



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

anno 2008

**valutazione dei punti di emissione
camino 16 (forno) e camino 17 (raffreddatore clinker)**

Realizzato a cura di

A.R.P.A.V.

Redatto da:

M. Rosa, M. Bressan

Dipartimento Provinciale di Treviso

Ing. L. Tomiato (direttore)

Servizio Sistemi Ambientali

Dr.ssa M. Rosa (dirigente responsabile)

Ufficio Informativo Ambientale

Dr. M. Bressan



ARPAV

**Agenzia Regionale per la Prevenzione e
Protezione Ambientale del Veneto**

Direzione Generale

Via Matteotti, 27

35131 Padova

Tel. +39 049 82 39301

Fax +39 049 66 0966

e-mail urp@arpa.veneto.it

www.arpa.veneto.it

Dipartimento di Treviso

Servizio Sistemi Ambientali

Via Santa Barbara, 5/a

31100 Treviso

Tel. +39 0422 558 541/2

Fax +39 0422 558 516

e-mail: daptv@arpa.veneto.it

Dicembre 2009

2009, ARPA VENETO

La presente relazione tecnica non può essere riprodotta parzialmente salvo l'approvazione scritta del Dipartimento ARPAV Provinciale di Treviso. La riproduzione del presente documento è consentita esclusivamente citando la fonte.

Indice

| | |
|---|----|
| 1. Premesse, finalità ed aspetti metodologici della valutazione | 4 |
| 1.1 Motivazioni generali ed obiettivi specifici | 4 |
| 1.2 Breve descrizione del modello di dispersione | 6 |
| 1.3 I punti di emissione convogliati | 6 |
| 1.3.1 Caratteristiche geometriche e fisiche dei camini | 7 |
| 1.3.2 Caratteristiche fisiche e chimiche dei flussi di massa degli inquinanti | 7 |
| 1.4 La configurazione modellistica utilizzata | 8 |
| 1.4.1 Intervallo temporale ed assunzioni di calcolo | 9 |
| 1.4.2 Dominio computazionale e passo di griglia | 9 |
| 1.4.3 Descrizione orografica dell'area | 10 |
| 1.4.4 Parametri meteorologici | 10 |
| 2. Discussione dei risultati | 12 |
| 2.1 Confronto con le misure in campo | 12 |
| 2.2 Confronto con i limiti normativi ed altri valori di riferimento | 13 |
| 2.2.1 Stime senza deposizioni al suolo e senza chimica | 15 |
| 2.3 Valutazione con differenti assunzioni di calcolo | 17 |
| 2.3.1 Stime con deposizioni al suolo e chimica semplificata | 18 |
| 2.3.2 Stime dei flussi di deposizione | 20 |
| 3. Conclusioni | 24 |
| Riferimenti bibliografici | 28 |
| Appendice I. Cartografia tematica | I |

1. Premesse, finalità ed aspetti metodologici della valutazione

L'obiettivo della presente valutazione è fornire una stima modellistica degli effetti sulla qualità dell'aria dovuti alle emissioni di inquinanti prodotti del cementificio Industria Cementi Giovanni Rossi S.p.A. ubicato nel territorio del Comune di Pederobba (Treviso).

La valutazione modellistica qui proposta si ricollega, e per alcuni aspetti integra, l'analoga stima di dispersione degli inquinanti prodotta dall'Ufficio Modellistica Aria (UMA) dell'Osservatorio Regionale Aria ARPAV (ORAR) che è già stata ampiamente discussa e successivamente sintetizzata in altri rapporti tecnici (prot. n. 126686 del 14/10/2009).

1.1 Motivazioni generali ed obiettivi specifici

Come sopra brevemente richiamato, l'obiettivo della presente valutazione modellistica è duplice:

- ripercorrere attraverso l'utilizzo di un differente strumento modellistico (ADMS-Urban) le valutazioni già effettuate dall'ORAR con CALMET/CALPUFF per verificare, nei limiti di due approcci valutativi non completamente sovrapponibili, l'eventuale congruenza dei valori stimati;
- integrare la valutazione sugli effetti della qualità dell'aria per le polveri emesse sia dal forno (camino 16) che dal raffreddatore del clinker (camino 17).

Rispetto al primo punto l'applicazione della catena modellistica CALMET/CALPUFF risponde alla necessità di considerare nel modo più adeguato e completo possibile la complessità originata da un dominio di calcolo caratterizzato da un 'terreno ad orografia complessa'. A tal proposito si precisa che, alla data attuale, CALPUFF è il modello raccomandato dall'Agenzia per la Protezione Ambientale degli Stati Uniti (EPA) per la valutazione del trasporto di inquinanti a lunga distanza (indicativamente tra 50 e 200 Km), mentre nel campo vicino (cioè entro 50 Km dalle sorgenti) la stessa EPA individua come riferimento applicativo il modello gaussiano stazionario¹ AERMOD. L'utilizzo di CALPUFF nel campo vicino è però consigliato nel caso sussistano condizioni meteorologiche e/o geografiche tali da rendere critica od inappropriata la simulazione con AERMOD (tali condizioni, che possono essere definite di 'non stazionarietà', sono molto comuni nella Regione Veneto, considerato il regime anemologico con elevata frequenza di calme di vento e la presenza di situazioni geografiche peculiari quali la discontinuità terra-mare originata dalla linea costiera e le frequenti situazioni ad 'orografia complessa' che richiedono un'accurata ricostruzione del campo di vento)².

Il caso studio in oggetto, che prevede un dominio di calcolo inferiore ai 10 Km, rientra, tranne per le condizioni di calma di vento che ammontano a circa il 14% dei dati forniti dalla stazione

¹ per una puntuale definizione di questi termini si rimanda a quanto riportato nel successivo paragrafo 1.2.

² nell'esigenza di adottare una catena modellistica univoca per rendere più omogenea possibile la valutazione degli impatti delle diverse sorgenti localizzate sull'intero territorio regionale, e nell'impossibilità di utilizzare AERMOD nella versione ufficiale EPA (poiché al momento non è correttamente applicabile il suo preprocessore meteorologico AERMET), l'Ufficio Modellistica Aria (UMA) dell'Osservatorio Regionale Aria ARPAV (ORAR) ha ritenuto opportuno adottare la catena CALMET/CALPUFF come 'strumento di riferimento' per le applicazioni modellistiche su scala locale.

meteorologica di Quero (individuata come rappresentativa del dominio di calcolo), nel campo di applicabilità di un differente strumento modellistico (ADMS-Urban) che, seppur con una maggiore semplicità di approccio, permette la verifica indiretta dell'ordine di grandezza dei valori stimati con CALMET/CALPUFF.

Infatti, ADMS-Urban è uno dei possibili modelli alternativi ad AERMOD e, quindi, rappresenta, tra gli strumenti di simulazione effettivamente implementati in ARPAV, quello maggiormente adatto per una 'valutazione parallela' del caso studio in esame. In questo senso, l'applicazione con ADMS-Urban trova così un 'solido fondamento' anche dal punto di vista delle prescrizioni di carattere teorico e tecnico sull'appropriato utilizzo dei modelli di dispersione in atmosfera.

Come spesso accade nei processi decisionali di tipo complesso non è possibile individuare uno 'strumento unico' che garantisca la completa, inequivocabile ed inconfutabile 'chiusura' del problema in esame; tutte le valutazioni ambientali sono sempre e necessariamente una 'semplificazione' che presuppone una scelta (ottimale) tra differenti alternative operative che riescono a descrivere in modo completo solo una parte ben definita del problema.

Rispetto al secondo punto sopra elencato, la valutazione con ADMS-Urban considera anche un'ulteriore fonte di emissione di polveri rappresentata dal camino del raffreddatore del clinker (punto di emissione 17). Per maggiori dettagli relativi all'inquadramento di questo punto di emissione all'interno del ciclo produttivo del cementificio si rimanda a quando già ampiamente descritto nel rapporto tecnico prodotto da ARPAV (prot. n. 89698 del 16/07/09) che analizza in dettaglio le prestazioni ambientali complessive d'impianto. La considerazione di questo ulteriore punto di emissione permetterà un '*source apportionment*'³ sulle concentrazioni ambientali di polveri, cioè in altri termini, fornirà una valutazione del 'peso relativo' dell'impatto ambientale dovuto ai singoli camini di emissione (del forno e del raffreddatore del clinker).

Infine, in termini generali, riguardo all'incertezza propria delle stime modellistiche, e quindi rispetto al grado di affidabilità delle valutazioni contenute nel presente rapporto, si rimanda a quanto riportato nelle linee guida sui modelli di qualità dell'aria stilate dall'Agenzia per la Protezione Ambientale degli Stati Uniti (EPA, 2005).

In tale documento viene espressamente indicato che tutte le stime modellistiche sono affette da un grado di incertezza che dipende sia dalla qualità dei dati di input sia dalle inevitabili 'semplificazioni' introdotte nelle simulazioni di calcolo (necessarie per la ricostruzione delle condizioni fisico-chimiche di dispersione e deposizione degli inquinanti); in termini generali, sono da considerare come maggiormente affidabili le stime di medio-lungo periodo (medie annuali), mentre nel breve periodo i valori massimi di concentrazione (medie orarie) sono soggetti ad un grado di incertezza maggiore (differenze del 10-40% rispetto alla misura sono ritenute tipiche per i valori massimi riferiti a specifici punti del dominio di calcolo considerando, inoltre, che tali valori spesso risultano non correlati con le osservazioni).

D'altro canto anche la normativa italiana (DM 60/02), in modo del tutto analogo, stabilisce un'incertezza massima pari al 30% per le medie annuali ed al 50% per le medie orarie o giornaliere affinché una stima modellistica possa essere utilizzata ad integrazione e/o sostituzione delle 'misure in campo'.

³ con *source apportionment* si intendono genericamente varie metodiche che consentono l'individuazione e la stima dell'entità delle sorgenti di emissioni inquinanti.

1.2 Breve descrizione del modello di dispersione

ADMS-Urban (version 2.2) è un modello di dispersione in atmosfera che permette il calcolo delle concentrazioni di inquinanti emessi da sorgenti continue puntuali, lineari, areali, volumetriche o da sorgenti discontinue puntuali (CERC, 2005; <http://www.cerc.co.uk/software/urban.htm>).

È un modello deterministico⁴ tridimensionale quasi-gaussiano⁵ definito per applicazioni su scala spaziale urbana (fino a 30 Km, in base alle caratteristiche del campo di vento). Il modello, che presuppone un processo di tipo stazionario⁶, applica una parametrizzazione dello strato limite atmosferico⁷ sulla base della lunghezza di Monin-Obukhov⁸ e dell'altezza di rimescolamento⁹ e prevede, inoltre, una serie di moduli aggiuntivi che permettono il trattamento di: terreno complesso, innalzamento del pennacchio¹⁰, presenza di edifici e canyon urbano, deposizione secca e umida, chimica semplificata degli ossidi di azoto (NO_x-NO₂).

Per una descrizione più approfondita delle caratteristiche specifiche del modello si rimanda al manuale utente (CERC, 2005) ed alla sezione dedicata del "Model Documentation System" curato da EIONET (European Environment Information and Observation Network) reperibile al seguente indirizzo web: <http://pandora.meng.auth.gr/mds/showlong.php?id=18>.

1.3 I punti di emissione convogliati

Nel paragrafi successivi sono riportati i principali parametri in ingresso al modello utilizzati per descrivere le caratteristiche dei punti di emissione e dei flussi di massa degli inquinanti a camino. Il calcolo di dispersione e di deposizione degli inquinati atmosferici ha riguardato per l'anno 2008 le emissioni provenienti dal camino del forno (punto di emissione 16) e dal camino del raffreddatore del clinker (punto di emissione 17).

⁴ i modelli deterministici sono costituiti da algoritmi matematici che riproducono in misura più o meno approfondita (a seconda del modello) i processi di diffusione, trasporto e trasformazione chimica degli inquinanti emessi in atmosfera.

⁵ la distribuzione delle concentrazioni è tipicamente gaussiana in condizioni stabili e neutre mentre in condizioni instabili (convettive) il profilo verticale di distribuzione delle concentrazioni è non-gaussiano per considerare la struttura asimmetrica della componente verticale di turbolenza atmosferica.

⁶ nei processi di tipo stazionario in ogni punto del dominio di calcolo la variazione di concentrazione in funzione del tempo è per definizione nulla.

⁷ lo strato limite atmosferico, in inglese *Planetary Boundary Layer (PBL)*, rappresenta lo strato di atmosfera adiacente al suolo caratterizzato da un rimescolamento delle masse d'aria ad opera della spinta convettiva generata dal riscaldamento della superficie terrestre e dalla turbolenza meccanica dovuta all'attrito tra le masse d'aria in movimento e la superficie terrestre.

⁸ parametro che fornisce una misura della stabilità atmosferica; in condizioni instabili (valore negativo) misura l'altezza dal suolo dove la turbolenza convettiva è prevalente sulla turbolenza meccanica indotta dall'attrito dell'aria sulla superficie terrestre; in condizioni stabili (valore positivo) misura l'altezza dal suolo dove la turbolenza verticale è inibita dalla stratificazione atmosferica stabile.

⁹ la definizione non è univoca; rappresenta l'altezza dello strato di atmosfera adiacente alla superficie terrestre all'interno del quale un inquinante viene disperso verticalmente per turbolenza meccanica e/o convettiva in un tempo pari circa ad un'ora; è un parametro che permette di quantificare le dimensioni della porzione di atmosfera influenzata dalla presenza di inquinanti emessi in prossimità del suolo.

¹⁰ dovuto alla turbolenza meccanica propria del getto a cui viene sommata la turbolenza termica causata dalla differenza di temperatura tra fumi in uscita ed atmosfera.

1.3.1 Caratteristiche geometriche e fisiche dei camini

In Tabella 1-1 sono presentati i dati relativi al diametro di uscita dei fumi, all'altezza e alla posizione geografica (in coordinate piane Gauss-Boaga fuso Ovest) dei camini considerati nella presente valutazione modellistica.

| parametro | u.m. | camino 16 | camino 17 |
|--------------------|-------------------|-----------|-----------|
| altezza | m | 62 | 23 |
| diametro uscita | m | 4 | 3 |
| portata reale fumi | m ³ /h | 535316 | 153613 |
| coordinate X (GBO) | m | 1730323 | 1730434 |
| coordinate Y (GBO) | m | 5084648 | 5084506 |

Tabella 1-1 Caratteristiche fisiche del camino 16 (forno) e del camino 17 (raffreddatore clinker).

Il camino 16 veicola i fumi di combustione provenienti dal forno di cottura della farina mentre il camino 17 quelli di raffreddamento del clinker. Si tratta di due camini che per numero di ore/anno di esercizio (identiche per punto 16 e punto 17) e portata volumetrica dei fumi di combustione (maggiore per punto 16 rispetto a punto 17) rappresentano i due più significativi punti di emissione convogliata degli inquinanti prodotti nel processo industriale del cementificio. Per maggiori informazioni su questi aspetti tecnici si rimanda al rapporto tecnico ARPAV sulle prestazioni ambientali complessive d'impianto (prot. n. 89698 del 16/07/09).

1.3.2 Caratteristiche fisiche e chimiche dei flussi di massa degli inquinanti

In questo paragrafo sono riportati i principali parametri descrittivi delle emissioni di inquinanti a camino del forno e del raffreddatore e la loro relativa trattazione modellistica.

Considerato che non risultano disponibili informazioni sulla composizione granulometrica delle polveri (PM) emesse a camino è stato ipotizzato per ciascun flusso di massa una composizione media distinta secondo tre alternative classi dimensionali: PM10 (10 µm), PM1 (1 µm), PM0.5 (0.5 µm). Sulla base di queste assunzioni è stata calcolata la relativa concentrazione e deposizione al suolo sia delle polveri che dei microinquinanti ad esse correlati. Infatti, le stime modellistiche delle polveri PM sono servite anche per la valutazione delle concentrazioni e deposizioni dei microinquinanti organici (IPA, PCDD/F) ed inorganici (metalli) per cui risultavano disponibili misure di concentrazione a camino ottenute da procedure di autocontrollo periodico operate dalla ditta o da verifiche ispettive a camino svolte da ARPAV.

L'ipotesi che i microinquinanti siano interamente veicolati dalle polveri è una necessaria approssimazione di tipo operativo che non risulta completamente verificata nella realtà emissiva di alcune specie chimiche (ad esempio, per il mercurio che viene emesso prevalentemente in fase gassosa oppure per le diossine che hanno una 'quota' di emissione anche in forma gassosa). D'altro canto bisogna rilevare che la velocità di deposizione in forma gassosa (in genere molto bassa) è di difficile parametrizzazione per cui l'ipotesi qui adottata (trattazione 'semplificata' dei microinquinanti come polveri fini a differente granulometria) è da ritenersi maggiormente cautelativa rispetto alla valutazione delle deposizioni e dei possibili conseguenti effetti ambientali e/o sanitari (la velocità di deposizione delle polveri è generalmente maggiore rispetto ai gas).

In Tabella 1-2 sono presentati i dati relativi a temperatura, velocità di uscita, portata e flussi di massa degli inquinanti emessi dai due camini considerati nella presente valutazione modellistica.

| Parametro | u.m. | camino 16 | camino 17 |
|---|------|-----------|-----------|
| <i>temperatura fumi</i> | °C | 1.59E+02 | 1.69E+02 |
| <i>velocità uscita fumi</i> | m/s | 1.18E+01 | 6.50E+00 |
| <i>monossido di carbonio (CO)</i> | g/s | 5.56E+01 | - |
| <i>acido cloridrico (HCl)</i> | g/s | 5.00E-02 | - |
| <i>acido fluoridrico (HF)</i> | g/s | 1.00E-02 | - |
| <i>biossido di zolfo (SO₂)</i> | g/s | 8.60E-01 | - |
| <i>ossidi di azoto (NO_x)</i> | g/s | 3.82E+01 | - |
| <i>polveri (PM)</i> | g/s | 2.00E-01 | 1.80E-01 |
| <i>arsenico (As)</i> | g/s | 2.99E-04 | - |
| <i>cadmio (Cd)</i> | g/s | 1.33E-04 | - |
| <i> nichel (Ni)</i> | g/s | 1.86E-04 | - |
| <i>piombo (Pb)</i> | g/s | 1.32E-03 | - |
| <i>cromo (Cr)</i> | g/s | 4.14E-04 | - |
| <i>cobalto (Co)</i> | g/s | 7.68E-05 | - |
| <i>rame (Cu)</i> | g/s | 6.04E-04 | - |
| <i>ferro (Fe)</i> | g/s | 5.82E-03 | - |
| <i>mercurio (Hg)</i> | g/s | 1.32E-03 | - |
| <i>manganese (Mn)</i> | g/s | 5.73E-03 | - |
| <i>antimonio (Sb)</i> | g/s | 1.27E-04 | - |
| <i>selenio (Se)</i> | g/s | 7.27E-05 | - |
| <i>tallio (Tl)</i> | g/s | 2.06E-04 | - |
| <i>vanadio (V)</i> | g/s | 8.89E-05 | - |
| <i>zinco (Zn)</i> | g/s | 3.64E-04 | - |
| <i>IPA</i> | g/s | 3.74E-06 | - |
| <i>PCDD/F tot I-TEQ</i> | g/s | 3.41E-10 | - |

Tabella 1-2 Caratteristiche fisiche e chimiche dei flussi di massa degli inquinanti emessi dal camino 16 (forno) e dal camino 17 (raffreddatore clinker).

La stima dei flussi di massa per i macroinquinanti emessi dal camino 16 (SO₂, NO_x, PM, CO, HCl, HF) è stata ottenuta dall'analisi delle registrazioni in continuo del sistema di monitoraggio alle emissioni (SME) installato e mantenuto dalla ditta. Per i microinquinanti organici ed inorganici (IPA, PCDD/F, metalli) emessi dal camino 16 e solo per le polveri (PM) emesse dal camino 17, la stima dei flussi di massa è stata ricavata dai dati *disponibili per l'anno 2008*, ottenuti da procedure di autocontrollo periodico della ditta oppure da verifiche ispettive ARPAV. Come evidente, per il camino 17 nel 2008 (cioè l'intervallo temporale considerato nella presente simulazione modellistica) non sono disponibili informazioni relative all'emissione di microinquinanti organici ed inorganici (IPA, PCDD/F, metalli).

1.4 La configurazione modellistica utilizzata

Nei paragrafi seguenti vengono descritti in dettaglio i seguenti dati in ingresso al modello: intervallo temporale di simulazione, assunzioni di calcolo, dominio computazionale e relativo passo di griglia, descrizione orografica dell'area, e selezione dei parametri meteorologici.

La Tabella 1-3 fornisce un quadro sintetico della configurazione modellistica utilizzata nelle simulazioni con ADMS-Urban (version 2.2).

| | |
|---------------------------|---|
| opzioni di calcolo | rugosità superficiale: 0.5 m, valore minimo lunghezza Monin-Obhukov: 30 m reazioni chimiche: correlazione NOx-NO2, deposizione umida/secca |
| meteorologia | dati orari da stazione meteo CMT presso Quero (BL): temperatura, velocità e direzione vento a 5 m, radiazione solare incidente e umidità relativa; integrazione con rilievi di copertura nuvolosa da stazioni sinottiche medie interpolazione temporale (medie orarie) e spaziale sul punto (inverso quadrato distanza) |
| orografia | griglia 64 x 64 punti |
| emissioni | sorgente puntuale con flusso di massa medio modulato su base mensile |
| output | long term, griglia 100 x 100 punti; concentrazioni stimate a z = 2 m |

Tabella 1-3 Elenco sintetico dei principali parametri utilizzati nella simulazione modellistica.

