



ARPA PUGLIA
Agenzia regionale per la prevenzione
e la protezione dell'ambiente

Sede legale:
Corse Trieste 27, 70126 Bari
Tel. 080 5460111 Fax 080 5460150
www.arpa.puglia.it
C.F. e P.IVA: 05830420724

Dipartimento provinciale di Lecce

Via Miglietta, 2 73100 Lecce
Tel. 0832 1810007 Fax 0832 342579
E-mail: dap.lc@arpa.puglia.it

Prot.n° _____

Lecce _____

Trasmissione via pec

Provincia di Lecce
Dirigente Servizio Ambiente

Sindaco Comune di
Muro Leccese

Sindaco Comune di
Maglie

Sindaco Comune di
Botrugno

Sindaco Comune di
Poggiardo

ASL Lecce
Direttore Dipartimento di Prevenzione

Regione Puglia
Dirigente Servizio Ambiente

Direzione
Ruggeri Service
Muro Leccese

p.c. ARPA Puglia
Direttore Scientifico

Oggetto: - Relazione tecnica - Studio di impatto della fonderia Ruggeri Service S.p.a.
di Muro Leccese (Lecce).

Con la presente si trasmette quanto in oggetto.

Restando a completa disposizione per qualsiasi eventuale chiarimento si inviano distinti saluti.



Il Direttore del DAP
(dott. ing. Roberto Bucci)



ARPA PUGLIA
Agenzia regionale per la prevenzione
e la protezione dell'ambiente

Sede legale
Corso Trieste 21, 70126 Bari
Tel. 080 5460111 Fax 080 5460150
www.arpa.puglia.it
C.F. e P.IVA. 05830420724

Direzione Scientifica
CENTRO REGIONALE ARIA

Corso Trieste 21, 70126 Bari
Tel. 080 5460253 Fax 080 5460200
E-mail: aria@arpa.puglia.it

Posta Interna

Al Sig. Direttore
Dipartimento Provinciale di Lecce
ARPA Puglia
Ing. Roberto Bucci
SEDE

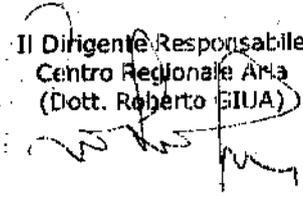
In allegato si trasmette copia in pdf della relazione tecnica contenente i risultati della simulazione modellistica delle ricadute delle emissioni in aria della ditta Ruggeri Service.

Si è messo in evidenza come le emissioni abbiano un impatto non nullo sulla qualità dell'aria dei centri abitati, in particolare per quelli più vicini e posti lungo le direttive dei venti prevalenti (Maglie, Botrugno, Muro Leccese).

Dalla simulazione risultano, tuttavia, concentrazioni dei parametri di qualità dell'aria inferiori ai corrispondenti valori di riferimento, in corrispondenza dei centri abitati circostanti il suddetto insediamento produttivo, qualora i limiti emissivi vengano rispettati.

Distinti saluti.

Il Dirigente Responsabile
Centro Regionale Aria
(Dott. Roberto BUIA)





Relazione tecnica
Studio di impatto della fonderia Ruggeri Service S.p.a. di
Muro Leccese (Lecce)

Direzione Scientifica
Centro Regionale Aria - 27/11/2013

A. Tanzarella
A. Morabito

Introduzione

Scopo dello studio è fornire una stima modellistica speditiva dell'area di impatto della fonderia Ruggeri Service S.p.a. di Muro Leccese (Lecce), nella configurazione emissiva peggiore, ovvero considerando i valori limite massimi di emissione previsti per l'impianto.

Le simulazioni del trasporto e della diffusione degli inquinanti in atmosfera sono state condotte con il modello gaussiano ARIA IMPACT 1.7 (Arianet srl). Le valutazioni modellistiche effettuate sono quindi da considerarsi stime indicative o di prima approssimazione per le ipotesi semplificative implicite alla formulazione gaussiana (stazionarietà e omogeneità del campo di vento, trattazione semplificata dell'orografia, ecc.).

Il modello è stato utilizzato sequenzialmente sui dati meteorologici orari, acquisiti dal 1° gennaio 2009 al 31 dicembre 2012, dalla centralina sita a Maglie e gestita da Arpa Puglia. Relativamente a tale periodo sono state valutate le concentrazioni e le deposizioni al suolo degli inquinanti emessi dalla fonderia, i cui limiti emissivi sono definiti dal D.M. 31/01/2005 (allegato V) e dalla L.R. 44/2008.

1. Caratteristiche dell'impianto

L'attività della fonderia di alluminio secondario di titolarità Ruggeri Service S.p.A. è finalizzata alla produzione di billette di alluminio destinate all'estrusione di profili, utilizzando come materia prima rottame di alluminio e alluminio primario. In Figura 1 ne viene indicata la localizzazione.

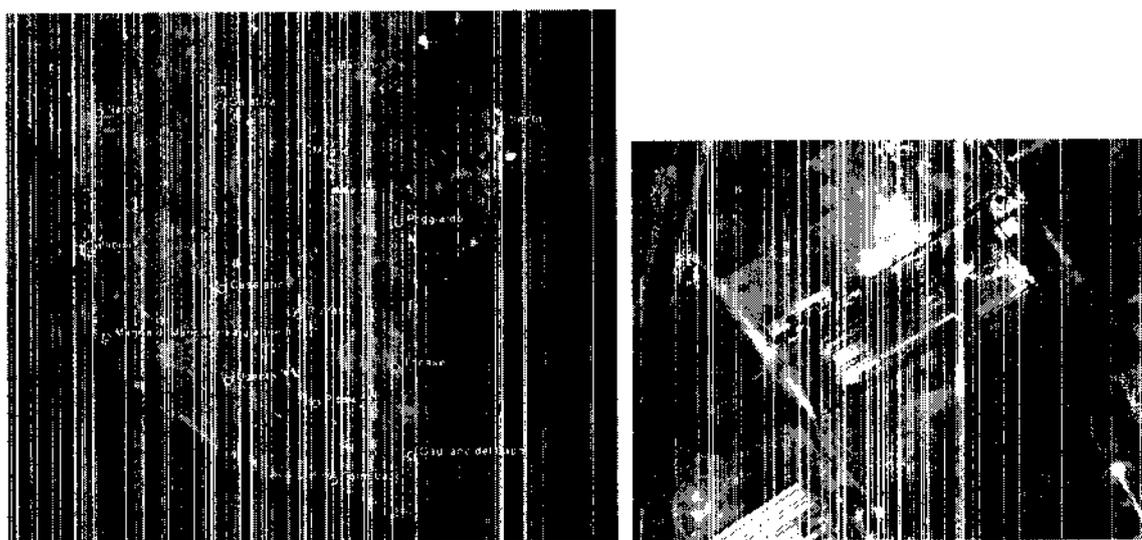


Figura 1: localizzazione della fonderia Ruggeri

Le emissioni convogliate sono individuate come E1 ed E2.

La prima (E1) rappresenta la principale sorgente di emissione in atmosfera e si riferisce al camino di uscita dei fumi di scarico dal forno fusorio, forno di attesa e colata hot-top in conchiglia. La seconda (E2) convoglia i fumi provenienti dal forno di omogeneizzazione. I fumi emessi dal camino E1, caratterizzati da temperatura di circa 78°C, sono costituiti da vapore acqueo e prodotti della combustione, quali ossidi di azoto, di zolfo e di carbonio, ammoniaca, acido cloridrico, cloruri, polveri in sospensione e bassi quantitativi di composti organici. Le emissioni dal camino E2, aventi temperature di circa 496°C, sono costituiti da vapore acqueo e ossidi di azoto, zolfo e di carbonio, polveri e bassi quantitativi di composti organici¹.

Le caratteristiche geometriche e fluidodinamiche dei suddetti camini sono riassunte in Tabella 1: tali informazioni sono dedotte dal documento prodotto da Ruggeri Service, relativo all'istanza di AIA (nota 1).

Tabella 1: caratteristiche dei camini

	E1	E2
Coordinate UTM (km)	E 782.817-N 4444.220	E 782.844- N 4444.256
altezza camino (m)	20	15
Diametro (m)	1.8	0.5
Temperatura fumi (°C)	78.21	496.11
Velocità dei fumi (m/s)	6	15
Portata media (Nm³/h)	55976.08	3351.11

La Ruggeri Service S.p.A. ha adottato dei sistemi di contenimento per limitare la dispersione di sostanze inquinanti nei differenti comparti ambientali. In particolare l'efficienza di tali sistemi è tenuta sotto controllo mediante:

- un monitoraggio in continuo dei gas di scarico al camino E1 ai sensi dell'art. 3 della L.R. n.º 44/03;
- il campionamento e le analisi delle emissioni ai camini E1 ed E2.

Nell'istanza di AIA si evidenzia che a seguito dell'installazione del nuovo impianto di captazione e abbattimento fumi risultano eliminate le emissioni diffuse, localizzate all'interno del capannone di

¹ Allegato AIA. Autorizzazione Integrata Ambientale di impianto per la fusione di alluminio (punto 2.5b - Allegato VIII del D.Lgs. n.152/06), sito in Comune di Muro Leccese, località Fraganite, S.S. 275 Maglia - Santa Maria di Leuca. Gestore: RUGGERI SERVICE S.p.a.

lavorazione, nei pressi dei forni fusorio e di attesa, originate al momento dell'apertura dei portelloni di carico.

2. Dati meteorologici e di qualità dell'aria

Il dominio di simulazione scelto, centrato sulla sorgente emissiva, ha una estensione di 20x20km (Fig. 2). L'area di studio è pressoché pianeggiante; la fonderia è localizzata nella penisola salentina a circa 15km dalla costa adriatica e a circa 26km da quella ionica.

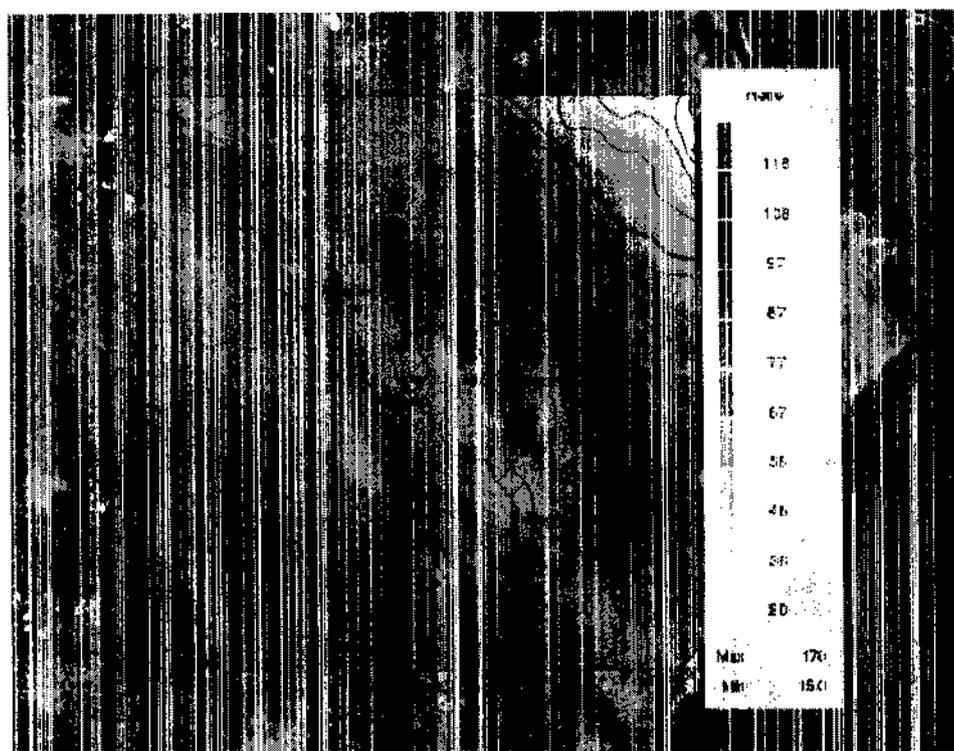


Figura 2: dominio di simulazione con topografia, sorgente emissiva Ruggeri (nero), localizzazione della centralina di q.a. e meteorologica (rosso) e di alcuni punti recettore (viola)

Per definire la situazione meteo-climatica dell'area di studio e per la successiva ricostruzione meteorologica sul grigliato di simulazione ai fini modellistici ci si è riferiti alla postazione meteorologica e di qualità dell'aria, gestita da ARPA Puglia, più vicina alla sorgente emissiva e compresa nel dominio di simulazione, ovvero la postazione di Maglie. Il dataset meteorologico analizzato ed utilizzato nella simulazione comprende un periodo di 4 anni e va dal 1° gennaio 2009 al 31 dicembre 2012.

Le caratteristiche della centralina sono riassunte in Tabella 2, mentre la sua localizzazione è indicata in Figura 2. Nella stessa figura vengono riportati alcuni comuni compresi nell'area, considerati come punti recettori e per i quali verrà fornita una stima delle concentrazioni al suolo.

Tabella 2: centralina di qualità dell'aria e meteorologica presente nell'area di studio

	Coordinate UTM (km)	Quota s.l.m. (m)	Parametri meteorologici misurati (step orari)	Inquinanti misurati
Maglie	E 780.702 N 4446.683	80	Vel. vento, dir. vento, temp., umid. rel., pressione, rad. globale, pioggia	SO ₂ , NO ₂ , CO, PM _{2.5}

La scelta di tale postazione è avvenuta anche a seguito del confronto tra la rosa dei venti climatologica (1951-1991), ricavata dal database SCIA relativamente alla stazione meteo dell'Aeronautica Militare di Galatina, e quella della postazione di Maglie (Fig. 3), riferita al periodo in esame. Dal confronto si osserva per entrambe la presenza delle due componenti dai quadranti settentrionali e sud-orientali. A Maglie risulta meno evidente la componente da sud-ovest. Le percentuali di calme di vento ($vv < 0,5 \text{ m/s}$) rappresentano circa il 26% a Galatina e il 18% a Maglie. In generale emerge un buon accordo tra le due rappresentazioni, facendo ritenere ragionevole la scelta di utilizzare la postazione di Maglie come rappresentativa del regime dei venti nell'area di studio.

