



Comune di Brescia

Settore Ambiente ed Ecologia



Università degli Studi di Brescia

Facoltà di Ingegneria

Dipartimento di elettronica per l'Automazione

Studio di Dispersione Atmosferica di Inquinanti Emessi sul Territorio Bresciano

Aggiornamento Ottobre 2011

Elaborazione modellistica a cura di:
ARIANET s.r.l. via Gilino, 9 – 20128 Milano – ITALY

INDICE

1	Introduzione	3
2	Normativa di riferimento per la qualità dell'aria	4
2.1	Normativa europea e nazionale	4
2.2	Valori guida per diossine e furani.....	4
3	Descrizione del dominio.....	6
4	Caratterizzazione meteo-climatica	7
4.1	Descrizione del DB meteorologico tridimensionale di riferimento.....	7
4.1.1	Caratteristiche del sito	7
4.1.2	Dati meteorologici.....	8
4.2	Temperatura	11
4.3	Vento	12
4.4	Radiazione solare	13
4.5	Classi di stabilità atmosferica	14
5	Input emissivo	16
5.1	Il Termoutilizzatore	16
5.2	Centrale Lamarmora.....	16
5.3	Altre sorgenti: l'inventario INEMAR	17
5.4	Aggiornamento dataset emissivo all'anno 2008	19
5.5	Microinquinanti	20
6	Risultati	21
7	Bibliografia	38

1 Introduzione

Nel 2004 è stato pubblicato, dal comune di Brescia in collaborazione l'Università di Brescia, uno studio di dispersione atmosferica d'inquinanti emessi sul Territorio Bresciano.

Questa relazione presenta i risultati dell'aggiornamento di tale studio ad anni più recenti effettuato a partire da una impostazione che consenta di confrontarne i risultati.

Tali analisi hanno preso in considerazione il contributo delle principali sorgenti inquinanti atmosferiche (traffico, industrie, riscaldamento,..) sui livelli di qualità dell'aria.

2 Normativa di riferimento per la qualità dell'aria

2.1 Normativa europea e nazionale

Per quanto riguarda gli inquinanti atmosferici presi in esame, attualmente la direttiva di riferimento è la 2008/50/CE: Qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa (introduzione di nuovi limiti per il PM_{2.5}). Questa direttiva abroga e sostituisce le norme comunitarie vigenti, tranne la Direttiva 2004/107/CE sugli idrocarburi policiclici aromatici ed i metalli.

Con il Decreto Legislativo 13 Agosto 2010, n.155, è stata recepita tale direttiva. Questo decreto costituisce un testo unico sulla qualità dell'aria, andando a comprendere anche i contenuti del decreto 152/2007 che recepiva la Direttiva 2004/107/CE.

Sempre considerando i soli inquinanti d'interesse, il D.Lgs.155/10 stabilisce:

- i valori limite per le concentrazioni nell'aria ambiente di biossido di azoto e PM10;
- i livelli critici per le concentrazioni nell'aria ambiente di ossidi di azoto;
- le soglie di allarme per le concentrazioni nell'aria ambiente di biossido di azoto;

I limiti citati attualmente in vigore sono riassunti in Tabella 1.

Tabella 1 - Limiti alle concentrazioni di inquinanti dell'aria indicati dal D.Lgs.155/10 in recepimento della dir 2008/50/CE

Inquinante	Tipo di limite	Limite (µg/m ³)	Tempo di mediazione dati	Data entro la quale il valore limite deve essere raggiunto
Biossido di azoto	valore limite per la protezione della salute umana	40	media annuale	1/1/2010
PM10	valore limite per la protezione della salute umana	20	media annuale	1/1/2010

2.2 Valori guida per diossine e furani

Una vera e propria normativa sulle emissioni di diossina non esiste, piuttosto si trovano numerose fonti comunitarie relative a questo problema. In particolare si tratta di leggi connesse con :

- ✓ l'incenerimento dei rifiuti (Dir 2000/76/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 4 dicembre 2000 sull'incenerimento dei rifiuti e Dir 94/67/CE del Consiglio, del 16 dicembre 1994 sull'incenerimento dei rifiuti pericolosi);
- ✓ la prevenzione e la riduzione integrate dell'inquinamento (IPPC, Dir 96/61/CE)
- ✓ i controlli dei pericoli legati all'attività industriale a rischio di incidente rilevante (Dir 96/82/CE, detta anche "Seveso II");
- ✓ gli scarichi nelle acque (Dir 2000/60/CE);
- ✓ le restrizioni di immissione sul mercato e di uso di alcuni prodotti chimici (Dir 85/467/CE)

- ✓ l'alimentazione animale (raccomandazione della Commissione del 4/3/2002 relativa alla riduzione della presenza di diossine furani e PCB nei mangimi e negli alimenti)

La comunità europea è inoltre parte contraente di molte convenzioni a livello internazionale a riguardo ed ha firmato la Convenzione di Stoccolma sui POP.

Nel loro insieme, le disposizioni comunitarie costituiscono una sorta di approccio integrato che dovrebbe permettere di controllare il problema delle diossine nei prossimi 10 anni, mantenendo gli obiettivi prefissati, ovvero:

- ✓ valutare lo stato attuale dell'ambiente e dell'ecosistema;
- ✓ ridurre a breve termine l'esposizione umana a queste sostanze e mantenerla a medio e lungo termine a livelli inoffensivi;
- ✓ ridurre gli effetti sull'ambiente.

La strategia stabilisce anche un obiettivo quantitativo. Si tratta di riportare la quantità di queste sostanze assorbita alla settimana dal corpo umano al di sotto di un certo limite (14 picogrammi Oms-teq per chilogrammo di peso corporeo) (<http://europa.eu.int/scadplus/leg/it/lvb/l21280.htm>).

Assumendo pari a 7300m³ l'inalazione media annuale per individuo, tale dose si può tradurre in un valore guida di concentrazione in atmosfera pari a 5pg/m³ come media annuale; se tale valore guida è da ritenersi assai cautelativo, tuttavia va tenuto presente che l'aria non è, come detto, il principale veicolo di esposizione alle diossine. Inoltre, le diossine risultano parzialmente adsorbite dal particolato e tendono a depositare al suolo, con conseguenti fenomeni di accumulo sul territorio immediatamente circostante l'impianto e tendenza alla risospensione in atmosfera per effetto del vento e delle attività antropiche.

3 Descrizione del dominio

L'area urbana della città di Brescia si estende per circa 5km verso E e quasi 10km verso N. La città si colloca ai limiti della Pianura Padana, entro un naturale anfiteatro di Prealpi che la riparano nei settori tra E e NW, culminando a NNE nei monti Palosso e Conche, di oltre 1100 m.

L'area d'indagine presa in considerazione (Figura 1), di 30 km di lato, è percorsa da numerosi corsi d'acqua, che corrono tutti verso il Po a sud, tra cui i fiumi Mella (che proviene dalla Val Trompia verso N), Chiese ed il torrente Garza; a NW è compresa una porzione di Lago d'Iseo. Il territorio comunale di Brescia è inoltre interessato a sud dall'autostrada A4 Milano-Venezia, da cui si dirama verso S la A21 Brescia-Piacenza.

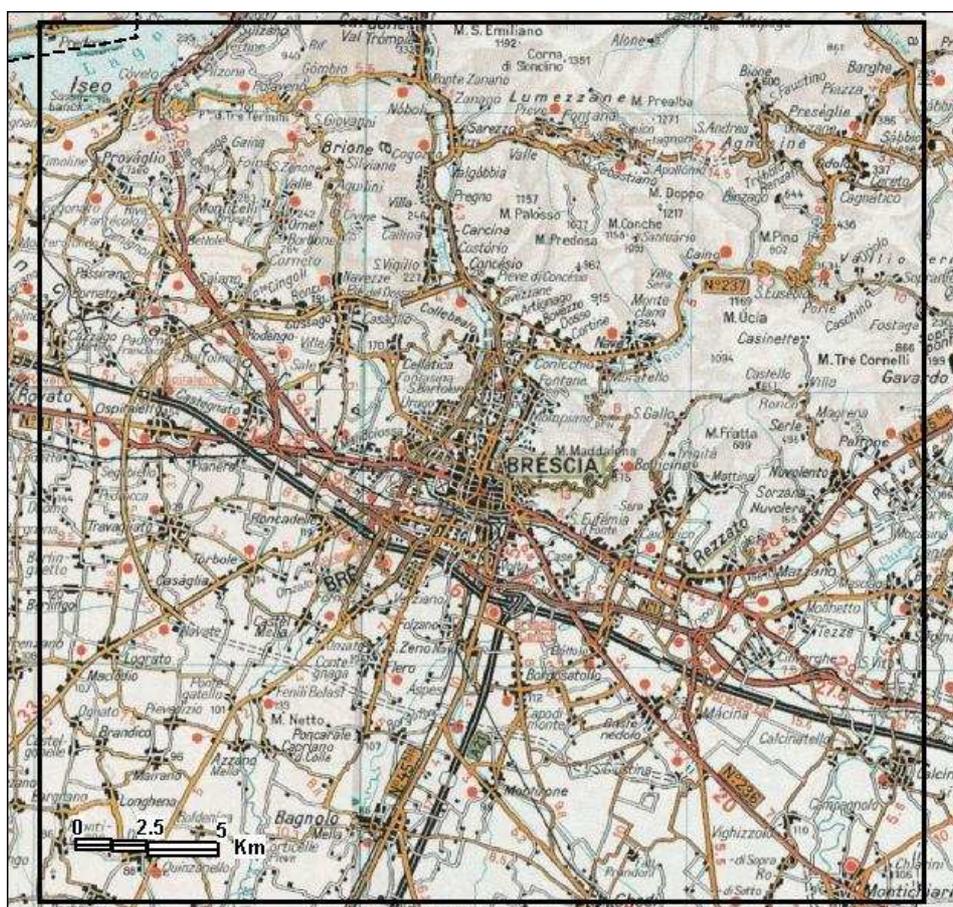


Figura 1 – Dominio di indagine.

4 Caratterizzazione meteo-climatica

L'aggiornamento dello studio degli inquinanti sul territorio bresciano ha anche costituito l'occasione per introdurre dati meteorologici anch'essi più recenti rispetto a quelli, relativi all'anno 2001, della stazione di Verziano. Grazie alla disponibilità di un dataset modellistico tridimensionale locale con risoluzione spaziale di 1 km e anno di riferimento il 2005, questo aggiornamento ha consentito di disporre anche di dati più rappresentativi della situazione meteorologica di area vasta del dominio considerato. Infatti, la stazione di Verziano, che nel frattempo è stata tra l'altro disattivata, presentava le caratteristiche meteoroclimatiche tipiche della Pianura Padana mentre il territorio esaminato include per una buona porzione anche le prime asperità prealpine e quindi punti in cui la presenza di circolazioni locali (es. brezze monte-valle) non è trascurabile.

Dai campi tridimensionali è stata quindi estratta una serie meteorologica annuale al suolo, in corrispondenza degli impianti A2A (TU e centrale Lamarmora). Questo anno meteorologico di riferimento non presenta anomalie particolari rispetto alla climatologia di lungo periodo.

Occorre sottolineare infine che l'anno 2005 costituisce un target a livello europeo per quanto riguarda la valutazione annuale della qualità dell'aria e la verifica della sua compatibilità con gli standard normativi stabiliti in ambito comunitario e poi recepiti a livello nazionale.

Tra le variabili meteorologiche a disposizione, particolare cura è stata posta nell'analisi di quelle direttamente coinvolte nelle simulazioni modellistiche di dispersione: vento, temperatura, radiazione, stabilità.

4.1 *Descrizione del DB meteorologico tridimensionale di riferimento*

Vista la localizzazione delle emissioni dello studio (strade, industrie, sorgenti diffuse) è stato selezionato una base dati meteorologica locale ottenuta, a partire da campi meteorologici definiti a scala regionale (risoluzione 4 km), generando mediante tecniche di downscaling campi su una griglia di calcolo più risolta per tenere meglio conto di effetti indotti dall'introduzione, ad una scala più fine, di misure locali.

È stato prodotto un dataset di variabili meteorologiche (vento, temperatura, umidità, ecc) con una risoluzione spaziale di 1 km e una frequenza temporale oraria estesa ad un anno completo (2005), al fine di avere una statistica sufficiente a coprire le diverse situazioni meteo-climatiche che si verificano sul territorio.

4.1.1 **Caratteristiche del sito**

Il dataset ottenuto è centrato sostanzialmente sulla Provincia di Brescia ed è ottenuto utilizzando le informazioni sulla topografia (Digital Elevation Model) ed uso del suolo ad 1km di risoluzione orizzontale derivati dal rispettivamente dal database SRTM (NASA Shuttle Radar Topographic Mission) che copre circa l'80% del globo ad alta risoluzione e dal database CORINE (EEA Data Service). La Figura 2 illustra il dominio di calcolo, costituito da un'area di 70x70 km².

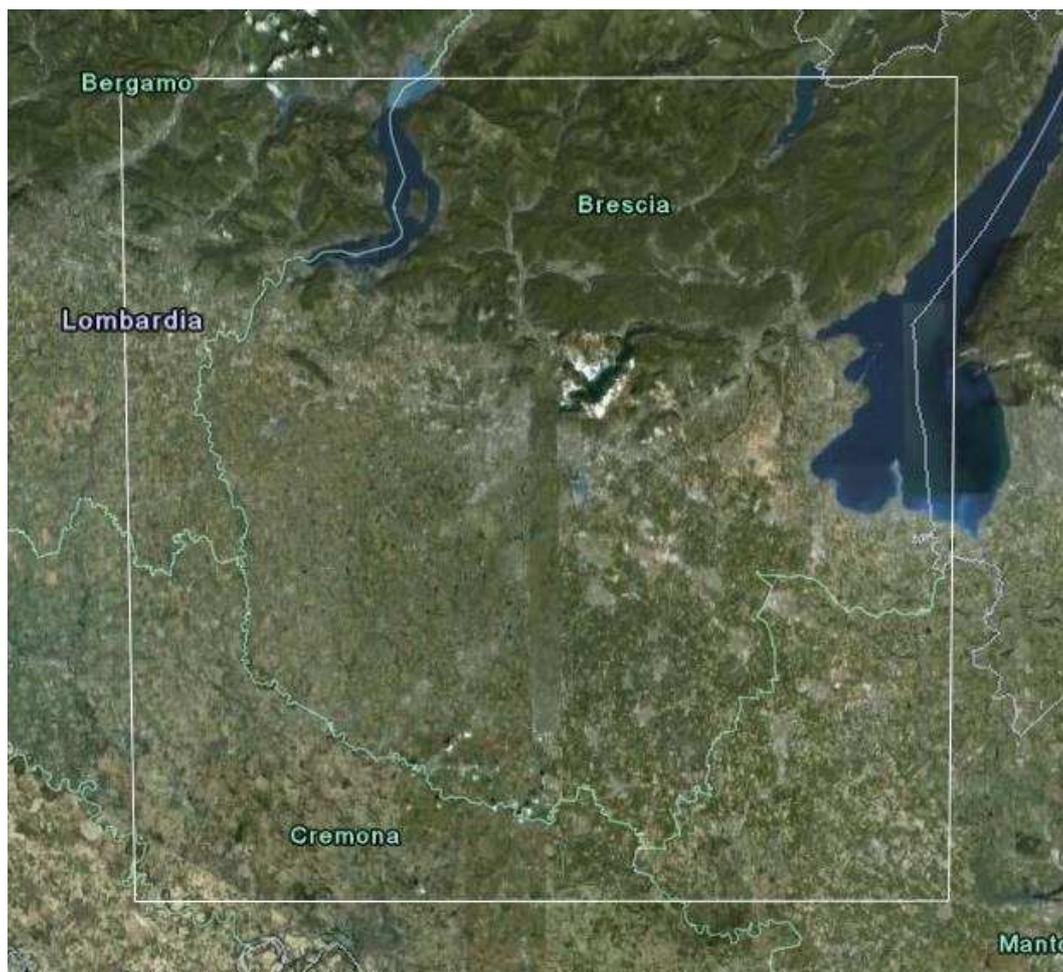


Figura 2. Posizionamento del dominio di calcolo relativo al dataset meteorologico di riferimento. Il dominio è rappresentato dal rettangolo bianco.

