

ALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITA' DI BOLOGNA

FACOLTA' DI SCIENZE MATEMATICHE FISICHE E NATURALI
Corso di laurea magistrale in SCIENZE PER L'AMBIENTE

**UTILIZZO DI VARIABILI PROXY PER
LA DISAGGREGAZIONE DELLE
EMISSIONI ATMOSFERICHE A
LIVELLO LOCALE E STIMA DELLE
RELATIVE PRESSIONI AMBIENTALI**

Tesi di laurea in GESTIONE AMBIENTALE

Relatore

Dott.ssa Serena Righi

Correlatore

Prof. Massimo Andretta

Dott. Samuele Marinello

Dott.ssa Patrizia Luciali

Presentata da

Fabiola Farina

III Sessione

Anno Accademico 2010/2011

PREMESSA	1
CAPITOLO 1. Introduzione	3
1.1 La qualità dell'aria	3
1.1.1 Il comparto atmosfera.....	4
1.1.2 Definizione di inquinamento atmosferico	7
1.1.3 Gli inquinanti principali nella determinazione della qualità dell'aria.....	8
1.1.1.1 Monossido di carbonio	11
1.1.1.2 Ossidi di azoto	14
1.1.1.3 Ossidi di zolfo.....	19
1.1.1.4 Particolato	22
1.1.1.5 Ammoniaca.....	26
1.2 Normativa di riferimento	29
1.2.1 Normativa comunitaria.....	29
1.2.2 Normativa nazionale.....	33
1.3 Emissioni in atmosfera.....	36
1.3.1 Definizione di emissione e immissioni	36
1.3.2 Criteri di classificazione delle sorgenti	36
1.4 Inventari delle emissioni	37
1.4.1 Definizione ed origine degli Inventari delle emissioni	38
1.4.2 Normativa di riferimento.....	40
1.4.3 Approcci Bottom-Up e Top-Down	41
1.4.4 Metodologia di stima e classificazione delle emissioni	42
1.4.5 INEMAR	43
CAPITOLO 2. Materiali e metodi	45
2.1 Principi generali di base dello studio	45
2.2 Raccolta dati.....	49
2.2.1 Macrosettore 1 – 3 – 4: INDUSTRIA (Combustione Energia ed industria di trasformazione; Combustione Industriale; Processi Produttivi).....	49
2.2.2 Macrosettore 2: COMBUSTIONE – NON INDUSTRIALE.....	54
2.2.3 Macrosettore 7: TRASPORTI STRADALI	57
2.2.4 Macrosettore 8: ALTRE SORGENTI MOBILI.....	60

2.2.5 Macrosettore 10: AGRICOLTURA	65
2.2.6 Analisi Statistica.....	69
CAPITOLO 3. RISULTATI E DISCUSSIONE	71
3.1 Macrosettore 1 – 3 – 4.....	71
3.2 Macrosettore Combustione non Industriale.....	81
3.3 Macrosettore Trasporto su strada.....	93
3.4 Macrosettore Altre sorgenti mobili.....	104
3.5 Macrosettore Agricoltura	112
3.6 Analisi dei vantaggi e delle limitazioni della metodologia di disaggregazione applicata.....	122
3.7 Analisi della Pressione Ambientale	125
CAPITOLO 4. CONCLUSIONI.....	139
BIBLIOGRAFIA	141
SITOGRAFIA	145
RINGRAZIAMENTI.....	146

PREMESSA

Il presente lavoro di tesi nasce dalla collaborazione tra l'Università di Bologna, Polo didattico di Ravenna, e l'Agenzia Regionale Prevenzione ed Ambiente (ARPA) dell'Emilia Romagna, sezione di Ravenna, e si inserisce all'interno del progetto di Dottorato "Sviluppo di tecniche per la progettazione delle reti di monitoraggio della qualità dell'aria".

Lo scopo principale dello studio è quello di definire una metodologia per disaggregare a livello comunale l'inventario provinciale delle emissioni di inquinanti in atmosfera. La metodologia è stata messa a punto sul territorio provinciale di Ravenna ma l'obiettivo è di renderla applicabile in qualsiasi comune italiano. Per questo motivo, l'approccio scelto, di tipo *Top-Down*, si avvale intenzionalmente di variabili *proxy* facilmente reperibili a livello comunale anche in territori meno ricchi di dati statistici e ambientali di quanto non sia la regione Emilia-Romagna in generale e la provincia di Ravenna in particolare.

I risultati ottenuti dalla disaggregazione effettuata sulla base delle variabili *proxy* è stata confrontata, là dove possibile, con quelli ottenibili dall'utilizzo di dati di base specifici allo scopo di validare la metodologia proposta.

Gli inventari provinciali italiani, derivano a loro volta dalla disaggregazione dell'inventario CORINAIR predisposta da ISPRA su base nazionale applicando criteri omogenei di elaborazione dei dati e le medesime banche dati di origine al fine di garantire la comparabilità delle stime ottenute. La loro principale finalità consiste nel fornire una stima quantitativa della pressione emissiva che insiste su un determinato territorio per permettere la formulazione di politiche adeguate in materia di protezione della qualità dell'aria.

La finalità ultima del mio studio è di fornire una metodologia per ottenere, attraverso dati disponibili da ogni amministrazione comunale, un dettagliato quadro conoscitivo della situazione emissiva in atmosfera a livello locale a supporto della gestione della qualità dell'aria e dei relativi fattori di pressione. Come sottolineato dalla stessa ISPRA [Liburdi et al., 2004], la disponibilità di stime di emissioni sufficientemente dettagliate sul territorio è richiesta, oltre che per la gestione della qualità dell'aria, anche per la predisposizione dei piani di settore (energia, trasporti, etc.); per la valutazione della sostenibilità ambientale (VIA, VAS etc.) di nuove attività o infrastrutture, per attività di reporting, quali la relazione sullo stato dell'ambiente, rapporto di valutazione della qualità dell'aria, sistemi informativi, etc..

La prima parte dello studio si è basata sull'acquisizione e la raccolta delle informazioni e dei dati, contenuti nell'Inventario delle emissioni della Regione Emilia Romagna, necessari ai fini della seconda parte del lavoro, quella di elaborazione dei dati, ovvero la disaggregazione spaziale delle stime precedentemente raccolte, con l'ausilio di un software GIS.

Il lavoro di tesi si articola come segue:

- il capitolo 1 costituisce l'Introduzione. Partendo da una breve descrizione dell'atmosfera, sono descritti: gli effetti sull'uomo e sull'ambiente, a livello locale e non, di alcuni dei principali inquinanti atmosferici; la normativa comunitaria e nazionale di riferimento in materia di qualità dell'aria; il significato e i criteri di elaborazione degli inventari delle emissioni in atmosfera;
- il capitolo 2 descrive materiali e metodi utilizzati per l'elaborazione della tesi. All'interno del capitolo sono trattati i principi generali di base dello studio e l'argomentazione relativa alle due fasi operative del lavoro: la raccolta dei dati e l'utilizzo del software ArcGIS 9.3 per l'elaborazione di questi;
- il capitolo 3 contiene la discussione dei risultati ottenuti dalla disaggregazione delle emissioni e le mappe create per ogni Macrosettore esaminato;
- il capitolo 4, infine, conclude il percorso seguito, riassumendo i principali punti del lavoro svolto e i principali risultati ottenuti.

CAPITOLO 1. Introduzione

1.1 La qualità dell'aria

Dalla metà del 1700, con la rivoluzione industriale, ad oggi, la qualità della vita è notevolmente migliorata, in termini di sviluppo tecnologico, sia in campo industriale che scientifico. Per contro però, l'ambiente, considerato nel suo insieme, a causa di questa vera e propria rivoluzione tecnologica ne ha risentito in modo decisamente negativo, con conseguenze che si riflettono inevitabilmente sulla vita dell'uomo e sulle specie animali e vegetali.

La grande sfida di questi ultimi decenni, è quindi quello di sfruttare l'ambiente per mantenere il benessere creato con la rivoluzione tecnologica e permettere ai paesi più arretrati di raggiungere tale benessere ma, allo stesso tempo, sfruttare tutte le conoscenze in campo scientifico per limitare gli impatti generati proprio dallo sviluppo.

Il comparto atmosferico è caratterizzato da una specifica composizione chimica e da processi fisici e fotochimici complessi che permettono all'uomo, e tutte le altre specie esistenti sul nostro pianeta, di espletare il loro ciclo vitale.

Le attività umane, hanno comportato però un notevole cambiamento nella composizione naturale dell'atmosfera e quindi, una serie di squilibri nei processi chimico-fisici caratteristici di questa. Le conseguenze di quello che è generalmente indicato come inquinamento atmosferico, si ripercuotono sia a scala locale, in termini di peggioramento della qualità dell'aria soprattutto nelle zone industrializzate, sia a scala globale, in termini di cambiamenti sul clima e l'ambiente.

1.1.1 Il comparto atmosfera

L'atmosfera è definita come: “la massa gassosa che circonda la Terra e vi aderisce per effetto della gravitazione terrestre”. Idealmente, è suddivisa in strati verticali, Figura (1.1-1), caratterizzati da:

- specifici fenomeni fisici, quali moti turbolenti, prevalentemente in troposfera, reazioni fotochimiche, dissociazione ionica delle molecole nello strato più esterno esposto a radiazioni a bassa frequenza;
- temperature che presentano un profilo indipendente rispetto quelli della densità dei gas e la pressione atmosferica, che decrescono con l'aumentare della quota.

La composizione chimica media dell'atmosfera (% in volume), è caratterizzata dalla preponderanza di due gas che, da soli, rappresentano all'incirca il 99%, si tratta dell'azoto (78.09%) e dell'ossigeno (20.95%). Il restante 1% in volume è dato: da argon (0.93%) e biossido di carbonio(0.03%), più altri gas in tracce come idrogeno, elio, neon, ozono, radon, kripton e xeno.

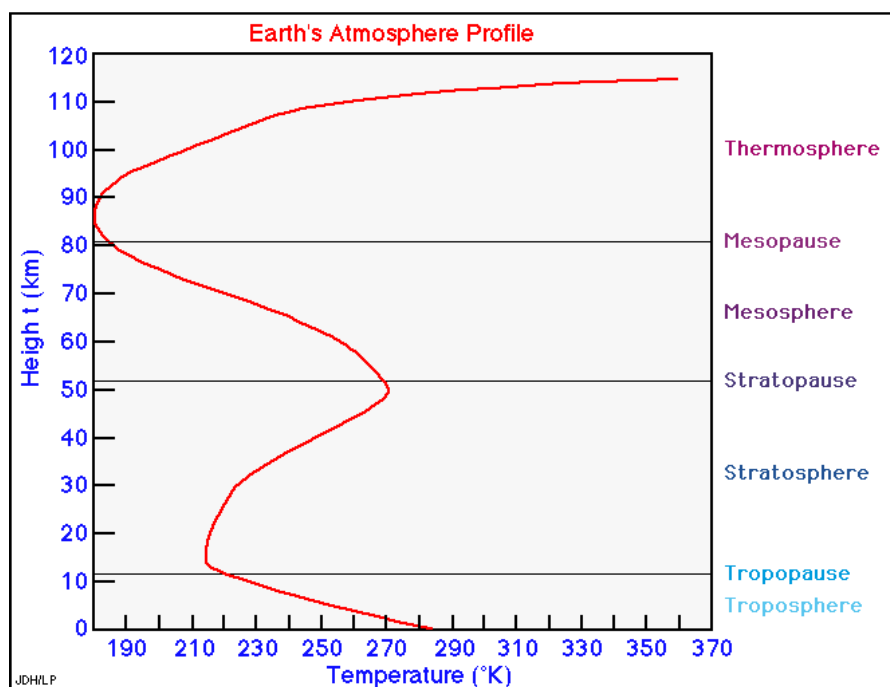


Figura 1.1-1: Stratificazione dell'Atmosfera e profilo di Temperatura

L'atmosfera svolge un ruolo estremamente importante per tutti gli organismi viventi sulla Terra, attraverso la schermatura e la selezione della radiazione solare.

La “Ionosfera”, detta anche “Termosfera”, lo strato verticale più lontano dalla superficie terrestre, è caratterizzato da fenomeni di dissociazione ionica delle molecole per effetto dell’assorbimento di ampie bande della radiazione ultravioletta (UV). A questa segue la “Mesosfera”, nella quale l’azoto (N₂) e l’ossigeno (O₂) interagiscono con la radiazione solare ad alta frequenza.

Alla Mesosfera segue la Stratosfera, dove: le bande spettrali con $\lambda < 242\text{nm}$, UV-c nello specifico, sono completamente assorbite dalle molecole di O₂ che si dissocia ed, attraverso una seconda reazione tra O₂ ed ossigeno atomico porta alla formazione di ozono (O₃).

L’ozono è un gas estremamente tossico per l’uomo, e quindi in troposfera costituisce un pericolo. In stratosfera però, la sua presenza è indispensabile, poiché anch’esso, come le due forme di ossigeno precedenti, agisce da filtro ed assorbe la quasi totalità della radiazione UV-b ed una piccola parte dell’UV-a.

In figura 1.1-2 si riporta il profilo di concentrazione dell’ozono dalla superficie terrestre fino alla stratopausa.

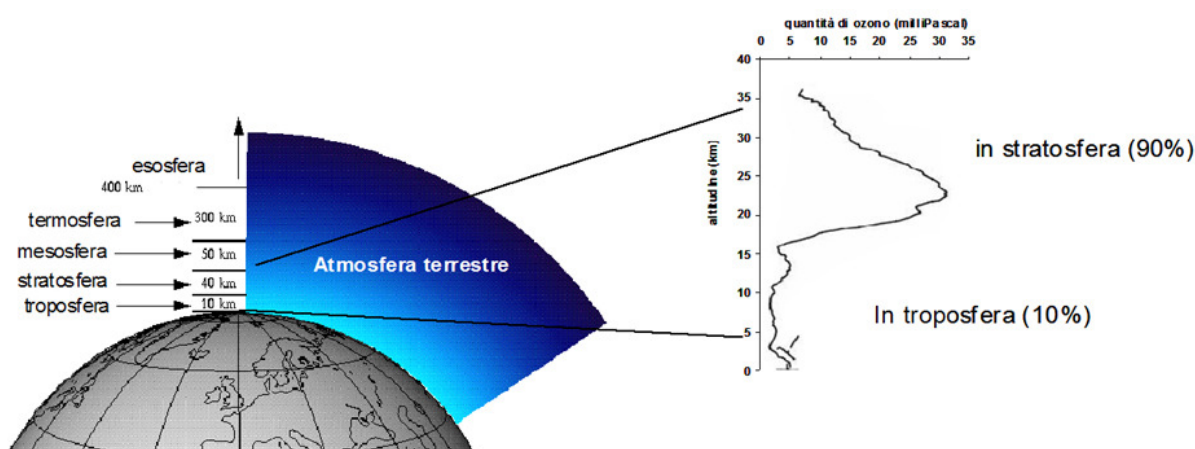


Figura 1.1-2 Profilo di concentrazione dell’O₃

Infine, alla Stratosfera segue la “Troposfera” che si estende da 12 km in quota fino alla superficie terrestre. Essa contiene circa il 75% della massa gassosa e la quasi totalità del vapore acqueo dell’atmosfera.

Il termine ‘aria’ è comunemente utilizzato per indicare la “bassa troposfera”, la zona dell’atmosfera a contatto con la superficie terrestre, che interagisce con tutti i comparti

dell'ecosistema, con caratteristiche tali da garantire le condizioni per l'espletamento di tutte le funzioni vitali degli organismi.

Tra 50m e 1000m, le caratteristiche della superficie terrestre influenzano la velocità del vento. Tale zona della troposfera è detta Planetary Boundary Layer (PBL) o Strato di Confine Planetario. All'interno vi si concentra la quasi totalità dei fenomeni legati all'inquinamento atmosferico, a causa del fatto che il PBL è delimitato: in basso dalla superficie terrestre ed, in alto, dallo strato di inversione termica. L'altezza del PBL rispetto al suolo è chiamata altezza di rimescolamento (h). Il suo valore varia durante l'arco della giornata e dell'anno e rappresenta la quota, determinata dalla temperatura di inversione, al di sotto della quale avvengono tutti i fenomeni di rimescolamento. A questa altezza, un inquinante non è più in grado di salire verticalmente ed è quindi riportato verso il suolo da moti turbolenti [Finzi et al, 2001].

Gli inquinanti emessi dalle sorgenti sulla superficie terrestre sono quindi confinati in questo tratto di troposfera, all'interno del quale subiscono processi di trasporto e rimescolamento dovuti:

- alla direzione e velocità del vento, che ne definiscono il moto orizzontale;
- ai moti verticali turbolenti, determinati sia da moti convettivi generati dal riscaldamento della superficie, sia da forze di attrito dipendenti dalla rugosità del terreno, parametro che indica l'altezza e la distanza fra gli ostacoli (edifici, colline, montagne, etc.).

1.1.2 Definizione di inquinamento atmosferico

L'Articolo n. 268 della parte V del Testo Unico Ambientale (DLgs. 152/06) definisce l'inquinamento atmosferico come: *“ogni modificazione dell'aria atmosferica, dovuta all'introduzione nella stessa di una o di più sostanze in quantità e con caratteristiche tali da ledere o da costituire un pericolo per la salute umana o per la qualità dell'ambiente, oppure tali da ledere i beni materiali, o compromettere gli usi legittimi dell'ambiente”*.

Ancora, il termine “inquinamento atmosferico” a livello normativo, fa riferimento a quello dell'aria esterna presente in troposfera, dove si concentrano le emissioni derivanti dalle attività antropiche e naturali, ed è anche detto: inquinamento ‘outdoor’.

Quando ci si riferisce, invece, all'aria ambiente interna alle case, ai luoghi di lavoro, a locali pubblici, etc., si parla di inquinamento ‘indoor’.

Nell'ottica di prevenire, ridurre e contrastare gli effetti dell'inquinamento atmosferico sull'ambiente e sulla salute dell'uomo è necessario:

- conoscere tutti i fenomeni ed i processi che intervengono dalla microscala spazio-temporale a quella globale, quali: la produzione, intesa come emissione e reazioni chimiche; il trasporto, quindi la convezione e la diffusione; ed infine la rimozione, in termini di assorbimento e, nuovamente, reazioni chimiche;
- localizzare, misurare e monitorare le sorgenti antropiche a scala regionale e locale, per poter intervenire con un'opportuna pianificazione territoriale di miglioramento e risanamento della qualità dell'aria;
- utilizzare opportuni modelli matematici di dispersione degli inquinanti, in grado di stimare la concentrazione al suolo degli inquinanti a diverse distanze dal punto sorgente, nelle condizioni meteorologiche prevalenti;
- conoscere, da un punto di vista tossicologico, gli effetti degli inquinanti a differenti esposizioni, sui recettori umani, animali e vegetali;

1.1.3 Gli inquinanti principali nella determinazione della qualità dell'aria

Gli inquinanti possono essere classificati sia sulla base della loro sorgente, che in funzione della loro concentrazione in atmosfera.

Nel primo caso si distinguono in:

- PRIMARI: inquinanti presenti in atmosfera nella stessa composizione emessa dalle sorgenti, come la CO₂, il CO, l'NO, l'SO₂ ed i VOC;
- SECONDARI: quelli generati da reazioni chimiche tra inquinanti primari, o tra questi ultimi ed altri componenti dell'atmosfera; sono esempi di inquinanti secondari, l'NO₂, (prevalentemente formato dall'ossidazione in atmosfera dell'NO), l'ozono troposferico, l'HNO₃ e l'H₂SO₄.

Il particolato atmosferico, è considerato sia un inquinante primario che secondario, in quanto può essere direttamente introdotto in atmosfera da sorgenti emissive o può derivare da nuclei di condensazione di inquinanti primari.

Nel secondo caso, gli inquinanti possono essere classificati in:

- MACROINQUINANTI: le sostanze presenti in atmosfera con concentrazioni dell'ordine dei mg/m³ o µg/m³, come la CO₂, il particolato, gli NO_x;
- MICROINQUINANTI: tutte le sostanze che presentano invece concentrazioni dell'ordine dei ng/m³, come nel caso degli Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA).

La concentrazione degli inquinanti, sia che essi siano primari o secondari, dipende da diversi fattori, fra cui:

- le quantità di inquinanti presenti nelle emissioni;
- il numero di sorgenti inquinanti, e la loro frequenza, nel territorio;

- le trasformazioni chimico-fisiche che subiscono una volta presenti nel comparto atmosferico;
- la morfologia del territorio;
- le condizioni meteo-climatiche sia a scala locale che a grande scala.

A livello locale, i fattori che presentano un ruolo importante nel trasporto e la diffusione degli inquinanti, e quindi nella qualità dell'aria sono:

- il vento che gioca un ruolo fondamentale nel trasporto degli inquinanti anche a grandi distanze;
- la stabilità atmosferica;
- l'intensità e la frequenza delle precipitazioni che consentono il dilavamento dell'atmosfera locale e quindi la deposizioni degli inquinanti al suolo;
- la morfologia del terreno, intesa sia come presenza di rilievi orografici che di ostacoli fisici di natura antropica che, in particolari condizioni atmosferiche, non consente il trasporto altrove delle sostanze inquinanti.

La stagionalità delle condizioni meteorologiche condiziona in modo significativo le concentrazioni degli inquinanti atmosferici.

Durante i mesi estivi, a causa delle elevate temperature estive e dell'insolazione, spesso si verificano fenomeni di Smog Fotochimico per il quale, l'incremento di NO_x , derivante per lo più dagli scarichi degli autoveicoli, innesca una serie di processi fotochimici, meglio descritti nel sottoparagrafo 1.1.1.2, che danno luogo alla formazione di una lista impressionante di inquinanti in troposfera, fra cui l'ozono.

Durante l'inverno, invece, si assiste ad un aumento delle concentrazioni del particolato fine e del cosiddetto Smog Acido, soprattutto durante i fenomeni di nebbia persistente. Tale situazione risulta particolarmente preoccupante dal punto di vista sanitario; infatti, le microgoccioline cadono a terra con una velocità molto bassa, secondo la legge di Stokes; di conseguenza sono maggiormente in grado di adsorbire gli inquinanti presenti, oltre che, per le loro dimensioni, di penetrare i polmoni fino alle basse vie respiratorie.

In generale comunque, il vento e la pioggia, pur non risolvendo il problema della presenza degli inquinanti in atmosfera, trasferiscono questi dall'area considerata a: zone limitrofe fino a diversi chilometri nel primo caso, e nel suolo nel secondo. Si può quindi sostenere in definitiva che questi due agenti atmosferici consentono un miglioramento della qualità dell'aria locale, nel momento in cui si manifestano.

Le aree più soggette all'inquinamento sono le zone industriali e quelle urbane, le quali sono responsabili dell'immissione in atmosfera di inquinanti derivanti principalmente dalla combustione, quali: CO, NO_x, SO_x, CO₂, VOC e PM₁₀ ed idrocarburi incombusti.

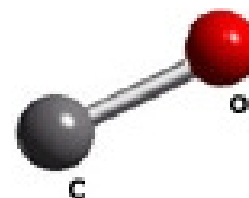
Il fatto che in queste aree la pressione antropica sia indubbiamente preponderante, non implica un'esclusione di comparti quali l'agricoltura e gli allevamenti, per i quali, come verrà descritto più nel dettaglio nel sottoparagrafo 1.1.1.4, vi è una preponderante emissione di NH₃.

Nei prossimi sottoparagrafi si propone una breve descrizione di alcuni dei principali inquinanti responsabili dell'inquinamento atmosferico, sia da un punto di vista chimico-fisico, che dal punto di vista degli effetti rilevanti sulla salute umana e l'ambiente.

1.1.1.1 Monossido di carbonio

Caratteristiche chimico-fisiche:

Il monossido di carbonio (CO) è un gas estremamente tossico, particolarmente insidioso per le sue caratteristiche chimico-fisiche, è infatti incolore, inodore e si miscela facilmente nell'aria.

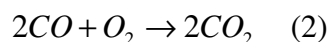
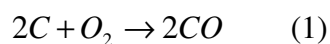


La molecola è costituita da un atomo di ossigeno ed un atomo di carbonio legati assieme da un triplo legame.

Sorgenti e reazioni chimiche in atmosfera:

La formazione di CO è dovuta sia a fonti naturali che antropiche, e si deve soprattutto alla combustione incompleta, cioè per difetto di ossigeno, delle sostanze organiche.

In generale, la combustione dei composti contenenti carbonio coinvolge le seguenti reazioni:



Il CO è quindi un intermedio di reazione, dove la reazione (1) è 10 volte più veloce della (2) [Finzi et al, 2001]. Quindi, in presenza di ossigeno, il CO dovrebbe scomparire completamente, ma la conversione di CO a CO₂ (2), può non avvenire nel momento in cui le temperature di reazione non siano particolarmente elevate, oppure il tempo di contatto tra il CO e O₂ non sia sufficientemente lungo. Queste rappresentano le tipiche condizioni che si vengono a creare nel momento in cui il motore di un veicolo sia “a freddo” (decelerazione, 2-9% CO, e minimo, 4-9% CO), o il suo rapporto di compressione non sia ottimale [Francesconi, 2002].

Tali considerazioni sono analoghe anche per quanto riguarda le caldaie adibite ad uso domestico od industriale. Pertanto, tra le maggiori fonti antropiche dirette, responsabili della formazione di CO, si annoverano tutti i processi che bruciano carbone, petrolio, metano e benzine.

Infatti, circa il 70% delle emissioni di CO proviene da autoveicoli alimentati a benzina, mentre quelli derivanti da veicoli alimentati a diesel sono trascurabili poiché presentano un rapporto aria/combustibile più elevato e possiedono catalizzatori bivalenti, in grado di ossidare a CO₂ sia il CO, che gli idrocarburi. Il restante 30% è dato invece dalle emissioni di alcune industrie (raffinerie di petrolio, cartiere, impianti siderurgici), di inceneritori ed impianti per la produzione di energia, anche se per questi ultimi, le Best Available Techniques impiegate nei nuovi impianti riducono notevolmente le emissioni di CO [ISPRA, 2010].

Per quanto concerne invece le fonti naturali dirette, si ricordano le emissioni da parte degli oceani, dell'attività vulcanica e degli incendi, mentre la formazione di CO secondario è dovuta a processi di ossidazione del CH₄ in troposfera e dalla dissociazione della CO₂ indotta da scariche elettriche.

Nella complicata trattazione dei fenomeni chimici dell'atmosfera, vi sono comunque processi di rimozione molto noti, uno dei quali coinvolge proprio il CO, il quale è convertito a CO₂ dal radicale ossidrile (OH[•]), detto "lo spazzino dell'atmosfera", attraverso la seguente reazione:



Questa reazione può essere vista anche al contrario, poiché il principale pozzo di rimozione del radicale OH è dato proprio dal CO.

Tossicità:

Come descritto in precedenza, il CO è estremamente tossico per gli esseri umani e la principale via di esposizione è data dall'inalazione. Nel sangue umano, piccole quantità di CO sono prodotte dal catabolismo dell'emoglobina, la proteina contenuta nei globuli rossi che trasporta l'ossigeno ai vari tessuti corporei, in carbossiemoglobina (COHb) e la normale saturazione del COHb, nel sangue, è 0.4-0.7% [Stewart,1975].

La pericolosità del CO è data dall'elevata affinità dell'emoglobina per il CO che è oltre 200 volte maggiore rispetto l'affinità dell'emoglobina per l'O₂ [West,2003].

La pericolosità del CO è testimoniata anche dal fatto che i primi sintomi di avvelenamento dovuto all'esposizione, sono molto simili a quelli di una comune influenza, impedendo così una corretta diagnosi [Knobeloch and Jackson, 1999; Walker and Hay, 1999].

Molti studi hanno mostrato che elevati livelli di CO si riscontrano in pazienti che soffrono di malattie polmonari quali: bronchiti croniche, fibrosi cistica ed asma [Yamaya et al., 2001; Horvath et al., 2003]. Inoltre, l'esposizione a monossido di carbonio, può indurre ischemie miocardiche in soggetti che presentano già disturbi alle coronarie [Wickramatillake et al., 1998].

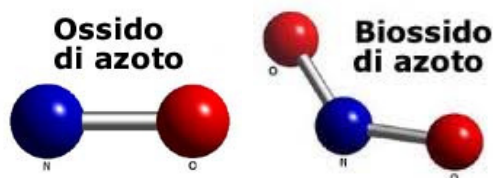
Nella seguente tabella sono riassunti i principali effetti che si riscontrano a diverse concentrazioni di CO. Come si può notare, i primi effetti a livello del sistema nervoso e del sistema cardiovascolare si hanno a 1500ppm, fino ad arrivare ad elevati dosi di esposizione che causano la morte per anossia in breve tempo.

Concentrazioni per un'ora di esposizione , sintomi			Conc. Troposferica Media
nessun problema apprezzabile	500	ppm	0.1-0.2 ppm
primi effetti apprezzabili	650	ppm	
nausea, vomito, mal di testa e disagio	1500	ppm	
pericolo per la sopravvivenza	1500	ppm	
fatale	>3000	ppm	

Tabella 1.1-1 Valori indicativi degli effetti del CO sull'uomo. [Fonte: ARPA Emilia Romagna, sezione provinciale di Parma]

1.1.1.2 Ossidi di azoto

Il termine NO_x è utilizzato genericamente per indicare l'insieme dei due ossidi di azoto più importanti in termini di inquinamento atmosferico, il monossido di azoto (NO) ed il diossido di azoto (NO_2).



Caratteristiche chimico-fisiche:

Il monossido di azoto (NO), è un gas incolore, inodore ed insapore.

Il diossido di azoto (NO_2), noto anche come ipoazotide, specie se in forma di dimero N_2O_4 , è un gas tossico di colore giallo-rosso, caratterizzato da un odore molto pungente e soffocante. L' NO_2 , è molto reattivo come ossidante ed esplica il suo effetto corrosivo nei confronti di molti materiali.

L'azoto si combina con l'ossigeno in vari rapporti, dando origine a diversi ossidi, oltre l'ossido ed il diossido di azoto discussi precedentemente.

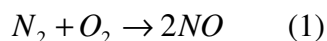
Un altro gas, considerato inquinante, al pari dei due sopracitati, è l'ossido di diazoto (N_2O), comunemente noto come protossido di azoto. L' N_2O è un gas incolore, inodore e con effetti che causano euforia e stati confusionali nei soggetti esposti. Il protossido di azoto è impiegato come propellente nelle bombolette spray, anche alimentari e, proprio per la sua capacità di attenuare la sensazione di dolore, era impiegato come anestetico in campo medico.

Sorgenti e reazioni chimiche in atmosfera:

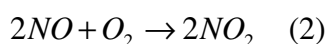
La formazione di NO e di NO_2 avviene principalmente per combustione in presenza di aria, secondo tre meccanismi:

- *Prompt*: avviene durante la prima fase della combustione e da esso derivano una percentuale di NO_x inferiore rispetto ai due meccanismi successivi;
- *Thermal*: in questo caso gli NO_x si formano a partire da N_2 e da un'elevata quantità di ossigeno. In teoria la molecola di N_2 è inerte a temperature

contenute, mentre quelle caratteristiche delle fasi intermedie della combustione, sono sufficientemente elevate da causare la rottura dei legami dell' N_2 e dell' O_2 . Gli atomi di azoto, in questo modo, sono estremamente reattivi a contatto con gli atomi di ossigeno e portano alla formazione di NO.



Una volta formatosi, l'NO interagisce con l'ossigeno durante il processo di raffreddamento trasformandosi parzialmente in NO_2 , con formazione di un miscuglio tra i due ossidi (circa 95% di NO e circa 5% di NO_2).



Sia la (1) che la (2) sono strettamente correlate con la temperatura, con la concentrazione di ossigeno residua e con il quadrato della concentrazione dell'NO per quanto riguarda l' NO_2 .

- *Fuel*: sono detti Fuel NO_x , gli NO_x che si formano dall'ossidazione dell'azoto contenuto nel carbone, la cui combustione comporta la formazione dell'80% dei Fuel NO_x rispetto al totale degli NO_x formati [Jeffrey et al.,2009].

Il monossido di azoto (NO) è un inquinante primario, che si forma durante i processi di combustione ad alte temperature per la produzione di calore, vapore, energia elettrica, energia meccanica (autotrazioni ed esplosioni), incenerimento.

Fonti naturali di NO sono invece: vulcani, fulmini ed emissioni dal suolo derivanti da processi biologici.

Il diossido di azoto (NO_2), invece, deve principalmente la sua presenza in atmosfera dall'ossidazione dell'NO. La reazione (2), può avvenire anche in atmosfera, con lunghi tempi di reazione ed a condizione che vi siano grandi concentrazioni di NO.

La formazione di NO_2 primario risulta comunque insignificante, se paragonata ad alcune delle reazioni di ossidazione dell'NO con ozono e radicali elencate di seguito [Hewitt, 2001].

- Ozono: $NO + O_3 \rightarrow NO_2 + O_2$
- Radicale perossido: $NO + HO\dot{O} \rightarrow NO_2 + OH$
- Alchil-perossidi: $NO + RO_2 \rightarrow NO_2 + RH$

Le reazioni chimiche che coinvolgono l'NO₂, non intervengono solo durante il giorno, ma anche durante le ore notturne.

La chimica notturna è infatti dominata dal radicale nitrato (NO₃), che si forma per reazione dell'NO₂ con l'O₃ accumulatisi durante il giorno. L'NO₃ innesca una serie di reazioni che coinvolgono nuovamente l'NO₂ e molecole di acqua, permettendo così la formazione del pentossido di diazoto o anidride nitrica (N₂O₅) e dell'acido nitrico (HNO₃), rispettivamente.

La reazione tra l'NO₃ e l'NO₂ rappresenta l'unica via di formazione dell'N₂O₅ in atmosfera, il quale contribuisce anch'esso alla formazione di HNO₃ per idrolisi, oppure può dissociarsi e dare nuovamente NO₃ e NO₂ [Hewitt, 2001].

Il radicale nitrato, inoltre, è in grado di reagire con le molecole organiche nello stesso modo del radicale OH; esso infatti rimuove un atomo di H dagli alcani formando così radicali alchilici i quali reagiscono con O₂ per dare radicali perossidici.

La reattività del radicale nitrato è poi, momentaneamente sospesa, con le prime radiazioni solari, poiché scisso in NO₂ ed ossigeno atomico, che ritornano all'interno del ciclo della chimica diurna.

In figura 1.1-3 è rappresentato, in modo schematico, il ruolo degli NO_x in alcuni dei più importanti processi chimici atmosferici nel corso del giorno e della notte.

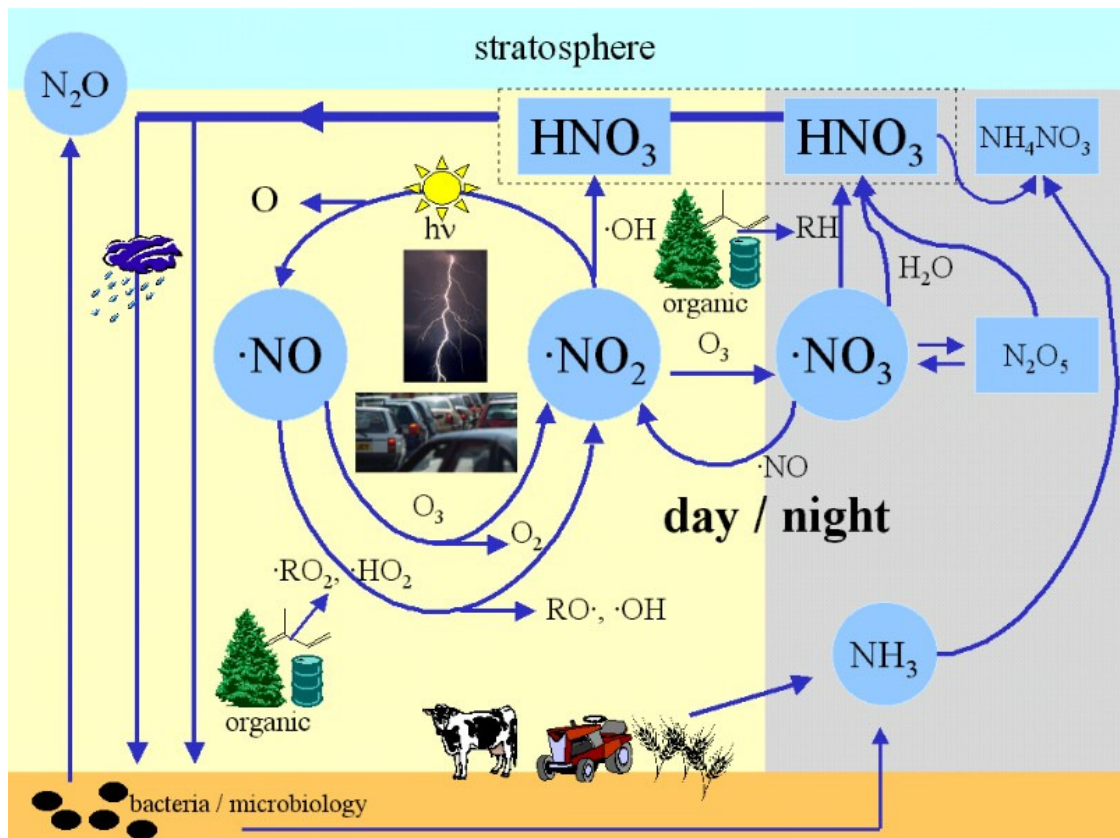


Figura 1.1-3: Reazioni principali della chimica diurna e notturna degli NO_x [www.atmosphere.mpg.de]

Tossicità:

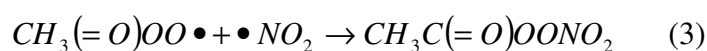
L' NO_2 risulta essere circa quattro volte più tossico dell' NO , ma dato che quest'ultimo si converte rapidamente in NO_2 una volta in atmosfera, entrambi sono potenzialmente tossici.

A basse dosi, da 1-3ppm, la presenza dell' NO_2 è avvertibile a causa del suo odore pungente; a concentrazioni leggermente più elevate, 13ppm, l' NO_2 provoca irritazioni delle mucose degli occhi e del naso ed a concentrazioni prossime a 100ppm, provoca edemi polmonari e la morte nei casi più gravi [Finzi et al., 2001] .

Effetti sull'ambiente:

Gli effetti degli Ossidi di Azoto sul comparto ambiente sono molteplici. Quello di maggior rilievo è dato dallo **Smog Fotochimico**, che si manifesta durante le giornate caratterizzate da condizioni di atmosfera stabile con forte insolazione, in presenza di NO₂ e radicali derivanti dall'ossidazione dei VOC. Durante l'arco di una giornata con le caratteristiche sopracitate, la radiazione solare innesca una serie di reazioni che portano alla formazione di una lunga lista di inquinanti secondari estremamente tossici per la salute umana, quali: l'ozono, il perossi-acetil-nitrato (PAN), le aldeidi ed altre centinaia di sostanze.

Il PAN è un nitro-composto organico dato dalla reazione tra l'NO₂ ed un radicale perossi-acetile (3), presente in atmosfera come inquinante secondario poiché prodotto da reazioni di ossidazione di idrocarburi, aldeidi e chetoni.



Il PAN è un potente irritante per gli occhi ed in concomitanza con l'O₃, causa il blocco della fotosintesi delle piante. Inoltre, data la sua via di formazione, è considerato come indicatore della reattività fotochimica dell'atmosfera.

Oltre allo smog fotochimico, l'NO₂ è responsabile, assieme all'acido solforico, della formazione delle piogge acide, di cui si discuterà nel prossimo sottoparagrafo.

1.1.1.3 Ossidi di zolfo

La sigla SO_x , indica l'insieme dei due principali imputati dell'inquinamento atmosferico da ossidi di zolfo, il diossido di zolfo (SO_2) ed il triossido di zolfo (SO_3), anche se l'inquinante di riferimento è l' SO_2 . Lo zolfo può essere introdotto in atmosfera anche in altre forme, come: H_2S , H_2SO_3 e H_2SO_4 oltre ai diversi solfati [Finzi et al., 2001].



Caratteristiche chimico-fisiche:

Il diossido di zolfo è un gas tipicamente incolore e non infiammabile, caratterizzato da un odore acre e pungente, con una densità maggiore rispetto all'aria, quindi riscontrabile negli strati bassi della troposfera, e da un'elevata reattività con l'acqua. Quest'ultima caratteristica lo rende altamente irritante e pericoloso per l'uomo.

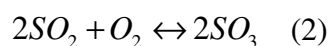
Sorgenti e reazioni in atmosfera:

L' SO_2 è un inquinante primario, proviene sia da fonti naturali, come eruzioni vulcaniche ed alcuni processi biochimici mediati da batteri, ma soprattutto da sorgenti antropiche, quali:

- impianti per la produzione di energia da combustibili fossili;
- attività industriali per la raffinazione del petrolio;
- gli impianti per la conversione di carbon fossile in coke;
- le fonderie, in cui vi è la lavorazione di minerali contenenti zolfo sotto forma di solfuri di metalli;
- la trasformazione del legno in pasta;
- il riscaldamento domestico;
- infine il traffico veicolare, determinato principalmente dai motori diesel.

La formazione di SO_2 , mediante la combustione, può essere rappresentata dai seguenti equilibri:



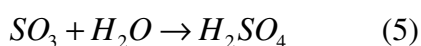
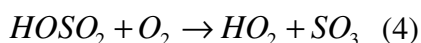


La quantità di SO_3 primario (2), è però molto modesta poiché in presenza di vapore acqueo si converte rapidamente in H_2SO_4 . Quest'ultimo però, non proviene solo dall' SO_3 primario. Infatti, una volta in atmosfera, l' SO_2 può reagire rapidamente con il radicale OH, in presenza di altre molecole, come l' N_2 , richieste per assorbire l'energia cinetica in eccesso dalla seguente reazione:



dove M è la molecola di N_2 [Hewitt, 2001].

Alla (3) seguono le reazioni:



Quindi, una volta formatosi $HOSO_2$ (3), questo reagisce velocemente con l'ossigeno per formare SO_3 secondario (4), il quale a sua volta si converte rapidamente in acido solforico H_2SO_4 (5).

Queste reazioni evidenziano come in atmosfera, si riscontrano concentrazioni maggiori di SO_2 ed H_2SO_4 , rispetto a quelle di SO_3 [Hewitt, 2001].

Tossicità:

Rivolgendo lo sguardo su quelli che sono gli effetti sull'uomo, l' SO_2 , a basse concentrazioni, presenta un potente effetto irritante per la pelle e gli occhi, ed essendo molto solubile in acqua, è assorbito molto velocemente dalla mucose del naso. Da qui, grazie anche ad un effetto sinergico mediato dal particolato, una frazione, può raggiungere anche gli alveoli polmonari e di conseguenza, il circolo sanguigno. In generale comunque, a concentrazioni elevate, può causare seri problemi all'apparato respiratorio, come bronchiti ed asma, oltre che la morte per esposizioni prolungate [Finzi et al., 2001].

Effetti sull'ambiente:

Una conseguenza molto importante delle concentrazioni di questi inquinanti riscontrate in atmosfera, riguarda il cosiddetto fenomeno delle **piogge acide**, causate principalmente dagli ossidi di zolfo e, in misura minore, dagli ossidi di azoto. Quando questi gas entrano in contatto con le particelle d'acqua presenti in atmosfera si vengono a creare rispettivamente, l'acido solforico (H_2SO_4) e l'acido nitrico (HNO_3), provocando una pesante diminuzione, tra 2 e 5, del pH delle precipitazioni. Le conseguenze principali riguardano il danneggiamento della vegetazione, soprattutto ad alte quote, e dei suoli forestali, l'acidificazione dei laghi e dei corsi d'acqua, oltre che il depauperamento dei materiali da costruzione, degli edifici e dei beni culturali.



Figura 1.1-4: Effetto delle piogge acide sui beni culturali e danneggiamento della vegetazione [www.nonsoloaria.com]

1.1.1.4 Particolato

Particolato, particolato sospeso, pulviscolo atmosferico, polveri sottili, polveri totali sospese (PTS) o Materiale Particolato (PM), sono tutti termini che identificano nel linguaggio comune, un insieme di particelle solide o liquide caratterizzate da un tempo di permanenza in atmosfera più o meno lungo, dipendente dal diametro delle stesse. Ricadono a terra o per deposizione secca, attraverso la forza di gravità o l'impatto con le superfici, questo vale soprattutto per le particelle con dimensione maggiore, o per deposizione umida, inglobate quindi nelle goccioline di acqua della pioggia, neve o nebbia.

Il materiale particolato può essere classificato in diversi modi. Primo fra tutti sulla base dell'origine: primario se è introdotto direttamente in atmosfera dopo la sua formazione, secondario se si forma dalla condensazione o dall'interazione chimica di gas precursori di particolato.

Il particolato può essere classificato anche sulla base del diametro delle particelle:

- Grossolane, le particelle con diametro $> 1\mu\text{m}$
- Fini, quelle con diametro $< 1\mu\text{m}$
- Ultrafini, le particelle con diametro $< 0,1\mu\text{m}$

Ancora, il termine PM_{10} , entrato, ormai da tempo, nella lista degli inquinanti principali delle aree urbane, comprende tutte le particelle con diametro inferiore o uguale a $10\mu\text{m}$, include quindi anche il $\text{PM}_{2,5}$ che rappresenta circa il 60% del PM_{10} .

La composizione chimica del particolato è estremamente variegata:

- Il PM_{10} è costituito essenzialmente da materiale crostale: ossidi di silicio, Al, Ti, Fe, Sali marini ed agenti biologici, ovvero spore, pollini, etc.;
- La frazione più piccola, $\text{PM}_{2,5}$, deriva principalmente da processi di combustione ed è formata da metalli (Pb, Cd, V, Ni, Cu, Zn, Mn, Fe), IPA e derivati, carbonio organico ed elementare [ARPA, 2009].