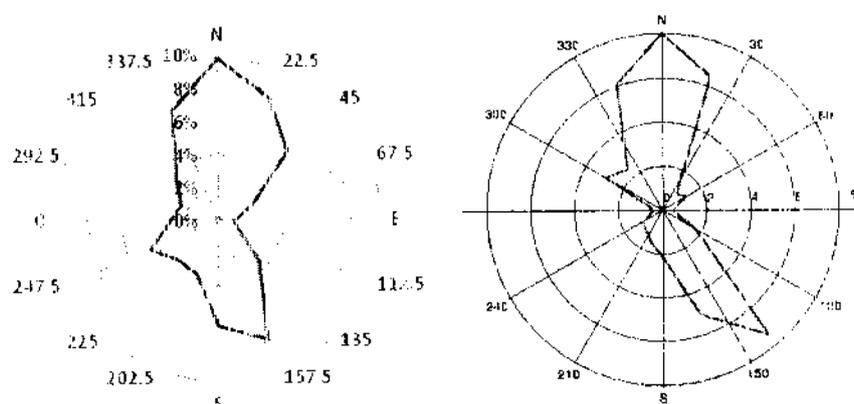


Figura 3: confronto tra la rosa dei venti climatologica a Galatina e la rosa dei venti a Maglie durante il quadriennio 2009-2012.

Per analizzare la stagionalità del campo anemologico, nella Figura 4 si riportano le rose dei venti ricavate dai dati di Maglie relative al semestre invernale (ott.-mar.) e al semestre estivo (apr.-sett.). Si osservano due componenti principali: la componente da nord, leggermente più frequente nella stagione estiva, e quella dai quadranti sud-orientali, più frequente nella stagione invernale.

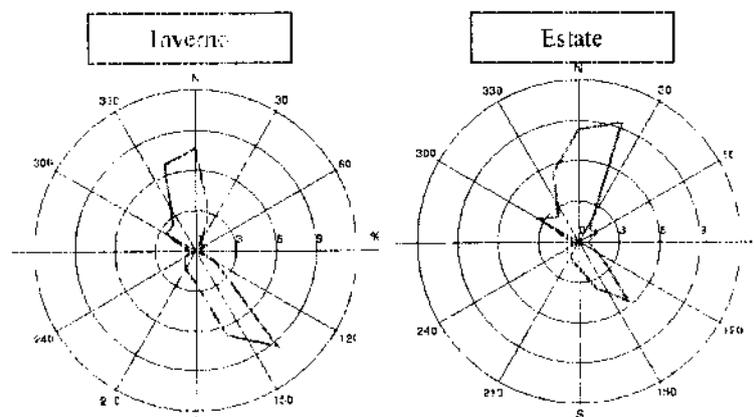


Figura 4: rosa dei venti nelle postazioni di Maglie durante il quadriennio 2009-2012, nel semestre invernale (sx) ed estivo (dx)

In Figura 5 si mostrano le rose dei venti calcolate per i giorni senza (a) e con (b) eventi di precipitazione: in entrambi i casi si osservano le componenti da nord e da sud-est, ma in caso di precipitazioni (Fig. 5b) si osserva anche una componente da nord-est, associata a venti di media-forte intensità ed una aumentata percentuale di venti da sud-est di debole-media intensità. La percentuale dei giorni piovosi sul totale per la postazione di Maglie è circa il 17%

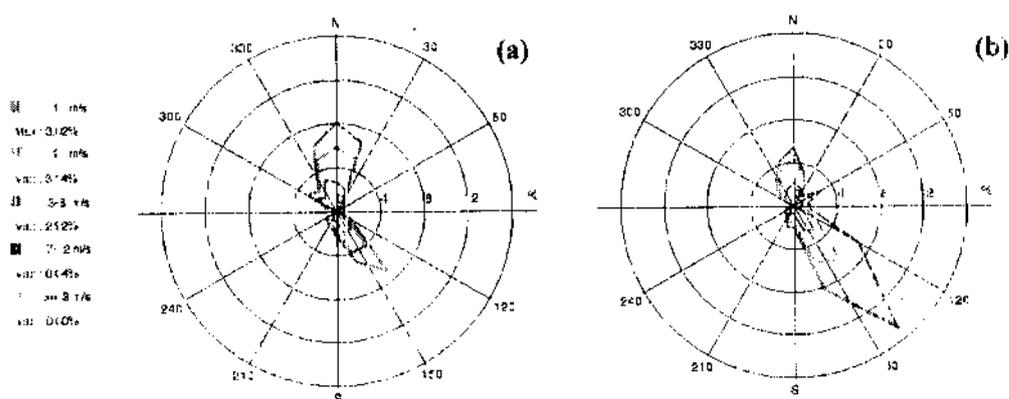


Figura 5: rose dei venti 2009-2012, (a) senza eventi di precipitazione e (b) con eventi di precipitazione, nella postazioni meteorologica di Maglie

Di seguito (Fig. 6) vengono mostrati gli andamenti delle precipitazioni cumulate mensili per Maglie relativamente al quadriennio considerato. In generale si osserva una maggiore piovosità nei mesi autunnali con un picco di 200mm nel mese di ottobre del 2010.

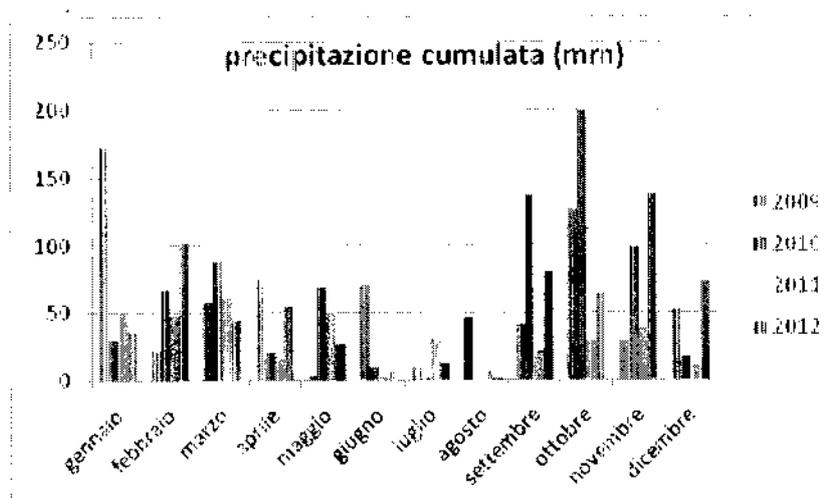


Figura 6: profili mensili di precipitazione cumulata (mm) nella postazione di Maglie

Ai fini della modellistica meteorologica è opportuno evidenziare che, mancando l'informazione sulla precipitazione nel punto dove sono localizzate le sorgenti, si è utilizzato il dato di pioggia misurato nella postazione di Maglie, che viene uniformemente distribuito sul grigliato di simulazione: tale scelta rappresenta ovviamente una approssimazione poiché la pioggia è un fenomeno tipicamente locale.

I profili mensili di temperatura media, massima e minima sono riportati nella Figura 7: il grafico mostra valori massimi estivi attorno ai 36°C e minimi invernali attorno ai 2°C.

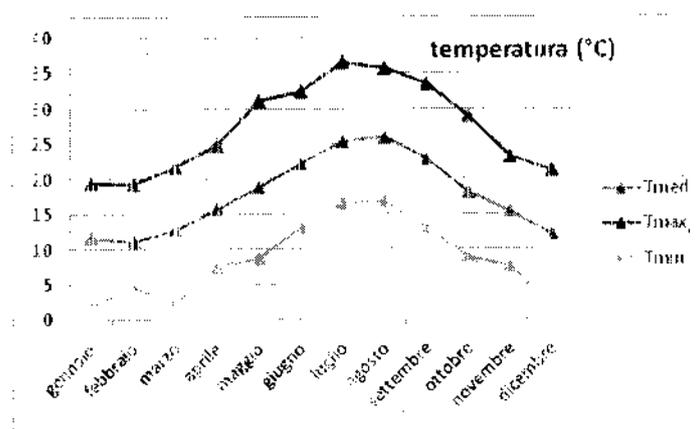


Figura 7: profilo medio mensile della temperatura media, massima e minima nella postazione meteo di Maglie

La Figura 8 mostra il giorno tipo della radiazione solare globale, elaborato per ciascun mese del quadriennio di riferimento, misurata nella postazione di Maglie. Si osserva il tipico profilo giornaliero della radiazione solare: i massimi di radiazione vanno dai 350W/m² nei mesi invernali ai

700W/m^2 nei mesi estivi caratterizzati da maggiore insolazione. La radiazione misurata è stata utilizzata per la stima delle classi di stabilità atmosferica, come illustrato di seguito.

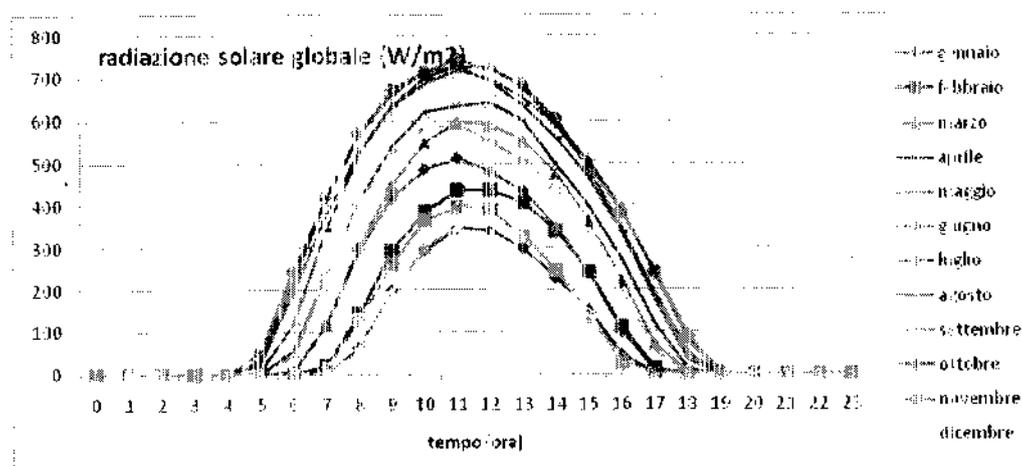


Figura 8: profilo medio orario per ciascun mese della radiazione misurata nella postazione meteo di Maglie

Un parametro descrittivo dello stato di turbolenza dell'aria è rappresentato dalle classi di stabilità atmosferica che, in questo caso, in funzione del modello considerato, sono quelle di Pasquill, e vanno dalla classe A, di maggiore turbolenza e instabilità, alla classe F di stabilità. Tale classificazione interviene nel calcolo dei coefficienti di dispersione utilizzati nella equazione gaussiana del pennacchio, che guidano la dispersione del plume lungo le componenti orizzontale e verticale. In questa trattazione la classe di stabilità è stata stimata a partire dalla velocità del vento e dalla radiazione solare globale durante le ore diurne e dalla radiazione netta durante le ore notturne. Tra tutti i metodi utilizzati in letteratura questo è sicuramente il più fisico, dato che prende in considerazione come indicatore surrogato della turbolenza meccanica la velocità del vento e come surrogato della turbolenza convettiva le radiazioni (solare globale e netta).

In Figura 9 vengono mostrate le rose dei venti in funzione delle classi di stabilità di Pasquill, calcolate a partire dalla radiazione solare globale e dall'intensità del vento misurati a Maglie. Si osserva come la maggiore instabilità (classe A e B), caratterizzata prevalentemente da turbolenza di origine convettiva, sia associata a venti di media intensità di provenienza dai quadranti settentrionali; passando a classi di maggiore stabilità si osserva la presenza di componenti sud-orientali. Le classi E ed F, tipiche delle ore notturne, sono associate rispettivamente a situazioni con vento abbastanza elevato di provenienza da nord-ovest e cielo poco nuvoloso, e a situazioni con cielo sereno e velocità del vento bassa dai quadranti orientali.

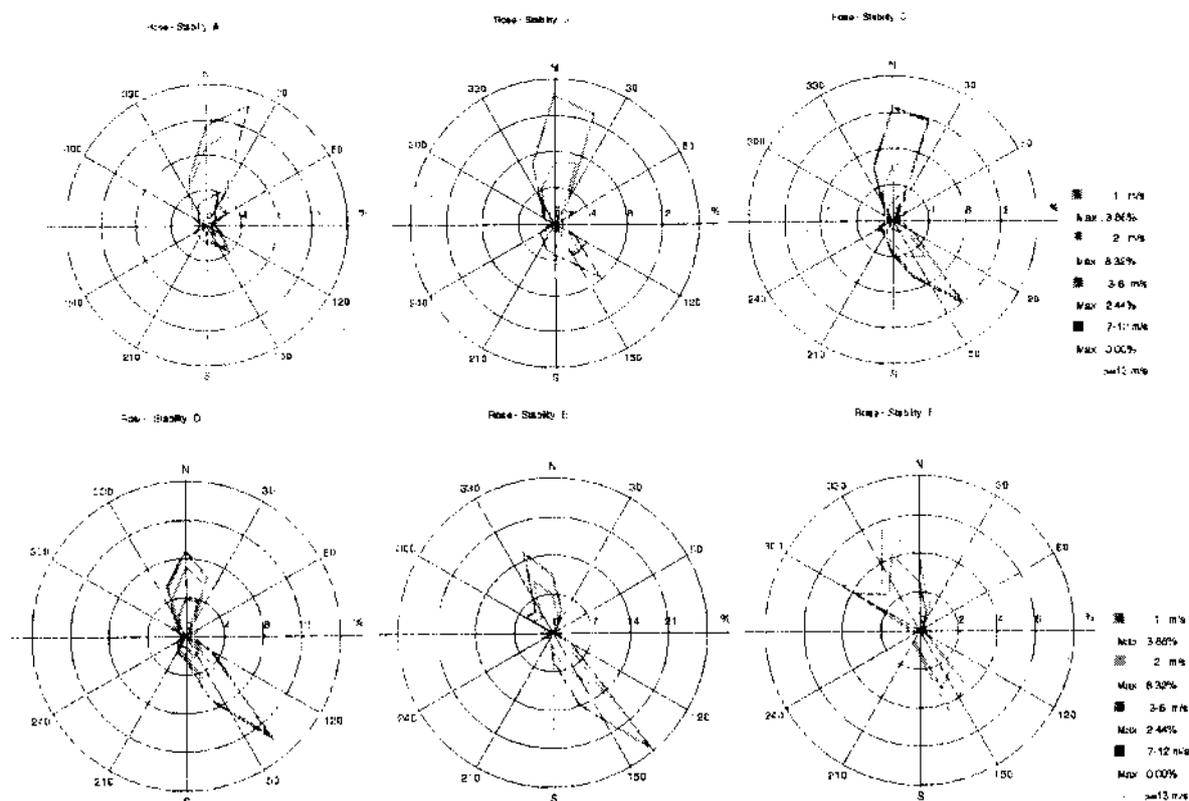


Figura 9: rose dei venti in funzione della classe di stabilità (A-F) calcolata col metodo del vento-radiatione

Le figure 10a e 10b mostrano infine come la percentuale di accadimento delle classi E e F più stabili sia del 46% (ore notturne), e la restante parte si suddivida tra le classi più instabili; la maggiore instabilità si registra nei mesi estivi a causa del riscaldamento solare e la presenza di vortici convettivi.

