

ALMA MATER STUDIORUM - UNIVERSITA' DI BOLOGNA

FACOLTA' DI INGEGNERIA

CORSO DI LAUREA SPECIALISTICA IN INGEGNERIA CIVILE

DICAM

TESI DI LAUREA IN: TEORIA E TECNICA DELLA CIRCOLAZIONE

EMISSIONI INQUINANTI DA TRAFFICO

VEICOLARE:

METODOLOGIA CORINAIR E PROGRAMMA

COPERT 4

CANDIDATO:

MARIO BULCIOLU

RELATORE:

Dott. Ing. LUCA MANTECCHINI

Anno Accademico 2009-2010

Sessione II

Indice

1) L'INQUINAMENTO ATMOSFERICO

- 1.1 Generalità
- 1.2 Processo di inquinamento atmosferico
- 1.3 Effetto serra
- 1.4 Protocollo di Kyoto
- 1.5 Legislazione Italiana in merito all'inquinamento atmosferico

2) SOSTANZE INQUINANTI

- 2.1 Principali sostanze inquinanti
- 2.2 Inquinanti organici
 - 2.2.1 Monossido di carbonio
 - 2.2.2 Anidride carbonica
 - 2.2.3 Idrocarburi
 - 2.2.4 Particolato
- 2.3 Inquinanti inorganici fotochimica
 - 2.3.1 Ossidi di azoto
 - 2.3.2 Ozono
 - 2.3.3 Altri composti fotochimica
- 2.4 Altri inquinanti inorganici
 - 2.4.1 Ossidi di zolfo
 - 2.4.2 Composti del piombo

2.5 Effetti dell'inquinamento dell'aria

2.5.1 Effetti sull'aria

2.5.2 Effetti sul clima

2.5.3 Effetti sui materiali

2.5.4 Effetti su flora e fauna

2.5.5 Effetti sull'uomo

3) I MODELLI DI EMISSIONE

3.1 Caratteristiche dei modelli di emissione

3.2 I modelli dinamici di emissione

3.2.1 Esempi di modelli dinamici

3.3 I modelli statici di emissione

3.3.1 Alcuni modelli statici di emissione

4) I MODELLI DI DISPERSIONE

4.1 Introduzione

4.2 Modelli matematici di dispersione

4.2.1 Modelli Euleriani

4.2.2 Modelli Lagrangiani

4.2.3 Modelli Gaussiani

4.2.4 Stima dei parametri di diffusione sigma

4.3 Modelli di dispersione empirici

4.3.1 Il modello canyon

5) LA METODOLOGIA CORINAIR E IL MODELLO COPERT

- 5.1 Introduzione
- 5.2 Calcolo dei fattori di emissione
- 5.3 Il programma COPERT

6) ELABORAZIONI CON IL COPERT4

- 6.1 Introduzione
- 6.2 La provincia di Bologna
- 6.3 La provincia di Cagliari
- 6.4 La provincia di Firenze
- 6.5 La provincia di Genova
- 6.6 La provincia di Milano
- 6.7 La provincia di Roma
- 6.8 La provincia di Sassari
- 6.9 La provincia di Torino

7) STUDIO DELLA RELAZIONE CAUSA-EFFETTO TRA MOBILITA' ED EMISSIONI DI PM10

- 7.1 Obiettivi
- 7.2 Quote di incidenza delle diverse fonti di emissione
- 7.3 Le concentrazioni di PM10 nelle maggiori città Italiane e gli effetti delle misure di limitazione del traffico
- 7.4 Analisi dell'efficacia delle misure di limitazione del traffico
 - 7.4.1 Roma

7.4.2 Milano

7.4.3 Bologna

7.4.4 Torino

8) CONCLUSIONI

BIBLIOGRAFIA

1 L'INQUINAMENTO ATMOSFERICO

1.1 Generalità

L'inquinamento atmosferico può essere definito come la presenza in atmosfera di sostanze che, nella naturale composizione dell'aria, non sono presenti o sono presenti ad un livello di concentrazione inferiore e che producono un effetto misurabile sull'uomo, sugli animali, sulla vegetazione o sui materiali. L'atmosfera terrestre costituisce un sistema dinamico le cui caratteristiche chimiche e fisiche sono in continua trasformazione. Attualmente l'atmosfera terrestre è composta prevalentemente da azoto molecolare (N₂) e ossigeno molecolare (O₂), compaiono anche altri gas come il vapore acqueo, l'anidride carbonica e l'ozono in quantità però significativamente più basse. Nell'ambito dei processi dinamici che avvengono nell'atmosfera può accadere che la sua composizione sia perturbata dalla presenza di sostanze che non fanno normalmente parte dei suoi componenti. Si parla di *sostanze contaminanti* quando, per cause naturali o antropiche, si verifica una sostanziale modifica della composizione media dell'aria, producendo effetti positivi, negativi o nulli (Williamson 1973)[1]. La legislazione Italiana definisce lo stato di inquinamento atmosferico come quello *stato dell'aria atmosferica conseguente alla immissione nella stessa di sostanze di qualsiasi natura in misura e in condizioni tali da alterare la salubrità dell'aria e da costituire pregiudizio diretto o indiretto per la salute dei cittadini o danno ai beni pubblici e privati* [Pres. Rep. It., 1988][2].

Storicamente si può ritenere che i primi importanti effetti dell'attività umana sull'atmosfera si siano registrati a partire dal XVI secolo, quando il carbone iniziò ad essere usato come fonte di energia al posto della

legna. La combustione del carbone ha come effetto l'immissione nell'atmosfera di composti sulfurei che attraverso alcune reazioni chimiche favorite dal freddo producono un miscuglio di composti dello zolfo che viene indicato come *smog sulfurico*.

Tale tipo di smog è stato riscontrato ad esempio nella città di Londra nel dicembre del 1952 dove anche a causa di un particolare evento meteorologico portò alla morte circa 4000 persone.

Il primo esempio di inquinamento causato dal trasporto stradale si è riscontrato nel 1945 a Los Angeles (USA) dove si è constatato il formarsi di un particolare tipo di smog, caratteristico dei periodi caldi denominato *smog fotochimico*. Questo tipo di smog è il risultato di una complessa serie di reazioni chimiche che hanno luogo quando l'atmosfera è ricca di composti organici volatili e ossidi di azoto. In presenza di radiazione solare, alte temperature e bassa umidità si ha la trasformazione dei composti organici (idrocarburi) e degli ossidi di azoto in un aerosol fotochimico costituito da ozono, nitrati organici e idrocarburi ossidati, dagli effetti dannosi per l'uomo e le specie vegetali[3].

L'inquinamento da smog fotochimico è attualmente un problema di tutte le aree ad alto traffico stradale.

1.2 Processo di inquinamento atmosferico

Lo stato di inquinamento atmosferico è il risultato di un processo che comprende tutti i fenomeni a cui prendono parte le sostanze inquinanti a partire dalla loro genesi fino all'espletamento della loro azione negativa sull'ecosistema [Stern 1976][4].

Questo processo può essere diviso in un insieme di sotto processi: essi sono la *formazione*, l'*emissione*, la *dispersione* e l'*azione* delle sostanze inquinanti.

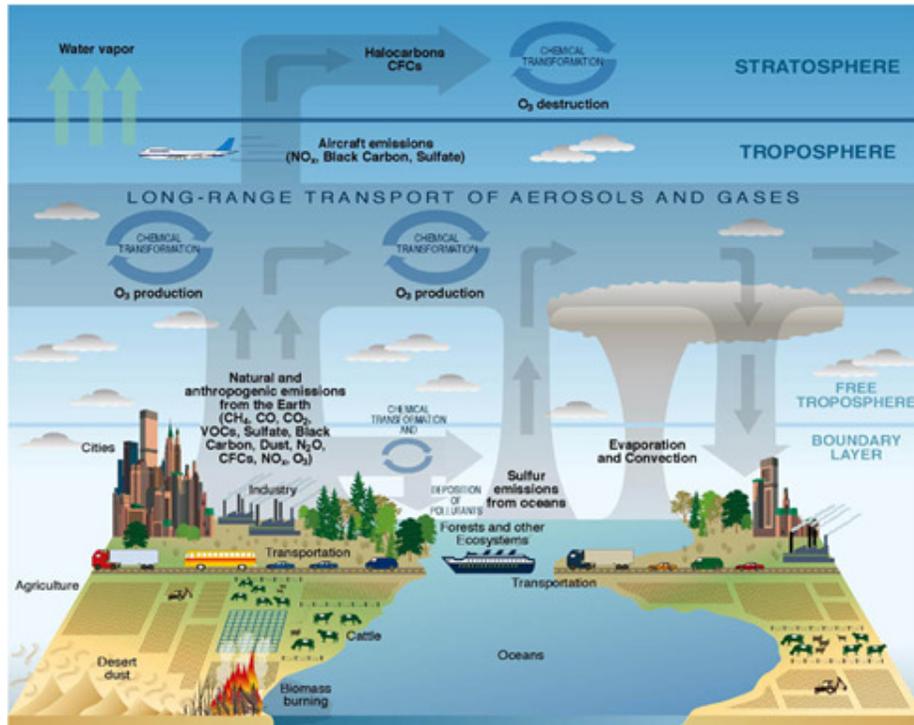


fig. 1.1

Nell'ambito di questi subprocessi vengono interessati diversi subsistemi dell'ecosistema globale: le *sorgenti* responsabili dell'immissione degli inquinanti nell'aria e a volte della loro formazione, l'*atmosfera* che rappresenta il mezzo attraverso il quale essi evolvono e infine i *recettori* ovvero tutti quegli elementi dell'ecosistema che risentono dell'azione dannosa delle sostanze inquinanti. Il processo di inquinamento atmosferico da traffico è originato dal fatto che i veicoli stradali utilizzano come propellenti sostanze idrocarburiche combustibili derivate dal petrolio o da gas naturali dotate di notevoli potenzialità inquinanti. La fase di formazione delle sostanze inquinanti poi immesse nell'aria avvengono all'interno degli apparati di propulsione dei veicoli che diventano così le sorgenti[3]. Il processo di dispersione comprende l'evoluzione delle sostanze inquinanti dal momento in cui vengono

immesse nell'atmosfera a quello in cui vengono da essa rimosse. Il fenomeno della dispersione è quindi fortemente legato alle condizioni meteorologiche in cui avviene. Il processo di azione di una sostanza inquinante è caratterizzato dalla sua presenza nell'aria, dalla sua persistenza e dalle proprietà del recettore.

1.3 Effetto serra

L'effetto serra è un principio naturale che si riferisce alla capacità di un pianeta di trattenere nella propria atmosfera parte del calore proveniente dal sole. È proprio grazie all'effetto serra terrestre che è possibile lo sviluppo della vita sulla terra perché vengono evitati gli eccessivi squilibri termici caratteristici dei corpi celesti privi di atmosfera. L'effetto serra fa parte dei complessi meccanismi di regolazione dell'equilibrio termico di un pianeta o di un satellite e agisce grazie alla presenza di una atmosfera contenente alcuni gas detti appunto gas serra. Sono gas serra l'anidride carbonica (CO₂), i clorofluorocarburi (CFC), il metano (CH₄), l'ossido di azoto (N₂O), l'ozono troposferico (O₃). Gran parte della responsabilità per il progressivo riscaldamento del nostro pianeta va addebitata al modello energetico dominante: l'80% delle emissioni di anidride carbonica, principale gas serra, proviene dalla combustione del carbone, del petrolio e del metano, dunque dovute alle attività di centrali termoelettriche, dai fumi delle industrie, dagli scarichi delle automobili.

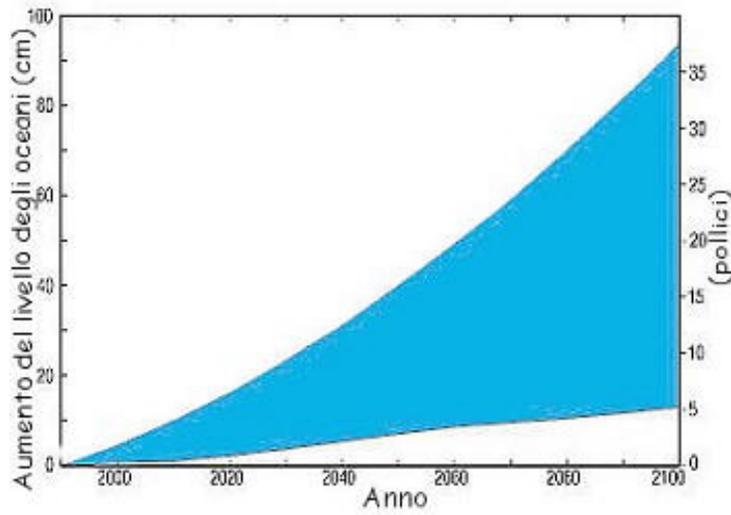


fig. 1.3

Alterazioni climatiche

I periodi di siccità, che già in questi anni si sono estesi dalle latitudini equatoriali a molte zone temperate in Europa e negli Stati Uniti, si moltiplicherebbero e vaste aree intensamente coltivate come le grandi pianure nordamericane potrebbero diventare zone aride inadatte alla coltivazione.

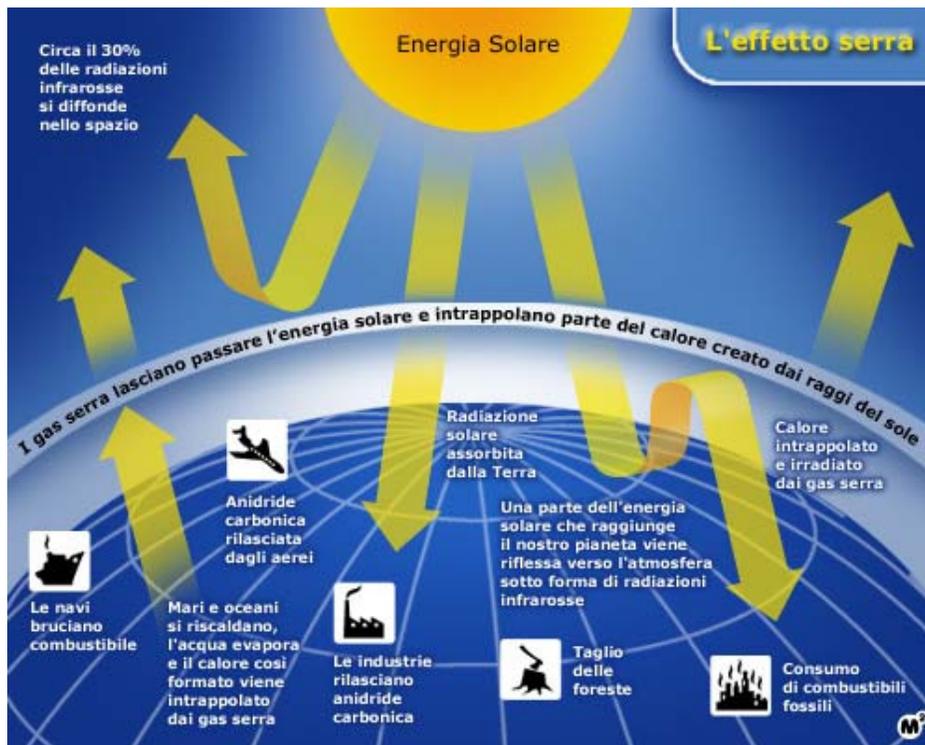


fig.1.4

Se le emissioni di “gas serra” in atmosfera proseguiranno ai ritmi attuali, dovremo attenderci nei prossimi decenni un riscaldamento globale del pianeta compreso tra 1 e 3,5 gradi centigradi . le conseguenze che ne deriverebbero sarebbero molteplici e spesso catastrofiche:

innalzamento del livello dei mari

Il riscaldamento provocherebbe il parziale scioglimento dei ghiacciai e una espansione termica degli oceani, con un innalzamento prevedibile del livello dei mari di 15-95 centimetri, intere regioni, alcuni arcipelaghi e diverse città potrebbero venire parzialmente sommerse.

Distruzione delle specie animali

Il possibile riscaldamento provocherebbe l'estinzione di migliaia di specie animali, non più in grado di sopravvivere alle mutate condizioni ambientali. Lo scioglimento dei ghiacci potrebbe compromettere interi ecosistemi. Si potrebbe assistere ad una crescente tropicalizzazione di mari temperati come il mediterraneo, dove la fauna e la flora autoctone verrebbero progressivamente soppiantate da specie provenienti dai mari del sud.

1.4 Il protocollo di Kyoto

Il protocollo di Kyoto[5] è un trattato internazionale in materia ambientale riguardante il riscaldamento globale sottoscritto nella città giapponese di Kyoto l'11 dicembre 1997 da più di 160 paesi in occasione della conferenza COP3 della convenzione quadro delle nazioni unite sui cambiamenti climatici (UNFCCC). Affinché il trattato entrasse in vigore si richiedeva che fosse ratificato da almeno 55 nazioni firmatarie, e che la somma delle loro emissioni inquinanti

arrivasse almeno al 55%. Tale condizione è stata raggiunta nel 2004 con l'adesione della Russia, responsabile del 17,6% delle emissioni. Il trattato prevede l'obbligo, per i paesi industrializzati nel periodo 2008-2012, di operare una riduzione delle emissioni di sei gas serra (biossido di carbonio, metano, protossido di azoto, perfluorocarburi, idrofluorocarburi ed esafluoro di zolfo) in una misura non inferiore al 5,2% rispetto alle emissioni registrate nel 1990. i CFC non vengono menzionati poiché la loro limitazione era già prevista nel protocollo di Montreal. L'obiettivo dell'accordo non sarà però sufficiente a fermare l'incremento di temperatura vista la tendenza attuale che vede le emissioni aumentate del 7%.

Tra i paesi non aderenti figurano in maniera rilevante gli Stati Uniti (contributo del 36%) e l'Australia. Critiche al trattato nascono dal fatto che nessun sacrificio è richiesto ai paesi in via di sviluppo in seguito all'accoglimento del principio di responsabilità secondo cui i paesi che hanno maggiormente contribuito ai livelli attuali di concentrazione dei gas devono essere i primi ad intervenire.

Programma del Governo Italiano

- ⇒ **Riduzione del 7% entro il 2010 (circa 110 Mt di CO₂ equivalente)**
- ⇒ **Trasporti (24 Mt CO₂ equivalente)**
 - controllo traffico urbano
 - realizzazione veicoli alta efficienza
 - linee metro e tram
 - ammodernamento ferrovie e via mare
 - Spostamento trasporto merci da strada a ferrovia
- ⇒ **Rifiuti (21 Mt CO₂ equivalente)**
 - riduzione produzione pro capite
 - riduzione e bonifica discariche
 - valorizzazione energetica biogas
 - raccolta differenziata
 - recupero materiali ad elevato contenuto energetico
- ⇒ **Industria (4.5 Mt CO₂ equivalente)**
 - interventi riduzione emissioni biossido di azoto
- ⇒ **Incremento fonti rinnovabili (21 Mt CO₂ equivalente)**
- ⇒ **Settore energetico (48 Mt CO₂ equivalente, circa il 50% del totale)**
 - Cicli combinati e cogenerazione
 - metano per riscaldamento
 - risparmio energetico

fig. 1. 4

1.5 Legislazione italiana in merito all'inquinamento atmosferico

Nei paesi civilizzati esistono normative finalizzate a mantenere un certo standard di qualità dell'aria e a mitigare la presenza in essa di sostanze inquinanti.

Tali norme fissano, per ciascun inquinante o classe di inquinanti, valori ammissibili predefiniti di concentrazione (soglie di inquinamento ammissibile o standard di qualità dell'aria). Tali limiti vengono stabiliti in modo tale che, sulla base del livello di conoscenza disponibile, se la concentrazione delle sostanze inquinanti rimane al di sotto di questi valori gli effetti sulla salute umana non sono tali da modificare significativamente il rischio di subire effetti dannosi reversibili o irreversibili. Per ciascuna di esse o per ogni loro classe, le norme europee e italiane fissano quattro "livelli" ammissibili di concentrazione[6]:

- ✓ VALORI LIMITE DI QUALITÀ DELL'ARIA: per valori di concentrazione superiori a tali limiti i rischi per la salute si ritengono intollerabili;
- ✓ LIVELLI DI ALLARME: valori che richiedono interventi di mitigazione immediati per evitare il raggiungimento dei valori limite. Inoltre se questi valori vengono mantenuti per lunghi periodi possono essere dannosi;
- ✓ LIVELLI DI ATTENZIONE: valori che, se permangono a lungo, possono portare al raggiungimento dei livelli di allarme;
- ✓ VALORI GUIDA DI QUALITÀ DELL'ARIA: livelli di concentrazione che, se mantenuti, assicurano nel tempo la salvaguardia della salute e dell'ambiente.

Lo sviluppo della legislazione sulle emissioni inquinanti da veicoli a motore ha avuto inizio nella comunità europea nel 1968 con la stesura, da parte della commissione ECE (United Nation Commission for Europe) del regolamento denominato ECE 15. Tale regolamento è entrato poi in vigore nel 1970, attraverso la direttiva 70/220/EEC.

La comunità europea ha stabilito nel regolamento ECE-15 la procedura che deve essere adottata per il rilevamento delle emissioni dei veicoli a motore. Sono previsti due diversi cicli di guida, uno urbano (ECE-15 U) e uno extra urbano (ECE-15 E).

La normativa Italiana sulle emissioni inquinanti prodotte dai veicoli a motore è sostanzialmente costituita da una serie di atti che recepiscono le diverse direttive della comunità europea.

Il primo decreto relativo alla ricezione delle normative europee è datato 1974 e forniva le Prescrizioni generali per l'omologazione CEE dei veicoli a motore e dei loro rimorchi nonché dei loro dispositivi di equipaggiamento [Ministero de trasporti 1974a][7].

Dello stesso anno è il decreto che dettava le norme per l'omologazione parziale CEE dei veicoli a motore ad accensione spontanea per quanto riguarda l'emissione di fumo, decreto che recepiva la direttiva comunitaria 72/306/EEC [Ministero dei trasporti 1974b][8]. Le prescrizioni tecniche in materia di emissioni inquinanti sono state poi via via modificate nel corso degli anni attraverso il miglioramento delle tecnologie e il conseguente aggiornamento delle direttive.

Di seguito si mostrano alcune delle leggi e decreti che sono più rappresentativi fra quelli promulgati negli ultimi 20 anni:

1991:

D. M. 20/5/91, Criteri per la raccolta dei dati inerenti la qualità dell'aria.

1992:

D. M. 6/5/92, Definizione del sistema finalizzato al controllo ed assicurazione di qualità dei dati di inquinamento atmosferico ottenuti dalle reti di monitoraggio.

1994:

D. M. 15/4/94, Norme tecniche in materia di livelli e di stati di attenzione e di allarme per gli inquinanti atmosferici nelle aree urbane.

D. M. 25/11/94, Aggiornamento delle norme tecniche in materia di limiti di concentrazione e di livelli di allarme per gli inquinanti atmosferici nelle aree urbane e disposizioni per la misura di alcuni inquinanti.

1999:

D. Lgs. 4/8/99 n. 351, Valutazione e gestione della qualità dell'aria ambiente(sostituisce i decreti del 1994).

Direttiva 00/69/CE, Valori limiti di qualità dell'aria ambiente per il biossido di zolfo, gli ossidi di azoto, le particelle ed il piombo.

2000:

Direttiva 00/69/CE, Valori limite di qualità dell'aria per il benzene ed il monossido di carbonio.

2002:

D. M. n.60 2/4/02, Recepimento della direttiva 1999/30/CE del Consiglio del 22 aprile 1999 e della direttiva 2000/69/CE (decreto abrogato da D. Lgs. N. 155 del 13/08/2010).

2004:

Legge 30 giugno 2004, n. 185, Ratifica ed esecuzione dell'Emendamento al Protocollo di Montreal sulle sostanze che impoveriscono lo strato di ozono, adottato durante la XI Conferenza delle Parti a Pechino il 3 dicembre 1999.

2006:

Decreto del 16 Ottobre 2006, Programma di finanziamenti per le esigenze di tutela ambientale connesse al miglioramento della qualità dell'aria e alla riduzione delle emissioni di materiale particolato in atmosfera nei centri urbani.

2007:

Decreto del 29 Gennaio 2007, Recepimento della direttiva 2005/55/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 28-7-2005 relativa agli inquinanti gassosi e al particolato emessi dai motori dei veicoli.

2010:

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.

In merito al decreto legislativo n.155 del 2010, si può dire che le sue finalità sono:

- a) Individuare obiettivi di qualità dell'aria ambiente volti a evitare, prevenire o ridurre effetti nocivi per la salute umana e per l'ambiente nel suo complesso;
- b) Valutare la qualità dell'aria ambiente sulla base di criteri e metodi comuni su tutto il territorio nazionale;
- c) Ottenere informazioni sulla qualità dell'aria ambiente come base per individuare le misure da adottare per contrastare l'inquinamento e gli effetti nocivi dell'inquinamento sulla salute umana e sull'ambiente e per monitorare le tendenze a lungo termine, nonché i miglioramenti dovuti alle misure adottate;
- d) Mantenere la qualità dell'aria ambiente, laddove buona, e migliorarla negli altri casi;
- e) Garantire al pubblico le informazioni sulla qualità dell'aria ambiente;

f) Realizzare una migliore cooperazione tra gli Stati dell'Unione Europea in materia di inquinamento atmosferico.

Il decreto quindi stabilisce:

- a) I valori limite per le concentrazioni nell'aria ambiente di biossido di zolfo, biossido di azoto, benzene, monossido di carbonio, piombo e PM10;
- b) I livelli critici per le concentrazioni nell'aria ambiente di biossido di zolfo e ossidi di azoto;
- c) Le soglie di allarme per le concentrazioni nell'aria ambiente di biossido di azoto e biossido di zolfo;
- d) Il valore limite, il valore obiettivo, l'obbligo di concentrazione dell'esposizione e l'obiettivo nazionale di riduzione dell'esposizione per le concentrazioni nell'aria ambiente di PM2.5;
- e) I valori obiettivo per le concentrazioni nell'aria ambiente di arsenico, cadmio, nichel e benzo(a)pirene.

Si riportano di seguito alcune tabelle recanti i valori stabiliti dalle norme italiane:

1. Soglie di valutazione superiore e inferiore:

si applicano le seguenti soglie di valutazione superiore e inferiore:
biossido di zolfo

	Protezione della salute umana	Protezione della vegetazione
Soglia di valutazione superiore	60% del valore limite sulle 24 ore (75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ da non superare più di 3 volte per anno civile)	60% del livello critico invernale (12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Soglia di valutazione inferiore	40% del valore limite sulle 24 ore (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ da non superare più di 3 volte per anno civile)	40% del livello critico invernale (8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

fig. 1.5

Biossido di azoto

	Protezione della salute umana (NO ₂)	Protezione della salute umana (NO ₂)	Protezione della vegetazione (NO _x)
Soglia di valutazione superiore	70% del valore limite orario (140 µg/m ³ da non superare più di 18 volte per anno civile)	80% del valore limite annuale (32 µg/m ³)	80% del livello critico annuale (24 µg/m ³)
Soglia di valutazione inferiore	50% del valore limite orario (100 µg/m ³ da non superare più di 18 volte per anno civile)	65% del valore limite annuale (26 µg/m ³)	65% del livello critico annuale (19,5 µg/m ³)

fig. 1.6

Materiale particolato (PM10,PM2.5)

	Media su 24 ore PM10	Media annuale PM10	Media annuale PM2,5*
Soglia di valutazione superiore	70% del valore limite (35 µg/m ³ da non superare più di 35 volte per anno civile)	70% del valore limite (28 µg/m ³)	70% del valore limite (17 µg/m ³)
Soglia di valutazione inferiore	50% del valore limite (25 µg/m ³ da non superare più di 35 volte per anno civile)	50% del valore limite (20 µg/m ³)	50% del valore limite (12 µg/m ³)

* La soglia di valutazione superiore e la soglia di valutazione inferiore del PM2,5 non si applicano alle misurazioni effettuate per valutare la conformità all'obiettivo di riduzione dell'esposizione al PM2,5 per la protezione della salute umana

fig. 1.7

Piombo

	Media annuale
Soglia di valutazione superiore	70% del valore limite (0,35 µg/m ³)
Soglia di valutazione inferiore	50% del valore limite (0,25 µg/m ³)

fig. 1.8

Benzene

	Media annuale
Soglia di valutazione superiore	70% del valore limite (3,5 µg/m ³)
Soglia di valutazione inferiore	40% del valore limite (2 µg/m ³)

fig 1.9

Monossido di carbonio

	Media su 8 ore
Soglia di valutazione superiore	70% del valore limite (7 mg/m ³)
Soglia di valutazione inferiore	50% del valore limite (5 mg/m ³)

fig. 1.10

Arsenico, cadmio, nichel e benzo(a)pirene

	Arsenico	Cadmio	Nichel	B(a)P
Soglia di valutazione superiore in percentuale del valore obiettivo	60% (3,6 ng/m ³)	60% (3 ng/m ³)	70% (14 ng/m ³)	60% (0,6 ng/m ³)
Soglia di valutazione inferiore in percentuale del valore obiettivo	40% (2,4 ng/m ³)	40% (2 ng/m ³)	50% (10 ng/m ³)	40% (0,4 ng/m ³)

fig 1.11

Valori obiettivo per l'ozono:

Finalità	Periodo di mediazione	Valore obiettivo	Data entro la quale deve essere raggiunto il valore-obiettivo ⁽¹⁾
Protezione della salute umana	MEDIA massima giornaliera calcolata su 8 ore ⁽²⁾	120 µg/m ³ da non superare più di 25 volte per anno civile come media su tre anni ⁽³⁾	1.1.2010
Protezione della vegetazione	Da maggio a luglio	AOT40 (calcolato sulla base dei valori di 1 ora) 18.000 µg/m ³ ·h come media su cinque anni ⁽³⁾	1.1.2010

(1) Il raggiungimento dei valori obiettivo è valutato nel 2013, con riferimento al triennio 2010-2012, per la protezione della salute umana e nel 2015, con riferimento al quinquennio 2010-2014, per la protezione della vegetazione.

(2) La massima concentrazione media giornaliera su 8 ore deve essere 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 è riferita al giorno nel quale la stessa si conclude. La prima fascia di calcolo per ogni singolo giorno è 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 è quella compresa tra le ore 16:00 e le ore 24:00 del giorno stesso.

(3) Se non è possibile determinare le medie su tre o cinque anni in base ad una serie intera e consecutiva di dati annui, la valutazione della conformità ai valori obiettivo si può riferire, come minimo, ai dati relativi a:

- Un anno per il valore-obiettivo ai fini della protezione della salute umana.
- Tre anni per il valore-obiettivo ai fini della protezione della vegetazione.

fig 1.12

Per AOT40 si intende la somma della differenza tra le concentrazioni orarie superiori a $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (=40 parti per miliardo) e $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in un dato periodo di tempo, utilizzando solo i valori orari rilevati ogni giorno tra le 8:00 e le 20:00.

⁽⁴⁾ Qualora non siano disponibili tutti i dati misurati possibili, i valori AOT40 saranno calcolati in base ai seguenti fattori:

$$\text{AOT40}_{\text{calcolato}} = \text{AOT40}_{\text{misurato}} \times \frac{\text{numero totale di ore possibili}^{(*)}}{\text{numero di valori orari misurati}}$$

* il numero di ore compreso nel periodo di tempo di cui alla definizione di AOT40 (ossia tra le ore 8:00 e le 20:00, dal 1° maggio al 31 luglio di ogni anno per la protezione della vegetazione e dal 1° aprile al 30 settembre di ogni anno per la protezione delle foreste).

fig 1.13

Valori limite e livelli critici

Periodo di mediazione	Valore limite	Margine di tolleranza	Data entro la quale il valore limite deve essere raggiunto
Biossido di zolfo			
1 ora	$350 \mu\text{g}/\text{m}^3$, da non superare più di 24 volte per anno civile		— (1)
1 giorno	$125 \mu\text{g}/\text{m}^3$, da non superare più di 3 volte per anno civile		— (1)
Biossido di azoto *			
1 ora	$200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 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	$40 \mu\text{g}/\text{m}^3$	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	$5,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (100 %) il 13 dicembre 2000, con una riduzione il 1° gennaio 2006 e successivamente ogni 12 mesi di $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fino a raggiungere lo 0 % entro il 1° gennaio 2010	1° gennaio 2010
Monossido di carbonio			
Media massima giornaliera calcolata su 8 ore (2)	$10 \text{mg}/\text{m}^3$		— (1)
Piombo			
Anno civile	$0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (3)		— (1) (3)
PM10 **			
1 giorno	$50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, da non superare più di 35 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	— (1)

		fino a raggiungere lo 0 % entro il 1° gennaio 2005	
Anno civile	40 µg/m ³	20 % 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 2005	—(1)
PM2,5			
FASE 1			
Anno civile	25 µg/m ³	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 2 (4)			
Anno civile	(4)		1° gennaio 2020
<p>(1) Già in vigore dal 1° gennaio 2005.</p> <p>(2) La massima concentrazione media giornaliera su 8 ore si determina con riferimento alle medie consecutive su 8 ore, calcolate sulla base di dati orari ed aggiornate ogni ora. Ogni media su 8 ore in tal modo calcolata è riferita al giorno nel quale la serie di 8 ore si conclude: la prima fascia di calcolo per un giorno è quella compresa tra le ore 17:00 del giorno precedente e le ore 01:00 del giorno stesso; l'ultima fascia di calcolo per un giorno è quella compresa tra le ore 16:00 e le ore 24:00 del giorno stesso.</p> <p>(3) Tale valore limite deve essere raggiunto entro il 1° gennaio 2010 in caso di aree poste nelle immediate vicinanze delle fonti industriali localizzate presso siti contaminati da decenni di attività industriali. In tali casi il valore limite da rispettare fino al 1° gennaio 2010 è pari a 1,0 µg/m³. Le aree in cui si applica questo valore limite non devono comunque estendersi per una distanza superiore a 1.000 m rispetto a tali fonti industriali.</p> <p>(4) Valore limite da stabilire con successivo decreto ai sensi dell'articolo 22, comma 6, tenuto conto del valore indicativo di 20 µg/m³ e delle verifiche effettuate dalla Commissione europea alla luce di ulteriori informazioni circa le conseguenze sulla salute e sull'ambiente, la fattibilità tecnica e l'esperienza circa il perseguimento del valore obiettivo negli Stati membri.</p> <p>* Per le zone e gli agglomerati per cui è concessa la deroga prevista dall'articolo 9, comma 10, i valori limite devono essere rispettati entro la data prevista dalla decisione di deroga, fermo restando, fino a tale data, l'obbligo di rispettare tali valori aumentati del margine di tolleranza massimo.</p> <p>** Per le zone e gli agglomerati per cui è concessa la deroga prevista dall'articolo 9, comma 10, i valori limite devono essere rispettati entro l'11 giugno 2011, fermo restando, fino a tale data, l'obbligo di rispettare tali valori aumentati del margine di tolleranza massimo.</p>			

fig 1.15

Livelli critici per la protezione della vegetazione

Periodo di mediazione	Livello critico annuale (anno civile)	Livello critico invernale (1° ottobre-31 marzo)	Margine di tolleranza
Biossido di zolfo			
	20 µg/m ³	20 µg/m ³	Nessuno
Ossidi di azoto			
	30 µg/m ³ NOx		Nessuno

fig. 1.16

Soglie di allarme per biossido di azoto e biossido di zolfo

Inquinante	Soglia di allarme (1)
Biossido di zolfo	500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Biossido di azoto	400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

(1) Le soglie devono essere misurate su tre ore consecutive, presso siti fissi di campionamento aventi un'area di rappresentatività di almeno 100 km² oppure pari all'estensione dell'intera zona o dell'intero agglomerato se tale zona o agglomerato sono meno estesi.

fig. 1.17

Obiettivo nazionale di riduzione dell'esposizione e valore obiettivo per il PM2.5.

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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Obiettivo di riduzione in percentuale 2020	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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	

fig. 1.18

Se l'IEM dell'anno di riferimento è uguale o inferiore a 8,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ l'obiettivo di riduzione dell'esposizione è pari a zero. L'obiettivo di riduzione è pari a zero anche nel caso in cui l'IEM raggiunga il livello di 8,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in qualsiasi momento del periodo corrente dal 2010 al 2020 e sia mantenuto a questo livello o ad un livello inferiore.

Per quanto riguarda il valore obiettivo:

Obbligo di concentrazione dell'esposizione	Anno entro il quale deve essere rispettato l'obbligo
20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	2015

fig. 1.19

2 SOSTANZE INQUINANTI

2.1 Principali sostanze inquinanti

Gli inquinanti atmosferici possono essere classificati in diversi modi. Un metodo di classificazione riguarda il loro stato fisico che consiste nel suddividere gli inquinanti in [Zannetti 1990][9]:

- a. *sostanze gassose*, includenti i gas e i vapori;
- b. *sostanze in sospensione o articolato* allo stato solido o liquido.

Se si fa riferimento alla sorgente di emissione delle sostanze inquinanti, queste possono essere di :

- a. *origine naturale*, emesse da sorgenti non correlate da attività umane (vulcani, oceani, processi naturali);
- b. *origine antropica*, emesse da sorgenti correlate ad attività umane (trasporti, industria, conversione di energia, etc).

le sostanze possono anche essere classificate in base alla loro genesi per cui si ha [Vismara 1989][10]:

- a. *inquinanti primari*, emessi direttamente dalle sorgenti
- b. *inquinanti secondari*, che si formano in atmosfera in seguito a reazioni chimiche tra inquinanti primari e altre sostanze normalmente presenti nell'aria.

Gli inquinanti possono essere classificati anche per comportamento chimico cioè possono essere:

- a. *inquinanti inerti*, ovvero non suscettibili in condizioni tipiche di esistenza in atmosfera di partecipazione a reazioni chimiche;
- b. *inquinanti secondari*, suscettibili in condizioni tipiche di esistenza in atmosfera di partecipazione a reazioni chimiche.

Una ulteriore classificazione può essere quella a seconda della loro composizione chimica in cui le sostanze vengono divise in composti organici (contenenti carbonio) e non organici. I composti non organici vengono poi divisi in fotochimici (reagenti in atmosfera a causa della radiazione solare) e non fotochimici.

I principali inquinanti prodotti dal funzionamento dei sistemi di trasporto sono il monossido di carbonio (CO), l'anidride carbonica (CO₂), gli idrocarburi (HC), in particolare quelli non metanici (NMHC) e quelli policiclici aromatici (IPA), i composti organici nella forma di articolato (PTS), gli ossidi azoto (NO_x), l'ozono (O₃), altri inquinanti fotochimici, gli ossidi di zolfo (SO_x), il piombo (Pb) e i suoi composti.

2.2 Inquinanti organici

2.2.1 Monossido di carbonio

Il monossido di carbonio (CO) è un gas inodore, insapore e altamente tossico vista la sua capacità di interferire con il normale trasporto di ossigeno presente nel sangue. Una volta respirato il monossido di carbonio si lega all'emoglobina formando un composto chiamato carbossiemoglobina. Questa sostanza, al contrario dell'emoglobina, non è in grado di garantire l'ossigenazione dei tessuti in particolare al cervello e al cuore. Alle concentrazioni tipicamente esistenti nelle aree urbane ad alto traffico, il monossido di carbonio può causare l'aggravamento di problemi cardiovascolari e l'impedimento delle funzioni psicomotorie; una concentrazione di CO nell'aria pari a 2000-4000 ppm (0,2%-0,4%) provoca la morte in circa 15 minuti. I primi

sintomi dell'avvelenamento sono l'emicrania e un senso di vertigine, purtroppo il gas provoca anche sonnolenza che spesso impedisce alle vittime di avvertire il pericolo. La principale causa della presenza di monossido di carbonio nell'atmosfera è di tipo antropico e consiste nella combustione di sostanze organiche, come i derivati del petrolio che alimentano i mezzi di trasporto. Sono i mezzi di trasporto stradale ad essere attualmente la fonte principale di inquinamento locale dell'aria da monossido di carbonio [OCSE, 1995][11]. La presenza di monossido di carbonio è fortemente legata ai flussi di traffico dalla figura si nota come l'andamento delle concentrazioni di CO misurato nei pressi della sezione di una strada durante l'arco della giornata è generalmente paragonabile a quello dei flussi veicolari che la percorrono.

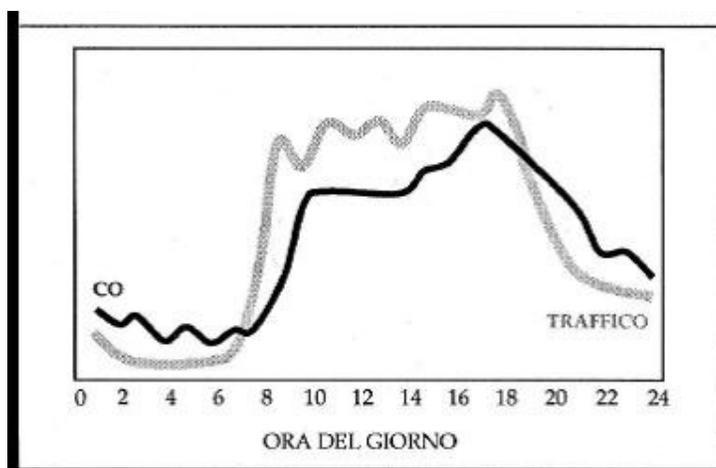


fig. 2.1

Il monossido di carbonio presenta anche una forte variabilità spaziale: in una strada isolata la sua concentrazione mostra di solito valori massimi nell'intorno dell'asse stradale e decresce molto rapidamente allontanandosi da esso, fino a diventare trascurabile a una distanza di alcune decine di metri [Horowitz, 1982][12]

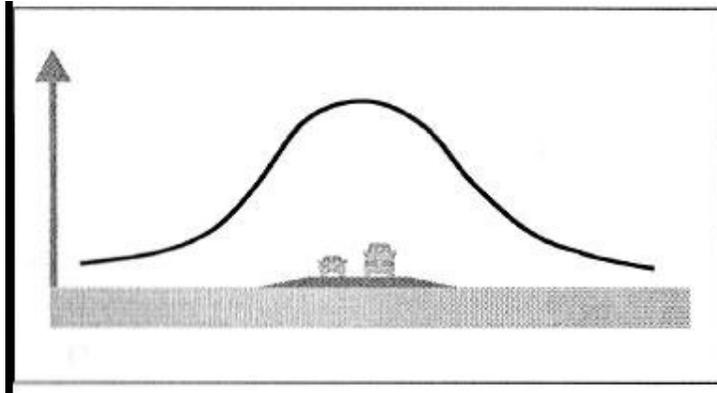


fig 2.2

2.2.2 Anidride carbonica

L' anidride carbonica è un gas incolore e inodore più pesante dell'aria per cui lo si trova più facilmente verso terra che non in aria. Questo è il motivo per cui preoccupa il suo accumulo nelle città. È un gas velenoso solo alle alte concentrazioni (oltre il 30%). È prodotto principalmente dall'attività respiratoria dei vegetali ed è uno dei responsabili dell'effetto serra che determina un aumento della temperatura media del pianeta. Fra le cause antropiche di emissione della CO₂ nell'atmosfera, sono predominanti tutti i processi di combustione, quindi anche quelli che avvengono nei motori dei veicoli stradali.

2.2.3 Idrocarburi

Con il nome di idrocarburi si indicano i composti organici costituiti da atomi di carbonio e idrogeno, vengono classificati in base alla loro composizione (percentuale di idrogeno e carbonio).

I principali problemi derivanti dalla presenza di idrocarburi nell'atmosfera sono sostanzialmente 2. Il primo è connesso alla partecipazione ai processi di formazione di smog fotochimico ai quali prendono parte dei particolari idrocarburi detti *idrocarburi reattivi* (RHC). Il secondo è legato alle proprietà degli idrocarburi stessi, che possono essere causa di danni sia all'uomo che alle altre forme viventi. Gli idrocarburi aromatici sono da considerarsi degli inquinanti primari poiché agiscono direttamente e negativamente su varie componenti dell'ecosistema: sono ad esempio cancerogeni per l'uomo.

2.2.4 Particolato

Spesso il particolato rappresenta l'inquinante a maggiore impatto ambientale nelle aree urbane, tanto da indurre le autorità competenti a disporre dei blocchi del traffico nel tentativo di ridurre il fenomeno.

Le particelle sospese sono sostanze allo stato solido o liquido, che a causa delle loro piccole dimensioni, restano sospese in atmosfera per tempi più o meno lunghi. Le polveri totali sospese o PTS vengono anche indicate come PM (particulate matter). Il particolato nell'aria può essere costituito da diverse sostanze: sabbia, ceneri, polveri, fuliggine, sostanze silicee di varia natura, sostanze vegetali, composti metallici, fibre tessili naturali e artificiali, Sali, elementi come il carbonio o il piombo, ecc.

In base alla natura e alle dimensioni delle particelle si possono distinguere[3]:

- a. gli *aerosol*, costituiti da particelle solide o liquide sospese in aria e con diametro inferiore a 1 micron;
- b. le *foschie*, date da goccioline con diametro inferiore a 2 micron;

- c. le *esalazioni*, costituite da particelle solide con diametro inferiore a 1 micron e rilasciate solitamente da processi chimici e metallurgici;
- d. il *fumo*, dato da particelle solide di solito con diametro inferiore a 2 micron e trasportate da miscele di gas;
- e. le *polveri*, costituite da particelle solide con diametro fra 2,5 e 500 micron;
- f. le *sabbie*, date da particelle solide con diametro superiore a 500 micron.

Le particelle primarie sono quelle che vengono emesse come tali dalle sorgenti naturali ed antropiche, mentre le secondarie si originano da una serie di reazioni chimiche e fisiche in atmosfera. Le particelle fini sono quelle che hanno un diametro inferiore a 2,5 micron, le altre sono dette grossolane.

Le polveri PM10 rappresentano il particolato che ha un diametro inferiore a 10 micron, mentre le PM2,5, che costituiscono il 60% delle PM10, rappresentano il particolato che ha un diametro inferiore a 2,5 micron.

Vengono dette polveri inalabili quelle in grado di penetrare nel tratto superiore dell'apparato respiratorio (dal naso alla laringe).

Le polveri toraciche sono quelle in grado di raggiungere i polmoni.

Le polveri respirabili possono invece penetrare nel tratto inferiore dell'apparato respiratorio (dalla trachea fino agli alveoli polmonari).

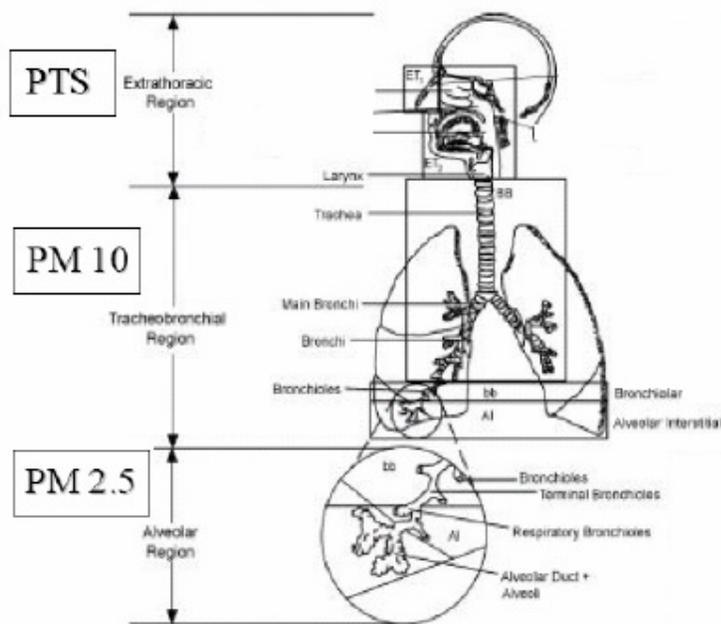


fig. 2.3

Il particolato si origina sia da fonti naturali che antropogenetiche. Le polveri fini derivano principalmente da processi di combustione, la frazione grossolana delle polveri si origina in genere da processi meccanici.

Le principali fonti naturali di particolato primario sono le eruzioni vulcaniche, gli incendi boschivi, l'erosione e la disgregazione delle rocce e le piante (pollini e residui vegetali).

Il particolato di origine antropica è invece dovuto: all'utilizzo dei combustibili fossili (riscaldamento domestico centrali termoelettriche); alle emissioni degli autoveicoli; all'usura degli pneumatici, dei freni e del manto stradale.

Le polveri secondarie antropogenetiche sono dovute essenzialmente all'ossidazione degli idrocarburi e degli ossidi di zolfo e di azoto emessi dalle varie attività umane.

Si stima che ogni giorno vengano immesse nell'aria circa 10 tonnellate di particolato; di queste il 94% è di origine naturale. Le particelle con diametro superiore a 50 micron sono visibili nell'aria e sedimentano piuttosto velocemente causando fenomeni di

inquinamento su scala piuttosto ristretta. Le polveri sottili possono rimanere in sospensione per molto più tempo. Le polveri PM10 possono rimanere in sospensione per 12 ore circa, mentre le particelle con diametro inferiore a 1 micron possono fluttuare anche per un mese.

A prescindere dalla tossicità, le particelle che possono produrre degli effetti indesiderati sull'uomo sono sostanzialmente quelle di dimensioni ridotte, infatti nel processo della respirazione le particelle maggiori di 15 micron vengono generalmente rimosse dal naso. Il particolato che si deposita nel tratto superiore dell'apparato respiratorio può generare effetti irritativi come l'infiammazione e la secchezza del naso e della gola. Per la particolare struttura della superficie, le particelle possono adsorbire dall'aria sostanze cancerogene, trascinandole nei tratti respiratori e prolungandone i tempi di residenza. Le particelle più piccole sono le più pericolose in quanto possono penetrare in profondità nel sistema respiratorio provocando o aggravando malattie respiratorie croniche come asma, bronchite e l'enfisema.

Gli effetti del particolato sul clima e sui materiali sono piuttosto evidenti. Le polveri sospese favoriscono la formazione di nebbie e nuvole, costituendo i nuclei di condensazione attorno ai quali si condensano le gocce d'acqua. Di conseguenza favoriscono il verificarsi dei fenomeni delle nebbie e delle piogge acide, che comportano effetti di erosione e corrosione dei materiali e dei metalli. Il particolato inoltre danneggia i circuiti elettrici ed elettronici, insudicia gli edifici e le opere d'arte e riduce la durata dei tessuti. Le polveri possono depositarsi sulle foglie delle piante e formare così una patina opaca che, schermato la luce, ostacola il processo della fotosintesi.

2.3 Inquinanti inorganici fotochimici

2.3.1 Ossidi di azoto

Gli ossidi di azoto indicati nel loro complesso con la sigla generica NO_x sono attualmente tra gli inquinanti ritenuti maggiormente pericolosi.

Il biossido di azoto (NO₂) è un gas di colore rosso bruno, di odore forte e pungente, altamente tossico e irritante. In generale gli ossidi di azoto sono generati da processi di combustione, qualunque sia il combustibile utilizzato, per reazione diretta tra l'azoto e l'ossigeno dell'aria ad alta temperatura (superiore a 1200 °C). I processi di combustione emettono quale componente principale monossido di azoto (NO) che, nelle emissioni di un motore a combustione interna, rappresenta il 98% delle emissioni totali di ossidi di azoto. Successivamente il monossido di azoto in presenza di ozono e di radicali ossidanti si trasforma in biossido di azoto. I fumi di scarico degli autoveicoli contribuiscono enormemente all'inquinamento da NO; la quantità di emissioni dipende dalle caratteristiche del motore e dalla modalità del suo utilizzo (velocità, accelerazione, ecc.). In generale la presenza di NO aumenta quando il motore lavora ad elevato numero di giri. Si stima che in Italia vengano emesse in atmosfera circa 2 milioni di tonnellate all'anno di ossidi di azoto, di cui la metà dovuta al traffico di autoveicoli.

Per quanto riguarda gli effetti sulla salute dell'uomo, gli ossidi di azoto risultano potenzialmente pericolosi per la salute. In particolare il monossido di azoto analogamente al monossido di carbonio agisce sull'emoglobina fissandosi ad essa con la formazione di

metamoglobina e nitrosometemoglobina. Questo processo interferisce con la normale ossigenazione dei tessuti da parte del sangue. Il biossido di azoto è più pericoloso per la salute umana, esercita il suo effetto tossico principalmente sugli occhi, sulle mucose e sui polmoni. I soggetti più a rischio sono i bambini e gli asmatici.

Gli ossidi di azoto si possono ritenere fra gli inquinanti atmosferici più critici, non solo perché il biossido di azoto in particolare presenta effetti negativi sulla salute, ma anche perché, in condizioni di forte irraggiamento solare, provocano delle reazioni fotochimiche secondarie che creano sostanze inquinanti (smog fotochimico): in particolare è un precursore dell'ozono troposferico e della componente secondaria delle polveri sottili.

Per quanto riguarda l'ambiente, il meccanismo principale di aggressione è costituito dall'acidificazione del suolo (fenomeno delle piogge acide). Gli ossidi di azoto e i loro derivati danneggiano anche gli edifici e monumenti, provocando un invecchiamento accelerato in molti casi irreversibile.

2.3.2 Ozono

L'ozono, o ossigeno triatomico (O_3) è un gas tossico di colore bluastro e dall'odore pungente che fa parte dei normali costituenti dell'aria. L'ozono è presente per più del 90% della stratosfera (la fascia dell'atmosfera che va dai 10 ai 50 Km di altezza) dove viene prodotto dall'ossigeno molecolare per azione dei raggi ultravioletti solari. In stratosfera costituisce una fascia protettiva nei confronti delle radiazioni UV generate dal sole. Nella troposfera in genere è presente in basse concentrazioni e rappresenta un inquinante secondario particolarmente insidioso. Una notevole quantità di ozono viene prodotta nel corso delle ossidazioni degli idrocarburi presenti

nell'aria. La produzione di ozono da parte dell'uomo è, quindi, indiretta dato che questo gas si origina a partire da molti inquinanti primari. Si può quindi affermare che le principali sorgenti antropiche risultano essere quelle che liberano gli inquinanti precursori e cioè il traffico automobilistico, i processi di combustione, l'evaporazione dei carburanti, i solventi, ecc. I problemi di inquinamento dell'aria da ozono sono legati al significativo incremento che la concentrazione di questo gas subisce in zone immediatamente prossime al suolo a causa di fenomeni di formazione di smog fotochimico di cui esso è un importante costituente. Le cause dell'inquinamento da ozono sono quindi le stesse che provocano l'esistenza dello smog fotochimico, ovvero l'emissione di idrocarburi e ossidi di azoto dovuta in buona parte ai mezzi di trasporto. Per quanto riguarda l'ozono troposferico bisogna sottolineare che la concentrazione del gas varia anche di molto a seconda della zona geografica considerata, dell'ora, del periodo dell'anno, delle condizioni climatiche, della direzione e della velocità del vento. Nelle aree urbane i livelli massimi di concentrazione si verificano in genere verso mezzogiorno e sono preceduti, nelle prime ore del mattino, da concentrazioni massime di ossidi di azoto e di idrocarburi rilasciati dal forte traffico dei veicoli all'inizio della giornata (composti che ne costituiscono i precursori). Le più alte concentrazioni di ozono si rilevano nei mesi più caldi dell'anno, per la forte insolazione; le condizioni di alta pressione e scarsa ventilazione favoriscono inoltre il ristagno e il loro accumulo. La molecola di ozono è estremamente reattiva, in grado di ossidare numerosi componenti cellulari. A concentrazioni basse l'ozono provoca irritazione agli occhi ed alla gola, concentrazioni elevate causano irritazioni all'apparato respiratorio, tosse e un senso di oppressione al torace che rende difficoltosa la respirazione. Le

persone più sensibili sono: i soggetti asmatici e quelli con patologie polmonari e cardiovascolari, gli anziani, le donne incinte, i bambini. Per quanto riguarda la vegetazione, i danni provocati dall'ozono sono talmente ingenti nel mondo che questo gas è considerato, assieme al biossido di zolfo, una delle principali cause del declino delle foreste (piogge acide). L'ozono e gli ossidanti fotochimici in genere provocano una riduzione della crescita delle piante e, a maggior concentrazione, clorosi e necrosi delle foglie. L'ozono causa inoltre ingenti danni a materiali e monumenti, deteriorando il patrimonio artistico[13].

2.3.3 Altri composti fotochimici

Le complesse reazioni di formazione dello smog fotochimico, a cui partecipano principalmente gli ossidi di azoto e gli idrocarburi volatili, producono un miscuglio di sostanze che contengono oltre all'ozono piccole quantità di un gran numero di altri composti organici e inorganici. Tra questi si possono menzionare l'acido nitrico, diversi idrocarburi ossidati e diversi nitrati organici, tra cui il peroxiacetilnitrato (PAN). Tali composti possono causare irritazioni agli occhi e danni alla vegetazione.

2.4 Altri inquinanti inorganici

2.4.1 Ossidi di zolfo

Lo zolfo (S) è un elemento che interviene nella dinamica dei processi chimici e fisici dell'aria attraverso un ciclo ben definito, durante il quale diversi suoi composti vengono immessi e rimossi dall'atmosfera. L'anidride solforosa (SO₂) è un tipico prodotto di emissione dai processi di combustione. L'anidride solforosa è un gas

incolore, irritante, non infiammabile, molto solubile in acqua e dall'odore pungente. È attualmente considerato uno dei maggiori inquinanti primari. Essendo più pesante dell'aria tende a stratificarsi nelle zone più basse. Una volta immessa nell'aria, l'anidride solforosa può reagire chimicamente con l'ossigeno, il vapore acqueo e le polveri in sospensione per formare diversi tipi di ossidi, acidi e Sali come l'acido solforico, responsabile in gran parte del fenomeno delle piogge acide.

I fenomeni di inquinamento da composti sulfurei sono tipici delle aree antropizzate e discendono da processi di combustione dei combustibili fossili e liquidi, contenenti zolfo, fra cui il carbone e gli oli combustibili. Rilevanti sono anche le emissioni nei processi di produzione dell'acido solforico, nella lavorazione di molte materie plastiche, nell'incenerimento dei rifiuti. L'emissione di biossido di zolfo in Italia è approssimativamente dovuta per il 20% al riscaldamento domestico, per il 40% ai processi industriali comprese le combustioni e per il 40% alla produzione di energia elettrica ad opera delle centrali termoelettriche. Il biossido di zolfo rimane in atmosfera per 1-4 giorni subendo reazioni di trasformazione e principalmente di ossidazione ad acido solforico che ricade in forma di nebbie o piogge acide. Gli ossidi di zolfo di notte vengono anche assorbiti dalle goccioline di acqua presenti nell'aria dando origine ad un aerosol che determina una foschia mattutina. Nel corso degli ultimi anni, a causa degli interventi che sono stati adottati per il miglioramento della qualità dei combustibili e per la diffusione della metanizzazione degli impianti di riscaldamento, l'emissione degli ossidi di zolfo si è notevolmente ridotta, per cui l'importanza del biossido di zolfo come inquinante è leggermente diminuita. Per quanto riguarda gli effetti sulla salute dell'uomo si può dire che a

basse concentrazioni gli effetti del biossido di zolfo sono principalmente legati a patologie dell'apparato respiratorio come bronchiti, asma, tracheiti e ad irritazioni della pelle, degli occhi e delle mucose. L'azione principale operata dagli ossidi di zolfo ai danni dell'ambiente consiste nell'acidificazione delle precipitazioni meteorologiche con la conseguente compromissione dell'equilibrio degli ecosistemi interessati. Gli effetti corrosivi dell'acido solforico si riscontrano anche sui materiali da costruzione, sui metalli, sulle vernici, sui monumenti e sulle opere d'arte. A basse concentrazioni, il biossido di zolfo provoca un rallentamento nella crescita delle piante, mentre ad alte concentrazioni ne determina la morte fisiologica in maniera irreparabile.

2.4.2 Composti del piombo

Il piombo è un metallo pesante dagli effetti tossici per l'uomo, i più frequenti dei quali sono i danni al sistema nervoso e l'inibizione della sintesi dell'emoglobina.

La principale causa della presenza di composti del piombo nell'atmosfera è di tipo antropico e consiste in alcune attività industriali e nella combustione, nei mezzi di trasporto, di benzine contenenti alcuni composti del piombo con funzioni antidetonanti.

2.5 Effetti dell'inquinamento dell'aria

Il complesso ecosistema del nostro pianeta può essere fortemente influenzato dall'alterazione della composizione media dell'atmosfera. Alcuni effetti sono specifici e misurabili, altri sono di difficile individuazione e quantificazione[3].

In generale gli effetti dell'inquinamento dell'aria possono essere identificati a due diversi livelli. Si possono cioè distinguere quindi gli effetti che intervengono sulle proprietà e sul comportamento dell'atmosfera da quelli che intervengono sulle componenti del sistema geologico e biologico della terra. Della prima categoria fanno parte gli effetti sull'odore dell'aria, sulla visibilità e sui fenomeni meteorologici. Della seconda categoria di effetti fanno parte quelli su materiali e sulla salute delle diverse specie viventi.

2.5.1 Effetti sull'aria

Uno degli effetti maggiormente percepibili da parte dell'uomo è l'alterazione dell'odore dell'aria. La percezione dell'odore di una sostanza nociva dispersa nell'aria rappresenta in molti casi il segnale premonitore di un successivo danno fisiologico e deve essere quindi considerato un fenomeno di compromissione del benessere fisico. tale percezione può essere seguita da sintomi come il disgusto o la nausea e successivamente dai sintomi specifici della sostanza dannosa sull'organismo. Molti degli inquinanti dovuti ai trasporti sono caratterizzati da odori percepibili. Gli odori dell'ozono e del biossido di azoto sono percepibili a concentrazioni superiori a 200 microgrammi per metro cubo a seconda della sensibilità dell'individuo. Il CO non ha invece alcun odore, mentre molti idrocarburi hanno il caratteristico odore delle benzine.

Un altro effetto immediatamente percepibile dell'inquinamento atmosferico è la riduzione di visibilità. La visibilità è quella proprietà della atmosfera definita come la maggior distanza alla quale è possibile identificare senza l'ausilio di supporti ottici un oggetto scuro in un campo pari almeno alla metà del circolo dell'orizzonte anche se non necessariamente in settori circolari contigui. Un atmosfera pulita ha una visibilità teorica di circa 250 Km.

La riduzione di visibilità è dovuta alla presenza di gas o particelle che agiscono principalmente attraverso due fenomeni distinti: l'*assorbimento* e la *deviazione* dei raggi luminosi. L'assorbimento della luce è operato da alcuni gas o particelle su determinate lunghezze d'onda e procura anche la colorazione dell'atmosfera: il biossido di azoto ad esempio determina una colorazione marrone rossiccia dell'aria a concentrazioni maggiori di 0,2÷1 ppm. Il fenomeno maggiormente responsabile della riduzione di visibilità è comunque la deviazione dei raggi luminosi ad opera delle sospensioni di particelle presenti nell'aria, fenomeno più accentuato quando la dimensione media delle particelle è comparabile con le lunghezze d'onda della luce (da 0,4 a 0,7 micron). La riduzione di visibilità è in questo caso dovuta al fatto che le particelle in sospensione che si trovano tra l'osservatore e l'oggetto osservato deviano la luce proveniente dal sole o da altre sorgenti attraverso la linea di vista dell'osservatore, e questi raggi luminosi deviati riducono il contrasto tra l'oggetto e il cielo retrostante. Le principali sostanze responsabili della riduzione della visibilità atmosferica sono il vapore acqueo (umidità), l'anidride carbonica, l'ozono, gli ossidi di azoto, i composti dello zolfo.

2.5.2 Effetti sul clima

Gli effetti degli inquinanti atmosferici sui fenomeni meteorologici possono portare a modificazioni a volte sostanziali dei microclimi.

Un esempio di queste modificazioni è dato dalle peculiari caratteristiche che generalmente assumono i microclimi urbani rispetto a quelli delle zone immediatamente limitrofe. In questi casi, gli effetti dovuti alla presenza di concentrazioni inquinanti relativamente elevate si sommano a quelli dovuti all'alta concentrazione di edifici e spazi asfaltati e a quelli dovuti all'alta densità di attività umane. La temperatura dell'aria è influenzata sia dalla presenza di inquinamento atmosferico che dalle attività antropiche tipiche delle città. Le aree urbane assumono i connotati di *isole di calore*, con un incremento della temperatura media dell'aria rispetto alle aree circostanti che può essere di 1÷2 °C in estate e fino a 5 °C in inverno. Gli effetti dell'inquinamento sull'opacità dell'atmosfera urbana consistono nell'incremento della nuvolosità, delle sospensioni di particelle e della formazione di nebbie. Lo strato di aria inquinata solitamente presente nell'atmosfera urbana produce inoltre una diminuzione dell'entità della radiazione solare che raggiunge il suolo. Le cause di questo fenomeno risiedono nell'assorbimento e nella deviazione dei raggi solari da parte degli inquinanti dispersi nell'aria.

2.5.3 Effetti sui materiali

Gli inquinanti atmosferici possono produrre ai materiali danni di varia natura. I più importanti di questi sono il deterioramento per corrosione chimica, lisciviazione, indebolimento, dissoluzione o

abrasione, il ricoprimento, lo sbiadimento, il cambiamento di colorazione.

La corrosione chimica è un fenomeno di deterioramento che colpisce le superfici dei materiali e consiste nella formazione di ossidi solubili. I materiali maggiormente soggetti alla corrosione sono i metalli. Le sostanze acide sono contenute nell'atmosfera prevalentemente sotto forma di aerosol originate dalla reazione chimica in aria di inquinanti primari e secondari come l'anidride solforosa (SO₂), gli ossidi di azoto (NO_x), il monossido di carbonio (CO) e poi condensate in particelle di vapore acqueo o gocce di pioggia (piogge acide).

La dissoluzione consiste nella reazione chimica delle superfici con gli acidi contenuti nell'aria e nella conseguente formazione di Sali solubili che vengono poi dilavati dalle piogge. A questo fenomeno sono soggetti in particolar modo i materiali lapidei contenenti carbonati, come il marmo, l'ardesia, la malta e il calcare.

I fenomeni di ricoprimento (soiling) consistono nella deposizione di uno strato scuro di materiale particolato sulla superficie dei materiali, che con il tempo e l'azione degli elementi atmosferici diviene solidale con i materiali stessi innescando processi di deterioramento interni per corrosione o dissoluzione.

2.5.4 Effetti su flora e fauna

Gli effetti dell'inquinamento atmosferico sulla vegetazione consistono in azioni fitotossiche che si manifestano generalmente su parti specifiche della struttura delle piante con tipologia ed entità dipendenti dalle caratteristiche della sostanza inquinante, della specie e dal tipo di vegetale attaccato. L'azione degli inquinanti sui vegetali può avvenire attraverso due meccanismi principali. Il primo consiste nell'assorbimento delle sostanze nocive da parte delle componenti

aeree della pianta, e in particolare delle foglie durante il processo di respirazione. L'assorbimento può avvenire direttamente dall'aria o in seguito alla deposizione secca o umida degli inquinanti sulla pianta. Se assorbite per via respiratoria le sostanze nocive possono in alcuni casi distruggere la clorofilla e danneggiare la respirazione. Il secondo meccanismo di assorbimento degli inquinanti avviene da parte dell'apparato radicale in seguito alla loro introduzione nel suolo. Ogni sostanza inquinante danneggia prevalentemente determinate specie nelle quali produce sintomi caratteristici. I sintomi più evidenti si manifestano di solito sulle foglie, e consentono generalmente di identificare la sostanza responsabile e, in alcuni casi, anche l'ordine di grandezza della concentrazione inquinante. Per questi motivi, studi recenti hanno valutato la possibilità di adoperare alcune specie vegetali come rilevatori biologici degli stati di inquinamento.

L'entità dei danni subiti dai vegetali a causa di ogni specifica sostanza dipende anche dalla concentrazione e dal tempo di esposizione della pianta. Il livello di concentrazione al di sopra del quale si registrano danni su un vegetale viene indicato come soglia di danno ed è associato al tempo di esposizione.

Inquinante	Soglia di danno (ppm)	Tempo di esposizione (h)
SO ₂	0.03	8
O ₃	0.03	4
PAN	0.01	6
C ₂ H ₄	0.05	6

fig. 2.4

2.5.5 Effetti sull'uomo

Gli effetti dell'inquinamento atmosferico sulla salute dell'uomo rivestono una importanza particolare nel riconoscimento della pericolosità delle sostanze presenti nell'aria e nella definizione dei limiti normativi delle relative concentrazioni. Ciò vale in particolare per l'inquinamento da traffico, le cui conseguenze rappresentano attualmente uno dei più grandi problemi legati allo sviluppo delle attività umane. Le tipologie di effetto vengono generalmente distinte in due classi; gli effetti acuti, ovvero quelli che si manifestano in lassi di tempo molto brevi in seguito all'esposizione a quantità elevate di inquinante, e gli effetti cronici, di solito associati a lunghi periodi di esposizione e a concentrazioni nocive non necessariamente alte.

L'anidride solforosa è un gas molto solubile che viene assorbito nelle alte vie respiratorie. L'esposizione dell'uomo a concentrazioni di SO₂ dell'ordine di 1 ppm portano a costrizioni dell'apparato respiratorio anche in soggetti sani. Mentre non esistono evidenze sperimentali sulla dannosità del monossido di azoto per la salute umana (almeno a concentrazioni tipiche delle aree inquinate), è invece stato chiaramente stabilito che il biossido di azoto è un forte irritante polmonare. Studi di laboratorio effettuati su animali hanno mostrato che l'esposizione all'NO₂ incrementa la suscettibilità alle infezioni delle vie respiratorie causate da batteri e virus [Horowitz, 1982][12]. Altri studi clinici sull'uomo hanno messo in evidenza una certa correlazione fra l'esposizione prolungata a concentrazioni di biossido di azoto dell'ordine di 1 ppm e i sintomi dell'asma e dell'enfisema polmonare [Seinfeld, 1986][14].

Gli effetti negativi del monossido di carbonio sulla salute umana sono causati dalla sua capacità di ridurre la quantità di ossigeno trasportata

dal sangue ai tessuti e di inibire l'utilizzazione dell'ossigeno da parte dei tessuti stessi. Nel normale funzionamento dell'organismo, l'ossigeno molecolare presente negli alveoli polmonari, venendo a contatto con l'emoglobina contenuta nei globuli rossi del sangue, a essa si combina e viene di conseguenza trasportato sotto forma di desossiemoglobina, ai vasi capillari. Qui l'ossigeno viene ceduto ai tessuti e il sangue riporta ai polmoni anidride carbonica, che vien poi emessa durante la respirazione. Se però nell'aria inspirata dai polmoni si trova il monossido di carbonio, esso si combina con l'emoglobina in sostituzione dell'ossigeno formando carbossiemoglobina. Questo causa non solo la riduzione della capacità del sangue di trasportare ossigeno, ma anche la parziale inibizione dell'emoglobina a rilasciare molecole di ossigeno verso i tessuti.

I più importanti effetti dell'esposizione dell'uomo al monossido di carbonio sono i danni al sistema cardiovascolare e nervoso. Gli effetti cardiovascolari si manifestano in special modo su individui affetti da disturbi come l'angina pectoris, disturbi occlusivi delle arterie iliofemorali, ostruzioni polmonari croniche (asma, bronchiti croniche, enfisema) e arteriosclerosi. Studi epidemiologici hanno poi mostrato una certa correlazione tra l'esposizione al monossido di carbonio e gli eventi di infarto cardiaco.

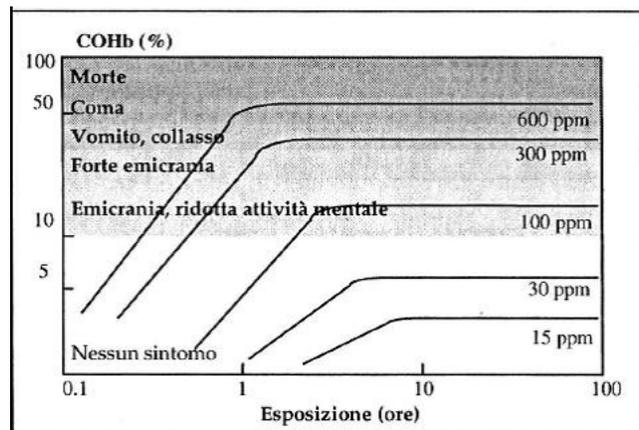


fig. 2.5

Anche se il meccanismo biologico attraverso il quale si realizza l'azione dell'ozono sull'organismo umano non è attualmente conosciuto, è stato stabilito che questo gas è un forte irritante polmonare e può causare anche altre forme di danno sull'uomo. Diversi studi clinici hanno mostrato che l'esposizione a concentrazioni di ozono comprese tra 0.15 e 0.75 ppm può comportare evidenti diminuzioni della funzionalità polmonare. Associata a tali disfunzioni, è la manifestazione di sintomi soggettivi di disagio o di malessere come per esempio dolori pettorali, tosse, affanno, mal di testa e faringiti. Per concentrazioni superiori a 0.20 ppm sono inoltre state osservate modificazioni nei meccanismi chimici del sangue. In generale, si può dire che gli effetti dell'ozono sull'apparato respiratorio sono notevolmente soggettivi e comunque maggiori se il soggetto esposto si trova in uno stato di attività fisica. I danni causati da esposizioni brevi e non sistematiche sembrano essere reversibili.

L'azione del particolato sull'organismo umano è primariamente dovuta alla deposizione delle particelle sulle pareti dell'apparato respiratorio. I meccanismi di deposizione del particolato nell'apparato respiratorio sono i seguenti:

- a) L'*intercezione*, che avviene quando la traiettoria imposta alle particelle dai moti respiratori intercetta la superficie delle vie respiratorie, maggiori sono le dimensioni e le irregolarità della superficie delle particelle, maggiori sono le probabilità che si verifichi questo meccanismo di deposizione;
- b) L'*immobilizzazione*, che avviene quando il flusso d'aria che percorre le vie respiratorie cambia direzione e l'inerzia delle particelle le porta ad annullare il proprio moto;
- c) La *sedimentazione*, dovuta all'azione della gravità;

d) La *diffusione molecolare*, propria delle particelle di dimensioni minori del micron e dovuta all'azione dei moti casuali browniani delle molecole gassose.

Gli effetti che conseguono dalla deposizione del particolato nell'apparato respiratorio dipendono non soltanto dalla concentrazione di inquinante, ma anche dalle proprietà fisiche e chimiche delle particelle.

3 Modelli di emissione

I modelli di emissione consistono nella formulazione matematica delle relazioni esistenti tra le emissioni inquinanti dei veicoli a motore e le variabili da cui tali emissioni sono influenzate.

La descrizione analitica del processo di emissione di sostanze inquinanti da parte dei veicoli con motore a combustione interna è fondata sull'individuazione delle variabili indipendenti che influenzano il fenomeno. La difficoltà di spiegare analiticamente i processi chimico-fisici che governano la produzione degli inquinanti in seno al fluido evolvente che viene combusto nel motore consiglia di assumere come variabili indipendenti dei modelli alcuni parametri relativi alle caratteristiche e alle condizioni di funzionamento dei veicoli nel loro complesso [Nuzzolo et al., 1993][15].

Questi parametri sono molteplici e si possono individuare nei seguenti gruppi:

a) **Caratteristiche costruttive del veicolo:** possono essere distinte in
- *caratteristiche generali*, peso a vuoto, efficienza aerodinamica, ecc.

- *caratteristiche dell'apparato di propulsione*, tipo di motore, tipo di combustibile, di dispositivi di controllo delle emissioni, caratteristiche di cilindrata e di potenza.

b) **Stato della meccanica del veicolo:** stato di usura, stato di manutenzione, le condizioni di regolazione.

c) **Condizioni operative del veicolo nelle condizioni reali di traffico:** sono le caratteristiche di funzionamento dell'apparato di propulsione. Esse possono essere divise in due categorie, fra loro dipendenti, quelle legate alla *dinamica del motore*, le più importanti delle quali sono la velocità di rotazione del motore e l'entità del carico

ad esso fornito e quelle che descrivono lo *stato termodinamico del fluido evolvente* all'interno del cilindro, stato il quale determina le caratteristiche della combustione.

Le caratteristiche costruttive, di stato della meccanica e operative del veicolo sono influenzate a loro volta dalle **condizioni dell'ambiente esterno**, sia da quelle di tipo storico- riguardanti cioè la vita passata del veicolo- che da quelle operative ovvero attuali.

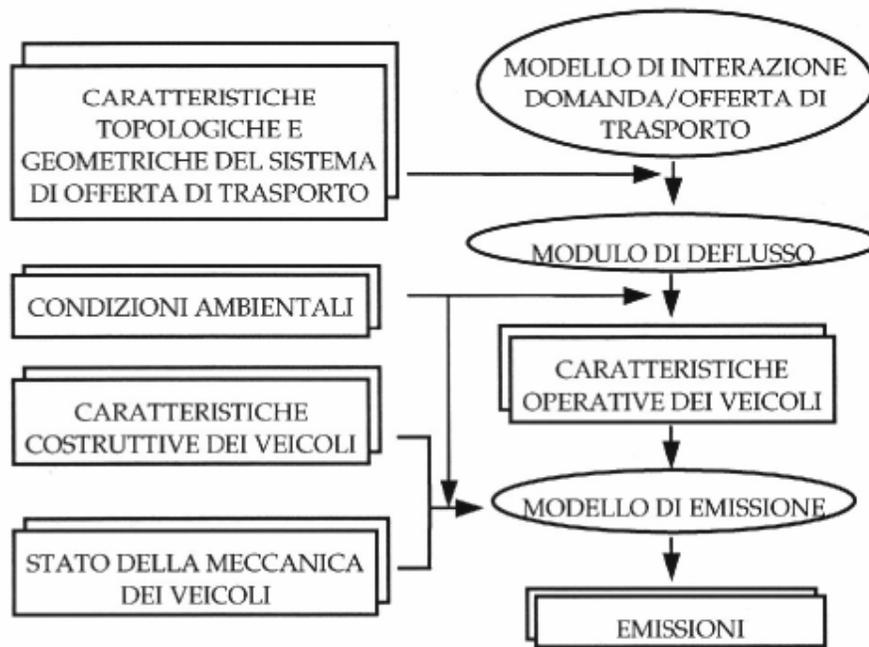


fig. 3.1

3.1 Caratteristiche dei modelli di emissione

I modelli di emissione consistono nella formulazione matematica delle relazioni esistenti tra le emissioni inquinanti dei veicoli a motore e le variabili da cui tali emissioni sono influenzate (caratteristiche costruttive, stato della meccanica e condizioni di funzionamento dei veicoli, condizioni dell'ambiente esterno) [Horowitz, 1982][12].

Per prima cosa bisogna determinare le variabili indipendenti significative. Come risulta da studi sperimentali proposti in letteratura, le variabili che maggiormente influenzano l'entità delle emissioni riguardano le caratteristiche costruttive dei veicoli [Jost et al., 1992][16] [Simmon et al., 1981][17]. La loro influenza sulla entità emissioni è tale

da consigliare lo sviluppo di modelli di emissione diversi per diverse tipologie di veicoli.