1.4.1 Intervallo temporale ed assunzioni di calcolo

L'arco temporale delle simulazioni ha riguardato l'anno 2008 sia per i macroinquinanti (SO₂, NO_x, PM, CO, HCl, HF) che per i microinquinanti (IPA, PCDD/F, metalli) emessi dal camino 16 e 17 per cui risultavano *contemporaneamente disponibili* le misurazioni fornite dal sistema di monitoraggio in continuo (SME) della ditta e/o monitoraggi in discontinuo tramite autocontrolli o controlli ispettivi ARPAV.

Per quanto riguarda le assunzioni di calcolo della presente valutazione è utile precisare che:

- la stima delle concentrazioni al suolo (z = 2 m) è stata effettuata secondo il metodo 'long term' che prevede la mediazione dei valori sull'intero arco temporale (anno 2008);
- il trattamento del vento prevede, secondo impostazione predefinita dal modello, l'attribuzione della direzione di provenienza su archi di ampiezza pari a 10° e una soglia minima di velocità del vento uguale a 0.75 m/s (per le calme, la velocità del vento è stata assunta pari alla soglia minima come sopra definita e la direzione di provenienza quella corrispondente all'ultima registrazione 'valida');
- la stima della deposizione secca ed umida secondo la parametrizzazione prevista dal modello viene definita in funzione di variabili chimico-fisiche e micro-meteorologiche quali: tipo di inquinante, granulometria, velocità del vento, rugosità superficiale, velocità di frizione, piovosità, etc.);
- le concentrazioni di NO₂ sono stimate in base ad una 'correlazione logaritmica' secondo il metodo "Derwent and Middleton" (1996)¹¹.

1.4.2 Dominio computazionale e passo di griglia

Il dominio di calcolo e la relativa griglia di campionamento è stata impostata attraverso la definizione di un quadrato incentrato sul cementificio avente estensione 6 Km x 6 Km con una risoluzione spaziale 60 m x 60 m per un totale di 10.000 punti di campionamento (pari al valore massimo consentito dal modello).

In Tabella 1-4 sono riportate le coordinate piane (in Gauss-Boaga fuso Ovest) dei vertici del quadrato che definisce il dominio di calcolo ed i parametri descrittivi della relativa griglia di campionamento (numero di punti e relativo passo di griglia).

¹¹ è una stima di tipo empirico basata sul rapporto NO_x-NO₂ ricavato da numerose misure sperimentali nell'area di Londra e applicata a vari studi validati sulla qualità dell'aria in Inghilterra; si tratta di un metodo 'proporzionale' per la stima delle concentrazioni di NO₂ in base alle emissioni di NO_x secondo una formulazione tipica in funzione del tipo di sorgente considerato (per maggiori dettagli tecnici si rimanda al documento originale e al manuale d'utente ADMS citati in bibliografia).

| | coordinate GBO min (m) | coordinate GBO max (m) | lunghezza (m) | n. punti campionati | passo griglia (m) |
|---------------|-----------------------------------|-----------------------------------|--------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| lato X | 1728000 | 1734000 | 6000 | 100 | 60 |
| lato Y | 5080250 | 5086250 | 6000 | 100 | 60 |

Tabella 1-4 Parametri caratteristici del domino di calcolo e passo di griglia per l'area in esame.

1.4.3 Descrizione orografica dell'area

Con l'obiettivo di introdurre nella simulazione modellistica il profilo dell'orografia complessa che caratterizza l'area in esame all'interno del territorio del Comune di Pederobba è stata utilizzato un modello del profilo altimetrico (DTM, Digital Terrain Model) elaborato a partire dalla Carta Tecnica Regionale Numerica (C.T.R.N.) della Regione Veneto.

Il DTM avente un risoluzione originale con passo di griglia a 10 metri è stato successivamente interpolati ad una risoluzione 'meno fine' in modo da ottimizzare i limiti massimi dei dati in ingresso al modulo orografico di ADMS-Urban (max 5.000 punti con un dominio orografico che nel caso di 'long term run' deve essere 15% più esteso del dominio di calcolo).

In Tabella 1-5 sono riportate le coordinate piane (in Gauss-Boaga fuso Ovest) dei vertici del quadrato che definisce l'estensione del dominio in ingresso al modulo orografico ed i relativi parametri descrittivi della griglia di campionamento (n. punti e passo di griglia).

| | coordinate GBO min (m) | coordinate GBO max (m) | lunghezza (m) | n. punti campionati | passo griglia (m) |
|---------------|-----------------------------------|-----------------------------------|--------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| lato X | 1727100 | 1734900 | 7800 | 70 | 112 |
| lato Y | 5079150 | 5087150 | 7800 | 70 | 112 |

Tabella 1-5 Parametri caratteristici del dominio orografico dell'area in esame.

Il modulo orografico che fa riferimento al modello FLOWSTAR (v. 3.1) utilizza, nel caso di configurazione a domino complesso, una 'griglia di calcolo interna' che prevede un numero massimo di 64 x 64 punti (configurazione utilizzata nel presente caso studio). Per maggiori dettagli relativi ai fondamenti teorici e ai limiti operativi del modulo orografico utilizzato in ADMS-Urban si rimanda al manuale d'utente (CERC, 2005) e alla relativa letteratura tecnica (Carruthers et al., 1988; Hunt et al., 1981, 1988).

1.4.4 Parametri meteorologici

La simulazione modellistica ha utilizzato:

- le registrazioni medie orarie del 2008 della stazione a terra ARAPV-CMT di Quero (BL) che ha fornito i parametri meteorologici 'classici': direzione (gradi N) e velocità del vento (m/s), precipitazione cumulata (mm), temperatura (°C), radiazione solare incidente (W/m²), umidità relativa (%);
- le registrazioni tri-orarie del 2008 di copertura nuvolosa (ottavi) rilevate dalle stazioni meteo sinottiche che sono state successivamente interpolate nel tempo (media oraria) e nello spazio (inverso quadrato distanza) sul punto corrispondente alla stazione ARAPV-CMT di Quero (BL).

Nelle figure seguenti sono presentate per la stazione meteo ARPAV-CMT di Quero (BL), ubicata a quota 249 m s.l.m. (coordinate GBO x = 1727948 e GBO y = 5089994), e con anemometro posizionato a 5 m di altezza sopra il piano campagna, la rosa dei venti prevalenti per il 2008 (Figura 1.1), e la corrispondente distribuzione di frequenza delle varie classi di vento (Figura 1.2).

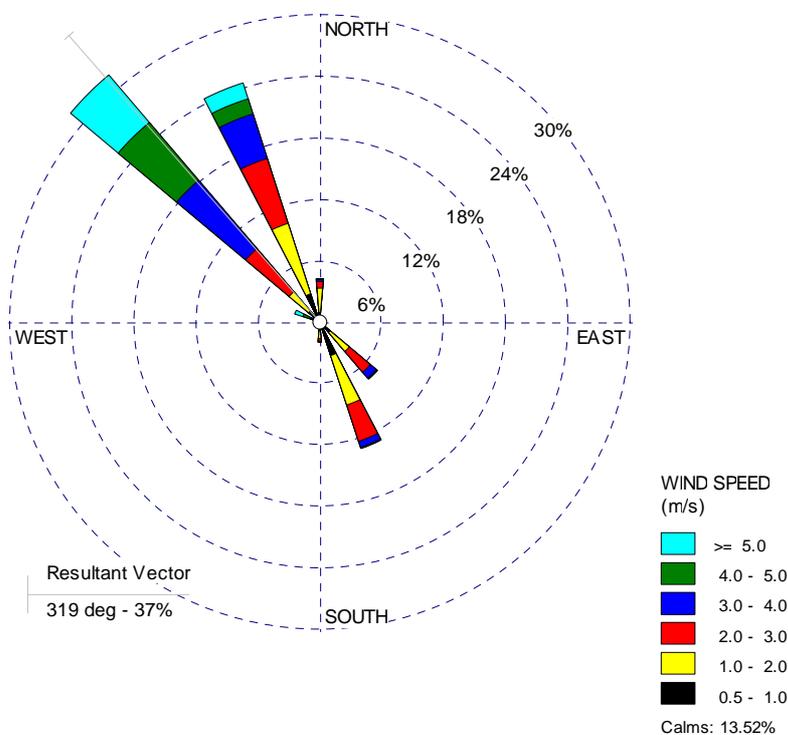


Figura 1.1 Stazione meteo ARPAV-CMT di Quero: rosa dei venti prevalenti nel 2008, direzione prevalente del vento NW.

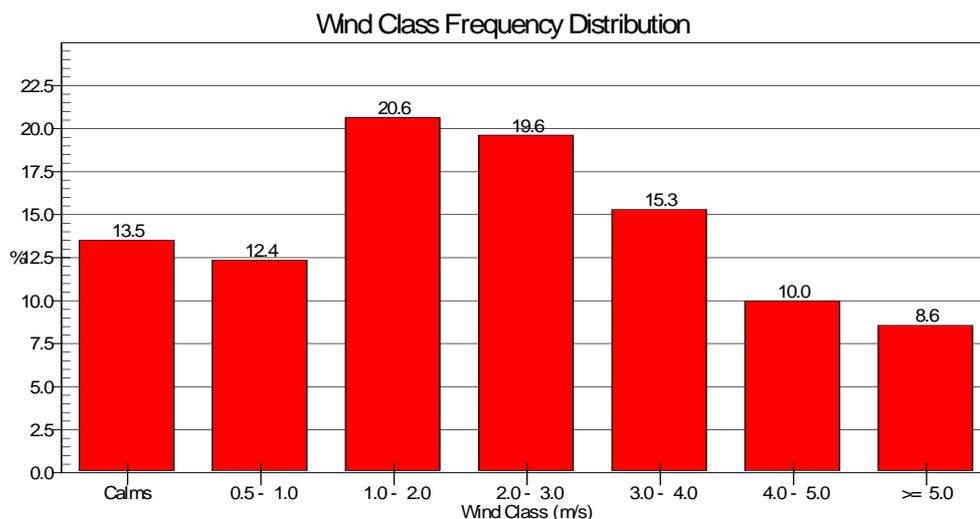


Figura 1.2 Stazione meteo ARPAV-CMT di Quero: distribuzione delle classi di frequenza di velocità del vento; velocità media 2.4 m/s, frequenza calme (<0.5 m/s) circa 14%.

2. Discussione dei risultati

In questo capitolo sono esposti i risultati delle stime di concentrazione e di deposizione al suolo degli inquinanti emessi dal cementificio Industria Cementi Giovanni Rossi S.p.A. di Pederobba.

La valutazione dell'impatto del cementificio sulla qualità dell'aria nel Comune di Pederobba verrà presentata in relazione al confronto con le misure in campo (paragrafo 2.1), con i valori limite stabiliti dalla normativa e dalla letteratura tecnica di riferimento (paragrafo 2.2) ed, infine, rispetto a differenti 'opzioni di calcolo' che prevedono alternative trattazioni modellistiche della dispersione, della deposizione, e della trasformazione chimica degli inquinanti (paragrafo 2.3).

Per quanto riguarda le fonti di emissione considerate nella presente simulazione modellistica, la valutazione ha riguardato per l'anno 2008 tutti gli inquinanti monitorati nel forno di cottura (camino 16) e le polveri prodotte dal raffreddatore del clinker (camino 17).

2.1 Confronto con le misure in campo

I risultati del confronto tra misure in campo e corrispondenti stime di concentrazione sul punto calcolate dal modello ADMS-Urban non ha evidenziato alcuna significativa correlazione. Il confronto degli output modellistici ha riguardato le concentrazioni ambientali misurate nel corso delle campagne di monitoraggio 2008 effettuate presso i siti di Zona Industriale (via Zona Industriale) e di Onigo (via del Cristo), posti rispettivamente a 1.6 km in direzione SSE e 2.8 km direzione SE rispetto al cementificio.

Analogamente a quanto già evidenziato nel rapporto prodotto dall'Osservatorio Regionale Aria (prot. n. 126686 del 14/10/2009), anche in questo caso i valori stimati da modello rimangono sempre ampiamente inferiori ai valori misurati in campo e non evidenziano alcuna significativa dipendenza di tipo statistico (coefficiente di correlazione r Pearson $\ll 0.5$).

E' quindi evidente che il 'segnale' prodotto dal cementificio, così come previsto dal modello, non è in grado di spiegare le corrispondenti concentrazioni ambientali misurate in campo. Come ampiamente verificato nella modellistica di dispersione, un singolo punto ricettore può risultare impattato dagli inquinanti emessi dal camino in funzione delle differenti condizioni meteorologiche che condizionano forma e direzione del 'pennacchio di ricaduta' (tra i fattori micro-meteorologici ricordiamo i principali: direzione del vento e altezza dello strato di rimescolamento). La mancanza di una significativa correlazione 'misura vs modello' indica che il 'segnale' prodotto dalle emissioni del cementificio è molto basso rispetto al valore complessivo di concentrazione ambientale che rende conto anche di tutte le altre fonti di pressione presenti sul territorio. C'è, inoltre, da segnalare che per molti inquinanti le concentrazioni stimate da modello nei vari punti del dominio di calcolo sono risultate spesso inferiori o prossime ai limiti di rilevabilità della strumentazione utilizzata per le misure in campo di qualità dell'aria e, questo, rende ulteriormente difficile il confronto e le conseguenti valutazioni di congruenza 'misure vs modello'.

In conclusione, per quanto sopra detto il confronto tra misure in campo e stime da modello non può essere considerato né 'risolutivo' né 'giustificativo' della 'migliore configurazione modellistica' da utilizzare nel presente caso studio. Anche per far fronte a questi limiti, nel paragrafo 2.3 verrà proposta una valutazione comparata d'impatto rispetto a differenti assunzioni di calcolo (in particolare, per le polveri e per i microinquinanti ad esse correlati).

2.2 Confronto con i limiti normativi ed altri valori di riferimento

In questo paragrafo viene presentato il confronto tra concentrazioni stimate da modello ed i relativi valori limite stabiliti dalla normativa sulla qualità dell'aria o, in mancanza di quest'ultimi, da valori di riferimento ricavati dalla letteratura tecnica di settore.

Di seguito sono elencati i parametri statistici di qualità dell'aria previsti dal DM 60/02 e dal DLgs 152/07 per la tutela della salute umana e della vegetazione utilizzati nella presente valutazione:

- biossido di zolfo (SO₂):
 - media anno medie 1h, valore limite per la protezione degli ecosistemi: 20 µg/m³;
 - 99.7° percentile delle medie 1 h¹², valore limite orario per la protezione della salute: 350 µg/m³ (consentiti 24 superamenti/anno);
 - 99.2° percentile delle medie 24 h¹³, valore limite giornaliero per la protezione della salute: 125 µg/m³: (consentiti 3 superamenti/anno);
- biossido di azoto (NO₂):
 - media anno medie 1h, valore limite per la protezione della salute: 40 µg/m³;
 - 99.8° percentile delle medie 1 h¹⁴, valore limite orario per la protezione della salute: 200 µg/m³ (consentiti 18 superamenti / anno);
- ossidi di azoto (NO_x):
 - media anno medie 1h, valore limite per la protezione della vegetazione: 30 µg/m³;
- monossido di carbonio (CO):
 - media mobile 8 h, valore limite per la protezione della salute: 10 mg/m³;
- polveri PM₁₀:
 - media anno medie 24 h, valore limite per la protezione della salute: 40 µg/m³;
 - 90.1° percentile delle medie 24 h¹⁵, valore limite giornaliero per la protezione della salute: 50 µg/m³ (consentiti 35 superamenti / anno);
- benzo(a)pirene (IPA):
 - media anno, valore obiettivo: 1 ng/m³;
- piombo (Pb):
 - media anno, valore obiettivo: 0.5 µg /m³;
- arsenico (As):
 - media anno, valore obiettivo: 6 ng/m³;
- cadmio (Cd):
 - media anno, valore obiettivo: 5 ng/m³;
- nichel (Ni):
 - media anno, valore obiettivo: 20 ng/m³;

¹² coincide con la valutazione del 25° valore più alto della serie annuale di medie orarie

¹³ coincide con la valutazione del 4° valore più alto della serie annuale di medie giornaliere

¹⁴ coincide con la valutazione del 19° valore più alto della serie annuale di medie orarie

¹⁵ coincide con la valutazione del 36° valore più alto della serie annuale di medie giornaliere

Per tutti gli inquinanti la cui valutazione non è espressamente prevista dalla normativa sulla qualità dell'aria (alcuni metalli, diossine, acido cloridrico ed acido fluoridrico) si è fatto ricorso, ove possibile, a quanto indicato nella letteratura tecnica di riferimento che comprende:

- i valori guida di qualità dell'aria definiti da WHO (World Health Organization, <http://www.cdc.gov/niosh/npg/default.html>),
- oppure, in alternativa, i valori previsti da NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health, <http://www.cdc.gov/niosh/npg/default.html>).

Rispetto ai riferimenti NIOSH, che sono tarati sui 'limiti occupazionali di settore', è stato assunto in via precauzionale un valore pari ad 1/100 del limite REL-TWA (Recommended Exposure Limits – Time-Weighted Average). Questo criterio cautelativo deriva da un approccio analogo che WHO applica nel momento in cui estende il valore definito per la protezione dei lavoratori (popolazione sana e relativamente giovane ad esposizione limitata per un periodo di 40 h/settimana per 44 settimane/anno) all'intera popolazione (composta da soggetti anche meno resistenti o più vulnerabili quali anziani, bambini, donne in gravidanza, affetti da patologie, etc.).

Il confronto rispetto ai valori limite cogenti di qualità dell'aria è da intendere in termini *cautelativi* perché riferito ai valori medi massimi di dominio spaziale valutati senza deposizione al suolo (secca e umida), e nel caso di NO_x, senza alcun processo di trasformazione chimica.

Per quest'ultimo inquinante c'è anche da considerare l'aspetto ulteriormente *cautelativo* per cui 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 a stechiometria non definita di NO e NO₂). In questo senso, il confronto con il limite normativo per il biossido di azoto (NO₂) è da considerare ulteriormente *cautelativo* rispetto ad una simulazione modellistica che prevede una trasformazione chimica degli ossidi di azoto (NO_x).

Rispetto alla mancata valutazione delle deposizioni c'è da precisare che le stime presentate in questa sezione devono essere intese come *cautelative* perché riferite a simulazioni modellistiche in cui gli inquinanti emessi a camino sono stati trattati come un generico composto che non subisce alcun 'fall-out', cioè non risente, in termini di concentrazione, degli effetti di 'impoverimento del pennacchio' di ricaduta. La definizione della granulometria media delle polveri (diametro medio delle particelle emesse) è perciò, in questo caso, ininfluenza sul valore delle stime (perché il relativo modulo di deposizione non viene attivato).

In questo senso il confronto con i limiti di qualità dell'aria è da intendere come *cautelativo* perché, secondo questo approccio di valutazione, si presuppone che nel corso del processo di dispersione in atmosfera nessuna quota di inquinante venga 'sottratta' e, quindi, tutto l'inquinante emesso resti completamente 'disponibile' per la valutazione dei possibili impatti sulla salute e sugli ecosistemi (assorbimento diretto e/o indiretto misurato attraverso la variabile *proxy* della stima delle concentrazioni di inquinanti in atmosfera).

E', d'altro canto, evidente che tali assunzioni risultano non cautelative per la stima dei flussi di deposizione al suolo degli inquinanti, e quindi, dei possibili impatti sulla qualità del terreno, e più in generale, per la valutazione degli effetti su tutte le potenziali superfici di deposizione (acqua, vegetazione, manufatti, etc.). Nei paragrafi 2.3.1 e 2.3.2 verranno proposte delle stime che terranno in considerazione, per quanto possibile, anche questi ulteriori e complessi elementi di valutazione ambientale.

2.2.1 Stime senza deposizioni al suolo e senza chimica

In Tabella 2-1 sono riportati per il 2008 i 'valori massimi di dominio' stimati dal modello ed il confronto percentuale con il valore limite (% VL) previsto dalla normativa sulla qualità dell'aria (DM 60/02). Con 'valori massimi di dominio' si devono intendere i valori medi più alti verificati all'interno del dominio di calcolo della simulazione modellistica che in termini cautelativi possono essere considerati come il 'caso peggiore' verificato per quel determinato inquinante all'interno del contesto territoriale in esame.

| inquinante e parametro di valutazione | unità misura | valore limite (VL) | anno 2008 | | contributo emissivo di sorgente |
|---|-------------------|--------------------|---------------|--------|---------------------------------|
| | | | stima modello | % VL | |
| biossido di zolfo (SO₂) | | | | | |
| - media anno | µg/m ³ | 20 | 0.157 | 0.79% | camino 16 |
| - 99.7%-le medie 1h | µg/m ³ | 350 | 2.072 | 0.59% | camino 16 |
| - 99.2%-le medie 24h | µg/m ³ | 125 | 0.568 | 0.45% | camino 16 |
| monossido di carbonio (CO) | | | | | |
| - media mobile 8h | mg/m ³ | 10 | 0.010 | 0.10% | camino 16 |
| biossido di azoto (NO₂) | | | | | |
| - media anno | µg/m ³ | 40 | 7.142 | 17.86% | camino 16 |
| - 99.8%-le medie 1h | µg/m ³ | 200 | 64.082 | 32.04% | camino 16 |
| ossidi di azoto (NO_x) | | | | | |
| - media anno | µg/m ³ | 30 | 7.142 | 23.81% | camino 16 |
| polveri PM₁₀ | | | | | |
| - media anno | µg/m ³ | 40 | 0.357 | 0.89% | camino 16+camino 17 |
| - 90.1%-le medie 24h | µg/m ³ | 50 | 0.863 | 1.73% | camino 16+camino 17 |
| arsenico (As) | | | | | |
| - media anno | ng/m ³ | 6 | 0.054 | 0.90% | camino 16 |
| cadmio (Cd) | | | | | |
| - media anno | ng/m ³ | 5 | 0.024 | 0.48% | camino 16 |
| nicel (Ni) | | | | | |
| - media anno | ng/m ³ | 20 | 0.033 | 0.17% | camino 16 |
| piombo (Pb) | | | | | |
| - media anno | ng/m ³ | 500 | 0.237 | 0.05% | camino 16 |
| benzo(a)pirene (IPA) | | | | | |
| - media anno | pg/m ³ | 1000 | 0.673 | 0.07% | camino 16 |

Tabella 2-1 Massimi di dominio delle concentrazioni stimate da modello per il 2008 e confronto con i valori limite di qualità dell'aria stabiliti dalla normativa; per ogni inquinante è specificato il tipo di sorgente (camino 16 e/o camino 17) che ha determinato la corrispondente stima modellistica.