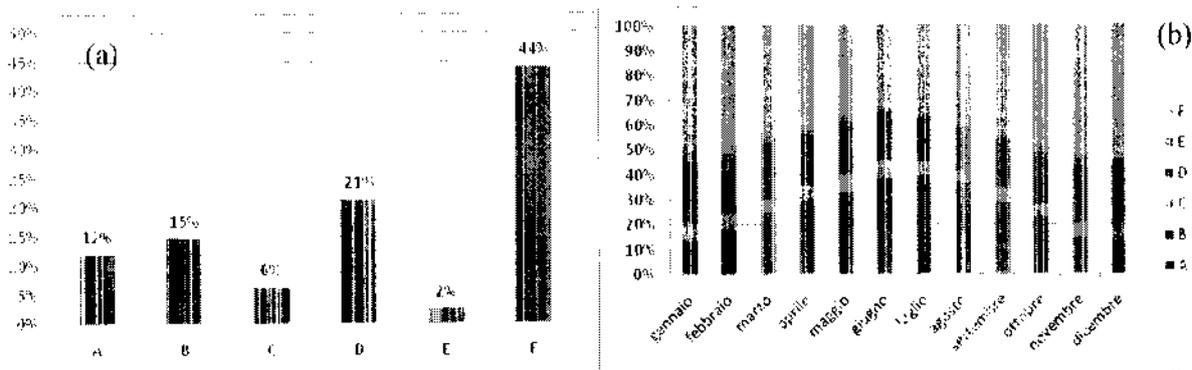


Figura 10: percentuali mensili di occorrenza delle classi di stabilità di Pasquill (A-F), calcolate col metodo del vento-radiatione, nella postazione di Maglie

Per quanto riguarda i dati di qualità dell'aria a Maglie, relativamente al quadriennio considerato, in Tabella 3 sono schematizzati i valori registrati in ciascun anno e riferiti ai limiti normativi (D. Lgs. 155/10).

Tabella 3: Concentrazione degli inquinanti monitorati a Maglie nel quadriennio 2009-2012.

anno	PM2.5	NO2		CO	SO2		
	MEDIA ANNO valore obiettivo di 25 µg/m ³ da raggiungere entro il 1 gennaio 2010 e un obbligo di concentrazione dell'esposizione di 20 µg/m ³ da rispettare entro il 2015	MEDIA ANNO limite 40 µg/m ³	99.8 percentile (VALORE LIMITE ORARIO) limite 200 µg/m ³	MAX ANNO media mobile 8ore limite 10 mg/m ³	99.2 percentile (VALORE LIMITE giornaliero) limite giornaliero 125 µg/m ³	99.7 percentile (VALORE LIMITE ORARIO) limite 350 µg/m ³	MEDIA ANNO
2009	15	17	70.4	6.7	11.7	22.4	1.8
2010	15	10.2	50.1	1.4	6.5	13.6	2.0
2011	21.5	11.1	68.7	3.5	10.4	17.6	3.5
2012	16.5	8.5	57.7	2.5	9.9	18.3	3.6

3. Emissioni

Il calcolo della dispersione e deposizione degli inquinanti atmosferici ha interessato le emissioni a camino del punto emissivo denominato E1 e del punto emissivo denominato E2.

Allo scopo di porsi nelle condizioni peggiori e quindi più cautelative rispetto alla previsione degli impatti al suolo, la stima delle emissioni per i due camini è avvenuta, in generale, a partire dai limiti alle emissioni previsti per una fonderia, definiti dal D.M. 31/01/2005 (allegato V) e dalla L.R. 44/2008 (Tab. 4)². Per l'acido cloridrico e l'ammoniaca (Tab. 5) si sono utilizzati i risultati dei campionamenti dei fumi al camino E1 e al camino E2 (Allegato AIA)³.

Tabella 4: limiti emissivi previsti D.M. 31/01/2005 (allegato V) e dalla L.R. 44/2008 per entrambi i camini

Inquinante	Unità di misura	Limite di legge
Ossidi di azoto (NO _x)	mg/Nm ³	100
Ossidi di zolfo (SO _x)	mg/Nm ³	35
Monossido di carbonio (CO)	mg/Nm ³	20
Polveri totali	mg/Nm ³	10
COT	mg/Nm ³	50

² Tali limiti sono stati ribaditi in una nota ARPA Puglia, in riscontro alla nota Ruggieri del 22/10/2012, e in accordo col Comune di Muro Leccese, nella nota prot. 0060077 del 09/11/2012

³ Istanza di AIA Allegato al Piano di monitoraggio

Mercurio (Hg)	mg/Nm ³	0.004
Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V	mg/Nm ³	0.4
Sommatoria Cd+Sb	mg/Nm ³	0.04
Acido fluoridrico (HF)	mg/Nm ³	5
PCDD/F	ng TEQ/Nm ³	0.4
PCB totali	mg/Nm ³	0.5
IPA	mg/Nm ³	0.1

Tabella 5: valori misurati a camino (allegato A1A)

Inquinante	Unità di misura	E1	E2
Acido cloridrico (HCl)	ng/Nm ³	2.87	0.69
Ammoniaca (NH3)	ng/Nm ³	7.99	0.98

L'intervallo temporale considerato per la simulazione è il quadriennio 2009-2012. Per tale periodo si è ipotizzato che le emissioni fossero costanti.

Al fine della trattazione modellistica, in questo studio si sono adottate delle assunzioni riguardo la trattazione degli inquinanti.

Tutti gli ossidi di azoto (NO_x) emessi a camino sono stati considerati totalmente rappresentati da NO₂ (mentre in realtà si tratta di una miscela stechiometrica non definita di NO e NO₂). In questo senso il confronto con il limite normativo per il biossido di azoto (NO₂) è da considerarsi ulteriormente cautelativo. Anche le polveri (PM) sono state considerate, in termini cautelativi, completamente costituite da polveri PM₁₀ e sulla base di questa assunzione è stata calcolata la relativa concentrazione e deposizione al suolo.

Per quanto riguarda i microinquinanti emessi dai camini della fonderia, questi assumono particolare rilievo per gli effetti che hanno sia diretti, in termini di concentrazione in atmosfera, che indiretti in termini di deposizione e quindi accumulo sul suolo e sugli ecosistemi in genere.

La trattazione modellistica dei microinquinanti organici (IPA e PCB) ed inorganici (metalli), ad esclusione del mercurio, viene fatta considerando l'assunzione che essi siano interamente veicolati dalle polveri.

Dovendone trattare la deposizione, il mercurio è stato suddiviso in mercurio elementare in fase gassosa (Hg₀), mercurio reattivo divalente in fase gassosa (Hg_{II}) e mercurio particellare (Hg_p) (Zhang et al., 2009). Per queste specie il documento EMEP (Ryaboshapko A.G. 1997) riporta una percentuale sul totale delle emissioni prodotte da alcune tipologie di impianti: il profilo più affine all'impianto in esame riporta le percentuali del 20%, 60% e 20% rispettivamente per Hg₀, Hg_{II} e Hg_p. I meccanismi di deposizione agiranno sulle tre specie a seconda delle concentrazioni presenti in aria di ogni singola specie, della presenza di altre costituenti atmosferiche coinvolte nei processi di rimozione (aerosol, ozono) e del tipo di uso del suolo (W.H. Schroeder et al., 1998).

Per quanto riguarda la trattazione della deposizione delle diossine (PCDD/F), occorre ricordare che in generale negli impianti di combustione le emissioni di tali inquinanti si trovano sia in fase di vapore che adsorbite sulla superficie del particolato atmosferico. La deposizione di tali sostanze dipende oltre che dalla fase in cui si trovano, anche dalle dimensioni del particolato e dalle caratteristiche dei siti in cui avvengono le deposizioni. Per la stima è stata applicata una procedura in due step (Mangia C. et al., 2009).

Step 1) Nel primo la quantità totale di diossina emessa viene suddivisa nelle due frazioni vapore/particolato alle condizioni ambientali di 20°C piuttosto che alle condizioni di emissione, seguendo lo schema indicato in Tabella 6 (M. Lorber et al. 2000), dove la frazione in fase di vapore è data da 1-frazione di particolato. Questa partizione consente di ottenere una emissione in g/s delle diossine in forma di particolato.

Tabella 6: Frazione in fase particolato dei congeneri di PCDD/F, utilizzate per le simulazioni

TCDD	PCDD	HxCDD	HPCDD	OCDD	TCDF	PCDF	HxCDF	HPCDF	OCDF
0.49	0.87	0.97	0.99	0.998	0.53	0.80	0.945	0.985	0.998

Step 2) Il secondo passo è considerare le varie dimensioni delle classi di particolato in cui si trovano adsorbite le PCDD/F. Chiaramente queste dipendono dal particolare impianto di emissione. Per quanto riguarda le classi dimensionali di particolato, ne sono state considerate 3 (M. Lorber et al. 2000): <2µm ; 2-10 µm ; > 10 µm.

Il diametro medio, come suggerito da EPA (HHRAP, 2005), è stato calcolato mediante la seguente formula:

$$D = \left[0.25 \cdot (D_1^3 + D_1^2 D_2 + D_1 D_2^2 + D_2^3) \right]^{1/3}$$

dove D1 e D2 sono il limite più basso e più alto dell'intervallo.

Per quanto riguarda la partizione in massa tra le diverse classi di particolato si è assunta la partizione (M. Lorber et al. 2000) indicata in Tabella 7.

Tabella 7: classi di particolato

Classe di particolato	Diametro medio (µm)	Frazione di massa
PCDD/F(1) <2µm	1.26	88 %
PCDD/F(2) 2-10 µm	6.78	9 %
PCDD/F(3) > 10 µm	24.61	3 %

A partire da questa procedura, relativamente allo step 1, poiché la normativa per le diossine non indica il limite su ciascun congenere, per il camino E1 ci si è riferiti al dato del rapporto di prova ARPA Puglia⁴, relativo ad un campionamento effettuato nel 2012, in cui le diossine sono espresse per singolo congenere e per cui il valore totale (PCDD/F) è pari a 10.4pg TE/Nm³. Utilizzando le frazioni indicate in Tabella 6 sui diversi congeneri si è ricavata la frazione in fase particolato e da questa la percentuale di tale frazione sul totale delle diossine, pari a 81.4%. Tale percentuale è stata quindi applicata al limite emissivo previsto dal D.Lgs 133/2005, per stabilire la percentuale della frazione particolato da trattare successivamente come descritto nello step 2 della procedura. Per il camino E2, non disponendo di informazioni specifiche, dopo aver applicato la percentuale di 81.4% al limite emissivo, si è passati allo step 2. Per la fase gassosa non è stata trattata la deposizione.

Nello stesso rapporto di prova, indicato nella nota 4, si trovano i dati misurati di concentrazione al camino E1 degli idrocarburi policiclici aromatici e dei PCB diossina-simili. In particolare la somma di IPA risulta pari a 211.2 ng/m³ (\pm 22.67) e di questi la frazione di benzo(a)pirene è pari al 10%. Ponendosi nelle condizioni più cautelative ed utilizzando il valore limite emissivo previsto per la tipologia di inquinante (Tab. 4), si è tenuto conto di questa percentuale nella stima della frazione di BaP sul totale IPA simulato (per entrambi i camini). Relativamente infine ai PCB diossina-simili, al fine di simulare la deposizione al suolo, ci si è riferito al dato riportato nel rapporto di prova pari a 2.99 pg WHO-TE/m³ (\pm 1.02). È stato assunto lo stesso valore anche al camino E2, ovviamente rapportato alla rispettiva portata.

I flussi massici utilizzati per le simulazioni (Tabella 8) sono stati ricavati a partire dalla portata indicata in Tabella 1 e dai limiti emissivi e dalle misure, indicati in Tabella 4 e 5.

Tabella 8: emissioni massiche utilizzate nella simulazione per i due camini

Inquinante	Unità/misura	E1	E2
Ossidi di azoto (NO _x) come NO ₂	kg/h	5.6	0.34
Ossidi di zolfo (SO _x) come SO ₂	kg/h	1.96	0.12
Polveri totali, come PM10	kg/h	0.56	0.034
Mercurio (Hg) tot.	µg/s	62.2	3.7
Acido fluoridrico (HF)	kg/h	0.28	0.017
Acido cloridrico (HCl)*	kg/h	0.16	0.002
Monossido di carbonio (CO)	kg/h	1.12	0.07
Ammoniaca (NH ₃)*	kg/h	0.45	0.003
COT	kg/h	2.8	0.17
Cd+Sb	kg/h	0.002	0.000

⁴ Rapporto di prova n. 2697-2012, data di prelievo 25/07/2012, ARPA Puglia

Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V	kg/h	0.022	0.001
IPA	kg/h	0.006	0.0003
PCDD+PCDF (fase particolato)	ngl-TE/s	5.1	0.3
PCDD+PCDF (fase gassosa)	ngl-TE/s	1.2	0.07
PCB totali	kg/h	0.023	0.002
PCB diossina-simili**	ng WHO-TE/s	0.047	0.003

* Allegato AIA

** rapporto di prova n.2697-2012

4. Sistema modellistico

Il modello utilizzato per la simulazione è il modello gaussiano Aria Impact 1.7, in grado di calcolare l'impatto a lungo termine degli inquinanti atmosferici emessi da differenti tipi di sorgenti, valutando la concentrazione media annuale e la massima concentrazione oraria. Inoltre il modello è in grado di trattare le calme di vento tramite l'utilizzo della formulazione gaussiana a puff.

