



AREA SERVIZI TERRITORIALI METROPOLITANI
Servizio Progettazione Costruzioni e Manutenzione Strade

INTERVENTO FINANZIATO NELL'AMBITO DEL PATTO PER BOLOGNA

VARIANTE ALLA S.P. 65 "DELLA FUTA"

NODO DI RASTIGNANO - 2° LOTTO DI COMPLETAMENTO
TRATTO COMPRESO TRA SVINCOLO DI RASTIGNANO E PONTE DELLE OCHE
NEI COMUNI DI SAN LAZZARO DI SAVENA, BOLOGNA E PIANORO

PROGETTO DEFINITIVO

DOCUMENTAZIONE GENERALE

STUDIO PRELIMINARE AMBIENTALE

STUDIO ATMOSFERICO A SCALA METROPOLITANA

IL PROGETTISTA SPECIALISTICO

Ing. Davide Canuti
Ord. Ing. Milano N. 21033

RESPONSABILE AMBIENTE

IL RESPONSABILE INTEGRAZIONE PRESTAZIONI SPECIALISTICHE



Ing. Raffaele Rinaldesi
Ord. Ingg. Macerata N. A1068

IL DIRETTORE TECNICO

Ing. Orlando Mazza
Ord. Ingg. Pavia N. 1496

PROGETTAZIONE NUOVE OPERE AUTOSTRADALI

| CODICE IDENTIFICATIVO | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | Ordinatore: <div>00</div> | | | | | | | | |
|-----------------------|---|-----------------------------|---|------|----------|-----------|-----------------------------------|---|---------------|---|---|------|------------|-----------------------|---|------|---|---|---|---|---|---|------------------------------|---|---|---|---|---|---|---|-------------|
| RIFERIMENTO PROGETTO | | | | | | | RIFERIMENTO DIRETTORIO | | | | | | | RIFERIMENTO ELABORATO | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Codice Commessa | | Lotto, Sub- Cod. Appalto | | Fase | Capitolo | Paragrafo | WBS tipologia progressivo | | PARTE D'OPERA | | | Tip. | Disciplina | Progressivo | | Rev. | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 1 | 1 | 4 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 | 1 | P | D | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | A | M | B | 0 | 0 | 0 | 8 | - | 0 | SCALA: - |

| | | | | | | |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|-------------|-------------------------|--|-----------|------------|
|   | PROJECT MANAGER: | | SUPPORTO SPECIALISTICO: | | REVISIONE | |
| | Ing. Raffaele Rinaldesi Ord. Ingg. Macerata N. A1068 | | | | n. | data |
| | | | | | 0 | MARZO 2018 |
| | | | | | 1 | — |
| | | | | | 2 | — |
| | | | | | 3 | — |
| | | | | | 4 | — |
| REDATTO: | — | VERIFICATO: | — | | | |

| | | |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| VISTO DEL PROPRIETARIO DELLE OPERE | | VISTO DEL CONCEDENTE |
|  CITTÀ METROPOLITANA DI BOLOGNA | |  |
| IL RESPONSABILE UNICO DEL PROCEDIMENTO Ing. Pietro Luminasi | | Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti DIPARTIMENTO PER LE INFRASTRUTTURE, GLI AFFARI GENERALI ED IL PERSONALE STRUTTURA DI VIGILANZA SULLE CONCESSIONARIE AUTOSTRADALI |

INDICE

| | | | | | |
|------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|--|--|--|
| 1 | PREMESSA | 2 | | | |
| 2 | LO STATO ATTUALE DELLA QUALITÀ DELL'ARIA..... | 3 | | | |
| 2.1 | LA SITUAZIONE GENERALE A SCALA VASTA E I TREND IN CORSO..... | 3 | | | |
| 2.2 | LA QUALITÀ DELL'ARIA A BOLOGNA | 8 | | | |
| 2.2.1 | La rete di monitoraggio..... | 8 | | | |
| 2.2.2 | “Spazializzazione” dei livelli di qualità dell’aria su area vasta | 10 | | | |
| 2.3 | CONCLUSIONI | 29 | | | |
| 3 | METODOLOGIA DELLO STUDIO | 30 | | | |
| 4 | VALUTAZIONE DEGLI EFFETTI DELL'OPERA SULLA QUALITÀ DELL'ARIA | 31 | | | |
| 4.1 | REVISIONE E STIMA DELLE EMISSIONI NON DA TRAFFICO | 31 | | | |
| 4.2 | RETE E TRAFFICO..... | 33 | | | |
| 4.2.1 | Composizione del parco circolante 2014 e proiezione al 2025..... | 34 | | | |
| 4.2.2 | Modello di stima delle emissioni da traffico stradale..... | 36 | | | |
| 4.2.3 | Variabilità temporale del traffico | 38 | | | |
| 4.2.4 | Stima delle emissioni inquinanti | 39 | | | |
| 4.2.5 | Bilancio emissivo | 39 | | | |
| 4.3 | STUDIO DI DISPERSIONE DEGLI INQUINANTI SU AREA VASTA | 40 | | | |
| 4.3.1 | Area di simulazione..... | 41 | | | |
| 4.3.2 | Orografia e uso del suolo | 42 | | | |
| 4.3.3 | Dati Meteorologici – Il database MINNI..... | 43 | | | |
| 4.3.4 | Ricostruzione dei campi di vento e temperatura | 44 | | | |
| 4.3.5 | Ricostruzione della dispersione atmosferica..... | 48 | | | |
| 4.3.6 | Risultati delle simulazioni..... | 49 | | | |
| 4.4 | SIMULAZIONE DELLE ALTRE SORGENTI PRESENTI NEL TERRITORIO ED INQUINAMENTO SECONDARIO | 72 | | | |
| 4.4.1 | Premessa | 72 | | | |
| 4.4.2 | Area di simulazione..... | 73 | | | |
| 4.4.3 | Meteorologia e condizioni al contorno | 73 | | | |
| 4.4.4 | Input emissivo | 74 | | | |
| 4.4.5 | Ricostruzione della dispersione e trasformazioni in atmosfera..... | 76 | | | |
| 4.4.6 | Risultati delle simulazioni | 76 | | | |
| 4.4.7 | Analisi dei contributi (“source apportionment”)..... | 94 | | | |
| 4.5 | CONCLUSIONI..... | 105 | | | |
| 5 | RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI..... | 106 | | | |

1 PREMESSA

In considerazione della sensibilità del contesto territoriale fortemente antropizzato in cui si inserisce l'intervento del "Passante di Bologna", è stata dedicata particolare attenzione allo studio dell'impatto atmosferico generato con il potenziamento. Al fine di cogliere e rappresentare tutti i fenomeni atmosferici e gli effetti a scala vasta dell'intervento in progetto lo studio è esteso all'intero contesto metropolitano bolognese (si veda figura seguente).

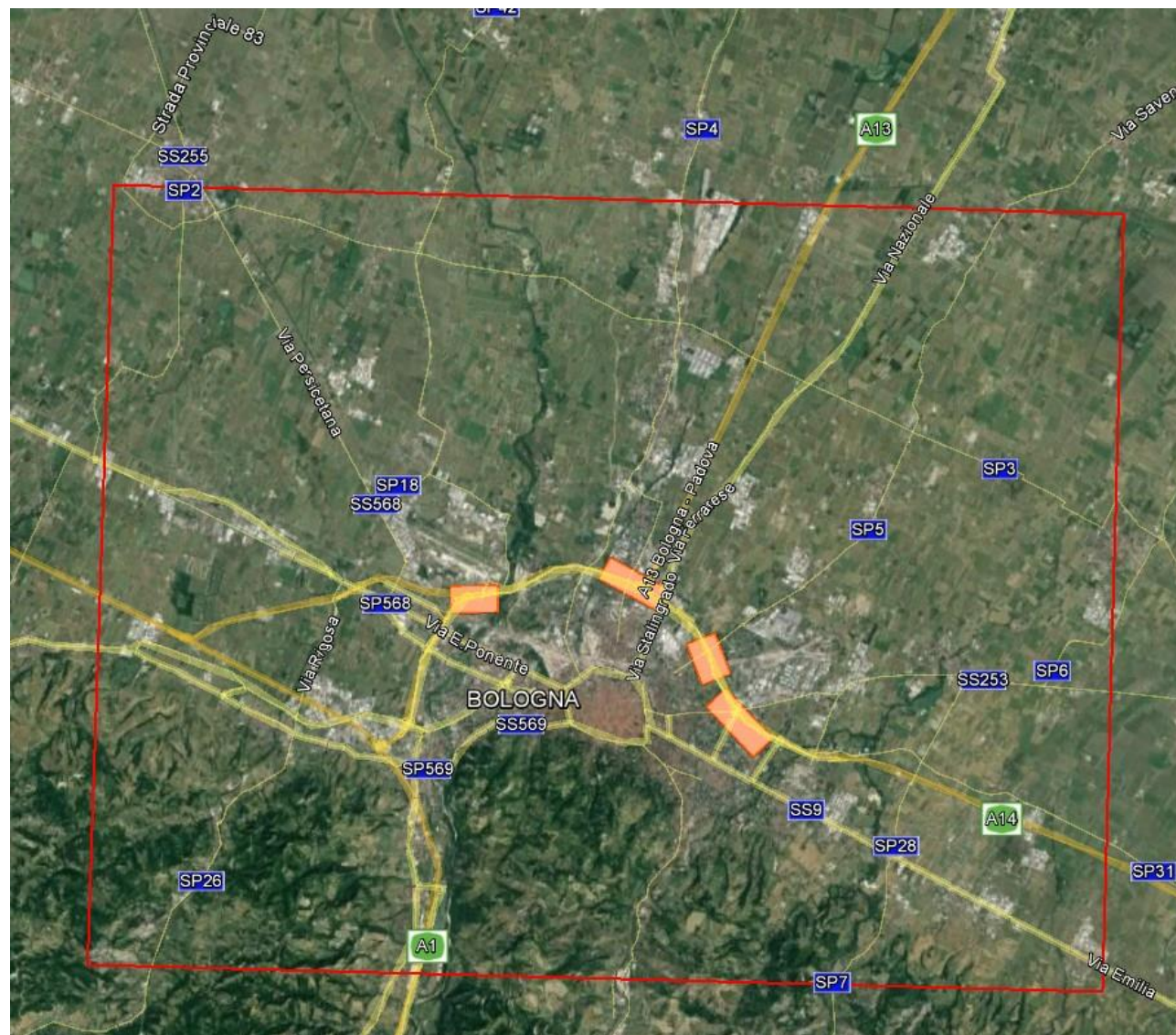


Figura 1. Area considerata per lo studio di dispersione su scala vasta, rappresentata dal rettangolo rosso, e per gli approfondimenti locali

Lo studio ha previsto in primo luogo l'analisi della qualità dell'aria nell'area metropolitana Bolognese, individuando i principali trend in atto, e uno specifico approfondimento sull'area direttamente interessata dal progetto, al fine di inquadrare lo stato attuale e consentire successivamente il confronto con lo stato di progetto.

Le elaborazioni successive, sviluppate sulla base dei risultati delle simulazioni trasportistiche, sono state finalizzate a determinare il bilancio ambientale dell'intervento in termini di emissioni di sostanze inquinanti e al fine di calcolare il contributo emissivo dell'opera rispetto alle altre sorgenti presenti nell'area (strade locali, riscaldamento domestico, attività aeroportuale, ecc.).

La modellazione alla scala locale (che corrisponde grosso modo alla scala provinciale, Figura 1) con modello di dispersione tridimensionale non-reattivo permette di valutare i contributi alla qualità dell'aria locale dovuti alla presenza del sistema tangenziale/autostradale e della rete di strade extraurbane e urbane principali in tre scenari emissivi: attuale 2015, programmatico 2025 e progettuale 2025 – dove per "programmatico" s'intende tendenziale senza realizzazione dell'opera e per "progettuale", tendenziale a opera realizzata.

Una seconda modellazione alla scala locale con modello tridimensionale fotochimico (in grado cioè di considerare la formazione di inquinamento secondario dovuto a trasformazioni fisico-chimiche in atmosfera) permette di valutare i contributi alla qualità dell'aria locale dovuti alla presenza del sistema tangenziale/autostradale e della rete di strade extraurbane e urbane principali anche nelle componenti secondarie e in relazione a quelli delle altre sorgenti presenti sul territorio.

Nei capitoli che seguono, oltre alla ricognizione dello stato di qualità dell'aria attuale, viene fornita una descrizione sintetica della metodologia sviluppata, degli strumenti modellistici utilizzati e dei principali risultati ottenuti in questa fase degli studi.

2 LO STATO ATTUALE DELLA QUALITÀ DELL'ARIA

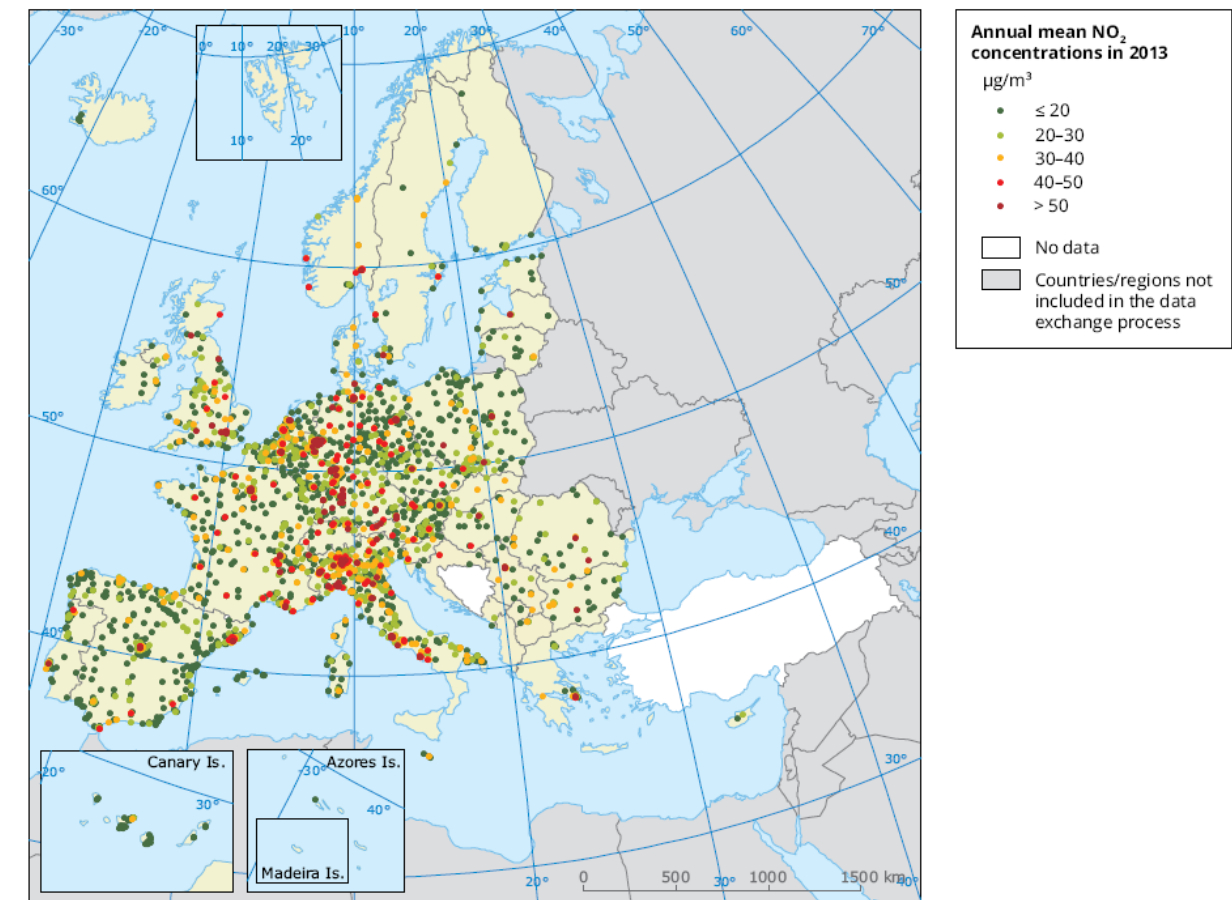
Al fine di caratterizzare lo stato attuale della qualità dell'aria e consentire successivamente il confronto con lo stato di progetto, è stata in primo luogo eseguita l'analisi dei dati di monitoraggio disponibili nell'area metropolitana Bolognese, basandosi sui report annuali ufficiali pubblicata da ARPA Emilia Romagna.

Preliminarmente è stata svolta una ricognizione della situazione dell'inquinamento atmosferico a scala più vasta, partendo da livello europeo fino al bacino padano, individuando lo stato di qualità attuale e i trend in corso, sia in termini emissivi che di concentrazione.

2.1 LA SITUAZIONE GENERALE A SCALA VASTA E I TREND IN CORSO

L'Unione Europea, a fronte di importanti miglioramenti, individua tuttora alcune situazioni di non conformità ai limiti di riferimento validi per tutti gli stati membri (in Italia recepiti con il D.Lgs. 155/2010). Le mappe seguenti, estratte dal documento Air quality in Europe — 2015 report della European Environment Agency, illustrano i livelli conseguiti nelle centraline presenti sul territorio europeo per NO₂ (media annua), PM₁₀ (superamenti del limite giornaliero) e PM_{2.5} (media annua).

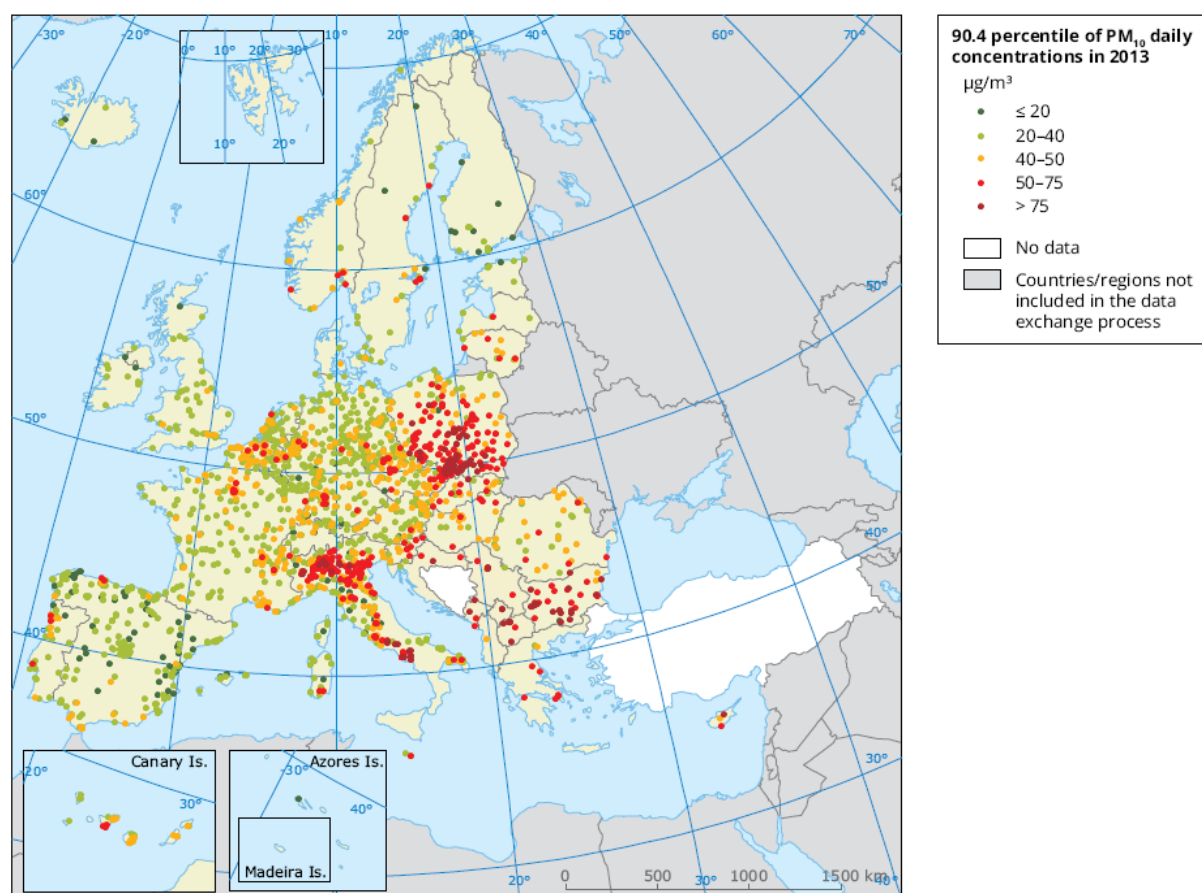
Map 5.1 Concentrations of NO₂ in 2013



Notes: Red and dark-red dots correspond to exceedances of the EU annual limit value and the WHO AQG (40 µg/m³). Only stations reporting hourly data and with > 75% of valid data have been included in the map.

Source: Based on Air Quality e-reporting database (EEA, 2015a).

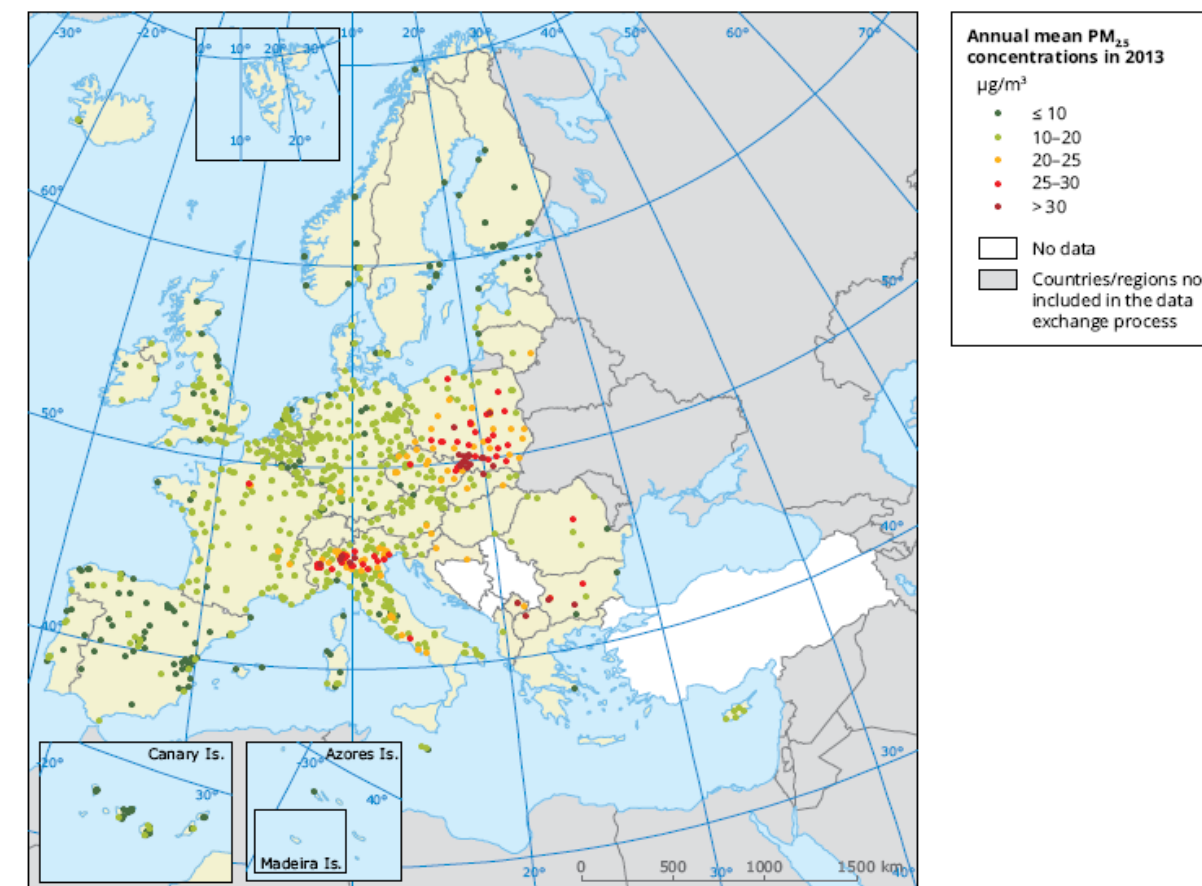
Map 3.1 Concentrations of PM₁₀ in 2013



Notes: The map shows the 90.4 percentile of the data records in one year, representing the 36th highest value in a complete series. It is related to the PM₁₀ daily limit value, allowing 35 exceedances over 1 year of the 50 µg/m³ threshold. The red and dark-red dots indicate stations with exceedances of this daily limit value. Only stations with > 75% of valid data have been included in the map.

Source: Based on Air Quality e-reporting database (EEA, 2015a).

Map 3.2 Concentrations of PM_{2.5} in 2013



Notes: The dark-red dots indicate stations reporting exceedances of the EU annual target value (25 µg/m³) plus at least 5 µg/m³.
The red dots indicate stations reporting exceedances of the EU annual target value (25 µg/m³).
The orange dots indicate stations reporting exceedances of the 2020 EU indicative annual limit value (20 µg/m³).
The light-green dots indicate stations reporting exceedances of the WHO AQG for PM_{2.5} (10 µg/m³).
The dark-green dots indicate stations reporting values below the WHO AQG for PM_{2.5} (10 µg/m³).
Only stations with > 75 % of valid data have been included in the map.

Source: Based on Air Quality e-reporting database (EEA, 2015a).

L'osservazione delle mappe precedenti evidenzia una distribuzione geografica dei superamenti dei limiti per le polveri concentrata in alcune aree ben definite e una di queste corrisponde al nord Italia. I livelli di NO₂ risultano invece più variegati, essendo maggiormente dipendenti dalle fonti locali (traffico, processi produttivi, riscaldamento).

Questa situazione è nota già da molti anni e la causa principale è stata individuata nella conformazione fisica della pianura padana che è costituita da un bacino sostanzialmente chiuso a nord e sud dalle catene montuose delle Alpi e degli Appennini che impediscono il ricambio delle masse d'aria e la conseguente dispersione degli inquinanti emessi. L'immagine seguente rappresenta efficacemente la situazione appena descritta.



Nell'ambito del bacino padano è comunque da rilevare come le zone sud orientali, grazie alla maggiore vicinanza al mare e alla posizione più defilata rispetto ai contesti territoriali con livelli emissivi più elevati, presentino uno stato di qualità dell'aria significativamente migliore rispetto alla parte centrale del bacino.

Le mappe relative alle emissioni di alcuni inquinanti restituite dal sistema modellistico NINFA sviluppato da ARPAE Emilia Romagna, in cui è evidenziata la localizzazione dell'area urbana bolognese, evidenziano quanto affermato.

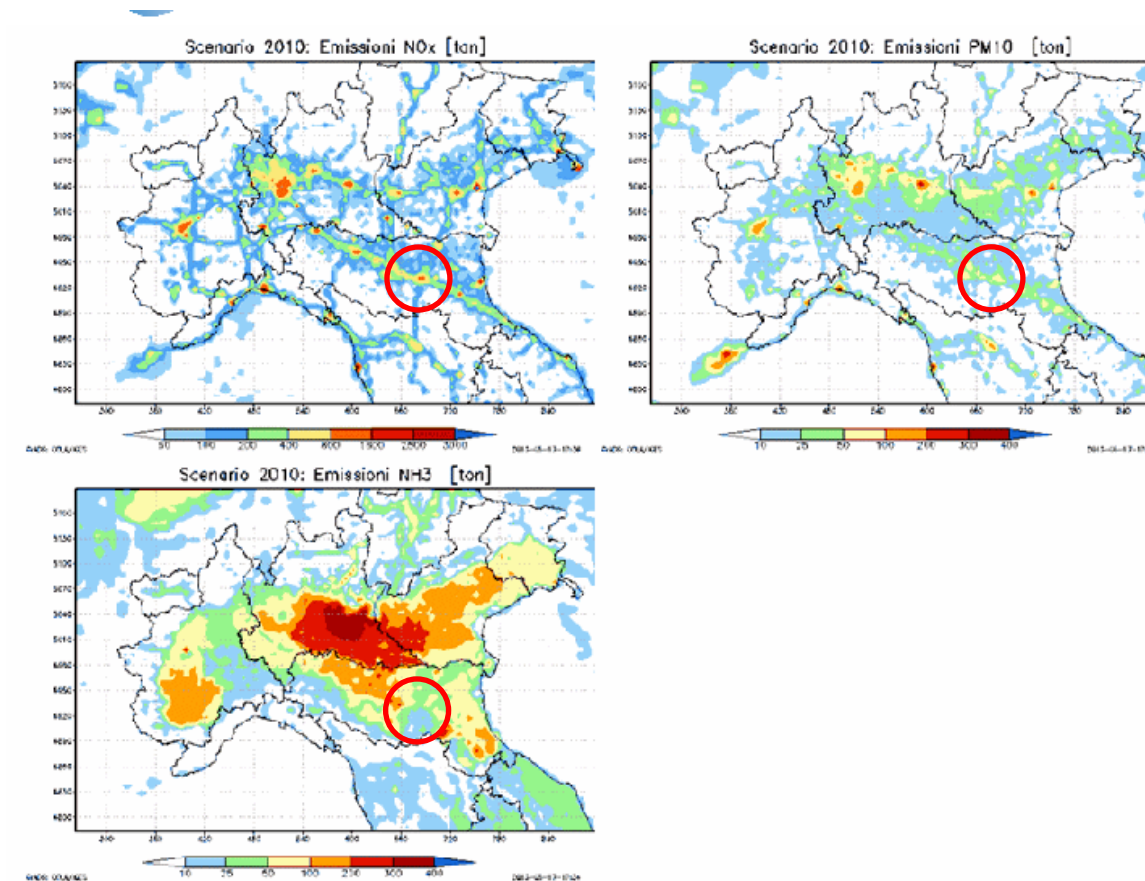
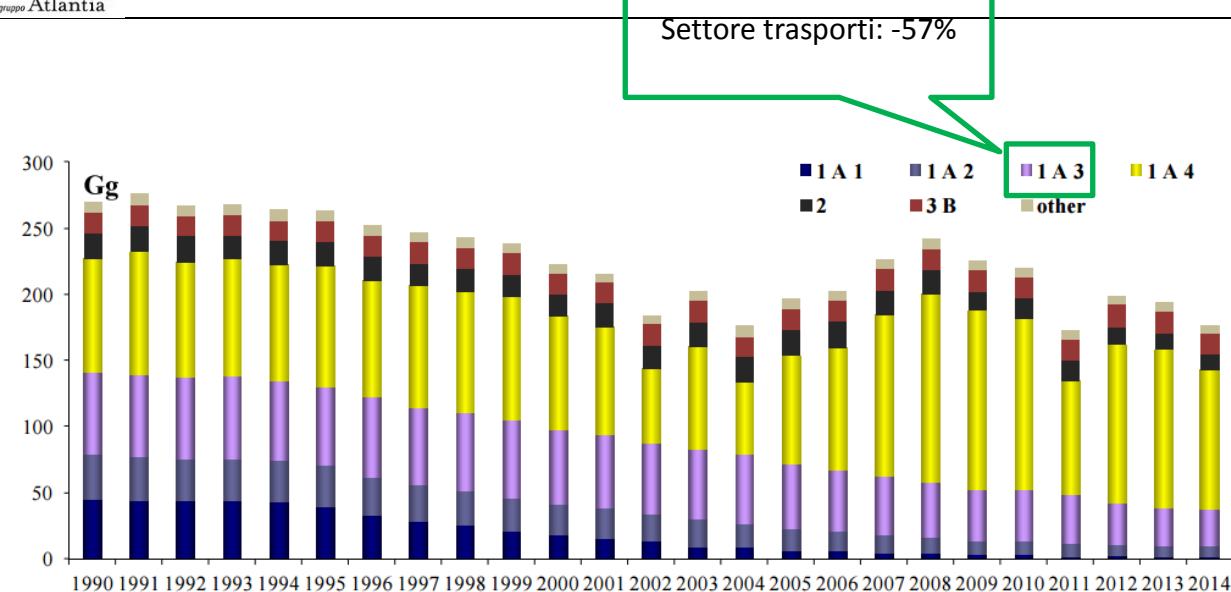


Figura. Dominio di applicazione del sistema modellistico NINFA-E e distribuzione geografica delle emissioni nel Nord Italia per lo scenario emissivo di riferimento al 2010. Ossidi di azoto (NOx) In alto a sinistra, PM10 in alto a destra e ammoniaca (NH3) in basso.

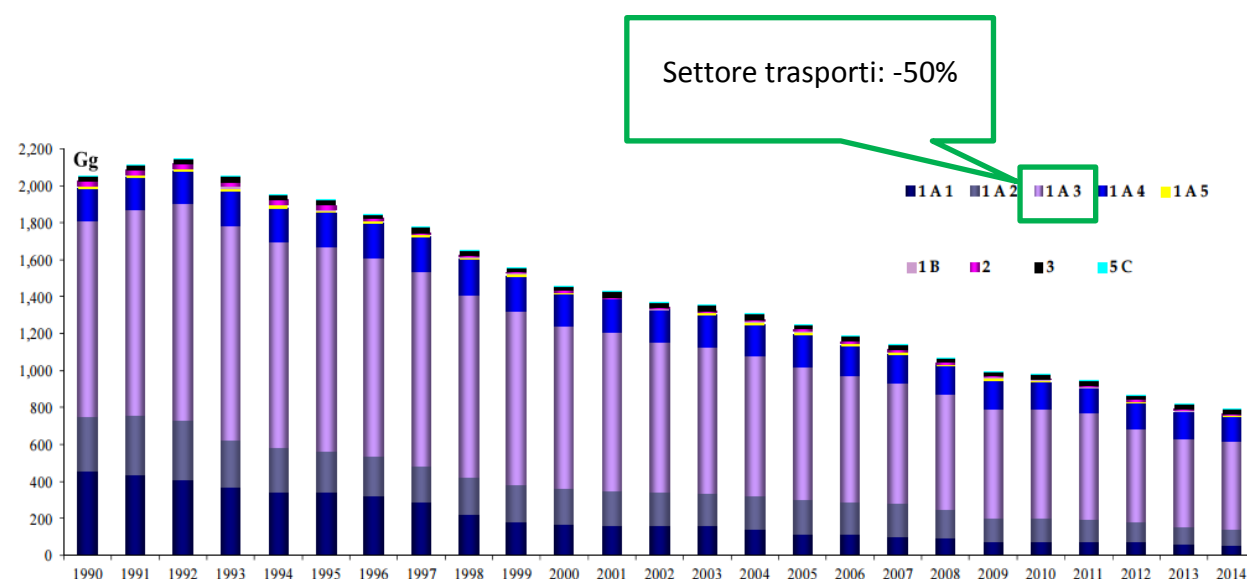
Per contestualizzare adeguatamente una ricognizione sullo stato di qualità dell'aria si è ritenuto importante analizzare i trend in corso, in primo luogo relativamente alle emissioni.

L'Inventario nazionale delle emissioni in atmosfera 1990-2014. Informative Inventory Report 2016 pubblicato da ISPRA nel 2016 contiene un serie di grafici che ricostruiscono l'andamento delle emissioni dei principali inquinanti negli ultimi 15 anni.

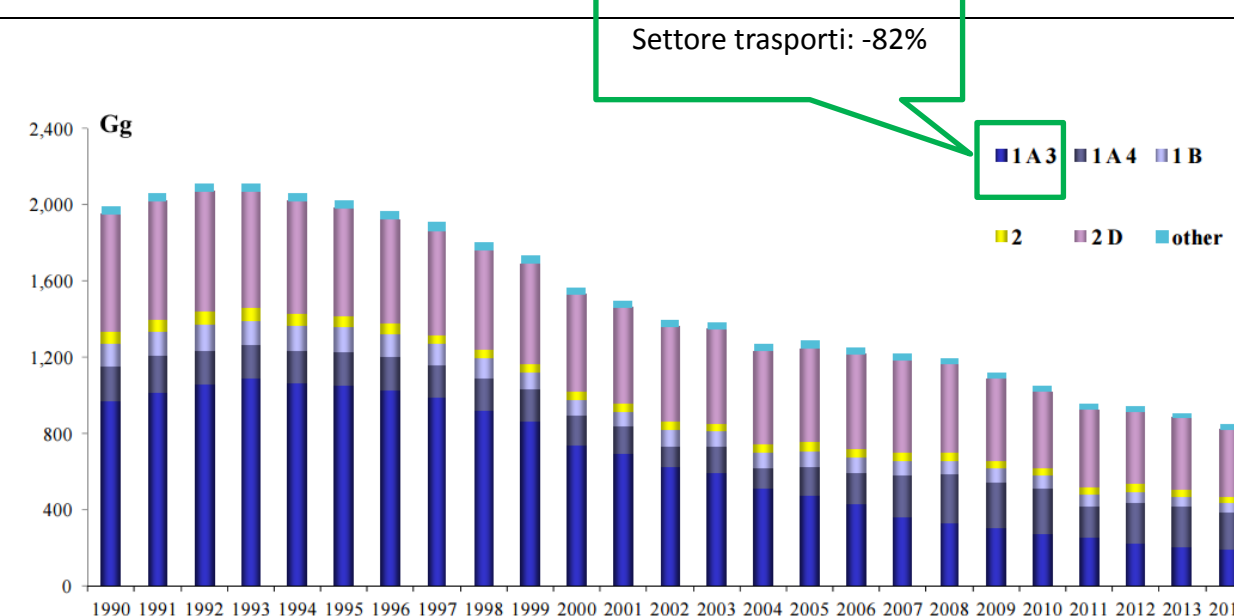
Le figure seguenti illustrano le emissioni totali annue nazionali di PM10, NOx e Composti organici volatili. In ciascuna è evidenziata la riduzione percentuale 1990-2014 relativa al solo settore dei trasporti.



PM10: emissioni nazionali annue



NOx: emissioni nazionali annue



COVNM: emissioni nazionali annue

Alla riduzione di emissioni è conseguito anche un decremento delle concentrazioni rilevate dalle centraline. Il grafico seguente riporta sul lungo periodo (1983-2011) la correlazione tra emissioni di NOx e livelli medi di NO2 nelle centraline dell'are urbana milanese (ambito storicamente più studiato a livello italiano), mentre quelli successivi illustrano l'andamento delle concentrazioni media annue di PM10 e NO2 per un campione di centraline sul territorio nazionale (fonte: Analisi delle serie storiche dei principali inquinanti atmosferici in Italia (2003 – 2012), ISPRA 2014)

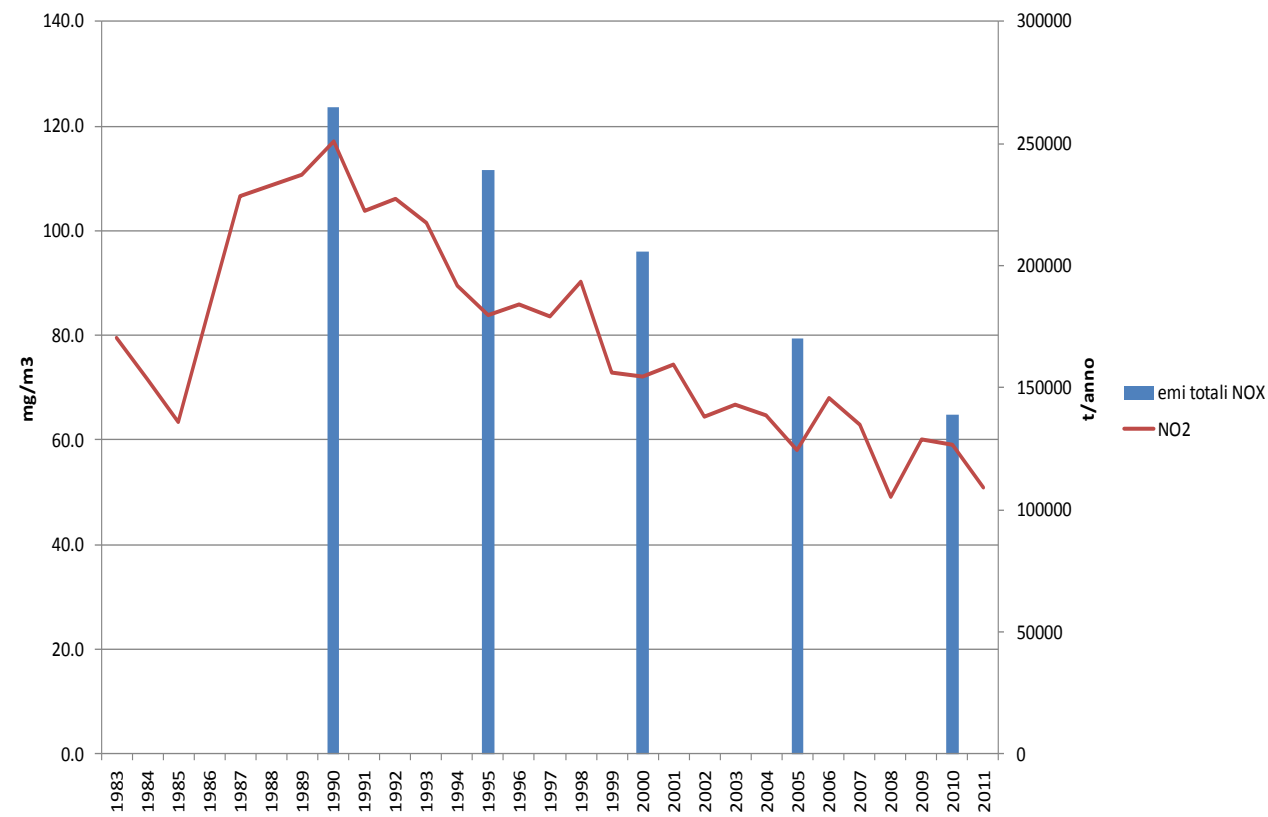
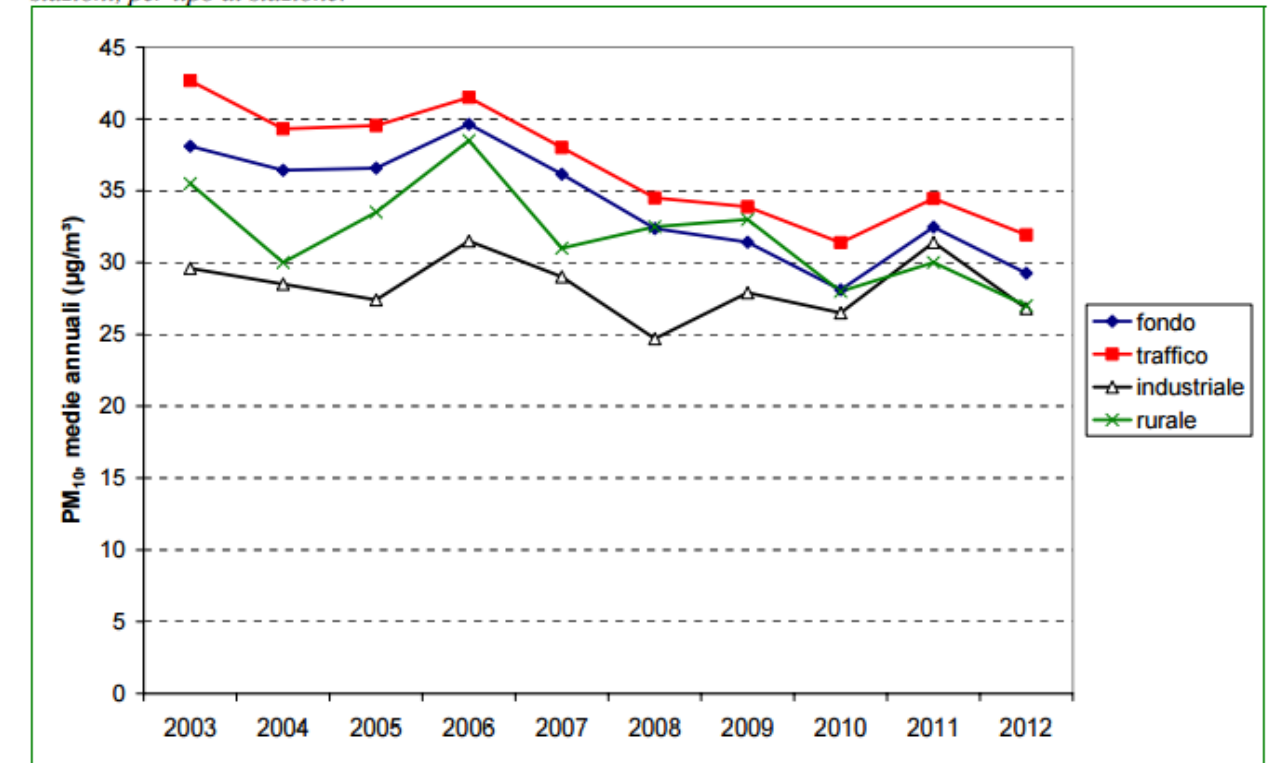
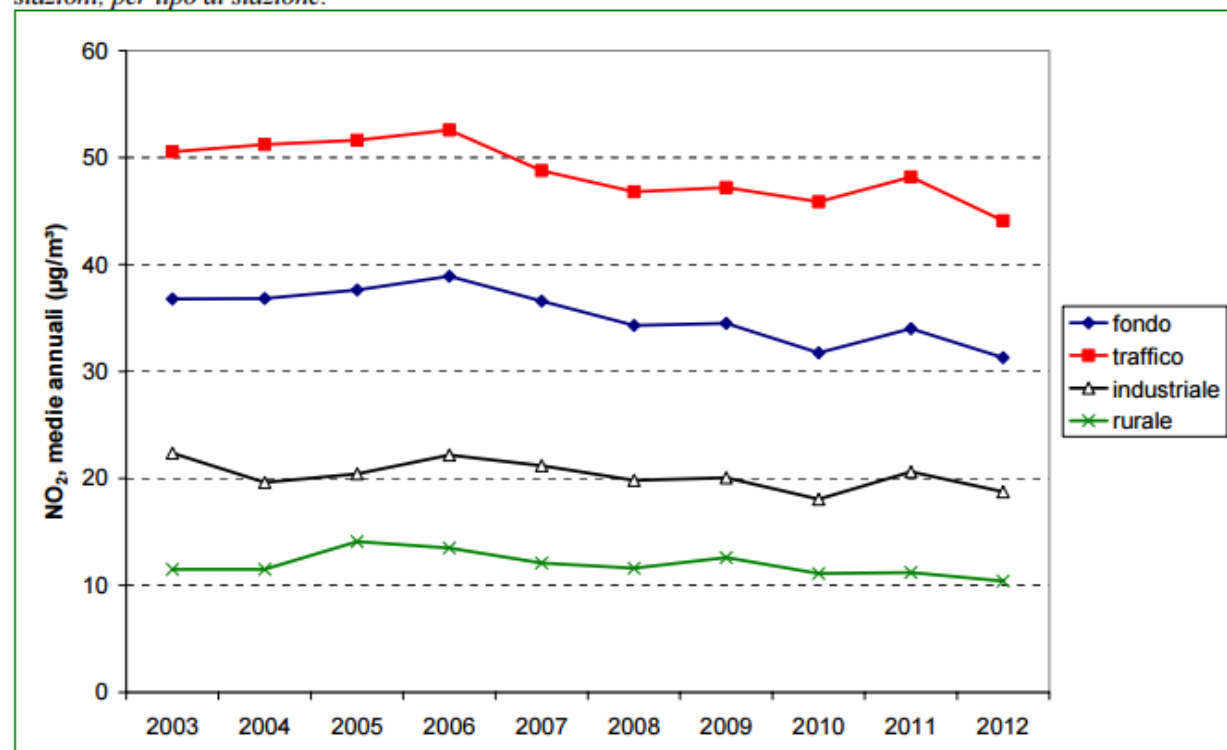


Figura 2.1.3 - PM₁₀, 2003 – 2012. Andamento della media delle medie annuali calcolata su un campione di 57 stazioni, per tipo di stazione.



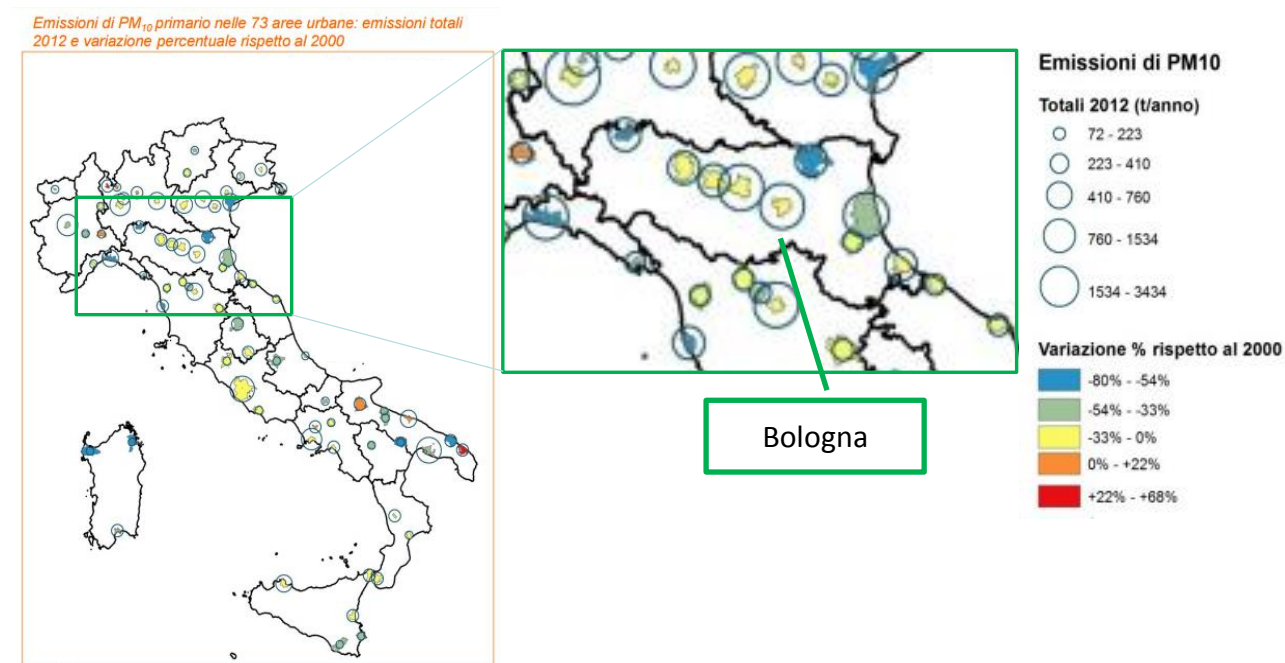
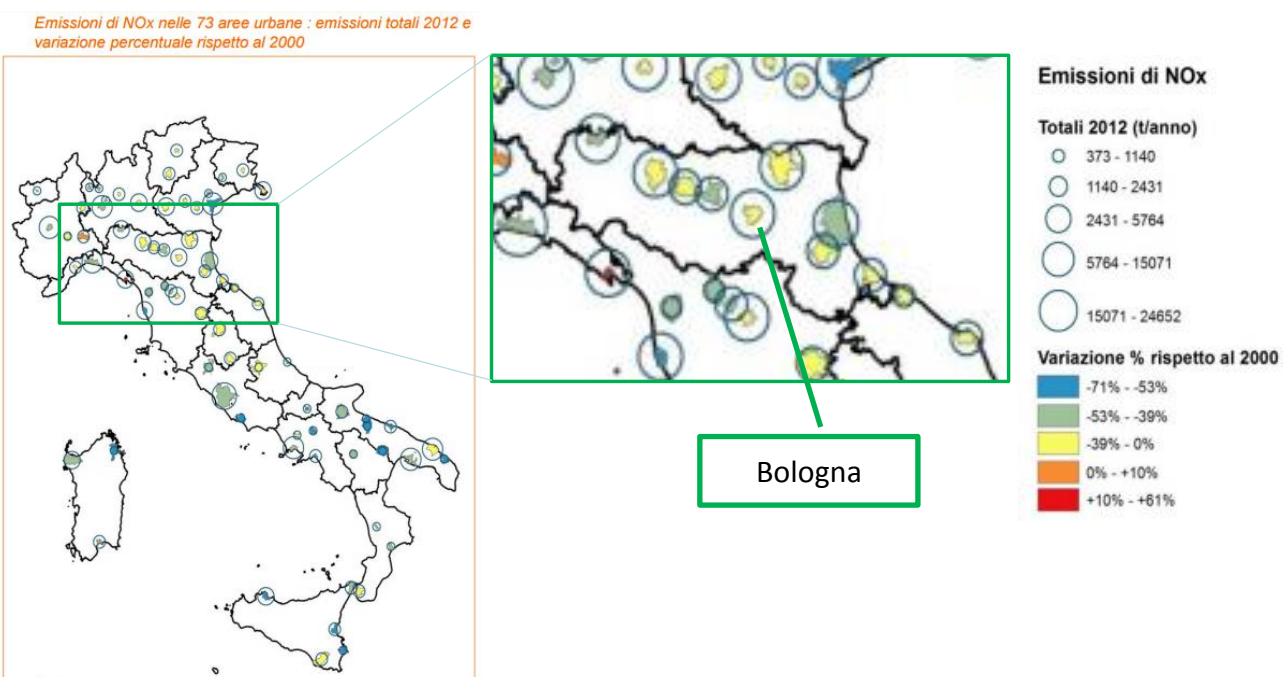
Legenda: fondo: stazioni di fondo urbano e suburbano (19 stazioni); traffico: stazioni di traffico urbano e suburbano (26); industriale: stazioni industriali urbane, suburbane o rurali (10); rurale: stazioni di fondo rurale (2)

Figura 2.2.3 – NO₂, 2003 – 2012. Andamento della media delle medie annuali calcolata su un campione di 109 stazioni, per tipo di stazione.



Legenda: fondo: stazioni di fondo urbano e suburbano (41 stazioni); traffico: stazioni di traffico urbano e suburbano (41); industriale: stazioni industriali urbane, suburbane o rurali (17); rurale: stazioni di fondo rurale (10)

Gli andamenti sopra indicati sono confermati anche a livello bolognese, come si evince dalle mappe predisposte da ISPRA e riportate nel seguito.



2.2 LA QUALITÀ DELL'ARIA A BOLOGNA

2.2.1 La rete di monitoraggio

La rete di monitoraggio dell'inquinamento atmosferico presente sul territorio della Città Metropolitana di Bologna è attiva dal 1998 e, a seguito delle varie fasi di ristrutturazione, dalla

seconda metà dell'anno 2010 è costituita da 7 stazioni di rilevamento, distribuite su 5 comuni, così come riportato nella figura seguente, in cui è indicato in azzurro l'agglomerato di Bologna definito dalla zonizzazione della qualità dell'aria.

Tabella 2-1. Stazioni e parametri della rete di monitoraggio - anno 2014 (fonte: ARPA)

| | STAZIONE | TIPO | NO ₂ | CO | PM ₁₀ | PM _{2.5} | O ₃ | BTX |
|-------------|----------------------------------|-----------------|-----------------|----|------------------|-------------------|----------------|-----|
| Agglomerato | Bologna - Porta San Felice | Traffico urbano | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | | ✓ |
| | San Lazzaro | Traffico urbano | ✓ | | ✓ | | | |
| | Bologna - Giardini Margherita | Fondo urbano | ✓ | | ✓ | ✓ | ✓ | |
| | Bologna - Chiarini | Fondo suburbano | ✓ | | ✓ | | ✓ | |
| Pianura Est | Imola - De Amicis | Traffico urbano | ✓ | ✓ | ✓ | | | ✓ |
| | Molinella - San Pietro Capofiume | Fondo rurale | ✓ | | ✓ | ✓ | ✓ | |
| Appennino | Porretta Terme - Castelluccio | Fondo remoto | ✓ | | ✓ | ✓ | ✓ | |

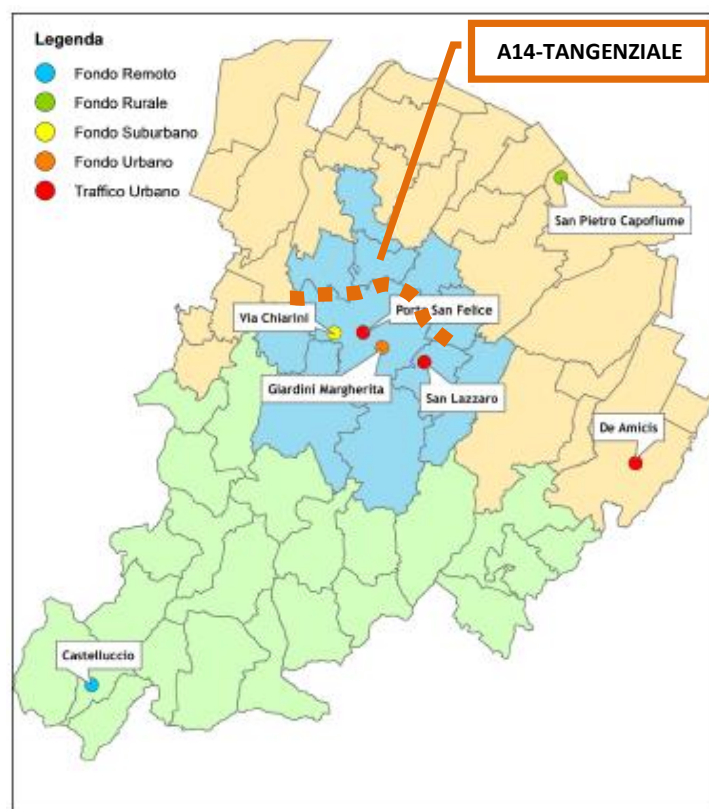


Figura 2. Stazioni di monitoraggio in Provincia di Bologna (fonte: elaborazioni ASPI/SPEA su base ARPA)

L'Emilia-Romagna, analogamente a quanto accade per la maggior parte delle zone ed agglomerati della pianura padana, presenta frequenti situazioni di superamento dei valori limite

per gli inquinanti Ozono, PM10, PM2.5 e NO2. Come si è visto queste condizioni di inquinamento diffuso sono causate dalla elevata densità abitativa, dalla industrializzazione intensiva, dal sistema dei trasporti e di produzione dell'energia e sono favorite dalla particolare conformazione geografica che determina condizioni di stagnazione dell'aria inquinata in conseguenza della scarsa ventilazione e basso rimescolamento degli strati bassi dell'atmosfera.

L'analisi dei dati di monitoraggio dell'area metropolitana bolognese evidenzia però complessivamente un trend decennale in miglioramento, soprattutto per quanto riguarda le polveri sottili, come riportato nella figura che segue.

I dati evidenziano anche un'evidente omogeneità spaziale dell'inquinamento da polveri, coerente con le risultanze di studi e rilevazioni che a scala vasta evidenziano la preponderanza del contributo del fondo e dell' "inquinamento secondario" (cioè le sostanze non direttamente emesse ma che derivano dalle reazioni chimiche che avvengono in atmosfera) rispetto alle emissioni dirette ("inquinamento primario").

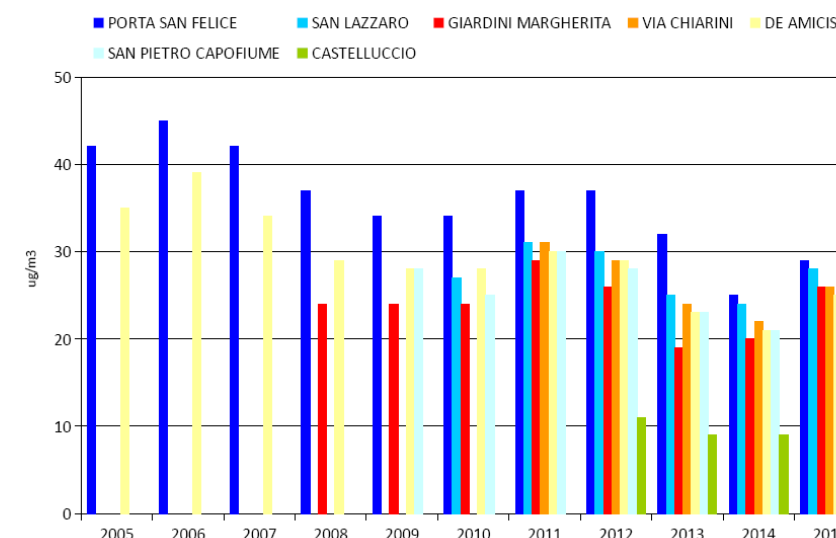


Figura 3. PM10 Andamento delle medie annuali 2005-2015 (fonte: dati ARPA)

In particolare nel 2015, anno peraltro caratterizzato da condizioni meteorologiche molto sfavorevoli alla dispersione degli inquinanti rispetto alle condizioni medie, il numero di giorni con concentrazione media superiore a 50 µg/m³ è risultato inferiore al limite di 35 in tutte le stazioni tranne in quella situata a Porta San Felice, dove il limite è stato superato per soli 3 giorni in più. Il limite della media annua è stato rispettato in tutte le stazioni, in linea con il trend decennale rappresentato nella figura. Per il PM2.5 le concentrazioni medie annue sono risultate nel 2015 significativamente inferiori al limite di 25 µg/m³. Per quanto riguarda l'NO2 il limite relativo alla media annua è stato superato solo in una stazione (Porta San Felice – Traffico urbano) mentre negli altri contesti i livelli sono inferiori al limite. Il limite orario di 200 µg/m³ non è stato mai superato in tutta la provincia.

L'intervento di potenziamento del sistema tangenziale di Bologna si inserisce, pertanto, in un contesto di area vasta caratterizzato da poche criticità, principalmente legate agli ossidi di azoto, ma anche da un trend in miglioramento in corso negli ultimi dieci anni.

In conclusione, l'analisi dello stato della qualità dell'aria a scala metropolitana e locale evidenzia un quadro non particolarmente critico, con residue problematiche limitate agli ambiti urbani densamente abitati e comunque con trend in miglioramento.

Anche considerate le peculiarità insediative e le caratteristiche meteorologiche della pianura padana che influenzano fortemente il fenomeno della dispersione degli inquinamenti, impedendone l'eliminazione e omogeneizzandone le concentrazioni, l'intervento si inserisce in un territorio caratterizzato da livelli di qualità dell'aria generalmente migliori di quelli misurati in città in corrispondenza di viabilità principali.

Ritornando a un confronto a livello nazionale si può evidenziare come la situazione bolognese non sia tra le più problematiche rispetto a quelle di altre grandi città (fonte: ISPRA, 2015)

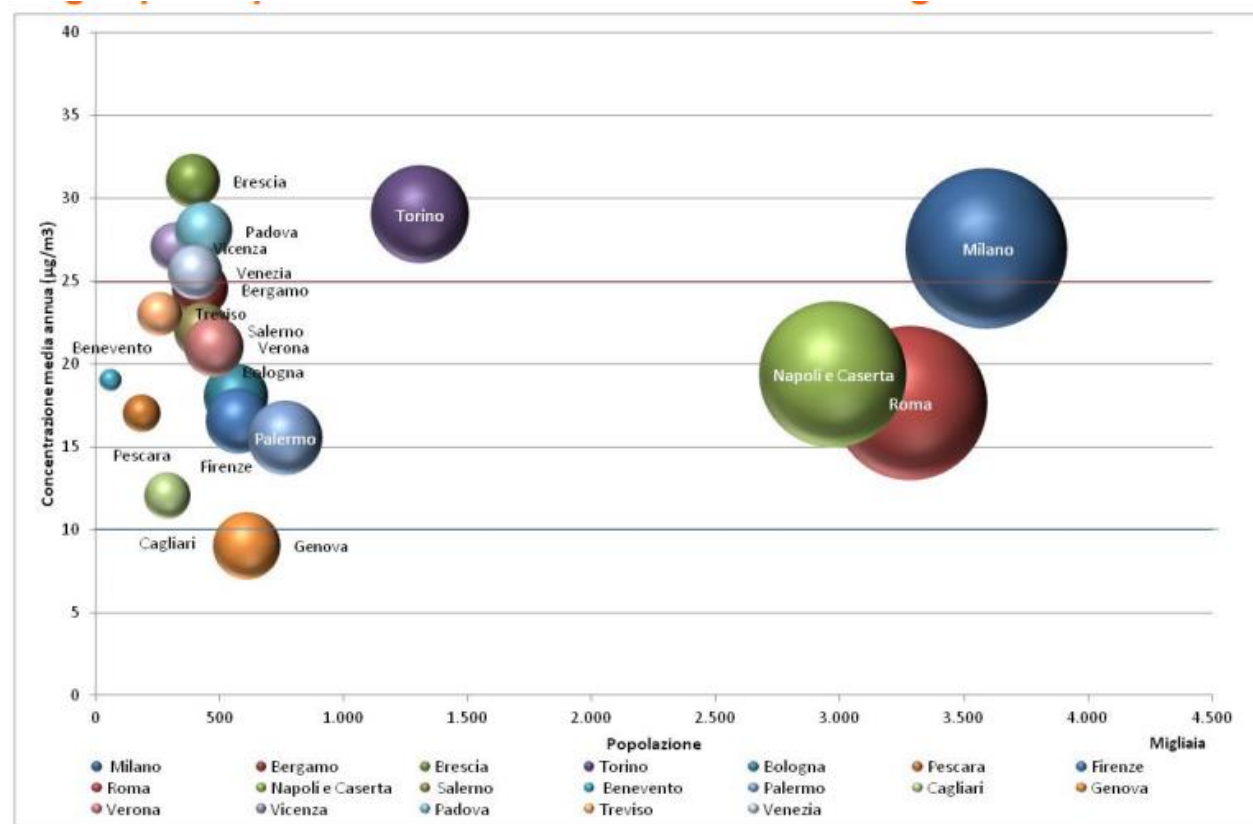


Figura. Media annua di PM10 nel 2014 per alcuni comuni (in mg/m³; le bolle indicano la dimensione della popolazione esposta; fonte: ISPRA)

2.2.2 “Spazializzazione” dei livelli di qualità dell’aria su area vasta

La conoscenza dei livelli di qualità dell’aria sul territorio basata sulle sole misure effettuate con le centraline fisse oppure con campagne periodiche è inevitabilmente parziale in quanto non è possibile infittire eccessivamente le reti di monitoraggio.