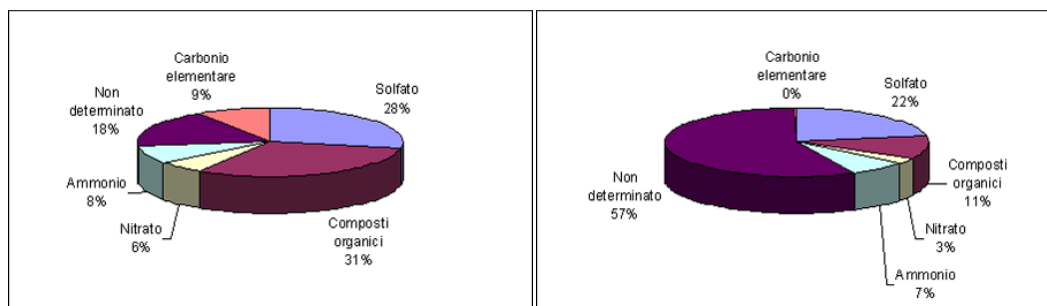


Figura 1.1-5: Composizione percentuale del particolato di origine urbana (sx) e naturale (dx) [Fonte: Ministero dell'Ambiente]

Sorgenti:

Il particolato ha origine sia naturale che antropogenica. In natura il PM primario proviene da eruzioni vulcaniche, incendi, spray marino, pollini, spore e dal trasporto, mediato dal vento, dei granuli di sabbia e del materiale terrigeno formatosi dall'erosione dei suoli.

Fonti antropogeniche di PM sono maggiormente concentrate nei centri urbani, dove i veicoli alimentati a diesel, il deterioramento degli pneumatici, del manto stradale, dei freni, delle marmitte catalitiche ed il riscaldamento domestico (in particolar modo gasolio, carbone e legna) costituiscono l'apporto preponderante. Il traffico, oltre ad essere il determinante principale delle concentrazioni di PM nelle città, influenza in particolar modo le caratteristiche chimico-fisiche del particolato, soprattutto per quanto riguarda gli Idrocarburi Policiclici Aromatici, i metalli e la capacità di formazione di radicali [Pope et al.,2002].

Altre sorgenti antropiche sono date dalle attività industriali quali inceneritori, cementifici, mangimifici, centrali termoelettriche e raffinerie di petrolio.

Sulla base di quanto detto fin'ora sulla natura e le dimensioni del particolato, è possibile distinguerlo in:

- AEROSOL ATMOSFERICO: particelle solide o liquide, fini ($\phi < 1\mu\text{m}$) aereo-disperse;
- ESALAZIONI: particelle solide con $\phi < 1\mu\text{m}$, introdotte in atmosfera da processi dell'industria chimica e metallurgica;
- FUMO: particelle trasportate da miscele gassose con $\phi < 2\mu\text{m}$
- POLVERI propriamente dette: particelle solide con $(0,25 < \phi < 1)\mu\text{m}$;
- SABBIE: le cui particelle possiedono un $\phi > 500\mu\text{m}$

Effetti sull'ambiente:

Gli effetti del particolato sul comparto ambientale riguardano soprattutto la capacità nell'assorbire le radiazioni solari, nella visibilità atmosferica e nei processi di condensazione dell'acqua favorendo la formazione di smog e nebbie, dette anche "*precipitazioni occulte*".

In funzione della natura chimica e del tipo di deposizione, gli effetti tossici del particolato sugli ecosistemi ambientali, si riscontrano soprattutto sulla vegetazione, in quanto interferiscono con la reazione di fotosintesi delle piante [Grantz, 2003].

Nonostante questi effetti negativi, alcuni studi hanno mostrato che il particolato secondario, soprattutto solfati e nitrati, essendo molto efficiente nella riflessione della radiazione solare, provocano un raffreddamento della bassa atmosfera [Charlson and Wigley, 1994]. Questo effetto di raffreddamento nell'emisfero nord è stato stimato che possa essere comparato, in termini di magnitudo, al riscaldamento atmosferico prodotto dall'aumento di gas serra [Kiel and Briegleb, 1993].

Tossicità:

Svariati studi epidemiologici hanno evidenziato che i maggiori fattori inquinanti dell'atmosfera urbana sono il PM₁₀, seguito dall'SO₂ e l'NO_x [Wei and Chapman, 2001; Greenwell et al., 2002].

L'esposizione prolungata ad elevate concentrazioni di PM, aumenta il rischio di formazione di tumori ai polmoni, disturbi alle vie respiratorie ed arteriosclerosi. L'esposizione a tempi più brevi, provoca svariate forme di disturbi respiratori, fra cui bronchiti ed asma [Samet et al., 2000; Chiaverini, 2002; Sorensen et al., 2003].

Gli effetti tossici sulla salute umana dipendono sia dalle dimensioni del particolato, quindi fino quale tratto dell'apparato respiratorio riescono a raggiungere, e dalla composizione chimica di questo, acidità e cancerogenicità.

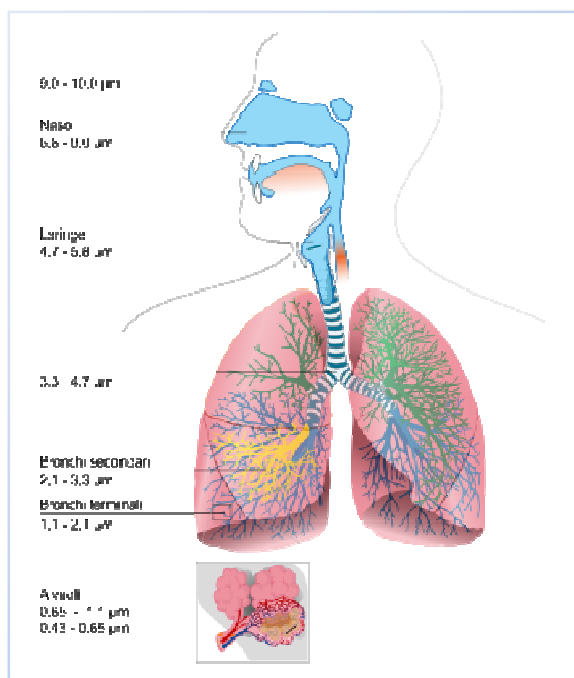


Figura 1.1-6: Schematizzazione del tratto respiratorio

Le particelle inalabili sono quelle che raggiungono il primo tratto respiratorio, naso-bocca, faringe e laringe.

Le particelle toraciche, più piccole diametralmente, raggiungono la zona della trachea e delle vie cigliate.

Le particelle respirabili, invece, grazie al loro diametro inferiore a $2,5\mu\text{m}$, possono attraversare facilmente gli alveoli polmonari e passare nel circolo sanguigno e, quindi, trasportare nel corpo sostanze potenzialmente cancerogene come il Benzo[a]pirene e le fibre di amianto.

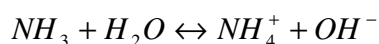
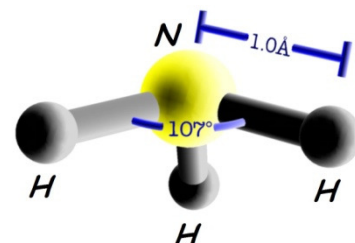
Come raccomandato dalle linee guida sulla qualità dell'aria del World Health Organisation (WHO), molti paesi utilizzano come indicatori di rischio per la salute, la concentrazione del $\text{PM}_{2.5}$ e del PM_{10} , [Zhang et al., 2011].

1.1.1.5 Ammoniaca

Caratteristiche chimico-fisiche:

L'ammoniaca è un gas incolore, dotato di forte odore penetrante, irritante per gli organi della respirazione.

La molecola di ammoniaca presenta una struttura tetraedrica deformata, con un atomo di azoto centrale, legato a 3 atomi di idrogeno. L'atomo di azoto presenta quindi una coppia di elettroni spaiati che conferiscono alla molecola diverse proprietà, fra cui la possibilità della formazione di legami ad idrogeno ed un'elevata solubilità in acqua. In presenza di acqua infatti l'ammoniaca si dissocia molto debolmente, dando soluzioni basiche:



L'NH₃, assieme all'SO₂ e gli NO_x, contribuisce significativamente ai fenomeni di eutrofizzazione ed acidificazione ed inoltre, è responsabile della formazione di particolato secondario, più nello specifico, particelle ultrafini di solfato e nitrato d'ammonio, le quali hanno dimensioni inferiori ad 1µm e presentano tempi di residenza in atmosfera molto lunghi e sono in grado di percorrere distanze molto lunghe [Finlayson-Pitts and Pitts, 1986].

Sorgenti:

Le sorgenti di ammoniaca in atmosfera, sono principalmente riconducibili alle emissioni provenienti dagli allevamenti ed allo spandimento di fertilizzanti azotati in agricoltura. Le piante infatti, per espletare il loro ciclo vitale, necessitano di macro-nutrienti come l'azoto, il fosforo ed il potassio, i quali sono presenti nei suoli, ma lo sono in forme e quantità non sufficienti a garantire una crescita equilibrata delle piante. A questi macro-nutrienti vanno aggiunti tutta un'altra serie di meso e microelementi, in quantità minori, i quali però sono già disponibili. Ne consegue, quindi, la necessità di apportare ai suoli i nutrienti e quindi la centralità del ruolo dei fertilizzanti in agricoltura [Colonna, 2010].

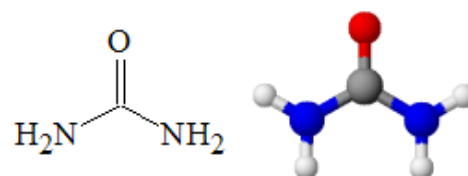
Per rappresentare l'importanza di queste sorgenti a livello nazionale, si riportano due figure concernenti: le quantità di diverse tipologie di fertilizzanti utilizzate dal 2004 al 2009, ed una serie storica, dal 1990 al 2009, relativa al contributo del settore agricoltura, comprendente anche alcuni allevamenti, alle emissioni in atmosfera di ammoniaca. Entrambe sono contenute nell'inventario delle emissioni nazionali in atmosfera dal 1990 al 2009, per il Macrosettore agricoltura, elaborato da ISPRA nel 2011.

Fertilizzante	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Solfato ammonico	145.116	134.295	145.513	168.883	137.637	114.736
Calcio-cianamide	12.307	11.912	12.403	14.387	18.161	23.692
Nitrati	633.610	617.201	570.717	560.672	494.785	292.966
Urea	785.515	691.255	735.487	732.213	679.390	506.694
Altri azotati	134.321	151.816	146.232	146.247	144.709	117.436
Azoto fosfatici	445.071	393.804	395.391	382.757	225.820	263.887
Azoto potassici	79.788	77.243	82.703	110.070	100.486	94.180
Fosfo-azoto-potassici	947.970	863.545	801.872	883.037	715.549	452.369
Organo minerali	368.503	353.366	344.923	396.219	307.001	251.756
TOTALE	3.552.201	3.294.437	3.235.240	3.394.485	2.823.538	2.117.716

Figura 1.1-7: Tipologie e quantità di fertilizzanti impiegati in agricoltura dal 2004 al 2009. [Fonte ISPRA, 2011]

Come si può notare da questa prima figura, le tipologie di fertilizzanti maggiormente utilizzati sono: l'urea, i nitrati, gli azoto fosfatici ed a seguire tutti gli altri.

L'urea risulta essere maggiormente utilizzata in Italia, sia per la sua versatilità determinata dalle caratteristiche chimico fisiche, sia per motivi economici e culturali.



Nel 2005, l'urea ha rappresentato da sola, il 44% dei fertilizzanti azotati semplici impiegati nel nostro paese [Colonna,2010; ISTAT, 2006]. Allo stesso tempo però, oltre ad essere il composto più utilizzato in agricoltura, è anche quello che contribuisce maggiormente alle emissioni di NH_3 in atmosfera. Quest'ultima constatazione può essere vista come un paradosso, se si pensa che una percentuale di urea prodotta, è impiegata nei sistemi di abbattimento degli NO_x nei grandi impianti industriali [Colonna, 2010].

La figura seguente evidenzia le principali categorie di attività che contribuiscono significativamente alle emissioni di NH_3 .

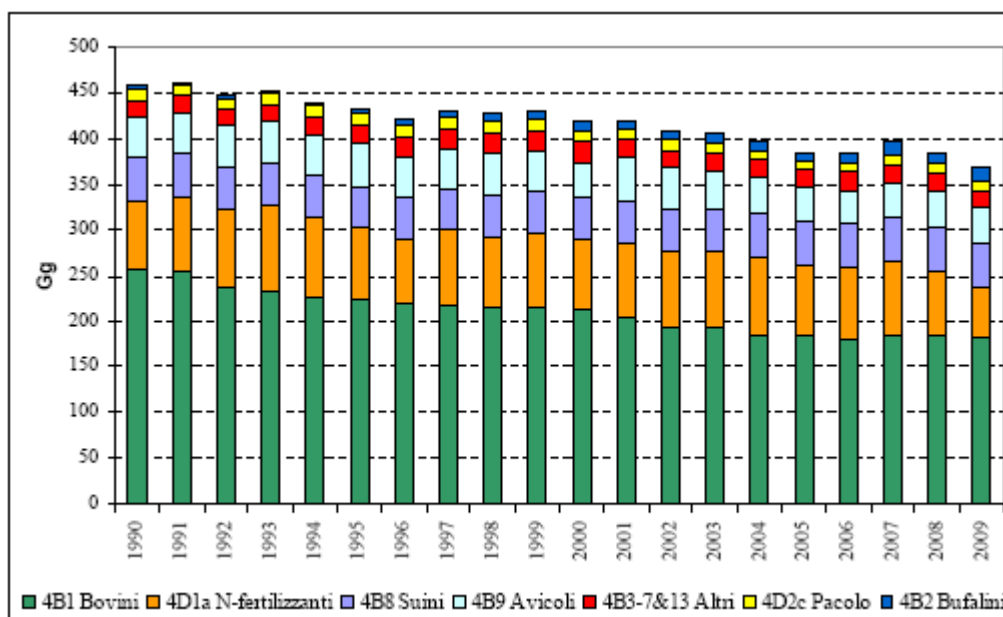


Figura 1.1-8: Serie storica delle emissioni nazionali di ammoniaca dall'Agricoltura dal 1990 al 2004. [Fonte ISPRA, 2011]

Dal 1990 al 2009 si assiste ad un lieve calo delle emissioni di NH₃, disaggregate sulla base delle principali categorie emmissive del Macrosettore agricoltura. L'inventario prodotto da ISPRA, comunque, sottolinea come due sole categorie, l'allevamento di bovini e l'utilizzo di fertilizzanti azotati, siano responsabili del 74% delle emissioni totali.

Partendo da questo risultato, si deduce che una parziale soluzione al problema delle emissioni di NH₃ può essere quella di agire sulle tecniche e le tipologie di composti utilizzati per la fertilizzazione dei campi.

Uno studio effettuato dall'ENEA (Ente per le Nuove Tecnologie, l'Energia e l'Ambiente), sottolinea l'importanza dell'introduzione di nuove pratiche e la sostituzione dell'urea con fertilizzanti organici per la concimazione dei suoli agricoli, poiché queste porterebbero ad una riduzione significativa e non trascurabile delle emissioni di NH₃ in atmosfera. Dal medesimo studio si evince però anche la difficoltà a mettere in pratica queste tecniche nel nostro paese, soprattutto a causa delle abitudini degli agricoltori, ma anche per i costi da sostenere per mettere in pratica le nuove pratiche agricole [Colonna, 2010].

1.2 Normativa di riferimento

Nel corso degli anni passati, la normativa nazionale in materia ambientale, è stata segnata da un carattere fortemente frammentato, a causa del fatto che le norme emanate non presentavano un filo comune, poiché avevano come unico fine quello di fare fronte a problemi di carattere ambientale verificatisi nel corso degli anni precedenti, e non quello di tutelare anticipatamente ed in senso generale, non settoriale, l'ambiente. Una delle tappe fondamentali della legislazione italiana è stata l'emanazione, nel 1986, del DLgs. n. 349 che istituì il Ministero dell'Ambiente, con il compito di attuare una vera e propria politica ambientale, e l'Istituto di Valutazione di Impatto Ambientale, quale organo giuridico.

L'evoluzione massima della tutela ambientale si è avuta però nel 2006, con l'emanazione del DLgs. n.152, detto "Codice dell'Ambiente" o "Testo Unico Ambientale", che rappresenta fin'ora, l'unico tentativo della legislazione italiana di fare chiarezza, nel caos di norme emanate fino a quella data.

1.2.1 Normativa comunitaria

Nel corso degli anni '90, le iniziative rivolte al conseguimento di un elevato grado di protezione ambientale, assistito sia da un approccio integrato alle tematiche ambientali, sia da una semplificazione delle procedure di autorizzazione, hanno assunto una notevole importanza. Una delle più significative è sicuramente la Direttiva 96/61/CE (oggi sostituita dalla Direttiva n. 1 del 15 gennaio del 2008), del 24 settembre 1996, relativa alla prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento, meglio nota come direttiva IPPC (Integrated Pollution Prevention and Control).

Le finalità di questa direttiva erano volte ad attuare un'elevata protezione dell'ambiente nel suo complesso, da cui il termine 'integrate', attraverso una serie di misure volte a prevenire, e dove non fosse stato possibile, a ridurre l'inquinamento derivante dalle attività ricomprese nell'Allegato I, "lasciando comunque impregiudicate le disposizioni della direttiva 85/337/CEE concernente la valutazione dell'impatto ambientale di determinati progetti pubblici e privati, nonché altri requisiti comunitari", come cita il testo della direttiva.

Le attività e gli impianti elencati nell'Allegato I, riguardano in sintesi: le attività energetiche, la produzione e la trasformazione di metalli, l'industria dei prodotti minerali e

quella chimica, la gestione dei rifiuti ed altre attività, fra cui ad esempio l'industria alimentare, conciaria e tessile, gli allevamenti, ed altri ancora.

A tre giorni di distanza dalla direttiva precedente, il 27 settembre, la Comunità Europea emanò un'altra direttiva altrettanto importante quanto quella precedente, la Direttiva 96/62/CE in materia di gestione e valutazione della qualità dell'aria ambiente. L'obiettivo generale era quello di definire dei principi fondamentali di base per attuare, su tutta la Comunità Europea, una strategia in grado di:

- definire e stabilire obiettivi di qualità dell'aria ambiente per evitare, prevenire o ridurre gli effetti sulla salute umana e sull'ambiente nel suo complesso;
- valutare la qualità dell'aria ambiente negli Stati membri con metodi e criteri comuni;
- disporre e garantire la trasparenza di informazioni adeguate, anche con soglie di allarme;
- mantenere la qualità dell'aria laddove è buona e migliorarla negli altri casi.

Per il conseguimento degli obiettivi di qualità dell'aria indicati nella Dir. 96/62/CE, furono emanate tutta una serie di direttive "figlie", concernenti i valori limite dei principali inquinanti atmosferici:

- Direttiva 1999/30/CE relativa ai valori limite di qualità dell'aria ambiente per il biossido di zolfo, il biossido di azoto, gli ossidi di azoto, le particelle ed il piombo;
- Direttiva 2000/69/CE concernente i valori limite per il benzene ed il monossido di carbonio;
- Direttiva 2002/3/CE per i livelli di ozono in troposfera;
- Direttiva 2004/107/CE relativa ai livelli di arsenico, cadmio, mercurio, nickel ed IPA.

L'ultima norma in materia di qualità dell'aria, emanata dal Consiglio Europeo è la Direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa, la quale disciplina tutte le direttive elencate fin'ora in materia di qualità dell'aria. Infatti essa dispone che alle direttive sopraelencate, esclusa la 2004/107/CE, siano apportate opportune modifiche sostanziali, con lo scopo di integrare le ultime conoscenze in campo scientifico e sanitario, ed inoltre, per motivi di chiarezza, semplificazione ed efficienza

amministrativa, predispone l'accorpamento di queste in un unico atto normativo. Per la 2004/107/CE, è infine previsto che una volta maturata un'esperienza adeguata in materia, essa possa essere incorporata nella 2008/50/CE.

Gli obiettivi della suddetta direttiva, molto simili a quelli della 96/62/CE, introducono, oltre all'importanza di ottenere informazioni per contribuire alla lotta contro l'inquinamento e gli effetti nocivi, il monitoraggio delle tendenze a lungo termine ed i miglioramenti ottenuti con l'applicazione delle misure nazionali e comunitarie ed infine, la promozione di una maggiore cooperazione tra gli Stati Membri.

La direttiva 2008/50/CE, definisce chiaramente ognuno dei principali inquinanti atmosferici e contiene una sezione specifica per l'ozono ed i suoi precursori, oltre ad articoli specifici sui limiti e le soglie di allarme del PM_{2.5} (Art.15 e 16). Ancora, la direttiva include una lunga serie di Allegati che vanno a specificare: gli obiettivi di qualità dei dati misurati; i criteri per il campionamento e la misurazione nelle zone e negli agglomerati; le metodologie da seguire per la misurazione degli inquinanti; i valori obiettivo a breve ed a lungo termine; i livelli critici e le soglie di allarme ed infine, il limite per la protezione della salute umana, riassunti nella seguente tabella.

Tabella 1.2- 1: valori limite per la qualità dell'aria; Direttiva 2008/50/CE

Periodo di Mediazione	Valore limite	Margine di tolleranza	Data entro la quale il valore limite deve essere raggiunto
Biossido di zolfo			
1 ora	350µg/m ³ , da non superare più di 24 volte per anno civile	150µg/m ³ (43 %)	— (1)
1 giorno	125µg/m ³ , da non superare più di 3 volte per anno civile	Nessuno	— (1)
Biossido di azoto			
1 ora	200µg/m ³ , da non superare più di 18 volte per anno civile	50 % il 19 luglio 1999, con una riduzione il 1° gennaio 2001 e successivamente ogni 12 mesi secondo una percentuale annua costante fino a raggiungere lo 0 % entro il 1° gennaio 2010	1° gennaio 2010
Anno civile	40µg/m ³	50 % il 19 luglio 1999, con una riduzione il 1° gennaio 2001 e successivamente ogni 12 mesi secondo una percentuale annua costante fino a raggiungere lo 0 % entro il 1° gennaio 2010	1° gennaio 2010
Benzene			

Anno civile	5µg/m ³	5 µg/m ³ (100 %) il 13 dicembre 2000, con una riduzione il 1° gennaio 2006 e successivamente ogni 12 mesi di 1µg/m ³ fino a raggiungere lo 0 % entro il 1° gennaio 2010	1° gennaio 2010
Monossido di carbonio			
Media massima giornaliera calcolata su 8 ore (2)	10mg/m ³	60 %	— (1)
Piombo			
Anno civile	0,5µg/m ³ (3)	100 %	— (3)
PM10			
1 giorno	50µg/m ³ , da non superare più di 35 volte per anno civile	50 %	— (1)
Anno civile	40µg/m ³	20 %	— (1)
<p>(1) Già in vigore dal 1° gennaio 2005.</p> <p>(2) La massima concentrazione media giornaliera su 8 ore sarà determinata esaminando le medie consecutive su 8 ore, calcolate in base a dati orari e aggiornate ogni ora. Ogni media su 8 ore così calcolata sarà assegnata al giorno nel quale finisce; in pratica, la prima fascia di calcolo per ogni singolo giorno sarà quella compresa tra le ore 17:00 del giorno precedente e le ore 01:00 del giorno stesso; l'ultima fascia di calcolo per ogni giorno sarà quella compresa tra le ore 16:00 e le ore 24:00 del giorno stesso.</p> <p>(3) Già in vigore dal 1° gennaio 2005. Valore limite da soddisfare soltanto entro il 1° gennaio 2010 nelle immediate vicinanze delle specifiche fonti industriali localizzate in siti contaminati da decenni di attività industriali. In tali casi il valore limite fino al 1° gennaio 2010 sarà di 1,0µg/m³. L'area in cui si applicano valori limite superiori non deve estendersi per più di 1000 m da tali fonti specifiche.</p>			

Come si può notare dalla tabella precedente, non sono presenti i valori obiettivo ed i valori limite per il PM_{2,5}, elencati a parte nell'Allegato XIV, che include anche i criteri per la valutazione dell'Indicatore di Esposizione Media (IEM) in µg/m³ e l'obiettivo nazionale di riduzione dell'esposizione espresso in percentuale.

Tabella 1.2- 2: valori obiettivo PM 2.5; Direttiva 2008/50/CE

Obiettivo di riduzione dell'esposizione relativo all'IEM nel 2010		Anno entro il quale dovrebbe essere raggiunto l'obiettivo di riduzione dell'esposizione
Concentrazione iniziale in µg/m ³	Obiettivo di riduzione in percentuale	2020
< 8,5 = 8,5	0 %	
> 8,5 — < 13	10 %	
= 13 — < 18	15 %	
= 18 — < 22	20 %	
≥ 22	Tutte le misure appropriate per conseguire l'obiettivo di 18 µg/m ³	

Quindi, sulla base del valore dell'IEM, lo Stato membro ha l'obbligo di ridurre quest'ultimo, entro il 2020, della relativa percentuale indicata a destra.

Di seguito, invece, si riportano i valori obiettivo e quelli limite.

Tabella 1.2- 3: valori obiettivo e valori limite PM 2.5; Direttiva 2008/50/CE

Obbligo di concentrazione dell'esposizione		Anno entro il quale deve essere rispettato tale obbligo	
20µg/m3		2015	
Valore obiettivo			
Periodo di mediazione	Valore obiettivo	Data entro la quale dovrebbe essere raggiunto il valore-obiettivo	
Anno civile	25µg/m3	1o gennaio 2010	
Valore limite			
Periodo di mediazione	Valore limite	Margine di tolleranza	Data entro la quale deve essere raggiunto il valore limite
Anno civile	25µg/m3	20% l'11 giugno 2008, con riduzione il 1° gennaio successivo e successivamente ogni 12 mesi secondo una percentuale annua costante fino a raggiungere lo 0 % entro il 1° gennaio 2015	1° gennaio 2015 (FASE 1)
Anno civile	20µg/m3		1° gennaio 2020 FASE 2 (1)
(1) Fase 2 — valore limite indicativo che la Commissione deve verificare nel 2013, alla luce di ulteriori informazioni in materia di conseguenze sulla salute e sull'ambiente, fattibilità tecnica ed esperienza del valore obiettivo negli Stati membri.			

1.2.2 Normativa nazionale

Come anticipato precedentemente, il Testo Unico Ambientale è stato un atto normativo molto importante a livello nazionale, proprio per il suo tentativo di accorpate tutte le norme di carattere ambientale in un unico codice dell'ambiente. Il DLgs. n.152/06, non è sempre stato aggiornato con tutte le direttive emanate dalla Comunità Europea: ad esempio la 2008/50/CE e la Direttiva IPPC, discusse in precedenza, sono state recepite da Decreti appositi.

A livello nazionale, la direttiva 2008/50/CE, è stata recepita dal DLgs. n.155 del 4 agosto 2010.

L'attuale quadro normativo, istituito da tale decreto per il raggiungimento degli obiettivi imposti dalla Comunità Europea, elencati nel sottoparagrafo precedente, si fonda su molteplici principi che in sintesi comprendono:

- il rispetto di standard qualitativi elevati ed omogenei che assicurino un approccio uniforme di valutazione e gestione dell'inquinamento atmosferico su tutto il territorio nazionale;
- l'organizzazione di un sistema di acquisizione, trasmissione e messa a disposizione dei dati e delle informazioni sull'inquinamento efficiente, che risponda ad esigenze di tempestività nella conoscenza degli eventi da parte delle amministrazioni e del pubblico;
- la ZONIZZAZIONE del territorio in agglomerati ed altre zone. Le prime si individuano sulla base dell'assetto urbanistico, della popolazione residente e della densità abitativa, mentre le seconde si identificano sulla base di aspetti come il carico emissivo, le caratteristiche orografiche, le caratteristiche meteo-climatiche e il grado di urbanizzazione del territorio.

Questa procedura permette di individuare nel territorio quali degli aspetti citati sono predominanti e quindi, accorpate tali aree per rendere la valutazione il più omogenea possibile.

In definitiva la zonizzazione è considerata il presupposto su cui l'attività di valutazione della qualità dell'aria ambiente è organizzata;

- la valutazione della qualità dell'aria ambiente, negli agglomerati o nelle zone definite precedentemente, si effettua per ogni singolo inquinante e si esplica attraverso una rete di misurazioni in siti fissi, le quali possono essere integrate con tecniche di modellizzazione o misurazioni indicative che permettano un adeguato livello di informazione. La gestione o il controllo della rete di misurazioni è affidato alle regioni o le province autonome o, su delega, alle agenzie regionali per la protezione dell'ambiente. L'importanza delle misurazioni in siti fissi permette l'individuazione delle aree di superamento dei valori, dei livelli, delle soglie e degli obiettivi previsti dal decreto;
- il principio di efficienza ed efficacia che deve essere applicato ogni qual volta che si presenti la necessità di implementare piani o misure per attenuare l'inquinamento in zone o agglomerati. Tali piani o misure devono prendere in considerazione ogni sorgente nel territorio che influenza negativamente l'agglomerato o la zona.

La Direttiva IPPC, invece, è stata recepita dal DLgs. del 18 febbraio 2005 n. 59 “Attuazione integrale della Direttiva 96/61/CE relativa alla prevenzione e riduzione integrate dell’inquinamento (IPPC)”, ora abrogato dal DLgs 128 del 2010 e ricompreso con modifiche nel DLgs 152 del 2006.

Il Decreto mette in atto la prevenzione e la riduzione integrate dell’inquinamento da fonti industriali, attraverso un iter procedurale che termina con il rilascio della “Autorizzazione Integrata Ambientale” per tutti gli impianti compresi negli Allegati I e V, con le relative soglie di produzione annue.

L’Art. 2, lettera ‘l’ del decreto definisce quindi l’AIA come:

“il provvedimento che autorizza l’esercizio di un impianto, o di parte di esso, a determinate condizioni che devono garantire che l’impianto sia conforme ai requisiti del presente decreto. Un’autorizzazione integrata ambientale può valere per uno o più impianti, o parti di essi, che siano localizzati sullo stesso sito e gestiti dal medesimo gestore.”

In sintesi quindi, quest’autorizzazione consente l’esercizio di determinati impianti industriali dettando una serie di misure che considerino l’impatto ambientale nella sua interezza, e riguardano:

- la prevenzione e la riduzione delle emissioni derivanti dalle attività oggetto del suddetto provvedimento, in tutti i comparti ambientali (aria, acqua e suolo);
- la riduzione della produzione di rifiuti;
- l’utilizzo efficiente delle risorse ambientali e l’efficienza energetica;
- la prevenzione o la riduzione della produzione di rumore, di vibrazioni e di radiazioni;
- il raggiungimento di un elevato grado di protezione dell’ambiente, attraverso la prevenzione degli incidenti e la limitazione delle conseguenze ed infine, il ripristino del sito dopo la chiusura.

Per il pieno conseguimento delle misure sopraelencate, le AIA, come la VIA e la VAS, si basano sui principi di precauzione e prevenzione e per tale motivo devono contenere una parte relativa alle BAT (Best Available Techniques) o Migliori Tecniche Disponibili.

Infine, l’autorità competente, per il rilascio dell’autorizzazione deve tenere conto della localizzazione geografica, delle caratteristiche intrinseche dell’ambiente locale e di quelle tecniche dell’impianto, oltre che di tutte le materie prime sfruttate da quest’ultimo.

In Emilia Romagna, l'Autorità competente al rilascio dell'autorizzazione è la Provincia, secondo la LR. n. 21 del 2004. Per quanto concerne invece l'attività di controllo, tale compito è stato affidato alle ARPA, le quali effettuano le ispezioni programmate e straordinarie individuate dall'Autorità competente.

1.3 Emissioni in atmosfera

1.3.1 Definizione di emissione e immissioni

Nell'ottica della definizione della qualità dell'aria, è necessario effettuare una piccola distinzione tra quelle che sono le EMISSIONI e le IMMISSIONI. Le prime definiscono la quantità di sostanze diffuse in atmosfera da una sorgente in un arco temporale ben definito, sono solitamente espresse in tonnellate/anno e, per la loro definizione, descrivono quantitativamente l'atto di introduzione di sostanze inquinanti in aria. Le seconde invece, rappresentano la quantità di un inquinante all'interno di un volume ben definito, sono quindi espresse con mg/m^3 o $\mu\text{g/m}^3$ e sono proprio queste che determinano il valore di qualità dell'aria del volume preso in esame.

1.3.2 Criteri di classificazione delle sorgenti

In primo luogo le fonti emissive possono essere classificate sulla base di una serie di criteri. Si possono distinguere relativamente alla modalità di funzionamento, differenziando a loro volta le emissioni **CONTINUE**, quelle che presentano una certa regolarità e periodicità (questo è il caso delle emissioni riconducibili a grandi impianti di produzione di energia, o gli impianti per il riscaldamento domestico), da quelle **DISCONTINUE**, ovvero quelle che sono periodiche e non costanti nel tempo.

Ancora, è possibile effettuare una dislocazione spaziale delle emissioni sul territorio, quindi una distinzione effettuata considerando la posizione nello spazio dell'emissione, se **FISSA** (es. camini industriali) o **MOBILE** (es. aerei, navi, automobili).

Infine, la classificazione più frequentemente utilizzata nella pratica, è quella attuata sulla base della forma delle emissioni. Quest'ultima prevede in primo luogo l'individuazione di un opportuni valori soglia, i quali dovranno essere considerati come discriminanti tra:

- ❖ **SORGENTI PUNTUALI**, ovvero, fonti di emissione superiori a determinati valori soglia, i quali sono definiti sulla base di indicazioni generali, questo per poter definire anche valori più restrittivi o differenziati per tipologia di inquinante sulla base delle finalità dell’inventario.
- ❖ **SORGENTI LINEARI**, in questo caso, la fonte è rappresentabile mediante una linea e l’emissione può essere espressa in funzione della lunghezza di tale linea. I tratti stradali e ferroviari sono un chiaro esempio di questa categoria.
- ❖ **SORGENTI AREALI o DIFFUSE**, nelle quali rientrano tutte le fonti che non superano i valori soglia prestabiliti oppure, le fonti che non possono essere classificate come puntuali o lineari. Per tale categoria, le emissioni necessitano obbligatoriamente di una stima effettuata sulla base: del dato di attività riferita a tutta l’area considerata e del fattore di emissione.

1.4 Inventari delle emissioni

La normativa italiana sottolinea la necessità di adottare piani e programmi, e redigere criteri per la loro elaborazione, per risanare e mantenere un livello accettabile, e sempre migliore, di qualità dell’aria. La redazione e l’attuazione di tali piani e programmi, affidata alle regioni e le provincie autonome, è piuttosto complessa in ogni fase e coinvolge tutta una serie di discipline scientifiche fra cui: la misura degli inquinanti, l’utilizzo di modelli opportuni per la creazione di scenari futuri e l’inventario delle emissioni. Il Dipartimento Ambiente ex APAT, ora ISPRA, per fornire un supporto tecnico e scientifico adeguato nella predisposizione ed attuazione dei piani e programmi, nell’aprile del 2004 ha proposto al Tavolo Tecnico “Regioni sulla qualità dell’aria”, e l’anno successivo, il 20 gennaio 2005, alle Agenzie Regionali e Provinciali (Direzioni Generali), all’ENEA, al CNR, al Ministero dell’Ambiente, un lavoro relativo al progetto “*INVENTARI DELLE EMISSIONI E PIANI DI RISANAMENTO DELLA QUALITÀ DELL’ARIA*”. Tale proposta è stata poi formalizzata dal consiglio federale delle agenzie nell’ottobre del 2005, con il nome di “Tavolo interagenziale *INVENTARI DELLE EMISSIONI E PIANI DI RISANAMENTO DELLA QUALITÀ DELL’ARIA*”.

Questo gruppo di lavoro interagenziale si è proposto di fornire il supporto tecnico-scientifico necessario, anche con la messa in rete delle migliori competenze ed esperienze, ai decisori politici sulla tutela ed il risanamento della qualità dell’aria. Quindi, lo scopo principale di tale iniziativa è quello di essere uno strumento di riferimento nazionale

trasparente, accessibile e fruibile da tutte le amministrazioni locali. Gli argomenti principali trattati dal Tavolo interagenziale spaziano dal monitoraggio della qualità dell'aria al monitoraggio del piano, riguardano la valutazione dell'efficacia delle singole misure di concentrazione per la creazione di scenari emissivi a diversi livelli (locale, regionale e di bacino), per la temporizzazione delle analisi e degli interventi ed infine per la creazione di inventari locali delle emissioni. Questi ultimi sono contenuti nel sotto-progetto SP01 - "Inventari locali di emissioni in aria" che presenta come scopi principali: la facilitazione della compilazione degli inventari di emissione, poiché considerati elementi conoscitivi indispensabili per la realizzazione di piani e programmi di risanamento della qualità dell'aria, e l'utilizzo di metodologie omogenee per la redazione degli stessi, in modo da poter giungere alla creazione di scenari armonizzati su tutto il territorio nazionale [APAT, 2006].

1.4.1 Definizione ed origine degli Inventari delle emissioni

Come stabilito dal DM del 20 Maggio 1991, "*Criteri per l'elaborazione dei piani regionali per il risanamento e la tutela della qualità dell'aria*" (G.U. n.126 del 31.5.1991), un inventario delle emissioni è: "*una serie organizzata di dati relativi alla quantità di inquinanti introdotti in atmosfera da sorgenti naturali e/o attività antropiche*".

Un inventario delle emissioni rappresenta una raccolta fedele di valori di emissioni, disaggregate sulla base delle diverse tipologie di attività, come ad esempio la produzione di energia termoelettrica o l'agricoltura, che insistono in una determinata area territoriale, in modo da capire l'area geografica interessata dall'emissione, in un preciso arco temporale. Ancora, l'inventario deve provvedere a specificare i combustibili e le materie prime impiegate nei processi produttivi di tali attività, oltre che la descrizione vera e propria di questi ultimi, dai quali dipendono gli inquinanti emessi in atmosfera, ed infine la forma dell'emissione che verrà descritta più avanti.

Secondo le Linee Guida fornite dall'Agenzia Nazionale per la Protezione Ambientale (ANPA ora ISPRA), le informazioni racchiuse in un inventario costituiscono delle stime di emissione per ogni tipologia di sorgente, ognuna delle quali è rappresentativa del proprio contributo alle emissioni complessive, in termini di quantità e composizione dei singoli inquinanti.

Le informazioni fornite dalle stime di emissione devono essere obbligatoriamente corredate delle relative metodologie utilizzate per la quantificazione ed il calcolo, per ogni tipo di categoria analizzata. Tali informazioni ricoprono un ruolo chiave ed indispensabile nell'individuazione delle fonti su cui è prioritario intervenire per ridurre gli inquinanti primari ed i precursori di quelli secondari e quindi nella pianificazione a livello locale. Questo perché, oltre alla localizzazione delle sorgenti emissive con relative stime, gli inventari sono anche indicatori del grado di sviluppo dell'economia del territorio preso in considerazione ed indirettamente anche della popolazione.

Le fasi di realizzazione di un inventario prevedono, innanzitutto, il censimento delle fonti di emissione, ovvero la creazione di un data base contenente stime o misure relative agli inquinanti introdotti in atmosfera da ognuna di queste. Il tutto, nell'ottica di individuare le diverse sorgenti nel territorio esaminato. In seguito si può procedere al calcolo della stima vera e propria delle emissioni.

Nell'ambito della creazione di inventari delle emissioni in atmosfera, negli anni '70, l'USEPA, l'Agenzia Federale di Protezione Ambientale Statunitense, realizzò le prime linee guida per la valutazione dei fattori di emissione ed i primi inventari. Su quest'onda, circa dieci anni dopo, l'Unione Europea promosse il progetto CORINAIR, COoRdination INformation AIR, nell'ambito del programma sperimentale CORINE (COoRdinated Information on the Environment in the European Community), intrapreso dalla Commissione della Comunità Europea in seguito alla decisione del Consiglio del 27 giugno 1985. L'obiettivo del progetto era quello di raccogliere, armonizzare ed organizzare le informazioni sulle emissioni di tutta la Comunità Europea. La prima fase di tale progetto portò alla creazione di un prototipo di inventario, il quale prendeva in considerazione gli SO_x, NO_x ed i COV, per otto categorie di attività. Negli anni, tale prototipo è stato sviluppato maggiormente, aggiungendo, in un primo momento CO ed NH₃, ed in seguito, con CORINAIR '94, l'analisi è stata estesa anche ai PM₁₀, metalli pesanti e POP.

Per quanto concerne poi la classificazione delle emissioni sulla base delle attività, la varietà e la numerosità di queste ultime, hanno concorso alla necessità dell'elaborazione di una classificazione univoca per la creazione degli inventari. A livello Europeo vi è la EMEP-CORINAIR che classifica le attività secondo la SNAP (*Selected Nomenclature for Air Pollution*). La presente classificazione presenta una struttura gerarchica, che si basa sulla partizione delle attività antropiche e naturali, comprendente, nella versione del '97, 56 Settori, 360 categorie di attività racchiusi in 11 Macrosettori che sono:

- ✚ **Macrosettore 01: Combustione – Energia ed industria di trasformazione**
- ✚ **Macrosettore 02: Combustione – Non industriale**
- ✚ **Macrosettore 03: Combustione – Industriale**
- ✚ **Macrosettore 04: Processi Produttivi**
- ✚ **Macrosettore 05: Estrazione, distribuzione combustibili fossili/geotermico**
- ✚ **Macrosettore 06: Uso di solventi**
- ✚ **Macrosettore 07: Trasporti Stradali**
- ✚ **Macrosettore 08: Altre Sorgenti Mobili**
- ✚ **Macrosettore 09: Trattamento e Smaltimento Rifiuti**
- ✚ **Macrosettore 10: Agricoltura**
- ✚ **Macrosettore 11: Altre sorgenti di Emissione ed Assorbimenti**

L’inventario prodotto a livello Europeo, realizzato nell’ambito del CORINAIR, rappresenta la fonte di informazioni sulle emissioni più completa, consistente e trasparente [ISPRA, 2001].

1.4.2 Normativa di riferimento

A livello nazionale, l’Appendice V “Criteri per l’elaborazione degli inventari delle emissioni” del DLgs. n. 155 dell’agosto 2010, del quale si è discusso in precedenza nel Paragrafo 1.2, prevede che gli inventari delle emissioni debbano essere elaborati tenendo come riferimento il manuale comune EMEP-CORINAIR, nella versione più aggiornata al momento della compilazione dell’inventario, disponibile sul sito dell’Agenzia Europea dell’ambiente, nella sezione: “EEA activities; Emissions of air pollutants; annual updates of the EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook”. Inoltre, ulteriori specifiche sono reperibili in documenti elaborati da ISPRA, scaricabili dal sito del Ministero dell’Ambiente.

L’ISPRA, provvede con periodicità quinquennale a scalare su base provinciale l’inventario nazionale disciplinato dall’Art. 4 del DLgs. 171 del 2004, che recepisce la Direttiva 2001/81/CE relativa ai limiti nazionali di emissione di alcuni inquinanti atmosferici. Quest’operazione sarà effettuata nel 2012 con riferimento però all’anno 2010, quindi per la prima volta, ISPRA, effettuerà tale operazione con una scadenza più breve. Il fine ultimo di

questa procedura è quello di armonizzare l'inventario nazionale con quello delle regioni e delle provincie autonome. Questi ultimi hanno una scadenza triennale anche se il riferimento deve essere comunque quello con cui lo Stato provvede a scalare l'inventario nazionale su base provinciale, quindi il primo sarà redatto nel 2012 con riferimento al 2010.

ENEA, in collaborazione con l'ISPRA, provvede a scalare ulteriormente l'inventario nazionale ottenuto dalla procedura appena descritta, al fine di raccogliere le informazioni necessarie per le simulazioni modellistiche e confrontare queste ultime con quelle regionali e delle provincie autonome.

1.4.3 Approcci Bottom-Up e Top-Down

Gli inventari sulle emissioni in atmosfera possono essere di diverse tipologie, questo si riflette anche nel tipo di metodologia con la quale sono compilati. Nella pratica, i due principali approcci da seguire sono l'approccio *Bottom-Up* e l'approccio *Top-Down*.

Nel caso dell'approccio Bottom-Up, la compilazione dell'inventario parte dall'individuazione e dalla quantificazione di ogni singola sorgente presente nel territorio. In questo primo caso quindi, le informazioni necessarie da raccogliere sono: i fattori di emissione, gli indicatori di attività ed un elenco dettagliato delle fonti locali.

L'approccio Top-Down prevede, invece, l'identificazione di una serie di informazioni che partono dal livello più alto (nazionale) fino a scendere ai livelli più bassi (regionale, provinciale o comunale) tramite l'impiego di opportune variabili di disaggregazione. Quest'ultimo approccio si basa quindi sull'utilizzo di elaborazioni statistiche di dati concernenti porzioni di territorio più vaste ed è per tale motivo che vi è la necessità di ripartire, tramite la disaggregazione, le emissioni al livello territoriale richiesto.

Entrambe le metodologie presentano degli svantaggi. L'approccio Bottom-Up presenta svantaggi più dal punto di vista economico, infatti risulta essere molto oneroso poiché occorre molto tempo e forza lavoro per il reperimento dei dati, per cui un approccio di questo tipo è seguito dagli enti compilatori solo per alcune sorgenti e classi di attività. L'approccio Top-Down invece, permette l'ottenimento, a scala locale, di un livello di dettaglio molto buono che, però, può comportare un'eccessiva approssimazione. La soluzione a questi due svantaggi può essere quello di un approccio misto che prevede l'utilizzo della logica Bottom-Up per alcuni settori che presentano una certa rilevanza nell'area di interesse, dette "sorgenti chiave" che devono essere individuate nella fase di pianificazione; mentre alle attività rimanenti

applicare la logica Top-Down. Un altro caso in cui vi può essere la necessità di applicare un approccio misto è nel momento in cui si calcola il valore dell'emissione diffusa partendo da un fattore di emissione o indicatore di attività (Bottom-Up), però, il valore locale di quest'ultimo non si conosce e si procede quindi con interpolazioni statistiche su altri dati che riguardano un'area più vasta (Top-Down).

In conclusione, la scelta di una metodologia o l'altra, o una combinazione delle due, deve essere in grado di raggiungere un buon compromesso tra la raccolta, l'elaborazione e l'affidabilità dei dati e la rappresentatività delle stime che si vogliono ottenere [ISPRA, 2001].