Sono state simulate le concentrazioni al suolo e le deposizioni atmosferiche degli ossidi di azoto (trattati con NO₂), del biossido di zolfo, il monossido di carbonio, le polveri, l'acido fluoridrico, l'acido cloridrico, l'ammoniaca, il carbonio organico totale, i microinquinanti inorganici (metalli, tra cui cadmio+antimonio e mercurio) ed organici (PCDD/F, PCB ed IPA).

La configurazione del modello utilizzata per questo caso studio è riportata nella Tabella 9. Mancando specifiche informazioni sulla tipologia di vegetazione presente nell'area, si è ipotizzato su tutto il dominio un uso del suolo di tipo sub-urbano, con caratteristiche di rugosità, albedo e rapporto di Bowen indicati in Tabella.

Tabella 9: set-up modellistico della simulazione

	Set-up modellistico
Dimensioni di simulazione	$N_x \times N_y = 41$, $\Delta x = \Delta y = 500m$
Estensione del dominio in Km	20 x 20
Angolo SW del dominio	UTM (km): 772.699E - 4434.073N
Orografia	trattata
Landuse	Tipo suburbano: rugosità 0.5m, albedo 0.13, Bowen Ratio 1.5
Calme di vento	Attivata con modello a puff
Coefficienti di dispersione	Briggs urban (rugosità ≥ 0.5)
Elevazione del plume	Formula di Briggs
Interazione campo di vento e camino	Attivazione dello stack-tip downwash
Deposizione	Secca e umida

La velocità del vento utilizzata per la stima del plume rise alla bocca del camino è stata calcolata a partire dai dati di vento al suolo mediante profilo logaritmico. La stima dell'altezza dello strato

limite è stata effettuata in condizioni instabili a partire dall'equazione del bilancio di energia (Holstag et al., 1983) e dalle misure del vento a 10m, mentre in condizioni stabili mediante la formulazione di Venkatram (1980).

Per quanto riguarda infine la trattazione della deposizione secca e umida, il modello richiede in input le velocità di deposizione secca (cm/s), i coefficienti di dilavamento (s^{-1}) e, nel caso di polveri, la dimensione delle particelle (Tabella 10). Occorre sottolineare a tal proposito che i coefficienti di deposizione riportati in letteratura sono molto sensibili al tipo di terreno e di copertura vegetale e alle condizioni meteorologiche e ovviamente variano in un range molto ampio. Le stime modellistiche di deposizione sono quindi molto variabili in funzione della scelta di tali coefficienti, influenzando sui risultati delle simulazioni a volte per diversi ordini di grandezza; tali stime sono quindi da ritenersi accettabili per valutazioni scientifiche preliminari.

Per quanto riguarda le classi dimensionali utilizzate per le polveri, da cui dipende l'efficienza di rimozione per effetto della deposizione, in questa fase preliminare si sono considerati:

- PTS, le polveri con diametro aerodinamico pari a $10\mu\text{m}$
- metalli, polveri con diametro pari a $2\mu\text{m}$ (J.M. Pacyna, 1987)
- IPA, polveri con diametro pari a $1.3\mu\text{m}$ (H. Kaupp et al., 1998)
- COT, polveri con diametro pari a $2.5\mu\text{m}$ (Manuale Aria Impact, Underwood (2001))
- Hg(p), polveri con diametro pari a $2\mu\text{m}$ (J.M. Pacyna, 1987)
- Diossine, frazione particolato con 3 classi di diametro indicate in Tab. 6 (M. Lorber et al., 2000)
- PCB, polveri con diametro pari a $1.3\mu\text{m}$.

Tabella 10: coefficienti di deposizione secca e umida per ciascun inquinante

Inquinante	Coefficiente deposizione secca (cm/s)	Coefficiente di dilavamento (s^{-1})	Riferimento
NO_2	0	$1.0 \cdot 10^{-5}$	Manuale Aria Impact
SO_2	0.3	$1.0 \cdot 10^{-5}$	T.A. McMahon et al., 1979
CO	0	$1.0 \cdot 10^{-5}$	T.A. McMahon et al., 1979
HCl	2.45	$1.0 \cdot 10^{-5}$	H. Puxbaum et al. (1998)
HF	4	$1.0 \cdot 10^{-5}$	T.A. McMahon et al., 1979
NH_3	0.3	$1.0 \cdot 10^{-5}$	H. Puxbaum et al. (1998), manuale Aria Impact
PM_{10}	1	$4.0 \cdot 10^{-4}$	Underwood, 2001
IPA	0.65	$1.0 \cdot 10^{-5}$	H. Kaupp, et al (1998)
COT (come $\text{PM}_{2.5}$)	0.4	$8.0 \cdot 10^{-5}$	Manuale Aria Impact, Underwood (2001)
PCDD/F(1)	0.46	$1.0 \cdot 10^{-5}$	H. Kaupp, et al (1998), M. Shih et al. (2006)
PCDD/F(2)	0.46	$1.0 \cdot 10^{-4}$	EMEP (*), M. Shih et al. (2006)

PCDD/F(3)	0,46	$6,6 \cdot 10^{-4}$	M. Lorber et al. (2000); M. Shih et al. (2006)
PCE	5,2	$1,0 \cdot 10^{-5}$	Tasdemir Y. et al., 2004, manuale Aria Impact
Hg0	0,0155	0	Lee D.S. et al., 2001
HgII	4	$9,0 \cdot 10^{-5}$	Lee D.S. et al., 2001
Hg(p)	0,15	$1,3 \cdot 10^{-5}$	Lee D.S. et al., 2001
Metalli pesanti	0,1	$5,0 \cdot 10^{-5}$	JP Hettelingh et al., 2002
Cadmio	0,1	$7,0 \cdot 10^{-5}$	JP Hettelingh et al., 2002

5. Risultati delle simulazioni

La simulazione è stata condotta nelle condizioni più cautelative, ovvero considerando come emissioni ai camini E1 ed E2, dove possibile, i limiti emissivi massimi previsti dalla normativa per quel tipo di impianto.

Nella Tabella 11 si confrontano le concentrazioni massime, stimate dal modello nel dominio di simulazione, con gli indicatori statistici stabiliti dalla normativa D.lgs. 155/2010 e dalla letteratura tecnica. In particolare, questi ultimi riferimenti sono stati ricavati dai valori guida e dalle indicazioni precauzionali riportate nelle linee guida di qualità dell'aria definite da WHO (2000), oppure in alternativa, dai valori massimi previsti da NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health) per l'esposizione dei lavoratori (limitata ad un periodo di 40 h/settimana per 44 settimane/anno), divisi per un fattore cautelativo pari a 100^5 .

Tabella 11: valori massimi di dominio stimati dal modello per ciascun inquinante e per ciascun indice statistico stabilito dalla normativa

Inquinante e parametro di valutazione D.lgs 155/2010	Unità di misura	Valore limite	Valore modellato	Percentuale mod./valore limite
SOx come SO2				
- media annua media 1h	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	20	0,67	3,4%
- 99,7 %-tile media 1h	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	350	16,5	4,7%
- 99,2 %-tile media 24h	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	125	3,34	3,1%
NOx come NO2				
- media annua media 1h	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	40	1,37	4,7%
- 99,8 %-tile media 1h	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	200	50,3	25,2%
Polveri PM10				
- media annua media 24h	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	40	0,23	0,6%
- 90,4 %-tile media 24h	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	50	0,66	1,3%
CO				
- media annua media 8h	mg/m^3	10	0,013	0,13%
HCl¹				
- media annua media 1h	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	70	0,05	0,07%
HF¹				

¹ 1/100 del valore limite REL-TWA (Recommended Exposure Limits – Time-Weighted Average) definito da NIOSH per l'esposizione occupazionale (media 8h)

- media annua medie 1h	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	25	0,09	0,36%
NO ₂				
- media annua medie 1h	$\mu\text{g}/\text{m}^3$		0,14	
IPA tot				
- media annua medie 1h	ng/m^3		2	
Benzo(a)Pirene ²				
- media annua medie 1h	ng/m^3	1	0,2	20%
COT				
- media annua medie 1h	$\mu\text{g}/\text{m}^3$		0,93	
PCDD/PCDF ³ (particolato+gas)				
- media annua medie 1h	$\text{pg I-TEQ}/\text{m}^3$	0,3	0,007	2,3%
PCB totali				
- media annua medie 1h	ng/m^3		9,1	
Cd+Sb				
- media annua medie 1h	ng/m^3		0,67	
Hg ⁴ totale				
- media annua medie 1h	ng/m^3	1000	0,07	0,007%
Sommatoria metalli pesanti				
- media annua medie 1h	ng/m^3		7,14	

¹ 1/100 del valore limite REL-TWA (Recommended Exposure Limits – Time-Weighted Average) definito da NIOSH per l'esposizione occupazionale (media 8h)

² D.lgs 155/2010

³ WHO, 2000 definisce tale valore di riferimento come "air concentrations of 0.3 pg/m^3 or higher are indicative of local emissions sources which need to be identified and controlled"

⁴ WHO, 2000 definisce tali valori come NOAEL "No Observed Adverse Effect Level"

Per tutti gli inquinanti esaminati non si osservano superamenti dei limiti di legge ed il rapporto in percentuale tra i valori modellati e quelli indicati dalla normativa si mantiene generalmente basso.

In termini percentuali una parziale eccezione è rappresentata dall'NO₂ con un massimo orario relativo al periodo di simulazione pari al 25% del corrispondente valori limite; anche il Benzo(a)pirene modellato presenta un valore massimo di dominio attorno alla sorgente (nella cella nx=21 e ny=21) pari al 20% del valore limite annuo.

Al fine di valutare gli effetti sulla qualità dell'aria nelle condizioni peggiori, la Tabella 12 mostra il valore di concentrazione al suolo di ciascun inquinante nella postazione di Maglie, calcolato sommando il valore massimo tra quelli misurati nei quattro anni nella centralina al valore massimo modellato nel dominio. Ricordiamo che Maglie è localizzata a circa 3km a Nord-Ovest rispetto alle sorgenti emissive. Paragonando tali valori con quelli riportati in Tabella 3, si osserva come il contributo alle concentrazioni al suolo riprodotto dal modello non produca una variazione significativa sullo stato di qualità dell'aria, lasciando i valori degli inquinanti monitorati nella centralina al di sotto dei limiti di legge.

Tabella 12: valori di concentrazione al suolo a Maglie, come somma del valore massimo misurato e modellato, con deposizione

		PM2.5 (media annua) ug/m3	NO2 (99.8 percentile) ug/m3	NO2 (media annua) ug/m3	SO2 (99.2 percentile) ug/m3	SO2 (99.7 percentile) ug/m3	SO2 (media annua) ug/m3	CO (max anno media mobile 8h) mg/m3
		E1+E2	E1+E2	E1-E1	E1+E2	E1+E2	E1+E2	E1+E2
2009-2012	Maglie	21.69	120.70	18.87	15.54	38.90	4.27	6.71

Nella tabella 13 e 14 sono riassunti i valori della media annuale e del 100° percentile estratti nei punti recettore per alcuni inquinanti simulati. Rispetto alla media i valori risultano abbondantemente al di sotto dei limiti di legge (laddove è prevista la media annua): Maglie e Betrugno risultano i recettori con i valori più alti. Le stime del 100° percentile risultano più alte a Muro Leccese, localizzata a circa 1.5km a est rispetto alle sorgenti.

Tabella 13: valori di concentrazione media modellati nei punti recettore

media annua	PM10	NOx	SO2	CO	BaP	HCL	HF	NH3	COT
	(ug/m3)	(ug/m3)	(ug/m3)	(mg/m3)	(ng/m3)	(ug/m3)	(ug/m3)	(ug/m3)	(ug/m3)
Maglie	0.02	0.29	0.10	0.06	0.010	0.007	0.012	0.02	0.14
Betrugno	0.01	0.28	0.09	0.06	0.009	0.007	0.011	0.02	0.14
Muro Leccese	0.02	0.13	0.05	0.03	0.005	0.003	0.006	0.01	0.07
Poggiardo	0.003	0.09	0.03	0.02	0.003	0.002	0.003	0.01	0.04

Tabella 14: valori del 100° percentile di concentrazione modellati nei punti recettore

100° perc.	PM10	NOx	SO2	CO	BaP	HCL	HF	NH3	COT
	(ug/m3)	(ug/m3)	(ug/m3)	(mg/m3)	(ng/m3)	(ug/m3)	(ug/m3)	(ug/m3)	(ug/m3)
Maglie	0.45	50.20	17.20	10.00	5.36	1.31	2.25	3.77	24.80
Betrugno	0.23	33.90	11.30	6.79	3.62	0.83	1.35	2.50	16.60
Muro Leccese	0.47	122.00	42.70	24.40	13.00	3.36	6.03	9.28	61.00
Poggiardo	0.06	20.80	6.65	4.16	2.21	0.44	0.65	1.46	9.94

Di seguito sono rappresentate le mappe di concentrazione media al suolo nel caso in cui sia stata attivata la deposizione secca e umida dei seguenti inquinanti: SO2, NO2, CO, PM10, HCL, HF, NH3, COT, IPA totali, cadmio+antimonio, metalli, PCDD/F (solo fase particolato) e PCB totali (dalla Figura 11 alla Figura 27). Vengono mostrate anche le mappe del 99.7° e 99.2° percentile delle concentrazioni medie orarie e medie giornaliere per l'SO2 (Figure 12 e 13), del 99.8° percentile delle concentrazioni medie orarie per l'NO2 (Figura 15), del 90.4° percentile delle concentrazioni medie giornaliere per il PM10 (Figura 18). Nelle mappe sono indicati i punti recettore.

Tutti gli inquinanti si distribuiscono attorno alle sorgenti (camino E1 ed E2), su distanze di circa 1km lungo l'asse est-ovest e di circa 3-4km lungo l'asse nord-sud. Gli impatti maggiori si osservano proprio a nord-ovest e a sud-est rispetto ai camini, a causa della prevalenza delle

componenti del vento rispettivamente da sud-est e da nord nord-ovest. Maglie e Botrugno si trovano lungo tale direttrice.