4.1.2 Dati meteorologici

Il dataset ad 1km di risoluzione viene basato sui campi meteorologici tridimensionali (matrici di vento, temperatura e umidità) e bidimensionali (precipitazione e copertura nuvolosa) a risoluzione orizzontale 20 km ottenuti dal progetto nazionale MINNI (Vitali et al., 2008) disponibile per l'anno 2005. E' stata effettuata una ricostruzione dei campi meteorologici orari al suolo e in quota per l'intero anno 2005 prima a 4km e poi alla risoluzione finale di 1 km in grado di coprire il dominio provinciale, integrando le simulazioni meteorologiche MINNI con il data-set orario delle stazioni meteorologiche al suolo della rete regionale disponibile presso ARPA Lombardia (vento, temperatura, umidità, pressione, radiazione, precipitazione, copertura nuvolosa).

Il metodo utilizzato per la produzione dei campi finali consiste nell'uso del sistema di analisi/assimilazione RAMS/ISAN (Walko e Tremback, 1995)

Oltre ai campi tridimensionali contenenti principalmente vento e temperatura sono stati prodotti anche i campi bidimensionali di precipitazione a 1km di risoluzione sullo stesso dominio orizzontale, derivati anch'essi dal dataset MINNI.

In Figura 3 vengono esemplificate le successive fasi di modellazione che sono state seguite per la realizzazione degli obiettivi descritti.

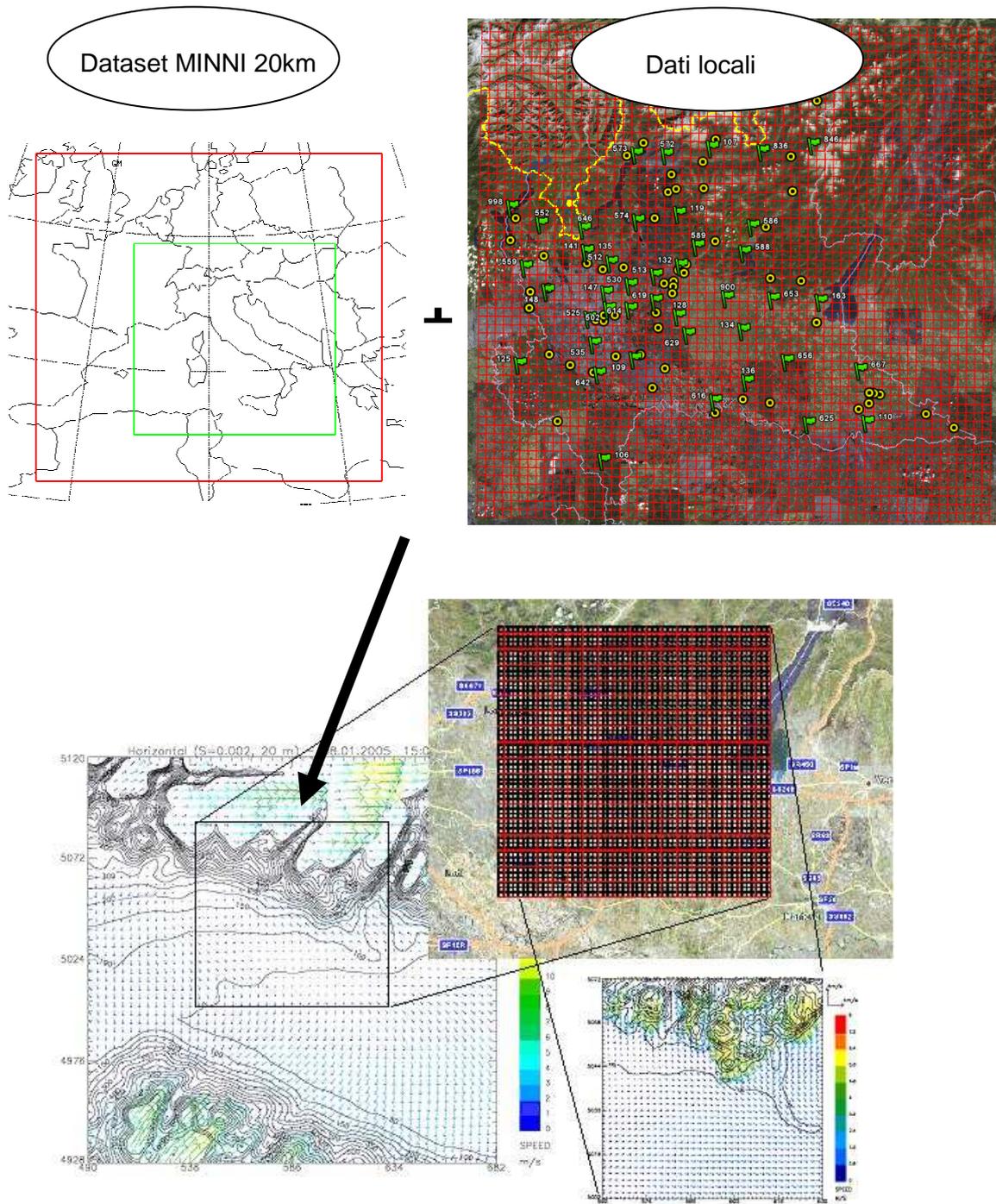


Figura 3. Esempio di ricostruzione dei campi di vento su domini a scala regionale e provinciale (reticolo in rosso a 4km e in nero a 1 km di risoluzione spaziale)

In Figura 4 e Figura 5 vengono invece rappresentati due esempi del campo di vento e temperatura in prossimità del suolo (a 10m di quota) contenuti nel database ottenuto e relativi al giorno 2/1/2005 rispettivamente alle ore 13:00 e 22:00.

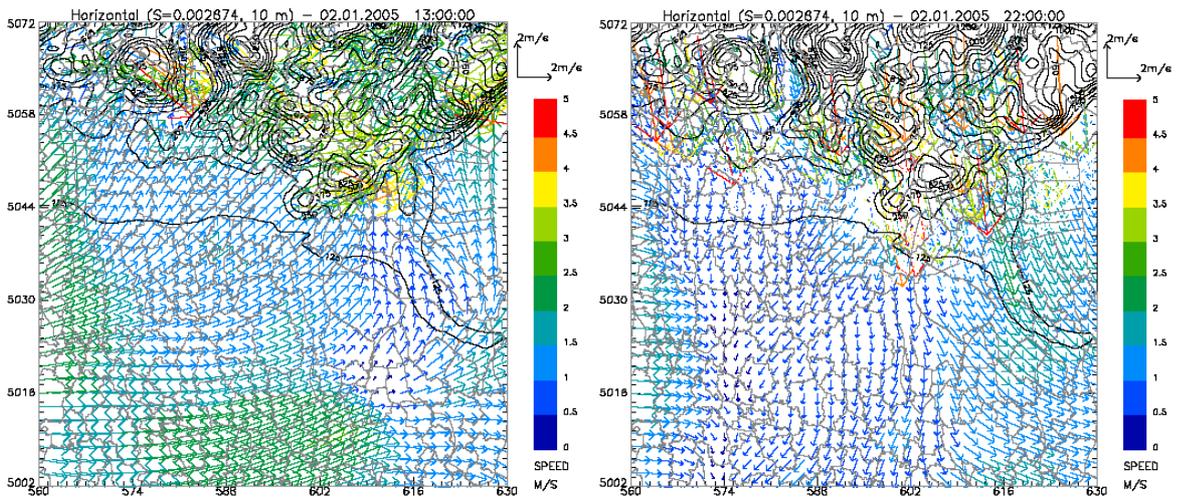


Figura 4. Esempi di campi di vento in prossimità del suolo contenuti nel database ottenuto, relativi al giorno 2/1/2005 ore 13:00 (sinistra) e 21:00 (destra). Freccette colorate con l'intensità del vento in m/s secondo la scala indicata a destra di ogni grafico

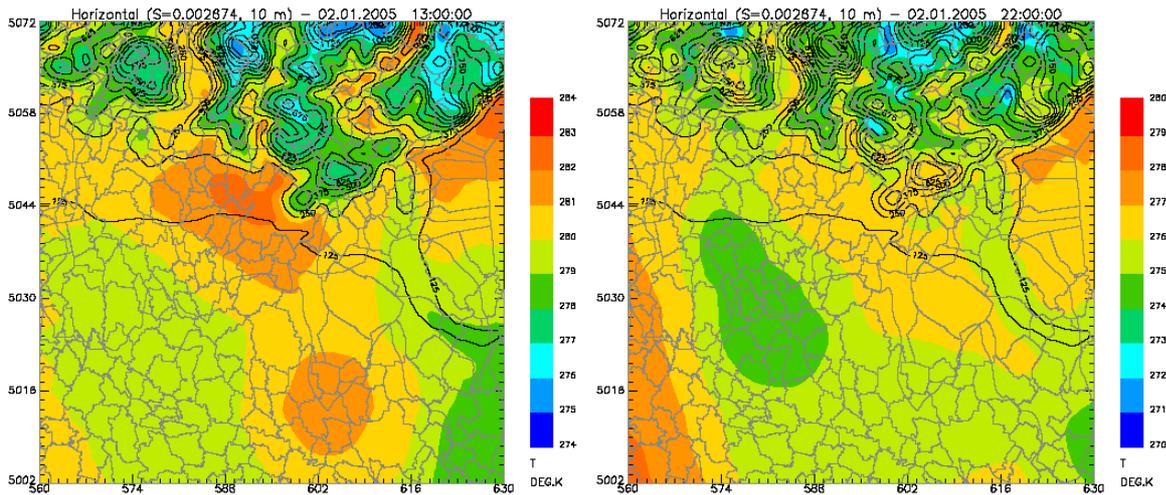


Figura 5. Esempi di campi di temperatura in prossimità del suolo contenuti nel database ottenuto, relativi al giorno 2/1/2005 ore 13:00 (sinistra) e 21:00 (destra) Isosuperfici colorate secondo la temperatura in °K secondo la scala indicata a destra di ogni grafico

4.2 Temperatura

In Figura 6 è riportato l'andamento mensile delle temperature media, minima e massima utilizzata nella simulazione. Complessivamente, il clima risulta in linea con quanto mediamente osservato in Pianura Padana (clima sub-continentale), con una temperatura media annuale attorno ai 13 °C, valori estivi mediamente superiori a 20 °C e forte escursione termica sia annuale sia giornaliera, con temperatura massima estiva superiore a 34 °C e minima invernale intorno a - 8 °C.

A parte le anomalie termiche nella minima di marzo e, assai più lievi, nella minima di dicembre e nella massima di agosto - scostamenti che rientrano comunque nella ordinaria variabilità interannuale, ed hanno un'influenza molto limitata sulla dispersione di inquinanti su scala annuale - la serie di temperatura estratta è ritenuta sufficientemente rappresentativa della locale meteorologia.

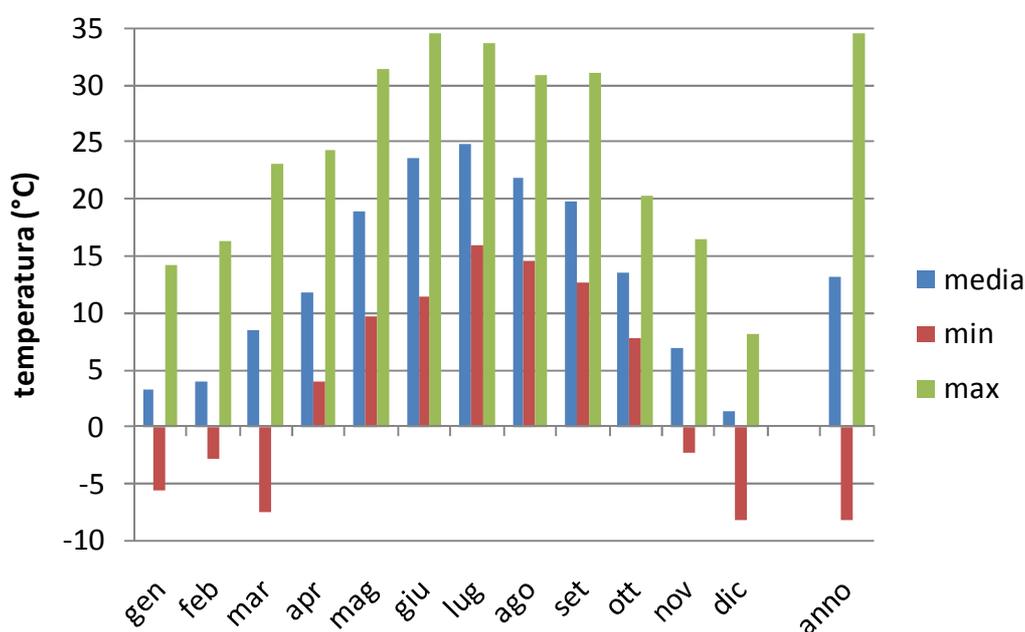


Figura 6 – Andamento della temperatura nel corso dell'anno

4.3 Vento

La Figura 7 presenta la rosa dei venti estratta, per il periodo selezionato, dal DB tridimensionale. I venti provengono prevalentemente da sud-ovest e nord - anche se la distribuzione della direzione risulta piuttosto regolare e uniforme - ed hanno una velocità media intorno a 1m/sec, con valori mediamente più elevati quando la provenienza è est-sud-est, il vento debole (frequenza calme: 58%) proviene invece con maggiore frequenza da nord.

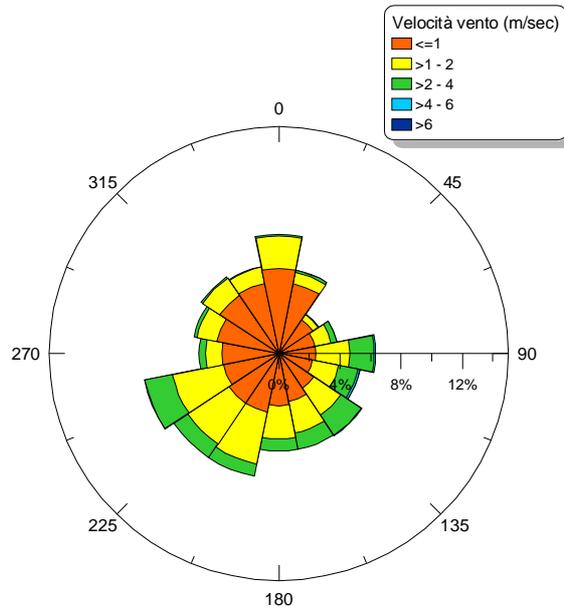


Figura 7 – Rosa dei venti presso gli impianti A2A, anno 2005

Questa distribuzione dei venti si dimostra più rappresentativa, in generale, del dominio d'indagine rispetto alla stazione di Verziano (Figura 8), i cui dati meteorologici erano stati usati nello studio precedente: è presente infatti una più accentuata componente da nord, soprattutto di vento debole, dovuta alla presenza, a nord di Brescia, della fascia prealpina e dell'imbocco della Val Trompia. Inoltre, i venti dal quadrante occidentale acquisiscono una più accentuata componente meridionale, quelli dal quadrante orientale si distribuiscono praticamente uniformemente tra sud ed est. Sempre in Figura 8 è mostrata la rosa dei venti della stazione Ziziola, situata nei pressi della CTE Lamarmora, che presenta caratteristiche piuttosto simili alla rosa dei venti estratti dal DB modellistico ma risulta inutilizzabile per via proprio della presenza degli edifici della centrale che mascherano e deviano i venti provenienti da NE.

