

UNIVERSITÀ DELLA CALABRIA

DIPARTIMENTO DI PIANIFICAZIONE TERRITORIALE

*Dottorato di ricerca in*

TECNOLOGIE E PIANIFICAZIONE AMBIENTALE

–XX CICLO–

SETTORE SCIENTIFICO DISCIPLINARE ICAR/05

---

L'INFORMATIZZAZIONE IN UN SISTEMA DI CONTROLLO  
AUTOMATIZZATO DELLE INTERSEZIONI STRADALI  
URBANE

Supervisore  
*Prof. ing. Sergio d'Elia*

Dottorando  
Domenico Walter Edvige Mongelli

Coordinatore  
*Prof. ing. Sergio d'Elia*

---

ANNO ACCADEMICO 2006-2007

**INDICE**

<b>Capitolo 1.</b> Premessa.....	<i>pag. 1</i>
<b>Capitolo 2.</b> I nodi stradali. Le intersezioni semaforizzate: modelli di deflusso, la scelta dei piani semaforici, la microsimulazione.....	<i>pag. 4</i>
<b>2.1.</b> Introduzione.....	<i>pag. 4</i>
<b>2.2.</b> Definizioni fondamentali.....	<i>pag. 5</i>
<b>2.2.1.</b> La determinazione del flusso di saturazione.....	<i>pag. 7</i>
<b>2.2.2.</b> Il ciclo semaforico.....	<i>pag. 11</i>
<b>2.2.3.</b> La struttura di una fase.....	<i>pag. 11</i>
<b>2.2.4.</b> Il ritardo per le manovre ostacolate.....	<i>pag. 12</i>
<b>2.2.5.</b> La capacità per le manovre ostacolate (con corsia di svolta esclusiva).....	<i>pag. 14</i>
<b>2.3.1.</b> Regolazione semaforica di una corrente.....	<i>pag. 15</i>
<b>2.3.2.</b> Piano semaforico di una singola intersezione.....	<i>pag. 17</i>
<b>2.3.3.</b> Piano di regolazione di una rete di intersezioni.....	<i>pag. 20</i>
<b>2.3.4.</b> Analisi del ritardo ad una intersezione semaforizzate	<i>pag. 20</i>
<b>2.4.</b> Analisi del ritardo per le intersezioni semaforizzate.....	<i>pag. 21</i>
<b>2.4.1.</b> Il ritardo per un accesso isolato.....	<i>pag. 21</i>
<b>2.4.2.</b> Il ritardo per un accesso non isolato.....	<i>pag. 28</i>
<b>2.5.</b> Andamento degli arrivi nelle intersezioni semaforizzate	<i>pag. 29</i>
<b>2.5.1.</b> L'andamento degli arrivi ad un accesso isolato.....	<i>pag. 29</i>
<b>2.6.</b> Metodi di ottimizzazione delle reti.....	<i>pag. 33</i>
<b>2.6.1.</b> Metodi basati sulla conoscenza dei flussi.....	<i>pag. 35</i>
<b>2.6.2.</b> La regolazione di un'intersezione singola in regime di sotto-saturazione.....	<i>pag. 35</i>
<b>2.6.3.</b> La regolazione di una rete di intersezioni in regime di sotto-saturazione.....	<i>pag. 36</i>

2.7. I metodi di ottimizzazione semaforica.....	<i>pag.</i> 39
2.7.1. I metodi con struttura delle fasi predeterminata.....	<i>pag.</i> 40
2.7.2. Ottimizzazione mediante la programmazione.....	<i>pag.</i> 42
2.8. Conclusioni.....	<i>pag.</i> 50
<b>Capitolo 3.</b> I modelli di emissione degli inquinanti da traffico.....	<i>pag.</i> 51
3.1. Introduzione.....	<i>pag.</i> 51
3.2. I fattori che influenzano le emissioni.....	<i>pag.</i> 51
3.3. Le caratteristiche costruttive dei veicoli.....	<i>pag.</i> 53
3.4. Lo stato della meccanica dei veicoli.....	<i>pag.</i> 55
3.5. La dinamica del motore.....	<i>pag.</i> 56
3.6. Le condizioni termiche del motore.....	<i>pag.</i> 57
3.7. La pendenza longitudinale della strada.....	<i>pag.</i> 59
3.8. Le caratteristiche generali dei modelli di emissione.....	<i>pag.</i> 66
3.9. I modelli dinamici di emissione.....	<i>pag.</i> 66
3.9.1. La determinazione dinamica dei modelli di base.....	<i>pag.</i> 75
3.9.2. L'incremento di emissioni dovuto alla pendenza stradale.....	<i>pag.</i> 82
3.9.3. I modelli dinamici presenti in letteratura.....	<i>pag.</i> 83
3.10. I modelli statici di emissione.....	<i>pag.</i> 92
3.10.1. La determinazione statica delle emissioni di base.....	<i>pag.</i> 96
3.10.2. L'incremento di emissioni dovuto alla pendenza stradale.....	<i>pag.</i> 97
3.10.3. I modelli statici presenti in letteratura.....	<i>pag.</i> 97
3.11. Conclusioni.....	<i>pag.</i> 107
<b>Capitolo 4.</b> I modelli di dispersione degli inquinanti da traffico.....	<i>pag.</i> 108
4.1. Introduzione.....	<i>pag.</i> 108
4.2. I modelli di dispersione.....	<i>pag.</i> 108
4.3. I modelli Euleriani.....	<i>pag.</i> 111

4.3.1. L'equazione di continuità per una sostanza isotropa disperdente in atmosfera.....	<i>pag.</i> 112
4.3.2. L'equazione di continuità per le quantità medie.....	<i>pag.</i> 115
4.3.3. L'equazione della dispersione atmosferica.....	<i>pag.</i> 117
4.3.4. Le soluzioni analitiche dell'equazione della dispersione atmosferica.....	<i>pag.</i> 118
4.3.5. Le soluzioni numeriche dell'equazione della dispersione atmosferica.....	<i>pag.</i> 119
4.3.6. I modelli box.....	<i>pag.</i> 120
4.4. I modelli lagrangiani.....	<i>pag.</i> 126
4.4.1. Derivazione del modello gaussiano dal modello lagrangiani.....	<i>pag.</i> 130
4.4.2. I modelli gaussiani per sorgenti continue.....	<i>pag.</i> 132
4.4.3. L'equazione della dispersione gaussiana per una sorgente puntuale continua.....	<i>pag.</i> 133
4.4.4. Condizioni di validità delle ipotesi e dell'accuratezza della gaussiana.....	<i>pag.</i> 135
4.4.5. Gli effetti della superficie al suolo.....	<i>pag.</i> 138
4.4.6. La stima dei parametri della dispersione nei modelli gaussiani per sorgenti continue.....	<i>pag.</i> 142
4.4.7. Il modello gaussiano per sorgenti lineari .....	<i>pag.</i> 148
4.5. I modelli empirici di dispersione.....	<i>pag.</i> 153
4.5.1. La dispersione nelle strade a canyon.....	<i>pag.</i> 153
4.6. Conclusioni.....	<i>pag.</i> 156

<b>Capitolo 5.</b> L'evoluzione della normativa sull'inquinamento da traffico.....	<i>pag.</i> 158
5.1. Introduzione.....	<i>pag.</i> 158
5.2. La classificazione dei veicoli.....	<i>pag.</i> 160
5.3. La normativa per i veicoli leggeri.....	<i>pag.</i> 162
5.4. Le normative dalla 70/220/CEE alla 83/351/CEE.....	<i>pag.</i> 163

5.5. Le direttive 88/76/CEE, 88/436/CEE e 89/458/CEE.....	<i>pag.</i> 167
5.6. La direttiva consolidata sulle emissioni 91/441/CEE (Euro I) e la 94/12/CEE (Euro II).....	<i>pag.</i> 169
5.7. La direttiva 98/69/CEE: i limiti alle emissioni per il 2000 (Euro III) e per il 2005 (Euro IV).....	<i>pag.</i> 173
5.8. Sviluppi futuri della normativa.....	<i>pag.</i> 180
<b>Capitolo 6.</b> I livelli di inquinante nella provincia di Cosenza .....	<i>pag.</i> 182
6.1. Introduzione.....	<i>pag.</i> 182
6.2. La normativa per le revisioni periodiche dei veicoli.....	<i>pag.</i> 182
6.3. Le modalità e svolgimento dei controlli.....	<i>pag.</i> 185
6.4. Il campionamento delle schede e creazione del database	<i>pag.</i> 185
6.5. I risultati della campagna di rilevamento.....	<i>pag.</i> 188
6.6. I risultati dell'analisi del campione veicoli benzina non catalizzati.....	<i>pag.</i> 189
6.7. I risultati dell'analisi del campione veicoli benzina catalizzati.....	<i>pag.</i> 193
6.8. Conclusioni.....	<i>pag.</i> 197
<b>Capitolo 7.</b> Il modello di emissione di CO negli accessi semaforici....	<i>pag.</i> 199
7.1. Introduzione.....	<i>pag.</i> 199
7.2. I modelli di simulazione delle reti stradali.....	<i>pag.</i> 201
7.3. I modelli di deflusso.....	<i>pag.</i> 205
7.3.1. Il flusso interrotto.....	<i>pag.</i> 207
7.4. VISSIM: il modello di microsimulazione utilizzato....	<i>pag.</i> 209
7.5. I dati geometrici e di flusso degli scenari di rete utilizzati.....	<i>pag.</i> 211
7.6. I dati di taratura del modello di microsimulazione.....	<i>pag.</i> 213
7.7. I risultati ottenuti dal modello di microsimulazione.....	<i>pag.</i> 216
7.8. Il modello di emissione.....	<i>pag.</i> 219

7.9. La metodologia usata per determinare le emissioni negli accessi semaforizzati.....	<i>pag. 221</i>
7.10. Conclusioni.....	<i>pag. 232</i>
<b><u>Capitolo 8.</u></b> La determinazione delle concentrazioni inquinanti nelle intersezioni semaforizzate.....	<i>pag. 234</i>
8.1. Introduzione.....	<i>pag. 234</i>
8.2. La capacità ambientale delle strade.....	<i>pag. 234</i>
8.3. Il modello di dispersione.....	<i>pag. 239</i>
8.4. Le Strade urbane di tipo canyon.....	<i>pag. 241</i>
8.5. La capacità ambientale.....	<i>pag. 243</i>
8.6. Analisi delle concentrazioni e della capacità ambientale	<i>pag. 245</i>
8.7. Conclusioni.....	<i>pag. 272</i>
<b><u>Capitolo 9.</u></b> Conclusioni.....	<i>pag. 274</i>
Riferimenti Bibliografici.....	<i>pag. 277</i>

### 1.1. Premessa

Il concetto di pianificazione dei trasporti, da circa un decennio è strettamente legato alla pianificazione ambientale all'idea di monitorare ed attuare dei provvedimenti atti al miglioramento della qualità dell'aria.

La relazione che esiste tra le caratteristiche quali-quantitative del traffico veicolare e la qualità dell'aria, è nota ai ricercatori del settore. È risaputo che una delle cause di scarsa qualità dell'aria, nelle aree urbane, è costituita dalle elevate concentrazioni di inquinanti, derivate dalle caratteristiche di circolazione dei flussi veicolari.

La concentrazione di inquinanti è solitamente tale da indurre effetti dannosi di tipo cronico, con riscontro probabilistico e con un elevato numero di persone esposte.

Riguardo specificatamente all'inquinamento da traffico, definito anche inquinamento da fonti mobili, si deve rilevare come esso sia caratterizzato soprattutto dalla generazione di grandi quantità di ossidi di carbonio (CO).

Questo problematica ha portato, sia a livello internazionale che nazionale, a dotarsi di strumenti di pianificazione urbana del traffico, utili al miglioramento della qualità della circolazione in ambito urbano e soprattutto ad abbattere i livelli di inquinamento da traffico veicolare.

Va sottolineato come, in ambito urbano, le intersezioni, ed in particolare quelle semaforizzate, in quanto interessate dai flussi di traffico più consistenti, si evidenziano come punti critici per quanto concerne l'inquinamento dell'aria. Questa situazione è dovuta principalmente al fatto che i veicoli trascorrono molto tempo in prossimità delle intersezioni, fermi in coda o a bassa velocità con un movimento "a singhiozzo", che determina emissioni (in particolare di CO) concentrate in pochi metri ed in quantità maggiore rispetto alle fasi di veicolo in moto.

La letteratura del settore, affronta la problematica utilizzando dei modelli di emissione statici, come il MOBILE, sviluppato su esperienze riguardanti il parco veicolare statunitense e il CORINAIR, realizzato nell'ambito di un progetto della Comunità Europea, basato su di un parco veicolare europeo formato da 10 categorie veicolari.

La ricerca, fino ad oggi, propone modelli con classi di parco veicolare predefiniti, stabilendo dei fattori di emissione prefissati, senza alcun riferimento a parchi e ad

infrastrutture italiane, privandosi di qualunque adattabilità del modello a contesti territoriali specifici.

La ricerca, sviluppatasi nell'ambito del dottorato, punta a superare queste approssimazioni di stima delle emissioni, ad avere delle stime più attendibili, proponendo un modello che utilizzi i reali valori di emissione veicolare, continuamente aggiornabile e che si adatti a generici contesti territoriali.

Prendendo spunto da queste problematiche, il presente lavoro si pone come obiettivi: la determinazione di un modello di emissione veicolare, e di illustrare la variazione delle concentrazioni di inquinanti nelle intersezioni semaforizzate.

La definizione di un modello di emissione veicolare che terrà conto del reale parco circolante nell'area urbana, in riferimento alle caratteristiche motoristiche e di omologazione. Nelle intersezioni semaforizzate, in particolare, si evidenzieranno le relazioni tra emissioni lineari, flusso circolante e regolamentazione semaforica.

Si utilizzerà, infine, un modello di dispersione adatto alle condizioni urbane prevalenti per determinare le relazioni esistenti fra concentrazioni, condizioni geometriche, atmosferiche e di flusso al variare delle caratteristiche di regolazione semaforica.

Ne deriva che i risultati di stima delle concentrazioni di inquinanti, saranno più affidabili e meglio contestualizzati, perché utilizzano valori di emissioni del parco circolante nell'ambito territoriale di riferimento.

I vari argomenti, che saranno trattati nella presente ricerca si possono idealmente distinguere in cinque parti.

Una prima parte tratterà i fenomeni di deflusso veicolare nelle intersezioni semaforizzate ed un'analisi critica dei vari metodi di regolazione semaforica.

Una seconda parte del lavoro affronterà la gran parte dei modelli matematici di emissione veicolare, in particolare si cercherà di approfondire, mediante un'analisi critica, i metodi di stima delle emissioni con i modelli statici e dinamici.

La terza parte analizzerà i modelli di dispersione degli inquinanti, ponendo particolare attenzione a quei modelli che meglio si adattano alle fonti di emissioni veicolari e alle condizioni plano-altimetriche prevalenti in ambito urbano.

La quarta parte sarà distinta dalle precedenti, perché affronterà un excursus sulla legislazione anti-inquinamento dei veicoli stradali, sviluppato in campo europeo e nazionale.

Un'ultima parte della presente ricerca sarà dedicata a proporre una metodologia atta a stabilire le relazioni esistenti fra i flussi, le condizioni atmosferiche, geometriche e di regolamentazione semaforica. Sarà svolta, innanzitutto, un'analisi del parco veicolare circolante ed attraverso la formazione di una base dati dei veicoli sottoposti a visita e prova durante le revisioni periodiche, si determineranno i livelli di inquinante per classi di alimentazione, cilindrata e emissione. Si implementerà un modello di emissione veicolare, evidenziando gli andamenti al variare delle condizioni di flusso e di regolamentazione semaforica. Si definiranno, infine, le concentrazioni di inquinanti mettendo in relazione: i flussi, la regolamentazione semaforica, le caratteristiche geometriche ed ambientali.

Tale metodologia, potrà essere generalizzata a diversi ambiti territoriali di riferimento, costantemente aggiornata da una base dati del parco circolante, ottenendo delle stime attendibili delle emissioni e delle concentrazioni in ambito urbano ed, in particolar modo, nelle intersezioni e negli accessi semaforizzati.

Potrà essere, infine, uno strumento utile per sviluppare un sistema informatizzato di pianificazione della regolamentazione semaforica in chiave ambientale.

## **2.1. Introduzione**

Tra le problematiche che affliggono le realtà cittadine quelle relative alla mobilità del traffico hanno assunto, in questi ultimi anni, un ruolo sempre più determinante. Una circolazione urbana fortemente rallentata o congestionata, non solo crea disagi agli utenti per l'aumento del tempo medio di viaggio che essi devono sostenere per i loro spostamenti, ma causa anche l'accresce dell'inquinamento atmosferico.

Tra le cause principali di aumento della congestione del traffico, la più importante è sicuramente il forte incremento della domanda complessiva di trasporto; tale incremento è dovuto principalmente ad una serie di fattori di diversa natura spesso strettamente correlati ed interagenti tra loro, tra cui i principali sono: la maggior diffusione delle autovetture, la dispersione degli insediamenti nel territorio per la crescita delle aree urbane, la mutazione degli stili di vita, e spesso un servizio di trasporto pubblico carente.

Una razionale e flessibile gestione delle infrastrutture ed un ampio programma di pianificazione della rete di traffico, supportati da adeguate strategie, infrastrutture e scelte politiche, sono considerati gli strumenti più efficaci per una corretta pianificazione della mobilità urbana vista anche in chiave ambientale.

Nei casi in cui non sia possibile aumentare la capacità degli archi della rete migliorando le infrastrutture stradali, l'analisi e la progettazione di strumenti di controllo del traffico ha un ruolo fondamentale; particolare attenzione va rivolta al controllo delle intersezioni semaforizzate, perché, se adeguatamente progettate, possono rappresentare un valido strumento per il miglioramento delle reti congestionate e per la diminuzione delle concentrazioni di inquinanti. Infatti, i nodi della rete sono quei luoghi in cui hanno luogo i conflitti tra le varie correnti di traffico che generano sia ritardi cioè fattori che ne fanno decadere il Livello di Servizio. Da qui la scelta del tipo d'intersezione semaforizzata, diventa importante per il miglioramento dei parametri enunciati. Il controllo semaforico infatti è in grado di offrire, a costi relativamente modesti, sicurezza, adattabilità alle variazioni di traffico, efficienza ambientale.

## **2.2. Definizioni fondamentali**

Le intersezioni di una rete stradale sono i punti di confluenza o di incrocio dei diversi rami stradali. La presenza di utenti (veicoli o pedoni) che seguono differenti manovre di attraversamento e di svolta, tra loro in conflitto, rende necessaria l'adozione di una opportuna regolazione.

Le tecniche più utilizzate sono:

- 1) intersezioni a raso con regole di precedenza (a destra);
- 2) intersezioni a raso con regole di priorità (segnaletica fissa);
- 3) intersezioni a rotatoria;
- 4) intersezioni semaforizzate;
- 5) intersezioni a livelli sfalsati.

Soprattutto in ambito urbano, dove la densità delle intersezioni è elevata, i notevoli costi di realizzazione e l'impatto sull'ambiente escludono, salvo casi particolari, la realizzazione di incroci con livelli sfalsati o delle intersezioni a rotatoria.

La regolazione semaforica, pertanto, è la tecnica usualmente adottata per gli incroci urbani caratterizzati da flussi rilevanti, tali cioè da non consentire l'adozione di una regolazione basata sulle usuali regole di precedenza ovvero con regole di priorità.

Questa tecnica consente di aumentare la sicurezza dell'incrocio riducendo i punti di conflitto delle traiettorie dei veicoli; inoltre consente di:

- contenere i ritardi di attesa alle intersezioni;
- ridurre la lunghezza delle code evitando il diffondersi della congestione ad altre intersezioni;
- garantire la precedenza a particolari classi di utenti, quali ad esempio mezzi di trasporto collettivo e/o pedoni;
- contenere, almeno indirettamente, il consumo di carburante e le emissioni di inquinanti.

La regolazione semaforica svolge, inoltre, un importante ruolo di supporto all'implementazione di schemi di circolazione consentendo di privilegiare alcuni itinerari a scapito di altri, di controllare l'accesso ad alcune zone del territorio urbano e, più in generale, di facilitare l'utente nella percezione della gerarchia definita tra gli assi stradali.

Nel seguito si propongono alcuni modelli per l'analisi di una singola intersezione o di una rete di intersezioni. In particolare si analizzano in dettaglio le intersezioni semaforizzate. In appendice si descrivono i metodi per il calcolo di alcuni parametri fondamentali per valutare la funzionalità delle medesime (flusso di saturazione, struttura di fase, tempi di ciclo, ecc.). Si riporta, inoltre, l'analisi delle intersezioni con regole di priorità.

Si definisce *accesso* quella parte di una strada, costituita da una o più corsie, che confluisce nell'intersezione, tale che i fenomeni di coda siano all'incirca eguali per ogni corsia di accodamento in quanto i veicoli hanno verde simultaneamente qualunque sia la corsia in cui sono in attesa. *Corrente* è l'insieme di tutti i veicoli che attraversano l'intersezione provenendo da uno stesso accesso.

La corrente è, quindi, la più piccola unità considerata nel controllo del traffico ad una intersezione. In generale una corrente è formata da una o più manovre.

Una manovra è costituita da tutti gli utenti che seguono la stessa traiettoria di attraversamento dell'intersezione. In generale la regolazione semaforica induce un effetto di concentrazione dei flussi di utenti in uscita dall'intersezione. Questo effetto rilevante si riduce lungo i rami stradali a valle dell'intersezione principalmente a causa delle differenze di velocità tra i veicoli, fino ad essere trascurabile ad una certa distanza dall'intersezione stessa.

Questa distanza, variabile con le caratteristiche geometriche della rete stradale, con la composizione del parco veicolare, con le attitudini di guida, è in generale dell'ordine di alcune centinaia di metri. Sulla base di queste considerazioni, un accesso di una intersezione, si dice *isolato* se il fenomeno di concentrazione dovuto alle intersezioni a monte è trascurabile, altrimenti si dice *non isolato*.

Un'intersezione con tutti gli accessi isolati si dice *isolata*, altrimenti *non isolata*.

Questa differenziazione assume notevole importanza nell'analisi del ritardo, poiché è necessario distinguere tra intersezioni isolate e non isolate, come si vedrà nel seguito. Risulta, invece, *ininfluente* per l'analisi delle condizioni di saturazione di ciascuna intersezione, che, a tale scopo, può essere comunque analizzata come *isolata*.

Nel seguito saranno descritti gli elementi necessari a definire la regolazione semaforica di una corrente di una intersezione. Si descrivono, quindi, gli elementi

necessari a definire la regolazione di una singola intersezione e le ulteriori variabili necessarie e descrivere la regolazione di una rete di intersezioni.

### **2.2.1. La determinazione del flusso di saturazione**

Si definisce flusso di saturazione di un accesso semaforizzato [Cantarella, Festa, 1998], il valore medio del flusso, che può transitare, in condizioni di accesso saturo; secondo il manuale dell'HCM cap. 16, eq. 16-4 sulle intersezioni semaforizzate, il numero massimo di veicoli che potrebbe transitare attraverso il braccio dell'intersezione se il semaforo fosse sempre al verde; la portata di saturazione si esprime in *veic/h* di verde efficace. Poiché in generale il deflusso avviene in condizioni forzate, i fattori che implicano riduzioni di velocità comportano pure riduzioni di portata. Tali fattori sono:

- composizione del flusso veicolare;
- pendenza dell'accesso;
- localizzazione dell'incrocio nell'area urbana;
- presenza di manovre di svolta (a destra e sinistra) ed interferenze con veicoli e pedoni.

Il metodo che si segue per la determinazione della portata di saturazione di un accesso, consiste nel valutare la portata di saturazione base  $S_b$  in condizioni ideali di strada e geometria dell'intersezione e correggere successivamente tale portata, moltiplicandola per dei coefficienti  $K_i$  che tengono conto delle differenze tra la situazione ideale e quella reale.

$$S = S_b \cdot k_1 \cdot k_2 \cdot k_3 \cdot k_4 \quad (2.1)$$

dove:

$k_1$ : è il coefficiente relativo alla composizione veicolare;

$k_2$ : tiene conto della pendenza dell'accesso;

$k_3$ : è relativo alla localizzazione dell'incrocio nell'area urbana;

$k_4$ : tiene conto del tipo di manovra e delle interferenze con i veicoli e pedoni.

Per accessi impegnati solo da "manovre dirette", in presenza di sole "autovetture", con "pendenza nulla", "senza interferenze" con veicoli o pedoni ed ubicati in "zona residenziali", si è nelle condizioni base di cui sopra e la portata di saturazione  $S_b$ , è fornita dalla seguente relazione:

**CAPITOLO II I nodi stradali. Le intersezioni semaforizzate: modelli di deflusso, la scelta dei piani semaforici**

---

$$S_b = 525 \cdot L \quad \text{con} \quad 5,5 < L < 18,5 \quad (2.2)$$

dove  $L$  è la larghezza dell'accesso in metri ed  $S_b$  è espressa in *veic/h* di verde efficace. In tabella sono riportati i valori di  $S_b$  per accessi con larghezza inferiore a 5,5 metri.

<b><math>L(m)</math></b>	<b>3,05</b>	<b>3,66</b>	<b>4,27</b>	<b>4,57</b>	<b>4,88</b>	<b>5,18</b>
<b><math>S(veic/h)</math></b>	1850	1900	2075	2250	2475	2700

**Tab. 2.1 Portata di saturazione al variare della larghezza  $L$  dell'accesso**

Allo scopo di tenere conto dei veicoli parcheggiati in prossimità dell'accesso, si riduce la larghezza  $L$  della quantità  $L_r$  che risulta:

$$L_r = 1,65 - \left[ 0,9 \frac{(D - 7,5)}{v} \right] \quad \text{se} \quad D > 7,5 \text{ m} \quad (2.3)$$

$$L_r = 1,65 \quad \text{se} \quad D \leq 7,5 \text{ m} \quad (2.4)$$

dove  $D$  è la distanza (in metri) dalla linea di arresto del primo veicolo in sosta e  $v$  la durata di verde (in secondi). Per tenere conto della composizione veicolare si fa ricorso al coefficiente  $k_1$  che risulta:

$$k_1 = \frac{1}{\sum_i a_i E_i} \quad (2.4)$$

dove  $a_i$  è la percentuale dei veicoli del tipo  $i$ -esimo ed  $E_i$ , il corrispondente coefficiente di equivalenza i cui valori indicativi sono riportati nella seguente tabella:

<b>Tipo veicolo</b>	<b><math>E_i</math></b>
Autovetture	1
Veicoli pesanti	1,75
Autobus	2,25
Tram	2,50
Motocicli	0,33
Biciclette	0,20

**Tab. 2.2 Coefficienti d'interferenza del traffico a causa di centri di disturbo**

Per accessi posti in pendenza, la portata di saturazione si riduce del 3% per ogni 1% di pendenza in salita e cresce della stessa entità per ogni 1% di pendenza in discesa. Pertanto, denominiamo con  $i$  la pendenza in discesa e con  $-i$  quella in salita, il coefficiente  $k_2$ ; di correzione per la pendenza vale:

$$k_2 = 1 \pm 0,03 i \quad (2.5)$$

Per quanto riguarda gli effetti dovuti alle interferenze con veicoli e pedoni queste aumentano passando dalle zone residenziali a quelle centrali degli affari. Si può tenere conto di questi effetti tramite dei coefficienti  $k_3$  riportati nella seguente tabella:

<b>Localizzazione</b>	<b><math>K_3</math></b>
Residenziale	1
Commerciale	0,98
Industriale	0,93
Centro Affari	0,85

**Tab. 2.3 Coefficienti d'interferenza del traffico a causa della localizzazione**

Se oltre alle manovre dirette sono anche permesse manovre di svolta, si possono avere riduzioni di portata a causa dei seguenti motivi:

- riduzione di velocità per il raggio di svolta;
- interferenze con altre correnti veicolari.

Il coefficiente  $k_4$  che tiene conto di questi effetti è dato da:

$$k_4 = \frac{1}{\sum_i a_i E_i} \quad (2.6)$$

dove  $a_i$ , sono le frazioni di portata dell'accesso relative alle singole manovre ed  $E_i$  i corrispondenti coefficienti di equivalenza; detti coefficienti sono riportati nella seguente tabella :

<b>Tipo di Manovra</b>	<b><math>E_i</math></b>
Attraversamento	1,00
Svolta a destra	1,00-1,25
Svolta a sinistra	1,00-1,75

**Tab. 2.4 Coefficienti di variazione in funzione del tipo di manovra**

Per la svolta a destra il coefficiente aumenta al diminuire del raggio di svolta, per quella a sinistra gioca un ruolo rilevante l'interferenza con i veicoli provenienti dal verso opposto e pertanto il coefficiente è più elevato.

Quando l'accesso è impegnato solo da manovre di svolta a destra o a sinistra, occorre distinguere due casi:

- a) assenza di interferenze con pedoni e veicoli (svolta esclusiva protetta);
- b) presenza di interferenze con pedoni o veicoli (svolta esclusiva permessa).

Nel caso a) la portata di saturazione base vale:

$$S_b = \frac{S'}{\left[1 + \left(\frac{1,5}{r}\right)\right]} \quad (\text{veic/h verde efficace}) \quad (2.7)$$

dove  $r$  è il raggio di svolta in metri,  $S' = 1800$  veic/h di verde efficace per accesso ad una sola corsia,  $S' = 3000$  veic/h di verde efficace per accesso con due corsie. In questo caso i veicoli che devono svoltare effettuano la manovra solo durante i periodi di interruzione del deflusso della corrente opposta.

Nel caso b) la portata base, calcolata con la (2.7), va moltiplicata per il coefficiente  $k_5$  che vale:

$$k_5 = 1 - a \quad (2.8)$$

dove

$a = 0,05$  per basse portate pedonali di attraversamento ( $100$  ped/h);

$a = 0,15$  per valori medi di portate pedonali ( $300$  ped/h);

$a = 0,25$  per valori elevati di portate pedonali ( $500$  ped/h).

I veicoli che in questa condizione devono svoltare a sinistra, inoltre, devono dare precedenza alla comparsa del verde, ai veicoli dell'accesso opposto che effettuano la manovra diretta o quella di svolta a destra; per questi motivi devono attendere dapprima che si esaurisca la coda che defluisce dall'accesso opposto alla portata di saturazione e successivamente attendere che si presenti l'intervallo sufficiente per effettuare la manovra.

Limitatamente a quest'ultimo periodo (assenze di code dall'accesso opposto), da analisi sperimentali, la portata di saturazione base risulta [Cantarella, Festa, 1998]:

$$S_b = \frac{S'}{\left[1 + \left(\frac{1,5}{r}\right)\right]} - 0,75 f \quad (\text{veic/h verde efficace}) \quad (2.9)$$

dove  $f$  è la somma delle portate orarie diretta e svoltante a destra provenienti dall'accesso opposto mentre  $r$  è sempre il raggio di svolta espresso in metri.

### **2.2.2. Il ciclo semaforico**

La sequenza verde – giallo – rosso dei colori di un impianto semaforico è detta ciclo o piano semaforico e la sua durata è detta tempo di ciclo.

Un ciclo può tuttavia essere schematizzato come composto da due soli intervalli temporali: un periodo di rosso effettivo seguito da un periodo di verde effettivo.

Il primo rappresenta quella parte del ciclo semaforico durante la quale, nella stima del ritardo, si assume che nessun veicolo proveniente dal braccio esaminato attraversi l'intersezione; il secondo rappresenta la parte rimanente del ciclo, durante la quale si suppone che i veicoli attraversino il braccio dell'intersezione con un tasso di flusso costante e pari al flusso di saturazione.

### **2.2.3. La struttura di una fase**

La durata di una fase si divide solitamente in:

- verde semaforico, in cui tutte le correnti della fase hanno verde;
- interverde, è il verde solo per le correnti che hanno verde anche nella fase successiva ed è invece in parte giallo e in parte rosso, per le correnti che non hanno verde nella fase successiva.

L'interverde è dunque composto da due periodi distinti: la durata del giallo semaforico e la durata del tutto-rosso. La prima quantità in generale varia in un intervallo compreso tra 2 e 5 secondi, mentre la durata del tutto-rosso è compresa nell'intervallo 0-2 secondi; quest'ultima è data dalla somma algebrica tra il tempo impiegato dall'ultimo veicolo della corrente per abbandonare l'area di conflitto e il tempo impiegato dal primo veicolo della corrente opposta per raggiungere tale area:

$$\left( \frac{S_{Pi}}{v_i} \right) + \left( \frac{S_{P2}}{v_2} \right) + k \quad (2.10)$$

dove:

$S_{Pi}$  è la distanza tra la linea d'arresto e il punto di conflitto per l'accesso  $i$ ;

$v_i$  è la velocità del veicolo nell'accesso  $i$ -esimo;

$k$  è il tempo per abbandonare l'area di conflitto;

Le velocità di sgombero variano da un minimo di 5 km/h ad un massimo di 40 km/h. Durate eccessive del tutto-rosso sono da evitare in quanto i conducenti della corrente opposta sarebbero tentati di attraversare durante tale periodo.

Se si deve tenere conto dell'attraversamento pedonale, il calcolo del tutto-rosso viene effettuato utilizzando l'espressione precedente, considerando il flusso pedonale equivalente ad un flusso veicolare.

L'intervallo tra le fasi  $i$  e  $i+1$ , deve tenere conto anche del tempo di sgombero, tempo minimo tra la fine del giallo e l'inizio del verde di due correnti incompatibili, tra le correnti che hanno verde nella fase  $i$  e quelle che hanno verde nella fase  $i+1$ .

#### **2.2.4. Il ritardo per le manovre ostacolate**

Se la svolta durante gli intervalli tra un veicolo e l'altro può essere trascurata, il ritardo medio della svolta opposta può essere stimato con qualsiasi modello presente in letteratura, ad esempio quello di Webster, dove il tasso di arrivi è inferiore o eguale della capacità dell'intersezione.

Se tutto il flusso passante attraverso l'intersezione è inferiore o uguale alla capacità della stessa, la minimizzazione del ritardo può essere calcolata utilizzando il modello Sigset [Allsop, 1971] o il metodo di Webster.

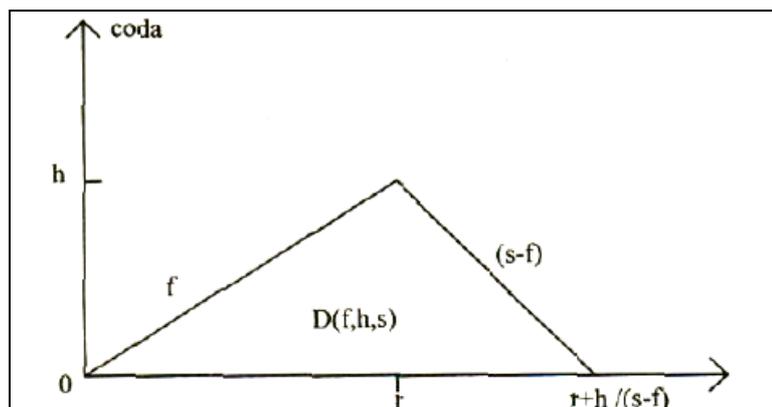
Se la svolta non può essere trascurata, i modelli precedenti per il calcolo del ritardo medio non possono applicarsi al traffico opposto poiché vi sono due differenti flussi di saturazione all'interno del verde efficace. In questi casi esistono espressioni derivate dall'analogia con i metodi di Webster e Cobbe (1966) e Robertson (1969) che non sono state ancora convalidate sperimentalmente.

Osservando la figura 2.1, si consideri una corrente di traffico nella quale i veicoli giungono ad una intersezione regolarmente al tasso  $f$ . Si suppone che il flusso si arresti per un periodo  $r$  cosicché la coda, che si forma, di veicoli è  $h = fr$ . I veicoli lasciano la linea di stop al tasso  $s$  finché si è smaltita la coda ed il tasso di arrivo continua ad essere pari a  $f$ .

Il ritardo totale vale [Cantarella, Festa, 1998]:

$$D(f, h, s) = \frac{h^2 s}{2f(s-f)} = \frac{h^2}{2f(1-y)} \quad (2.11)$$

dove il secondo membro rappresenta l'area del triangolo nella figura 2.1.



**Fig. 2.1 Andamento della coda in funzione del tempo**

Nella regolamentazione di intersezioni stradali semaforizzate una delle maggiori difficoltà è la regolazione di una manovra che svoltando, da una strada a doppio senso di circolazione, interseca la direzione di marcia del flusso che proviene dalla direzione opposta. Tali movimenti di traffico sono chiamati “manovre ostacolate”.

L'accesso da cui proviene una manovra ostacolata, può essere costituita da una o più corsie. In generale il traffico ostacolato può essere confinato:

- 1) su una corsia esclusiva (o su un allargamento in prossimità dell'intersezione);
- 2) su una corsia condivisa col traffico adiacente.

Esso può attraversare l'intersezione:

- a) ricevendo il diritto di attraversamento prima che sia dato al traffico ostacolante (avvio ritardato);
- b) passando attraverso i gap del flusso opposto;
- e) continuando ad avere il diritto di attraversamento dopo che il flusso opposto lo ha perso (fine anticipata);
- d) continuando ad attraversare l'intersezione nel periodo d'interverde successivo.

Se vi sono corsie di svolta esclusive, il traffico che svolta non interferisce col traffico adiacente, altrimenti il traffico svoltante e il traffico adiacente devono essere considerati unitamente.

### **2.2.5. La capacità per le manovre ostacolate (con corsia di svolta esclusiva)**

*Caso in cui la svolta ostacolante può essere ignorata.* Se la svolta attraverso i gap può essere trascurata (ovvero quando il flusso è elevato), la capacità per il traffico svoltante ostacolante, può essere espressa come il prodotto del flusso di saturazione per la porzione di verde efficace del ciclo.

Il metodo di trattare con la svolta prima dello stadio in cui ha verde il traffico opposto (ad esempio mediante partenza ritardata), dipende dal fatto che questo periodo sia ritenuto variabile o fisso: se si considera variabile verrà trattato come uno stadio nel quale solamente il traffico adiacente e di svolta hanno precedenza; se si considera fisso allora verrà trattato come tempo perso e la sua durata verrà aggiunta al tempo di verde efficace extra (recupero del verde) per il traffico adiacente svoltante.

*Caso in cui si può considerare la svolta attraverso l'intervallo tra un veicolo e l'altro.* Supponiamo che la svolta attraverso gli intervalli tra un veicolo e l'altro non possa essere ignorata. Se i cicli sono noti la capacità per il flusso svoltante opposto può essere stimata col metodo di Webster o di Miller (1963). Se la massimizzazione della capacità è nota ed i flussi svoltanti opposti limitano la capacità dell'intersezione, si dovrebbe prendere in esame la relazione della capacità di questo flusso e il ciclo semaforico.

*La capacità senza corsie di svolta esclusiva.* Laddove le corsie usate dal traffico di svolta sono usate anche dal traffico adiacente, il traffico opposto svoltante può essere considerato separatamente.

La presenza di traffico opposto svoltante influisce sulla capacità dell'accesso riducendo il flusso di saturazione come discusso da Webster. In definitiva, quindi, il flusso di saturazione per tale accesso dovrebbe essere misurato sulla strada. Dove ciò non è possibile, la tecnica migliore è quella di assumere che ogni veicolo svoltante richieda una capacità pari ad un numero  $k$  di veicoli simili appartenenti al traffico adiacente. Il numero  $k$  secondo Webster vale 1,75, mentre in Australia osservazioni mostrano che il valore medio è  $k=2,9$ . Supponiamo che il flusso di saturazione dell'accesso sia  $S_0$  in assenza di veicoli svoltanti opposti e sia  $S_p$  quando vi è una percentuale ( $p$ ) di traffico passante attraverso l'accesso:

$$S_p = \frac{100s_0}{[100 + (k-1)p]} \quad (2.12)$$

I problemi che si possono presentare sono due: il primo è che durante una fine anticipata o inizio ritardato il flusso di saturazione sarà  $S_o$  invece di  $S_p$ . Se la fine anticipata o l'inizio ritardato insieme durino per un tempo  $T$  in ogni ciclo, l'aumento del flusso di saturazione, durante questo tempo, può essere considerato aggiungendo al tempo di verde efficace extra per l'accesso la quantità:

$$\frac{(T_{s0} - S_p)}{S_p} \quad (2.13)$$

e assumendo  $S_p$  come flusso di saturazione per tutto tale periodo. Per fare questa correzione si richiede la conoscenza della durata  $T$  e se questa non è nota, deve essere stimata preliminarmente senza considerare il flusso di saturazione.

Il secondo problema deve essere considerato solitamente nel caso ci sono più svolte opposte che possono passare attraverso i gap del traffico opposto ma non vi è alcun taglio precoce.

### **2.3.1. Regolazione semaforica di una corrente**

Si definisce *flusso (medio) in arrivo o portata* di una corrente ( $f$ ) il numero medio di veicoli che transitano attraverso una sezione in un periodo di riferimento.

Flusso di saturazione di una corrente ( $s$ ) è il numero di veicoli che potrebbero attraversare la linea d'arresto nell'unità di tempo nel caso in cui inizia a formarsi una coda. Il flusso di saturazione dipende dalle caratteristiche dell'intersezione, in particolare dell'accesso corrispondente che porta ad una variazione del flusso ideale tramite la moltiplicazione con opportuni coefficienti come previsto dall'*HCM*. Inoltre l'*HCM* considera la variabile "gruppo di corsie" come una o più corsie che condividono una stessa manovra di svolta.

La regolazione semaforica si basa sulla successione ordinata di segnali per ciascuna corrente: *verde (G)* intervallo di tempo durante il quale i veicoli hanno via libera, *giallo (A)* intervallo di tempo durante il quale i veicoli devono rallentare per arrestarsi in sicurezza o attraversare l'intersezione, *rosso (R)* intervallo di tempo durante il quale i veicoli devono attendere alla linea di arresto. Si definisce *durata del ciclo (C)* il minimo intervallo di tempo necessario al verificarsi di una successione completa di segnali:

$$C = G+A+R \quad (2.14)$$

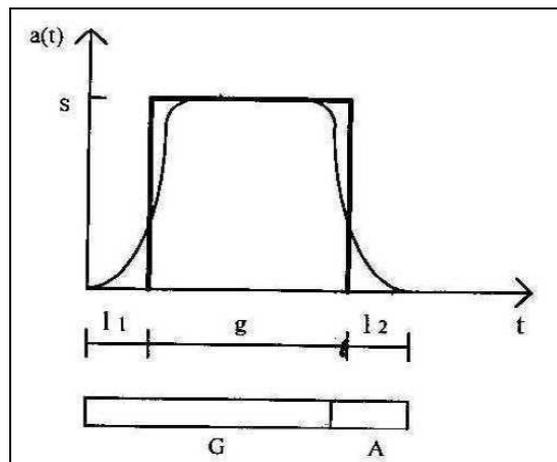
La durata del giallo è di solito determinata da regole di sicurezza, quindi, i parametri di regolazione sono definiti dalla durata del verde (o del rosso) e dalla durata del ciclo.

Si indichi con  $a(t)$  la funzione che esprime l'andamento nel tempo del flusso di veicoli in partenza. In condizioni di permanenza della coda al termine del periodo di verde, si osserva che il distanziamento temporale tra veicoli successivi non è costante [d'Elia, Mongelli, 2005]. In particolare, i valori maggiori si hanno per i primi sei veicoli, mentre per i restanti tende a raggiungere un valore minimo (di solito dell'ordine di 2 sec); tende a zero durante il periodo di giallo, come riportato nella figura 2.2.

Assumendo costante, e pari a  $1/s$ , l'intervallo fra due veicoli che attraversano l'intersezione, la durata del ciclo può essere divisa in due periodi: *verde efficace* ( $g$ ), durante il quale avvengono le partenze con un tasso pari a  $1/s$  e *rosso efficace* ( $r$ ), durante il quale non avviene alcuna partenza [Webster, 1958]:

$$g = \frac{1}{s} \int_0^{G+A} a(t) dt \quad (2.15)$$

$$r = c - g = G + A - g \quad (2.16)$$



**Fig. 2.2 Andamento delle partenze ad un accesso semaforizzato**

Si definisce, inoltre, *tempo perso* la parte del periodo di verde+giallo non utilizzata come verde efficace a causa di una certa "inerzia" all'inizio del verde ( $l_1$ ) e dell'arresto graduale durante il giallo ( $l_2$ ); esso dipende principalmente dalla geometria dell'intersezione, dalle caratteristiche dei veicoli e degli utenti ed è solitamente compreso tra 2 e 3 secondi [Kimber e Hollis, 1979]:

$$l = G+A-g = r-R \quad (2.17)$$

Ai fini dell'analisi e/o del progetto di un piano semaforico si farà riferimento nel seguito alla durata del ciclo ( $c$ ) e del verde efficace ( $g$ ), in quanto la durata del rosso efficace ( $r$ ) può essere determinata da queste variabili; inoltre note le durate del tempo perso ( $l$ ) e del giallo ( $A$ ), è possibile determinare le durate del verde e del rosso semaforici:

$$G = g + l - A \quad (2.18)$$

$$R = c - (g + l) \quad (2.19)$$

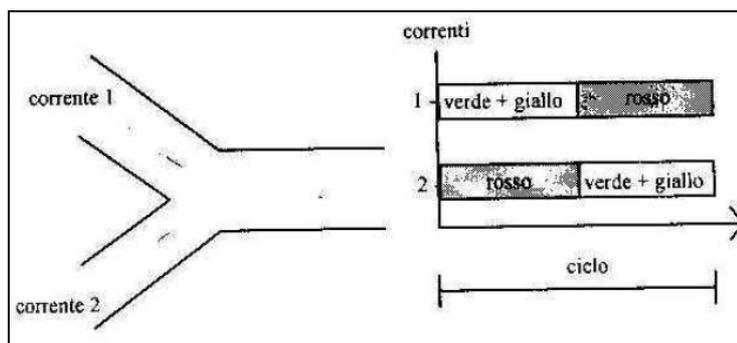
### 2.3.2. Piano semaforico di una singola intersezione

Si definisce *piano di regolazione semaforica* di una singola intersezione la successione dei segnali di verde - giallo - rosso per ciascuna corrente.

Siano per utile riferimento:

- $c$  la durata del ciclo, assunta comune a tutte le correnti;
- $\alpha_i = (g_i/c)$  il verde efficace espresso come frazione di ciclo per la corrente  $i$ ;
- $f_i$  il flusso in arrivo per la corrente  $i$ ;
- $s_i$  il flusso di saturazione per la corrente  $i$ .

La successione dei segnali può essere descritta dagli istanti di inizio e fine del periodo di verde giallo di ciascuna corrente.



**Fig. 2.3 Esempio di piano semaforico di un'intersezione singola**

Si assume per convenzione l'origine dell'asse temporale (locale) coincidente con l'inizio del verde mostrato della corrente 1 (o di qualunque altra corrente). Si assume, inoltre, che la regolazione si ripeta ciclicamente. Il piano di regolazione semaforica di una singola intersezione, assegnando verde alternativamente alle varie correnti, consente l'attraversamento con sicurezza alle varie correnti.

A tale scopo due *correnti* si dicono *incompatibili* quando non possono attraversare contemporaneamente l'intersezione con sicurezza, poiché le manovre corrispondenti confluiscono in una stessa corsia, o si attraversano.

Le incompatibilità tra le correnti possono essere espresse mediante una matrice Booleana, in cui il generico elemento vale 1 se le correnti  $i, j$  sono incompatibili, o in caso contrario.

La *matrice di incompatibilità* è simmetrica con la diagonale principale nulla. Si assume che contenga almeno un elemento unitario per riga (o per colonna); tale ipotesi esclude la possibilità che una corrente sia compatibile con tutte le altre.

A partire da questa matrice, si può definire il *grafo di incompatibilità*, un grafo non orientato con un vertice per ogni corrente ed uno spigolo  $(i, j)$  per ogni coppia di correnti  $i, j$  incompatibili. Analogamente è possibile definire una *matrice di compatibilità* ed un *grafo di compatibilità*. Un insieme di correnti mutuamente compatibili individua un sottografo completo del grafo di compatibilità: una tale struttura è detta *clique*.

Nella regolamentazione di intersezioni stradali semaforizzate una delle maggiori difficoltà è la regolamentazione di una manovra che svoltando, da una strada a due sensi di circolazione, interseca la direzione di marcia del flusso che proviene dalla direzione opposta. Tali manovre (dette ostacolate) sono incluse in fasi specifiche, ovvero possono attraversare l'intersezione dando la precedenza alle manovre che procedono diritto, detto ostacolanti.

La durata del ciclo, le durate delle fasi e le durate dei verdi efficaci delle correnti sono legate da relazioni di congruenza.

L'analisi delle condizioni di saturazione di una intersezione, prescinde dalla struttura delle fasi e può essere condotta con vari indicatori tra loro equivalenti a partire dalla conoscenza del flusso medio in arrivo per le varie correnti, indipendentemente dal suo efficace andamento nel tempo. Siano:

$y_i = f_i/s_i$  il rapporto di flusso per la corrente  $i$ , rapporto tra flusso in arrivo e flusso di saturazione;

$s_i \cdot t_i$  la capacità della corrente  $i$ , prodotto tra flusso di saturazione e durata del verde efficace in proporzione alla durata del ciclo;

**CAPITOLO II I nodi stradali. Le intersezioni semaforizzate: modelli di deflusso, la scelta dei piani semaforici**

---

$x_i = (f_i c) / (s_i g_i) = y_i / \bullet_i$  il rapporto di saturazione per la corrente  $i$ , rapporto tra flusso in arrivo e capacità della corrente; (2.20)

$$\bullet_i = (s_i g_i) / (f_i c) = 1 / x_i \quad (2.21)$$

il fattore di capacità della corrente  $i$ , fattore moltiplicativo del flusso in arrivo tale che sia raggiunta la capacità, inverso del rapporto di saturazione  $\bullet_i - 1$  riserva di capacità della corrente  $i$ .

La corrente  $i$  si dice in condizioni di *sottosaturazione* (*sovraturazione*) se il numero di utenti in arrivo in un ciclo è minore (maggiore) del numero di veicoli che possono partire durante il verde efficace:

$$f_i c < s_i g_i$$

$$f_i < s_i \bullet_i$$

$$y_i < \bullet_i$$

che possono essere anche espresse come:

$$x_i < 1$$

$$\bullet_i > 1$$

$$\bullet_i - 1 > 0$$

Gli indicatori definiti per le singole correnti possono essere facilmente estesi all'intera intersezione. Si definiscono infatti:

$$x = \text{MAX}_i x_i \text{ rapporto di saturazione dell'intersezione;}$$

$$\bullet = \text{MIN}_i \bullet_i \text{ fattore di capacità dell'intersezione,}$$

$$\bullet - 1 \text{ riserva di capacità dell'intersezione.}$$

La condizione di sottosaturazione per l'intersezione è data quindi da una delle seguenti relazioni equivalenti:

$$x < 1$$

$$\bullet > 1$$

$$\bullet - 1 > 0$$

### **2.3.3. Piano di regolazione di una rete di intersezioni**

Come si è già osservato, nel caso di intersezioni non isolate è necessario, per effettuare una analisi del ritardo, considerare le mutue interazioni tra le intersezioni. Esse non possono essere studiate come singole intersezioni (l'analisi della capacità non richiede invece di considerare queste interazioni). In particolare, per una rete di  $n$  intersezioni, con una comune durata del ciclo (ovvero un sottomultiplo di  $c$ ) e fissata l'origine dell'asse temporale globale, si deve definire la posizione dell'origine dell'asse temporale locale del piano di regolazione di ciascuna intersezione, rispetto all'origine globale (*piano di coordinamento*).

Tale posizione è definita dallo *sfasamento assoluto* ( $\bullet_k$ ) del piano di regolazione dell'intersezione  $k$ .

Assegnata la durata di un ciclo comune, *i piani di regolazione delle singole intersezioni* (durata dei verdi e loro successione) ed *il piano di coordinamento* (sfasamenti), definiscono *il piano di sincronizzazione della rete*.

### **2.3.4. Analisi del ritardo ad una intersezione semaforizzata**

Il ritardo subito da un generico veicolo ad un'intersezione è definito dalla differenza tra il tempo impiegato per attraversare l'intersezione e il tempo che lo stesso avrebbe impiegato in assenza di quest'ultima.

Una stima può essere ottenuta utilizzando alcune espressioni analitiche che esprimono il ritardo in funzione dei parametri di regolazione e del flusso in arrivo.

In particolare il ritardo ad un accesso di una intersezione può essere ottenuto come somma di due termini: il *ritardo deterministico*, che esprime la componente di ritardo dovuta ad arrivi assunti periodicamente costanti e dipende dall'andamento dei plotti, ed il *ritardo stocastico*, che esprime il ritardo dovuto alle fluttuazioni stocastiche degli arrivi rispetto al valore medio, ed eventualmente il ritardo dovuto a condizioni di sovrasaturazione.

Nel seguito si analizza inizialmente il caso di accesso isolato, in cui si assume che gli arrivi non siano influenzati dalle intersezioni a monte, successivamente si analizza il caso di accesso non isolato. Per semplicità si omette l'indice relativo alla corrente.

**2.4. Analisi del ritardo per le intersezioni semaforizzate**

**2.4.1. Il ritardo per un accesso isolato**

Il ritardo deterministico. In condizioni di sottosaturazione, ossia  $y < 1$ , il ritardo deterministico (unitario) è dato da [Cantarella, Festa, 1998]:

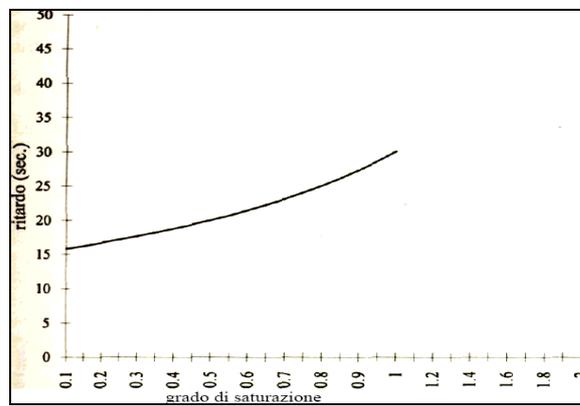
$$d_d = \frac{[c(1-g)]^2}{[2(1-y)]} = \frac{[c(1-g)]^2}{[2(1-gx)]} \quad (2.22)$$

dove:

$g = g/c$  è la durata del verde efficace come frazione del ciclo;

$y = f/s$  è il rapporto di flusso.

La figura 2.4 riporta l'andamento del ritardo deterministico in funzione del rapporto di flusso ( $y$ ).



**Fig. 2.4 Andamento del ritardo deterministico**

L'espressione riportata è facilmente ottenibile dalla condizione di sottosaturazione.

Infatti si ha:

$$f t_0 - s(t_0 - r) = 0 \quad \text{da cui: } t_0 = sr / (s-f) \quad (2.23)$$

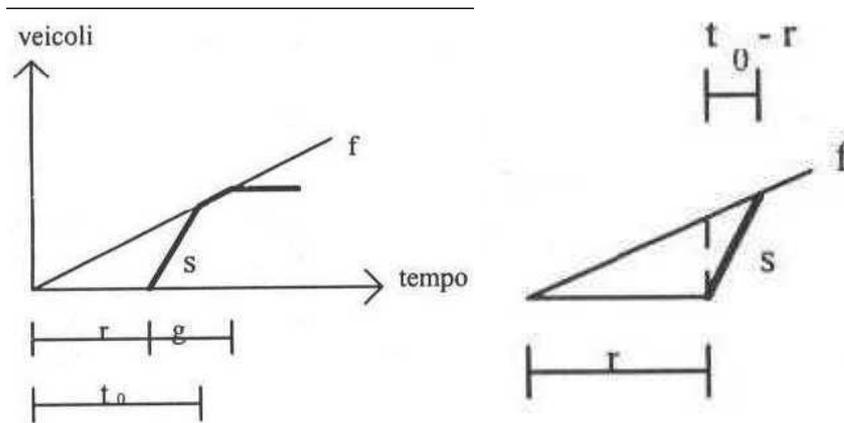
dove:

$t_0$  è l'istante di smaltimento della coda.

Il ritardo deterministico totale  $D_d$ , per tutti i veicoli giunti durante il ciclo è dato da (fig. 2.4):

$$D_d = (fr^2/2) + (fr(t_0-r)/2) = (fr^2/2) [s/(s-f)] \quad (2.24)$$

Poiché il numero totale di veicoli giunti all'intersezione durante il ciclo  $c$  è pari a  $fc$ , dividendo  $D_d$  per tale numero si ottiene  $d_d$ .



**Fig. 2.5** Andamento degli arrivi e delle partenze e relativa valutazione del ritardo

In condizioni di sovrasaturazione,  $y > 1$  per un intervallo di durata  $T$ , il ritardo deterministico può essere valutato come somma di due termini:

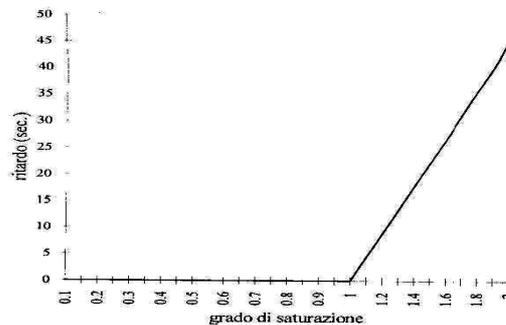
1)  $d_{d1}$  il ritardo subito dai veicoli che riescono ad attraversare l'intersezione durante l'intervallo  $T$  che risulta indipendente dal flusso in arrivo e si valuta utilizzando l'equazione 2.22 ponendo  $y = 1$ :

$$d_{d1} = [c(1-y)^2] / [2(1-y)] = c(1-y)/2 \quad (2.25)$$

2)  $d_{d2}$  il ritardo unitario subito dai veicoli in coda alla fine dell'intervallo in esame, che dipende dalla durata del periodo di sovrasaturazione  $T$  e dal grado di saturazione  $x$  secondo la relazione:

$$d_{d2} = (x-1)T/2 \quad (2.26)$$

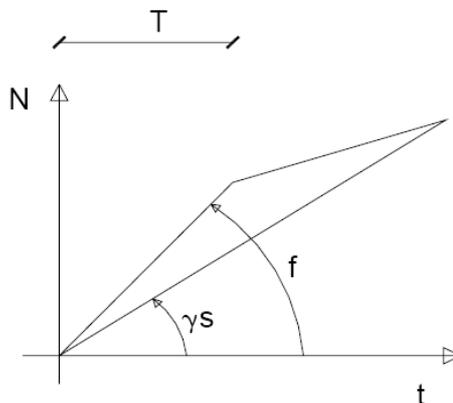
La figura 2.6 riporta l'andamento del ritardo deterministico in condizione di sovrasaturazione in funzione del rapporto di flusso.



**Fig. 2.6** Andamento della funzione di ritardo di sovrasaturazione

L'espressione riportata può essere facilmente ottenuta analizzando l'andamento della coda. Infatti la coda (*media*) di sovrasaturazione al generico istante  $t$  vale:

$$h = (f - s)t \quad (2.27)$$



**Fig. 2.7 Veicoli in coda in funzione del tempo**

Essendo  $T$  la durata del periodo di sovrasaturazione, il ritardo totale deterministico di sovrasaturazione  $D_{d2}$  è dato dall'espressione:

$$D_{d2} = \frac{h \cdot f \cdot T}{2} = \frac{[f - g \cdot s] f T^2}{2} = \frac{(x - 1) f \cdot T^2}{2} \quad (2.28)$$

Si nota che è direttamente proporzionale all'entità di coda media, al flusso di veicoli e alla durata del periodo di sovrasaturazione.

Il ritardo unitario  $d_{d2}$  si ottiene dividendo il ritardo totale  $D_{d2}$  per il numero di veicoli in arrivo ( $fT$ ) all'intersezione durante il periodo di sovrasaturazione  $T$ .

*Il ritardo stocastico.* Nell'ipotesi di condizioni stazionarie e, quindi, di *sottosaturazione* globale, il ritardo stocastico  $d_{ssot}$  può essere espresso utilizzando la teoria delle code, assumendo un tempo di servizio pari a  $1/s$ :

$$d_{ssot} = \frac{x}{2s(1-x)} \quad (2.29)$$

dove  $C$  è un parametro, misurato in secondi, il cui valore dipende dall'ipotesi sulle caratteristiche stocastiche delle fluttuazioni degli arrivi rispetto al valore medio, e vale  $1$  nel caso di legge degli arrivi di forma esponenziale negativa.

È in generale possibile estendere la relazione al caso di *sovrasaturazione* per un periodo di durata  $T$ , e quindi al caso di condizioni non stazionarie.

Si ottengono tuttavia, espressioni molto complesse che in alcuni casi è possibile valutare solo per via numerica [Cantarella, Festa, 1998].

Si adotta allora una soluzione approssimata del problema modificando l'espressione del ritardo stocastico di sottosaturazione in modo che presenti un asintoto obliquo per  $x=I$ , rappresentato dal ritardo deterministico di sovrasaturazione.

Per  $T$  che tende all'infinito tale asintoto diviene verticale ed il ritardo stocastico è fornito dalla relazione, valida nel caso di condizioni stazionarie di sottosaturazione.

L'espressione risultante esprime il ritardo stocastico in funzione del flusso in arrivo e della durata del periodo di sovrasaturazione  $T$ :

$$d_s = \frac{T \left[ (A^2 + B)^{1/2} - A \right]}{4} \quad (2.30)$$

dove:

$$A = \frac{(g - y)}{g} + \frac{2q}{Ts} = \frac{(g - y)}{g} \quad (2.31.a)$$

$$B = \frac{8qy}{Tsg} \quad (2.31.b)$$

Tale relazione per  $y > \bullet$  include il secondo termine del ritardo deterministico di sovrasaturazione  $d_{d2}$ .

Siano  $x_1$ ,  $x_2$  e  $x$  i valori del grado di saturazione relativi rispettivamente, alle funzioni di ritardo di sottosaturazione stocastico, di sovrasaturazione deterministico e della funzione che si vuole costruire, in corrispondenza dei quali le tre funzioni forniscono lo stesso valore di ritardo  $d$ .

