

ANALISI DELLE INCERTEZZE DELLE EMISSIONI DA TRAFFICO

S. Caserini*, M. Giugliano**, C. Pastorello***

1 INTRODUZIONE

Il largo impiego di veicoli commerciali e passeggeri per soddisfare la crescente richiesta di mobilità ha reso il settore dei trasporti uno dei maggiori responsabili dell'inquinamento atmosferico e acustico nelle aree urbane. Le emissioni da traffico, tipicamente per quanto riguarda il monossido di carbonio (CO), gli ossidi d'azoto (NO_x) e le polveri (PM), sono sempre più rilevanti a causa dell'aumento del parco circolante, della lentezza del processo di rinnovo dello stesso e dell'incremento dell'uso dei veicoli.

La stima delle emissioni di inquinanti atmosferici dal trasporto stradale si avvale di fattori di emissione, che esprimono generalmente il quantitativo di inquinante emesso da uno specifico veicolo per unità di distanza percorsa e di intervallo di tempo. I fattori di emissione sono valutati in funzione di diversi parametri, quali il tipo di motorizzazione, il combustibile utilizzato, la classe di anzianità dei veicoli, il peso complessivo (per i veicoli commerciali pesanti) e le velocità medie calcolate in relazione ai cicli di guida considerati (Ntziachristos e al., 2000).

La variabilità, intesa come differenza intrinseca tra emissioni incluse nella medesima categoria e l'incertezza, riferibile a carenza di informazioni che influenzano la precisione della stima, caratterizzano largamente questo tipo di valutazioni.

Un approccio che consente di fare emergere gli elementi di incertezza e variabilità che si associano alla stime è quello probabilistico. I parametri entrano nella valutazione non più come valori medi più probabili ma come distribuzioni di probabilità e sono combinati in base all'algoritmo del modello Monte Carlo per stimare il dato di emissione. Di conseguenza anche quest'ultimo sarà caratterizzato da una distribuzione di probabilità, che riflette l'incertezza e la variabilità dei dati in ingresso (Vose, 1996).

La stima delle emissioni in termini probabilistici consente così di identificare il livello di incertezza che accompagna la stima, in modo che se ne possa tener conto nell'utilizzo diretto dei risultati sia per la pianificazione degli interventi, sia per la formulazione di input ai modelli di qualità dell'aria. Con un approccio probabilistico è inoltre possibile meglio evidenziare i parametri maggiormente affetti da incertezza, su cui indirizzare le risorse per renderli più affidabili (NRC, 2000).

*Ing. Stefano Caserini – Politecnico di Milano, D.I.I.A.R. Sez. Ambientale; P.zza Leonardo da Vinci 32-20133 Milano, tel.0223996430, e-mail: stefano.caserini@polimi.it

** Prof. Michele Giugliano – Politecnico di Milano, D.I.I.A.R. Sez. Ambientale; P.zza Leonardo da Vinci 32-20133 Milano, tel.0223996405, e-mail: michele.giugliano@polimi.it

***Dott.Ing. Cinzia Pastorello – Politecnico di Milano, D.I.I.A.R. Sez. Ambientale; P.zza Leonardo da Vinci 32-20133 Milano, tel.0223996430.

Un esempio di applicazione dell'approccio probabilistico è sviluppato in questo lavoro per la stima delle emissioni in atmosfera da traffico commerciale, sulle autostrade e sulle strade extraurbane della Lombardia, definendo i parametri che maggiormente influenzano l'incertezza delle stime stesse.

2 METODOLOGIA

2.1 Dati di traffico

I dati di traffico considerati sono stati ricavati dalla base di dati della Regione Lombardia (Regione Lombardia, 2001), utilizzati per l'inventario emissioni della Regione Lombardia (Caserini et al., 2001); nella base di dati sono disponibili il numero di veicoli per ogni arco di strada nell'ora di punta, le curve di deflusso (legame tra numero di veicoli e velocità), le distribuzioni temporali del numero di veicoli per quattro fasce giornaliere (mattino, pomeriggio, sera e notte), tre tipi di giorno (festivo, prefestivo, feriale) e quattro stagioni.

Sono risultati disponibili un totale di circa 2000000 dati, relativi al numero di veicoli circolanti in corrispondenza dell'ora di punta per 20144 archi, distinti per tipologia di strada e per zona di appartenenza degli archi, nonché 48 coefficienti temporali per ciascuna delle due diverse categorie veicolari considerate (commerciali pesanti e leggeri).

In Tab.1 è mostrato un quadro riassuntivo dei movimenti nell'ora di punta considerato nella base di dati.

Le tipologie di veicoli considerate sono riportate in Tab.2.

Tab. 1 - Informazioni disponibili relative ai flussi veicolari in Lombardia.

Tipo di strada	Numero archi	Lunghezza strada [km]	Numero medio di veicoli	Totale chilometri percorsi [km]
Autostrada	2456	3670	350	1290436
Superstrade	2700	1611	301	422422
Tangenziale	1720	928	450	450761
Strada Statale Storica	11820	9494	84	728561
Strada Statale Secondaria	12084	10361	43	451446
Strada provinciale	9324	7479	74	486316
SS centri urbani	14644	5232	72	393272
Svincoli	3796	546	78	43201
Svincoli a pagamento	3000	567	56	32557

Tab. 2 - Elenco dei veicoli commerciali considerati nell'analisi.

Tipo veicolo	Codice copert	Classificazione	Tipo legislativo
Veicoli Commerciali Leggeri (LDV)	42	Benzina <3,5t	Conventional
	43	Benzina <3,5t	EURO I
	45	Diesel <3,5t	Conventional
	46	Diesel <3,5t	EURO I
Veicoli Commerciali Pesanti (HDV)	49	Diesel <7,5t	Conventional
	50	Diesel <7,5t	EURO I
	51	Diesel <7,5t	EURO II
	52	Diesel 7,5 - 16t	Conventional
	53	Diesel 7,5 - 16t	EURO I
	54	Diesel 7,5 - 16t	EURO II
	55	Diesel 16-32t	Conventional
	56	Diesel 16-32t	EURO I
	57	Diesel 16-32t	EURO II
	58	Diesel >32t	Conventional
	59	Diesel >32t	EURO I

2.2 Algoritmo di calcolo

Per la stima delle emissioni dei veicoli commerciali sono stati utilizzati gli algoritmi di calcolo proposti dalla metodologia europea COPERT (Computer Programme to calculate Emissions from Road Transport) (Ntziachristos e al., 2000), che si basa su fattori d'emissione, ricavati da misure sperimentali su veicoli rappresentativi delle diverse tecnologie motoristiche. I fattori di emissione sono suddivisi per inquinante e per tipo di veicolo, in funzione della velocità di marcia dei veicoli, su cicli di guida standardizzati. La formula generale per la stima delle emissioni si può esprimere come somma di tre tipologie di contributi:

- emissioni a freddo, durante il riscaldamento dei veicoli;
- emissioni a caldo, raggiunta la temperatura di regime dei motori;
- emissioni evaporative.

Ai fini del presente lavoro, che considera le emissioni lineari derivanti dal traffico presente sulla rete stradale extraurbana, l'emissione è calcolata considerando le sole emissioni a caldo, tramite il seguente algoritmo:

$$E = FE * NV * L \quad (1)$$

dove:

- E : emissione a caldo [$g h^{-1}$];
 NV : numero di veicoli [veicoli h^{-1}];
 L : lunghezza percorsa [km];
 FE : fattore di emissione [$g km^{-1} veicoli^{-1}$].

I fattori di emissione dipendono dalla velocità media dei veicoli secondo relazioni che, nella formulazione più generale, possono essere espresse dalla seguente formula:

$$FE = a + b * V + c * V^2 + d * V^e + f * \ln(V) + g * \exp(h * V) \quad (2)$$

dove:

- FE : fattore di emissione a caldo [$g km^{-1} veicoli^{-1}$];
 V : velocità media [$km h^{-1}$];
 a, b, c, d, e, f, g, h : coefficienti definiti per ogni inquinante e tipo di veicolo [-].

Per quantificare l'effetto del carico dei veicoli il fattore di emissione è modificato secondo la seguente relazione:

$$FE_{carico} = FE * [1 + 2 * c_{fi} * \frac{l_p - 50}{100}] \quad (3)$$

dove:

- FE_{carico} : fattore di emissione valutato in base all'effettivo carico del veicolo [$g\ km^{-1}\ veicoli^{-1}$];
- FE : fattore di emissione calcolato considerando il veicolo carico al 50% [$g\ km^{-1}\ veicoli^{-1}$];
- l_p : percentuale del carico effettivo del veicolo [-];
- c_{fi} : coefficiente correttivo in funzione del tipo di inquinante [-].

L'algoritmo di calcolo utilizzato per calcolare le emissioni è quindi il seguente:

$$E = (a + b * V + c * V^2 + d * V^e + f * \ln(V)) * NV * L * [1 + 2 * c_{fi} * \frac{l_p - 50}{100}] \quad (4)$$

dove:

- E : emissione a caldo [$g\ h^{-1}$];
- NV : numero di veicoli [$veicoli\ h^{-1}$];
- L : lunghezza percorsa [km];
- V : velocità media [$km\ h^{-1}$];
- l_p : percentuale del carico effettivo del veicolo [-];
- c_{fi} : coefficiente correttivo in funzione del tipo di inquinante [-];
- a, b, c, d, e, f, g, h : coefficienti definiti per ogni inquinante e tipo di veicolo.