Come risulta da Tabella 2-1, rispetto ai valori limite previsti dalla normativa le stime modellistiche per tutti gli inquinanti considerati, ad eccezione degli NO_x, rendono conto di percentuali molto limitate del corrispondente valore limite (max 1-2%). L'unica parziale eccezione è rappresentata dagli ossidi di azoto (sia NO₂ che NO_x) che sono risultati, senza alcun dubbio, gli inquinanti che evidenziano l'impatto ambientale più significativo del cementificio, con valori di concentrazione stimati da modello comunque contenuti entro il 20-30% dei corrispondenti valori limite.

In Tabella 2-2 sono esplicitati i contributi relativi in termini di effetti sulla qualità dell'aria dei due

camini che emettono polveri in modo più significativo all'interno dell'impianto. Come evidente, il 'peso ambientale' dell'emissione prodotta dal camino 17 (raffreddatore), pur rimanendo molto contenuta rispetto ai valori limite previsti dalla normativa, è ampiamente superiore (circa un ordine di grandezza) rispetto a quella del camino 16 (forno).

| inquinante e parametro di valutazione | unità misura | valore limite (VL) | stime da modello per anno 2008 | | |
|---------------------------------------|--------------|--------------------|--------------------------------|----------------|-------|
| | | | solo camino 16 | solo camino 17 | % VL |
| polveri PM10 | | | | | |
| - media anno | µg/m3 | 40 | 0.036 | 0.335 | 0.84% |
| - 90.1%-le medie 24h | µg/m3 | 50 | 0.094 | 0.811 | 1.62% |

Tabella 2-2 Massimi di dominio delle concentrazioni di polveri stimate da modello per il 2008 e confronto con i valori limite di qualità dell'aria stabiliti dalla normativa; il confronto percentuale rispetto ai valori limite di qualità dell'aria stabiliti dalla normativa è sempre riferito al caso peggiore (camino 17).

In Tabella 2-3 è proposto un analogo confronto per i microinquinanti che, ad oggi, non hanno un riferimento normativo cogente ma per i quali è comunque possibile individuare dei 'valori di riferimento' desunti dalla letteratura tecnica di settore. In particolare, tali riferimenti (VRif) sono stati ricavati dai valori guida, 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), come in precedenza già spiegato, divisi per un fattore cautelativo pari a 100.

| Inquinante e parametro di valutazione | unità misura | valore di riferimento (VRif) | 2008 | | contributo emissivo di sorgente |
|--|--------------|------------------------------|---------------|--------|---------------------------------|
| | | | stima modello | % VRif | |
| Σ PCDD/F I-TEQ - cfr. nota ⁽¹⁾ | fg/m3 | 300 | 0.061 | 0.02% | camino 16 |
| cromo (Cr) - cfr. nota ⁽²⁾ | ng/m3 | 5000 | 0.075 | 0.00% | camino 16 |
| cobalto (Co) - cfr. nota ⁽²⁾ | ng/m3 | 500 | 0.014 | 0.00% | camino 16 |
| rame (Cu) - cfr. nota ⁽²⁾ | ng/m3 | 1000 | 0.109 | 0.01% | camino 16 |
| ferro (Fe) - cfr. nota ⁽²⁾ | ng/m3 | 50000 | 1.047 | 0.00% | camino 16 |
| mercurio (Hg) - cfr. nota ⁽³⁾ | ng/m3 | 1000 | 0.237 | 0.02% | camino 16 |
| manganese (Mn) - cfr. nota ⁽³⁾ | ng/m3 | 150 | 1.031 | 0.69% | camino 16 |
| antimonio (Sb) - cfr. nota ⁽²⁾ | ng/m3 | 5000 | 0.023 | 0.00% | camino 16 |
| selenio (Se) - cfr. nota ⁽²⁾ | ng/m3 | 2000 | 0.013 | 0.00% | camino 16 |
| tallio (Tl) - cfr. nota ⁽²⁾ | ng/m3 | 1000 | 0.037 | 0.00% | camino 16 |
| vanadio (V) - cfr. nota ⁽³⁾ | ng/m3 | 10000 | 0.016 | 0.00% | camino 16 |
| zinco (Zn) - cfr. nota ⁽²⁾ | ng/m3 | 50000 | 0.065 | 0.00% | camino 16 |
| ac. cloridrico (HCl) - cfr. nota ⁽²⁾ | ug/m3 | 70 | 0.009 | 0.01% | camino 16 |
| ac. fluoridrico (HF) - cfr. nota ⁽²⁾ | ug/m3 | 25 | 0.002 | 0.01% | camino 16 |

Note:

(1) WHO, 2000 definisce testualmente il valore di riferimento come: "Air concentrations of 0.3 pg/m3 or higher are indications of local emission sources which need to be identified and controlled"

(2) 1/100 del valore limite REL-TWA (Recommended Exposure Limits – Time-Weighted Average) definito da NIOSH per l'esposizione occupazionale (media 8h)

(3) WHO, 2000 definisce tali valori come NOAEL "No Observed Adverse Effect Level"

Tabella 2-3 Massimi di dominio delle concentrazioni medie annue stimate dal modello per il 2008 e confronto con i valori di riferimento desunti dalla letteratura tecnica di settore.

Le stime presentate in Tabella 2-3 evidenziano che le concentrazioni medie annuali del 2008, intese come massimo spaziale di dominio, per metalli, diossine, acido cloridrico e acido fluoridrico non raggiungono mai un valore percentuale superiore all'1% del valore di riferimento adottato come termine (cautelativo) di confronto.

In Appendice I sono rappresentate in cartografia tematica le mappe di concentrazione dei valori medi annuali, senza deposizione al suolo, stimati per gli inquinanti all'interno del dominio di calcolo incentrato sul cementificio avente un'estensione areale di 6 Km x 6 Km con una risoluzione spaziale di griglia di 60 m x 60 m (per un totale di 10.000 punti di campionamento pari al valore massimo consentito dal modello).

Da Tavola 1 a Tavola 3 sono presentate le distribuzioni spaziali delle concentrazioni medie annuali rispettivamente di: biossido di zolfo (SO₂), monossido di carbonio (CO) ed ossidi di azoto (NO_x), derivanti dall'attività del camino del forno (punto 16).

Da Tavola 4 a Tavola 6 sono presentate le distribuzioni spaziali delle concentrazioni medie annuali di polveri (PM) emesse rispettivamente dal camino del forno (punto 16), dal camino del raffreddatore del clinker (camino 17), e complessivamente da entrambi punti di emissione.

Da Tavola 7 a Tavola 12 rispettivamente per IPA, arsenico, cadmio, nichel, piombo, e diossine (PCDD/F) sono presentate le stime delle distribuzioni medie annuali senza deposizione dovute all'attività del camino del forno (camino 16). Per tutti gli altri metalli non sono presentate le corrispondenti mappe di concentrazione perché, seppur in termini assoluti differenti, ripercorrono esattamente lo stesso pattern di distribuzione spaziale (che coincide con quello delle polveri emesse dal camino 16).

Infine, in Tavola 13 e Tavola 14 sono presentate le distribuzioni spaziali delle concentrazioni medie annuali di acido cloridrico (HCl) ed acido fluoridrico (HF) prodotti dall'attività del camino del forno (punto 16).

2.3 Valutazione con differenti assunzioni di calcolo

Premesso che la valutazione secondo un approccio 'cautelativo' dell'impatto sulla qualità dell'aria dovuta all'attività del cementificio è stata analizzata nella sezione precedente (2.2), in questa sezione sono presentate ulteriori valutazioni modellistiche secondo differenti assunzioni di calcolo che hanno l'obiettivo di verificare la sensibilità del modello agli effetti riconducibili al calcolo delle deposizioni al suolo, e nel caso di NO_x, anche del modulo semplificato di 'trasformazione chimica' (correlazione NO_x-NO₂).

Nelle paragrafi successivi sono presentati per ciascun inquinante i valori stimati per i corrispondenti parametri statistici previsti dalla normativa sulla qualità dell'aria ed anche per il valore massimo delle medie orarie (massimo temporale assoluto o 100° percentile).

Le stime riportate nelle tabelle successive devono essere intese come una verifica sulla base di differenti 'configurazioni di calcolo' della robustezza delle valutazioni già proposte nel paragrafo 2.2.1. E' utile precisare che nelle tabelle successive la presentazione dei risultati viene fornita con una precisione decimale delle stime (necessaria solo per individuarne le eventuali differenze) che non implica però un corrispondente effetto 'misurabile' in termini di relativo 'impatto ambientale'.

2.3.1 Stime con deposizioni al suolo e chimica semplificata

In Tabella 2-4 sono riportate le stime di concentrazione che considerano l'effetto di deposizione e/o del 'modulo di chimica' per i seguenti inquinanti emessi dal camino del forno (punto 16): biossido di zolfo (SO₂), monossido di carbonio (CO), ossidi di azoto (NO₂-NO_x), acido cloridrico (HCl), acido fluoridrico (HF).

| inquinante e parametro di valutazione | unità misura | valore limite (VL) | stime da modello per anno 2008 con contributo emissivo da camino 16 | | |
|---|-------------------|--------------------|---|--|--------|
| | | | con deposizione (secca+umida) | con 'modulo chimica' (NO _x -NO ₂) | % VL |
| biossido di zolfo (SO₂) | | | | | |
| - media anno (max dominio) | µg/m ³ | 20 | 0.143 | - | 0.72% |
| - 99.7%-le medie 1h | µg/m ³ | 350 | 1.977 | - | 0.56% |
| - 99.2%-le medie 24h | µg/m ³ | 125 | 0.521 | - | 0.42% |
| - 100%-le medie 1h | µg/m ³ | - | 2.662 | - | - |
| monossido di carbonio (CO) | | | | | |
| - media anno (max m 8h) | mg/m ³ | 10 | 0.009 | - | 0.09% |
| - 100%-le media mobile 8h | mg/m ³ | - | 0.082 | - | - |
| - media anno (max m 1h) | mg/m ³ | - | 0.009 | - | - |
| - 100%-le medie 1h | mg/m ³ | - | 0.150 | - | - |
| biossido di azoto (NO₂) | | | | | |
| - media anno (max dominio) | µg/m ³ | 40 | 6.484 | 4.546 | 16.21% |
| - 99.8%-le medie 1h | µg/m ³ | 200 | 61.733 | 37.292 | 30.87% |
| - 100%-le medie 1h | µg/m ³ | - | 95.070 | 95.356 | - |
| ossidi di azoto (NO_x) | | | | | |
| - media anno (max dominio) | µg/m ³ | 30 | 6.484 | 6.503 | 21.68% |
| -100%-le medie 1h | µg/m ³ | - | 95.070 | 49.241 | - |
| acido cloridrico (HCl) | | | | | |
| - media anno (max dominio) | µg/m ³ | - | 0.008 | - | - |
| -100%-le medie 1h | µg/m ³ | - | 0.183 | - | - |
| acido fluoridrico (HF) | | | | | |
| - media anno (max dominio) | µg/m ³ | - | 0.002 | - | - |
| -100%-le medie 1h | µg/m ³ | - | 0.032 | - | - |

Tabella 2-4 Concentrazioni stimate da modello per il 2008 dovute alle sole emissioni prodotte dal camino 16 (forno) con l'opzione di calcolo della deposizione al suolo (secca e umida) e della trasformazione chimica di NO_x (correlazione NO_x-NO₂); ove possibile, il confronto percentuale rispetto ai valori limite di qualità dell'aria stabiliti dalla normativa è sempre riferito al caso peggiore.

Per gli ossidi di azoto (NO_x) c'è da ricordare che la stima definita in Tabella 2-4 'con deposizione (secca+umida)' considera, in via semplificata, che tutti gli ossidi di azoto (NO_x) emessi a camino siano rappresentati da biossido di azoto (NO₂), contrariamente alla stima definita 'con modulo chimica (NO_x-NO₂)' che introduce anche l'effetto della correlazione 'logaritmica' tra NO_x e NO₂, secondo il metodo di calcolo proposto da "Derwent and Middleton" (1996).

Non essendo disponibili informazioni sul diametro aerodinamico medio delle polveri (PM) emesse a camino, nelle simulazioni modellistiche sono state considerate tre distinte classi granulometriche: PM₁₀ (10 µm), PM (1 µm), e PM₀₅ (0.5 µm). In Tabella 2-5, per le tre classi dimensionali di polveri così definite sono riportate le concentrazioni stimate con l'opzione di

calcolo della deposizione al suolo (secca e umida), valutando sia il contributo singolo del camino del forno (punto 16) o del raffreddatore del clinker (punto 17), che quello complessivo di entrambi i punti di emissione di polveri convogliate più rilevanti del cementificio.

| inquinante e parametro di valutazione | unità misura | valore limite (VL) | stime da modello per anno 2008 con calcolo della deposizione al suolo (secca e umida) | | | |
|---------------------------------------|-------------------|--------------------|---|----------------|-----------------------|-------|
| | | | solo camino 16 | solo camino 17 | camino 16 e camino 17 | % VL |
| polveri PM10 (10 µm) | | | | | | |
| - media anno | µg/m ³ | 40 | 0.025 | 0.243 | 0.259 | 0.65% |
| - 90.1 %-le medie 24h | µg/m ³ | 50 | 0.065 | 0.578 | 0.616 | 1.23% |
| - 100%-le medie 1h | µg/m ³ | - | 0.611 | 3.381 | 3.721 | - |
| polveri PM1 (1 µm) | | | | | | |
| - media anno | µg/m ³ | 40 | 0.036 | 0.331 | 0.352 | 0.88% |
| - 90.1 %-le medie 24h | µg/m ³ | 50 | 0.093 | 0.578 | 0.850 | 1.70% |
| - 100%-le medie 1h | µg/m ³ | - | 0.744 | 3.860 | 3.985 | - |
| polveri PM05 (0.5 µm) | | | | | | |
| - media anno | µg/m ³ | 40 | 0.036 | 0.333 | 0.355 | 0.89% |
| - 90.1 %-le medie 24h | µg/m ³ | 50 | 0.093 | 0.804 | 0.858 | 1.72% |
| - 100%-le medie 1h | µg/m ³ | - | 0.771 | 3.871 | 3.993 | - |

Tabella 2-5 Concentrazioni stimate da modello per il 2008 dovute alle emissioni prodotte dal camino 16 (forno) e/o dal camino 17 (raffreddatore) con opzione di calcolo della deposizione al suolo (secca e umida); il confronto percentuale rispetto ai valori limite di qualità dell'aria stabiliti dalla normativa è riferito al contributo di entrambi i punti di emissione (caso peggiore).

Dal punto di vista modellistico, la definizione della granulometria delle polveri emesse a camino ha un effetto misurabile solo nel caso di attivazione del modulo di deposizione e, quindi, nel caso delle stime già presentate nel paragrafo 2.2 (Tabella 2-1), contrariamente a quanto viene ora esposto, sono state indicate le stime per un 'generico inquinante particolato'.

Come già ricordato in precedenza, anche i microinquinanti organici (IPA e diossine) ed inorganici (metalli) sono stati trattati in termini modellistici come 'particolato'. Poiché, anche in questo caso, non sono disponibili informazioni sulla granulometria media, un dei possibili riferimenti operativi è rappresentato dalle indicazioni tecniche contenute nel rapporto sugli inquinanti organici persistenti prodotto da *European Monitoring and Evaluation Programme* (EMEP, 2009) che prevede un diametro aerodinamico avente media geometrica 0.84 µm.

L'ipotesi che i microinquinanti siano interamente veicolati dalle polveri è un'approssimazione di tipo operativo necessaria per semplificare la trattazione modellistica anche se non completamente verificata per alcune specie chimiche: ad esempio, l'emissione a camino del mercurio avviene prevalentemente in fase gassosa e anche per le diossine viene indicata in letteratura una quota di emissione in forma gassosa. D'altro canto bisogna rilevare che la velocità di deposizione di un gas (generalmente molto bassa) è di difficile parametrizzazione modellistica per cui l'ipotesi di una trattazione 'semplificata' dei microinquinanti come particolato è da ritenersi più cautelativa rispetto alla valutazione delle deposizioni e dei conseguenti effetti ambientali e/o sanitari (infatti, la velocità di deposizione delle polveri è generalmente maggiore di quella di un gas e, quindi, risulta in genere più cautelativa per la valutazione del carico ambientale sulle potenziali superfici di ricaduta).

I valori di concentrazione per la stima delle polveri indicati in Tabella 2-5 sono riferiti alle tre distinte classi granulometriche: PM10, PM1, e PM05. Come evidente, i valori di concentrazione medi annuali, intesi come massimo spaziale di dominio, tendono a convergere significativamente passando dalla granulometria ‘grossolana’ (PM10 con valori più bassi) a quella più ‘fine’ (PM1, PM05 con valori più alti) e risultano pressoché identici, almeno dal punto di vista modellistico, per queste ultime due classi dimensionali.

C’è da rilevare, inoltre, che il valore medio annuale stimato per le polveri a granulometria più fine (1 μm e 0.5 μm), fornisce un intervallo di riferimento ‘centrale’ rispetto a quanto detto in precedenza sulla valutazione dei microinquinanti organici ed inorganici (IPA, diossine e metalli sono emessi, secondo la parametrizzazione adottata dal modello EMEP, come particolato di diametro 0.84 μm).

Parallelamente a quanto evidenziato c’è anche da notare che per quanto riguarda il solo contributo del camino del forno (punto 16), i valori della media annuale di concentrazione (massimo di dominio) delle polveri (PM1 e PM05) risultano pressoché identici (0.036 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) sia per il caso con deposizione (cfr. Tabella 2-5) che per quello senza deposizioni (cfr. Tabella 2-2). Infatti, nel paragrafo 2.2.1 sono stati modellizzati dei generici inquinanti senza alcuna indicazione sulla granulometria che, come già ricordato, risulta ininfluenza sul valore delle stime nel caso in cui non venga attivato il relativo modulo di deposizione. La convergenza dei valori di concentrazione rispetto al caso ‘senza deposizioni’ fornisce una indicazione indiretta sul ridotto tasso di ricaduta al suolo per le polveri a granulometria più fine (PM1 e PM05), e viceversa, evidenzia un più significativo depauperamento delle concentrazioni per le polveri più grossolane (PM10). Questo effetto è da mettere anche in relazione all’altezza e alla spinta idrostatica del camino 16 (forno) che determina una limitata ricaduta e deposizione al suolo all’interno del domino di calcolo.

Questo implica ulteriormente che avendo considerato dal punto di vista modellistico IPA, diossine e furani come polveri fini (PM1, PM05) emesse a camino, i risultati delle stime di concentrazione ‘al suolo’ (2 m) con l’opzione di deposizione (secca e umida) rispecchiano pressoché fedelmente i valori per le corrispondenti stime ‘senza deposizione al suolo’ già presentati nelle Tabella 2-1 e Tabella 2-3 al sottoparagrafo 2.2.1 (cioè dei flussi di deposizione al suolo molto bassi come verrà specificato in dettaglio nel paragrafo successivo).

2.3.2 Stime dei flussi di deposizione

La deposizione è il risultato del trasferimento su generiche ‘superfici di impatto’ dei composti atmosferici attraverso processi ‘a secco’ e/o ‘a umido’. La ‘deposizione umida’ è dovuta agli agenti atmosferici (nubi, pioggia, neve, nebbia, etc.) mentre la deposizione ‘a secco’ origina da una molteplicità di fattori che comprendono, tra gli altri, la forzante gravitazionale, gli effetti aerodinamici e quelli elettro- termo-foretici, le caratteristiche proprie delle superfici ricettive, le condizioni micro-meteorologiche, la scabrezza del rilievo, etc.

In termini molto semplici nello studio modellistico qui presentato, la deposizione atmosferica viene stimata come flusso di inquinante rimosso per unità di superficie ($\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$) in funzione della velocità di deposizione (m s^{-1}) e della concentrazione al suolo (g m^{-3}). Le velocità di deposizione utilizzate nella simulazione modellistica sono quelle previste di *default* dal programma ADMS-Urban (variabili in funzione di una serie di parametri micro-meteorologici e chimico-fisici).

In mancanza di valori limite cogenti, utili per l’interpretazione dei ‘flussi di deposizione’, sono stati utilizzati, ove disponibili, alcuni *valori di* riferimento medi annuali (VRif) desunti dalla

letteratura tecnica in materia di ricaduta e di dispersione degli inquinanti atmosferici (LAI, 2004, TA Luft, 2002; Viviano *et al.*, 2006). E' bene precisare che si tratta di valori di riferimento non vincolanti (non cogenti) cioè dei 'valori obiettivo' definiti per indirizzare l'eventuale applicazione di specifici 'piani di tutela ambientale'.

Tutti i valori di deposizione presentati nelle tabelle successive sono espressi come contenuto totale in massa dell'inquinante considerato (mg od equivalenti), depositato sull'unità di superficie (m²) e sull'unità di tempo (d = giorno).