La condizione che si pone affinché si ottenga una curva di ritardo che tenda asintoticamente ad  $x$  che tende all'infinito (fig. 2.6), con asintoto obliquo dato dalla funzione di ritardo di sovrasaturazione [2.26], è che la distanza tra l'asintoto verticale e la curva di ritardo di sottosaturazione deve essere uguale alla distanza tra l'asintoto obliquo (rappresentato dalla curva di ritardo di sovrasaturazione deterministico) e la nuova curva, ossia:

$$I - x_1 = x_2 - x$$

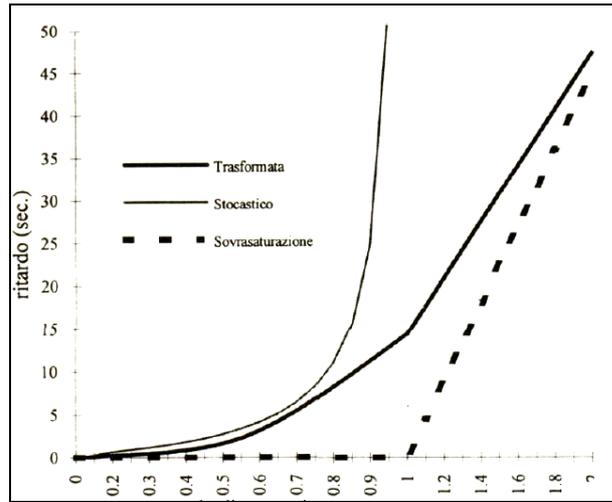
Essendo  $x = y / \bullet$  si ha:

$$\bullet - y_1 = y_2 - y$$

$$y = y_1 + y_2 - \bullet$$

ricavando  $y_1$  dalla [2.29] e  $y_2$ ; dalla [2.26] in funzione di  $d$  si ha:

$$y_1 = \frac{sgd}{(q + sd)y_2} \quad y_2 = \left( \frac{2gd}{T} \right) + g$$



**Fig. 2.8 Andamento della funzione di ritardo stocastico di sottosaturazione**

*Le funzioni ritardo-flusso per un accesso isolato.* Le espressioni precedenti possono essere combinate per esprimere il ritardo complessivo in funzione del flusso in arrivo e dei parametri di regolazione ed eventualmente della durata del periodo di sovrasaturazione.

Tra le formule proposte in letteratura (una analisi dettagliata è riportata in Hutchinson, 1972) per il calcolo del ritardo in condizioni di sottosaturazione, quelle più utilizzate è la formula di Webster. In particolare, si ottiene la formula in tre termini di Webster, assumendo condizioni di sottosaturazione,  $\phi=1$  nella espressione del ritardo stocastico e introducendo un ulteriore termine determinato mediante simulazioni [Cantarella, Festa, 1998]:

$$d = \frac{c(1-g)^2}{2(1-gx)} + \frac{x^2}{2f(1-x)} - 0,65 \left( \frac{c}{f^2} \right)^{0,33} x^2 + 5g \quad (2.32)$$

Da osservazioni sperimentali risulta che quest'ultimo termine determina sul ritardo una riduzione di circa il 10%. Tale constatazione conduce alla formula in due termini, dove figurano solo la componente deterministica e stocastica del ritardo [Cantarella, Festa, 1998]:

$$d = 0,90 \left[ \frac{c(1-g)^2}{2(1-gx)} + \frac{x^2}{2f(1-x)} \right] \quad (2.33)$$

È possibile inoltre utilizzare la formula di Doherty  $t_a = \frac{T}{2}(1-l)^2 + \left(\frac{0,55}{1 \cdot s}\right) \left(\frac{q}{1 \cdot s - q}\right)$

[Catling, 1977] composta di due termini, il primo dei quali rappresenta il ritardo medio a flusso nullo (indisturbato), mentre il secondo termine rappresenta il ritardo causato dalla congestione:

$$d = \left[ \frac{c(1-g)^2}{2} + \frac{qx}{C(1-x)} \right] \quad \text{se } x \leq 0,95 \quad (2.34)$$

dove  $\bullet$  è una costante che dipende dalla legge degli arrivi ed è compresa tra 0,55 e 0,6 e  $C$  è la capacità dell'accesso. Se il grado di saturazione dell'accesso è superiore al 95 % si utilizza un'espressione ottenuta approssimando il valore della funzione di ritardo con la sua tangente.

In particolare nel caso della formula di Doherty, l'approssimazione è rappresentata dalla seguente espressione:

$$d = a + bf \quad \text{se } x > 0,95 \quad (2.35)$$

con

$$a = 35,9 - 209/C;$$

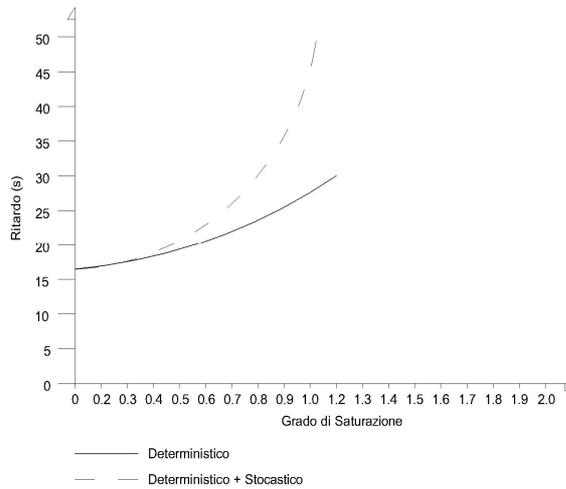
$$b = 220/C^2.$$

Hutchinson (1972) ha proposto una estensione della formula in due termini di Webster che tiene conto di un ritardo stocastico nell'ipotesi che gli arrivi seguano una legge esponenziale:

$$d = 0,9 \left[ \frac{c(1-g)^2}{2(1-g)} + \frac{qx}{2C(1-x)} \right] \quad (2.36)$$

con:

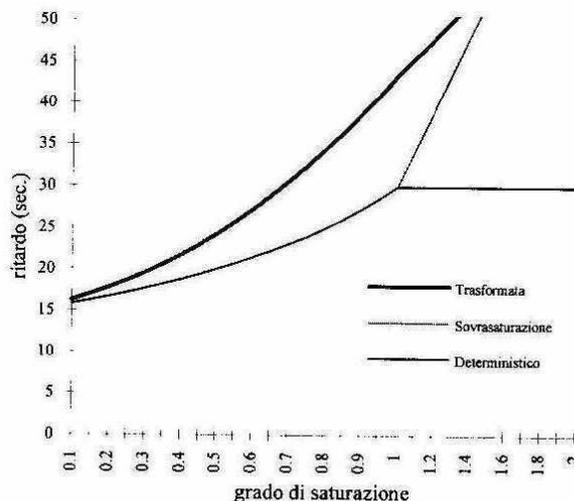
$\bullet$  = varianza del numero di arrivi per ciclo / numero medio di arrivi per ciclo.



**Figura 2.9 - Andamento delle funzioni di ritardo di Webster**

L'ultima espressione si riduce alla formula di Webster in due termini quando  $\bullet$  assume valore unitario. In generale il valore di  $\bullet$  può variare tra 1 ed 1,5.

Da un confronto tra i valori forniti dalle formule considerate, per diverse combinazioni di  $f, g, s$ , si osserva che per  $\bullet = 1$ , le varie espressioni, generalmente, forniscono un ritardo che differisce da quello valutato con la formula di Webster completa per non più del 10%, a meno che il tempo di verde efficace sia una grossa frazione del ciclo. Per  $\bullet > 1$  la formula di Hutchinson fornisce valori superiori a quelli prodotti dalla formula completa di Webster, in particolare quando si è in presenza di un elevato grado di saturazione; la formula di Hutchinson può dare valori diversi dalle altre quando  $\bullet$  è vicino a 1.



**Figura 2.10 - Andamento della funzione di Webster trasformata**

L'uso frequente della formula in due termini di Webster è giustificato da una maggiore semplicità algebrica rispetto alle altre espressioni.

In condizioni di sovrasaturazione si può estendere l'espressione in due termini di Webster sostituendo al termine di ritardo stocastico l'espressione del ritardo di sovrasaturazione-stocastico [2.30], introdotta precedentemente :

$$d_1 = 0,9 \left[ c \frac{(1-g^2)}{2(1-y)} - d_s \right] \quad y \leq g \quad (2.37.a)$$

$$d_2 = 0,9 \left[ \frac{c(1-g)}{2} + d_s \right] \quad y > g \quad (2.37.b)$$

#### **2.4.2. Il ritardo per un accesso non isolato**

Nel caso di accesso non isolato il ritardo deterministico è influenzato dalla legge degli arrivi, mentre il ritardo stocastico non dipende da tale legge e viene calcolato come nel caso di accesso isolato. Si noti che, il ritardo degli utenti dovuto a fenomeni di sovrasaturazione, causati da fluttuazioni stocastiche dei flussi rispetto all'andamento degli arrivi, è incluso nel ritardo stocastico  $d_s$ .

Per quanto concerne un asse stradale, cioè per un insieme di intersezioni che si succedono lungo un itinerario, la pratica di controllo più diffusa e particolarmente utile quando gli incroci stradali sono ravvicinati, consiste nella realizzazione, in tempo fisso, di un'onda verde. Questa tecnica di coordinazione semaforica è messa in atto mediante lo sfasamento del passaggio al verde di differenti semafori in modo tale che un veicolo, in partenza dall'estremità dell'asse stradale in un istante che cade in un determinato intervallo temporale, possa continuare la propria corsa trovando tutti i semafori al verde se viaggia ad una velocità prefissata (velocità di coordinazione). Il rapporto tra tale intervallo temporale ed il tempo di ciclo costituisce la larghezza della banda verde. Se quest'ultima è abbastanza ampia, allora tutti i veicoli accumulatisi al semaforo durante la sua permanenza al rosso, troveranno i semafori successivi al verde; se invece la larghezza di banda è piccola in rapporto al volume di traffico, alcuni veicoli dovranno sopportare un numero aggiuntivo di arresti e di ritardi.

Affinché tale tecnica di coordinazione sia realizzabile è necessario che i dispositivi semaforici posseggano un comune tempo di ciclo  $T$ . Partendo dalla conoscenza di:

- durata comune  $T$  dei ciclo;
- posizione reciproca delle intersezioni stradali;
- durata del rosso di ciascun dispositivo semaforico nella direzione considerata;
- velocità e tasso di flusso tra coppie di semafori adiacenti, il problema principale è

quello di realizzare bande quanto più larghe possibile (massimizzazione della banda). Ciò è ottenibile agendo opportunamente sugli offset.

La soluzione di un tale problema, semplice nel caso di asse monodirezionale, comporta qualche difficoltà aggiuntiva nel caso di asse a due direzioni di marcia.

I progressi compiuti nel campo delle tecniche di ottimizzazione e nell'informatica, hanno permesso di sostituire il calcolo manuale dei diagrammi spazio-temporali con tecniche più sofisticate e versatili di calcolo elettronico. Due sono i metodi più diffusi. Il primo (Morgan e Little, 1964) si basa su di una tecnica euristico-combinatoria di ottimizzazione; il secondo (Little 1964) è fondato, invece, su di un potente e più versatile strumento di programmazione matematica.

## **2.5. Andamento degli arrivi nelle intersezioni semaforizzate**

### **2.5.1. L'andamento degli arrivi ad un accesso isolato**

L'andamento degli arrivi nel tempo, o forma del plotone in arrivo, ad un accesso non isolato, è in generale non uniforme e dipende da tre differenti fenomeni che si verificano tra le due intersezioni adiacenti:

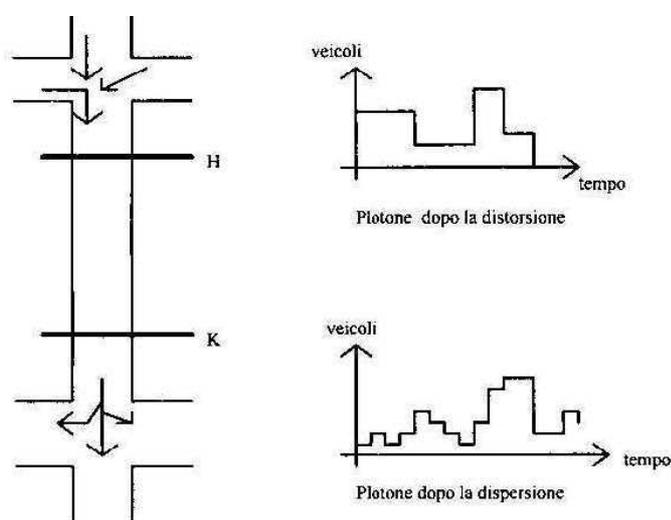
- § distorsione, all'intersezione a monte;
- § dispersione, lungo il ramo stradale;
- § divisione, all'intersezione a valle.

La *distorsione* di un plotone che si immette su un ramo stradale è la variazione di forma dovuta alla presenza della regolazione semaforica nell'intersezione a monte del ramo stesso. Infatti il flusso in uscita ad ogni istante (altezza del plotone) non può superare il flusso di saturazione  $S$  ed il tempo utilizzato dai veicoli per attraversare la linea di arresto (lunghezza del plotone) non può superare la durata del verde efficace. La

forma del plotone che si immette nel ramo stradale è definita sommando i plotoni che utilizzano i diversi accessi dell'intersezione a monte.

La *dispersione* del plotone è la variazione del distanziamento veicolare che si verifica lungo un ramo stradale, a causa delle differenze nel comportamento dei guidatori e nell'efficienza dei veicoli.

La *divisione* di un plotone è la suddivisione e segmentazione del flusso in più rami e si verifica quando il plotone giunge alla linea di stop dell'intersezione a valle e si suddivide nelle manovre che la costituiscono. Questi tre differenti fenomeni possono essere rappresentati con la teoria dei profili ciclici dei flussi (fig. 2.11)



**Fig. 2.11 - Esempio di distorsione e di dispersione di un plotone**

Il profilo ciclico di flusso [Pacey,1956]; [Hiller e Rothery, 1967]; [Robertson, 1969]; [Gallivan, 1984] rappresenta l'andamento nel tempo del flusso in corrispondenza di una sezione stradale ed è rappresentato solitamente con un istogramma. Alcune caratteristiche di un profilo ciclico possono essere utilizzate per ottenere informazioni sulle caratteristiche di traffico [Robertson, 1984].

In particolare:

- § l'area dei profili è proporzionale al flusso medio lungo la sezione stradale. Inoltre noti i tempi di verde all'intersezione, se l'area di osservazione è sufficientemente limitata, i flussi di svolta possono essere stimati mediante l'osservazione del flusso medio durante un'appropriata parte di ciclo;

§ la variazione dell'altezza dei profili da indicazioni sul coordinamento dei segnali: in particolare profili con frequenti picchi, che corrispondono a plotoni di traffico, saranno soggetti a notevoli benefici grazie al coordinamento; in altri casi dove il traffico durante il ciclo rimane pressoché costante i benefici prodotti dal coordinamento saranno contenuti.

Il comportamento del traffico su di un ramo è rappresentato tenendo conto di tre tipi di profili ciclici di flusso:

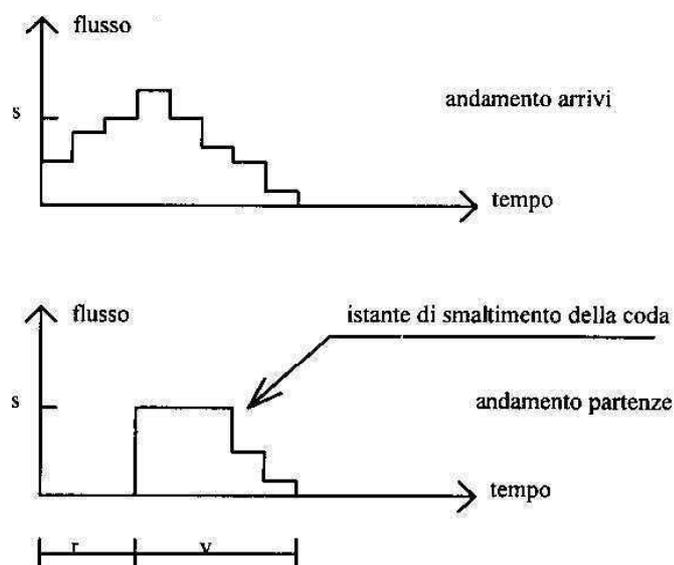
*Profilo in ingresso:* è il flusso (stimato) di traffico che partendo da una intersezione a monte arriva alla più vicina linea di arresto a valle, supponendo che il flusso non sia ostacolato da segnali alla linea di arresto.

*Profilo in uscita:* è il flusso (stimato) che lascia un ramo.

*Profilo di attraversamento:* è il flusso (stimato) che attraverserebbe una linea di arresto se ci fosse abbastanza flusso da saturare il periodo di verde.

La *distorsione* è la variazione di forma subita dal plotone a causa della presenza del semaforo all'intersezione di monte ed a causa delle diverse manovre di svolta che sono consentite. La forma del plotone che si immette sul ramo stradale (fig. 2.11; sez. H) dipende dalla forma dei plotoni che impegnano i vari accessi dell'intersezione a monte.

In generale si assume come modello delle partenze un plotone rettangolare di altezza pari ad  $s$ , fino all'istante in cui la coda si annulla, successivamente la forma del plotone coincide con l'andamento degli arrivi (fig. 2.12).



**Fig. 2.12 Modello di distorsione**

Se si assumono arrivi uniformi, il plotone distorto è un plotone a scalini, con altezza pari al flusso di saturazione ( $S$ ) fino all'istante in cui la coda si annulla ( $t_0$ ); dopo tale istante, la forma del plotone coinciderà con l'andamento degli arrivi ( $f$ ); tale modello viene definito modello Tadpole [Huddart e Tumer, 1969].

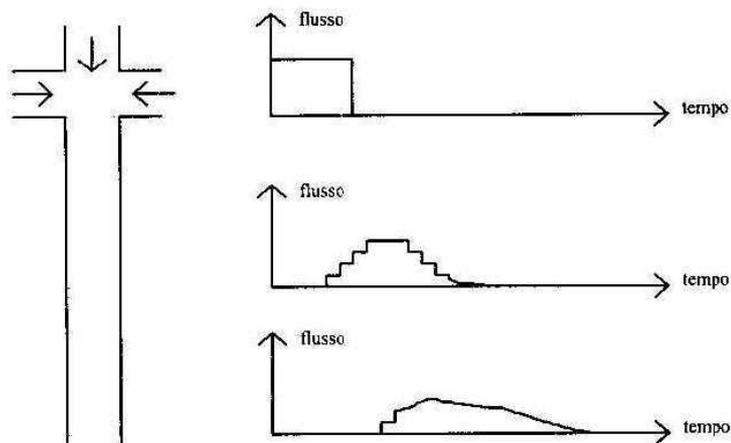
La dispersione (fig. 2.11; sez. K) è la variazione del distanziamento veicolare del plotone causata dal diverso comportamento dei conducenti lungo il ramo. Il primo approccio alla modellizzazione di questo fenomeno [modello della diffusione; Pacey, 1956] assumeva che ogni veicolo del plotone avesse una velocità costante distribuita normalmente.

Successivamente Robertson (1969) ha proposto un modello di dispersione [modello della ricorrenza] che ha il vantaggio di essere computazionalmente semplice e fornisce dei risultati vicini alla realtà. Tale modello implementato nel metodo TRANSYT, rappresenta il plotone in forma discreta (fig. 13) ed è espresso da un'equazione ricorsiva:

$$f_{i+k}^* = p \cdot f_i + (1-p) f_{i+k-1}^* \quad i \in [1, \dots, n] \quad (2.38)$$

dove:

- $f_i$  è il flusso in ingresso nell'arco proveniente dall'intersezione a monte nell'intervallo  $i$ ;
- $f_i^*$  è il flusso in arrivo alla linea di stop dell'intersezione a valle nell'intervallo  $i$ ;
- $k \cdot 0.8 t$ , misura la traslazione temporale tra l'inizio del profilo a monte e l'inizio del profilo a valle relativamente alla distanza per la quale è stata calcolata la dispersione
- $t$  è il tempo medio di viaggio (misurato negli stessi intervalli discreti utilizzati per  $f$  e  $f^*$ );
- $\bullet = 1/(1 + \bullet t)$  fattore di dispersione, con  $\bullet (0, 2 \div 0, 6)$  parametro da calibrare.



**Fig. 2.13 Modello di dispersione**

La divisione è la segmentazione che il plotone subisce quando giunge alla linea di stop dell'intersezione a valle. Un modello realistico per il fenomeno in esame, richiederebbe la conoscenza dei percorsi effettivamente utilizzati tra l'origine e la destinazione dello spostamento. Solitamente si considerano percentuali di svolta da ciascun accesso dell'intersezione.

## **2.6. Metodi di ottimizzazione delle reti**

In questo paragrafo si descrivono alcuni metodi per la regolazione delle intersezioni semaforizzate, utilizzando gli elementi introdotti nei paragrafi precedenti riguardo l'analisi delle prestazioni di una intersezione.

Le strategie basate sulla conoscenza dei flussi utilizzano tecniche di programmazione matematica o di controllo ottimo per la determinazione dei parametri di regolazione a partire dalla conoscenza dei flussi. Nelle *strategie a piani predefiniti* si adottano schemi di regolazione predeterminati fuori linea (off-line) a partire da dati "storici" sulle condizioni di traffico prevalenti, differenziando eventualmente lo schema in diversi periodi del giorno.

Nelle strategie *attuati dai flussi*, lo schema di regolazione adottato dipende dalle condizioni di traffico correnti, determinate con opportune misure in linea (on-line) dei flussi di utenti (naturalmente si rileva un ritardo tra l'intervallo di tempo in cui sono effettuate le misure di flusso e l'istante di adozione del piano: ciò presuppone l'uso di

tecniche di estrapolazione statistica per la determinazione dei flussi da utilizzare nel calcolo della regolazione).

In particolare se si sceglie un piano di regolazione da una biblioteca di piani predeterminati fuori linea, si ha una strategia a *scelta di piano*; se, viceversa, il piano di regolazione è calcolato in linea, si ha una strategia ad *elaborazione di piano*.

I metodi descritti hanno in generale costi di realizzazione molto diversi, infatti, le strategie attuate dai flussi richiedono l'adozione di un sistema di rilevazione automatica dei flussi stessi, particolarmente esteso nel caso di strategie ad elaborazione di piano.

Sono richiesti, inoltre, sistemi di calcolo in grado di operare in tempi molto ridotti. Le strategie attuate dai flussi consentono, d'altro canto, un migliore adeguamento alle condizioni effettive di traffico anche se in condizioni di notevole congestione si possono avere brusche oscillazioni della regolazione con conseguente degrado delle prestazioni complessive del sistema.

Le strategie di regolazione semaforica attuate dai veicoli si differenziano notevolmente da quelle precedentemente descritte, poiché la determinazione dei parametri di regolazione prescinde dalla conoscenza esplicita dei flussi di arrivo (siano essi rilevati dinamicamente o calcolati da dati storici). L'alternanza dei segnali verde-rosso ai differenti accessi dell'intersezione è valutata direttamente (on-line) dall'arrivo dei veicoli segnalato al controllore da opportune spire di rilevamento.

Le strategie di regolazione attuate dai veicoli risultano particolarmente efficaci per intersezioni isolate non molto congestionate; per elevati valori di flusso forniscono una regolazione determinata dai valori massimi di durata del periodo di verde (simile a quella di una strategia a piani predefiniti).

È da notare che non sono efficaci nel caso di intersezioni non isolate. Sulla base di esperimenti, Gartner (1982,1985) ha stilato delle "istruzioni" per lo sviluppo di un'efficace strategia "demand-responsive" di controllo del traffico:

a) la strategia deve fornire risultati migliori dei metodi off-line. Anche se questo può sembrare di per sé evidente, non sempre lo si è riconosciuto nello sviluppo di precedenti strategie attuate, sostituite, in alcuni casi, da criteri meno rilevanti;

b) bisogna sviluppare nuovi concetti di controllo e non fare una semplice estrapolazione di quelli esistenti. Un controllo attuato non si può ottenere

implementando con frequenza superiore dei metodi off-line, ma occorrono nuovi metodi più adatti alla variabilità del traffico. Ad esempio i concetti di tempi di verde, sfasamenti e tempo di ciclo possono non essere adeguati per un controllo demand-responsive;

c) la strategia deve essere effettivamente demand-responsive (cioè adattarsi alle condizioni correnti di traffico e non a valori storici o i predetti che possono essere ben lontani da quelli correnti);

d) la strategia non deve essere arbitrariamente limitata a periodi di controllo di lunghezza specificata, ma dovrebbe avere la capacità di aggiornare frequentemente i piani, se necessario. Inoltre non dovrebbe essere legata ad una struttura rigida di modello di rete, ma piuttosto basata su processi di decisione decentralizzati.

### **2.6.1. Metodi basati sulla conoscenza dei flussi**

Nei paragrafi seguenti si riportano alcuni dei metodi proposti in letteratura per la regolazione di intersezioni semaforizzate, che possono essere utilizzati per la implementazione di ciascuna delle strategie, basate sulla conoscenza dei flussi.

In particolare, nel caso di una intersezione isolata, si adotta di solito una regolazione semaforica si tende a ridurre il tempo totale di attesa (minimizzazione del ritardo  $i$ ) ovvero, in presenza di notevole congestione, si tende a rendere massimo il numero di utenti che può attraversare l'intersezione (massimizzazione della capacità). In questo ultimo caso, la regolazione della singola intersezione risulta comunque indipendente dall'interazione con le intersezioni circostanti.

### **2.6.2. La regolazione di un'intersezione singola in regime di sotto-saturazione**

Si descrivono di seguito i metodi che assumono nota la matrice fasi. Alcuni modelli che consentono di progettare anche la matrice delle fasi per una intersezione isolata sono descritti in Cantarella e Sforza (1997).

*Il metodo di Webster.* Il metodo proposto da Webster (1958) e Webster e Cobbe (1966) mirava ad ottenere, con un semplice procedimento, la durata del ciclo ed i tempi di verde per una intersezione singola di cui sia nota la matrice delle fasi. Si assume che ciascuna fase  $i$  sia rappresentata da una sola corrente, quella caratterizzata dal più alto

valore del rapporto di flusso  $y = f/s$  (tale corrente riceve verde solo nella fase  $i$ ). Siano, dunque, per ciascuna fase  $i$ :  $f_i$  la portata,  $S_i$  il flusso di saturazione,  $l_i$  il tempo perso e  $g_i$  il verde efficace.

I tempi di verde efficace di ciascuna fase sono determinati nell'ipotesi che tutte le correnti rappresentative abbiano lo stesso fattore di capacità (principio di equisaturazione) assunto come fattore di capacità dell'intersezione (le correnti non rappresentative possono avere un fattore di capacità maggiore),  $\bullet_i = \bullet^*$ .

Il metodo di Webster è di facile applicazione, ma richiede tuttavia l'individuazione, non sempre possibile, delle correnti rappresentative e nel contempo non consente l'introduzione di vincoli di verde minimo o di rosso minimo. Queste ipotesi limitative sono superate nei metodi SIGCAP e SIGSET di seguito descritti.

### **2.6.3. La regolazione di una rete di intersezioni in regime di sotto-saturazione**

Si descrivono due metodi per la regolazione di una rete di intersezioni. Il primo si applica ad un'arteria semaforizzata, ossia ad una successione di intersezioni (assenza di circuiti). Il secondo metodo, di tipo euristico consente la sincronizzazione di una rete generica. Un metodo ottimale per il solo coordinamento di una rete di intersezioni è descritto in Cantarella e Sforza (1997).

*Il metodo MAXBAND per il coordinamento di arterie semaforizzate.* I metodi per il coordinamento consentono di calcolare i tempi dei cicli, gli sfasamenti, la velocità di progressione e l'ordine delle fasi di svolta a sinistra (in tutte le intersezioni) che massimizzano la larghezza delle bande nelle due direzioni di marcia, lungi un'arteria semaforizzata.

*Il metodo TRANSYT.* L'ottimizzazione dei parametri di regolazione di una rete di intersezioni (durata del ciclo, verdi, sfasamenti) può essere effettuata attraverso metodi euristici di grande efficacia. Il metodo TRANSYT (TRAffic Network StudY Tool) realizza il calcolo dei parametri suddetti off-line, utilizzando serie di dati storici. Pertanto, possono essere simulati diversi regimi dei flussi di traffico per produrre un insieme di programmi di regolazione da usare in differenti situazioni del traffico. Cambiamenti tra i programmi possono essere fatti giornalmente o sulla base di misure on-line delle condizioni del traffico, ad esempio sui flussi o le lunghezze delle code, in

alcune determinate zone della rete. Il metodo TRANSYT è stato realizzato inizialmente da Robertson (1969) e, mantenendo lo stesso approccio di base, ha diverse revisioni sostanziali (Vincent et al., 1980) (Chard et al., 1987) al fine di renderlo uno strumento il più possibile flessibile disposizione degli ingegneri del traffico.

L'output finale fornisce informazioni sulla rete, i ritardi, il numero di arresti, la velocità e il consumo di carburante. Il metodo si basa su alcune ipotesi relative al modello di traffico: tutte le intersezioni a rete sono controllate da segnali o da regole di priorità, tutti i segnali operano con un tempo di ciclo comune o con un suo multiplo, i flussi entranti nella rete, i flussi tra le intersezioni ed i flussi di svolta alle intersezioni sono noti e costanti, gli arresti e le partenze veicoli sono istantanei.

Il metodo TRANSYT è caratterizzato da due parti fondamentali: il modello di traffico e la procedura di ottimizzazione dei segnali. Il *modello di traffico* rappresenta i meccanismi di funzionamento della *i* utilizzando la teoria dei profili ciclici di flusso descritti in una le precedente di questo volume.

Il comportamento del traffico su di un ramo è rappresentato tenendo conto di tre tipi di profili ciclici di flusso:

*Profilo in ingresso:* è il flusso (stimato) di traffico che partendo una intersezione a monte, arriva alla più vicina linea di arresto a valle, supponendo che il flusso non sia ostacolato da segnali alla linea di arresto.

*Profilo in uscita:* è il flusso (stimato) che lascia un ramo.

*Profilo di attraversamento:* è il flusso (stimato) che attraverserebbe una linea di arresto se ci fosse abbastanza flusso da saturare il periodo di verde.

Durante cicli successivi, i profili, varieranno a causa del comportamento casuale dei singoli veicoli. La dimensione dei picchi è un utile informazione per l'ottimizzazione del coordinamento semaforico.

Le componenti di ritardo, considerate nel modello di traffico, sono:

- 1) ritardo uniforme o deterministico di sottosaturazione calcolato dai profili ciclici;
- 2) ritardo deterministico di sovrasaturazione e ritardo stocastico, la cui somma è calcolata mediante una espressione che tiene conto della durata di un possibile periodo di sovrasaturazione. Avvicinandosi alla saturazione i valori di ritardo non uniforme crescono e diventano sensibili a piccole variazioni della domanda.

Il *metodo di ottimizzazione dei segnali* ricerca una configurazione ottimale dei parametri di regolazione che minimizzi un indice di efficienza PI. Tale indice è una misura della qualità del deflusso nella intersezione ed è definito dalla somma del ritardo totale e del numero degli arresti, pesati in maniera opportuna.

L'insieme ottimo dei segnali è ottenuto tramite una procedura euristica di salita (*hill-climbing*; Robertson, 1969) a partire da una configurazione iniziale nota, calcolata ad esempio con il metodo di Webster per ciascuna intersezione. La procedura complessiva del metodo TRANSYT fornisce:

- § informazioni per guidare la scelta del tempo di ciclo;
- § valutazioni del modello di traffico sulla regolazione dei segnali.

Ogni valutazione del modello di traffico fornisce per ciascun arco: grado di saturazione, tempo medio di viaggio, tasso di ritardo medio, tasso di ritardo uniforme, tasso di ritardo casuale e di sovrasaturazione, numero medio di arresti per veicolo, costo di arresto, coda massima, indice di efficienza, tempi di verde e tempi di cambio delle fasi e un insieme di informazioni sulla rete che includono il totale delle distanze percorse, il tempo totale speso nella rete, la velocità media di viaggio e dati sul consumo di carburante.

Nel metodo TRANSYT è possibile che la durata del ciclo di qualche intersezione sia la metà di quello comune a tutte le altre (ciclo doppio). Inoltre, è presente un modello di controllo, mediante regola di priorità, che permette di modellare intersezioni con diritto di precedenza e correnti di svolta a sinistra ostacolate. E' prevista anche un'opzione che consente di specificare una lunghezza di coda massima su selezionati rami, allo scopo di ridurre la possibilità di code eccessive che ostacolano il deflusso dell'intersezione a monte. L'output include:

- § i costi monetari del ritardo e degli arresti, basati su selezionati valori per i termini dell'indice di efficienza ;
- § la stima del consumo di carburante in cui sono compresi: il consumo relativo ad una velocità di crociera costante tra due linee di arresto successive, il consumo dovuto al ritardo, il consumo dovuto all'accelerazione dopo un arresto fino a raggiungere la velocità di crociera.

### **2.7. I metodi di ottimizzazione semaforica**

Il metodo *SCOOT* (*Splits-Cycle-Offset-Optimisation-Technique*) (Hunt e altri, 1981) è una tecnica in linea di ottimizzazione dei parametri di regolazione semaforica del traffico, sviluppata al Transport and Road Research Laboratory che consente di applicare i principi del metodo *TRANSYT* ai profili ciclici rilevati. *SCOOT* ha un insieme di temporizzazioni semaforiche che, se non alterato nel corso dell'ottimizzazione, costituirebbe in effetti un piano semaforico fisso.

Per mezzo di frequenti piccole alterazioni, *SCOOT* controlla la segnalazione semaforica all'interno di un piano che evolve nel tempo.

Le alterazioni sono di tre tipi; variazioni sui tempi di verde, sugli sfasamenti e sulla durata del ciclo.

Il primo tipo va ad alterare il tempo di verde degli stadi in un ciclo, al fine di far diminuire i più alti gradi di saturazione agli approcci. Il cambiamento viene valutato ad ogni ciclo ed è temporaneo, pur portando ad un piccolo cambiamento permanente nei tempi di verde. Una variazione sugli sfasamenti viene effettuata per "aggiustare" i tempi relativi di inizio fase tra intersezioni adiacenti se questo porta ad un miglioramento nelle condizioni di deflusso tra le intersezioni. Le variazioni sugli sfasamenti vengono valutate ad ogni ciclo-*SCOOT* lavora con la stessa durata del ciclo su sub-aree di intersezioni: la variazione sul tempo di ciclo determina aumenti o decrementi del tempo di ciclo per una sub-area. Il tempo di ciclo viene cambiato affinché il più alto grado di saturazione per l'intersezione sia del 90%.

Gli elementi di principale interesse della più recente versione di *SCOOT*, sono le possibilità di gestire situazioni di congestione, che permettono di specificare in anticipo la strategia in condizioni estreme - *SCOOT* usa due strategie principali: il *gating* (inserimento di barriere) e il *congestion weighting* (assegnazione di pesi alle aree congestionate).

Entrambi vengono innescati da loop di induzione situati in maniera tale che un'occupazione permanente significhi congestione. Il *gating* previene l'aumentare del traffico in aree sensibili aumentando i tempi di verde per il traffico che lascia quest'area e diminuendo invece i tempi di verde per il traffico che tende ad entrarvi. Queste

variazioni avvengono generalmente ad intersezioni ad una certa distanza dal collegamento interessato.

All'aumentare della congestione nell'area, il *gating* viene innescato automaticamente impedendo al traffico entrante di essere troppo veloce e rilasciando più velocemente il traffico congestionato.

Il *congestion weighting* assolve ad una funzione simile assegnando pesi ai rami più pesantemente congestionati e incrementando in tal modo i loro tempi di verde a spese dei rami non congestionati.

### **2.7.1. I metodi con struttura delle fasi predeterminata**

L'arrivo di un veicolo ad un accesso con segnale verde, determina un aumento della durata del periodo di verde fino al raggiungimento di un valore massimo. Tale aumento può essere decrescente con il numero dei veicoli già transitati, al fine di evitare code eccessive agli accessi con segnale rosso. Se esiste una gerarchia tra gli accessi dell'intersezione, è possibile imporre che il verde ad un accesso principale divenga rosso solo quando siano presenti veicoli in attesa agli accessi secondari (indipendentemente dalla massima durata del periodo di verde per l'accesso principale).

Per evitare che le code agli accessi con segnale rosso interessino le intersezioni circostanti, è possibile predisporre delle spire di rilevamento che segnalino il raggiungimento della massima coda ammissibile ad un accesso con segnale rosso, determinando così una variazione dei segnali.

*Controllori Volume-Densità.* Il controllore volume-densità realizza una forma di controllo attuato, in cui il tempo di verde iniziale e l'estensione dell'intervallo vengono variati in funzione delle condizioni di traffico e di tempo. Gli standards NEMA riconoscono tre tipi di variazione dell'intervallo iniziale:

1. verde aggiunto iniziale, in cui c'è un minimo valore assegnato all'intervallo iniziale di verde;
2. verde computato iniziale, in cui un valore minimo e massimo dell'intervallo iniziale sono posti" sul controllore insieme al numero di attuazioni richieste per raggiungere un massimo iniziale;

3. verde estensibile iniziale, in cui un valore minimo e massimo dell'intervallo iniziale sono definiti insieme al tempo iniziale aggiunto per l'attuazione.

Tutti e tre i tipi di variazione dell'intervallo iniziale, sono concepiti per ottenere lo stesso obiettivo: regolare il verde iniziale per garantire che la coda in attesa venga smaltita prima che termini una data fase. I controllori, che vengono attualmente fabbricati, offrono soltanto un'unica forma di variazione dell'intervallo iniziale.

Il valore iniziale dell'estensione è stabilito tramite il tempo di passaggio posto sul controllore, mentre il valore finale dell'estensione è definito dalla minima estensione. Il tasso a cui l'estensione può essere ridotta è stabilito usando uno dei seguenti approcci.

Formulazione di un tempo per ridurre un'estensione minima, ottenuto il quale si ha:

$$T_{\text{asso}} = \frac{(T_{\text{Transito}} - E_{\text{estensione\_minima}})}{T_{\text{Tempo\_da\_ridurre}}} \quad (2.39)$$

Riduzione dell'estensione ogni secondo. In tal caso il tempo da ridurre è in relazione con la "riduzione del gap ogni secondo (RGES)" attraverso la seguente equazione:

$$\text{Tempo da ridurre} = (\text{Tempo di transito} - \text{Estensione minima})/\text{RGES}$$

*Controllori basati su rilevatori Long-Loop di presenza.* La rilevazione della presenza di Long-Loop, avviene producendo una chiamata per i veicoli, pari alla durata di tempo, durante il quale il veicolo è sul rilevatore. Il rilevatore di Long-Loop è generalmente usato con controllori full-actuated, in una procedura nota come controllo di occupazione di corsia o controllo di occupazione di ciclo (LOC).

L'operazione LOC interviene quando il controllore è programmato per intervalli di verde iniziale pari a zero.

Le estensioni sono poste a zero o ad un valore molto basso. In generale, non è necessario un intervallo iniziale diverso da zero, o comunque un tempo minimo di verde, poiché i Long Loop registrano continuamente la presenza di veicoli, che sono in attesa, inducendo il controllore ad estendere la durata del verde fino a che l'intera coda non è stata scaricata.

Il risultato è un operazione di segnali che risponde rapidamente ai cambiamenti del flusso di traffico.

*Controllori MOVA.* MOVA (Microprocessor Optimised Vehicle Actuation) è un sistema di controllo sviluppato dal TRLL (Vincent R.A., Peirce J.R., 1988) per

intersezioni isolate. Tale sistema è caratterizzato da due spire per ciascuna corsia; in ambito urbano queste spire sono poste rispettivamente a 40 mt e 100 mt dalla linea di stop.

Inizialmente ogni corsia riceve una durata di verde sufficiente per smaltire i veicoli in coda tra la linea di stop e la prima spira (a 40 mt). Successivamente analizza gli intervalli dei passaggi dei veicoli per determinare quando la coda è stata smaltita ed il tasso delle partenze scende al di sotto del flusso di saturazione.

A questo punto attraverso un processo di ottimizzazione si valutano le utilità di estendere le durate dei verdi con la disutilità dei veicoli arrestati dal segnale rosso.

Tale procedimento consente di ottenere correntemente un gap temporale all'interno del quale estendere la durata del verde sia in condizioni di accesso saturo sia in condizioni di accesso non saturo.

### **2.7.2. Ottimizzazione mediante la programmazione**

La programmazione dinamica (DP) è una tecnica matematica usata per l'ottimizzazione di processi di decisione a più stadi: le decisioni (valori di controllo) che toccano il processo vengono ottimizzate in stadi piuttosto che simultaneamente.

Ciò si realizza suddividendo il problema originario in piccoli sottoproblemi, (stadi) più facilmente trattabili dal punto di vista computazionale.

La DP, è una procedura sistematica per determinare la combinazione di decisioni, che massimizzano l'efficacia totale o minimizzano la disutilità totale.

Si basa sul Principio di Bellman (1957): "Una politica ottimale ha la proprietà che, qualunque siano lo stato e la decisione iniziale, le decisioni rimanenti devono costituire una politica ottimale rispetto allo stato risultante dalla prima decisione". Si consideri un'intersezione le cui fasi semaforiche consistano solo di verde efficace e rosso efficace. Si assume che tutti gli arrivi ai vari rami dell'intersezione siano noti per un intervallo temporale finito. Il processo di ottimizzazione è decomposto in  $N$  stadi, ognuno dei quali rappresenta un intervallo discreto di tempo (ad es. 5 sec.).

Il funzionale di ottimizzazione è dato dalla seguente equazione ricorsiva:

$$f_j^* = \min_{x_j} \{R_j(i_j, a_j, x_j) + f_{j+1}^*(i_j, a_j, x_j)\} \quad (2.40)$$

ritorno allo stadio  $j$ , è il ritardo dovuto alle code in quello stadio e viene misurato in unità di veicolo/intervallo.

Il risultato dell'ottimizzazione è una politica di commutazione (switching), che minimizza il ritardo totale su tutto il periodo dell'orizzonte temporale per un assegnato stato iniziale  $i_j$ . Questa politica identifica la sequenza di decisioni di switching a tutti gli stadi del processo di ottimizzazione.

*Implementazione e risultati.* Il metodo OPAC è stato provato intensivamente usando il modello di simulazione NETSIM (Chen e altri 1978) ed ha mostrato significativi miglioramenti nei confronti di altri metodi. I ritardi medi sono stati ridotti del 30÷50% rispetto alla regolazione fissa e del 5÷15% rispetto alla regolazione attuata.

È da notare che i benefici maggiori sono venuti nelle condizioni di flusso elevato, quando l'intersezione è più sensibile al controllo. Il metodo OPAC, visto per una sola intersezione, è adatto anche alle applicazioni su rete. In tal caso, è necessaria una certa capacità di analisi locale ad ogni intersezione, così come una comunicazione tra controllori adiacenti.

Il risultato sarebbe un sistema demand-responsive, coordinato in maniera flessibile e decentralizzato.

*Il sistema UTOPIA.* La priorità nel controllo di un sistema di traffico urbano è sicuramente quella di evitare situazioni di congestione, favorendo nel contempo i trasporti pubblici alle intersezioni. Un sistema di controllo, che voglia realizzare questi obiettivi e sia robusto ed efficiente, deve avere un approccio a ciclo variabile che a seconda dell'entità del traffico cerchi di ottimizzare il deflusso veicolare (ci sono dei ranges di valori entro i quali ogni fase deve ricadere).

A questo scopo, si decompone il problema principale in più sottoproblemi, da risolvere con strategie di retroazione, all'interno di uno schema generale di tipo "traffic-responsive".

Ad un maggior livello di dettaglio, si assume di avere le seguenti specifiche per il controllo:

a) assoluta priorità ai mezzi pubblici alle intersezioni (tranne nel caso che siano in conflitto tra loro);

b) significativi miglioramenti per la mobilità privata in tutte le condizioni di traffico, incluse condizioni di parziale congestione della rete o di repentine variazioni di capacità (dovute ad esempio ad incidenti).

Entrambe le richieste impongono una soluzione di retroazione. Tale approccio richiede, a sua volta, che la stabilità della rete venga analizzata insieme alla ammissibilità e robustezza del sistema di controllo. Un approccio globale al problema è:

a) trovare una decomposizione del problema di controllo, in modo gerarchico decentralizzato;

b) definire funzionali per tutti i problemi risultanti, insieme alle regole di interazione;

c) definire algoritmi e metodi per risolvere tutti i problemi risultanti.

La regola di decomposizione è quella topologica (la rete è composta da una serie di intersezioni), quindi, il problema si riduce a trovare un controllo robusto in retroazione per le intersezioni, con regole consistenti per l'interazione attraverso le intersezioni. Per garantire la stabilità al livello di rete, occorrono anche interazioni con un livello superiore. Su questo approccio globale, descritto nel seguito, si basa il sistema UTOPIA (Urban Traffic OPTimization by Integrated Automation), realizzato ed implementato nella zona urbana di Torino.

Si assume che i tempi di arrivo alle intersezioni dei veicoli siano dati, ad esempio, da un sistema di monitoraggio dei veicoli che fornisce periodici aggiornamenti degli arrivi previsti.

*Concetti di base del sistema.* Il problema complessivo è stato decomposto in una serie di problemi minori che appartengono a due classi principali: il livello di intersezione e livello di area.

*a) Il livello di intersezione*

A questo livello si adotta ad ogni intersezione un controllo locale, ulteriormente suddiviso in “osservatore” e “controllore”.

L'osservatore ha il compito di aggiornare la stima dello stato dell'intersezione facendo uso dei dati disponibili (conteggi del traffico). Esso si basa su un modello microscopico: gli elementi di stato sono gruppi di veicoli su ogni ramo e la discretizzazione temporale è costituita da intervalli di 3 secondi.

Il vettore di stato dell'intera intersezione è l'insieme dei vettori di stato rappresentati rami singoli. Questi ultimi sono formati dai veicoli già sul ramo, ordinati secondo gli istanti previsti di arrivo e raggruppati in intervalli di 3 secondi.

Un ramo, quindi, con lunghezza massima (nel tempo) di 30 sec, sarà rappresentato da un vettore di 10 elementi.

L'uscita del controllore è la regolazione da applicare ai semafori dell'intersezione. Ogni controllo ottimizza un funzionale disponibile che si adatta alla situazione di traffico in quell'area.

L'ottimizzazione avviene facendo previsioni ad intervalli di 120 sec.: la regolazione ottima viene applicata per 6 sec e quindi si ottiene un controllo a ciclo chiuso. Questo può essere visto come un controllo OLFO (Open Loop Feedback-Optimal) o un'applicazione del concetto di orizzonte variabile.

Anche se l'ottimizzazione a livello di intersezione non garantisce ottimalità o benefici agli utenti, fornisce due importanti caratteristiche:

1. viene adottato il concetto di "interazione forte": all'interno del funzionale da ottimizzare vengono inseriti dei termini, che tengono in conto lo stato delle intersezioni adiacenti. Quindi viene ottenuta una capacità, a ciclo chiuso, di dar luogo al coordinamento della regolazione;

2. i controllori alle intersezioni agiscono all'interno di vincoli imposti dal livello di area, che determina anche i pesi all'interno del funzionale. In tal modo, il livello di area può imporre sulla rete percorsi "preferiti" e criteri dipendenti dal traffico sul livello di intersezione.

*b) Il livello di area*

L'obiettivo del livello di area è di ottenere un flusso di traffico regolare in ogni condizione di domanda e in tutta la città. Viene ottenuto scegliendo i funzionali poi a disposizione dei controllori di intersezione (e imponendo vincoli su di essi). Allo stesso tempo, il livello di area fornisce alcuni dati agli osservatori locali.

Obiettivo dell'osservatore è predire in tempo reale i percorsi più importanti che saranno scelti dal traffico privato. I livelli di flusso su questi percorsi vengono predetti per mezzo di un osservatore basato su un modello tempo-discreto, con intervalli temporali di 3 minuti. La rete delle strade principali viene rappresentata da una serie di

"unità di immagazzinamento" orientate e connesse. Ognuna di esse può contenere più intersezioni reali. A questa rete viene sovrapposta una serie di percorsi fissali: gli stati del modello sono costituiti dal numero di veicoli in ogni unità di immagazzinamento appartenente ad ogni percorso. Il controllore deve ottimizzare il funzionale di rete agendo su controlli fittizi come velocità media e flussi di saturazione in ogni unità. Vincoli che rappresentano la situazione corrente sono imposti su entrambi i controlli.

Il controllo è ancora ottenuto con un metodo OLFO (o di orizzonte variabile). Viene ricalcolato quando l'osservatore rileva un cambio nelle condizioni del traffico. Infine, le uscite del controllore vengono usate per definire informazioni e comandi da inviare al livello di intersezione.

*Il livello di controllo di intersezione.* All'intersezione si hanno dei rilevatori a spira, capaci di contare i veicoli, installati all'uscita dell'intersezione. Le spire di uscita di un'intersezione sono d'ingresso per la successiva. Si ottiene, quindi, la capacità ottimale di predire gli arrivi ad ogni linea di stop.

*L'osservatore locale.* Due gruppi di variabili devono essere stimati in tempo reale:

1. un gruppo di parametri lentamente variabili come tempi di viaggio (su ogni ramo), percentuali di svolta e flussi di saturazione;
2. lo stato dell'intersezione (descritto in precedenza).

Si richiede una stima corretta e robusta dei due gruppi per un controllo a ciclo chiuso efficiente e robusto.

La stima dello stato viene effettuata da un filtraggio di Kalman modificato sui conteggi del traffico: la propagazione di stato viene fatta ad ogni passo (3 sec.) basandosi anche sulla conoscenza dello stato dei semafori; la correzione dello stato viene fatta dopo che la regolazione semaforica è stata cambiata, comparando i flussi propagati sui rilevatori in uscita con i flussi effettivi.

Anche la stima dei parametri viene effettuata mediante filtraggio on line, basalo sui conteggi del traffico e sullo stato dei semafori.

Un aggiornamento viene fatto ad ogni ciclo e si basa sempre sulle differenze tra conteggi previsti ed effettivi.

L'osservatore provvede ad una stima efficace di tutte le variabili di intersezione: al fine di accrescere la robustezza e la stabilità dell'osservatore, si usano alcune

informazioni ottenute dal livello di area, in particolare valori di riferimento per percentuali di svolta, tempi di viaggio e flussi di saturazione.

*Il controllare locale.* Per definizione di stato, gli arrivi previsti alla linea di stop vengono determinati in ogni istante per alcune decine di secondi, un orizzonte temporale troppo breve per garantire un controllo "morbido", a causa dei vincoli sulla durata delle fasi e sulla priorità ai mezzi pubblici.

Si definisce, quindi, un orizzonte temporale più lungo (120 sec); però poiché non c'è una previsione corretta degli arrivi sul tempo extra, la regolazione semaforica viene fatta seguendo metodi diversi all'interno delle due parti logiche dell'orizzonte temporale.

Si fa una selezione euristica sub-ottima della regolazione semaforica nel periodo extra (ad es. da 30 a 120 sec), valutando una funzione di costo che tiene in conto: la probabilità di non dare priorità ai veicoli pubblici, le deviazioni dalla regolazione decisa nella precedente iterazione (ciò assicura un andamento regolare della rete) e le deviazioni dalla regolazione di riferimento fornita dal livello di area. La regolazione sub-ottima ottenuta non sarà attuata, ma usata come si vedrà più avanti. Nell'intervallo a ciclo chiuso (i primi 30 sec), una regolazione ottimale, viene calcolata ottimizzando un funzionate additivo avente come costi il tempo perso dai veicoli, le soste dei veicoli e le lunghezze massime di coda. Per i rami dell'intersezione, gli stessi costi vengono visti alle intersezioni adiacenti dai veicoli, che lasciano l'intersezione corrente: il tempo perso dal singolo veicolo pubblico all'intersezione e il costo della modifica richiesta sulla politica a ciclo-aperto (sull'orizzonte extra).

In questo funzionale, solo i costi relativi alla massima lunghezza delle code, non sono lineari: la ricerca della soluzione ottima viene fatta da un algoritmo branch-and-bound.

I pesi degli elementi sono scelti dal livello di area, sulla base delle condizioni di rete. In tal modo il livello di area adempie al suo compito,

È da notare che il coordinamento on-line della regolazione si ottiene automaticamente, inserendo i costi relativi alle intersezioni adiacenti nei funzionali. Alla fine si ottiene una regolazione ottima sul medio termine (20-30 sec) e le cui conseguenze sono state valutate fino a 120 sec. Tale regolazione viene adottata per 6 secondi dopodiché viene ricalcolata.

*Problemi di sovrasaturazione locale.* Se la saturazione è predicibile, viene trattata dal livello di area e i suoi effetti sono minimizzati. Possono però aversi casi di saturazione a livello locale, dovuti a imprevedibili cambi locali nella domanda oppure a deviazioni del traffico o incidenti. Il controllo a ciclo chiuso è in grado di trattare questi casi in due modi:

1. dando all'osservatore il compito aggiuntivo di rilevare situazioni critiche su specifici rami;
2. assegnando un peso al numero dei veicoli in partenza verso le intersezioni adiacenti nel funzionale del controllore, di conseguenza in alcuni casi può risultare conveniente trattenere i veicoli per un breve periodo.

Queste due caratteristiche danno luogo a due azioni. La prima consiste nel minimizzare la saturazione incrementando l'attraversamento. La seconda, se la prima non ha successo, nel far diminuire la domanda. Entrambe le caratteristiche si basano sulla cooperazione tra intersezioni adiacenti ed entrambe le azioni vengono guidate da un indice di saturazione che deve essere stimato dall'osservatore.

*Il livello di controllo di area.* L'obiettivo del livello di controllo di area è duplice: 1) aggiungere robustezza in ogni condizione, definendo uno scenario di riferimento a medio termine per il controllo di intersezione e 2) provvedere dati di riferimento agli osservatori locali.

*a) L'osservatore al livello di area*

Ha il compito di stimare e predire gli stati del modello macroscopico già definito. A questo scopo, si assume che il traffico sia composto ad una serie di componenti.

Innanzitutto, c'è un numero limitato di percorsi che hanno attribuiti di origine-destinazione. Si tiene in conto la somiglianza giornaliera di: numero di veicoli in partenza, istanti di partenza, percorsi dei veicoli.

L'osservatore è poi composto di due parti: una opera su base giornaliera e aggiorna in maniera ottima i dati già descritti per tutti gli elementi di traffico, la seconda lavora in tempo reale e rileva, in base agli eventi, l'effettiva attivazione delle partenze previste. La predizione poi viene fatta applicando i parametri filtrati ai flussi di origine misurati.

Secondo, c'è un piccolo numero di fenomeni di traffico di area da tenere in conto nella distribuzione del traffico e sono modellati da variazioni temporali "morbide". In questo caso, l'osservatore stima i parametri della legge di variazione temporale.

*b) Il controllore a livello di area*

I risultati on-line dell'osservatore (domanda di traffico tempo-variante, percorsi per l'assegnazione e prevista grandezza dei flussi non modellati su tutti i rami principali) permettono la formulazione del problema di controllo ottimo:

$$\min_c T_t = \min_c \int_t^{t+T} N dt \quad (2.41)$$

dove  $T_t$  è il tempo totale di viaggio,  $C$  è il dominio delle soluzioni ammissibili di controllo di area,  $t$  è l'istante corrente e  $N$  il numero dei veicoli sulla rete. Il modello viene semplificato, considerando una serie di unità di immagazzinamento con una semplice legge di propagazione. Le variabili di controllo sono rappresentate da una serie di coppie  $\alpha$  e  $\beta$  per ogni relazione ingresso-uscita di tali unità.

La velocità media e la capacità da assegnare per regolare il traffico sono rappresentate rispettivamente da  $\alpha$  e  $\beta$ . L'insieme di  $\alpha$  e  $\beta$  per la stessa unità, è limitato da vincoli di realizzabilità. Il problema è un problema (complesso) di controllo ottimo deterministico per un (grande) sistema dinamico. Viene risolto con un metodo tempo-discreto, con step di 3 min. Il controllore di area calcola tutti i parametri necessari per i controllori locali a partire dai valori di  $\alpha$  e  $\beta$  per ogni unità. Oltre alle funzioni di osservatore e controllore, il livello di area svolge tutte le funzioni operative del sistema: raccolta di dati dai livelli locali, immagazzinamento di dati, ricerca dati nei database, funzioni di diagnostica e manutenzione dei sistemi. Naturalmente devono esserci dei collegamenti tra i controllori locali adiacenti e tra i due livelli di controllo. Questi collegamenti vengono realizzati da una rete di connessioni fisiche tra controllori adiacenti e con alcune connessioni con il livello di area.

Queste connessioni sfruttano linee di tipo telefonico e un protocollo software provvede all'indirizzamento esatto dei messaggi su tutta la rete.

## **2.8. Conclusioni**

La regolazione di un'intersezione semaforizzata o di una rete può essere realizzata attraverso numerosi metodi di ottimizzazione.

La scelta spesso non viene dettata dalle condizioni di traffico presenti sulla rete, ma dai costi di gestione e manutenzione dell'impianto o dell'intero sistema di intersezioni semaforizzate.

Spesso la decisione ricade sul metodo di regolazione più semplice con cicli semaforici fissi o con la scelta di piani semaforici predefiniti, dove i costi di gestione e manutenzione sono minimi, fino ad utilizzare la centralizzazione di più nodi stradali quando il livello di servizio di un'intera area urbana risulta scadente.

### **3.1. Introduzione**

I modelli di emissione si dividono in due macrocategorie: di tipo statico e di tipo dinamico.

In questo capitolo si illustrerà una rapida sequenza di modelli di emissione. L'analisi, in primis, riguarderà i modelli dinamici di emissione in cui si parlerà di come calcolare la quantità di sostanze inquinanti emesse da ogni veicolo che percorre un accesso semaforizzato.

Questo è possibile effettuarlo attraverso la formulazione matematica di un modello di emissione che mette in relazione la quantità di sostanze inquinanti emessa da ciascun veicolo e i parametri da cui l'emissione dipende.

L'obiettivo di tali modelli è quello di calcolare la quantità di sostanze inquinanti emesse da ciascun veicolo in base a dei parametri da cui tale emissione dipende.

### **3.2. I modelli di emissione degli inquinanti da traffico**

La simulazione del processo dell'emissione di sostanze inquinanti da parte dei veicoli stradali e in particolare dei veicoli con motori a combustione interna, i quali rappresentano il sistema propulsivo di gran lunga più diffuso nel trasporto stradale, costituisce uno dei passi fondamentali per la valutazione degli effetti che conseguono al processo di inquinamento dell'aria atmosferica.

La produzione di una vasta gamma di sostanze inquinanti da parte di un veicolo dotato di motore a combustione interna, è determinata dal fatto che le reazioni di ossidazione del combustibile in presenza d'aria, non si svolgono in condizioni ideali. Se così fosse, gli unici prodotti della combustione sarebbero l'acqua e l'anidride carbonica e solo quest'ultima potrebbe essere considerata sostanza inquinante a causa dei suoi effetti sul clima. In condizioni reali di ossidazione, invece, un motore a combustione interna emette nell'atmosfera diversi tipi di specie chimiche, dannose all'ambiente. Quelle ritenute più importanti in relazione ai loro effetti sono:

- il monossido di carbonio (CO), la cui formazione è determinata principalmente da processi di combustione che avvengono in presenza di una quantità di ossigeno insufficiente a consentire la completa ossidazione del carbonio contenuto nel combustibile;

- i diversi tipi di sostanze idrocarburiche (HC) che vengono emesse a causa di fenomeni di parziale o mancata combustione;
- gli ossidi di azoto (indicati complessivamente con la formula  $\text{NO}_x$ , ma prevalentemente costituiti da monossido di azoto) che si formano per ossidazione dell'azoto contenuto nell'aria del fluido evolvente e la cui produzione è favorita dalle alte temperature e dall'abbondante presenza di ossigeno;
- l'anidride carbonica ( $\text{CO}_2$ ) naturale, prodotto della combustione del carbonio, i cui effetti negativi si manifestano principalmente sul clima (effetto serra).

Oggetto di questo capitolo è il problema della descrizione matematica del processo di emissione delle sostanze inquinanti elencate. L'esposizione prescindere dal dettaglio dei fenomeni fisico-chimici che stanno alla base della formazione delle sostanze inquinanti nell'apparato di propulsione, per una descrizione dei quali si rimanda a testi specifici [Ramos, 1989]. Ciò consentirà, inoltre, di fornire una descrizione analitica del fenomeno dell'emissione che, essendo basata su variabili relative alle caratteristiche e alle condizioni operative medie dei veicoli nel loro complesso, risulta di più facile utilizzo pratico rispetto a schematizzazioni maggiormente dettagliate. Verranno quindi indagate le basi teoriche sulle quali si fondano i modelli matematici di emissione, allo scopo di fornire una descrizione unitaria di questa tipologia di modelli i quali, a causa del loro carattere empirico, sono spesso caratterizzati da metodologie di approccio alla simulazione fra loro disomogenee [Nuzzolo et al., 1993]. Sarà, pertanto, possibile specificare la struttura matematica dei modelli di emissione in una maniera del tutto generale e coerente con i diversi esempi proposti dalla letteratura.

Si noti a questo proposito come il settore degli studi scientifici e sperimentali sui processi di emissione da traffico sia particolarmente fertile.

Sarà infine utile distinguere fra due diversi approcci alla simulazione: quello dipendente dal tempo e quello da esso indipendente, riconoscendo due rispettive categorie di modelli a cui corrispondono campi di applicazione fondamentalmente diversi.