A seguito dello sviluppo di modelli di simulazione della qualità dell’aria sempre più performanti e affidabili sono state messe a punto tecniche di elaborazione dei dati simulati al fine di meglio caratterizzare lo stato attuale della qualità dell’aria nello spazio. Per questo motivo queste tecniche sono chiamate di “spazializzazione” Tali tecniche di elaborazione sono basate su un approccio integrato che corregge i risultati di simulazioni modellistiche tridimensionali annuali in base ai rilevamenti presso le stazioni della rete regionale di monitoraggio in continuo di volta in volta più vicine (in base a un concetto più ampio rispetto a quello solo spaziale) alle celle di calcolo del sito d’indagine.

Questa metodologia è suggerita nelle disposizioni normative europee, infatti, la direttiva 2008/50/CE, recepita dal D.Lgs. N. 155 del 13 agosto 2010 prevede che le informazioni sperimentali fornite dai sistemi di monitoraggio siano integrate con quelle provenienti dai campi prodotti da modelli matematici.

L’analisi ha coinvolto gli inquinanti attualmente più rilevanti per la definizione dell’attuale stato di qualità dell’aria, biossido di azoto (NO₂) e polveri sottili (PM₁₀), le cui concentrazioni inoltre sono misurate presso un maggior numero di centraline. Si riportano in tabella seguente soglie di valutazione e valori limite, come proposti nell’allegato II del D.Lgs. 155..

Tabella 2-2. Valori di limiti normativi e soglie di valutazione per i criteri di monitoraggio integrato

| Statistica | Soglia (µg/m ³) | Tipo | Statistica | Soglia (µg/m ³) | Tipo |
|-----------------------------------------|-----------------------------|------|----------------------------------------|-----------------------------|------|
| Percentile orario NO ₂ | 200 | VL | Percentile giornaliero SO ₂ | 125 | VL |
| | 140 | SVS | | 75 | SVS |
| | 100 | SVI | | 50 | SVI |
| Media annuale NO ₂ | 40 | VL | Media annuale benzene | 5 | VL |
| | 32 | SVS | | 3.5 | SVS |
| | 26 | SVI | | 2 | SVI |
| Percentile giornaliero PM ₁₀ | 50 | VL | Massimo 8-orario CO | 10000 | VL |
| | 35 | SVS | | 7000 | SVS |
| | 25 | SVI | | 5000 | SVI |
| Media annuale PM ₁₀ | 40 | VL | | | |
| | 28 | SVS | | | |
| | 20 | SVI | | | |

Mediante l’integrazione di modelli numerici e informazioni sperimentali è possibile migliorare la descrizione dello stato della qualità dell’aria in ogni punto del territorio, secondo lo spirito della “Guidance on Assessment under the EU Air Quality Directives - FINAL DRAFT”

[...there is an almost continuous spectrum of combinations of measurements and other assessment methods. Neither of the two extremes is useful for investigating the state of compliance in a zone: 100% measuring (i.e. doing measurements that are not generalised at all) gives incomplete information, while, at the other extreme, 100% modelling (i.e. applying models that have not in any sense been validated) gives unreliable information. So, a useful assessment comprises elements of both] (Figura 4).

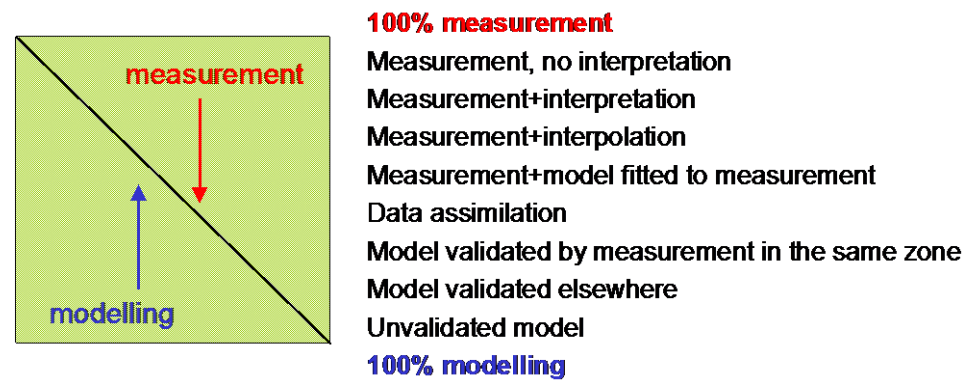


Figura 4. Integrazione di modelli numerici ed informazioni sperimentali (<http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/guidanceunderairquality.pdf>)

Valori calcolati e misurati sono in genere rappresentativi della situazione locale in maniera differente, concetto che è possibile quantificare, nel caso della simulazione modellistica mediante la risoluzione (orizzontale ma anche verticale) cioè le dimensioni della singola cella di calcolo. Anche per i punti di misura è possibile utilizzare un concetto analogo di risoluzione per spiegarne il contesto di posizionamento (urbano, sub-urbano, rurale, ecc.) e la presenza di sorgenti vicine (stazione da traffico, industriale, fondo).

Nel caso in esame la presenza sul territorio di stazioni appartenenti alla rete di monitoraggio nazionale (dataset BRACE) e provinciale (gestite da ARPA Emilia Romagna) e la disponibilità dei risultati di una ben consolidata simulazione atmosferica modellistica tridimensionale ha permesso di derivare campi di concentrazione risultanti dall'integrazione delle due fonti di informazione mediante l'utilizzo di tecniche di assimilazione dati, consentendo di estrarre valori di concentrazione significativi e calcolare statistiche annuali confrontabili con i limiti di legge su tutti i punti del territorio, estendendo nel tempo e nello spazio la significatività del dato misurato che altrimenti avrebbe valenza strettamente locale.

Il metodo proposto di "data assimilation" si colloca dunque come intermedio, in termini di prevalenza del ricorso a misure o modelli all'interno dello spettro di possibilità previste nelle linee guida citate (si veda la Figura 4).

Metodologia di integrazione dati-modello

Al fine di meglio integrare i risultati di simulazione modellistiche con i dati sperimentali forniti dalle reti di monitoraggio, ARIANET ha sviluppato il modulo ARpMEAS (ARchive plus MEASurements, Silibello *et al.*, 2014), che implementa metodi basati sia su tecniche cosiddette di "observational nudging" (Stauffer e Seaman, 1990) che di "objective analysis". Nel secondo caso il calcolo dei campi di analisi può essere prodotto mediante l'applicazione del metodo di Bratseth alle Correzioni Successive (Bratseth, 1986, di seguito SCM). I campi

prodotti dal modello numerico e dal modulo ARpMEAS vengono comunemente detti "campo di analisi" e "campo di background". Tali metodi tengono conto del fatto che sia le osservazioni sia il campo di background possono contenere errori. Tale informazione viene inclusa nel parametro ϵ^2 che è dato dal rapporto della varianza dell'errore di misura rispetto alla varianza dell'errore del modello ($\epsilon^2 = \sigma_o^2 / \sigma_b^2$). E' prassi attribuire a tale parametro un valore molto piccolo (tipicamente 0.1) che implica l'assunzione che le osservazioni siano più accurate del campo di background.

Nel presente studio, i campi di analisi sono stati prodotti mediante l'applicazione del metodo SCM.

Il campo iniziale (campo di background) viene iterativamente modificato nei punti griglia utilizzando una somma ponderata delle differenze tra i valori di osservazione ed i valori di analisi nelle posizioni di osservazione, secondo dei pesi che dipendono dalle funzioni di densità delle osservazioni.

La funzione di correlazione orizzontale diminuisce esponenzialmente con il quadrato della distanza tra le osservazioni e i punti griglia secondo un raggio di correlazione R_h :

$$\rho_{i,j} = \exp\left(-\frac{\Delta h_{i,j}^2}{R_h^2}\right)$$

Dove $\Delta h_{i,j}^2$ indica il quadrato della distanza orizzontale tra l'osservazione e la cella (i,j) .

Per considerare la rappresentatività spaziale delle stazioni di misura (stazioni di tipo remoto hanno una rappresentatività spaziale maggiore rispetto ad esempio di tipo traffico urbano), ARpMEAS include la possibilità di correlare/decorrelare le concentrazioni misurate sovrapponendo alla distanza orizzontale una metrica complementare basata tipicamente sulla quota altimetrica (distanza verticale, Myrick *et al.*, 2004) o più generale su altri temi 2D come per esempio l'uso del suolo o altre variabili spaziali caratteristiche della simulazione modellistica o del dominio d'indagine (distribuzione delle sorgenti, distanza da una particolare sorgente, ecc.).

La funzione di correlazione si modifica di conseguenza come segue:

$$\rho_{i,j} = \exp\left(-\frac{\Delta h_{i,j}^2}{R_h^2}\right) \exp\left(-\frac{\Delta z_{i,j}^2}{R_z^2}\right)$$

Dove $\Delta z_{i,j}^2$ indica il quadrato della distanza verticale (o della differenza di valore del tema prescelto) tra l'osservazione e la cella (i,j) .

In questo caso, è stata scelta come metrica complementare la differenza delle concentrazioni calcolate. Questa metrica può essere molto utile a patto che il dataset delle sorgenti che l'ha generata sia completo e ben distribuito sul territorio e il modello di calcolo sia in grado di trattare con dettaglio anche le trasformazioni chimico-fisiche che avvengono in atmosfera e che quindi anche l'inquinamento di origine secondaria (NO_2 , O_3 , particolato secondario, ecc.) sia ben caratterizzato.

La funzione di correlazione è dunque formulata come segue:

$$\rho_{i,j} = \exp\left(-\frac{\Delta h_{(i,j)}^2}{R_h^2}\right) \exp\left(-\frac{\Delta c_{(i,j)}^2}{L_c^2}\right)$$

dove $\Delta c_{(i,j)}^2$ rappresenta il quadrato della differenza di concentrazione calcolata tra la cella i,j e la cella contenente la misura e L_c^2 il raggio di correlazione di questa seconda metrica.

La decorrelazione orizzontale (funzione di tipo Gaussiano che tende asintoticamente a zero all'aumentare della distanza tra le osservazioni e i punti griglia), viene così amplificata al crescere della differenza tra le concentrazioni, conducendo al risultato che osservazioni/celle vicine aventi valori differenti risultano di fatto come se fossero più distanti.

Questa scelta dei temi delle concentrazioni calcolate si è rivelata ottimale in altri casi (Nanni et al., 2016) nel confronto con altri temi territoriali quali la quota altimetrica, l'uso del suolo, la distribuzione delle sorgenti, ecc. Sempre nello stesso lavoro è mostrato come valori ottimali di scala dei raggi o lunghezze di correlazione d'influenza sono la massima distanza spaziale tra le stazioni considerate e la metà del limite di legge per le concentrazioni.

Le stazioni della rete di monitoraggio

Circa disponibilità e valori dei rilevamenti presso le stazioni della rete di monitoraggio provinciale si è già parlato nel paragrafo "La qualità dell'aria a Bologna". Per l'anno 2007 sono stati utilizzati anche dati integrativi disponibili all'interno del database nazionale BRACE (<http://www.brace.sinanet.isprambiente.it/web/struttura.html>).

La banca dati BRACE, strumento realizzato nell'ambito della rete SINA (Sistema Informativo Ambientale) per favorire la condivisione delle informazioni ambientali e territoriali e migliorarne la fruibilità a livello nazionale ed europeo, in adempimento alla normativa sullo scambio dei dati di qualità dell'aria (Decisioni 97/101/CE 2001/752/CE) e di valutazione e gestione della qualità dell'aria ambiente (Direttiva 96/62/CE), contiene le informazioni sui metadati (reti, stazioni e analizzatori utilizzati per il monitoraggio della qualità dell'aria) e i relativi dati di concentrazione degli inquinanti con riferimento all'intervallo degli anni 2002 – 2013.

Le stazioni utilizzate per l'analisi sono rappresentate in Figura 5.

I periodi considerati sono gli anni 2007 e 2015. Il primo perché è l'anno di riferimento del sistema modellistico implementato nell'ambito del Modello Integrato Nazionale a supporto della Negoziazione Internazionale sui temi dell'Inquinamento Atmosferico (progetto MINNI); il secondo in quanto anno più recente per il quale sono note le concentrazioni annuali degli inquinanti considerati, come già riportato nel paragrafo relativo all'analisi dello stato di qualità dell'aria.

Nella figura successiva sono indicate le variazioni delle statistiche di qualità dell'aria presso le stazioni considerate nell'analisi per cui sono disponibili dati sia per il 2007 che per il 2015, per semplicità considerando solo le medie annuali di PM10 e NO₂. Anche se non per tutte le stazioni e tutti gli inquinanti sono disponibili dati sia per il 2007 che per il 2015, si nota subito che in generale tra il 2007 e il 2015 il trend è in diminuzione. Infatti, la media di PM10

presenta un trend uniforme di decrescita di circa il 30%; meno uniforme è invece la diminuzione della media di NO₂ compresa tra -48% di Bologna San Lazzaro e -5% di Bologna Porta San Felice.

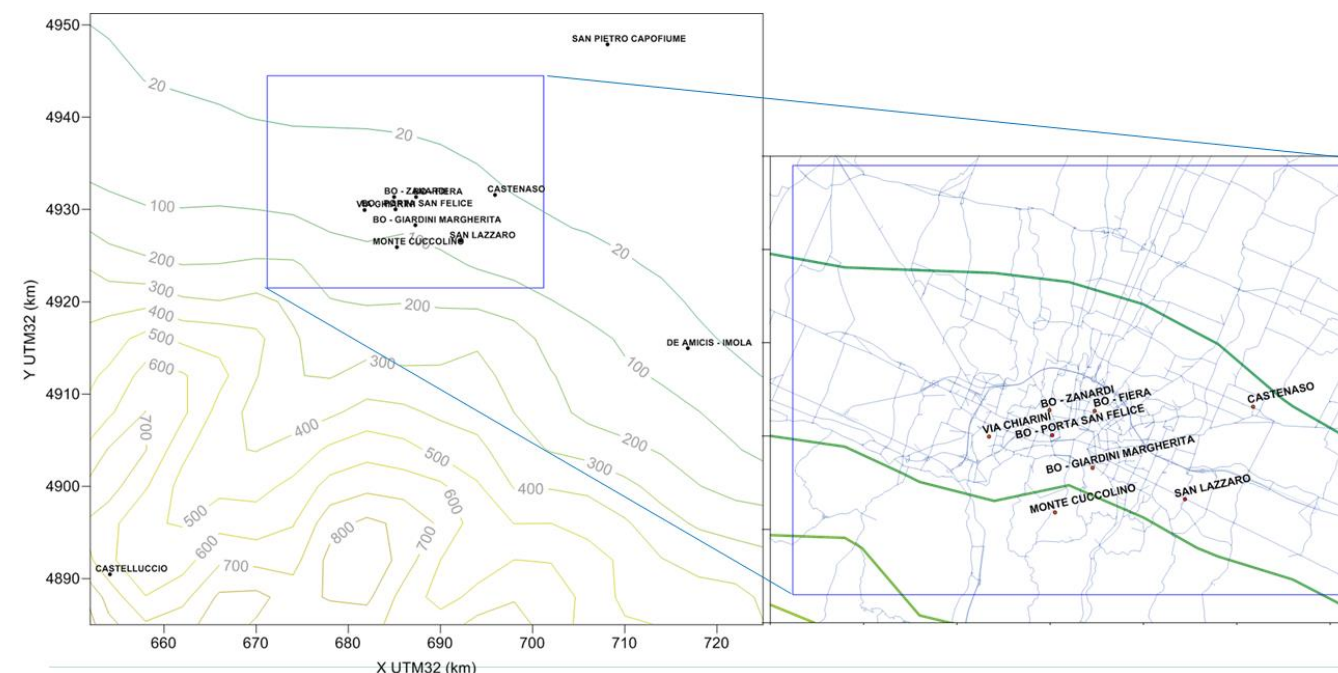


Figura 5. Stazioni di monitoraggio in continuo utilizzate per l'analisi. 2007: ARPA ER + BRACE; 2015: ARPA ER.

Questa evoluzione non coerente dei livelli di qualità dell'aria presso le varie stazioni, unita alla differente distribuzione e numerosità delle stazioni disponibili ha convinto a effettuare l'elaborazione delle mappe di stato attuale di qualità dell'aria in due fasi:

1. Elaborazione delle mappe relative al 2007, tramite "data fusion" delle mappe modellistiche MINNI 2007 con le statistiche sperimentali 2007;
2. Attualizzazione delle mappe al 2015, tramite "data fusion" delle mappe corrette ottenute nella fase precedente relative al 2007 con le statistiche sperimentali rilevate presso le stazioni provinciali relative al 2015.



Figura 6. Andamento negli anni delle concentrazioni rilevate presso le stazioni di monitoraggio in continuo utilizzate per l'analisi.

Il sistema modellistico

Per la caratterizzazione della qualità dell'aria a livello provinciale sono stati utilizzati i campi di concentrazione relativi all'anno 2007 prodotti dal sistema modellistico implementato nell'ambito del progetto **MINNI** (Modello Integrato Nazionale a supporto della Negoziazione Internazionale sui temi dell'Inquinamento Atmosferico, 2002-oggi), realizzato da ENEA e ARIANET per conto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (www.minni.org).

Scopo principale di MINNI è di fornire all'Italia uno strumento di supporto per l'analisi delle politiche di riduzione delle emissioni. A tal fine, le simulazioni meteorologiche e di qualità dell'aria sono eseguite con la tecnica dei domini annidati, che consentono un'adeguata descrizione dei fenomeni alla scala spaziale e temporale di interesse, limitando le risorse computazionali necessarie. Il dominio italiano è pertanto annidato in un dominio di fondo più esteso, che comprende gran parte dell'Europa continentale e il Mediterraneo. La simulazione modellistica sul dominio europeo è opportunamente alimentata da inventari delle emissioni continentali, campi meteorologici previsti su scala sinottica e campi di concentrazione su scala globale. In Figura 7 sono riportati i confini dei due domini.

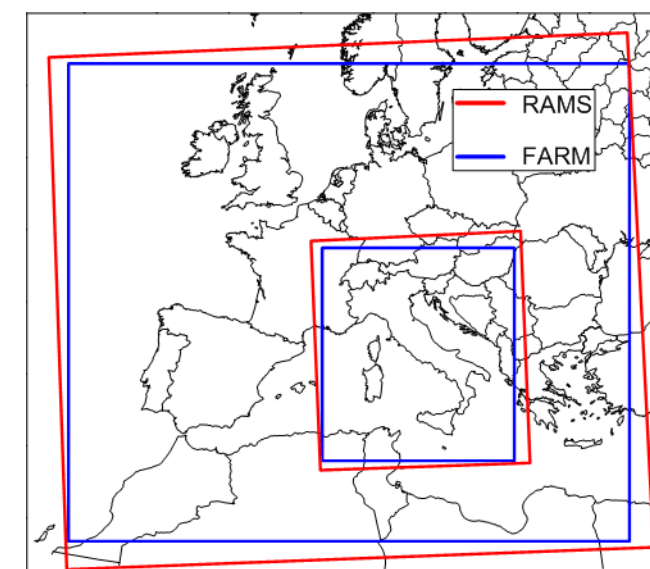


Figura 7. Domini di simulazione europeo e italiano in MINNI: in rosso i domini del modello meteorologico, in blu i domini del modello di qualità dell'aria.

MINNI è in grado di calcolare le concentrazioni di tutti gli inquinanti disciplinati dalle direttive europee e italiane sulla qualità dell'aria (tra gli altri: SO₂, NO₂, CO, PM₁₀, O₃ e benzene). Il sistema è in gran parte basato su moduli appartenenti alla suite modellistica ARIA Regional™, con l'aggiunta di un modello meteorologico. Le interconnessioni e le principali fonti dei dati che lo alimentano sono rappresentate in Figura 8.

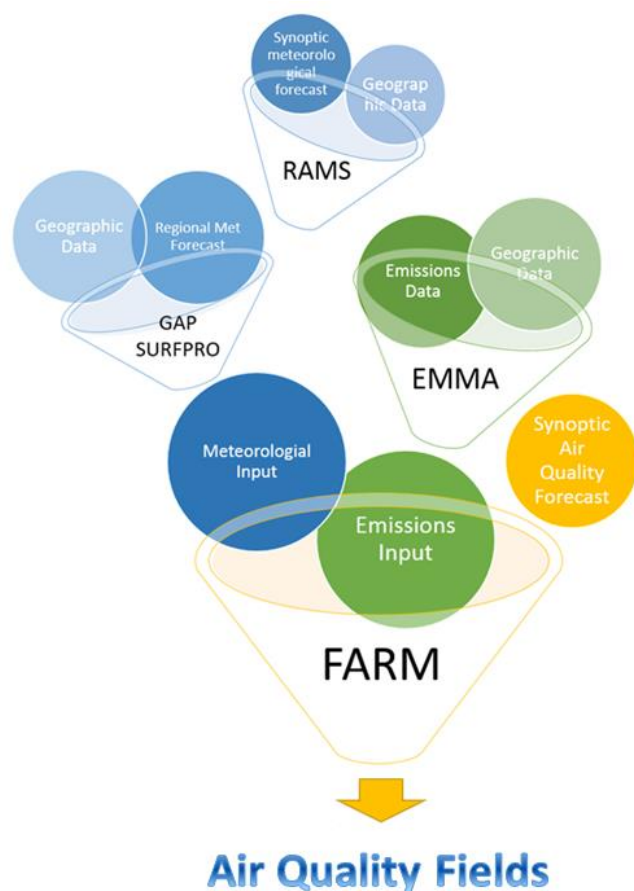


Figura 8. Modelli, processori, dati e flussi del sistema modellistico MINNI

- Il modello meteorologico prognostico **RAMS** (Pielke *et al.*, 1992) fornisce la discesa di scala sui domini di calcolo di interesse dei campi meteorologici sinottici previsti;
- Il modulo di interfaccia meteorologico **GAP + SurfPRO** adatta i campi standard prodotti dal modello meteorologico alle esigenze del modello di chimica e trasporto (adattamento delle griglie, parametri di diffusione, velocità di deposizione, ecc. – Silibello, 2006);
- Il processore delle emissioni **Emission Manager** prepara le emissioni orarie su griglia di tutti gli inquinanti considerati dal modello FARM a partire dagli inventari nazionali e continentali;
- Alcuni pre-processor preparano le **condizioni al contorno** orarie per il dominio di fondo delle simulazioni, a partire dalle previsioni di qualità dell'aria a scala globale;
- La dispersione, le trasformazioni chimiche e la deposizione degli inquinanti atmosferici sono descritte con il modello di chimica e trasporto **FARM** (Silibello *et al.*, 2014).

Per una descrizione più dettagliata della qualità dell'aria sulla provincia di Bologna, un'ulteriore discesa di scala è disponibile, sempre nell'ambito del progetto MINNI, su un dominio del Nord Italia con risoluzione di 4 km.

Le emissioni antropogeniche sono fornite al modello di dispersione a partire da fonti di dati diverse:

- Per l'Italia, l'inventario delle emissioni di riferimento nazionale distribuito da ISPRA a livello provinciale;
- Per il resto d'Europa, l'inventario TNO / MEGAPOLI <http://megapoli.info/>.

Simulazione della qualità dell'aria sul dominio provinciale

A partire dai campi orari di concentrazione al suolo simulati per tutto l'anno 2007 sono state ricavate le mappe degli indicatori della qualità dell'aria previsti dalla normativa in vigore.

Nelle figure seguenti sono mostrate le mappe degli indicatori oggetto della successiva fase di integrazione con le osservazioni. È rappresentato inoltre il confronto con le statistiche presso le stazioni attive. In tabella seguente è rappresentata la performance del modello rispetto alle misure in termini di fractional BIAS (FB) e Normal Mean Square Error (NMSE), definiti come segue:

$$FB = 2 \times \left(\frac{\overline{C_0} - \overline{C_p}}{\overline{C_0} + \overline{C_p}} \right)$$

$$NMSE = \frac{(\overline{C_0 - C_p})^2}{\overline{C_0} \times \overline{C_p}}$$

dove: C_0 è la concentrazione osservata e C_p la concentrazione calcolata.

Come noto, il NMSE è indice dell'errore medio del modello in valore assoluto mentre il FB misura in termini relativi la sottostima (se negativo) o la sovrastima del modello (se positivo).

Nel caso in esame e relativamente alle stazioni considerate, la simulazione modellistica utilizzata presenta già errori quadratici medi piuttosto contenuti e sottostime nel calcolo delle concentrazioni di NO_2 più pronunciate sulla media annuale. Viceversa il calcolo delle concentrazioni di PM_{10} presenta sottostima della media annuale ma sovrastima del percentile.

Tabella 2-3. Progetto MINNI anno 2007 indici di performance della simulazione in confronto con i risultati

| | NO2 media an- nuale | PM10 media an- nuale | NO2 Perc. 99.8 delle conc. orarie | PM10 Perc. 90.4 delle conc. giornaliere |
|------|---------------------------|----------------------------|-----------------------------------------|-----------------------------------------------|
| NMSE | 0.19 | 0.11 | 0.035 | 0.088 |
| FB | -0.32 | -0.16 | -0.049 | 0.080 |

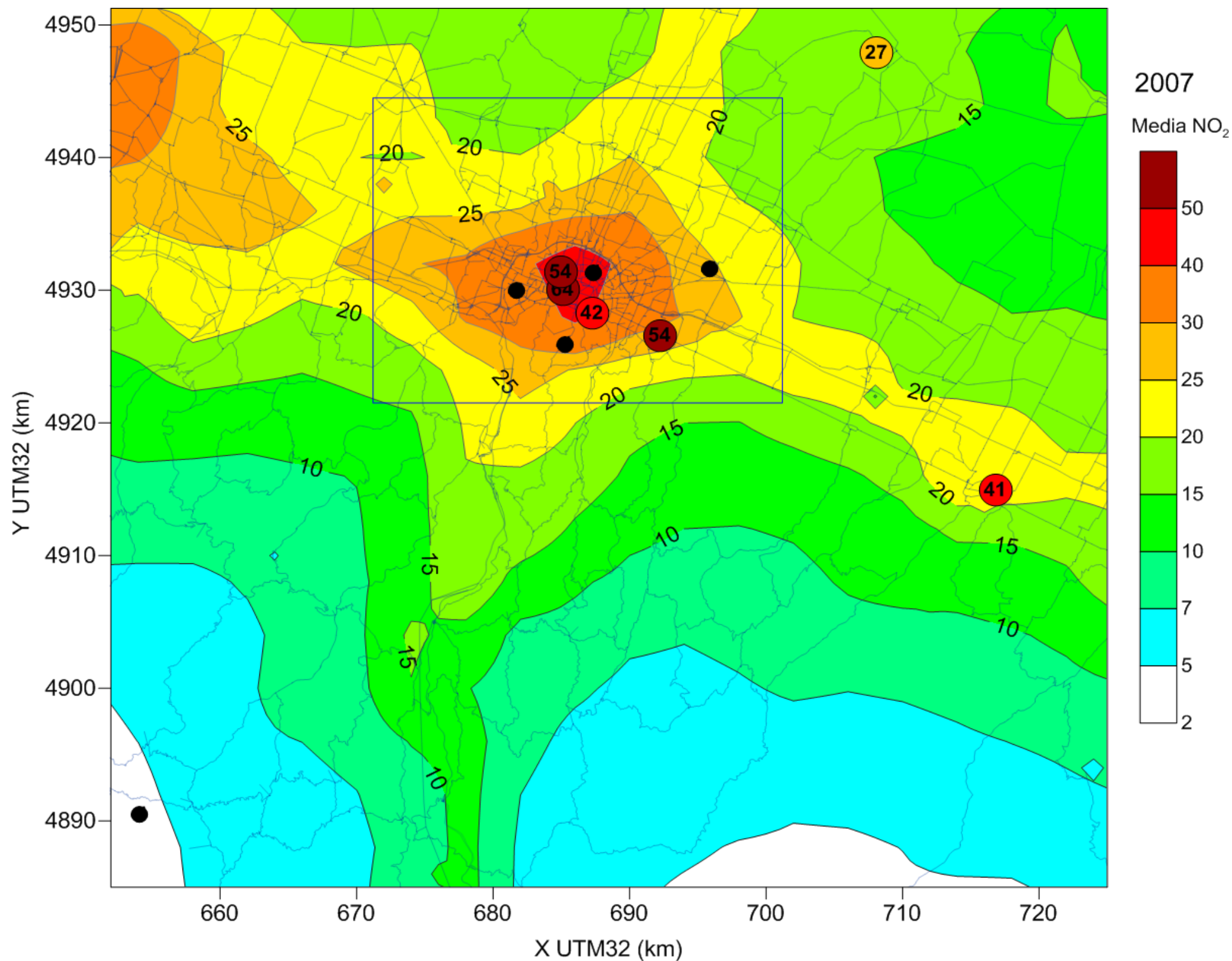


Figura 9. Concentrazione media annuale di NO₂ (µg/m³). Progetto MINNI anno 2007. In blu il dominio di calcolo alla scala locale. Limite di legge: 40µg/m³

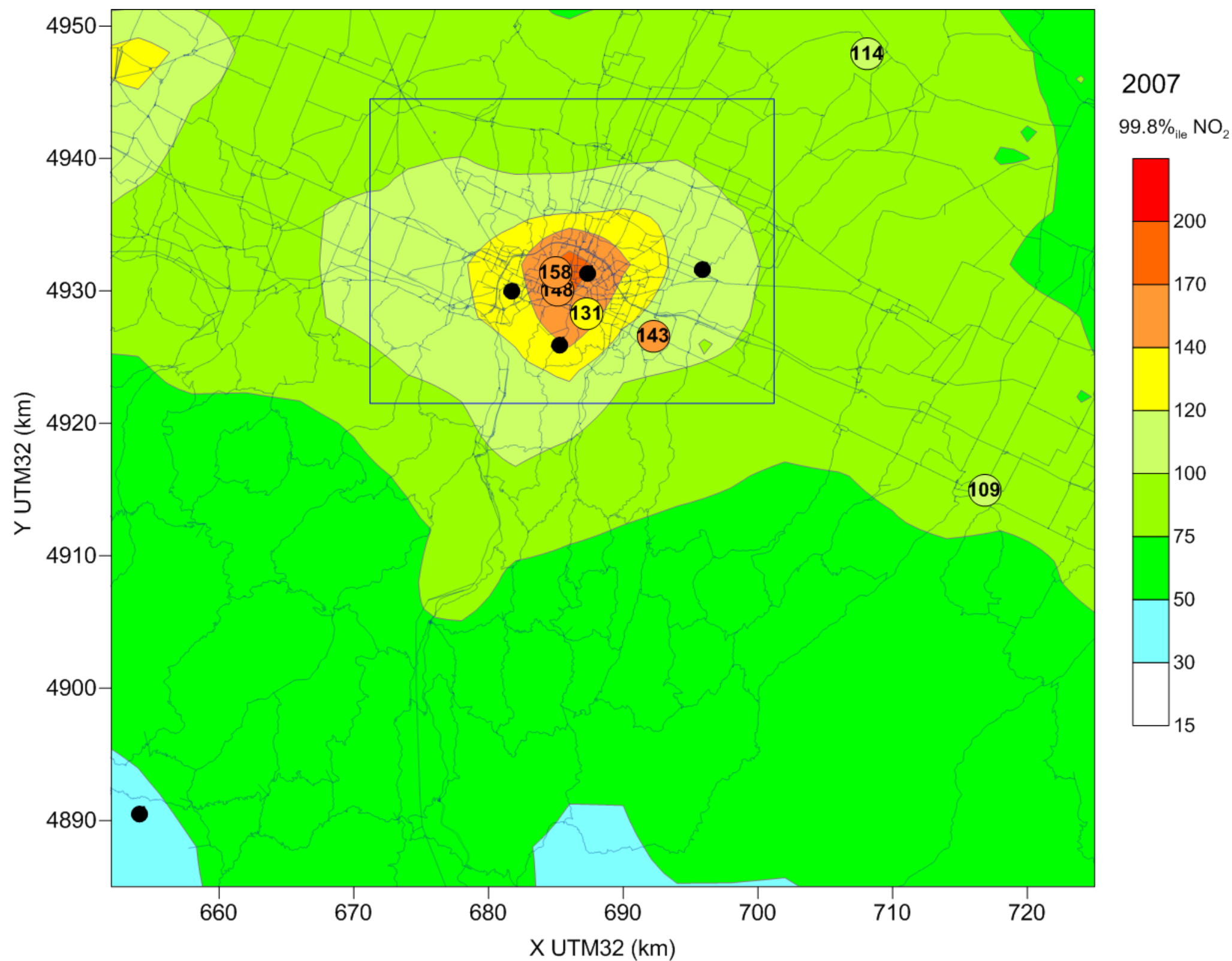


Figura 10. Percentile annuale 99.8 della concentrazione media oraria di NO₂ (µg/m³). Progetto MINNI anno 2007. In blu il dominio di calcolo alla scala locale. Limite di legge: 200µg/m³.

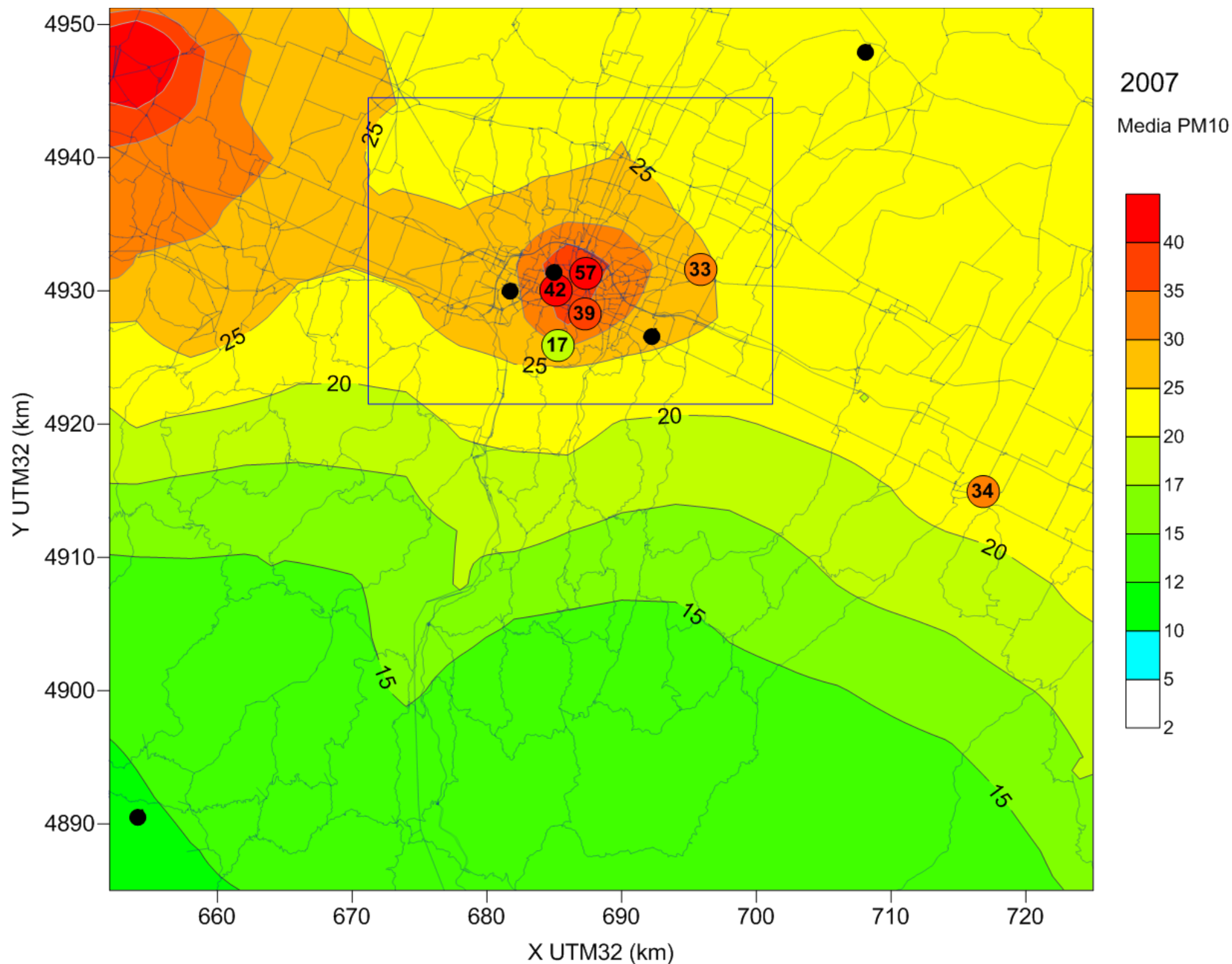


Figura 11. Concentrazione media annuale di PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Progetto MINNI anno 2007. In blu il dominio di calcolo alla scala locale. Limite di legge: $40\mu\text{g}/\text{m}^3$.

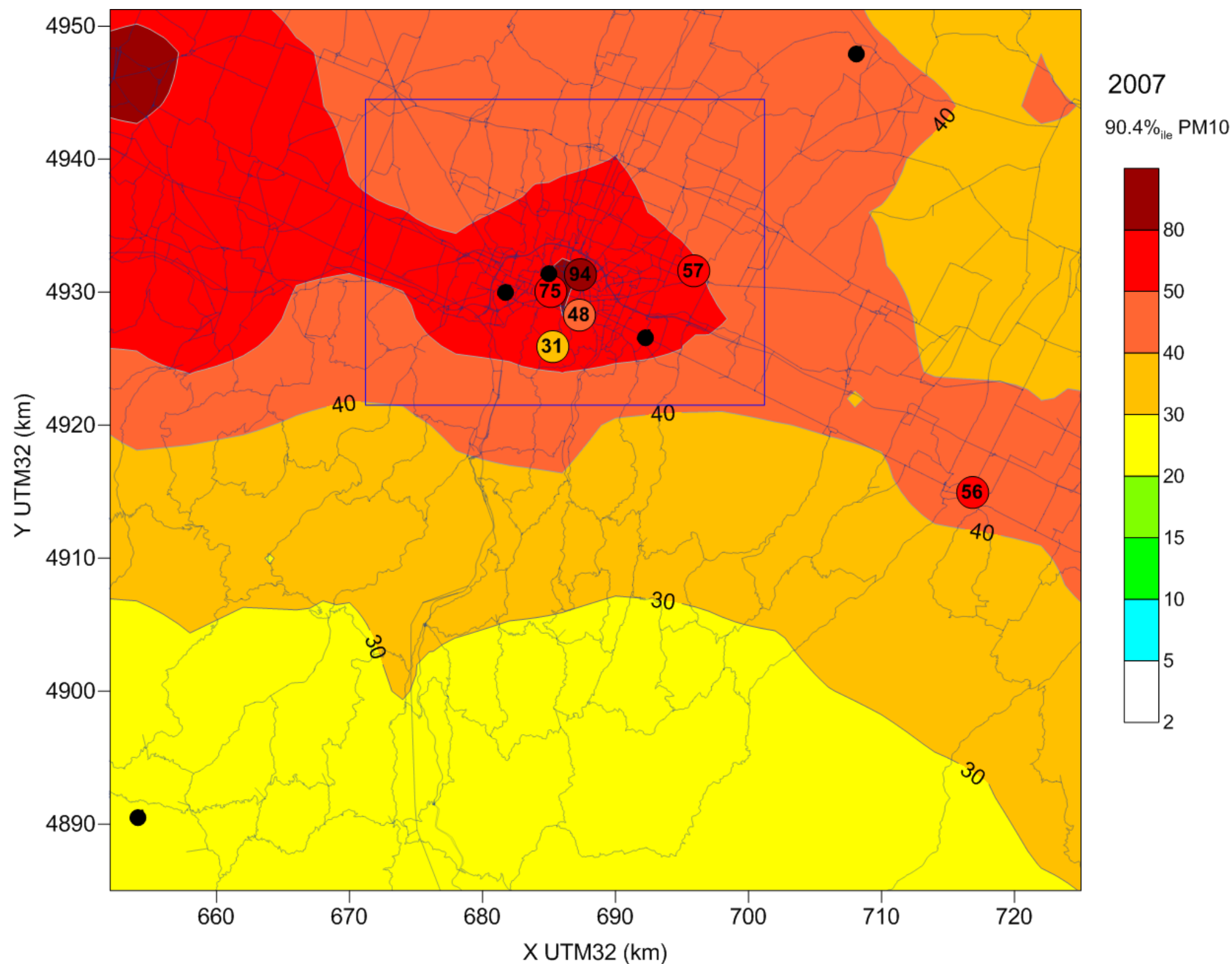


Figura 12. Percentile annuale 90.4 della concentrazione media giornaliera di PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Progetto MINNI anno 2007. In blu il dominio di calcolo alla scala locale. Limite di legge: $50\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Situazione ante operam 2007

Grazie al metodo SRC di “data fusion” applicato ai campi modellistici descritti e alle misure selezionate, sono stati ottenuti campi corretti di concentrazione più realistici ed adatti a caratterizzare la situazione ante operam della qualità dell’aria provinciale, considerando entrambi i fattori di decorrelazione:

- la distanza cella di calcolo/ stazione di misura per esaltare le differenze locali;
- la differenza di concentrazione cella di calcolo/cella contenente stazione per esaltare il contributo delle sorgenti e delle reazioni chimiche dello stesso tipo sovrapponendolo al fondo.

I criteri adottati per determinare i raggi d’influenza che entrano nella determinazione dei pesi delle varie misure (formule a pagina 10) sono i seguenti:

- il raggio d’influenza orizzontale R_h è stato fissato pari a 100km, ordine di grandezza della distanza massima delle stazioni utilizzate;
- il raggio d’influenza delle concentrazioni L_c è stato fissato pari alla metà del corrispondente limite di legge (es. $20\mu\text{g}/\text{m}^3$ per la concentrazione media annuale di NO_2).

Questi criteri si sono dimostrati robusti in altre precedenti applicazioni, per es. quella documentate in Nanni et al. (2016).

In una prima fase sono state corrette le mappe MINNI 2007 con i rilevamenti relativi allo stesso anno ottenendo la fotografia della situazione ante operam 2007. Il risultato dell’integrazione è mostrato nelle figure seguenti in confronto con le misure.

Nella tabella seguente invece i valori di NMSE e FB ottenuti dal confronto delle concentrazioni presso le stazioni.

Le mappe rivelano ora una situazione più realistica della distribuzione spaziale dei livelli di qualità dell’aria 2007. Gli indici di performance sono ora decisamente migliorati.

Tabella 2-4. Ante operam 2007 indici di performance della simulazione in confronto con i risultati

| | NO2 media annuale | PM10 media annuale | NO2 Perc. 99.8 delle conc. orarie | PM10 Perc. 90.4 delle conc. giornaliere |
|------|----------------------|-----------------------|-----------------------------------------|-----------------------------------------------|
| NMSE | 0.027 | 0.047 | 0.0032 | 0.054 |
| FB | -0.070 | -0.0075 | -0.0019 | 0.017 |

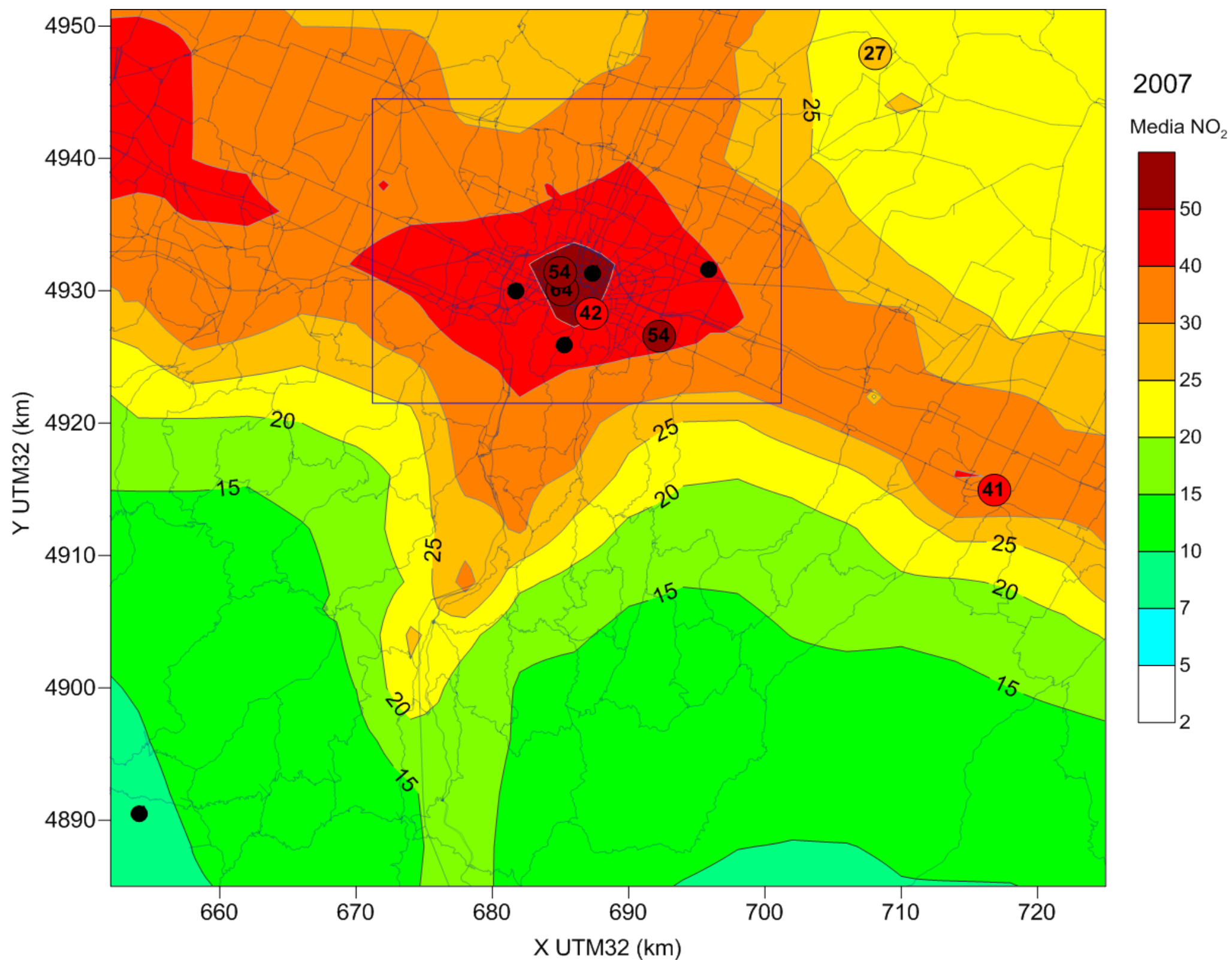


Figura 13. Concentrazione media annuale di NO₂ (µg/m³). Ante operam 2007. In blu il dominio di calcolo alla scala locale. Limite di legge: 40µg/m³

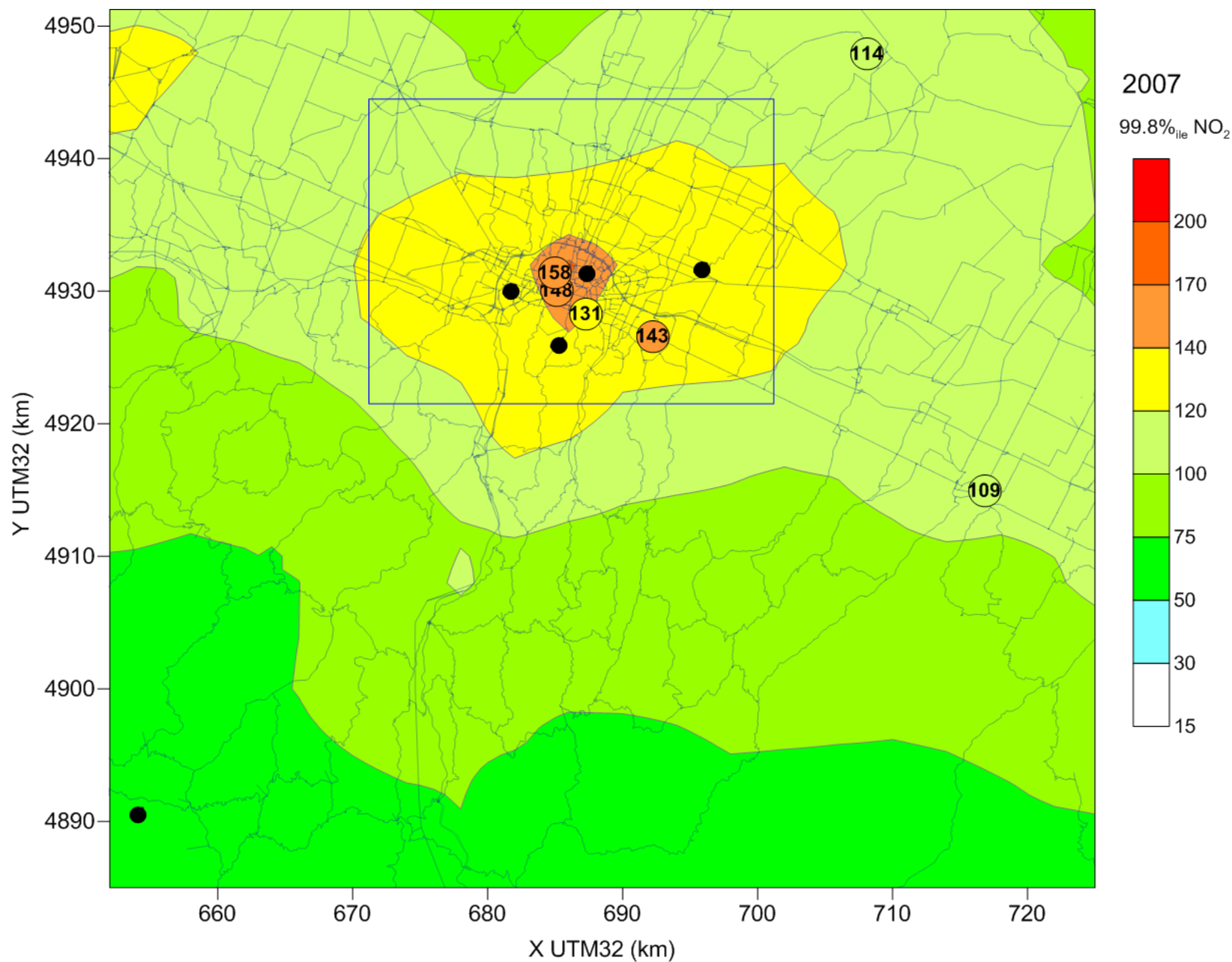


Figura 14. Percentile annuale 99.8 della concentrazione media oraria di NO₂ (µg/m³). Ante operam 2007. In blu il dominio di calcolo alla scala locale. Limite di legge: 200µg/m³.

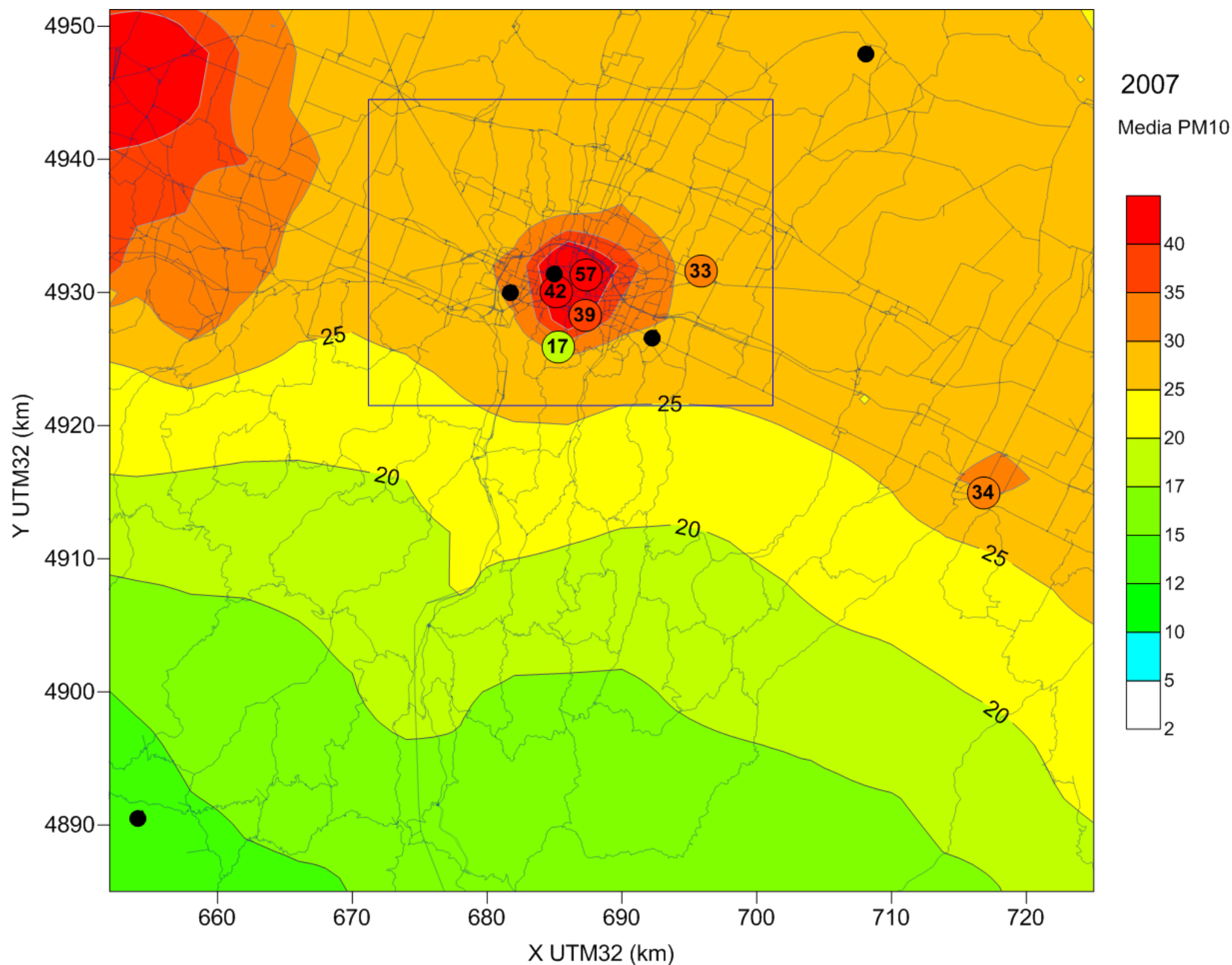


Figura 15. Concentrazione media annuale di PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Ante operam 2007. In blu il dominio di calcolo alla scala locale. Limite di legge: $40\mu\text{g}/\text{m}^3$.

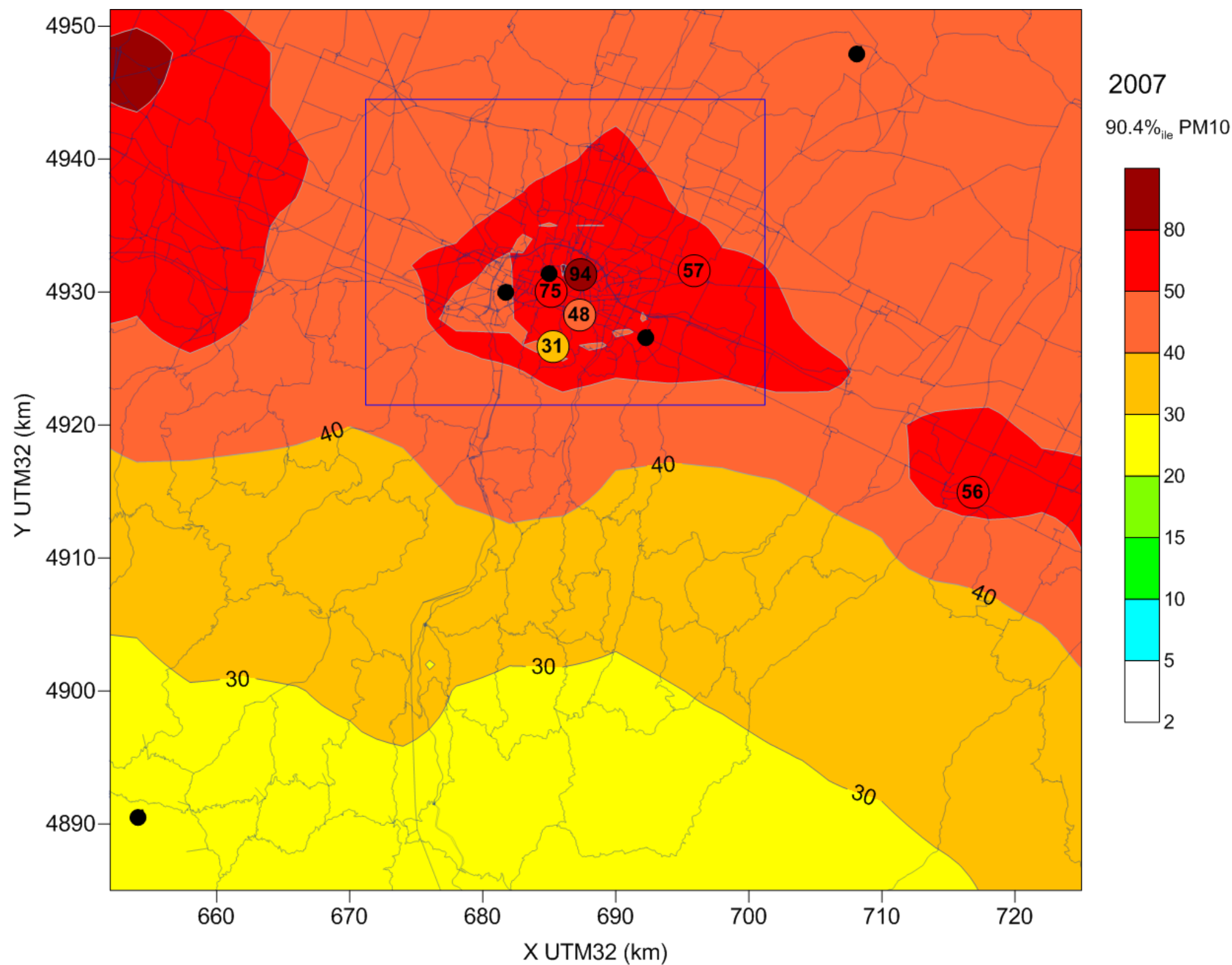


Figura 16. Percentile annuale 90.4 della concentrazione media giornaliera di PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Ante operam 2007. In blu il dominio di calcolo alla scala locale. Limite di legge: $50\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Situazione ante operam 2015

La situazione ante operam 2015, così come caratterizzata dall'applicazione in due fasi di tecniche di data fusion (figure seguenti), presenta a scala provinciale superamenti dei limiti di legge per entrambi gli inquinanti NO₂ e PM₁₀ e gli indicatori (rispettivamente) media annuale e percentile 90.4 delle concentrazioni medie giornaliere. Tali superamenti riguardano zone che includono l'intera area urbana di Bologna e lambiscono il tracciato del nodo autostrada-tangenziale.

Nella tabella seguente i valori di NMSE e FB ottenuti dal confronto delle concentrazioni presso le stazioni confermano l'attendibilità del metodo con una leggera maggiore tendenza alla sovrastima delle concentrazioni di PM₁₀.

Tabella 2-5. Ante operam 2015, indici di performance della simulazione in confronto con i risultati

| | NO2 media an- nuale | PM10 media an- nuale | NO2 Perc. 99.8 delle conc. orarie | PM10 Perc. 90.4 delle conc. giornaliere |
|------|---------------------------|----------------------------|-----------------------------------------|-----------------------------------------------|
| NMSE | 0.067 | 0.021 | 0.016 | 0.015 |
| FB | 0.072 | 0.13 | 0.022 | 0.10 |

Figura 17. Concentrazione media annuale di NO₂ (µg/m³). Ante operam 2015. In blu il dominio di calcolo alla scala locale. Limite di legge: 40µg/m³

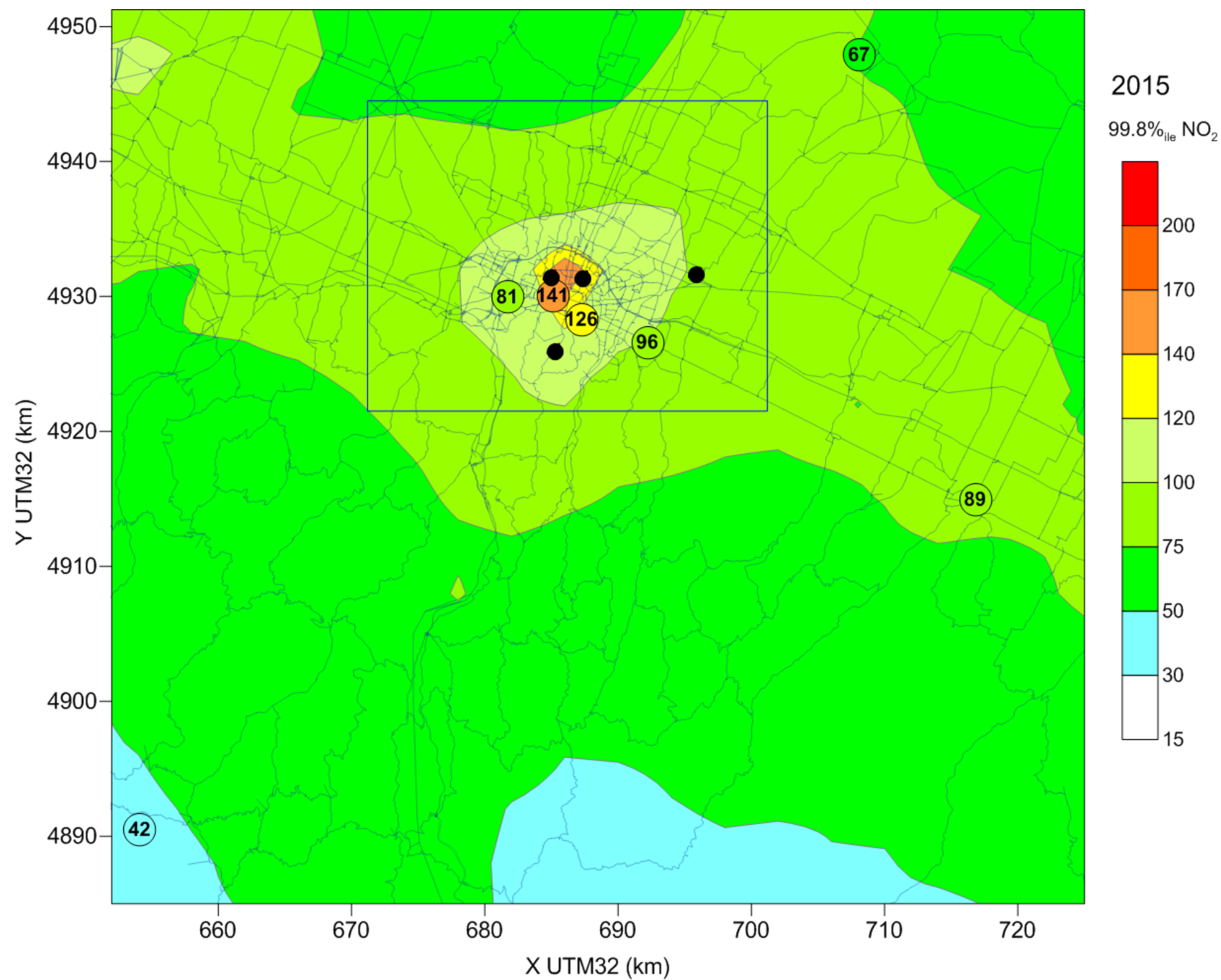


Figura 18. Percentile annuale 99.8 della concentrazione media oraria di NO₂ (µg/m³). Ante operam 2015. In blu il dominio di calcolo alla scala locale. Limite di legge: 200µg/m³.