1.4.4 Metodologia di stima e classificazione delle emissioni

La quantificazione diretta di tutte le emissioni provenienti dalle diverse sorgenti presenti nell'area di studio, rappresenta senza alcun dubbio la metodologia migliore ai fini della realizzazione di un inventario delle emissioni. Nella pratica però, tale approccio è di difficile applicazione, sia per motivi tecnici, sia per motivi economici.

In definitiva, risulta chiaro che la misurazione diretta è possibile solo nel caso di grandi impianti industriali, i quali sono soggetti a sistemi di monitoraggio in continuo. I dati così raccolti si prestano molto bene per una elaborazione statistica che andrà a restituire l'emissione complessiva della sorgente.

Per quanto concerne le emissioni di impianti industriali minori, i controlli non sono così frequenti come per i grandi impianti ed in passato servivano solo per verificare il rispetto dei limiti previsti dalle normative. Oggi si utilizzano i dati provenienti dagli autocontrolli previsti dall'AIA-IPCC. In questo modo il numero e la rappresentatività dei dati è migliorata, anche se rimane l'inconveniente che non tutte le imprese sul territorio sono autorizzate AIA e le stesse autorizzazioni non coprono tutti gli inquinanti oggetto degli inventari.

Qualora non sia possibile effettuare la misura diretta, il miglior approccio per stimare l'emissione complessiva di una sorgente, di qualsiasi tipologia essa sia, risulta essere l'utilizzo di un indicatore di attività e di un fattore di emissione specifico per ogni tipologia di sorgente, di processo produttivo e della tecnologia di depurazione adottata.

L'approccio si basa su una relazione lineare tra l'attività e l'emissione attraverso la seguente formula:

$$E_i = A \times FE_i$$

Dove: E_i = emissione dell'inquinante i (t/anno); A = indicatore dell'attività (ad es. quantità prodotta, consumo di combustibile, numero di capi); FE_i = fattore di emissione dell'inquinante i (ad es. g/t prodotto, kg/kg di solvente, g/abitante).

L'Indicatore di Attività può essere lo stesso per diverse sorgenti emmissive, come il consumo di combustibile che è generalmente utilizzato per i processi industriali, l'importante è che il "fattore di emissione" abbia una buona precisione; infatti, più si va nel dettaglio dei processi produttivi migliore è la bontà della stima.

Fra le fonti bibliografiche più complete per i fattori di emissione, vi sono i rapporti a cura dell'Environmental Protection Agency degli Stati Uniti, ed in Europa, nell'ambito del progetto Corinair, versioni dell'EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook, presentano le migliori caratteristiche di completezza ed affidabilità.

1.4.5 INEMAR

INEMAR (INventario EMissioni ARia) è l'acronimo utilizzato per indicare il software inizialmente ideato dall'ARPA Lombardia, con la collaborazione dell'ARPA Piemonte, per la creazione di inventari delle emissioni.

Dal 2003, il sistema applicativo INEMAR, è stato gestito da ARPA Lombardia ma, dal 2006, è stato sviluppato nell'ambito di una collaborazione interregionale fra Lombardia, Piemonte, Friuli Venezia Giulia, Emilia Romagna, Puglia, Marche e le provincie autonome di Trento e Bolzano. Quindi, attualmente INEMAR, che più precisamente è un data base sviluppato in RDBMS Oracle 9i, è installato su di un server e può essere gestito da ognuna delle postazioni client.

Nel momento in cui si realizza un inventario delle emissioni, è necessario l'utilizzo di una nomenclatura che classifichi le attività, le cui emissioni dovranno poi essere stimate, mediante il corretto impiego delle formule descritte precedentemente.

La classificazione utilizzata da INEMAR è la SNAP97 (*Selected Nomenclature for sources of Air Pollution - anno 1997*) definita nel progetto CORINAIR nella sua ultima versione. Tale classificazione, nata con lo scopo di realizzare inventari a livello nazionale, regionale e provinciale, contiene tutte le attività considerate rilevanti per le emissioni in atmosfera e viene periodicamente aggiornato.

Le attività sono identificate tramite un codice a sei cifre, dove i primi due numeri identificano il Macrosettore, le seconde due cifre definiscono il settore ed la terza coppia individua l'attività. Ad esempio il codice 010205 identifica: il Macrosettore 01, "Combustione: Energia e Industria di Trasformazione", il settore 02 "Teleriscaldamento" e l'attività 05 "Motori a combustione interna".

CAPITOLO 2. Materiali e metodi

Il presente lavoro di tesi è stato suddiviso in:

- una parte progettuale, con l'obiettivo di individuare i Macrosettori e gli inquinanti principali da tenere in considerazione nello studio e, sulla base di questa prima scelta, identificare le variabili proxy più opportune per la disaggregazione delle emissioni;
- a seguire la Raccolta dei Dati e preparazione di questi per la fase successiva;
- infine l'Elaborazione dei Dati con l'ausilio di un software GIS.

2.1 Principi generali di base dello studio

Partendo da dati relativi alla provincia di Ravenna, si è provveduto a referenziare geograficamente le emissioni puntuali, a ripartire sull'intero territorio provinciale quelle diffuse ed infine attuare la disaggregazione spaziale, sulla base di opportune variabili proxy, delle stime di emissioni per il Comune di Ravenna, attraverso l'impiego di opportuni Geoprocessing Tools del programma ArcMap versione 9.3, contenuto nel pacchetto software AcrGIS della ESRI™.

Il modello concettuale seguito, prevede la disaggregazione delle emissioni provinciali a livello comunale, mediante l'approccio *Top-Down*, che permette la dislocazione dei dati di emissioni diffuse, caratterizzate da grandi valori e forma irregolare, in dati relativamente più piccoli ed uniformati, solitamente, con una geometria rettangolare [Streets et al., 2003].

La disaggregazione *Top-Down* si basa sull'assunzione che le emissioni siano ben correlate ad indicatori o fattori come la popolazione, l'uso del suolo, etc., ovvero le proxy [Shu et al.,2011]. Di seguito, in Figura 2.1-1, viene riportato il processo di disaggregazione *Top-Down*.

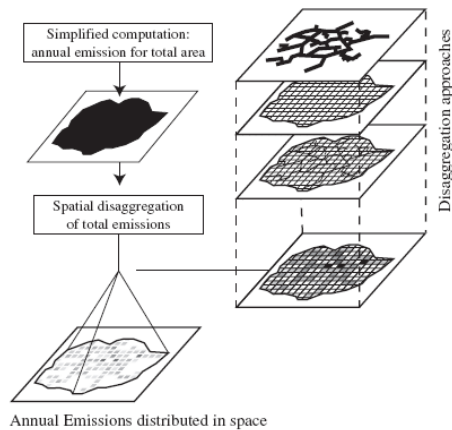


Figura 2.1-1: Modello concettuale Top-Down [Tuia et al., 2007]

I dati di partenza, impiegati nella fase decisionale e nella fase di Raccolta dei Dati, sono stati prelevati dall’inventario delle emissioni aggiornato all’anno 2007, realizzato dall’ARPA Emilia Romagna nell’ambito del progetto Ninfa-Extended, “Workpackage 1 – emissioni e scenari emissivi”, utilizzando il software INEMAR. Tale progetto ha come obiettivo quello di creare uno strumento di supporto alle politiche di gestione della qualità dell’aria per la Regione Emilia Romagna, ed essere di supporto alle attività previste dall’accordo con il Ministero dell’Ambiente.

Le stime raccolte dall’inventario ARPA sono state inizialmente utilizzate per individuare gli inquinanti e i macrosettori più significativi da considerare nello studio. Tale operazione è stata realizzata calcolando la percentuale con cui ogni inquinante incide sul relativo macrosettore, rispetto al totale provinciale

A seguito di questo primo calcolo, si è deciso di escludere, in ogni Macrosettore, quegli inquinanti (dei 7 considerati da INEMAR) che risultavano avere, nella disaggregazione provinciale e per il Macrosettore in oggetto, un’incidenza inferiore al 10%. Tale percentuale è stata considerata come soglia, al di sotto della quale, l’inquinante si può ritenere “marginale” per quel macrosettore. Questa opzione ha portato all’eliminazione di alcuni Macrosettori per intero, in quanto ognuno dei 7 inquinanti presentava valori inferiori alla soglia prestabilita: il Macrosettore 5 “ESTRAZIONE, DISTRIBUZIONE COMBUSTIBILI FOSSILI/GEOTERMICO”, il Macrosettore 9 “TRATTAMENTO E SMALTIMENTO dei RIFIUTI” ed il Macrosettore 11 “ALTRE SORGENTI DI EMISSIONE ED ASSORBIMENTI”.

Il Macrosettore 6 “USO di SOLVENTI”, nonostante abbia una percentuale superiore al 10% di NMVOC, non è stato preso in considerazione in quanto la distribuzione sul

territorio delle fonti emissive è estremamente frammentaria e singolarmente poco significativa. Infatti il Macrosettore in questione, tratta sia la produzione di solventi che il loro utilizzo, non solo in campo industriale ma considera anche l'uso domestico.

Di seguito si riporta la tabella che riassume le percentuali di ogni inquinante relativamente ad ogni macrosettore a livello provinciale riportate nell'inventario regionale Arpa (fonte Inemar).

Tabella 2.1- 1: Percentuali Inquinanti per ogni Macrosettore

	CO (t/y)	NMVOC (t/y)	NO _x (t/y)	SO _x (t/y)	PTS (t/y)	NH ₃ (t/y)	CO ₂ (t/y)
M1	1.08	2.28	13.84	12.19	0.88	0.00	43.31
M2	38.57	29.28	4.91	1.92	15.32	0.16	9.65
M3	0.32	1.42	10.51	42.52	11.43	0.00	7.25
M4	1.66	7.43	11.67	23.11	34.89	0.00	17.67
M5	0.00	4.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.74
M6	0.00	36.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17
M7	48.30	10.47	42.47	0.76	18.42	1.79	14.17
M8	9.42	3.63	15.09	19.45	15.92	0.01	1.86
M9	0.15	0.03	0.55	0.04	0.00	0.73	4.17
M10	0.00	0.03	0.93	0.00	2.96	97.31	3.48
M11	0.49	4.64	0.01	0.02	0.19	0.02	-2.47
TOTALE	100	100	100	100	100	100	100

In aggiunta a questa prima selezione, si è deciso di prendere in considerazione solo alcuni fra i principali inquinanti atmosferici: CO, NO_x, SO_x, Polveri Totali Sospese (PTS), sia per le percentuali che li caratterizzano, sia per l'importanza che rivestono a livello ambientale. La CO₂ non è stata presa in considerazione in quanto risulta un inquinante che riveste un'importanza più a livello globale che locale.

Dopo aver individuato i Macrosettori da prendere in esame, sono state definite le variabili proxy da utilizzare per la disaggregazione spaziale delle emissioni.

Una variabile "proxy", o variabile "surrogato", è un indicatore che si utilizza per dare una rappresentazione quantitativa approssimata di un fenomeno, correlato alla variabile, ma

non direttamente misurabile in maniera più oggettiva. In generale quindi, una proxy è in grado di effettuare una stima di una grandezza nota a scala territoriale più vasta, ad un livello territoriale più basso. Nel caso in esame, le grandezze note a scala territoriale più vasta sono le emissioni provinciali e l'impiego delle relative proxy, permette la disaggregazione spaziale del 'peso' delle diverse emissioni a livello comunale.

Il passaggio dal valore di emissione totale provinciale al valore di emissione comunale è possibile grazie alla seguente formula:

$$E_l = \frac{V_l}{V_t} \times E_t$$

Dove:

- E_l è il valore dell'emissione a livello locale;
- V_l è il valore della variabile proxy a livello locale;
- V_t è il valore della variabile proxy a livello territoriale più vasto;
- E_t è il valore totale dell'emissione.

In generale, più la variabile scelta come surrogato è ben correlata alla variabile che si vuole distribuire a livello comunale, più si otterranno buoni risultati.

La disaggregazione delle emissioni avviene su una griglia. La dimensione della griglia è arbitraria e dipende dal grado di disaggregazione spaziale con cui è nota la variabile proxy sul territorio. Nel caso in studio si è scelta una griglia con celle 100 x 100 m: con questa dimensione areale sono note tutte le variabili proxy considerate. E' quindi possibile calcolare, per ogni cella di area 10,000 m², il valore di emissione per ciascun inquinante considerato. Tale valore, sarà dato o dalla somma di emissioni puntuali precedentemente geo-referenziate, o dalla disaggregazione delle emissioni diffuse nel territorio comunale, o dalla somma di entrambe.

2.2 Raccolta dati

2.2.1 Macrosettore 1 – 3 – 4: INDUSTRIA (Combustione Energia ed industria di trasformazione; Combustione Industriale; Processi Produttivi)

I dati raccolti e la variabile proxy selezionata per questo macrosettore vengono sintetizzati di seguito:

Tabella 2.2- 1: Fonti dei dati

Dato	Fonte
Inventario INEMAR	ARPA EMR
Camini AIA	Provincia di Ravenna, Ministero Ambiente
Uso del suolo industriale	Corine Land Cover 2006
Database camini ARPA	ARPA sezione Ravenna

Tabella 2.2- 2: Fonte della Variabile Proxy

Variabili Proxy [Maes et al., 2009]	Fonte
Superficie industriale	Corine Land Cover 2006

DATABASE INEMAR

In questo lavoro, i Macrosettori 1, 3 e 4 sono stati considerati come un unico gruppo, denominato Macrosettore Industriale. Le emissioni da disaggregare per questo Macrosettore fanno riferimento ai seguenti inquinanti: PTS, NO_x ed SO_x.

Nella seguente tabella sono riassunte le stime fornite dall'inventario stilato da INEMAR, aggiornato al 2007, per la provincia di Ravenna:

Tabella 2.2- 3: : t/y totali per la provincia di Ravenna. [Fonte: Inventario ARPA Emilia Romagna]

	Emissione PTS (t/y)	Emissione NO _x (t/y)	Emissione SO _x (t/y)
M1	19	2197	672
M3	247	1669	2344
M4	754	1853	1274
SOMMATORIA PROVINCIA RAVENNA	1020	5719	4290

I dati riassunti nella tabella precedente, rappresentano le emissioni industriali provenienti da due tipologie di impianti:

- Impianti con attività che necessitano, secondo il DLgs. n° 128 del 29 giugno 2010, Allegato VIII alla Parte II del DLgs. n° 152 del 2006, dell'Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA);
- Impianti autorizzati alle emissioni, ai sensi del DLgs. n. 152 del 2006, ma non soggetti ad AIA.

I valori di emissione per ciascun impianto industriale sono corretti con opportuni Fattori di Riduzione delle Emissioni autorizzate (FRE). Questi fattori di riduzione, riportati dall'inventario di ARPA EMR, sono stati calcolati in gran parte utilizzando i dati sugli autocontrolli delle imprese, tratti da un data base realizzato dalla sezione provinciale di ARPA di Ravenna, nell'ambito del supporto fornito alla Provincia di Ravenna per il Piano di risanamento provinciale. Tale data base è stato popolato direttamente dalle aziende via internet (attraverso il sito della provincia di Ravenna) ed integrato con i dati dei controlli ARPA.

EMISSIONI INDUSTRIALI AIA

Molte imprese sul territorio della Provincia di Ravenna sono in possesso di un'AIA, la quale specifica il contesto ambientale nel quale le imprese si inseriscono, le caratteristiche tecniche degli impianti, i cicli produttivi, le materie prime utilizzate, le Best Available Techniques (BAT) e le emissioni in aria, acqua e suolo di ciascun impianto.

Gli elementi che servono maggiormente ai fini del presente lavoro, sono però i limiti tabellari contenuti negli Allegati relativi alle emissioni in atmosfera, reperiti dal sito ufficiale della Provincia di Ravenna e dal sito del Ministero dell'Ambiente. Tali valori, opportunamente elaborati sono stati raccolti in un database contenente tutti gli impianti soggetti ad AIA presenti sul territorio Provinciale (solamente per le aziende che rientrano nei macrosettori industriali).

Di seguito, in Tabella 2.2-4, vengono riportati i dati raccolti.

Tabella 2.2- 4: somma dei limiti alle emissioni in t/y per le aziende autorizzate AIA [Provincia di Ravenna; Ministero dell'Ambiente]

DITTA	Emissione PTS (t/y)	Emissione NOx (t/y)	Emissione SOx (t/y)
Marcegaglia	22.50	73.69	13.69
ICF CERAMICHE	27.77	195.79	47.39
ENDEKA CERAMICS	12.11	27.53	4.46
ACOMON	0.11	-	-
BORREGAARD	0.65	9.54	1.43
BUNGE	53.24	25.25	1.26
CERDOMUS	15.56	78.48	24.70
Conserve Italia (Cotignola)	0.62	17.39	0.87
CABOT	43.88	973.94	2645.28
CAVIRO DISTILLERIE	14.15	51.52	11.02
ENDURA	0.99	-	-
GESCO	10.78	2.06	0.10
Renato Lusa	0.13	-	-
SERENISSIMA	7.91	28.06	1.40
VINAVIL	0.11	-	-
UNIGRA'	0.04	8.96	-
RIVOIRA	0.36	14.43	0.60
POLYNT	0.36	56.44	0.01
EUROCOLOR	0.24	2.13	0.31
CONSORZIO AGR RAVENNA	17.52	-	-
VELA	86.97	25.01	31.26
Conserve Italia (Massa Lombarda)	0.74	20.20	1.01
GIACER	6.60	3.08	3.51
ZINCROM	0.00	0.07	0.00
CENTRALE ENI CASAL BORSETTI	2.55	514.14	253.73
SOCIETA' ECOLOGICA AMB.	0.90	10.82	9.02
MARTINI SpA	15.90	-	-
SOL SpA	-	0.36	0.04
DISTER ENERGIA	31.65	633.26	649.70
SOMMATORIA	374.30	2772.15	3700.80

EMISSIONI AZIENDE NON SOGGETTE AD AUTORIZZAZIONE INTEGRATA AMBIENTALE:

Le emissioni attribuite agli impianti non soggetti ad AIA, sono state calcolate come differenza delle emissioni industriali stimate dall'inventario ARPA EMR e le emissioni calcolate per le aziende soggette ad AIA. I valori risultanti vengono presentati nella tabella seguente.

Tabella 2.2- 5: differenza tra stime INEMAR e limiti tabellari AIA

PTS (t/y)	NO _x (t/y)	SO _x (t/y)
646	2947	589

I valori contenuti in Tabella 2.2-5 sono stati ripartiti sul territorio sulla base della variabile proxy selezionata per il macrosettore industriale: USO DEL SUOLO INDUSTRIALE, tratto dal CORINE LAND COVER 2006.

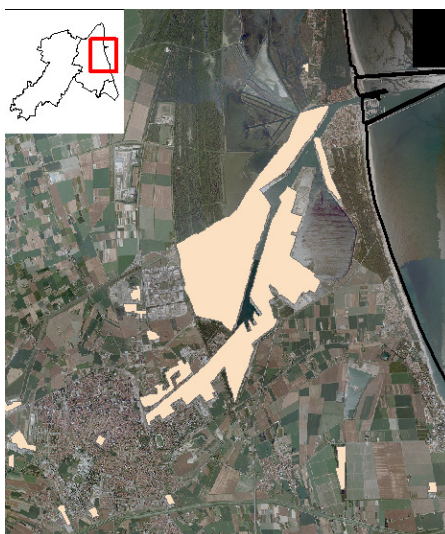


Figura 2.2- 1: Esempio di mappa di uso del suolo per le Zone industriali [CORINE LAND COVER 2006]

La ripartizione delle emissioni industriali per i camini non soggetti ad AIA avviene in modo proporzionale alla superficie industriale, moltiplicando l'area totale di zone industriali presente nel comune d'indagine per il Fattore di Emissione calcolato come di seguito:

$$FE(t \times y^{-1} \times m^{-2}) = \frac{Emissione_i(t \times y^{-1})}{Superficie_{TOT}(m^2)}$$

Dove: E_{i} identifica il valore dell'inquinante i -esimo, calcolato come differenza tra le stime dell'inventario ARPA EMR e le emissioni calcolate per le imprese soggette ad AIA (Tabella 2.2-5); la S_{TOT} indica l'area complessiva, occupata dalle zone industriali in tutta la provincia, pari a $30972874m^2$.

I FE calcolati con la formula precedente, risultano essere:

- $2.1 \times 10^{-5} (t \times y^{-1} \times m^{-2})$
- $9.5 \times 10^{-5} (t \times y^{-1} \times m^{-2})$
- $1.9 \times 10^{-5} (t \times y^{-1} \times m^{-2})$

Ripartizione delle emissioni disaggregate a livello comunale

Calcolati i valori di emissione del settore industriale a livello comunale, tali valori sono stati posizionati sul territorio attraverso l'impiego di una griglia 100m x 100m.

Per ciascuna cella della griglia sono stati calcolati i contributi dovuti:

- alla presenza di camini di aziende soggette ad AIA;
- alla superficie industriale presente all'interno di ciascuna cella.

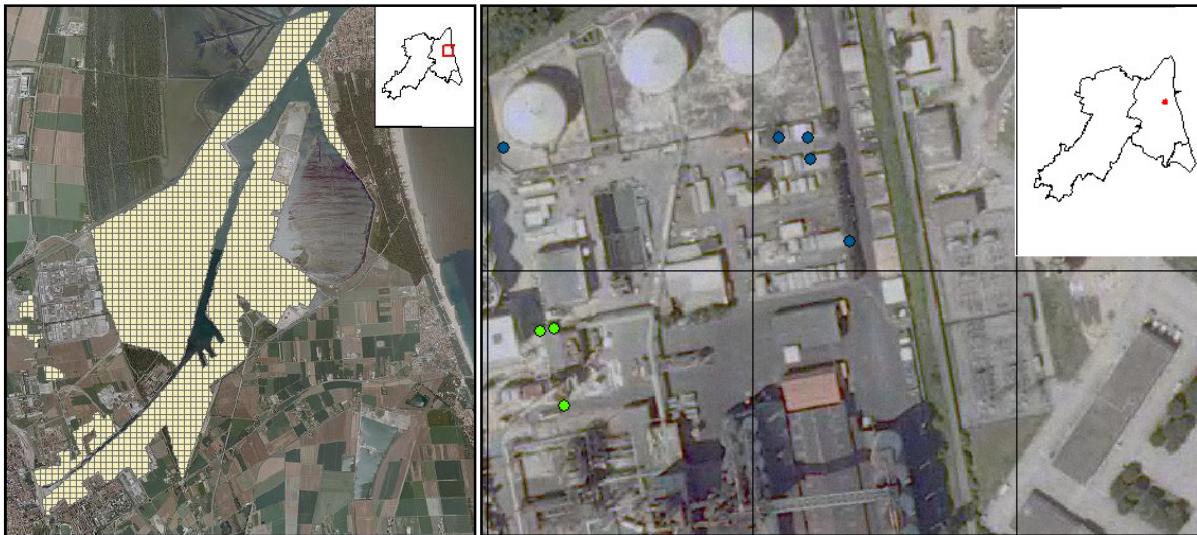


Figura 2.2- 2: A sx, superficie industriale. A dx, camini AIA

Il risultato della disaggregazione è stato confrontato, al fine di verificare l’approccio e la variabile proxy selezionata, con il database di tutti i camini industriali fornito da ARPA-Sezione provinciale di Ravenna che comprende tutte le aziende con autorizzazione alle emissioni.

Per rendere i risultati ottenuti dalla disaggregazione confrontabili con i dati presenti nel database ARPA (puntuali), anche questi ultimi sono stati posizionati all’interno delle celle 100m x 100m. In questo modo, sono state confrontate 2 griglie aventi la stessa estensione territoriale e contenenti una i dati di emissione INEMAR disaggregati a livello locale e l’altra le emissioni presenti nel database ARPA.

Come prevedibile il confronto non dà risultati soddisfacenti, in quanto le emissioni puntuali non sono state preventivamente “spalmate” sulla superficie di griglia. Per ovviare a tale inconveniente si è diminuita la definizione utilizzando, solo per questo macrosettore, una griglia con una maglia più larga, con celle aventi un lato pari a 500 m. I risultati ottenuti verranno presentati in seguito nel paragrafo 3.1.

2.2.2 Macrosettore 2: COMBUSTIONE – NON INDUSTRIALE

I dati raccolti e la variabile proxy selezionata per questo macrosettore vengono sintetizzati di seguito:

Tabella 2.2- 6: Fonti dei dati

Dato	Fonte
Inventario INEMAR	ARPA EMR
Consumo di combustibili	ARPA sezione Ravenna

Tabella 2.2- 7: Fonti delle Variabili Proxy

Variabili Proxy [De Kluizenaar et al., 2001]	Fonte
Popolazione residente	ISTAT
Volumetria degli edifici	Portale Cartografico Nazionale (PCN) ISTAT

DATABASE INEMAR:

All'interno del macrosettore 2 vengono prese in considerazione le emissioni ascrivibili al settore commerciale, istituzionale e residenziale, comprendenti le attività di riscaldamento degli edifici, produzione di acqua calda e cottura dei cibi.

Le stime sono state elaborate da ARPA-EMR, mediante l'impiego di dati di vendita e consumo delle diverse tipologie di combustibile (metano, gasolio e GPL) moltiplicati per i relativi fattori di emissione.

Gli inquinanti presi in considerazione per la disaggregazione sono il CO, gli NO_x, gli SO_x e le PTS, riassunte nella seguente tabella.

Tabella 2.2- 8: t/y totali per la provincia di Ravenna. [Fonte: Inventario ARPA Emilia Romagna]

	CO (t/y)	NO _x (t/y)	SO _x (t/y)	PTS (t/y)
Macrosettore 2	5284	780	106	331
Percentuali Macro 2	39%	5%	2%	15%

EMISSIONI da COMBUSTIONE NON INDUSTRIALE:

Per la disaggregazione delle stime fornite dall'inventario ARPA-EMR, è stata scelta una combinazione tra le variabili proxy "popolazione residente" e "volumetria degli edifici", calcolato mediante le superfici occupate dagli edifici e la definizione dell'altezza media di questi, reperite rispettivamente dal Portale Cartografico Nazionale e dall'ISTAT.

La popolazione residente a livello provinciale e le superfici occupate dagli edifici, sono state ripartite su tutta la provincia. Dopo aver opportunamente calcolato la volumetria degli edifici, sulla base dell'altezza media e della superficie occupata da questi, si prosegue alla disaggregazione delle emissioni degli inquinanti considerati, in funzione delle proxy scelte.

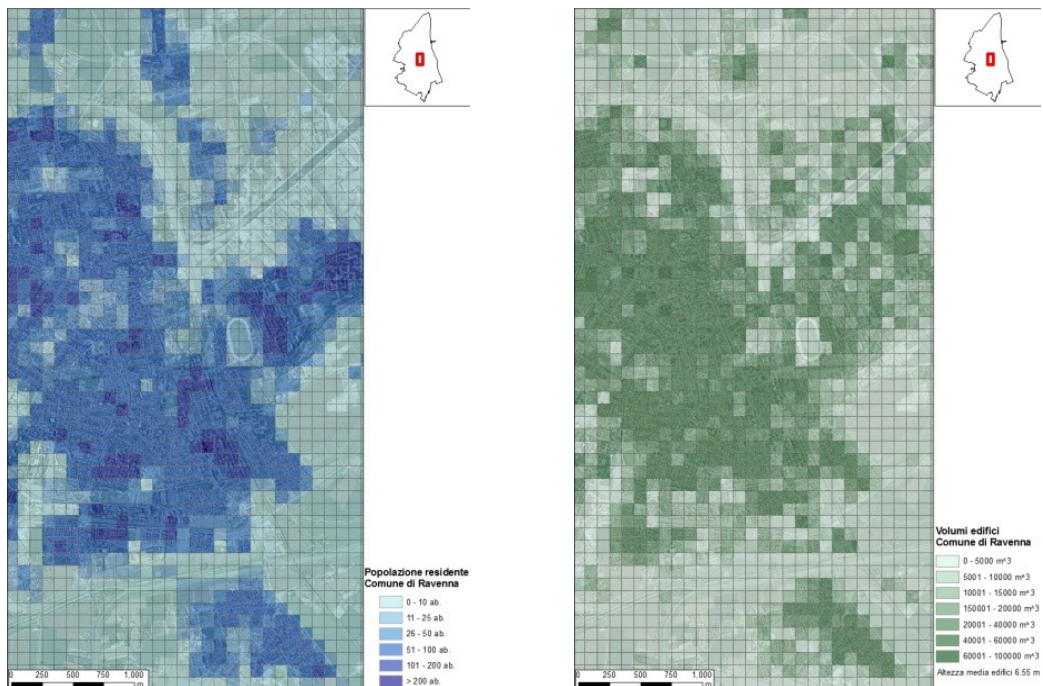


Figura 2.2- 3: Popolazione residente e Volume degli Edifici nel Comune di Ravenna

Ripartizione delle emissioni disaggregate a livello comunale

Al termine dell'operazione precedente, si applica la griglia 100x100 metri e si quantifica il contributo di ogni singola cella all'interno del Comune di Ravenna:



- valore di emissione sulla base della popolazione residente nella cella;
- valore di emissione sulla base della volumetria complessiva degli edifici nella cella.

Figura 2.2- 4: Contatori del Comune di Ravenna [Fonte: ARPA Ravenna]

La verifica dei risultati ottenuti da questo metodo di disaggregazione, è stata portata a termine mediante l'impiego dei consumi di metano (unico confronto possibile, dato che il Comune di Ravenna è metanizzato al 99%), misurati dai contatori delle abitazioni, presenti all'interno del comune di Ravenna.

I valori dei consumi di combustibile, sono stati opportunamente moltiplicati per i Fattori di Emissione per calcolare le emissioni relative a ciascun inquinante per ciascuna cella considerata:

$$E_i = C_j(GJ) \times FE(t/GJ)$$

Dove: E_i rappresenta l'emissione relativa all'inquinante i-esimo e C_j indica il consumo del combustibile j-esimo.

Procedendo in questo modo, per ogni cella che compone il dominio di studio è stato possibile effettuare un confronto tra: le emissioni disaggregate utilizzando la combinazione tra la popolazione residente e la volumetria degli edifici, con le emissioni calcolate sulla base del consumo di combustibile.

2.2.3 Macrosettore 7: TRASPORTI STRADALI

I dati raccolti e le variabili proxy selezionate per questo macrosettore vengono sintetizzati di seguito:

Tabella 2.2- 9: Fonti dei Dati

Dato	Fonte
Inventario INEMAR	ARPA EMR
Flussi di traffico	ARPA sezione Ravenna Comune di Ravenna

Tabella 2.2- 10: Fonti delle Variabili Proxy

Variabili Proxy [Tuia et al., 2007]	Fonte
Tipologie di strada	Portale Cartografico Nazionale (PCN)
Lunghezza archi stradali	

DATABASE INEMAR:

Le emissioni da traffico veicolare, nel sistema INEMAR, sono valutate attraverso l'utilizzo della metodologia di calcolo messa a punto nel modello COPERT (*COmputer Programme to calculate Emissions from Road Transport*) nell'ambito del progetto CORINAIR.

Il contributo complessivo della rete stradale e le percentuali relative al contributo di ogni inquinante, in funzione della tipologia di strada, fornite da INEMAR sono rappresentate in Figura 2.2-5.

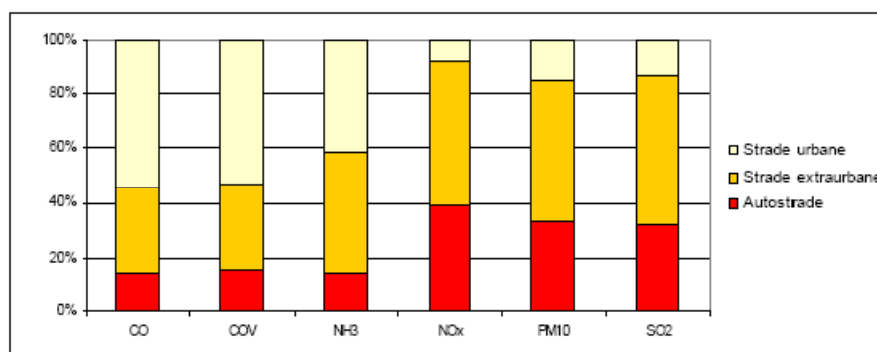


Figura 2.2- 5: incidenza percentuale delle emissioni per tipologia di strada [Fonte: Inventario ARPA Emilia Romagna]

Di seguito vengono riassunte le emissioni in t/y degli inquinanti considerati, CO, NO_x, SO_x, PTS, con le relative percentuali.

Tabella 2.2- 11: t/y totali per la provincia di Ravenna. [Fonte: Inventario ARPA Emilia Romagna]

	CO (t/y)	NO _x (t/y)	SO _x (t/y)	PTS (t/y)
Macrosettore 7	6617	6741	42	398
Percentuali Macro 7	48%	42%	0.8%	18%

EMISSIONI da TRAFFICO VEICOLARE:

La rete stradale della provincia di Ravenna, ottenuta dal Portale Cartografico Nazionale, è stata opportunamente geo-referenziata e suddivisa secondo le tipologie di strade previste dal codice stradale:

- A – Autostrade;

- B – Strade Extraurbane principali;
- C – Strade Extraurbane secondarie;
- D – Strade urbane di scorrimento;
- E – Strade urbane di quartiere;
- F – Strade locali.

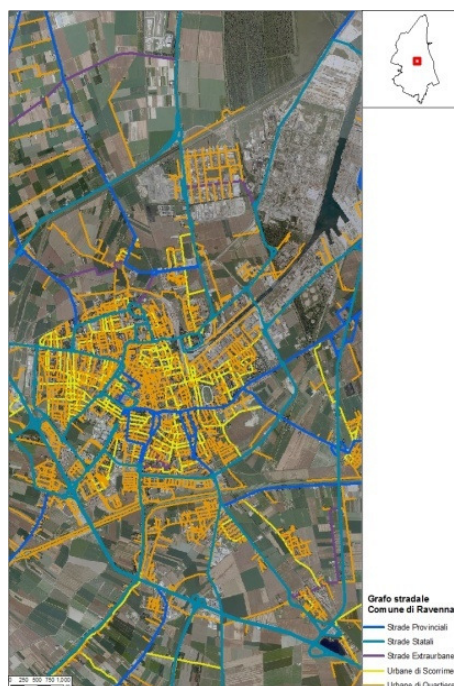


Figura 2.2- 6: Archi stradali Ravenna. [Fonte PCN]

Sulla base del contributo totale e delle percentuali indicate dall’inventario provinciale (Tabella 2.2-1), sono state calcolate le emissioni per ogni tipologia di strada. Note le emissioni per ogni tipologia di strada si procede alla disaggregazione di queste in funzione di un Fattore di Emissione calcolato sulla base della lunghezza dei tratti stradali, mediante la formula seguente:

$$FE_i (t \times m^{-1} \times y^{-1}) = \frac{EmissioneTOT_i (t \times y^{-1})}{Lunghezza_i (m)}$$

Dove: FE rappresenta il valore del Fattore di Emissione per la tipologia di strada i-esima; EmissioneTOT_i identifica l’emissione complessiva calcolata in precedenza, per ogni tipologia di strada i-esima; infine, Lunghezza_i rappresenta la lunghezza complessiva di ogni tipologia di strada i-esima.

Tabella 2.2- 12: Fattori di emissione calcolati per ogni tipologia di strada

	FE urbane t/m*y	FE extraurbane t/m*y	FE autostrade t/m*y
PM	0.0004	0.00025	0.00018
NOx	0.008	0.005	0.003
CO	0.02	0.0007	0.002

Ripartizione delle emissioni disaggregate a livello comunale

I FE riportati in tabella 2.2-12, sono stati applicati ad ogni arco stradale del Comune di Ravenna, per ottenere la disaggregazione delle emissioni lineari date dal traffico veicolare.

Una volta terminata la disaggregazione, si procede al confronto dei risultati ottenuti con i flussi calcolati da ARPA e Comune di Ravenna mediante il modello VISUM. Dai flussi sono state ricavate le emissioni sugli archi stradali utilizzando i fattori di emissione del modello COPERT IV.

Questo confronto è stato possibile solo per le strade urbane ed extraurbane, poiché i flussi disponibili erano relativi a queste due tipologie.

2.2.4 Macrosettore 8: ALTRE SORGENTI MOBILI

I dati raccolti e le variabili proxy selezionate per questo macrosettore vengono sintetizzati di seguito:

Tabella 2.2- 13: Fonti dei Dati

Dato	Fonte
Inventario INEMAR	ARPA EMR

Tabella 2.2- 14: Fonti delle Variabili Proxy

Variabili Proxy [De Kluizenaar et al., 2001; Maes et al.,2009]	Fonte
Superficie Canale Candiano	Elaborazione GIS
Superficie Agricola	Corine Land Cover 2006

DATABASE INEMAR:

Il macrosettore “Altre sorgenti mobili” rappresenta le emissioni date da traffico diverso da quello di cui si è tenuto conto nel macrosettore precedente. In particolare, si compone delle emissioni provenienti da:

- traffico aereo;
- traffico marittimo nazionale ed internazionale – Porti;

- vie di navigazione interne;
- trasporti in agricoltura;
- trasporti in industria fuori strada;
- trasporti in ferrovie.

Per quanto concerne la provincia di Ravenna, le emissioni ascrivibili al traffico aereo ed al traffico lungo vie di navigazione interne, sono da escludere.

Le stime delle emissioni relative ai settori di attività rimanenti sono riassunte nella tabella 2.2-15, a cui fa seguito la tabella 2.2-16 contenente le percentuali calcolate per ogni inquinante e settore, con l'obiettivo di selezionare solo i settori più significativi.

Tabella 2.2- 15: t/y totali per la provincia di Ravenna. [Fonte: Inventario ARPA Emilia Romagna]

	CO (t/y)	NO _x (t/y)	SO _x (t/y)	PTS (t/y)
Traffico Portuale	246	980	902	141
Trasporti in Agricoltura	949	1212	17	182
Trasporto Industriale fuori strada	87	171	/	17
Trasporto Ferroviario	9	32	0.06	4
TOTALE	1291	2395	919.06	344

Tabella 2.2- 16: percentuali relative ad ogni inquinante per settore

	CO (%)	NO _x (%)	SO _x (%)	PTS (%)
Traffico Portuale	19	41	98	41
Trasporti in Agricoltura	74	51	2	53
Trasporto Industriale fuori strada	6	7	0	5
Trasporto Ferroviario	1	1	0	1
TOTALE	100	100	100	100

Le emissioni più significative derivano dal traffico portuale e dal trasporto agricolo; infatti, per gli inquinanti presi in considerazione nel macrosettore 8 (CO, NO_x, SO_x e PTS) tali settori rappresentano, in termini percentuali, la quasi totalità delle emissioni dell'intero macrosettore.

EMISSIONI da TRAFFICO PORTUALE:

La disaggregazione delle emissioni portuali è stata effettuata utilizzando come proxy, la superficie occupata dal Canale Candiano (dalla Darsena fino allo sbocco del canale nel Mare Adriatico), opportunamente digitalizzata mediante il GIS.

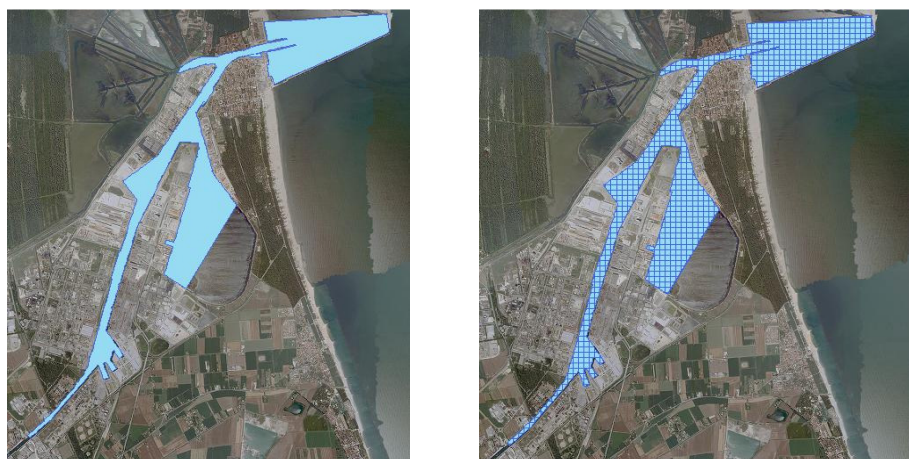


Figura 2.2- 7: A sx, digitalizzazione del Canale Candiano; a dx, applicazione della griglia 100m x 100m

Dopo l'applicazione della griglia 100m x 100m, si procede alla disaggregazione delle emissioni sulla base della seguente relazione:

$$Emissione_{i,j} = \frac{Area_j * Emissione_{i,TOT} (t / y)}{Area_{TOT}}$$

Dove: $Emissione_{i,j}$ rappresenta il valore di emissione dell'inquinante i-esimo, calcolato nella cella j-esima; $Area_j$ rappresenta la superficie occupata dal canale Candiano all'interno della cella j-esima; $Emissione_{TOT}$ rappresenta il valore totale delle emissioni dell'inquinante i-esimo ed infine, $Area_{TOT}$ è data dalla superficie totale occupata dal canale Candiano.

EMISSIONI dal TRASPORTO in AGRICOLTURA:

Le stime recuperate dall'inventario delle emissioni, per il settore di attività Trasporto Agricolo, sono state disaggregate sulla base della superficie agricola, recuperata dal Corine Land Cover. La disaggregazione è stata attuata considerando solo le tipologie di uso del suolo per le quali, l'impiego di mezzi agricoli è preponderante rispetto agli altri. Le tipologie selezionate sono state:

- Frutteti (Ct): “*Impianti di alberi o arbusti fruttiferi*”;
- Vigneti (Cv): “*Superfici piantate a vigna*”;
- Seminativi (S): “*Superfici regolarmente arate e generalmente sottoposte ad un sistema di rotazione*”;
- Colture specializzate miste (C): “*Superfici occupate in prevalenza da colture permanenti in cui vigneti e frutteti sono intercalati in un mosaico di piccoli appezzamenti che non ne consente l’ulteriore distinzione*”.

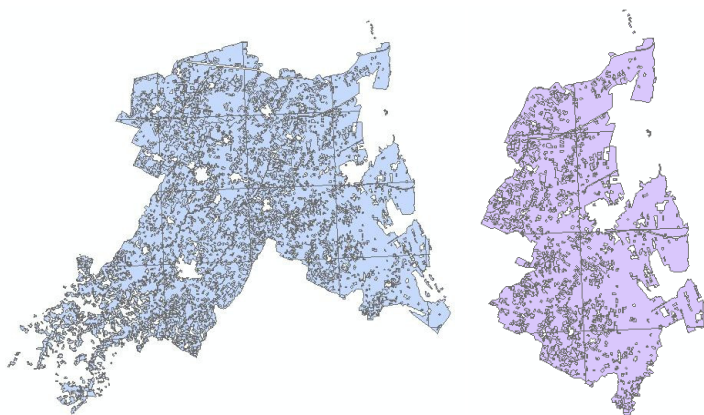


Figura 2.2- 8: Uso del suolo per la Provincia di Ravenna e per il Comune di Ravenna. [Fonte: CORINE LAND COVER 2006]

Una volta che i valori di emissione del settore trasporto in agricoltura sono stati calcolati per la Provincia di Ravenna, si procede alla disaggregazione delle emissioni sulla base della superficie agricola mediante la seguente formula:

$$Emissione_{i,j} = \frac{Area_j \times Emissione_{i,TOT}}{Area_{TOT}}$$

Dove: $Emissione_{i,j}$ rappresenta il valore dell’inquinante i-esimo nel poligono j-esimo del Comune; $Area_j$ sono i metri quadrati di uso del suolo nel poligono j-esimo; $Emissione_{i,TOT}$ rappresenta le t/y totali dell’inquinante i-esimo a livello provinciale; $Area_{TOT}$ rappresenta, infine, la superficie complessiva occupata dalle 4 tipologie di uso del suolo nella Provincia, pari a 143,649.19ha.

Una volta che le emissioni di ogni inquinante sono state disaggregate, si procede a calcolare un Fattore di Emissione per ogni inquinante, che spieghi quanto emette 1m² di superficie agricola:

$$FE(t \times m^{-2} \times y^{-1}) = \frac{Emissione_{i,TOT}(t \times y^{-1})}{Area_{TOT}(m^2)}$$

Dove: Emissione_{i,TOT} indica il valore complessivo delle emissioni disaggregate dell'inquinante i-esimo, a livello comunale; infine, Area_{TOT} rappresenta l'area occupata dall'uso del suolo, per le 4 categorie considerate, nel Comune di Ravenna.

I FE calcolati secondo la formula precedente, per gli inquinanti considerati, risultano essere i seguenti:

- CO: $6.6 \times 10^{-7} (t \times m^{-2} \times y^{-1})$
- NO_x: $8.4 \times 10^{-7} (t \times m^{-2} \times y^{-1})$
- SO_x: $1.2 \times 10^{-8} (t \times m^{-2} \times y^{-1})$
- PTS: $1.3 \times 10^{-7} (t \times m^{-2} \times y^{-1})$

Ripartizione delle emissioni disaggregate a livello comunale

Una volta noto il FE, si applica la griglia 100x100 metri all'Uso del suolo per il Comune di Ravenna e si calcola il contributo di ogni cella all'interno del comune, moltiplicando il FE per ogni inquinante considerato, alla superficie di Uso del suolo presente nella cella:

$$Emissione_{CELLA} = FE \times Area_{CELLA}$$

2.2.5 Macrosettore 10: AGRICOLTURA

I dati raccolti e le variabili proxy selezionate per questo macrosettore vengono sintetizzati di seguito:

Tabella 2.2- 17: Fonte dei Dati

Dato	Fonte
Inventario INEMAR	ARPA EMR

Tabella 2.2- 18: Fonti delle Variabili Proxy

Variabili Proxy [De Kluizenaar et al., 2001; Maes et al.,2009]	Fonte
Superficie Agricola	Corine Land Cover 2006
N° di Capi Allevati	Istituto Zooprofilattico della Lombardia e dell'Emilia Romagna, Sorveglianza Epidemiologica dell'Emilia Romagna (SEER)

DATABASE INEMAR:

Il macrosettore Agricoltura comprende le emissioni diffuse provenienti sia dalle coltivazioni, in funzione del tipo di coltura e della quantità di fertilizzanti utilizzati, sia dagli allevamenti, sulla base delle tipologie di animali allevati e della modalità di gestione dei reflui.