Mentre in un approccio deterministico le variabili e i parametri sopra riportati assumono singoli valori puntuali, in un'analisi probabilistica ai termini dell'equazione (4) sono state attribuite distribuzioni di probabilità, definite come descritto nei paragrafi successivi. I singoli valori delle distribuzioni, caratterizzati ognuno da una propria probabilità di accadimento, sono estratti con un campionamento casuale e introdotti nel modello di calcolo per generare il risultato (l'emissione in atmosfera), caratterizzato anch'esso da una probabilità di accadimento, combinazione di quelle dei valori in ingresso. Reiterando il calcolo con un numero adeguato di campioni della distribuzione dei dati in ingresso, si ottiene anche per il dato in uscita una distribuzione di probabilità che ne caratterizza l'incertezza e la variabilità (Fig.1).

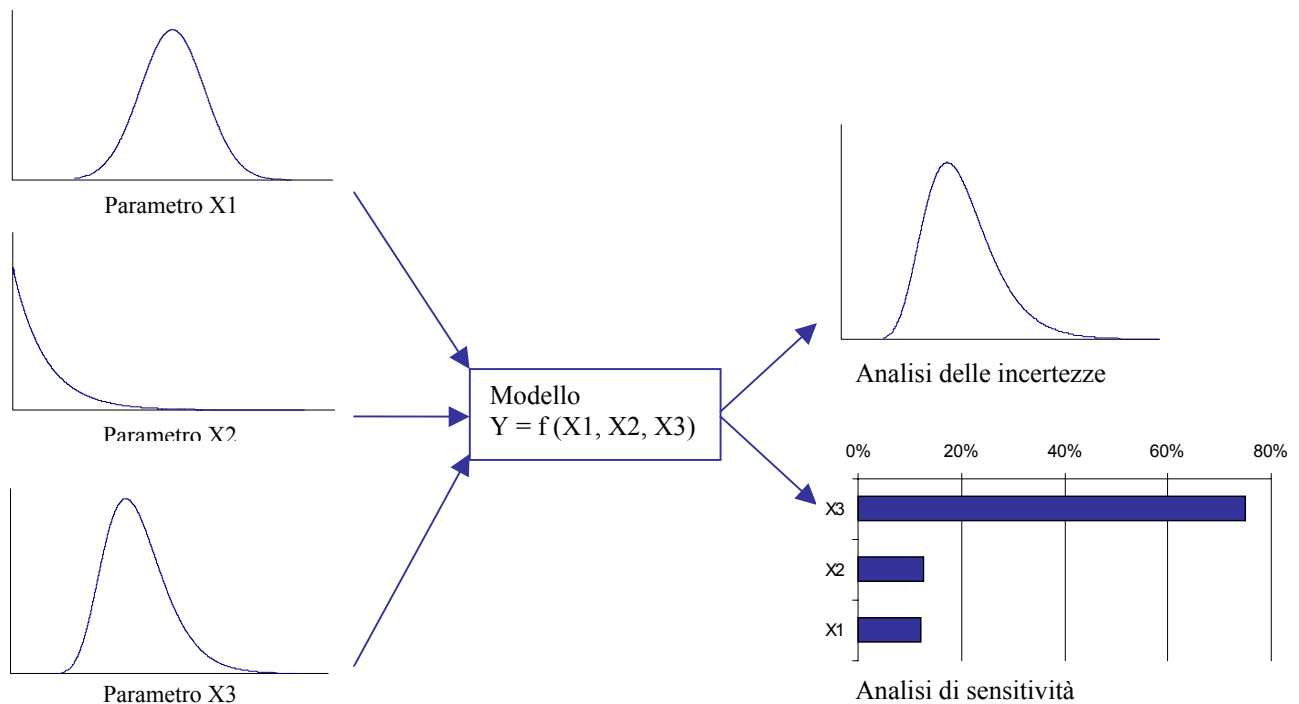


Fig. 1 - Rappresentazione grafica della simulazione di Monte Carlo.

A livello metodologico è importante distinguere tra i concetti di incertezza e variabilità, distinzione che permette di sviluppare approcci differenziati alla loro valutazione.

L'incertezza è l'effetto sulla qualità del risultato della non completa informazione o conoscenza relativa ai parametri in ingresso e del grado di adeguatezza del metodo di valutazione utilizzato. Potrebbe essere ridotta se fossero disponibili misure più approfondite o complete e sistemi di valutazione più idonei. La variabilità, invece, descrive l'eterogeneità spaziale o temporale di un parametro ed è una caratteristica del sistema considerato. Essendo una proprietà intrinseca del parametro, al contrario dell'incertezza, essa non può essere eliminata, ma, con misure più approfondite e utilizzando dati e modelli migliori, può essere rappresentata in modo più efficiente (Haymes e al., 1994).

Si sono quindi considerate le distribuzioni di probabilità rappresentative della variabilità del numero di veicoli e della velocità media, e le distribuzioni di probabilità che tengono conto dell'incertezza della velocità media, del fattore di emissione e del carico dei veicoli.

2.3 Definizione delle distribuzioni di probabilità

2.3.1 Velocità media e numero di veicoli

Per valutare la variabilità della velocità media e del numero di veicoli si sono applicati test statistici di adattamento, per individuare la distribuzione che meglio si adatta alla serie di dati relativi al numero di veicoli e alle velocità medie per ogni arco di strada. L'analisi è stata effettuata per ogni tipologia di strada e per le diverse fasce temporali.

Nell'equazione (4), V e NV non sono valori puntuali, ma diventano distribuzioni di probabilità rappresentative della variabilità dei parametri stessi \bar{V} e \overline{NV} .

In Fig.2 si riporta a titolo di esempio la distribuzione di probabilità rappresentativa delle velocità medie per i veicoli commerciali leggeri in autostrada e nelle strade extraurbane.

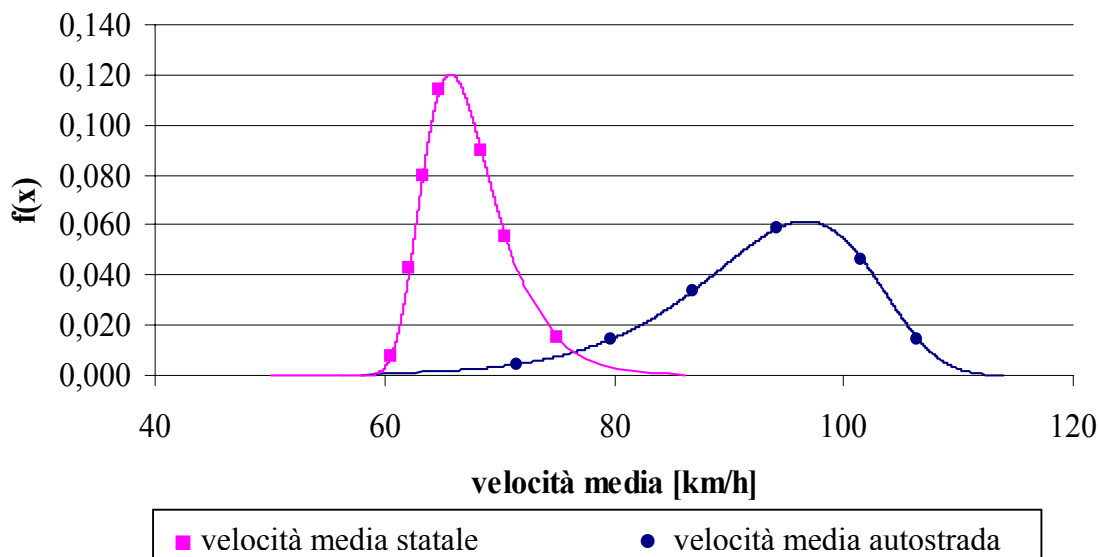


Fig. 2 - Distribuzione di probabilità delle velocità medie dei veicoli commerciali leggeri sui tratti autostradali ed extraurbani nella fascia mattutina, in un giorno festivo e invernale.

2.3.2 Fattori di emissione

È stata dapprima considerata l'incertezza associata ai fattori di emissione, in quanto le curve proposte da COPERT per stimare i fattori di emissione in funzione della velocità media di un ciclo di guida, ottenute interpolando i punti ricavati da prove sperimentali su banco dinamometrico, sono quasi sempre caratterizzate da bassi coefficienti di correlazione. Un esempio di curva interpolante proposta da COPERT per le emissioni di monossido di carbonio dei veicoli passeggeri in funzione della velocità media di un ciclo di guida è riportato in Fig.3.

