto indicato in [US-EPA 2005], i valori relativi al *wet scavenging rate coefficient* impostati nelle simulazioni sono dedotti da [US-EPA 1995 - 2] per le precipitazioni liquide, mentre per quelle solide si assume un valore pari a circa un terzo di questi.

⁶ Esiste un'altra grandezza "d" o displacement height legata all'altezza media degli ostacoli alla superficie ed utilizzata insieme a z_0 per definire il profilo verticale del vento. Si veda [Sozzi et al. 2002].

⁷ Lo stesso valore era stato impiegato nello studio di dispersione relativo all'impianto attuale effettuato dal Politecnico di Milano [POLIMI 2008]. Si vedano anche i valori indicativi riportati nella Tabella 6-10 a pag. 6-28 in [US-EPA 2000].

Nel caso in cui i dati mancanti siano riferiti ad ore isolate ovvero coprano periodi di poche ore è in genere preferibile assegnare a queste ore dei valori validi scelti seguendo alcune procedure e metodi [US-EPA 2000].

Nel presente caso per periodi di dati mancanti non superiori a 4 ore è stato scelto di inserire i dati delle ora/e precedenti e/o successive (criterio di persistenza).

I periodi di dati mancanti più estesi (ovvero superiori alle 4 ore) sono stati trattati in due diversi modi generando quindi due differenti set di dati meteorologici: nel primo i dati mancanti sono stati caratterizzati da un valore interpretabile come dato non valido dal codice di simulazione. Questo significa che le ore con dati meteorologici mancanti sono praticamente escluse dal calcolo delle concentrazioni medie di lungo periodo. Nel trattamento alternativo, tenendo conto di questo aspetto, i dati mancanti per periodi lunghi (nel caso presente sono periodi di lunghezza superiore ad un giorno) sono stati sostituiti con valori relativi ai giorni precedenti e/o successivi. Il confronto tra i risultati delle simulazioni effettuate considerando i due set di dati meteorologici permette di valutare il peso che l'assenza di dati riscontrata in questa applicazione può produrre sulle concentrazioni stimate nell'applicazione.

Nel caso presente le differenze si riferiscono ad un numero molto limitato di valori (circa 200 ore rispetto alle 8760 dell'anno) per cui non sono attese differenze significative nel confronto tra i risultati medi annui.

4.2 Trattamento dei valori di calma di vento

Il modello di dispersione scelto è fondamentalmente basato sulla soluzione analitica gaussiana, ciò significa che valori di velocità del vento inferiori ad 1 m/s possono produrre stime di concentrazioni non realistiche ovvero eccessivamente elevate. Per tale motivo quando la velocità del vento utilizzata per la stima della concentrazione risulta inferiore ad 1 m/s, il codice di calcolo la pone pari ad 1 m/s. Si tenga conto che la velocità del vento impiegata dal modello non è il valore letto nel file meteorologico bensì quello calcolato a partire da questo riportato alla quota di emissione. Tale passaggio viene effettuato utilizzando l'espressione

$$u(z) = u(10) \cdot \left(\frac{z}{10}\right)^p$$

in cui z è la quota di emissione, 10 (metri) quella di misura standard del vento⁸, u indica la velocità del vento e p è un esponente che dipende dalle caratteristiche del territorio in cui avviene la dispersione (rurali o urbane) e varia con le classi di stabilità atmosferica [US-EPA 1995 - 2].

Dall'espressione precedente (e dai valori di p impiegati nel caso rurale, che è quello che qui interessa), è facile vedere che considerando un'altezza pari a 50 m (altezza di emissione dell'impianto attuale) vengono riportati ad 1 m/s quei valori di velocità del vento (alla quota di misura di 10 m) pari a 0.8 m/s per le classi A, B e C, 0.7 m/s per la D, 0.5 m/s per la E e 0.4 m/s per la F; quindi i valori superiori a queste soglie risultano utilizzabili per la dispersione senza alcuna necessità di intervento correttivo da parte del modello. I valori dell'intensità del vento misurati, inferiori a queste soglie, vengono invece sostituiti con la velocità pari ad 1 m/s all'altezza dell'emissione (50 m).

Il numero di dati interessato dalla correzione è riportato in Tabella A2 facendo riferimento alle altezze di emissione dei due impianti (50 m per quello attuale, 24 m per quello precedente).

⁸ La quale può ovviamente essere modificata, in tal caso se questa è z_m tale valore va inserito nell'espressione al posto del valore 10.

Considerando i dati del vento misurati, la cui distribuzione di frequenza è riportata in Figura A10, si osserva che circa il 3% di questi è nella classe con intensità del vento inferiore a 0.5 m/s, mentre ben il 30% dei valori orari appartiene alla classe con intensità compresa tra 0.5 ed 1 m/s.

Viceversa le frequenze riportate in Tabella A2 (colonna del totale) indicano che nel caso di emissione avente altezza di 24 m (vecchio impianto) circa il 13% dei valori orari viene corretto portando il valore ad 1 m/s, mentre per l'emissione posta a 50 m soltanto poco più del 3% delle ore ricade in questa condizione. Questi valori rappresentano sostanzialmente quelli che possono essere ritenuti corrispondenti alla condizione di calma di vento (e potrebbero quindi essere impostati pari al valore di 0.0 m/s).⁹

Tabella A2: Numero di dati orari con velocità del vento corretta dal modello ad 1 m/s.

Classe di stabilità	A	B	C	D	E	F	totale
Altezza emissione 24 m	13	126	69	214	295	441	1158 (13.2%)
Altezza emissione 50 m	4	95	49	69	61	33	311 (3.5%)

Il modello può trattare i dati di calma di vento in analogia con le procedure attuate per i dati mancanti (concentrazioni nulle che non rientrano nel calcolo delle medie di lungo periodo); oppure, come precedentemente visto, ponendo la velocità del vento pari ad 1 m/s. Per il caso dell'impianto attuale (sorgente a 50 m) si può ragionevolmente ritenere che il trattamento come calme dei venti (impostazione del valore 0.0 per la velocità nel file di input meteorologico [US-EPA 2000]) non comporti differenze sostanziali nella stima delle concentrazioni annue, per cui le due possibili opzioni dovrebbero essere sostanzialmente equivalenti. Diversamente, nel caso di sorgente a 24 m di altezza il numero di valori orari non considerati nelle stime se impostati come calma di vento risulta significativo (oltre 1000 ore). Per questo motivo si è ritenuto preferibile predisporre i file di input meteorologico senza operare l'impostazione dei valori di calma di vento.

5. Stima delle grandezze meteorologiche e micrometeorologiche derivate

Per quanto riguarda la caratterizzazione dello stato di turbolenza atmosferica il modello impiegato ricorre da un lato alla suddivisione tra condizioni rurali ed urbane, dall'altro all'impiego dei valori orari delle stime della classe di stabilità atmosferica nella formulazione di Pasquill (da A o 1 la più instabile, a F o 6 la più stabile). Nel seguito viene riportata una sintesi delle analisi effettuate sulle diverse procedure di stima delle classi di stabilità, con i relativi riepiloghi quantitativi e le scelte finali operate.

Vengono poi presentati i metodi e le procedure di stima attuate per la valutazione dell'altezza di miscelamento (in ambito rurale ed urbano) e quindi la metodologia adottata per quelle delle altre grandezze micrometeorologiche richieste per le simulazioni.

5.1 Classi di stabilità atmosferica

Esistono numerose formulazioni per la stima delle classi di stabilità atmosferica le quali differiscono essenzialmente per le grandezze meteorologiche considerate. Le stime che si ottengono con l'impiego di questi diversi metodi non risultano sempre equivalenti.

⁹ Si ricorda infatti che in questo caso praticamente non sussiste un valore di soglia dovuto alla sensibilità dello strumento di misura, il quale, quando presente, costituisce un valore naturale per l'individuazione delle calme di vento.

In [US-EPA 2000] per l'uso dei modelli (come ISC3ST) che utilizzano la formulazione di Pasquill-Gifford per le sigma di dispersione (allargamento del pennacchio) viene indicato di impiegare la formulazione di Turner. Questa richiede l'impiego di una serie di dati di grandezze disponibili per le stazioni meteorologiche della rete nazionale statunitense (NWS), di difficile reperimento presso le stazioni meteorologiche italiane e non contemplate per quelle automatiche come quella di VEOLIA-TEV.¹⁰

Per le stazioni automatiche che dispongono della misura oraria della radiazione globale e di quella netta è possibile e preferibile utilizzare una formulazione alternativa che impiega queste grandezze unitamente alla intensità del vento [Sozzi 2003]; in Tabella A3 sono riportati gli schemi di calcolo previsti per le ore diurne e per quelle notturne (di seguito indicati come cls_r).¹¹

Tabella A3: Determinazione della classe di stabilità utilizzando la radiazioni globale (periodo diurno, tabella in alto) e la radiazione netta (periodo notturno, tabella in basso) insieme alla velocità del vento [Sozzi 2003].

Vento (m/s)	Radiazione Solare Globale (W/m ²)					
	>700	700÷540	540÷400	400÷270	270÷140	<140
<2	A	A	B	B	C	D
2 ÷ 3	A	B	B	B	C	D
3 ÷ 4	B	B	B	C	C	D
4 ÷ 5	B	B	C	C	D	D
5 ÷ 6	C	C	C	C	D	D
>6	C	C	D	D	D	D

Vento (m/s)	Radiazione Netta (W/m ²)		
	> -20	-20 ÷ -40	< -40
< 2	D	F	F
2 ÷ 3	D	E	F
3 ÷ 5	D	D	E
5 ÷ 6	D	D	D
> 6	D	D	D

Nel caso presente, l'analisi dei dati precedentemente svolta ha portato ad escludere l'impiego della radiazione netta per il calcolo della classe di stabilità; pur in presenza di dubbi anche sulle misure della radiazione globale, si è ritenuto che queste siano impiegabili per la stima della classe di stabilità. Evidentemente lo schema di calcolo in Tabella A3 non è utilizzabile pienamente in quanto non ne può essere applicata la parte relativa al periodo notturno.

Considerando la presenza di queste difficoltà per la stima oraria delle classi di stabilità sono state sperimentate una serie di formulazioni alternative.

¹⁰ La formulazione di Turner prevede la valutazione del *Net Radiation Index*, non fondato sulla misura della radiazione netta bensì sulla stima della copertura nuvolosa e dell'altezza delle nubi. In [US-EPA 2000] è preferito l'impiego della copertura opaca delle nubi. Queste informazioni sono reperibili esclusivamente presso le stazioni presidiate di tipo aeronautico.

¹¹ Si osserva che lo schema diurno di questa formulazione è diverso da quello proposto nella parte diurna del SRDT method [US-EPA 2000] che impiega le stesse variabili (radiazione solare e intensità del vento).

Alcune di queste richiedono comunque la disponibilità della stima della copertura nuvolosa (ovvero frazione di cielo coperta dalle nubi, espressa talvolta in decimi altre volte in ottavi); per tale motivo si è cercato di valutare questa grandezza in ogni ora del periodo di interesse, impiegando i dati disponibili relativi alla stazione meteorologica dell'Aeroporto San Giusto di Pisa distante circa 30 km dal sito di interesse.¹²

Utilizzando i valori di copertura nuvolosa insieme alla velocità del vento ed alla radiazione globale, è stata implementata la stima della classe di stabilità secondo lo schema (Pasquill-Turner, di seguito indicato come cls_PTS) presentato in [Seinfeld 1986], nel quale viene impiegata una parte della valutazione secondo lo schema di Turner per rendere quantitativa la formulazione originale di Pasquill. In gran parte analoga alla precedente è la formulazione indicata in [US-EPA 1992] (in seguito cls_Sc) nella quale alla radiazione globale è sostituita l'elevazione solare e la copertura nuvolosa.

Un'altra formulazione esaminata ed implementata è quella indicata in [US-EPA 2000] come σ_A method (cls_sigma) nella quale si impiegano l'elevazione solare (per distinguere tra condizioni diurne e notturne, queste ultime sono individuate da un'elevazione solare inferiore a 15°), la velocità del vento e la deviazione standard orizzontale della direzione del vento (grandezza tra quelle misurate presso la stazione di VEOLIA-TEV); per effettuare quest'ultima stima occorre anche fornire il valore della lunghezza di rugosità superficiale (z_0).

Ulteriori stime sono state ottenute accoppiando diversamente dai metodi originali alcuni degli schemi di calcolo precedenti relativi ai periodi diurno e notturno.

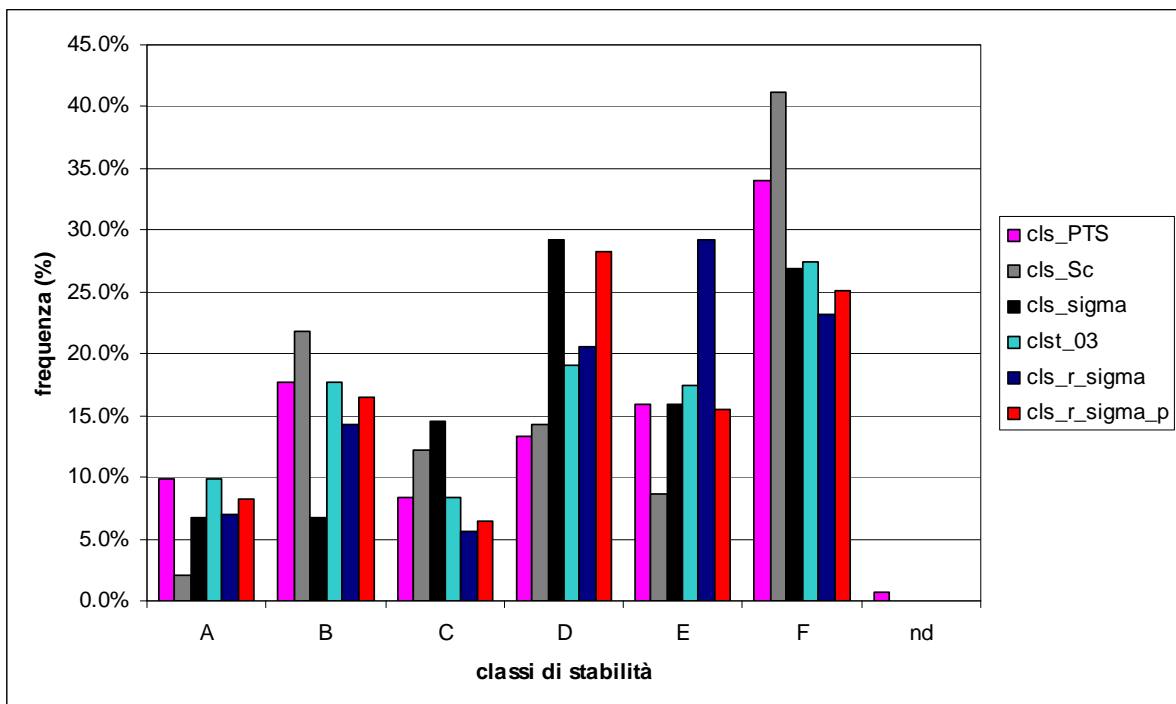


Figura A12: Distribuzione delle frequenze delle classi di stabilità per i differenti schemi di stima applicati.

¹² I dati utilizzati corrispondono a quelli descrittivi delle condizioni meteorologiche, equivalenti al tracciato METAR, ottenibili all'indirizzo: <http://www.wunderground.com/history/airport/> inserendo il codice LIRP.

In particolare è stato sperimentato lo schema (indicato come cls_03) che adotta il metodo di cls_PTS per il periodo diurno e quello cls_sigma per il notturno (il quale impiega quindi i valori relativi a velocità del vento, radiazione globale, copertura nuvolosa e deviazione standard della direzione del vento, nonché calcolo dell'elevazione solare e valore scelto per la rugosità).

Ancora è stata implementata la stima secondo uno schema (cls_r_sigma) che utilizza per il periodo diurno quello di Tabella A3 mentre per il periodo notturno il calcolo viene effettuato come in cls_sigma.

Infine è stato valutato lo schema di stima (cls_r_sigma_p) analogo al cls_r_sigma, ma nel quale viene assegnata a priori la classe neutra D (o 4) alle ore con precipitazione.

I risultati ottenuti, mostrati graficamente in Figura A12, indicano come atteso una notevole variabilità al variare del metodo adottato. Tutti i dataset ottenuti mostrano comunque frequenze elevate per la classe F, quella di maggiore stabilità.

Si osserva che in genere dovrebbe essere la classe neutra D quella più frequente essendo riferita sia al periodo diurno che a quello notturno; nel caso presente questa prevalenza si manifesta nei risultati ottenuti con i metodi di stima indicati come cls_sigma e cls_r_sigma_p.

In considerazione dell'incertezza associata alle stime del parametro deviazione standard della direzione del vento (fortemente dipendente dalla tipologia dello strumento di misura [Sozzi 2003]), utilizzato in entrambi questi schemi, e cercando di mantenere per quanto possibile l'impianto presente nell'originario schema cls_r, si è ritenuto preferibile adottare i risultati ottenuti con il metodo cls_r_sigma_p.

5.2 Altezza dello strato di rimescolamento

La stima dell'altezza dello strato di rimescolamento (*h_{mix}*) richiede in genere la disponibilità dei profili verticali di temperatura relativi almeno ad alcune ore del giorno.¹³ Misure di questo tipo effettuate mediante radiosondaggi sono disponibili presso alcuni aeroporti italiani. Esistono poi rare misure effettuate con strumentazione remote sensing [Sozzi et al. 2002] aventi comunque ridotta regolarità. Gli aeroporti più vicini al sito di interesse per i quali possono essere disponibili i dati di profilo sono quelli di S. Pietro Capofiume Bologna, Pratica di Mare Roma e Linate Milano; tutti luoghi a distanze superiori ai 100 km dal sito di interesse e da esso separati da rilievi o posti in situazioni orografiche e latitudini assai differenti. Difficilmente quindi i dati di profilo relativi a questi siti possono essere assunti validi per l'area della Versilia; o, almeno, non senza aver effettuato qualche specifica campagna di misura e validazione.

L'alternativa alle misure di profilo è quella di utilizzare i valori disponibili prodotti dai modelli meteorologici prognostici.

Misure o stime modellistiche devono comunque essere acquisite, anche a titolo oneroso non essendo in generale liberamente disponibili.

In questo caso invece, nell'ambito dell'impostazione semplificata e conservativa delle stime, i valori dell'altezza di rimescolamento non sono ottenuti attraverso i profili verticali, bensì attraverso un processo di stima (parametrico) che utilizza i dati rilevati al suolo.

In particolare è stata seguita la tecnica riportata in [US-EPA 1992] implementata nel codice di dispersione semplificato SCREEN3 dell'US-EPA, secondo la quale in presenza di condizioni instabili (classi di stabilità A, B e C) o neutre (classe D) l'altezza di rimescolamento viene stimata come dovuta alla sola componente di turbolenza di origine meccanica; trascurando così la componente di origine termica spesso

¹³ Risulta preferibile disporre anche del profilo relativo all'umidità per il calcolo delle temperature potenziali; inoltre alcuni dei possibili metodi di stima, soprattutto nel caso stabile, possono essere effettuati per mezzo del profilo verticale dell'intensità del vento; per una rassegna completa si veda [COST710 1997].

preponderante in tali condizioni. Viceversa in condizioni stabili (classi di stabilità E ed F) viene ipotizzata la presenza di un gradiente di temperatura (lapse rate) corrispondente a tali condizioni stabili a qualunque quota.¹⁴ In questo caso *hmix* è posto pari a 10000 m.

Si osserva che questa impostazione nei casi stabili, oltre a ridurre l'innalzamento e l'allargamento verticale dei fumi rilasciati da un camino qualunque sia la sua altezza, non permette di innescare il tipico meccanismo (presente nella formulazione estesa dei modelli di tipo gaussiano) di riflessione verso il basso del pennacchio quando questo raggiunge la quota di *hmix*.

Sempre seguendo il principio di mantenere conservative le stime di ricaduta, a questa valutazione dell'altezza di miscelamento sono apportate alcune variazioni. Innanzitutto viene definita un'altezza minima¹⁵ di *hmix* la quale viene fatta variare nel corso dell'anno (moltiplicando il valore base per un coefficiente che varia mensilmente: pari ad 1 nel mese di gennaio, raggiunge il valore massimo pari a 2 nel mese di luglio e ridiminuisce fino a 1.1 nel mese di dicembre). Qualora la stima per le classi instabili o neutra porti ad un valore inferiore al valore minimo, viene corretta impostando *hmix* pari a quest'ultimo. Questo accorgimento si rende necessario per evitare di avere situazioni nelle quali l'emissione si produca ad una altezza superiore ad *hmix*, poiché in tal caso le concentrazioni al suolo stimate dal modello risulterebbero nulle. Infine per le stime relative alle classi instabile e neutra viene comunque inserito un valore massimo (in questo caso fissato pari a 2000 m).

Per valutare anche la sensibilità dei risultati (e quindi la loro robustezza) rispetto alla stima dell'altezza di rimescolamento è stato predisposto un ulteriore set di dati meteorologici di input al modello di dispersione nel quale viene proposta una stima alternativa di *hmix*.

In questo set alternativo la stima dell'altezza di rimescolamento è effettuata estendendo alle situazioni stabili la valutazione parametrica precedentemente limitata a quelle instabili e neutra; inoltre viene inserita una correzione alle precedenti valutazioni per le classi instabili che tende in modo assai semplificato a riprodurre un apporto dovuto alla situazione convettiva.

Per tutte le situazioni quindi vengono prima stimati i valori della friction velocity u_* (si veda la sezione successiva). Nel caso di classi stabili vengono valutate le seguenti stime [Lena, Desiato 1999], [Sozzi 2003]¹⁶:

$$hmix = 2400 \cdot (u_*)^2$$

$$hmix = 28 \cdot (u(10))^{3/2}$$

$$hmix = 125 \cdot u(10)$$

tra le quali viene effettuata la media che viene poi confrontata con il valore minimo mensile e tra i due viene scelto il valore più elevato.

Per le classi instabili e neutra viene ancora calcolato il valore corrispondente alla turbolenza di origine meccanica e come per il precedente metodo si ha:

$$hmix_a = 0.3 \cdot \frac{1}{2\Omega \cdot \sin \phi} \cdot u_*$$

in cui ϕ è la latitudine e $\Omega=0.00007292116$ (rad/s) è la velocità angolare terrestre.

¹⁴ Questo significa in pratica che in condizioni di stabilità (E ed F) a tutte le quote sono presenti condizioni di inversione termica.

¹⁵ Nei file meteorologici predisposti per questo studio è stato scelto un valore minimo di *hmix* pari a 150 m.

¹⁶ In realtà questa procedura adottata per le classi stabili ha un'influenza molto limitata sulle simulazioni modellistiche in quanto ISC3ST utilizza comunque per tali classi il valore pari a 10000 m analogo a quello impostato nel primo set di dati.

A questo valore viene aggiunto un termine che varia mensilmente tra 100 m (gennaio) e 200 m (luglio), il quale costituisce una correzione convettiva.

Per rendere maggiormente realistiche le stime il dato orario così valutato viene mediato con quello dell'ora precedente. Anche in questo caso, e stavolta per tutte le condizioni di stabilità, le stime vengono limitate al valore massimo precedentemente indicato.

In questo set alternativo vengono introdotti alcuni elementi di arbitrarietà, ma viene mantenuto il livello conservativo per le stime di concentrazione e nel complesso i valori ottenuti risultano maggiormente realistici. Infatti la correzione convettiva introdotta risulta comunque molto limitata soprattutto quando viene applicata nel periodo estivo, ma introduce una variazione che certamente in certi periodi dell'anno è preponderante rispetto alla stima legata alla sola turbolenza di origine meccanica.

In Figura A13 sono confrontati i valori di $hmix$ (nell'ipotesi di condizioni rurali) dei due set di dati, considerando tutte le ore con condizioni instabili o neutre. Poiché per i due insiemi di dati (come viene spiegato nella sezione successiva) i valori della friction velocity u_* sono stimati con metodi differenti e quello relativo al primo set di dati (indicato con *s* come *screen*) porta a valori maggiori o uguali all'altro (indicato con *a*, come *alternativo*), ne consegue che le stime di $hmix$ del primo set possono essere anche superiori a quelle del secondo set.

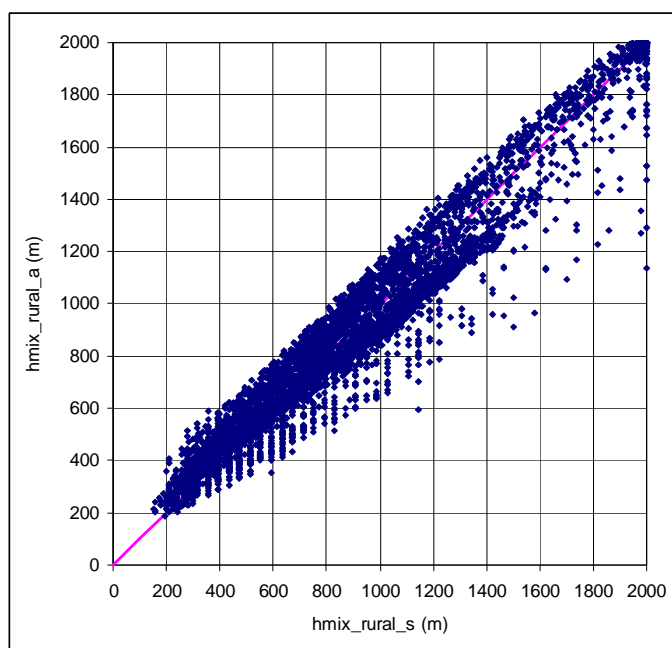


Figura A13: Confronto tra i valori delle stime di $hmix$ nel caso rurale (prodotte con i due differenti metodi) dei due insiemi di dati meteorologici preparati, relativi alle classi instabili e neutra. Il valore minimo di $hmix$ impostato è di 150 m, mentre il valore massimo è di 2000 m.

Occorre tuttavia osservare che la scelta di impiegare il modello ISC3ST dell'US-EPA per le simulazioni della dispersione comporta che l'altezza di miscelamento nelle classi di stabilità E ed F venga posta comunque pari a 10000 m [US-EPA 1995 - 2] annullando le differenze all'interno dei due set di dati.

Di conseguenza le differenze tra i risultati che si ottengono con i due insiemi di dati meteorologici in termini di concentrazioni (si veda la Parte C dello studio) riflettono le variazioni riportate nell'altezza di miscelamento mostrate in Figura A13, per quanto riguarda l'influenza di tale parametro.

5.3 Grandezze micrometeorologiche

Come anticipato, i valori di alcune grandezze micrometeorologiche sono necessari per la stima attraverso il modello di dispersione degli effetti di deposizione secca degli inquinanti. Inoltre si è visto che anche nella stima dell'altezza di miscelamento si è utilizzata la velocità di attrito.

Le grandezze di cui sono richiesti i valori sono quindi la velocità di attrito u_* (friction velocity) e la lunghezza di Monin-Obukhov¹⁷ L_{MO} o anche il suo reciproco $1/L_{MO}$, le quali all'interno della teoria della similarità risultano legate da alcune relazioni. In effetti la loro derivazione è sempre analitica non essendo grandezze direttamente misurabili; la loro stima sperimentale richiede in genere misure di turbolenza [Sozzi et al. 2003].

Nel primo set di dati predisposto, sempre seguendo il metodo implementato in SCREEN3 [US-EPA 1992], la velocità di attrito viene stimata attraverso una relazione semplificata che nel caso neutro la lega alla velocità del vento misurata, alla quota di misura ed alla rugosità superficiale, ovvero:

$$u_* = \frac{k \cdot u(z)}{\ln(z/z_0)}$$

in cui $k=0.4$ la costante di Von Karman.

Per quanto riguarda la lunghezza di Monin-Obukhov non esiste una relazione univoca tra il suo valore e la classe di stabilità [Golder 1972], anche se sono state definite alcune relazioni che permettono di ricavare L_{MO} a partire dalla classe di stabilità e dalla rugosità superficiale [Seinfeld 1986]. Considerando invece i risultati originali in [Golder 1972] riportati in Figura A14, si osserva che per una data classe di stabilità e valore di rugosità è possibile definire un intervallo di valori di $1/L_{MO}$.

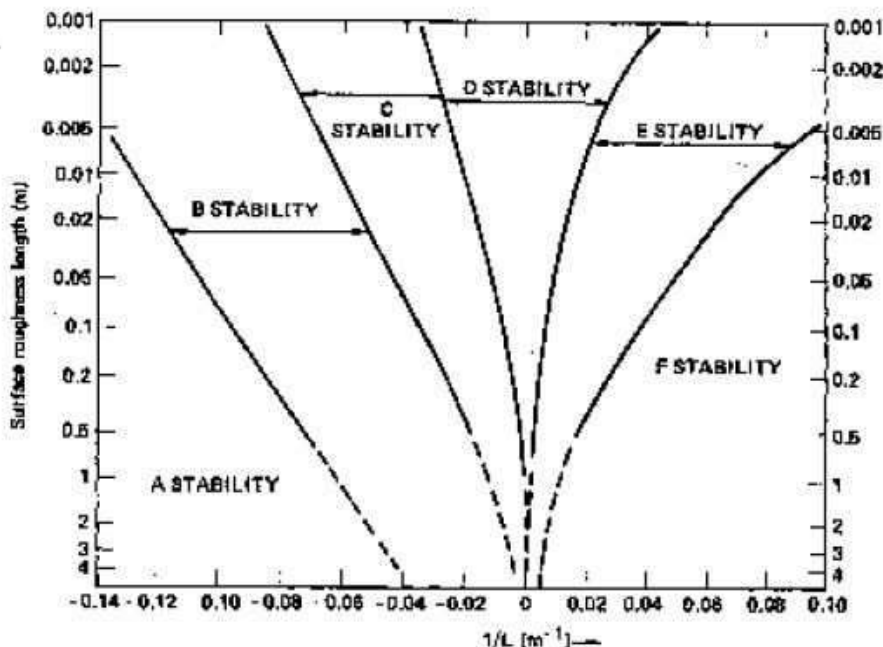


Figura A14: Rappresentazione grafica delle relazioni tra classe di stabilità, lunghezza di rugosità e reciproco della lunghezza di Monin-Obukhov. Figura tratta da [Golder 1972].

¹⁷ La lunghezza di Monin-Obukhov viene anche utilizzata per descrivere e discriminare tra condizioni stabili, neutre e convettive.

Per tale motivo si è scelto di assumere come stime orarie della grandezza i valori ottenuti campionando casualmente (con distribuzione uniforme) all'interno di questi intervalli.

In caso di condizioni neutre (classe di stabilità D) viene impostato sempre un valore di L_{MO} pari a 10000 m.

Mentre per quanto riguarda la lunghezza di Monin-Obukhov tale metodo di stima viene adottato anche nel set di dati alternativo, in questo caso per la stima della velocità di attrito si utilizzano le relazioni complete della teoria della similarità all'interno dello strato superficiale [Stull 1988].

Per le classi stabili e la neutra viene valutato

$$u_* = \frac{ku(z)}{\ln\left(\frac{z}{z_0}\right) + 5 \cdot z \cdot \frac{1}{L_{MO}}}$$

(la quale nel caso neutro con $1/L_{MO} \approx 0$ si riduce alla precedente espressione).

Per le classi instabili si utilizzano invece le espressioni seguenti:

$$u_* = \frac{k \cdot u(z)}{\ln\left(\frac{z}{z_0}\right) - \psi_m\left(\frac{z}{L_{MO}}\right) + \psi_m\left(\frac{z_0}{L_{MO}}\right)}$$

con

$$\psi_m(x) = -2 \cdot \ln\left[\frac{1+x}{2}\right] - \ln\left[\frac{1+x^2}{2}\right] + 2 \cdot \tan^{-1}(x) - \frac{\pi}{2} \quad x = \left(1 - \frac{15 \cdot z}{L_{MO}}\right)^{\frac{1}{4}}$$

In Figura A15 è rappresentata graficamente la relazione tra i valori di u_* dei due set di dati predisposti.

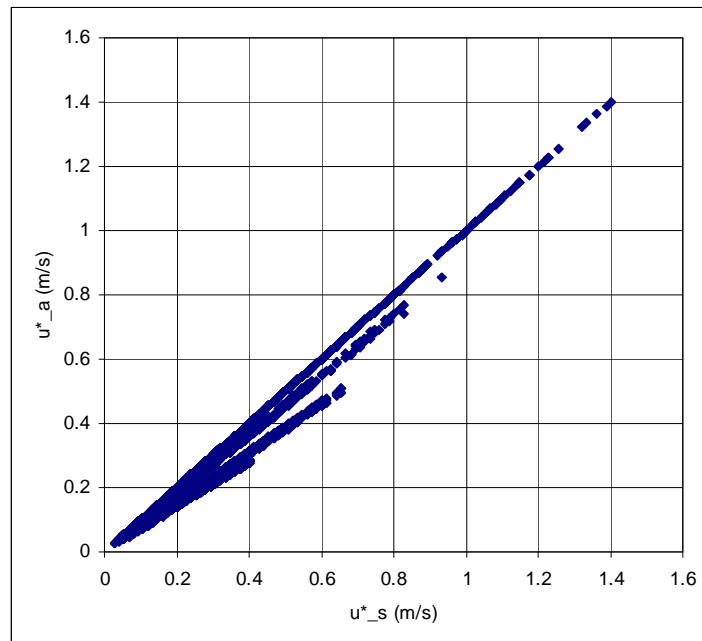


Figura A15: Confronto tra i valori delle stime di u_* dei due insiemi di dati meteorologici preparati (indicati con s ed a). I dati sulla diagonale della figura sono quelli relativi alla classe neutra, coincidenti per le due modalità di stima.



Nella figura sono visibili i dati relativi alla condizione neutra (classe di stabilità D), corrispondenti ai valori sulla diagonale, comuni cioè ad entrambi i set di dati. Le altre tracce visibili si riferiscono alle altre differenti classi di stabilità. Si osserva come in questi casi i valori di u_* del set alternativo risultano inferiori ai corrispondenti dell'altro insieme di dati.

6. Conclusioni

La disponibilità di dati meteorologici, in particolare anemologici, misurati presso il sito di interesse costituisce senz'altro la migliore garanzia per lo sviluppo di una applicazione modellistica della dispersione in atmosfera. Ciononostante l'impiego di un modello di dispersione, che abbia l'obiettivo di valutare tutti gli aspetti di interazione e di impatto con l'ambiente ed il territorio circostante dovuti alle emissioni di una sorgente, richiede in generale la disponibilità di dati relativi a numerose altre grandezze, molte delle quali di norma non rilevate. Questo comporta la necessità di provvedere delle stime delle grandezze necessarie; ciò viene di norma effettuato utilizzando delle parametrizzazioni che esprimono il valore delle grandezze richieste in funzione di quello di altre grandezze e parametri, oppure ricorrendo a stime provenienti da modelli meteorologici.

Nel presente caso, tenuto conto del carattere preliminare della valutazione modellistica per la quale i dati vengono predisposti, si è cercato di provvedere elaborando delle procedure di stima semplificate fondate sulle misure disponibili, tendenti comunque a produrre valutazioni conservative delle ricadute sul territorio.

Per poter poi verificare la sensibilità dei risultati rispetto alle scelte operate sono stati predisposti dei dataset alternativi con stime effettuate mediante metodi differenti.

L'analisi dei dati meteorologici misurati presso la stazione di VEOLIA nelle vicinanze dell'impianto TEV di Pietrasanta ha mostrato la presenza di alcune criticità, tra le quali va sicuramente citato il comportamento fortemente anomalo del radiometro netto. L'inutilizzabilità dei dati di radiazione netta ha richiesto un'attività supplementare indirizzata ad ottenere stime alternative delle classi di stabilità atmosferica.

La presente relazione chiarisce ed esplicita in dettaglio i dati utilizzati e le tecniche di elaborazione adottate per la predisposizione dei files di dati meteorologici per l'applicazione del modello ISC3ST.

Dal punto di vista dei contenuti si osserva che la descrizione anemologica ottenuta dalle misure si discosta in parte da quella attesa in base a semplici considerazioni orografiche. Per tale motivo sono stati sviluppati alcuni approfondimenti anche strumentali, attraverso i quali si è cercato di valutare a posteriori l'attendibilità della misura della direzione del vento. I risultati di tale approfondimento tecnico sono riportati in Appendice A1.

Sinteticamente questi risultati indicano che entro i limiti della verifica attuata la misura della grandezza direzione del vento appare corretta e conseguentemente i risultati complessivi dello studio sono da considerarsi sotto questo aspetto affidabili. Le eventuali particolarità presenti nei dati meteorologici possono pertanto essere attribuite in parte a caratteristiche peculiari del sito di misura, in parte alla variabilità meteorologica; la dipendenza da quest'ultimo aspetto non può essere superata senza l'impiego di dati meteorologici relativi ad un periodo sufficientemente lungo.¹⁸

Rimane ipotizzabile, all'interno di una eventuale seconda fase dello studio, lo sviluppo di una specifica analisi da svolgersi mediante misure strumentali e applicazioni modellistiche, avente l'obiettivo della ricostruzione del campo dei venti sull'area di interesse; tenendo comunque presente che anche un simile approccio non risulta certamente privo di incognite ed incertezze.

¹⁸ In [US-EPA 2005] per le simulazioni della dispersione viene richiesto l'utilizzo di set di dati meteorologici relativi ad almeno 5 anni.



Acknowledgements

Si ringrazia la Dott.ssa Rosanna Battini di ARPAT per il supporto fornito nella ricerca della documentazione, il Centro Funzionale Regionale della Protezione Civile della Regione Toscana per la fornitura dei dati delle stazioni meteorologiche della rete osservativa ex-ARSIA, l'Ing. Andrea Carmagnini di ARPAT per la disponibilità nell'effettuazione delle misure anemologiche in campo e LSI-Lastem per i chiarimenti forniti e la disponibilità dimostrata.

Appendice A1 – Verifica sulle misure anemologiche della stazione meteorologica VEOLIA-TEV di Falascaia

L'affidabilità e correttezza delle misure anemologiche (direzione ed intensità del vento) registrate dalla stazione meteorologica (VEOLIA-TEV) posta in prossimità dell'impianto TEV di Falascaia è uno dei presupposti fondamentali per poter utilizzare pienamente i risultati dello studio modellistico delle ricadute di inquinanti. L'esame dei dati anemologici relativo al periodo scelto per le simulazioni (8/11/2009-7/11/2010) ha evidenziato un comportamento complessivamente difforme da quello atteso in base a semplici considerazioni geografiche. Conseguentemente è stato deciso di effettuare alcune verifiche tese a produrre ulteriori informazioni in relazione all'attendibilità della risposta strumentale della stazione di interesse.

A1.1 – Confronto tra le misure anemologiche relative all'anno 2010 e quelle dell'anno 2011

Poiché l'attività di questo studio si è notevolmente protratta nel tempo, si sono resi disponibili i dati anemologici rilevati dalla stazione di interesse anche per l'anno 2011. Il confronto tra i dati di direzione e velocità del vento relativi agli anni 2010 e 2011 permette di valutare la ripetibilità degli andamenti precedentemente evidenziati, nonché l'entità della variabilità meteorologica associata ai due anni.

Nelle successive Figure AA1 e AA2 sono riportate le rose dei venti relative ai valori orari di velocità e direzione del vento misurati nei due anni.

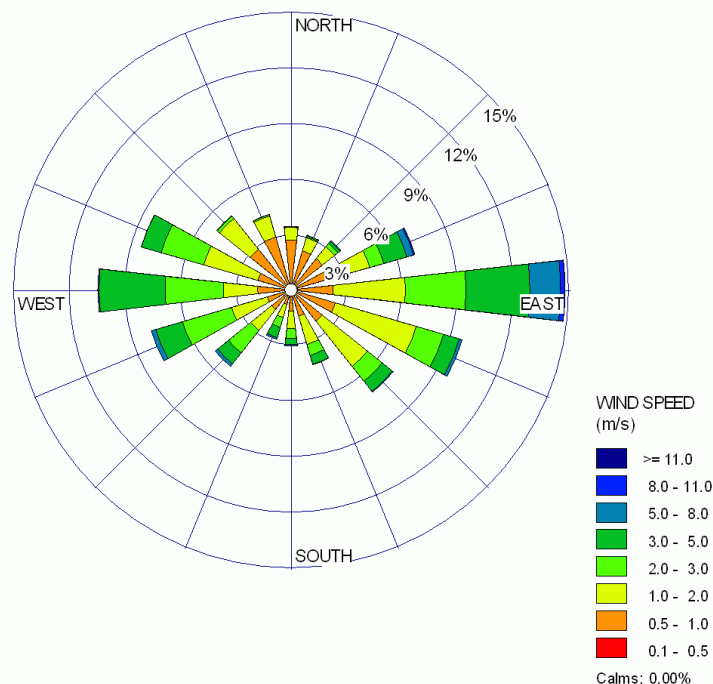


Figura AA1: Rosa dei venti per l'anno 2010 con la quale vengono rappresentate le frequenze delle differenti classi di velocità del vento rispetto ai settori di provenienza.

La rappresentazione in Figura AA1 poco si discosta da quella precedentemente riportata in Figura A9 e relativa al periodo di indagine 8/11/2009-7/11/2010. Le variazioni principali riguardano la componente ENE,

superiore al 6% in Figura AA1 mentre risulta inferiore al 6% in Figura A9. A questo incremento sono associati i decrementi di qualche punto percentuale nelle frequenze relative ai settori ESE e SSE.

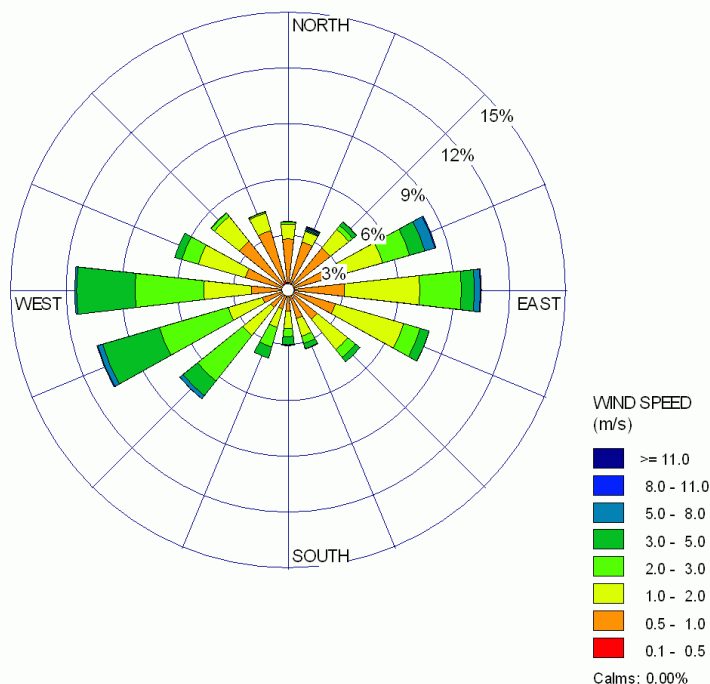


Figura AA2: Rosa dei venti per l'anno 2011, frequenza dei valori orari di velocità e della direzione di provenienza del vento.

Le frequenze mostrate in Figura AA2 pur mantenendo la struttura sostanzialmente bimodale già evidenziata, mostrano tuttavia differenze significative rispetto a quelle in Figura AA1.

In particolare il settore con frequenza maggiore è ora quello W (rispetto al settore E di Figura AA1), inoltre risultano assai incrementate le frequenze dei settori WSW, SSW e ENE con evidente ridimensionamento di quelle nei settori ESE, SSE, WNW oltre che E.

La rosa dei venti relativa al 2011 tende pertanto ad allinearsi maggiormente alle direzioni ipotizzabili in base all'andamento geografico dell'orografia e dell'interfaccia terra-mare, anche se si mantiene disposta prevalentemente sull'asse E-W anziché su quello NE-SW.

Nel riepilogo relativo all'anno 2010 risultano mancanti circa il 3% dei dati orari, mentre in quello relativo al 2011 i dati mancanti raggiungono una proporzione del 9% ovvero circa 800 dati orari rispetto agli 8760 possibili.

In termini di intensità del vento la Figura AA3 riporta gli istogrammi delle distribuzioni delle medie orarie dei due anni, permettendo di valutare come all'anno 2010 corrispondano frequenze leggermente superiori nelle classi di maggiore intensità; in particolare si osserva un incremento di circa tre punti percentuali nella classe con velocità compresa tra 3.0 e 5.0 m/s, cui corrisponde una frequenza relativa pari a 14.9% per l'anno 2010 ed una frequenza di 11.8% per l'anno 2011.

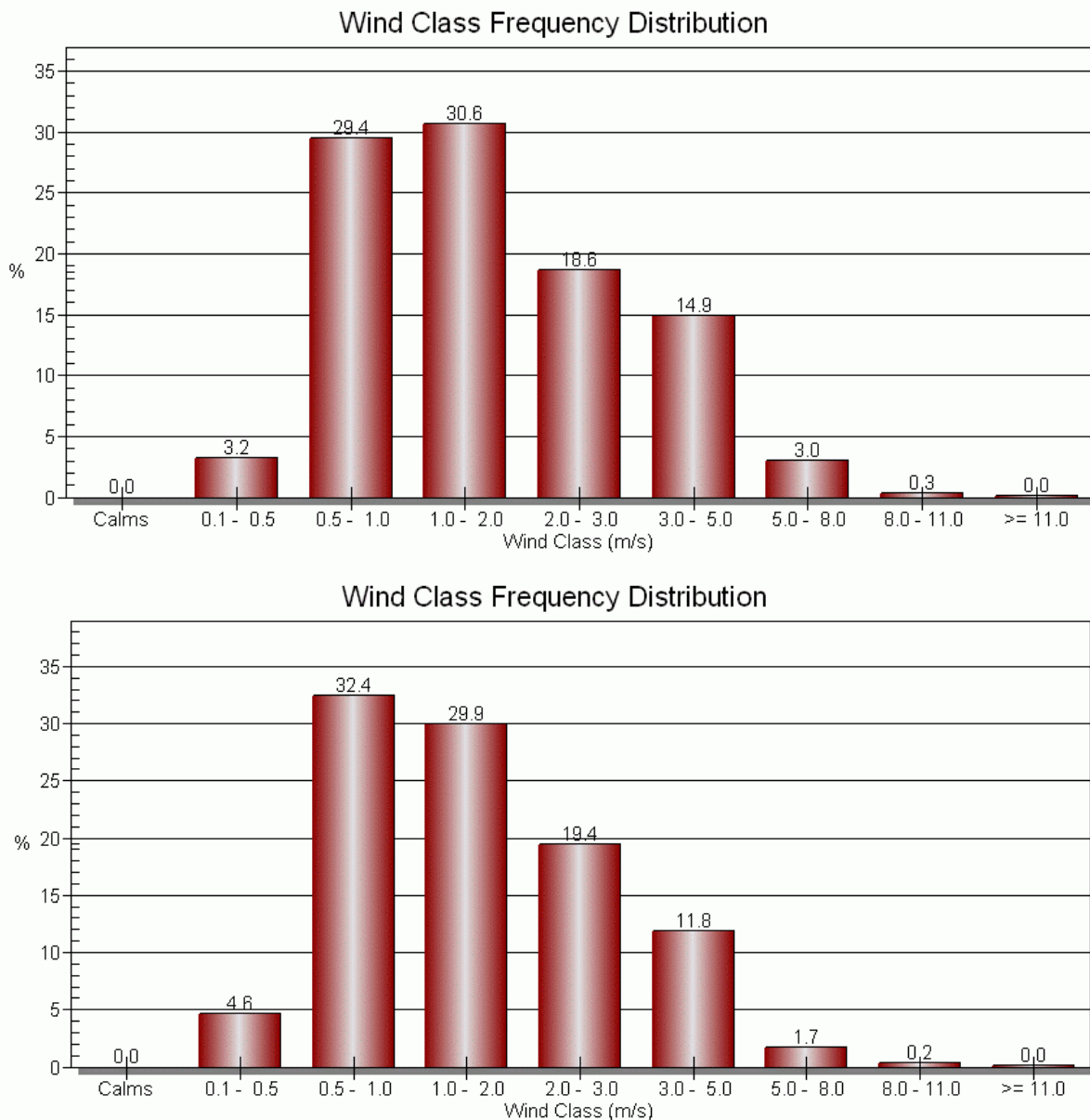


Figura AA3: In alto, istogramma delle frequenze dei valori orari di velocità del vento per l'anno 2010; in basso istogramma relativo all'anno 2011.

A1.2 – Risultati di una specifica campagna di misura

A fronte della rilevanza delle misure anemologiche per gli obiettivi del presente studio, nel periodo dal 30/11/2011 al 28/12/2011 ARPAT in accordo con VEOLIA ha posizionato un gonioanemometro in prossimità di quello della stazione VEOLIA -TEV di Falascaia, raccogliendo un insieme di valori di velocità e direzione del vento.

La strumentazione di ARPAT è costituita dal sistema DAVIS VANTAGE PRO2, il gonioanemometro è stato posto ad un'altezza di circa 1.5 m sopra l'edificio vicino alla posizione dell'anemometro della stazione

VEOLIA-TEV; i sensori risultano quindi ad una quota di circa 2 m inferiore a quella dell'altro anemometro. Si veda la foto riportata nella seguente Figura AA4.



Figura AA4: A sinistra la fase di montaggio dell'anemometro ARPAT; nella foto è visibile l'altezza di questo sia rispetto al tetto dell'edificio che rispetto alla strumentazione di quello VEOLIA-TEV. A destra la foto rappresenta il dettaglio dell'anemometro ARPAT con sullo sfondo l'impianto TEV.

La strumentazione di entrambi gli anemometri è stata sincronizzata e predisposta per registrare i valori medi di velocità e direzione del vento su intervalli di 10' anziché sul tipico intervallo orario; ciò in modo da rendere meno rilevante il filtro costituito dal tempo e dal metodo di mediazione, oltre che per avere a disposizione un maggior numero di campioni per il confronto. Le operazioni sono state effettuate in accordo con la società VEOLIA e con l'ausilio di LASTEM (società che gestisce per conto di VEOLIA la stazione meteorologica).

La strumentazione impiegata da ARPAT risulta avere minore sensibilità e precisione rispetto all'anemometro sonico della stazione VEOLIA-TEV; l'anemometro Davis utilizzato fornisce infatti i valori medi della velocità del vento con passo di circa 0.4 m/s, mentre il gonioanemometro esegue un conteggio di frequenza sui 16 settori fissi di provenienza del vento. L'anemometro della stazione VEOLIA-TEV può essere considerato avere una sensibilità di 0.1 m/s e fornisce valori di direzione prevalente in gradi.¹⁹ Mentre l'anemometro VEOLIA-TEV campiona le grandezze con frequenza di 1 Hz, quello di ARPAT acquisisce un campione ogni 2.5".

¹⁹ In questo caso il metodo o algoritmo di calcolo della direzione del vento a partire dai campioni elementari è rappresentato da una semplice media, considerando che le misure sono angolari [Zar 1984].

In relazione quindi alle differenti caratteristiche di misura degli strumenti e alla loro differente posizione sono attesi degli scarti nelle misure di velocità e direzione del vento; ciononostante, la risposta dei due anemometri dovrebbe essere sufficientemente allineata almeno in termini statistici e/o in corrispondenza di eventi di vento intenso e con direzione ben definita. Qualora invece in questi casi o globalmente si rilevino differenze significative nelle misure dei due strumenti potrebbe essere avvalorata l'ipotesi di un non corretto orientamento dell'anemometro VEOLIA-TEV.

Sulla base di tale ipotesi sono stati raccolti i dati rilevati da entrambi gli strumenti nel periodo dalle ore 19 del 10/12/2011 alle ore 14 del 28/12/2011²⁰; inoltre su tale periodo sono stati raccolti anche i valori di velocità e direzione del vento registrati presso le più vicine stazioni meteorologiche della rete ex-ARSIA, indicate come Lido di Camaiore e Strettoia.²¹ I dati di queste stazioni sono riferiti ad un passo temporale (mediazione) di 15' con direzione assegnata ai 16 settori fissi standard; si ricorda inoltre che l'altezza degli anemometri è in questo caso di soli 3 m dal suolo.

In Figura AA5 sono riportate in un diagramma radiale (simile alle rose dei venti) le frequenze relative dei campioni (sul corrispondente tempo di mediazione) di direzione di provenienza del vento rilevati presso i quattro anemometri nel periodo indicato. In tal caso sono stati considerati soltanto i campioni corrispondenti ad un valore della velocità del vento non nullo.

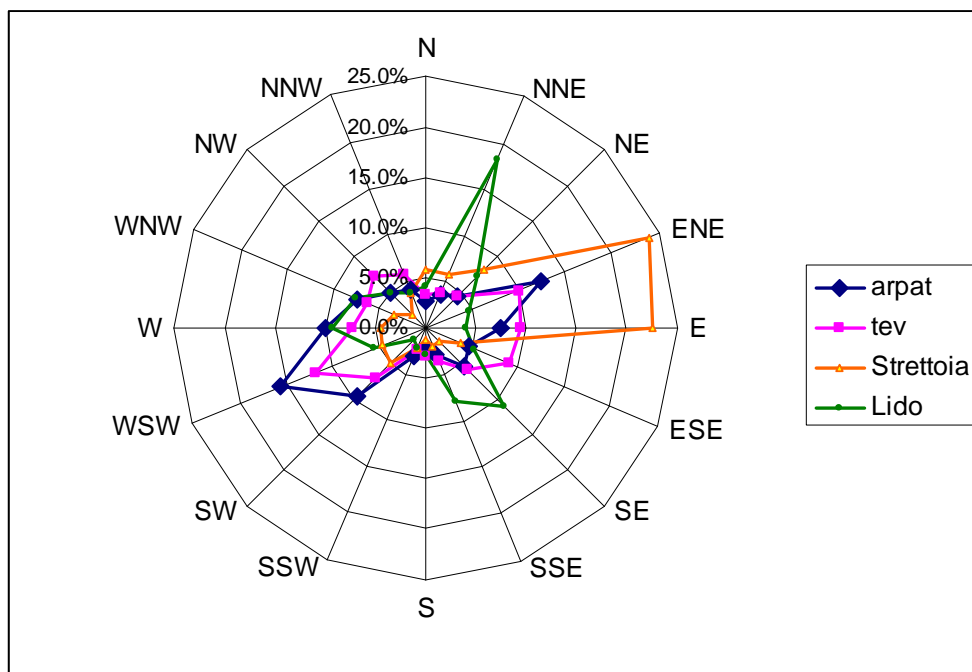


Figura AA5: Distribuzione della frequenza relativa dei valori della direzione di provenienza del vento (riportati per la stazione VEOLIA-TEV ai 16 settori impiegati dalle altre stazioni), durante il periodo di misura 10/12/2011-28/12/2011 e relativamente ai soli campioni aventi velocità media del vento non nulla.

²⁰ A causa della limitata capacità di memoria del datalogger in dotazione all'anemometro di ARPAT una parte dei dati (relativi ai primi dieci giorni del periodo) sono andati perduti, per cui l'intervallo di misura e di confronto è stato limitato al periodo dal 10 al 28 dicembre.

²¹ La stazione di Lido di Camaiore (in coordinate UTM: 600033 E, 4861446 N; quota 5 m slm) è posta a S di quella VEOLIA-TEV ad una distanza di circa 3.5 km; quella di Strettoia (596972 E, 4871794 N; quota 70 m slm) si trova a N a circa 7.5 km dal sito di Falascaia.

Si tratta di 1817 dati (su 2560) per le misure di ARPAT, di 2560 dati per la stazione VEOLIA-TEV, di 1580 e 1662 valori per le stazioni di Lido e Strettoia rispettivamente.

Si osserva come gli andamenti relativi alle stazioni di Lido di Camaiore e Strettoia siano fra loro decisamente distinti e si differenzino abbondantemente anche da quelli relativi al sito di Falascaia (tev e arpat). Ciò indica tra l'altro la complessità del campo dei venti presente sull'area di interesse.

I dati relativi all'anemometro VEOLIA-TEV mostrano comunque delle differenze rispetto a quelli rilevati dall'anemometro ARPAT. L'analisi successiva ha l'obiettivo di valutare tali differenze.

In Figura AA6 la rappresentazione delle frequenze della direzione del vento è limitata all'anemometro di ARPAT ed a quello della stazione VEOLIA-TEV. In questo caso le frequenze riportate si riferiscono ai dati filtrati rispetto alla velocità media del vento rilevata nell'intervallo di 10' dall'anemometro ARPAT: al variare della soglia di questa velocità (velocità non nulla, velocità maggiore di 0.4 m/s, maggiore di 0.9 m/s, maggiore di 3 m/s) diminuisce il numero dei campioni ma migliora l'accordo tra le distribuzioni angolari registrate dai due strumenti.

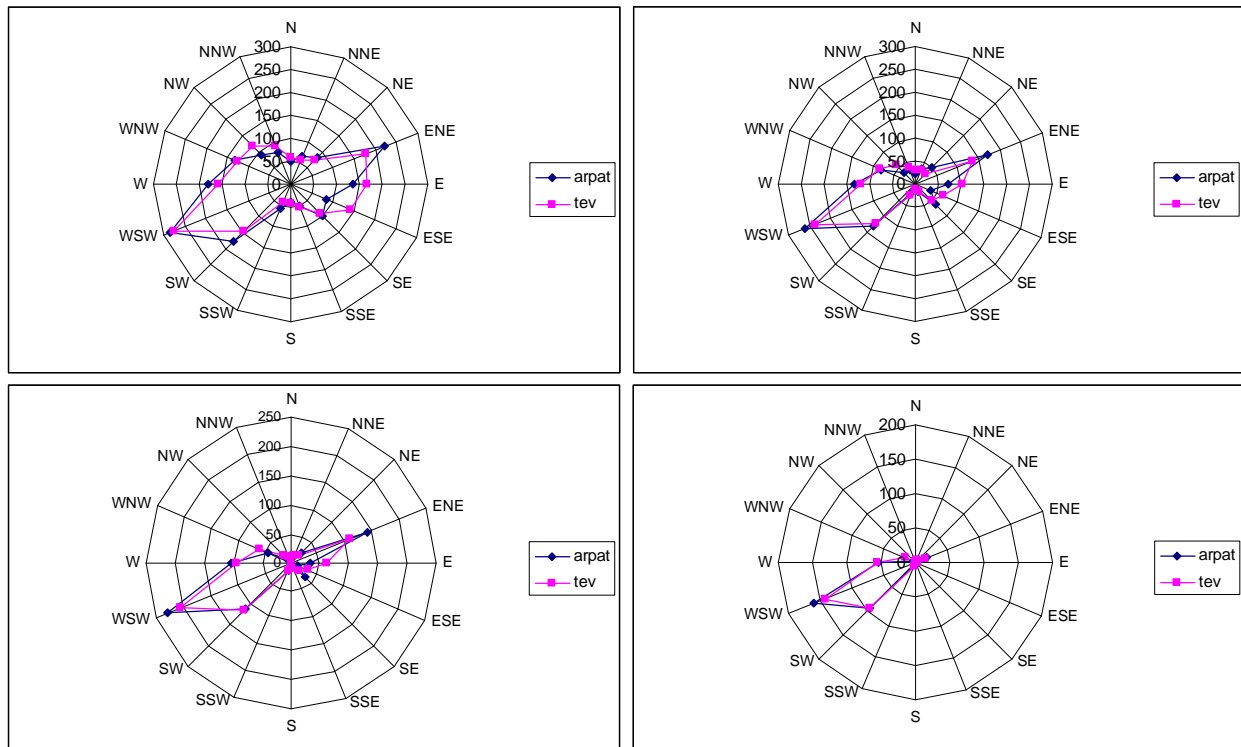


Figura AA6: Distribuzione della frequenza relativa dei valori della direzione di provenienza del vento (riportati per la stazione VEOLIA-TEV ai 16 settori impiegati dalle altre stazioni), durante il periodo di misura 10/12/2011-28/12/2011. In alto a sinistra sono considerate tutte le misure per le quali l'anemometro ARPAT ha indicato valori non nulli della velocità media del vento. In alto a destra il campione delle misure è limitato a quelle per le quali l'anemometro ARPAT ha indicato valori superiori a 0.4 m/s; in basso a sinistra sono riportati i campioni corrispondenti a valori della velocità del vento superiori a 0.9 m/s per l'anemometro ARPAT; infine in basso a destra sono riportate le misure di direzione del vento corrispondenti ai campioni di velocità media superiori a 3 m/s.

Nella successiva Tabella AA1 questi dati sono quantificati in termini di scarti dei settori di direzione del vento; lo scarto corrisponde alla differenza intera (numero di settori) tra il settore indicato dalla misura

dell'anemometro ARPAT (associato ai numeri da 1 a 16 partendo dal settore N) e quello corrispondente assegnato al valore rilevato dall'anemometro VEOLIA-TEV; lo scarto risulta negativo quando il settore indicato dallo strumento ARPAT precede quello assegnato all'anemometro VEOLIA-TEV percorrendo la rosa dei venti in senso orario. Lo scarto massimo corrisponde ad una differenza (in positivo o in negativo) di 8 settori tra le due misure.

Tabella AA1: frequenze assolute e relative degli scarti tra i settori misurati dallo strumento ARPAT e VEOLIA-TEV al variare della velocità media del vento dei campioni considerati.

Scarto	±8	-7	-6	-5	-4	-3	-2	-1	0	+1	+2	+3	+4	+5	+6	+7
v>0 m/s	11 1%	12 1%	11 1%	9 0%	12 1%	35 2%	63 3%	334 18%	975 54%	214 12%	51 3%	34 2%	15 1%	12 1%	13 1%	16 1%
v>0.4 m/s	2 0%	6 1%	3 0%	3 0%	1 0%	8 1%	20 2%	203 17%	768 66%	119 10%	10 1%	12 1%	3 0%	3 0%	5 0%	4 0%
v>0.9 m/s	0 0%	1 0%	1 0%	0 0%	0 0%	4 1%	5 1%	133 17%	581 74%	58 7%	1 0%	3 0%	1 0%	0 0%	1 0%	1 0%
v>3.0 m/s	0 0%	0 0%	0 0%	0 0%	0 0%	0 0%	0 0%	43 13%	277 81%	20 6%	1 0%	1 0%	0 0%	0 0%	0 0%	0 0%

Le distribuzioni degli scarti riportate in Tabella AA1 mostrano la concordanza/discordanza dei settori della direzione del vento misurati dai due anemometri. Si osserva come all'aumentare della velocità media del vento le differenze tendano a ridursi, tant'è che considerando i campioni con velocità superiore a 3 m/s, l'81% di questi corrisponde ad una indicazione assolutamente concorde tra i due strumenti, e soltanto due campioni sul totale di 342 presentano scarti superiori ad un settore.

Dai dati riportati in Tabella AA1 si osserva comunque che gli scarti non appaiono simmetrici, ma vi è una certa prevalenza numerica per valori negativi, ovvero corrispondenti a misure dell'anemometro VEOLIA-TEV di angoli di direzione del vento maggiori (ovvero ruotati in senso orario) rispetto a quelli dell'anemometro ARPAT. Questa osservazione è compatibile con l'ipotesi di una lieve rotazione in senso orario dell'asse della rosa dei venti dell'anemometro VEOLIA-TEV.

I dati relativi ai settori della direzione di provenienza del vento hanno la caratteristica di essere costituiti da misure su scala ad intervalli ed inoltre che tale scala risulta periodica o circolare. Questo comporta una maggiore difficoltà nella trattazione statistica dei dati: se infatti è possibile, come riportato nella Tabella AA1, effettuare delle differenze [Soliani 2005], [Siegel and Castellan 1992], la stima dei più comuni indici e parametri statistici può portare a indicazioni prive di significato e richiede comunque di tenere in considerazione la periodicità dei valori [Zar 1984]. Considerando l'obiettivo della verifica e la sensibilità strumentale non appaiono assumere particolare rilevanza i parametri statistici più comunemente utilizzati quali il valore medio o la varianza. Si osserva inoltre che la periodicità delle misure angolari, non pienamente definibili come ordinali, rende non utilizzabili i tipici stimatori di correlazione (sia in forma parametrica come l'indice di Pearson che non parametrica come quelli di Spearman o di Kendall) [Zar 1984], [Siegel and Castellan 1992].

Attribuendo i valori misurati dal goniometro ARPAT all'angolo al centro del rispettivo settore e calcolando quindi le differenze angolari con le misure dell'altro anemometro, in questo caso espresse in gradi, si possono stimare in modo alternativo gli scarti tra le due misure. Il valor medio di questi rappresenta una misura (e presumibilmente una sovrastima) del "bias" o distorsione media tra le due misure, mentre il valor medio dei valori assoluti degli scarti viene indicato come "gross error" (o talvolta come mean absolute error); è inoltre possibile calcolare altri indici prestazionali comunemente impiegati per valutare la correttezza e l'accordo tra misure e quello tra misure e stime [EEA 2011].

In Tabella AA2 sono riportati i valori ottenuti nel calcolo di questi indici sulle direzioni del vento (individuati dal pedice “dv”) e sulla velocità media del vento (individuati dal pedice “v”) al variare della soglia di velocità media misurata dalla stazione ARPAT, utilizzata per filtrare i campioni.

La formulazione degli indici per bias, gross error, RMSE o root mean square error e IQA(1) è descritta in [EEA 2011]. L’espressione adottata per l’indice di accordo tra misure IQA(1) è quella preferibile perché simmetrica tra le due serie di dati, anche se non è inferiormente limitata. La formulazione IQA(2) [Willmott et al. 2011], differisce da questa per il ruolo asimmetrico delle due serie di misure, una considerata “prevista” e l’altra “osservata”; per tale motivo in Tabella AA2 sono calcolati due indici ottenuti invertendo il ruolo delle due serie; in questa formulazione l’indice di accordo è limitato inferiormente. La formulazione IQA(3) [Willmott et al. 2011] differisce da IQA(2) per l’impiego del valore assoluto delle differenze tra osservazioni (o modulo nel caso di grandezza vettoriale) al posto del quadrato di tali differenze. Tutte le formulazioni IQA adottate hanno come valore massimo l’unità (condizione ideale o di massimo accordo tra le due serie di dati).

Di seguito sono riportate le formulazioni analitiche adottate. Indicando con a_i la singola osservazione ARPAT avente valore medio a , e con t_i la corrispondente osservazione dello strumento VEOLIA-TEV, con media t si ha:

$$IQA(1) = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (a_i - t_i)^2}{\sum_{i=1}^n [|a_i - a| + |t_i - t|]}$$

$$IQA(2) = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (a_i - t_i)^2}{\sum_{i=1}^n [|a_i - t| + |t_i - t|]} \quad \text{e} \quad IQA(2) = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (a_i - t_i)^2}{\sum_{i=1}^n [|a_i - a| + |t_i - a|]}$$

$$IQA(3) = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n |a_i - t_i|}{\sum_{i=1}^n [|a_i - t| + |t_i - t|]} \quad \text{e} \quad IQA(3) = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n |a_i - t_i|}{\sum_{i=1}^n [|a_i - a| + |t_i - a|]}$$

Tabella AA2: indici sintetici dell’accordo/disaccordo tra i set di misure al variare della soglia di velocità media del vento dell’anemometro ARPAT.

dataset	Bias _{dv}	Gross error _{dv}	RMSE _v	Bias _v	IQA(1) _v	IQA(2) _v	IQA(3) _v	IQA(1) _{dv,v}
v>0 m/s	-3.1°	21.4°	0.8	-0.7	0.76	0.73, 0.79	0.73, 0.73	0.77
v>0.4 m/s	-3.4°	14.3°	0.8	-0.7	0.78	0.77, 0.80	0.75, 0.78	0.84
v>0.9 m/s	-2.8°	10.1°	0.8	-0.7	0.79	0.78, 0.80	0.76, 0.77	0.90
v>1.3 m/s	-2.5°	8.5°	0.8	-0.7	0.80	0.80, 0.80	0.76, 0.77	0.94
v>1.8 m/s	-1.6°	7.7°	0.7	-0.7	0.79	0.80, 0.80	0.75, 0.75	0.96
v>2.2 m/s	-1.3°	7.3°	0.7	-0.6	0.78	0.79, 0.79	0.72, 0.73	0.97
v>2.7 m/s	-0.8°	7.1°	0.7	-0.6	0.75	0.76, 0.77	0.69, 0.70	0.97
Valore ideale	0°	0°	0.0 m/s	0.0 m/s	1.00	1.00	1.00	1.00



Nella Tabella AA2 sono infine riportati (ultima colonna) anche i valori dell'indice $IQA(1)_{dv,v}$ riferiti alle serie delle velocità del vento intese in termini vettoriali (intensità e direzione), che pertanto riassumono il completo contenuto informativo delle misure.

Per quanto riguarda le direzioni del vento i valori dell'indice bias calcolato (prima colonna della Tabella AA2) risultano decisamente soddisfacenti; in tutti i casi infatti questi si attestano su valori notevolmente inferiori all'ampiezza del settore angolare (22.5°) che costituisce in un certo senso la sensibilità strumentale del goniomanometro ARPAT; anzi lo scarto individuato risulta sempre inferiore ai 5° , valore che si può senz'altro assumere come errore tipico di allineamento in campo dello strumento (utilizzando ad esempio una bussola). Il segno di questo scarto medio è negativo, in accordo con quanto precedentemente osservato. L'andamento del bias e del gross error relativi alla direzione del vento mostra, in accordo con quanto individuato in precedenza, la tendenza alla riduzione degli scarti selezionando set di dati corrispondenti a più elevate velocità medie del vento (registrate dall'anemometro ARPAT).

Per quanto riguarda il modulo della velocità media del vento le variazioni negli indici RMSE e bias risultano meno evidenti ed i valori sono sostanzialmente assestati su stime di errore dell'ordine di 0.6-0.8 m/s. Anche in questo caso il bias negativo indica che lo strumento ARPAT tende a sottostimare la velocità del vento rispetto a quello VEOLIA-TEV.

I valori calcolati per le diverse versioni dell'indice di accordo relativi al modulo della velocità del vento risultano sempre compresi nell'intervallo tra 0.69 e 0.80; la valutazione di questi dati appare più complessa²², ma si può segnalare che valori di questo livello indicherebbero una buona corrispondenza nel caso si trattasse di un confronto vero-previsto. Si osserva tuttavia che per questi indici non si ha un miglioramento monotono con l'incremento della velocità di soglia.

Si osserva invece un evidente incremento quando l'indice è valutato sulle serie delle grandezze vettoriali. In tal caso si raggiungono valori di accordo decisamente elevati (0.97).

In sintesi, il quadro dei confronti presentato indica che, tenendo conto delle differenze ed incertezze anche strumentali presenti, si possa ritenere che la corrispondenza tra le misure dei due strumenti sia senz'altro sufficiente a poterle considerare concordi.

²² Qualche semplice considerazione sul comportamento di questo indice di accordo è presente in "Analisi e validazione di dati meteorologici prodotti dal modello RAMS: confronto con dati di temperatura misurati in stazioni al suolo." A. Barucci, F. Giovannini, ARPAT Dipartimento Provinciale di Firenze, 2007.

Riferimenti Bibliografici

[COST710 1997] P. Seibert et al., “*Mixing Height Determination for Dispersion Modelling*” Report of Working Group 2, in COST Action 710 – Final Report, Harmonisation of the pre-processing of meteorological data for atmospheric dispersion models, European Commission 1997.

[EEA 2011] “*The application of models under the European Union’s Air Quality Directive: A technical reference guide*” European Environment Agency, EEA Technical report n°10/2011.

[Garratt 1994] J.R. Garratt, “*The atmospheric boundary layer*” Cambridge University Press, UK, 1994.

[Golder 1972] D. Golder, “*Relations among stability parameters in the surface layer*”, Bound. Layer Meteor., 3, 47-58, 1972.

[Lena, Desiato 1999] F. Lena, F. Desiato, “*Intercomparision of nocturnal mixing height estimate methods for urban air pollution modelling*” Atmospheric Environment 33 (1999) 2385-2393.

[POLIMI 2008] “*Valutazione delle ricadute al suolo e confronto con gli standard di qualità ambientale delle emissioni inquinanti atmosferiche dell’impianto di Falascaia nel comune di Pietrasanta (Lucca)*” Politecnico di Milano – Sede territoriale di Cremona, 2008.

[Seinfeld 1986] J. H. Seinfeld, “*Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution*”, John Wiley & Sons, 1986.

[Siegel and Castellan 1992] S. Siegel e N.J. Castellan, “*Statistica non parametrica*” seconda edizione (ed. italiana a cura di E. Caracciolo) McGaw-Hill 1992.

[Soliani 2005] L. Soliani, “*Manuale di statistica per la ricerca e la professione – Statistica univariata e bivariata, parametrica e non parametrica per le discipline ambientali e biologiche*” 2005.
(<http://www.dsa.unipr.it/soliani/soliani.html>)

[Sozzi et al. 2002] R. Sozzi, T. Georgiadis e M. Valentini, “*Introduzione alla turbolenza atmosferica – concetti stime misure*” Pitagora Editrice Bologna, 2002.

[Sozzi 2003] R. Sozzi, “*La micrometeorologia e la dispersione degli inquinanti in aria*” APAT RTI CTN-ACE XX/2003, 2003.

[Stull 1988] R.B. Stull, “*An Introduction to Boundary Layer Meteorology*” Kluwer Academic Publishers, NL, 1988.

[Thomson 2003] D.J. Thomson “*The met input module – ADMS3*”, MetOffice UK 2003.



[US-EPA 1995 - 1] “*User's Guide for the Industrial Source Complex (Isc3) Dispersion Models, Volume I - User Instructions*” EPA-454/B-95-003a, US-EPA 1995 (e Addendum 2000).

(http://www.epa.gov/ttn/scram/dispersion_alt.htm)

[US-EPA 1995 - 2] “*User's Guide for the Industrial Source Complex (Isc3) Dispersion Models, Volume II - Description of Model Algorithms*”, EPA-454/B-95-003b, US-EPA 1995 (e Addendum 1999).

(http://www.epa.gov/ttn/scram/dispersion_alt.htm)

[US-EPA 1992] “*Screening Procedures for Estimating the Air Quality Impact of Stationary Sources, Revised*” EPA-454/R-92-019, US-EPA 1992.

(http://www.epa.gov/ttn/scram/dispersion_alt.htm)

[US-EPA 2000] “*Meteorological Monitoring Guidance for Regulatory Modeling Applications*” US-EPA, EPA-454/R-99-005, 2000.

[US-EPA 2005] “*Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities*” US-EPA, EPA-530-R-05-006, 2005.

(<http://www.epa.gov/osw/hazard/tsd/td/combust/risk.htm>)

[US-EPA 1999] “*PCRAMMET USER'S GUIDE (revised 1999)*” US-EPA, EPA-454/B-96-001, 1999.

(<http://www.epa.gov/ttn/scram001/userg/relat/pcramtd.pdf>)

[Willmott et al. 2011] C.J. Willmott, S.M. Robeson, K. Matsuura, “*A refined index of model performance*” International Journal of Climatology, 2011.

[Zar 1984] J. H. Zar, “*Biostatistical analysis*”, second edition, 1984, Prentice-Hall International Editions.

Parte B

Emissioni

**Definizione degli scenari emissivi e predisposizione dei dati di emissione
per le simulazioni della dispersione**



FRANCO GIOVANNINI

**SETTORE MODELLISTICA PREVISIONALE
AREA VASTA ARPAT TOSCANA CENTRO ¹**

¹ La fase finale della redazione dello studio ha coinciso con l'attuazione della riorganizzazione dell'Agenzia nella quale sono state modificate le strutture, la loro responsabilità, il personale attribuito. Per semplicità nello studio, quando è stato necessario citare le strutture ed il personale di ARPAT sono stati mantenuti i ruoli e le attribuzioni precedenti in base alle quali è stata svolta l'attività in oggetto.

Indice

1. Premessa	4
2. Introduzione	4
3. L'impianto attuale	5
3.1. Dati di emissione relativi ai valori limite (scenario limite)	7
3.2. Dati di emissione relativi ai controlli ed agli autocontrolli (scenario medio)	7
3.3. Ulteriori informazioni necessarie per le simulazioni	8
3.3.1. Distribuzione dimensionale del particolato per l'impianto attuale	8
3.3.2. Distribuzione dei congeneri di PCDD/F e PCB _{DL} e dei composti IPA	11
4. Il vecchio impianto di Pietrasanta	14
4.1. Informazioni disponibili	15
4.2. Note ed osservazioni sulla valutazione delle emissioni dell'impianto	17
4.3. Stima delle emissioni	30
4.3.1. Particolato	30
4.3.2. PCDD/F	31
4.3.3. Metalli	32
4.3.4. IPA	34
4.3.5. PCB	35
4.3.6. Extra-emissioni relative al ciclo giornaliero discontinuo	35
4.3.7. Riepilogo delle emissioni	36
5. Conclusioni	37
Acknowledgements	38
Appendice – Frazione di vapore media per le emissioni di PCDD/F espresse in TE	39
Riferimenti bibliografici	41

Parte B

Emissioni

Definizione degli scenari emissivi e predisposizione dei dati di emissione per le simulazioni della dispersione

1. Premessa

In questa parte vengono definiti gli scenari di emissione per le simulazioni della dispersione degli inquinanti in atmosfera. Sono presi in considerazione l'impianto attuale (TEV Falascaia) e quello presente in precedenza sullo stesso sito (vecchio inceneritore di Pietrasanta). Mentre per il primo sono disponibili numerosi dati di misura al camino, sia derivanti dagli autocontrolli imposti dalla normativa che dai controlli effettuati da ARPAT, per il vecchio impianto non esistono dati specifici. In tal caso la definizione dei flussi di massa dei vari inquinanti è stata derivata da dati di letteratura ed è conseguentemente affetta da notevole incertezza.

Dal punto di vista metodologico lo studio è stato impostato secondo quanto indicato in [US-EPA 2005], raccogliendo e producendo le informazioni necessarie per questo tipo di analisi (analisi di rischio sanitario).

2. Introduzione

La valutazione delle ricadute sul territorio dovute alle sostanze emesse da una o più emissioni mediante un opportuno modello di dispersione richiede che vengano definite le caratteristiche tecniche delle emissioni ed i flussi di massa o ratei di emissione per le varie sostanze o inquinanti considerati.

Nel presente caso le emissioni considerate nelle simulazioni sono esclusivamente quelle dell'impianto TEV attuale e quelle relative al precedente vecchio inceneritore di Pietrasanta.

Le caratteristiche fisiche e geometriche che interessano sono quelle costituite dalle dimensioni dei camini, quali l'altezza e la sezione del punto di emissione, la velocità di uscita dei fumi e la loro temperatura. È inoltre necessaria la conoscenza della geometria degli edifici e costruzioni presenti nelle immediate vicinanze dei camini o sui quali i camini sono posti, per poter valutare l'eventuale presenza del fenomeno di "building downwash" ovvero di interferenza tra questi ostacoli ed il flusso libero del vento.

L'unità di tempo di riferimento per le simulazioni è quella oraria e conseguentemente tutte le variabili devono essere riferite a questo intervallo temporale.

Per l'impianto TEV attuale si assume un funzionamento continuo, ovvero le emissioni vengono considerate costanti sulle 24 ore e per ogni giorno dell'anno. Per il vecchio inceneritore di Pietrasanta invece vengono predisposti due diversi scenari emissivi temporali; in quello di riferimento si suppone che le emissioni siano sempre continue sulle 24 ore e per 365 giorni all'anno; si è predisposto uno scenario alternativo avente lo scopo di rendere l'emissione più simile o verosimile alle informazioni raccolte ed alle caratteristiche qualitative note, ovvero una durata quotidiana limitata a 15 ore di funzionamento e per soli 315 giorni l'anno. Su questo scenario temporale vengono in realtà proposti due diversi scenari emissivi: il primo dei quali analogo allo scenario di emissione continua (a regime) mentre nel secondo, per alcuni inquinanti, vengono ipotizzate delle variazioni per tenere conto delle emissioni durante i transitori. L'obiettivo

di questi scenari alternativi è soprattutto quello di verificare e valutare le variazioni in termini di impatto introdotte da queste varianti "più realistiche" delle emissioni.²

3. L'impianto attuale

L'impianto attuale è stato completato nell'anno 2002 nel sito in cui preesisteva il vecchio inceneritore di Pietrasanta. L'impianto (visibile in Figura B1) è costituito da un inceneritore con recupero di energia (elettrica) avente due linee indipendenti di termodistruzione costituite da due forni a letto fluido. Ciascuna linea ha una potenzialità di 2.6 Mg/h di CDR (per un valore complessivo di 125 Mg/giorno di CDR). L'impianto è dotato di un sistema di abbattimento costituito da DeNOx-SNCR, reattore con aggiunta di calce a secco, assorbimento con carboni attivi, filtri a maniche e trattamento ad umido con soda.

L'emissione in atmosfera dei fumi avviene tramite due camini gemelli di altezza 50 m dal suolo, con diametro di 1.1 m, ad una temperatura di circa 100 °C; per una portata normalizzata di 21350 Nm³/h per ciascun camino.



Figura B1: Immagine dell'impianto attuale.