Data la complessità che consegue dall'influenza contemporanea delle variabili indipendenti presenti, è necessario individuare quelle di cui è necessario tenere conto in maniera esplicita nei modelli. Essi sono in prima approssimazione, la temperatura dell'aria esterna (che influenza la temperatura dei gas contenuti nel motore) e la pendenza longitudinale della via (la quale influenza la dinamica di funzionamento del motore).

I modelli di emissione sono sviluppati in maniera indipendente per ciascun tipo di inquinante e per ciascuna categoria veicolare di caratteristiche costruttive date. Essi sono inoltre costruiti come somma di diversi sottomodelli ognuno dei quali descrive la relazione tra le emissioni e un gruppo significativo di parametri. La dipendenza delle emissioni dalla dinamica di funzionamento del motore in determinate condizioni di regime – termico, di stato della meccanica e ambientale – costituisce il modello di base: le emissioni che in tal caso vengono calcolate saranno quindi indicate come *emissioni di base*. Le variabili indipendenti del modello di base sono quindi soltanto quelle relative alla dinamica di funzionamento dell'apparato di propulsione.

Le variazioni indotte da condizioni non di regime vengono computate come funzioni correttive del modello di base. Alle emissioni di base si aggiungono quindi le aliquote di emissioni dovute ai transitori termici del motore (emissioni a freddo), alla pendenza della via e allo stato non di regime della meccanica.

Lo sviluppo dei modelli può essere condotto sia con un approccio dinamico, volto alla simulazione delle caratteristiche istantanee del fenomeno, sia secondo un approccio statico che permette invece soltanto il calcolo dei valori medi delle emissioni nell'intervallo temporale al quale si riferisce l'analisi (fattori di emissione).

L'approccio dinamico conduce alla formulazione dei *modelli dinamici di emissione*. Essi consentono il calcolo delle emissioni istantanee di una

determinata sostanza inquinante sulla base dell'andamento in funzione del tempo delle variabili indipendenti scelte. I modelli costruiti secondo questo approccio permettono di descrivere il fenomeno nel dettaglio, ma necessitano di una quantità notevole di informazioni sul comportamento istantaneo delle variabili esplicative. Essi trovano quindi campi ottimali di applicazione nella simulazione di configurazioni di complessità limitata.

L'approccio statico alla simulazione conduce a quelli che verranno indicati come *modelli statici di emissione*. Essi sono volti alla determinazione delle emissioni medie in un certo intervallo di tempo in funzione dei valori medi assunti dalle variabili indipendenti nell'intervallo considerato. Sono quindi adatti al calcolo delle emissioni in condizioni stazionarie di funzionamento del sistema di trasporto. Esempi di campi di applicazione dei modelli statici sono l'analisi delle emissioni dovute a veicoli in condizioni di moto uniforme e di moto non uniforme ma caratterizzato dal valore della velocità media, come è il caso di traffico in condizioni di flusso ininterrotto.

L'andamento delle variabili che descrivono il moto dei veicoli è determinato da algoritmi di calcolo indipendenti che, sulla base dell'entità dei flussi di traffico e della geometria del sistema viario determinano le caratteristiche quantitative del moto (modulo di deflusso) [Nuzzolo et al., 1993][15]. Nel caso più generale un modello di emissione fa quindi parte di un sistema di modelli comprendente un modulo di interazione domanda-offerta di trasporto (ripartizione modale, assegnazione dei flussi di traffico), un modulo di deflusso e infine il vero e proprio modello di emissione. Questo fornisce le quantità totali di inquinante emesse da un generico flusso di veicoli nell'unità di spazio percorso o nell'unità di tempo, denominate fattore lineare di emissione e fattore temporale di emissione rispettivamente.

3.2 Modelli dinamici di emissione

I modelli dinamici di emissione sono generalmente costituiti dalla somma di un insieme di funzioni ognuna delle quali consente di determinare l'aliquota delle emissioni istantanee (esprese in massa di inquinante per unità di tempo) in funzione di un gruppo di variabili significative. Le funzioni di emissione di base sono generalmente diverse nei diversi modi cinematici, relativi a determinati ranghi di variazione della velocità e dell'accelerazione [Horowitz, 1982][12]. Le condizioni dell'apparato di propulsione variano infatti in maniera discontinua tra modi diversi, determinando differenze notevoli tra i corrispondenti processi di produzione ed emissione degli inquinanti. Questi modelli sono anche detti *modelli modali* di emissione. Le funzioni di emissione di base, differenti nella forma o nei coefficienti non solo per ogni modo cinematico ma anche per ciascun inquinante considerato e a seconda della categoria veicolare alla quale esse si riferiscono, sono generalmente ricavate attraverso analisi di regressione basate su rilevamenti effettuati su veicoli in condizioni reali di funzionamento.

Fissate le caratteristiche costruttive del gruppo veicolare g e il tipo di inquinante i , il modello di base viene quindi sviluppato indipendentemente per ogni modo cinematico m di durata pari a t_m .

La massa totale di inquinante i emessa dal veicolo durante l'intero modo cinematico sarà quindi:

$$e_{base}^{i,g,m} = \int_0^{t_m} f_{base}^{i,g,m}(v(t), a(t)) dt$$

La determinazione del modello necessita a questo punto di misure sperimentali dei valori di e_{base} per differenti modi in funzione delle velocità e delle accelerazioni istantanee. In tal modo si possono stimare

le funzioni base f_{base} , non note a priori, le quali costituiscono quindi il vero e proprio modello di previsione delle emissioni di base. Dalla conoscenza delle funzioni di base f_{base} è possibile calcolare le emissioni di un veicolo del gruppo g per un ciclo di guida noto e composto da un insieme di n_m modi:

$$e_{base}^{i,g} = \sum_{m=1}^{n_m} \int_0^{t_m} f_{base}^{i,g,m}(v(t), a(t)) dt$$

Il modello è poi completato da un insieme di funzioni correttive che forniscono un'aliquota supplementare di emissione per tenere conto delle variabili che non compaiono nel modello di base. come la pendenza longitudinale della via, il periodo di funzionamento a freddo del motore e le condizioni di stato della meccanica diverse da quelle di regime.

Le emissioni totali di inquinante i di un veicolo appartenente al gruppo g sono date dalla somma dei diversi contributi:

$$e^{i,g} = e_{base}^{i,g} + e_p^{i,g} + e_T^{i,g} + e_M^{i,g}$$

Stabilito il modello di emissione di un singolo veicolo, le emissioni dovute ad un flusso di veicoli di diverse caratteristiche costruttive si calcolano sommando i contributi dovuti ai vari gruppi veicolari. Se si suppone che tutti i veicoli si muovano secondo il medesimo cicli di guida, si indica con N il numero di veicoli appartenenti al flusso e con c_g la percentuale di veicoli del gruppo veicolare g presenti nel flusso, le emissioni totali espresse in unità di massa dovute al flusso saranno date da:

$$\mathcal{E}^i = \sum_{g=1}^{n_g} c_g \times N \times (e_{base}^{i,g} + e_p^{i,g} + \gamma_{tr} + e_M^{i,g})$$

con

$c_g = \%$ di veicoli del gruppo g ;

$N = n^\circ$ di veicoli appartenenti al flusso, supponendo che si muovano tutti con il medesimo ciclo di guida;

$\gamma_{tr} = \%$ di veicoli sottoposti a transitorio termico.

I modelli dinamici di emissione sono in genere utilizzati a modelli di deflusso molto dettagliati; essi necessitano infatti di dati sulle velocità e sulle accelerazioni istantanee dei veicoli e di dati sulla densità dei flussi di traffico che servono a riportare le emissioni dei singoli veicoli a emissioni degli interi flussi. Il modulo di deflusso è quindi in generale composto da un *modello di coda*, che permette il calcolo dei parametri delle code che si verificano in corrispondenza dei punti nodali della rete stradale (accessi con precedenza o semaforizzati) e da un *modello di deflusso*, che consente di conoscere le condizioni del moto in un qualunque punto dei singoli elementi della rete e che utilizza anche i risultati del modello di coda. Il risultato del modulo di deflusso è, nel caso più dettagliato, costituito da un insieme di cicli di guida che definiscono le condizioni operative del moto dei veicoli. Attraverso il modello di emissione istantaneo viene infine determinato- per ogni strada della rete analizzata- il profilo di emissione, ovvero l'andamento temporale della quantità di inquinante che viene emessa nell'atmosfera.

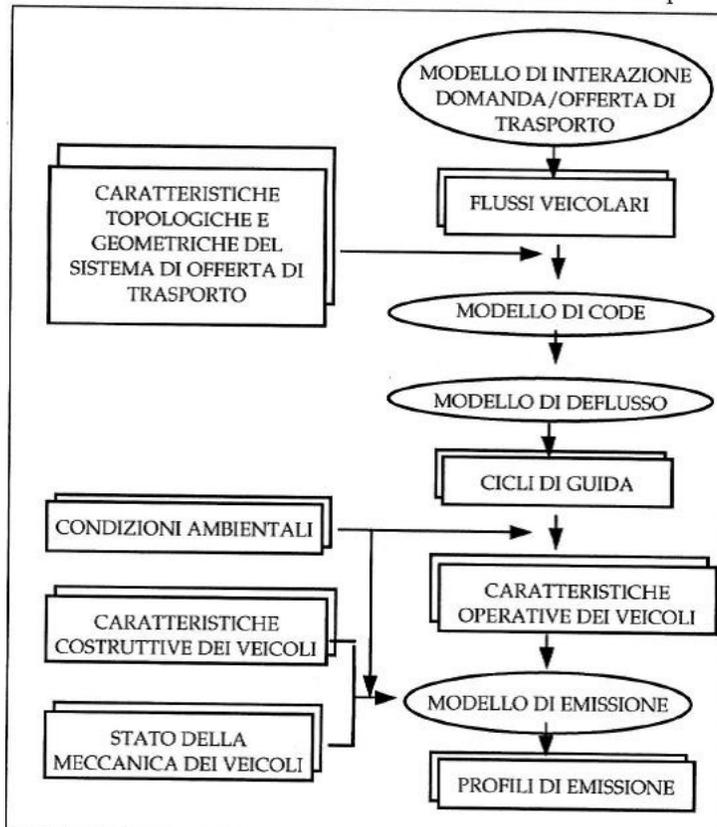


fig. 3.2

3.2.1 Esempi di modelli dinamici

Il modello Automobile Exhaust Emission ModalAnalysis Model (EPA)

Questo modello è stato messo a punto dall' EPA (Environmental Protection Agency, USA). In questo modello la funzione

$f_{base}^{i,g,m}(v(t), a(t))$ è definita come segue:

$$f_{base}^{i,g,m}(v(t), a(t)) = \sum_{r=0}^2 \sum_{s=0}^2 b_{i,g,m}(r, s) v(t)^s a(t)^s [1 - h(a(t))] + \sum_{r=0}^2 c_{i,g,m}(r) v(t)^r h(a(t))$$

Dove

$$h(a(t)) = \begin{cases} 1 - a(t) & 0 \leq a(t) \leq 1 \\ 1 + a(t) / 1.2 & -1.2 \leq a(t) \leq 0 \\ 0 & \text{altrimenti} \end{cases} \quad \text{mi/h/s}$$

Mentre le altre quantità rappresentano i coefficienti ottenuti nella stima della funzione $f_{base}^{i,g,m}(v(t), a(t))$ attraverso l'equazione:

$$e_{base}^{i,g,m} = \int_0^{t_m} f_{base}^{i,g,m}(v(t), a(t)) dt$$

Sulla base di dati reali di emissione . I coefficienti del modello originario sono stati ricavati in riferimento a monossido di carbonio , idrocarburi e ossidi di azoto utilizzando dati sulle emissioni rilevati da 1020 veicoli leggeri appartenenti agli anni di produzione che vanno dal 1957 al 1971. tali dati erano disponibili, per ognuno dei veicoli leggeri analizzati, in riferimento a una sequenza di 37 diversi modi cinematica denominata *surveillance driving sequenze* (SDS). Furono dunque ricavati i coefficienti del modello per 11 diverse specificazioni della coppia di variabili costituita dall'anno di produzione e dal tipo di uso del suolo. I coefficienti vengono periodicamente aggiornati sia per includere gli standards più recenti che per tenere conto degli effetti dell'età dei veicoli. Questo modello tiene conto solo delle emissioni della scappamento a caldo. Non sono prese in considerazione le emissioni dovute alle partenze, sia a caldo che a freddo, né le emissioni di veicoli diversi dalle automobili.

L'accuratezza di questo modello è stata saggiata confrontandone i risultati con le misure svolte durante la fase di transitorio a caldo e quella di regime termico della prova FTP su veicoli dell'anno 1971, diversi da quelli sui quali era stato calibrato il modello. Le differenze riscontrate tra le emissioni medie misurate e le predizioni del modello sono comprese tra il 10% e il 45% circa, mostrando quindi un'accuratezza piuttosto scarsa.

Il modello MODEM

Il modello di emissione MODEM è stato sviluppato nell'ambito del progetto DRIVE con la collaborazione degli enti di ricerca INRETS (Institut National Recherche sur les Transports e leur Sècuritè, Francia), TRRL (Transport and road Research Laboratory, Gran Bretagna) e TÜV Rheinland (institut für Umweltschutz und Energietechnik, Germania). Il modello è stato sviluppato sulla base di dati sperimentali acquisiti per mezzo di prove di laboratorio su un campione di veicoli rappresentativi del parco circolante nei vari paesi della Comunità Europea. Allo scopo di evidenziare l'influenza delle caratteristiche costruttive dei veicoli sulle emissioni, essi sono stati classificati in diversi gruppi per ognuno dei quali è stato sviluppato un modello di emissione separato [Joumard et al., 1992][18]. La classificazione ha tenuto conto di diverse variabili: il tipo di propulsione (diesel o benzina) del veicolo, i vincoli dati dalle normative in vigore nell'anno di produzione, il tipo di dispositivo di controllo delle emissioni usato, le caratteristiche di massa, cilindrata e potenza. Tali variabili sono poi state raggruppate in due soli parametri: il tipo di veicolo e la cilindrata. In tal modo sono stati individuati 12 gruppi di veicoli, determinati dalla combinazione di quattro categorie di tipo.

Gruppo	Tipo	Cilindrata
1	ECE 15-03	< 1.4 l
2	ECE 15-03	1.4+2.1
3	ECE 15-03	> 2.1
4	ECE 15-04	< 1.4 l
5	ECE 15-04	1.4+2.1
6	ECE 15-04	> 2.1
7	catalizzati	< 1.4 l
8	catalizzati	1.4+2.1
9	catalizzati	> 2.1
10	diesel	< 1.4 l
11	diesel	1.4+2.1
12	diesel	> 2.1

fig 3.3

Le misure sperimentali sono state effettuate in modo continuo per mezzo di un tunnel di diluizione su veicoli normalmente circolanti e forniti dai rispettivi proprietari, senza operare su di essi nessun intervento di manutenzione o riparazione prima di effettuare la misura. Durante le prove, condotte a motore caldo, sono stati monitorati quattro inquinanti

(CO, HC, NOx, CO2) e il consumo di combustibile. I 6 cicli di guida adoperati per il rilevamento sono stati sviluppati dall'INRETS attraverso un'indagine condotta in diverse città europee e consistono nell'aggregazione di 14 cicli elementari. I risultati delle prove sperimentali mostrano una notevole influenza delle caratteristiche costruttive dei veicoli sull'entità delle emissioni.

Il modello di emissione sviluppato sulla base dei dati rilevati non è stato specificato attraverso una funzione matematica di regressione, ma in modo discreto e in forma matriciale. Le variabili dipendenti del modello sono state identificate nella velocità istantanea e nel prodotto fra questa ultima e l'accelerazione istantanea. Le matrici che esprimono il modello sono quindi riferite a diversi intervalli delle due variabili dipendenti e ogni cella rappresenta il fattore di emissione temporale che corrisponde a ogni coppia di intervalli di valori. Il modello globale consiste in 12 matrici di emissione $E_{base}^{i,g}$ per ognuno degli inquinanti considerati e per il consumo di combustibile. La funzione che esprime le emissioni di base è del tipo:

$$f_{base}^{i,g,m}(v(t), a(t)) = E_{base}^{i,g}(v(t) \times a(t), v(t))$$

Il modello CALINE4

Il modello CALINE4, sviluppato dal California Department of Transportation (USA), prevede la possibilità di adoperare un modello modale per la determinazione dei fattori di emissione temporali del monossido di carbonio in corrispondenza dei singoli modi cinematici appartenenti a un generico ciclo di guida. Il modello è costituito fondamentalmente da un algoritmo capace di convertire fattori di emissione medi in fattori di emissione temporali relativi ai singoli modi di guida. L'insieme di dati su cui è stata effettuata la calibrazione del

modello consiste nei risultati di due diversi studi sperimentali, condotti su veicoli rappresentativi del parco californiano, prodotti negli USA negli anni 1975 e 1976. Questo modello contiene anche apposite procedure per la valutazione delle emissioni aggiuntive dovute alla pendenza e al transitorio termico del motore.

3.3 I modelli statici di emissione

La descrizione dinamica del fenomeno delle emissioni, essendo finalizzata alla stima istantanea della quantità di sostanze inquinanti emesse nell'atmosfera, non è adatta ad essere utilizzata in un processo di simulazione di tipo stazionario. Si rende pertanto necessario un approccio di tipo statico alla simulazione delle emissioni attraverso modelli che permettano il calcolo delle emissioni medie (fattori di emissione) nell'intervallo di tempo di riferimento. Queste ultime possono essere espresse, rispetto a tale intervallo, nella forma di emissioni totali o di emissioni per unità di lunghezza percorsa.

Il principale problema che deve essere risolto per operare questo tipo di approccio è l'individuazione delle variabili indipendenti di tipo statico da utilizzare nei modelli matematici per il calcolo delle emissioni, che può essere operato a partire dai risultati ottenuti nella precedente analisi dei modelli dinamici. Il passaggio delle variabili indipendenti di tipo dinamico a quelle di tipo statico riguarda solo quei gruppi di parametri che nell'approccio dinamico erano considerati dipendenti dal tempo. Essi sono le caratteristiche cinematiche del moto- che determinano le emissioni di base- e le condizioni termiche del fluido evolvente.

Il calcolo delle emissioni statiche di base si fonda sulla dimostrazione che, sebbene l'influenza sui profili istantanei di emissione delle proprietà puntuali dei cicli di guida sia notevole, i fattori totali di emissione sono

invece esprimibili in funzione dell'unico parametro rappresentato dalla velocità media del moto [Tartaglia, 1995][19]. La notevole correlazione che esiste tra l'entità delle emissioni globali e la velocità media dei veicoli è senza dubbio una proprietà importante del fenomeno dell'emissione. Essa permette infatti di esprimere con buona approssimazione, una volta fissate le caratteristiche del parco circolante e le condizioni al contorno, un legame funzionale tra l'entità delle emissioni inquinanti e le variabili che descrivono il comportamento medio del flusso di traffico.

I modelli statici esprimono le emissioni medie relative a un certo intervallo di tempo di riferimento in funzione dei valori medi delle variabili indipendenti esplicative.

Le aliquote di emissione che vengono generalmente computate in un modello statico comprendo le emissioni di base, le emissioni dovute al transitorio termico corrispondente agli spostamenti con partenza a freddo, gli incrementi di emissione dovuti ai cambiamenti della livelletta o a altre variazioni della resistenza al moto, quelli dovuti allo stato della meccanica e le emissioni evaporative (solo per gli idrocarburi volatili).

Le emissioni medie δE vengono espresse, per ogni veicolo considerato, in massa per unità di lunghezza percorsa. Anche in questo caso, come per i modelli dinamici, l'algoritmo di calcolo delle emissioni possiede caratteristiche diverse a seconda dell'inquinante considerato e dalla tipologia veicolare. Fissati questi due parametri, le emissioni di base vengono computate in funzione delle caratteristiche del moto le quali vengono rappresentate dalla velocità media dello spostamento.

Per ogni sostanza inquinante i di riferimento e ogni gruppo veicolare g considerato, le emissioni di base sono funzione della sola velocità media dello spostamento e sono eventualmente espresse in maniera diversa per fasce di velocità. Esse sono indicate come segue:

$$\delta E_{base}^{i,g} (v_m)$$

Le aliquote di emissione dovute alle variabili che compaiono nel modello di base sono poi computate come funzioni correttive. L'incremento di emissione dovuto al funzionamento in transitorio termico può essere espresso in funzione della velocità media e di un certo numero di altre variabili x_1, \dots, x_n fra cui la frazione di spostamento mediamente percorsa con motore freddo, la temperatura ambiente e la lunghezza media degli spostamenti; questo incremento si indica con:

$$\delta E_T^{i,g} (v_m, x_1, \dots, x_n)$$

Fra le cause dell'esistenza delle emissioni aggiuntive rispetto a quelle di base vanno annoverate le variazioni della resistenza esterna al moto dovute alla pendenza longitudinale positiva p della via. Le sovraemissioni corrispondenti possono essere espresse in funzione della pendenza stessa e indicate con:

$$\delta E_p^{i,g} (p)$$

L'esistenza di uno stato della meccanica non di regime per il veicolo considerato, determina un'aliquota aggiuntiva di emissioni indicata con:

$$\delta E_M^{i,g}$$

Un ultimo contributo di cui si può tenere conto è rappresentato, solo per gli idrocarburi volatili, dalle emissioni evaporative, che sono in genere considerate funzione di altre variabili y_1, \dots, y_n fra cui la temperatura ambiente media, le variazioni termiche, la volatilità del combustibile. Queste emissioni vengono indicate con:

$$\delta E_{ev}^{HC,g} (y_1, \dots, y_n)$$

Le emissioni totali per unità di lunghezza di inquinante i dovuto a un flusso di traffico composto da N veicoli ripartiti in n_g gruppi di diverse caratteristiche costruttive secondo le percentuali c_g sono quindi uguali a:

$$E^i(v_m, x_1, \dots, x_n) = N \sum_{g=1}^{n_g} c_g (\delta E_{base}^{i,g}(v_m) + \delta E_T^{i,\gamma}(v_m, x_1, \dots, x_n) + \delta E_p^{i,g}(p) + \delta E_{ev}^{HC,g}(v_m, x_1, \dots, x_n))$$

3.3.1 Alcuni modelli statici di emissione

Il modello MOBILE

Il MOBILE è un modello di simulazione statico sviluppato negli USA nel 1975 [Bullin, 1990][20]. Esso si basa su esperienze riguardanti il parco veicolare statunitense e viene aggiornato periodicamente sulla base dell'evoluzione della composizione del parco veicolare negli anni [Horowitz, 1982][2]. Le emissioni di base sono specificate in funzione della velocità media del moto dei veicoli con espressioni diverse a seconda delle categorie veicolari individuate. Queste ultime sono sei: autovetture, veicoli commerciali leggeri con peso inferiore a 6000 lb, veicoli commerciali leggeri con peso totale compreso tra 6000 e 8500 lb, veicoli pesanti a benzina, veicoli pesanti a gasolio, motocicli. Le emissioni medie di base sono poi corrette da coefficienti che tengono conto dell'anno di fabbricazione, il peso trasportato, la temperatura ambiente, la temperatura di funzionamento del motore, ecc.

Per ogni flusso di traffico specificato vengono infine calcolate le funzioni di emissione medie composite (*fattore di emissione composito*),

pesato non solo in funzione del parco ma anche al parametro dato dai veicoli-Km percorsi [US EPA, 1978][21].

Il modello FREQ

Il modello FREQ è costituito dall'adattamento del modello MOBILE alle condizioni del parco veicolare circolante in California, tradizionalmente diverse da quelle del resto degli USA a causa del sistema normativo indipendente di cui questo stato si avvale.

Sviluppato in collaborazione dallo University of California Institute of Transportation Studies (CALTRANS) e dallo State of California Air Resource Board, il modello FREQ consiste sostanzialmente in una serie di matrici di coefficienti atti a sostituire quelli presenti nel modello MOBILE. Gli sviluppi più recenti del modello hanno incluso un aggiornamento dei coefficienti all'anno 1990 e la definizione di un *fattore di crescita della domanda* che permette di analizzare la sensibilità del modello alle variazioni della domanda in ingresso [Ostrom et al., 1991][22].

4 I modelli di dispersione

4.1 introduzione

Vicino alla superficie terrestre le forti variazioni della velocità orizzontale e il riscaldamento della superficie danno origine a movimenti turbolenti che sono molto efficaci a trasportare calore e vapore via dalla superficie e, nello stesso tempo, quantità di moto verso il terreno. Questo trasporto turbolento influenza i moti all'interno di uno strato di aria chiamato *strato limite planetario* o *planetary boundary layer* in inglese che si estende ad un'altezza compresa tra circa 30m e 3 Km a seconda dello stato di stabilità dell'aria[23].

Se l'atmosfera è staticamente stabile, il mescolamento turbolento nello strato limite può essere generato da instabilità dinamiche prodotte dai forti gradienti della velocità orizzontale. Lo strato limite si può distinguere in due sottostrati: lo strato superficiale e lo strato di Eckman.

Il primo è definito dal fatto che in esso lo stress dovuto all'attrito è indipendente dalla quota; nel secondo si suppone che esista un equilibrio tra le forze di pressione, l'accelerazione di Coriolis e gli stress turbolenti.

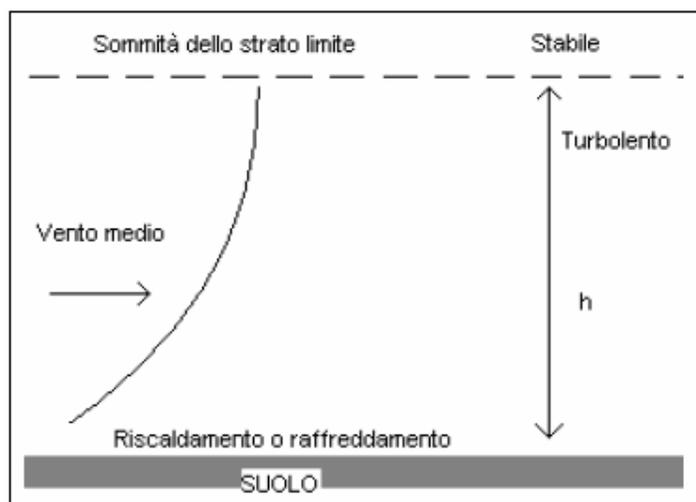


fig. 4.1

Tale strato costituisce la zona in cui si verifica la diffusione dell'inquinamento; il suo spessore durante il giorno varia di ora in ora, anche in relazione al periodo dell'anno.

La concentrazione di sostanze inquinanti a livello del suolo può passare da molto bassa a molto alta, in relazione alle variazioni di stato dello strato limite di ora in ora.

In generale, è possibile affermare che i *meccanismi di dispersione* degli inquinanti nell'atmosfera sono influenzati dai seguenti fattori:

- a) fattori meteorologici (velocità e direzione del vento, turbolenza atmosferica, temperatura, inversione termica);
- b) turbolenze generate dal flusso veicolare (meccaniche e termodinamiche);
- c) caratteristiche della strada (es. strade con "effetto canyon").

Il vento rende più alta la concentrazione sul lato della strada da esso investito e la riduce dall'altro; incrementi della velocità del vento producono una riduzione di concentrazione in quanto riducono il tempo di permanenza di un dato volume di inquinante in una data posizione.

I fattori meteorologici più rilevanti sono:

- Il fenomeno dell'inversione termica (altezza)

ovvero la presenza di strati di aria più calda che invertono la naturale tendenza della temperatura a ridursi al crescere dell'altezza. Normalmente, nella troposfera, la temperatura dell'aria decresce con l'altezza di circa 7°C per Km e si innesca un processo di rimescolamento degli strati inferiori per la tendenza delle masse d'aria più calde (meno dense) a salire verso l'alto. In alcuni casi, si può presentare una zona in cui la temperatura dell'aria cresce con l'altitudine, per poi cominciare a decrescere di nuovo. Tale strato rappresenta un ostacolo per gli strati inferiori più freddi che non possono attraversarlo.

La presenza di uno strato di inversione termica riduce quindi l'altezza di mescolamento cioè riduce il volume di atmosfera nel quale si disperdono le sostanze inquinanti e quindi aumenta la concentrazione.

- La temperatura

Il tasso di emissione della maggior parte degli inquinanti tende ad essere più alto quando la temperatura è bassa.

4.2 Modelli matematici di dispersione

I modelli di dispersione sono classificati in modelli di tipo *deduttivo* (o *teorici*) e modelli di tipo *induttivo* (o *empirici*). I primi descrivono matematicamente i processi che avvengono nell'atmosfera attraverso la formalizzazione di relazioni di causa-effetto supposte vere a priori e sviluppate secondo procedimenti teorici. Essi possono essere di natura deterministica o probabilistica a seconda del tipo di legame che si suppone esistere fra tali relazioni.

I modelli induttivi sono invece sviluppati risalendo, a partire da osservazioni sperimentali, alle leggi generali del fenomeno attraverso procedimenti di estrapolazione. Poiché tali leggi sono basate esclusivamente sulle osservazioni effettuate, essi hanno in genere validità ristretta a situazioni non molto dissimili da quelle dalle quali essi sono stati indotti. A loro volta i modelli empirici possono essere classificati in modelli empirici deterministici e modelli empirici probabilistici. Un diverso tipo di classificazione dei modelli matematici di dispersione è quello relativo alla natura dei sistemi di riferimento adottati. Un primo approccio è quello denominato *euleriano*, consiste nel descrivere il comportamento di una determinata sostanza presente nell'atmosfera attraverso un sistema di assi coordinati fissi[3].

Il secondo approccio, denominato *lagrangiano*, riferisce invece la descrizione del fenomeno a un sistema di riferimento mobile e solidale con la sostanza in moto. Ambedue gli approcci consentono di pervenire a descrizioni matematiche della dispersione.

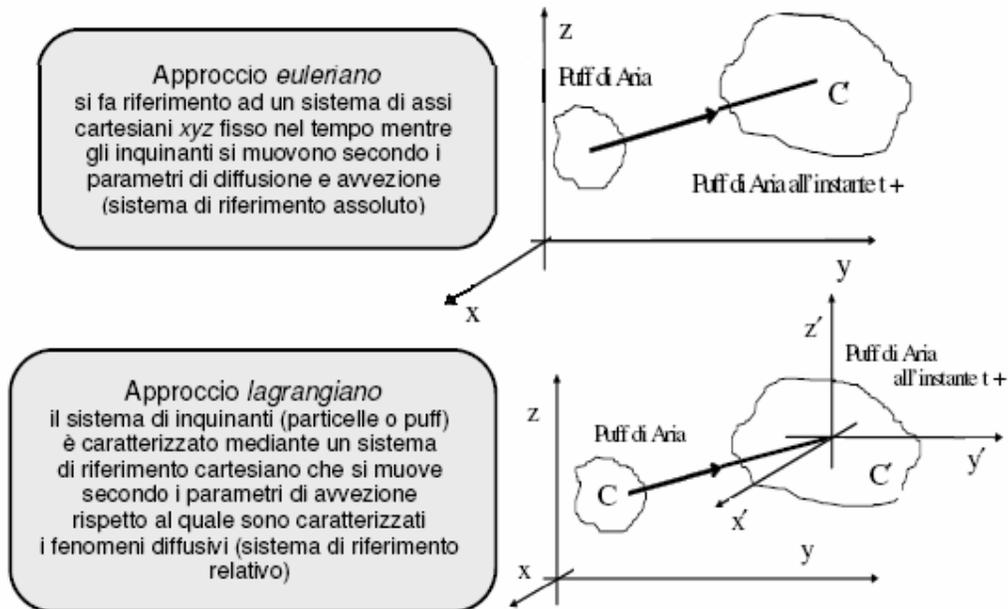


fig. 4.2

I modelli teorici euleriani sono tutti fondati sull'equazione di continuità della sostanza disperdente. Tale equazione può essere risolta solo ammettendo un certo numero di ipotesi semplificative. A seconda del tipo di ipotesi che porta alla chiusura della dell'equazione si può pervenire a teorie estremamente semplificate (*modelli a box*), alle *teorie K* (chiusura di primo ordine), o a teorie più avanzate.

I modelli teorici lagrangiani si basano invece sulla descrizione dei moti delle singole particelle attraverso una distribuzione di probabilità della loro posizione spaziotemporale. I diversi metodi di valutazione di questa distribuzione portano allo sviluppo di differenti tipologie modellistiche, dai modelli più semplici come quelli a *box lagrangiani* fino ai più complessi modelli *a particelle*.

4.2.1 Modelli euleriani

La descrizione in forma euleriana del fenomeno della dispersione si basa sulla legge di conservazione della massa scritta per un sistema di riferimento fisso rispetto alla terra. Le ipotesi fondamentali che vengono imposte al problema includono l'isotropia della sostanza disperdente e l'ammissione che le principali variabili in gioco siano costituite da una componente deterministica e una aleatoria. Ciò permette di scrivere l'equazione di continuità per le sole componenti deterministiche (quantità medie), la quale può essere risolta sia attraverso l'ipotesi del gradiente di trasporto per ottenere le cosiddette chiusure K, sia assumendo ipotesi di carattere meno semplificativo (chiusura di ordine superiore).

La generica *equazione di continuità per una sostanza isotropa disperdente i* assume questa formulazione in componenti:

$$\frac{\delta C_i}{\delta t} + \sum_j \frac{\delta}{\delta x_j} (u_j C_j) = D_i \sum_j \frac{\delta^2 C_i}{\delta x_j^2} + R_i + S_i$$

con

$C_i(x,t)$ = concentrazione di i nel punto x all'istante t ;

u_j = componenti della velocità del vento nelle direzioni degli assi coordinati, nel punto x all'istante t ;

D_i = diffusività dell'inquinante i ;

$R_i = R_i(C_1, \dots, C_n, T)$ = variazione netta di concentrazione di i relativa all'unità di tempo (somma dei contributi di incremento e diminuzione determinati dalle reazioni). T rappresenta la temperatura assoluta del fluido atmosferico composto da n sostanze.

$S_i(x,t)$ = variazione di concentrazione in x all'istante t per effetto di emissioni di sorgenti localizzate nel punto x .

Al primo membro dell'equazione compare la somma di due termini. Il primo rappresenta il tasso totale di variazione della concentrazione della sostanza i nel punto \mathbf{x} all'istante t riferito ad un sistema di coordinate euleriane. Il secondo termine rappresenta invece il tasso di variazione della concentrazione dovuto al movimento del fluido, ovvero al trasporto di materia causato dal vento. Al secondo membro compaiono le aliquote della concentrazione dovute alle diverse cause ipotizzate: il primo termine esprime il contributo dovuto alla diffusione molecolare turbolenta, mentre gli ultimi due rappresentano le variazioni di concentrazione dovute rispettivamente alle reazioni chimiche e alle sorgenti di emissione presenti nel fluido considerato. La soluzione dell'equazione di continuità per una data sostanza i dovrebbe essere dal punto di vista teorico, ricercata tenendo conto che il vettore di velocità \mathbf{v} e la temperatura T del fluido devono soddisfare anche le equazioni della conservazione della quantità di moto (o di Navier-Stokes) e della conservazione dell'energia del fluido, le quali a loro volta tengono conto anche dell'equazione della conservazione della massa.

La soluzione dell'equazione di continuità relativa alla generica sostanza i è possibile qualora si conoscano le espressioni delle tre componenti della velocità del fluido u_j oltre che delle variazioni di concentrazione indotte dalle reazioni chimiche (R) e della presenza di sorgenti di emissione (S). Nei fenomeni di dispersione nell'atmosfera reale la soluzione dell'equazione è però resa difficoltosa da diverse cause.

La più importante è data dalle caratteristiche turbolente del moto dell'aria, che implicano che le componenti della velocità del vento siano da considerarsi funzioni casuali sia del tempo che dello spazio. In secondo luogo, risulta in pratica impossibile conoscere l'esatto andamento della funzione S al variare del tempo e della posizione,

cosicché anch'essa deve essere schematizzata come una funzione casuale.

I modelli euleriani a box sono sviluppati sull'ipotesi che l'area di studio possa essere considerata come una porzione parallelepipedica di atmosfera (box), delimitata superiormente da uno strato di inversione termica, nella quale la sostanza inquinante i si disperde istantaneamente, dando luogo a concentrazioni uniformi nel volume esaminato. Inoltre, si suppone che la velocità del vento sia costante e che l'altezza di mescolamento aumenti in funzione del tempo.

A differenza degli altri modelli euleriani, non necessitano di essere disaggregati spazialmente e non richiedono la soluzione di equazioni differenziali alle derivate parziali, ma solo di equazioni differenziali ordinarie. Possono essere impiegati con la sola conoscenza dei tassi di emissione medi, della velocità media del vento e delle concentrazioni medie al contorno per l'area in esame in funzione del tempo. Di contro, questo tipo di modelli fornisce risultati medi relativi alla porzione considerata e non può essere adottato per stimare le concentrazioni a livello locale.

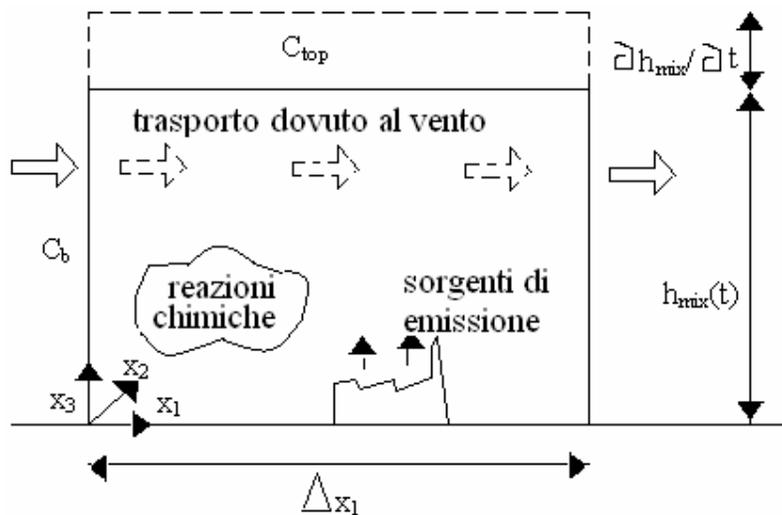


fig. 4.3

Una tipica applicazione dei modelli a box prevede la stima delle concentrazioni medie spaziali nelle aree urbane, in quanto si possono

ritenere valide le ipotesi sulla localizzazione dello strato di inversione termica e sulla distribuzione delle sorgenti di emissione.

4.2.2 Modelli lagrangiani

L'uso di un sistema di riferimento nell'analisi della dispersione di una generica sostanza i nell'atmosfera consente di stimare la sua concentrazione attraverso la descrizione delle traiettorie delle singole particelle fluide in moto. Le particelle considerate sono definite come porzioni di fluido di dimensioni sufficientemente grandi rispetto alle scale molecolari ma abbastanza piccole da permettere di trascurarne le variazioni interne di pressione e velocità. Queste ipotesi consentono di considerare il fluido come un mezzo continuo e le particelle come punti materiali che seguono il moto del fluido.

Dal punto di vista lagrangiano, la concentrazione di una generica sostanza i contenuta in una porzione di fluido atmosferico di volume V può essere calcolata, in un certo istante di tempo, come la somma delle masse di tutte le particelle contenute in V in quell'istante diviso per l'entità del volume considerato. Per effettuare tale calcolo è necessario conoscere la posizione delle singole particelle in ogni istante di tempo. In pratica tale descrizione non è determinabile con esattezza, essendo il numero di particelle da considerare molto grande e i loro moti influenzati da eventi casuali. È perciò necessario procedere attraverso una descrizione probabilistica delle traiettorie delle particelle.

La concentrazione media totale nel punto \mathbf{x} all'istante t è data dalla somma di due contributi, il primo dovuto alla concentrazione media iniziale il secondo alle sorgenti di emissione:

$$\langle c(x,t) \rangle = \langle c(x,t) \rangle_0 + \langle c(x,t) \rangle_S = \iiint_V q(x,t|x',t_0) \langle c(x,t_0) \rangle dx' + \\ + \iiint_V \int_{t_0}^t q(x,t|x',t') \langle S(x',t') \rangle dt' dx'$$

Tale equazione viene chiamata *equazione della dispersione lagrangiana* e costituisce il fondamento per lo sviluppo della descrizione lagrangiana della dispersione di una sostanza in un fluido turbolento, e in particolare nell'atmosfera. Essa consente il calcolo della concentrazione media della sostanza considerata in un punto dello spazio e in un istante qualunque sulla base della conoscenza della concentrazione media esistente in un generico punto nell'istante iniziale prescelto, della concentrazione dovuta alle sorgenti di emissione nell'intervallo temporale considerato, e infine della funzione della densità di probabilità di transizione q che descrive in maniera probabilistica la traiettoria delle particelle data la loro posizione nell'istante iniziale.

Essa presenta lo svantaggio di non poter tenere conto delle reazioni chimiche tra le particelle ma in compenso, non essendo basata sull'ipotesi del gradiente di trasporto, rimane valida anche in prossimità di forti sorgenti di emissione isolate. Il problema maggiore è rappresentato, tuttavia, dalla mancanza di una completa conoscenza dei fenomeni turbolenti, con l'impossibilità di determinare $q(x,t|x',t')$, se non ammettendo ipotesi semplificative. Alcune ipotesi possono portare alla derivazione dell'equazione gaussiana (per sorgente istantanea o continua) o all'equazione della teoria K.

All'approccio lagrangiano si possono ricondurre i *modelli a traiettoria* (o modelli lagrangiani a box) e i *modelli a particelle*. Questi ultimi costituiscono le soluzioni modellistiche più avanzate nella simulazione della dispersione[3].

4.2.3 Modelli gaussiani

Nel caso in cui si abbiano le condizioni di atmosfera stazionaria e omogenea nella quale è presente una sorgente puntuale continua e costante, l'approccio lagrangiano consente di determinare l'espressione della concentrazione media nella configurazione di equilibrio. Essa assume in tal caso una forma matematica che, per la sua similitudine con quella della distribuzione normale bivariata, viene detta gaussiana.

Le ipotesi semplificative necessarie sono:

- componente verticale del vento nulla;
- superficie del terreno piana;
- atmosfera stazionaria ed omogenea (distribuzione della velocità del vento indipendente dal tempo e dallo spazio);
- turbolenza lungo la direzione del vento trascurabile (velocità media sufficientemente grande);
- assenza di reazioni chimiche e di deposizione al suolo.

Sotto queste ipotesi si assume che, data una sorgente puntiforme e una direzione media del vento, la distribuzione della concentrazione di inquinante in un piano verticale perpendicolare alla direzione del vento possa essere espressa da una legge di tipo gaussiano i cui parametri sono funzione della distanza del piano verticale dalla sorgente.

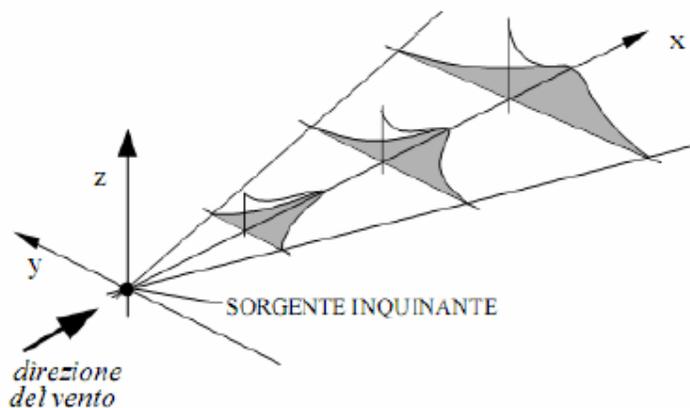


fig. 4.4

Sia l'origine del sistema cartesiano posta in un punto del suolo, con l'asse z ortogonale alla superficie e uscente da essa e gli assi x e y orizzontali. Si può poi assumere che la velocità media del vento v sia diretta secondo l'asse x ($v = (v,0,0)$) e trascurare gli effetti della turbolenza sulla dispersione rispetto a quelli dovuti al vento stesso. Si scelga il sistema di riferimento in modo che la sorgente puntuale continua di emissione sia posta sull'asse z ad un'altezza h_s dal suolo.

A causa dei fenomeni connessi all'innalzamento del pennacchio emesso dalla sorgente, l'emissione avverrà in un punto di altezza pari a:

$$H = h_s + \Delta h$$

con

H = altezza effettiva della sorgente;

Δh = innalzamento del pennacchio.

Le coordinate della sorgente saranno quindi considerate uguali a (0,0,H).

Se tutte le ipotesi enunciate sono soddisfatte, allora la concentrazione media di equilibrio può essere formulata con la seguente relazione:

$$\langle c_i(x, y, z) \rangle = \frac{Q_p}{2\pi v \sigma_y \sigma_z} \times \exp \left[-\left(\frac{y}{\sqrt{2}\sigma_y} \right)^2 \right] \times \exp \left[-\left(\frac{z-H}{\sqrt{2}\sigma_z} \right)^2 \right]$$

Tale equazione è

quella della normale bivariata nei piani (x,y) e (x,z) mostrata in figura:

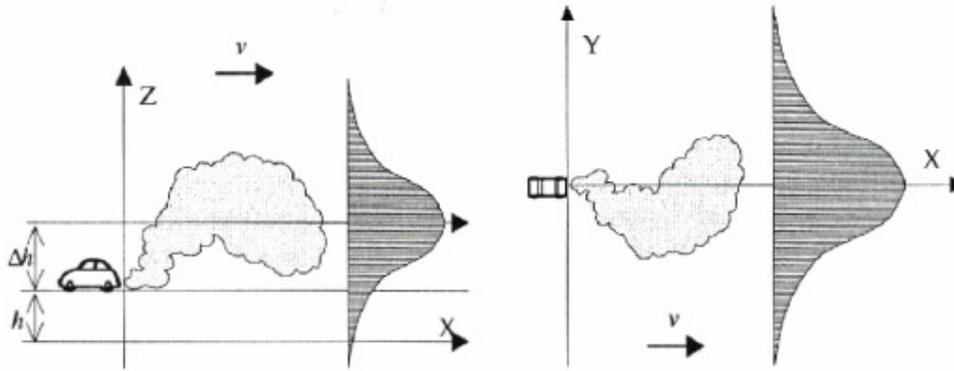


fig. 4.5

I parametri σ_y e σ_z rappresentano le deviazioni standard della distribuzione di C_i e sono in generale funzione del tempo t .

Le deviazioni standard σ_i sono funzione del tempo di trasporto $t_m = x/v$, che rappresenta il tempo medio di trasporto della sostanza i per una generica lunghezza x e alla velocità media del vento. Essendo v costante si può scrivere che: $\sigma_y = \sigma_y(x)$; $\sigma_z = \sigma_z(x)$.

Per semplificare la trattazione, le deviazioni standard saranno calcolate in maniera diversa per le varie situazioni di stabilità atmosferica, ottenendo:

$$\sigma_y = \sigma_y(x, ST); \quad \sigma_z = \sigma_z(x, ST)$$

Avendo utilizzato il simbolo ST per indicare in modo generico la dipendenza delle σ_i dai parametri che descrivono la stabilità atmosferica.

Inoltre, non bisogna dimenticare alcuni fattori o fenomeni che producono una discontinuità nel processo di dispersione gaussiana:

- a) superficie del suolo;
- b) strato di inversione termica;
- c) fenomeni di deposizione e reazione chimica.

Nel primo caso la presenza della superficie del suolo in corrispondenza del piano $z=0$ comporta una discontinuità del processo gaussiano di dispersione. Le particelle di sostanza disperdente dalla sorgente infatti, incontrando il suolo, non proseguono il loro cammino indisturbate ma

vengono a seconda dei casi respinte, assorbite o depositate sulla superficie. Il modo più semplice di schematizzare questo fenomeno in un modello gaussiano consiste nell'ipotizzare la presenza di una sorgente fittizia posta al di sotto della superficie del suolo in maniera speculare a quella reale rispetto al piano $z=0$.

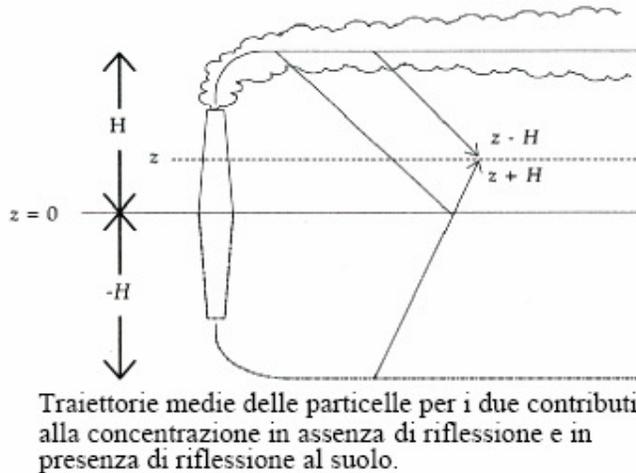


fig. 4.6

Se si vuole simulare la presenza di un suolo perfettamente riflettente, tale sorgente fittizia deve essere considerata emettente alle stesso tasso di quella reale, cosicché il fenomeno segue le leggi della riflessione geometrica, se invece si vuole simulare una superficie completamente assorbente o che realizzi la completa deposizione della sostanza, allora la sorgente fittizia deve essere considerata negativa (pozzo).

Per realizzare ciò si deve addizionare all'espressione gaussiana della concentrazione un contributo ad essa uguale (a meno del segno e di un coefficiente moltiplicativo) e dovuto alla sorgente fittizia:

$$\langle c_i(x, y, z) \rangle = \frac{Q_p}{2\pi v \sigma_y \sigma_z} \times \exp \left[-\left(\frac{y}{\sqrt{2}\sigma_y} \right)^2 \right] \times \left\{ \exp \left[-\left(\frac{z-H}{\sqrt{2}\sigma_z} \right)^2 \right] \right\}$$

con

$\alpha_s = 1$, per superficie perfettamente riflettente;

$\alpha_s = -1$, per superficie perfettamente assorbente.

Valori intermedi di α_s specificano proprietà intermedie della superficie.

Nel secondo caso in cui si ha la presenza di uno strato di inversione termica a una certa altezza di mescolamento h_{mix} dal suolo determina la riflessione delle traiettorie delle particelle disperdenti sul piano $z = h_{mix}$ verso il basso. Tenendo conto di un numero N_{rif} di riflessioni sullo strato di inversione e considerando sia il suolo che lo strato di inversione perfettamente riflettenti (riflessioni multiple), $c_i(x,y,z)$ risulta pari a :

$$\frac{Q_p}{2\pi v \sigma_y \sigma_z} \times \exp\left[-\left(\frac{y}{\sqrt{2}\sigma_y}\right)^2\right] \times \sum_{k=N_{rif}}^{N_{rif}} \exp\left[-\left(\frac{2kh_{mix}+z-H}{\sqrt{2}\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\left(\frac{2kh_{mix}+z+H}{\sqrt{2}\sigma_z}\right)^2\right]$$

Nel terzo caso gli effetti dei fenomeni di deposizione e di reazione chimica sono generalmente tenuti in conto moltiplicando l'equazione gaussiana della dispersione per un termine esponenziale del tipo:

$$\exp\left(-\frac{t_m}{T}\right)$$

Dove $t_m = \frac{x}{v}$ $t_m = \frac{x}{v}$ è il tempo di trasporto, mentre T rappresenta la scala temporale di riferimento del fenomeno fisico corrispondente (deposizione o reazione chimica).

4.2.4 Stima dei parametri di diffusione sigma

L'uso dei modelli gaussiani di dispersione è subordinato alla stima dei parametri che compaiono nella sua formulazione generale, quali la velocità media del vento v , l'altezza effettiva della sorgente H e le deviazioni standard σ_y e σ_z . I parametri chiave che influiscono sulle prestazioni di tali modelli sono, nello specifico, le funzioni-sigma.

Generalmente le relazioni utilizzate consistono in un insieme di curve che esprimono σ_y e σ_z in funzione della classe di stabilità e della distanza x sottovento dalla sorgente di emissione. Ciò permette il riferimento a parametri ambientali facilmente disponibili senza la necessità di ricorrere alla misura di variabili atmosferiche di più difficile determinazione.

Le funzioni-sigma più famose ed applicate in questa tipologia di modelli sono:

- *Pasquill-Gifford* (1961);
- *Brookhaven National Laboratory* (1968);
- *Briggs* (1973).

Le curve di *Pasquill-Gifford*, essendo fornite graficamente, non sono facilmente utilizzabili nelle applicazioni dei modelli matematici di dispersione. Per ovviare a questo problema Green (1980) ha fornito per esse una formulazione analitica del tipo:

$$\sigma_y(x) = \frac{k_{x1} \cdot x}{\left(1 + \frac{x}{k_0}\right)^{k_{x2}}}; \quad \sigma_z(x) = \frac{k_{y1} \cdot x}{\left(1 + \frac{x}{k_0}\right)^{k_{y2}}}; \quad \text{i cui coefficienti sono riportati in tabella}$$

Classe di stabilità di Pasquill						
	A	B	C	D	E	F
k_0	927	370	283	707	1070	1170
k_{1x}	0.250	0.202	0.134	0.0787	0.0566	0.0370
k_{2x}	0.189	0.162	0.134	0.135	0.137	0.134
k_{1y}	0.0102	0.0962	0.0722	0.0475	0.0335	0.0220
k_{2y}	-1.918	-0.101	0.102	0.465	0.624	0.700

fig. 4.7

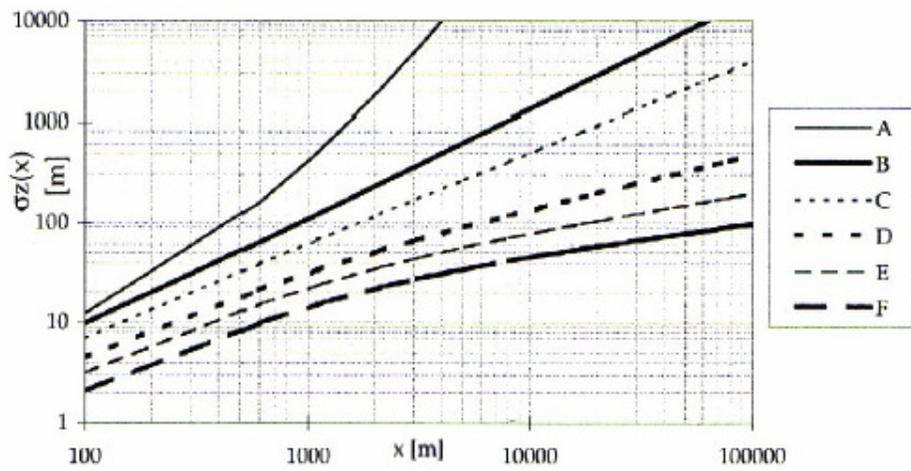
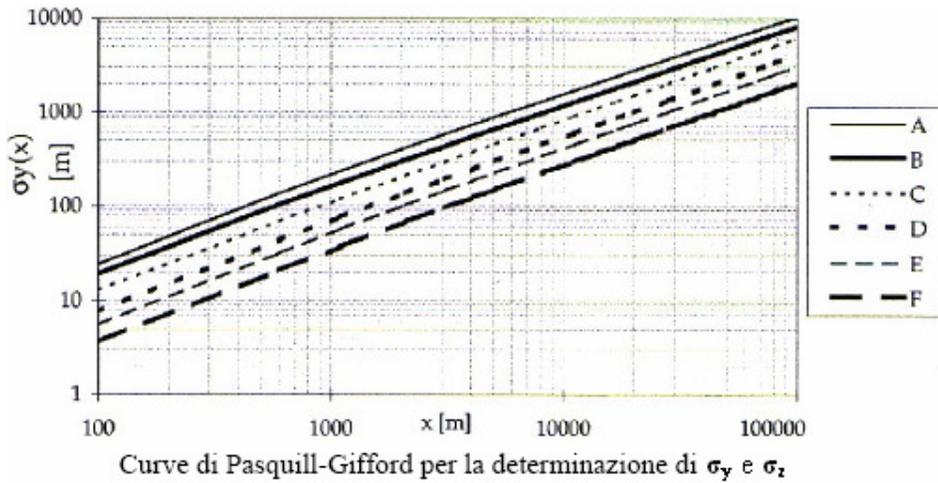


fig. 4.8

Le formule di Briggs sono del tipo:

$$\sigma_y = A_y x \cdot (B_y + D_y x)^{E_y}; \quad \sigma_z = A_z x \cdot (B_z + D_z x)^{E_z};$$

Classe di stabilità di Pasquill						
	A	B	C	D	E	F
A_y	0.32	0.32	0.22	0.16	0.11	0.11
B_y	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
D_y	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004
E_y	-1/2	-1/2	-1/2	-1/2	-1/2	-1/2
A_z	0.24	0.24	0.20	0.14	0.08	0.08
B_z	1.00	1.00	0.00	1.00	1.00	1.00
D_z	0.001	0.001	0.00	0.0003	0.00015	0.00015
E_z	1/2	1/2	0.00	-1/2	-1/2	-1/2

Valori dei coefficienti dei parametri σ_y e σ_z nelle condizioni urbane fig. 4.9

4.3 Modelli di dispersione empirici

Sono indicati con il nome di modelli empirici quei modelli sviluppati in base a osservazioni sperimentali dei valori delle principali variabili che intervengono nel fenomeno della dispersione. I modelli di questo tipo sono in genere sviluppati con un procedimento di tipo induttivo, ovvero individuando i legami fra le variabili in seguito all'analisi di un considerevole numero di osservazioni sperimentali, pur non tralasciando di considerare i fondamentali aspetti della teoria fisica del fenomeno.

La formulazione matematica viene di solito calibrata con procedimenti di tipo statistico per ottimizzare le capacità revisionali. Il principale limite dei modelli empirici consiste nel fatto che essi sono in grado di simulare solo le particolari condizioni nelle quali sono stati sviluppati, o condizioni da queste non molto dissimili[3].

4.3.1 Il modello canyon

Una forma strutturale tipica del tessuto urbano, che si ripete spazialmente con caratteristiche atmosferiche simili, è quella costituita da una strada fiancheggiata da due file di edifici, detta *strada a canyon* o *canyon urbano*. Il modello Canyon è un modello empirico che consente la determinazione della concentrazione media di un inquinante in un punto recettore nell'ambito di un canyon urbano. Numerosi studi sperimentali hanno dimostrato che la dispersione all'interno di questa struttura urbana dipende principalmente dalle caratteristiche geometriche del sito e dalle condizioni di flusso atmosferico. Un parametro geometrico molto significativo è il coefficiente di forma α_c , ottenuto dal rapporto tra l'altezza degli edifici laterali H e la larghezza del canyon W . Le caratteristiche del flusso atmosferico sono rappresentate dalla velocità media del vento in corrispondenza dei tetti degli edifici e a livello del suolo e dalla direzione del vento.

Se la velocità del vento è bassa (1-2 m/s) la presenza di componenti di vento trasversali genera *vortici di ristagno* che riducono il trasporto di inquinanti verso l'esterno. Questo fenomeno appare, però, meno probabile nel caso di edifici molto alti. Il vento si dice trasversale se la sua direzione forma un angolo compreso fra -45° e $+45^\circ$ con la normale all'asse del canyon.

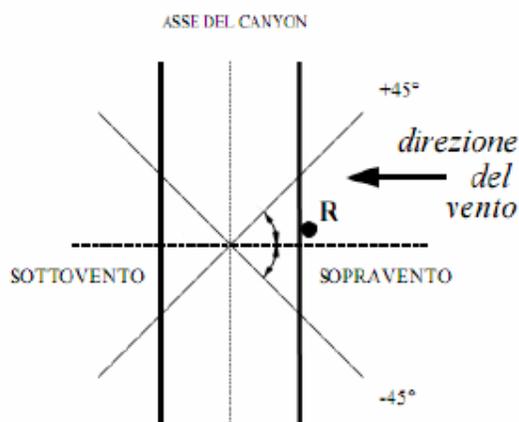


fig. 4.10

La configurazione geometrica di riferimento è quella in cui gli edifici posti ai lati della strada hanno altezze tra loro comparabili ($\alpha_c \sim 1$). Inoltre, si suppone che il regime di circolazione dell'aria all'interno del canyon sia determinato dall'instaurarsi di un unico vortice primario elicoidale.

In queste condizioni, si verificano i seguenti fenomeni:

- gli inquinanti emessi si distribuiscono maggiormente sul lato sopravento rispetto a quello sottovento per effetto del vortice;
- il vortice da un lato solleva gli inquinanti facilitandone l'evacuazione, dall'altro raccoglie e convoglia nel canyon gli inquinanti emessi da altre sorgenti (camini);
- il ricambio d'aria tra il canyon e l'ambiente esterno è limitato.

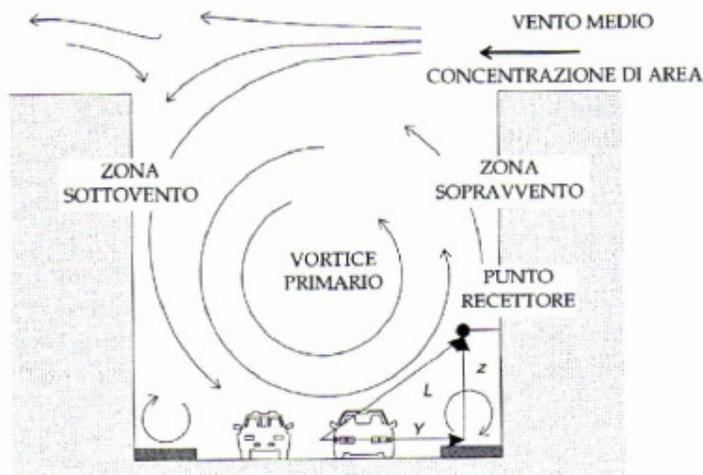


fig. 4.11

La concentrazione di inquinante, in un punto generico di una strada a canyon, è frutto della somma di due contributi:

- 1) una *componente di fondo* o *d'area* (C_a), costituita dagli inquinanti prodotti in altri archi che entrano nel canyon superando i tetti adiacenti;
- 2) una *componente locale* (C_c), dovuta alle emissioni effettivamente generate nel canyon.

La componente di fondo è potenzialmente trascurabile in quanto risulta fino a 50 volte inferiore a quella locale.

La direzione del vento incide fortemente sulla determinazione delle concentrazioni poiché condiziona la relazione empirica da applicare:

- se la direzione del vento è trasversale rispetto all'asse del canyon, si valutano il contributo sopravvento (leeward) $C_{c,L}$ e il contributo sottovento (windward) $C_{c,W}$;
- se la direzione del vento è quasi parallela alla strada (forma con l'asse stradale un angolo inferiore a 45° in valore assoluto), la concentrazione risulta identica nel lato sopravvento e sottovento e pari alla media dei due precedenti contributi.

Il modello Canyon si basa sull'ipotesi che il contributo locale sia direttamente proporzionale all'entità delle emissioni locali e inversamente proporzionale sia alla velocità del vento a livello del suolo

che alle dimensioni verticali della zona di mescolamento. Questo conduce al calcolo delle componenti di concentrazione $C_{c,L}$ e $C_{c,W}$ sfruttando le seguenti relazioni empiriche:

$$C_{c,L} = \frac{k \cdot E}{(u + 0,5) \cdot (r + L_0)} [g / m^3] \quad C_{c,W} = \frac{k \cdot E \cdot (H - z)}{W \cdot H \cdot (u + 0,5)} [g / m^3]$$

dove:

K è una costante adimensionale (sperimentalmente circa pari a 7);

L_0 è la larghezza del veicolo (2 m);

E è la quantità di inquinante emesso dagli autoveicoli [g/ms];

r è la distanza del ricettore dalla corsia più vicina [m];

z è l'altezza del ricettore [m];

H è la minima altezza degli edifici [m];

W è la larghezza della strada [m];

u è la velocità del vento ai tetti [m/s];

Sebbene la schematizzazione empirica della dispersione degli inquinanti nelle strade a canyon sia stata originariamente concepita per i soli inquinanti inerti, si possono ottenere buoni risultati anche nella previsione degli ossidi di azoto (Gualtieri e Tartaglia 1997)[24].

5 La metodologia CORINAIR e il modello COPERT

5.1 introduzione

I modelli per l'elaborazione di scenari e inventari delle emissioni atmosferiche più utilizzati in UE si basano sull'*emission factor approach*, secondo il quale le emissioni di un dato inquinante relative ad un certo settore sono il prodotto delle singole attività che generano emissioni e dei rispettivi emission factors. Un fattore di emissione dà una rappresentazione quantitativa delle caratteristiche emissive di un dato inquinante, in un certo anno per una data sorgente.

Tali modelli si basano su relazioni del tipo:

$$\frac{\text{t inquinante emesso}}{\text{anno}} = n \text{ veicoli} * \frac{\text{km percorsi}}{\text{anno}} * \text{Fattore Emissione in } \frac{\text{g}}{\text{km}} \text{ a veicolo} * \frac{1}{1000000}$$

Un modello di calcolo frequentemente utilizzato in Europa, ma anche in altre parti del mondo, per la stima delle emissioni di inquinanti atmosferici dovuti ai trasporti stradali, è denominato COPERT (COmputer Programme to calculate Emissions from Road Traffic). La metodologia COPERT è stata introdotta dall' EEA (European Environment Agency, Agenzia Europea per l'Ambiente) per la redazione dei rapporti sullo stato dell'ambiente e dai National Reference Center per la realizzazione degli inventari nazionali delle emissioni, nell'ambito del progetto CORINAIR (COordination INformation AIR). Regioni e Province sono tenute a realizzare inventari regionali e provinciali. Poi le città utilizzano gli inventari locali per la valutazione preliminare della qualità dell'aria e la realizzazione dei piani urbani del traffico[25]. Il programma è stato finanziato e sviluppato dall'EEA nel quadro delle attività dello ETC/ACC (European Topic Centre on Air and Climate Change) per fornire ai Paesi Europei alcuni strumenti

indispensabili alla realizzazione di inventari annuali in modo trasparente e standardizzato.

Lo standard europeo di riferimento per la compilazione di inventari emissivi è quello del progetto CORINAIR (COOrdination INformation AIR), sviluppato nel 1985 nell'ambito del programma CORINE. La classificazione delle sorgenti emissive usata per CORINAIR si basa su categorie chiamate SNAP (Selected Nomenclature for Air Pollution), suddivise in tre livelli di disaggregazione (settore, sottosettore, attività/tecnologia); il primo è il livello di aggregazione più alto e prevede 11 settori.

SNAP	Settore
01	Combustione – Energia e industria di trasformazione
02	Combustione – Non industriale (riscaldamento, ...)
03	Combustione – Industria
04	Processi produttivi
05	Estrazione, distribuzione combustibili fossili / geotermico
06	Uso di solventi
07	Trasporti stradali
08	Altre sorgenti mobili (mezzi agricoli, industriali, per giardinaggio, navigazione, ferrovie)
09	Trattamento e smaltimento rifiuti
10	Agricoltura (fertilizzanti, fitofarmaci, allevamenti, ...)
11	Altre sorgenti (natura)

fig.5.1

Per ciascun settore sono disponibili diversi metodi di calcolo, dai più semplificati a quelli sempre più dettagliati e precisi.

La metodologia CORINAIR per la stima delle emissioni da traffico stradale è basata sul calcolo dei fattori di emissione dei principali inquinanti, a partire dalla conoscenza delle seguenti variabili:

- *tipologia di veicolo* (tipo di carburante, anno di produzione, cilindrata per veicoli leggeri o motocicli e peso per veicoli di trasporto merci) considerata suddividendo il parco veicolare in 38 gruppi appartenenti a 10 categorie;
- *velocità media*;
- *lunghezza del tratto percorso*;

- *presenza o meno del ciclo di Preriscaldamento (vista l'esistenza dei tre contributi emissivi: a freddo o in transitorio termico, a caldo o a regime termico ed evaporativo);*
- *tipo di strada percorsa (urbana, extraurbana, autostrada)*
- *temperatura ambiente.*

Categoria	Gruppo	Propulsione/uso	Omologazione	Cilindrata o peso
Benzina < 1.4 l	1.1	Benzina	PRE ECE	< 1.4 l
	1.2	Benzina	ECE 15-00-01	< 1.4 l
	1.3	Benzina	ECE 15-02	< 1.4 l
	1.4	Benzina	ECE 15-03	< 1.4 l
	1.5	Benzina	ECE 15-04	< 1.4 l
	1.6	Benzina	Convenzionali migliorati	< 1.4 l
	1.7	Benzina	Catalizzati (ciclo aperto)	< 1.4 l
	1.8	Benzina	Catalizzati (ciclo chiuso)	< 1.4 l
Benzina 1.4+2.0 l	2.1	Benzina	PRE ECE	1.4+2.0 l
	2.2	Benzina	ECE 15-00-01	1.4+2.0 l
	2.3	Benzina	ECE 15-02	1.4+2.0 l
	2.4	Benzina	ECE 15-03	1.4+2.0 l
	2.5	Benzina	ECE 15-04	1.4+2.0 l
	2.6	Benzina	Convenzionali migliorati	1.4+2.0 l
	2.7	Benzina	Catalizzati (ciclo aperto)	1.4+2.0 l
	2.8	Benzina	Catalizzati (ciclo chiuso)	1.4+2.0 l
Benzina > 2.0 l	3.1	Benzina	PRE ECE	> 2.0 l
	3.2	Benzina	ECE 15-00-01	> 2.0 l
	3.3	Benzina	ECE 15-02	> 2.0 l
	3.4	Benzina	ECE 15-03	> 2.0 l
	3.5	Benzina	ECE 15-04	> 2.0 l
	3.6	Benzina	Catalizzati (ciclo chiuso)	> 2.0 l
Diesel	4.1	Diesel	-	< 2.0 l
	4.2	Diesel	-	> 2.0 l
LPG	5	Gas	-	-
Benzina a due tempi	6	Benzina	-	-
Commerciali leggeri	7.1	Benzina	-	-
	7.2	Diesel	-	-
Commerciali pesanti	8.1	Benzina	-	> 3.5 t
	8.2	Diesel	-	3.5+16 t
	8.3	Diesel	-	> 16 t
Motocicli	9.1	-	-	< 50 cc
	9.2	2 tempi	-	> 50 cc
	9.3	4 tempi	-	> 50 cc
Fuori strada	10.1	Uso agricolo	-	-
	10.2	Uso forestale	-	-
	10.3	Uso industriale	-	-
	10.4	Uso militare	-	-

fig. 5.2

Le sostanze inquinanti esaminate sono 10: gli ossidi di azoto NO_x, l'ossido di diazoto N₂O, gli ossidi di zolfo SO_x, il metano CH₄, gli idrocarburi volatili non metallici, il monossido di carbonio CO, l'anidride carbonica CO₂, l'ammoniaca NH₃, il particolato e i composti del piombo. Generalmente, per sostanze come CO, VOC, NO_x e PM (solo per veicoli diesel) e per il consumo di combustibile (in g/km), si

ottiene una stima piuttosto accurata dei fattori di emissione. Invece per CO₂, SO₂, N₂O, CH₄, NH₃, metalli pesanti e benzene le stime sono piuttosto grossolane, basate, in particolare, sulla quantità di carburante consumata.

5.2 Calcolo dei fattori di emissione

Le emissioni a regime termico sono espresse, per ogni inquinante i e gruppo di veicoli g , attraverso un fattore lineare di emissione espresso in $g \cdot \text{veic}^{-1} \cdot \text{km}^{-1}$:

$$\delta E_{base}^{i,g} (v_m)$$

Da questa espressione si può ricavare il fattore di emissione medio pesato per gruppo veicolare attraverso la percentuale c_g di veicoli del gruppo g del parco quale si riferisce l'analisi:

$$\delta E_{base}^i = \sum_g c_g \times \delta E_{base}^{i,g} (v_m)$$

Le emissioni totali, in grammi, si calcolano moltiplicando il fattore di emissione medio per il numero di veicoli-km (VKM):

$$E_{tot}^i = \delta E_{base}^i (v_m) \times VKM$$

A queste emissioni di base, si aggiunge l'aliquota di emissioni dovuta al funzionamento in transitorio termico dei veicoli. Essa viene espressa attraverso il rapporto medio $\varepsilon^{i,g}$ tra le emissioni a freddo e quelle a caldo, la frazione β_{tr} di lunghezza mediamente percorsa con motore freddo (funzione di altre variabili y_1, \dots, y_n fra cui la temperatura ambientale, la lunghezza media degli spostamenti, etc.) e le emissioni di base:

$$\delta E_T^{i,g} (v_m, \varepsilon^{i,g}, y_1, \dots, y_n) = \beta_{tr} (y_1, \dots, y_n) \times \delta E_{base}^{i,g} (v_m) \times (\varepsilon^{i,g} - 1)$$

I fattori di emissione proposti dal CORINAIR sono il prodotto della sintesi di tutte le esperienze disponibili a livello europeo, ovvero circa 3000 test per inquinante, effettuati su circa 1000 veicoli.

Utilizzando modelli di ultima generazione, ecco come si procede a determinare tali fattori distinguendo queste due categorie di autoveicoli:

- *Autovettura passeggeri benzina*

$$\text{CO (g/km)} = 5.0786 - 0.15623 V + 0.001375 V^2$$

$$\text{VOC (g/km)} = 0.4590 - 0.0106 V + 0.0000672 V^2$$

$$\text{NOx (g/km)} = 0.6089 - 0.01184 V + 0.0001100 V^2$$

$$\text{FUEL (g/km)} = 135.42 - 2.4558 V + 0.01740 V^2$$

- *Autovettura passeggeri diesel*

$$\text{CO (g/km)} = 0.9337 - 0.0170 V + 0.0000961 V^2$$

$$\text{VOC (g/km)} = 0.1354 - 0.0022 V + 0.0000113 V^2$$

$$\text{NOx (g/km)} = 0.918 - 0.014 V + 0.000101 V^2$$

$$\text{PM (g/km)} = 0.1208 - 0.0277 V + 0.0000226 V^2$$

$$\text{FUEL (g/km)} = 83.660 - 1.3123 V + 0.00790 V^2$$

Generalizzando le precedenti espressioni, si può fornire questa relazione in funzione della velocità media (principale variabile che influenza le emissioni):

$$a + bV + cV^2 \quad (V \text{ [km/h]})$$

Quindi, a parità di velocità media (pari a 70 km/h), è possibile confrontare i fattori di emissione nei due casi.

		BENZINA	DIESEL
Speed	<i>km/h</i>	70	70
CO	<i>g/km</i>	0,880	0,21459
VOC	<i>g/km</i>	0,046	0,03677
NOx	<i>g/km</i>	0,319	0,4329
Fuel	<i>g/km</i>	48,774	30,509
PM	<i>g/km</i>		0,04484

fig. 5.3

Inoltre, per una maggiore completezza, si mostra nei grafici successivi l'andamento in funzione della velocità dei fattori emissivi per CO, VOC, NO_x e consumo di combustibile per autovetture a benzina.

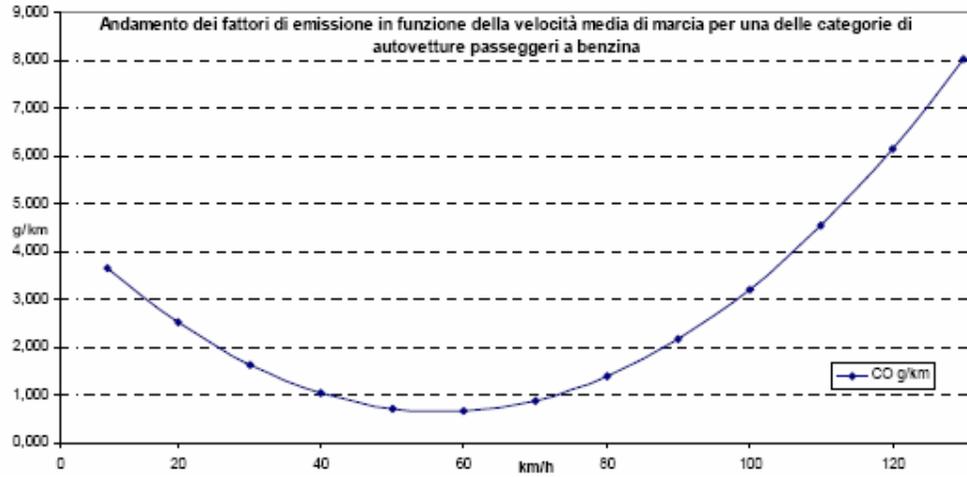


fig.5.4

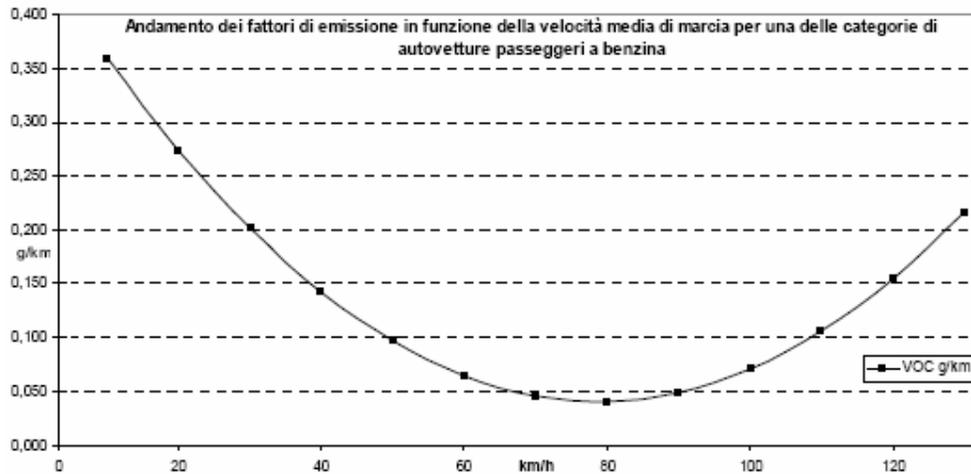


fig. 5.5

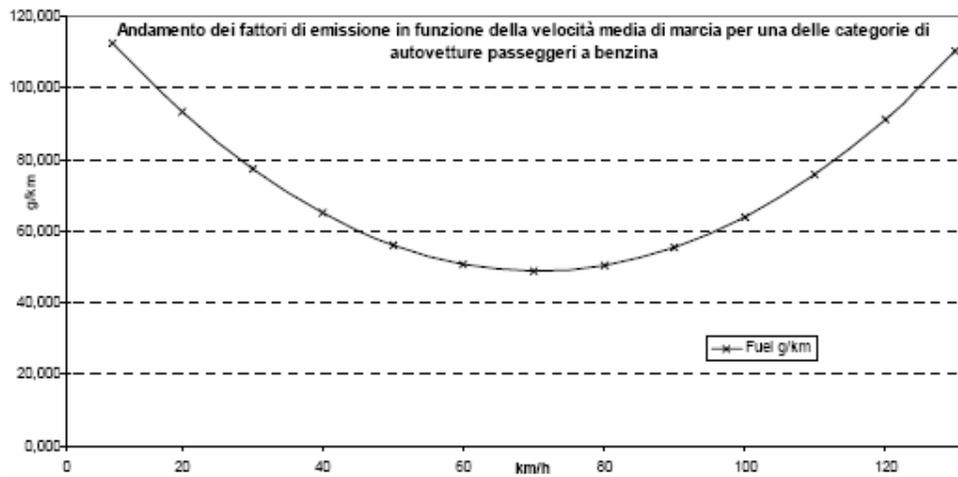
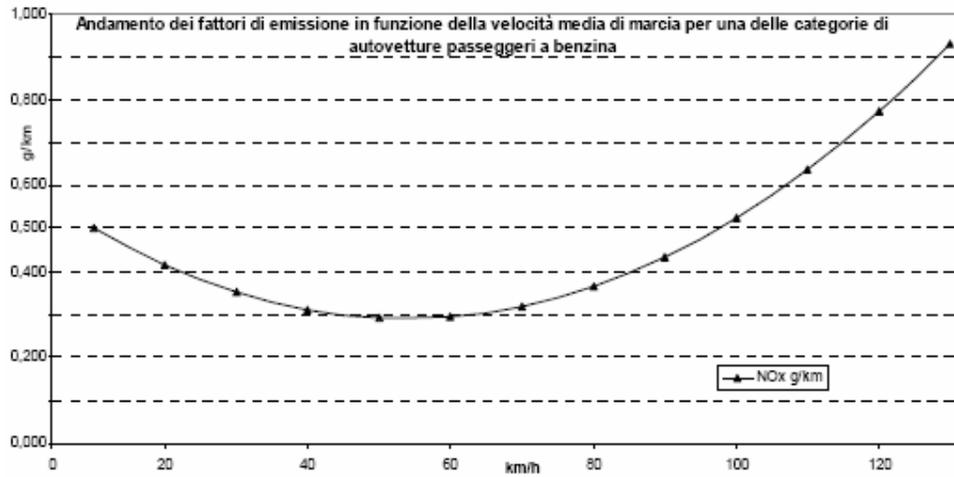


fig.5.6

Nelle tabelle che seguono vengono riportati i fattori di emissione per alcune categorie veicolari, indicando con V la velocità media dei veicoli espressa in km/h, con R_2 il coefficiente di adattamento e con T_a la temperatura ambiente.