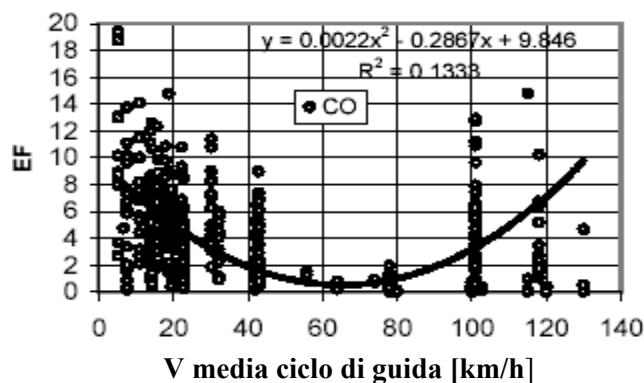


Fig. 3 - Fattori di emissioni di CO per i veicoli passeggeri (<1,4l), in funzione della velocità media di un ciclo di guida, proposti dal metodo COPERT (Ntziachristos e al.,2000).

Al fine di considerare questa fonte di incertezza è stata introdotta una modifica dei fattori di emissione, data dalla relazione:

$$\overline{FE} = FE * I(FE) \quad (5)$$

dove:

\overline{FE} : distribuzione di probabilità del fattore di emissione [$\text{g km}^{-1} \text{veicoli}^{-1}$];

FE : fattore di emissione puntuale [$\text{g km}^{-1} \text{veicoli}^{-1}$];

$I(FE)$: distribuzione di probabilità associata all'incertezza dei fattori di emissione [-].

Un contributo alla stima della distribuzione di probabilità $I(FE)$ associata all'incertezza dei fattori di emissione può derivare dalle prove sperimentali utilizzate per ottenere le curve di regressione. I dati di queste prove (Tarantola e Kioutsoukis, 2001) hanno consentito di calcolare il valore della deviazione standard dei fattori di emissione per ogni velocità media di ciclo di guida valutato al banco. Si è quindi potuto costruire una distribuzione di probabilità con media pari a uno e deviazione standard ricavata dalla deviazione standard dei punti sperimentali.

Si è scelto di utilizzare una distribuzione di probabilità con forma lognormale in quanto, essendo sempre non negativa è spesso usata per rappresentare quantità fisiche (Ott, 1990). Altre distribuzioni, quali la distribuzione Gamma o la distribuzione Weibull, danno risultati molto simili. Un esempio di distribuzione di probabilità dei fattori di emissione è riportato in Fig.4.

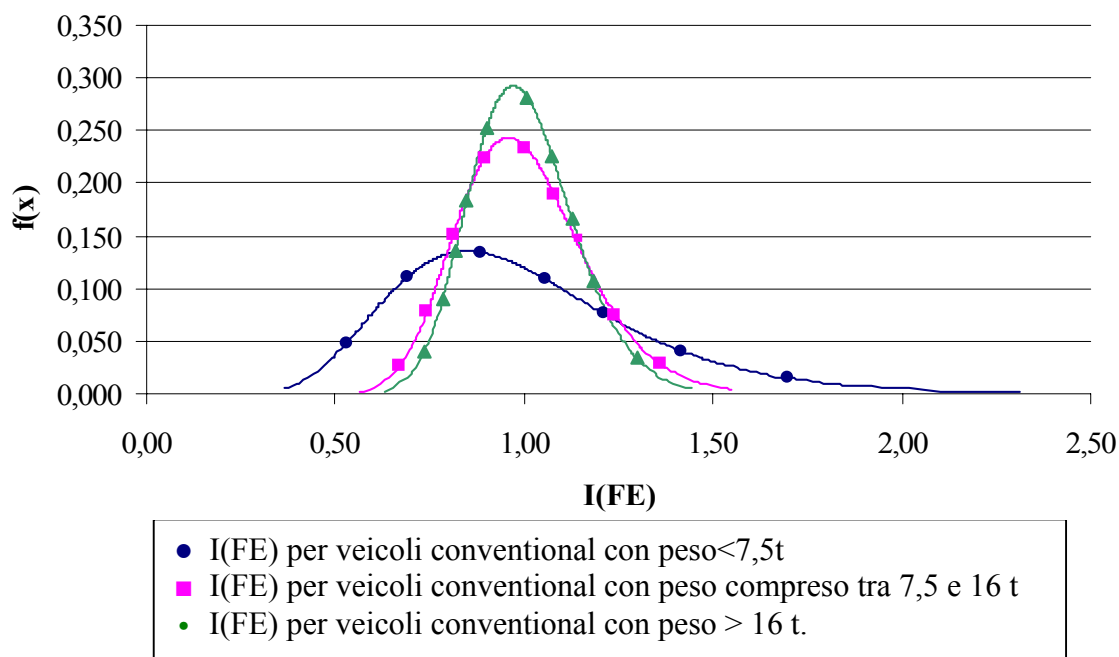


Fig. 4 - Esempi di distribuzioni di probabilità moltiplicativi del fattore di emissione per le emissioni di polveri dei veicoli di categoria conventional.

Nella metodologia COPERT, per caratterizzare l'incertezza della valutazione sono riportate oltre alle equazioni per il calcolo dei fattori di emissione, i coefficienti di determinazione delle curve interpolanti utilizzate, che descrivono la bontà dell'adattamento della curva scelta ai dati sperimentali. In particolare il coefficiente di determinazione rappresenta la quota della variazione del fattore di emissione spiegata dalla regressione con la velocità.

Ad esempio, se il coefficiente di determinazione assume valore 0,3, significa che solamente il 30% della variazione totale dei fattori di emissione è spiegata dalla curva di regressione proposta dal COPERT. Nel 30% dei casi, quindi, la curva di regressione rappresenta correttamente la relazione tra fattore di emissione e velocità media e può essere utilizzata senza considerare l'incertezza associata, mentre nel restante 70% il fattore di emissione va moltiplicato per la distribuzione di probabilità che ne descrive l'incertezza (Lowry, 2000).

La formula 5 viene quindi modificata nel seguente modo:

$$\overline{FE} = FE * I(FE) * (1 - R^2) + FE * R^2 \quad (6)$$

dove:

- \overline{FE} : distribuzione di probabilità del fattore di emissione [$g \text{ km}^{-1} \text{ veicoli}^{-1}$];
- FE : fattore di emissione puntuale [$g \text{ km}^{-1} \text{ veicoli}^{-1}$];
- $I(FE)$: distribuzione di probabilità associata all'incertezza dei fattori di emissione [-].
- R^2 : coefficiente di determinazione [-].

2.3.3 Velocità media

L'incertezza associata alla velocità media è legata alla diversità fra i cicli di guida utilizzati nella determinazione dei fattori di emissione dal metodo COPERT e quelli rappresentativi delle reali condizioni di guida. Non essendo disponibili in Italia informazioni statisticamente significative sui reali cicli di guida, al fine di valutare l'effetto di diversi cicli di guida sulle emissioni complessive, è stato utilizzato un approccio probabilistico, in cui le velocità medie sono moltiplicate per una distribuzione di probabilità rappresentante l'incertezza legata alla variabilità della velocità in un ciclo di guida. Questa distribuzione è stata ottenuta applicando un test di adattamento alle velocità istantanee che caratterizzano i cicli di guida standard utilizzati da COPERT (Fig.5). La formula 6 viene così modificata:

$$\overline{FE} = [a + b * V * J(V) + c * (V * J(V))^2 + d * (V * J(V))^e + f * \ln(V * J(V)) + g * \exp(h * V * J(V))] * [I(FE) * (1 - R^2) + R^2] \quad (7)$$

dove:

\overline{FE} : distribuzione di probabilità del fattore di emissione [$\text{g km}^{-1} \text{veicoli}^{-1}$];

V : velocità media [km h^{-1}];

$J(V)$: distribuzione di probabilità rappresentativa dell'incertezza della velocità media [-];

a, b, c, d, e, f, g, h : coefficienti definiti per ogni inquinante e tipo di veicolo [-];

$I(FE)$: distribuzione di probabilità associata all'incertezza dei fattori di emissione [-];

R^2 : coefficiente di determinazione [-].

Sono state considerate due distribuzioni di probabilità, per differenziare i regimi di traffico urbano, con velocità medie inferiori a 40 km/h, dai cicli di guida extraurbani considerati per gli archi con velocità medie superiori a 40 km/h. Nel primo caso la distribuzione è stata ricavata dal ciclo europeo UDC (Ranger, 1997), nel secondo caso dal ciclo EUDC (Ranger, 1997). La distinzione è stata fatta per tener conto che i cicli caratterizzati da basse velocità medie sono caratterizzate da maggiori fluttuazioni delle velocità istantanee: indicano, infatti, regimi di traffico congestionato o caratterizzato da frequenti “stop and go”, mentre velocità medie più elevate indicano un tipo di traffico fluido.

L'incertezza associata alla velocità media non è stata considerata per le strade a scorrimento veloce: in autostrada e nelle tangenziali le differenze tra i cicli di guida sono molto ridotte, in quanto le velocità sono generalmente costanti, con variazioni limitate e poco frequenti, e quindi le incertezze legate alle differenze tra le velocità medie sono trascurabili (Ntziachristos e al., 2000).