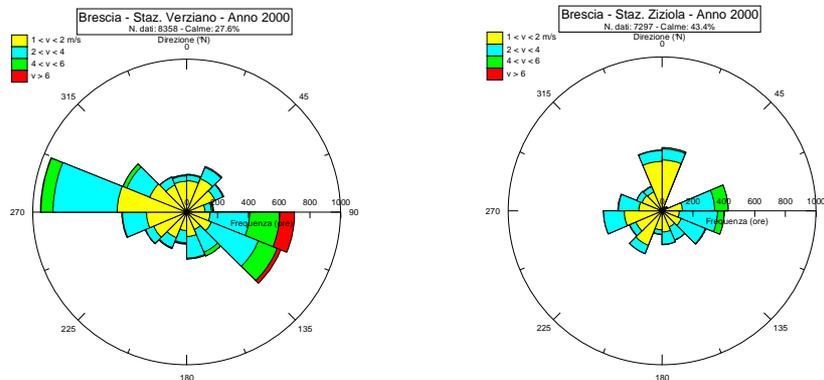


Figura 8 – Rose dei venti rilevate alle stazioni di Verziano (sinistra) e Ziziola, anno 2000

4.4 Radiazione solare

La radiazione solare è un parametro necessario per la determinazione della categoria di stabilità atmosferica. La Figura 9 e la Figura 10 prospettano gli andamenti giornalieri della radiazione rispettivamente globale e netta: tali andamenti presentano, ovviamente, i valori più elevati nelle ore di massima insolazione, quando si osservano mediamente oltre 400 W/m² per la globale e quasi 300 W/m² per la netta. I massimi di radiazione globale si attestano tra 800 e 900 W/m² nel mese di luglio, mentre raggiungono a fatica i 300 W/m² a dicembre. L'andamento medio giornaliero della radiazione netta mostra come, da un punto di vista radiativo, l'atmosfera sia maggiormente incline alla instabilità di giorno (valori positivi), ed alla stabilità di notte (valori negativi), in estate (luglio) piuttosto che in inverno (dicembre); in inverno, d'altra parte, per via della minore insolazione, la stabilità notturna tende a perdurare per molte ore.

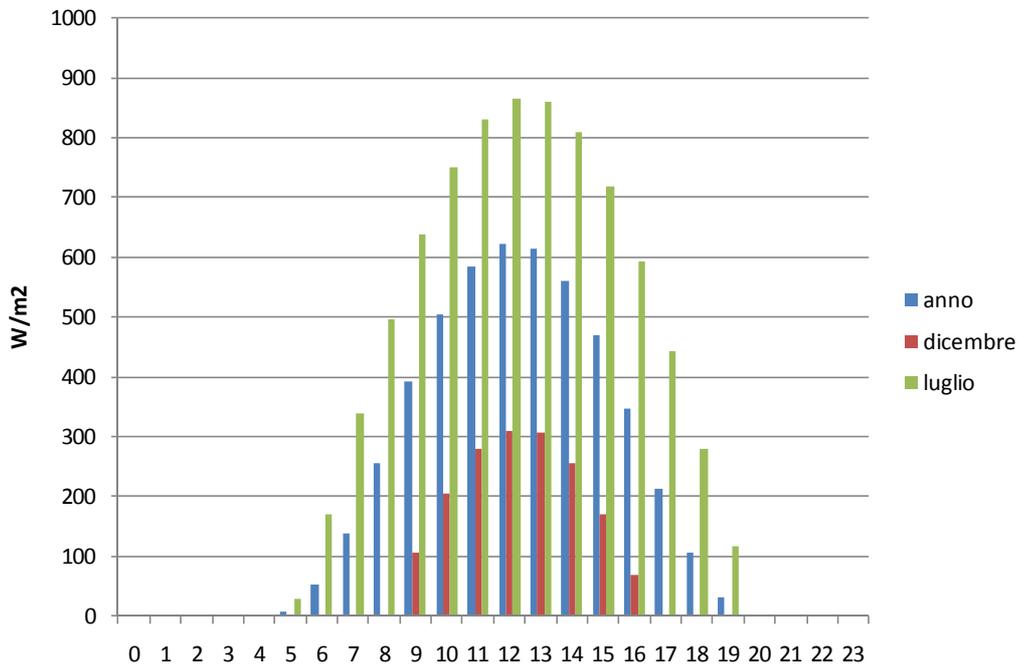


Figura 9 – Andamento giornaliero della radiazione solare globale. Medie annuali, di dicembre e luglio.

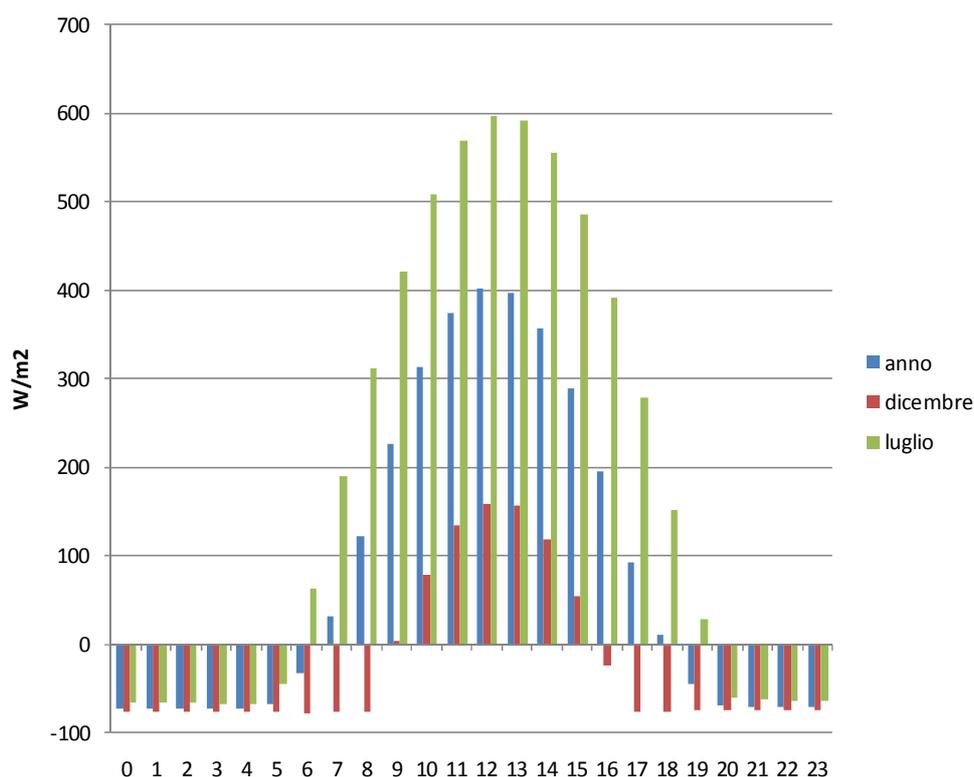


Figura 10 – Andamento giornaliero della radiazione solare netta. Medie annuali, di dicembre e luglio.

4.5 *Classi di stabilità atmosferica*

Un'importante caratteristica dell'atmosfera, ai fini della valutazione delle modalità di dispersione degli inquinanti, è il suo grado di stabilità, che sintetizza l'informazione relativa allo stato della turbolenza atmosferica. In genere, nei modelli a formulazione gaussiana, la stabilità è parametrizzata attraverso le classi di stabilità atmosferica di Pasquill: un'atmosfera prevalentemente di carattere convettivo è detta "instabile" e rappresentata con le classi A e B; con la diminuzione dell'intensità della turbolenza, per via del vento forte o della copertura del cielo, le caratteristiche dell'atmosfera vengono descritte dalle classi C e D di giorno, D ed E di notte, e l'atmosfera viene definita debolmente instabile (C), neutra (D) e moderatamente stabile (E); la classe F descrive le situazioni fortemente stabili, tipiche delle notti con vento debole (<2 m/s) e cielo sereno, caratterizzate da forti gradienti verticali di inversione termica che riducono l'intensità della turbolenza. Nel caso di condizioni instabili, gli inquinanti sono facilmente dispersi in atmosfera, per effetto della turbolenza convettiva e/o meccanica. In condizioni stabili, d'altra parte, gli inquinanti tendono a rimanere confinati in uno stretto strato atmosferico, all'altezza della sorgente che li emette, a causa della scarsa capacità di diluizione dell'atmosfera. Le classi di stabilità A, B, C sono diurne, scalate in base alla radiazione solare e al vento (tipicamente A = forte radiazione e vento debole, C = vento forte), E ed F notturne (tipicamente E per condizioni isoterme e F per condizioni di inversione). La classe D corrisponde a situazioni di cielo coperto, oppure a presenza di precipitazioni o di vento forte (>6 m/s), con prevalenza quindi di turbolenza di natura meccanica.

In base ai dati di radiazione globale (giorno) e netta (notte), congiuntamente alla velocità del vento, è stata calcolata la stabilità per l'anno 2005.

Nel seguente prospetto sono riportate le frequenze percentuali delle classi di stabilità, ripartite a livello stagionale e annuale ed utilizzate per le simulazioni modellistiche:

Tabella 2 - Classi di stabilità - Distribuzione delle frequenze stagionali e annuali (%)

	A	B	C	D	E	F
inverno	14%	12%	1%	16%	10%	47%
primavera	34%	11%	1%	13%	13%	27%
estate	42%	10%	0%	11%	14%	22%
autunno	24%	11%	0%	18%	19%	28%
ANNO	29%	11%	1%	14%	14%	31%

L'andamento annuale mostra il massimo per la categoria A (29%), mentre la categoria meno rappresentata è la C (1%), a causa alla debole anemologia. A livello stagionale, le categorie instabili A e B mostrano andamenti tipici, con frequenze maggiori nel semestre caldo: in estate la categoria A risulta prevalente (42%) e meno frequente in inverno (14%); anche le categorie stabili (E ed F) mostrano complessivamente frequenze superiori nel semestre caldo, mentre la neutra (D) presenta accadimenti superiori al 57% nel semestre freddo.

Rispetto alla distribuzione delle categorie di stabilità caratteristica della stazione di Verziano, in questo nuovo studio la stabilità è più spostata verso le classi estreme (la A e la F) mentre la frequenza di classi neutre (D) si riduce a un terzo. Queste differenze sembrano legate soprattutto a una più debole anemologia e possono cambiare i risultati delle simulazioni in maniera importante e a priori non facilmente prevedibile in quanto, durante situazioni fortemente instabili (classe A) cui corrispondono condizioni di forte dispersione, le emissioni diffuse e al suolo sono maggiormente diluite mentre i pennacchi da sorgenti puntiformi calde ed elevate tendono a ricadere più vicino e quindi a dare maggiori concentrazioni al suolo. Viceversa, in condizioni di elevata stabilità atmosferica, le sorgenti al suolo producono maggiori concentrazioni mentre i pennacchi elevati tendono a ricadere molto lontano dalla sorgente e quindi quando sono ormai molto diluiti. A complicare ulteriormente il quadro occorre considerare che anche l'interazione dei pennacchi elevati con l'orografia cambia al variare delle situazioni di stabilità.

L'andamento giornaliero medio della stabilità atmosferica è riportato in **Figura 11**: si nota la presenza della classe A concentrata soprattutto nelle ore più calde e le F in quelle più fredde.

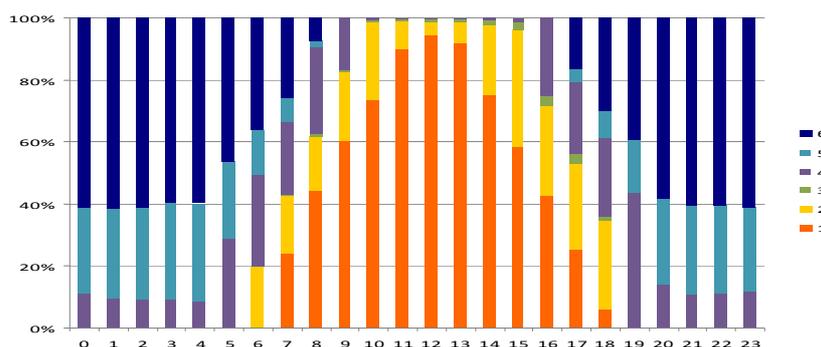


Figura 11 – Distribuzione oraria delle classi di stabilità atmosferica

5 Input emissivo

Nel presente studio l'input emissivo è essenzialmente composto da due fonti: l'inventario regionale INEMAR relativo al 2008 e le informazioni fornite da A2A, per il termoutilizzatore e la centrale energetica Lamarmora. Prendendo come base lo studio pubblicato nel 2004, in cui le emissioni facevano riferimento all'anno 2001, ed eccetto le sorgenti A2A che sono state caratterizzate sui dati ufficiali A2A, le nuove emissioni sono state stimate applicando la variazione, settore per settore, delle emissioni INEMAR tra il 2001 e il 2008.

5.1 // Termoutilizzatore

Le caratteristiche della sorgente emissiva simulata per il Termoutilizzatore, fornite da ASM, sono riportate in tabella 3.

Tabella 3 - Caratteristiche emissive TU

Parametri camino	
Temperatura (°C)	140
Diametro singola canna (m)	2.2
Altezza (m)	120
Velocità (m/s)	20
Inquinante	Emissioni generate (t/anno)
NOx	341.5
POLVERI	1.6
Microinquinanti	2.1 10 ⁻⁹

I ratei emissivi sono stati modulati tenendo conto delle effettive ore di funzionamento durante l'anno 2010.

Tabella 4 - Ore di funzionamento annuali delle linee del TU

	Gennaio	Febbraio	Marzo	Aprile	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settembre	Ottobre	Novembre	Dicembre
LINEA 1	744	648	648	706	744	246	744	744	715	734	459	741
LINEA 2	744	671.5	743	679.5	744	675	743.5	744	256	736	720	736.5
LINEA 3	742.5	627.5	743.5	456	744	646	731	502.5	0	204	702	744

5.2 Centrale Lamarmora

La centrale termoelettrica di cogenerazione "Lamarmora" è composta da tre gruppi di combustione e due camini di emissione. La tabella 5 presenta le caratteristiche salienti dei gruppi a pieno carico e le reali emissioni per l'anno di riferimento (2010). In base alle caratteristiche emissive è stato possibile elaborare le variabilità temporali che sono poi state utilizzate per le simulazioni modellistiche. In tabella 6 sono riportate le ore di funzionamento annuale comunicate da A2A, mentre in Figura 12 sono presentati i profili temporali giornalieri di modulazione delle emissioni adottati nelle simulazioni modellistiche della centrale Lamarmora.

Tabella 5 - Caratteristiche emissive della centrale Lamarmora

	GR1	GR2	GR3
Temperatura (°C)	107	106.9	91
Diametro (m)	2.6	3.2	3.2
Altezza (m)	100	100	100
Velocità 100% (m/s)	12.4	23	23
Inquinante	Emissioni generate (t/anno)		
NOx	359		
POLVERI	2.7		

Tabella 6– Ore di funzionamento annuali della centrale Lamarmora

	Gennaio	Febbraio	Marzo	Aprile	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settembre	Ottobre	Novembre	Dicembre
gruppo1	744	621	360	15	0	0	0	0	0	12	0	666
gruppo2	744	468	174	0	0	0	0	0	0	12	143	744
gruppo3	744	672	598	0	0	0	0	0	0	52	717	744

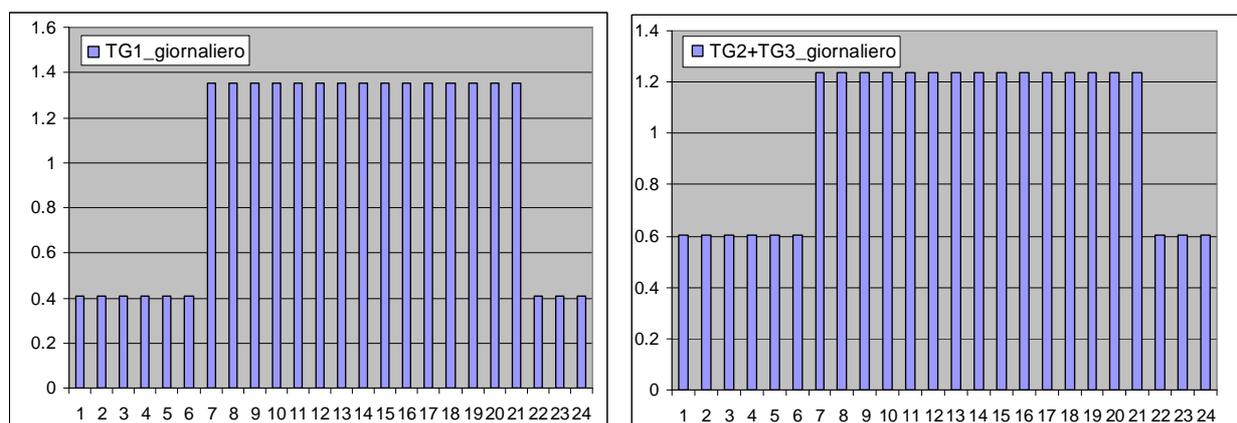


Figura 12 – Profili temporali giornalieri di modulazione delle emissioni adottati nelle simulazioni modellistiche - centrale Lamarmora.