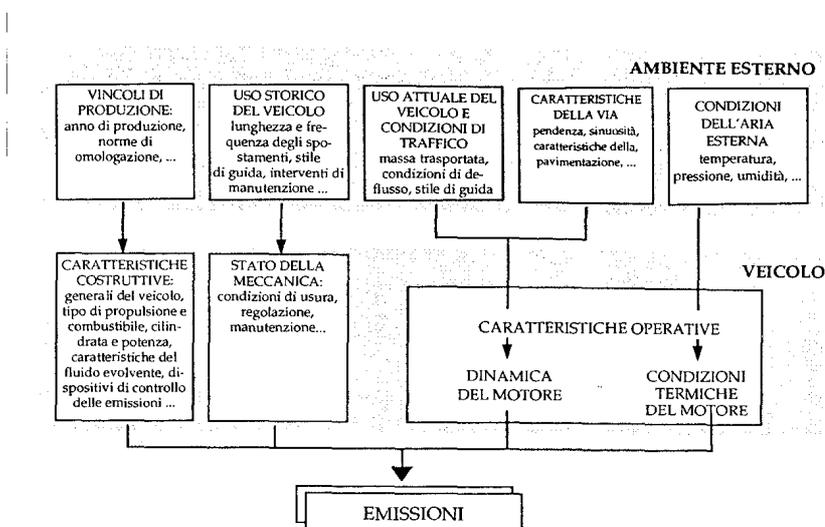
Si deve ricordare che l'approccio indipendente dal tempo, riveste un'importanza del tutto particolare; sia perchè a esso fanno riferimento i modelli matematici per la

pianificazione e lo studio delle reti di trasporto [Ferrari, 1994], sia perché la maggioranza dei modelli di simulazione del processo di dispersione degli inquinanti, conseguente a quello della loro emissione è, come si vedrà in seguito, anch'essa riferita a condizioni stazionarie.

### **3.3. I fattori che influenzano le emissioni**

La descrizione analitica del processo di emissione di sostanze inquinanti da parte dei veicoli con motore a combustione interna, deve essere necessariamente fondata sull'individuazione delle variabili indipendenti che influenzano il fenomeno. Come è stato accennato, essendo concrete le difficoltà di spiegare analiticamente i processi chimico-fisici che governano la produzione degli inquinanti in seno al fluido evolvente che viene combusto nel motore, è consigliabile assumere quali variabili indipendenti dei modelli alcuni parametri relativi alle caratteristiche e alle condizioni di funzionamento dei veicoli nel loro complesso [Nuzzolo et al., 1993]. Tali parametri sono molteplici e reciprocamente correlati; pertanto è conveniente raggrupparli a seconda della loro natura (Fig. 3.1).

In un primo gruppo devono essere inseriti i parametri rappresentativi delle caratteristiche costruttive del veicolo, distinte in caratteristiche generali del veicolo (peso a vuoto, efficienza aerodinamica, ecc.) e caratteristiche dell'apparato di propulsione. Sono queste ultime a esercitare il ruolo più importante nella determinazione del tipo e dell'entità delle emissioni inquinanti. I principali parametri che descrivono l'apparato di propulsione sono il tipo di motore (ad accensione comandata o ad accensione spontanea), il tipo di combustibile utilizzato, le caratteristiche del fluido evolvente, il tipo di dispositivi di controllo delle emissioni, le caratteristiche di cilindrata e potenza.



**Fig. 3.1** Schema delle relazioni esistenti fra fattori ambientali, caratteristiche del veicolo ed emissioni inquinanti

Una seconda categoria di parametri comprende quelli che influenzano lo stato della meccanica del veicolo, come ad esempio lo stato di usura, lo stato di manutenzione, le condizioni di regolazione. Anche in questo caso lo stato della meccanica dell'apparato di propulsione è di gran lunga più importante, nell'influencare le emissioni, dello stato delle altre componenti del veicolo.

In un terzo gruppo possono essere inseriti i parametri connessi alle condizioni operative del veicolo nelle condizioni reali di traffico. Essi riguardano essenzialmente le caratteristiche di funzionamento dell'apparato di propulsione. Queste ultime possono essere a loro volta descritte da due categorie di variabili, 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, il quale stato a sua volta determina le caratteristiche della combustione (temperatura del motore, umidità e densità dell'aria, ecc). Le variabili che descrivono la dinamica di funzionamento dell'apparato di propulsione sono legate, come si vedrà in seguito, ai parametri cinematici del moto del veicolo nel suo complesso (velocità, accelerazione, ecc.).

Le caratteristiche operative del propulsore e del veicolo sono influenzate a loro volta dalle condizioni dell'ambiente esterno, sia da quelle di tipo storico, riguardanti la vita passata del veicolo che da quelle operative ovvero attuali. Fra le prime sono importanti i vincoli di produzione, ovvero le condizioni tecnologiche, decisionali e legislative

presenti al momento della produzione del veicolo e che quindi ne influenzano le caratteristiche costruttive. Il tipo di uso storico del veicolo determina invece lo stato della meccanica.

La variabilità delle caratteristiche dell'ambiente esterno condizionano in maniera preponderante quelle del veicolo. Possono essere raggruppate in diversi sottoinsiemi: lo stato dell'aria esterna, (temperatura ambiente, pressione atmosferica, umidità relativa dell'aria), le caratteristiche della strada (pendenza longitudinale, sinuosità, caratteristiche della pavimentazione), le condizioni di traffico (caratteristiche di deflusso) e il tipo di uso attuale del veicolo (massa trasportata, lunghezza degli spostamenti, comportamento del guidatore).

### **3.4. Le caratteristiche costruttive dei veicoli**

L'influenza delle caratteristiche costruttive dei veicoli e del loro apparato di propulsione, come si è detto in precedenza, sull'entità delle emissioni inquinanti, è di primaria importanza.

I parametri rappresentativi delle caratteristiche dell'apparato di propulsione sono molteplici, ma essi possono essere raggruppati in tre diversi sottoinsiemi. In un primo gruppo possono essere inseriti tutti i parametri legati al tipo di propulsione del veicolo, che nella maggior parte dei casi può essere classificato in motore ad accensione comandata o ad accensione spontanea.

Dal tipo di propulsione dipendono anche, eccezione fatta per alcuni casi particolari, il tipo di combustibile utilizzato (benzina o diesel rispettivamente) e le proprietà del fluido evolvente. Uno studio sperimentale condotto dall'INRETS ha mostrato che il rapporto tra le emissioni rilevate su campioni di veicoli a benzina e quelle rilevate su campioni di veicoli diesel, risulta, per ciascun inquinante salvo gli NO<sub>x</sub> e gli IPA, praticamente costante [Joumard et alii, 1990]. In particolare le emissioni dai veicoli diesel sono, rispetto a quelle dai veicoli a benzina, circa 30 volte più basse per il CO e circa 16 volte per gli HC. Le emissioni di CO risultano del 14% minori per i veicoli a benzina con partenza a caldo (ma solo del 4% per quelli con partenza a freddo), le emissioni di IPA sono per i veicoli a benzina maggiori del 21% a caldo e del 210% a freddo, il consumo del 9% a caldo e del 52% a freddo. Le emissioni di NO<sub>x</sub> mostrano invece un andamento

generalmente crescente con la velocità media per i veicoli a benzina, decrescente per quelli diesel.

In secondo gruppo di parametri costruttivi del veicolo possono essere inserite le variabili connesse alle caratteristiche di potenza dell'apparato di propulsione. Fra queste la cilindrata, oltre a essere un parametro distintivo per la normativa più recente della Comunità Europea, è anche un parametro ben correlato alla massa e alla potenza dei veicoli in commercio. Lo stesso studio sperimentale condotto dall'INRETS ha mostrato una certa correlazione tra la cilindrata e le emissioni di NOx e CO per i veicoli a benzina, a parità di velocità media del moto [Joumard et alii, 1990]. Tali emissioni aumentano, infatti, con l'aumentare della cilindrata per tutte le velocità medie studiate. Le emissioni di CO dei veicoli diesel aumentano, invece, con la cilindrata solo per velocità inferiori a circa 50 km/h. Anche le emissioni di IPA sono maggiori quando la cilindrata è maggiore. La potenza massica di un veicolo è un parametro generalmente correlato con l'accelerazione massima. La dipendenza delle emissioni di IPA dalla potenza massica è stata mostrata dall'INRETS [Joumard et alii, 1990]. Tali emissioni sono, infatti, una funzione decrescente della potenza massica, in maniera più accentuata nei veicoli a benzina che in quelli diesel. L'emissione di particolato dai veicoli diesel è anch'essa ben correlata alla potenza massica del veicolo.

Un terzo gruppo di parametri costruttivi è costituito dalle variabili legate al tipo di dispositivi di controllo delle emissioni impiegati dal veicolo, fra i quali si includono anche quegli accorgimenti motoristici che implicano la riduzione delle emissioni dal motore. La tipologia di tali dispositivi e la loro efficacia nella riduzione delle emissioni, sono frequentemente legate alla disponibilità tecnologica e alle norme legislative di omologazione in vigore nell'anno della loro produzione. Per questa ragione l'anno di produzione, o gli estremi delle normative corrispondenti, sono spesso adoperati come parametro distintivo della tipologia veicolare.

### **3.5. Lo stato d'uso della meccanica dei veicoli**

Rilievi sperimentali hanno mostrato come l'entità delle emissioni inquinanti di un veicolo a motore, siano fortemente influenzate dallo stato della meccanica del veicolo in generale e dal suo apparato di propulsione in particolare. Lo stato della meccanica

dipende a sua volta dalla storia di funzionamento del veicolo durante la sua vita utile, che si traduce in due diversi parametri dagli effetti contrastanti: l'uso a cui il veicolo è stato sottoposto e gli interventi di manutenzione effettuati. L'uso a cui il veicolo è stato sottoposto è esprimibile in termini di chilometri percorsi, anche se spesso è utile specificarlo in funzione degli anni di vita, supponendo che a ogni anno corrisponda un certo numero medio di chilometri percorsi. L'entità dell'uso di un veicolo influenza lo stato di invecchiamento a causa di fattori esclusivamente meccanici, consistenti nel deterioramento delle parti meccaniche, determinando generalmente un aumento dell'entità delle emissioni.

Le attività di manutenzione effettuate sul veicolo rallentano in generale il processo di invecchiamento delle parti meccaniche e quindi tendono a non fare elevare l'entità media delle emissioni inquinanti.

La letteratura tecnica non è prodiga di studi sulla correlazione tra emissioni inquinanti e stato della meccanica dei veicoli stradali. In aggiunta, i relativi dati sperimentali sono di difficile interpretazione sia a causa dell'interazione degli effetti contrastanti dell'usura e degli interventi manutentivi, sia dalla dipendenza di questi ultimi da un gran numero di fattori di non facile schematizzazione. Per un'introduzione a questa problematica relativamente al panorama statunitense, si veda Horowitz, (1982).

### **3.6. La dinamica del motore**

Le variabili legate alla dinamica di funzionamento del motore che influenzano maggiormente le emissioni inquinanti sono: la velocità di rotazione del motore (generalmente espressa in numero di giri per minuto) e la quantità di combustibile immessa per ciclo (carico di combustibile). Per una rassegna delle principali interazioni tra i parametri di funzionamento del motore e l'entità delle emissioni inquinanti, si vedano i capitoli precedenti.

Come si puntualizzerà meglio nel seguito, la dipendenza delle emissioni dalle condizioni operative del motore può anche essere esaminata in termini di relazione tra la quantità delle sostanze emesse e le principali variabili del moto, ovvero la velocità e l'accelerazione del veicolo. Gli stati di accelerazione sono ad esempio potenzialmente favorevoli ad una maggiore emissione, in quanto coincidono con un aumento sia del

carico di combustibile, sia del numero di giri del motore. Nella stessa maniera si può rilevare che, poiché il prodotto tra velocità  $v$  e accelerazione  $a$  rappresenta un'energia per unità di massa, l'energia spesa dal veicolo durante una accelerazione è direttamente correlata al valore di tale prodotto. Maggiore è l'energia fornita dall'apparato di propulsione, maggiore è anche il valore di  $va$ ; e minore è in generale anche l'efficienza della combustione nei cilindri, tanto più quanto più il motore è prossimo alle condizioni limite di funzionamento. All'aumentare del prodotto  $v*a$ , quindi, risultano maggiori le emissioni di CO e di idrocarburi [Griffin,1980].

La dipendenza delle emissioni inquinanti dall'accelerazione è stata recentemente rilevata dal laboratorio francese INRETS comparando le emissioni rilevate a motore caldo su cicli di guida a velocità variabile con quelle rilevate su cicli a velocità stabilizzata (costante), per analoghi valori della velocità media [Joumard et alii, 1990]. Le emissioni rilevate a velocità costante sono, per tutti gli inquinanti, minori di quelle rilevate a velocità variabile, con differenze più accentuate nel caso di veicoli a benzina e velocità più basse. L'aliquota di emissioni attribuibile all'accelerazione risulta notevole, come mostrato in fig. 3.2.

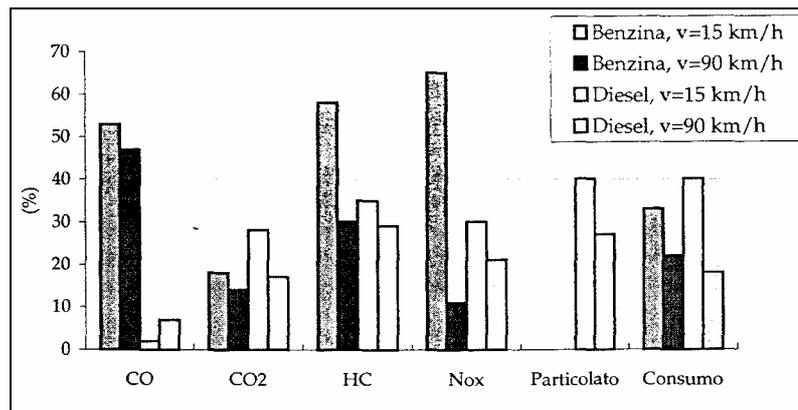


Fig. 3.2 Percentuale delle emissioni dovute all'accelerazione dei veicoli benzina e diesel a velocità costante [Joumard et alii, 1990]

Per ciò che concerne la relazione tra emissioni e velocità media del moto, si hanno relazioni differenti per le diverse sostanze inquinanti. Per il monossido di carbonio e gli idrocarburi incombusti si ha in generale una diminuzione delle emissioni a partire dalla velocità nulla fino a un certo valore di velocità; al di là di esse le emissioni cominciano ad aumentare. Per gli ossidi di azoto, invece, le emissioni variano poco con la velocità

media; in alcuni casi presentando un valore massimo intorno al valore minimo delle emissioni di CO e di HC, in altri continuando ad aumentare con la velocità (Fig. 3.3).

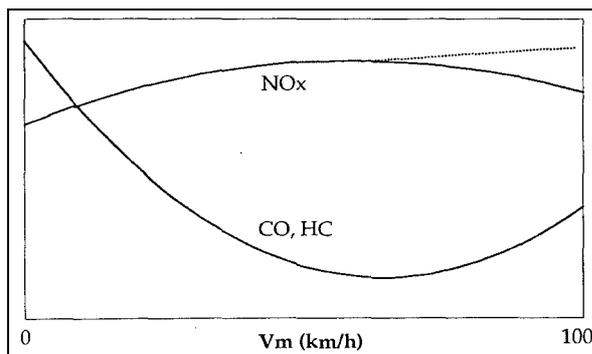


Fig. 3.3. Andamento qualitativo delle emissioni dei principali inquinanti in funzione della velocità

### 3.7. Le condizioni termiche del motore

Le emissioni inquinanti di un veicolo sono influenzate dalla temperatura del sistema di propulsione, quando essa è inferiore a quella del suo funzionamento a regime termico. Tale evenienza si verifica durante la fase di riscaldamento del motore, ovvero, nel caso in cui la sua temperatura iniziale sia inferiore a quella di funzionamento a regime, dal momento in cui esso viene messo in funzione fino a quando non raggiunge il regime termico. Una volta raggiunto quest'ultimo, la temperatura si mantiene pressoché costante intorno ad un valore notevolmente maggiore di quello della temperatura esterna, durante tutto il successivo funzionamento del motore.

A causa delle difficoltà pratiche di misurazione della temperatura all'interno dei cilindri, la definizione della temperatura di funzionamento a regime termico di un motore a combustione interna, viene generalmente specificata attraverso un valore di riferimento assunto dal liquido di raffreddamento [Andrews et al., 1989]. Tale valore è convenzionalmente fissato in  $70^\circ\text{C}$  per l'acqua oppure di  $80^\circ\text{C}$  per l'olio [OSCE, 1982]; [Joumard et al., 1990]. Si definisce, pertanto, fase di funzionamento a caldo (o fase di funzionamento a regime termico, o fase termica stabilizzata) di un motore a combustione interna, quella fase in cui il motore funziona a regime termico, in quanto la temperatura dell'acqua di raffreddamento ha raggiunto i  $70^\circ\text{C}$  (o dell'olio gli  $80^\circ\text{C}$ ). A

queste condizioni ci si riferisce quando vengono determinate le emissioni inquinanti senza far riferimento alla temperatura del motore. Analogamente, si definisce fase di funzionamento a freddo (o fase di funzionamento in transitorio termico) di un motore a combustione interna quella fase in cui il motore funziona in transitorio termico in quanto la temperatura dell'acqua di raffreddamento è inferiore a 70°C (o quella dell'olio a 80°C). In queste condizioni le emissioni inquinanti e il consumo di combustibile sono maggiori di quelli medi della fase a regime, e ciò è dovuto a diverse cause. La causa principale consiste nella bassa qualità della combustione conseguente alla bassa temperatura: il combustibile non vaporizza nella maniera migliore e sono pronunciati nel cilindro i fenomeni di combustione parziale o mancata. Un'altra causa dell'aumento delle emissioni durante il funzionamento a freddo, è l'arricchimento della miscela determinato dalla diminuzione del rapporto aria/combustibile per consentire la messa in moto a motore freddo. Infine, maggiori emissioni e consumi sono determinati, nei veicoli dotati di catalizzatore, dal cattivo funzionamento dei convertitori catalitici con temperature dei gas di scarico troppo basse. Secondo alcune misure sperimentali condotte negli USA su automobili a benzina dell'anno di produzione 1978 e relative alle fasi del test FTP condotto con il ciclo di guida US-75, il rapporto tra le emissioni medie misurate nelle due fasi di transitorio, dopo una partenza a freddo (cold-transient) e funzionamento a caldo (hot-stabilized), è pari a circa 3 per gli HC incombusti e il CO, 1.5 per gli ossidi di azoto.

Il consumo di combustibile non varia invece in maniera apprezzabile con la temperatura (meno del 20%). Nella fase di transitorio dopo la partenza a motore caldo (hot-transient) del test FTP si registrano inoltre emissioni di CO e HC più basse e di NO<sub>x</sub> più alte rispetto alla fase hot-stabilized: questo fenomeno è giustificato dal fatto che la velocità media della fase hot-stabilized è minore [Horowitz, 1982].

In un più recente studio sperimentale, condotto dall'INRETS (Francia), sono stati determinati i rapporti medi fra le emissioni a freddo e a caldo su diversi cicli di guida [Joumard et alii, 1990]. Il test statistico di Student, applicato alla differenza tra le emissioni a freddo e quelle a caldo, si è rivelato molto significativo eccetto che per gli NO<sub>x</sub>. I risultati mostrano che i veicoli a benzina sono più sensibili alla temperatura del motore di quelli diesel (Figg. 3.5 e 3.6). Le sovraemissioni a freddo sono di entità

importante per tutti gli inquinanti, in particolare per gli HC e gli IPA, con l'eccezione degli NO<sub>x</sub>. Per gli IPA le emissioni a freddo mostrano inoltre una certa dipendenza dall'età e dalla cilindrata del veicolo.

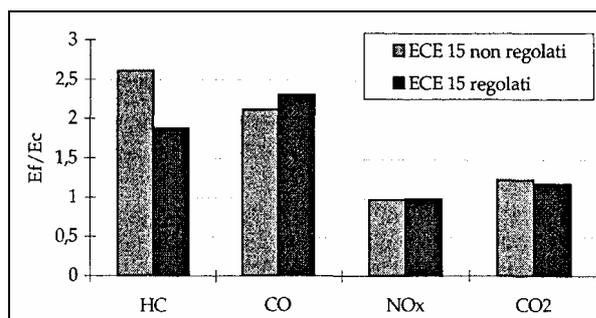


Fig.3.5 Rapporto fra le emissioni a freddo e a caldo per veicoli a benzina regolati da ECE 15

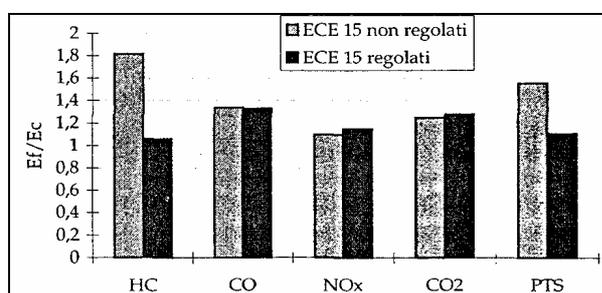


Fig.3.6 Rapporto fra le emissioni a freddo e a caldo per veicoli diesel regolati da ECE 15

La determinazione delle emissioni inquinanti in funzione della temperatura del motore presenta notevoli difficoltà teoriche. L'approccio generalmente usato per determinare l'influenza della temperatura del motore sulle emissioni e sui consumi, consiste nel determinare sperimentalmente un fattore di emissione a freddo, oppure un rapporto fra le emissioni medie a caldo e a freddo per ogni inquinante. Tali quantità sono evidentemente funzioni della temperatura esterna dell'aria, come mostrato da vari autori fra i quali Eccleston e Hurn (1974), Larson (1989), Laurikko (1989), Stump et al. (1989) e (1990). Inoltre, la lunghezza e le caratteristiche dello spostamento che viene effettuato da un veicolo influenzano notevolmente le sovraemissioni a freddo, come si può rilevare in Eccleston, Hurn (1979).

Durante i processi di combustione che avvengono all'interno dei cilindri dei motori a combustione interna vengono sprigionate quantità di energia tali da portare il fluido evolvente a temperature massime di 1900÷2700 K. Temperature di questa entità non possono tuttavia essere sopportate dagli organi meccanici che delimitano la camera di combustione, sia a causa di problemi di resistenza dei materiali che di possibilità di

lubrificazione. È pertanto necessario provvedere alla refrigerazione dei cilindri, dei pistoni e degli organi a essi connessi attraverso un impianto di raffreddamento. Il sistema refrigerante assorbe dunque un flusso di calore che passa dai gas alla superficie interna della camera di combustione e da quest'ultima al fluido refrigerante che può raggiungere valori di  $5\div 10$  MW/m. Questo flusso di energia, che si verifica essenzialmente durante la fase di combustione ed è trascurabile nelle altre fasi del ciclo, varia in modo sostanziale fra le diverse posizioni nello spazio all'interno del volume interessato dal fenomeno.

Nel fenomeno di scambio termico tra i gas evolventi, le pareti della camera di combustione e il fluido refrigerante intervengono tutti e tre i modi fondamentali di trasmissione del calore: la conduzione (ovvero il trasferimento di calore attraverso il moto di agitazione molecolare di una sostanza in quiete - fluida o solida - a causa di un gradiente di temperatura), la convezione (ovvero il trasferimento di calore che avviene tra fluidi o tra fluidi e superfici solide che si trovano in moto relativo fra loro e a temperature diverse) e l'irraggiamento (lo scambio di onde elettromagnetiche di lunghezze d'onda comprese nel campo del visibile o dell'infrarosso) [Heywood, 1988].

Il processo di scambio termico che avviene nel motore durante il suo normale funzionamento è un fenomeno estremamente complesso e di difficile schematizzazione. Il flusso di calore che viene trasmesso dal fluido contenuto nel cilindro alle parti meccaniche del motore è infatti influenzato, a parità di caratteristiche costruttive dell'apparato di propulsione, sia dalla estrema variabilità nel tempo e nello spazio delle condizioni della temperatura, della pressione e dei campi di velocità locale del fluido, che dall'evoluzione della configurazione geometrica della camera di combustione durante il ciclo. Di conseguenza, il flusso istantaneo di calore trasmesso varia sia in funzione del tempo che della posizione all'interno della camera di combustione [Malew, 1973].

Durante un ciclo di funzionamento del motore, in una zona sufficientemente piccola delle pareti della camera di combustione e degli organi meccanici il flusso istantaneo di calore varia con un andamento tipico in funzione del tempo (e quindi dell'angolo di manovella). Considerando positivo il calore fornito dal fluido evolvente al resto del sistema, si ha che durante la fase di aspirazione il calore passa dagli organi meccanici

alla miscela fresca; il flusso è quindi negativo, anche se di entità piuttosto bassa. Il flusso di calore si mantiene negativo anche nella prima parte della compressione, fino a quando il fluido compresso ha immagazzinato energia sufficiente ad aumentare la propria temperatura a valori maggiori di quelli della parete della camera di combustione. Durante la fase di combustione il flusso di calore che passa dai gas agli organi meccanici raggiunge il suo valore massimo, per poi diminuire rapidamente nel corso dell'espansione e dello scarico [Ferguson, 1986].

Pur tenendo presente la forte variabilità temporale del flusso termico durante il ciclo, il fenomeno globale del processo di scambio termico che avviene a scala locale può essere descritto in maniera semplificata assumendo che esso possieda caratteristiche di quasi stazionarietà. Lo scambio di calore fra il fluido evolvente e le pareti interne della camera di combustione avviene prevalentemente per convezione e in parte per irraggiamento.

L'applicazione della legge di conservazione dell'energia al sistema costituito dal motore consente una descrizione generale del bilancio energetico globale durante il suo funzionamento. La potenza immessa nel motore attraverso gli organi di alimentazione data dal prodotto fra il potere calorifico  $Q_c$  e il flusso  $m'_c$  di combustibile, lascia il sistema dopo essere stata convertita in diversi contributi: una quota di potenza effettiva  $P_e$ , un flusso di calore  $Q'_{ref}$ , ceduto al sistema di raffreddamento, un flusso di calore  $Q'_{olio}$ , ceduto all'olio di lubrificazione (se, come generalmente avviene, esso è raffreddato in modo separato), un flusso di entalpia  $H'_{sc}$  trasportato dai gas di scarico e una quota di entalpia  $H'_{ci}$ , che rappresenta la perdita di energia dovuta ai fenomeni di combustione in completa:

$$m'_c \cdot Q_c = P_e + Q'_{ref} + Q'_{olio} + H'_{sc} + H'_{ci} \quad (3.1)$$

Una stima approssimata dei parametri di potenza termica sopra descritti è riportata in Tabella 3.1. Si noti che il processo di trasformazione di energia riassunto dall'equazione precedente appare ancor più complesso se viene esaminato nel dettaglio [Heywood, 1988].

Propulsione	$P_e$	$Q'_{ref}$	$Q'_{olio}$	$H'_{sc}$	$H'_{ci}$
Motore a benzina	25÷28	17÷26	3÷10	34÷45	2÷5
Motore diesel	34÷38	16÷35	2÷6	22÷35	1÷2

**Tab. 3.1 Ripartizione percentuale media della potenza inizialmente disponibile nei motori a combustione interna nelle condizioni di funzionamento a massima potenza**

L'impianto di raffreddamento di un motore a combustione interna ha la funzione di sottrarre calore al motore e trasferirlo all'ambiente esterno. I metodi di raffreddamento adoperati nei motori degli autoveicoli possono essere distinti in due categorie: metodi diretti (ad aria) e metodi indiretti (a liquido). Essi differiscono fra loro sia nelle caratteristiche costruttive dell'impianto che nelle condizioni operative, e in particolare nell'andamento della temperatura delle pareti del cilindro durante il funzionamento del motore.

Negli impianti di raffreddamento a liquido il calore viene sottratto ai cilindri da un liquido refrigerante, il quale viene posto a contatto con la loro superficie esterna e poi raffreddato dall'aria atmosferica in uno scambiatore di calore detto radiatore. Il liquido refrigerante agisce quindi da vettore di energia termica spostandosi, attraverso l'apposito circuito di condotte, dai cilindri al radiatore, dove lo scambio di calore con l'esterno è di gran lunga più favorevole.

Il liquido refrigerante riceve l'energia termica dal motore circolando nelle intercapedini ricavate nelle pareti dei cilindri e della testata. Da qui esso si sposta nel circuito di raffreddamento che lo collega al radiatore con l'ausilio di una pompa centrifuga, la quale ha lo scopo di evitare un aumento troppo elevato di temperatura nelle zone a contatto con i cilindri. Il radiatore è generalmente costituito da una parte propriamente deputata allo scambio termico con l'esterno (per convezione) detta impropriamente pacco radiante e due vaschette collettrici che, poste alle due estremità di quest'ultimo, hanno la funzione di raccogliere e distribuire in esso il liquido.

L'intero circuito di raffreddamento viene pressurizzato utilizzando le proprietà di dilatazione termica del liquido in modo da far raggiungere a quest'ultimo temperature più elevate del punto normale di ebollizione senza che questa avvenga.

Il liquido refrigerante è generalmente costituito da una miscela di acqua e additivi liquidi. L'acqua è infatti un buon vettore di energia termica a causa del l'elevato calore

specifico, della bassa viscosità e quindi del buon coefficiente di scambio termico e delle basse perdite di carico della stabilità delle sue caratteristiche fisiche e chimiche al variare del tempo e della temperatura, e infine del l'alto calore latente di evaporazione che evita l'eventualità di surriscaldamenti di parti del motore. Gli inconvenienti dell'uso dell'acqua come liquido refrigerante - alta temperatura di solidificazione e aggressività chimica sono sedati dall'uso di additivi detergenti e anticorrosivi rispettivamente.

La funzione del sistema di raffreddamento implica la necessità di mantenere la temperatura del liquido refrigerante a valori non troppo elevati (per evitarne l'evaporazione) ma nemmeno troppo bassi (per garantire il buon funzionamento della combustione nei cilindri). Grazie a uno o più termostati posti nel circuito quindi, si fa un modo da evitare che il liquido passi nel radiatore quando la sua temperatura è troppo bassa, come a esempio nella fase di transitorio termico conseguente alla partenza a freddo del veicolo. Analogamente, se la temperatura del liquido cresce troppo, lo scambio termico nel radiatore viene accentuato mediante l'azionamento di una ventola.

Nei sistemi di raffreddamento ad aria il calore viene sottratto al motore di rettamente dall'aria esterna. Questi sistemi consentono, rispetto al caso di raffreddamento a liquido, di ridurre il peso del blocco motore del 15÷30%, di raggiungere la temperatura di regime in tempi notevolmente inferiori, di mantenere la temperatura delle pareti interne dei cilindri più elevata aumentando il rendimento e diminuendo l'usura. Per contro essi presentano, oltre a una maggiore rumorosità, gli svantaggi dovuti alle più alte temperature operative di un minore coefficiente di riempimento e maggiori carichi termici sugli organi meccanici.

L'importanza relativa delle diverse componenti del bilancio termico globale del motore è sensibilmente influenzata dai parametri che descrivono le sue condizioni di funzionamento. Le variabili operative che maggiormente influiscono sul fenomeno di scambio termico sono il flusso di combustibile e la velocità di rotazione del motore da un lato, il rapporto di miscela dall'altro. In particolare, il rapporto tra il flusso termico fornito al sistema di raffreddamento e la quantità di energia disponibile nel combustibile diminuisce sia all'aumentare del numero di giri del motore che della pressione media effettiva, ovvero del l'entità del carico. Tale diminuzione è peraltro relativa, in quanto il valore assoluto del flusso di potenza termica trasmessa all'impianto di raffreddamento

aumenta sia con il carico che con la velocità di rotazione del motore, raggiungendo quindi il suo massimo nelle condizioni di massima potenza.

L'influenza del rapporto di miscela sul flusso di calore ceduto al refrigerante è dovuta al fatto che da tale rapporto dipendono la temperatura massima di combustione, la durata del processo di combustione e il raffreddamento del fluido evolvente durante il suo miscelamento con l'aria. Conseguentemente, il valore massimo del flusso di calore ceduto al refrigerante si ha in corrispondenza di una miscela ricca ( $F = 1.1 \div 1.2$ ).

### **3.8. La pendenza longitudinale della strada**

L'influenza della pendenza della via sulle emissioni è mostrata da prove sperimentali condotte dall'INRETS nel 1989 [Joumard et al., 1990]. Durante tali prove sono state rilevate le emissioni di quattro diverse sostanze inquinanti (CO, HC, NO<sub>x</sub>, CO) e il consumo di combustibile di cinque autovetture a benzina non catalizzate, rappresentative del parco veicolare circolante in Francia nel 1989 sia in riferimento alla tipologia costruttiva che all'età.

Le misure sono state effettuate per mezzo di un dispositivo CVS su un banco dinamometrico a rulli simulando il funzionamento dei veicoli a velocità costante (15, 30, 60, 90 km/h) per cinque diversi valori della pendenza longitudinale (1, 2, 3, 4, 6%). I dati rilevati evidenziano un sensibile incremento delle emissioni e dei consumi determinato da una pendenza longitudinale della via maggiore di zero.

### **3.9. Le caratteristiche generali 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].

Un primo problema da risolvere nello sviluppo di un modello di emissione consiste nella determinazione delle 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].

La loro influenza sull'entità delle emissioni è tale da consigliare lo sviluppo di modelli di emissione diversi per diverse tipologie veicolari.

La dipendenza delle emissioni dalle caratteristiche dinamiche di funzionamento del motore riveste anch'essa grande importanza. Tale dipendenza può essere analizzata dal punto di vista teorico se si ipotizza che tutti gli altri parametri che influenzano il processo si mantengano costanti. In tal modo può essere determinata la relazione tra le emissioni e la dinamica del motore in condizioni di regime quantificando separatamente l'influenza degli altri fattori. Le variabili che descrivono la dinamica di funzionamento della propulsione sono peraltro legate, come si vedrà in seguito, ai parametri cinematici del veicolo nel suo complesso.

Lo stato termodinamico del fluido evolvente influenza anch'esso l'entità delle emissioni in maniera significativa. In particolare, identificato lo stato termodinamico di riferimento dei gas contenuti nel cilindro corrispondente al regime termico (motore caldo), si ammette che condizioni differenti (motore freddo) provochino un aumento delle emissioni inquinanti. La variabile rispetto alla quale la variazione di emissioni è più sensibile è quindi la temperatura del fluido evolvente.

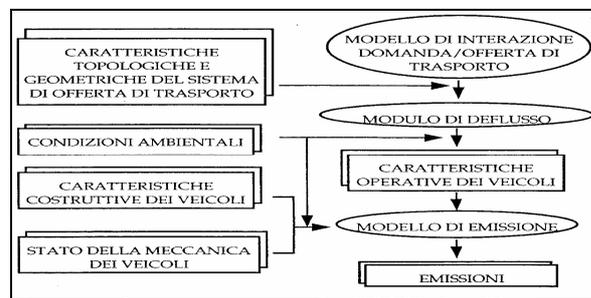
Lo stato della meccanica influenza l'entità delle emissioni provocando quantità di inquinanti emessi più cospicue al crescere dell'usura dei sottosistemi del veicolo e al diminuire della frequenza degli interventi di corretta manutenzione e regolazione.

Fra i parametri che descrivono le condizioni dell'ambiente esterno, è necessario individuare quelli di cui è utile tener 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 strada (la quale influenza la dinamica di funzionamento del motore). Data la complessità che consegue dall'influenza contemporanea delle variabili elencate, i modelli di emissione sono innanzitutto 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 (o meglio dalla cinematica del moto del veicolo) in determinate condizioni di regime, termico di stato della meccanica 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 del funzionamento dell'apparato di propulsione.

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

La struttura generale di un sistema di modelli per il calcolo delle emissioni è riportata in figura 3.7.



**Fig. 3.7** Struttura generale di un sistema di modelli per il calcolo delle emissioni

Lo sviluppo dei modelli può a questo punto essere condotto sia secondo 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). È evidente che nel primo caso anche le variabili indipendenti devono essere descritte in maniera istantanea, mentre nel secondo è sufficiente riferirsi ai loro valori medi.

L'approccio dinamico conduce alla formulazione di quelli che saranno denominati 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 da un lato nella simulazione di situazioni di complessità limitata, dove sia possibile esplicitare informazioni di dettaglio sulle variabili indipendenti, dall'altro in tutti quei problemi in cui la dipendenza del fenomeno dal tempo non può essere trascurata. Esempi sono l'analisi delle emissioni di singoli veicoli, di singoli tronchi stradali, di intersezioni stradali.

I modelli di tipo dinamico rivestono un'importanza particolare nella descrizione del fenomeno dell'emissione. Essi consentono, infatti, non solo di mettere meglio in evidenza l'influenza delle singole variabili sull'entità degli inquinanti immessi nell'atmosfera, ma anche di giustificare le ipotesi che stanno alla base dell'adozione dell'approccio di tipo statico alla simulazione.

L'approccio statico alla simulazione conduce ai 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 più usuali di campi di applicazione dei modelli statici possono essere: l'analisi delle emissioni dovute a veicoli in condizioni di moto uniforme o di moto non uniforme, ma ben caratterizzato dal valore della velocità media, come è il caso di traffico in condizioni di flusso ininterrotto (tronchi stradali extraurbani, direttrici di traffico, ecc.), oppure l'analisi delle reti di trasporto in condizioni di equilibrio.

In quest'ultimo caso il ricorso a modelli di tipo statico è giustificato anche dal fatto che per sistemi stradali di notevoli dimensioni non è sempre possibile ottenere, in tutti i punti della rete, informazioni dettagliate sulle velocità e sulle accelerazioni istantanee dei veicoli circolanti. Risulta, invece, più semplice conoscere le velocità medie e i flussi sugli archi della rete, sia per mezzo di stime dirette sia con l'uso di modelli di simulazione quantitativa del funzionamento del sistema di trasporto.

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]. Nel caso più generale, quindi, un modello di emissione fa 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.

Fra i fattori che influenzano il fenomeno dell'emissione, se ne possono riconoscere alcuni, la cui dipendenza dal tempo si esplicita in una scala temporale confrontabile con gli intervalli tipici a cui si riferisce la simulazione (minuti, ore) e altri che al contrario variano soltanto in intervalli temporali di periodo più lungo. In un approccio dinamico alla simulazione, l'influenza dei primi non può non essere considerata dipendente dal tempo. I secondi possono invece essere considerati costanti per tutto il periodo dell'analisi, anche se ciò non esime da una loro valutazione. I fattori da ritenersi dipendenti dal tempo sono dunque la dinamica del motore, lo stato del fluido evolvente e la pendenza della strada; quelli costanti sono invece le caratteristiche costruttive dei veicoli e lo stato della loro meccanica.

In questo paragrafo verrà analizzata nel dettaglio l'influenza dei principali fattori dipendenti dal tempo sulla produzione di sostanze inquinanti. Ciò consentirà di riconoscere le variabili esplicative in funzione delle quali devono essere esplicitati i modelli dinamici e di specificare una struttura formale di questi in modo del tutto generico, come mostrato in Tartaglia (1995). Saranno, infine, brevemente descritti alcuni modelli dinamici proposti da diversi Autori.

Come già accennato in precedenza, 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]. Le condizioni dell'apparato di propulsione variano infatti in maniera discontinua tra modi diversi, determinando differenze note volti tra i corrispondenti processi di produzione ed emissione degli inquinanti. A causa della differenziazione della loro forma nei diversi modi, i modelli siffatti 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 (sia su strada che su banchi dinamometrici). Fissate le caratteristiche costruttive del gruppo veicolare  $g$  e il tipo di inquinante, il modello di base viene quindi sviluppato indipendentemente per ogni modo cinematico  $m$  di durata pari a  $t_m$ . Siano quindi  $v(t)$  ed  $a(t)=dv(t)/dt$  la velocità e l'accelerazione del veicolo al tempo  $t < t_m$ . L'emissione di base istantanea di inquinante  $i$  di un veicolo appartenente al gruppo  $g$ , espressa in unità di massa per unità di tempo, si può indicare con:

$$\frac{d}{dt} e_{base}^{i,g,m}(t) = f_{base}^{i,g,m}(v(t), a(t)) \quad (3.2)$$

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

$$e_{base}^{i,g,m} = \int_0^{t_m} f_{base}^{i,g,m}(v(t), a(t)) dt \quad (3.3)$$

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  $f_{base}$  non note a priori, le quali costituiscono quindi il vero e proprio modello di previsione delle emissioni di base.

Dalla conoscenza delle funzioni  $f_{base}$  è possibile calcolare le emissioni di un veicolo, appartenente al gruppo veicolare  $g$ , in moto secondo un ciclo di guida noto e composto da un insieme di  $n_m$ , modi:

$$e_{base}^{i,g} = \sum_{m=1}^{n_m} \int_0^{t_m} f_{base}^{i,g,m}(v(t), a(t)) dt \quad (3.4)$$

Il modello è poi completato da un insieme di funzioni correttive che forniscono un'aliquota supplementare di emissione per tener conto delle variabili che non compaiono nel modello di base. L'incremento di emissioni dovuto alla pendenza

longitudinale della strada è per ogni gruppo veicolare funzione del prodotto fra pendenza  $p$  e velocità istantanea:

$$\frac{d}{dt} e_p^{i,g}(t) = f_p^{i,g}(p \cdot v(t)) \quad (3.5)$$

ed è anch'esso espresso in  $g \cdot s^{-1} \cdot \text{veicolo}^{-1}$ . Se si indica con  $t_k$  il tempo totale di percorrenza speso su ogni tratto  $k$  a pendenza  $p \neq 0$  e con  $n_p$  il numero di tratti non in piano presenti nel percorso, l'entità complessiva della massa aggiuntiva di emissioni di inquinante  $i$  dovute alla pendenza sarà:

$$e_p^{i,g} = \sum_{k=1}^{n_p} \int_0^{t_k} f_p^{i,g}(p \cdot v(t)) dt \quad (3.6)$$

Un altro contributo alle emissioni è determinato dal periodo di funzionamento a freddo del motore. La conseguente aliquota di massa inquinante, aggiuntiva rispetto alle emissioni di base, può essere espressa in funzione del tempo come segue:

$$\frac{d}{dt} e_T^{i,g}(t) = f_T^{i,g}(t) \quad (3.7)$$

Dove  $f_T^{i,g}$  è in effetti funzione della legge di riscaldamento dell'apparato di propulsione, che a sua volta dipende dalla temperatura esterna e dalle caratteristiche istantanee del moto  $v(t)$  ed  $a(t)$ . Se  $t_{reg}$  è il tempo necessario all'apparato di propulsione per raggiungere lo stato termico di regime dopo la partenza a freddo, allora l'entità dell'emissione dovuta al transitorio termico è:

$$e_T^{i,g} = \int_0^{t_{reg}} f_T^{i,g}(t) dt \quad (3.8)$$

L'ultimo contributo che viene qui considerato è quello derivante da condizioni di stato della meccanica diverse da quelle di regime (veicolo nuovo). L'aliquota totale di emissioni che ne consegue sia pari, per l'inquinante  $i$  e la categoria veicolare  $g$ , a:

$$e_M^{i,g} \quad (3.9)$$

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

$$e^{i,g} = e_{base}^{i,g} + e_p^{i,g} + e_T^{i,g} + e_M^{i,g} \quad (3.10)$$

Stabilito il modello di emissione di un singolo veicolo, le emissioni dovute a un flusso di veicoli di diverse caratteristiche costruttive si calcolano invece sommando i contributi dovuti ai vari gruppi veicolari. Se si suppone che tutti i veicoli si muovano secondo il medesimo ciclo di guida, si indichi 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:

$$\mathcal{E}^i = \sum_{g=1}^{n_g} c_g \cdot N \cdot \left( e_{base}^{i,g} + e_p^{i,g} + \gamma_{tr} \cdot e_T^{i,g} + e_M^{i,g} \right) \quad (3.11)$$

ed espresse in unità di massa. Nella formula precedente,  $\gamma_{tr}$  è la percentuale di veicoli che sono sottoposti a transitorio termico. In termini espliciti si ha:

$$\mathcal{E}^i = N \cdot \left\{ \sum_{m=1}^{n_m} \int_0^{t_m} \sum_{g=1}^{n_g} c_g \cdot f_{base}^{i,g,m}(v(t), a(t)) dt + \sum_{k=1}^{n_p} \int_0^{t_k} \sum_{g=1}^{n_g} c_g \cdot f_p^{i,g}(p \cdot v(t)) dt + \right. \\ \left. + \gamma_{tr} \cdot \int_0^{t_{reg}} \sum_{g=1}^{n_g} c_g \cdot f_T^{i,g}(t) dt + \sum_{g=1}^{n_g} c_g \cdot e_M^{i,g} \right\} \quad (3.12)$$

L'espressione precedente mostra che le diverse funzioni:

$$f^i = \sum_{g=1}^{n_g} c_g \cdot f^i \quad (3.13)$$

possono essere riguardate come le funzioni utili al calcolo delle emissioni istantanee dovute a un veicolo con caratteristiche costruttive medie pesate fra tutti i gruppi del parco veicolare (funzioni di emissione composite). Integrando tali funzioni rispetto al

tempo e moltiplicandole per il numero totale dei veicoli del parco, si ottiene l'emissione totale dovuta al flusso.

I modelli dinamici di emissione sono in genere utilizzati insieme 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 determinato, per ogni strada della rete analizzata, il profilo di emissione, ovvero l'andamento temporale della quantità di inquinante che viene emessa nell'atmosfera.

La struttura generale di un sistema di modelli dinamici per il calcolo delle emissioni è riportata in figura 3.8.

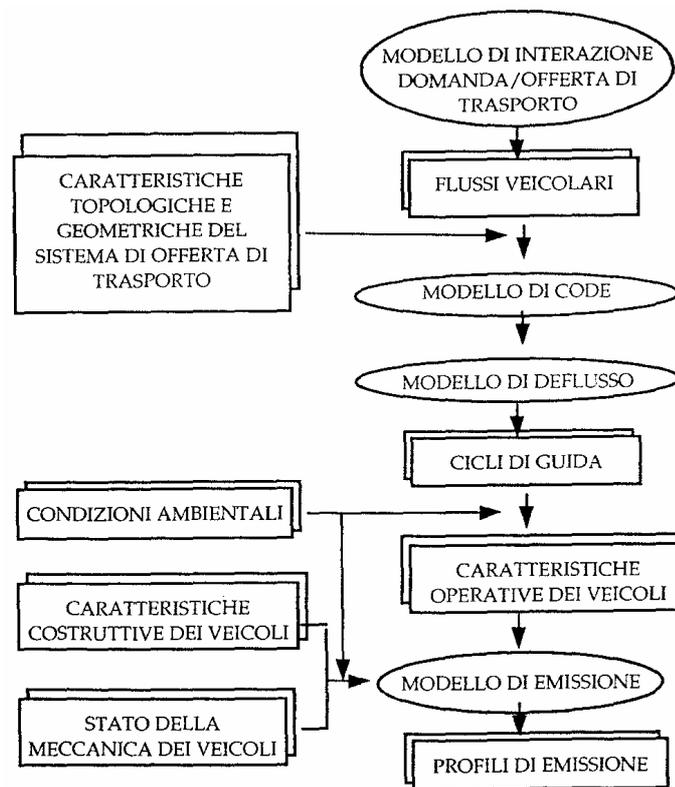


Fig. 3.8 - Struttura generale di un sistema di modelli dinamici per il calcolo delle emissioni

### 3.9.1. La determinazione dinamica delle emissioni di base

Per descrivere il legame tra l'entità delle emissioni inquinanti e le caratteristiche dinamiche dell'apparato di propulsione è necessario ammettere l'ipotesi di poter considerare costanti, oltre ai parametri costruttivi e di stato generale della meccanica, anche tutte le variabili termodinamiche, che descrivono lo stato del fluido evolvente nel cilindro e quindi le caratteristiche della combustione. In tal caso risulta plausibile ammettere che l'entità delle emissioni inquinanti dipenda direttamente da due soli parametri: la massa di combustibile  $m_c^c(t)$  che viene immessa nel motore in ogni ciclo di funzionamento e la velocità angolare di rotazione del motore  $N(t)$ , espressa in *giri/s*. Per semplicità appare tuttavia utile esprimere questi due parametri attraverso una variabile sintetica, ovvero il flusso istantaneo di combustibile  $m_c^i$ , espresso in unità di massa per unità di tempo:

$$m_c^i(t) = \frac{m_c^c(t)N(t)}{n_R} \quad (3.14)$$

dove  $n_R$  è il numero di giri di manovella per ogni ciclo. Si indichi adesso con  $e^i$  la massa della generica sostanza  $i$  emessa dal motore durante un certo ciclo di funzionamento. Con le ipotesi fatte, l'emissione istantanea dell'inquinante  $i$ , può essere espressa in unità di massa per unità di tempo e per un singolo veicolo, come funzione del flusso istantaneo di combustibile  $m_c^i$ :

$$\frac{d}{dt} e^i(t) = f(m_c^i(t)) \quad (3.15)$$

Questa espressione, pur apparendo teoricamente soddisfacente nella spiegazione della relazione causa-effetto che, evidentemente esiste tra la quantità di combustibile immessa nell'apparato di propulsione al variare del tempo e le emissioni inquinanti che da esso sono generate, non è tuttavia di facile applicazione pratica. Risulta necessario spiegare quali legami sussistono tra il flusso di combustibile e l'energia liberata all'interno del motore, in modo da poter esprimere l'entità delle emissioni inquinanti in funzione della potenza fornita dall'apparato di propulsione, e tra questa e le caratteristiche cinematiche del moto del veicolo. Ciò permette, in ultima analisi, di stabilire l'esistenza di un legame funzionale tra le emissioni e il comportamento del veicolo stesso sulla strada.

Il contenuto in energia del combustibile viene generalmente espresso per mezzo del suo calore energetico (o potere calorifico)  $Q_c$ , che rappresenta l'energia per unità di massa che il combustibile fornisce quando viene bruciato in condizioni ideali. Il valore energetico di un combustibile dipende dal rapporto fra le quantità di idrogeno e carbonio che esso contiene ed è tanto maggiore quanto maggiore è la quantità di idrogeno, avendo quest'ultimo un valore energetico (120 MJ/kg, ovvero 28700 kcal/kg) maggiore di quello del carbonio (34 MJ/kg, ovvero 8140 kcal/kg). Valori tipici di  $Q_c$  per i combustibili idrocarburici normalmente in commercio, sono compresi tra 42 e 44 MJ/kg. Se si indica con  $m_c^c$  la massa di combustibile che viene immessa nel motore per ogni ciclo, allora l'energia  $E_c$  disponibile per ciclo del combustibile sarà:

$$E_c = m_c^c Q_c \quad (3.16)$$

Durante il fenomeno della combustione reale, tuttavia, non tutta l'energia del combustibile viene trasformata in lavoro.

Il lavoro prodotto dal motore, ovvero l'energia trasferita dai gas contenuti nel cilindro al pistone, è infatti sempre minore dell'energia disponibile.

Il calcolo pratico del lavoro prodotto dal motore per ogni ciclo viene di solito effettuato attraverso un'operazione di integrazione del diagramma  $(p, V)$  che esprime, in ogni istante, i valori medi della pressione  $p$  dei gas e del volume  $V$  del cilindro.

Il risultato dell'integrazione è denominato lavoro indicato per ciclo ( $L_{c,i}$ ), in quanto i valori di  $p$  e  $V$  vengono solitamente forniti direttamente da un apparecchio chiamato indicatore.

Da quanto detto in precedenza consegue che il rapporto  $\eta_c$ , tra il lavoro indicato per ciclo  $L_{c,i}$  e l'energia disponibile per ciclo  $E_c$ , detto efficienza di conversione del combustibile (o rendimento termodinamico), dev'essere sempre minore di 1.

La relazione tra lavoro indicato ed energia disponibile si può quindi scrivere nella maniera seguente:

$$L_{c,i} = \eta_c E_c = \eta_c m_c^c Q_c \quad (3.17)$$

La stessa relazione che sussiste fra lavoro indicato ed energia disponibile per ciclo può essere espressa in termini di potenza. A tale scopo, si definisce *potenza indicata lorda*  $P_i$  del motore il valore seguente:

$$P_i(t) = \frac{\dot{L}_{c,i} N(t)}{n_R} \quad (3.18)$$

dove  $N$  è la velocità di rotazione del motore, espressa in *giri/s*,  $n_R$ , è il numero dei giri di manovella per ogni scoppio, uguale a 2 per cicli a quattro tempi e a 1 per cicli a due tempi. La potenza indicata lorda è legata al valore energetico del combustibile e alla massa di quest'ultimo immessa nel motore per cicli attraverso la relazione:

$$P_i(t) = \frac{\eta_c m_c^c Q_c N(t)}{n_R} \quad (3.19)$$

E poiché il flusso di combustibile è uguale a:

$$m_c'(t) = \frac{\dot{m}_c^c N(t)}{n_R} \quad (3.20)$$

un'ulteriore espressione della potenza indicata lorda, risulta:

$$P_i(t) = \eta_i \cdot m'_c(t) \cdot Q_c \quad (3.21)$$

Non tutto il lavoro indicato lordo, trasmesso per ogni ciclo dal fluido evolvente al pistone, risulta disponibile all'uscita dell'albero motore per poter poi essere utilizzato nel moto del veicolo. Una prima aliquota di  $L_{c,i}$  che coincide con la differenza tra il lavoro indicato lordo e quello netto, viene utilizzato in ogni ciclo per espellere i gas esausti e introdurre fluido fresco nel cilindro (lavoro di pompaggio).

Una porzione addizionale viene, inoltre, impiegata per vincere gli attriti delle componenti meccaniche del motore (ingranaggi, pistoni, etc.) e per azionare i vari gruppi accessori (pompe per l'acqua, per l'olio, ecc.). Sia il lavoro di pompaggio che quello impiegato per vincere gli attriti possono essere raggruppati insieme in un termine definito *lavoro di attrito*  $L_a$ .

Il lavoro, trasmesso dal motore all'albero a manovelle, risulta pertanto uguale alla differenza tra il lavoro indicato e quello di attrito ed è denominato lavoro effettivo  $L_e$ :

$$L_e = L_{c,i} - L_a \quad (3.22)$$

Una relazione analoga, riferita all'unità di tempo, serve a definire la *potenza effettiva*  $P_e$  che è quindi la potenza disponibile sull'albero a manovelle e risulta dalla differenza tra la potenza indicata lorda  $P_i$  e la *potenza persa per attrito*  $P_a$ :

$$P_e(t) = P_i(t) - P_a(t) \quad (3.23)$$

La potenza effettiva è sempre minore di quella indicata e il rapporto fra le due è chiamato *rendimento meccanico*  $\eta_m$ :

$$\eta_m = \frac{P_e(t)}{P_i(t)} = 1 - \frac{P_a(t)}{P_i(t)} \quad (3.24)$$

da cui:

$$P_e(t) = \eta_m \cdot P_i(t) \quad (3.25)$$

Il rendimento meccanico di un motore dipende in misura notevole dalla sua velocità di rotazione  $N$ .

Per autoveicoli, come quelli attualmente in commercio, i valori di  $\eta_m$  variano tipicamente tra circa 0,9 per velocità di rotazione del motore minori di 30÷40 *giri/s* e circa 0,75 alla massima velocità [Heyewood, 1988]. Quando la potenza effettiva si annulla, ovvero in caso di funzionamento a vuoto del motore, il rendimento meccanico

assume anch'esso valore zero. In tal caso, infatti, tutta la potenza fornita dal motore viene persa per attrito e per il lavoro di pompaggio, la potenza persa per attrito, inoltre, eguaglia la potenza indicata.

La relazione tra potenza effettiva, valore energetico e flusso istantaneo di combustibile, si ricava facilmente dalle equazioni precedenti ed è data da:

$$P_e(t) = \eta_m \cdot P_i(t) = \eta_m \cdot \eta_c \cdot m'_c \cdot Q_c \quad (3.26)$$

La potenza effettiva rilevata sull'albero motore, non è ancora quella che si rende disponibile in corrispondenza degli organi di rotolamento. Gli organi deputati a trasmettere la potenza dall'albero motore fino alle ruote, ne assorbono infatti la parte che occorre al loro funzionamento. La potenza rilevata in corrispondenza delle ruote, o *potenza utile*  $P_u$ , è di conseguenza legata alla potenza effettiva dal *rendimento della trasmissione*  $\eta_t$ :

$$P_u(t) = \eta_t \cdot P_e(t) \quad (3.27)$$

Negli autoveicoli dotati di cambio di velocità, il rendimento della trasmissione è diverso per i diversi rapporti di trasmissione. Si può supporre, infatti, che esso assuma un valore  $\eta_{t2}$  in presa diretta e un secondo valore  $\eta_{t2}$  per tutti le marce inferiori.

Definito il legame tra potenza effettive e utile, quest'ultima risulta esprimibile direttamente in funzione del valore energetico e del flusso istantaneo di combustibile:

$$P_u(t) = \eta_t \cdot P_e(t) = \eta_t \cdot \eta_m \cdot \eta_c \cdot m'_c(t) \cdot Q_c \quad (3.28)$$

La determinazione pratica della potenza  $P_u$ , fornita dall'apparato di propulsione e misurata in corrispondenza degli organi di rotolamento, è subordinata alla descrizione analitica delle caratteristiche dinamiche del moto. Si consideri allora un generico veicolo in moto su una determinato tratto stradale. Le forze, che in tali condizioni agiscono istantaneamente sul veicolo nella direzione del percorso da esso seguito, sono di due tipi diversi: le forze di trazione  $F_i$ , fornite dall'apparato di propulsione e le forze resistenti  $R_i$  che ostacolano il moto. Allo scopo di determinare le caratteristiche del moto, è lecito considerare il veicolo come un punto materiale, si può anche supporre che le forze su di esso agenti possano essere tra loro sommate in modo da essere espresse soltanto dalla risultante delle forze di trazione  $F$  e da quella delle forze resistenti  $R$  [d'Elia, 1996].

In tal caso il moto può essere descritto, in ogni determinato istante di tempo, dalla componente lungo la traiettoria del veicolo della prima equazione della dinamica (equazione del moto):

$$F - R = m \frac{dv}{dt} \quad (3.29)$$

nella quale  $v$  è la velocità del veicolo, la quale è funzione del tempo  $t$ , ed  $m$  è la sua massa. La risultante  $R$  delle resistenze al moto viene spesso espressa nella forma di resistenza specifica (per unità di peso trasportato  $P=mg$ ), e indicata con:

$$r = \frac{R}{P} \quad (3.30)$$

Fra i diversi fenomeni che generano resistenza al moto, quelli che rivestono particolare importanza nel caso dei veicoli stradali sono: le resistenze organiche al rotolamento sulla via e all'avanzamento nel mezzo (aria), oltre alla resistenza esterna data dalla pendenza longitudinale della strada. La resistenza totale al moto è in generale funzione di diverse variabili, relative sia al veicolo che alla strada che esso percorre.

Essa può tuttavia essere espressa utilizzando una formula semplificativa nella quale la resistenza al rotolamento è considerata costante, quella dell'aria dipendente dal quadrato della velocità e quella dovuta alla pendenza  $p$  proporzionale alla stessa [Tesoriere, 1983]:

$$r = f_r(v, p) = c_1 + c_2 \cdot v^2 + p \cdot 10^{-3} \quad (3.31)$$

in cui  $c_1$  e  $c_2$  sono costanti sperimentali. Determinate le resistenze specifiche al moto, è possibile esplicitare l'espressione della forza di trazione  $F$  necessaria a vincere tali resistenze:

$$F = m \frac{dv}{dt} + Pr = m \frac{dv}{dt} + P \cdot f_r(v, p) \quad (3.32)$$

Da quest'ultima equazione si può immediatamente risalire alla potenza utile, data dal prodotto fra la velocità del veicolo e lo sforzo di trazione alle ruote:

$$P_u(t) = Fv = \left( m \frac{dv}{dt}(t) + P \cdot f_r(v, p) \right) \cdot v(t) \quad (3.33)$$

ovvero, adottando la formula empirica riportata in precedenza:

$$P_u(t) = m \frac{dv}{dt}(t) \cdot v(t) + P \left( c_1 v(t) + c_2 v^3(t) \right) + Pp \cdot v(t) \quad (3.34)$$

È stato in precedenza supposto che, istante per istante, le emissioni di una generica sostanza inquinante  $i$  possano essere espresse come funzione del flusso di combustibile  $m'_c$ :

$$\frac{d}{dt} e^i(t) = f(m'_c(t)) \quad (3.35)$$

Quest'ultimo flusso è a sua volta esprimibile in funzione della potenza utile  $P_u$ , attraverso il valore energetico del combustibile e i diversi rendimenti della trasmissione, della meccanica del motore e del processo di conversione energetica:

$$m'_c(t) = \frac{1}{\eta_t \eta_m \eta_c Q_C} P_u(t) \quad (3.36)$$

Sostituendo nell'equazione precedente l'espressione della potenza utile e mettendo in evidenza la massa del veicolo si avrà:

$$m'_c(t) = \frac{m}{\eta_t \eta_m \eta_c Q_C} \left\{ \frac{dv}{dt}(t) \cdot v(t) + g \cdot f_r(v, p) \cdot v(t) \right\} \quad (3.37)$$

Se si immagina ora di fissare le caratteristiche costruttive del veicolo (la sua massa, le sue caratteristiche di forma e di attrito, i diversi rendimenti della potenza), le caratteristiche del combustibile (il suo valore energetico) e i valori dei rendimenti dell'apparato di propulsione, allora si può scrivere per le emissioni inquinanti:

$$\frac{d}{dt} e^i(t) = f(m'_c(t)) = f\left(\frac{dv}{dt}(t) \cdot v(t), v(t), p\right) \quad (3.38)$$

Nel caso poi che si supponga che anche le caratteristiche di pendenza longitudinale siano fissate, l'espressione diventerà:

$$\frac{d}{dt} e^i(t) = f(m'_c(t)) = f\left(\frac{dv}{dt}(t) \cdot v(t), v(t)\right) \quad (3.39)$$

La relazione sopra indicata, che esprime il legame tra le emissioni istantanee e i due parametri, rappresentati dalla velocità del veicolo e dal prodotto tra quest'ultima e l'accelerazione, costituisce il principale fondamento teorico per la simulazione dinamica delle emissioni di base dovute al traffico ed è confermata da numerosi studi sperimentali [Joumard et al., 1992]. L'utilizzo di una relazione del genere presuppone, tuttavia, l'utilizzo di un input costituito dall'andamento istantaneo della velocità e dell'accelerazione del veicolo. Tale input viene generalmente rappresentato attraverso una sequenza di valori della velocità specificati secondo per secondo (ciclo di guida) e

unito all'ipotesi della variazione lineare della velocità tra due istanti successivi, è sufficiente all'utilizzo pratico dell'espressione trovata.