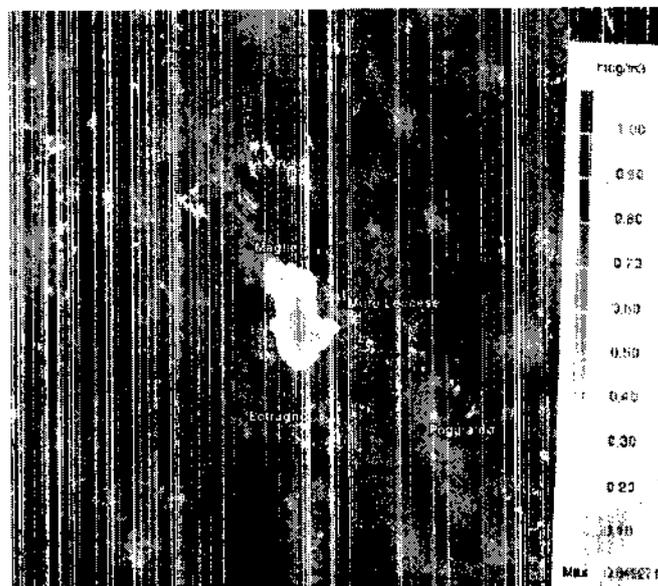


Figura 11: stima delle concentrazioni medie al suolo per l'SO₂ (µg/m³)

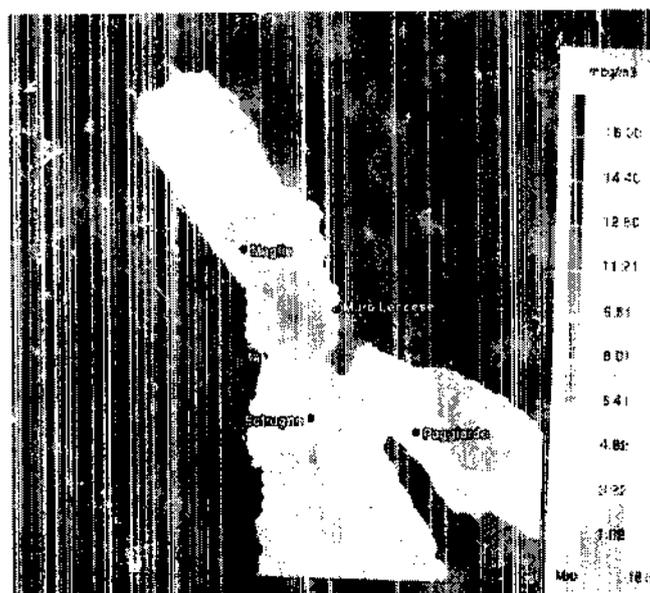


Figura 12: stima del 99.7^o percentile delle concentrazioni al suolo per l'SO₂ (µg/m³)



Figura 13: stima del 99.2° percentile delle concentrazioni al suolo per l'SO2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

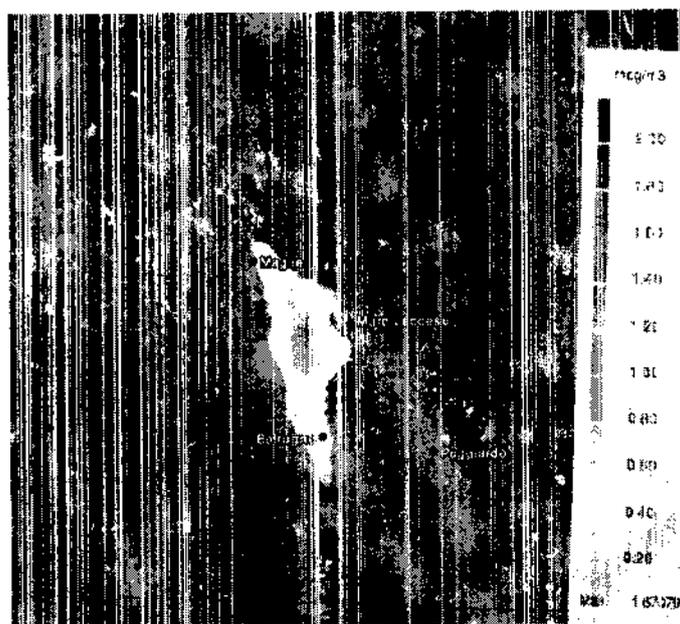


Figura 14: stima delle concentrazioni medie al suolo per l'NOx, espresso come NO2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

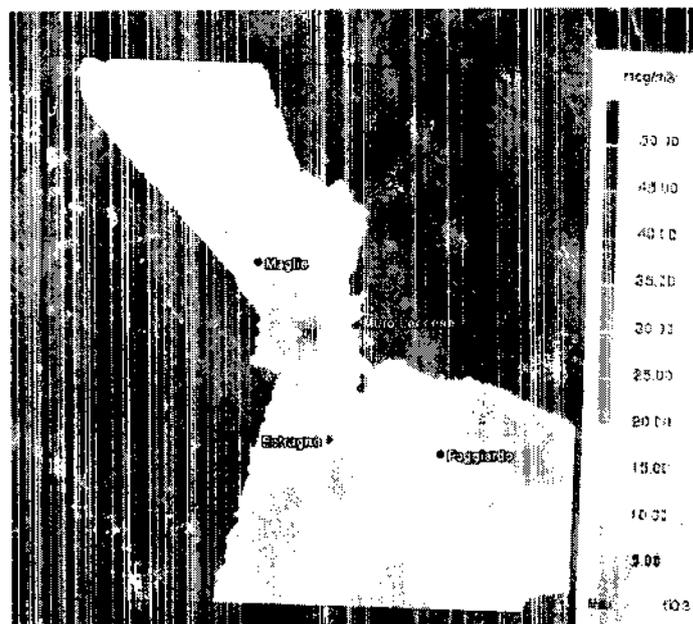


Figura 15: stima del 99.8° percentile delle concentrazioni al suolo per l'NOx, espresso come NO2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

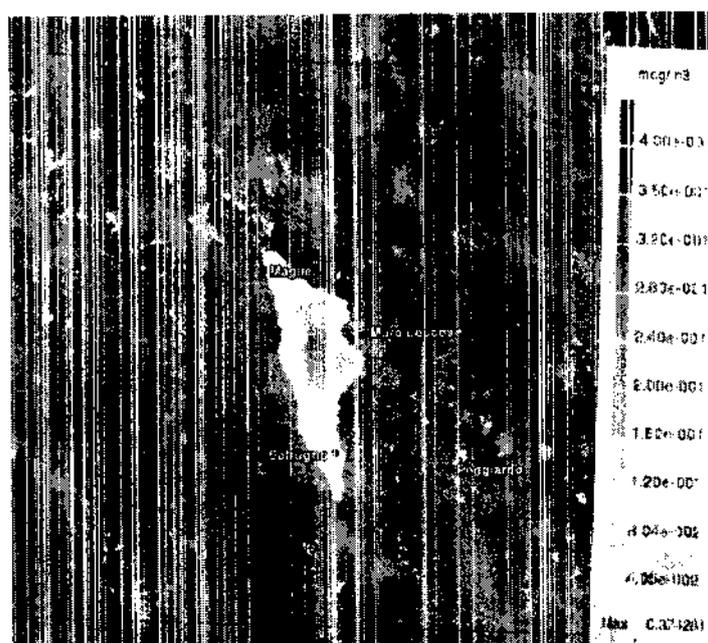


Figura 16: stima delle concentrazioni medie al suolo per CO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

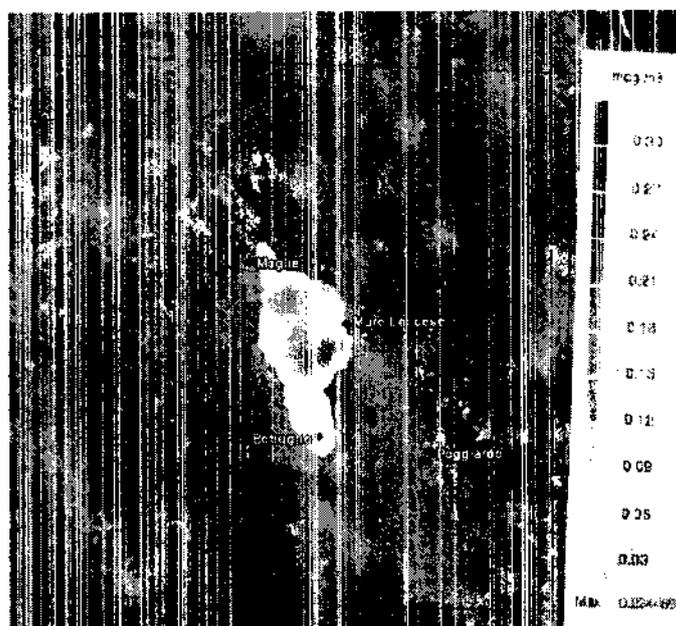


Figura 17: stima delle concentrazioni medie al suolo per il PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

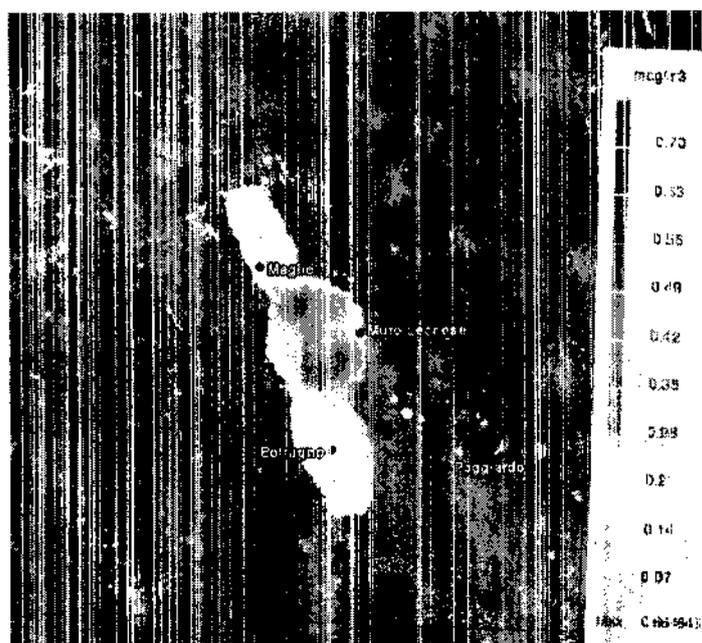


Figura 18: stima del 90.4° percentile delle concentrazioni medie al suolo per il PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

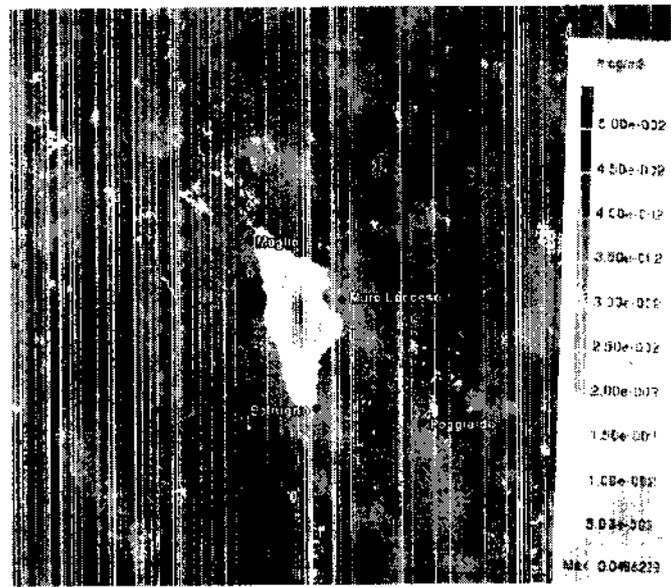


Figura 19: stima delle concentrazioni medie al suolo per l'HCl ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

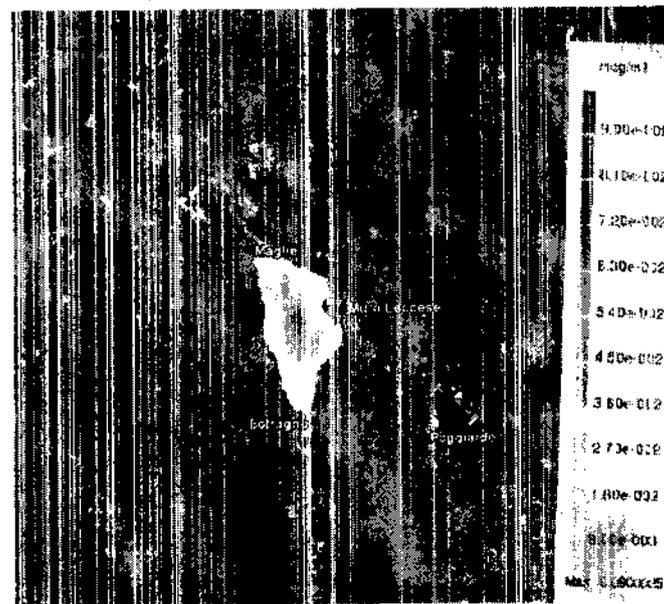


Figura 20: stima delle concentrazioni medie al suolo per l'HF ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

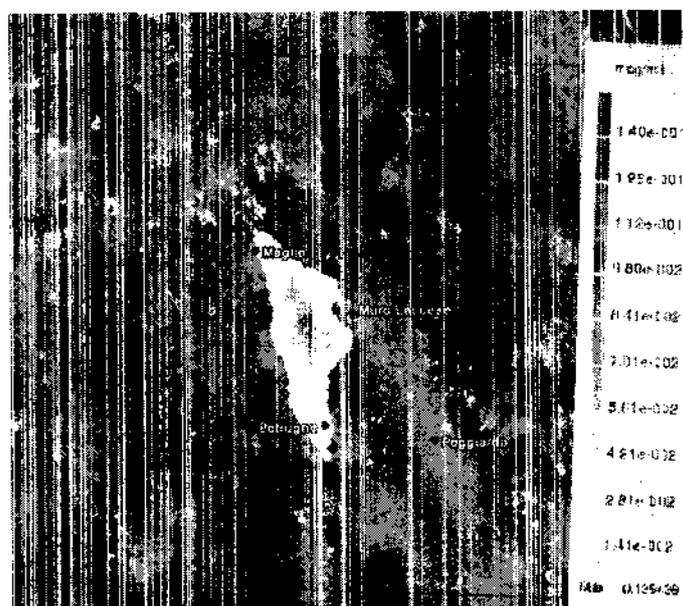


Figura 21: stima delle concentrazioni medie al suolo per l'NH3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