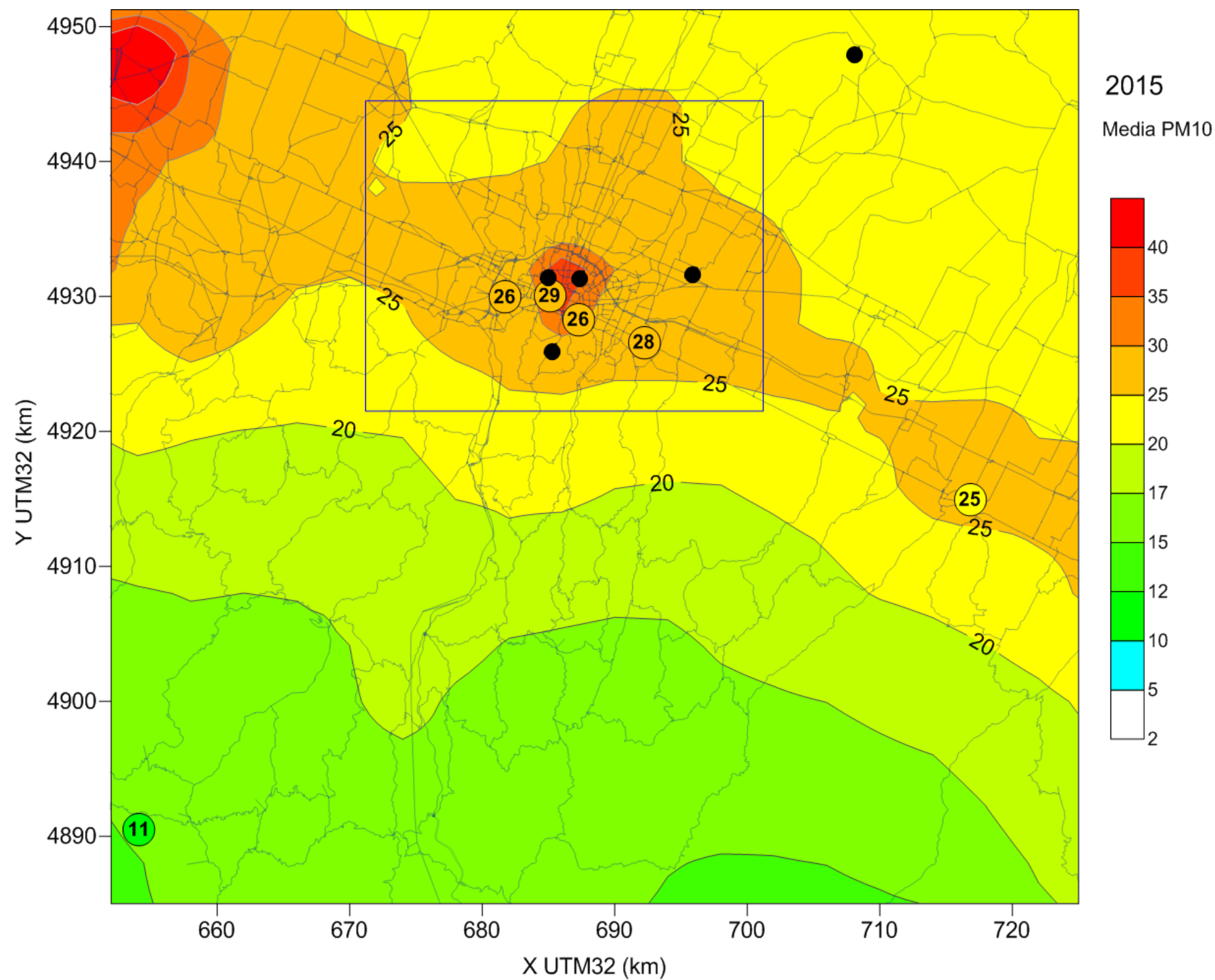


Figura 19. Concentrazione media annuale di PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Ante operam 2015. In blu il dominio di calcolo alla scala locale. Limite di legge: $40\mu\text{g}/\text{m}^3$.

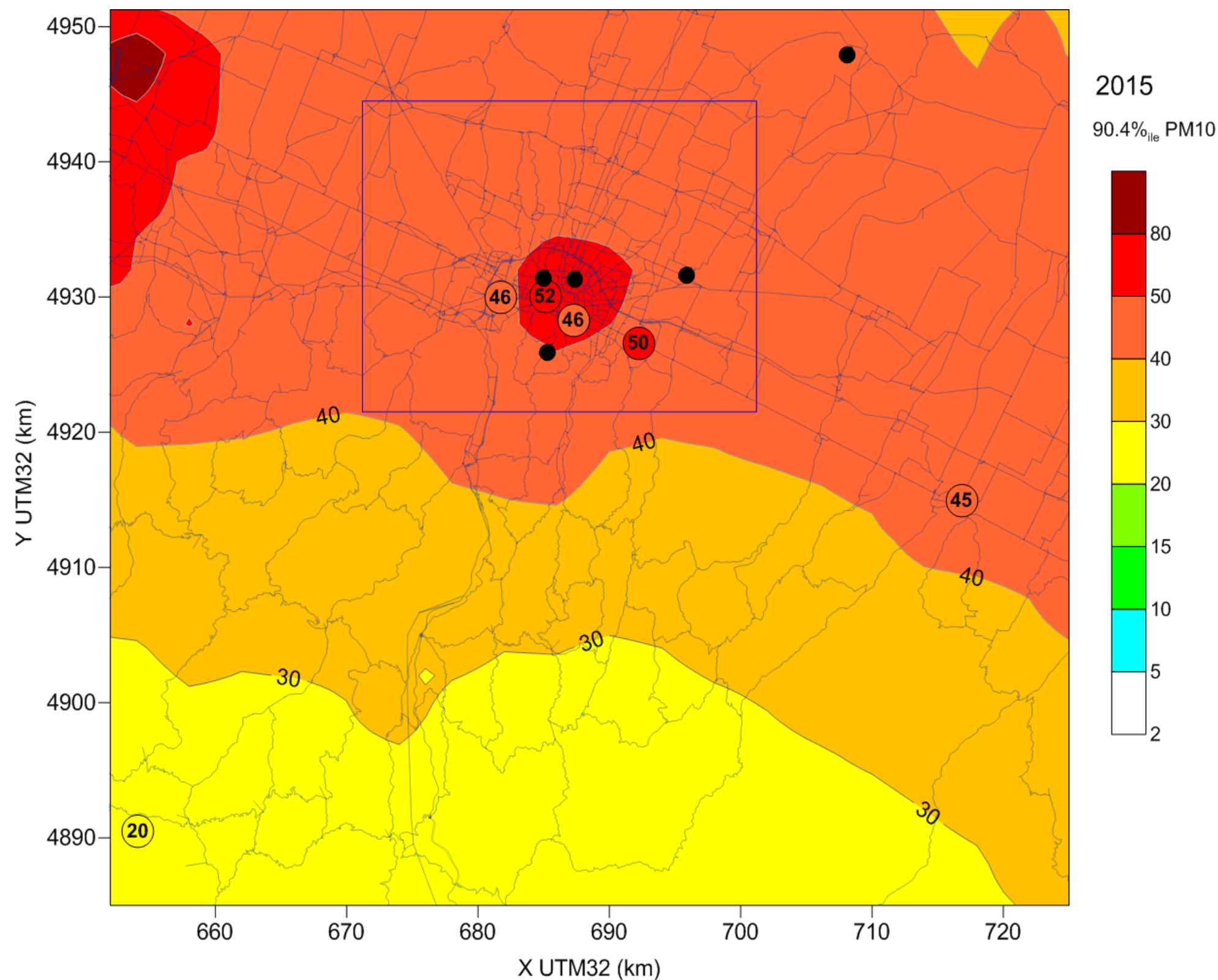


Figura 20. Percentile annuale 90.4 della concentrazione media giornaliera di PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Ante operam 2015. In blu il dominio di calcolo alla scala locale. Limite di legge: $50\mu\text{g}/\text{m}^3$.

2.3 CONCLUSIONI

Attraverso le elaborazioni di spazializzazione è stato possibile ricostruire con ottima approssimazione l'andamento delle concentrazioni dei principali inquinanti sul tutto il territorio in studio, permettendo una caratterizzazione spaziale impossibile da conseguire utilizzando i soli dati misurati dalle centraline fisse.

Le mappe così prodotte evidenziano come i livelli di inquinamento nei pressi del sistema tangenziale bolognese risultino generalmente inferiori o al più analoghi ai valori stimati nell'area centrale di Bologna, confermando quanto emerso dal confronto tra i dati delle centraline e quelli rilevati in occasione dei monitoraggi temporanei eseguiti da ARPAE (Parco S. Donnino 2012 e 2015) e da ASPI (monitoraggio Post Operam 3a corsia dinamica 2009-2010).

3 METODOLOGIA DELLO STUDIO

Data la complessità dell'opera che va a potenziare un nodo viario già tra i più importanti a livello nazionale e inserito in un contesto antropico già particolarmente soggetto a pressioni socio/economiche e ambientali, lo studio d'impatto atmosferico progettato per la valutazione degli effetti sulla qualità dell'aria del progetto risulta articolato e prevede l'applicazione di una metodologia suddivisa in varie fasi di lavoro, ognuna delle quali è svolta con strumenti allineati al più avanzato stato dell'arte tecnico-scientifico:

- Ricostruzione e stima delle emissioni per la fase di esercizio

Questa fase si sviluppa tramite l'elaborazione dei dati di traffico specificamente ricostruiti per gli scenari trasportistici di progetto (si veda l'Appendice dedicata agli studi trasportistici) estesi all'intera area vasta di studio.

Limitatamente al tratto di intervento e allo scenario di progetto vengono elaborati i dati di traffico derivanti dal modello di microsimulazione in modo da considerare compiutamente le caratteristiche cinematiche dei flussi di traffico

Le emissioni inquinanti degli della rete stradale in studio sono calcolate tramite l'applicazione dei fattori di emissione più idonei al caso specifico, considerando anche l'evoluzione della composizione del parco circolante tra l'anno base (2014) e quello di riferimento per il progetto (2025).

Per tutte le altre sorgenti di emissione vengono considerate le stime sviluppate da Regione Emilia Romagna e ARPA tramite l'inventario INEMAR;

- Elaborazione dei dati meteorologici

Tramite specifici software sono ricostruiti i campi meteo tridimensionali, estratti dai database nazionali. Si specifica in particolare che l'anno meteorologico di riferimento è il 2007 in quanto rappresenta una situazione climatologica rappresentativa e non singolare;

- Simulazioni di dispersione degli inquinanti a scala vasta

Le simulazioni per la stima delle concentrazioni di inquinanti sul territorio sono svolte per tutta l'area vasta di interesse e sono in grado di considerare in una sola volta l'impatto di tutta l'opera e delle principali arterie stradali limitrofe.

Queste simulazioni sono effettuate mediante l'applicazione di un modello di dispersione che "segue" l'evoluzione nel tempo e nello spazio delle particelle inquinanti ("modello lagrangiano")

Il periodo temporale considerato è di un intero anno, durante il quale sono calcolate le concentrazioni ora per ora generate da tutte le sorgenti emissive da traffico presenti sul territorio, in maniera da poter calcolare i valori di confronto con i limiti legislativi vigenti. Le simulazioni a scala vasta hanno quindi lo scopo di descrivere l'impatto delle sostanze inquinanti emesse dall'opera e di confrontarle con le altre sorgenti (traffico stradale locale, riscaldamento domestico, attività aeroportuale, ecc.)

- Analisi dei contributi ("source apportionment")

Le elaborazioni sviluppate a partire dai risultati dei modelli di dispersione consentono il cosiddetto "source apportionment" ovvero la suddivisione dei contributi di ogni comparto emissivo per consentire di separare, identificare e calcolare l'apporto quantitativo a ciascuna cella di calcolo relativamente ad ognuna delle sostanze considerate.

In questo modo oltre a fornire la valutazione complessiva dei livelli di inquinamento se ne identificano le principali cause, assegnando correttamente i pesi alle diverse sorgenti e permettendo una più precisa identificazione degli effetti specifici del progetto.

Lo sviluppo dello studio di impatto atmosferico avviene per step di approfondimento incrementali, in relazione alla complessità e durata delle elaborazioni modellistiche.

Anche alla luce del quadro sullo stato della qualità dell'aria riportato nel capitolo precedente le analisi modellistiche preliminari sono state quindi concentrate sugli inquinanti più critici e per i quali il contributo diretto da parte del traffico veicolare è significativo, ovvero gli ossidi di azoto e le polveri sottili.

Altri inquinanti risultano allo stato attuale molto al di sotto dei limiti normativi (monossido di carbonio, biossido di zolfo, benzene e idrocarburi aromatici, ecc...).

4 VALUTAZIONE DEGLI EFFETTI DELL'OPERA SULLA QUALITÀ DELL'ARIA

4.1 REVISIONE E STIMA DELLE EMISSIONI NON DA TRAFFICO

La conoscenza dell'ammontare delle emissioni di inquinanti e della loro distribuzione sul territorio (inventario delle emissioni) è di fondamentale importanza per la definizione delle strategie di mitigazione e di riduzione dell'inquinamento atmosferico.

In Italia la redazione e l'aggiornamento dell'inventario su base nazionale spettano all'ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale), che produce annualmente una stima delle emissioni totali nazionali e, ogni cinque anni, la loro disaggregazione a livello provinciale; a livello locale alcune Regioni tra cui l'Emilia Romagna collaborano con la regione Lombardia alla realizzazione concordata e coordinata dei rispettivi inventari regionali delle emissioni, attraverso la condivisione della metodologia e dell'applicativo software e per lo sviluppo dell'inventario INEMAR (INventario EMISSIONi ARia).

INEMAR è un database progettato per realizzare l'inventario delle emissioni in atmosfera, ovvero stimare le emissioni a livello comunale dei diversi inquinanti, per ogni attività della classificazione Corinair e tipo di combustibile.

Secondo la metodologia definita a livello europeo (EMEP-CORINAIR), i dati contenuti nell'inventario sono suddivisi secondo le categorie SNAP (*Selected Nomenclature for Air Pollution*); le attività vengono dunque ripartite tra antropiche e naturali in una struttura gerarchica che comprende 11 macrosettori, 56 settori e 360 categorie (attività).

I macrosettori sono i seguenti:

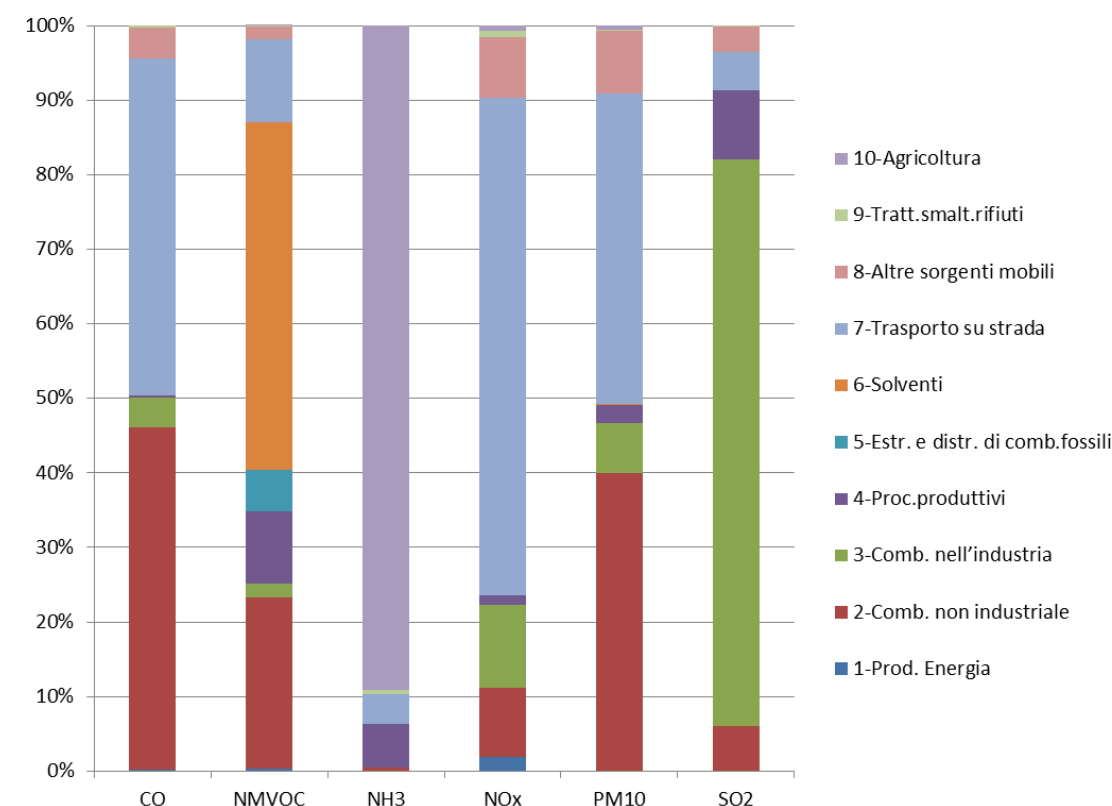
- 01: Combustione - Energia e industria di trasformazione
- 02: Combustione - Non industriale
- 03: Combustione - Industria
- 04: Processi produttivi
- 05: Estrazione, distribuzione combustibili fossili, geotermico
- 06: Uso di solventi
- 07: Trasporti stradali
- 08: Altre sorgenti mobili
- 09: Trattamento e smaltimento rifiuti
- 10: Agricoltura
- 11: Altre sorgenti di emissione ed assorbimenti

In Tabella e Figura seguente si riporta la sintesi delle emissioni totali annuali della provincia di Bologna dei principali inquinanti al fine di evidenziare, in modo sintetico, le pressioni principali e le attività potenzialmente più critiche per i livelli di inquinamento.

Tabella 4-1 Emissioni (t/anno) della provincia di Bologna (fonte: INEMAR2010)

| | CO | NM VOC | NH ₃ | NO _x | PM ₁₀ | SO ₂ |
|----------------------------------|-------|--------|-----------------|-----------------|------------------|-----------------|
| 1-Prod. Energia | 72 | 86 | 0 | 368 | 1 | 1 |
| 2-Comb. non industriale | 14016 | 5055 | 25 | 1795 | 935 | 94 |
| 3-Comb. nell'industria | 1184 | 420 | 0 | 2144 | 159 | 1191 |
| 4-Proc.produttivi | 107 | 2116 | 277 | 239 | 57 | 146 |
| 5-Estr. e distr. di comb.fossili | 0 | 1220 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 6-Solventi | 0 | 10292 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| 7-Trasporto su strada | 13819 | 2462 | 191 | 12888 | 976 | 80 |
| 8-Altre sorgenti mobili | 1251 | 389 | 0 | 1573 | 198 | 54 |
| 9-Tratt.smalt.rifiuti | 72 | 12 | 25 | 166 | 1 | 2 |
| 10-Agricoltura | 0 | 3 | 4253 | 127 | 14 | 0 |
| Totale complessivo | 30521 | 22056 | 4771 | 19300 | 2341 | 1568 |

Figura 21. Contributi percentuali dei diversi macrosettori alle emissioni complessive della provincia di Bologna (fonte: INEMAR2010)



Dal grafico e dalla tabella precedenti si osserva come un contributo importante per la maggior parte delle emissioni inquinanti è dato dalla combustione non industriale (riscaldamento civile), che rappresenta il 46% delle emissioni da CO, il 23% dei COVNM e circa il 40% del PM₁₀.

Le emissioni degli ossidi di azoto sono per lo più legate al trasporto stradale (67%) che emette anche il 45% del monossido di carbonio, l'11% dei composti organici volatili ed il 42% del PM10.

Le emissioni di ammoniaca sono sostanzialmente determinate dal contributo delle attività agricole (89%), che rappresentano un fonte importante anche per le emissioni di PM10, mentre per gli ossidi di zolfo risulta importante il contributo delle attività industriali nel loro complesso (macrosettori 3 e 4, Combustione nell'Industria e Processi Produttivi).

A livello locale l'importanza relativa dei diversi settori emissivi può essere differente da quanto illustrato su base regionale, come risultato della variegata distribuzione del territorio delle diverse attività responsabili delle emissioni.

Di seguito vengono riportate per gli inquinanti più significativi le mappe della distribuzione risultante su base comunale delle emissioni totali di ossidi di azoto e particolato, con in evidenza i contributi dei diversi macrosettori.

Nella mappa delle emissioni di ossidi di azoto è visibile il ruolo importante giocato dal traffico veicolare, con i valori più consistenti in corrispondenza dei maggiori centri abitati e dei comuni della fascia costiera attraversati dall'autostrada. Sono altresì visibili i contributi sostanziali dei principali impianti industriali e per la produzione di energia nei comuni in cui essi sono situati.

Per quanto riguarda il PM10 le emissioni sono legate anch'esse ai maggiori centri abitati (riscaldamento e traffico veicolare) e ai siti industriali, mentre nelle zone meno densamente popolate sono legate alle attività agricole.

Rimandando al seguente capitolo la trattazione specifica di quanto fatto per le emissioni prodotte dal traffico stradale, per definire l'evoluzione tendenziale al 2025, orizzonte scelto per la valutazione dell'impatto dell'opera sulla qualità dell'aria, è stata presa in considerazione la proiezione definita dagli scenari prodotti da GAINS-Italy.

GAINS è un modello sviluppato dallo IIASA (International Institute for Advanced System Analysis) per la valutazione e lo sviluppo di strategie destinate alla riduzione dell'inquinamento europeo (ed ai costi conseguenti) a scala europea.

Nell'ambito del progetto MINNI, finanziato dal MATTM e coordinato da ENEA, ne è stata messa a punto una versione nazionale, da utilizzarsi sia in sede europea, sia per analisi interregionali coordinate. Il modulo emissivo di GAINS permettere di generare scenari emissivi coerenti che tengono conto sia dell'evoluzione attesa degli scenari energetici, di produzione industriali e dei trasporti, sia delle misure di riduzione delle emissioni messe progressivamente in atto. In GAINS-Italy gli scenari emissivi hanno dettaglio regionale.

Per la redazione del presente studio è stato preso in considerazione lo scenario GAINS denominato "SEN2014" elaborato su base nazionale e scaricato nel mese di ottobre. Del presente anno

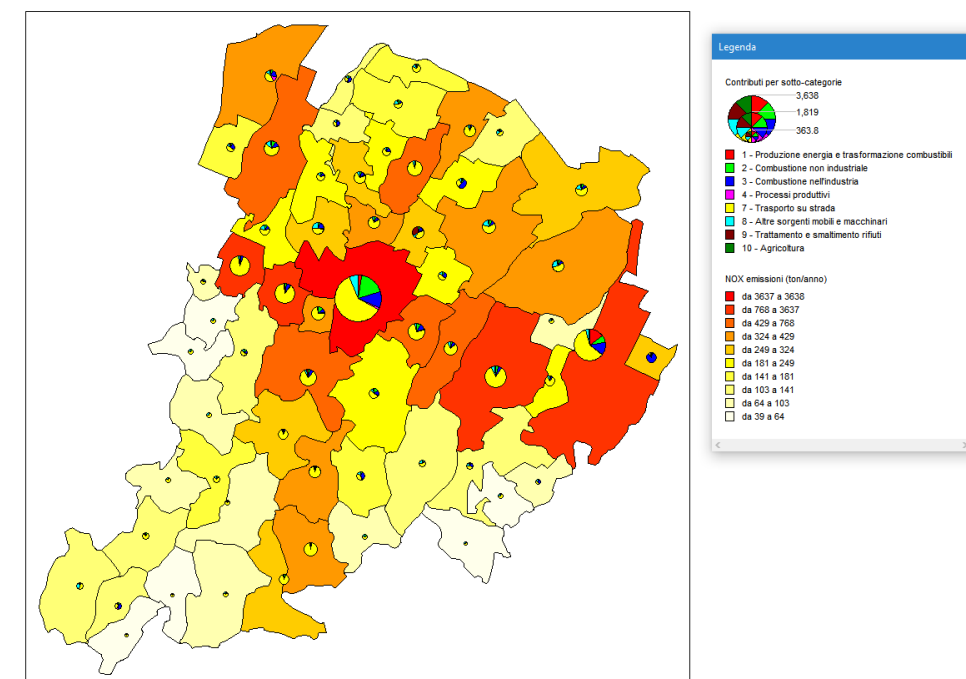


Figura 22. Mappa su base comunale delle emissioni di NOX: valori totali per comune e dettaglio del contributo per macrosettori (visualizzazione grafica: EmEx)

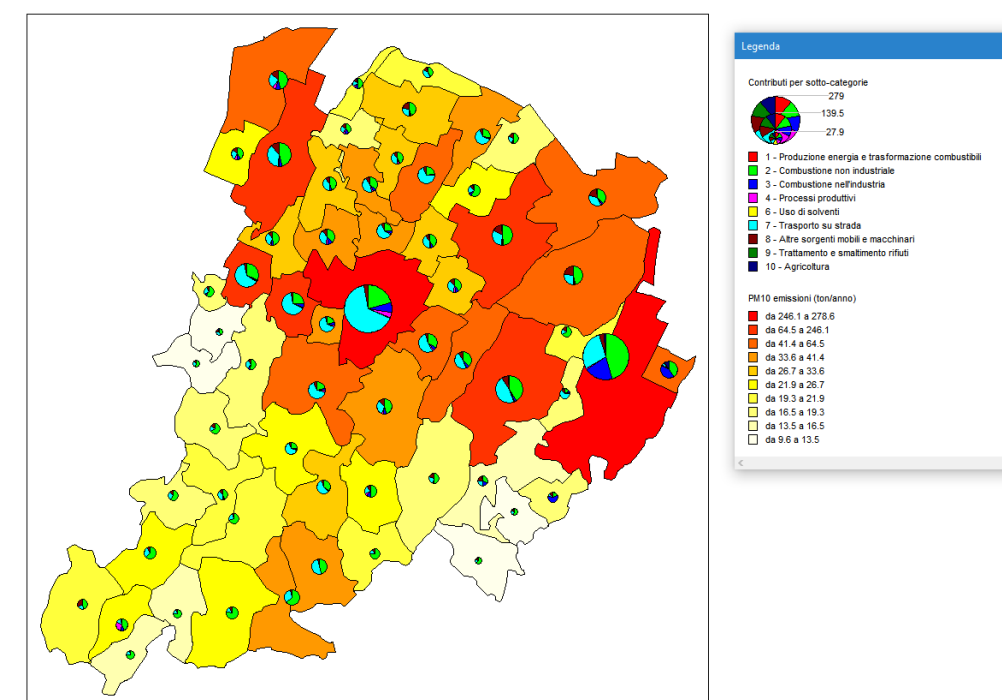


Figura 23. Mappa su base comunale delle emissioni di PM10 valori totali per comune e dettaglio del contributo per macrosettori (visualizzazione grafica: EmEx)

I dati alla base di tale scenario sono stati elaborati da un gruppo di lavoro composto da rappresentanti del MATTM, del MSE, dell'ENEA e dell'ISPRA. In particolare l'ENEA ha preparato per conto del MSE un set di differenti scenari e lo scenario SEN è quello che incorpora i risultati di una serie di azioni, in parte già in corso ed altre ancora da mettere in atto, per conseguire sia gli obiettivi EU sia altri nazionali. La disaggregazione dello scenario energetico citato, in modo tale che sia possibile stimare sia le emissioni dei principali macroinquinanti sia quelle di gas serra, è stata preparata da ISPRA per mezzo del modello TIMES basato sul software Markal, già utilizzato per preparare gli scenari energetici al fine del caricamento sul modello GAINS.

In sintesi lo scenario emissivo è il risultato della combinazione di:

- uno “scenario energetico” per stimare le emissioni provenienti dalle sorgenti energetiche (lo scenario energetico è un insieme di dati esogeno al modello);
- uno “scenario delle attività produttive”, industriali e no, per stimare le emissioni non provenienti da processi di combustione;
- una “strategia di controllo”, espressa in termini di percentuale di applicazione di una tecnologia per un dato settore e per un dato combustibile, definita in funzione delle tecnologie che sono già state implementate o che si prevede saranno implementate sulla base della legislazione nazionale e comunitaria vigente.

Tra le principali variabili economiche utilizzate nello scenario ricostruito con il modello Markal si registrano:

- crescita del PIL a partire dal 2014 con un tasso medio dell'1,2% m.a., fino al 2020 in linea con quanto assunto per l'Italia in recenti documenti comunitari;
- riduzione tendenziale dei consumi energetici ed evoluzione del mix utilizzato con inclusione delle fonti rinnovabili;
- scelta di tecnologie per la generazione elettrica che tengano conto di costi e vincoli ambientali e locali;
- evoluzione dei prezzi internazionali delle fonti di energia primaria;
- significativo incremento della popolazione tra il 2005 ed il 2010 dovuto all'immigrazione, ed un ulteriore aumento fino al 2015 (fonte ISTAT);
- previsione di riduzione della domanda di trasporto fino al 2014 e quindi in ripresa negli anni successivi; per quanto riguarda le merci lo scenario considera un incremento leggermente inferiore a quello del PIL fino al 2020, mentre la leggera riduzione per i passeggeri è legata al progressivo invecchiamento della popolazione.

Le misure considerate nello scenario SEN non sono esaustive rispetto a quelle contenute nel Decreto Legge del 04/05/20120 “Misure straordinarie ed urgenti in materia di emissioni di PM10 e di ossidi di azoto”, poiché molte di esse non sono misure legate al settore energetico e pertanto non di competenza del SEN; il SEN considera in pratica solo quelle più direttamente connesse alle strategie energetiche ed in particolare include tutte le misure di carattere regolamentare relative ai settori civile ed industriale.

Ovviamente anche le ulteriori misure proposte dalle Regioni ai fini della richiesta di proroga del rispetto del valore limite di qualità dell'aria per il biossido di azoto (NO₂) sono da considerarsi addizionali rispetto allo scenario SEN.

L'utilizzo di uno scenario emissivo GAINS in combinazione con un inventario delle emissioni articolato secondo la metodologia e classificazione definita a livello europeo (EMEP-CORINAIR) non è immediato, poiché le categorie emissive considerate da GAINS seguono una diversa metodologia, cui è associato un diverso schema di classificazione. Il primo passaggio pertanto è quello di definire delle corrispondenze tra le due nomenclature al fine di poter applicare il trend emissivo registrato in GAINS alle categorie in cui sono espresse le emissioni dell'inventario.

4.2 RETE E TRAFFICO

L'analisi atmosferica si rivolge sia ad un ambito di studio esteso all'area vasta bolognese, rappresentato nella figura seguente, che a 4 ambiti di dettaglio sui quali l'analisi verrà condotta con un maggior grado di dettaglio sia a livello geometrico che dispersivo (si veda paragrafo relativo alla microsimulazione).

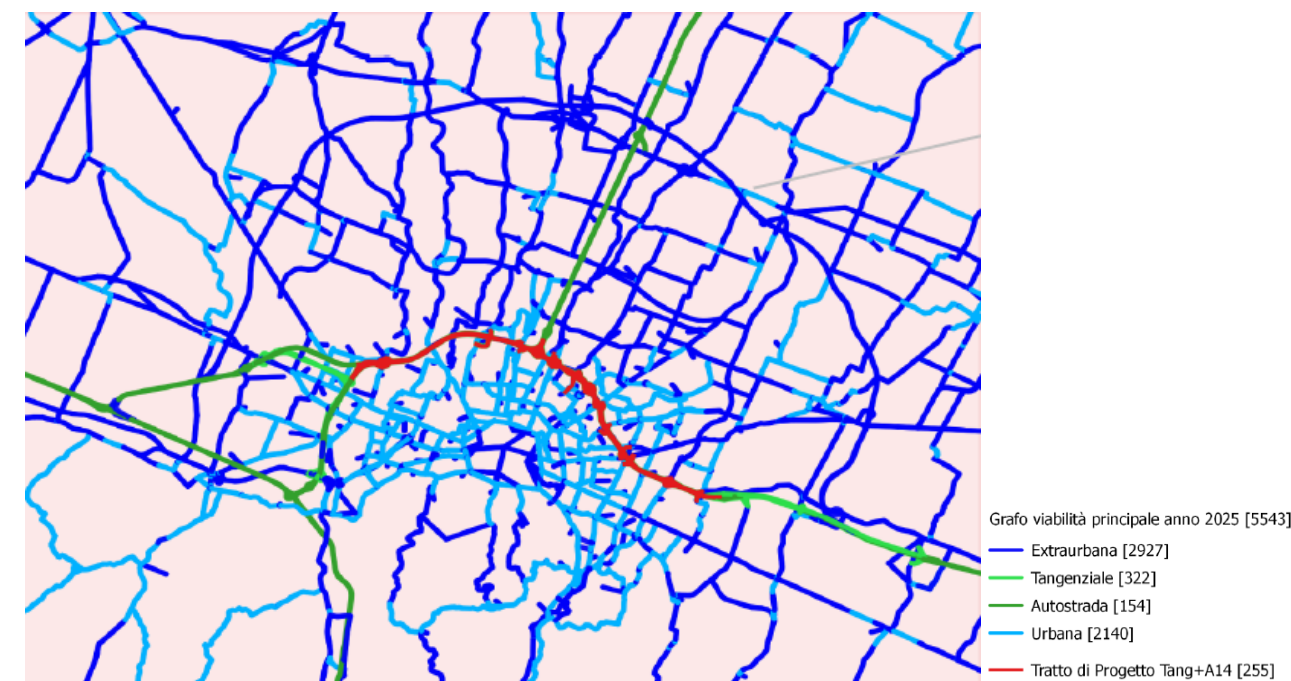


Figura 24. Grafo stradale considerato per la stima delle emissioni veicolari a scala locale (il tracciato del Passante Nord è rappresentato in quanto valutato come alternativa)

La rete di viabilità principale che interessa l'area vasta è stata utilizzata per alimentare un modello di traffico che riflette la situazione in tre diversi scenari temporali e progettuali. Il grafo ha pertanto associate delle informazioni che descrivono l'attività di trasporto stradale

nello scenario attuale (2014) e in due distinte situazioni future (2025), rispettivamente in assenza (Programmatico 25) e in presenza dell'intervento (Progettuale 25).

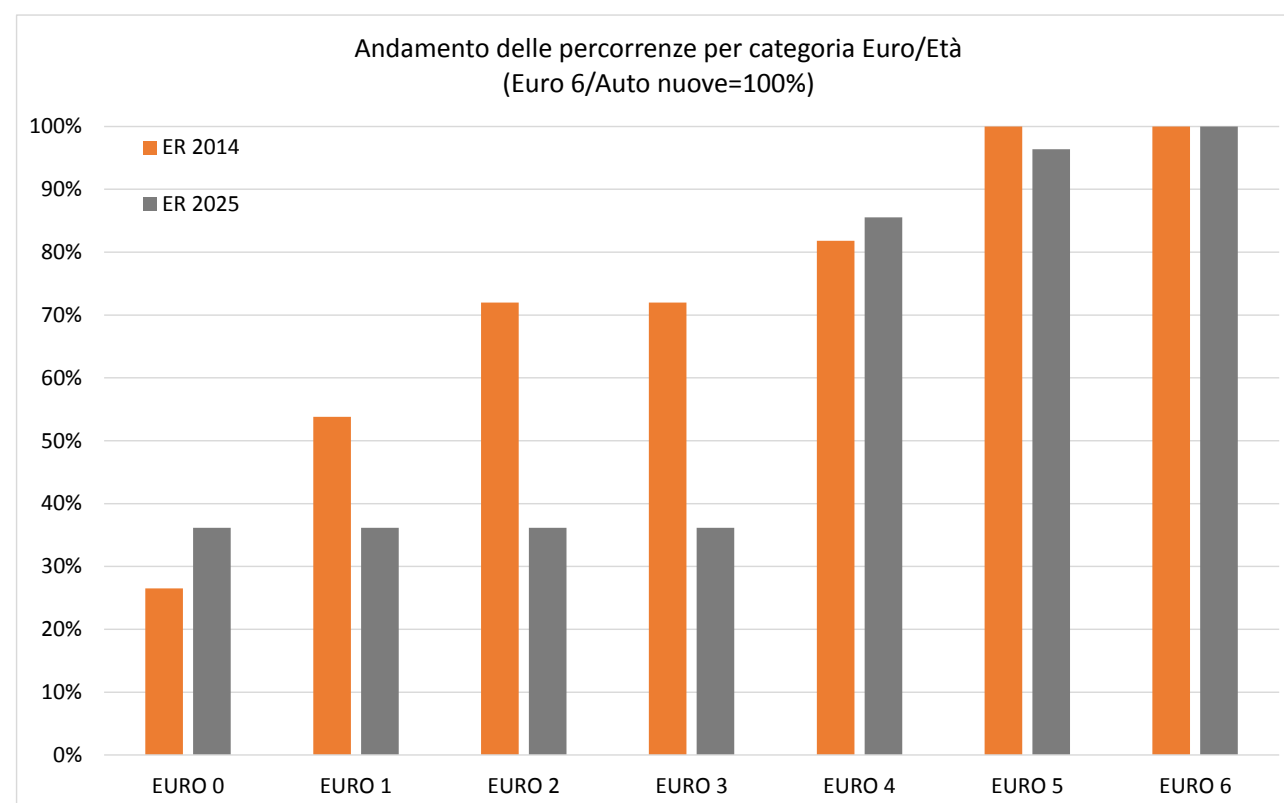
Per la stima delle emissioni i dati di traffico effettivamente utilizzati sono i seguenti:

- Flussi nell'ora di punta distinti in auto – leggeri – pesanti (classi 3+4+5);
- Velocità media di deflusso per l'ora di punta;
- Tipologia di strada, da cui è stata dedotta la situazione di traffico specifica sulla base dei limiti di velocità e del flusso complessivo circolante;

Si precisa che lo scenario attuale considerato nello studio atmosferico (2014) differisce da quello dello studio di traffico del progetto definitivo (2016) in quanto quest'ultimo risulta stimato in termini predittivi (la base dati dello studio è disponibile fino a giugno 2016), mentre i dati dell'anno 2014 sono effettivamente quelli rilevati e consolidati per l'intero periodo e quindi più efficacemente correlabili alle effettive situazioni verificatesi.

4.2.1 Composizione del parco circolante 2014 e proiezione al 2025

Il parco dei veicoli circolanti nella configurazione ATTUALE è stato costruito, sulla base dei dati ACI più recente pubblicata (2014) dei veicoli immatricolati successivamente pesati per i valori di percorrenze annuali (chilometraggio medio annuale per età - fonte ENEA/Ministero dell'Ambiente) per calcolare la composizione dei mezzi circolanti. La figura seguente illustra proprio la diversa ripartizione delle percorrenze tra auto nuove e auto meno recenti.



Per ricostruire il parco circolante FUTURO sugli assi oggetto di studio ci si è basati sul più recente parco veicolare pubblicato da Aci (2014) proiettandolo al 2025 sulla base di una metodologia che considera il tasso di estinzione annuale dei veicoli in base alla loro età e le nuove immatricolazioni, descritta in seguito.

L'informazione riguardante il tasso di estinzione è stata desunta dallo studio dell'Acì "Anzianità del parco veicoli in Italia" disponibile sul sito (<http://www.aci.it/sezione-istituzionale/studi-e-ricerche/dati-e-statistiche.html>) nel quale è riportata un'analisi dettagliata della distribuzione dei veicoli in base all'anno di prima immatricolazione, completa fino al 2011 relativamente ai dati nazionali.

I dati mostrati in questo documento sono stati corretti da Aci con delle funzioni statistiche per eliminare le anomalie spesso presenti nei dati dei veicoli immatricolati, ed esso costituisce la fonte nazionale con la maggiore affidabilità per l'analisi del tasso di estinzione dei veicoli.

La figura seguente rappresenta l'andamento della distribuzione dei veicoli leggeri per le diverse classi Euro tra il 1990 e il 2014: è evidente come dall'introduzione della categoria Euro 4 nel 2004 il parco auto si sia rinnovato per oltre il 70% (Euro 4+Euro 5+Euro 6 al 2014).

Il tasso di riduzione percentuale dei veicoli è stato ricostruito per un periodo di 20 anni, distinto in 6 tipologie di veicoli: autoveicoli, veicoli commerciali leggeri, veicoli commerciali pesanti, trattori stradali, autobus, motocicli.

Il tasso di riduzione che è stato utilizzato da Aci nelle elaborazioni del documento non varia per anni di immatricolazione diversi; non è stata necessaria dunque alcuna operazione di media per ricostruire un unico andamento del tasso di riduzione per ciascuna classe veicolare.

Per gli anni dal 21° in avanti è stata impostata una riduzione percentuale pari a quella del 20° anno, corrispondente ad un andamento esponenziale decrescente del numero di veicoli. Questa scelta è stata ritenuta conservativa, in quanto peggiorativa dal punto di vista emissivo, rispetto ad una interpolazione lineare del numero di veicoli poiché mantiene in vita sempre un minimo numero di veicoli molto vecchi. In Tabella 4-2 vengono riportate le riduzioni percentuali del numero di veicoli rispetto all'anno precedente.

Tabella 4-2 Percentuale del numero di veicoli radiati annualmente in funzione dell'età

| % riduzione | AUTO | LDV | HDV | TS | BUS | MC |
|--------------|---------|--------|--------|---------|---------|--------|
| 2° anno | -0.29% | -0.57% | 0.36% | -0.09% | 0.11% | -0.50% |
| 3° anno | -0.50% | -0.48% | 0.06% | -0.05% | 0.20% | -0.69% |
| 4° anno | -0.98% | -1.77% | -0.24% | -1.33% | 0.21% | -1.15% |
| 5° anno | -1.14% | -1.92% | -0.54% | -1.31% | 0.11% | -1.48% |
| 6° anno | -1.29% | -2.28% | -0.33% | -3.71% | -0.09% | -1.91% |
| 7° anno | -1.72% | -2.53% | -0.69% | -5.33% | -0.05% | -2.42% |
| 8° anno | -2.33% | -2.58% | -0.92% | -6.32% | -0.37% | -2.88% |
| 9° anno | -3.16% | -2.93% | -1.10% | -6.20% | -0.52% | -3.33% |
| 10° anno | -4.31% | -3.58% | -1.26% | -8.04% | -0.59% | -3.86% |
| 11° anno | -6.76% | -4.69% | -1.48% | -8.92% | -0.98% | -4.14% |
| 12° anno | -9.23% | -5.36% | -1.75% | -9.54% | -1.17% | -4.27% |
| 13° anno | -12.53% | -6.34% | -2.06% | -10.07% | -1.67% | -4.39% |
| 14° anno | -14.79% | -6.79% | -2.37% | -11.04% | -1.78% | -4.50% |
| 15° anno | -16.94% | -6.97% | -2.74% | -11.52% | -2.23% | -4.52% |
| 16° anno | -18.03% | -7.08% | -3.32% | -11.58% | -3.46% | -4.71% |
| 17° anno | -18.70% | -7.24% | -3.75% | -11.67% | -4.12% | -4.81% |
| 18° anno | -18.69% | -7.42% | -4.23% | -12.22% | -5.01% | -4.81% |
| 19° anno | -17.81% | -7.55% | -4.92% | -11.47% | -6.69% | -4.64% |
| 20° anno | -16.36% | -7.68% | -5.13% | -11.56% | -10.22% | -4.37% |
| Dal 21° anno | -16.36% | -7.68% | -5.13% | -11.56% | -10.22% | -4.37% |

Per ricostruire l'informazione sui veicoli immatricolati sono stati utilizzati i dati che Aci pubblica in "Autoritratto", per gli anni più recenti disponibili (2010-2015), con riferimento alla regione Emilia Romagna e suddivisi per macrocategoria. Sulla base dei nuovi veicoli introdotti si è calcolato (Tabella 4-3) un trend medio di immatricolati rispetto ai veicoli introdotti l'anno precedente. Questa scelta è stata operata al fine di mantenere una continuità con l'approccio utilizzato da ACI per valutare i trend d'estinzione e per utilizzare i dati più recenti possibili che consentano di rispecchiare l'attuale andamento del mercato

Tabella 4-3 Veicoli immatricolati in Emilia Romagna (2010-2015) e % dei nuovi veicoli rispetto agli immatricolati dell'anno precedente

| Immatr. Emilia Romagna | AUTOVET-TURE | LDV | HDV | TS | AUTOBUS | MOTOCICLI |
|------------------------|--------------|---------|--------|------|---------|-----------|
| 2010 | 156994 | 14118 | 743.05 | 1002 | 204 | 23546 |
| 2011 | 140129 | 12906.7 | 679.3 | 1115 | 134 | 20149 |
| 2012 | 111750 | 8078.8 | 425.2 | 701 | 103 | 15925 |
| 2013 | 113546 | 9761.25 | 513.75 | 847 | 90 | 12862 |
| 2014 | 117030 | 9640.6 | 507.4 | 856 | 167 | 13279 |
| 2015 | 132690 | 10453.8 | 550.2 | 1422 | 163 | 13794 |
| trend Immatr. | -2.6% | -3.6% | -3.6% | 9.0% | 2.6% | -9.5% |

Utilizzando dati reali e ipotesi descritte si riporta graficamente l'andamento previsto di nuovi veicoli introdotti anno per anno in Emilia Romagna per le categorie auto, commerciali (leggeri e pesanti) e trattori stradali.

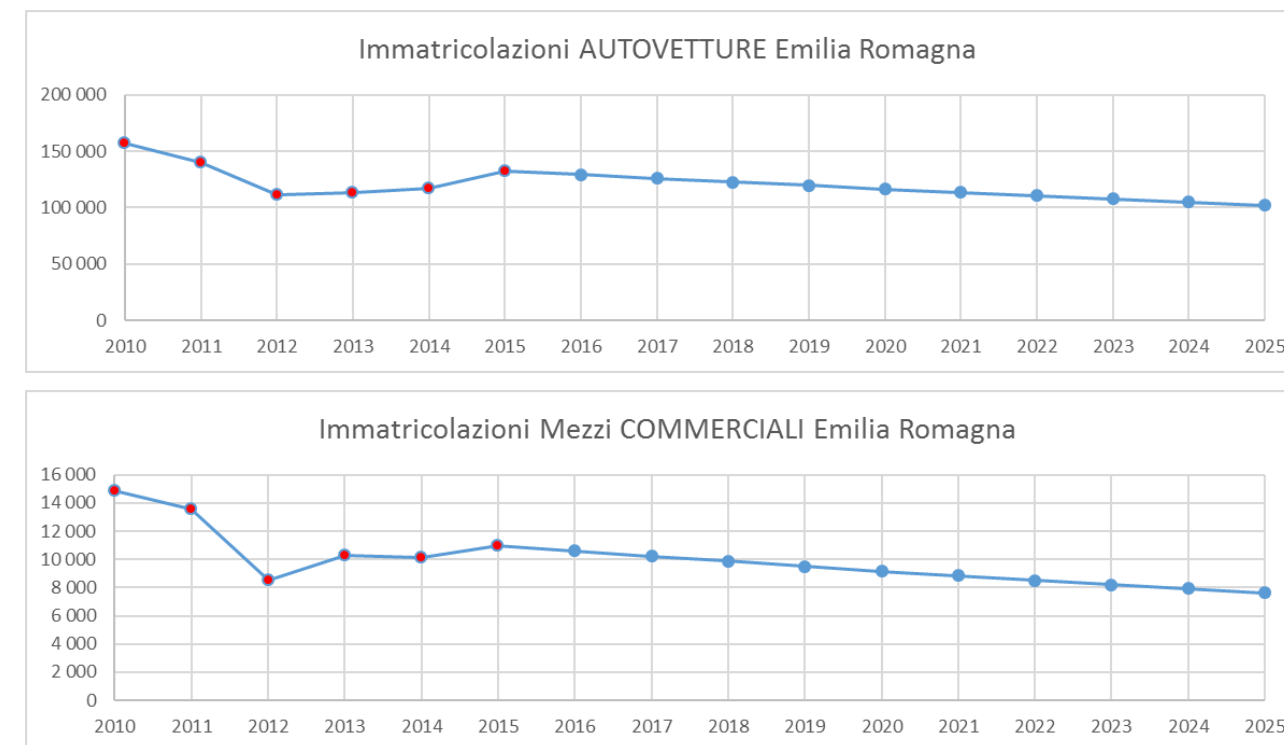


Figura 25 - Ipotesi dell'andamento del numero di auto e veicoli commerciali immatricolati, sulla base dei dati reali 2010-2015 (in rosso).

Nuovi veicoli ed estinzioni sono stati utilizzati per calcolare l'anzianità dei veicoli al 2025, partendo dalla più recente fotografia del parco suddiviso per classi di età (2011).

Per poter proiettare il parco agli anni successivi ciascuna omologazione ambientale è stata suddivisa in anni di immatricolazione sulla base dei dati riportati nello studio "Anzianità del parco veicoli in Italia" e sulla base dei periodi in cui la normativa ha reso obbligatoria la vendita di mezzi omologati secondo la direttiva di riferimento (Nei grafici sottostanti (Figura 26) si riportano a titolo esemplificativo le distribuzioni in categorie Euro per le auto, leggeri e trattori stradali nel 2014 (dati reali) e nel 2025 (dati stimati con la metodologia descritta) per la regione Emilia Romagna.

Tabella 4-4).

L'estinzione dei veicoli è stata applicata identicamente per tutte le tipologie veicolari (cilindrata, peso...) e per tutti combustibili all'interno di ciascuna categoria veicolare (motoveicoli, autoveicoli...). I veicoli di nuova immatricolazione sono stati suddivisi tra le diverse tipologie veicolari e tra i diversi combustibili con la stessa ripartizione associata nel 2014 (dati "Autoritratto" ACI) ai veicoli dell'omologazione ambientale più recente.

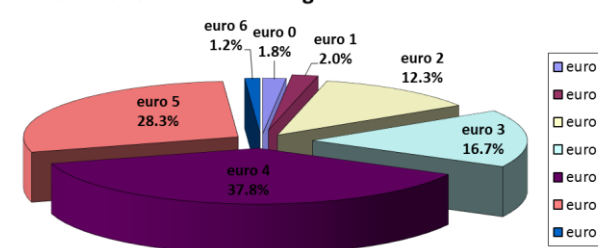
Nei grafici sottostanti (Figura 26) si riportano a titolo esemplificativo le distribuzioni in categorie Euro per le auto, leggeri e trattori stradali nel 2014 (dati reali) e nel 2025 (dati stimati con la metodologia descritta) per la regione Emilia Romagna.

Tabella 4-4 Anno di introduzione di ciascuna classe ambientale

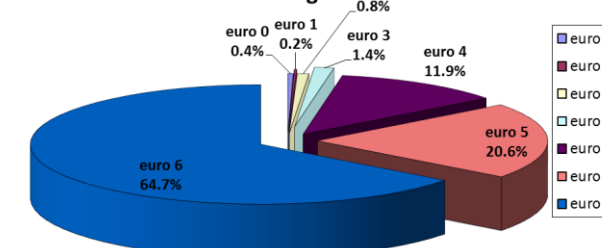
| Classi Amb. | ANNO |
|-------------|-----------------|
| euro 0 | Fino 12-1992 |
| euro 1 | 1993 |
| euro 2 | 1997 |
| euro 3 | 2001 |
| euro 4 | 2006 |
| euro 5 | 10-2008 |
| euro 6 | 2009 - presente |

Le scelte operate appaiono complessivamente conservative in quanto i veicoli di recente immatricolazione che si considera vengano aggiunti ogni anno decrescono progressivamente in termini assoluti, riflettendo la realtà di un mercato quasi statico come si presenta quello attuale.

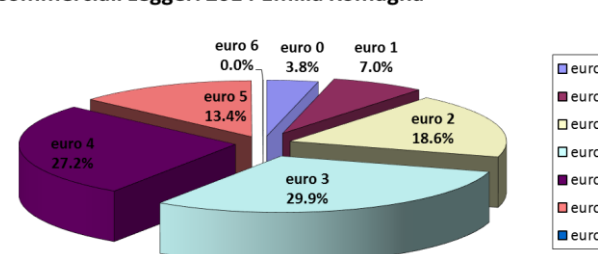
Autovetture 2014 Emilia Romagna



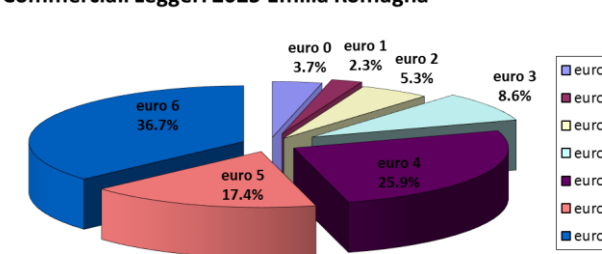
Autovetture 2025 Emilia Romagna



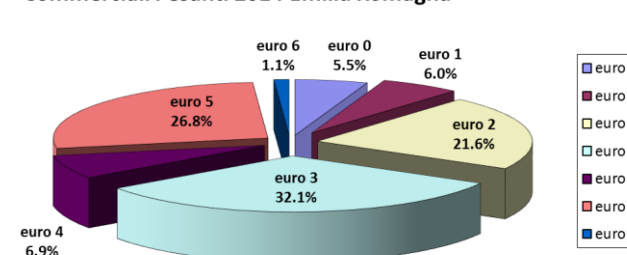
Commerciali Leggeri 2014 Emilia Romagna



Commerciali Leggeri 2025 Emilia Romagna



Commerciali Pesanti 2014 Emilia Romagna



Commerciali Pesanti 2025 Emilia Romagna

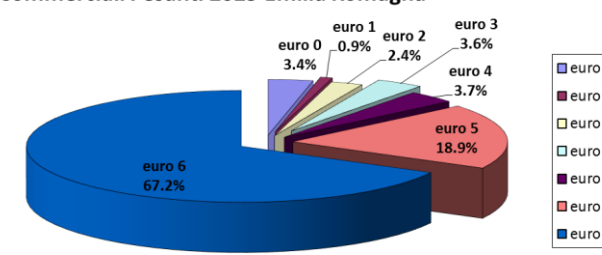


Figura 26. Composizione del parco veicolare 2014 e 2025 –. Ripartizione in base agli standard ambientali.

4.2.2 Modello di stima delle emissioni da traffico stradale

La stima delle emissioni inquinanti da traffico stradale è stata condotta applicando la metodologia ufficiale dei Paesi Europei di lingua tedesca HBEFA (Handbook Emission Factors for Road Transport, adottata in Europa da Austria, Germania, Svezia e Svizzera) che raccoglie e mantiene aggiornato il database dei fattori d'emissione ("Emission Factors" = EF, valori di emissione per unità di percorrenza), relativi ai singoli veicoli appartenenti a categorie codificate.

I fattori di emissione per ogni inquinante sono caratterizzati da una certa velocità media e da un profilo di velocità, relativo ad una particolare condizione di traffico.

Sulla base della metodologia HBEFA, è stato sviluppato dall'Università di Graz ("TU Graz") un programma di calcolo delle emissioni inquinanti da traffico stradale denominato NEMO v.3.7.2 (Network Emission MOdeling) che permette di calcolare le emissioni da traffico su una rete stradale aggregata per tratto.

Quest'ultimo dev'esser caratterizzato da lunghezza, pendenza, situazione di traffico ed aver associato un flusso veicolare distinto per macro categorie con relativa velocità media.

Nemo calcola le emissioni in termini di massa di inquinante per unità di percorrenza e di tempo (g/km/h), per molti degli inquinanti atmosferici tipici del traffico (quelli considerati in questo studio sono NO_x, SO₂, Benzene, CO, particolato esausto e non, distinto per classi granulometriche), selezionando il F.E. corrispondente alle specifiche tipologie veicolari che transitano sul tratto in esame sulla base di:

- tipo di carburante (benzina con o senza piombo, gasolio, gpl);
- cilindrata del motore per i veicoli passeggeri e dalla portata nel caso di veicoli commerciali;
- età del veicolo, o più precisamente anno di immatricolazione e chilometraggio complessivo.

L'età del veicolo permette di risalire alla tecnologia costruttiva, normata dalle varie direttive che in ambito europeo hanno nel tempo regolamentato le massime emissioni dei nuovi motori prodotti. Tale informazione consente anche di legare il fattore d'emissione allo stato di efficienza e di manutenzione del veicolo stesso.

In Italia le informazioni sui veicoli circolanti e la loro distribuzione nelle classi considerate dal modello sono raccolte e pubblicate da ACI (maggiori dettagli nel capitolo COMPOSIZIONE DEL PARCO) in accordo con la classificazione COPERT. Gli sviluppatori del programma NEMO hanno predisposto per ARIANET nel gennaio 2015 la possibilità di introdurre nel modello una descrizione della flotta basata sulle classi COPERT, adattata poi alle esigenze e alla struttura del programma.

I fattori di emissione implementati dal software NEMO derivano dalla banca dati HBEFA a sua volta basata sulle risultanze delle sperimentazioni condotte nell'ambito del gruppo di lavoro ERMES che raggruppa a livello europeo istituti di ricerca, autorità competenti e associazioni di produttori al fine di sviluppare la ricerca nel settore della modellazione delle emissioni da trasporto stradale. I dati utilizzati sono quindi lo stato dell'arte della conoscenza a livello europeo e derivano da numerosi test di laboratorio e su strada delle varie categorie di mezzi circolanti.

Lo studio pertanto non è affetto dalle incoerenze rilevate sistematicamente tra limiti di emissione definiti negli standard emissivi e certificati al momento dell'omologazione ed emissioni reali verificate in test su strada.

È infatti noto che a fronte di standard sempre più stringenti definiti dalle norme "Euro" (vedasi figura seguente), i test su strada hanno evidenziato scostamenti anche significativi.

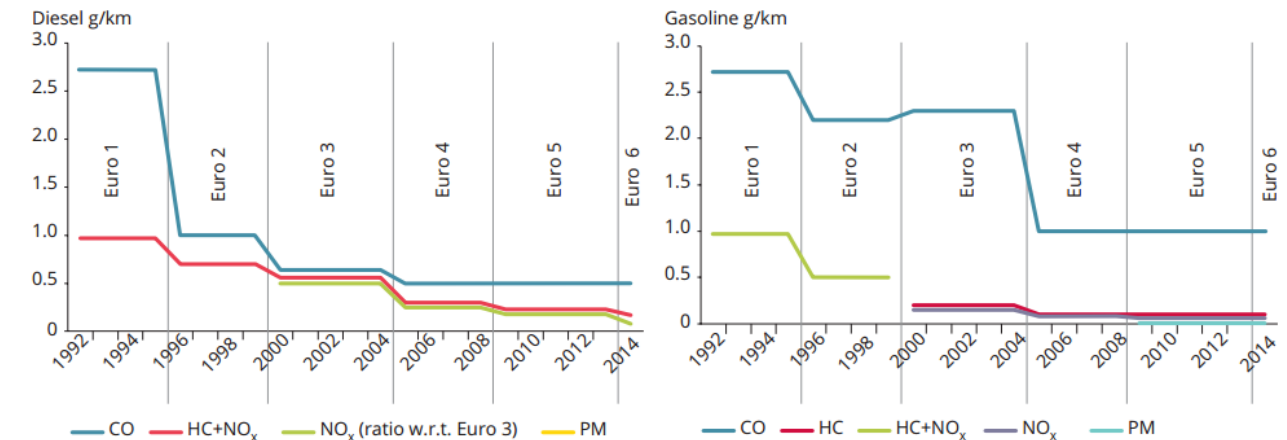


Figura 27. Evoluzione dei limiti di emissione per auto diesel e benzina nel tempo in base alla classe Euro (Fonte: regolamenti standard Euro 1998-2007).

Tale problematica, che comunque affliggerebbe tutte le valutazioni eseguite, non mettendo in discussione quindi i risultati ottenuti in termini di confronto tra scenari, viene evitata ricorrendo a banche dati che non implementano i fattori di emissioni normativi, ma quelli derivanti da test in laboratorio e su strada basati su cicli di guida reali.

A titolo di esempio si riportano i fattori di emissione di NO_x e PM₁₀ relativi a cicli di guida autostradali, per le categorie auto e commerciali leggeri - classi Euro 4, 5 e 6 - alimentazione diesel.

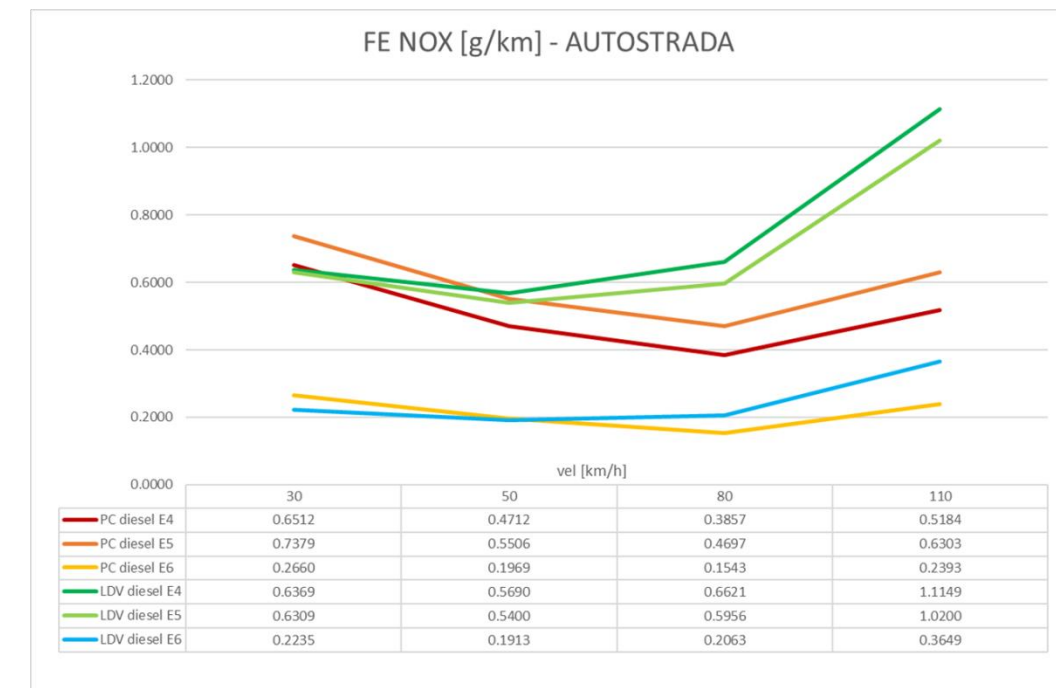


Figura 28. Set di fattori di emissione HBEFA per gli ossidi di azoto totali.