In Tabella 2-6 sono riportati per i macroinquinanti gassosi (SO₂, CO, NO_x, NO₂, HCL, HF) i valori massimi di dominio dei 'flussi di deposizione medi giornalieri' relativi al 2008.

| inquinante | unità misura | valore di riferimento (VRif) | stime da modello dei flussi di deposizione al suolo per anno 2008 | |
|---|------------------------|------------------------------|---|--------|
| | | | 2008 | % VRif |
| biossido di zolfo (SO₂) | mg/(m ² *d) | - | 1.84 | - |
| monossido di carbonio (CO) | mg/(m ² *d) | - | 117.17 | - |
| ossidi di azoto (NO_x) - cfr nota ⁽¹⁾ | mg/(m ² *d) | - | 89.83 | - |
| biossido di azoto (NO₂) - cfr nota ⁽¹⁾ | mg/(m ² *d) | - | 8.98 | - |
| acido cloridrico (HCl) | mg/(m ² *d) | - | 0.11 | - |
| acido fluoridrico (HF) | mg/(m ² *d) | - | 0.02 | - |

Note

(1) il calcolo dei flussi di deposizione considera il modulo di chimica semplificata che prevede la stima di NO₂ a partire da NO_x secondo il metodo "Derwent and Middleton" (1996).

Tabella 2-6 Massimi di domino nel 2008 per i flussi medi giornalieri di deposizione dei principali macroinquinanti gassosi emessi dal camino 16.

In Tabella 2-7 sono indicati i flussi medi giornalieri di deposizione stimati per le tre classi granulometriche di polveri (PM₁₀, PM₁, PM₀₅) emesse dai camini 16 (forno) e 17 (raffreddatore); inoltre, viene riportato anche il contributo complessivo di deposizione dovuto ad entrambi i punti di emissione convogliati più rilevanti dell'impianto ed il confronto percentuale con il valore di riferimento per le ricadute di polveri indicato in letteratura tecnica di settore. Da notare, in particolare per il camino 16, la necessità di differenziare le stime con un numero di decimali che non hanno un probabile significato in termini di corrispondente impatto ambientale.

| inquinante | unità misura | valore riferim. (VRif) | stime da modello dei flussi di deposizione al suolo con differenti classi granulometriche per anno 2008 | | | |
|---|------------------------|------------------------|---|----------------|-----------------------|--------|
| | | | solo camino 16 | solo camino 17 | camino 16 e camino 17 | % VRif |
| polveri PM₁₀ (10 µm) | mg/(m ² *d) | 350 | 0.392678 | 2.523735 | 2.751183 | 0.8% |
| polveri PM₁ (1 µm) | mg/(m ² *d) | 350 | 0.392650 | 0.463346 | 0.587704 | 0.2% |
| polveri PM₀₅ (0.5 µm) | mg/(m ² *d) | 350 | 0.392649 | 0.454340 | 0.577945 | 0.2% |

Note:

il valore per la deposizione delle polveri indicato in TA Luft (2002) non prevede una speciazione in definite classi granulometriche ma si limita a fornire il generico riferimento a "non dangerous dust".

Tabella 2-7 Massimi di domino nel 2008 per i flussi giornalieri medi di deposizione delle polveri emesse dal camino 16 (forno) e dal camino 17 (raffreddatore); il confronto percentuale rispetto ai valori di riferimento è riferito al contributo di entrambi i punti di emissione (caso peggiore).

La ‘speciazione’ del particolato in classi a granulometria definita (10 μm vs 1 μm vs 0.5 μm) incide sulla stima delle deposizioni al suolo solo marginalmente per quanto riguarda le emissioni prodotte dal camino 16 (forno) mentre risulta decisamente più efficace per le stime relative al camino 17 (raffreddatore del clinker) (cfr. stime riportate in Tabella 2-7). E’ infatti evidente che per quest’ultimo caso risulta determinante l’inferiore altezza geometrica del camino e la minore portata reale dei fumi. Visto in termini esattamente speculari questo comporta che la maggiore altezza effettiva del camino 16 (forno) determini un livellamento del pennacchio di emissione su quote più elevate che rendono, di fatto, ‘inefficace’ il trattamento in classi granulometriche differenziate poiché la corrispondente stima di ricaduta e deposizione al suolo risulta comunque molto limitata all’interno del domino di calcolo considerato.

In Tabella 2-8 per i microinquinanti organici (IPA, diossine), ed inorganici (metalli) emessi dal camino 16 sono indicati i valori di deposizione medi giornalieri rispetto a tre differenti classi granulometriche di polveri (10 μm , 1 μm , 0.5 μm). Da notare, ancora una volta, la necessità di differenziare le stime con una precisione decimale che probabilmente non trova alcuna significatività in termini di un corrispondente impatto ambientale.

| inquinante | unità misura | valore rifer. (VRif) | stime da modello dei flussi di deposizione al suolo con differenti classi granulometriche per anno 2008 | | | |
|--|---|----------------------|---|-----------------------------------|-------------------------------------|--------|
| | | | polveri ‘vettore’ 10 μm | polveri ‘vettore’ 1 μm | polveri ‘vettore’ 0.5 μm | % VRif |
| arsenico (As) – cfr. nota ⁽¹⁾ | $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ | 4 | 0.58703 | 0.58699 | 0.58699 | 15% |
| cadmio (Cd) – cfr. nota ^(1,2) | $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ | 2-5 | 0.26179 | 0.26177 | 0.26177 | 13% |
| nicel (Ni) – cfr. nota ⁽¹⁾ | $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ | 15 | 0.36491 | 0.36489 | 0.36489 | 2% |
| piombo (Pb) – cfr. nota ^(1,2) | $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ | 100-250 | 2.58612 | 2.58594 | 2.58593 | 3% |
| cromo (Cr) | $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ | - | 0.81312 | 0.81306 | 0.81306 | - |
| cobalto (Co) | $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ | - | 0.15072 | 0.15071 | 0.15071 | - |
| rame (Cu) | $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ | - | 1.18597 | 1.18588 | 1.18588 | - |
| ferro (Fe) | $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ | - | 11.42335 | 11.42254 | 11.42252 | - |
| mercurio (Hg) – cfr. nota ⁽¹⁾ | $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ | 1 | 2.58691 | 2.58673 | 2.58672 | 259% |
| manganese (Mn) | $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ | - | 11.25121 | 11.25041 | 11.25039 | - |
| antimonio (Sb) | $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ | - | 0.24989 | 0.24987 | 0.24987 | - |
| selenio (Se) | $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ | - | 0.14279 | 0.14278 | 0.14278 | - |
| tallio (Tl) – cfr. nota ^(1,2) | $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ | 2-10 | 0.40458 | 0.40455 | 0.40455 | 20% |
| vanadio (V) | $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ | - | 0.17452 | 0.17451 | 0.17451 | - |
| zinco (Zn) | $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ | - | 0.71396 | 0.71391 | 0.71391 | - |
| IPA | $\text{ng}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ | - | 7.34358 | 7.34306 | 7.34305 | - |
| Σ PCDD/F I-TEQ – cfr. nota ⁽³⁾ | $\text{pg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ | 15 | 0.67000 | 0.66995 | 0.66995 | 4% |

Note:

(1) TA Luft, 2002.

(2) Viviano et al., 2006.

(3) LAI, 2004.

Tabella 2-8 Massimi di domino nel 2008 per i flussi medi giornalieri di deposizione di microinquinanti inorganici (metalli), ed organici (IPA, PCDD/F) emessi dal camino 16 (forno); il confronto percentuale con i rispettivi valori di riferimento definiti in letteratura tecnica è sempre riferito al caso peggiore (flusso di deposizione più alto su valore di riferimento più basso).

Come evidente dai valori riportati in Tabella 2-6 e Tabella 2-8, a parte il mercurio su cui si riferirà in dettaglio in seguito, l'inquinante per cui è stato stimato il flusso medio di deposizione giornaliera più alto non supera il 20% del corrispondente valore di riferimento (cfr. tallio - Tl).

Il valore massimo di dominio del flusso medio di deposizione giornaliera stimata per i microinquinanti organici (diossine e furani, Σ PCDD/F) è risultato circa il 4% del riferimento adottato dal comitato dei *Länder* tedeschi per la regolamentazione delle immissioni (LAI, 2004).

In termini generali, rispetto alle stime dei flussi di deposizione presentate per tutti gli inquinanti, è utile ricordare che il confronto proposto nelle tabelle precedenti 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 60 m x 60 m). Quindi, il confronto percentuale rispetto al valore di riferimento non è quindi come tale 'estendibile' ad una condizione media rappresentativa anche per il resto del dominio di calcolo.

In termini specifici, riguardo alla stima dell'inquinante che ha evidenziato i valori più elevati rispetto ai corrispondenti valori di riferimento di deposizione, cioè per il mercurio (Hg), c'è da richiamare quanto già evidenziato brevemente in precedenza. Il mercurio viene emesso a camino prevalentemente in forma gassosa, e quindi, i corrispondenti valori di deposizione risultano verosimilmente più bassi di quelli stimati assumendo un'emissione, una dispersione, e una deposizione in forma di particolato (semplificazione modellistica qui adottata). In particolare, a questo proposito, c'è da rilevare che nella letteratura scientifica sono stati evidenziati numerosi fattori di incertezza riguardo alle assunzioni e/o semplificazioni relative sia alla trattazione modellistica che alla chimica/fisica del mercurio in atmosfera (Lin *et al.*, 2006; Lin *et al.*, 2007).

Tra l'altro, vale la pena ricordare che anche per questioni riconducibili alle motivazioni sopra ricordate, la normativa sulle emissioni e sulla qualità dell'aria prevede per il mercurio metodiche di determinazione analitica (in 'fase di vapore') differenti da quelle per tutti gli altri metalli (in 'fase particolata').

Infine, se consideriamo il valore *medio* di deposizione del mercurio ($0.14 \text{ ug m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) per tutto il dominio della simulazione modellistica, cioè un quadrato di 6 Km x 6 Km incentrato sul cementificio, risulta che il confronto rispetto al valore di riferimento (valore obiettivo) proposto nella precedente Tabella 2-8, rimane contenuto solo entro il 14%.

In Tavola 15 è rappresentato in cartografia tematica la mappa dei flussi di deposizione medi giornalieri ($\text{mg/m}^2/\text{d}$) di ossidi di azoto (NOx), prodotti dal camino del forno (punto 16).

In Tavola 16 è presentato il contributo complessivo del camino del forno (punto 16) e del raffreddatore clinker (punto 17) rispetto ai flussi di deposizione medi giornalieri ($\text{mg/m}^2/\text{d}$) di polveri fini (PM10).

Infine, in Tavola 17 ed in Tavola 18 sono mappati i flussi giornalieri medi di deposizione stimati rispettivamente per gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA – $\text{ng/m}^2/\text{d}$), e per le diossine- funani (Σ PCDD/F – $\text{pg/m}^2/\text{d}$).

Tutte le mappe evidenziano il contributo maggiore di deposizione degli inquinanti nelle immediate vicinanze dello stabilimento, entro un raggio massimo di circa 300-400 metri, in direzione prevalente Sud-Est lungo l'alveo fluviale del Piave.

3. Conclusioni

L'applicazione descritta nel presente rapporto ha trattato, con il modello ADMS-Urban (version 2.2) configurato secondo differenti 'opzioni di calcolo', la simulazione delle emissioni degli inquinanti dai camini del forno (punto 16) e del raffreddatore (punto 17) prodotte nel 2008 dal cementificio Industria Cementi Giovanni Rossi S.p.A. di Pederobba.

La stima dei flussi di emissione dei macro-inquinanti (NOx, CO, COT, HCL, HF, SO2, PM) è stata ricavata dalle registrazioni orarie fornite dal sistema di monitoraggio in continuo per il camino 16 (forno) mentre per i micro-inquinanti (metalli, IPA, PCDD/PCDF) e per le polveri emesse dal camino 17 (raffreddatore) sono stati ottenuti dai risultati analitici degli autocontrolli periodici operati dalla ditta e dai monitoraggi ispettivi a camino effettuati da ARPAV.

Riassumiamo i più significativi elementi di valutazione e le principali conclusioni, anche in riferimento alle analoghe stime prodotte con la catena modellistica CALMET/CALPUFF (su cui si è già riferito ampiamente nella relazione tecnica con prot. n. 126686 del 14/10/2009)¹⁶:

- non è risultata alcuna correlazione significativa tra misure in campo degli inquinanti e relative stime 'sul punto'; come noto dalla modellistica di dispersione, un singolo ricettore può essere impattato dal pennacchio degli inquinanti emessi dal camino con effetti variabili in funzione delle prevalenti condizioni meteorologiche (tra le altre, ricordiamo le principali: direzione del vento e altezza dello strato di rimescolamento); la mancata correlazione 'misura vs modello' indica indirettamente che il 'segnale' prodotto dalle emissioni del cementificio è molto basso rispetto al valore complessivo di concentrazione ambientale che rende conto anche del contributo di tutte le altre fonti di pressione presenti sul territorio; inoltre, c'è da rilevare che le concentrazioni stimate dal modello nei vari punti del dominio di calcolo sono molto spesso inferiori o prossime ai limiti di rilevabilità della strumentazione utilizzata per le misure in campo di qualità dell'aria;
- il confronto tra misure in campo e output modellistici non è risolutivo né giustificativo della 'migliore configurazione modellistica' da utilizzare nel presente caso studio; conseguentemente, l'approccio delle simulazioni modellistiche è stato orientato verso la *valutazione cautelativa* di due principali obiettivi:
 - la stima dei potenziali effetti sulla salute e sull'ecosistema in relazione alla verifica del rispetto dei corrispondenti limiti di qualità dell'aria attraverso il calcolo delle concentrazioni (a 2 m di altezza) senza considerare eventuali deposizioni al suolo;
 - la stima del 'carico ambientale' inteso come flussi di deposizione di inquinanti espressi come massa sull'unità di superficie e sull'unità di tempo.
- parallelamente ai due obiettivi sopra ricordati, nella presente valutazione è stato anche

¹⁶ riguardo alle eventuali differenze tra stime prodotte con alternativi modelli di calcolo, in questo caso CALMET/CALPUFF vs ADMS-Urban, c'è da considerare che si tratta sempre di differenze riferite a tempi di mediazione molto brevi (1 h) in cui il 'peso' attribuito ai singoli parametri meteorologici risulta determinante nella descrizione delle condizioni diffusive e, quindi, rispetto alla corrispondente stima delle medie annuali (per altro, in questo caso, sempre significativamente convergenti), si tratta di stime da trattare con molta attenzione per gli elevati margini di incertezza;

considerato il confronto, ove possibile, con le stime prodotte con la catena modellistica CALMET/CALPUFF (prot. n. 126686 del 14/10/2009) introducendo, quindi, un ulteriore elemento di giudizio che deriva dalla verifica di congruenza dei valori stimati con assunzioni di calcolo significativamente differenti;

- per tutti gli inquinanti, ad eccezione degli ossidi di azoto (NO₂ e NO_x) su cui si riferirà in dettaglio nel punto seguente, le stime di concentrazione stimate dal modello hanno evidenziato valori 'medi annuali' (massimi spaziali di dominio) molto bassi (max 2%) rispetto ai corrispondenti limiti normativi sulla qualità dell'aria; analogo riscontro è stato evidenziato per le stime con CALMET/CALPUFF (prot. n. 126686 del 14/10/2009);
- per le emissioni di ossidi di azoto (NO₂ e NO_x) è stato evidenziato il contributo maggiore in termini di impatto sulla qualità dell'aria, che comunque rimane contenuto entro un intervallo percentuale molto inferiore rispetto ai corrispondenti limiti normativi: 18% per la stima della media annuale e 32% per la stima del 99.8° percentile delle medie orarie (ossia il 19° valore più alto della serie annuale di medie orarie); le stime di CALMET/CALPUFF (prot. n. 126686 del 14/10/2009) hanno, invece, evidenziato, solo per la stima del 99.8° percentile, un valore prossimo al limite normativo di 200 µg/m³ (DM 60/02); la mancata convergenza di ADMS-Urban vs CALMET/CALPUFF per le stime dei valori medi orari rispetto a quelle delle medie annuali è, di fatto, in linea con quanto indicato nelle linee guida EPA sui modelli di qualità dell'aria (EPA, 2005) dove viene espressamente indicato che tutte le stime modellistiche sono affette da un grado di incertezza più o meno elevato in funzione sia della qualità degli input che delle necessarie ed inevitabili semplificazioni di calcolo intrinseche nella ricostruzione fisico-chimica delle condizioni di emissione e di dispersione degli inquinanti; quindi, come già ricordato, sono da considerare maggiormente affidabili le stime sul medio-lungo periodo (medie annuali) mentre nel breve periodo (medie orarie) i valori massimi di concentrazione risultano caratterizzati da un'incertezza molto più elevata;
- per quanto riguarda le polveri, le stime dei valori massimi di concentrazione e di deposizione sono risultati significativamente inferiori (<2%) sia ai valori di legge che alle linee guida individuate nella letteratura tecnica di riferimento; le stime prodotte con la catena modellistica CALMET/CALPUFF (prot. n. 126686 del 14/10/2009), relative al solo camino del forno (punto 16), hanno evidenziato valori di concentrazione e deposizione largamente inferiori ai limiti di riferimento (<1%); riguardo al confronto tra i due modelli sull'impatto relativo al camino 16, i valori di deposizione delle polveri stimati da CALPUFF sono risultati inferiori ai corrispondenti valori di ADMS-Urban;
- dal punto di vista tecnico-modellistico, la trattazione delle polveri emesse a camino secondo differenti ed alternative classi granulometriche (10 µm, 1 µm, 0.5 µm) ha evidenziato che in funzione della crescente dimensione media delle particelle si verifica un aumento dei flussi di deposizione al suolo a cui è associata una corrispondente diminuzione delle concentrazioni massime di dominio (effetto dovuto ai processi di 'impoverimento del pennacchio'); questa tendenza risulta più evidente per il camino 17 (raffreddatore del clinker) che ha un'altezza geometrica ed una spinta idrostatica dei fumi

(altezza effettiva¹⁷) significativamente inferiore a quella del camino 16 (forno di cottura della farina); per il camino 16 tale effetto risulta meno evidente perchè la maggiore altezza di livellamento del pennacchio dei fumi determina una limitata concentrazione e deposizione al suolo all'interno del dominio di calcolo considerato; in relazione a tutti questi elementi di valutazione, il contributo in termini di effetti sulla qualità dell'aria per le polveri emesse dal camino 17 (raffreddatore clinker) è risultato superiore di circa un ordine di grandezza rispetto a quello del camino 16 (forno), pur rimanendo contenuto, come già sopra ricordato, entro una percentuale estremamente limitata dei valori limite previsti dalla normativa (<2%);

- per i microinquinanti organici (IPA, diossine e furani) ed inorganici (metalli), le stime dei valori massimi di concentrazione all'interno del dominio di calcolo sono risultati largamente inferiori (<<1%) sia ai valori normativi prescrittivi (ove presenti) che alle linee guida individuate nella letteratura tecnica di riferimento; in modo del tutto analogo le considerazioni sopra riportate valgono anche per le stime dei flussi di deposizione che non hanno mai superato il 20% dei valori di riferimento; l'unica parziale eccezione è rappresentata dal mercurio che rispetto ai valori di deposizione proposti come linee guida di riferimento ha evidenziato valori sensibilmente più alti ma che sono certamente riconducibili alle difficoltà tecniche di simulare un inquinante caratterizzato da una chimica-fisica delle emissioni a camino, di trasporto, di trasformazione e di esposizione estremamente complessa (su questo punto si rimanda a quanto evidenziato nel paragrafo 2.3.2); anche le stime prodotte con la catena CALMET/CALPUFF (prot. n. 126686 del 14/10/2009), seppur prevedendo flussi di deposizione degli inquinanti significativamente più bassi rispetto ad ADMS-Urban, hanno evidenziato gli stessi fondamentali elementi di valutazione;
- per tutti gli inquinanti, le stime dei valori massimi di concentrazione e dei flussi di deposizione sono riferite ai 'punti' più prossimi all'area industriale del cementificio (in dettaglio nella simulazione modellistica con ADMS-Urban si tratta 'di celle elementari' di dimensione 60 m x 60 m); tutti i 'punti di ricaduta' maggiormente impattati sono compresi entro raggio massimo di circa 300-400 metri, in direzione prevalente Sud-Est lungo l'alveo fluviale del Piave; considerazioni del tutto analoghe valgono anche per i risultati della modellistica con CALMET/CALPUFF (prot. n. 126686 del 14/10/2009);

In estrema sintesi, per concludere rispetto alla valutazione complessiva dell'impatto ambientale riconducibile all'attività del cementificio sul territorio del Comune di Pederobba, appare evidente che, in base ai risultati delle simulazioni modellistiche esposte in dettaglio nel presente e negli altri rapporti tecnici (prot. n. 126686 del 14/10/2009), gli effetti sulla qualità dell'aria e sulle deposizioni al suolo degli inquinanti risultano generalmente limitati, fatte salve eventuali 'situazioni critiche' di breve periodo (medie orarie) che dipendono da specifiche condizioni meteorologiche.

Infine, volendo generalizzare le conclusioni sopra esposte rispetto alla valutazione comparata dei risultati con differenti approcci modellisti (CALPUFF vs ADMS-Urban), sono risultati

¹⁷ altezza dal suolo a cui il pennacchio viene livellato: è data dalla somma delle altezze geometriche di sorgente (dato di impianto) e di innalzamento del pennacchio variabili in funzione delle condizioni emissive (cioè dalle caratteristiche chimico-fisiche dei fumi quali velocità, portata, temperatura, peso molecolare) e meteorologiche (quali velocità del vento e stabilità atmosferica).

evidenti tutti gli elementi tipici di complessità delle valutazioni ambientali relative all'emissione e alla dispersione di inquinanti atmosferici, in questo caso, da sorgente puntuale in un dominio di calcolo ad orografia complessa. L'obiettivo di fornire una stima sufficientemente cautelativa e allo stesso tempo precisa dell'impatto ambientale della fonte di pressione considerata implica necessariamente la trattazione di 'condizioni estreme' per lo strumento modellistico sia in termini di risoluzione temporale che spaziale (cioè la definizione delle condizioni meteo-diffusive e dei parametri orografici e di uso del suolo 'descrittivi' del dominio computazionale). Tutti questi aspetti operativi, incluso la critica scelta iniziale del tipo di modello da utilizzare nella valutazione ambientale, ripropongono inevitabilmente il tipico 'trade-off decisionale' che deriva dalla 'necessità' di essere 'cautelativi' verificando le 'condizioni peggiori' che risultano però molto spesso 'in conflitto' con la robustezza delle stime stesse perchè riferite a singoli 'eventi critici' pesantemente determinati dalle assunzioni di calcolo adottate e dalla descrizione più o meno efficace delle condizioni fisico-chimiche di emissione e meteorologiche di dispersione degli inquinanti.