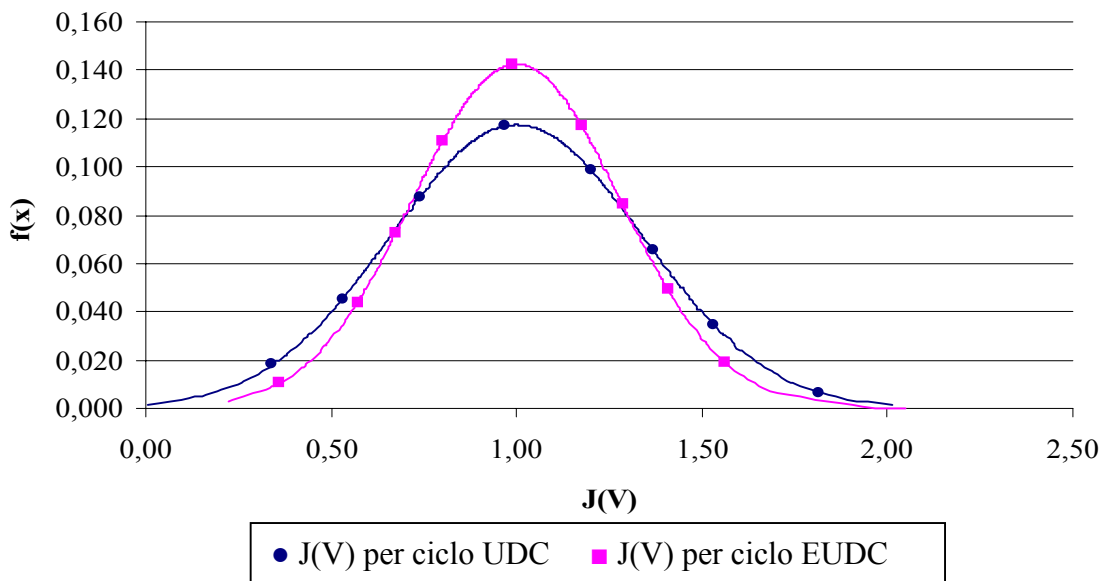


Fig. 5 - Distribuzioni di probabilità delle velocità istantanee di un ciclo urbano UDC ed extraurbano EUDC, normalizzate rispetto al valore medio.

2.3.4 Carico dei veicoli

Per quantificare l'incertezza del carico dei veicoli si è attribuita al carico l_p (vedi eq. 4) una distribuzione di probabilità. I valori dei parametri delle distribuzioni sono stati ricavati da un'indagine realizzata nell'area milanese (Consonni e al, 2002). La formula viene così modificata:

$$\overline{FE_{carico}} = \overline{FE} * [1 + 2 * cf_i * \frac{\overline{l_p} - 50}{100}] \quad (8)$$

dove:

FE_{carico} : distribuzione fattore di emissione valutato con l'effettivo carico del veicolo [$g \text{ km}^{-1}$ veicoli $^{-1}$];

FE : fattore di emissione calcolato con il veicolo carico al 50% [$g \text{ km}^{-1}$ veicoli $^{-1}$];

$\overline{l_p}$: distribuzione di probabilità dell'effettivo carico del veicolo [-];

cf_i : coefficiente correttivo in funzione del tipo di inquinante [-].

Sono state utilizzate diverse distribuzioni: mentre i veicoli commerciali pesanti, essendo utilizzati per coprire lunghe distanze, tendono ad ottimizzare il trasporto e caricare al massimo il rimorchio, i veicoli più leggeri, utilizzati soprattutto per viaggi brevi, non ottimizzano allo stesso modo lo spazio e hanno una percentuale di carico inferiore.

L'effetto del carico non è stato considerato per i veicoli commerciali leggeri (Ntziachristos e al, 2000).

Le distribuzioni di probabilità utilizzate sono riportate in Fig.6.

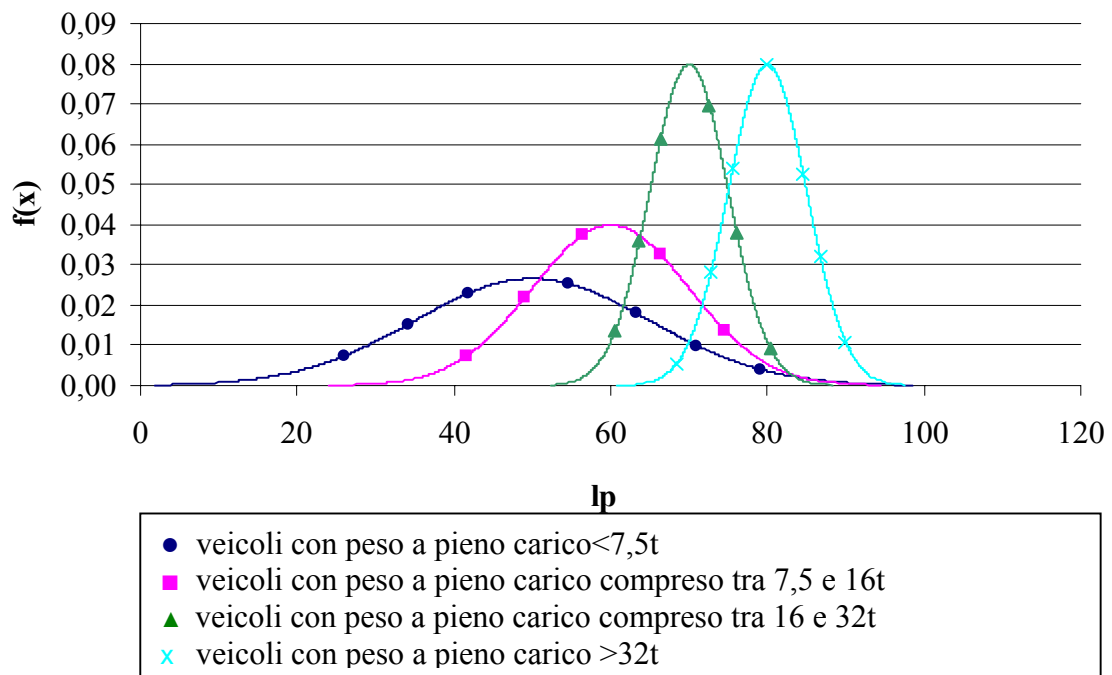


Fig. 6 - Distribuzioni di probabilità del carico dei veicoli commerciali pesanti.

3 RISULTATI

3.1 Stima delle incertezze

Le distribuzioni di probabilità presentate ai precedenti paragrafi sono state combinate con l'equazione (4) tramite il metodo Monte Carlo, come mostrato nella seguente formula:

$$\bar{E} = \left(a + b \cdot \bar{V} \cdot J(V) + c \cdot (\bar{V} \cdot J(V))^2 + d \cdot (\bar{V} \cdot J(V))^e + f \cdot \ln(\bar{V} \cdot J(V)) \right) \cdot I(FE) \cdot (1 - R^2) \cdot \bar{NV} \cdot L \cdot \left[1 + 2 \cdot c_f \cdot \frac{\bar{l}_p - 50}{100} \right] + \left(a + b \cdot \bar{V} \cdot J(V) + c \cdot (\bar{V} \cdot J(V))^2 + d \cdot (\bar{V} \cdot J(V))^e + f \cdot \ln(\bar{V} \cdot J(V)) \right) \cdot R^2 \cdot \bar{NV} \cdot L \cdot \left[1 + 2 \cdot c_f \cdot \frac{\bar{l}_p - 50}{100} \right] \quad (9)$$

dove:

\bar{E} : distribuzione di probabilità delle emissioni [g h⁻¹];

\bar{V} : distribuzione di probabilità associata alla variabilità della velocità media [km h⁻¹];

$J(V)$: distribuzione di probabilità associata all'incertezza della velocità media è [-];

$I(FE)$: distribuzione di probabilità associata all'incertezza dei fattori di emissione [-];

\bar{NV} : distribuzione di probabilità associata alla variabilità del numero di veicoli [veicoli h⁻¹];

\bar{l}_p : distribuzione di probabilità associata all'incertezza del carico dei veicoli [-];

c_{fi} : coefficiente correttivo in funzione del tipo di inquinante [-];

a, b, c, d, e, f, g, h : coefficienti definiti per ogni inquinante e tipo di veicolo [-];

L : lunghezza percorsa [km];

R^2 : coefficiente di determinazione [-].

Considerando la distribuzione di probabilità del numero di veicoli si è calcolata la distribuzione delle emissioni su un generico arco, espressa in kg km⁻¹anno⁻¹, con la formula 9, non valutando la lunghezza degli archi L.

Sostituendo questa distribuzione di probabilità con la somma pesata del numero di veicoli rispetto alla lunghezza degli archi considerati si ricava l'emissione complessiva di tutti i veicoli commerciali in Lombardia (espressa in t a⁻¹).

In Fig.7 sono rappresentate le distribuzioni di probabilità delle emissioni su un generico arco di polveri, ossidi di azoto e monossido di carbonio, distinte per tipologia di strada.