### 3.9.2. L'incremento di emissioni dovuto alla pendenza stradale

Come è stato descritto in precedenza, una pendenza longitudinale maggiore di zero del tratto stradale sulla quale si muove un veicolo, implica una resistenza aggiuntiva al moto.

In particolare, una pendenza  $p$  della strada comporta una forza equiversa al moto se  $p < 0$  (strada in discesa), di verso contrario al moto se  $p > 0$  (strada in salita). L'eventualità di quest'ultimo caso, provocando un aumento della richiesta di potenza al motore; ne risultano in maggiori consumi ed emissioni inquinanti rispetto al caso di tratto pianeggiante.

L'influenza che la pendenza del tratto stradale esercita sulle emissioni, sembra essere di entità non trascurabile ad eccezione del caso di lunghi percorsi, dove l'incidenza di salite e discese tende a compensarsi [OSCE, 1982]. La formalizzazione del legame che sussiste tra l'entità delle emissioni inquinanti e il valore della pendenza della strada, può essere eseguita sulla base della relazione:

$$\frac{d}{dt} e^i(t) = f^i \left( \frac{dv}{dt}(t) \cdot v(t), v(t), v(t) \cdot p \right) \quad (3.40)$$

la quale può essere semplificata ammettendo l'ipotesi di poter separare il contributo delle emissioni fornite dalle resistenze ordinarie ( $f_{p=0}^i$ ) da quello dovuto alla pendenza ( $f_p^i$ ):

$$\frac{d}{dt} e^i(t) = f_{p=0}^i \left( \frac{dv}{dt}(t) \cdot v(t), v(t) \right) + f_p^i(v(t) \cdot p) \quad (3.41)$$

La funzione  $f_p^i$  può quindi essere determinata sulla base di dati sperimentali. Un modo alternativo per esprimere il legame tra la pendenza della strada e l'entità delle emissioni inquinanti, è quello di specificare l'influenza relativa che la prima esercita sulle seconde. A tale scopo è opportuno ricavare il rapporto tra le emissioni totali  $de^i(t)/dt$  e quelle che si avrebbero nel caso di pendenza nulla, espresse dalla funzione  $f_{p=0}^i$  rapporto si può scrivere come:

$$1 + f_p^i \left( \frac{dv}{dt}(t) \cdot v(t), v(t), p \right) \quad (3.42)$$

dove la funzione:

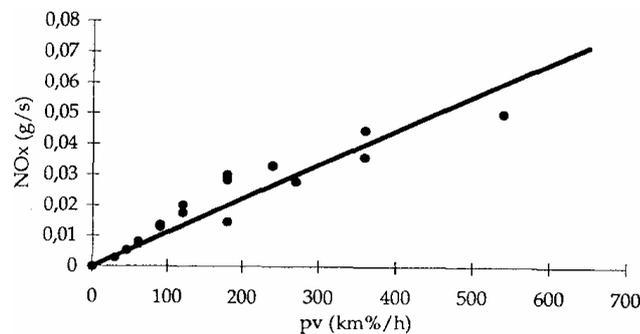
$$f_p^i \left( \frac{dv}{dt}(t) \cdot v(t), v(t), p \right) = \frac{f_p^i(v(t) \cdot p)}{f_{p=0}^i \left( \frac{dv}{dt}(t) \cdot v(t), v(t) \right)} \quad (3.43)$$

rappresenta l'incremento percentuale delle emissioni dell'inquinante  $i$  dovute alla pendenza  $p$  in corrispondenza di determinati valori della velocità e dell'accelerazione istantanee.

La funzione  $f_p^i$ , può essere in molti casi pratici supposta lineare secondo un coefficiente  $\beta$  [Joumard et alii, 1990]:

$$f_p^i(v(t) \cdot p) = \beta^i v(t) \cdot p \quad (3.44)$$

Un esempio della giustificazione pratica della formula precedente è fornito in fig. 3.9.



**Fig. 6.9 - Relazione empirica tra l'incremento di emissione di NO<sub>x</sub> dovuto alla pendenza longitudinale della via e il parametro  $pv$ . Elaborazione dei dati contenuti in [Joumard et alii, 1990].**

### 3.9.3. I modelli dinamici presenti in letteratura

Nella letteratura specifica è possibile ritrovare soltanto un numero limitato di esempi ed applicazioni di modelli dinamici per il calcolo delle emissioni. Ciò dipende in parte dal fatto che la natura sperimentale di tali modelli ne rende particolarmente oneroso lo sviluppo.

Verranno di seguito descritti alcuni modelli di uso frequente, che differiscono tra loro per le diverse caratteristiche del parco veicolare e delle condizioni ambientali per le

quali sono stati sviluppati. Tre di essi sono stati sviluppati negli USA e solo uno (il modello MODEM) è applicabile ad un sistema di trasporti stradali tipicamente europeo.

Un esempio di modello dinamico è l'Automobile Exhaust Emission Modal Analysis Model, messo a punto dall'EPA (Environmental Protection Agency, USA) [Kunselmann et alii, 1974]. In questo modello la funzione  $f_{base}^{i,g,m}(v(t), a(t))$  è definita come segue:

$$f_{base}^{i,g,m}(v(t), a(t)) = \sum_{r=0}^L \sum_{s=0}^L b_{i,g,m}(r, s) v(t)^r a(t)^s [1 - h(a(t))] + \sum_{r=0}^L c_{i,g,m}(r) v(t)^r h(a(t)) \quad (3.45)$$

dove:

$$h(a(t)) = \begin{cases} 1 - a(t) & 0 \leq a(t) \leq 1.0 \text{ mi/h/s} \\ 1 + a(t)/1.2 & -1.2 \leq a(t) \leq 0 \text{ mi/h/s} \\ 0 & \text{altrimenti} \end{cases} \quad (3.46)$$

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

$$e_{base}^{i,g,m} = \int_0^{t_m} f_{base}^{i,g,m}(v(t), a(t)) dt \quad (3.47)$$

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 (*light duty*) appartenenti agli anni di produzione (*model years*) 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 cinematici denominata *Surveillance Driving Sequence* (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 tener conto degli effetti dell'età dei veicoli [Horowitz, 1982].

Questo modello tiene conto soltanto delle emissioni allo scarico a motore caldo. Non sono prese in considerazione le emissioni dovute alle partenze, sia a caldo che a freddo, né le emissioni di veicoli diversi dalle autovetture. Le emissioni dal basamento sono rappresentate dai termini  $b_{i,g,m}(0,0)$  e  $c_{i,g,m}(0,0)$ , anche se essi sono ritenuti trascurabili per il parco attualmente circolante negli USA.

Poiché l'insieme dei veicoli circolanti è composto da veicoli appartenenti a diversi anni di produzione, quando si vogliono stimare le emissioni delle automobili presenti in un flusso reale di traffico, la funzione  $f_{base}^{i,g,m}(v(t), a(t))$  è calcolata come la media pesata delle emissioni istantanee riferite a tutti gli anni di produzione presenti nel flusso, con peso costituito dalla percentuale di automobili di ciascun anno di produzione presenti nel flusso. Se  $r_y$  è la densità delle automobili appartenenti all'anno di produzione  $y$  presenti nel flusso e  $r$  è la densità totale di automobili nel flusso, si consideri l'emissione istantanea di inquinante  $i$  in unità di massa per unità di tempo prodotta dalle autovetture appartenenti all'anno di produzione  $y$ , data da:

$$f_{base}^{i,g,m}(v(t), a(t)) \quad (3.48)$$

La media pesata delle emissioni istantanee è dunque espressa dalla relazione:

$$\bar{f}_i(v(t), a(t)) = \sum_y (r_y / r) f_{base}^{i,g,m}(v(t), a(t)) \quad (3.49)$$

L'accuratezza di questo modello è stata saggiata confrontando i risultati con le misure svolte durante la fase di transitorio caldo e quella di regime termico della prova FTP su veicoli dell'anno di produzione 1971, diversi da quelli sui quali era stato calibrato il modello di Kunselmann et alii (1974). Le differenze riscontrate tra le emissioni medie misurate e le predizioni del modello sono comprese tra il 10% e il 45% circa, mostrando un'accuratezza piuttosto scarsa [Horowitz, 1982].

Anno di produzione	Altitudine bassa	Altitudine elevata	California
<1965	2	1	2
1966	2	1	3
1967	2	1	3
1968	4	8	4
1969	5	9	5
1970	6	10	6
1971	7	11	7
1972	16	12	14
1973	17	13	15
1974	17	13	15
1975	18	18	18

Tab. 3.2 - Gruppi di veicoli (1-18) secondo il modello modale di APRAC3

Su alcune modificazioni effettuate sul modello Automobile Exhaust Emission Modal Analysis Model è basato anche il modello di emissione contenuto nel software di simulazione dei processi inquinanti dovuti al traffico APRAC3 della statunitense Environmental Protection Agency (EPA) [Simmon et al., 1981].

In quest'ultimo caso i coefficienti del modello sono specificati per diciotto diversi gruppi di veicoli, tutti relativi ad automobili prodotte negli USA. Come si vede in Tabella 3.2, i gruppi sono designati in base all'anno di produzione, alla soggezione o meno alla normativa californiana e all'altitudine del sito di riferimento (elevata o bassa). Gli inquinanti considerati sono soltanto CO e HC.

Il modello CDOH è stato messo a punto dal *Colorado Department of Highways* [Griffin, 1980]. In tale modello le emissioni sono espresse come fattori di emissioni modali normalizzati, dati dal rapporto tra il fattore temporale di emissione e il fattore medio temporale di emissione della procedura FTP-75. Questo consente di convertire facilmente i fattori di emissione medi in fattori di emissione modale, semplicemente moltiplicandoli per questo rapporto. Il modello è basato sui dati di emissione ricavati da rilevamenti effettuati a Denver su 45 diversi veicoli leggeri (light duty), per l'anno di produzione 1975, su un ciclo di guida apposito denominato SDS.

L'analisi sviluppata ha mostrato una forte correlazione tra il rapporto tra i tassi di emissione temporale modali e medi e il prodotto tra velocità e accelerazione modali  $v \cdot a$ . A esempio, per il CO si ha:

$$f_{base}^{CO}(v, a) = f_{US75-HS}^{CO} \cdot [c_1 + c_2 \cdot (v \cdot a) + c_3 \cdot (v \cdot a)^2] \quad [g/s] \quad (3.50)$$

dove si è indicato con  $f_{US75-HS}^{CO}$  il fattore di emissione di CO per unità di tempo durante la sequenza stabilizzata con partenza a caldo del ciclo di guida US75 (test FTP-75) e con  $c_1, c_2, c_3$ , le costanti proprie del modello.

Il programma di simulazione dei processi inquinanti dovuti al traffico 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 (CO) in corrispondenza dei singoli modi cinematici appartenenti a un generico ciclo di guida [Benson et al., 1986]. Tale modello, che è stato

sviluppato sulla base del modello modale CDOH [Griffin, 1980], ma dal quale differisce in maniera sostanziale, è connesso ad una procedura per la simulazione del comportamento cinematico di un flusso di traffico in corrispondenza di una intersezione.

Il modello è costituito essenzialmente da un algoritmo capace di convertire fattori di emissione medi in fattori di emissione temporali relativi a singoli modi di guida. A tal fine, il modello ipotizza che sia l'accelerazione dei veicoli che i fattori di emissione temporali si mantengano costanti durante ogni modo di guida.

Le funzioni matematiche usate nel modello per ottenere i fattori di emissione temporali medi dei diversi modi cinematici sono state ricavate e calibrate sulla base delle emissioni di CO misurate sperimentalmente nei modi cinematici del ciclo di guida a 37 modi SDS (*Surveillance Driving Sequence*). I dati sperimentali disponibili si riferiscono esclusivamente ad automobili e al funzionamento in fase termica stabilizzata del motore (ovvero a motore caldo). Le funzioni ottenute sono risultate differenti a seconda del modo di guida considerato. In particolare, l'insieme dei dati su cui è stata effettuata la calibrazione del modello consiste nei risultati di due diversi studi sperimentali condotti su automobili prodotte negli USA negli anni 1975 e 1976.

I risultati del primo studio, effettuato dall'EPA, consistono nelle emissioni misurate in una serie di prove condotte su 1020 veicoli appartenenti al parco automobilistico degli USA. Di questi è stato considerato solo un sottoinsieme di 62 veicoli catalizzati, ritenuti maggiormente rappresentativi del parco californiano. Il secondo studio è stato condotto dal California Air Resources Board (CARB) su 19 automobili appartenenti al parco californiano.

Per le fasi di accelerazione e di crociera, il modello parte dalla conoscenza del fattore di emissione medio, espresso in termini di quantità di CO emessa per unità di lunghezza durante la sequenza stabilizzata con partenza a caldo del ciclo di guida US75 (test FTP-75). Questo fattore di emissione medio per unità di lunghezza viene, dapprima convertito in fattore di emissione temporale medio, essendo moltiplicato per la velocità media della sequenza cinematica, pari a (16,2 mls/h = 26,07 km/h). Si indichi quest'ultimo, espresso in unità di massa per unità di tempo e relativo a un unico veicolo, con:

$$f_{US75-HS}^{CO} \quad (3.51)$$

Un valore esemplificativo del fattore di emissione relativo alla sequenza *hot stabilized* del ciclo US75, ricavato da uno studio dell'EPA su automobili del 1978 con il test FTP-75, è di 0,06276 g/s [Horowitz, 1982].

Un primo modello di emissione per il modo di accelerazione è stato sviluppato per un veicolo che, partendo da uno stato a velocità nulla, si muova di moto accelerato fino a raggiungere una velocità minore od uguale a (45 mls/h = 72,40 km/h). La calibrazione è stata effettuata considerando sia i risultati EPA che quelli CARB, ottenendo la seguente espressione:

$$f_{base}^{CO}(v, a) = f_{US75-HS}^{CO} \cdot 0.75 \cdot e^{0.0634va} \quad (\text{accelerazione da fermo}) \quad (3.52)$$

nella quale  $v$  è la velocità media del modo espressa in km/h ed  $a$  l'accelerazione del modo espressa in  $m/s^2$ . Per le emissioni relative agli stati di accelerazione di un veicolo già in moto con una velocità maggiore od uguale a 15 mls/h = 24,14 km/h e che raggiunga velocità fino a (60 mls/h = 96,54 km/h), è stato sviluppato un secondo modello modale di emissione. A causa dell' incongruenza tra i dati sperimentali forniti dal CARB, rilevati a un'altezza sul livello del mare non trascurabile, il modello è stato basato soltanto sullo studio dell'EPA. La forma funzionale del modello è risultata la seguente:

$$f_{base}^{CO}(v, a) = f_{US75-HS}^{CO} \cdot 0.027 \cdot e^{0.138va} \quad (\text{accelerazione in moto}) \quad (3.53)$$

nella quale le variabili indipendenti hanno lo stesso significato di quelle del modello precedente.

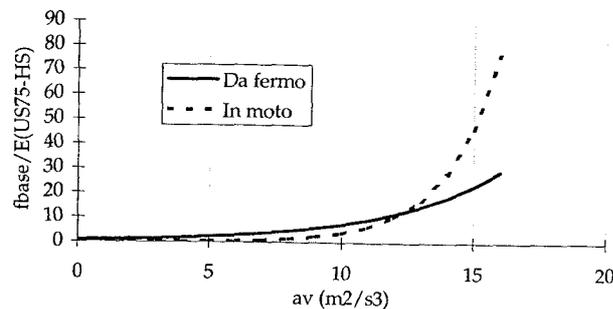


Fig. 3.12 - Funzioni di emissione in accelerazione nel modello CALINE4

Il modello di emissione per i modi di crociera è stato sviluppato ipotizzando che le emissioni istantanee di CO fossero correlate esclusivamente alla resistenza aerodinamica al moto, proporzionale al quadrato della velocità. La calibrazione del modello è stata effettuata considerando esclusivamente i dati forniti dal CARB in quanto i valori sperimentali di emissione relativi allo studio del l'EPA risultano in questo caso quasi sempre nulli o molto vicini allo zero, probabilmente a causa della bassa sensibilità degli strumenti di misura usati. Indicando con  $v$  la velocità di crociera del veicolo, espressa in km/h, l'espressione che fornisce il fattore di emissione risulta:

$$f_{base}^{CO}(v,a) = f_{US75-HS}^{CO} \cdot (0.494 + 8.867 \times 10^{-5} \cdot v^2) \quad (\text{crociera}) \quad (3.54)$$

Il fattore di emissione temporale relativo ai modi di fermata è assunto indipendente da qualunque variabile cinematica del modo e viene fornito in input al modello modale.

Si indichi questo fattore, espresso in unità di massa per unità di tempo, con:

$$f_{fermata}^{CO} \quad (3.55)$$

Un valore medio per il fattore di emissione per il modo fermata, ricavato da gli stessi dati sperimentali usati nella costruzione del modello di emissione in CALINE4, è ad esempio 0,13083 g/s [Horowitz, 1982].

Il modello di emissione per i modi di decelerazione è stato sviluppato anch'esso sulla sola base dei dati CARB, a causa della bassa sensibilità degli strumenti di misura adoperati nello studio dell'EPA. Il fattore di emissione temporale corrispondente è stato riconosciuto proporzionale al fattore di emissione relativo al modo di fermata:

$$f_{base}^{CO}(v,a) = 15 \cdot f_{fermata}^{CO} \quad (3.56)$$

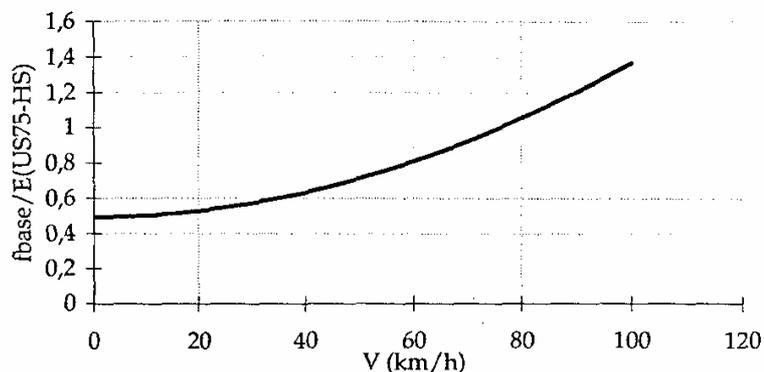


Fig. 3.13 - Funzione di emissione per il modo di crociera nel modello CA LINE4

L'entità piuttosto alta delle emissioni in decelerazione è attribuita dagli autori al fenomeno del rilascio graduale del pedale di accelerazione [Benson et al.,1986].

Il modello CALINE4 contiene poi apposite procedure per tener conto delle emissioni aggiuntive dovute alla pendenza e al transitorio termico del motore.

Il modello di emissione MODEM è stato sviluppato nell'ambito del progetto DRIVE con la collaborazione degli enti di ricerca INRETS (Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité, Francia), TRRL (Transport and Road Research Laboratory, Gran Bretagna) e TÜV Rheinland (Institut für Umweltschutz und Energietechnik, Germania) [Jost et al., 1992]. 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]. 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 e le caratteristiche di massa, cilindrata e potenza. Tali variabili sono poi state raggruppate in due soli parametri: il tipo di veicolo (che tiene conto delle caratteristiche di propulsione, delle normative e dei dispositivi di controllo) e la cilindrata (che rappresenta anche le caratteristiche di massa a vuoto e potenza). In tal modo sono stati individuati 12 gruppi di veicoli, determinati dalla combinazione di quattro categorie di tipo (veicoli soggetti al regolamento della Comunità Europea ECE 15-03, veicoli soggetti al regolamento E- CE 15-1 veicoli dotati di catalizzatori a 3 vie e di dispositivi di controllo del rapporto di miscela, veicoli diesel) e di tre categorie di cilindrata (minore di 1.4 l, compresa tra 1.4 l e 2 l, maggiore di 2l) (Tab. 3.3).

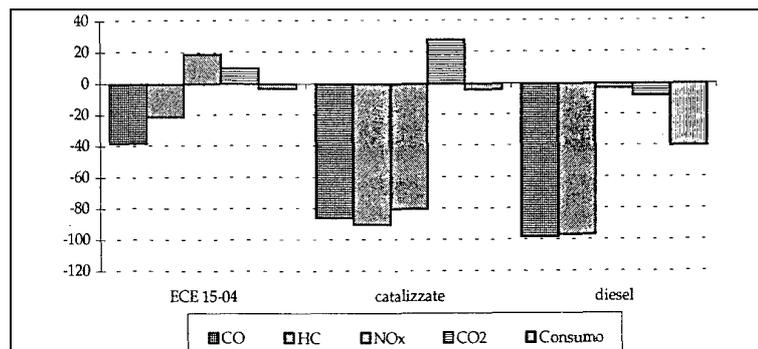
Gruppo	Tipo	Cilindrata
1	ECE	<1.4l
2	ECE 15-03	1.4÷2 l
3	ECE15-03	>2l
4	ECE 15-04	<1.4l
5	ECE15-04	1.4÷2l
6	ECE15-04	>2l
7	catalizzati	<1.4l
8	catalizzati	1.4÷2 l
9	catalizzati	> 2 l
10	diesel	<1.4l

11	diesel	1.4÷2l
12	diesel	>2l

**Tab. 3.3 - Classificazione dei veicoli per tipo e cilindrata nel modello MODEM**

Le misure sperimentali sono state effettuate in modo continuo utilizzando 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 delle prove di misura. Durante le prove, condotte a motore caldo (ovvero portando, prima del test, la temperatura dell'olio del motore a 70°C circa), sono stati monitorati quattro inquinanti (CO, HC, NO<sub>x</sub>, CO<sub>2</sub>) 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. In particolare, il passaggio dal rispetto della normativa sulle emissioni ECE 15-03 (gruppi 1, 2 e 3) a quella ECE 15-04 (gruppi 4, 5 e 6) determina una riduzione media delle emissioni di CO e HC che va dal 20% al 40%, assieme ad un incremento delle emissioni di NO<sub>x</sub> e CO<sub>2</sub> del 10-20% e scarsi effetti sul consumo di combustibile.



**Fig. 3.14 - Differenze percentuali tra le emissioni medie dei diversi gruppi di veicoli rispetto ai gruppi relativi alla normativa ECE 15-03**

I veicoli dei gruppi 7, 8 e 9, equipaggiati con convertitore catalitico e dispositivi di controllo del rapporto di miscela, mostrano invece una riduzione delle emissioni medie dei tre inquinanti regolamentati (CO, HC ed NO<sub>x</sub>) compresa tra l'80% e il 90% rispetto ai veicoli appartenenti ai primi tre gruppi. Parallelamente si ha una leggera diminuzione dei consumi (4% in media) e un aumento, superiore al 20% delle emissioni di CO<sub>2</sub>, determinato evidentemente dal processo di ossidazione nei gas di scarico del CO.

I veicoli della categoria diesel (gruppi 10, 11 e 12) sono infine caratterizzati, rispetto a quelli appartenenti ai primi tre gruppi, da emissioni estremamente basse di CO e HC (95% in meno), da un minor consumo di combustibile (40% in meno) dovuto alla minore potenza media e da emissioni paragonabili di NO<sub>x</sub>.

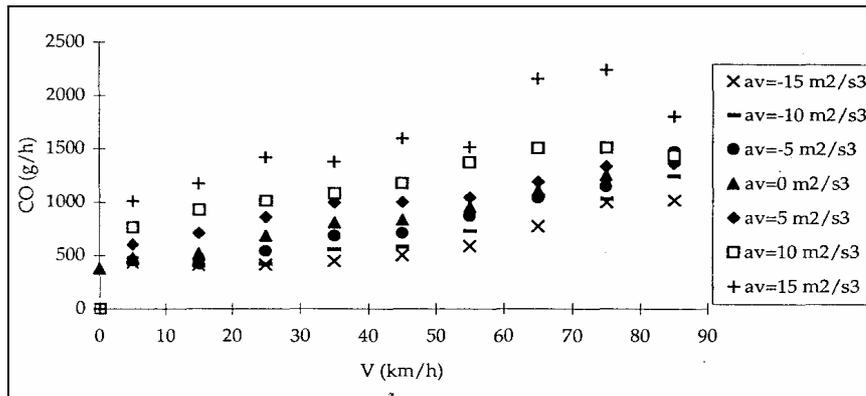


Fig. 3.15 - Rappresentazione grafica della matrice E per il CO e per il gruppo veicolare 1

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 quest'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 di 12 matrici di emissione  $E_{base}^{i,g}$  (una per ogni gruppo di veicoli  $g$  ed espresse in  $g/h \cdot veicolo$ ) per ognuno degli inquinanti considerati e per il consumo di combustibile. La funzione che esprime le emissioni di base è dunque del tipo:

$$f_{base}^{i,g,m}(v(t), a(t)) = E_{base}^{i,g}(v(t) \cdot a(t), v(t)) \tag{3.57}$$

### 3.10. 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 con 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, dalle variabili indipendenti di tipo dinamico a quelle di tipo statico, riguarda ovviamente solo quei gruppi di parametri che nell'approccio dinamico erano stati 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, con una certa approssimazione, in funzione dell'unico parametro rappresentato dalla velocità media del moto.

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 veicolare 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. Queste ultime sono analoghe a quelle relative ai modelli di tipo dinamico, ma si riferiscono alle caratteristiche medie del fenomeno anziché a quelle istantanee.

Le aliquote di emissione che vengono generalmente computate in un modello statico comprendono 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 ad altre variazioni delle resistenze al moto,

quelli dovuti allo stato della meccanica e solo per gli idrocarburi volatili le emissioni evaporative.

Le emissioni medie  $dE$  saranno nel seguito espresse, per ogni veicolo considerato, in massa per unità di lunghezza percorsa, a esempio in  $g \text{ veic}^{-1} \text{ km}^{-1}$ . Anche in questo caso, come già per i modelli dinamici, l'algoritmo di calcolo delle emissioni possiede caratteristiche diverse a seconda dell'inquinante considerato e della tipologia veicolare. Fissati questi due parametri, le emissioni di base vengono computate in funzione delle caratteristiche del moto, le quali sono rappresentate dalla velocità media dello spostamento. Ciò equivale ad accettare l'ipotesi che la velocità media del moto sia sufficientemente rappresentativa delle caratteristiche di dettaglio dei cicli di guida rispetto al fenomeno globale delle emissioni. Per ogni sostanza inquinante  $i$  di riferimento e ogni gruppo veicolare  $g$  considerato, le emissioni di base sono dunque funzione della sola velocità media dello spostamento e sono eventualmente espresse in maniera diversa per fasce di velocità. Esse saranno indicate con:

$$\delta E_{base}^{i,g}(v_m) \quad (3.58)$$

Le aliquote di emissione dovute alle variabili che compaiono nel modello di base sono poi computate come funzioni correttive. L'incremento di emissioni dovute al funzionamento in transitorio termico, possono essere invece espresse in funzione della velocità media e di un certo numero di altre variabili  $x_i$ , fra cui la frazione di spostamento mediamente percorsa con motore freddo, la temperatura ambiente, la lunghezza media degli spostamenti, ecc. Si indichi tale incremento con:

$$\delta E_T^{i,g}(v_m, x_1, \dots, x_n) \quad (3.59)$$

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

$$\delta E_p^{i,g}(p) \quad (3.60)$$

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

$$\delta E_M^{i,g} \quad (3.61)$$

Un ultimo contributo di cui si può tener conto è rappresentato, solo per gli idrocarburi volatili, dalle emissioni evaporative. Esse sono in genere considerate funzione di altre variabili  $y_1, \dots, y_n$  fra cui: la temperatura ambiente media, le variazioni termiche e la volatilità del combustibile. Si indichino queste emissioni con:

$$\delta E_{ev}^{HC,g}(y_1, \dots, y_n) \quad (3.62)$$

Le emissioni evaporative possono essere a loro volta suddivise in più contributi. Il primo, di tipo *hot soak*, è associato a ogni spostamento compiuto da un singolo veicolo e viene solitamente espresso, in massa per veicolo, nella maniera seguente:

$$e_{hs}^{HC,g}(y_1, \dots, y_n) \quad (3.63)$$

Un secondo contributo è quello dovuto alle evaporazioni diurne e si può esprimere in massa per unità di tempo e per veicolo:

$$\delta e_d^{HC,g}(y_1, \dots, y_n) \quad (3.64)$$

Un ultimo contributo è quello delle evaporazioni in moto, espresso in massa per unità di lunghezza percorsa e per veicolo:

$$\delta E_{run}^{HC,g}(y_1, \dots, y_n) \quad (3.65)$$

Se si indica con  $T$  la durata dell'intervallo di tempo di riferimento e con  $D$  la distanza percorsa dal veicolo in esame, si ha quindi che le emissioni evaporative totali sono date da:

$$\delta E_{ev}^{HC,g}(y_1, \dots, y_n) = e_{hs}^{HC,g}(y_1, \dots, y_n) / D + \delta e_d^{HC,g}(y_1, \dots, y_n) \cdot (T / D) + \delta E_{run}^{HC,g}(y_1, \dots, y_n) \quad (3.66)$$

Le emissioni totali per unità di lunghezza di inquinante  $i$ , dovute 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:

$$E^i(v_m, x_1, \dots, x_n) = N \sum_{g=1}^{n_g} c_g \cdot \left( \delta E_{base}^{i,g}(v_m) + \delta E_p^{i,g}(v_m, x_1, \dots, x_n) + \delta E_p^{i,g}(p) + \delta E_M^{i,g} + \delta E_{ev}^{HC,g}(v_m, x_1, \dots, x_n) \right) \quad (3.67)$$

Si ricorda che le emissioni evaporative sono diverse da zero solo se la sostanza inquinante è costituita da idrocarburi volatili. L'emissione per unità di lunghezza, dovuta ad un veicolo con caratteristiche costruttive medie, pesate fra tutti i gruppi appartenenti al parco veicolare, detta *fattore di emissione composito*, è dato da:

$$\delta E^i(v_m, x_1, \dots, x_n) = E^i(v_m, x_1, \dots, x_n) / N \quad (3.68)$$

I modelli di tipo statico non consentono la stima puntuale delle variazioni dei tassi di emissione durante un generico spostamento; in compenso necessitano di informazioni sulle caratteristiche operative del traffico che si limitano alle caratteristiche e allo stato medi dei veicoli, ai parametri medi del moto e alla lunghezza degli spostamenti considerati.

### 3.10.1. La determinazione delle emissioni di base

Una dimostrazione pratica del fatto che le emissioni di base possono essere calcolate esclusivamente in funzione della velocità media del moto senza incorrere in errori apprezzabili è mostrata in [Tartaglia, 1997].

Tale dimostrazione è stata condotta attraverso un'analisi delle correlazioni esistenti tra i diversi parametri medi che caratterizzano le distribuzioni dei valori istantanei della velocità  $v(t)$  e del prodotto di quest'ultima con l'accelerazione istantanea  $a(t)$ . Le quantità  $v(t)$  ed  $v(t) \cdot a(t)$  sono, infatti, le principali variabili indipendenti utilizzate nella simulazione dinamica delle emissioni di base. A tale scopo sono stati esaminati diversi cicli di guida selezionati, sia tra quelli prescritti dalle normative di alcuni paesi per le prove di omologazione dei veicoli stradali in riferimento alle loro caratteristiche inquinanti, sia fra quelli proposti da diversi autori in sede di ricerca.

L'analisi ha evidenziato una notevole correlazione lineare tra la velocità media del moto e i principali parametri che caratterizzano le distribuzioni della velocità  $v(t)$  e del prodotto  $v(t) \cdot a(t)$ : in particolare il coefficiente di variazione delle distribuzioni della velocità, la media e la radice dello scarto quadratico medio delle distribuzioni di  $v(t) \cdot a(t)$ . Nella fig. 3.16 viene mostrato un esempio di tali relazioni. Questo risultato ha suggerito di condurre la simulazione statica delle emissioni di base attraverso la relazione:

$$\delta E^i = \beta_1 \cdot v_m^2 + \beta_2 \cdot v_m + \beta_3 \text{ [g/km]} \quad (3.69)$$

dove i coefficienti di calibrazione sono diversi per ogni inquinante e per ogni categoria veicolare e sono indicati con  $\beta_i$ . I risultati della precedente equazione danno luogo a errori, rispetto alla più precisa descrizione del fenomeno effettuata con diversi modelli dinamici di emissione tratti dalla letteratura, quasi sempre minori del 5%.

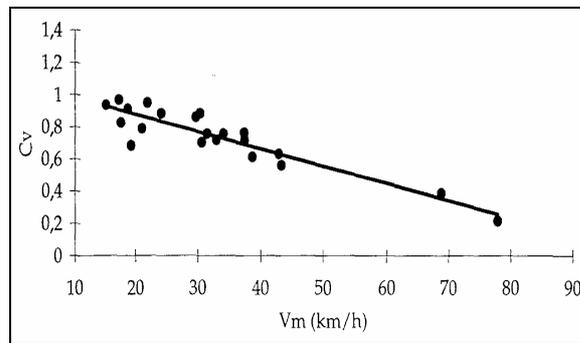


Fig. 3.16 - Relazione tra le velocità medie ( $V_m$ ) e i coefficienti di variazione della velocità ( $C_v$ ) di diversi cicli di guida. Il coefficiente di correlazione della retta di regressione è pari a 0.85 [Tartaglia, 1997]

### 3.10.2. L'incremento di emissioni dovuto alla pendenza stradale

La relazione che sussiste tra il contributo delle emissioni determinato dalla pendenza della strada e la relativa domanda addizionale di potenza all'apparato di propulsione, può essere ricavata a partire dal caso dinamico mostrato in precedenza, nell'ipotesi semplificativa che l'incremento di emissioni dovuto alla pendenza sia proporzionale al prodotto  $v(t) \cdot p$  secondo il coefficiente  $\beta^i$ :

$$f_p^i(v(t) \cdot p) = \beta^i v(t) \cdot p \quad (3.70)$$

Se in questo caso si definisce una funzione di emissione istantanea  $dE_p^i$  analoga alla  $f_p^i$ , ma espressa in massa per unità di distanza percorsa (a esempio  $g \cdot km^{-1}$ ), si vede che essa è indipendente dalla velocità e proporzionale alla pendenza  $p$ :

$$\delta E_p^i(v(t) \cdot p) = \frac{3600 \cdot \beta^i v(t) \cdot p}{v(t)} = k \cdot p \quad (3.71)$$

dove  $k$  è costante per ogni inquinante  $i$  e anche per ogni gruppo veicolare. La relazione precedente, valida per un determinato campo di valori della velocità e nell'ipotesi di poter trascurare l'influenza dell'accelerazione, è confermata da esperienze empiriche riportate in letteratura [Joumard et alii, 1990], [PIRAC, 1991], [Joumard, 1992].

### 3.10.3. I modelli statici presenti in letteratura

I modelli di tipo statico proposti dalla letteratura specifica che rivestono un certo interesse, sono in particolare i modelli statunitensi MOBILE e FREQ, sviluppati

rispettivamente dall'EPA e dalla University of California e il modello CORINAIR, sviluppato nell'ambito di un progetto promosso dalla Comunità Europea.

In seguito verranno brevemente illustrate le caratteristiche di questi modelli.

Il MOBILE è un modello di simulazione statico sviluppato negli USA nel 1975 [Bullin, 1990]. Esso si basa su esperienze riguardanti il parco veicolare statunitense e viene aggiornato periodicamente sulla base dell'evoluzione della composizione di tale parco negli anni [Horowitz, 1982].

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 totale minore di 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, del peso trasportato, della temperatura ambiente, della 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*), pesate non solo in base alla composizione del parco, ma anche al parametro dato dai *veicoli\*km* percorsi [US EPA, 1978].

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 tale Stato si avvale.

Sviluppato in collaborazione dallo University of California Institute of Transportation Studies (CALTRANS) e dallo State of California Air Resources 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 [Ostorn et al., 1991].

Un esempio di modello statico per il calcolo delle emissioni inquinanti, dovute al traffico stradale, è fornito dalla metodologia CORINAIR, elaborata dal CORINAIR

*Working Group on Emission Factors for Calculating Emissions from Road Traffic*, nell'ambito di un progetto della Commissione delle Comunità Europee DG XI [Eggleston et al., 1991]. La metodologia è finalizzata alla compilazione di un inventario delle emissioni totali in tutti gli stati membri della CEE è stata sviluppata per l'anno 1985 e successivamente aggiornata nel 1990. Le sostanze inquinanti esaminate sono 10: gli ossidi di azoto  $\text{NO}_x$  ( $\text{NO}$  ed  $\text{NO}_2$  in massa equivalente di  $\text{NO}_2$ ), l'ossido di biossido di azoto  $\text{N}_2\text{O}$ , gli ossidi di zolfo  $\text{SO}_x$ , il metano  $\text{CH}_4$ , gli idrocarburi volatili non metanici NMVOC (in massa equivalente di  $\text{CH}_4$ ), il monossido di carbonio  $\text{CO}$ , l'anidride carbonica  $\text{CO}_2$ , l'ammoniaca  $\text{NH}_3$ , il particolato e i composti di piombo (espressi in massa di  $\text{Pb}$  equivalente).

Le funzioni di emissione sono, inoltre, differenziate per area geografica, per le caratteristiche del parco veicolare, per il tipo di strada. La determinazione delle funzioni è stata condotta con metodi di estrapolazione su dati statistici, resi disponibili dagli Stati Membri della CEE.

L'influenza sulle emissioni delle caratteristiche costruttive dei veicoli, è stata considerata attraverso la suddivisione del parco veicolare in 38 diversi gruppi appartenenti a 10 categorie.

L'identificazione dei gruppi è riportata in tabella 3.4. Le caratteristiche operative riguardanti il moto dei veicoli, sono rappresentate dalla velocità media oppure dal tipo di strada di riferimento (urbana, rurale ed extraurbana/autostradale).

Le emissioni inquinanti sono suddivise in tre tipi diversi: le emissioni a regime termico, le emissioni in transitorio termico (a freddo) e le emissioni evaporative, limitate queste ultime ai veicoli a benzina e agli idrocarburi volatili non metanici (NMVOC). Le emissioni dovute alle operazioni di rifornimento di combustibile non sono invece prese in considerazione. Le emissioni a regime termico sono espresse per ogni inquinante  $i$  e gruppo di veicoli  $g$ , attraverso un fattore lineare di emissione espresso in  $g \cdot \text{veic}^{-1} \cdot \text{km}^{-1}$ :

$$\delta E_{\text{base}}^{i,g}(v_m) \quad (3.72)$$

oppure, alternativamente, dal fattore,  $dE_{\text{Base}}^{i,g,k}$  nel quale il parametro  $k$ , che definisce il tipo di strada rappresenta e le condizioni medie del moto. Dall'espressione precedente si

può ricavare il fattore di emissione medio pesato per gruppo veicolare, attraverso la percentuale  $C_g$  di veicoli del gruppo  $g$  del parco al quale si riferisce l'analisi:

$$\delta E_{base}^i = \sum_g c_g \cdot \delta E_{base}^{i,g}(v_m) \quad (3.73)$$

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

$$E_{tot}^i = \delta E_{base}^i(v_m) \cdot VKM \quad (3.74)$$

A queste emissioni di base, si aggiunge l'aliquota di emissioni dovute al funzionamento in transitorio termico dei veicoli. Essa viene espressa attraverso il rapporto medio tra le emissioni a freddo e quelle a caldo, la frazione  $\beta_{tr}$  di lunghezza mediamente percorsa con motore freddo (funzione quest'ultima delle altre variabili  $y_1.. y_n$  fra cui la temperatura ambiente, la lunghezza media degli spostamenti, ecc.) e le emissioni di base:

$$\delta E_T^{i,g}(v_m, \epsilon^{i,g}, y_1, \dots, y_n) = \beta_{tr}(y_1, \dots, y_n) \cdot \delta E_{base}^{i,g}(v_m) \cdot (\epsilon^{i,g} - 1) \quad (3.75)$$

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 2 tempi	-	-
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 indu- striale	-	-
	10.4	Uso militare	-	-

Tab. 3.4. Gruppi veicolari secondo la class CORINAIR

Per gli idrocarburi volatili si computano, infine, i contributi dovuti ai tre fattori di emissione evaporativa diurna, in moto e hot soak.

Un modello di emissione statico valido per un parco veicolare, rappresentativo dell'attuale realtà italiana ed europea, è stato messo a punto da Tartaglia (1996). Secondo questo modello, per un veicolo appartenente alla categoria  $g$ , le emissioni di base dell'inquinante  $i$  sono:

$$\delta E_{base}^{ig}(v_m) = \beta_1^{ig} \cdot v_m^2 + \beta_2^{ig} \cdot v_m + \beta_3^{ig} \quad (3.76)$$

dove i coefficienti  $b$  dipendono sia dalla sostanza inquinante che dal tipo di veicolo. La relazione sopra riportata è riferita alla classificazione dei veicoli mostrata in tab. 3.5, la quale tiene conto delle caratteristiche di omologazione adottate dalla Comunità Europea e recepite anche in Italia.

I coefficienti  $b$  del modello sono calcolati in maniera da approssimare, con una funzione quadratica della velocità media del moto, i risultati forniti dal modello dinamico Modem oppure, per quelle categorie veicolari non previste dal modello Modem, dal modello statico CORINAIR. La precisione dell'approssimazione si è rivelata molto alta, con errori, rispetto ai modelli di partenza, contenuti al di sotto del 3%.

La generica equazione sopra definita è valida in un intervallo di velocità comprese tra 0 e 110 km/h. La scelta di mantenere una relazione di secondo grado per le emissioni per ogni categoria di veicoli, è stata effettuata allo scopo di esprimere in forma semplice le emissioni dovute a un flusso di traffico di caratteristiche fissate. Le funzioni di emissione di base composite sono espresse da:

$$E_{base}^i(v_m) = \sum_{g=1}^{n_g} c_g \cdot (\beta_1^{i,g} \cdot v_m^2 + \beta_2^{i,g} \cdot v_m + \beta_3^{i,g}) \quad (3.77)$$

dove  $c_g$  è la percentuale di veicoli di categoria  $g$  compresi nel parco veicolare considerato ed  $n_g$  è il numero totale di categorie.

Le sostanze inquinanti considerate nel modello sono il CO, gli HC, gli NO<sub>x</sub>, il CO<sub>2</sub>, il PTS e il NO<sub>2</sub>.

In mancanza di dati al riguardo, le funzioni di emissione per quest'ultimo inquinante, non sono direttamente ricavate dai modelli Modem e CORINAIR, ma specificate supponendo che il rapporto tra la massa di NO ed NO<sub>x</sub> si mantenga costante al variare della velocità e delle altre condizioni al contorno e che sia pari a 0,2 per i veicoli diesel e 0,1 per i veicoli a benzina [Heyewood, 1988].

I coefficienti  $b$  del modello sono riportati in tab. 3.6 per alcuni inquinanti e le diverse categorie veicolari. Nella stessa tabella sono, inoltre, riportati i coefficienti  $a$ , utili a calcolare le funzioni di emissione di base composite, relative al parco dei veicoli

immatricolati in Italia nel 1991 (la cui composizione è indicata come IT 1991) secondo la relazione:

$$E_{base}^i(v_m) = \alpha_1^i \cdot v_m^2 + \alpha_2^i \cdot v_m + \alpha_3^i \quad (3.78)$$

Gruppo	Tipo	Propulsione	Omologazione	Cilindrata	Peso
ABE01	Automobili	Benzina	PRE-ECE	< 1400 cc	tutti
ABE02	Automobili	Benzina	PRE-ECE	1400-2000 cc	tutti
ABE03	Automobili	Benzina	PRE-ECE	>2000 cc	tutti
ABE11	Automobili	Benzina	ECE 15/00-01	< 1400 cc	tutti
ABE12	Automobili	Benzina	ECE 15/00-01	1400-2000 cc	tutti
ABE13	Automobili	Benzina	ECE 15/00-01	>2000 cc	tutti
ABE21	Automobili	Benzina	ECE 15/02	< 1400 cc	tutti
ABE22	Automobili	Benzina	ECE 15/02	1400-2000 cc	tutti
ABE23	Automobili	Benzina	ECE 15/02	>2000 cc	tutti
ABE31	Automobili	Benzina	ECE 15/03	< 1400 cc	tutti
ABE32	Automobili	Benzina	ECE 15/03	1400-2000 cc	tutti
ABE33	Automobili	Benzina	ECE 15/03	>2000 cc	tutti
ABE41	Automobili	Benzina	ECE 15/04	< 1400 cc	tutti
ABE42	Automobili	Benzina	ECE 15/04	1400-2000 cc	tutti
ABE43	Automobili	Benzina	ECE 15/04	>2000 cc	tutti
CAT1	Automobili	Benzina	Catalizzate	< 1400 cc	tutti
CAT2	Automobili	Benzina	Catalizzate	1400-2000 cc	tutti
CAT3	Automobili	Benzina	Catalizzate	>2000 cc	tutti
AD1	Automobili	Diesel	tutte	< 1400 cc	tutti
AD2	Automobili	Diesel	tutte	1400-2000 cc	tutti
AD3	Automobili	Diesel	tutte	>2000 cc	tutti
AG	Automobili	GPL	tutte	tutte	tutti
PB1	Autocarri e motocarri	Benzina	tutte	tutte	<3.5 t
PB2	Autocarri e motocarri	Benzina	tutte	tutte	3.6-16 t
PD1	Autocarri e motocarri	Diesel	tutte	tutte	<3.5 t
PD2	Autocarri e motocarri	Diesel	tutte	tutte	3.6-16 t
PD3	Autocarri e motocarri	Diesel	tutte	tutte	>16 t
PG	Autocarri e motocarri	GPL	tutte	tutte	<3.5 t
C	Ciclomotori	tutte	tutte	<50 cc	tutti
M	Motocicli	tutte	2-4 tempi	>50 cc	tutti

Tab. 3.5 - Gruppi veicolari utilizzati nel modello di emissione statico

Gruppo	CO			NO <sub>x</sub>			NO <sub>2</sub>		
	$\beta_1$	$\beta_2$	$\beta_3$	$\beta_1$	$\beta_2$	$\beta_3$	$\beta_1$	$\beta_2$	$\beta_3$
ABE01	5.5E-03	-1.0273	62.7130	-1.4E-04	0.0225	1.1730	-2.8E-06	4.5E-04	0.02346
ABE02	5.5E-03	-1.0273	62.7130	-4.0E-05	0.0217	1.3600	-8.0E-07	4.3E-04	0.02720
ABE03	5.5E-03	-1.0273	62.7130	1.0E-04	0.0300	1.5000	2.0E-06	6.0E-04	0.03000
ABE11	6.5E-03	-0.9927	50.8710	-1.4E-04	0.0225	1.1730	-2.8E-06	4.5E-04	0.02346
ABE12	6.5E-03	-0.9927	50.8710	-4.0E-05	0.0217	1.3600	-8.0E-07	4.3E-04	0.02720
ABE13	6.5E-03	-0.9927	50.8710	1.0E-04	0.0300	1.5000	2.0E-06	6.0E-04	0.03000
ABE21	5.4E-03	-0.9858	47.4350	1.8E-04	-0.0037	1.4790	3.6E-06	-7.4E-05	0.02958
ABE22	5.4E-03	-0.9858	47.4350	-2.0E-04	0.0038	1.6630	-4.0E-06	7.6E-05	0.03326
ABE23	5.4E-03	-0.9858	47.4350	2.2E-04	-0.0039	1.8700	4.4E-06	-7.8E-05	0.03740
ABE31	8.0E-03	-0.9900	47.7880	-2.3E-04	0.0240	1.7490	-4.6E-06	4.8E-04	0.03498
ABE32	6.0E-03	-0.7900	36.8180	-4.9E-04	0.0520	1.3520	-9.8E-06	1.0E-03	0.02704
ABE33	2.3E-02	-2.8610	110.540	-6.0E-04	0.0640	1.4170	-1.2E-05	1.3E-03	0.02834
ABE41	5.0E-03	-0.6750	36.0550	-1.9E-04	0.0190	1.6620	-3.8E-06	3.8E-04	0.03324
ABE42	9.0E-03	-1.1920	49.5760	-4.1E-04	0.0460	1.2990	-8.2E-06	9.2E-04	0.02598
ABE43	3.0E-03	-0.4740	31.7220	-3.8E-04	0.0330	2.6140	-7.6E-06	6.6E-04	0.05228
CAT1	4.3E-04	-0.0820	6.0480	-2.5E-05	0.0030	0.3310	-5.0E-07	6.0E-05	0.00662
CAT2	3.1E-04	-0.0720	6.4040	1.1E-05	-0.0020	0.3540	2.2E-07	-4.0E-05	0.00708
CAT3	7.8E-04	-0.1210	8.0010	-1.4E-05	0.0000	0.4550	-2.8E-07	0.0E+00	0.00910
AD1	1.0E-04	-0.0150	0.9424	3.7E-04	-0.0490	2.1100	7.4E-05	-9.8E-03	0.42200
AD2	1.0E-04	-0.0150	0.9424	3.7E-04	-0.0490	2.1100	7.4E-05	-9.8E-03	0.42200
AD3	3.0E-03	-0.0370	1.5230	2.3E-04	-0.0300	1.4920	4.6E-05	-6.0E-03	0.29840
AG	3.9E-03	-0.4180	12.5230	-8.0E-05	0.0227	1.3801	-1.6E-06	4.5E-04	0.02760
PB1	0	0	30.0000	0	0	3.0000	0	0	0.06000
PB2	0	0	70.0000	0	0	4.5000	0	0	0.09000
PD1	0	0	2.0000	0	0	1.6000	0	0	0.32000
PD2	0	0	18.8000	0	0	8.7000	0	0	1.74000
PD3	0	0	18.8000	0	0	16.2000	0	0	3.24000
PG	3.9E-03	-0.4180	12.5230	-8.0E-05	0.0227	1.3801	-1.6E-06	4.5E-04	0.02760
C	0	0	10.0000	0	0	0.0500	0	0	0.00100
M	0	0	21.0000	0	0	0.1900	0	0	0.00380
IT1991	0.00418	-0.5949	32.9928	-7.75E-5	0.01	1.46094	4.27E-06	-5.69E-4	0.09436

Tab. 3.6 Coefficienti per il calcolo e emissioni di base di alcuni inquinanti nel modello di emissione statico per il parco veicolare europeo [Tartaglia, 1996].

Gruppo	HC			CO <sub>2</sub>			PTS		
	β1	β2	β3	β1	β2	β3	β1	β2	β3
ABE01	0.000479	-0.09319	5.641661	-	-	-	0	0	0
ABB02	0.000479	-0.09319	5.641661	-	-	-	0	0	0
ABB03	0.000479	-0.09319	5.641661	-	-	-	0	0	0
ABE11	0.000400	-0.07573	4.499961	-	-	-	0	0	0
ABE12	0.000400	-0.07573	4.499961	-	-	-	0	0	0
ABE13	0.000400	-0.07573	4.499961	-	-	-	0	0	0
ABE21	0.000434	-0.08208	4.652268	-	-	-	0	0	0
ABB22	0.000434	0.08208	4.652268	-	-	-	0	0	0
ABF23	0.000434	-0.08208	4.652268	-	-	-	0	0	0
ABF31	0.001020	-0.013907	6.39919	0.020532	-2.78823	208.9548	0	0	0
A13E32	0.00093	-0.12703	5.72381	0.035832	-4.92450	306.8551	0	0	0
ABE33	0.00102	-0.14119	6.58643	0.045761	-6.57376	414.4485	0	0	0
ABE41	0.000930	-0.12898	5.76874	0.019835	-2.79436	214.0655	0	0	0
ABB42	0.000950	-0.12987	5.56037	0.026815	-3.82430	273.735	0	0	0
ABE43	0.000830	0.11521	5.30065	0.056991	-8.15443	480.4968	0	0	0
CAT1	0.000040	-0.00807	0.55431	0.032736	-4.44829	267.0122	0	0	0
CAT2	0.000020	-0.00512	0.39308	0.049093	-6.74566	372.1667	0	0	0
CAT3	0.000040	-0.00667	0.38829	0.061280	-8.76350	485.9781	0	0	0
AD1	0.000050	0.00608	0.24188	0.010907	-1.74473	202.1124	0.000058	-0.0086	0.41
AD2	0.000050	0.00608	0.24188	0.010907	-1.74473	202.1124	0.000058	-0.0086	0.41
AD3	0.000040	0.00598	0.24782	0.056185	-7.50557	376.2807	0.000058	-0.0086	0.41
AG	0.000287	-0.05604	3.097102	-	-	-	0	0	0
PB1	0	0	3.60000	-	-	-	0	0	0
PB2	0	0	7.00000	-	-	-	0	0	0
PD1	0	0	0.40000	-	-	-	0	0	0.25
PD2	0	0	2.75000	-	-	-	0	0	0.95
PD3	0	0	5.80000	-	-	-	0	0	1.60
PG	0.000287	-0.05604	3.097102	-	-	-	0	0	0
C	0	0	6.00000	-	-	-	0	0	0
M	0	0	9.00000	-	-	-	0	0	0

Tab. 3.6b - Coefficienti per il calcolo delle emissioni di base di alcuni inquinanti nei modelli di emissione statico per il parco veicolare europeo [Tartaglia, 1996]

Le sovraemissioni dovute al funzionamento a freddo dei veicoli, sono tenute in conto adottando la procedura proposta dal modello CORINAIR, illustrato in precedenza.

Si ha cioè che:

$$\delta E_T^{i,g}(v_m, T) = \delta E_{base}^{i,g}(v_m) \cdot \left( \tau_1^{i,g} \cdot T + \tau_2^{i,g} \right) \quad (3.79)$$

dove i coefficienti  $\tau$  dipendono dal tipo di veicolo e di inquinante e  $T$  è la temperatura dell'aria esterna (Tab. 3.7).

Gruppo	Coeff.	CO	NOx	HC	PTS
Benzina convenzionali	$t_1$	-0,09	-0,006	-0,06	-
	$t_2$	3,70	1,14	-0,006	-
Benzina closed loop	$t_1$	-0,09	2,80	-0,06	-
	$t_2$	3,70	3,66	-0,013	-
Auto Diesel	$t_1$	-0,03	12,59	-0,09	-0,1
	$t_2$	1,90	1,30	-0,006	3,1
Auto LPG	$t_1$	-0,09	3,10	-0,06	-
	$t_2$	3,66	0,98	2,24	-

(+) con dispositivi di controllo delle perdite dal sistema di alimentazione

**Tab. 3.7 Coefficienti per il calcolo delle sovraemissioni dovute al funzionamento a freddo dei veicoli**

Le sovraemissioni dovute alla pendenza  $p$  della via sono invece state calcolate come segue:

$$\delta E_p^{i,g}(p) = (k^{i,g} \cdot p) \quad (3.80)$$

dove il coefficiente  $k^{i,g}$ , che dipende dal tipo di inquinante e dalla categoria veicolare, può essere desunto dalla letteratura. A causa della mancanza di dati utili, il modello non tiene conto delle sovraemissioni evaporative di HC. Per ciò che concerne le variazioni di emissione dovute all'evoluzione dello stato della meccanica del veicolo, si può ritenere che esse siano implicitamente considerate dalle funzioni di emissione di base, le quali non si riferiscono a veicoli nuovi ma a veicoli in uno stato medio della meccanica. Il fattore di emissione composito è quindi dato da:

$$\delta E^i(v_m, T, p) = \sum_{g=1}^{n_g} c_g \cdot (\beta_1^{i,g} \cdot v_m^2 + \beta_2^{i,g} \cdot v_m + \beta_3^{i,g}) \cdot (1 + \tau_2^{i,g} \cdot T + \tau_3^{i,g}) + k^{i,g} \cdot p \quad (3.81)$$

ed espresso in  $g \cdot km^{-1}$ . A questo punto può essere calcolata l'emissione media  $Q_L$ , dovuta a un flusso di traffico  $f$ , in cui i veicoli siano presenti nella percentuale precedentemente assunta e si muovano tutti con la medesima velocità media. Se il flusso è espresso in  $veicoli \cdot h^{-1}$ , si ha che  $Q_L$  viene espressa in  $g \cdot m^{-1} \cdot s^{-1}$  nella maniera seguente:

$$Q_L(v_m, T, p, f) = 2.8 \cdot 10^7 \cdot E(v_m, T, p) \cdot f \quad (3.82).$$

### **3.11. Conclusioni**

Tra i modelli di emissioni, quelli che sono di più facile implementazione sono i modelli di tipo statico che richiedono caratteristiche motoristiche e cinematiche medie dei singoli tronchi stradali o degli accessi semaforizzati.

I modelli di tipo dinamico, sono più complessi nella loro implementazione, ma danno dei risultati più dettagliati e puntuali sia delle emissioni veicolari che delle emissioni lineari.

Nel capitolo 7 si presenterà un modello di emissione di emissione veicolare dinamico che tiene conto dei parametri motoristici del parco veicolare e delle caratteristiche cinematiche dei veicoli che circolano lungo un acceso semaforizzato. Si proporrà, inoltre, una metodologia per il calcolo delle emissioni lineari per singoli tratti elementari di accessi semaforici, mettendo in relazione oltre alle caratteristiche sopra citate, anche le caratteristiche di regolazione semaforica.

#### **4.1. Introduzione**

Il modello è in generale uno strumento fisico o matematico che, riproducendo in modo più o meno approssimato un fenomeno complesso ne aiuta la comprensione e ne simula gli effetti. Nel caso dei fenomeni di inquinamento atmosferico è la descrizione del rapporto intercorrente tra l'attività delle sorgenti inquinanti e la qualità dell'aria interessata all'emissione che si avvale in modo particolare dello strumento modellistico. Al di là di esperienze molto specifiche, basate sulla simulazione fisica del fenomeno, l'approccio di gran lunga più utilizzato è quello matematico, che le enormi disponibilità di calcolo hanno reso largamente accessibile.

La valutazione degli effetti di attività inquinanti sulla qualità dell'aria ed in definitiva sui soggetti esposti all'inquinamento è un processo complesso che può avvalersi di schemi modellistici in sequenze per descrivere l'attività delle sorgenti e le relative emissioni, la distribuzione degli inquinanti nell'ambiente e l'esposizione dei soggetti.

I percorsi concettuali che portano alla formulazione di un modello sono molto diversificati anche in funzione delle esigenze specifiche della valutazione. La descrizione della distribuzione degli inquinanti nell'ambiente atmosferico, delle trasformazioni e delle rimozioni che vi avvengono sono gli obiettivi dei modelli qualità dell'aria.

#### **4.2. I modelli di dispersione degli inquinanti da traffico**

L'obiettivo primario dello studio del comportamento degli inquinanti in atmosfera è la conoscenza della loro distribuzione spaziale e temporale [Mikkelsen, 1993].

Il raggiungimento di questo obiettivo implica, nella maggior parte dei casi, la descrizione matematica dei processi di trasporto, reazione chimica e rimozione a cui essi sono soggetti [Benarie, 1987]. I recenti progressi in questo campo hanno portato alla messa a punto di una grande varietà di modelli matematici di simulazione, atti a descrivere la distribuzione di una determinata sostanza nell'atmosfera e indicati come modelli 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 supponga esistere fra tali relazioni; ma possono anche essere di tipo misto.

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.

I modelli di questo tipo possono poi essere a loro volta classificati in modelli empirici deterministici e modelli empirici probabilistici. I primi sono generalmente messi a punto attraverso procedimenti di calibrazione di semplici relazioni deterministiche fra le principali variabili che intervengono nel fenomeno. I modelli empirici probabilistici non si occupano di spiegare le relazioni che stanno alla base dei processi reali, ma soltanto di fornire una loro descrizione attraverso un legame di tipo statistico fra alcune variabili in gioco. Un approccio del genere è tipicamente utilizzato dalle recenti teorie del caos e della complessità e appare attualmente promettente nella sua applicazione a sistemi complessi come quello dell'atmosfera [Zannetti, 1990].

Un diverso tipo di classificazione dei modelli matematici di dispersione è quello relativo alla natura dei sistemi di riferimento adoperati e si riferisce prevalentemente ai modelli di tipo teorico. In tal senso, la descrizione matematica del fenomeno della dispersione può essere condotta secondo due principali approcci, corrispondenti all'uso di due diversi sistemi di riferimento spaziale, come mostrato in figura 4.1 [Runca, 1992].

Il primo approccio, denominato euleriano, consiste nel descrivere il comportamento di una determinata sostanza presente nell'atmosfera, attraverso un sistema di assi coordinati fissi.

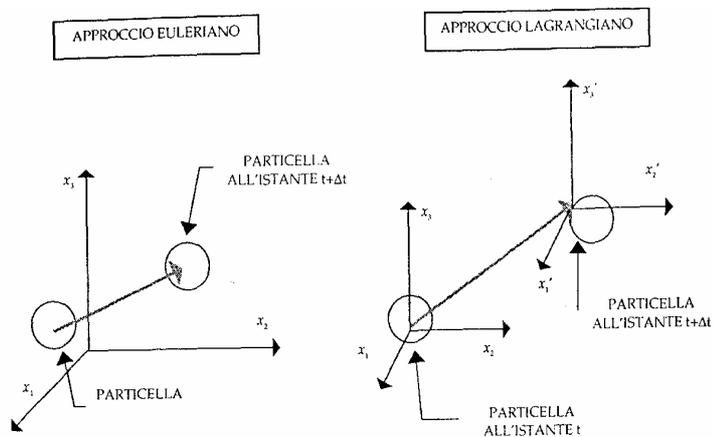


Fig. 4.1 - Differenza tra gli approcci lagrangiano ed euleriano e la descrizione della dispersione

Il secondo approccio, quello lagrangiano, riferisce invece la descrizione del fenomeno ad un sistema di riferimento mobile e solidale con la sostanza in moto. Coerentemente con queste definizioni, una qualunque variabile impiegata nei modelli di dispersione si dice variabile euleriana o variabile lagrangiana quando è riferita all'uno o all'altro tipo di sistemi di coordinate. Ambedue gli approcci consentono di pervenire a descrizioni matematiche della dispersione, la cui applicabilità è relativa alle ipotesi di base a cui esse sono legate (Fig. 4.2).