5.3 Altre sorgenti: l'inventario INEMAR

Le emissioni delle diverse specie prese in considerazione (ossidi di azoto e polveri) sono censite in 11 "macrosettori":

1. produzione pubblica di elettricità;
2. impianti di combustione commerciali, istituzionali e residenziali;
3. impianti di combustione industriali e processi con combustione;
4. processi diversi dalla combustione;
5. estrazione e distribuzione di combustibili fossili;
6. uso di solventi;
7. trasporto su strada;
8. altre modalità di trasporto;
9. trattamento e smaltimento dei rifiuti;
10. agricoltura;
11. natura.

Tali macrosettori sono poi articolati ad un livello più fine in alcune centinaia di “attività”.

Le sorgenti vengono inoltre distinte in *puntuali* e *diffuse*. Le sorgenti puntuali corrispondono a singoli impianti, e vengono descritte in un *database* che ne riporta i dati geometrici e di emissione; l'inventario nazionale italiano contiene poco più di un centinaio di tali sorgenti, localmente tuttavia, in un inventario per esempio regionale, tale base dati può essere più ricca. Le sorgenti diffuse rappresentano invece l'insieme di fonti che non vengono descritte singolarmente, ma come quantità emesse complessivamente per ogni unità amministrativa; nel caso dell'inventario regionale per la Lombardia tali unità corrispondono ai Comuni.

Le emissioni E sono pertanto stimate tramite la relazione seguente:

$$E = A \cdot EF$$

dove:

A indicatore di attività relativo al settore emissivo (es. per le centrali termoelettriche si considerano i consumi di combustibile);

EF fattore di emissione per unità di attività (ottenuti come valore medio di un elevato numero di misure).

Nel presente studio si concentra l'attenzione su settori specifici quali le attività industriali, il riscaldamento domestico ed il traffico stradale.

1. Sorgenti industriali

Le caratteristiche delle sorgenti puntuali contenute nell'inventario di emissione della regione Lombardia, sono frutto di stime effettuati su dati misurati con appositi censimenti; in caso di alcuni inquinanti non monitorati, le emissioni sono derivate da una stima condotta attraverso l'uso di opportuni indicatori e fattori di emissione.

Nel precedente studio eventuali lacune nei dati sono state colmate in due modi:

- usando stime riscontrabili in impianti simili per quanto riguarda le caratteristiche fisiche dei camini;
- per quanto riguarda le emissioni (ad esempio nel caso dei microinquinanti non presenti nell'inventario INEMAR), sono state calcolate in base ad un rapporto ENEA di valutazione delle emissioni di impianti metallurgici secondari (ENEA, 2003).

Una volta individuate le emissioni industriali riconducibili ad impianti di una certa rilevanza, tali valori sono stati sottratti a quelli relativi alle emissioni industriali diffuse entro il dominio considerato. Le quantità di inquinanti così ottenute sono state trattate come emissioni diffuse distribuite in corrispondenza delle aree industriali di ogni singolo comune.

2. Riscaldamento domestico:

Il settore relativo alla combustione non industriale tiene conto della specificità della situazione riscontrabile nel territorio comunale della città di Brescia. Qui infatti circa il 60% delle utenze è coperto dalla rete di teleriscaldamento gestita da A2A, mentre la restante volumetria è riscaldata da impianti autonomi a metano.

Le emissioni da riscaldamento per la restante parte del dominio sono state prese dall'inventario regionale; analogamente a quanto fatto per le sorgenti industriali diffuse, anche in questo caso le emissioni non sono state associate all'intero territorio comunale, ma sono state riferite esclusivamente alle aree residenziali.

3. Traffico stradale:

Il traffico sulle arterie extraurbane, sull'autostrada e sulla viabilità principale di Brescia è trattato stimandone le emissioni a partire direttamente dai flussi di traffico, utilizzando il programma

TREFIC basato sulla metodologia ufficiale europea COPERT. Per il traffico diffuso urbano negli altri comuni sono usati i dati INEMAR

5.4 Aggiornamento dataset emissivo all'anno 2008

Per aggiornare il dataset alla attuale simulazione è stato come detto adottato il trend ottenuto dal confronto delle attività specifiche dell'inventario regionale del 2001 e dell'ultima versione del 2008, eccezion fatta per le sorgenti puntuali industriali che, in mancanza di informazioni specifiche, sono stati aggiornati tenendo conto del consumo di energia elettrica per quelle specifiche tipologie di attività

(http://www.terna.it/default/Home/SISTEMA_ELETRICO/statistiche/consumi_settore_merceologico/consumi_settore_merceologico_province.aspx).

La tabella 7 presenta i trend di emissione INEMAR 2001-2008 calcolati e adottati. Il trend è in generale di crescita, molto consistente quella delle emissioni di PM10 per riscaldamento e industria (+31% e +68% rispettivamente). Il settore traffico è invece cresciuto assai poco, meno del 5% sia per il PM10 che per gli ossidi di azoto.

Tabella 7– Coefficienti di proiezione emissioni INEMAR 2001 al 2008.

Settore	coefficiente	
	PM10	NO _x
Riscaldamento	1.31	1.10
Industria	1.68	1.17
Traffico	1.04	1.01

In tabella 8 sono presentati i comuni del dominio con le principali variazioni positive tra il 2001 e il 2008 (aumenti) di emissioni industriali. Sono evidenziati i comuni di Poncarale e Roncadelle che presentano i maggiori aumenti di emissione di PM10 rispettivamente percentuale e assoluto e di Sarezzo che subisce i principali aumenti di emissioni di NO_x sia percentuale che assoluto.

Tabella 8– Comuni con le principali variazioni positive di emissioni industriali.

Comune	Variazione % emissioni		Variazione assoluta emissioni (t/a)	
	PM10	NO _x	PM10	NO _x
Castenedolo	196%	-94%	6.2	-57.4
Casto	-2%	412%	0.0	53.9
Dello	1664%	566%	2.7	105.2
Gavardo	377%	95%	14.8	25.9
Lograto	1296%	-94%	11.1	-32.6
Montichiari	69%	867%	1.2	55.3
Nuvolera	412%	-91%	16.1	-9.5
Poncarale	3717%	-93%	4.2	-10.1
Rezzato	19%	-24%	14.2	-492.8
Roncadelle	1612%	-36%	64.4	-22.5
Sarezzo	612%	3628%	9.8	2024.7
Villa Carcina	362%	-83%	14.2	-43.9

In tabella 9 sono riportate le emissioni di PM10 e NOx per il dominio bresciano evidenziando i contributi imputabili ai diversi comparti considerati; per entrambi il contributo del traffico veicolare risulta essere dominante, seppure con percentuali diverse.

Tabella 9– Emissioni di particolato fine ed ossidi di azoto considerate in questo studio.

Settore	PM10	NOx
Riscaldamento	328.3	730.8
Industria	825.1	6777.1
Traffico	1974.3	12555.4
Produzione Energetica	4.3	700.5

5.5 *Microinquinanti*

Per quanto riguarda i microinquinanti sono state considerate nello studio tutte le sorgenti principali, e cioè:

- Settore energetico: le sorgenti di questo settore che possono potenzialmente emettere microinquinanti sono il Termoutilizzatore e la Centrale Lamarmora le cui caratteristiche emissive sono state fornite da A2A; il TU ne emette 0.0021g/a, mentre le emissioni della CTE sono al di sotto della soglia di rilevamento.
- Traffico stradale: per quanto riguarda le emissioni di microinquinanti da traffico stradale, non è possibile applicare il coefficiente di proiezione di INEMAR in quanto l'inventario della Regione Lombardia non riporta le emissioni di microinquinanti; si è pertanto deciso di utilizzare il dato nazionale, pubblicato da ISPRA con cadenza nazionale, e grazie al quale è possibile individuare un trend delle emissioni. Per il traffico stradale il coefficiente che si ottiene vale 0.73 (le emissioni di microinquinanti per le attività da traffico sono osservate in diminuzione tra il 2001 e il 2008).
- Industrie: nel caso degli impianti industriali l'applicazione di un trend nazionale è più complicata per via della specificità della tipologia di impianti presenti localmente rispetto alla situazione nazionale. Le emissioni di questo settore sono dunque state mantenute uguali a quelle dello studio precedente, rimandando qualsiasi variazione successivamente a maggiori approfondimenti.

Tabella 10– Emissioni di microinquinanti considerate in questo studio (t/a).

Settore	Microinquinanti (g/a)
Industria	74.04
Traffico	0.095
Produzione Energetica	0.0021

6 Risultati

Il presente studio ha considerato tutte le più importanti sorgenti di emissioni antropiche insistenti sul territorio circostante il comune di Brescia, aggiornate al 2008.

Successivamente alla stima delle emissioni sono state eseguite simulazioni di dispersione annuali, con l'ausilio dello stesso modello ARIA Impact usato in precedenza - aggiornato nel frattempo dalla versione 1.3 alla 1.6- e sulla base della serie meteorologica oraria descritta e analizzata nel capitolo 4.

Le simulazioni hanno riguardato singolarmente i settori emissivi considerati e complessivamente tutte le sorgenti. In tabella 11 vengono riportati i risultati delle diverse simulazioni, in termini di valori massimi delle medie annuali.

Tabella 11– Schema riassuntivo dei risultati delle simulazioni: massimi sul dominio di calcolo delle concentrazioni medie annuali.

Sorgenti	valori massimi delle concentrazioni medie annuali		
	NOx ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Microinquinanti (fg/m^3)
Traffico	65.29	13.37	0.67
Riscaldamento	5.03	1.79	
Industrie	139.07	7.23	586.98
TU	1.07	0.005	0.02
Lamarmora	1.20	0.01	
Tutte le sorgenti	165.59	47.38	587.09

I risultati dell'aggiornamento confermano, nella sostanza, quanto riportato nello studio del 2004

La principale differenza dei livelli di qualità dell'aria calcolati in questo aggiornamento rispetto allo studio pubblicato nel 2004 è rappresentata dai massimi di concentrazione di NO_x che si osservano nel comune di Sarezzo, dovute ad un incremento molto consistente delle emissioni industriali in quel comune. Viceversa, l'adozione di una diversa serie meteorologica non comporta se non poco significative differenze.

Mentre la distribuzione spaziale dei livelli di qualità degli ossidi di azoto risulta piccata maggiormente nei pressi dei comuni di Sarezzo e Rezzato, che presentano valori superiori alla città di Brescia, quella del PM10 è invece centrata sull'autostrada A4 e Brescia.

Le sorgenti industriali si confermano le principali responsabili dei livelli di qualità dell'aria di ossidi di azoto e microinquinanti, lo stesso dicasi del traffico per il PM10.

Per quanto riguarda il PM10 si ricordi infine come nei risultati delle simulazioni annuali relative a tutte le sorgenti sia compreso anche il valore di fondo; nel dominio in esame (ma in generale in tutta l'area della Pianura Padana) è infatti molto importante considerare i contributi ai livelli di PM10 dovuti al trasporto medio dall'esterno del dominio di calcolo, alle altre sorgenti non considerate nelle simulazioni di dispersione, ai meccanismi fisico/chimici di formazione secondaria. In zone fortemente antropizzate e caratterizzate da particolari condizioni meteo diffuse, come quella in esame, tale contributo può essere stimato in $30\mu\text{g}/\text{m}^3$, da sommare alle concentrazioni ottenute dallo studio di dispersione delle sorgenti fin qui esaminate.

Concentrazione massima: 165.59 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

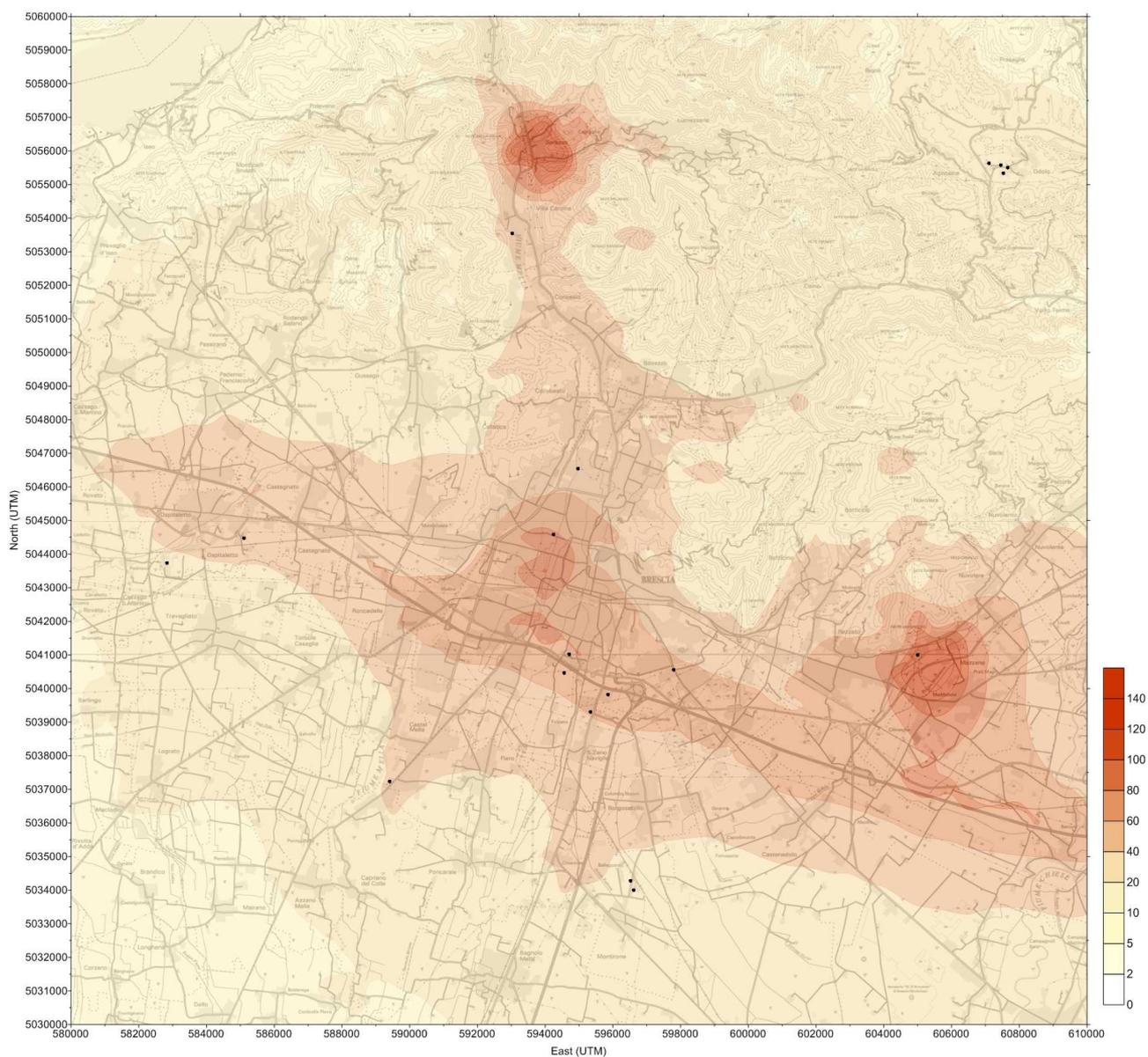


Figura 13 – Concentrazioni medie annuali ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) di NOx dovute a tutte le sorgenti considerate.