La sezione energetica, costituita da un turboalternatore a spillamento e condensazione del vapore (ad una temperatura di circa 400 °C e 40 bar di pressione, in ciclo Rankine), ha una potenza elettrica di 5700 kW.

Dopo un periodo iniziale nel quale l'impianto ha funzionato a biomassa, nell'agosto del 2003 è iniziata l'alimentazione a CDR (combustibile derivato da rifiuti). L'attività è stata subito sospesa a seguito del superamento dei limiti per i PCDD/F verificato da ARPAT nel settembre 2003, per poi riprendere dopo una serie di modifiche impiantistiche e di natura gestionale all'inizio del 2004. Nel 2008 si è avuto il passaggio di proprietà dal precedente gestore Termomeccanica a VEOLIA, con l'autodenuncia di quest'ultima per il superamento dei valori limite in emissione relativi a CO e TOC, i quali secondo VEOLIA erano stati artificialmente mantenuti entro i limiti attraverso un sistema di manomissione delle registrazioni.

Dopo vari interventi impiantistici l'attività viene ripresa nei primi mesi del 2009 fino all'estate del 2010 quando l'impianto viene posto sotto sequestro dall'autorità giudiziaria.

² In questo modo ai due scenari emissivi temporali del vecchio impianto corrispondono emissioni complessive annue differenti che implicano differenti quantità complessive di rifiuti trattati. La reale quantità di rifiuti trattati dall'impianto non è nota, ma è presumibilmente intermedia tra quelle corrispondenti ai due scenari.

Nella successiva Figura B2 (foto da satellite) l'impianto è ripreso dall'alto e sono valutabili le sue dimensioni; la lunghezza è dell'ordine dei 100 m mentre l'altezza raggiunge un massimo di circa 34 m nella parte dei forni e del caricamento del combustibile (si veda la Figura B1).

In Tabella B1 sono riepilogate le caratteristiche tecniche (geometriche e fisiche) dei punti di emissione.

Le simulazioni della dispersione degli inquinanti sono state effettuate considerando due distinti scenari di emissione, uno cautelativo nel quale per tutti gli inquinanti considerati viene adottato un flusso di massa corrispondente a concentrazioni al camino pari ai valori limite (ovvero di autorizzazione)³ indicato come "scenario limite", il secondo nel quale sono stati invece adottati i valori medi delle misure ottenute nei controlli ed autocontrolli effettuati nel corso degli anni (indicato come "scenario medio").



Figura B2: Immagine dell'impianto attuale, a NE del quale è visibile la zona che in passato e durante l'attività del vecchio impianto era stata destinata a discarica (immagine tratta da Google Earth).

Tabella B1: Caratteristiche dei camini di emissione dell'impianto attuale⁴.

Sorgente	Quota di sbocco (m)	Sezione allo sbocco (m ²)	Diametro all'uscita (m)	Velocità dei fumi in uscita (m/s)	Temperatura dei fumi (K)	Portata normalizzata (Nm ³ /h)
E1	50	0.95	1.10	10.1	375	21350
E2	50	0.95	1.10	10.1	375	21350

³ Per i policlorobifenili (PCB e PCB_{DL} o polychlorinated biphenyl dioxin like) non essendo previsto un valore limite nel D.Lgs 133/2005 e neppure in autorizzazione, in questo scenario viene utilizzato il valore più elevato tra quelli disponibili dei controlli ed autocontrolli.

⁴ Questi dati, insieme a quelli relativi ai valori di emissione autorizzati e misurati nei controlli ed autocontrolli, sono stati forniti dal Dott. M. Pellegrini, Responsabile del Dipartimento ARPAT di Lucca.

Nel seguito vengono specificati in dettaglio i differenti scenari emissivi con i quali sono state effettuate le simulazioni della dispersione.

3.1 Dati di emissione relativi ai valori limite (scenario limite)

Nella successiva Tabella B2 sono riportati i dati di emissione relativi agli inquinanti di interesse derivati dai valori presenti in autorizzazione (per i limiti normativi si fa riferimento al D.Lgs. 133/2005).

Tabella B2: Flussi di massa e concentrazioni utilizzate per le simulazioni di dispersione nello scenario limite.

Inquinante	Concentrazione al camino (autorizzazione)	Flusso di massa (relativo ad un singolo camino)
PM (particolato) PTS [PM10, PM2.5]	1.0 [0.93, 0.87] mg/Nm ³ (‡) (‡)	5.93 [5.52, 5.16] mg/s (21.35 [19.86, 18.57] g/h)
PCDD/F (diossine e furani)	0.1 ng I-TE/Nm ³ (§)	0.593 x 10 ⁻⁹ g I-TE/s (2.12 µg I-TE/h)
Metalli pesanti (Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V)	0.5 mg/Nm ³ (§)	2.965 x 10 ⁻³ g/s (10.67 g/h)
Cd+Tl (cadmio + tallio)	0.05 mg/Nm ³ (§)	0.297 x 10 ⁻³ g/s (1.07 g/h)
Hg (mercurio)	0.05 mg/Nm ³ (§)	0.297 x 10 ⁻³ g/s (1.07 g/h)
IPA (idrocarburi policiclici aromatici)	0.01 mg/Nm ³ (§)	0.059 x 10 ⁻³ g/s (0.21 g/h)
PCB _{DL} (policlorobifenili "dioxin like")	5.34 pg W-TE/Nm ³ (*)	32 x 10 ⁻¹² g W-TE/s (0.11 µg W-TE/h)

(‡) Il valore limite fissato dal D.Lgs. 133/2005 è pari a 10 mg/Nm³. (‡) Per i valori relativi alle frazioni di PM10 e PM2.5 si vedano le parti successive. (§) Valori corrispondenti ai limiti del D.Lgs. 133/2005. (*) Valore più elevato tra i controlli ed autocontrolli; non è presente un valore limite nel D.Lgs. 133/2005.

Si osserva che questi corrispondono per quasi tutti gli inquinanti ai valori imposti dalla normativa, anche se occorre segnalare che per PCDD/F ed IPA i flussi di massa indicati vengono utilizzati sull'intervallo orario mentre i limiti sono riferiti alle 8 ore (di campionamento al camino); per il particolato la concentrazione di autorizzazione è 10 volte inferiore al valore limite.

3.2 Dati di emissione relativi ai controlli ed agli autocontrolli (scenario medio)

In Tabella B3 sono riportati i dati di emissione adottati nello scenario medio.

Tabella B3: Flussi di massa e concentrazioni utilizzate per le simulazioni di dispersione nello scenario medio.

Inquinante	Concentrazione al camino (misure di controllo)	Flusso di massa (relativo ad un singolo camino)
PM (particolato) PTS [PM10, PM2.5]	0.2 [0.19, 0.17] mg/Nm ³	1.19 [1.10, 1.03] mg/s (4.27 [3.97, 3.71] g/h)
PCDD/F (diossine e furani)	0.025 ng I-TE/Nm ³	0.148 x 10 ⁻⁹ g I-TE/s (0.53 µg I-TE/h)
Metalli pesanti (Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V)	0.2 mg/Nm ³	1.186 x 10 ⁻³ g/s (4.27 g/h)
Cd+Tl (cadmio + tallio)	0.01 mg/Nm ³	0.059 x 10 ⁻³ g/s (0.21 g/h)
Hg (mercurio)	5 µg/Nm ³	29.7 x 10 ⁻⁶ g/s (107 mg/h)
IPA (idrocarburi policiclici aromatici)	0.1 µg/Nm ³	0.59 x 10 ⁻⁶ g/s (2.1 mg/h)
PCB _{DL} (policlorobifenili "dioxin like")	3.98 pg W-TE/Nm ³	24 x 10 ⁻¹² g W-TE/s (0.09 µg W-TE/h)

Rispetto ai valori dello scenario limite in questo si hanno le seguenti riduzioni:

- per il particolato l'emissione è ridotta di un fattore 5;
- per PCDD/F si ha una riduzione di un fattore 4;
- per i Metalli l'emissione è ridotta del 60%;
- per Cd+Tl è ridotta al 20%;
- per Hg è ridotta al 10%;
- per IPA è ridotta di un fattore 100;
- per PCB_{DL} è ridotta del 25%.

3.3 Ulteriori informazioni necessarie per le simulazioni

Lo studio adotta e segue, per quanto possibile con i dati disponibili, la metodologia indicata in [US-EPA 2005].⁵ Per una migliore e più completa determinazione degli impatti diretti ed indiretti sulle differenti matrici ambientali e quindi sui diversi veicoli e vie di contaminazione, viene pertanto richiesto di valutare oltre alle concentrazioni medie in atmosfera sul territorio interessato, anche le eventuali deposizioni di origine secca ed umida sul terreno.

Per effettuare questo tipo di simulazione occorrono delle informazioni aggiuntive anche per gli aspetti emissivi [US-EPA 1995 - 1] (oltre che per quelli meteorologici); in particolare è necessario definire una distribuzione dimensionale del particolato emesso; in assenza di misure relative all'impianto in questione questo tipo di informazione viene ricostruito attraverso dati di letteratura.

Inoltre è necessario per i diversi inquinanti valutare la ripartizione tra la parte che si presenta in atmosfera nella fase vapore e quella invece associabile al particolato, in quanto sia la dispersione che i fenomeni di rimozione secca ed umida degli inquinanti sono differenziati per la forma gassosa o particellare [US-EPA 1995 - 2]. Questa valutazione viene utilizzata nel calcolo delle concentrazioni nella Parte C dello studio, relativa alla tecnica e metodologia delle simulazioni. Per effettuare le stime per PCDD/F, PCB_{DL} e IPA, i quali rappresentano in realtà miscele di composti con caratteristiche chimico-fisiche diverse, risulta necessario definire almeno approssimativamente la distribuzione dei congeneri.

Per i metalli (Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V) invece viene fatta l'assunzione che questi risultino sempre legati al particolato (secondo quanto riportato in [US-EPA 2005] ciò è lecito se alla fase vapore corrisponde una proporzione inferiore al 5%)⁶; un'assunzione analoga è adottata anche per Cd+Tl.

Per Hg, sempre seguendo [US-EPA 2005], viene ipotizzata una componente in fase vapore dell'80%, con il mercurio suddiviso per il 20% in forma elementare Hg⁰ e per il rimanente 60% in forma divalente Hg⁺².

3.3.1 Distribuzione dimensionale del particolato per l'impianto attuale

In assenza di dati di misura direttamente riferiti all'impianto, per determinare una distribuzione realistica della granulometria del particolato emesso si è ricorsi alle informazioni disponibili in letteratura scientifica.

Di seguito sono sintetizzate le informazioni raccolte.

⁵ Per i dettagli si veda quanto riportato nella Parte C dello studio.

⁶ Secondo il database associato a [US-EPA 2005], per Pb, As, Cr, Ni e Cd la componente in fase vapore è inferiore all'1% mentre per Sb è invece del 100%. Non risulta tuttavia possibile con i dati disponibili scorporare l'antimonio dagli altri metalli, per cui è stata effettuata la scelta di considerare l'intera miscela associata al particolato, come tra l'altro indicato in Appendix A-2 di [US-EPA 2005] (pag. A-2-7).

In [Chang et al. 2000] vengono analizzate le concentrazioni e le distribuzioni del particolato a monte ed a valle del sistema di abbattimento in due inceneritori, il primo dei quali dotato di ciclone, scrubber a secco con aggiunta di calce e filtri a maniche, il secondo con precipitatore elettrostatico (ESP) e scrubber ad umido. La distribuzione di massa prima dell'abbattimento è individuata come bimodale, con una prima moda nella parte fine posizionata intorno a 2 μm ed un secondo picco intorno a 6.8 μm . Alla parte fine delle polveri (PM_{2.5}) corrisponde circa il 70% della massa mentre il rimanente 30% corrisponde alla parte coarse (tra 2.5 e 10 μm). L'efficienza degli impianti di abbattimento è valutata tra il 99.5 ed il 99.9%, ma non viene riportata la distribuzione del particolato al camino.

L'analisi riportata in [Maguhn et al. 2003] è focalizzata sulle distribuzioni in termini di numero di particelle e per le misure effettuate al camino viene esaminato il comportamento e l'efficienza di un Wet-ESP con l'obiettivo in particolare di valutarne le prestazioni sul particolato più fine. Non sono presenti informazioni utilizzabili nel contesto di interesse.

In [Zeuthen et al. 2007] vengono esaminate le distribuzioni del particolato in massa e numero di particelle al variare della loro dimensione per un inceneritore con forno a griglia dotato di un sistema di abbattimento completo, costituito dalla successione di reattore a calce, filtri a maniche ed uno scrubber ad umido. I dati sono raccolti prima e dopo il sistema di abbattimento. La distribuzione in massa a monte dell'impianto di abbattimento è decisamente bimodale con la parte prevalente associata a particolato di grandi dimensioni (moda intorno ai 100 μm), mentre il picco nella parte fine si trova intorno a 0.5 μm . In questa la componente di PM_{2.5} risulta di circa il 10% della massa complessiva. Il numero complessivo di particelle è dell'ordine di 10^{+8} per cm^3 . Dopo il sistema di abbattimento questo numero si riduce su valori di circa 10^{+5} particelle per cm^3 con un coefficiente di penetrazione dello 0.1% che presenta un massimo nell'intervallo 0.01-0.1 μm . Viene riportato che i filtri a maniche dovrebbero avere un minimo nell'abbattimento tra 0.4 ed 1 μm , di conseguenza il comportamento osservato è attribuito alla formazione di nuovo particolato nella parte successiva dell'impianto costituita dal wet-scrubber. Non viene indagata o comunque non vengono riportati dati sulla eventuale componente coarse del particolato in uscita dal camino.

In [Lind et al. 2007] sono analizzate le componenti del particolato prima e dopo il sistema di abbattimento in due impianti di incenerimento di differente tecnologia ma equipaggiati entrambi di SNCR, sistema di desolforizzazione e filtri a maniche. Tra i vari dati e misure prodotte si osserva che le emissioni al camino risultano dell'ordine di 0.3-0.6 mg/Nm^3 e sono composte in massima parte dalla componente PM_{1.0}, con una porzione inferiore a 0.1 mg/Nm^3 attribuita alla componente di dimensione maggiore.

Diversi appaiono i risultati presentati in [Bondi et al. 2007] relativi ad alcuni inceneritori ed impianti presenti nella Provincia di Arezzo. Considerando tra questi quello più simile all'impianto di interesse, ovvero l'inceneritore di RSU di San Zeno ad Arezzo (forno a griglia, dotato di tutti i comuni dispositivi di riduzione delle emissioni, tra i quali ovviamente i filtri a maniche) si osserva che nonostante l'emissione complessiva sia in realtà modesta in termini di concentrazioni, dell'ordine di 1-2 mg/Nm^3 , all'emissione il rapporto tra PM₁₀ e PTS è del 40% e quello tra PM_{2.5} e PTS è del 15%. Ciò lascia presupporre quindi una componente coarse del 25% ed una componente di PM con dimensione superiore a 10 μm dell'ordine del 60%.

In [Buonanno et al. 2009] vengono riportati i risultati delle analisi effettuate sulle emissioni di particolato di un moderno inceneritore (Padova) con recupero di energia della capacità di 7.5 Mg/h per ciascuna delle due linee, dotate di forni a griglia mobile. Si osserva che all'uscita al camino vengono valutate concentrazioni dell'ordine di frazioni di mg/Nm^3 (0.03-0.12 mg/Nm^3) ed il conteggio delle particelle indica numeri di circa 10^{+5} particelle per cm^3 con una distribuzione di massa bimodale avente un picco secondario intorno a 0.2 μm ed un picco principale intorno a 2 μm . Non risultano presenti particelle di dimensioni superiori a 2.5 μm e circa il 65% del PM_{2.5} è costituito da PM_{1.0}.

Un analogo studio [Buonanno et al. 2010] su un altro inceneritore (San Vittore del Lazio) conferma sostanzialmente questi risultati con una concentrazione di particolato al camino pari a 0.7 mg/Nm^3 ; le misure sul numero di particelle prima del filtro a maniche indicano valori dell'ordine di 10^{+7} per cm^3 , mentre al camino sono presenti valori inferiori a 10^{+3} particelle per cm^3 .

In [Biancolini 2010] vengono esaminate le emissioni dell'inceneritore di RSU di Bologna: i risultati in termini di concentrazione complessiva di PTS indicano ancora valori compresi tra 0.04 e 0.15 mg/Nm^3 ; in questo caso è disponibile una distribuzione in massa del particolato campionato al camino che indica una componente con dimensione superiore a $10 \mu\text{m}$ in proporzione del 7% del totale, la componente coarse del 6% del totale ed il rimanente 87% attribuito alla componente $\text{PM}_{2.5}$.

Si osserva innanzitutto che le quantità di particolato emesse dall'impianto in entrambi gli scenari (Tabella B2 e B3) risultano decisamente modeste e che quindi la distribuzione dimensionale ha in realtà una importanza relativa. Ciononostante, le differenze evidenziate tra i risultati in [Bondi et al. 2007] e quelli nella rimanente documentazione sono di per sé rilevanti.

Anche se sono noti fenomeni di formazione del particolato al camino, ovvero nel percorso a valle del sistema di abbattimento (ad esempio quelli dovuti all'ultimo stadio se questo è un wet-scrubber [Zeuthen et al. 2007]), questi più spesso vengono indicati come dovuti ai fenomeni di nucleazione da gas a particella che interessano le componenti ultrafini [Maguhn et al. 2003]. Risulta anche difficile immaginare la possibilità di aggregazione, ricombinazione e accrescimento del particolato in situazioni come quelle indicate in [Buonanno et al. 2010], nelle quali la densità numerica di particelle è estremamente ridotta.

Bisogna tuttavia considerare che nella pratica operativa può capitare che, pur mantenendosi il rispetto dei valori limite, il sistema di abbattimento possa avere delle pur minime riduzioni di efficienza (dovute ad esempio alla foratura di alcuni elementi o maniche nei filtri) capaci di favorire la presenza di particolato di dimensioni maggiori, e ciò senza che le procedure richiedano un intervento sull'impianto oppure in attesa di un tale intervento. Forse questo tipo di elementi permette di spiegare la presenza seppur ridotta di particolato di una certa dimensione osservata in [Biancolini 2010] rispetto a quanto osservato in [Buonanno et al. 2009] e [Buonanno et al. 2010], anche se ciò non sembra poter spiegare i dati in [Bondi et al. 2007].

Considerando gli elementi raccolti e le varie osservazioni, si ritiene di optare per una distribuzione dimensionale del particolato rispetto alla massa analoga a quella riportata in [Biancolini 2010], ovvero una componente grossolana (dimensione superiore a $10 \mu\text{m}$) del 7%, una componente coarse del 6% ed una componente $\text{PM}_{2.5}$ dell'87% (rinunciando a definire in dettaglio componenti di dimensione inferiore, anche perché sostanzialmente inutile ai fini della simulazione della dispersione [US-EPA 1995 - 2], [US-EPA 2005]).

Per valutare l'importanza di questi dati sui risultati modellistici e la variabilità associata alla scelta effettuata, vengono comunque effettuate alcune simulazioni di verifica e controllo adottando la distribuzione derivante dai dati in [Bondi et al. 2007].

3.3.2 Distribuzione dei congeneri di PCDD/F e PCB_{DL} e dei composti IPA

Seguendo [US-EPA 2005], le concentrazioni in aria e le deposizioni di PCDD/F sono calcolate ipotizzando che parte dei composti siano rilasciati in forma di gas e la parte rimanente in forma di particolato o assorbita sul particolato. Per i composti organici aventi frazione di vapore superiore al 5% (a temperatura ambiente) viene ipotizzato che siano in parte condensati sulla superficie del particolato; poiché il fenomeno è correlato alla superficie delle particelle occorre utilizzare una distribuzione dimensionale di queste determinata sulla base della loro superficie; si parla in questo caso di "particle bound".⁷ I casi di composti con frazione di vapore inferiore al 5% vengono trattati come particolato con una distribuzione dimensionale relativa alla massa.

Nella documentazione allegata a [US-EPA 2005], per ciascun congenere sono disponibili valori e stime della frazione di vapore, ovvero la proporzione della componente che a temperatura ambiente rimane sotto forma di gas.

Viene inoltre indicato di considerare i flussi di massa e valutare le ricadute per ciascun singolo congenere e quindi di pesare i risultati in TE (in [US-EPA 2005] viene adottata la scala W-TE 1998, vedi anche [Van den Berg et al. 1998]).

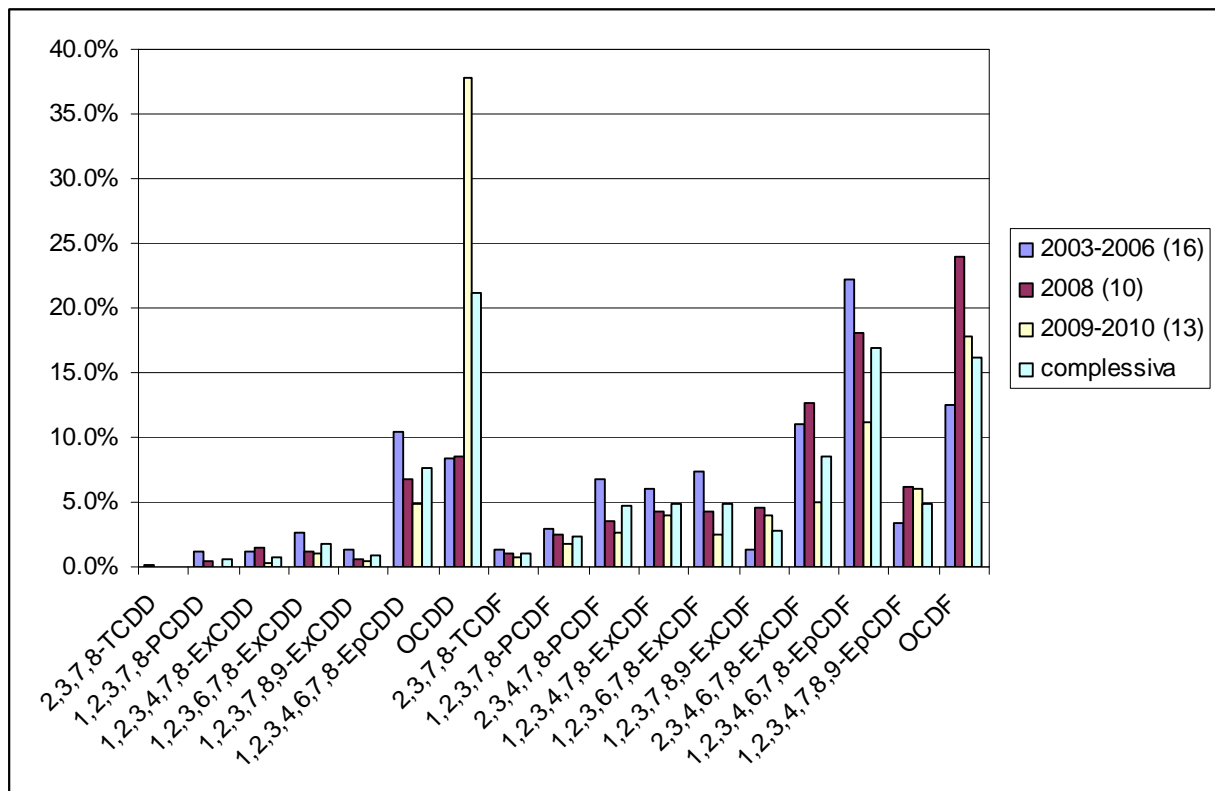


Figura B3: Distribuzione (proporzioni espresse in %) dei congeneri derivante dalle misure effettuate nel corso degli anni sulle emissioni di PCDD/F dell'impianto TEV Falascaia. Le distribuzioni mostrate si riferiscono a gruppi di misure effettuate nei diversi periodi di attività (il numero di misure è riportato in parentesi). La distribuzione adottata è quella indicata come "complessiva" (fonte ARPAT).

⁷ Per semplicità viene adottato un modello di particella sferica.

Poiché per gli scenari di simulazione non sempre sono noti i valori in emissione dei singoli congeneri (questo è ovviamente il caso dello scenario limite) e per semplificare le operazioni di stima effettuando una singola valutazione, si adotta un metodo alternativo (che porta comunque agli stessi risultati ma semplifica il calcolo): in base alla specifica distribuzione dei congeneri (distribuzione complessiva in Figura B3)⁸, viene calcolata direttamente la frazione di vapore media considerando il peso dei congeneri in termini I-TE. Questo dato è impiegato nella stima delle concentrazioni di PCDD/F espresse direttamente in I-TE. L'equivalenza di questo metodo di calcolo delle concentrazioni con quello suggerito in [US-EPA 2005] è mostrata in dettaglio in Appendice.

In Figura B3 sono riportate le proporzioni dei diversi congeneri di PCDD/F determinate nelle misure di controllo al camino effettuate da ARPAT.⁹ Le misure e le distribuzioni sono suddivise per periodo di attività (il numero di misure considerato in ciascun gruppo è indicato accanto agli anni cui sono riferite), mentre per le simulazioni è stata adottata la distribuzione indicata come complessiva, realizzata utilizzando tutte le misure disponibili.

Si osserva che le distribuzioni risultano piuttosto simili, le variazioni maggiori sono quelle relative al gruppo più recente (2009-2010, 13 misure) nel quale risulta di gran lunga prevalente la OCDD. Tale prevalenza si mantiene anche se smorzata nella distribuzione complessiva. Si osserva tuttavia che il peso di questo congenere nella scala I-TE è talmente ridotto che l'influenza della OCDD viene molto limitata.

Il calcolo della frazione di vapore media per i PCDD/F espressi in I-TE risulta quindi del 14.7%; si osserva che tale valore rimane sostanzialmente costante (14.6%) anche se si adotta la pesatura W-TE(1998) utilizzata in [US-EPA 2005].

Si osserva inoltre che secondo [US-EPA 2005] (pag. 3-8) i congeneri cui corrisponde una frazione di vapore inferiore al 5% sono associati al particolato con distribuzione in termini di massa (indicata come PM); dalla distribuzione adottata e pesata I-TE tale frazione risulta del 19.1%. Il rimanente 66.2% viene assegnato alla fase particle bound, ovvero PCDD/F condensate sulla superficie del particolato (indicato come PMB).

Anche in questo caso l'adozione della pesatura W-TE porterebbe a variazioni minime, con la fase PMB al 67.7% e la PM al 17.7%.

Per quanto riguarda i PCB, in [US-EPA 2005] (pag. 2-66) viene indicato di usare le proprietà di Aroclor 1254 se nella miscela dei congeneri è presente più dello 0.05% di composti con più di 4 atomi di cloro, altrimenti viene suggerito di utilizzare le proprietà di Aroclor 1016.

Nel caso del PCB_{DL} la maggior parte dei composti appartengono al gruppo con più di 4 atomi di cloro, per cui viene utilizzata la frazione di vapore di Aroclor 1254 pari a 0.992.

Si osserva che utilizzando le distribuzioni dei congeneri PCB_{DL} (in questo caso disponibili) si sarebbe potuto raffinare la valutazione ripetendo il calcolo effettuato per PCDD/F ed impiegando ad esempio i dati presentati in [Falconer e Bidleman 1994].

Per quanto riguarda i composti IPA la loro distribuzione nei campioni ottenuti durante i controlli effettuati tra il 2007 ed il 2010 è riportata in Figura B4. Si osserva che gli IPA (in figura) sono suddivisi in due gruppi: nel primo sono raccolti i composti per i quali in [US-EPA 2005] sono disponibili i dati relativi alla frazione di

⁸ In mancanza di questi dati viene consigliato in [US-EPA 2005] l'impiego della frazione di vapore relativa al 2,3,7,8-TCDD pari a 0.667; questo comporta che in termini di concentrazioni in aria oltre il 66.7% delle PCDD/F sia associato alla parte gas.

⁹ Le misure relative ai congeneri di PCDD/F e PCB_{DL} nonché agli IPA, sono state fornite dall'UO Attività di Laboratorio del Dipartimento ARPAT di Massa-Carrara.

vapore, mentre nel secondo sono raggruppati i composti per i quali è stato invece necessario stimare autonomamente il dato relativo alla frazione in fase di vapore (reperendo i dati necessari per utilizzare le relazioni e indicazioni fornite in [US-EPA 2005])¹⁰.

In questo caso si è valutata una frazione di vapore media del 21%; seguendo lo stesso criterio adottato per PCDD/F si valuta una componente pari al 61% da assegnare alla fase PM ed il rimanente 18% alla fase PMB.

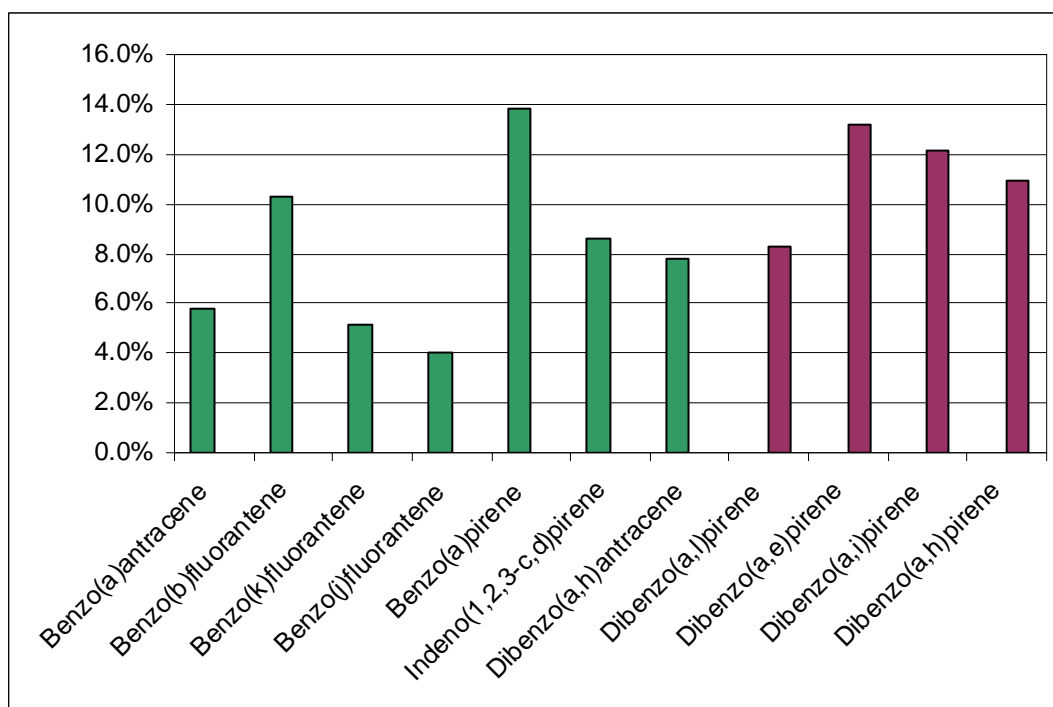


Figura B4: Distribuzione media (proporzioni espresse in %) dei composti IPA derivante dalle misure di controllo effettuate nel periodo 2007-2010 (8 misure) sulle emissioni dell'impianto TEV Falascaia (fonte ARPAT). Per il primo gruppo di composti (serie in verde) sono disponibili i dati della frazione di vapore nel database in [US-EPA 2005], mentre per i composti del secondo gruppo (serie in rosso) questo dato è stato calcolato (seguendo comunque le indicazioni di [US-EPA 2005]).

¹⁰ Per i dati richiesti per il calcolo della frazione di vapore si veda Appendix A-2 in [US-EPA 2005].

4. Il vecchio impianto di Pietrasanta

Nello stesso sito in cui è oggi presente l'impianto TEV di Falascaia era in attività un precedente inceneritore (inceneritore di Pietrasanta o del Pollino). Pur con alcune interruzioni quest'ultimo ha operato per oltre un decennio a partire dal 1974 fino alla definitiva dismissione del 1988.

In Figura B5 è riportata un'immagine di questo impianto relativa al 1997, ovvero circa 10 anni dopo la cessazione dell'attività.



Figura B5: Immagine del vecchio impianto dell'inceneritore di Pietrasanta (o Falascaia o detto anche del Pollino) risalente al 1997, cioè circa 10 anni dopo la sua chiusura (l'immagine è tratta da un video presente su YouTube "La triste storia dell'inceneritore di Falascaia" che si riferisce alla manifestazione dell'ottobre 1997 contro la costruzione del nuovo impianto TEV; <http://www.youtube.com/watch?v=EBtWZEww62Y&feature=related>).

Non sono risultati disponibili o comunque non sono stati rintracciati dati relativi alle emissioni di questo impianto.¹¹

Il Dipartimento di prevenzione della ASL 12 Viareggio ha comunque fornito una serie di documenti relativi alle attività di controllo e autorizzazione di questo impianto dalle quali è possibile estrarre informazioni di tipo tecnologico-impiantistico utili per effettuare una stima delle sue emissioni. Ovviamente l'obiettivo di tale stima non è quello, impossibile, di ricostruire la storia e gli episodi specifici di impatto che possono essersi verificati durante la sua attività, bensì quello di definire, con l'incertezza ineliminabile conseguente, dei valori di emissione realistici e verosimili per un inceneritore con le stesse caratteristiche impiantistiche; in modo che sia valutabile approssimativamente l'impatto che una tale sorgente può aver prodotto sul territorio.

Per la stima delle emissioni si ricorre a dati di letteratura.

¹¹ Si osserva che la normativa di allora non prevedeva questo tipo di controllo.

4.1 Informazioni disponibili

Di seguito vengono riepilogate le informazioni ritenute rilevanti ottenute dall'esame della documentazione messa a disposizione dalla ASL 12 Viareggio.

1) Copia della lettera del Consorzio Eliminazione Rifiuti Solidi Urbani – Pietrasanta, Forte dei marmi, Seravezza, indirizzata all'Amministrazione Provinciale di Lucca in data 26/06/1985 con allegata la scheda B predisposta dal Comitato Regionale contro l'Inquinamento Atmosferico della Regione Toscana (CRIAT). Nella scheda sono contenute le seguenti informazioni e dati:

Impianto - costruttore Tecnitelia spa, composto da due linee da 2.5 Mg/h, modello 190 del 1974; periodo di funzionamento 16 ore/giorno per 310 giorni/anno; tempo necessario per interrompere l'esercizio dell'impianto 1 ora, per raggiungere lo stadio di regime 1.5 ore; per l'avviamento ciascuna linea utilizza un bruciatore ad olio combustibile. Contenuto in peso delle ceneri (scorie) 20-25% ss.

Camino - costruito in acciaio e coibentato in refrattario, altezza da terra dell'emissione 24 m, durata media dell'emissione 16 ore/giorno, portata 24000 Nm³/h (secchi), temperatura di uscita dei fumi 70-80°C, sezione di sbocco 2.85 m².

2) Copia della comunicazione del Servizio Multizonale di Prevenzione della USL 6 di Lucca all'Amministrazione Provinciale di Lucca in data 20/05/1986 contenente i risultati delle indagini effettuate sull'impianto di incenerimento e la discarica in località Falascaia.

Nella relazione viene riferito che l'impianto è in funzione 24 ore al giorno con entrambi i forni ma che si trova in condizioni precarie e deve essere adeguato. Viene poi segnalato che nel campione di ceneri prelevato viene superato di 10 volte il limite alla concentrazione di piombo fissato dalla Tab. A della L. 319/1976 per cui queste dovrebbero essere opportunamente smaltite; che le acque di ricircolo del lavaggio fumi scaricate in acque superficiali superano i limiti fissati dalla Tabella C della L. 319/1976.

3) Copia della lettera del 4/06/1986 di diffida al Consorzio da parte dell'Amministrazione Provinciale di Lucca.

4) Copia della lettera della Regione Toscana, Dipartimento Sicurezza Sociale, Servizio Ambiente, con la trasmissione delle "Linee guida per il contenimento dell'inquinamento atmosferico derivante da impianti di incenerimento dei rifiuti urbani (r.u.)" 7/08/1986.

In allegato sono riportate delle schede di sintesi sulla struttura degli impianti di incenerimento allora in attività; per quello di Pietrasanta vengono riportate le seguenti informazioni:

potenzialità nominale di 120 Mg/giorno, potenzialità effettiva di 90 Mg/giorno; assenza di camera di postcombustione e di recupero termico, altezza del camino di 24 m; per quanto riguarda la sezione di abbattimento degli inquinanti viene indicato per la "depolverazione" la presenza di ugelli spruzzatori, mentre nessuna indicazione compare relativamente alla sezione di lavaggio fumi. Nel documento sono indicati dei valori limite alle emissioni per gli impianti.

5) Copia del parere del CRIAT al Comune di Pietrasanta in data 20/02/1987 con le indicazioni e le prescrizioni da inserire in apposita ordinanza sindacale per l'adeguamento dell'impianto di incenerimento (oltre alle indicazioni tecniche erano riportati i limiti di emissione).

6) Copia della lettera dell'Amministrazione Provinciale di Lucca al Comune di Pietrasanta del 7/07/1988 cui è allegato rapporto del Servizio Multizonale di Prevenzione della USL 6 di Lucca all'Amministrazione

Provinciale di Lucca in data 15/06/1988. Nel rapporto viene riportata la successione cronologica degli interventi effettuati presso il sito di Falascaia; tra questi si segnalano le misure e campionamenti di aria presso alcuni recettori vicini effettuati a causa delle ricadute di cenere e particelle provenienti dall'impianto (3-19/07/1980, 17/02/1981-6/03/1981, 11/11/1982-30/12/1982), l'incendio di rifiuti "tal quali" accumulati nel piazzale scarichi adiacente all'inceneritore (1981), una ristrutturazione parziale dell'impianto nel 1984, le inadempienze e le carenze gestionali che hanno poi portato al mancato rinnovo dell'autorizzazione ed alla chiusura.

7) Copia della relazione finale del CTU Ing. Vincenzo Bonaventura "Perizia sullo smaltimento di rifiuti presso gli impianti consortili siti in località Falascaia del Pollino – Pietrasanta" del 15/3/1990, nella quale viene fornita una descrizione dell'impianto di incenerimento (che a quella data era comunque fermo).

Il sistema di incenerimento era costituito da due forni rotanti con assi convergenti verso un unico manufatto di aspirazione e depolverizzazione ad umido dei fumi innestato su di un unico camino di altezza circa 15 m; l'impianto non era dotato di camera di postcombustione e di apparecchiature di rilevamento dei parametri della combustione. L'impianto aveva una potenzialità dichiarata di 120 Mg/giorno.

Il quadro tecnologico e gestionale che emerge dalla documentazione, pur non completamente definito, permette di fissare in linea di massima le caratteristiche principali dell'impianto. Queste risultano rilevanti in quanto si è in totale assenza di dati relativi a misure sulle emissioni al camino; di conseguenza per definire i flussi di massa in emissione, necessari per la simulazione modellistica, occorre riferirsi a dati e stime di letteratura su impianti coevi e di analoga tecnologia, anche per quanto riguarda gli eventuali sistemi di abbattimento. Le caratteristiche gestionali, quali l'attivazione discontinua o le evidenti carenze segnalate nella conduzione, possono costituire un ulteriore elemento di valutazione e correzione delle stime emmissive.

Per come viene descritto l'impianto risulta così costituito:

- due forni rotanti con assi convergenti verso un unico manufatto di aspirazione e depolverizzazione ad umido dei fumi; potenzialità nominale di 120 Mg/giorno ovvero 5 Mg/h (2.5 Mg/h su ciascuna linea); assenza di camera di postcombustione e di recupero termico; la sezione di abbattimento degli inquinanti è costituita da ugelli spruzzatori aventi lo scopo di abbattere la componente particellare (o più propriamente quella fly ash); per l'avviamento vengono utilizzati bruciatori ad olio combustibile;
- camino in acciaio e coibentato in refrattario, con altezza da terra di 24 m, portata 24000 Nm³/h (secchi)¹², temperatura di uscita dei fumi 70-80°C, sezione di sbocco 2.85 m².
- periodo di funzionamento medio di circa 16 ore/giorno per 310 giorni/anno (anche se per qualche periodo l'impianto deve aver funzionato in modo continuo); tempo necessario per interrompere l'esercizio pari ad 1 ora, quello per raggiungere lo stadio di regime di 1.5 ore.¹³

¹² Non è definito il tenore di ossigeno; si osserva che nei documenti CRIAT citati viene indicato un tenore di ossigeno di riferimento del 6%, quindi circa la metà di quello attualmente utilizzato e relativo ai dati della successiva Tabella B8.

¹³ Alcune caratteristiche tecniche di "buon" funzionamento di forni rotativi o ruotanti per l'incenerimento dei rifiuti sono sintetizzate in [DM_29/01/2007]. Si riferiscono ad impianti esistenti quindi più recenti rispetto a quello di interesse.

4.2 Note ed osservazioni sulla valutazione delle emissioni dell'impianto

In generale la composizione e la quantità di inquinanti presenti nei fumi all'emissione dipende dalle caratteristiche dei rifiuti e da quelle tecniche dell'impianto, tra le quali ovviamente sono ricompresi gli apparati destinati al loro abbattimento.

Per l'impianto di interesse, considerando la presumibile limitata capacità di depurazione dei fumi, diventano predominanti l'aspetto tecnologico e quello legato al materiale trattato.¹⁴ Le informazioni relative alle emissioni devono essere ricercate in primo luogo raccogliendo dati relativi ad impianti coevi, quindi di tecnologia analoga ed alimentati con un "combustibile" presumibilmente simile a quello utilizzato nel vecchio inceneritore di Pietrasanta; in secondo luogo, un limite presumibilmente inferiore alle emissioni (almeno per alcuni inquinanti) può essere derivato dai dati disponibili, anche se più recenti, relativi a condizioni a monte dei dispositivi di mitigazione. In questo caso occorre considerare che tali dati non rendono necessariamente conto in maniera completa della qualità e composizione delle emissioni finali, poiché taluni processi e fenomeni (ad esempio aggregazione del particolato o formazione di microinquinanti) possono anche avvenire nelle fasi successive del percorso di espulsione dei fumi. Si osserva inoltre al riguardo che nel corso degli anni e su di un periodo così esteso (dagli anni '70 ad oggi, circa 40 anni) sono senz'altro variate le caratteristiche dei rifiuti e la loro composizione; ciò implica che anche sotto questo aspetto la disponibilità di dati relativi ad anni recenti non consente il loro impiego automatico nella stima delle emissioni del vecchio inceneritore.

Di seguito vengono sintetizzate e commentate le informazioni raccolte in questa fase.

In [Calvert 1984] vengono descritti diversi sistemi ed impianti di abbattimento ad umido adottati su impianti di incenerimento di rifiuti solidi urbani nel periodo 1970-1984; tra questi quello che sembra più vicino alle descrizioni ed informazioni raccolte per il vecchio inceneritore di Pietrasanta è indicato come "preformed spray" ed è composto essenzialmente da una serie di spruzzatori di acqua aventi la principale funzione di abbattere le ceneri volanti (fly ash). Tra le varie possibilità e disposizioni impiantistiche si ritiene maggiormente plausibile che sul vecchio impianto sia stata predisposta l'iniezione dell'acqua controcorrente al flusso del gas di combustione, come schematicamente riportato nella Figura B6. Le informazioni raccolte non chiariscono tuttavia l'eventuale presenza della sezione successiva di "entrainment separator", visibile in figura, avente lo scopo di frenare/fermare il flusso di acqua/vapore trascinato dal gas verso il camino di espulsione.¹⁵

In [Greenberg et al. 1978] vengono esaminate le emissioni di due inceneritori di rifiuti solidi urbani coevi a quello di interesse (aventi tuttavia potenzialità superiori e dotati di doppia camera di combustione, ma anche di un sistema di abbattimento "water-spray baffle" in parte simile a quello ipotizzabile per il vecchio impianto di Pietrasanta); i fumi vengono espulsi da un camino di 61 m di altezza a temperature tra 210°C e 260°C. Si osserva che se per questi impianti si presumono condizioni di combustione ottimali con elevate temperature (ad esempio oltre 900 °C), si deve ritenere che le temperature di combustione dell'impianto di interesse fossero necessariamente meno elevate e le condizioni di combustione assai più precarie.

¹⁴ Come viene evidenziato in seguito un aspetto altrettanto importante si identifica nella componente gestionale.

¹⁵ L'ipotesi che l'impianto di abbattimento fosse costituito da una torre di lavaggio o quench avente l'obiettivo di raffreddare rapidamente i gas di combustione onde evitare la formazione di microinquinanti organici (per *de novo synthesis*) non appare verosimile in quanto l'impianto risulta precedente alla scoperta ed evidenza della presenza di microinquinanti nei fumi prodotti dalla combustione dei rifiuti [Vehlow 2005]. Ciononostante è anche possibile che l'impianto di abbattimento presente abbia in parte funzionato come tale, riducendo quindi il carico di microinquinanti in uscita.

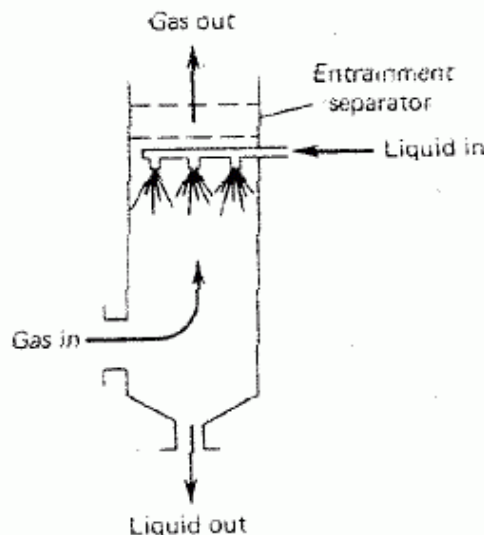


Figura B6: Schema di impianto di abbattimento Preformed spray: countercurrent spray (tratto da [Calvert 1984]).

In [Woodruff et Larson 1968] viene riportata l'analisi di combustione e funzionamento (nonché la misura di qualche inquinante) per un inceneritore di rifiuti costituito da un forno ruotante accoppiato ad una camera a griglia di post-combustione, nel quale è presente un impianto di abbattimento a water-spray per le fly ash. Lo schema che mostra i diversi apparati è riportato in Figura B7.

Si osserva che un impianto pilota di incenerimento di rifiuti attivo nel sito "Le Sibille" a San Casciano Valdipesa nello stesso periodo di quello di interesse, prodotto dalla stessa Tecnitalia, era costituito da un forno rotativo in controcorrente, diversamente da quello concorrente o equicorrente rappresentato in Figura B7. Una rappresentazione schematica di questa tipologia di forno (ancora in uso) è riportata in Figura B8.¹⁶

In [Klee 1984] sono riportati dati ed informazioni sulle tecnologie impiantistiche, sulle emissioni e gli impianti di abbattimento impiegati negli anni 1970-1980 negli USA. Diversamente dal caso che ci interessa, in tutti gli impianti di trattamento dei rifiuti è presente una doppia camera di combustione (se si esclude quelli della tipologia "Apartment House Incinerators" di taglia molto ridotta). In Table 19 pag. 530 vengono riportati alcuni dati riferiti ad impianti superati (older), tra questi due casi di impianti del 1968 aventi forno ruotante (rotary kiln) ed abbattimento ad umido (indicato come "baffle-wall and water spray"). Questi impianti hanno temperature dei fumi al camino dell'ordine di 150-185 °C ed una emissione di particolato stimata di 8.6-12.5 lb/ton waste charged, ovvero 4.3-6.3 kg/Mg di rifiuti trattati.

Considerata la potenzialità complessiva di 5 Mg/h del vecchio impianto di Pietrasanta, applicando questi valori si ottengono stime di emissione di particolato pari a 5.97-8.75 g/s ovvero 0.9-1.3 g/Nm³.

Sempre in [Klee 1984] è riportata la distribuzione dimensionale del particolato e la sua produzione quantitativa a monte dell'impianto di abbattimento per una serie di inceneritori (Table 12 pag. 526); tra questi

¹⁶ Comunicazione personale del Dott. Ing. D. Piattoli (ex Responsabile del Servizio Subprovinciale ARPAT di Firenze-Sud Est ed ex membro del C.R.I.A.T.); si osserva che purtroppo nell'archivio del Dipartimento ARPAT di Firenze non è stata rinvenuta alcuna documentazione relativa alle emissioni dell'impianto de "Le Sibille", risalente a circa 30 anni fa.

un impianto con forno in refrattario della capacità di 120 Mg/giorno cui corrisponde un valore di 9.1 lb/ton di rifiuti ovvero circa 4.6 kg/Mg di rifiuti trattati, mentre ad un impianto tipo "water-wall" corrisponde una produzione di particolato dell'ordine di 11.1 lb/ton di rifiuti, circa 5.6 kg/Mg. Per impianti di grandi capacità vengono indicate, in assenza di impianti di abbattimento (uncontrolled), emissioni di particolato dell'ordine di 17-35 lb/ton, cioè 8.5-17.5 kg/Mg.

Come accennato, un possibile riferimento per la stima delle emissioni del vecchio impianto può in effetti essere ottenuto andando a considerare le emissioni degli inceneritori prima dell'eventuale sistema di abbattimento o in sua assenza.

In questo ambito sono disponibili in [US-EPA 1996] valori di emissione oltre che per il particolato anche per altri inquinanti. Nello specifico in Table 2.1-1 pag. 2.1-20 agli impianti di tipologia "modular excess air combustor" in condizioni "uncontrolled", viene attribuito un fattore di emissione pari a 12.6 kg/Mg di rifiuto (con un fattore di rating A, quindi estremamente affidabile); in Table 2.1-9 pag. 2.1-28, ad un impianto di tipologia "modular starved-air combustors" sempre in condizioni "uncontrolled", è assegnato un fattore di emissione di 1.72 kg/Mg (con rating B, quindi inferiore al precedente); per una combustione (uncontrolled) di RDF (refuse derived fuel) il fattore assegnato è di 34.8 kg/Mg (in Table 2.1-8 pag. 2.1-27). Infine in Table 2.1-12 vengono riportati i fattori di emissione per diverse tipologie di impianti di piccola taglia in condizioni "uncontrolled" (con rating D di affidabilità); tra questi, alla categoria dei "Municipal refuse" è assegnato un fattore di emissione di 18.5 kg/Mg.

Si osserva quindi che in base ai dati in [US-EPA 1996] le emissioni "uncontrolled" di particolato variano su di un ordine di grandezza ovvero tra 1.7 kg/Mg e 18.5 kg/Mg di rifiuti trattati.¹⁷

Nella successiva Tabella B4 sono riportati i dati disponibili in [US-EPA 1996] sui fattori di emissione dei differenti inquinanti d'interesse per le diverse tecnologie di impianti nella condizione "uncontrolled".

Tabella B4: Fattori di emissione in kg/Mg di rifiuto bruciato per varie tipologie di impianto in condizioni "uncontrolled" come in [US-EPA 1996].

Inquinante/impianto	Water-Wall	Modular excess air	Refractory Wall	Modular starved-air	Other MW Municipal refuse
CDD/CDF	8.35×10^{-7}	ND	7.5×10^{-6}	1.47×10^{-6}	ND
PM	ND	12.6	ND	1.72	18.5
As	ND	2.14×10^{-3}	ND	3.34×10^{-4}	ND
Cd	ND	5.45×10^{-3}	ND	1.2×10^{-3}	ND
Cr	ND	4.49×10^{-3}	ND	1.65×10^{-3}	ND
Hg	ND	2.8×10^{-3}	ND	2.8×10^{-3}	ND
Ni	ND	3.93×10^{-3}	ND	2.76×10^{-3}	ND
Pb	ND	1.7×10^{-1}	ND	ND	ND
HCl	ND	3.2	ND	1.08	ND

ND indica che il dato non è disponibile.

¹⁷ Si esclude il caso dell'utilizzo di RDF.

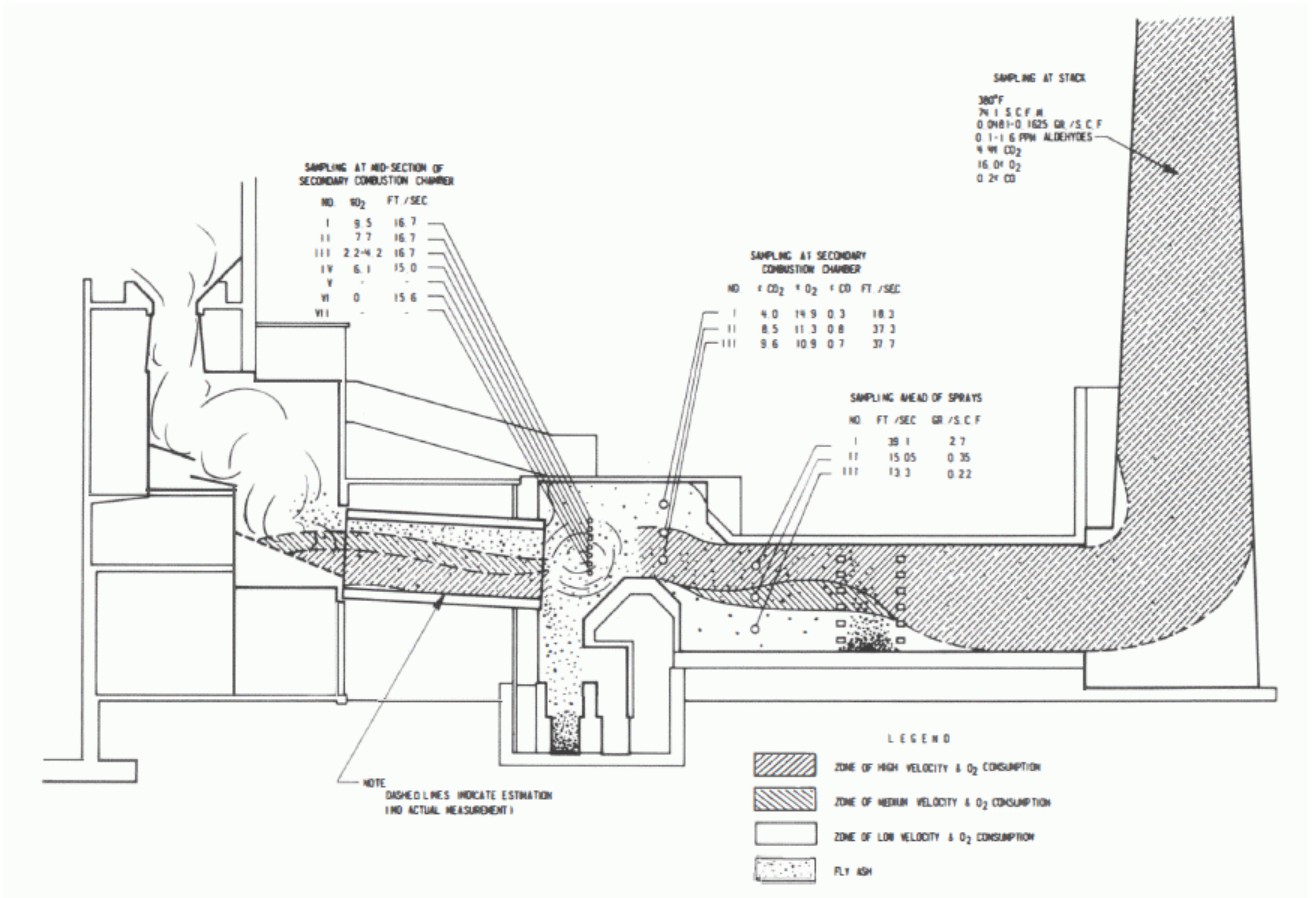


Figura B7: Tratta da [Woodruff et Larson 1968]: schema di inceneritore costituito da un forno ruotante ed una camera di combustione secondaria; sono riportate le misure di flusso e temperatura ed è indicato l'impianto di abbattimento del tipo water-spray.

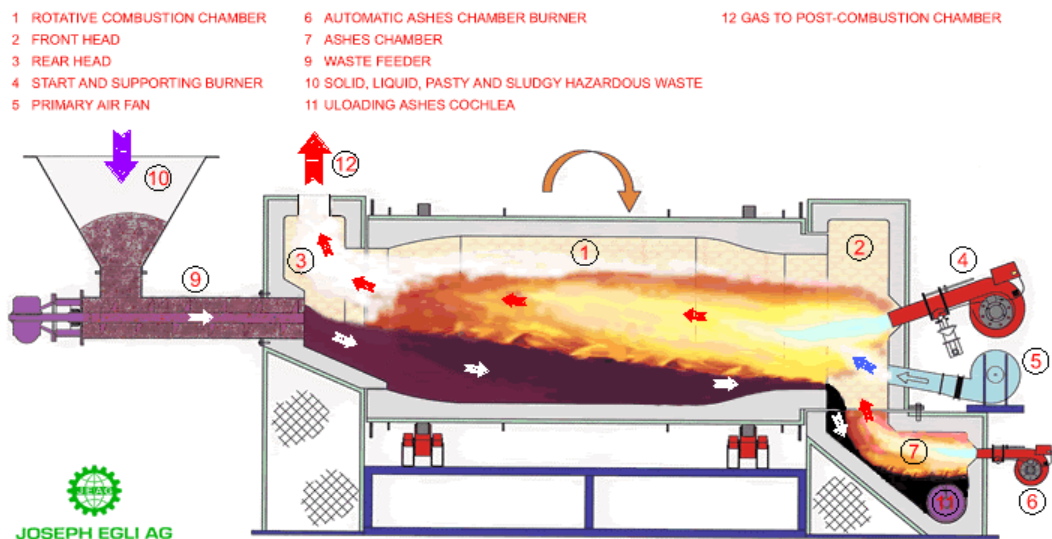


Figura B8: Schema di un forno ruotante in configurazione controcorrente.

Informazioni dello stesso tipo sono disponibili all'interno di [EU-IPPC 2006]: la Table 3.6 di pag. 184 riporta infatti gli intervalli di concentrazione di vari inquinanti e sostanze all'interno dei fumi di combustione prima dei sistemi di abbattimento, riferiti agli impianti di incenerimento esistenti in Germania (all'anno 2001).

Questi dati, espressi in concentrazione, non sono automaticamente comparabili con i precedenti. Tuttavia considerando un impianto con portata nominale normalizzata analoga a quella stimata per il vecchio inceneritore (24000 Nm³/h), le concentrazioni di particolato (dust) in Tabella B5 (1000-5000 mg/Nm³) e il trattamento di 5 Mg/h di rifiuti, si ottiene un fattore di emissione di 4.8-24.0 kg/Mg. Questo intervallo è comparabile con il precedente e ne conferma sostanzialmente l'ordine di grandezza, indicando tuttavia valori tendenzialmente maggiori.

Tabella B5: Concentrazione di inquinanti nei gas a monte dell'impianto di abbattimento negli inceneritori, da [EU-IPPC 2006] (dati relativi alla Germania, 2001).

Inquinanti e sostanze	Unità di misura	Tipologia: Municipal Waste Incinerator
Dust	mg/Nm ³	1000 – 5000
Carbon monoxide (CO)	mg/Nm ³	5 – 50
TOC	mg/Nm ³	1 – 10
PCDD/PCDF	ng I-TE/Nm ³	0.5 – 10
Mercury (Hg)	mg/Nm ³	0.05 – 0.5
Cadmium + thallium	mg/Nm ³	<3
Other heavy metals (Pb, Sb, As, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn)	mg/Nm ³	<50
Inorganic chlorine compounds (as HCl)	mg/Nm ³	500– 2000
Inorganic fluorine compounds (as HF)	mg/Nm ²	5 – 20
CO ₂	%	5 – 10
Water steam (H ₂ O)	%	10 – 20

Valori di concentrazione del particolato a monte dell'impianto di abbattimento di questi ordini di grandezza sono confermati in [Zeuthen et al. 2007] e in [Chang et al. 2000] dove viene indicata rispettivamente una concentrazione di 2 g/m³ e un intervallo tra 2.2 e 3.1 g/m³, in impianti di varie tipologie.

Riferendosi ai dati di Tabella B5, in [EU-IPPC 2006] è indicato che i valori relativi ai vecchi impianti sono quelli più elevati (almeno per alcuni inquinanti) ed inoltre che in presenza di raccolte differenziate e selezione o preselezione di alcune tipologie di rifiuto si possono avere significative variazioni nel potere calorifico (resa termica) e possono modificarsi i valori in emissione di alcune sostanze (ad esempio metalli). Non sono tuttavia riportati dati specifici su questo aspetto che permettano di effettuare valutazioni quantitative nelle emissioni dei diversi inquinanti.

Questo tipo di valutazione può essere invece effettuata, limitatamente al Hg, considerando i dati presentati in [Westergård 1986] relativi al periodo d'interesse 1972-1985, o quelli in [Tanikawa et al. 1995] relativi al periodo 1986-1993. In [Westergård 1986] sono riportati i fattori di emissione per l'Hg relativi all'inceneritore di Stoccolma su di un periodo di osservazione che va dal 1972 al 1985, quindi praticamente coincidente con quello di interesse. Viene mostrato che durante questo periodo si ha un incremento nelle emissioni di Hg con un passaggio da circa 1 g/Mg di rifiuto ad un picco di 5 g/Mg (dal 1972 al 1982); successivamente all'attivazione di campagne di raccolta delle batterie, l'emissione si riporta su valori di circa 2 g/Mg. In [Tanikawa et al. 1995] è mostrato l'andamento delle emissioni di Hg prima delle politiche di riduzione e successivamente al bando dell'Hg nelle diverse tipologie di batterie; in questo caso viene indicato

il passaggio da 0.25 mg/Nm³ di Hg nel 1986 ad inizio riduzione, fino ad un valore medio di 0.08 mg/Nm³ del 1993.

Uno dei problemi più rilevanti per l'utilizzo di dati e misure relative alle emissioni ai camini effettuate in passato è quello legato alle tecniche di rilevamento ed analisi, in generale difformi e di minore affidabilità e sensibilità rispetto a quelle attuali. Questo tipo di problematica si esplica in tutta la sua complessità quando si vanno ad esaminare i dati relativi ai microinquinanti organici (si vedano le specifiche parti successive), sia per il numero di composti appartenenti alle varie famiglie (gruppi omologhi), sia perché risulta necessario distinguerli e quantificarli singolarmente a causa della loro differente rilevanza sanitaria (e normativa).

Considerando che nel periodo di attività del vecchio impianto sul territorio della Regione Toscana erano presenti altri impianti di incenerimento dei rifiuti urbani, sono state effettuate alcune ricerche con l'obiettivo di ottenere informazioni sui relativi dati emissivi.

Varie informazioni sono state ottenute per l'inceneritore di San Donnino a Firenze, oggetto di numerose campagne di misura. Dalla documentazione si evidenzia innanzitutto come le metodiche di campionamento fossero tutt'altro che standardizzate [Liberti 1982], in particolare per quanto riguarda i microinquinanti organici.

Mentre i dati relativi ai risultati dei campionamenti sul terreno intorno all'inceneritore di San Donnino compaiono in numerose pubblicazioni, quelli relativi alle emissioni dai camini sono stati rintracciati solamente in [Berlincioni, Di Domenico 1986]. Altri dati di questo tipo (tuttavia in forma di riepilogo, non pubblicati) sono stati raccolti presso l'AF Microinquinanti Organici del Dipartimento ARPAT di Firenze. Quest'ultimi sono presentati nella successiva Tabella B6; si osserva che in [Berlincioni, Di Domenico 1986] compaiono dati simili anche se non coincidenti: in particolare sono riportati i dati delle diverse famiglie di diossine e furani relativi al solo campionamento con data 22/04/1985 (suddiviso in fumi e polveri, identificabili come condensato e polveri nella Tabella B6). Il valore relativo alla T4CDD nei fumi è in questo caso di 33 ng/m³ rispetto ai 3 ng/m³ di Tabella B6 nel condensato; per la famiglia H7CDD nei fumi viene indicato un valore di 1370 ng/m³ rispetto ai 1400 ng/m³ di Tabella B6 (nel condensato); per la O8CDD nei fumi si ha un valore di 2020 ng/m³ rispetto ai 2000 ng/m³ di Tabella B6; infine per H6CDF nelle polveri viene indicato un valore di 10 ng/m³ rispetto a 11 ng/m³ della Tabella B6. Le differenze risultano rilevanti soltanto per la famiglia T4CDD che però è in un certo senso la più importante perché contiene la 2,3,7,8-Tetraclorodiossina che rappresenta il congenere più tossico e pericoloso, elemento di riferimento per la misura della tossicità equivalente.

Si deve comunque osservare che l'impianto di San Donnino pur essendo in attività nello stesso periodo di quello di Pietrasanta presentava notevoli differenze impiantistiche, con vari miglioramenti ed evoluzioni tecnologiche, tra le quali un effettivo impianto di abbattimento per le polveri costituito da un precipitatore elettrostatico (ESP), preceduto da un sistema di lavaggio e di riduzione della temperatura dei fumi effettuato mediante acqua nebulizzata.^{18,19}

In [Berlincioni, Di Domenico 1986] viene indicato che nei fumi i contenuti complessivi del gruppo di diossine e del gruppo dei furani erano compresi tra 1 e 4 µg/m³, che i congeneri più pesanti erano

¹⁸ Secondo quanto riportato in [Berlincioni, Di Domenico 1986], l'inceneritore di San Donnino era costituito da tre forni a griglia mobile per una potenzialità complessiva di 150 Mg/giorno di rifiuti. Ciascun forno era poi composto da tre griglie a gradini sulle quali si completava la combustione in un range di temperatura tra i 900 °C ed i 1000°C. I gas lasciata la camera di combustione preriscaldavano i rifiuti in ingresso ed erano inviati in una camera di raffreddamento dove a contatto con acqua nebulizzata venivano parzialmente lavati e portati ad una temperatura di circa 350°C; quindi venivano immessi nell'elettrofiltro che aveva una portata di 56000 Nm³/h.

¹⁹ L'impianto non era ovviamente predisposto per l'abbattimento delle diossine: si osserva che la temperatura di 350°C all'interno dell'ESP è esattamente al centro dell'intervallo di massima produzione delle diossine per *de novo synthesis* [Vehlow 2005]; ovviamente tale circostanza non era nota quando l'impianto è stato costruito.

maggiormente presenti e che un contributo limitato, dell'ordine del 10% del totale di PCDD/F, proveniva dalle fly ash. Viene quindi indicato che quest'ultime (da intendersi come il particolato intercettato dal dispositivo di filtraggio) risultavano dell'ordine di 40-100 mg/m³.

Si osserva che anche in [Liberti 1982] viene riportato un valore di concentrazione di polveri al camino di questo impianto pari a 100 mg/Nm³.

Viste le caratteristiche degli impianti si può senz'altro ritenere che l'estremo superiore di questo intervallo costituisca un limite inferiore per il particolato emesso dal vecchio impianto di Pietrasanta.

Tabella B6: Dati relativi ai campionamenti al camino effettuati presso l'inceneritore di San Donnino a Firenze²⁰.

	Emissioni Inceneritore di S. Donnino					
	condensato			polveri		
	28/10/1980 ng/m ³	9-16/3/82 ng/m ³	22/04/1985 ng/m ³	28/10/1980 ng/m ³	22/04/1985 ng/m ³	
T ₄ CDD	2.0	< lr	3.0	2.0	1.0	
P ₅ CDD	4.0	< lr	12.0	17.0	1.0	
H ₆ CDD	32.0	13.0	260.0	57.0	13.0	
H ₇ CDD	100.0	70.0	1400.0	140.0	19.0	
O ₈ CDD	67.0	260.0	2000.0	180.0	16.0	
T ₄ CDF	9.0	3.0	80.0	7.0	2.0	
P ₅ CDF	61.0	5.5	240.0	26.0	5.0	
H ₆ CDF	90.0	20.0	370.0	50.0	11.0	
H ₇ CDF	160.0	24.0	280.0	150.0	10.0	
O ₈ CDF	36.0	160.0	1000.0	56.0	3.0	

Per quanto riguarda invece PCDD/F si osserva che i dati presentati in Tabella B6 mostrano variazioni estremamente elevate tra i differenti campionamenti, con significative diversità nella distribuzione tra fase condensata e polveri. Si osserva infine che quelli riportati in [Liberti 1982], relativi a misure in parallelo effettuate da tre diversi laboratori, mostrano anch'essi una discreta variabilità ed in ogni caso i valori quantitativi delle famiglie di diossine e furani sono difficilmente impiegabili perché espressi in ng/g di polvere campionata e in ng/l di acqua di condensa.²¹

In [Vehlow 2005] viene sintetizzato lo stato delle conoscenze attuali sui meccanismi di formazione e distruzione delle diossine; si ritiene che la complessità dei processi coinvolti (formazione-distruzione termica e *de novo synthesis*, effetto memoria, dipendenza dai precursori e dagli incombusti, ruolo degli alogenati e composti dello zolfo, risposta in eccesso o carenza di ossigeno) renda vano il tentativo di definire un livello di emissione di microinquinanti organici in base alle caratteristiche note del vecchio impianto; in tal senso si

²⁰ Comunicazione personale del Dott. G. Croce responsabile dell'AF Microinquinanti Organici del Dipartimento ARPAT di Firenze.

²¹ In linea teorica dai dati di portata (45000 Nm³/h), temperatura dei fumi (280°C), concentrazione di polveri (100 mg/Nm³) e percentuale di umidità (circa 15%), sarebbe anche possibile ottenere delle stime quantitative per le diverse famiglie di diossine; poiché i furani sono invece raccolti sotto un unico dato, in ogni caso l'informazione che si otterrebbe sarebbe molto parziale e sostanzialmente inutilizzabile.

ritiene più adeguato ricorrere a livelli di emissione medi o fattori di emissione più generici per quanto applicabili a quella tipologia di impianto.

Un aspetto rilevante nelle emissioni del vecchio inceneritore di Pietrasanta potrebbe essere costituito dalla discontinuità del suo funzionamento; è infatti noto [Vehlow 2005] che nelle operazioni di accensione e spegnimento, nonché più in generale nella combustione in condizioni non stazionarie, può risultare enfatizzata la produzione di incombusti e quella di microinquinanti organici.

In [Clarke 2000] vengono esaminati i risultati di alcuni studi sulle emissioni di inceneritori al variare di parametri quali l'eccesso di aria, il carico di rifiuti e le temperature di esercizio. Gli impianti esaminati si distinguono per potenzialità e tecnologia da quello di interesse, essendo dotati in genere di ESP e camera di postcombustione. Nell'esempio riportato, riferito all'analisi delle emissioni di diossine e furani nella fase di avvio di un impianto (cold start) viene osservato che queste, misurate all'uscita del sistema di postcombustione, risultavano circa 2-3 volte superiori a quelle registrate in condizioni di funzionamento a regime, mentre divenivano circa 20-50 volte superiori all'ingresso dell'ESP e dalle 40 alle 100 volte ancora superiori all'uscita dell'ESP. In [Clarke 2000] non vengono tuttavia specificati alcuni dei parametri necessari per poter contestualizzare ed eventualmente riutilizzare questi dati, quali le durate temporali di queste fasi di start-up, l'utilizzo di preriscaldatori, l'andamento temporale delle misure ecc.

In [Benestad et al. 1990] vengono riportate le misure di emissione effettuate nel 1989 presso tre piccoli impianti di incenerimento di rifiuti solidi urbani in Norvegia (potenzialità 0.3-1.0 Mg/h, portate normalizzate dedotte dagli altri dati comprese tra 1800 e 5500 Nm³/h). Un aspetto interessante di questo lavoro è costituito dal fatto che questi impianti operavano con un ciclo quotidiano discontinuo, simile a quello ipotizzato per il vecchio inceneritore di Pietrasanta; nella descrizione del ciclo operativo viene indicata una fase di avvio nella mattina la cui durata è indicata tra 1-2.5 ore, cui segue l'incenerimento dei rifiuti durante il giorno per un periodo in media dalle 9 alle 13 ore (ma durante i test il valore riportato è anche assai inferiore, compreso tra 2 e 11 ore) e la successiva fase quella di spegnimento (burn-out) con una durata valutata (nei test riportati) tra 1.4 e 4 ore. L'attività degli impianti veniva svolta per 4 o 5 giorni a settimana.

Gli impianti erano dotati di camera di postcombustione operante tra 830 e 900 °C, ma privi di un adeguato impianto di abbattimento del particolato (si parla di un "cyclone-shaped" giudicato però inefficace per la rimozione del particolato); nei due impianti con recupero di energia la temperatura dei fumi all'uscita del camino era di 160 e 230 °C rispettivamente, mentre per il terzo impianto la temperatura allo sbocco del camino risultava di 250 °C. In due impianti veniva effettuato il preriscaldamento dopo il quale iniziava l'alimentazione con i rifiuti, nel terzo i rifiuti venivano inseriti già all'accensione.

I risultati ottenuti in termini di concentrazioni di particolato sono giudicati elevati dimostrando l'inefficacia del sistema di abbattimento: i valori medi riportati variano tra 325 mg/Nm³ e 528 mg/Nm³; viene inoltre valutato che in media una componente tra il 50% ed il 75% del particolato risulta appartenere alla frazione PM_{2.5}. Nei dati presentati (relativi a tre giorni di test per ciascun impianto, ma con condizioni di attività e durate diversificate) si osserva una notevole variabilità e la mancanza di regolarità: ad esempio non si individuano differenze tra le misure di PCDD/F relative alle fasi di start-up e di regime, mentre mediamente si intravedono differenze tra le emissioni di queste fasi per quanto riguarda gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA o PAH); in questo caso infatti alla fase iniziale della combustione corrispondono valori più elevati.

I fattori di emissione riportati [Benestad et al. 1990] riflettono l'ampia variabilità dei risultati: per gli IPA viene indicato un range tra 0.2 e 1.6 mg/kg di rifiuti bruciati, per la somma tra diossine e furani si passa da 0.06 a 10 µg/kg di rifiuti (dai 60 µg/Mg ai 10 mg/Mg).

Un'analisi e misure dettagliate sulle fasi di accensione e spegnimento di un inceneritore di tipologia moderna sono riportate in [Neuer-Etscheidt et al. 2006]. L'impianto del quale sono state analizzate le fasi

transitorie è rappresentato da un inceneritore di rifiuti solidi urbani con potenzialità di 10 Mg/h, con forno a griglia, recupero di energia e sistema di abbattimento costituito da ESP, seguito da due scrubber ad umido operanti in ambiente acido e neutro, quindi da impianto SCR, iniezione di carboni attivi ed infine filtri a maniche.

Le composizione dei gas di combustione e del particolato è seguita ed esaminata con continuità all'uscita della zona di caldaia (boiler) ed all'uscita dall'ESP, sia durante la fase di preriscaldamento (durata circa 18 ore) che nella fase successiva di alimentazione e incenerimento dei rifiuti (per almeno altre 22 ore, oltre a misure effettuate dopo vari giorni ed a quelle di riferimento effettuate precedentemente in condizioni di funzionamento a regime).

Nello studio sono analizzati gli andamenti temporali dei differenti inquinanti da PCDD/F a IPA, PCB (policlorobifenili), HCl e CO, ed inoltre la variazione nella composizione in gruppi omologhi di diossine e furani.

In sintesi viene osservato che la fase di spegnimento dell'impianto (shut-down, di durata complessiva di circa 3 ore) non comporta extra-emissioni significative di PCDD/F rispetto a quelle misurate a regime; invece la fase di avvio, a partire dall'inizio dell'alimentazione dei rifiuti, comporta un incremento del contenuto di PCDD/F nei fumi e nel particolato raccolto all'ESP. Tale incremento non viene invece individuato nel particolato raccolto al boiler. Il contenuto di PCDD/F rispetto a quello misurato in condizioni di regime varia nel tempo con un picco iniziale dell'ordine di un fattore 8 nelle polveri e 10 nel gas, tendendo a smorzarsi e a ritornare su livelli circa unitari dopo 10 ore.

Si osserva che questi incrementi e gli andamenti temporali registrati sono anche legati alle diverse procedure ed operazioni effettuate nel caso specifico²² e quindi, considerando la complessità dei meccanismi chimico-fisici che portano alla formazione-distruzione di PCDD/F, non sembrano poter essere generalizzati ed applicati al caso di interesse.

Ad esempio, sempre in [Neuer-Etscheidt et al. 2006] vengono citati i risultati di altri studi relativi agli incrementi della presenza di PCDD/F nei fumi a seguito delle operazioni di avviamento ed in generale dei transitori; in uno di questi l'incremento indicato aveva una durata stimata di 8 ore e portava a valori di PCDD/F nelle polveri e nel gas aumentati di un fattore circa 140 (in termini di tossicità equivalente I-TEQ) rispetto alle condizioni normali; in un altro lavoro citato l'incremento era dell'ordine di un fattore 12.

In [Neuer-Etscheidt et al. 2006] viene sottolineato che questi andamenti risultano sostanzialmente a monte del sistema di abbattimento, il quale nei moderni impianti è certamente in grado di mantenere le concentrazioni dei microinquinanti al di sotto dei limiti di legge anche durante queste fasi. Si osserva tuttavia che questo aspetto dipende in realtà dalle procedure attuate nel riavvio dell'impianto (temperature raggiunte dai differenti componenti e attivazione dei sistemi di abbattimento), come indicano i valori elevati di PCDD/F rilevati al camino anche molte ore dopo l'avvio presentati in [Wang et al. 2007].

Relativamente alla distribuzione dimensionale del particolato emesso dal vecchio impianto (dato richiesto per effettuare le simulazioni) in [US-EPA 1995b] viene riportato il fattore di emissione espresso per differenti dimensioni del particolato ed una stima della percentuale in massa corrispondente alle diverse frazioni, riferita ad un inceneritore di rifiuti solidi urbani in condizioni "uncontrolled"; dai dati presentati risulta che la componente di PM_{2.5} corrisponde al 26% della massa, il particolato con diametro compreso tra 2.5 e 6.0 µm corrisponde ad una proporzione del 3.4%, quello tra 6.0 e 10.0 µm al 7.4% della massa. Nel

²² Ad esempio, come indicato in [Neuer-Etscheidt et al. 2006], ha una sua rilevanza la pulizia dalle incrostazioni e dai residui del boiler, tant'è che le condizioni di regime in termini di distribuzioni degli omologhi e dei rapporti PCDF/PCDD sono raggiunte alcune settimane dopo l'accensione, quando si presume che tali depositi si siano ricomposti.

complesso quindi alla frazione PM10 corrisponde il 38% della massa mentre al particolato con dimensione superiore a 10.0 μm viene assegnato il 62% della massa.

Numerosi dati ed informazioni sono disponibili negli inventari di emissione sviluppati a livello europeo. Considerando la più recente versione dell' Emission Inventory Guidebook del 2009 [EMEP/EEA 2009] nella sezione 6.C.c dedicata al settore dell'incenerimento dei rifiuti solidi urbani (Municipal waste incineration) senza recupero di energia, sono presentate alcune tabelle (relative ai differenti approcci per il calcolo inventariale) contenenti i fattori di emissione relativi a numerosi inquinanti e composti.

Si osserva che la maggior parte di questi valori viene riferita alla precedente versione del Guidebook [EMEP/CORINAIR 2006] mentre per quelli relativi ai PCDD/F viene indicato come riferimento lo specifico Toolkit delle Nazioni Unite [UNEP 2005].

Considerando le PCDD/F, nella Table 3-1 in [EMEP/EEA 2009] viene indicato un valore medio per il fattore di emissione di 350 $\mu\text{g I-TE/Mg}$ (di rifiuti bruciati) con un range (intervallo al 95% di confidenza) tra 0.5 e 3500 $\mu\text{g I-TE/Mg}$, riferendosi tuttavia ad impianti aventi almeno un abbattimento acido per i gas ed un dispositivo di abbattimento (non ben specificato) per il particolato. In Table 3-2 i valori riportati sono invece riferiti ad impianti in assenza di dispositivi di abbattimento (indicati come APCS, air pollution control systems) ed il valore medio del fattore di emissione è fissato a 3.5 mg I-TE/Mg (con un range al 95% tra 2 e 7 mg I-TE/Mg).

Nella precedente versione dell'inventario [EMEP/CORINAIR 2006] per PCDD/F in caso di assenza di impianto di abbattimento era indicato per il fattore di emissione l'intervallo 25-1000 $\mu\text{g I-TE/Mg}$. Si osserva quindi che l'aggiornamento del 2009 produce un incremento di un fattore 80 per l'estremo inferiore e di un fattore 7 per quello superiore.

Poiché il riferimento adottato in quest'ultima versione è il Toolkit [UNEP 2005], appare di interesse andare ad esaminare in maggiore dettaglio l'origine di questi valori.

All'interno di [UNEP 2005] nella sezione 6.1.1 relativa agli impianti per RSU (MSW) la Table 14 riporta i fattori di emissione per classi di impianto suddivise per tecnologia; per la classe indicata con bassa tecnologia di combustione e senza APCS (low technology combustion, no APCS) viene riportato il fattore di emissione di 3500 $\mu\text{g I-TE/Mg}$, per la classe successiva con combustione controllata e un minimo di APCS il fattore indicato risulta di 350 $\mu\text{g I-TE/Mg}$. Questi sono in effetti i valori ripresi in [EMEP/EEA 2009].