Il software INEMAR, per il calcolo delle stime delle emissioni relative ad entrambi i settori, si avvale della metodologia suggerita dall'Environmental Guidebook (EEA, 2004) che prevede l'impiego del numero di capi per gli allevamenti, e l'utilizzo di un algoritmo basato sul quantitativo di fertilizzanti azotati venduti, sulla superficie agraria utilizzabile e sul fabbisogno di azoto di ogni tipologia colturale, per le coltivazioni con fertilizzanti.

Nella tabella 2.2-19 sono riassunte le stime derivanti dal macrosettore 10, suddivise per settore di attività, estratte dall'inventario delle emissioni realizzato con INEMAR.

Tabella 2.2- 19: t/y totali per la provincia di Ravenna. [Fonte: Inventario ARPA Emilia Romagna]

	Settore di attività	NH ₃ (t/y)
MACROSETTORE 10	Allevamenti	2853
	Coltivazioni senza fertilizzanti	65
	Coltivazioni con fertilizzanti	2693
TOTALE MACROSETTORE 10		5611

Come per il settore trasporto in agricoltura, le emissioni di NH₃ ascrivibili all'utilizzo di fertilizzanti in agricoltura, sono state disaggregate in funzione della superficie agricola contenuta nella cella. Rispetto a prima però, la superficie agricola della provincia risulterà essere leggermente maggiore poiché, oltre le 4 tipologie di uso del suolo selezionate precedentemente, sono state prese in considerazione altre 3 tipologie:

- Orti, vivai, colture sotto tunnel (O): *“Comprende tipi di coltura ad alta specializzazione”*;
- Uliveti (U): *“Superfici piantate ad ulivo”*;
- Aree agricole eterogenee (Ze): *“Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di vegetazione naturale (siepi, lembi di bosco e/o di cespuglieto, etc.) frequenti nelle zone collinari e montane”*.

EMISSIONI dall'UTILIZZO di FERTILIZZANTI in AGRICOLTURA:

Ancora una volta si segue passo passo, tutto il percorso attuato in precedenza per il settore trasporti in agricoltura, al fine di ottenere:

- in primo luogo la disaggregare le emissioni di NH₃ in funzione della superficie agricola di tutta la Provincia di Ravenna;
- in secondo luogo, il FE per l'ammoniaca, calcolato sempre secondo lo stesso principio:

$$FE(t \times m^{-2} \times y^{-1}) = \frac{Emissione_{NH_3, TOT}(t \times y^{-1})}{Area_{TOT}(m^2)}$$

Dove, l'emissione di NH₃ per il Comune di Ravenna è pari a 946.15t/y, la superficie di uso del suolo nel Comune di Ravenna è pari a 498273808.147m² ed il FE risulta essere $1.90 \times 10^{-6} (t \times m^{-2} \times y^{-1})$;

- ed infine, l'intersezione della griglia 100x100 metri all'uso del suolo e l'applicazione del FE, sempre secondo il criterio precedente, per ottenere l'emissione della cella:

$$Emissione_{CELLA} (t \times y^{-1}) = FE (t \times m^{-2} \times y^{-1}) \times Area_{CELLA} (m^2)$$

EMISSIONI da ALLEVAMENTI:

Le emissioni relative al settore degli allevamenti, sono state disaggregate sulla base del numero di capi allevati. Il database contenente la proxy scelta, è stato fornito dall'Istituto Zooprofilattico della Lombardia e dell'Emilia Romagna, SEER. Del database in questione, sono stati esclusi dall'elaborazione:

- gli allevamenti equini, poiché nella relativa tabella degli attributi, non è presente un campo contenente il numero di capi;
- avicoli, in quanto il database fornito considera la capacità dell'allevamento, e non il numero di capi realmente allevato per ogni azienda, di conseguenza il dato fornito potrebbe non corrispondere al dato reale;
- infine, dal database restante, sono stati eliminati una serie di punti che presentavano un numero di capi pari a zero.

Ripartizione delle emissioni disaggregate a livello comunale

Calcolato il numero totale di capi allevati nel Comune di Ravenna, è stato infine calcolato quanto emette ogni allevamento, attraverso la seguente formula:

$$Emissione[NH_3]_j = \frac{Emissione[NH_3]_{TOT} \times N^{\circ}capi_{RA}}{N^{\circ}capi_{TOT}}$$

Dove: Emissione[NH₃]_j rappresenta il valore di NH₃ relativo all'allevamento j-esimo; Emissione[NH₃]_{TOT} rappresenta il valore totale provinciale da disaggregare a livello

comunale, pari a 2853t/y di NH₃; N°capi_{RA} è relativo al numero di capi allevati nel Comune di Ravenna, pari a 34093; infine N°capi_{TOT} indica il valore complessivo di capi allevati in Provincia di Ravenna, corrispondente a 98908.

Dalla disaggregazione risulta che gli allevamenti del Comune di Ravenna sono responsabili di un totale di emissione di NH₃ pari a 983.41 t/y.

Al fine di valutare il migliore approccio per la disaggregazione delle emissioni, è stato attuato un secondo procedimento, il quale si basa sempre sul numero di capi allevati nel comune, tenendo però separate le diverse tipologie di capo allevato. Quindi, la formula sopracitata, è stata applicata quattro volte, una per i bovini, una per i suini, una per gli ovini ed infine, una per i caprini.

La somma dei risultati ottenuti dalle quattro disaggregazioni, coincide con il totale ottenuto con il primo approccio ma, come verrà meglio descritto nel paragrafo 3.5, i risultati migliorano sensibilmente tenendo separate le diverse tipologie di allevamento.

Per valutare che la metodologia di disaggregazione adottata sia corretta, il procedimento attuato per il Comune di Ravenna è stato applicato al resto dei comuni della provincia e, la somma dei risultati ottenuti coincide esattamente con il valore totale delle emissioni stimate dall'inventario.

2.2.6 Analisi Statistica

I risultati ottenuti mediante la disaggregazione delle stime di emissione fornite dall'inventario di ARPA EMR, per il Comune di Ravenna, sono stati confrontati, ove possibile, con dati realmente misurati da ARPA Sezione provinciale di Ravenna, per verificare la validità della metodologia adottata. Per alcuni settori, fra cui il trasporto in agricoltura e l'uso di fertilizzanti, non è stato possibile effettuare un confronto con dati comunali misurati o stimati, per tale motivo, ci si limita a giustificare la scelta delle variabili proxy, confrontando il presente studio, con lavori di bibliografia.

In ogni caso, per tutti i risultati ottenuti con ArcMap, è stata calcolata media aritmetica e deviazione standard, mentre, il confronto tra i valori di emissione ottenuti mediante la disaggregazione con variabile proxy (E_p) e quelli stimati da ARPA-Sezione provinciale di Ravenna (E_{Arpa}), è stato attuato utilizzando:

- la differenza percentuale;
- la correlazione (R) tra le serie di dati;
- la regressione lineare nel caso di combinazioni di proxy.

La differenza percentuale, riconducibile all'Average Normalised Absolute BIAS, indice utilizzato per l'analisi della qualità dell'aria, è stata calcolata come segue:

$$Diff\% = \frac{E_{Arpa} - E_p}{E_{Arpa}} \times 100$$

ed indica la sovrastima o la sottostima della misura ottenuta mediante l'approccio top-down, rispetto al dato ARPA utilizzato come confronto. Il valore obiettivo è zero e: se la Diff% è positiva, i valori ottenuti mediante l'approccio top-down risultano essere sottostimati, rispetto i valori stimati da ARPA. Al contrario, se la Diff% è negativa, ne consegue che il dato ottenuto dalla disaggregazione è sovrastimato rispetto al dato di confronto. Il calcolo della differenza percentuale, è stato applicato ad ogni cella contenente un valore diverso da zero. Dal set di dati restante, è stato calcolato il 5° ed il 95° percentile ed infine si è calcolata la media dell'intervallo contenuto tra i due livelli di significatività indicati. Il valore ottenuto riproduce la sovrastima, o la sottostima, media dei dati ottenuti dalla disaggregazione.

La correlazione (R) rappresenta una relazione tra due variabili casuali tale che a ciascun valore della prima variabile corrisponda con una certa regolarità un valore della seconda. Il coefficiente R si definisce come il rapporto fra la covarianza tra l'Osservato (O) ed il Predetto (P) ed il prodotto delle relative deviazioni standard:

$$R = \frac{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (O_i - \bar{O}) \times (P_i - \bar{P})}{\sigma_O \times \sigma_P}$$

L'indice R presenta valori compresi tra 0 ed 1. Se R è prossimo a 0, le variabili non sono correlate tra loro e quindi al variare di una l'altra non cambia, o cambia in modo indipendente dalla prima. Se R è prossimo ad 1, invece, le variabili possono essere considerate correlate e quindi strettamente dipendenti.

Il modello di regressione lineare, permette di predire la risposta di una variabile dipendente (Y) in funzione di una serie di variabili indipendenti note (X), dette predittrici. Per rappresentare graficamente questa previsione si costruisce una retta tale che le distanze tra la retta stessa e le coppie x_i e y_i siano minime, utilizzando il metodo dei minimi quadrati.

La regressione lineare, in questo caso è stata impiegata per trovare i coefficienti angolari che meglio rappresentano l'emissione disaggregata all'interno di ogni singola cella, quindi la BEST FIT per ogni singola cella.

Nella seguente tabella si riassumono gli indici utilizzati nello studio per il confronto ed i relativi valori prestazionali.

Tabella 2.2- 20: Indici statistici e relativi valori prestazionali

	SIGMA	Differenza Percentuale	R
Valori assunti	$\sigma_{\text{DISAGGREGATO}} = \sigma_{\text{ARPA}}$	-100% – 100%	-1 – 1
Prestazione ideale		0	1
Prestazione buona		-50% – 50%	/

CAPITOLO 3. RISULTATI E DISCUSSIONE

Nel presente capitolo sono discussi i principali risultati ottenuti con la disaggregazione spaziale effettuata mediante l'applicazione dell'approccio Top-Down, con la metodologia descritta nel precedente capitolo. Ove possibile, questi risultati sono stati confrontati con i dati forniti da ARPA Sezione Provinciale di Ravenna ottenuti attraverso l'applicazione di un approccio Bottom-Up. Successivamente, si presentano i principali punti di forza e debolezza della metodologia Top-Down proposta. Infine, il capitolo si conclude con un'analisi delle pressioni ambientali determinate dal pattern emissivo di ogni inquinante considerato.

3.1 Macrosettore 1 – 3 – 4

Si ricorda che per quanto riguarda il macrosettore industriale (comprendente i macrosettori 1, 3 e 4) le emissioni stimate dall'inventario ARPA EMR sono state disaggregate dopo averle distinte in sorgenti soggette ad Autorizzazione Integrata Ambientale (chiamate in seguito 'sorgenti AIA') e sorgenti non soggette a tale autorizzazione (di seguito 'sorgenti non AIA'). Le emissioni derivanti dalle imprese non soggette ad AIA sono state inizialmente disaggregate in funzione della variabile proxy individuata, la superficie industriale, e successivamente sommate alle emissioni delle imprese soggette ad AIA.

In Tabella 3.1-1 sono riassunti i valori ottenuti dal procedimento appena descritto, per ogni comune della Provincia di Ravenna.

Tabella 3.1- 1: Risultati della disaggregazione per ogni comune, mediante la proxy 'superficie industriale'

	SUPERFICIE INDUSTRIALE (m ²)	DISAGGREGAZIONE EMISSIONI NON AIA			AIA			AIA+DISAGGREGATO		
		PTS (t/y)	NO _x (t/y)	SO _x (t/y)	PTS (t/y)	NO _x (t/y)	SO _x (t/y)	PTS (t/y)	NO _x (t/y)	SO _x (t/y)
Alfonsine	804851	17	77	15	95	53	33	112	130	48
Bagnacavallo	1016485	21	97	18	0	0	0	21	97	18
Bagnara di Romagna	108211	2	10	2	0	0	0	2	10	2
Brisighella	157846	3	15	3	0	0	0	3	15	3
Casola Valsenio	256278	5	24	5	0	0	0	5	24	5
Castel Bolognese	763310	16	73	15	16	81	25	32	153	40
Cervia	565992	12	54	11	0	0	0	12	54	11
Conselice	979016	20	93	19	12	36	4	33	130	23
Cotignola	777438	16	74	15	1	17	1	17	91	16
Faenza	4371391	91	416	83	80	884	712	171	1299	795
Fusignano	470212	10	45	9	0	0	0	10	45	9
Lugo	1896717	40	180	36	0	0	0	40	180	36
Massa Lombarda	1012008	21	96	19	1	20	1	22	116	20
Ravenna	16312577	339	1551	311	170	1681	2926	509	3232	3237
Riolo Terme	186160	4	18	3	0	0	0	4	18	3
Russi	940440	20	89	18	0	0	0	20	89	18
Sant'Agata sul Santerno	353941	7	34	7	0	0	0	7	34	7
TOTALE PROVINCIA	30972874	645	2945	589	374	2772	3702	1020	5719	4291

Nelle tabelle 3.1-2, 3.1-3, 3.1-4, sono riportati i risultati relativi ai macrosettori 1, 3 e 4 ottenuti con il metodo proposto in questo lavoro di tesi per disaggregare le emissioni comunali di Ravenna su una griglia costituita da celle 100m x 100m che copre l'intero dominio. Le tabelle 3.1-2, 3.1-3, 3.1-4 sono relative, rispettivamente, a PTS, NO_x e SO_x.

Le tabelle suddette, e anche quelle che seguiranno per i successivi macrosettori, sono organizzate nel modo seguente: la prima colonna riporta il valore emissivo complessivo del comune di Ravenna ottenuto con l'approccio Top-Down (questo lavoro di tesi), la seconda colonna riporta il valore emissivo complessivo del comune di Ravenna ottenuto con l'approccio Bottom-Up (dato ARPA), la terza colonna riporta la differenza percentuale fra i due totali (Diff% totale), la quarta, la quinta e la sesta colonna riportano, rispettivamente, il massimo valore di cella, il valore medio di emissione delle celle e la corrispondente

deviazione standard. La settima e l'ottava colonna riportano la differenza percentuale media del valore attribuito all'interno delle celle con i due differenti approcci (Diff%) e il valore di correlazione (R) fra i valori ottenuti con l'approccio Top-Down e quelli derivanti dall'approccio Bottom-Up calcolati come descritto nel paragrafo 2.2.

Tabella 3.1- 2: Risultati per le Polveri

COMUNE di RAVENNA - MACROSETTORE 1-3-4: PTS							
Totale Top-Down (t/y)	Totale Bottom-Up (t/y)	Diff% totale	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)	Diff%	R
509	1083	53	57	2	5	-26	0.12

Tabella 3.1- 3: Risultati per gli Ossidi di Azoto

COMUNE di RAVENNA - MACROSETTORE 1-3-4: NO _x							
Totale Top-Down (t/y)	Totale Bottom-Up (t/y)	Diff% totale	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)	Diff%	R
3232	10466	70	1054	13	73	-65	0.07

Tabella 3.1- 4: Risultati per gli Ossidi di Zolfo

COMUNE di RAVENNA - MACROSETTORE 1-3-4: SO _x							
Totale Top-Down (t/y)	Totale Bottom-Up (t/y)	Diff% totale	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)	Diff%	R
3237	10650	70	2650	13	166	-37	0.40

Tutti e tre i valori massimi ricadono nella cella all'interno della quale è ricompresa la Cabot Italiana SpA, ditta soggetta ad Autorizzazione Integrata Ambientale, che produce nero di carbonio, situata nel polo industriale della città di Ravenna.

Come è possibile osservare dalle tre tabelle sovrastanti, i valori emissivi totali stimati con l'approccio Top-Down sono fortemente sottostimati rispetto a quelli risultanti con l'approccio Bottom-Up; ciò significa che l'emissione totale del Comune di Ravenna viene sottostimata mentre le emissioni totali degli altri comuni della provincia sono sovrastimati (almeno per alcuni comuni).

Le deviazioni standard, maggiori delle medie dei risultati ottenuti dalla disaggregazione, indicano una grande variabilità dei dati, determinata da poche celle con valori di emissione molto elevati rispetto al restante set di dati ottenuti. Infatti, nel macrosettore industriale le emissioni sono fortemente concentrate in quanto pochi stabilimenti producono una rilevante parte delle emissioni totali. Per quanto concerne gli SO_x, le ditte con AIA da sole emettono all'incirca il 90% delle emissioni relative ai macrosettori 1, 3 e 4, mentre per PTS ed NO_x, le ditte AIA contribuiscono, rispettivamente, per il 33% e per il 52%.

Per quanto concerne il confronto con dati ARPA, i bassi valori di R (0.12, 0.07 e 0.40 per PTS, NO_x e SO_x, rispettivamente) indicano che le due serie di dati, sono poco correlate tra loro. Le differenze percentuali (-26, -35, -67 per PTS, NO_x e SO_x, rispettivamente), negative in tutti e tre i casi, indicano una tendenza alla sovrastima più o meno accentuata delle emissioni medie da parte della metodologia di disaggregazione impiegata.

Il confronto tra i valori stimati con la nostra metodologia rispetto alle valutazioni effettuate da ARPA, prosegue, riportando in grafici a dispersione i due insiemi di valori, mostrati nelle figure 3.1-1, 3.1-2 e 3.1-3. Le figure effettuano uno zoom sull'area dove si concentra la quasi totalità delle coppie di dati, escludendo i punti definiti 'outliers' o 'esterni'. Tali punti, sono definiti esterni, poiché superiori di molto (circa un ordine di grandezza) ad una soglia emissiva. Per gli SO_x la soglia emissiva è assunta pari a 20 t/y, e sopra a tale soglia si riscontrano nove coppie di dati; per le PTS, la soglia emissiva è stata fissata a 40 t/y e si riscontrano, ancora una volta, nove coppie di dati al di sopra di questa. Infine per gli NO_x è assunta pari a 100 t/y ed al di sopra di questa si evidenziano undici coppie di dati.

La presenza di questi punti esterni, nelle metodologie di stima delle emissioni, è documentata anche da altri autori, in particolare da Maes et al. (2009), il quale riscontra per gli SO_x pochi punti riconducibili a grandi sorgenti emissive. Nel caso in esame, come evidenziato in precedenza, i punti esterni, caratterizzati da grandi valori di emissione rispetto al restante pattern emissivo, sono presenti per tutti e tre gli inquinati considerati e sono riconducibili a ditte soggette ad Autorizzazione Integrata Ambientale.

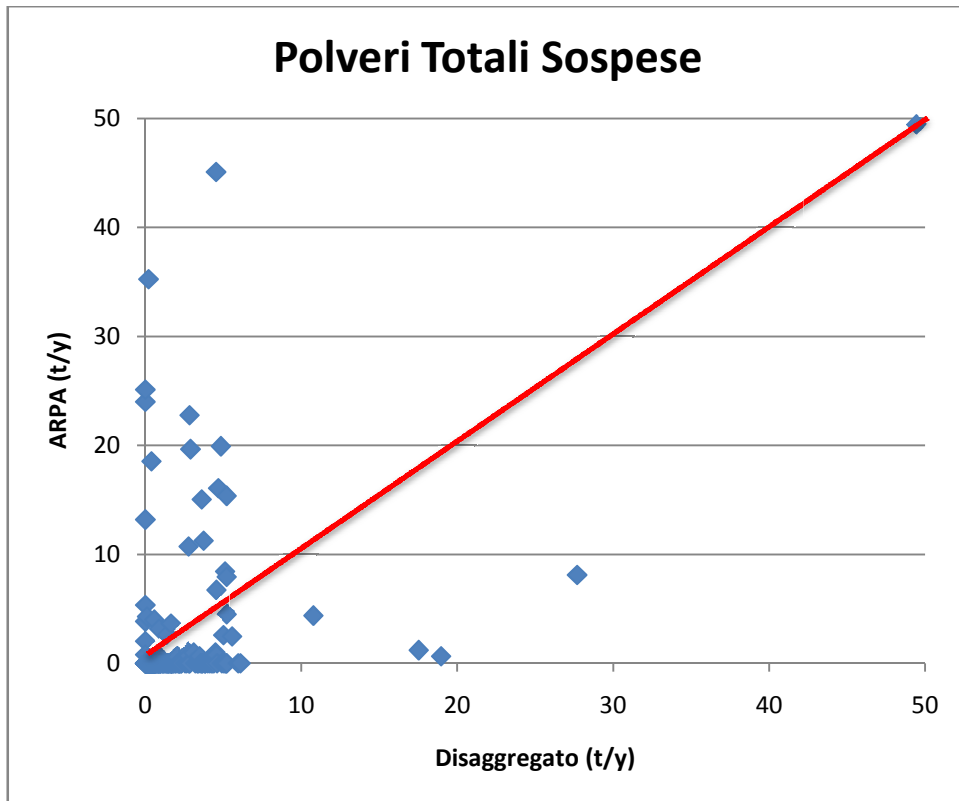


Figura 3.1- 1: Grafico a dispersione per le Polveri Totali Sospese

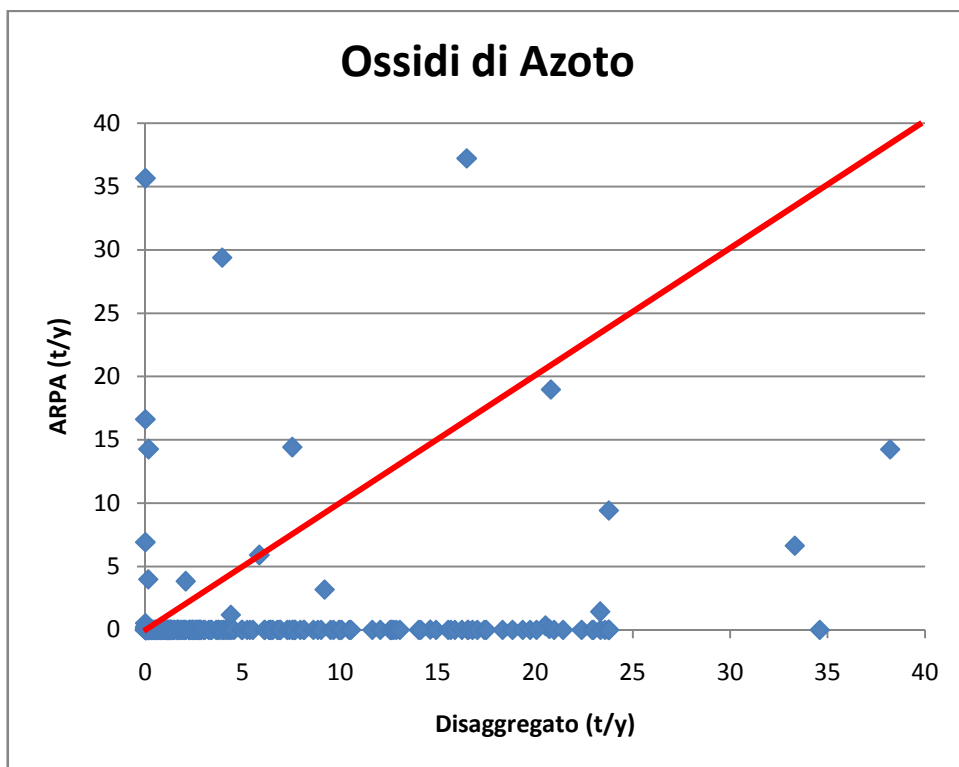


Figura 3.1- 2: Grafico a dispersione per gli Ossidi di Azoto

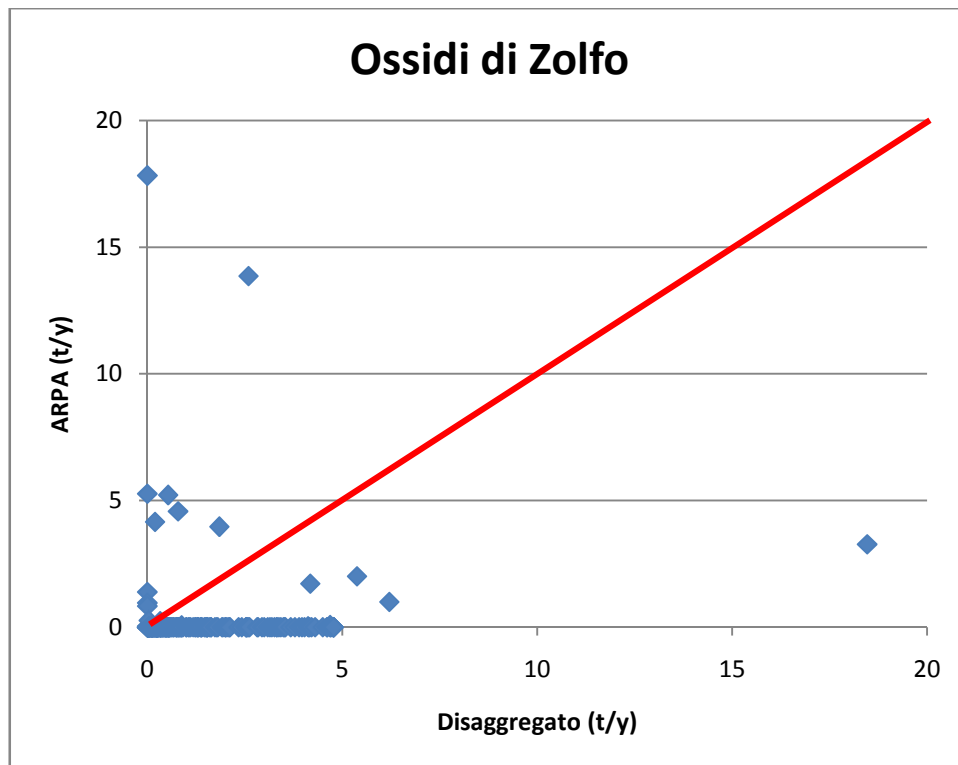


Figura 3.1- 3: Grafico a dispersione per gli Ossidi di Zolfo

Come è possibile osservare dalle figure 3.1-1, 3.1-2 e 3.1-3, le coppie di dati, tendono ad aggregarsi in prossimità dell'origine degli assi. Una buona parte di questi si dispongono sugli assi cartesiani (prevalentemente l'asse delle ascisse, rappresentato dei risultati della metodologia di disaggregazione applicata per questo lavoro di tesi), in particolare vicino all'origine. Questo indica che a valori diversi da zero, ma comunque bassi, ottenuti con la disaggregazione da noi effettuata corrispondono valori di emissione stimati da ARPA prossimi allo zero. Quindi, considerando l'area del grafico dove si concentrano le coppie di valori ed il risultato ottenuto per la differenza percentuale (-26, -35, -67 per PTS, NO_x e SO_x, rispettivamente), anche i grafici a dispersione mostrano una tendenza alla sovrastima dei risultati ottenuti con la disaggregazione da noi attuata. Per quanto riguarda i punti che si allontanano dalla nuvola attorno l'origine degli assi (in basso a destra ed in alto a sinistra) l'informazione che si ottiene è quella di una discordanza tra il dato disaggregato con metodologia Top-Down ed il dato stimato da ARPA e riportato sulla griglia con approccio Bottom-Up.

Discussione

I risultati ottenuti per il macrosettore industriale sono riassumibili mettendo in luce tre tendenze: sottostima del valore emissivo complessivo del Comune di Ravenna, generale sovrastima del valore medio di emissione delle celle e bassa correlazione fra i dati ottenuti con la disaggregazione Top-Down e quelli provenienti dall'approccio Bottom-Up. La spiegazione di questa evidenza risiede probabilmente nella proxy scelta. Infatti, utilizzando solo la superficie industriale come variabile proxy le emissioni industriali vengono distribuite omogeneamente su tutta la superficie individuata da CORINE LAND COVER 2006 (di seguito 'CLC2006') come industriale, senza distinguere tra le diverse tipologie industriali. Questo significa che, per esempio, la zona industriale di Ravenna viene equiparata alla zona industriale di Brisighella anche se le produzioni industriale effettuate sono completamente diverse. Inoltre con tale proxy le emissioni sono attribuite indistintamente fra tutte le aree industriali sia quelle che effettivamente producono un'emissione (capannoni di produzione), sia quelle che di fatto non contribuiscono all'emissione di inquinanti in atmosfera (piazze e parcheggi). La proxy superficie industriale, è impiegata anche da altri autori [De Kluzenaar et al., 2001; Maes et al., 2009] in combinazione ad una seconda proxy relativa a dati di tipo statistico come il numero di addetti nel settore industriale – commerciale. La combinazione di queste due, in contesti spaziali di minor dettaglio ($1 \times 1 \text{ km}^2$) appare soddisfacente, secondo quanto riportato dagli stessi autori.

Sarebbe necessario individuare una seconda proxy relativa ad informazioni statistiche, da combinare alla prima citata, per portare ad un miglioramento della stima anche su un contesto spaziale di maggior dettaglio (alta risoluzione), come quello impiegato nel nostro studio. Un primo tentativo è stato fatto senza però ottenere risultati positivi. Durante il periodo di lavoro, il dato relativo al numero di addetti impiegati nel settore industriale – commerciale è stato reperito dal sito della Camera di Commercio di Ravenna; l'impiego di questa seconda proxy ha però portato a risultati identici all'impiego della sola proxy 'superficie industriale'. Questo è avvenuto perché l'informazione del numero di addetti non è georeferenziata sul territorio provinciale o comunale e per tale motivo, si è reso necessario distribuire omogeneamente il numero di addetti per la superficie industriale, non apportando miglioramenti al risultato precedente.

Un'ulteriore verifica, prima di studiare alternative, potrebbe essere quella di confrontare il dato delle emissioni della zona industriale di Ravenna, calcolato come rapporto tra la somma delle emissioni puntuali e la corrispondente superficie ad uso industriale, con il

dato provinciale disaggregato a livello comunale. Dopo tale verifica si potrebbe valutare l'introduzione e la "robustezza" di altre variabili proxy, come ad esempio la volumetria degli edifici, attribuendo in questo modo, un valore di emissione solo ad edifici contenuti all'interno della zona industriale.

Di seguito, in Figura 3.1-4, 3.1-6 e 3.1-8 si riportano le mappe ottenute con l'approccio Top-Down, a sinistra, e l'approccio Bottom-Up a destra, per PTS, NO_x ed SO_x rispettivamente. Mentre, in Figura 3.1-5, 3.1-7 e 3.1-9 si riportano le mappe relative alla differenza percentuale cella per cella, per PTS, NO_x ed SO_x rispettivamente.

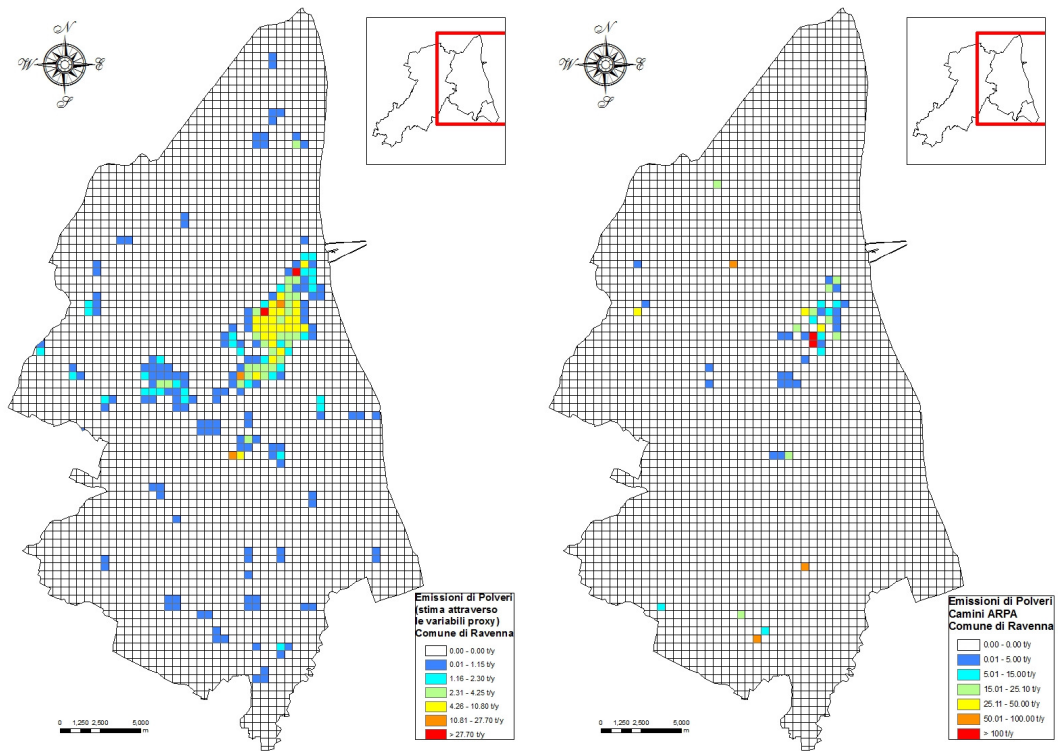


Figura 3.1- 4: A sx, mappa ottenuta con approccio Top-Down, a dx, mappa ottenuta con approccio Bottom-Up, per PTS

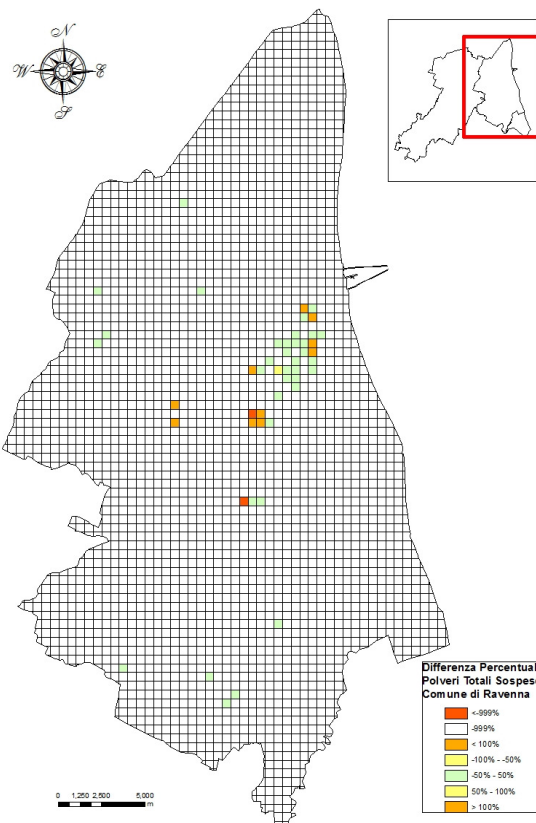


Figura 3.1- 5: Mappa della differenza percentuale tra Top-Down e Bottom-Up per le PTS

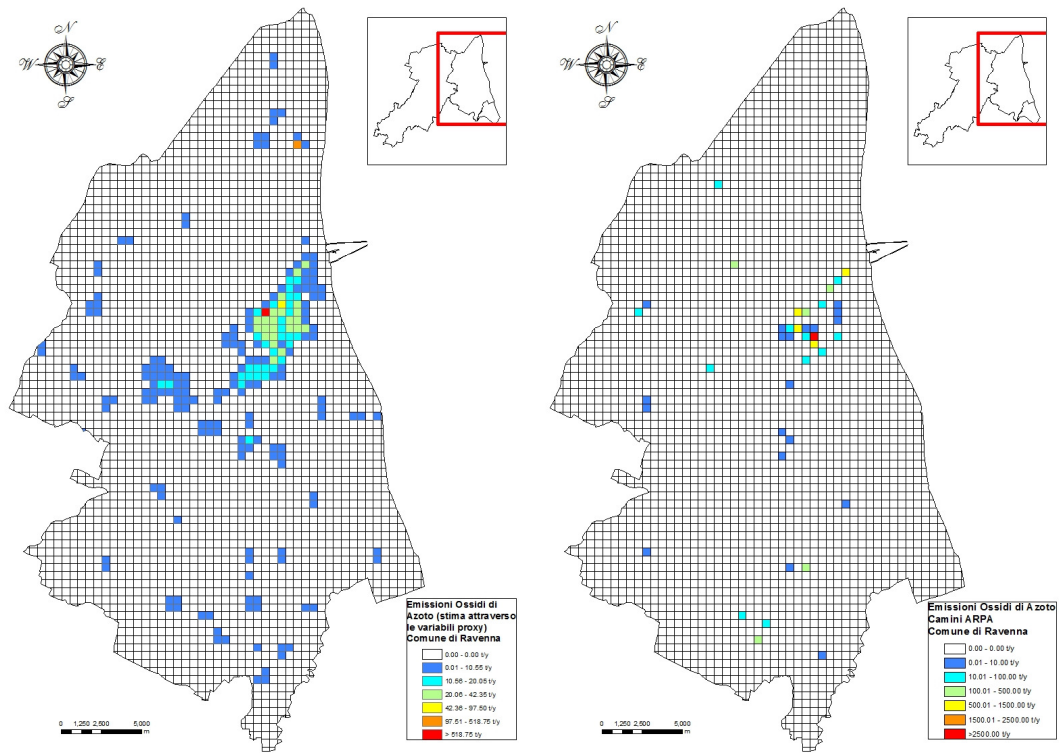


Figura 3.1- 6: A sx, mappa ottenuta con approccio Top-Down, a dx, mappa ottenuta con approccio Bottom-Up, per gli NO_x

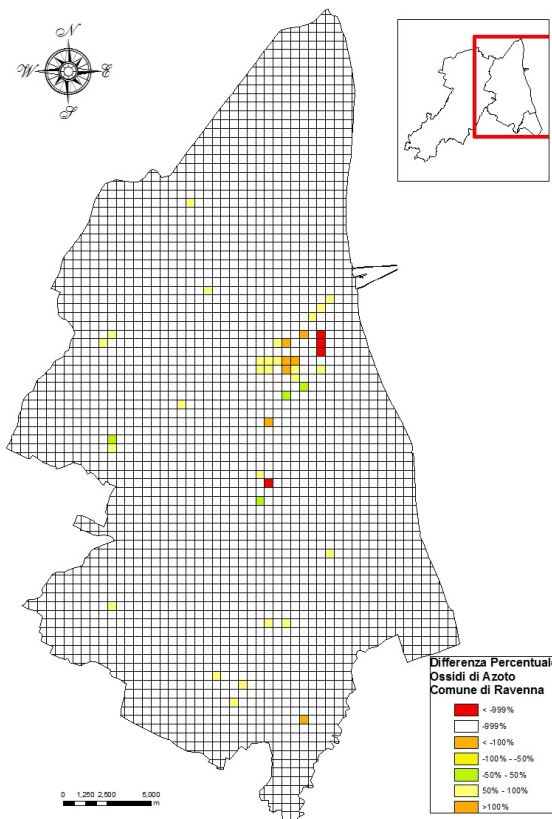


Figura 3.1- 7: Mappa della differenza percentuale tra Top-Down e Bottom-Up per gli NO_x

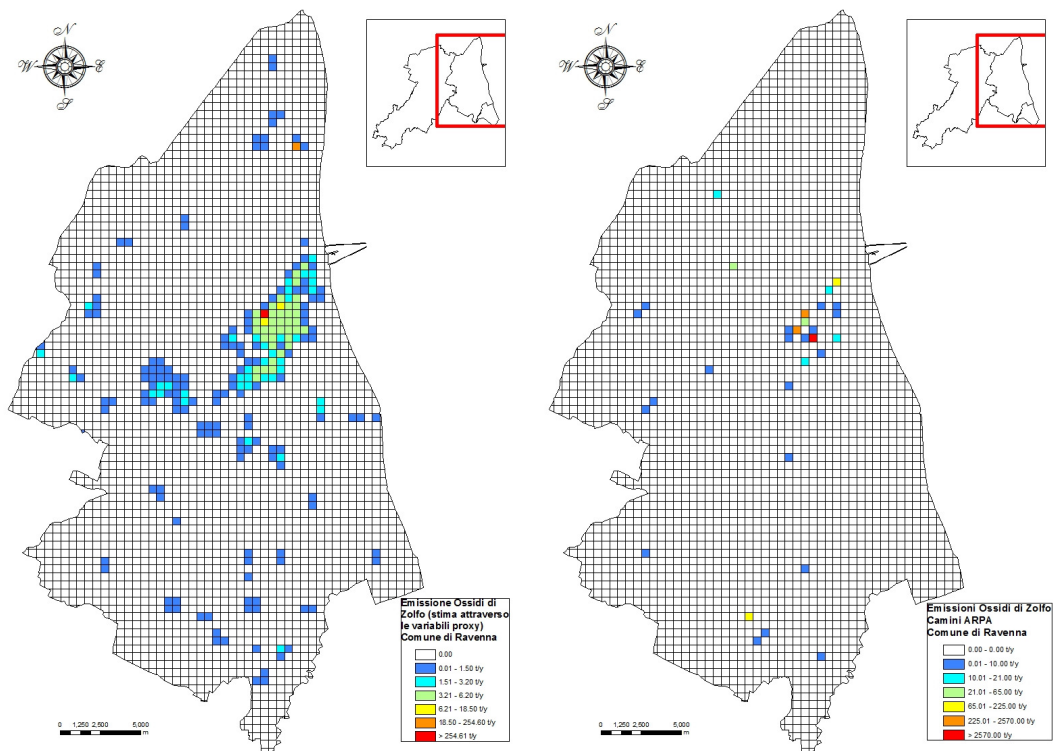


Figura 3.1- 8: A sx, mappa ottenuta con approccio Top-Down, a dx, mappa ottenuta con approccio Bottom-Up, per gli SO_x

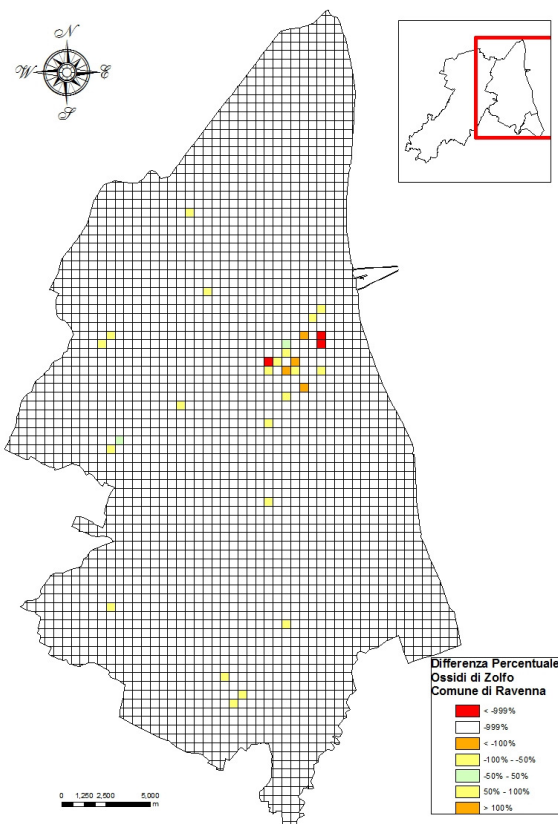


Figura 3.1- 9: Mappa della differenza percentuale tra Top-Down e Bottom-Up per gli SO_x

3.2 Macrosettore Combustione non Industriale

Le stime fornite dall'inventario ARPA EMR sono state disaggregate sulla base delle due variabili proxy 'popolazione residente' e 'volumetria degli edifici' contenuti all'interno della cella 100m x 100m, ed i totali ottenuti per ogni comune sono riassunti nella seguente tabella.

Tabella 3.2- 1: Risultati della disaggregazione per ogni comune, mediante le proxy 'Popolazione residente' e 'Volumetria degli edifici'

COMUNE	MACROSETTORE 2			
	CO (t/y)	PTS (t/y)	NOx (t/y)	SOx (t/y)
Alfonsine	181	11	27	4
Bagnacavallo	216	14	32	4
Bagnara di Romagna	33	2	5	0.7
Brisighella	70	4	10	1
Casola Valsenio	31	2	5	0.6
Castel Bolognese	253	16	37	5
Cervia	290	18	43	6
Conselice	147	9	22	3
Cotignola	137	9	20	3
Faenza	723	45	107	15
Fusignano	102	6	15	2
Lugo	467	29	69	9
Massa Lombarda	151	9	22	3
Ravenna	2126	133	314	43
Riolo Terme	68	4	10	1
Russi	180	11	27	4
Sant'Agata sul Santerno	42	3	6	0.8
Solarolo	69	4	10	1
TOTALE PROVINCIA	5284	331	780	106

I risultati ottenuti dall'utilizzo della combinazione delle due variabili, per ciascun inquinante, sono stati analizzati attraverso il software SPSS Statistics 17.0 con l'obiettivo di ottenere la BEST FIT che meglio riproduce l'andamento reale delle emissioni per ogni singola cella analizzata. Le relazioni che rappresentano la BEST FIT per ogni inquinante sono le seguenti:

$$CO = 0.018 \times P + 0.353 \times V$$

$$PTS = 0.089 \times P + 0.715 \times V$$

$$NO_x = 0.098 \times P + 0.903 \times V$$

$$SO_x = 0.061 \times P + 0.069 \times V$$

Dove P e V rappresentano rispettivamente la popolazione residente e la volumetria degli edifici contenuti in ogni singola cella.