Concentrazione massima: 65.29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

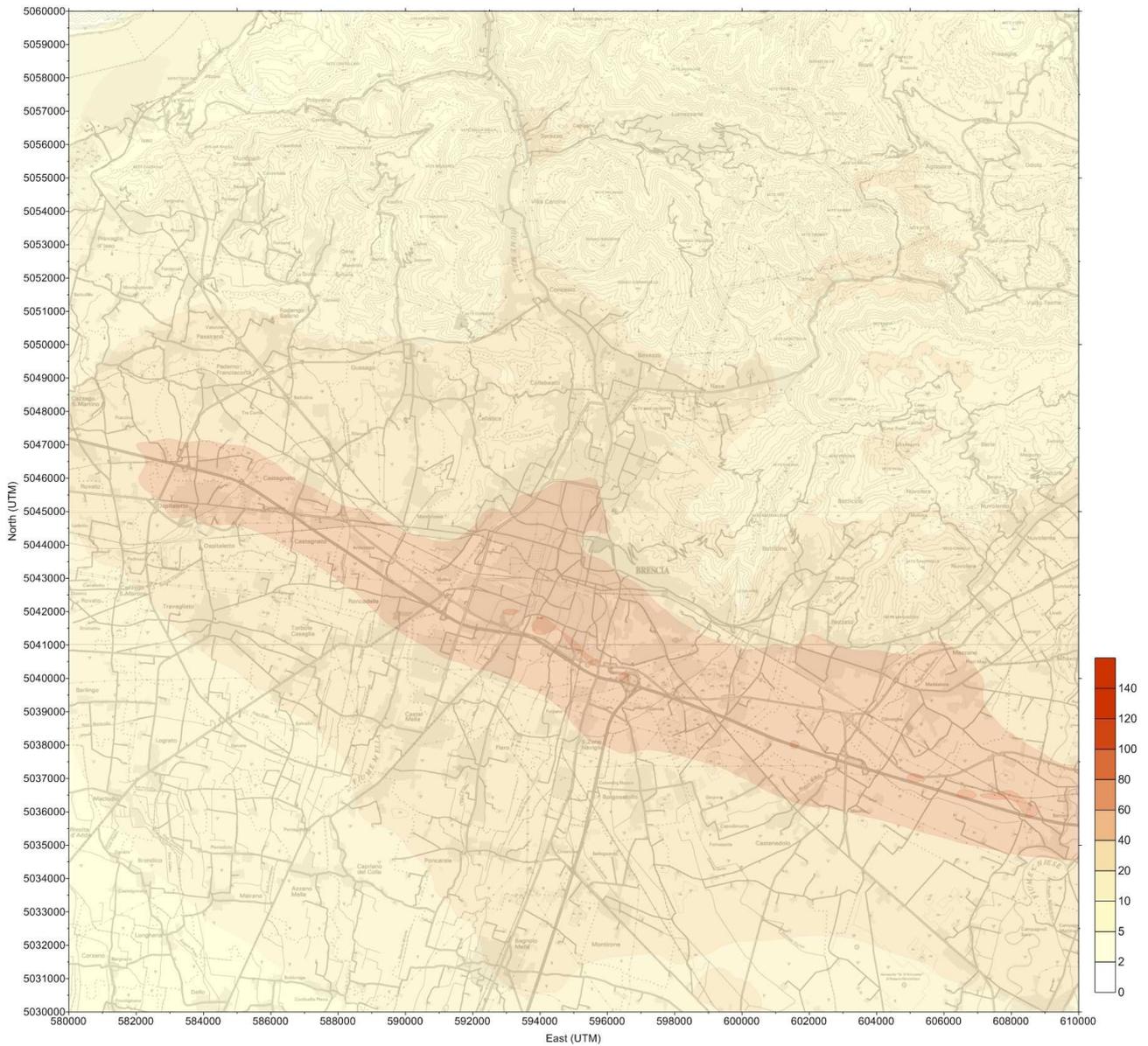


Figura 14 – Concentrazioni medie annuali ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) di NOx dovute al traffico stradale.

Concentrazione massima: 5.03 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

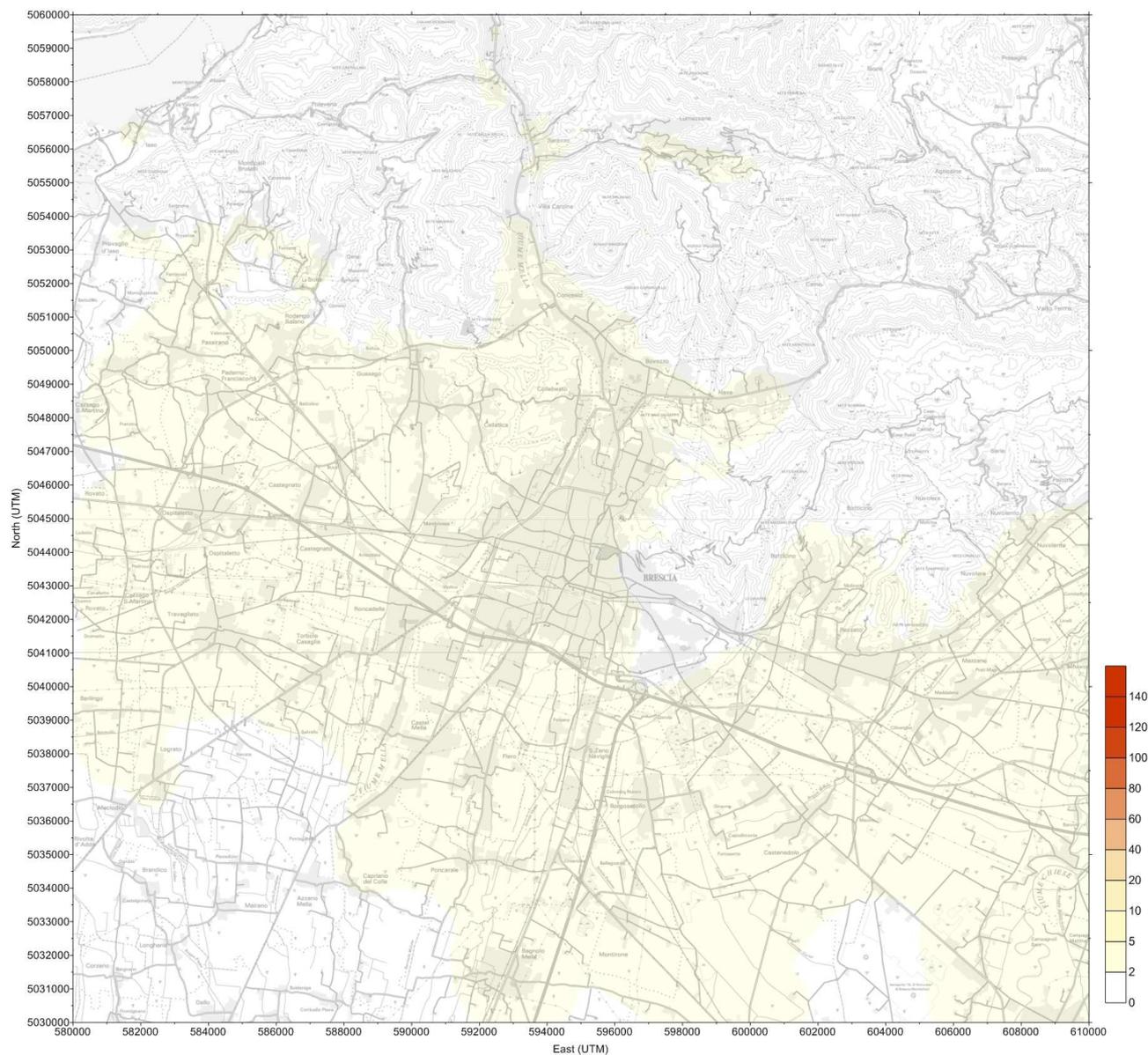


Figura 15 – Concentrazioni medie annuali ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) di NOx dovute a al riscaldamento domestico.

Concentrazione massima: 139.07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

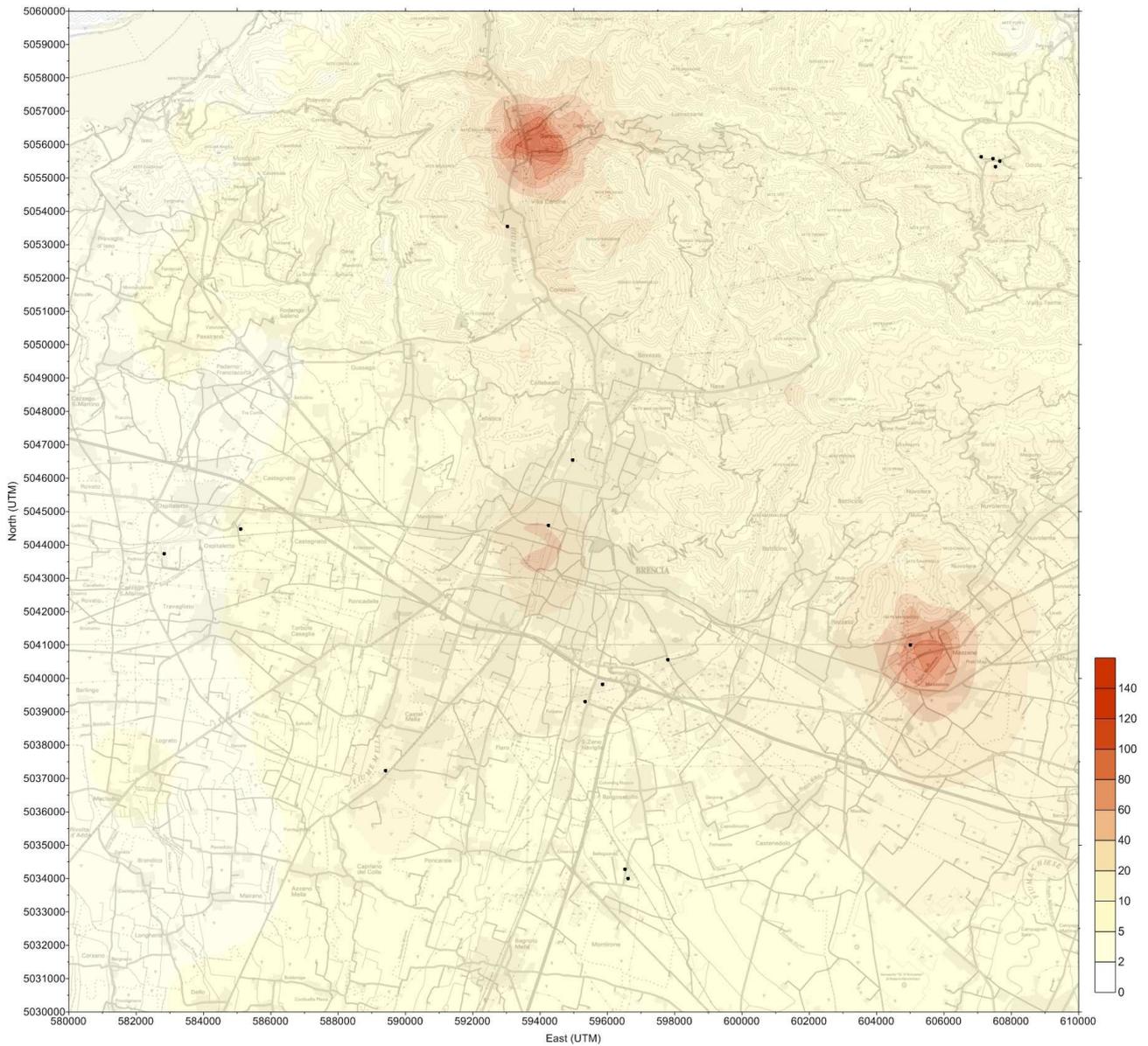


Figura 16 – Concentrazioni medie annuali ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) di NOx dovute alle sorgenti industriali.

Concentrazione massima: 1.07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

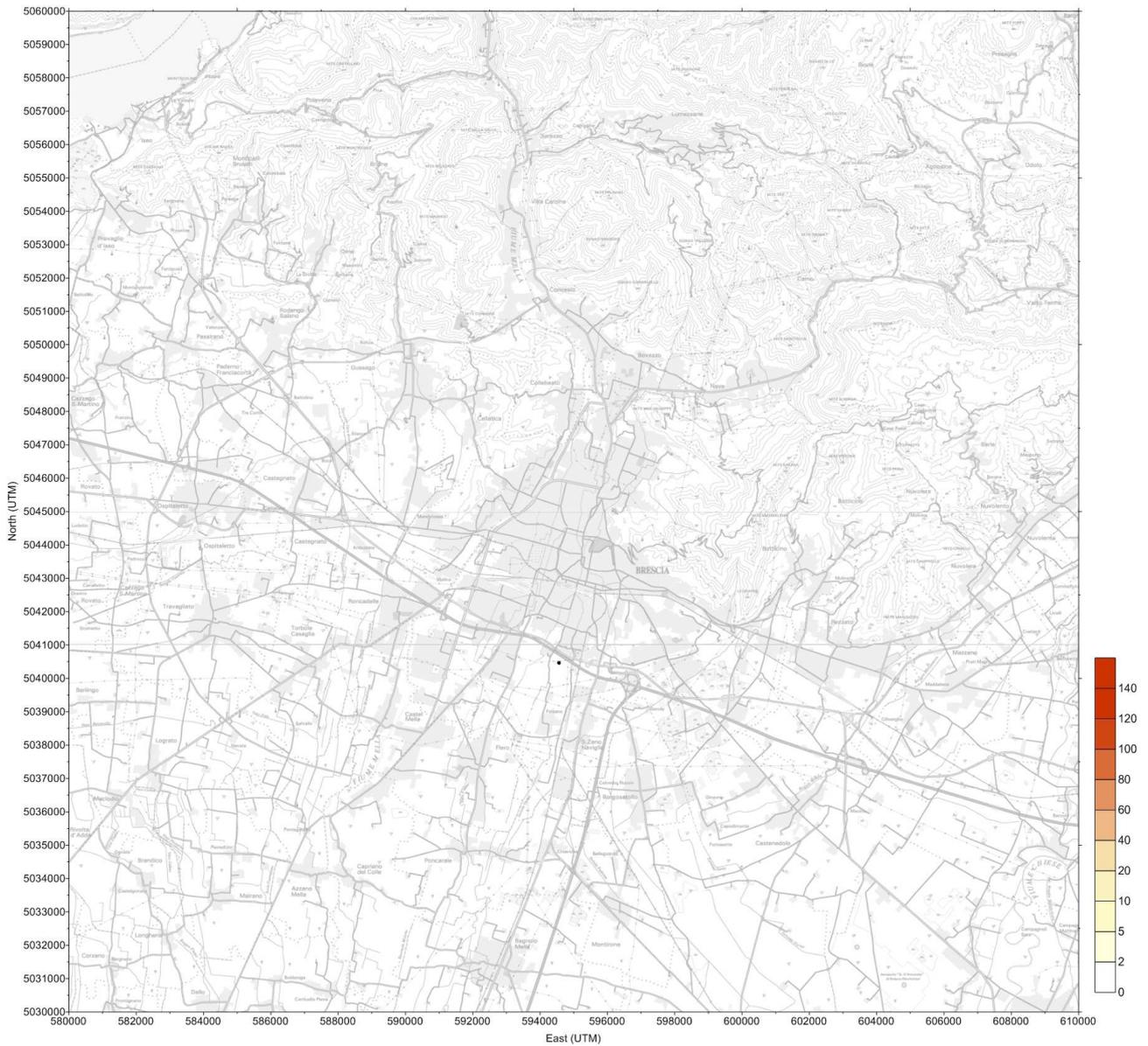


Figura 17 – Concentrazioni medie annuali ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) di NOx dovute al Termoutilizzatore.

Concentrazione massima: 1.20 µg/m³



Figura 18 – Concentrazioni medie annuali (µg/m³) di NOx dovute alla centrale Lamarmora.