Si osserva che in [UNEP 2005] vengono indicati come appartenenti alla prima classe gli impianti molto piccoli (con alimentazione inferiore a 500 kg/h) e semplici fornaci che operano con alimentazione discontinua, prive di qualsiasi sistema di abbattimento. Per quanto riguarda l'origine dei valori viene specificato che i fattori di emissione derivano dall'assunzione di una concentrazione nei fumi di 350 ng I-TE/ Nm^3 con una portata specifica di gas di combustione di 10000 Nm^3/Mg , e che in letteratura sono stati riportati fattori di emissione di 3250 $\mu\text{g I-TE/Mg}$ per la Svizzera e di 5000 $\mu\text{g I-TE/Mg}$ per l'Olanda. Il riferimento è in questo caso a [LUA 1997]. Questo è il poderoso rapporto alla base (Stage I) dello specifico inventario europeo delle emissioni di PCDD/F (European Dioxin Inventory, <http://ec.europa.eu/environment/dioxin/download.htm>).

Nel Volume 3 (Stage II) [EU 2000] dell'European Dioxin Inventory vengono riassunti i risultati ed esaminate le emissioni (e fattori di emissione) relative agli anni 1993-1997. I dati di sintesi riportati nella

Table 3 (pag. 175) relativi agli impianti “none or low quality APCS” riportano una serie di intervalli per i fattori di emissione in vari paesi europei e tengono conto quindi dei dati raccolti in [LUA 1997]²³.

I valori dei fattori di emissione riportati in [EU 2000] variano tra 0.1 e 306 ng I-TE/m³ quando espressi in concentrazione nei fumi, mentre quelli riferiti al rifiuto trattato vanno da 0.6 a 378 µg I-TE/Mg; anche in questo caso coprono quindi vari ordini di grandezza. Il valore scelto come “typical” è di 90 µg I-TE/Mg.

I valori riportati relativi all'UK con un range tra 184 e 231 µg I-TE/Mg coincidono con quelli presentati in [Eduljee and Dyke 1996] e da questi attribuiti ai vecchi impianti. Tali valori sono ottenuti considerando una concentrazione nei fumi di 45 ng I-TE/Nm³ (dedotta da un rapporto del 1993).

Per quanto riguarda gli impianti italiani in [EU 2000] vengono citati i lavori [Martines et al. 1999] e [Pastorelli et al. 1999] i quali contengono la stima e l'utilizzo dei fattori di emissione per gli impianti presenti in Lombardia nel periodo 1998/9. I valori dei fattori di emissione risultano decisamente inferiori a quelli finora individuati ma sono riferiti ad impianti di trattamento RSU con ESP (filtro elettrostatico) e scrubber ad umido: il valore massimo tra quelli presentati corrisponde a 19.9 µg I-TE/Mg (12.5 ng/Nm³) ed è relativo ad un impianto con forno rotativo.

Relativamente al particolato in [EMEP/EEA 2009] vengono riportati fattori di emissione e rispettivi intervalli di confidenza al 95% sia per il totale PTS che per PM10 e PM2.5; tali valori derivano dal precedente [EMEP/CORINAIR 2006] e possono essere impiegati per valutare le componenti del particolato al variare della dimensione; in tal caso al PM10 corrisponde una frazione del 75% ed al PM2.5 una del 50%, ambedue superiori a quelle attribuibili secondo la distribuzione in [US-EPA 1995b]. Il valore del fattore di emissione assegnato al PTS risulta dell'ordine di 18.3 kg/Mg (con intervallo di confidenza al 95%, tra 6.1 e 54.9 kg/Mg) quindi quasi corrispondente al massimo indicato in [US-EPA 1996].

[EMEP/EEA 2009] riporta stime dei fattori di emissione anche per alcuni metalli; andando a sommare quelli presenti nel gruppo dei metalli pesanti (in questo caso solo Pb, As, Cr, Cu e Ni) si ottiene un intervallo compreso tra 37 e 315 g/Mg; per il solo Cd si ha un intervallo tra 1.1 e 10.2 g/Mg, per l'Hg tra 0.9 e 8.4 g/Mg.

Sommando i fattori attribuiti agli IPA (soltanto Benzo(a)pirene e Benzo(bk)fluorantene) si ha un intervallo compreso tra 3.5 e 31.5 mg/Mg.

I valori riportati per i PCB in [EMEP/EEA 2009] sono riferiti alla massa complessiva dei composti; il fattore di emissione proposto è di 5.3 mg/Mg, con un intervallo di confidenza di 0.5-50 mg/Mg per impianti con APCS, di 1.77-15.9 mg/Mg in condizioni “uncontrolled”. Anche in questo caso il riferimento è alla precedente versione del Guidebook [EMEP/EEA 2006]. In questa tuttavia sono presenti soltanto alcuni valori relativi ai composti PCB 77, PCB 126 e PCB 169, e solo in Annex 1 è riportato il valore di 5.3 mg/Mg, insieme ad un analogo di 6.3 mg/Mg, relativo alla somma di tutti i composti PCB e ad impianti della Repubblica Ceca dotati comunque di sistemi di abbattimento.²⁴

Un maggiore dettaglio è contenuto nel capitolo espressamente dedicato alle sorgenti di PCB (Part B: General methodology chapters - Sources of PCB emissions). In questo sono elencati alcuni fattori di emissione adottati in vari paesi per gli impianti di incenerimento dei rifiuti urbani; per la Repubblica Ceca viene indicato un intervallo tra 1.6 e 5.3 mg/Mg relativo all'anno 1995 e per gli USA viene presentato un intervallo di 1.8-62 mg/Mg, facendo riferimento a documentazione del 1987.

²³ Tra le varie fonti risulta significativa quella indicata come L.P.M. Rijpkema, “The impact of a change in EC legislation on the combustion of Municipal Solid Waste”, report n. 93-312, TNO (NL) 1993, che non è stato tuttavia possibile reperire.

²⁴ Appare comunque strano e presumibilmente un refuso che il valore di 5.3 mg/Mg sia associato a “Poor combustion” e quello di 6.3 mg/Mg a condizioni di “Good combustion”.

<http://www.eea.europa.eu/publications/EMEPCORINAIR5/page002.html/page018.html\B921vs4.2-1.pdf>

In [Viviano e Settimo 2009] sono presentati alcuni valori ed intervalli caratteristici attribuiti alle emissioni di vari inquinanti per impianti di incenerimento di RSU del passato. Le emissioni di particolato indicate, relative agli anni '70, vanno dai 300 ai 1000 mg/Nm³ mentre per il decennio successivo viene riportato un intervallo tra 50 e 300 mg/Nm³. Per quanto riguarda i PCDD/F viene indicato un valore di 50 ng I-TE/Nm³ riferendosi a [Hutzinger and Fiedler 1995] per impianti degli anni '70 ed un intervallo tra 2 e 60 ng I-TE/Nm³ per quelli degli anni '80, facendo riferimento in questo caso a [WHO 1987]. Gli stessi valori e gli analoghi riferimenti sono anche riportati in [di Domenico e Viviano 2007].

Il dato relativo agli impianti degli anni '70 in [Hutzinger and Fiedler 1995] è un valore necessariamente indicativo²⁵ considerando le difficoltà del rilevamento e le incertezze nella misura dei PCDD/F, nonché le limitate conoscenze dell'epoca circa questi composti (si veda ad esempio la discussione in [Liberti 1982] relativa ai metodi di campionamento). Diversamente in [Hutzinger and Fiedler 1995] e [Fiedler 1996] sono riportati numerosi valori relativi a misure su impianti MSW tedeschi dei primi anni '90; in questo caso le emissioni variano su un intervallo estremamente ampio, da 0.01 a 80 ng I-TE/Nm³.

Il dato relativo al periodo degli anni '80 presentato in [Viviano e Settimo 2009] si ottiene pesando in scala di tossicità equivalente i range di concentrazione dei differenti composti PCDD/F riportati in [WHO 1987] (tra i composti mancano in realtà quelli a più elevata clorurazione, epta ed octa, aventi tuttavia fattori di tossicità equivalenti molto ridotti).

In [WHO 1987] tra i valori presentati relativi ad alcuni impianti svedesi (Table 6 pag. 20) è possibile valutare in un fattore minimo di 10 il rapporto tra le emissioni di avvio (start-up) e quelle a regime per i diversi congeneri di PCDD/F. Infine, ancora in [WHO 1987], viene riportata una tipica composizione dei fumi di un impianto MSW, nella quale è indicata una concentrazione di polveri compresa tra i 2 ed i 15 g/m³.

Sempre relativamente al particolato in [Hutzinger and Fiedler 1995] viene indicata una serie di valori di emissione di riferimento per gli impianti MSW nel corso degli anni, al variare della tecnologia impiantistica di controllo: per gli anni '60, con un abbattimento indicato come limitato alla presenza di cicloni, viene riportato il valore di 500 mg/m³; negli anni '70 facendo riferimento alla presenza di ESP, si riportano invece 100 mg/m³.

In [Thomas and Spiro 1995] riferendosi agli anni '70 per gli impianti MSW degli USA, viene fornito un fattore di emissione per i PCDD/F totali di 30-60 mg/Mg, il quale risulta decisamente superiore a quelli precedentemente riportati facendo riferimento a [US-EPA 1996], tra 0.8 e 7.5 mg/Mg (Tabella B4).

Relativamente ai PCB e PCB_{DL} alcune informazioni e fattori di emissione per impianti MSW sono presentati in [Dyke 2001] e [Dyke et al. 2003]; i valori si riferiscono in genere ad impianti più recenti di quello di interesse (gli studi citati sono pressoché tutti degli anni '90) e quindi, anche quando non specificato, appare probabile facciano riferimento ad impianti di incenerimento provvisti di un qualche sistema di abbattimento. La maggior parte dei valori e range riportati è riferita soltanto alla somma di alcuni congeneri PCB_{DL} (77, 126, 169) per cui si deve assumere corrispondano a sottostime dell'emissione complessiva; i valori riportati sono in gran parte inferiori ad 1 ng W-TE/Nm³, con un valore massimo dell'ordine di 5.3 ng W-TE/Nm³. Si osserva che in generale i valori delle concentrazioni di PCB_{DL} in TE risultano almeno di un fattore 20 inferiori a quelle corrispondenti dei PCDD/F.

Sempre in [Dyke 2001] relativamente a vecchi impianti di incenerimento in UK (quindi degli anni '90 o precedenti) è riportato un intervallo di fattori di emissione per gli IPA corrispondente a 17-239 mg/Mg.

Infine relativamente ai PCB si segnala come in [Van Gerven et al. 2004] vengono riportati i risultati di alcune misure al camino per il vecchio impianto di incenerimento di Charleroi (dotato esclusivamente di un

²⁵ Questo dato è riportato anche in [Fiedler 1998], mentre in [Fiedler 1996] sono presenti alcuni valori di emissione di PCDD/F rilevati presso inceneritori industriali durante gli anni '70 e fino al 1990, con valori massimi dell'ordine di circa 30 ng I-TE/Nm³.



impianto wetscrubber) nel quale le concentrazioni al camino di PCB_{DL} variano tra 0.6 e 89 ng W-TE/Nm³, inferiori di un fattore da 1.1 a 40 rispetto a quelle di PCDD/F (le quali oscillano tra 23 e 229 ng I-TE/Nm³).

Si osserva come in [Van Gerven et al. 2004] per un impianto MSW in assenza di misure specifiche al camino, vengono adottati alcuni metodi di stima delle emissioni di PCB_{DL} basati sugli analoghi valori di PCDD/F e su emissioni e fattori di emissione desunti da altri impianti, situazione in parte analoga a quella del presente studio.²⁶ Per l'impianto più vetusto (quello di Charleroi, dotato di impianto di abbattimento costituito dal solo wet-scrubber) sono riportati valori tra 0.6 ed 89 ng TE/Nm³.

²⁶ I rapporti tra le concentrazioni al camino di PCDD/F e PCB_{DL} (espresse in TE) presenti in [Van Gerven et al. 2004] variano tra 1 e circa 100, con una media geometrica pari a circa 24.

4.3 Stima delle emissioni

A partire dalle informazioni raccolte, dalle misure riportate e dai fattori di emissione individuati occorre definire per ciascun inquinante di interesse quali particolato (nelle forme PTS, PM10 e PM2.5), PCDD/F, IPA, Metalli pesanti (come somma di Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V), metalli come somma di Cd+Tl, Hg e PCB_{DL}, la corrispondente emissione da attribuire al vecchio impianto di Pietrasanta (in condizioni di attività a regime o in fase transitoria di accensione).

Di seguito sono quindi discusse e riportate le scelte operate; i criteri adottati per tali stime possono cambiare in corrispondenza dei vari inquinanti anche se in genere sono state effettuate scelte tendenzialmente conservative, pur nel tentativo di evitare valori estremali o abnormi.

4.3.1 Particolato

Il materiale particolato risulta l'inquinante sul quale si sono raccolte le maggiori informazioni per quanto riguarda la quantità emessa, mentre dal punto di vista della distribuzione dimensionale le informazioni sono piuttosto frammentarie e non sempre conciliabili. Si può ritenere in prima approssimazione che sull'emissione di particolato svolga un ruolo predominante la tecnologia e la conduzione impiantistica ed in particolare le caratteristiche dei sistemi di abbattimento, e solo ad un secondo livello divengano importanti quelle del combustibile (rifiuti) utilizzato. Considerando le informazioni raccolte si può senz'altro ritenere che l'impianto di abbattimento del vecchio inceneritore non fosse in grado di produrre un effetto rilevante di riduzione delle emissioni in termini di quantità di particolato, a parte l'eliminazione della parte più grossolana (almeno quando era in funzione).²⁷

Supponendo poi che la parte più grossolana del particolato sia legata soprattutto a condizioni di cattiva combustione, probabili per l'impianto in questione (forse escluse dai fattori di emissione US-EPA, data la qualità impiantistica degli inceneritori, seppur di vecchia tipologia, sempre dotati di doppia camera di combustione), si ritiene di poter adottare come distribuzione dimensionale il dato proposto in [US-EPA 1995b] e precedentemente richiamato: PM2.5 al 26%, PM10 al 38%, PM con dimensione superiore a 10 µm al 62% della massa.

Questi dati risultano sostanzialmente confermati anche per impianti di taglia ridotta con sistemi di abbattimento poco efficienti: in [Yoo et al. 2002] vengono riportati i dati relativi a 14 piccoli impianti di incenerimento (con capacità <200 kg/h) dotati di ciclone; per la proporzione di PM10 rispetto al totale lo spettro dei possibili valori varia tra il 10 e l'84%, ma la media porta ad una frazione di PM10 del 38% del PM complessivo.

Per quanto riguarda invece la quantità di particolato emessa (ovvero il rateo emissivo o flusso di massa), i dati relativi ai vecchi inceneritori comunque dotati di un efficiente ESP indicano concentrazioni al camino dell'ordine di 100 mg/Nm³, mentre in assenza di effettivi abbattimenti i valori crescono: si hanno da 300 a oltre 500 mg/Nm³ per piccoli impianti [Benestad et al. 1990], oppure 900-1300 mg/Nm³ nei vecchi impianti con forno ruotante e abbattimento water-spray, i più simili a quello d'interesse [Klee 1984].

Il valore superiore di questo intervallo (pari a 31.2 kg/h di flusso di massa corrispondente ad un fattore di emissione di 6.24 kg/Mg) rientra nel range indicato in [EU-IPPC 2006] (riportato in Tabella B5) e in quello di Tabella B4 derivante da [US-EPA 1996], mentre risulta sul limite inferiore dell'intervallo proposto in [EMEP/EEA 2009] ed al di sotto di quello indicato in [WHO 1987].

²⁷ Gli episodi di ricadute di pulviscolo e ceneri sulle aree vicine all'impianto, citati nella documentazione informativa esaminata (paragrafo 4.1), indicano infatti che non sempre tale dispositivo di abbattimento era funzionante o attivato.

Tra i valori precedentemente segnalati si sceglie di adottare il valore centrale dell'intervallo proposto in [EU-IPPC 2006] pari a 2500 mg/Nm³, come concentrazione in emissione (in condizioni stazionarie) per il camino del vecchio inceneritore di Pietrasanta; in termini di flusso di massa si hanno quindi 60.0 kg/h ovvero 16.667 g/s, corrispondenti anche ad un fattore di emissione di 12 kg/Mg di rifiuti trattati.

4.3.2 PCDD/F

Anche per quanto riguarda diossine e furani sono stati individuati numerosi dati di emissione, tuttavia, come precedentemente sottolineato, la complessità dei processi di formazione di questa tipologia di inquinanti rende senz'altro difficile effettuare una scelta motivata tra i vari possibili valori disponibili. A ciò si aggiunge anche la difficoltà legata al diverso peso in termini di tossicità assegnato ai vari congeneri nel corso degli anni e dalle diverse norme. La normativa europea ed italiana richiede di esprimere le concentrazioni di PCDD/F al camino in termini di tossicità equivalente secondo al scala I-TE (International), mentre nella documentazione di origine statunitense viene utilizzata la scala WHO-TE, la quale è stata anche modificata varie volte nel corso degli anni [Van den Berg et al. 1998] [Van den Berg et al. 2006]. I dati relativi al periodo '80-'90 sono infine riferiti a scale di peso della tossicità dei congeneri ancora differenti [CCTN 1989] (spesso viene impiegata la ponderazione indicata come US-EPA '87).

Si osserva inoltre che molti dei dati raccolti (in quanto risalenti a misure effettuate in passato) esprimono fattori di emissione o concentrazioni di questi inquinanti in termini di massa complessiva o, nei casi più dettagliati, in termini di massa per le diverse famiglie di composti. L'impiego di questi dati richiederebbe di effettuare il passaggio dal totale alle diverse famiglie e/o da queste ai differenti congeneri, per poi esprimere l'emissione in termini I-TE. Risulta evidente che in mancanza di elementi informativi quali possono essere anche i rapporti tra diossine e furani, l'abbondanza relativa delle diverse famiglie ecc. nel percorso di determinazione della tossicità equivalente si inseriscono ampi elementi di arbitrarietà. È noto che il rapporto tra PCDF e PCDD rappresenta un indice del processo prioritario di formazione [Vehlow 2005] e, come mostrato in [Neuer-Etscheidt et al. 2006], può variare nel tempo insieme al profilo ed all'abbondanza delle differenti famiglie con il variare delle condizioni di non stazionarietà del processo di combustione [Wang et al. 2007]; conseguentemente allo stato attuale non sembra possibile utilizzare gli elementi informativi raccolti sull'impianto di interesse per ipotizzare una qualche distribuzione specifica di diossine o furani, delle loro famiglie e dei diversi congeneri, e l'unica possibilità per esprimere i valori in termini I-TE è quella di ricorrere a considerazioni meramente statistiche legate al numero di congeneri possibili (si veda ad esempio [CCTN 1989]).

Tra i valori espressi già in I-TE si osservano differenze estremamente elevate che coprono alcuni ordini di grandezza. In Tabella B7 vengono quindi riproposti i dati acquisiti contestualizzandoli alle specifiche dell'impianto di interesse per un più facile confronto.

I valori previsti in [UNEP 2005] appaiono una scelta estrema e fin troppo cautelativa, la quale sembra anche solo parzialmente sostenuta dai dati delle stesse fonti citate [LUA 1997] o [EU 2000].²⁸ Ciò è a maggior ragione esprimibile per quelli indicati in [EMEP/EEA 2009]. Anche i valori presentati in [EMEP/CORINAIR 2006] non sembrano sostenuti da una robusta indagine o da fonti indiscutibili. Quelli in [EU-IPPC 2006] possono invece risentire delle differenze nel "combustibile" e delle migliori tecnologie di combustione rispetto all'impianto di interesse.

²⁸ Forse può avere significato se effettivamente limitata alla tipologia di impianti descritti (consumo <500 kg/h ecc.), non certo se estesa a qualsiasi condizione "uncontrolled" come è stato fatto in [EMEP/EEA 2009].

Anche la maggior parte dei dati presenti in [EU 2000] è riferita ad impianti di alcuni anni più recenti di quello di interesse; tra questi tuttavia in [Eduljee and Dyke 1996] si fa esplicitamente riferimento a vecchi inceneritori indicando una concentrazione di 45 ng I-TE/Nm³ (ovvero 184-231 µg I-TE/Mg, 920-1155 µg I-TE/h per confrontare con i dati in Tabella B7); questi valori sono anche molto vicini a quelli indicati da [Hutzinger and Fiedler 1995] e compatibili con quelli in [WHO 1987] e [Van Gerven et al. 2004].

Per le emissioni dell'impianto è stato quindi scelto di utilizzare il valore in concentrazione pari a 50 ng I-TE/Nm³ corrispondente ad un fattore di emissione di 240 µg I-TE/Mg e ad un flusso di massa di 1.2 mg I-TE/h ovvero 0.33x10⁻⁶ g I-TE/s.

Tabella B7: Flussi di massa di PCDD/F (in µg I-TE/h) attribuibili all'impianto secondo i fattori di emissione individuati.

fonte	specifiche	minimo	tipico	massimo
[EMEP/EEA 2009]	uncontrolled (Tier 2)	10000	17500	35000
[EMEP/CORINAIR 2006]	(simpler methodology) No PCDD/F abatement	125		5000
[UNEP 2005]	low technology combustion, no APCS		17500 8400 (*)	
[EU-IPPC 2006]	pre APCS (Germany 2001)	12		240
[EU 2000]	none or low quality APCS (1993-1997)			
	B		600	
	D [LUA 1997]	2.4	75.5	1890
	DK		100	
	UK [Eduljee and Dyke 1996] <i>valore scelto in [EU 2000]</i>	96	1030	7344
[Martines et al. 1999]	rotary kiln, ESP wet scrubber		99.5	
[Hutzinger and Fiedler 1995]	anni '70		1200	
[WHO 1987]	anni '80	48		1440
[Van Gerven et al. 2004]	Charleroi 1999 (wet scrubber)	550		5500

(*) se viene utilizzato il fattore espresso in concentrazione nei fumi.

4.3.3 Metalli

Per uniformarsi agli inquinanti valutati nel caso dell'impianto attuale, definiti sulla base della normativa vigente, per il vecchio impianto occorre determinare delle stime dei flussi di massa relativi al gruppo di metalli (indicati come pesanti) costituito da Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni e V. Si osserva che in questo caso più che dalla tecnologia impiantistica e dalle caratteristiche della combustione, il livello di emissione può dipendere dalla composizione del combustibile.

Considerando i dati riportati in Tabella B4 (pag. 19) si osserva che la presenza di gran lunga maggiore corrisponde al Pb, di circa due ordini di grandezza superiore agli altri componenti presenti (colonna relativa al "Modular excess air"). Purtroppo per l'altro caso (colonna relativa al "Modular starved-air") è assente proprio il valore corrispondente al Pb, mentre per As, Cr e Ni sono indicati valori relativamente inferiori ai precedenti. Assumendo per il Pb lo stesso valore disponibile e considerando entrambe le tipologie di impianto in condizioni "uncontrolled", si ottiene un fattore di emissione per Pb+(As+Cr+Ni) compreso tra

$170+10.56=180.56$ g/Mg e $170+4.74=174.74$ g/Mg; al quale occorrerebbe aggiungere i valori non noti di Sb, Co, Cu, Mn e V. Andando a considerare l'utilizzo orario dei rifiuti e la portata dell'impianto si ottiene infine un flusso di massa dell'ordine di 873.7-902.8 g/h (0.243-0.251 g/s) ed una concentrazione tra 36 e 38 mg/Nm³.

Utilizzando il fattore di emissione per il Pb riportato in [Westergård 1986] pari a 80 g/Mg, si ottiene un flusso di massa di 400 g/h ed una concentrazione di circa 17 mg/Nm³.

Considerando invece i dati riportati in [Greenberg et al. 1978], si osserva che per alcuni metalli i valori sono espressi in percentuale sulla massa del particolato (Pb), mentre per altri la massa viene indicata in µg/g di particolato campionato. A titolo indicativo si ritiene utile ricostruire il dato complessivo dei metalli pesanti con questi valori a partire da quello di emissione di polveri già definito. Prendendo in considerazione il primo impianto esaminato e riferendosi ai valori misurati per il particolato si ottiene un'emissione di Pb dell'ordine di 1.62 g/s ovvero 243 mg/Nm³, mentre l'insieme dei rimanenti 8 metalli del gruppo porta ad un contributo di circa 0.11 g/s per una concentrazione di 17 mg/Nm³; ciò conferma che la parte predominante è (o era) costituita dal Pb. Nel complesso si hanno quindi 260 mg/Nm³ corrispondenti ad un rateo di emissione di 1.73 g/s. In termini orari l'emissione appare molto significativa corrispondendo ad oltre 6 kg/h di metalli (soprattutto Pb) emessi.

Considerando le misure relative all'altro impianto esaminato in [Greenberg et al. 1978] si ottiene invece una concentrazione stimata di Pb di 195 mg/Nm³ e di 14 mg/Nm³ per gli altri metalli, per un totale di 209 mg/Nm³ (flusso di massa di 1.39 g/s).

Dai dati in [Greenberg et al. 1978] si osserva la presenza in emissione di una quantità significativa di Sn, pari a circa il 10% di quella attribuita al Pb. Si osserva anche che lo Sn non risulta ricompreso nel gruppo dei metalli pesanti indicati dalla normativa italiana ed europea, ma è invece considerato insieme agli altri nel dato presentato in Tabella B5 derivante da [EU-IPPC 2006].

Il valore di Tabella B5 assegnato all'insieme dei metalli pesanti indica un valore inferiore a 50 mg/Nm³; correggendo questo valore con una riduzione di circa un 10% da attribuire allo Sn, si ha un estremo superiore di concentrazione di circa 45 mg/Nm³.

Si può ragionevolmente ritenere che questo valore sia riferito ad una tipologia di rifiuti più recente rispetto a quella da cui derivano i dati di [Greenberg et al. 1978], i quali portano ad un'emissione dalle quattro alle sei volte superiore.

I fattori di emissione presenti in [EMEP/EEA 2009] (riferito alle condizioni "uncontrolled") seppur limitati solo ad alcuni dei metalli (per quanto visto precedentemente tuttavia ciò non dovrebbe produrre sottostime rilevanti) indicano un flusso di massa compreso in un range tra 185 e 1575 g/h (0.051-0.438 g/s) cui corrispondono concentrazioni comprese tra 7.7 e 66 mg/ Nm³.

Il valor medio tra le stime delle diverse fonti ed ipotesi proposte risulta intorno ai 90 mg/Nm³; si opta pertanto per l'utilizzo di una concentrazione al camino del gruppo di metalli pesanti pari a 90 mg/Nm³ corrispondente quindi a 0.6 g/s (ovvero 2160 g/h).

Occorre senz'altro osservare che il valore scelto mantiene un certo grado di arbitrarietà, tuttavia risulta superiore a quello massimo presumibile in base ad [EU-IPPC 2006], superiore ai valori derivanti da [US-EPA 1996], e superiore anche all'intervallo previsto in [EMEP/EEA 2009], mentre è ampiamente inferiore (meno della metà) di quello estrapolato applicando il rateo emissivo scelto per il particolato alle misure di metalli presentate in [Greenberg et al. 1978] (valore che appare nel complesso meno affidabile).

Per quanto riguarda gli altri metalli si osserva che per Cd+TI in [US-EPA 1996] sono presenti soltanto delle stime relative al Cd le quali indicherebbero flussi di massa compresi tra 6 e 27 g/h e concentrazioni in emissione dell'ordine di 0.25-1.11 mg/Nm³ se applicate all'impianto di interesse. In [EU-IPPC 2006] è indicato un valore estremo superiore di 3 mg/Nm³.

In [Greenberg et al. 1978], considerando i valori relativi al contenuto dei metalli nel particolato²⁹ dei due impianti esaminati, si osserva che la quantità relativa al TI è assai maggiore di quella attribuita al Cd (al TI corrisponde circa lo 0.29-0.36% del particolato). Riferendosi alla quantità di polveri già definita all'emissione si ottiene per Cd+TI una concentrazione tra i 4 ed i 5 mg/Nm³ (flusso di massa tra 0.025 e 0.033 g/s).

In [EMEP/EEA 2009] viene riportato un valore di 3.4 g/Mg (intervallo tra 1.13 e 10.2 g/Mg) che si traduce in un flusso di massa di 17 g/h (ovvero 4.7 mg/s) ed in una concentrazione di 0.7 mg/Nm³ (intervallo di 0.2-2.1 mg/Nm³).

Il valore più elevato tra quelli individuati, pari a 5 mg/Nm³, viene scelto come emissione per l'impianto di interesse.

Per quanto riguarda invece l'Hg, secondo [US-EPA 1996] si avrebbero in emissione concentrazioni di circa 0.6 mg/Nm³ (valore indipendente dalla tipologia di impianto); questa stima è in buon accordo con l'estremo superiore dell'intervallo di Tabella B5 [EU-IPPC 2006] che indica una concentrazione di 0.5 mg/Nm³. In [Tanikawa et al. 1995] il dato relativo al 1986 indica una concentrazione media di 0.25 mg/Nm³.

In [Westergård 1986] sono riportati i fattori di emissione per l'Hg relativi all'inceneritore di Stoccolma su un periodo di osservazione che va dal 1972 al 1985. Questi variano da un iniziale valore di circa 1 g/Mg di rifiuto fino ad un picco di 5 g/Mg (dal 1972 al 1982); successivamente l'attivazione della campagna di raccolta delle batterie riporta i valori a circa 2 g/Mg. Utilizzando questi fattori di emissione si avrebbero flussi di massa di Hg compresi tra 5 e 25 g/h e concentrazioni comprese tra 0.2 e 1.0 mg/Nm³.

I fattori di emissione riportati in [EMEP/EEA 2009] coprono l'intervallo tra 0.9 ed 8.4 g/Mg, con un valore di riferimento pari a 2.8 g/Mg; questo si traduce per l'impianto di interesse in un valore di concentrazione di circa 0.6 mg/Nm³ ed in un intervallo tra 0.15 ed 1.75 mg/Nm³.

Anche in questo caso si opta per il valore più elevato e quindi più conservativo ovvero per la concentrazione di 1.75 mg/Nm³ ed un flusso di massa di 42 g/h (11.7 mg/s o 0.0012 g/s).

4.3.4 IPA

Per quanto riguarda gli IPA la documentazione esaminata riporta pochi valori cui far riferimento.

In [Benestad et al. 1990] sono riportati valori in concentrazione nelle fasi di "burning" che variano da 1 a 35 µg/Nm³ e vengono indicati fattori di emissione compresi tra 0.2 ed 1.6 g/Mg di rifiuto trattato, riferiti tuttavia all'intero ciclo giornaliero comprensivo delle fasi di accensione e spegnimento dell'impianto. In [Neuer-Etscheidt et al. 2006] mentre i valori dei transitori risultano dell'ordine di 5-10 µg/Nm³, il dato a regime risulta ampiamente inferiore ad 1 µg/Nm³. In [EMEP/EEA 2009] la somma dei tre composti IPA indicati³⁰ porta ad un fattore di emissione medio di 10.5 mg/Mg cui corrisponde per l'impianto un flusso di massa di 52.5 mg/h ed una concentrazione di circa 2 µg/Nm³. Infine in [Dike 2001] viene indicato un intervallo di fattori di emissione (17-239 mg/Mg) corrispondente per l'impianto di interesse a concentrazioni tra 3.5 e 49.8 µg/Nm³.

Anche in questo caso si opta per adottare come emissione il valore più elevato, pari a 50 µg/Nm³, corrispondente ad un rateo di 0.33 mg/s ovvero 1200 mg/h.

²⁹ Si osserva che nei dati relativi alle fly ash la presenza di TI è di un ordine di grandezza superiore a quella individuata nel particolato (circa il 3% della massa complessiva).

³⁰ Benzo(a)pyrene, Benzo(b)fluoranthene e Benzo(k)fluoranthene.

4.3.5 PCB

Per quanto riguarda i PCB in [Neuer-Etscheidt et al. 2006] sono riportati alcuni valori relativi al transitorio ed a regime, tuttavia questi vengono indicati come complessivi dell'intero gruppo o famiglia di composti. Analogamente i valori 0.5-50 mg/Mg provenienti da [EMEP/EEA 2009] e quelli 1.8-62 mg/Mg di origine USA si riferiscono alla massa totale dei composti.

Nell'ottica qui assunta è di maggiore interesse la valutazione dei soli composti "dioxin-like" (PCB_{DL}) opportunamente pesati in tossicità (WHO-TE 1998). Al riguardo il valore più elevato riportato in [Dyke et al. 2001] è di 5.3 ng W-TE/Nm³, mentre quello in [Van Gerven et al. 2004] raggiunge gli 89 ng W-TE/Nm³. Tenendo conto che in molti casi i rapporti tra le concentrazioni in TE³¹ di PCDD/F e quelle dei PCB_{DL} sono ampiamente superiori ad 1, si opta per utilizzare come emissione dell'impianto il valore di 5.3 ng W-TE/Nm³ il quale corrisponde ad un rapporto di circa 10 con l'emissione scelta per PCDD/F.

Con tale assunzione si ottiene per i PCB_{DL} un flusso di massa di 127 µg W-TE/h (35.3x10⁻⁹ g W-TE/s).

4.3.6 Extra-emissioni relative al ciclo giornaliero discontinuo

Per quanto riguarda la definizione delle differenti fasi di funzionamento di un inceneritore nella documentazione esaminata sono indicati tempi e durate differenti: nel caso di inceneritori piuttosto recenti che lavorano su ciclo continuo, la fase di accensione o start-up avviene raramente in seguito ad un intervento di manutenzione ordinaria o straordinaria; in questo caso si ha una prima fase con una durata di molte ore (10-20) durante le quali si provvede al graduale riscaldamento delle camere di combustione utilizzando un qualche tipo di combustibile ausiliario; successivamente con l'inizio della combustione dei rifiuti si ha una nuova fase transitoria ed in termini di produzione di microinquinanti il raggiungimento delle condizioni di regime può avvenire anche molti giorni dopo [Neuer-Etscheidt et al. 2006].

Nel caso di impianti con funzionamento discontinuo la fase di accensione può intervenire quotidianamente: la durata di questa fase è principalmente legata e riferita al solo raggiungimento delle temperature di regime (o richieste dalla norma), senza considerare cioè le condizioni di regime in termini di produzione/emissioni di inquinanti. Ad esempio per l'impianto di interesse era indicato un tempo di 1.5 ore per raggiungere le condizioni di regime; in [Benestad et al. 1990] vengono considerati intervalli da 1 a 2.5 ore.

Anche in questo caso l'impossibilità di definire un adeguato criterio attraverso il quale determinare dei fattori di emissione per l'impianto di interesse attribuibili a questa fase, rende la scelta ampiamente arbitraria. Si ritiene tuttavia che sia opportuno comunque effettuare anche una valutazione modellistica tenendo conto delle extra-emissioni relative al ciclo giornaliero discontinuo, il quale ha probabilmente rappresentato la prassi gestionale dell'impianto di interesse. Considerando le incertezze insite nelle stime di emissione effettuate (sia in condizioni di regime che nei transitori) l'obiettivo principale risiede nella valutazione delle variazioni, incrementi o decrementi, ottenibili rispetto alle condizioni di emissione continua o di emissione periodica in condizioni di regime.

Sulla base di quanto precedentemente riportato le simulazioni relative a questo tipo di valutazione vengono eseguite impostando dei ratei di emissione per PCDD/F (particolato ed IPA) per le prime 5 ore (intervallo 7-12) pari a 6 volte quello ipotizzato nel funzionamento a regime, ovvero una concentrazione pari a

³¹ Secondo US-EPA le emissioni di PCB e PCDD/F sono entrambe ponderate secondo WHO-TE 1998 per cui considerare le prime in funzione delle seconde non pone problemi; nel caso in questione invece l'emissione dei PCDD/F è espressa in I-TE mentre i PCB dovrebbero essere espressi come WHO-TE 1998 (W-TE).

300 ng I-TE/Nm³ ed un flusso di massa di 2 µg I-TE/s. Per gli IPA³² si ha quindi durante questo periodo una concentrazione di 300 µg/Nm³ ed un rateo di emissione di 2 mg/s; per il PTS di 15 g/Nm³ ed un rateo di 100.2 g/s, per il PM10 5.7 g/Nm³ e 37.98 g/s, per il PM2.5 3.9 g/Nm³ e 25.98 g/s.

4.3.7 Riepilogo delle emissioni

Nella successiva Tabella B8 sono riportati per ogni inquinante o gruppo di inquinanti i valori di emissione adottati nelle valutazioni modellistiche relative alle condizioni di regime. Vengono presentate le concentrazioni in emissione, le quali riferite alla portata di 24000 Nm³ producono i valori in flusso di massa da inserire nel modello di simulazione.

Tabella B8: Flussi di massa utilizzati per le simulazioni di dispersione (relativi alle condizioni di regime).

Inquinante	Concentrazione al camino	Flusso di massa
PM (particolato) PTS [PM10, PM2.5]	2.50 [0.95, 0.65] g/Nm ³	16.67 [6.33, 4.33] g/s (60.0 [22.8, 15.6] kg/h)
PCDD/F (diossine e furani)	50 ng I-TE/Nm ³	0.33 x 10 ⁻⁶ g I-TE/s (1200 µg I-TE/h)
Metalli pesanti (Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V)	90 mg/Nm ³	0.60 g/s (2160 g/h)
Cd+Tl (cadmio + tallio)	5 mg/Nm ³	33.33 x 10 ⁻³ g/s (120 g/h)
Hg (mercurio)	1.75 mg/Nm ³	11.67 x 10 ⁻³ g/s (42 g/h)
IPA (idrocarburi policiclici aromatici)	50 µg/Nm ³	0.33 x 10 ⁻³ g/s (1.2 g/h)
PCB _{DL} (policlorobifenili "dioxin like")	5.3 ng W-TE/Nm ³	35 x 10 ⁻⁹ g W-TE/s (127.2 µg W-TE/h)

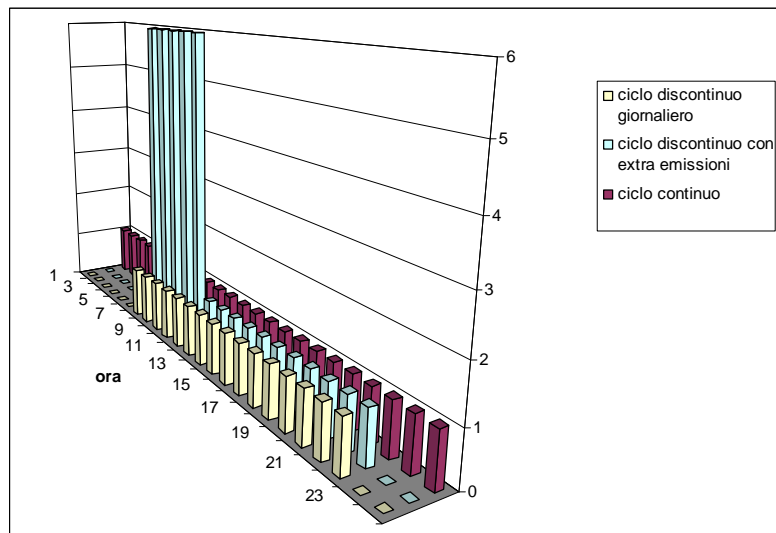


Figura B9: Fattori moltiplicativi da applicare alle emissioni di Tabella B8 per ottenere i flussi di massa orari impiegati nelle tre applicazioni modellistiche: quella di riferimento o ciclo continuo, quella ipotizzando un ciclo giornaliero discontinuo ed infine quella con ciclo discontinuo ed extra-emissioni di avviamento.

³² Per gli IPA con questa scelta si ha una emissione giornaliera di 48 g che distribuita sulle 15 ore di attività (5 Mg di rifiuti ogni ora) corrisponde ad un fattore di emissione pari a 0.64 g/Mg di rifiuti. In [Benestad et al. 1990] viene indicato un intervallo tra 0.2 e 1.6 g/Mg.

5. Conclusioni

La raccolta dei dati (per l'impianto attuale) e l'ampia ricerca bibliografica effettuata (per il vecchio inceneritore) hanno permesso di definire un insieme di valori di emissione con i quali impostare la valutazione modellistica delle ricadute. Dal punto di vista tecnico e metodologico sono stati raccolti e stimati i dati che permettono di seguire l'approccio dell'analisi di rischio sanitario dettagliatamente trattato in [US-EPA 2005]; ciò in quanto questa tipologia di valutazione appare quella concettualmente più simile all'indagine epidemiologico-sanitaria per la quale viene sviluppata l'applicazione modellistica della dispersione.

Nel complesso sono stati stabiliti i seguenti scenari emissivi.

Per l'impianto attuale:

1. scenario limite, emissioni come dai limiti in autorizzazione (Tabella B2);
2. scenario medio, emissioni come dai dati dei controlli ed autocontrolli (Tabella B3);
3. per il solo particolato, utilizzo di una distribuzione dimensionale alternativa ([Bondi et al. 2007]);

Per il vecchio impianto:

1. scenario con emissioni a regime sulle 24 ore per 365 giorni l'anno (Tabella B8);
2. scenario con emissioni a regime nel periodo giornaliero 7-21 (15 ore) per 315 giorni all'anno;
3. scenario con extra-emissioni di accensione nel periodo giornaliero 7-11 (5 ore), a regime nel periodo 12-21 (10 ore), per 315 giorni all'anno, per PCDD/F ed IPA.

Il confronto tra i dati di emissione relativi allo scenario limite per l'impianto attuale (Tabella B2) e quelli a regime per il vecchio impianto (Tabella B8) indicano delle differenze sostanziali: per il particolato nell'impianto attuale si ha una riduzione di almeno 3-4 ordini di grandezza (un fattore oltre 1000) rispetto alla stima per il vecchio impianto. Per i PCDD/F si passa da un ipotetico flusso di massa di 4 µg I-TE/h per l'impianto attuale (considerando i due camini) a circa 1200 µg I-TE/h, quindi con una variazione di un fattore 300. Dello stesso ordine di grandezza la riduzione per le emissioni dei metalli (pesanti e Cd+Tl) passando dal vecchio impianto a quello attuale.

Considerando i dati dello scenario medio queste differenze aumentano ancora, in qualche caso anche di un fattore almeno 100 (IPA), in genere si hanno ulteriori riduzioni di un fattore da 4 a 10.

Si può quindi osservare che già questi dati emissivi permettono di distinguere i livelli di impatto tra i due impianti, ed al di là della distribuzione spaziale sul territorio, le concentrazioni ottenute con l'applicazione modellistica rappresenteranno questi diversi livelli.



Acknowledgements

Per questo studio è stato necessario raccogliere informazioni, dati ed osservazioni da numerosi colleghi di ARPAT, molti dei quali hanno dato un contributo anche al di là degli specifici compiti di ufficio. Si ritiene pertanto doveroso ringraziare:

- la Dott.ssa Rosanna Battini per l'insostituibile apporto nella ricerca della documentazione;
- il Dott. Ing. Donato Piattoli per le osservazioni e gli utili suggerimenti forniti sulle caratteristiche impiantistiche e le emissioni relative al vecchio inceneritore di Pietrasanta;
- il Dott. Giorgio Croce per le pazienti spiegazioni sulle tematiche dei PCDD/F, il materiale ed i dati forniti, la rilettura del documento;
- il Dott. Marco Pellegrini per la discussione e le osservazioni, sempre rilevanti, effettuate;
- il Dott. Paolo Altemura per i dati forniti relativi alla distribuzione di congeneri ed IPA per l'impianto attuale;
- il Dott. Sandro Bianchi per l'aiuto nella ricerca dei dati;
- Il Dott. Claudio Coppi per le importanti osservazioni e segnalazioni effettuate.

Appendice – Frazione di vapore media per le emissioni di PCDD/F espresse in TE

Sia $m_{\%}(i)$ la proporzione di massa dell' i -esimo congenere (il dato rappresentato in Figura B3), sia $te(i)$ il relativo fattore di tossicità equivalente secondo la scala I-TE e $F_v(i)$ la corrispondente frazione di vapore.

Secondo [US-EPA 2005] occorre calcolare la concentrazione effettiva per ogni singolo congenere:

$$C(i) = q(i) [K_{1gas} F_v(i) + K_{1PM} (1 - F_v(i))]$$

in cui K_{1gas} e K_{1PM} rappresentano le concentrazioni (medie) in quel dato punto del territorio ottenute impostando un flusso di massa unitario nel modello di dispersione e, rispettivamente, l'inquinante come gas oppure come particolato; $q(i)$ rappresenta il flusso di massa effettivo dell' i -esimo congenere.

La concentrazione complessiva in TE è allora

$$C^{TE} = \sum_{i=1}^{17} C(i) \cdot te(i)$$

ovvero

$$C^{TE} = \sum_{i=1}^{17} q(i) [K_{1gas} F_v(i) + K_{1PM} (1 - F_v(i))] \cdot te(i).$$

Esprimendo i singoli flussi di massa sulla base delle proporzioni dei singoli congeneri rispetto al flusso complessivo Q_T , si ha

$$q(i) = Q_T \cdot m_{\%}(i)$$

e poiché l'emissione in TE si può scrivere come

$$Q_T^{TE} = \sum_{i=1}^{17} q(i) \cdot te(i) = Q_T \sum_{i=1}^{17} m_{\%}(i) \cdot te(i) \quad (*)$$

per la concentrazione si ha

$$C^{TE} = Q_T \left\{ K_{1gas} \sum_{i=1}^{17} m_{\%}(i) F_v(i) \cdot te(i) + K_{1PM} \sum_{i=1}^{17} m_{\%}(i) (1 - F_v(i)) \cdot te(i) \right\} =$$

$$\frac{Q_T^{TE}}{\sum_{i=1}^{17} m_{\%}(i) \cdot te(i)} \left\{ K_{1gas} \sum_{i=1}^{17} m_{\%}(i) F_v(i) \cdot te(i) + K_{1PM} \sum_{i=1}^{17} m_{\%}(i) (1 - F_v(i)) \cdot te(i) \right\}$$

Ipotizzando un singolo inquinante avente una componente in fase vapore di $\overline{F_v}$ ed un flusso di massa complessivo in TE pari a Q_T^{TE} la concentrazione può essere scritta come

$$C^{TE} = Q_T^{TE} [K_{1gas} \overline{F_v} + K_{1PM} (1 - \overline{F_v})]$$

per cui identificando i termini di questa espressione con quella della concentrazione precedente si ha che

$$\overline{F_v} = \frac{\sum_{i=1}^{17} m_{\%}(i) F_v(i) \cdot te(i)}{\sum_{i=1}^{17} m_{\%}(i) \cdot te(i)}$$

Questo termine rappresenta quindi la frazione di vapore media da utilizzare quando si impiega l'emissione di una unica sostanza già espressa in TE, per ottenere la stessa concentrazione che si otterrebbe utilizzando in emissione tutti i 17 congeneri.

Riferimenti Bibliografici

[Benestad et al. 1990] C. Benestad, I. Hagen et al. "*Emissions of organic micropollutants from discontinuously operated municipal waste incinerators*" Waste Management & Research 8, 1990, pag. 193-201.

[Berlincioni, Di Domenico 1986] M. Berlincioni, A. Di Domenico "*Policlorodibenzodiossine e policlorodibenzofurani nel terreno in prossimità dell'inceneritore dei rifiuti solidi urbani della città di Firenze*" Atti SEP Pollution 1986, pag.253-270.

[Biancolini 2010] V. Biancolini "*Caratterizzazione del materiale particolato emesso dagli inceneritori - Il caso del Frullo*" Relazione conclusiva LP1 Monitor, ARPA Emilia-Romagna, 2010.

[Bondi et al. 2007] "*Indagini ambientali nella Provincia di Arezzo per la caratterizzazione delle emissioni di polveri da impianti industriali*" C. Bondi, I. Ciucci, C. Grassi, D. Sarrini, S. Sestini, , Università di Pisa, Dipartimento di Ingegneria meccanica, nucleare e della produzione – ARPAT Dipartimento di Arezzo, 2007; DIMNP010(2007).

[Buonanno et al. 2010] G. Buonanno, L. Stabile, P. Vigo, P. Avino, P. Massarini "*Caratterizzazione delle polveri ultrafini emesse da un impianto di incenerimento di combustibile derivato dai rifiuti (CDR)*" Proceedings Venice 2010, Third International Symposium on Energy from Biomass and Waste; Venice, Italy; 8-11/11/2010.

[Buonanno et al. 2009] G. Buonanno, G. Ficco, L. Stabile "*Size distribution and number concentration of particles at the stack of a municipal incinerator*", Waste Management 29, 2009, pag. 749-755.

[Calvert 1984] S. Calvert "*Particle Control by Scrubbing*" in Handbook of Air Pollution Technology, ed. S. Calvert and H.M. Englund, John Wiley & Sons, 1984.

[CCTN 1989] Commissione Consultiva Tossicologica Nazionale "*Raccolta dei pareri espresso durante l'anno 1988*" a cura di N. Mucci, F. Pocchiari, L. Rossi, Istituto Superiore di Sanità, ISS 89/3, Roma 1989.

[Chang et al. 2000] M.B. Chang, C.K. Huang, H.T. Wu, J.J. Lin, S.H. Chang "*Characteristics of heavy metals on particles with different sizes from municipal solid waste incineration*" Journal of Hazardous Materials A79, 2000, pag. 229–239.

[Clarke 2000] M.J. Clarke "*Characterization of Cold Start and Upset Conditions in Municipal Waste Combustors*" Proceedings of the Air & Waste Management Association, 2000, Salt Lake City, USA.

[Di Domenico e Viviano 2007] "*Technology of waste management and exposure assessment: incinerators*" A. Di Domenico, G. Viviano, Annex A5 to "Population health and waste management: scientific data and policy options" Report of a WHO workshop Rome, Italy, 29-30 march 2007; World Health Organization – Regional Office for Europe.

(http://www.euro.who.int/data/assets/pdf_file/0012/91101/E91021.pdf)

[DM_29/01/2007] D. M. 29/01/2007 – Linee guida recanti i criteri per l'individuazione e l'utilizzazione delle migliori tecniche disponibili ex art. 3 comma 2 del D.Lgs. 372/99 – Linee guida relative ad impianti esistenti per le attività ricadenti nelle categorie IPPC – 5. Gestione dei rifiuti (Impianti di incenerimento). Supplemento ordinario alla Gazzetta Ufficiale Serie Generale 130 del 7/6/2007.

[Dyke 2001] P. Dyke "PCB and PAH Releases from Incineration and Power Generation Processes" R&D Technical Report P4-052
(<http://www.pops.int/documents/guidance/nipsfinal/techrep.pdf>)

[Dyke et al. 2003] P. Dyke, C. Foan, H. Fiedler "PCB and PAH releases from power station and Waste incineration processes in the UK" Chemosphere, vol. 50, 4, pp.469-480, 2003.

[Eduljee and Dyke 1996] Eduljee G.H., Dyke P. "An updated of potential PCDD and PCDF emission sources in the UK" The Science of the Total Environment 177, 1996, pag. 303-321.

[EMEP/CORINAIR 2006] EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook 2006, Technical report No 11/2006; 6C Waste Incineration. (<http://www.eea.europa.eu/publications/EMEPCORINAIR4/B921vs4.2.pdf>)

[EMEP/EEA 2009] EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook 2009, 6.C.c Municipal waste incineration. (<http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009/part-b-sectoral-guidance-chapters/6-waste/6-c/6-c-c-municipal-waste-incineration-tfeip-endorsed-draft.pdf>)

[EU 2000] European Dioxin Inventory , <http://ec.europa.eu/environment/dioxin/download.htm>, Volume 3 Assessment of dioxin emissions until 2005, U. Quass, M. Fermann, G. Bröker, 2000; (http://ec.europa.eu/environment/dioxin/pdf/stage2/volume_3.pdf)

[EU-IPPC 2006] "Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration" Integrated Prevention Pollution and Control, European Commission, 2006. (<http://eippcb.jrc.es>)

[Falconer et Bidleman 1994] R.L. Falconer, T.F. Bidleman "Vapor pressure and predicted particle/gas distributions of polychlorinated byphenyl congeners as functions of temperature and ortho-chlorine substitution" Atmospheric Environment 28, 1994, pag. 547-554.

[Fiedler 1996] H. Fiedler "Sources of PCDD/PCDF and Impact on the Environment" Chemosphere, vol.32, n.1, pp. 55-64, 1996.

[Fiedler 1998] H. Fiedler "Sources and Environmental Impact of PCDD/PCDF" in Proceedings of the Subregional Awareness Raising Workshop on Persistent Organic Pollutants (POPs) Kranjska Gora, Slovenia, 11-14 May 1998, UNEP Chemical POP.
(http://www.chem.unep.ch/pops/pops_inc/proceedings/slovenia/FIEDLER1.html)

[Greenberg et al. 1978] R.R. Greenberg, W.H. Zoller and G.E. Gordon "Composition and Size Distributions of Particles Released in Refuse Incineration", Environmental Science & Technology, Vol. 12, n. 5, 1978, pag. 566-573.

- [Hutzinger and Fiedler 1995] O. Hutzinger, H. Fiedler "20 anni di incenerimento di rifiuti: problemi e soluzioni" (traduzione di A. Donati ed E. Magni) Atti del convegno "L'incenerimento dei rifiuti" Bologna 16-17 marzo 1995, a cura di L. Morselli e G. Viviano.
- [Klee 1984] A. J. Klee "Source Control – Municipal Solid Waste Incinerators" in Handbook of Air Pollution Technology, ed.s S. Calvert and H.M. Englund, John Wiley & Sons, 1984.
- [Liberti 1982] A. Liberti "L'esperimento di San Donnino per la valutazione delle emissioni negli inceneritori" Atti della giornata di studio 21-22 aprile "Inquinamenti atmosferici", Città e ambiente – SEP Pollution 1982; pag 229-232.
- [Lind et al. 2007] T. Lind, J. Hokkinen and J.K. Jokiniemi "Fine particle and trace element emissions from waste combustion – Comparison of fluidized bed and grate firing" Fuel Processing Technology 88, 2007, pag 737-746.
- [LUA 1997] U. Quass, , M. Fermann, G. Broeker; "Identification of relevant industrial sources of dioxins and furans in Europe (The European Dioxin Inventory) Final report", 1997, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen (Germany). (disponibile come "European Dioxin Inventory – Stage I") (<http://ec.europa.eu/environment/dioxin/download.htm>)
- [Maguhn et al. 2003] J. Maghun, E. Karg, A. Kettrup, R. Zimmermann "On-line Analysis of the Size Distribution of fine and ultrafine Aerosol Particles in Flue and Stack Gas of a Municipal Waste Incineration Plant: Effects of Dynamic Process Control Measures and Emission Reduction Devices" Environ. Sci. Technol. 37, 2003, 4761-4770.
- [Martines et al. 1999] C. Martines, R. Fanelli, G. Pastorelli and L. Pistone, "Development of dioxin and furan air emission factors from municipal solid waste incinerators in Regione Lombardia (Italy)", Dioxin '99, Venice, 12.-17.09.1999. Organohalogen Compounds 41, pp. 247-250 (1999).
- [Neuer-Etscheidt et al. 2006] K. Neuer-Etscheidt, H. Nordsieck et al. "PCDD/F and Other Micropollutants in MSWI Crude Gas and Ashes during Plant Start-Up and Shut-Down Process" Environ. Sci. Technol. 2006 Jan 1;40(1), pag. 342-9.
- [Pastorelli et al. 1999] G. Pastorelli, R. De Lauretis, P. De Stefanis, L. Morselli and G. Viviano, "PCDD/PCDF From Municipal Solid Waste Incinerators in Italy; An Inventory of Air Emissions", Dioxin '99, Venice, 12.-17-09.1999. Organohalogen Compounds 41, pp.495-498 (1999).
- [Tanikawa et al. 1995] N. Tanikawa, T. Imai, K. Tatezono, T. Sugiyama e K. Urano "Effect of mercury reduction of dry batteries on mercury emissions from municipal incinerators in the Ward area of Tokyo, Japan" The Science of Total Environment 168, 1995, pag. 225-231.
- [Thomas and Spiro 1995] V.M. Thomas, T.G. Spiro "An estimation of dioxin emissions in the United States" Toxicological and Environmental Chemistry, Vol. 50, pp. 1-37, 1995.

[UNEP 2005] *“Standardized Toolkit for Identification and Quantification of Dioxin and Furan Releases. Edition 2.1”*, UNEP Chemical, Geneva, Switzerland, 2005.

(http://www.pops.int/documents/guidance/toolkit/ver2_1/Toolkit-2005_2-1_en.pdf)

[US-EPA 1995 - 1] *“User’s Guide for the Industrial Source Complex (Isc3) Dispersion Models, Volume I - User Instructions”* EPA-454/B-95-003a, US-EPA 1995 (e Addendum 2000).

(http://www.epa.gov/ttn/scram/dispersion_alt.htm)

[US-EPA 1995 - 2] *“User’s Guide for the Industrial Source Complex (Isc3) Dispersion Models, Volume II - Description of Model Algorithms”*, EPA-454/B-95-003b, US-EPA 1995 (e Addendum 1999).

(http://www.epa.gov/ttn/scram/dispersion_alt.htm)

[US-EPA 1995b] AP42 - Appendix B.1 Particle Size Distribution Data and Sized Emission Factors for Selected Sources

(<http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/appendix/appb-1.pdf>)

[US-EPA 1996] AP42 – 2.1 Refuse Combustion

(<http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch02/final/c02s01.pdf>)

[US-EPA 2005] *“Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities”* US-EPA, EPA-530-R-05-006, 2005 (<http://www.epa.gov/osw/hazard/tsd/td/combust/risk.htm>)

[Van den Berg et al. 1998] M. Van den Berg et al. *“Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Humans and Wildlife”*, Environmental Health Perspectives Vol. 106, n.12, 1998, pag. 775-792.

[Van den Berg et al. 2006] M. Van den Berg et al. *“The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds”*, Toxicological Sciences 93, 2, 2006, pag. 223-241.

[Van Gerben et al. 2004] T. Van Gerben, D. Geysen, C. Vandecasteele *“Estimation of the contribution of a municipal incinerator to the overall emission and human intake of PCBs in Wilrijk, Flanders”* Chemosphere, vol. 54, pp. 1303-1308, 2004.

[Vehlow 2005] J. Vehlow *“Dioxins in Waste Combustion – Conclusions from 20 Years of Research”* 2005, (http://www.ieabioenergytask36.org/publications_2004_2006.htm)

[Viviano et Settimo 2009] *“Incenerimento di rifiuti sanitari: la situazione italiana”* G. Viviano e G. Settimo, III^a Conferenza Nazionale sulla Gestione dei rifiuti sanitari, Fiera Ecomondo, Rimini 29/10/2009. (www.iswa.it/materiali/ecomondo2009/convegno_rifiuti_sanitari/viviano.pdf; ultimo accesso agosto 2011).

[Wang et al. 2007] L-C Wang, H-C His et al. *“Influence of start-up on PCDD/F emission of incinerators”* Chemosphere 67, 2007, pag. 1346-1353.

[Westergård 1986] B. Westergård “*Mercury from Högdalen incineration plant in Stockholm, 1972–1985*” Waste Management & Research, Volume 4, n 1, 1986, pag. 21.

[WHO 1987] “*PCDD and PCDF emissions from incinerators for municipal sewage sludge and solid waste. evaluation of human exposure*” Report on a WHO meeting, Naples 17-21 march 1986; World Health Organization, Environmental Health series n.17; 1987.

[Woodruff et Larson 1968] P.H. Woodruff, G.H. Larson “*Combustion profile in a grate-rotary kiln incinerator*”. (<http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/nawtec/1968-National-Incinerator-Conference/1968-National-Incinerator-Conference-40.pdf>)

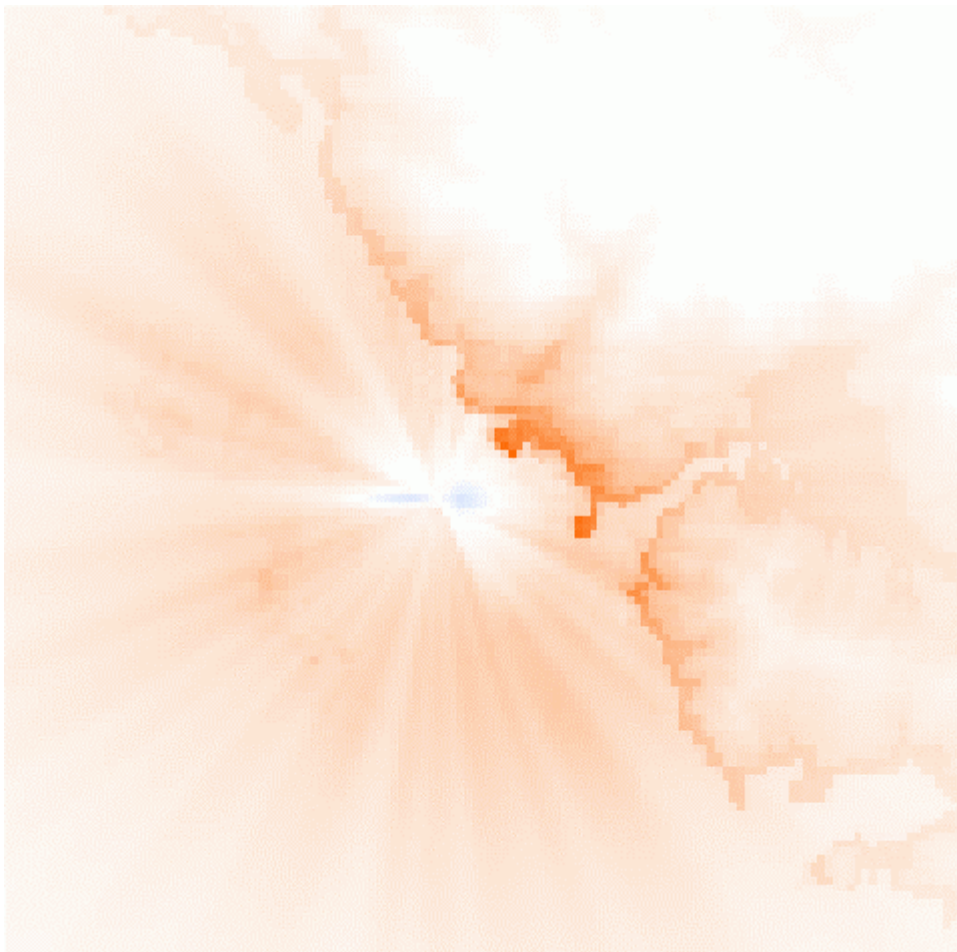
[Yoo et al. 2002] J-I. Yoo, K-H. Kim et al. “*Emission characteristics of particulate matter and heavy metals from small incinerators and boilers*” Atmospheric Environment 36, 2002, pag. 5057-5066.

[Zeuthen et al. 2007] J.H. Zeuthen, A.J. Pedersen et al. “*Combustion Aerosol from Municipal Waste Incineration – Effect of Fuel Feedstock and Plant Operation*”, Combust. Sci. and Tech., 179, 2007, pag. 2171-2198.

Parte C

Simulazioni della dispersione

Metodologia, tecniche adottate e risultati ottenuti



FRANCO GIOVANNINI

**SETTORE MODELLISTICA PREVISIONALE
AREA VASTA ARPAT TOSCANA CENTRO ¹**

¹ La fase finale della redazione dello studio ha coinciso con l'attuazione della riorganizzazione dell'Agenzia nella quale sono state modificate le strutture, la loro responsabilità, il personale attribuito. Per semplicità nello studio, quando è stato necessario citare le strutture ed il personale di ARPAT sono stati mantenuti i ruoli e le attribuzioni precedenti in base alle quali è stata svolta l'attività in oggetto.

Indice

1. Premessa	4
2. Introduzione	4
3. Scelte metodologiche e tecniche, impostazioni	5
3.1. L'approccio utilizzato	5
3.2. Impostazione delle simulazioni	6
3.3. Scenari di simulazione	8
3.4. Inquadramento territoriale	11
4. Analisi di sensibilità	12
4.1. Variabilità rispetto ai dati di input meteorologico	12
4.2. Variabilità indotta dai dati meteorologici mancanti	14
5. Stima delle concentrazioni e deposizioni	16
5.1. Andamento rispetto alla distanza dalla sorgente	16
5.1.1. Impianto attuale	17
5.1.2. Influenza della distribuzione dimensionale del particolato	23
5.1.3. Vecchio impianto	26
5.2. Risultati	31
5.2.1. Vecchio impianto: scenario di riferimento e scenari alternativi	31
5.2.1.1. Particolato (PTS, PM10 e PM2.5)	32
5.2.1.2. Microinquinanti (PCDD/F, PCB _{DL} , IPA)	42
5.2.1.3. Metalli	57
5.2.2. Impianto attuale: scenario limite e scenario medio	60
5.2.2.1. Particolato (PTS, PM10 e PM2.5)	60
5.2.2.2. Microinquinanti (PCDD/F, PCB _{DL} , IPA)	62
5.2.2.3. Metalli	65
5.3. Confronto tra i risultati ottenuti per i due impianti	68
6. Sintesi e discussione dei risultati	70
7. Conclusioni	71
Appendice 1: Descrizione dei files dei risultati	72
Appendice 2: Esempio di files di input per le simulazioni	73
Riferimenti bibliografici	76

Parte C

Simulazioni della dispersione

Metodologia, tecniche adottate e risultati ottenuti

1. Premessa

All'interno di questa parte dello studio vengono definite in dettaglio le impostazioni metodologiche e tecniche dell'applicazione modellistica, gli scenari di emissione simulati, i dati impiegati nelle simulazioni; quindi vengono sintetizzati ed analizzati i risultati ottenuti.

2. Introduzione

L'obiettivo dello studio è quello di fornire una serie di indicazioni quantitative per orientare, indirizzare e delimitare la ricerca e l'analisi sanitaria. A tal fine vengono stimate le ricadute attese dei vari inquinanti (di interesse sanitario) nei punti del territorio circostante l'impianto attuale. Inoltre tenuto conto che nello stesso sito in passato è stato attivo un precedente impianto di termodistruzione dei rifiuti, è stato ritenuto utile ottenere un'analoga descrizione anche per tale impianto.

L'impiego delle stime di ricaduta ottenute mediante applicazione dei modelli di dispersione permette di definire un indicatore quantitativo dell'esposizione potenziale della popolazione interessata, il quale può quindi essere utilizzato per delimitare l'area d'interesse per lo studio sanitario nonché per la ricerca di relazioni di associazione diretta o indiretta con i risultati dell'analisi sanitaria [Coriano 2-2006], [Floret et al. 2006], [Hodgson et al. 2007], [Ranzi et al. 2011].

Nelle parti precedenti dello studio sono state sintetizzate le analisi e le elaborazioni effettuate per la predisposizione dei dati meteorologici necessari per questa valutazione (Parte A) e sono stati definiti e discussi gli scenari emissivi dei due impianti (Parte B). In questa parte vengono sintetizzate le simulazioni della dispersione effettuate.

Si ricorda che in tempi relativamente recenti, a cura dei gestori dell'impianto, sono stati prodotti alcuni studi di dispersione degli inquinanti atmosferici [Tavolini 2005] e [POLIMI 2008]. Questi affrontano quindi lo stesso tema oggetto della presente relazione, seppur con impostazioni ed obiettivi differenti; infatti il primo [Tavolini 2005] è relativo alle procedure di autorizzazione (adeguamento al contenuto del D.Lgs. 133/2005) ed al di là delle differenti scelte tecniche in esso operate è limitato alla valutazione degli inquinanti espressi come PTS (o PM, particolato totale) e TOC (carbonio organico totale); il secondo [POLIMI 2008] risulta invece incentrato sulle emissioni di CO (monossido di carbonio), oggetto di indagine giudiziaria, ed affronta più sinteticamente quelle di NOx (ossidi di azoto), di SOx (ossidi di zolfo) ed ancora le polveri.²

L'informazione prodotta da questi studi risulta quindi sostanzialmente limitata ad alcuni inquinanti normati per la qualità dell'aria ed al particolato. Si osserva che tali informazioni non sembrano utilizzabili in

² Ben prima del coinvolgimento di ARPAT nello studio sanitario-epidemiologico promosso dall'ASL 12 di Viareggio, l'AF Modellistica previsionale aveva effettuato alcune valutazioni di natura tecnica su tali studi su richiesta del Dipartimento ARPAT di Lucca.

termini quantitativi per gli obiettivi dello studio sanitario sia per le tecniche specifiche impiegate, sia per l'assenza delle informazioni di dettaglio su tali tecniche, sia per la forma di restituzione dei risultati.³

3. Scelte metodologiche e tecniche, impostazioni

Il presente studio oltre ad avere l'obiettivo di produrre una valutazione puntuale di dettaglio delle ricadute (concentrazioni in aria ma anche deposizioni al suolo) previste per i diversi inquinanti e sostanze emesse dagli impianti di interesse, vuole anche indicare, esplicitare e discutere tutti gli elementi che concorrono a tale determinazione. Questa scelta di assoluta trasparenza e quindi di riproducibilità dei risultati, costituisce un assunto essenziale nel presente contesto ed assume valore metodologico considerando invece che spesso in questo tipo di report i dettagli delle stime vengono omessi o tralasciati, anche quando sono fondamentali per la corretta interpretazione dei risultati.

Dal punto di vista tecnico c'è anche l'obiettivo di definire una metodologia specifica o almeno di produrre delle indicazioni rilevanti per sviluppare le applicazioni della dispersione nell'ambito di questo tipo di valutazioni. Ciò significa essenzialmente definire le informazioni necessarie per effettuare le simulazioni della dispersione (quindi meteorologiche ed emissive) ed indicare come effettuare le stime e come restituire i risultati (post-processing).

3.1 L'approccio utilizzato

In generale le simulazioni modellistiche della dispersione degli inquinanti in atmosfera sono limitate alla stima delle concentrazioni in aria ed al loro confronto con soglie di valutazione più o meno cogenti. In tal caso le difficoltà maggiori si incontrano quando si considerano sostanze per le quali questi riferimenti non esistono o sono assai incerti, condizione che si presenta quando si valuta la gran parte delle sostanze ritenute tossiche e nocive per l'ambiente e l'uomo. Si osserva che in generale non sussistono valori limite o soglie di confronto per valutare gli effetti in termini di contaminazione diretta del suolo (deposizione).

Nel presente contesto essendo interessati non al rispetto di un qualche valore limite bensì a produrre delle stime di ricaduta che siano interpretabili ed utilizzabili all'interno di una valutazione sanitaria, appare necessario estendere l'interesse alla contaminazione delle altre matrici ambientali. È infatti noto che spesso l'assunzione delle sostanze tossiche e nocive per l'uomo non avviene principalmente nella fase di esposizione diretta dovuta alla inalazione dell'aria, ma preferibilmente ed in misura maggiore attraverso altre vie, quali l'ingestione alimentare.⁴ Per questo motivo risulta rilevante la valutazione della contaminazione del suolo e quindi quella delle stime di deposizione dei differenti inquinanti.

L'approccio che più si avvicina alle necessità della valutazione sanitaria è senz'altro quello sviluppato nelle tecniche di analisi del rischio sanitario, all'interno del quale si tende a valutare tutti i tipi di contaminazione e di impatto.⁵ A questo proposito, ed estremamente attinente all'oggetto dello studio, l'US-EPA ha sviluppato una serie di documenti raccolti nell'Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities [US-EPA 2005] che prendono in considerazione gli aspetti connessi alla valutazione dell'impatto sulla salute umana degli impianti di combustione dei rifiuti. Questa

³ In particolare in tali studi non vengono considerati gli effetti di deposizione al suolo del particolato e dei gas.

⁴ Si veda ad esempio [Di Domenico 1988], [Travis et al. 1986], [Waldman et al. 1991], [WHO 2000].

⁵ Nella seconda fase dello studio effettuato da ARPA-ER per l'area di Coriano (Forlì) viene avviato un approccio di questo tipo [Coriano 1-2006].

documentazione risulta estremamente importante perché fornisce una serie completa di indicazioni di dettaglio sulle tecniche e sui metodi con i quali sviluppare le applicazioni modellistiche della dispersione di supporto alla valutazione del rischio sanitario.

La parte relativa alla caratterizzazione delle sorgenti (Chapter 2) individua le differenti sostanze inquinanti di interesse e fornisce le indicazioni su come effettuare le simulazioni e come valutarne ed utilizzarne i risultati; la parte relativa alle tecniche di simulazione (Chapter 3) esplicita e guida alle impostazioni delle simulazioni ed all'impiego del modello di dispersione. In particolare queste ultime sono espressamente indirizzate all'utilizzo del modello di dispersione ISC3ST dell'US-EPA.

Questa, unitamente alla disponibilità dei dati anemometrici di un sito assimilabile a quello dell'emissione, è stata senz'altro la motivazione principale per l'impiego di tale codice di simulazione per il presente studio.

Il modello ISC3 [US-EPA 1995 - 1], [US-EPA 1995 - 2] è stato per anni il modello di riferimento dell'US-EPA in condizioni di terreno piano (fino al 2005) ed utilizzabile in ambito di screening anche in condizioni di orografia complessa (in quanto riporta gli stessi algoritmi di calcolo del modello COMPLEX1, [US-EPA 2001]); si tratta di un modello gaussiano stazionario modificato per la trattazione delle deposizioni secca ed umida di gas e particolato. Successivamente è stato sostituito dal codice AERMOD (comunque stazionario, ma studiato per i casi di terreno complesso), mentre per valutazioni su scale spaziali maggiori e condizioni orografiche di particolare complessità viene richiesto l'impiego di modelli non stazionari quali CALPUFF [US-EPA 2005a]; occorre ricordare che questi ultimi modelli richiedono un insieme di dati meteorologici in ingresso non limitata né limitabile ai dati di misura in un singolo punto superficiale, ma necessitano almeno di misure quotidiane di profilo verticale.⁶

Si osserva che l'impiego del codice ISC3ST nell'ambito di questa prima fase comporta in generale stime conservative delle concentrazioni e deposizioni al suolo, ovvero i valori ottenuti risultano tendenti a sovrastimare l'impatto, ciò soprattutto per quanto riguarda i valori massimi ed i recettori posti ad una quota superiore a quella di emissione [US-EPA 2003], [Hanna et al. 2001].

3.2 Impostazione delle simulazioni

Seguendo le indicazioni ed i suggerimenti riportati in [US-EPA 2005] le simulazioni sono state effettuate utilizzando le seguenti impostazioni (simili per entrambi gli impianti oggetto di studio)⁷:

- impostazione dell'uso di terreno complesso per la stima delle concentrazioni e deposizioni;
- valutazione dell'effetto di "building downwash", tramite l'utilizzo del codice BPIP (US-EPA) per il calcolo delle dimensioni degli edifici richieste dagli algoritmi di calcolo;
- rateo unitario in emissione dal/i camino/i (formalmente 1 g/s);
- simulazione della sostanza emessa in forma di gas o vapore, con decadimento dovuto alla deposizione secca ed a quella umida;

⁶ In linea teorica anche ISC3ST richiederebbe l'impiego di dati di profilo almeno per la stima dell'altezza di miscelamento. Come visto nella Parte A dello studio si possono tuttavia utilizzare valutazioni alternative di questa grandezza che non richiedono dati di profilo verticale. Per la descrizione teorica e l'esame delle differenze tecniche tra i modelli citati si può vedere [Sozzi 2003].

⁷ In Appendice 2 sono riportati alcuni listati dei file di input utilizzati per le simulazioni all'interno dei quali possono essere lette nello specifico tutte le impostazioni.

- calcolo della deposizione secca dei gas impostando la velocità di deposizione pari a 0.005 m/s per tutti gli inquinanti eccetto l'Hg; simulazioni ripetute per l'Hg con velocità di deposizione secca pari a 0.029 m/s ed a 0.0006 m/s;
- calcolo della deposizione umida dei gas impostando i coefficienti di scavenging secondo quanto riportato in [US-EPA 1995 - 2] per particelle di dimensione 0.1 μm ;
- simulazione della sostanza emessa in forma di particella, secondo la distribuzione della massa (PM) per classi dimensionali (come riportato in Tabella C1), con decadimento dovuto alla deposizione secca ed a quella umida;
- simulazione della sostanza emessa in forma di particella, con massa distribuita rispetto alla superficie (particle bound, PMB) attribuita alle classi dimensionali (come riportato in Tabella C1), con decadimento dovuto alla deposizione secca ed a quella umida;
- calcolo della deposizione umida del particolato (in forma PM e PMB) con coefficienti di scavenging al variare della dimensione riportati in [US-EPA 1995 - 2];
- densità del particolato posta pari ad 1 g/cm³.

Tabella C1: Specifiche delle distribuzioni dimensionali del particolato.

classe	Dimensione ϕ (μm)	Diametro medio ⁸ (μm)	PM (%)	PMB (%)
Impianto attuale, distribuzione di riferimento				
PM2.5	0.01 – 2.5	1.58	87	97
PM Coarse	2.5 - 10	6.92	6	2
PM $\phi > 10 \mu\text{m}$	10 - 30	21.54	7	1
Impianto attuale, distribuzione alternativa				
PM2.5	0.01 – 2.5	1.58	15	60
PM Coarse	2.5 - 10	6.92	25	22
PM $\phi > 10 \mu\text{m}$	10 - 30	21.54	60	18
Vecchio impianto				
PM2.5	0.01 – 2.5	1.58	26	77
PM2.5-6	2.5 - 6	4.48	4.6	5
PM6-10	6 - 10	8.16	7.4	4
PM $\phi > 10 \mu\text{m}$	10 - 30	21.54	62	14

L'impostazione relativa al flusso di massa unitario permette di utilizzare i risultati delle simulazioni per i differenti inquinanti tenuto conto che la concentrazione o la deposizione stimata, secondo gli algoritmi di calcolo del modello [US-EPA 1995 - 2], risultano proporzionali al rateo di emissione effettivo e gli inquinanti non sono considerati chimicamente reattivi.

Per i diversi inquinanti il valore di stima (della concentrazione in atmosfera o della deposizione al suolo) viene determinato combinando i risultati delle diverse simulazioni per le varie forme generali (gas, PM, PMB), pesati in corrispondenza della componente presunta di quello specifico inquinante nella data forma, con i flussi di massa previsti negli scenari di emissione. Ad esempio per i metalli pesanti si utilizza al 100% il risultato della forma PM, mentre per le diossine o gli IPA si combinano quelli della forma gas, PM e PMB in

⁸ Calcolato secondo quanto indicato in [US-EPA 2005].

corrispondenza della componente di emissione stimata in frazione di vapore (gas), in forma di particolato (PM) o assorbita sulla superficie del particolato (PMB).

Per la ripartizione tra le varie tipologie generali o forme (gas, PM, PMB) dei differenti inquinanti sono stati seguiti i criteri indicati in [US-EPA 2005], si veda quanto discusso nella Parte B dello studio. I valori adottati sono comunque riportati nelle tabelle insieme ai valori di emissione impiegati (Tabella C2 per l'impianto attuale e Tabella C3 per quello vecchio).

3.3 Scenari di simulazione

Sono presentati nelle seguenti Tabelle C2 e C3 i valori di emissione (con le ripartizioni adottate in termini di tipologie generali) per i diversi inquinanti considerati, per entrambi gli impianti. In Tabella C4 vengono invece sintetizzate le specifiche tecniche delle emissioni dei due impianti.

Tabella C2: Scenari emissivi per l'impianto attuale (si veda la Parte B).

Scenario limite					
Inquinante	Concentrazione al camino (autorizzazione)	Flusso di massa (singolo camino)	Fase gas (%)	Fase PM (%)	Fase PMB (%)
Particolato PTS [PM10,PM2.5]	1.0 [0.93,0.87] mg/Nm ³	5.93 [5.52,5.16] x 10 ⁻³ g/s	0	100	0
PCDD/F	0.1 ng I-TE/Nm ³	0.593 x 10 ⁻⁹ g I-TE/s	14.7	19.1	66.2
Metalli pesanti (Sb+As+Pb+Cr+Co +Cu+Mn+Ni+V)	0.5 mg/Nm ³	2.965 x 10 ⁻³ g/s	0	100	0
Cd+Tl	0.05 mg/Nm ³	0.297 x 10 ⁻³ g/s	0	100	0
Hg	0.05 mg/Nm ³	0.297 x 10 ⁻³ g/s	20 (Hg ⁰), 60 (Hg ⁺²)	0	20
IPA	0.01 mg/Nm ³	0.059 x 10 ⁻³ g/s	21	61	18
PCB _{DL}	5.34 pg W-TE/Nm ³	32 x 10 ⁻¹² g W-TE/s	99.2	0	0.8
Scenario medio					
Inquinante	Concentrazione al camino (controlli)	Flusso di massa (singolo camino)	Fase gas (%)	Fase PM (%)	Fase PMB (%)
Particolato PTS [PM10,PM2.5]	0.2 [0.19,0.17] mg/Nm ³	1.19 [1.10,1.03] x 10 ⁻³ g/s	0	100	0
PCDD/F	0.025 ng I-TE/Nm ³	0.148 x 10 ⁻⁹ g I-TE/s	14.7	19.1	66.2
Metalli pesanti (Sb+As+Pb+Cr+Co +Cu+Mn+Ni+V)	0.2 mg/Nm ³	1.186 x 10 ⁻³ g/s	0	100	0
Cd+Tl	0.01 mg/Nm ³	0.059 x 10 ⁻³ g/s	0	100	0
Hg	5 µg/Nm ³	29.7 x 10 ⁻⁶ g/s	20 (Hg ⁰), 60 (Hg ⁺²)	0	20
IPA	0.1 µg/Nm ³	0.59 x 10 ⁻⁶ g/s	21	61	18
PCB _{DL}	3.98 pg W-TE/Nm ³	24 x 10 ⁻¹² g W-TE/s	99.2	0	0.8

Si osserva che per l'Hg si combinano i risultati della forma gas ottenuti con velocità di deposizione pari a 0.06 cm/s, con peso pari al 20% per simulare l'Hg in forma elementale Hg⁰, con quelli sempre della forma gas, ma simulato con velocità di deposizione di 2.9 cm/s, per simulare la componente divalente Hg⁺² pesata al 60%; il rimanente 20% proviene dai risultati ottenuti con la forma PMB.