I modelli teorici euleriani sono tutti fondati sull'equazione di continuità della sostanza disperdente. Tale equazione può essere risolta soltanto ammettendo un certo numero di ipotesi semplificative. A seconda del tipo di ipotesi che porta alla soluzione analitica (chiusura) dell'equazione, si può pervenire a teorie estremamente semplificate (per esempio i modelli a box), alle cosiddette teorie  $k$  (chiusura del primo ordine), che ulteriormente semplificate, possono portare all'equazione semiempirica della dispersione, oppure a teorie più avanzate (chiusure di ordine successivo).

I modelli teorici lagrangiani si basano invece sulla descrizione dei moti delle singole particelle attraverso una distribuzione di probabilità della loro posizione spazio-temporale. 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. Sotto particolari ipotesi, l'approccio lagrangiano è anche in grado di ricondursi all'equazione semiempirica della dispersione di derivazione tipicamente euleriana [Zannetti, 1990].

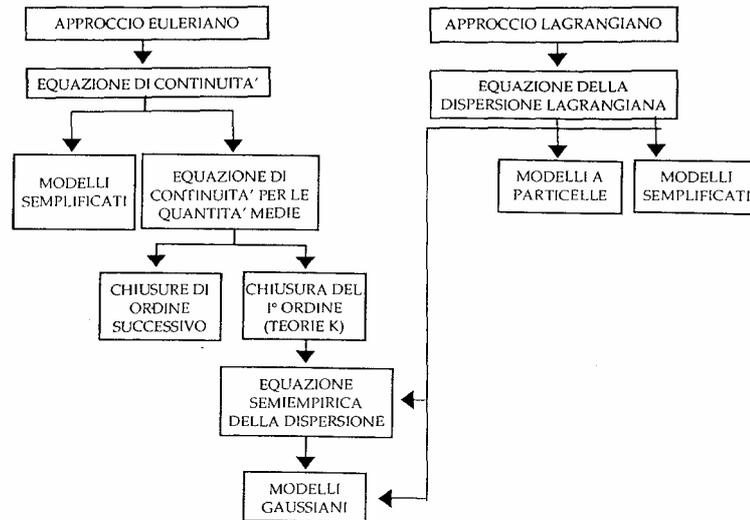


Fig. 4.2 - Schema delle relazioni tra i principali modelli teorici di dispersione

Tutti e due gli approcci teorici, quello euleriano e quello lagrangiano, possono poi portare, ammettendo determinate ipotesi semplificative, a modelli che per la loro particolare forma matematica vengono detti gaussiani. Essi sono fra i modelli di dispersione maggiormente usati nella pratica a causa della loro semplicità di impiego.

### 4.3. I 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. L'integrazione dell'equazione che esprime tale legge permette di ricavare diversi modelli matematici utili alla descrizione del fenomeno (Fig. 4.2). Essi differiscono tra loro per il diverso grado di approssimazione, che deriva dalle ipotesi attraverso le quali viene semplificata l'equazione di partenza.

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 da una aleatoria. Ciò consente di scrivere l'equazione di continuità per le sole componenti deterministiche (quantità medie) e può essere risolta, sia attraverso l'ipotesi del gradiente di trasporto per ottenere le cosiddette teorie *K*, sia assumendo ipotesi di carattere meno semplificativo (chiusura di ordine superiore). Le teorie *K* portano, attraverso ulteriori semplificazioni, alla scrittura dell'equazione semiempirica della dispersione atmosferica, la quale può essere risolta

analiticamente oppure con metodi numerici. Una particolare soluzione analitica di questa equazione porta alla teoria gaussiana della dispersione. Una scrittura semplificata dell'equazione di continuità permette, infine, di ricavare modelli più grossolani quali i modelli a box.

#### 4.3.1. L'equazione di continuità per una sostanza isotropa disperdente atmosfera

Il principio di conservazione della massa di una generica sostanza  $i$ , contenuta in una porzione di atmosfera, è espresso dall'equazione di continuità per quella sostanza. Quest'ultima può essere ricavata nella maniera seguente. Si consideri una porzione di fluido atmosferico composto da un numero  $N$  di sostanze. Si indichi con  $t$  la variabile tempo e con  $x = (x_1, x_2, x_3)$  il vettore delle coordinate euleriane di un qualsiasi punto dello spazio. Sia inoltre:

$$c_i = c_i(x, t) \quad (4.1)$$

la concentrazione della sostanza inquinante  $i$  nel punto  $x$  e all'istante  $t$ .

Si indichi poi con  $v = (v_1, v_2, v_3)$  il vettore della velocità del fluido atmosferico.

Ogni componente  $v_j$  di tale velocità è funzione della posizione e del tempo:

$$v_j = v_j(x, t) \quad j = 1, 2, 3 \quad (4.2)$$

Si supponga poi che nel fluido considerato avvengano delle reazioni chimiche, coinvolgenti in generale tutte le sostanze presenti, le quali provochino la variazione nel tempo della concentrazione della sostanza  $i$ .

Si indichi con  $R_i$  la variazione netta di concentrazione relativa all'unità di tempo, uguale alla somma dei contributi di incremento e di diminuzione determinati dalle reazioni. Questi ultimi avranno segno positivo quando le reazioni producono un aumento di concentrazione e negativo nel caso opposto. Si può assumere che  $R_i$  sia funzione delle concentrazioni delle sostanze reagenti e della temperatura locale assoluta  $T$  del fluido:

$$R_i = R_i(c_1, \dots, c_i, \dots, c_N, T) \quad (4.3)$$

Si ipotizzi, infine, che all'interno del fluido siano presenti un certo numero di sorgenti di emissione della sostanza  $i$  che provochino, nel punto  $x$  e all'istante  $t$ , una variazione (positiva) di concentrazione per unità di tempo uguale a:

$$S_i = S_i(\mathbf{x}, t) \quad (4.4)$$

Si consideri ora un volume arbitrario  $V$  di fluido, sia  $A$  l'area della sua superficie di contorno ed  $n$  il vettore normale a tale superficie in un generico punto. L'equazione di continuità dell'inquinante può essere scritta imponendo che, nel volume considerato, la derivata sostanziale della massa della sostanza  $i$  sia uguale alla somma delle variazioni della massa nell'unità di tempo, dovute ai diversi fenomeni che avvengono nel volume stesso. Si assuma ora che la sostanza  $i$  sia isotropa.

Una prima causa di variazione della massa è la diffusione molecolare, che implica l'esistenza di un flusso di massa  $f$  per unità di area attraverso la superficie  $A$ . Il flusso di diffusione molecolare viene generalmente considerato proporzionale al gradiente di concentrazione  $\cdot c_i$ :

$$\Phi = -v_m \cdot \nabla c_i \quad (4.5)$$

dove il fattore di proporzionalità  $v_m$  che, nel caso più generale, è rappresentato dal tensore della diffusività molecolare, mentre quando il fluido è isotropo può essere considerato costante e prende il nome di *coefficiente di diffusività molecolare*. Le altre due cause di variazione della massa sono date dalla presenza all'interno del volume di fenomeni di reazione chimica e di sorgenti di emissione, che producono come visto delle variazioni di concentrazione per unità di tempo pari rispettivamente a  $R_i$  ed  $S_i$ .

L'equazione di continuità che si ottiene è la seguente:

$$\frac{D}{Dt} \int_V c_i dV = - \int_A \Phi \cdot \mathbf{n} dS + \int_V R_i dV + \int_V S_i dV \quad (4.6)$$

Applicando inoltre il teorema del trasporto e quello della divergenza di Gauss si ottiene, sempre nell'ipotesi che il fluido sia isotropo [Marchi et al., 1981]:

$$\int_V \left( \frac{\partial c_i}{\partial t} + \nabla \cdot (c_i \mathbf{v}) \right) dV = \int_V \nabla \cdot (v_m \nabla c_i) dV + \int_V R_i dV + \int_V S_i dV \quad (4.7)$$

Poiché il volume scelto è arbitrario, l'equazione precedente può essere scritta anche per le funzioni integrande. Si ha quindi *l'equazione di continuità per la sostanza  $i$  isotropa*:

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} + \nabla \cdot (c_i \mathbf{v}) = \nabla \cdot (\mathbf{v}_m \nabla c_i) + R_i + S_i \quad (4.8)$$

che in componenti si scrive:

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} + \sum_j \frac{\partial}{\partial x_j} (v_j c_i) = v_m \sum_j \frac{\partial^2 c_i}{\partial x_j^2} + R_i + S_i \quad i = 1, \dots, N \quad (4.9)$$

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  $x$  all'istante  $t$  riferito a 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 di variazione 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 velocità  $v$  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 tengono a loro volta conto anche dell'equazione della conservazione della massa e di quella di stato riferite all'intera porzione di fluido costituita da  $N$  sostanze. Nelle teorie della dispersione delle sostanze inquinanti nell'atmosfera si può peraltro ammettere che tali sostanze, essendo presenti nell'aria in concentrazioni molto basse, non influenzino significativamente con la loro presenza, il comportamento termodinamico delle masse d'aria, anche a scala locale. Con questa ipotesi la velocità  $v$  e la temperatura  $T$  del fluido possono essere considerate indipendenti dalle concentrazioni  $c$  delle sostanze inquinanti in esso contenute, e quindi l'equazione di continuità per queste ultime può essere risolta indipendentemente dalle due altre equazioni del moto e dell'energia.

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  $v$ , oltre che delle variazioni di concentrazione indotte dalle reazioni chimiche ( $R_i$ ) e dalla

presenza di sorgenti di emissione ( $S_i$ ). 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.

In conseguenza della natura casuale della velocità dell'aria e delle variazioni di concentrazione indotte dalle sorgenti di emissione, anche la concentrazione  $c$  risulta essere una funzione casuale del tempo e dello spazio. Proprio a causa di questa natura casuale delle variabili esplicative, il problema della descrizione della dispersione, che è poi quello di determinare l'andamento di  $c$  in funzione- dello spazio e del tempo, non risulta risolvibile in modo esatto. È necessario allora procedere secondo un approccio semplificato, che consiste nel ricavare l'equazione di continuità per le quantità medie.

#### 4.3.2. L'equazione di continuità per le quantità medie

La natura stocastica delle variabili  $v$  ed  $S$  che compaiono nell'equazione di continuità per la generica sostanza  $i$  può essere tenuta in conto esprimendo tali variabili come somma di una componente deterministica (\*) e una stocastica ('):

$$v_j = \bar{v}_j + v'_j; S_i = \bar{S}_i + S'_i \quad (4.10)$$

Di queste due componenti, la prima è quella che può essere determinata attraverso misure o modelli di simulazione, mentre quella stocastica deve essere considerata, per sua stessa natura, non determinabile. Come già accennato in precedenza, anche la concentrazione  $c_i$  è da considerarsi una funzione stocastica dello spazio e del tempo, e quindi deve essere espressa come somma di una componente deterministica e di una stocastica.

A tale scopo appare conveniente definire la componente deterministica di  $c_i$  come *media totale*, termine con il quale si intende la media teorica dei valori di concentrazione ottenuti in un infinito numero di esperimenti.

L'esigenza di introdurre il concetto di media totale appare chiara se si considera il fatto che, data la natura aleatoria delle variabili  $v'_j$  e  $S'_i$ , esistono due infinite famiglie di tali variabili che soddisfano l'equazione di continuità. Ogni coppia di membri di queste famiglie è in grado di generare un diverso valore della concentrazione  $c_i$ .

Poiché è praticamente impossibile misurare le componenti aleatorie  $v'_j$  e  $S'_i$  con continuità, non rimane che assumere come valore deterministico della concentrazione, per ogni punto dello spazio e istante di tempo, la media di tutte le possibili concentrazioni generate da tutti i possibili valori di  $v'_j$  e  $S'_i$ , ovvero la sua media totale. Una importante conseguenza dell'impostazione appena descritta è data dal fatto che i modelli euleriani, come si vedrà meglio in seguito, forniscono la stima di una quantità concettualmente diversa dalla concentrazione che viene misurata sperimentalmente.

Tale differenza determina quella che viene definita come *incertezza intrinseca* dei modelli di dispersione euleriani, la quale è cosa diversa dalle incertezze derivanti dagli errori di misura dei dati di ingresso o dagli errori commessi dal modello di simulazione a causa di approssimazioni analitiche e anzi ad esse è destinata a sommarsi. Indicando la *media totale* con il simbolo  $\langle \rangle$ , la concentrazione della sostanza  $i$  si può scrivere nella maniera seguente:

$$c_i = \langle c_i \rangle + c'_i \quad (4.11)$$

Sostituendo le nuove espressioni di  $c_i$ ,  $v$  ed  $S_i$  nell'equazione di continuità della sostanza  $i$  si ottiene:

$$\begin{aligned} \frac{\partial(\langle c_i \rangle + c'_i)}{\partial t} + \sum_j \frac{\partial}{\partial x_j} [(\bar{v}_j + v'_j) \cdot (\langle c_i \rangle + c'_i)] = v_m \sum_j \frac{\partial^2(\langle c_i \rangle + c'_i)}{\partial x_j^2} + \\ + R_i [(\langle c_1 \rangle + c'_1), \dots, (\langle c_i \rangle + c'_i), \dots, (\langle c_N \rangle + c'_N)] + \bar{S}_i + S'_i \quad i = 1, \dots, N \end{aligned} \quad (4.12)$$

L'equazione così ottenuta può essere semplificata estraendo la media totale di ambo i membri rispetto ad un infinito insieme di esperimenti.

Tenendo inoltre conto che  $\langle c'_i \rangle$  per definizione e che si può ragionevolmente assumere che anche  $\langle v'_j \rangle = \langle S'_i \rangle = 0$  si ha:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \langle c_i \rangle}{\partial t} + \sum_j \frac{\partial}{\partial x_j} (\bar{v}_j \langle c_i \rangle) + \sum_j \frac{\partial}{\partial x_j} (v'_j c'_i) = v_m \sum_j \frac{\partial^2 \langle c_i \rangle}{\partial x_j^2} + \langle R_i [(\langle c_1 \rangle + c'_1), \dots, (\langle c_i \rangle + c'_i), \dots, (\langle c_N \rangle + c'_N)] \rangle + \bar{S}_i \\ i = 1, \dots, N \end{aligned} \quad (4.13)$$

Quest'ultima equazione, pur essendo semplificata rispetto a quella di partenza, contiene un gran numero di incognite. Ad esempio, pur supponendo che non avvengano reazioni chimiche tra la specie  $i$  e le altre sostanze contenute nell'atmosfera in esame, per ogni equazione le incognite rimangono quattro:  $\langle c'_i \rangle$  e  $\langle v'_i c'_i \rangle$  ( $j=1,2,3$ ). Se invece si suppone che le reazioni chimiche esistano, il numero di incognite aumenta, in quanto in tal caso  $R_i$  che è tipicamente una funzione non lineare, dipende non solo dalle concentrazioni  $\langle c_i \rangle$ , ma anche da termini del tipo  $\langle c'_h c'_k \rangle$ ; ( $h, k=1 \dots N$ ).

In un sistema di  $N$  equazioni di continuità relative ad altrettante sostanze inquinanti si avrà quindi un numero di incognite sempre maggiore di quello delle equazioni, il che rende il sistema stesso non risolvibile. Di conseguenza l'approccio euleriano alla descrizione del fenomeno della dispersione non permette di trovare una soluzione esatta neppure per le concentrazioni medie, riproponendo in pratica il cosiddetto *problema della chiusura* tipico della descrizione dei moti turbolenti.

#### 4.3.3. L'equazione della dispersione atmosferica

L'uso pratico dell'equazione precedente viene di solito accompagnato da ulteriori ipotesi semplificative. In primo luogo si ammette che il sistema di assi coordinati che si utilizza come riferimento spaziale coincida con il sistema degli assi principali del tensore  $\{K_{jk}\}$ . In questo caso le uniche componenti non nulle di tale tensore risultano essere quelle diagonali e, pertanto, l'ipotesi della lunghezza di mescolamento diviene:

$$\langle v'_j c'_i \rangle = -K_{jj} \frac{\partial \langle c_i \rangle}{\partial x_j} \quad j = 1, 2, 3 \quad (4.14)$$

Una seconda ipotesi normalmente adoperata è che la dispersione molecolare sia trascurabile rispetto a quella turbolenta, per cui:

$$\frac{\partial}{\partial x_j} \langle v'_j c'_i \rangle \gg v_m \sum_j \frac{\partial^2 \langle c_i \rangle}{\partial x_j^2} \cong 0 \quad i = 1, \dots, N \quad (4.15)$$

L'atmosfera viene infine considerata incompressibile. Si ha dunque:

$$\frac{\partial \bar{v}_j}{\partial x_j} = 0 \quad j = 1, 2, 3 \quad (4.16)$$

Tenendo conto di tutte le ipotesi semplificative elencate, l'equazione di continuità diviene:

$$\frac{\partial \langle c_i \rangle}{\partial t} + \sum_j \bar{v}_j \frac{\partial \langle c_i \rangle}{\partial x_j} = \sum_j \frac{\partial}{\partial x_i} \left( K_{jj} \frac{\partial \langle c_i \rangle}{\partial x_j} \right) + R_i(\langle c_1 \rangle, \dots, \langle c_N \rangle) + \bar{S}_i \quad i = 1, \dots, N \quad (4.17)$$

ed è detta equazione semiempirica della dispersione atmosferica o, più semplicemente, equazione della dispersione atmosferica. Essa, pur non esprimendo rigorosamente la legge della conservazione della massa della sostanza  $i$ , che si disperde nell'atmosfera, non contiene riferimenti ad alcuna componente aleatoria delle variabili in gioco.

Di conseguenza essa potrebbe essere in teoria risolta sulla base della conoscenza delle componenti deterministiche della velocità dell'aria, del tasso di emissione e di reazione chimica per calcolare la media della concentrazione  $c_i$ .

In pratica non è però possibile risolvere analiticamente l'equazione della dispersione atmosferica in termini delle variabili continue  $x$  e  $t$ , se non in casi particolari. E altresì possibile una soluzione numerica basata sui metodi alle differenze finite o una soluzione analitica che invochi ulteriori ipotesi semplificative. L'uso pratico dell'equazione della dispersione atmosferica deve tener conto che, mentre essa esprime le concentrazioni in termini di valori medi di un'insieme infinito di esperimenti ripetuti nelle identiche condizioni, in pratica è possibile solo la misura di medie temporali o spaziali delle concentrazioni. Se l'equazione viene usata per confrontare i valori delle concentrazioni calcolati con quelli misurati è quindi necessario ammettere l'ipotesi che le loro medie spaziali e temporali siano sufficientemente approssimabili a quelle totali. Ciò si verifica se le scale delle distanze e dei tempi usate nel calcolo delle medie spaziali e temporali sono abbastanza grandi e se le medie totali variano poco in scale di questa entità.

#### 4.3.4. Le soluzioni analitiche dell'equazione della dispersione atmosferica

L'equazione della dispersione atmosferica non può essere risolta analiticamente per forme funzionali generali delle tre componenti diagonali del tensore della diffusività turbolenta  $\{K_{jj}\}$  e di quelle del vettore della velocità del vento  $v$ .

È tuttavia possibile risolvere l'equazione per alcune specifiche forme delle funzioni  $K_{jj}$  e  $v_i$  corrispondenti a determinate ipotesi semplificative sulle condizioni reali in cui avviene la dispersione.

Un caso frequentemente usato in pratica è quello in cui si assume che la diffusività sia costante ( $K_{11} = \text{cost}$ ;  $K_{22} = \text{cost}$ ;  $K_{33} = \text{cost}$ ). In tal caso la dispersione avviene seguendo una legge analoga a quella della conduzione di calore e viene detta *fickiana* in quanto studiata per la prima volta da Fick [Pasquill e Smith, 1983]. Le ipotesi semplificative più comunemente usate nella schematizzazione dei moti dell'aria includono la stazionarietà e l'omogeneità dell'atmosfera. Si dice che l'atmosfera è stazionaria quando la velocità del vento non dipende dalla variabile tempo, mentre si dice che l'atmosfera è omogenea, quando la velocità del vento non dipende dalle tre coordinate spaziali. Le due ipotesi congiunte di stazionarietà e omogeneità implicano dunque che la velocità del vento sia costante.

Un'ulteriore esemplificazione utile alla risoluzione analitica dell'equazione della dispersione atmosferica riguarda la dispersione di una massa da una sorgente puntuale continua, secondo la configurazione geometrica del *pennacchio*. L'ipotesi semplificativa di cui si parla consiste nell'ammettere che la lunghezza associata alla dispersione laterale del pennacchio sia piccola se comparata alla distanza sottovento che il pennacchio stesso copre, ed è detta *approssimazione del pennacchio ristretto*.

Adottando l'ipotesi di dispersione fickiana con velocità del vento uniforme, l'approssimazione del pennacchio ristretto e appropriate condizioni al contorno, è possibile allora ottenere una soluzione dell'equazione della dispersione atmosferica, che per la sua particolare forma analitica, viene detta equazione gaussiana della dispersione.

#### **4.3.5. Le soluzioni numeriche dell'equazione della dispersione atmosferica**

Le soluzioni analitiche ricavabili dall'equazione della dispersione atmosferica sono di applicabilità limitata, poiché possono essere ricavate esclusivamente ammettendo delle ipotesi fortemente restrittive sulle espressioni delle componenti  $K_{jk}$  del tensore della diffusività turbolenta e della velocità media del vento  $\bar{v}$ . Questa limitazione può essere superata con l'ausilio degli elaboratori elettronici, le cui potenzialità consentono di ottenere soluzioni numeriche dell'equazione. I metodi per ricavare tali soluzioni possono essere diversi, come a esempio quello delle differenze finite, degli elementi finiti, delle tecniche di divisione, delle tecniche di analisi spettrale, ecc. I maggiori problemi che limitano l'applicabilità delle tecniche numeriche di risoluzione sono

dovuti alle instabilità numeriche che comportano l'amplificazione degli errori introdotti nel procedimento. La trattazione delle tecniche numeriche applicate al problema della dispersione può essere, a esempio, ritrovata in Peyret e Taylor, (1983).

#### 4.3.6. Il modello box

I modelli euleriani a box sono una categoria di modelli di dispersione basati su una scrittura semplificata dell'equazione della conservazione della massa di una sostanza disperdente in atmosfera. Essi 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 e nella quale la generica sostanza inquinante  $i$  si disperda istantaneamente, dando luogo a concentrazioni uniformi su tutto il volume considerato. Si suppone, inoltre, che la velocità del vento sia costante in tutto il volume e che l'altezza di quest'ultimo, che per quanto detto coincide con l'altezza di mescolamento, aumenti in funzione del tempo, come generalmente avviene durante il giorno.

Allo scopo di ricavare un'equazione che descriva la dispersione della sostanza  $i$  in queste condizioni, si consideri un parallelepipedo di atmosfera con la base di area  $A$  e altezza pari all'altezza di mescolamento  $h_{mix}$ . Scelto un sistema di riferimento come in figura 4.3, si indichino con  $D_{x1}$  e  $D_{x2}$ , le due dimensioni della base del box nelle direzioni dei due assi coordinati corrispondenti. Si avrà che:

$$A = \Delta x_1 \cdot \Delta x_2 \quad (4.18)$$

Sia la velocità del vento costante e si assuma per semplicità che essa abbia direzione coincidente con l'asse  $x_1$ :

$$\mathbf{v} = (\bar{v}, 0, 0) \quad (4.19)$$

Sia inoltre l'altezza di mescolamento funzione del tempo:

$$h_{mix} = h_{mix}(t) \quad (4.20)$$

e sia presente nel volume considerato un insieme di sorgenti di emissione che produca un contributo di concentrazione per unità di area e per unità di tempo pari a:

$$Q_A(t) \quad (4.21)$$

Sia infine  $R_i$  la variazione netta di concentrazione indotta dalle reazioni chimiche che avvengono nel volume del box, espressa in massa per unità di volume e per unità di tempo. Essa è funzione delle concentrazioni di tutte le  $N$  sostanze reagenti presenti nel box:

$$R_i(c_1, \dots, c_1, \dots, c_N) \tag{4.22}$$

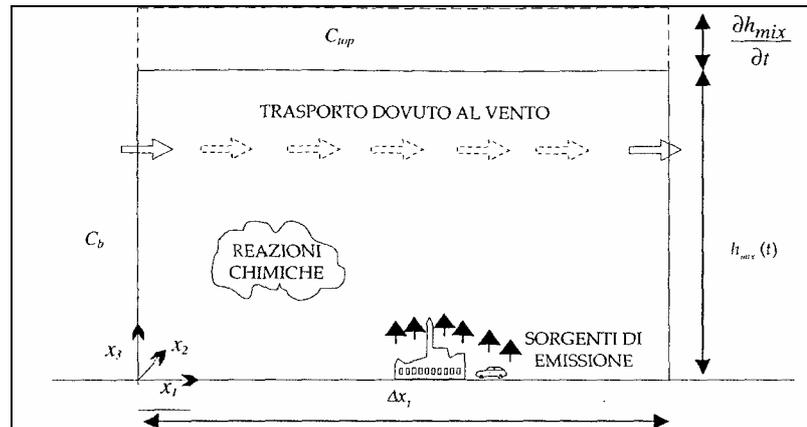


Fig. 4.3. Schema del modello box

La concentrazione  $c$  della sostanza  $i$  nel parallelepipedo è indipendente dalle tre coordinate spaziali ma funzione del tempo:

$$c_i = c_i(t) \tag{4.23}$$

Le condizioni al contorno necessarie per lo sviluppo della descrizione matematica del problema riguardano i valori della concentrazione della sostanza  $i$  immediatamente adiacenti al box considerato. Si indichi allora con:

$$c_{i,top}(t) \tag{4.24}$$

la concentrazione media presente al tempo  $t$  immediatamente al di sopra del box, e con:

$$c_{i,b}(t) \tag{4.25}$$

la concentrazione media presente al tempo  $t$  in corrispondenza del piano  $x_1=0$ , ovvero immediatamente fuori dal lato sottovento del box. Nelle condizioni ipotizzate, le variazioni di concentrazione della sostanza  $i$  nel volume del box in funzione del tempo sono dovute a quattro diverse cause: l'aumento dell'altezza di mescolamento, le emissioni, le reazioni chimiche e il trasporto della sostanza dovuto al vento.

All'istante  $t$  il volume d'aria contenuto nel box è uguale ad  $A \cdot h_{mix}(t)$ , la concentrazione della sostanza  $i$  è  $c_i(t)$  e la massa presente nel box  $A \cdot h_{mix}(t) \cdot c_i(t)$ .

Si indichi con  $Dt$  un intervallo di tempo infinitesimo e si consideri l'istante  $t+Dt$ . Si supponga che a tale istante l'altezza di mescolamento sia aumentata di una quantità  $Dh_{mix}$ .

Il volume contenuto nel box all'istante  $t+Dt$  è quindi pari a  $A \cdot [h(t) + Dh_{mix}]$ . L'aumento dell'altezza di mescolamento influenza il livello di concentrazione della sostanza  $i$  per due ragioni diverse. In primo luogo, l'aumento di volume del box implica che la massa  $A \cdot h_{mix}(t) \cdot c_i(t)$  della sostanza  $i$  presente nel box all'istante  $t$  dia luogo, al successivo istante  $t+Dt$ , a una concentrazione media pari a  $A \cdot h_{mix}(t) \cdot c_i(t) / A \cdot [h(t) + Dh_{mix}]$ .

La differenza di concentrazione fra l'istante  $t$  e l'istante  $t+Dt$  dovuto all'aumento di volume è quindi una:

$$\frac{A h_{mix}(t) c_i(t)}{A [h_{mix}(t) + \Delta h_{mix}]} - c_i = - \frac{c_i \Delta h_{mix}}{h_{mix}(t) + \Delta h_{mix}} \quad (4.26)$$

In secondo luogo, si può assumere che, nell'intervallo di tempo considerato, l'aumento dell'altezza di mescolamento causi l'ingresso nel box di una massa pari ad  $A \cdot Dh_{mix}(t) \cdot c_{i,top}(t)$  di sostanza  $i$  presente al di sopra di esso. Tale ipotesi è verosimile durante il mattino, ma è poco consistente se riferita alle ore notturne [Horowitz, 1982].

Il conseguente aumento di concentrazione sarà dato da:

$$\frac{A \Delta h_{mix} c_{i,top}(t)}{A [h_{mix}(t) + \Delta h_{mix}]} = \frac{\Delta h_{mix} c_{i,top}(t)}{h_{mix}(t) + \Delta h_{mix}} \quad (4.27)$$

La variazione globale di concentrazione fra l'istante  $t$  e l'istante  $t+Dt$  dovuta all'aumento dell'altezza di mescolamento, sarà quindi uguale alla somma dei due contributi causati dall'aumento di volume del box e dall'ingresso in esso di una massa aggiuntiva di sostanza:

$$(\Delta c_i)^{mix} = \frac{-c_i \Delta h_{mix} + \Delta h_{mix} c_{i,top}(t)}{h_{mix}(t) + \Delta h_{mix}} \quad (4.28)$$

La presenza delle sorgenti di emissione nel volume del box causano poi, nel lasso di tempo pari a  $Dt$ , un aumento di massa della sostanza  $i$  pari a  $A \cdot Q_A^i(t) \cdot \Delta t$ .

Il relativo aumento di concentrazione è:

$$(\Delta c_i)^Q = \frac{A Q_A^i(t) \Delta t}{A [h_{mix}(t) + \Delta h_{mix}]} = \frac{Q_A^i(t) \Delta t}{h_{mix}(t) + \Delta h_{mix}} \quad (4.29)$$

L'esistenza di reazioni chimiche causa anch'essa una variazione della massa di sostanza  $i$  presente nei box. Tale variazione è, nell'intervallo  $Dt$ , pari a  $A \cdot h_{mix}(t) \cdot R_i(t) \cdot D(t)$  e causa una variazione di concentrazione uguale a:

$$(\Delta c_i)^R = \frac{A h_{mix}(t) R_i(t) \Delta t}{A [h_{mix}(t) + \Delta h_{mix}]} = \frac{h_{mix}(t) R_i(t) \Delta t}{h_{mix}(t) + \Delta h_{mix}} \quad (4.30)$$

L'ultima causa di variazione della concentrazione durante l'intervallo  $Dt$  è rappresentata dai fenomeni del trasporto di massa dovuto al vento.

Durante il tempo compreso tra  $t$  e  $t+Dt$ , un volume d'aria pari a  $Dx_2 \cdot h_{mix}(t) \cdot v \cdot Dt$  viene trasportato all'interno del box e un volume di pari entità viene da esso estromesso.

Di conseguenza, una massa di sostanza  $i$  pari a  $c_{i,b}(t) \cdot Dx_2 \cdot h_{mix}(t) \cdot v \cdot Dt$  viene trasportata all'interno del box, mentre una massa uguale a  $c_i(t) \cdot Dx_2 \cdot h_{mix}(t) \cdot v \cdot Dt$  viene trasportata al di fuori. La conseguente variazione di concentrazione è quindi uguale a:

$$(\Delta c_i)^v = \frac{c_{i,b}(t) \Delta x_2 h_{mix}(t) \bar{v} \Delta t - c_i(t) \Delta x_2 h_{mix}(t) \bar{v} \Delta t}{A [h_{mix}(t) + \Delta h_{mix}]} = [c_{i,b}(t) - c_i(t)] \frac{h_{mix}(t) \bar{v} \Delta t}{\Delta x_1 [h_{mix}(t) + \Delta h_{mix}]} \quad (4.31)$$

La variazione totale  $\Delta c_i$  della concentrazione della sostanza  $i$  nell'intervallo di tempo  $Dt$  è uguale alla somma dei quattro contributi considerati:

$$(\Delta c_i) = (\Delta c_i)^{mix} + (\Delta c_i)^Q + (\Delta c_i)^R + (\Delta c_i)^v \quad (4.32)$$

ovvero:

$$(\Delta c_i) = \frac{[c_{i,top}(t) - c_i(t)] \cdot \Delta h_{mix} + Q_A^i(t) \Delta t + h_{mix}(t) R_i(t) \Delta t + [c_{i,b}(t) - c_i(t)] \cdot h_{mix}(t) \bar{v} \Delta t / \Delta x_1}{h_{mix}(t) + \Delta h_{mix}} \quad (4.33)$$

Dividendo l'equazione precedente per  $Dt$  e calcolando il limite per  $\Delta t \rightarrow 0$  si ottiene, infine, l'equazione differenziale di base del modello a box:

$$\frac{dc_i(t)}{dt} = \frac{1}{\Delta x_1} (c_{i,b} - c_i(t)) \cdot \bar{v} + \frac{1}{h_{mix}(t)} \frac{dh_{mix}(t)}{dt} (c_{i,top} - c_i(t)) + \frac{Q_A^i}{h_{mix}(t)} + R_i \quad (4.34)$$

Tale equazione è suscettibile di ulteriori semplificazioni utili alla descrizione di alcuni casi particolari.

In primo luogo, si consideri il caso in cui l'altezza di mescolamento non aumenti ma rimanga invariata o diminuisca durante l'arco di tempo considerato. Poiché questo fenomeno non produce alcun cambiamento delle concentrazioni nel volume considerato, si deve assumere che:

$$\frac{1}{h_{mix}} \frac{dh_{mix}}{dt} (c_{i,top} - c_i) = 0 \quad (4.35)$$

e quindi il modello si trasforma nell'equazione differenziale lineare non omogenea:

$$\frac{dc_i(t)}{dt} = \frac{1}{\Delta x} (c_{i,b} - c_i(t))v + \frac{Q_i}{h_{mix}(t)} + R_i \quad (4.36)$$

di cui una soluzione è ad esempio:

$$c(t) = Q_i e^{-\frac{v}{\Delta x_1} t} \int_0^t \frac{1}{h_{mix}(z)} e^{\frac{v}{\Delta x_1} z} dz + \frac{R_i \Delta x_i}{v} + c_{i,b} + c_i(0) \quad (4.37)$$

Un altro caso semplificativo, ma utile, in pratica è quello in cui si hanno condizioni stazionarie rispetto al tempo. In tal caso, poiché:

$$\frac{dc_i}{dt} = \frac{dh_{mix}}{dt} = 0 \quad (4.38)$$

la soluzione dell'equazione differenziale è semplicemente:

$$c_{i,eq} = c_{i,b} + \frac{\Delta x_1 Q_A^i}{h_{mix} \bar{v}} + \frac{\Delta x_1 R_i}{\bar{v}} \quad (4.39)$$

ed esprime la concentrazione presente in condizioni stazionarie, ovvero nelle condizioni in cui si sia raggiunta una configurazione di equilibrio rispetto al tempo.

La natura della soluzione di equilibrio  $c_{i,eq}$  del modello a box può essere evidenziata anche in altra maniera. Si supponga, infatti, di trascurare la dipendenza dal tempo dell'altezza di mescolamento e si moltiplichi l'equazione differenziale generale del modello a box per il tempo  $D_{x1}/v$  necessario ad una particella d'aria per attraversare completamente il box muovendosi nella direzione del vento. Si avrà che:

$$\frac{dc_i}{dt} \frac{\Delta x_1}{v} = (c_{i,b} - c_i) + \frac{\Delta x_1}{v} \frac{Q_i}{h_{\text{mix}}} + \frac{\Delta x_1}{v} R_i \quad (4.40)$$

Si indichi ora con  $t^*$  la variabile data da  $t v / D_{x1}$  che esprime in forma adimensionale il tempo  $t$ . L'espressione precedente può essere scritta come:

$$\frac{dc_i}{dt^*} = c_{i,eq} - c_i \quad (4.41)$$

La soluzione di quest'ultima equazione è uguale a:

$$c_i = c_{i,eq} + (c_0 - c_{i,eq}) e^{-t^*} \quad (4.42)$$

dove  $c$  è la concentrazione all'istante iniziale ( $t=t^*$ ). Come si vede in figura 4.4, a partire dall'istante iniziale la concentrazione  $c$  aumenta all'aumentare di  $t^*$  (e quindi di  $t$ ) sempre più lentamente fino a raggiungere il valore di equilibrio  $c_{ieq}$ .

I modelli a box fin qui descritti richiedono lo stesso tipo di dati in ingresso richiesti dagli altri modelli euleriani, ma non necessitano che essi siano disaggregati spazialmente. Essi infatti possono essere impiegati con la sola conoscenza, per ogni sostanza disperdente, dell'espressione in funzione del tempo dei tassi di emissione medi, della velocità media del vento e delle concentrazioni medie al contorno, tutte riferite all'intera area in esame. Ciò consente ovviamente di operare una notevole semplificazione. Ad aumentare la semplicità del modello a box si aggiunge il fatto che esso non richiede la soluzione di equazioni differenziali alle derivate parziali, ma solo equazioni differenziali ordinarie. Di contro, questo tipo di modelli fornisce risultati medi relativi all'intera area di studio e non può essere utilizzato per stimare le concentrazioni a livello locale. La loro maggiore utilità si dimostra nella valutazione di massima delle concentrazioni di quelle specie di inquinanti che comportano maggiori problemi in determinate aree (*screening models*) oppure nella stima delle concentrazioni medie di area di quelle sostanze inquinanti persistenti, che sono intrappolate nei bassi strati dell'atmosfera dalla presenza dello strato di inversione termica e che prendono parte a reazioni chimiche significative (ozono, ossidi di azoto).

Una tipica applicazione dei modelli a box consiste nella stima delle concentrazioni medie spaziali di sostanze inquinanti nelle aree urbane, dove le ipotesi relative alla presenza di un volume più o meno omogeneo delimitato verticalmente dallo strato di inversione termica e alla distribuzione delle sorgenti di emissione possono essere

considerate sufficientemente rappresentative. Esempi di applicazioni di questo tipo sono citate in [Horowitz, 1982] e [Zannetti, 1990].

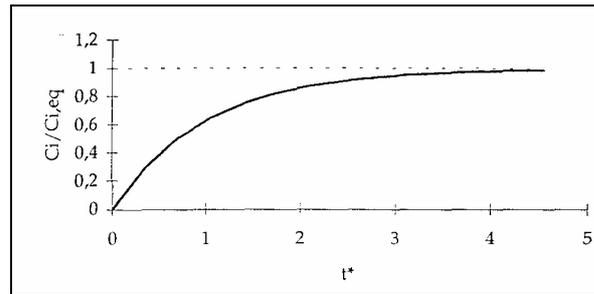


Fig. 4.4. Andamento del rapporto  $c_i/c_{i,eq}$  in funzione di  $t$  nell'ipotesi che sia  $c_0=0$

#### 4.4. Il modelli lagrangiani

L'uso di un sistema di riferimento lagrangiano 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 due ipotesi consentono rispettivamente di considerare il fluido come un mezzo continuo e le particelle come punti materiali che seguono il moto del fluido. Si considereranno nel seguito particelle costituite dalla sostanza  $i$  contenute in un fluido di diversa composizione, nella fattispecie rappresentato dall'aria atmosferica.

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 parti celle contenute in  $V$  in quell'istante diviso per l'entità del volume considerato.

Per effettuare tale calcolo è necessario conoscere la posizione delle singole parti celle in ogni istante di tempo, ovvero la descrizione della loro traiettoria. In pratica tale descrizione non è determinabile con esattezza, essendo il numero di particelle da considerare molto grande e i loro moti fortemente influenzati da eventi casuali.

È ,pertanto, necessario procedere attraverso una descrizione probabilistica delle traiettorie delle particelle. Si indichino dunque le variabili lagrangiane con lettere maiuscole e quelle euleriane con lettere minuscole. Si consideri una singola particella

della sostanza  $i$  che al tempo  $t'$  occupi la posizione  $x'$  nello spazio. Il successivo moto della particella è descritto dalla sua traiettoria  $X(x'; t'; t)$ , che esprime le sue coordinate lagrangiane al tempo  $t$ .

Si consideri una determinata particella  $h$ . La probabilità che all'istante  $t$  la stessa particella si trovi nel volume elementare compreso tra la posizione  $x$  e la posizione  $x+dx$  è data da:

$$f_h(x, t)dx \quad (4.43)$$

in cui  $dx$  rappresenta un intorno sferico e infinitesimo del punto  $x$ , mentre la funzione:

$$f_h(x, t) \quad (4.44)$$

è la densità di probabilità corrispondente. La funzione di densità di probabilità  $f_h(x; t)$  sopra definita è uguale per tutte le particelle solo se esse sono identiche e si sono trovate, in un certo istante passato, nella stessa posizione. Essa può essere stimata come segue. Si consideri la densità di probabilità che una particella, che si trova nella posizione  $x'$  all'istante  $t'$ , venga a trovarsi nel punto  $x$  all'istante  $t$ . Si indichi tale densità di probabilità, chiamata densità di probabilità di transizione, con la notazione seguente:

$$q(x, t | x', t') \quad (4.45)$$

e si supponga che essa sia uguale per tutte le particelle della sostanza  $i$ , come è giustificato dal fatto che, se le particelle sono identiche e partono dalla stessa posizione iniziale nello stesso istante, esse devono necessariamente seguire la stessa traiettoria.

Ma la densità di probabilità che la particella  $h$  si sia trovata, nell'istante  $t'$ , nella posizione  $x'$  è data da  $f_h(x'; t')$ . Allora la densità della probabilità di trovare la particella nella posizione  $x$  all'istante  $t$  si può scrivere, in base alle leggi della probabilità condizionata, come:

$$f_h(x, t) = \iiint_V q(x, t | x', t') f_h(x', t') dx' \quad (4.46)$$

dove l'integrale è esteso a tutti i possibili valori del punto iniziale  $x'$  compresi nel volume  $V$  occupato dal fluido. Quanto esposto finora è valido per una singola particella.

Si considerino adesso un numero  $n$  di particelle presenti nel fluido. La probabilità che la generica particella  $k$  si trovi in un volume infinitesimo  $dV$  è uguale a  $f_k(x, t) * dV$ .

La media totale  $\langle dn \rangle$  del numero di particelle presenti nel volume  $dV$  al tempo  $t$  sarà quindi uguale a:

$$\langle dn(dV, t) \rangle = \sum_{h=1}^n f_h(\mathbf{x}, t) \cdot dV \quad (4.47)$$

Se si indica con  $m$  la massa della generica particella, allora la massa media di sostanza  $i$  presente nel volume sarà uguale a  $m \langle dn(dV, t) \rangle$  e la concentrazione media (totale) della sostanza  $i$  sarà data da:

$$\langle c(dV, t) \rangle = \frac{m}{dV} \langle dn(dV, t) \rangle = \frac{m}{dV} \sum_{h=1}^n f_h(\mathbf{x}, t) \cdot dV \quad (4.48)$$

E poiché il volume scelto è arbitrario, si ha che la concentrazione nel punto  $x$  all'istante  $t$  è:

$$\langle c(\mathbf{x}, t) \rangle = m \sum_{h=1}^n f_h(\mathbf{x}, t) \quad (4.49)$$

L'equazione generale che esprime le concentrazioni medie nel punto  $x$  all'istante  $t$  si ottiene nella maniera seguente. Sia  $t_0$  l'istante iniziale. Si dividano le particelle della sostanza  $i$  presenti nel fluido in esame in due classi: quelle che all'istante  $t$  già si trovavano nel fluido e quelle che sono invece state emesse da una certa sorgente nell'intervallo di tempo  $[t_0, t]$ . La concentrazione media  $\langle c(x; t) \rangle_0$  nel punto  $x$  all'istante  $t$  dovuta a quelle particelle che si trovavano in un qualunque punto  $x$  del fluido all'istante  $t$  è data da:

$$\langle c(\mathbf{x}, t) \rangle_0 = m \sum_{h=1}^n f_h(\mathbf{x}, t) = m \sum_{h=1}^n \left( \iiint_V q(\mathbf{x}, t | \mathbf{x}', t_0) f_h(\mathbf{x}', t_0) d\mathbf{x}' \right) = \iiint_V q(\mathbf{x}, t | \mathbf{x}', t_0) \left[ m \sum_{h=1}^n (f_h(\mathbf{x}', t_0)) \right] d\mathbf{x}' \quad (4.50)$$

ma si ha anche che la concentrazione media in un punto generico  $x'$  all'istante  $t_0$  è uguale a:

$$\langle c(\mathbf{x}', t_0) \rangle = m \sum_{h=1}^n f_h(\mathbf{x}', t_0) \quad (4.51)$$

E di conseguenza:

$$\langle c(\mathbf{x}, t) \rangle_0 = \iiint_V q(\mathbf{x}, t | \mathbf{x}', t_0) \langle c(\mathbf{x}', t_0) \rangle d\mathbf{x}' \quad (4.52)$$

Un ulteriore contributo alla concentrazione media della sostanza  $i$  nel punto  $x$  all'istante  $t$ , è dato da quelle particelle che vengono emesse da eventuali sorgenti nell'intervallo di tempo compreso tra  $t_0$  e  $t$ .

Sia  $S(x, t)$  una funzione che esprime le variazioni di concentrazione per unità di volume e unità di tempo dovute alle sorgenti di emissione. Come si dimostra con passaggi analoghi a quelli appena esposti, la concentrazione media nel punto  $x$  all'istante  $t$  dovuta alle particelle emesse nell'intervallo di tempo compreso tra  $t_0$  e  $t$  è espressa dalla relazione:

$$\langle c(x, t) \rangle_S = \iiint_V \int_{t_0}^t q(x, t | x', t') S(x', t') dt' dx' \quad (4.53)$$

La concentrazione media totale nel punto  $x$  all'istante  $t$  sarà quindi data dalla somma dei due contributi, il primo dovuto alla concentrazione media iniziale e il secondo alle sorgenti di emissione:

$$\langle c(x, t) \rangle = \langle c(x, t) \rangle_0 + \langle c(x, t) \rangle_S = \iiint_V q(x, t | x', t_0) \langle c(x', t_0) \rangle dx' + \iiint_V \int_{t_0}^t q(x, t | x', t') \langle S(x', t') \rangle dt' dx' \quad (4.54)$$

L'equazione precedente, che sarà indicata come equazione della dispersione lagrangiana, 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 ed 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 di densità di probabilità di transizione  $q$ , che descrive in maniera probabilistica la traiettoria delle particelle data la loro posizione all'istante iniziale.

Se paragonata alle equazioni della dispersione euleriane, essa presenta lo svantaggio di non poter tener conto di reazioni chimiche tra le particelle. In compenso, non essendo basata sull'ipotesi del gradiente di trasporto, essa rimane valida anche in prossimità di forti sorgenti di emissione isolate.

Il maggiore problema che si incontra nell'uso della descrizione lagrangiana della dispersione è rappresentato, tuttavia, dalla mancanza di una completa conoscenza dei

fenomeni turbolenti, che porta all'impossibilità pratica di determinare la funzione,  $q(x, t/x', t')$  se non ammettendo alcune ipotesi semplificative. Diverse ipotesi sulla funzione  $q$  possono portare alla derivazione dell'equazione gaussiana (per sorgente istantanea o continua) o all'equazione della teoria  $K$ . All'approccio lagrangiano si possono poi ricondurre i modelli a traiettoria (o modelli lagrangiani a box) e i modelli a particelle. Questi ultimi rappresentano le soluzioni modellistiche più avanzate nella simulazione della dispersione. La derivazione lagrangiana delle equazioni delle teorie  $K$ , dei modelli a traiettoria e dei modelli a particelle non verrà in questa sede approfondita; notizie in merito si possono trovare in Zannetti (1990), Wang e Stock (1992).

#### 4.4.1. Derivazione del modello gaussiano dal modello lagrangiano

Nel caso semplificato di atmosfera stazionaria e omogenea, nella quale sia presente una sorgente puntuale continua e costante e nell'ipotesi del pennacchio ristretto, 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 di omogeneità e stazionarietà dell'atmosfera si traducono, nell'approccio lagrangiano, nelle assunzioni che la distribuzione di probabilità associata alla velocità del vento sia indipendente dente dalla posizione e dal tempo rispettivamente. L'ulteriore ipotesi che viene generalmente ammessa, in una tale configurazione, è che la velocità del vento sia distribuita secondo un processo casuale gaussiano. In tal caso si può assumere che anche la densità di probabilità di transizione abbia una forma gaussiana e da questa ricavare l'espressione della concentrazione media. Si consideri un sistema di tre assi coordinati con origine in corrispondenza della superficie del suolo, in cui l'asse  $x_3$  sia verticale e diretto verso l'alto e gli assi  $x_1$  e  $x_2$  siano orizzontali. Si indichi  $v_j$  con la componente della velocità media del l'aria nella direzione  $j$ , si esprima la densità di probabilità di transizione nella seguente forma gaussiana:

$$q(x, t/x', t') = \frac{1}{(2\pi)^{3/2} \sigma_1 \sigma_2 \sigma_3} \cdot \exp \left[ - \sum_{j=1}^3 \left( \frac{x_j - x'_j - \bar{v}_j (t - t')}{\sqrt{2} \sigma_j} \right)^2 \right] \quad (4.55)$$

I tre termini addendi che sono argomento della funzione esponenziale rappresentano il contributo alla dispersione delle particelle che deriva dall'azione delle componenti della velocità media del vento nelle tre direzioni degli assi coordinati. Le funzioni  $S_j$  rappresentano, invece, le deviazioni standard delle componenti delle traiettorie lagrangiane delle particelle che sono assunte muoversi secondo la velocità dell'aria. Esse caratterizzano, quindi, il grado di influenza della turbolenza atmosferica sulla posizione delle particelle a un dato istante di tempo. Per ogni  $j$ , si ha che  $S_j = S_j(t-t')$  è una funzione della differenza tra l'istante  $t'$  e l'istante  $t$ . Le funzioni sono generalmente valutate sulla base di misure sperimentali associate a fenomeni di dispersione turbolenta. L'equazione precedente può essere semplificata se si assume l'ipotesi, sufficientemente plausibile nella configurazione di atmosfera stazionaria, che la componente verticale della velocità media del vento sia trascurabile rispetto a quelle orizzontali. È inoltre conveniente orientare il sistema di riferimento in modo che la direzione della velocità media del vento coincida con uno degli assi orizzontali, ad esempio  $x_1$ . In tal caso si avrà:

$$\bar{v}_2 = \bar{v}_3 = 0; \bar{v}_1 = \bar{v} \quad (4.56)$$

e quindi la probabilità di transizione diviene:

$$q(\mathbf{x}, t | \mathbf{x}', t') = \frac{1}{(2\pi)^{3/2} \sigma_1 \sigma_2 \sigma_3} \cdot \exp \left[ - \left( \frac{x_1 - x'_1 - \bar{v}(t-t')}{\sqrt{2}\sigma_1} \right)^2 - \left( \frac{x_2 - x'_2}{\sqrt{2}\sigma_2} \right)^2 - \left( \frac{x_3 - x'_3}{\sqrt{2}\sigma_3} \right)^2 \right] \quad (4.57)$$

Si assuma adesso che l'emissione sia originata da una sorgente puntuale continua di intensità, espressa in massa per unità di tempo, costante e pari a  $q$ . Nella schematizzazione adottata, le coordinate del punto iniziale  $x'$  rappresentano quelle (euleriane) della sorgente stessa.

Come visto in precedenza, la concentrazione media della sostanza  $i$  che si disperde a partire dall'istante iniziale  $t$ , una volta emessa dalla sorgente di intensità è data dalla somma dei contributi della concentrazione iniziale e di quella dovuta alla sorgente:

$$\langle c(\mathbf{x}, t) \rangle = \langle c(\mathbf{x}, t) \rangle_0 + \langle c(\mathbf{x}, t) \rangle_{Q_p} \quad (4.58)$$

Se per semplicità si suppone che l'istante iniziale sia  $t_0$  e la concentrazione esistente in tale istante sia nulla, l'espressione precedente si scrive:

$$\langle c(\mathbf{x}, t) \rangle = \iiint_V \int_0^t q(\mathbf{x}, t | \mathbf{x}', t') S(\mathbf{x}', t') dt' d\mathbf{x}' \quad (4.59)$$

Tale espressione, tenendo conto che l'emissione si è supposta costante ed espressa in massa per unità di tempo, diviene:

$$\langle c(\mathbf{x}, t) \rangle = \int_0^t q(\mathbf{x}, t | \mathbf{x}', t') Q_P dt' \quad (4.60)$$

ovvero:

$$\langle c(\mathbf{x}, t) \rangle = \int_0^t \frac{Q_P}{(2\pi)^{3/2} \sigma_1 \sigma_2 \sigma_3} \cdot \exp \left[ - \left( \frac{x_1 - x'_1 - \bar{v}(t-t')}{\sqrt{2}\sigma_1} \right)^2 - \left( \frac{x_2 - x'_2}{\sqrt{2}\sigma_2} \right)^2 - \left( \frac{x_3 - x'_3}{\sqrt{2}\sigma_3} \right)^2 \right] dt' \quad (4.61)$$

L'integrale precedente può essere risolto nel caso particolare in cui si ammetta l'ipotesi del pennacchio ristretto, ovvero si ammetta che nella direzione della velocità media del vento gli effetti della dispersione turbolenta siano trascurabili rispetto a quelli del trasporto dovuto al vento medio. In tal caso, avendosi:

$$\sigma_1 \equiv 0$$

la soluzione dell'integrale è:

$$\langle c(\mathbf{x}, t) \rangle = \frac{Q_P}{2\pi\bar{v}\sigma_2\sigma_3} \cdot \exp \left[ - \left( \frac{x_2 - x'_2}{\sqrt{2}\sigma_2} \right)^2 - \left( \frac{x_3 - x'_3}{\sqrt{2}\sigma_3} \right)^2 \right] \quad (4.62)$$

in cui  $S_2$  e  $S_3$  sono valutate all'istante  $t - t' = x_1/\bar{v}$  e la concentrazione è nulla per  $x_1=0$ . L'equazione trovata ha, in conseguenza delle ipotesi adottate, una forma gaussiana.

#### 4.4.2. I modelli gaussiani per sorgenti continue

È stato notato in precedenza che sia l'approccio euleriano che quello lagrangiano alla descrizione della dispersione da sorgenti continue conducono, sotto l'ipotesi che sussistano determinate condizioni ideali dell'atmosfera, ad un'espressione in forma gaussiana della concentrazione media. Sulla base di questi risultati è possibile riconoscere una classe di modelli di dispersione di tipo gaussiano largamente usati in pratica. Essi, pur basati sulle assunzioni semplificative della stazionarietà e dell'omogeneità della turbolenza atmosferica e sull'ipotesi del pennacchio ristretto, costituiscono un metodo di simulazione di forma analitica relativamente semplice,

basato sulla conoscenza di parametri meteorologici facilmente misurabili e che fornisce risultati non molto dissimili da quelli ottenibili attraverso modelli più complessi.

#### 4.4.3. L'equazione della dispersione gaussiana per una sorgente puntuale continua

L'equazione della dispersione gaussiana è basata sulle ipotesi fondamentali di stazionarietà e omogeneità dell'atmosfera. Essa fornisce pertanto una stima della distribuzione spaziale della concentrazione  $c_i$ , della sostanza  $i$  in un ideale stato di stazionarietà del sistema in cui  $c$ , non dipende dal tempo. Tale stato può essere anche visto come una configurazione di equilibrio che viene raggiunta in un intervallo di tempo fissato.

L'equazione della dispersione gaussiana verrà adesso illustrata in riferimento a un sistema di assi cartesiani tridimensionale.

Tale sistema sarà individuato, per comodità di notazione e per coerenza con la simbologia comunemente adoperata dalla letteratura per questo tipo di modelli, dalla terna di assi  $(x, y, z)$  anziché con quella  $(x_1, x_2, x_3)$  fin qui adoperata. Sia l'origine degli assi posta in un punto del suolo, con l'asse  $z$  ortogonale alla sua superficie e uscente da essa (asse verticale) e gli assi  $x$  e  $y$  orizzontali (Fig.4.5).

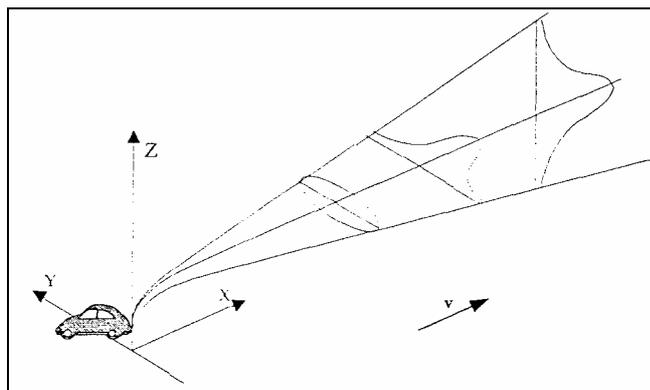


Fig. 4.5 Schema della dispersione gaussiana in un sistema di riferimento (orientato secondo il vento)

Si assuma che la superficie del suolo sia piana e non influenzi le condizioni di stazionarietà e omogeneità dell'atmosfera, e quindi nemmeno la velocità e la direzione del vento al di sopra della superficie e il fenomeno complessivo della dispersione.

In questo caso, il suolo coincide con il piano di equazione  $z=0$ . Siano assenti i moti verticali dell'aria. Ciò comporta che il vettore della velocità del vento sia contenuto in

un piano orizzontale. Senza perdere di generalità si può poi assumere che la velocità media del vento  $\bar{v}$  sia diretta secondo l'asse  $x$ , e che quindi si abbia  $\bar{v} = \bar{v}(\bar{v}, 0, 0)$ .

Si assuma poi che, nella direzione della velocità media del vento, gli effetti della turbolenza sulla dispersione siano trascurabili rispetto a quelli dovuti al vento stesso (ipotesi del pennacchio ristretto). Si consideri una sorgente puntuale continua di emissione della sostanza  $i$  la cui intensità, espressa in unità di massa per unità di tempo, sia costante e uguale a  $Q_p$ .

Si completi poi la scelta del sistema di riferimento in modo che la sorgente di emissione sia posta sull'asse  $z$  a una altezza  $h_s$ , dal suolo. A causa dei fenomeni connessi all'innalzamento del pennacchio emesso dalla sorgente, si dovrà considerare che l'emissione avvenga in un punto di altezza pari a:

$$H = h_s + \Delta h \quad (4.63)$$

dove  $H$  è l'altezza effettiva della sorgente e  $\Delta h$  è l'innalzamento del pennacchio.

Le coordinate della sorgente saranno a questo punto considerate uguali a  $(0, 0, H)$ . Ci si riferisca adesso ad un determinato intervallo di tempo di riferimento, in cui si assume venga raggiunta una configurazione di equilibrio rispetto al fenomeno della dispersione, a partire da uno stato in cui la concentrazione iniziale sia nulla. Se tutte le ipotesi enunciate sono vere, allora la concentrazione media di equilibrio può essere espressa dalla seguente relazione:

$$\langle c_i(x, y, z) \rangle = \frac{Q_p}{2\pi\bar{v}\sigma_y\sigma_z} \cdot \exp\left[-\left(\frac{y}{\sqrt{2}\sigma_y}\right)^2\right] \cdot \exp\left[-\left(\frac{z-H}{\sqrt{2}\sigma_z}\right)^2\right]; x, z \geq 0 \quad (4.64)$$

L'equazione precedente è quella della distribuzione normale bivariata nei piani  $(x, y)$  e  $(x, z)$  mostrata in Figura 4.6. I parametri  $S_y$  e  $S_z$  rappresentano le deviazioni standard della distribuzione di  $c$  e sono in generale funzione del tempo  $t$ .

Poiché tuttavia ci si riferisce a un intervallo di tempo fissato in cui il fenomeno ha assunto caratteristiche stazionarie, si può considerare che le deviazioni standard  $S_i$  siano funzione del *tempo di trasporto*  $t_m = x/\bar{v}$  che rappresenta il tempo medio necessario al trasporto della sostanza  $i$  nella direzione e alla velocità media del vento per una generica lunghezza  $i$ . Essendo  $\bar{v}$  costante, si può scrivere che:

$$\sigma_y = \sigma_y(x); \sigma_z = \sigma_z(x) \quad (4.65)$$

Nel seguito si vedrà che, a causa delle difficoltà che sorgono nella determinazione pratica delle  $S_i$ , esse saranno calcolate in maniera diversa per diverse situazioni di stabilità atmosferica, e quindi saranno considerate funzioni, oltre che di  $x$ , anche della stabilità stessa. Per evidenziare questo fatto, si scriverà che:

$$\sigma_y = \sigma_y(x; ST); \sigma_z = \sigma_z(x; ST) \quad (4.66)$$

avendo utilizzato il simbolo  $ST$  per indicare in modo generico la dipendenza delle  $S_i$  dai parametri che descrivono la stabilità dell'atmosfera. È ovvio che, per come è stato scelto il sistema di riferimento, la concentrazione media della sostanza  $i$  dev'essere considerata nulla per  $x < 0$  e  $z < 0$ .

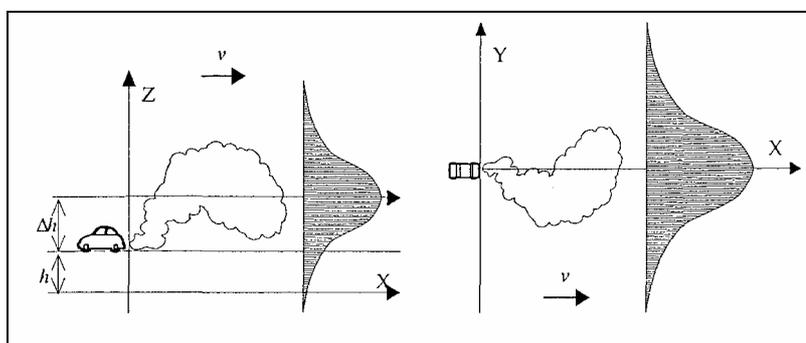


Fig. 4.6 Viste nei piani  $(x,z)$  e  $(x,y)$  dello schema della dispersione gaussiana in un sistema di riferimento orientato secondo il vento

#### 4.4.4. Condizioni di validità delle ipotesi e dell'accuratezza della gaussiana

Come si è visto, lo sviluppo dell'espressione gaussiana per il calcolo della concentrazione media della sostanza  $i$  in condizioni stazionarie deriva dall'assunzione di un certo numero di ipotesi di base. L'adozione di queste ipotesi costituisce naturalmente un fattore limitante per la descrizione gaussiana del fenomeno della dispersione. A questo punto è utile richiamare le condizioni di validità delle ipotesi assunte.