Le relazioni esplicitate in precedenza, sono state ottenute mediante il calcolo della Regressione Lineare tra le variabili indipendenti (proxy) e la variabile dipendente, data dai valori forniti da ARPA sui consumi di combustibile misurati dai contatori delle abitazioni, calcolati e distribuiti sul territorio del Comune di Ravenna, come descritto nel paragrafo 2.2.2. I risultati ottenute dopo il calcolo della BEST FIT, sono stati confrontati utilizzando la differenza percentuale e la correlazione. I risultati ottenuti per gli inquinanti CO, PTS, NO_x e SO_x sono riassunti, rispettivamente, nelle tabelle 3.2-2, 3.2-3, 3.2-4, 3.2-5. Contrariamente a quanto descritto nel paragrafo 3.1, in questo caso le tabelle non presentano 8 colonne, ma solo sei, poiché in seguito, in tabelle a parte, 3.2-6, 3.2-7, 3.2-8, 3.2-9, si considera la differenza tra il dato Top-Down e quello Bottom-Up sul campione in esame (24502 contatori):

Tabella 3.2- 2: Risultati per il Monossido di Carbonio

COMUNE di RAVENNA - MACROSETTORE 2: Monossido di Carbonio					
Totale Top-Down (t/y)	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)	Diff%	R
2126	0.297	0.069	0.005	-68	0.85

Tabella 3.2- 3: Risultati per le Polveri

COMUNE di RAVENNA - MACROSETTORE 2: Polveri Totali Sospese					
Totale Top-Down (t/y)	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)	Diff%	R
133	0.122	0.0121	0.007	-98	0.78

Tabella 3.2- 4: Risultati per gli Ossidi di Azoto

COMUNE di RAVENNA - MACROSETTORE 2: Ossidi di Azoto					
Totale Top-Down (t/y)	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)	Diff%	R
314	0.168	0.045	0.007	-52	0.77

Tabella 3.2- 5: Risultato per gli Ossidi di Zolfo

COMUNE di RAVENNA - MACROSETTORE 2: Ossidi di Zolfo					
Totale Top-Down (t/y)	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)	Diff%	R
43	2.6	0.0096	0.0004	-33	0.64

Le emissioni ascrivibili al macrosettore combustione non industriale, risultano essere concentrate soprattutto nei centri abitativi, non solo quello di Ravenna, che per dimensione

rispetto agli altri centri è sicuramente più importante, anche i centri abitativi periferici sono ben distinguibili sulla mappa.

Di seguito si riportano le tabelle relative al confronto fra il Top-Down ed il campione Bottom-Up:

Tabella 3.2- 6: Differenza percentuale tra Top-Down e Bottom-Up per il CO

COMUNE di RAVENNA - MACROSETTORE 2: CO		
Totale Top-Down (t/y)	Totale Bottom-Up (t/y)	Diff% totale
172	201	14

Tabella 3.2- 7: Differenza percentuale tra Top-Down e Bottom-Up per le PTS

COMUNE di RAVENNA - MACROSETTORE 2: PTS		
Totale Top-Down (t/y)	Totale Bottom-Up (t/y)	Diff% totale
24	27	11

Tabella 3.2- 8: Differenza percentuale tra Top-Down e Bottom-Up per gli NO_x

COMUNE di RAVENNA - MACROSETTORE 2: NO _x		
Totale Top-Down (t/y)	Totale Bottom-Up (t/y)	Diff% totale
109	161	32

Tabella 3.2- 9: Differenza percentuale tra Top-Down e Bottom-Up per gli SO_x

COMUNE di RAVENNA - MACROSETTORE 2: SO _x		
Totale Top-Down (t/y)	Totale Bottom-Up (t/y)	Diff% totale
5	2	150

Come è possibile osservare dalle tre tabelle sovrastanti, i valori emissivi totali stimati con l'approccio Top-Down, per CO, PTS ed NO_x, concordano in modo molto soddisfacente con quelli risultanti dall'approccio Bottom-Up. Per quanto concerne gli SO_x, non si può dire altrettanto, però il disaccordo dimostrato dal valore percentuale (150%) è giustificato dal fatto che il combustibile prevalentemente impiegato nel comune di Ravenna (99%) è il metano, il quale non è responsabile di emissioni di SO_x.

Al contrario del macrosettore precedente, i risultati per le deviazioni standard (tabelle 3.2-2, 3.2-3, 3.2-4, 3.2-5) sono molto bassi determinando piccoli intervalli di variabilità attorno alla media. Questa piccola variabilità è data proprio dal fatto che le caratteristiche delle sorgenti emissive, rispetto al caso precedente, sono totalmente diverse. Infatti, in questo

caso, le emissioni sono distribuite su tutto il comune presentando valori simili tra loro; prima invece, vi erano poche emissioni molto grandi che andavano ad aumentare la variabilità dei dati.

Nelle tabelle 3.2-2, 3.2-3, 3.2-4, 3.2-5 è possibile osservare anche che i coefficienti di correlazione migliorano significativamente rispetto al macrosettore precedente (0.85, 0.78, 0.77, 0.64 per CO, PTS, NO_x ed SO_x rispettivamente) indicando una buona correlazione fra l'approccio Top-Down e quello Bottom-Up, soprattutto per CO, PTS ed NO_x.

Ancora una volta però le differenze percentuali (-68, -98, -52, -33 per CO, PTS, NO_x ed SO_x rispettivamente) risultano essere negative, e quindi anche la stima riportata per questi quattro inquinanti, dalla nostra metodologia di disaggregazione, tende ad essere, in media, sovrastimata rispetto il totale emissivo.

Nelle prossime figure, 3.2-1, 3.2-2, 3.2-3, 3.3-4, si riportano i grafici a dispersione, rispettivamente per il CO, PTS, NO_x ed SO_x, tra gli insiemi di valori confrontati.

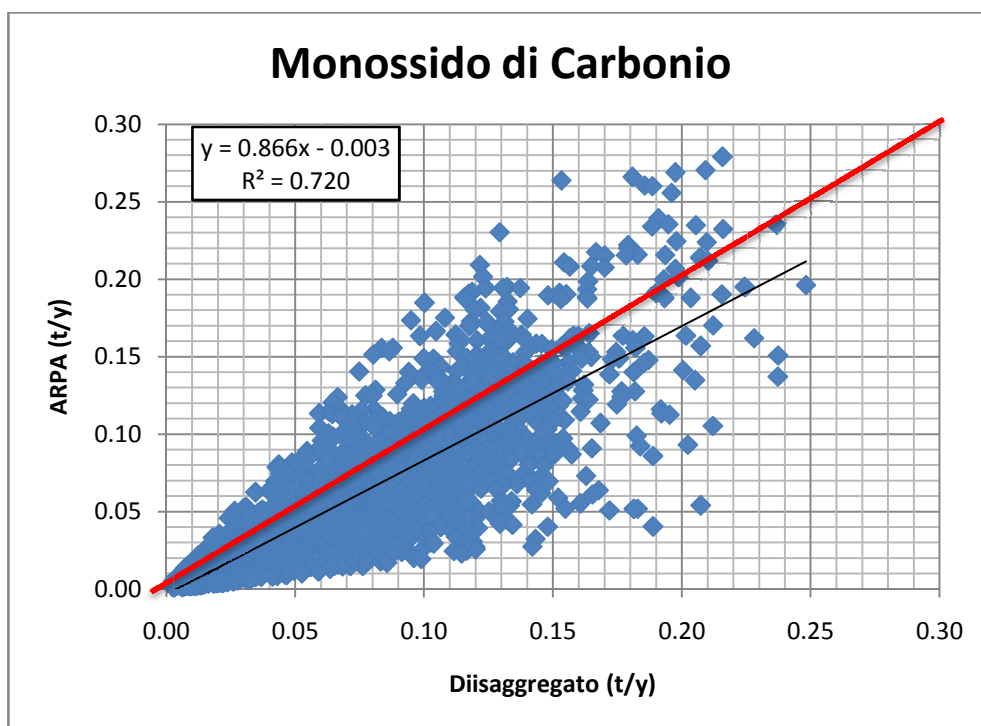


Figura 3.2- 1: Grafico a dispersione per il Monossido di Carbonio

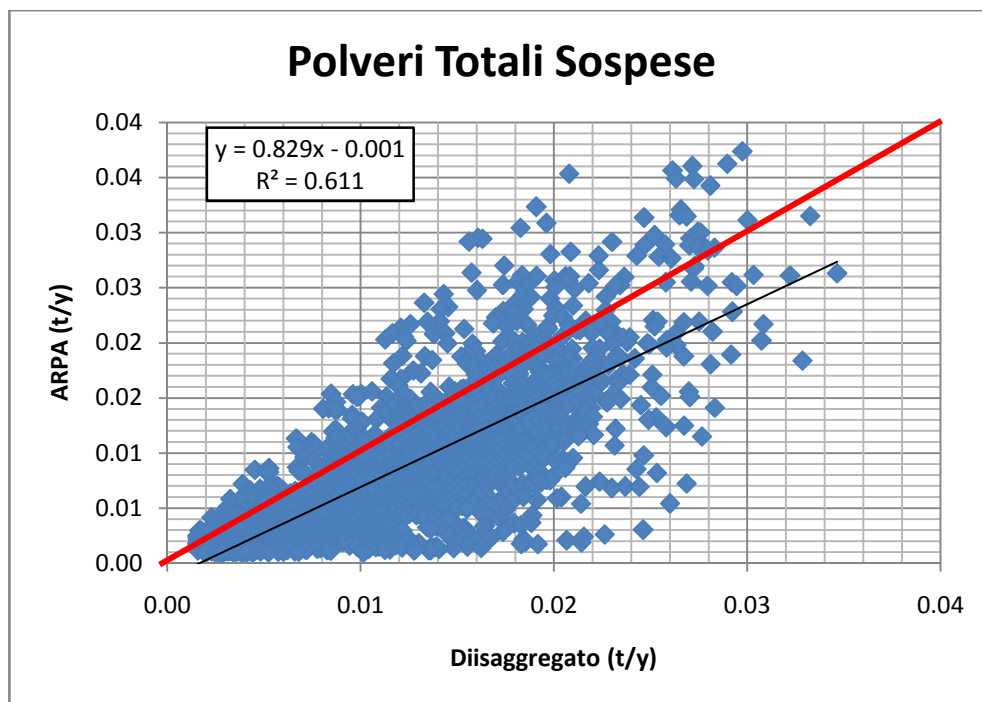


Figura 3.2- 2: Grafico a dispersione per le Polveri Totali Sospese

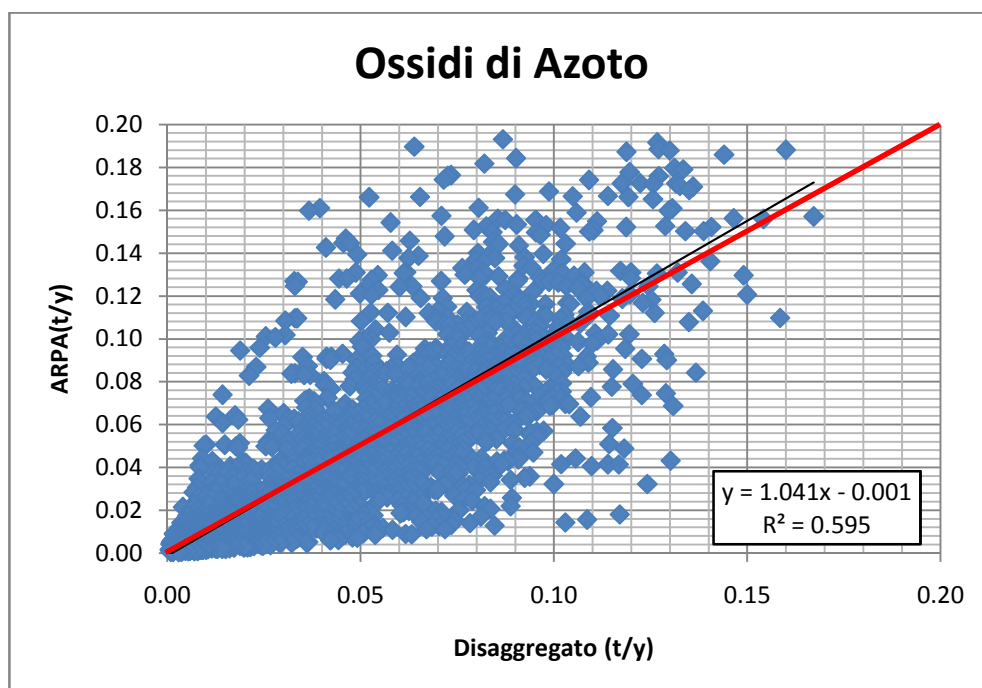


Figura 3.2- 3: Grafico a dispersione per gli Ossidi di Azoto

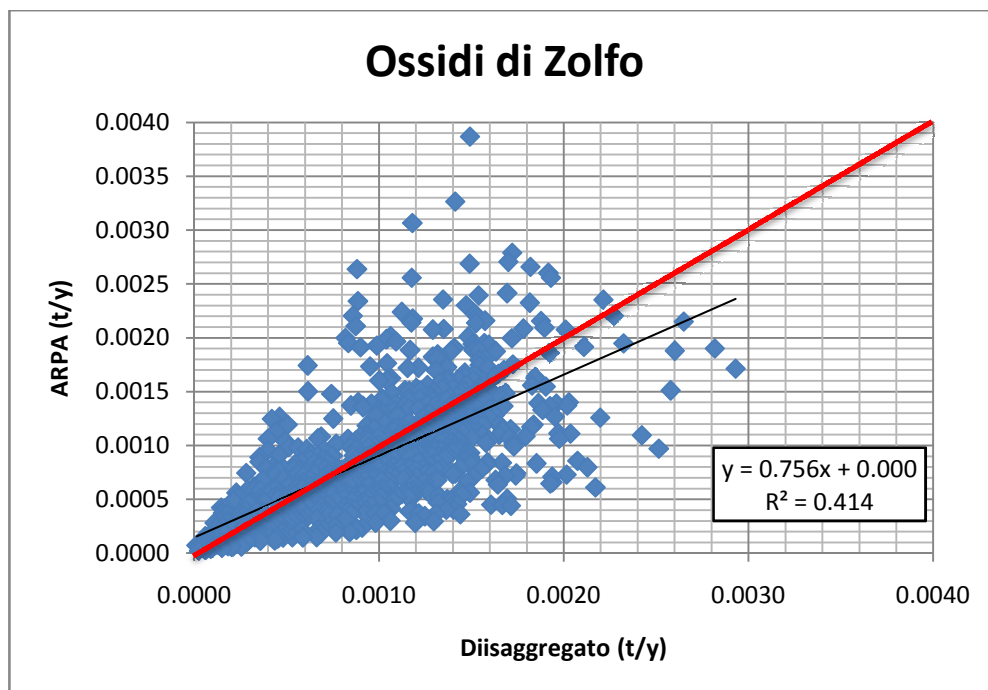


Figura 3.2- 4: Grafico a dispersione per gli Ossidi di Zolfo

Dall'osservazione dei grafici, in particolare delle figure 3.2-1 e 3.2-2, i grafici per il CO e le PTS rispettivamente, si può notare la generale tendenza alla sovrastima delle emissioni disaggregate mediante la combinazioni di proxy 'popolazione residente' e 'volumetria degli edifici', data dalla concentrazione dei punti a sinistra, al di sotto della bisettrice (retta in rosso). Tendenza dimostrata anche dai risultati della differenza percentuale, che ricordiamo è pari a -68, -98, -52, -33 per CO, PTS, NO_x ed SO_x rispettivamente.

Discussione

In questo secondo macrosettore, le correlazioni fra l'approccio Top-Down e quello Bottom-Up risultano buone. Si può quindi affermare che tale combinazione di proxy, tra dati statistici quali la 'popolazione residente' e la 'volumetria degli edifici', calcolata grazie alla superficie occupata dagli edifici e l'altezza media di questi, reperiti dal PCN e dall'ISTAT rispettivamente, possa sostituire in modo soddisfacente l'approccio Bottom-Up più dispendioso in termini economici e di tempo. Anche in bibliografia, si riscontra una certa somiglianza nella scelta delle proxy impiegate. Maes et al. (2009) sfrutta una combinazione tra la 'densità di popolazione' e le aree urbanizzate tratte dal CLC2000; il medesimo approccio è impiegato da De Kluizenaar et al. (2001) per disaggregare le emissioni di SO_x ed

NO_x derivanti dal riscaldamento domestico in Irlanda, distinguendo i contributi per ogni singola tipologia di combustibile impiegato.

I buoni risultati ottenuti sono probabilmente dovuti anche al fatto che nel Comune di Ravenna, il riscaldamento civile è alimentato per il 99% dal metano, condizione che rende estremamente omogeneo lo scenario emissivo. A tale caratteristica è probabilmente anche dovuto il fatto che la correlazione fra le emissioni di SO_x ottenute con l'approccio Top-Down e quelle ottenute dall'approccio Bottom-Up sono peggiori rispetto a quelle degli altri inquinanti. Infatti, la combustione del metano è responsabile prevalentemente di CO, PTS ed NO_x; mentre gli SO_x derivano prevalentemente da altri combustibili (legna, gasolio, ecc.). Nonostante quest'ultima constatazione, la metodologia impiegata per la disaggregazione delle stime di emissione per il macrosettore 2, si può considerare ben replicabile anche in altri contesti territoriali. Infine, si osserva una generale tendenza a sovrastimare le emissioni mediante l'approccio Top-Down, la quale può essere spiegata . .

Di seguito, in Figura 3.2-5, 3.2-7, 3.2-9 e 3.2-11 si riportano le mappe ottenute con l'approccio Top-Down, a sinistra, e l'approccio Bottom-Up a destra, per CO, PTS, NO_x ed SO_x rispettivamente. Mentre, in Figura 3.2-6, 3.2-8, 3.2-10 e 3.2-12 si riportano le mappe relative alla differenza percentuale cella per cella, per CO, PTS, NO_x ed SO_x rispettivamente.

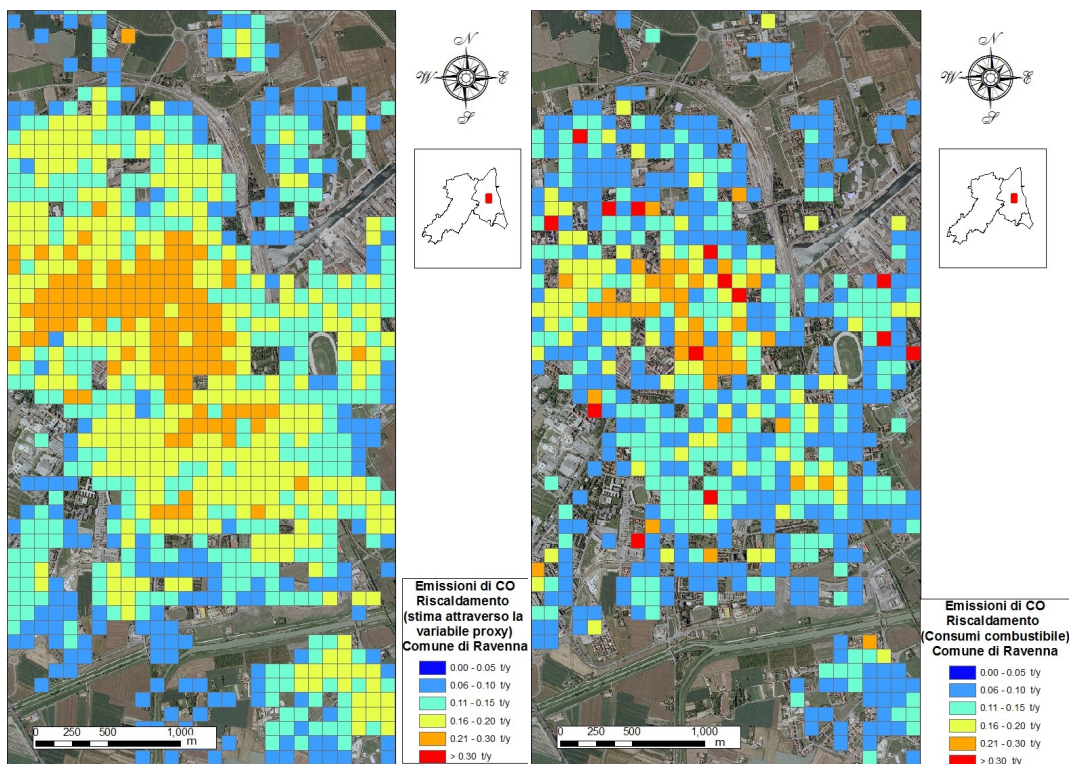


Figura 3.2- 5: A sx, mappa ottenuta con approccio Top-Down, a dx, mappa ottenuta con approccio Bottom-Up, per il CO

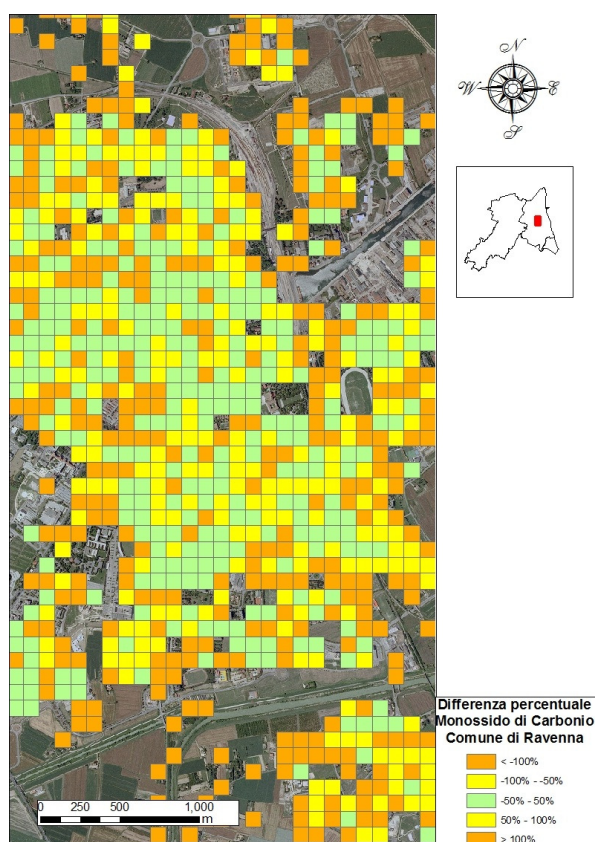


Figura 3.2- 6: Mappa della differenza percentuale tra Top-Down e Bottom-Up per il CO

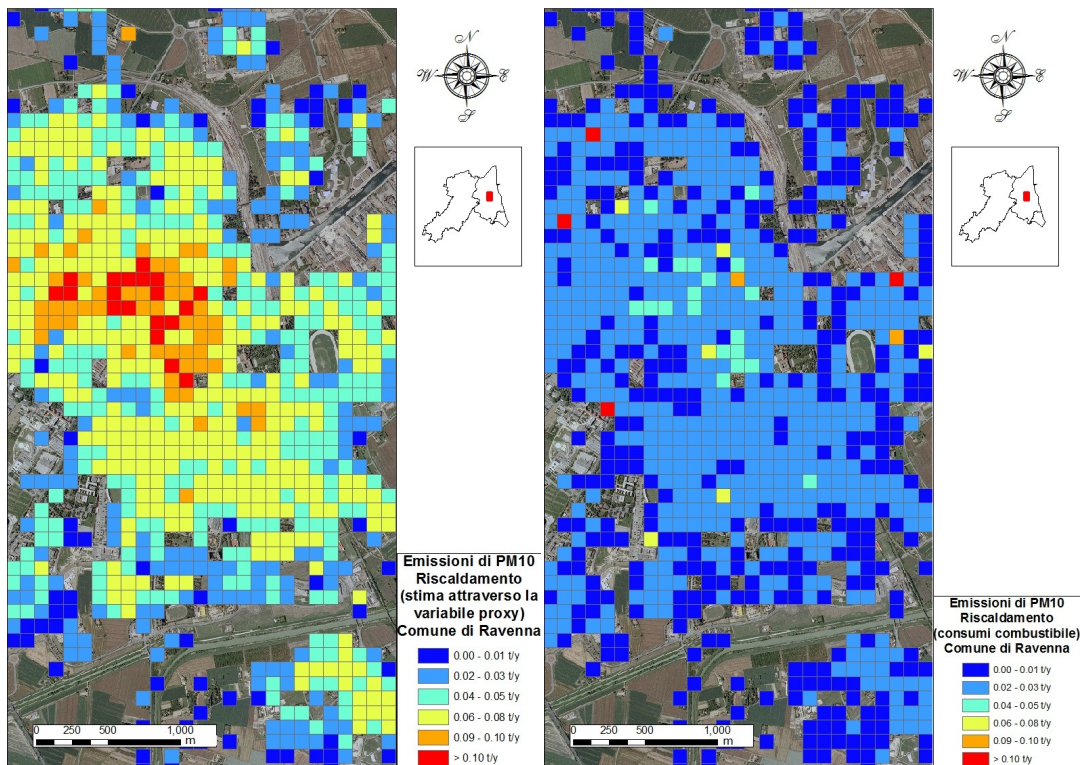


Figura 3.2- 7: A sx, mappa ottenuta con approccio Top-Down, a dx, mappa ottenuta con approccio Bottom-Up, per le PTS

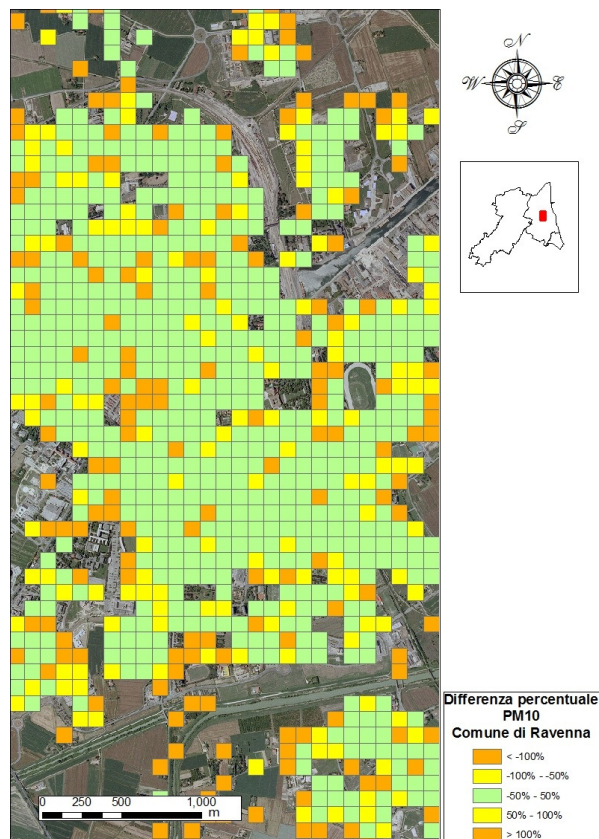


Figura 3.2- 8: Mappa della differenza percentuale tra Top-Down e Bottom-Up per le PTS

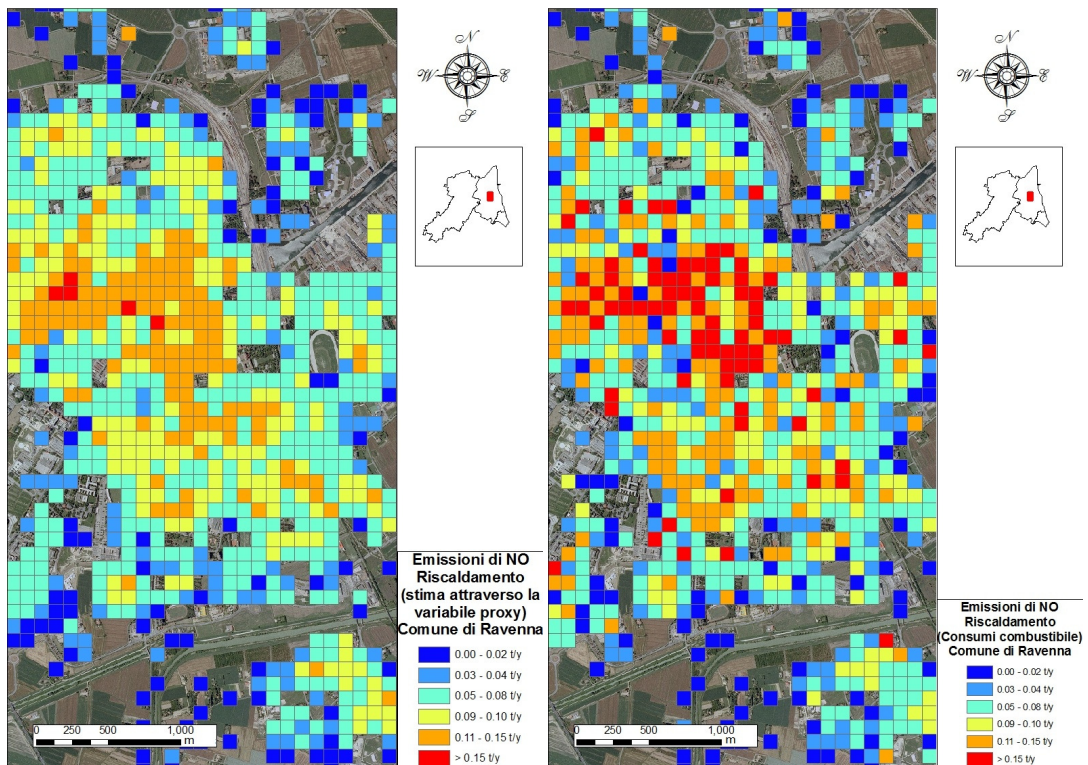


Figura 3.2- 9: A sx, mappa ottenuta con approccio Top-Down, a dx, mappa ottenuta con approccio Bottom-Up, per gli NO_x

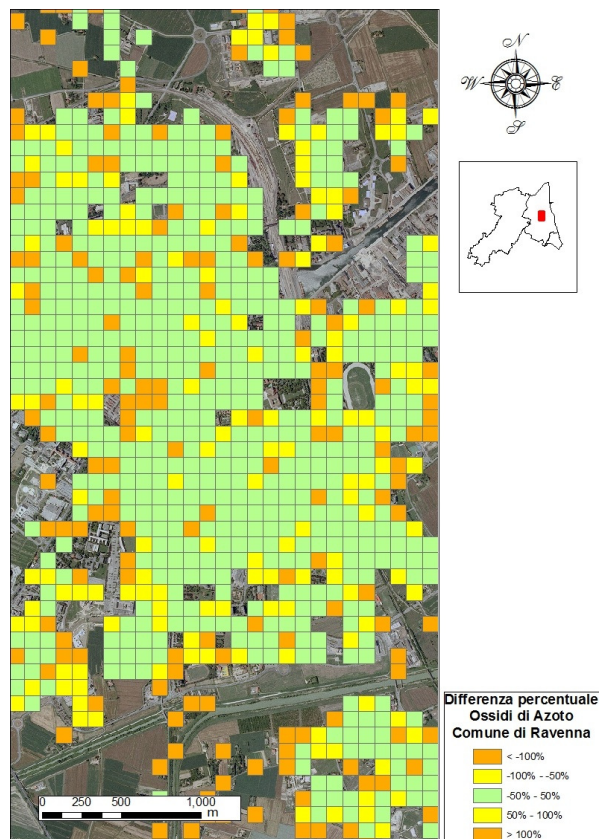


Figura 3.2- 10: Mappa della differenza percentuale tra Top-Down e Bottom-Up per gli NO_x

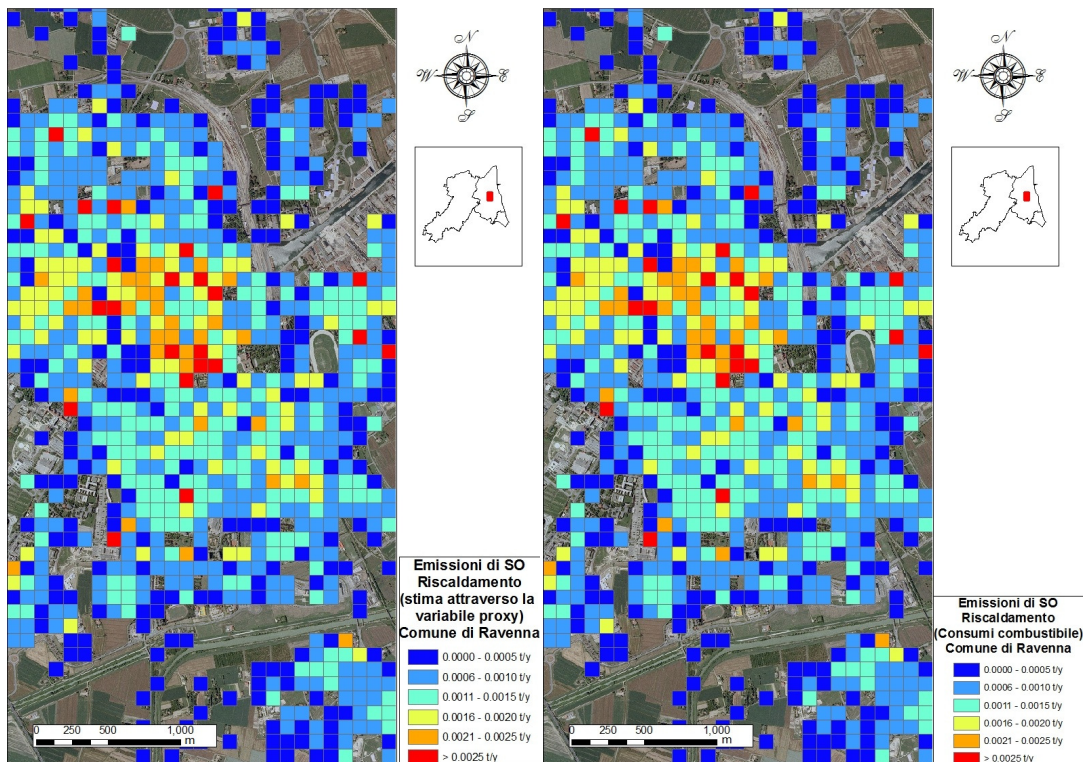


Figura 3.2- 11: A sx, mappa ottenuta con approccio Top-Down, a dx, mappa ottenuta con approccio Bottom-Up, per gli SO_x

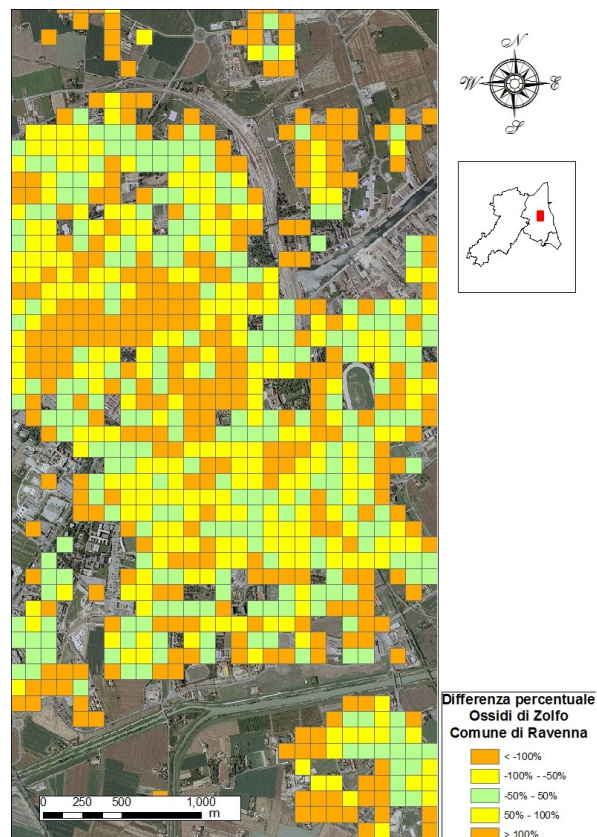


Figura 3.2- 12: Mappa della differenza percentuale tra Top-Down e Bottom-Up per gli SO_x

3.3 Macrosettore Trasporto su strada

Le emissioni da traffico veicolare sono state disaggregate mediante l'applicazione di un Fattore di Emissione (FE), opportunamente calcolato per ogni tipologia di strada come spiegato nel paragrafo 2.2-3, all'arco stradale presente in ogni singola cella. I risultati di questo procedimento per ogni comune della provincia di Ravenna, sono riassunti in Tabella 3.3-1.

Tabella 3.3- 1: Risultati della disaggregazione per ogni comune, mediante le proxy 'Tipologie di strade' e 'Lunghezza degli archi stradali'

COMUNE	MACROSETTORE 7			
	CO (t/y)	PTS (t/y)	NO _x (t/y)	SO _x (t/y)
Alfonsine	257	15	262	2
Bagnacavallo	318	19	323	2
Bagnara di Romagna	45	3	46	0.3
Brisighella	339	20	345	2
Casola Valsenio	142	9	144	1
Castel Bolognese	170	10	173	1
Cervia	520	31	530	3
Conselice	228	14	232	1
Cotignola	230	14	234	1
Faenza	972	58	990	6
Fusignano	131	8	134	1
Lugo	521	31	531	3
Massa Lombarda	150	9	153	1
Ravenna	2011	121	2048	13
Riolo Terme	119	7	121	1
Russi	208	13	212	1
Sant'Agata sul Santerno	67	4	68	0.4
Solarolo	189	11	193	1
TOTALE PROVINCIA	6617	398	6741	42

I risultati ottenuti per il Comune di Ravenna, sono stati poi confrontati con i flussi stimati da ARPA e dal Comune di RA utilizzando il modello VISUM, per la città di Ravenna, per la tipologia di strade urbane, come anticipato nel paragrafo 2.2.3.

Il confronto è stato effettuato solo per gli inquinanti CO, NO_x ed PTS, poiché ARPA, considerate le ridotte concentrazioni presenti, non stima le emissioni di SO_x ascrivibili al traffico veicolare, ed i risultati ottenuti sono riassunti nelle prossime tabelle, 3.3-2, 3.3.-3, 3.3-4 per CO, PTS ed NO_x rispettivamente.

Tabella 3.3- 2: Risultati per il Monossido di Carbonio

COMUNE di RAVENNA - MACROSETTORE 7 - URBANE: CO							
Totale Top-Down (t/y)	Totale Bottom-Up (t/y)	Diff% totale	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)	Diff%	R
1718	1448	16	19.03	1.4	1.7	77	0.31

Tabella 3.3- 3: Risultati per le Polveri Totali Sospese

COMUNE di RAVENNA - MACROSETTORE 7 - URBANE: PTS							
Totale Top-Down (t/y)	Totale Bottom-Up (t/y)	Diff% totale	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)	Diff%	R
39	28	28	0.43	0.03	0.04	66	0.44

Tabella 3.3- 4: Risultati per gli Ossidi di Azoto

COMUNE di RAVENNA - MACROSETTORE 7 - URBANE: NO _x							
Totale Top-Down (t/y)	Totale Bottom-Up (t/y)	Diff% totale	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)	Diff%	R
674	458	32	7.46	0.6	0.7	60	0.45

Come è possibile osservare dalle tre tabelle sovrastanti, i valori emissivi totali stimati con l'approccio Top-Down concordano in modo soddisfacente con quelli risultanti dall'approccio Bottom-Up. Le differenze percentuali osservate per i valori emissivi totali sono del tutto paragonabili a quelle osservate da altre autori in contesti simili [Borrego et al., 2000; Ossés de Eicker et al., 2008; Saide et al., 2009].

La deviazione standard dell'insieme dei dati disaggregati, risulta essere lievemente superiore rispetto la media, sottolineando una variabilità dei dati ottenuti, determinata da alcuni archi stradali periferici, caratterizzati da un'emissione maggiore.

I risultati riassunti nelle tabelle precedenti, mostrano valori di R bassi, corrispondenti a 0.31, 0.44, 0.45 per il CO, PTS ed NO_x rispettivamente. I valori di emissione ottenuti dalla disaggregazione si rivelano in media sottostimati rispetto al confronto con i dati ARPA a nostra disposizione (differenza percentuale: 77, 66, 60 per CO, PTS ed NO_x rispettivamente). L'evidenza riscontrata dalla differenza percentuale, è chiaramente osservabile nelle figure riportanti i grafici a dispersione dei due insiemi di dati, Figure 3.3-1, 3.3-2, 3.3-3, per il CO, le PTS e gli NO_x rispettivamente.

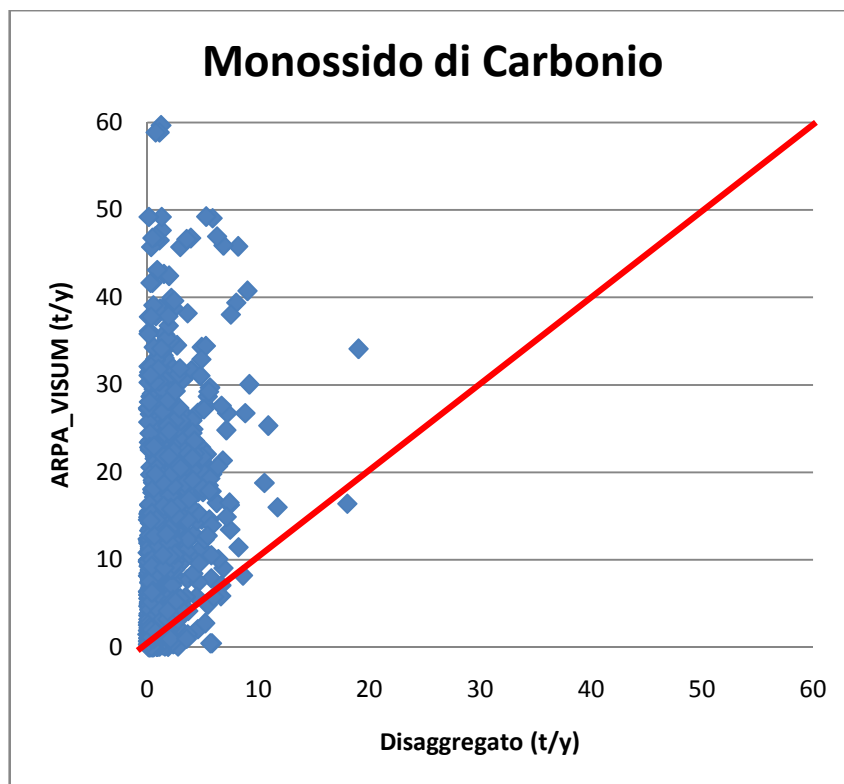


Figura 3.3- 1: Grafico a dispersione per il Monossido di Carbonio

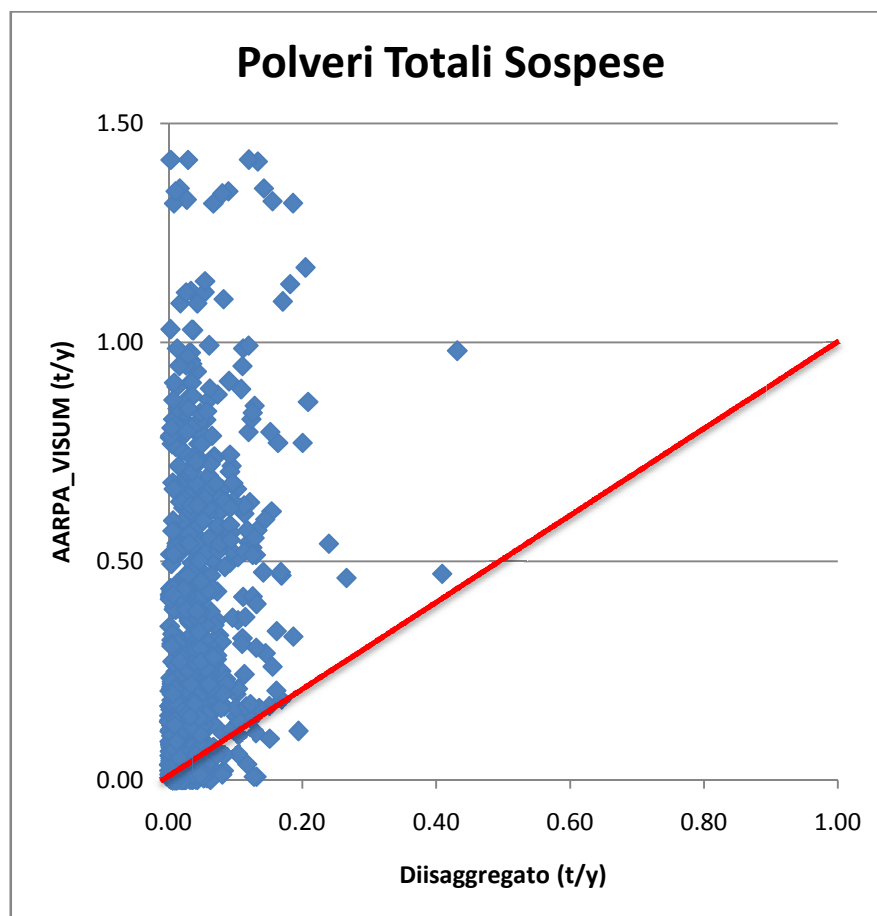


Figura 3.3- 2: Grafico a dispersione per le Polveri

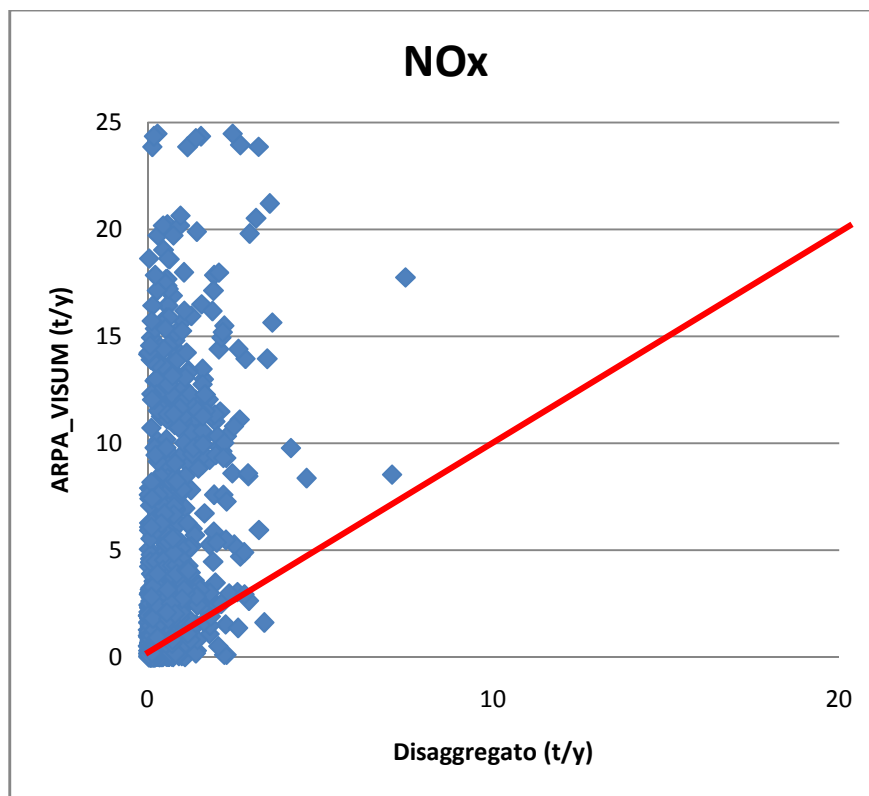


Figura 3.3- 3: Grafico a dispersione per gli NO_x

La sottostima dei valori disaggregati è chiaramente osservabile dai grafici, per cui le coppie di valori si dispongono al di sopra, ed a sinistra, delle relative bisettrici. Tale evidenza, riscontrata anche dalla differenza percentuale, deriva dal fatto che il confronto è stato effettuato con i dati simulati da ARPA mediante il modello VISUM, che prende in considerazione il caso peggiore, ovvero simula le emissioni durante le ore di punta o ‘crash hours’. Purtroppo, ad oggi, non sono disponibili altre tipologie di informazioni con cui confrontare i dati ottenuti dal nostro metodo di disaggregazione.