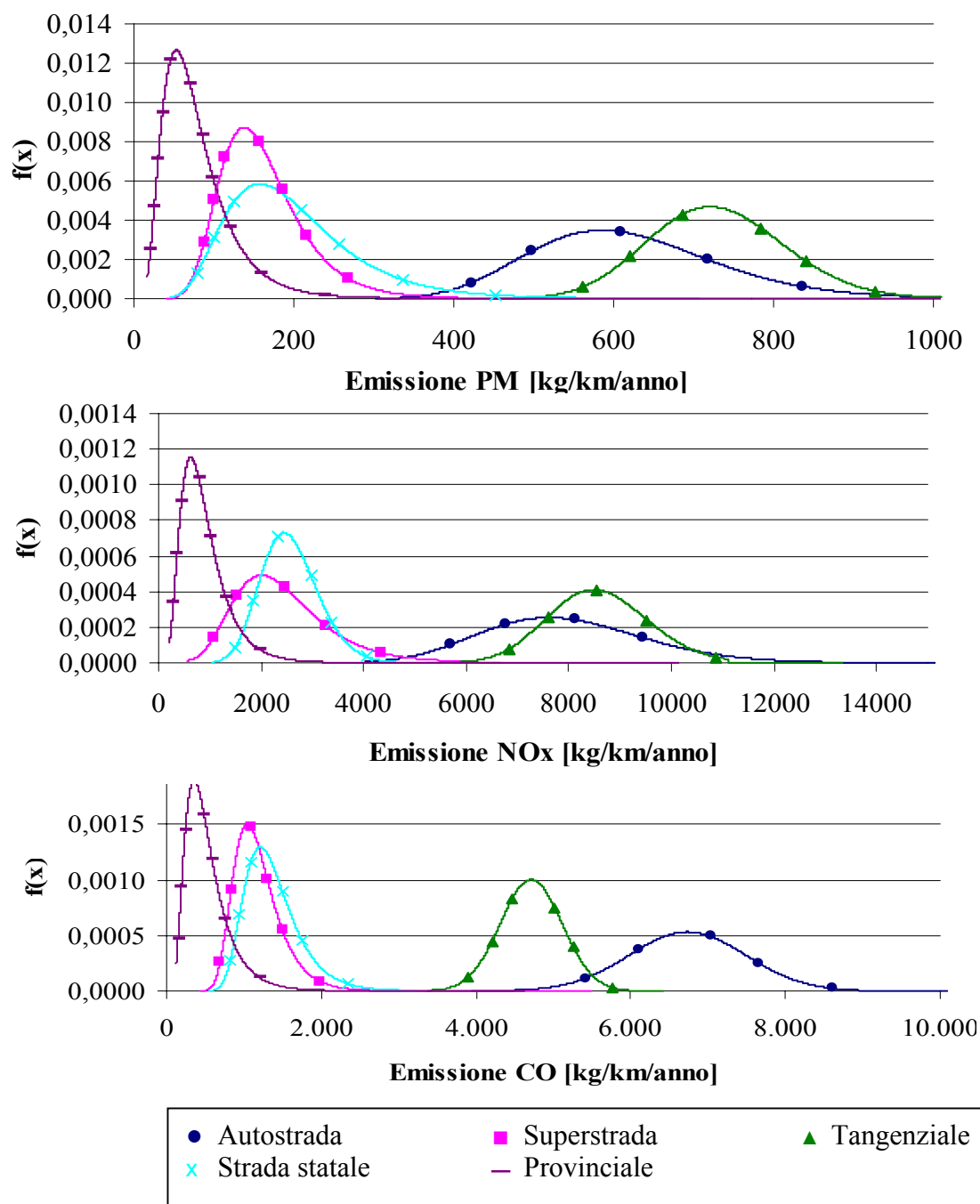


Fig. 7 - Distribuzioni delle emissioni di polveri, ossidi di azoto e monossido di carbonio su un generico arco di strada in Lombardia ($\text{kg km}^{-1}\text{anno}^{-1}$).

Si nota come per tutti gli inquinanti le emissioni su un generico arco di autostrada e di tangenziale siano largamente superiori alle emissioni su un arco di strada statale extraurbana e di superstrada. Sugli archi delle provinciali le emissioni molto ridotte rispetto alle emissioni sulle altre tipologie di strade.

Le distribuzioni di probabilità delle emissioni complessive sono riportate in Fig.8 e in Tab.3 in termini di parametri statistici riassuntivi.

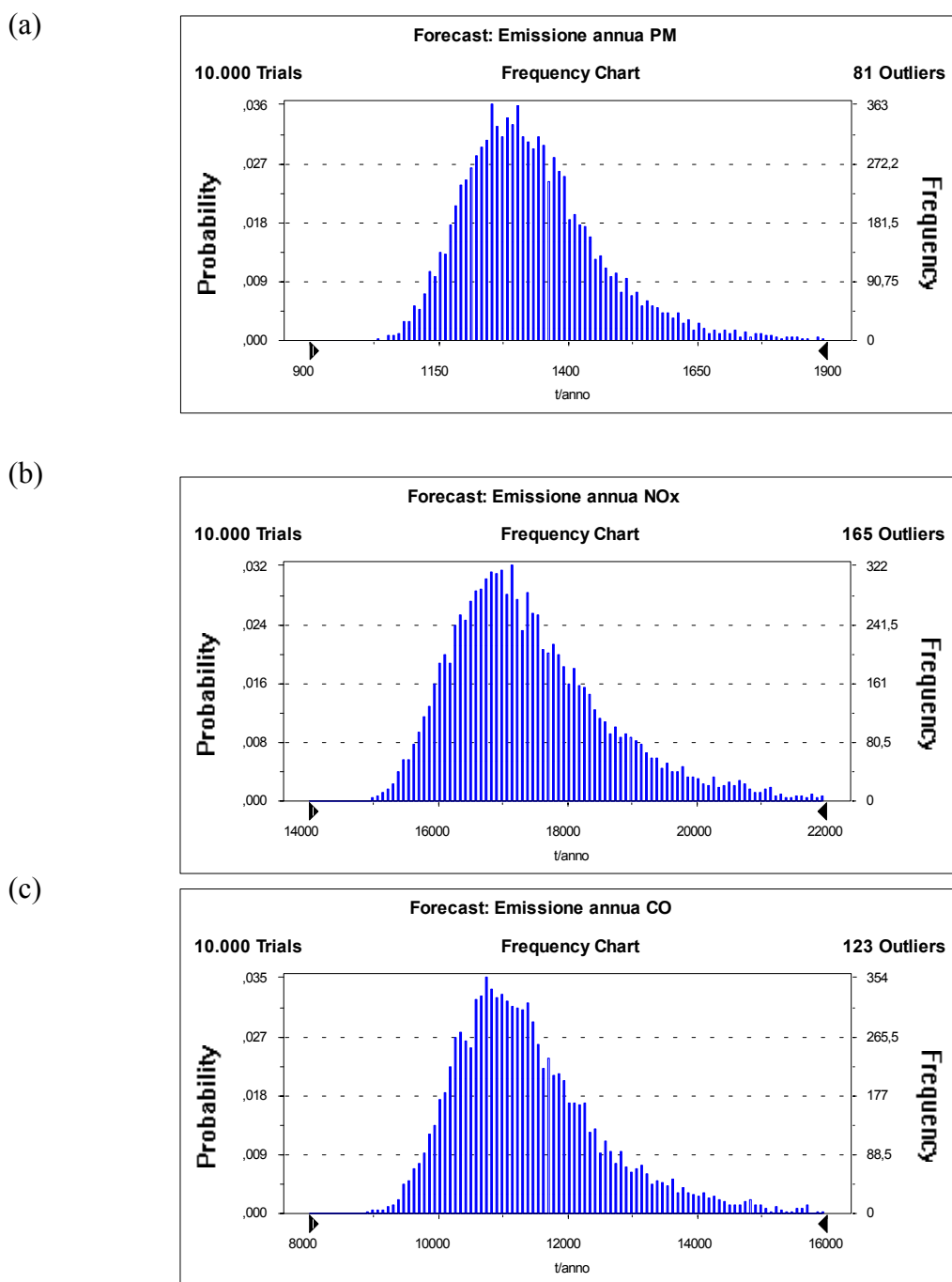


Fig. 8 - Distribuzione di probabilità delle emissioni di ossidi di azoto, polveri e monossido di carbonio in Lombardia ($t a^{-1}$).

Tab. 3 - Parametri della statistica descrittiva delle emissioni da traffico commerciale in Lombardia ($t a^{-1}$).

	NO _x [$t a^{-1}$]	PM [$t a^{-1}$]	CO [$t a^{-1}$]
Media	17560	1346	11489
Mediana	17247	1315	11222
Deviazione standard	1589	197	1440
Skewness	3,66	11,34	4,33
Kurtosis	40,66	315,22	68,12
Coeff. di Variazione	0,09	0,15	0,13
Minimo	14675	1000	8690
Massimo	48041	8928	48602

Come si rileva dalle proprietà statistiche riportate in Tab.3, i coefficienti di variazione, che definiscono la dispersione delle emissioni rispetto al valore centrale, variano tra 0,09 e 0,15. Le curve presentano coefficienti di asimmetria e di curtosi molto diversi, rivelando il diverso contributo delle fonti di incertezza considerate nella stima delle emissioni per i diversi inquinanti.

Le distribuzioni che meglio approssimano le emissioni sono, rispettivamente, distribuzioni Gumbel per ossidi di azoto e polveri, distribuzione Gamma per il monossido di carbonio.

La variabilità delle emissioni è molto diversa a seconda che si considerino veicoli commerciali leggeri o pesanti. Nel primo caso, infatti, il coefficiente di variazione presenta valori superiori, come mostrato in Tab. 4, indicando una maggiore sensibilità delle emissioni di ossidi di azoto dei veicoli commerciali leggeri alle fonti di incertezza considerate.