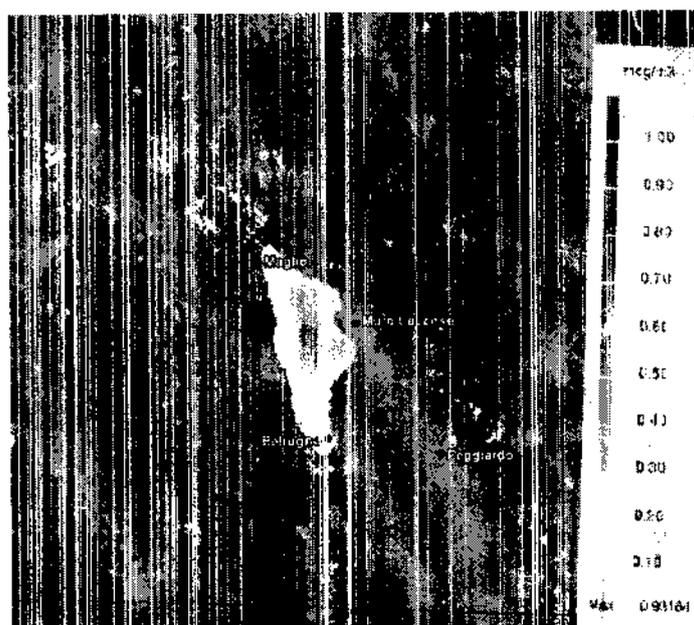


Figura 22: stima delle concentrazioni medie al suolo per il COT ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

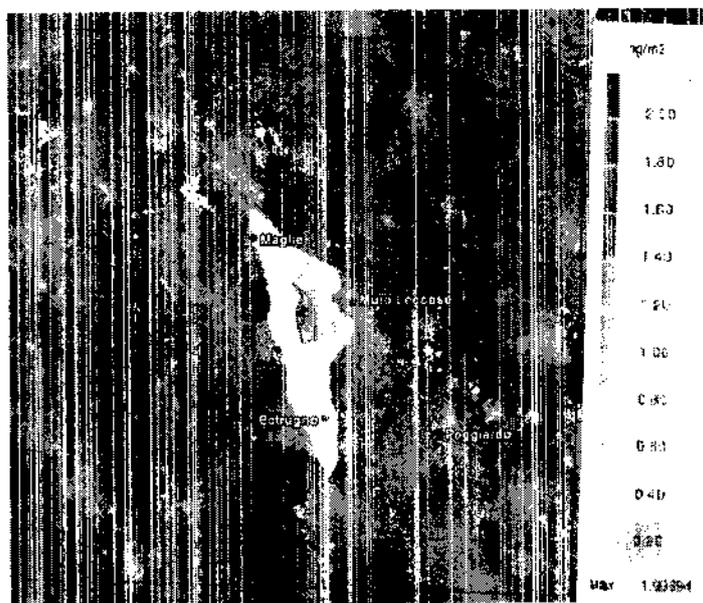


Figura 23: stima delle concentrazioni medie al suolo per gli IPA (ng/m³)

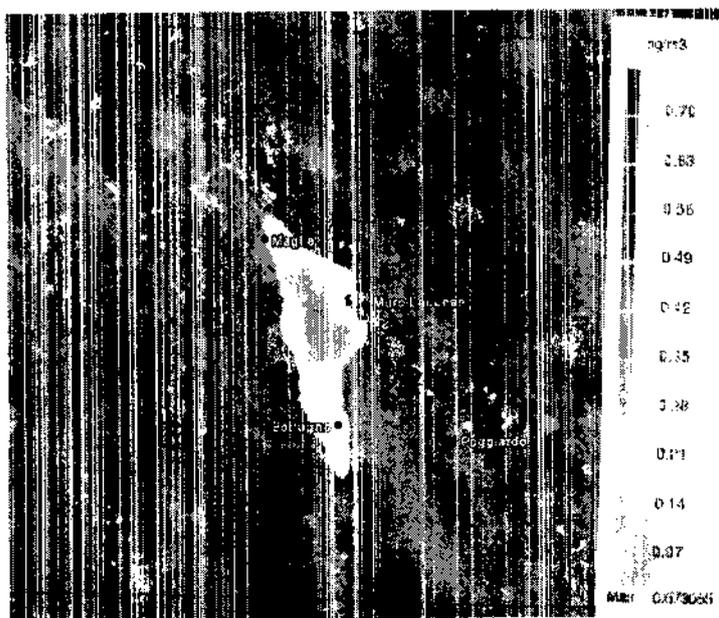


Figura 24: stima delle concentrazioni medie al suolo per gli cadmio+antimonio (ng/m³),

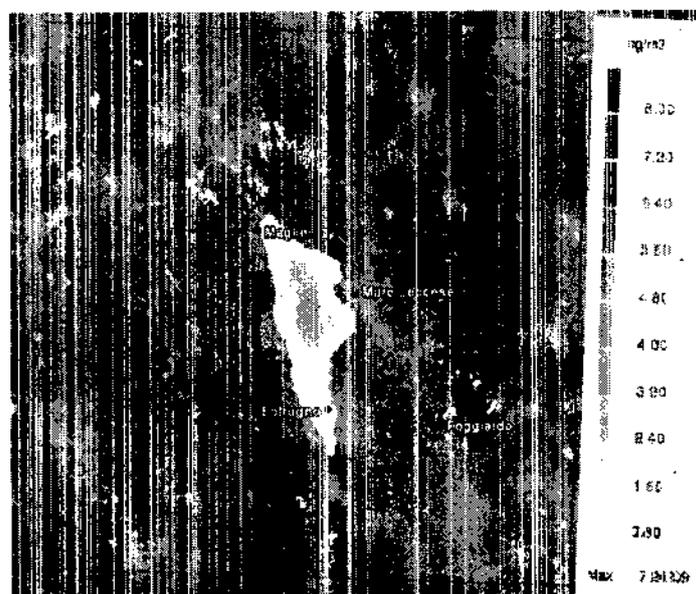


Figura 25: stima delle concentrazioni medie al suolo per i metalli pesanti (ng/m3)

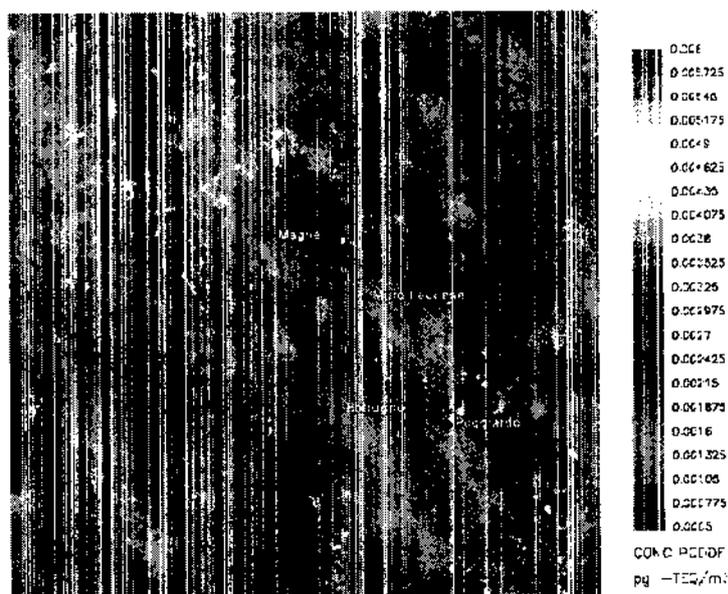


Figura 26: stima delle concentrazioni medie al suolo per i PCDD/F in fase particolato (pg I-TEQ/m3)

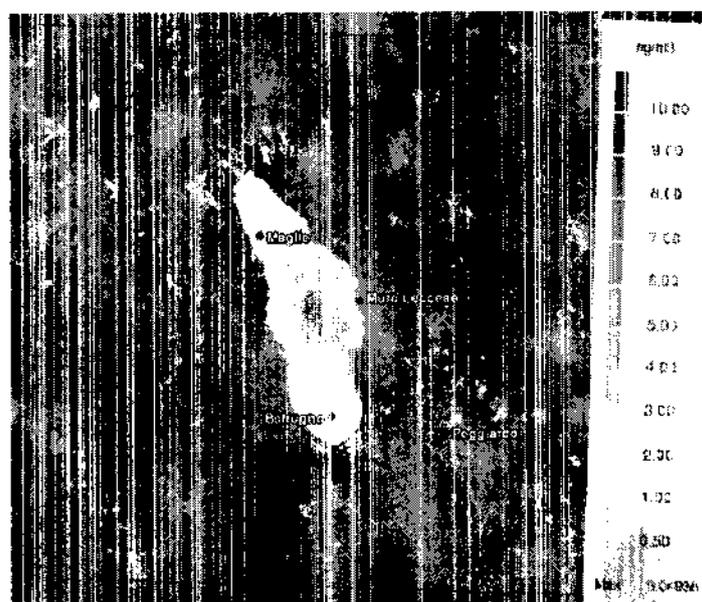


Figura 27: stima delle concentrazioni medie al suolo per i PCB totali (ng/m³)

Come già detto in precedenza sono state simulate le deposizioni secche e umide dei microinquinanti organici ed inorganici. In particolare la simulazione delle deposizioni atmosferiche dei microinquinanti organici riveste particolare importanza nella valutazione dell'impatto sull'ambiente da parte delle sorgenti, in quanto la loro modalità di immissione nell'ambiente attraverso le deposizioni atmosferiche secche e umide rappresenta uno dei principali meccanismi di contaminazione della catena alimentare sia attraverso l'ingestione diretta di polveri depositate, sia attraverso la contaminazione delle produzioni alimentari (V. Esposito et al., 2012).

Nella Tabella 15 sono indicati i massimi dei flussi medi di deposizione totale stimati dal modello nel dominio di simulazione per le polveri PM10 ed i microinquinanti inorganici ed organici. In assenza di valori limite i suddetti flussi di deposizione sono stati confrontati con alcuni valori di riferimento medi annuali, ove disponibili, desunti dalla letteratura tecnica in materia di ricaduta e di dispersione degli inquinanti atmosferici (LAI, 2004, TA Luft, 2002, Viviano et al., 2006). Tale letteratura si riferisce a studi legati alla regolamentazione delle immissioni. Si ricorda a tal proposito che la Direttiva 2004/107/CE ha tra i suoi obiettivi anche la raccolta di informazioni sui flussi di deposizioni atmosferiche totali. Tuttavia ancora non sono stati stabiliti dei valori limite o dei valori obiettivo per le deposizioni atmosferiche totali e per i metalli e i semi-metalli nelle deposizioni, ma viene solo raccomandato il monitoraggio in un sito di fondo ogni 100000 km² della deposizione totale di arsenico, cadmio, nichel e mercurio, benzo(a)pirene, a prescindere dai livelli riscontrati in aria ambiente. In alcuni Paesi, come i Länder (paesi) tedeschi, sono stati stabiliti dei valori limite per i flussi di deposizione espressi in termini di deposizioni atmosferiche totali riferiti a un periodo di mediazione annuale ed espressi come contenuto totale dell'elemento in massa (µg)

depositato sull'unità di superficie (m²) nell'unità di tempo (d) su un periodo di riferimento annuale, utilizzati come valori di riferimento in questo studio.

In termini generali, rispetto alle stime dei flussi di deposizione per tutti gli inquinanti, è utile ricordare che il confronto proposto nella tabella è di carattere cautelativo perché riferito alla valutazione dei valori massimi spaziali cioè alle stime verificate per una porzione limitata del dominio di calcolo (singola cella di dimensioni 500 m x 500 m). Quindi, il confronto percentuale rispetto al valore di riferimento non è come tale estendibile ad una condizione media rappresentativa anche per il resto del dominio di calcolo. Inoltre è bene precisare i valori utilizzati come riferimento sono valori **non vincolanti**.

La percentuale del valore di deposizione totale rispetto al riferimento per il PM10 è pari allo 0.1%. Il valore massimo di dominio del flusso medio di deposizione stimato per i microinquinanti inorganici ed organici (PCDD/F e PCB) è risultato sempre inferiore al valore di riferimento adottato. Per le diossine, espresso dalla somma dei PCDD/F nella fase particolato e PCB diossina-simili, il valore stimato risulta molto prossimo (99%) alla soglia tollerabile proposta nelle norme tecniche tedesche. Occorre a tal proposito precisare che, come si vedrà dalle mappe di ricaduta, il massimo sul dominio viene modellato in prossimità delle sorgenti, all'interno dell'area dell'impianto.

Si evidenzia inoltre che il limite a cui ci si riferisce per la somma cadmio+antimonio è riferito in letteratura al solo cadmio.

È opportuno sottolineare che le simulazioni sono state condotte utilizzando il limite massimo emissivo di concentrazione per una fonderia e quindi le stime modellistiche sono da considerarsi **conservative**. Inoltre il dato modellato viene confrontato con un valore di riferimento estrapolato da letteratura tecnica, che **non rappresenta un riferimento normativo cogente**. Si ricorda inoltre che la rappresentazione semplificata del fenomeno di deposizione, così come trattato dal modello gaussiano, estende il margine di incertezza sulle previsioni delle ricadute, data la **complessità delle trasformazioni chimiche e fisiche che avvengono in atmosfera** e che coinvolgono i microinquinanti nelle diverse fasi.

Infine, come già ricordato in precedenza, diversi studi sulla modellistica della deposizione hanno messo in evidenza come tutti i parametri legati al calcolo della deposizione (velocità di deposizione e coefficienti di wash-out) influiscono sui risultati delle simulazioni a volte anche per diversi ordini di grandezza. Dunque **le stime delle deposizioni con modello gaussiano dipendono molto dalla scelta dei coefficienti utilizzati**.