Riferimenti bibliografici

- ARPAV, 2008. La qualità dell'aria nel Comune di Pederobba. Prima campagna di monitoraggio dal 02/02/08 al 06/05/08. Dipartimento Provinciale di Treviso.
- ARPAV, 2009. La qualità dell'aria nel Comune di Pederobba. Seconda campagna di monitoraggio dal 31/12/08 al 25/02/09 e sintesi finale dei risultati. Dipartimento Provinciale di Treviso.
- ARPAV, 2009. Attività di analisi del comparto produttivo cemento. Analisi di processo stabilimento Industria Cementi Giovanni Rossi S.p.A. Dipartimento Provinciale di Treviso.
- ARPAV, 2009. Simulazione modellistica della dispersione di inquinanti dal cementificio Rossi di Pederobba (Treviso). Dipartimento Provinciale di Padova, Osservatorio Regionale Aria.
- ARPAV, 2009. Sintesi non tecnica sulla simulazione modellistica della dispersione di inquinanti dal cementificio Rossi di Pederobba (Treviso). Dipartimento Provinciale di Padova e Dipartimento Provinciale di Treviso.
- Carruthers, D.J., Hunt, J.C.R. and Weng, W., 1988. Computational model of airflow over hills. FLOWSTAR I. Proc. of Envirosoft. Computer Techniques in Environmental Studies, P. Zanetti, Ed., Springer Verlag.
- CERC, 2005. ADMS-Urban. An urban air quality management system. User guide. Version 2.2. Cambridge Environmental Research Consultants Ltd. Cambridge. <http://cerc.co.uk>
- Derwent, R.G. and Middleton, D.R., 1996. An empirical function to the ratio NO₂:NO_x. Clean Air, 26: 57-60.
- DLgs 03/08/07, n. 152. Attuazione della direttiva 2004/107/CE concernente l'arsenico, il cadmio, il mercurio, il nichel e gli idrocarburi policiclici aromatici nell'aria ambiente. *Suppl. Ord. GU* 13/09/07, n. 213.
- DM 02/04/02 n. 60. Recepimento della direttiva 1999/30/CE del Consiglio del 22 aprile 1999 concernente i valori limite di qualità dell'aria ambiente per il biossido di zolfo, il biossido di azoto, gli ossidi di azoto, le particelle e il piombo e della direttiva 2000/69/CE relativa ai valori limite di qualità dell'aria ambiente per benzene e monossido di carbonio. *GU* 13/04/02, n. 87.
- EIONET, 2009. Model Documentation System. Long description of model 'ADMS-Urban'. <http://pandora.meng.auth.gr/mds/showlong.php?id=18>
- EMEP, 2009. Persistent Organic Pollutants in the Environment. Status Report 3/09. Joint MSC-E & CCC Report. http://www.msceast.org/reps/3_2009.zip
- EPA, 2005, Federal Register/ Vol. 70, No. 216/ Rules and Regulations 68257 (Appendix W), November 2005. http://www.epa.gov/scram001/guidance/guide/appw_05.pdf
- Hunt, J.C.R., Leibovich, S., and Lumley, J.L., 1981. Prediction method for the dispersal of atmospheric pollutant in complex terrain. Technical Report P85-81-04, Flow Analysis Associates, Ithaca, NY.
- Hunt, J.C.R., Leibovich, S., and Richards, K.J., 1988. Turbulent shear flow over hills. *Quart. J. Roy. Meteor. Soc.*, 114: 1435-1470.
- Jackson, P.S. and Hunt, J.C.R., 1975. Turbulent wind flow over a low hill. *Quart. J. R. Met. Soc.* 101: 929 -955.
- 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>
- Lin, C.-J., Pongprueksa, P., Lindberg, S.E., Pehkonen, S.O., Byun, D. and Jang, C., 2006. Scientific uncertainties in atmospheric mercury models I: model science evaluation. *Atmospheric Environment*, 40: 2911-2928.
- Lin, C.-J., Pongprueksa, P., Bullock Jr., O.R., Lindberg, S.E., Pehkonen, S.O., Jang, C., Bravermand, T. and Hoh, T.C., 2007. Scientific uncertainties in atmospheric mercury models II: Sensitivity analysis in the CONUS domain. *Atmospheric Environment* 41: 6544–6560.
- NIOSH, Pocket Guide To Chemical Hazards. National Institute for Occupational Safety and Health. <http://www.cdc.gov/niosh/npg/default.html>
- SEPA, 2003. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) Environmental Assessment and Appraisal of BAT. Horizontal Guidance Note IPPC H1 Version 6 July 2003, Scottish Environmental Protection Agency. Bristol.
- TA Luft, 2002. First General Administrative Regulation Pertaining the Federal Immission Control Act (Technical Instructions on Air Quality Control - TA Luft). Versione inglese (draft) http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/taluft_engl.pdf
- 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. http://www.euro.who.int/air/activities/20050223_4

Appendice I. Cartografia tematica

Elenco delle tavole di cartografia tematica di seguito allegate:

Tavola 1 Biossido di zolfo (SO₂): stima modellistica delle concentrazioni medie annuali senza deposizione al suolo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dovute all'emissione dal camino del forno (punto 16).

Tavola 2 Monossido di carbonio (CO): stima modellistica delle concentrazioni medie annuali senza deposizione al suolo (mg/m^3) dovute all'emissione dal camino del forno (punto 16).

Tavola 3 Ossidi di azoto (NO_x): stima modellistica delle concentrazioni medie annuali senza deposizione al suolo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dovute all'emissione dal camino del forno (punto 16).

Tavola 4 Polveri (PM): stima modellistica delle concentrazioni medie annuali senza deposizione al suolo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dovute all'emissione dal camino del forno (punto 16).

Tavola 5 Polveri (PM): stima modellistica delle concentrazioni medie annuali senza deposizione al suolo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dovute all'emissione dal camino del raffreddatore clinker (punto 17).

Tavola 6 Polveri (PM): stima modellistica delle concentrazioni medie annuali senza deposizione al suolo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dovute all'emissione complessiva dal camino del forno (punto 16) e del raffreddatore clinker (punto 17).

Tavola 7 Idrocarburi policiclici aromatici (IPA): stima modellistica delle concentrazioni medie annuali senza deposizione al suolo (pg/m^3) dovute all'emissione dal camino del forno (punto 16).

Tavola 8 Arsenico (As): stima modellistica delle concentrazioni medie annuali senza deposizione al suolo (ng/m^3) dovute all'emissione dal camino del forno (punto 16).

Tavola 9 Cadmio (Cd): stima modellistica delle concentrazioni medie annuali senza deposizione al suolo (ng/m^3) dovute all'emissione dal camino del forno (punto 16).

Tavola 10 Nichel (Ni): stima modellistica delle concentrazioni medie annuali senza deposizione al suolo (ng/m^3) dovute all'emissione dal camino del forno (punto 16).

Tavola 11 Piombo (Pb): stima modellistica delle concentrazioni medie annuali senza deposizione al suolo (ng/m^3) dovute all'emissione dal camino del forno (punto 16).

Tavola 12 Diossine e furani (PCDD/F): stima modellistica delle concentrazioni medie annuali senza deposizione al suolo (fg/m^3) dovute all'emissione dal camino del forno (punto 16).

Tavola 13 Acido cloridrico (HCl): stima modellistica delle concentrazioni medie annuali senza deposizione al suolo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dovute all'emissione dal camino del forno (punto 16).

Tavola 14 Acido fluoridrico (HF): stima modellistica delle concentrazioni medie annuali senza deposizione al suolo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dovute all'emissione dal camino del forno (punto 16).

Tavola 15 Ossidi di azoto (NO_x): stima modellistica dei flussi di deposizione medi giornalieri (mg/m²/d) dovute all'emissione dal camino del forno (punto 16).

Tavola 16 Polveri fini (PM₁₀): stima modellistica dei flussi di deposizione medi giornalieri (mg/m²/d) dovute all'emissione complessiva dal camino del forno (punto 16) e del raffreddatore clinker (punto 17).

Tavola 17 Idrocarburi policiclici aromatici (IPA): stima modellistica dei flussi di deposizione medi giornalieri (ng/m²/d) dovute all'emissione dal camino del forno (punto 16).

Tavola 18 Diossine e furani (PCDD/F): stima modellistica dei flussi di deposizione medi giornalieri (pg/m²/d) dovute all'emissione dal camino del forno (punto 16).

Tavola 1

**SO₂ (ug/m³)
anno 2008
concentrazione media
fonte di emissione
camino 16
cementificio Rossi
Pederobba (TV)**

Legenda

SO₂_ug_m³

0 - 0.04

0.04 - 0.08

0.08 - 0.12

0.12 - 0.16

camini cementificio



scala 1:15000

Comune di Pederobba

**Modellistica di
dispersione degli
inquinanti atmosferici**



Dipartimento Provinciale di Treviso

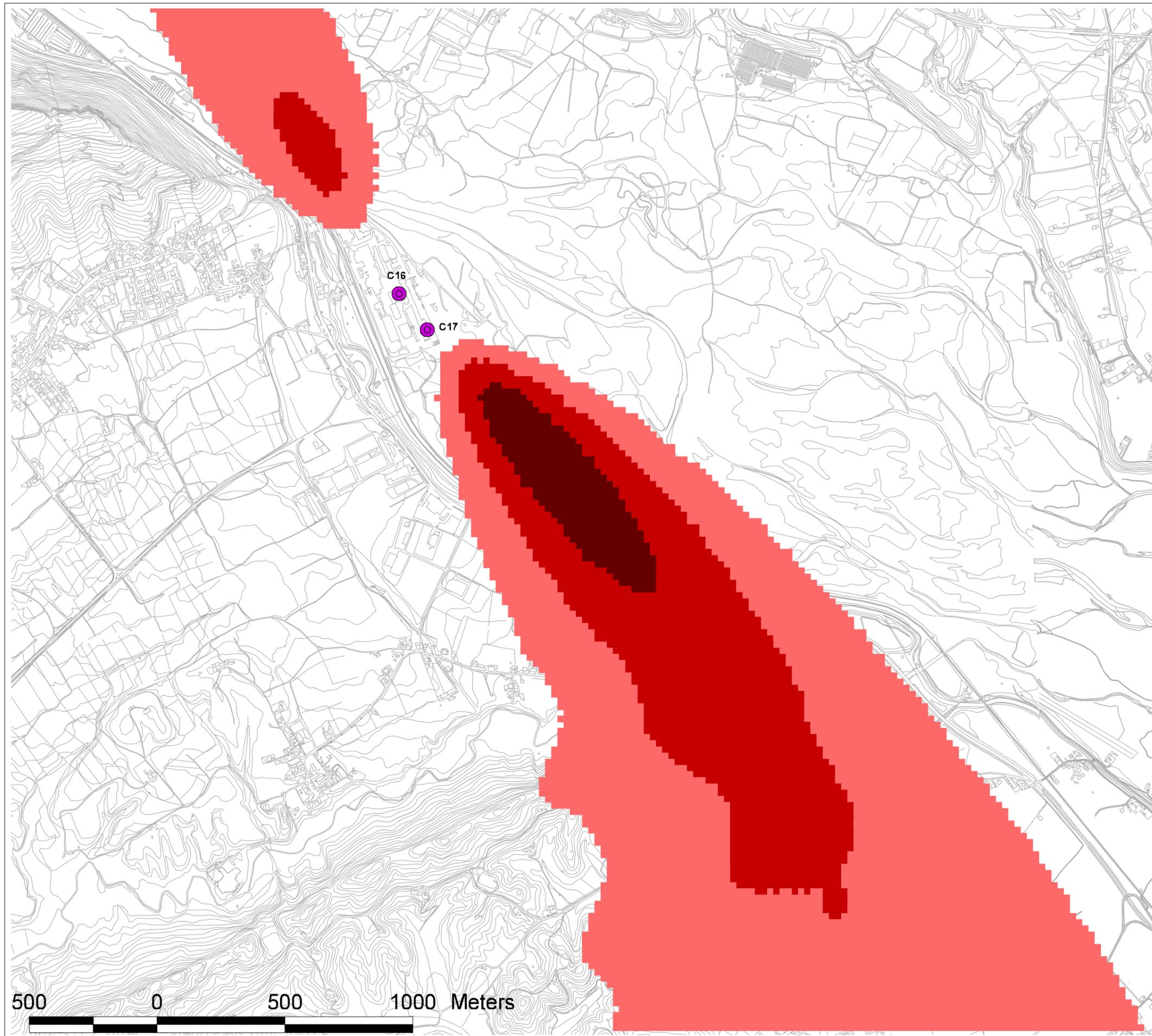


Tavola 2

**CO (mg/m³)
anno 2008
concentrazione media
fonte di emissione
camino 16
cementificio Rossi
Pederobba (TV)**

Legenda

CO_mg_m³

0 - 0.003

0.003 - 0.005

0.005 - 0.008

0.008 - 0.01

camini cementificio

N
scala 1:15000

Comune di Pederobba

Modellistica di
dispersione degli
inquinanti atmosferici



Dipartimento Provinciale di Treviso

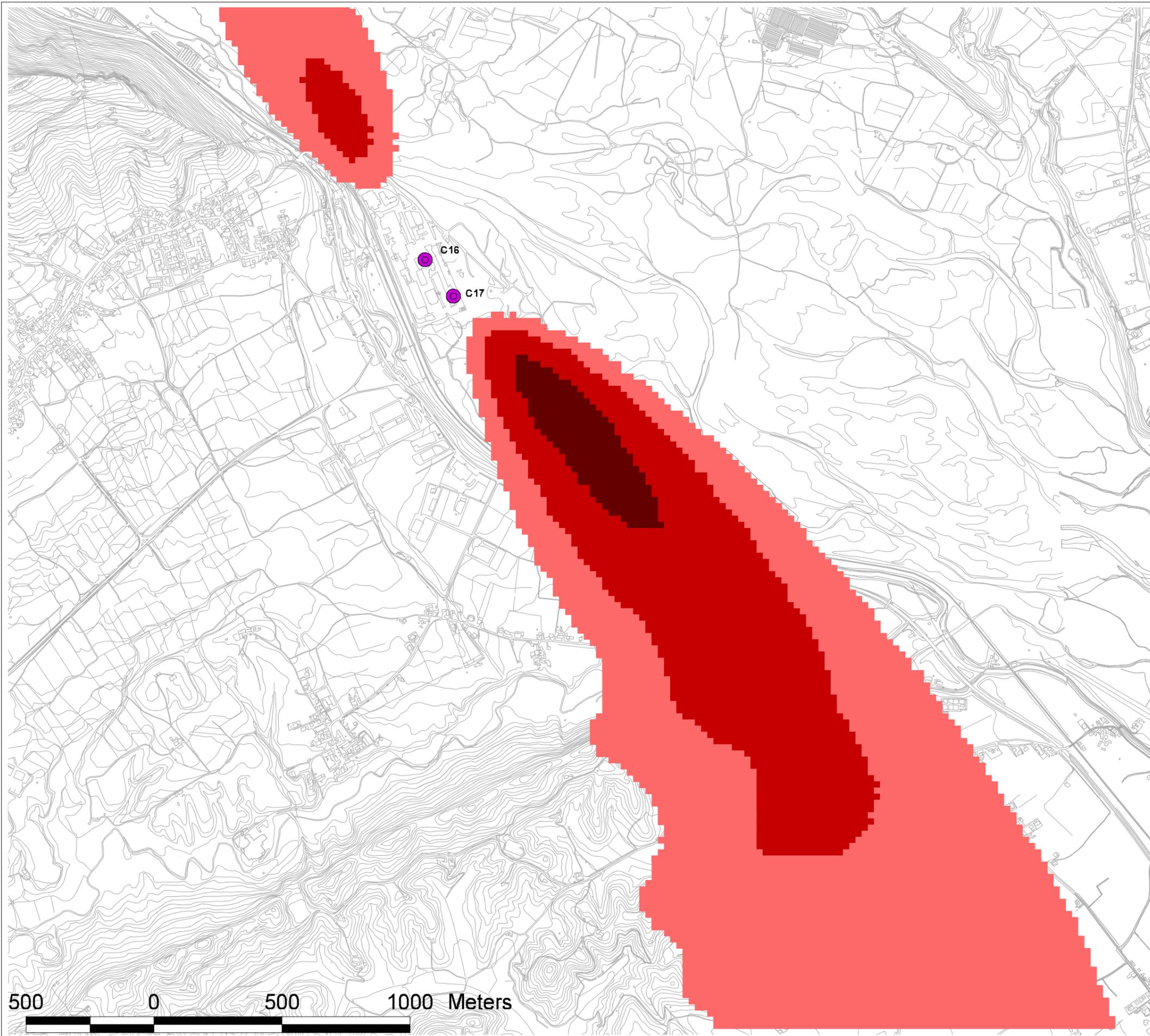


Tavola 3

**NOx (ug/m³)
anno 2008
concentrazione media
fonte di emissione
camino 16
cementificio Rossi
Pederobba (TV)**

Legenda

NOx_ug_m³

0 - 1.78

1.78 - 3.56

3.56 - 5.35

5.35 - 7.13

 camini cementificio

 **scala** 1:15000

Comune di Pederobba

**Modellistica di
dispersione degli
inquinanti atmosferici**



Dipartimento Provinciale di Treviso

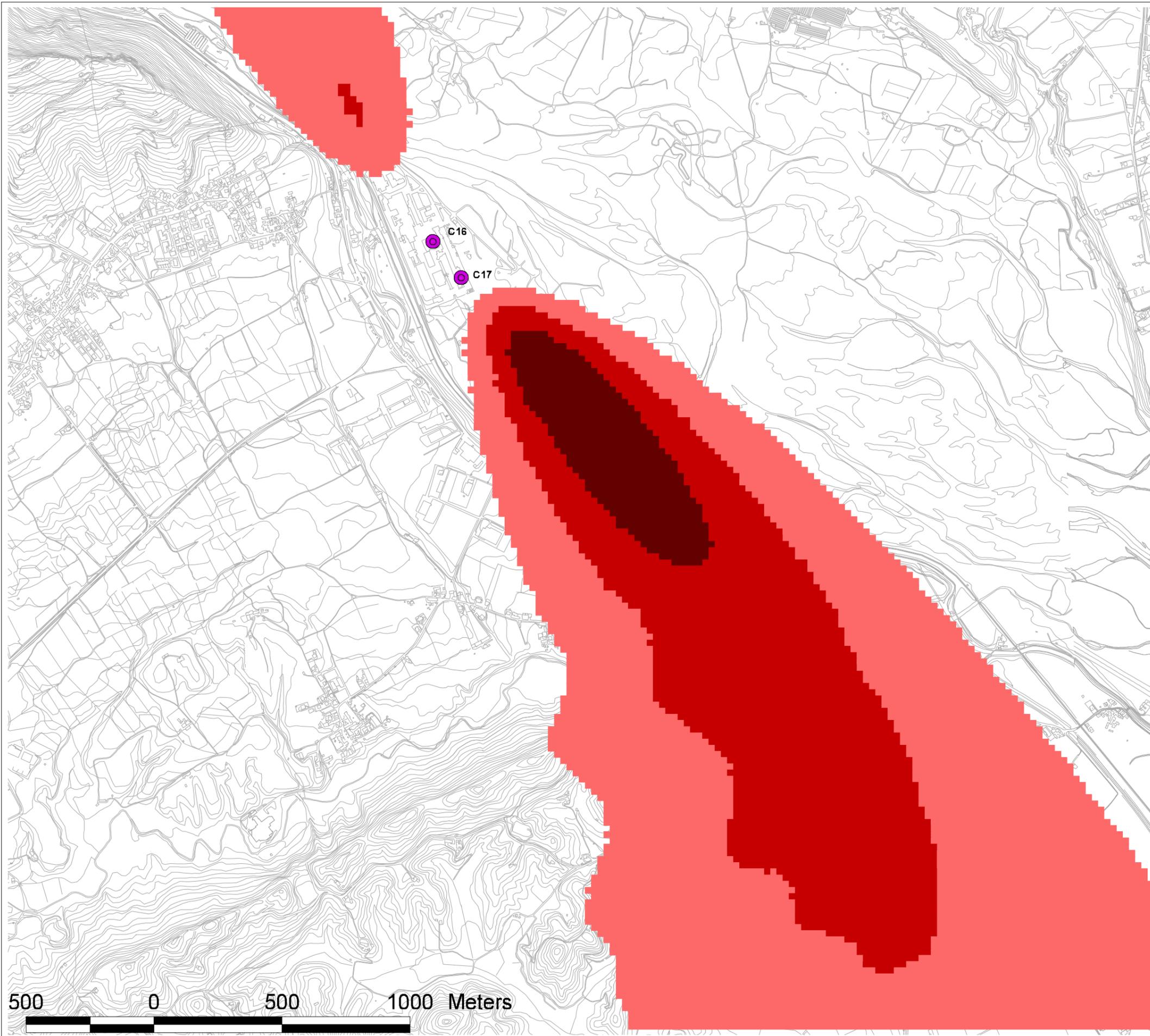
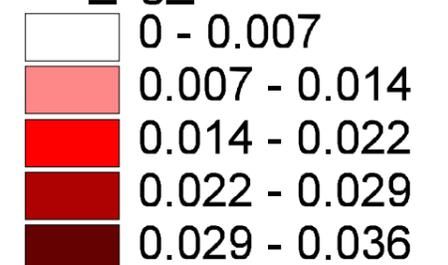