Categoria veicolo	Cilindrata	Range di velocità	Fattore di emissione CO [g/km]	R ₂
PREECE	Tutte	10-100	$281 * V^{-0.630}$	0.924
	Tutte	100-130	$0.112 * V + 4.32$	-
ECE15-00-01	Tutte	10-50	$313 * V^{-0.760}$	0.989
	Tutte	50-130	$27.22 - 0.406 * V + 0.0032 * V^2$	0.158
ECE15-02	Tutte	10-60	$300 * V^{-0.797}$	0.747
	Tutte	60-130	$22.260 - 0.440 * V + 0.0026 * V^2$	0.102
ECE15-03	Tutte	10-32	$161.36 - 45.62 * \ln V$	0.790
	Tutte	32-130	$37.92 - 0.680 * V + 0.00377 * V^2$	0.247
ECE15-04	Tutte	10-60	$260.788 * V^{-0.910}$	0.825
	Tutte	60-130	$14.653 - 0.220 * V + 0.001163 * V^2$	0.613
Convenzionali migliorati	cc<1.41	10-130	$14.577 - 0.294 * V + 0.002478 * V^2$	0.781
	1.41<cc<2.01	10-130	$8.273 - 0.151 * V + 0.000957 * V^2$	0.767
Catalizzati a ciclo aperto	cc<1.41	10-130	$17.882 - 0.377 * V + 0.002825 * V^2$	0.656
	1.41<cc<2.01	10-130	$9.446 - 0.230 * V + 0.002029 * V^2$	0.719
Catalizzati a ciclo chiuso	Tutte	10-130	$2.913 - 0.085 * V + 0.000873 * V^2$	0.70

Emissioni di CO per veicoli a benzina di peso inferiore a 2.5 ton

fig. 5.7

Inquinante	Cilindrata	Range di velocità	Fattore di emissione [g/km]	R ₂
CO	Tutte	10-130	$5.413 * V^{-0.574}$	0.745
NO _x	cc<2.01	10-130	$0.918 - 0.014 * V + 0.000101 * V^2$	0.949
	cc>2.01	10-130	$1.31 - 0.018 * V + 0.000133 * V^2$	0.927
VOC	Tutte	10-130	$4.61 * V^{-0.973}$	0.794
PAR	Tutte	10-130	$0.45 - 0.0086 * V + 0.00005 * V^2$	0.439
FC	Tutte	10-130	$118.489 - 2.084 * V + 0.014 * V^2$	0.583

Emissioni di CO, NO_x, VOC, particolato (PAR) e consumi di combustibile, per veicoli diesel di peso inferiore a 2.5 ton.

fig. 5.8

Inquinante	Cilindrata	Range di velocità	Fattore di emissione [g/km]	R ₂
CO	Tutte	10-130	$12.523 - 0.418 * V + 0.039 * V^2$	0.893
NO _x	Tutte	10-130	$0.77 * V^{-0.285}$	0.598
VOC	Tutte	10-130	$26.3 * V^{-0.865}$	0.967
FC	Tutte	Urbano	59	-
		Extraurbana secondaria	45	-
		Extraurbana principale	54	-

Emissioni di CO, NO_x, VOC e consumi di combustibile (FC), per veicoli a GPL di peso inferiore a 2.5 ton.

fig. 5.9

	CO [g/km]	NO _x [g/km]	VOC [g/km]	FC [g/km]
Urbana	70.00	4.50	7.00	225
Extraurbana secondaria	55.00	7.50	5.50	100
Extraurbana principale	55.00	7.50	3.50	165

Emissioni di CO, NO_x, VOC e consumi di combustibile per veicoli commerciali pesanti a benzina.

fig. 5.10

Per tenere conto delle innovazioni tecnologiche sono previsti dei coefficienti riduttivi.

Gasoline	CO	NOx	VOC
	[%]	[%]	[%]
94/12/EEC	30	56	56
EC Proposal I (post 2000)	85	60	60

fig.5.11

Altre possibili correzioni da apportare sono quelle per la “partenza a freddo” e per la pendenza della strada.

Nel primo caso, dopo la stima della percentuale di tracciato percorso con modalità di “partenza a freddo”, si forniscono i rapporti tra i fattori emissivi a caldo e a freddo, per ciascun inquinante, in tabelle diverse a seconda della tipologia veicolare. Nel secondo caso, il fattore di correzione $as_{i,j,k}$ può essere calcolato per ogni classe di peso del veicolo, pendenza, inquinante, come funzione polinomiale della velocità. Per cui il fattore corretto $ec_{hot,i,j,k}$, rispetto a quello calcolato per strada piana risulta:

$$ec_{hot,i,j,k} = as_{i,j,k} e_{hot,i,j,k}$$

con

$$as_{i,j,k} = A6_{i,j,k} V^6 + A5_{i,j,k} V^5 + A4_{i,j,k} V^4 + A3_{i,j,k} V^3 + A2_{i,j,k} V^2 + A1_{i,j,k} V^1 + A0_{i,j,k} V^0$$

$A0_{i,j,k} \dots A6_{i,j,k} =$ costanti specifiche per ogni inquinante, classe di peso, classe di pendenza.

Conventional Gasoline	e_cold/e_hot
CO	3.7 - 0.09 ta
NOx	1.14 - 0.006 ta
VOC	2.8 - 0.06 ta
Fuel Consumption	1.47 - 0.009 ta

fig. 5.12

Driving conditions	Road
Uphill	0...4%
Steep uphill	4...6%
Downhill	-4...0%
Steep downhill	-6...-4%

fig. 5.13

5.3 Il programma COPERT4

Il COPERT 4 è un programma ".NET" in ambiente Windows creato da un gruppo di lavoro internazionale. L'applicazione software, sviluppata per la compilazione di inventari nazionali annuali, è stata anche utilizzata a risoluzioni spaziali e temporali più alte (scala comunale) per la compilazione di inventari urbani. Un modulo software, addizionale e separato, stima le emissioni dirette da motori a combustione interna utilizzati in applicazioni "off-road" come agricoltura, giardinaggio, silvicoltura, industria, navigazione, ferrovie.

Si tratta di un modello disaggregato, in quanto consente di ottenere i valori delle emissioni per ogni categoria veicolare.

COPERT 4 si applica ad autovetture passeggeri (*PCs*), veicoli commerciali leggeri (*LDVs*), veicoli commerciali pesanti (*HDVs*), bus (*Buses*), motocicli e ciclomotori (*Motorcycles* e *Mopeds*), suddivisi secondo 63 diverse categorie per classi di cilindrata, o portata, tipo di alimentazione, normativa di riferimento[26].

Consente la stima di tutti gli inquinanti regolamentati dalla normativa europea (CO, NO_x, VOC, NMVOC, PM e CO₂). Inoltre permette il calcolo delle emissioni anche di alcuni inquinanti non regolamentati come CH₄ , N₂O, NH₃, SO₂ , metalli pesanti, idrocarburi policiclici aromatici (IPA), inquinanti organici persistenti (POP) e, infine, è in grado di fornire le emissioni di NMVOC distinte nelle singole specie.

Di seguito, gli inquinanti in esame vengono raggruppati in base alla metodologia applicata per la loro determinazione.

Pollutants for which a detailed methodology exists, based on specific emission factors

Pollutants which are estimated based on fuel consumption

Group 1	Group 2
Carbon monoxide (CO)	Carbon dioxide (CO ₂)
Nitrogen oxides (NO _x : NO and NO ₂)	Sulphur dioxide (SO ₂)
Volatile organic compounds (VOCs)	Lead (Pb)
Methane (CH ₄)	Cadmium (Cd)
Non-methane VOCs (NMVOCs)	Chromium (Cr)
Nitrous oxide (N ₂ O)	Copper (Cu)
Ammonia (NH ₃)	Nickel (Ni)
Particulate matter (PM)	Selenium (Se)
PM number and surface area	Zinc (Zn)

Pollutants for which a simplified methodology is applied, mainly due to the absence of detailed data

Pollutants which are derived as a fraction of total NMVOC emissions.

Group 3
Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and persistent organic pollutants (POPs)
Polychlorinated dibenzo dioxins (PCDDs) and polychlorinated dibenzo furans (PCDFs)

Group 4
Alkanes (C _n H _{2n+2}):
Alkenes (C _n H _{2n}):
Alkynes (C _n H _{2n-2}):
Aldehydes (C _n H _{2n} O)
Ketones (C _n H _{2n} O)
Cycloalkanes (C _n H _{2n})
Aromatic compounds

La metodologia di calcolo del COPERT si basa sui seguenti parametri:

- **Parco circolante** suddiviso per:
 - *tipologia di veicolo* (numero di PCs, LDVs, HDVs, etc.);
 - *tipo di combustibile* utilizzato (benzina, gasolio, GPL,etc.);

- *classe di anzianità*, in relazione alle normative europee di introduzione di dispositivi per la riduzione delle emissioni (Euro I, II, etc.);
- *classe di cilindrata* (per le autovetture) o *classe di peso* (per i veicoli commerciali);
- **Consumi e caratteristiche dei combustibili;**
- **Condizione di guida:**
 - *percorrenze medie annue;*
 - *velocità medie.*

Sono entrambe distinte in base al ciclo di guida ovvero alla tipologia di percorso effettuato (urbano, extraurbano, autostradale).
- **Fattori di emissione;**
- **Pendenza della strada;**
- **Condizioni climatiche:**
 - *temperatura massima;*
 - *temperatura minima;*
- **Carico trasportato** nel caso dei veicoli commerciali.

A parte i **fattori di emissione**, presenti nel codice di calcolo del programma, gli altri dati devono essere introdotti dall'utente durante la creazione del database di input.'

Di solito, per ricavare i dati relativi al **parco circolante**, si ricorre all'ACI che esegue una distinzione dei veicoli in categorie di cilindrata/peso e data di immatricolazione[27].

I valori dei **consumi** annui di benzina, diesel e GPL sono riportati sul Bilancio Energetico Nazionale, redatto dal Ministero dell'Industria[28].

Le **percorrenze medie annue** considerate dal modello COPERT e distinte per ciascuna tipologia di veicoli, rappresentano, di solito, il risultato di una analisi incrociata sviluppata in base a diverse fonti. Il riferimento principale è il Conto Nazionale dei Trasporti (Ministero dei

Trasporti)[29]; altre informazioni provengono dall'ACI, dall'Unione Petrolifera[30] e dalla CONFETRA (Confederazione generale italiana del Traffico e dei Trasporti)[31].

Per le **velocità medie** non è possibile identificare una fonte specifica. Tuttavia, analizzando diversi casi di studio e articoli di stampa specializzata, sono stati confermati i valori suggeriti dal modello.

Per le **distanze medie di spostamento** e i **tempi medi di spostamento** si può fare riferimento ai dati dell' AUDIMOB (osservatorio sui comportamenti di mobilità degli italiani)[32].

Per quanto riguarda invece i **dati meteo** essi possono essere ricavati da diverse banche dati facilmente reperibili in rete[33].

A ciascuna classe veicolare e per ogni inquinante il modello COPERT associa delle funzioni di stima delle emissioni e dei consumi dipendenti dalla velocità. Tali funzioni rappresentano delle **curve medie di emissione e di consumo di carburante**; esse vengono ricavate da misure di emissioni per diverse tipologie e marche di veicoli e si riferiscono a prove effettuate in numerosi Paesi Europei, su una varietà di cicli di guida urbani ed extraurbani, inclusi quelli previsti dalle normative europee.

Le quantità complessive di sostanze emesse in atmosfera dai mezzi di trasporto su strada dipendono sia dalle emissioni specifiche dei singoli veicoli (*fattori di emissione*), che dalla *numerosità delle diverse flotte* (veicoli a benzina, diesel, GPL, veicoli catalizzati e non ,etc.) e dalle *relative percorrenze*. Il programma COPERT stima le emissioni di una data categoria veicolare, a partire dalla curva di emissione “*speed-dependent*”, in seguito alla scelta di un valore di velocità media, considerato rappresentativo del relativo ciclo di guida (urbano, extraurbano, autostradale).

Il **fattore di emissione** di un inquinante, per una particolare categoria veicolare e per un particolare tipo di percorso o ciclo di guida, viene calcolato rapportando il corrispondente dato di emissione nazionale

(stimato con il COPERT ed espresso in tonnellate/anno) al prodotto del numero di veicoli appartenenti a quella categoria per le relative percorrenze medie annue (espresse in km/anno).

$$FE_{ijk} = \frac{E_{ijk}}{(P_j \times Perc_{jk})}$$

con

FE_{ijk} = emission factor dell'inquinante i , per la categoria veicolare j sul percorso k (espresso in grammi per veicolo e per chilometro);

E_{ijk} = emissione totale dell'inquinante i , per la categoria veicolare j sul percorso k (espressa in tonnellate/anno);

P_j = numero di veicoli appartenenti alla categoria veicolare j ;

$Perc_{jk}$ = percorrenza media annua del veicolo appartenente alla categoria j , effettuata sul percorso k (espressa in km/anno).

Gli FE_{ijk} così stimati sono dei valori “medi” ricavati dalla calibratura complessiva del modello. In precedenza, però, si era detto che tali fattori sono già presenti nel codice di calcolo del programma e altri sono invece i dati che l'utente deve inserire per la creazione del database. Quindi, può essere conveniente esprimere i fattori di emissione EF forniti dal COPERT, per ciascuna sostanza inquinante e per ciascuna modalità di trasporto m , con la seguente equazione generalizzata [34]:

$$EF_{\lambda jk}^m = a_{\lambda jk}^m + b_{\lambda jk}^m v^{c_{ijk}^m} + d_{\lambda jk}^m v^2 \quad \text{in g/km}$$

dove l'indice λ si riferisce all'età del veicolo, l'indice j al combustibile utilizzato e l'indice k alla cilindrata del motore; i parametri a , b e c sono caratteristici di ciascuna categoria di emissione.

Ciascun fattore di emissione $EF_{\lambda, jk}^m$ definisce completamente l'*i-esima* classe veicolare di emissione, per la quale si possono calcolare le emissioni totali di un determinato inquinante:

$$E_i = EF_i \times N_i \times p_i$$

con

p_i = lunghezza dello spostamento medio annuale (km) di ciascun veicolo della classe veicolare di emissione i ;

N_i = numero di veicoli che circolano annualmente appartenenti alla assegnata classe i .

Le emissioni da veicoli su strada si possono esprimere come la somma di tre tipologie di contributi:

$$E = E_{hot} + E_{cold} + E_{evap}$$

Dove:

E_{hot} = emissioni “a caldo” (*hot emissions*), prodotte durante il funzionamento del motore alla temperatura di esercizio (circa 90°C), cioè quando il motore è stabilizzato termicamente.

E_{cold} = emissioni “a freddo” (*cold over-emissions*), prodotte nella fase di riscaldamento del motore. Comprendono quelle generate durante la partenza a temperatura ambiente e gli effetti del preriscaldamento. Convenzionalmente, sono le emissioni che si verificano quando la temperatura dell'acqua di raffreddamento è inferiore a 70°C . Alla somma delle emissioni a caldo e di quelle a freddo viene abitualmente dato il nome di emissioni allo scarico (*exhaust emissions*).

E_{evap} = emissioni evaporative costituite dai soli NMVOC (composti organici volatili non metanici), dovute all'evaporazione del combustibile. Si possono indicare anche come *non exhaust emissions*.

Le emissioni a caldo sono stimate per tutte le tipologie di veicoli, le emissioni a freddo per i veicoli leggeri, quelle evaporative sono rilevanti solo per i veicoli a benzina.

Dato che diverse situazioni di guida comportano differenti condizioni di funzionamento del motore (quindi differenti tipologie di emissione), il modello COPERT considera tre differenti condizioni di guida che avvengono su percorsi urbani, rurali e autostradali.

L'equazione precedente può essere perciò riscritta nel seguente modo:

$$E = E_{urban} + E_{rural} + E_{highway}$$

con E_{urban} , E_{rural} , $E_{highway}$ = emissione di inquinanti nelle rispettive condizioni di guida.

Di seguito, si indicano in maniera dettagliata le relazioni che consentono di determinare le tre tipologie di contributi emissivi.

1) CALCOLO DELLE HOT EMISSIONS:

La marcia prolungata si realizza una volta trascorso il tempo di riscaldamento del motore e del catalizzatore. Esistono numerosi fattori che influenzano questo contributo: la distanza percorsa dal veicolo, la velocità (legata al tipo di strada), l'età del veicolo, il tipo di motore ed il peso. L'equazione su cui si basa il calcolo è:

$$E_{hot} = n_j \times m_{j,k} \times e_{hot;i,j,k}$$

Con:

n_j (veicoli)= numero di veicoli della classe j-esima;

$m_{j,k}$ (Km/veicolo)= distanza media percorsa da ogni veicolo di categoria j su strada di classe K;

$e_{hot;i,j,k}$ (g/Km)= fattore di emissione per l'inquinante i, rilevato per la categoria di veicoli j, sulla strada di classe K.

I valori di e sono riportati in letteratura.

2) CALCOLO DELLE COLD EMISSIONS:

Le emissioni di CH e CO sono più elevate poiché il catalizzatore deve ancora raggiungere la temperatura operativa. Inoltre, a freddo, la benzina non si meschia correttamente con l'aria. Per questo motivo parte del carburante incombusto viene emesso ad alte concentrazioni.

L'equazione su cui si basa il calcolo è:

$$E_{cold} = \beta_{i,j} \times n_j \times m_j \times e_{hot;i,j} \times \left(\frac{e_{cold;i,j}}{e_{hot;i,j}} - 1 \right)$$

Con:

$\beta_{i,j}$ = frazione di Km percorsi con il motore o il catalizzatore freddo;

n_j = numero di veicoli della classe j-esima;

m_j = totale Km annui percorsi dal veicolo j;

$\frac{e_{cold;i,j}}{e_{hot;i,j}}$ = rapporto tra le emissioni a caldo e quelle a freddo per

l'inquinante i, rilevato per la categoria di veicoli j.

3) CALCOLO DELLE EVAPORATIVE EMISSIONS:

Possono essere ricondotte a tre fonti principali:

a) *Diurnal emissions*: vapori emessi durante la giornata e persi attraverso il tappo del serbatoio in seguito al riscaldamento del carburante. Sono il risultato dell'espansione del vapore all'interno

del serbatoio della benzina dovuto all'incremento di temperatura durante le ore diurne.

b) *Hot soak emissions*: vapori emessi dopo un arresto a caldo. Il calore dal motore e dal sistema di convoglio degli esausti va ad aumentare la temperatura del combustibile, che non scorre più all'interno del sistema e che evapora.

c) *Running emissions*: vapori emessi durante la marcia che si generano nel serbatoio durante il funzionamento. Tale contributo è significativo nei periodi in cui la temperatura ambiente è più elevata.

La principale espressione per la stima delle emissioni evaporative è la seguente:

$$E_{vap} = 365 \times n_j \times (e_d + S_c + S_{fi}) + R$$

Con:

n_j = numero di veicoli della classe j-esima;

e_d = fattore di emissione delle perdite diurne;

S_c = fattore di emissione a caldo e a freddo per i veicoli dotati di carburatore;

S_{fi} = fattore di emissione a caldo e a freddo per i veicoli a benzina dotati di iniezione elettronica;

R = perdite durante il moto.

Risulta di grande importanza l'applicazione di correzioni, finalizzata ad ottenere degli output sempre più coerenti con la realtà. Le emission corrections tengono conto degli effetti sugli scarichi dei seguenti parametri:

- *migliori combustibili*: la simulazione dell'effetto sulle emissioni avviene per mezzo di un fattore di correzione funzione del tipo di combustibile e del tipo di veicolo;
- *età del veicolo*: si associa un certo fattore di degradazione, in funzione della vita media dei veicoli, agli emission factors;
- *manutenzioni e ispezioni intensificate*: il modello ne tiene conto correggendo il fattore di degradazione;
- *effetto della pendenza della strada sui veicoli pesanti*: le correzioni applicate dipendono dalla massa veicolare, dalla velocità media, dal gradiente stradale e dal tipo di inquinante;
- *carico degli heavy vehicles*: l'influenza del carico sull'emissione viene simulata considerando un carico aggiuntivo del 50%.

6 Elaborazioni con il programma COPERT4

6.1 Introduzione

L'elaborazione da me compiuta con l'ausilio del programma COPERT4 è consistita nell'analizzare otto province Italiane (Bologna, Cagliari, Firenze, Genova, Milano, Roma, Sassari e Torino) attraverso i dati relativi a quattro anni (2006-2007-2008-2009).

L'obiettivo principale della elaborazione era quello di verificare l'influenza dell'incremento di veicoli e del cambiamento del parco circolante sulle emissioni inquinanti.

Per ciascuna elaborazione e quindi per un determinato anno, si rende necessaria la conoscenza di:

✓ CONDIZIONI CLIMATICHE:

- T_{\max} (°C);
- T_{\min} (°C);
- RVP (Kpa);
- β .

I valori dei quattro parametri vanno inseriti per ciascun mese e soltanto per il coefficiente β esiste la possibilità che sia il COPERT a calcolarlo con apposito comando.

✓ CONSUMI ANNUALI di:

- Gasoline Leaded;
- Gasoline Unleaded;
- Diesel;
- Gpl;
- Cng;
- Biodiesel.

- ✓ PARCO CIRCOLANTE:
- PC (Passenger Cars);
- LDV (Light Duty Vehicles);
- HDT (Heavy Duty Trucks);
- Buses;
- Mopeds;
- Motorcycles.

In aggiunta, per ciascuna tipologia veicolare sopraccitata, bisogna fornire i valori effettivi ripartiti per *tipologia di alimentazione* (più spesso anche soltanto benzina o diesel), per *classe di cilindrata o di peso* e per *classi Euro*.

- ✓ PERCORRENZE MEDIE ANNUE (da introdurre per ciascuna classe veicolare selezionata in partenza) e VELOCITA' MEDIE (distinte per driving mode: urban, rural, highway).

I vari dati richiesti dal programma sono stati ricavati da diverse fonti.

Per quanto riguarda i dati meteo era necessario, dovendo ragionare su scala provinciale, trovare una banca dati meteo che potesse fornire una analisi storica sufficientemente dettagliata. Questo è stato possibile facendo riferimento alla banca dati delle medie climatiche disponibile sul sito www.eurometeo.com [33], che fornisce le medie mensili di tutte le principali città e province italiane.

Per quanto riguarda i consumi annuali di combustibili è stato necessario fare riferimento a diverse pubblicazioni governative e non, quindi si è fatto riferimento al Bilancio Energetico Nazionale (BEN) che è una pubblicazione annuale che sintetizza le rilevazioni fatte dal Ministero dell'Economia e da altri operatori del circuito statistico nazionale SISTAN nell'ambito[28]:

- delle produzioni interne di energia;

- del settore petrolifero;
- del settore del carbone.

Alcuni dati possono anche essere ricavati dalle rilevazioni dei consumi pubblicate dal ministero dello sviluppo economico.

Un'altra fonte utile per ottenere i valori rappresentativi dei consumi italiani di combustibili è costituita dall'Unione Petrolifera[30]. Si tratta di una associazione che raggruppa le principali aziende petrolifere operanti in Italia nel campo della raffinazione e distribuzione del petrolio.

Per quanto riguarda invece l'acquisizione dei dati sul parco veicolare circolante si è fatto riferimento alla sezione "studi e ricerche" dell'ente ACI (Automobile Club Italia)[27], che oltre a fornire una serie di servizi utili ai viaggiatori, possiede una sezione contenente le sintesi di studi e monografie, gli atti dei convegni ed approfondimenti sulle questioni economiche, giuridiche e tecniche della mobilità e dell'ambiente. Inoltre viene raccolta tutta l'informazione statistica su veicoli, trasporti, iscrizioni e radiazioni dal PRA, passaggi di proprietà, consistenza del parco veicoli, oneri fiscali e costi di esercizio. Per ogni anno infatti l'ACI prepara delle relazioni che opportunamente valutate possono essere inserite come dati di input nel programma COPERT.

Per l'individuazione delle percorrenze e delle velocità medie annue si è fatto riferimento al Conto Nazionale dei Trasporti[29], ma soprattutto sono state utilizzate le relazioni fornite dall'AUDIMOB che è l'osservatorio su stili e comportamenti di mobilità degli italiani[32].

Essi forniscono delle statistiche regionali di mobilità dalle quali si è in grado di estrapolare i valori di durata e percorrenza media degli spostamenti degli italiani.

Come già accennato in precedenza il programma COPERT fornisce in uscita una molteplicità di dati su diverse sostanze inquinanti. Nella mia elaborazione pur avendo calcolato tutte le categorie richieste dal programma mi sono concentrato su alcune categorie di veicoli e su alcune tipologie di inquinante.

Più precisamente le categorie di veicoli scelte sono:

- 1) le autovetture alimentate a GPL;
- 2) le autovetture alimentate a benzina con cilindrata compresa tra 1400 3 2000 cm^3 ;
- 3) le autovetture alimentate a gasolio con cilindrata inferiore a 2000 cm^3 ;
- 4) i motocicli con cilindrata inferiore a 250 cm^3 .

Mentre le categorie di inquinanti considerate sono:

- 1) il monossido di carbonio;
- 2) il monossido di azoto;
- 3) il PM10.

6.2 La provincia di Bologna

La provincia di Bologna copre una superficie di 3703 Km^2 , conta quasi un milione di abitanti e comprende 60 comuni.

L'acquisizione dei dati e il loro successivo inserimento nel programma ha fornito i seguenti risultati.

Per quanto riguarda il 2006 si può iniziare a considerare il parco veicolare presente:

- 1) i veicoli alimentati a GPL sono 49492
- 2) i veicoli alimentati a benzina 1400-2000 cm^3 sono 82488
- 3) i veicoli alimentati a gasolio <2000 cm^3 sono 120073
- 4) i motocicli <250 cm^3 sono 57572

Per il 2007 il parco veicolare è composto da:

- 1) i veicoli alimentati a GPL sono 55654
- 2) i veicoli alimentati a benzina 1400-2000 cm^3 sono 77926
- 3) i veicoli alimentati a gasolio <2000 cm^3 sono 126348
- 4) i motocicli <250 cm^3 sono 59470

Per il 2008 il parco veicolare è composto da:

- 1) i veicoli alimentati a GPL sono 69850

2) i veicoli alimentati a benzina 1400-2000 cm^3 sono 70805

3) i veicoli alimentati a gasolio <2000 cm^3 sono 128602

4) i motocicli <250 cm^3 sono 60807

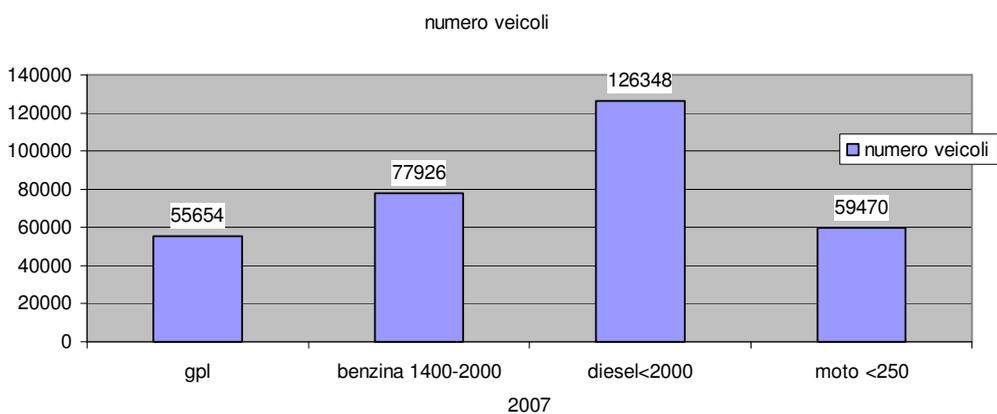
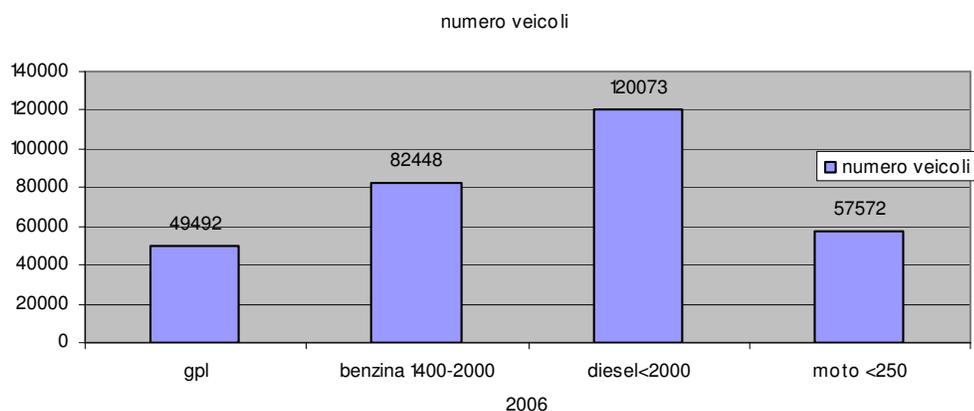
Per il 2009 il parco veicolare è composto da:

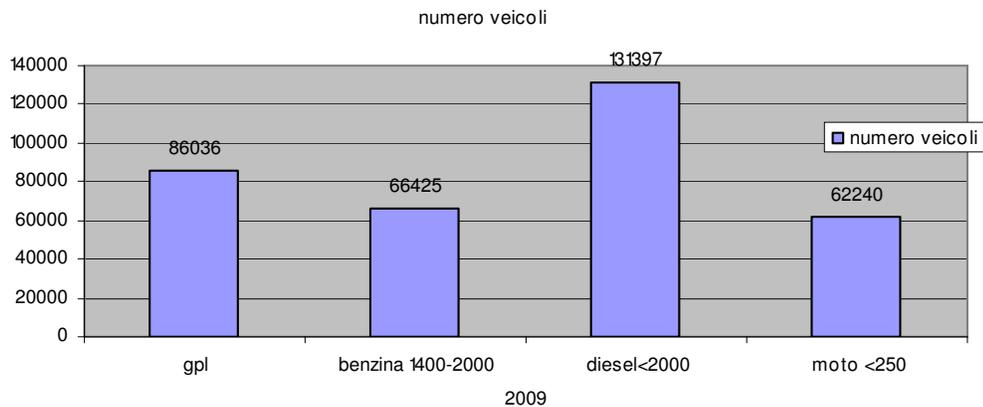
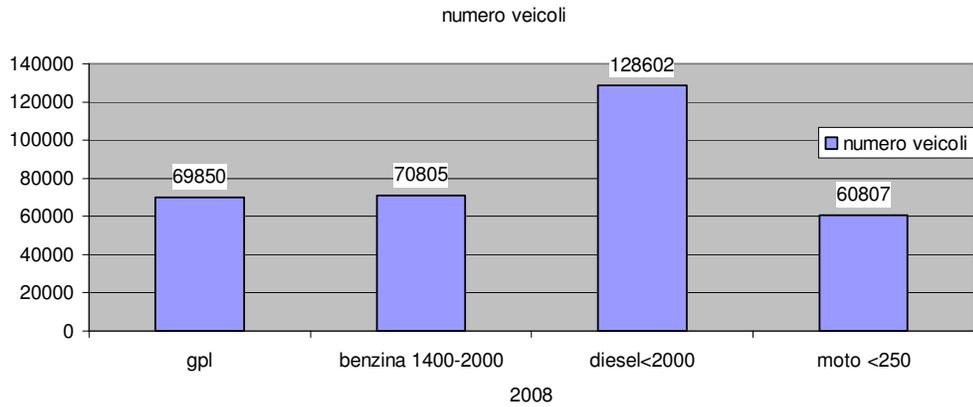
1) i veicoli alimentati a GPL sono 86036

2) i veicoli alimentati a benzina 1400-2000 cm^3 sono 66425

3) i veicoli alimentati a gasolio <2000 cm^3 sono 131397

4) i motocicli <250 cm^3 sono 62240

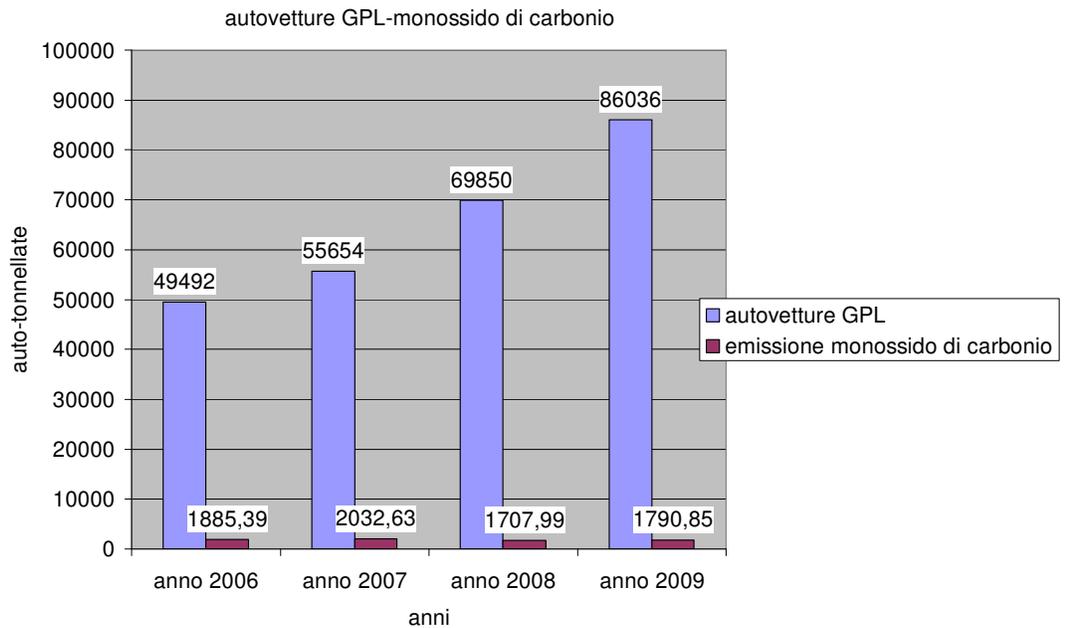
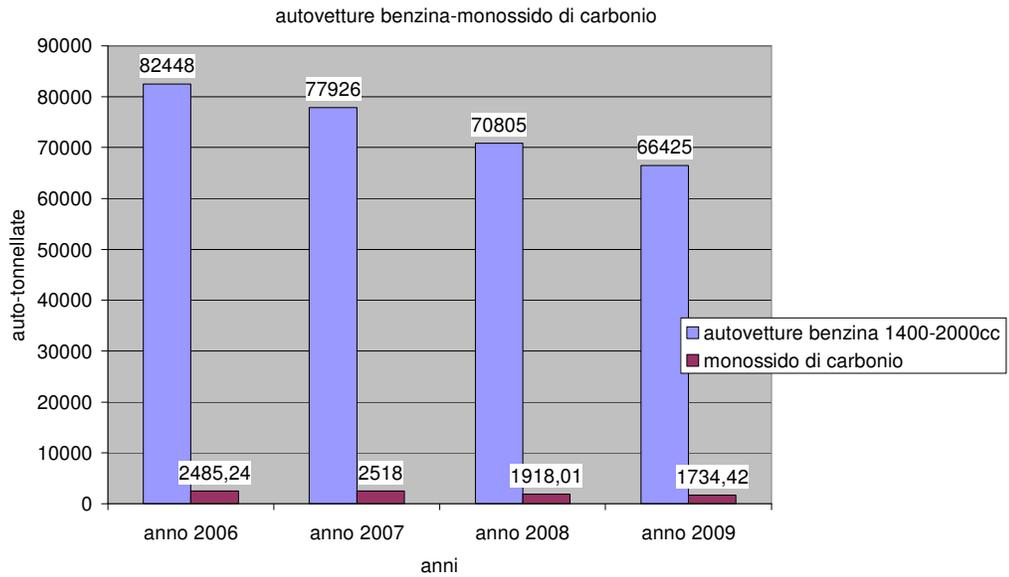


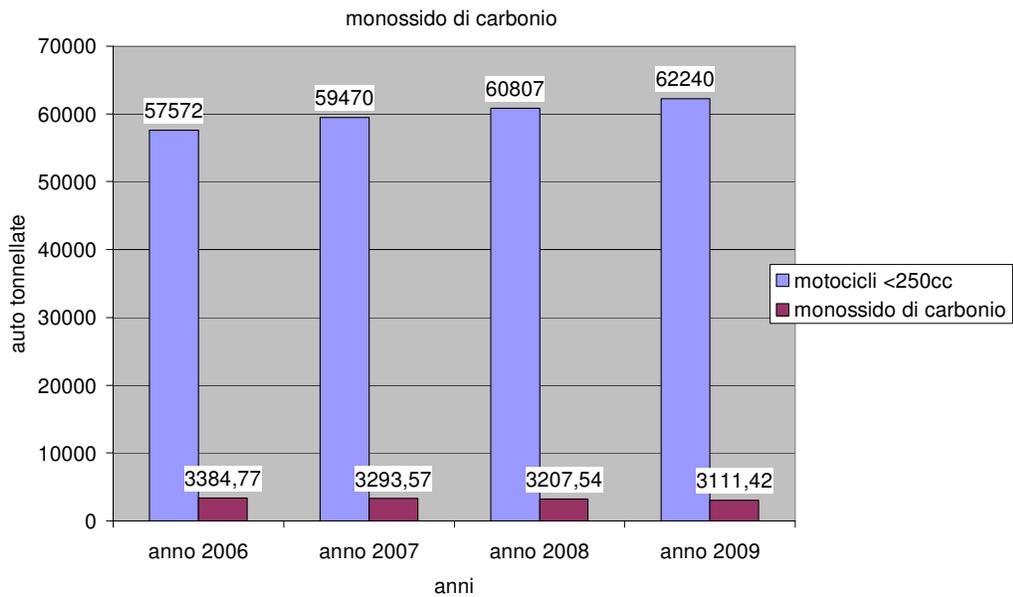
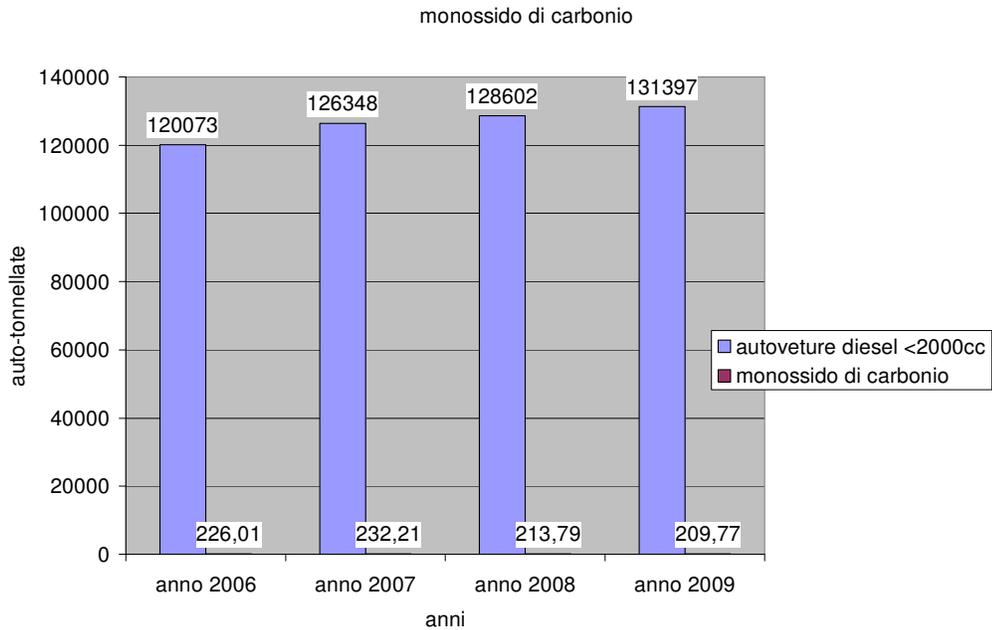


Per quanto riguarda i veicoli alimentati a GPL si nota come ci sia un forte incremento del parco veicolare (quasi del 74%), dovuto in gran parte alla presenza negli scorsi anni di incentivi statali all'acquisto di tali veicoli. Per i veicoli alimentati a benzina si nota una riduzione (20%), per i veicoli diesel si ha un aumento del 9%, infine per i motocicli si ha un incremento del 8%.

L'emissione di sostanze inquinanti può essere mostrata dai seguenti grafici che mostrano le quote di emissione per ciascun anno di ogni categoria di veicoli.

Monossido di carbonio



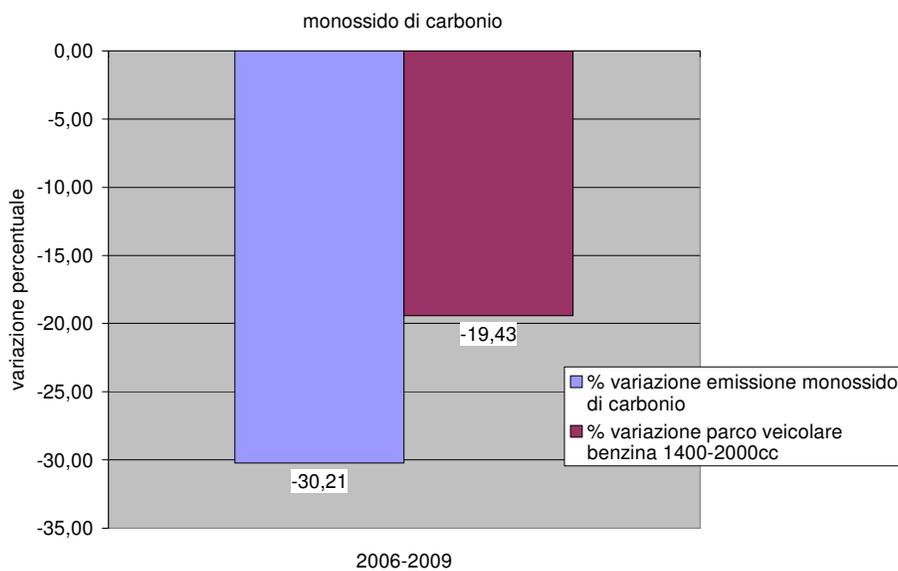
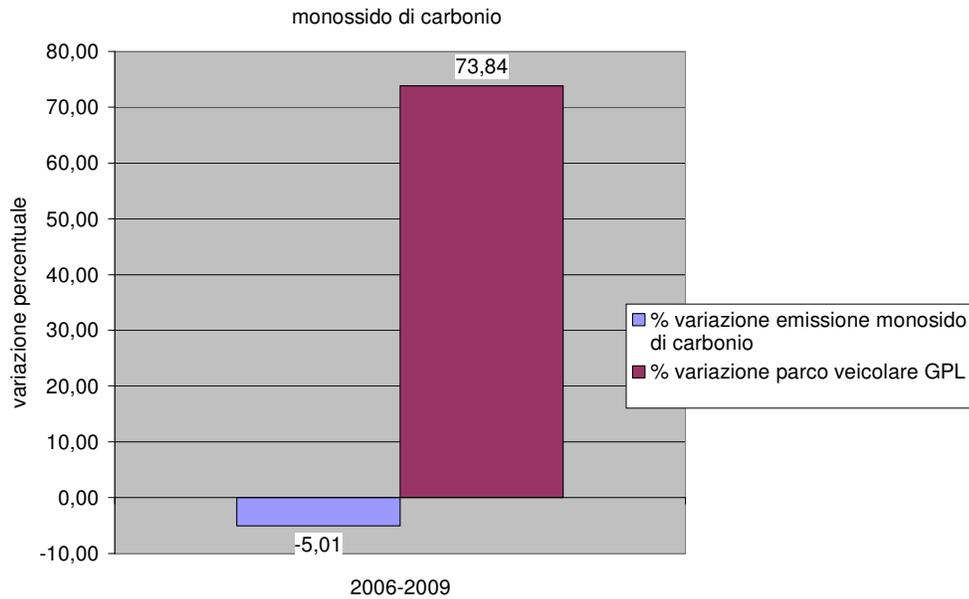


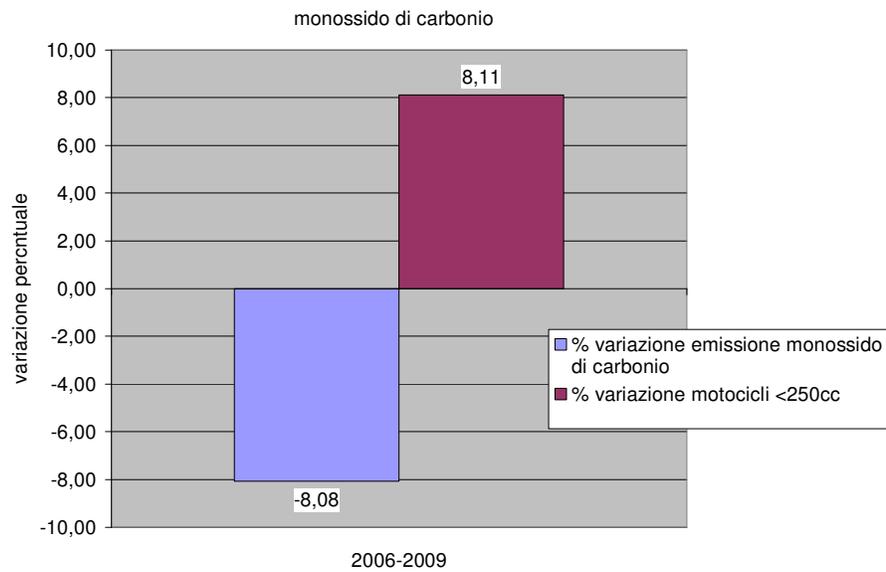
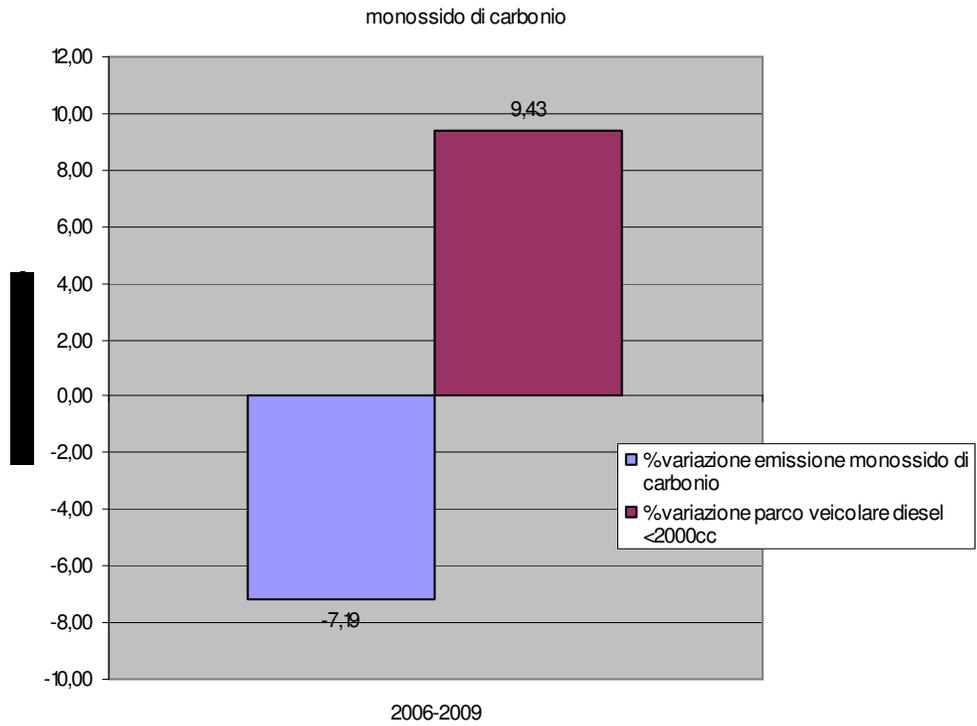
Dall'analisi di questi dati si può ricavare l'andamento dell'emissione del monossido di carbonio nella provincia di Bologna in questi ultimi anni.

Per i veicoli alimentati a GPL si nota come nonostante il forte aumento dei veicoli presenti si abbia una diminuzione delle emissioni. La diminuzione delle emissioni per i veicoli alimentati a benzina è ancora

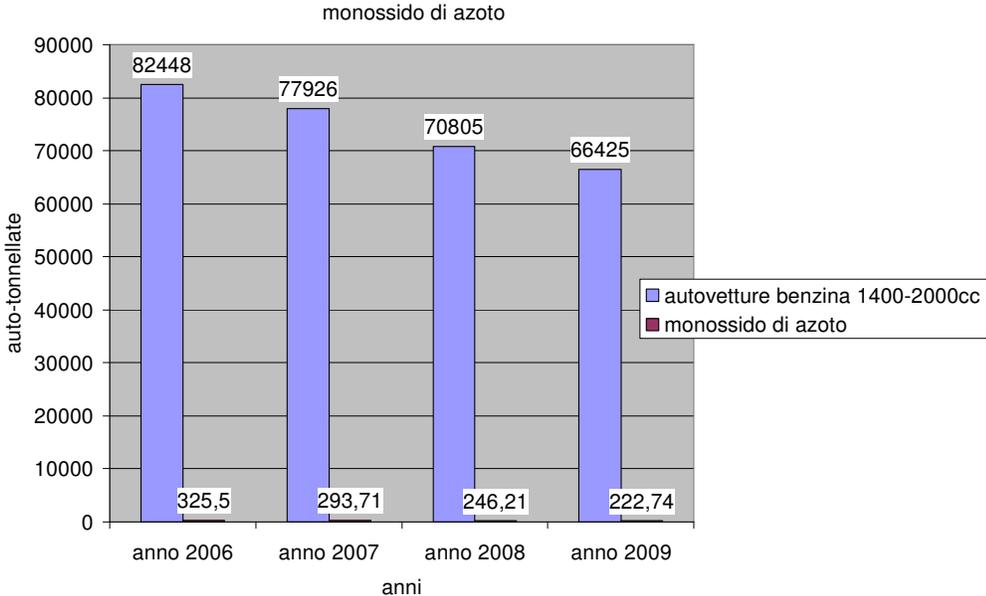
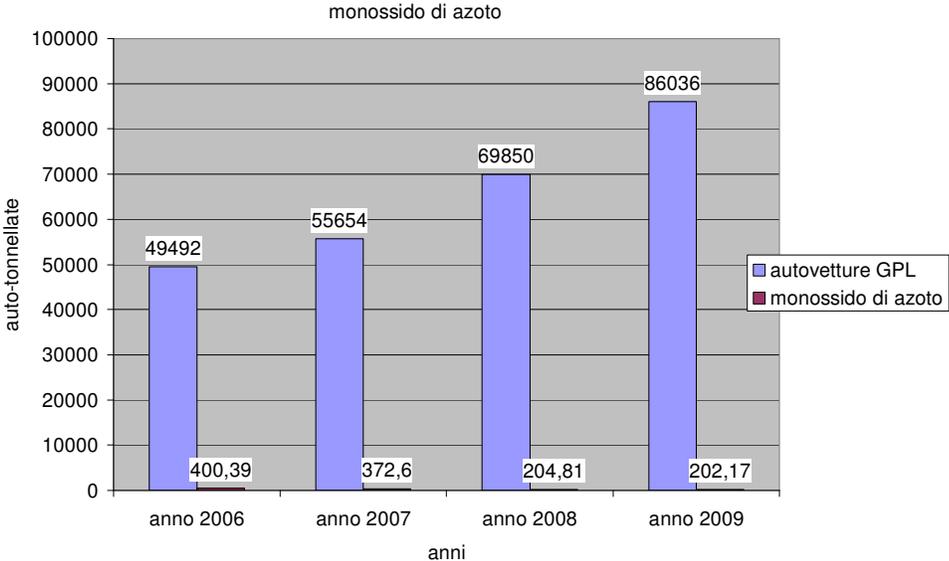
più marcata dalla diminuzione del parco veicolare. Anche per i motocicli si riscontra una leggera diminuzione delle emissioni di monossido di carbonio.

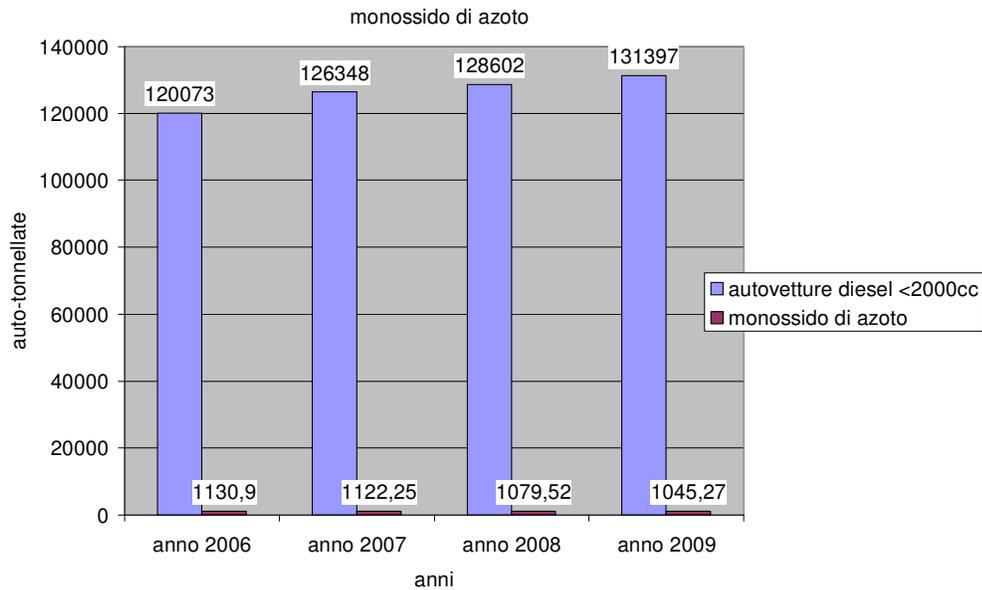
Per una ancora migliore comprensione nei prossimi grafici si mostrano le variazioni percentuali di emissione di monossido di carbonio con la variazione del parco veicolare:





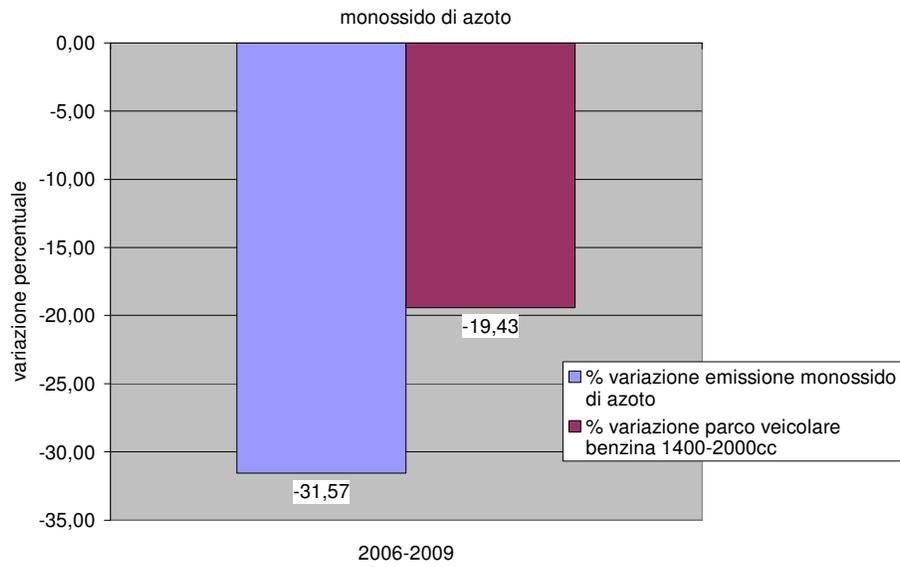
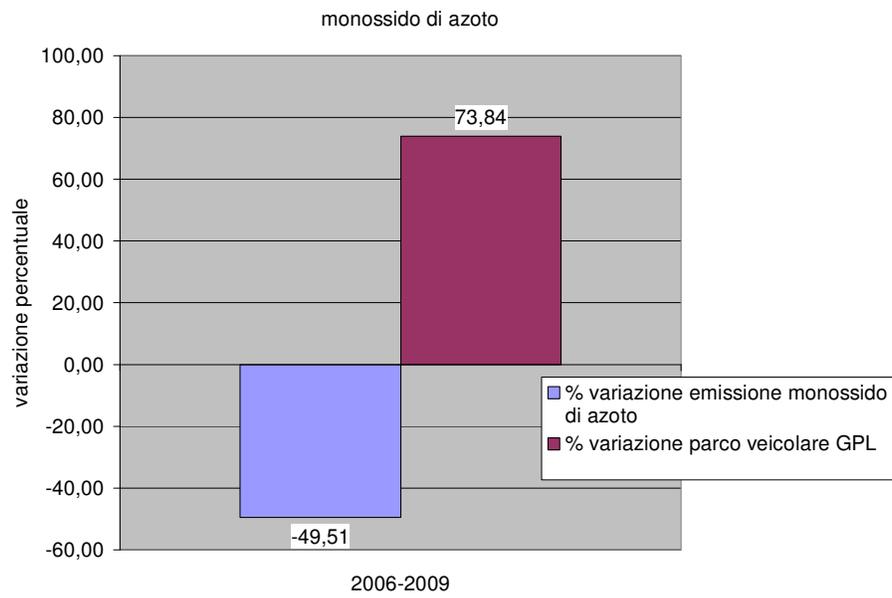
Monossido di azoto

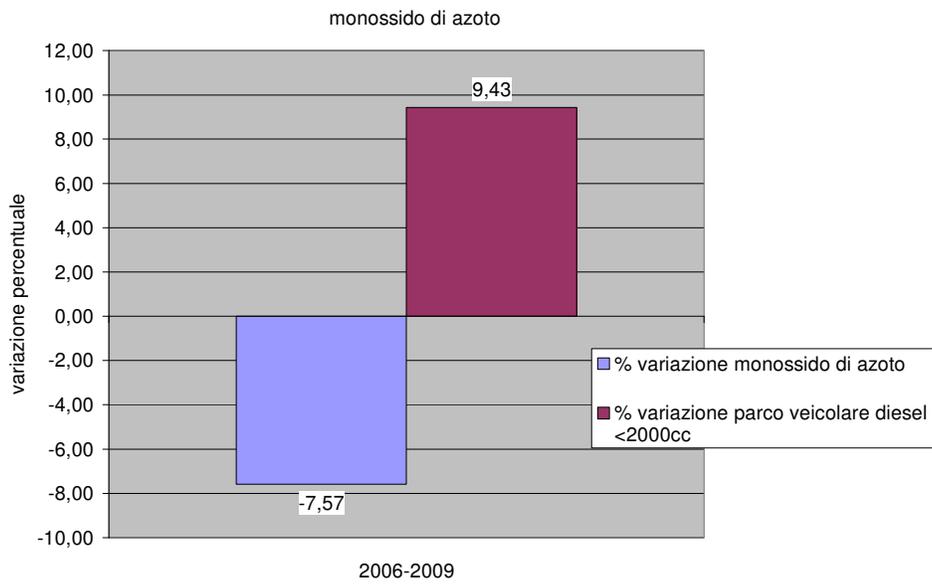




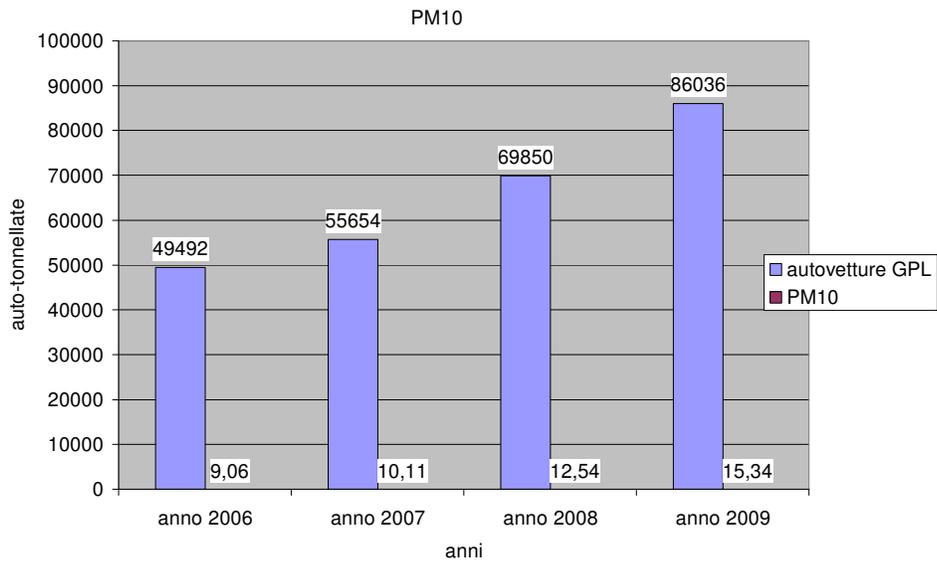
Valutando gli andamenti di emissione del monossido di azoto si nota subito come per quanto riguarda le vetture alimentate a GPL si ha un netto calo delle emissioni (ben del 50%), anche per le vetture a benzina si ha un calo notevole (30%), mentre non si riscontrano particolari variazioni per quanto riguarda l'emissione di monossido di azoto per i veicoli alimentati a gasolio.

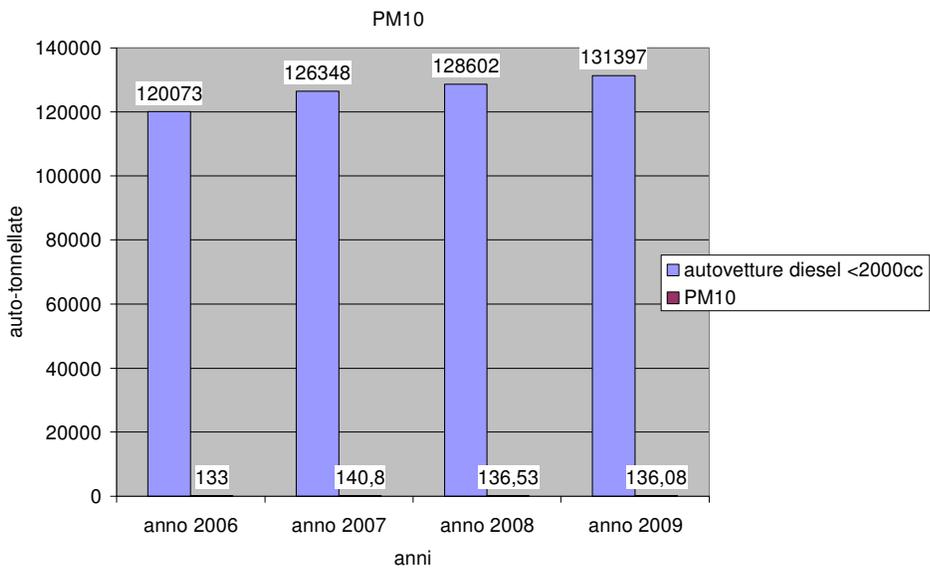
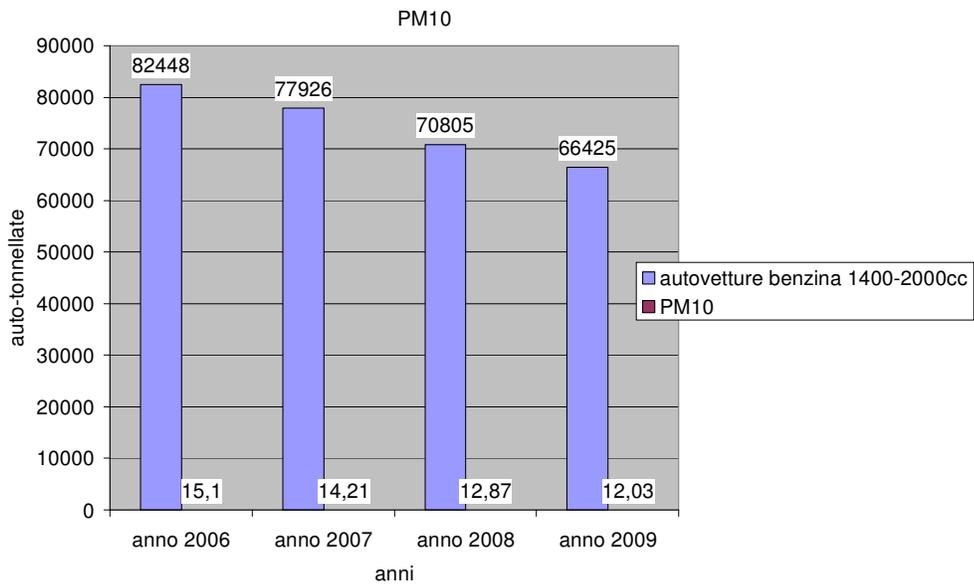
Anche per il monossido di azoto si possono mostrare dei grafici con delle variazioni percentuali in grado di far meglio visualizzare i cambiamenti avuti:

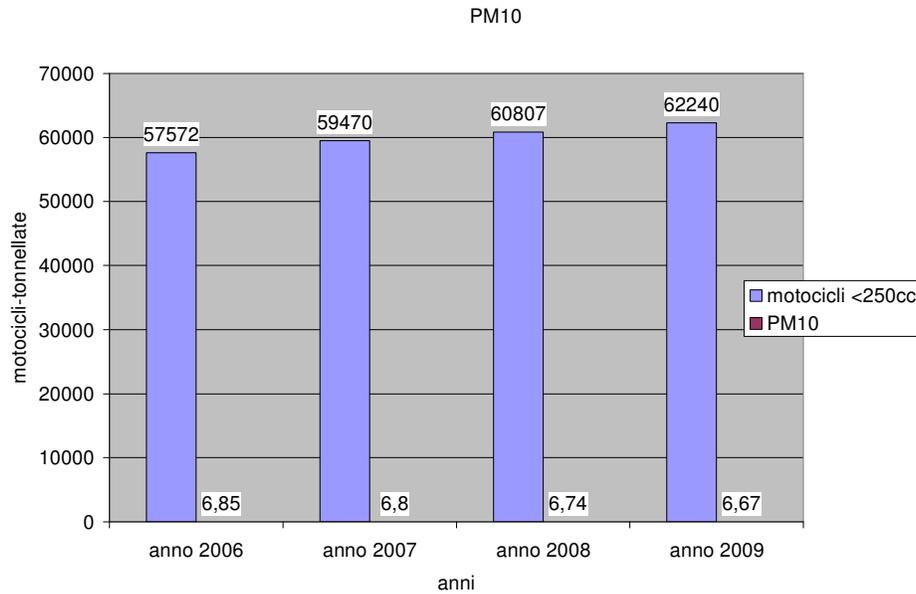




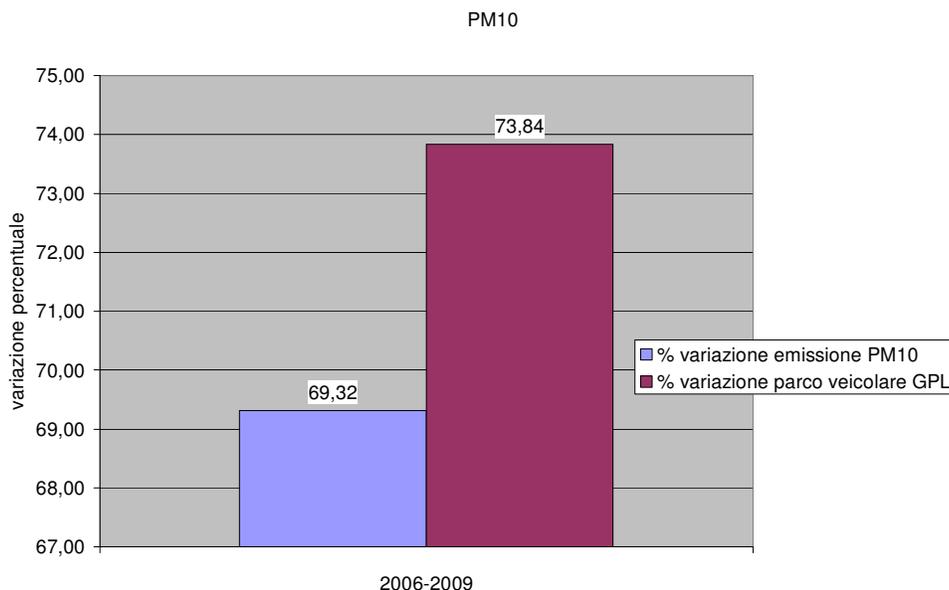
PM10

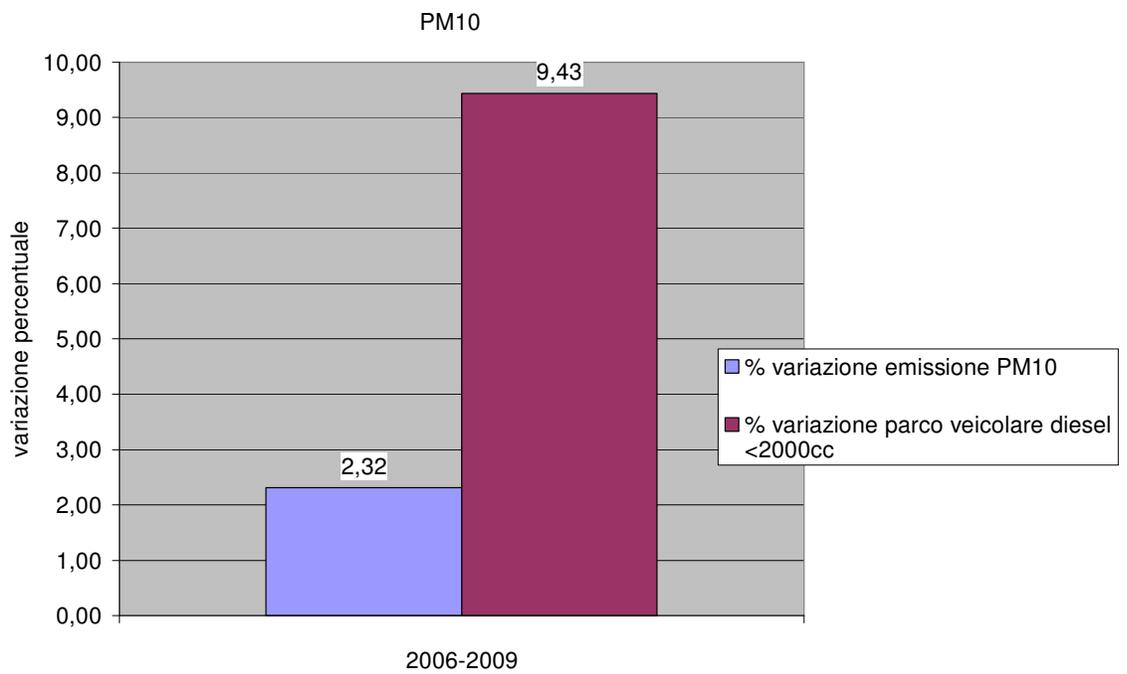
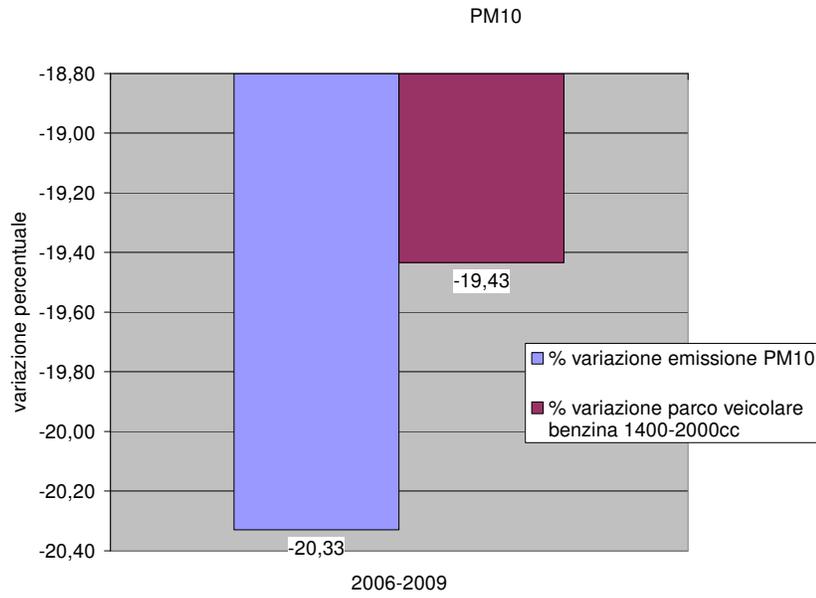


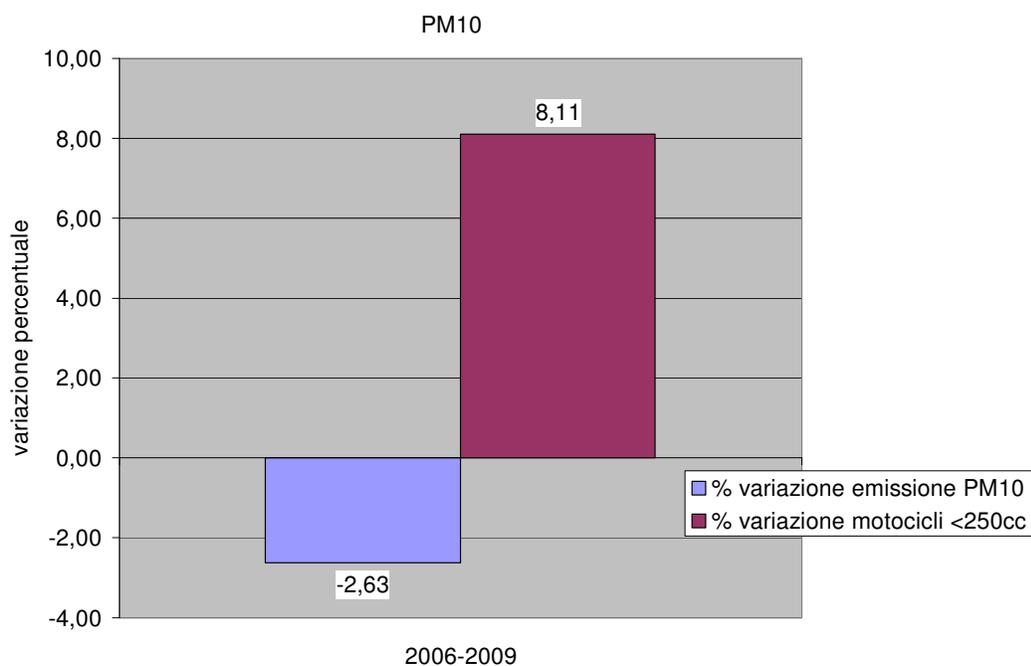




Per quanto riguarda le emissioni di PM10 quello che si può notare è un leggero aumento delle emissioni da parte dei veicoli alimentati a GPL, emissione in ogni caso molto limitata in quanto questo tipo di veicoli non incide molto sulle emissioni, per i veicoli alimentati a gasolio che ne sono i maggiori produttori si nota come a fronte di un aumento delle immatricolazioni le quantità delle emissioni sono rimaste quasi invariate. Anche per il PM10 si può fare una valutazione percentuale nei seguenti grafici:



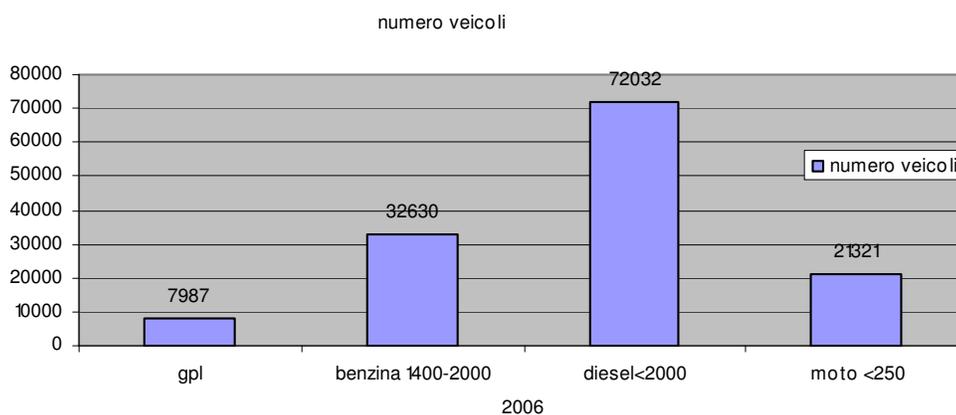


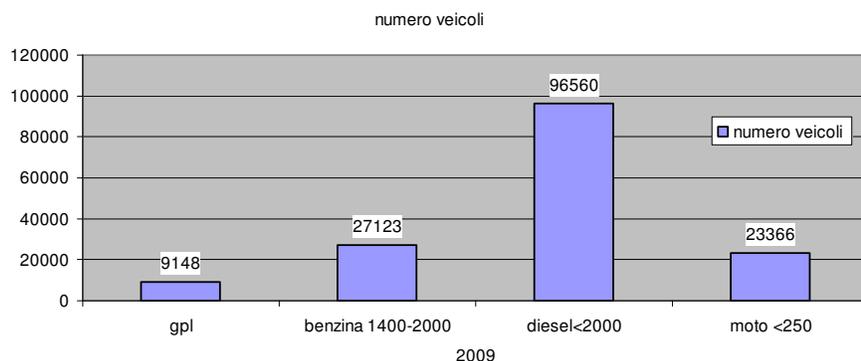
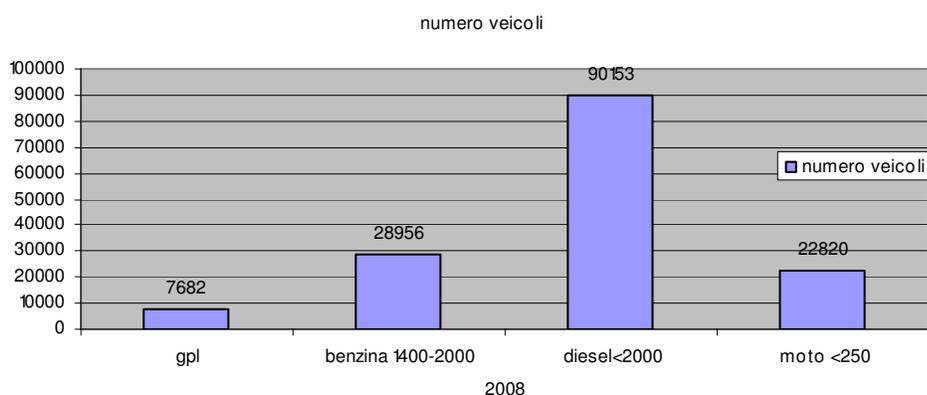
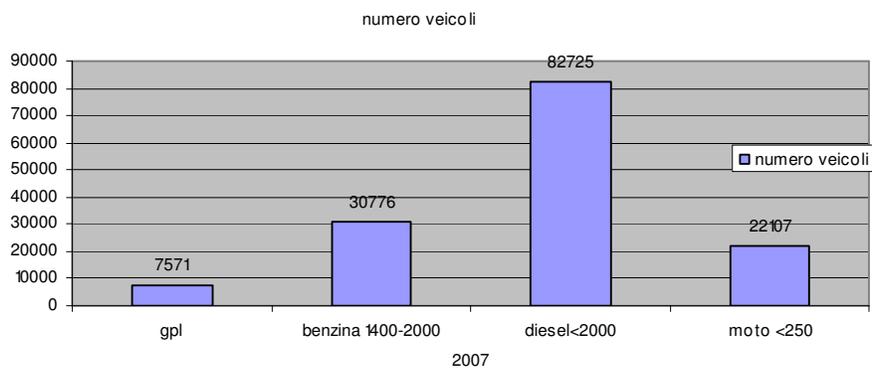


6.3 La provincia di Cagliari

la provincia di Cagliari si estende per 4569 Km², conta 561.727 abitanti e comprende 71 comuni.