Discussione

Come sottolineato da diversi autori, per esempio Tuia et al., 2007, la stima delle emissioni da traffico veicolare è tutt’altro che banale a causa della continua variabilità nel tempo e nello spazio delle sorgenti emmissive. Il miglior modo per stimare le emissioni di inquinanti atmosferici derivanti dal traffico veicolare è, senza ombra di dubbi, l’approccio Bottom-Up che, partendo da una modellazione del traffico, stima i flussi di traffico in ogni segmento stradale, ed attraverso l’applicazione di idonei fattori di emissione calcola le emissioni di ogni tratto (tecnicamente ‘arco’) stradale. Si tratta però di un metodo dispendioso

e complesso, certamente non applicabile su tutte le aree urbane presenti su un determinato territorio. Sicuramente, l'errore associato ai risultati ottenuti con l'approccio Top-Down è più elevato rispetto quello di un approccio Bottom-Up, ma si tratta di un metodo più semplice ed economico; per tale motivo in bibliografia sono numerosissimi gli studi che hanno l'obiettivo di individuare metodi soddisfacenti di disaggregazione delle emissioni da traffico su scale ad alta risoluzione, (per es. Borrego et al., 2000; Saija and Romano, 2002; Tuia et al., 2007; Ossés de Eicker et al., 2008; Saide et al., 2009; Shu and Lam, 2011).

Le proxy da noi utilizzate per disaggregare le emissioni da traffico, ovvero 'la tipologia di strada' e 'la lunghezza degli archi stradali', sono le proxy maggiormente impiegate anche nei lavori simili a questo reperiti in bibliografia. Nella maggior parte degli studi presenti in letteratura, infatti, le emissioni da traffico veicolare sono disaggregate principalmente sulla base della 'densità delle strade' che prevede l'applicazione di un FE, opportunamente calcolato, alla percentuale di lunghezza stradale presente in ogni cella, rispetto la lunghezza dell'intera rete stradale [Tuia et al., 2007; Ossés de Eicker et al., 2008; Saide et al., 2009]. La variabile 'densità delle strade' non è l'unica proxy impiegata ma è comunque una di quelle che permette l'ottenimento dei migliori risultati. L'impossibilità da parte nostra di confrontare i dati derivanti dall'approccio Top-Down con dati derivanti da un approccio Bottom-Up più aderente alla realtà non ci permette di capire quanto la metodologia impiegata vada affinata o integrata con altre proxy. E' comunque ipotizzabile che, potendo utilizzare dati "Bottom-Up" più realistici i nostri risultati non apparirebbero molto diversi da quelli ottenuti dagli altri autori.

Molti studi presenti in bibliografia relativi alla disaggregazione delle emissioni da traffico veicolare (in numero nettamente superiore rispetto a studi che considerano la totalità, o quasi, dei macrosettori) mettono a confronto l'impiego di svariate proxy per valutare quale fra gli approcci impiegati tende a minimizzare le differenze tra il Bottom-Up ed il Top-Down. Ad esempio, il lavoro di Tuia et al. (2007) mostra la disaggregazione delle emissioni per città definite 'di media taglia' del Cile, con una risoluzione di 1 km^2 (risoluzione minore rispetto la nostra), mediante l'impiego di una serie di proxy (1) combinazione tra aree urbanizzate e non, 2) popolazione residente, 3) strade principali ed 4) una combinazione tra le strade principali e le secondarie). I risultati ottenuti dalla disaggregazione sono stati confrontati, con un modello matematico impiegato per stimare le emissioni da traffico con l'approccio Bottom-Up (paragonabile al confronto portato a termine nel nostro studio). Tuia e coautori osservano la tendenza del metodo applicato a sottostimare le emissioni nelle aree ad alto traffico veicolare (centro cittadino, aree lavorative) ed a sovrastimarle in periferia. Gli autori spiegano che

questa tendenza è determinata dal fatto che il modello non è in grado di prendere in considerazione i flussi locali del traffico. Sull'impronta data da Tuia nel 2007, anche Ossés de Eicker et al. (2008) analizzano l'accuratezza di un metodo di disaggregazione delle emissioni da traffico. Le emissioni sono state disaggregate sulla base della densità delle strade, includendo nell'analisi solo le strade principali. La disaggregazione, effettuata su un grigliato di $1 \times 1 \text{ km}^2$, è stata messa a confronto, ancora una volta, con un approccio Bottom-Up che parte dalla stima dei flussi di traffico. I risultati ottenuti da Ossés de Eicker et al., 2008, rispecchiano, in buona parte, quelli ottenuti da Tuia et al., 2007, ovvero una generale sottostima dell'approccio Top-Down nella zona del centro città. Questo è dovuto principalmente dal fatto che in questa zona, i segmenti presenti nelle celle sono molto piccoli, e conseguentemente, applicando un FE proporzionale alla lunghezza del tratto stradale, la stima risulta inferiore rispetto ad un approccio Bottom-Up basato su un modello di traffico che tiene conto del flusso. Anche il lavoro di Borrego et al. (2000) mostra una sottostima da parte dell'approccio Top-Down rispetto al Bottom-Up nel centro della città (in questo caso la città è Lisbona). Infine, si cita il lavoro di Saide et al. (2009) che analizza svariati metodi di disaggregazione spaziale confrontandoli con dati "Bottom-Up". Saide e coautori applicano più tipologie di proxy fra cui: 1) la densità delle strade, ottenendo sempre i medesimi risultati di Tuia (2007) e Ossés de Eicker (2008), ovvero la sottostima nelle aree con un'intensità di traffico maggiore (centro città e zone commerciali-industriali); 2) la capacità delle strade (massimo di veicoli per ora), ottenendo risultati molto simili a quelli precedentemente descritti ed infine, 3) la disaggregazione delle emissioni sulla base del numero di veicoli in transito; in quest'ultimo caso, la correlazione è prossima ad 1. Da quanto finora esposto appare chiaro che la proxy 'densità stradale' pur dando risultati buoni tende a produrre una sottostima nelle zone più trafficate della città (zone commerciali e industriali, centro cittadino, ecc.) e una sovrastima nelle zone residenziali. Quindi una prima modifica al metodo da noi applicato potrebbe prevedere di includere una proxy che tiene in qualche modo conto dei diversi flussi di veicoli nelle strade del reticolo urbano. Non si ritiene peraltro che la terza metodologia proposta da Saide et al. (2009), ossia l'applicazione della proxy 'numero di veicoli in transito' sia utilizzabile; infatti, quest'ultimo approccio può essere considerato oltremodo dispendioso sia in termini di tempo che di denaro, e quindi non applicabile ai fini della metodologia che si intende proporre in questo lavoro di tesi. Infatti, per la città di Ravenna e le realtà locali più piccole presenti nella provincia di Ravenna, caratterizzate da poche arterie stradali molto trafficate rispetto alla restante rete viaria cittadina, è necessario sviluppare un metodo più preciso rispetto a quello proposto, ma che allo stesso tempo tenga

conto delle necessità di applicare proxy semplici e facili da reperire. Inoltre, prima di impiegare proxy esageratamente complesse e dispendiose, si dovrebbe disporre di un modello Bottom-Up di confronto più realistico, ovvero più rappresentativo di una situazione media del traffico nella città di Ravenna. Una volta individuato tale modello, si potrebbe pensare, alternativamente a quanto proposto nel nostro studio, di introdurre nell'analisi una terza proxy, quale la 'capacità delle strade' oppure la 'destinazione di uso' dell'area su cui corre il tratto stradale in esame. Queste proxy potrebbero essere considerate come un buon compromesso tra una maggiore accuratezza nella disaggregazione delle stime emissive, poiché più rappresentativa del flusso di traffico rispetto la lunghezza delle strade, e costi associati alla reperibilità della proxy stessa.

Un altro aspetto che si desidera sottolineare è la relazione fra la risoluzione della disaggregazione e l'accuratezza del metodo in quanto in certo numero di autori riscontra che all'aumentare della risoluzione spaziale della disaggregazione peggiorano le prestazioni dell'approccio Top-Down quando paragonate con l'approccio Bottom-Up. Borrego et al., 2000, ad esempio, descrivendo il confronto fra i due approcci notano questo fenomeno. Come spiegano Borrego e coautori, le differenze percentuali tra le emissioni ottenute dai due approcci sono differenti e dipendono da inquinante ad inquinante, ma ancora più importante, l'accordo tra i dati è accettabile solo effettuando una bassa risoluzione sul territorio; infatti, aumentando la risoluzione, peggiora notevolmente l'accordo tra Bottom-Up e Top-Down. Un risultato contrario a questo studio, è stato ottenuto da Shu et al., 2001, il quale ha impiegato, oltre la densità delle strade, la popolazione residente e la percentuale di aree urbane, ottenendo, al contrario di Borrego et al., 2000, ottime correlazioni: 0.956 per la densità di popolazione; 0.980 per la combinazione tra popolazione residente e zone urbanizzate e 0.983 per la combinazione tra tutte e tre le proxy. Anche Ossés de Eicker e coautori sottolineano l'importanza della dimensione della cella, la quale influisce sulla precisione del modello di disaggregazione, infatti sia il valore di R, che la percentuale di celle che soddisfano il criterio di accettabilità diminuiscono al diminuire della dimensione della cella, coerentemente con quanto affermato anche da Winiwarer et al., 2003; il range di R varia tra 0.6 e 0.8 in funzione della risoluzione. Queste osservazioni relative alle prestazioni del metodo di disaggregazione in funzione della risoluzione della disaggregazione stessa, sono ovviamente molto attinenti allo studio oggetto di questa tesi che tenta una disaggregazione ad altissima risoluzione (100 x 100 m²).

Di seguito, in Figura 3.3-4, 3.4-6 e 3.3-10 si riportano le mappe ottenute con l'approccio Top-Down, a sinistra, e l'approccio Bottom-Up a destra, per CO, PTS, ed NO_x rispettivamente. Mentre, in Figura 3.2-5, 3.2-7 e 3.2-9 si riportano le mappe relative alla differenza percentuale cella per cella, per CO, PTS, NO_x ed SO_x rispettivamente.

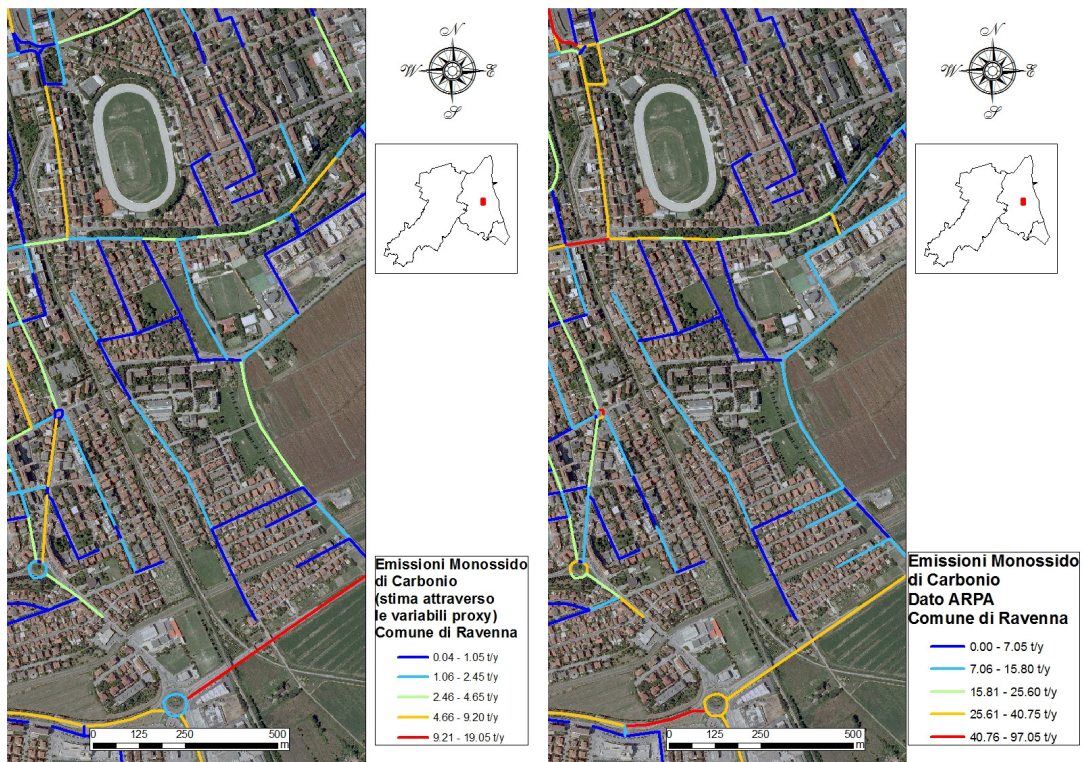


Figura 3.3- 4: A sx, mappa ottenuta con l'approccio Top-Down, a dx, mappa ottenuta con l'approccio Bottom-Up per il CO

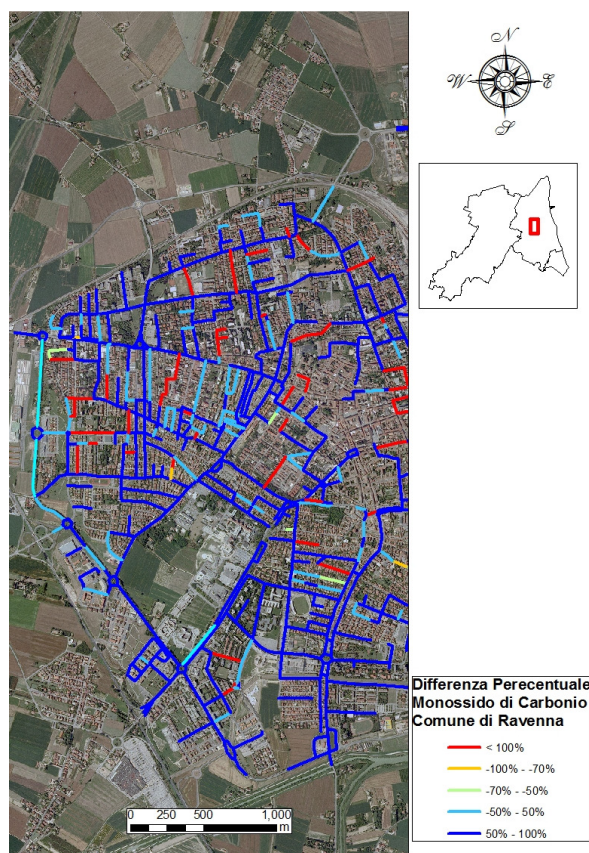


Figura 3.3- 5: Mappa della differenza percentuale tra Top-Down e Bottom-Up per il CO

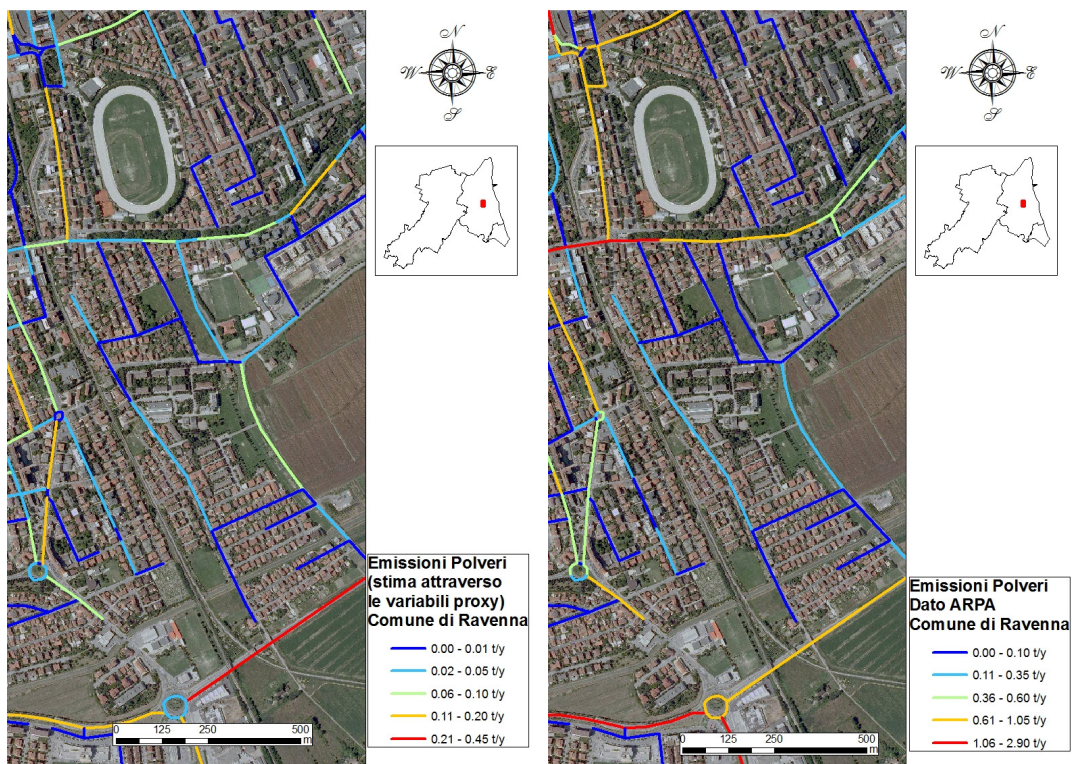


Figura 3.3- 6: A sx, mappa ottenuta con l'approccio Top-Down, a dx, mappa ottenuta con l'approccio Bottom-Up per le PTS

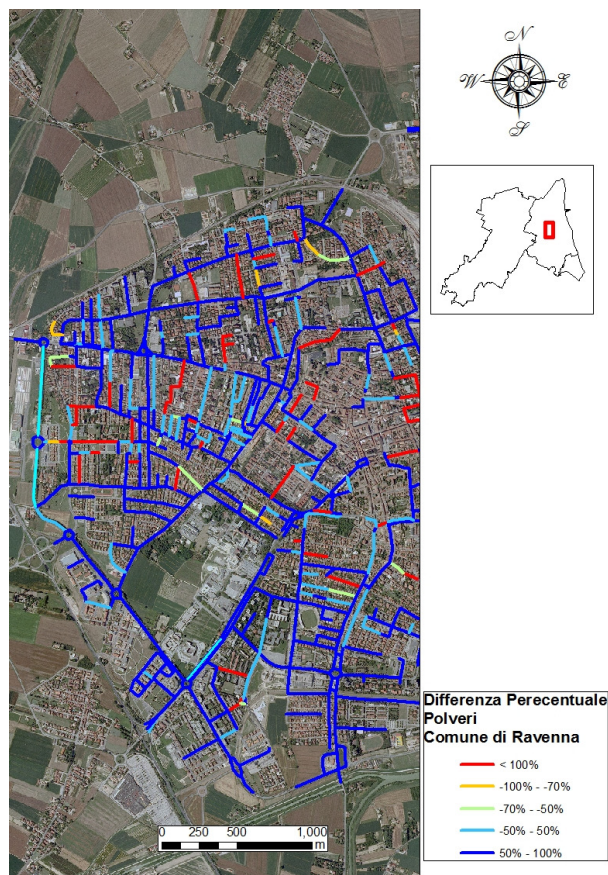


Figura 3.3- 7: Mappa della differenza percentuale tra Top-Down e Bottom-Up per le PTS

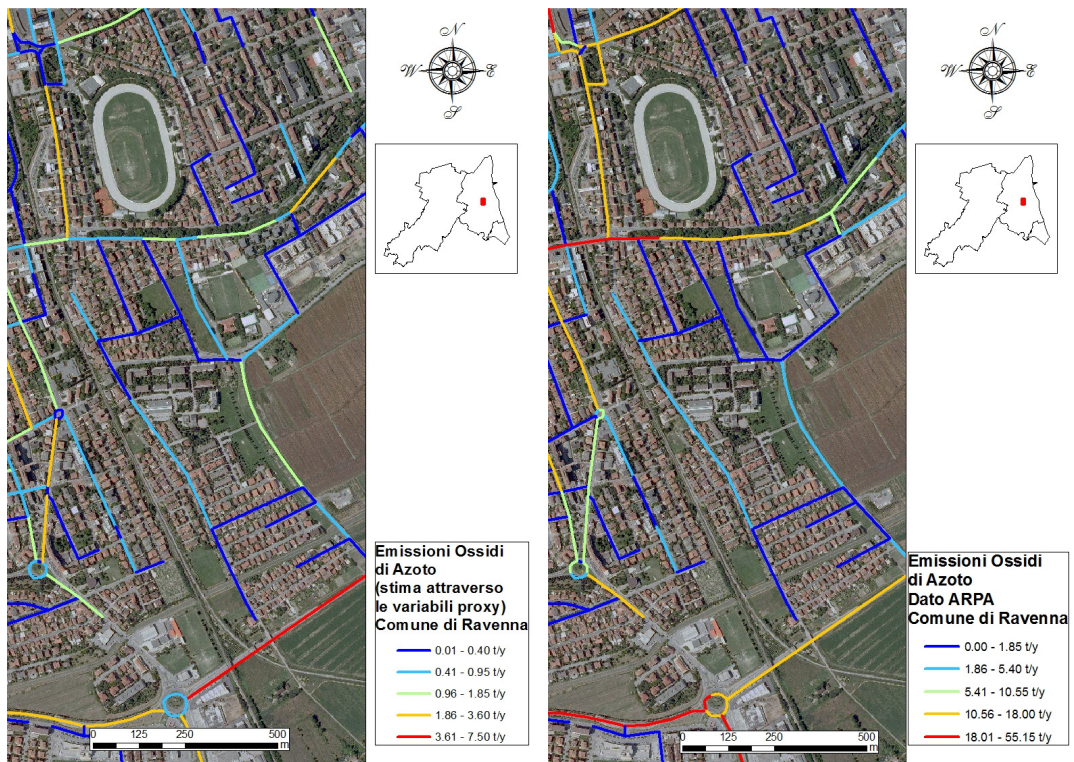


Figura 3.3- 8: A sx, mappa ottenuta con l'approccio Top-Down, a dx, mappa ottenuta con l'approccio Bottom-Up per le PTS

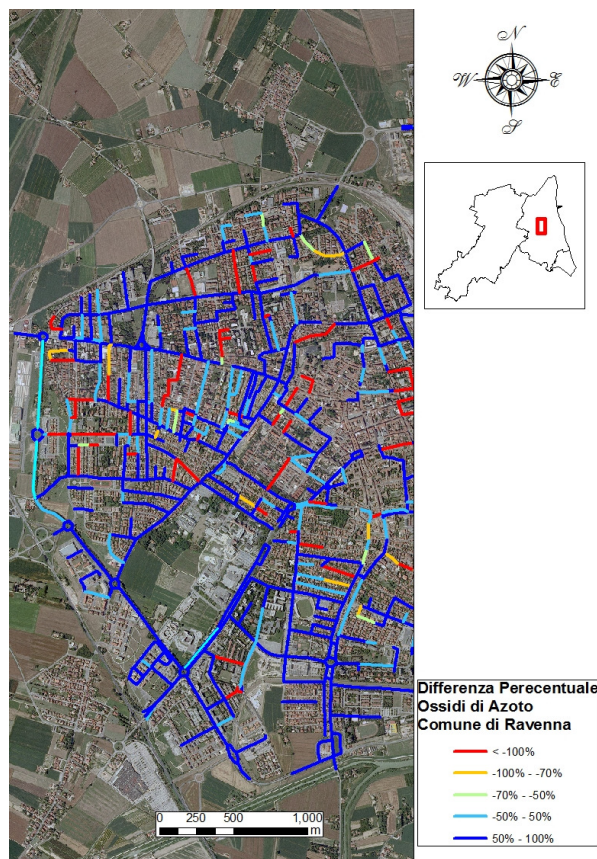


Figura 3.3- 9: Mappa della differenza percentuale tra Top-Down e Bottom-Up per il CO per gli NO_x

3.4 Macrosettore Altre sorgenti mobili

Le stime dei settori ‘Traffico portuale’ e ‘Trasporti in Agricoltura’ sono state disaggregate, rispettivamente, sulla base della superficie occupata dal Canale Candiano e dall’Uso del Suolo del CLC2006, per quattro tipologie di uso. Per questi settori, non è stato possibile effettuare un confronto con dati provenienti da un approccio Bottom-Up in quanto non disponibili. Per tale motivo, nel seguito del paragrafo, ci si limita a commentare i risultati ottenuti dalla disaggregazione e la relativa statistica, le mappe ottenute ed a giustificare l’impiego delle proxy scelte attraverso la bibliografia relativa a studi simili a quello da noi portato a termine.

TRAFFICO PORTUALE

Le emissioni relative a questo settore riguardano solo ed esclusivamente il Comune di Ravenna ed i risultati ottenuti mediante l’approccio Top-Down impiegato coincidono con il valore indicato dall’inventario ARPA EMR.

Tabella 3.4- 1: Risultati della disaggregazione

COMUNE	MACROSETTORE 8 (PORTO)			
	CO (t/y)	NO _x (t/y)	SO _x (t/y)	PTS (t/y)
Ravenna	246	980	902	141

Nelle prossime tabelle, 3.4-2, 3.4-3, 3.4-4, 3.4-5, sono riassunti: emissione complessiva, valore massimo di cella, valore medio e deviazione standard per CO, NO_x, SO_x e PTS, rispettivamente.

Tabella 3.4- 2: Risultati per il Monossido di Carbonio

COMUNE di RAVENNA - MACRO 8 - PORTO: Monossido di Carbonio			
Valore Complessivo (t/y)	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)
246	0.46	0.32	0.17

Tabella 3.4- 3: Risultati per gli Ossidi di Azoto

COMUNE di RAVENNA - MACRO 8 – PORTO: Ossidi di Azoto			
Valore Complessivo (t/y)	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)
980	1.82	1.28	0.67

Tabella 3.4- 4: Risultati per gli Ossidi di Zolfo

COMUNE di RAVENNA - MACRO 8 - PORTO: Ossidi di Zolfo			
Valore Complessivo (t/y)	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)
902	1.68	1.18	0.61

Tabella 3.4- 5: Risultati per le Polveri Totali Sospese

COMUNE di RAVENNA - MACRO 8 - PORTO: Polveri Totali Sospese			
Valore Complessivo (t/y)	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)
141	0.26	0.18	0.1

Per questo macrosettore, non è possibile individuare celle nelle quali le emissioni sono particolarmente elevate essendo il carico emissivo distribuito omogeneamente in base all'uso del suolo. Infatti, come è possibile anche osservare dalle tabelle 3.4-2, 3.4-3, 3.4-4, 3.4-5 i valori massimi sono molto prossimi ai valori medi.

Di seguito, in figura 3.4-1 e 3.4-2 si riportano le mappe emissive ottenute dalla disaggregazione delle stime di emissione mediante la proxy 'Superficie del Canale Candiano' per gli inquinanti considerati.

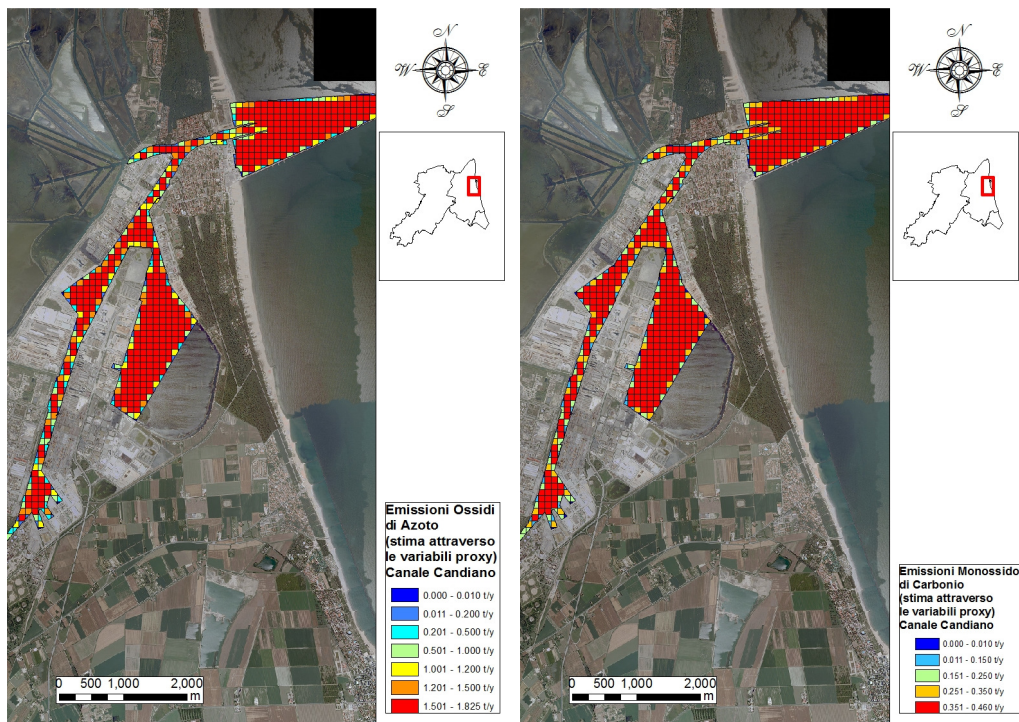


Figura 3.4- 1: Mappe per il Monossido di Carbonio (sx) e gli Ossidi di Zolfo (dx)

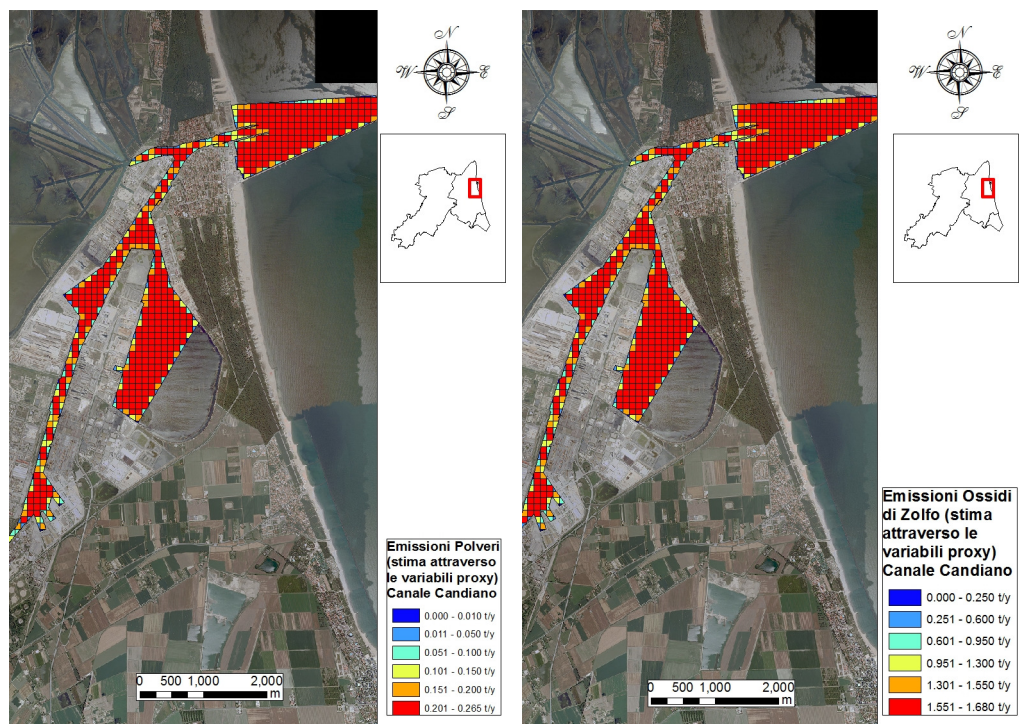


Figura 3.4- 2: Mappe per gli Ossidi di Zolfo (sx) e le Polveri Totali Sospese (dx)

Discussione

Il pattern emissivo ottenuto con la metodologia di disaggregazione applicata è molto omogeneo (vedi figure 3.4-1 e 3.4-2) e questo è dovuto alla proxy utilizzata correlata semplicemente all'estensione della superficie portuale. In bibliografia, le emissioni ascrivibili al traffico navale all'interno delle aree portuali, sono solitamente disaggregate attraverso l'uso delle rotte navali. Le emissioni sono quindi considerate lineari e disaggregate analogamente al traffico veicolare. Questo approccio però, ben applicabile, in uno studio che esamina emissioni a livello nazionale o europeo [De Kluizenaar et al., 2001; Maes et al., 2009], non è idoneo ad una disaggregazione ad alta risoluzione. Nel nostro caso, non è possibile disaggregare le emissioni lungo una singola linea, la quale andrebbe a rappresentare l'unica rotta che le navi percorrono per entrare ed uscire dal porto ed attraccare alle relative banchine. Inoltre, così facendo, non si andrebbe ad attribuire una parte di emissioni alle banchine stesse, nelle quali avvengono le operazioni di carico e scarico delle merci.

TRASPORTO in AGRICOLTURA

I risultati ottenuti dalla disaggregazione delle stime di emissione, per ogni singolo comune della Provincia di Ravenna, sono riassunte nella seguente tabella, 3.4-6.

Tabella 3.4- 6: Risultati della disaggregazione per ogni comune della Provincia di Ravenna

COMUNE	MACROSETTORE 8 (TRASPORTO in AGRICOLTURA)			
	CO (t/y)	PTS (t/y)	NO _x (t/y)	SO _x (t/y)
Alfonsine	64.79	12.43	82.74	1.16
Bagnacavallo	49.23	9.44	62.87	0.88
Bagnara di Romagna	6.10	1.17	7.79	0.11
Brisighella	62.55	12.00	79.88	1.12
Casola Valsenio	15.51	2.97	19.81	0.28
Castel Bolognese	19.96	3.83	25.49	0.36
Cervia	36.43	6.99	46.53	0.65
Conselice	37.01	7.10	47.27	0.66
Cotignola	21.27	4.08	27.16	0.38
Faenza	131.16	25.15	167.51	2.35
Fusignano	14.75	2.83	18.84	0.26
Lugo	70.15	13.45	89.59	1.26
Massa Lombarda	22.93	4.40	29.28	0.41
Ravenna	329.17	63.13	420.39	5.90
Riolo Terme	18.48	3.54	23.60	0.33
Russi	27.67	5.31	35.34	0.50
Sant'Agata sul Santerno	5.58	1.07	7.12	0.10
Solarolo	16.28	3.12	20.79	0.29
TOTALE PROVINCIA	949	182	1212	17

Nelle prossime tabelle, 3.4-7, 3.4-8, 3.4-9, 3.4-10, si riassumono il valore totale, massimo, la media e la deviazione standard dei risultati ottenuti per il Comune di Ravenna, per il CO, gli NO_x, gli SO_x e le PTS.

Tabella 3.4- 7: Risultati per il Monossido di Carbonio

COMUNE di RAVENNA - MACROSETTORE 8 - TRASPORTO AGRICOLO: Monossido di Carbonio			
Valore Totale (t/y)	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)
329	0.007	0.006	0.001

Tabella 3.4- 8: Risultati per gli Ossidi di Azoto

COMUNE di RAVENNA – MACROSETTORE 8 - TRASPORTO AGRICOLO: Ossidi di Azoto			
Valore Totale (t/y)	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)
420	0.008	0.008	0.002

Tabella 3.4- 9: Risultati per gli Ossidi di Zolfo

COMUNE di RAVENNA – MACROSETTORE 8 - TRASPORTO AGRICOLO: Ossidi di Zolfo			
Valore Totale (t/y)	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)
6	0.0001	0.0001	0.00002

Tabella 3.4- 10: Risultati per le Polveri

COMUNE di RAVENNA - MACROSETTORE 8 - TRASPORTO AGRICOLO: Polveri Totali Sospese			
Valore Totale (t/y)	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)
63	0.001	0.001	0.0003

In questo caso, il limite superiore dell'intervallo coincide con il valore massimo contenuto nelle celle, questo perché il pattern di distribuzione delle emissioni è caratterizzato prevalentemente da celle di dimensioni 100m x 100m, contenenti quindi 10000m² di superficie agricola (proxy impiegata); mentre valori più piccoli si riscontrano solo in prossimità dei confini delle superfici agricole. Quest'evidenza la si intuisce meglio, osservando le mappe riportate in Figura 3.4-3 e 3.4-4, ottenute dalla disaggregazione delle stime di emissione mediante la proxy 'Superficie Agricola', tratta dal CLC2006. Le mappe rappresentano uno zoom su un'area del Comune di Ravenna.

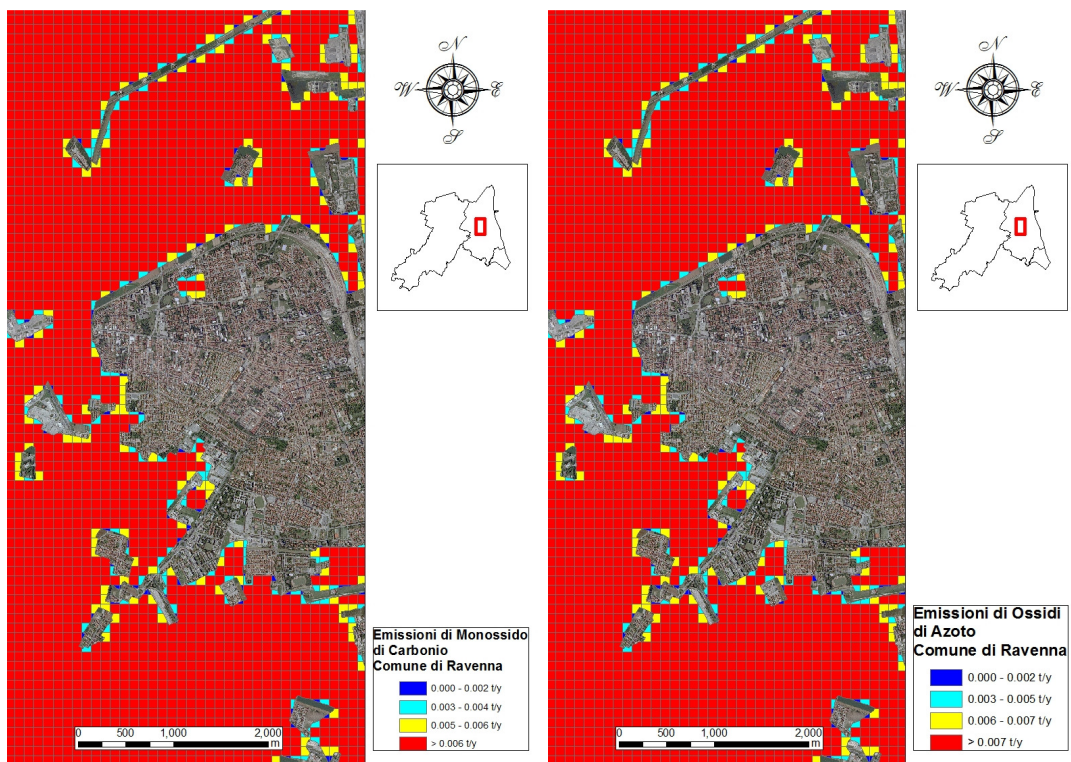


Figura 3.4- 3: Mappe per il Monossido di Carbonio (sx) e per gli Ossidi di Azoto (dx)

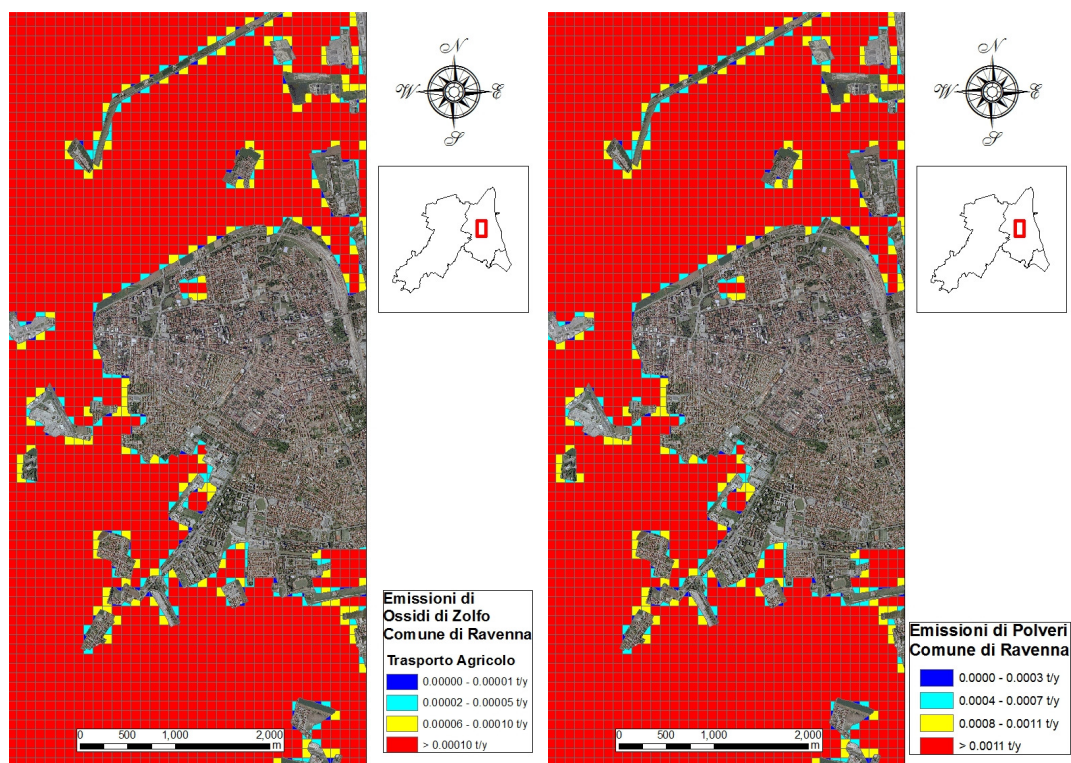


Figura 3.4- 4: Mappe per gli Ossidi di Zolfo (sx) e per le Polveri Totali Sospese (dx)

Discussione

Il pattern emissivo ottenuto con la metodologia di disaggregazione applicata è molto omogeneo (vedi figura 3.4-4) e questo è dovuto alla proxy utilizzata correlata semplicemente all'estensione della superficie agricola.

La variabile proxy 'Superficie Agricola', impiegata sia per il settore 'Trasporto in Agricoltura', sia per il settore 'Utilizzo di Fertilizzanti', è utilizzata anche nei lavori individuati con la ricerca bibliografica. Sia De Kluizenaar et al. (2001) che Maes et al. (2009) impiegano la suddetta proxy, reperita dal CLC2000, per la disaggregazione da loro attuata. Le considerazioni fatte da questi autori, sono molto simili fra loro e abbastanza critiche verso l'utilizzo della proxy stessa. Infatti, il Corine Land Cover restituisce l'inventario di tutti i suoli classificati come agricoli, ma tale classificazione non rispecchia esattamente il reale utilizzo del suolo. Quindi le superfici dell'uso del suolo agricolo sono nettamente sovrastimate, di conseguenza, il calcolo del FE:

$$FE(t \times m^{-2} \times y^{-1}) = \frac{Emissione_{i,TOT}(t \times y^{-1})}{Area_{TOT}(m^2)}$$

risulta essere sottostimato.

Un perfezionamento del metodo potrebbe consistere nel calcolare dei fattori di emissione differenziati in base alla tipologia di uso agricolo del suolo. Si ricorda, infatti, che la metodologia qui applicata individua un unico FE da applicare a tutto il suolo agricolo considerato: frutteti, vigneti, seminativi e colture specializzate miste.

Una possibile alternativa all'impiego della superficie agricola identificata dal CLC2006, potrebbe essere l'impiego della Superficie Agricola Utilizzata (SAU) provinciale, per calcolare il Fattore di Emissione da applicare poi ad ogni singolo comune. Il dato relativo alla SAU è reperibile da svariate fonti, a partire dal sito della Regione Emilia Romagna fino ad elaborati ISTAT. La difficoltà nell'applicare questa informazione però è legata al fatto che pur conoscendo l'estensione della SAU non si ha una sua georeferenziazione.

3.5 Macrosettore Agricoltura

USO di FERTILIZZANTI

L'applicazione della proxy 'Uso del Suolo Agricolo' del Corine Land Cover 2006, per la disaggregazione delle stime di emissione indicate da ARPA EMR, ha prodotto i risultati sintetizzati in Tabella 3.5-1.

Tabella 3.5- 1: Risultati della disaggregazione della stima provinciale di NH₃, comune per comune

MACROSETTORE 10 (USO di FERTILIZZANTI)	
COMUNE	NH ₃ (t/y)
Alfonsine	946
Bagnacavallo	186
Bagnara di Romagna	142
Brisighella	18
Casola Valsenio	192
Castel Bolognese	60
Cervia	57
Conselice	106
Cotignola	106
Faenza	61
Fusignano	377
Lugo	42
Massa Lombarda	202
Ravenna	66
Riolo Terme	54
Russi	80
Sant'Agata sul Santerno	16
Solarolo	47
TOTALE PROVINCIA	2758

Anche qui, come per i due settori precedenti, non è stato possibile effettuare un confronto. L'applicazione della statistica di base ha prodotto i seguenti risultati:

Tabella 3.5- 2: Risultati per l'Ammoniaca

COMUNE di RAVENNA - MACRO 10 - USO di FERTILIZZANTI: NH ₃			
Valore Totale (t/y)	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)
946	0.019	0.018	0.004

Come nel caso del settore ‘Trasporto in Agricoltura’, il valore massimo e la media dell’NH₃ sono molto simili. Ancora una volta, il valore massimo di emissione, che corrisponde alle celle contenenti 10,000 m² di superficie agricola, costituiscono circa l’89% del totale delle celle per il Comune di Ravenna, ed analogamente a prima, le celle contenenti una superficie di area agricola più piccola, si ritrovano solamente nei confini del poligono impiegato per la disaggregazione.