Tavola 4

**PM (ug/m³)
anno 2008
concentrazione media
fonte di emissione
solo camino 16
cementificio Rossi
Pederobba (TV)**

Legenda

PM_{ug_m³}



camini cementificio

scala 1:15000

Comune di Pederobba

**Modellistica di
dispersione degli
inquinanti atmosferici**



Dipartimento Provinciale di Treviso

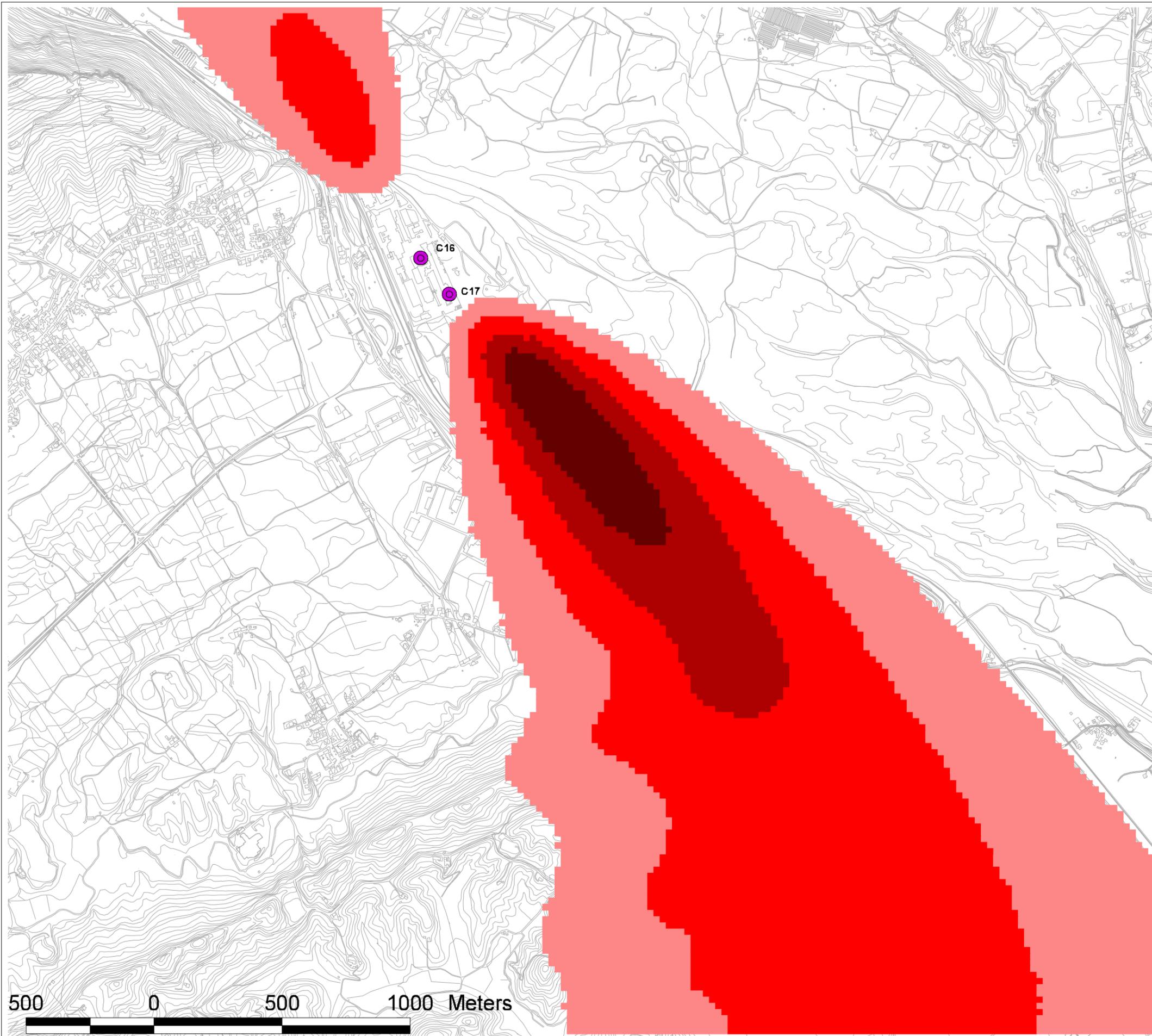


Tavola 5

**PM (ug/m3)
anno 2008
concentrazione media
fonte di emissione
solo camino 17
cementificio Rossi
Pederobba (TV)**

Legenda

- camini cementificio
- PM_{ug_m³}
- 0 - 0.04
- 0.04 - 0.13
- 0.13 - 0.2
- 0.2 - 0.26
- 0.26 - 0.33

N
scala 1:15000

Comune di Pederobba

**Modellistica di
dispersione degli
inquinanti atmosferici**



Dipartimento Provinciale di Treviso

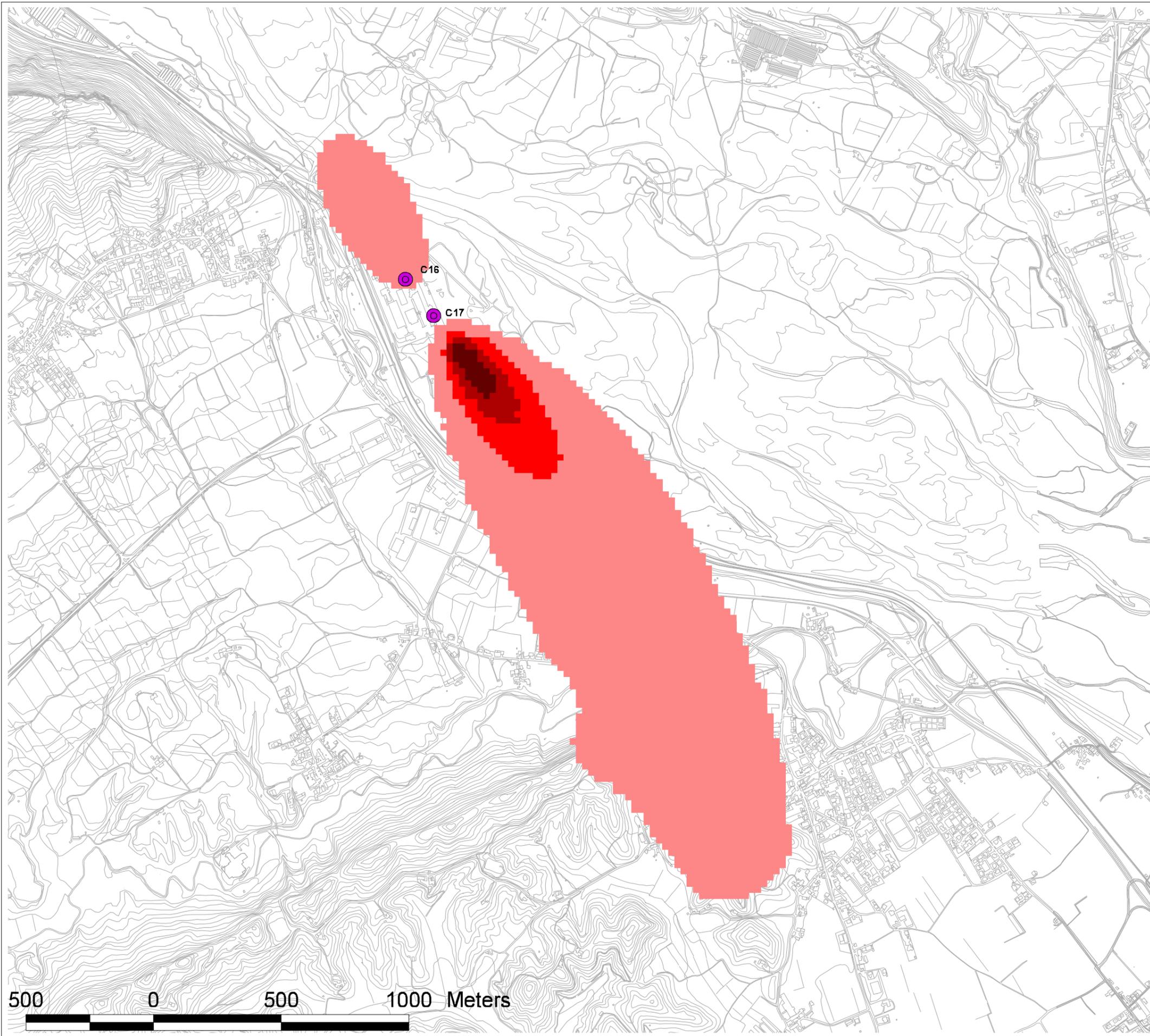


Tavola 6

**PM (ug/m3)
anno 2008
concentrazione media
fonte di emissione
camini 16 e 17
cementificio Rossi
Pederobba (TV)**

Legenda

- camini cementificio
- PM_{ug_m³}
 - 0 - 0.04
 - 0.04 - 0.14
 - 0.14 - 0.21
 - 0.21 - 0.28
 - 0.28 - 0.35

N
scala 1:15000

Comune di Pederobba

**Modellistica di
dispersione degli
inquinanti atmosferici**



Dipartimento Provinciale di Treviso

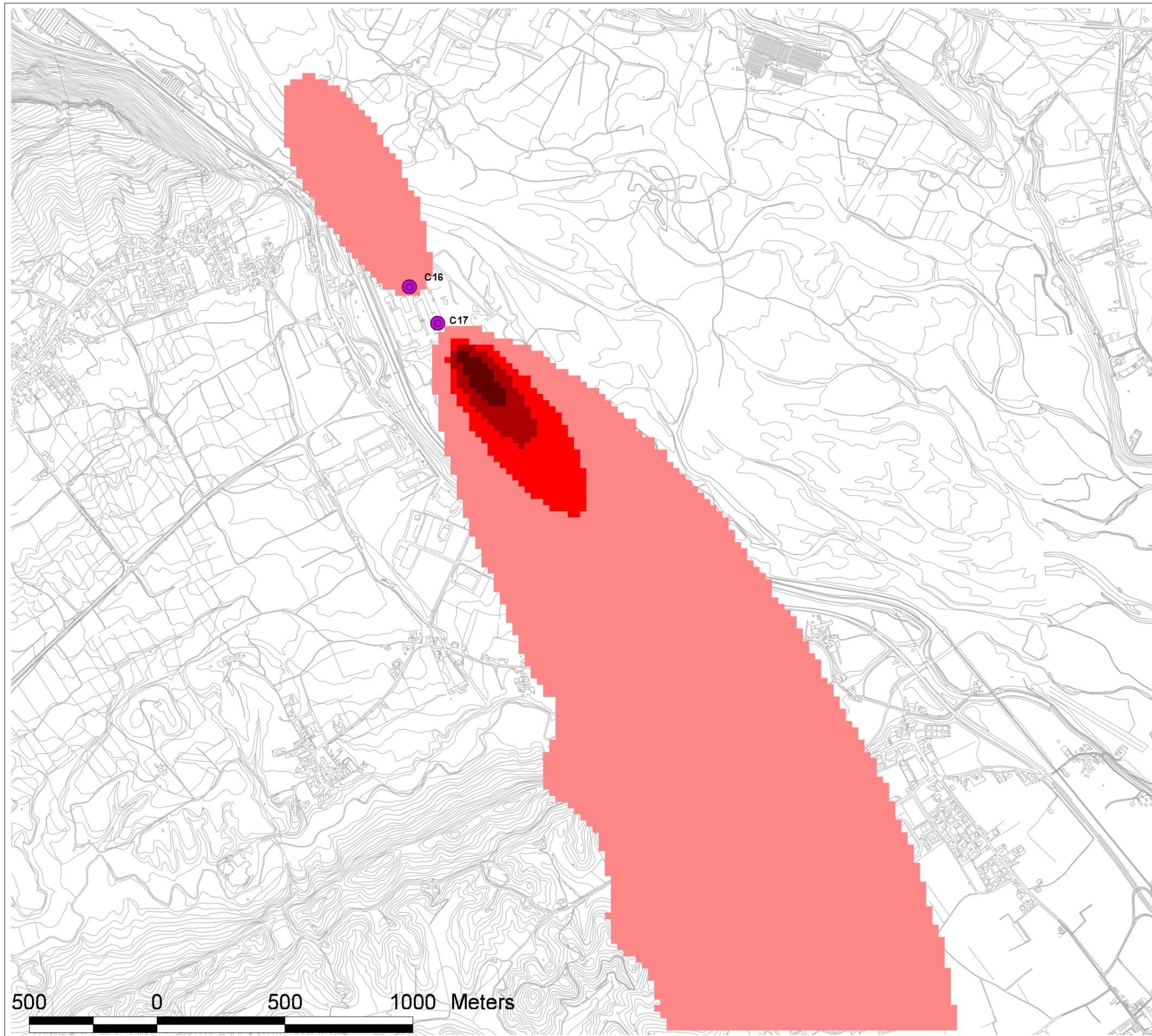
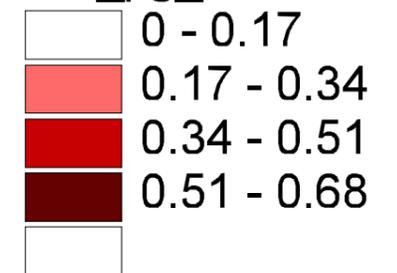