Tab. 4 - Parametri della statistica descrittiva delle emissioni di NO_x da traffico commerciale in Lombardia (t a⁻¹), distinguendo tra i veicoli commerciali pesanti e leggeri.

	Veicoli commerciali pesanti [t a ⁻¹]	Veicoli commerciali leggeri [t a ⁻¹]
Media	13862	3698
Deviazione standard	1167	786
Coeff. di Variazione	0,08	0,21

Analisi di sensitività

Per l'analisi di sensitività delle emissioni da traffico commerciale si sono utilizzate due metodologie:

- analisi quantitativa, basata sull'utilizzo del coefficiente di correlazione a ranghi;
- analisi qualitativa, basata sul confronto tra i percentili delle distribuzioni in ingresso e in uscita.

Nel caso in cui le variabili considerate sono legate da una relazione monotona i risultati dell'analisi di sensitività possono essere espressi tramite la correlazione a ranghi, basata sul coefficiente di Spearman (Conan e Iman, 1981) o in termini di contributo alla varianza. Nel caso di relazioni tra le variabili non monotone, l'analisi di sensitività basata sulla correlazione a ranghi non riesce a valutare correttamente i rapporti tra gli input e gli output perché, tende a costruire relazioni monotone, alterando il modello iniziale.

Per valutare gli effetti del primo ordine per modelli con funzioni non monotone, è possibile utilizzare l'analisi parametrica, che valuta i principali effetti degli ingressi sulle uscite e genera una sorta di classifica dei parametri (Tarantola, 2002).

Nel presente lavoro è stata effettuata l'analisi di sensitività quantitativa in tutti i casi di relazioni monotone fra fattore di emissione e velocità media; negli altri casi si è proceduto con un'analisi di tipo qualitativo.

È stato possibile eseguire l'analisi quantitativa per tutti i veicoli COPERT e per tutti i livelli di aggregazione solo per le emissioni di polveri, in quanto per la quasi totalità dei veicoli considerati (responsabili del 96% delle emissioni), le curve proposte per la stima dei fattori di emissione sono monotone.

Si riporta in Fig. 9 la sensitività delle emissioni di polveri su scala regionale in termini di contributo alla varianza. Sommando i contributi dei diversi termini si ottiene un quadro generale dell'analisi di sensitività riportato in Tab.5.

Il contributo maggiore alla varianza dell'emissione è l'incertezza associata alla velocità media, che come illustrato al paragrafo 2.3.3, esprime l'incertezza dovuta all'utilizzo della velocità media di un ciclo di guida nella formula proposta dal COPERT per valutare il fattore di emissione. L'elevato valore del contributo alla varianza di tale parametro deriva dal fatto che, a parità di velocità media di un ciclo di guida, esistono numerose combinazioni delle diverse condizioni di

guida (accelerazione, decelerazione, crociera e folle) e, quindi, diversi valori delle emissioni. Questo risultato è confermato da uno studio effettuato nell'area milanese (Negrenti, 2002), che ha mostrato come le emissioni di cicli con la stessa velocità media, ma caratterizzate da diverse combinazioni di regimi di guida, possono variare del 300%.

L'incertezza dei fattori di emissione contribuisce circa alla metà dell'incertezza delle emissioni di polveri. Confrontando il contributo dei veicoli commerciali leggeri e pesanti, si nota il ruolo determinante dell'incertezza dei fattori di emissione dei veicoli leggeri, in quanto le curve proposte dal metodo COPERT per i veicoli commerciali leggeri sono caratterizzate da un coefficiente di determinazione più basso rispetto a quello dei veicoli commerciali pesanti (ad esempio, per le emissioni di PM dei veicoli commerciali leggeri diesel di categoria conventional il coefficiente di determinazione assume valori pari a 0,023, mentre per i pesanti varia tra 0,26 e 0,89); in altre parole, l'utilizzo della curva interpolante (fattori di emissione – velocità) per i primi è fonte di incertezza maggiore rispetto ai secondi.

L'incertezza del carico presenta contributi alla varianza molto bassi; questo risultato è legato al fatto che per i veicoli commerciali leggeri non si è considerato questo parametro, in quanto, secondo la metodologia COPERT, è poco influente sulle emissioni.

Tab. 5 - Contributo percentuale delle fonti di incertezza considerate alle emissioni complessive.

Fonti di incertezza e variabilità	PM
Incetezza velocità	43,0%
Variabilità velocità	3,7%
Incetezza fattore di emissione	53,1%
Incetezza carico	0,2%

Distinguendo i contributi dei veicoli commerciali leggeri e dei pesanti, si nota come l'incertezza del fattore di emissione sia legato ai veicoli leggeri (Tab.6).

Tab. 6 - Contributo percentuale delle fonti di incertezza considerate alle emissioni complessive, distinguendo il contributo delle classi veicolari.

Fonti di incertezza e variabilità		PM
incetezza velocità		43,0%
variabilità velocità		3,7%
incetezza fattore di emissione	Veicoli commerciali leggeri	52,9%
	Veicoli commerciali pesanti	0,2%
incetezza carico		0,2%

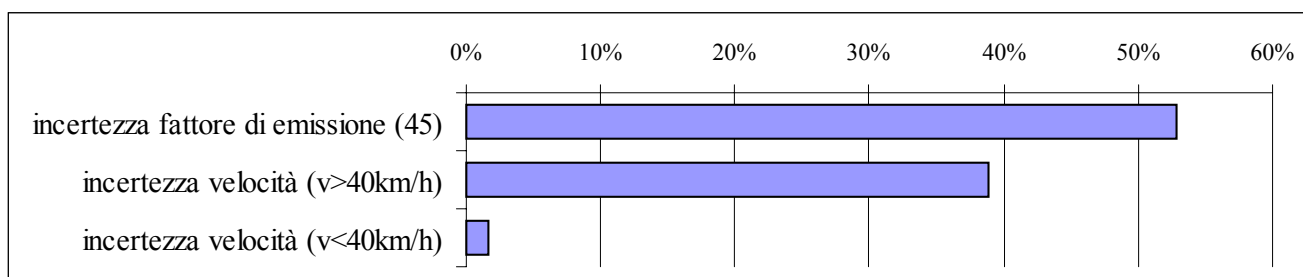


Fig. 9 - Analisi di sensitività delle emissioni di polveri in Lombardia espressa in termini di contributo alla varianza. Nella prima colonna si riportano gli ingressi del modello. Per ogni fattore di emissione si riporta tra parentesi il codice COPERT del veicolo corrispondente. Per ogni distribuzione di velocità si riporta la tipologia di strada (A: autostrada, T: tangenziale, P: provinciale e SS A: statale in attraversamento dei centri urbani).

Se si esprimono i risultati dell'analisi di sensitività in relazione al valore del coefficiente di correlazione è possibile definire non più il contributo alla varianza, ma il legame la variazione dei parametri in ingresso e le corrispondenti variazioni sulle uscite tramite un coefficiente che può assumere valori tra 0 (assenza di correlazione) e 1 (massima correlazione). Per quanto riguarda l'analisi di sensitività delle emissioni di polveri si nota (Fig.10):

- una correlazione negativa tra incertezza della velocità e emissione: all'aumentare della velocità diminuiscono le emissioni per gli intervalli di velocità considerati;
- una correlazione positiva tra fattore di emissione ed emissione: all'aumentare del fattore di emissione aumenta l'emissione complessiva;
- una correlazione positiva tra carico ed emissione;
- una correlazione negativa tra variabilità della velocità e emissione.