Concentrazione massima: 47.38 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

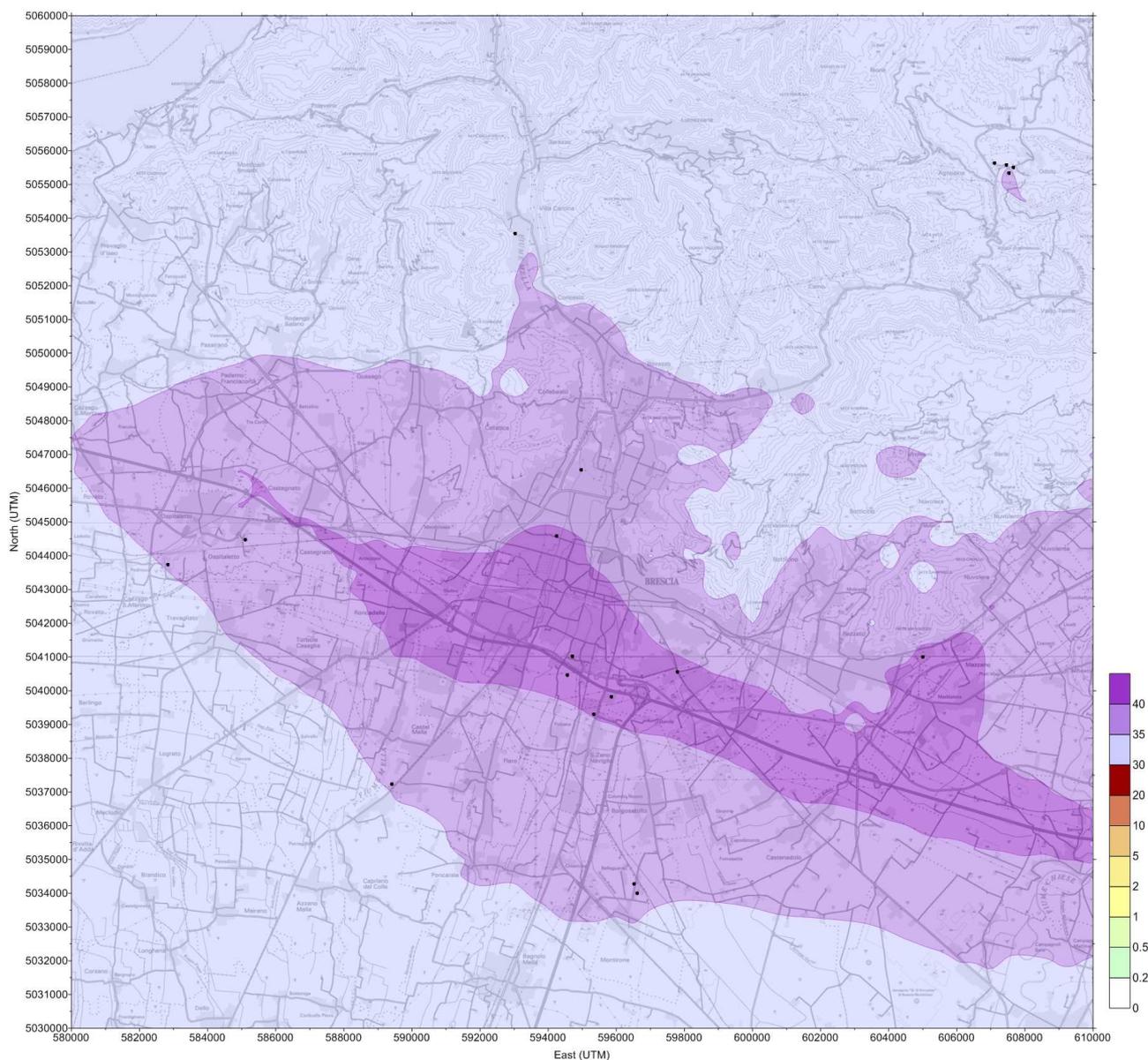


Figura 19 – Concentrazioni medie annuali ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) di PM10 dovute a tutte le sorgenti considerate.

Concentrazione massima: 13.37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

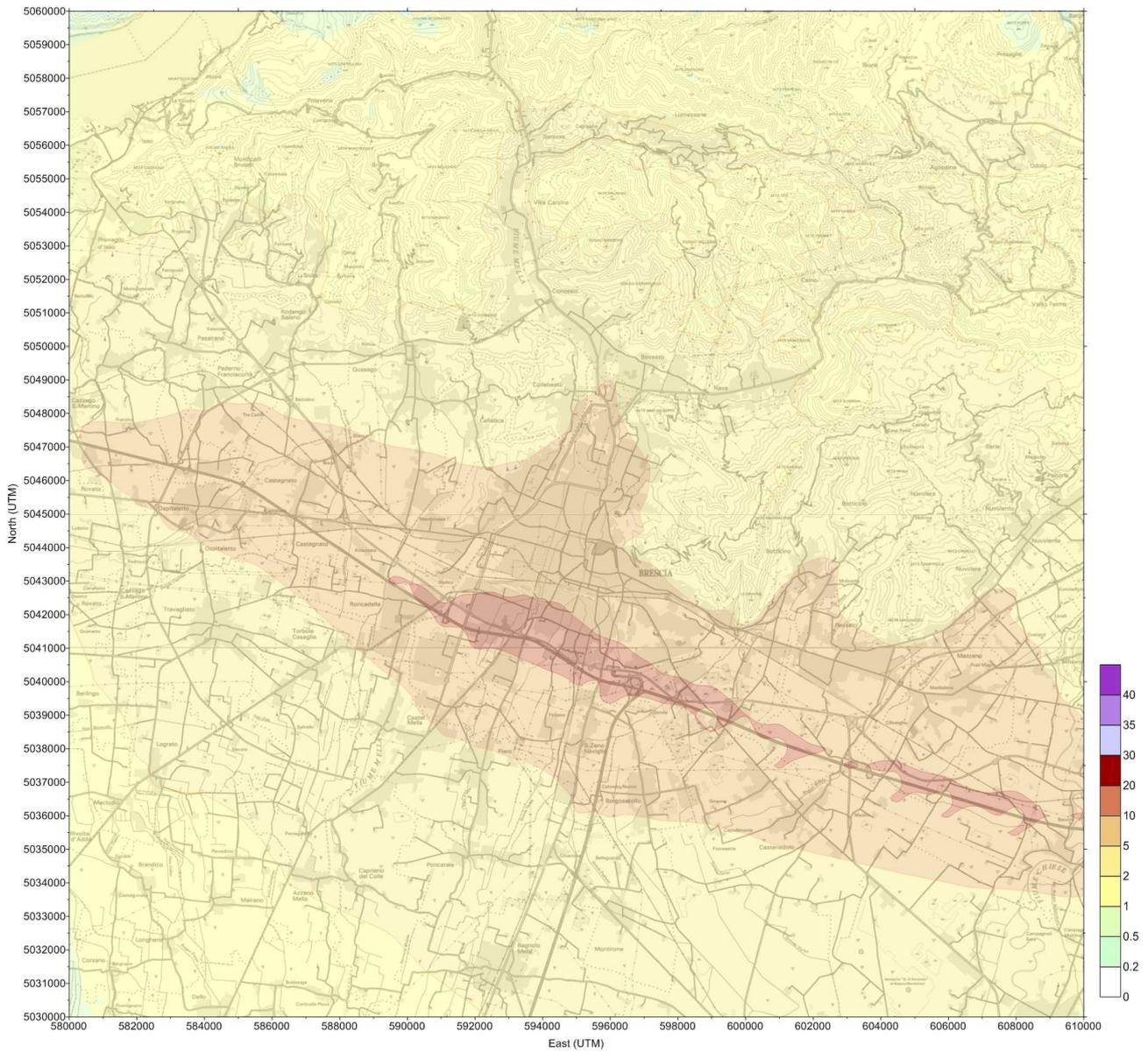


Figura 20 --: Concentrazioni medie annuali ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) di PM10 dovute al traffico stradale.

Concentrazione massima: 1.79 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

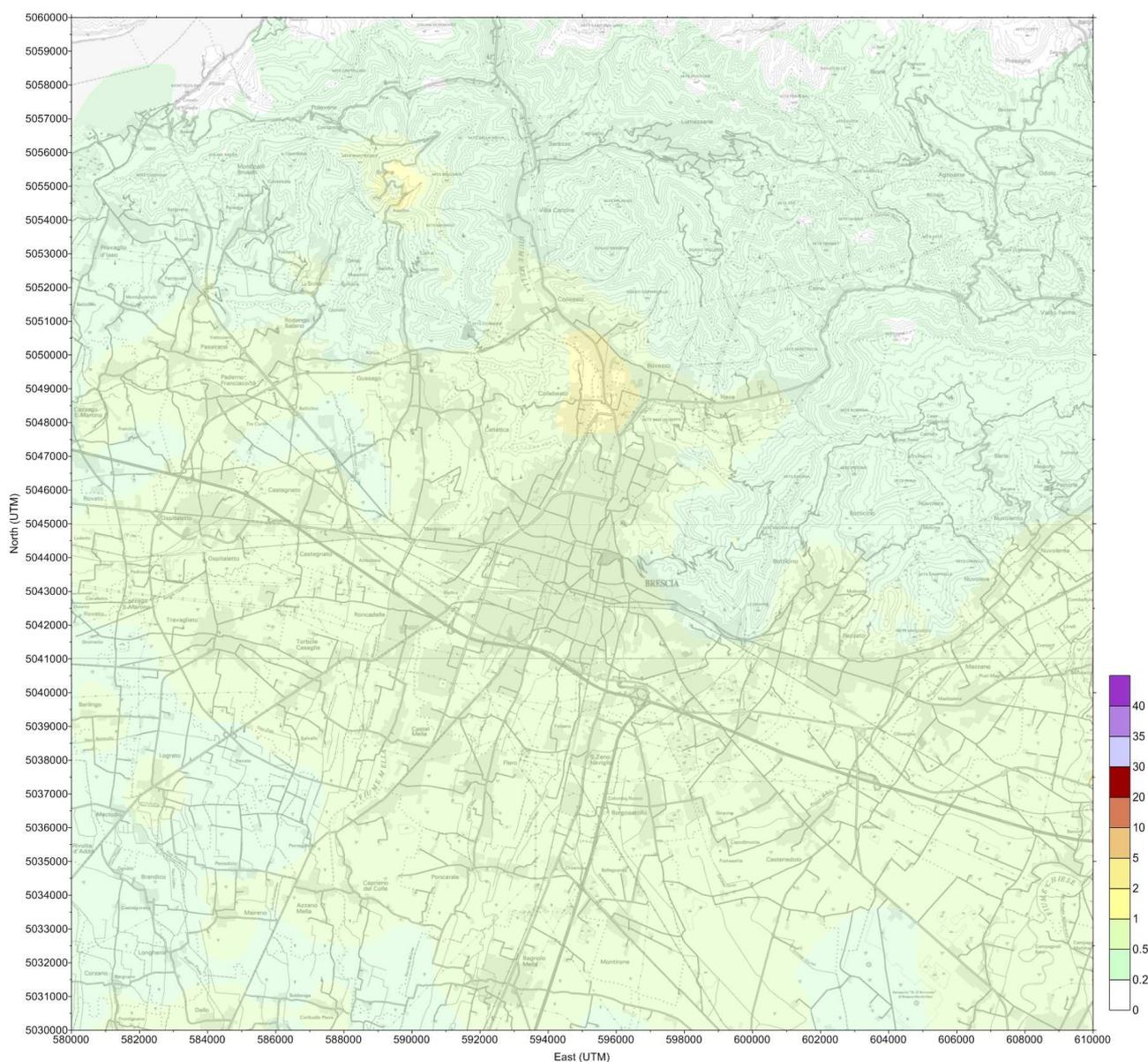


Figura 21 – Concentrazioni medie annuali ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) di PM10 dovute a al riscaldamento domestico.

Concentrazione massima: 7.23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

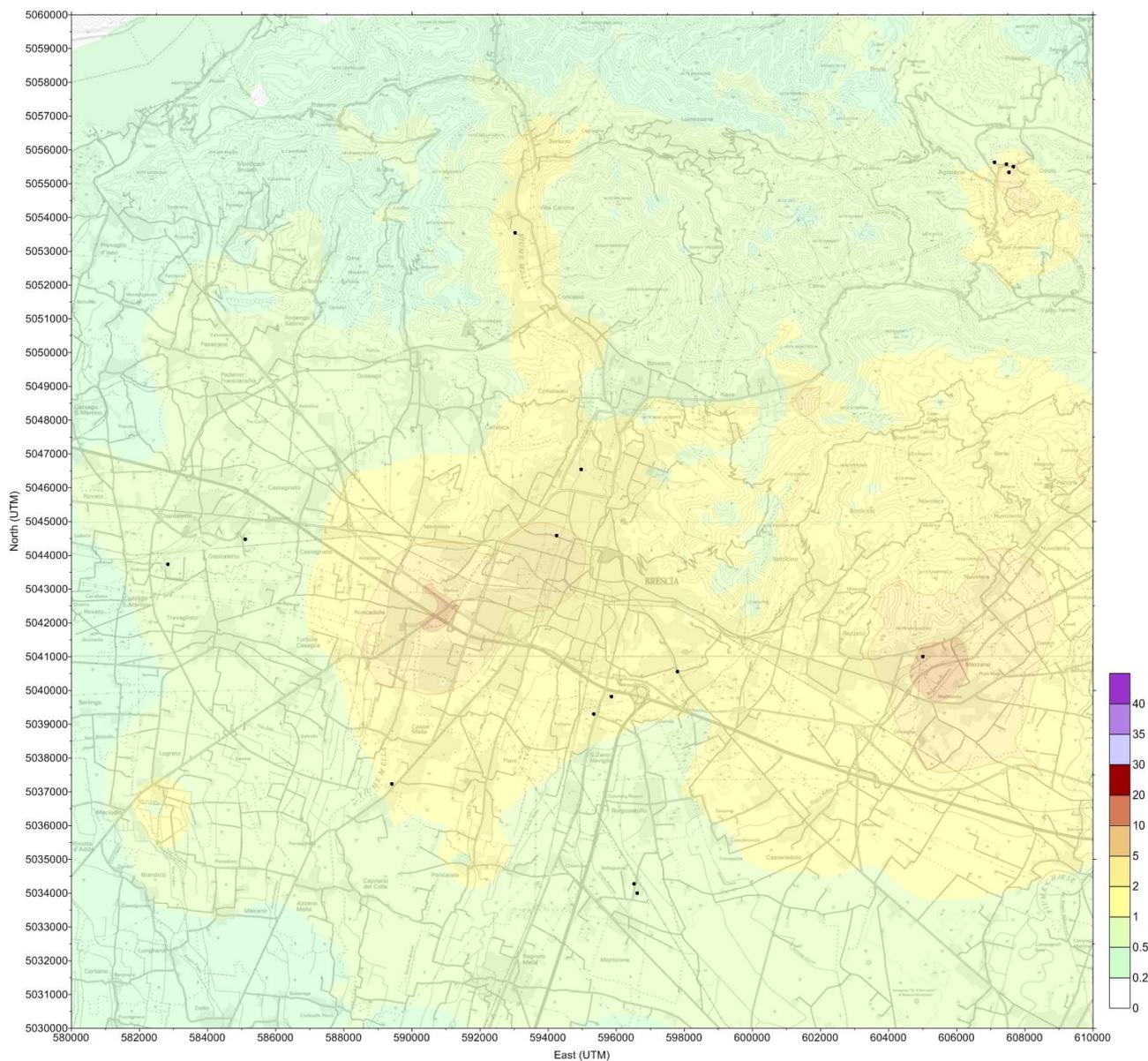


Figura 22 – Concentrazioni medie annuali ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) di PM10 dovute alle sorgenti industriali.