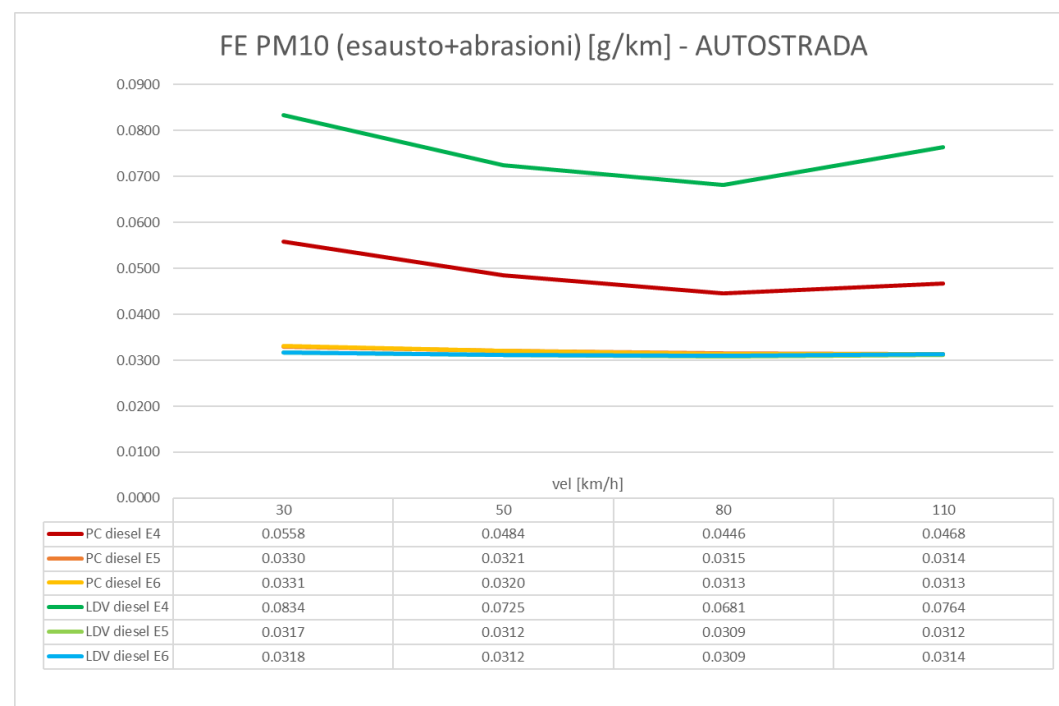


Figura 29. Set di fattori di emissione HBEFA per il PM10 totale.

4.2.3 Variabilità temporale del traffico

Per riprodurre la variabilità temporale del traffico relativo all'opera sull'orizzonte di durata annuale, sono stati utilizzati profili orari, settimanali e mensili distinti per tipologia stradale. Per l'autostrada gli andamenti sono stati ricavati da dati sperimentali derivanti dai rilievi di traffico ASPI effettuati con cadenza oraria per tutto il 2015, in corrispondenza del ramo dell'A14 compreso tra lo svincolo di Casalecchio e il raccordo A14-A13, distinti per direzione di marcia e classe tariffaria (A, B, 345). Si riporta l'andamento dei flussi medi orari per l'autostrada.

Per le altre categorie stradali (urbana, extraurbana e tangenziale), lo studio di traffico ha fornito i flussi di veicoli, distinti per tipologia stradale direzione di marcia e classe veicolare da cui ricavare i profili orari per le rispettive categorie.

Analogamente per la viabilità extraurbana, sono stati utilizzati i conteggi aggregati di veicoli totali bidirezionali con cadenza oraria effettuati durante il 2015, da cui ricavare i profili settimanali e mensili da applicare agli assi non autostradali.

Per valorizzare al meglio i dati disponibili sono stati ricavati sette distinti profili temporali per ricostruire l'andamento giornaliero dei flussi nell'area di intervento e rispettivamente tre profili distinti settimanali e mensili. Nelle figure seguenti si riportano gli andamenti temporali applicati per alimentare la simulazione di dispersione annuale, in termini di coefficienti moltiplicativi del dato di flusso dell'ora di punta mattutina del giorno feriale (8-9), rappresentativi del giorno feriale medio annuo.

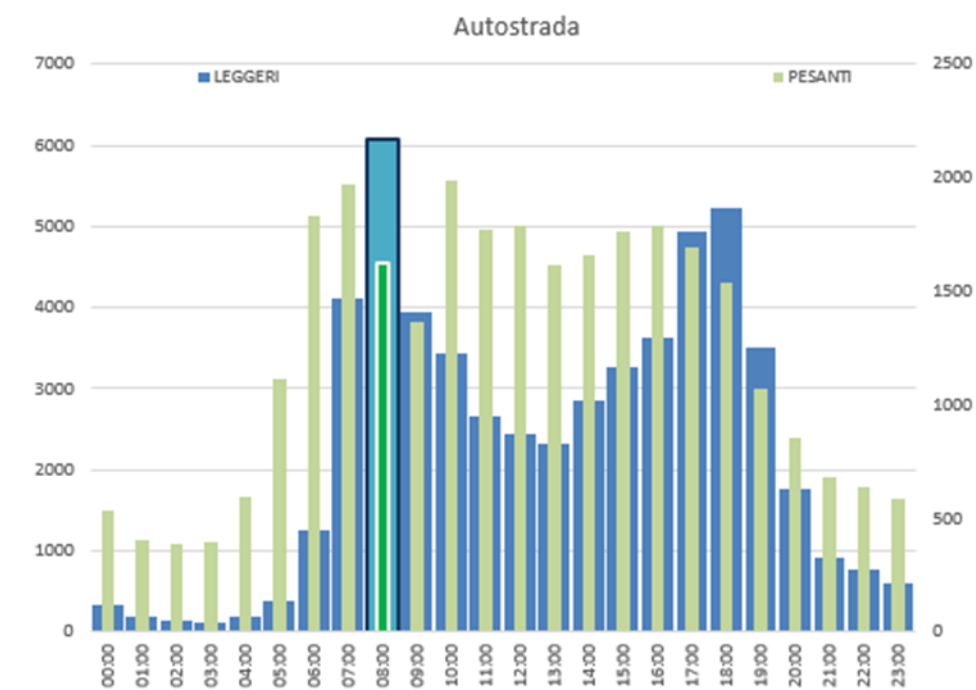


Figura 30. Andamento dei flussi medi orari di veicoli leggeri e pesanti sull'autostrada.

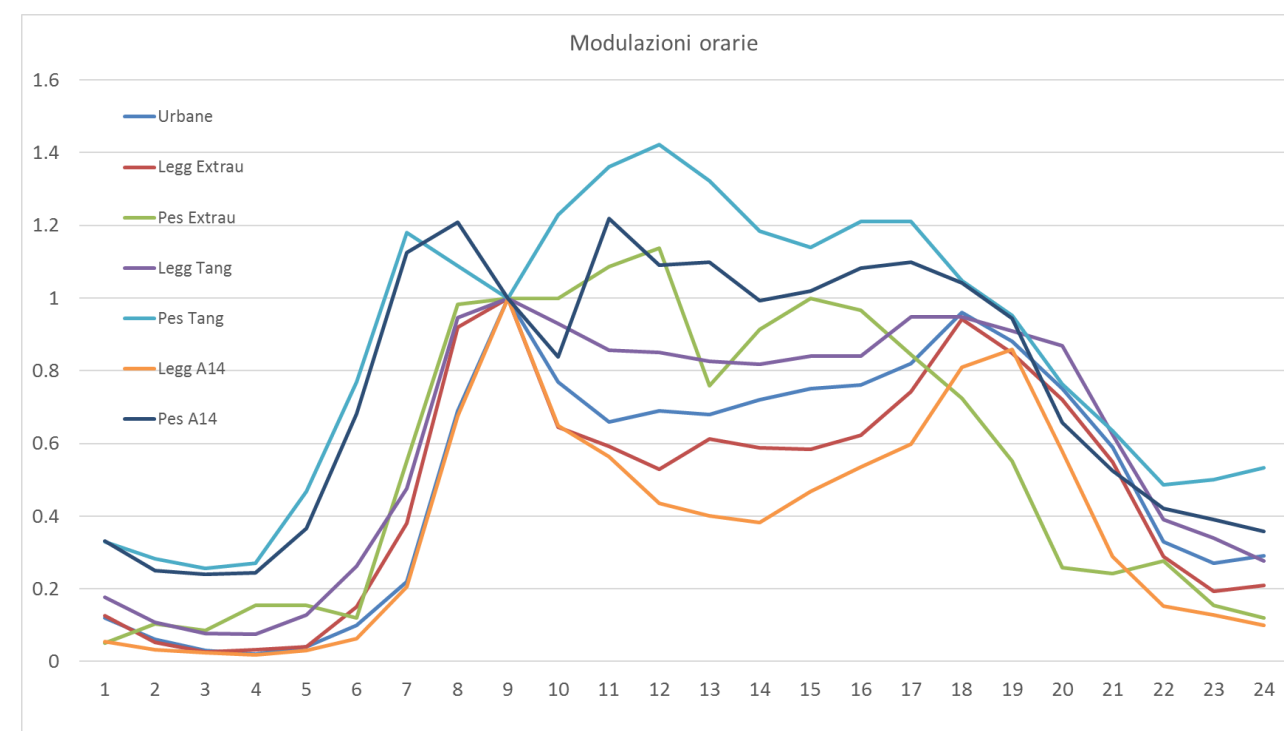


Figura 31. Profili orari per le diverse categorie veicolari e stradali considerate

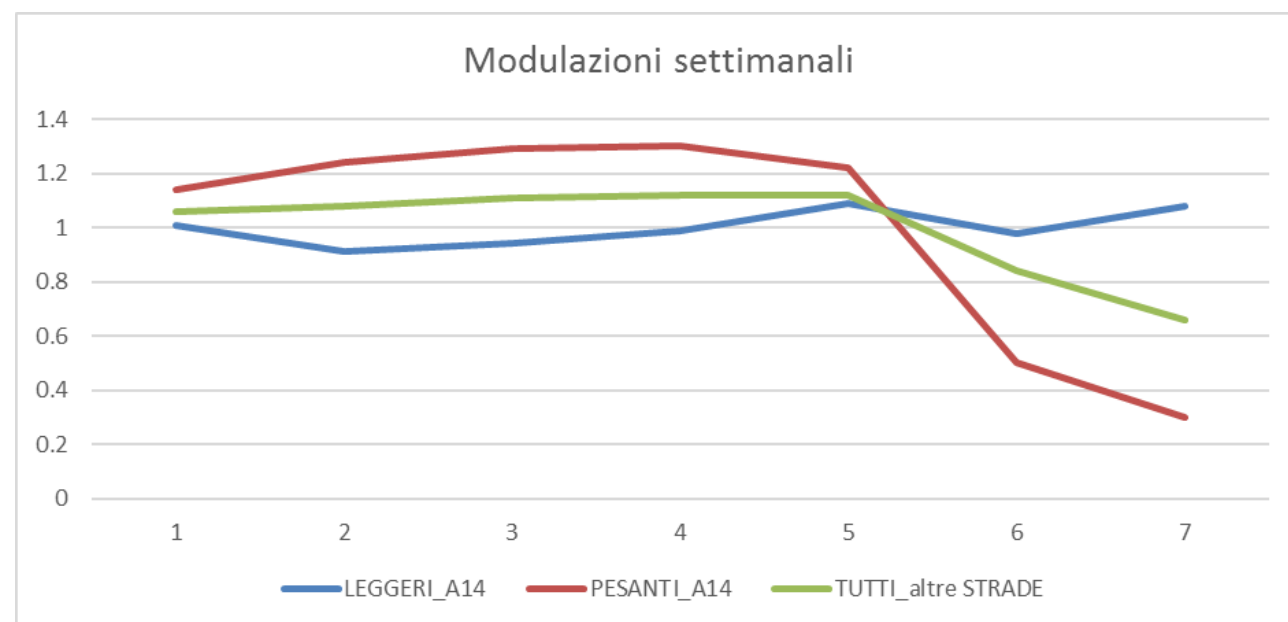


Figura 32.. Profili giornalieri per le diverse categorie veicolari e stradali considerate

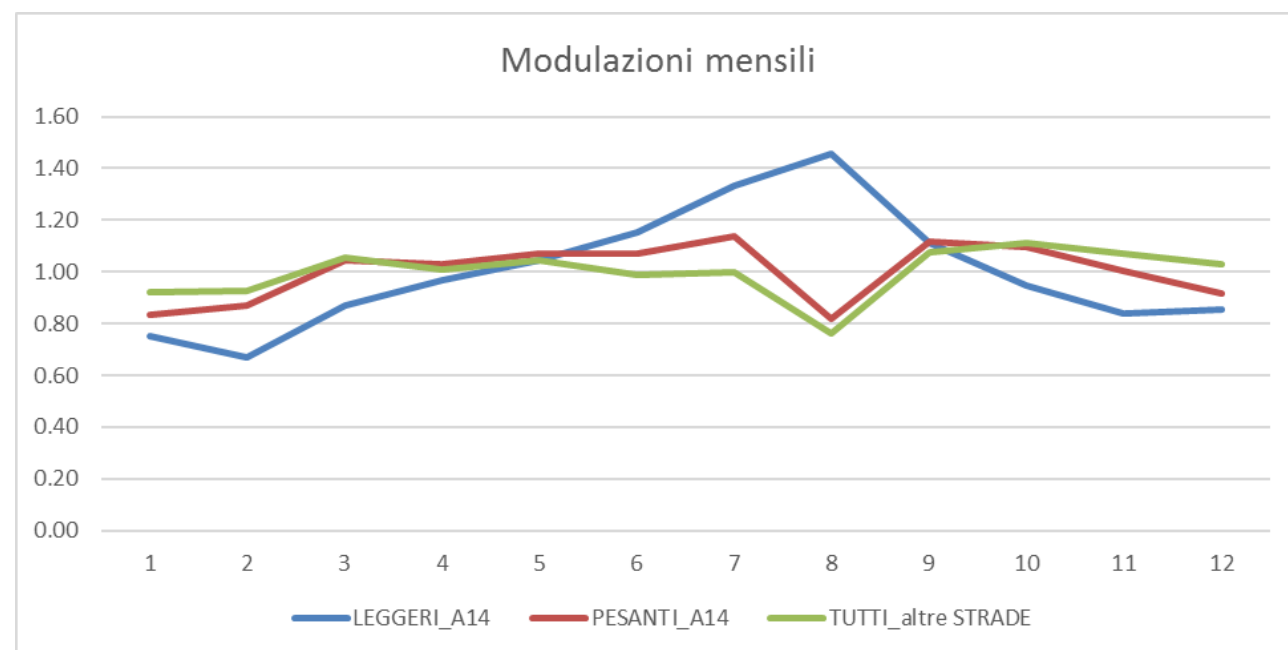


Figura 33. Profili mensili per le diverse categorie veicolari e stradali considerate

4.2.4 Stima delle emissioni inquinanti

In questa fase di studio sono state elaborate le reti di traffico relative ai vari scenari e alle diverse scale spaziali, determinata la composizione dei parchi circolanti al 2014 e 2025, caratterizzate le emissioni veicolari sui tratti in progetto e su quelli non modificati in accordo con la metodologia descritta.

Per quantificare i benefici della fluidificazione del traffico che percorre il nodo di Bologna, risultato tra i più significativi dell'intervento infrastrutturale, come set di fattori di emissione è stato individuato quello della metodologia HBEFA (adottata in Europa da Austria, Germania, Svezia e Svizzera) in quanto considera le differenti situazioni di traffico e i parametri cinematici correlati specifici per categoria veicolare, in alternativa alla classica velocità media complessiva.

Come risultato di questa fase di calcolo delle emissioni è stato sviluppato un bilancio emissivo di confronto dei vari scenari.

4.2.5 Bilancio emissivo

La tabella successiva riporta le emissioni stimate per gli inquinanti principali (NO_x, PM₁₀ e PM_{2.5}) nei diversi scenari considerati; attuale (anno 2014), senza intervento (programmatico anno 2025), con interventi di progetto (progettuale 2025), con intervento Passante Nord (sempre all'anno 2025).

Tabella 4-5. Emissioni veicolari nei diversi scenari [kg/h punta]

| Scenari emissivi | | | |
|--------------------------------------|--------------------|------------------|--------------------|
| Attuale 2014 | Programmatico 2025 | Progettuale 2025 | Passante nord 2025 |
| Emissioni NO _x (kg/odp) | | | |
| 1134 | 666 | 649 | 674 |
| Emissioni PM ₁₀ (kg/odp) | | | |
| 88 | 78 | 77 | 80 |
| Emissioni PM _{2.5} (kg/odp) | | | |
| 64 | 52 | 51 | 52 |

Il bilancio emissivo mostra che tra lo stato attuale e quelli futuri si prevede una significativa riduzione delle emissioni in virtù del rinnovo del parco auto, nonostante l'aumento delle percorrenze: nei prossimi 10 anni si prevede la sostanziale uscita dal parco circolante dei mezzi dotati di tecnologia Euro 4 e precedenti, che saranno rimpiazzati da Euro 5 e 6, significativamente più performanti rispetto ai precedenti.

Lo scenario progettuale al 2025 risulta meno impattante dal punto di vista emissivo rispetto a quello attuale, ma soprattutto rispetto allo scenario programmatico al 2025, sia complessivamente, sia considerando il solo contributo del tratto in progetto. Lo scenario di progetto si caratterizza inoltre per una minore emissione di inquinanti anche in riferimento alla soluzione alternativa del Passante Nord 2025, dovuta principalmente alla inferiore lunghezza del tragitto da percorrere.

Il confronto con lo scenario programmatico evidenzia precisamente l'efficacia dell'intervento, visto che è svolto a parità di parco circolante, con una diminuzione non trascurabile delle emissioni esauste di ossidi di azoto dovuta all'introduzione delle modifiche infrastrutturali in progetto e alla conseguente fluidificazione del traffico prevista.

Per quanto riguarda le polveri sottili PM10, il bilancio emissivo mostra una sostanziale invarianza tra gli scenari futuri con e senza intervento: la differenza rispetto agli ossidi di azoto è dovuta al rilevante contributo del risollevarimento e dell'usura di freni e pneumatici, che dipende solo dalle percorrenze e non dalla classe di omologazione dei mezzi, e che erode i miglioramenti derivanti dal miglioramento delle condizioni di deflusso.

In conclusione, dal punto di vista degli effetti locali nell'area attraversata dal potenziamento, la fluidificazione del traffico generato sulla tangenziale per effetto degli interventi e delle misure di regolamentazione previste in progetto (limite di velocità pari a 80 km/h e sistema di controllo automatico delle velocità) congiuntamente all'evoluzione del parco auto, daranno un notevole beneficio in termini di emissioni con una riduzione delle stesse che per alcuni inquinanti può superare il 40%.

L'incidenza della velocità dei veicoli e degli interventi sui limiti massimi per categorie di strada sulle emissioni di inquinanti è stato analizzato anche in uno studio di ARPA Lombardia dal quale sono estratte le figure seguenti.

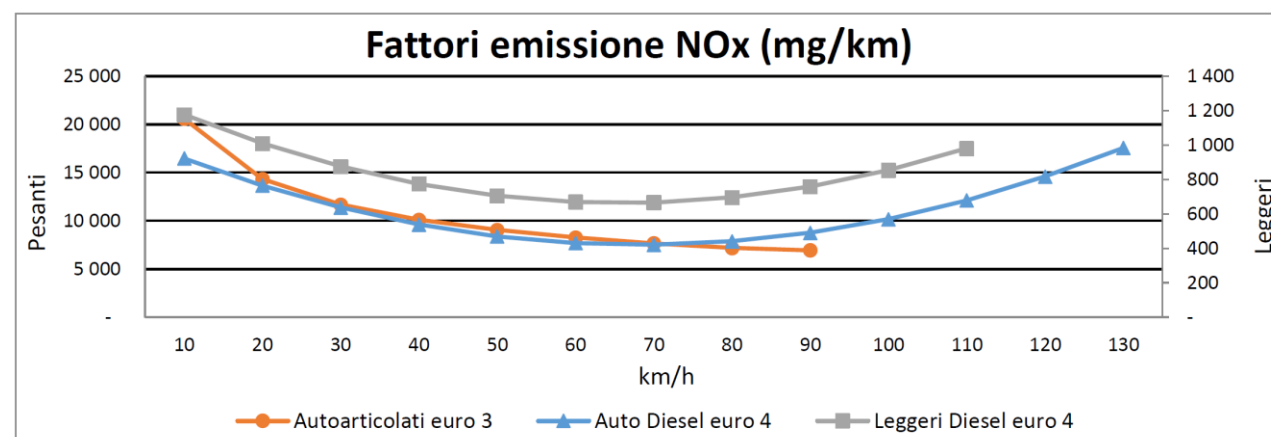


Figura 34. Fattori emissione di NOx per le maggiori tipologie emittitrici di ogni settore

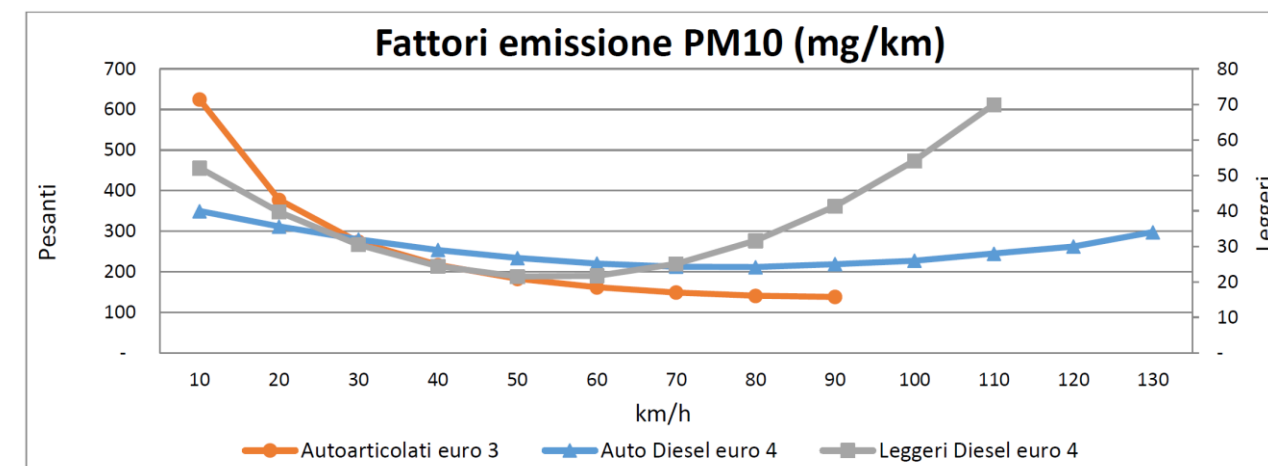


Figura 35. Fattori emissione di PM10 per le maggiori tipologie emittitrici di ogni settore

4.3 STUDIO DI DISPERSIONE DEGLI INQUINANTI SU AREA VASTA

La dispersione degli inquinanti in atmosfera viene di norma simulata con modelli che consentono di affrontare studi su periodi temporali relativamente lunghi (tipicamente 1 anno), consentendo la quantificazione dell'impatto atmosferico dell'impianto in forma sia di tabelle sia di mappe d'isoconcentrazione sul territorio circostante, con tutti gli standard di qualità dell'aria previsti dalla normativa vigente relativi ai diversi inquinanti.

Occorre che la modellistica utilizzata sia in grado di tenere conto dei seguenti aspetti, che si ritrovano in parte anche nell'area di interesse del presente lavoro:

- possibilità di trattare effetti legati alla presenza di orografia;
- riprodurre le situazioni di calma di vento;
- possibilità di seguire correttamente l'evoluzione temporale delle emissioni in atmosfera in modo da seguire fenomeni non stazionari e non omogenei (transitori, brezze, ricircolo dei pennacchi emessi, ...);
- effetti dovuti alle variazioni spaziali delle variabili meteorologiche, sia in orizzontale che in verticale, su domini relativamente vasti ad esempio la direzione del trasporto degli inquinanti può non essere la stessa in tutta la zona interessata dalle simulazioni.

Per la simulazione della dispersione degli inquinanti atmosferici emessi dal passante di Bologna sull'area vasta è stata utilizzata la suite modellistica Aria/Industry, sviluppata da ARIA-NET srl, che rende possibile l'esecuzione di simulazioni numeriche mediante un modello di dispersione Lagrangiano a particelle

Il sistema è principalmente composto dai seguenti moduli:

- un modello diagnostico per la ricostruzione tridimensionale del campo di vento (Swift);
- un processore per la definizione dei parametri di turbolenza (SurfPro);
- un modello lagrangiano a particelle per la dispersione degli inquinanti (SPRAY);

Da un punto di vista metodologico generale, il funzionamento del sistema modellistico risulta riassunto nel diagramma a blocchi in Figura 36.

Il sistema viene alimentato, per ottenere la simulazione della dispersione su un'opportuna area, da dati meteorologici al suolo ed in quota contenuti nel database nazionale MINNI e relativi all'intero anno 2007 su base oraria, nonché da dati territoriali locali costituiti da un modello digitale di terreno e da una descrizione dell'uso del suolo. Questi dati alimentano la sezione meteorologica del sistema costituita dai codici Swift e SurfPro che ricostruiscono per l'intero anno 2007 su base oraria il flusso medio (velocità e direzione del vento) e la temperatura dell'aria mediante campi tridimensionali nonché la turbolenza atmosferica mediante campi bidimensionali su un opportuno grigliato discreto di punti. Queste informazioni vengono utilizzate dal codice di dispersione Lagrangiano a particelle SPRAY per definire il moto delle particelle virtuali che rappresentano le diverse emissioni considerate, allo scopo di produrre campi di concentrazione su base oraria per l'intero anno di simulazione.

Nei paragrafi seguenti viene data una descrizione maggiormente dettagliata dei dati e delle fasi di elaborazione che coinvolgono il sistema modellistico.

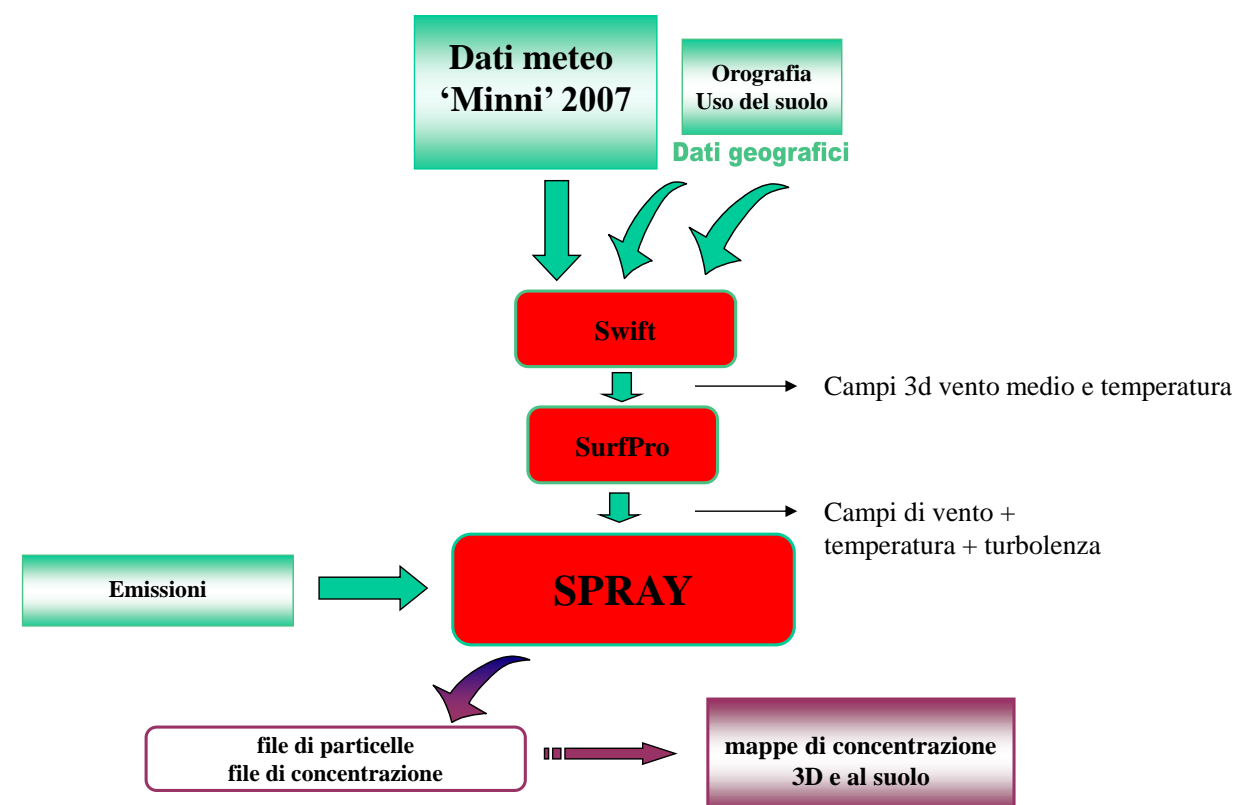


Figura 36. Area considerata per lo studio di dispersione su scala vasta, rappresentata dal rettangolo rosso

4.3.1 Area di simulazione

Il dominio di simulazione rappresentato in Figura 37, è stato scelto in maniera da comprendere tutta la zona urbanizzata di Bologna, includendo inoltre tutte le arterie stradali che vengono influenzate dai lavori di ampliamento.

Si è quindi selezionato un dominio rettangolare di lato 30 km in direzione Ovest-Est e di lato 923 km in direzione Nord-Sud

Le coordinate (x, y) del vertice sudovest del dominio spaziale di calcolo nel sistema UTM-WGS 84 (fuso 32 N) sono: (671200 m, 4921500 m).

La risoluzione orizzontale utilizzata per descrivere sia i dati meteorologici in input che le concentrazioni in output (recettori di calcolo disposti regolarmente all'interno del dominio) è di 250 m, compatibile con la durata delle simulazioni su scala annuale da eseguire ed in grado di fornire un sufficiente dettaglio sia alla scala complessiva considerata che in vicinanza dell'opera

La griglia di calcolo orizzontale è quindi caratterizzata da 120 celle nella direzione x e 93 celle nella direzione y.

L'estensione verticale del dominio di simulazione per la ricostruzione meteorologica è di 5000 m con i seguenti 14 livelli di calcolo sopra l'orografia espressi in metri:

0, 20, 75, 150, 250, 380, 560, 800, 1130, 1570, 2160, 2970, 3900, 5000.

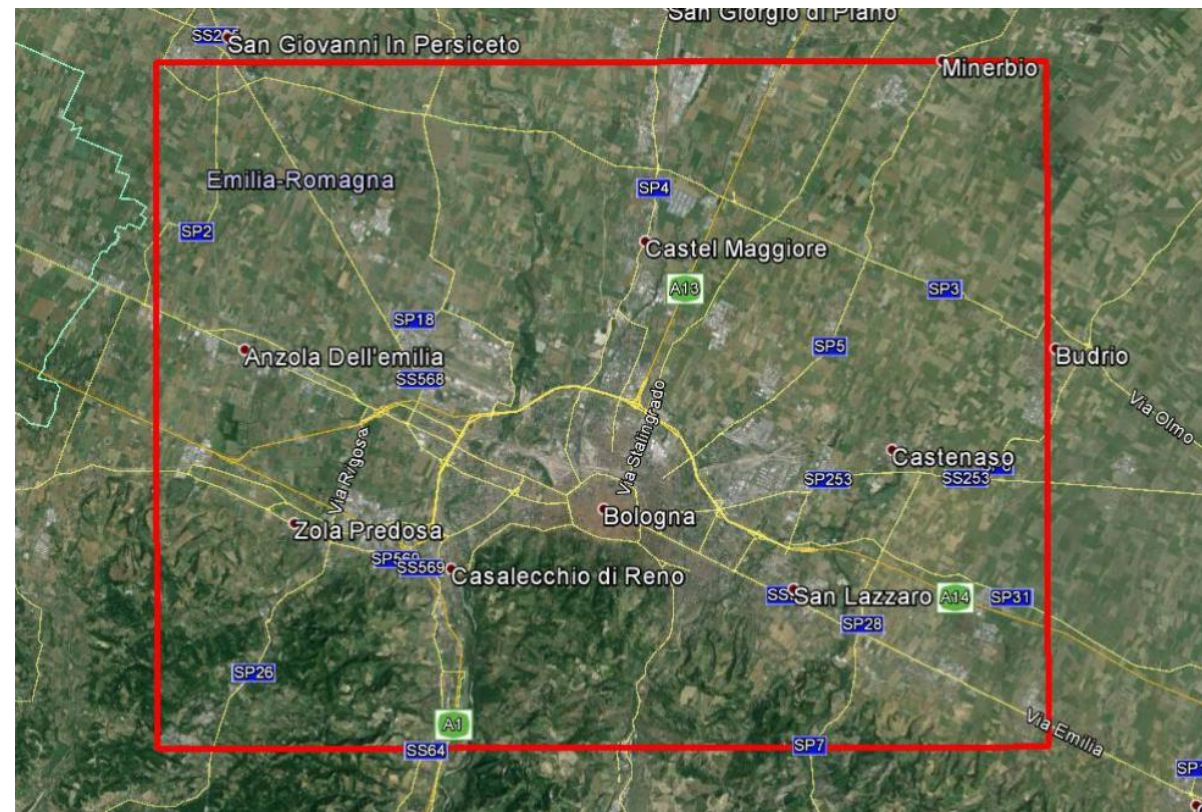


Figura 37. Area considerata per lo studio di dispersione su scala vasta, rappresentata dal rettangolo rosso

4.3.2 Orografia e uso del suolo

Nella parte a Nord, il dominio è caratterizzato da orografia sostanzialmente pianeggiante, mentre nella zona a Sud sono presenti i rilievi dell'Appennino bolognese che raggiungono quote poco oltre i 400 m s.l.m., come illustrato in Figura 38, che mostra la struttura del DEM utilizzato per rappresentare la struttura orografica alla risoluzione di 250 m

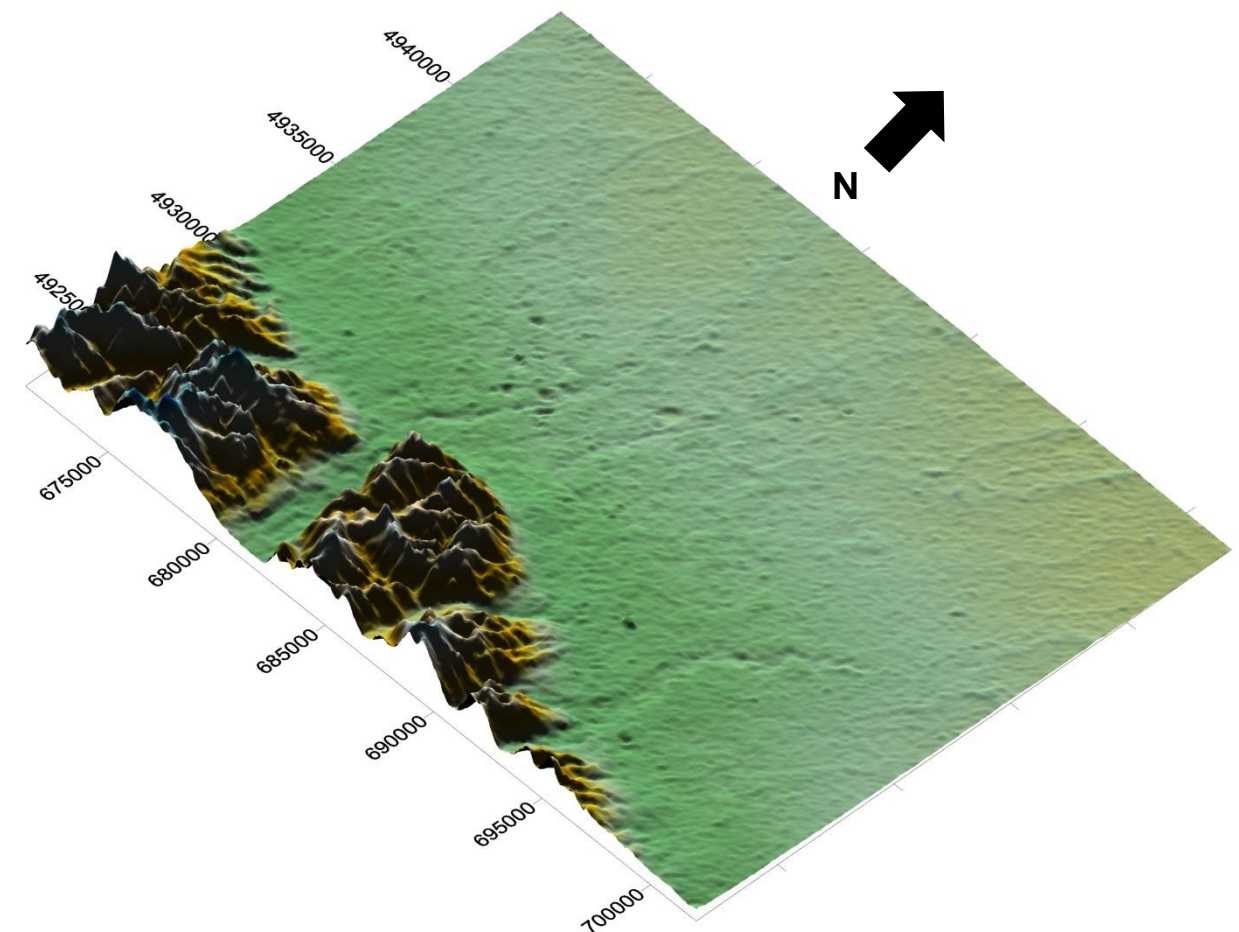


Figura 38. Rappresentazione dell'orografia tridimensionale nel dominio di calcolo

In Figura 39 è illustrato il medesimo modello digitale del terreno all'interno del dominio calcolo considerato rappresentato in 2d mediante isolinee, insieme alla mappa dell'uso suolo, con risoluzione orizzontale di 250 m utilizzata dal sistema modellistico. I codici di uso del suolo sono definiti secondo una classificazione a 21 classi ricavata da quella standard internazionale CORINE a 44 classi (EEA Data Service), mediante accorpamento di alcune categorie, secondo la didascalia riportata accanto alla figura.

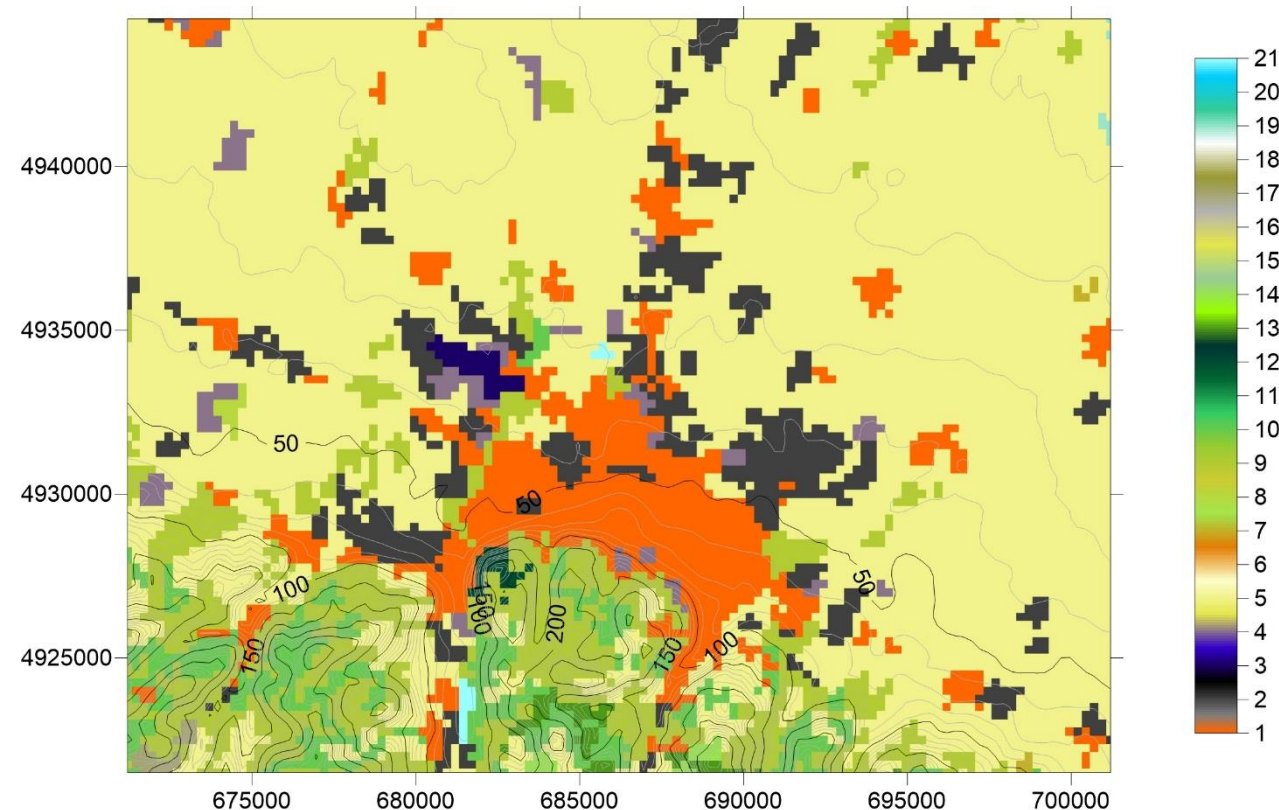


Figura 39. Rappresentazione 2d di orografia ed uso del suolo a 250 m risoluzione orizzontale nel dominio di calcolo

4.3.3 Dati Meteorologici – Il database MINNI

Per la realizzazione delle simulazioni di dispersione a scala locale con il modello Lagrangiano a particelle SPRAY, è necessario disporre di un insieme di dati meteorologici tridimensionali, che riproduca realisticamente le caratteristiche meteorologiche del dominio sotto investigazione.

A questo scopo sono stati estratti i dati meteorologici prodotti dal sistema modellistico utilizzato all'interno del progetto MINNI, Modello Integrato Nazionale a supporto della Negoziazione internazionale sui temi dell'Inquinamento atmosferico, www.minni.org (Zanini et al, 2010, Vitali et al., 2010).

Il progetto comprende, al primo livello, la produzione di campi meteorologici alla risoluzione di 20 km sul dominio di riferimento nazionale e, successivamente, di campi meteorologici ad alta risoluzione (4 km) su 5 sottodomini illustrati in Figura 40, dove le aree coperte da simulazioni meteorologiche sono rappresentate dai rettangoli blu, tra i quali il dominio Nord Italia che comprende la zona di Bologna e il dominio in esame per le simulazioni su area vasta.

Le simulazioni MINNI coprono diversi periodi annuali, in particolare gli anni 1999-2003-2005-2007; per le simulazioni oggetto del presente lavoro è stato scelto l'anno 2007, che rappresenta una situazione media da un punto di vista climatologico, non caratterizzata da condizioni particolarmente estreme.

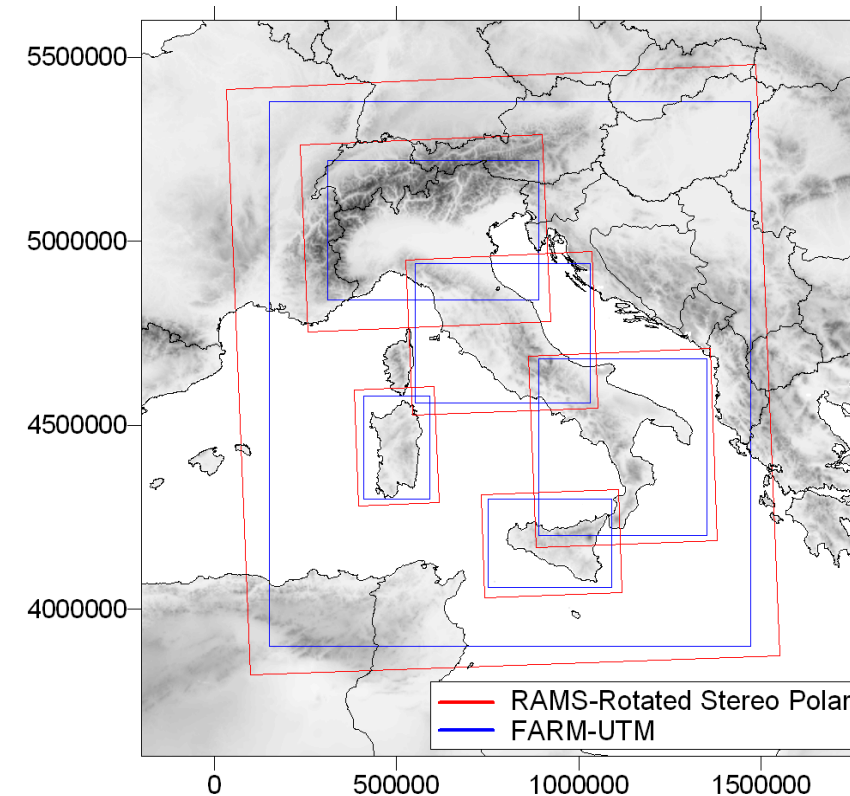


Figura 40: Dominio di calcolo per le simulazioni MINNI 2007.

L'area MINNI Nord copre interamente la zona di simulazione, come indicato in Figura 41 e in Figura 42, che rappresentano rispettivamente il dettaglio totale del grigliato MINNI Nord e la copertura dei punti sul dominio di simulazione.

Il dataset MINNI contiene i campi meteorologici tridimensionali (matrici di vento, temperatura e umidità) e bidimensionali (precipitazione e copertura nuvolosa) a risoluzione temporale oraria. Il dataset è stato ottenuto mediante l'applicazione di un modello meteorologico prognostico alle equazioni primitive, opportunamente guidato al contorno da campi di analisi a grande scala e, localmente, mediante l'utilizzo di dati misurati.

Il compito delle simulazioni meteorologiche mediate il codice diagnostico sul dominio e alla risoluzione target, è quello di ricalibrare questa informazione consentendo un migliore incanalamento rispetto all'eventuale orografia ed uso del suolo locali.



Figura 41: Area complessiva di copertura dei punti meteorologici di MINNI Nord e posizionamento (quadrato rosso) del dominio area vasta

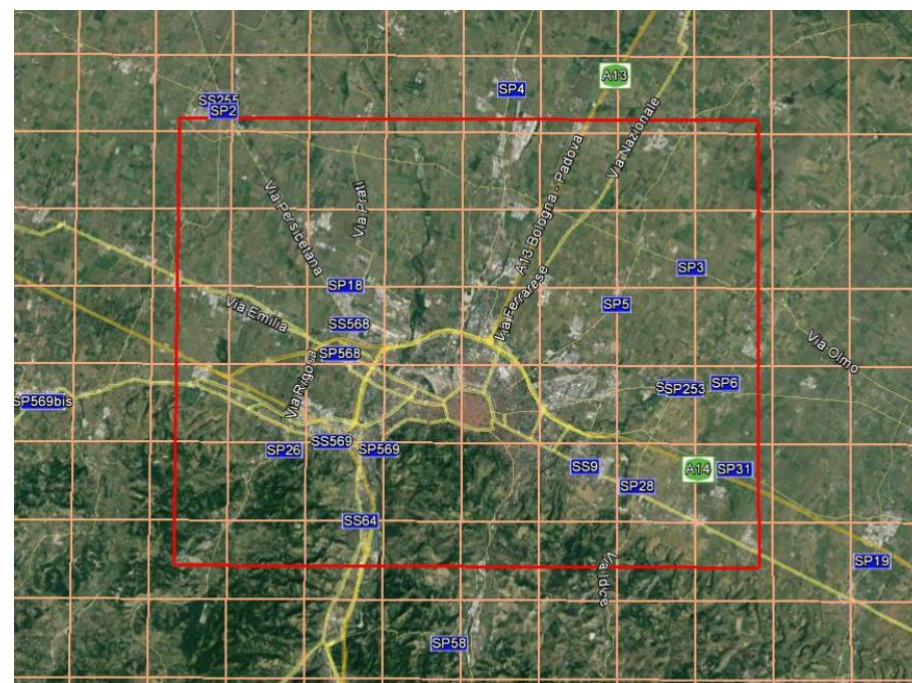


Figura 42: Dettaglio di copertura del grigliato MINNI Nord sul dominio target di calcolo, rappresentato dal quadrato rosso

4.3.4 Ricostruzione dei campi di vento e temperatura

Utilizzando i dati di topografia e uso suolo a risoluzione più fine, è stata quindi effettuata una discesa di scala dei campi meteorologici orari al suolo e in quota provenienti dal dataset MINNI 2007, passando dalla risoluzione iniziale a 4 km alla risoluzione finale di 250 m, applicando il modello diagnostico a divergenza nulla Swift, descritto nel seguito.

Il modello Swift sviluppato da EDF e ARIA Technologies S.A. (Aria Technologies, 2008, Finardi et al. 1998) è un codice “mass-consistent” di tipo diagnostico in grado di ricostruire i campi tridimensionali di vento e temperatura.

Per la ricostruzione del campo di vento, il modello opera essenzialmente in due fasi:

- nella prima effettua l'interpolazione sul dominio di calcolo tridimensionale dei dati di vento forniti in input;
- nella seconda - detta di analisi oggettiva - applica il principio fluidodinamico di conservazione della massa ad ogni cella del dominio e produce un campo di vento definito aggiustato.

La fase di aggiustamento consiste nella soppressione della divergenza presente nel campo interpolato, attraverso la minimizzazione del seguente funzionale:

$$I(u, v, w, \lambda) = \int_V (u - u_0)^2 + (v - v_0)^2 + \alpha(w - w_0)^2 + \lambda \nabla \cdot \underline{u} \, dV$$

con: u_0, v_0, w_0 componenti cartesiane del campo interpolato;

u, v, w componenti cartesiane del campo aggiustato;

λ è il moltiplicatore di Lagrange;

$\nabla \cdot \underline{u}$ è la divergenza del vettore vento $\underline{u} = (u, v, w)$.

Il parametro α consente di pesare diversamente l'aggiustamento delle componenti orizzontali e verticali della velocità del vento: con $\alpha=1$ non c'è differenza nel grado di aggiustamento, mentre valori più piccoli/grandi di α fanno sì che l'aggiustamento sia operante principalmente sulla componente orizzontale/verticale del campo di vento. Inoltre, poiché da α dipende la parte di flusso che aggira l'ostacolo orografico in rapporto a quella che lo oltrepassa verticalmente, il suo valore è usato spesso per tenere conto della stabilità atmosferica sul flusso.

La componente verticale del campo di vento (w) normalmente non viene considerata durante la fase di interpolazione, in quanto non si dispone di una rete tridimensionale di misura per tale parametro, quindi si considera $w_0=0$ per ogni cella del dominio e, di fatto, w viene generata dal modello durante la fase di aggiustamento.

Per costruzione, i modelli di tipo “mass-consistent” hanno la caratteristica di produrre il migliore campo di vento a divergenza nulla che minimizza lo scostamento complessivo dall'iniziale interpolazione grezza delle misure. Per questo motivo, la prima fase di interpolazione delle misure di vento riveste grande importanza nel processo di ricostruzione del campo di vento finale. Inoltre il campo interpolato che si ottiene dipende spesso dalla configurazione spaziale delle postazioni di misura, oltre che dalle quote di misura dei profili verticali.

Swift consente di scegliere tra diversi metodi di interpolazione: l'interpolazione di Cressman pesata sull'inverso del quadrato della distanza, che può essere effettuata separatamente per i diversi strati verticali (Cressman 2D) o in maniera tridimensionale (Cressman 3D) e il metodo non isotropo di triangolazione delle misure al suolo associato ad un'interpolazione tridimensionale delle misure in quota (profili verticali). L'interpolazione dei dati di vento viene eseguita indipendentemente per ognuna delle componenti cartesiane del vettore vento.

Più esplicitamente, il metodo Cressman 2D consiste, dapprima, nell'interpolare linearmente sugli strati verticali del reticolo i profili di vento, quindi nel calcolare, per ogni strato, le componenti del vento nei punti di coordinate (x,y) della maglia, secondo le equazioni:

$$U_i(x, y, k) = \frac{\sum_{n=1}^{NMSUR} [U_i(x_n, y_n) P_n(x, y)]}{\sum_{n=1}^{NMSUR} P_n(x, y)} \quad i = 1, 2$$

con: $U_1 = u_0$ e $U_2 = v_0$, componenti orizzontali del campo interpolato;

NMSUR, numero di stazioni dello strato:

- per il primo strato sopra il suolo (k=2), NMSUR è il numero delle misure al suolo utilizzate;
- per gli strati sovrastanti, NMSUR è pari al numero delle misure interpolate a partire dai profili considerati;

$P_n(x, y)$ il peso associato alla postazione di misura ed espresso dalla funzione del tipo:

$$P_n(x, y) = \frac{1}{r_n^2}$$

dove:

- $r_n = \frac{R_n}{P_h}$;
- $R_n = \sqrt{(x - x_n)^2 + (y - y_n)^2}$, distanza del punto maglia (x,y) dalla stazione di coordinate (x_n, y_n) ;
- P_h il parametro di portata orizzontale, calcolato automaticamente da Swift, in funzione della distanza tra le stazioni e del passo della maglia orizzontale.

Al termine di questa fase di inizializzazione del campo tridimensionale, mediante una funzione esponenziale può essere eseguito un raccordo tra il campo alla superficie $U_i(x, y, 2)$, relativo al primo strato della maglia, e quello in quota $U_i(x, y, k)$, riguardante i restanti strati del reticolo. Tutto ciò in modo da attenuare le discontinuità che possono insorgere per il fatto che, per il livello superficiale vengono utilizzate solo le misure delle postazioni al suolo, mentre per i livelli sovrastanti vengono usate solo le misure dei profili di vento.

Nella interpolazione di tipo Cressman 3D, il peso $P_n(x, y, z)$ è funzione della distanza tridimensionale e le componenti orizzontali di ogni cella del grigliato, $U_i(x, y, k)$, sono calcolate tenendo conto non solo della distanza in senso orizzontale ma anche della quota a cui è stata effettuata la misura. In questo modo si ha una ricostruzione più continua dei profili di ogni cella.

Per la ricostruzione dei campi di temperatura il codice Swift utilizza delle procedure interpolative basate sul metodo Cressman 2D, tenendo però conto di fattori correttivi sulla verticale per correggere gli effetti dovuti alla presenza dell'orografia.

Il modello Swift ha prodotto 8761 campi meteorologici orari a partire dalle ore 00:00 del giorno 1/1/2007, fino alle ore 00:00 del giorno 1/1/2008. Questi campi sono stati direttamente utilizzati dal modello Lagrangiano a particelle SPRAY per ricostruire la dispersione degli agenti inquinanti.

A titolo esemplificativo, in Figura 43, Figura 44, Figura 45 e Figura 46 sono riportati i campi meteorologici di vento e temperatura in prossimità del suolo per una situazione invernale (giorno 13/1/2007), che mostrano una situazione di vento debole persistente, caratterizzato da un ciclo di brezza leggerissima giorno/notte innescato dai primi rilievi appenninici a sud di Bologna e dalla presenza di una forte inversione notturna che determina valori di temperatura superiori sui rilievi rispetto al fondovalle.

In Figura 47, Figura 48, Figura 49 e Figura 50 sono invece riportati i campi meteorologici di vento e temperatura in prossimità del suolo per una situazione estiva (giorno 1/7/2007), che mostrano una situazione di vento moderato che mostra un ciclo di brezza locale simile ma con maggiore intensità, con temperature dell'aria ovviamente più elevate rispetto al caso invernale.

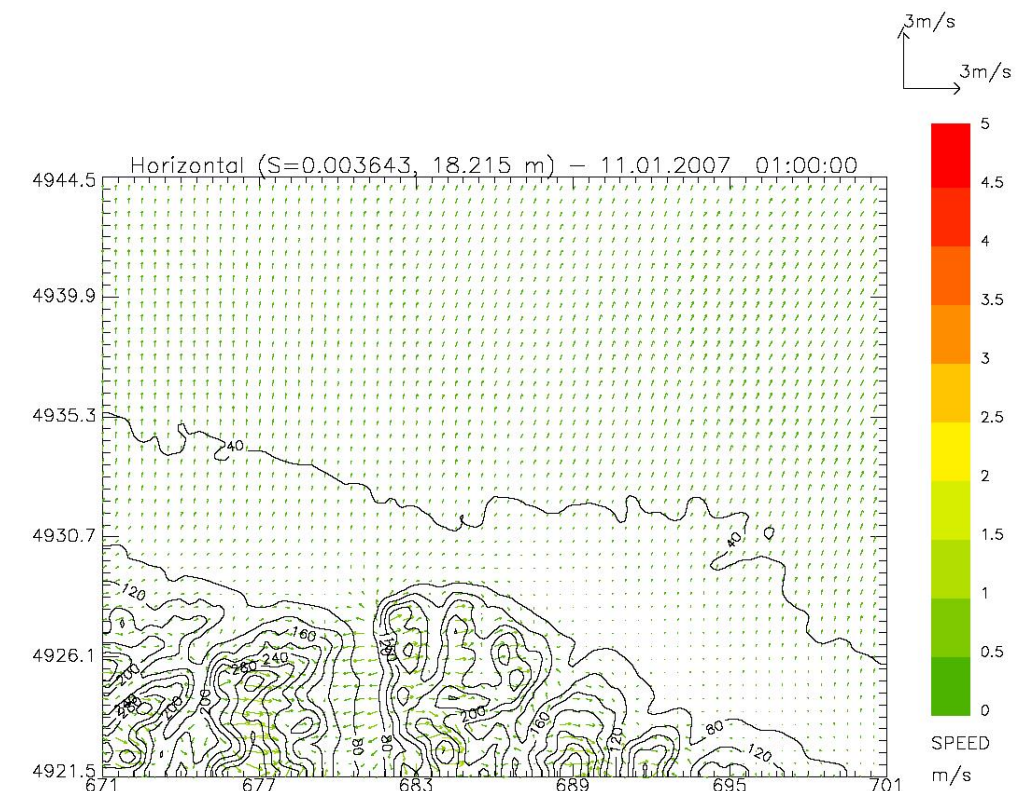


Figura 43: Campo di vento in prossimità del suolo - 11/1/2007 01:00. Velocità del vento secondo la scala colorata a destra

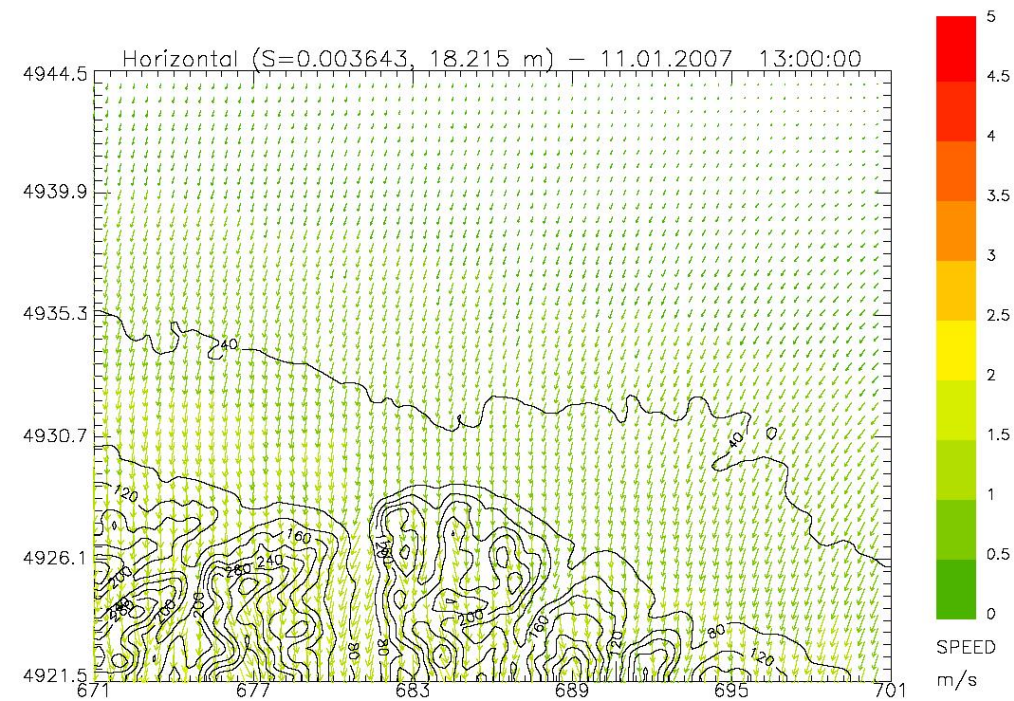


Figura 44: Campo di vento in prossimità del suolo - 11/1/2007 13:00.

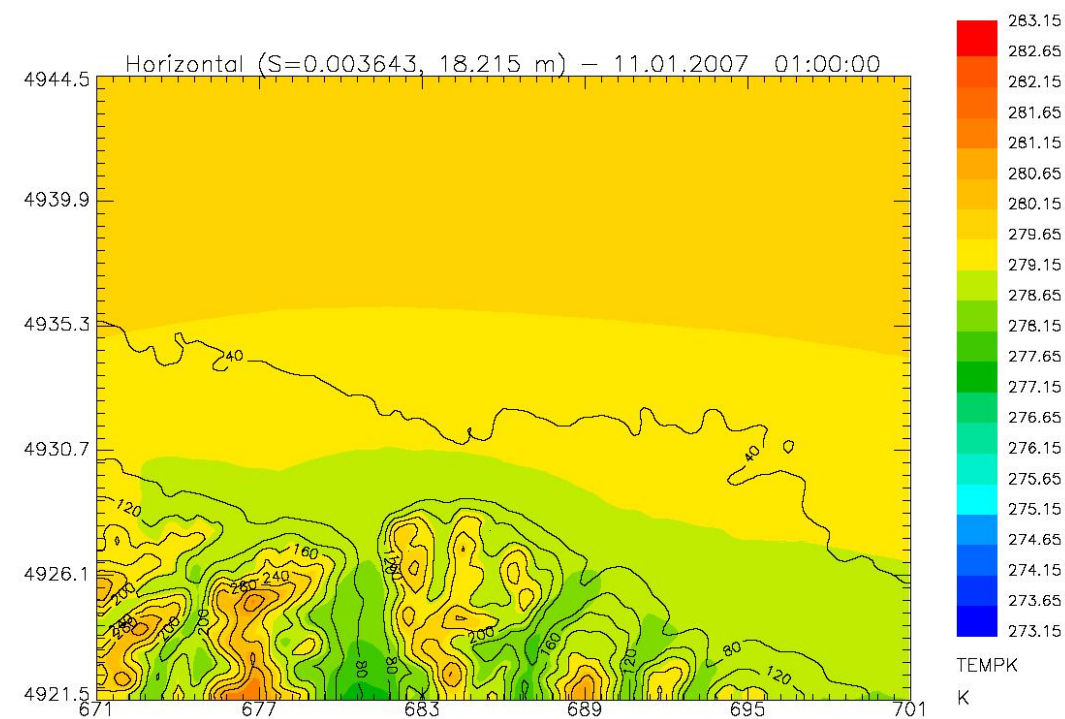


Figura 45: Campo di temperatura dell'aria in prossimità del suolo - 11/1/2007 01:00. Valori espressi in K

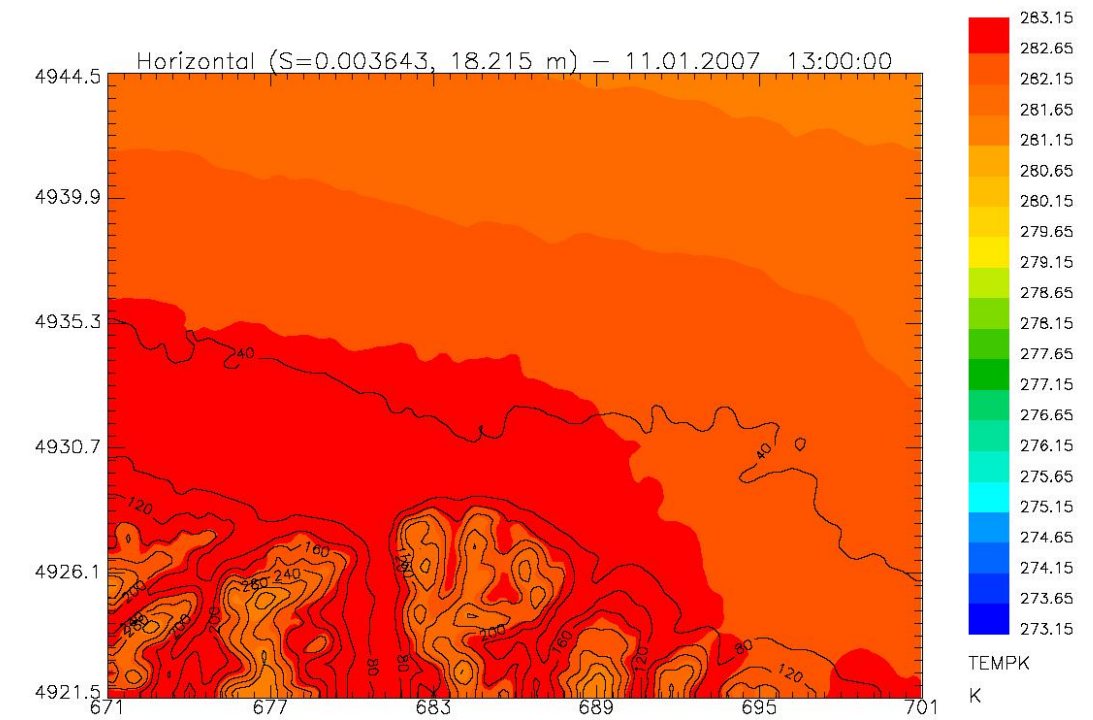


Figura 46: Campo di temperatura dell'aria in prossimità del suolo - 11/1/2007 01:00.