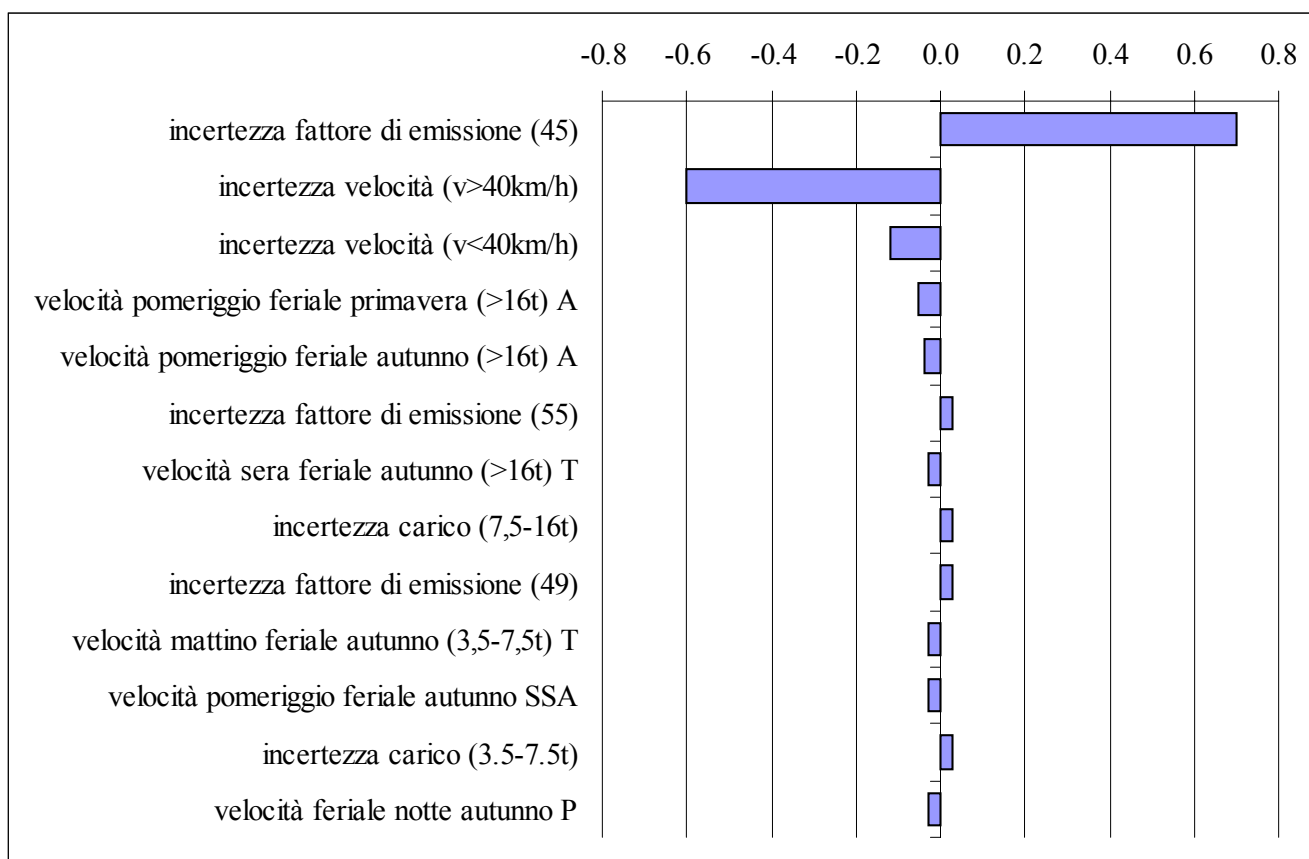


Fig. 10 - Analisi di sensitività delle emissioni di polveri espressa in termini di coefficiente di correlazione a ranghi. Nella prima colonna si riportano gli ingressi del modello, nella seconda il coefficiente di correlazione a ranghi e nell'ultima la sua rappresentazione grafica.

Per stimare la sensitività su scala regionale delle emissioni di monossido di carbonio e degli ossidi di azoto, a causa della non monotonicità delle curve che legano velocità e fattori di emissione, si sono realizzate analisi parametriche. Nella rappresentazione grafica dei risultati (Fig. 11) si inseriscono gli ingressi in ordine decrescente di peso sulle uscite nella prima colonna. Sull'asse, nella parte superiore del grafico vengono indicati i valori assunti dalle uscite, valutati rispetto ad un valore centrale, che rappresenta il risultato della simulazione. I numeri vicino alle barre rappresentano i valori degli estremi delle distribuzioni in ingresso, a cui corrispondono gli estremi delle uscite.

In Fig.11 emerge il ruolo determinante dell'incertezza della velocità e dei veicoli commerciali leggeri nella stima delle incertezze delle emissioni di CO. Le prime posizioni della Tornado Chart sono, infatti, occupate dall'incertezza dei fattori di emissione dei veicoli commerciali leggeri e dalla variabilità della velocità di questi stessi veicoli sulle autostrade. Per le emissioni di monossido di carbonio, si può quindi concludere che rilevante è il ruolo svolto dai veicoli commerciali leggeri.

Per le emissioni di ossidi di azoto risulta ancora rilevante il ruolo dell'incertezza della velocità, seguito dall'incertezza dei fattori di emissione per i veicoli commerciali leggeri. Emergono anche i contributi delle incertezze dei fattori di emissione dei veicoli commerciali pesanti conventional e del carico dei veicoli (Fig.12).

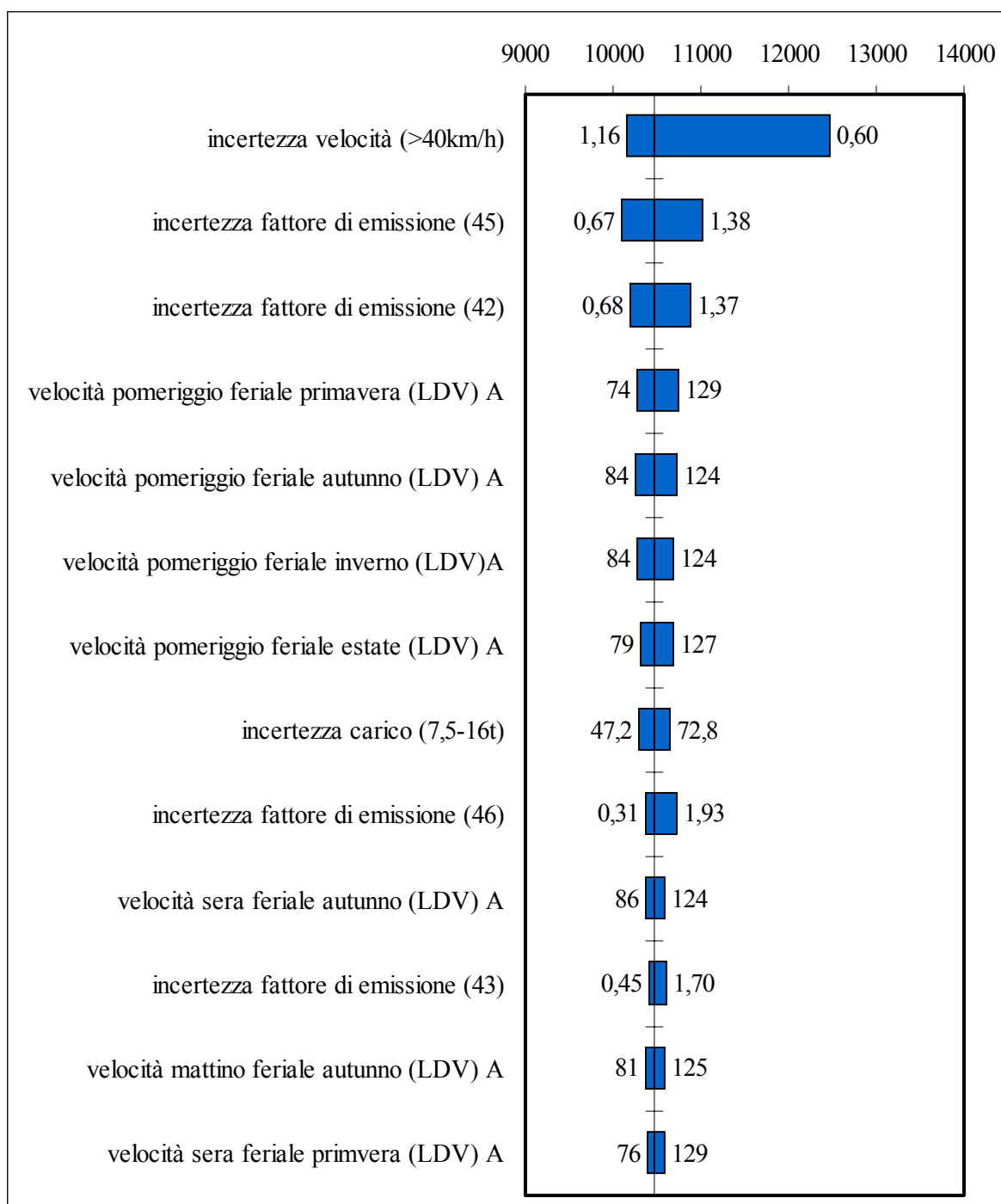


Fig. 11 - Analisi di sensitività parametrica delle emissioni di CO dei veicoli commerciali. Per ogni fattore di emissione si riporta il codice COPERT del veicolo corrispondente. Per ogni distribuzione di velocità si riporta la tipologia di strada (es A: autostrada).