La stazionarietà dell'atmosfera è una condizione che si verifica difficilmente in pratica, in special modo nei pressi della superficie del suolo, la quale influenza notevolmente le caratteristiche turbolente dei moti dell'aria. Anche se l'equazione

gaussiana non contiene limitazioni sulla durata dell'intervallo di tempo di riferimento, si può ritenere che l'ipotesi di stazionarietà risulti in approssimazioni accettabili soltanto per intervalli relativamente brevi (non più grandi di 1h). Di conseguenza è preferibile che l'applicazione del modello gaussiano in periodi di tempo più lunghi venga effettuata calcolando le concentrazioni medie in intervalli massimi di 1h e successivamente mediando i risultati ottenuti sul l'intero periodo di analisi.

Le ipotesi di omogeneità dell'atmosfera e assenza di moti verticali dell'aria non sono realistiche nelle vicinanze del suolo, i cui effetti di attrito sui moti dell'aria causano l'incremento della velocità del vento con l'altezza. Questo è vero in particolare nei casi di orografia complessa e presenza di costruzioni od osta coli, come a esempio avviene nei centri urbani. Caratteristiche di disomogeneità dell'aria associate a importanti moti verticali di carattere locale sono poi determinate dalla presenza di vie di trasporto e del relativo flusso veicolare, anche in condizioni di terreno piatto e assenza di ostacoli. L'incongruenza dell'equazione gaussiana con le condizioni di disomogeneità citate comporterebbe l'impossibilità dell'uso di questo tipo di approccio per la descrizione della dispersione in presenza del suolo. Nella pratica, tuttavia, si compensa la violazione delle ipotesi di base sia introducendo nell'equazione l'esistenza di fenomeni di riflessione al suolo dei moti di dispersione che attraverso l'uso di espressioni empiriche delle deviazioni standard  $S_i$ , che tengano conto della presenza del suolo stesso. L'esistenza di moti verticali dell'aria è poi tenuta in conto anche nel calcolo dell'altezza effettiva della sorgente.

La presenza della reale superficie del suolo causa anche l'invalidazione di una successiva ipotesi: quella che essa coincida con un piano orizzontale dal quale la concentrazione sia riflessa od assorbita secondo le leggi della riflessione geometrica. Ciò implica ancora che l'approccio gaussiano non sia più valido in presenza di orografie complesse e in vicinanza di ostacoli (in particolare in strade urbane fiancheggiate da edifici).

L'ipotesi di assenza di concentrazioni nell'istante iniziale (o equivalentemente la collocazione di quest'ultimo nell'infinito passato,  $t_0 = -\infty$ ) è necessaria per ammettere che la concentrazione calcolata con l'espressione gaussiana non sia influenzata dalle condizioni iniziali. Questa ipotesi è valida solo se il periodo di tempo necessario per

dissipare la concentrazione iniziale è piccolo rispetto a quello di riferimento in cui si applica il modello gaussiano, nel quale si assume che l'atmosfera sia stazionaria e le concentrazioni costanti. In particolare, se intervalli di tempo lunghi vengono scomposti, come precedentemente osservato, in diversi intervalli di durata minore, si deve assumere che la dissipazione delle concentrazioni iniziali avvenga in periodi ancora più brevi. Il tempo necessario alla dissipazione può essere in prima approssimazione stimato come il massimo tempo occorrente a trasportare la sostanza  $i$  dalla sorgente al punto in cui si vuole calcolare la concentrazione (recettore) a una velocità pari alla velocità media del vento. Poiché questo tempo aumenta proporzionalmente alla distanza tra sorgente e ricettore, l'assunzione dell'assenza di concentrazioni  $i$  è tanto più valida quanto più tale distanza è breve.

Una delle ipotesi maggiormente rilevanti nello sviluppo dell'equazione gaussiana della dispersione è quella che afferma che, nella direzione del vento medio, gli effetti della dispersione turbolenta sono trascurabili rispetto a quelli del trasporto secondo la velocità media dell'aria (pennacchio ristretto). Questa ipotesi è tanto meno plausibile quanto più bassa è la velocità del vento, rendendo il modello gaussiano poco realistico per bassi valori di  $\bar{v}$ . Per velocità medie del vento nulle, l'equazione gaussiana produce poi valori di concentrazione in finiti, dimostrandosi inapplicabile. Anche se è vero che nello strato limite planetario le condizioni di vento nullo sono estremamente rare, è bene riferirsi alle situazioni di completa calma ponendo  $\bar{v}=0,5$  [Hanna et alii, 2000].

Ad ogni modo, l'inconsistenza dell'ipotesi del pennacchio ristretto in condizioni di venti deboli, rappresenta un'importante limitazione del modello, specialmente alla luce del fatto che i maggiori valori della concentrazione si verificano generalmente proprio alle basse velocità del vento.

L'ultima ipotesi che viene discussa è quella delle caratteristiche di puntualità e stazionarietà nel tempo delle emissioni dalla sorgente. Mentre l'ipotesi di emissione puntuale può essere superata da modifiche dell'equazione, l'assunzione di stazionarietà è essenziale alla consistenza del modello. Senza di essa, infatti, non si potrebbe considerare indipendente dal tempo la concentrazione, né parlare di stato di equilibrio. Ne consegue che in presenza di importanti fluttuazioni temporali delle emissioni, l'equazione gaussiana della dispersione non sia più valida.

Come si è visto, la validità della descrizione gaussiana della dispersione è limitata ad un insieme relativamente ristretto di condizioni reali, in particolare non includenti la vicinanza della superficie del suolo. Esperienze di applicazione di diversi modelli gaussiani hanno, infatti, mostrato un'accuratezza piuttosto bassa. In particolare, in alcuni studi relativi agli anni '70 e richiamati in Horowitz (1982), si rileva che in prossimità di tronchi stradali, la differenza tra stime e misure reali di concentrazione è frequentemente trovata anche uguale al 100% delle misure. Lo sviluppo di espressioni empiriche delle deviazioni standard  $S_i$  sulla base di misure sperimentali dei fenomeni coinvolti, assieme all'uso di tecniche di calcolo dettagliate per la stima dell'altezza effettiva della sorgente, hanno comunque consentito in tempi recenti di migliorare la precisione dei modelli gaussiani.

#### 4.4.5. Gli effetti della superficie del suolo

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. 4.7).

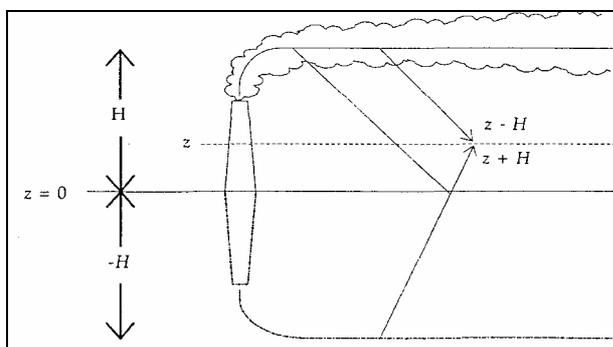


Fig. 4.7 Traiettorie medie delle particelle per i due contributi alla concentrazione in assenza di riflessione e in presenza di riflessione al suolo

Se si vuole simulare la presenza di un suolo perfettamente riflettente, tale sorgente fittizia deve essere considerata emettente allo stesso tasso di quella reale, cosicché il fenomeno segue le leggi della riflessione geometrica. Se al contrario, la superficie è ipotizzata perfettamente assorbente o analogamente si ipotizza che si verifichi la completa deposizione al suolo della sostanza  $i$ , allora la sorgente fittizia deve essere considerata una sorgente negativa (pozzo). Se, infine, si ipotizzano condizioni intermedie, la sorgente fittizia può essere immaginata in parte riflettente e in parte assorbente. Quanto detto può essere espresso matematicamente aggiungendo all'espressione gaussiana della concentrazione un contributo a essa uguale (a meno del segno e di un coefficiente moltiplicativo) e dovuto alla sorgente fittizia:

$$\langle c_i(x, y, z) \rangle = \frac{Q_p}{2\pi\bar{v}\sigma_y\sigma_z} \cdot \exp\left[-\left(\frac{y}{\sqrt{2}\sigma_y}\right)^2\right] \cdot \left\{ \exp\left[-\left(\frac{z-H}{\sqrt{2}\sigma_z}\right)^2\right] + \alpha_s \cdot \exp\left[-\left(\frac{z+H}{\sqrt{2}\sigma_z}\right)^2\right] \right\} \quad x, z \geq 0 \quad (4.67)$$

Il parametro  $\alpha_s$  consente di tener conto dell'influenza della superficie terrestre sulla dispersione. Esso è, infatti, un coefficiente di riflessione che specifica la capacità del suolo di riflettere la sostanza  $i$ . Una superficie perfettamente riflettente corrisponde ad  $\alpha_s=1$ , mentre una superficie perfettamente assorbente è rappresentata da  $\alpha_s = -1$ . Se invece la superficie del suolo si comporta come l'aria si ha  $\alpha_s=0$  che corrisponde al caso di atmosfera illimitata. Valori intermedi di  $\alpha_s$  specificano proprietà intermedie della superficie. Si noti che l'espressione precedente può essere considerata come la somma di due contributi alla concentrazione derivanti da due diverse lunghezze medie della componente secondo  $z$  della traiettoria delle particelle. La prima, dovuta alla sorgente posta all'altezza  $H$ , è uguale a  $z-H$ ; la seconda dovuta alla sorgente posta all'altezza  $-H$ , è uguale a  $z+H$  (Fig. 4.7).

La presenza di uno strato di inversione termica ad una certa altezza di mescolamento dal suolo, determina la riflessione delle traiettorie delle particelle disperdenti sul piano  $z=h_{mix}$  verso il basso.

Se questo fenomeno viene aggiunto a quello determinato dalla presenza della superficie del suolo, ne risulta una riflessione multipla tra il suolo e la sommità dello strato di mescolamento. Il fenomeno descritto può essere incorporato nell'espressione gaussiana aggiungendo alla distribuzione spaziale della concentrazione i contributi

dovuti alle riflessioni multiple delle traiettorie delle particelle fra il suolo e il limite inferiore dello strato di inversione. Si supponga, ad esempio, che in corrispondenza del piano  $z=h_{mix}$  avvenga un'unica riflessione (Fig. 4.8).

In tal caso, nella generica posizione di altezza  $z$  transitano particelle la cui lunghezza media di traiettoria ( $L$ ) dipende dalle riflessioni da esse subite. Oltre alle particelle che non hanno subito riflessioni ( $L=H-z$ ) e a quelle riflesse dal suolo ( $L=z+H$ ), all'altezza  $z$  transitano particelle riflesse unicamente dallo strato di inversione ( $L=2h_{mix}-z-H$ ) particelle riflesse prima dal suolo e poi dallo strato di inversione ( $L=2h_{mix}-z+H$ ) particelle riflesse prima dallo strato di inversione e poi dal suolo ( $L=2h_{mix}+z-H$ ) e infine particelle riflesse nell'ordine dal suolo, dallo strato di inversione e poi ancora dal suolo ( $L=2h_{mix}+z+H$ ).

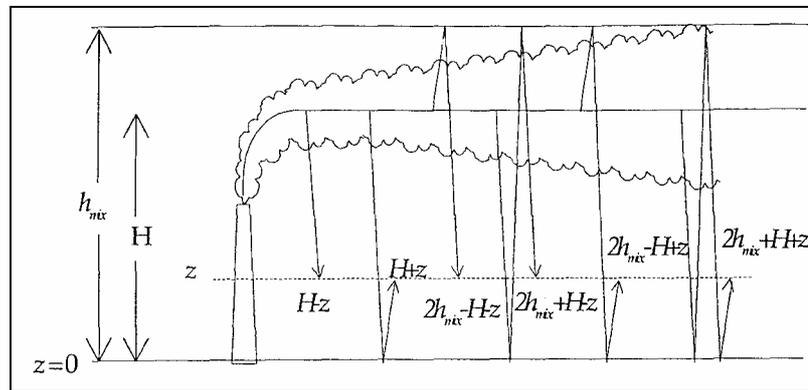


Fig. Traiettorie medie delle particelle nel caso di un'unica riflessione in corrispondenza del limite inferiore dello strato di inversione

Quanto detto può essere formalizzato nella maniera seguente:

$$\begin{aligned} \langle c_i(x, y, z) \rangle = & \frac{Q_p}{2\pi\bar{v}\sigma_y\sigma_z} \cdot \exp\left[-\left(\frac{y}{\sqrt{2}\sigma_z}\right)^2\right] \left\{ \exp\left[-\left(\frac{z-H}{\sqrt{2}\sigma_z}\right)^2\right] + \alpha_s \cdot \exp\left[-\left(\frac{z+H}{\sqrt{2}\sigma_z}\right)^2\right] + \alpha_h \cdot \exp\left[-\left(\frac{2h_{mix}-z-H}{\sqrt{2}\sigma_z}\right)^2\right] + \right. \\ & \left. + \alpha_s \cdot \alpha_h \cdot \exp\left[-\left(\frac{2h_{mix}-z+H}{\sqrt{2}\sigma_z}\right)^2\right] + \alpha_h \cdot \alpha_s \cdot \exp\left[-\left(\frac{2h_{mix}+z-H}{\sqrt{2}\sigma_z}\right)^2\right] + \alpha_s \cdot \alpha_h \cdot \alpha_s \cdot \exp\left[-\left(\frac{2h_{mix}+z+H}{\sqrt{2}\sigma_z}\right)^2\right] \right\} \end{aligned} \quad (4.68)$$

Dove si è introdotto, oltre al coefficiente di riflessione del suolo  $\alpha_s$ , anche un coefficiente di riflessione dello strato di inversione termica  $\alpha_h$ . In maniera analoga si può tenere conto di un numero  $N_{rif}$  di riflessioni sullo strato di inversione maggiore di uno. In forma sintetica e considerando sia il suolo che lo strato di inversione perfettamente riflettenti, si può scrivere:

$$\langle c_i(x, y, z) \rangle = \frac{Q_p}{2\pi\bar{v}\sigma_y\sigma_z} \cdot \exp\left[-\left(\frac{y}{\sqrt{2}\sigma_y}\right)^2\right] \cdot F(x, z|ST, h_{mix}, N_{rif}) \quad (4.69)$$

dove:

$$F(x, z|ST, h_{mix}, N_{rif}) = \sum_{k=-N_{rif}}^{N_{rif}} \exp\left[-\left(\frac{2kh_{mix} + z - H}{\sqrt{2}\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\left(\frac{2kh_{mix} + z + H}{\sqrt{2}\sigma_z}\right)^2\right] \quad (4.70)$$

Si noti che nelle equazioni precedenti il termine  $S_y$  deve tener conto delle particolari caratteristiche della dispersione nello strato di mescolamento [Zannetti, 1990]. Da un esame dei termini della sommatoria contenuta nell'espressione di  $F$  può notare che gli addendi corrispondenti a  $|N_{rif}| \cdot 3$  sono sufficienti a calcolare un valore quasi esatto di  $c_i$  [Pasquill e Smith, 1983]. Il solo termine corrispondente a  $N_{rif}=0$ , permette, infatti, di raggiungere il 99% del valore totale di  $c_i$ , quando  $S_y/h_{mix}=0,6$  e il 92% quando  $S_y/h_{mix}=0,8$ . In quest'ultimo caso il valore della concentrazione diviene molto vicino (l'085 volte) a quello che si può calcolare in assenza di inversione termica, raggiungendolo rapidamente al crescere di  $S_y/h_{mix}$ . Per questo motivo la concentrazione  $c_i$ , in presenza di inversione, può essere calcolata in pratica adoperando la formula relativa al caso di assenza di inversione, dove  $S_y$  è calcolata come nel caso illimitato superiormente (in funzione di  $x$ ), fino a quando non raggiunge il valore di  $0,8 \cdot h_{mix}$  e poi viene considerata costante.

Dal rapporto  $S_y/h_{mix}$  a sua volta funzione di  $x$ , dipende anche il grado di uniformità della distribuzione verticale della concentrazione. In particolare, si può assumere che per  $S_y/h_{mix} \cdot 1,6$  la concentrazione sia distribuita pressoché uniformemente in senso verticale, per cui può essere determinata semplicemente da [Sculze, 1991]:

$$\langle c_i(x, y, z) \rangle = \frac{Q_p}{\sqrt{2\pi}\bar{v}\sigma_y} \cdot \exp\left[-\left(\frac{y}{\sqrt{2}\sigma_y}\right)^2\right] \cdot \frac{1}{h_{mix}} \quad (4.71)$$

in cui il fattore che tiene conto della dispersione verticale è sostituito dall'inverso dell'altezza di mescolamento.

#### 4.4.6. La stima dei parametri della dispersione nei modelli gaussiani per sorgenti continue

L'uso dei modelli gaussiani di dispersione è subordinato alla stima dei parametri che compaiono nella sua formula generale, ovvero la velocità media del vento, l'altezza effettiva della sorgente  $H$  e le deviazioni standard  $S_x$  e  $S_y$ .

I metodi comunemente adoperati nella valutazione di questi parametri sono basati su considerazioni teoriche supportate da relazioni empiriche ottenute in seguito a campagne di misura sperimentali.

I modelli di dispersione gaussiani sono basati sull'ipotesi di omogeneità dell'atmosfera: il valore della velocità media del vento, infatti, non dipende dal punto dello spazio in cui essa viene misurata. Il verificarsi di questa condizione non è tuttavia molto frequente in pratica e, in particolare, si vede che la velocità media del vento varia notevolmente in funzione dell'altezza dal suolo.

Il valore della velocità media del vento che è più ragionevole impiegare in un modello gaussiano, è dato dalla media dei valori relativi all'intera altezza del pennacchio. Per ottenere questo valor medio è necessario quindi stimare l'andamento della velocità media del vento in funzione dell'altezza dal suolo. Un metodo approssimato, frequentemente adoperato in pratica per stimare il profilo verticale della velocità media del vento, consiste nel supporre che tale velocità media sia esprimibile come funzione esponenziale della quota  $z$ . Con tale ipotesi, sufficientemente valida nei primi  $150 \div 250$  m di altezza, il modulo della velocità media del vento  $\bar{v}(z)$ , all'altezza  $z$  dal livello del suolo, può essere stimata a partire dalla velocità  $\bar{v}(z_I)$  misurata a una altezza  $z_I$ .

Quest'ultima quota coincide solitamente nella pratica con quella dell'unico punto di rilevamento nel quale sono effettuate le misure della velocità del vento. La funzione che esprime l'andamento verticale della velocità del vento, mostrata in figura 4.9, si scrive nella forma:

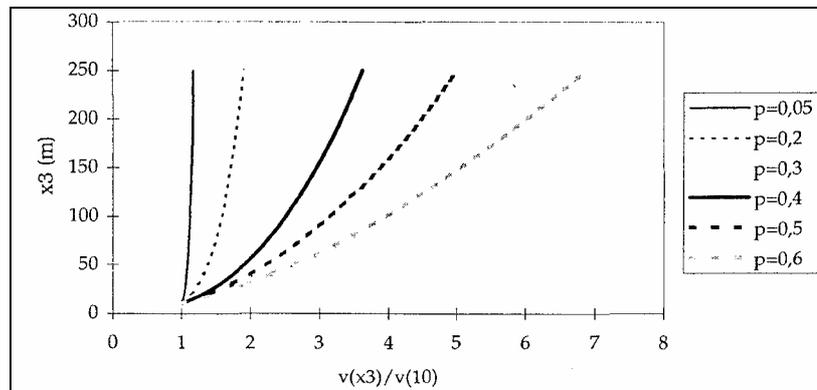


Fig. 4.9 Andamento della velocità media del vento rispetto alla velocità a 10 m di quota secondo la funzione esponenziale dell'altezza al suolo

$$\bar{v}(z) = \bar{v}(z_1) \left( \frac{z}{z_1} \right)^\pi \quad (4.72)$$

e non è considerata valida per valori di  $z$  maggiori di 250 m. Il coefficiente  $\rho$  è ricavato sperimentalmente e dipende sia dalla rugosità del suolo che dal grado di stabilità dell'atmosfera. Differenziando l'equazione precedente rispetto a  $z$  si può ricavare che:

$$\pi = \frac{z}{\bar{v}} \left( \frac{\partial \bar{v}}{\partial z} \right) \quad (4.73)$$

I valori di  $\rho$  comunemente adoperati sono compresi tra 0,05 e 0,6 [Sculze, 1991].

L'altezza effettiva della sorgente di emissione è un parametro di notevole importanza nella determinazione della concentrazione attraverso il modello gaussiano. La concentrazione al suolo calcolata con questo modello dipende infatti significativamente (attraverso l'inverso dell'esponenziale del suo quadrato) da tale altezza. La massa che fuoriesce da una sorgente di emissione possiede in genere una certa energia cinetica e una temperatura maggiore di quella dell'ambiente esterno. Il momento della quantità di moto e la spinta di Archimede che ne conseguono, determinano una repentina salita verso l'alto della sostanza emessa nell'intorno del punto di emissione. Come è stato accennato in precedenza, l'altezza effettiva  $H$  di emissione può essere, quindi, calcolata come somma dell'altezza  $h$  della sorgente e della lunghezza  $Dh$  di innalzamento del pennacchio:

$$H = h_s + \Delta h \quad (4.74)$$

Criteri per la stima della quantità  $Dh$  sono descritti in Seinfeld (1986), Zannetti (1990) e Hanna et alii (1982).

La stima delle deviazioni standard della concentrazione  $S_x$  e  $S_y$  dovrebbe essere condotta sulla scorta delle misure di tutti i parametri necessari a caratterizzare la dispersione nello strato limite atmosferico.

In particolare, dovrebbe essere possibile caratterizzare il grado di turbolenza meccanica attraverso la lunghezza di rugosità  $z_0$  e la velocità di frizione  $u^*$ ; la turbolenza convettiva attraverso la misura dell'altezza di mescolamento e la lunghezza di Monin-Obukhov (o il flusso di calore), la struttura del vento tramite la sua velocità  $\bar{v}$  (necessaria per stimare il processo di trasporto) e le deviazioni standard delle sue direzioni orizzontale  $S_o$  (direttamente connessa al parametro  $S_y$  specialmente in condizioni di stabilità) e verticale  $S_v$ . Nella pratica, però, non è quasi mai possibile disporre delle misure di tutti i parametri menzionati, per cui la valutazione di  $S_x$  e  $S_y$  è spesso condotta in maniera empirica.

Nella letteratura specifica sono state proposte diverse espressioni di  $S_x$  e  $S_y$  ricavate sulla base di una combinazione di posizioni teoriche e misure sperimentali delle concentrazioni in diverse condizioni.

Queste espressioni di  $S_x$  e  $S_y$  si basano tutte sul concetto di stabilità atmosferica. Esse possono essere però divise in due diversi gruppi, a seconda che siano ricavate in riferimento alla definizione di stabilità basata su classi oppure sulla teoria di similarità. Il primo approccio è di tipo semiempirico, ma necessita di informazioni di minor dettaglio; il secondo è più preciso, ma abbisogna di misure specifiche sul grado di turbolenza dell'atmosfera.

Il concetto di classi di stabilità atmosferica consente una valutazione di  $S_x$  e  $S_y$ , basata su parametri ambientali facilmente disponibili, senza la necessità di ricorrere alla misura di variabili atmosferiche di più difficile determinazione. I metodi di questo tipo maggiormente adoperati in pratica consistono in un insieme di curve che esprimono  $S_x$  e  $S_y$  in funzione della classe di stabilità e della distanza  $x$  sottovento (ovvero nella

direzione e nel verso del vento) dalla sorgente di emissione. Essi sono basati su esperimenti di dispersione condotti negli USA negli anni 50 e 60.

Alcuni di tali esperimenti furono sintetizzati nelle curve proposte da Pasquill (1961) e adattate poi da Gifford (1961, 1968, 1976) [Hanna et al., 2000]. In particolare, gli esperimenti di dispersione riportati da Gifford (1976) ,furono condotti con gas traccianti in terreni piani ( $z_0 = 0,03 \text{ m}$ ) con tempi di media di 3 minuti e distanze dalla sorgente fino a 800 m.

Le curve risultanti, note come curve di Pasquill-Gifford e presentate in forma grafica da Tumer (1970) (Figg. 4.10 e 4.11), sono largamente adoperate in pratica [Zannetti, 1990].

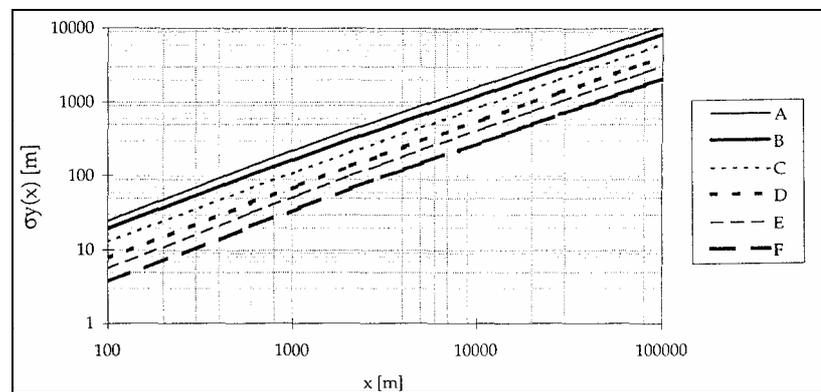


Fig.4.9. Curve di Pasquill-Gifford per la determinazione di  $S_y$

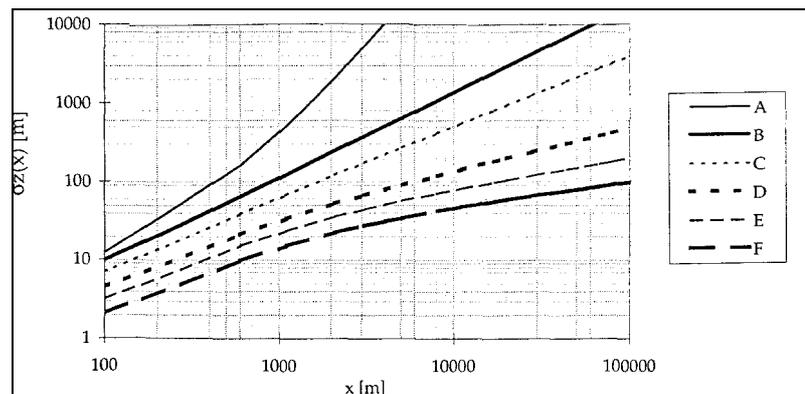


Fig.4.10. Curve di Pasquill-Gifford per la determinazione di  $S_z$

Esse sono state verificate sperimentalmente per distanze dalla sorgente minori di 1 km, mentre sono supportate da un numero minore di verifiche per distanze maggiori [Hanna, et al., 1982]. Le curve di Pasquill-Gifford, essendo fornite sottoforma grafica, non sono di facile utilizzo nelle applicazioni dei modelli matematici di dispersione. Per

ovviare a tale problema, Green (1980) ha fornito per esse una formulazione analitica del tipo:

$$\sigma_y(x) = \frac{k_{x1} \cdot x}{\left(1 + \frac{x}{k_o}\right)^{k_{x2}}}; \sigma_y(x) = \frac{k_{y1} \cdot x}{\left(1 + \frac{x}{k_o}\right)^{k_{y2}}} \quad (4.75)$$

i cui coefficienti sono riportati in tabella 8.1 [Zannetti, 1990].

	Classe di stabilità di Pasquill					
	A	B	C	D	E	F
<b>K0</b>	927	370	283	707	1070	1170
<b>K1x</b>	0,250	0,202	0,134	0,0787	0,0566	0,0370
<b>K2x</b>	0,189	0,162	0,134	0,135	0,137	0,134
<b>K1y</b>	0,1020	0,0962	0,0722	0,0475	0,0335	0,0220
<b>K2y</b>	-1,918	-0,101	0,102	0,465	0,624	0,700

Tab. 4.1. Coefficienti per forme analitiche delle curve di Pasquill-Gifford proposte da Green

Altri Autori hanno fornito forme analitiche diverse per i parametri  $S_x$  e  $S_y$ .

Una prima categoria di espressioni è di tipo esponenziale ed è esprimibile nel modo seguente:

$$\sigma_y(x) = C_y \cdot x^{c_y}; \sigma_z(x) = C_z \cdot x^{c_z} \quad (4.76)$$

Diversi insiemi di valori dei coefficienti per le formule precedenti sono rintracciabili in letteratura. Un primo insieme, basato su misure medie orarie dei parametri della dispersione su terreni con rugosità notevole ( $z_0=1km$ ), altezza della sorgente pari a 108 m, distanze sottovento inferiori ai 10 km e tempo di media pari a 60', fu fornito da M. E. Smith (1968) ed è riportato nella tabella 4.2 [Hanna et al., 2000]. Il parametro di stabilità di riferimento è costituito dalle classi di stabilità BNL.

Coefficiente	Classe di stabilità BNL			
	B <sub>2</sub>	B <sub>1</sub>	C	D
$C_y$	0.40	0.36	0.32	0.31
$c_y$	0.91	0.86	0.78	0.71
$C_z$	0.40	0.33	0.22	0.06
$c_z$	0.91	0.86	0.78	0.71

Tab. 4.2. Coefficienti per la forma esponenziale dei parametri  $s_y$  e  $s_z$  proposti da Smith

Altri valori per i coefficienti delle formule esponenziali, basati sulle classi di stabilità di Pasquill, sono stati forniti da Turner (1969) e Martin (1976) per l'approssimazione

delle curve di Pasquill-Gifford e da Klug (1969) (Tab. 4.3). Il tempo di media a cui essi si riferiscono è pari a 10'.

Coefficiente	Classe di stabilità di Pasquill						Fonte
	A	B	C	D	E	F	
$C_y$	0.443	0.324	0.216	0.141	0.105	0.071	Turner, 1969
$c_y$	0.894	0.894	0.894	0.894	0.894	0.894	Martin, 1966
$C_y$	0.469	0.306	0.230	0.219	0.237	0.273	Klug,, 1969
$c_y$	0.903	0.885	0.855	0.764	0.691	0.594	Klug,, 1969
$C_z$	0.017	0.072	0.076	0.140	0.217	0.262	Klug,, 1969
$c_z$	1.380	1.021	0.879	0.727	0.610	0.500	Klug,, 1969

Tab. 4.3. Coefficienti per la forma esponenziale dei parametri  $S_y$  e  $S_z$

Due ulteriori formule analitiche proposte per i parametri e sono del tipo seguente:

$$\sigma_y = \exp\left[I_y + J_y \cdot \ln x + K_y (\ln x)^2\right] ; \sigma_z = \exp\left[I_z + J_z \cdot \ln x + K_z (\ln x)^2\right] \quad (4.77)$$

i coefficienti delle quali, riferiti ancora a un'approssimazione delle curve di Pasquill-Gifford fornita da Turner (1969), sono riportati in tabella 4.4 [Senfield, 1986].

Coefficiente	Classe di stabilità di Pasquill					
	A	B	C	D	E	F
$I_y$	-1.104	-1.634	-2.054	-2.555	-2.754	-3.143
$J_y$	0.9878	1.0350	1.0231	1.0423	1.0106	1.0148
$K_y$	-0.0076	-0.0096	-0.0076	-0.0087	-0.0064	-0.0070
$I_z$	4.679	-1.999	-2.341	-3.186	-3.783	-4.490
$J_z$	-1.7172	0.8752	0.9477	-1.1737	1.3010	1.4024
$K_z$	0.2770	0.0136	-0.0020	-0.0316	-0.0450	-0.0540

Tab. 4.4. Valori dei tre coefficienti dei parametri  $S_y$  e  $S_z$  (distanze sottovento minori di 10 km)

Un'ulteriore formulazione delle espressioni di  $S_y$  e  $S_z$  è stata proposta da Briggs (1973) in seguito alla analisi teorica delle curve esistenti in letteratura [Hanna et al., 1982].

Le formule di Briggs sono del tipo:

$$\sigma_y = A_y \cdot x \cdot (B_y + D_y \cdot x)^{E_y} ; \sigma_z = A_z \cdot x \cdot (B_z + D_z \cdot x)^{E_z} \quad (4.78)$$

e i coefficienti relativi sono riportati in tabella 4.5.

Co- eff.	Classe di stabilità di Pasquill											
	Condizioni di aperta campagna						Condizioni urbane					
	A	B	C	D	E	F	A	B	C	D	E	F
$A_y$	0.22	0.16	0.11	0.08	0.06	0.04	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	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
$D_y$	0.0001	0.001	0.0001	0.001	0.0001	0.001	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	-1/2	-1/2	-1/2	-1/2	-1/2	-1/2
$A_z$	0.20	0.12	0.08	0.06	0.03	0.016	0.24	0.24	0.20	0.14	0.08	0.08
$B_z$	0.00	0.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.00	1.00	1.00	1.00
$D_z$	0.00	0.00	0.0002	0.0015	0.0003	0.0003	0.001	0.001	0.00	0.0003	0.00015	0.00015
$E_z$	0.00	0.00	-1/2	-1/2	-1.00	-1.00	1/2	1/2	0.00	-1/2	-1/2	-1/2

Tab. 4.5. Valori dei coefficienti dei parametri  $S_y$  e  $S_z$  (distanze comprese tra 0,1 e 10 km)

#### 4.4.7. Il modello gaussiano per sorgenti lineari

Il modello gaussiano è stato finora sviluppato per il calcolo della concentrazione determinata dalla presenza di una sorgente puntuale continua. Nello studio della dispersione degli inquinanti dovuti al traffico, è però necessario tener conto di sorgenti lineari che rappresentino le strade. L'estensione al caso di sorgente lineare può essere effettuata schematizzando questo tipo di sorgente, come un insieme composto da un certo numero (finito o infinito) di sorgenti puntuali. Poiché la concentrazione dovuta a ogni punto della sorgente può essere calcolata impiegando l'equazione gaussiana della dispersione vista precedentemente, allora la concentrazione dovuta alla sorgente lineare risulta dalla sommatoria o dall'integrazione dei contributi dovuti ai singoli punti emettenti. Ai due diversi casi in cui si ricorre alla somma o all'integrazione, parlando rispettivamente di approccio discreto o continuo.

I modelli ottenuti attraverso questi due approcci possono essere utilizzati per calcolare la dispersione conseguente alla presenza di una singola sorgente lineare.

Qualora poi si voglia estendere il modello al caso di un insieme di più sorgenti lineari, è poi sufficiente sommare i contributi di concentrazione.

Nell'approccio continuo si deve considerare un sistema di riferimento ortogonale  $(x, y, z)$  di  $R^3$  di centro  $O(0,0,0)$ , che sarà indicato come sistema di riferimento principale. Una generica sorgente lineare in  $R^3$ , può essere geometricamente rappresentata da una curva monodimensionale nello spazio a tre dimensioni. Si

supponga che tale curva ammetta una rappresentazione parametrica, ovvero che possa essere specificata attraverso un'applicazione del tipo:

$$\varphi(t): [a, b] \rightarrow \mathbb{R}^3 \quad (4.79)$$

di componenti:

$$\varphi(t) = \begin{cases} x = \varphi_x(t) \\ y = \varphi_y(t) \\ z = \varphi_z(t) \end{cases} \quad (4.80)$$

dove  $t \in [a, b]$  è il parametro della curva e  $a, b \in \mathbb{R}$ . In tal caso le coordinate  $(x, y, z)$  di tutti i punti di  $\mathcal{F}$  si ottengono dalle relazioni precedenti facendo variare il parametro ordinatamente da  $a$  a  $b$ . Si supponga poi che l'applicazione  $\mathcal{F}$  sia derivabile, ovvero che tutte le sue componenti  $\mathcal{F}_j (j=1,2,3)$ , siano funzioni derivabili in  $[a, b]$ . Se si indica con  $\mathcal{F}'_j(t)$  la derivata della  $j$ -esima componente di  $\mathcal{F}$  rispetto al parametro  $t$ , la derivata della curva è:

$$\varphi'(t) = (\varphi'_x(t), \varphi'_y(t), \varphi'_z(t)) \quad (4.81)$$

La lunghezza  $L(\mathcal{F})$  della curva  $\mathcal{F}$  è data, per definizione, dall'integrale monodimensionale:

$$L(\varphi) = \int_a^b |\varphi'(t)| dt \quad (4.82)$$

dove  $|\varphi'(t)|$  indica la norma in  $\mathbb{R}^3$  del vettore  $\mathcal{F}'_j(t)$ , data da:

$$|\varphi'(t)| = \sqrt{\varphi'_x(t)^2 + \varphi'_y(t)^2 + \varphi'_z(t)^2} \quad (4.83)$$

Si assuma che la sorgente lineare emetta la sostanza  $i$  ad un tasso costante pari a  $Q_L$ , espresso in unità di massa per unità di tempo e per unità di lunghezza della linea. Si assuma poi che il vettore della velocità media del vento  $\bar{v}$  giaccia in un piano parallelo al piano  $z=0$ . Nel caso generale, esso non è allineato con nessuno degli assi del sistema di riferimento. Sia quindi  $\alpha$  l'angolo formato dal vettore  $\bar{v}$  con l'asse  $x$ . Si consideri adesso un segmento infinitesimo della sorgente lineare, di lunghezza  $L(d\mathcal{F})$ . Si avrà che:

$$L(d\varphi) = |\varphi'(t)| dt \tag{4.84}$$

Siano  $(X, Y, Z)$  le coordinate del punto centrale del segmento infinitesimo  $d\mathcal{F}$  rispetto al sistema di riferimento  $(x, y, z)$ . Si ponga adesso un sistema di riferimento ausiliario ortogonale  $(\xi, \psi, \zeta)$  di  $R^3$  con centro in  $O' = (X, Y, Z)$  l'asse parallelo alla direzione della velocità media del vento e l'asse parallelo all'asse  $z$  (Fig. 4.12).

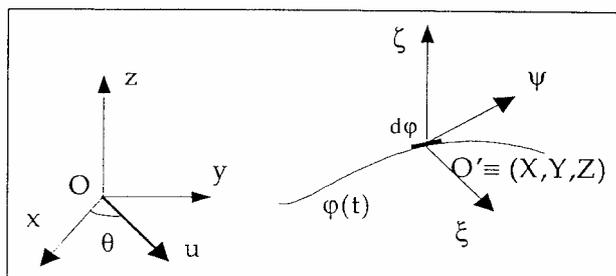


Fig. 4.11. Sistemi di riferimento

Un sistema di riferimento siffatto è tale che se il suo centro è posto in corrispondenza del punto  $d\mathcal{F}$ , rispetto ad esso si possa scrivere l'equazione gaussiana per il calcolo della concentrazione emessa a tasso  $Q_L$  dalla sorgente puntuale  $d\mathcal{F}$ . Si ha allora che il contributo di concentrazione  $dc_i$ , dovuto al segmento  $d\mathcal{F}$  con centro in  $(X, Y, Z)$  ed espresso nel sistema di coordinate  $(\xi, \psi, \zeta)$ , è dato da:

$$\delta(c_i(\xi, \psi, \zeta | ST, h_{mix}, N_{rif})) = \frac{Q_L \cdot L(d\varphi)}{2\pi\sigma_\psi(\xi; CS)\sigma_\zeta(\xi; CS)} \cdot \exp\left[-\left(\frac{\psi}{\sqrt{2}\sigma_\psi(\xi; CS)}\right)^2\right] \cdot F(\xi, \zeta | ST, h_{mix}, N_{rif}) \tag{4.85}$$

dove il termine:

$$F(\xi, \zeta | ST, h_{mix}, N_{rif}) = \sum_{k=-N_{rif}}^{N_{rif}} \exp\left[-\left(\frac{\zeta - \Delta h + 2kh_{mix}}{\sqrt{2}\sigma_\zeta(\xi, ST)}\right)^2\right] + \exp\left[-\left(\frac{\zeta + \Delta h + 2kh_{mix}}{\sqrt{2}\sigma_\zeta(\xi, ST)}\right)^2\right] \tag{4.86}$$

rappresenta il contributo di dispersione verticale e tiene anche conto anche delle riflessioni dovute alla superficie terrestre e allo strato di inversione termica.

Nelle due equazioni precedenti, si ha che  $x, z \geq 0$ . La funzione  $F$ , contiene soltanto il termine di innalzamento del pennacchio  $Dh$ , anziché l'altezza effettiva  $H$  in quanto si è supposto che, rispetto al sistema  $(x, y, z)$  la sorgente si trova a quota zero.

Allo scopo di calcolare la dispersione dovuta all'intera sorgente  $f(t)$ , è necessario esprimere la concentrazione in funzione del sistema di riferimento principale.

La relazione tra i due sistemi di coordinate  $(x,y,z)$  e  $(X,Y,Z)$  è la seguente:

$$\begin{bmatrix} \xi \\ \psi \\ \zeta \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \cos\theta & \sin\theta & 0 \\ -\sin\theta & \cos\theta & 0 \\ 0 & 0 & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x - X \\ y - Y \\ z - Z \end{bmatrix} \quad (4.87)$$

per cui si definisce l'espressione  $dc_i$  ed  $F$ .

Per ottenere la concentrazione totale dovuta alla sorgente lineare di andamento  $f(t)$  è adesso necessario integrare l'equazione precedente per il punto origine  $(X,Y,Z)$  che percorre l'intera linea. Si deve porre quindi:

$$\begin{cases} X = \varphi_x(t) \\ Y = \varphi_y(t) \\ Z = \varphi_z(t) \end{cases} \quad (4.88)$$

ottenendo:

$$\langle c_i(x, y, z | J, ST, h_{mix}, N_{rif}) \rangle = \frac{Q_L}{2p\bar{v}} \int (x, y, z | J, ST, h_{mix}, N_{rif}) \quad (4.89)$$

L'espressione della concentrazione totale  $\langle c_i \rangle$  dovuta all'intera sorgente lineare può essere calcolata solo se si è in grado di risolvere l'integrale  $\int$ . Sfortunatamente, tale integrale non possiede una forma analitica chiusa generale; esso può però essere risolto semplificando la sua espressione attraverso l'adozione di opportune ipotesi.

L'approccio discreto al calcolo delle concentrazioni dovute a una sorgente lineare consente di determinare il valore delle concentrazioni cercate impiegando procedimenti di somma anziché di integrazione.

Si consideri un sistema di riferimento ortogonale  $(x, y, z)$  di  $R$  di centro  $O=(0,0,0)$ .

Una generica sorgente lineare  $h$  può essere considerata come la successione di  $m$  sorgenti puntuali  $p_i^h$ , ognuna di coordinate:

$$P_i^h = (x_i^h, y_i^h, z_i^h) \quad i=1, \dots, m \quad (4.90)$$

Sia  $\alpha$  l'angolo formato tra la direzione della velocità media del vento e l'asse  $x$ .

Si scelga un sistema di riferimento ortogonale ausiliario  $(x, y, z)$  con centro in  $O = p_i^h$  l'asse  $x$  coincidente con la direzione della velocità media del vento e l'asse  $z$  coincidente con l'asse  $z$ . Il contributo alla concentrazione nel generico punto  $(x, y, z)$  derivante dalla sorgente localizzata in  $p_i^h$  sarà dato da:

$$\langle c_i(\xi, \psi, \zeta) \rangle_i^h = \frac{Q_{p,i}^h}{2\pi\bar{v}\sigma_\psi(\xi; CS)\sigma_\zeta(\xi; CS)} \cdot \exp\left[-\left(\frac{\psi}{\sqrt{2}\sigma_\psi(\xi; CS)}\right)^2\right] \cdot \exp\left[-\left(\frac{\zeta}{\sqrt{2}\sigma_\zeta(\xi; CS)}\right)^2\right] \quad (4.91)$$

dove  $Q_{p,i}^h$  è il tasso di emissione della sorgente in  $(x, y, z)$  espresso in massa per unità di tempo, e  $x$  misura la distanza tra i punti  $(x, y, z)$  e  $p_i^h$  secondo la direzione del vento. Poiché la relazione tra i sistemi di riferimento  $(x, y, z)$  e  $(X, Y, Z)$  di  $R^3$  è la seguente:

$$\begin{bmatrix} \xi \\ \psi \\ \zeta \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \cos\theta & \sin\theta & 0 \\ -\sin\theta & \cos\theta & 0 \\ 0 & 0 & 1 \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} x - x_i^h \\ y - y_i^h \\ z - z_i^h \end{bmatrix} \quad (4.92)$$

A questo punto si calcolano le concentrazioni delle sorgenti lineari  $i$ -esime dovute alla sorgente in  $p_i^h$ .

A questo punto è semplice calcolare la concentrazione relativa a una intera sorgente lineare  $h$ , formata da  $m$  punti, sommando i singoli contributi:

$$\langle c_i(x, y, z) \rangle^h = \sum_{i=1}^m \langle c_i(x, y, z) \rangle_i^h \quad (4.93)$$

Analogamente, la concentrazione dovuta a un insieme  $N_s$  di sorgenti lineari è:

$$\langle c_i(x, y, z) \rangle = \sum_{h=1}^{N_s} \sum_{i=1}^m \langle c_i(x, y, z) \rangle_i^h \quad (4.94)$$

Un esempio di applicazione dell'approccio discreto al calcolo della concentrazione derivante da una o più sorgenti lineari si può trovare nel software APRAC3 dell'U.S. Environmental Protection Agency limitatamente al caso del calcolo dettagliato delle concentrazioni in corrispondenza delle intersezioni stradali [Simmon et al., 1981].

Altri software molto diffusi utilizzano metodi misti che utilizzano in parte l'approccio discreto e in parte l'approccio continuo risolto attraverso l'integrazione numerica.

Tra questi troviamo l'HIWAY [Horowitz, 1982], il modello del Transport and Road Research Laboratory [Hickman e Colwill, 1982; Hickman e Waterfield, 1984] e il CALINE4 [Benson et al., 1986].

#### **4.5. I modelli empirici di dispersione**

Sono indicati con il nome di modelli di dispersione empirici quei modelli sviluppati in base ad 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 dei modelli viene di solito calibrata con procedimenti di tipo statistico per ottimizzarne le capacità previsionali. 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.

Nella letteratura specifica, è possibile trovare un gran numero di modelli empirici di dispersione. I modelli dedicati alla previsione delle concentrazioni di CO sono quelli che forniscono risultati più soddisfacenti, a causa delle particolari caratteristiche di non reattività di questo inquinante. Fra essi si ricorda il modello sviluppato da Tiao e Hilmer (1978) [1982] e i vari modelli per strade a canyon che saranno meglio descritti in seguito. Altri modelli dedicati alla dispersione dell'ozono, degli ossidi di azoto, degli idrocarburi, del piombo e dell'anidride solforosa, sono riportati in Tiao et al., (1976) Horowitz (1982), Inoe et al., (1987), Robeson e Steyn (1989) e (1990), Hsu Kuang-Jung (1992).

##### **4.5.1. La dispersione nelle strade canyon**

La complessa struttura dello strato limite urbano (*urban canopy layer*), può essere scomposta in un insieme limitato di forme strutturali tipiche che si ripetono nello spazio e che determinano caratteristiche atmosferiche peculiari [Kerschegns e Kraus, 1990].

Una di queste è quella costituita da una strada fiancheggiata da due file laterali di edifici, comunemente denominata *strada a canyon o canyon urbano*.

Diversi studi sperimentali hanno mostrato che la dispersione all'interno di un canyon urbano è influenzata principalmente dalle caratteristiche geometriche del sito e dalle condizioni di flusso atmosferico. Quest'ultimo è fortemente connesso alle condizioni fluidodinamiche locali, come mostrato ad esempio da Nakamura (1988), Hunter et al. (1992), Mills (1993a).

Le caratteristiche geometriche maggiormente interessanti sono la larghezza  $r$  del canyon e l'altezza  $h$  degli edifici, da cui si ricava il coefficiente di forma  $\alpha = h/r$ .

Le caratteristiche del moto dell'aria sono individuate dalla direzione e dalla velocità media  $v_t$  del vento all'altezza del tetto degli edifici e dalla direzione e dalla velocità media  $v_s$  del vento del suolo.

La caratteristica fondamentale di un canyon urbano è quella di favorire, in determinate condizioni, l'instaurarsi di una circolazione d'aria di tipo fortemente locale, costituita da un vortice elicoidale con asse parallelo all'asse longitudinale del canyon e contenuto all'interno di questo.

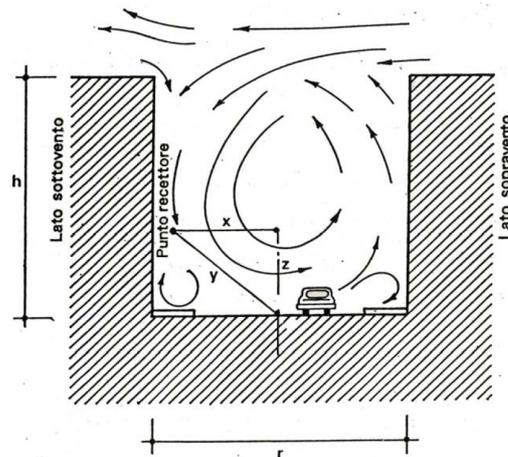


Fig. 4.12. Schema della circolazione dell'aria in un modello canyon stradale

Questo tipo di circolazione, parzialmente isolata dall'ambiente circostante, può imitare il trasporto verso l'esterno degli inquinanti influenzando in tal modo il processo di dispersione.

I diversi studi sperimentali eseguiti su canyon stradali hanno mostrato che affinché si instauri il vortice elicoidale è necessario che il coefficiente di forma  $\alpha$  sia compreso fra

$l$  e  $l,5$ , e inoltre che il vento al livello dei tetti formi un angolo compreso fra  $-45^\circ$  e  $45^\circ$  con la normale all'asse del canyon, ed abbia una velocità  $v_t$  non minore di  $2 \text{ m/s}$ .

La concentrazione di inquinante in un punto recettore, ubicato ad un' altezza  $z$  dal suolo all'interno del canyon, è data in genere dalla somma di un contributo locale  $c_c$  derivante dalla dispersione dell'inquinante emesso dai veicoli che transitano nel canyon e da un contributo di area  $c_a$ , dovuto alla dispersione dell'inquinante emesso dalle sorgenti nell'area circostante.

Mentre il contributo di area può calcolarsi utilizzando per esempio un modello box, il contributo locale può essere determinato mediante un modello empirico messo a punto da Hoydich e Dabbert sulla base di dati raccolti in diverse città europee e americane.

Il modello permette il calcolo della concentrazione del solo CO, il quale è l'inquinante la cui concentrazione è maggiormente influenzata dalle condizioni locali.

Il contributo locale  $c_c$  alla concentrazione è uguale al rapporto fra la quantità  $q(\text{g/ms})$  di inquinante emessa nell'unità di tempo e per unità di lunghezza del canyon, ed il volume dell'ambiente di diluizione, il quale si suppone formato da un parallelepipedo di lunghezza unitaria, di larghezza uguale alla velocità  $v_s$  del vento al suolo, di altezza  $H$ , ed il cui contenuto d'aria viene portato via con continuità sotto l'azione del vento:

$$c_c = \frac{q}{v_s H} \quad (4.95)$$

La velocità  $v_s$  ( $\text{m/s}$ ) è assunta proporzionale alla somma della velocità  $v_t$  ( $\text{m/s}$ ) del vento al livello dei tetti e della velocità dello spostamento d'aria indotto dal moto dei veicoli, supposta uguale a  $0,5 \text{ m/s}$ :

$$v_s = k_1 (v_t + 0.5) \quad (4.96)$$

L'altezza  $H$  del parallelepipedo di diluizione è ritenuta diversa a seconda dell'esposizione al vento. Sul lato sopravvento  $H$  è proporzionale alla somma della distanza  $y$ , espressa in metri fra il centro della strada ed il punto recettore (dove si misura la concentrazione) e di una lunghezza uguale alla larghezza media  $L_v$  dei veicoli:

$$H = k_2 (y + L_v) \quad (4.97)$$

Si ha quindi che la concentrazione  $c_m$  sopravvento è:

$$c_m = k_m \frac{q}{(v_t + 0.5)(y + L_v)} \quad ** \quad (4.98)$$

Ponendo  $L_v = 2 \text{ m}$ , la costante dimensionale  $k_m = \frac{1}{k_1 \cdot k_2}$  è stata stimata uguale a 7 in diversi studi sperimentali.

Nelle zone sottovento  $H$  è ritenuto uguale alla larghezza  $r$  della strada, e nell'espressione della concentrazione viene introdotto un coefficiente correttivo dato da  $h \cdot z / h$  per tener conto del fatto che si è osservato sperimentalmente un aumento della concentrazione all'aumentare della distanza sommità dei tetti. La concentrazione  $c_v$  sottovento è quindi:

$$c_v = k_v \frac{q}{(v_t + 0.5)r} \frac{h - z}{h} \quad *** \quad (4.99)$$

Si è osservato sperimentalmente che la costante  $k_v$  assume lo stesso valore della costante  $k_m$  che compare nella (\*\*).

Si è detto che il modello canyon è valido solo se la direzione del vento forma con la normale all'asse stradale un angolo compreso fra  $-45^\circ$  e  $45^\circ$ .

Si consideri pertanto un asse  $x$  ortogonale all'asse del canyon e orientato dal centro  $O$  della strada verso il punto recettore. Si considerino ancora due rette passanti per  $O$  e formanti un angolo di  $45^\circ$  con l'asse  $x$ : esse dividono l'area stradale in quattro settori. Se il vettore direzione del vento all'altezza dei tetti, supposto avente origine in  $O$ , è contenuto nel settore  $A$ , il punto recettore è ubicato sotto vento e la concentrazione si calcola mediante la (\*\*); se è contenuto nel settore  $B$ , il recettore è sopravento e la concentrazione è data dalla (\*\*). Se, invece, la direzione del vento è contenuta nei settori  $C$  e  $D$ , la concentrazione  $c_l$  è data dalla media dei valori forniti dalla (\*\*) e (\*\*\*)

$$c_l = \frac{1}{2}(c_m + c_v) \quad (4.100).$$

#### 4.6. Conclusioni

La scelta del tipo di modello di dispersione da utilizzare deve anche tener conto delle caratteristiche della sostanza inquinante considerata: si noti in particolare la notevole

differenza di impostazione che corre fra i modelli per gli inquinanti inerti e quelli per le sostanze reattive.

Numerosi modelli descrittivi utilizzano come modello di dispersione, in ambito urbano, il modello di tipo canyon. Tale modello si presta maggiormente alle condizioni plano-altimetriche delle aree urbanizzate. Si rimanda al capitolo 8 dove sarà illustrata un metodo descrittivo che utilizza il modello di dispersione di tipo canyon.

### **5.1. Introduzione**

La prima legge italiana riguardante l'inquinamento atmosferico fu la legge n° 615 del 16/07/1966, nota con il nome di "Provvedimenti contro l'inquinamento atmosferico". Tale normativa riguardava tutte le possibili fonti di emissione di inquinanti sia fissi che mobili. Per i veicoli dotati di motore a combustione interna la legge prevedeva che:

- i veicoli non dovessero produrre emanazioni inquinanti oltre certi limiti;
- doveva essere limitata, nei gas di scarico, l'emanazione di prodotti tossici, comunque nocivi o molesti;
- poteva essere resa obbligatoria l'applicazione di dispositivi ritenuti efficienti per una sensibile riduzione della tossicità dei gas di scarico;
- l'opacità dei fumi emessi dallo scarico di un veicolo con motore diesel non doveva superare certi limiti;
- in sede di revisione doveva essere accertato che i veicoli non producessero emanazioni inquinanti oltre certi limiti;
- la revisione di singoli veicoli poteva essere disposta anche nei casi in cui si fosse avuto motivo di ritenere che le emissioni non fossero nei limiti stabiliti.

La legge restò inapplicata in quanto rimandava l'individuazione dei limiti ad un Regolamento di esecuzione che non fu approvato nei sei mesi previsti. Nel 1971 furono emanati il D.P.R. n° 323 del 22/02 e la legge n° 437 del 3/06 che stabilirono rispettivamente:

- i limiti di opacità dei fumi dei veicoli diesel, validi sia per i veicoli nuovi che per quelli in circolazione;
- i limiti per gli autoveicoli alimentati a benzina, validi solo per quelli nuovi di fabbrica e per quelli ai quali fossero state modificate le caratteristiche costruttive essenziali.

Per tali veicoli erano previsti limiti alle emissioni di CO ed HC da misurare in tre diversi tipi di prove.

In realtà le norme tecniche contenute nella legge 437/71 riproducevano fedelmente quanto stabilito nella direttiva europea 70/220/CEE che, all'epoca dell'emanazione

della legge, non poteva essere recepita in Italia per mancanza di uno strumento giuridico idoneo. Bisognerà aspettare fino al 1973 quando, con la Legge del 27/12/1973 n° 942, fu approntato lo strumento legislativo idoneo che permise di recepire tutte le Direttive CEE adottate a partire da tale data.

La direttiva 70/220/CEE, emanata dal Consiglio il 20 marzo 1970 (G.U. n. L 76 del 06.04.1970), può essere considerata la più importante delle direttive in materia di emissioni dei veicoli dotati di motori a combustione interna in quanto, oltre a stabilirne per la prima volta, nei Paesi dell'allora Comunità Europea, i limiti alle emissioni.

Da quella data ad oggi, le numerose direttive emanate, hanno avuto notevolissime conseguenze sia sul livello delle emissioni dai veicoli motorizzati che sullo sviluppo tecnologico dei motori stessi che, proprio in virtù di limiti sempre più stringenti, sono stati riprogettati, tenendo in considerazione non solo le prestazioni motoristiche, ma anche l'impatto ambientale che tale tipo di propulsione comporta.

Un'altra importantissima direttiva è la 70/156/CEE, emanata il 06/02/1970. Tale direttiva, recepita in Italia con il D.M. n° 105 del 23.04.1974, oltre ad essere un puntiglioso elenco di tutte le parti che compongono un veicolo, costituisce il primo atto europeo che stabilisce le norme per l'omologazione, valida in ambito comunitario, di tutti i veicoli a motore ed i loro rimorchi.

Tutte le direttive che riguardano l'omologazione dei veicoli o di parti di essi, compresa la direttiva 70/220, sono direttive particolari della 70/156/CEE.

Per comprendere quali siano stati i risultati conseguiti in tema di limitazioni delle emissioni dai veicoli a motore, qui di seguito viene riportata una breve cronistoria delle principali normative del settore, con alcuni commenti limitati agli aspetti più rilevanti che l'applicazione di tali normative ha introdotto.

## 5.2. La classificazione dei veicoli

I veicoli equipaggiati con motore a combustione interna vengono classificati sia in base al loro utilizzo che in base alla loro massa. La classificazione ONU-ECE, prevede tre categorie di veicoli *M*, *N*, *L* come di seguito suddivise:

- *Categoria M: veicoli a motore destinati al trasporto di persone ed aventi almeno quattro ruote:*

- o *M1:* veicoli destinati al trasporto di persone, aventi al massimo otto posti a sedere, oltre al sedile del conducente (autovetture passeggeri);

- o *M2:* veicoli destinati al trasporto di persone, aventi più di otto posti a sedere, oltre al sedile del conducente e massa massima non superiore a 5 t (minibus);

- o *M3:* veicoli destinati al trasporto di persone, aventi più di otto posti a sedere, oltre al sedile del conducente e massa massima superiore a 5 t (autobus);

- *Categoria N: veicoli a motore destinati al trasporto di merci, aventi almeno quattro ruote:*

- o *N1:* veicoli destinati al trasporto di merci, aventi massa massima non superiore a 3,5 t (veicoli commerciali leggeri);

- o *N2:* veicoli destinati al trasporto di merci, aventi massa massima superiore a 3,5 t, ma non superiore a 12 t (veicoli merci pesanti);

- o *N3:* veicoli destinati al trasporto di merci, aventi massa massima superiore a 12 t (veicoli merci pesantissimi);

- *Categoria L: motoveicoli:*

- o *L1:* veicoli a due ruote, la cui cilindrata del motore (se si tratta di motore termico) non supera i 50 cc e la velocità massima di costruzione (qualunque sia il sistema di propulsione) non supera i 50 km/h;

o L2: veicoli a tre ruote, la cui cilindrata del motore (se si tratta di motore termico) non supera i 50 cc e la velocità massima di costruzione (qualunque sia il sistema di propulsione) non supera i 50 km/h;

o L3: veicoli a due ruote, la cui cilindrata del motore (se si tratta di motore termico) supera i 50cc o la velocità massima di costruzione (qualunque sia il sistema di propulsione) supera i 50 km/h;

o L4: veicoli a tre ruote, asimmetriche rispetto all'asse longitudinale mediano, la cui cilindrata del motore (se si tratta di motore termico) supera i 50 cc o la velocità massima di costruzione (qualunque sia il sistema di propulsione) supera i 50 km/h (motocicli con carrozzetta laterale);

o L5: veicoli a tre ruote, simmetriche rispetto all'asse longitudinale mediano, la cui cilindrata del motore (se si tratta di motore termico) supera i 50 cc o la velocità massima di costruzione (qualunque sia il sistema di propulsione) supera i 50 km/h;

•*Quadricicli:*

All'interno della categoria motocicli sono compresi anche i veicoli a quattro ruote noti come quadricicli che sono suddivisi in:

o quadricicli leggeri, la cui massa a vuoto è inferiore a 350 kg, esclusa la massa delle batterie per i veicoli elettrici, la cui velocità massima è inferiore o uguale a 50 km/h e la cilindrata del motore è inferiore o uguale a 50 cc per i motori ad accensione comandata (o la cui potenza massima netta è inferiore a 4 kW per gli altri tipi di motore a combustione interna o la cui potenza continua massima è inferiore o uguale a 4 kW per i motori elettrici);

o quadricicli diversi da quelli leggeri, la cui massa a vuoto è inferiore o pari a 400 kg (550 kg per i veicoli destinati al trasporto di merci), esclusa la massa delle batterie che per i veicoli elettrici con potenza massima netta del motore è inferiore o uguale a 15 kW. Tali veicoli sono considerati come tricicli e sono conformi alle prescrizioni tecniche applicabili ai tricicli della categoria L5.

Per ciascuna di queste tre categorie esistono normative specifiche che prevedono limitazioni ai quantitativi in massa per quattro tipi di inquinanti:

- CO monossido di Carbonio
- HC idrocarburi incombusti
- NO<sub>x</sub> ossidi di azoto
- PM materiale particolato.