Tabella 15: massimi della media sul dominio delle deposizioni totali stimate per ciascun inquinante

Inquinante	Unità di misura	Valore di riferimento	Stima modello	Percentuale mod/rif.
Polveri PM10	ug/m ² sec	4.0	0.004	0.1%
IPA tot	ng/m ² sec		1.7*10 ⁻³	
BaP	ng/m ² sec		1.7*10 ⁻⁴	
PCDD/PCDF + PCB ²	pg I-TEQ /m ² sec	4.6*10 ⁻⁵	4.56*10 ⁻⁵	99%
Hg ¹ totale	ng/m ² sec	0.01	0.0013	18%
Sommaatoria metalli	ng/m ² sec		0.023	
Cadmio+Antimonio ^{1,3}	ng/m ² sec	0.02-0.06	0.003	5-15%

¹ TA Luft, 2002

² LAL, 2004, valore di riferimento per i Länder tedeschi

³ Viviano et al., 2006

In tabella 16 sono indicate le percentuali del dato di deposizione modellato nei punti recettore rispetto ai limiti della normativa tecnica. Si osserva che in tutti i punti tali percentuali restano al di sotto dei valori di riferimento. Il massimo di ricaduta si osserva a Muro Leccese.

Tabella 16: percentuali rispetto ai valori di riferimento delle deposizioni stimate nei punti recettori

	PM10 (ug/m ² s)	Cd-Sb (ng/m ² s)	Hg tot (ng/m ² s)	PCDF+PCB (pg I-TEQ/m ² s)
Maglie	0.008%	0.3-0.9%	1.6%	7.9%
Muro Leccese	0.010%	0.2-0.6%	1.7%	8.5%
Botrugno	0.006%	0.1-0.3%	0.7%	3.6%
Poggiardo	0.003%	0.1-0.2%	0.4%	2.3%

Le Figure dalla 28 alla 36 rappresentano, infine, le mappe sul dominio di simulazione dei flussi di deposizione media al suolo, in ordine per PM10, IPA, mercurio, metalli pesanti, cadmio+antimonio, PCDD/F e PCB diossina-simili.

Tali mappe evidenziano il contributo maggiore di deposizione degli inquinanti nelle immediate vicinanze dell'impianto, entro un raggio massimo di circa 1km. E' evidente, anche in questo caso, la presenza di un asse di maggiore ricaduta (nord-ovest sud-est).

Gli inquinanti in fase particolato vengono efficacemente rimossi per effetto della deposizione umida: la deposizione secca risulta in generale inferiore a quella umida. Al fine di evidenziare questo aspetto, per le diossine (PCDD/F) sono mostrate le mappe (Fig. 33 e 34) di deposizione secca e umida distinte per la classe dimensionale più grossolana (PCDDF(3)) e più fine (PCDDF(1)). La deposizione secca contribuisce a diffondere tale inquinante, in particolar modo la

frazione più fine, in un'area più ampia, mentre la deposizione umida risulta più efficace a rimuovere la frazione coarse, ma in un'area ristretta attorno alle sorgenti.

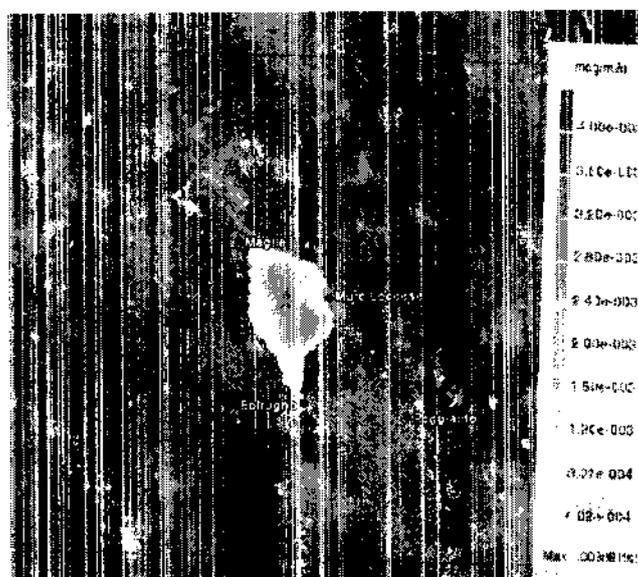


Figura 28: stima modellistica del flusso di deposizione totale medio al secondo per il PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^2\text{s}$)

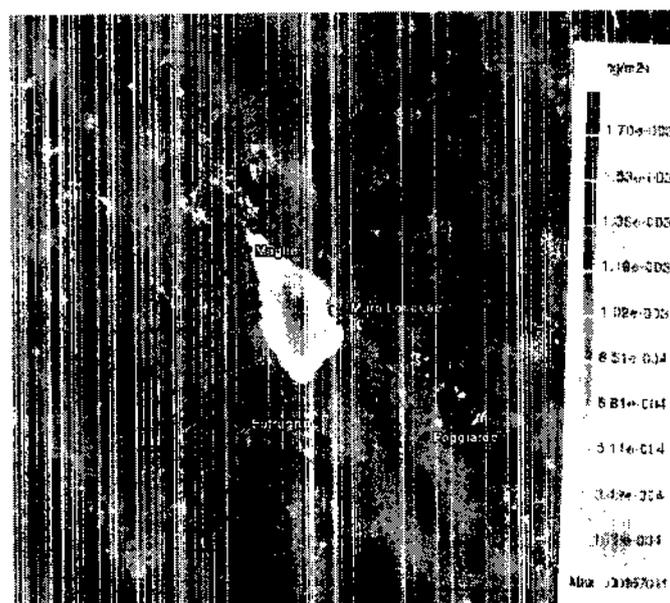


Figura 29: stima modellistica del flusso di deposizione medio totale al secondo per gli IPA ($\text{ng}/\text{m}^2\text{s}$)

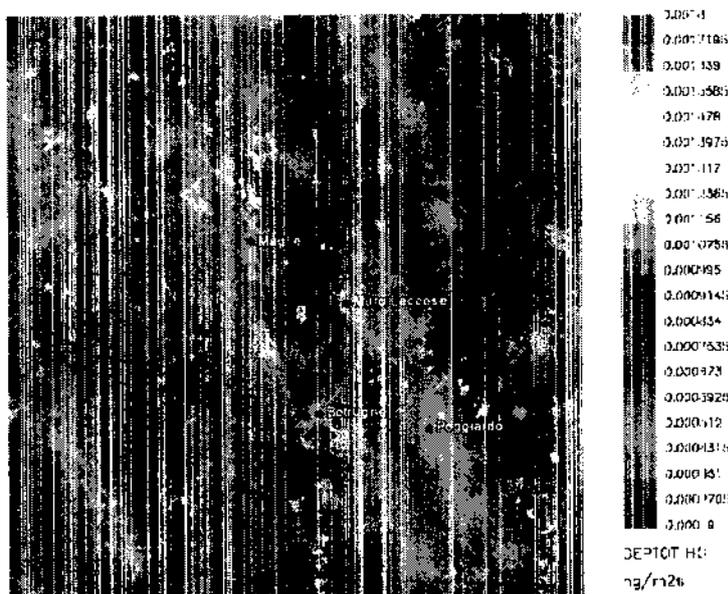


Figura 30: stima modellistica del flusso di deposizione totale al secondo per la specie mercurio ($\text{ng/m}^2\text{s}$)

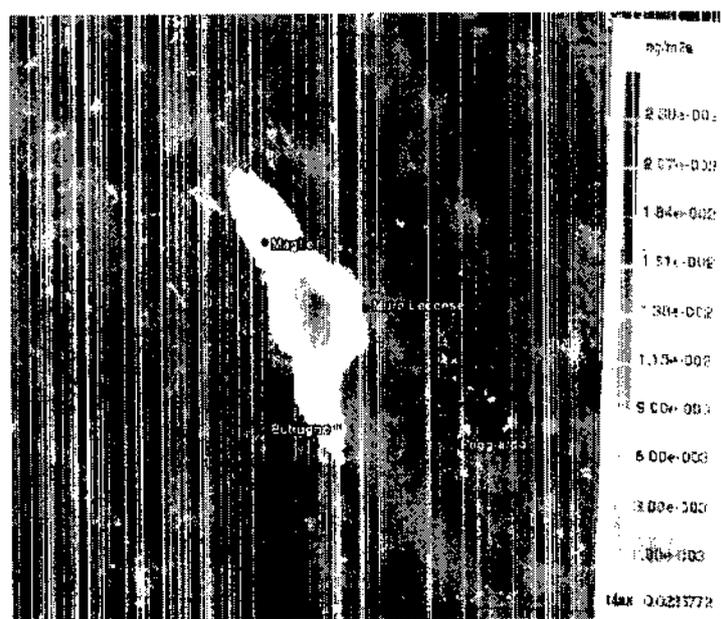


Figura 31: stima modellistica del flusso di deposizione medio totale al secondo per i metalli pesanti ($\text{ng/m}^2\text{s}$)

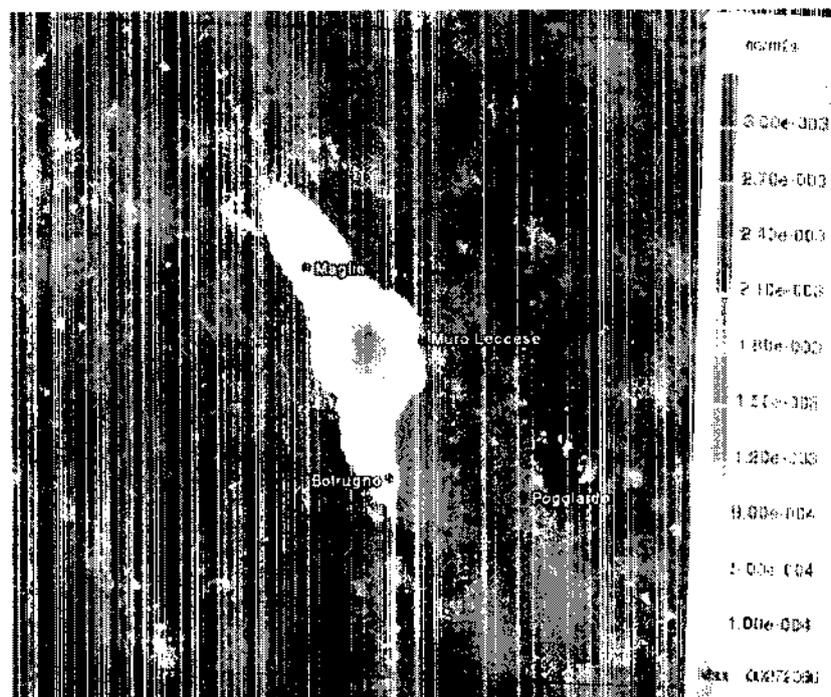


Figura 32: stima modellistica del flusso di deposizione medio totale al secondo per il cadmio+antimonio ($\text{ng/m}^2 \text{s}$)

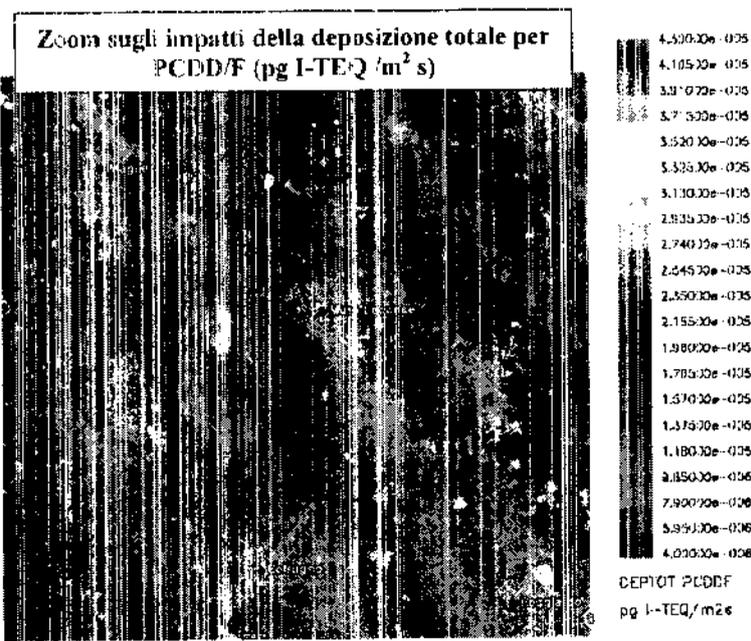
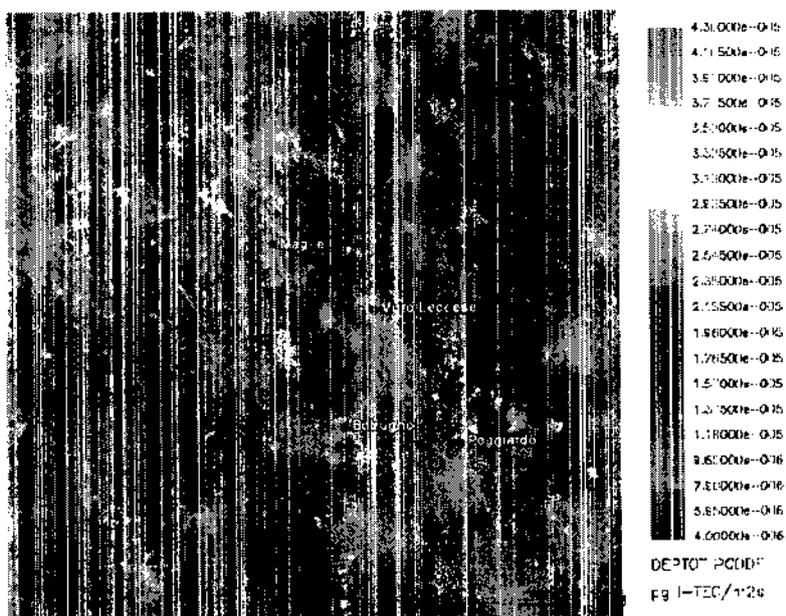


Figura 33: stima modellistica del flusso di deposizione media totale al secondo per le diossine (PCDD/F) (pg I-TEQ/m² s), frazione particolato; zoom in basso