Concentrazione massima: 0.005 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

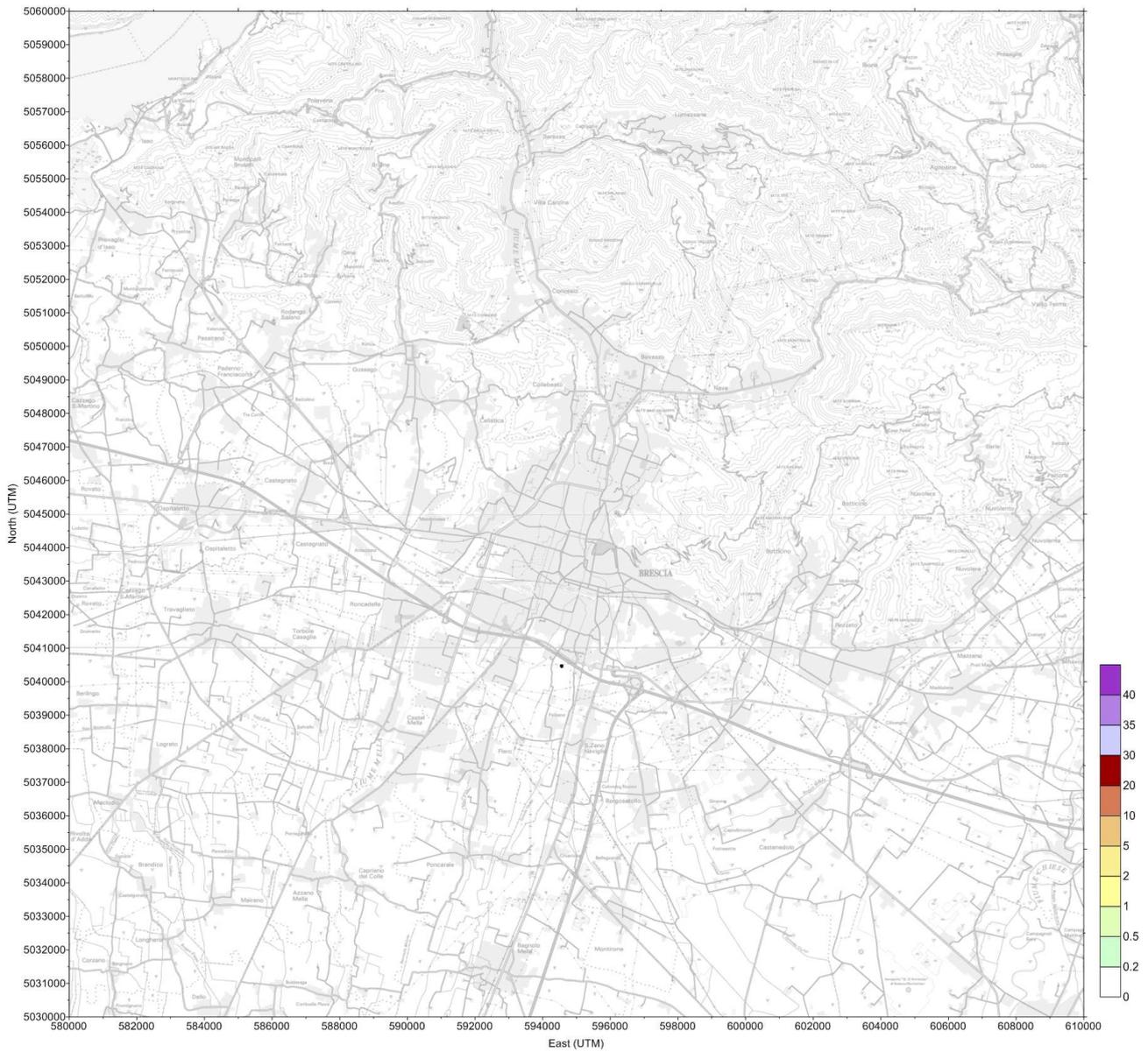


Figura 23 – Concentrazioni medie annuali ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) di PM10 dovute al Termoutilizzatore.

Concentrazione massima: 0.01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

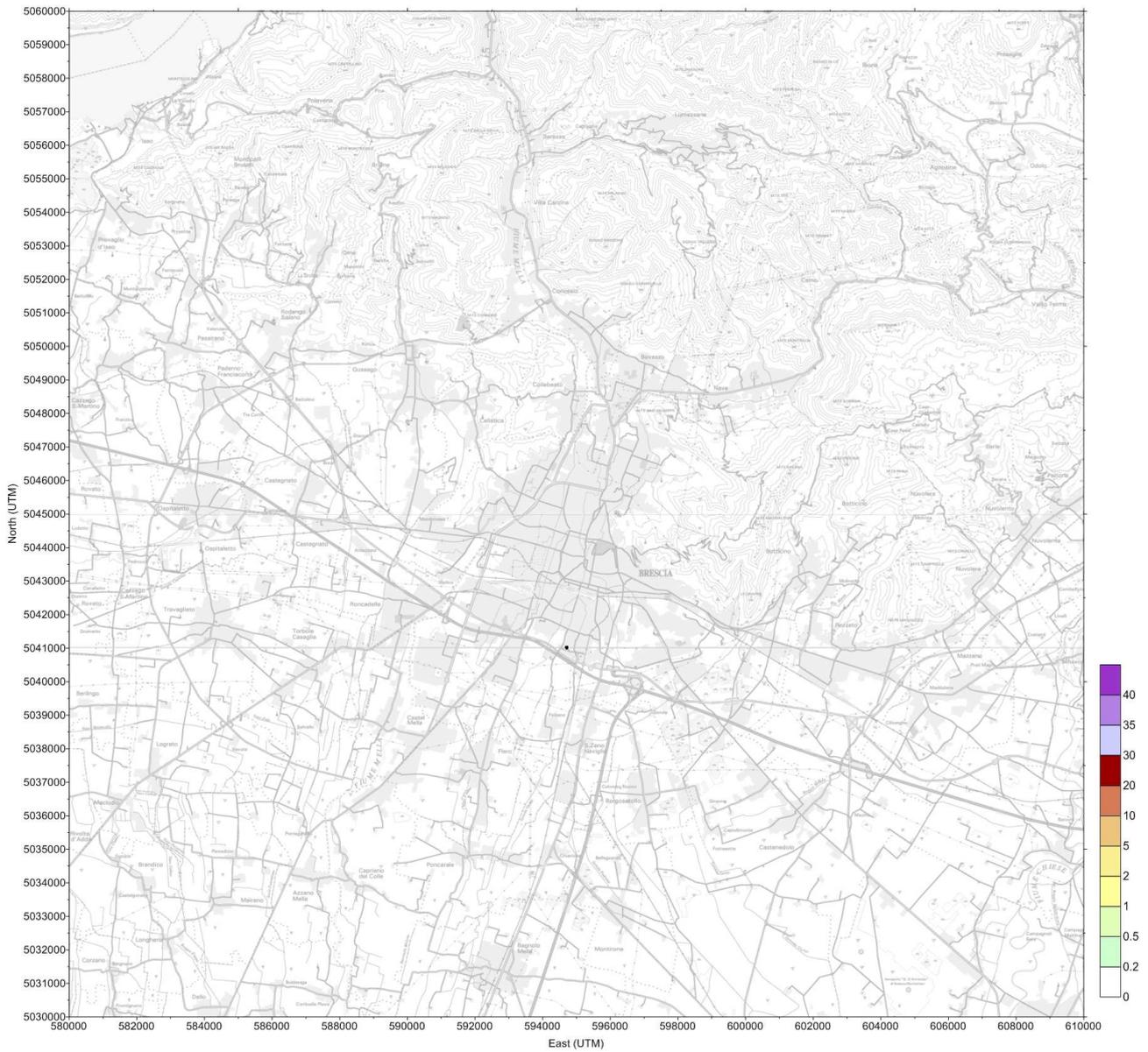


Figura 24 – Concentrazioni medie annuali ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) di PM10 dovute alla centrale Lamarmora.

Concentrazione massima: 587.09 fg/m³

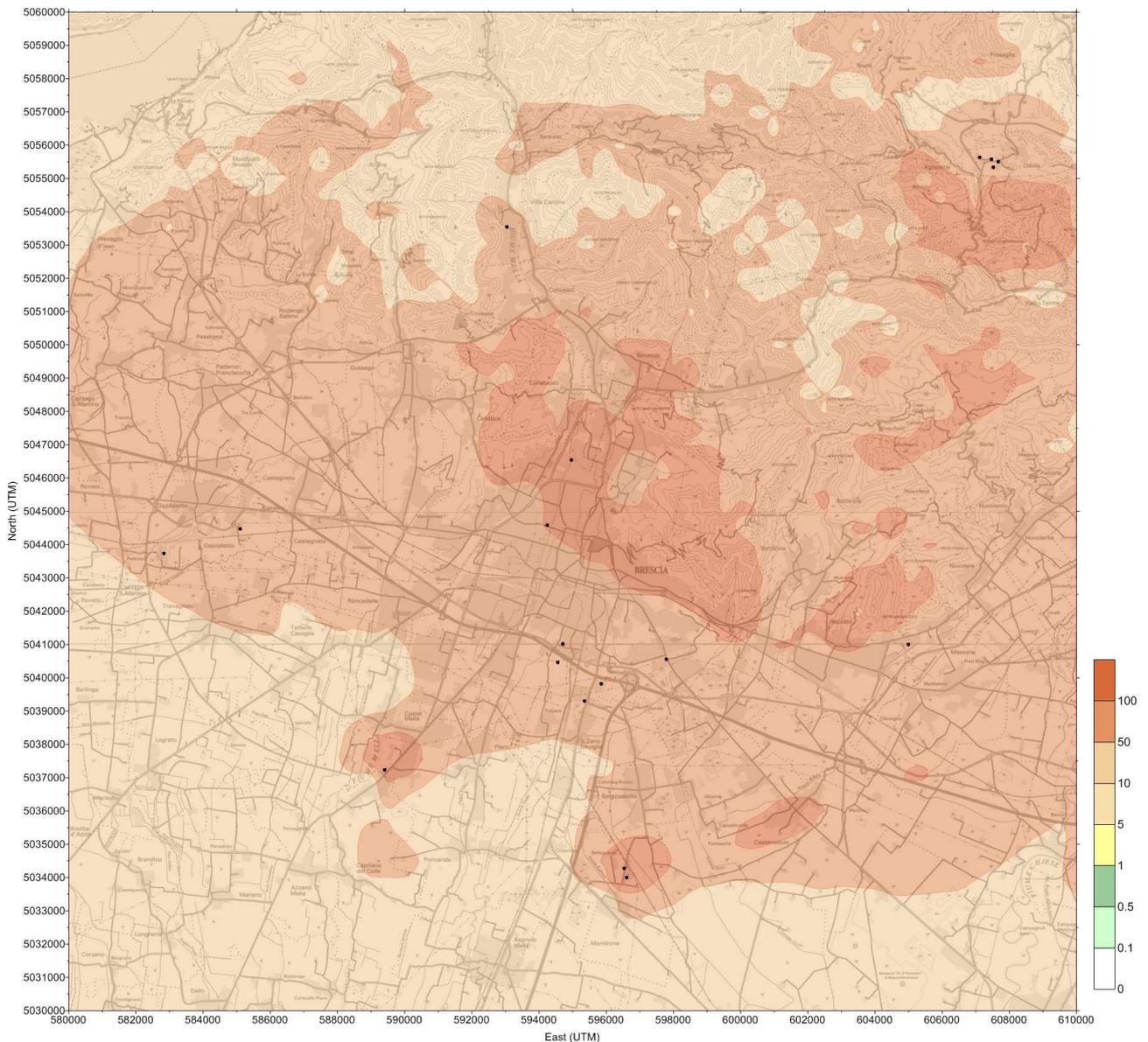


Figura 25 – Concentrazioni medie annuali di microinquinanti TCDDeq (fg/m³) dovute a tutte le sorgenti considerate.

Concentrazione massima: 0.67 fg/m³

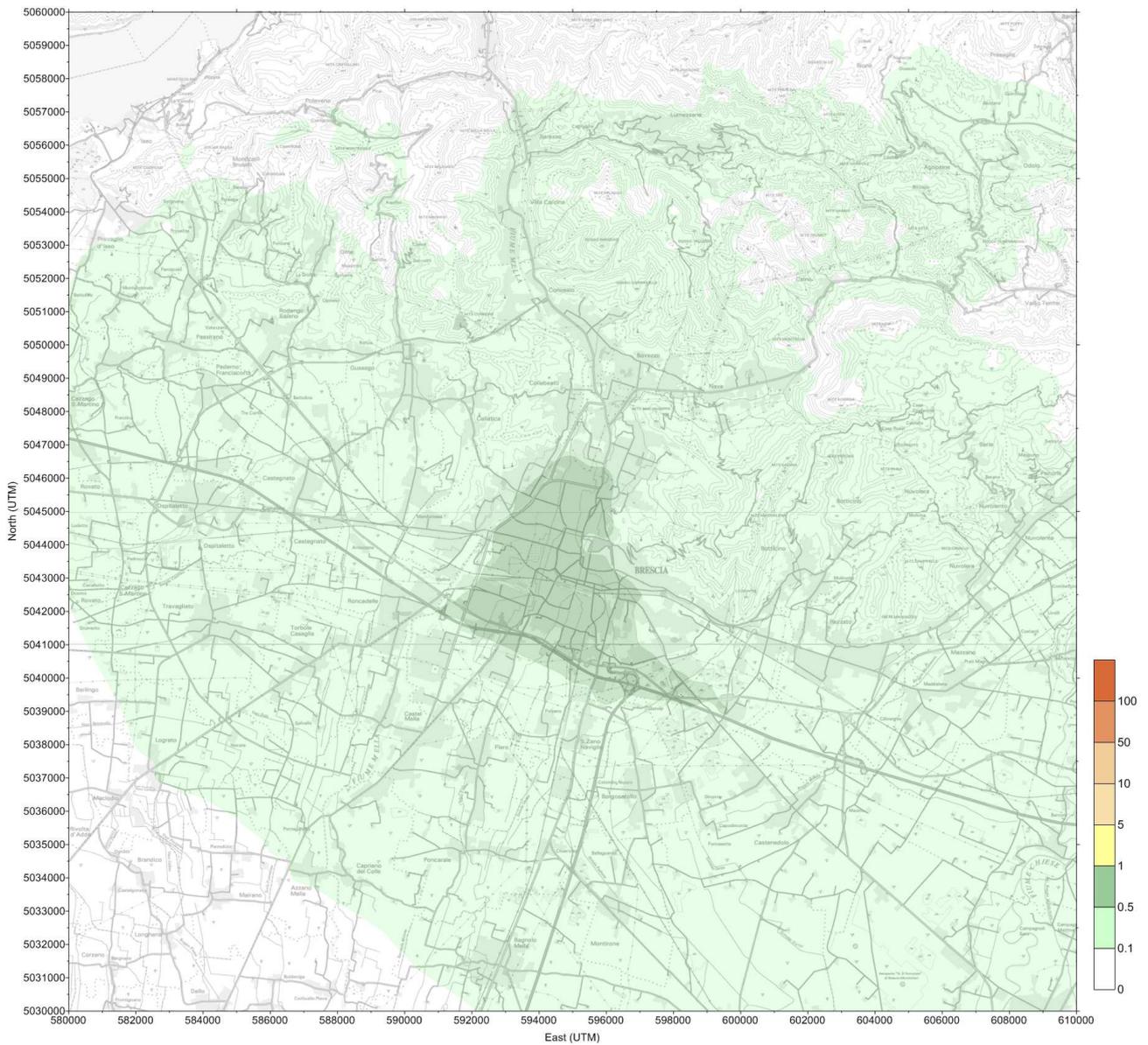


Figura 26 – Concentrazioni medie annuali di microinquinanti TCDDeq (fg/m³) dovute al traffico stradale.