Gli inquinanti vengono misurati durante cicli di prova codificati ed eseguiti secondo opportune modalità. Per i veicoli leggeri, compresi i ciclomotori ed i motocicli, le prove vengono effettuate su un apposito banco dinamometrico del tipo a rulli sull'intero veicolo, mentre per i veicoli pesanti, le prove dinamiche o stazionarie, vengono effettuate non su un banco dinamometrico, ma sul motore.

Nelle normative sulle emissioni vengono distinti i limiti validi per l'omologazione ed i limiti validi per la conformità alla produzione. I limiti validi per la conformità alla produzione sono meno severi di quelli validi per l'omologazione. Nelle normative sono, inoltre, distinte per date di entrata in vigore dei limiti, differenziando quelle valide per i nuovi modelli da quelle valide per tutti i modelli.

### **5.3. La normativa per i veicoli leggeri**

Per veicoli leggeri si intendono quei veicoli il cui peso complessivo è superiore a 400 kg ed inferiore alle 3,5 tonnellate. La procedura di prova per tali veicoli fu stabilita con il regolamento ECE R-15, che prevedeva l'esecuzione al banco a rulli di un ciclo di funzionamento ritenuto rappresentativo di un percorso urbano (ciclo UDC: Urban Driving Cycle). Il ciclo completo è formato dalla successione di quattro cicli elementari per un tempo complessivo di 780 secondi e 4,052 km percorsi. Il ciclo doveva essere effettuato con partenza "a freddo", nel senso che prima di effettuare la prova, il veicolo doveva essere termostatato ad una temperatura compresa tra i 20 ed i 30 °C, avviato e lasciato al minimo per un tempo non superiore ai 40 secondi prima di iniziare le misure. Il ciclo elementare (Fig. 5.1) fissava la velocità di avanzamento del veicoli in km/h in funzione del tempo ed i rapporti al cambio da impiegare lungo il percorso. Durante il

ciclo elementare, della durata di 195 secondi, la velocità massima prevista era di 50 km/h, mentre la velocità media era pari 18,7 km/h.

Il Regolamento ECE-15 prevedeva, inoltre, tre tipi di prove:

- la prova di Tipo I da effettuarsi su banco dinamico a rulli;
- la prova di Tipo II per la determinazione del tenore di CO nei gas di scarico, tenendo il motore al minimo, immediatamente dopo aver effettuato la prova di Tipo I;
- la prova di Tipo III per la misura della portata dei gas provenienti dal basamento del motore, causata essenzialmente dai trafiletti di gas di scarico e di miscela fresca attraverso le fasce elastiche.

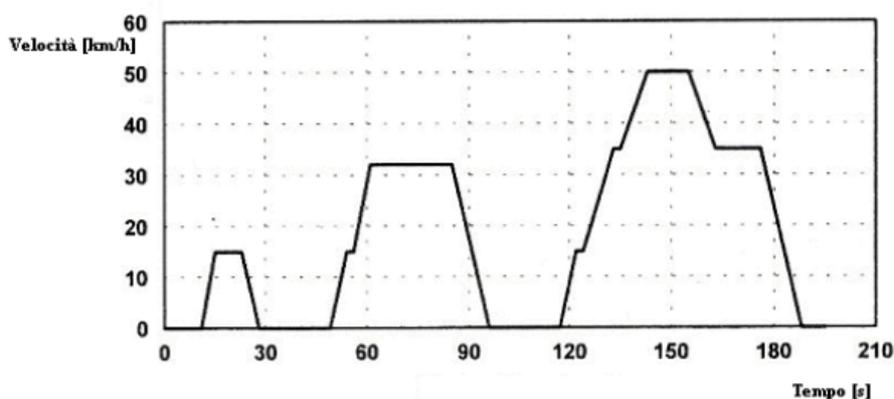


Fig. 5.1 Ciclo elementare ECE-UDC

#### 5.4. Le normative dalla 70/220/CEE alla 83/351/CEE

Sulla base del ciclo di prova ECE-UDC, fu varata nel 1970 dal Consiglio della Comunità Europea, la direttiva 70/220/CEE che, come si è già detto, rappresenta la prima normativa europea sulle emissioni dei veicoli equipaggiati con motori a combustione interna. A questa prima normativa ne seguirono altre, sotto forma di emendamenti al regolamento ECE-15 che, stabilirono limiti alle emissioni via via più stringenti. Le date di entrata in vigore delle varie normative europee, unitamente alle date del loro recepimento in Italia, sono riportate in Tab. 5.1, mentre nella Tab. 5.2 sono riportati i valori limite previsti dalla normativa per la prova di Tipo I fino all'emendamento 04.

Nella direttiva 70/220/CEE venivano fissati limiti alle emissioni di CO e di HC per le sole autovetture a benzina in base al peso dell'autovettura. La successiva direttiva 74/290/CEE (emendamento 01) introdusse restrizioni ai limiti precedenti.

Le direttive 70/220/CEE e 74/290/CEE furono recepite in Italia nel 1975, con un unico decreto del Ministero dei Trasporti (D.M. del 7 marzo 1975). Le prescrizioni contenute nel decreto entrarono in vigore in Italia dal 1° ottobre 1975 per le nuove omologazioni (nuovi modelli) e dal 1° ottobre 1976 per tutte le omologazioni (tutti i modelli). Nel decreto erano presenti due prescrizioni transitorie. Nella prima si stabiliva che, fino al 30 settembre 1975, per la conformità all'omologazione, le emissioni di CO e di HC, per la Prova di Tipo I, dovevano essere inferiori ai valori riportati nella colonna 00 della Tabella II, ai valori previsti dalla 70/220/CEE. Per la conformità alla produzione, i valori limite consentiti, erano aumentati del 20% per la CO e del 30% per gli HC. I valori riportati alle colonne 01-02, valori previsti dalla 74/240/CEE per la CO e gli HC, entravano in vigore dal 1° ottobre 1975 per le nuove omologazioni e dal 1° ottobre 1976 per tutte le omologazioni.

Nella seconda prescrizione transitoria si stabiliva che, fino al 30 settembre 1976, la prova di tipo II, fermo restando che il valore del tenore di CO dovesse essere inferiore al 4,5% in volume, poteva essere condotta in maniera semplificata. Fino al 1° gennaio 1982, per i veicoli diversi da quelli della categoria M1 e per i veicoli muniti di trasmissione automatica, sia i limiti per l'omologazione che quelli per la conformità alla produzione, potevano essere aumentati di un fattore 1,25.

Il Decreto del Ministero dei Trasporti del 12 febbraio 1977 recepì, nell'ordinamento nazionale, le prescrizioni dei limiti delle emissioni degli autoveicoli a benzina previsti dalla direttiva 77/102/CEE (emendamento 02) come aggiornamenti 1976 del Decreto 7 marzo 1975. Con tale decreto furono introdotti i limiti per le emissioni di NO<sub>x</sub> lasciando, però, inalterati i limiti alle emissioni per gli altri gas (CO e HC).

Con la direttiva 78/665 (emendamento 03), recepita in Italia con il decreto del Ministero dei Trasporti del 20/12/ 1978, furono imposti, sempre per le sole autovetture a benzina, limiti più severi per le emissioni di CO, HC, ed NO<sub>x</sub> e per la prova di tipo II il

valore della concentrazione nei gas di scarico delle emissioni di CO fu abbassato al 3,5%.

Per le emissioni delle autovetture diesel bisognerà attendere fino al 1983, anno in cui fu emanata la direttiva 83/351/CEE (emendamento 04), recepita in Italia con il D.M. del 30/11/83. Con tale direttiva, inoltre, furono ulteriormente abbassati i limiti alle emissioni di CO e furono introdotti limiti alle emissioni della massa combinata HC+NO<sub>x</sub> in sostituzione ai limiti separati per questi due inquinanti, previsti dalle direttive precedenti. La direttiva, però, non prevedeva limiti alle emissioni di *particolato* dalle autovetture diesel in quanto, il regolamento ECE 24 in vigore nello stesso periodo, fissava solo dei limiti all'opacità dei fumi allo scarico misurati con un metodo ottico.

Direttiva Comunitaria	Anno di emanazione	Prescrizioni	Anno di recepimento in Italia
Direttiva 70/156	06.02.1970	Procedure di omologazione	D.M. Trasporti del 23/04/1974
Direttiva 70/220 (Regolamento ECE 15)	20.03.1970	Autovetture a benzina. Prova di Tipo I: vengono stabiliti limiti alle emissioni di CO ed HC Prova di tipo II: CO [ 4,5% Prova di tipo III: non sono ammesse emissioni dal basamento.	D.M. Trasporti del 7/3/1975
Direttiva 74/290 (Regolamento ECE 15-01)	28.05.1974	Autovetture a benzina. Prova di tipo I: restrizione per il CO e gli HC.	D.M. Trasporti del 7/3/1975
Direttiva 77/102 (Regolamento ECE 15-02)	30.02.1976	Autovetture a benzina. Prova di tipo I: introduzione limiti NOx per le autovetture a benzina	D.M. Trasporti del 12/2/1977
Direttiva 78/665 (Regolamento ECE 15-03)	14.07.1978	Autovetture a benzina. Prova di tipo I: restrizione dei limiti per CO, HC, NOx Prova di tipo II: CO [ 3,5%	D.M. Trasporti del 20/12/1978
Direttiva 83/351 (Regolamento ECE 15-04)	16.07.1983	Estensione delle prescrizioni ai veicoli a benzina categorie M1 ed N1. Estensione dei limiti alle emissioni gassose ai veicoli Diesel. Ulteriori riduzione dei limiti per il CO e introduzione di limiti per la massa combinata di NO <sub>x</sub> +HC. Introduzione del CVS.	D.M. Trasporti del 30/11/1983

**Tab. 5.1 Direttive europee e date di recepimento in Italia**

Altra importante novità, fu l'introduzione del CVS. Fino all'emendamento 04 e per la prova di Tipo I, la misura degli inquinanti veniva effettuata campionando i gas emessi allo scarico che, dopo opportuna separazione, mediante condensazione dell'acqua in essi contenuta sotto forma di vapore in quantità non trascurabili, venivano inviati a dei sacchi di materiale plastico inerte. Il campionamento aveva una durata pari a quello dell'intero ciclo di prova. Successivamente i gas di scarico così raccolti venivano inviati agli strumenti di misura che restituivano il valore delle concentrazioni dei singoli

inquinanti nel volume raccolto. La misura procedeva fino allo svuotamento totale del sacco. La conoscenza delle concentrazioni e quella del volume totale permettevano la determinazione delle masse dei singoli inquinanti. Tale procedura, però, presentava alcuni inconvenienti in quanto i singoli componenti della miscela raccolta tendevano a separarsi per stratificazione rendendo la miscela disomogenea. La misura del volume campionato non risultava, inoltre, sufficientemente precisa.

A partire dalla data di entrata in vigore dell'emendamento 04, le emissioni sono state determinate mediante la tecnica denominata CVS (Costant Volume Sampling), già adottata negli USA. Secondo tale tecnica, i gas di scarico vengono fortemente diluiti mediante l'aria dell'ambiente, opportunamente filtrata e la portata complessiva, aria di diluizione e gas di scarico, viene mantenuta costante. Dalla miscela così ottenuta ne viene prelevata, durante tutta la durata del ciclo, una piccola quantità, che viene inviata a dei sacchi, realizzati con materiale inerte, dai quali vengono poi effettuati i prelievi per le analisi.

La tecnica della diluizione, oltre a riprodurre, condizioni più realistiche degli inquinanti emessi, perchè misurate in condizioni più vicine alla realtà, evita la condensazione del vapor d'acqua e congela gli equilibri chimici, grazie al forte abbassamento della temperatura ed alla forte riduzione delle concentrazioni.

Regolamento ECE 15 e successivi emendamenti										
	CO [g/prova]				HC [g/prova]			NO <sub>x</sub> [g/prova]		HC+NO <sub>x</sub> [g/prova]
	00	01-02	03	04	00	01-02	03	02	03	04
ECE 15										
PROVA I										
Peso rifer. (kg)										
< 750	100	80	65	58	8,0	6,8	6,0	10,0	8,5	19,0
751-850	109	87	71	58	8,4	7,1	6,3	10,0	8,5	19,0
851-1020	117	94	76	58	8,7	7,4	6,5	10,0	8,5	19,0
1021-1250	134	107	87	67	9,4	8,0	7,1	12,0	10,2	20,5
1251-1470	152	122	99	76	10,1	8,6	7,6	14,0	11,9	22,0
1471-1700	169	135	110	86	10,8	9,2	8,1	14,5	12,3	23,5
1701-1930	186	149	121	93	11,4	9,7	8,6	15,0	12,8	25,0
1931-2150	203	162	132	101	12,1	10,3	9,1	15,5	13,2	26,5
>2150	220	176	143	110	12,8	10,9	9,6	16,0	13,6	28,0
PROVA II Tutti i veicoli	La massima concentrazione in volume di CO alla fine dell'ultimo ciclo urbano deve essere inferiore al 4,5 % per l'emendamento 02 ed inferiore al 3,5% per gli emendamenti 03 e 04.									
PROVA III Tutti i veicoli	Non sono ammesse emissioni dal basamento del motore									
Note	Gli emendamenti 01/02/03 si applicano alle sole autovetture a benzina. L'emendamento 04 si applica anche ai veicoli diesel; I valori limite sono espressi in g/prova; I limiti indicati nella tabella sono relativi alle prove di omologazione; per la conformità alla produzione è consentito un aumento del 30% per gli HC e del 20% per il CO e gli NO <sub>x</sub> . Relativamente all'emendamento 04 il limite di tolleranza per la massa combinata di HC+NO <sub>x</sub> è del 25%.									

Tab. 5.2 Limiti alle emissioni allo scarico. Regolamento ECE 15 e successivi emendamenti

### 5.5. Le direttive 88/76/CEE, 88/436/CEE e 89/458/CEE

Nel 1988 con la direttiva 88/76/CEE, recepita in Italia con il D.M. del Ministero dell'Ambiente del 05/06/1989, venne introdotto il regolamento ECE 83 che, pur mantenendo inalterato il ciclo di prova, rivide i criteri di classificazione delle autovetture che vennero distinte non più in base al peso ma in base alla cilindrata. Con la direttiva furono ulteriormente abbassati i limiti alle emissioni gassose previsti dall'emendamento 04 e si decise di introdurre limiti alle emissioni di particolato per le autovetture diesel senza, però, fissarne i valori. Nella Tab. 5.3 sono riportati i nuovi valori limite e come si vede essi sono espressi ancora in g/prova. Le date di applicazione sono relative alle sole emissioni gassose.

Direttiva 88/76/CEE						
Benzina	Limiti [g/prova]				Validità dei limiti	Date di applicazione della direttiva per le emissioni gassose
	CO <sup>c</sup>	HC+NO <sub>x</sub>	NO <sub>x</sub>	PM <sup>b</sup>		
cc>2000	25	6,5	3,5		Omologazione	Nuovi modelli 1/10/88
	30	8,1	4,4		Conf. produzione	Tutti i modelli 1/10/89
1400<cc<2000	30	8	-		Omologazione	Nuovi modelli 1/10/91
	36	10	-		Conf. produzione	Tutti i modelli 1/10/93
cc<1400	45	15	6		Omologazione	Nuovi modelli 1/10/90
	54	19	7,5		Conf. produzione	Tutti i modelli 1/10/91
	30 <sup>a</sup>	8 <sup>a</sup>	-		Omologazione	Nuovi modelli 1/10/92
	36	10	-		Conf. produzione	Tutti i modelli 1/10/93
<b>Diesel<sup>d</sup></b>						
cc>2000	30	8	-	1,1	Omologazione	Nuovi modelli 1/10/88
	36	10	-	1,4	Conf. produzione	Tutti i modelli 1/10/89
1400<cc<2000	30	8	-	1,1	Omologazione	Nuovi modelli 1/10/91
	36	10	-	1,4	Conf. produzione	Tutti i modelli 1/10/93
cc<1400	45	15	6	1,1	Omologazione	Nuovi modelli 1/10/90
	54	19	7,5	1,4	Conf. produzione	Tutti i modelli 1/10/91
	30 <sup>a</sup>	8 <sup>a</sup>	-	1,1	Omologazione	Nuovi modelli 1/10/92
	36	10	-	1,4	Conf. produzione	Tutti i modelli 1/10/93

a) Limiti adottati dal Consiglio europeo nel novembre 1988 (Luxembourg Agreement). Con la 89/458/CEE i limiti per la CO e per gli HC + NO<sub>x</sub> furono ulteriormente ridotti, limitatamente alle autovetture con cilindrata inferiore a 1400 cc, a 19g/prova e a 5g/prova rispettivamente.  
b) I limiti alle emissioni di particolato furono precisati con la direttiva 88/436/CEE.  
c) Le misure vengono effettuate secondo quanto previsto nel Regolamento ECE-15.  
d) Per i veicoli diesel ad iniezione diretta l'applicazione della norma decorre dal 01/10/1994 per i nuovi modelli e dal 01/10/1996 per tutti i modelli.

**Tab. 5.3 Limiti previsti dalla direttiva 88/76/CEE**

Sempre nel 1988 venne emanata la direttiva 88/436/CEE recepita in Italia con lo stesso decreto con il quale era stata recepita la 88/76/CEE, che specificava i limiti per le emissioni di particolato pari rispettivamente a 1,1 g/prova per la conformità all'omologazione ed a 1,4 g/prova per la conformità alla produzione a partire dal

1/10/89 per i nuovi modelli e dal 1/10/90 per tutti i modelli. Con la successiva direttiva 89/458/CEE, in considerazione dell'elevato contributo all'inquinamento in area urbana, vennero ulteriormente ridotti i limiti delle emissioni di CO (19 g/prova) e per la massa combinata di HC + NO<sub>x</sub> (5 g/prova) per le sole autovetture con cilindrata inferiore a 1400 cc.

In pratica, le prescrizioni della 88/76/CEE non furono mai rese pienamente operative da nessuno dei Paesi membri della Comunità Europea, in previsione dell'imminente approvazione della Direttiva Consolidata sulle Emissioni.

Per avere un'idea dei progressi fatti nel campo delle limitazioni alle emissioni dai veicoli passeggeri, equipaggiati con motori a combustione interna, in Figura 5.2 sono riportati i valori dei limiti previsti dalle normative dal 1972 al 1992. I valori si riferiscono ad una autovettura a benzina di 2000 cc.

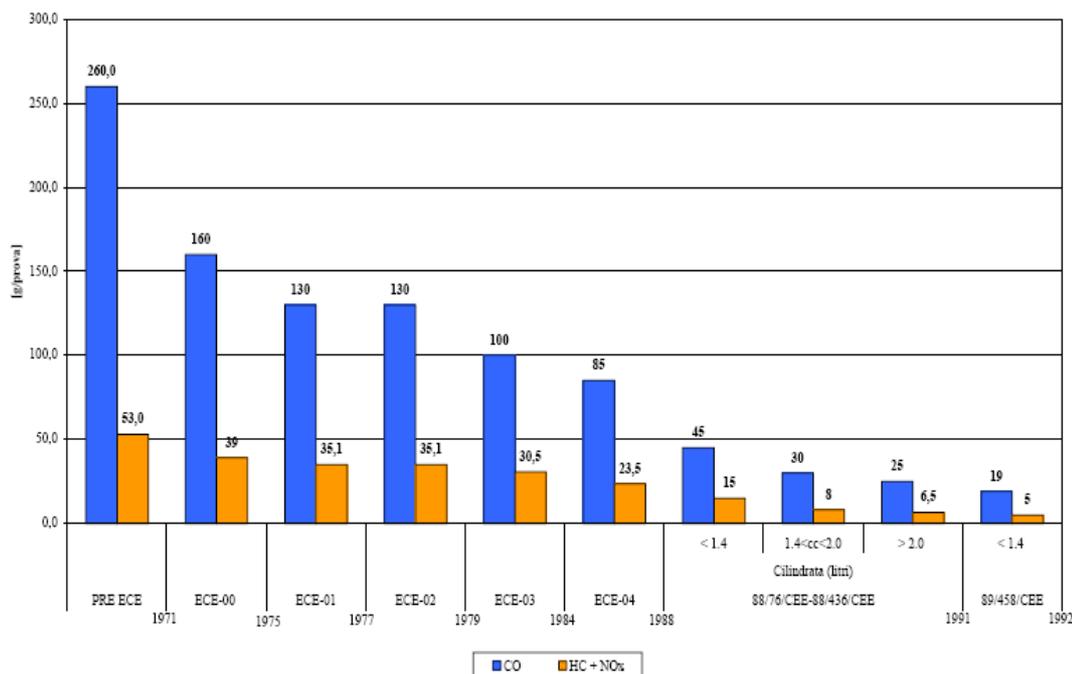


Fig. 5.2 Valori limite alle emissioni previsti dalla normativa dal 1971 al 1992 (i valori si riferiscono ad una autovettura a benzina di cilindrata 2000 cc)

### 5.6. La direttiva consolidata sulle emissioni 91/441/CEE (Euro I) e la 94/12/CEE (Euro II)

Gli sforzi per ridurre l'inquinamento dell'aria causato dai veicoli a motore sono proseguiti con la direttiva 91/441/CEE, emanata dal Consiglio il 26/06/1991 e recepita nell'ordinamento italiano con il D.M. Ambiente del 28/12/1991 e con la direttiva 94/12/CEE emanata il 23/03/1994 e recepita con il D.M. Trasporti 29/02/96. Con la 91/441/CEE, nota come "Direttiva Consolidata sulle Emissioni", vennero fissati i limiti alle emissioni, imponendo l'adozione della marmitta catalitica e introducendo, inoltre, altre significative novità:

- venne introdotto il regolamento ECE 83-01, con il quale fu aggiornato il ciclo di prova, che divenne ciclo UDC + EUDC. Il nuovo ed attuale ciclo di prova, riportato in Figura 5.3, consiste nella esecuzione, alla fine del quarto modulo del ciclo urbano, di un ciclo extraurbano (EUDC = Extra Urban Driving Cycle), in cui la velocità massima è di 120 km/h e la velocità media è pari a 62,6 km/h. L'intero ciclo di omologazione, pertanto, ha una durata complessiva di 1.180 secondi, nei quali il veicolo percorre 10,807 km con una velocità media di 33 km/h. Questa modifica al ciclo di omologazione dei veicoli, venne introdotta in quanto il precedente ciclo UDC, in cui la velocità massima era di 50 km/h, non permetteva una valutazione realistica delle emissioni di NO<sub>x</sub>;

- non venne più fatta distinzione tra autovetture a benzina ed autovetture diesel;
- scomparve la distinzione tra cilindrata;
- i limiti alle emissioni allo scarico non vennero più espressi in g/prova ma in g/km.

Vennero anche introdotte:

- la prova di tipo IV (veicoli a benzina): per la prima volta furono stabiliti dei limiti alle emissioni evaporative, diverse da quelle allo scarico. Durante la prova, di tre ore, il veicolo veniva posto all'interno di una cella a tenuta, dove il serbatoio contenente la benzina veniva riscaldato da 15 a 30 °C e le emissioni evaporative conseguenti, non dovevano superare il limite previsto di 2 g/prova.

• la prova di tipo V relativa alla durata dei dispositivi anti-inquinamento sia per i veicoli a benzina che per i veicoli diesel. La prova prevedeva o la misura delle emissioni, dopo un invecchiamento del dispositivo di 80.000 km o, in alternativa, l'applicazione di opportuni fattori di deterioramento da applicare ai valori misurati nella prova di tipo I. Nel caso in cui si fosse scelta quest'ultima opzione, i valori limite, riportati nella Tab. 5.4a, dovevano essere moltiplicati per i seguenti fattori:

Tipo di veicolo	HC + NOx	CO	PM
Benzina	1,2	1,2	-
Diesel	1,0	1,1	1,2

**Tab. 5.4a Fattori moltiplicativi**

Nello schema che segue (Tab. 5.4) sono riportate le varie opzioni per l'omologazione dei veicoli previste dalla 91/441/CEE.

Prova omologazione	Veicoli ad accensione comandata		Veicoli ad accensione spontanea	
	Veicoli M1 con massa [ 2,5 t e con al massimo 6 posti	Veicoli riportati nelle note 1, 2, 3.	Veicoli M1 con massa [ 2,5 t e con al massimo 6 posti	Veicoli riportati nelle note 1, 2, 3.
Tipo I	Si Parte prima + Parte seconda	Si (m [ 3,5 t) solo Parte prima	Si Parte prima + Parte seconda	Si (m [ 3,5 t) solo Parte prima
Tipo II	-	si	-	-
Tipo III	si	si	-	-
Tipo IV	si	-	-	-
Tipo V	si	-	si	-

(1) veicoli diversi da quelli della categoria M1;  
(2) veicoli adibiti al trasporto passeggeri della categoria M1 concepiti per il trasporto di più di 6 persone compreso il conducente o la cui massa supera 2.500 kg;  
(3) veicoli fuori strada quali definiti nell'allegato I della direttiva 70/156/CEE modificata da ultimo dalla direttiva 87/403/CEE

**Tab. 5.4 Differenti opzioni per l'omologazione previsti dalla 91/441/CEE**

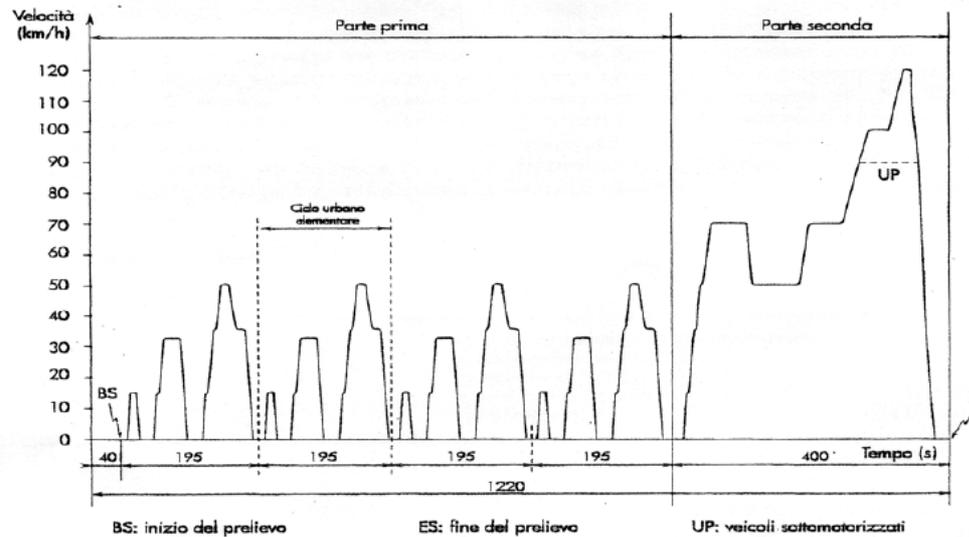


Fig. 5.3 Ciclo di prova UDC + EUDC

Come si può dedurre dallo schema riportato, la direttiva 91/441/CEE era applicata a tutti i veicoli appartenenti alla categoria M1, esclusi quelli con più di sei posti, quelli con massa superiore a 2.500 kg e i fuori strada. I limiti alle emissioni previsti dalla 91/441/CEE sono riportati in Tab. 5.5.

Direttiva 91/441/CEE (EURO I)					
Limiti	Inquinanti				Date di applicazione <sup>(2)</sup>
	CO [g/km]	HC + NO <sub>x</sub> [g/km]	PM <sup>(1)</sup> [g/km]	Evaporative [g/prova]	
Omologazione	2,72	0,97	0,14	2	Nuovi modelli dal 1/7/1992 Tutti i modelli dal 31/12/1992
Conf.Produzione	3,16	1,13	0,18	2	

(1) Solo per i veicoli diesel  
 (2) Per i veicoli diesel ad iniezione diretta i limiti per la massa combinata di HC + NO<sub>x</sub> sono aumentati sia per i valori validi per l'omologazione che per quelli validi per la conformità alla produzione di un fattore 1,4 fino al 30.06.1994.

Tab. 5.5 Limiti alle emissioni previsti nella direttiva europea 91/441/CEE

Per i veicoli diversi dalla categoria M1, per i veicoli adibiti al trasporto passeggeri della categoria M1, concepiti per il trasporto di più di 6 persone, compreso il conducente o la cui massa massima supera i 2.500 kg e per i veicoli fuori strada, i limiti alle emissioni erano ancora espressi in g/prova ed erano rapportati alla massa di riferimento del veicolo (vedi Tab. 5.6).

	Limiti per l'omologazione		Limiti per la conformità alla produzione	
	CO [g/prova]	HC + NO <sub>x</sub> [g/prova]	CO [g/prova]	HC + NO <sub>x</sub> [g/prova]
Massa di riferimento. (kg)				
≤ 1020	58	19,0	70	23,8
1021-1250	67	20,5	80	25,6
1251-1470	76	22,0	91	27,5
1471-1700	86	23,5	101	29,4
1701-1930	93	25,0	112	31,3
1931-2150	101	26,5	121	33,1
>2150	110	28,0	132	35,0

**Tab. 5.6 Limiti alle emissioni previsti nella direttiva europea 91/441/CEE validi per i veicoli non contemplati nella Tab.5.5**

Confrontando la precedente tabella con la Tab. 5.2 è facile vedere come i limiti, per questa categoria di veicoli, siano rimasti gli stessi della Direttiva 83/351 (ECE 15-04). Anche il ciclo di prova, inoltre, restò quello previsto dalla 83/351/CEE relativo, cioè, al solo tratto urbano (ciclo UDC).

Con la direttiva 93/59/CEE, che stabilì i limiti alle emissioni degli autoveicoli della categoria N1 e di cui si parlerà in seguito, furono introdotte alcune novità di rilievo che riguardavano anche i veicoli passeggeri.

Dal 01/10/1993 per le nuove omologazioni e dal 01/10/1994 per tutte le omologazioni cessano le deroghe:

- per i veicoli diversi dalla categoria M1;
- per i veicoli adibiti al trasporto passeggeri della categoria M1, concepiti per il trasporto di più di 6 persone, compreso il conducente o la cui massa massima supera i 2.500 kg;
- per i veicoli fuori strada.

Prova omologazione	Veicoli delle categorie M1 e N1 con motore ad accensione comandata	Veicoli delle categorie M1 ed N1 con motore ad accensione spontanea
Tipo I	Si (massa [ 3,5 t)	Si (massa [ 3,5 t)
Tipo II	Si (massa > 3,5 t)	-
Tipo III	Si	-
Tipo IV	Si (massa [ 3,5 t)	-
Tipo V	Si (massa [ 3,5 t)	Si (massa [ 3,5 t)

**Tab. 5.7 Differenti opzioni per l'omologazione previsti dalla 93/59/CEE**

Inoltre Fu stabilito, inoltre, che a partire dal 1° gennaio 1996 per le nuove omologazioni e dal 1° gennaio 1997 per tutte le omologazioni, non sarebbero stati più applicati i valori limite aumentati per il controllo della conformità alla produzione.

Ulteriori restrizioni ai limiti alle emissioni sono stati stabiliti con la direttiva 94/12/CEE (vedi Tab. 5.8), che però, ha reintrodotto la distinzione tra auto a benzina ed auto diesel e, conformemente a quanto stabilito dalla 93/59/CEE, ha abolito i limiti per la conformità alla produzione. Nella 94/12/CEE, infatti, si afferma che "...le norme proposte saranno applicate sia per l'omologazione di nuovi tipi di veicoli sia al controllo della conformità della produzione, dato che il metodo modificato del campionamento e di valutazione statistica consente di sopprimere le tolleranze sui valori limite accordate in occasione delle precedenti fasi previste dalla direttiva 70/220/CEE e successive modificazioni".

Direttiva 94/12/CEE (EURO II)						
Limiti		Inquinanti				Date di applicazione
		CO [g/km]	HC + NO <sub>x</sub> [g/km]	PM [g/km]	Evaporative [g/prova]	
Omologazione	Benzina	2,2	0,5	-	2,0	Nuovi modelli dal 01/01/1996
	Diesel IDI	1,0	0,7	0,08	-	Tutti i modelli dal 01/01/1997
	Diesel DI	1,0	0,9	0,1	-	Validi fino al 29/09/1999
	Diesel DI	1,0	0,7	0,08	-	Validi dal 30/09/1999

Tab. 5.8 Limiti alle emissioni previsti nella direttiva europea 94/12/CEE

### 5.7. La direttiva 98/69/CEE: i limiti alle emissioni per il 2000 (Euro III) ed per il 2005 (Euro IV)

Dall'intensa attività di ricerca, svolta nell'ambito dei programmi comunitari EPEFE ed Auto Oil I, programmi finalizzati a stabilire correlazioni tra la qualità dei carburanti ed i limiti alle emissioni con gli standard di qualità dell'aria, è scaturita la direttiva 98/69 CEE, nota anche come direttiva Auto Oil. Con tale Direttiva, recepita in Italia con l D.M. dei Trasporti del 21/12/1999. Sono stati stabiliti, pertanto, i limiti alle emissioni per la prova di tipo I per gli anni 2000 e 2005 sia per i veicoli appartenenti alla categoria M1 che per quelli appartenenti alla categoria N1 (vedi Tab. 5.12). Uno degli obiettivi principali della normativa è quello di garantire, sia per le motorizzazioni a benzina che per quelle diesel, il rispetto dei limiti nel tempo: 80.000 km per la fase I (EURO III) e 100.000 km per la fase II (EURO IV). Ciò ha imposto alle industrie automobilistiche,

alle industrie per la componentistica ed alle industrie petrolifere un notevole sforzo e l'adozione di "Best Available Technology".

Oltre all'inseverimento dei limiti, le novità introdotte dalla 98/69 CEE sono:

- inseverimento del ciclo: eliminazione dei 40 secondi iniziali al minimo, previsti dalla precedente normativa, durante i quali non venivano effettuate misurazioni delle emissioni;

- limiti alle emissioni di HC (1,8 g/km) e di CO (15 g/km) sul tratto urbano del ciclo con temperatura di  $-7\text{ }^{\circ}\text{C}$ ;

- installazione a bordo delle autovetture di un sistema di monitoraggio delle emissioni noto con l'acronimo di OBD: On Bord Diagnostic. Con questo sistema vengono stabiliti dei nuovi limiti, detti Threshold (vedi Tab. 5.10), al di sopra dei quali, deve accendersi una spia di malfunzionamento (MI Malfunction Indicator), che avverte il conducente del veicolo, mediante un segnale ottico od acustico, del funzionamento anomalo di uno dei componenti collegati al sistema OBD per il controllo delle emissioni, o del sistema OBD stesso. L'installazione dell'EObd, è obbligatoria per i veicoli ad accensione comandata appartenenti alla categoria M1, ad eccezione di quelli la cui massa massima supera 2.500 kg ed alla categoria N1 classe I dal 1° gennaio 2000 per i nuovi modelli e dal 1° gennaio 2001 per tutti i modelli. Per i veicoli ad accensione spontanea, appartenenti alla categoria M1, l'obbligatorietà scatta dal 1° gennaio 2003 per i nuovi modelli e dal 1° gennaio 2004 per tutti i modelli, fatta eccezione per i veicoli destinati a trasportare più di sei passeggeri compreso il conducente ed i veicoli la cui massa massima è superiore a 2.500 kg. Per quest'ultimo tipo di veicolo e per i nuovi veicoli appartenenti alla categoria N1 classe I, l'obbligatorietà dell'OBD parte dal 1° gennaio 2005.

Infine, sempre per i nuovi tipi di veicoli, con motore ad accensione spontanea, appartenenti alla categoria N1 classi II e III, l'installazione del sistema OBD è obbligatoria dal 1° gennaio 2006 (vedi Tab. 5.11):

- inasprimento della prova per la misura delle emissioni evaporative. Il limite di 2 g/prova, resta invariato, mentre la durata della prova, viene prolungata a 24 ore e tutta l'autovettura, e non solo, quindi, la benzina, viene riscaldata a 35 °C;

- controllo della conformità dei veicoli in circolazione.

Oltre a quanto stabilito dalla 93/59/CEE, con la 98/69/CEE, vengono introdotti il metodo di campionamento e i procedimenti statistici, atti a valutare la conformità delle norme sull'emissione dei veicoli in circolazione. Il procedimento si applica, previo accordo con il proprietario, ai veicoli che hanno percorso almeno 15.000 km o che hanno almeno sei mesi di vita, a seconda di quale condizione si verifichi per ultima ed ai veicoli che hanno percorso meno di 80.000 km o che hanno meno di cinque anni di età, a seconda di quale condizione si verifichi per prima. Nel caso che il veicolo non superi la prova di conformità, la normativa prevede un "Programma di ripristino", in cui si concede al costruttore la possibilità di apportare le modifiche necessarie a riportare il veicolo a norma;

- reintroduzione, per i veicoli a benzina, di limiti separati per gli NO<sub>x</sub> e gli HC.

Dalle iniziali tre prove previste dalla 70/220/CEE, con la 98/69/CEE le prove di omologazione sono diventate sette:

- *Prova di tipo I:* Controllo delle emissioni dallo scarico dopo una partenza a freddo;
- *Prova di tipo II:* Emissioni di ossidi di carbonio con motore al minimo;
- *Prova di tipo III:* Emissioni di gas dal basamento;
- *Prova di tipo IV:* Determinazione delle emissioni per evaporazione dai veicoli con accensione comandata;
- *Prova di tipo V:* Prova di invecchiamento per verificare la durata dei dispositivi antinquinamento;
- *Prova di tipo VI:* Prova delle emissioni medie di ossido di carbonio e idrocarburi a bassa temperatura dopo la partenza a freddo 12;

- *Prove OBD*: Prova per verificare il funzionamento del sistema OBD mediante simulazione di guasto del sistema di gestione del motore o di controllo delle emissioni. Procedure per determinare la durata degli OBD.

Le opzioni per l'omologazione dei veicoli risultano così modificate (vedi Tab. 5.9):

Prova omologazione	Veicoli delle categorie M e N con motore ad accensione comandata	Veicoli delle categorie M1 ed N1 con motore ad accensione spontanea
Tipo I	Si (massa [ 3,5 t)	Si (massa [ 3,5 t)
Tipo II	Si	-
Tipo III	Si	-
Tipo IV	Si (massa [ 3,5 t)	-
Tipo V	Si (massa [ 3,5 t)	Si (massa [ 3,5 t)
Tipo VI	Si (veicoli della categoria M1 e della categoria N1, classe I)	
Diagnostica di bordo	Si	Si

**Tab. 5.9** Differenti opzioni per l'omologazione previsti dalla 98/69/CEE

Categoria	Classe	Massa di riferimento (RW) (kg)	CO (g/km)		HC (g/km)		NO <sub>x</sub> (g/km)		PM <sup>(1)</sup> (g/km)
			Benzina	Diesel	Benzina	Diesel	Benzina	Diesel	Diesel
M <sup>(2)</sup>	tutte		3,2	3,2	0,4	0,4	0,6	1,2	0,18
N1 <sup>(3)(4)</sup>	I	RW[1305	3,2	3,2	0,4	0,4	0,6	1,2	0,18
	II	1305<RW[1760	5,8	4,0	0,5	0,5	0,7	1,6	0,23
	III	RW>1760	7,3	4,8	0,6	0,8	0,8	1,9	0,28

(1) Per i motori ad accensione spontanea  
(2)Eccettuati i veicoli aventi una massa massima superiore a 2.500 kg  
(3)Compresi i veicoli di categoria M di cui alla nota (2)  
(4)La proposta Auto-Oil II deve contenere i valori limite per l'OBD per il 2005-2006 per i veicoli delle categorie M1 ed N1

**Tab. 5.10** Valori limite oltre i quali il sistema OBD deve indicare il guasto di un componente o di un sistema relativo alle emissioni causa del superamento

Riguardo all'obbligatorietà dell'installazione a bordo dei veicoli dell'OBD, nella direttiva 98/69/CEE non erano previste date per i veicoli ad accensione comandata:

- della categoria M1, destinati al trasporto di più di sei passeggeri compreso il conducente o con massa massima superiore a 2.500 kg;
- della categoria N1, classi II e III.

Per quelli ad accensione spontanea, erano previste le date solo per i veicoli di nuova immatricolazione:

- della categoria M1, destinati al trasporto di più di sei passeggeri compreso il conducente o con massa massima superiore a 2.500 kg;

- della categoria N1, classi I, II e III.

Queste “lacune” sono state colmate con la direttiva 99/102/CEE del 15 dicembre 1999. Nella. Tab. 5.11 è riportato uno schema delle date previste dalle due direttive citate.

Direttiva	Accensione comandata			Accensione spontanea		
	Categoria veicolo	Classe	Date	Categoria veicolo	Classe	Date
98/69/CEE	M1 massa [ 2,5 t	-	01/01/2000 nuovi veicoli 01/01/2001 tutti i veicoli	M1 massa [ 2,5 t	-	01/01/2003 nuovi veicoli 01/01/2004 tutti i veicoli
		N1		I	-	M1 massa > 2,5 t
	II		-	N1		I
	III			N1	II	
	III		N1	III		
	99/102/CEE	M1 massa >2,5t	-	01/01/2001 nuovi veicoli 01/01/2002 tutti i veicoli	M1 massa > 2,5 t	-
N1			II		-	N1
		III	N1	II		
		III	N1	III		

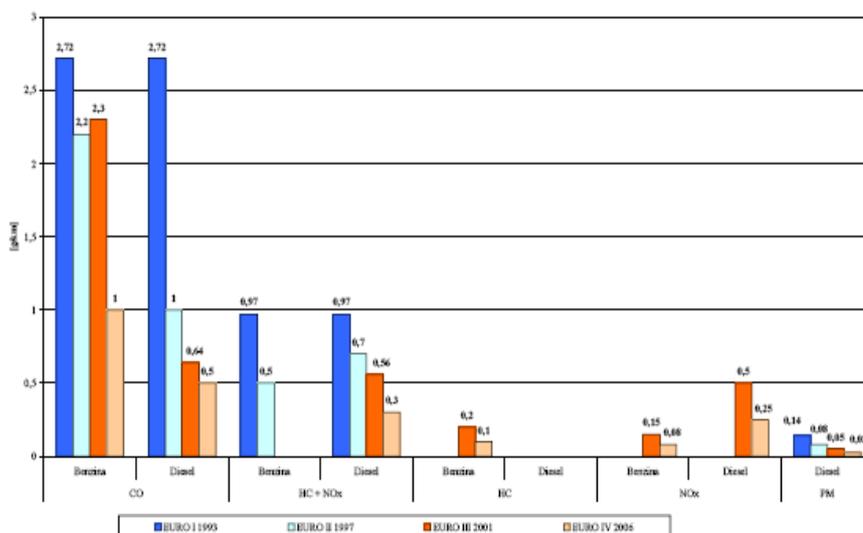
**Tab. 5.11 Date previste dalle Direttive 98/69 e 99/102 per l'installazione a bordo dei veicoli dell'OBD**

Direttiva 98/69/CEE														
Categoria	Classe	Massa di riferimento (RW) [kg]	CO [g/km]		HC [g/km]		NOx [g/km]		HC+NOx [g/km]		PM <sup>(1)</sup> [g/km]	Date di applicazione		
			Benzina	Diesel	Benzina	Diesel	Benzina	Diesel	Benzina	Diesel				
A (2000) EURO III	M <sup>(2)</sup>	Tutte	2,3	0,64	0,20	-	0,15	0,50	-	0,56	0,05	1° gennaio 2000 per i nuovi modelli <sup>(2)</sup>		
			I	RW [1305	2,3	0,64	0,20	-	0,15	0,50	-	0,56	0,05	1° gennaio 2001 per tutti i modelli <sup>(2)</sup>
			II	1305<RW]1760	4,17	0,80	0,25	-	0,18	0,65	-	0,72	0,07	1° gennaio 2001 per i nuovi modelli <sup>(2)</sup> e per veicoli appartenenti alla categoria M con massa massima superiore a 2.500 kg.
	N <sup>(3)</sup>	RW>1760	5,22	0,95	0,29	-	0,21	0,79	-	0,86	0,10	1° gennaio 2002 per tutti i modelli e per veicoli appartenenti alla categoria M con massa massima superiore a 2.500 kg.		
			III											
B (2005) EURO IV	M <sup>(2)</sup>	Tutte	1,0	0,50	0,10	-	0,08	0,25	-	0,30	0,025	1° gennaio 2005 per i nuovi modelli <sup>(2)</sup>		
			I	RW [1305	1,0	0,50	0,10	-	0,08	0,25	-	0,30	0,025	1° gennaio 2006 per tutti i modelli <sup>(2)</sup>
			II	1305<RW]1760	1,81	0,63	0,13	-	0,10	0,33	-	0,39	0,04	1° gennaio 2006 per i nuovi modelli e per veicoli appartenenti alla categoria M con massa massima superiore a 2.500 kg.
	N <sup>(3)</sup>	RW>1760	2,27	0,74	0,16	-	0,11	0,39	-	0,46	0,08	1° gennaio 2007 per tutti i modelli e per veicoli appartenenti alla categoria M con massa massima superiore a 2.500 kg.		
			III											

Tab. 5.12 Limiti alle emissioni previsti nella direttiva europea 98/69/CEE

Nella Fig. 5.4 è riportata una rappresentazione grafica della progressiva riduzione dei limiti alle emissioni previste dalle normative che vanno dall'EURO I all'EURO IV.

I limiti sono, ovviamente, quelli validi per la conformità all'omologazione e vengono riportati, oltre alla CO ed al PM, solo i valori della massa combinata di HC ed NO<sub>x</sub> in quanto, nelle direttive EURO I ed EURO II, non erano previsti limiti separati per i due inquinanti. Va tenuto presente, inoltre, che i valori dei limiti alle emissioni previsti dalle EURO III ed EURO IV, si riferiscono relativamente alla prova di tipo I e al ciclo di omologazione diverso da quello valido per le due direttive precedenti (eliminazione dei 40 secondi iniziali).



**Fig. 5.4 Valori limite previsti dalle normative EURO I-EURO IV per i veicoli della categoria M con massa massima inferiore a 2.500 kg e per i veicoli della categoria N1 classe I.**

Nella direttiva 98/69/CE, i limiti previsti per la prova di tipo VI, riguardavano i veicoli della categoria M1 (destinati a trasportare non più di sei passeggeri compreso il conducente e per i veicoli aventi una massa massima • 2,5 t.) e della categoria N1 classe I, con motore ad accensione comandata ed erano, come già detto, validi a partire dal 1° gennaio 2002. Con la direttiva 2001/100/CE del 7 dicembre 2001, recepita in Italia con DM delle Infrastrutture e dei Trasporti del 5.11.2002, la Commissione ha fissato i limiti sia per i veicoli ad accensione comandata della categoria M1 per il trasporto di più di sei passeggeri compreso il conducente e per quelli con massa

superiore a 2,5 t ed inferiore o uguale a 3,5 t, che per i veicoli, sempre ad accensione comandata, della categoria N1 appartenenti alle classi II e III. I limiti sono validi per ambedue le categorie solo per i nuovi modelli a partire dal 1° gennaio 2003 (vedi Tab. 5.13). Dalla prova sono esclusi i veicoli alimentati a GPL ed a metano.

Direttiva 2001/100/CEE			
Categoria	Classe	CO [g/km]	HC [g/km]
M1	-	15	1,8
N1	II	24	2,7
	III	30	3,2

Tab. 5.13 Limiti per la prova di Tipo VI previsti dalla direttiva 2001/100/CE

Per avere un'idea dei progressi fatti nel corso degli anni in termini di riduzione delle emissioni, in Fig. 5.5, sono riportati gli andamenti dei limiti, relativamente alla prova di tipo I, per gli inquinanti sottoposti a normativa. I valori del CO e della massa combinata HC+NO<sub>x</sub>, si riferiscono ad una autovettura a benzina con cilindrata pari a 2000 cc, mentre i valori del PM si riferiscono, ovviamente, alle autovetture diesel.

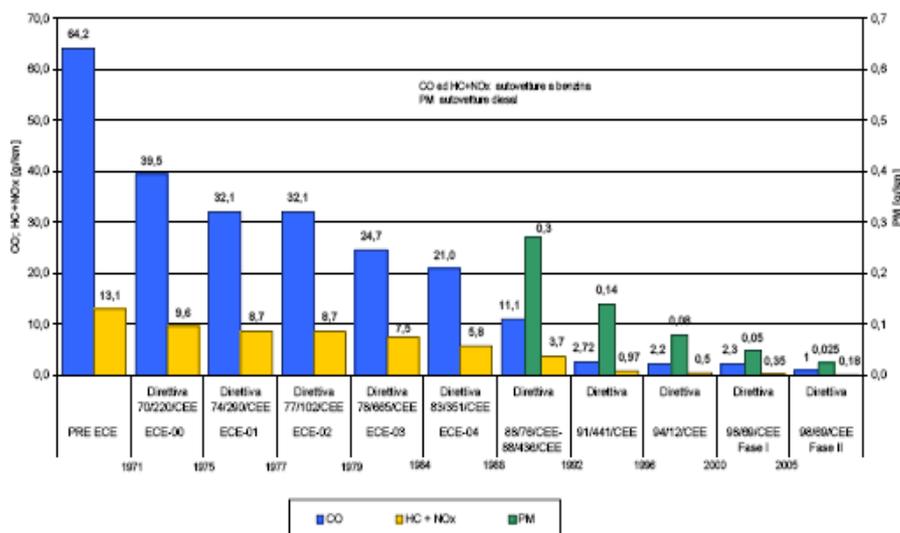


Fig. 5.5 Valori limite alle emissioni delle autovetture dalla ECE-00 alla EURO IV

## 5.8. Sviluppi futuri della normativa

Al momento già si parla di nuovi limiti delle emissioni per l'omologazione delle autovetture che saranno immatricolate nel 2011.

In verità i nuovi limiti sono stati fissati nella primavera del 2006, infatti, alcune case costruttrici, con un'attenzione maggiore dal punto di vista dell'inquinamento veicolare, producono vetture già rispondenti alle normative Euro V.

In particolare, la nuova normativa punta ad abbattere il livello di emissione di CO per i motori benzina e per i motori diesel il livello di emissione del PM allineandosi a quello dei propulsori a benzina.

### **6.1. Introduzione**

La campagna di rilievo si pone l'obiettivo di fornire uno strumento di controllo periodico degli inquinanti ed operativo alla compilazione di un inventario locale sviluppato per la provincia di Cosenza dei livelli di concentrazione, specificando diversi livelli di approfondimento, in relazione alle necessità, fornendo indicazioni riguardo alla pianificazione, alla raccolta ed elaborazione delle informazioni necessarie alla realizzazione della base informativa del territorio.

La grande necessità di tale strumento è quella di ottenere dei dati reali sugli inquinanti da traffico, continuamente aggiornabili con il mutare del parco veicolare locale.

Nella prima parte del lavoro vengono fornite nozioni generali relative alla raccolta dei dati, alla definizione del database e del suo utilizzo.

Nella seconda parte sono presenti alcune indicazioni per quanto riguarda la qualità dei dati e la valutazione qualitativa e quantitativa del campione.

Nell'ultima parte del lavoro sono fornite indicazioni riguardo alla pianificazione delle attività, alla raccolta ed elaborazione dei dati, l'uso, il mantenimento, l'aggiornamento e lo scambio di informazioni utili per una copertura più ampia del territorio.

### **6.2. La normativa per le revisioni periodiche dei veicoli**

Il controllo sui veicoli catalizzati comporta un altro aspetto di rilievo ed innovativo in quanto richiede che vengano misurate anche le concentrazioni di inquinanti diversi dal tradizionale monossido di carbonio CO, come gli idrocarburi HC ed il biossido di carbonio CO<sub>2</sub>, e quelle di ossigeno O<sub>2</sub>, necessarie per la determinazione del rapporto "lambda" (viene inoltre richiesta quando possibile la misura delle concentrazioni di ossidi di azoto NO<sub>x</sub>).

Non esistendo una disposizione normativa che stabilisca i livelli di riferimento per la concentrazione di queste sostanze nei gas di scarico, questo aspetto assume importanza soprattutto dal punto di vista informativo.

I dati relativi a questi inquinanti, infatti, risultano di particolare rilevanza ai fini di una migliore caratterizzazione delle sorgenti inquinanti ed in particolare per la determinazione del potenziale inquinante delle auto catalizzate (destinate a coprire una percentuale sempre maggiore del parco circolante), sulle quali si dispone ancora di limitata documentazione.

Dal punto di vista normativo, l'estensione dei controlli alle categorie precedentemente esentate, si inquadra nella direttiva del Ministero dei Lavori Pubblici del 7 luglio 1998: "Direttiva sul controllo dei gas di scarico degli autoveicoli ai sensi dell'art. 7 del Nuovo Codice della Strada". Le modalità di svolgimento dei controlli ed i livelli di riferimento per le concentrazioni di inquinante, sono quelle previste nel D.M. 5 febbraio 1996.

Si riportano di seguito i valori di riferimento utilizzati per stabilire la rispondenza dei veicoli alle disposizioni normative.

<b>Periodo di immatricolazione</b>	<b>Limiti per le emissioni CO (regime minimo)</b>
prima del 1970	5,5 % vol.
dal 1970 al 1/10/1986	4,5 % vol.
dopo 1/10/1986	3,5 % vol.

**Tab. 6.1 Autoveicoli alimentati a benzina non catalizzati**

<b>Regime del motore</b>	<b>Limiti per le emissioni CO</b>
Minimo	0,5 % vol.
2000 - 2500 giri al minuto	0,3 % vol.

**Tab. 6.2 Autoveicoli alimentati a benzina catalizzati**

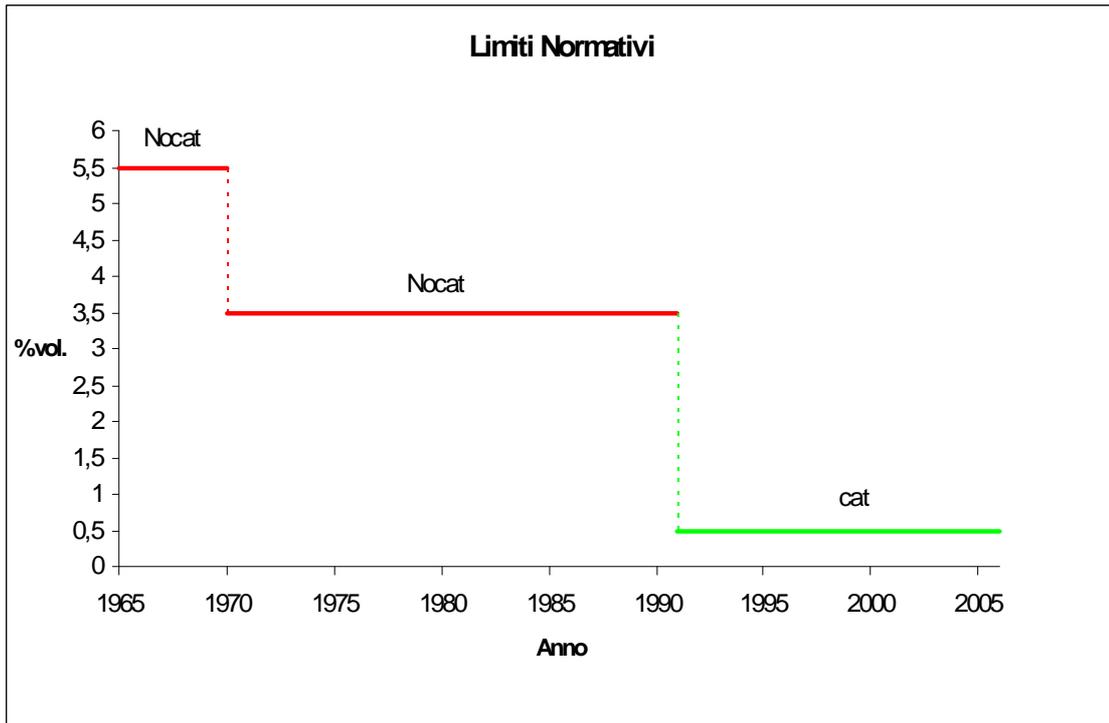


Fig. 6.1 Le concentrazioni di CO imposti da Normativa

Il valore di "lambda" misurato con motore a regime di 2000-2500 giri al 1±0.03, o conforme alle specifiche del costruttore, se esibite dall'utente.

Tipologia di motore	Coefficiente di assorbimento (m <sup>-1</sup> )	Opacità % (valore corrispondente)
aspirazione naturale	2.5	63
a turbo compressione	3.0	70

Tab. .6.3 Autoveicoli diesel

Per quanto concerne i veicoli alimentati a benzina, l'unico inquinante sottoposto a limite normativo, continua ad essere il CO. Occorre, però, rilevare che, per la prima volta, la Normativa ha dato delle indicazioni nel rilevare anche il valore di CO "corretto", definito secondo la formula:

$$CO_{CORR} = 15 \cdot \frac{CO}{(CO + CO_2)} \quad (6.1)$$

da "assumere nel caso in cui la somma di CO e CO<sub>2</sub> sia inferiore a 15; diversamente si assume come risultato della prova quello indicato dallo strumento" (Circolare 22 maggio 1995, n 55/1995 del ministero dei Trasporti e della Navigazione). Inoltre, per le vetture catalizzate, deve essere misurato anche il valore del rapporto "lambda", parametro non rilevato nelle autovetture non catalizzate.

Riguardo ai veicoli diesel, non si rilevano variazioni rispetto alla Normativa precedente; tuttavia, a livello operativo è stata quest'anno fornita alle autofficine, una tabella di conversione tra coefficiente di assorbimento espresso in m<sup>-1</sup> e l'opacità percentuale, nell'intento di uniformare la presentazione dei dati restituiti dagli autoriparatori.

### **6.3. Le modalità e svolgimento dei controlli**

Il controllo si svolge secondo la prassi ormai consolidata nei vari anni di attuazione del provvedimento.

Una prima misura, effettuata sui gas di scarico (il cui risultato -R1- viene registrato sulla scheda con i dati del veicolo), stabilisce lo stato delle emissioni del veicolo rispetto al limite di riferimento; qualora questo risulti superato, il veicolo viene sottoposto a messa a punto (ed eventuale sostituzione di parti usurate) in modo da riportare la concentrazione di inquinante entro il valore normativo.

Con una seconda misura (il cui risultato -R2- viene ancora registrato sulla scheda) si accerta la regolarità del veicolo necessaria per il rilascio del bollino.

I risultati del controllo ed i dati del veicolo devono essere riportati in una scheda, che (come esplicitamente menzionato nel protocollo di intesa) deve essere compilata in ogni sua parte e secondo le modalità indicate.

### **6.4. Il campionamento delle schede e creazione del database**

La campagna svolta in collaborazione con la Motorizzazione Civile di Cosenza, ha portato all'ottenimento di un campione abbastanza ampio di schede di veicoli

revisionati con portata a pieno carico inferiore a 35q, presenti nella provincia di Cosenza presso le officine autorizzate.

Il campione originario, prelevato con un software, è di circa 13.550 schede di auto revisionate, composte da varie tipologie di veicoli con differenti alimentazioni, catalitici e non catalitici e di differenti classi di emissione (Euro I, II, III, IV).

Il passo successivo ha portato alla selezione accurata delle schede prive di errori grossolani e con la presenza di tutti i campi obbligatori e prescritti dalla Normativa Italiana.

Il quantitativo di schede selezionato per i veicoli a benzina, contiene complessivamente circa 11.500 schede, tra veicoli catalizzati e non catalizzati.

Le autovetture catalizzate rappresentano, quindi, circa il 61% dei veicoli controllati del parco a benzina.

Prima di presentare le caratteristiche del campione analizzato, occorre affrontare la questione delle schede errate, la cui presenza riduce di fatto la rappresentatività del campione.

Purtroppo occorre segnalare che in questa campagna di rilevamento, con l'introduzione delle nuove schede e delle nuove modalità di controllo, la percentuale di schede errate o incomplete è risultata cospicua. Nel gruppo relativo ai veicoli non catalizzati, la percentuale di schede errate è circa il 6%, ma per i veicoli catalizzati, le schede compilate completamente in ogni parte, rappresentano solo il 75%. Per la categoria dei veicoli, è già stata redatta una casistica dettagliata delle più frequenti tipologie di errore.

Per un più chiara e dettagliata visione complessiva dei dati si è creato un database, che riassume tutte le informazioni utili per la caratterizzazione dei singoli veicoli, revisionati dal punto di vista tecnico e motoristico e dei risultati ottenuti per l'esame di visita e prova delle autovetture, facendo particolare riferimento ai dati ottenuti nella misura delle concentrazioni inquinanti.