Di seguito, la figura 3.5-1 riporta le mappe rappresentative di tre zoom effettuati sul Comune di Ravenna.



Figura 3.5- 1: Mappe per l’NH₃ per il Settore ‘Utilizzo di Fertilizzanti’

Discussione

Ancora una volta, come per il settore 'Trasporti in Agricoltura' si osserva un pattern emissivo molto omogeneo ascrivibile alla proxy impiegata per la disaggregazione correlata semplicemente all'estensione della superficie agricola. Per tentare di migliorare le prestazioni della metodologia proposta valgono le medesime considerazioni riportate nel paragrafo 3.4: una diversificazione dei FE in base alla tipologia colturale e una più veritiera identificazione delle superficie impiegate come agricole utilizzando la SAU.

Si desidera infine sottolineare che la ricerca bibliografica ha permesso di individuare due soli lavori che si occupano della disaggregazione delle emissioni di NH_3 dovute all'uso dei fertilizzanti [Misselbrook et al., 2000; Hutchings et al., 2001]. Entrambi i lavori applicano la superficie agricola per la disaggregazione.

ALLEVAMENTI

I risultati ottenuti per ogni singolo comune, dalla disaggregazione delle stime di emissione provinciali per gli allevamenti, mediante l'utilizzo della proxy 'numero di capi allevati', sono riassunti nella seguente tabella.

Tabella 3.5- 3: Risultati della disaggregazione per ogni comune della Provincia di Ravenna

MACROSETTORE 10 (ALLEVAMENTI)		
COMUNE	N° CAPI	NH3
Alfonsine	3513	101
Bagnacavallo	8313	240
Bagnara	4099	118
Brisighella	6187	178
Casola	5044	145
Castel Bolognese	720	21
Cervia	375	11
Conselice	1377	40
Cotignola	237	7
Faenza	7753	224
Fusignano	581	17
Lugo	3268	94
Massa Lombarda	3131	90
Ravenna	34093	983
Riolo Terme	2466	71
Russi	17547	506
Sant'Agata sul Santerno	89	3
Solarolo	115	3
TOTALE PROVINCIA	98908	2853.00

I valori riportati in tabella 3.5-3, risultano essere uguali ai totali ottenuti dal utilizzando il secondo approccio. In questo secondo caso, le emissioni sono state disaggregate sempre in modo proporzionale al numero di capi allevati, questa volta però distinguendo per tipologia di capo allevato. Nonostante questo però, i risultati derivanti dall'analisi statistica mostrano una differenza sia in termini di differenza percentuale, sia in termini di correlazione.

Tabella 3.5- 4: Risultati per gli allevamenti di suini

COMUNE di RAVENNA - MACROSETTORE 10 – ALLEVAMENTI di SUINI: NH ₃					
Valore Totale (t/y)	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)	Diff%	R
827	356	22	65	-356	1

I risultati ottenuti per gli allevamenti suini, mostrano una grande variabilità dei dati dovuta alla presenza di alcuni allevamenti caratterizzati da un numero di capi allevati molto superiore rispetto ad altri. Sul territorio comunale, infatti, sono presenti molti allevamenti caratterizzati da un numero di capi inferiore a 50, che rappresentano circa il 76% del totale. Il restante 24% è caratterizzato invece da un numero di capi superiore a 340, fino ad un massimo di oltre 12300 capi allevati (unico allevamento di queste dimensioni).

La differenza percentuale indica un'elevata sovrastima della nostra metodologia di disaggregazione rispetto l'impiego dei FE forniti da ARPA sezione Provinciale di Ravenna.

Tabella 3.5- 5: Risultati per gli allevamenti bovini

COMUNE di RAVENNA – MACROSETTORE 10 – ALLEVAMENTI BOVINI: NH ₃					
Valore Totale (t/y)	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Dev. St. (t/y)	Diff%	R
128	30	3	6	34	1

I risultati per gli allevamenti bovini, mostrano un notevole miglioramento della differenza percentuale, anche se la media delle stime di disaggregazione tende ad essere sottostimata. Ancora una volta, la variabilità dei dati indicata dalla deviazione standard, superiore rispetto alla media come per gli allevamenti suini, è determinata dalla presenza di molti allevamenti con un numero di capi inferiore a 50 (76%), rispetto quelli con una capacità maggiore.

Tabella 3.5- 6: Risultati per gli allevamenti ovini

COMUNE di RAVENNA – MACROSETTORE 10 – ALLEVAMENTI OVINI: NH ₃					
Valore Totale (t/y)	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Deviazione Standard (t/y)	Differenza Percentuale (%)	R
24	3	0.58	0.62	-3500	1

Tabella 3.5- 7: Risultati per gli allevamenti caprini

COMUNE di RAVENNA – MACROSETTORE 10 – ALLEVAMENTI CAPRINI: NH ₃					
Valore Totale (t/y)	Valore Max (t/y)	Media (t/y)	Deviazione Standard (t/y)	Differenza Percentuale (%)	R
4	1.2	0.28	0.39	-4000%	1

Infine, per quanto riguarda ovini e caprini, i risultati ottenuti sono decisamente meno buoni rispetto alle tipologie di allevamenti precedenti. Infatti, la differenza percentuale indica una pesante sovrastima del dato da noi ottenuto rispetto al confronto rivelando una possibile inadeguatezza della metodologia di disaggregazione per queste categorie di allevamenti.

Nelle prossime figure, 3.5-2, 3.5-3, 3.5-4, 3.5-5, si riportano i grafici a dispersione tra il disaggregato ed i valori ottenuti mediante l'impiego dei FE forniti da ARPA, per gli allevamenti Suini, Bovini, Ovini e Caprini rispettivamente.

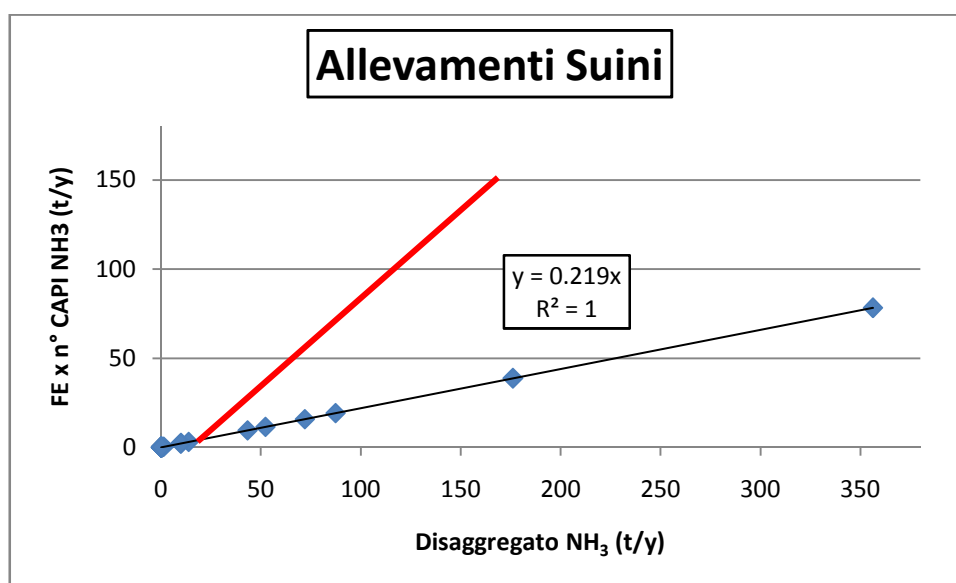


Figura 3.5- 2: Grafico per gli allevamenti Suini

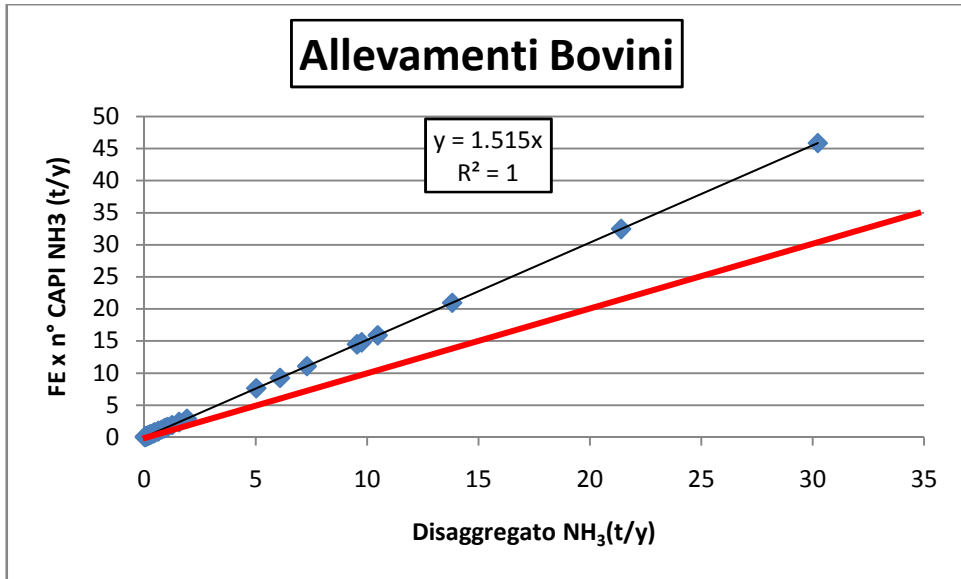


Figura 3.5- 3: Grafico per gli allevamenti Bovini

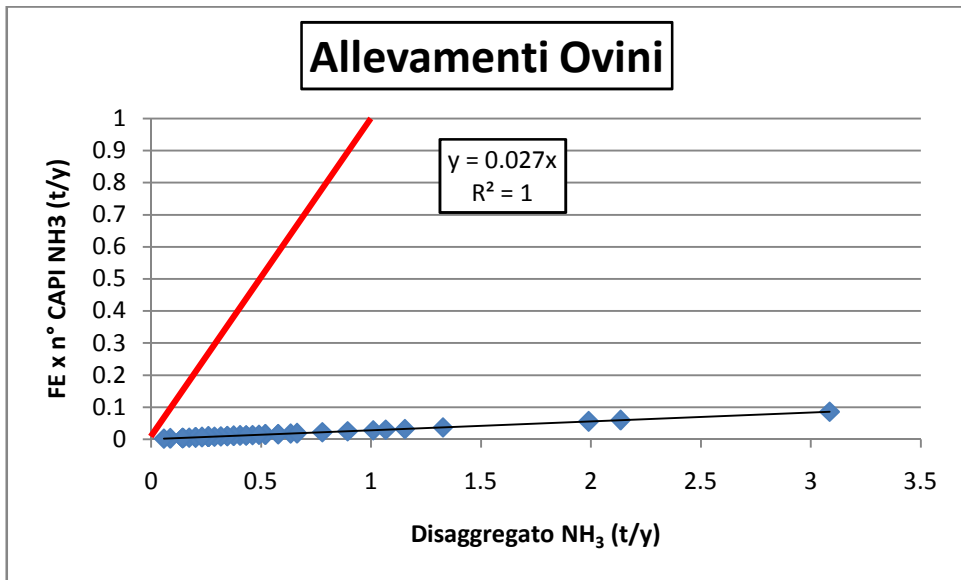


Figura 3.5- 4: Grafico per gli allevamenti suini

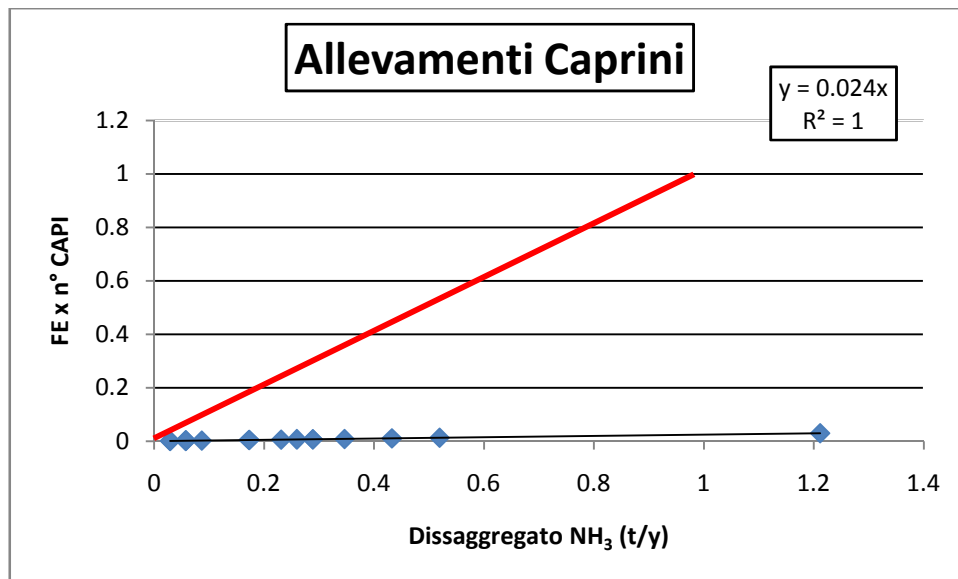


Figura 3.5- 5: Grafici per gli allevamenti Caprini

. Dall'osservazione dei grafici precedenti, risulta evidente in tutti e quattro i casi, la corrispondenza con i risultati ottenuti dalla differenza percentuale. Infatti, sia in figura 3.5-2, 3.5-4, 3.5-5, le coppie di valori si dispongono molto al di sotto ed a sinistra, rispetto la bisettrice (retta in rosso) evidenziando la sovrastima dei risultati ottenuti mediante la disaggregazione decretata dalla differenza percentuale (-356, -3500, -4000, per i Suini, Ovini e Caprini rispettivamente). Al contrario invece, la figura 3.5-3, mostra la lieve sottostima dei risultati della disaggregazione ottenuta per i Bovini, con un valore di differenza percentuale prossimo al 34%.

Di seguito si riportano le mappe rappresentanti la distribuzione degli allevamenti nel Comune di Ravenna. Le stime ottenute dalla disaggregazione, sono state rappresentate con un punto di dimensioni proporzionali al valore di emissione. In questo caso infatti, non avendo a disposizione di uno shape file delle superfici occupate dagli allevamenti, che sarebbe potuta servire come variabile proxy, le emissioni sono state considerate come puntuali.

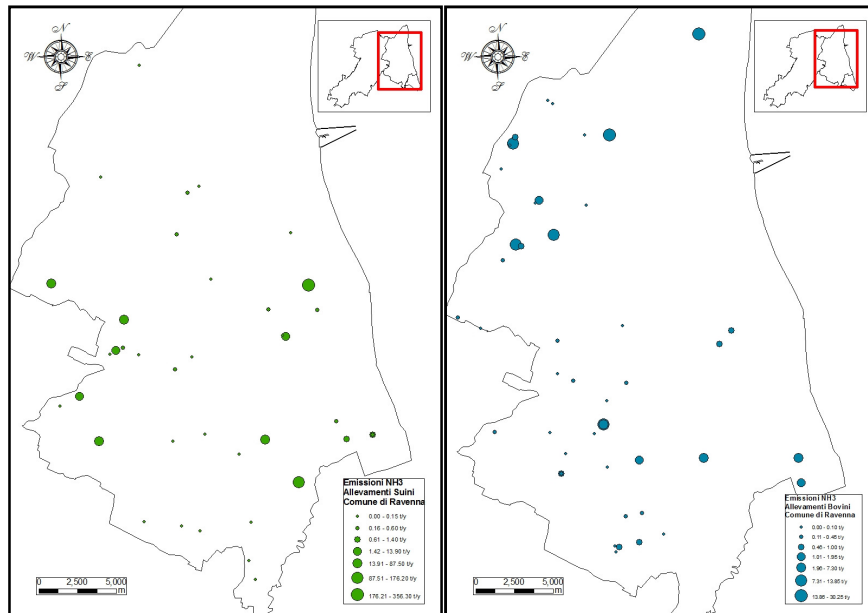


Figura 3.5- 6: Mappe per gli allevamenti Suini (sx) e Bovini (dx)

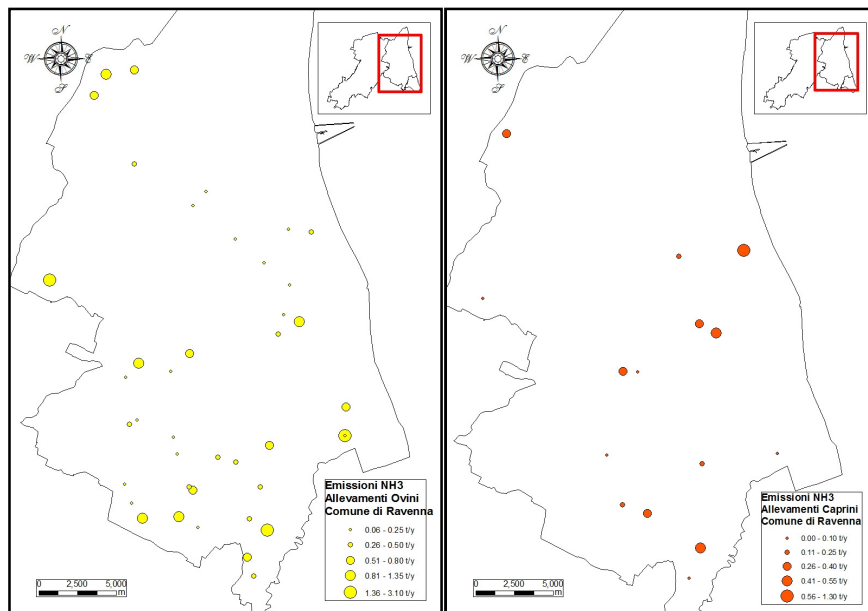


Figura 3.5- 7: Mappe per gli allevamenti Ovini (sx) e Caprini (dx)

Le mappe mostrano una distribuzione degli allevamenti più verso l'interno e verso il sud del Comune di Ravenna, eccetto alcuni casi per gli allevamenti di suini e bovini.

Discussione

L'informazione data dalla correlazione, prossima ad 1 per tutti e quattro gli allevamenti, può essere spiegata dal fatto che la metodologia di disaggregazione, coincide con la metodologia utilizzata dall'inventario ARPA EMR; quindi, il parametro n° di capi, può essere considerato omogeneo a quello in fase di aggregazione e per tale motivo applicato a tutti i livelli di disaggregazione.

La disaggregazione delle stime di emissione di NH₃, per gli allevamenti del Comune di Ravenna, attraverso l'impiego della proxy 'N° di capi allevati', risulta essere piuttosto buona, a fronte anche di un confronto con Fattori di Emissione, forniti da ARPA Sezione Provinciale di Ravenna, soprattutto per bovini e suini. Per quanto riguarda gli allevamenti di ovini e caprini, non è possibile dire altrettanto, ed i valori di differenza percentuale descritti in precedenza ne danno prova. Probabilmente l'impiego di un'ulteriore variabile proxy, quale ad esempio l'estensione dell'allevamento', avrebbe portato ad un risultato molto migliore per queste tipologie di bestiame che, al contrario delle prime due, non rimangono all'interno di una struttura ma, sono solitamente lasciati pascolare entro i confini dell'allevamento. Purtroppo il limite dato dal reperimento di questa informazione non ha permesso di constatare il contrario.

Solitamente, in bibliografia, la tendenza generale è quella di disaggregare le emissioni provenienti da macrosettore agricoltura senza distinguere in emissioni da uso di fertilizzanti ed allevamenti, combinando le proxy 'superficie agricola' ed il dato statistico 'numero di allevamenti'. [De Kluizenaar et al., 2001; Maes et al., 2009]. I risultati ottenuti da questi studi pubblicati in letteratura, mostrano però una serie di limitazioni, oltre l'impiego del CLC ampiamente discusso in precedenza. Infatti, secondo Maes et al., 2009, la precisione della distribuzione di ammoniaca potrebbe migliorare se la metodologia comprendesse informazioni statistiche riguardo il pascolo e lo spargimento di reflui bovini.

3.6 Analisi dei vantaggi e delle limitazioni della metodologia di disaggregazione applicata

La disaggregazione delle emissioni mediante l'approccio Top-Down presenta, rispetto all'approccio Bottom-Up, alcuni vantaggi non trascurabili, primo fra tutti il fatto che i dati di input sono, nella maggior parte dei casi, di facile accessibilità da parte di tutti, sia dal punto di vista della reperibilità dell'informazione, sia dal punto di vista economico. L'approccio Bottom-Up infatti, richiede l'impiego di una quantità di dati molto più elevata rispetto al Top-Down, comportando quindi una mole di lavoro molto maggiore che si ripercuote in tempo e denaro. Ancora, la metodologia Top-Down qui presentata, disaggregando le emissioni con una risoluzione sul territorio molto elevata, grazie all'impiego della griglia 100 x 100m², permette l'ottenimento di un livello molto dettagliato di informazioni. Quest'ultimo pregio però, si può rilevare un'arma a doppio taglio, poiché in alcuni casi, anche se il livello di dettaglio è elevato, vi può essere comunque un'eccessiva approssimazione dell'informazione. In questo punto entrano in gioco le variabili proxy, le quali devono essere ben correlate alla variabile che si vuole distribuire a livello territoriale più basso, più lo sono e più l'informazione che si ottiene dal loro impiego è corretta. La scelta delle proxy è quindi un punto fondamentale per evitare che vi sia un'eccessiva approssimazione dell'informazione disaggregata ma, allo stesso tempo, anche la scelta delle proxy può essere problematica, poiché dipende da svariati fattori. Primo fra tutti la disponibilità dei dati nel contesto territoriale in cui si intende effettuare lo studio. Un punto molto importante, sottolineato anche in bibliografia, riguarda l'esigenza da parte di quei contesti territoriali più carenti di informazioni accurate, in termini di emissioni in atmosfera, ad applicare metodologie di tipo Top-Down. Per tale motivo, gli studi presenti in letteratura, soprattutto per quanto concerne il traffico veicolare, sottolineano la necessità dello sviluppo di una metodologia di disaggregazione in grado di combinare assieme le esigenze di accuratezza, per ottenere un buon accordo con il Bottom-Up, e di semplicità delle proxy, sia in termini monetari che di disponibilità e tempi per l'ottenimento dei dati. Saide et al., 2009, pone all'interno di una matrice le proxy da lui impiegate e sottolinea come le proxy più comunemente sfruttate, si ritrovino nel più basso livello di accuratezza, mentre quelle più accurate fanno riferimento a dati molto più elaborati e, di conseguenza, molto più onerosi in termini di tempi e costi.

Come descritto anche nella discussione dei risultati relativi ai diversi macrosettori, la metodologia applicata alle stime di emissioni provinciali, presenta una serie di limitazioni,

legate in buona parte alle proxy impiegate. Dallo studio è emerso infatti che la ‘superficie industriale’ e la ‘superficie agricola’ tratte da CLC2006, non consentono una reale ripartizione delle stime ma, tendono rispettivamente a sovrastimare ed a sottostimare le emissioni. La scelta di queste proxy, è stata legata in parte all’impiego delle medesime riscontrate in studi pregressi reperiti in bibliografia, in parte dall’impossibilità di ottenere un’informazione alternativa, georeferenziata a livello comunale. Per quanto concerne il traffico veicolare, le considerazioni che si possono fare relativamente alla metodologia impiegata, non riguardano solo l’impiego di proxy, che come dimostrano i risultati ottenuti, non sono totalmente sufficienti a rappresentare interamente il traffico veicolare, ma si deve sottolineare che la tipologia di dato utilizzato per il confronto (unico disponibile al momento), non considera una situazione di traffico ‘medio’ ma il worst case. Quindi, il primo passo per un miglioramento delle performance del modello di disaggregazione per le emissioni da traffico, riguarda l’ottenimento di informazioni relative a situazioni di traffico omogeneo. L’omogeneità è un punto molto discusso soprattutto da Ossés de Eicker et al. (2008), che sottolineano l’importanza di avere informazioni relative alla dislocazione delle principali attività della città in esame, dove probabilmente si concentra maggiormente il flusso di traffico. Quindi, una volta ottenute tutte queste informazioni, si può passare alla messa a punto di un modello Top-Down che prenda in considerazione proxy un po’ più complesse, in grado di adattarsi ad una situazione di traffico di quel tipo, intendendo come proxy complesse, la capacità delle strade (es. il numero di carreggiate) e la destinazione d’uso dell’area comunale come proposto anche da Saide et al. (2009).

Nonostante queste criticità riscontrata fin’ora, dove è stato possibile utilizzare informazioni fornite a livello comunale, come per il riscaldamento domestico – commerciale e per gli allevamenti, bovini, e suini con limitazioni, la metodologia si è rivelata adeguata. Relativamente al settore allevamenti, c’è da ricordare che le performance del modello di disaggregazione potrebbero migliorare sensibilmente, se a livello comunale, fossero presenti informazioni georeferenziate relative al pascolo, come propone [Maes et al., 2009].

Una considerazione molto importante, che si tiene ad evidenziare, è il livello di dettaglio proposto nella presente metodologia. In bibliografia, la risoluzione maggiormente impiegata è quella ottenuta mediante l’applicazione di una griglia ad 1km x 1km, fino ad un minimo di 500m x 500m. In tabella 3.6-1 si riassumono le proxy e le griglie impiegate da diversi autori. L’elemento risoluzione, ampiamente discusso in bibliografia, è legato soprattutto alle finalità che si prefigge una metodologia di disaggregazione ed alle applicazioni che derivano dall’impiego dei dati ottenuti. Una maggiore risoluzione, consente

la ripartizione delle emissioni in zone specifiche sul territorio, permettendo così una stima delle principali pressioni presenti ad un livello territoriale, come quello comunale.

In ultimo, ma non per importanza, si devono apportare alcune considerazioni relative all'incertezza dei dati di input. Le stime fornite dall'inventario ARPA EMR, sono infatti affette da un errore che non è direttamente misurabile. Tale errore si ripercuote inevitabilmente sul calcolo del Fattore di Emissione utile per disaggregare le emissioni a livello locale. Anche l'incertezza degli inventari delle emissioni è discussa in bibliografia, soprattutto per quanto riguarda gli inventari nazionali. Come sottolineato da Lindley et al., 2000, l'individuazione di errori statistici in dati reperiti da inventario, è un compito tutt'altro che semplice, ed il livello di complessità aumenta nel momento in cui le stime includono un elevato numero di sorgenti, una varietà di metodi di stima impiegati e la diversificazione delle fonti utilizzate, soprattutto per gli inventari che forniscono stime con un'elevata risoluzione spaziale. Le stime che risultano da queste tipologie di inventari, simili per caratteristiche a quello redatto da ARPA EMR (risoluzione a livello provinciale, elevato numero di fonti impiegate e metodologie di stime diversificate per macrosettore), possiedono incertezze in ogni fase del processo di calcolo delle stime, e queste sono difficili da quantificare sia per singole fonti ma, soprattutto quando le fonti sono combinate per determinare emissioni totali per aree localizzate.

3.7 Analisi della Pressione Ambientale

In un modello DPSIR, le emissioni di inquinanti in atmosfera sono classificate come pressioni ambientali (P), derivanti dalle attività umane, determinanti (D), quali le attività industriali, l'uso del suolo agricolo, gli allevamenti, il traffico, ecc.. A tali pressioni poi, seguono una serie di cambiamenti di stato (S), in questo caso specifico, l'aumento delle concentrazioni di determinati inquinanti, che comportano impatti (I) sull'ecosistema, la salute umana, la conservazione dei beni culturali, e così via, a cui si deve fare fronte mediante risposte (R), che possono essere rappresentate da piani di risanamento della qualità dell'aria, misure per la riduzione del traffico veicolare in città (blocco del traffico), ed altro ancora.

In questo studio, mediante la produzione delle mappe finali ottenute sommando i contributi emissivi dei diversi macrosettori, si vuole fornire una stima delle pressioni emissive che insistono nel territorio comunale di Ravenna.

In primo luogo si presentano le mappe relative al procedimento di disaggregazione, partendo dal totale regionale (in tutte le figure, mappa in alto a sinistra), scalando l'informazione a livello provinciale (mappa in alto a destra), fino alla disaggregazione dell'inventario provinciale a livello comunale (mappa in basso a destra) che di seguito sarà denominata 'disaggregazione UniBo'. La mappa in basso a sinistra, mostra i valori delle stime di emissione fornite dalla disaggregazione a livello comunale effettuata da ARPA, la quale è in via di pubblicazione e che di seguito sarà nominata 'disaggregazione ARPA'.

In tabella 3.7-1, si mostrano i dati relativi alla disaggregazione ARPA ed i risultati ottenuti dalla disaggregazione UniBo per ogni comune della Provincia di Ravenna.

Tabella 3.7- 1: Tabella riassuntiva dei valori di disaggregazione ARPA e dei valori ottenuti dalla disaggregazione UniBo

	TOT disaggregato ARPA					TOT disaggregato UniBo				
	PTS (t/y)	SO _x (t/y)	CO (t/y)	NO _x (t/y)	NH ₃ (t/y)	PTS (t/y)	SO _x (t/y)	CO (t/y)	NO _x (t/y)	NH ₃ (t/y)
Ravenna	1194	4553	4292	8694	1402	968	4199	4711	6995	1930
Alfonsine	39	6	446	254	282	151	54	502	501	288
Bagnacavallo	62	11	779	408	205	63	27	583	515	381
Bagnara di Romagna	11	1	110	60	49	8	3	85	69	136
Brisighella	39	6	543	152	965	40	8	471	451	370
Casola Valsenio	27	12	275	161	806	19	7	188	193	206
Castel Bolognese	136	150	330	223	45	62	46	443	390	78
Cervia	31	5	530	242	185	68	21	847	673	117
Conselice	57	5	376	194	192	63	28	412	431	146
Cotignola	37	12	360	238	32	43	20	388	373	68
Faenza	302	412	2111	2871	385	300	818	1826	2564	601
Fusignano	37	6	354	210	97	27	12	248	212	59
Lugo	78	22	1086	487	195	114	50	1058	870	296
Massa Lombarda	59	6	301	189	85	45	25	324	321	156
Riolo Terme	24	4	275	110	457	19	6	206	173	125
Russi	45	132	460	406	230	49	23	415	363	586
Sant'Agata sul Santerno	11	8	102	103	20	15	8	114	115	19
Solarolo	42	5	358	496	26	19	3	274	224	50
TOTALI	2231	5356	13086	15496	5658	2072	5358	13096	15432	5611

Come si può osservare dalla tabella soprastante, i totali dell'inventario comunale ARPA e quelli ottenuti mediante la metodologia di disaggregazione UniBo, coincidono all'interno di un intervallo d'errore trascurabile, dato anche dal fatto che nella nostra metodologia, non sono presi in considerazione tutti i macrosettori, poiché alcuni sono stati esclusi durante la fase progettuale. Inoltre, le correlazioni tra i risultati da noi ottenuti ed i risultati forniti dall'inventario comunale ARPA, possono essere considerate buone, come mostrato in Tabella 3.7-2.

Tabella 3.7- 2: Correlazione tra disaggregazione ARPA e disaggregazione UniBo

	PTS	SO _x	CO	NO _x	NH ₃
CORRELAZIONE	0.988	0.994	0.990	0.994	0.774

In figura 3.7-1 si riportano le quattro mappe relative al totale regionale, ai totali provinciali ed infine le mappe della disaggregazione UniBo e di quella ARPA.

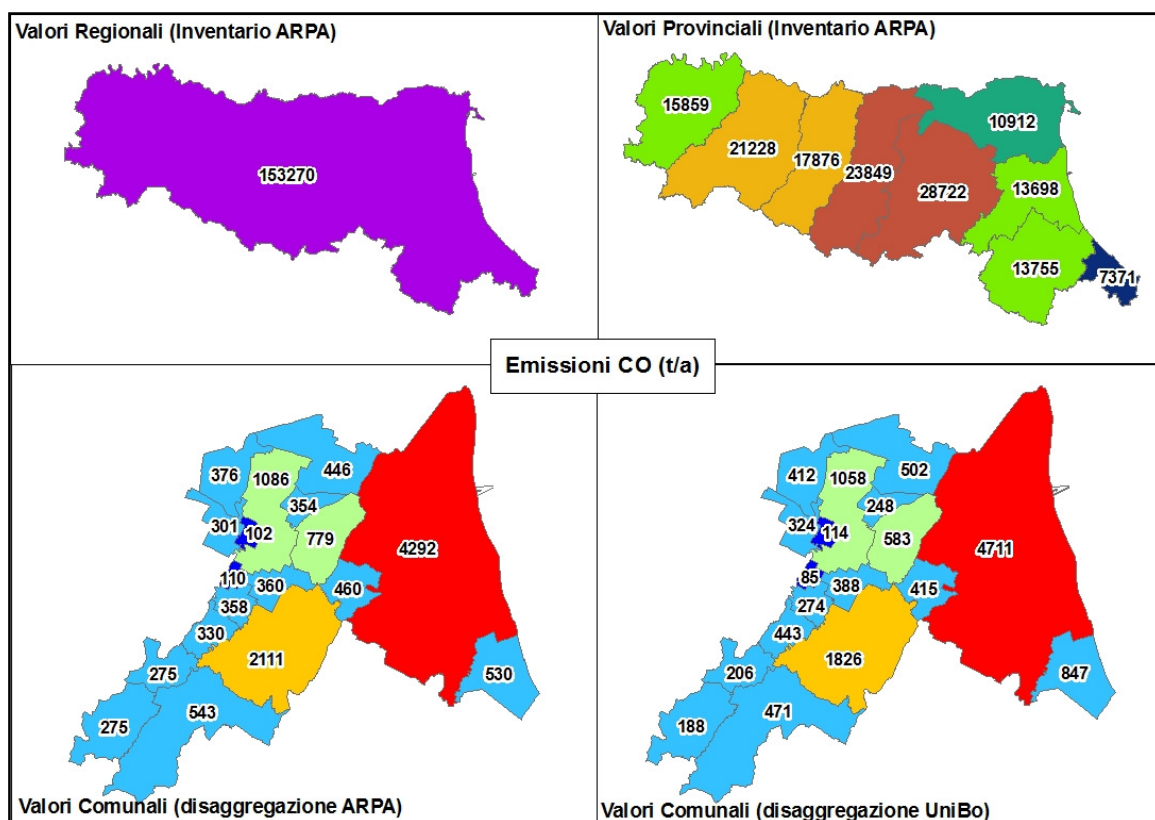


Figura 3.7- 1: Disaggregazione delle stime di emissione per il CO

Dall’osservazione della Figura 3.7-1, si può notare innanzi tutto, che in entrambi i casi, il comune di Ravenna presenta la pressione maggiore (36% disaggregazione UniBo), seguita dal comune di Faenza (14%), Lugo (8%), Cervia (6%) e Bagnacavallo (4,5%), i quali presentano qualche differenza in termini di valori di emissione. Per quanto riguarda i comuni più piccoli, i valori sono più o meno simili con qualche differenza tra comune e comune.

Nella figura 3.7-2 è presentata la mappa di pressione prodotta sommando tutti i contributi dati dalla disaggregazione Top-Down su grigliato 100m x 100m delle stime di emissione per il CO considerando i macrosettori analizzati in questo studio (‘combustione non industriale’, ‘traffico veicolare’ ed ‘altre sorgenti mobili’).

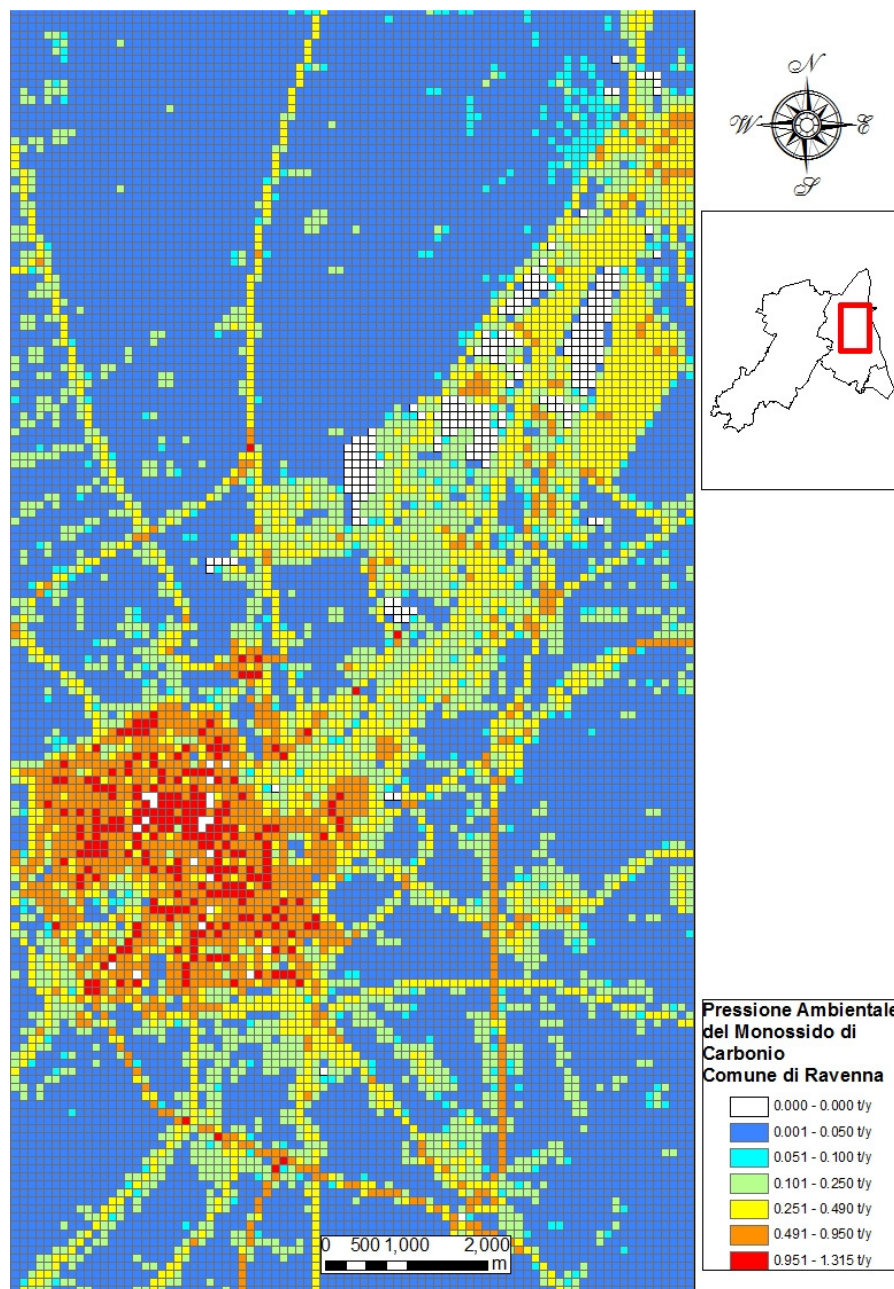


Figura 3.7- 2: Mappa della pressione ambientale per il CO, città di Ravenna

La figura 3.7-2, rappresenta uno zoom sulla città di Ravenna ed il polo industriale adiacente. Per il CO, la pressione prevalente si concentra in quest'area, mentre attorno ad essa, il pattern emissivo mostra valori più bassi, che caratterizzano i centri abitativi minori localizzati nel forense. In Figura 3.7.3 si mostra la situazione emissiva per tre paesi attorno alla città di Ravenna, più precisamente S'Alberto, Savarna e Mezzano.

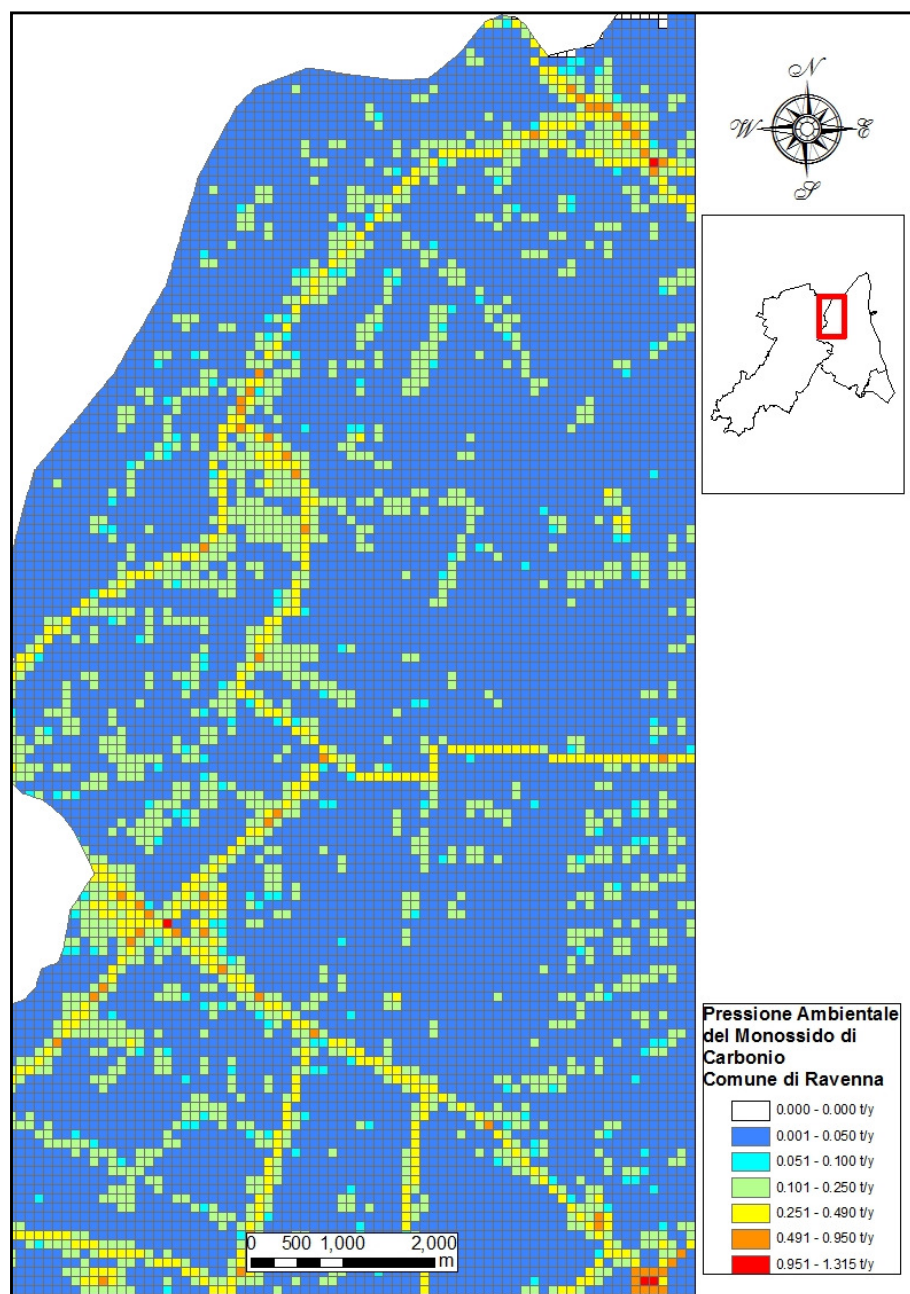


Figura 3.7- 3: Mappa della pressione ambientale per il CO, paesi di periferia

In conclusione, si può affermare che le emissioni di CO, derivanti dalla combustione non industriale, dal traffico veicolare e dalle altre sorgenti mobili, si concentrano principalmente nella città di Ravenna e nella zona industriale che circonda il Canale Candiano, come mostrato in figura 3.7-2. Nel forense sono ben riconoscibili i centri abitativi, ed i tratti stradali extraurbani, Figura 3.7-3. Per quanto riguarda il trasporto in agricoltura, la colorazione azzurra, identificativa dell'intervallo di emissione 0.001 – 0.050 t/y, è distribuita tutt'attorno i centri abitati, contraddistinguendo perfettamente l'area attorno la città di

Ravenna, ovvero una zona prevalentemente rurale, caratterizzata dalla coltivazione intensiva del suolo agricolo.

In figura 3.7-4, si riportano le quattro mappe relative ai totali regionali, provinciali e comunali, disaggregati ARPA e disaggregati UniBo, per gli NO_x.

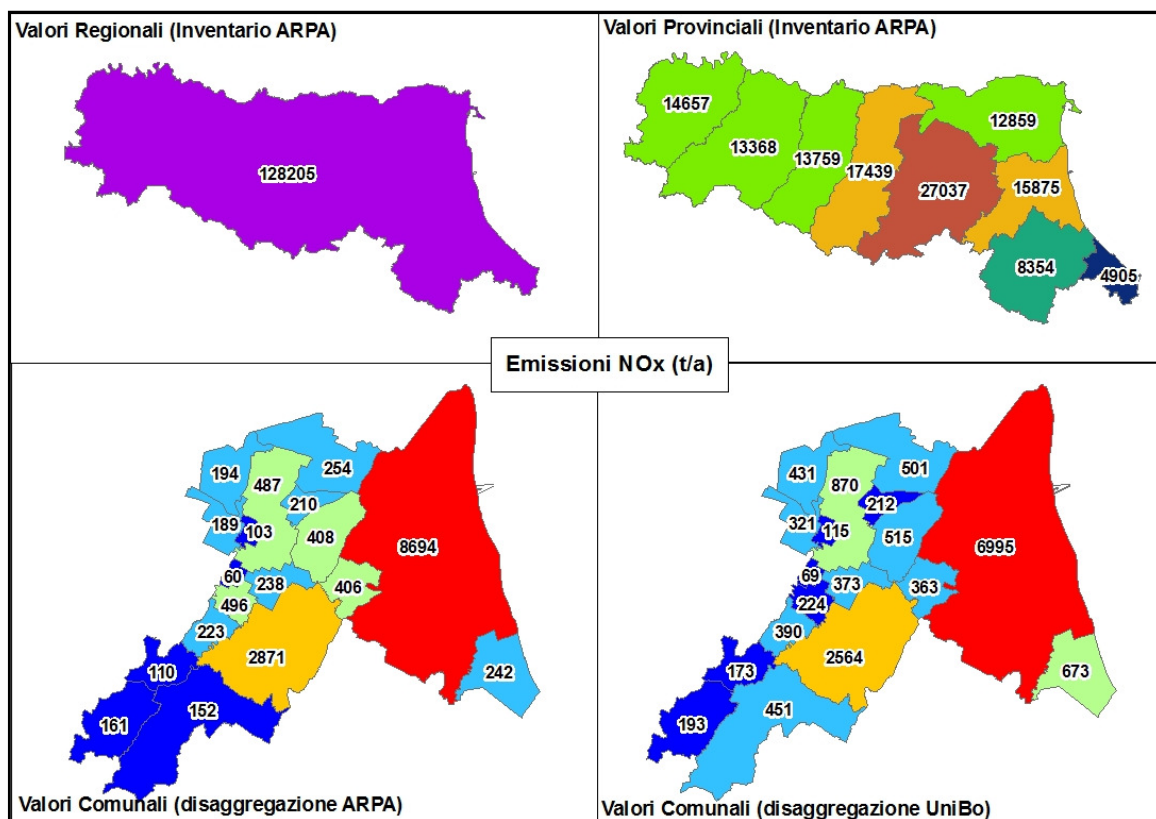


Figura 3.7- 4: Disaggregazione delle stime di emissione per gli NO_x

In figura 3.7-4, si può osservare che ancora una volta, i comuni con valori più elevati di emissione sono quelli di Ravenna e Faenza. Contrariamente a prima, dove le stime per Ravenna erano molto simili, in questo caso, la stima del disaggregato ARPA (8594t/y), risulta essere superiore alla stima del disaggregato UniBo (6995 t/y); mentre per il comune di Faenza (secondo dopo Ravenna), le differenze sono minime. Per quanto concerne i comuni più piccoli, come Cervia, Lugo, Alfonsine, Bagnacavallo, i comuni collinari e quelli più piccoli attorno a Lugo, i valori stimati mediante la disaggregazione UniBo, risulta essere superiore. Questo è dovuto probabilmente dal fatto che la disaggregazione UniBo, impiegando la superficie industriale come proxy, tende a sovrastimare, in media, le emissioni dei comuni più

piccoli. Da quanto risulta dalla disaggregazione UniBo, il comune di Ravenna è responsabile del 45% delle emissioni di NO_x seguito da Faenza (17%).