Il parco veicolare, per i veicoli considerati può essere rappresentato mediante i seguenti grafici:

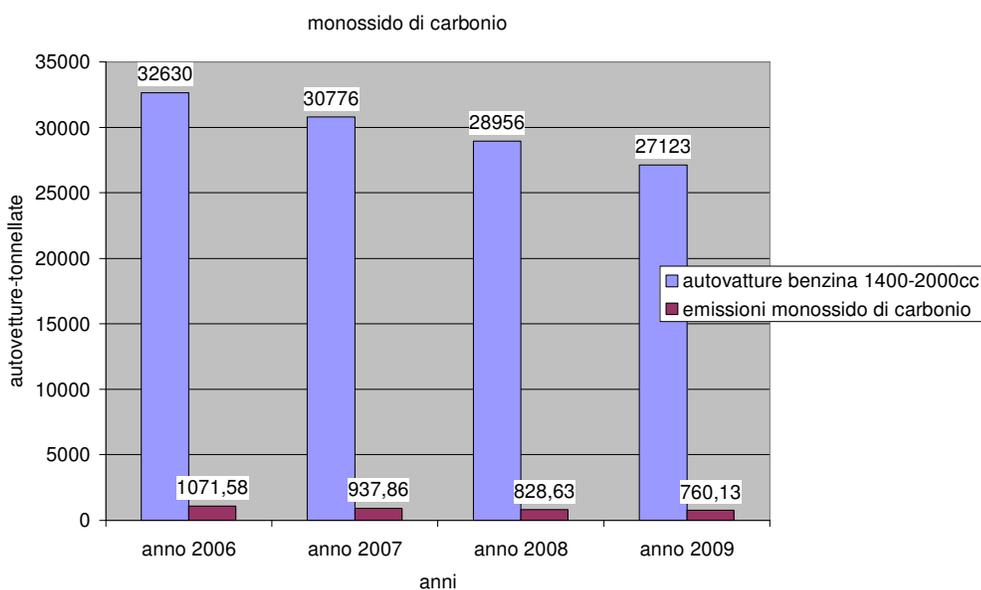
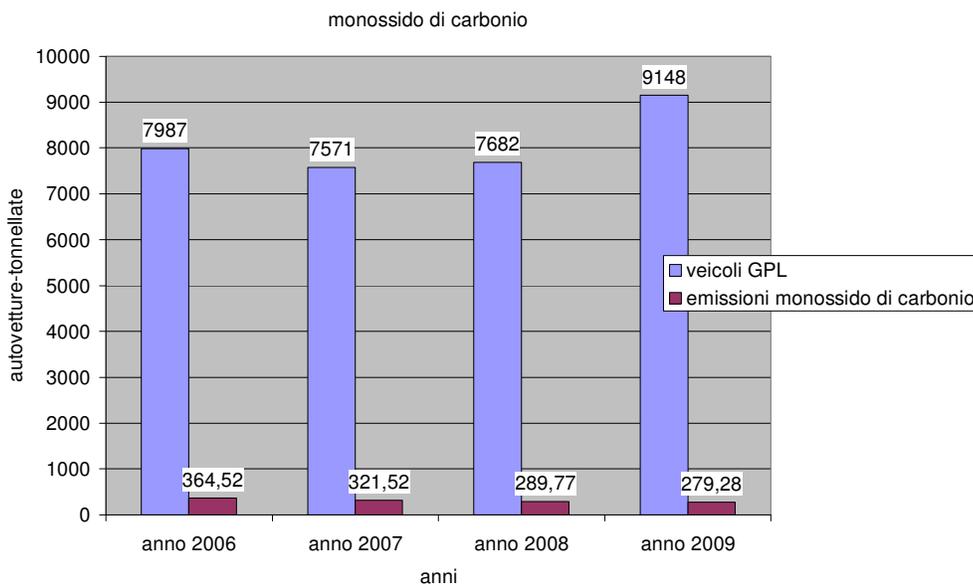


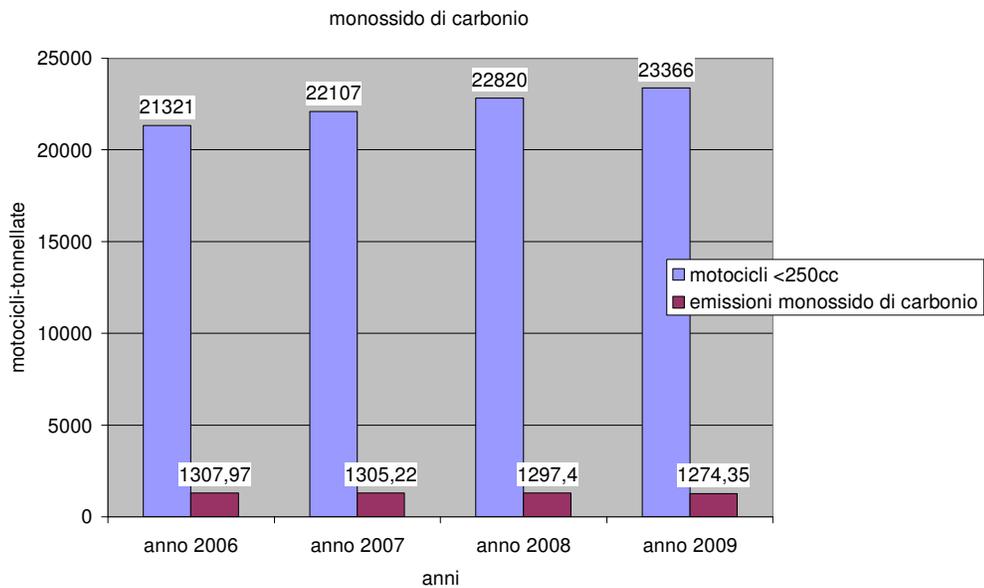
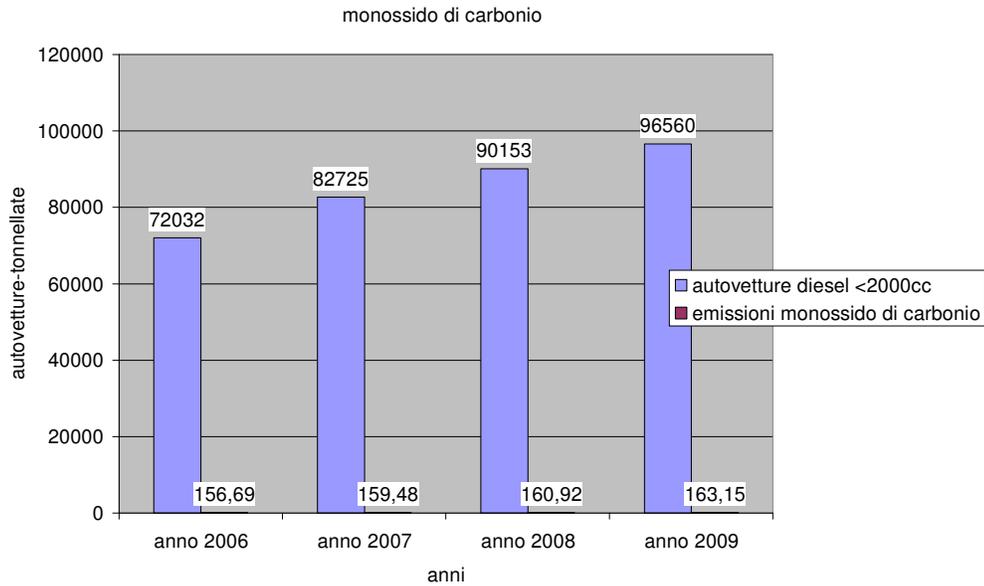


Nella valutazione del parco veicolare della provincia di Cagliari si deve notare come l'aumento di veicoli alimentati a GPL non è stato importante come invece è successo in altre infatti è stato solo del 20%, l'incremento più marcato è stato invece quello delle vetture alimentate a gasolio. Coerentemente con le altre province si nota anche per Cagliari una diminuzione dei veicoli alimentati a benzina.

L'emissione di sostanze inquinanti può essere mostrata dai seguenti grafici che mostrano le quote di emissione per ciascun anno di ogni categoria di veicoli.

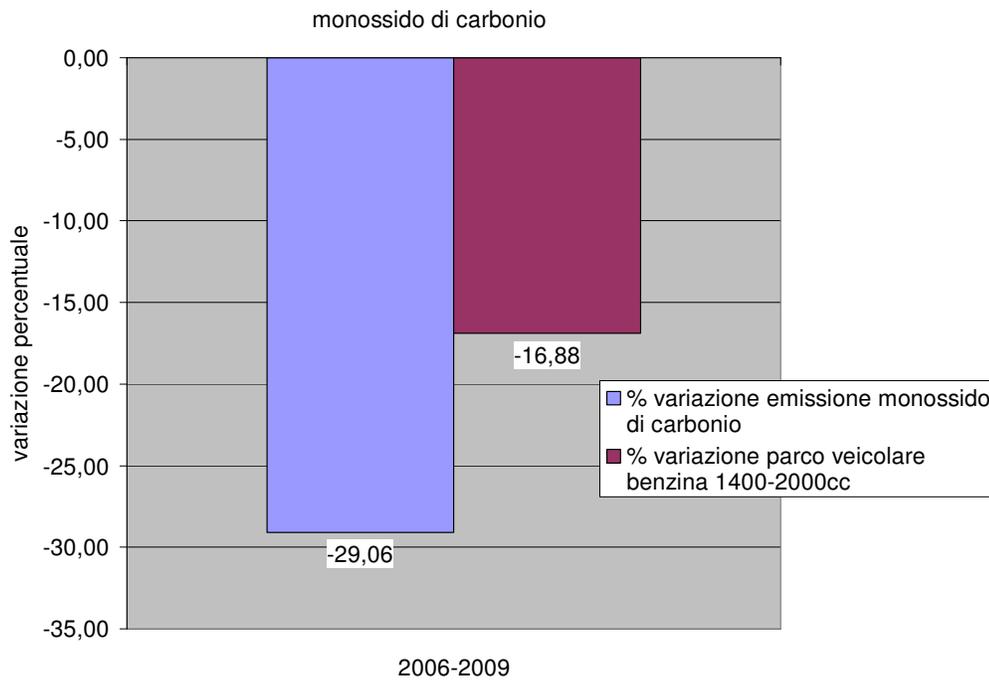
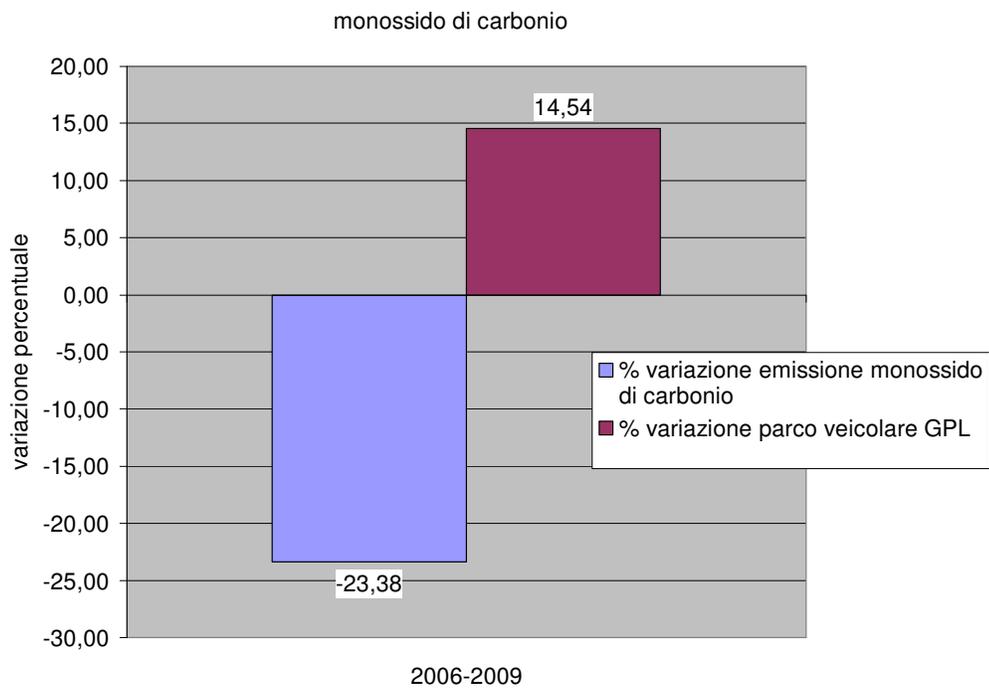
Monossido di carbonio

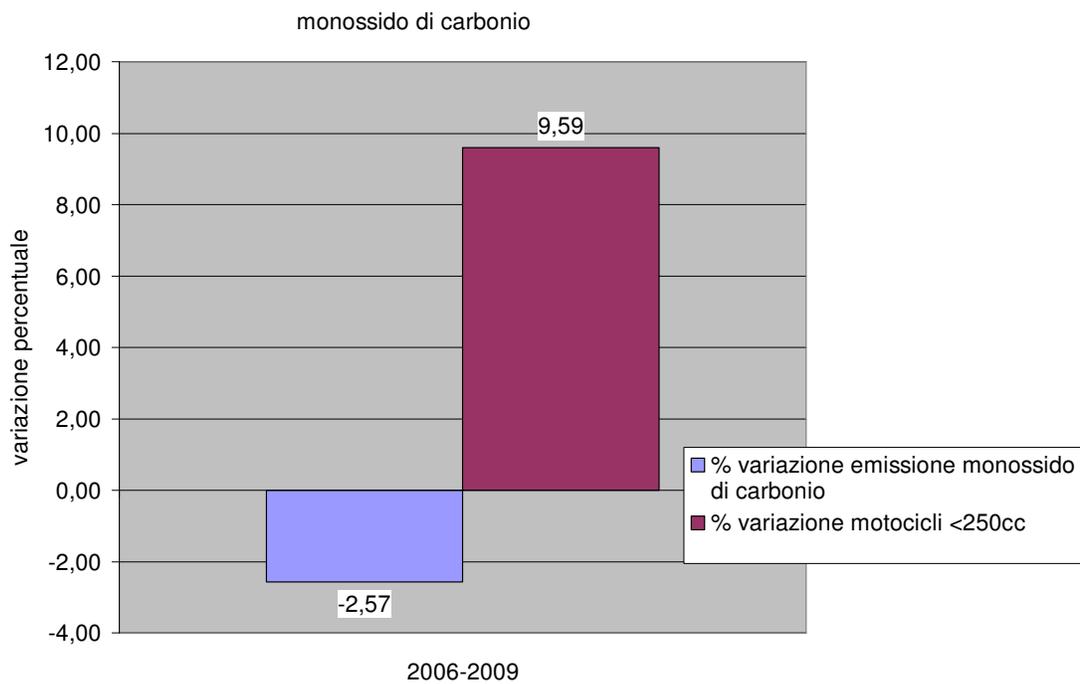
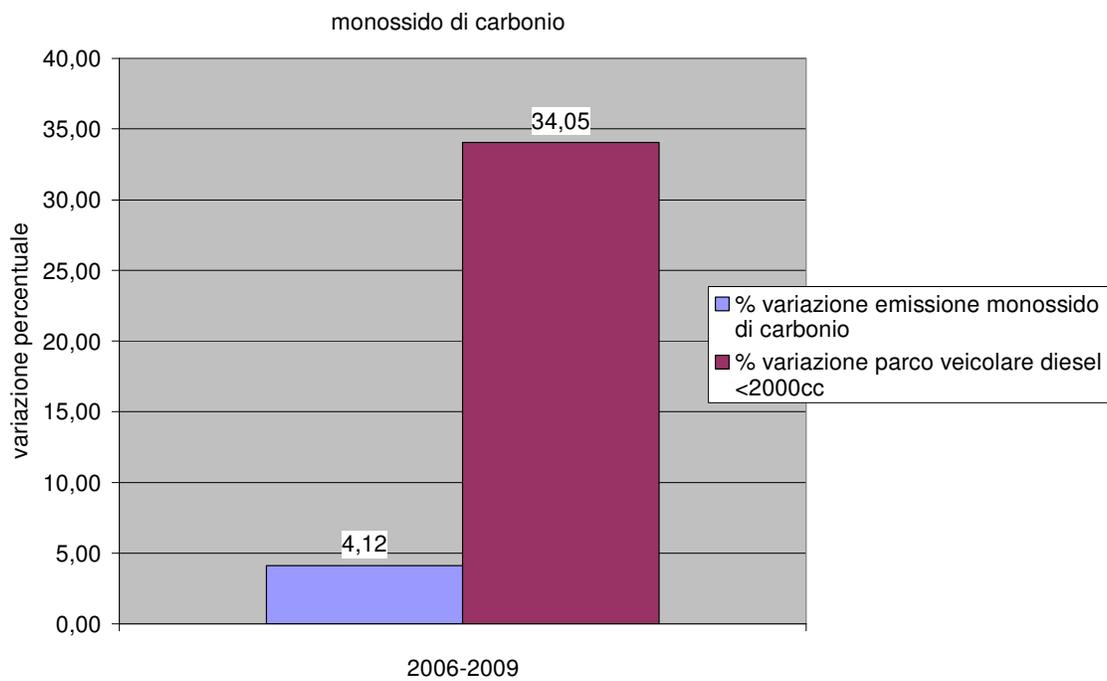




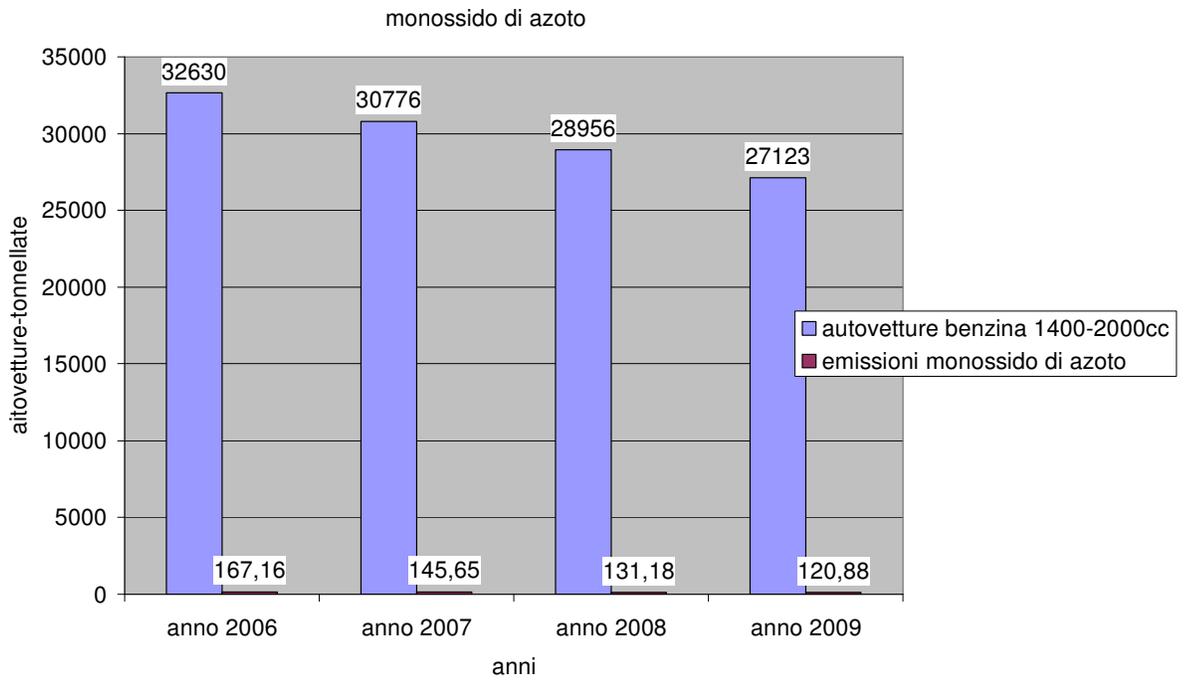
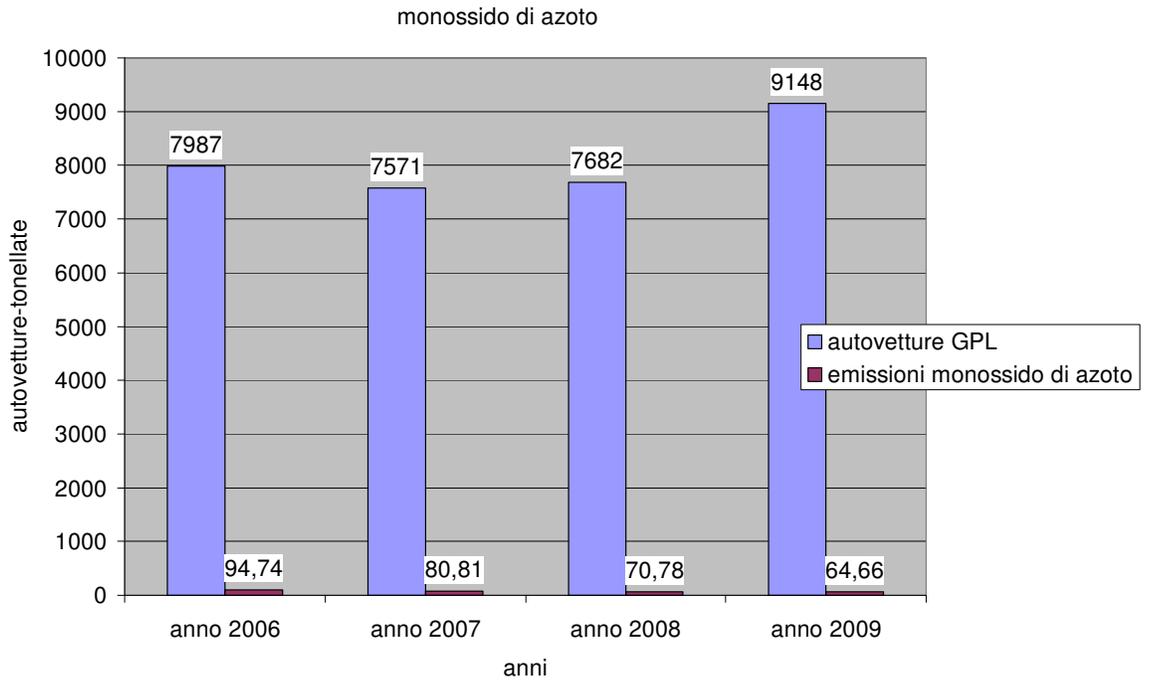
Nell'analisi delle emissioni di monossido di carbonio per la provincia di Cagliari si nota come ci sia una diminuzione delle emissioni da parte dei veicoli alimentati a GPL e benzina (rispettivamente del 24% e del 30%), e sostanzialmente invariate per le altre categorie di veicoli.

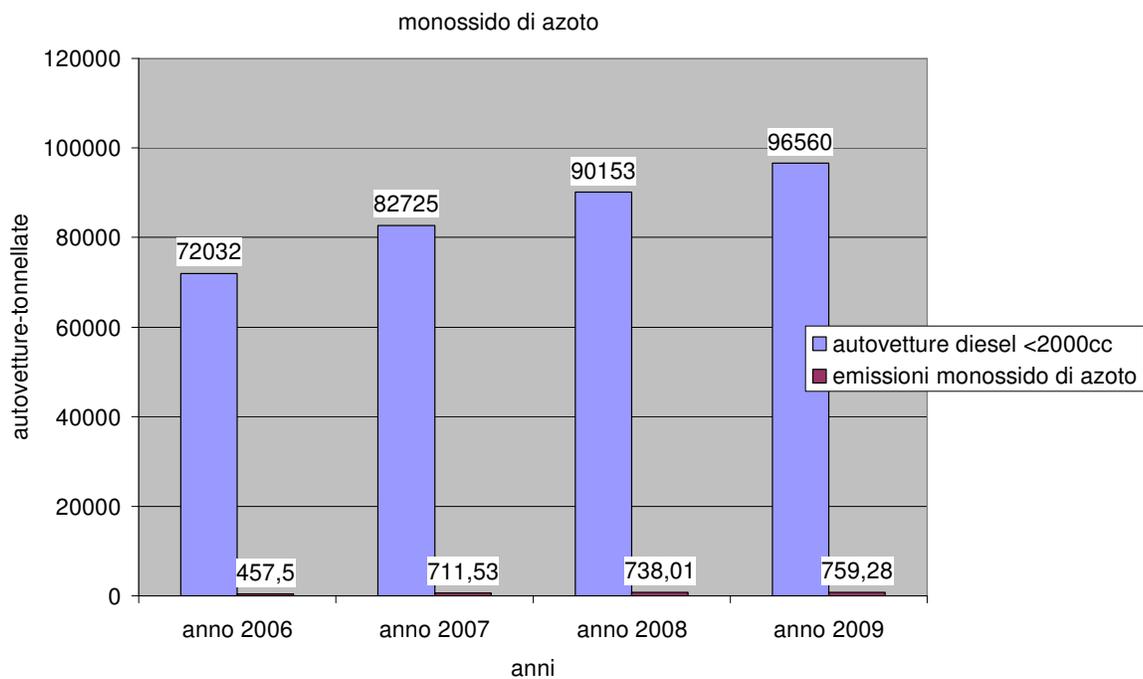
Per meglio valutare questi dati possiamo ricorrere a dei grafici che mostrano le percentuali di variazione delle emissioni con le percentuali di variazione del parco veicolare:





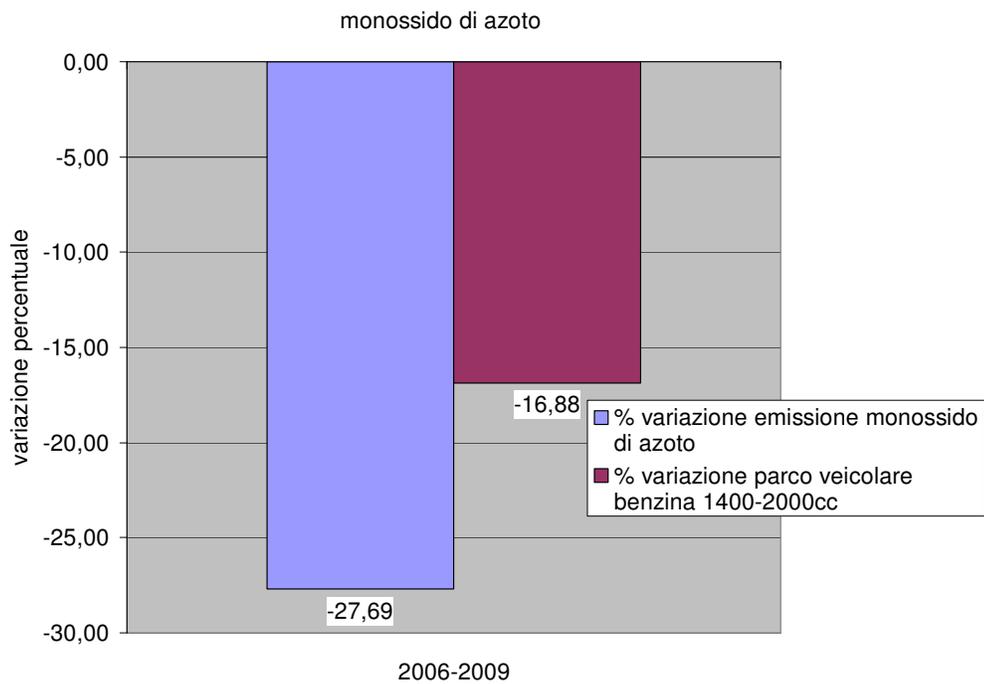
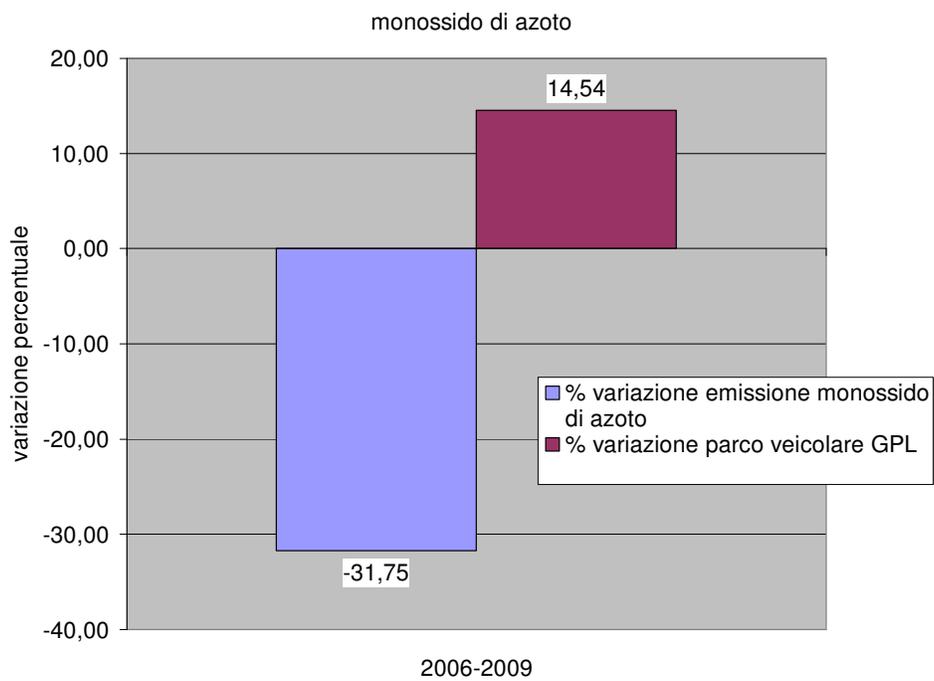
Monossido di azoto

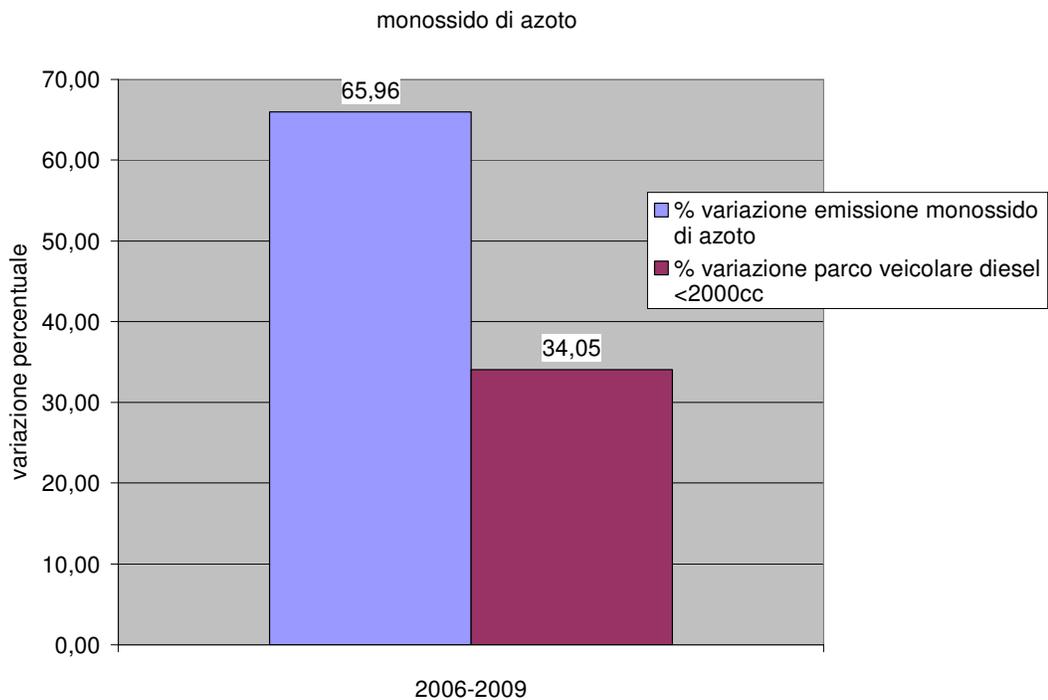




Le emissioni di monossido di azoto per la provincia di Cagliari subiscono una buona diminuzione soprattutto per quanto riguarda le categorie di veicoli alimentati a GPL e benzina, invece si registra un aumento delle emissioni per i veicoli alimentati a gasolio.

Per meglio valutare questi dati possiamo ricorrere a dei grafici che mostrano le percentuali di variazione delle emissioni con le percentuali di variazione del parco veicolare:

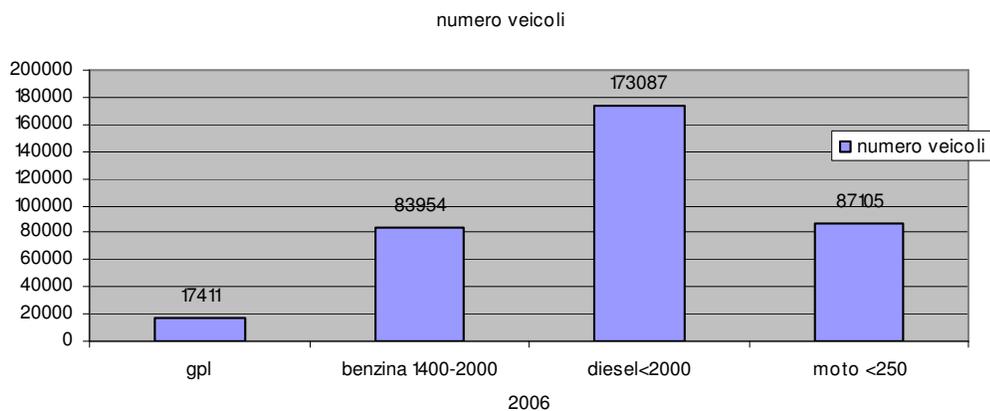


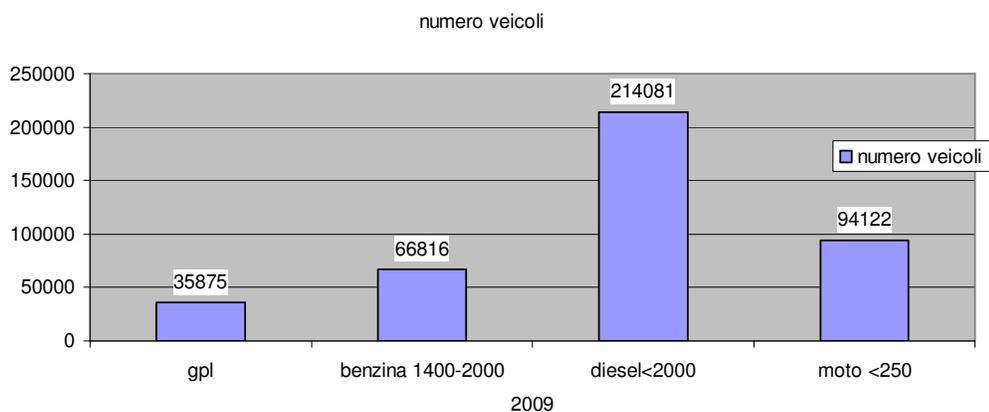
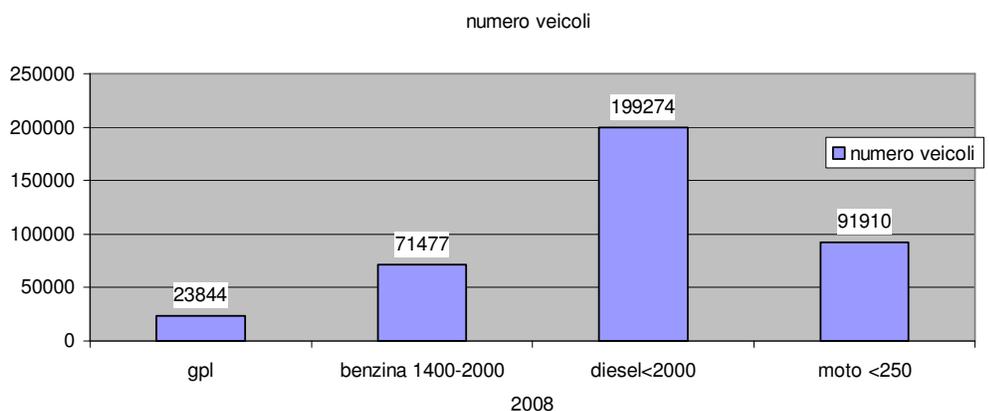
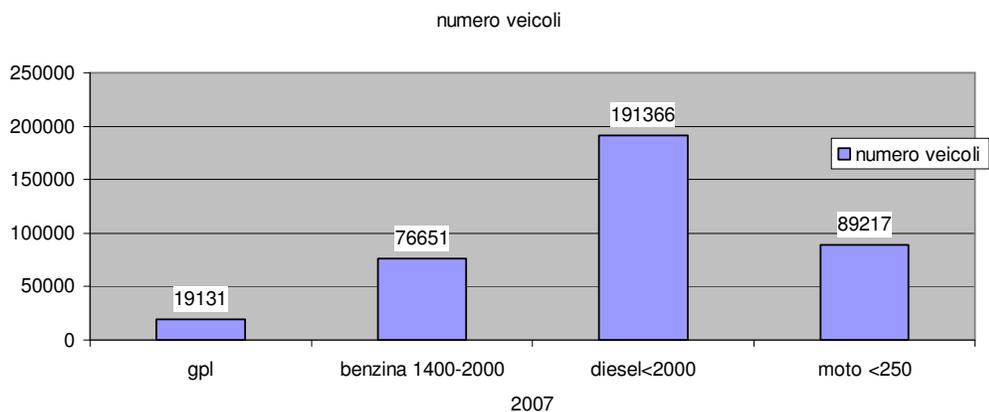


6.4 La provincia di Firenze

La provincia di Firenze copre un territorio di 3114 Km^2 , conta 993.759 abitanti e comprende 44 comuni.

Il parco veicolare, per i veicoli considerati può essere rappresentato mediante i seguenti grafici:



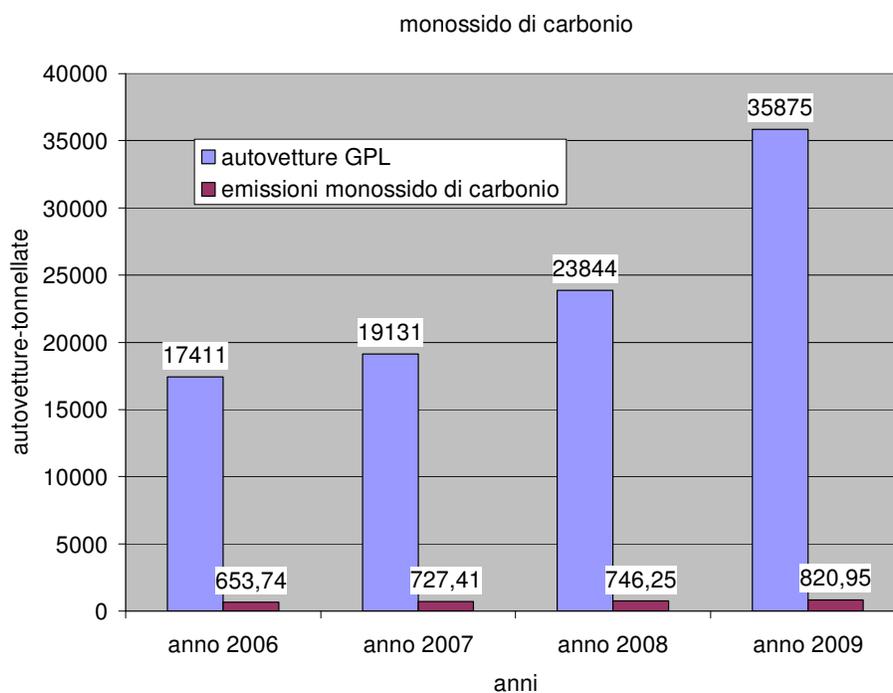


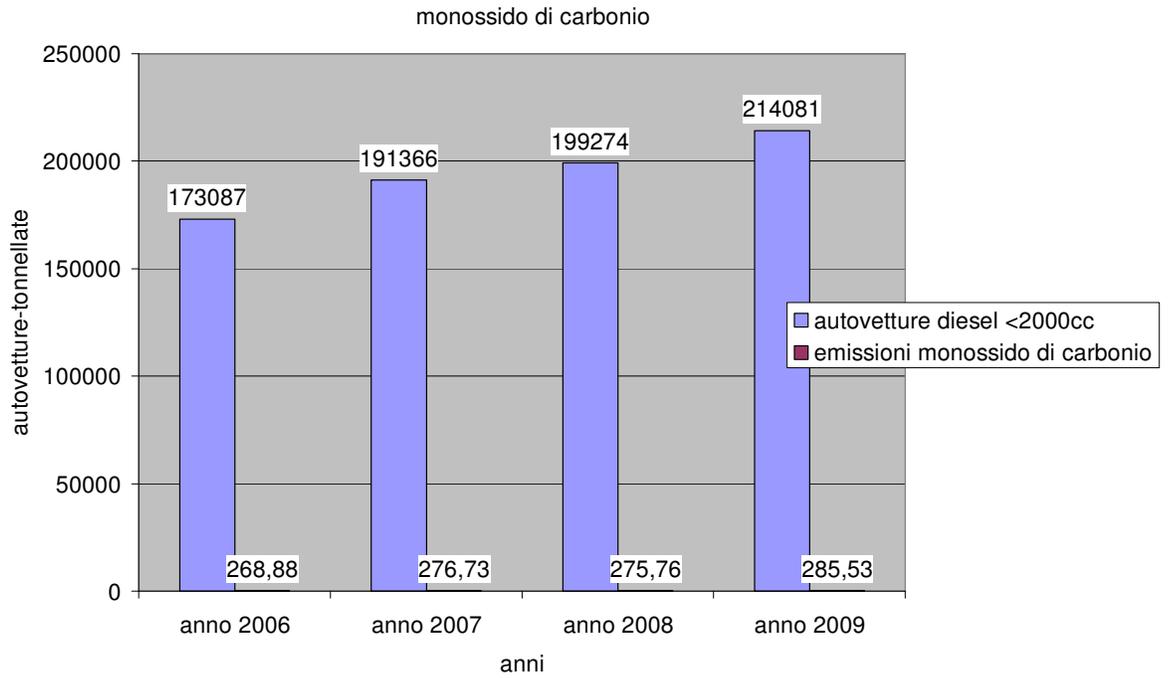
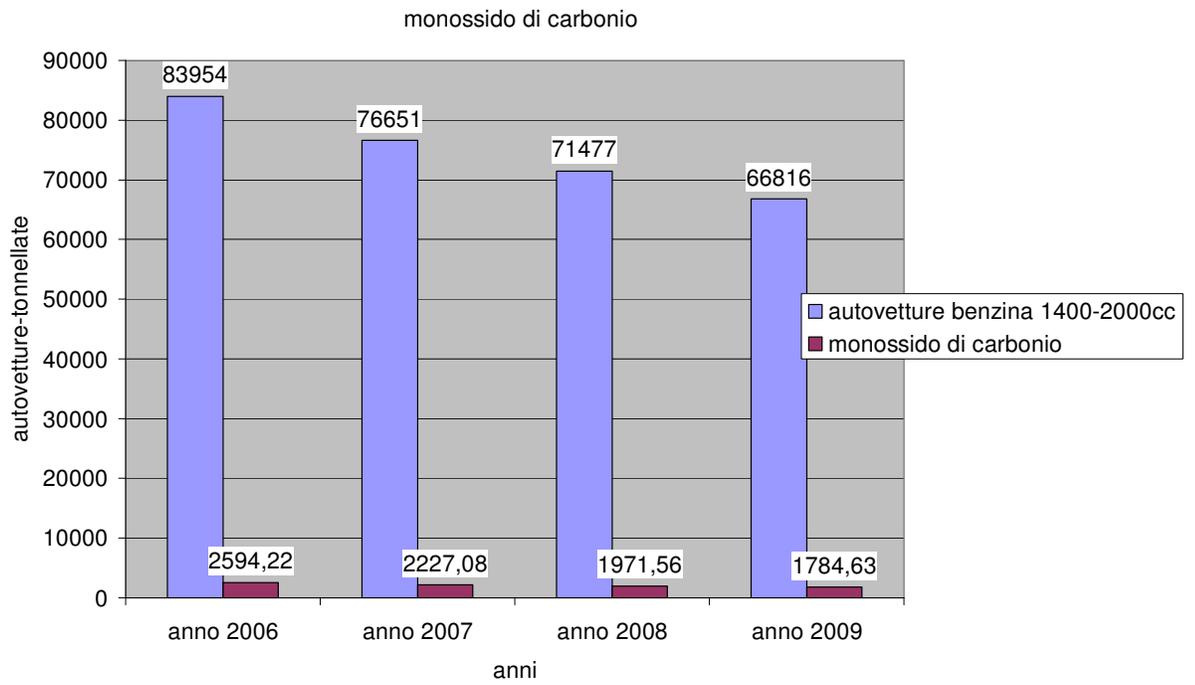
Il parco veicolare della provincia di Firenze nel quadriennio 2006-2009 subisce un sostanziale aumento a fronte di una diminuzione della presenza di autovetture a benzina (-20%), tutte le altre categorie hanno registrato degli incrementi, soprattutto le autovetture alimentate a GPL

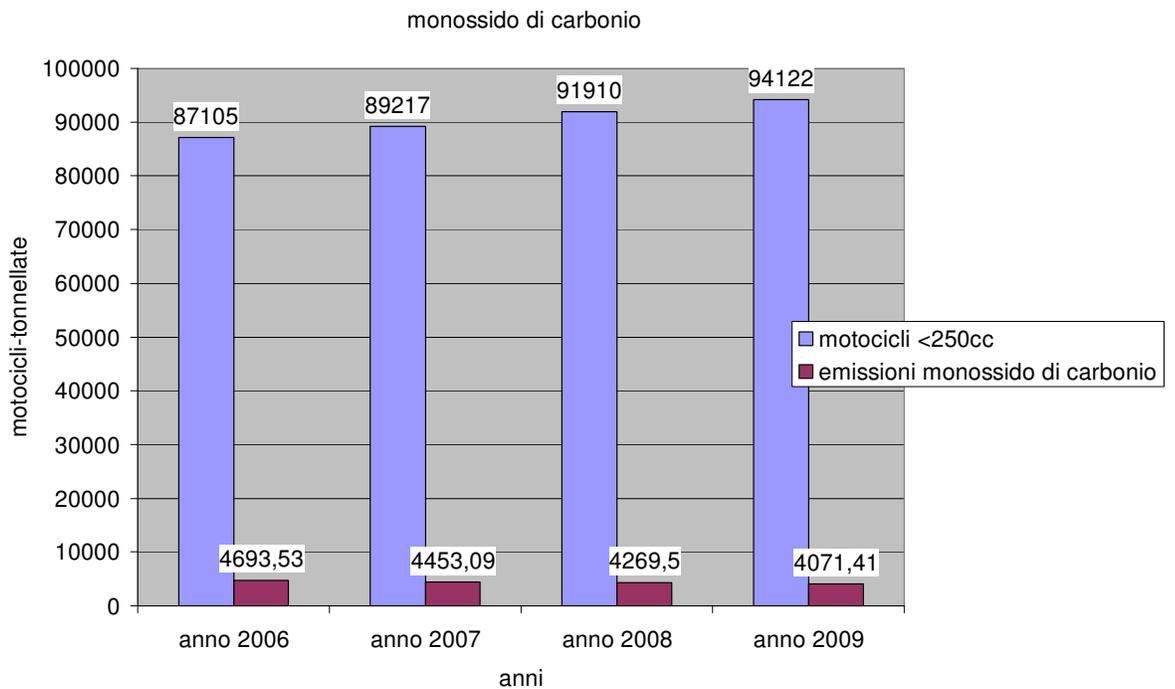
che hanno registrato un aumento superiore al 100%. In sostanza il parco veicolare considerando queste quattro categorie tra il 2006 e il 2009 è cresciuto di quasi 50000 unità.

L'emissione di sostanze inquinanti può essere mostrata dai seguenti grafici che mostrano le quote di emissione per ciascun anno di ogni categoria di veicoli.

Monossido di carbonio

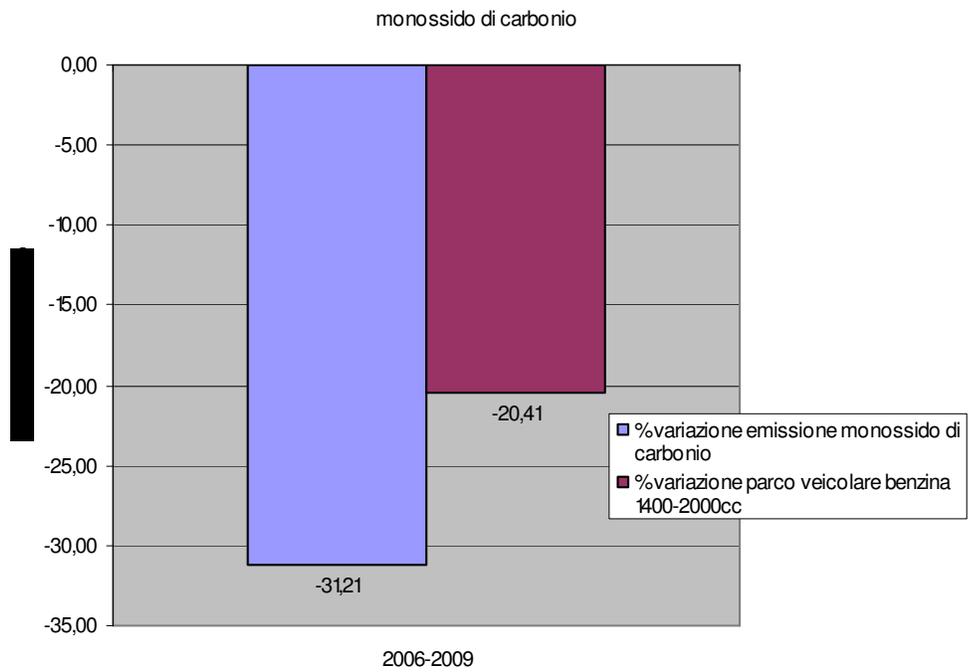
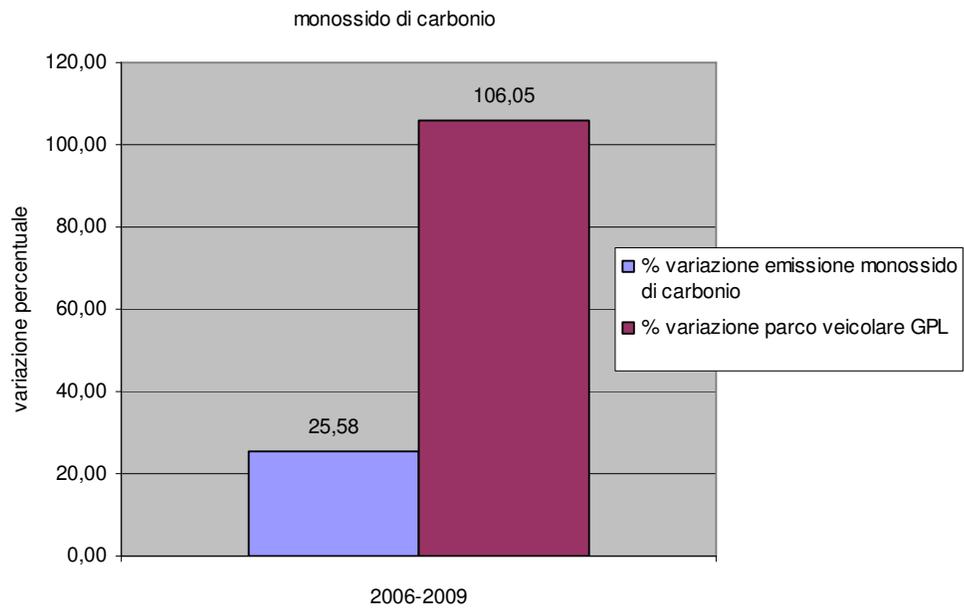


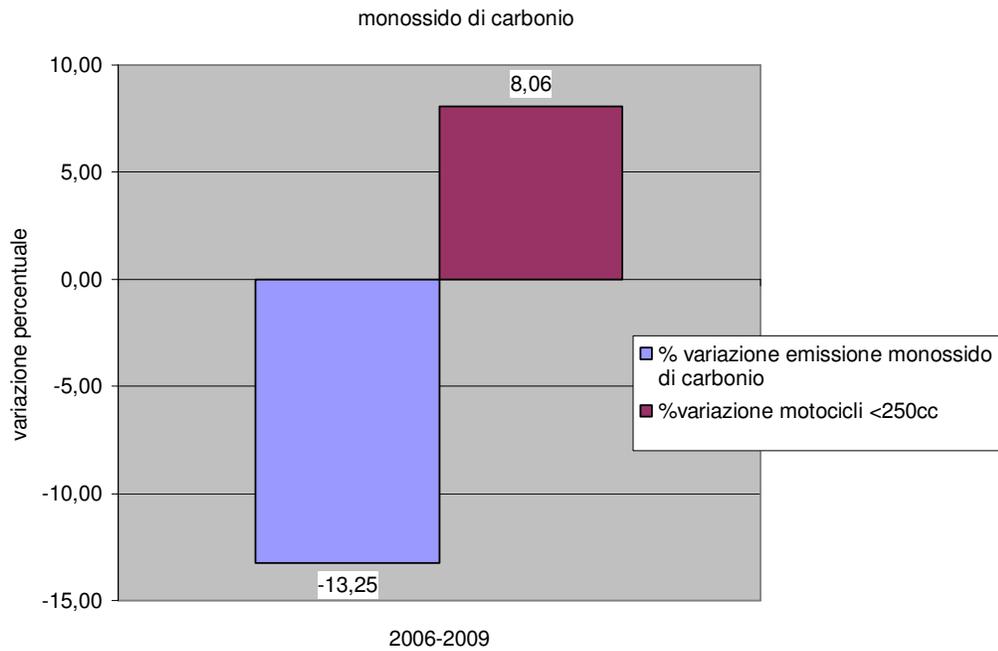
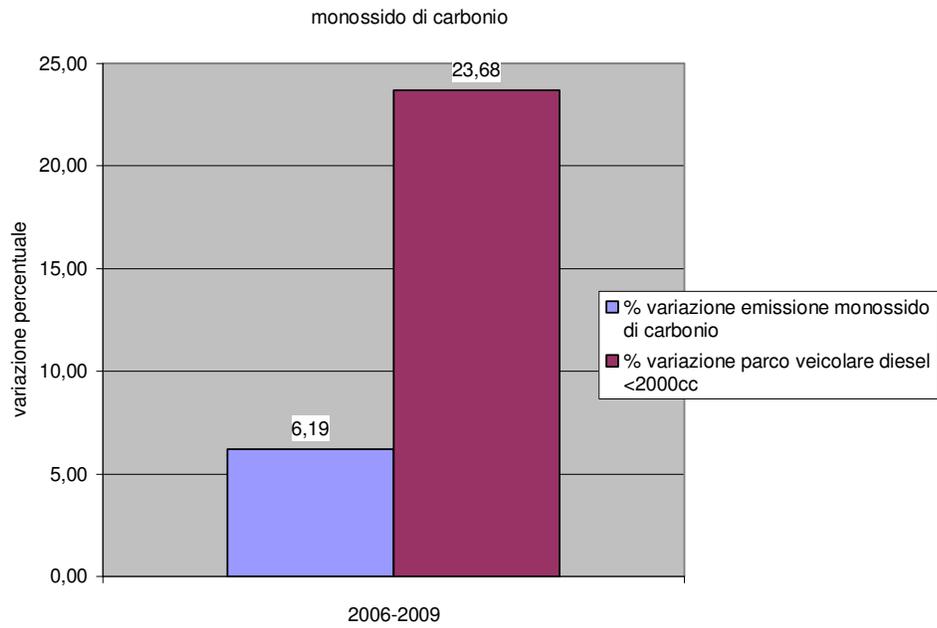




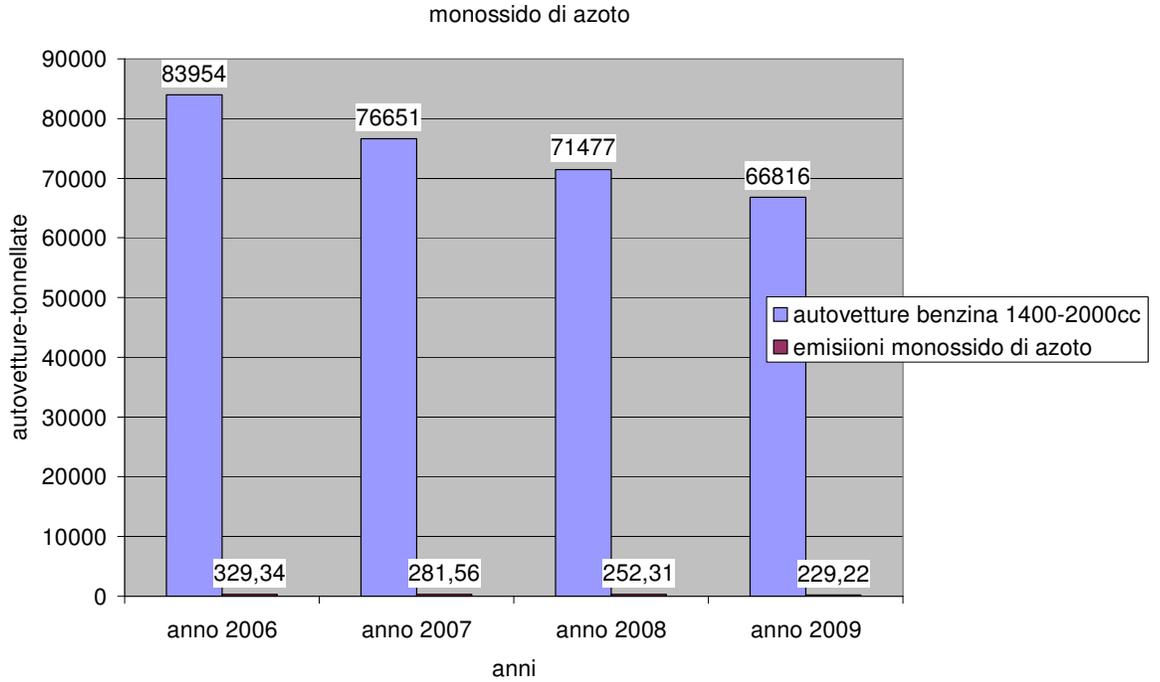
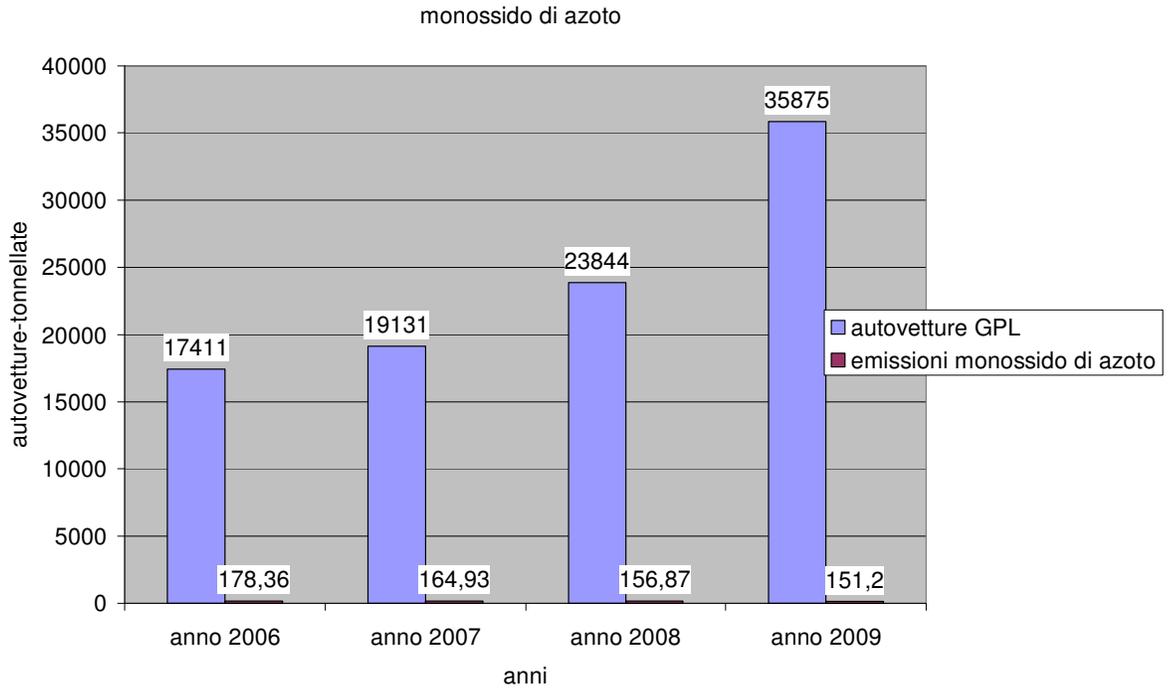
Considerando l'aumento del parco veicolare per la provincia di Firenze si nota come non ci sia stato un aumento delle emissioni di monossido di carbonio, infatti le autovetture alimentate a benzina e i motocicli che ne sono i maggiori produttori hanno registrato una diminuzione resa anche più evidente nel caso dei veicoli a benzina dalla diminuzione del parco circolante.

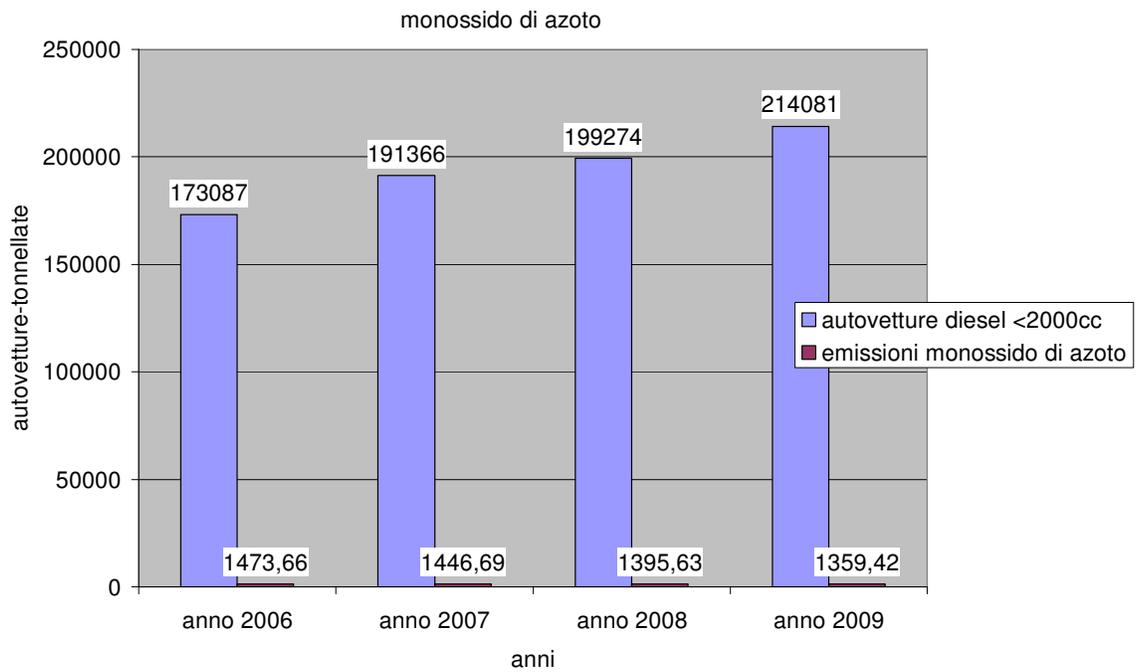
I seguenti grafici mostrano in percentuale tali variazioni:





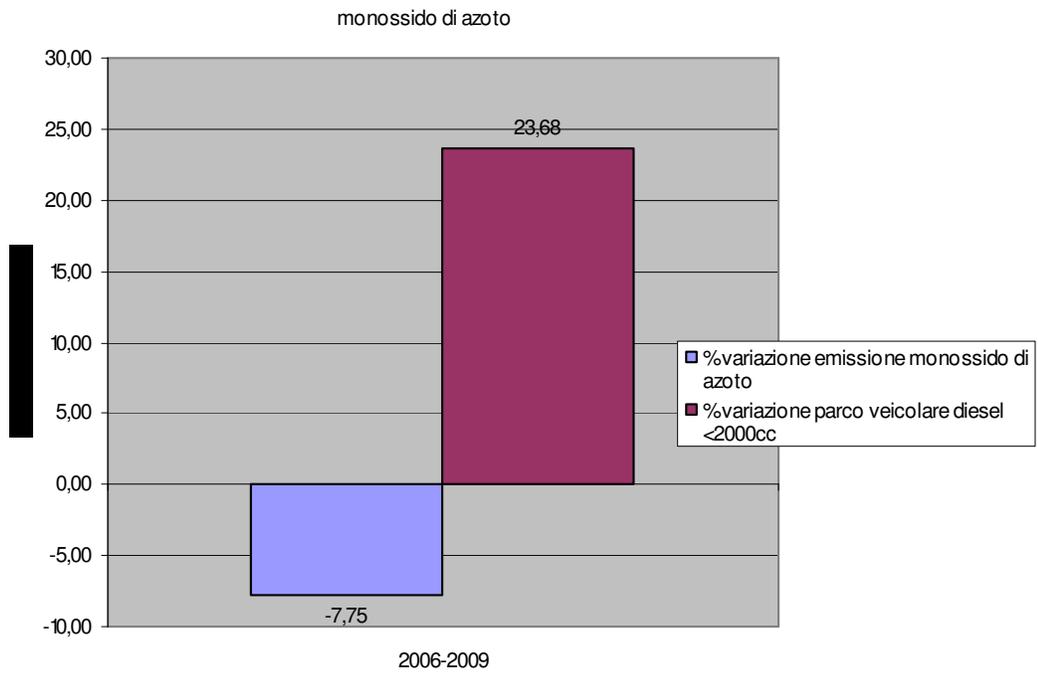
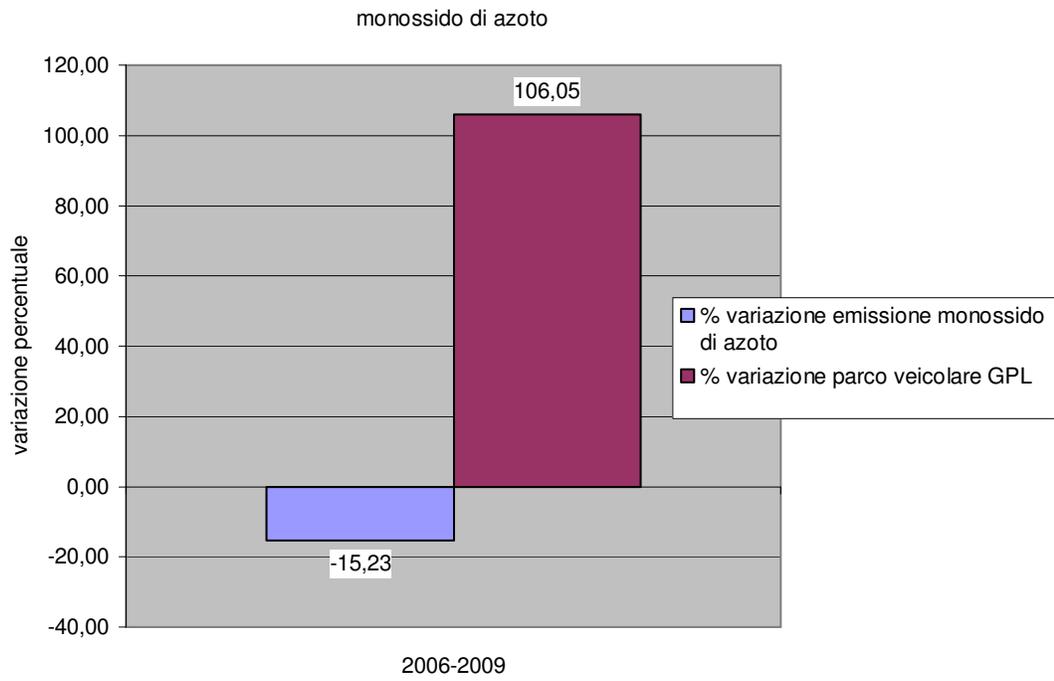
Monossido di azoto

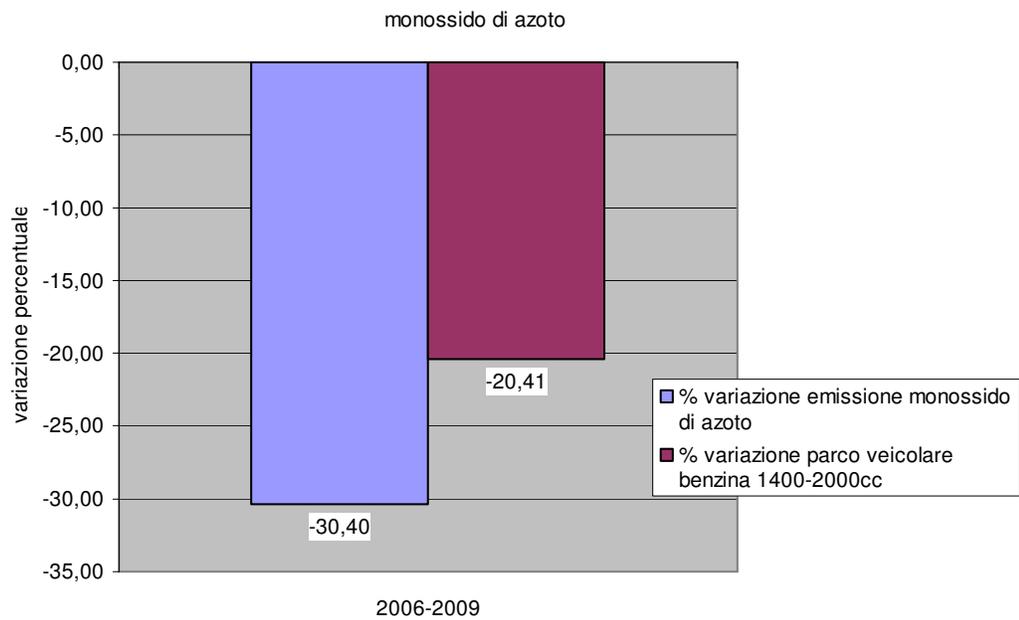




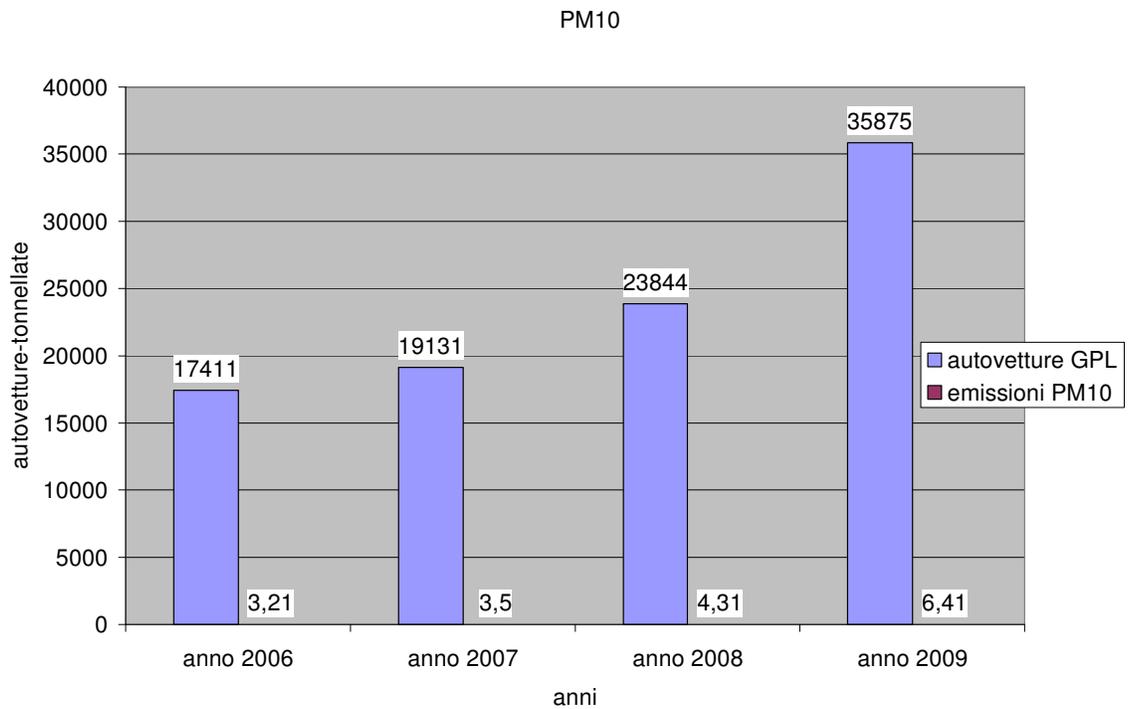
Valutando le emissioni di monossido di azoto si può soprattutto notare come l'unica voce che registra una diminuzione marcata sia quelle degli autoveicoli alimentati a benzina.