Tavola 7

**IPA (pg/m³)
anno 2008
concentrazione media
fonte di emissione
solo camino 16
cementificio Rossi
Pederobba (TV)**

Legenda

IPA_pg_m³



camini cementificio

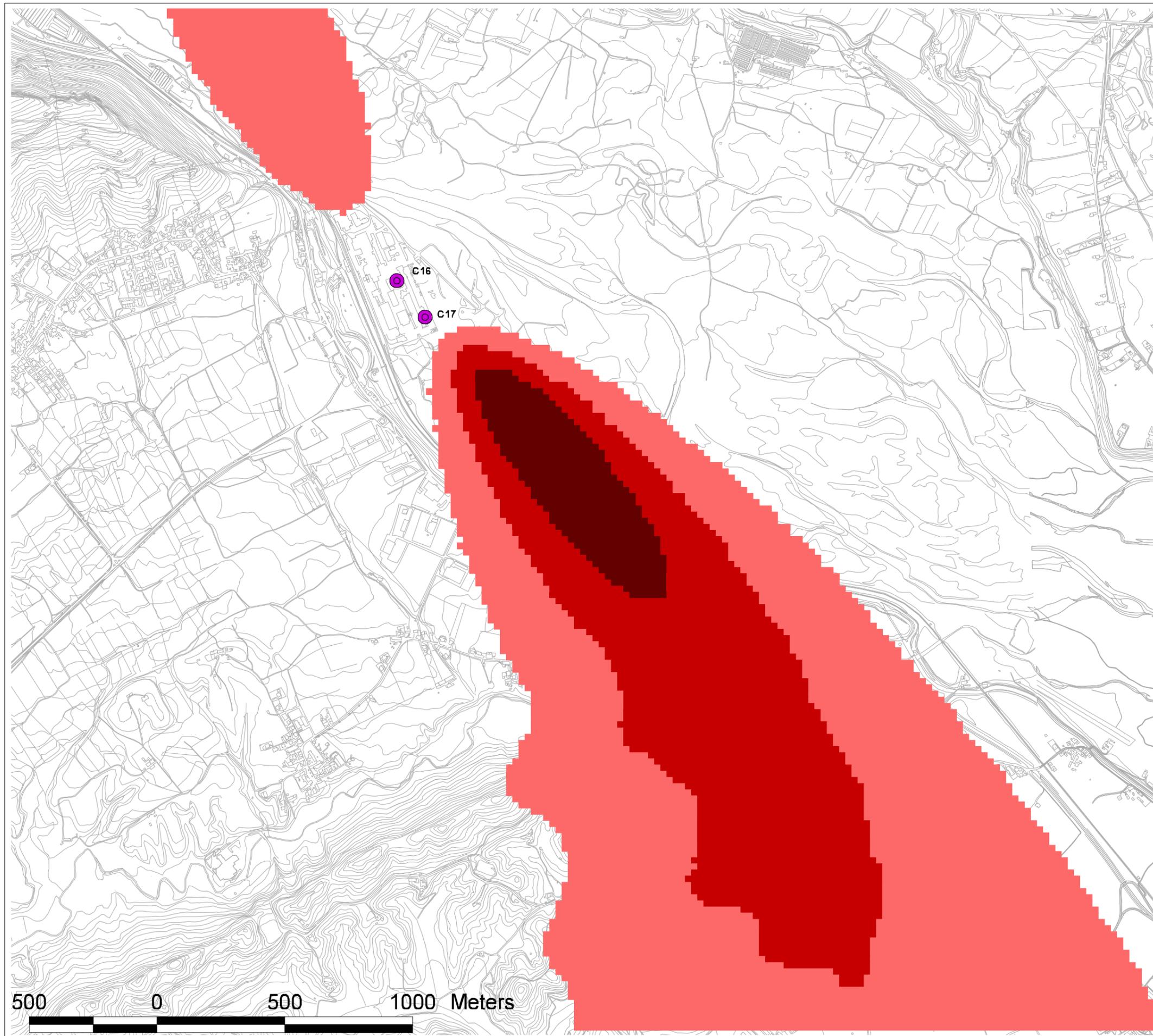
scala 1:15000

Comune di Pederobba

**Modellistica di
dispersione degli
inquinanti atmosferici**



Dipartimento Provinciale di Treviso



500 0 500 1000 Meters

Tavola 8

**As (ng/m³)
anno 2008
concentrazione media
fonte di emissione
solo camino 16
cementificio Rossi
Pederobba (TV)**

Legenda

As_ng_m³

-  0 - 0.01
-  0.01 - 0.03
-  0.03 - 0.04
-  0.04 - 0.05

 camini cementificio

 **scala** 1:15000

Comune di Pederobba

**Modellistica di
dispersione degli
inquinanti atmosferici**



Dipartimento Provinciale di Treviso

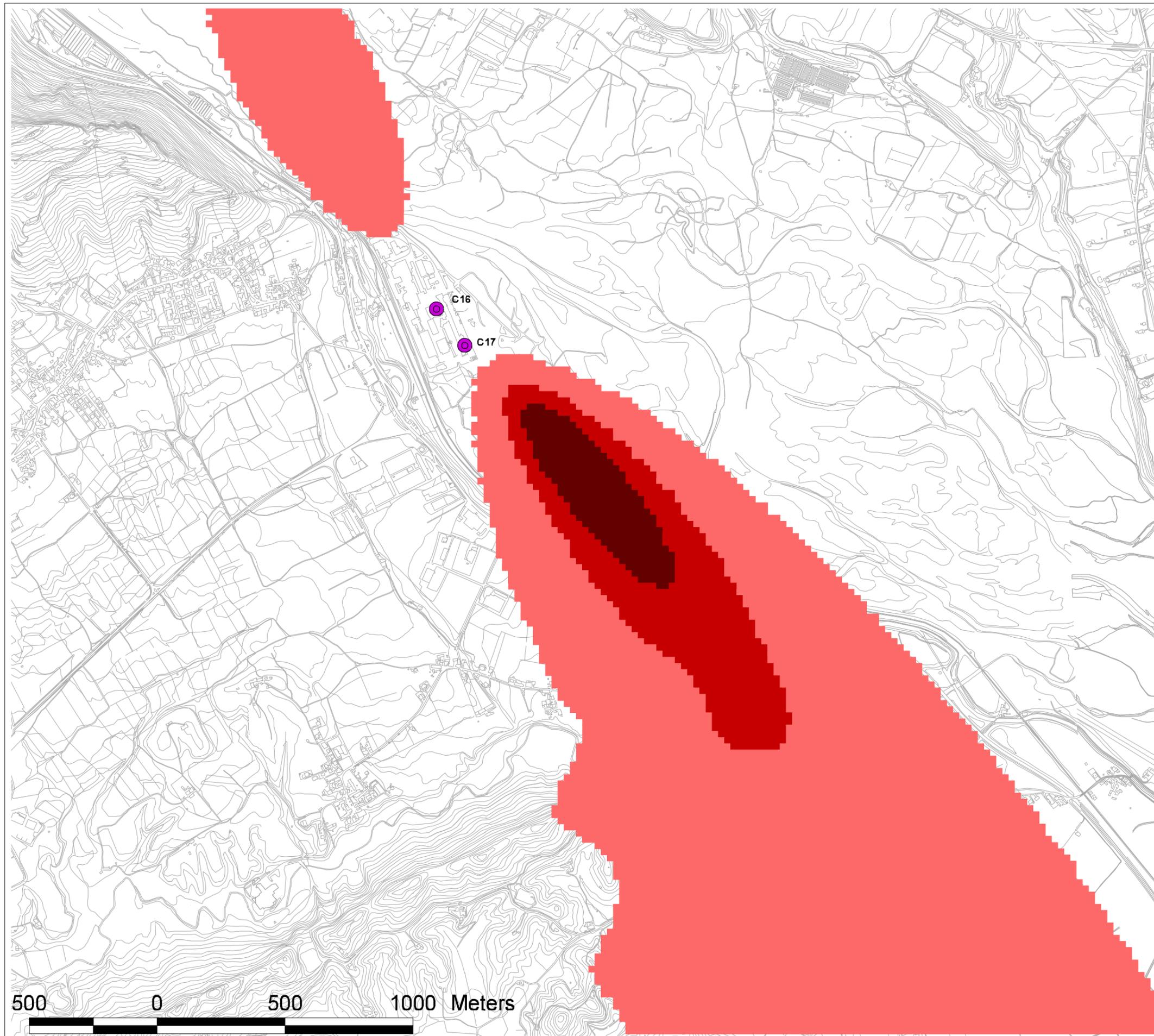


Tavola 9

**Cd (ng/m³)
anno 2008
concentrazione media
fonte di emissione
solo camino 16
cementificio Rossi
Pederobba (TV)**

Legenda

Cd_ng_m³

-  0 - 0.006
-  0.006 - 0.012
-  0.012 - 0.018
-  0.018 - 0.024

 camini cementificio

 **scala** 1:15000

Comune di Pederobba

**Modellistica di
dispersione degli
inquinanti atmosferici**



Dipartimento Provinciale di Treviso

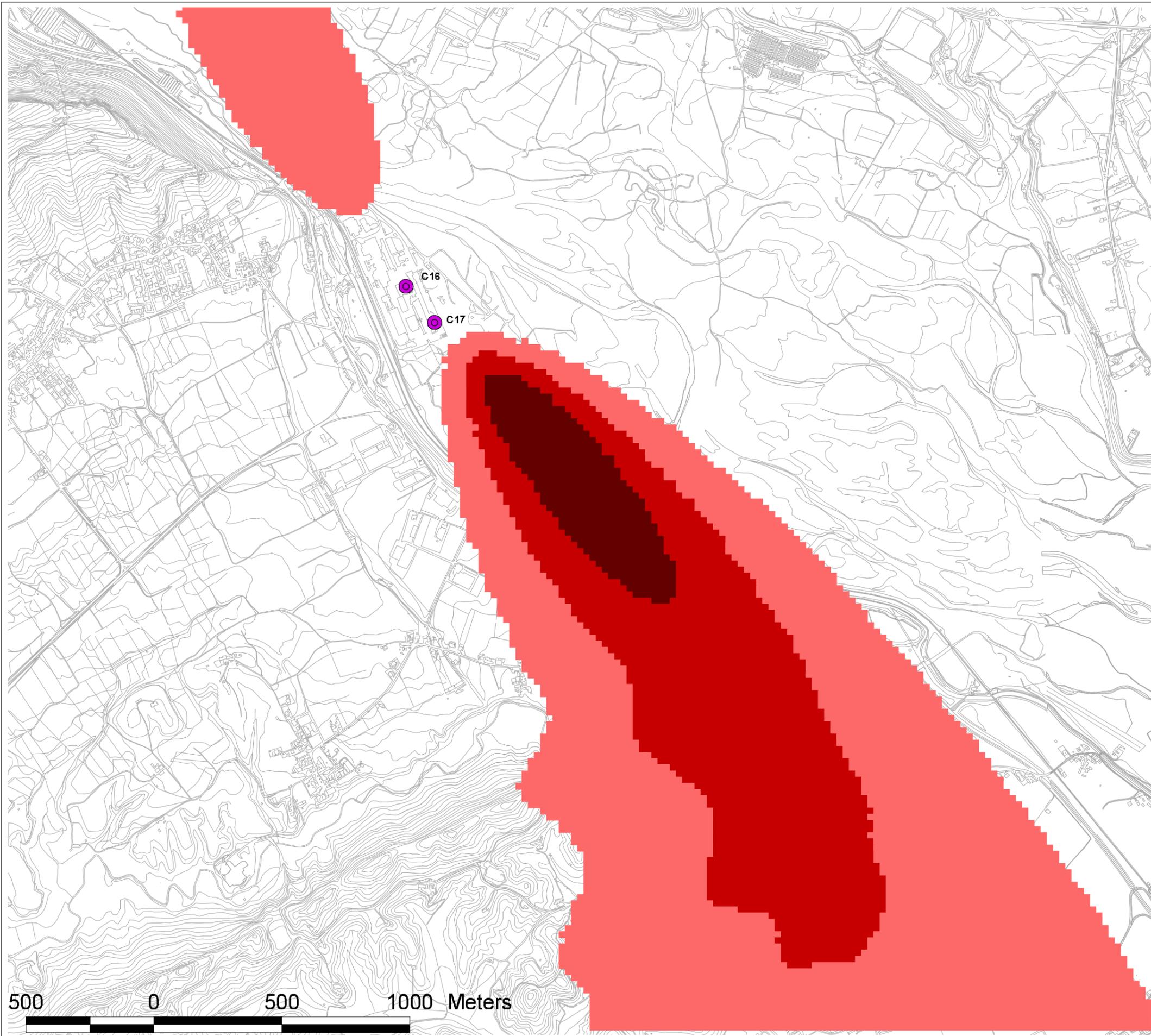


Tavola 10

**Ni (ng/m³)
anno 2008
concentrazione media
fonte di emissione
solo camino 16
cementificio Rossi
Pederobba (TV)**

Legenda

Ni_ng_m³

-  0 - 0.008
-  0.008 - 0.017
-  0.017 - 0.025
-  0.025 - 0.034

 camini cementificio

 **scala** 1:15000

Comune di Pederobba

**Modellistica di
dispersione degli
inquinanti atmosferici**



Dipartimento Provinciale di Treviso

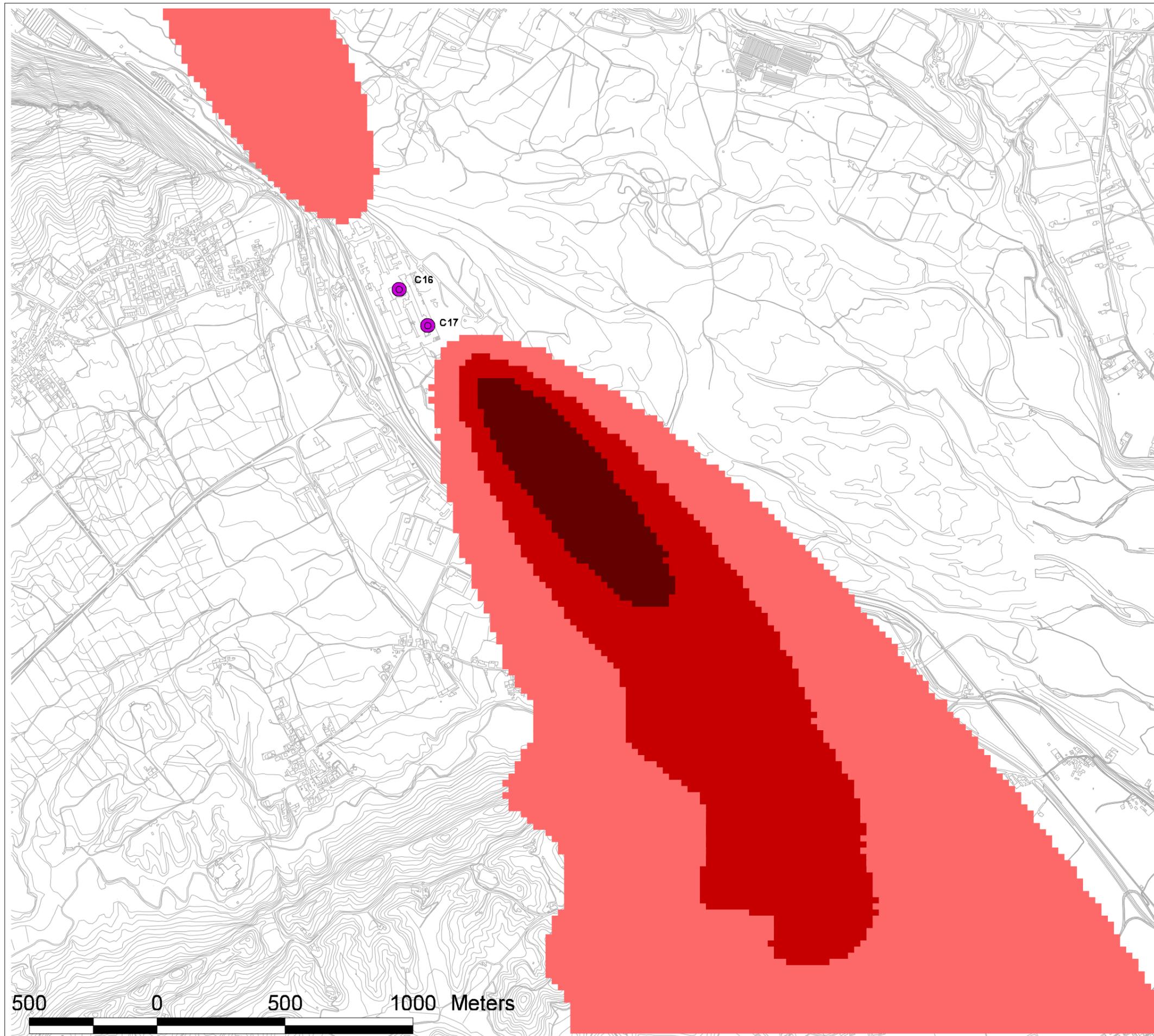


Tavola 11

**Pb (ng/m³)
anno 2008
concentrazione media
fonte di emissione
solo camino 16
cementificio Rossi
Pederobba (TV)**

Legenda

Pb_ng_m³

-  0 - 0.06
-  0.06 - 0.119
-  0.119 - 0.179
-  0.179 - 0.239

 camini cementificio

 **scala** 1:15000

Comune di Pederobba

**Modellistica di
dispersione degli
inquinanti atmosferici**



Dipartimento Provinciale di Treviso

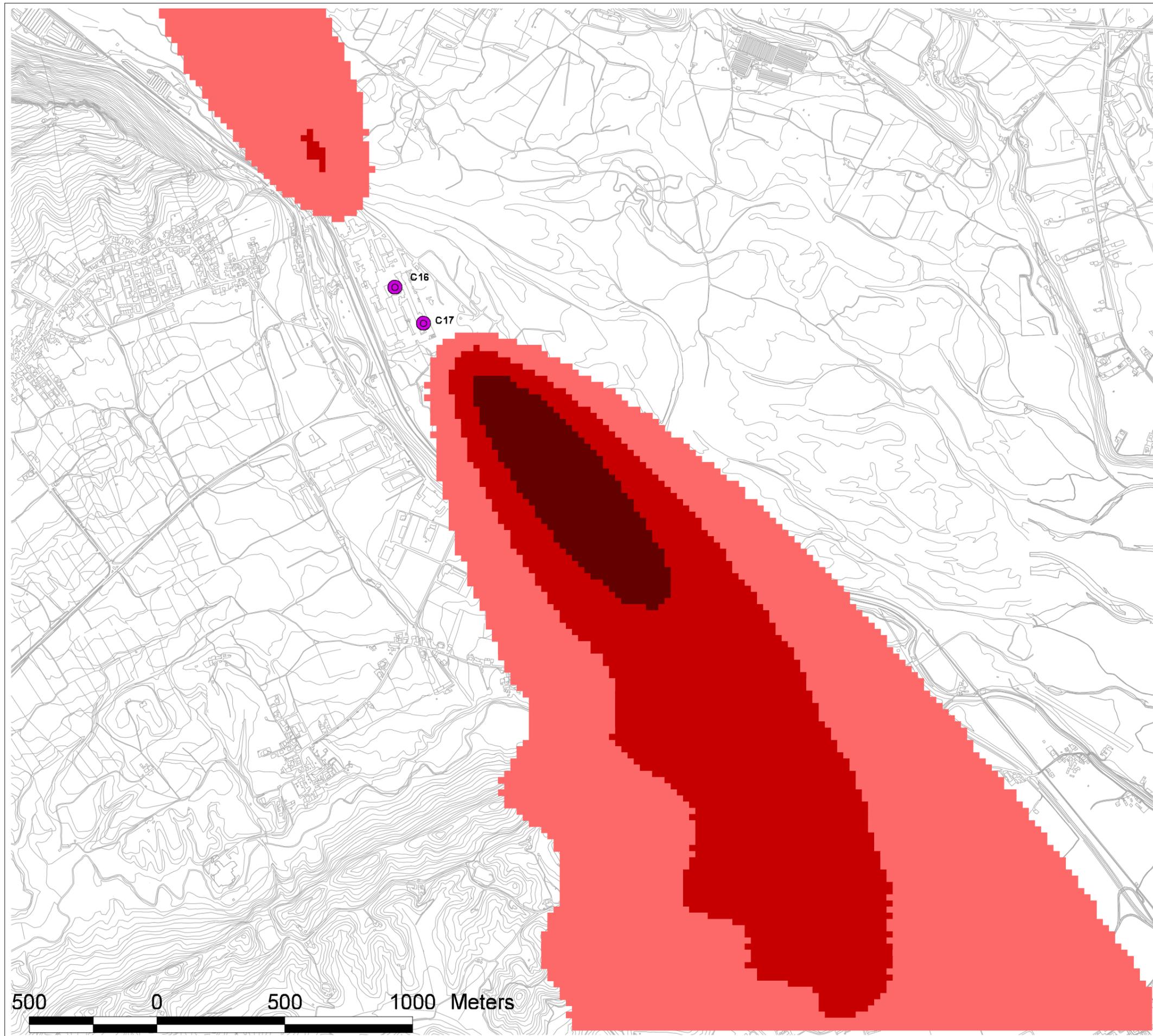


Tavola 12

**PCDD/F (fg/m³)
anno 2008
concentrazione media
fonte di emissione
solo camino 16
cementificio Rossi
Pederobba (TV)**

Legenda

- PCDD/F_fg_m³
-  0 - 0.015
 -  0.015 - 0.031
 -  0.031 - 0.046
 -  0.046 - 0.062
-  camini cementificio