Tabella C3: Scenario emissivo per il vecchio impianto (si veda la Parte B).

Inquinante	Concentrazione al camino	Flusso di massa	Fase gas (%)	Fase PM (%)	Fase PMB (%)
Particolato PTS [PM10,PM2.5]	2.50 [0.95,0.65] g/Nm ³	16.67 [6.33,4.33] g/s	0	100	0
PCDD/F	50 ng I-TE/Nm ³	0.33 x 10 ⁻⁶ g I-TE/s	14.7 (33.2)	19.1 (14.2)	66.2 (52.6)
Metalli pesanti (Sb+As+Pb+Cr+Co +Cu+Mn+Ni+V)	90 mg/Nm ³	0.60 g/s	0	100	0
Cd+Tl	5 mg/Nm ³	33.33 x 10 ⁻³ g/s	0	100	0
Hg	1.75 mg/Nm ³	11.67 x 10 ⁻³ g/s	20 (Hg ⁰), 60 (Hg ⁺²)	0	20
IPA	50 µg/Nm ³	0.33 x 10 ⁻³ g/s	21 (29.4)	61 (0.0)	18 (70.6)
PCB _{DL}	5.3 ng W-TE/Nm ³	35 x 10 ⁻⁹ g W-TE/s	99.2	0	0.8

Per il vecchio impianto vengono valutati (solo per alcuni inquinanti: particolato, PCDD/F ed IPA) anche due scenari alternativi, definiti ipotizzando un'attività dell'impianto limitata a 15 ore al giorno ed a 315 giorni all'anno (si veda la Parte B); nel primo di questi le emissioni orarie rimangono quelle determinate per lo scenario di riferimento (Tabella C3), mentre nel secondo sono ipotizzate emissioni pari a 6 volte quelle orarie dello scenario di riferimento durante le prime 5 ore dell'attività quotidiana (si veda la Parte B).

Tabella C4: specifiche tecniche dei punti di emissione.

Emissione	Quota di sbocco (m)	Sezione allo sbocco (m ²)	Diametro all'uscita (m)	Velocità dei fumi in uscita (m/s)	Temperatura dei fumi allo sbocco (K)	Portata normalizzata (Nm ³ /h)
Impianto attuale						
E1	50	0.95	1.10	10.1	375	21350
E2	50	0.95	1.10	10.1	375	21350
Vecchio impianto						
O1	24	2.84	1.90	3.75	350	24000

Per alcuni inquinanti vengono impiegate anche delle distribuzioni alternative tra le diverse fasi e tipologie generali: per PCDD/F oltre alla distribuzione tra tipologie generali derivata da quella ipotizzata per l'impianto attuale, viene utilizzata quella derivante da una distribuzione equiprobabile dei 17 congeneri⁹; le

⁹ Questa è ovviamente una scelta non informativa che serve soprattutto per valutare la robustezza delle stime al variare di questi parametri, ovvero a valutarne la rilevanza.



proporzioni impiegate sono riportate in parentesi nella riga corrispondente di Tabella C3 e comportano una maggiore rilevanza della componente vapore.

Analogamente per gli IPA oltre alla distribuzione impiegata per l'impianto attuale viene utilizzata anche quella corrispondente al singolo Benzo(a)pirene (anch'essa riportata in parentesi nella stessa riga della Tabella C3).

Per quanto riguarda le specifiche tecniche dell'emissione del vecchio impianto, la velocità di emissione dei fumi non essendo nota è stata derivata dalla portata normalizzata e dalla sezione di sbocco, ipotizzando un valore di umidità nei fumi dell'ordine del 25%.¹⁰

¹⁰ Valore scelto prendendo in considerazione i dati relativi ai vari esempi di impianti esaminati nella Parte B.

3.4 Inquadramento territoriale

In Figura C1 viene riportato schematicamente l'inquadramento geografico dell'area di interesse con la relativa orografia.

L'estensione dell'area è stata scelta in modo da includere i principali centri urbani presenti nella zona dell'impianto: Pietrasanta, Camaiore, Forte dei Marmi e Viareggio. Il territorio interessato appartiene alle province di Lucca e Massa-Carrara ed è caratterizzato dalla fascia costiera della Versilia e dalla zona pedemontana a sud dei rilievi delle Alpi Apuane.

I primi rilievi significativi (per la dispersione degli inquinanti nel caso specifico, ovvero terreno con altezze superiori o comparabili con quelle di emissione) iniziano a presentarsi a partire da distanze dell'ordine di circa 1-2 km dalla sorgente (si veda anche la successiva Figura C3); l'area collinare e montuosa è presente nei quadranti N-NE-E rispetto all'impianto, mentre a qualche km di distanza verso ovest è presente la linea di costa; l'area di interesse risulta così comprendere una vasta porzione di mare.

Per tener conto dell'orografia sono stati utilizzati i dati orografici della zona¹¹ con passo di 100 m su di un'area di 16 km x 16 km intorno all'impianto (per un totale di 25921 punti recettori).¹² In coordinate UTM Fuso 32 (Datum WGS84) la zona d'interesse è così limitata dai seguenti vertici: (591329, 4857056), (607329, 4873056), (591329, 4873056), (607329, 4857056).

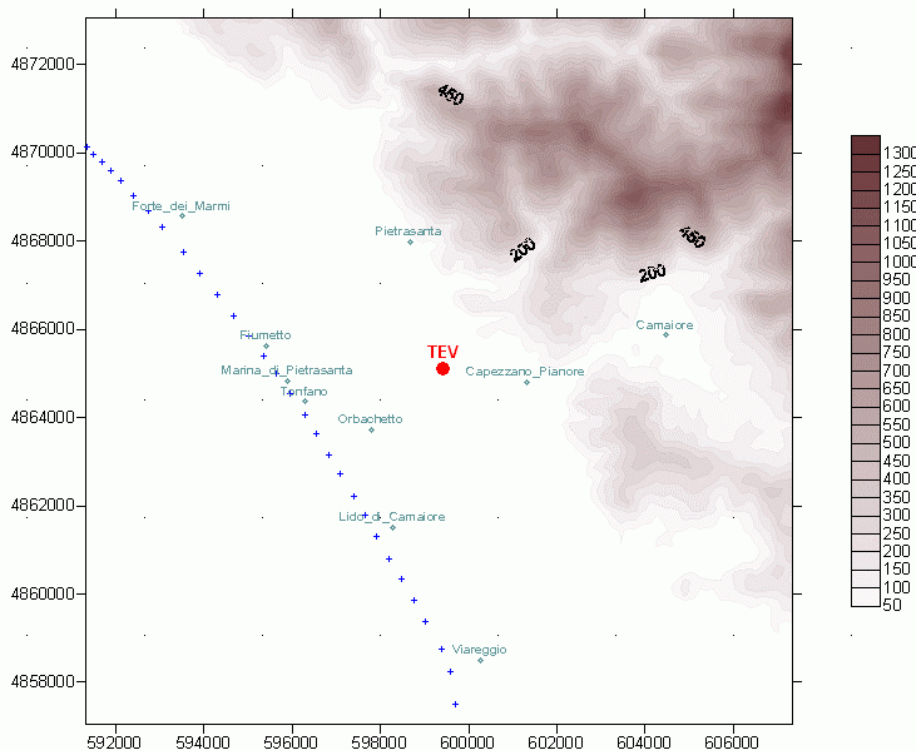


Figura C1: Rappresentazione schematica dell'area di interesse con visibili l'andamento orografico, la linea di costa (rappresentata dai simboli +), la posizione dell'impianto TEV e quella di alcuni centri abitati e località all'interno dell'area di simulazione (coordinate UTM Fuso 32 Datum WGS84).

¹¹ Provenienti dal DTM Regione Toscana rielaborato a cura del Settore Tecnico SIRA-ARPAT.

¹² L'estensione di territorio considerata inizialmente corrispondeva ad un quadrato di 10 km di lato; successivamente per ricomprendere al suo interno anche alcuni dei centri abitati maggiori della zona è stata estesa a 16 km di lato.

4. Analisi di sensibilità

In questa sezione vengono sinteticamente esaminati e confrontati i risultati di alcune simulazioni effettuate con i differenti set di dati meteorologici predisposti. Questo permette in primo luogo di valutare la robustezza dei valori ottenuti rispetto a questa variabile fondamentale dell'applicazione modellistica; inoltre permette di valutare la sensibilità rispetto alla variabilità meteorologica delle differenti grandezze stimate (concentrazione, deposizione secca, umida e totale) per le differenti tipologie di inquinanti considerate.

4.1 Variabilità rispetto ai dati di input meteorologico

Essendo stati predisposti due differenti file di dati meteorologici (indicati come *s* per *screening* ed *a* per *alternativo*, si veda la Parte A per la loro descrizione) sono state effettuate alcune simulazioni per mettere a confronto i risultati corrispondenti e quindi ottenere delle informazioni sulle differenze nelle stime che possono venire apportate da questi diversi input. I risultati ottenuti, riferiti ad un flusso di massa unitario e distinti per tipologia di inquinante gas, particolato (PM) e particle bound (PMB), sono riportati in Tabella C5, sia per quanto riguarda i valori massimi e minimi delle differenze (Δ) che per le variazioni percentuali ottenute. Si segnala che per quanto riguarda la forma gas le simulazioni sono riferite al vecchio impianto ed il passo del reticolo sul quale sono state valutate le ricadute è di 200 m, mentre per PM e PMB è stato utilizzato il passo di 100 m e le simulazioni sono riferite all'impianto attuale.

Tabella C5: Indicatori relativi alle differenze ottenute impiegando i due diversi set di dati meteorologici (concentrazioni e deposizioni espresse in u.a.).

Indicatore	Concentrazioni	Deposizione totale	Deposizione secca	Deposizione umida
Gas (vecchio impianto)				
Valore max <i>s</i>	1.180	0.186	0.181	0.023
Valore max <i>a</i>	1.180	0.186	0.181	0.023
max valore $\Delta(s-a)$	0.7×10^{-3}	0.1×10^{-3}	0.1×10^{-3}	0
min valore $\Delta(s-a)$	-0.6×10^{-3}	-0.1×10^{-3}	-0.1×10^{-3}	-0.1×10^{-4}
$\Delta(s-a)\%$ max	1.56%	1.55%	1.96%	0.00%
$\Delta(s-a)\%$ min	-0.91%	-1.13%	-1.17%	-10.00%
Particolato (PM) (impianto attuale)				
Valore max <i>s</i>	1.771	1.611	0.328	1.486
Valore max <i>a</i>	1.789	1.607	0.266	1.486
max valore $\Delta(s-a)$	0.8×10^{-3}	9.5×10^{-2}	9.5×10^{-2}	0.6×10^{-4}
min valore $\Delta(s-a)$	-1.9×10^{-2}	0.2×10^{-3}	0.2×10^{-3}	0.2×10^{-3}
$\Delta(s-a)\%$ max	1.58%	24.08%	34.75%	0.88%
$\Delta(s-a)\%$ min	-1.53%	-0.87%	-2.02%	-4.88%
Particle bound (PMB) (impianto attuale)				
Valore max <i>s</i>	1.809	1.016	0.062	0.989
Valore max <i>a</i>	1.813	1.015	0.058	0.989
max valore $\Delta(s-a)$	1.4×10^{-3}	1.7×10^{-2}	1.7×10^{-2}	0.1×10^{-4}
min valore $\Delta(s-a)$	-3.3×10^{-3}	-0.5×10^{-4}	0	-1.8×10^{-4}
$\Delta(s-a)\%$ max	1.84%	13.92%	30.08%	0.41%
$\Delta(s-a)\%$ min	-0.73	-1.59%	0.00%	-5.47%

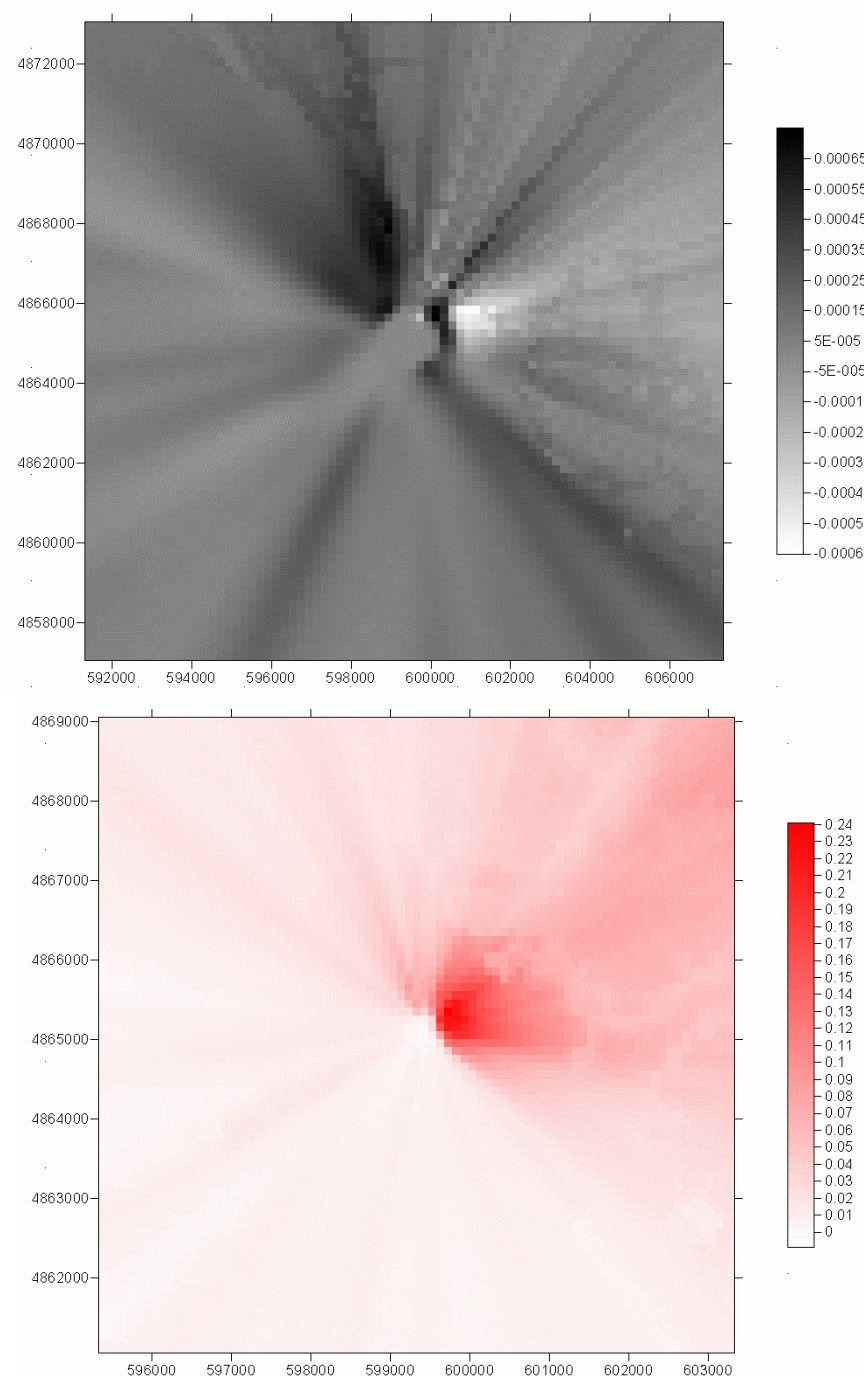


Figura C2: Rappresentazione delle differenze (non interpolate) ottenute nella stima con i due file meteorologici predisposti (*s*, ed *a*, si veda la Parte A). La figura in alto (area completa di 16 km x 16 km, passo di 200 m) si riferisce alle concentrazioni medie annue per i gas e sono mostrate le differenze tra le due stime (*s-a*) per cui i valori positivi (colore più scuro) indicano che il set dati *s* determina concentrazioni superiori a quelle ottenute con il set *a*; la figura inferiore si riferisce alla differenze percentuali nelle stime della deposizione totale cumulata annua del particolato (PM) ed è riferita ad un passo di 100 m (viene mostrata un'area di 8 km x 8 km).

I dati riportati in Tabella C5 e quelli georeferenziati nell'area di interesse, mostrati in Figura C2, indicano come differenze rilevanti nell'impiego dei due set di dati meteo si presentino essenzialmente nella stima delle deposizioni in forma di particolato (sia per PM che PMB), ed in particolare in quella della deposizione secca; mentre le differenze ottenute non appaiono significative per quanto riguarda le simulazioni come gas e neppure per quelle relative alle concentrazioni in aria di PM e PMB.

Le variazioni relative ottenute sulle concentrazioni medie annue sia per la forma gas che per quella PM e PMB, risultano in valore assoluto sempre inferiori al 2%, con una lieve tendenza ad assumere valori più estremi di segno positivo, ovvero a produrre valori superiori con il set *s* rispetto al set *a*. Qualitativamente la Figura C2, mostra sia per i gas che per la deposizione del PM, valori delle differenze molto ridotti e praticamente uniformi sulle aree ad occidente ed a meridione rispetto all'impianto, cioè sul mare e la parte pianeggiante del territorio; diversamente le variazioni maggiori si osservano sulle aree in cui sono presenti i rilievi. Per il gas si osservano comunque differenze di stima molto limitate e di segno opposto, ovvero con valori ora positivi, ora negativi in punti anche vicini. Per la deposizione del PM invece le differenze risultano prevalentemente positive (la simulazione con meteo *s* porta a stime superiori a quelle prodotte con il meteo *a*).

4.2 Variabilità indotta dai dati meteorologici mancanti

In Tabella C6 sono riportati alcuni indicatori relativi alle differenze ottenute utilizzando in input al modello di dispersione due file meteorologici (tipo *s*) distinti per quanto riguarda i dati mancanti; i valori indicati come *full* si riferiscono infatti ad un file analogo a quello indicato con *s* ma con dati validi in tutte le ore dell'anno (8760), avendo sostituito i dati mancanti di quest'ultimo, relativi a circa 200 ore, con dati validi (valori replicati, si veda la parte A per i dettagli).

Gli indicatori in Tabella C6 si riferiscono a due simulazioni della forma gas (flusso di massa unitario) dell'impianto in configurazione attuale, nell'area estesa di 16 km x 16 km con passo pari a 200 m.

Tabella C6: Indicatori relativi alle differenze ottenute impiegando i due diversi set di dati *s* e *full* (concentrazioni e deposizioni espresse in u.a.).

Indicatore	Gas (impianto attuale)			
	Concentrazioni	Deposizione totale	Deposizione secca	Deposizione umida
Valore max <i>s</i>	1.523	0.237	0.234	0.039
Valore max <i>full</i>	1.529	0.245	0.241	0.039
max valore $\Delta(s-full)$	0.013	0.000	<0.001	0.000
min valore $\Delta(s-full)$	-0.022	-0.008	-0.008	-0.001
$\Delta(s-full)\%$ max	3.96%	0.00%	0.00%	0.00%
$\Delta(s-full)\%$ min	-5.57%	-8.63%	-8.58%	-15.00%

In pratica le simulazioni differiscono soltanto perché in un caso sono presenti circa 200 ore in più; conseguentemente con il file meteo completo si avranno stime di concentrazioni medie annue superiori sui recettori soggetti ad un impatto significativo in queste ore, mentre sui recettori non soggetti alle emissioni durante queste ore, le medie annue risulteranno inferiori rispetto a quelle ottenute con il file meteo di



riferimento. Per quanto riguarda le deposizioni, alle quali corrispondono valori cumulati, le ore di simulazione aggiunte possono portare solo ad un incremento¹³, quindi in tabella a valori negativi.

Per quanto riguarda le concentrazioni massime assolute sul territorio la variazione risulta dello 0.40% e può essere ritenuta non significativa; per la massima deposizione secca si ha invece una variazione del 3.25% comprensibilmente più rilevante in quanto questa grandezza corrisponde ad un valore cumulato e nel caso *full* vengono simulate circa 200 ore in più rispetto a quelle del caso di riferimento *s*. Non si hanno variazioni significative per il valore massimo della deposizione umida, anche se le variazioni percentuali (minime) riportate indicano in qualche recettore un incremento rilevante, spiegabile con un apporto di precipitazioni inserito nei dati modificati; anche per la deposizione secca si osservano alcune variazioni relative significative su qualche recettore.

¹³ In Tabella C6 è indicato per la deposizione secca una differenza massima (*s-full*) minore di 0.001, poiché in effetti si riscontrano differenze positive dell'ordine di 10^{-5} , chiaramente dovute alle approssimazioni numeriche nella restituzione del risultato.

5. Stima delle concentrazioni e deposizioni

In questa parte vengono riportati e discussi i risultati ottenuti nelle simulazioni. Questi vengono presentati prima per quanto riguarda la loro relazione con la distanza dalla sorgente, quindi successivamente vengono riferiti in dettaglio sul territorio.

5.1 Andamento rispetto alla distanza dalla sorgente

In questa sezione vengono riportati i risultati ottenuti dalle simulazioni al variare della distanza dalla sorgente, per le diverse forme di inquinante considerato (gas, PM e PMB) per l'impianto nella configurazione attuale ed in quella precedente (vecchio impianto).

Poiché l'emissione è unitaria (formalmente 1 g/s) le concentrazioni medie sull'intero periodo di simulazione e le deposizioni cumulate totali (cioè secca e umida) sono espresse in unità arbitrarie (u.a.); ciò permette il confronto tra gli andamenti delle diverse specie di inquinante, ma rende sostanzialmente privo di significato quantitativo quello tra i risultati relativi ai due impianti.

Per la rilevanza che assume la presenza dell'orografia, anche in relazione agli algoritmi di calcolo con i quali tale aspetto viene trattato nel modello di dispersione [US-EPA 1995 - 2], nella successiva Figura C3 vengono riportati alcuni indicatori che descrivono come variano le quote del territorio con la distanza dalla sorgente.

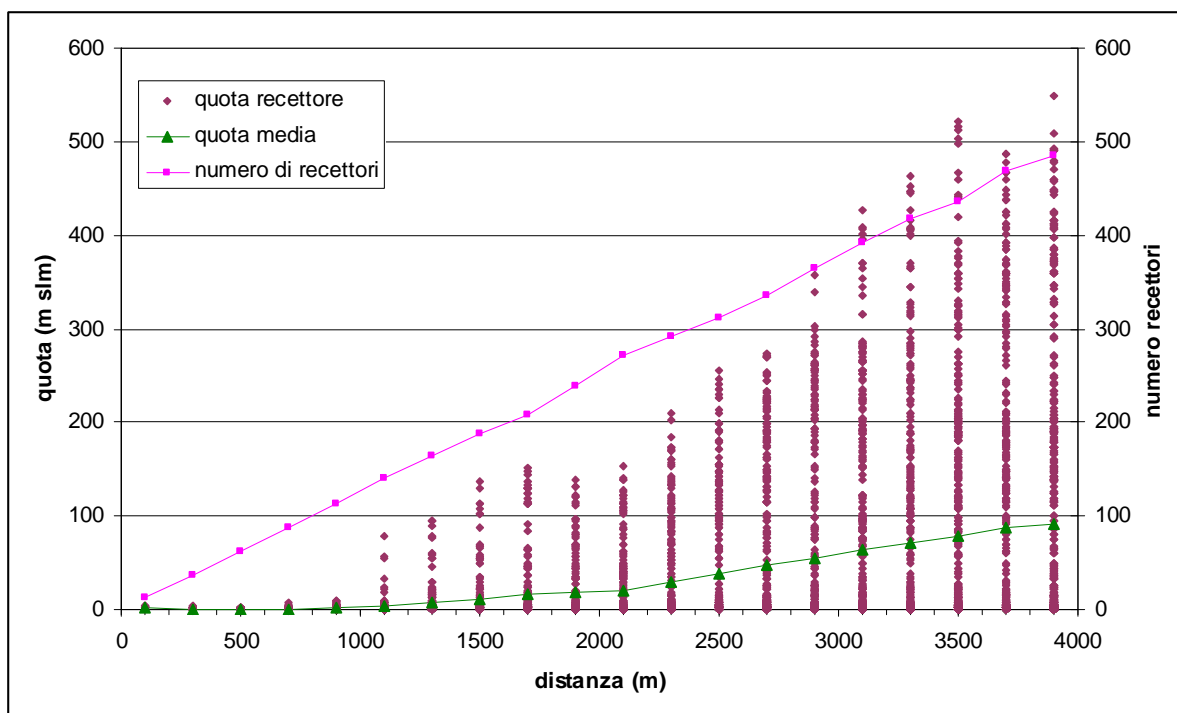


Figura C3: Variazione delle quote (in m slm) e del numero di recettori presenti al variare della distanza dalla sorgente; i valori sono raggruppati per intervalli di distanza di ampiezza 200 m; per ogni intervallo sono riportati in grafico la quota di ciascun recettore, la quota media dei recettori dell'intervallo di distanze ed il numero di recettori al suo interno.

5.1.1 Impianto attuale

Nelle Figura C4 sono rappresentati i valori di concentrazione (e di deposizione) relativa alla forma PM al variare della distanza del recettore dalla sorgente (in questo caso l'impianto attuale).

Mentre per le deposizioni totali al suolo l'andamento mostrato appare decisamente semplice, con un singolo valore di picco cui segue un comportamento monotono decrescente, per le concentrazioni in atmosfera la lettura del grafico appare meno diretta. Si osserva infatti un'ampia variabilità per ciascun valore di distanza scelto e la presenza di vari massimi secondari.

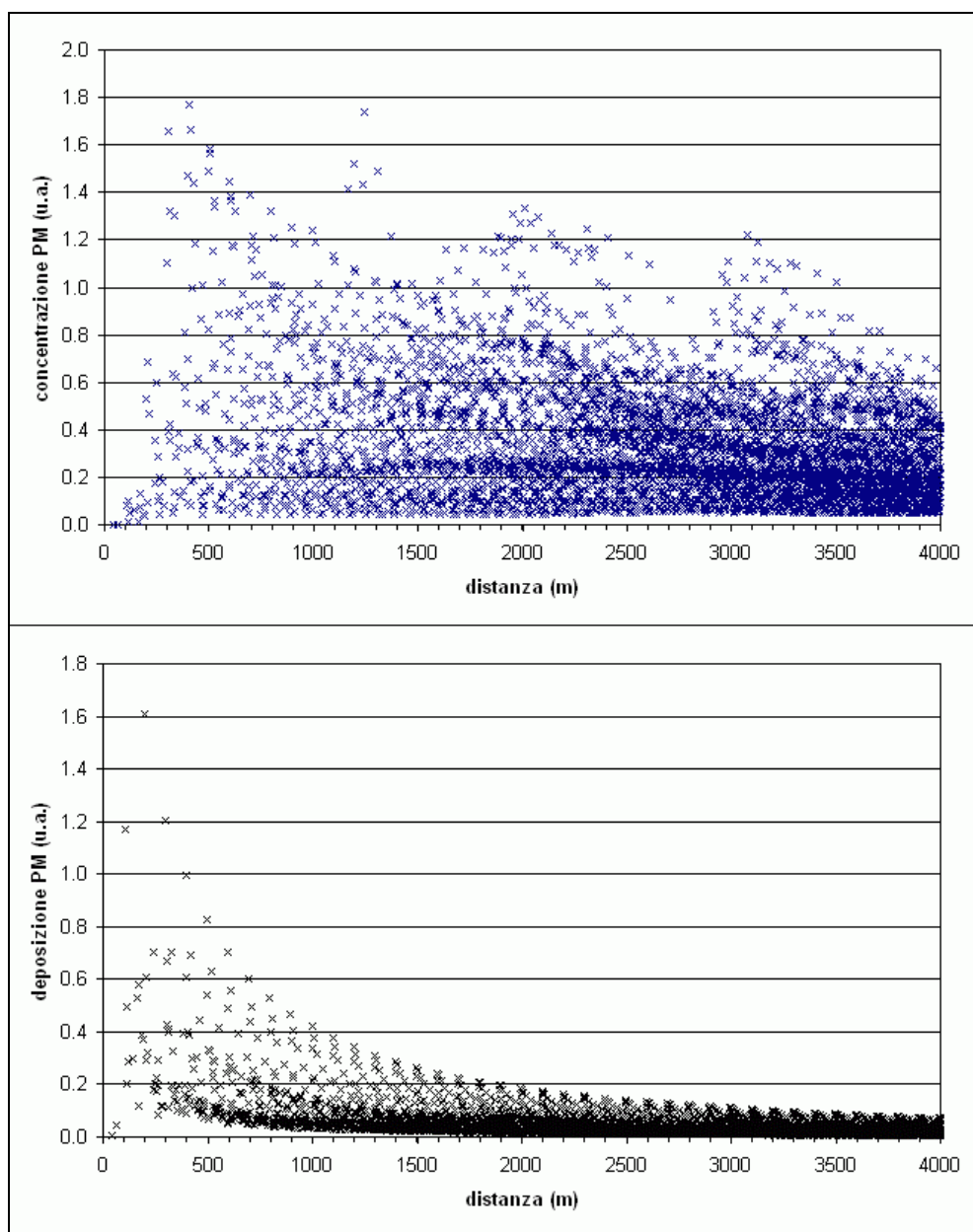


Figura C4: Concentrazioni e deposizioni totali al variare della distanza dalla sorgente per l'impianto attuale e l'inquinante considerato come PM. I dati mostrano i valori per ciascun recettore fino ad una distanza di 4 km dalla sorgente. In alto sono rappresentate le concentrazioni in atmosfera, in basso le deposizioni totali al suolo.

Dagli andamenti riportati in Figura C4 per la concentrazione si individua chiaramente la presenza di più picchi o valori di massimo relativo, il primo corrispondente a distanze comprese tra i 400 ed i 500 m, un secondo per distanze dell'ordine di 1100-1300 m, un terzo a distanze di circa 2000 m ed ancora un quarto massimo relativo oltre i 3000 m di distanza. L'analisi di dettaglio di questi valori di picco indica che il primo (e il massimo assoluto) è corrispondente ancora a condizioni di terreno piano, mentre gli altri corrispondono tutti a gruppi di recettori posti a quote più elevate rispetto a quella delle sorgenti, ovvero comprese tra i 55 ed i 95 m di altezza. Questi massimi relativi sono quindi legati all'orografia del territorio e possono essere in parte dovuti agli algoritmi di simulazione. La presenza di valori elevati di concentrazione sulle colline prospicienti l'impianto è visibile ed individuabile anche nella rappresentazione geografica o territoriale (si vedano le parti successive).

Per le deposizioni totali appare un unico picco in vicinanza dell'impianto tra 200 e 300 m dalla sorgente. In questo caso il massimo è anche assai "isolato" ovvero corrisponde ad un valore decisamente superiore (di circa il 50%) rispetto ai valori di deposizione adiacenti. Questo aspetto indica la necessità di considerare con una certa cautela i valori massimi stimati, considerando la possibilità che la loro rappresentatività spaziale possa risultare anche poco significativa.¹⁴

A causa delle difficoltà di visualizzazione e per facilitare l'analisi e l'utilizzo dei risultati all'interno dello studio sanitario, i dati prodotti dalle simulazioni sono stati elaborati ordinando e raggruppando i recettori per classi di distanza dalla sorgente.

Le successive Figure C5-C7 mostrano quindi i corrispondenti andamenti delle concentrazioni e deposizioni al variare della distanza riportando il valore medio all'interno di ciascun intervallo di distanze e mostrando anche la variabilità interna agli intervalli o gruppi di recettori.

I dati rappresentati sono poi raccolti attraverso alcuni indicatori (massimo, minimo, media e deviazione std) nella Tabella C7 (gas), Tabella C8 (PM) e Tabella C9 (PMB).

L'andamento con più massimi relativi associato alle concentrazioni risulta presente anche per la forma gas i cui risultati relativi all'impianto attuale sono rappresentati in Figura C5; in questo caso tale andamento si ripresenta anche per la deposizione totale, diversamente da quanto accadeva per la forma PM.

Gli andamenti associati ai valori medi interni alle classi sono tuttavia regolari mostrando un decadimento con l'allontanarsi dalla sorgente dopo il valore massimo, il quale è associato all'intervallo di distanze tra 400 e 600 m (in figura è indicato il valore centrale di 500 m) sia per le concentrazioni che per le deposizioni. In queste stesse classi ricadono anche i valori di picco assoluti. Si osserva comunque come il decadimento del valor medio sia molto lento risultando a 4000 m circa un terzo del valore massimo, sia per la concentrazione che per la deposizione.

Nella Figura C6, relativa al PM (quindi analoga alla C4) le concentrazioni mostrano un andamento con numerosi picchi relativi e viene confermata la lenta diminuzione dei valori medi; in questo caso l'intervallo con valor medio più elevato risulta quello che raccoglie i recettori tra 200 e 400 m, e non corrisponde con quello del massimo assoluto. La deposizione segue invece l'andamento decrescente atteso con uno smorzamento ben più significativo di quello relativo al gas. La Figura C7 relativa al PMB mostra andamenti intermedi rispetto a quelli precedenti, ben comprensibili considerando che la quasi totalità del particolato (97%, si veda la Tabella C1) è assegnata alla classe dimensionale del PM_{2.5}, la quale tende ad avere un comportamento simile a quello del gas.

¹⁴ Considerando che le concentrazioni e deposizioni sono calcolate su di un reticolo regolare quadrato di recettori con maglia di 100 m, la rappresentatività spaziale che si può assegnare ad un singolo punto corrisponde al massimo ad un quadrato di 100 m x 100 m.

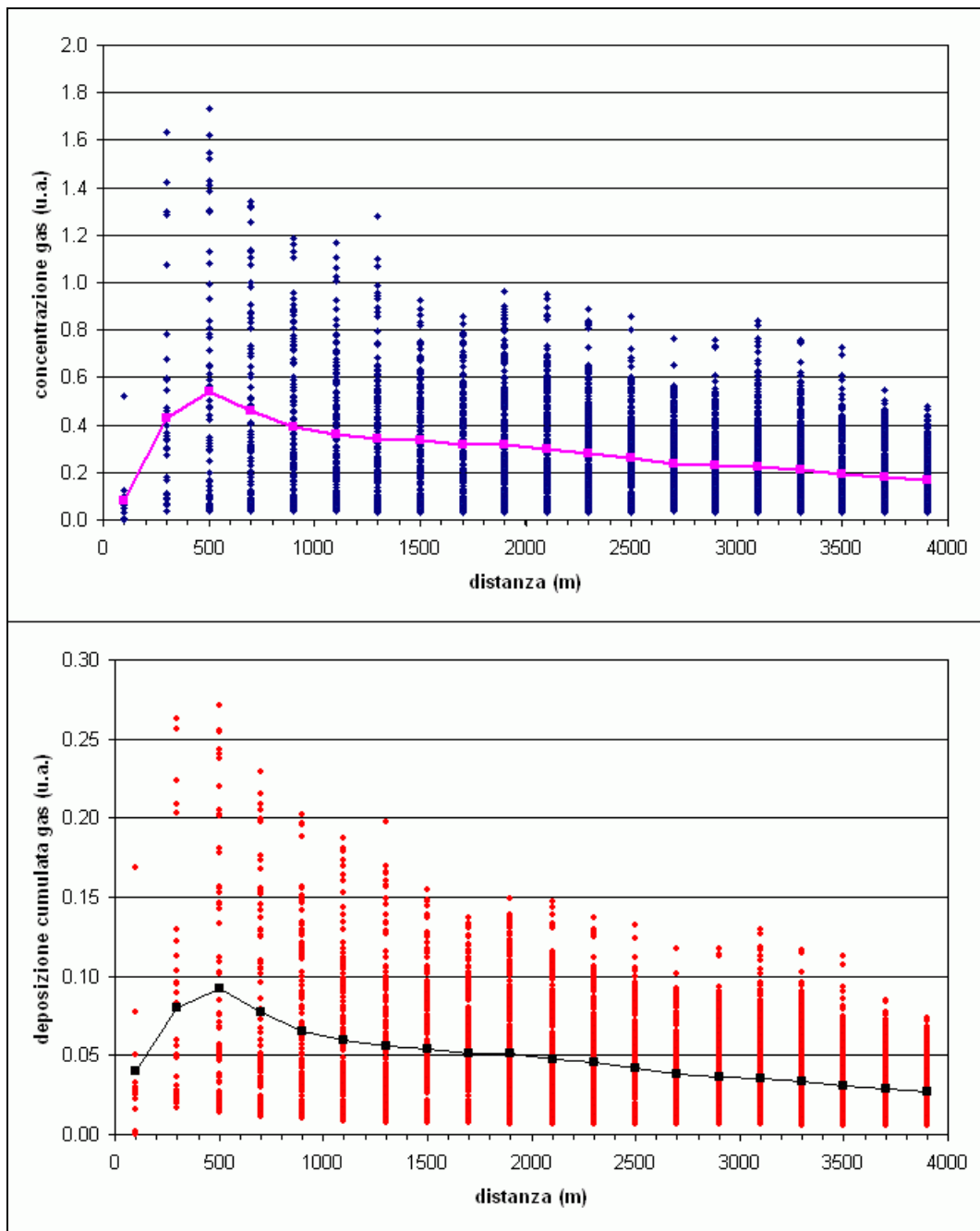


Figura C5: Variazione delle concentrazioni e deposizioni totali al variare della distanza dalla sorgente per l'impianto attuale e l'inquinante considerato come gas. I dati sono raccolti per intervalli di distanza di ampiezza 200 m (ed assegnati al valore centrale dell'intervallo); per ogni intervallo sono rappresentati i valori corrispondenti a tutti i recettori al suo interno ed è riportato in grafico il valore medio (linea) delle relative concentrazioni (o deposizioni). La figura in alto si riferisce all'andamento delle concentrazioni in atmosfera, quella in basso alle deposizioni totali al suolo.

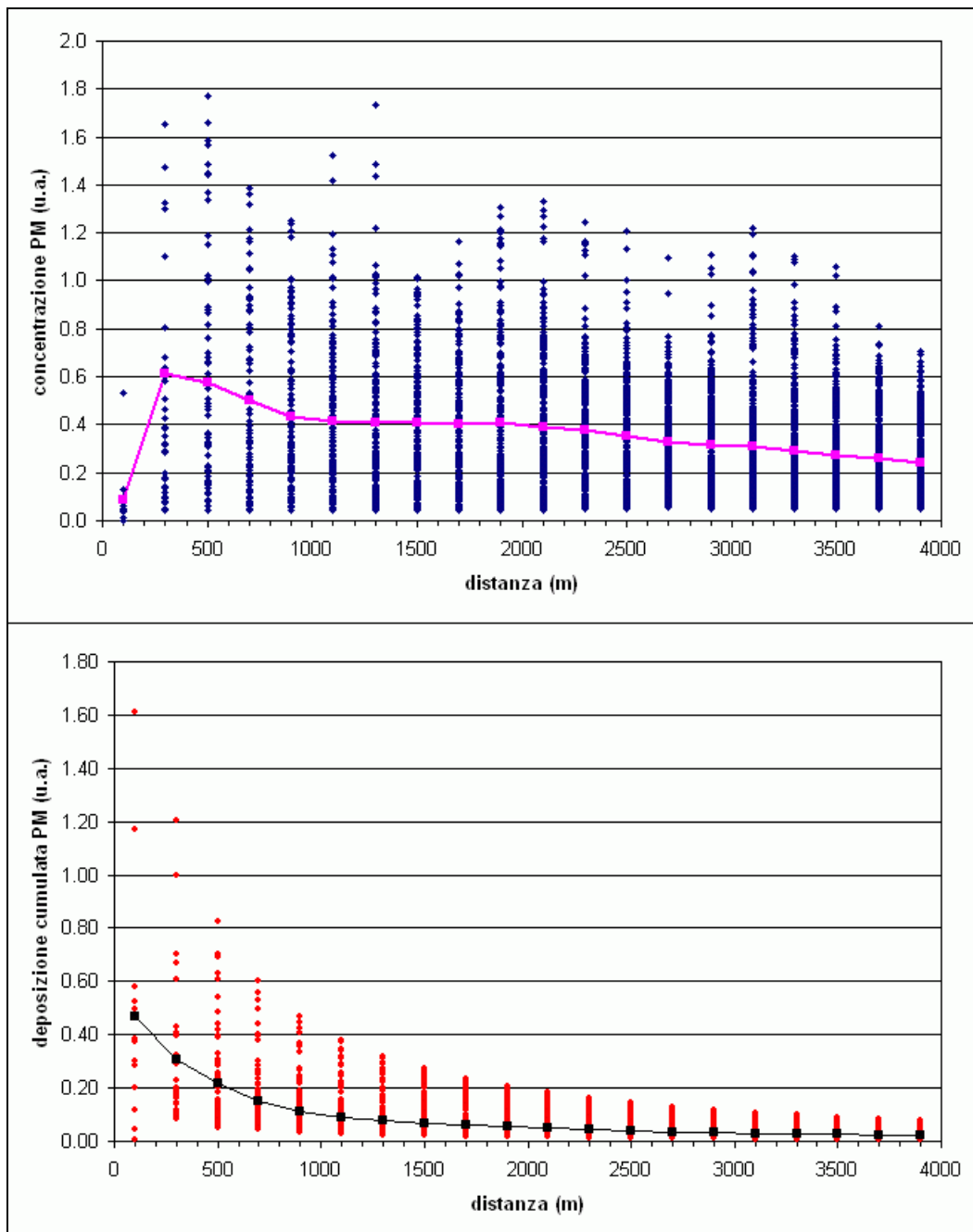


Figura C6: Variazione delle concentrazioni e deposizioni totali al variare della distanza dalla sorgente per l'impianto attuale e l'inquinante considerato come PM. I dati sono raccolti per intervalli di distanza di ampiezza 200 m; per ogni intervallo sono rappresentati i valori corrispondenti a tutti i recettori al suo interno ed è riportato in grafico il valore medio (linea) delle relative concentrazioni (o deposizioni). La figura in alto si riferisce all'andamento delle concentrazioni in atmosfera, quella in basso alle deposizioni totali al suolo.

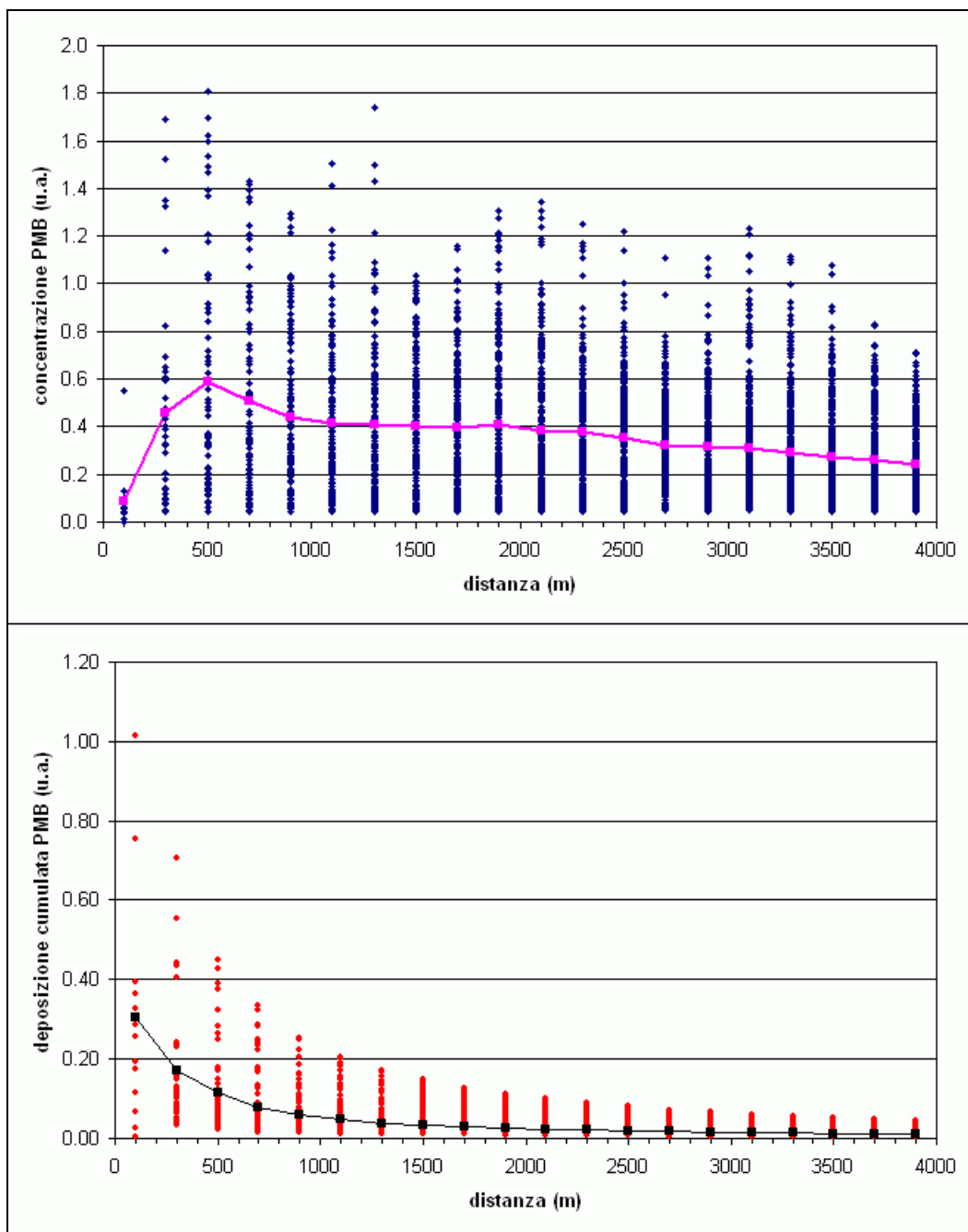


Figura C7: Variazione delle concentrazioni e deposizioni totali al variare della distanza dalla sorgente per l'impianto attuale e l'inquinante considerato come PMB. I dati sono raccolti per intervalli di distanza di ampiezza 200 m; per ogni intervallo sono rappresentati i valori corrispondenti a tutti i recettori al suo interno ed è riportato in grafico il valore medio (linea) delle relative concentrazioni (o deposizioni). La figura in alto si riferisce all'andamento delle concentrazioni in atmosfera, quella in basso alle deposizioni totali al suolo.

Tabella C7: Concentrazioni e deposizioni di gas (impianto *attuale*) al variare della distanza.

distanza	numero	Concentrazioni (u.a.)				Deposizioni (u.a.)			
		gas min	gas media	gas max	σ	gas min	gas media	gas max	σ
0-200	13	0.000	0.083	0.523	0.138	0.000	0.040	0.168	0.043
200-400	24	0.036	0.426	1.633	0.423	0.017	0.080	0.263	0.069
400-600	62	0.035	0.541	1.735	0.484	0.014	0.092	0.271	0.077
600-800	88	0.036	0.462	1.340	0.381	0.011	0.077	0.229	0.061
800-1000	113	0.036	0.390	1.185	0.305	0.010	0.065	0.202	0.050
1000-1200	140	0.035	0.360	1.168	0.276	0.009	0.059	0.187	0.044
1200-1400	164	0.033	0.340	1.280	0.260	0.008	0.056	0.197	0.042
1400-1600	187	0.033	0.333	0.928	0.222	0.007	0.054	0.155	0.036
1600-1800	208	0.032	0.319	0.860	0.212	0.007	0.052	0.137	0.034
1800-2000	238	0.032	0.317	0.965	0.231	0.007	0.051	0.149	0.036
2000-2200	271	0.032	0.295	0.950	0.214	0.007	0.047	0.147	0.034
2200-2400	291	0.033	0.282	0.890	0.187	0.007	0.045	0.137	0.029
2400-2600	311	0.033	0.263	0.856	0.160	0.007	0.042	0.132	0.025
2600-2800	335	0.035	0.239	0.763	0.139	0.007	0.038	0.118	0.022
2800-3000	365	0.033	0.228	0.760	0.142	0.006	0.036	0.117	0.022
3000-3200	392	0.033	0.222	0.837	0.156	0.006	0.035	0.129	0.024
3200-3400	418	0.032	0.208	0.756	0.145	0.006	0.033	0.117	0.023
3400-3600	436	0.031	0.195	0.728	0.132	0.006	0.031	0.112	0.021
3600-3800	469	0.030	0.182	0.548	0.121	0.006	0.029	0.085	0.019
3800-4000	485	0.030	0.169	0.475	0.108	0.005	0.027	0.073	0.017

Tabella C8: Concentrazioni e deposizioni di PM (impianto *attuale*) al variare della distanza.

distanza	numero	Concentrazioni (u.a.)				Deposizioni (u.a.)			
		PM min	PM media	PM max	σ	PM min	PM media	PM max	σ
0-200	13	0.000	0.086	0.530	0.139	0.005	0.469	1.611	0.455
200-400	24	0.095	0.614	1.655	0.425	0.085	0.304	1.205	0.261
400-600	62	0.043	0.577	1.771	0.492	0.052	0.218	0.826	0.183
600-800	88	0.043	0.502	1.386	0.394	0.044	0.148	0.604	0.126
800-1000	113	0.044	0.433	1.254	0.319	0.035	0.112	0.467	0.097
1000-1200	140	0.043	0.413	1.522	0.305	0.028	0.090	0.378	0.077
1200-1400	164	0.042	0.406	1.736	0.306	0.023	0.075	0.317	0.063
1400-1600	187	0.042	0.407	1.018	0.259	0.021	0.067	0.275	0.053
1600-1800	208	0.042	0.401	1.166	0.256	0.019	0.059	0.236	0.046
1800-2000	238	0.043	0.411	1.308	0.295	0.016	0.054	0.206	0.040
2000-2200	271	0.044	0.389	1.334	0.276	0.014	0.048	0.182	0.035
2200-2400	291	0.047	0.378	1.247	0.240	0.013	0.044	0.162	0.031
2400-2600	311	0.048	0.355	1.210	0.203	0.013	0.039	0.146	0.028
2600-2800	335	0.053	0.326	1.096	0.173	0.012	0.036	0.127	0.025
2800-3000	365	0.049	0.315	1.108	0.183	0.010	0.032	0.117	0.023
3000-3200	392	0.052	0.311	1.220	0.211	0.008	0.030	0.107	0.021
3200-3400	418	0.050	0.292	1.100	0.195	0.007	0.028	0.098	0.020
3400-3600	436	0.049	0.275	1.061	0.177	0.006	0.026	0.090	0.018
3600-3800	469	0.049	0.258	0.813	0.163	0.005	0.023	0.083	0.016
3800-4000	485	0.049	0.241	0.704	0.144	0.005	0.021	0.077	0.015

Tabella C9: Concentrazioni e deposizioni di PMB (impianto *attuale*) al variare della distanza.

distanza	numero	Concentrazioni (u.a.)				Deposizioni (u.a.)			
		PMB min	PMB media	PMB max	σ	PMB min	PMB media	PMB max	σ
0-200	13	0.000	0.089	0.549	0.144	0.003	0.306	1.016	0.290
200-400	24	0.046	0.458	1.687	0.436	0.035	0.173	0.705	0.159
400-600	62	0.043	0.588	1.809	0.506	0.023	0.115	0.449	0.106
600-800	88	0.043	0.510	1.430	0.405	0.015	0.077	0.334	0.072
800-1000	113	0.043	0.438	1.291	0.328	0.013	0.059	0.251	0.055
1000-1200	140	0.042	0.415	1.505	0.311	0.010	0.047	0.204	0.044
1200-1400	164	0.041	0.406	1.742	0.311	0.009	0.039	0.170	0.036
1400-1600	187	0.041	0.405	1.035	0.264	0.010	0.034	0.147	0.031
1600-1800	208	0.040	0.399	1.155	0.261	0.011	0.030	0.128	0.027
1800-2000	238	0.041	0.408	1.306	0.300	0.006	0.027	0.113	0.023
2000-2200	271	0.041	0.386	1.341	0.282	0.006	0.023	0.100	0.020
2200-2400	291	0.043	0.375	1.253	0.246	0.006	0.021	0.090	0.018
2400-2600	311	0.044	0.353	1.219	0.209	0.006	0.019	0.082	0.017
2600-2800	335	0.048	0.323	1.108	0.179	0.005	0.017	0.071	0.015
2800-3000	365	0.045	0.313	1.111	0.189	0.004	0.016	0.066	0.013
3000-3200	392	0.046	0.310	1.234	0.217	0.004	0.015	0.061	0.012
3200-3400	418	0.044	0.291	1.116	0.201	0.003	0.014	0.056	0.012
3400-3600	436	0.043	0.274	1.077	0.183	0.003	0.013	0.052	0.011
3600-3800	469	0.043	0.258	0.827	0.169	0.003	0.011	0.048	0.010
3800-4000	485	0.043	0.241	0.712	0.149	0.002	0.011	0.045	0.009

I valori massimi assoluti ottenuti per le tre tipologie di inquinante risultano sostanzialmente analoghi per quanto riguarda le concentrazioni (intorno a 1.8 u.a.), mentre si osservano differenze importanti per la deposizione, con un valore minimo corrispondente alla forma gas, un valore circa 4 volte superiore per la forma PMB, un valore ancora superiore per il PM (circa il 60% in aumento rispetto al PMB).

In particolare per le concentrazioni, si osserva l'ampia variabilità presente all'interno di ciascun intervallo di distanza: la presenza di valori così diversi in recettori posti a distanze sostanzialmente analoghe segnala indubbiamente la difficoltà di considerare la distanza dall'impianto come un indicatore di esposizione; in altre parole prendere a riferimento la sola distanza dall'impianto può introdurre elementi confondenti nell'eventuale associazione degli effetti sanitari.

5.1.2 Influenza della distribuzione dimensionale del particolato

I risultati che si ottengono nelle simulazioni impostando per il particolato (PM e PMB) la distribuzione alternativa di Tabella C1 per l'impianto attuale sono rappresentati nelle successive Figure C8 e C9.

In questo caso sono mostrati il valore medio, il massimo ed il minimo valore dei recettori presenti in ciascun intervallo di distanza considerato.

Per poter valutare le differenze nelle figure vengono riportati anche gli analoghi valori ottenuti con la distribuzione dimensionale di riferimento adottata.

Per quanto riguarda le concentrazioni di PM si osserva che la distribuzione alternativa produce valori massimi assoluti leggermente inferiori e posizionati a distanze superiori rispetto a quelli della distribuzione di riferimento.

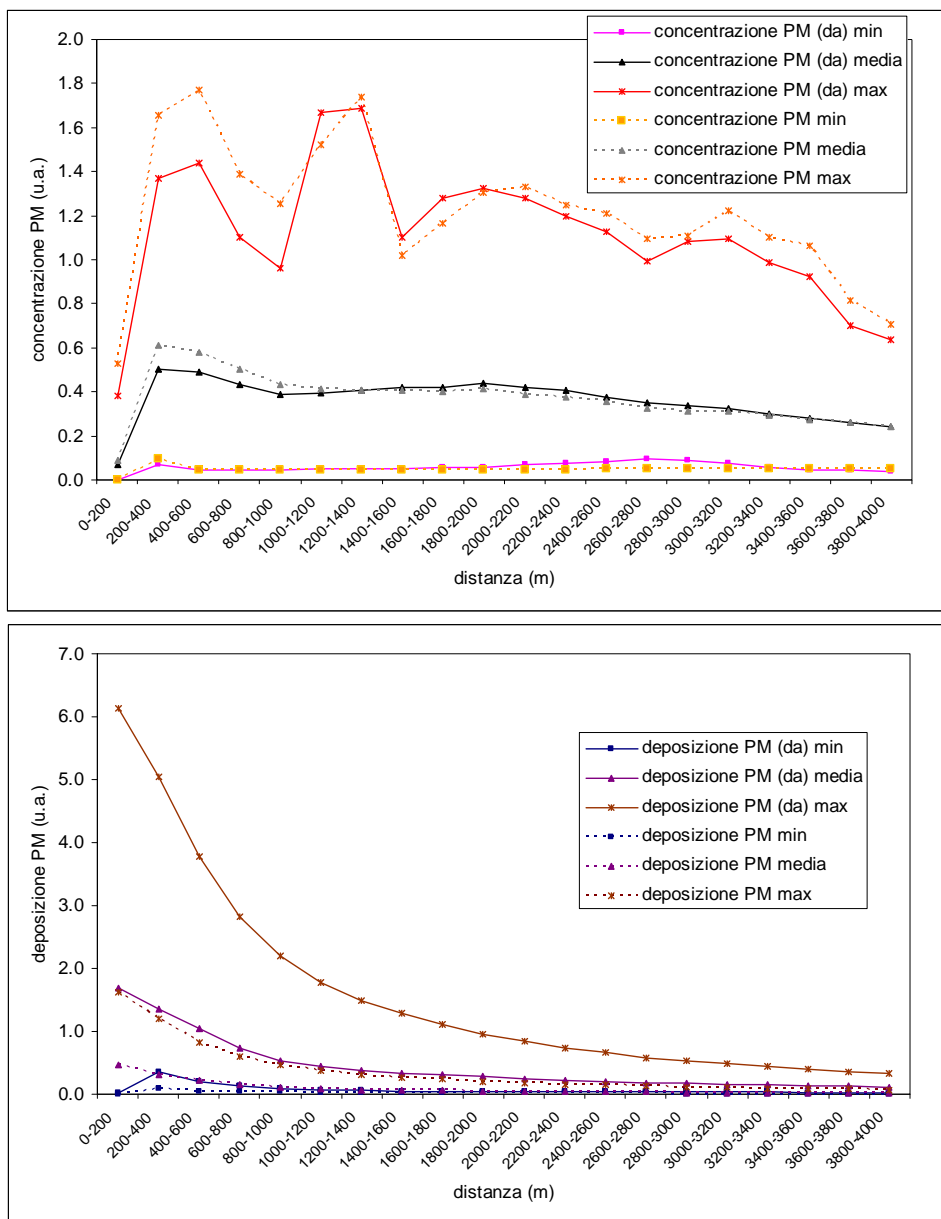


Figura C8: Vengono riportate le variazioni delle concentrazioni e deposizioni totali al variare della distanza dalla sorgente per l'impianto attuale e l'inquinante considerato come PM. In alto è rappresentato l'andamento delle concentrazioni in atmosfera, in basso quello delle deposizioni totali al suolo. Sono confrontati i grafici ottenuti con le due differenti distribuzioni dimensionali del particolato (tratteggiati quelli con la distribuzione assunta come riferimento, indicati con "da" quelli relativi alla distribuzione alternativa).

Le differenze maggiori si registrano tuttavia per la deposizione, per la quale la curva dei valori medi per intervallo ottenuta con la distribuzione alternativa risulta praticamente sovrapposta a quella dei valori massimi per intervallo relativa alla distribuzione di riferimento, ciò sia per la forma PM che per quella PMB.

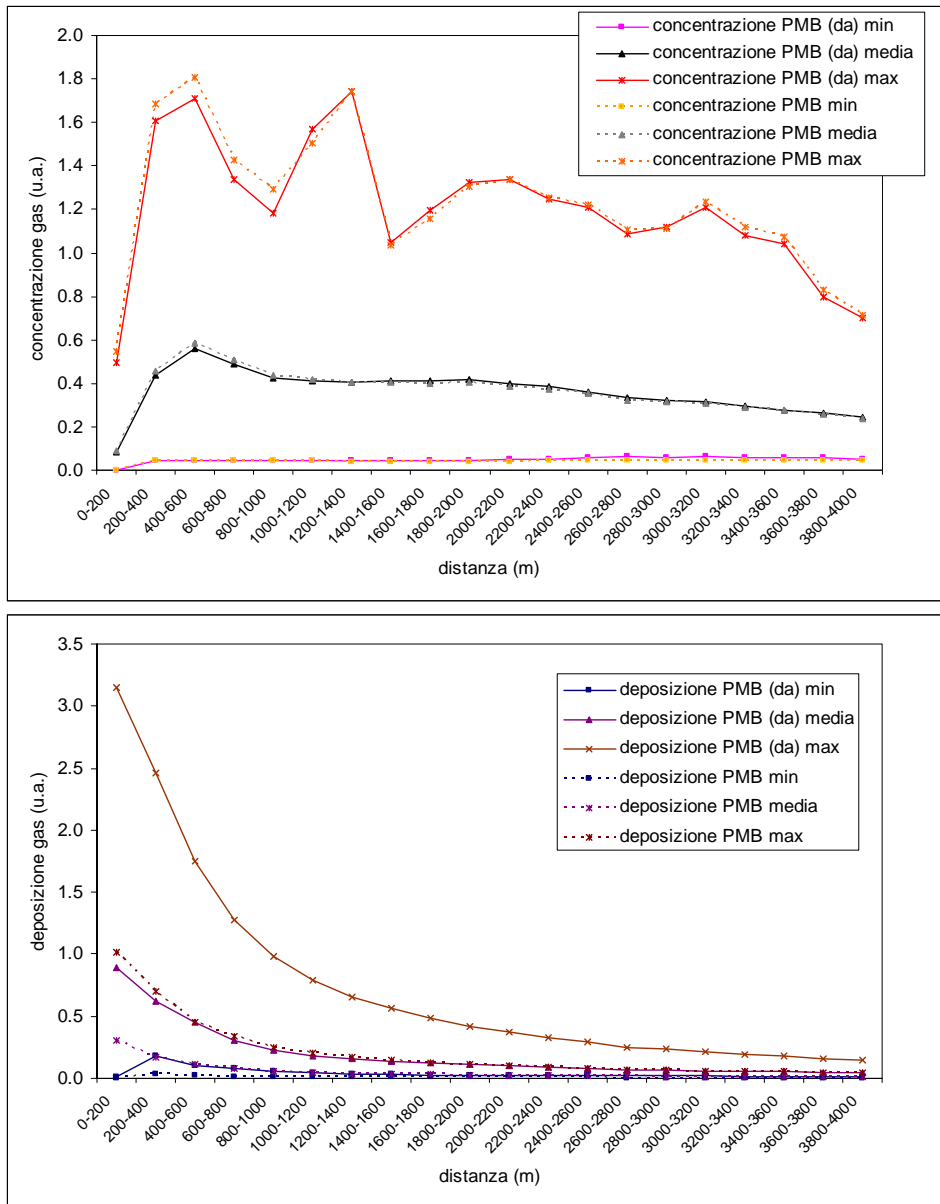


Figura C9: Come per la precedente figura è riportata la variazione delle concentrazioni e deposizioni totali al variare della distanza dalla sorgente per l'impianto attuale e l'inquinante considerato come PMB. In alto è rappresentato l'andamento delle concentrazioni in atmosfera, in basso quello delle deposizioni totali al suolo. Sono confrontati i grafici ottenuti con le due differenti distribuzioni dimensionali del particolato (tratteggiati quelli con la distribuzione assunta come riferimento, indicati con "da" quelli relativi alla distribuzione alternativa).

La distribuzione alternativa caratterizzata da una maggiore proporzione di particolato di grandi dimensioni comporta quindi valori di deposizione nettamente più elevati (di un fattore superiore a 3 nei valori massimi) e concentrazioni leggermente inferiori in prossimità della sorgente (ovvero quando risulta elevata la deposizione e quindi la perdita di massa nel pennacchio) rispetto a quelle che si ottengono con la distribuzione di riferimento. A grandi distanze le concentrazioni ottenute con la distribuzione dimensionale alternativa risultano leggermente inferiori, in particolare nei valori massimi di intervallo.

5.1.2 Vecchio Impianto

Analogamente a quanto riportato in precedenza per l'impianto *attuale*, viene analizzato l'andamento con la distanza per i risultati ottenuti con il vecchio impianto.

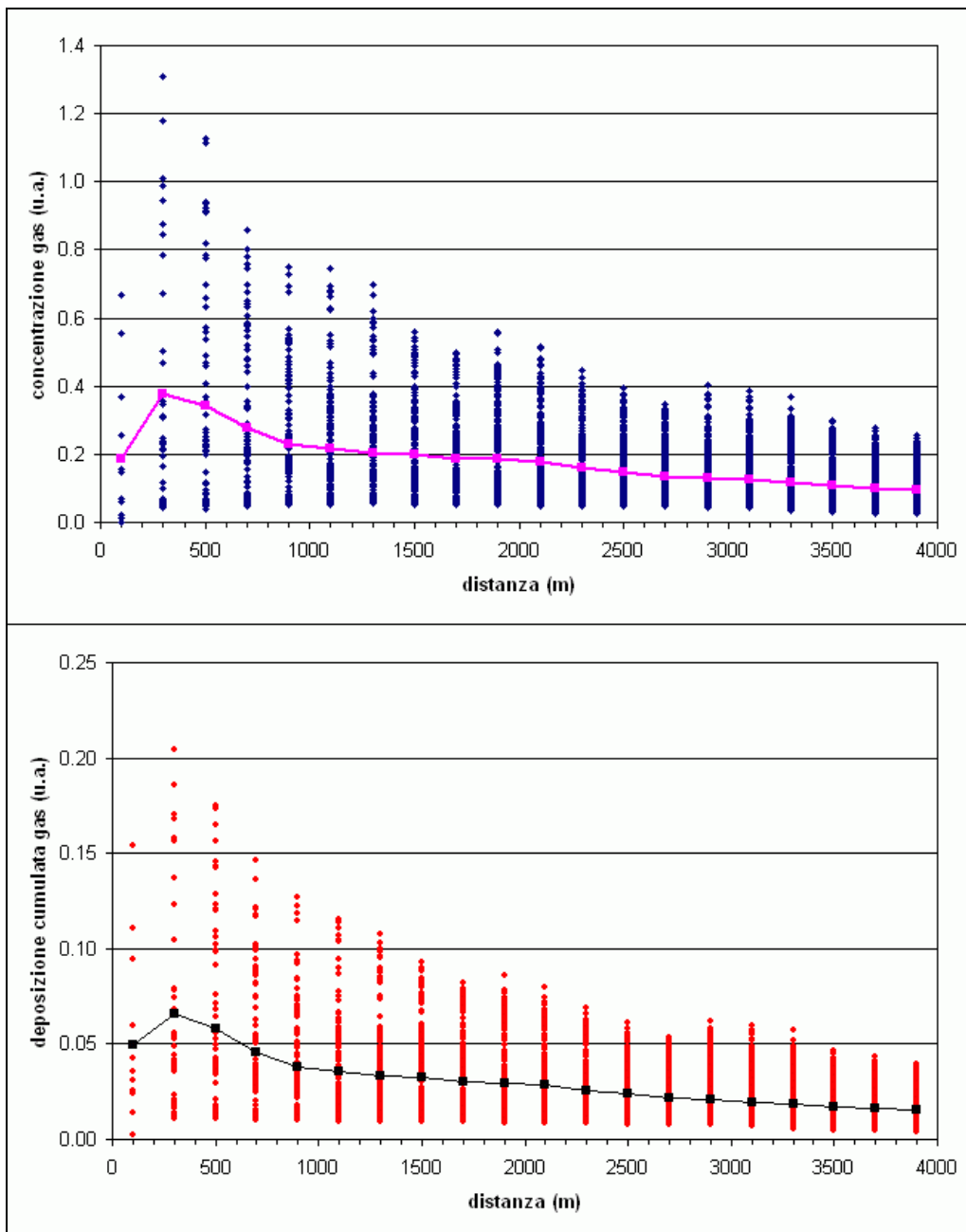


Figura C10: Variazione delle concentrazioni e deposizioni totali al variare della distanza dalla sorgente per il vecchio impianto e l'inquinante considerato come gas. I dati sono raccolti per intervalli di distanza di ampiezza 200 m; per ogni intervallo sono rappresentati i valori corrispondenti a tutti i recettori al suo interno ed è riportato in grafico il valore medio (linea) delle relative concentrazioni (o deposizioni). La figura in alto si riferisce all'andamento delle concentrazioni in atmosfera, quella in basso alle deposizioni totali al suolo.

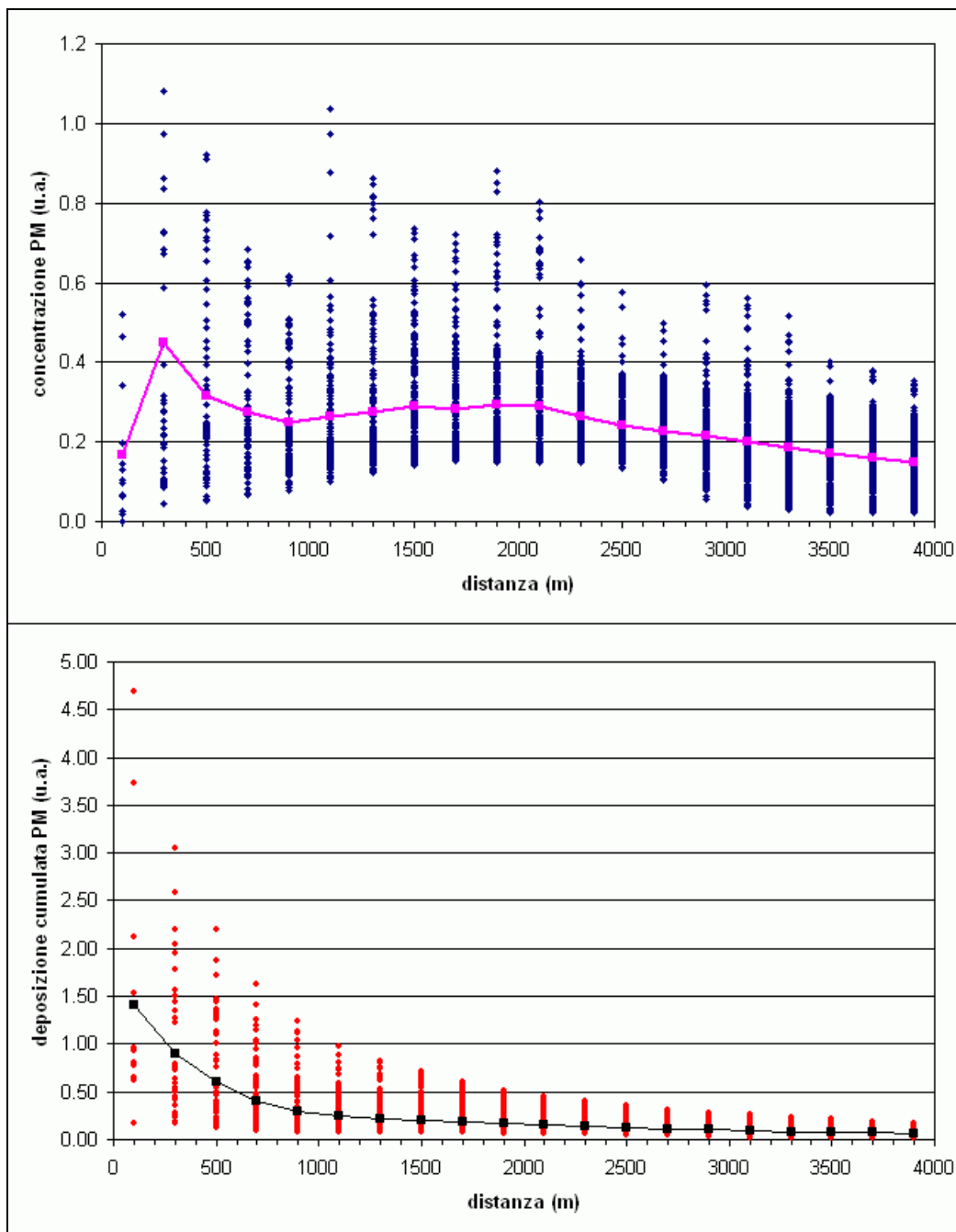


Figura C11: Variazione delle concentrazioni e deposizioni totali al variare della distanza dalla sorgente per il vecchio impianto e l'inquinante considerato come PM. I dati sono raccolti per intervalli di distanza di ampiezza 200 m; per ogni intervallo sono rappresentati i valori corrispondenti a tutti i recettori al suo interno ed è riportato in grafico il valore medio (linea) delle relative concentrazioni (o deposizioni). La figura in alto si riferisce all'andamento delle concentrazioni in atmosfera, quella in basso alle deposizioni totali al suolo.

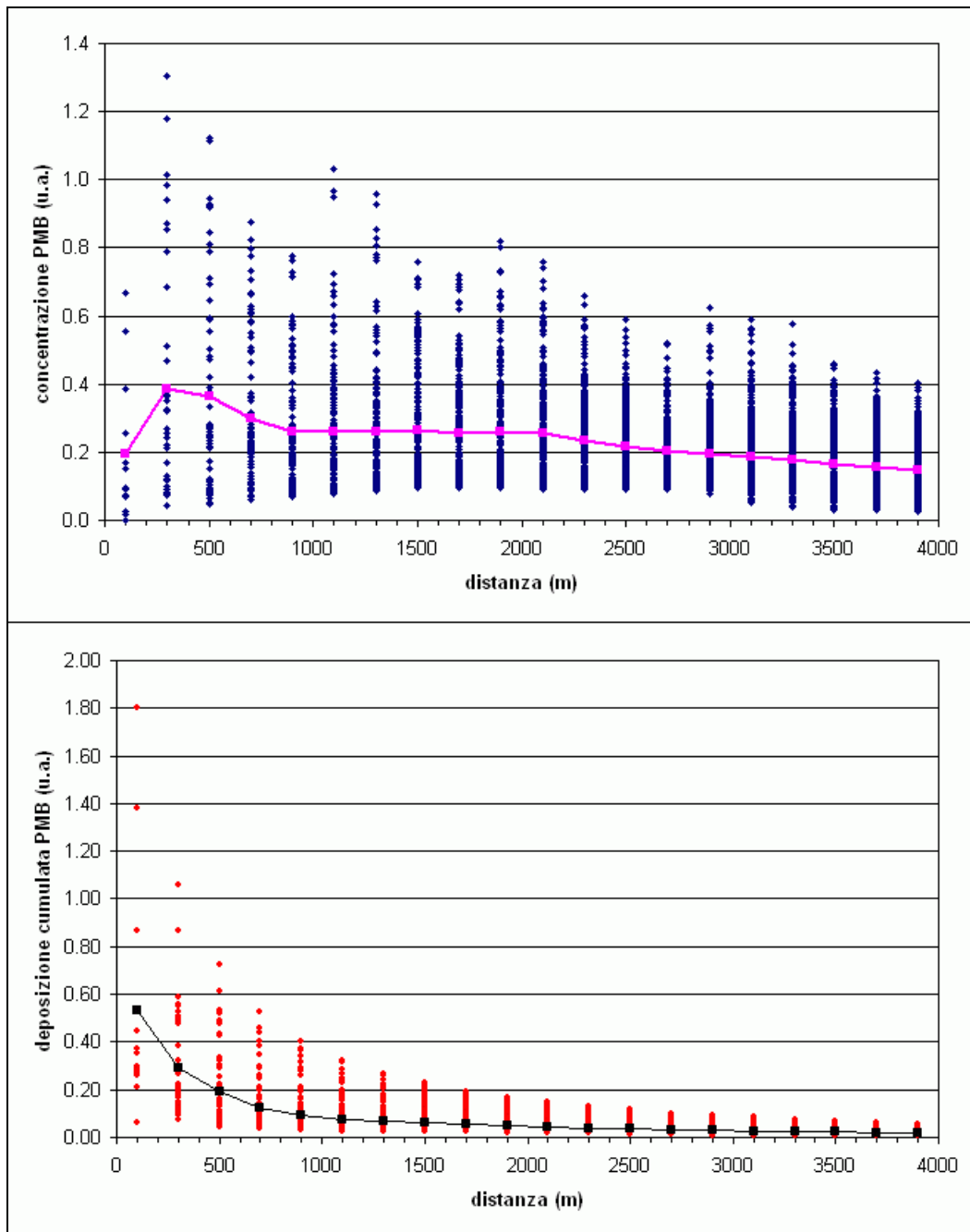


Figura C12: Variazione delle concentrazioni e deposizioni totali al variare della distanza dalla sorgente per il vecchio impianto e l'inquinante considerato come PMB. I dati sono raccolti per intervalli di distanza di ampiezza 200 m; per ogni intervallo sono rappresentati i valori corrispondenti a tutti i recettori al suo interno ed è riportato in grafico il valore medio (linea) delle relative concentrazioni (o deposizioni). La figura in alto si riferisce all'andamento delle concentrazioni in atmosfera, quella in basso alle deposizioni totali al suolo.

Tabella C10: Concentrazioni e deposizioni di gas (vecchio impianto) al variare della distanza.

distanza	numero	Concentrazioni (u.a.)				Deposizioni (u.a.)			
		gas min	gas media	gas max	σ	gas min	gas media	gas max	σ
0-200	13	0.000	0.187	0.666	0.216	0.003	0.050	0.154	0.044
200-400	24	0.042	0.376	1.310	0.366	0.011	0.066	0.204	0.057
400-600	62	0.041	0.344	1.127	0.310	0.011	0.058	0.175	0.049
600-800	88	0.048	0.276	0.860	0.223	0.010	0.046	0.147	0.036
800-1000	113	0.053	0.228	0.752	0.174	0.010	0.038	0.127	0.028
1000-1200	140	0.054	0.216	0.748	0.164	0.010	0.035	0.115	0.026
1200-1400	164	0.054	0.205	0.697	0.154	0.009	0.033	0.107	0.024
1400-1600	187	0.053	0.201	0.560	0.133	0.009	0.032	0.093	0.021
1600-1800	208	0.053	0.188	0.500	0.122	0.009	0.030	0.082	0.019
1800-2000	238	0.051	0.185	0.557	0.129	0.009	0.030	0.086	0.020
2000-2200	271	0.049	0.177	0.518	0.118	0.008	0.028	0.080	0.018
2200-2400	291	0.048	0.161	0.444	0.096	0.008	0.026	0.069	0.015
2400-2600	311	0.046	0.148	0.397	0.083	0.008	0.024	0.061	0.013
2600-2800	335	0.046	0.136	0.345	0.072	0.008	0.022	0.054	0.012
2800-3000	365	0.045	0.130	0.403	0.076	0.007	0.021	0.062	0.012
3000-3200	392	0.042	0.124	0.387	0.078	0.007	0.020	0.060	0.012
3200-3400	418	0.035	0.116	0.370	0.073	0.005	0.019	0.057	0.011
3400-3600	436	0.029	0.109	0.299	0.066	0.005	0.017	0.046	0.010
3600-3800	469	0.028	0.102	0.280	0.062	0.004	0.016	0.043	0.010
3800-4000	485	0.025	0.096	0.257	0.058	0.004	0.015	0.040	0.009

Tabella C11: Concentrazioni e deposizioni di PM (vecchio impianto) al variare della distanza.

distanza	numero	Concentrazioni (u.a.)				Deposizioni (u.a.)			
		PM min	PM media	PM max	σ	PM min	PM media	PM max	σ
0-200	13	0.000	0.167	0.521	0.170	0.168	1.414	4.694	1.343
200-400	24	0.107	0.450	1.081	0.289	0.177	0.905	3.048	0.739
400-600	62	0.050	0.317	0.921	0.239	0.120	0.606	2.195	0.527
600-800	88	0.066	0.274	0.684	0.170	0.095	0.402	1.620	0.341
800-1000	113	0.077	0.249	0.618	0.133	0.084	0.300	1.238	0.249
1000-1200	140	0.100	0.265	1.037	0.159	0.077	0.251	0.982	0.195
1200-1400	164	0.124	0.276	0.861	0.156	0.074	0.218	0.816	0.157
1400-1600	187	0.142	0.290	0.737	0.138	0.071	0.202	0.709	0.131
1600-1800	208	0.152	0.283	0.721	0.121	0.070	0.181	0.597	0.110
1800-2000	238	0.150	0.294	0.879	0.139	0.068	0.170	0.517	0.102
2000-2200	271	0.150	0.289	0.802	0.126	0.066	0.157	0.451	0.089
2200-2400	291	0.148	0.263	0.657	0.086	0.062	0.138	0.397	0.072
2400-2600	311	0.133	0.242	0.575	0.071	0.050	0.124	0.357	0.064
2600-2800	335	0.102	0.227	0.500	0.066	0.040	0.113	0.311	0.058
2800-3000	365	0.057	0.217	0.594	0.082	0.026	0.104	0.286	0.056
3000-3200	392	0.036	0.202	0.561	0.083	0.019	0.094	0.258	0.051
3200-3400	418	0.028	0.186	0.517	0.076	0.016	0.085	0.230	0.046
3400-3600	436	0.024	0.172	0.402	0.069	0.015	0.077	0.211	0.042
3600-3800	469	0.023	0.159	0.381	0.068	0.013	0.070	0.191	0.039
3800-4000	485	0.021	0.149	0.352	0.066	0.011	0.065	0.173	0.036

Tabella C12: Concentrazioni e deposizioni di PMB (vecchio impianto) al variare della distanza.

distanza	numero	Concentrazioni (u.a.)				Deposizioni (u.a.)			
		PMB min	PMB media	PMB max	σ	PMB min	PMB media	PMB max	σ
0-200	13	0.000	0.196	0.670	0.214	0.065	0.530	1.802	0.513
200-400	24	0.045	0.387	1.303	0.358	0.072	0.289	1.057	0.230
400-600	62	0.047	0.362	1.124	0.306	0.043	0.190	0.724	0.160
600-800	88	0.059	0.301	0.876	0.222	0.036	0.126	0.528	0.106
800-1000	113	0.067	0.258	0.777	0.175	0.030	0.094	0.402	0.080
1000-1200	140	0.076	0.259	1.032	0.186	0.027	0.077	0.319	0.062
1200-1400	164	0.088	0.260	0.956	0.186	0.024	0.066	0.264	0.050
1400-1600	187	0.094	0.265	0.758	0.164	0.023	0.060	0.229	0.042
1600-1800	208	0.096	0.255	0.721	0.151	0.022	0.053	0.194	0.036
1800-2000	238	0.095	0.261	0.817	0.167	0.020	0.049	0.168	0.032
2000-2200	271	0.093	0.256	0.760	0.154	0.019	0.045	0.147	0.028
2200-2400	291	0.091	0.235	0.658	0.121	0.017	0.040	0.130	0.024
2400-2600	311	0.089	0.218	0.592	0.101	0.014	0.036	0.117	0.021
2600-2800	335	0.089	0.202	0.522	0.086	0.011	0.033	0.102	0.019
2800-3000	365	0.078	0.196	0.622	0.097	0.008	0.030	0.093	0.018
3000-3200	392	0.052	0.187	0.591	0.103	0.006	0.027	0.085	0.016
3200-3400	418	0.040	0.176	0.576	0.096	0.005	0.025	0.076	0.015
3400-3600	436	0.032	0.165	0.459	0.087	0.005	0.022	0.070	0.014
3600-3800	469	0.031	0.155	0.435	0.083	0.004	0.020	0.064	0.013
3800-4000	485	0.028	0.147	0.403	0.079	0.004	0.019	0.059	0.012

Si osserva che in questo caso il valore massimo assoluto delle concentrazioni tende ad essere più vicino alla sorgente (nell'intervallo tra 200 e 400 m di distanza) per tutte le tipologie di inquinante; il valore massimo relativo al PM risulta ora inferiore agli altri massimi assoluti, aspetto senz'altro legato alla distribuzione dimensionale del particolato (mentre la componente del particolato di dimensione superiore al PM₁₀ è del 62% nel PM, nel PMB raggiunge appena la quota del 14%). A conferma di questo i valori massimi di deposizione per la forma PM risultano decisamente superiori a quelli PMB (4.7 rispetto ad 1.8 u.a.; per la forma gas si hanno 0.2 u.a.).