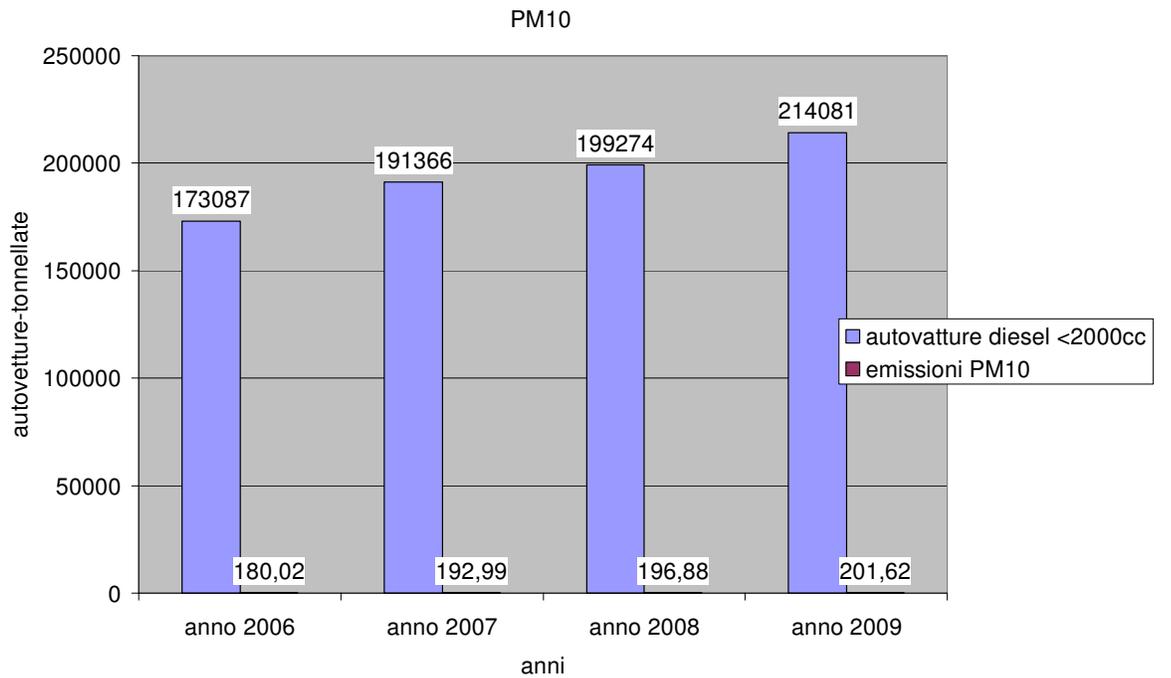
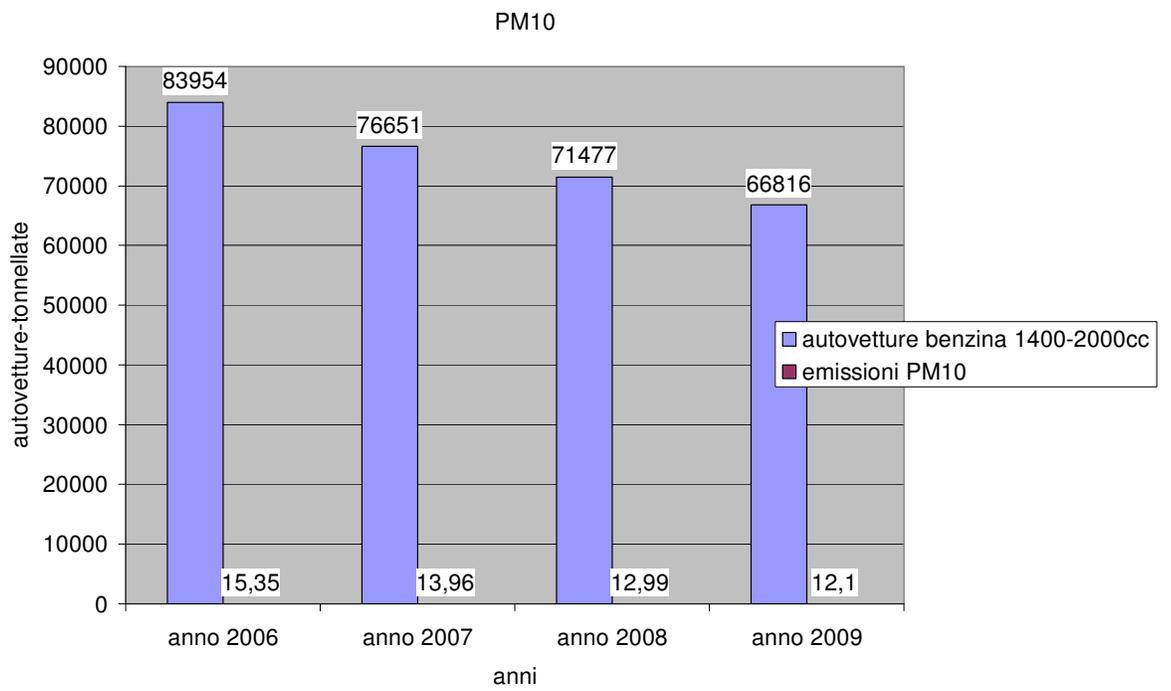
Nei successivi grafici lo si mostra percentualmente:

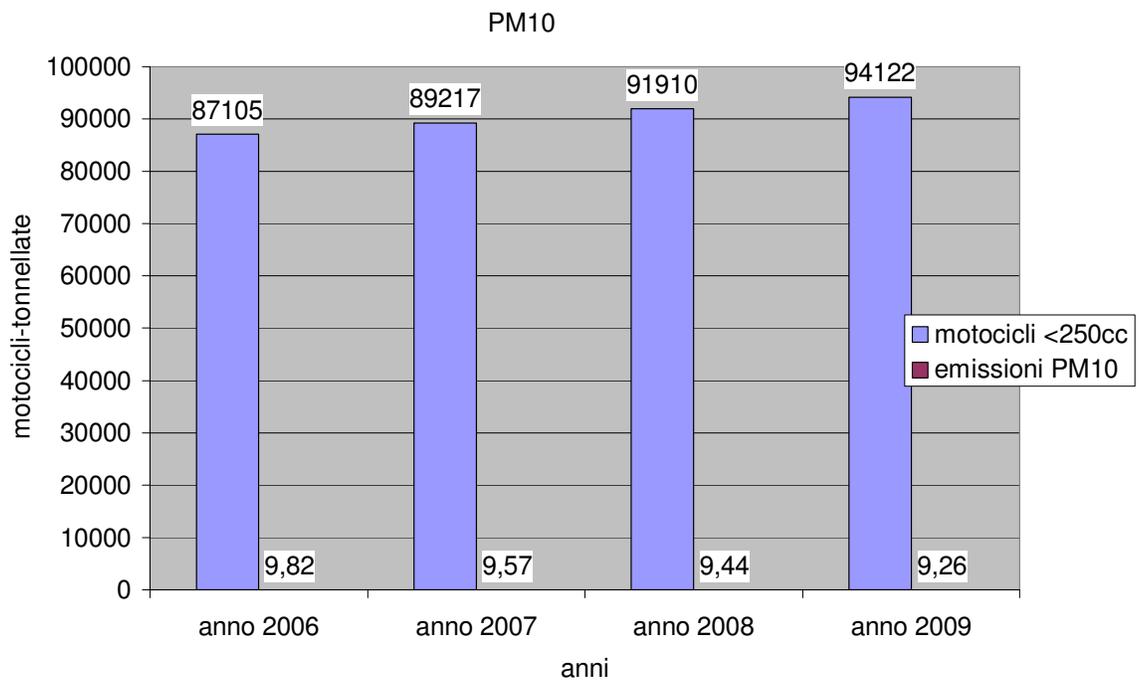




PM10

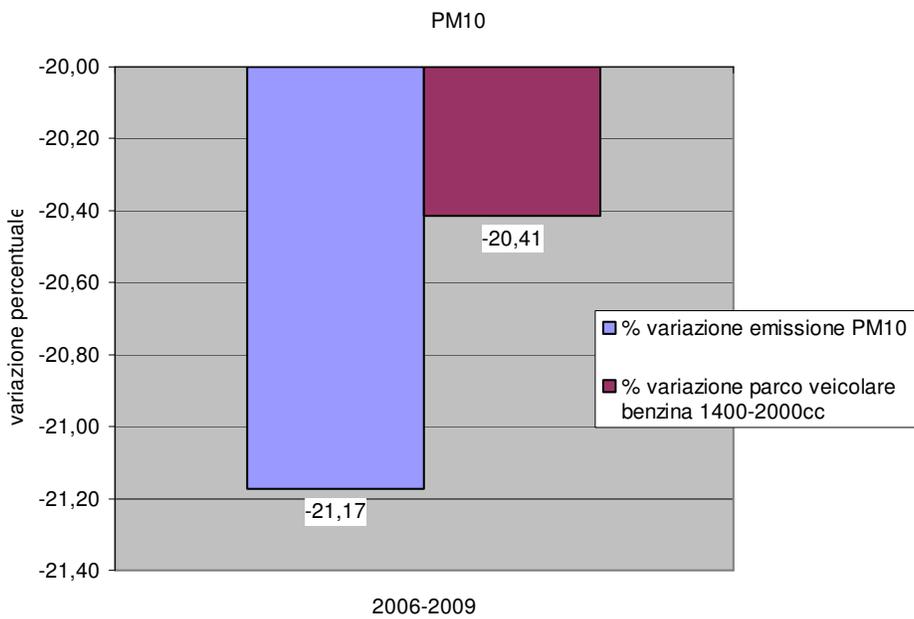
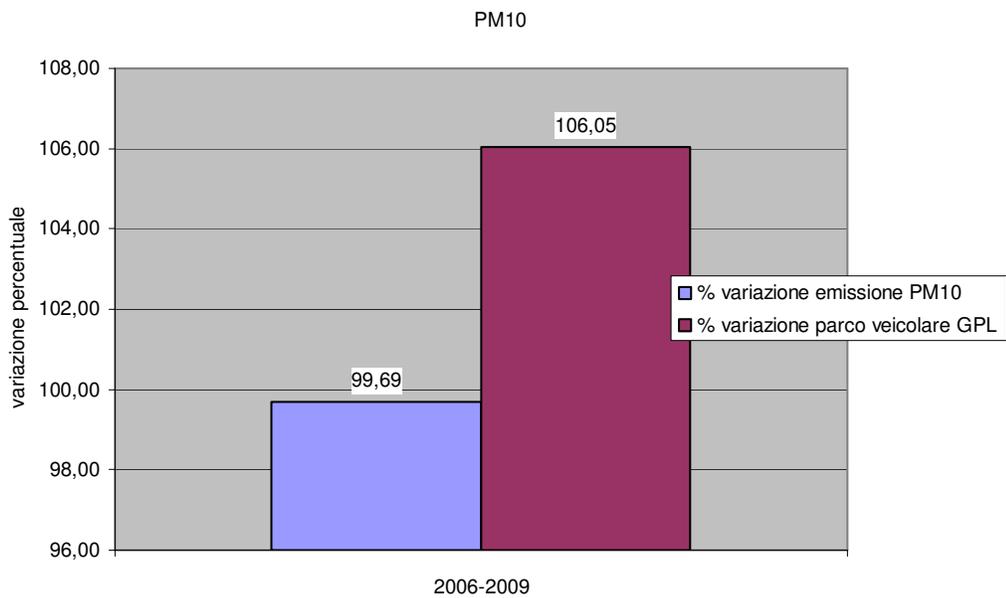


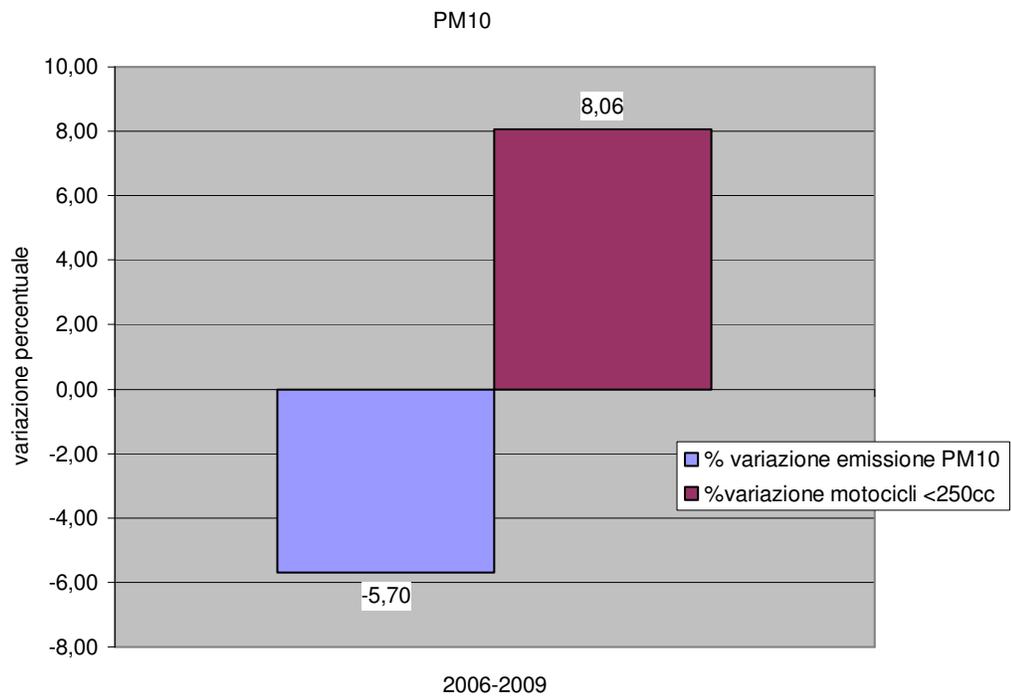
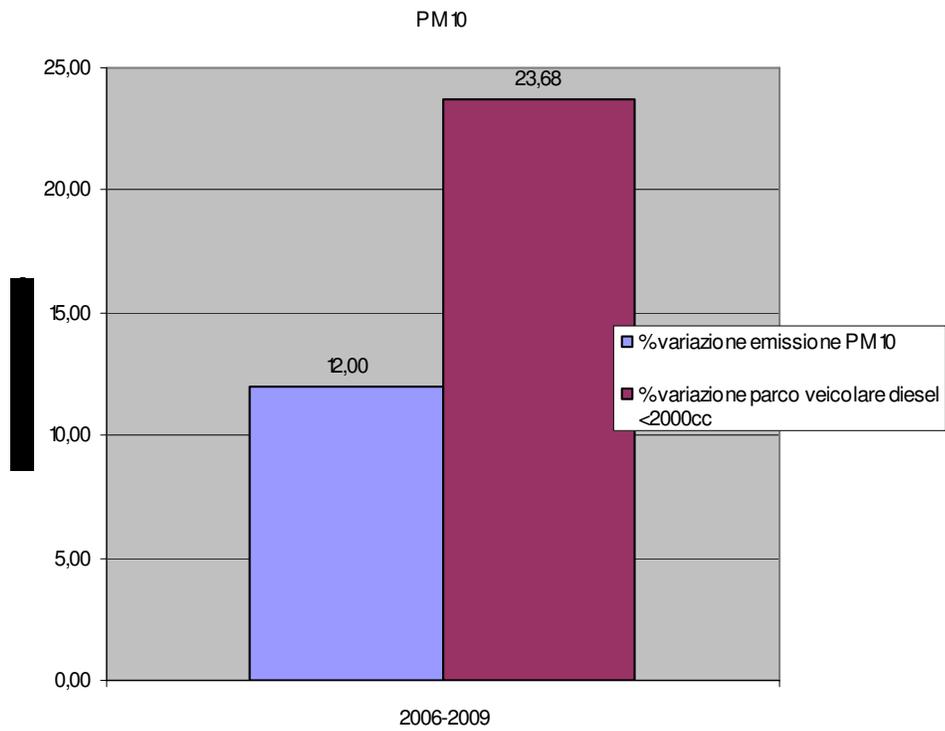




La valutazione delle emissioni di PM10 può essere svolta prendendo in esame i veicoli a gasolio in quanto essi sono i maggiori produttori. Si nota che a fronte di un aumento delle immatricolazioni si ha anche un aumento delle emissioni.

Questo può essere anche valutato per via percentuale:

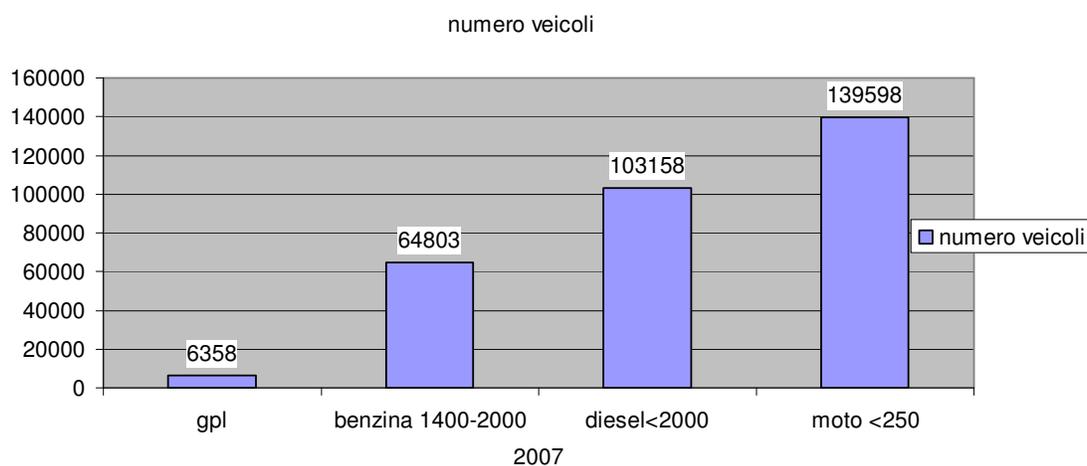
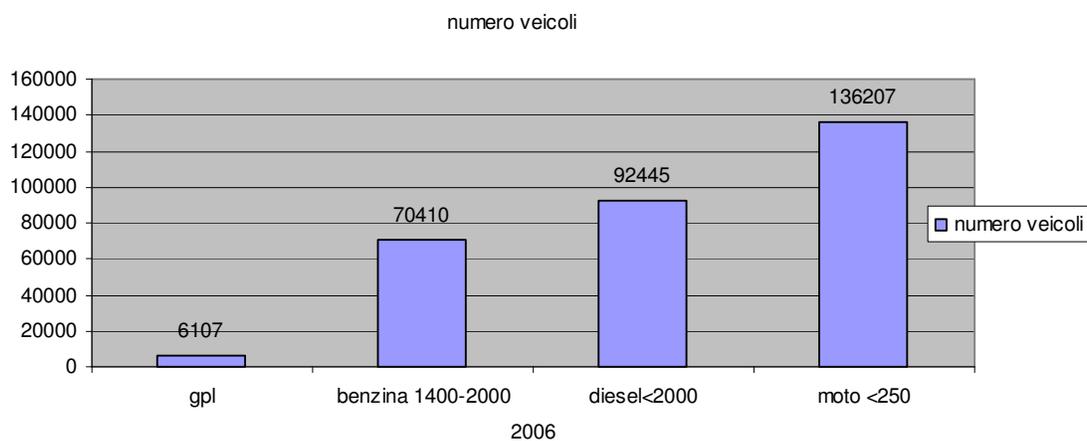


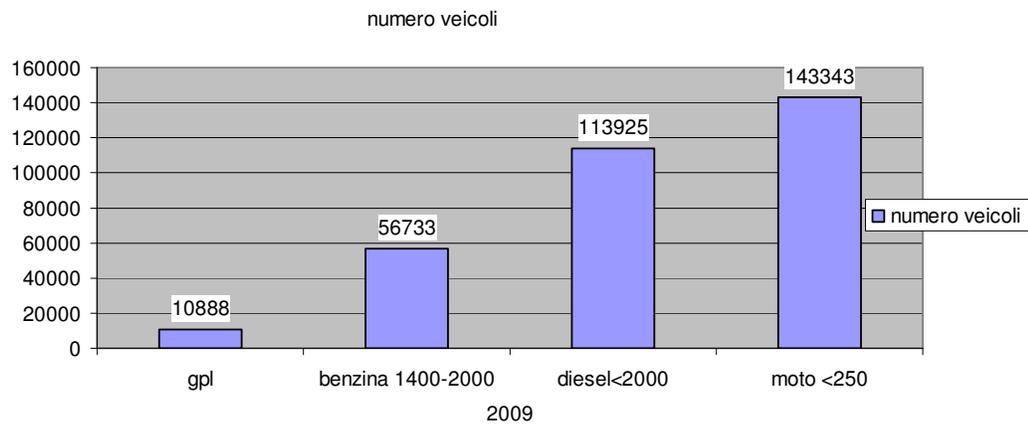
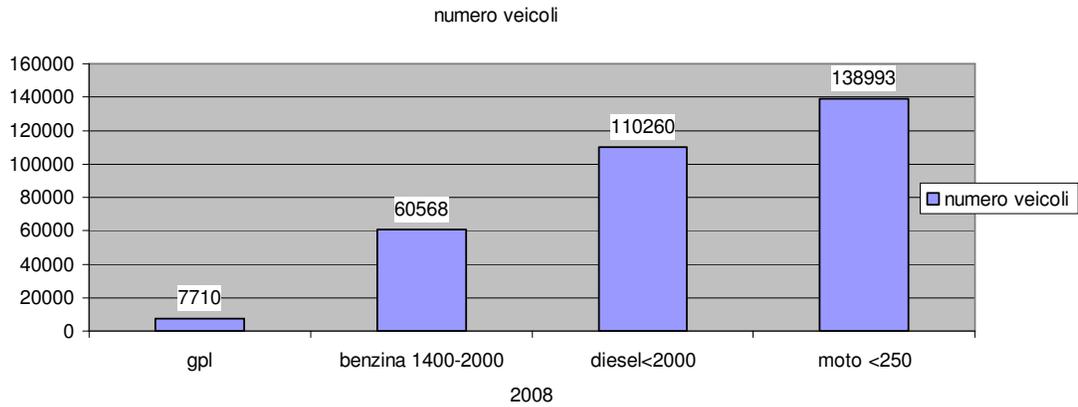


6.5 La provincia di Genova

La provincia di Genova copre un territorio di 1838 Km^2 , conta 883.180 abitanti ed è composta di 67 comuni.

Il parco veicolare, per i veicoli considerati può essere rappresentato mediante i seguenti grafici:

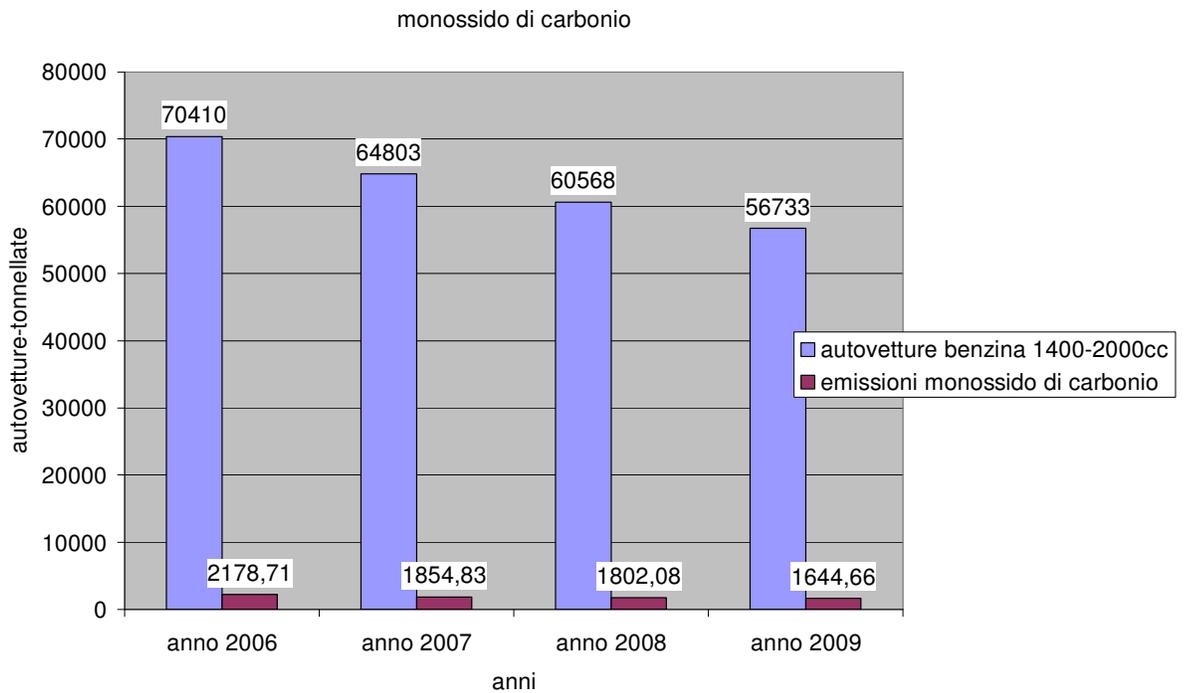
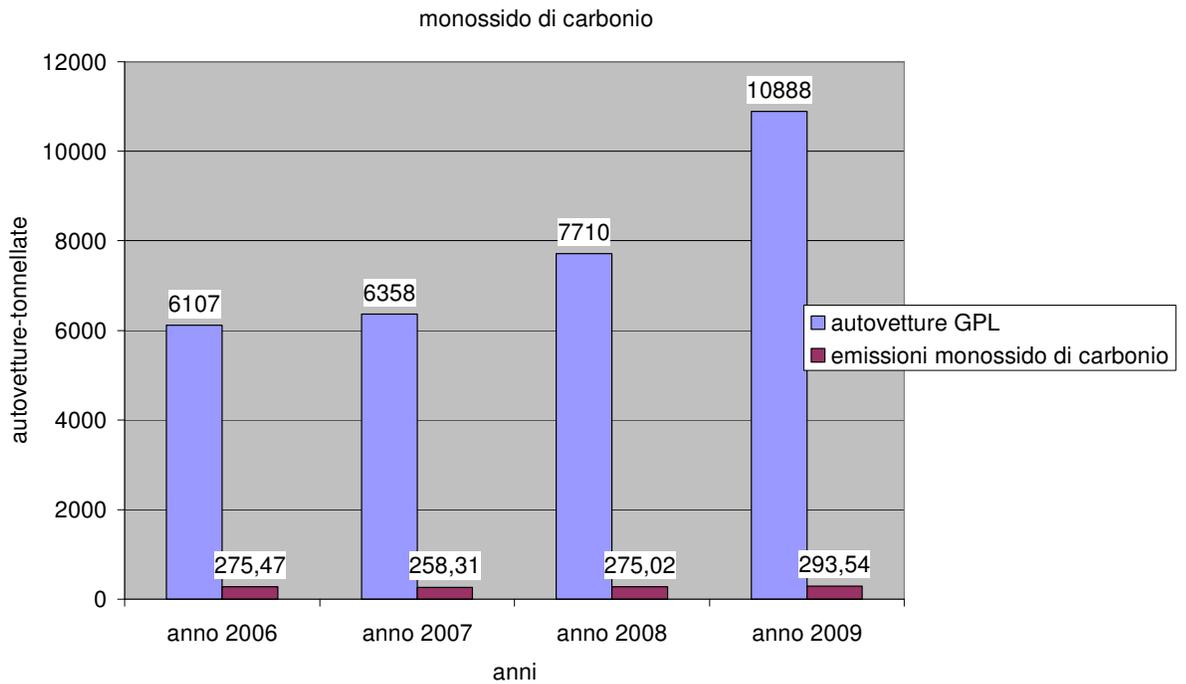


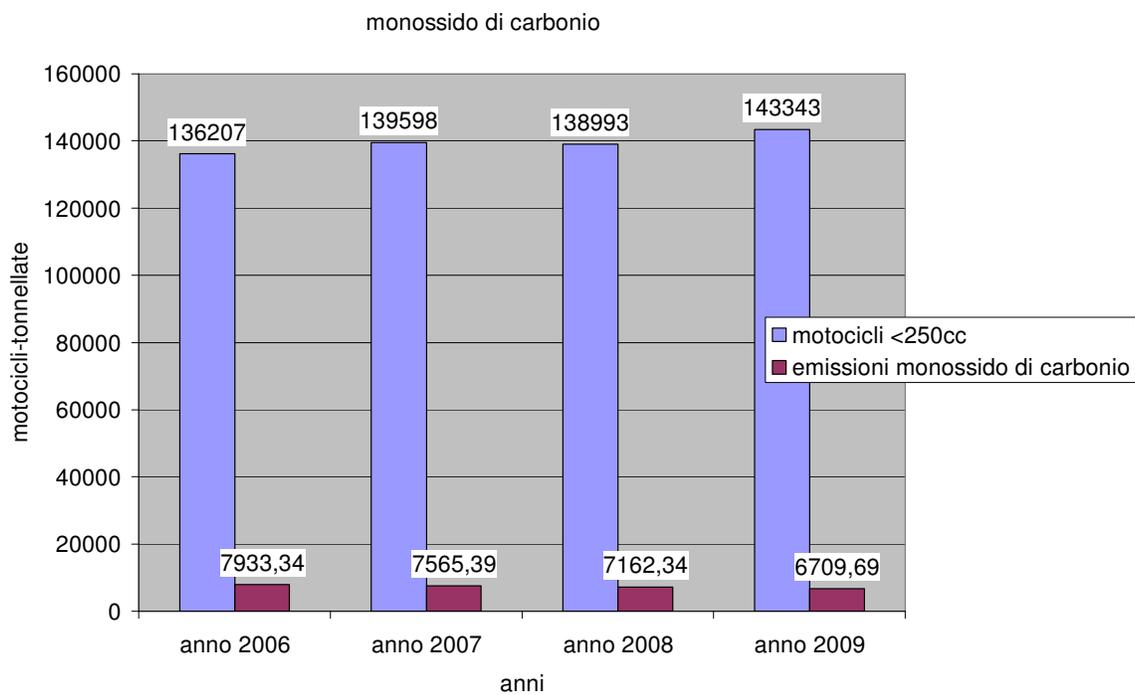
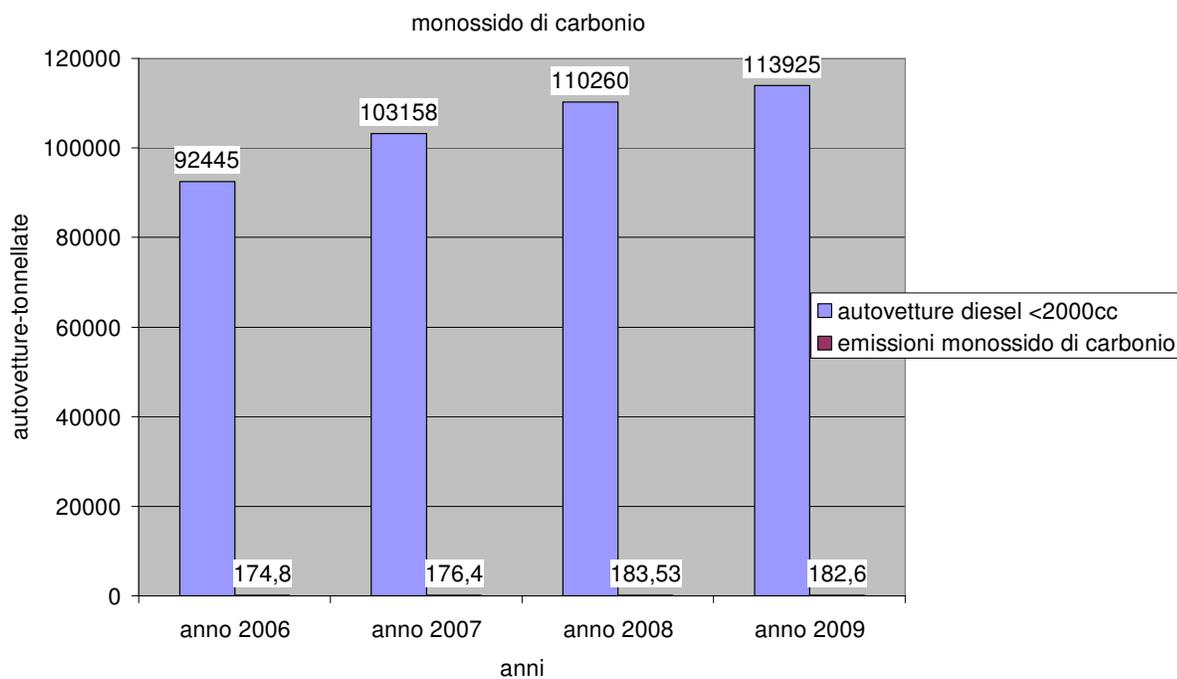


Nell'analisi del parco veicolare la prima cosa che si nota nella provincia di Genova è il numero dei motoveicoli che è decisamente superiore rispetto alle altre categorie. In ogni caso anche la provincia di Genova ha registrato un aumento del parco veicolare di circa 2000 unità.

L'emissione di sostanze inquinanti può essere mostrata dai seguenti grafici che mostrano le quote di emissione per ciascun anno di ogni categoria di veicoli.

Monossido di carbonio

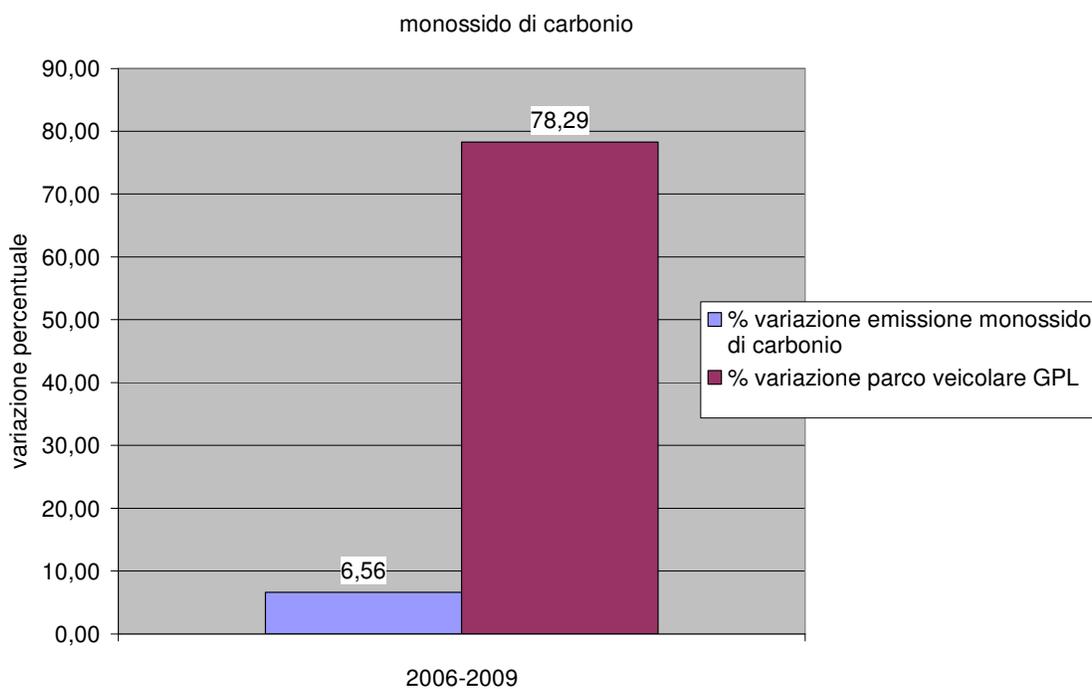


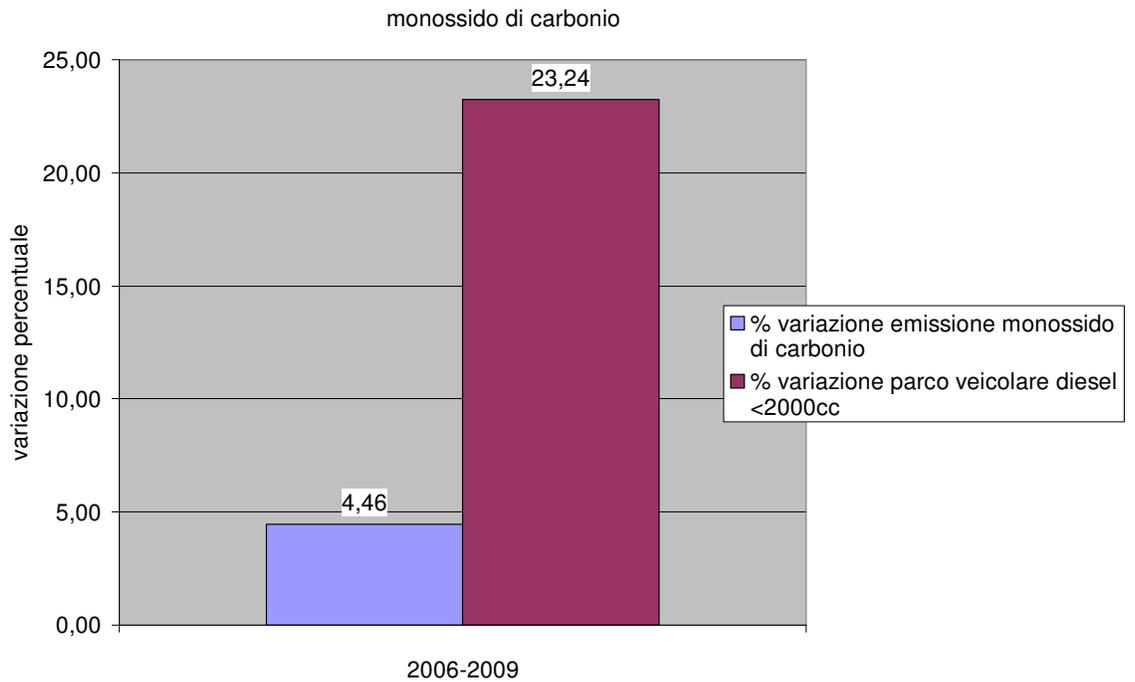
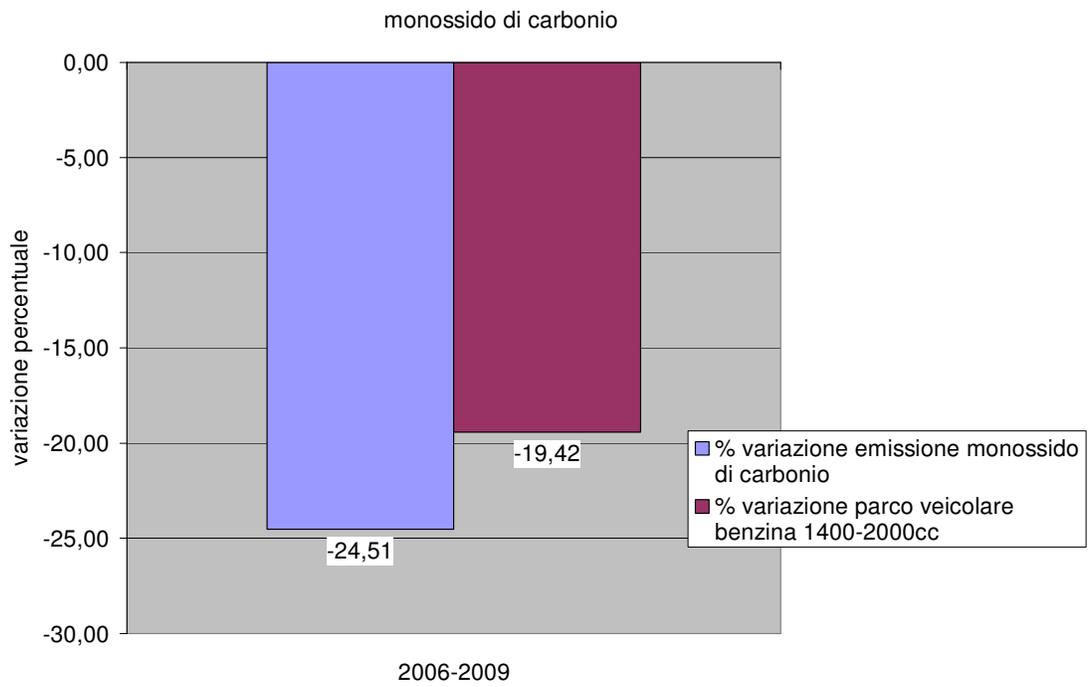


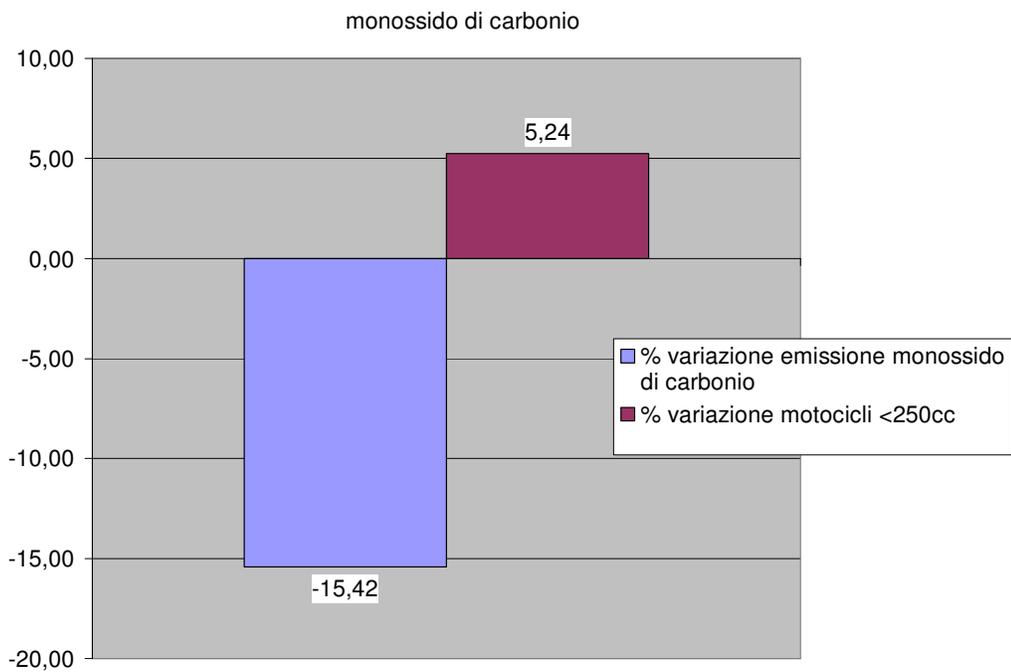
Le emissioni di monossido di carbonio considerando i maggiori produttori che sono i veicoli a benzina e i motocicli hanno riscontrato

una leggera diminuzione, questo lo si deve in primo luogo alla diminuzione dei veicoli alimentati a benzina e poi ai miglioramenti delle classi di emissione dei veicoli.

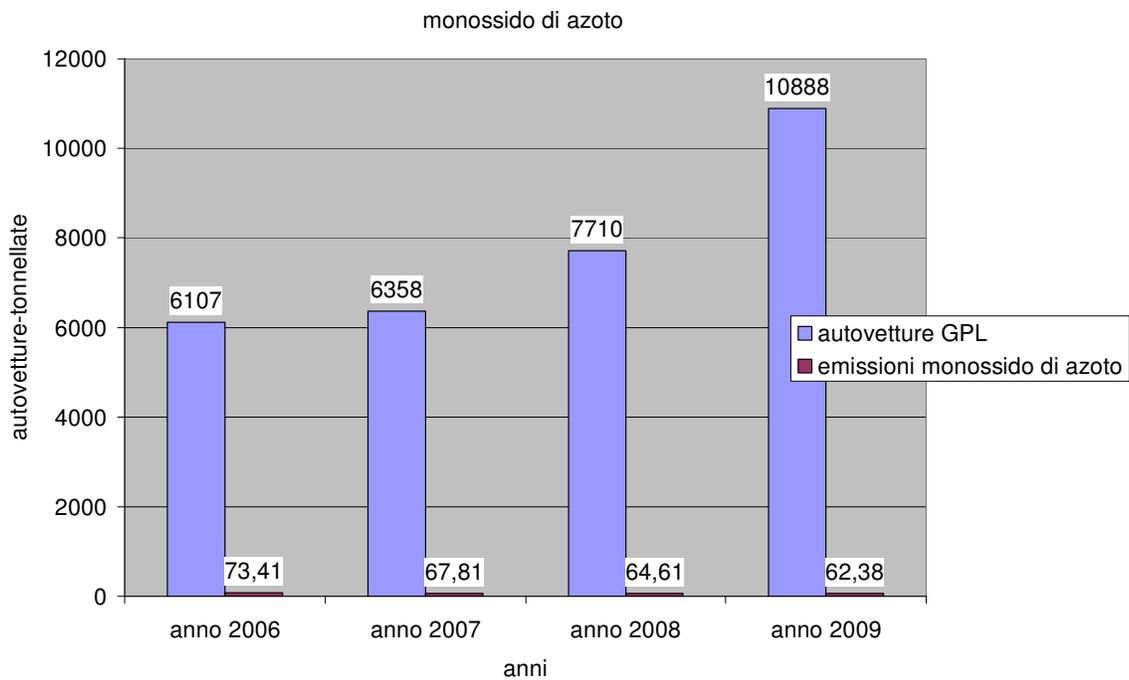
Riportando dei grafici in percentuale tali variazioni risultano ancora più chiare:

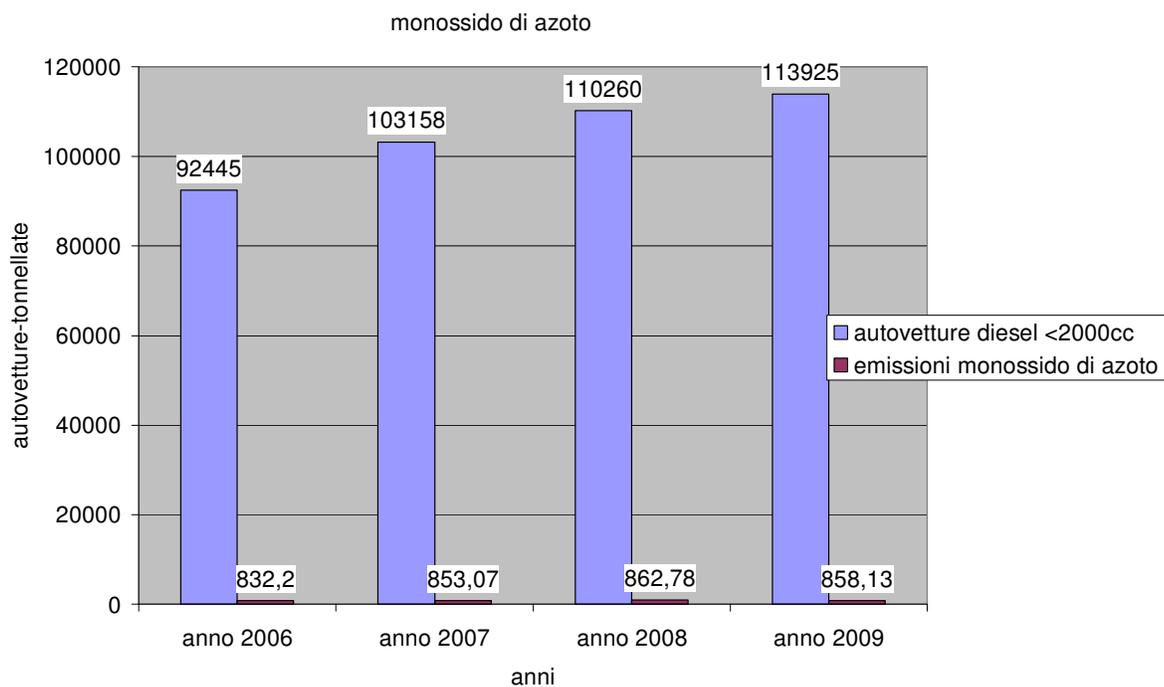
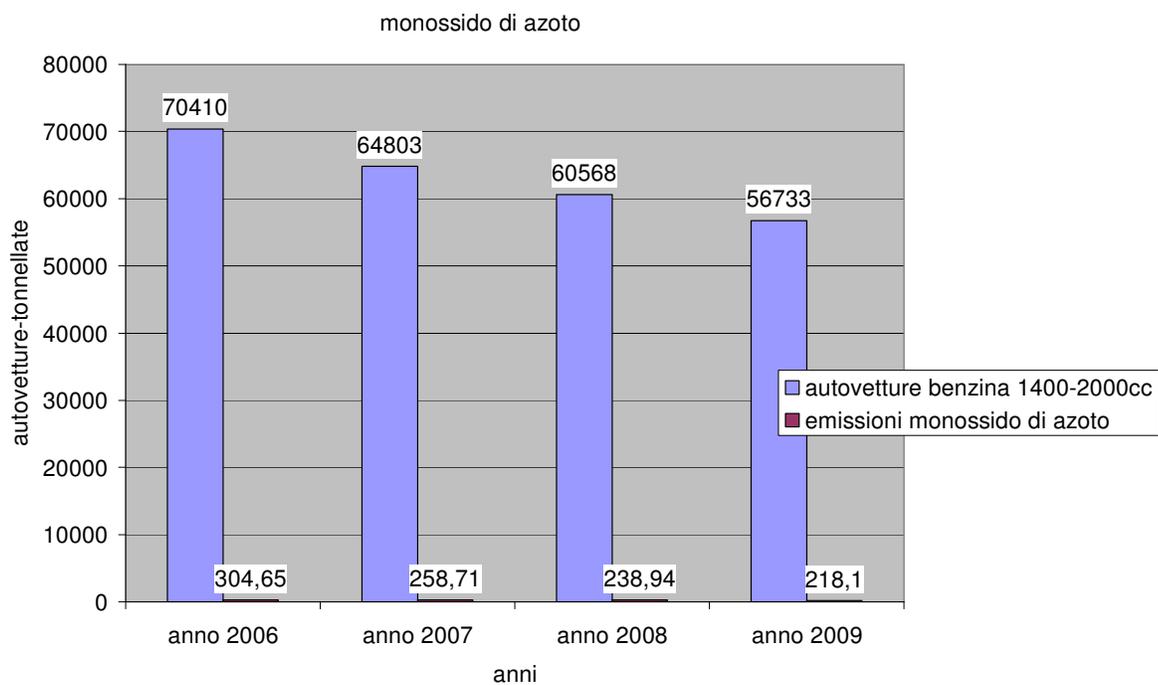






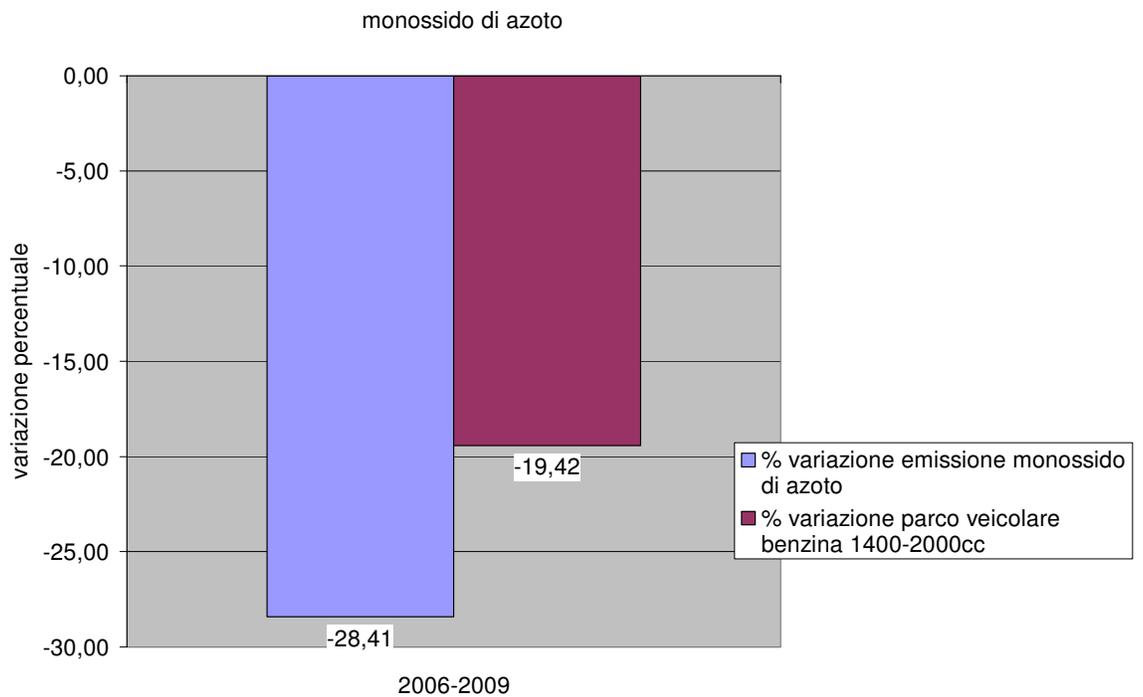
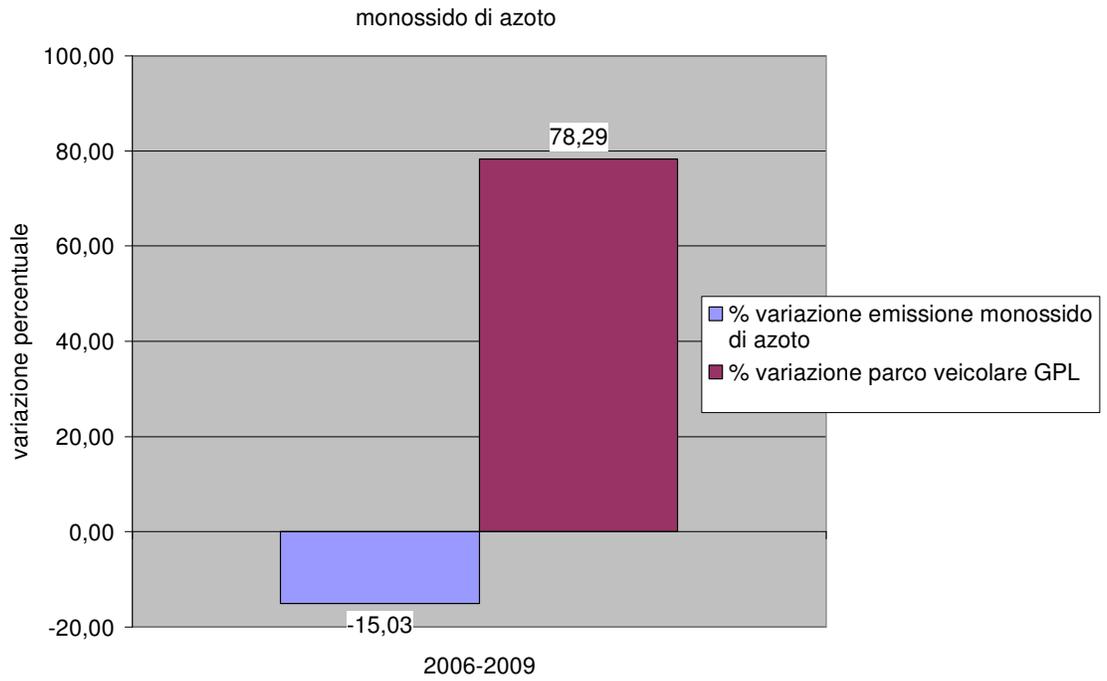
Monossido di azoto

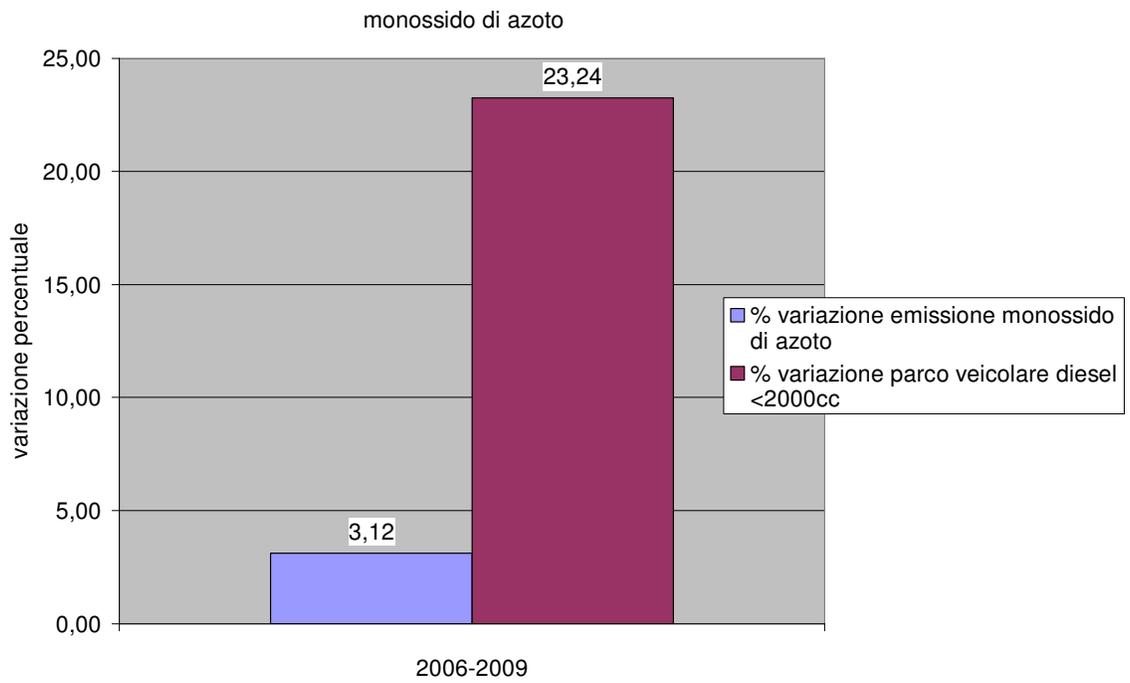




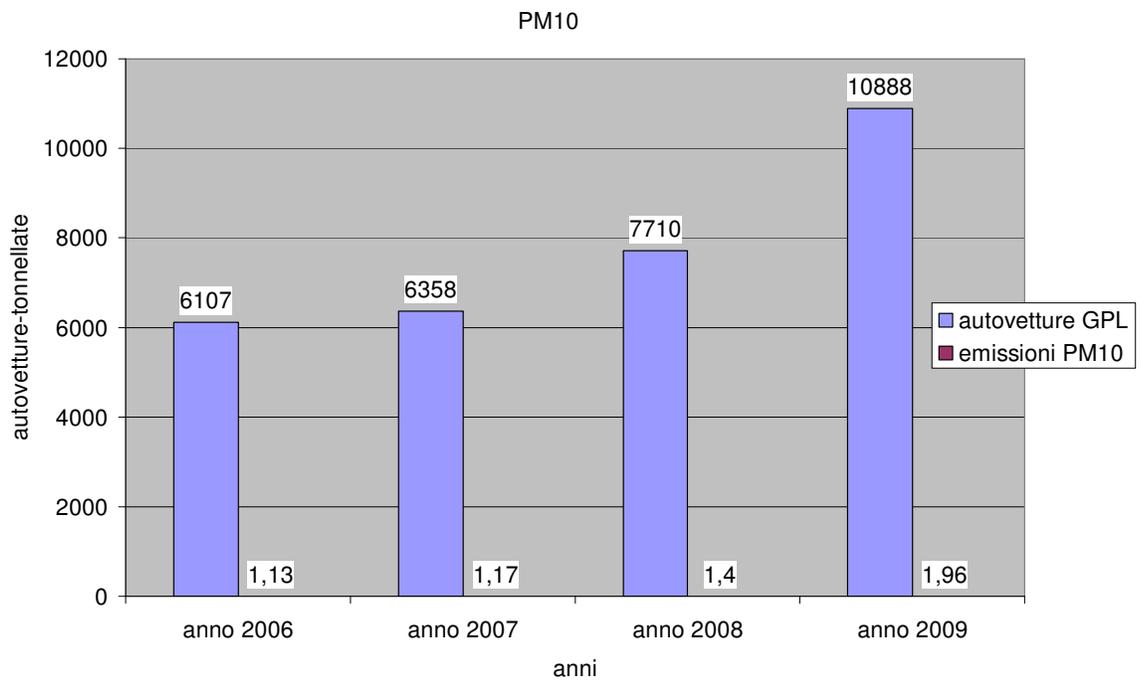
Le emissioni di monossido di azoto sono andate in calo per quanto riguarda i veicoli alimentati a GPL e quelli a benzina. Sono rimasti invece sostanzialmente uguali con un leggero aumento le emissioni dei veicoli a gasolio.

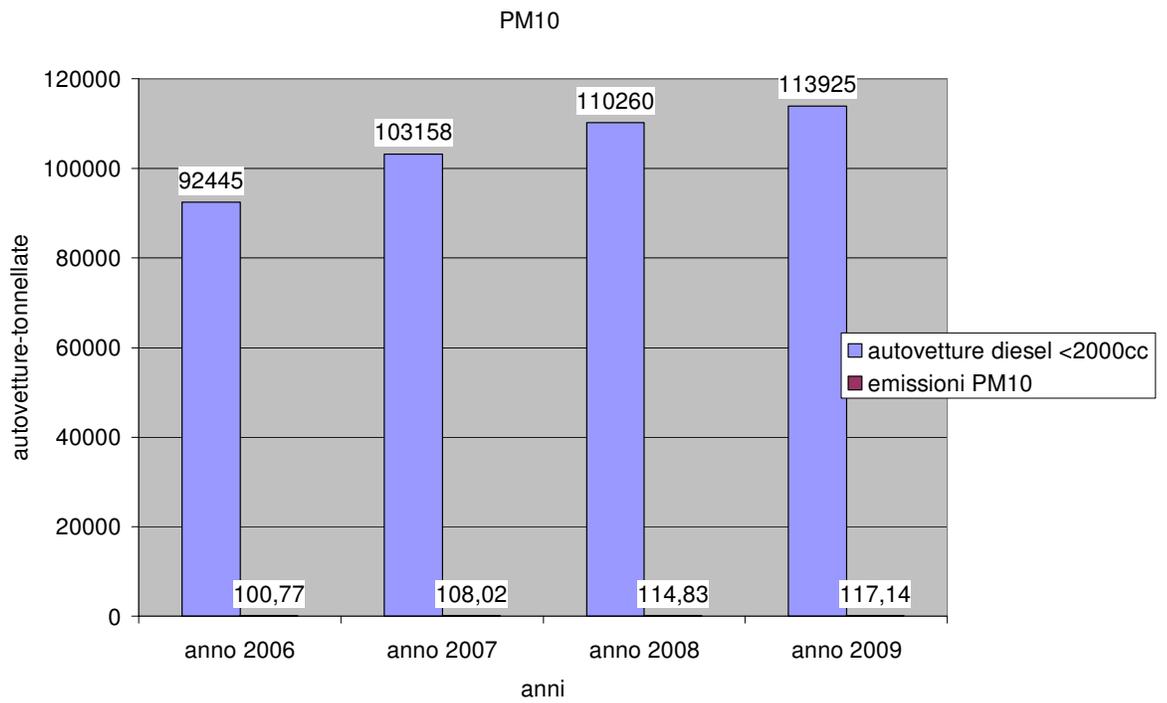
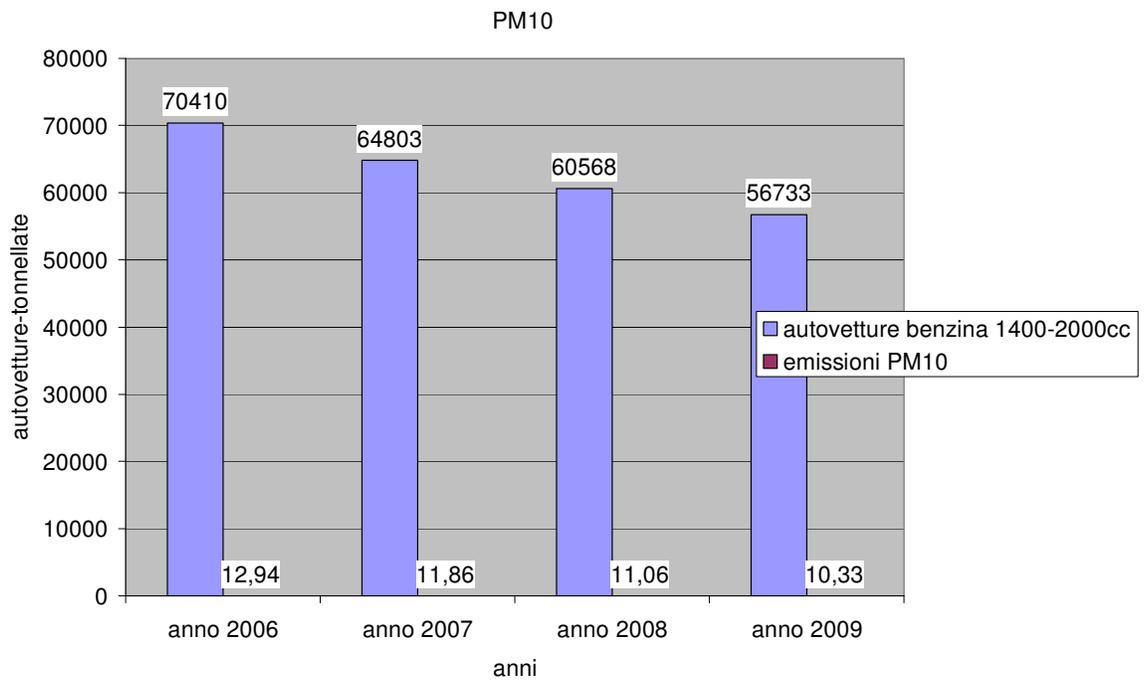
I seguenti grafici mostrano le variazioni in percentuale:

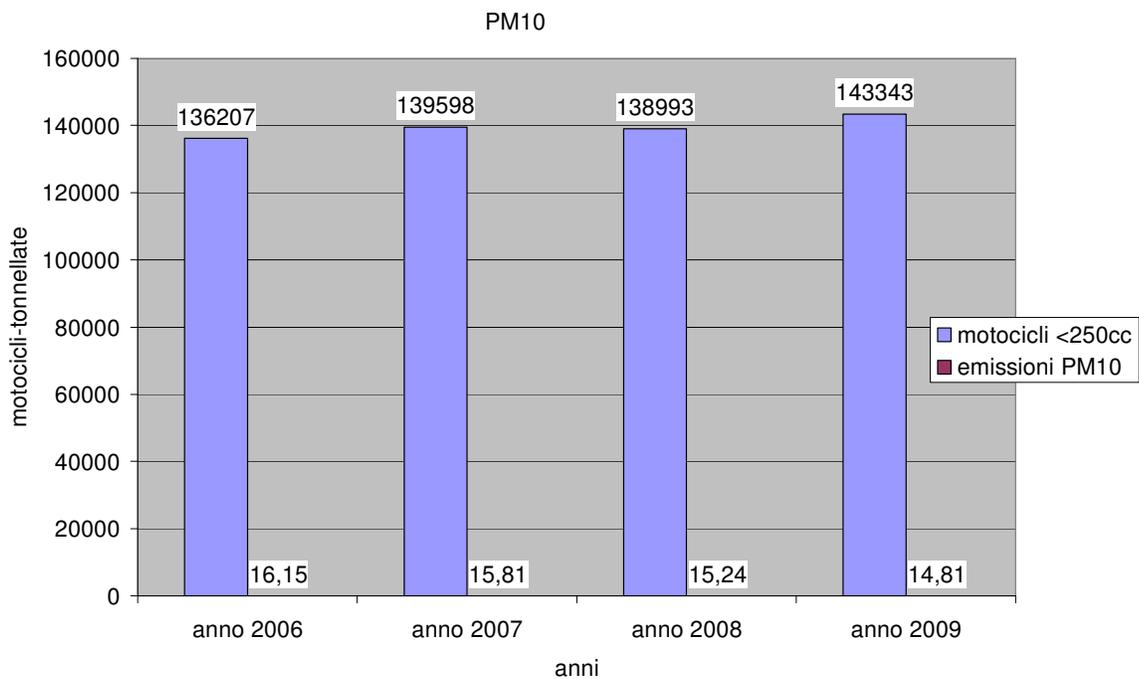




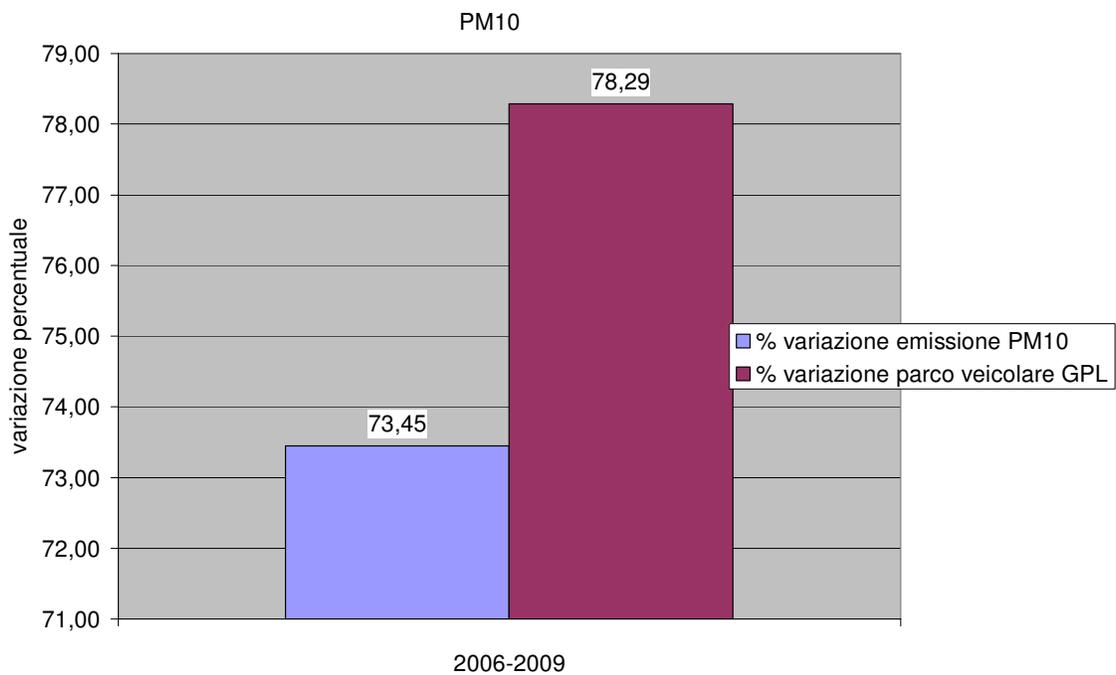
PM10

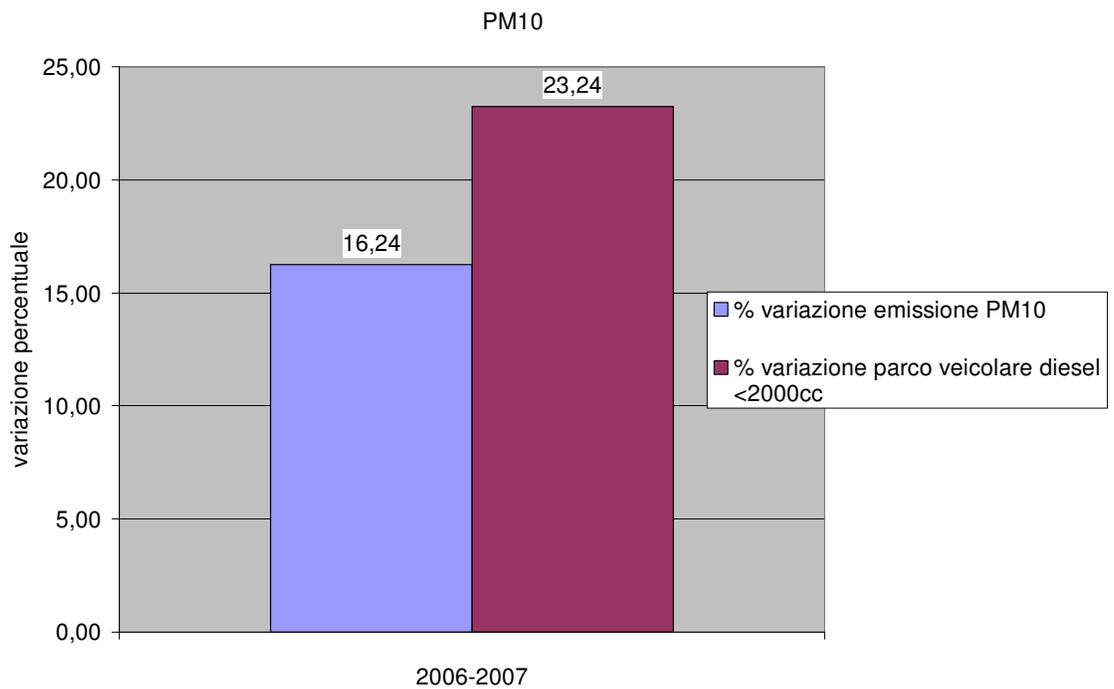
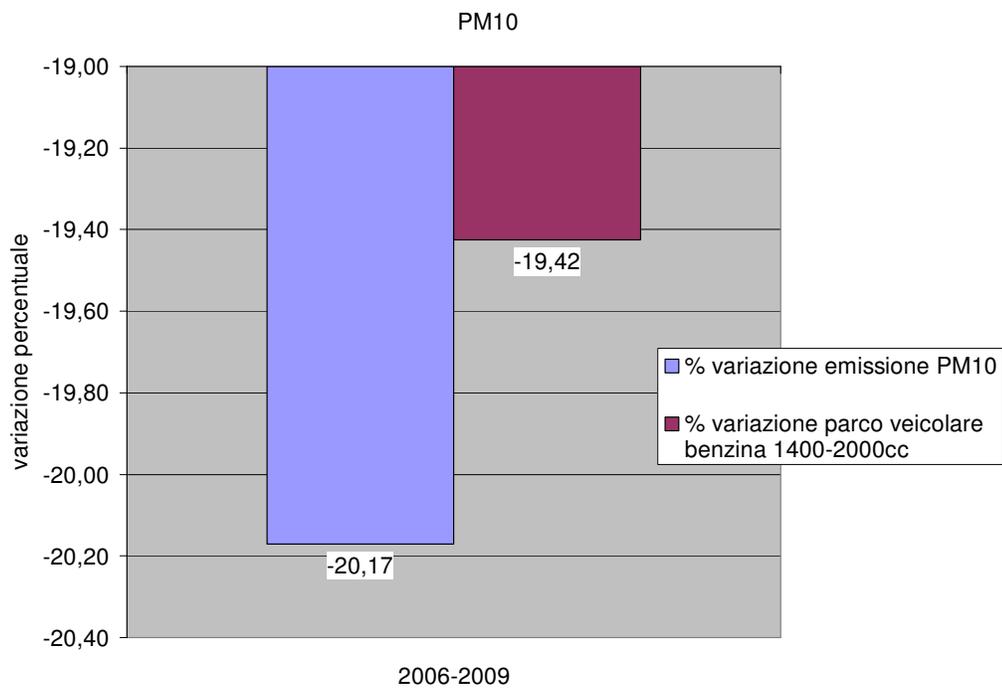


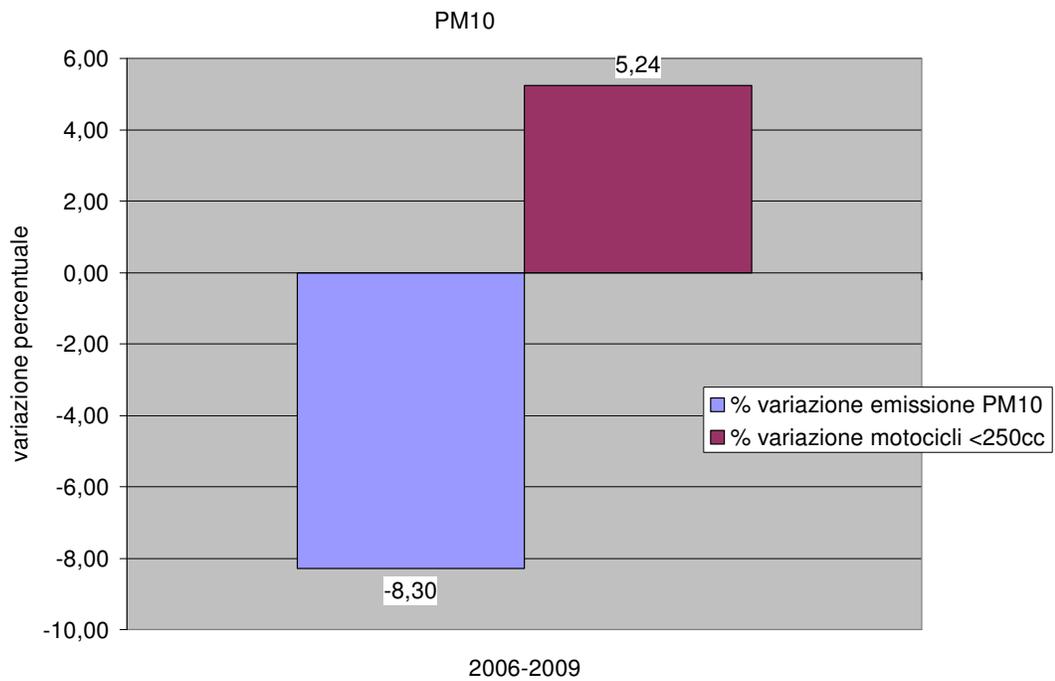




Trascurando nell'analisi i veicoli che hanno influenza trascurabile nelle emissioni di PM10 e concentrandosi sui veicoli alimentati a gasolio si può dire che le emissioni sono aumentate coerentemente con l'aumento del parco veicolare. Percentualmente:



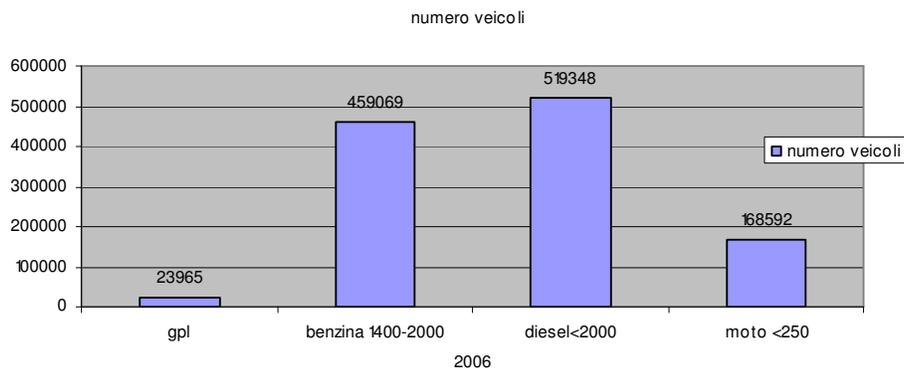


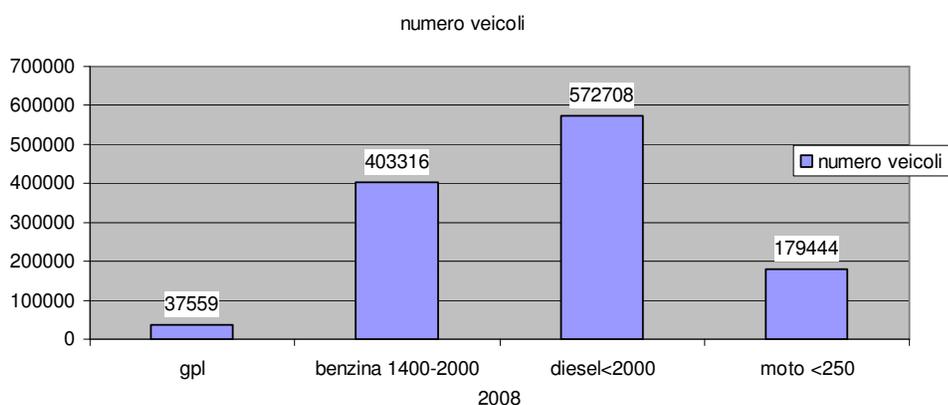
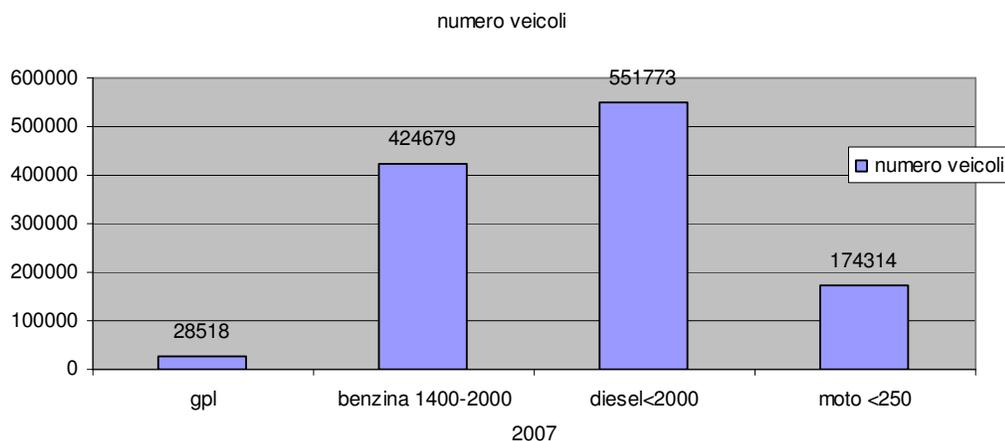


6.6 La provincia di Milano

La provincia di Milano ha una estensione di 1575 Km^2 , conta 3.135.769 abitanti e comprende 134 comuni.