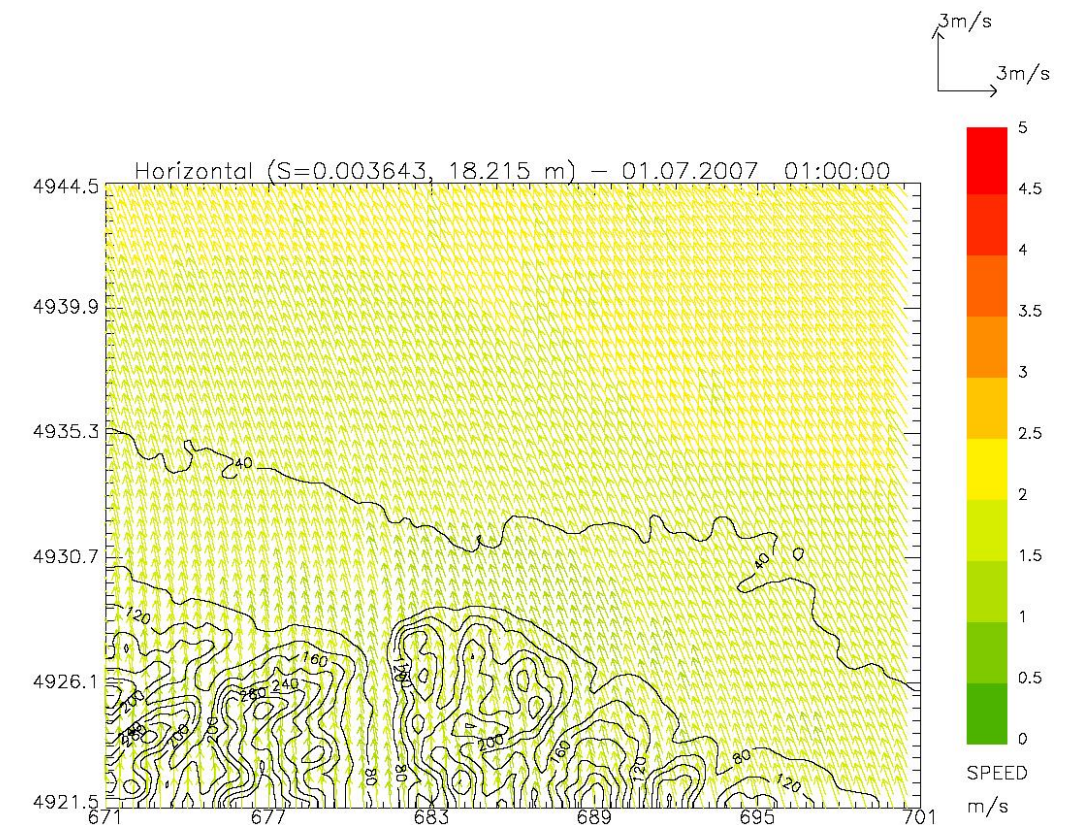


Figura 47: Campo di vento in prossimità del suolo - 1/7/2007 01:00. Velocità del vento secondo la scala colorata a destra

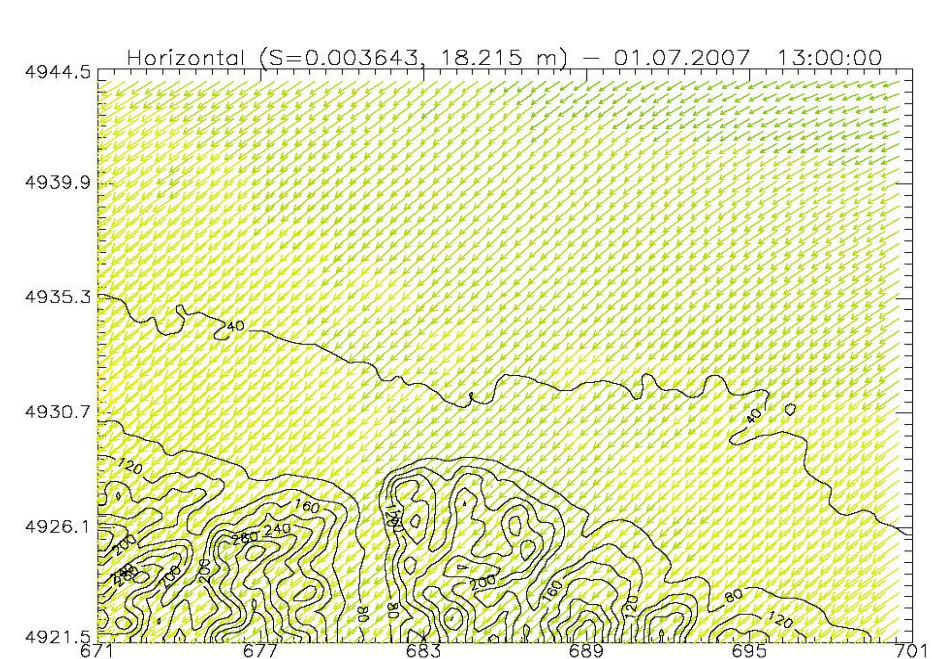
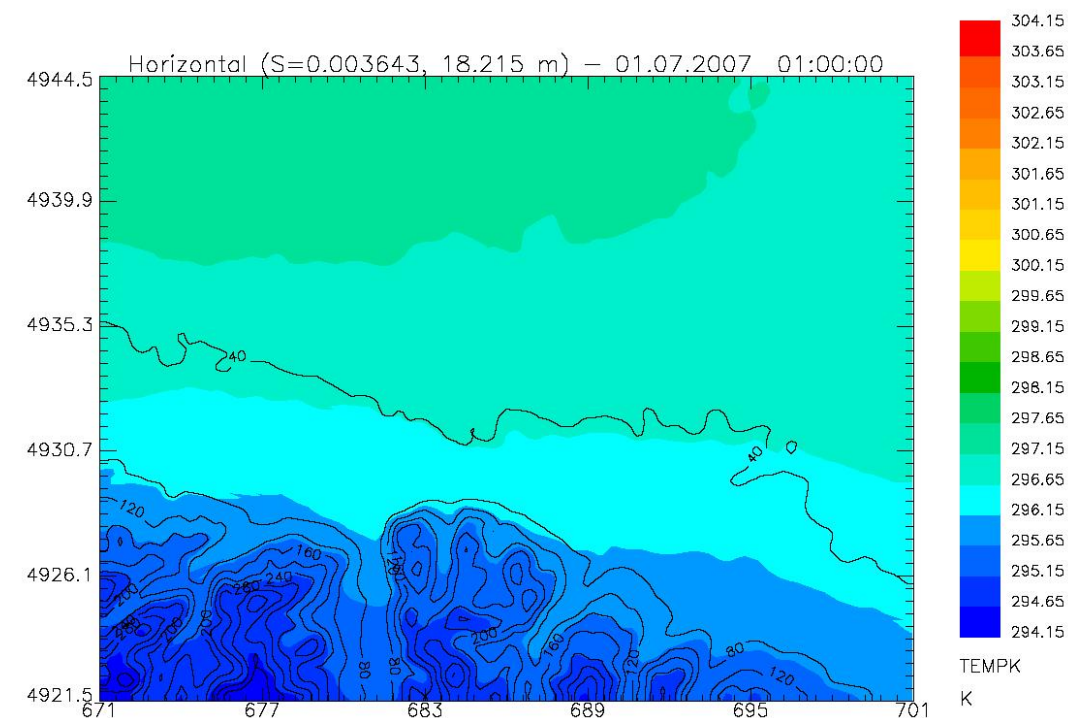


Figura 48: Campo di vento in prossimità del suolo - 1/7/2007 13:00



**Figura 49: Campo di temperatura dell'aria in prossimità del suolo - 1/7/2007 01:00.
Valori espressi in K**

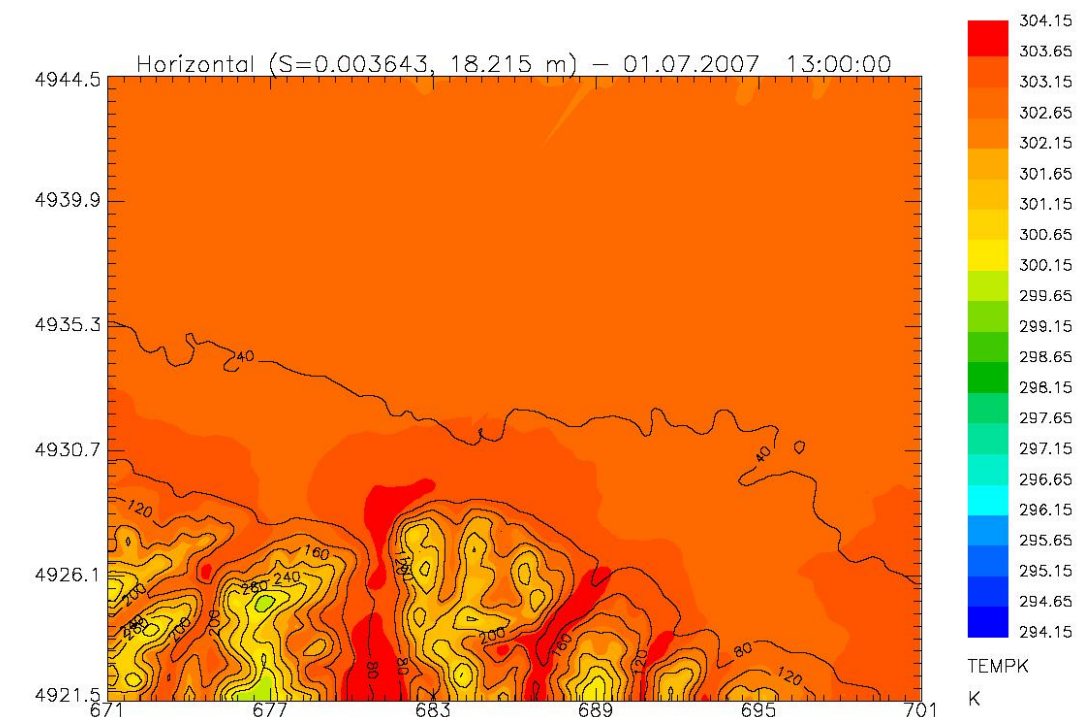


Figura 50: Campo di temperatura dell'aria in prossimità del suolo - 1/7/2007 13:00.

Il modello Lagrangiano a particelle SPRAY, per determinare il trasporto degli inquinanti emessi in atmosfera, oltre alle caratteristiche del vento che domina il trasporto in direzione orizzontale, richiede che siano definite le caratteristiche della turbolenza atmosferica, cioè dei moti disordinati che hanno origine sia meccanica sia termica e che favoriscono, in condizioni di instabilità, la dispersione anche nella direzione verticale.

Nei modelli utilizzati per il presente lavoro, la turbolenza viene descritta attraverso opportune variabili fisiche dette "di scala", che hanno il compito di riassumerne le principali caratteristiche. Tali variabili sono:

- u^* o velocità di frizione, che descrive gli effetti legati alla turbolenza di tipo 'meccanico', dovuti alla presenza di ostacoli superficiali o variazioni con la quota della velocità del vento (shear);
- H_{mix} o altezza dello strato limite, che rappresenta lo strato adiacente al suolo variabile nel tempo e nello spazio all'interno del quale avvengono i principali fenomeni turbolenti generati dall'interazione del flusso atmosferico con la superficie, e dove vengono in genere immesse le sostanze inquinanti;
- L o lunghezza di Monin-Obukhov che rappresenta un indicatore della stabilità atmosferica. Un'atmosfera stabile tende ad un minore rimescolamento e dispersione delle sostanze emesse, al contrario un'atmosfera instabile è caratterizzata da una maggiore efficienza dispersiva. Valori negativi vicini allo zero sono rappresentativi di un'atmosfera instabile in condizioni convettive diurne, valori positivi piccoli sono invece caratteristici di un'atmosfera stabile tipicamente notturna;

- w^* o velocità convettiva di scala che rappresenta una misura dell'intensità della turbolenza nelle ore più calde in presenza di forte irraggiamento solare.

I campi di queste variabili vengono ricostruiti ora per ora su tutto il dominio mediante l'utilizzo del preprocessore SurfPro descritto nel seguito, tenendo conto delle disomogeneità orizzontali indotte dalla presenza di differenti caratteristiche di uso del suolo.

Il codice SurfPro sviluppato da ARIANET S.r.l. (Silibello, 2006), è un pre-processore meteorologico in grado di ricostruire le principali variabili che descrivono la turbolenza atmosferica su terreno complesso, necessarie in input a modelli di dispersione. Il codice riceve in input i campi tridimensionali di vento e temperatura generati dal codice Swift, eventuali variabili meteorologiche disponibili sul territorio in esame (quali ad esempio la nuvolosità o la radiazione solare globale disponibile ora per ora dai campi provenienti da un modello prognostico) e la matrice di dati di uso del suolo, su un grigliato orizzontale corrispondente a quello dei dati di vento, in grado di descrivere la non omogeneità orizzontale del terreno nella risposta alla forzante radiativa solare e la conseguente disomogeneità nei campi di turbolenza che si vengono a determinare. Utilizzando diversi schemi di parametrizzazione della turbolenza consolidati in letteratura, il codice ricostruisce campi bidimensionali delle variabili di scala descritte in precedenza.

Il programma tiene inoltre conto sia dell'inclinazione dei pendii rispetto a quella dei raggi solari che degli effetti d'ombra presenti a causa dell'eventuale mascheramento provocato dall'orografia.

In Figura 51 e in Figura 52 sono riportati i campi (bidimensionali) di u^* e Hmix, alle ore 01:00 e 13:00 del giorno 11/1/2007, calcolati dal codice SurfPro.

Le figure mostrano uno sviluppo di scarsa turbolenza notturna a causa della bassa ventilazione evidente anche in Figura 43, ciò porta ad uno strato limite di modesta entità. Durante il giorno, anche un basso livello di radiazione solare e la presenza di un flusso atmosferico di maggiore intensità portano allo sviluppo di uno strato limite verticale con spessori che arrivano a circa 450 metri in pianura. La presenza di un uso del suolo in grado di diversificare zone urbanizzate e zone di campagna determina disomogeneità spaziali locali delle variabili di scala visibili nei grafici, a questo si aggiunge la variazione orizzontale, in particolare nello sviluppo dello strato limite diurno, nella zona caratterizzata dalla presenza dei pendii, che determinano un minore o maggiore apporto sulla superficie della radiazione solare incidente.

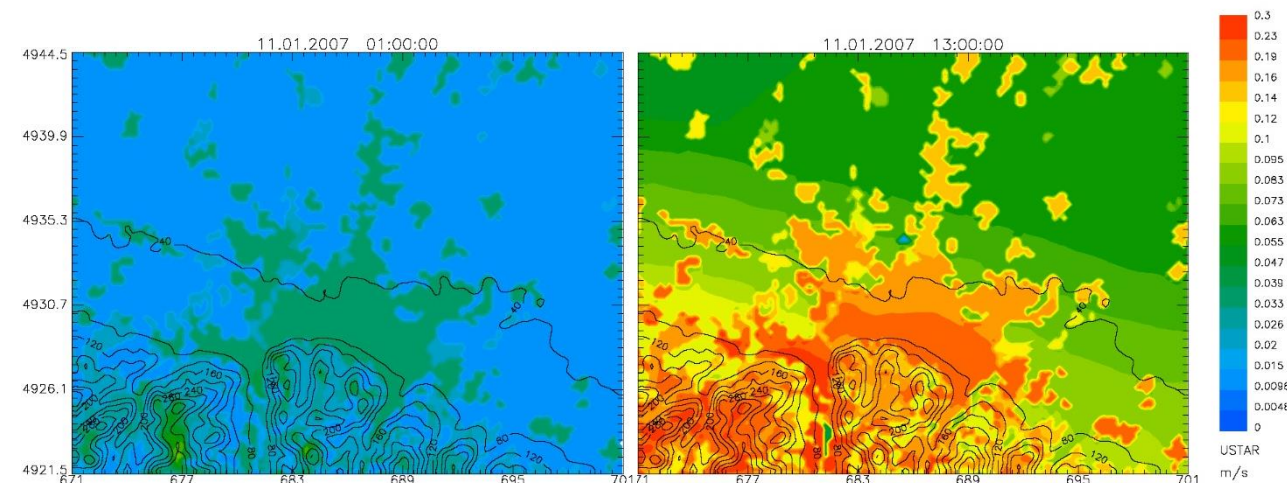


Figura 51: Campi bidimensionali della velocità di frizione u^* calcolati il giorno 11/1/2007 alle ore 01:00 (a sinistra) e alle ore 13:00 (a destra). Valori in m/s, secondo la scala colorata

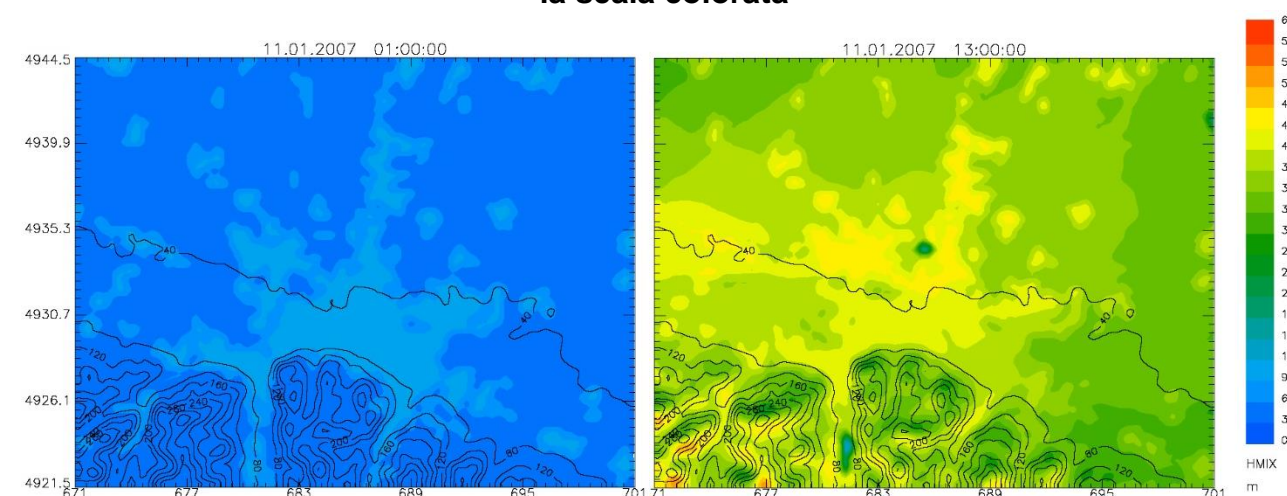


Figura 52: Campi bidimensionali dell'altezza dello strato limite Hmix calcolati il giorno 11/1/2007 alle ore 01:00 (a sinistra) e alle ore 13:00 (a destra). Valori in m/s, secondo la scala colorata

4.3.5 Ricostruzione della dispersione atmosferica

La suite di codici Swift-SurfPro-SPRAY è stata utilizzata in una configurazione tale da ottenere simulazioni di dispersione su scala climatologica annuale per l'intero anno 2007.

Il modello SPRAY, utilizzato nella versione 3.1, è sviluppato da ARIANET S.r.l. e ARIA Technologies S.A. (Tinarelli et al., 1994, 1999, 2007) è un codice lagrangiano a particelle tridimensionale per la simulazione della dispersione di inquinanti in atmosfera in grado di tenere conto delle variazioni del flusso e della turbolenza atmosferica sia nello spazio (condizioni disomogenee) che nel tempo (condizioni non stazionarie). È in grado di ricostruire campi di concentrazione determinati da sorgenti puntiformi, lineari, areali o volumetriche. L'inquinante è simulato da "particelle virtuali" il cui movimento è definito sia dal vento medio locale

che da velocità casuali che riproducono le caratteristiche statistiche della turbolenza atmosferica. In questo modo, differenti parti del pennacchio emesso possono "vedere" differenti condizioni atmosferiche, permettendo simulazioni più realistiche in condizioni difficili da riprodurre con modelli tradizionali (calma di vento, inversione di temperatura con la quota, impatto con orografia complessa, dispersione in siti con forti discontinuità spaziali tipo terra-mare o città-campagna).

Il moto di ogni particella viene ricostruito utilizzando le equazioni:

$$\begin{aligned}x(t + \Delta t) &= x(t) + u_x(t) \cdot \Delta t \quad ; \quad u_x(t) = \overline{U_x}(t) + u'_x(t) \\y(t + \Delta t) &= y(t) + u_y(t) \cdot \Delta t \quad ; \quad u_y(t) = \overline{U_y}(t) + u'_y(t) \\z(t + \Delta t) &= z(t) + u_z(t) \cdot \Delta t \quad ; \quad u_z(t) = \overline{U_z}(t) + u'_z(t)\end{aligned}$$

dove x, y, z rappresentano le coordinate cartesiane di ogni singola particella nel dominio tridimensionale e u_x , u_y , u_z le componenti delle velocità, suddivise in parte media e fluttuazione turbolenta. La parte media, responsabile del trasporto degli inquinanti, è ottenuta dal modello Swift nel sistema di riferimento terrain-following x,y,s, in cui la coordinata verticale s è definita come:

$$s = \frac{z - z_g}{z_{top} - z_g}$$

dove z è la coordinata geometrica verticale, z_{top} l'altezza del dominio di calcolo e $z_g(x,y)$ l'altezza dell'orografia. Le particelle interpolano linearmente il valore del vento nel punto x,y,z in cui si trovano utilizzando i valori di tali matrici. SPRAY 3.1 consente di simulare condizioni non stazionarie interpolando linearmente nel tempo il valore tra quelli di due matrici successive.

Le fluttuazioni turbolente u'_x , u'_y e u'_z , responsabili della diffusione, sono determinate risolvendo le equazioni differenziali stocastiche di Langevin:

$$u'_i(t + \Delta t) = a_i(\vec{x}, \vec{u}(t), t) + b_i(\vec{x}, \vec{u}(t), t) \Delta \xi \quad ; \quad i = x, y, z$$

dove a e b sono funzioni della posizione e della velocità di ogni particella e dipendono dalle caratteristiche della turbolenza e dallo schema risolutivo utilizzato. SPRAY 3.1 implementa gli schemi indicati da Thomson (1984, 1987).

SPRAY 3.1 è in grado di simulare i fenomeni di deposizione secca ed umida. La deposizione secca viene simulata mediante un metodo di rimozione probabilistico orientato alla particella, derivato dalla soluzione dell'equazione di Fokker-Planck (Boughton et al., 1987) che impone una condizione al contorno al suolo tale da garantire, in ogni intervallo di tempo Δt , che il flusso di deposizione sia proporzionale alla concentrazione al suolo, secondo un coefficiente rappresentato dalla velocità di deposizione.

Per pilotare una simulazione di dispersione che tenga anche conto dei fenomeni di deposizione secca e umida, il modello SPRAY 3.1 utilizza principalmente:

- campi tridimensionali di vento e temperatura, forniti dal codice Swift;

- campi bidimensionali di turbolenza z_0 , H_{mix} , u^* , L , w^* forniti dal codice SurfPro;
- dati di emissione, costituiti da una sequenza di informazioni sulla loro geometria e localizzazione spaziale, sulle quantità in massa emesse per ciascuna delle specie inquinanti prese in considerazione nella simulazione e sul numero di particelle da utilizzare. Ad ogni particella viene attribuita una massa per ogni specie, dipendente dalle caratteristiche della sorgente nel momento in cui viene emessa, simulando in questo modo condizioni non stazionarie.

Nelle simulazioni specifiche effettuate, che tengono conto di sorgenti stradali, le particelle vengono emesse in corrispondenza del tracciato che viene considerato in ognuno degli scenari simulati, tenendo conto delle dimensioni delle carreggiate e degli della turbolenza autointrodotta generata dalla circolazione dei mezzi.

Per completare la simulazione su base annua, i modelli vengono richiamati in cascata con frequenza oraria. Per rappresentare le emissioni delle diverse sorgenti vengono utilizzate e seguite, nel dominio di calcolo, un numero di particelle sufficienti a risolvere concentrazioni inferiori a $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per la specie NO_x in ognuna delle celle del grigliato utilizzato.

Lo stato finale di ogni ora (posizioni, velocità e masse associate ad ogni particella) viene utilizzato per inizializzare il "run" dell'ora successiva. In questo modo la simulazione risulta essere continua durante tutto il periodo annuale descrivendo l'evoluzione spazio-temporale di ogni pennacchio emesso. Complessivamente vengono quindi prodotti 8760 campi di concentrazione suddivisi secondo quanto descritto in precedenza, a partire dal 1/1/2007 01:00 fino al 31/12/2007 24:00, ogni campo di concentrazione calcolato rappresenta la media oraria riferita all'intervallo precedente.

La sequenza temporale dei campi di concentrazione così ottenuta è stata utilizzata per calcolare i valori statistici di confronto con i limiti della normativa vigente sulla qualità dell'aria, caratteristici di ogni specie. Le specie considerate nelle simulazioni sono NO_x , CO , PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, SO_2 e C_6H_6 .

4.3.6 Risultati delle simulazioni

Nei paragrafi seguenti vengono illustrati i risultati ottenuti mediante le simulazioni di dispersione effettuate, suddivisi secondo le diverse specie considerate, evidenziando i contributi all'inquinamento primario nei tre diversi scenari emissivi considerati:

- scenario attuale
- scenario programmatico al 2025
- scenario progettuale al 2025

Conseguentemente all'analisi dello stato di qualità dell'aria a scala vasta e locale e coerentemente con quanto svolto per la stima delle emissioni, le simulazioni di dispersione sono state allo stato attuale di avanzamento dello studio focalizzate sugli inquinanti NO_2 e PM_{10} , che risultano quelli di maggiore interesse. Sono comunque disponibili valutazioni anche per altri inquinanti e nella presente relazione si anticipano i risultati relativi al biossido di zolfo (SO_2).

4.3.6.1 Ossidi di azoto

Rispetto agli ossidi di azoto, l'utilizzo di un modello lagrangiano a particelle richiede particolari accortezze. I limiti di legge per la protezione della salute umana riguardano infatti il solo biossido di azoto (NO_2) mentre le simulazioni modellistiche descritte considerano gli NO_x cioè la miscela complessiva degli ossidi di azoto; e la metodologia modellistica utilizzata in questo studio tratta il solo inquinamento primario. Per confrontare le concentrazioni stimate con i limiti normativi è dunque necessario riportare i risultati modellistici di NO_x in NO_2 in modo da verificare il rispetto dei limiti di legge.

La miscela inquinante NO_x (ossidi di azoto) in aria è composta in massima parte di due gas, monossido (NO) e biossido (NO_2) di azoto, in misura variabile che dipende tra l'altro dal sito, dalla meteorologia e dalla distanza dalle principali sorgenti. In altre parole, le reazioni fotochimiche che avvengono in atmosfera, e che portano alla trasformazione di NO in NO_2 e viceversa, dipendono tra l'altro:

- ✓ dalla presenza ed intensità della luce solare;
- ✓ dalla presenza di altri gas (ozono e composti organici) che interagiscono con tali trasformazioni;
- ✓ dalla relativa composizione della miscela NO_x presente all'emissione.

Come detto, tale composizione può dipendere a sua volta fortemente dalla distanza dalle eventuali sorgenti, in quanto negli ossidi di azoto, che sono un prodotto della combustione ad alta temperatura, l' NO è presente all'emissione in frazione preponderante (anche oltre il 90%), e tale frazione tende a diminuire velocemente mentre l'aria contenente il gas emesso è trasportata lontano, risultando all'osservazione generalmente compresa tra il 25% ed il 75%.

Una relazione semi-empirica dell'andamento di tale frazione in funzione dei livelli di NO_x è stata stabilita da alcuni studi, sulla base di una curva polinomiale di quarto ordine del logaritmo in base 10 della concentrazione di NO_x (Derwent & Middleton, 1996, Dixon et al., 2000).

In sostanza, detta $[\text{NO}_2]$ la concentrazione di biossido di azoto (misurata in ppb o in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) e $[\text{NO}_x]$ la concentrazione in aria di ossidi di azoto (misurata rispettivamente in ppb o in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 -equivalenti), è possibile stabilire la seguente relazione:

$$[\text{NO}_2] = [\text{NO}_x](a + bA + cA^2 + dA^3 + eA^4)$$

dove: $A = \log_{10}([\text{NO}_x])$ ed i coefficienti a, b, c, d, e sono determinati tramite regressione statistica della funzione sui dati misurati nel sito oggetto di studio.

Per ricavare per regressione i coefficienti della funzione di cui sopra sono stati utilizzati i dati derivanti da una campagna di misure svolta da ASPI nei pressi dell'autostrada A13 nel tratto tra Bologna e Ferrara (comune di Poggio Renatico), che rappresenta condizioni simili a quelle che si possono ritrovare nella zona del Passante di Bologna. Il periodo di monitoraggio ha coperto 60 gg complessivi nel corso del 2011, suddivisi in quattro campagne, dal 27/01/2011 al 10/02/2011, dal 31/05/2011 al 14/06/2011, dal 03/09/2011 al 27/09/2011, dal 18/10/2011 al 01/11/2011.

Dai dati della campagna di monitoraggio sono stati ricavati i coefficienti di regressione. La Figura 53 presenta l'andamento della curva ottenuta. La frazione di NO_2 rispetto agli NO_x risulta dunque già inferiore al 50% quando la concentrazione di NO_x vale $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, passando a meno del 20% per $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La curva riesce riprodurre correttamente le concentrazioni basse, inferiori a $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di NO_x per le quali è disponibile un alto numero di dati, e che sono le concentrazioni ricostruite per il maggior numero di casi anche dal modello ($59.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ è il massimo valore del 99.8° delle concentrazioni di NO_x).

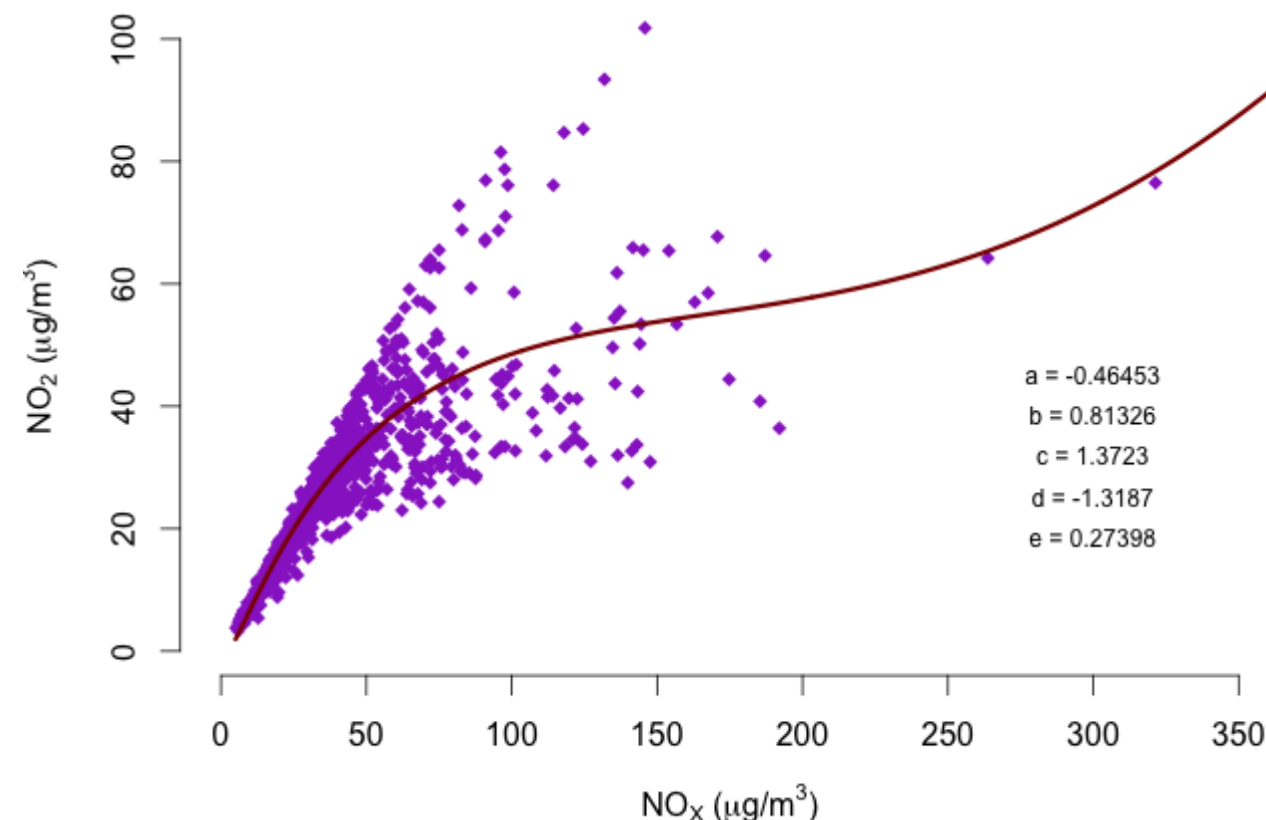


Figura 53: Andamento della curva NO_2/NO_x caratteristico del punto di monitoraggio presso Poggio Renatico (curva in azzurro, misure in blu - coefficienti: $a=-0.46453$, $b=0.81326$, $c=1.3723$, $d=-1.3187$, $e=0.27398$)

Le concentrazioni medie orarie di NO_x simulate dal codice SPRAY vengono quindi trasformate in concentrazioni di NO₂ utilizzando le relazioni precedentemente descritte.

La Figura 54, la Figura 55 e la Figura 56 mostrano le mappe delle concentrazioni medie annue al suolo di NO₂ rispettivamente per gli scenari attuale, programmatico 2025 e progettuale 2025. Si nota come nello scenario attuale i valori massimi superano il limite legislativo di 40 µg/m³ lungo il tracciato autostradale, in particolare nella zona dello svincolo con la A13

Bologna Padova a Nord dell'abitato di Bologna. Negli scenari al 2025, sia programmatico che progettuale c'è una consistente diminuzione di queste concentrazioni, con valori massimi che si posizionano di poco al di sopra del limite legislativo sempre nella zona dello svincolo con la A13. Nello scenario progettuale 2025 i valori massimi scendono al di sotto del limite di legge. .

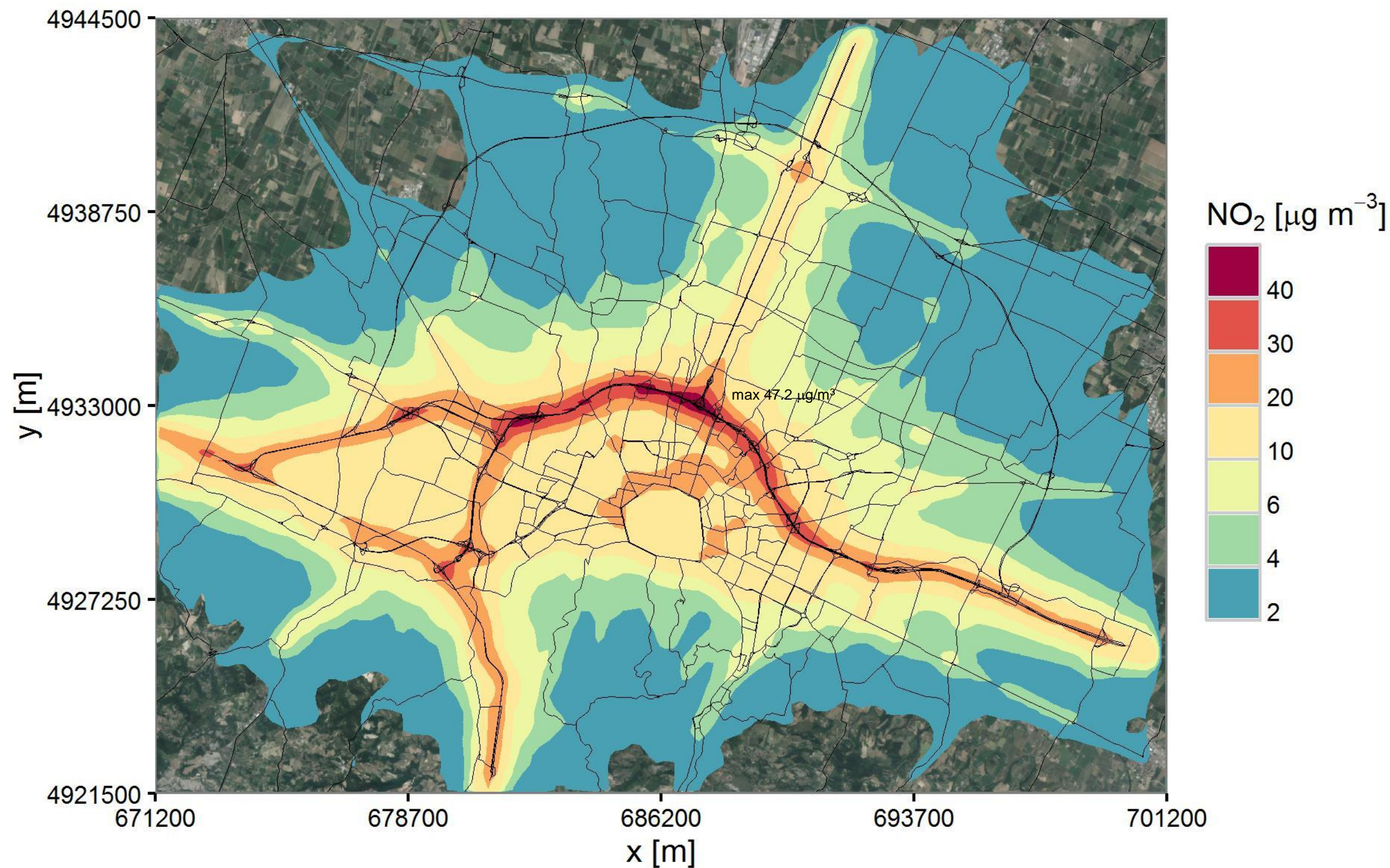


Figura 54: Concentrazioni a suolo medie annuali di NO₂ simulate con il codice SPRAY sull'area vasta, scenario emissivo attuale

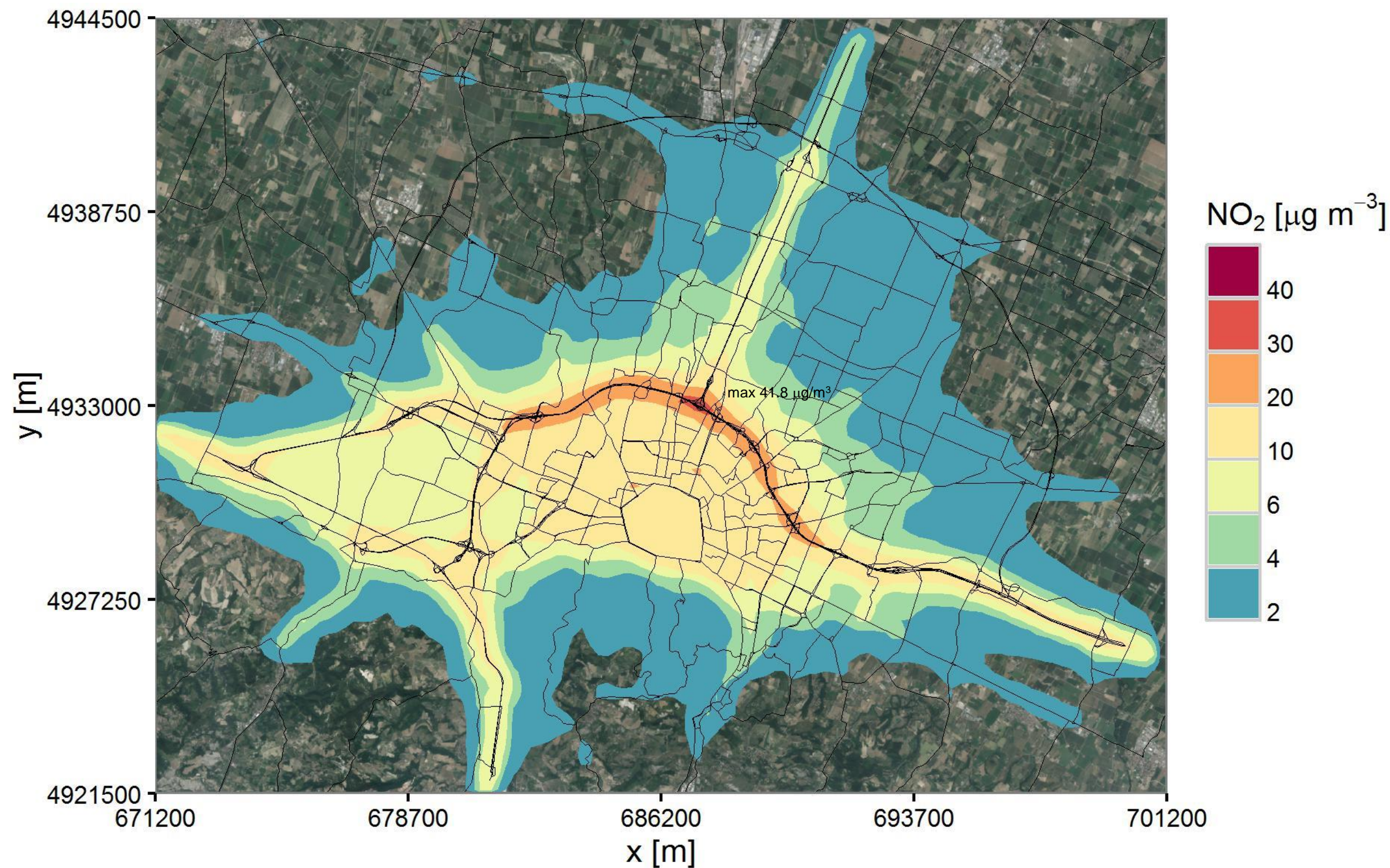


Figura 55: Concentrazioni a suolo medie annuali di NO₂ simulate con il codice SPRAY sull'area vasta, scenario emissivo programmatico 2025

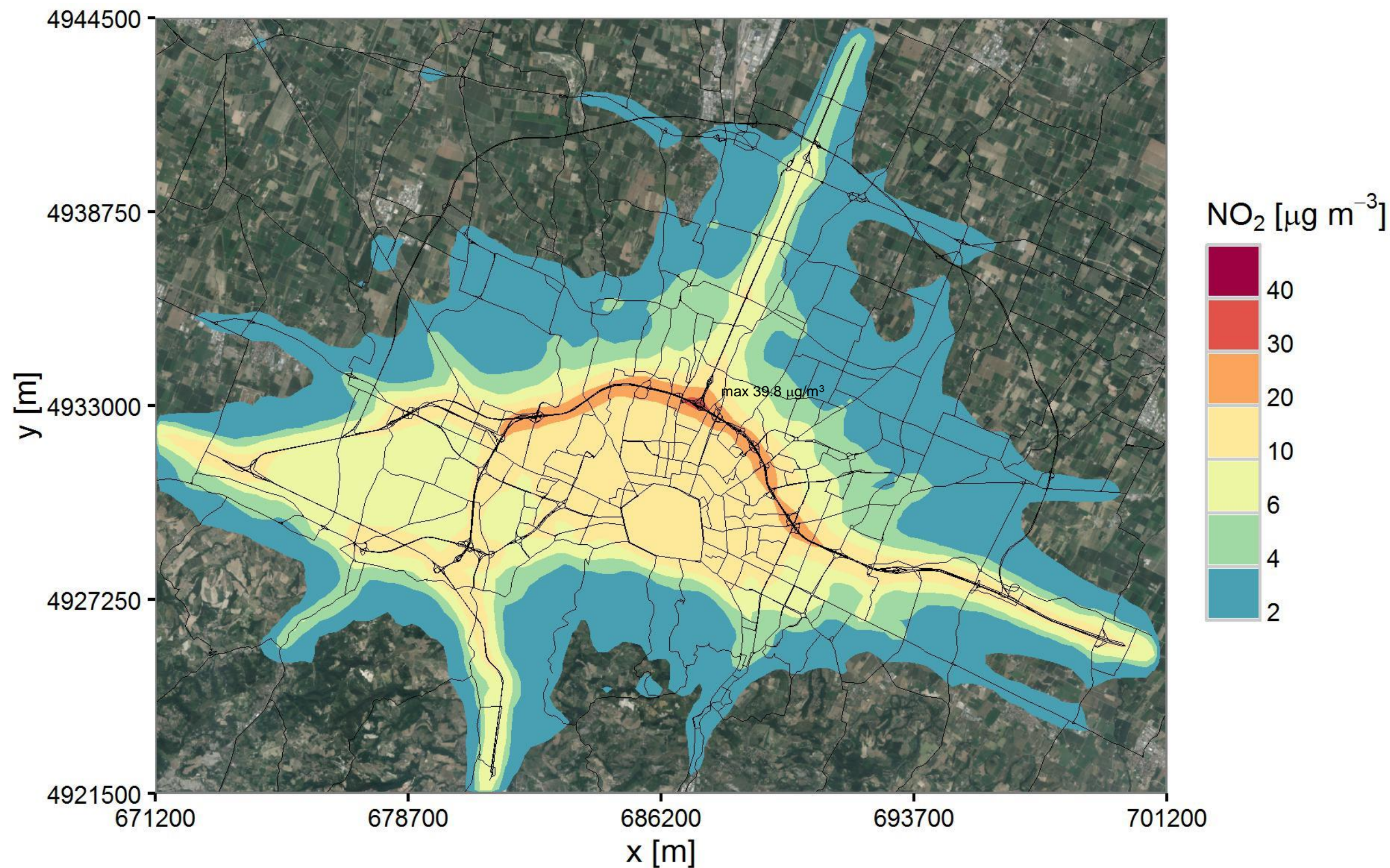


Figura 56: Concentrazioni a suolo medie annuali di NO₂ simulate con il codice SPRAY sull'area vasta, scenario emissivo progettuale 2025

La Figura 57, la Figura 58 e la Figura 59 mostrano le mappe del 99.8 percentile annuo delle concentrazioni medie orarie al suolo di NO₂ rispettivamente per gli scenari attuale, programmatico 2025 e progettuale 2025. In questo caso il limite legislativo è di 200 µg/m³ e le zone che presentano valori superiori corrispondono alla presenza di un numero di superamenti di tale limite maggiore di 18 volte in un anno.

I valori più elevati si ritrovano anche questo caso per lo scenario attuale con superamenti del limite legislativo, che non si riscontrano invece negli scenari programmatico 2025 e progettuale 2025, i valori massimi si posizionano a 78 µg/m³ nello scenario programmatico e 76 78 µg/m³ nello scenario progettuale, ampiamente al di sotto del limite.

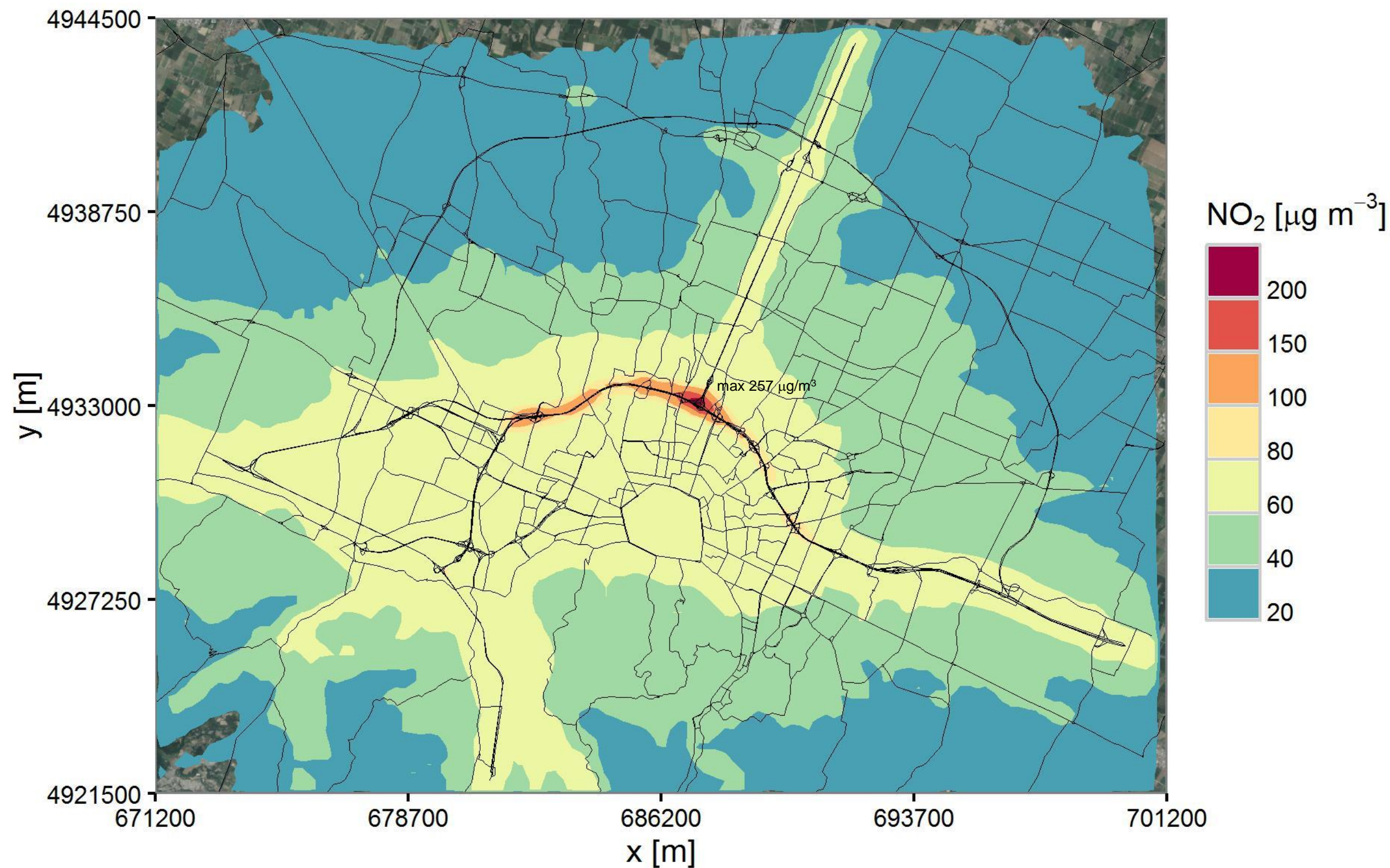


Figura 57: 99.8 percentile delle concentrazioni a suolo medie orarie di NO₂ simulate con il codice SPRAY sull'area vasta, scenario emissivo attuale

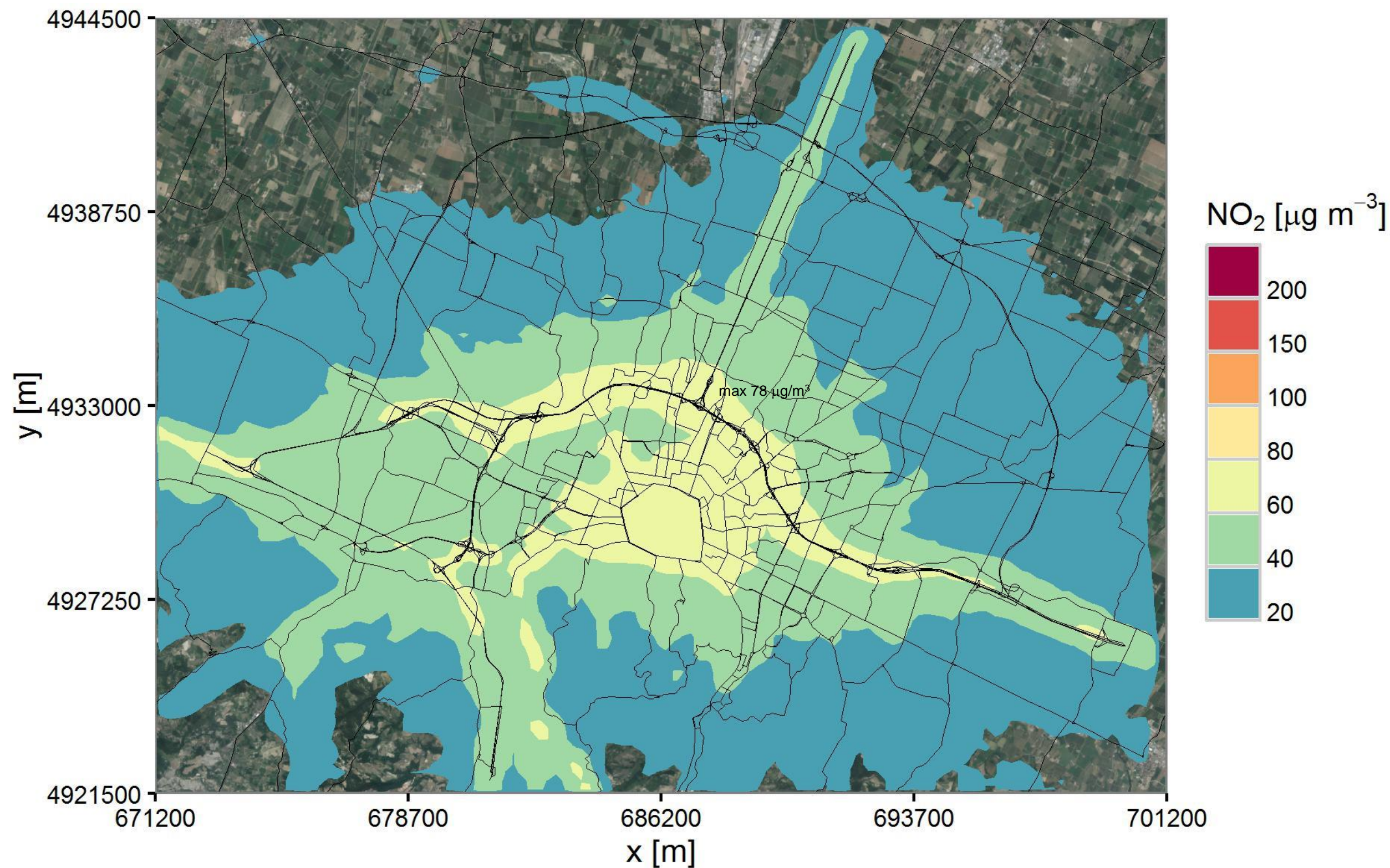


Figura 58: 99.8 percentile delle concentrazioni a suolo medie orarie di NO₂ simulate con il codice SPRAY sull'area vasta, scenario emissivo programmatico 2025

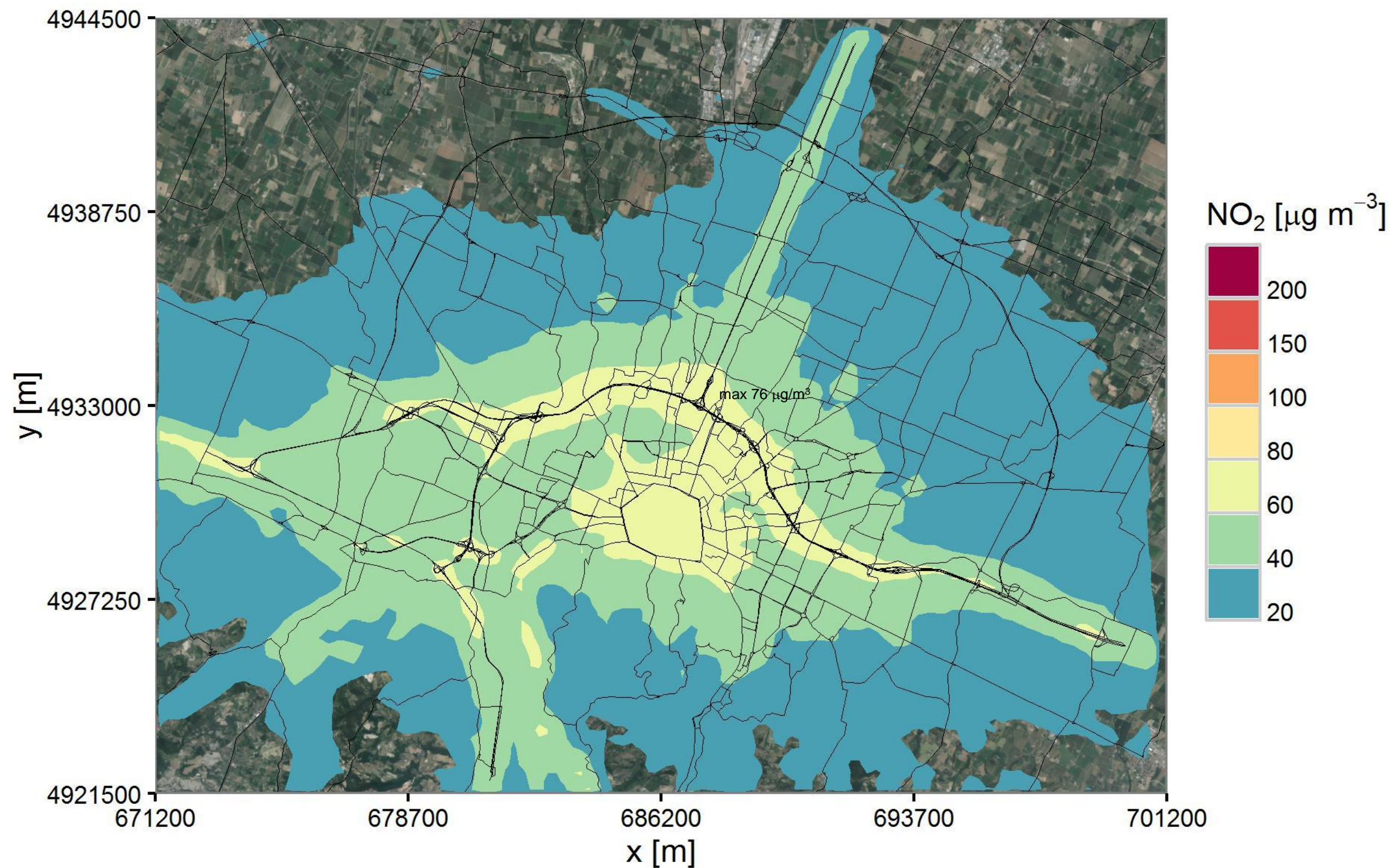


Figura 59: 99.8 percentile delle concentrazioni a suolo medie orarie di NO₂ simulate con il codice SPRAY sull'area vasta, scenario emissivo progettuale 2025

Per meglio evidenziare l'influenza dell'opera sulla qualità dell'aria, sono presentate le mappe di differenza assoluta tra lo scenario progettuale 2025 e lo scenario programmatico 2025 per gli standard di qualità dell'aria della specie NO₂, con una scala di colore che riflette miglioramenti (valori negativi) utilizzando la scala cromatica del verde e peggioramenti con l'arancione. La Figura 60 riporta le differenze sulle medie annuali di NO₂, mentre la Figura 61 illustra le differenze sul 99.8 percentile delle medie orarie.

Per entrambi gli indicatori si osservano mitigazioni rilevanti (differenze negative). Per quanto riguarda i valori medi tali mitigazioni sono diffuse soprattutto lungo l'asse dell'A14 e possono arrivare a più di 3 µg/m³, indice della maggior sensibilità di questa specie alle variazioni cinematiche del traffico. Per il 99.8 percentile delle concentrazioni orarie le differenze e le mitigazioni sono invece più distribuite anche lontano dal tracciato dell'autostrada, zona quest'ultima dove invece i valori estremi sull'anno tendono ad essere più uniformi.