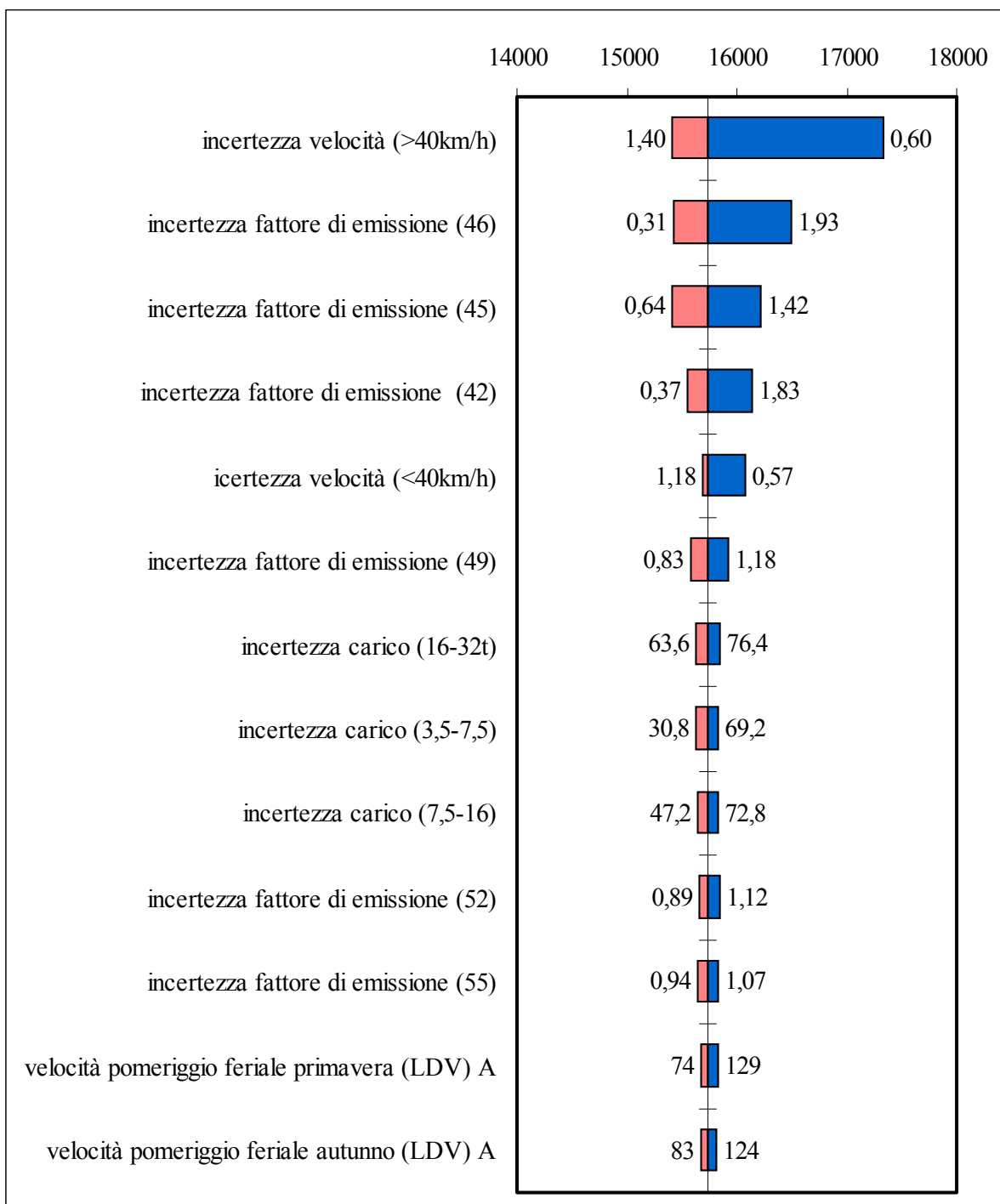


Fig. 12 - Analisi di sensitività parametrica delle emissioni di NO_x dei veicoli commerciali.

4 CONCLUSIONI

Dall'analisi probabilistica emerge come le distribuzioni di probabilità delle emissioni in atmosfera da traffico commerciale di polveri, monossido di carbonio e ossidi di azoto sono caratterizzate da coefficienti di variazione rispettivamente pari a 0,15, 0,13 e 0,09.

Come mostrato in Tab. 7, l'incertezza nelle emissioni complessive dei veicoli commerciali leggeri risulta, maggiore di quella dei veicoli commerciali pesanti per tutti gli inquinanti considerati.

Tab. 7 - Coefficiente di variazione delle emissioni complessive.

	CO [t a ⁻¹]		PM [t a ⁻¹]		NO _x [t a ⁻¹]	
	Commerciali pesanti	Commerciali leggeri	Commerciali Pesanti	Commerciali Leggeri	Commerciali pesanti	Commerciali leggeri
Coeff. di Variazione	0,12	0,14	0,15	0,22	0,08	0,21

La sistematica maggiore dispersione delle emissioni dei veicoli leggeri può essere ricondotta alla notevole incertezza che caratterizza i corrispondenti fattori di emissione.

L'analisi di sensitività è stata applicata alle singole categorie veicolari COPERT (come mostrato in Tab.2), alla singola tipologia di strada e al grafo della Lombardia nel suo complesso.

Sono state utilizzate tecniche qualitative e, per il particolato, anche tecniche che forniscono informazioni quantitative sul contributo dei diversi parametri. Nel caso delle emissioni complessive della Lombardia, le principali acquisizioni sulla sensitività delle emissioni in atmosfera ai diversi termini sono indicate in Tab.8.

Tab.8: Risultati delle analisi di sensitività delle emissioni regionali di PM, CO e NO_x.

	PM	CO	NO _x
Incertezza velocità	Molto rilevante	Molto rilevante	Molto rilevante
Incertezza fattori di emissione	Molto rilevante	Rilevante	Molto rilevante
Incertezza carico	Poco rilevante	Poco rilevante	Rilevante
Variabilità velocità	Poco rilevante	Rilevante	Poco rilevante

E' quindi possibile concludere che:

- determinante per le emissioni di tutti gli inquinanti risulta la sensitività all'incertezza della velocità media con cui i veicoli percorrono gli archi stradali considerati, in particolare per le emissioni dei veicoli commerciali pesanti;
- importante è l'incertezza associata ai fattori di emissione dei veicoli, in particolare per i veicoli commerciali leggeri. Questo deriva principalmente dai bassi valori del coefficiente di determinazione delle relazioni utilizzate dal modello europeo COPERT per esprimere i valori dei fattori di emissione in relazione alle velocità dei veicoli;
- il carico dei veicoli può apportare variazioni alle emissioni di monossido di carbonio e ossidi di azoto dei soli veicoli commerciali pesanti. Meno incisivo è il contributo di tale parametro se si valutano le emissioni considerando anche il contributo dei veicoli commerciali leggeri. Per le emissioni di polveri il carico risulta influente, presentando contributi percentuali alla varianza delle emissioni inferiori al 1%;
- se si considerano le sole emissioni dei veicoli commerciali pesanti emerge il ruolo delle incertezze dei fattori di emissione dei veicoli di categoria conventional per le emissioni di monossido di carbonio e di ossidi di azoto. Risulta, comunque, secondario rispetto al carico dei veicoli e all'incertezza della velocità.

Dallo studio condotto emerge quindi l'importanza di avviare campagne sperimentali di misurazione delle emissioni dei veicoli commerciali, al fine di fornire informazioni più accurate sui fattori di emissioni e in modo particolare su quelli dei veicoli commerciali leggeri.

L'incertezza associata alla velocità dei veicoli potrebbe essere ridotta con indagini più approfondite sui cicli effettivi di guida che si realizzano sulle strade extraurbane in Lombardia.

Alla luce dei risultati dell'analisi di incertezza, non sembrano invece prioritarie, ai fini di una stima di maggior precisione delle emissioni, indagini per caratterizzare l'effettiva quota di carico dei veicoli commerciali pesanti.

RINGRAZIAMENTI

Gli autori desiderano ringraziare il Dott. Stefano Tarantola (JRC-IPSC, ISPRA) per i preziosi suggerimenti.

BIBLIOGRAFIA

Caserini S et al. (2001). *Inventario emissioni della Regione Lombardia*. Atti del convegno "Piano Regionale per la Qualità dell'Aria. Milano", 1 Dicembre 2000. Regione Lombardia, Fondazione Lombardia per l'Ambiente.

Consonni S. e al, (2002). *Il trasporto elettrico delle persone e delle merci a la sua infrastruttura. Emissioni da trasporto merci nella città di Milano*. Politecnico di Milano e Centro per lo Sviluppo del Polo di Piacenza. Rapporto CESI s.p.a.

Haymes Y., Barry T., Lambert J.H. (1994). *When and how can you specify a probability distribution when you don't know much?*. Risk Analysis, 5, 661-706.

Lowry J., (2000). *Introduction to linear correlation and regression*. University of Vassar.

National Research Council (2000). *Modeling Mobile-Source Emission*. National Academy Press: Washington, DC.

Negrenti E., Parenti A., Janis B., Rabesco E., (2002). *Speed variability modelling in urban transport emissions inventories*. ENEA.

Ntziachristos L., Samaras Z., (2001). COPERT III Computer programme to calculate emissions from road transport. Methodology and emission factors (Version 2.1). COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES.

Ott W. (1990). *A physical explanation of the Lognormality of pollutant concentration*. Journal of the Air & Waste Management, 40, 1337-1383.

Regione Lombardia, (2001). *Database Inemar: dati di traffico lineare in Regione Lombardia nell'anno 1997*, U.O. Protezione Ambientale e Sicurezza Industriale. Lombardia. Unità Inventario emissioni, Piano Regionale per la Qualità dell'Aria.

Ranger R.P., (1997). *Motor vehicle emission regulations and fuel specification. Final Report*. Concawe.

Saltelli A., Chan K.P.S., Scott M., (2000). *Sensitivity Analysis*. John Wiley & Sons publishers, Probability and Statistic series.

Tarantola S. e Kioutsioukis N.(2001). JRC-ISIS in the ARTEMIS project: final report. Joint Research Centre, ISPRA, Italy.

Tarantola S. (2002). Comunicazione personale. JRC-ISIS, ISPRA, Italy.

Vose D. (1996). *Quantitative Risk Analysis: A Guide to Monte Carlo Simulation Modelling*. John Wiley & Son.