Il parco veicolare, per i veicoli considerati può essere rappresentato mediante i seguenti grafici:

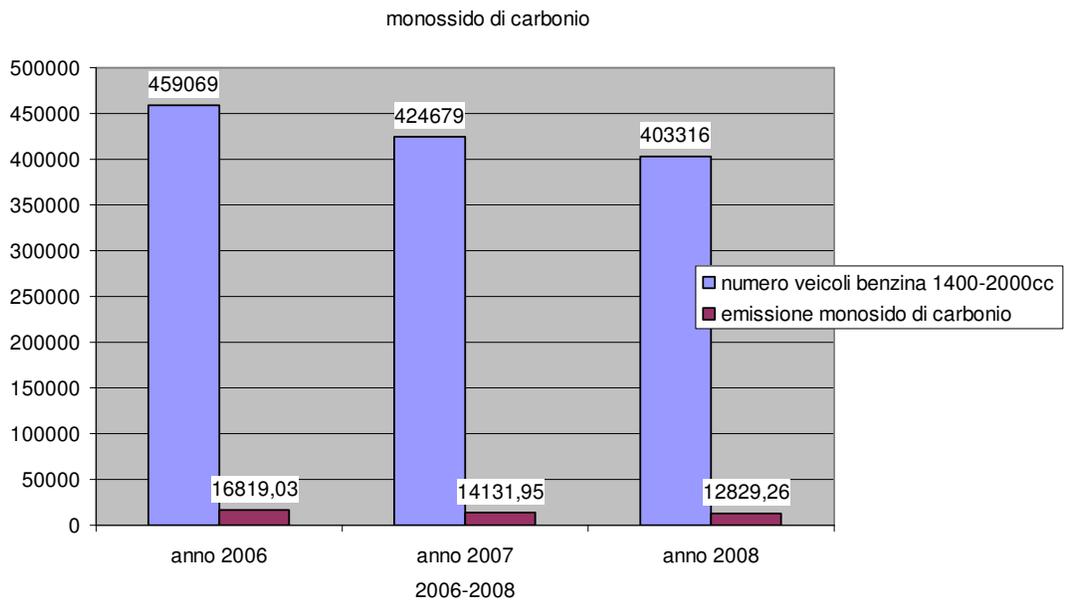
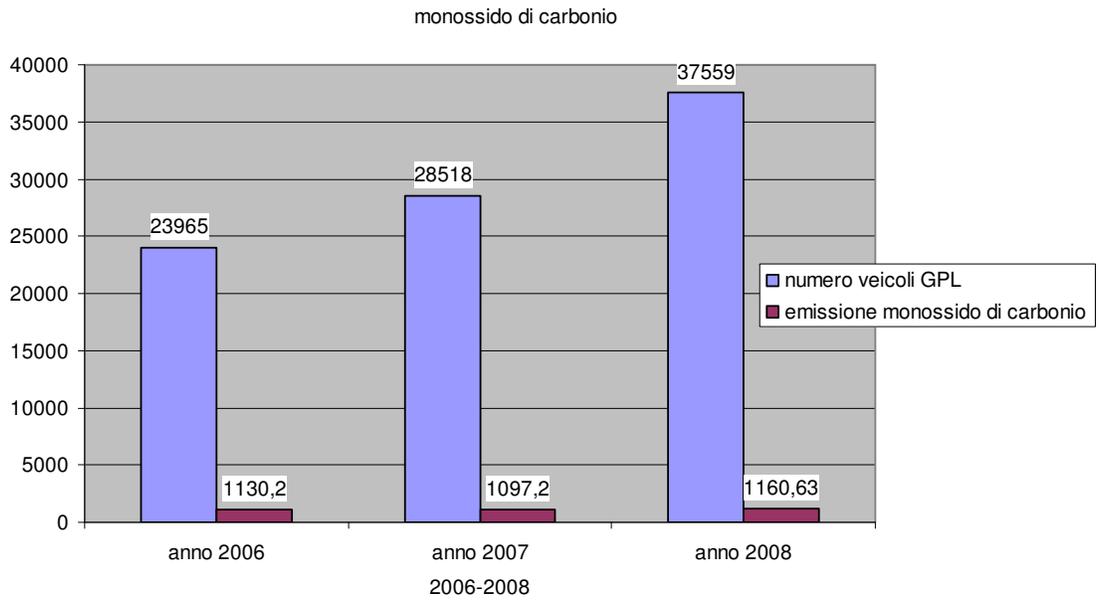


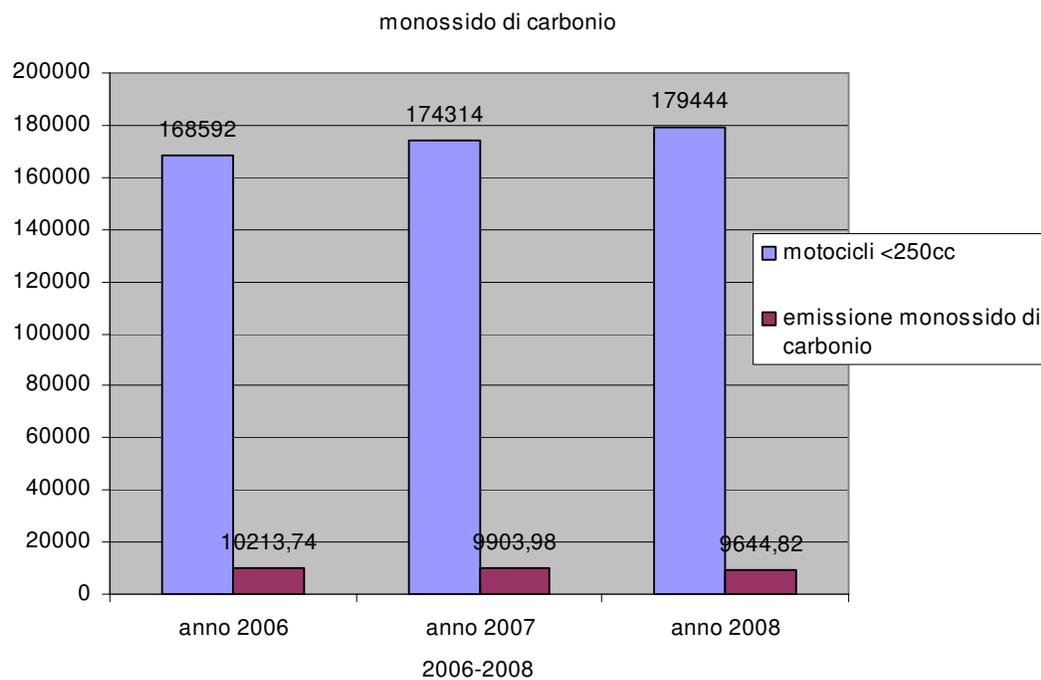
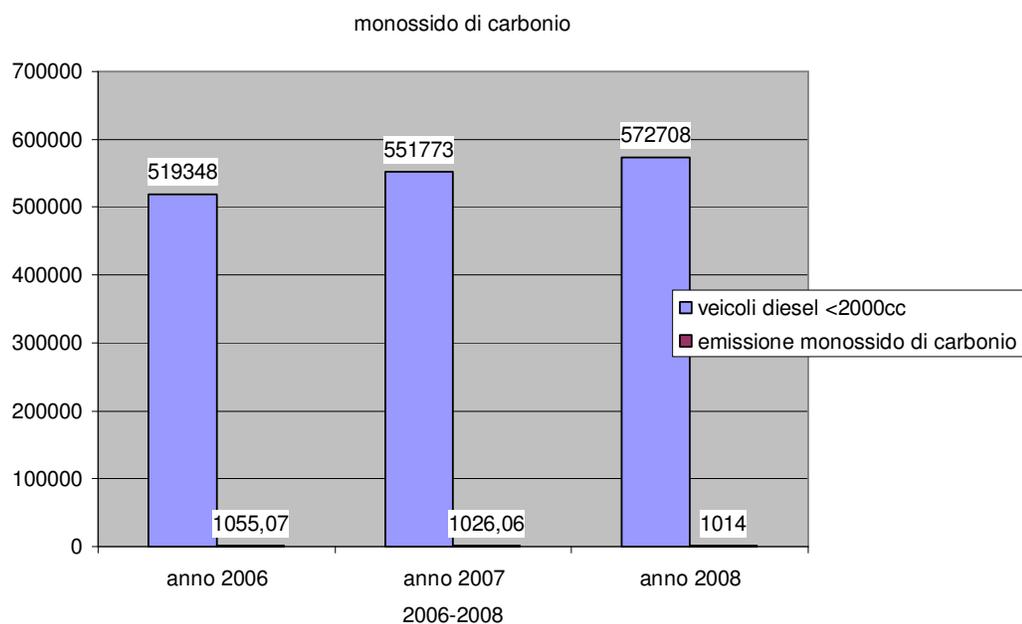


La provincia di Milano presenta dati piuttosto particolari , infatti non si è potuto fare riferimento ai dati del 2009 in quanto essi erano incompleti e poco rappresentativi. Comunque il triennio 2006-2008 mostra un andamento coerente con le altre province analizzate.

L'emissione di sostanze inquinanti può essere mostrata dai seguenti grafici che mostrano le quote di emissione per ciascun anno di ogni categoria di veicoli.

Monossido di carbonio

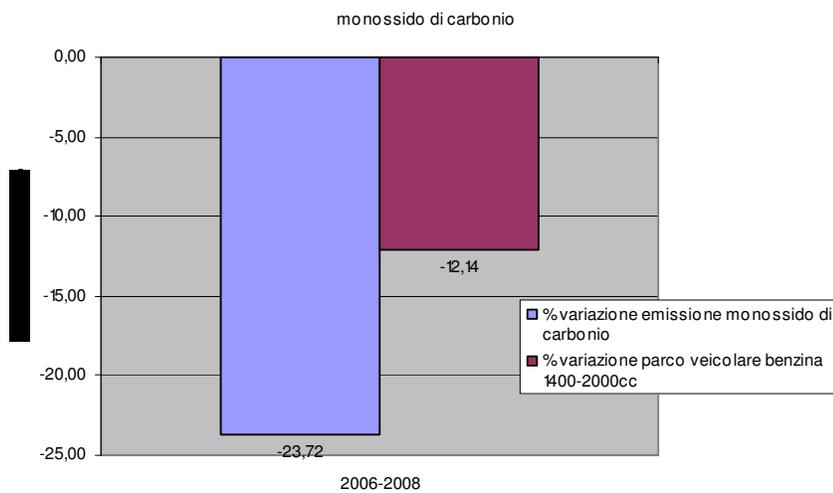
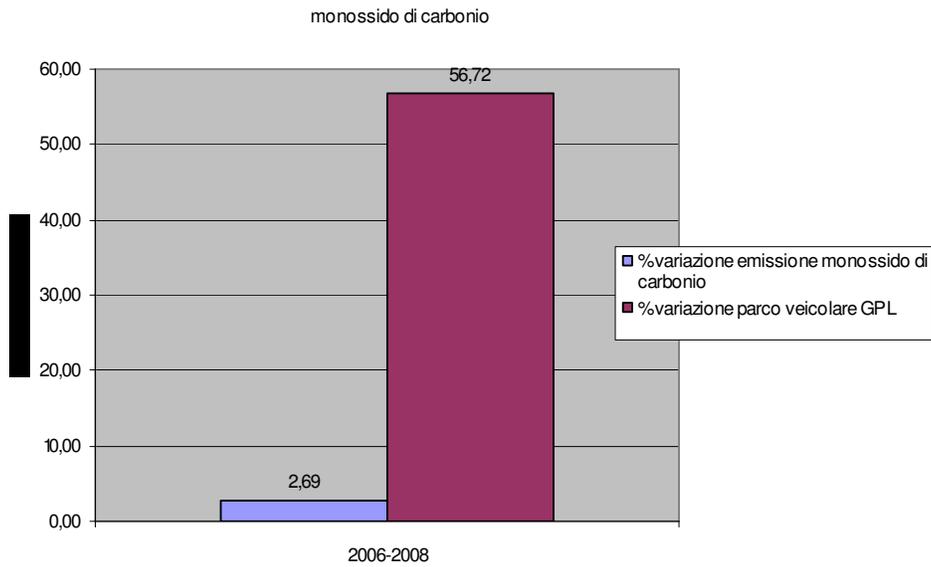


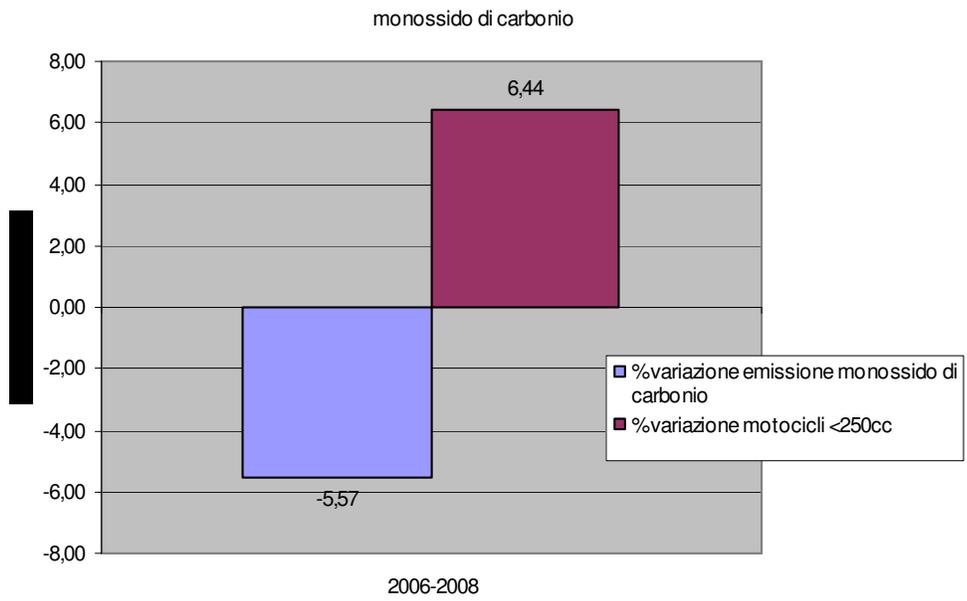
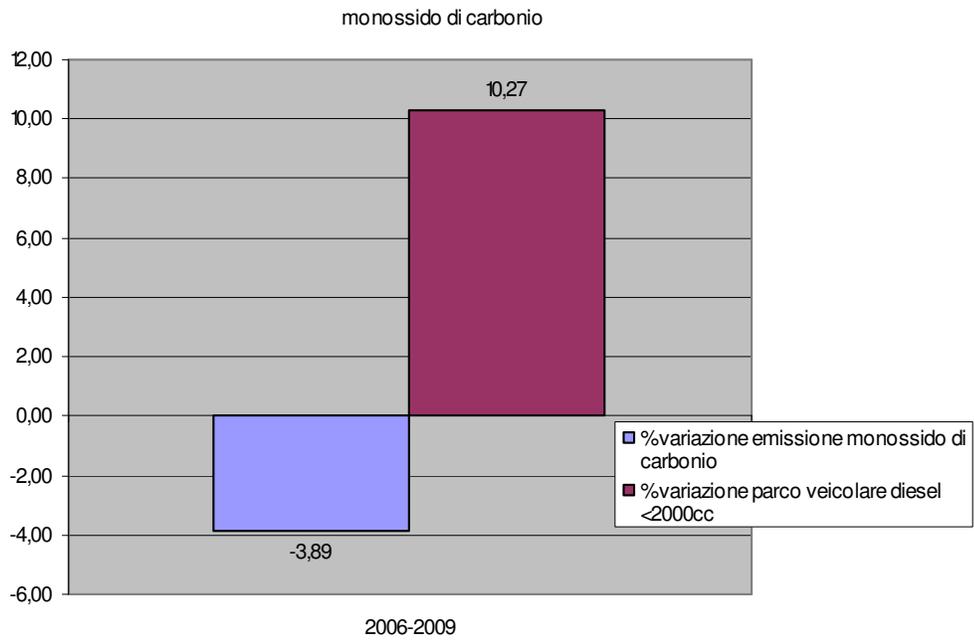


L'andamento delle emissioni di monossido di carbonio nella provincia di Milano nel triennio 2006-2009 mostra un andamento sostanzialmente

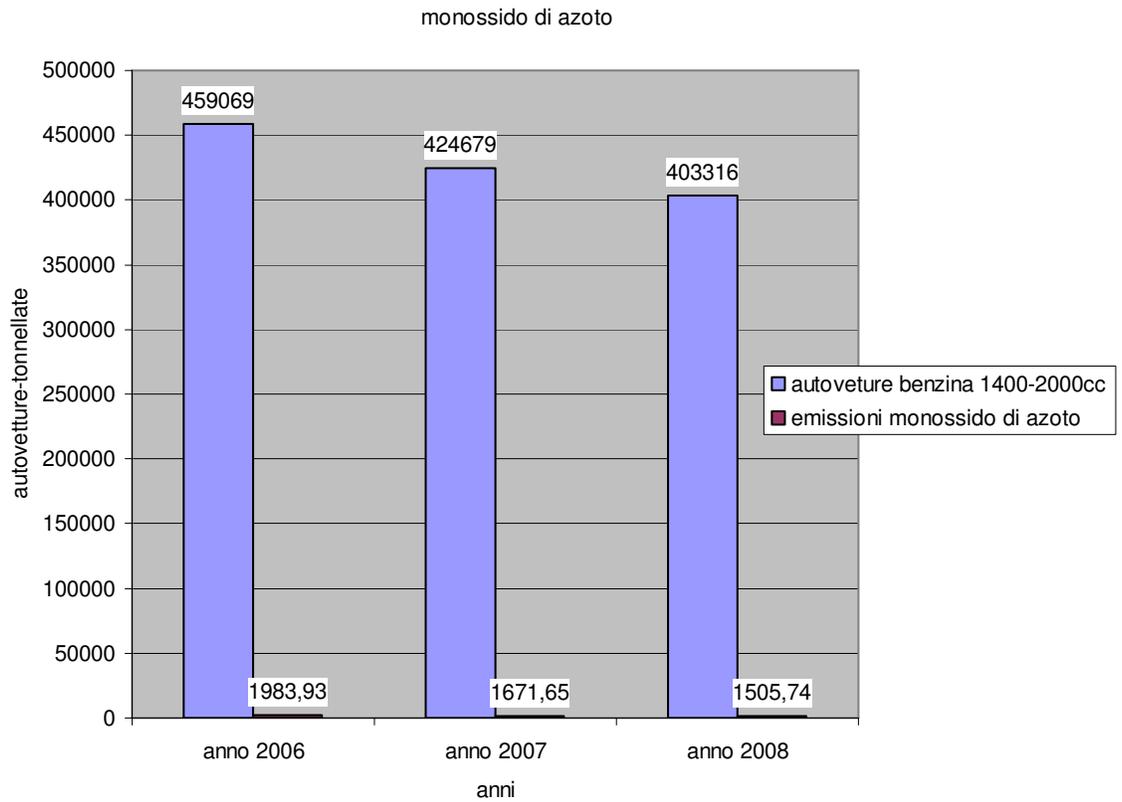
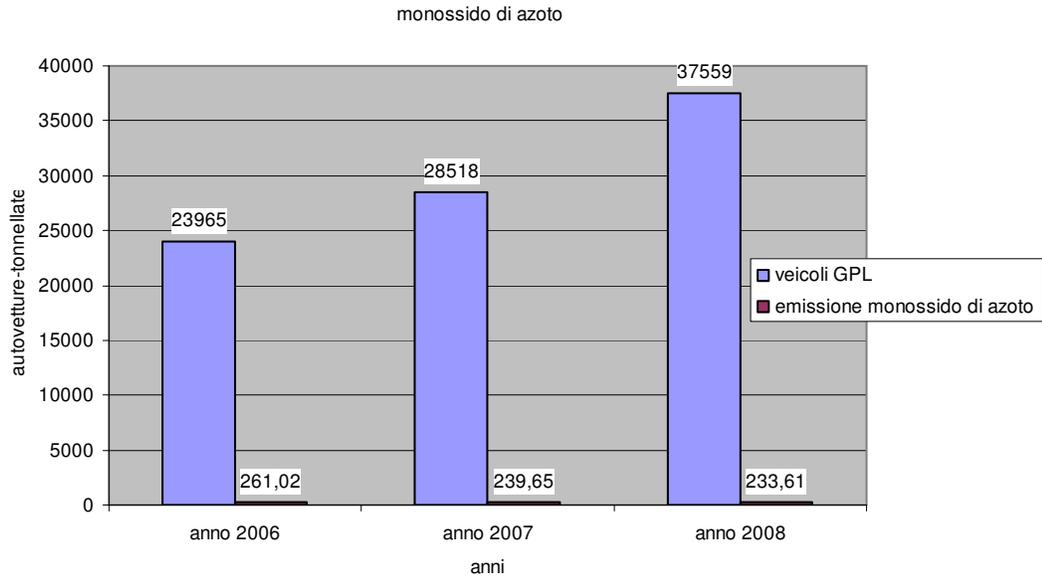
stabile ciò non è da interpretare negativamente in quanto bisogna considerare l'aumento del parco veicolare.

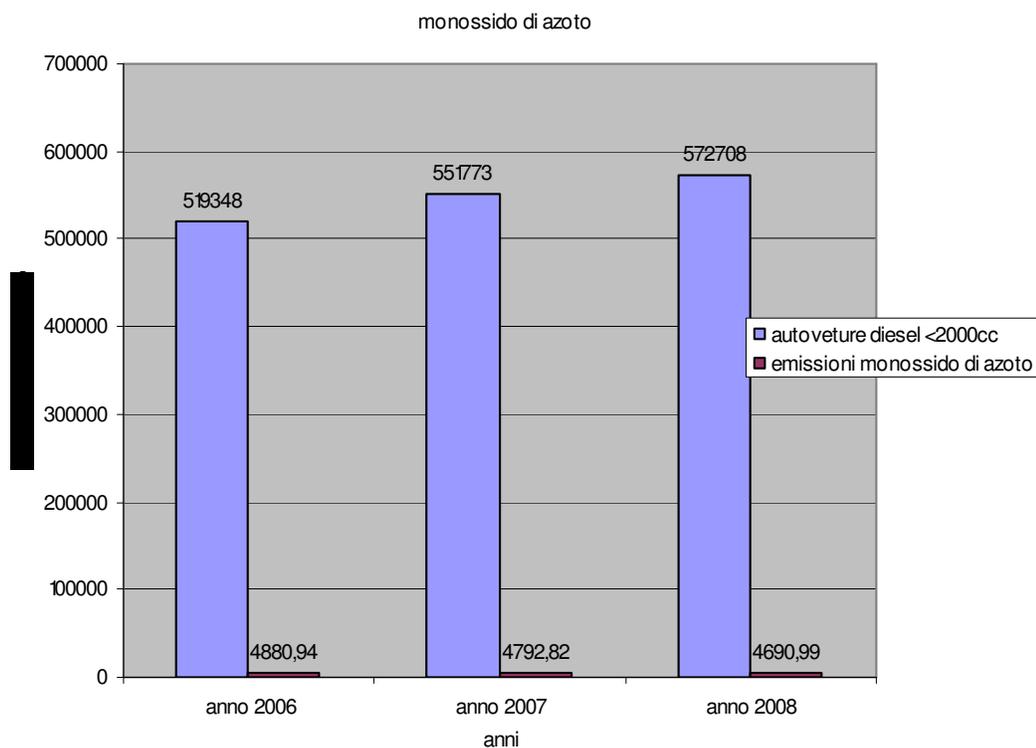
Attraverso dei grafici che mostrano le percentuali di variazione e possibile avere una visione più completa:



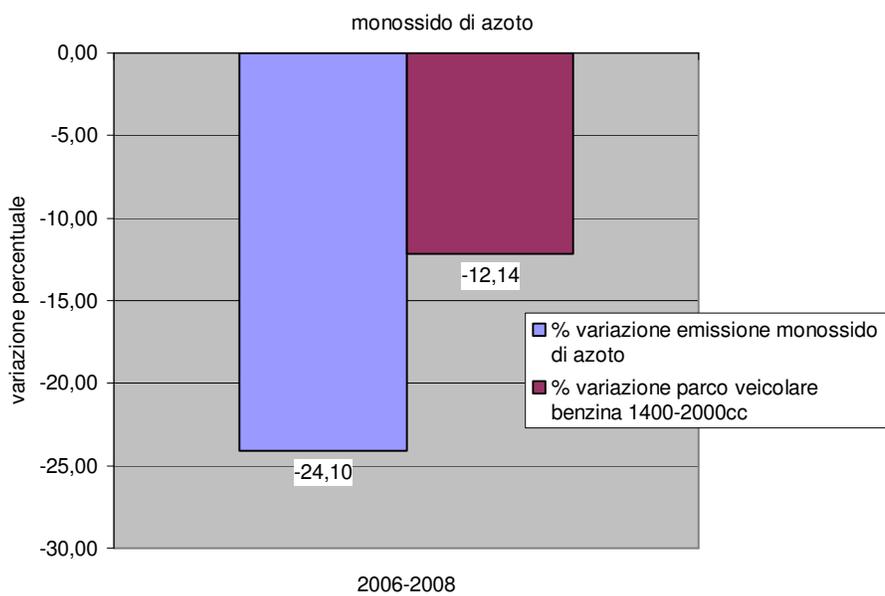
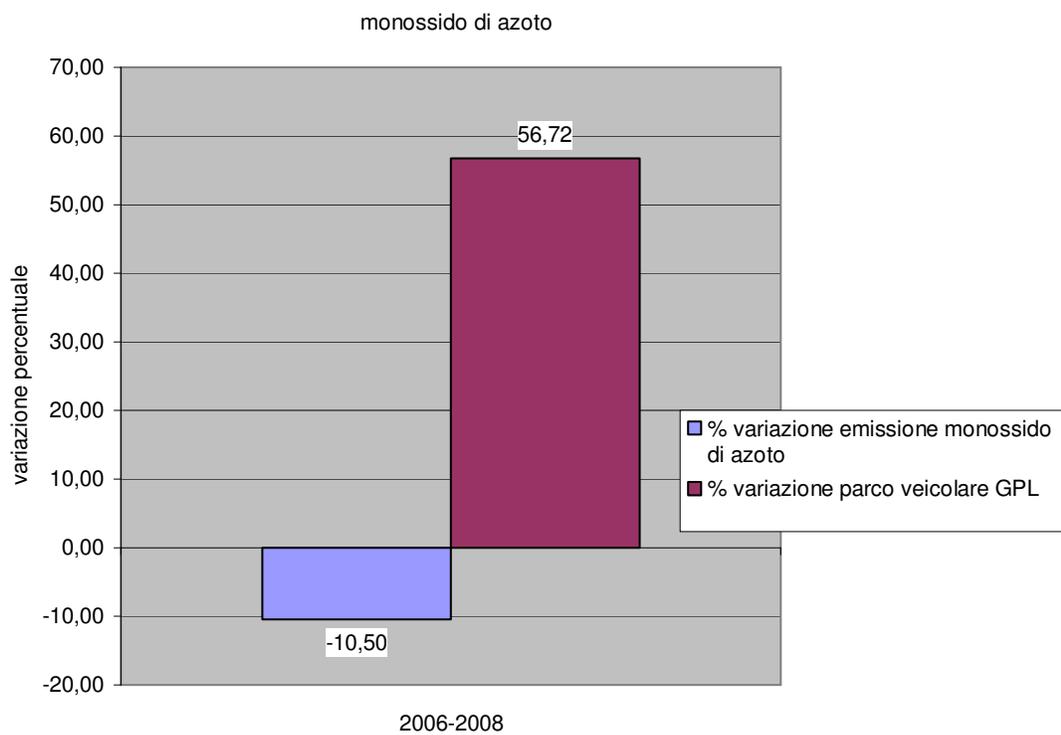


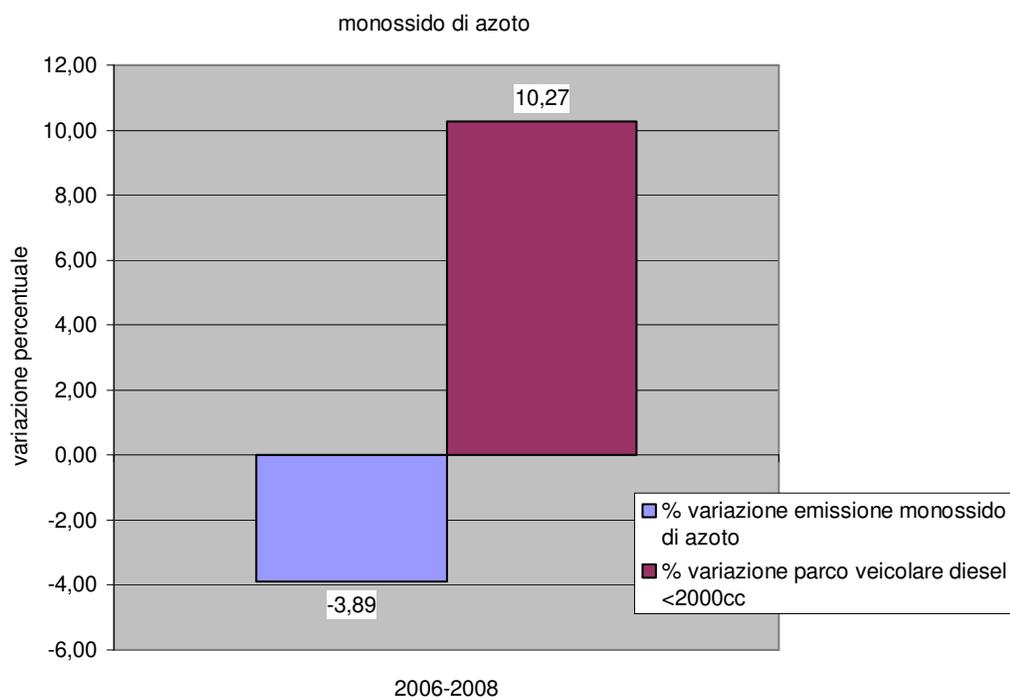
Monossido di azoto



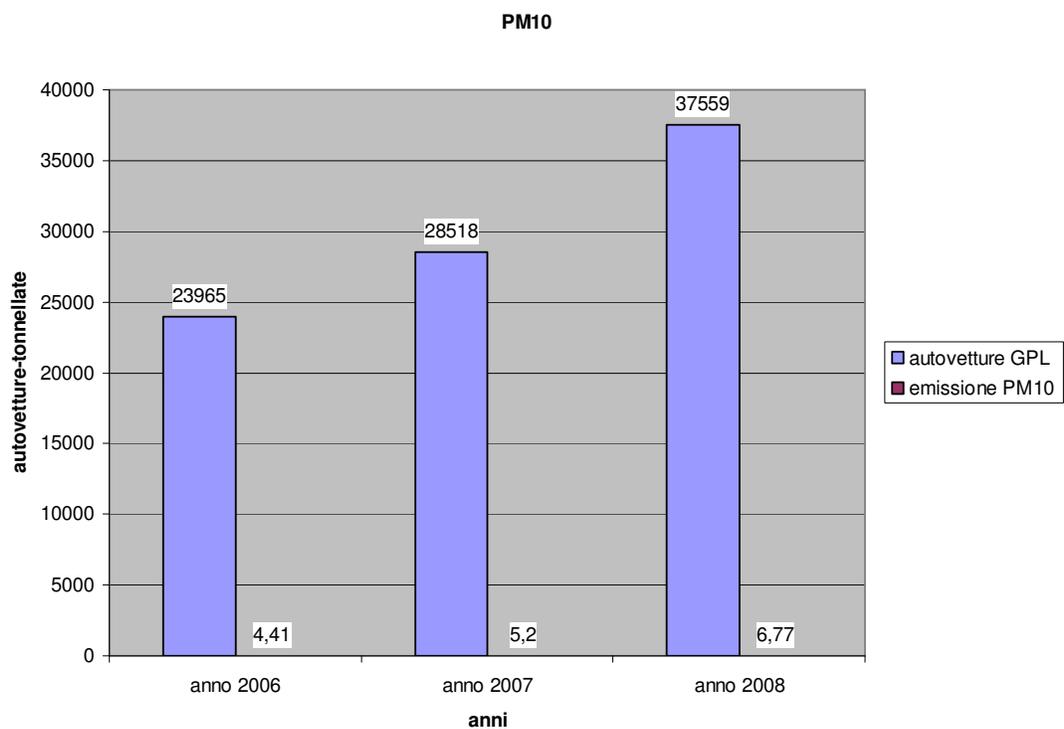


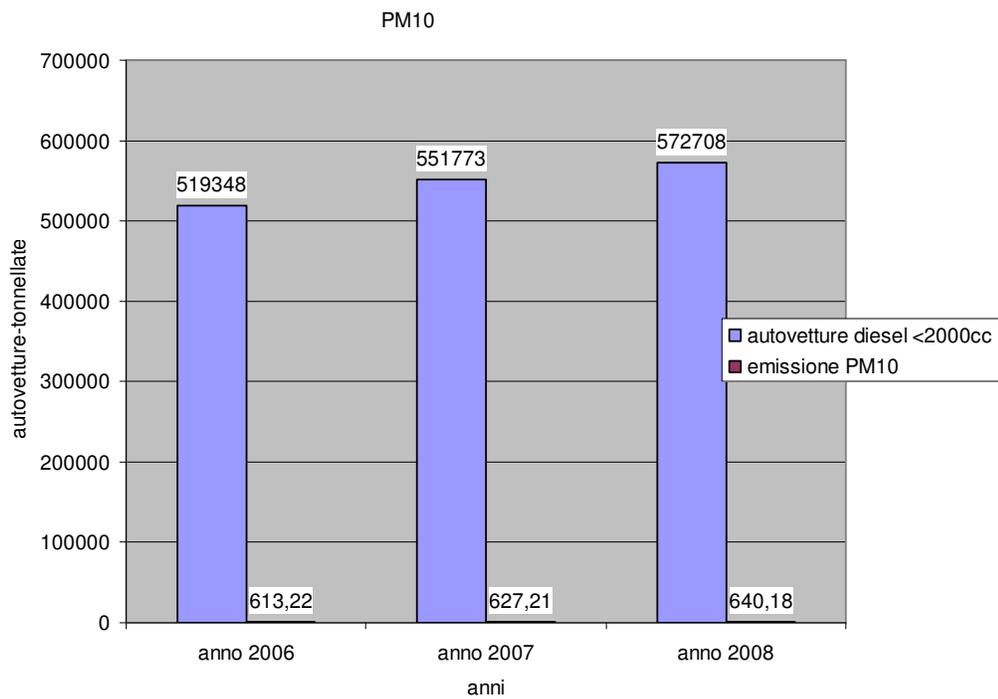
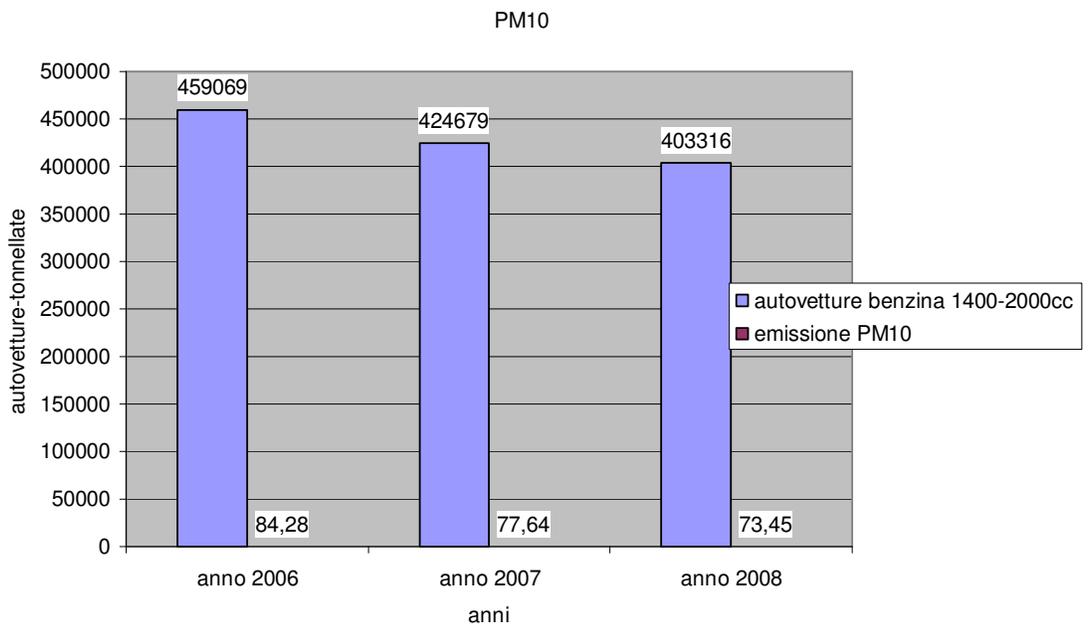
L'andamento delle emissioni di monossido di azoto presenta un buon trend infatti si riscontrano delle diminuzioni di emissioni anche in presenza di un aumento del parco veicolare. I grafici successivi mostrano questo andamento percentualmente.

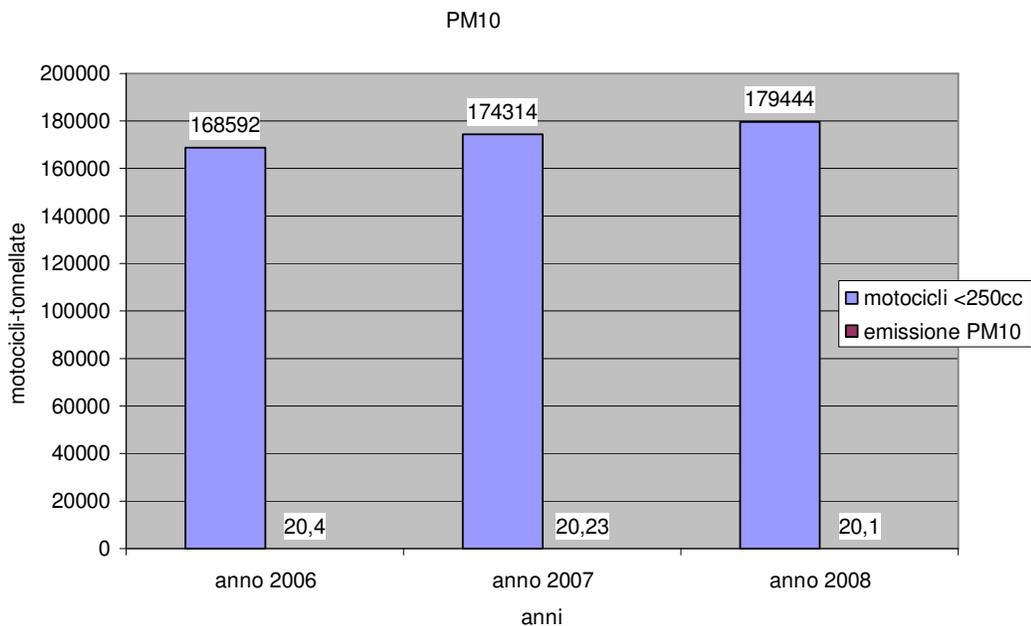




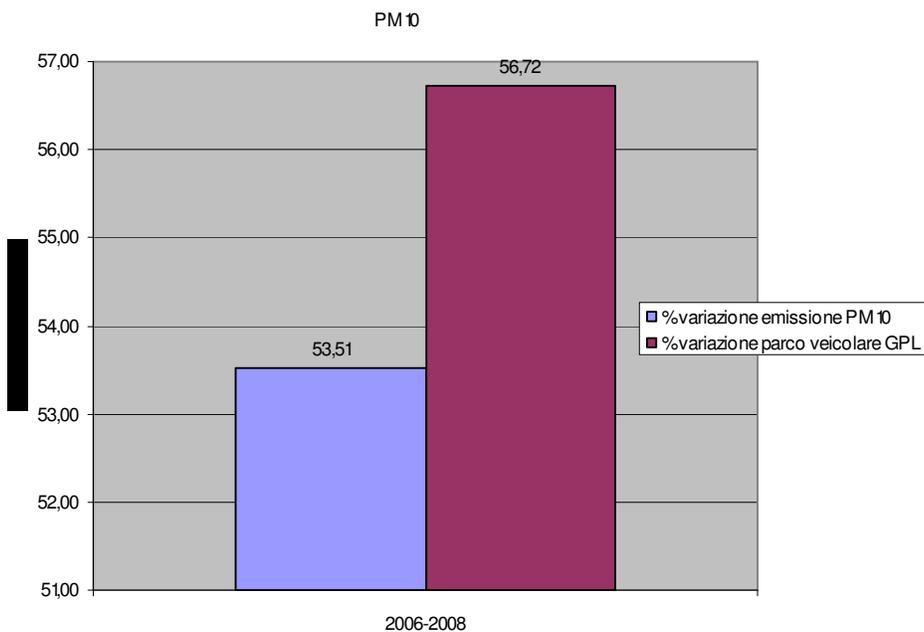
PM10

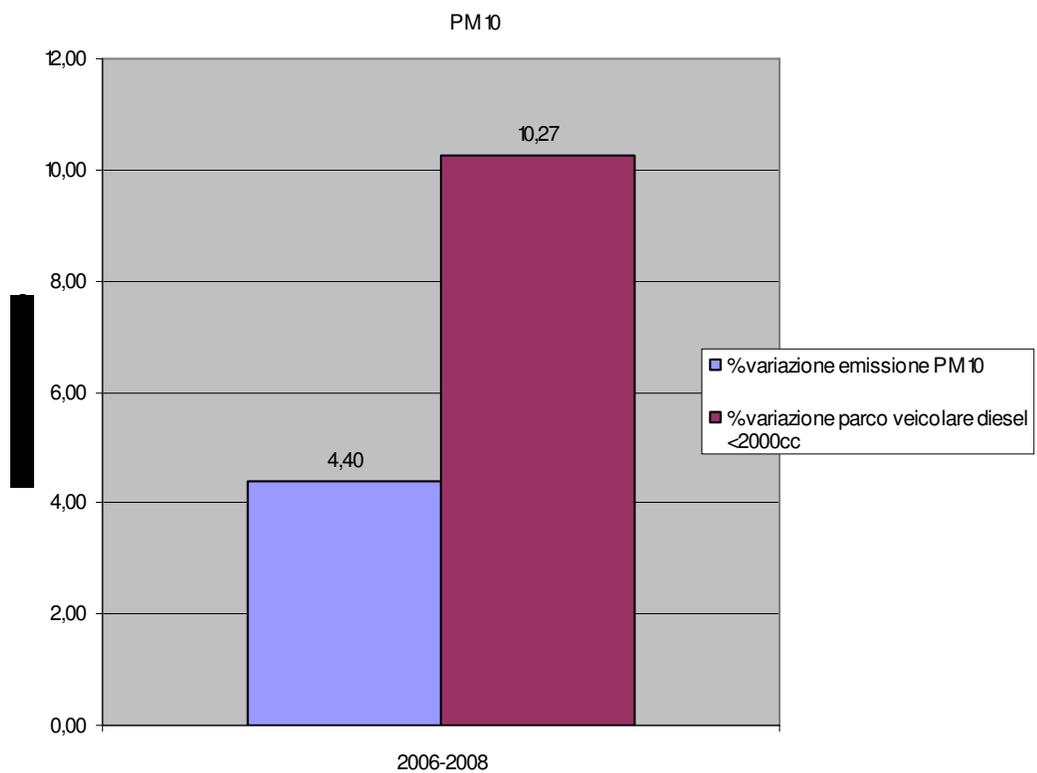
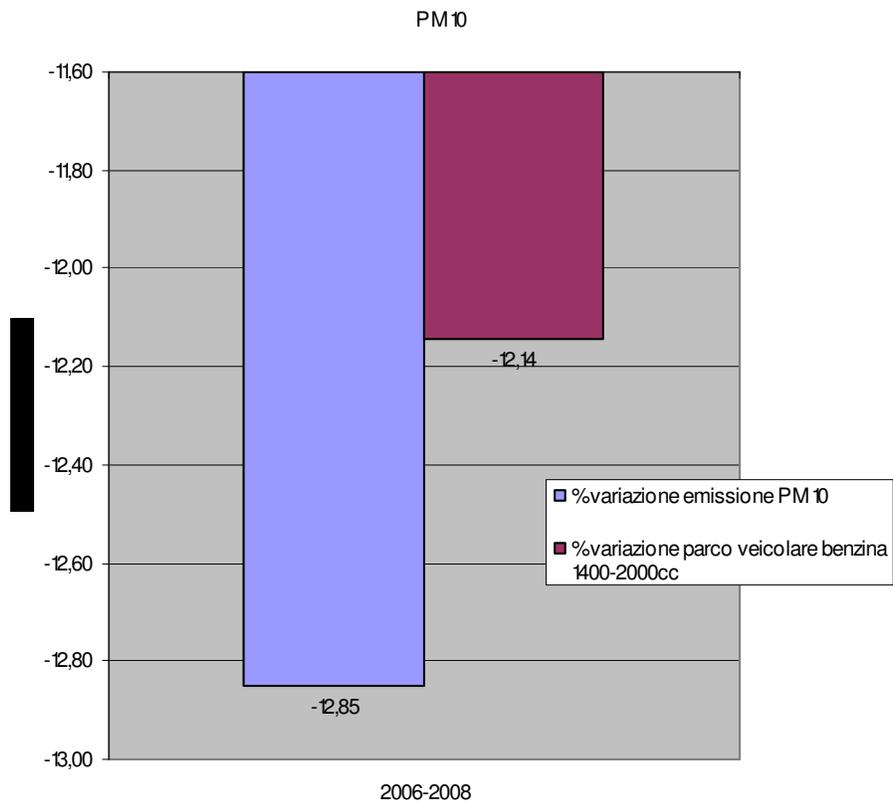


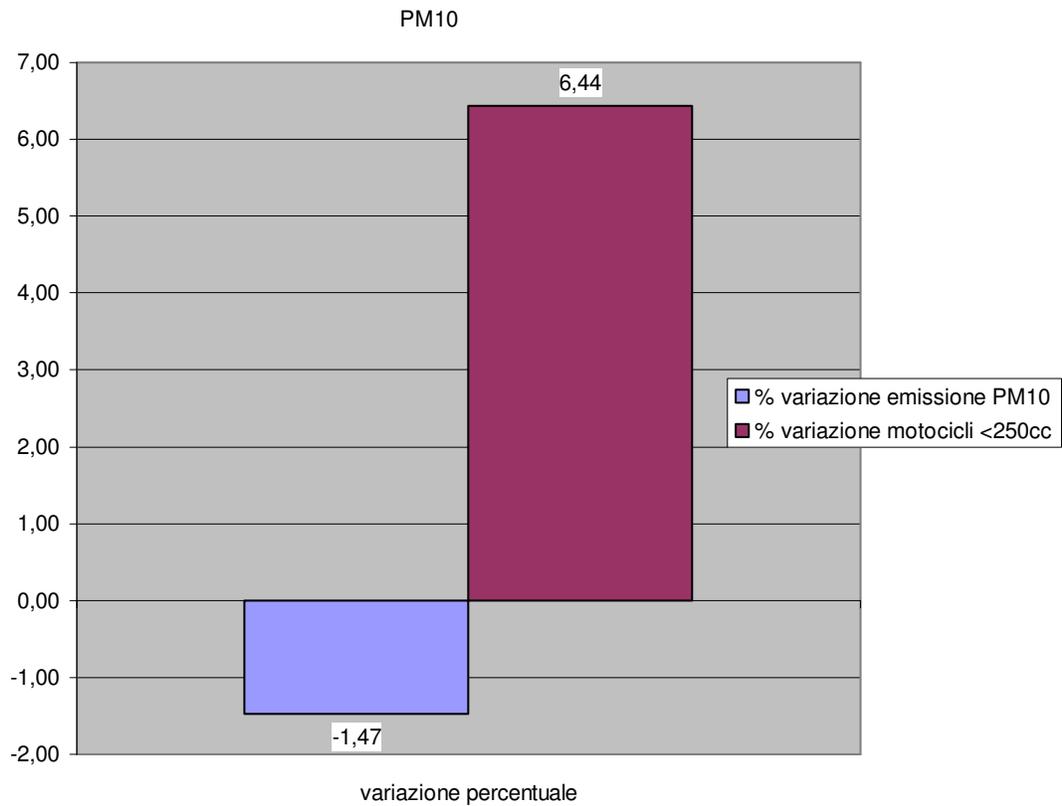




Nel triennio 2006-2009 considerando la categoria che maggiormente incide nelle emissioni di particolato si nota un aumento di circa 30 tonnellate. I grafici successivi mostrano questo andamento percentualmente.



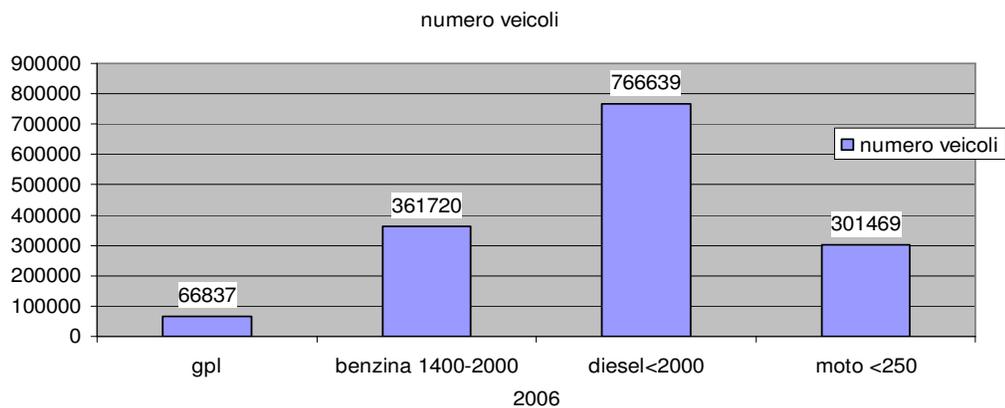


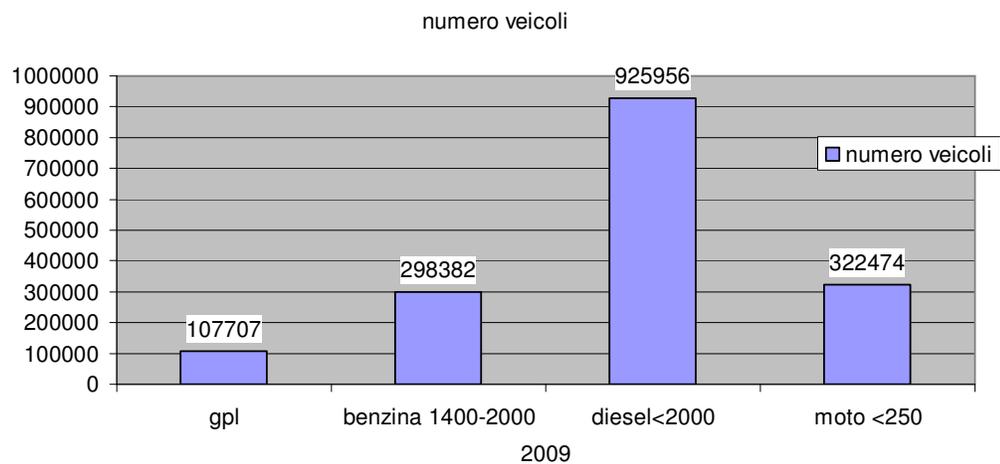
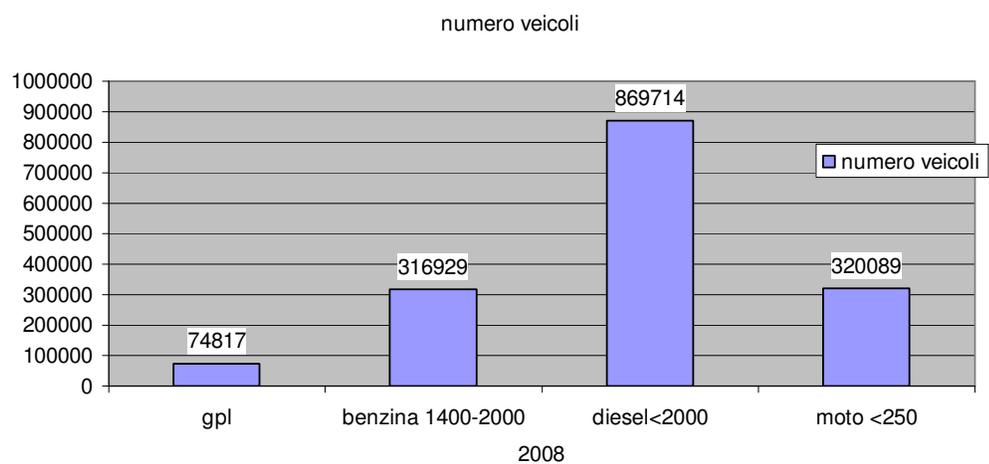
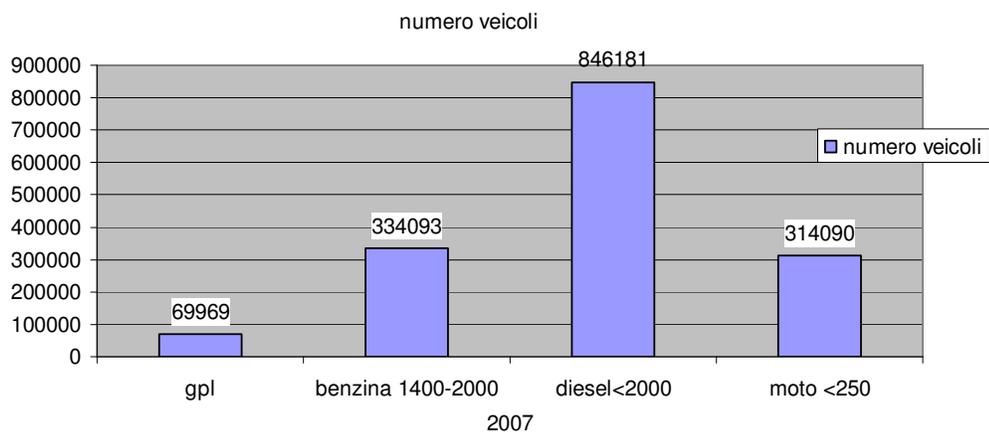


6.7 La provincia di Roma

La provincia di Roma si estende su una superficie di 5352 Km², conta 4.165.887 abitanti e comprende 121 comuni.

L'andamento del parco veicolare del quadriennio 2006-2009 può essere rappresentato dai seguenti grafici:



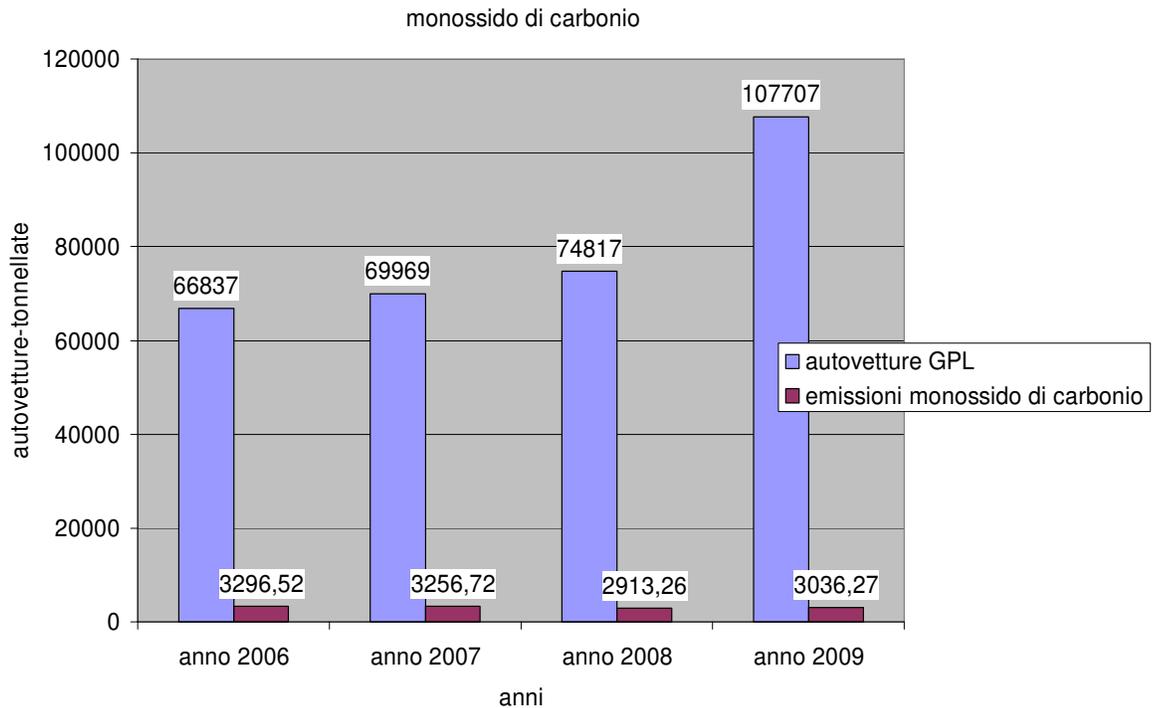


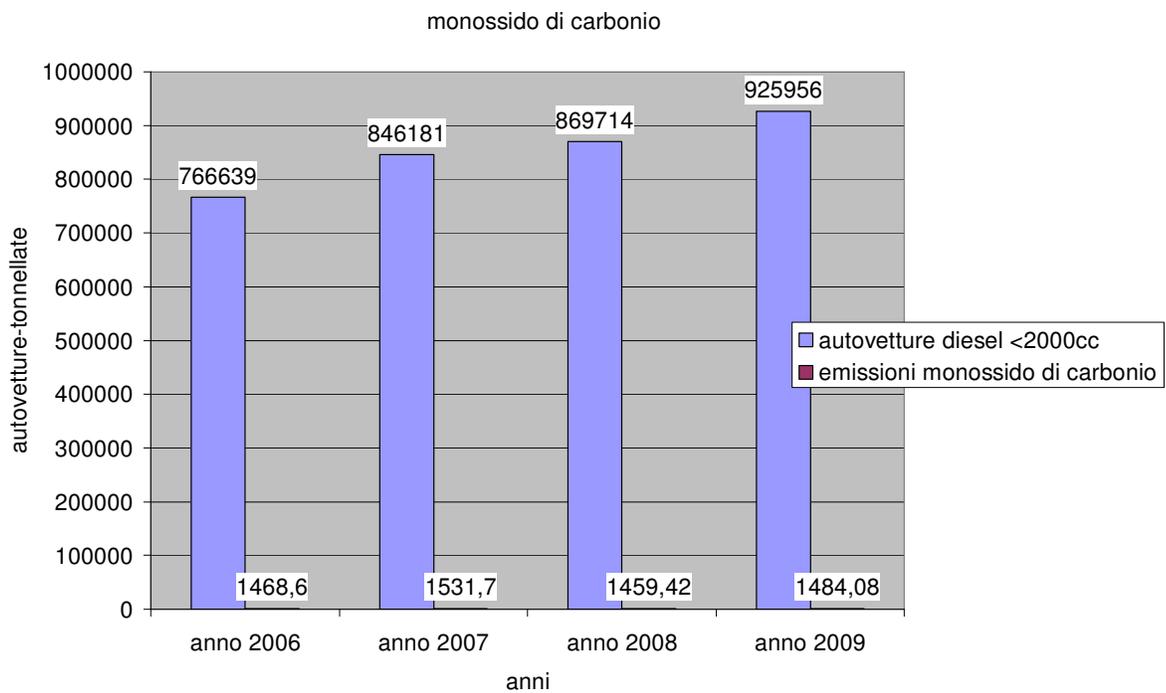
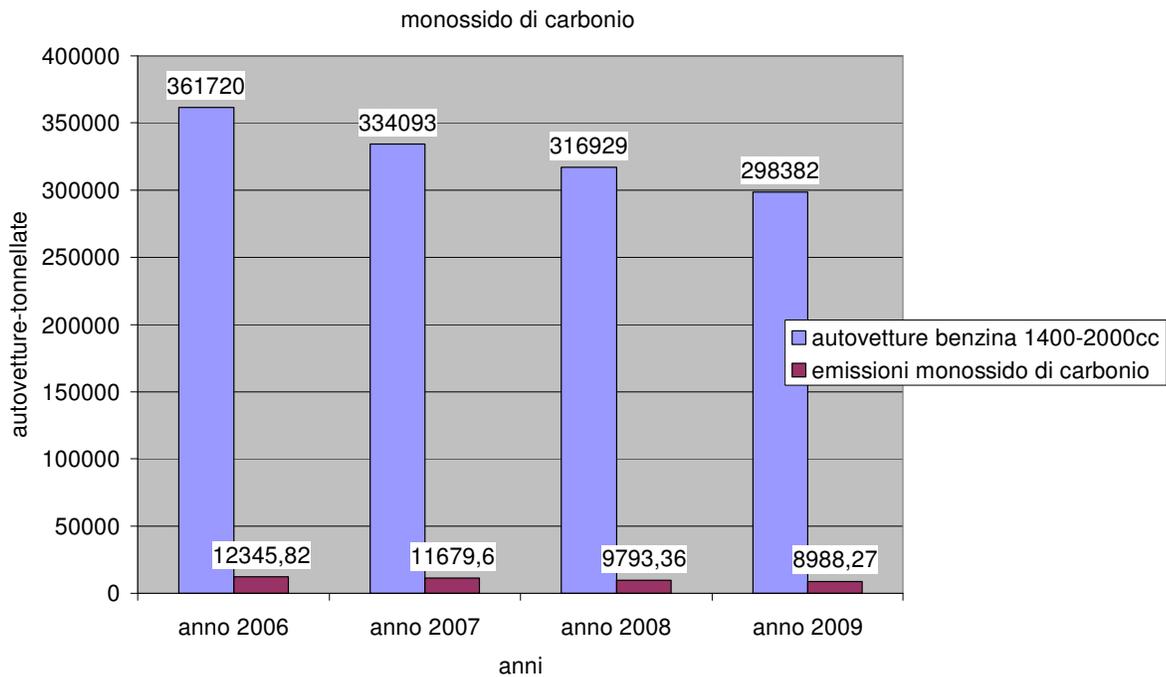
Il parco veicolare nella provincia di Roma nel periodo 2006-2007 registra un aumento di quasi 158 mila veicoli, un aumento piuttosto

marcato anche tenendo conto della popolazione (è la provincia più popolosa di Italia). Gli aumenti più marcati sono stati da parte dei veicoli alimentati a GPL, mentre le autovetture a gasolio hanno registrato un aumento di quasi 160 mila veicoli (20%). Come per le altre province anche per quella di Roma si è registrata una diminuzione abbastanza decisa dei veicoli alimentati a benzina.

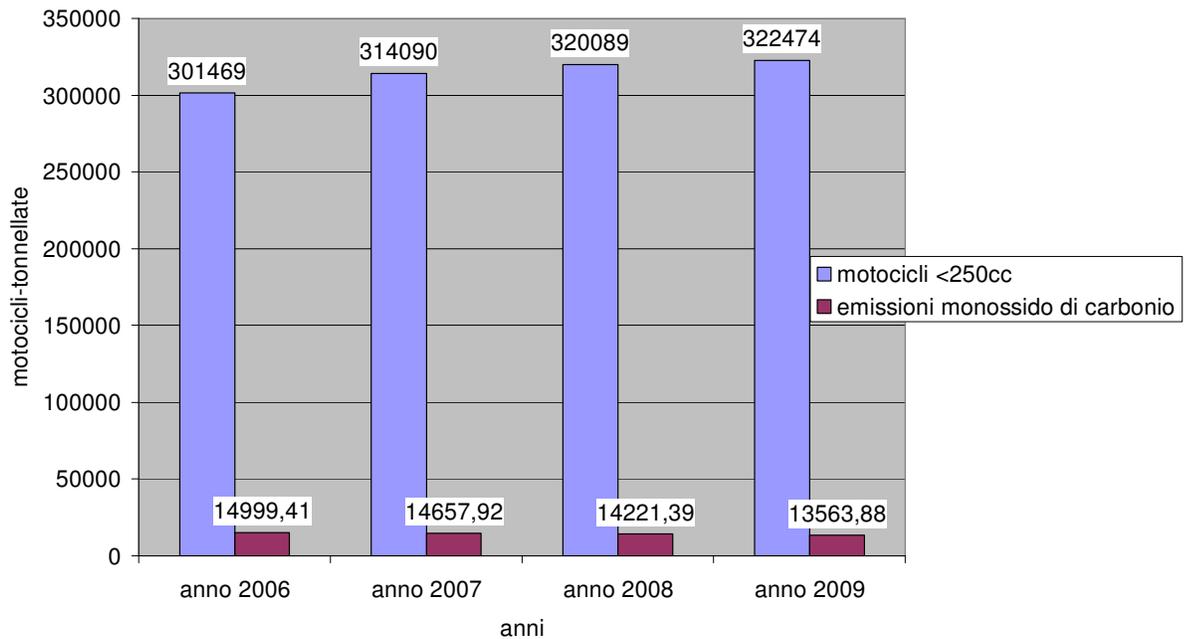
L'emissione di sostanze inquinanti può essere mostrata dai seguenti grafici che mostrano le quote di emissione per ciascun anno di ogni categoria di veicoli.

Monossido di carbonio



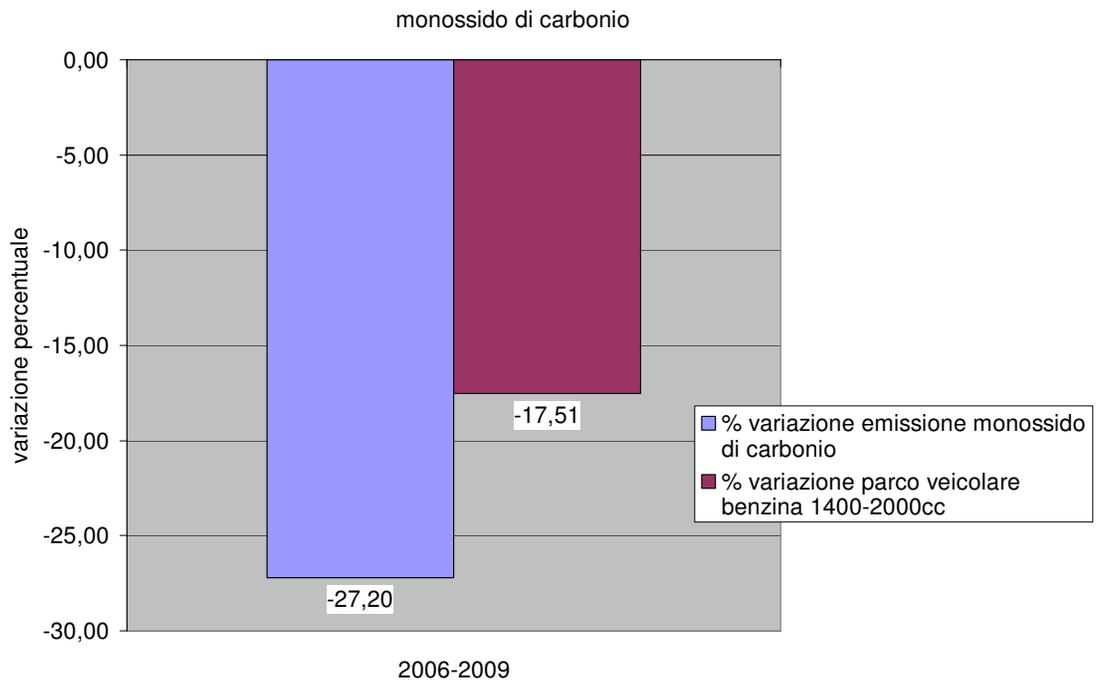
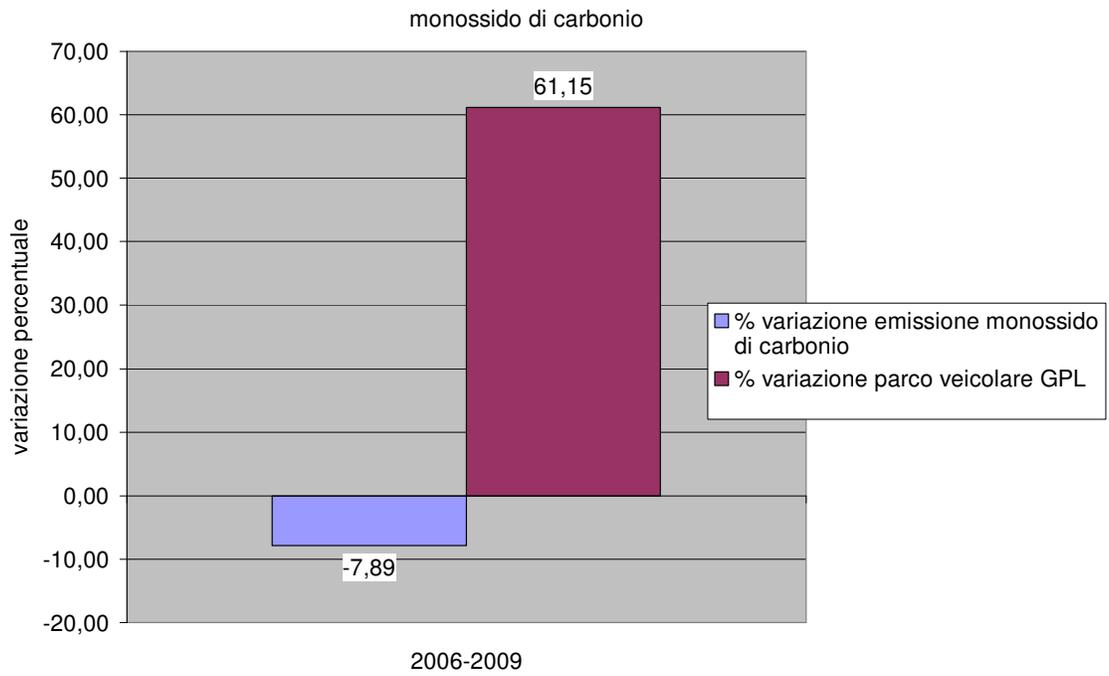


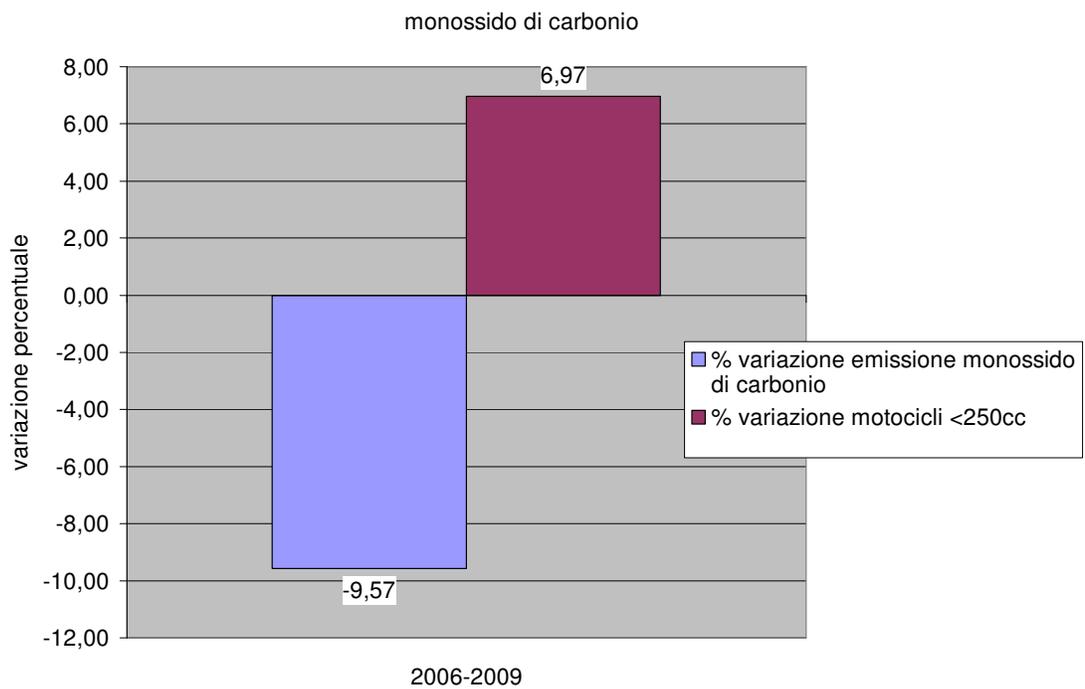
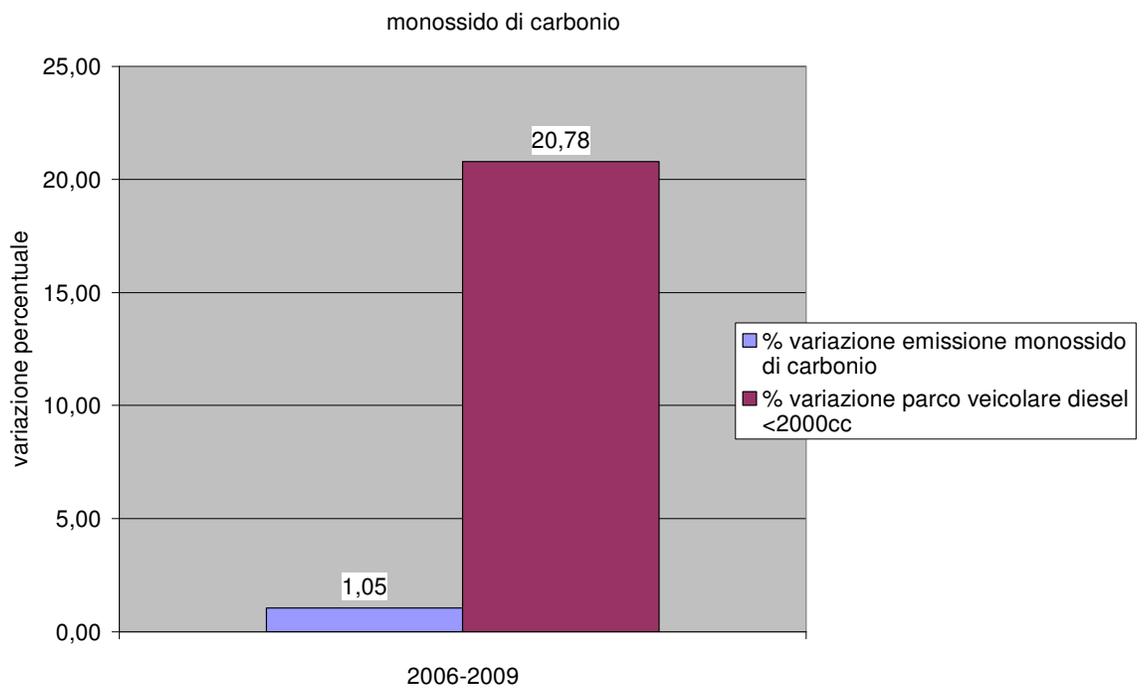
monossido di carbonio



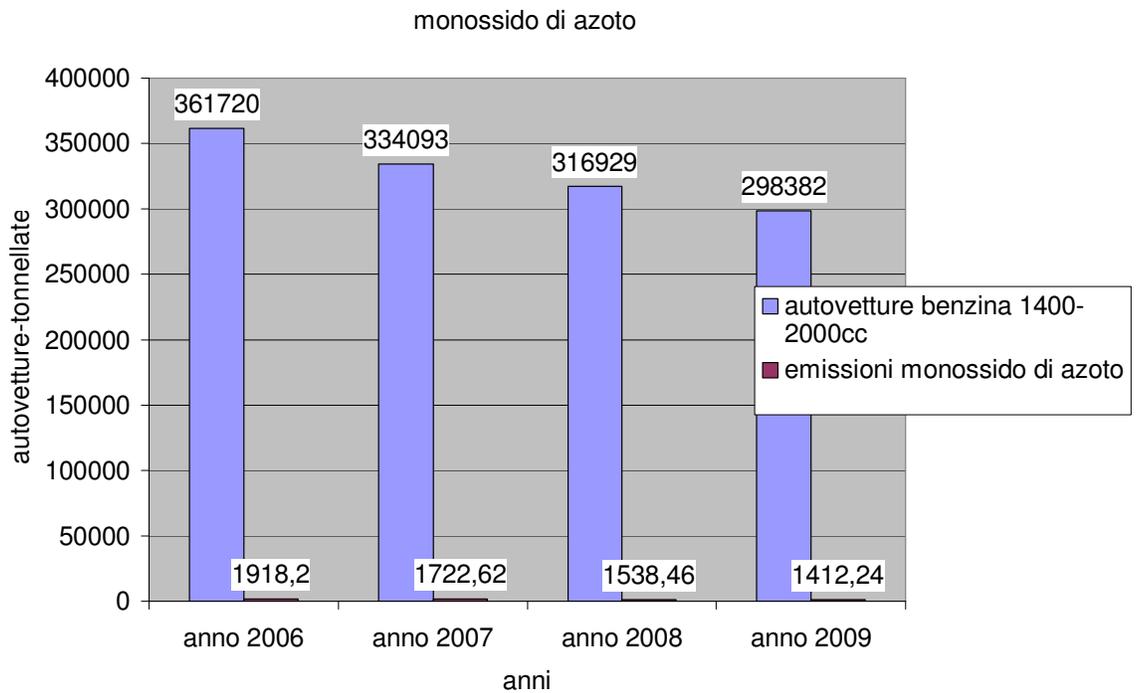
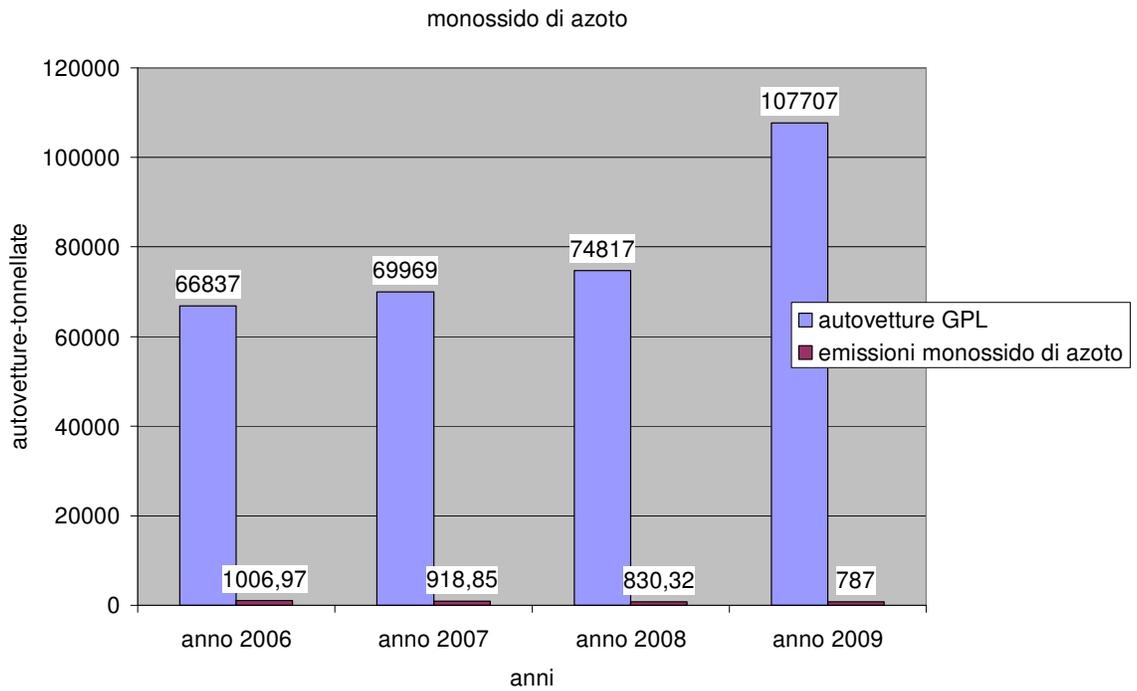
Sostanzialmente nella provincia di Roma nel periodo 2006-2009 le emissioni di monossido di carbonio sono diminuite e questo considerando anche l'aumento del parco circolante, porta a ritenere che sia in corso un buon rinnovamento del parco veicolare.