In figura, 3.7-5, si presenta la pressione emissiva per la città di Ravenna.

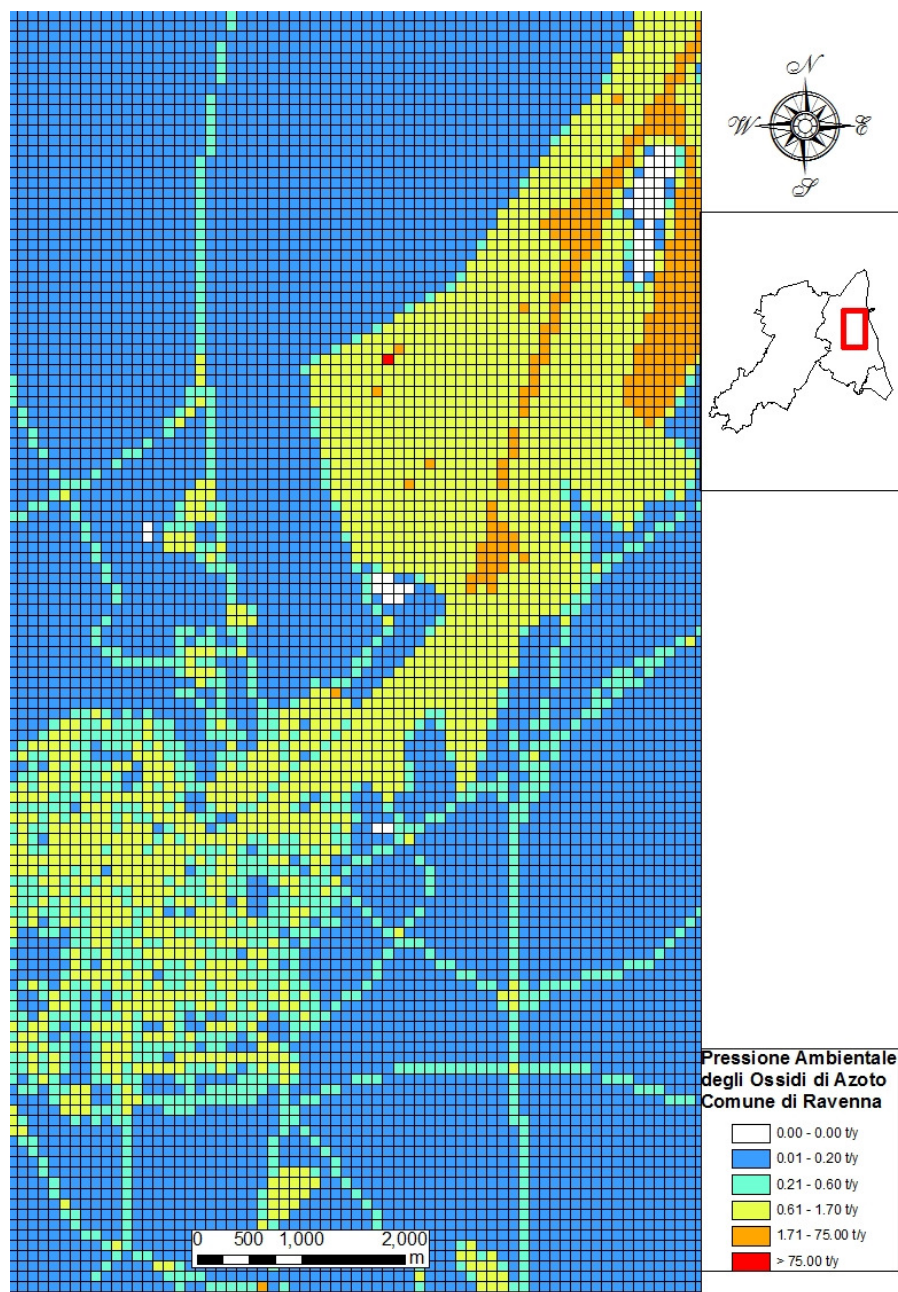


Figura 3.7- 5: Mappa della pressione ambientale per gli NO_x, città di Ravenna

Le medesime considerazioni fatte per il CO, possono essere riportate anche per gli NO_x, solo per quanto riguarda la città di Ravenna, poiché attorno a questa, rispetto a prima, i centri abitativi, rappresentativi delle emissioni derivanti dalla combustione non industriale, sono scarsamente individuabili. Per contro, le principali strade extraurbane sono ben rappresentate con valori compresi tra 0.21 t/y e 1.70 t/y. Ben evidente è anche la pressione

determinata dal traffico portuale (colore arancio, con valori di emissione superiori ad 1.71 t/y) e l'uniformità del pattern emissivo della zona industriale, con alcune celle di colore più rosso, rappresentanti le celle contenenti le ditte soggette ad AIA.

Per quanto concerne gli SO_x, si può notare dalla figura 3.7-6, che il valore complessivo di emissione più elevato riguarda sempre il comune di Ravenna, seguito da Faenza, in entrambi i casi.

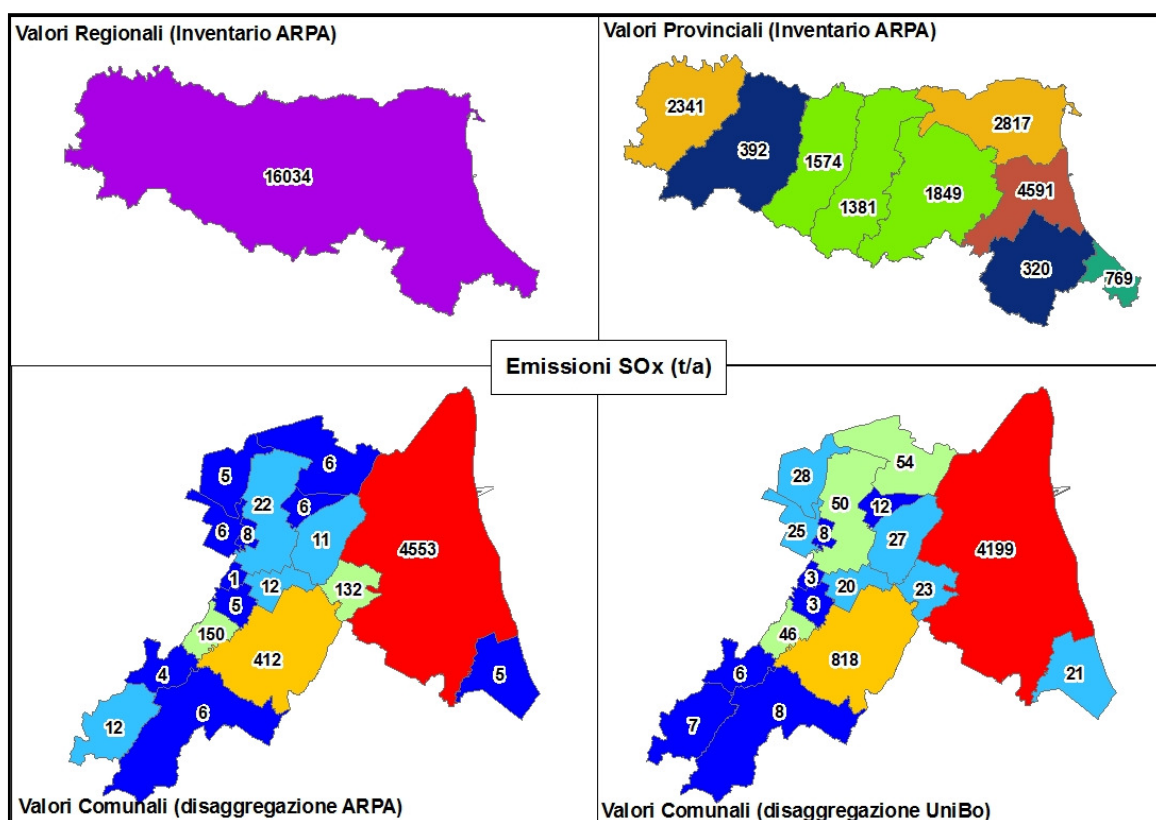


Figura 3.7- 6: Disaggregazione delle stime di emissione per gli SO_x

In questo caso però, come osservabile dalla Figura 3.7-6, i valori per Faenza sono superiori, contrariamente al caso degli NO_x. In generale comunque, i valori totali per i diversi comuni della provincia, presentano stime più o meno simili, con alcune eccezioni come nel caso di Alfonsine, Cervia, Lugo Russi e Castel Bolognese. Da quanto risulta dalla disaggregazione UniBo, il comune di Ravenna è responsabile del 78% delle emissioni di SO_x seguito dal Faenza (15%).

La situazione emissiva degli SO_x, per il comune di Ravenna, è presentata di seguito in figura 3.7-7.

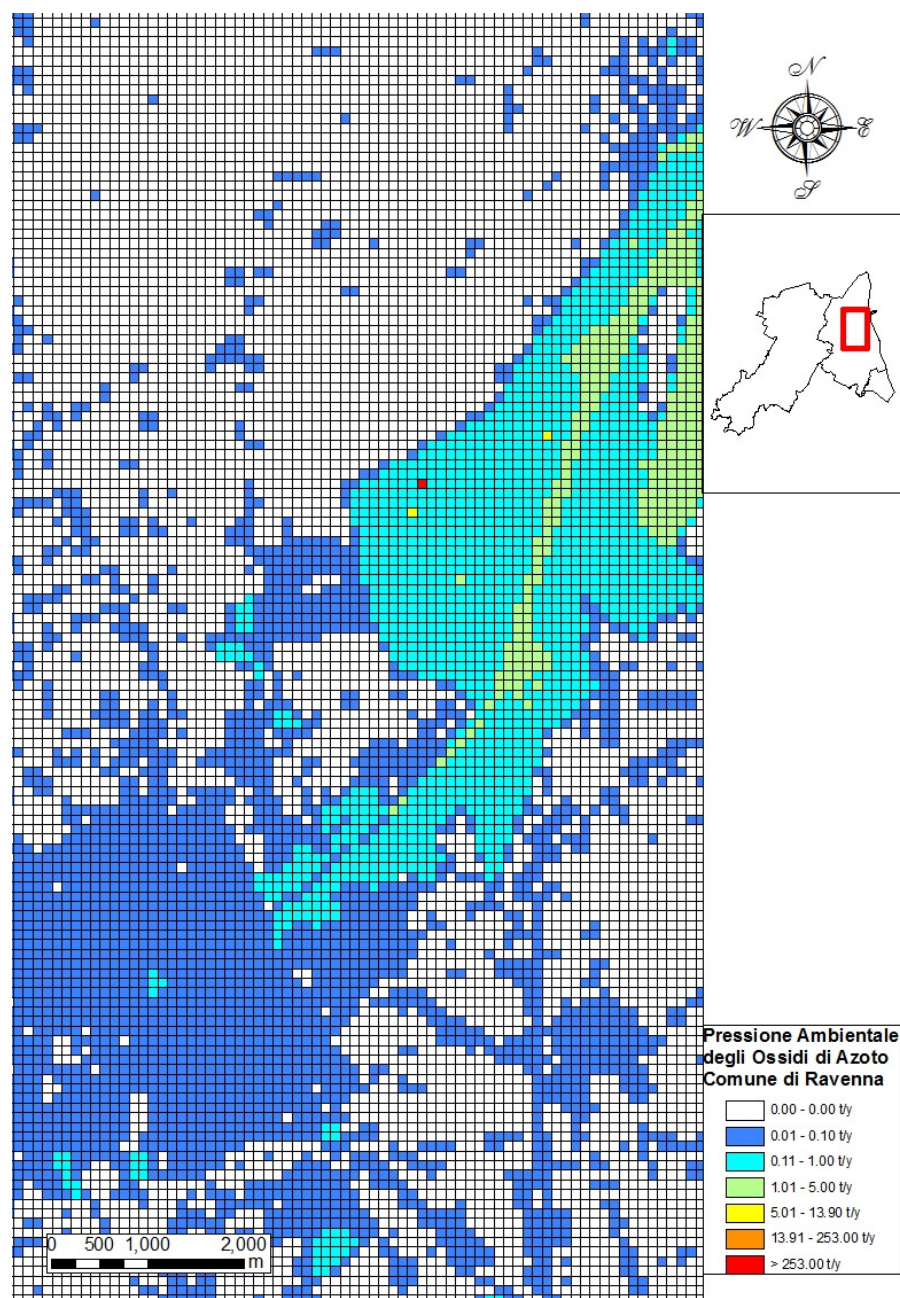


Figura 3.7- 7: Mappa della pressione ambientale per gli SO_x , città di Ravenna

Come per gli NO_x , l'emissione da traffico portuale è ben rappresentata anche nel caso degli SO_x (colore verde, con valori superiori ad 1.01 t/y). Ancora una volta, la zona industriale della città, presenta un pattern emissivo è uniforme, con celle rappresentanti i valori di emissioni superiori, attribuibili alle industrie soggette ad AIA. Le emissioni da trasporto agricolo non sono ben evidenti come per il CO e gli NO_x , questo è determinato sia dal fatto che i valori ascrivibili al trasporto in agricoltura, per gli SO_x , non sono così rilevanti come per

i due citati in precedenza, sia dal fatto che il FE impiegato per la disaggregazione degli SO_x è un ordine di grandezza inferiore rispetto ai primi due (1.2×10^{-8} t/m²/y).

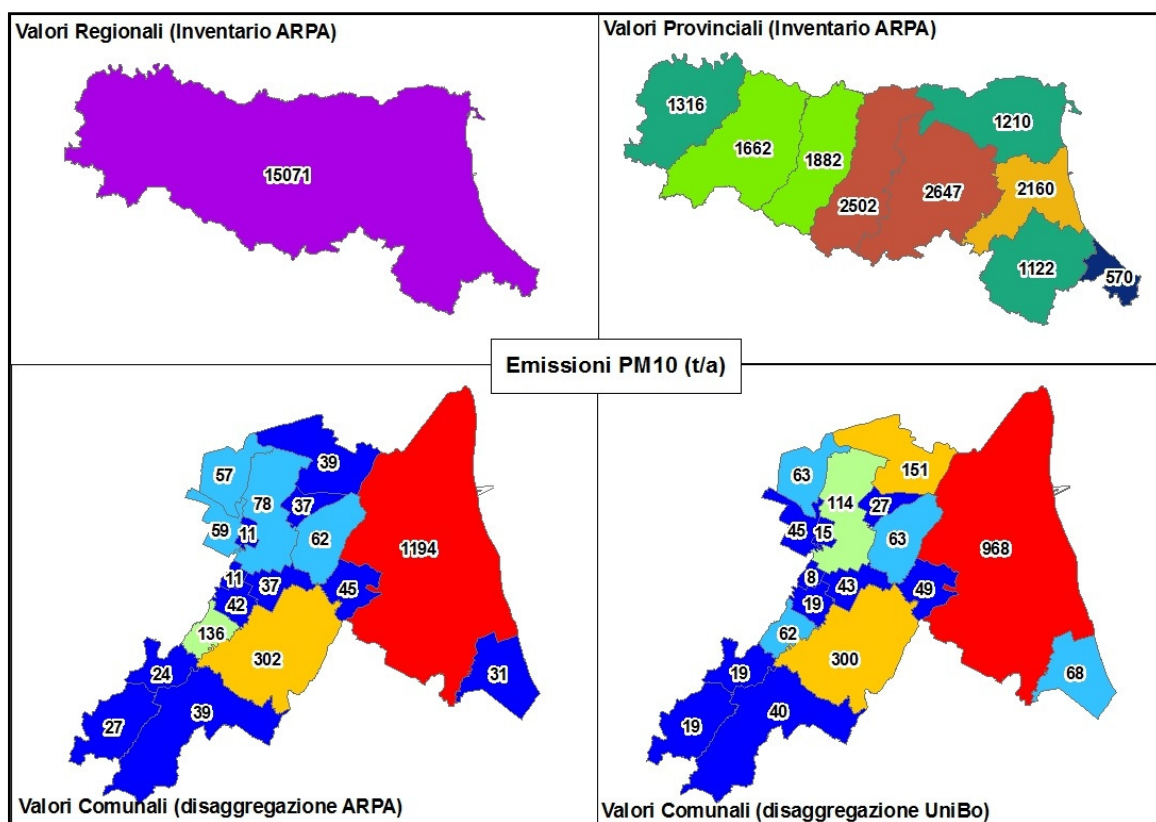


Figura 3.7- 8: Disaggregazione delle stime di emissione per gli PTS

Nel caso delle Polveri Totali Sospese (Figura 3.7-8), i valori complessivi mostrano una tendenza pressoché simile, eccetto che per i comuni di Alfonsine e Lugo, che nella mappa a destra mostrano un valore di emissione superiore rispetto al valore complessivo fornito dalla disaggregazione ARPA. Per il comune di Castel Bolognese avviene invece il contrario, la disaggregazione ARPA fornisce una stima superiore al doppio della stima ottenuta con la disaggregazione UniBo.

La pressione maggiore, è comunque sempre attribuita al comune di Ravenna (47%) seguito da Faenza (14%).

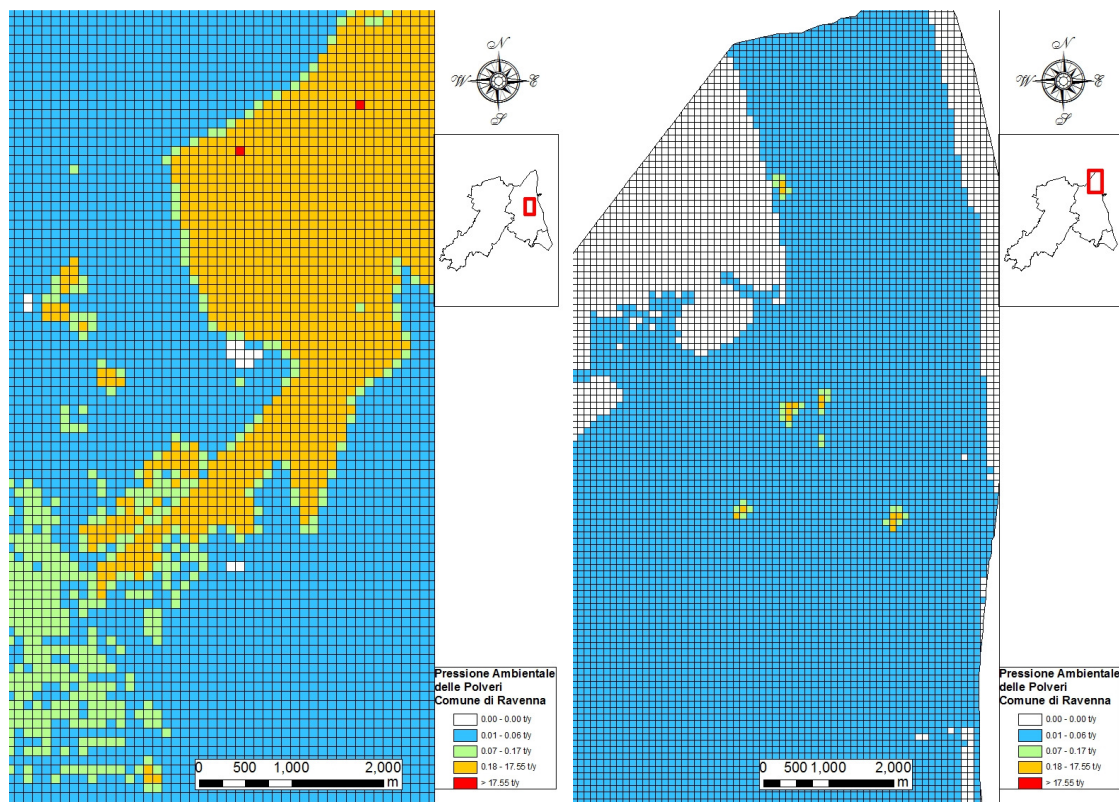


Figura 3.7- 9: Mappa della pressione ambientale per le PTS, città di Ravenna (sx) e zona Nord Ravenna (dx)

Il pattern emissivo delle PTS è principalmente concentrato nell'area urbana di Ravenna, derivante dal traffico veicolare, dal riscaldamento e dalle industrie; nelle zone attorno a Ravenna, vi è una distribuzione delle emissioni pressoché omogenea derivante, prevalentemente dal trasporto in agricoltura, molto evidente nella zona Nord di Ravenna, poiché dove il CLC non individua zone agricole coltivate, per la presenza di valli salmastre, la stima emissiva risulta nulla.

In ultimo, in figura 3.7-10, si riportano le stime emissive per l' NH_3 .

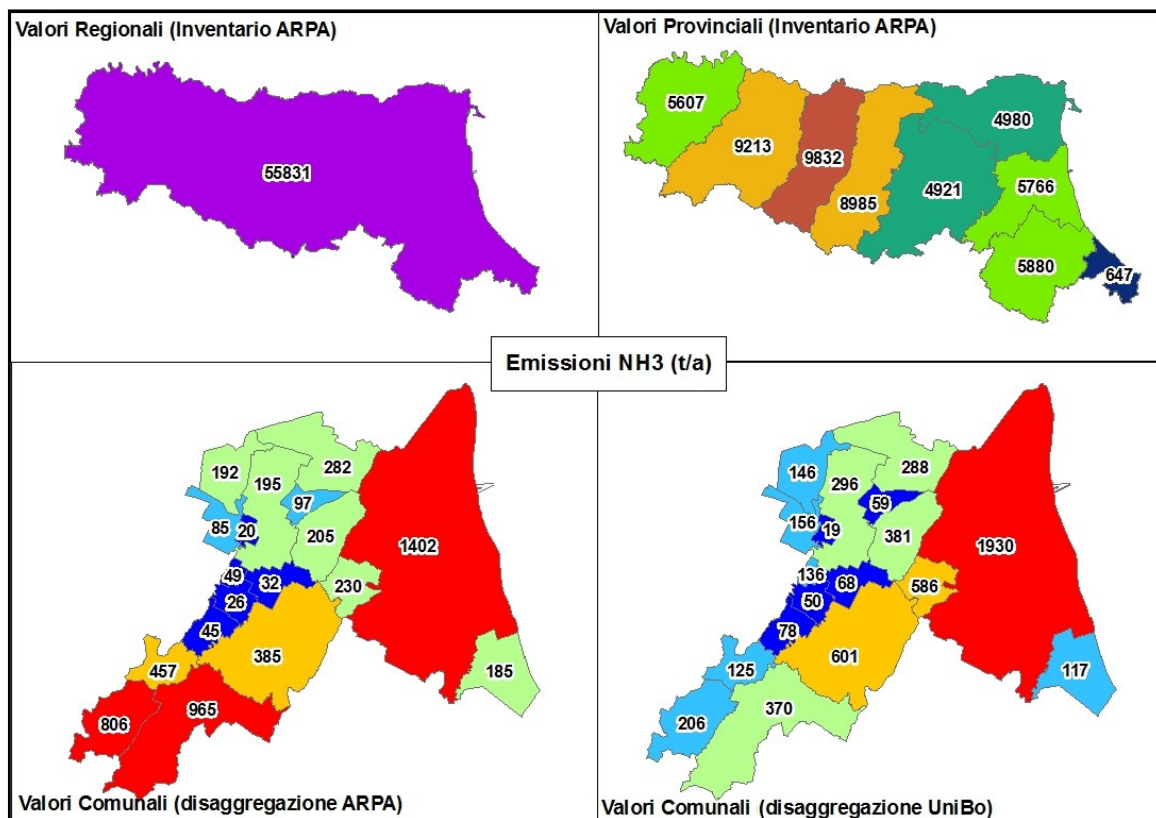


Figura 3.7- 10: Disaggregazione delle stime di emissione per gli NH₃

Dall'osservazione delle mappe nella figura 3.7-10, la pressione maggiore è sempre data dal comune di Ravenna. I valori di emissione risultano essere diversi soprattutto per i comuni collinari di Brisighella e Casola Valsenio, per i quali la stima del disaggregato ARPA sono superiori, rispetto al disaggregato UniBo. Anche in questo caso, la pressione maggiore è attribuita al comune di Ravenna (34%) seguito da Faenza (11%). Ovviamente per questo tipo di emissione, strettamente correlata alle attività agricole, la distribuzione spaziale risulta più omogenea rispetto agli inquinanti visti precedentemente.

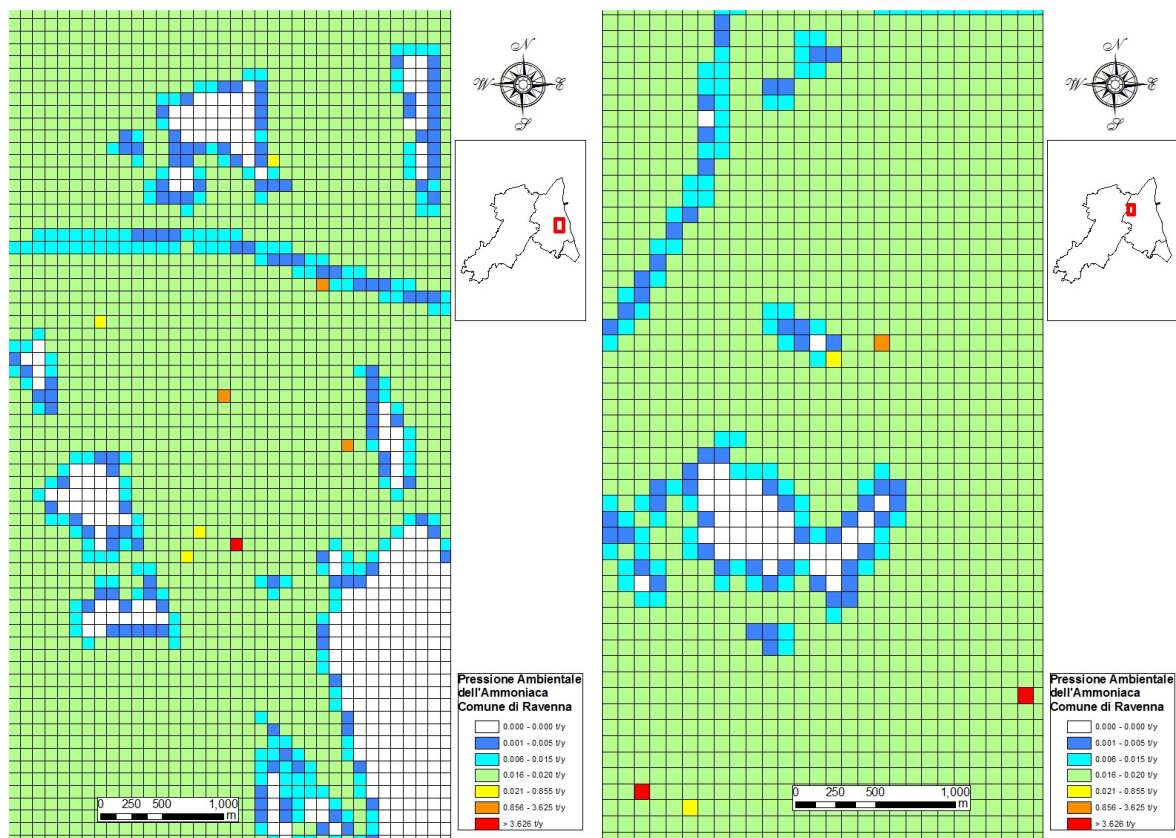


Figura 3.7- 11: Mappa della pressione ambientale per NH₃, città di Ravenna

Il pattern di distribuzione delle emissioni, è particolarmente rappresentativo dell'utilizzo di fertilizzanti in agricoltura, poiché le celle che presentano un valore di emissione superiore a 0.20t/y identificano la presenza di un allevamento.

Considerazioni finali

Dall'osservazione delle mappe e dalle considerazioni riportate in precedenza, si può affermare innanzi tutto che la pressione maggiore sul territorio provinciale è esercitata sul comune di Ravenna, il quale presenta sempre valori complessivi più elevati rispetto i restanti comuni. Questa evidenza è data sia dalle dimensioni del comune stesso, molto più esteso rispetto i comuni restanti, sia dal fatto che nel comune di Ravenna, in particolare per la città di Ravenna, vi sia una capacità abitativa decisamente superiore, ed a Nord Est rispetto ad essa, è presente un importante polo industriale, distribuito su di una superficie molto maggiore rispetto alle superfici industriali presenti nel restante insieme di comuni. Del resto, il totale di superficie industriale del comune di Ravenna è all'incirca la metà della superficie totale occupata dalle zone industriali in tutta la provincia. Un altro elemento molto importante che

caratterizza la città di Ravenna è il porto, considerato uno dei principali porti italiani per lo scarico e carico di merci.

Un'altra considerazione molto importante riguarda il traffico, infatti questo è più intenso rispetto ad altre zone del comune di Ravenna, sia per la presenza del polo industriale e del porto, che contribuisce ad un aumento del traffico cittadino, sia per il fatto che la città è circondata da una serie di strade extraurbane molto trafficate, ovvero la Statale Adriatica, la Statale Romea, e l'Autostrada A14.

Per quanto riguarda l'emissioni di inquinanti derivanti dal trasporto agricolo, il pattern di distribuzione è molto omogeneo, questo a causa della proxy impiegata per la disaggregazione delle stime di emissione. La medesima considerazione può essere fatta per il pattern emissivo dell' NH_3 derivante dall'uso di fertilizzanti in agricoltura, molto omogeneo nelle zone occupate da una superficie agricola. La pressione dell' NH_3 però è caratterizzata anche dalla presenza degli allevamenti, che, come anticipato anche nel paragrafo 3.5, sono principalmente distribuiti nelle zone prossime ai confini comunali di Ravenna, ad eccezione di alcuni allevamenti bovini e suini.

Il quadro conoscitivo fornito dalle mappe di pressione, rappresenta uno strumento molto importante, e le informazioni ottenute, possono essere utilizzate in numerosi contesti. Le mappe della distribuzione spaziale delle emissioni in atmosfera, sono infatti la chiave di qualsiasi studio di valutazione della qualità dell'aria [Bush et al., 2008], ed oltre all'implementazione nei modelli per la dispersione degli inquinanti, possono avere un'importante applicazione nel determinare, attraverso l'analisi della vulnerabilità del territorio, le zone a rischio. Nel caso in esame, per esempio, la distribuzione spaziale delle emissioni di alcuni inquinanti considerati, quali NO_x , SO_x e NH_3 potrebbe essere utilizzata per ottenere una mappa delle aree a rischio acidificazione. Infatti, con l'applicazione dei relativi potenziali di acidificazione alle emissioni disaggregate, l'utilizzo di modelli a dispersione o modelli di deposizione al suolo ed il posizionamento di opportuni recettori sul territorio, come monumenti o edifici storici, si potrebbero individuare le aree in cui gli edifici sono maggiormente esposti al rischio di deposizioni acidificanti. Alternativamente, è possibile impiegare invece che i recettori citati in precedenza, anche mappe relative all'uso del suolo o mappe della vegetazione per individuare le aree più a rischio di acidificazione.

CAPITOLO 4. CONCLUSIONI

Il presente lavoro ha lo scopo di definire una metodologia di tipo Top-Down per disaggregare spazialmente le emissioni in atmosfera stimate dall'inventario provinciale di ARPA EMR. La metodologia è stata applicata in due fasi: con la prima si è effettuata la disaggregazione dal livello provinciale a quello comunale; con la seconda le emissioni attribuite al comune di Ravenna sono state distribuite spazialmente su una griglia le cui celle hanno dimensione 100m x 100m in modo da ottenere una disaggregazione ad alta risoluzione.

E' evidente, per la definizione di idonee politiche di protezione della qualità dell'aria, l'importanza di una corretta conoscenza dei pattern emissivi a diversi livelli territoriali degli inquinanti atmosferici. In generale, l'approccio Top-Down permette un livello di accuratezza minore rispetto all'approccio Bottom-Up ma risulta meno oneroso in termini di conoscenze scientifiche, strumentazione, tempo e denaro. Per questo motivo vi è un grande interesse scientifico verso la definizioni di metodologie che permettano, con sufficiente accuratezza, la disaggregazione delle emissioni in atmosfera.

Affinché la disaggregazione Top-Down sia corretta, le variabili proxy utilizzate devono essere ben correlate all'inquinante che si deve distribuire spazialmente; per rispondere a questo requisito è necessario che l'informazione esplicitata dalla variabile proxy sia caratteristica del livello territoriale cui si deve disaggregare l'emissione e georeferenziata sul territorio. Quest'ultimo punto si è rilevato un po' critico nel nostro studio, in quanto, alcune informazioni non sono disponibili in formati compatibili con un software GIS o georeferenziate sul territorio.

Nonostante le criticità riscontrate, l'approccio Top-Down da noi impiegato per la fase uno della disaggregazione (dal livello provinciale a livello comunale) è risultato in grado di fornire una stima indicativa della distribuzione spaziale della pressione emissiva sul territorio analizzato. La disaggregazione da noi effettuata è risultata in buon accordo con quanto ottenuto in un lavoro simile (attualmente in pubblicazione) effettuato direttamente da ARPA EMR. Dall'analisi delle mappe di pressione si osserva che le criticità maggiori si riscontrano prevalentemente nella città di Ravenna a causa, oltre che del riscaldamento e del traffico veicolare, anche dalla presenza nelle immediate vicinanze, di un importante polo industriale e portuale.

Per quanto riguarda la fase due dell'approccio Top-Down da noi impiegato, è possibile affermare che per alcuni macrosettori emissivi è stato possibile individuare un approccio metodologico soddisfacente e (quando è stato possibile valutarlo) anche accurato, per altri macrosettori sarà invece necessario effettuare ulteriori studi per tentare di migliorare i risultati ottenuti. In particolare si sono osservate forti criticità per il macrosettore industriale, dimostrando che l'utilizzo della sola proxy 'superficie industriale' non è adeguata né a livello qualitativo che quantitativo, e criticità significative anche per il macrosettore 'traffico veicolare' per il quale è possibile effettuare una stima accurata delle emissioni totali ma poi la disaggregazione spaziale ad alta risoluzione appare insoddisfacente. Ottime risultano invece le performance della metodologia proposta per il macrosettore riscaldamento domestico per il quale sia osserva un buon accordo sia per i valori emissivi globali, sia per la loro distribuzione spaziale ad alta risoluzione. Relativamente agli altri settori e macrosettori analizzati non è stato possibile effettuare confronti con dati provenienti dall'approccio Bottom-Up e quindi risulta più difficile dare giudizi sulle prestazioni. E' possibile comunque affermare che le proxy utilizzate sono fra quelle più impiegate in letteratura ed hanno permesso di ottenere una distribuzione spaziale verosimile e in linea con quanto riportato dall'inventario provinciale ARPA EMR.

Si può quindi concludere asserendo che lo scopo principale della tesi è stato raggiunto, sottolineando comunque la presenza di una serie di criticità, ampiamente discusse fin'ora, che in futuro dovranno necessariamente essere limitate in numero. Il livello di dettaglio ottenuto, comunque sufficiente a rappresentare le zone più critiche del territorio, e la flessibilità della metodologia, consentono a questa di poter essere applicata anche ad altre realtà locali, tenendo comunque sempre presente che, la scelta delle proxy, deve essere effettuata in funzione delle caratteristiche intrinseche del territorio.

Gli sviluppi futuri, dovranno concentrarsi principalmente sull'ottenimento di proxy in grado di rappresentare al meglio le diverse realtà locali, tenendo comunque conto delle esigenze di semplicità delle variabili proxy, in termini di reperibilità del dato e di costi per l'ottenimento di questo.

BIBLIOGRAFIA

ANPA, 2001, “Linee guida agli inventari locali di emissione in atmosfera”, Centro Tematico Nazionale – Atmosfera Clima Emissioni. Disponibile on-line:

<<http://www.sinanet.apat.it/it/inventari/linee-guida-agli-inventari-locali/>>

APAT, 2006, Tavolo Interagenziale, “*Inventari delle emissioni e piani di risanamento della qualità dell’aria*”. Disponibile on-line:

<http://www.isprambiente.gov.it/site/_files/aria/Emissioni_piani_risanamento.pdf>

Borrego, C., Tchepel, O., Barros, N., Miranda, A.I., 2000. Impact of road traffic on air quality of the Lisbon region. *Atmospheric Environment*; 34, 4683 – 4690.

Colonna, N., Correnti, A., D’Elia, I., Racalbutto, S., Schimberni, M., Vialetto, G., 2010. “*Ridurre le emissioni di ammoniaca da fertilizzanti azotati*”. ENEA. Disponibile on-line:

<<http://www.minerva.unito.it/chimica&industria/monitoraggioambientale/EmissioniAzoto/index.htm>>

Comunità Europea n. 50 del 18 maggio 2008, “*Direttiva in materia di qualità dell’aria ambiente e per un’aria più pulita in Europa*”.

Comunità Europea n. 61 del 24 settembre 1996, “*Direttiva in materia di prevenzione e riduzione integrate dell’inquinamento*”.

Comunità Europea n. 62 del 27 settembre 1996, “*Direttiva in materia di valutazione e di gestione della qualità dell’aria ambiente*”.

Cóndor, R.D., 2011. Agricoltura: emissioni nazionali in atmosfera dal 1990 al 2009. Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale (ISPRA). Rapporto ISPRA 140/2011. Roma, Italia.

Daresta, B.E., De Gennaro, G., Demarinis, A.L., Cencinato, A., 2009. Il particolato atmosferico, inquinanti vecchi e nuovi. ARPA Emilia Romagna, Rivista N.6. Disponibile on-line: < <http://www.arpa.emr.it/aria/>>

De Kluizenaar, Y., Aherne, J., Farrell, E.P., 2001. Modelling the spatial distribution of SO₂ and NO_x emissions in Ireland. *Environmental Pollution*; 112, 171 – 182.

Decreto Legislativo n. 152 del 04 aprile 2006, “*Norme in materia ambientale*”, Parte V “*Norme in materia di tutela dell’aria e di riduzione delle emissioni in atmosfera*”, Titolo I “*Prevenzione e limitazione delle emissioni in atmosfera di impianti e attività*”.

Decreto Legislativo n. 155 del 13 agosto 2010, “*Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell’aria ambiente e per un’aria più pulita in Europa*”.

Decreto Legislativo n. 59 del 18 febbraio 2005, “*Attuazione integrale della direttiva 96/61/CE relativa alla prevenzione e riduzione integrate dell’inquinamento*”.

Finzi, G., Pirovano, G., Volta, M., 2001. Fenomeni di trasporto e reazioni chimiche. “*Gestione della qualità dell’aria*”, McGraw-Hill, Milano, 67 – 76.

Finzi, G., Pirovano, G., Volta, M., 2001. Gli inquinanti atmosferici. “*Gestione della qualità dell’aria*”, McGraw-Hill, Milano, 1 – 20.

Francesconi, R., 2002, Inquinamento dell’aria da processi di combustione. “*Appunti di chimica fisica*”, CLUEB, Bologna, 93 – 101.

Gaffney, J.S., Marley, N.A., 2009. The impacts of combustion emissions on air quality and climate – From coal to biofuels and beyond. *Atmospheric Environment*; 43, 23 – 36.

Hewitt, C.N., 2001. The atmospheric chemistry of sulphur and nitrous in power station plumes. *Atmospheric Environment, Millennial Review*; 35, 1155 – 1170.

Hutchings, N.J., Sommer, S.G., Andersen, J.M., Asman, W.A.H., 2001. A detailed ammonia emission inventory for Denmark. *Atmospheric Environment*; 35: 1959-1968.

Jones, A.Y.M., Lam, P.K.W., 2006. End-expiratory carbon monoxide levels in healthy subjects living in a densely populated urban environment. *Science of the Total Environment*; 354, 150 – 156.

Liburdi R., De Lauretis R., Corrado C., Di Cristofaro E., Gonella B., Romano D., Napolitani G., Fossati G., Angelino E., Peroni E., 2004. La disaggregazione a livello provinciale dell'inventario nazionale delle emissioni". *Rapporto APAT CTN-ACE 2004*.

Lindley, S.J., Conlan, D.E., Raper, D.W., Watson, A.F.R., 2000. Uncertainties in the compilation of spatially resolved emission inventories – evidence from a comparative study. *Atmospheric Environment*; 34, 375 – 388.

Maes, J., Vliegen, J., Van de Vel, K., Janssen, S., Deutsch, F., De Ridder, K., Mensink, C., 2009. Spatial surrogates for the disaggregation of CORINAIR emission inventories. *Atmospheric Environment*; 43, 1246-1254.

Misselbrook, T.H., van der Weerden, T.J., Pain, B.F., Jarvis, S.C., Chambers, B.J., Smith, K.A., Phillips, V.R., Demmers, T.G.M., 2000. Ammonia emission factors for UK agriculture. *Atmospheric Environment*; 34, 871 - 880.

Ossés de Eicker, M., Zah, R., Triviño, R., Hurni, H., 2008. Spatial accuracy of a simplified disaggregation method for traffic emissions applied in seven mid-sized Chilean cities. *Atmospheric Environment*; 42, 1491 – 1592.

Saide, P., Zah, R., Osses, M., Ossés de Eicker, M., 2009. Spatial disaggregation of traffic emission inventories in large cities using simplified top-down methods. *Atmospheric Environment*; 43, 4914 – 4913.

Saija, S., Romano, D., 2002. A methodology for the estimation of road transport air emissions in urban areas of Italy. *Atmospheric Environment*; 36, 5377 – 5383.

Shu, Y., Lam, N.S.N., 2011. Spatial disaggregation of carbon dioxide emissions from road traffic based on multiple linear regression model. *Atmospheric Environment*; 45, 634-640.

Tuia, D., de Eicker, M.O., Zah, R., Osses, M., Zarate, E., Clappier, A., 2007. Evaluation of a simplified model for the spatial assessment of hot traffic emissions in mid-sized cities. *Atmospheric Environment*; 41, 3658-3671.

Zhang, W., Lei, T., Lin, Z.Q., Zhang, H.S., Yang, D.F., Xi, Z.G., Chen, J.H., Wang, W., 2011. Pulmonary toxicity study in rats with PM10 and PM2.5: Differential responses related to scale and composition. *Atmospheric Environment*; 45, 1034-1041.

Winiwarter, W., Dore, C., Hayman, G., Vlachogiannis, D., Gounaris, N., Bartzis, J., Ekstrand, S., Tamponi, M., Maffei, G., 2003. Methods for comparing gridded inventories of atmospheric emissions – application for Milan province, Italy and the Greater. *The Science of the Total Environment*; 303, 231-243.

SITOGRAFIA

Agenzia Europea per l'Ambiente, 2011. <<http://www.eea.europa.eu/themes/air/emep-eea-air-pollutant-emission-inventoryguidebook/emep>>

ARPA Emilia-Romagna, 2011.

<http://www.arpa.emr.it/pubblicazioni/bologna/generale_1406.asp> [data ultima consultazione: 21/12/2011].

ARPA Friuli Venezia Giulia, 2011. <<http://www.arpa.fvg.it/index.php?id=453>> [data ultima consultazione: 21/12/2011].

ENEA, 2011. <<http://www.enea.it>> [data ultima consultazione: 07/12/2011].

Inventario Emissioni Aria – Regione Lombardia

<<http://inemar.terraria.com/xwiki/bin/view/InemarWiki/>> [data ultima consultazione 23/12/2011]

Ministero dell'Ambiente e Tutela del Territorio, 2011. < <http://www.minambiente.it>> [data ultima consultazione: 07/12/2011].

NonSoloAria, 2011. <<http://www.nonsoloaria.com/index.htm>> [data ultima consultazione: 21/12/2011].

Provincia di Ravenna, 2011. <<http://www.provincia.ra.it>> [data ultima consultazione: 09/11/2011].

Wikipedia, 2012. <<http://it.wikipedia.org>> [data ultima consultazione: 01/02/2012].

RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia ARPA EMR per aver concesso la trattazione dei dati d'inventario; ARPA sezione provinciale di Ravenna, per la disponibilità e la collaborazione fornita, in particolare le Dott.sse Patrizia Luciali ed Elisa Pollini.

Si vuole inoltre ringraziare l'Istituto Zooprofilattico della Lombardia e dell'Emilia Romagna, Sorveglianza Epidemiologica dell'Emilia Romagna, per la disponibilità concessa alla trattazione dei dati d'inventario e l'interesse mostrato nei confronti del lavoro.

Si desidera infine ringraziare il CRSA Med Ingegneria per l'ospitalità e l'aiuto fornito, in particolare il Prof. Massimo Andretta ed il Dott. Samuele Marinello.