Infine, per quanto riguarda la variabilità, il coefficiente di variazione calcolato per i vari intervalli e tipologie di inquinanti mantiene un comportamento piuttosto regolare, con un iniziale trend in diminuzione al crescere della distanza, per poi stabilizzarsi su valori di circa 0.6 per le deposizioni e tra 0.4 e 0.6 per le concentrazioni.

5.2 Risultati

In questa sezione vengono presentati i risultati ottenuti nelle simulazioni effettuate per i due impianti nei vari scenari emissivi ipotizzati (vedi Tabelle C2 e C3). A partire dai valori stimati per le diverse tipologie generali di inquinante (gas, PM e PMB) sono calcolate le concentrazioni e le deposizioni per ciascun inquinante specifico, in ciascun punto recettore dell'area d'interesse.¹⁵

Per il vecchio impianto vengono esaminate e discusse le stime relative a concentrazioni e deposizioni sul territorio di particolato nella forma PTS (particolato totale sospeso, analoga alla forma precedentemente indicata come PM) e nelle sue componenti dimensionali di maggiore interesse PM10 e PM2.5 (oggetto di specifici limiti normativi, D.Lgs. 155/2010). I risultati corrispondenti allo scenario di riferimento vengono quindi confrontati con quelli relativi agli scenari alternativi.

Sono poi presentate le stime per i microinquinanti e specificamente per PCDD/F, PCB_{DL} ed IPA, ed infine quelle relative ai vari gruppi di metalli, secondo i raggruppamenti previsti dall'attuale normativa sulle emissioni (D.Lgs. 133/2005), ovvero la sommatoria di Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni e V, e quella di Cd e Tl; infine vengono riportate le stime effettuate relative all'Hg.

Per PCDD/F ed IPA i risultati dello scenario di riferimento sono confrontati con quelli degli scenari alternativi ed inoltre con quelli ottenuti inserendo alcune varianti nella distribuzione e/o composizione.

Per il nuovo impianto sono specificamente riportati i risultati (per entrambi gli scenari) relativi a PM10 e PM2.5 per il particolato, limitatamente alle concentrazioni; per i microinquinanti (PCDD/F, PCB_{DL} ed IPA) e per i metalli sono riportati i risultati sia in termini di concentrazioni che di deposizioni.

Tutte le rappresentazioni territoriali sono inoltre raccolte e riproposte in Allegato.

5.2.1 Vecchio impianto: scenario di riferimento e scenari alternativi

Le emissioni relative agli scenari ipotizzati per il vecchio impianto essendo in generale di alcuni ordini di grandezza superiori a quelle dell'impianto attuale (si vedano i valori nella Tabelle C2 e C3) producono evidentemente stime di concentrazioni e deposizioni proporzionalmente maggiori. Altre variazioni vengono indotte dal fatto che il vecchio impianto è costituito da una singola sorgente avente un'altezza di emissione dimezzata (e caratteristiche fisiche differenti) rispetto ai camini dell'impianto attuale.

Si ricorda che lo scenario di riferimento prevede un funzionamento in continuo della sorgente, in analogia con quanto ipotizzato per l'impianto attuale, mentre gli scenari alternativi prevedono emissioni limitate a 15 ore durante il giorno e soltanto per 315 giorni nell'anno; inoltre questi scenari si distinguono perché in uno vengono inserite per alcuni inquinanti (particolato, PCDD/F e IPA) delle extra-emissioni dovute alla fase transitoria di accensione (per le prime 5 ore di funzionamento le emissioni di questi inquinanti sono moltiplicate per un fattore 6). In termini di quantitativi annui gli scenari alternativi corrispondono ad emissioni in un caso circa il 46% inferiori e nell'altro circa il 40% superiori rispetto a quello di riferimento.¹⁶

¹⁵ Per tutti gli inquinanti le deposizioni sono riportate come cumulate annue, ovvero la somma dei valori di deposizione stimati sull'intero periodo di simulazione, pari ad un anno. Conseguentemente l'unità di misura adottata è riferita come unità di massa sull'unità di superficie (m²) e di tempo (1 anno, y). Per i PCDD/F e i PCB talvolta viene indicata la media giornaliera riferita pertanto all'unità di tempo 1 giorno (d). Per semplicità in alcuni casi, quando ciò non può generare incertezze interpretative, l'unità temporale annua viene omessa.

¹⁶ Allo scenario di riferimento ed ai due scenari alternativi corrispondono differenti quantità complessive di rifiuti trattati (120 Mg/giorno nello scenario di riferimento, 75 Mg/giorno negli altri). La reale quantità di rifiuti trattati dall'impianto non è nota, ma è presumibilmente intermedia tra quelle corrispondenti ai vari scenari.

5.2.1.1 Particolato (PTS, PM10 e PM2.5)

Nella successiva Figura C13 vengono rappresentati gli andamenti al variare della distanza dalla sorgente delle concentrazioni medie annue di PTS (particolato totale sospeso), PM10 e PM2.5. Nell'analogha Figura C14 sono invece riportati i risultati per le corrispondenti deposizioni totali cumulate annue

I risultati sono direttamente dipendenti alla distribuzione dimensionale adottata. I valori massimi assoluti delle concentrazioni in aria passano dai 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ di media annua del PTS ai circa 9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ del PM10 ai 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ del PM2.5 e si presentano all'interno dei primi 500 m di distanza dalla sorgente. Esistono tuttavia altri valori di picco a distanze di circa 1000 m, 2000 m e 3000 m dalla sorgente.

Si osserva che nella fascia di distanza fino ai 3500 m non esistono recettori a media nulla, ovvero sui quali non è previsto un pur minimo contributo dovuto all'attività dell'impianto; soltanto oltre questa fascia sono presenti recettori sui quali il contributo della sorgente risulta nullo.¹⁷

In termini di deposizione cumulata gli andamenti risultano maggiormente regolari e monotoni decrescenti a partire dal valore massimo raggiunto comunque nelle prime centinaia di metri dall'impianto per tutte le tipologie di particolato considerate. Si osserva quindi un più rapido decremento delle deposizioni allontanandosi dalla sorgente, rispetto a quanto avviene per le concentrazioni.

I valori massimi di deposizione raggiungono i 78 $\text{g}/\text{m}^2\text{y}$ per il PTS, mentre risultano di circa 12 $\text{g}/\text{m}^2\text{y}$ per il PM10 e di 3 $\text{g}/\text{m}^2\text{y}$ per il PM2.5.

Nella Tabella C13 sono sintetizzati i risultati ottenuti per il particolato in termini di valori massimi di concentrazione e deposizione.

Tabella C13: Stime dei valori massimi di concentrazione e deposizione di particolato per il vecchio impianto.

Scenario	PTS		PM10		PM2.5	
	Concentrazione media annua ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Deposizione cumulata annua ($\text{g}/\text{m}^2\text{y}$)	Concentrazione media annua ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Deposizione cumulata annua ($\text{g}/\text{m}^2\text{y}$)	Concentrazione media annua ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Deposizione cumulata annua ($\text{g}/\text{m}^2\text{y}$)
Riferimento	18.0	78.2	8.5	11.6	5.9	3.0
15 h/d (315 d/y)	14.7	49.8	7.0	7.5	4.9	2.0
extra-emissioni di avvio	29.1	144.3	13.3	21.9	9.6	5.9

Mentre all'emissione nella distribuzione dimensionale assegnata alla forma PM (quella qui considerata per valutare le concentrazioni e deposizioni di particolato) la componente PM2.5 corrisponde al 26% del PTS e quella del PM10 al 38%, in termini di picchi di deposizione il valore massimo attribuito al PM2.5 risulta di appena il 4% rispetto a quello del PTS, mentre il massimo del PM10 risulta del 15% di quello del PTS. Ciò è ovviamente dovuto ai meccanismi (e alla loro schematizzazione modellistica) dei fenomeni di deposizione.

Per quanto riguarda le concentrazioni il rapporto tra i valori massimi di PM2.5 e PTS è pari a circa 0.33 e quello tra i massimi di PM10 e PTS è di circa 0.47, ovvero valori superiori alla proporzione presente all'interno dell'emissione.

In Figura C15 sono rappresentati per tutti i recettori, al variare della distanza, i valori dei due rapporti delle corrispondenti concentrazioni, PM2.5 su PTS e PM10 su PTS.

¹⁷ Si osserva che per distanze molto elevate, ad esempio dell'ordine dei 10 km, la stazionarietà del modello adottato può introdurre un "bias" nelle stime.

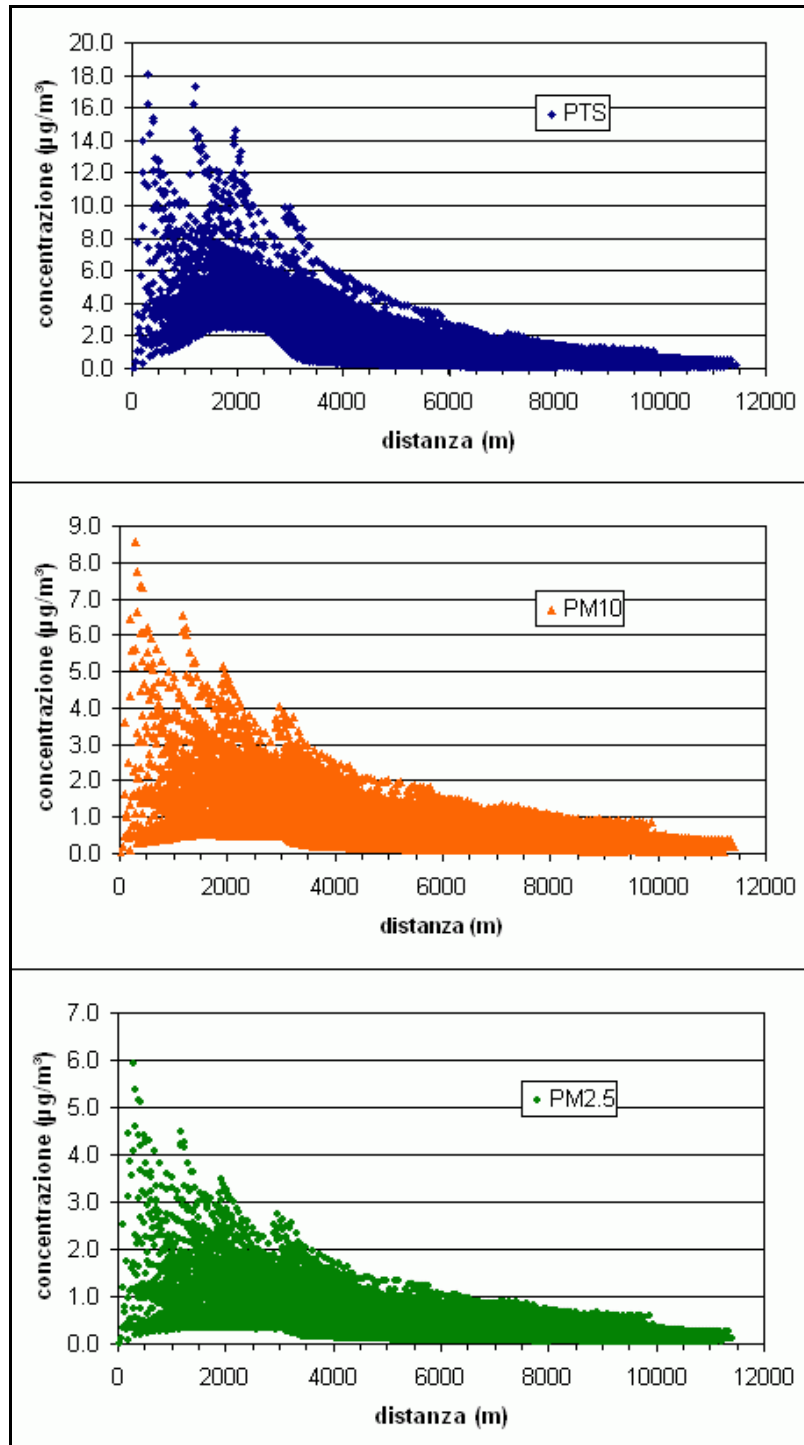


Figura C13: Variazione delle concentrazioni medie annue di particolato: PTS, PM10 e PM2.5 al variare della distanza dalla sorgente per il vecchio impianto con emissioni relative allo scenario di riferimento.

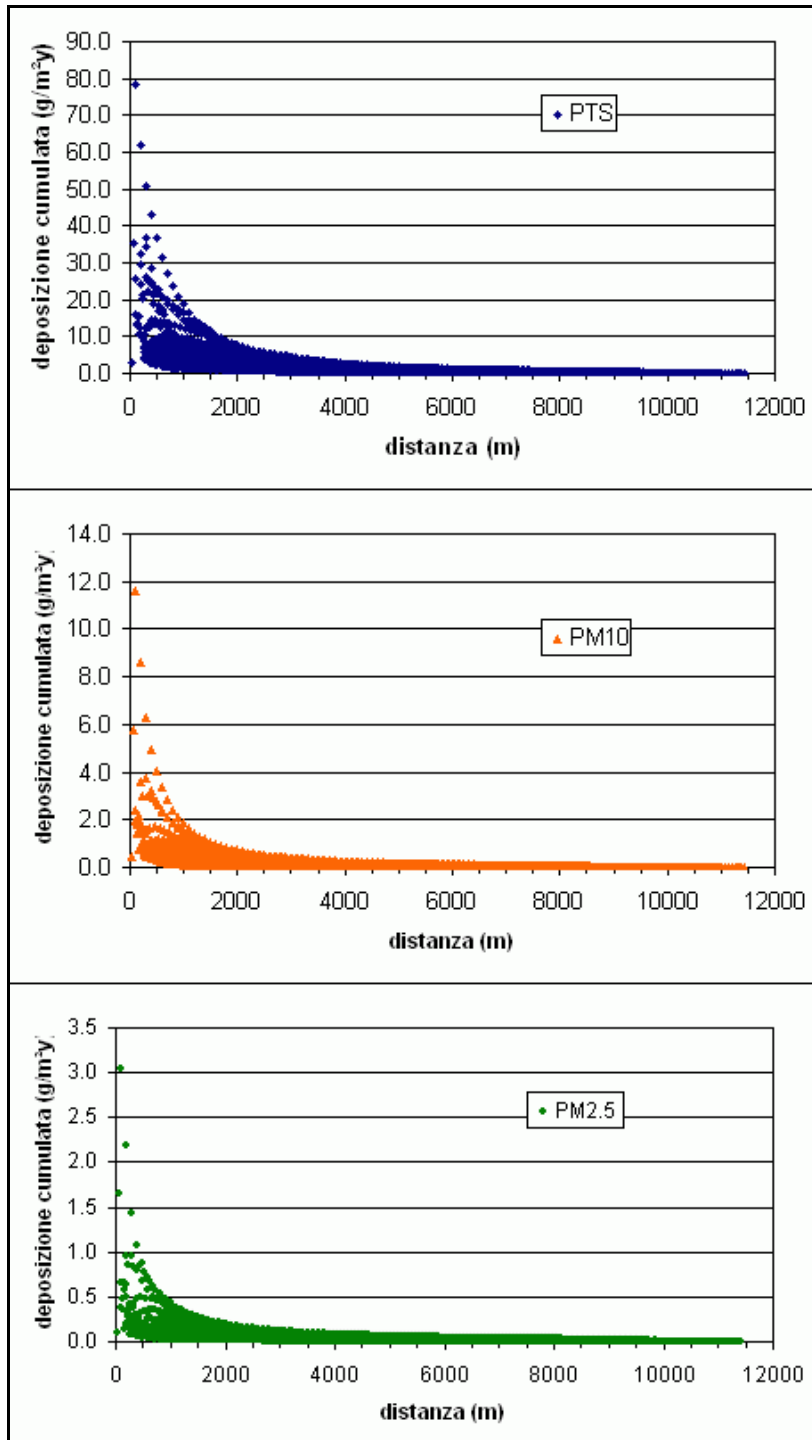


Figura C14: Variazione delle deposizioni cumulate annue di particolato: PTS, PM10 e PM2.5 al variare della distanza dalla sorgente per il vecchio impianto con emissioni relative allo scenario di riferimento.

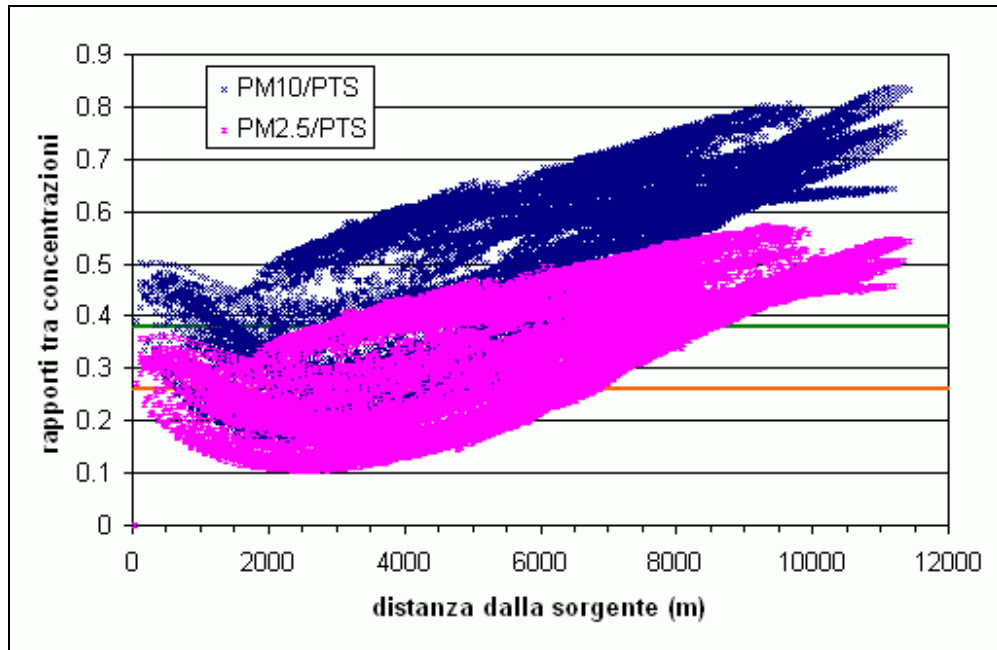


Figura C15: Rapporti tra le concentrazioni medie annue di PM2.5 e PTS, e di PM10 e PTS per ciascun recettore, al variare della distanza dalla sorgente. Sono indicati dalle linee i valori dei rapporti all'emissione (arancio per il PM2.5, verde per il PM10). Vecchio impianto, scenario di riferimento.

In Figura C15 si osserva un andamento simile per i due rapporti, con un valore minimo che si presenta tra i 2000 ed i 3000 m di distanza dalla sorgente; per il PM2.5 la concentrazione inizialmente compresa tra 0.25 e 0.35 di quella del PTS (quindi tendenzialmente superiore a quella dell'emissione pari al 26%) tende a diminuire e raggiungere una zona di minimo, quindi tende a risalire fino a valori di 0.45-0.55 a 10000 m. Analogamente per il PM10 dopo la fase di diminuzione si ha un incremento e la componente diviene predominante, andando a costituire l'80-90% del PTS a grandi distanze.

Nella Figura C16 vengono invece esaminati i risultati ottenuti con gli scenari alternativi rispetto allo scenario di riferimento. Sono infatti mostrate le relazioni (per ciascuno dei 25921 recettori) tra le concentrazioni e deposizioni di PTS ottenute con i diversi scenari emissivi: i punti al di sotto della diagonale indicano stime di media annua (o deposizione cumulata) inferiori rispetto a quelle ottenute con l'emissione continua sulle 24 ore, quelli al di sopra della diagonale indicano stime superiori alle corrispondenti dello scenario di riferimento. Si osserva che ovviamente i valori relativi allo scenario con emissioni sulle 15 ore giornaliere risultano sempre inferiori a quelli di riferimento; viceversa i punti relativi allo scenario con le extra-emissioni di avvio risultano nella maggioranza dei casi al di sopra della diagonale anche se sono presenti casi con stime inferiori a quelle dello scenario di riferimento.

In termini di valori massimi assoluti gli scenari alternativi producono concentrazioni inferiori di circa il 20% o superiori per il 60% rispetto a quelli ottenuti con le emissioni di riferimento. Per le deposizioni si ottengono valori massimi circa doppi (+84%) o ridotti del 35%.

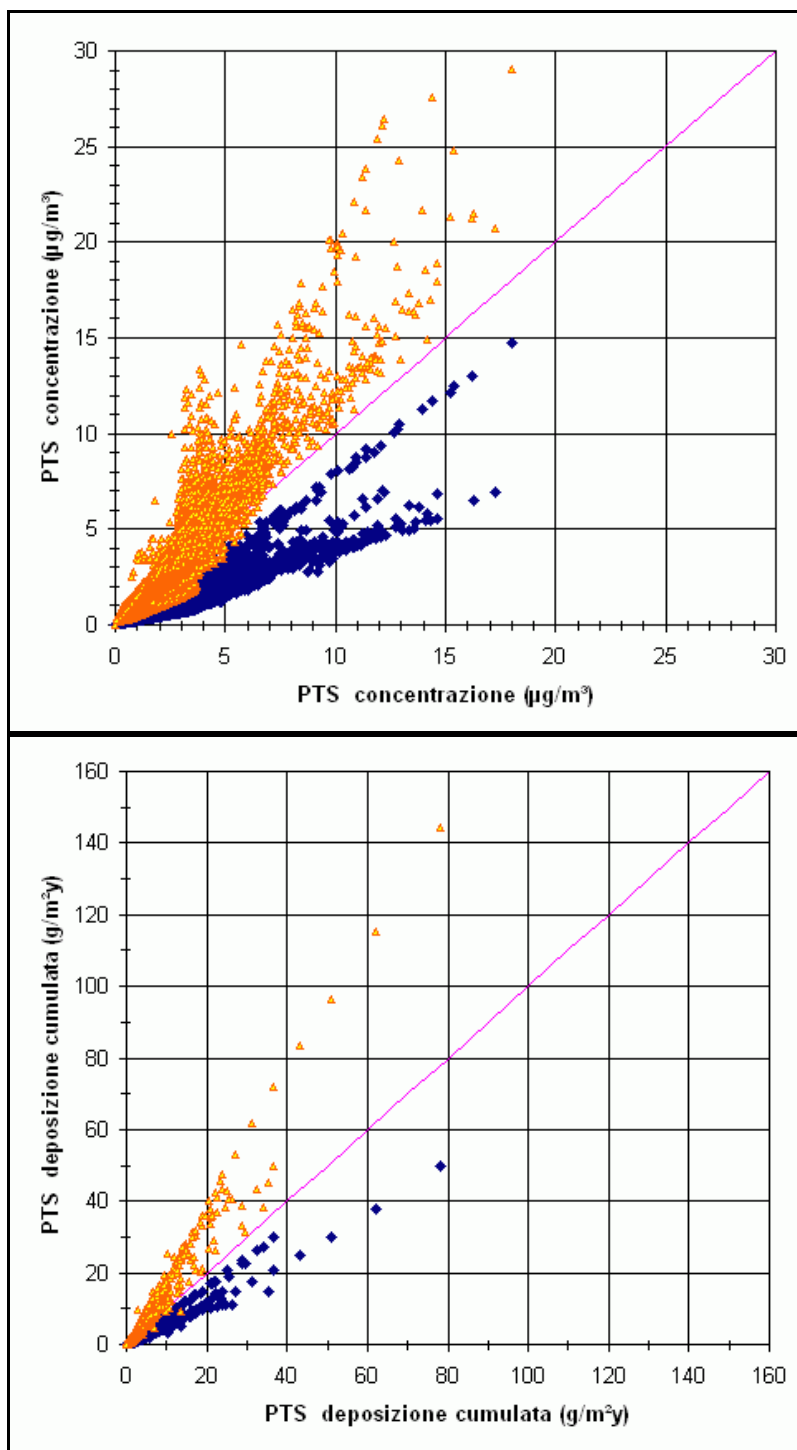


Figura C16: Relazioni tra concentrazioni medie annue (in alto) o deposizioni cumulate annue (in basso) di particolato PTS, nei vari scenari di emissione alternativi (valori riportati in ordinata con simboli differenti per i differenti scenari: triangolari per quello con extra-emissioni di avvio, romboidali per lo scenario con emissioni limitate nel tempo) rispetto alle stime dello scenario di riferimento per il vecchio impianto (valori riportati in ascisse, ovvero sulla diagonale).

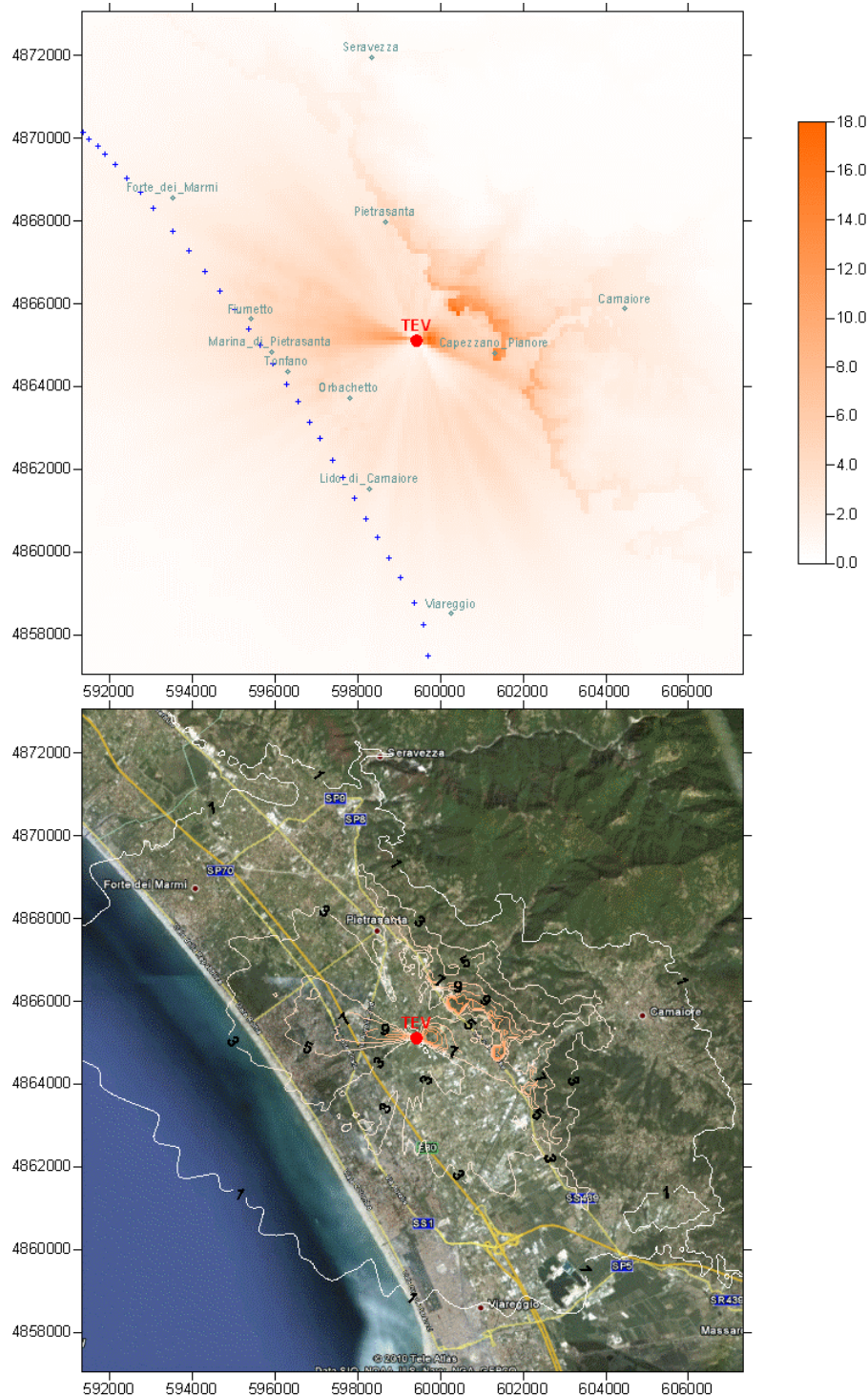


Figura C17: Rappresentazioni sul territorio delle stime di concentrazioni medie annue di particolato (PTS) nell'intera area d'interesse (16 km x 16 km). In alto sono riportati i valori corrispondenti a ciascun recettore (pixel) assegnati quindi ad un'area di 100 m x 100 m. Per migliorare l'interpretazione sono stati inseriti dei punti con relative etichette ad indicare le posizioni di alcune località. Nella parte in basso le concentrazioni sono mostrate attraverso la costruzione (solo smoothing) di isolivelli riportate sulla foto satellitare (tratta da Google Earth). Valori delle concentrazioni in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

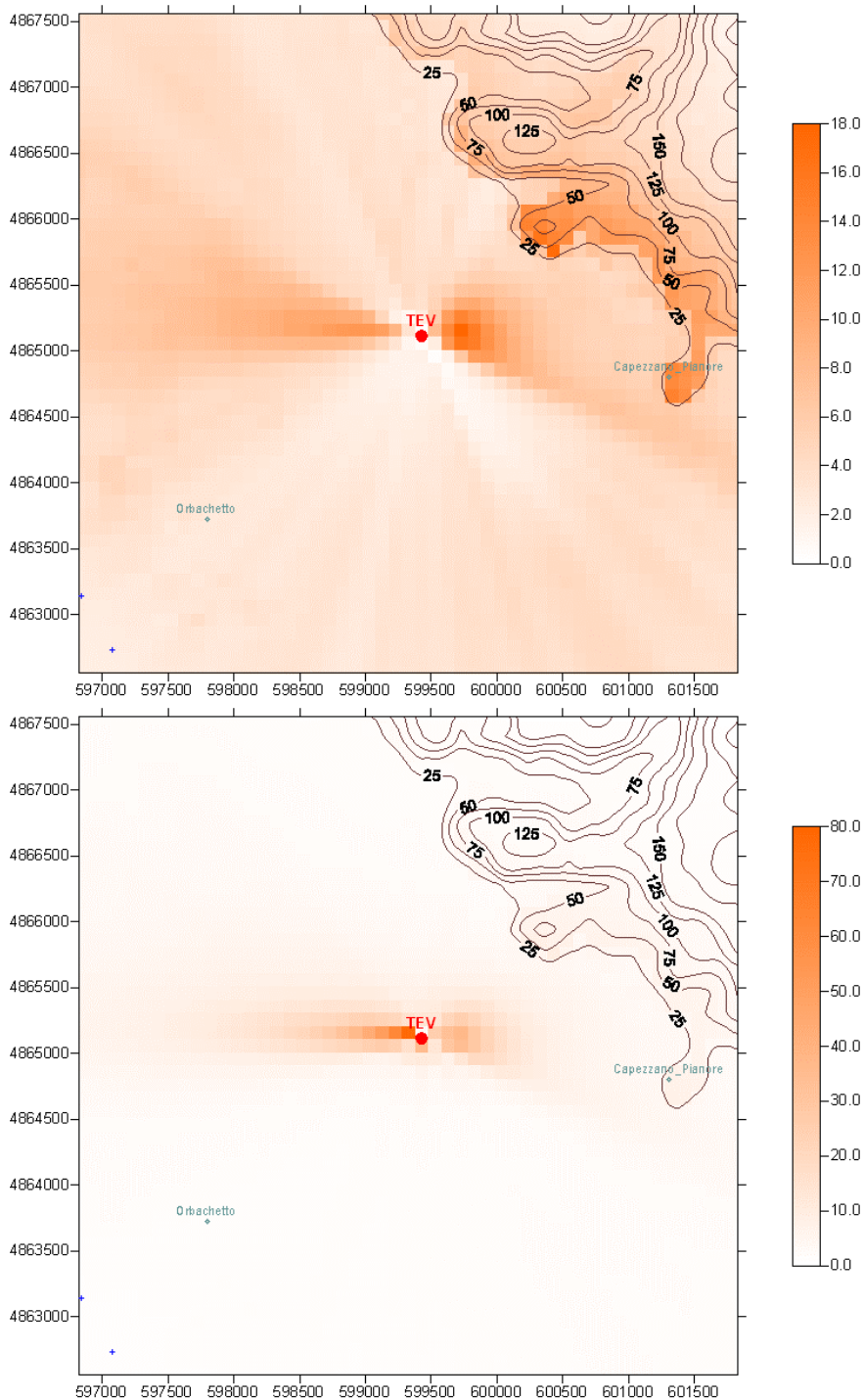


Figura C18: Rappresentazioni sul territorio delle stime di concentrazioni medie annue (in alto) e deposizioni cumulate annue (in basso) di particolato (PTS) nell'area più vicina all'impianto (5 km x 5 km). Sono rappresentati i valori corrispondenti a ciascun recettore (pixel) assegnati ad un'area di 100 m x 100 m. Sono inoltre rappresentate le curve di livello relative alle quote del territorio (in m). Le concentrazioni sono espresse in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, le deposizioni in $\text{g}/\text{m}^2\text{y}$.

Le Figure C17 e C18 riportano la distribuzione spaziale delle concentrazioni e deposizioni di PTS sul territorio con varie tipologie di rappresentazione.

In Figura C17 viene considerata l'intera area di interesse (16 km x 16 km, con 25921 recettori su un reticolo a maglia quadrata di lato 100 m) e le concentrazioni medie annue sono riportate con isolivelli (ottenuti con solo una operazione di smoothing) sulla foto aerea dell'area per facilitare l'individuazione dei luoghi interessati.

Si osserva che questi risultati indicano sostanzialmente la presenza di tre zone o aree soggette a maggiore impatto in termini di concentrazioni; queste sono costituite dalle aree pianeggianti immediatamente ad est ed ovest dell'impianto e dalla fascia collinare più vicina, con quote fino ai 100 m s.l.m. nei quadranti da NE a SE. Il dettaglio è maggiormente visibile in Figura C18 in alto, nella quale sono anche riportati gli isolivelli delle quote orografiche.

Per quanto riguarda la deposizione (Figura C18 in basso) le aree di maggiore impatto tendono ad essere più limitate, essenzialmente ristrette alle zone adiacenti all'impianto: il rapido decadimento produce stime relative ai recettori a distanza di 2 km già ridotte al di sotto del 10% del massimo assoluto.

In Figura C19 vengono riportati su di un'area di dettaglio gli isolivelli di concentrazione (ottenuti con il metodo kriging) delle stime relative al PM10. I valori di concentrazione mostrati permettono di valutare l'estensione dell'impatto: se si considerano valori a partire da $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ viene coinvolta l'area urbanizzata ad W e NW dell'impianto fino al mare e l'intera area collinare; considerando invece valori superiori a $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ l'impatto è limitato, come già indicato per il PTS, alle zone vicine all'impianto fino ad 1-1.5 km di distanza e ai primi rilievi collinari.

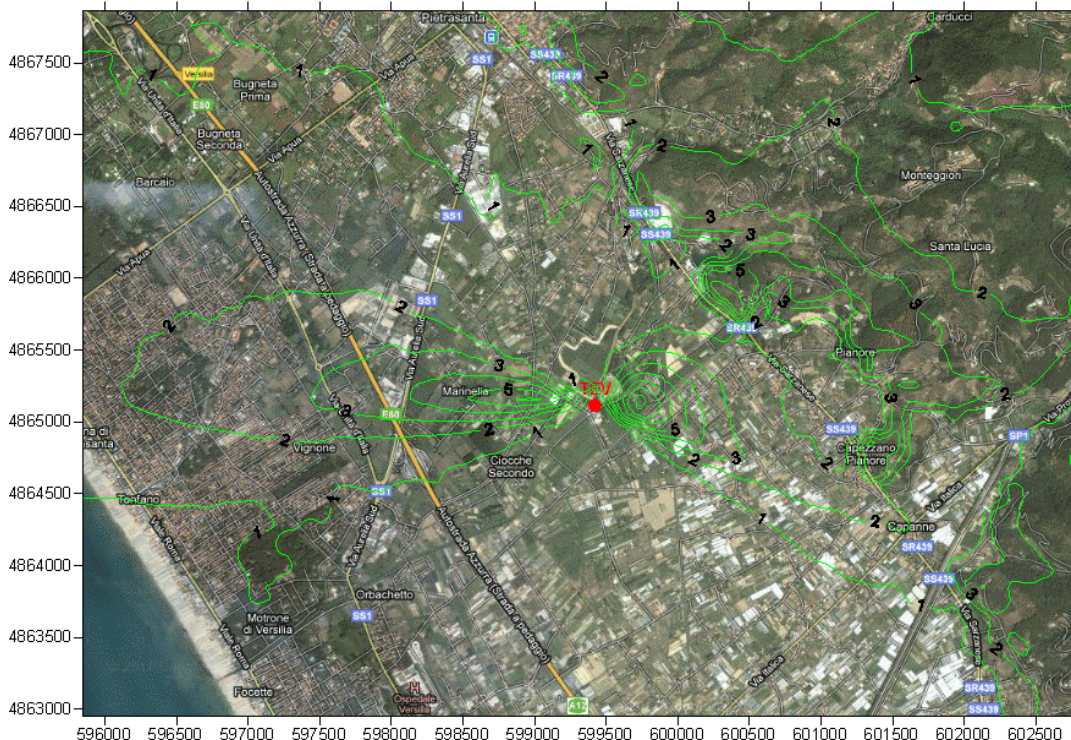


Figura C19: Vecchio impianto, scenario di riferimento: isolivelli (metodo kriging) delle concentrazioni medie annue di particolato PM10 nell'area più vicina all'impianto. Valori in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Un confronto parziale e qualitativo tra le stime di concentrazione previste nei differenti scenari emissivi è riportato in Figura C20 relativamente al PM10.



Figura C20: Vecchio impianto, confronto fra scenari: sono rappresentati gli isolivelli relativi al valore di $2.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ delle concentrazioni medie annue di particolato PM10 nell'area più vicina all'impianto. In verde (linea sottile) quelli relativi allo scenario di riferimento, in giallo (linea tratteggiata spessa) quelli relativi alle emissioni effettuate sulle 15 ore/giorno, in rosso (linea tratteggiata) quelli relativi allo scenario con extra-emissioni di avvio.

Si osserva che nel caso di emissioni ridotte alle 15 ore/giorno (e solo su 315 giorni all'anno) ma inalterate rispetto allo scenario di riferimento in termini di flusso di massa orario, l'area collinare a NE ed E dell'impianto non viene raggiunta dall'isolivello corrispondente a $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$; tali zone sono ricomprese invece all'interno degli analoghi isolivelli relativi agli altri scenari. Questi si distinguono soprattutto nelle aree a N e NW dell'impianto, sulle quali è evidente la maggiore estensione corrispondente allo scenario con extra-emissioni; in tale scenario l'isolivello mostrato raggiunge anche il mare.

Per un raffronto quantitativo la superficie interessata da concentrazioni pari o superiori ad $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ risulta nel caso di riferimento dell'ordine di 8660000 m^2 , nel caso di emissione ridotta nel giorno pari a solo 1010000 m^2 , nel caso con extra-emissioni di avvio di ben 18100000 m^2 . Quindi in termini di superfici soggette a concentrazioni medie annue di PM10 pari o superiori ad $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ si hanno riduzioni dell'ordine del 90% nello scenario con emissioni per 15 ore/giorno rispetto a quello di riferimento, più che un raddoppio con le extra-emissioni ipotizzate.

In Figura C21 sono infine rappresentati gli isolivelli di concentrazione (metodo kriging) ottenuti per il PM2.5.

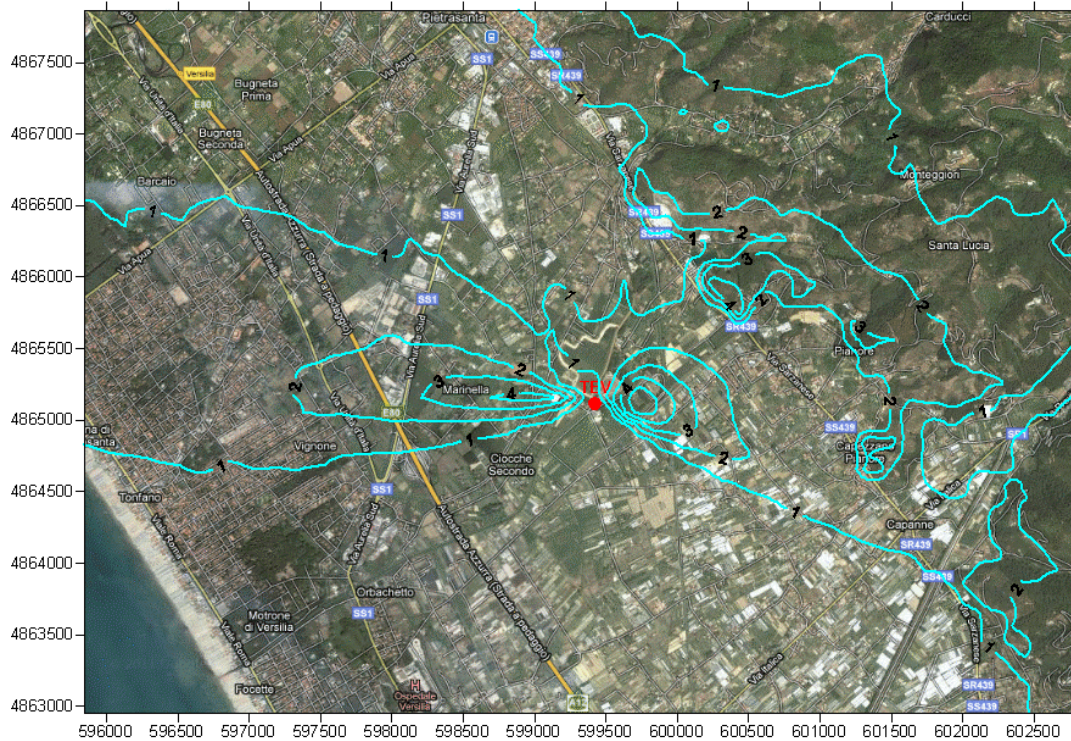


Figura C21: Vecchio impianto, scenario di riferimento: isolivelli (metodo kriging) delle concentrazioni medie annue di particolato PM2.5 nell'area più vicina all'impianto. Valori in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Con le rispettive proporzioni nei valori, le zone di massima ricaduta del PM2.5 risultano sostanzialmente analoghe a quelle individuate in precedenza per il PM10. Anche in questo caso l'isolivello relativo alla concentrazione di $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ si estende ad W fino al mare e copre gran parte dell'area collinare.

5.2.1.2 Microinquinanti (PCDD/F, PCB_{DL}, IPA)

In Figura C22 sono rappresentate le concentrazioni di PCDD/F stimate sul territorio. Si osserva che le aree di massima ricaduta per le concentrazioni in aria risultano sostanzialmente analoghe a quelle individuate in precedenza, essendo situate nelle immediate vicinanze dell'impianto (fino a 2 km di distanza) ed alle pendici collinari più prossime.

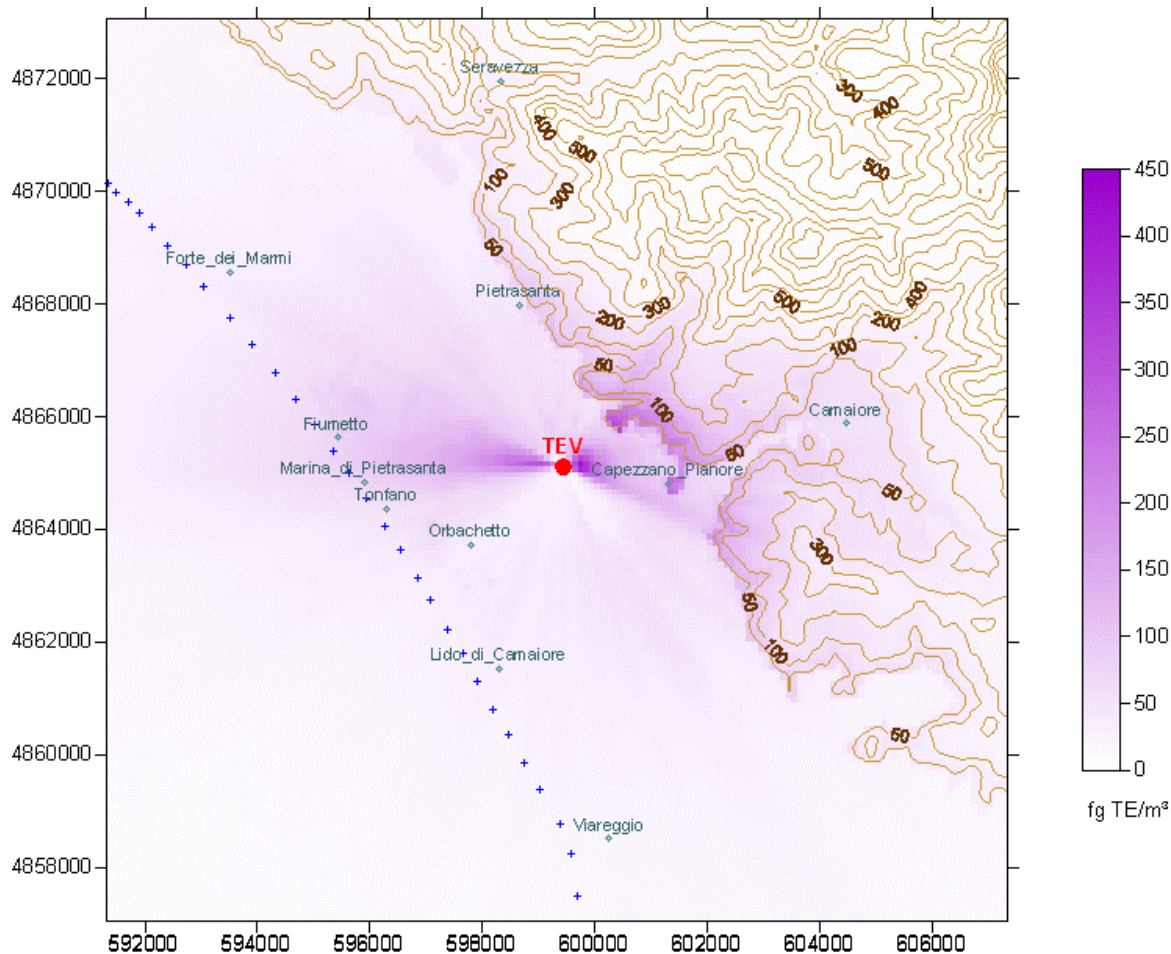


Figura C22: Vecchio impianto, scenario di riferimento: stima nell'area estesa (16 km x16 km, passo 100 m) delle concentrazioni medie annue di PCDD/F espresse in fg TE/m³.

I valori massimi delle medie annue stimati risultano di circa 420 fg TE/m³. Poiché in emissione i valori sono pesati secondo la scala di tossicità I-TE, questa sarà anche quella attribuibile alle stime di concentrazione. Tuttavia, come osservato nella Parte B del presente studio, con la distribuzione dei congeneri adottata le frazioni di PCDD/F attribuite alle varie tipologie generali risultano sostanzialmente equivalenti anche se si effettua la pesatura secondo la scala di tossicità WHO 98 (W-TE); ciò comporta che i risultati in termini di concentrazioni possono essere considerati analogamente invariati se riferiti alla scala W-TE.

Nella successiva Figura C23 sono riportati i valori ottenuti per le stime di deposizione cumulata annua di PCDD/F sul territorio. Anche in questo caso le aree maggiormente interessate risultano quelle più prossime all'impianto.

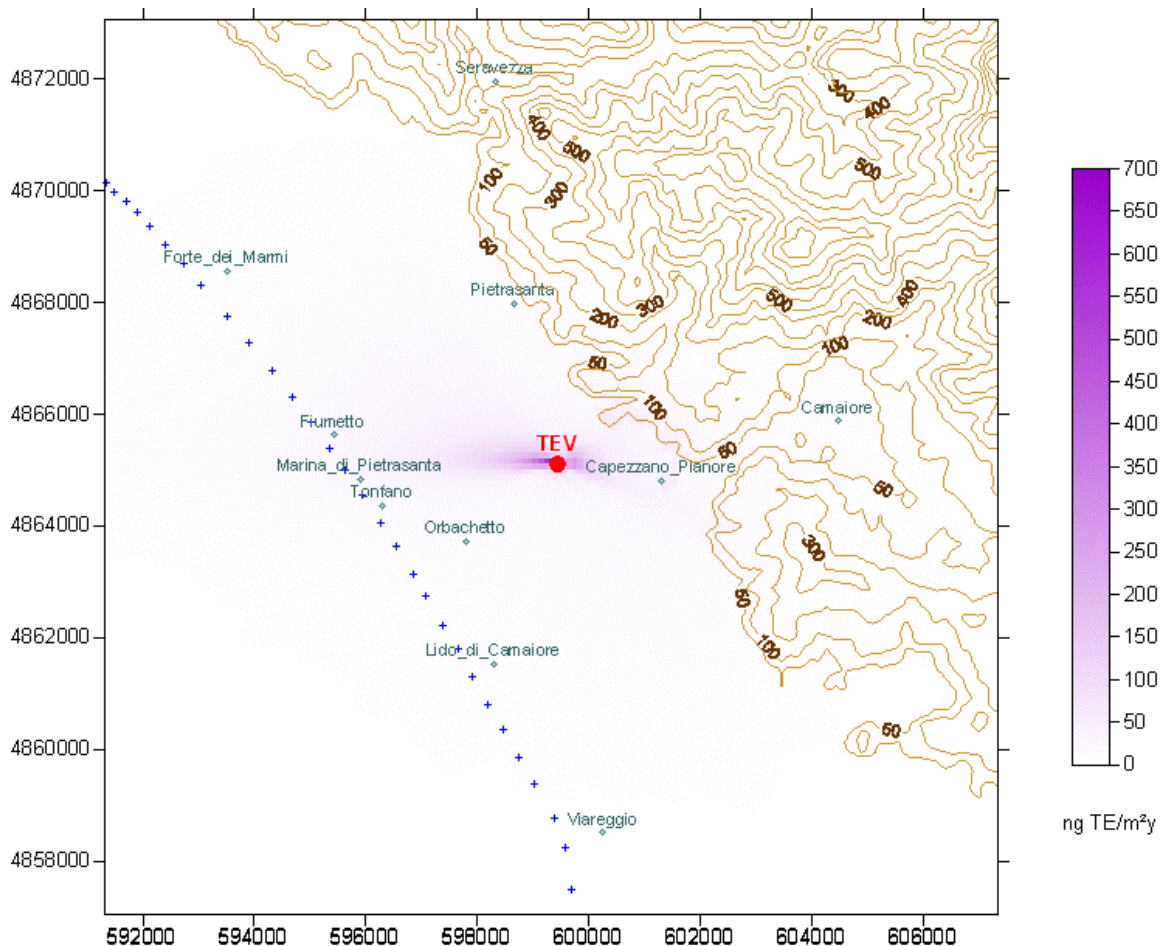


Figura C23: Vecchio impianto, scenario di riferimento: stima delle deposizioni cumulate annue di PCDD/F espresse in ng TE/m²y nell'area estesa (16 km x16 km, passo 100 m).

I valori massimi di deposizione risultano di circa 700 ng TE/m²y e vanno a posizionarsi nelle immediate vicinanze dell'impianto; già a distanze dell'ordine di 1 km le deposizioni stimate si riducono ad 1/3 del massimo.

In Figura C24 sono riportate le concentrazioni medie annue di PCDD/F al variare della distanze dalla sorgente per i diversi scenari emissivi ipotizzati. Il valore massimo passa dai circa 420 fg TE/m³ dello scenario di riferimento ai 345 fg TE/m³ di quello con emissioni ridotte nel tempo, fino ai circa 660 fg TE/m³ per quello con extra-emissioni di avvio.

La rappresentazione dell'andamento delle deposizioni cumulate annue al variare della distanza dalla sorgente è riportata nella Figura C25. In questo caso i valori massimi assoluti passano dai circa 700 ng TE/m²y dello scenario di riferimento ai 450 ng TE/m²y di quello con emissioni ridotte nel tempo, agli oltre 1300 ng TE/m²y di quello con extra-emissioni di avvio.

In Tabella C14 sono riportati i valori massimi delle stime per i vari scenari simulati.

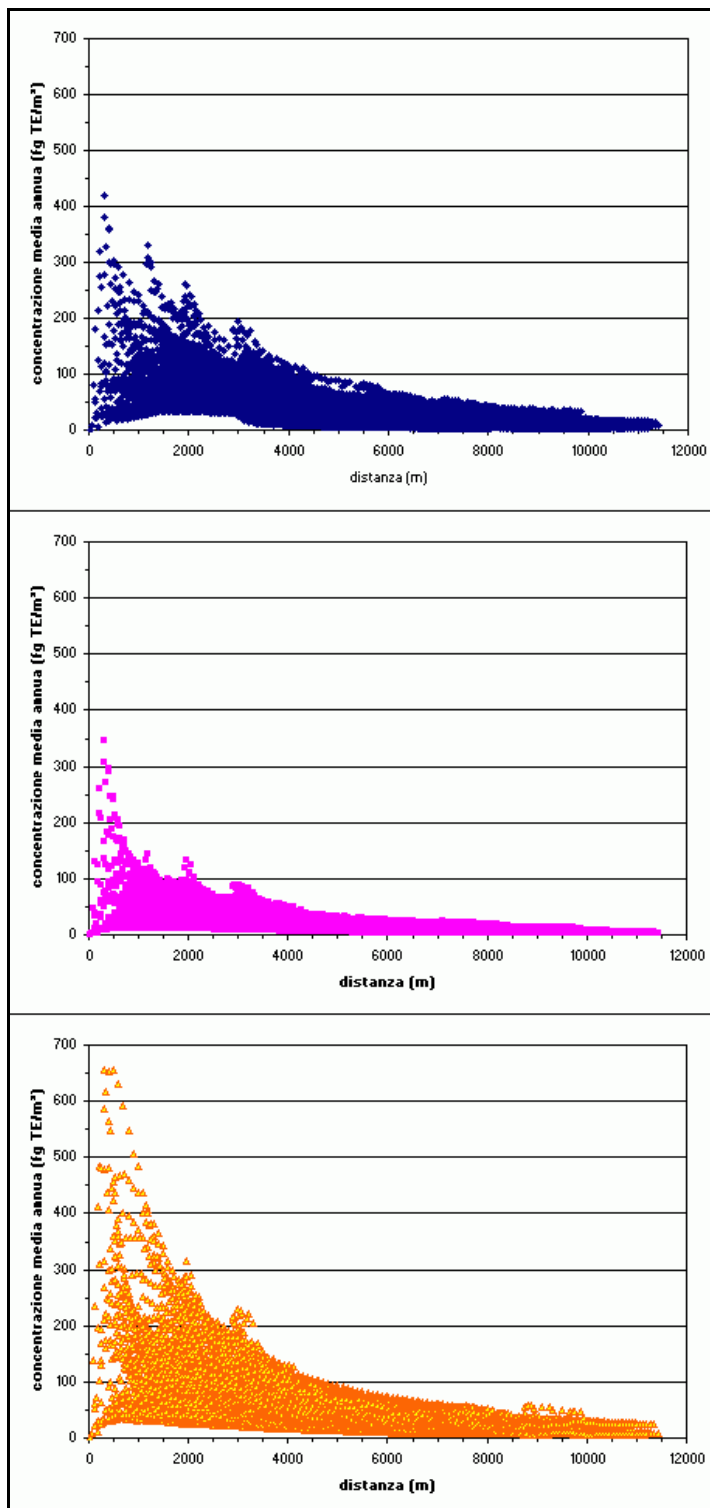


Figura C24: Concentrazioni medie annue di PCDD/F (in fg TE/m³) al variare della distanza dalla sorgente per il vecchio impianto; in alto sono riportate le stime corrispondenti alle emissioni dello scenario di riferimento; al centro quelle relative allo scenario con emissione ridotta a 15 h/d e 315 d/y, in basso quelle relative allo scenario con extra-emissioni di avvio.

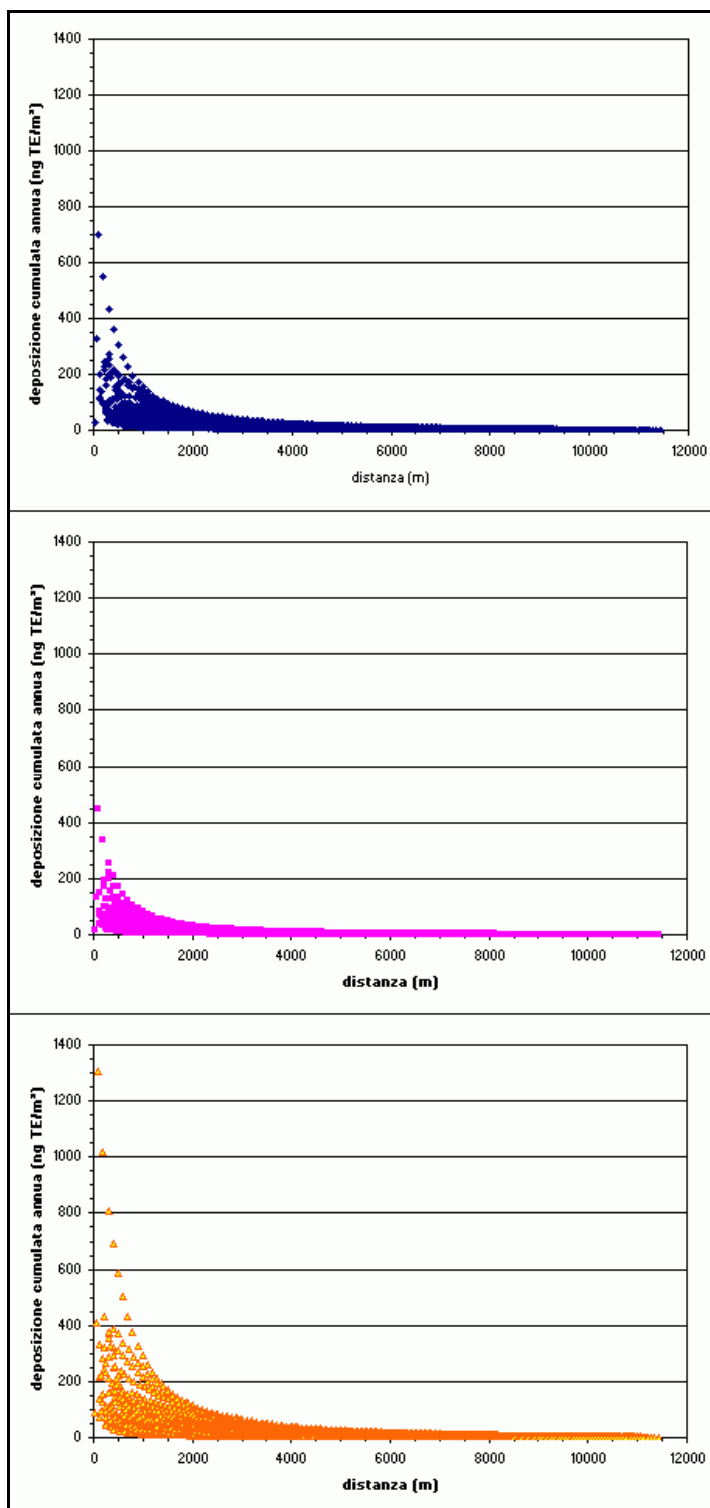


Figura C25: Deposizioni cumulate annue di PCDD/F (in ng TE/m²y) al variare della distanza dalla sorgente per il vecchio impianto; in alto sono riportate le stime corrispondenti alle emissioni dello scenario di riferimento; al centro quelle relative allo scenario con emissione ridotta a 15 h/d e 315 d/y, in basso quelle relative allo scenario extra-emissioni di avvio.

Tabella C14: Stime dei valori massimi di concentrazione e deposizione di PCDD/F per il vecchio impianto.

Scenario	Max concentrazione media annua	Max deposizione cumulata annua
Emissioni di riferimento, con distribuzione dei congeneri dell'impianto attuale	420 fg TE/m ³	702 ng TE/m ² y
Emissioni di riferimento, con distribuzione dei congeneri equiprobabile	425 fg TE/m ³	550 ng TE/m ² y
Emissioni ridotte a 15 h/d e 315 d/y, con distribuzione dei congeneri dell'impianto attuale	345 fg TE/m ³	448 ng TE/m ² y
Extra-emissioni di avvio, con distribuzione dei congeneri dell'impianto attuale	657 fg TE/m ³	1305 ng TE/m ² y

In Figura C26 sono rappresentate sul territorio le differenze ottenute nelle stime di concentrazione di PCDD/F con i due scenari emissivi di riferimento e con extra-emissioni di avvio.

Si può osservare che non si presentano differenze significative nelle aree a sud dell'impianto, ed anche su quelle collinari i valori appaiono contenuti.

Viceversa differenze molto rilevanti si registrano nelle aree pianeggianti limitrofe all'impianto, corrispondenti alle ricadute massime, nonché nelle zone, poste anche a distanze maggiori, ad W e NW della sorgente.

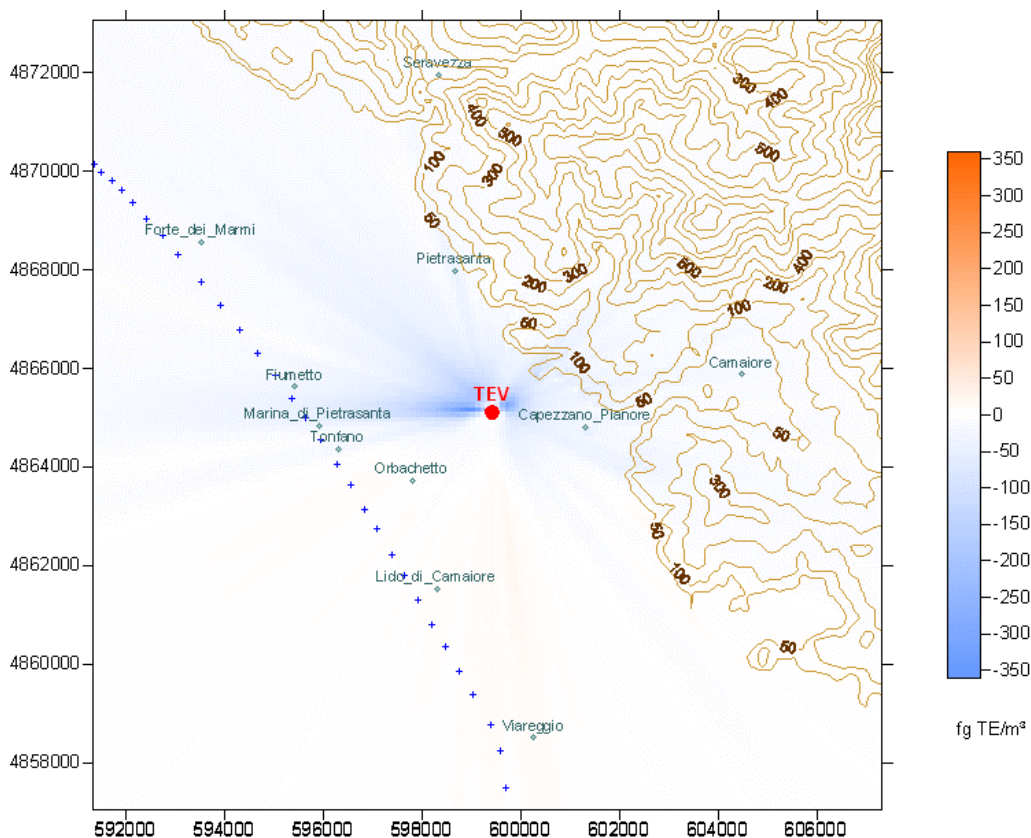


Figura C26: Vecchio impianto: differenza tra le concentrazioni medie annue di PCDD/F stimate tra lo scenario emissivo di riferimento e quello con extra-emissioni di avvio. Le differenze sono espresse in fg TE/m³ e rappresentate nell'area estesa (16 km x16 km, passo 100 m).

Per quanto riguarda le deposizioni (non mostrate in figura) le differenze tra i due scenari oscillano tra valori positivi di circa 45 ng TE/m²y e valori negativi molto più rilevanti, dell'ordine di -603 ng TE/m²y. I recettori (associati a celle quadrate di 100 m di lato) risultano per il 4% (in numero di circa 950) con differenze positive maggiori di 1 ng TE/m²y, in una proporzione del 44% (in numero superiore a 11000) con differenze negative minori di -1 ng TE/m²y; quindi per il 52% dei recettori non si hanno differenze in valore assoluto superiori ad 1 ng TE/m²y con i due scenari emissivi.

Ovviamente le differenze tra lo scenario di riferimento e quello con emissioni temporalmente limitate risultano sempre positive, oscillando tra 0 e 187 fg TE/m³ per le concentrazioni e tra 0 e 253 ng TE/m²y per le deposizioni.

Nella Figura C26 vengono mostrate le relazioni tra le stime delle concentrazioni (e deposizioni) ottenute per lo scenario di riferimento con le due differenti ripartizioni di fase (si veda Tabella C3).

Si osserva che per quanto riguarda le concentrazioni le differenze si rivelano poco significative, mentre per le deposizioni la ripartizione data dalla distribuzione equiprobabile dei congeneri comporta stime con valori inferiori (per circa il 20% sui massimi), come atteso considerando che in questa viene incrementata la componente attribuita alla fase gas (passando dal 14% al 33%, quindi più che raddoppiata).

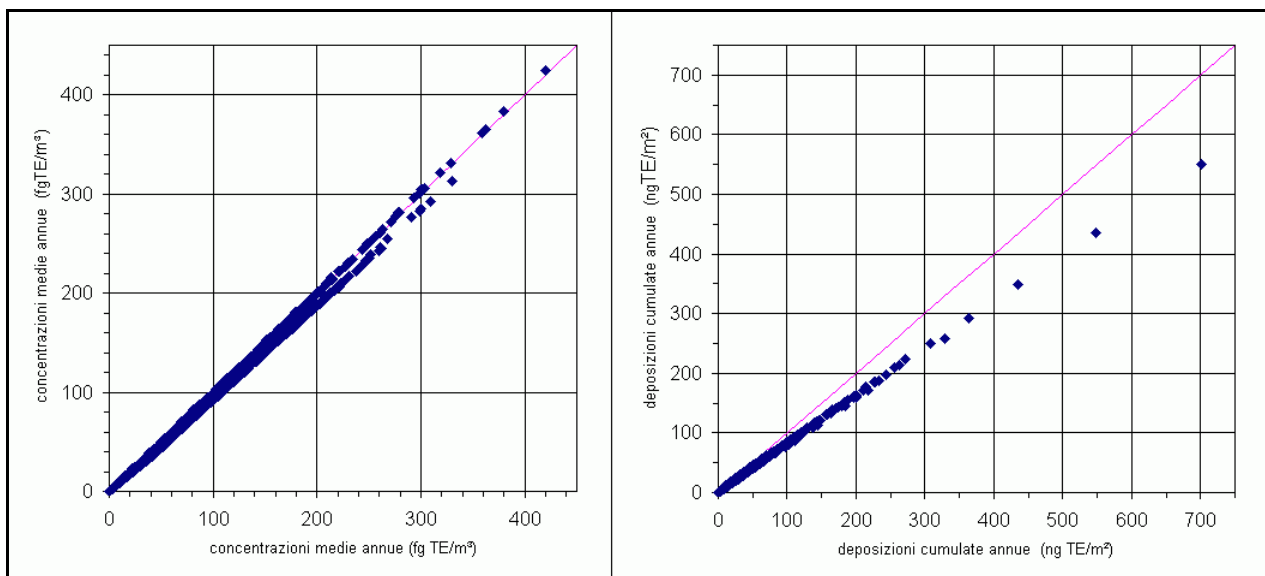


Figura C26: A sinistra è mostrata la relazione tra le concentrazioni medie annue di PCDD/F stimate utilizzando le frazioni di gas (vapore), PM e PMB ottenute per la distribuzione dei congeneri individuata per l'impianto attuale e quella derivante da una distribuzione equiprobabile dei congeneri. A destra è mostrata l'analoga relazione per le deposizioni cumulate.

Per le concentrazioni queste stesse informazioni sono riportate sul territorio di interesse nella rappresentazione di Figura C27.

Si osserva che valori modesti, ma negativi, della differenza tra le stime si presentano nella zone di massima ricaduta prossime all'impianto, mentre nel resto del territorio le differenze risultano sempre limitate, ma comunque positive. I valori maggiori delle differenze positive raggiungono i 17 fg TE/m³, i valori più negativi risultano dell'ordine di -4 fg TE/m³. Per le deposizioni le differenze significative risultano

praticamente sempre di segno positivo (su circa 7000 recettori le differenze sono negative, ma il valore minimo ottenuto è pari a $-0.3 \text{ ng TE/m}^2\text{y}$) con un massimo di $151 \text{ ng TE/m}^2\text{y}$.

Questi risultati, evidentemente molto parziali e necessariamente legati alle scelte specifiche ed alle tecniche impiegate, permettono comunque di valutare almeno qualitativamente la possibile rilevanza di tali elementi all'interno delle stime. In generale questo aspetto può assumere importanza nello sviluppo e nella definizione metodologica degli studi e può aiutare a definire o comunque a considerare le eventuali incertezze da associare alle stime in relazione ai differenti livelli informativi raggiunti.

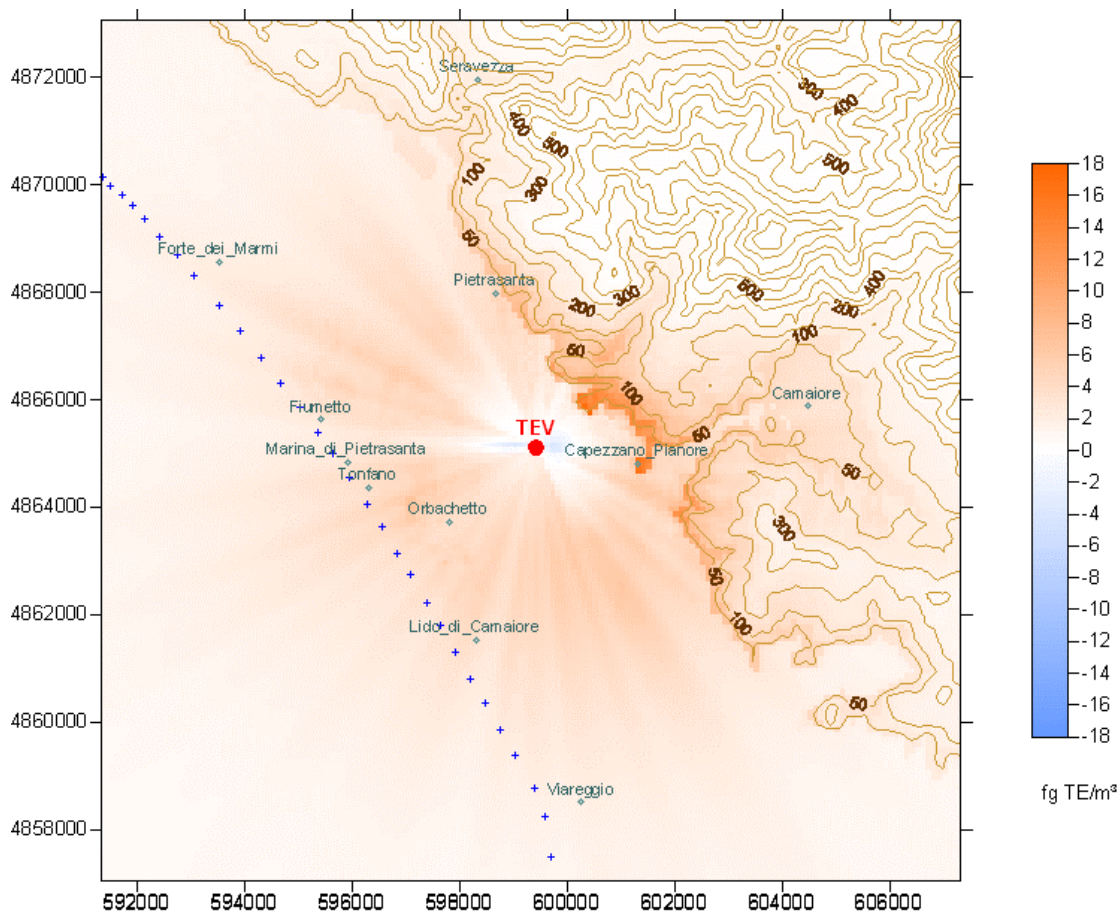


Figura C27: Vecchio impianto, scenario di riferimento: differenza tra le concentrazioni medie annue di PCDD/F stimate ipotizzando le due differenti distribuzioni di congeneri, quella dedotta dalle misure effettuate sull'impianto attuale e quella derivata ipotizzando equiprobabilità dei diversi composti. Le differenze sono espresse in fg TE/m³ e rappresentate nell'area estesa (16 km x16 km, passo 100 m).

Considerando gli effetti sulla salute umana, le vie di contaminazione e le caratteristiche di bioaccumulo dei composti PCDD/F, l'orientamento emerso a partire dagli anni '80 è stato quello di valutare le dosi assorbite attraverso le differenti vie di esposizione e definire/suggerire delle soglie per limitare l'assunzione complessiva (inalazione, ingestione, assorbimento dermico) di queste sostanze nell'arco della vita umana. I valori di riferimento o soglie di valutazione disponibili si riferiscono a concentrazioni e/o deposizioni nell'ambiente derivate in corrispondenza di vari livelli di assunzione ipotizzata. Alla base delle soglie indicate è definita una dose giornaliera (settimanale, annua) ritenuta ammissibile, ad esempio una TDI (Tolerable

Daily Intake)¹⁸ inizialmente di 10 pg TE/d kg(BW) [Di Domenico 1988] ridotta successivamente all'intervallo di 1-4 pg TE/d kg(BW) suggerito dal WHO [WHO 2000] e dall'Unione Europea [EU 1999].¹⁹

In relazione al fatto che la via inalatoria di contaminazione appare residuale (minore del 5% di quella alimentare [WHO 2000]) la rilevanza delle concentrazioni in aria risulta ridotta rispetto a quella della deposizione, e per tale motivo le indicazioni più recenti sono incentrate quasi esclusivamente sulla deposizione.

Sinteticamente, per le concentrazioni in aria si segnala la presenza di un valore di soglia di 150 fg I-TE/m³ nelle Linee Guida per l'aria ambiente della Germania e di un valore di 600 fg I-TE/m³ per il Giappone e gli USA [Viviano et Settimo 2009]; questi valori risultano decisamente superiori rispetto al livello di azione indicato in passato dall'ISS e pari a 40 fg TE/m³ ([Di Domenico 1988] e [CCTN 1989]).

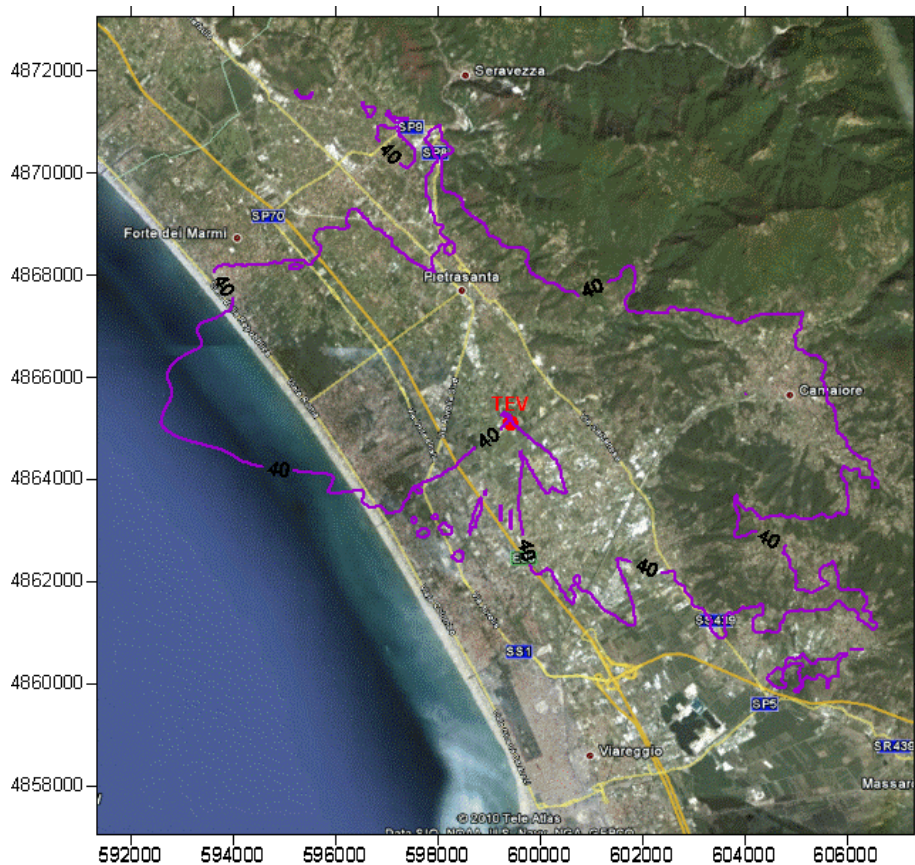


Figura C29: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Aree sulle quali le stime di concentrazione media annua di PCDD/F risultano superiori o uguali al livello di azione ISS di 40 fg TE/m³. La stima quantitativa indica una porzione di territorio dell'ordine di circa 64400000 m² ovvero circa il 25% del territorio considerato.

¹⁸ Questa è espressa come dose specifica ovvero quantità di PCDD/F in tossicità equivalente (TE) che può essere assunta dall'individuo per kg di peso corporeo (ovvero body weight, BW) in un giorno (o day, d).

¹⁹ I valori TDI sembrano intendersi comprensivi della componente dei PCB_{DL} [WHO 2000]; poiché questa è espressa in W-TE appare "naturale" pensare di esprimere con la stessa scala di pesi anche i PCDD/F. Si osserva tuttavia che questo non è esplicitato né in [WHO 2000], né in [EU 1999] e neppure in [Van Lieshout et al. 2001].

I risultati precedentemente illustrati indicano che le concentrazioni massime stimate nelle simulazioni risultano in generale superiori ai valori guida tedeschi ed, in alcuni casi, anche a quelli giapponesi e statunitensi (scenario con extraemissioni di avvio). Su ampie zone del territorio vengono stimate concentrazioni superiori al livello di azione ISS. La situazione è rappresentata in Figura C29 nella quale l'isolivello corrispondente ai 40 fg TE/m³ è riportato sul territorio per mostrare quale siano le aree sulle quali tale soglia risulta superata.