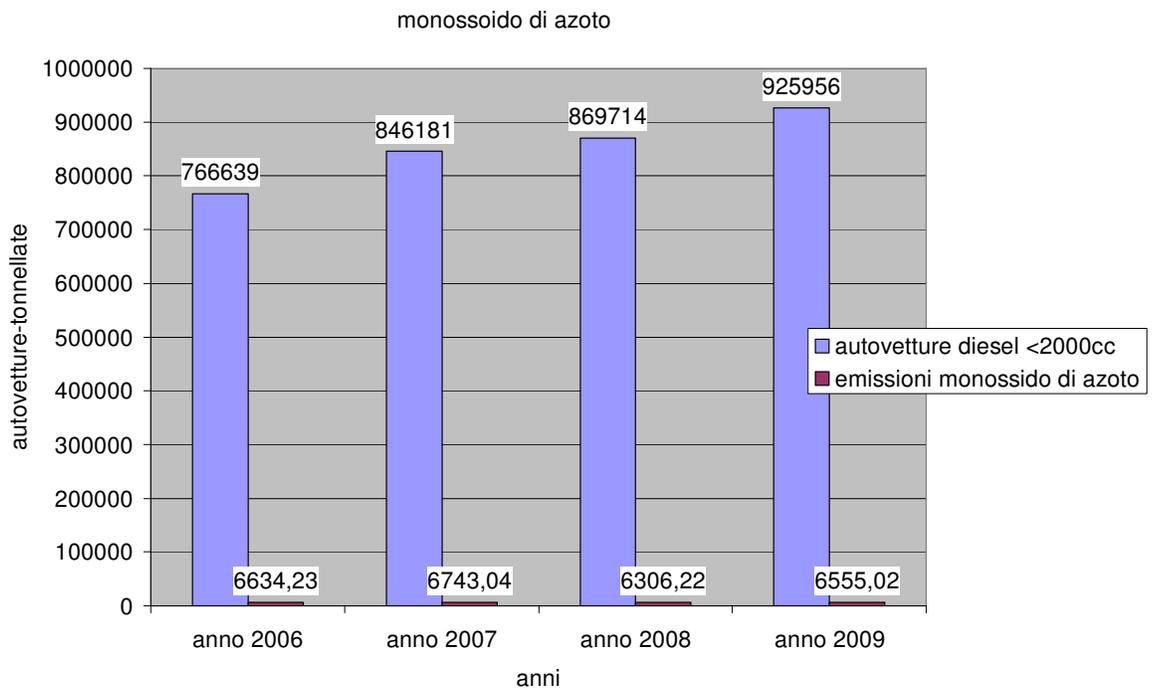
I seguenti grafici mostrano questa tendenza mostrando le variazioni in modo percentuale:





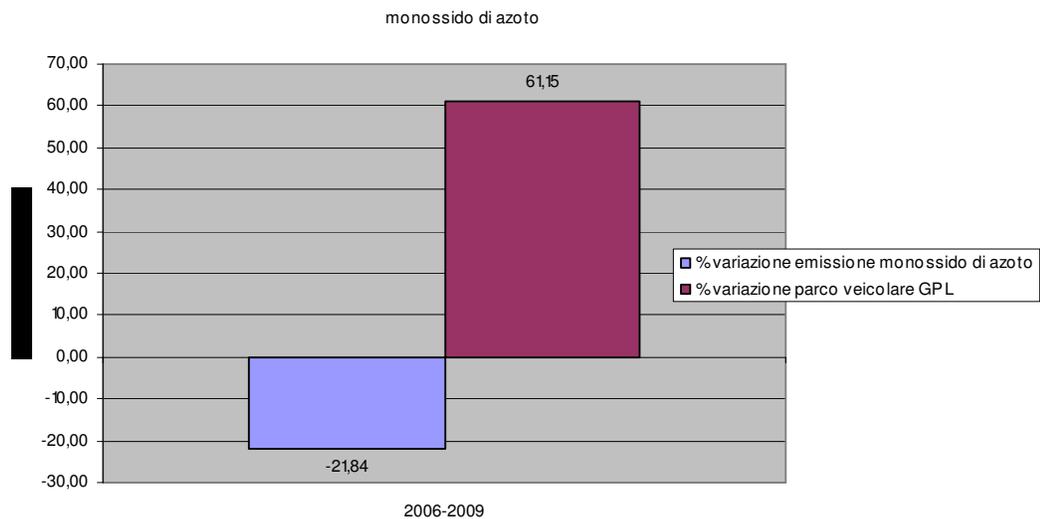
Monossido di azoto

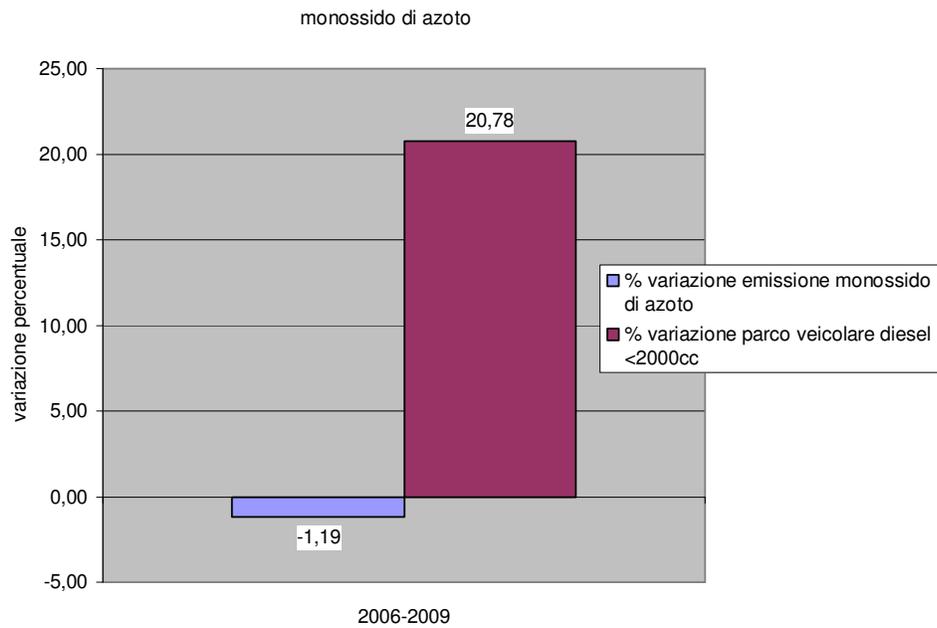
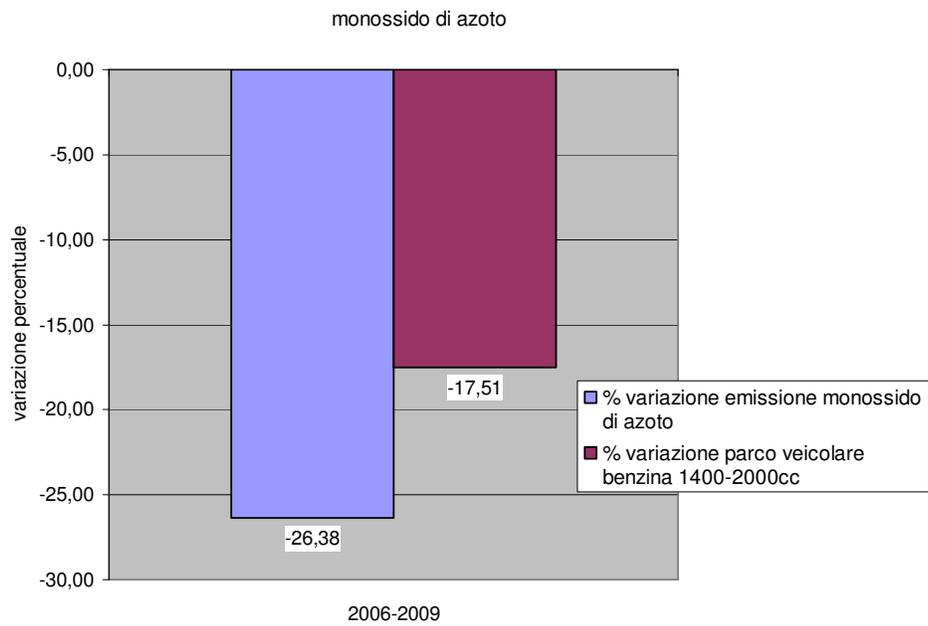




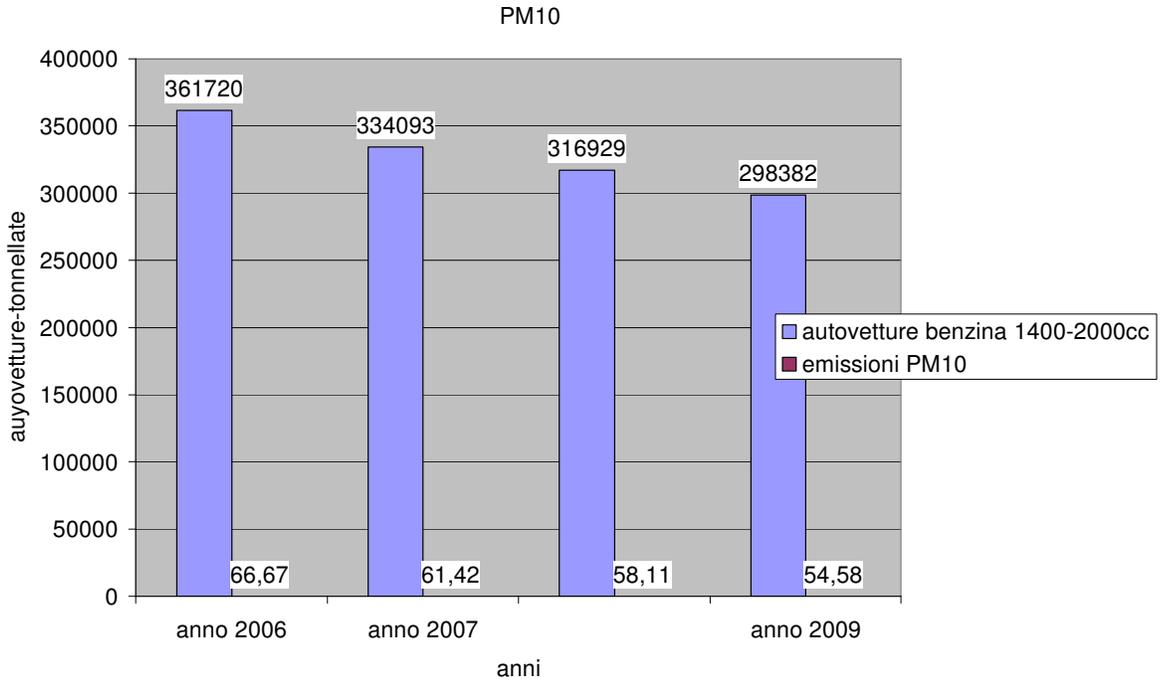
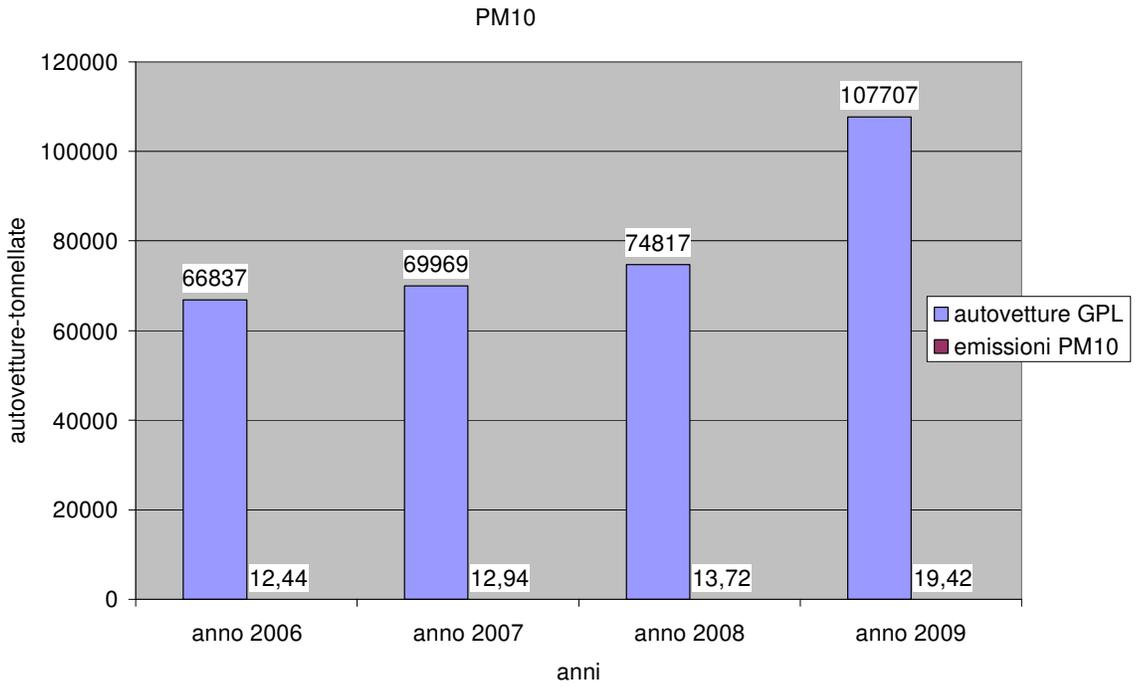
Le emissioni di questo pericoloso inquinante registrano fortunatamente per la provincia di Roma un decremento, questo porta a pensare che nel futuro con l'ulteriore svecchiamento del parco veicolare le cose possano ancora migliorare.

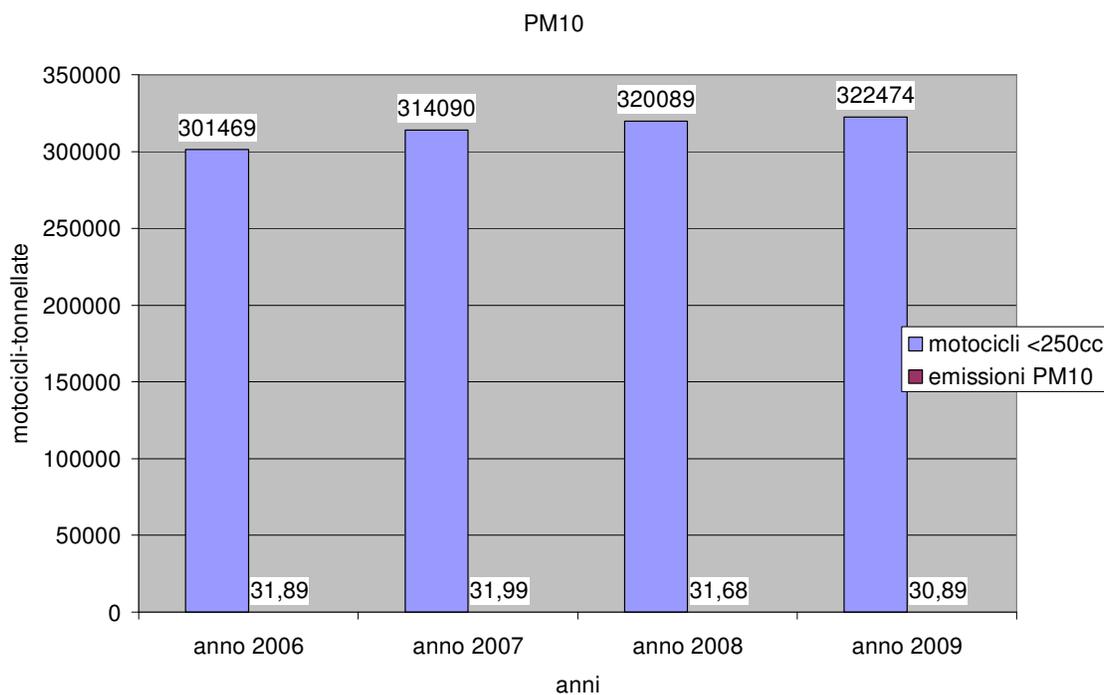
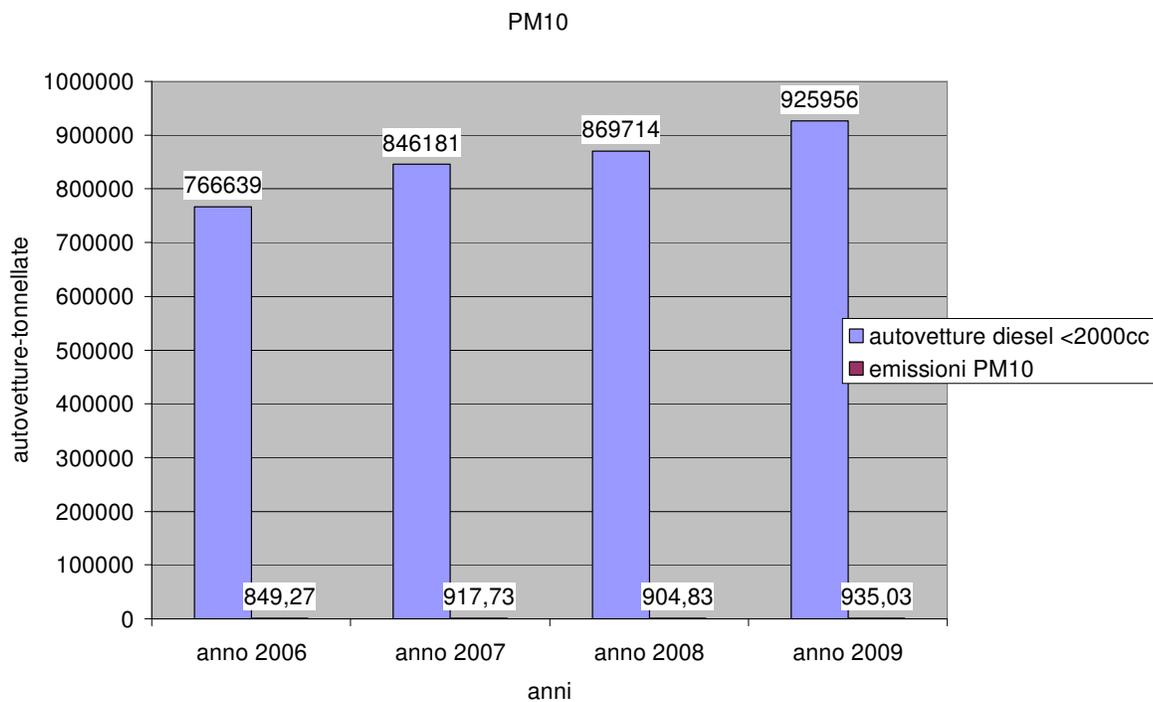
Percentualmente gli andamenti possono essere rappresentati in questo modo:





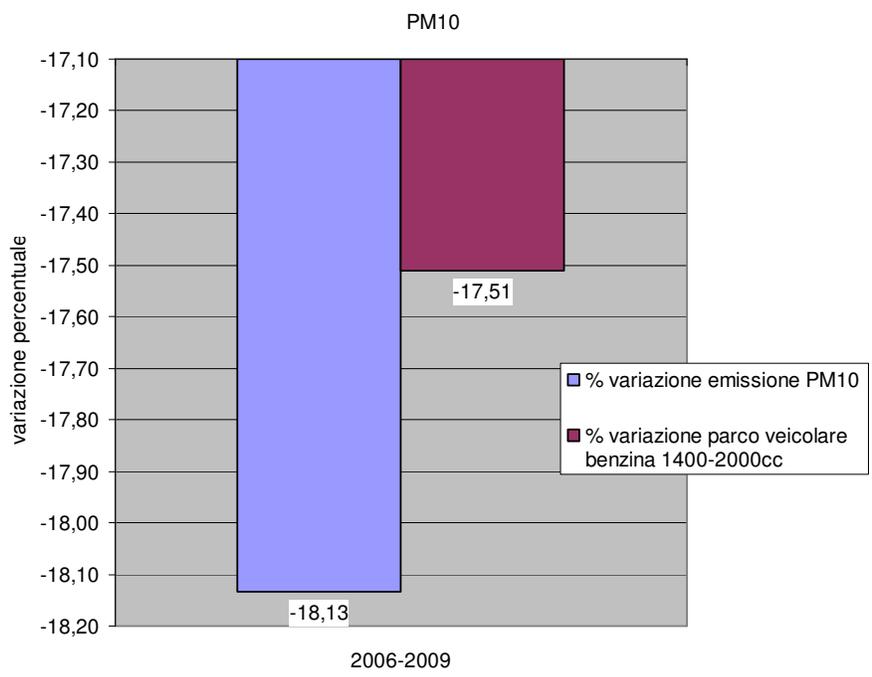
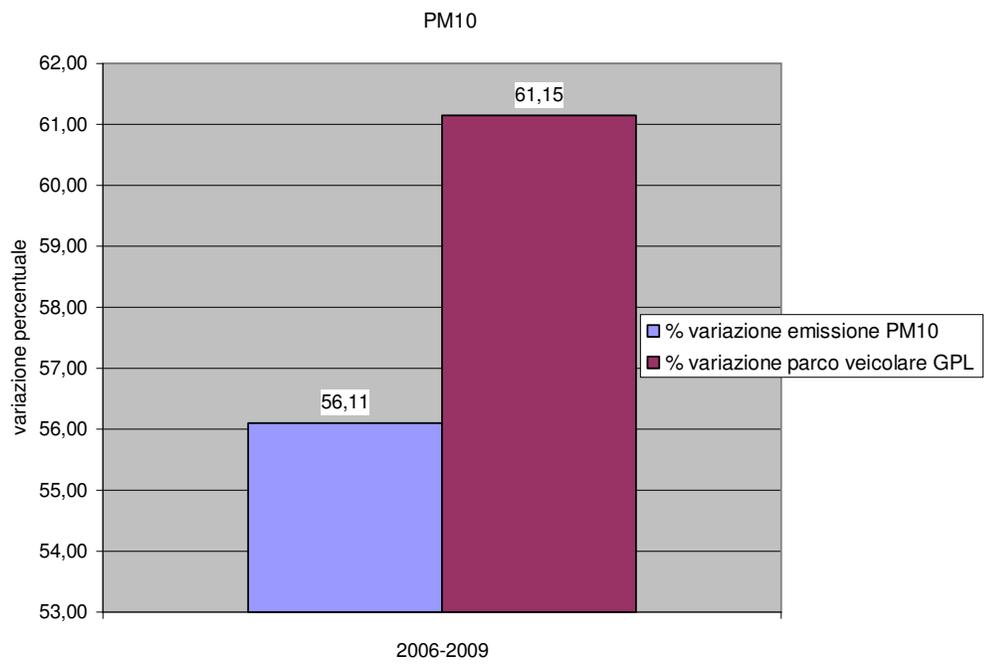
PM10

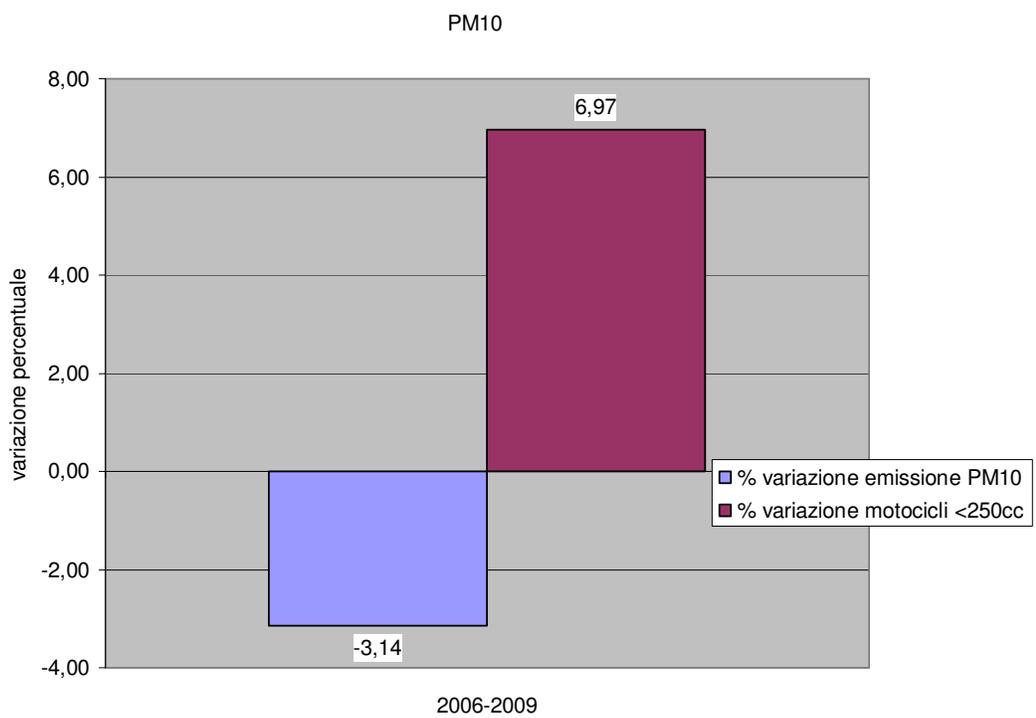
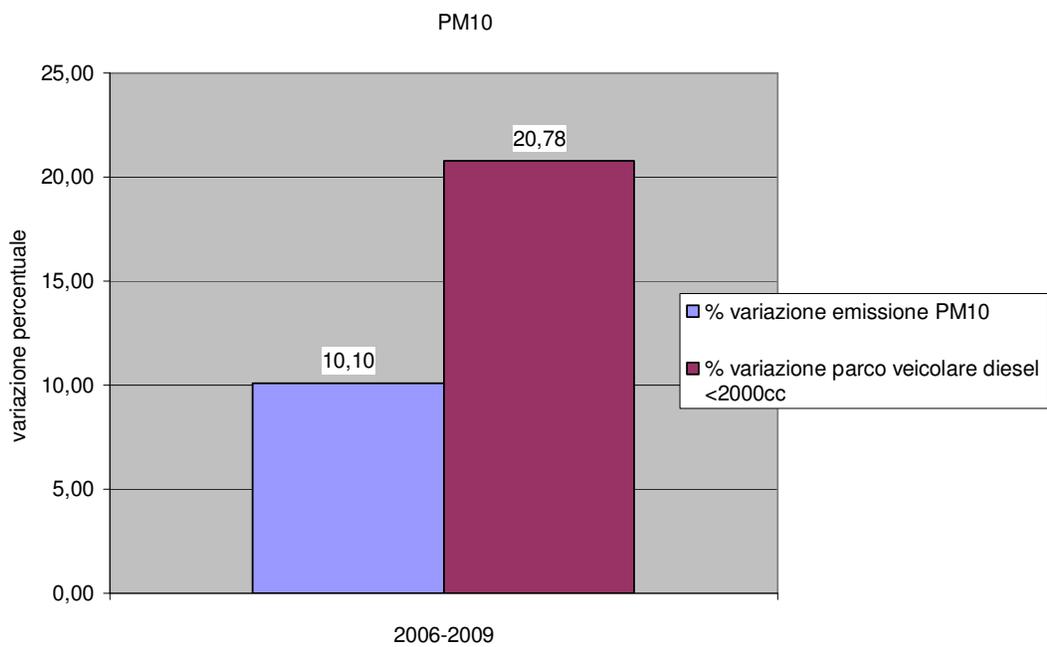




Le emissioni di PM10 purtroppo nella provincia di Roma sono aumentate abbastanza infatti considerando solo gli autoveicoli alimentati a gasolio si è registrato un incremento di quasi 86 tonnellate.

Sempre graficamente si mostrano le variazioni percentuali:

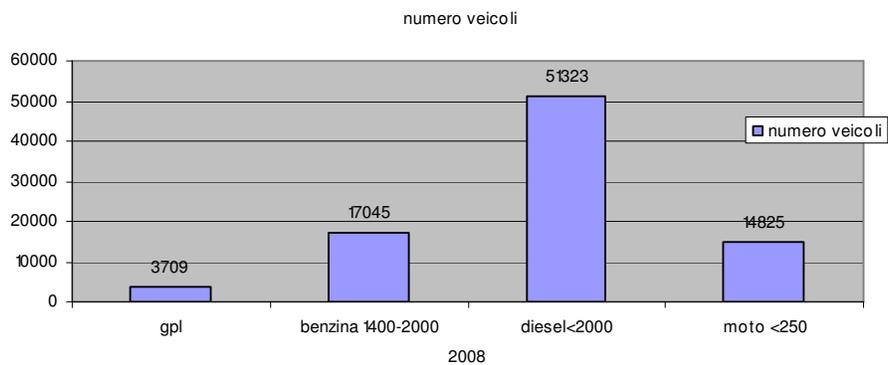
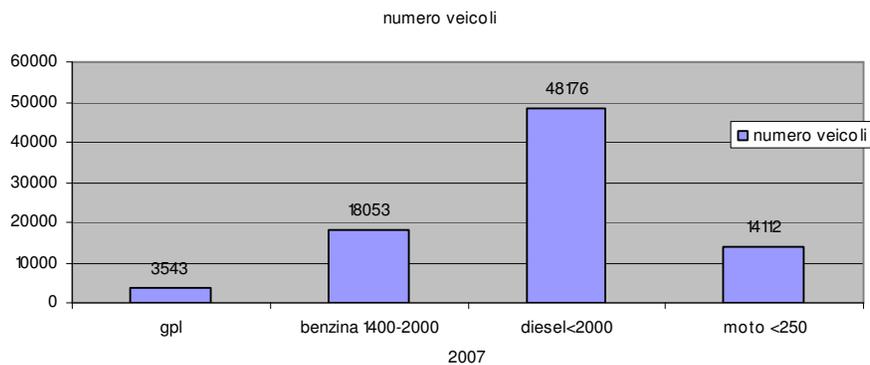
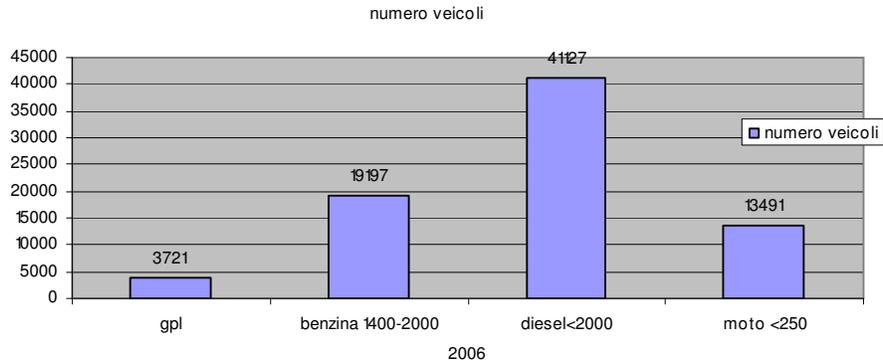


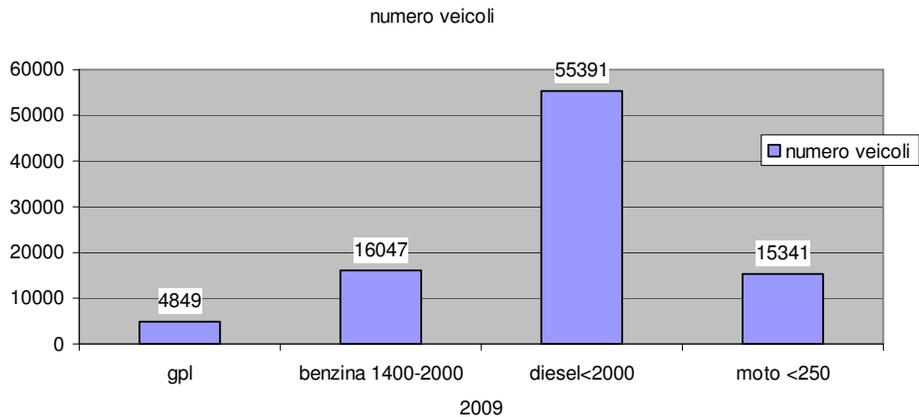


6.8 La provincia di Sassari

La provincia di Sassari si estende per un territorio di 4281 Km², conta 336.636 abitanti e comprende 66 comuni.

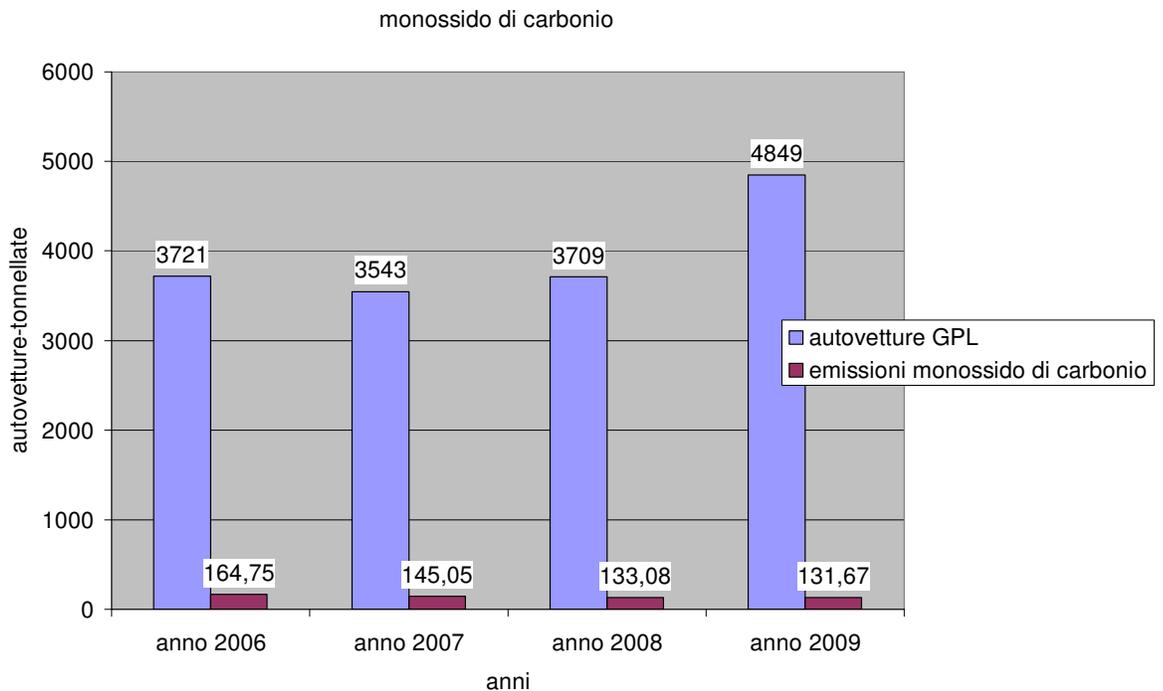
Il parco veicolare nel quadriennio 2006-2009 ha avuto questa evoluzione:

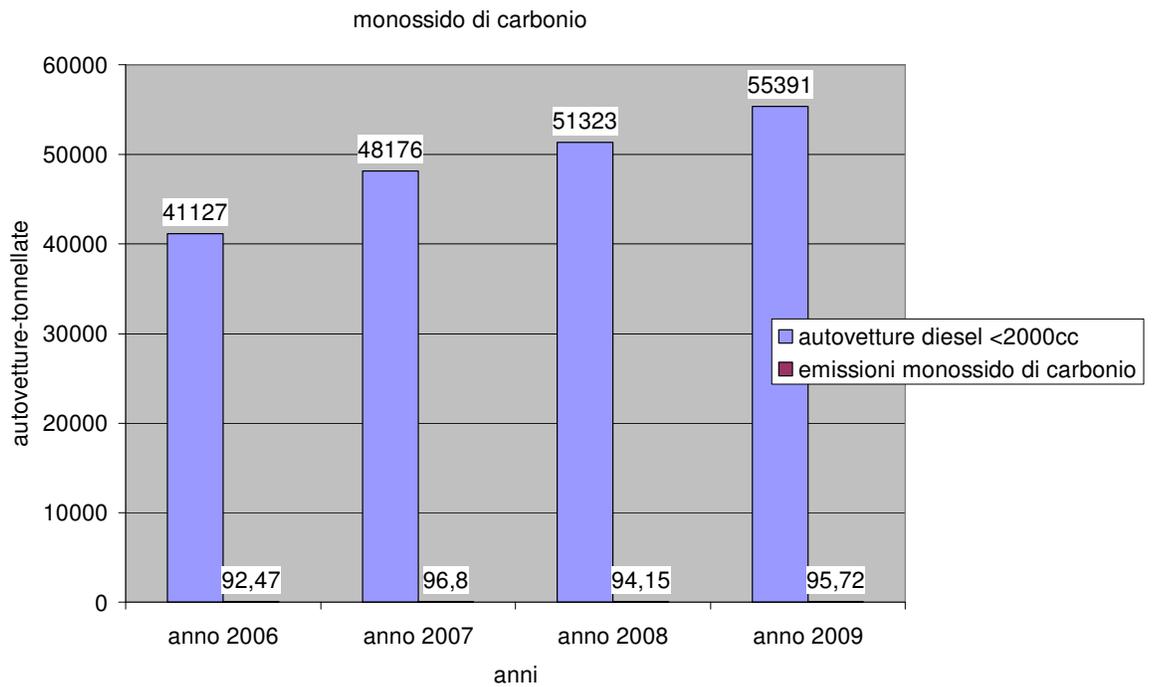
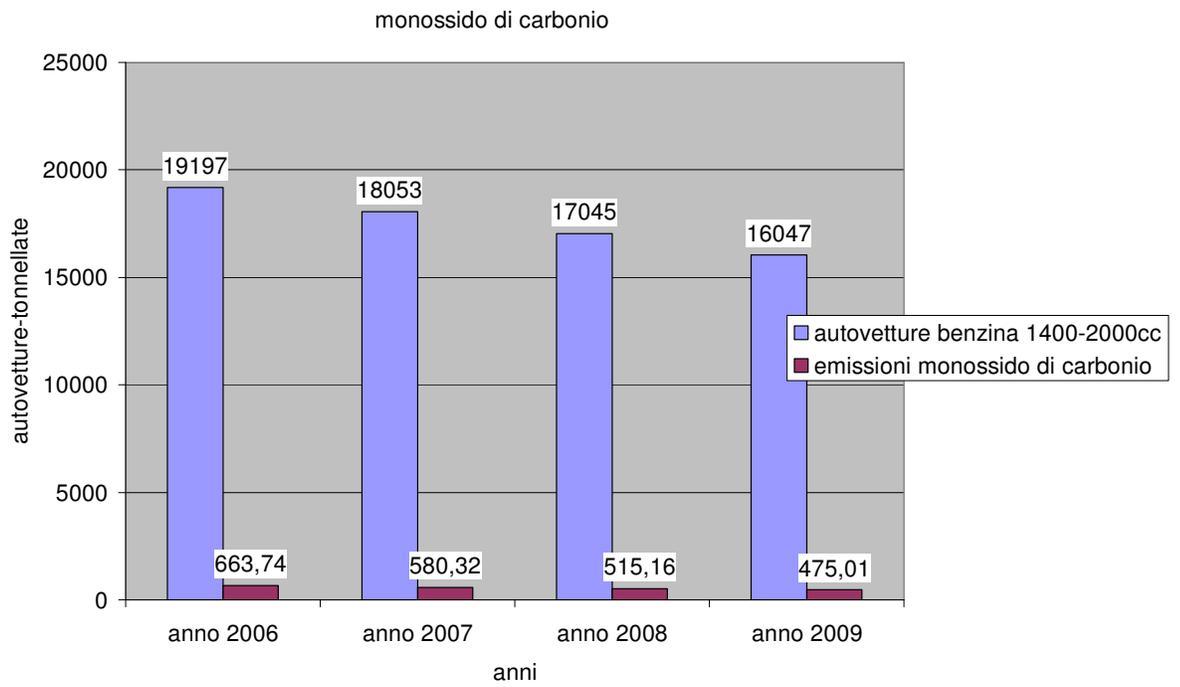


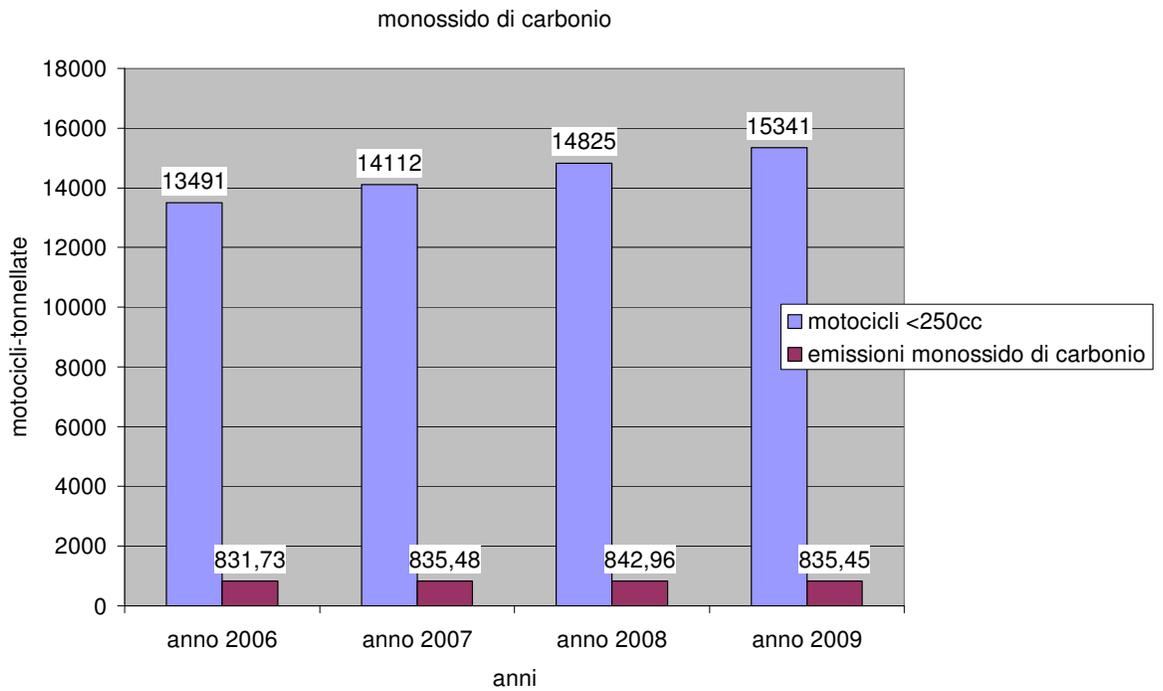


La provincia di Sassari ha un andamento per certi versi atipico rispetto alle altre province analizzate in quanto si registra un andamento simile ma più basso percentualmente rispetto alle altre province, come sempre il maggiore incremento si è registrato per le vetture alimentate a gasolio. L'andamento degli inquinanti analizzati è riportato nei seguenti grafici:

Monossido di carbonio:

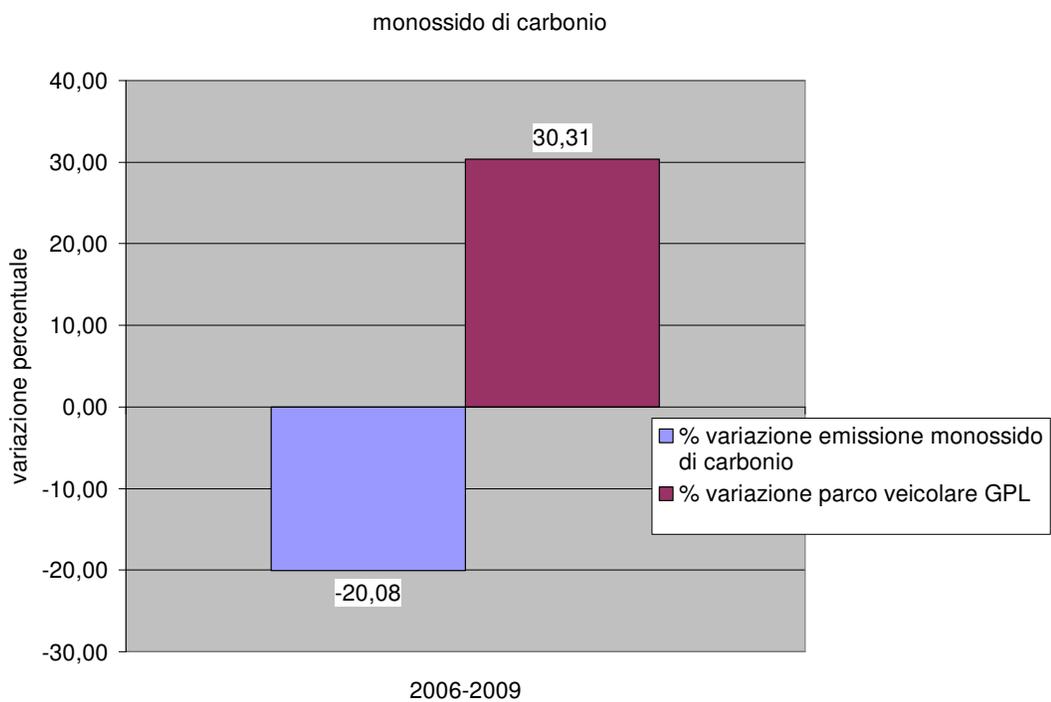


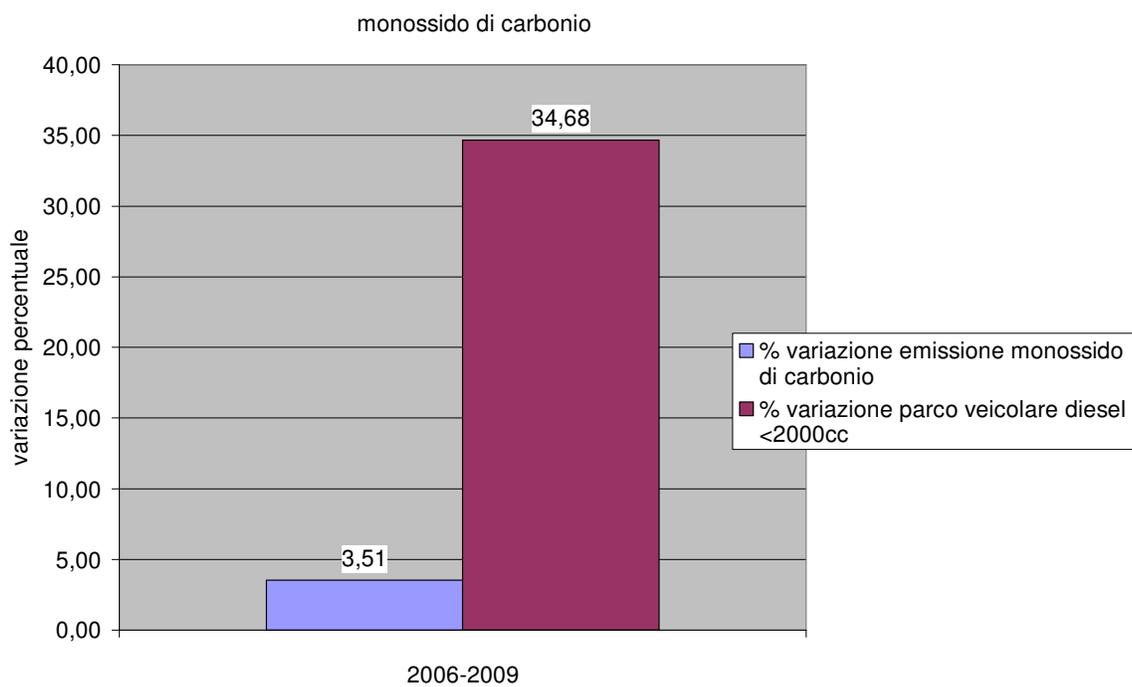
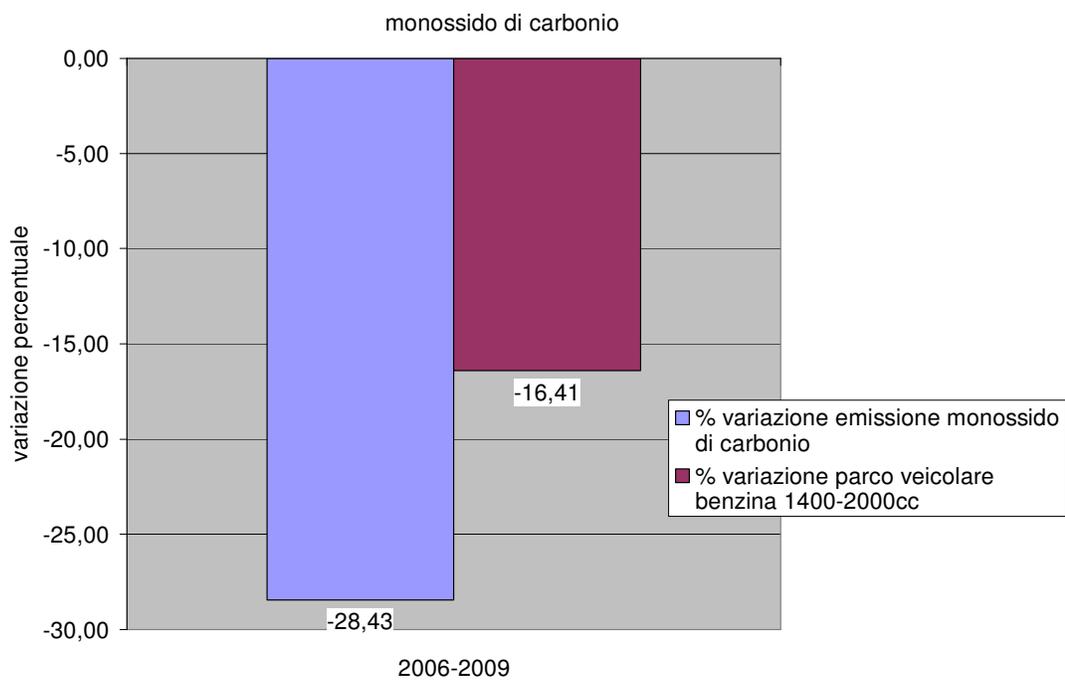


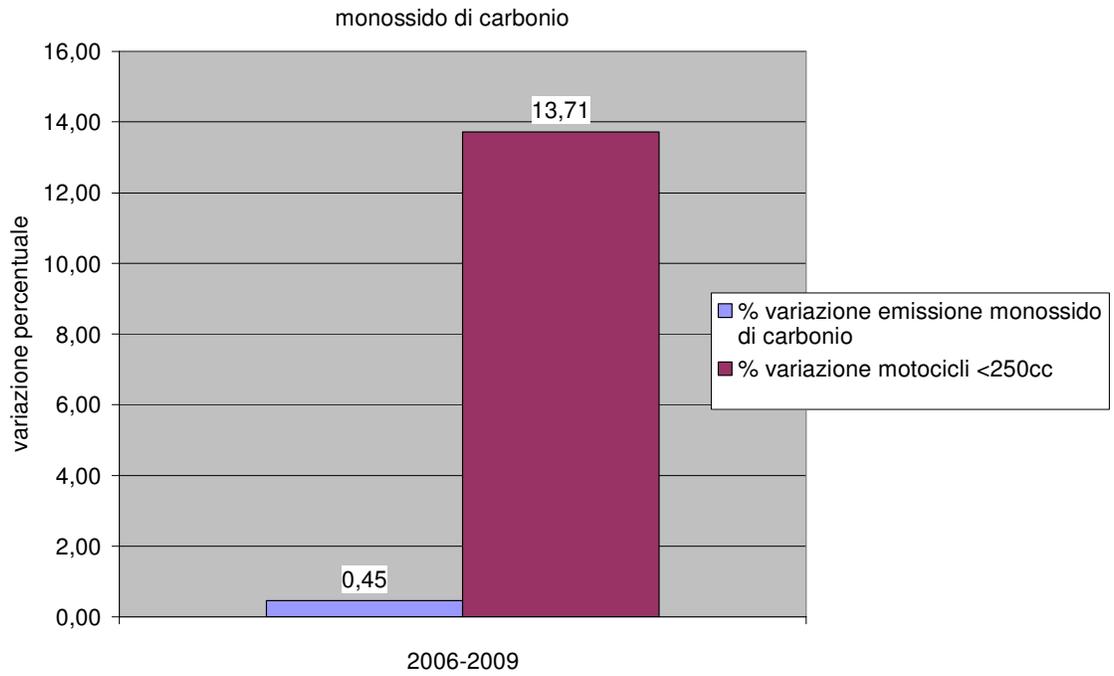


L'andamento del monossido di carbonio presenta un andamento piuttosto stabile con una diminuzione delle emissioni da parte dei veicoli a GPL.

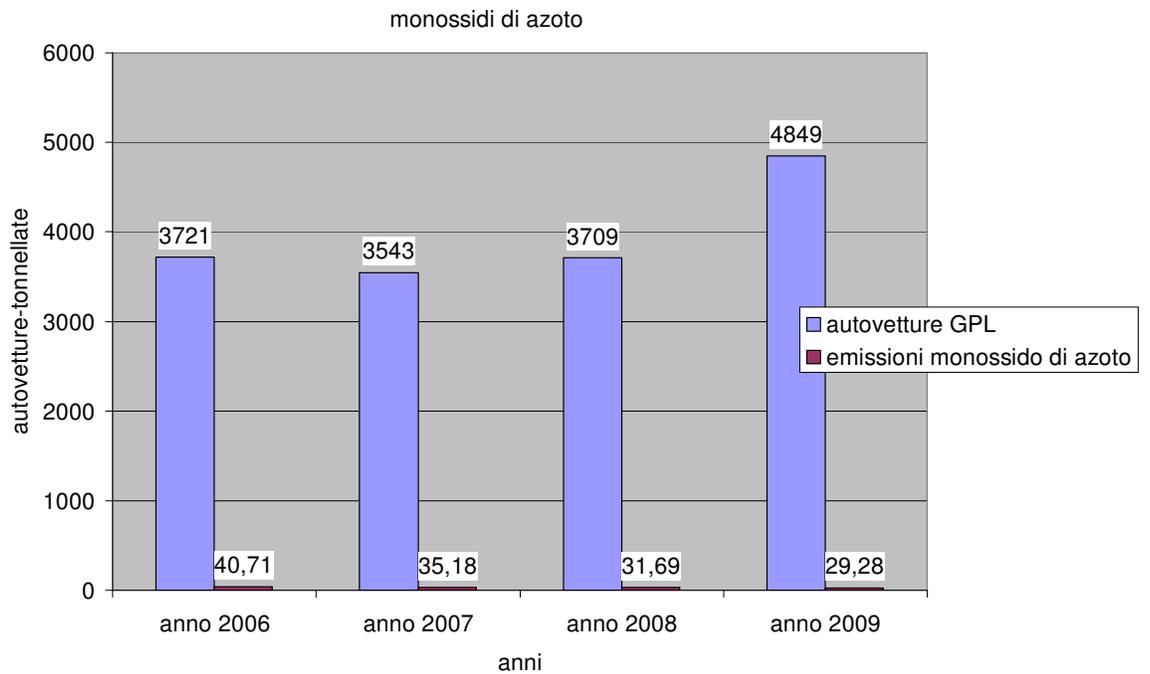
Nei grafici seguenti si mostra questa tendenza:

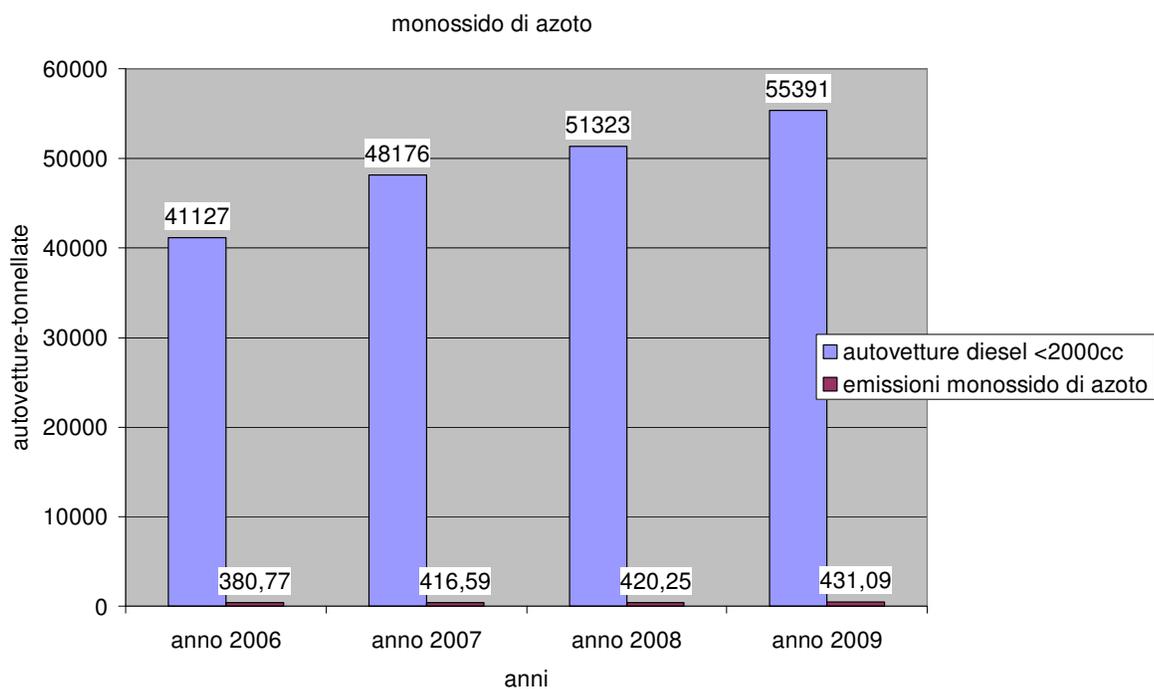
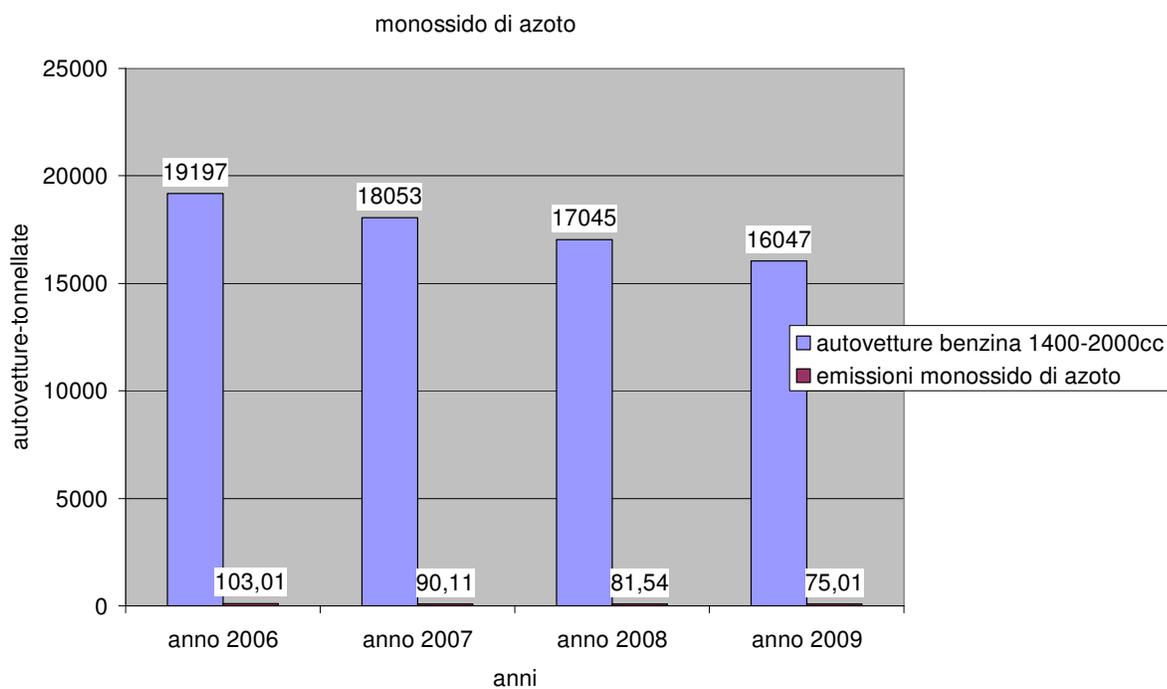






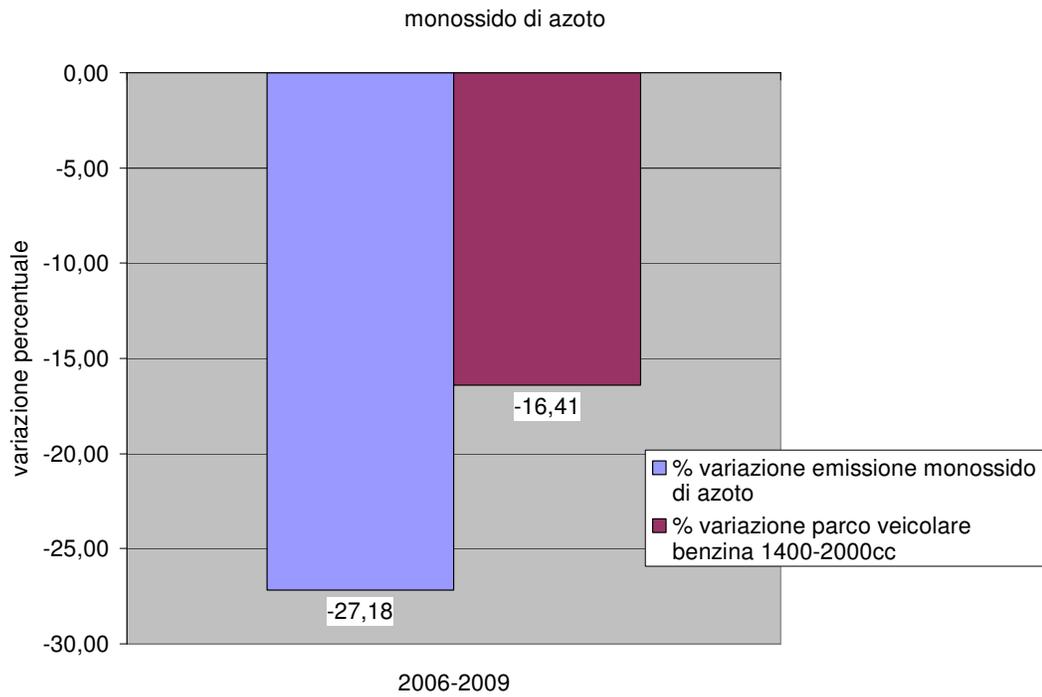
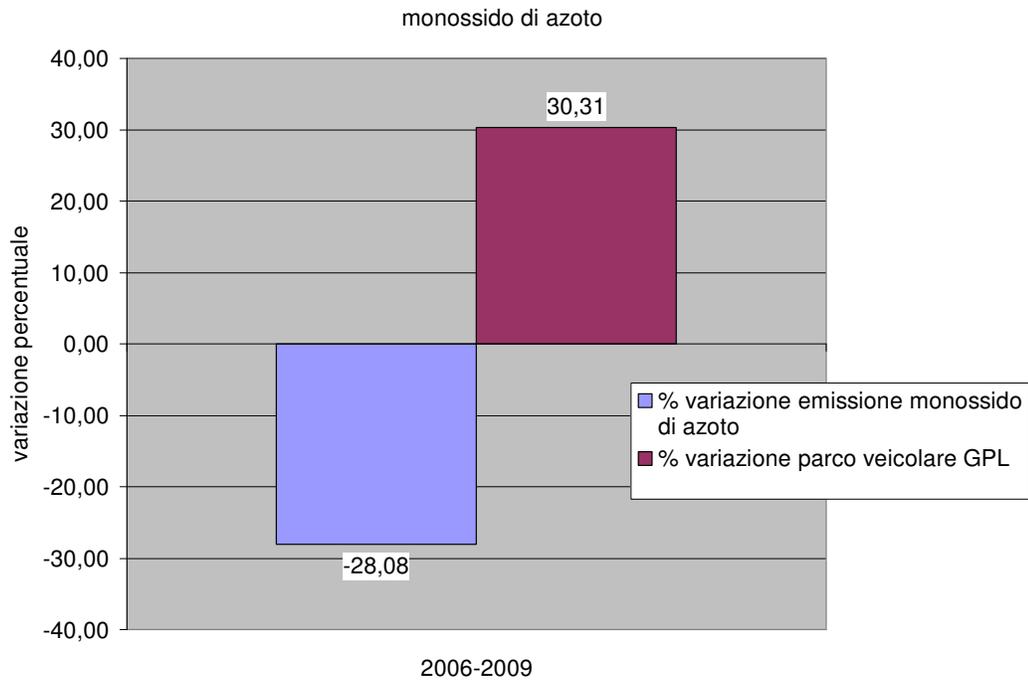
Monossido di azoto:

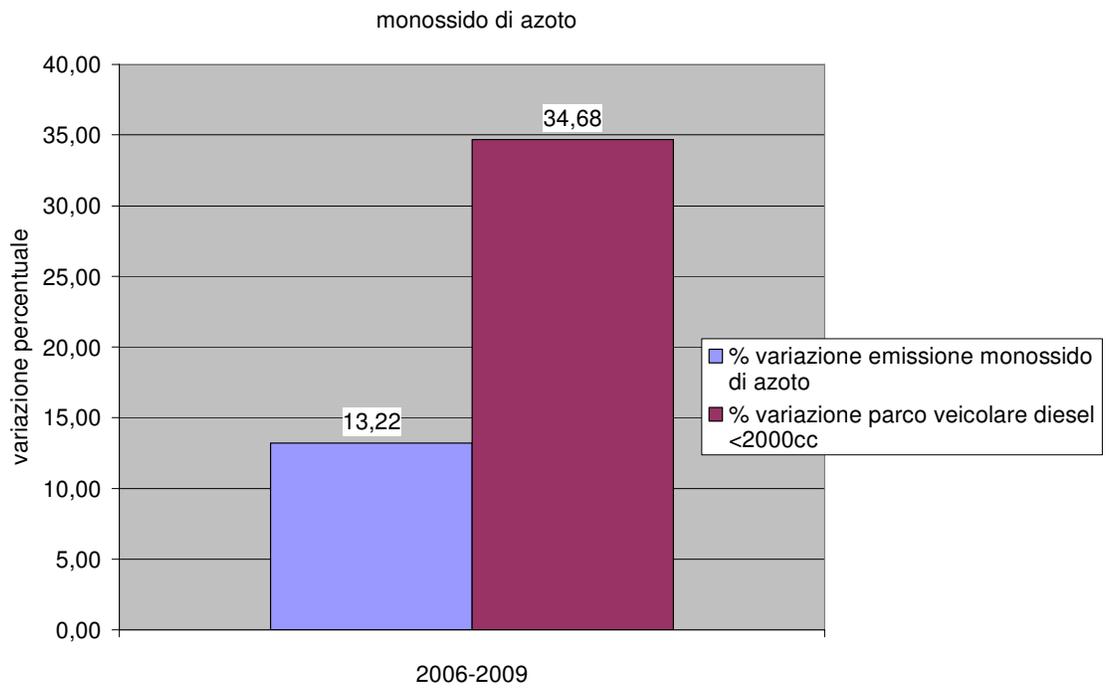




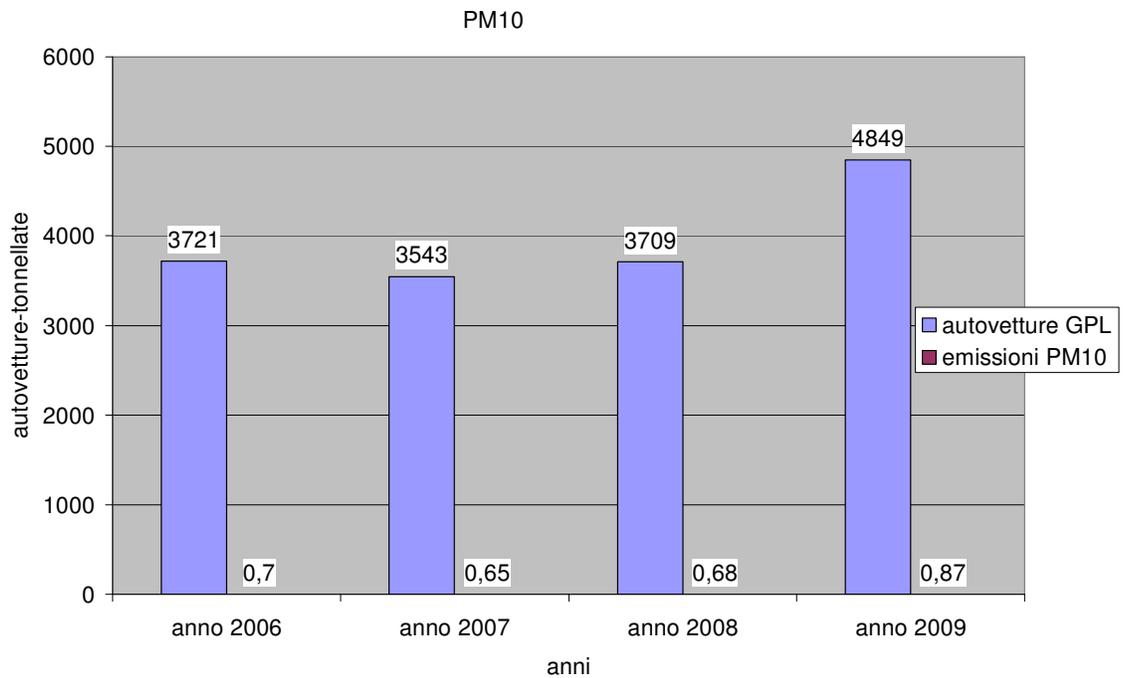
Le emissioni del monossido di azoto registrano un aumento solo per quanto riguarda le autovetture alimentate a gasolio.

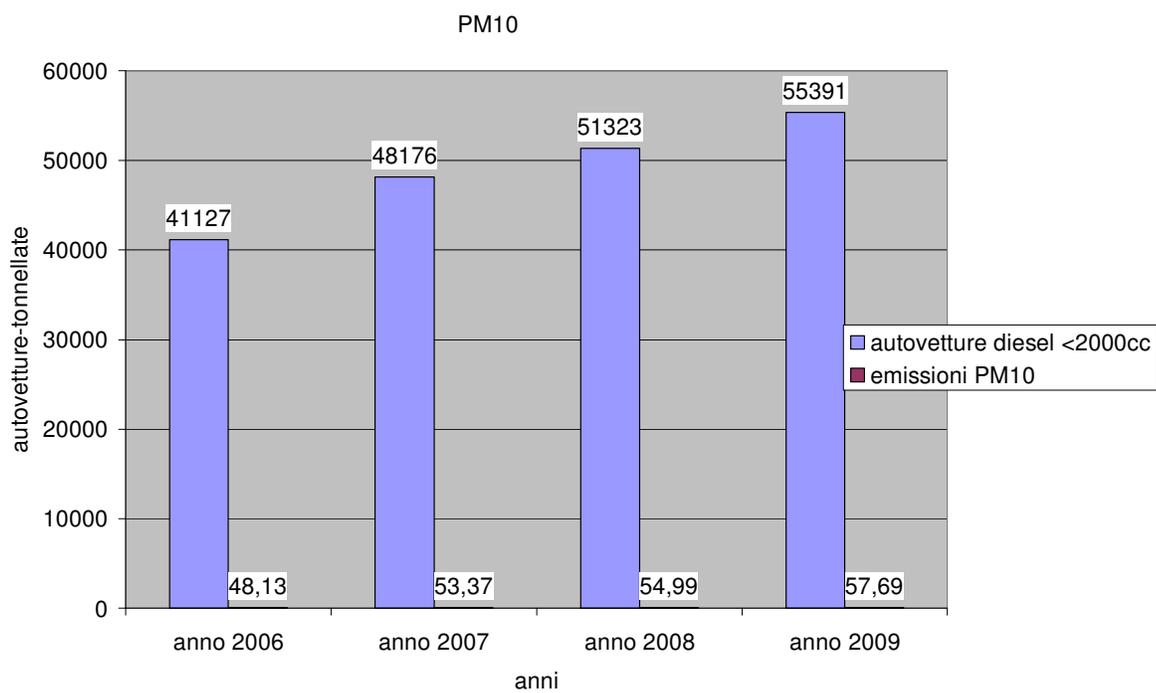
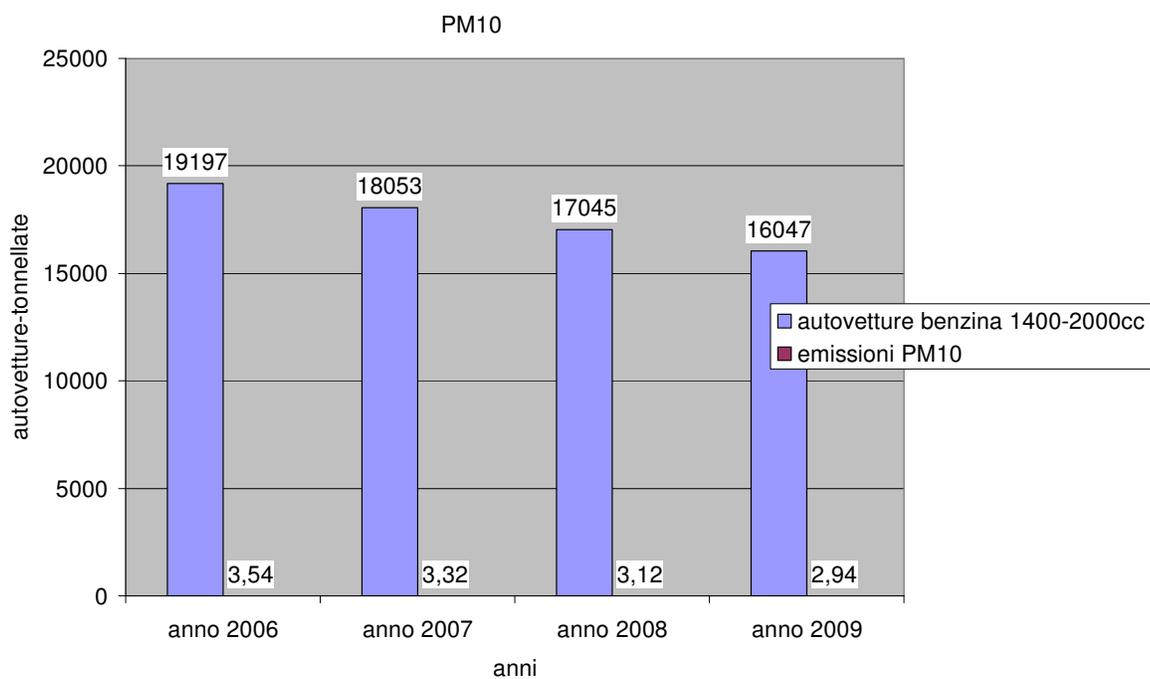
In maniera percentuale è spiegato dai seguenti grafici:

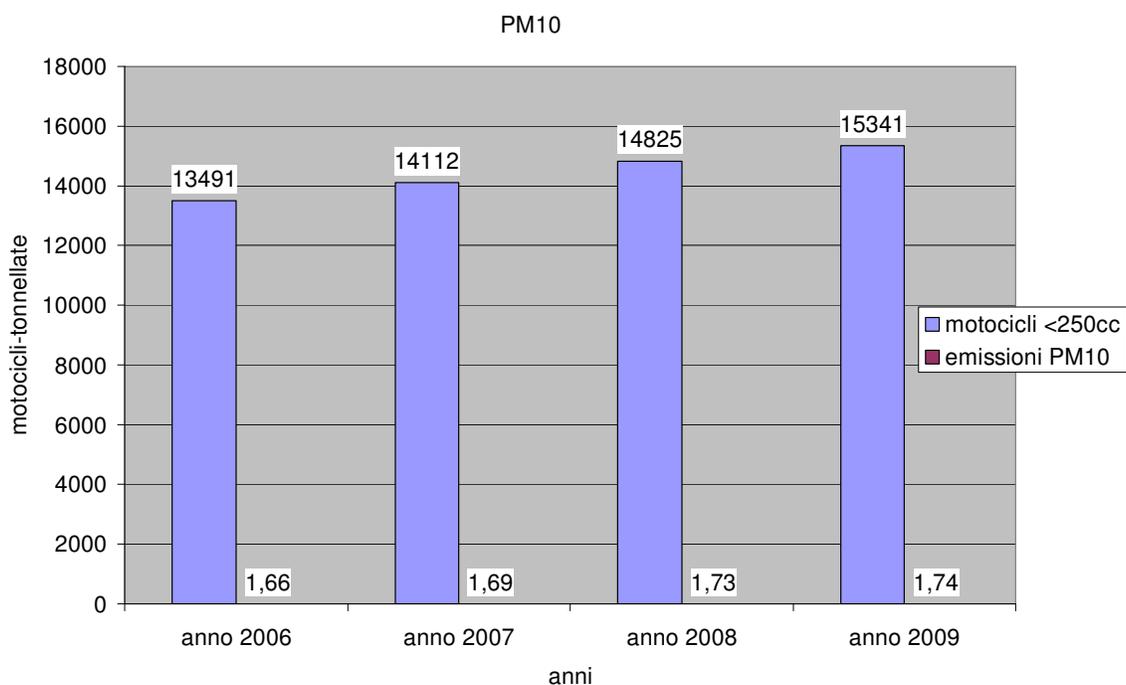




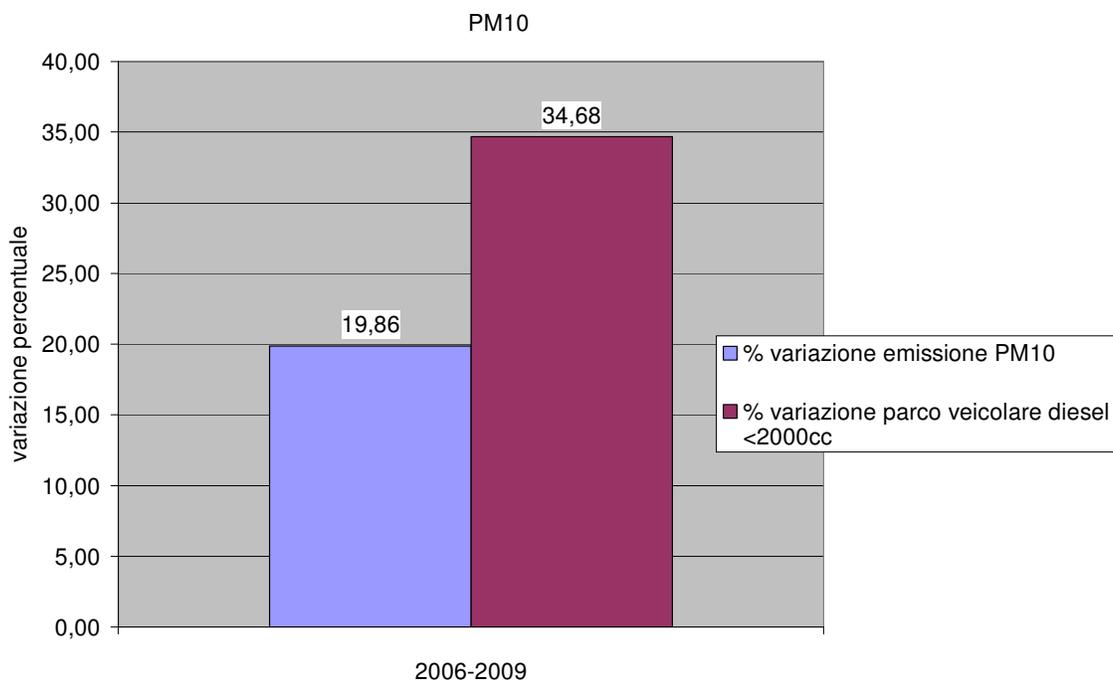
PM10:







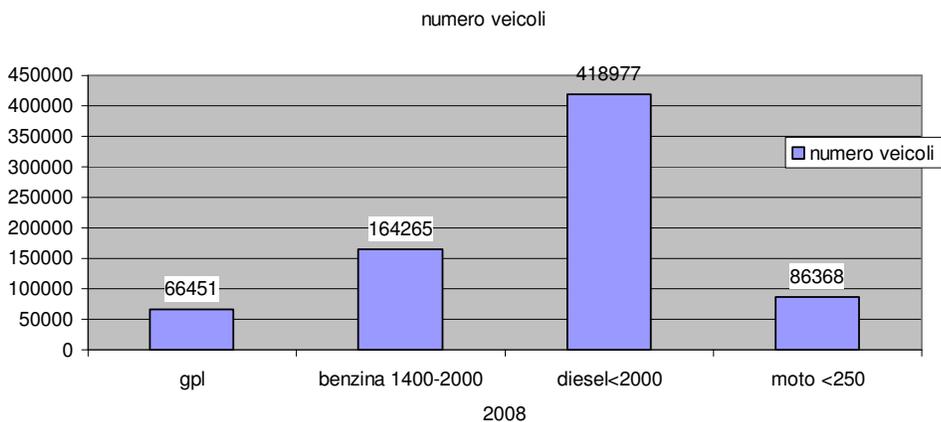
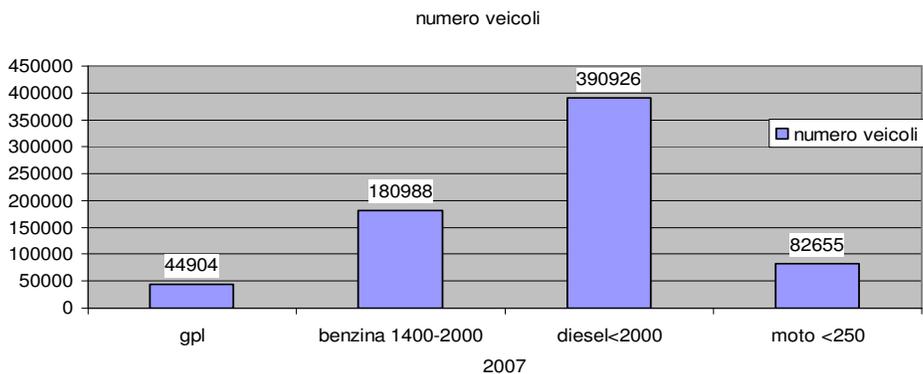
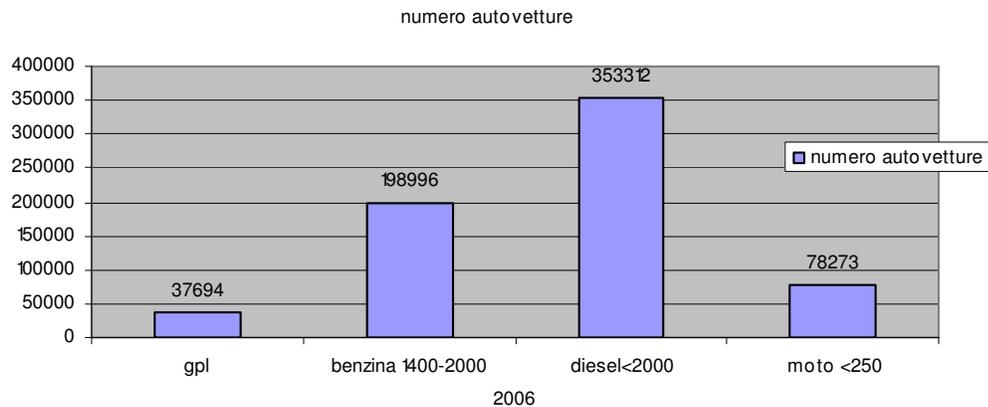
Anche per merito di un parco veicolare ridotto le emissioni della provincia di Sassari di PM10 sono inferiori alle altre province analizzate si registra solo un trend di crescita per le emissioni dei veicoli alimentati a gasolio:

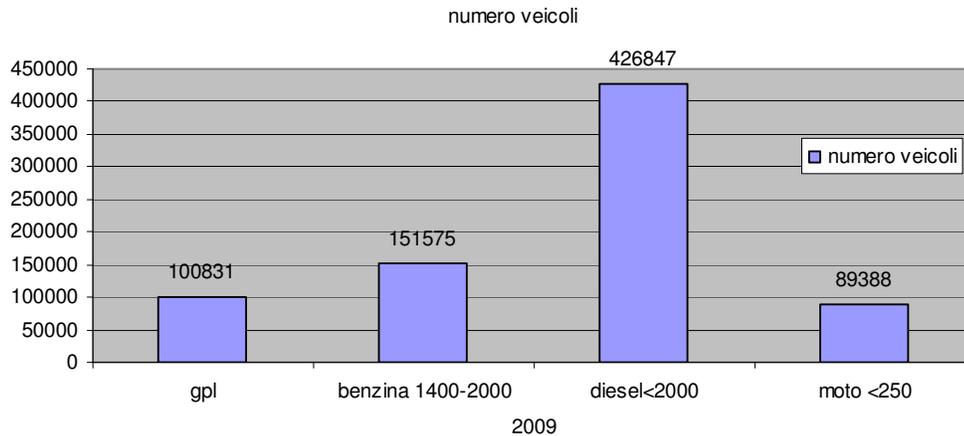


6.9 La provincia di Torino

La provincia di Torino si estende per 6829 Km^2 , conta 2.299.103 abitanti e comprende 315 comuni.