Concentrazione massima: 586.98 fg/m³

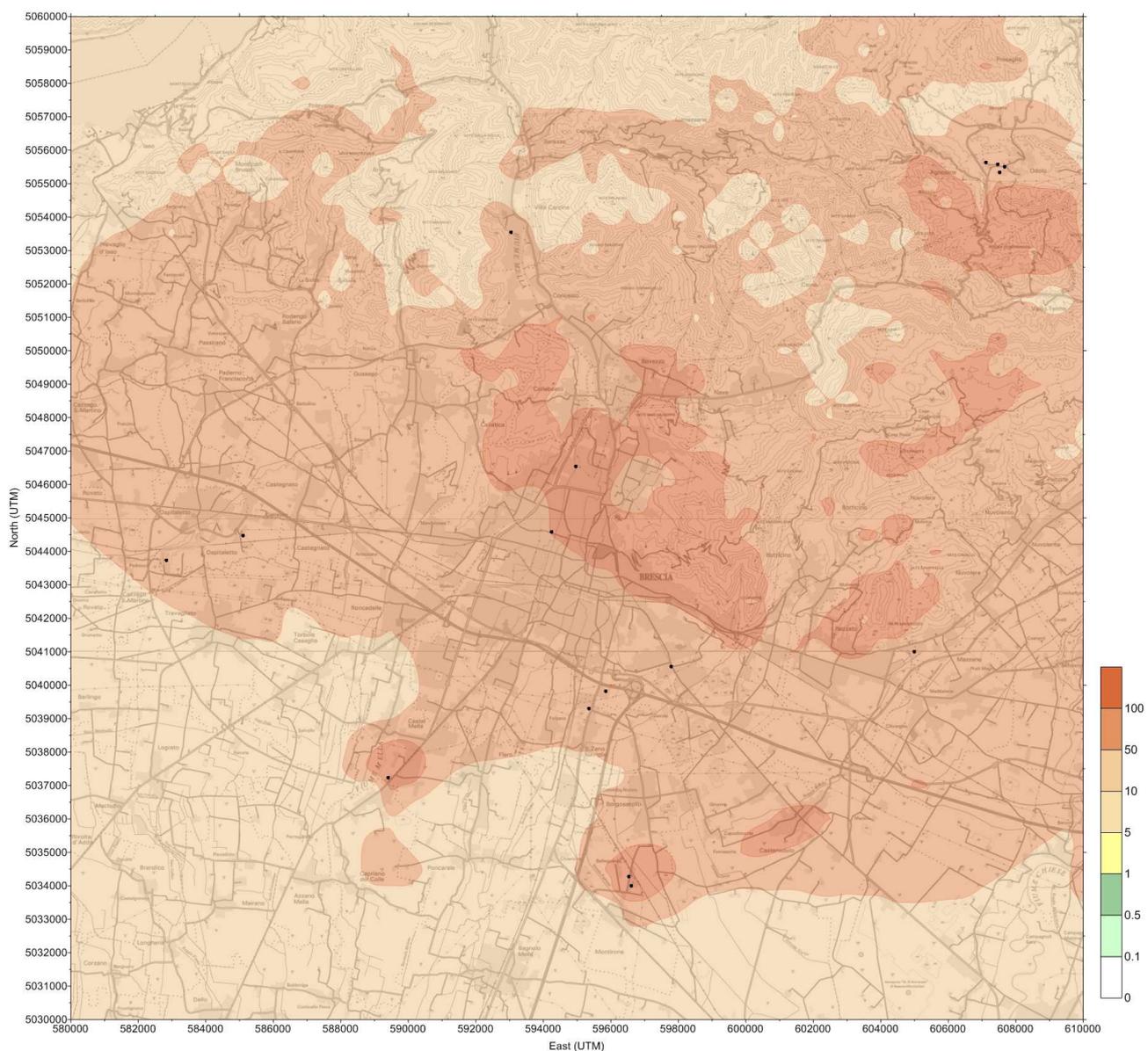


Figura 27 – Concentrazioni medie annuali di microinquinanti TCDDeq (fg/m³) dovute all'industria.

Concentrazione massima: 0.02 fg/m³

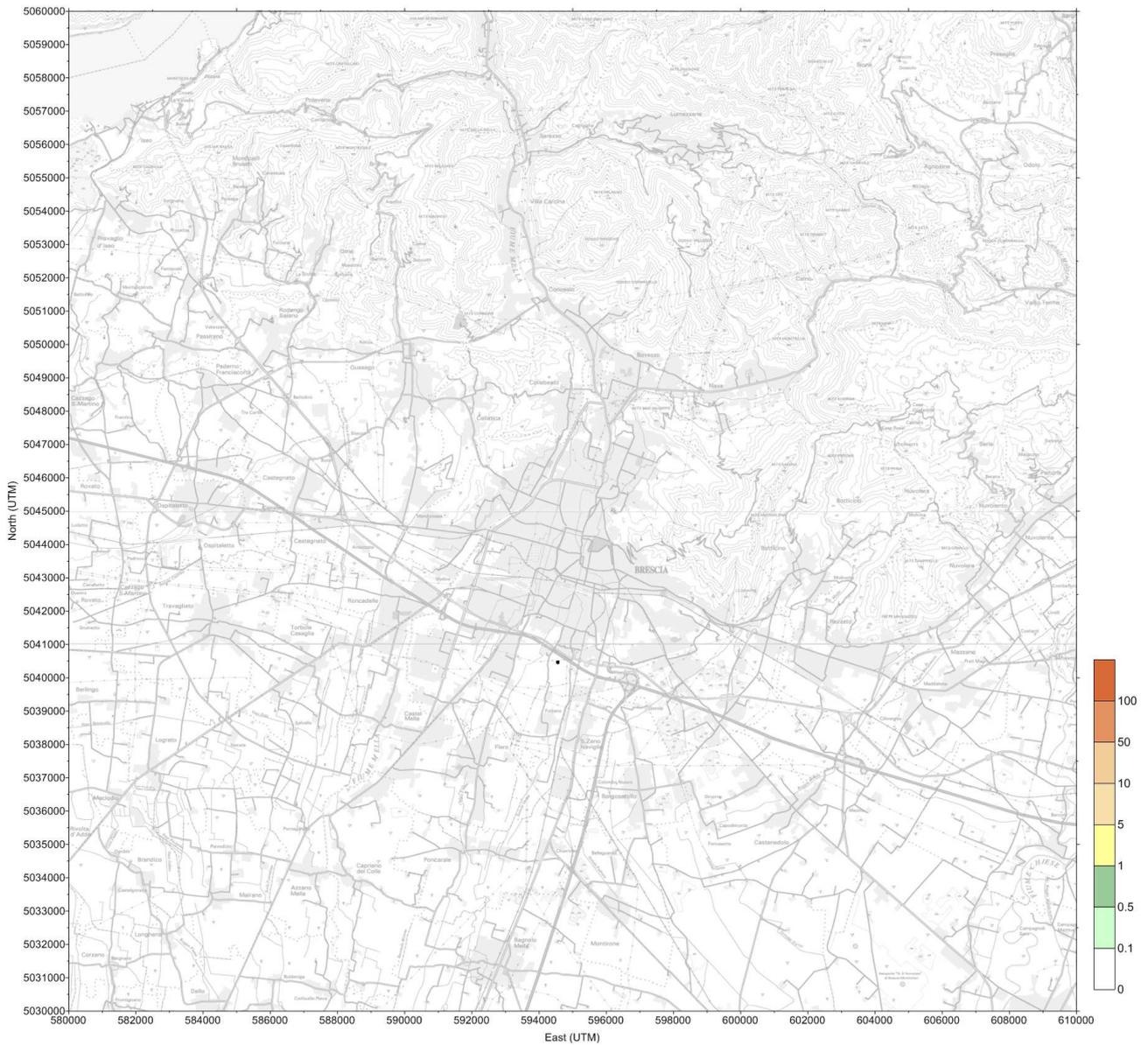


Figura 28 – Concentrazioni medie annuali di microinquinanti TCDDeq (fg/m³) dovute al Termoutilizzatore.

7 Bibliografia

- Briggs G.A. (1973) Diffusion estimation for small emission, ATDL 79 Oak Ridge, Tennessee, USA.
- Batchvarova E. e Gryning S.E. (1990): Applied Model for the Growth of the Daytime Mixed Layer. *Bound. Layer Met.*, 56, 261-274.
- Briggs G.A. (1975) Plume rise predictions, in: *Lecture on air pollution and environmental impact analyses*, Workshop Proceedings, Boston, Mass.
- Briggs G.A. (1984): Plume rise and buoyancy effects. Atmosphere Science and Power Production, D. Randerson Ed., DOE/TIC-27601, 327-366.
- Cagnetti P. e Ferrara V. (1982): Two possibile simplified diffusion models for very low wind speed. *Rivista di Meteorologia Aeronautica*, Vol. XLII, n. 4.
- CARB (1998) Measurement and Modeling of PM10 and PM2.5 Emissions from Paved Roads in California
- Claiborn, C., Mitra, A., Adams, G., Bamesberger, L., Allwine, G., Kantamaneni, R., Lamb, B., Westberg, H. (1995). Evaluation of PM10 emission rates from paved and unpaved roads using tracer techniques. *Atmospheric Environment* 29, 1075-1089.
- Comune di Brescia – Settore Ambiente ed Ecologia (2000). Valutazione preliminare della qualità dell'aria e rapporto annuale sulla qualità dell'aria per il 1999.
- Comune di Brescia – Settore Ambiente ed Ecologia (2001). Rapporto annuale sulla qualità dell'aria per il 2000.
- Comune di Brescia (2004). Studio di dispersione atmosferica di inquinanti emessi sul territorio bresciano.
- Deardorff L.W. (1972): Parameterization of the Planetary Boundary Layer for Use in General Circulation Models. *Mon. Weath. Rev.*- 100, 93-106.
- Derwent R.G. et Middleton D.R. (1996). An empirical function for the ratio NO₂:NO_x. *Clean Air*, vol. 26, No. 3/4, p 57.
- Deserti M., Angelino E., Finzi G., Pasini A., Zanini G., Gabusi V., Volta M., Minguzzi E. (2001) Metodi per la pre-elaborazione di dati di ingresso ai modelli tridimensionali di dispersione atmosferica, Rapporto Tecnico RTI CTN_ACE 5/2001, Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente.
- Desiato E. e Lange R. (1991): An intercomparison of atmospheric turbulence parameters and their application to a tracer experiment using a Monte Carlo particle model. In *Air Pollution Modeling and its applications*, IX, H. van Dop ad G. Kallos Eds- NATO CCMS V. 17.
- Draxler R.R. (1976): Determination of Atmospheric Diffusion Parameters. *Atmosf. Environ.*, 10, 99-105.
- During I., Jacob J., Lohmeyer A., Lutz M., Reichenbacher W. (2002). Estimation of the “non exhaust pipe” PM10 emissions of streets for practical traffic air pollution modelling
- Egan B.A. (1975) Turbulent Diffusion in Complex Terrain, in: *Lecture on air pollution and environmental impact analyses*, Workshop Proceedings, Boston, Mass.
- Egan B.A., D'Errico R., Vaudo C. (1979) Estimating air quality levels in region of high terrain under stable atmospheric conditions, in: *Lecture on air pollution and environmental impact analyses*, Workshop Proceedings, Boston, Mass.
- EMEP/CORINAIR (1999). Atmospheric Emission Inventory Guidebook – Second edition. <http://reports.eea.eu.int/EMEPCORINAIR/en>
- ENEA, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e Associazione Industriale Bresciana (maggio 2003). Valutazione delle emissioni di inquinanti organici persistenti da parte dell'industria metallurgica secondaria
- EPA (1993). Emission factor documentation for AP-42. Section13.2.1, Paved Roads.
- EPER (2004). <http://www.eper.cec.eu.int>.
- Finzi G. e Brusasca G. (1991) - La qualità dell'aria. Modelli previsionali e gestionali - Masson, Milano, pp 346.
- Finzi G., G. Pirovano, M., Volta L. (2001) – Gestione della qualità dell'aria – McGraw-Hill Milano, pp 409.
- Gabusi V., Volta M., Veraldi S., e Veronesi V. (2001). Road traffic impact on photochemical pollution: Brescia metropolitan area case. In Proc. from EUROTRAC-2 Symp. 2000 (P.M. Midgley and M. Reuther editors), Heidelberg, Springer-Verlag, pp. 1146-1149.

- Gámez, A.J., Berkowicz, R., Ketzler, M., Lohmeyer, A. and Reichenbacher, W. (2001): Determination of the non exhaust pipe PM10 emissions of streets for practical traffic air pollution modelling. Paper, presented at the 7th Intl. Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Belgirate, May 28-31, 2001.
- Hall D.J. et al. (2001). An intercomparison of the AERMOD, ADMS and ISC dispersion models for regulatory applications. Proceedings of the 7th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes.
- Hanna S.R. e Chang J.C. (1992): Boundary layer Parameterisations for Applied Dispersion Modelling over Urban Areas. *Bound. Layer Meteor.*, 58, 229-259.
- Hanna S.R. e Paine R.J. (1989): Hybrid Plume Dispersion Model (HPDM) Development and Evaluation., *J. Appl. Meteor.*, 28, 206-224.
- Hanna S.R., Briggs G.A., Dearhoff B.A., Egan F.A., Gifford F.A., Pasquill F. (1977): AMS Workshop on stability classification schemes and sigma curves. Summary and recommendations. *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 58, 1305-1309.
- Hanna S.R., Egan B.A., Perdum J., Wagler J. (1999) : Evaluation of the ADMS, AERMOD and ISC3 dispersion models with the OPTEX, Duke Forest, Kinkaid Indianapolis and Lovett field data set. Proceedings of the 6th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes.
- IAEA (1981) Dispersion atmosphérique et choix des sites de centrales nucléaires, Guide de sureté. Agence Internationale de l'Energie Atomique, Vienna.
- IARC, 1997. "Carcinogenicity evaluation of polychlorinated dibenzo-para-dioxins". www.iarc.fr.
- IIASA – International Institute for Applied Systems Analysis – RAINS-Europe homepage. <http://www.iiasa.ac.at/~rains/>
- INEMAR, 2001. <http://www.ambiente.regione.lombardia.it/inemar/inemarhome.htm>.
- INEMAR, 2008. <http://www.ambiente.regione.lombardia.it/inemar/inemarhome.htm>.
- ISPRA, 2010, <http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sinanet/sstoriche/>
- Kantamaneni, R., Adams, G., Bamesberger, L., Allwine, E., Westberg, H., Lamb, B., Claiborn, C. (1996). The measurement of Roadway PM10 emission rates using atmospheric tracer ratio techniques. *Atmospheric Environment* 24, 4209-4223.
- Lohmeyer A., Lambrecht U., Peranic Z., Boesinger R. (2002). Validation og vehicle road PM10 emission models by the Karlsruhe PM validation data set and the results of the regular german state monitoring station
- Marcucci L. (1999): "Implicazioni di tecniche di traffic calming sulle emissioni inquinanti: il caso dell'area metropolitana bresciana", tesi di laurea Università degli studi di Brescia, facoltà di Ingegneria.
- Mikkelsen T. e Desiato F. (1992): Atmospheric dispersion models and preprocessing of meteorological data for real-time application. *Radiation Protection Dosimetry*, v. 50, n. 2-4, 205-218.
- Ntziachristos N. e Z. Samaras (2000). COPERT III Computer programme to calculate emissions from road transport. Methodology and emission factors (Version 2.1). European Environment Agency, technical report No 49.
- Pasquill F. (1983) Atmospheric diffusion, Ellis Horwood.
- S.R. Hanna, G.A. Briggs, R.P. Hosker Jr (1982) Handbook on atmospheric diffusion, Technical Information Center, US Department of Energy.
- Seinfeld J.H. and Pandis S. N. (1996) Atmospheric chemistry and physics – From air pollution to climate change, John Wiley and Sons, New York, pp 1326.
- Van Ulden A.P. e Holtslag A.A.M. (1985): Estimation of Atmospheric Boundary Layer Parameters for Diffusion Applications. *J. Clim. Appl. Meteor.*, 24, 11, 1196-1207.
- Vitali L., Pace, G. Zanini G., Bracco G., Migliori S, Finardi S.: 2008 ' Application of the Local Analysis and Prediction System (LAPS) to carry out high resolution meteorological analysis at Italian National scale. ENEA report, RT/2008/18/ACS
- Walko R.L., Tremback C.J.: 1995, 'RAMS The Regional Atmospheric Modeling System (Version 3b) User's Guide', ASTeR, Inc. <http://www.atmet.com/html/docs/documentation.shtml>
- Weil J.C. e Brower R.P. (1984): An Updated Gaussian Plume Model for Tall Stacks. *J. Air Pollut. Control Assoc.*, 34, 818-827.

Zilitinkevich S.S. (1972): On the Determination of the Height of the Ekman Boundary Layer. *Bound. Layer Meteor.*, 3, 141-145.