Occorre osservare che l'individuazione del livello di azione ISS è fondata sulla scala di tossicità equivalente US-EPA '87, differente da quella utilizzata per le emissioni (I-TE) e anche da quella W-TE; questo comporta che formalmente le stime di concentrazione dovrebbero essere ricalcolate in tale scala e successivamente confrontate con la soglia (assumendo quindi che anche il valore di emissione sia espresso sulla stessa scala TE). Si osserva che con la distribuzione dei congeneri adottata le percentuali di fase (medie) da assegnare alle tre componenti espresse in TE con pesatura US-EPA '87 risultano del 22% per quella gas, del 13% per quella PM e del 65% per quella PMB. Si collocano quindi tra i valori ipotizzati relativi alla pesatura I-TE per la distribuzione di congeneri adottata e per quella equiprobabile.

Per quanto riguarda la deposizione gli obiettivi di TDI sono stati tradotti in valori di soglia di deposizione di PCDD/F in [Van Lieshout et al. 2001] e più recentemente in [Cornelis et al. 2007] considerando anche i PCDDL.

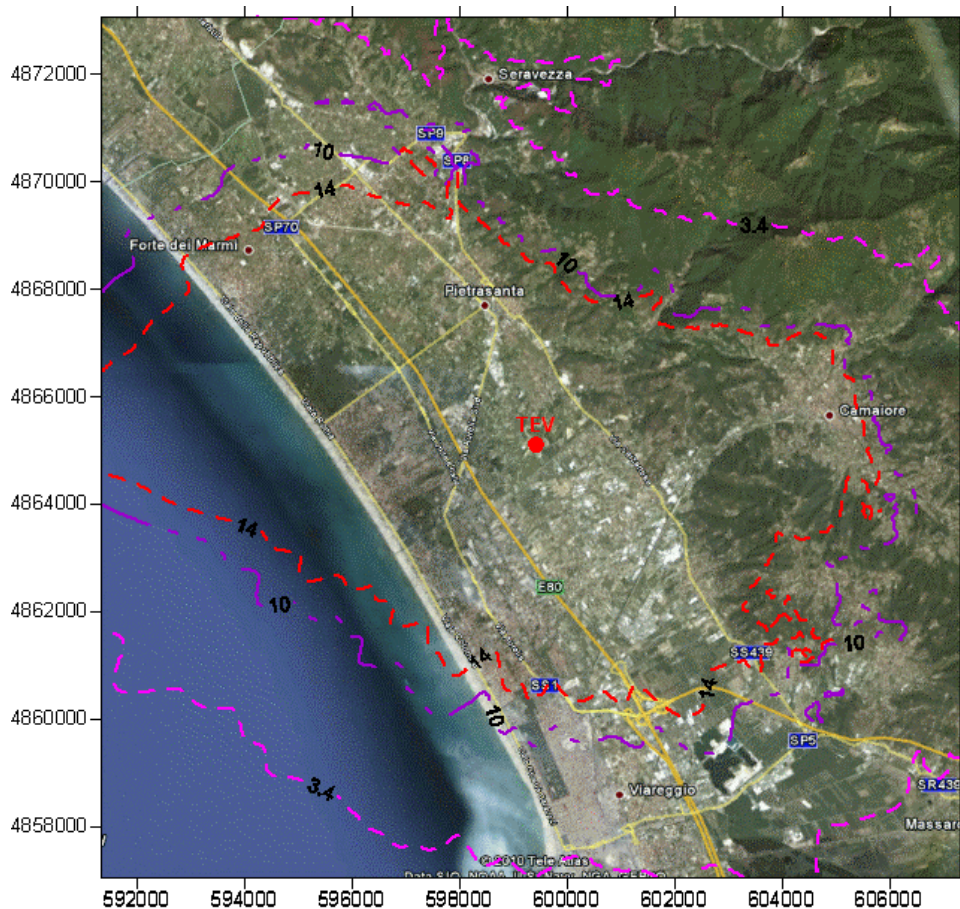


Figura C30: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Aree sulle quali le stime di deposizione media giornaliera di PCDD/F risultano superiori o uguali ai valori guida indicati in [Van Lieshout et al. 2001] (3,4, 10 e 14 pg TE/m²d).

Secondo [Van Lieshout et al. 2001] un TDI pari a 4 pg TE/d kg(BW) può essere garantito da un valore soglia di 14 pg TE/m²d, 3 pg TE/d kg(BW) da 10 pg TE/m²d mentre 1 pg TE/d kg(BW) da 3.4 pg TE/m²d, considerando un'esposizione su tempi lunghi (base annua).

Per poter essere confrontati con queste soglie (di tipo giornaliero anche se riferite a lunghe esposizioni), le stime di deposizione cumulata annua ottenute devono essere mediate sui giorni/anno (divise per 365). I risultati che si ottengono sono presentati in Figura 30.

Si osserva che in questo caso gran parte del territorio considerato risulterebbe interessato da deposizioni superiori a 3.4 pg TE/m²d (complessivamente almeno l'80% dell'intera estensione considerata), mentre quella soggetta a deposizione superiore a 10 pg TE/m²d risulta dell'ordine del 45% di quella complessiva. Infine si riduce al 34% della superficie totale considerata l'area soggetta a deposizioni superiori alla soglia di 14 pg TE/m²d.

Infine in Figura C31 sono confrontati gli isolivelli di deposizione media giornaliera corrispondenti alla soglia di 14 pg TE/m²d ottenuti per i differenti scenari emissivi (di riferimento, con tempi ridotti di emissione, con extra-emissioni di avvio).

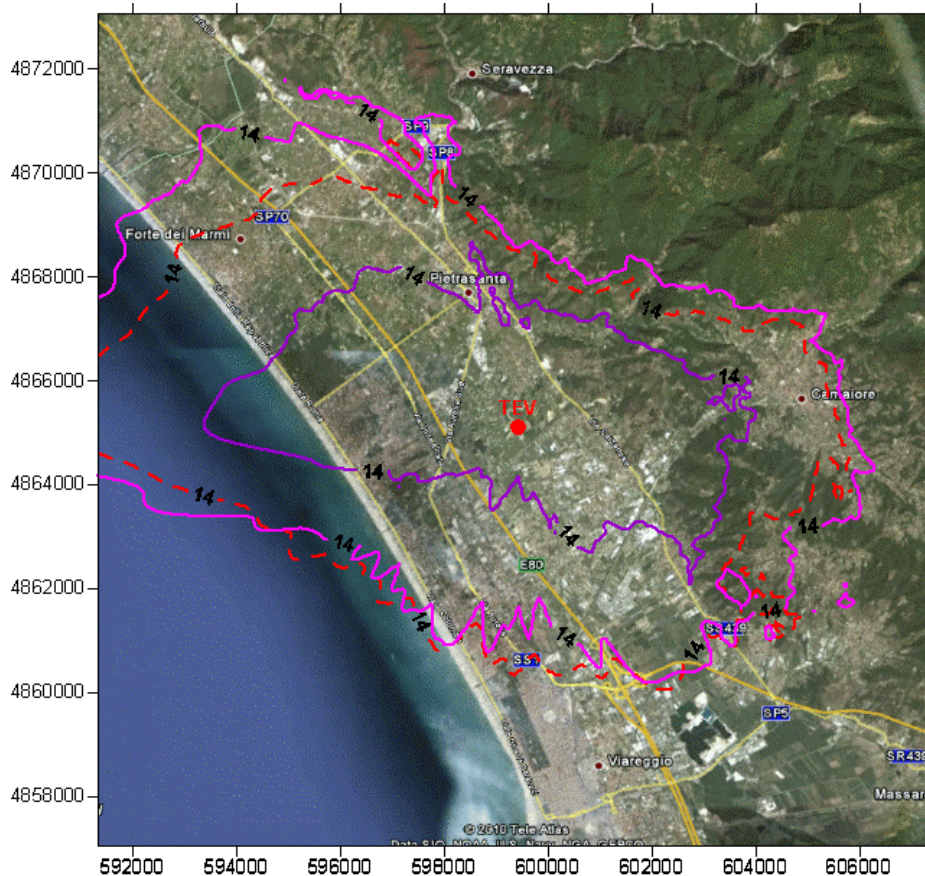


Figura C31: Vecchio impianto: aree sulle quali le stime di deposizione media giornaliera di PCDD/F risultano superiori o uguali al valore guida di 14 pg TE/m²d; in rosso l'isolivello relativo allo scenario di riferimento, in viola quello corrispondente allo scenario con tempi di emissione ridotti, in fucsia quello dello scenario con extra-emissioni di avvio.

Si osserva la minore estensione dell'area individuata con lo scenario ad emissioni ridotte, mentre per gli altri due scenari le aree racchiuse all'interno dell'isolivello a 14 pg TE/m²d risultano piuttosto simili. In

particolare si osserva che l'abitato di Viareggio appare sempre al di fuori di queste aree, mentre quelli di Camaiore e Forte dei Marmi risultano interni nelle ipotesi di emissioni di riferimento e con extra-emissioni di avvio. Pietrasanta risulta sul bordo dell'area nel caso di emissioni ridotte ed ampiamente all'interno negli altri due casi.

In [Cornelis et al. 2007] viene proposto un valore di riferimento complessivo per la deposizione dei microinquinanti PCDD/F e PCB_{DL}, pari a 8.2 pg TE/m²d.

Per quanto riguarda i PCB si ricorda in primo luogo che sono stati stimati in emissione soltanto quelli del gruppo "dioxin like" (DL) e che il valore loro assegnato è circa 9 volte inferiore a quello dei PCDD/F (si veda la Tabella C3). Si ricorda inoltre che l'emissione di questi composti è espressa in W-TE ed infine, che all'intero gruppo sono assegnate le caratteristiche fisiche del singolo Arocolor 1254, per il quale il 99% è attribuito alla fase di vapore.

Si osserva che in conseguenza delle scelte operate e sopra ricordate i risultati della simulazione della deposizione totale di PCB_{DL} risultano in generale ampiamente inferiori a quelle di PCDD/F su tutti i recettori considerati. La Figura C32 mostra la corrispondenza tra i valori stimati di deposizione di PCB_{DL} e PCDD/F dei vari recettori.

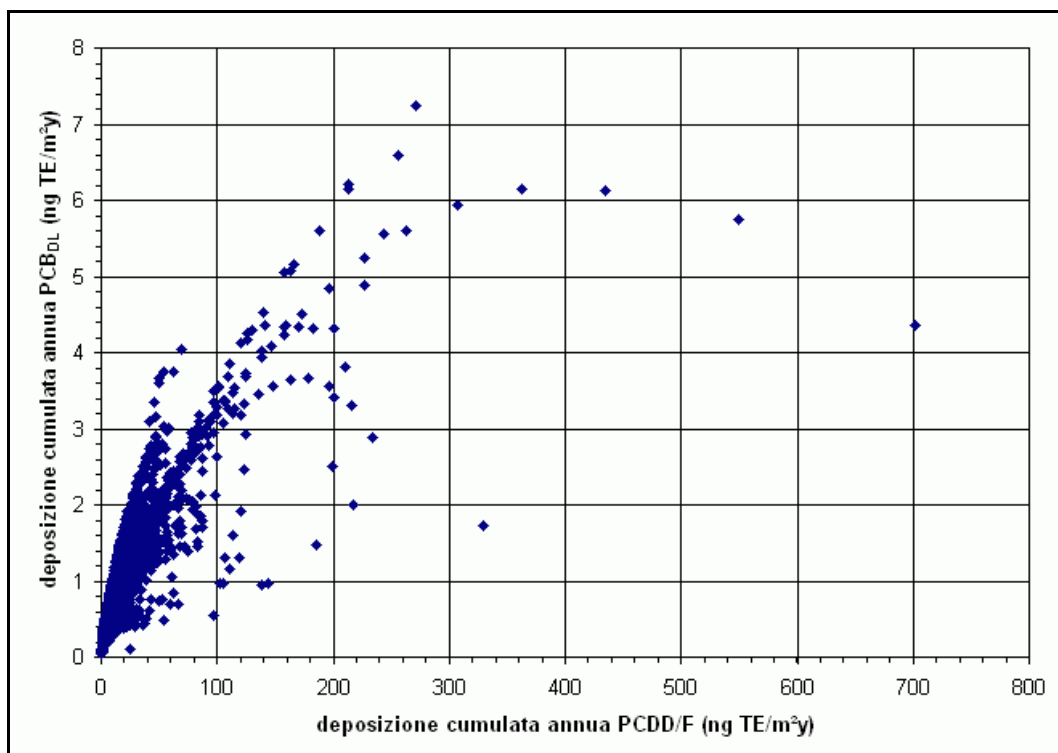


Figura C32: Vecchio impianto, scenario di riferimento: la figura mostra la relazione tra le stime di deposizione cumulata annua ottenute per PCB_{DL} e PCDD/F per tutti i recettori.

Questi risultati indicano che nella somma tra deposizioni di PCDD/F e PCB_{DL} l'apporto di questi ultimi appare trascurabile. Conseguentemente la parte di territorio che risulta soggetta a valori di deposizione superiori alla soglia di 8.2 pg TE/m²d può essere individuata qualitativamente considerando una linea intermedia tra gli isolivelli riferiti a 3.4 e 10 pg TE/m²d riportati nella precedente Figura 30.

Tenendo conto della minore attendibilità delle stime in situazioni di orografia complessa ed a grande distanza dalla sorgente, i valori di concentrazione e deposizione ottenuti sulle aree più remote devono essere considerati estremamente incerti; ciononostante i risultati permettono di affermare che con le emissioni supposte l'impatto del vecchio impianto avrebbe potuto portare sull'intero territorio a valori ampiamente sopra le soglie qui considerate.

Per quanto riguarda le concentrazioni in aria, i valori ottenuti per i PCB_{DL} sono riportati in Figura C33. Il valore massimo risulta in questo caso pari a circa 46 fg W-TE/m³

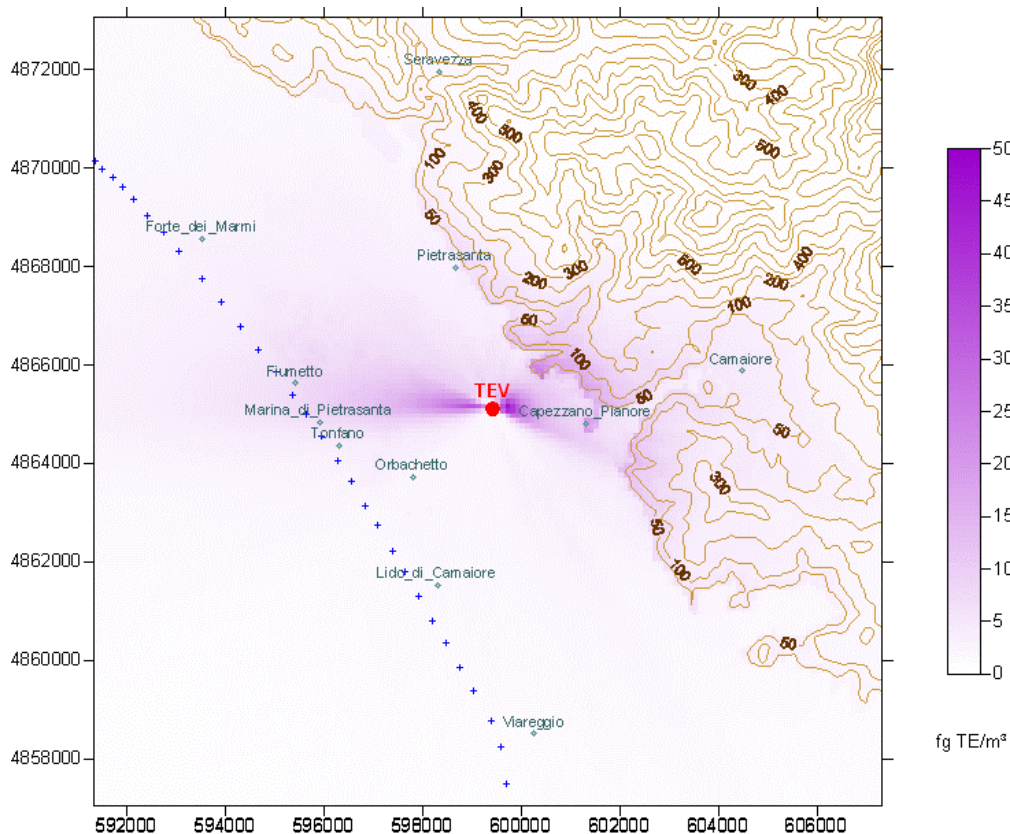


Figura C33: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Concentrazioni medie annue di PCB_{DL} (esprese in fg W-TE/m³).

Per i composti IPA, come per i PCDD/F, i risultati sono riferiti a più scenari emissivi (quello di riferimento, quello con tempo di emissione ridotto e quello con extra-emissioni di avvio); sono inoltre valutate le differenze che si ottengono tra l'assumere la distribuzione di fase derivante dalla miscela media di composti rilevati per l'attuale impianto e l'assunzione che invece le caratteristiche fisiche corrispondano a quelle del Benzo(a)pirene (si veda la Tabella C3).

In Figura C34 viene riportato l'andamento di concentrazioni e deposizioni di IPA (scenario di riferimento) al variare della distanza dalla sorgente, il quale presenta un comportamento analogo a quello già visto in precedenza per altri inquinanti, ovvero in cui le concentrazioni presentano più massimi relativi mentre le deposizioni decadono con maggiore regolarità.

La distribuzione territoriale di concentrazioni e deposizioni appare sostanzialmente analoga a quelle precedentemente osservate (in dettaglio più simile a quella delle PCDD/F rispetto a quella dei PCB_{DL}) ed è mostrata (relativamente alle sole concentrazioni) in Figura C36.

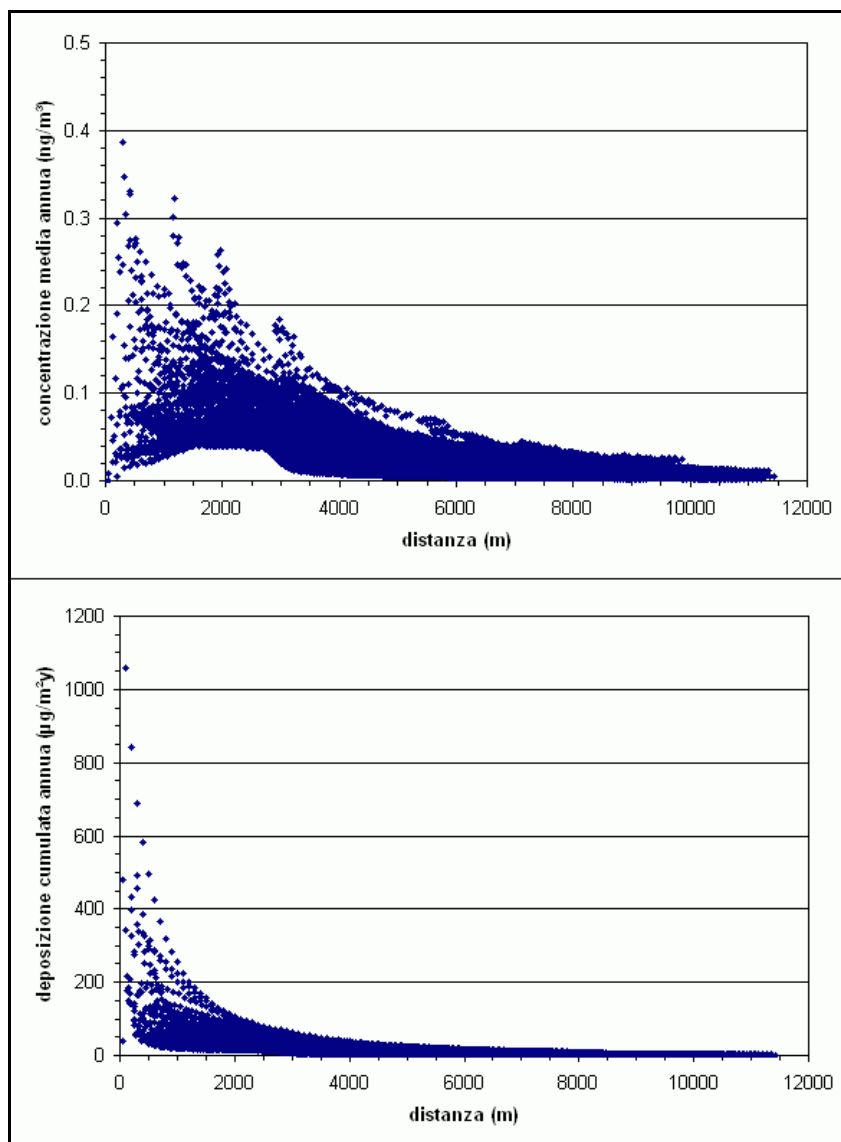


Figura C34: Vecchio impianto, scenario di riferimento. In alto andamento con la distanza dalla sorgente delle concentrazioni medie annue di IPA (esprese in ng/m³); in basso per le deposizioni cumulate annue (esprese in µg/m²y).

In Figura C35 vengono invece esaminate le relazioni tra i risultati ottenuti con differenti scenari o distribuzioni di fase. Si osserva che lo scenario corrispondente alle extra-emissioni di avvio produce concentrazioni quasi sempre (ovvero per la maggior parte dei recettori) superiori a quelle dello scenario di riferimento. Questo si ripropone parzialmente per le deposizioni, infatti in questo caso quelle relative allo scenario con extra-emissioni sono sì generalmente superiori, ma non sui valori più elevati, per i quali risultano invece inferiori a quelle dello scenario di riferimento.

Le variazioni introdotte dall'utilizzo della distribuzione di fase del Benzo(a)pirene risultano meno rilevanti, e producono valori non significativamente diversi in termini di concentrazioni rispetto allo scenario di riferimento (distribuzione di fase media degli IPA), tendenzialmente inferiori per le deposizioni.

Per l'aspetto quantitativo si osserva che i valori massimi di concentrazione risultano per lo scenario di riferimento di circa 0.39 ng/m^3 (0.43 ng/m^3 con distribuzione di fase del Benzo(a)pirene), mentre nello scenario con extra-emissioni si raggiunge 0.65 ng/m^3 ; per la deposizione si hanno valori massimi di circa $1060 \text{ }\mu\text{g/m}^2\text{y}$ per lo scenario di riferimento e circa $1207 \text{ }\mu\text{g/m}^2\text{y}$ per quello con extra-emissioni.

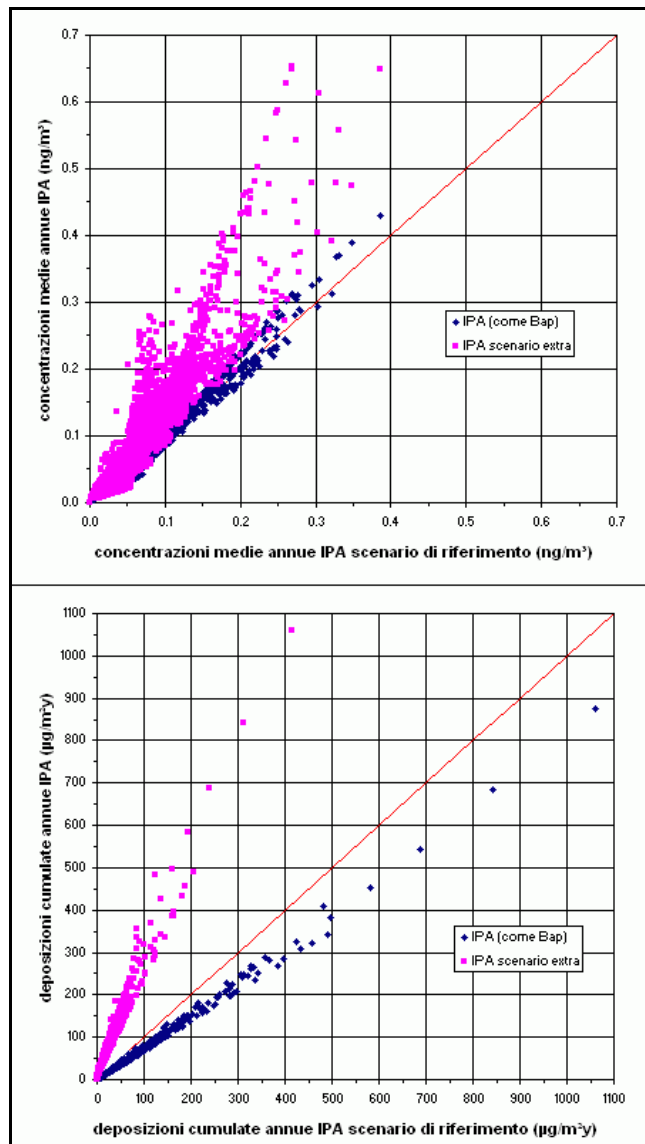


Figura C35: Vecchio impianto; confronto tra le stime di concentrazione media annua e deposizione cumulata annua di IPA ottenute con varie simulazioni. Sull'asse delle ascisse sono riportate le stime corrispondenti allo scenario di riferimento con distribuzione degli IPA ottenuta dalla misure dell'impianto attuale; sulle ordinate sono presentati i valori relativi in un caso allo scenario con extra-emissioni di avvio (e analoga distribuzione degli IPA) e nell'altro ancora con lo scenario di riferimento ma con distribuzione di fase come il Benzo(a)pirene. In alto le relazioni ottenute per le concentrazioni espresse in ng/m^3 , in basso quelle relative alle deposizioni, espresse in $\mu\text{g/m}^2\text{y}$.

Si osserva che in termini di qualità dell'aria è definito un valore obiettivo per il Benzo(a)pirene pari ad 1 ng/m^3 , quindi superiore alle stime di concentrazione ottenute con le simulazioni.²⁰

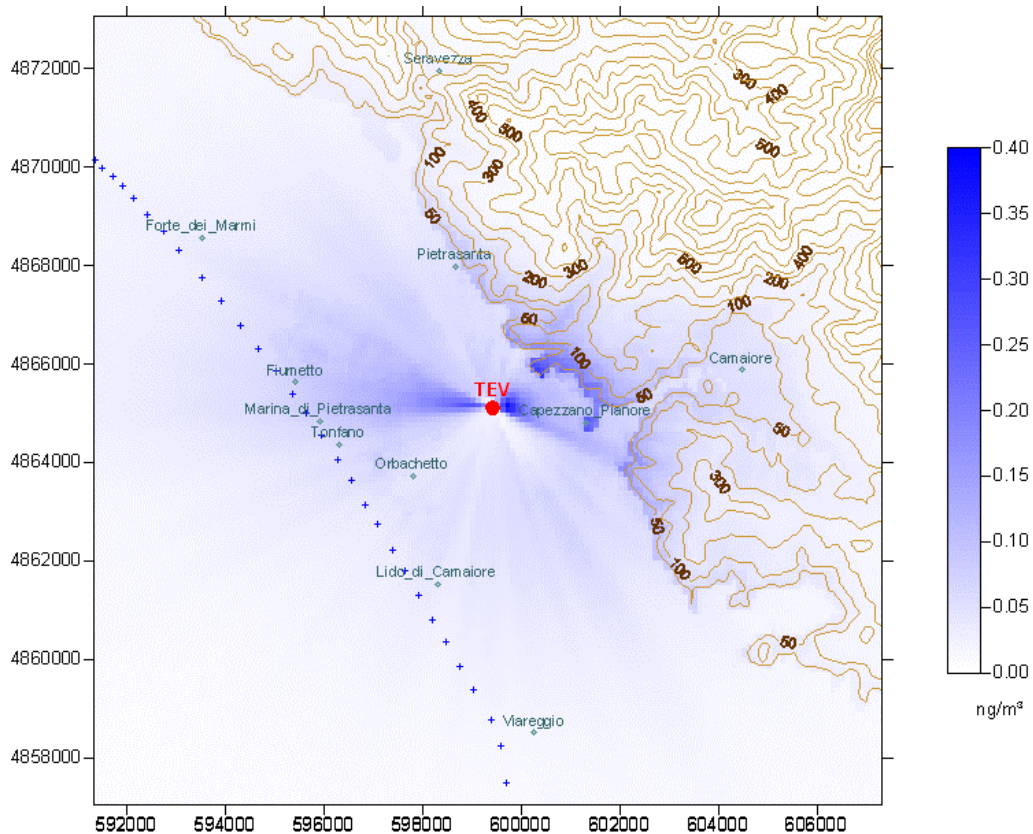


Figura C36: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Concentrazioni medie annue di IPA espresse in ng/m^3 .

²⁰ Il valore obiettivo è riportato nell'Allegato XIII del D.Lgs. 155/2010; viene indicato che il valore obiettivo si riferisce all'inquinante presente nella frazione PM10 del particolato ed è espresso come media annua. Si osserva che in questo modo viene trascurata la componente gassosa del Benzo(a)pirene che corrisponde per i dati utilizzati in questo studio, derivati da [US-EPA 2005], a circa il 30% delle concentrazioni.

5.2.1.3 Metalli

Per quanto attiene ai metalli, vengono di seguito esaminati brevemente i risultati ottenuti per il gruppo dei metalli Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, valutati complessivamente (e nel seguito indicati come “metalli pesanti”), dal gruppo costituito da Cd e Tl ed infine per l’Hg.

Per i metalli pesanti e Cd+Tl le distribuzioni territoriali sono analoghe e simili a quelle di Figura C17 e Figura C18 relative al particolato PTS; ovviamente variano i valori specifici di concentrazione e deposizione, proporzionali ai differenti ratei di emissione.

Anche in termini di andamento con la distanza dalla sorgente la rappresentazione opportunamente riscalata per i corrispondenti flussi di massa è analoga a quella presentata nelle Figure C13 e C14 per il PTS.

Per completezza in Figura C37 vengono comunque rappresentate sul territorio le concentrazioni (deposizioni) stimate nelle simulazioni relative allo scenario di riferimento per i metalli pesanti (Cd+Tl).

In Tabella C15 vengono sinteticamente riportati i valori massimi di concentrazione media annua e deposizione annua cumulata ottenuti.

Tabella C15: Valori massimi delle stime per i vari metalli (scenario di riferimento).

Inquinante	Concentrazione massima	Deposizione massima
Metalli pesanti (Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V)	0.649 µg/m ³	2.816 g/m ² y
Cd+Tl	36 ng/m ³	0.156 g/m ² y
Hg	14.0 ng/m ³	0.008 g/m ² y

Dal punto di vista normativo si osserva che per alcuni elementi del gruppo dei metalli pesanti sono vigenti limiti per la qualità dell’aria o obiettivi di qualità fissati dal D.Lgs. 155/2010.

In particolare viene indicato un valore limite per le concentrazioni medie annue di 0.5 µg/m³ per il Pb, e valori obiettivo pari a 20 ng/m³ e 6.0 ng/m³ per Ni e As rispettivamente.

Per altri elementi, come Mn, V e Cr sono disponibili dei valori guida di riferimento indicati dal WHO [WHO 2000].

Poiché le simulazioni sono effettuate considerando i dati aggregati non è possibile effettuare un dettagliato confronto tra queste soglie di valutazione ed i risultati ottenuti. In termini generali si può osservare che senz’altro il limite relativo al Pb può considerarsi rispettato in gran parte del territorio, tuttavia sussistono dei punti recettori nei quali le stime non consentono di avere questa certezza, anche tenuto conto del fatto che senz’altro la componente del Pb all’interno dell’emissione è da considerarsi fortemente predominante. Si può invece affermare che sono rispettati il valore guida WHO di 20 µg/m³ per il V o quello di 1 µg/m³ per il Cr (esavalente); inoltre probabilmente anche il valore di 0.15 µg/m³ (valore guida WHO) per il Mn potrebbe essere rispettato; niente è possibile invece dire per i rimanenti elementi, in particolare Ni e As, per i quali le soglie di valutazione risultano ampiamente inferiori alle concentrazioni massime ottenute con le simulazioni per l’intero gruppo di metalli.

Si osserva che il valore obiettivo del D.Lgs. 155/2010 pari a 5 ng/m³ per il Cd potrebbe risultare superato in alcuni recettori considerando che la concentrazione massima stimata di Cd+Tl è circa 7 volte superiore.

Viceversa il valore guida WHO di 1 µg/m³ per l’Hg risulta abbondantemente più elevato dei massimi stimati.

Le Figure C38 e C39 riportano i risultati ottenuti per l’Hg.

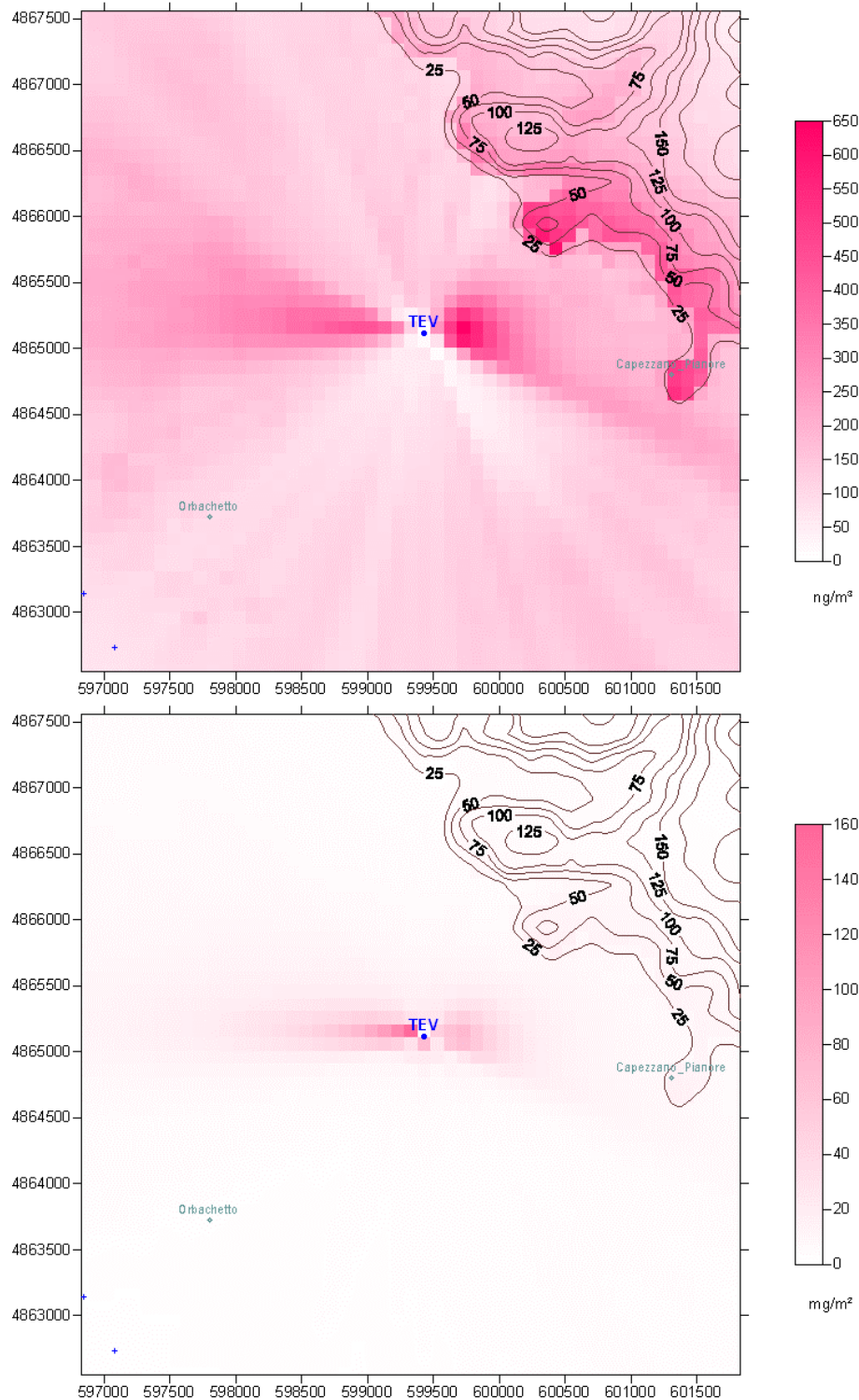


Figura C37: Vecchio impianto, scenario di riferimento, rappresentazione nell'area ristretta (5 km x 5 km). In alto concentrazioni medie annue di metalli pesanti espresse in ng/m^3 . In basso deposizioni cumulate annue di Cd+Tl (in mg/m^2).

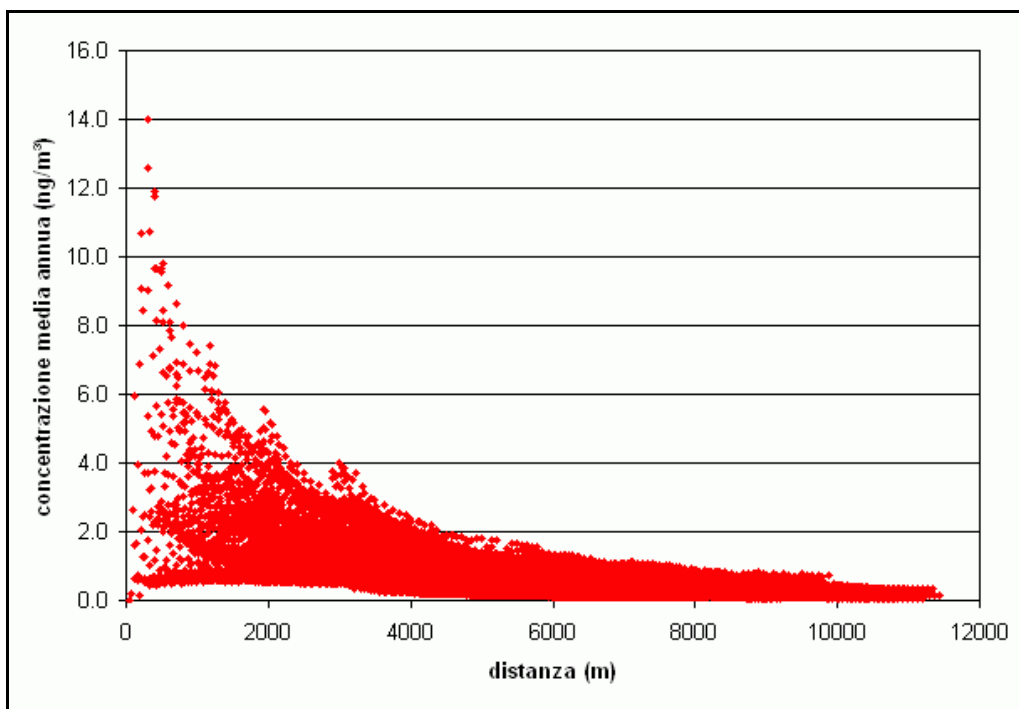


Figura C38: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Concentrazioni medie annue di Hg espresse in ng/m³ al variare della distanza dalla sorgente.

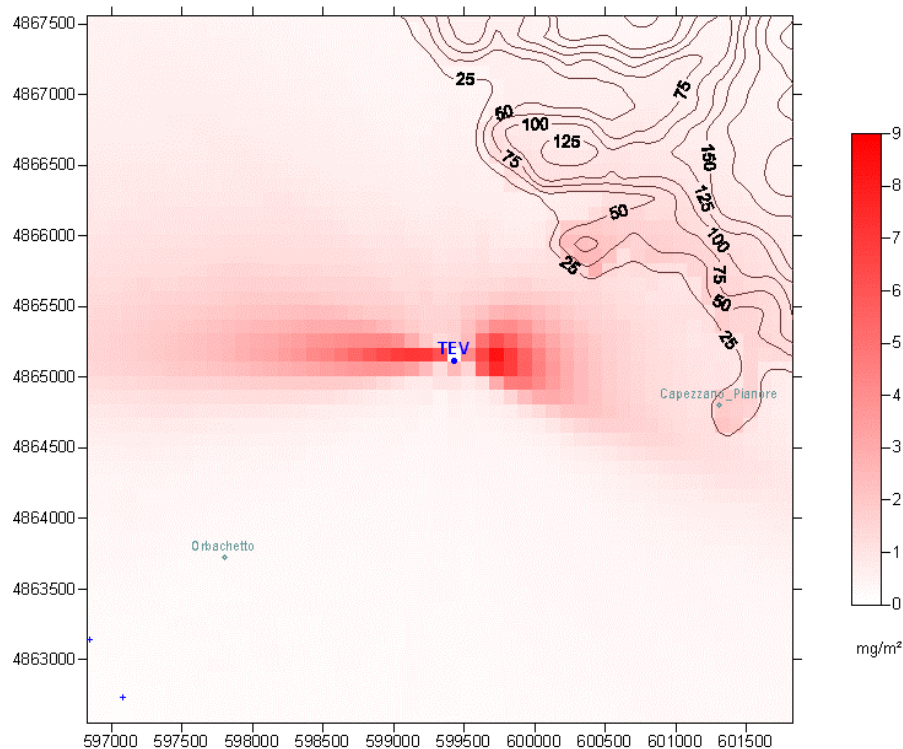


Figura C39: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Deposizioni cumulate annue di Hg (in mg/m²) nell'area ristretta (5 km x 5 km).

5.2.2. Impianto attuale: scenario limite e scenario medio

I dati riportati in Tabella C2 presentano i valori di emissione adottati per i due scenari ipotizzati ed analizzati per l'impianto attuale: scenario limite, nel quale le emissioni sono state scelte corrispondenti ai valori limite autorizzati, in gran parte coincidenti con quelli della normativa attuale; scenario medio, nel quale invece sono state scelte le emissioni corrispondenti ai valori medi dei controlli e degli autocontrolli effettuati ai camini nel corso dell'attività dell'impianto. Poiché per ogni inquinante considerato tra i due scenari viene modificato esclusivamente il flusso di massa, le concentrazioni (e deposizioni) corrispondenti ad ogni punto del territorio nei due scenari si mantengono nello stesso rapporto e conseguentemente possono essere facilmente dedotte le une dalle altre.²¹ Per tale motivo le rappresentazioni grafiche riportate saranno in genere limitate ai risultati di un solo scenario, rimandando allo specifico Allegato nel quale sono invece riportate nella loro totalità.

5.2.2.1 Particolato (PTS, PM10 e PM2.5)

In Tabella C16 sono presentati i valori massimi delle concentrazioni e deposizioni di particolato nelle sue diverse componenti PTS, PM10 e PM2.5, stimati con le applicazioni modellistiche.

Come atteso le concentrazioni medie annue più elevate risultano dell'ordine di qualche ng/m³ (con poche differenze tra PTS, PM10 e PM2.5) quindi vari ordini di grandezza inferiori ai valori limite per la qualità dell'aria. Da questo punto di vista l'impianto produce impatti trascurabili.

In termini di deposizione si osserva qualche differenza più pronunciata tra PTS, PM10 e PM2.5, con valori di quest'ultima componente dimezzati rispetto a quelli del PTS, pur costituendone in emissione ben l'87%.

Tabella C16: Stime dei valori massimi di concentrazione e deposizione di particolato per l'impianto attuale.

Scenario	PTS		PM10		PM2.5	
	Concentrazione media annua (ng/m ³)	Deposizione cumulata annua (mg/m ² y)	Concentrazione media annua (ng/m ³)	Deposizione cumulata annua (mg/m ² y)	Concentrazione media annua (ng/m ³)	Deposizione cumulata annua (mg/m ² y)
Medio	2.1	1.9	2.0	1.3	1.9	0.9
Limite	10.5	9.6	10.0	6.4	9.4	4.4

La rappresentazione sul territorio dei valori di concentrazione del PM10 stimati dalle simulazioni è mostrata in Figura C41 relativamente allo scenario limite.

Una rappresentazione analoga con isolivelli di concentrazione è riportata in Figura C42. Per quanto detto in precedenza i valori relativi allo scenario medio si possono leggere dalla stessa figura considerando il valore degli isolivelli diviso per un fattore 5.

²¹ Questo deriva dalla proporzionalità tra concentrazione e flusso di massa in emissione assunta nel modello di dispersione, la quale è una caratteristica della tipologia dei modelli (analitici) stazionari.

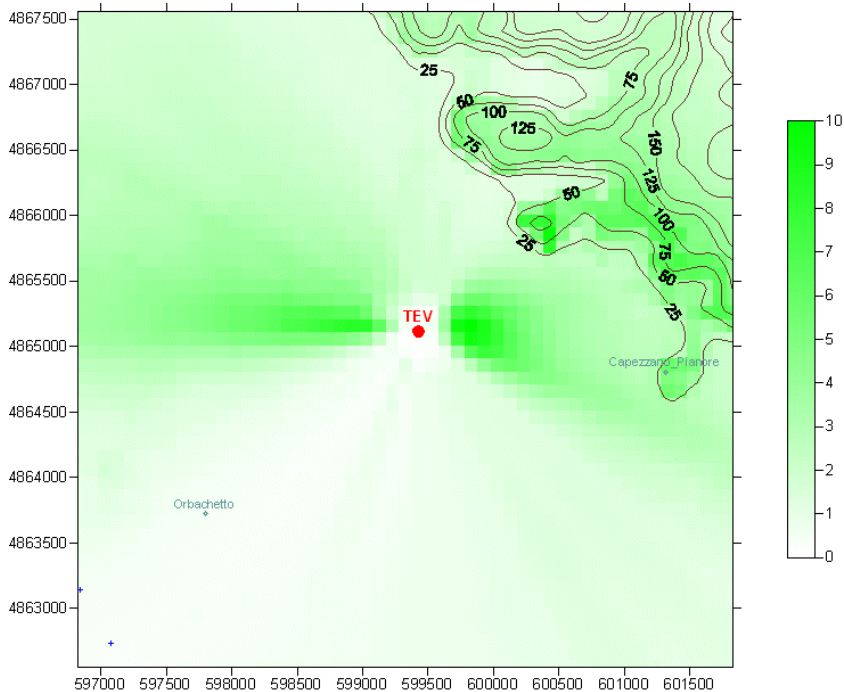


Figura C41: Impianto attuale, scenario limite: concentrazioni medie annue di particolato PM10 nell'area più vicina all'impianto (5 km x 5 km). Valori in ng/m^3 . Sono rappresentati gli isolivelli relativi alle quote del territorio.

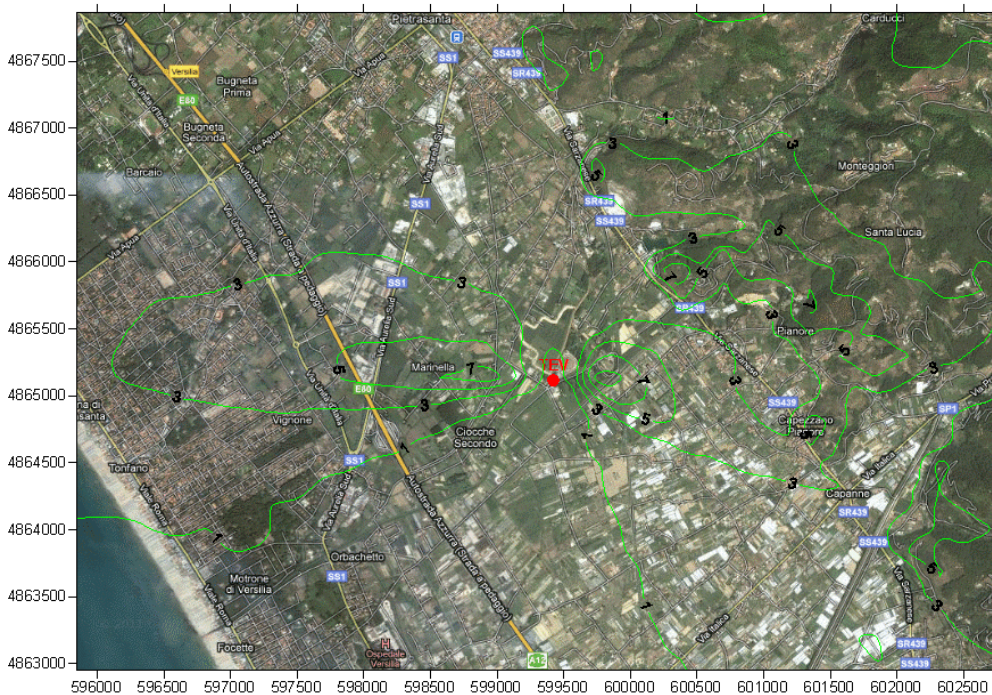


Figura C42: Impianto attuale, scenario limite; isolivelli di concentrazione media annua di particolato PM10 in ng/m^3 .

Si osserva che pur modificandosi in modo significativo le caratteristiche emissive (camini ben più elevati, maggiore velocità di espulsione dei fumi), qualitativamente le aree di massima ricaduta rimangono quelle già individuate per il vecchio impianto, ovvero le zone poste ad est ed ovest della sorgente a distanze dai 300 ai 700 m, e le aree collinari prospicienti.

5.2.2.2 Microinquinanti (PCDD/F, PCB_{DL}, IPA)

In Figura C43 sono riportate sul territorio le concentrazioni medie annue stimate per PCDD/F nello scenario limite; vengono mostrati i risultati nell'intera area di interesse.

I valori massimi in termini di concentrazioni risultano dell'ordine di 1 fg I-TE/m³, quindi circa 80 volte inferiori a quelli stimati per il vecchio impianto nello scenario di riferimento.

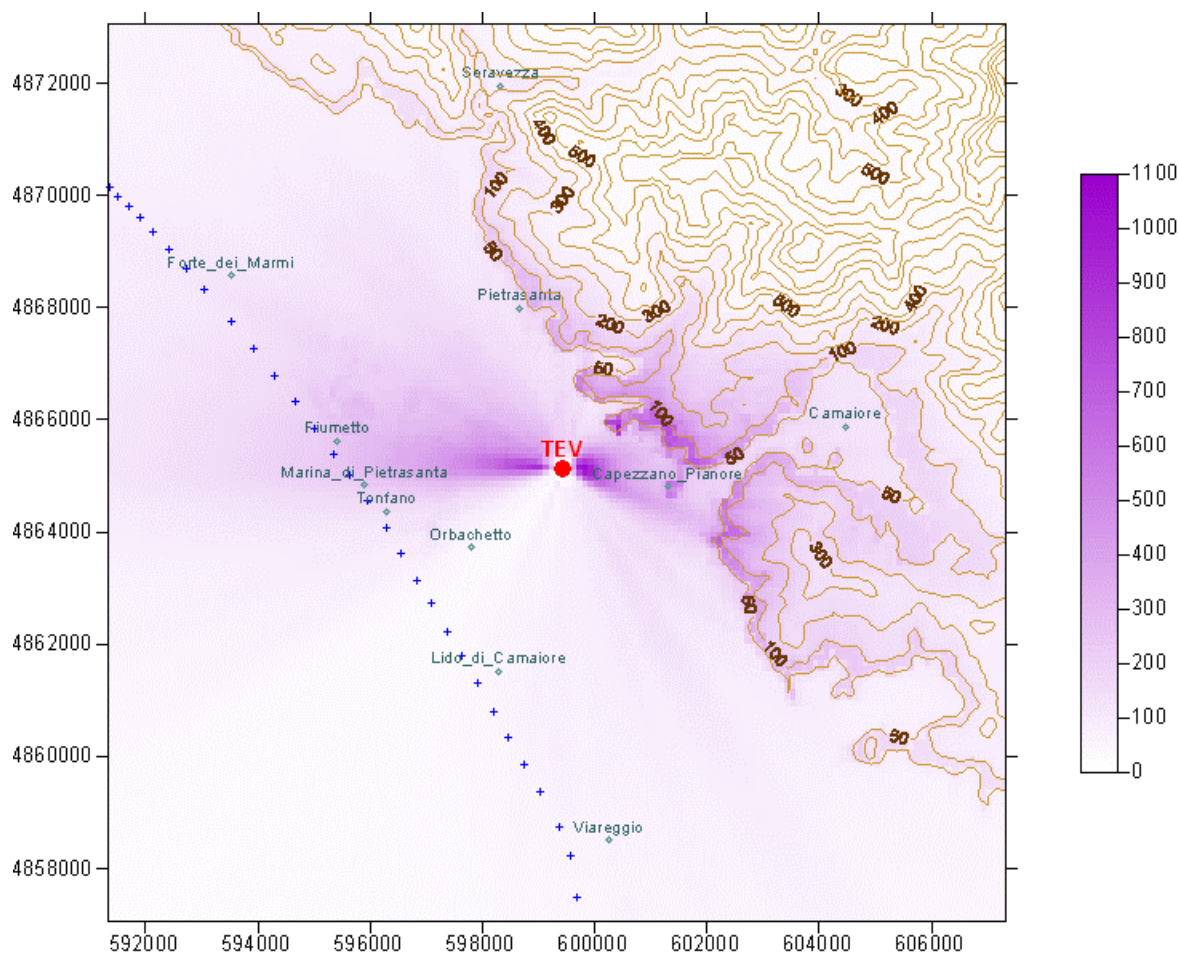


Figura C43: Impianto attuale, scenario limite: concentrazioni medie annue di PCDD/F nell'intera area d'interesse (16 km x 16 km). Valori espressi in ag I-TE/m³ (ovvero 10⁻¹⁸g/m³, equivalenti a 10⁻³ fg I-TE/m³). Sono rappresentati gli isolivelli relativi alle quote del territorio.

I risultati relativi allo scenario medio sono invece mostrati nella successiva Figura C44 nell'area più ristretta (5 km x 5 km), sulla quale sono maggiormente visibili i dettagli e le differenze tra i vari recettori.

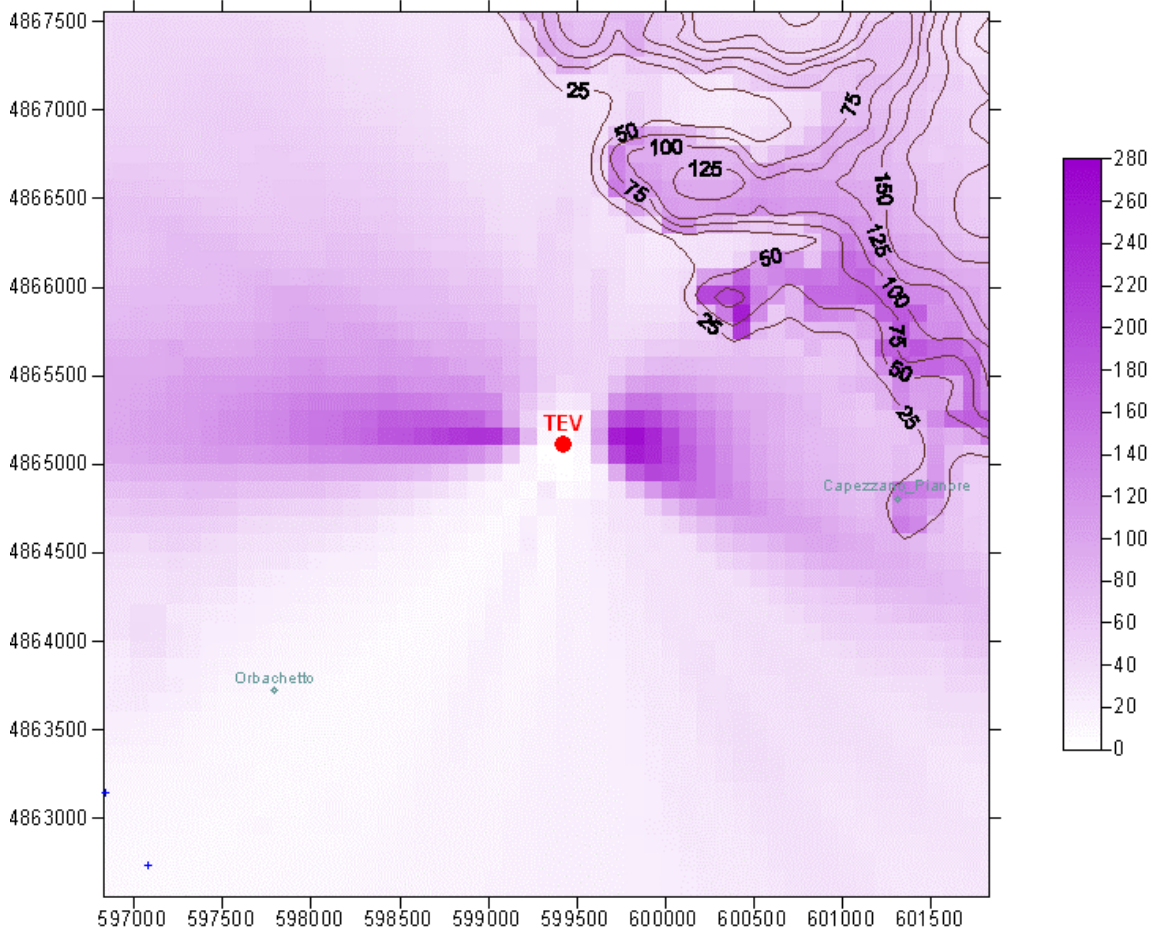


Figura C44: Impianto attuale, scenario medio; concentrazioni medie annue di PCDD/F nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in ag I-TE/m³ (ovvero 10⁻¹⁸g/m³, equivalenti a 10⁻³ fg I-TE/m³). Sono rappresentati gli isolivelli relativi alle quote del territorio.

In Tabella C17 sono riepilogate le stime dei valori massimi di concentrazione e deposizione ottenute con le simulazioni.

Tabella C17: Stime dei valori massimi di concentrazione e deposizione di PCDD/F per l'impianto attuale.

PCDD/F	Scenario limite	Scenario medio
Max Concentrazione media annua	1.26 fg I-TE/m ³	0.27 fg I-TE/m ³
Max deposizione cumulata annua	545 pg I-TE/m ² y	149 pg I-TE/m ² y
Max deposizione media giornaliera	1.63 pg I-TE/m ² d	0.41 pg I-TE/m ² d

Ricordando quanto precedentemente discusso nell'ambito del commento ai risultati per il vecchio impianto, si osserva che le concentrazioni risultano ampiamente inferiori al livello di azione ISS di 40 fg TE/m³. Inoltre le stime relative alla deposizione (si fa riferimento in questo caso alla media giornaliera) risultano inferiori, per entrambi gli scenari, alla soglia indicata in [Van Lieshout et al. 2001] pari a 3.4 pg TE/m²d relativa ad un TDI di 1 pg/ TE/d kg(BW).

La distribuzione sul territorio delle deposizioni (espressa ancora in $\text{pg TE/m}^2\text{d}$) è riportata nella successiva Figura C45. In questa si osserva come i valori massimi corrispondano adesso alle zone poste ad ovest dell'impianto.

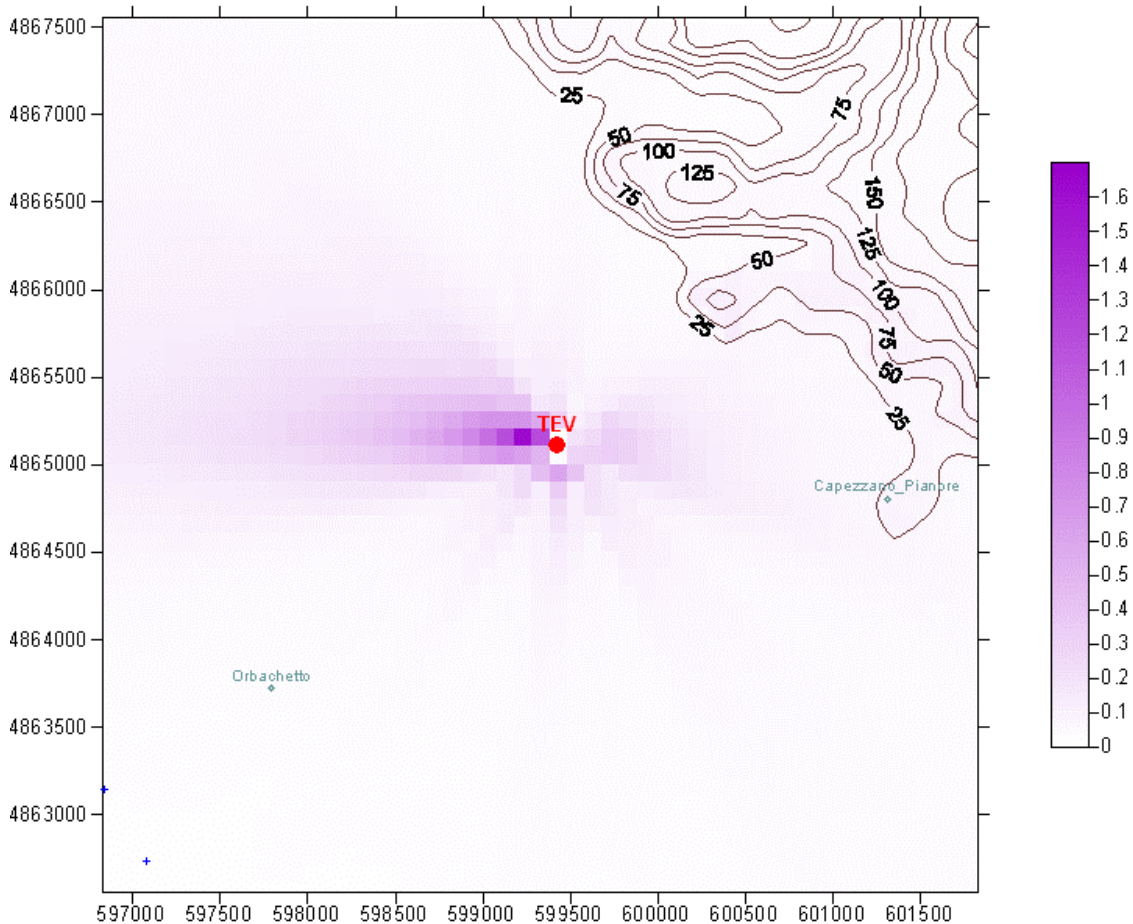


Figura C45: Impianto attuale, scenario limite; deposizioni medie giornaliere di PCDD/F nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in $\text{pg I-TE/m}^2\text{d}$. Sono rappresentati gli isolivelli relativi alle quote del territorio.

Per quanto riguarda i PCB_{DL} le concentrazioni massime medie annue stimate risultano pari a 56 ag W-TE/m^3 e 42 ag W-TE/m^3 rispettivamente per lo scenario limite e per quello medio; le deposizioni cumulate annue massime risultano pari a 8.6 e $6.5 \text{ pg W-TE/m}^2\text{y}$ ovvero tradotte in medie giornaliere pari a 0.024 e $0.018 \text{ pg W-TE/m}^2\text{d}$.

L'aggiunta di questi valori di deposizione giornaliera a quelli di Figura C45 relativi alle PCDD/F non porta a variazioni significative, per cui quanto precedentemente affermato relativamente al rispetto delle soglie indicate in [Van Lieshout et al. 2001] si conferma anche sommando il contributo di PCDD/F e PCB_{DL} .

Per quanto riguarda gli IPA le concentrazioni medie annue più elevate stimate nei due scenari emissivi risultano rispettivamente di 105 pg/m^3 per quello limite ed 1 pg/m^3 per quello medio, riflettendo le differenze nei flussi di massa adottati in emissione (di un fattore pari a 100). Questi valori risultano dalle 10 alle 1000 volte inferiori al valore obiettivo di 1 ng/m^3 per il benzo(a)pirene del D.Lgs. 155/2010.

Per le deposizioni vengono stimati valori massimi annui cumulati di $71 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{y}$ per lo scenario limite; questi si riducono di un fattore 100 nello scenario medio, il quale produce quindi un valore massimo di $0.7 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{y}$.

5.2.2.3 Metalli

Nella successiva Figura C46 sono riportati sul territorio i valori delle concentrazioni medie annue di metalli pesanti (Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V) per lo scenario limite. Il valore massimo in questo caso risulta di $5.25 \text{ ng}/\text{m}^3$, mentre quello relativo allo scenario medio risulta pari a $2.10 \text{ ng}/\text{m}^3$. A titolo indicativo questi possono essere confrontati con i valori obiettivo del D.Lgs. 155/2010 relativi all'As, pari a $6.0 \text{ ng}/\text{m}^3$, ed al Ni, pari a $20.0 \text{ ng}/\text{m}^3$.

I valori massimi di deposizione cumulata annua (riportati con gli altri in Tabella C18) valgono $4.8 \text{ mg}/\text{m}^2\text{y}$ ed $1.9 \text{ mg}/\text{m}^2\text{y}$ rispettivamente per lo scenario limite e per quello medio.

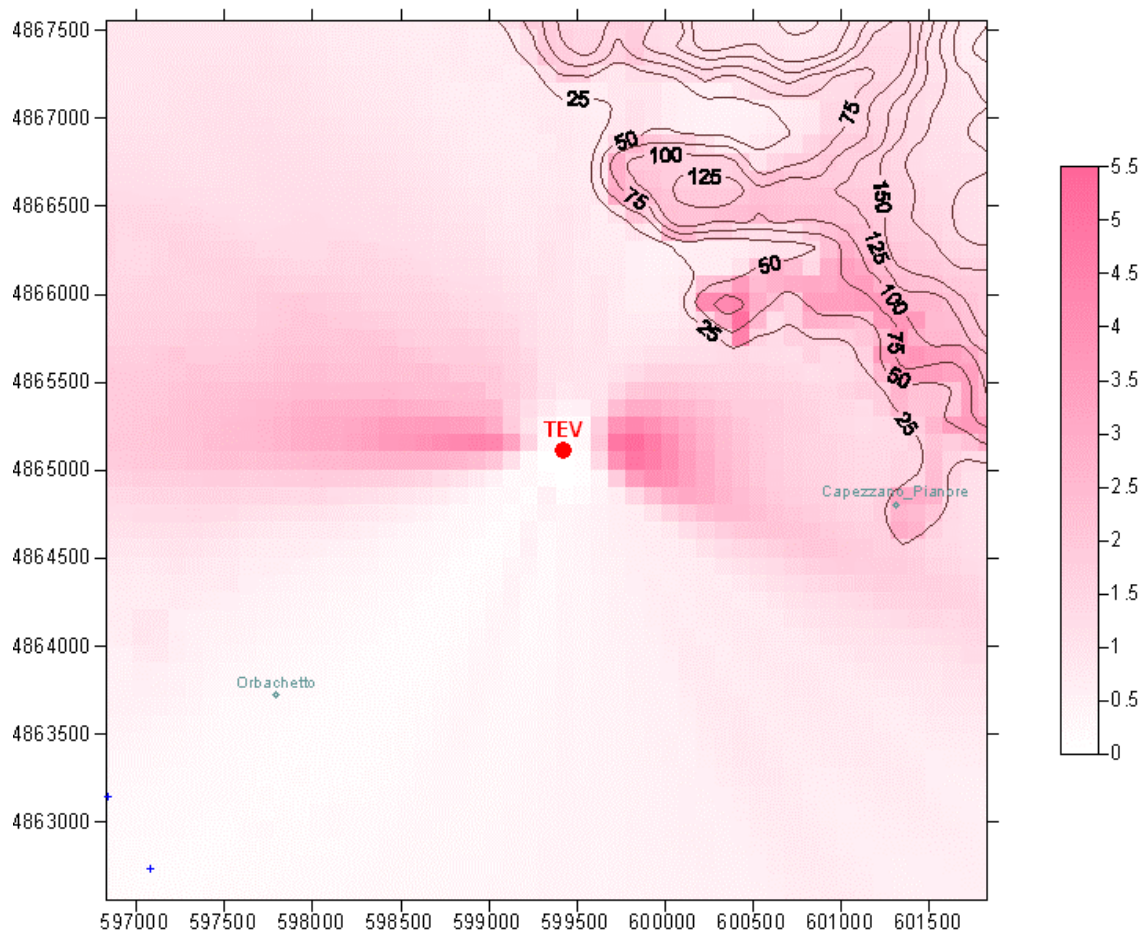


Figura C46: Impianto attuale, scenario limite; concentrazioni medie annue di metalli pesanti nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in ng/m^3 . Sono rappresentati gli isolivelli relativi alle quote del territorio.

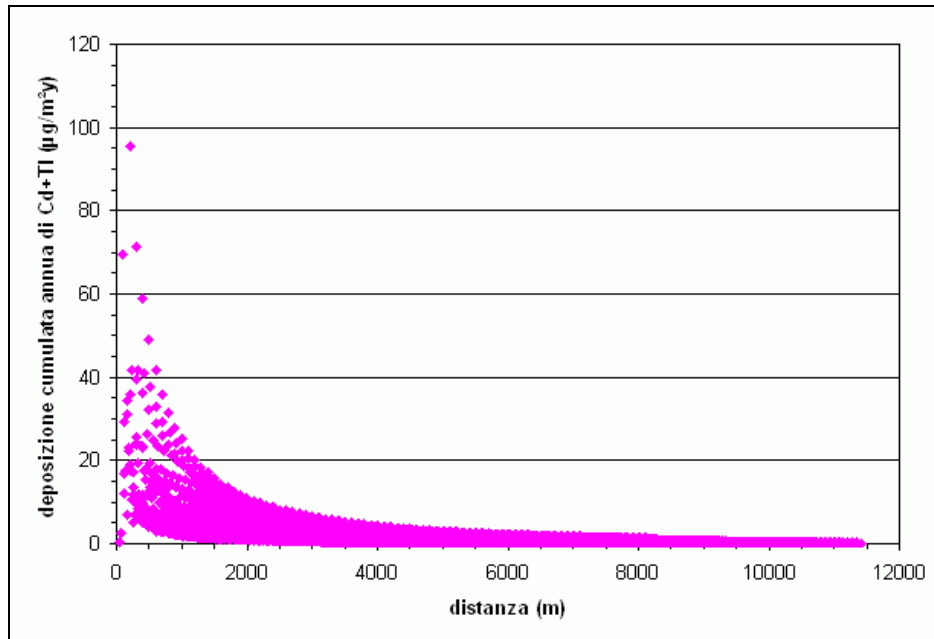


Figura C47: Impianto attuale, scenario medio. Deposizioni cumulate annue di Cd+Tl espresse in $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{y}$ al variare della distanza dalla sorgente.

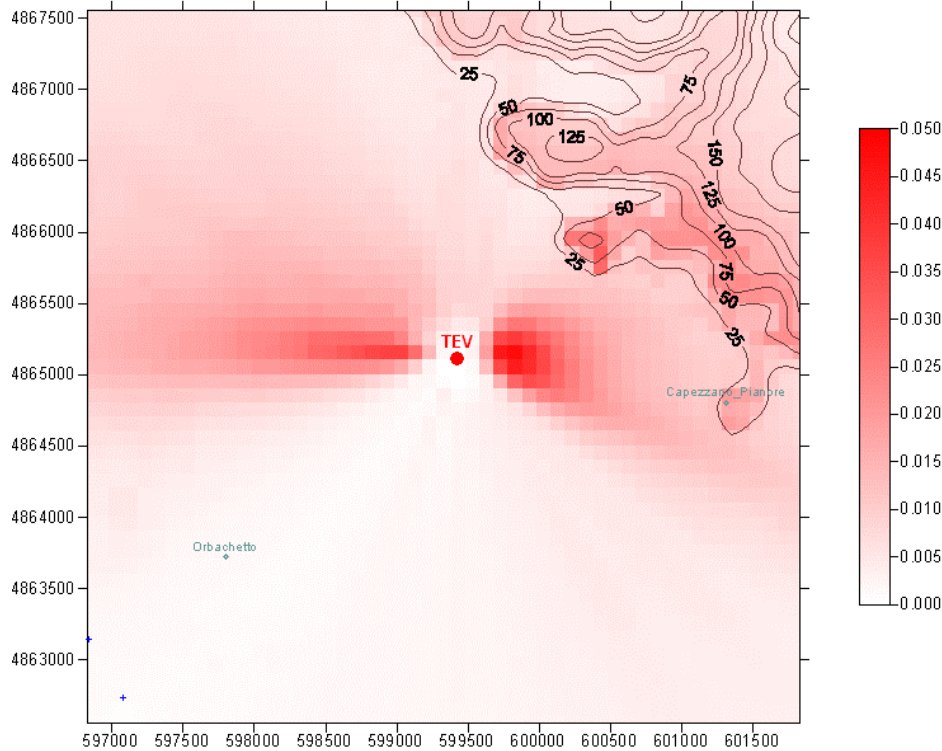


Figura C48: Impianto attuale, scenario medio; concentrazioni medie annue di Hg nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in ng/m^3 . Sono rappresentati gli isolivelli relativi alle quote del territorio.

Tabella C18: Valori massimi delle stime per i vari metalli per l'impianto attuale.

Inquinante	Concentrazione massima		Deposizione massima	
	Scenario limite	Scenario medio	Scenario limite	Scenario medio
Metalli pesanti (Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V)	5.25 ng/m ³	2.10 ng/m ³	4.8 mg/m ² y	1.9 mg/m ² y
Cd+Tl	0.53 ng/m ³	0.11 ng/m ³	478 µg/m ² y	95 µg/m ² y
Hg	0.48 ng/m ³	0.05 ng/m ³	242 µg/m ² y	24 µg/m ² y

In Figura C47 è rappresentato l'andamento con la distanza delle deposizioni cumulate annue di Cd+Tl relative allo scenario medio. Il valore massimo è in questo caso pari a 95 µg/m²y mentre la massima concentrazione media annua risulta di 0.11 ng/m³. Per lo scenario limite la massima deposizione cumulata annua è di 478 µg/m²y, e la concentrazione massima di circa 0.53 ng/m³.

Qualitativamente i valori di concentrazione possono essere confrontati con il valore obiettivo di 5.0 ng/m³ presente per il Cd nel D.Lgs. 155/2010.

Infine in Figura C48 viene riportata la rappresentazione sul territorio delle stime di concentrazione media annua valutate per l'Hg nello scenario medio. Il valore massimo (si veda la Tabella C18) risulta pari a 48 pg/m³ e raggiunge i 476 pg/m³ nello scenario limite.

Le deposizioni cumulate annue più elevate risultano pari a 24 µg/m²y e 242 µg/m²y rispettivamente per lo scenario medio e quello limite.

5.3 Confronto tra i risultati ottenuti per i due impianti

A questo punto appare essenziale interpretare seppur sinteticamente i risultati ottenuti in termini di stime di ricadute per i due impianti.

In Tabella C19 vengono a tal fine riportati i valori massimi stimati nelle simulazioni per i vari inquinanti con alcuni indicatori quantitativi riferiti ai livelli o valori limite o soglie di valutazione utilizzabili.

Tabella C19: Confronto tra i valori massimi di ricaduta stimati per i due impianti (scenario di riferimento per il vecchio impianto, scenario limite per l'impianto attuale).

Inquinante	Vecchio impianto		Impianto attuale		Limiti di legge o soglie di valutazione
	Valore massimo	Area (km ²) con valori \geq alla soglia (ultima colonna)	Valore massimo	Area (km ²) con valori \geq alla soglia (ultima colonna)	
PCDD/F concentrazione media annua, fg TE/m ³	420	64.4 (25% del totale)	1.26	0	40 (†)
PCDD/F deposizione media giornaliera, pg TE/m ² d	1923	87.0 (34% del totale)	1.63	0	14 (‡)
PCDD/F+PCB _{DL} deposizione media giornaliera, pg TE/m ² d	1934	131.0 (51% del totale)	1.65	0	8.2 (#)
IPA concentrazione media annua, ng/m ³	0.39	0	0.11	0	per benzo(a)pirene 1 (*)
Metalli pesanti concentrazione media annua, ng/m ³	649	non determinabile	5.25	0	per Pb 500 (*) per Ni 20 (*) per As 6 (*) per V 20000 (+) per Cr 1000 (+) per Mn 150 (+)
Cd+Tl concentrazione media annua, ng/m ³	36	non determinabile	0.55	0	per Cd 5 (*)
Hg concentrazione media annua, µg/m ³	0.014	0	0.0005	0	1 (+)
PM2.5 concentrazione media annua, µg/m ³	5.9	0	0.009.4	0	25 (*)
PM10 concentrazione media annua, µg/m ³	8.5	0	0.010	0	40 (*)
(†) [Di Domenico 1988]; (‡) [Van Lieshout et al. 2001]; (#) [Cornelis et al. 2007]; (*) D.Lgs. 155/2010; (+) [WHO 2000]					



Con gli scenari emissivi assunti per il vecchio impianto le stime delle concentrazioni massime e delle deposizioni più elevate risultano per molti inquinanti superiori o confrontabili con i limiti o soglie di valutazione; in particolare come già segnalato in precedenza le aree soggette a concentrazioni/deposizioni di PCDD/F e PCDD/F+PCB_{DL} superiori alle soglie di azione proposte risultano notevolmente estese.

Viceversa le simulazioni relative all'impianto attuale producono stime di ricadute che risultano ordini di grandezza inferiori alle precedenti, sempre ampiamente al di sotto dei valori limite o soglie di valutazione, anche quando si considera lo scenario più conservativo, ovvero quando si assumono in emissione i valori limite dell'autorizzazione.

Poiché questo comportamento è sostanzialmente esteso a tutti gli inquinanti considerati, ne discende che l'impatto complessivo, il carico o la pressione ambientale dell'impianto attuale risulti enormemente inferiore a quello stimabile per il vecchio impianto.

Un modo per quantificare questo aspetto sarebbe quello di effettuare una valutazione del rischio sanitario in corrispondenza delle stime dovute ai due impianti. Una tale valutazione, senz'altro complessa, esula dagli obiettivi del presente lavoro, nel quale tuttavia si è cercato di produrre dati ed informazioni anche propedeutiche all'impiego di un simile approccio.

6. Sintesi e discussione dei risultati

Si ritiene utile effettuare una sintesi del complesso dei risultati ottenuti con le simulazioni modellistiche.

In primo luogo si riportano alcuni risultati validi in generale per entrambi gli impianti e gli scenari emissivi analizzati.

L'analisi di sensibilità effettuata rispetto all'input meteorologico (ed alla sua completezza) ha evidenziato una criticità legata alla variabilità dei risultati di deposizione secca per il particolato; si ricorda che a questa si aggiungono anche le considerazioni già espresse nella Parte A relativamente alla variabilità delle precipitazioni e quindi ai risultati ottenibili per la deposizione umida. La stima delle deposizioni richiede quindi un livello di maggiore precisione di definizione dell'input meteorologico e l'impiego di dati relativi a più annualità.

Le variazioni che si introducono utilizzando file dati incompleti non risultano invece rilevanti finché le lacune si mantengono sull'ordine del numero di ore/dati di quello del dataset impiegato (ovvero di qualche centinaio di ore, si veda la Parte A).

Le stime ottenute con l'impiego dei differenti dataset meteorologici producono variazioni e differenze più rilevanti nelle aree del territorio caratterizzate da orografia complessa ed in particolare nella fascia di altitudine corrispondente alla quota raggiunta dall'elevazione del pennacchio dei fumi.

Tra i set di dati meteo predisposti le simulazioni quantitative sono state eseguite con quello indicato come "screening", il quale garantisce stime maggiormente conservative.

Le concentrazioni stimate per le tre forme di inquinante (gas, PM e PMB) e conseguentemente per le diverse sostanze inquinanti al variare della distanza dalla sorgente mostrano un comportamento caratterizzato da più picchi e massimi relativi. Questo andamento è invece molto meno evidente, circoscritto in pratica alla sola forma gas, per quanto riguarda le deposizioni.

I picchi o massimi secondari sono dovuti agli impatti fisici del pennacchio dei fumi sui rilievi posti alle varie distanze dalla sorgente. Ciò comporta un ulteriore incremento del livello di incertezza delle stime in quanto in tali condizioni di orografia la risposta del modello non è ottimale (e comporta in genere una sovrastima).

Il comportamento delle concentrazioni in atmosfera e delle deposizioni al suolo al variare della distanza mostra una ampia variabilità, ovvero per una data distanza risultano presenti sul territorio recettori soggetti a livelli di esposizione assai differenti. Ne consegue che l'impiego della distanza come "proxy" per spiegare o valutare i risultati dell'analisi sanitaria può introdurre elementi di notevole variabilità che occorre tenere in considerazione. Inoltre la variabilità osservata indica anche la limitata rappresentatività spaziale dei valori più elevati di ricadute, associati spesso a pochi recettori mentre la rimanente parte del territorio è soggetta a valori ben più ridotti. Viceversa viene osservata una lenta variabilità con la distanza delle medie spaziali (ovvero delle concentrazioni e deposizioni mediate su tutti i recettori ad una data distanza dalla sorgente).

Le simulazioni effettuate (per l'impianto attuale) variando la distribuzione del particolato indicano come questa costituisca un elemento potenzialmente critico in quanto suscettibile di portare a variazioni molto elevate nella stima delle deposizioni.

La distribuzione dei congeneri risulta limitatamente importante nella stima delle concentrazioni di PCDD/F (rispetto ad una distribuzione equiprobabile dei congeneri), mentre appare maggiormente rilevante per quella delle deposizioni.

Relativamente alla stima dei valori quantitativi dei diversi inquinanti ottenuti con le simulazioni si sintetizzano i seguenti risultati.

Per l'impianto attuale si osserva che in termini di ricadute le concentrazioni e deposizioni dei vari inquinanti risultano sempre e comunque per ordini di grandezza inferiori ai valori limite esistenti o alle soglie di valutazione considerate; ciò sia nell'ipotesi di emissioni corrispondenti ai valori limite autorizzati (scenario limite) che nel caso dello scenario medio, ovvero con emissioni corrispondenti a quelle misurate nei controlli e negli autocontrolli. Inoltre tenuto conto dei fattori conservativi insiti nelle stime, gli impatti reali possono essere considerati anche inferiori, ammessa la corretta gestione dell'impianto.