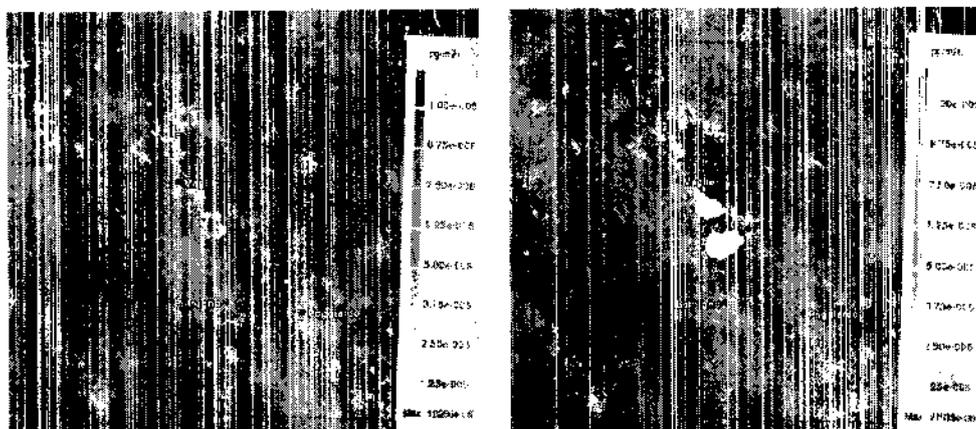


Figura 34: stima modellistica del flusso di deposizione media al secondo per le diossine coarse PCDDF (3) (pg I-TEQ/m² s), umida (sx) e secca (dx)

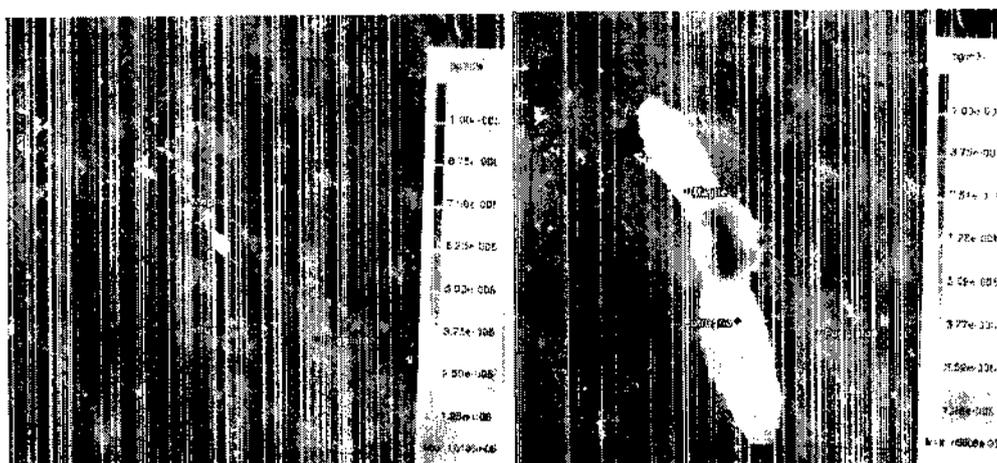


Figura 35: stima modellistica del flusso di deposizione media al secondo per le diossine ultrafini PCDDF (1) (pg I-TEQ/m² s), umida (sx) e secca (dx)

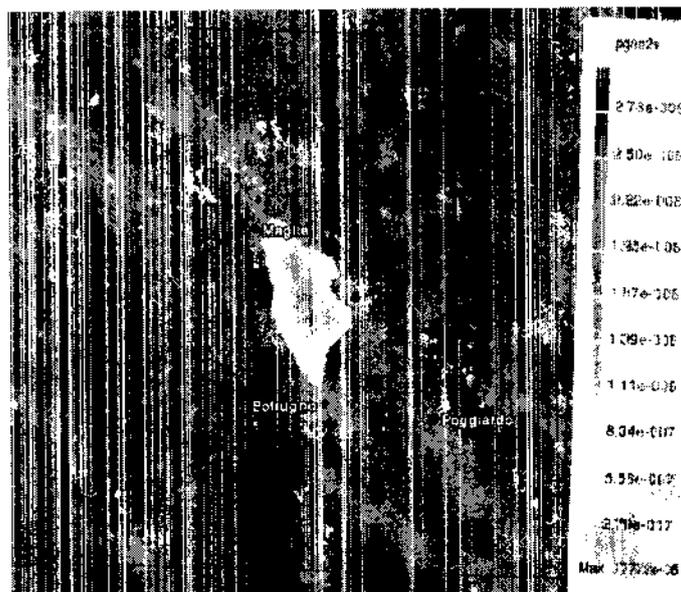


Figura 36: stima modellistica del flusso di deposizione media totale al secondo per i PCB diossina-simili (pg WHO-TEQ/m² s)

CONCLUSIONI

L'applicazione modellistica descritta nel seguente documento ha trattato le emissioni di macro e micro-inquinanti emessi dalla fonderia Ruggeri Service S.p.a. di Muro Leccese (Lecce), nella configurazione emissiva peggiore, ovvero considerando i valori limite massimi di emissione previsti per l'impianto. Tale configurazione prevede la presenza di due camini: il camino, denominato E1, che rappresenta la principale sorgente di emissione in atmosfera e si riferisce al camino di uscita dei fumi di scarico dal forno fusorio, forno di attesa e colata hot-top in conchiglia, ed il camino denominato E2 che convoglia i fumi provenienti dal forno di omogeneizzazione.

La stima dei flussi di emissione degli inquinanti è stata ottenuta considerando come concentrazioni i **limiti emissivi** previsti per la tipologia di impianto definiti dal D.M. 31/01/2005 (allegato V) e dalla L.R. 44/2008. Per le simulazioni si è ipotizzato che le emissioni fossero costanti durante tutto il periodo considerato.

Il particolato (PTS) emesso a camino è stato considerato, in termini cautelativi, interamente costituito da polveri PM10, ipotizzando un diametro aerodinamico con media geometrica pari a 10 µm; analogamente, i microinquinanti organici (IPA E PCB) ed inorganici (metalli, ad esclusione del mercurio, sono stati trattati come particolato, cioè ipotizzando che siano veicolati interamente da polveri con un diametro aerodinamico avente media geometrica 1.3 µm per i primi e 2 µm per i secondi, come suggerito dal manuale di Aria Impact. Per trattarne la deposizione, il mercurio è stato suddiviso in mercurio elementare in fase gassosa (Hg0), mercurio reattivo divalente in fase gassosa (HgII) e mercurio particellare (Hg(p)), con percentuali emissive per la tipologia di impianto rispettivamente pari al 20%, 60% e 20%. Le diossine sono state trattate considerando la frazione adsorbita sul particolato rispetto al totale emesso e per essa la suddivisioni in tre 3 classi granulometriche.

Le simulazioni modellistiche sono state condotte con il modello gaussiano Aria Impact v1.7 per il periodo di quattro anni che va dal 1° gennaio 2009 al 31 dicembre 2012. La stazione meteorologica utilizzata per simulare le condizioni meteo del periodo è stata quella di Maglie, localizzata a circa 3km a Nord-Ovest rispetto alle sorgenti emissive.

Partendo dall'ipotesi iniziale di considerare le stime modellistiche **conservative**, di seguito si riassumono le principali conclusioni:

- Per tutti gli inquinanti l'area di ricaduta si distribuisce attorno alle sorgenti (camino E1 ed E2), su distanze di circa 1km lungo l'asse est-ovest e di circa 3-4km lungo l'asse nord-sud. Gli impatti maggiori si osservano proprio a nord-ovest e a sud-est rispetto ai camini, a causa della prevalenza delle componenti del vento rispettivamente da sud-est e da nord nord-ovest.

Maglie e Botrugno risultano i recettori, lungo tale direttrice, che subiscono il maggior impatto.

- Per tutti gli inquinanti, le stime di concentrazione al suolo modellate hanno evidenziato valori massimi medi annuali sul dominio di calcolo inferiori ai limiti normativi sulla qualità dell'aria; i valori modellati sommati ai livelli di inquinamento presenti nell'aria in esame non hanno mostrato criticità.
- Le stime dei valori massimi di deposizione di alcuni inquinanti (polveri, IPA, diossine, metalli), ritenuti critici per l'area in esame, sono risultati al di sotto dei valori reperiti in linee guida internazionali. Per le diossine la percentuale del dato modellato rispetto al valore di riferimento è vicina al 100%, ma tale valore si raggiunge esclusivamente in prossimità delle sorgenti, nell'area interna all'impianto. È opportuno rilevare che i valori modellati sono comunque da considerarsi puramente indicativi per le ipotesi semplificative implicite alla formulazione gaussiana. Il dato modellato di deposizione viene confrontato inoltre con un valore di riferimento estrapolato da letteratura tecnica, che **non rappresenta un riferimento normativo cogente**. Infine, diversi studi sulla modellistica della deposizione hanno messo in evidenza come tutti i parametri legati al calcolo della deposizione (velocità di deposizione e coefficienti di wash-out) influiscono sui risultati delle simulazioni a volte anche per diversi ordini di grandezza. Dunque **le stime delle deposizioni, effettuate con un modello gaussiano, dipendono in modo sostanziale dalla scelta dei coefficienti utilizzati**.

Si rileva infine che, sebbene i modelli gaussiani siano riconosciuti a livello internazionale come validi strumenti di valutazioni di impatto long-term, una valutazione più accurata delle concentrazioni e deposizioni al suolo necessita l'utilizzo di una modellistica più avanzata (per es., modello lagrangiano a particelle) in grado di rappresentare adeguatamente la dispersione in siti con orografia complessa ed in condizioni meteo-diffusive critiche.

BIBLIOGRAFIA

Arianet srl: "Air Impact v.1.6, General design and user's manual". Aria Technologies (2009).

ARPAV, 2008 "Modellistica di dispersione degli inquinanti atmosferici emessi dal cementificio Industria Cementi Giovanni Rossi SpA nel Comune di Pederobba (Treviso)"

Esposito, V. et al. 2012: "Dioxins from industrial emissions to the environment. The Taranto case study", Italian Journal of Occupational and Environmental Hygiene, vol.3, pp 42-48.

Hertelings JP. et al. 2002: "Preliminary modelling and mapping of critical loads for cadmium and lead in Europe", WGE RIVM report n°259101011/2002

Holstag, A. A. N., van Ulden, A. P., 1983: A Simple Scheme for Daytime Estimates of the Surface Fluxes from Routine Weather Data, Journal of Climate and Applied Meteorology, 22, 517 – 529

Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) (2005): "Chapter 3: Air Dispersion and deposition modelling"

Iversen T., Saltbones J., Sandnes H., Eliassen A., and Hov O., 1989. Airborn transboundary transport of sulphur and nitrogen over Europe - model descriptions and calculations. EMEP MSC-W Report 2/89, 92 p.

Kaupp H., M. McLachlan, 1999: "Atmospheric particle size distributions of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their implications for wet and dry deposition", Atm. Envir., vol.33, pp.35-95.

LAI, 2004. Bericht des Länderausschusses für Immissionsschutz (LAI). Bewertung von Schadstoffen, für die keine Immissionswerte festgelegt sind - Orientierungswerte für die Sonderfallprüfung und für die Anlagenüberwachung sowie Zielwerte für die langfristige Luftreinhalteplanung unter besonderer Berücksichtigung der Beurteilung krebserzeugender Luftschadstoffe.

<http://www.lanuv.nrw.de/gesundheit/pdf/LAI2004.pdf>

Lee D.S. et al. (2001): "Modelling atmospheric mercury transport and deposition across Europe and the UK", Atmos. Environ. Vol. 35, No. 32, 5455-5466.

Lorber M. et al. (2000): "Testing the USA EPA's ISCST-Version 3 model on dioxins: a comparison of predicted and observed air and soil concentrations." Atmospheric Environment 34, 3995-4010

Mangia C. et al. (2010): "Modelling wet and dry depositions of PCDD/F releases from different industrial plants in Apulia, Southern Italy", proc. Harmo13, 1-4 June 2010, Paris, France.

NIOSH, Pocket Guide To Chemical Hazards. National Institute for Occupational Safety and Health. <http://www.cdc.gov/niosh/npg/default.html>

Pacyna J.M. (1987) "Atmospheric Emissions of Arsenic, Cadmium, Lead and Mercury from High Temperature Processes in Power Generation and Industry", Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic

in the Environment Edited by T. C. Hutchinson and K. M. Meema © 1987 SCOPE. Published by John Wiley & Sons Ltd

Puxbaum H. and Gregori M., 1998: "Seasonal and annual deposition rates of sulphur, nitrogen and chloride species to an oak forest in north-eastern Austria", *Atm. Environ.* Vol. 32, 3557-3568.

Ryaboshapko A.G., Kozolev V.A. (1997): "Mercury in the atmosphere. estimates of model parameters", EMEP/MSC-E Report 7/97

Schroeder W. H. and Munthe J. (1998) " Atmospheric mercury- an overview", *Atmos. Env.* Vol.32 , No. 5, 809-822.

Shih et al., 2006, "Dry deposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) in ambient air" *Chemosphere*, Volume 62, Issue 3, January 2006. Pages 411-416

TA Luft, 2002. First General Administrative Regulation Pertaining the Federal Immission Control Act (Technical Instructions on Air Quality Control - TA Luft).

Underwood, AEA Technology, Harwell, 2001: Review of deposition velocity and washout coefficient

Venkatram, A., 1980: Estimating the Monin-Obukhov length in the stable boundary layer for dispersion calculations. *Bound.Layer Meteor.*, 19, 481-485.

Viviano G., Mazzoli P. e Settimo G., 2006. Microinquinanti organici e inorganici nel comune di Mantova: studio dei livelli ambientali. Rapporto ISTISAN 06/43.

WHO, 2000. Air quality guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series, World Health Organization, WHO Regional Office for Europe - Copenhagen

Zhang L. et al. (2009): "A review of current knowledge concerning dry deposition of atmospheric mercury". *Atm. Environ.* Vol.43, 5853-5864.

Yücel Tasdemira, Mustafa Odabasib, Nedim Vardarc, Aysun Sofuoglucl, Thomas J. Murphye, Thomas M. Holsenf (2004) "Dry deposition fluxes and velocities of polychlorinated biphenyls (PCBs) associated with particles". *atmos. Environ.*, vol. 38, issue 16