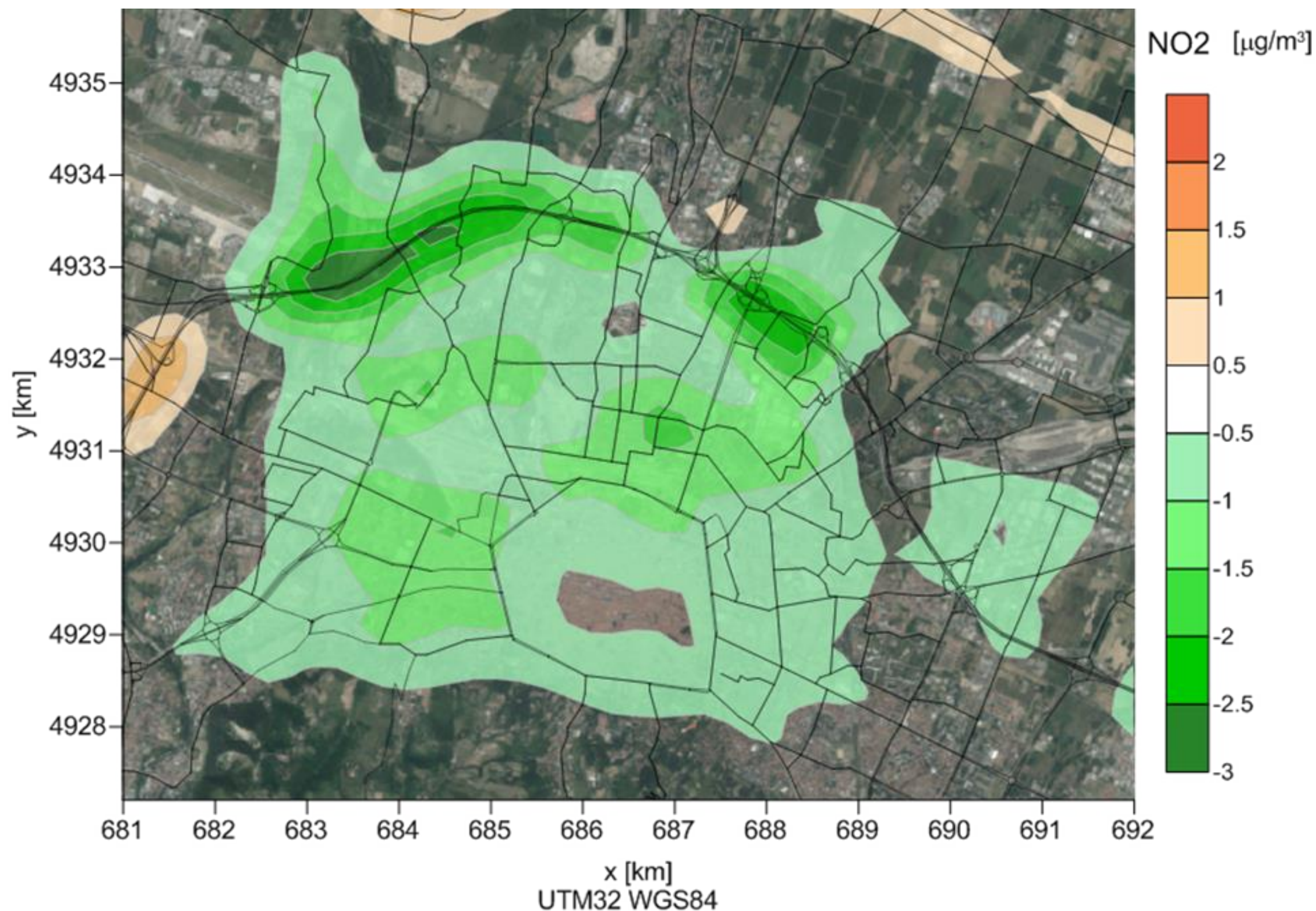


Figura 60: Differenze assolute tra le concentrazioni medie annuali di NO₂ nello scenario progettuale 2025 e nello scenario programmatico 2025

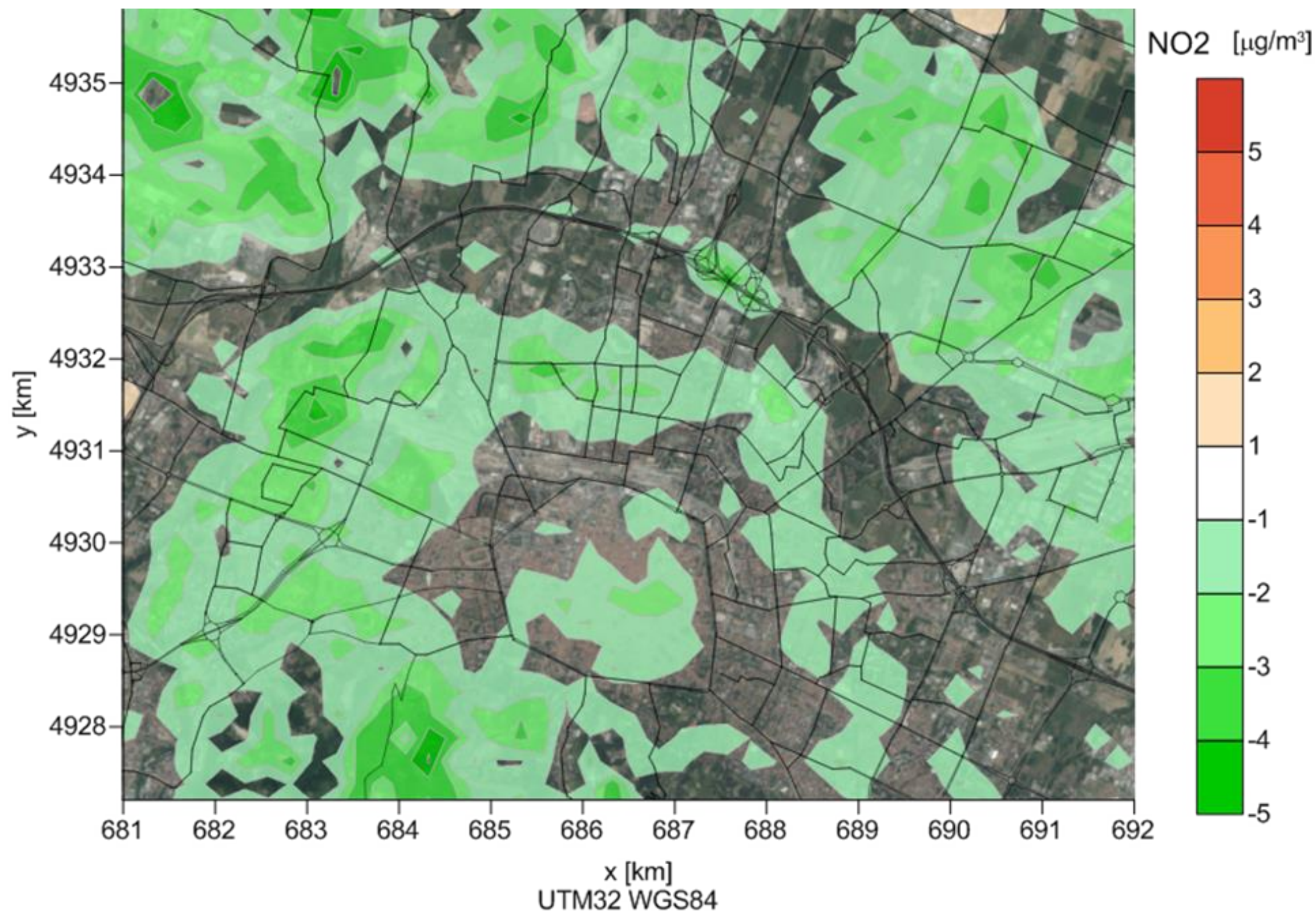


Figura 61: Differenze assolute per il 99.8 percentile delle medie orarie delle concentrazioni di NO₂ nello scenario progettuale 2025 e nello scenario programmatico 2025

4.3.6.2 *Particolato*

La Figura 62, la Figura 63 e la Figura 64 mostrano le mappe delle concentrazioni medie annue al suolo di PM₁₀ rispettivamente per gli scenari attuale, programmatico 2025 e progettuale 2025. Il limite legislativo in questo caso è di 40 µg/m³. In tutti gli scenari i valori simulati si posizionano su livelli sono sempre al disotto di ¼ del limite con massimi di 8.7

µg/m³ nello scenario attuale, di 7.2 e 7.7 µg/m³ rispettivamente nello scenario programmatico e progettuale 2025. Occorre a questo proposito ricordare che le sorgenti considerate dal sistema modellistico costituiscono il contributo delle emissioni primarie della rete stradale presente all'interno del dominio, al quale va sommato il contributo del particolato secondario che si forma a causa delle trasformazioni chimiche, non considerate nelle simulazioni.

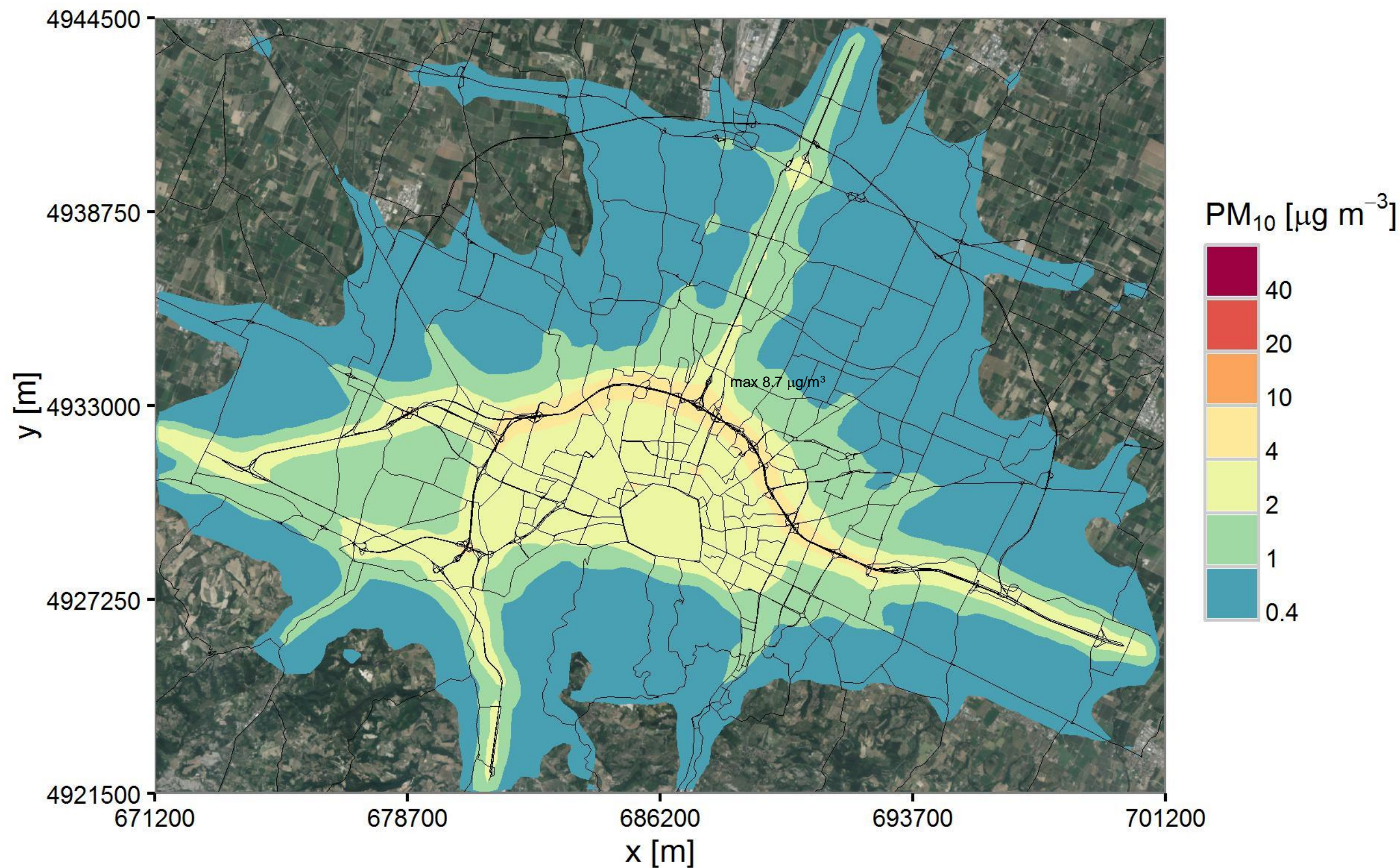


Figura 62: Concentrazioni a suolo medie annuali di PM₁₀ simulate con il codice SPRAY sull'area vasta, scenario emissivo attuale

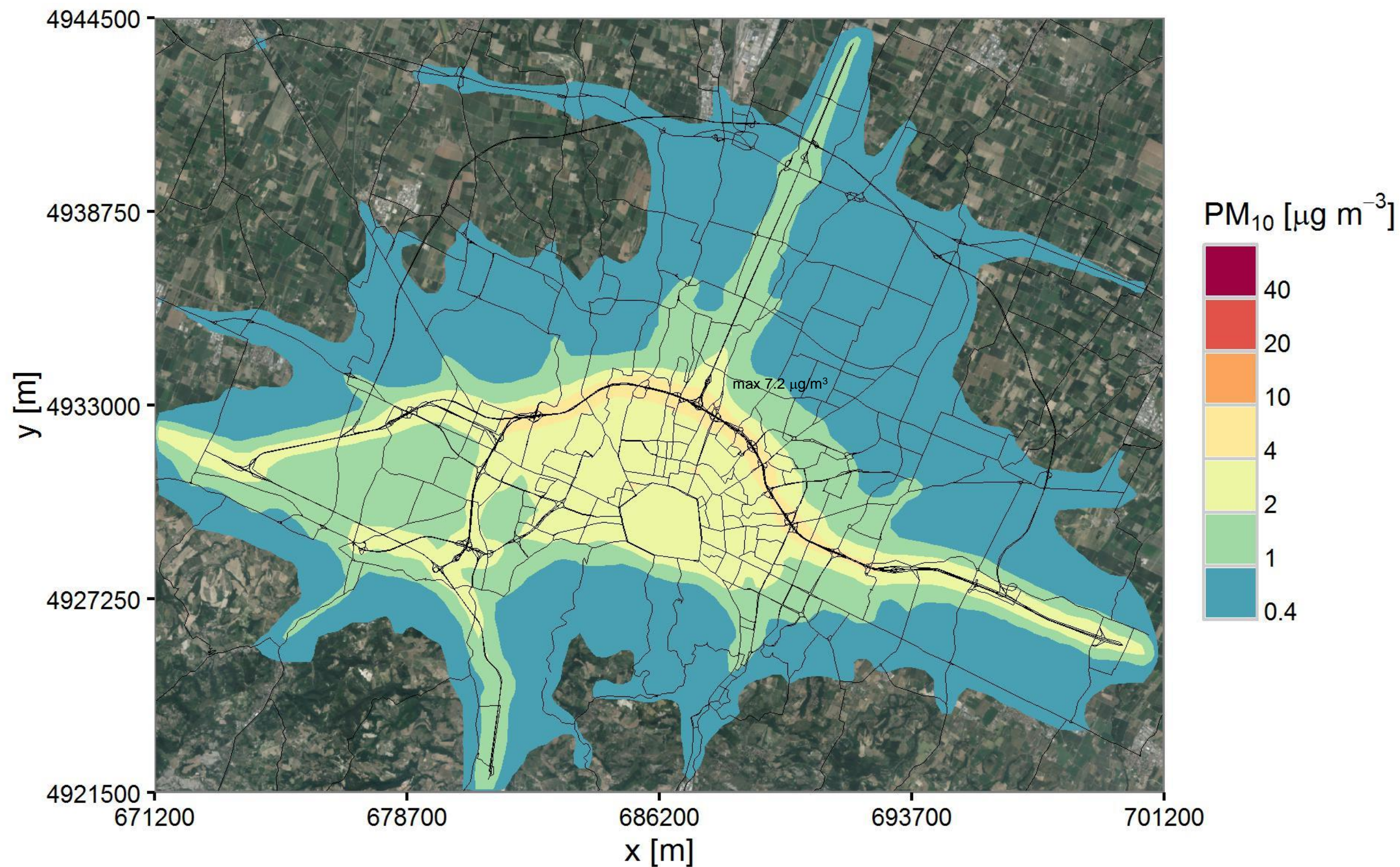


Figura 63: Concentrazioni a suolo medie annuali di PM₁₀ simulate con il codice SPRAY sull'area vasta, scenario emissivo programmatico 2025

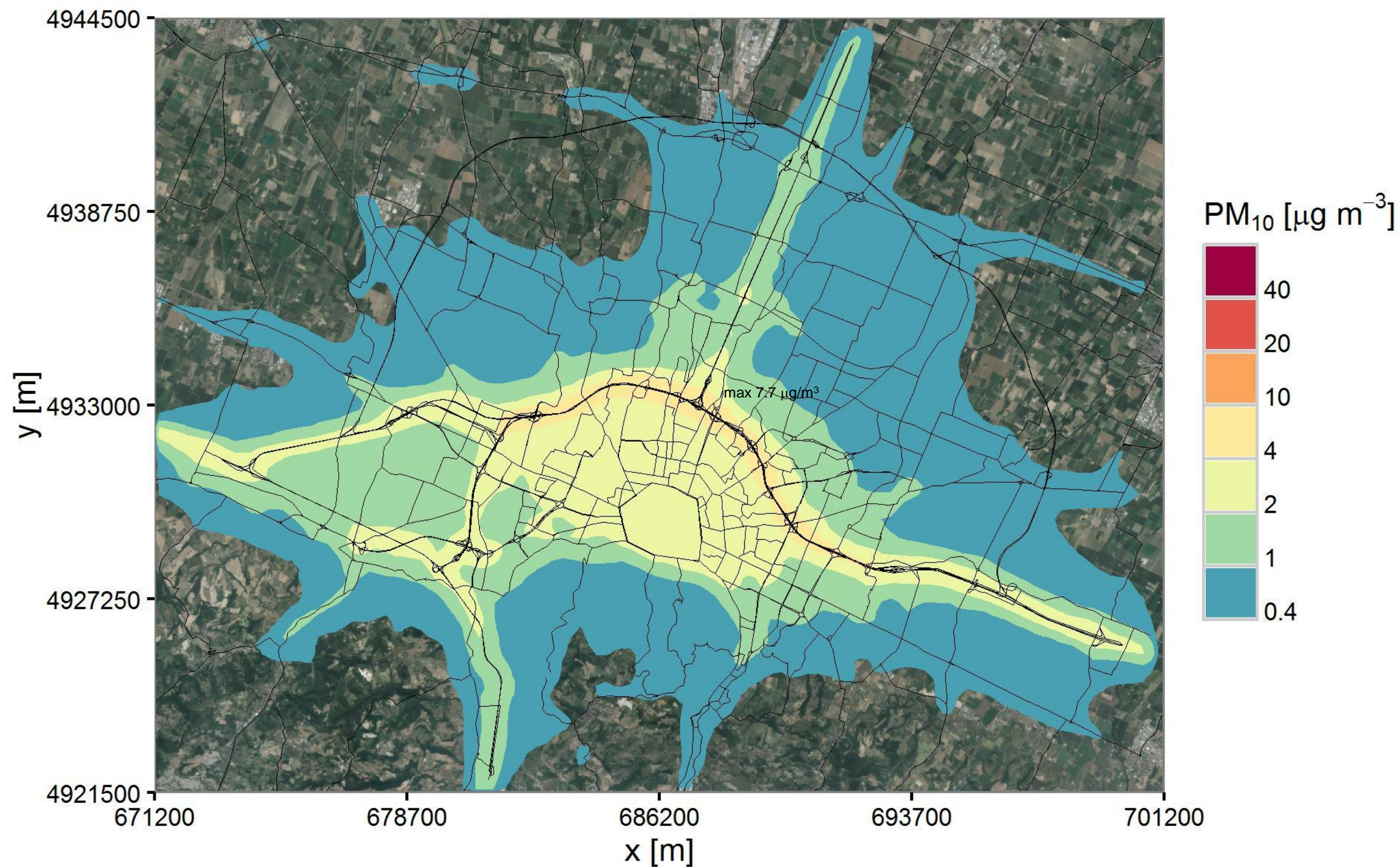


Figura 64: Concentrazioni a suolo medie annuali di PM₁₀ simulate con il codice SPRAY sull'area vasta, scenario emissivo progettuale 2025

La mostrano le mappe del 90.4 percentile annuo delle concentrazioni medie giornaliere al suolo di PM₁₀ per gli scenari attuale, programmatico 2025 e progettuale 2025. Il limite legislativo è di 50 µg/m³ e le zone che presentano valori superiori corrispondono ad un numero di superamenti di tale limite maggiore di 35 giornate in un anno.

I valori più elevati si ritrovano per lo scenario progettuale 2025 con un massimo di 13.9 µg/m³,

comunque lontano dal limite legislativo e di poco superiore al valore massimo di 13.9 µg/m³ che si riscontra nel caso programmatico 2025.

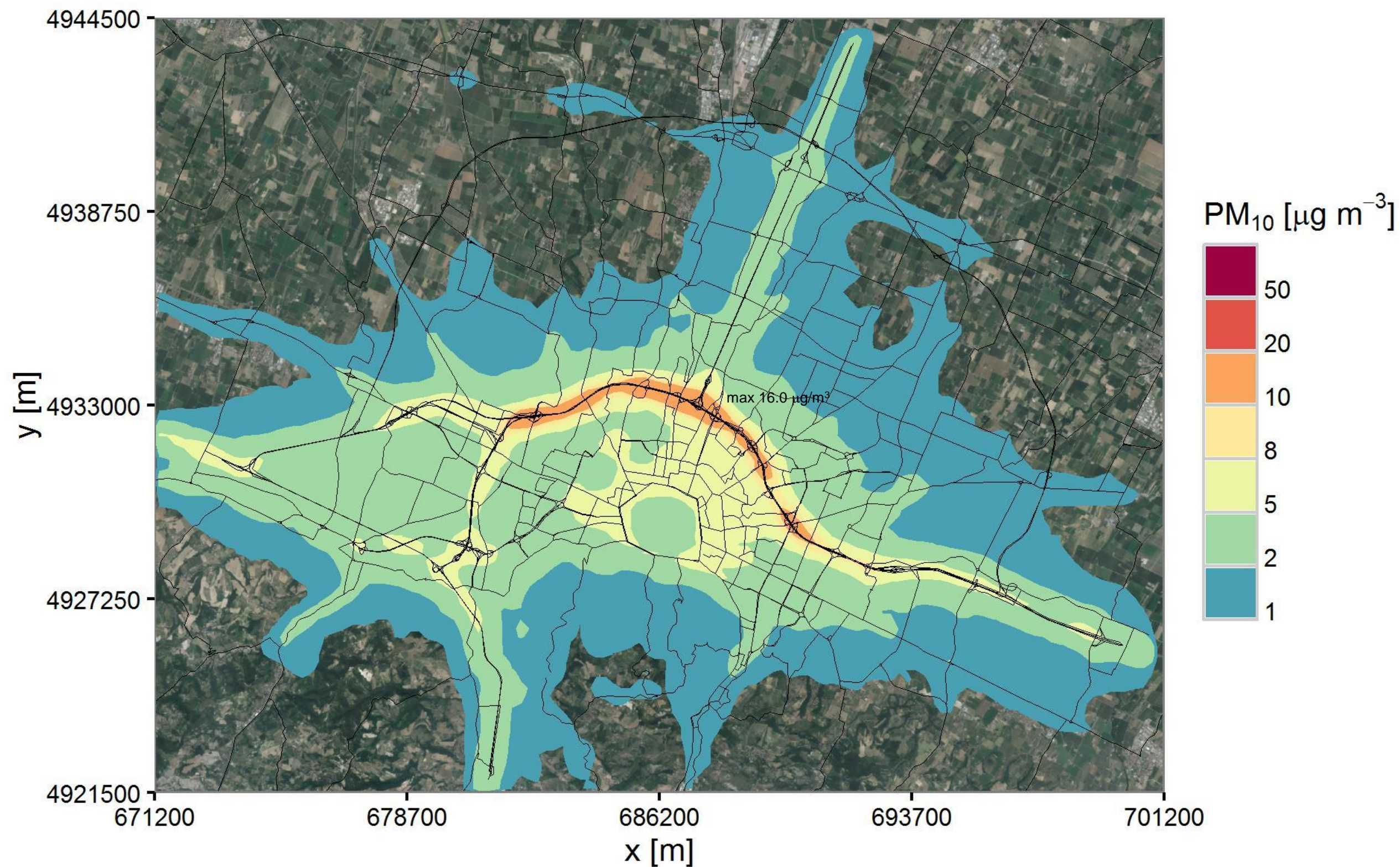


Figura 65: 90.4 percentile delle concentrazioni a suolo medie giornaliere di PM₁₀ simulate con il codice SPRAY sull'area vasta, scenario emissivo attuale

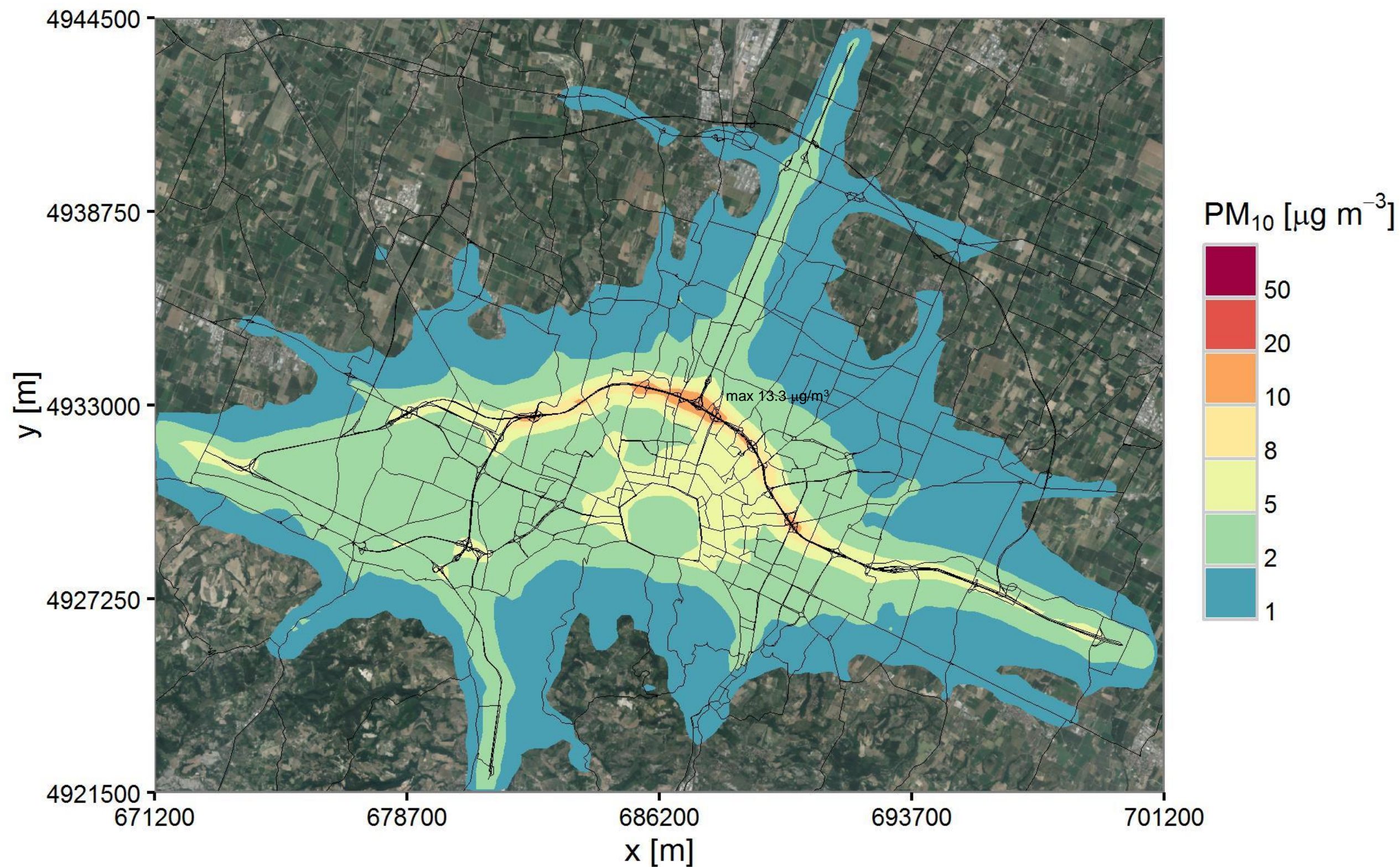


Figura 66: 90.4 percentile delle concentrazioni a suolo medie giornaliere di PM₁₀ simulate con il codice SPRAY sull'area vasta, scenario emissivo programmatico 2025

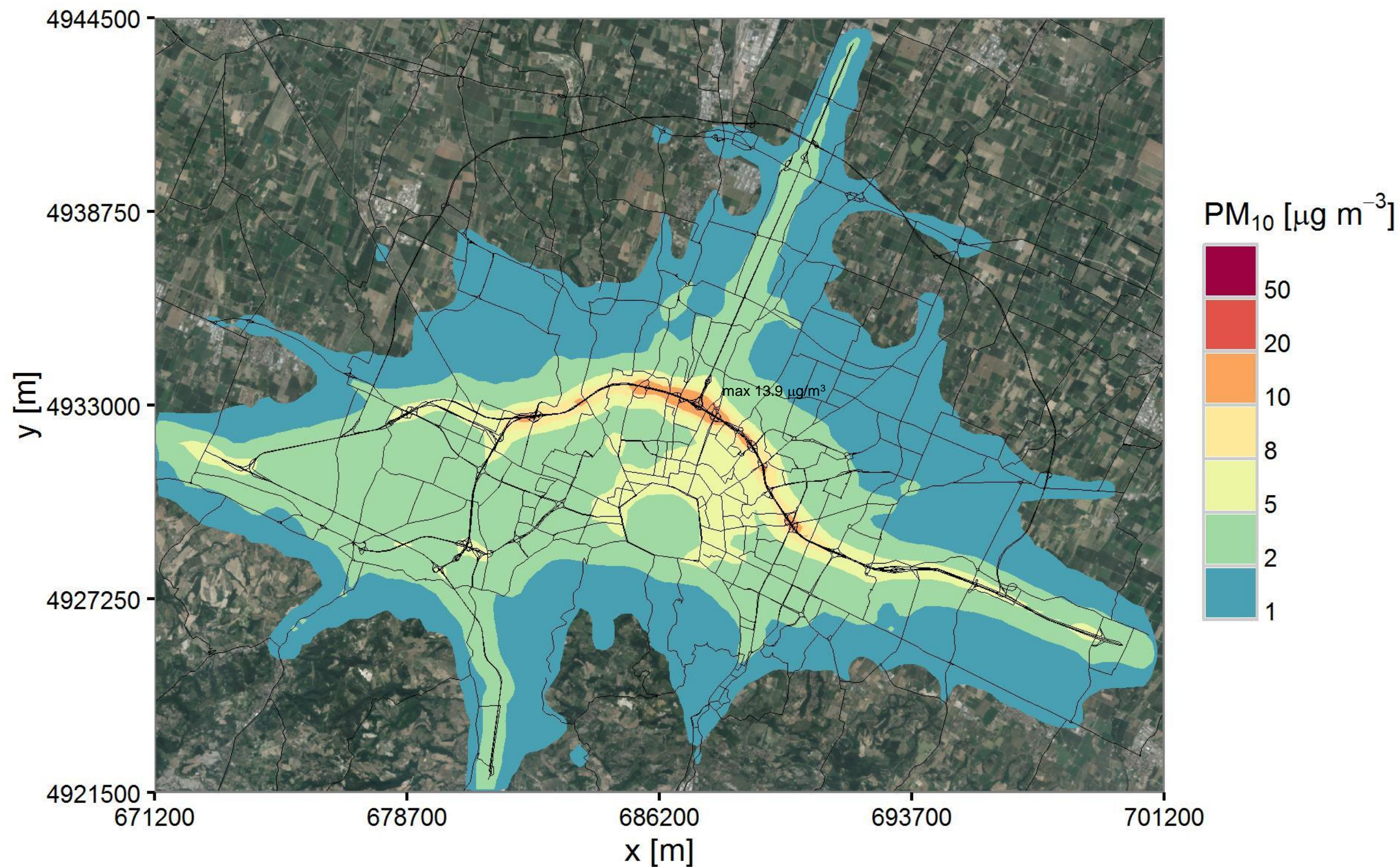


Figura 67: 90.4 percentile delle concentrazioni a suolo medie giornaliere di PM₁₀ simulate con il codice SPRAY sull'area vasta, scenario emissivo progettuale 2025

Analizzando la differenza tra le concentrazioni medie annuali di polveri nello scenario programmatico 2025 e progettuale 2025, mostrate in Figura 68, si registra un lieve aumento in prossimità dello svincolo con l'A13 e una situazione invariata nel resto del dominio. Per quanto riguarda il percentile giornaliero del PM₁₀ in Figura 69 si registrano minimi peggiora-

menti lungo l'asse dell'A14 che progressivamente diventa un miglioramento in corrispondenza dell'area metropolitana di Bologna. Sono in questo caso presenti differenze massime dell'ordine di 1 µg/m³, del tutto ininfluenti in relazione al rispetto o meno del limite normativo.

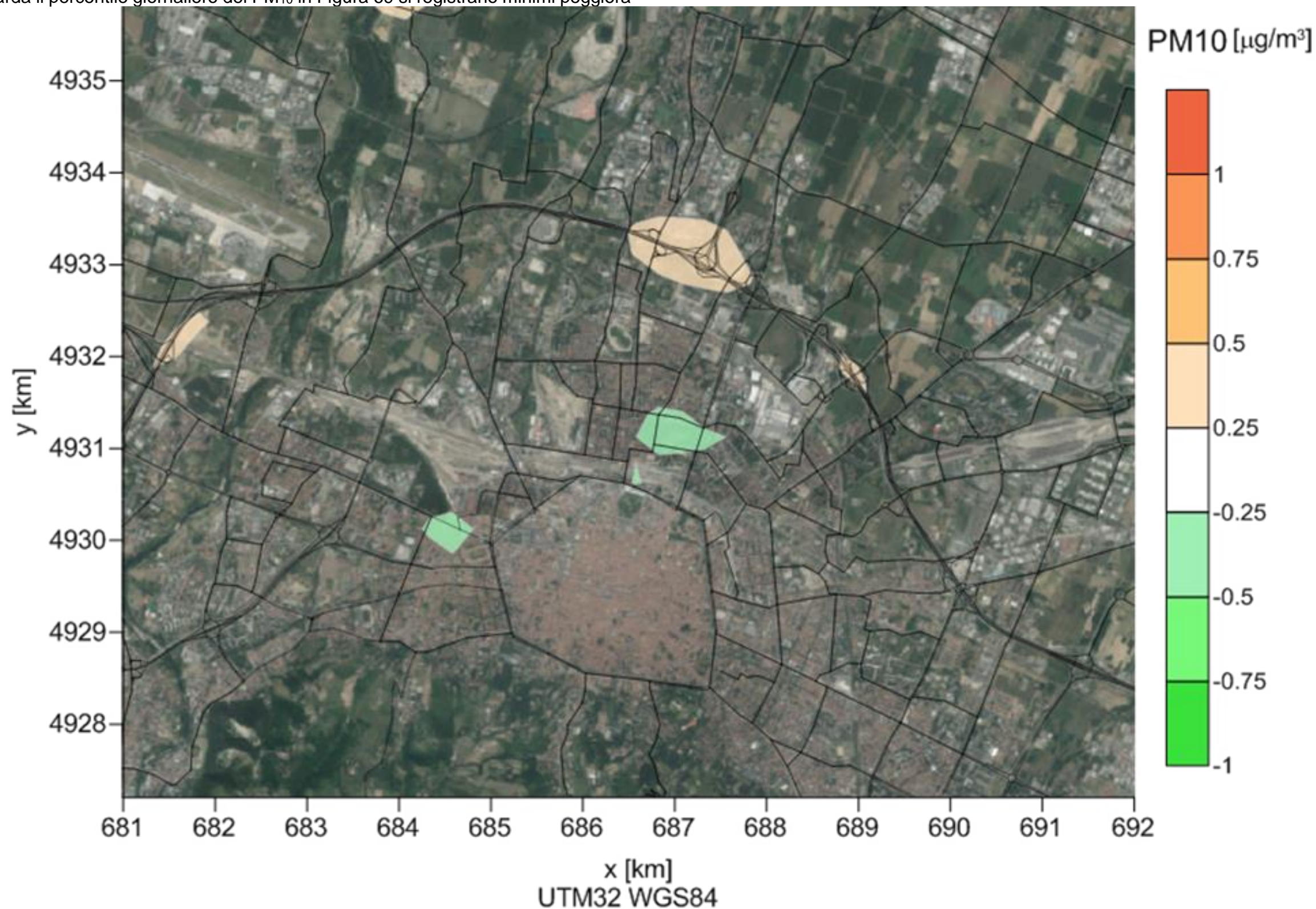


Figura 68: Differenze assolute tra le concentrazioni medie annuali di PM₁₀ nello scenario progettuale 2025 e nello scenario programmatico 2025

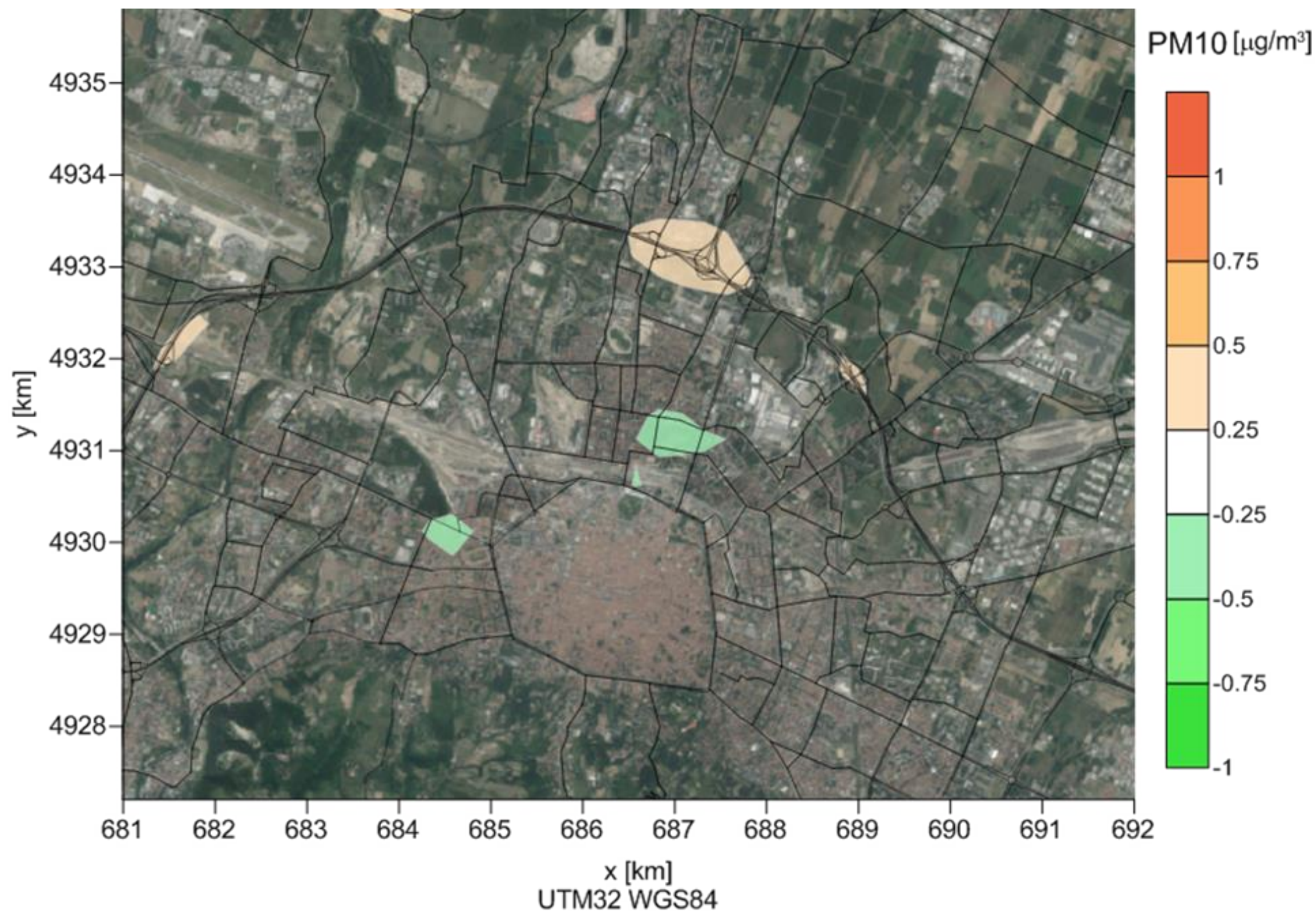


Figura 69: Differenze assolute per il 90.4 percentile delle medie giornaliere delle concentrazioni di PM₁₀ nello scenario progettuale 2025 e nello scenario programmatico 2025

4.4 SIMULAZIONE DELLE ALTRE SORGENTI PRESENTI NEL TERRITORIO ED INQUINAMENTO SECONDARIO

4.4.1 Premessa

Un ulteriore elemento di interesse circa i futuri impatti del passante di Bologna sull'ambiente atmosferico circostante riguarda gli inquinanti secondari e la rilevanza o meno di tali impatti rispetto a quelli generati dalle altre sorgenti presenti sul territorio ("source apportionment").

Per la simulazione di questi aspetti è stata utilizzata la suite modellistica ARIA Regional, co-sviluppata da ARIANET srl ed ARIA Technologies, basata sul modello euleriano fotochimico FARM, modello di riferimento nazionale nell'ambito del già citato progetto ministeriale MINNI, di cui ARIANET gestisce sviluppo e distribuzione.

Il vantaggio dell'uso di FARM piuttosto che SPRAY nell'analisi di *source apportionment* – al prezzo di un minore dettaglio spaziale – è nella possibilità di quantificare il contributo dei vari comparti emissivi anche sui livelli in aria degli inquinanti secondari (es. NO₂, particolato, O₃) che si generano in atmosfera anche per effetto di trasformazioni fisico-chimiche, e dunque sulla qualità dell'aria in assoluto.

La suite modellistica ARIA Regional nella configurazione utilizzata per questo studio è illustrata schematicamente in Figura 70 ed include:

- moduli per il trattamento dei dati territoriali (orografia, uso del suolo, cartografia);
- un insieme di moduli per la predisposizione di un input emissivo complesso (Emission Manager);
- moduli per la messa a punto dell'input meteorologico alle simulazioni (GAP, SURFpro);
- pre-processor per il trattamento delle condizioni al contorno chimiche;
- il modello FARM per la dispersione e le trasformazioni chimiche degli inquinanti.

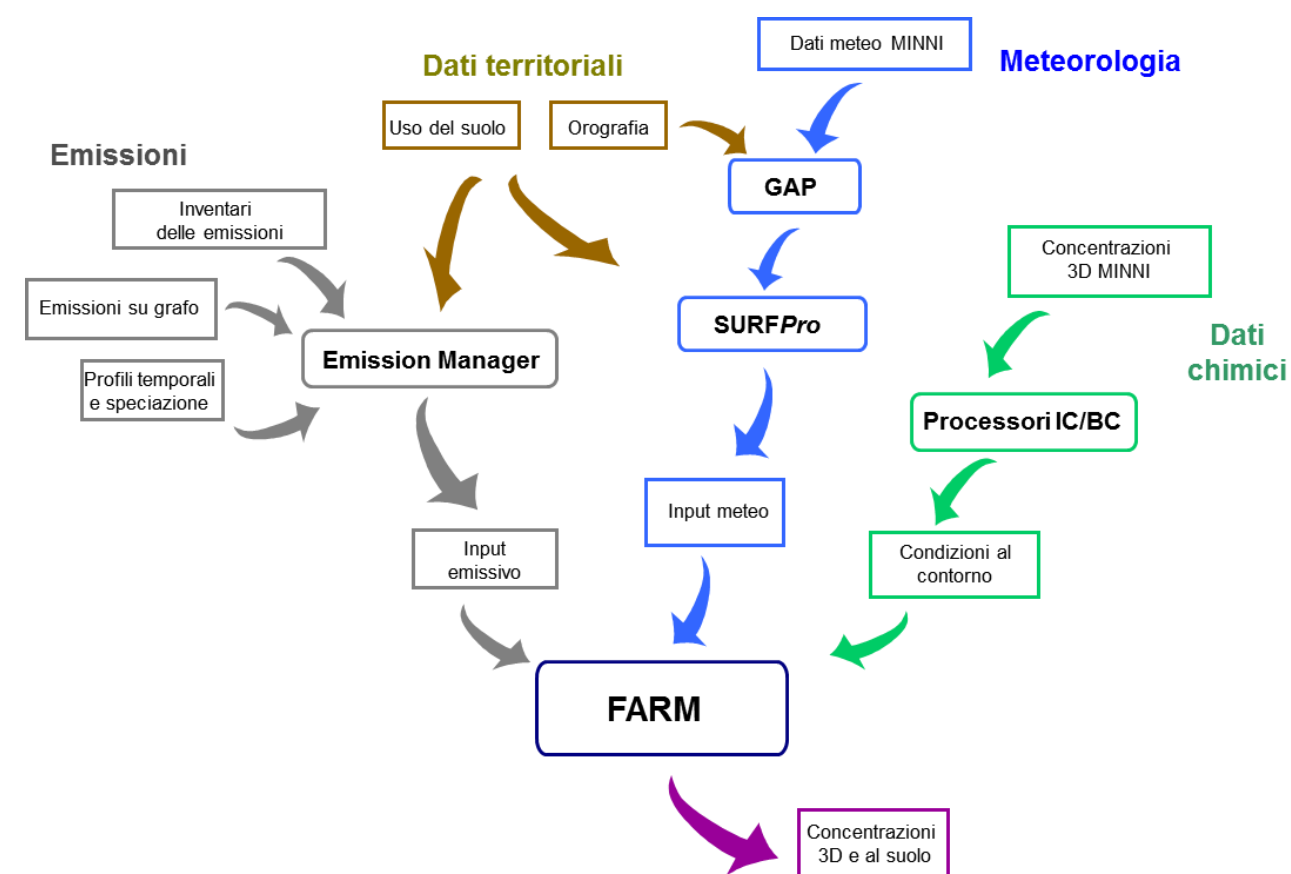


Figura 70. Schema di utilizzo della suite modellistica ARIA Regional / FARM

La modellazione degli apporti delle diverse sorgenti emissive alle concentrazioni degli inquinanti secondari necessita da una parte una descrizione il più completa possibile di tutte le sorgenti (antropiche e naturali) presenti all'interno dell'area in esame, dall'altra una descrizione realistica della composizione chimica delle masse d'aria entranti nell'area stessa ("condizioni al contorno"), che veicolano gli apporti delle sorgenti più lontane.

Il quadro emissivo per l'area considerata è stato dunque completato considerando, oltre alle emissioni da traffico stradale relative al grafo SPEA considerato nelle simulazioni con SPRAY, i dati dell'inventario delle emissioni di ARPAE relativo alla Provincia di Bologna e dell'inventario nazionale ISPRA per le aree adiacenti. Le condizioni al contorno per le diverse specie chimiche sono state invece predisposte a partire dai campi 3D di concentrazione prodotte dal sistema nazionale MINNI a 4 km di risoluzione per l'anno 2007. Il database MINNI a 4 km è stato altresì utilizzato per ricostruire sul dominio di analisi i campi meteorologici bi- e tri-dimensionali necessari alla modellazione di dispersione e chimica degli inquinanti realizzata con FARM.

Una volta predisposti i diversi input, le simulazioni sono state condotte su un mese estivo ed uno invernale ed le concentrazioni risultanti sono stati quindi confrontate con i valori rilevati presso la rete di monitoraggio ARPAER. Verificata la rispondenza della simulazione con i valori osservati, le mappe di concentrazione di riferimento per lo scenario attuale sono state poi messe a punto combinando osservazioni e modello. Infine, per la stima dell'impatto

futuro dell'opera è stato considerato in input il quadro emissivo al 2025, relativo sia al traffico veicolare (scenario "programmatico" e "progettuale") sia al resto delle sorgenti.

Nei paragrafi seguenti sono descritti con maggior dettaglio i passi seguiti per la modellazione ed i risultati conseguiti.

4.4.2 Area di simulazione

La Figura 37 mostra il dominio scelto per la simulazione dell'influenza sull'inquinamento primario e secondario delle diverse sorgenti presenti sul territorio di interesse. Il dominio è stato individuato in modo da includere direttamente tali sorgenti ed allo stesso tempo consentire di effettuare simulazioni plurime su periodi temporali estesi con un dettaglio spaziale in grado di mettere in evidenza i contributi delle sorgenti di interesse, prima fra tutte quelli dell'opera in esame.

Il dominio scelto (d'ora in poi riferito per semplicità come "provinciale") copre gran parte della Provincia di Bologna, si estende per 60 km in direzione est-ovest e 50 km in direzione nord-sud, a partire dal punto di coordinate (659700, 4905000) sino al punto di coordinate (718700, 4954000) (m UTM-WGS 84, fuso 32 N) ed è coperto da una griglia orizzontale di 60x50 celle di 1 km di ampiezza.

In verticale la griglia di calcolo si estende sino a ca. 10000 m di quota, con 16 livelli posti a 20, 65, 125, 210, 325, 480, 690, 975, 1360, 1880, 2580, 3525, 4805, 6290, 7790, 9290 m sopra l'orografia.

Sul dominio provinciale sono stati estratti i dati di topografia ed uso del suolo alla risoluzione scelta, così effettuato come nello studio con il modello lagrangiano.

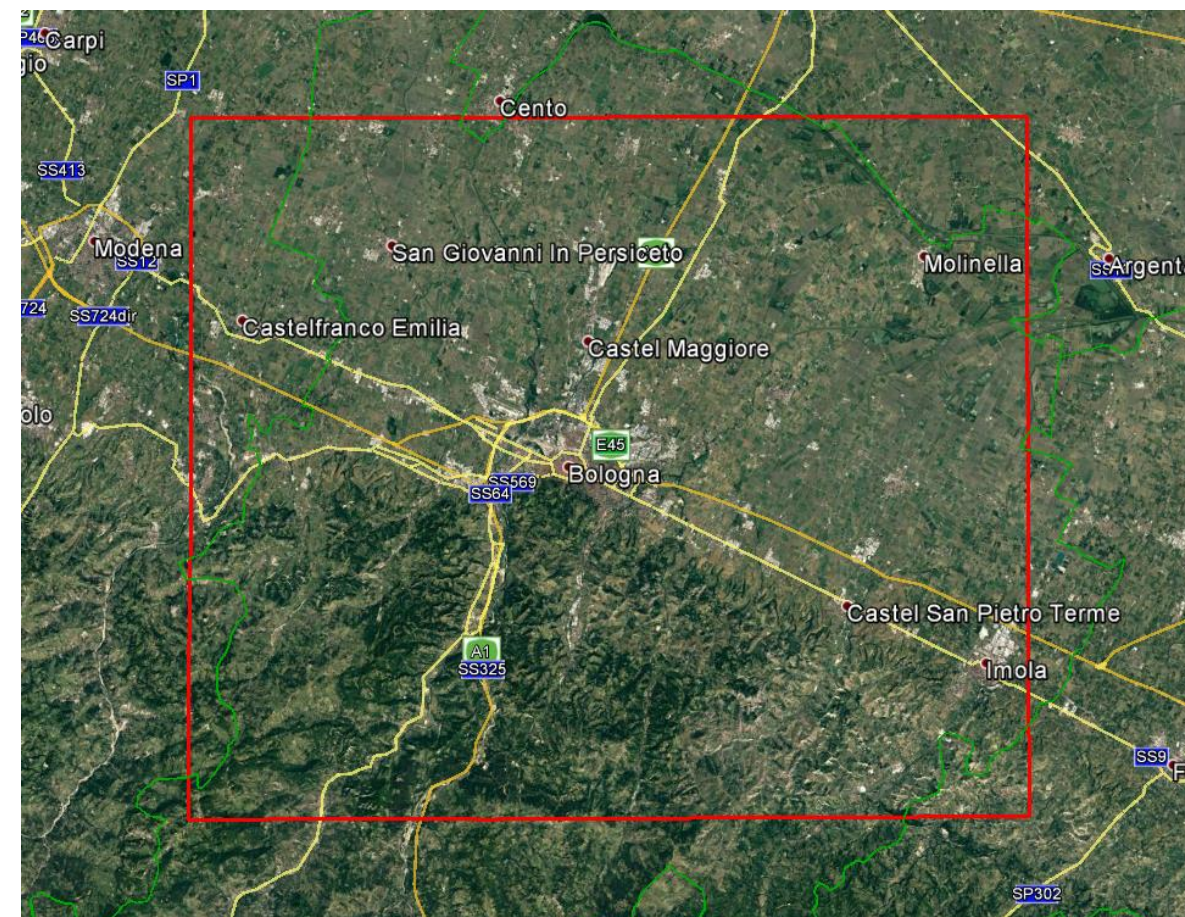


Figura 71. Area considerata per la simulazione dell'influenza di tutte le sorgenti presenti sul territorio, rappresentata dal rettangolo rosso

4.4.3 Meteorologia e condizioni al contorno

Così come nel caso del modello lagrangiano a particelle SPRAY, anche per il modello euleriano reattivo FARM le simulazioni vanno alimentate da un insieme di dati meteorologici tridimensionali che riproducano realisticamente le caratteristiche meteorologiche del dominio di interesse.

In coerenza con la scelta effettuata per SPRAY, anche nel caso di FARM come punto di partenza è stato utilizzato il dataset MINNI sul Nord Italia a 4 km di risoluzione prodotto per l'anno 2007. Vista la non eccessiva differenza tra la risoluzione di tale dataset e quella di 1 km scelta per la griglia FARM di questo studio, i campi meteorologici tridimensionali (vento, pressione, temperatura, ed umidità) e bidimensionali (precipitazione e copertura nuvolosa) su tale griglia sono stati prodotti mediante interpolazione a partire dai campi MINNI di partenza, considerando l'orografia ad 1 km relativa al dominio in esame. La componente verticale della velocità del vento è stata ricalcolata sui campi interpolati imponendo la divergenza nulla in ogni punto, in modo da garantire la conservazione della massa ed impedire accumuli irrealistici.

Mediante il preprocessore SURFpro l'input meteorologico è stato poi completato con le informazioni necessarie a FARM. A valle della stima dei parametri "di scala" utilizzati per descrivere la turbolenza atmosferica, realizzata a partire dai campi delle variabili meteo di base e dalle informazioni di uso del suolo così come descritto in precedenza per SPRAY, sono stati stimati i campi 3D delle diffusività turbolente orizzontale e verticale e le velocità di deposizione per le diverse specie chimiche. Queste ultime vengono utilizzate per descrivere gli scambi con la superficie in assenza di precipitazioni, e sono stimate tramite parametrizzazioni che tengono conto sia della natura dell'inquinante, sia dell'uso del suolo e delle condizioni meteorologiche correnti in ciascun punto.

L'utilizzo di un modello reattivo tridimensionale necessita altresì in input l'assegnazione in modo evolutivo per tutto il periodo di interesse delle "condizioni al contorno", ovvero delle concentrazioni ai bordi della griglia di calcolo delle diverse specie chimiche considerate dal modello. In questo studio le condizioni al contorno su base oraria sono state predisposte a partire dai campi 3D a 4 km di risoluzione prodotti per il 2007 dal modello nazionale MINNI.

I campi di partenza sono stati quindi interpolati sulla griglia bolognese e da essi sono stati estratti i valori in corrispondenza delle facce laterali e superiore del dominio, senza necessità di adattare le specie chimiche, utilizzando lo stesso modello di qualità dell'aria del sistema di simulazione nazionale.

4.4.4 Input emissivo

L'input emissivo complessivo a FARM è stato predisposto combinando i dati dei diversi inventari presi in considerazione ed illustrati in precedenza:

- le emissioni da traffico stradale stimate sul grafo SPEA;
- per il resto delle sorgenti antropiche relative alla Provincia di Bologna, le emissioni su base comunale provenienti dall'inventario ARPAE relativo all'anno 2012;
- per le porzioni di province adiacenti che ricadono all'interno del dominio di simulazione, le emissioni su base provinciale provenienti dall'inventario nazionale ISPRA 2010.

Tramite il preprocessore Emission Manager è stata effettuata la sequenza delle operazioni illustrate concettualmente in Figura 72:

- speciazione chimica;
- disaggregazione spaziale sul grigliato di calcolo;
- modulazione temporale a risoluzione oraria sulla base di profili annuali, settimanali e giornalieri tipici di ciascuna attività.

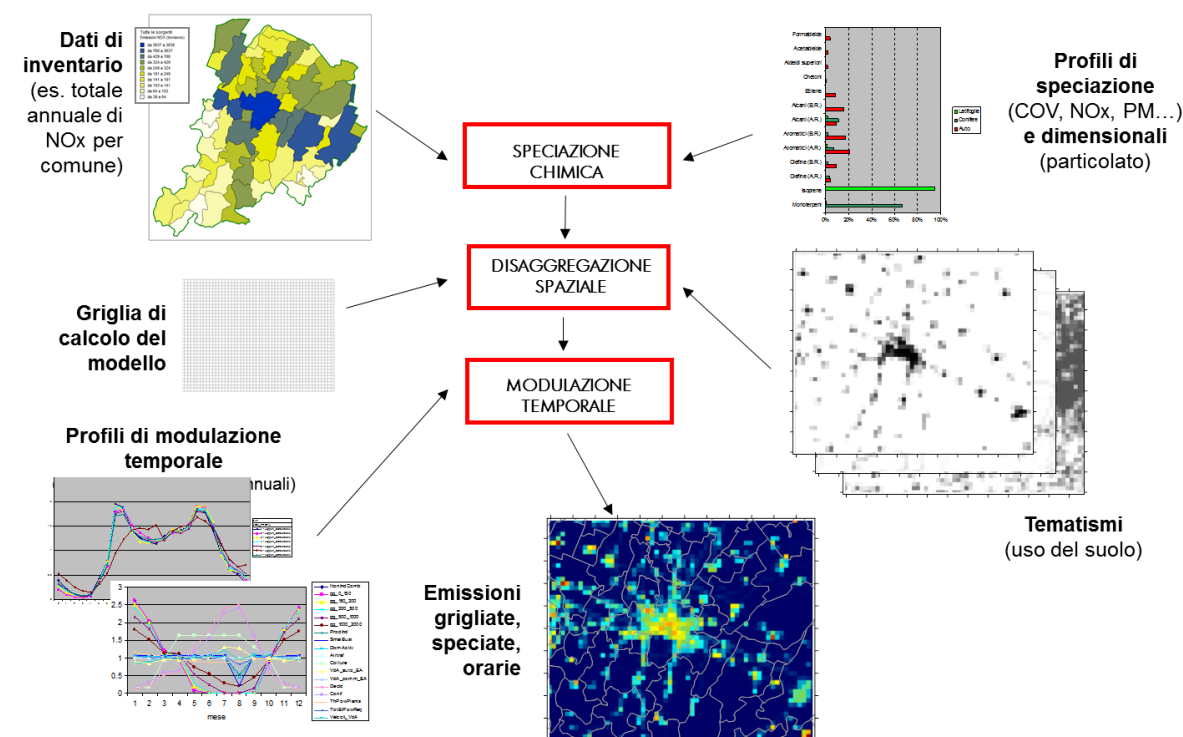


Figura 72. Sequenza delle operazioni effettuate dal pre-processore Emission Manager per la predisposizione dell'input emissivo a partire dagli inventari di emissione

La speciazione chimica consente di passare dalle specie aggregate presenti negli inventari (composti organici volatili totali, particolato totale, ossidi di azoto) alle le specie chimiche necessarie al modello (singole specie organiche o gruppi funzionali considerati dal meccanismo chimico, particolato suddiviso in classi dimensionali e componenti chimiche, NO ed NO₂) dei sulla base di profili tipici di ogni attività emissiva.

La disaggregazione spaziale consente di passare dalle geometrie cui sono originariamente riferiti i dati emissivi alle celle della griglia di calcolo utilizzata dal modello. Per le sorgenti lineari le polilinee corrispondenti vengono intersecate sulla griglia e le emissioni ripartite secondo le lunghezze risultanti. Per le sorgenti diffuse, associate a poligoni (comuni, province), la disaggregazione sulla griglia di calcolo avviene mediante l'ausilio di tematismi alle risoluzioni di interesse (nel caso in questione 1 km). Ciascun poligono viene dapprima intersecato con le celle del grigliato di calcolo, e le emissioni ad esso associate vengono ripartite sulle celle in modo proporzionale all'area dell'intersezioni risultanti tra il poligono di partenza e le celle. La ripartizione viene quindi corretta tramite un tematismo su griglia, che rappresenta la percentuale di ciascuna cella coperta da una data tipologia di uso del suolo (es. aree urbanizzate, industriali, agricole, ecc.) correlata con le emissioni ha su ciascuna cella. I tematismi di riferimento sono ricavati tramite proiezione e rigrigliatura dei dati del database di uso del suolo CORINE Land Cover 2012 a 100 m di risoluzione.

Mediante modulazione temporale infine si passa dai dati emissivi totali riferiti ad un anno (nel caso degli inventari) o all'ora di riferimento (nel caso del grafo stradale) a ciascuna ora dei periodi di simulazioni considerati, sulla base di profili annuali, settimanali e giornalieri tipici di ciascuna attività. Per le emissioni da traffico stradale sono stati utilizzati i fattori di forma illustrati in precedenza.

In Figura 73 sono mostrate come esempio i campi di emissioni diffuse di monossido di azoto in prossimità del suolo, generati come input al modello per le ore 8 di un giorno feriale di gennaio e di luglio. Anche alla risoluzione adottata, nella distribuzione risultante sul territorio sono rintracciabili i principali assi stradali e le aree abitate, così come su queste ultime durante il mese estivo il mancato apporto delle emissioni associate al riscaldamento degli edifici.

Infine, le emissioni biogeniche per il dominio di interesse sono state stimate sulla griglia di calcolo direttamente su base oraria tramite il modello MEGAN (Guenther, 2006), a partire dai campi meteorologici orari e dalle informazioni sulla copertura del suolo.

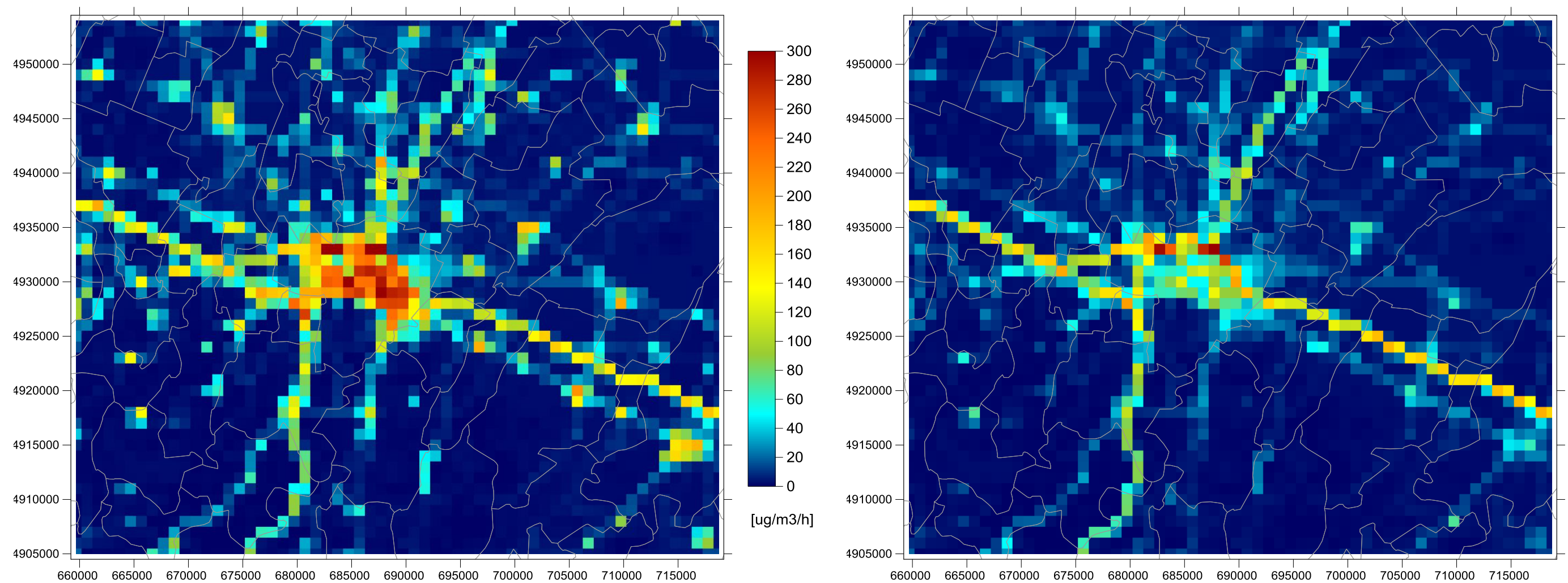


Figura 73. Esempio di emissioni diffuse di NO in input al modello, in prossimità del suolo, alle h 8 di un giorno feriale di gennaio (a sinistra) e di luglio (a destra)

4.4.5 Ricostruzione della dispersione e trasformazioni in atmosfera

La stima degli impatti sulle concentrazioni ambientali nell'area di indagine delle emissioni di tutte le sorgenti censite sul territorio è stata effettuata tramite FARM, un modello tridimensionale euleriano reattivo che permette di simulare le trasformazioni chimico-fisiche degli inquinanti in fase gassosa ed aerosol, tenendo conto sia del complesso delle sorgenti emissive (antropiche e naturali) presenti sul territorio, sia degli apporti da parte delle masse d'aria provenienti dalle aree circostanti.

FARM rappresenta il risultato di una intensa attività di aggiornamento ed evoluzione effettuata a partire dal noto modello di trasporto, trasformazione chimica e deposizione di inquinanti aeriformi STEM-II (Carmichael *et al.*, 1998). Tale attività è iniziata negli anni '90 all'interno di progetti di ricerca nazionali ed europei (EUROTRAC, www.qsf.de/eurotrac/) ed è quindi proseguita nel corso degli anni duemila al fine di rendere il modello idoneo sia per studi applicativi sia per ricerca, con contributi da parte di ARIANET, del mondo della ricerca (CNR-ISAC ed ENEA) e dal sistema costituito dalle Agenzie Regionali di Protezione Ambientale. Il codice è distribuito tramite il CINECA (hpc-forge.cineca.it).

In ambito nazionale, FARM è attualmente utilizzato all'interno del sistema nazionale MINNI (www.minni.org) e da diverse Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente (Valle d'Aosta, Piemonte, Lombardia, Friuli Venezia-Giulia, Lazio, Molise, Puglia, Calabria), che lo utilizzano per la valutazione annuale della qualità dell'aria, studi di scenario per legati ai piani di risanamento e la previsione giornaliera dell'inquinamento atmosferico (esempi di applicazioni su tali tematiche a diverse scale spaziali in Gariazzo *et al.*, 2007; Calori *et al.*, 2007; Silibello *et al.*, 2008; Kukkonen *et al.*, 2012; Mircea *et al.*, 2014; Bessagnet *et al.*, 2016).