Diversi appaiono i risultati ottenuti per il vecchio impianto. Al di là delle incertezze dovute alla ricostruzione delle emissioni fondata su dati di letteratura, le concentrazioni e le deposizioni stimate risultano spesso, per quasi tutti gli inquinanti considerati, sicuramente significative su ampie zone del territorio.

In particolare appaiono senz'altro rilevanti le concentrazioni e le deposizioni di PCDD/F, con valori superiori alle soglie di azione (attualmente indicate per mantenere la dose giornaliera entro i limiti proposti dal WHO) su gran parte del territorio considerato. Questo fa presupporre che nel periodo di attività si possano essere effettivamente verificate condizioni di impatto potenzialmente capaci di incidere sulla salute della popolazione interessata.

Al riguardo si osserva che le aree di maggiore impatto previste nelle simulazioni coincidono sostanzialmente per i vari inquinanti, e che di conseguenza su queste aree il carico prodotto dall'impianto nel corso della sua attività diviene complessivamente più rilevante.

La valutazione di questi aspetti non può essere effettuata con le sole concentrazioni o deposizioni stimate, ma richiede la valutazione dei rischi sanitari associati e complessivi. Lo studio, per quanto è stato possibile, ha predisposto dei dataset utilizzabili per questo tipo di approccio.

Si osserva infine che tra i dati prodotti e forniti a completamento dello studio sono presenti anche i risultati relativi a concentrazioni e deposizioni per le forme generali di inquinante (gas, PM e PMB); attraverso l'utilizzo di questi dati è possibile effettuare la determinazione e valutazione delle concentrazioni e deposizioni dei vari inquinanti variando i flussi di massa in emissione e le proporzioni tra le diverse tipologie. Conseguentemente ciò permette di effettuare stime alternative rispetto a quelle qui proposte.

7. Conclusioni

Il lavoro effettuato ha permesso di produrre una serie di stime di concentrazioni medie annue e deposizioni cumulate annue associate alle emissioni dell'impianto attuale e di quello precedente, con elevata risoluzione spaziale, per tutti gli inquinanti di maggiore interesse sanitario. Questo obiettivo, sintetizzato in questa parte dello studio, è stato corredato anche da una serie di verifiche e simulazioni di controllo che hanno permesso di poter valutare almeno qualitativamente alcuni aspetti ed elementi legati all'incertezza delle stime modellistiche.

Il lavoro qui riportato ha permesso inoltre di valutare e considerare le richieste informative e cognitive necessarie per poter sviluppare un'applicazione modellistica come strumento a supporto di una valutazione di rischio sanitario.

Sono complemento e completamento di questa parte i files con i dati ottenuti dalle simulazioni, descritti in dettaglio in Appendice 1.

Appendice 1 – Descrizione dei files dei risultati

Vengono di seguito descritti i dataset predisposti contenenti i risultati ottenuti.

Si tratta di 8 file di dati in formato testo o csv (con virgola come separatore di campo, punto come separatore decimale).

1. tg_a.csv contenente i risultati delle simulazione relativi alle diverse forme di inquinanti (gas, PM e PMB) per l'impianto attuale.
2. tg_o.csv contenente i risultati delle simulazione relativi alle diverse forme di inquinanti (gas, PM e PMB) per il vecchio impianto.
3. tev_a_i_micro.csv contenente i risultati relativi agli inquinanti PCDD/F, IPA, PCBDL, per l'impianto attuale.
4. tev_o_i_micro.csv contenente i risultati relativi agli inquinanti PCDD/F, IPA, PCBDL, per il vecchio impianto.
5. tev_a_i_metalli.csv contenente i risultati relativi agli inquinanti Metalli pesanti, Cd+Tl e Hg per l'impianto attuale.
6. tev_o_i_metalli.csv contenente i risultati relativi agli inquinanti Metalli pesanti, Cd+Tl e Hg per il vecchio impianto.
7. tev_a_i_pm.csv contenente i risultati relativi agli inquinanti PTS, PM10 e PM2.5 per l'impianto attuale.
8. tev_o_i_pm.csv contenente i risultati relativi agli inquinanti PTS, PM10 e PM2.5 per il vecchio impianto.

I files contengono le stime sui 25921 recettori dell'area di 16 km x 16 km intorno all'impianto (griglia con passo di 100 m), individuata dalle seguenti coordinate (UTM Fuso 32, Datum WGS48):

vertice NW (591329, 4873056)

vertice NE (607329, 4857056)

vertice SE (607329, 4873056)

vertice SW (591329, 4857056)

Tutti i files recano nel primo record una riga di intestazione che contiene l'indicazione del contenuto del campo in ciascun record del file; sigle di ovvia interpretazione individuano le specie inquinanti, una ulteriore lettera o gruppo di lettere indica lo scenario emissivo cui corrispondono le stime. Per l'impianto attuale sono presenti due scenari indicati rispettivamente con la lettera "L" quello limite, e la lettera "m" quello medio; per il vecchio impianto vengono forniti i risultati relativi ai tre scenari indicati come "ref" quello di riferimento, "15h" quello con emissioni parziali durante il giorno e l'anno, con "extra" quello con emissioni limitate nel tempo ma con extra-emissioni nelle prime ore del giorno. Per gli inquinanti viene riportata l'unità di misura nella quale le concentrazioni medie annue (indicate con "conc") e le deposizioni (indicate con "dpot") sono espresse; le deposizioni possono essere espresse in valori cumulati annui, se l'unità di misura contiene una "y" (per year) al denominatore (tipo xg/m^2y) oppure in medie giornaliere, se l'unità di misura contiene una "d" (per day) al denominatore (tipo xg/m^2d).

I primi campi di ciascun record contengono le coordinate del recettore (intestazioni "X" per EST, "Y" per NORD) e la sua quota slm in m ("ZELEV"). Il quarto campo indicato con "distanza" si riferisce alla distanza in m rispetto al punto "origine" considerato (599425, 4865117) dove è posta la sorgente del vecchio impianto.

Appendice 2 – Esempio di files di input per le simulazioni

Vengono di seguito riportati a titolo di esempio i contenuti di alcuni dei files di input per il modello ISC3ST utilizzati per le simulazioni.

1) file relativo al vecchio impianto, fase tipo gas, emissioni limitate (file di input delle emissioni orarie EO_15.TXT).

```
CO STARTING
CO TITLEONE FALASCAIA_OLD GAS (emissioni su 15 ore)
** in g/s, flusso di massa unitario
CO MODELOPT TOXICS CONC DDEP WDEP DEPOS DRYDPLT WETDPLT RURAL MSGPRO
CO AVERTIME 1 PERIOD
CO POLLUTID GAS
CO GASDEPVD 0.005
CO TERRHGTS ELEV
CO ERRORFIL C:\TEMP\ERRORS.OUT
CO RUNORNOT RUN
CO FINISHED
```

```
SO STARTING
**
SO LOCATION O1 POINT X Y Z
599425.0 4865117.0 3.0
**
SO SRCPARAM O1 Q HS TS VS DS
1.0 24.0 350.0 3.75 1.90
SO HOUREMIS EO_15.TXT
```

```
SO BUILDHGT O1 15.00 15.00 15.00 15.00 15.00 15.00
SO BUILDHGT O1 15.00 15.00 15.00 15.00 15.00 10.00
SO BUILDHGT O1 10.00 10.00 10.00 15.00 15.00 15.00
SO BUILDHGT O1 15.00 15.00 15.00 15.00 15.00 15.00
SO BUILDHGT O1 15.00 15.00 15.00 15.00 15.00 10.00
SO BUILDHGT O1 10.00 10.00 10.00 15.00 15.00 15.00
SO BUILDWID O1 28.16 25.45 21.98 21.50 25.03 27.85
SO BUILDWID O1 29.81 30.88 31.00 30.18 28.45 19.42
SO BUILDWID O1 17.60 20.44 22.65 30.93 30.93 30.00
SO BUILDWID O1 28.16 25.45 21.98 21.50 25.03 27.85
SO BUILDWID O1 29.81 30.88 31.00 30.18 28.45 19.42
SO BUILDWID O1 17.60 20.44 22.65 30.93 30.93 30.00
```

```
SO GAS-SCAV O1 LIQ 0.7E-5
SO GAS-SCAV O1 ICE 0.2E-5
SO SRCGROUP ALL
SO FINISHED
```

```
RE STARTING
RE ELEVUNIT METERS
** FILE CON I RECETTORI DEL TERRENO COMPLESSO
RE INCLUDED F16K100R.DAT
RE FINISHED
```



ME STARTING
 INPUTFIL D0910DGS.DAT
 ANEMHGHT 10.
 SURFDATA 22 2010 FALASCAIA
 UAIRDATA 22 2010 FALASCAIA
 DAYRANGE 1-365
 ME WDROTATE 180
 ME FINISHED

TG STARTING
 TG INPUTFIL F16K100.DAT
 TG LOCATION 0.0 0.0 METERS
 TG FINISHED

OU STARTING
 OU RECTABLE ALLAVE FIRST
 OU MAXTABLE ALLAVE 50
 OU PLOTFILE 1 ALL FIRST OHGSD.DAT
 OU PLOTFILE PERIOD ALL OYGSD.DAT

OU FINISHED

2) file relativo al nuovo impianto, fase tipo particolato

CO STARTING
 CO TITLEONE FALASCAIA FASE PARTICOLATO NEW
 ** g/s FLUSSO DI MASSA UNITARIO SU ENTRAMBI I CAMINI
 CO MODELOPT CONC DDEP WDEP DEPOS DRYDPLT WETDPLT RURAL MSGPRO
 CO AVERTIME 1 PERIOD
 CO POLLUTID PM
 CO TERRHGTS ELEV
 ** CO FLAGPOLE 2.0
 CO ERRORFIL C:\TEMP\ERRORS.OUT
 CO RUNORNOT RUN
 CO FINISHED

SO STARTING
 **

		X	Y	Z
SO LOCATION S1	POINT	599441.0	4865117.0	3.0
SO LOCATION S2	POINT	599427.0	4865130.0	3.0

**

	Q	HS	TS	VS	DS
SO SRCPARAM S1	1.0	50.0	375.3	10.1	1.10
SO SRCPARAM S2	1.0	50.0	375.3	10.1	1.10

SO BUILDHGT S1	35.00	35.00	35.00	35.00	35.00	35.00
SO BUILDHGT S1	35.00	35.00	35.00	35.00	35.00	35.00
SO BUILDHGT S1	35.00	35.00	35.00	35.00	35.00	35.00
SO BUILDHGT S1	35.00	35.00	35.00	35.00	35.00	35.00
SO BUILDHGT S1	35.00	35.00	35.00	35.00	35.00	35.00
SO BUILDHGT S1	35.00	35.00	35.00	35.00	35.00	35.00
SO BUILDWID S1	33.20	29.38	24.68	22.02	25.90	30.41



SO BUILDWID S1 34.00 36.55 38.00 38.29 37.42 35.41
 SO BUILDWID S1 33.10 35.93 37.68 38.28 37.71 36.00
 SO BUILDWID S1 33.20 29.38 24.68 22.02 25.90 30.41
 SO BUILDWID S1 34.00 36.55 38.00 38.29 37.42 35.41
 SO BUILDWID S1 33.10 35.93 37.68 38.28 37.71 36.00

SO BUILDHGT S2 35.00 35.00 35.00 35.00 35.00 35.00
 SO BUILDHGT S2 35.00 35.00 35.00 35.00 35.00 35.00
 SO BUILDHGT S2 35.00 35.00 35.00 35.00 35.00 35.00
 SO BUILDHGT S2 35.00 35.00 35.00 35.00 35.00 35.00
 SO BUILDHGT S2 35.00 35.00 35.00 35.00 35.00 35.00
 SO BUILDHGT S2 35.00 35.00 35.00 35.00 35.00 35.00
 SO BUILDWID S2 33.20 29.38 24.68 22.02 25.90 30.41
 SO BUILDWID S2 34.00 36.55 38.00 38.29 37.42 35.41
 SO BUILDWID S2 33.10 35.93 37.68 38.28 37.71 36.00
 SO BUILDWID S2 33.20 29.38 24.68 22.02 25.90 30.41
 SO BUILDWID S2 34.00 36.55 38.00 38.29 37.42 35.41
 SO BUILDWID S2 33.10 35.93 37.68 38.28 37.71 36.00

SO PARTDIAM S1-S2 1.58 6.92 21.54
 SO MASSFRAX S1-S2 0.87 0.06 0.07
 SO PARTDENS S1-S2 1.0 1.0 1.0
 SO PARTSLIQ S1-S2 7E-5 4.8E-4 6.7E-4
 SO PARTSICE S1-S2 2E-5 1.6E-4 2.2E-4
 SO SRCGROUP ALL
 SO FINISHED

RE STARTING
 RE ELEVUNIT METERS
 ** FILE CON I RECETTORI DEL TERRENO COMPLESSO
 RE INCLUDED F16K100R.DAT
 RE FINISHED

ME STARTING
 INPUTFIL D0910PMS.DAT
 ANEMHGHT 10.
 SURFDATA 22 2010 FALASCAIA
 UAIRDATA 22 2010 FALASCAIA
 DAYRANGE 1-365
 ME WDROTATE 180
 ME FINISHED

TG STARTING
 TG INPUTFIL F16K100.DAT
 TG LOCATION 0.0 0.0 METERS
 TG FINISHED

OU STARTING
 OU RECTABLE ALLAVE FIRST
 OU MAXTABLE ALLAVE 50
 OU PLOTFILE 1 ALL FIRST HPM16SN.DAT
 OU PLOTFILE PERIOD ALL YPM16SN.DAT
 OU FINISHED

Riferimenti Bibliografici

[CCTN 1989] Commissione Consultiva Tossicologica Nazionale “*Raccolta dei pareri espresso durante l’anno 1988*” a cura di N. Mucci, F. Pocchiari, L. Rossi, Istituto Superiore di Sanità, ISS 89/3, Roma 1989.

[Coriano 1 - 2006] “*Studio ambientale e territoriale dell’area industriale urbana ‘Coriano’ del Comune di Forlì – Il Fase*” ARPA Emilia Romagna – Ingegneria Ambientale e Sezione di Forlì – Cesena, Università di Bologna – Dipartimento di Chimica Industriale e dei Materiali, Comune di Forlì e Provincia di Forlì - Cesena, Rapporto Finale 2006.

[Coriano 2 - 2006] “*Valutazione dello stato di salute della popolazione residente nell’area di Coriano (Forlì)*” ASL Forlì, ARPA ER Epidemiologia Ambientale, ASL Roma E Dipartimento di Epidemiologia, Registro Tumori della Romagna; Studio condotto nell’ambito del progetto “ENHANCE HEALTH”.

[Cornelis et al. 2007] C. Cornelis, K. De Fré et al., “*Proposal for environmental guideline values for atmospheric deposition of dioxins and PCBs - Final Report*” 2007/IMS/R/277 VITO, 2007.
(http://www.vito.be/VITO/EN/HomepageAdmin/Home/WetenschappelijkOnderzoek/p_catalogus.htm, ultimo accesso agosto 2011)

[Di Domenico 1988] A. Di Domenico, “*Orientamenti per la definizione di livelli d’azione ambientali per policlorodibenzodiossine (PCDD) e policlorodibenzofurani (PCDF)*” ISTISAN 88/3, Roma, 1988.

[EU 1999] “*Compilation of EU Dioxin Exposure and Health Data – Summary Report*” European Commission DG Environment and UK Department of the Environment Transports and the Regions, AEAT/EEQC/0016, 1999.

[Floret et al. 2006] N. Floret, J.-F. Viel et al., “*Dispersion Modeling as a Dioxin Exposure Indicator in the Vicinity of a Municipal Solid Waste Incinerator: A Validation Study*” Environ. Sci. Technol. 2006, 40, pag. 2149-2155.

[Hanna et al. 2001] S.R. Hanna, B.A. Egan, J. Purdum, J. Wagler, “*Evaluation of the ADMS, AERMOD, and ISC3 dispersion models with the OPTEX, Duke Forest, Kincaid, Indianapolis and Lovett field datasets*” Int. J. Environment and Pollution, 16, n°1-6, 2001, pag. 301-314.

[Hodgson et al. 2007] S. Hodgson, M. J. Nieuwenhuijsen, R. Colvile, L. Jarup, “*Assessment of exposure to mercury from industrial emissions: comparing ‘distance as a proxy’ and dispersion modelling approaches*” Occup. Environ. Med. 2007; 64, pag. 380-388.

[POLIMI 2008] “*Valutazione delle ricadute al suolo e confronto con gli standard di qualità ambientale delle emissioni inquinanti atmosferiche dell’impianto di Falascaia nel comune di Pietrasanta (Lucca)*” Politecnico di Milano – Sede territoriale di Cremona, 2008.

[Ranzi et al. 2011] A. Ranzi, V. Fano et al., “*Mortality and morbidity among people living close o incinerators: a cohort study based on dispersion modeling for exposure assessment*” Environmental Health 2011, 10:22.

[Sozzi 2003] R. Sozzi, *“La micrometeorologia e la dispersione degli inquinanti in aria”* APAT RTI CTN-ACE XX/2003, 2003.

[Tavolini 2005] *“Studio della diffusione in atmosfera di sostanze emesse dall’impianto di termovalorizzazione della Versilia”*, Tavolini srl Società di Ingegneria Ambientale, 2005.

[Travis et al. 1986] C.C. Travis, G.A. Holton et al., *“Assessment of inhalation and ingestion population exposures from incinerated hazardous wastes”* Environment International, Volume 12, Issue 5, 1986, pag. 533-540.

[US-EPA 1995 - 1] *“User’s Guide for the Industrial Source Complex (Isc3) Dispersion Models, Volume I - User Instructions”* EPA-454/B-95-003a, US-EPA 1995 (e Addendum 2000).
(http://www.epa.gov/ttn/scram/dispersion_alt.htm)

[US-EPA 1995 - 2] *“User’s Guide for the Industrial Source Complex (Isc3) Dispersion Models, Volume II - Description of Model Algorithms”*, EPA-454/B-95-003b, US-EPA 1995 (e Addendum 1999).
(http://www.epa.gov/ttn/scram/dispersion_alt.htm)

[US-EPA 2001] Appendix W to Part 51— Guideline on Air Quality Models, US-EPA 2001.

[US-EPA 2003] *“Comparison of regulatory design concentrations AERMOD vs ISCST3, CTDMPPLUS, ISC-PRIME”* EPA-454/R-03-002, US-EPA 2003.

[US-EPA 2005] *“Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities”* US-EPA, EPA-530-R-05-006, 2005 (<http://www.epa.gov/osw/hazard/tsd/td/combust/risk.htm>).

[US-EPA 2005a] *“40 CFR Part 51 – Revision to the Guideline on Air Quality Models: Adoption of a Preferred General Purpose (Flat and Complex Terrain) Dispersion Model and Other Revisions; Final Rule”*, Federal Register Vol. 70 n° 216, 2005, US-EPA.

[Van Lieshout et al. 2001] L. Van Lieshout, M. Desmedt et al., *“Deposition of dioxins in Flanders (Belgium) and a proposition for guide values”* Atmospheric Environment 35 suppl. n° 1, 2001, pag. s83-s90.

[Viviano et Settimo 2009] *“Incenerimento di rifiuti sanitari: la situazione italiana”* G. Viviano e G. Settimo, III^a Conferenza Nazionale sulla Gestione dei rifiuti sanitari, Fiera Ecomondo, Rimini 29/10/2009.
(http://www.iswa.it/materiali/ecomondo2009/convegno_rifiuti_sanitari/viviano.pdf, ultimo accesso agosto 2011).

[Waldman et al. 1991] J.M. Waldman, P.J. Liroy, A. Greenberg, J.P. Butler, *“Analysis of human exposure to benzo(a)pyrene via inhalation and food ingestion in the Total Human Environmental Exposure Study (THEES)”* J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol. 1991 Apr;1(2), pag. 193-225.



[WHO 2000] *"Air Quality Guidelines for Europe, second edition"* WHO Regional Office for Europe, WHO Regional Publications European series n°91, Copenhagen, 2000.
(http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf)

Allegato A alla Parte C

Elenco delle Figure

1. CAO1: Vecchio impianto, scenario di riferimento; concentrazioni medie annue di particolato (PTS) nell'intera area d'interesse (16 km x 16 km). Valori in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
2. CAO2: Vecchio impianto, scenario di riferimento; rappresentazione con isolivelli (metodo kriging) delle concentrazioni medie annue di particolato (PTS) nell'intera area d'interesse (16 km x 16 km). Valori in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
3. CAO3: Vecchio impianto, scenario di riferimento; concentrazioni medie annue di particolato (PTS) nell'area più vicina all'impianto (5 km x 5 km). Valori in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Sono rappresentati gli isolivelli relativi alle quote del territorio.
4. CAO4: Vecchio impianto, scenario di riferimento; deposizioni cumulate annue di particolato (PTS) nell'area più vicina all'impianto (5 km x 5 km). Valori in $\text{g}/\text{m}^2\text{y}$. Sono rappresentati gli isolivelli relativi alle quote del territorio.
5. CAO5: Vecchio impianto, scenario di riferimento; isolivelli (metodo kriging) delle deposizioni cumulate annue di particolato (PTS) nell'area più vicina all'impianto. Valori in $\text{g}/\text{m}^2\text{y}$.
6. CAO6: Vecchio impianto, scenario di riferimento; concentrazioni medie annue di particolato PM10 nell'area più vicina all'impianto (5 km x 5 km). Valori in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Sono rappresentati gli isolivelli relativi alle quote del territorio.
7. CAO7: Vecchio impianto, scenario di riferimento; isolivelli (metodo kriging) delle concentrazioni medie annue di particolato PM10 nell'area più vicina all'impianto. Valori in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
8. CAO8: Vecchio impianto, scenario di riferimento; isolivelli (metodo kriging) delle concentrazioni medie annue di particolato PM2.5 nell'area più vicina all'impianto. Valori in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
9. CAO9: Vecchio impianto, scenario di riferimento; concentrazioni medie annue di PCDD/F nell'intera area d'interesse (16 km x 16 km). Valori in $\text{fg TE}/\text{m}^3$.
10. CAO10: Vecchio impianto, scenario di riferimento; deposizioni cumulate annue di PCDD/F nell'intera area d'interesse (16 km x 16 km). Valori in $\text{ng TE}/\text{m}^2\text{y}$.
11. CAO11: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Concentrazioni medie annue di PCB_{DL} (esprese in $\text{pg TE}/\text{m}^3$) nell'intera area d'interesse (16 km x 16 km).
12. CAO12: Vecchio impianto, scenario di riferimento; deposizioni cumulate annue di PCB_{DL} esprese in $\text{ng TE}/\text{m}^2\text{y}$.
13. CAO13: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Concentrazioni medie annue di IPA (esprese in ng/m^3) nell'area estesa (16 km x 16 km).
14. CAO14: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Deposizioni cumulate annue di IPA (esprese in $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{y}$) nell'area estesa (16 km x 16 km).
15. CAO15: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Concentrazioni medie annue di metalli pesanti (esprese in ng/m^3) nell'area ristretta (5 km x 5 km).
16. CAO16: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Deposizioni cumulate annue di metalli pesanti (esprese in $\text{mg}/\text{m}^2\text{y}$) nell'area ristretta (5 km x 5 km).
17. CAO17: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Concentrazioni medie annue di Cd+Tl (esprese in ng/m^3) nell'area ristretta (5 km x 5 km).
18. CAO18: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Deposizioni cumulate annue di Cd+Tl (esprese in $\text{mg}/\text{m}^2\text{y}$) nell'area ristretta (5 km x 5 km).

19. CAO19: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Concentrazioni medie annue di Hg (esprese in ng/m^3) nell'area ristretta (5 km x 5 km).
20. CAO20: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Deposizioni cumulate annue di Hg (in $\text{mg}/\text{m}^2\text{y}$) nell'area ristretta (5 km x 5 km).
21. CAA1: Impianto attuale, scenario medio; isolivelli (metodo kriging) delle concentrazioni medie annue di particolato PM10 nell'area più vicina all'impianto. Valori in ng/m^3 .
22. CAA2: Impianto attuale, scenario limite; isolivelli (metodo kriging) delle concentrazioni medie annue di particolato PM10 nell'area più vicina all'impianto. Valori in ng/m^3 .
23. CAA3: Impianto attuale, scenario limite; concentrazioni medie annue di particolato PM10 nell'area più vicina all'impianto (5 km x 5 km). Valori in ng/m^3 . Sono rappresentati gli isolivelli relativi alle quote del territorio.
24. CAA4: Impianto attuale, scenario limite; isolivelli (metodo kriging) delle concentrazioni medie annue di particolato PM2.5 nell'area più vicina all'impianto. Valori in ng/m^3 .
25. CAA5: Impianto attuale, scenario limite; concentrazioni medie annue di PCDD/F nell'intera area d'interesse (16 km x 16 km). Valori espressi in $\text{ag I-TE}/\text{m}^3$.
26. CAA6: Impianto attuale, scenario medio; concentrazioni medie annue di PCDD/F nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in $\text{ag I-TE}/\text{m}^3$.
27. CAA7: Impianto attuale, scenario limite; deposizioni medie giornaliere di PCDD/F nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in $\text{pg I-TE}/\text{m}^2\text{d}$.
28. CAA8: Impianto attuale, scenario medio; concentrazioni medie annue di PCB_{DL} nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in $\text{ag W-TE}/\text{m}^3$.
29. CAA9: Impianto attuale, scenario medio; deposizioni cumulate annue di PCB_{DL} nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in $\text{pg W-TE}/\text{m}^2\text{y}$.
30. CAA10: Impianto attuale, scenario limite; concentrazioni medie annue di IPA nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in pg/m^3 .
31. CAA11: Impianto attuale, scenario medio; deposizioni cumulate annue di IPA nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in $\text{ng}/\text{m}^2\text{y}$.
32. CAA12: Impianto attuale, scenario limite; concentrazioni medie annue di metalli pesanti nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in ng/m^3 .
33. CAA13: Impianto attuale, scenario medio; deposizioni cumulate annue di metalli pesanti nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in $\text{mg}/\text{m}^2\text{y}$.
34. CAA14: Impianto attuale, scenario medio; concentrazioni medie annue di Cd+Tl nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in ng/m^3 .
35. CAA15: Impianto attuale, scenario limite; deposizioni cumulate annue di Cd+Tl nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in $\mu\text{g}/\text{m}^2$.
36. CAA16: Impianto attuale, scenario medio; concentrazioni medie annue di Hg nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in ng/m^3 .
37. CAA17: Impianto attuale, scenario limite; deposizioni cumulate annue di Hg nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in $\mu\text{g}/\text{m}^2$.

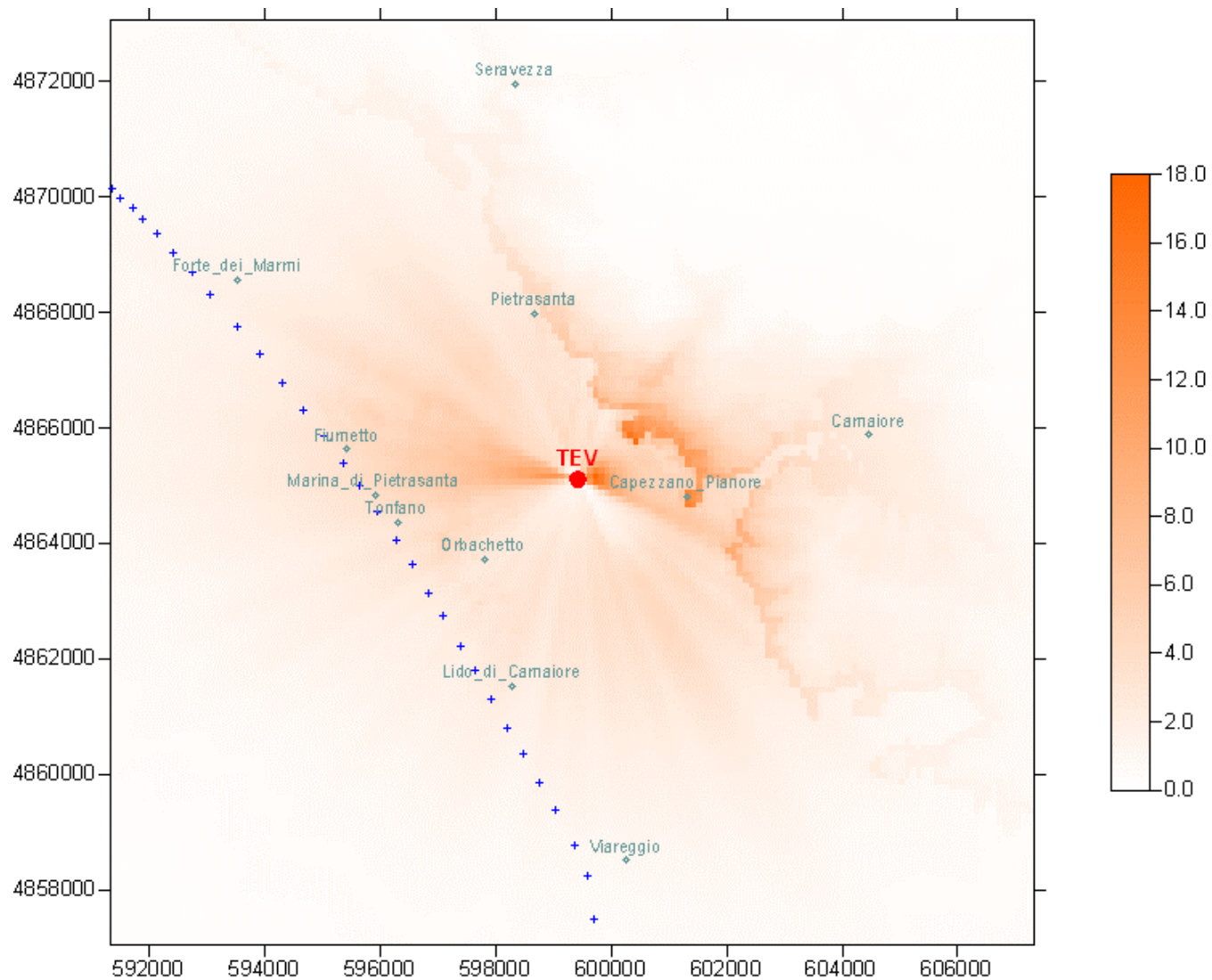


Figura CA01: Vecchio impianto scenario di riferimento: concentrazioni medie annue di particolato (PTS) nell'intera area d'interesse (16 km x 16 km). Valori in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

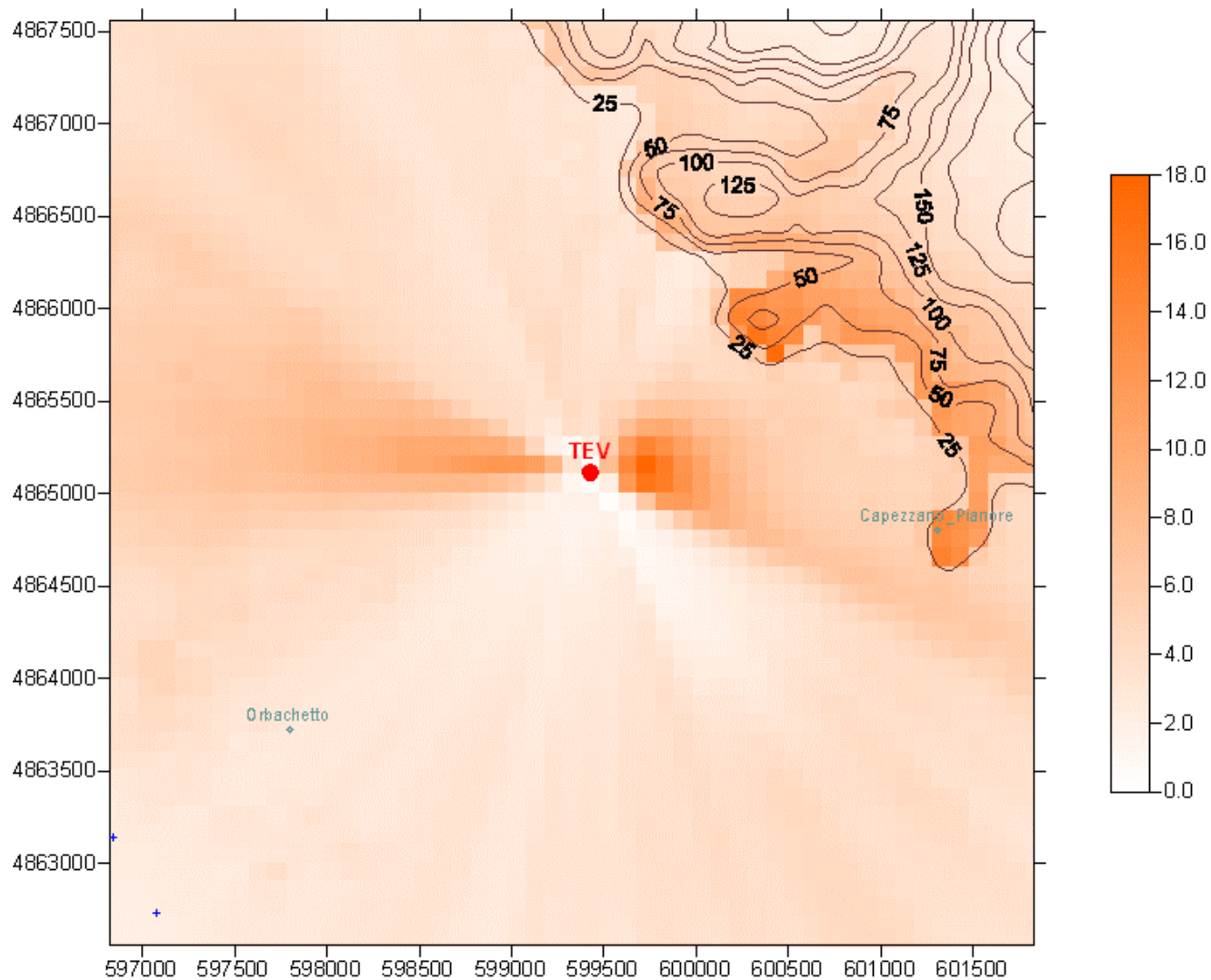


Figura CA03: Vecchio impianto scenario di riferimento: concentrazioni medie annue di particolato (PTS) nell'area più vicina all'impianto (5 km x 5 km). Valori in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Sono rappresentati gli isolivelli relativi alle quote del territorio.

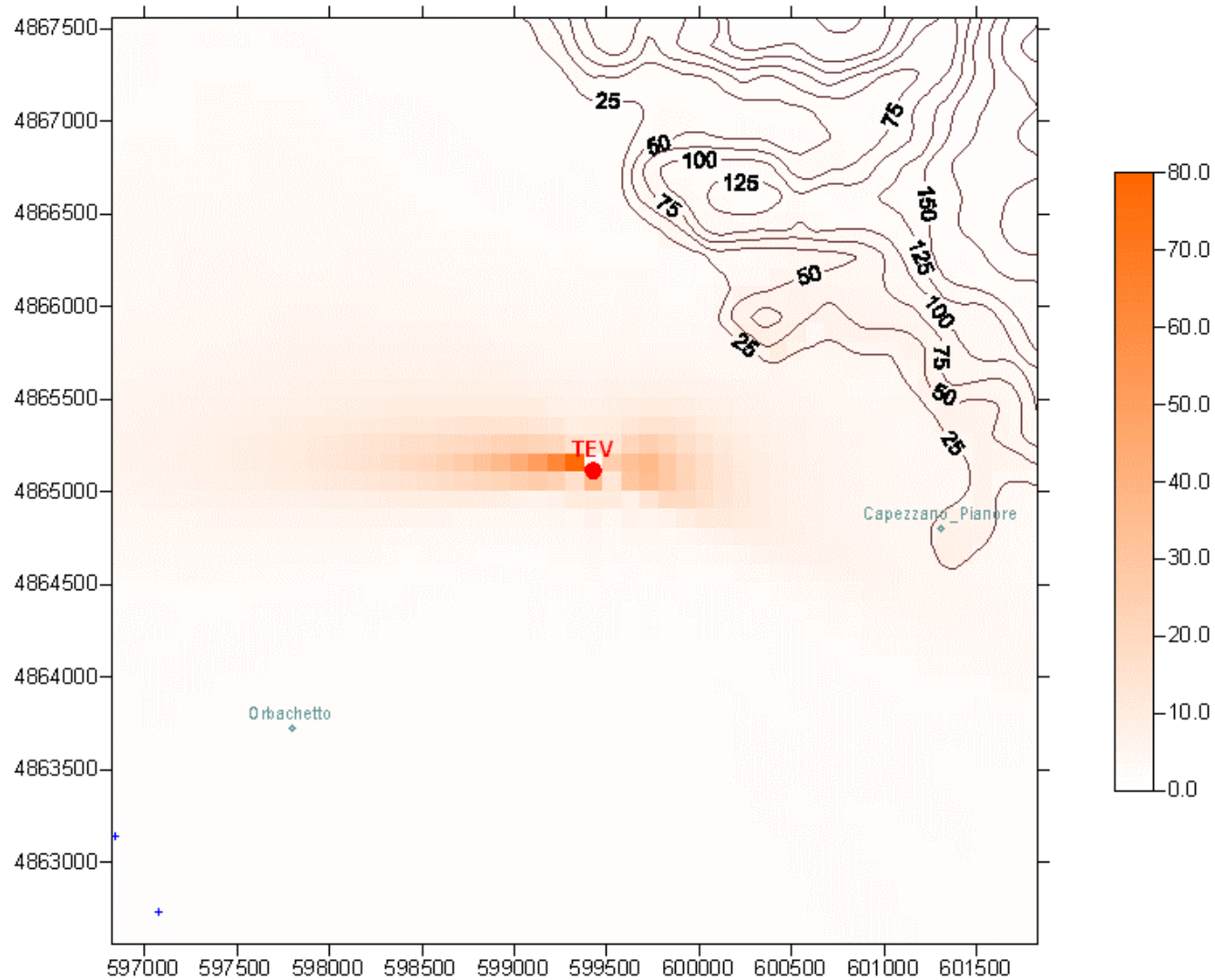


Figura CAO4: Vecchio impianto scenario di riferimento: deposizioni cumulate annue di particolato (PTS) nell'area più vicina all'impianto (5 km x 5 km). Valori in g/m². Sono rappresentati gli isolivelli relativi alle quote del territorio.

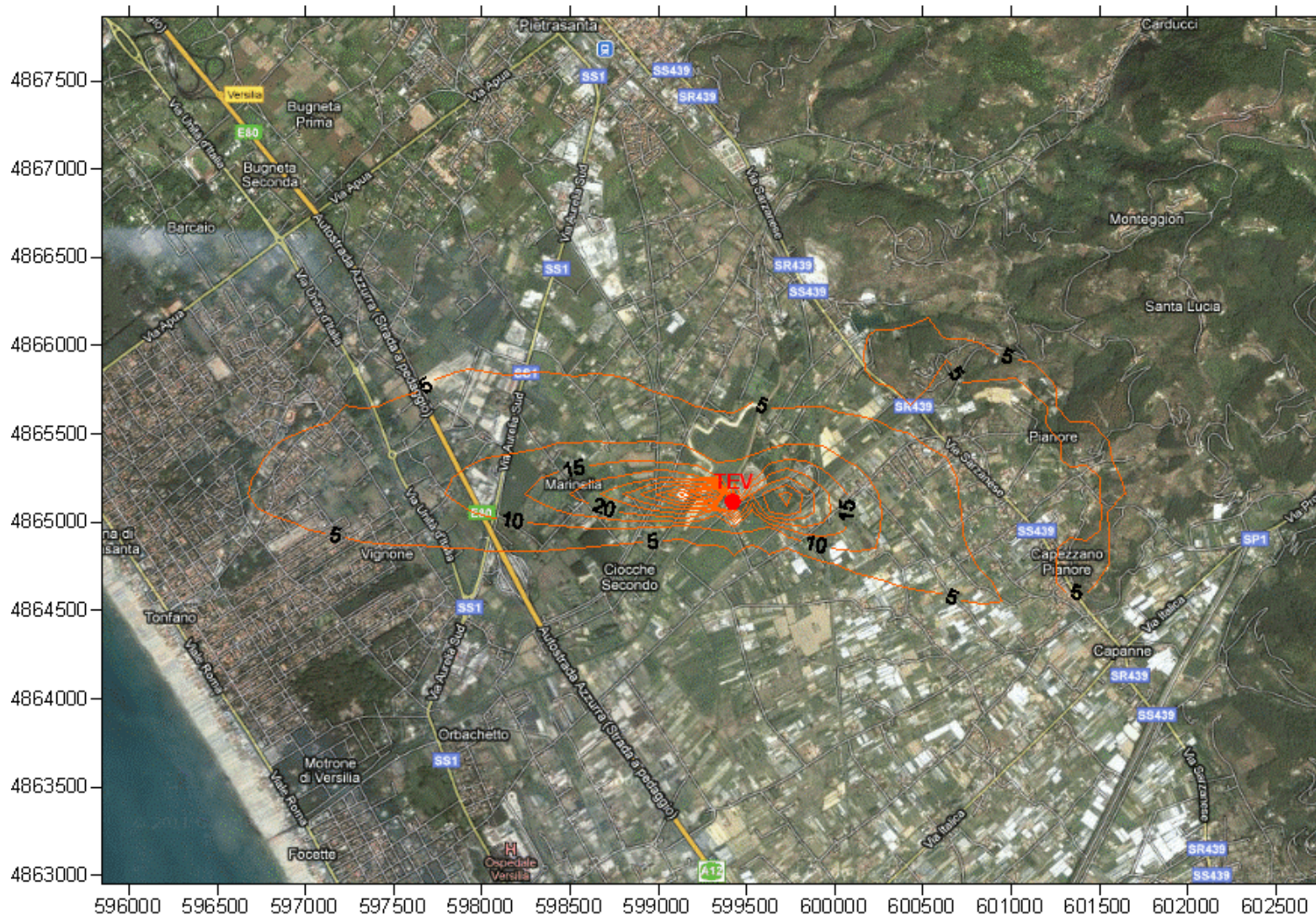


Figura CA05: Vecchio impianto scenario di riferimento: isolivelli (metodo kriging) delle deposizioni cumulate annue di particolato (PTS) nell'area più vicina all'impianto. Valori in g/m².

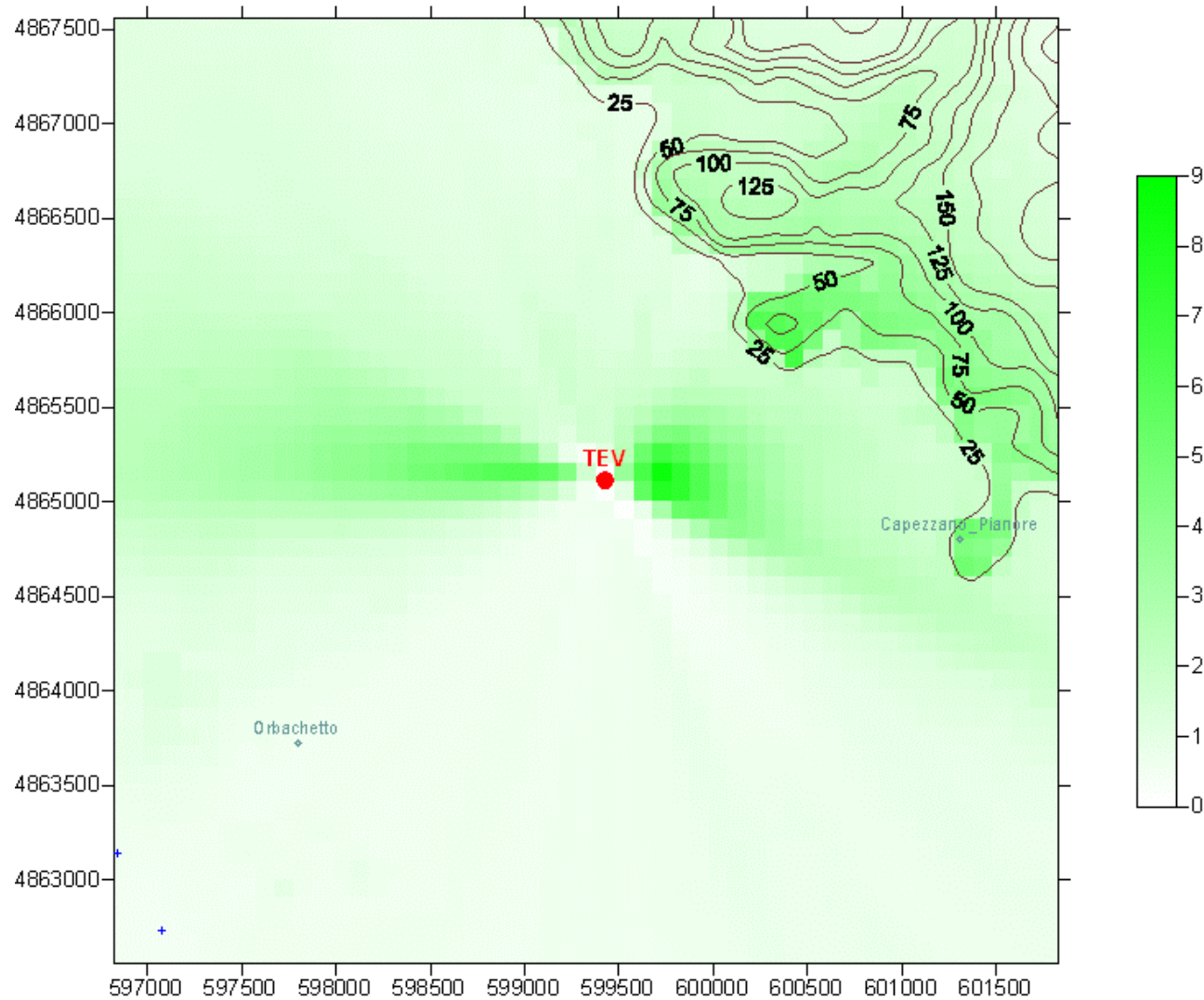


Figura CAO6: Vecchio impianto, scenario di riferimento: concentrazioni medie annue di particolato PM10 nell'area più vicina all'impianto (5 km x 5 km). Valori in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Sono rappresentati gli isolivelli relativi alle quote del territorio.

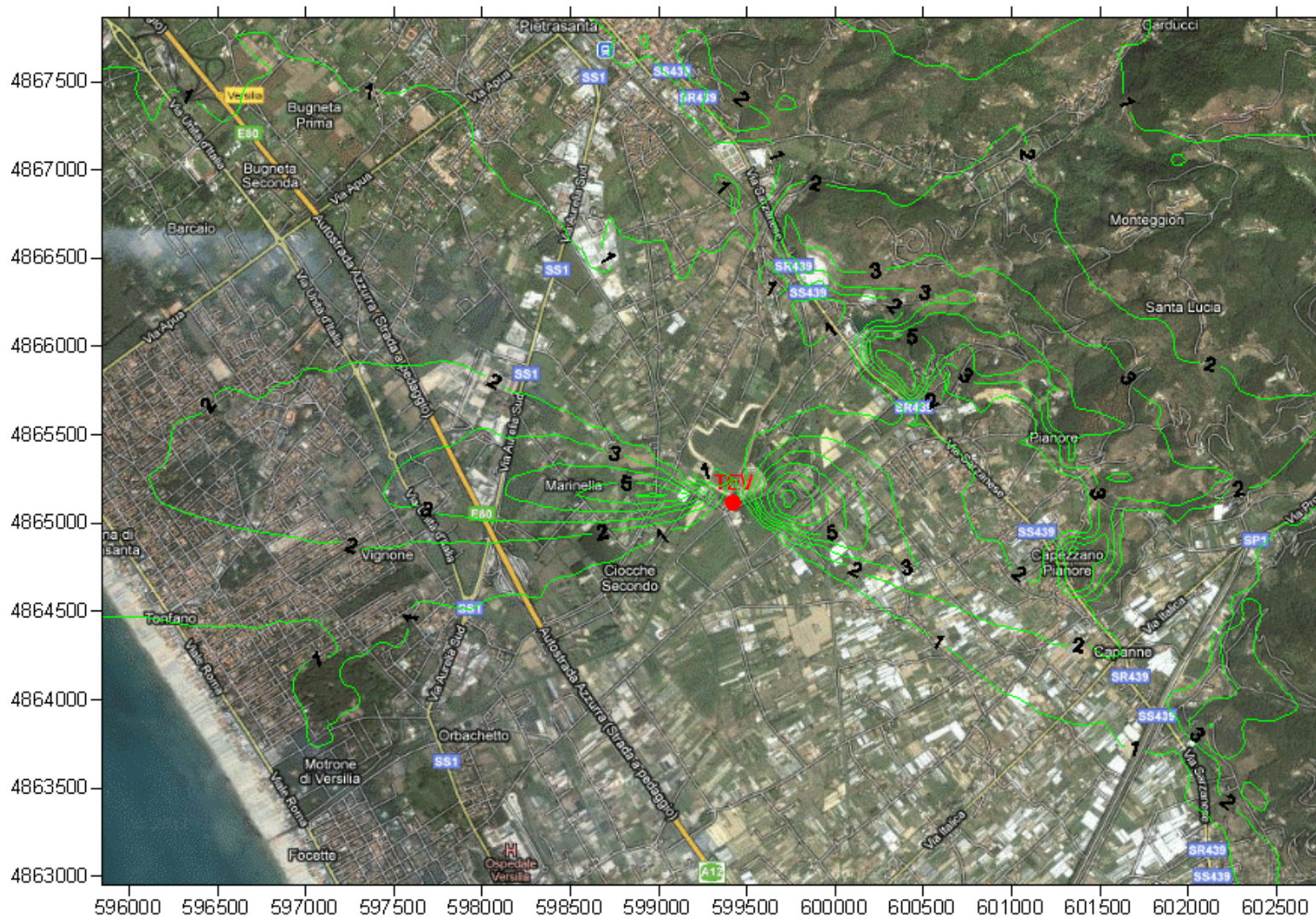


Figura CA07: Vecchio impianto, scenario di riferimento: isolivelli (metodo kriging) delle concentrazioni medie annue di particolato PM10 nell'area più vicina all'impianto. Valori in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

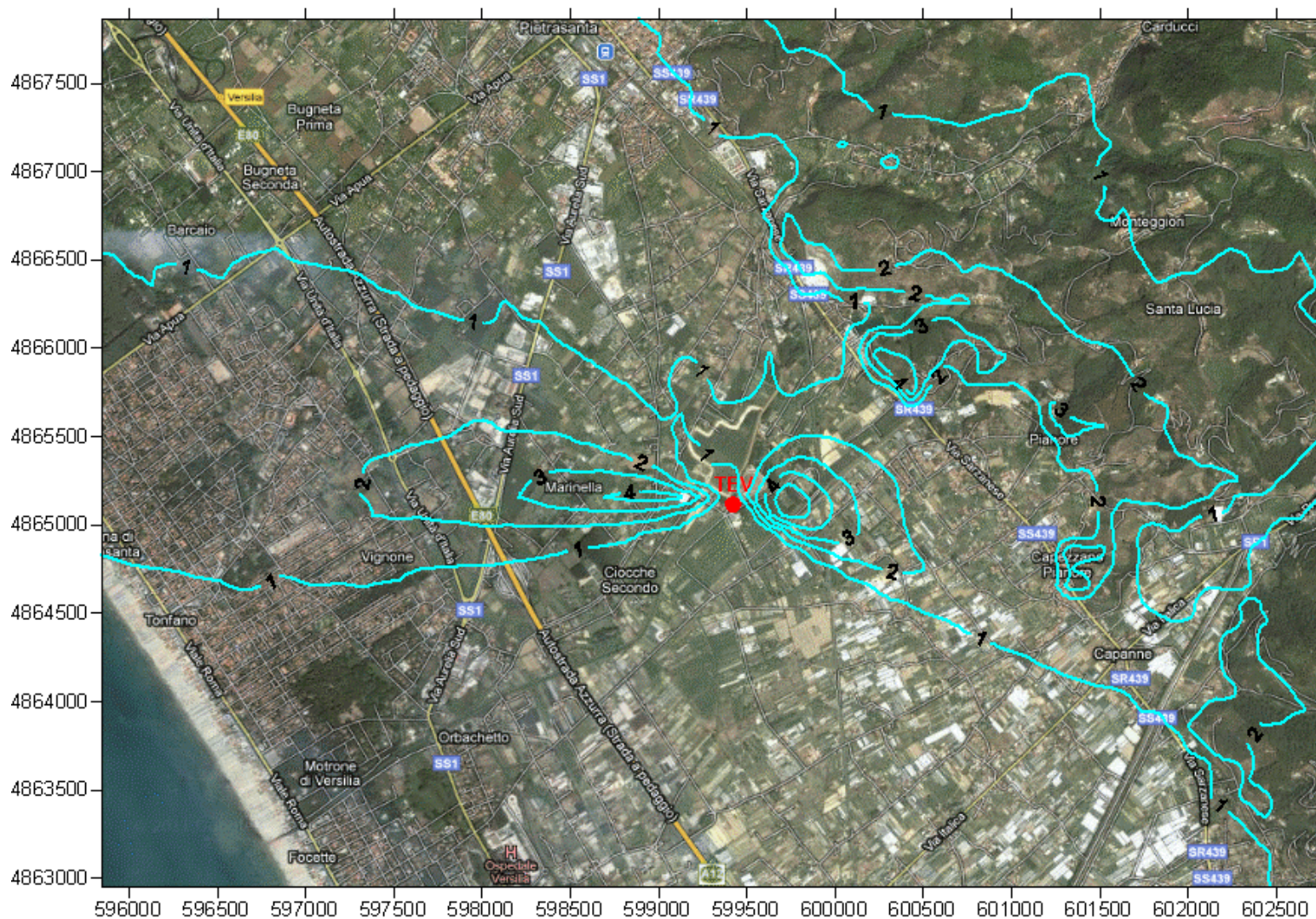
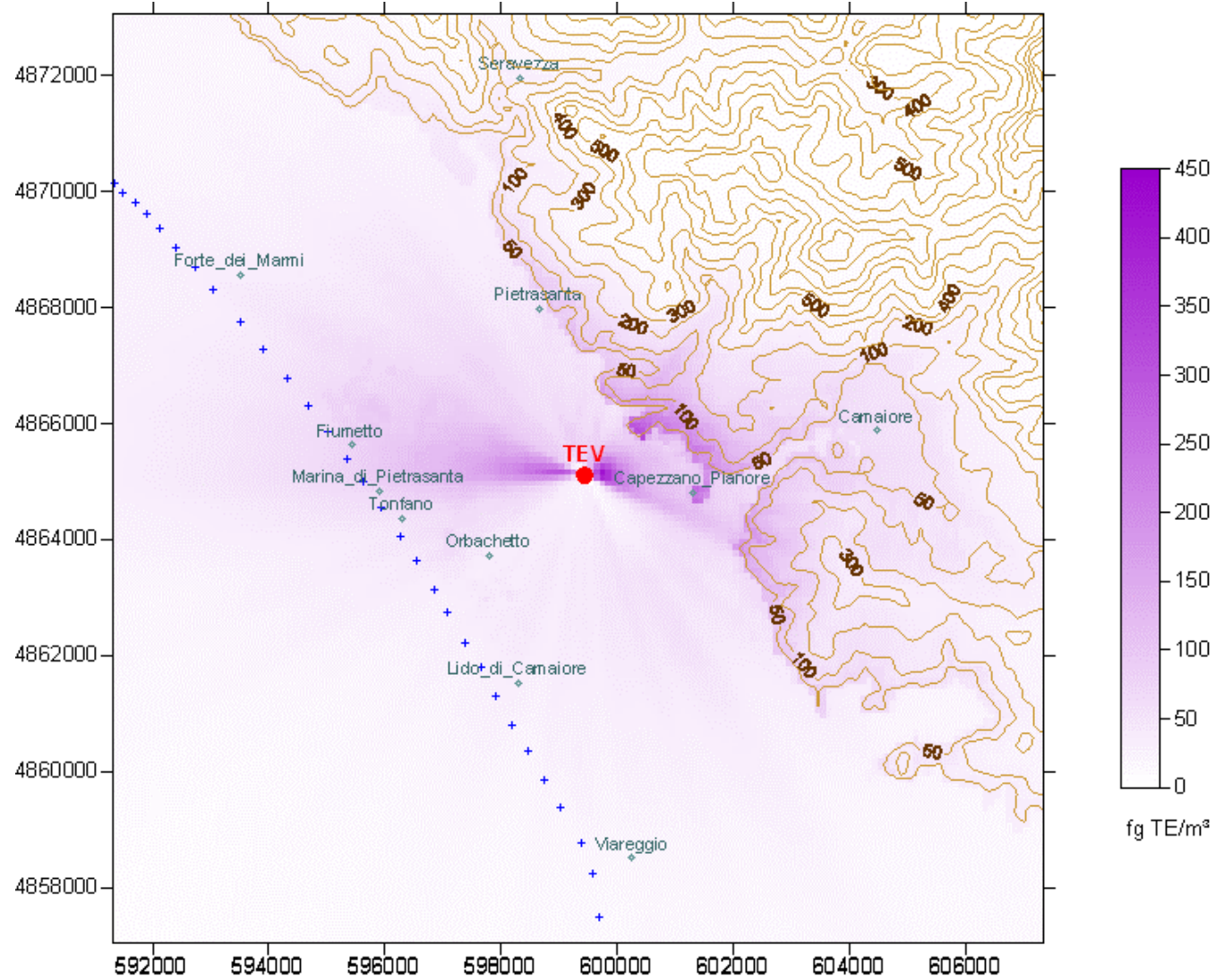
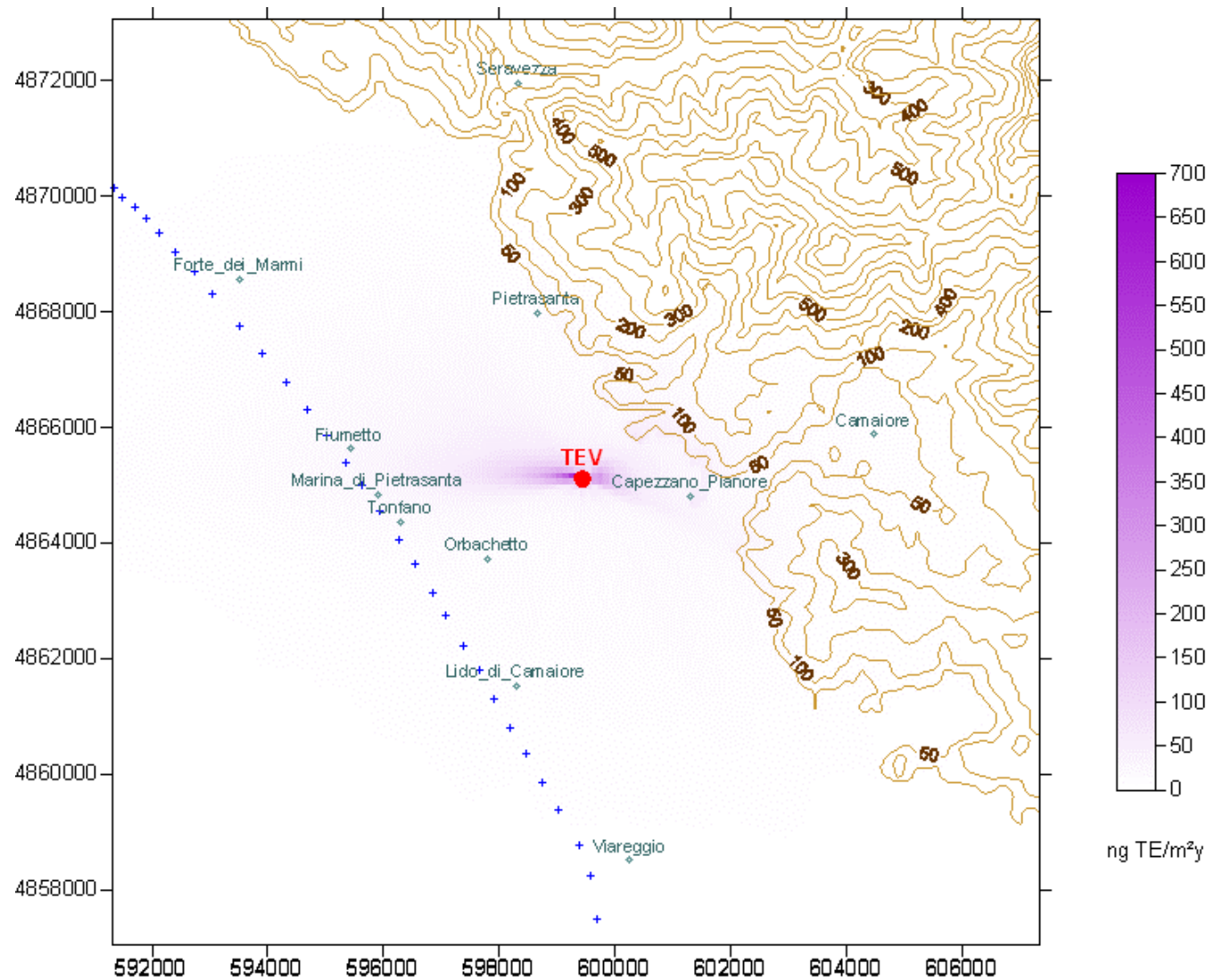


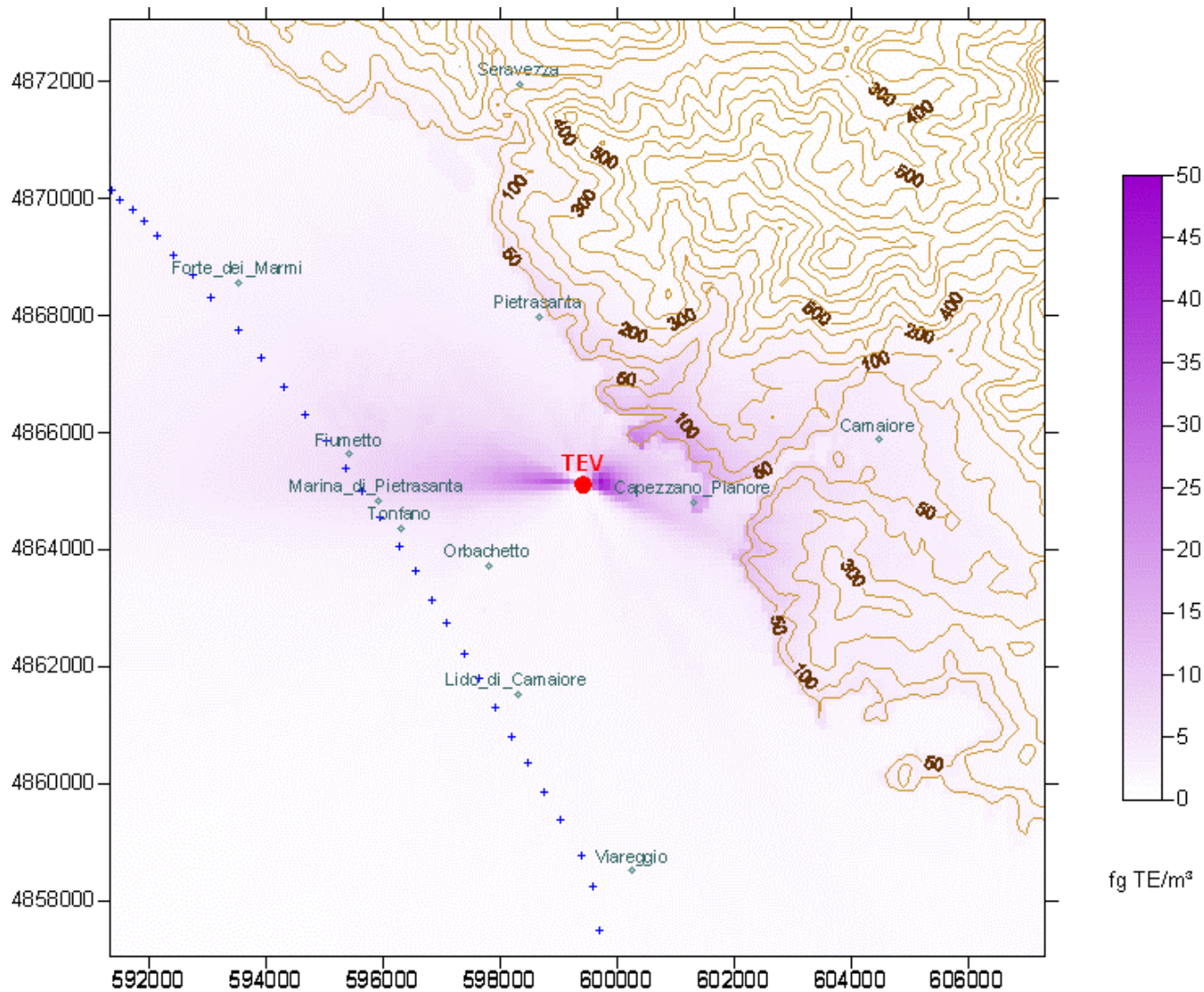
Figura CA08: Vecchio impianto, scenario di riferimento: isolivelli (metodo kriging) delle concentrazioni medie annue di particolato PM2.5 nell'area più vicina all'impianto. Valori in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



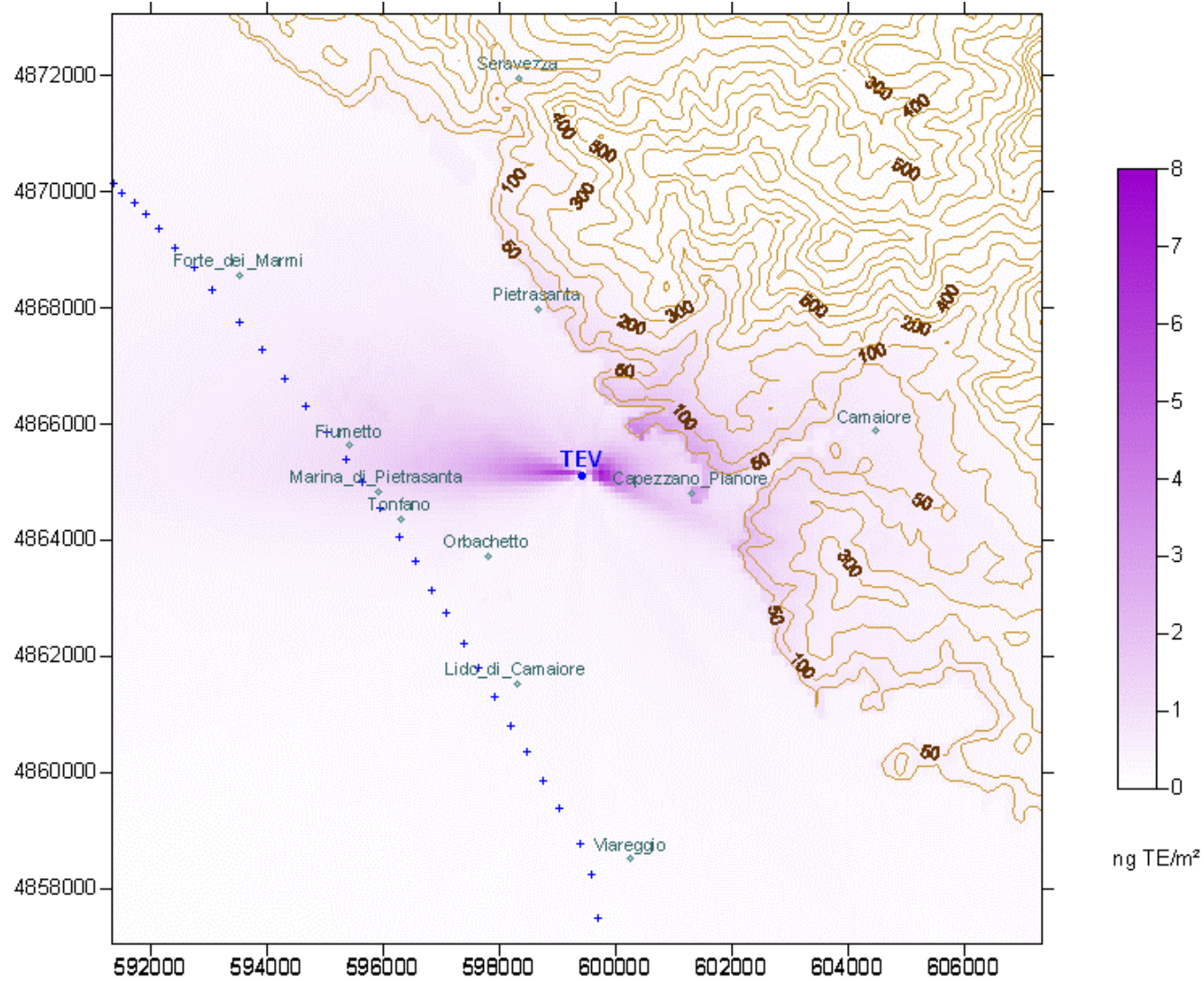
CA09: Vecchio impianto, scenario di riferimento: concentrazioni medie annue di PCDD/F nell'intera area d'interesse (16 km x 16 km). Valori in fg TE/m³.



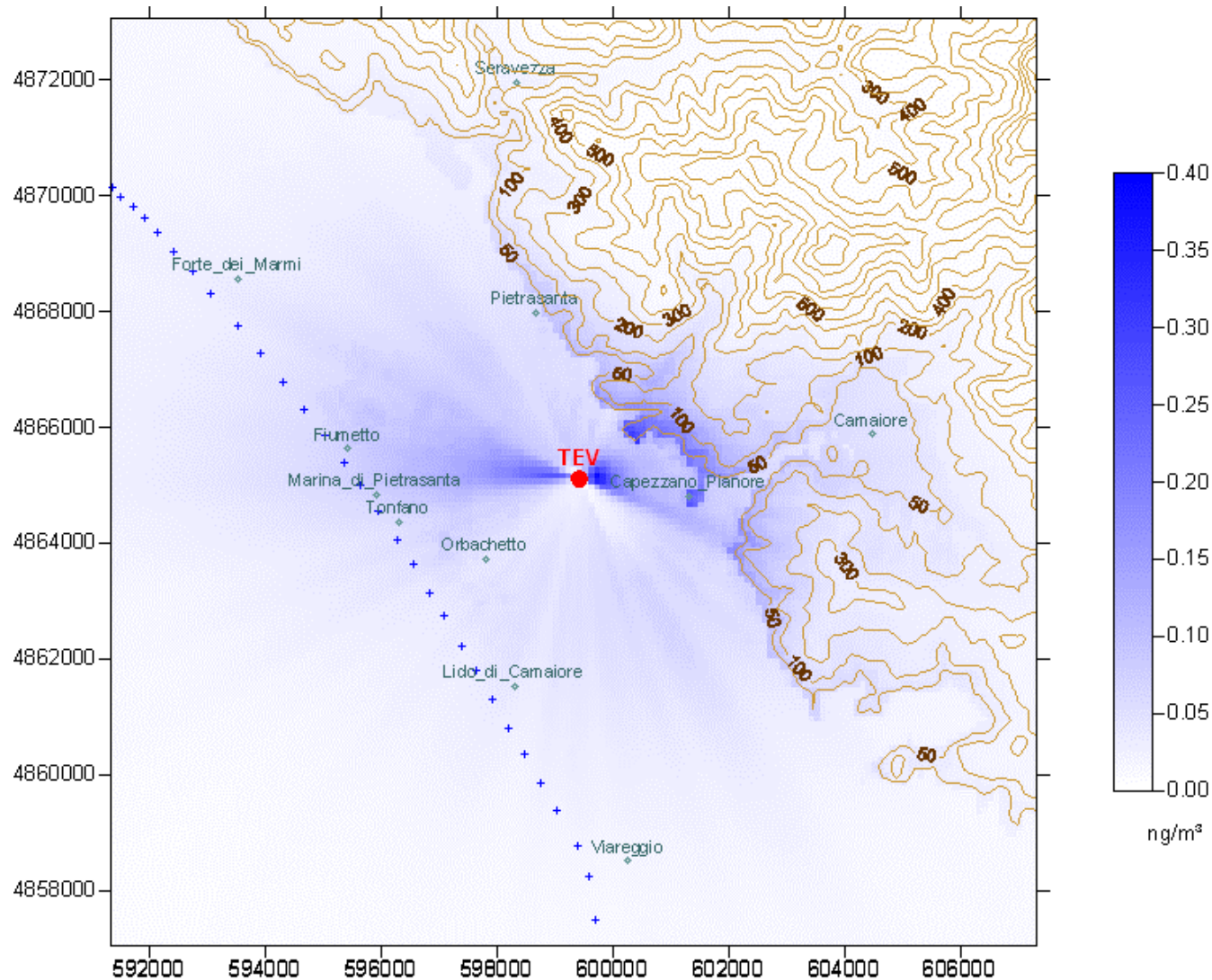
CAO10: Vecchio impianto, scenario di riferimento: deposizioni cumulate annue di PCDD/F nell'intera area d'interesse (16 km x 16 km). Valori in ng TE/m²y.



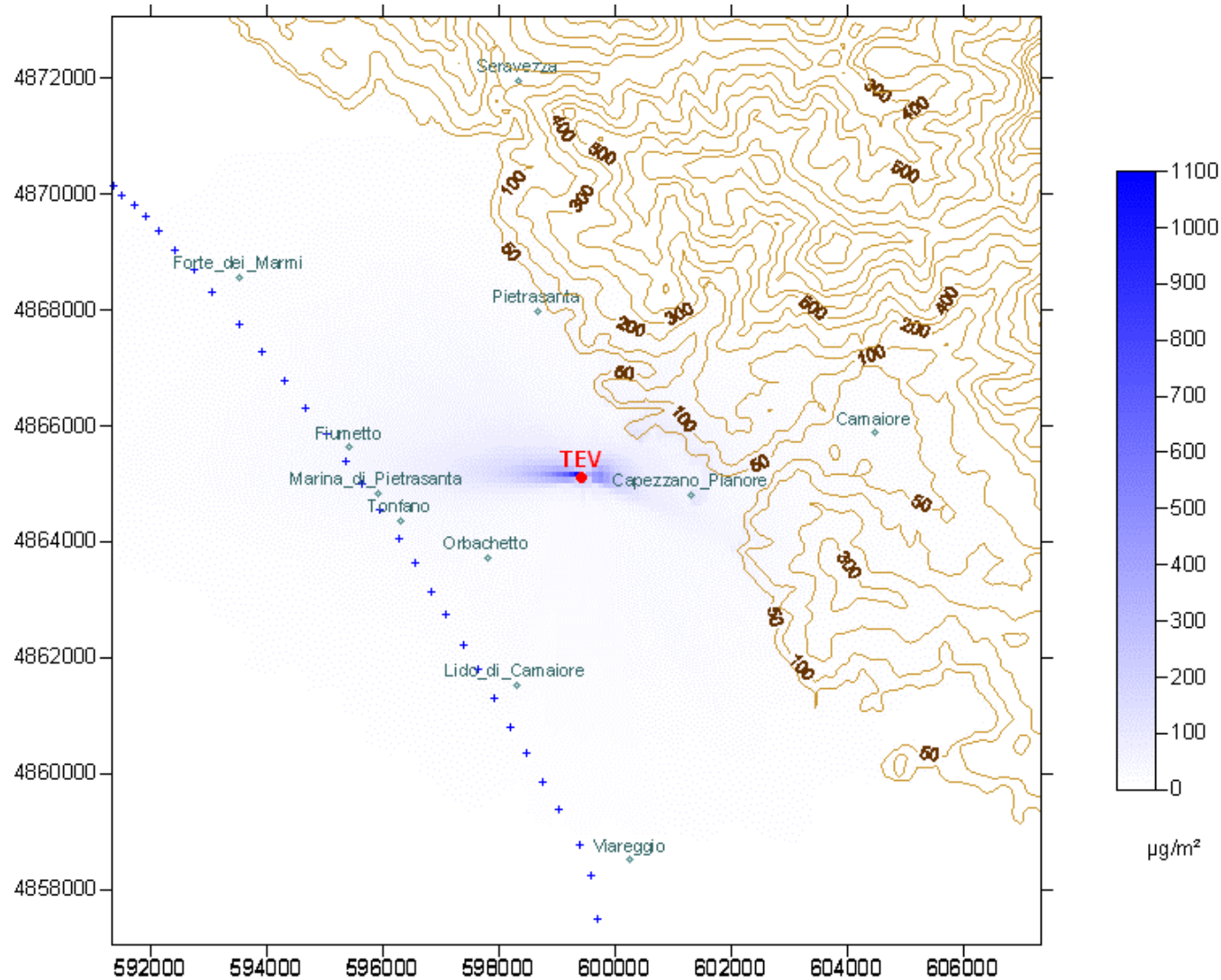
CAO11: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Concentrazioni medie annue di PCB_{DL} (espresse in fg TE/m³) nell'intera area d'interesse (16 km x 16 km).



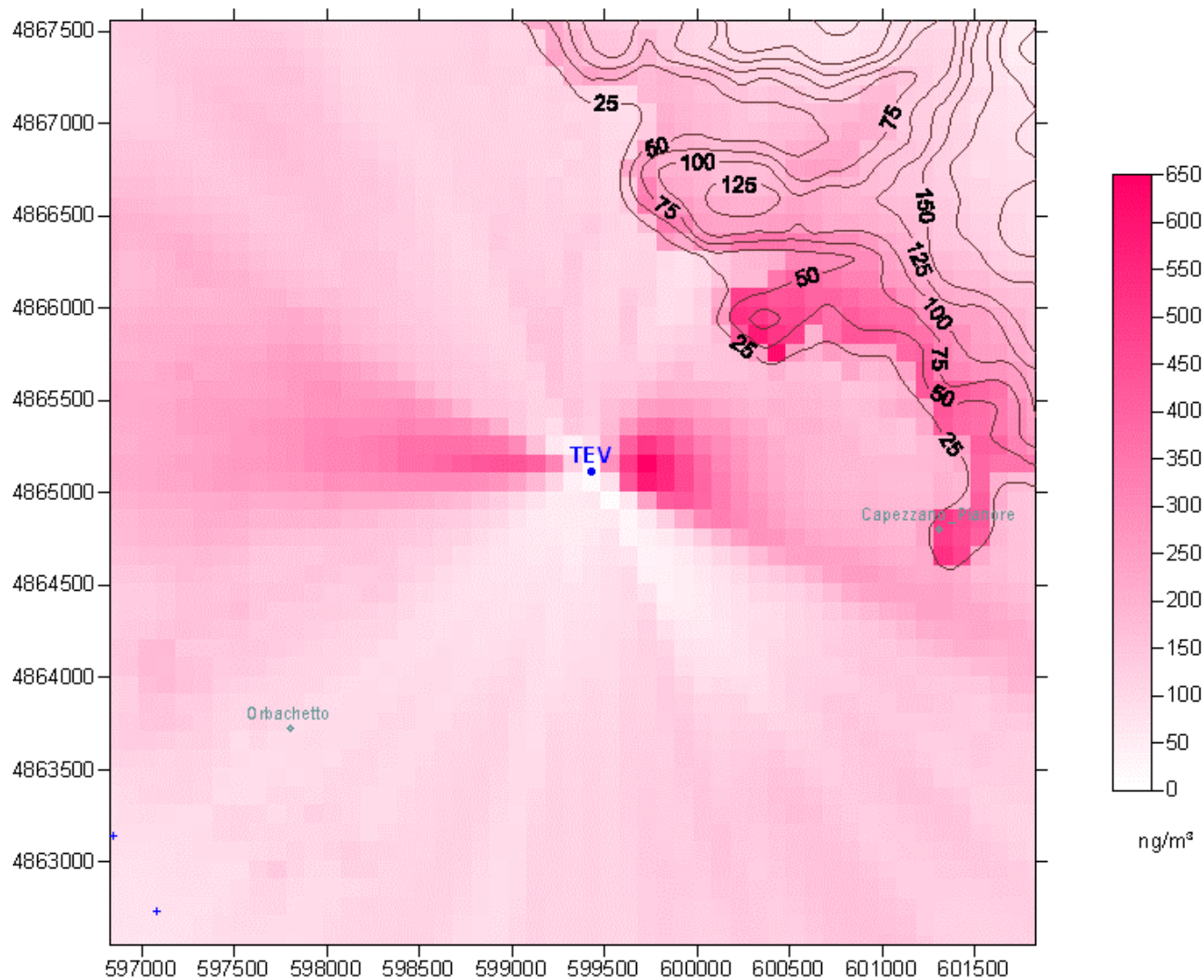
CA012: Vecchio impianto, scenario di riferimento; deposizioni cumulate annue di PCB_{DL} espresse in ng TE/m²y.