L'andamento del parco veicolare per le categorie considerate nel quadriennio 2006-2009 si può evincere dai seguenti grafici:

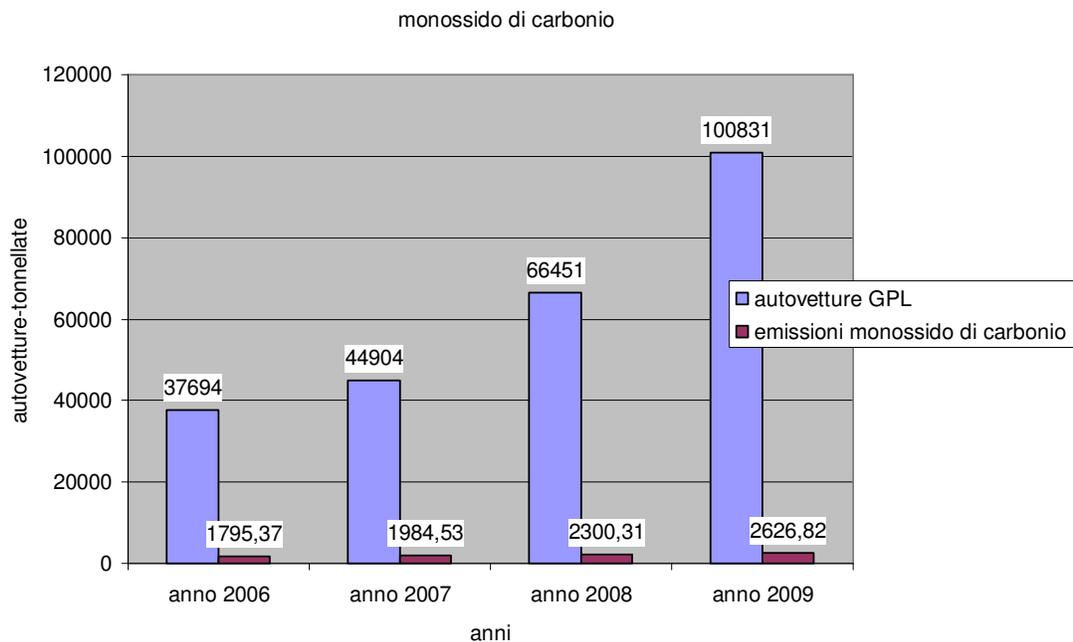


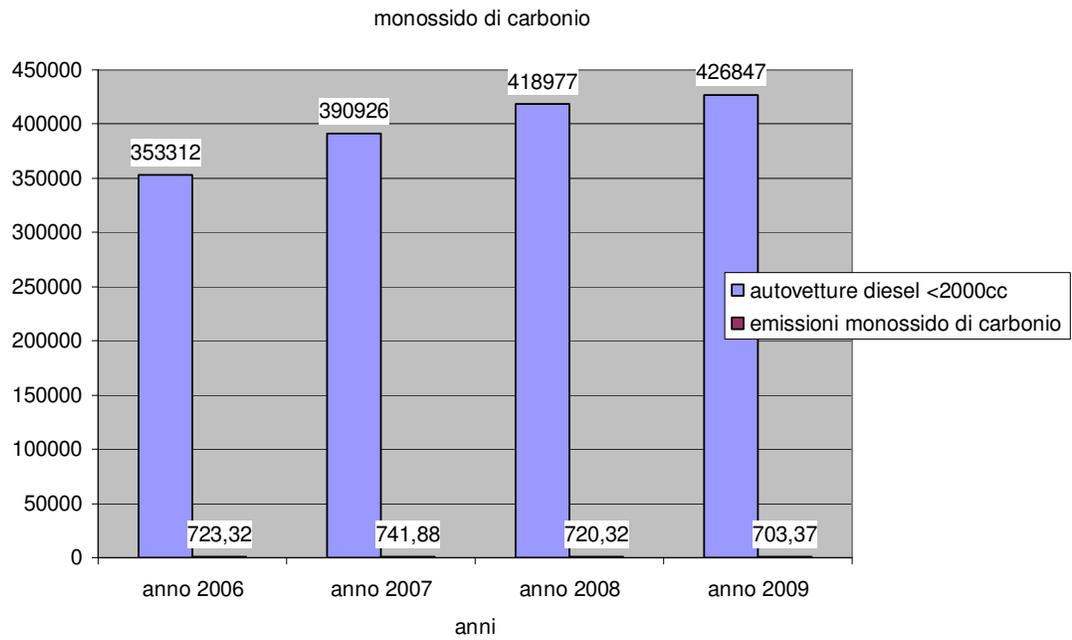
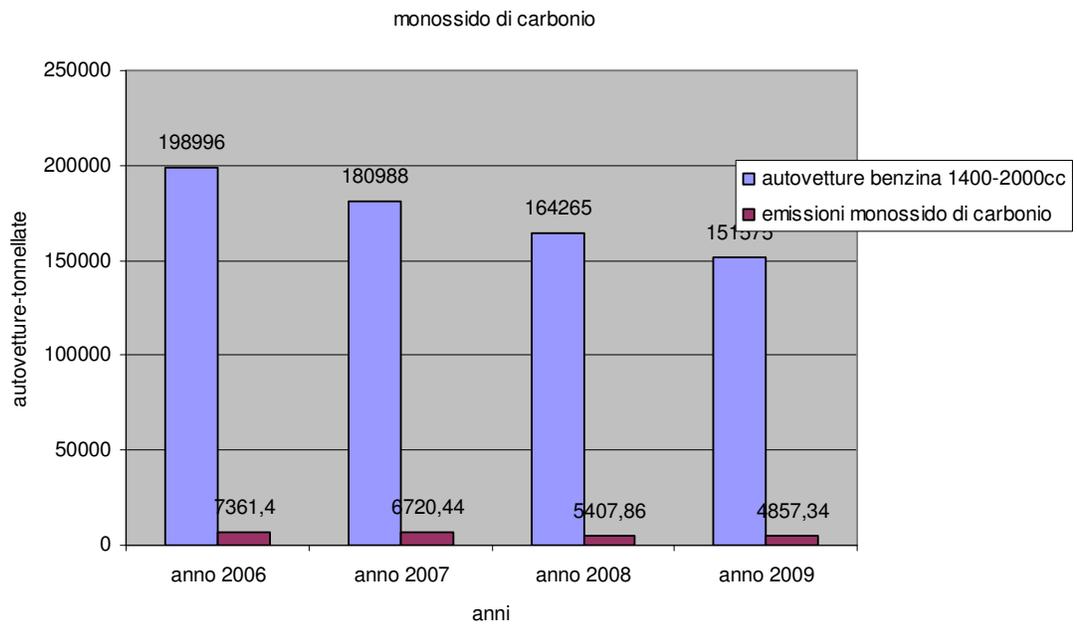


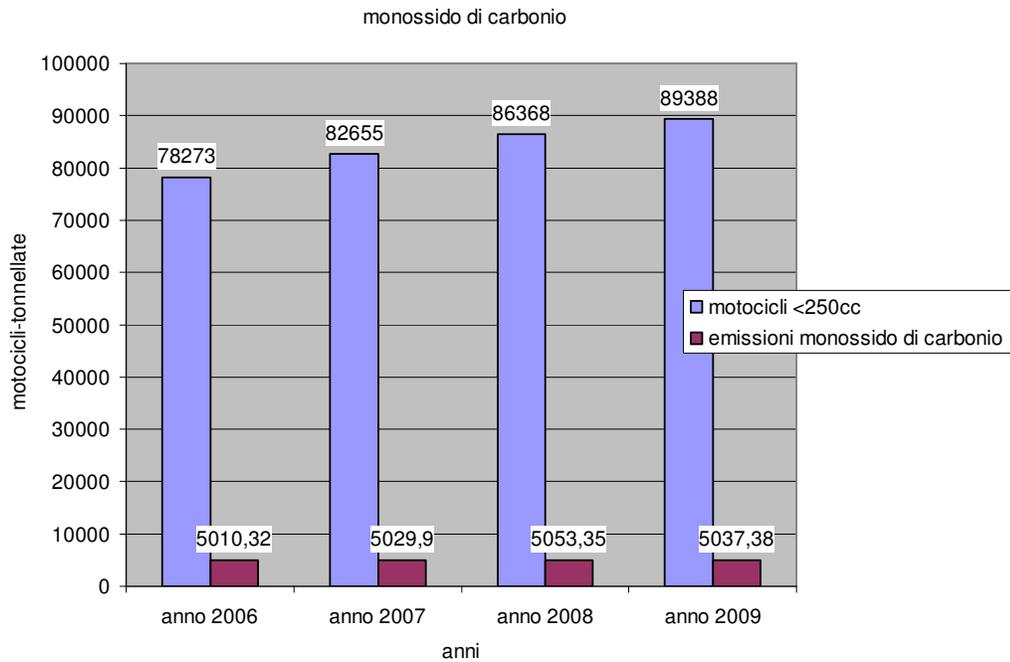
La provincia di Torino è quella che maggiormente ha fatto segnare un incremento nelle immatricolazioni di veicoli alimentati a GPL, si è avuto infatti un incremento pari al 167%.

Le emissioni degli inquinanti considerati vengono riportate nelle seguenti tabelle:

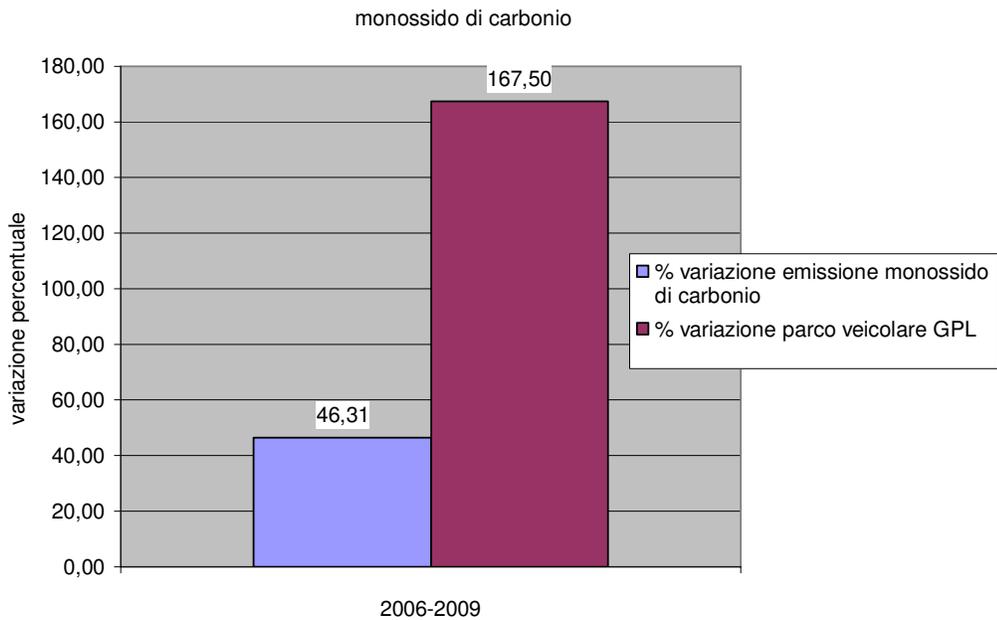
Monossido di carbonio:



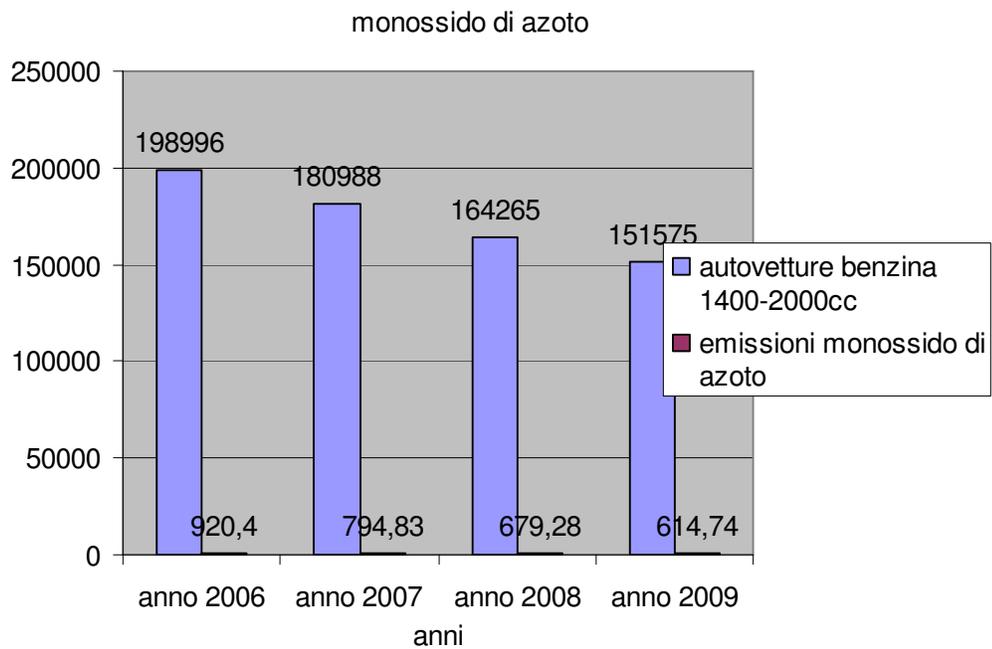
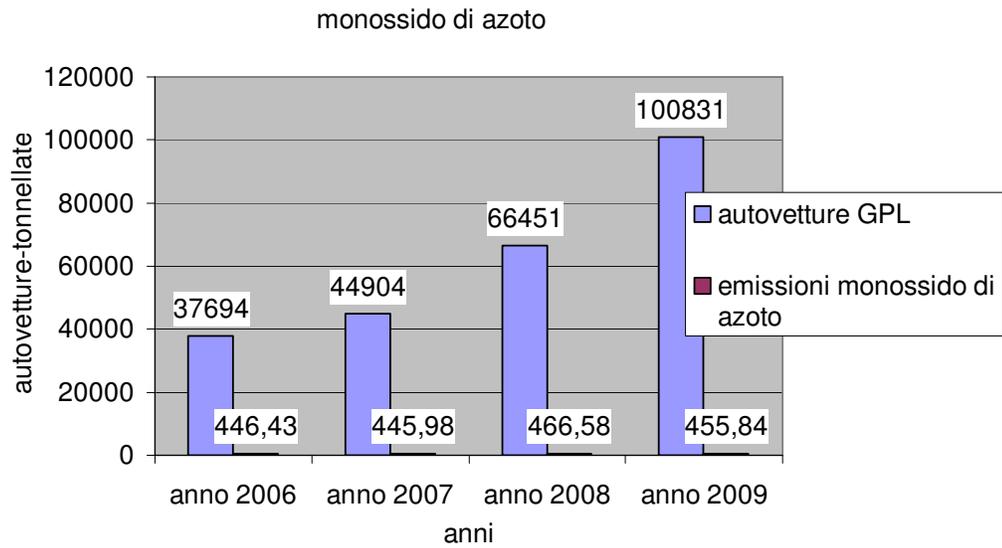


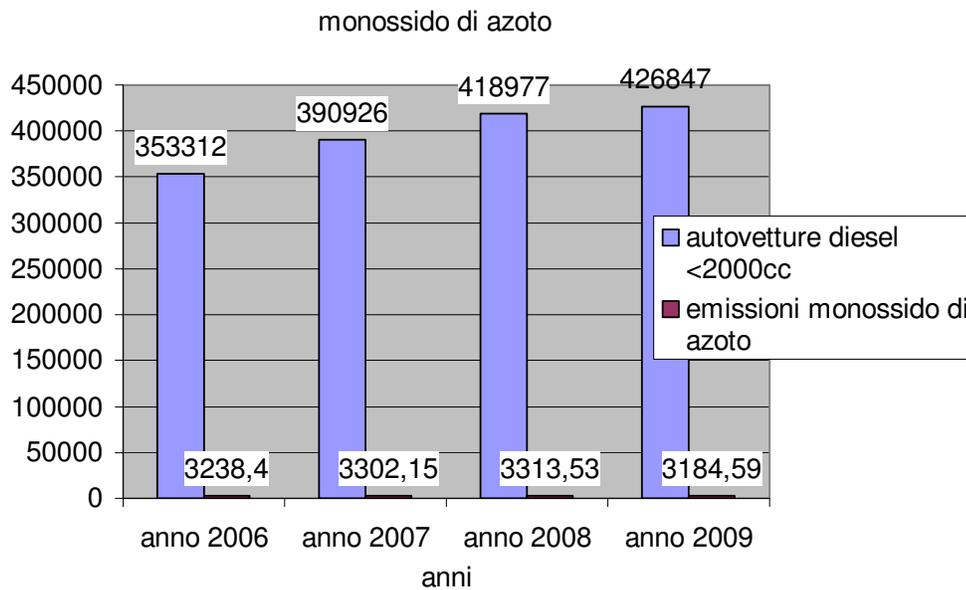


Le emissioni di monossido di carbonio sono aumentate nel caso dei veicoli alimentati a GPL ma esso si può spiegare con l'eccezionale aumento delle immatricolazioni, come bene mostra il seguente grafico:



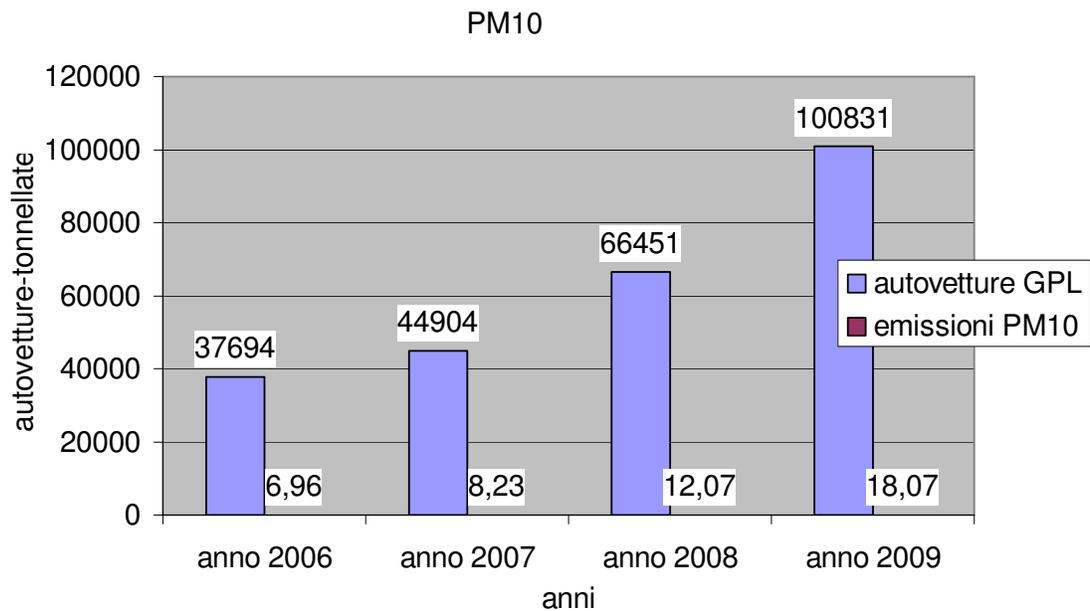
Monossido di azoto:

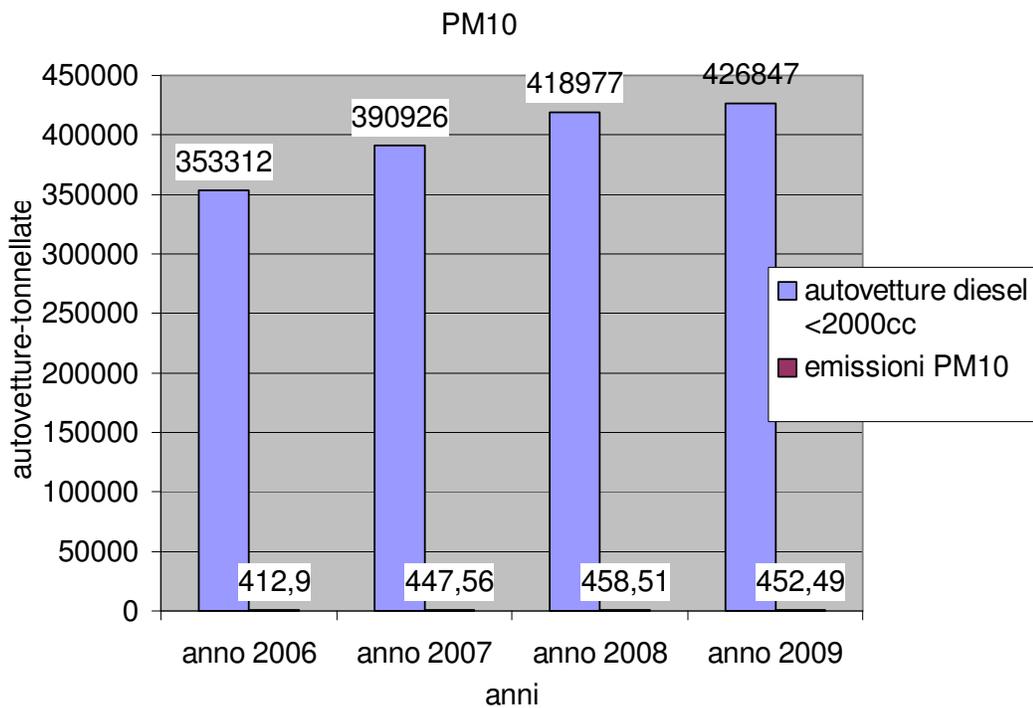
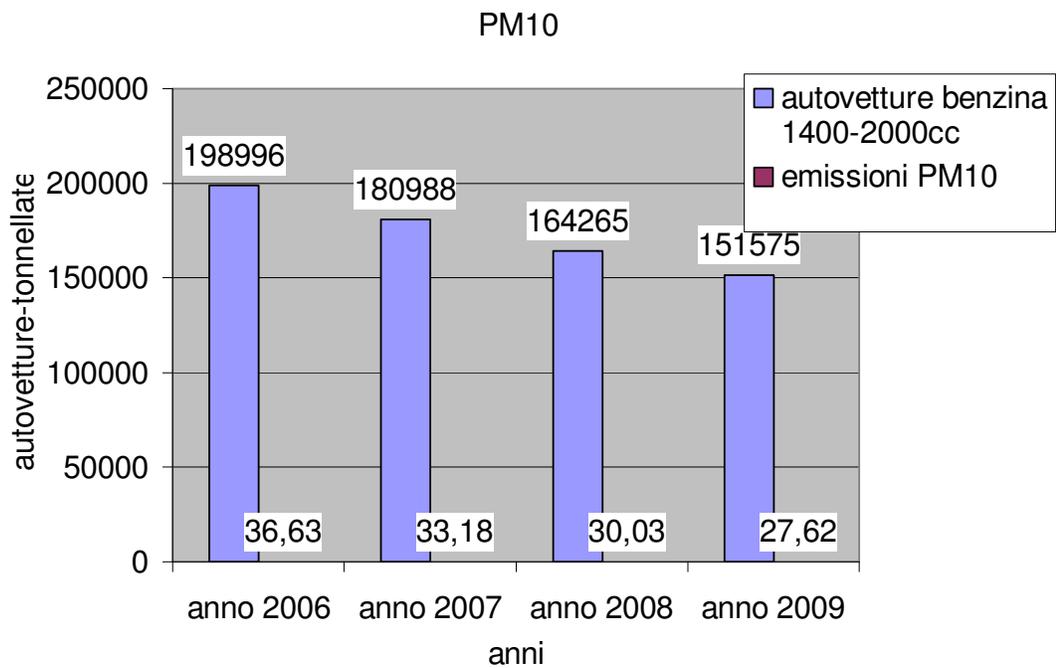


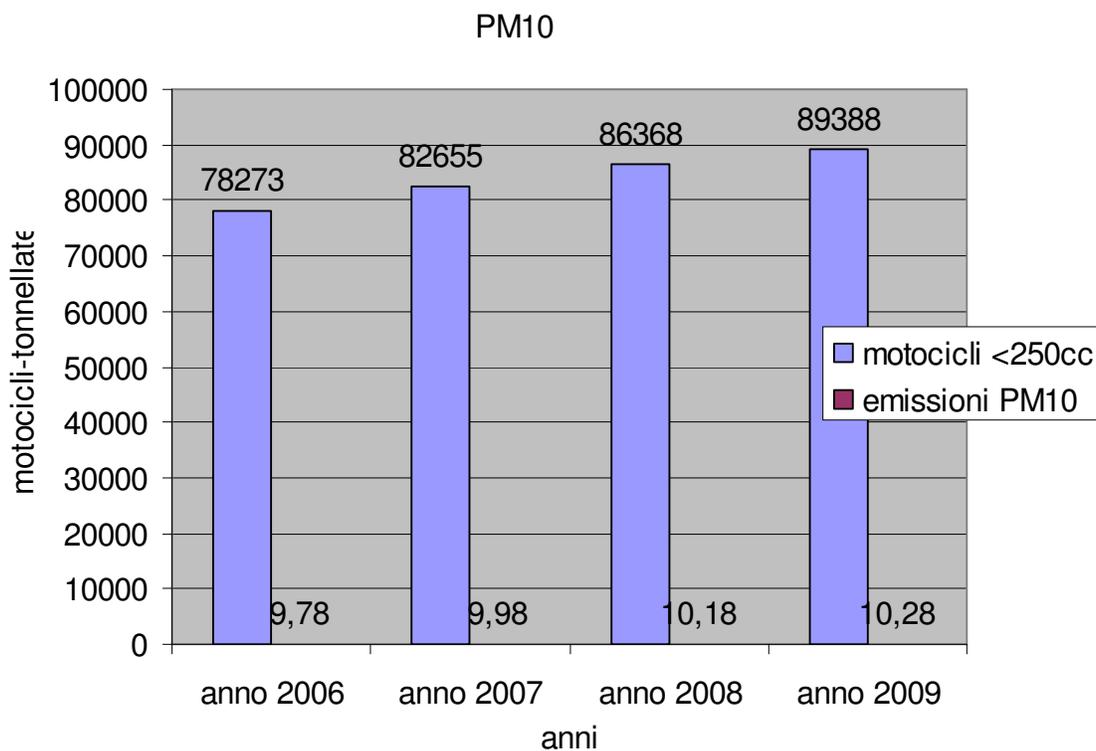


Dall'analisi si nota come le emissioni di monossido di azoto restino sostanzialmente invariate, questo non è necessariamente negativo in quanto bisogna tenere conto un aumento dei veicoli pari 100.000 unità.

PM10:

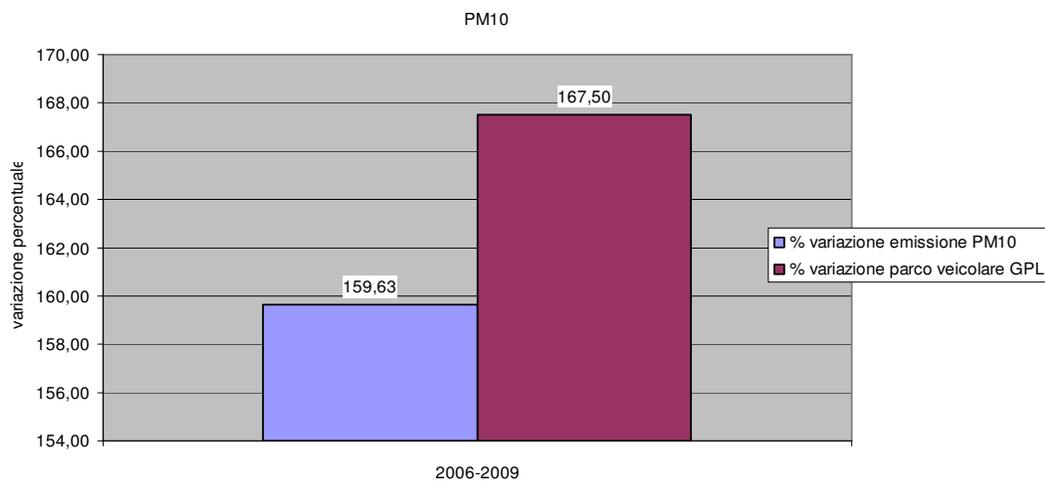


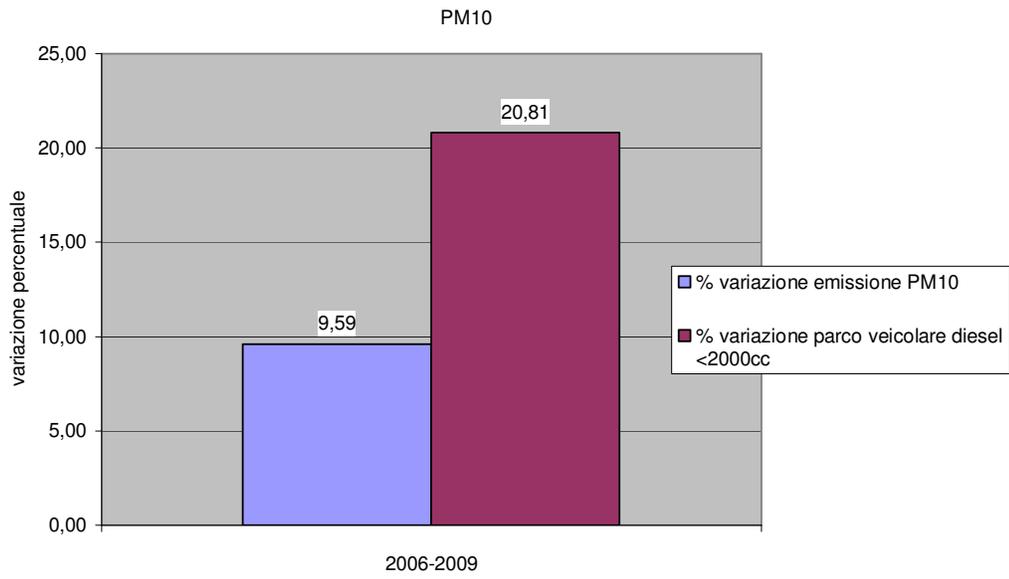




In generale le emissioni di PM10 nella provincia di Torino presentano un andamento crescente, anche se di meno impatto la crescita più elevata si è avuta per le autovetture alimentate a GPL, ma anche le autovetture alimentate a gasolio hanno riscontrato un aumento delle emissioni.

I seguenti grafici lo mostrano nel dettaglio:





7 Studio sulla relazione causa effetto tra mobilità ed emissioni di PM10

7.1 Obiettivi

L'obiettivo generale è quello di fornire un quadro di insieme su come si stia sviluppando il fenomeno dell'inquinamento da PM10 in Italia nel corso degli ultimi anni. Vengono anche valutate le quote attribuibili alle emissioni di PM10 prodotte dall'*automotive*, su scala nazionale e su scala urbana[35].

Nel dettaglio gli obiettivi sono:

- 1) evidenziare la quota d'incidenza delle diverse fonti di emissione di PM10;
- 2) evidenziare la quota d'incidenza dell'auto (ed in particolare delle auto diesel) nella struttura delle fonti di PM10 in ambito urbano;
- 3) valutare l'effetto reale sulle concentrazioni di PM10 generato dalle misure di limitazione del traffico di varia natura promosse nelle maggiori città italiane.

7.2 quote di incidenza delle diverse fonti di emissione

La definizione della composizione del PM10 in base alla sorgente è un esercizio complesso, essendo assai mutevole a seconda delle condizioni urbanistiche, territoriali, meteorologiche, atmosferiche, orografiche. È perciò impossibile stabilire una quota di assegnazione specifica universalmente accettabile delle diverse fonti che compongono il PM10.

Si può tuttavia fare riferimento agli studi più autorevoli effettuati in materia, per chiarire quale incidenza abbiano le diverse sorgenti, nelle diverse condizioni di localizzazione, ed in particolare quale incidenza stia stimabile per la sorgente *automotive*, ovvero quella generata dalle attività di mobilità e trasporto.

Lo studio tedesco “some ideas about the sources of PM10” Lenschow, 2001[36] , effettuato in ambiente urbano, ha analizzato la composizione del particolato, stimandone il peso delle fonti emissive. I risultati dello “studio Lenschow” sono I seguenti:

- 1) al traffico viene attribuita una quota pari al 53% dell’inquinamento urbano da PM10;
- 2) nell’ambito di questo valore viene attribuita una quota del 35% per le emissioni da scarico, ed una quota del 18% per l’effetto di risollevarimento prodotto dal transito dei veicoli.

Lo studio Italiano “Studio delle frazioni di PM10 e PM2.5 del particolato atmosferico a Milano”, Mazzacan 2003, analizza la composizione del PM10 generato da una stazione classificata fi “fondo urbano”, ovvero in un sito urbano non prossimo alla sede stradale nella città di Milano. Tale studio ha rilevato i seguenti contributi:

- 1) viene attribuita al traffico veicolare una quota del 26%
- 2) viene attribuita all’industria una quota del 7%
- 3) alla polvere suolo una quota del 14%
- 4) alle reazioni secondarie viene attribuita una quota del 53%

Questi valori sono sostanzialmente confermati dallo studio sulle “caratteristiche generali dell’inquinamento da PM10”, APAT- Cirillo, 2005 [37], che affronta la tematica delle emissioni di PM10 su scala nazionale. Lo studio stima la composizione del PM10 tenendo conto dei valori di concentrazione registrati da tutte le centraline in funzione in Italia.

Lo studio “Cirillo” ha evidenziato la seguente composizione:

Distribuzione percentuale dell'emissione di PM10 in Italia

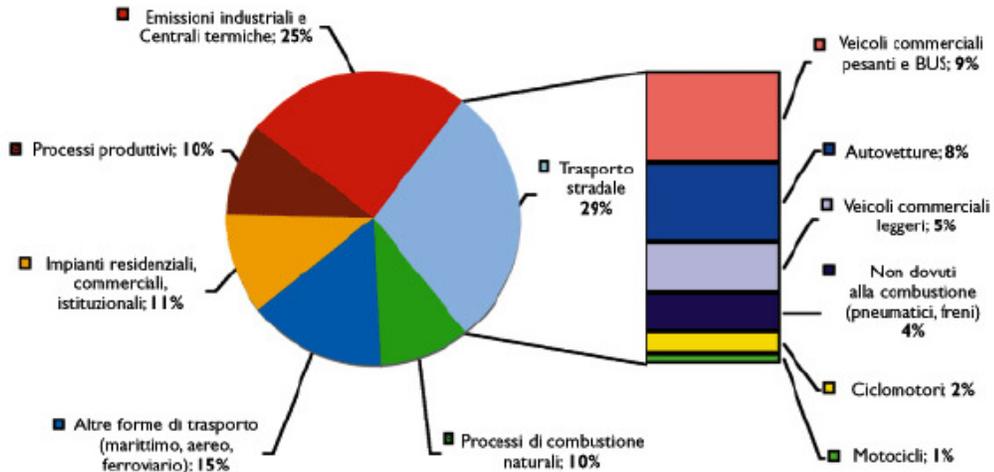


Fig7.1

È interessante notare che su scala nazionale, l'incidenza delle attività di mobilità sono stimabili intorno al 45%, sommando il 29% della voce "trasporto stradale" con il 15% della voce "altre forme di trasporto".

Nell'ambito del trasporto stradale, lo studio attribuisce alla voce "autobus" l'incidenza maggiore (9%) nella formazione di PM10 su scala Nazionale. La voce "autovetture" sempre su scala nazionale incide per 18%.

Uno studio molto approfondito sulla composizione delle sorgenti di PM10 nelle città Italiane è stato effettuato da APAT ("Qualità dell'ambiente urbano -rapporto APAT"- edizione 2005)[38]. I valori si differenziano rispetto allo studio Cirillo in quanto in questo caso vengono analizzati i dati aggregati delle sole centrali ubicate all'interno dei maggiori comuni italiani. Si tratta quindi, di una analisi che mette a fuoco il fenomeno delle emissioni su scala metropolitana.

Con riferimento alle città di Roma, Milano, Torino, Bologna e Genova la composizione del PM10 in base alla sorgente può essere così rappresentata:

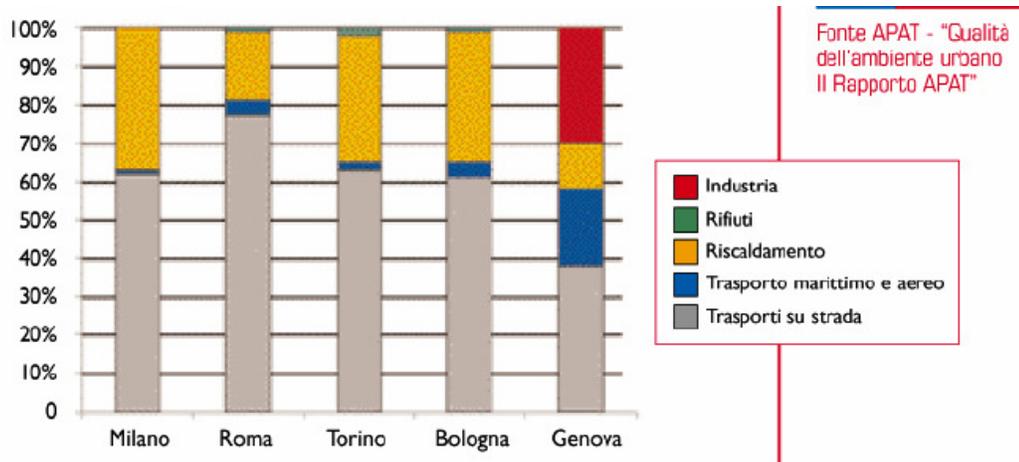


fig. 7.2

Le conclusioni del rapporto APAT evidenziano che le emissioni di PM10 da trasporti su strada (risospensione esclusa) costituiscono tra il 40 ed il 60% delle emissioni comunali. Tale percentuale diminuisce se il comune è sede di importanti attività industriali. Al riscaldamento competono circa il 30% delle emissioni al nord ed il 15% delle emissioni al sud.

Alla luce di queste considerazioni e tenendo conto di tutte le analisi effettuate, si può stimare che in ambito metropolitano l'automobile ha un'incidenza sulla produzione complessiva di PM10 stimabile attorno al 20-22%.

7.3 Le concentrazioni di PM10 nelle maggiori città italiane e gli effetti delle misure di limitazione del traffico

L'affermazione da parte del DM n°60 dell'aprile 2002 della tematica del PM10[39], con riferimento alla normativa comunitaria e alle relative sanzioni, ha indotto alcune amministrazioni ad affrontare il problema

con provvedimenti molto “visibili” e di notevole impatto sui media, ma dalla dubbia efficacia per l’abbattimento delle concentrazioni di PM10.

Tali provvedimenti hanno riguardato essenzialmente la componente del traffico automobilistico, con misure differenziate di limitazione e/o divieto di circolazione, in aree più o meno estese delle città.

L’attuale articolazione legislativa nazionale non consente un intervento coerente sulla regolazione del traffico in funzione di finalità ambientali, a causa della complessità e della ferraginosità dei regolamenti, per la disomogeneità delle ordinanze e per la sovrapposizione delle competenze amministrative.

Nello schema seguente vengono riportati i parametri adottati per l’attuazione dei provvedimenti “anti-smog” nelle città di Roma, Milano, Torino e Bologna, con riferimento agli anni 2004-2005.

Come si osserva la strutturazione è completamente diversa da città a città ed appare ferraginoso ed eccessivamente confusa per l’interpretazione da parte degli utenti e dei cittadini.

Le fonti da cui sono stati ottenuti i dati relativi alle concentrazioni e ai provvedimenti sono le seguenti:

- **Roma:** Dipartimento X del Comune di Roma sia per i dati delle emissioni di PM10 sia per provvedimenti limitazione del traffico
- **Milano:** Regione Lombardia per i dati emissioni
Assessorato alla mobilità della regione Lombardia per provvedimenti limitazione del traffico
- **Torino:** Comune di Torino per i dati emissioni
Divisione infrastrutture e mobilità settore ambiente del Comune di Torino per provvedimenti limitazione del traffico
- **Bologna:** APAT (Agenzia per la Protezione dell’Ambiente e per i Servizi Tecnici) per i dati emissioni
Settore mobilità urbana Comune di Bologna per provvedimenti limitazione del traffico

fig. 7.3

		LIMITAZIONE DI CIRCOLAZIONE per i veicoli ante normativa Euro	CIRCOLAZIONE A TARGHE ALTERNE	DIVIETO DI CIRCOLAZIONE ("blocco totale")
ROMA	Veicoli	non catalitici non ecodiesel precedenti alla 91/441CE	(2004)Tutti (2005) esclusi Euro 4	Tutti (eccetto Euro 4)
	Zona	Fascia Verde	Fascia Verde	Fascia Verde
	Fascia oraria	9.00-12.00 15.00-19.00	(2004) 15.00-19.00 (2005) 9.00-12.00 15.00-19.00	10.00 - 18.00
MILANO	Veicoli	non catalitici non ecodiesel precedenti alla 91/441CE	Tutti	Tutti (eccetto Euro4 con FAP)
	Zona	Zona Critica Unica Milano/Como/Sempione	Zona Critica Unica Milano/Como/Sempione	Zona Critica Unica Milano/Como/Sempione
	Fascia oraria	8-10 / 16-19	8-20	8.00-20.00
BOLOGNA	Veicoli	non catalitici non ecodiesel precedenti alla 91/441CE	Tutti eccetto Euro 4	Tutti (eccetto Euro4 con FAP)
	Zona	Zona a Traffico Limitato (ZTL)	Centro abitato	Zona a Traffico Limitato (ZTL)
	Fascia oraria	8.30 - 12.30 14.30 - 19.30	8.30 - 12.30 14.30 - 19.30	9.30 - 12.30 15.30 - 19.30
TORINO	Veicoli	Ante Euro 2	Tutti	Tutti (2004 - eccetto Euro4 con FAP)
	Zona	Confini comunali	Confini comunali	(2004) Zona centrale (2005) Confini comunali
	Fascia oraria	(2004) 8.00-18.30 (2005) 8.30-18.00	8.30-18.00	(2004) 10.00 - 19.00 (2005) 10.00 - 18.00

fig. 7.4

7.4 Analisi dell'efficacia delle misure di limitazione del traffico

L'analisi ha riguardato i seguenti aspetti:

- 1) calcolo dei valori della media massima oraria giornaliera delle emissioni di PM10 registrati da tutte le centraline in funzione in tutti i giorni del perizio gennaio-febbraio 2004 e gennaio-febbraio 2005 nelle città di Roma, Milano, Torino e Bologna;
- 2) individuazione, classificazione ed integrazione dei provvedimenti di limitazione della circolazione in vigore.

Il risultato delle analisi evidenzia che le misure attuate nelle città di Roma, Milano, Torino e Bologna, nell'inverno 2004 e 2005, hanno generato effetti sull'andamento delle emissioni di PM10 generalmente contraddittori e sostanzialmente privi di una logica causa-effetto.

7.4.1 Roma

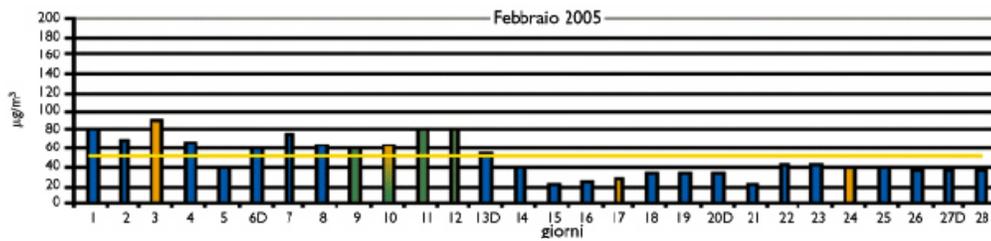
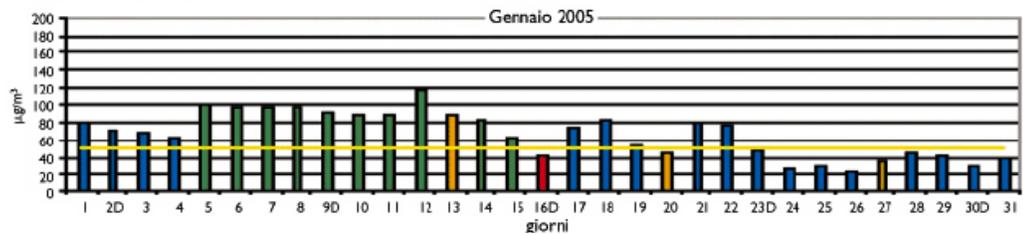
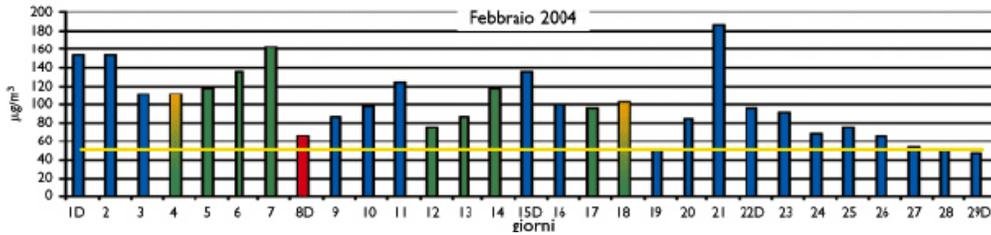
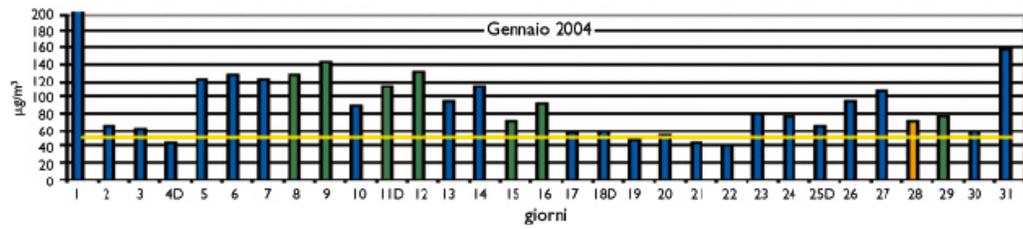
Osservando l'andamento del valore di emissione media di PM10 nelle giornate del 9, 12, 16 gennaio 2004 (grafico) si può notare che il valore, già di per se al di sopra del limite concesso, aumenta in corrispondenza del provvedimento di restrizione del traffico che vieta la circolazione dei veicoli non catalitici e non eco-diesel (euro 0).

Il giorno 28 gennaio 2004 in corrispondenza di un provvedimento di circolazione a targhe alterne si è riscontrato un abbassamento del livello di PM10, che rimane comunque al di sopra del limite imposto dalla norma.

L'unico caso in cui si ha una effettiva riduzione delle emissioni di PM10 è quello dell'8 febbraio 2004, in corrispondenza di un blocco totale della circolazione.

Nei giorni 17, 21, 28 gennaio 2005 si è registrato un andamento decrescente dei valori di emissione di PM10, seppur in assenza di limitazioni del traffico.

Nel mese di febbraio 2005, il giorno 3, in corrispondenza di un provvedimento di targhe alterne si è verificato un incremento delle concentrazioni misurate di PM10, mentre nei giorni 17 e 24 sempre in regime di targhe alterne, si è verificata una effettiva riduzione delle emissioni, con valori al di sotto del limite di legge.



- Circolazione regolare
- Divieto di circolazione per i veicoli benzina non catalizzati e diesel Euro 0 entro l'anello ferroviario ("Fascia Verde")
- Circolazione a Targhe Alterne all'interno della "Fascia Verde"
- Divieto di circolazione per i veicoli benzina non catalizzati e diesel Euro 0 + circolazione a Targhe Alterne
- Divieto di circolazione per TUTTI i veicoli eccetto veicoli EURO 4 entro la "Fascia Verde"

7.4.2 Milano

La città di Milano ha la scala di concentrazioni con valori più elevati tra le quattro città in esame. Nell'anno 2004, nel mese di gennaio, nei giorni 14 e 17, in corrispondenza di una limitazione di veicoli non catalitici e non eco-diesel, si sono raggiunti i picchi massimi di concentrazione del mese.

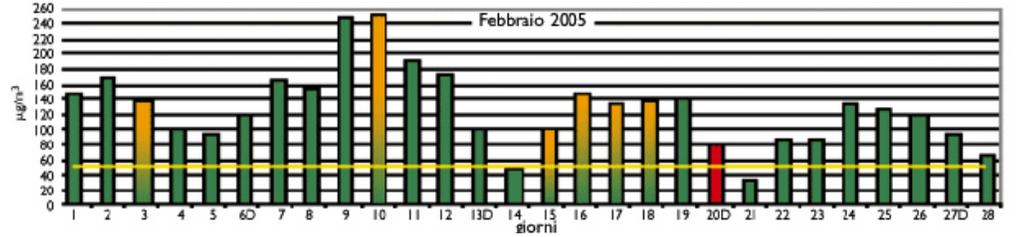
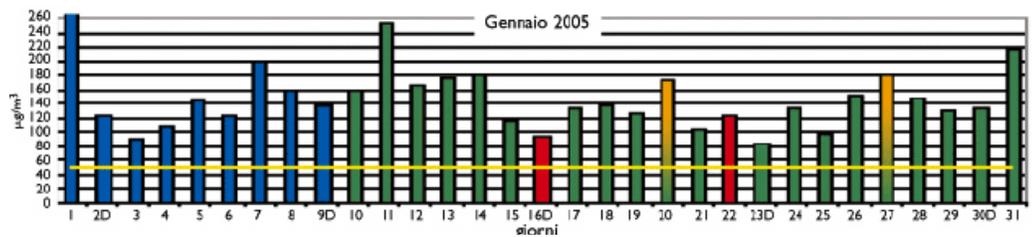
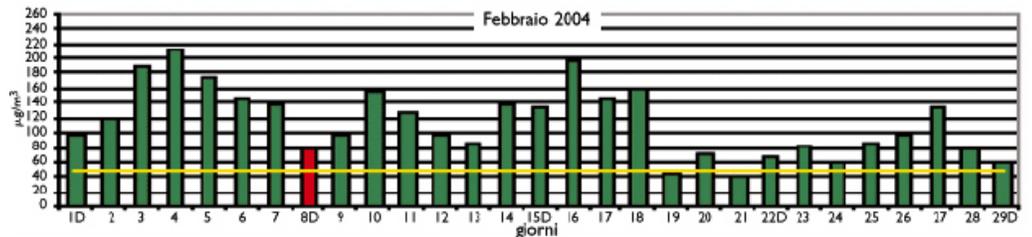
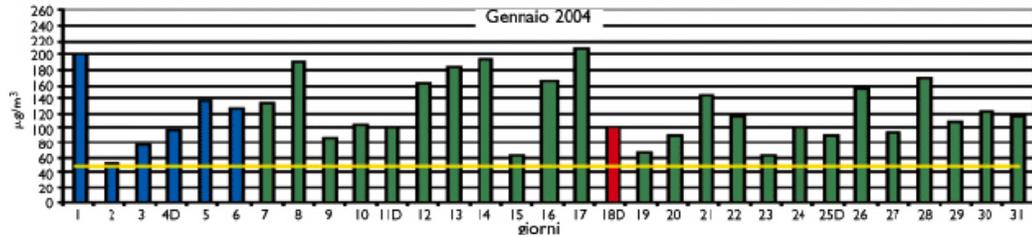
Al contrario, si è verificato un brusco calo dei valori di emissione di PM10 nel giorno 18 gennaio, ma pur sempre restando oltre il limite, in corrispondenza di un divieto totale di circolazione

Nel mese di febbraio 2004, la limitazione ai veicoli non catalitici e non eco-diesel, è stata estesa a tutto il mese: sono stati riscontrati picchi di oltre 200 microgrammi al metro cubo nel periodo dal 4 al 16 febbraio.

Nell'anno 2005, il giorno 22 gennaio, in corrispondenza di un provvedimento di divieto totale della circolazione il livello di PM10 ha fatto registrare un andamento crescente rispetto al giorno precedente.

Nel mese di febbraio 2005 il provvedimento di circolazione a targhe alterne adottato nel giorno 10 non ha sortito alcun effetto sul livello di concentrazione di PM10, mentre una riduzione dei valori si è registrata nei giorni a seguire.

L'ipotesi secondo cui le misure produrrebbero un effetto nel medio termine (nei giorni successivi all'attuazione dell'ordinanza) viene sostanzialmente smentita con l'osservazione dell'andamento dell'emissione di PM10 nei giorni 15,16,17,18 febbraio 2005, quando in regime di circolazione a targhe alterne, il valore di PM10 ha subito un incremento al di sopra del "limite di attenzione".



- Circolazione regolare
- Divieto di circolazione per i veicoli benzina non catalizzati e diesel Euro 0 entro la Zona Critica Unica MI/CO/Sempione
- Circolazione a Targhe Alterne entro la Zona Critica Unica MI/CO/Sempione
- Divieto di circolazione per i veicoli benzina non catalizzati e diesel Euro 0 + circolazione a Targhe Alterne
- Divieto di circolazione per TUTTI i veicoli eccetto veicoli EURO 4 entro la Zona Critica Unica MI/CO/Sempione

7.4.3 Bologna

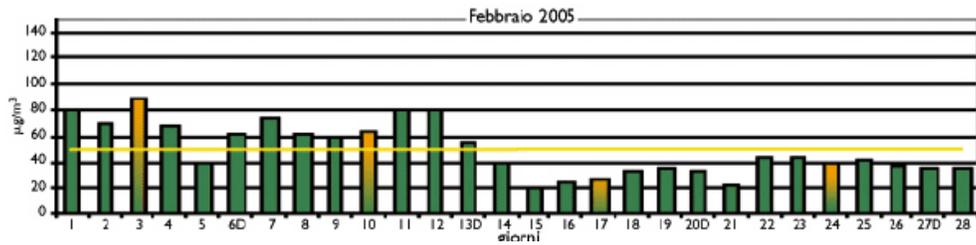
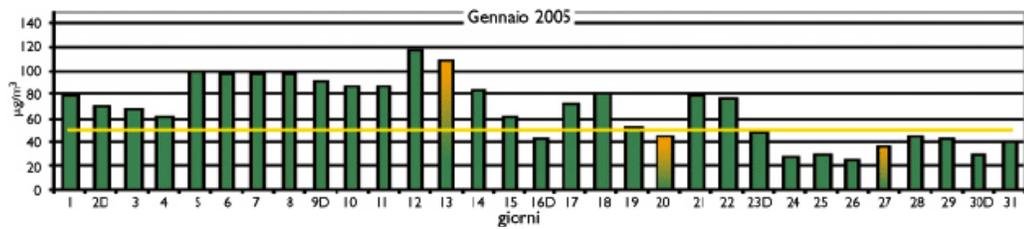
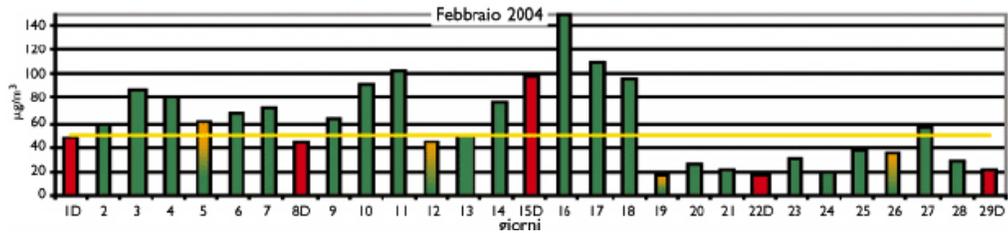
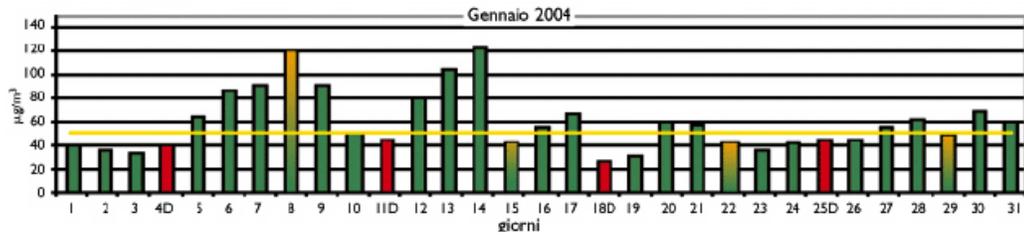
Nel periodo di osservazione, nella città di Bologna sono state adottate limitazioni programmate che sono rimaste quasi costantemente in vigore. I valori di PM10 sono risultati spesso sotto il limite, ma dall'analisi effettuata si riscontrano le analoghe contraddizioni che si sono verificate nelle altre città analizzate, riguardo gli effetti dei provvedimenti sull'andamento delle emissioni di PM10.

Nell'anno 2004 nel mese di gennaio, nel giorno 4, in corrispondenza di un provvedimento di blocco totale domenicale del traffico, non si è registrato alcun effetto benefico per l'inquinamento da PM10, al contrario si sono registrati valori più elevati di concentrazione rispetto ai giorni precedenti.

Nel mese di febbraio 2004, nel giorno 15 in corrispondenza di un nuovo provvedimento di divieto di circolazione, si ha un analogo andamento dei valori di PM10 in senso vistosamente crescente, quindi in controtendenza rispetto ai risultati attesi.

Nel gennaio 2005, in corrispondenza con la misura di divieto programmato di circolazione per le vetture non catalizzate e non eco-diesel, rimasto in vigore fino a marzo 2005, si è registrato nel giorno 12 gennaio il valore più elevato del mese con una concentrazione pari a 120 microgrammi per metro cubo.

Nei giorni 3 e 10 febbraio 2005, in corrispondenza di un provvedimento di targhe alterne, non si è riscontrato alcun tangibile ridimensionamento dei valori di concentrazione di PM10.



- Circolazione regolare
- Divieto di circolazione per i veicoli benzina non catalizzati e diesel Euro 0 entro la ZTL
- Circolazione a Targhe Alterne entro il Nucleo Urbano
- Divieto di circolazione per i veicoli benzina non catalizzati e diesel Euro 0 + circolazione a Targhe Alterne
- Divieto di circolazione per TUTTI i veicoli eccetto veicoli EURO 4 entro la ZTL

7.4.4 Torino

Nella città di Torino, l'analisi dei provvedimenti disposti per ridurre il livello delle concentrazioni di PM10 tende ad avere lo stesso trend scarsamente coerente delle città precedenti.

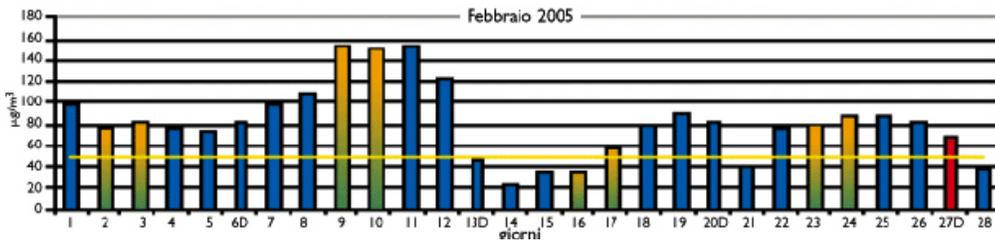
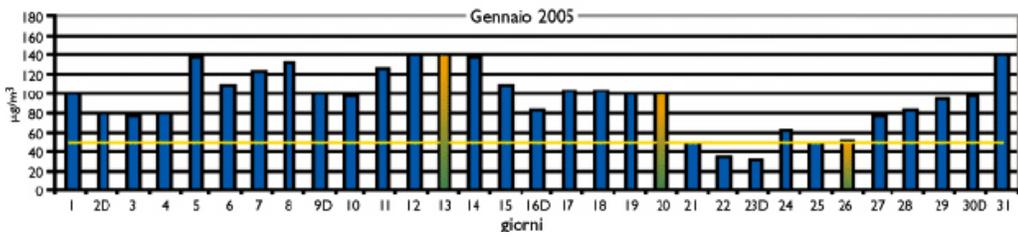
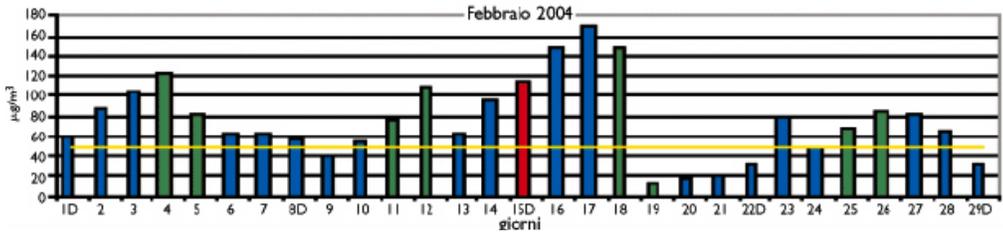
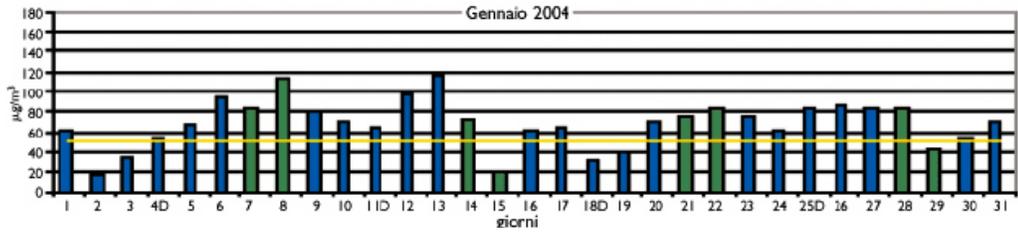
Nel mese di gennaio 2004, nel giorno 8, in corrispondenza di una misura di divieto di circolazione per le vetture non catalitiche e non eco-diesel, si è verificato un innalzamento delle emissioni medie registrate dalle centraline.

Al contrario, il giorno 15, sempre in coincidenza di un analogo provvedimento, si è registrato l'effetto desiderato, con evidente riduzione del valore fino a 30 microgrammi per metro cubo.

Nel mese di febbraio 2004, domenica 15 è stato attuato un blocco totale della circolazione, con le centraline che hanno fatto registrare un valore medio crescente di concentrazioni di PM10, andamento negativo che prosegue anche nei giorni successivi.

Nel gennaio 2005, in regime di circolazione a targhe alterne, nel giorno 13 non si è verificato alcun effetto benefico per la diffusione del PM10, mentre al contrario, nel giorno 26, con analoga misura in vigore, i valori sono rimasti in linea con i livelli dei giorni precedenti.

Nel febbraio 2005, in regime di circolazione a targhe alterne si è registrato un lieve calo dei valori di concentrazione del PM10 nei primi giorni del mese, per poi assumere un andamento crescente nei giorni 9 e 10.



- Circolazione regolare
- Divieto di circolazione per i veicoli benzina non catalizzati e diesel Euro 0 entro i confini del Comune
- Circolazione a Targhe Alterne entro il Nucleo Urbano entro i confini del Comune
- Divieto di circolazione per i veicoli benzina non catalizzati e diesel Euro 0 + circolazione a Targhe Alterne
- Divieto di circolazione per TUTTI i veicoli eccetto veicoli EURO 4 nella Zona Centrale (2004) entro i confini del Comune (2005)

8) Conclusioni

Lo scopo della tesi era quello di valutare attraverso il programma COPERT4 l'andamento delle emissioni di alcuni inquinanti da parte di alcune classi di veicoli. Per raggiungere questo risultato si è scelto di considerare il quadriennio 2006-2009 per il quale erano disponibili tutti i dati necessari per ottenere da parte del programma dei risultati attendibili e confrontabili. Le province analizzate sono state 8: Bologna, Cagliari, Firenze, Genova, Milano, Roma, Sassari e Torino. La scelta di valutare i dati su base provinciale, e non su base nazionale, ha permesso una valutazione più precisa delle variazioni locali della emissione di inquinanti specifici. Le categorie di veicoli analizzate sono state quattro: automobili alimentate a GPL, automobili alimentate a benzina con cilindrata compresa tra 1400 e 2000 c.c., automobili alimentate a gasolio con cilindrata inferiore a 2000 c.c. e motocicli con cilindrata inferiore a 250 c.c.. Tale scelta può essere giustificata dal fatto che tali veicoli sembrano ben rappresentare il parco veicolare circolante attualmente in Italia. Come già detto sono stati valutati 4 anni e quindi si è dovuto, considerando le 8 province, procedere a 32 elaborazioni attraverso il programma COPERT4. Questo elevato numero di elaborazioni ha permesso di ottenere una grande quantità di dati, che si è cercato nelle pagine precedenti di riassumere nei dati più significativi. Un dato che subito è stato notato nella valutazione dei dati ottenuti è il notevole aumento delle immatricolazioni dei veicoli alimentati a GPL. L'aumento è stato registrato in tutte le province analizzate ed in generale in tutta Italia. Una spiegazione può essere ricercata nella presenza in questi ultimi anni di forti incentivi statali e da parte delle case automobilistiche per l'acquisto di questo tipo di vetture. Si è anche notata una

diminuzione delle immatricolazioni di veicoli a benzina, tale dato è stato però bilanciato dall'aumento delle vendite di veicoli alimentati a gasolio. Per quanto riguarda questa tendenza si è anche notato nella fase di ricerca dei dati richiesti dal programma, come proprio per questo motivo ci sia stata in questi anni una richiesta sempre maggiore del gasolio come carburante. Facendo delle altre ricerche si è anche notato che forse proprio per questo motivo il prezzo del gasolio ha avuto un trend di crescita costante, arrivando in alcuni periodi, a causa di particolari congiunture, allo stesso prezzo della benzina.

Un altro dato degno di essere citato è il continuo aumento del parco veicolare. Tutte le province hanno registrato un aumento di autovetture circolanti da un minimo del 7% nella provincia Genova a un massimo del 18% nella provincia di Sassari, passando per il 10% di Roma e il 12% di Bologna(i dati sono riferiti alle categorie di veicoli analizzate).

Per quanto riguarda le emissioni di inquinanti è stato scelto di valutarne tre: il monossido di carbonio, il monossido di azoto e il particolato fine, in particolare il PM10. Sono tutti inquinanti molto pericolosi per l'uomo e l'ambiente, soprattutto il PM10 in questi ultimi anni ha subito una maggiore attenzione da parte della opinione pubblica e di conseguenza del legislatore.

Nell'analisi delle emissioni prodotte dalle province analizzate si è riscontrata una tendenza all'abbassamento o comunque alla stabilizzazione delle emissioni di inquinanti. Questo bisogna dire che è positivo se legato al fatto del sopraccitato aumento del parco veicolare. Per quanto riguarda le emissioni di PM10, i veicoli da considerare, in quanto maggiori produttori, sono quelli alimentati a gasolio. Le emissioni di PM10 per i veicoli a gasolio hanno riscontrato ovunque dei leggeri aumenti, teli aumenti però sono sempre risultati inferiori all'aumento del parco veicolare. Una spiegazione di questo andamento

può essere ricercata nel progressivo ammodernamento del parco veicolare con l'introduzione dei veicoli euro4 e euro5 in grado di apportare notevoli abbattimenti delle emissioni di inquinanti.

Una ulteriore analisi è stata fatta per valutare se e quanto le limitazioni al traffico utilizzate da alcuni comuni tra i più grandi di Italia hanno prodotto dei miglioramenti nelle concentrazioni di PM10 registrate.

In generale tali limitazioni si sono rilevate sostanzialmente inadeguate per diversi motivi. Un motivo risiede nel fatto che il contributo all'inquinamento da PM10 attribuibile alle automobili, ed in particolare alle automobili di recente costruzione, si limita a quote relativamente contenute. Su scala nazionale la voce "autovetture" incide per un 8-10% rispetto al complesso delle emissioni di PM10, mentre le osservazioni empiriche evidenziano una quota di notevole rilevanza del particolato aeriforme dovuto all'inquinamento industriale e ai riscaldamenti.

Un altro motivo è dato dalla notevole correlazione che intercorre tra le principali variabili atmosferiche e le concentrazioni delle polveri inquinanti. L'assenza di eventi piovosi, l'avvento di lunghi periodi di tempo stabile e di alta pressione atmosferica, con continue inversioni termiche notturne, sono pre-condizioni sfavorevoli alla dispersione degli inquinanti.

Alla luce di queste considerazioni, una valida strategia per ridurre nel breve periodo le emissioni di polveri sottili nelle grandi aree metropolitane si dovrebbe basare sull'accelerazione dei seguenti processi:

- a) rinnovo del parco veicoli commerciali e degli autobus di linea obsoleti;
- b) rinnovo del parco delle autovetture;
- c) completamento della metanizzazione degli impianti di riscaldamento e delle centrali di potenza industriali;

- d) interventi di fluidificazione del traffico finalizzati a ridurre i tempi di veicolo fermo con regime di motore al minimo e le fasi di accelerazione (stop&go);
- e) coordinamento ed omogeneità delle misure di limitazione del traffico;
- f) attuazione del lavaggio periodico delle strade.

Bibliografia

- [1] Williamson S. J. (1993), fundamentals of air pollution, Addison-Wesley, reading mass.
- [2] Presidente della repubblica Italiana (1988), decreto 24 maggio 1988 n°203, supplemento ordinario alla gazzetta ufficiale della repubblica Italiana, serie generale, n°140, 16 giugno 1988.
- [3] Mario Tartaglia, “L’inquinamento dell’aria da traffico stradale”, editoriale BIOS S.A.S., 1999.
- [4] Stern A. C. (1976), Air pollution, third edition, volume I, academic press, New York.
- [5] Protocollo di Kyoto,
www.minambiente.it/sito/settorizzazione/pia/docs/protocollo_kyoto_it.pdf.
- [6] Normativa aria (2008), <http://www.apat.gov.it>.
- [7] Ministero dei trasporti (1974a), decreto 29 marzo 1974, gazzetta ufficiale repubblica Italiana, n°105, 23 aprile 1974.
- [8] Ministero dei trasporti (1974b), decreto 5 agosto 1974, gazzetta ufficiale repubblica Italiana, n°251, 26 settembre 1974.
- [9] Zannetti P. (1990), Air pollution modelling, van nostrand reinhold, New York.
- [10] Vismara R. (1989), ecologia applicata, hoepli Milano.
- [11] OCSE (1995), La pollution des vehicles a moteur, OCSE, Paris, France.
- [12] Horowitz H. L. (1982), Air quality analisys for urban transportation planning, MIT press, Cambridge Massachussetts.
- [13] Wayne R. P. (1987), the photochemistry of ozone, atmospheric environment, vol.21, n°8, Pergamonpress Great Britain.
- [14] Seinfeld H. J. (1986), atmosferich chemistry and physics of air pollution, Jhon Wiley & sons, New York.

- [15] Nuzzolo et al. (1993), Simulazione dell'inquinamento da traffico nelle aree urbane.
- [16] Jost et al. (1992), emission and fuel consumption modelling based on continuous measurement, DRIVE project, del n°12, maggio 1992.
- [17] Simon et al. (1981), the APRAC3 MOBILE1 emission and diffusion modelling package, luglio 1981, U.S. environmental protection agency.
- [18] Joumard et al. (1992), model of exhaust and noise emission and fuel consumption of traffic in urban areas-manual, DRIVE Project, del n°11, INRETS, France.
- [19] Tartaglia M. (1995), la simulazione dinamica delle emissioni inquinanti da traffico, quaderni dell'istituto di trasporti n°48, marzo 1995, università di bologna, Bologna.
- [20] Bullin G. (1990), user's guide to TEXIN2/MOBILE4 model, research report 283.2, Texas state department of highways and public transportation.
- [21] US environmental protection agency (1978), mobile source emission factor, rep. n° EPA-400/9-78-005, NTIS publication, n°295672, marzo 1978, Us department of transportation, Washington DC.
- [22] Ostrom et al. (1991), FREQ10, modification: emission factors, gasoline consumption and growth factor, giugno 1991, institute of transportation studies university of California, Berkeley.
- [23] strato limite planetario,
http://g24aux.phys.uniroma1.it/didattica/dispense_fua/6_boundary_layer.pdf.
- [24] Gualtieri, Tartaglia (1997), a street canyon model for estimation NOx concentration due to road traffic: measurement and modelling in enviromental pollution (editor San Josè, C.A. Brebbia), computational mechanics publication Southampton (UK) and Boston (USA).

- [25] Sangiorgi C., corso di “ inserimento e compatibilità delle infrastrutture viarie nel territorio” A.A. 2007-2008.
- [26] COPERT user manual (2008),
<http://lat.eng.auth.gr/copert/files/techoi.pdf>.
- [27] automobile club Italia, studi ricerche e statistiche,
http://www.aci.it/sezione_istituzionale/studi-e-ricerche.html
- [28] Bilancio energetico nazionale,
www.sviluppoeconomico.gov.it/pdf_upload/energia/
- [29] Conto nazionale trasporti,
www.infrastrutturetrasporti.it
- [30] Unione petrolifera,
www.unionepetroliera.it
- [31] CONFETRA (confederazione nazionale italiana del traffico e dei trasporti), www.confetra.it
- [32] Osservatorio sui comportamenti di mobilità degli italiani AUDIMOB, www.isfort.it/sito/statistiche/audimob.html.
- [33] EUROMETEO, medie climatiche,
<http://www.eurometeo.com/italian/city/>
- [34] La Gennusa, Nicoletti, Rizzo, Scaccianoce, “mobilità sostenibile in ambito urbano, proposta di un modello per la valutazione di scenari alternativi”, D.R.E.A.M., università di Palermo.
- [35] Centro studi sui sistemi di trasporto, “studio su mobilità ed inquinamento da PM10 in ambito urbano, www.csstspa.it.
- [36] P. Lenschow, H. J. Abrham (2001), “some ideas about the sources of PM10” department of urban development, Berlin, German.
- [37] Cirillo, “caratteristiche generali dell’inquinamento da PM10”.
APAT.

[38] Qualità dell'ambiente urbano -rapporto APAT- edizione 2005,
www.apat.gov.it/site/_contentfiles/00142500/142505_II_rapporto_aree_urbane.pdf.

[39] DM n°60 aprile 2002, recepimento della direttiva 1999/30/CE,
suppl. n.77 alla G. U. n. 87 del 13 aprile 2002.