Il modello è basato su un insieme di equazioni che esprimono l'evoluzione nel tempo del bilancio di massa per ogni specie chimica, della forma:

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} = -u \frac{\partial c_i}{\partial x} - v \frac{\partial c_i}{\partial y} - w \frac{\partial c_i}{\partial z} + K_{xx} \frac{\partial^2 c_i}{\partial x^2} + K_{yy} \frac{\partial^2 c_i}{\partial y^2} + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial c_i}{\partial z} \right) + S_i + C_i + R_i$$

ove c_i è la concentrazione della specie i -esima, u , v e w le componenti del vettore vento nelle direzioni x , y e z , K_{xx} , K_{yy} e K_{zz} , le componenti diagonali del tensore di diffusività turbolenta, S_i il termine di sorgente associato alle emissioni, C_i quello associato alle reazioni chimiche nelle diverse fasi ed R_i quello di rimozione associato ai processi di deposizione (secca ed umida). L'integrazione numerica di tale sistema di equazioni viene effettuata mediante una tecnica di *operator splitting*.

FARM può essere alimentato con sia con emissioni diffuse su griglia (2D o 3D), sia puntuali, considerando il sovrainnalzamento del pennacchio in base alle condizioni meteo correnti ed iniettando le emissioni corrispondenti nelle celle di griglia di volta in volta risultanti.

L'influenza delle sorgenti poste al di fuori del dominio di simulazione è tenuta in conto tramite un insieme di "condizioni al contorno" tempo-varianti per tutti gli inquinanti considerati (concentrazioni ai bordi del dominio di simulazione, tipicamente su base oraria).

FARM può essere configurato con meccanismi chimici di diversa complessità per il trattamento delle specie gassose, del particolato atmosferico e dei microinquinanti. I moduli che consentono il trattamento delle reazioni chimiche in fase gassosa e dei processi chimico-fisici che coinvolgono gli inquinanti organici ed inorganici presenti in atmosfera consentono di simulare la formazione degli inquinati secondari, inclusa la componente secondaria del particolato. In questo studio il modello è stato utilizzato nella configurazione basata sullo schema chimico SAPRC99, che considera 121 reazioni in fase gassosa (Carter, 2000) ed il modulo AERO3 per le trasformazioni del particolato, implementato nel Community Multi-scale Air Quality (CMAQ) modeling system di US EPA (Binkowski, 1999).

Il modello è stato dunque utilizzato per modellare la componente secondaria degli inquinanti e per tenere conto, tramite le condizioni al contorno, dell'influenza delle sorgenti più lontane sui livelli di fondo. I run di FARM sono stati condotti su un mese invernale ed uno estivo (gennaio e luglio), in modo da tenere in conto nella ricostruzione del quadro di riferimento e nella successiva stima dei contributi delle sorgenti sia della diversa intensità o presenza delle diverse sorgenti all'interno dell'anno (es. riscaldamento), sia delle diverse condizioni meteorologiche che determinano la dispersione degli inquinanti e le loro trasformazioni chimiche.

4.4.6 Risultati delle simulazioni

Nel seguito vengono illustrati i risultati ottenuti mediante le simulazioni di dispersione e chimica per gli inquinanti di maggiore interesse nei tre diversi scenari emissivi considerati:

- scenario attuale
- scenario programmatico al 2025
- scenario progettuale al 2025

4.4.6.1 Scenario attuale

Le simulazioni finalizzate alla ricostruzione dello scenario attuale sono state condotte fornendo in input il quadro emissivo risultante dalla migliore descrizione disponibile per le diverse sorgenti: le emissioni da traffico veicolare sul grafo stradale relative alla situazione attuale, i dati dell'inventario ARPAER 2012 per il resto delle sorgenti della provincia di Bologna e quelli dell'inventario nazionale ISPRA 2010 per le aree circostanti. A partire dai campi orari delle concentrazioni simulate sono state poi calcolate le statistiche di interesse.

La Figura 75 mostra le medie delle concentrazioni di NO_2 al suolo risultanti per i mesi di gennaio e luglio. E' evidente innanzitutto l'effetto della stagionalità, che agisce sia sulle attività responsabili delle emissioni, sia sulle condizioni meteorologiche che determinano la dispersione e trasformazioni chimiche. Come lecito aspettarsi, le concentrazioni risultano più elevate nelle aree di pianura, con massimi in corrispondenza dell'area urbana bolognese, e decrescono progressivamente verso l'Appennino. Alla risoluzione adottata è altresì visibile l'effetto dei principali assi viari (A1, A13, A14 e tangenziale di Bologna) e centri abitati, così come quello dei rilievi orografici.

La potenzialità di un sistema modellistico basato su un codice euleriano reattivo, propriamente alimentato con dati meteorologici, emissivi ed al contorno realistici, è quella di poter riprodurre i livelli di concentrazioni complessivi di inquinanti primari e secondari riscontrabili nell'aria ambiente, così come le principali caratteristiche delle loro distribuzioni nel tempo e nello spazio, compatibilmente con la risoluzione adottata. Per verificare ciò nel caso in esame, le concentrazioni simulate dal modello sono state messe a confronto con i valori rilevati in corrispondenza delle stazioni della rete di monitoraggio della qualità dell'aria di ARPAER.

Nel confronto, è importante tenere presente come un qualsiasi modello a griglia possa mirare a descrivere la qualità dell'aria in termini di condizioni medie su ciascuna delle celle di calcolo (1 km di ampiezza nel caso in esame); sono pertanto difficilmente riproducibili le situazioni a carattere fortemente 'locale', siano esse dovute a conformazione del territorio, condizioni meteorologiche o presenza di fonti emissive rilevanti e concentrate. Ciò porterebbe coerentemente a confrontare i risultati delle simulazioni a fronte unicamente delle stazioni classificate come 'di fondo' (siano esse di tipo 'rurale', 'suburbano' o 'urbano'). Nel caso in esame per completezza si è scelto tuttavia di utilizzare per il confronto tutte le stazioni della rete ARPAER disponibili all'interno del dominio per l'anno 2010, elencate in Tabella 4-3 e la cui distribuzione sul territorio è riportata in Figura 74.

Tabella 4-6 Stazioni di monitoraggio di qualità dell'aria della rete ARPAER considerate

| Comune | Stazione | Tipo stazione | Tipo zona | xUTM32 | yUTM32 | Quota |
|-----------------------|-----------------------|---------------|-----------|--------|---------|-------|
| Bologna | Giardini Margherita | Fondo | Urbana | 687204 | 4928180 | 73 |
| Bologna | Porta San felice | Traffico | Urbana | 685028 | 4929933 | 54 |
| Imola | Cavour | Traffico | Urbana | 715956 | 4915077 | 47 |
| Imola | De Amicis | Traffico | Urbana | 716757 | 4914835 | 42 |
| Imola | Pirandello | Fondo | Urbana | 715103 | 4914227 | 45 |
| San Lazzaro di Savena | San Lazzaro di Savena | Fondo | Urbana | 692142 | 4926492 | 64 |
| Bentivoglio | San Marino | Fondo | Suburbana | 692105 | 4942010 | 24 |
| Molinella | San Pietro Capofiume | Fondo | Rurale | 708035 | 4947800 | 11 |

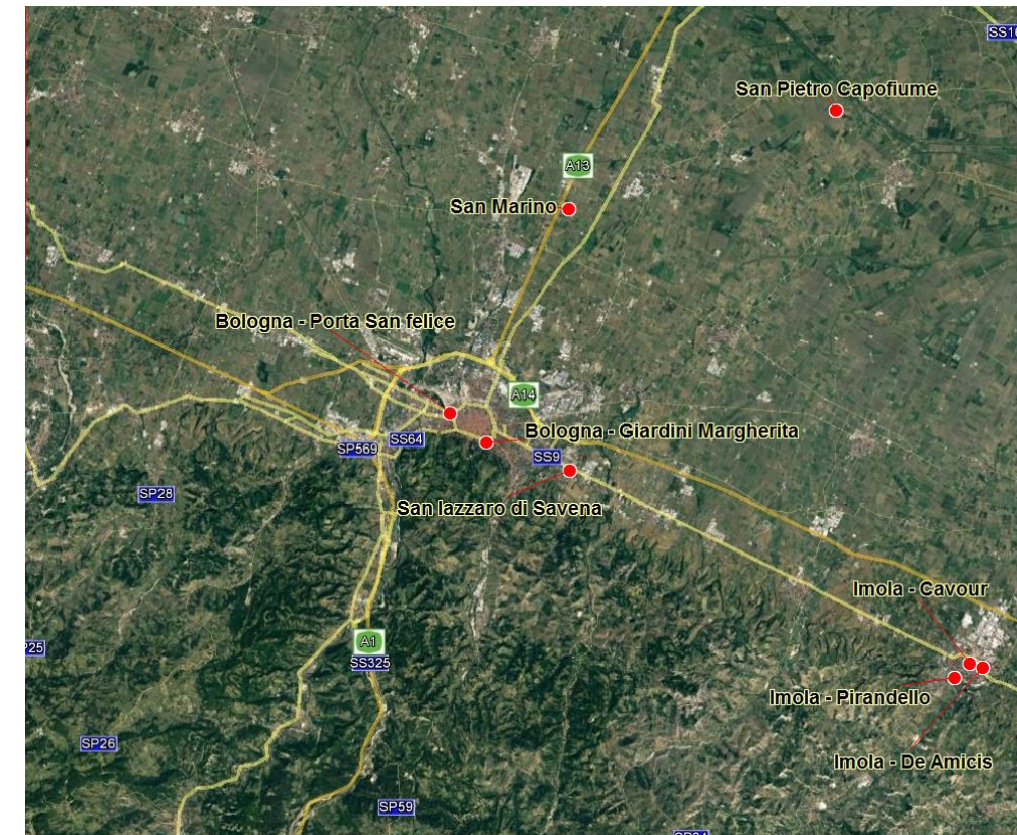


Figura 74. Stazioni di monitoraggio di qualità dell'aria della rete ARPAER considerate

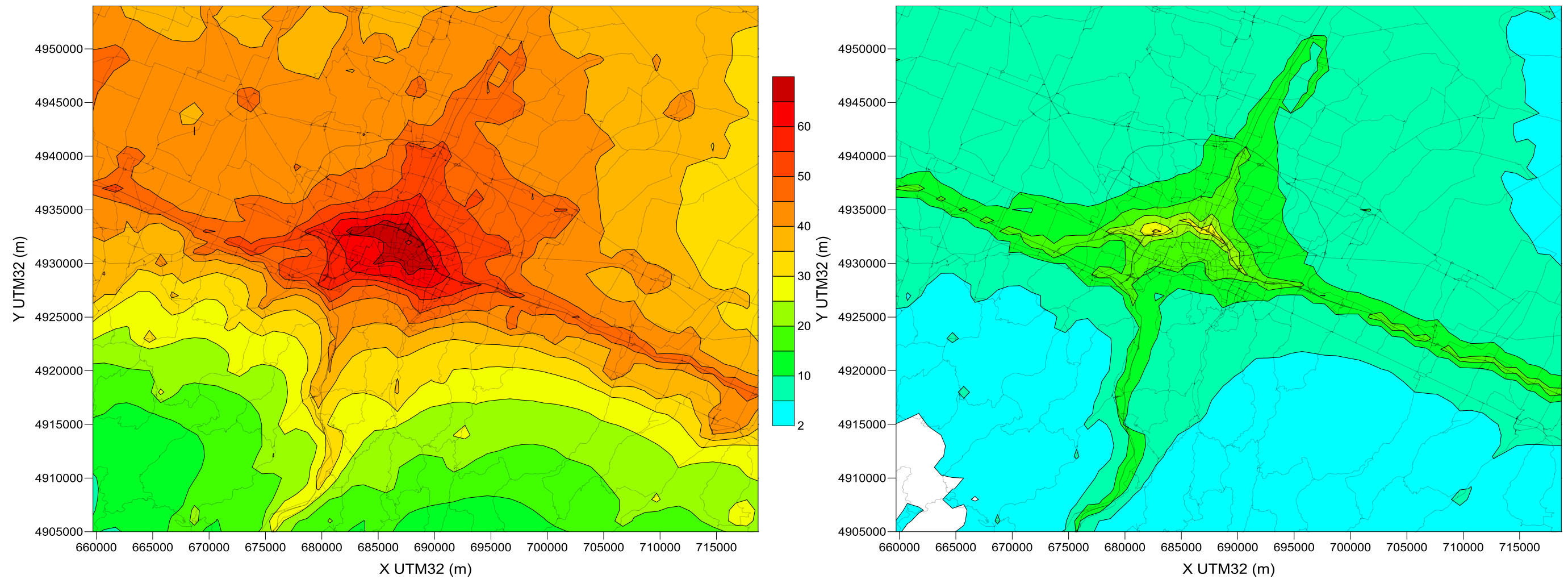


Figura 75. Concentrazioni medie di NO_2 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] al suolo simulate per lo scenario “attuale”: medie mensili di gennaio (a sinistra) e di luglio (a destra)

In Figura 76 è riportato il confronto tra le medie osservate e simulate, distinte per il mese invernale ed estivo considerati, dei principali inquinanti di interesse, di natura secondaria o con sostanziale componente secondaria: biossido di azoto, PM₁₀ e ozono.

Si osserva come la simulazione effettuata sia in grado di riprodurre egregiamente i livelli di concentrazione medi nei casi più rilevanti, in particolare il biossido di azoto ed il PM₁₀ nella stagione fredda e l'ozono nella stagione calda. Fatta salva una sottostima del biossido di azoto e del PM₁₀ nel mese estivo considerato, i rapporti tra i livelli invernali ed estivi delle concentrazioni, risultato della combinazione tra i diversi regimi dispersivi e chimici e la diversa ampiezza delle emissioni, sono altresì correttamente rappresentati.

Verificata la rispondenza con i valori medi osservati, va comunque considerato come a rigore non tutti i dati di input disponibili ed utilizzati (in particolare, meteorologia, condizioni al contorno, e parte delle emissioni) si riferiscano all'anno 2010, preso come riferimento per lo scenario attuale.

Al fine di disporre di uno scenario attuale che rifletta al meglio quanto rilevato presso le stazioni di monitoraggio per tale anno, i campi di concentrazione modellati sono stati integrati con le osservazioni provenienti dalla rete regionale, utilizzando il metodo delle correzioni successive (Braseth, 1986) disponibile nel modulo ARpMEAS, anch'esso parte del sistema ARIA Regional. Le mappe finali, combinando osservazioni e modellazione (*data fusion*), risultano più realistiche rispetto a quelle prodotte dal solo modello di simulazione o dalla sola interpolazione delle osservazioni e di fatto estendono la rappresentatività spaziale delle misure stesse, consentendo una lettura sull'insieme del territorio di quanto rilevato in corrispondenza dei singoli punti di misura, così come indicato dalla normativa europea.

In Figura 77, Figura 78 e Figura 79 sono riportate le mappe sul dominio provinciale dei valori medi annuali rispettivamente di NO₂, PM₁₀ e PM_{2.5}, ricavate mediando i valori simulati sui due mesi considerati e combinando i risultati con i valori osservati alle stazioni per il 2010 (questi ultimi anch'essi riportati - cerchiati - sulle mappe).

Il limite sulle medie annuali delle concentrazioni di NO₂, pari a 40 µg/m³, risulta superato su una parte del comune di Bologna, con valori massimi localizzati in corrispondenza del sistema tangenziale-A14. Le concentrazioni medie annuali di PM₁₀ risultano invece ovunque al di sotto del limite di 40 µg/m³, mentre il valore limite di 20 µg/m³ sulle medie annuali di PM_{2.5} appare superato in corrispondenza dei principali centri abitati e nella parte settentrionale del dominio.

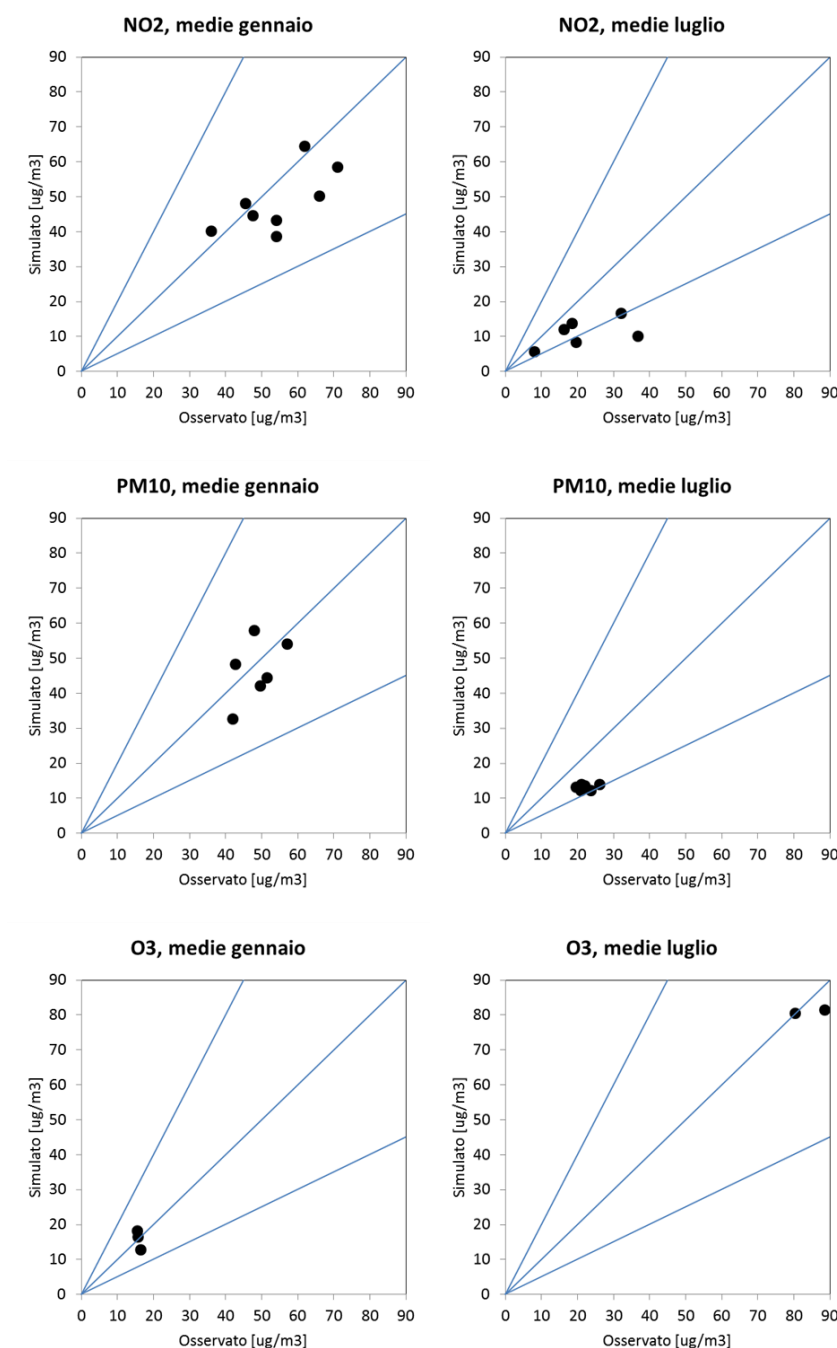


Figura 76. Confronto tra i valori medi mensili delle concentrazioni simulate e quelle rilevate durante il 2010 presso le stazioni della rete regionale di monitoraggio di ARPAE

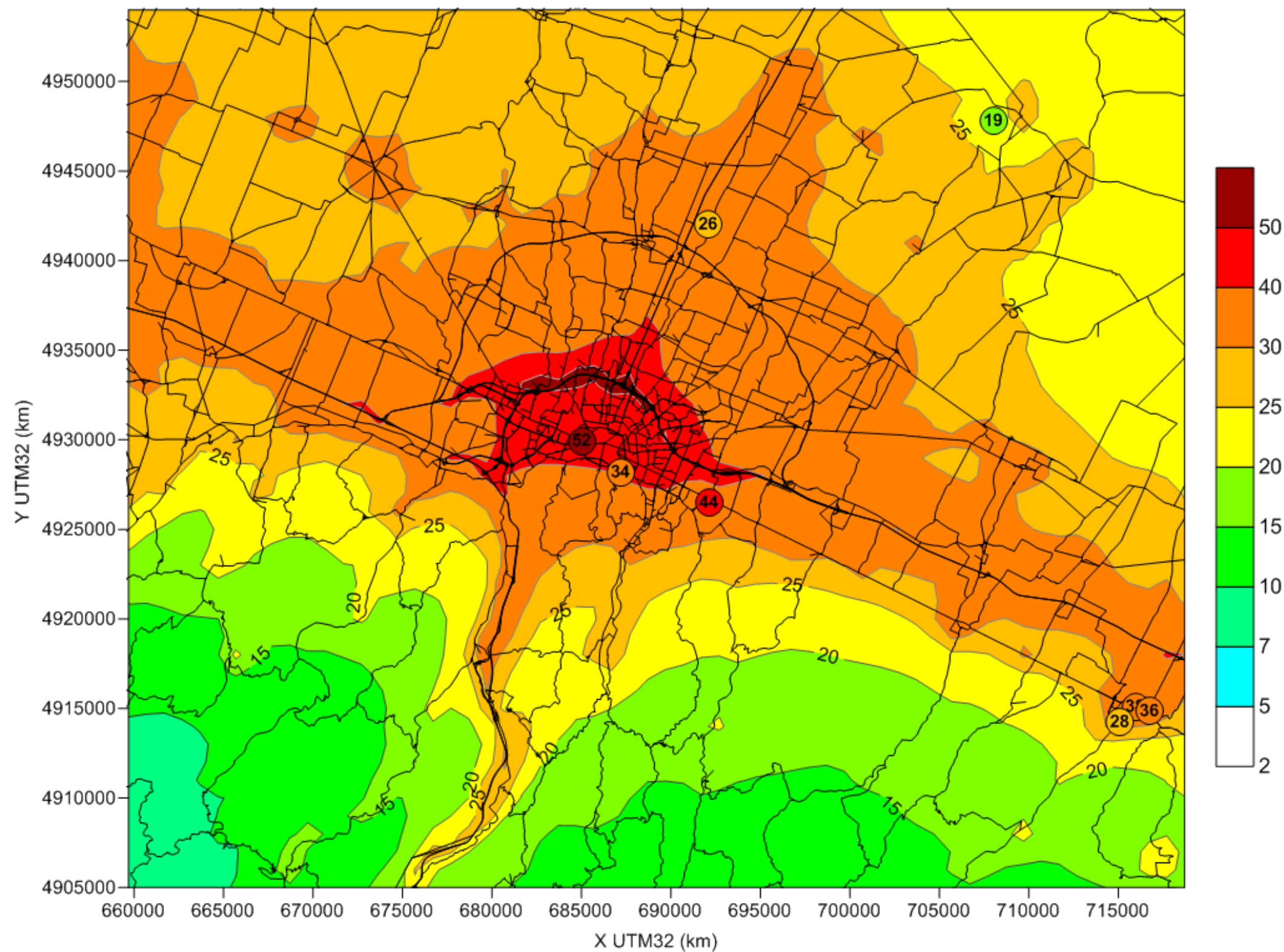


Figura 77. Medie annuali delle concentrazioni al suolo di NO₂ [µg/m³] per lo scenario “attuale”

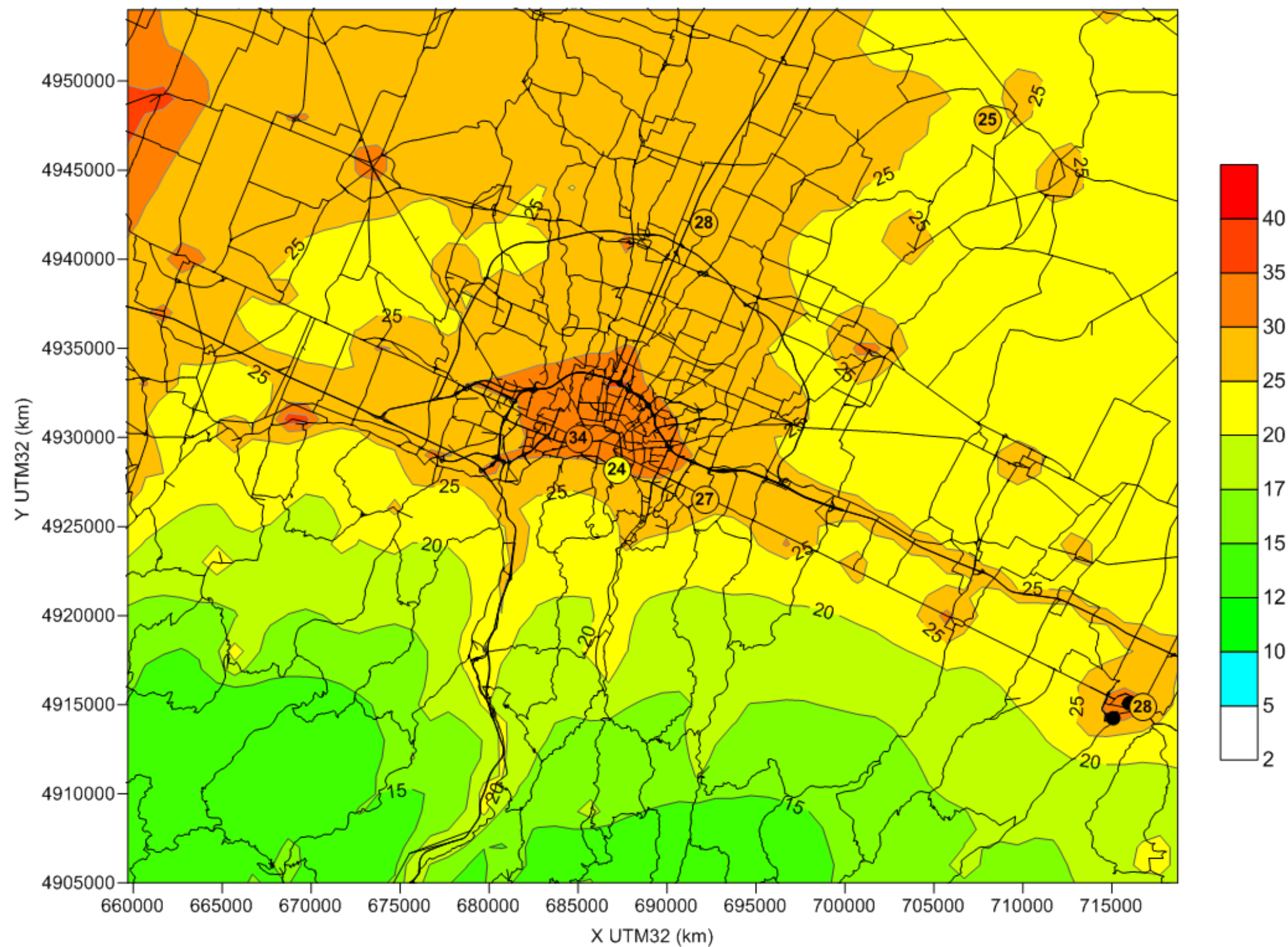


Figura 78. Medie annuali delle concentrazioni al suolo di PM₁₀ [µg/m³] per lo scenario “attuale”

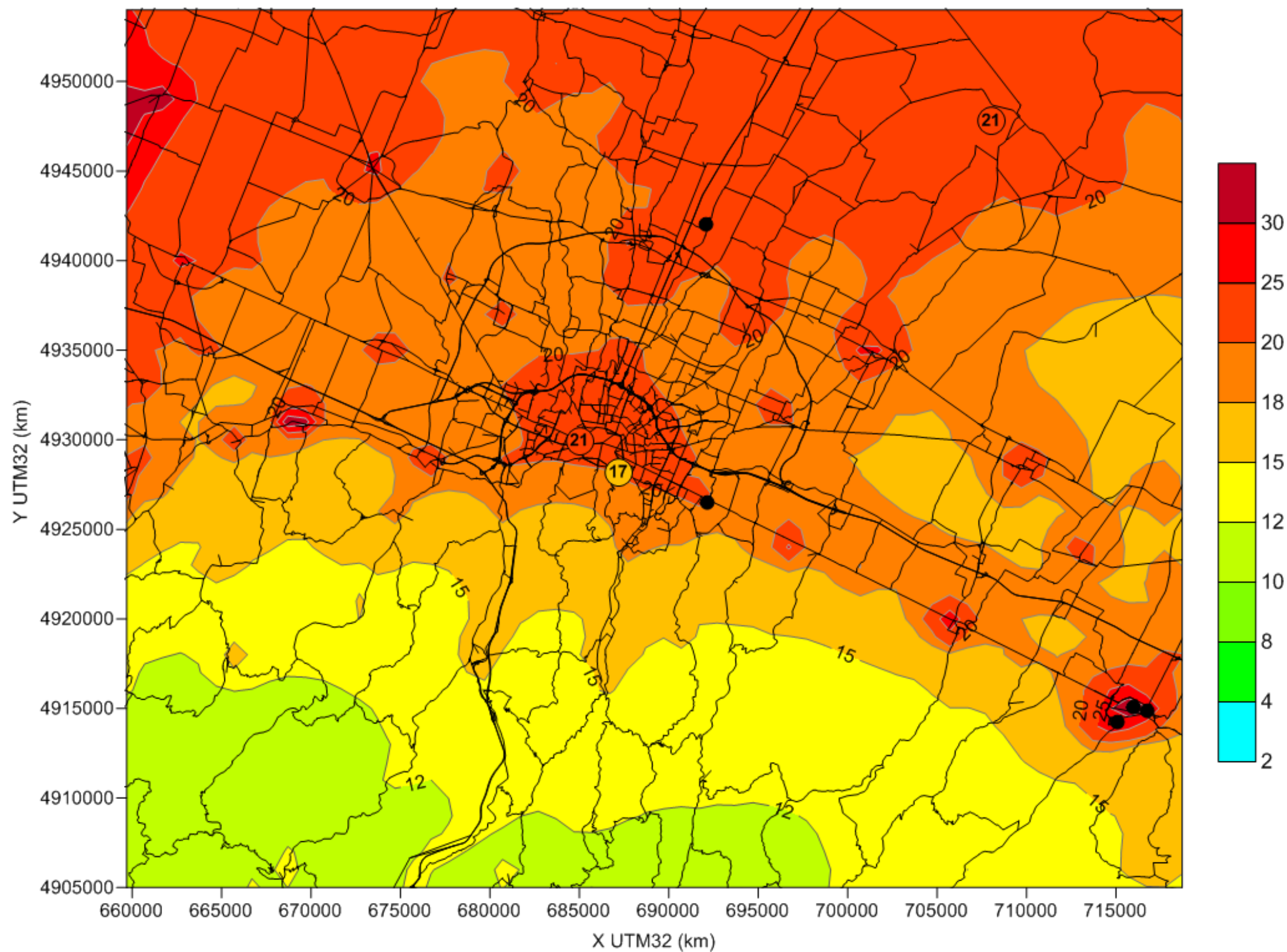


Figura 79. Medie annuali delle concentrazioni al suolo di PM_{2.5} [µg/m³] per lo scenario “attuale”

4.4.6.2 Scenario programmatico 2025

Le simulazioni per lo scenario programmatico 2025 sono state condotte fornendo in input le emissioni da traffico veicolare sul grafo stradale relative alla situazione corrispondente e per il resto delle sorgenti quelle risultanti dalla proiezione all'anno 2025 degli inventari provinciale e nazionale, realizzata tramite lo scenario di riferimento GAINS SEN_2014.

Per mantenere la confrontabilità degli scenari futuri con lo scenario base, anche questi sono stati riferiti al quadro che emerge dalla combinazione tra dati modellati ed osservati (*data fusion*). Per ciascun inquinante, la differenza tra la mappa delle concentrazioni medie modellate per lo scenario futuro e la corrispondente per lo scenario base è stata dunque sommata alla mappa ottenuta per lo scenario base mediante il procedimento di *data fusion*.

In Figura 80, Figura 81 e Figura 82 sono riportate le mappe risultanti dal procedimento, per le medie annuali rispettivamente di NO₂, PM₁₀ e PM_{2.5}. Queste dunque rappresentano la proiezione della qualità dell'aria al 2025 considerando l'evoluzione del quadro emissivo in assenza dell'opera.

Per il biossido di azoto è atteso un sostanziale calo dei livelli medi annuali su tutta l'area, senza situazioni di superamento del limite di 40 µg/m³, anche in corrispondenza di Bologna e del tracciato della A14. Il calo dei livelli medi, sebbene più contenuto, è altresì atteso per le concentrazioni di particolato; tale sviluppo è in gran parte il risultato dell'evoluzione prevista per le emissioni da riscaldamento legate alla biomassa, il cui effetto è visibile in corrispondenza dei centri abitati confrontando le mappe dello scenario programmatico con quelle dello scenario attuale. Stando a questi elementi ed alla corrispondenza tra livelli medi annuali e numero annuale di superamenti delle medie giornaliere di PM₁₀ riscontrato storicamente presso le stazioni di monitoraggio, coerentemente con quanto previsto nel Piano Aria-PAIR 2020 della Regione Emilia Romagna, si può prevedere che il rispetto del limite sul numero di superamenti giornaliero continuerà a dipendere dalle specifiche condizioni meteorologiche annuali, ovvero dalla frequenza e numerosità delle giornate con condizioni meteorologiche sfavorevoli alla dispersione degli inquinanti.

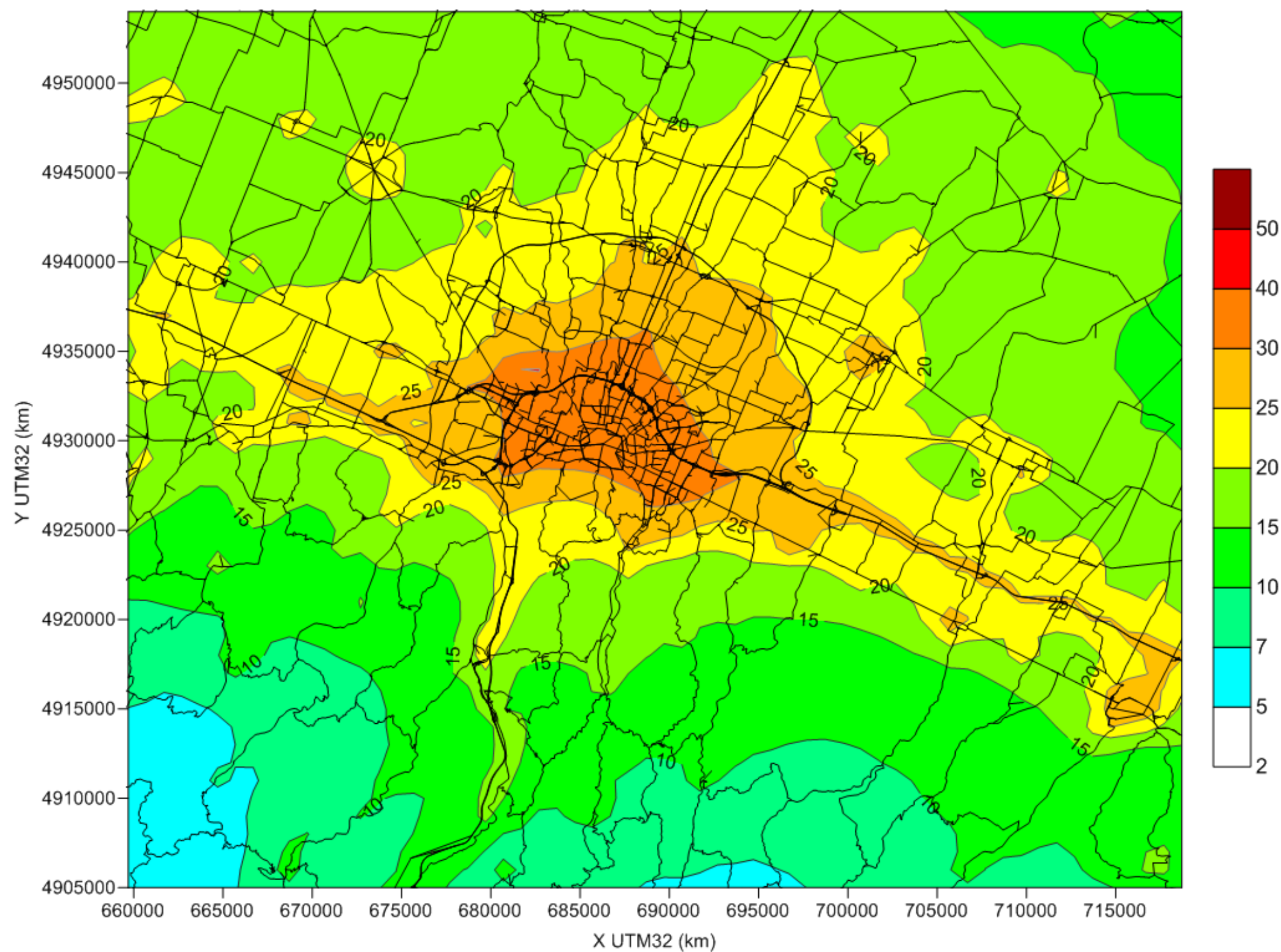


Figura 80. Medie annuali delle concentrazioni al suolo di NO₂ [µg/m³] per lo scenario “programmatico” al 2025

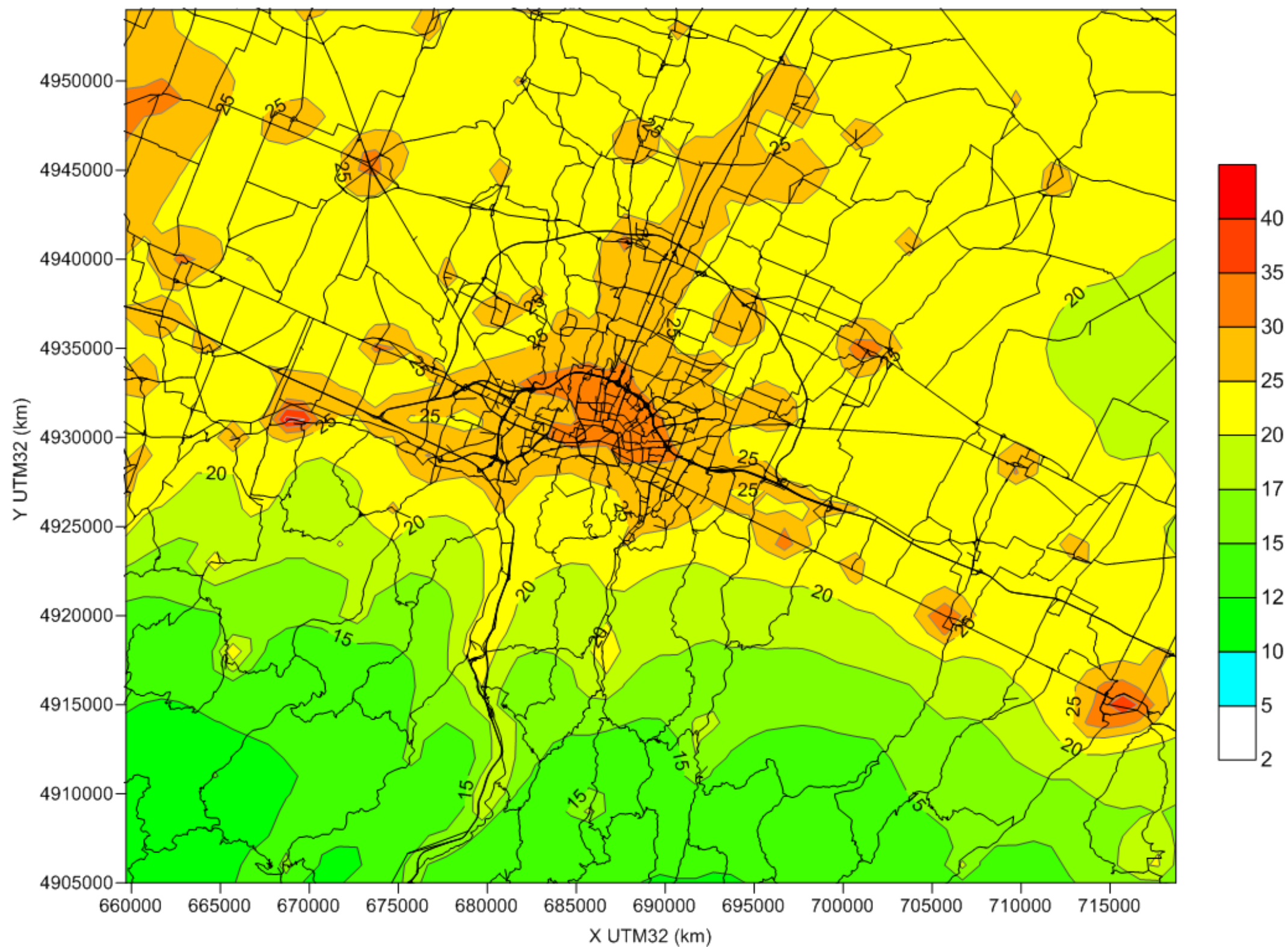


Figura 81. Medie annuali delle concentrazioni al suolo di PM₁₀ [µg/m³] per lo scenario “programmatico” al 2025

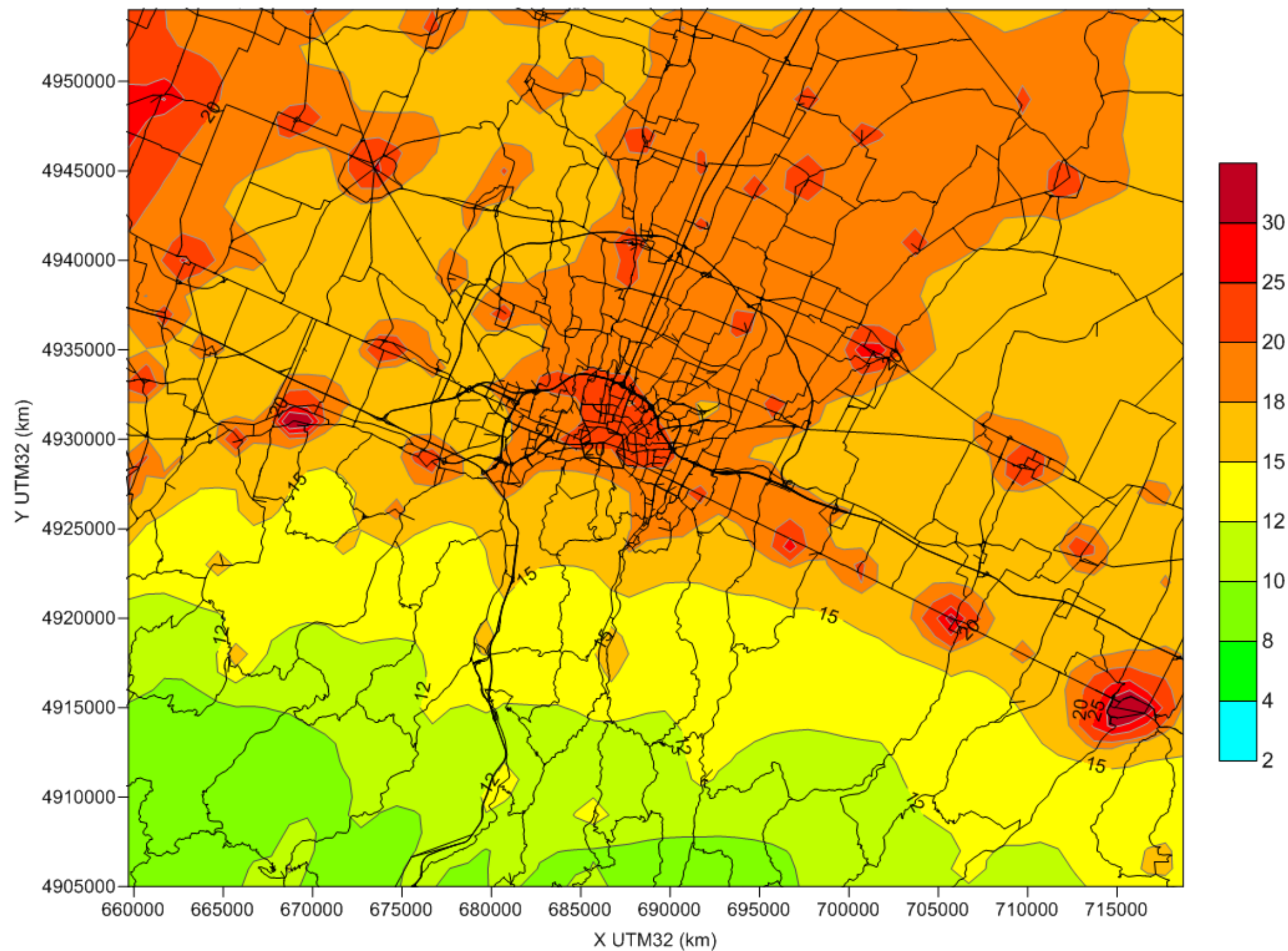


Figura 82. Medie annuali delle concentrazioni al suolo di PM_{2.5} [µg/m³] per lo scenario “programmatico” al 2025

4.4.6.3 Scenario progettuale 2025

Le simulazioni per lo scenario progettuale 2025 sono state condotte fornendo in input le stesse emissioni associate allo scenario programmatico, con l'eccezione di quelle da traffico sul grafo stradale, per le quali è stata considerata la situazione viabilistica ed emissiva prevista per l'area in esame in corrispondenza della realizzazione dell'opera.

Nelle mappe da Figura 83 a Figura 85 sono mostrate le mappe delle concentrazioni medie annuali risultanti; essendo esse assai simili a quelle relative allo scenario programmatico, risulta difficile apprezzare l'entità delle variazioni tramite un confronto visuale. L'impatto sulle concentrazioni ambientali medie di inquinanti secondari conseguente alla realizzazione dell'opera è stato quindi ricavato come differenza tra le mappe delle medie risultanti dalla simulazione con lo scenario emissivo progettuale e quelle risultanti con lo scenario programmatico. In Figura 86, Figura 87 e Figura 88 sono riportate le mappe sul dominio provinciale dei differenziali sui valori medi annuali rispettivamente per NO_2 , PM_{10} e $\text{PM}_{2.5}$.

La modellazione effettuata include le trasformazioni chimico-fisiche che avvengono in atmosfera, dunque le concentrazioni simulate includono la parte secondaria degli inquinanti coinvolti; d'altra parte nell'interpretazione dei risultati è opportuno tenere presente la risoluzione della simulazione (1 km), in conseguenza della quale i valori ottenuti rappresentano una situazione media su ciascuna celle di simulazione.

Concordemente a quanto già evidenziato per gli inquinanti primari, il quadro viabilistico ed emissivo atteso a valle dell'opera dà luogo ad un trascurabile incremento delle concentrazioni medie totali di inquinanti in una fascia a nord della tangenziale di Bologna, a seguito della realizzazione del nuovo collegamento stradale "Intermedia di Pianura", fino a $0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nel caso dell' NO_2 , e $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nel caso del PM_{10} . A nord di essa, ed in particolar modo anche in sulla parte settentrionale dell'area urbana di Bologna, sono invece attese diminuzioni dei valori medi, fino ad $1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nel caso dell' NO_2 , e $0.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nel caso del PM_{10} .

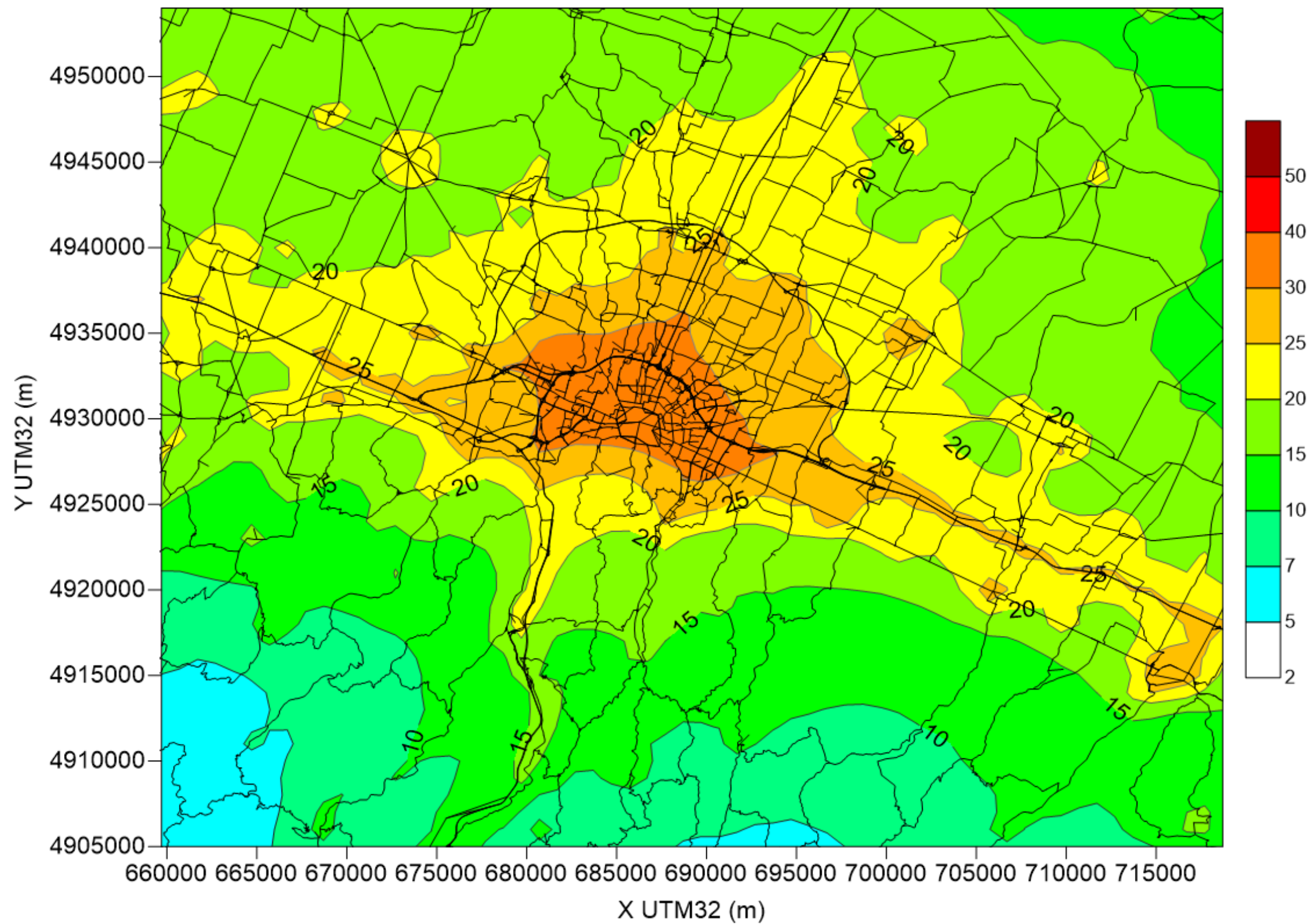


Figura 83. Medie annuali delle concentrazioni al suolo di NO₂ [µg/m³] per lo scenario “progettuale” al 2025

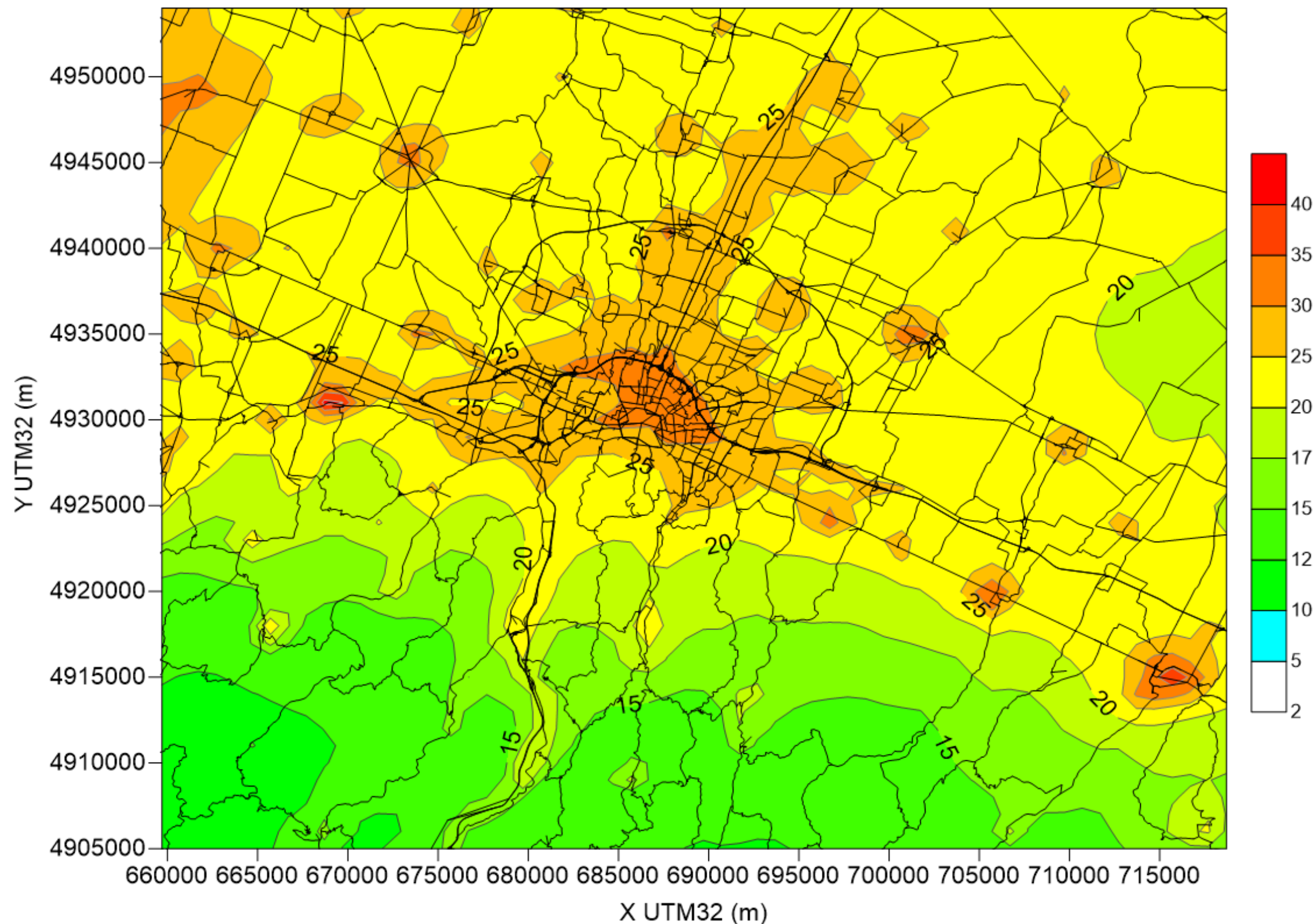


Figura 84. Medie annuali delle concentrazioni al suolo di PM₁₀ [µg/m³] per lo scenario "progettuale" al 2025

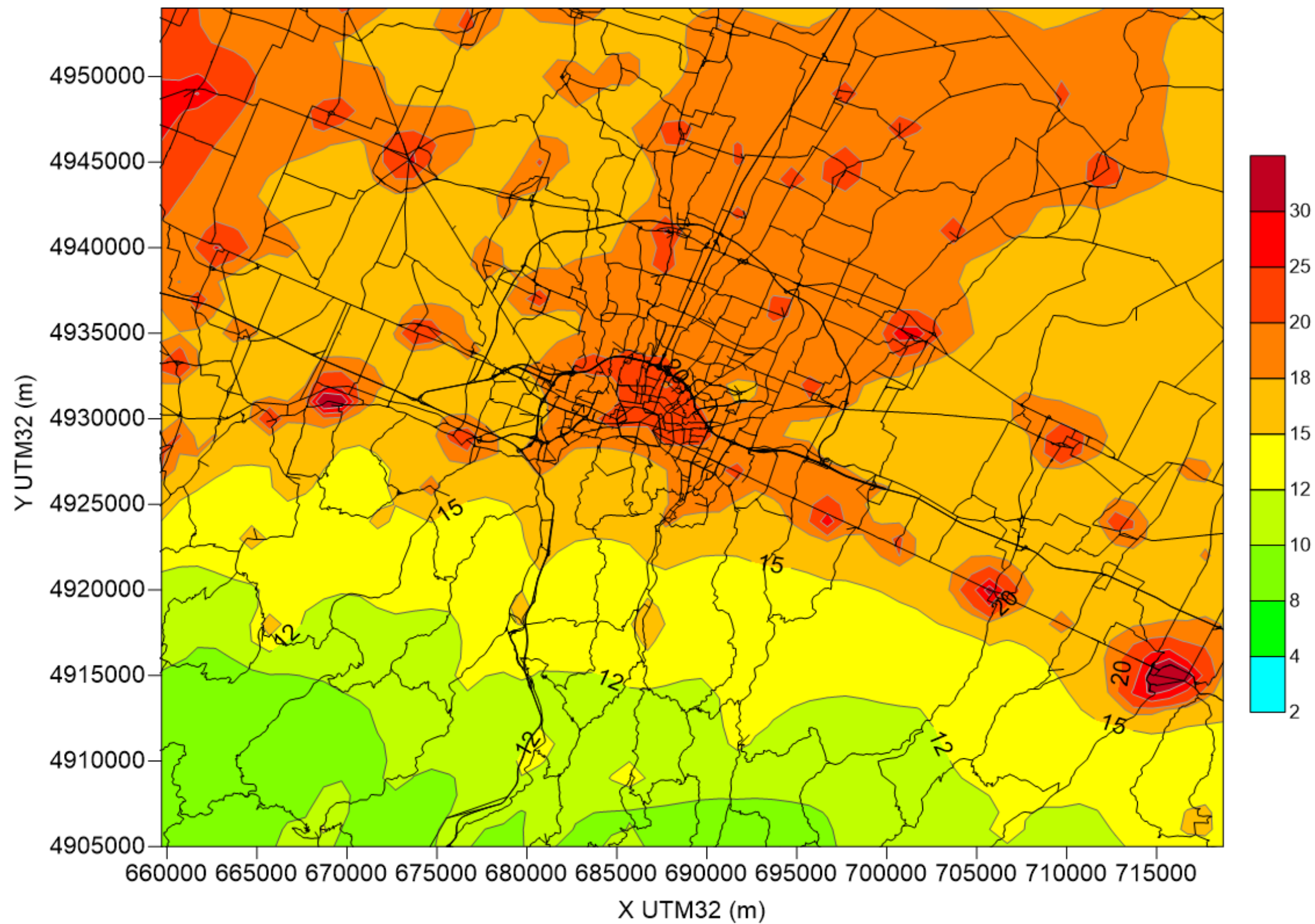


Figura 85. Medie annuali delle concentrazioni al suolo di PM_{2.5} [µg/m³] per lo scenario “progettuale” al 2025

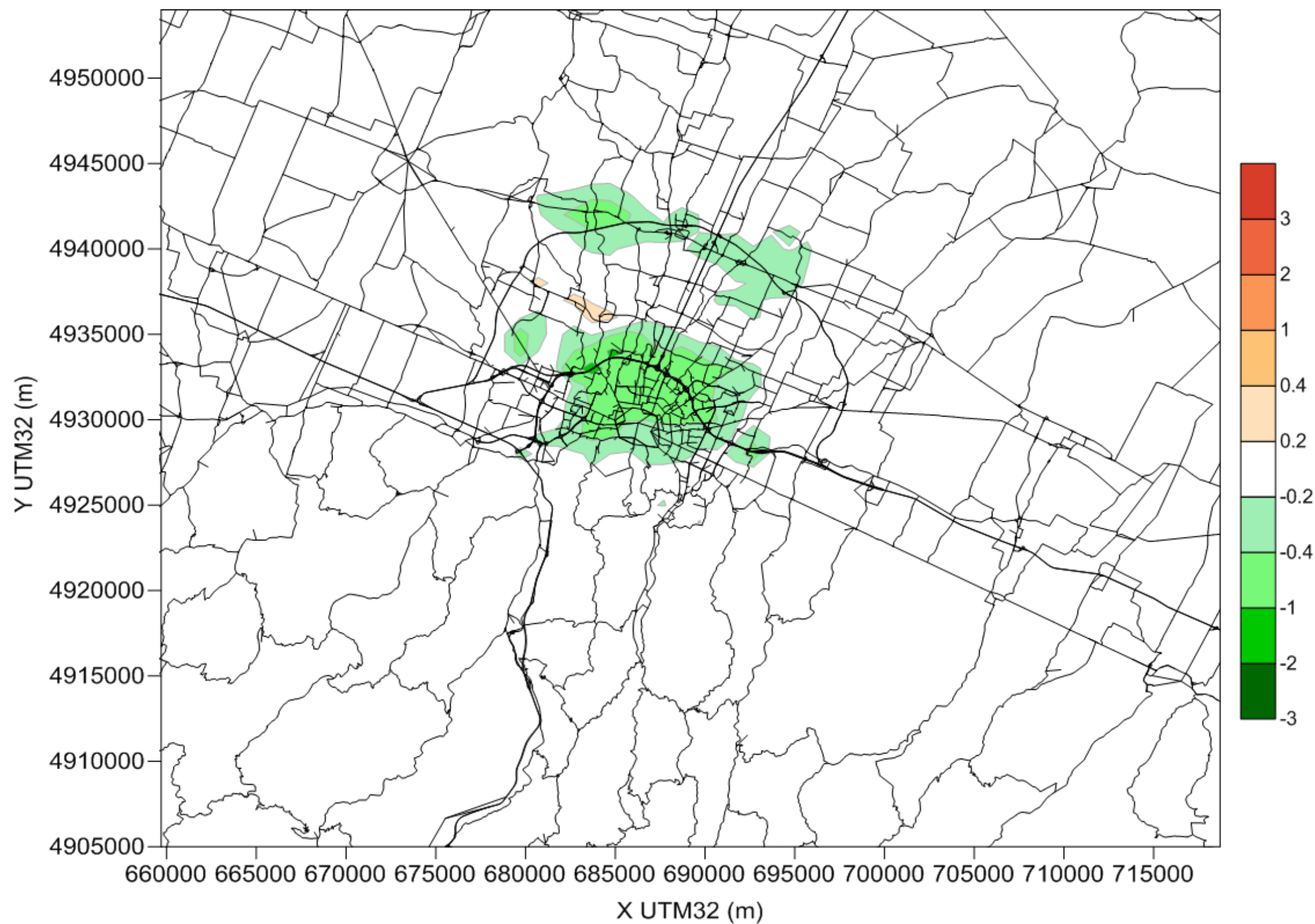


Figura 86. Medie annuali delle concentrazioni al suolo di NO₂ [µg/m³]: differenziale tra gli scenari “progettuale” e “programmatico” al 2025

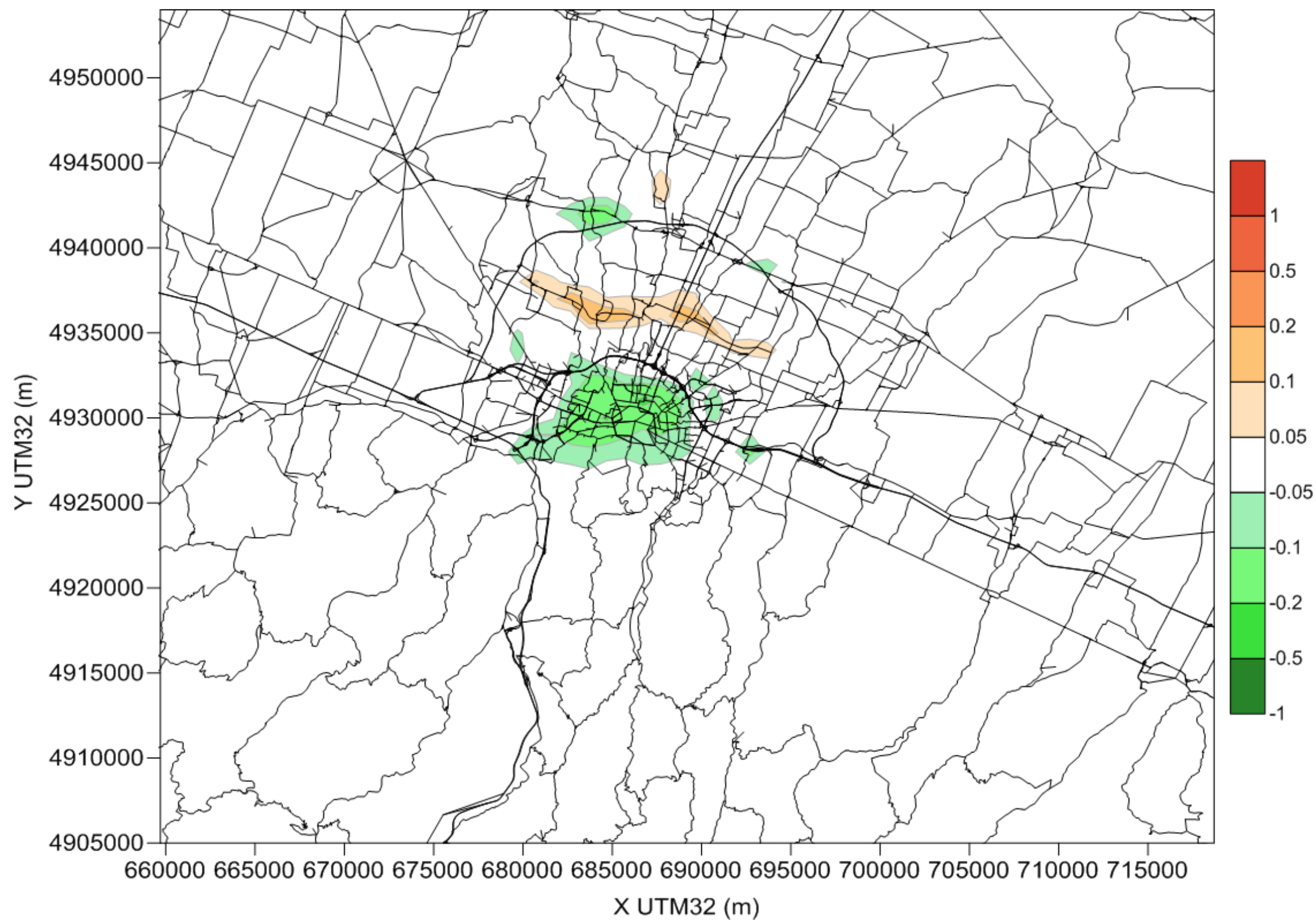


Figura 87. Medie annuali delle concentrazioni al suolo di PM₁₀ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]: differenziale tra gli scenari “progettuale” e “programmatico” al 2025

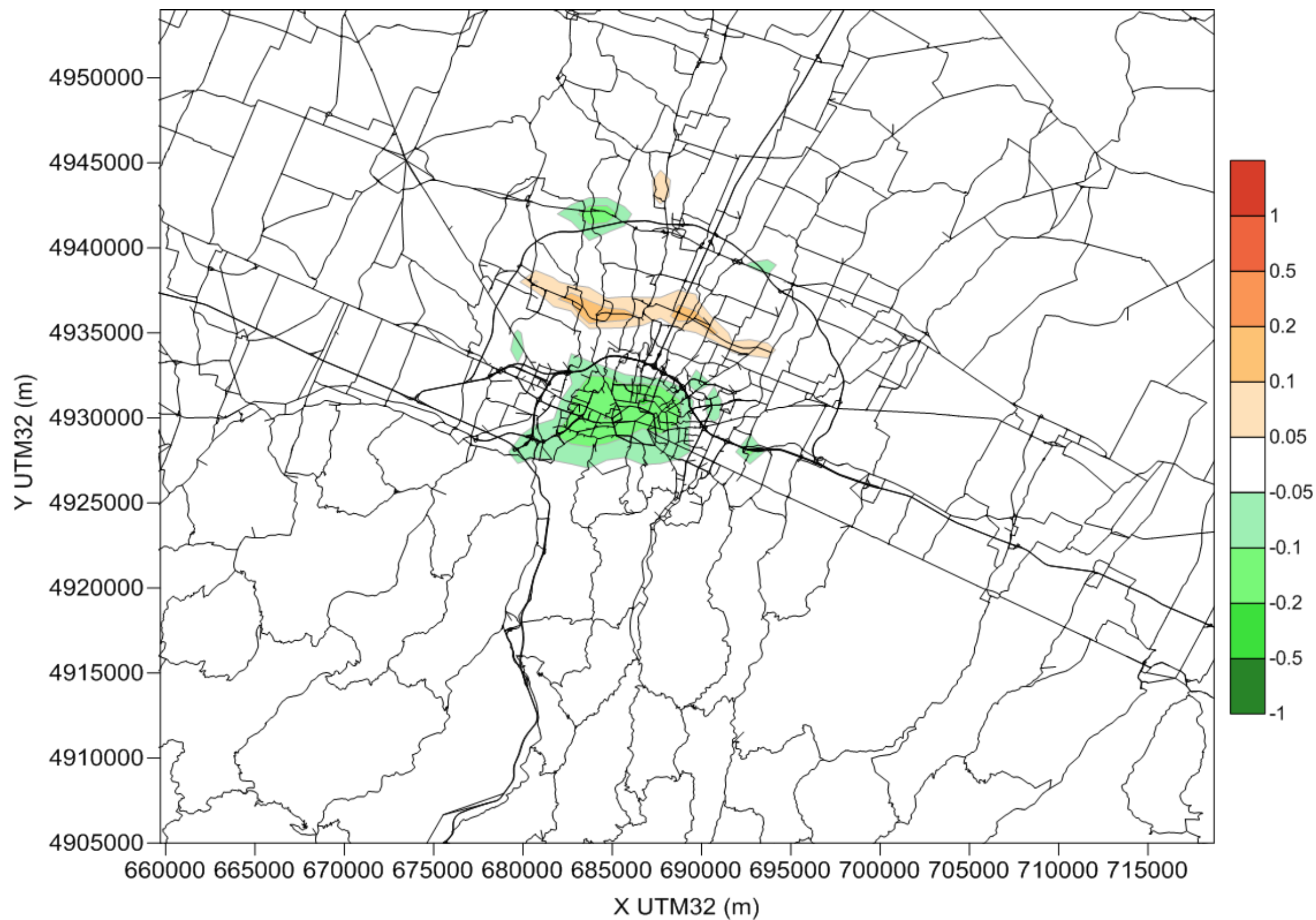


Figura 88. Medie annuali delle concentrazioni al suolo di PM_{2.5} [µg/m³]: differenziale tra gli scenari “progettuale” e “programmatico” al 2025

4.4.7 Analisi dei contributi (“source apportionment”)

A completamento delle elaborazioni sugli inquinanti secondari, effettuate tenendo conto di tutte le sorgenti presenti sul territorio, è stata effettuata un’analisi di “source apportionment” (SA) ovvero una stima dei contributi dei principali comparti emissivi alle concentrazioni al suolo degli inquinanti di maggior interesse in ciascuna cella di calcolo. L’analisi ulteriore è stata condotta prendendo come riferimento le simulazioni effettuate per lo scenario progettuale 2025, e dunque è volta a identificare i principali contributi attesi in futuro a valle della realizzazione dell’opera. In tal modo oltre a fornire la valutazione complessiva dei livelli di inquinamento se ne identificano le principali cause, permettendo una più completa identificazione degli effetti specifici del progetto in relazione a quelli delle diverse sorgenti.