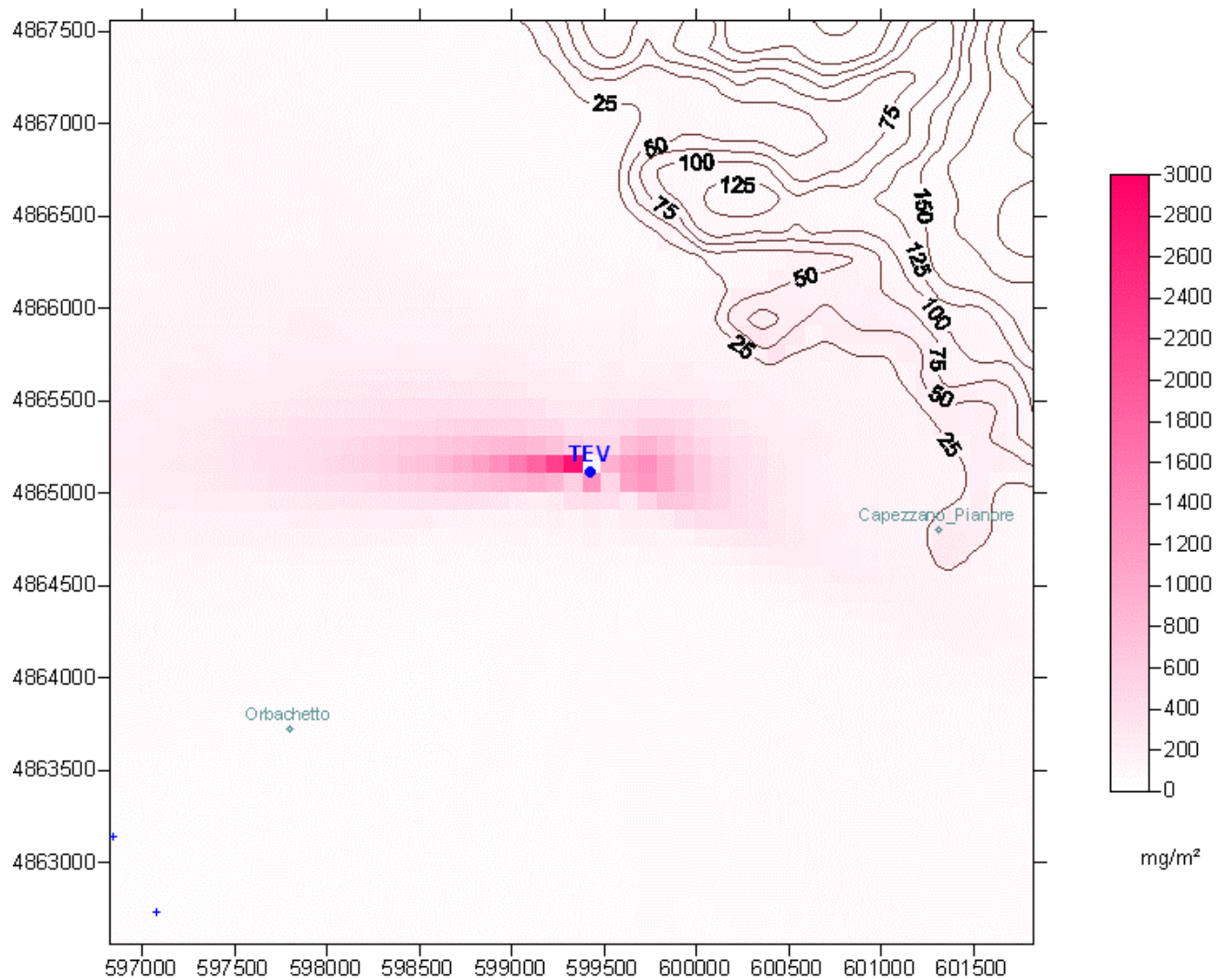
CAO13: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Concentrazioni medie annue di IPA (espresse in ng/m³) nell'area estesa (16 km x 16 km).



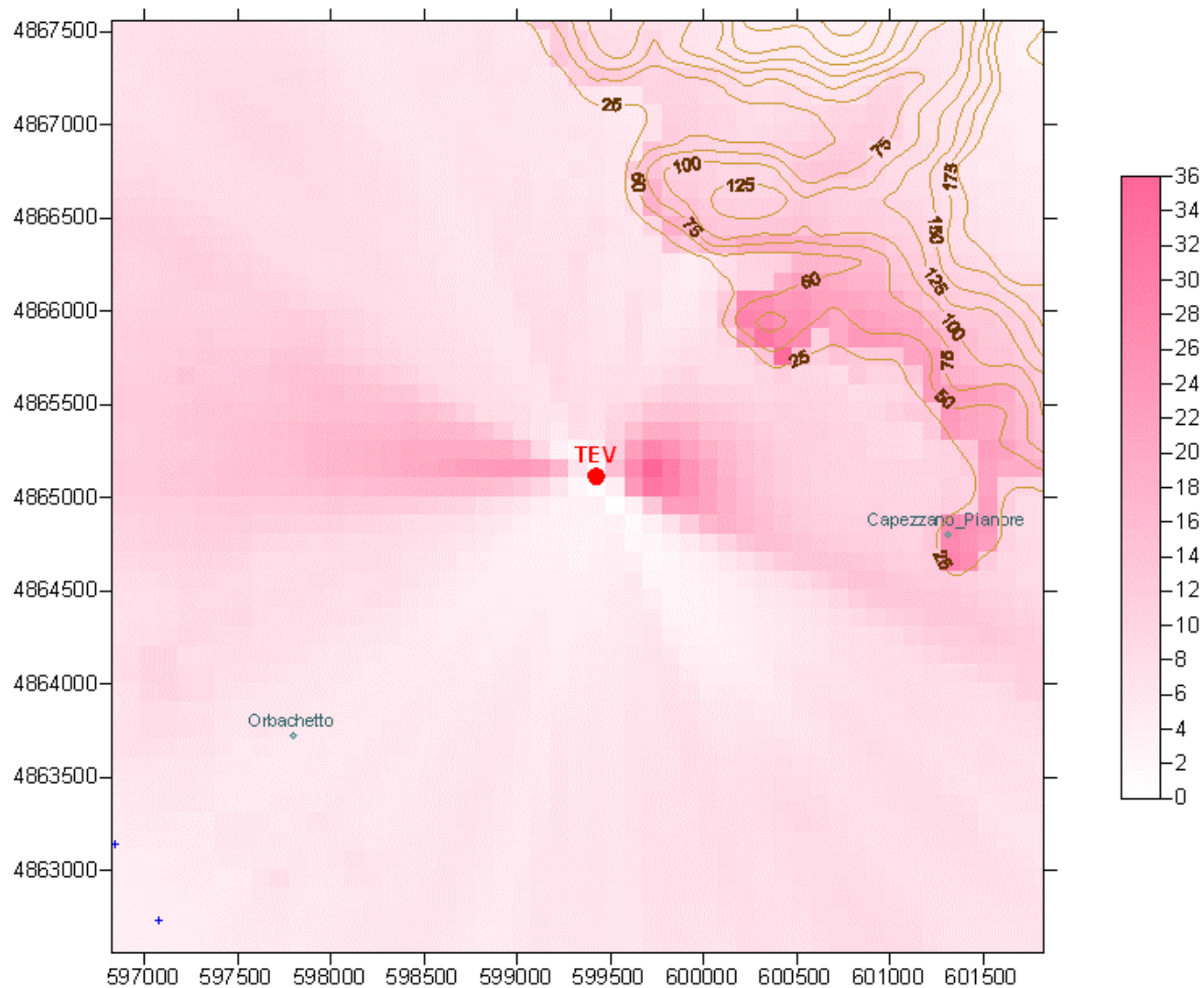
CAO14: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Deposizioni cumulate annue di IPA (esprese in $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{y}$) nell'area estesa (16 km x 16 km).



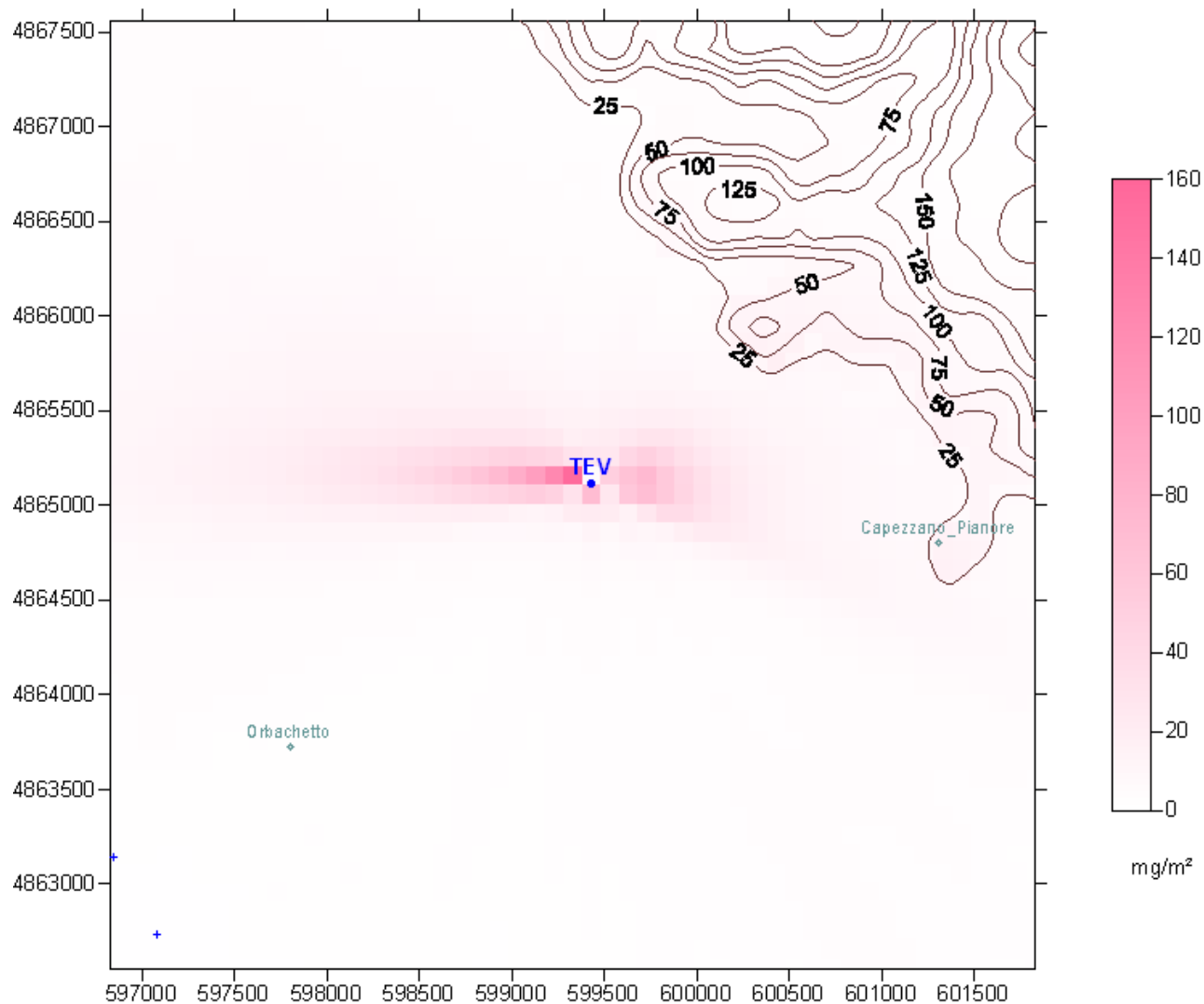
CAO15: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Concentrazioni medie annue di metalli pesanti (esprese in ng/m^3) nell'area ristretta (5 km x 5 km).



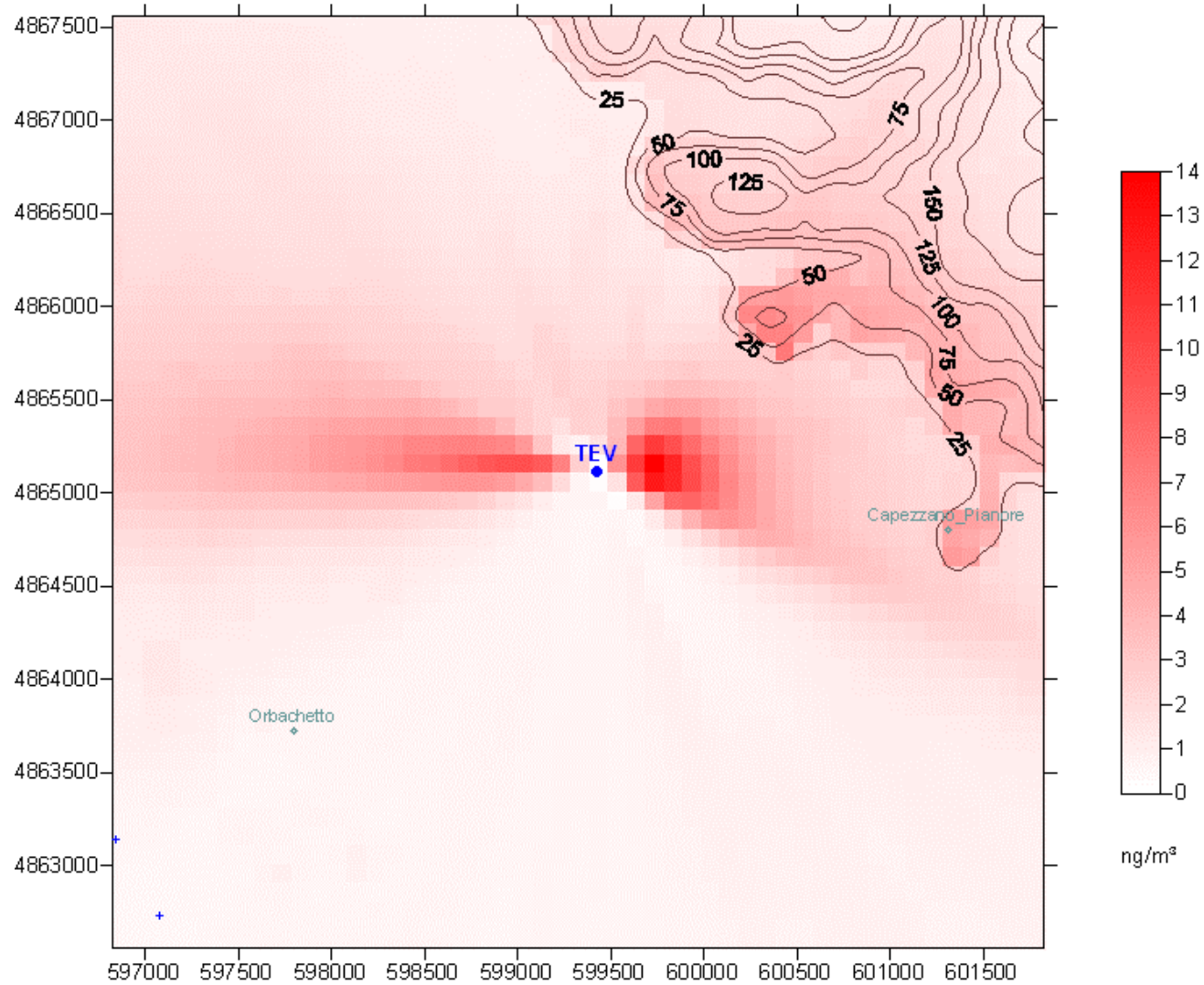
CA016: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Deposizioni cumulate annue di metalli pesanti (espresse in mg/m²y) nell'area ristretta (5 km x 5 km).



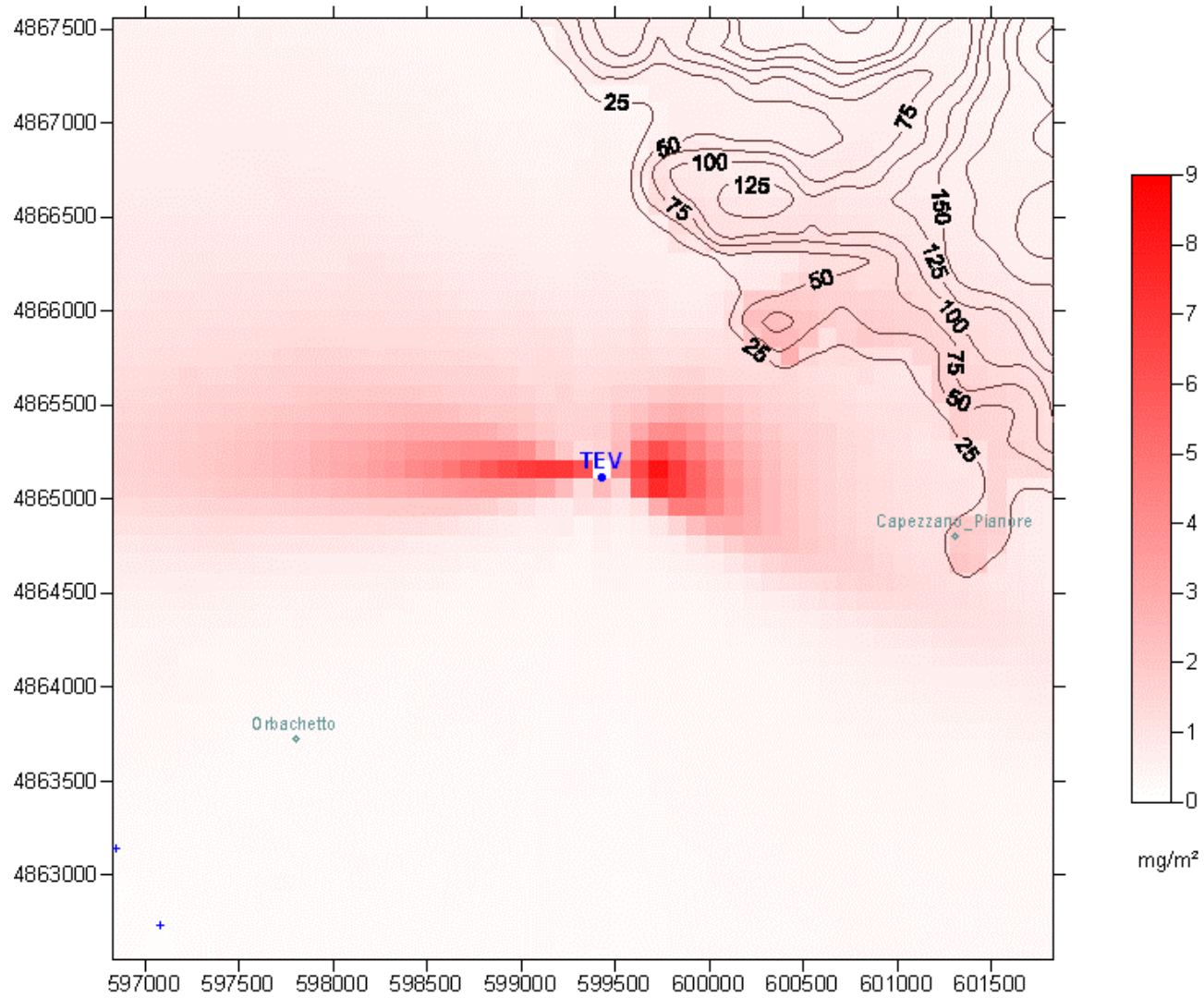
CAO17: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Concentrazioni medie annue di Cd+Tl (esprese in ng/m³) nell'area ristretta (5 km x 5 km).



CAO18: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Deposizioni cumulate annue di Cd+Tl (esprese in mg/m²y) nell'area ristretta (5 km x 5 km).



CAO19: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Concentrazioni medie annue di Hg (espresse in ng/m³) nell'area ristretta (5 km x 5 km).



CAO20: Vecchio impianto, scenario di riferimento. Deposizioni cumulate annue di Hg (in mg/m²y) nell'area ristretta (5 km x 5 km).

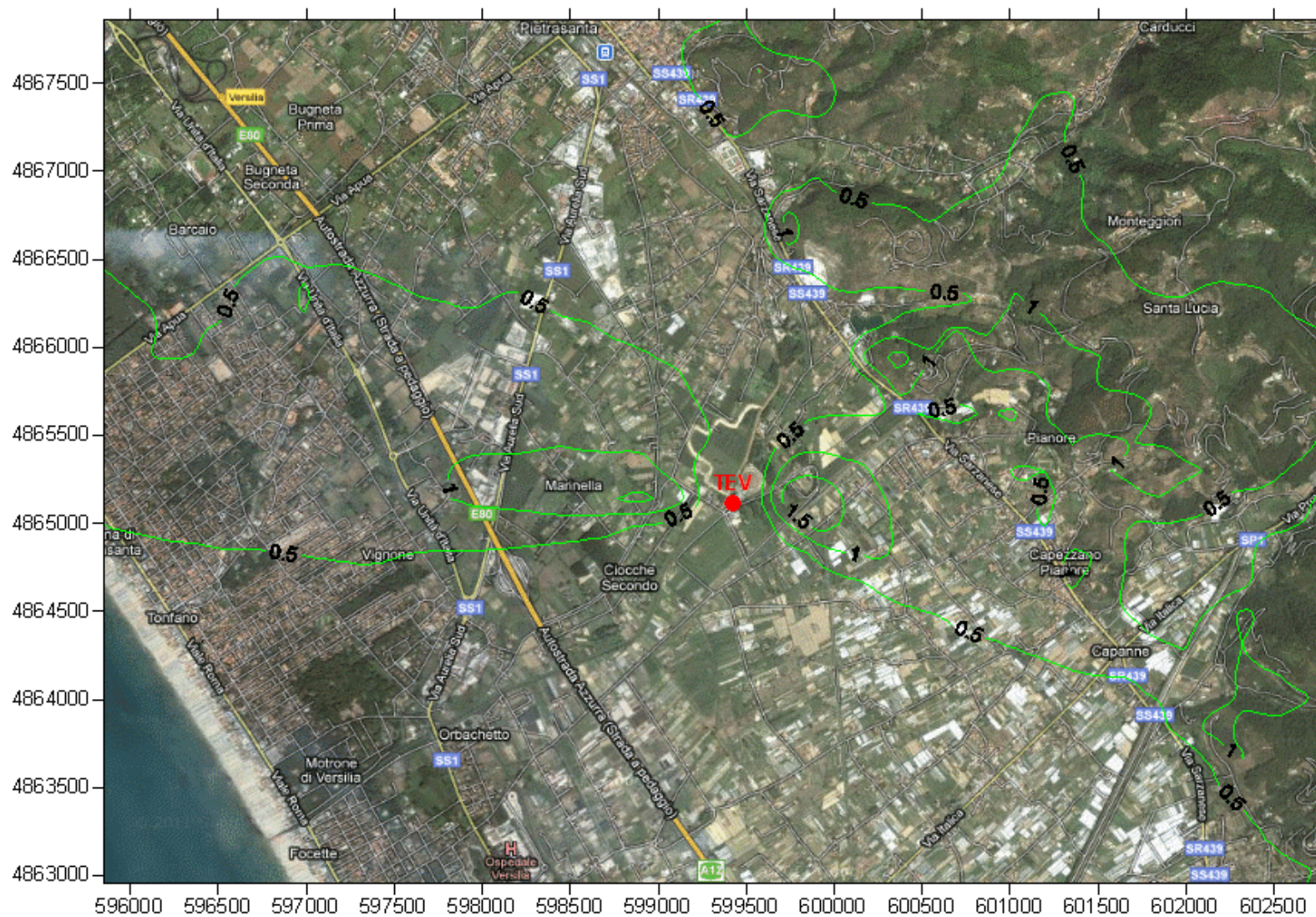


Figura CAA1: Impianto attuale, scenario medio: isolivelli (metodo kriging) delle concentrazioni medie annue di particolato PM10 nell'area più vicina all'impianto. Valori in ng/m³.

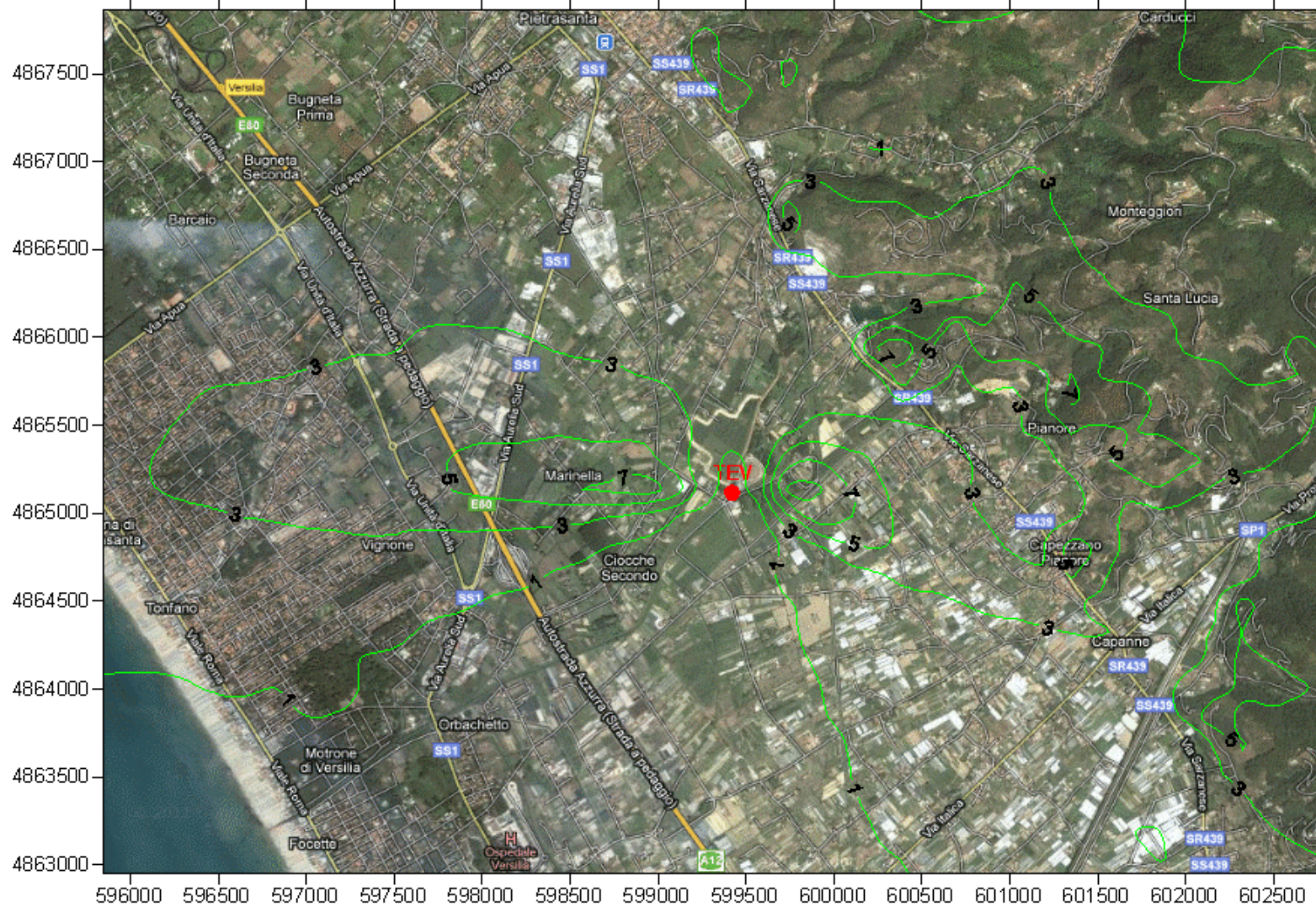


Figura CAA2: Impianto attuale, scenario limite: isolivelli (metodo kriging) delle concentrazioni medie annue di particolato PM10 nell'area più vicina all'impianto. Valori in ng/m³.

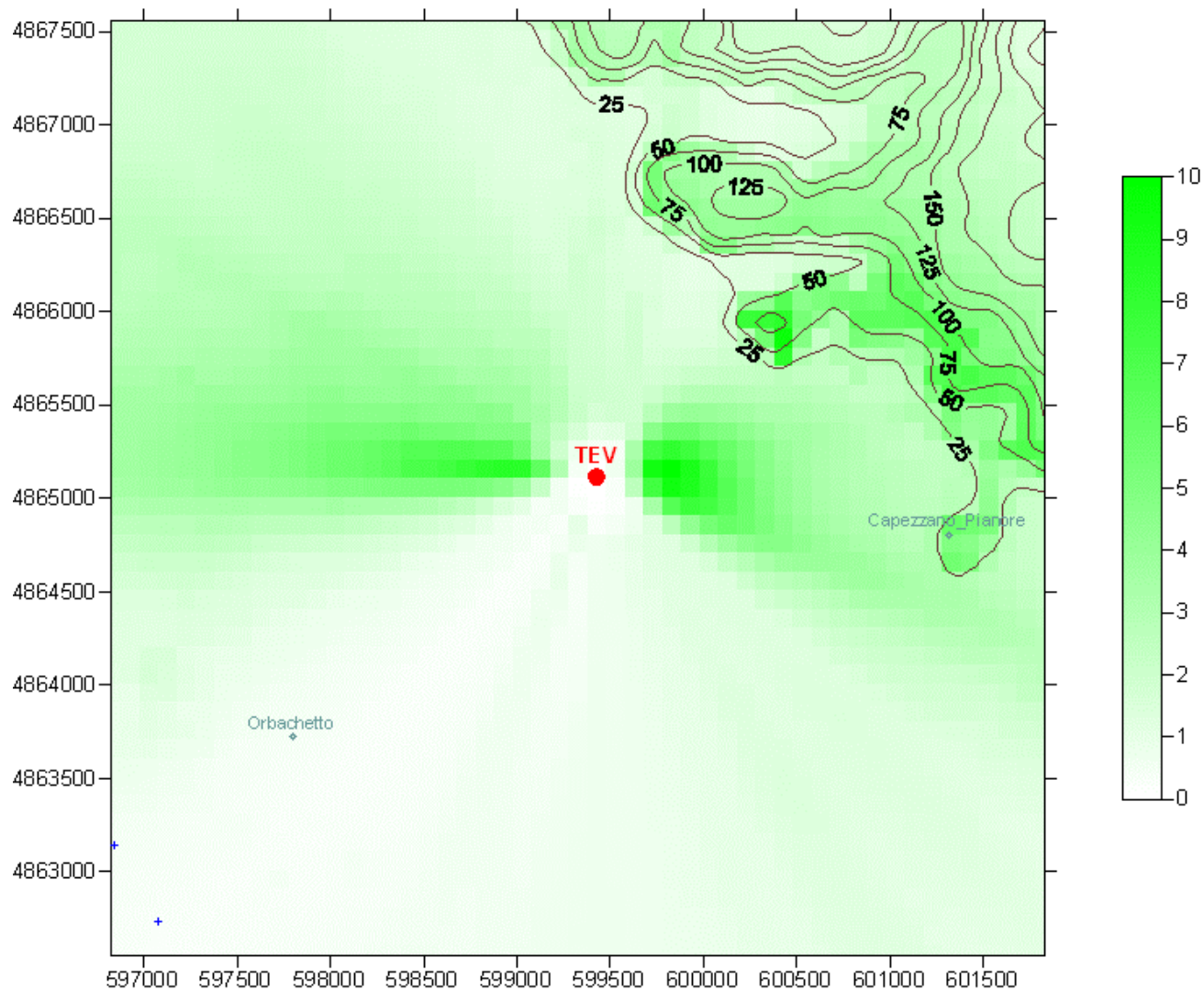
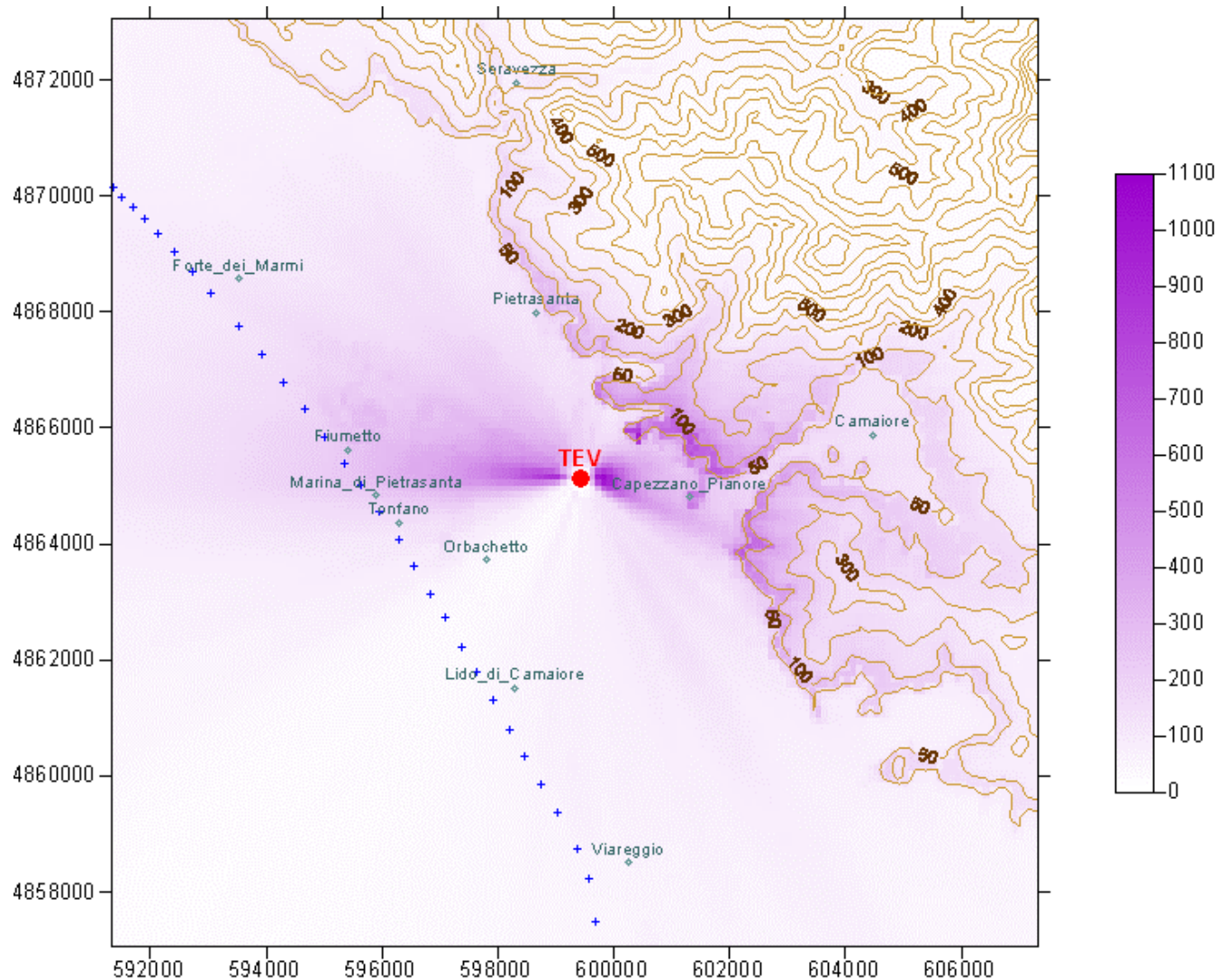


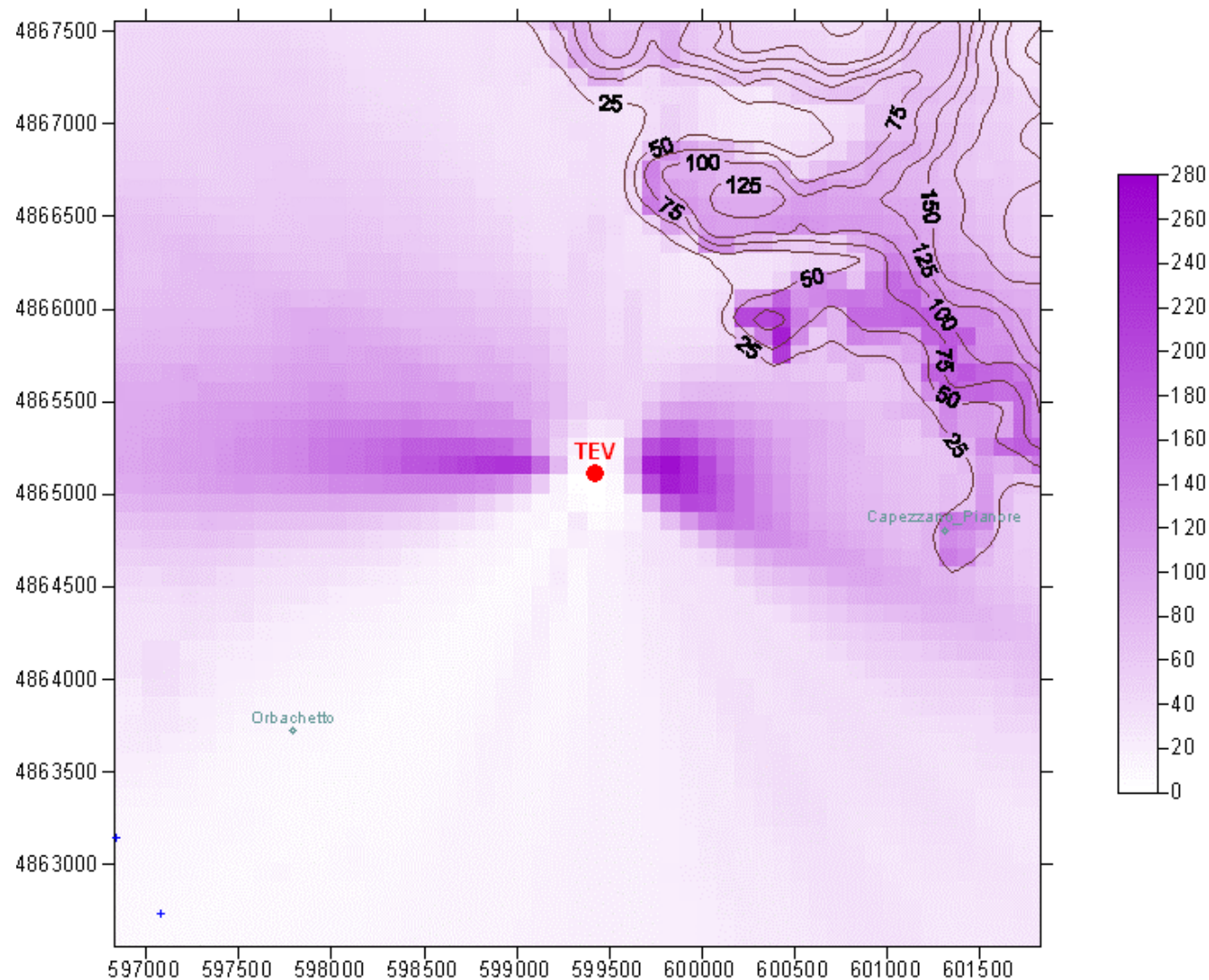
Figura CAA3: Impianto attuale, scenario limite: concentrazioni medie annue di particolato PM10 nell'area più vicina all'impianto (5 km x 5 km). Valori in ng/m³. Sono rappresentati gli isolivelli relativi alle quote del territorio.



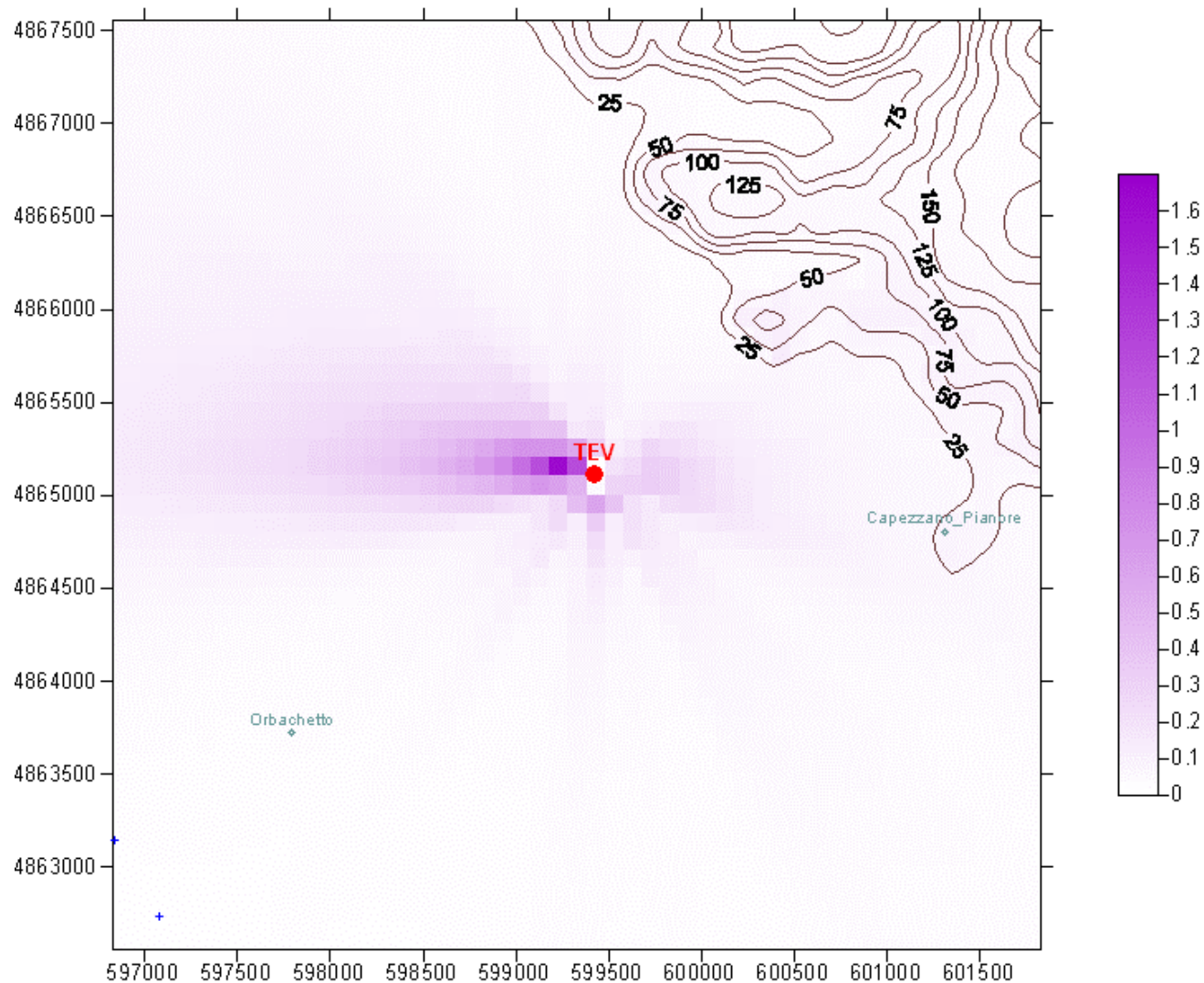
Figura CAA4: Impianto attuale, scenario limite: isolivelli (metodo kriging) delle concentrazioni medie annue di particolato PM2.5 nell'area più vicina all'impianto. Valori in ng/m³.



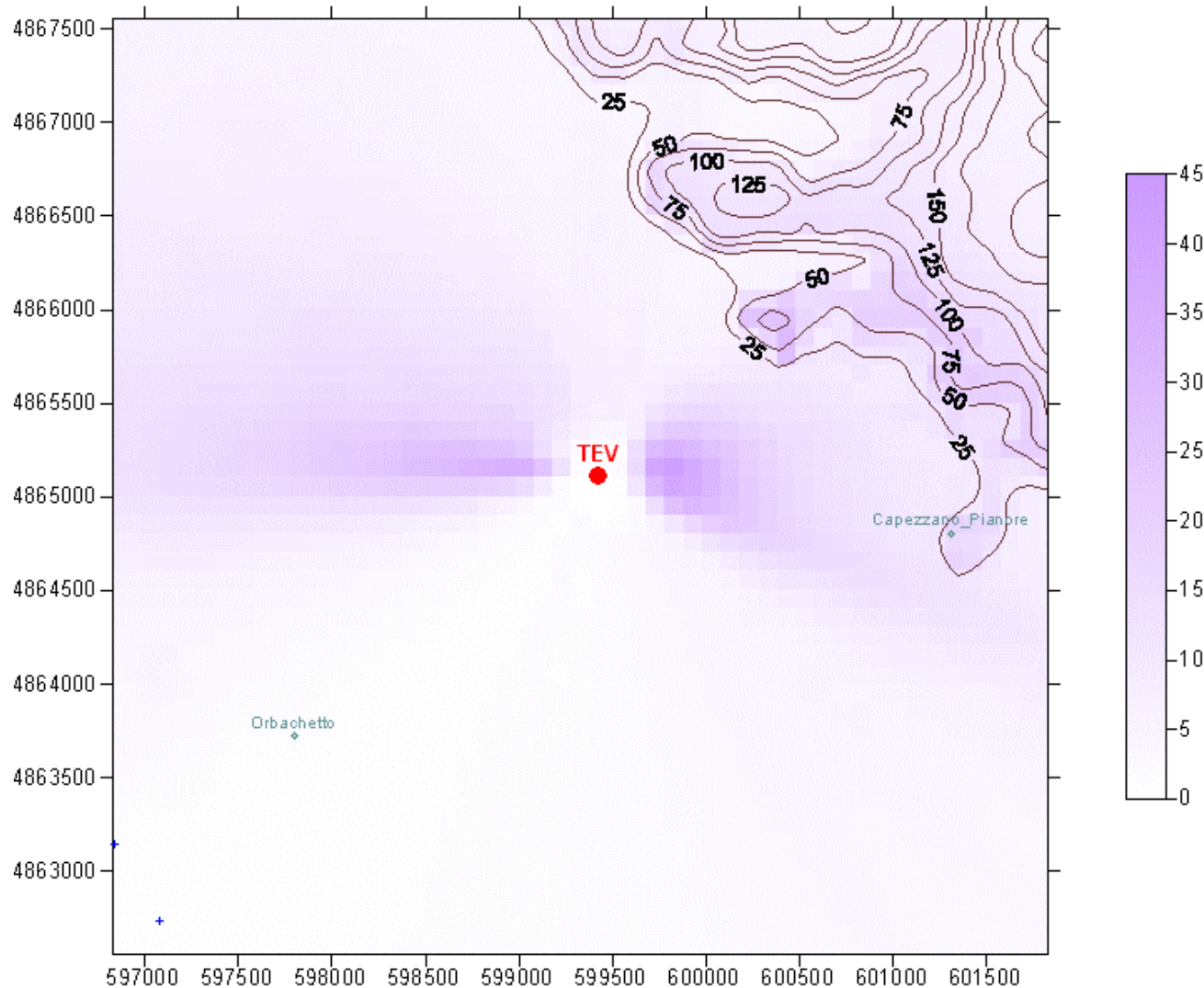
CAA5: Impianto attuale, scenario limite; concentrazioni medie annue di PCDD/F nell'intera area d'interesse (16 km x 16 km). Valori espressi in ag I-TE/m³.



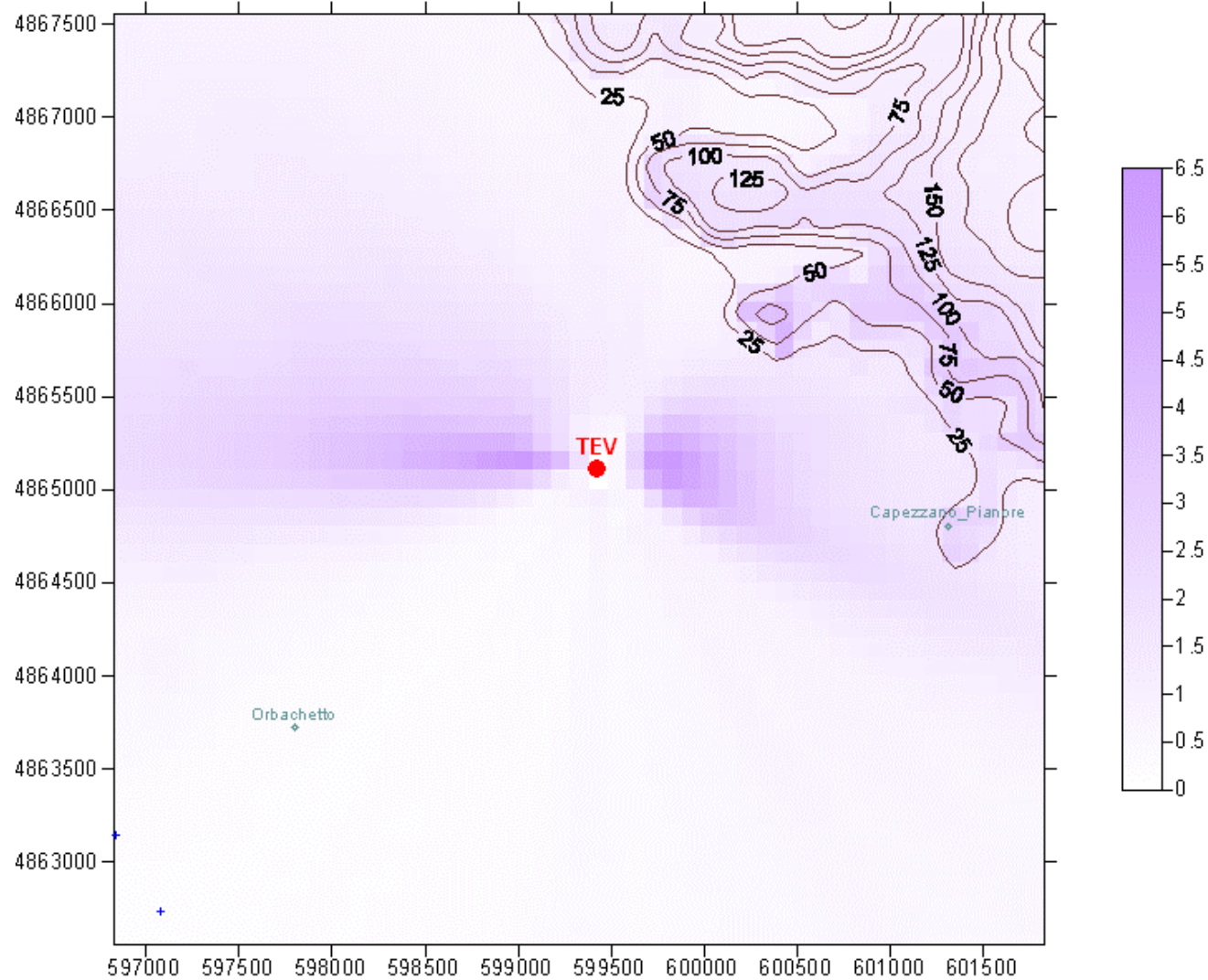
CAA6: Impianto attuale, scenario medio; concentrazioni medie annue di PCDD/F nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in ag I-TE/m³.



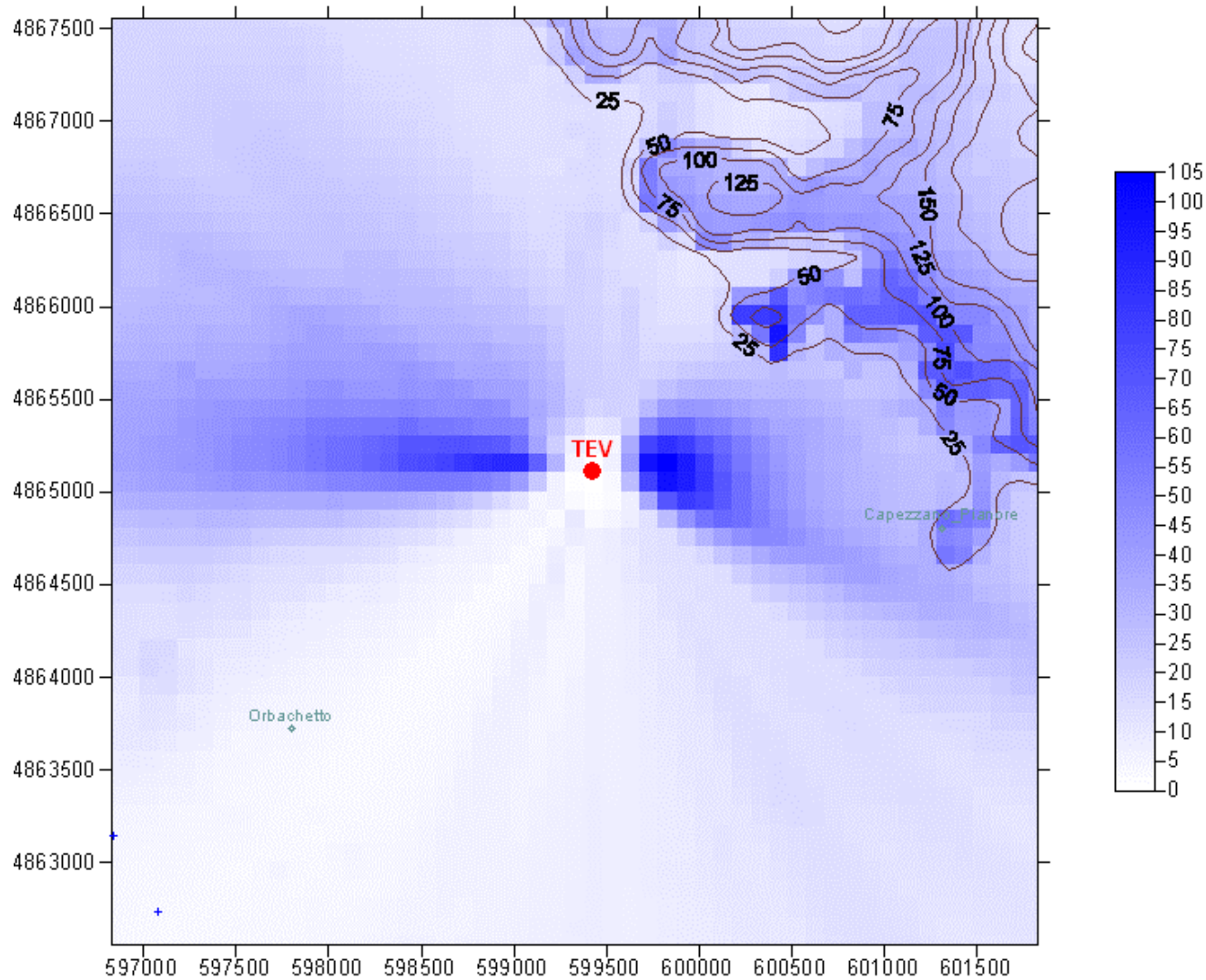
CAA7: Impianto attuale, scenario limite; deposizioni medie giornaliere di PCDD/F nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in pg I-TE/m²d.



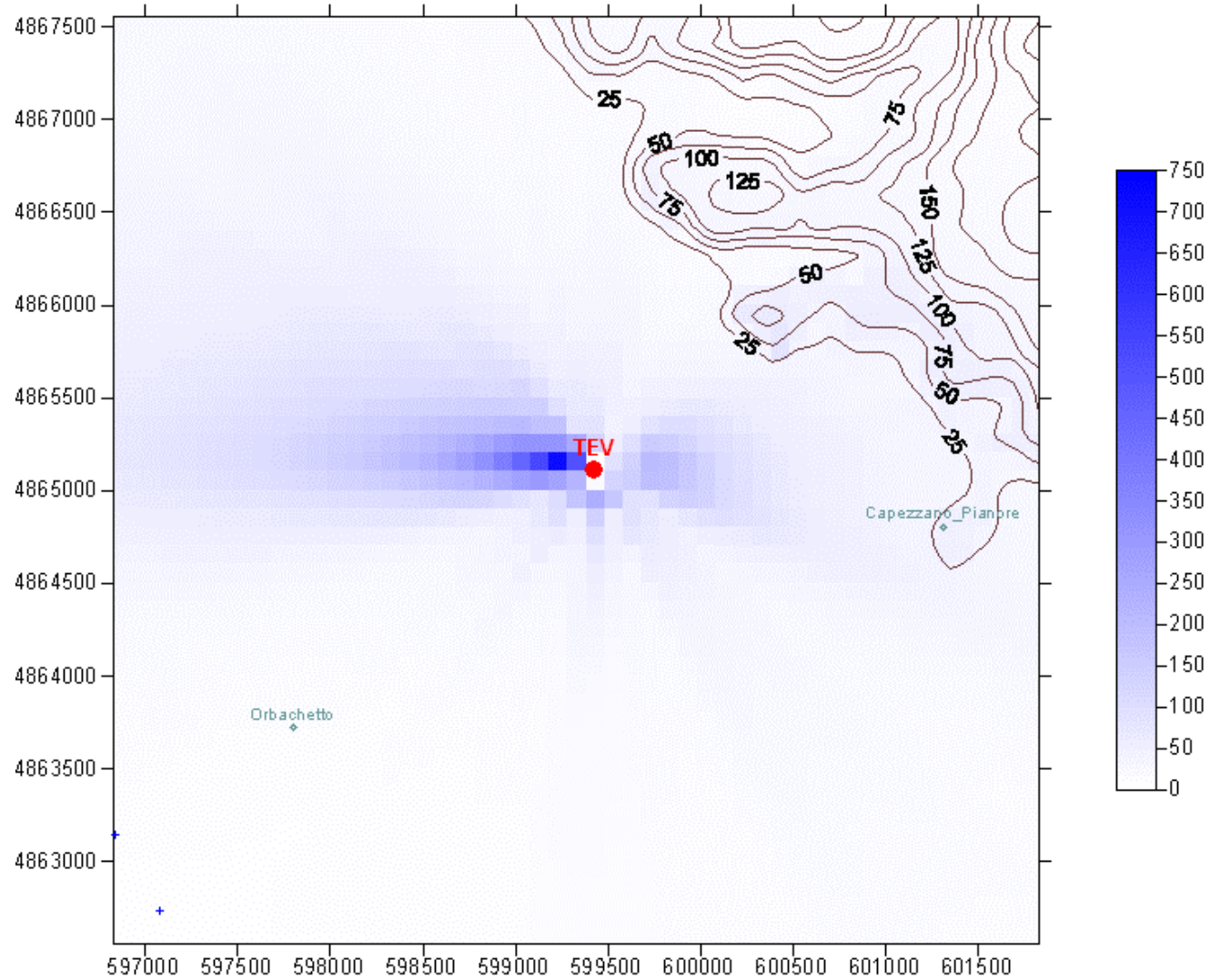
CAA8: Impianto attuale, scenario medio; concentrazioni medie annue di PCB_{DL} nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in $\mu\text{g W-TE}/\text{m}^3$.



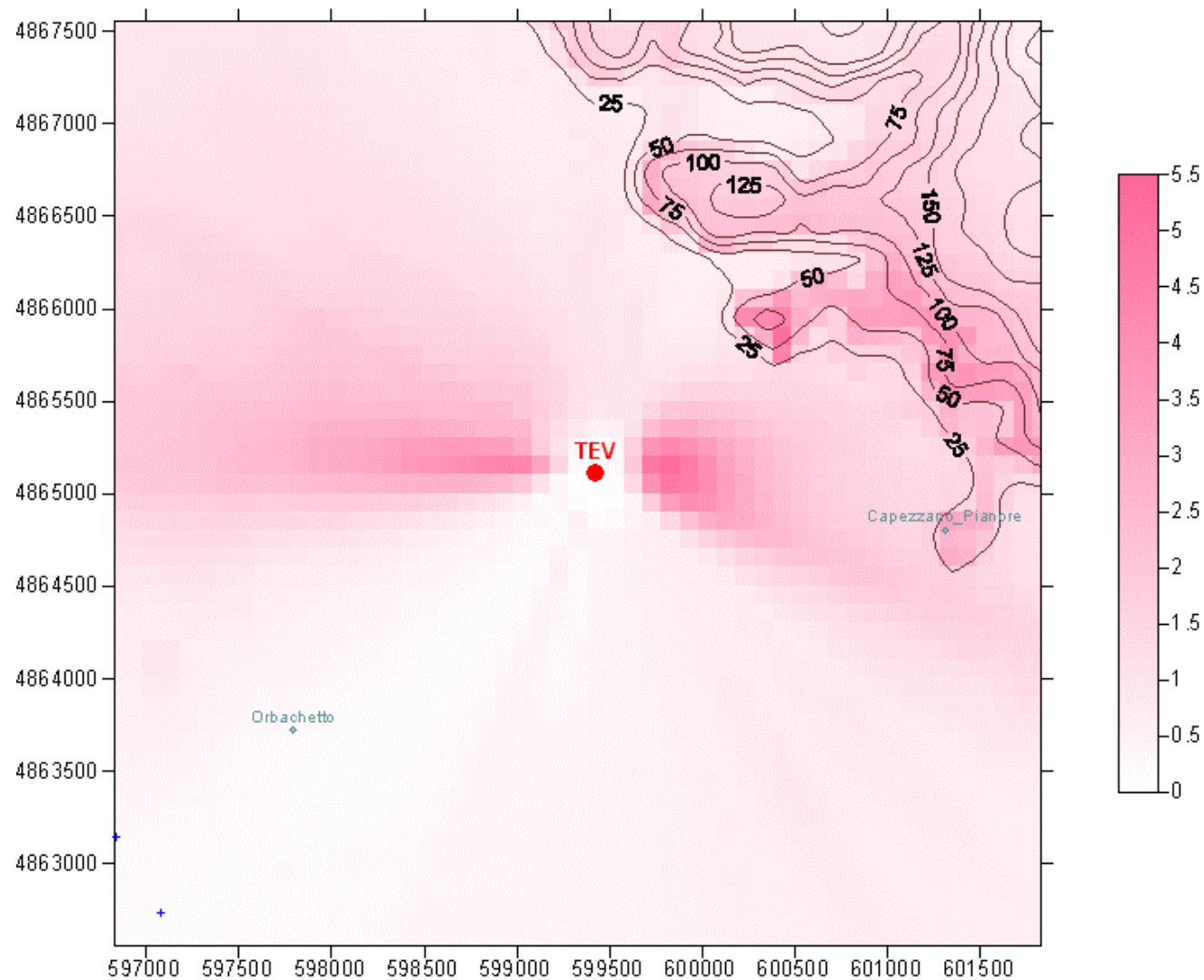
CAA9: Impianto attuale, scenario medio; deposizioni cumulate annue di PCB_{DL} nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in pg W-TE/m²y.



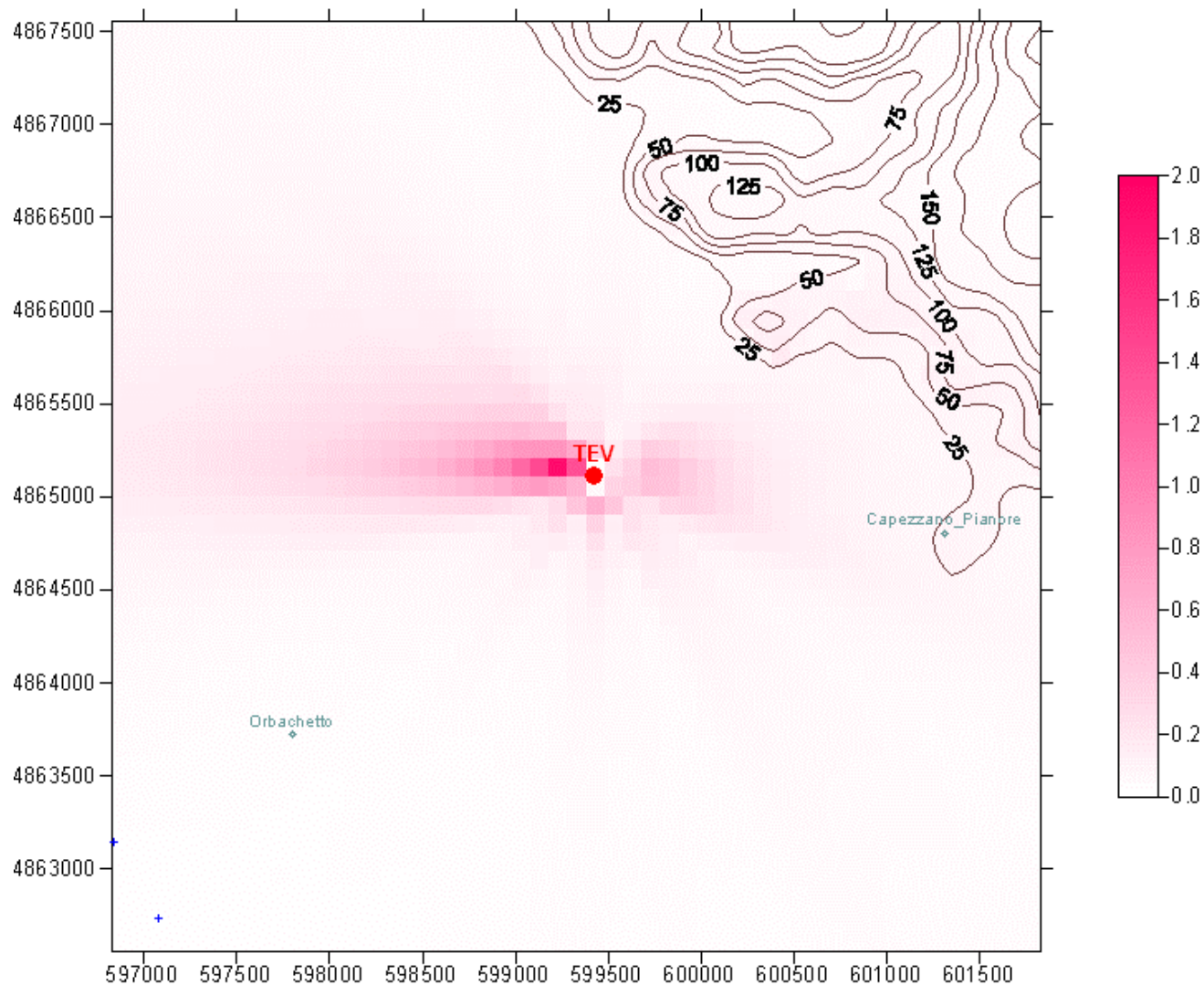
CAA10: Impianto attuale, scenario limite; concentrazioni medie annue di IPA nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in pg/m^3 .



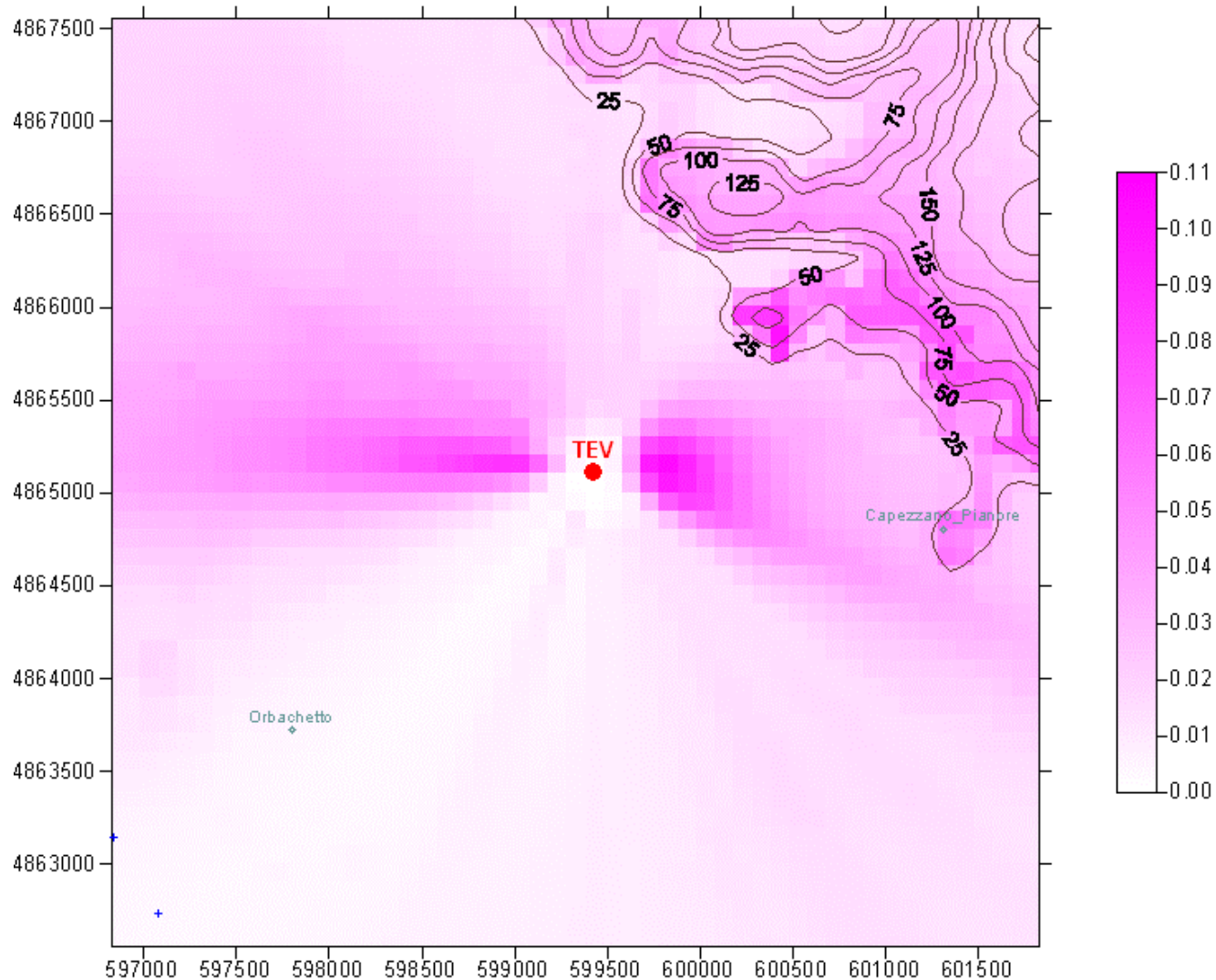
CAA11: Impianto attuale, scenario medio; deposizioni cumulate annue di IPA nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in ng/m²y.



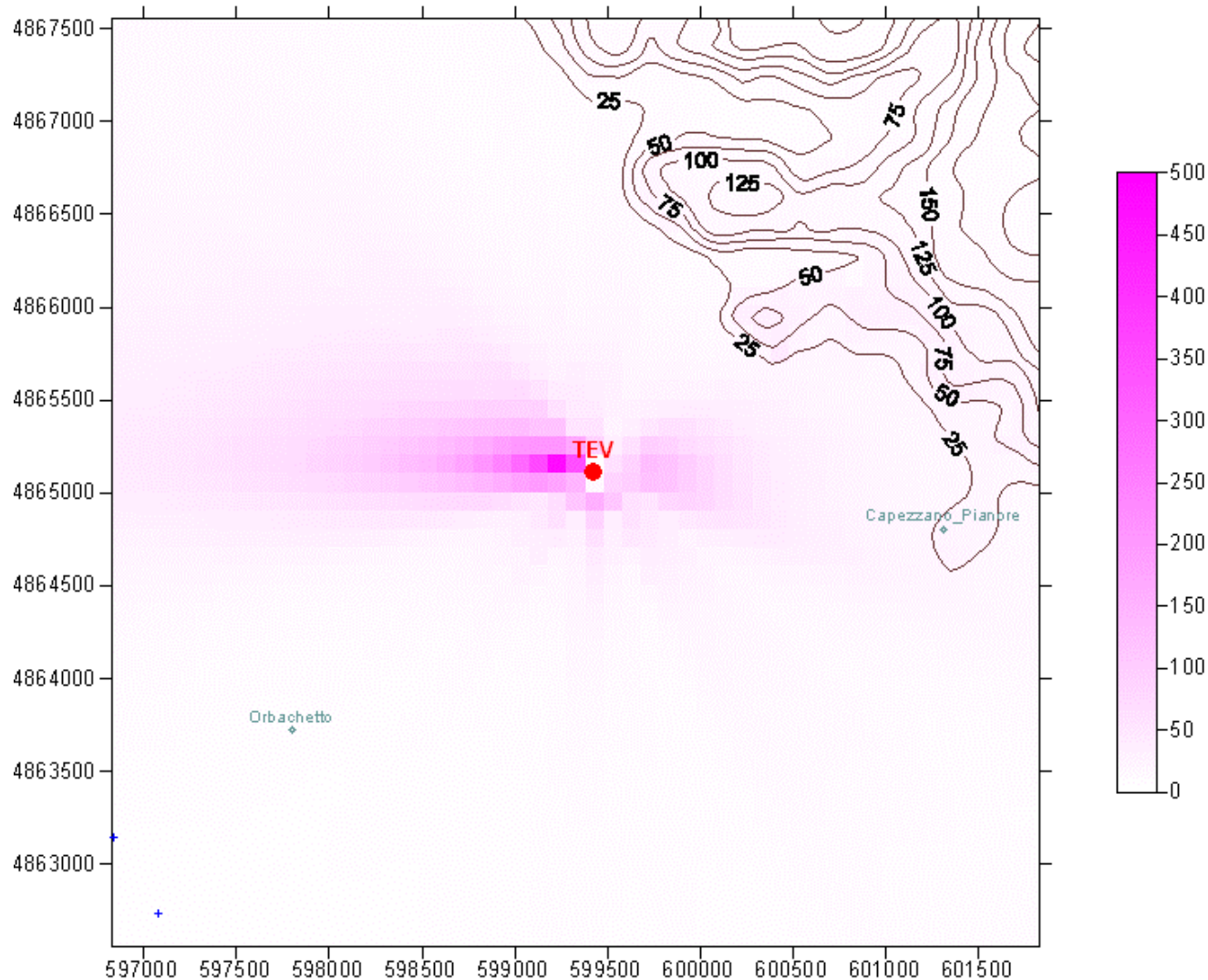
CAA12: Impianto attuale, scenario limite; concentrazioni medie annue di metalli pesanti nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in ng/m³.



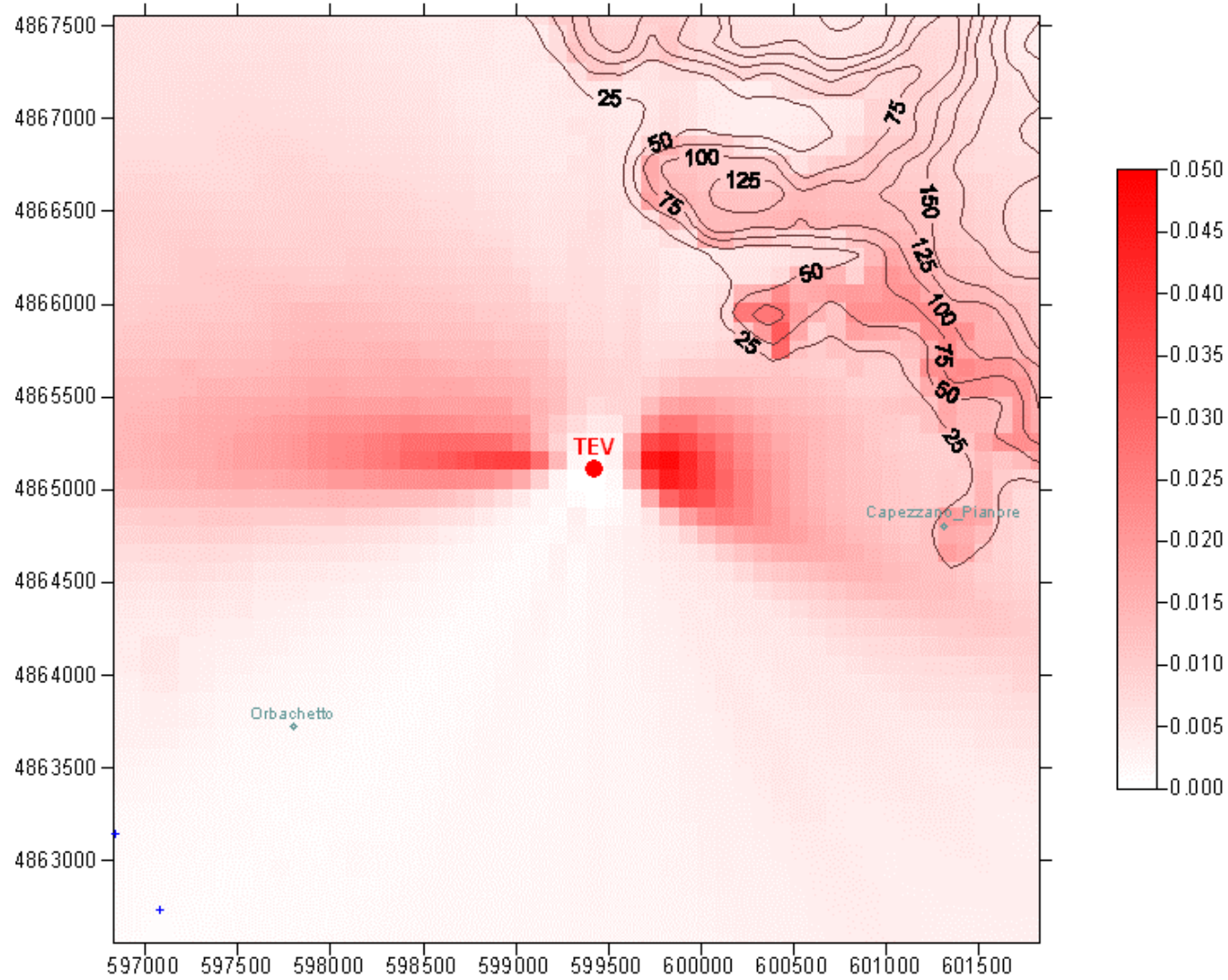
CAA13: Impianto attuale, scenario medio; deposizioni cumulate annue di metalli pesanti nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in mg/m²y.



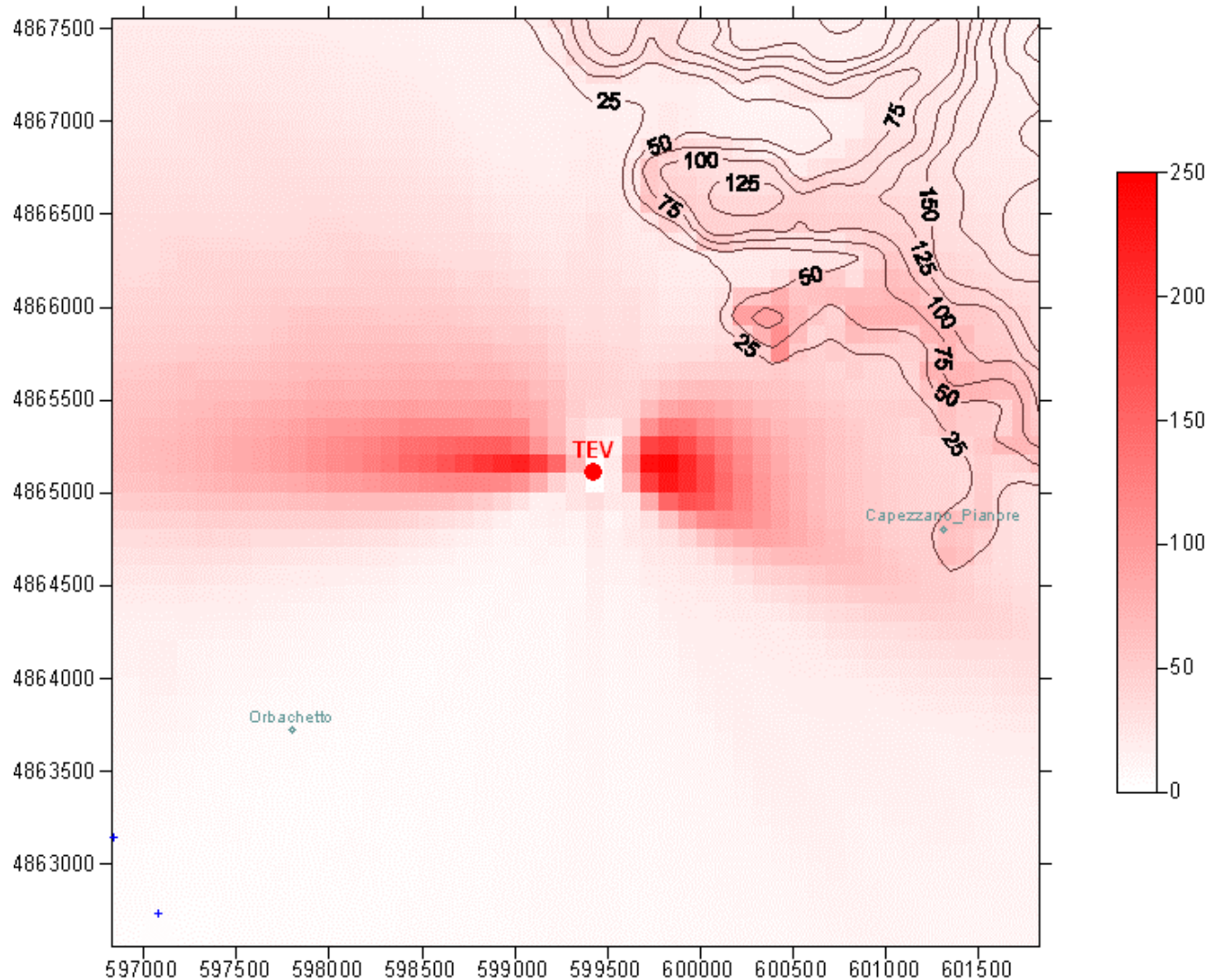
CAA14: Impianto attuale, scenario medio; concentrazioni medie annue di Cd+Tl nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in ng/m³.



CAA15: Impianto attuale, scenario limite; deposizioni cumulate annue di Cd+Tl nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{y}$.



CAA16: Impianto attuale, scenario medio; concentrazioni medie annue di Hg nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in ng/m³.



CAA17: Impianto attuale, scenario limite; deposizioni cumulate annue di Hg nell'area limitrofa alla sorgente (5 km x 5 km). Valori espressi in $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{y}$.