 **scala** 1:15000

Comune di Pederobba

**Modellistica di
dispersione degli
inquinanti atmosferici**



Dipartimento Provinciale di Treviso

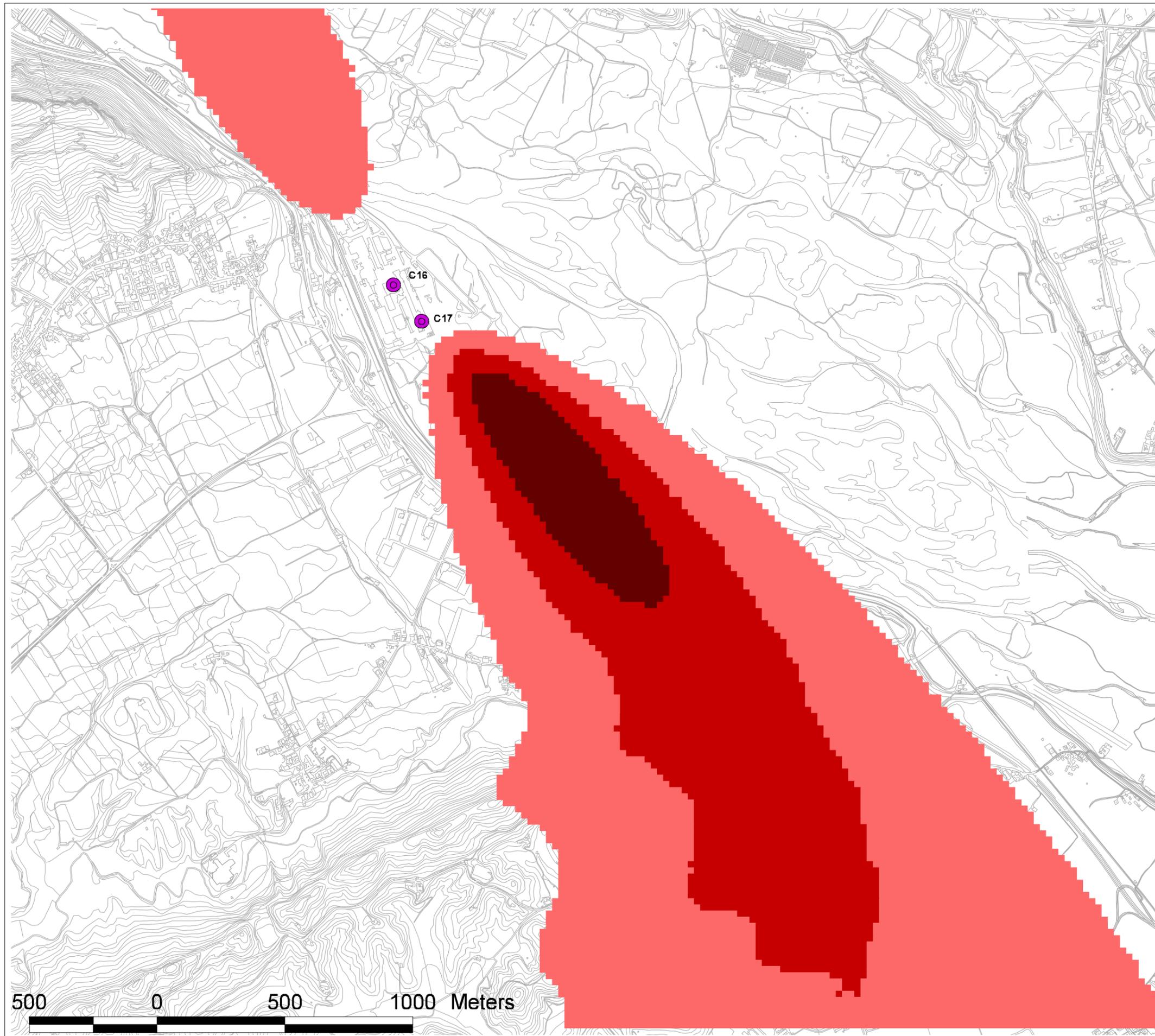


Tavola 13

**HCl (ug/m³)
anno 2008
concentrazione media
fonte di emissione
solo camino 16
cementificio Rossi
Pederobba (TV)**

Legenda

HCL_ug_m³

-  0 - 0.002
-  0.002 - 0.004
-  0.004 - 0.007
-  0.007 - 0.009

 camini cementificio

 **scala** 1:15000

Comune di Pederobba

**Modellistica di
dispersione degli
inquinanti atmosferici**



Dipartimento Provinciale di Treviso

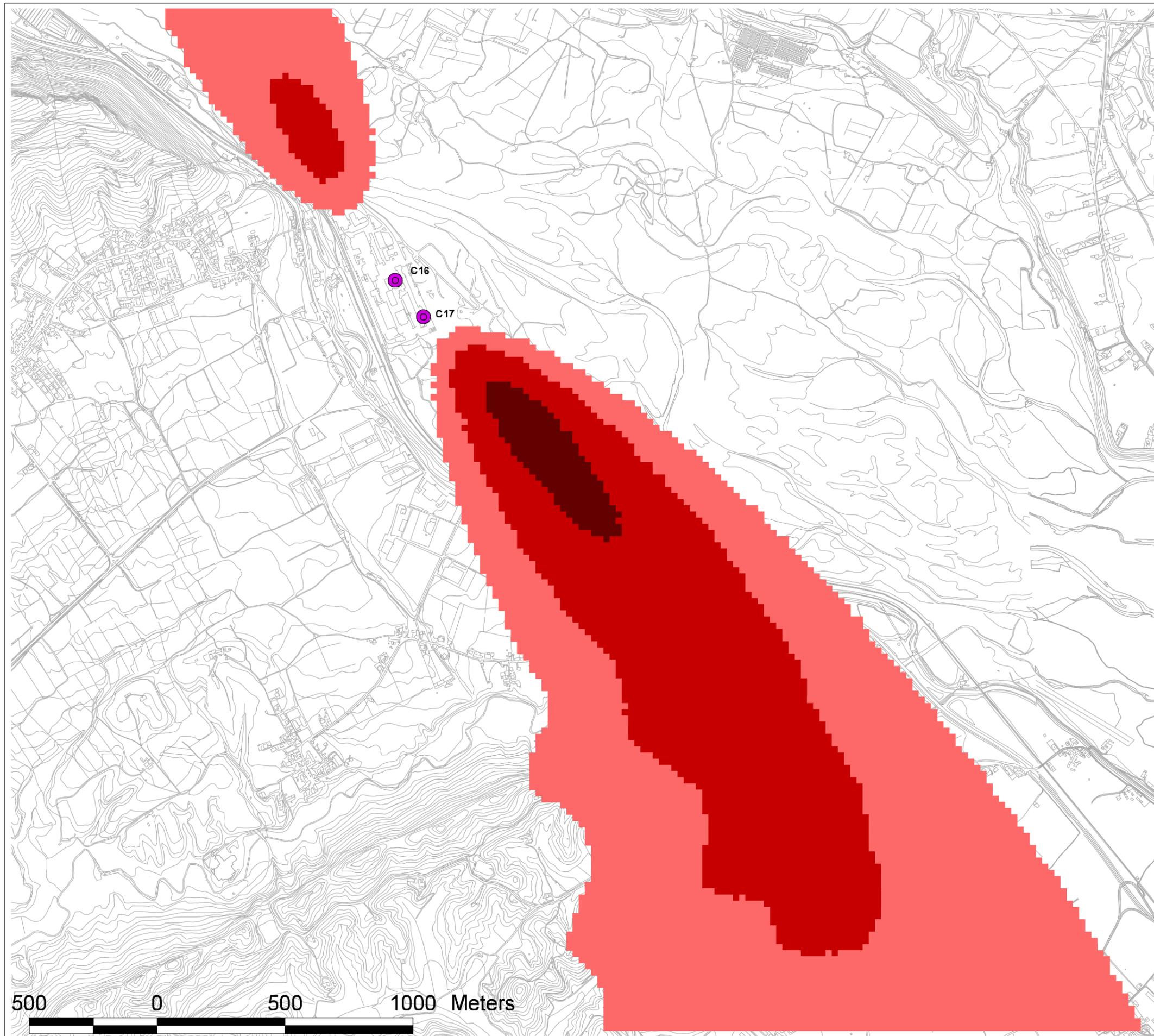


Tavola 14

**HF (ug/m³)
anno 2008
concentrazione media
fonte di emissione
solo camino 16
cementificio Rossi
Pederobba (TV)**

Legenda

HF_ug_m³

-  0 - 0.0004
-  0.0004 - 0.0009
-  0.0009 - 0.0013
-  0.0013 - 0.0018

 camini cementificio

 **scala** 1:15000

Comune di Pederobba

**Modellistica di
dispersione degli
inquinanti atmosferici**



Dipartimento Provinciale di Treviso

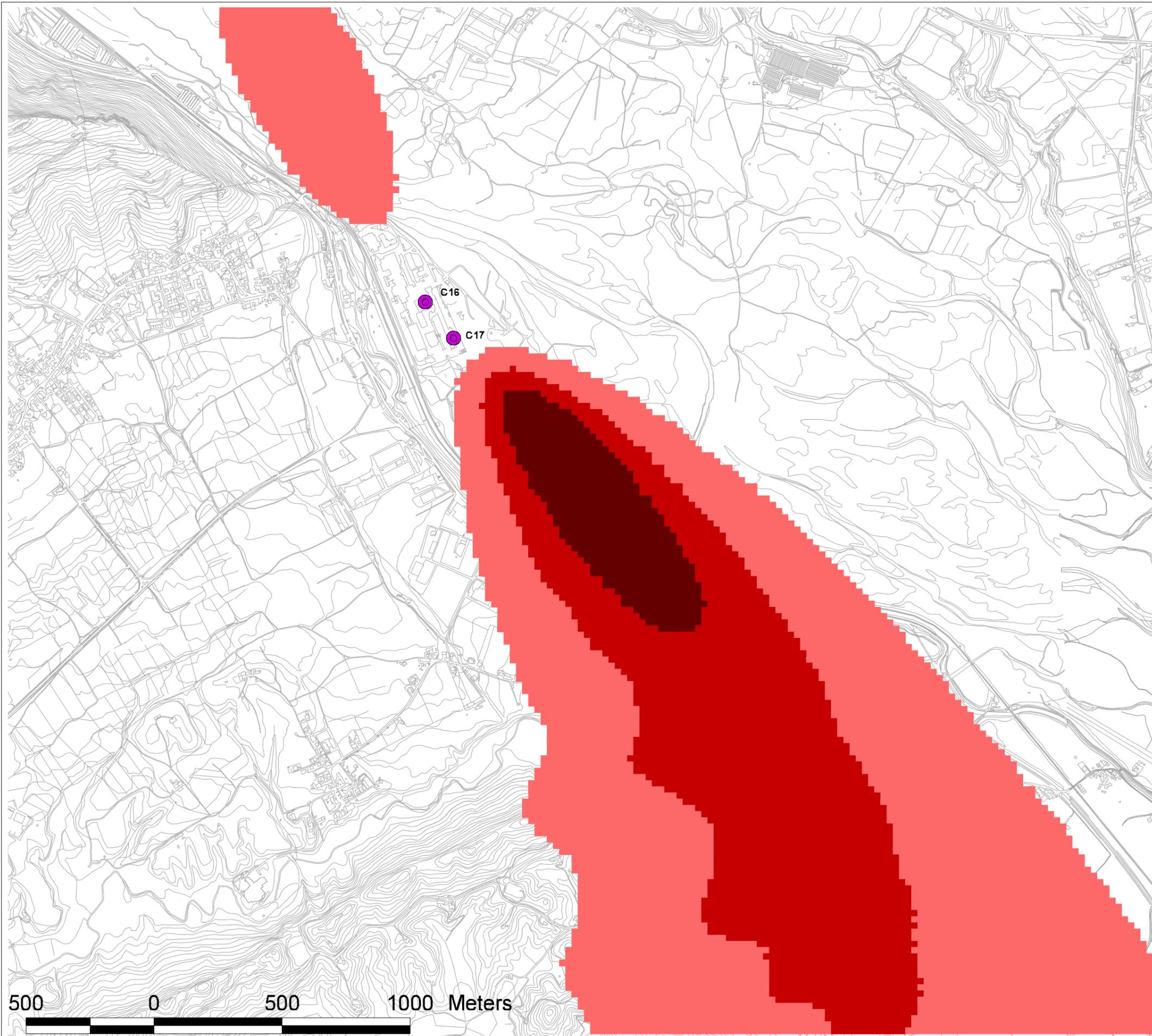


Tavola 15

**NOx (mg/m²/d)
anno 2008
flussi di deposizione
fonte di emissione
solo camino 16
cementificio Rossi
Pederobba (TV)**

Legenda

- camini cementificio
- NOx_mg_m2_d
- 0 - 16.04
- 16.04 - 32.08
- 32.08 - 48.11
- 48.11 - 64.15
- 64.15 - 89.83

N
scala 1:5000

Comune di Pederobba

**Modellistica di
dispersione degli
inquinanti atmosferici**



Dipartimento Provinciale di Treviso

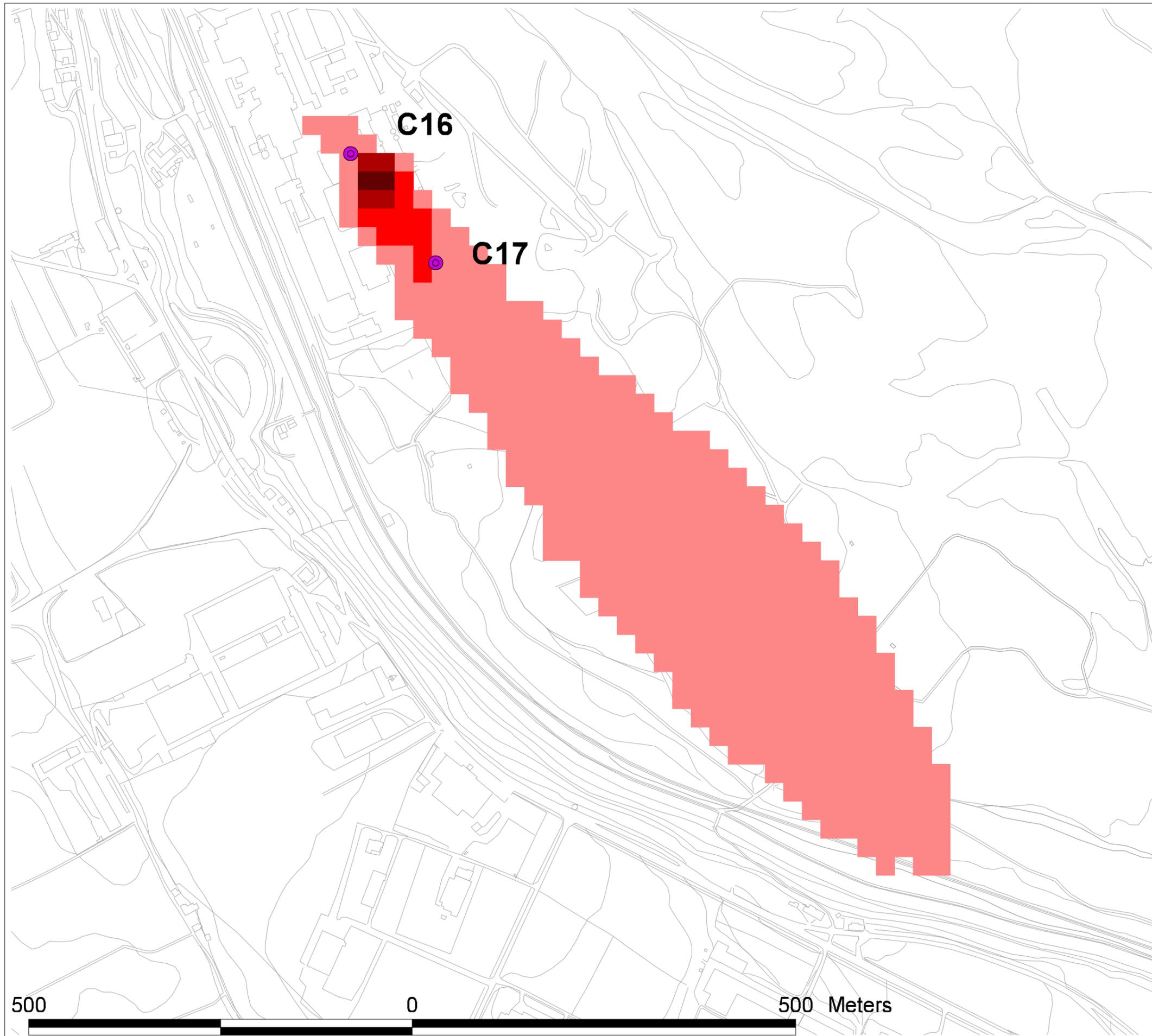


Tavola 16

**PM10 (mg/m²/d)
anno 2008
flussi di deposizione
fonte di emissione
camini 16 e 17
cementificio Rossi
Pederobba (TV)**

Legenda

- camini cementificio
- PM10_mg_m2_d
- 0 - 0.539
- 0.539 - 1.078
- 1.078 - 1.617
- 1.617 - 2.156
- 2.156 - 2.751

N
scala 1:5000

Comune di Pederobba

**Modellistica di
dispersione degli
inquinanti atmosferici**



Dipartimento Provinciale di Treviso

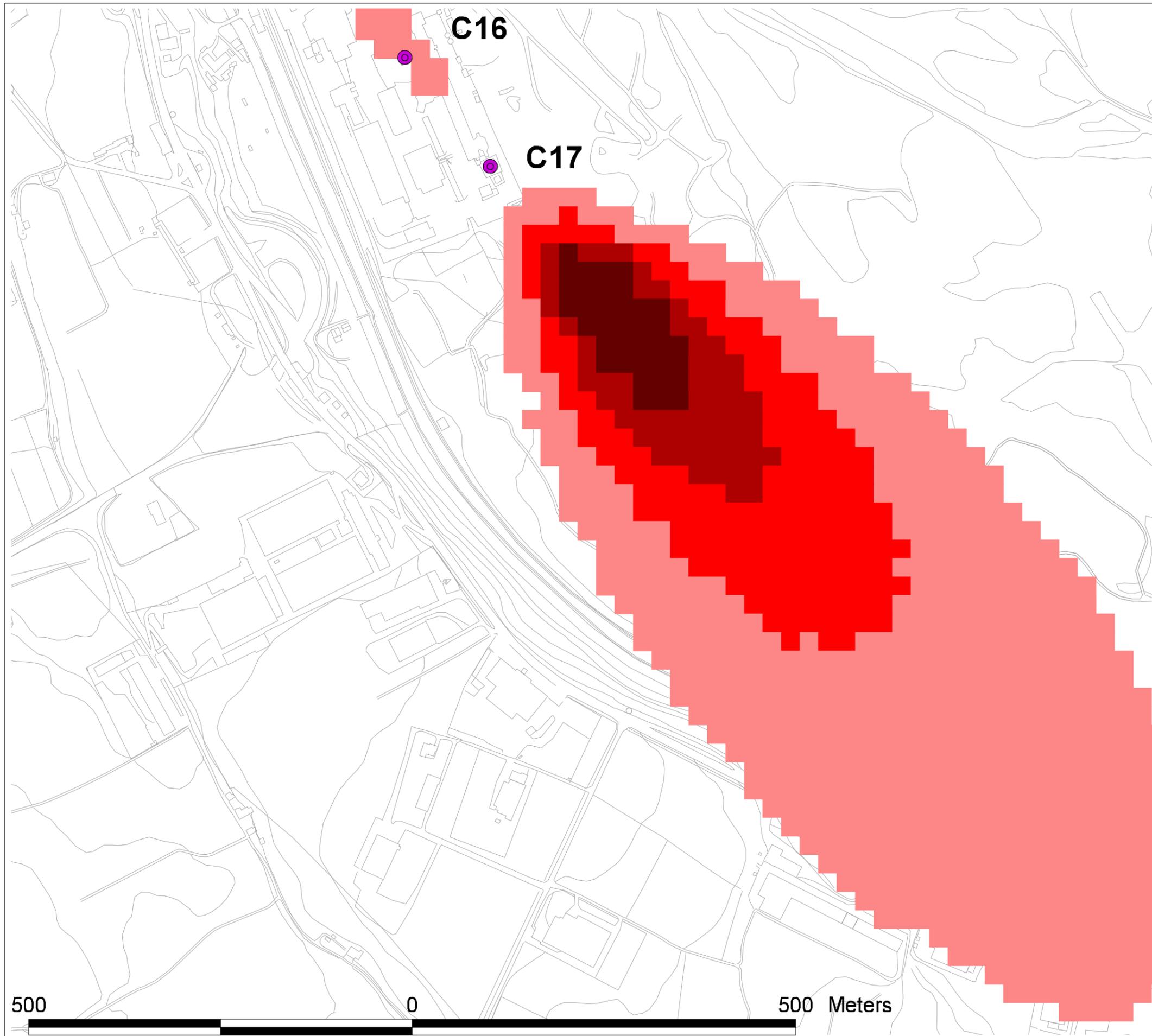


Tavola 17

**IPA (ng/m²/d)
anno 2008
flussi di deposizione
fonte di emissione
solo camino 16
cementificio Rossi
Pederobba (TV)**

Legenda

- camini cementificio
- IPA_ng_m2_d
- 0 - 1.09
- 1.09 - 2.19
- 2.19 - 3.28
- 3.28 - 4.38
- 4.38 - 5.47
- 5.47 - 7.34

N
scala 1:5000

Comune di Pederobba

**Modellistica di
dispersione degli
inquinanti atmosferici**



Dipartimento Provinciale di Treviso

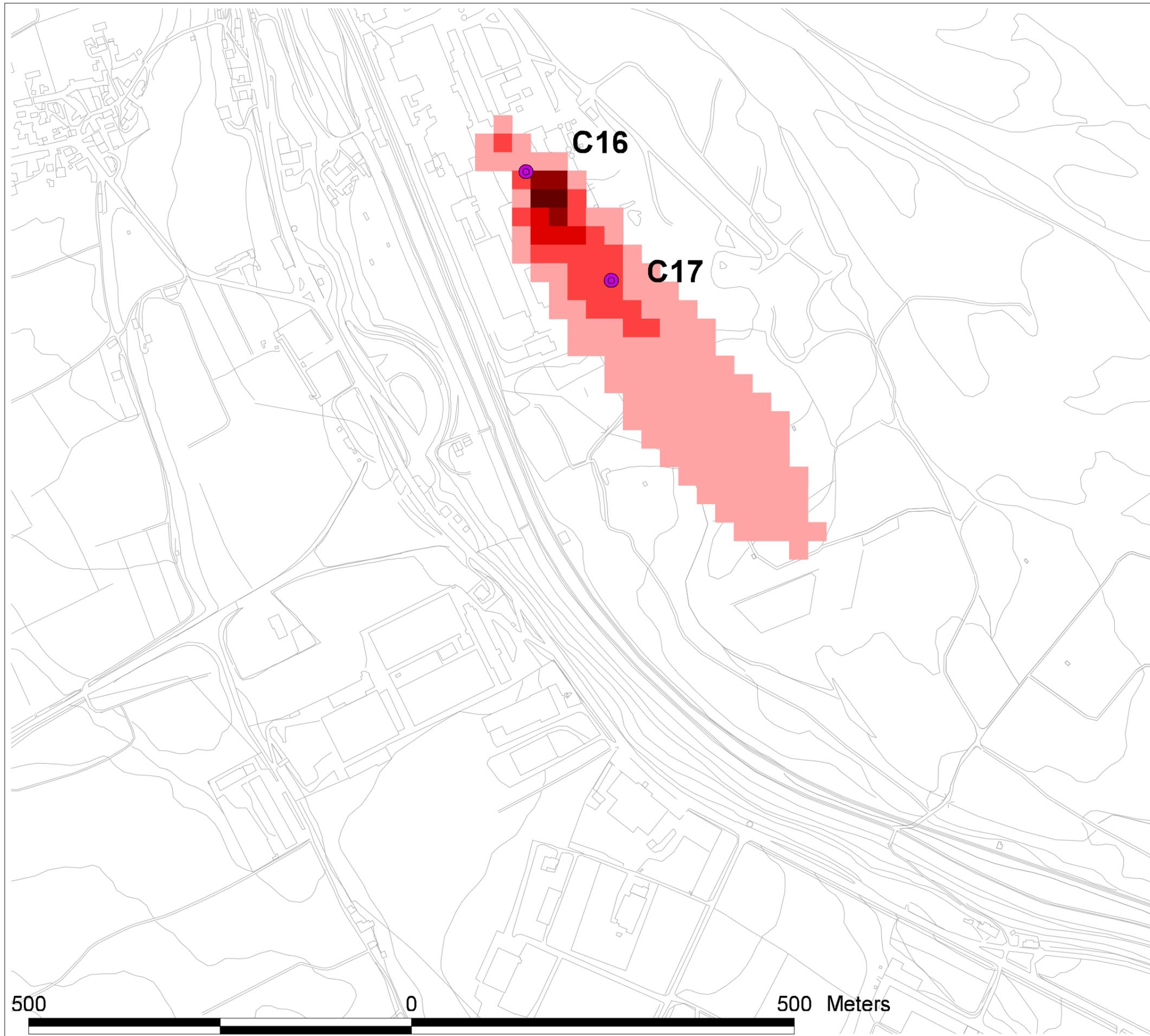


Tavola 18

**PCDD/F (pg/m²/d)
anno 2008
flussi di deposizione
fonte di emissione
solo camino 16
cementificio Rossi
Pederobba (TV)**

Legenda

- camini cementificio
- PCDDF_pg_m2_d
- 0 - 0.0999
- 0.0999 - 0.1998
- 0.1998 - 0.2998
- 0.2998 - 0.3997
- 0.3997 - 0.4996
- 0.4996 - 0.6699

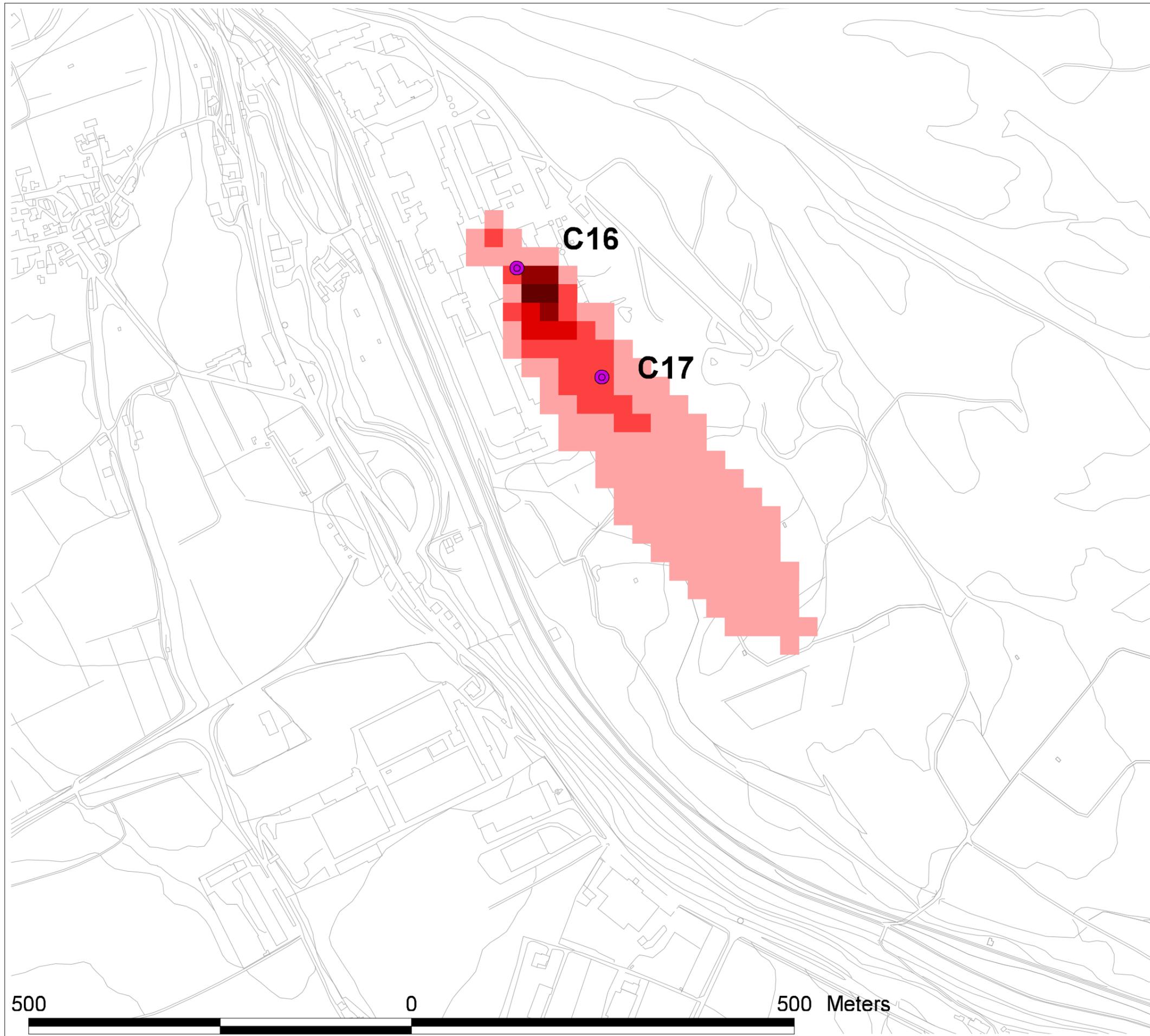
N
scala 1:5000

Comune di Pederobba

**Modellistica di
dispersione degli
inquinanti atmosferici**



Dipartimento Provinciale di Treviso





DIPARTIMENTO PROVINCIALE DI TREVISO

Via Santa Barbara, 5/a - 35100 Treviso, Italy

tel.: +39 0422 558502 - fax: +39 0422 558516

e-mail: daptv@arpa.veneto.it