In questo studio è stata utilizzata una metodologia di stima del SA comunemente detta Brute Force Method (BFM: Koo *et al.*, 2009; Burr e Zhang, 2011). Tale metodologia prevede l’effettuazione di in una serie di run di sensitività del modello di qualità dell’aria, ciascuno dei quali realizzato variando le emissioni di un insieme di sorgenti di cui si vuole stimare il contributo; i risultati di tali simulazioni vengono quindi confrontati con quelli della simulazione di riferimento, nella quale non viene effettuata alcuna variazione delle emissioni, dando luogo ad una variazione di concentrazioni; infine, il contributo di ciascun insieme viene calcolato normalizzando la variazione corrispondente rispetto alla somma delle variazioni dovute a tutti gli insiemi.

Il sistema che implementa la metodologia (FARM/BFM) ha partecipato al “Source apportionment intercomparison exercise” effettuato in ambito FAIRMODE (coordinamento europeo sull’utilizzo della modellistica nel contesto delle Direttive Europee sulla Qualità dell’Aria, fairmode.jrc.ec.europa.eu; Bande *et al.*, 2016; Belis *et al.*, 2016), fornendo risultati consistenti.

In Tabella 4-7 sono riportati i 4 insiemi di attività antropiche considerati in questo studio, con l’indicazione delle categorie SNAP corrispondenti, cui fanno riferimento i diversi inventari utilizzati in input (grafo stradale, provincia di Bologna ed aree circostanti).

Tabella 4-7 Insiemi di sorgenti considerate nell’analisi dei contributi

| Insieme | Categorie SNAP corrispondenti |
|-------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Riscaldamento | 2 - Combustione non industriale |
| Traffico stradale | 7 - Trasporti su strada |
| Agricoltura | 10 - Agricoltura 8.6 - Altre sorgenti mobili e macchinari - Agricoltura |
| Resto | 1 - Produzione energia e trasformazione combustibili 3 - Combustione nell’industria 4 - Processi produttivi 5 - Estrazione e distribuzione combustibili 6 - Uso di solventi 8 - Altre sorgenti mobili e macchinari (esclusa agricoltura) 9 - Trattamento e smaltimento rifiuti |

Le simulazioni di SA sono state effettuate considerando i due periodi mensili utilizzati nelle analisi di scenario sugli inquinanti secondari (gennaio e luglio), in modo da evidenziare il peso dei diversi insiemi di sorgenti nelle stagioni fredda e calda.

Le mappe da Figura 89 a Figura 94 mostrano i contributi degli insiemi di sorgenti considerati alle concentrazioni medie di NO₂, PM₁₀ e PM_{2.5} dei mesi di gennaio e luglio, espressi in ogni punto in termini percentuali rispetto al totale dei contributi. Nell’analisi di tali mappe va tenuto presente come i livelli delle concentrazioni complessive in ciascun punto variano sostanzialmente (mappe da Figura 83 a Figura 85); come ausilio interpretativo, i contributi sono dunque mostrati nelle mappe da Figura 95 a Figura 97 anche in termini assoluti, su base annua.

Per il biossido di azoto (Figura 89 e Figura 90) durante la stagione fredda il riscaldamento degli edifici ed il traffico stradale risultano essere i settori prevalenti: il primo risalta maggiormente in corrispondenza dei centri abitati (oltre il 50% delle concentrazioni complessive) ed il secondo in prossimità dei maggiori assi viari. Nella stagione calda il primo si riduce a pochi punti percentuali (parte associata alla produzione di acqua calda sanitaria) mentre il secondo risulta quasi ovunque dominante, ma associato a livelli più bassi di concentrazione complessive.

Le emissioni associate all’aeroporto di Bologna sono responsabili del massimo relativo a nord-ovest urbana visibile nella mappa corrispondente al “resto delle sorgenti”, con un contributo che localmente supera il 50% (corrispondente a 20 µg/m³ su base annua) e decresce progressivamente con la distanza.

Il contributo dell’agricoltura è legato in massima parte alle emissioni dei mezzi agricoli (fino al 20% ed oltre, ma associato a livelli generalmente bassi di concentrazioni complessive, e dunque corrispondente a valori dell’ordine di 1-2 µg/m³ su base annua).

I contributi relativi al PM₁₀ (Figura 91 e Figura 92) e PM_{2.5} (Figura 93 e Figura 94) presentano anch’essi carattere di forte stagionalità, con netta dominanza del riscaldamento durante la stagione fredda. Tale contributo risulta compreso tra il 40% e l’80% su gran parte del territorio, con valori localmente superiori in corrispondenza dei centri abitati, equivalenti a valori di PM₁₀ su base annua fino a 20 µg/m³.

L’eccezione è costituita dall’area bolognese, dove di converso gioca un ruolo importante il traffico stradale, con contributi superiori al 40%. Come per l’NO₂, così anche nel caso del particolato il traffico stradale fornisce il contributo dominante alle concentrazioni durante la stagione calda, ma con livelli in assoluto inferiori a quelli durante la stagione fredda.

Le emissioni associate alle attività agricole e ai rimanenti settori forniscono contributi compresi generalmente tra il 10% ed il 30%, se si escludono l’area urbana di Bologna e quelle circostanti i tratti autostradali, corrispondenti in valore assoluto a valori di qualche µg/m³ su base annua.

L’analisi svolta, in associazione con gli esiti delle modellazioni chimico-dispersive, che evidenziano come l’impatto stimato per l’opera, rispetto ai livelli di concentrazione complessivi attesi per il futuro, sarà contenuto e tale da non pregiudicare il rispetto dei limiti della normativa sui livelli medi, permette quindi di precisare il contributo delle emissioni stradali alle concentrazioni complessive.

È infatti evidente come nelle stagioni più sensibili per l’inquinamento atmosferico il contributo del traffico stradale non sia preponderante rispetto alle altre sorgenti, mentre nei periodi primaverili ed estivi la preminenza del contributo del traffico stradale risulta correlato a livelli di inquinamento contenuti e in genere rispettosi dei limiti di riferimento anche di breve periodo.

Le variazioni delle concentrazioni ambientali tra lo scenario di progetto e quello programmatico risultano pertanto contenute se rapportate ai contributi dai settori emissivi più significativi nell'area bolognese, il riscaldamento civile ed il traffico nel suo complesso.

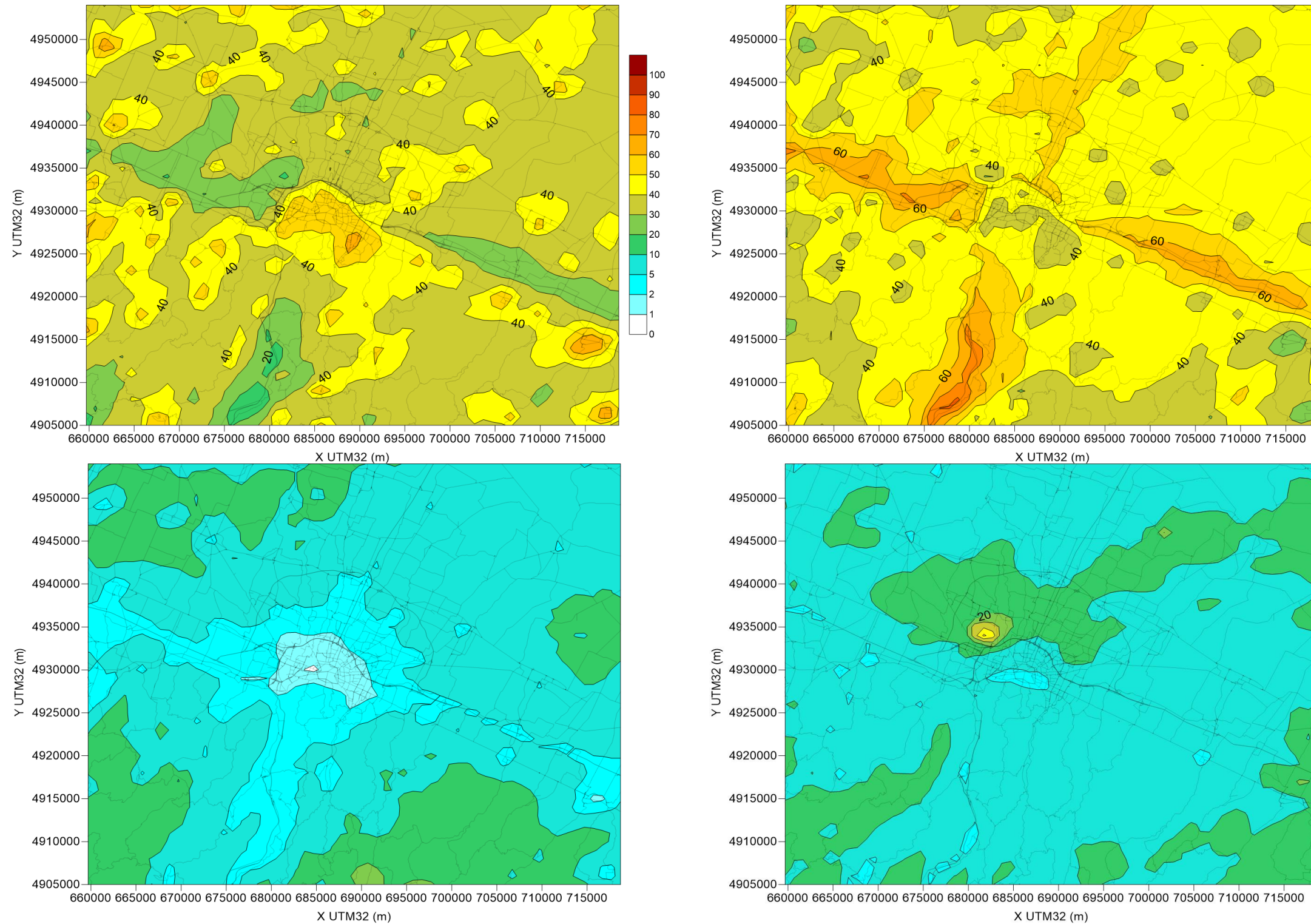


Figura 89. Concentrazioni medie di NO₂ al suolo simulate per lo scenario “progettuale”, mese di gennaio: contributo % del riscaldamento civile (in alto a sinistra), del traffico stradale (in alto a destra), delle attività agricole (in basso a sinistra) e del resto delle sorgenti (in basso a destra)

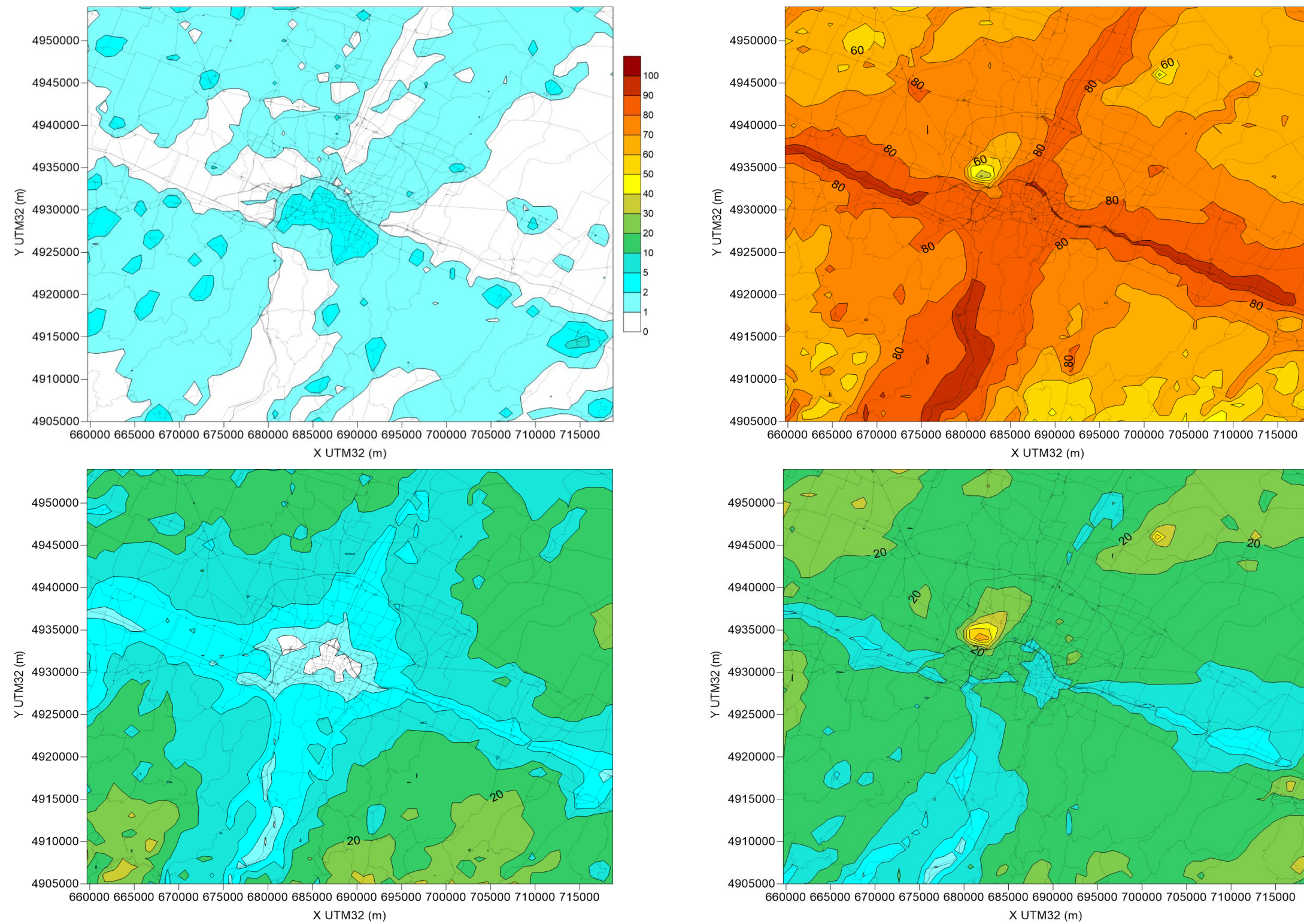


Figura 90. Concentrazioni medie di NO₂ al suolo simulate per lo scenario “progettuale”, mese di luglio: contributo % del riscaldamento civile (in alto a sinistra), del traffico stradale (in alto a destra), delle attività agricole (in basso a sinistra) e del resto delle sorgenti (in basso a destra)

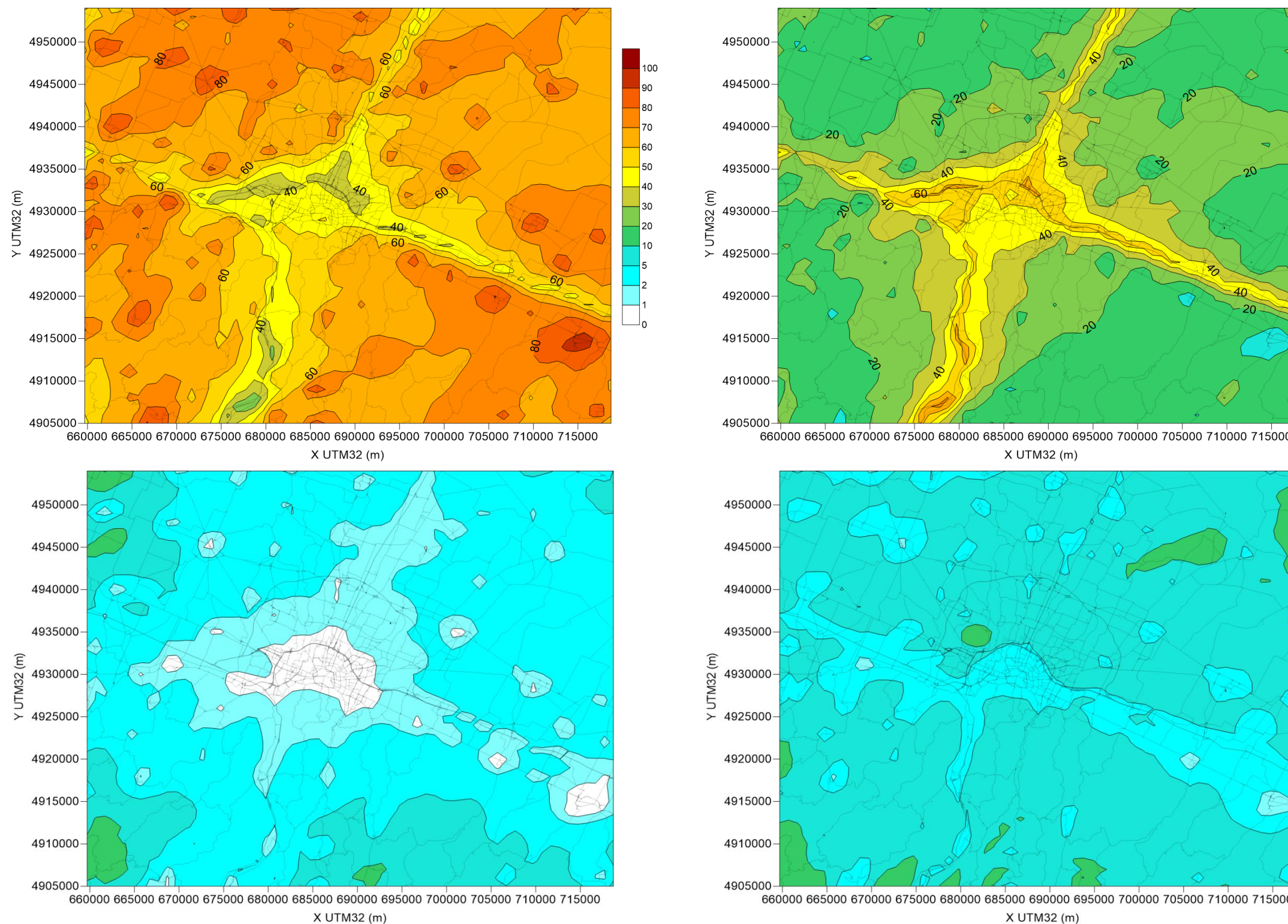


Figura 91. Concentrazioni medie di PM₁₀ al suolo simulate per lo scenario “progettuale”, mese di gennaio: contributo % del riscaldamento civile (in alto a sinistra), del traffico stradale (in alto a destra), delle attività agricole (in basso a sinistra) e del resto delle sorgenti (in basso a destra)

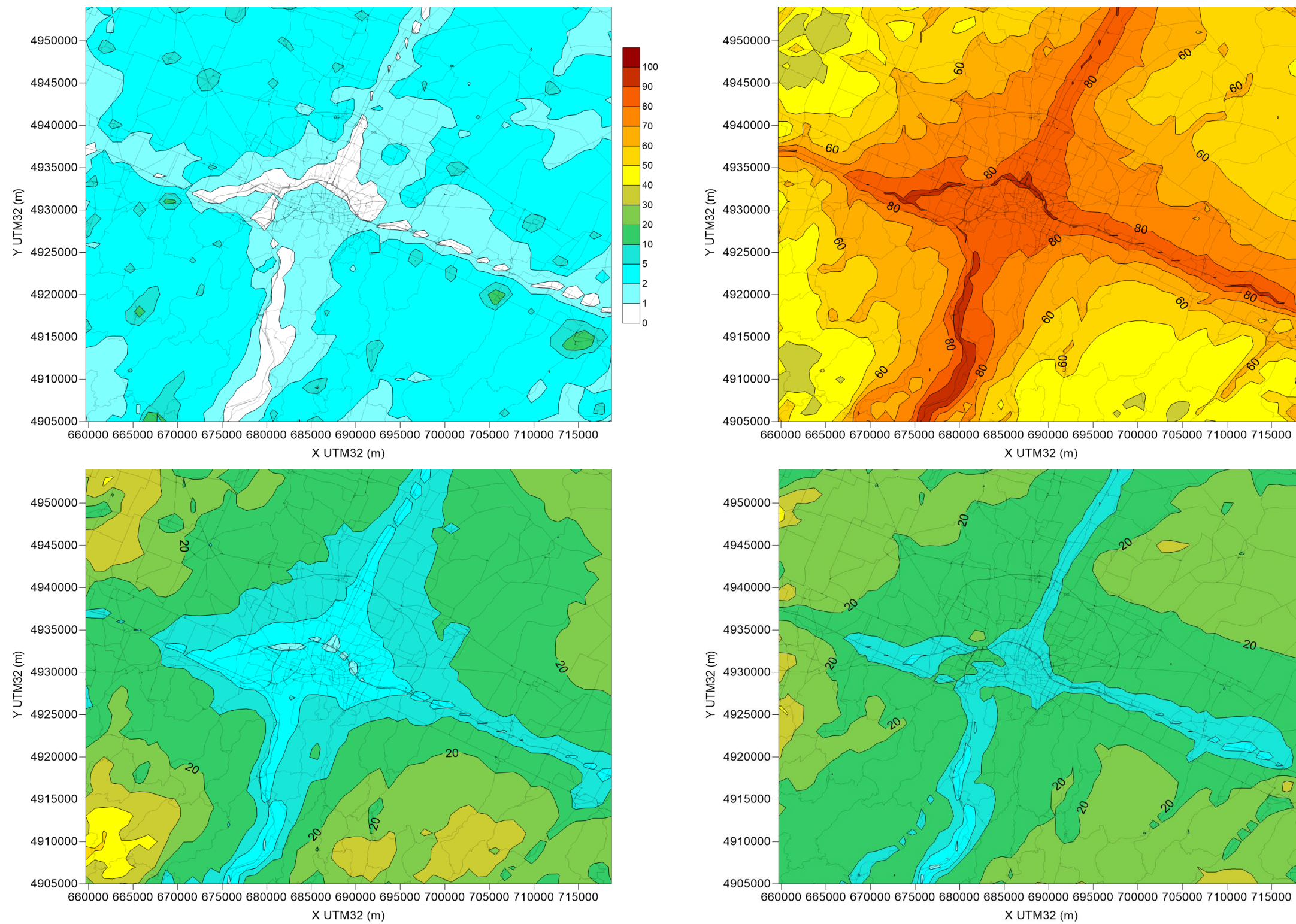


Figura 92. Concentrazioni medie di PM₁₀ al suolo simulate per lo scenario “progettuale”, mese di luglio: contributo % del riscaldamento civile (in alto a sinistra), del traffico stradale (in alto a destra), delle attività agricole (in basso a sinistra) e del resto delle sorgenti (in basso a destra)

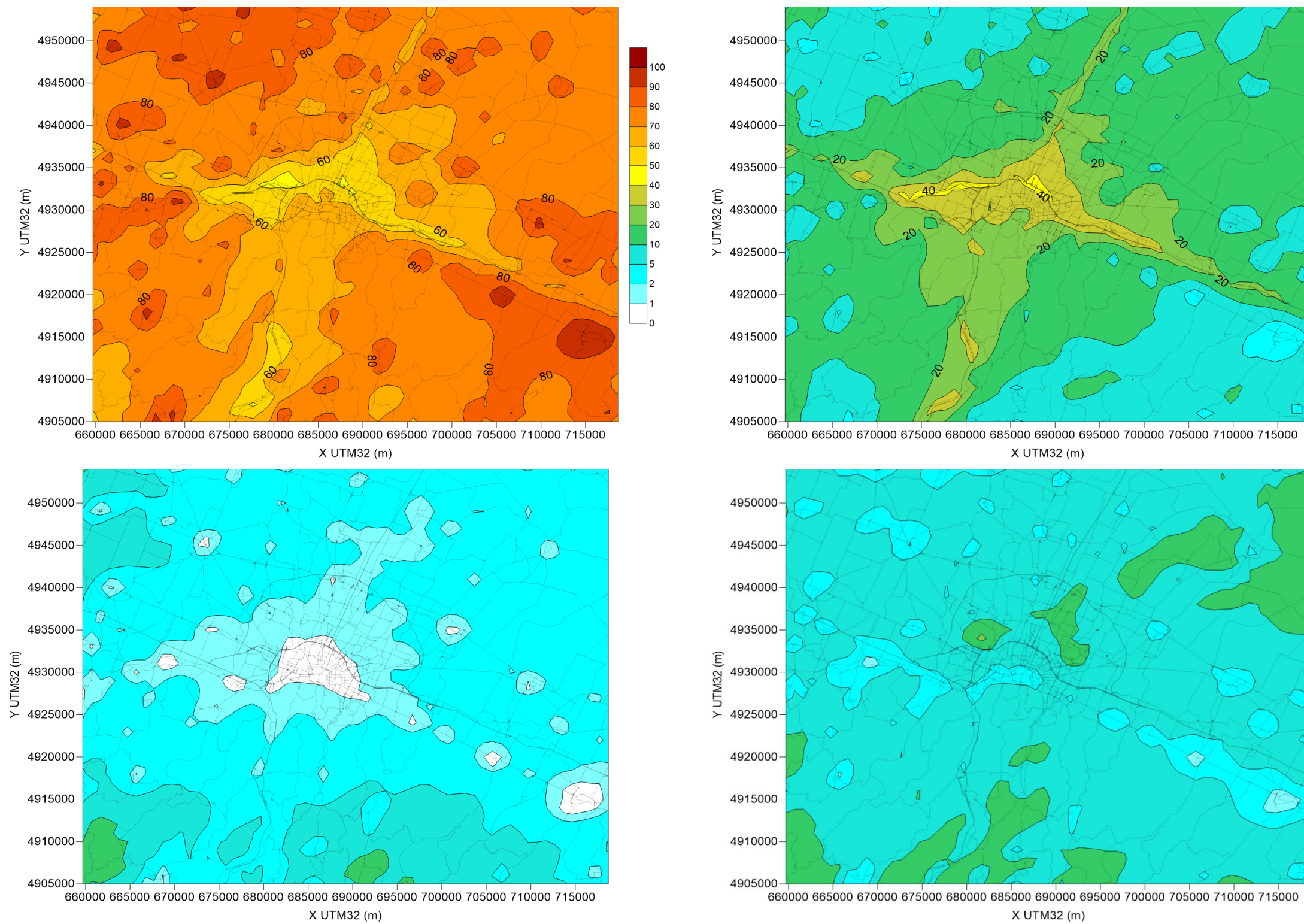


Figura 93. Concentrazioni medie di PM_{2.5} al suolo simulate per lo scenario "progettuale", mese di gennaio: contributo % del riscaldamento civile (in alto a sinistra), del traffico stradale (in alto a destra), delle attività agricole (in basso a sinistra) e del resto delle sorgenti (in basso a destra)

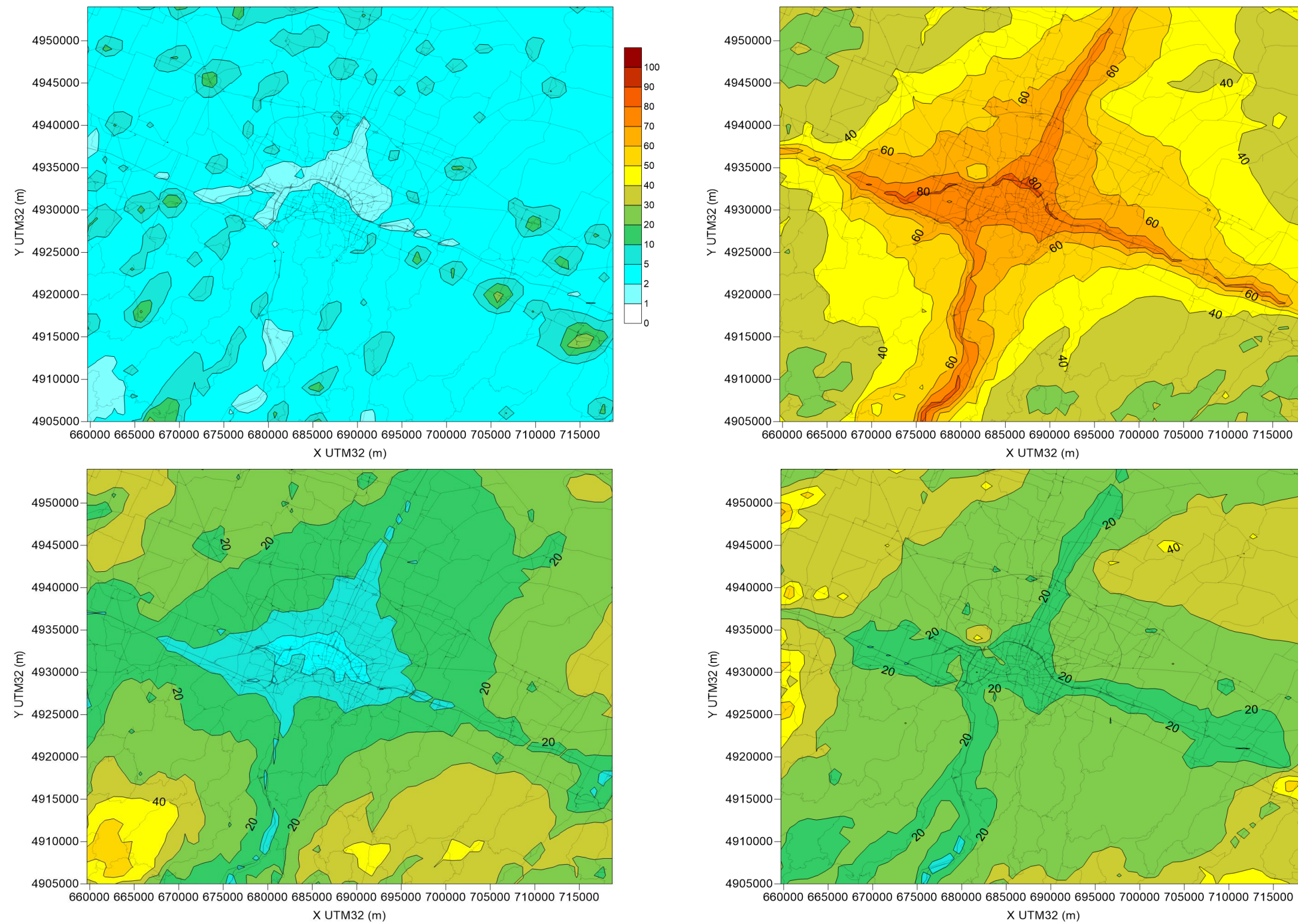


Figura 94. Concentrazioni medie di $PM_{2.5}$ al suolo simulate per lo scenario “progettuale”, mese di luglio: contributo % del riscaldamento civile (in alto a sinistra), del traffico stradale (in alto a destra), delle attività agricole (in basso a sinistra) e del resto delle sorgenti (in basso a destra)

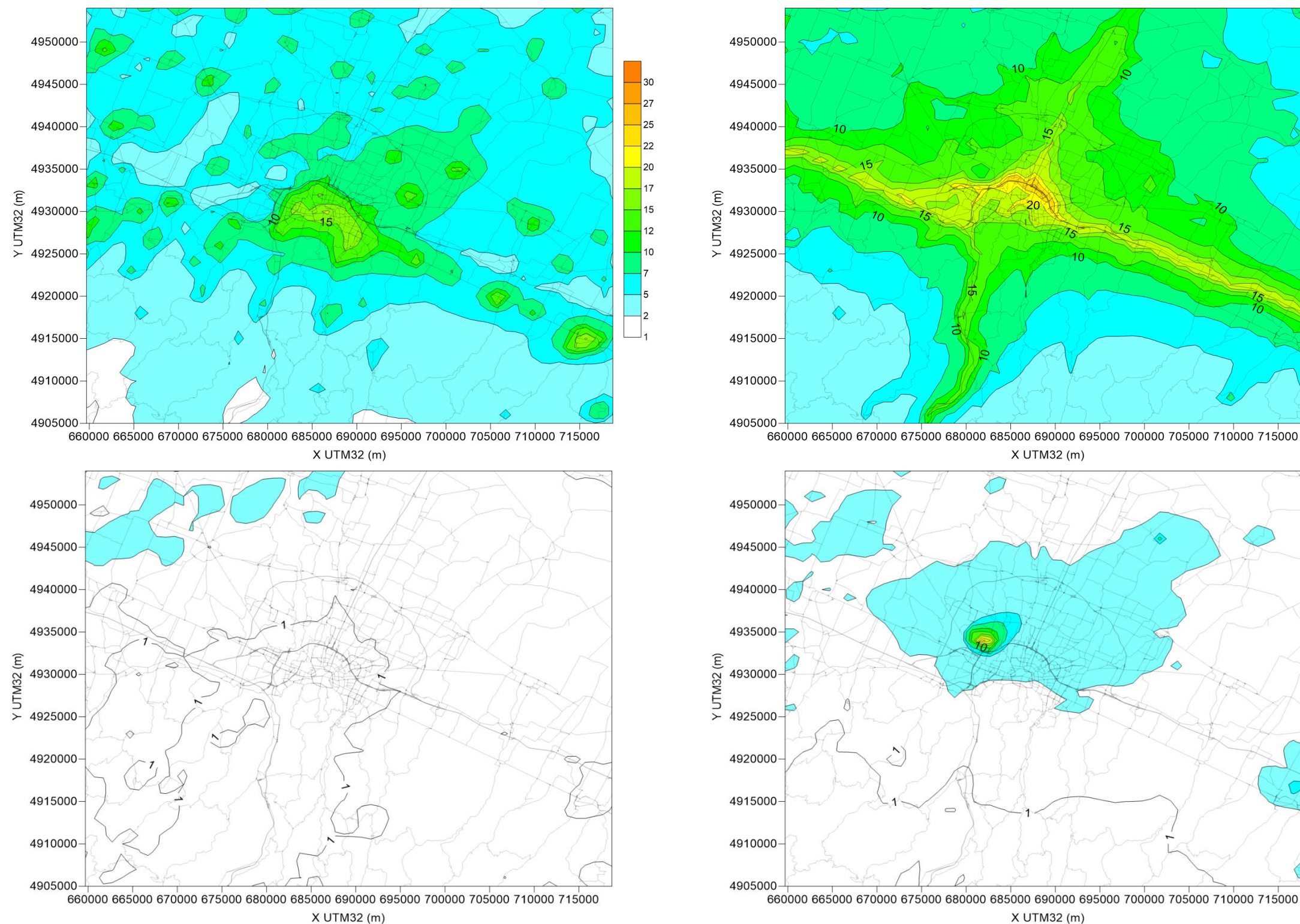


Figura 95. Concentrazioni medie di NO₂ [µg/m³] al suolo simulate per lo scenario “progettuale”: contributo del riscaldamento civile (in alto a sinistra), del traffico stradale (in alto a destra), delle attività agricole (in basso a sinistra) e del resto delle sorgenti (in basso a destra)

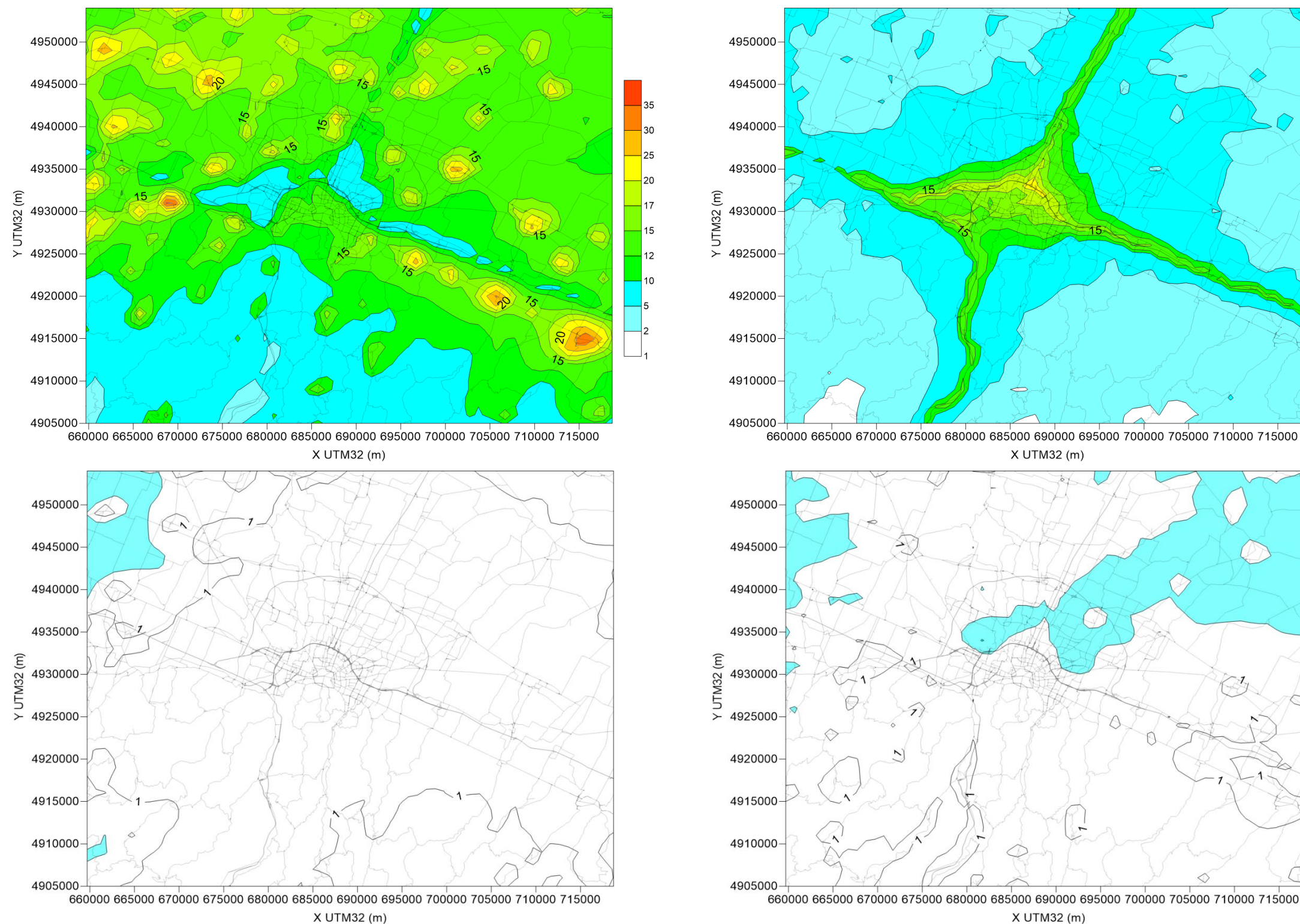


Figura 96. Concentrazioni medie di PM₁₀ [µg/m³] al suolo simulate per lo scenario “progettuale”: contributo del riscaldamento civile (in alto a sinistra), del traffico stradale (in alto a destra), delle attività agricole (in basso a sinistra) e del resto delle sorgenti (in basso a destra)

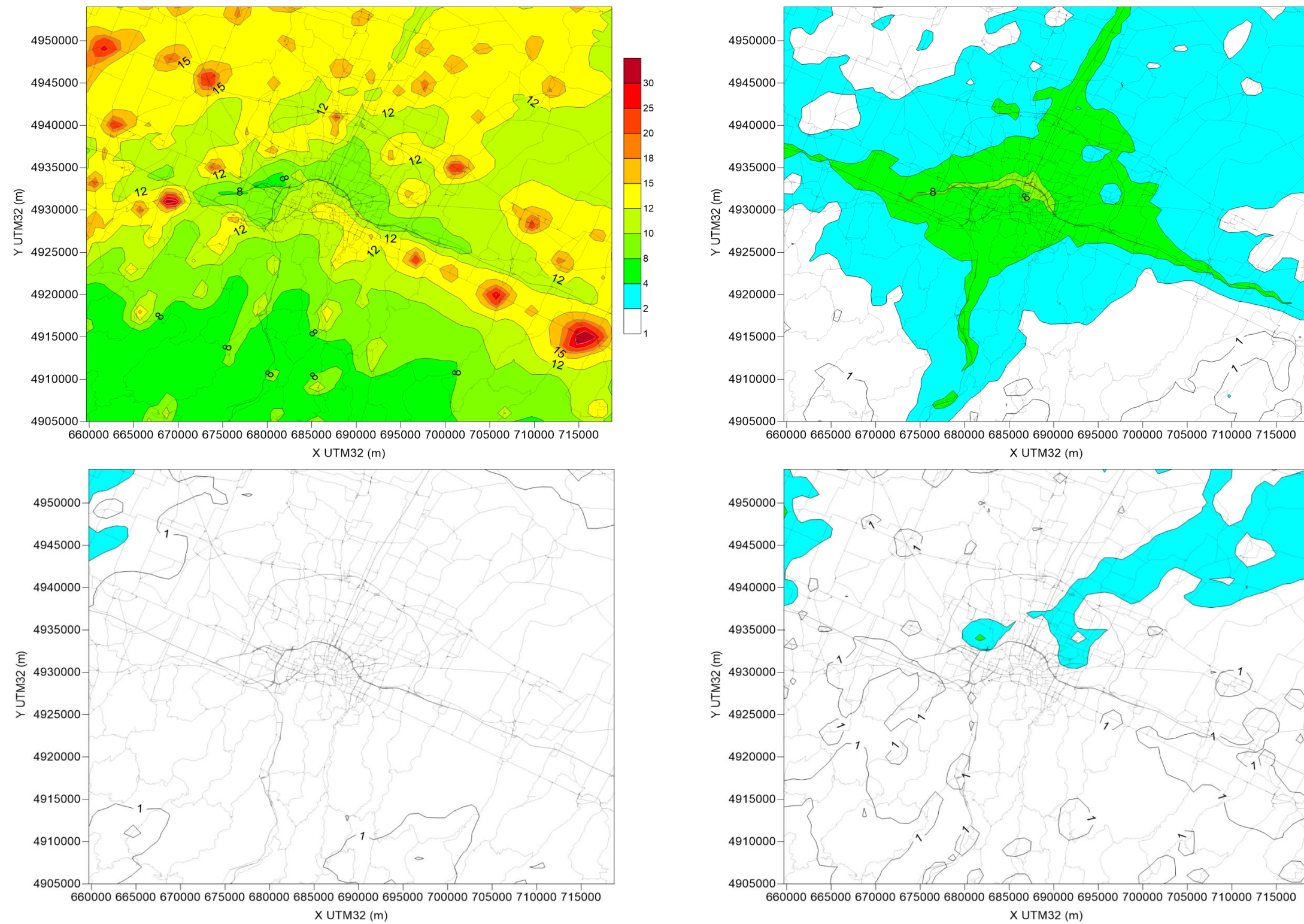


Figura 97. Concentrazioni medie di PM_{2.5} [µg/m³] al suolo simulate per lo scenario “progettuale”: contributo del riscaldamento civile (in alto a sinistra), del traffico stradale (in alto a destra), delle attività agricole (in basso a sinistra) e del resto delle sorgenti (in basso a destra)

4.5 CONCLUSIONI

Sulla base degli studi condotti è possibile affermare che il progetto di potenziamento in sede del sistema autostradale e tangenziale di Bologna e le relative opere connesse, oltre a raggiungere gli obiettivi trasportistici per i quali è stato predisposto, garantisce standard ambientali adeguati sul territorio interessato.

In particolare, con riferimento alla caratterizzazione dello stato attuale della qualità dell'aria, si rileva che:

- l'area metropolitana bolognese è caratterizzata da un quadro non particolarmente critico della qualità dell'aria, con residue problematiche limitate agli ambiti urbani densamente abitati e comunque con trend in miglioramento;
- l'intervento si inserisce in un territorio caratterizzato da livelli di qualità dell'aria del tutto comparabili a quelli misurati in città in corrispondenza di viabilità principali.

In conclusione, il modello di dispersione consente di affermare che:

- nel confronto tra lo scenario programmatico e lo scenario attuale si evidenzia una sostanziale riduzione dei livelli di concentrazione per tutti gli inquinanti, legata all'evoluzione del parco veicolare circolante;
- dalla differenza dei risultati negli scenari futuri alternativi al 2025, in presenza e in assenza di intervento al 2025, e quindi a parità di parco circolante, si evidenzia la distribuzione sul territorio dei benefici ambientali legati al sensibile aumento delle velocità medie dei veicoli e alla conseguente riduzione delle emissioni;
- le modellazioni della diffusione delle sostanze inquinanti sul territorio permettono di visualizzare gli impatti diretti stimati a seguito della realizzazione del progetto, confermando le valutazioni derivanti dall'analisi dei dati esistenti sulla qualità dell'aria;
- lo scenario progettuale comporta infatti livelli di concentrazione inferiori a quelli dello scenario programmatico, confermando quindi i benefici legati all'intervento in progetto, già messi in evidenza dal bilancio emissivo; le simulazioni estese a tutti i comparti emissivi potranno confermare il rispetto dei limiti normativi negli scenari futuri (programmatico e progettuale);
- per il PM10 si può evidenziare la sostanziale invarianza nelle concentrazioni tra lo stato di progetto e quello programmatico, coerentemente con i risultati del bilancio emissivo. In termini assoluti si prevede il rispetto del limite normativo relativo alla media annua.
- dalla modellazione chimico-dispersiva d'insieme degli inquinanti secondari, effettuata tenendo conto dell'evoluzione di tutte le sorgenti presenti sul territorio, emerge come l'impatto stimato per l'opera, rispetto ai livelli di concentrazione complessivi attesi per il futuro, sarà contenuto e tale da non pregiudicare il rispetto dei limiti della normativa sui livelli medi. Le variazioni delle concentrazioni ambientali tra lo scenario di progetto e quello programmatico risultano comunque contenute quando rapportate ai contributi dai settori emissivi più significativi nell'area bolognese, il riscaldamento civile ed il traffico nel suo complesso.

5 RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Anfossi D., F. Desiato, G. Tinarelli, G. Brusasca, E. Ferrero, D. Sacchetti, (1998) "TRANSALP 1989 Experimental Campaign - part II: Simulation of a tracer experiment with Lagrangian particle models.", *Atmospheric Environment*, 32, 7, 1157-1166.
- Anfossi D., Ferrero E., Brusasca G., Marzorati A., Tinarelli G. (1993) "A simple way of computing buoyant plume rise in Lagrangian stochastic dispersion models", *Atmospheric Environment* 27A, 1443-1451.
- Aria Technologies (2010): Swift General Design Manual. ARIA Report, March 2010, Aria Technologies 2001.
- ARPA Lombardia, Valutazione influenza limiti di velocità sulle emissioni in autostrada
- Bande S., Calori G., Costa M.P., Mircea M., Silibello C. (2016) "Source apportionment intercomparison exercise with FARM CTM". FAIRMODE Technical meeting, Zagreb, 27-29 June 2016 (http://fairmode.jrc.ec.europa.eu/document/fairmode/event/presentation/20160627-Zagreb/WG3/intercomparison_Calori.pdf)
- Belis C. et al. (2016) "Preliminary results of the source apportionment inter-comparison exercise 2015-2016 (part 2)". FAIRMODE Technical meeting, Zagreb, 27-29 June 2016 (http://fairmode.jrc.ec.europa.eu/document/fairmode/event/presentation/20160627-Zagreb/WG3/intercomparison_Belis2.pdf)
- Boznar M., Brusasca G., Cavicchioli C., Faggian P., Finardi S., Mlakar P., Morselli M.G., Sozzi R., Tinarelli G.: "Application of advanced and traditional diffusion models to an experimental campaign in complex terrain". Reprint of Second International Conference "Air Pollution 1994", 27-29 Sept 1994, Barcelona, Spain, pp. 159-166.
- Bratseth, A. M., 1986: Statistical interpolation by means of successive corrections. *Tellus*, 38(A), 439-447.
- Breznik B., Boznar M., Mlakar P., Tinarelli G., (2002) "Dose protection using dispersion models" 8th Conference on Harmonization within Atmospheric Dispersion Modeling for Regulatory Purposes. Sofia, 14-17 October, 409-413.
- Brusasca G., Carboni G., Finardi S., Sanavio D., Tinarelli G., Toppetti A. (2001) "Comparison of a Gaussian (ISC3) and a Lagrangian Particle Model (SPRAY) for Regulatory applications in Flat and Complex Terrain Sites Representative of Typical Italian Landscape", *Proceedings of the 7th International Conference on Harmonization within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes*, Belgirate, Italy, May 28-31, 2001, 130-134.
- Brusasca G., Tinarelli G., Anfossi D. (1989) "Comparison between the results of a Monte Carlo atmospheric diffusion model and tracer experiments", *Atmospheric Environment* 23, 1263-1280.
- Brusasca G., Tinarelli G., Anfossi D. (1992) "Particle model simulation of diffusion in low windspeed stable conditions", *Atmospheric Environment* 26, 707-723.
- Brusasca G., Tinarelli G., D'Allura A., Gambadoro A., Carta R., Valastro G., Zerbo M. (2004) "Integration of measurement and modelling systems to reconstruct pollution impacts around the industrial area of Priolo (Sicily)" 13th IUAPPA World Clean Air and Environmental Protection Congress and Exhibition, London, UK, 22-27 August 2004.
- Burr M.J., Zhang Y. (2011) Source apportionment of fine particulate matter over the Eastern U.S. Part I: source sensitivity simulations using CMAQ with the Brute Force method. *Atmospheric Pollution Research*, 2, 300-317.
- Calori G., De Maria R., M. Clemente, F. Lollobrigida, S. Finardi, G. Tinarelli "Air quality integrated assessment in Turin urban area using atmospheric transport and dispersion models" 4th International Conference on Urban Air Quality Measurement, Modelling and Management. Prague, 25-27 March 2003, 214-217.
- Carson D.J. (1973) The development of a dry inversion-capped convectively unstable boundary layer *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 99, 450-467.
- Cuffini S., Pavone F., Anfossi D., Nanni A., Tinarelli G.: "Metodologie integrate per il controllo della qualità dell'aria in aree ad alta urbanizzazione". *Proceedings of the congress "Arie di città" – Bologna 28-30 Novembre 2000*.
- Desiato F., Finardi S., Brusasca G. and Morselli M.G.: 1998, "TRANSALP 1989 Experimental Campaign - Part I: Simulation of 3-D Flow with Diagnostic Wind Field Models", *Atmospheric Environment*, 32, 7, 1141-1156, 1998.
- Finardi S., Tinarelli G., Faggian P. and Brusasca G.: 1998, "Evaluation of Different Wind Field Modeling Techniques for Wind Energy Applications over Complex Topography", *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 74-76, 283-294, 1998.
- Gariazzo C., Papaleo V., A. Pelliccioni, G. Calori, P. Radice, G. Tinarelli (2005) Air Pollution Impact Assessment of a Complex Industrial-Urban Area by means of a Lagrangian Particle Model" 3rd International Symposium on Air Quality Management at Urban, Regional and Global scale. Istanbul, 26-30 Sept. 2005.
- Gariazzo C., Papaleo V., Pelliccioni A., Calori G., Radice P., Tinarelli G. "Application of a Lagrangian particle model to assess the impact of harbour, industrial and urban activities on air quality in the Taranto area, Italy" *Atmospheric Environment*, Volume 41, Issue 30, September 2007, Pages 6432-6444
- Holtzlag A.A.M., van Ulden A.P. (1983) Scaling the Atmospheric Boundary Layer, *Boundary Layer Meteorology*, 36, 201-209.
- ISPRA (2014), Analisi delle serie storiche dei principali inquinanti atmosferici in Italia (2003 – 2012)
- ISPRA (2014), Qualità dell'ambiente urbano - X Rapporto. Edizione 2014
- ISPRA (2015), Annuario dati ambientali 2014-2015
- ISPRA (2015), Qualità dell'ambiente urbano - XI Rapporto. Edizione 2015
- ISPRA (2016), Inventario nazionale delle emissioni in atmosfera 1990-2014. Informative Inventory Report 2016
- Koo B., Wilson G.M., Morris R.E., Dunker A.M., Yarwood G. (2009) Comparison of source apportionment and sensitivity analysis in a particulate matter air quality model. *Environmental Science and Technology*, 43, 6669-6675.
- Moussafir J., Oldrini O., Tinarelli G., Sontowski J, Dougherty C. (2004) A new operational approach to deal with dispersion around obstacles: the MSS (Micro-Swift-Spray) software suite. *Proc. of 9th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes*, Garmisch 1-4 June 2004.
- Moussiopoulos N., Flassak T., Knittel G. (1988) "A refined diagnostic wind model" *Environmental Software*, 3(2), 85-94.
- Myrick D. T., Horel J. D., Lazarus S. M. (2004). A Modification to the Bratseth Method for use in Complex Terrain. *Weather and Forecasting*.
- Nanni A., Silibello C., Pozzi C., Calori G. (2016). Use of Complementary Metrics to Improve Data Assimilation Performances. 10th International Conference on Air Quality, Milano (<http://www.aria-net.it/front/IT/attivita/ARIANET4AirQuality2016.html#ananni>).
- Nordvik J.P. Brusasca G. "Applicazioni modellistiche a scala locale e regionale inserite nel progetto SIMAGE per sistemi di controllo della qualità dell'aria in tempo reale" in "I modelli per la valutazione e gestione della qualità dell'aria: normativa, strumenti, applicazioni" - CTN-ACE Ob Specifico 09.02: Elaborazione di linee guida per la selezione e l'uso dei modelli Tk 09.02.03a: Linee guida per la scelta e l'uso dei modelli Rapporto 2004, 40-42.
- Oldrini O., Olry C., Moussafir J., Armand P, Duchenne C. (2011). Development of PMSS, the Parallel Version of Micro SWIFT SPRAY. *Proc. 14th Int. Conf. on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes*, 443-447
- Pacitti, M. P. Mensio, G. Brusasca, G. Tinarelli, G. Genon, F. Marchese, G. Nobile, G. Malvasi: "Global evaluation of the activity of toxic and hazardous waste landfills using monitoring and modeling integrated system". *Proc. of 5th International Conference "Air Pollution 1997"*, 16-18 September, Bologna, Italy. *Air Pollution V, modelling, monitoring and management*, 517-526, Computational Mechanics Publications.
- Pession G., Zublena M., Agnesod G., Brusasca G., Calori G., Nanni A., Finardi S., Silibello C., Tinarelli G. (2005) "Use of 3D atmospheric dispersion modelling for air quality management in a very complex terrain alpine region (Valle d'Aosta)" 10th Conference on Harmonization within Atmospheric Dispersion Modeling for Regulatory Purposes, Sissi (Crete) 17-21 October 2005.
- Pielke R.A., Cotton W.R., Walko R.L., Tremback C.J., Lyons W.A., Grasso L.D., Nicholls M.E., Moran M.D., Wesley D.A., Lee T.J. and Copeland J.H. (1992) A Comprehensive Meteorological Modeling System – RAMS. *Meteorol. Atmos. Phys.*, 49, 69-91.
- Silibello C. (2006) "SURFPRO (SURface-atmosphere interFace PROcessor) User's guide", Rapporto ARIANET R2006.06.

- Silibello, C., Bolignano, A., Sozzi, R., Gariazzo, C. (2014) Application of a chemical transport model and optimized data assimilation methods to improve air quality assessment. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 7, 3, 283-296. doi: 10.1007/s11869-014-0235-1.
- Stauffer D.R. and Seaman N.L. (1990), Use of Four-Dimensional Data Assimilation in a Limited-Area Mesoscale Model. Part I: Experiments with Synoptic-Scale Data. *Monthly Weather Review*, American Meteorological Society.
- Thomson D.J. (1984) "Random walk modelling of diffusion in inhomogeneous turbulence", *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 110, 1107-1120.
- Thomson D.J. (1987) "Criteria for the selection of stochastic models of particle trajectories in turbulent flows". *J. Fluid Mech.*, 180, 529-556.
- Tinarelli G. (2013): SPRAY 3.1.10, General description and User's Guide, Rapporto ARIANET R2013.27.
- Tinarelli G., Anfossi D., Brusasca G., Ferrero E., Giostra U., Morselli M.G., Moussafir J., Tampieri F., Trombetti F., (1994) "Lagrangian particle simulation of tracer dispersion in the lee of a schematic two-dimensional hill", *Journal of Applied Meteorology*, 33, N. 6, 744-756.
- Tinarelli G., D.Anfossi, M. Bider, E.Ferrero, S. Trini Castelli (1999): "A new high performance version of the Lagrangian particle dispersion model SPRAY, some case studies". *Air Pollution Modelling and its Applications XIII*, S.E. Gryning and E. Batchvarova eds., Kluwer Academic / Plenum Press, New York, 499-507.
- Tinarelli G., Brusasca G., Oldrini O., Anfossi D., Trini Castelli S., Moussafir J. (2004): Micro-Swift-Spray (MSS) a new modelling system for the simulation of dispersion at microscale, general description and validation. *Proc. of the 27th CCMS-NATO meeting*, Banff (Canada), 25-29 Oct 2004.
- US-EPA (2011). Emission Factor Documentation for AP-42, Chapter 13: Miscellaneous Sources. <https://www3.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/>.
- Venkatram A. (1980) Estimating the Monin-Obukhov length in the stable boundary layer for dispersion calculations, *Boundary Layer Meteorology*, 19, 481-485.
- Vitali L., Finardi S., Pace G., Piersanti A., Zanini G. (2010): "Validation of simulated atmospheric fields for air quality purposes in Italy", Poster presentation. *Proceedings of the 13th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes*. Paris, June 2010.
- Weil J.C., Brower R.P. (1980) Estimating convective boundary layer parameters for diffusion application, *Martin Marietta Environmental Center*, Columbia, MD, Report Number PPSP-MP-48, 37 pp.
- Zanini G., Mircea M., Briganti G., Cappelletti A., Pederzoli A., Vitali L., Pace G., Marri P., Silibello C., Finardi S., Calori G. (2010): "Modeling air quality over Italy with MINNI atmospheric modeling system: from regional to local scale", *Proc. of 31st NATO/SPS International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Application*, Torino, Italy, 27 Sept - 1 Oct, 2010.