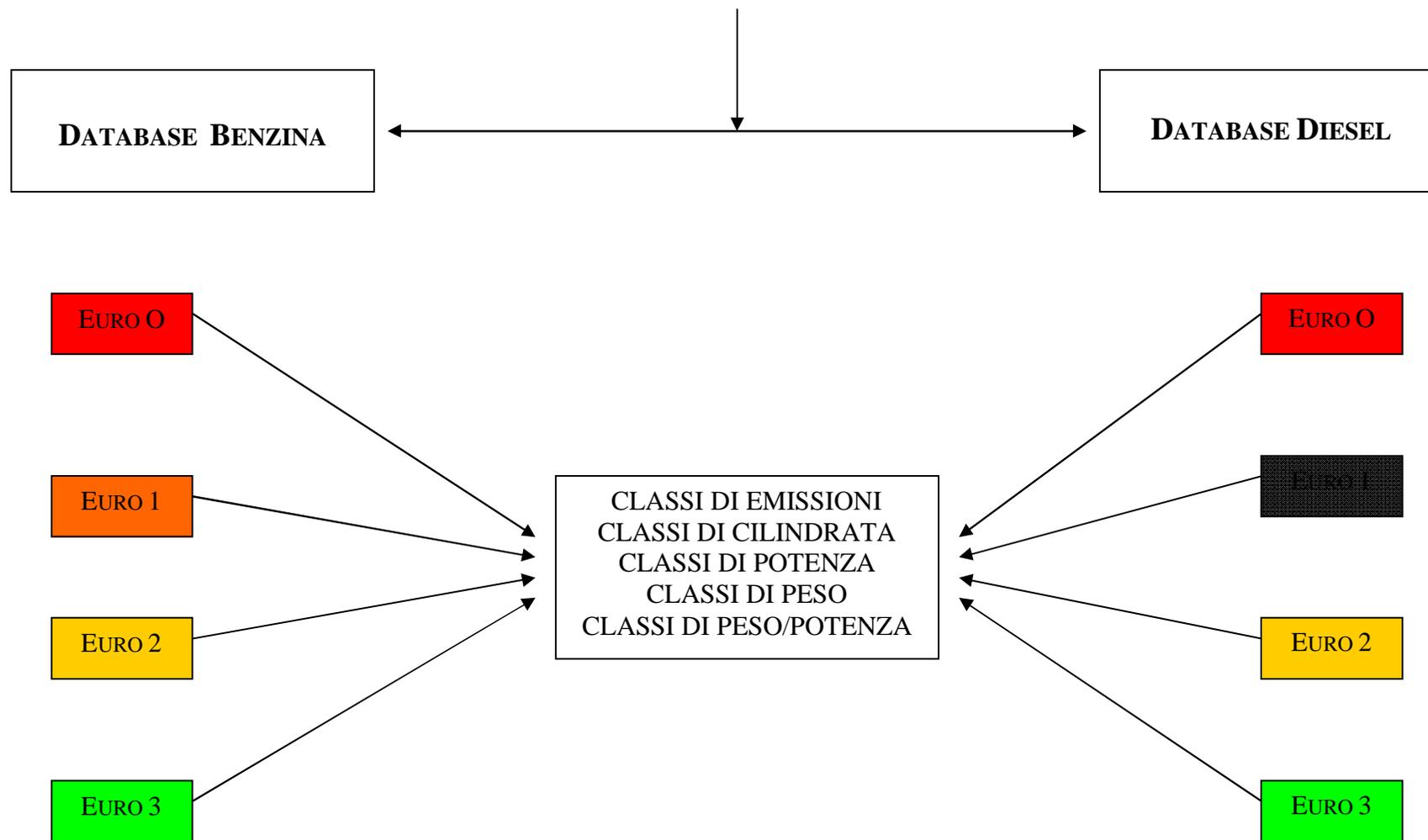


Figura 6.2 Struttura del database

### 6.5. I risultati della campagna di rilevamento

In Fig. 6.3 è rappresentata la composizione per età del campione analizzato. Sono stati riportati sia i veicoli catalizzati che quelli non catalizzati: ovviamente la compresenza delle due categorie, riguarda soltanto gli anni di immatricolazione 1991 e 1992 (a decorrere dal 31/12/92 è entrato in vigore l'obbligo di immettere sul mercato soltanto veicoli dotati di "marmitta catalitica"). In particolare soltanto il 3% dei veicoli immatricolati nel 1991 risultano catalizzati, mentre nell'anno successivo questa percentuale sale all'85%.

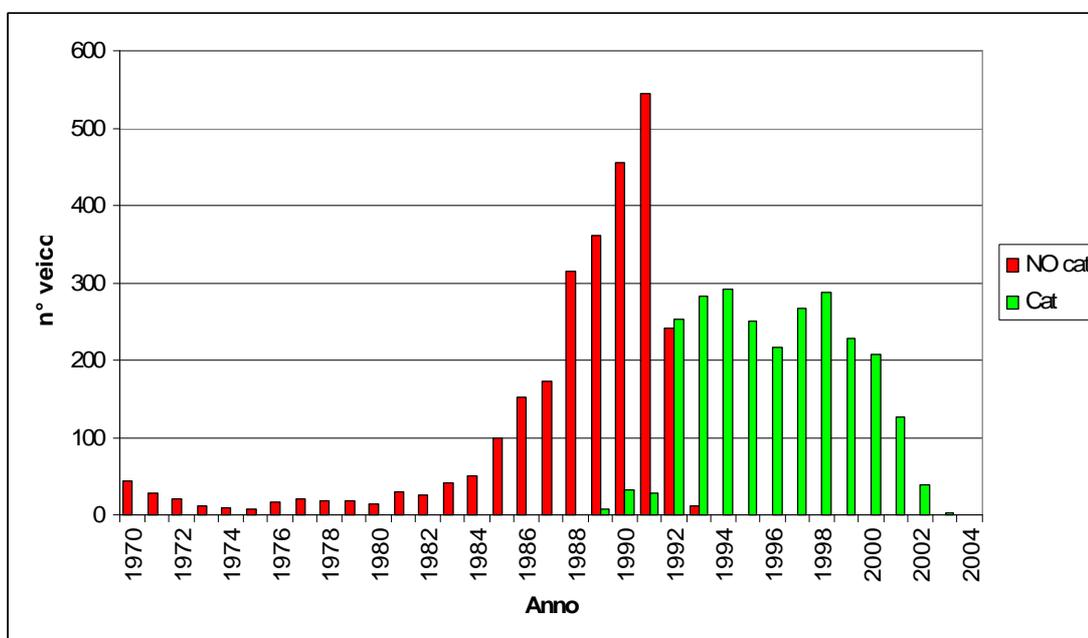


Fig. 6.3 Composizione per età del campione di veicoli a benzina

Come risulta dalla fig. 6.3, il campione delle auto non catalizzate rispetta la distribuzione già nota, con un massimo in corrispondenza dell'anno 1992 e in generale un addensamento della popolazione tra il 1989 ed il 1992 (circa il 49% del totale).

Riguardo alla categoria delle catalizzate si osserva, invece, che i veicoli controllati si distribuiscono in modo praticamente uniforme tra il 1993 ed il 1994; si segnala comunque una piccola percentuale (circa il 3%) di veicoli immatricolati successivamente al 1994 che, hanno aderito al controllo, nonostante non rientrassero tra quelli soggetti ad obbligo.

Nella Fig. 6.4 invece, si può notare la distribuzione dei veicoli per cilindrata e suddivisi per la presenza o meno del sistema di catalizzazione.

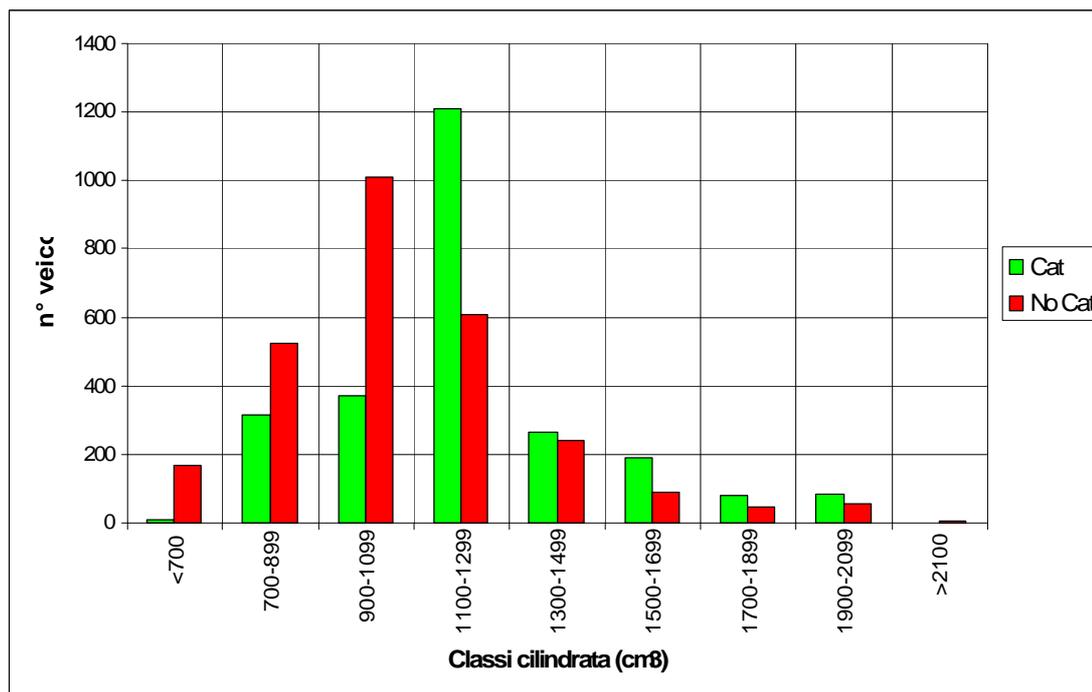


Figura 6.4 Composizione per cilindrata del campione di veicoli a benzina

### 6.6. I risultati dell'analisi del campione veicoli benzina non catalizzati

Come già osservato precedentemente, la concentrazione di CO nei veicoli non catalizzati, deve essere misurata al regime di minimo del motore (e soltanto in questo regime). Si ricorda, inoltre, che qualora la somma di CO e CO<sub>2</sub> risulti inferiore al valore 15, si assuma come valore di CO il CO<sub>corr</sub> corretto secondo la formula già citata.

I valori delle concentrazioni di CO rilevati, sono stati sottoposti ad un'analisi statistica appropriata per poter stabilire delle correlazione tra le variabili presenti e la concentrazione di ogni singolo inquinante.

Da una prima analisi si è riscontrata una bassa, quasi insignificante relazione, tra anno di immatricolazione e la concentrazione di inquinante, giustificata in parte dalla variabilità di chilometraggio delle autovetture in base all'anno di prima immatricolazione.

Si è ottenuto, invece, come risultato la buona dipendenza della concentrazione di inquinante alla cilindrata. Questo risultato, fa ben capire come vi sia anche una buona dipendenza della concentrazione inquinante con la massa complessiva dell'autovettura.

Vi è una stretta correlazione, infatti, tra massa complessiva e cilindrata dell'autovettura.

Per una più chiara valutazione dei dati si mostrano alcuni grafici esplicativi del legame fra concentrazione e cilindrata:

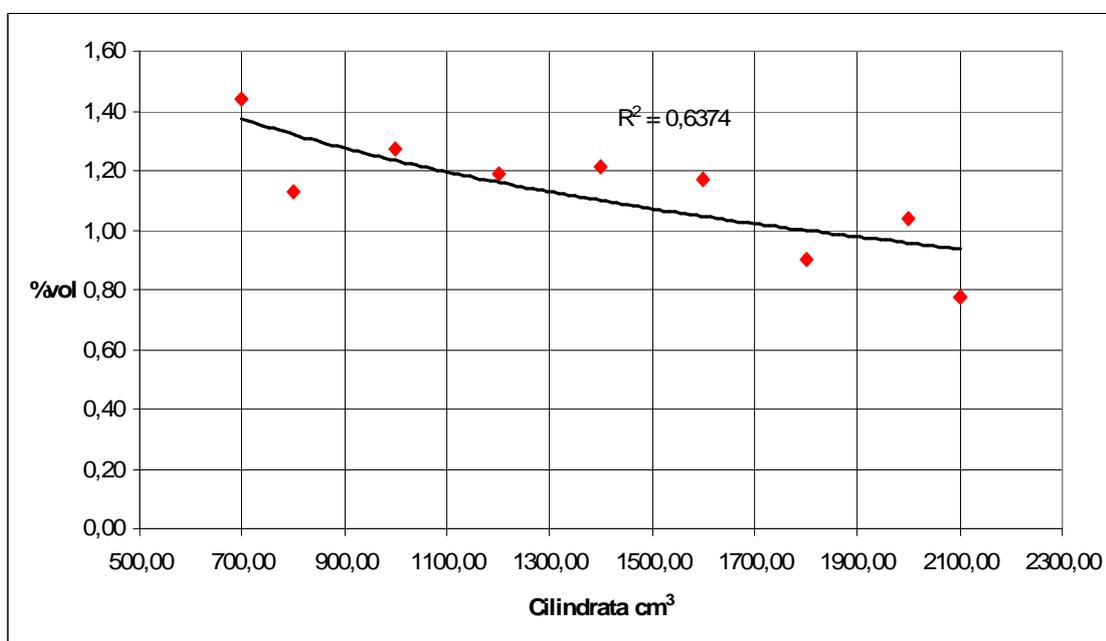


Fig. 6.5 Andamento della concentrazione di CO (% vol) non catalitiche

Rappresentato analiticamente dalla seguente funzione espressa in % vol:

$$CO(cilindrata) = -0,397 \ln(cilindrata) + 3,97 \quad (6.2)$$

Oltre alle analisi condotte sulle concentrazioni dei parametri misurati, al fine di valutare in modo più immediato l'impatto ambientale delle singole categorie di veicoli, si è applicata una possibile metodologia per la stima della massa di inquinante (CO, HC, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>) emesso per unità di tempo.

Di seguito vengono descritti i passi seguiti per tale calcolo:

∅ per la conversione dei valori di concentrazione da v/v a massa/volume a 20°C, si sono adottate le seguenti equazioni:

- $\text{CO} [\text{mg}/\text{m}^3] = \text{CO} [\% \text{ v/v}] * 11500;$
- $\text{HC} [\text{mg}/\text{m}^3] = \text{HC} [\text{vpm}] * 3,5;$
- $\text{CO}_2[\text{mg}/\text{m}^3]=\text{CO}_2[\% \text{ v/V}]*18300;$
- $\text{O}_2[\text{mg}/\text{m}^3]=\text{O}_2[\% \text{ v/V}]*13300;$

∅ la conversione della concentrazione in  $[\text{mg}/\text{min}]$ , risponde alla seguente relazione:

- $E [\text{mg}/\text{min}] = E [\text{mg}/\text{m}^3] * V_{\text{scarico}} [\text{m}^3/\text{min}];$

∅ Il volume di gas di scarico per ciascuna tipologia di veicolo è stato stimato in base alle seguenti equazioni:

- $V = k * \text{Cilindrata} [\text{cm}^3] * \text{Regime} [\text{rot}/\text{min}] * R;$
- dove  $k = 10^{-6}$  motori a 2 tempi;
- $k = 0,5 * 10^{-6}$  motori a 4 tempi;
- $R =$  coefficiente di riempimento variabile tra 0,3 e 0,35;

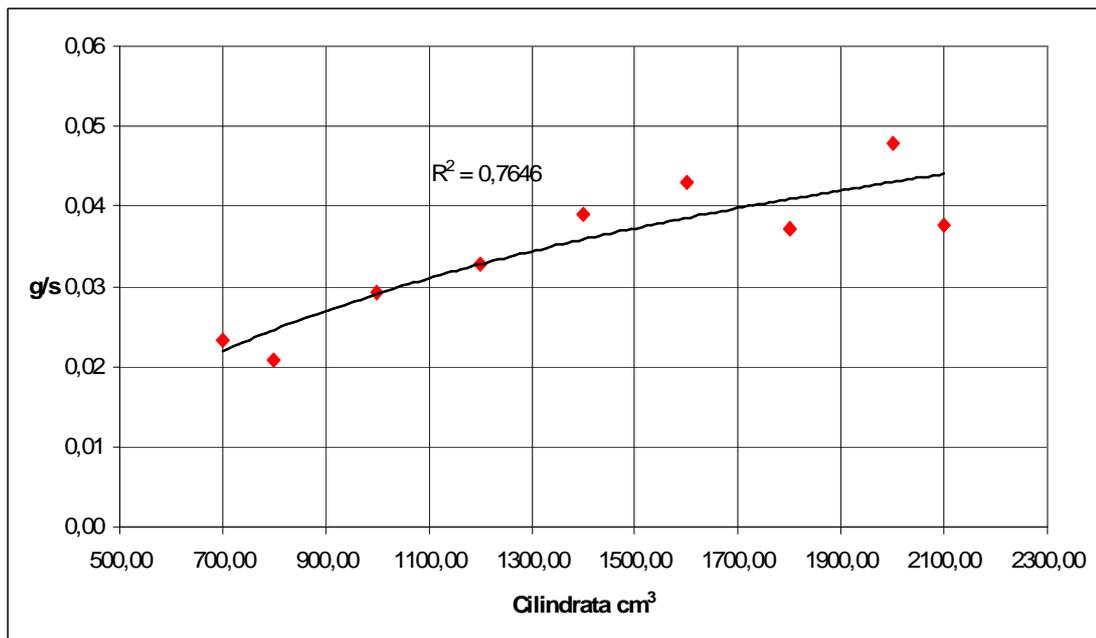


Fig. 6.6 Andamento delle emissioni di CO (g/s) non catalitiche

L'andamento delle emissioni è rappresentato analiticamente dalla seguente funzione espressa in g/s:

$$CO(cilindrata) = 0,021 \ln(cilindrata) - 0,109 \quad (6.3)$$

L'analisi è stata condotta anche per il CO<sub>2</sub>:

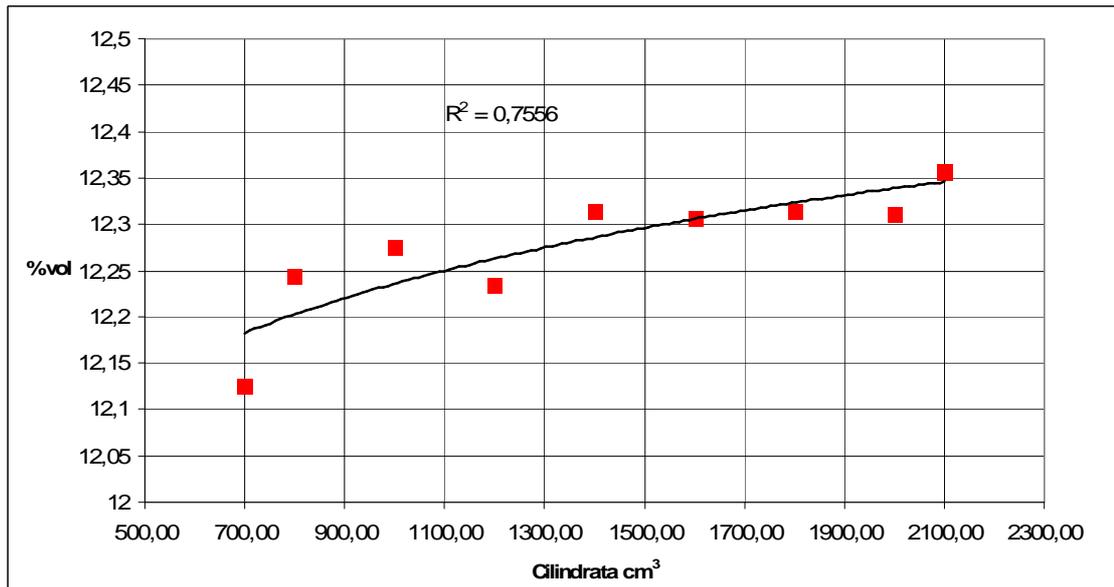


Figura 6.7 Andamento della concentrazione di CO<sub>2</sub> (% vol) non catalitiche

La rappresentazione analitica della seguente espressione in % vol è la seguente:

$$CO_2(cilindrata) = 0,148 \ln(cilindrata) + 11,29 \quad (6.4)$$

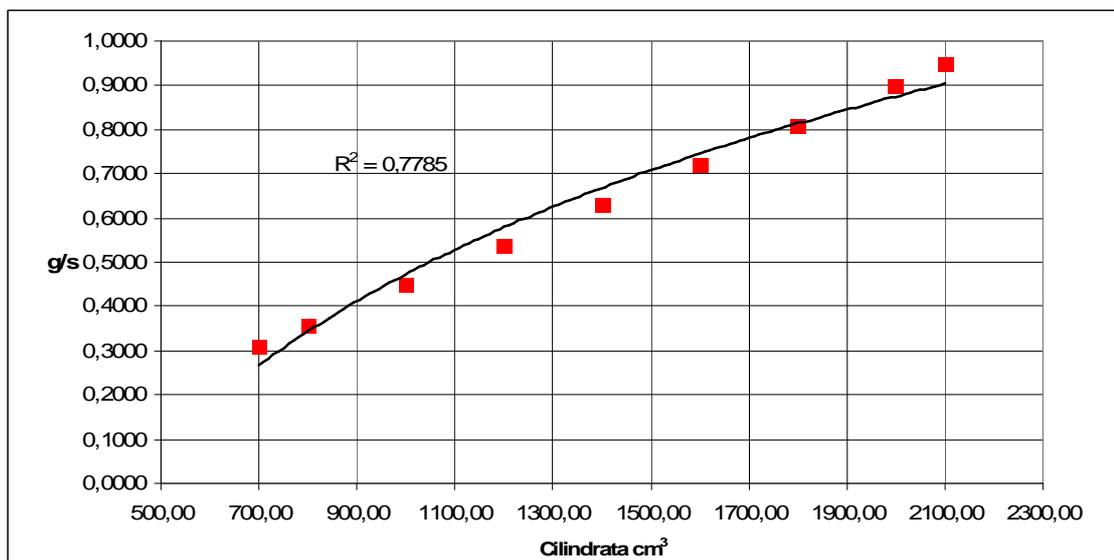


Figura 6.8 Andamento delle emissioni di CO<sub>2</sub> (g/s) non catalitiche

La rappresentazione analitica della seguente espressione in g/s è la seguente:

$$CO_2(\text{cilindrata}) = 0,579 \ln(\text{cilindrata}) + 3,53 \quad (6.5)$$

Nonostante l'andamento variabile al variare della classe di cilindrata, le concentrazioni di inquinanti, sono nella totalità dei casi, al di sotto dei limiti normativi e le medie delle concentrazioni di CO, risultano ormai stabilmente attestare sotto il limite normativo più restrittivo (3,5 % vol.).

### 6.7. I risultati dell'analisi del campione veicoli benzina catalizzati

Le prescrizioni normative, per la categoria delle vetture catalizzate, risultano più vincolanti e stabiliscono procedure più articolate rispetto al caso delle non catalizzate, prevedendo sia la misura del CO a due regimi del motore, sia la valutazione del parametro "lambda".

Oltre alle rilevazioni sul CO, le schede riportano le misurazioni degli altri gas inquinati, relative ai diversi regimi.

Si riportano i risultati dell'elaborazione nelle seguenti figure:

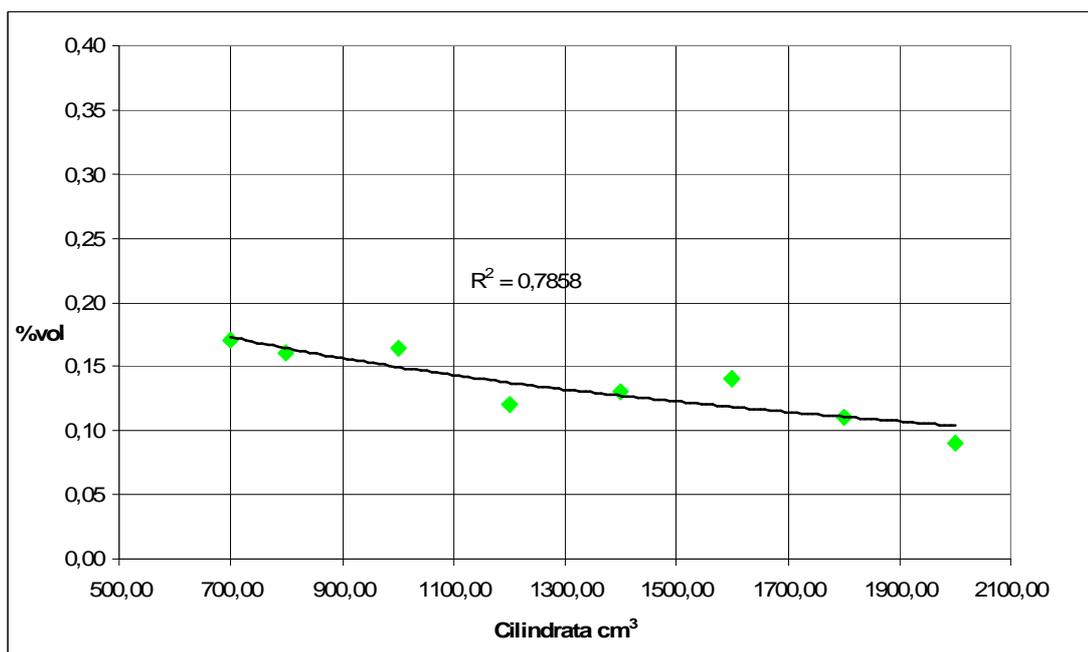


Figura 6.9 Andamento della concentrazione di CO (% vol) Catalitiche

$$CO_{\min}(cilindrata) = -0,066 \ln(cilindrata) + 0,61 \quad (5.6)$$

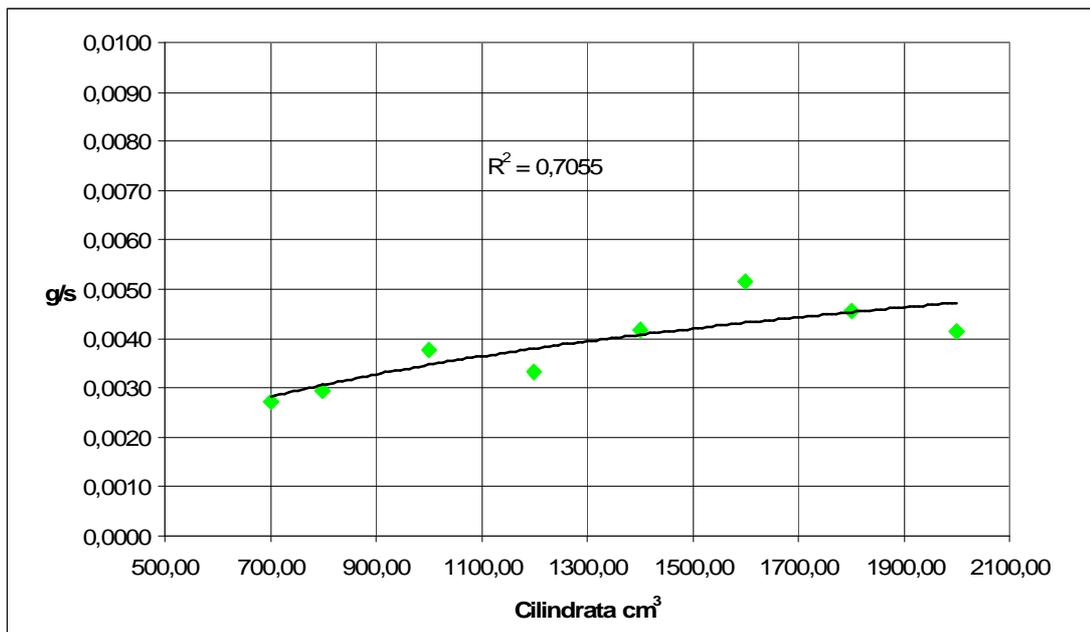


Figura 6.10 Andamento delle emissioni di CO (g/s) catalitiche

$$CO(cilindrata) = 0,002 \ln(cilindrata) - 0,01 \quad (6.7)$$

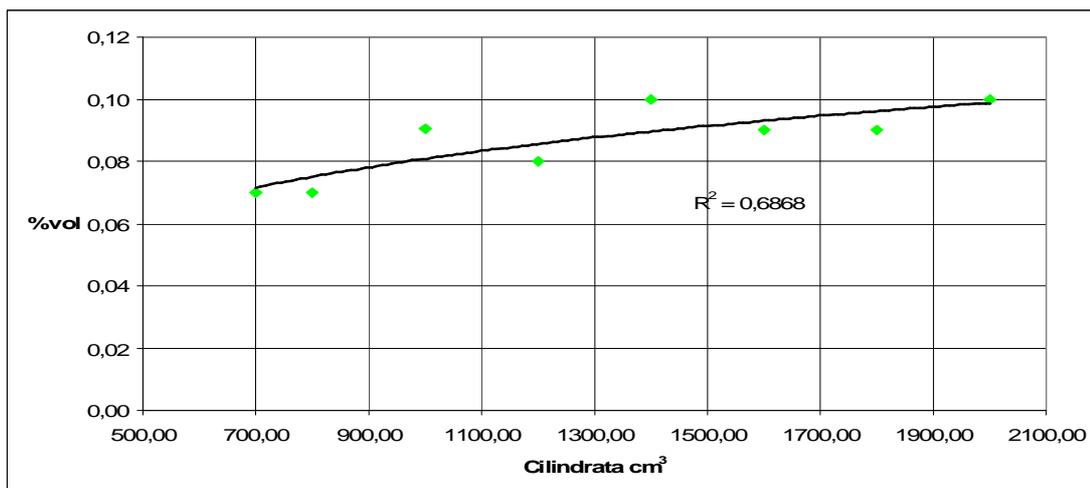


Figura 6.11 Andamento della concentrazione di CO<sub>min acc</sub> (% vol) Catalitiche

$$CO_{\min acc}(cilindrata) = 0,026 \ln(cilindrata) - 0,10 \quad (6.8)$$

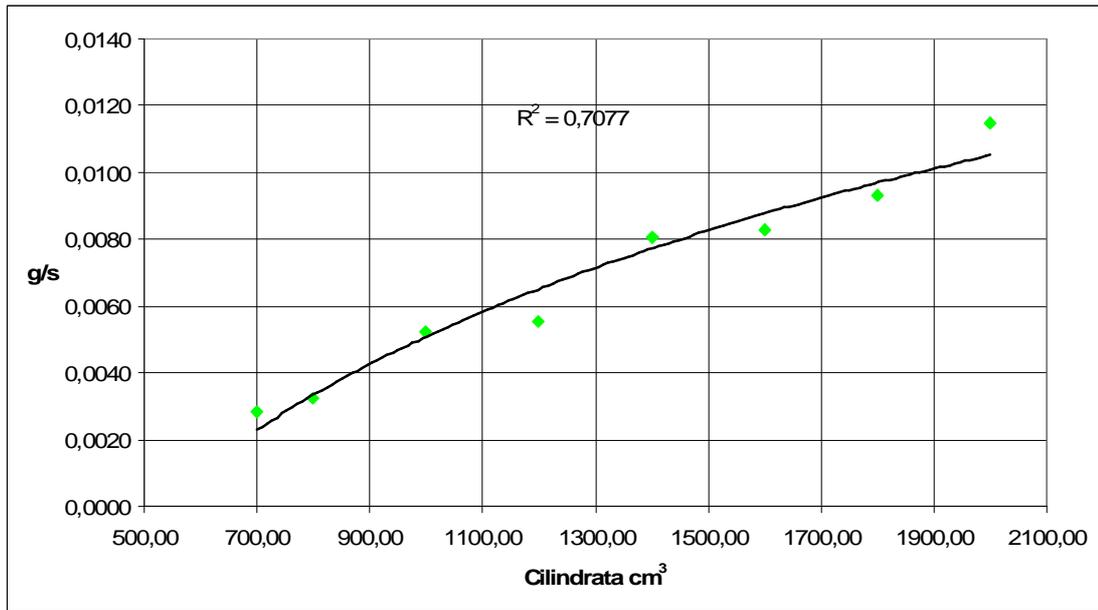


Fig. 6.12 Andamento delle emissioni di CO<sub>min acc</sub> (g/s) Catalitiche

$$CO_{\min acc}(\text{cilindrata}) = 0,008 \ln(\text{cilindrata}) - 0,05 \quad (6.9)$$

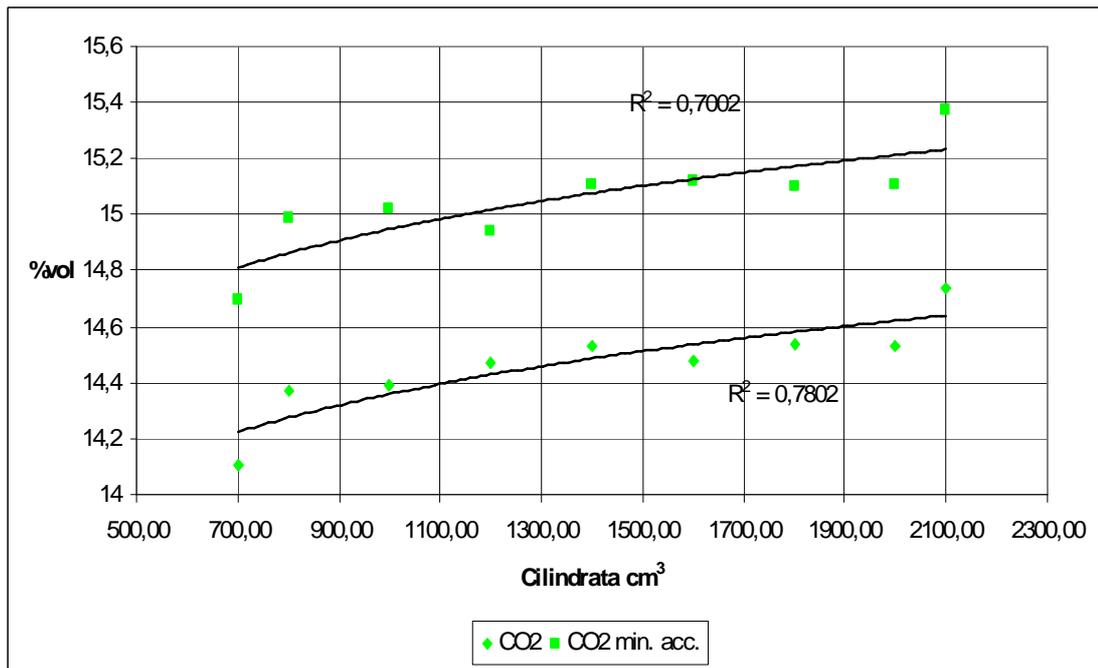


Fig. 6.13 Andamento della concentrazione di CO<sub>2min acc</sub> e CO<sub>2 min</sub> (% vol) Catalitiche

$$CO_{2\min}(\text{cilindrata}) = 0,382 \ln(\text{cilindrata}) + 12,13 \quad (6.10)$$

$$CO_{2_{min\ acc}}(cilindrata) = 0,378 \ln(cilindrata) + 11,47 \quad (5.11)$$

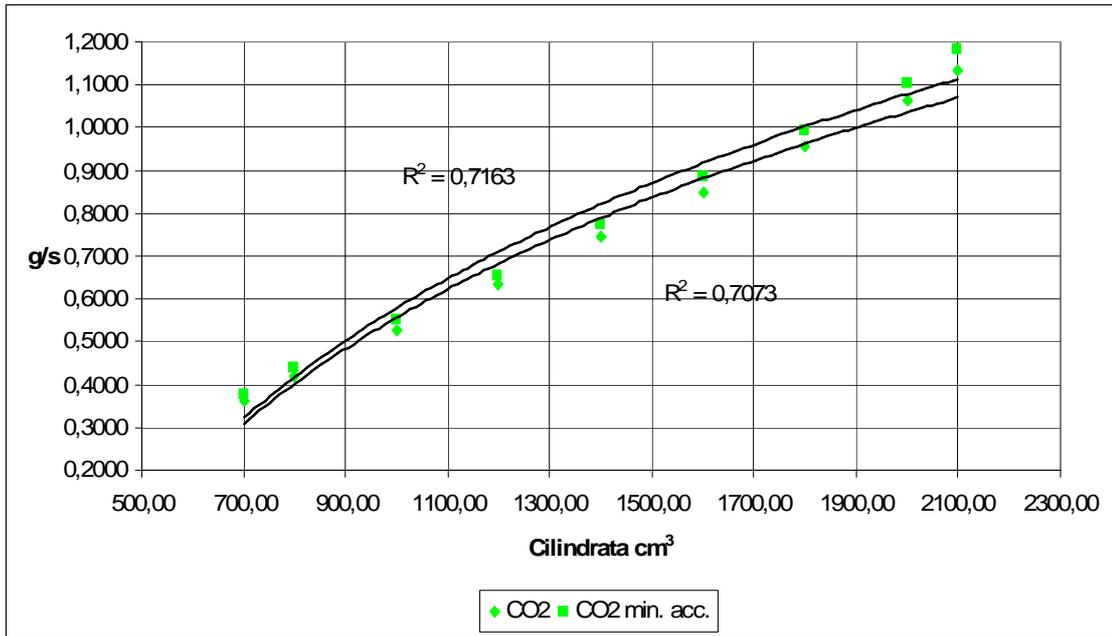


Fig. 6.14 Andamento delle emissioni di CO<sub>2 min acc</sub> e CO<sub>2 min</sub> (g/s) Catalitiche

$$CO_{2_{min}}(cilindrata) = 0,720 \ln(cilindrata) - 4,40 \quad (6.12)$$

$$CO_{2_{min\ acc}}(cilindrata) = 0,692 \ln(cilindrata) - 4,23 \quad (6.13)$$

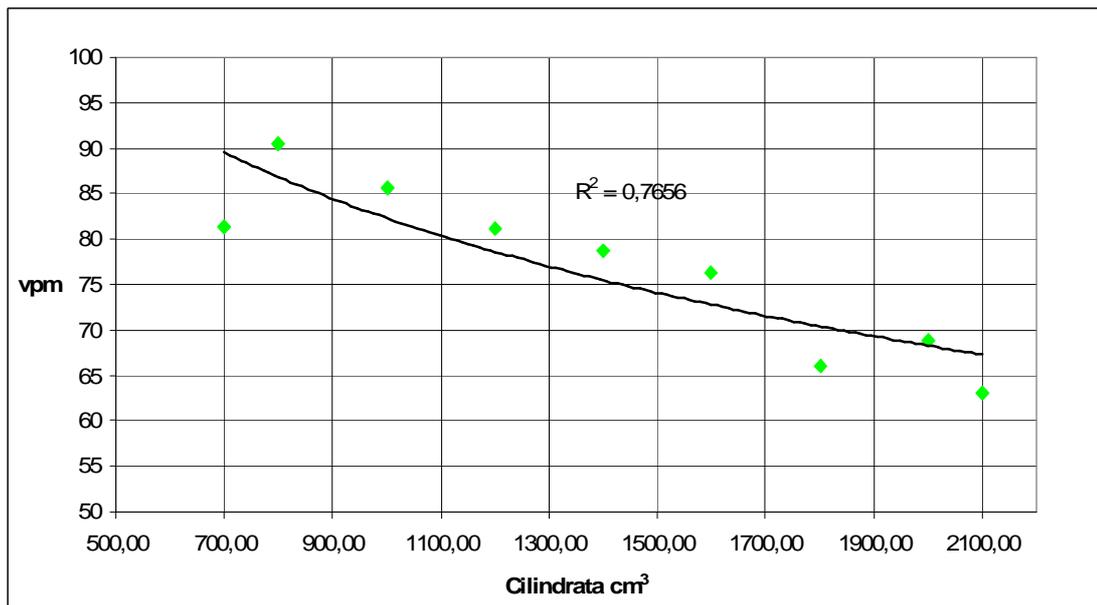


Fig. 6.15 Andamento della concentrazione di HC<sub>min acc</sub> (vpm) Catalitiche

$$HC_{\min acc}(cilindrata) = -20.24 \ln(cilindrata) + 222,09 \quad (5.14)$$

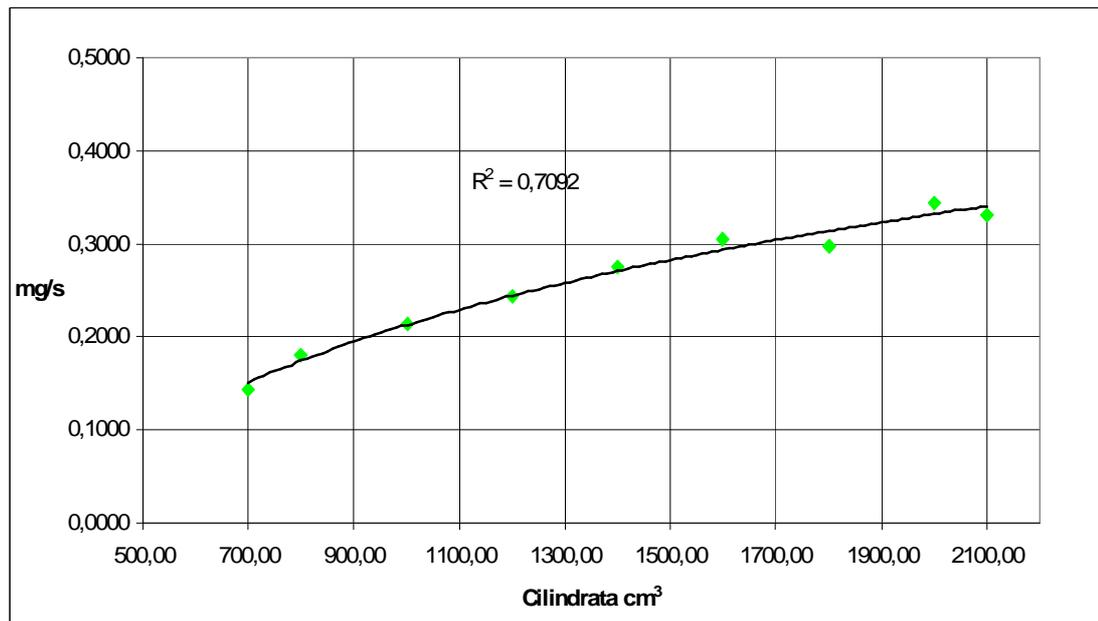


Fig. 6.16 Andamento delle emissioni di HC min acc (mg/s) Catalitiche

$$HC_{\min acc}(cilindrata) = 0.172 \ln(cilindrata) - 0,977 \quad (6.15)$$

Noti tutti gli andamenti delle concentrazioni inquinanti per le autovetture catalitiche e non catalitiche del campione, si può determinare, con buon livello di significatività, la concentrazione media di inquinante di una qualsiasi categoria di autovettura, presente nella popolazione del parco veicolare della provincia di Cosenza.

## 6.8. Conclusioni

L'analisi e la conoscenza dei valori e degli andamenti delle concentrazioni inquinanti veicolari, è utile per instaurare una correlazione diretta tra la qualità della circolazione nelle intersezioni semaforizzate e le concentrazioni di inquinanti nell'aria, causate propriamente sia dalle modalità di guida in corrispondenza delle intersezioni, sia dall'entità dei flussi veicolari circolanti.

Si punterà, infatti, ad analizzare la problematica del calcolo delle concentrazioni degli inquinanti nell'aria, in funzione delle caratteristiche di controllo e del deflusso nelle

intersezioni semaforizzate, alla definizione di cicli semaforici eco-compatibili, alla stima di livelli di servizio dell'area intersezione in funzione delle condizioni ambientali presenti ed, infine, a proporre delle strategie di pianificazione ambientale da attuare.

Si sottolinea che, i risultati delle ricerche traggono origine da dati ufficiali di rilievo "sul campo", attraverso una campagna svolta con la collaborazione della Motorizzazione Civile di Cosenza.

Preme, tuttavia, evidenziare come tale procedura può essere applicata in qualsiasi contesto provinciale italiano ed aggiornato con il passare degli anni.

### **7.1. Introduzione**

Una metodologia descrittiva del fenomeno dell'inquinamento da traffico consiste nella simulazione, in termini matematici, dei fenomeni reali in modo da descrivere l'intero processo in esame attraverso i valori assunti da opportune variabili rappresentative. In questo modo è possibile effettuare l'analisi dei sistemi coinvolti sia nella situazione attuale che in condizioni di riferimento ipotizzate.

Metodologie di questo tipo non possono essere utilizzate come strumento di progettazione e di verifica.

La finalità dei metodi descrittivi per l'analisi dell'inquinamento da traffico, è quella della valutazione degli effetti determinati dalle scelte di assetto del sistema stradale.

I metodi descrittivi trovano un corretto campo di applicazione come strumenti di supporto alle decisioni nel campo della pianificazione ambientale, urbanistica, territoriale e dei trasporti.

L'orizzonte temporale a cui questi metodi fanno riferimento, può essere quello del medio e lungo periodo (per esempio negli studi di impatto ambientale [Festa, 1997], quello del breve periodo (per esempio nei piani urbani del traffico), ma anche quello della gestione operativa della circolazione stradale a brevissimo termine per fronteggiare eventi particolari o emergenze di inquinamento dell'aria.

I metodi descrittivi dell'inquinamento da traffico fanno quasi sempre riferimento a condizioni stazionarie, ovvero al raggiungimento di una situazione di equilibrio fra le diverse componenti in gioco. Ciò è dovuto sia alla necessità di basare l'analisi su uno scenario stabile sia alla maggiore affidabilità che in questo caso assumono i modelli matematici utilizzati.

Benché numerosi e di caratteristiche variegata, i metodi di tipo descrittivo sono riconducibili allo schema generale mostrato in Figura 7.1, nel quale sono rappresentati i diversi modelli matematici dedicati alla simulazione dei singoli sottoprocessi in esame. L'apparato modellistico è generalmente fondato sul'ipotesi di poter calcolare la concentrazione inquinante presente nell'aria come somma di un contributo locale (dovuto alle sorgenti di emissione immediatamente prossime) e di un contributo areale

(dovuto alle porzioni più lontane del sistema stradale), oltre che di un contributo di fondo non relazionato al traffico. Attraverso un modello di assegnazione del traffico viene determinata la distribuzione dei flussi e delle velocità veicolari, tempi di percorrenza sulla rete di trasporto e tutti gli altri parametri cinematici relativi ai singoli veicoli.

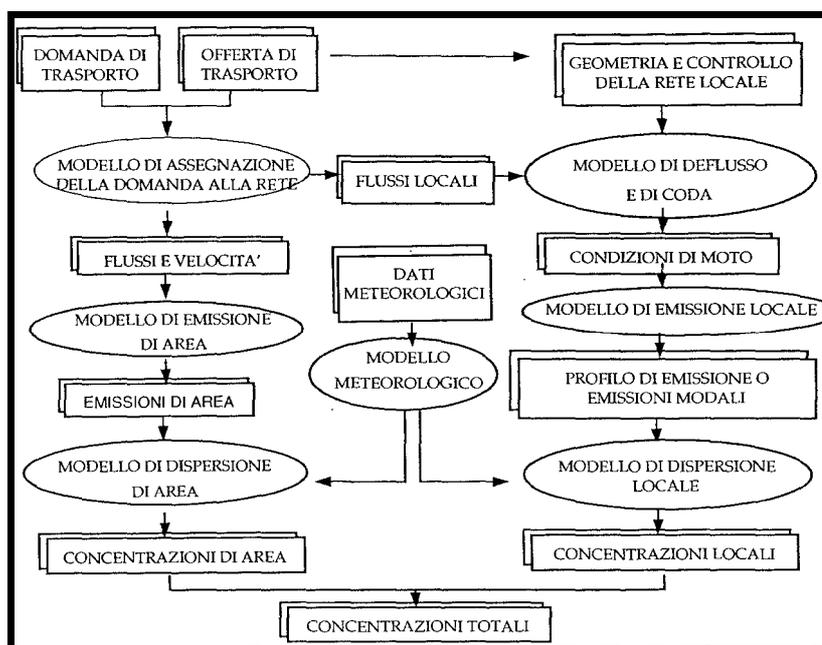


Fig. 7.1 Struttura generale di un sistema di modelli di inquinamento di tipo descrittivo

Questo modello si avvale di una rappresentazione discreta della domanda di trasporto (matrici Origine/Destinazione), della descrizione topologica e quantitativa della rete di trasporto, di un insieme di funzioni di costo e di capacità associate ad ogni elemento della rete [Cascetta, 1998]. Nel caso del calcolo del contributo di area, il livello di dettaglio garantito dal modello di assegnazione, può ritenersi sufficiente per la descrizione del moto dei veicoli su tutti i punti della rete.

Nel caso del calcolo del contributo locale, invece, è necessario giungere a una descrizione più dettagliata del moto veicolare attraverso l'impiego di un modello di deflusso [Nuzzolo et al., 1993].

Nel caso in cui si abbia la formazione di file di attesa in corrispondenza di interruzioni del traffico, viene utilizzato anche un modello di coda che permette di

determinare le lunghezze delle code e i tempi di attesa nelle intersezioni della rete sia in modo aggregato, sia in modo disaggregato.

A questo punto è possibile l'impiego di un modello di emissione per il calcolo della quantità di inquinante emesso dal traffico nel periodo di riferimento.

Anche il modello di emissione assume generalmente caratteristiche di dettaglio differenti nei due casi di calcolo del contributo locale o di area alla concentrazione.

Nel primo caso fornisce, infatti, un profilo delle emissioni esistenti lungo gli archi della rete oppure le emissioni modali corrispondenti ai diversi modi cinematici, mentre nel secondo soltanto le relative emissioni medie.

I risultati del modello di emissione sono necessari ai modelli di dispersione per il calcolo delle concentrazioni. Anche questi sono catalogabili in modelli di dispersione di area e nei più dettagliati modelli di dispersione locale.

I modelli di dispersione fanno necessariamente uso di modelli di simulazione dei fenomeni fisici e chimici che avvengono nell'atmosfera (modelli meteorologici).

Il risultato finale del sistema modellistico descritto, è il valore della concentrazione inquinante in ogni punto dell'area di studio.

## **7.2. I modelli di simulazione delle reti stradali**

Nell'ambito dei metodi descrittivi per la simulazione dell'inquinamento da traffico, è necessario ricorrere all'uso di modelli matematici per l'analisi della domanda e dell'offerta di trasporto in condizioni stazionarie allo scopo di determinare i flussi e le velocità dei veicoli nei singoli elementi della rete stradale.

Il sistema di trasporto è quella componente del più ampio sistema socio-economico e territoriale ed è costituita da tutte le entità direttamente coinvolte nella realizzazione delle attività del trasporto. Queste ultime sono determinate da bisogni derivati dalle attività sociali ed economiche dell'uomo. Il sistema di trasporto è scomposto nei due sottosistemi dell'offerta (composta dalle entità che concorrono all'effettuazione del trasporto) e della domanda (costituita da tutte le entità che fruiscono del trasporto).

Allo scopo della simulazione, il sistema territoriale su cui insiste il sistema di trasporto, viene rappresentato nella forma discreta di un insieme di zone (detto zonizzazione) di caratteristiche sufficientemente omogenee sia in relazione alla domanda che all'offerta di trasporto. Ogni zona viene descritta da opportune variabili che ne rappresentano gli attributi socio-economici e territoriali significativi.

L'offerta di trasporto è costituita da un insieme di elementi infrastrutturali (strade, ferrovie, parcheggi, etc.) e organizzativi (codici della strada, servizi di trasporto pubblico). Tali elementi vengono schematizzati matematicamente in un modello di offerta sulla base della teoria delle reti. Le caratteristiche topologiche dell'offerta di trasporto sono rappresentate da grafi, ovvero da una collezione di nodi e archi, che rappresentano rispettivamente i punti significativi del sistema e le loro possibili relazioni. In un grafo stradale, gli archi schematizzano le singole strade e i nodi i loro punti di intersezione. Ai singoli elementi, costituenti un grafo, vengono associate un certo numero di caratteristiche quantitative (o attributi). Nel caso della rete stradale, gli attributi sono quelli geometrici, fisici e funzionali sufficienti a descriverne il funzionamento. Un importante attributo degli archi stradali è il costo del trasporto, che esprime una stima oggettiva del costo sopportato dagli utenti del sistema per spostarsi sugli archi stessi ed, inoltre, in molte situazioni coincide con il tempo impiegato; in tal caso il costo viene determinato sulla base delle teorie del deflusso veicolare. Il costo del trasporto viene schematizzato attraverso una relazione matematica detta funzione di costo.

La domanda di trasporto è fortemente correlata al sistema delle attività umane e in particolare alla natura e alla distribuzione territoriale delle attività economiche, delle residenze e degli elementi urbanistici. La domanda di trasporto viene solitamente schematizzata in modo discreto nella forma di matrici origine/destinazione (O/D), nelle quali ogni riga si riferisce ad una zona del territorio da cui hanno origine gli spostamenti ed ogni colonna si riferisce ad una zona in cui questi ultimi hanno destinazione.

La generica cella  $ij$  della matrice, contiene dunque il numero degli spostamenti che, nel periodo dell'analisi, avvengono tra la zona origine  $i$  e la zona destinazione  $j$ .

La simulazione del comportamento della domanda di trasporto viene effettuata attraverso un modello di domanda costituito da un insieme di relazioni matematiche in grado di esprimere quantitativamente la domanda stessa in funzione dell'assetto dei sistemi delle attività socio-economiche e dell'offerta di trasporto. Poiché la domanda di trasporto è il risultato delle scelte compiute dagli utenti, i modelli di domanda sono frequentemente basati sulla teoria comportamentale e formalizzati come modelli di scelta. L'approccio più comunemente usato, è quello della scelta aleatoria, la quale presuppone che l'utente decisore, ricerchi il valore massimo dell'utilità da esso percepita relativamente alle proprie scelte; utilità non nota con certezza all'estensore del modello e rappresentata, quindi, da una variabile aleatoria.

I livelli di scelta presi in considerazione sono generalmente quelli relativi all'effettuazione o meno dello spostamento, alla destinazione, al modo di trasporto da adoperare, al percorso da seguire e sono spesso differenziati per motivo, periodo di tempo, natura degli spostamenti, categorie di utenti di caratteristiche decisionali omogenee. Si ricorda, infine, che in aggiunta ai modelli di domanda basati sulla simulazione delle singole scelte relative agli spostamenti origine/destinazione, la letteratura fornisce anche approcci che coinvolgono la simulazione delle scelte di interesse sequenze di spostamenti (trip-chaining) o addirittura di aggregazioni di queste.

Un'altra tipologia di modelli di domanda è, infine, quella dei modelli *non interpretativi*, basata sulla semplice descrizione della domanda di trasporto senza considerare nessuna ipotesi comportamentale.

Una volta messi a punto i modelli di domanda e di offerta di trasporto, la loro interazione è simulata attraverso i modelli di assegnazione della domanda alle reti di trasporto.

Allo stato attuale dell'arte, la letteratura fornisce diversi metodi per effettuare il procedimento di assegnazione che possono essere distinti in base alle ipotesi sulle quali sono fondati.

Di particolare interesse per lo studio dell'inquinamento da traffico stradale, sono quei metodi che ricercano le configurazioni di equilibrio del sistema domanda-offerta nelle quali la distribuzione dei flussi risulta congruente con quella dei costi ad essa associati.

L'approccio di questi metodi, detti di assegnazione di equilibrio degli utenti, è infatti dedicato alla descrizione stazionaria del sistema di trasporto.

L'approccio alternativo è quello dell'assegnazione di processo dinamico, finalizzato allo studio dell'evoluzione nel tempo degli stati ammissibili del sistema domanda-offerta. Un'ulteriore classificazione dei modelli di assegnazione si fonda sulle caratteristiche della funzione di costo.

Se, infatti, si suppone che i costi di spostamento sugli archi della rete non dipendano dai flussi, si ottengono modelli di assegnazione a costi costanti (o di network loading) che, ben rappresentano il fenomeno su reti non congestionate; in caso contrario si hanno modelli di assegnazione validi per reti congestionate.

Per quanto riguarda le ipotesi sul comportamento di scelta del percorso da parte degli utenti, si può supporre che tale scelta sia effettuata prima di compiere lo spostamento (comportamento preventivo) o che possa essere effettuata nel corso dello spostamento in seguito ad eventi non noti a priori (comportamento adattivo) o ancora che il modello comportamentale sia misto fra i due, includendo una scelta adattiva fra alternative preventive, decise in precedenza.

Il meccanismo di scelta può essere fondato sulla valutazione, da parte dell'utente, di un costo del percorso percepito di tipo deterministico (modelli di scelta deterministici) o aleatorio (modelli di scelta probabilistici o stocastici).

Mentre nel primo caso tutti gli utenti scelgono un itinerario di minimo costo, nel secondo è possibile che il percorso scelto non sia quello di costo minimo. In base alle possibili combinazioni di ipotesi sulla dipendenza fra costi di spostamento e flussi, si riconoscono i modelli di assegnazione per reti non congestionate con modello di scelta del percorso deterministico (DNL, *Deterministic Network Loading*) o stocastico (SNL, *Stochastic Network Loading*) o i modelli di assegnazione per reti congestionate con

modello di scelta del percorso deterministico (DUE, *Deterministic User Equilibrium*) o stocastico (SUE, *Stochastic User Equilibrium*).

Un ultimo aspetto dei modelli di assegnazione riguarda la dipendenza della domanda di trasporto dai costi sugli archi della rete, rilevante per le reti congestionate. Se si assume che, oltre alla scelta del percorso, anche gli altri livelli di scelta degli utenti dipendano dai costi, si parla di modelli di assegnazione con domanda elastica (anziché rigida). In particolare, trovano frequente applicazione pratica, i modelli di assegnazione che assumono la domanda rigida per ciò che concerne la scelta di effettuare lo spostamento e la destinazione, ma non la scelta del modo di trasporto.

### **7.3. I modelli di deflusso**

I modelli per il calcolo del deflusso veicolare hanno la funzione di descrivere l'assetto del deflusso in ogni strada considerata nell'analisi. I diversi modelli di deflusso riportati nella letteratura scientifica sono in particolare finalizzati a descrivere le relazioni analitiche fra i principali parametri che definiscono le condizioni operative delle correnti veicolari, ovvero il flusso (numero medio di veicoli che attraversa una certa sezione stradale nell'unità di tempo in un certo periodo di riferimento), la velocità (media spaziale delle velocità istantanee dei veicoli che in un certo istante sono contenuti in un dato segmento stradale) e la densità (rapporto tra il numero di veicoli che in un certo istante sono contenuti in un dato segmento stradale e la lunghezza del segmento stradale stesso) [Olivari, 1994].

Nella schematizzazione delle condizioni di deflusso è, inoltre, di fondamentale importanza la definizione ed il calcolo della capacità fisica di una strada, intesa come il valore massimo del flusso di veicoli che su di essa possa transitare in condizioni medie stabilite e in un periodo di tempo di riferimento [TRB, 1994].

I modelli di deflusso possono essere catalogati in modelli deterministici o stocastici, a seconda dell'approccio usato nella schematizzazione dei fenomeni reali. I modelli di deflusso sono anche distinguibili in modelli di microsimulazione che si basano sulla schematizzazione del comportamento dei singoli veicoli (o dei loro conducenti) e

modelli di macrosimulazione, i quali sono finalizzati alla descrizione del comportamento medio del flusso nel suo complesso e utilizzano spesso l'analogia tra il comportamento della corrente di traffico e quello dei fluidi comprimibili.

Le condizioni di moto dei veicoli in un generico segmento stradale sono distinguibili in condizioni di flusso ininterrotto e flusso interrotto.

Si parla di flusso ininterrotto quando il flusso veicolare non subisce arresti per cause ad esso estranee. Le condizioni di flusso ininterrotto comprendono quindi anche quei casi in cui le interruzioni del flusso sono dovute a cause intrinseche alle correnti veicolari (a esempio l'evenienza di incidenti), all'eccesso di flusso rispetto alle capacità di smaltimento della strada in punti singolari, a fenomeni di propagazione di perturbazioni del moto all'interno delle correnti veicolari. Il flusso ininterrotto è tipico della viabilità extraurbana.

Viceversa, si parla di flusso interrotto, quando le condizioni di moto dei veicoli sono fortemente influenzate dagli arresti imposti dai dispositivi di controllo del traffico, finalizzati proprio all'interruzione della circolazione (semafori, segnaletica di stop o di precedenza, attraversamenti pedonali, etc.).

I modelli per la descrizione del deflusso veicolare, sono generalmente diversi per i due casi di flusso ininterrotto e flusso interrotto. In quest'ultima situazione subentra, infatti, il fenomeno della coda di attesa che si forma a ridosso dei punti in cui il moto del traffico viene artificialmente arrestato. Di conseguenza, i modelli di deflusso interrotto fanno generalmente ricorso a specifiche procedure di calcolo finalizzate alla schematizzazione delle code, detti appunto modelli di coda e derivati da teorie di carattere più generale [Newell, 1982].

Una panoramica dei modelli di deflusso proposti dagli anni '50 in poi dai diversi Autori, può essere ricavata dai testi di carattere generale di Haight (1963), Ashton (1966), Leutzbach (1988), Ruberti (1994), Olivari (1994).

Allo scopo dell'applicazione al calcolo dell'inquinamento dell'aria causato dal traffico stradale in condizioni stazionarie, i modelli di deflusso devono essere in grado di alimentare il modello statico per il calcolo delle emissioni. Il parametro fondamentale

che viene ad essi richiesto è, pertanto, dato dalla velocità media del moto in ogni tratto omogeneo del segmento stradale considerato.

### **7.3.1. Il flusso interrotto**

Il caso in cui le condizioni del flusso veicolare siano del tipo interrotto riguarda strettamente le strade urbane e presenta una particolare rilevanza nell'ambito del calcolo dell'inquinamento da traffico stradale, che nelle città assume proporzioni notevoli.

La simulazione del deflusso dei veicoli è in questa situazione legata alla descrizione del fenomeno della formazione delle code di attesa, attraverso un modello di coda, in corrispondenza dei punti di interruzione regolamentata del traffico, ovvero delle intersezioni stradali.

I più diffusi metodi per la schematizzazione stazionaria del deflusso interrotto nell'ambito dei modelli descrittivi per il calcolo dell'inquinamento da traffico sono:

(a) modelli di deflusso modali, che utilizzano i risultati di un modello di coda in riferimento ai diversi modi cinematici dei veicoli indotti dalla coda (crociera, decelerazione, fermata, accelerazione);

(b) modelli di deflusso semplificati, che utilizzano i risultati di un modello di coda soltanto per stimare il tempo medio di attesa dei veicoli alle intersezioni che viene poi utilizzato per calcolare la velocità media di percorrenza.

Si vuole a questo punto far notare che i risultati dei modelli di deflusso di tipo dinamico del moto dei singoli veicoli, possono essere anche utilizzati dai modelli di emissione dinamica utili ad implementare i profili temporali di emissione dei veicoli stessi.

I modelli di flusso interrotto sono in larga parte utilizzati allo scopo di calcolare il contributo locale di inquinamento in corrispondenza delle intersezioni stradali.

I diversi modelli di coda utilizzati nella descrizione analitica del flusso interrotto, possono essere ricondotti a tre approcci classici della teoria delle code, infatti, essi sono distinti in modelli di microsimulazione, modelli di mesosimulazione e modelli analitici.

I modelli di microsimulazione, affrontano il problema della coda attraverso la descrizione del moto del singolo veicolo e sono in generale poco adatti a causa della loro complessità, ma indispensabili per il calcolo dell'emissione veicolare nelle diverse condizioni di moto presenti, infatti, ci permettono di avere tutte le informazioni per il calcolo dell'emissione del singolo veicolo.

I modelli di mesosimulazione sono fondati sull'analogia fluidodinamica che consente di assimilare il deflusso veicolare a quello di un fluido.

L'approccio classico di tali tipi di modelli è fondato sull'ipotesi di flusso uniforme e di arrivi all'intersezione di tipo casuale e si applica con successo soltanto alle intersezioni semaforizzate [Van Vliet, 1992].

Nel caso in cui non si possa supporre che l'arrivo dei veicoli sia casuale, poiché essi si presentano all'intersezione in plotoni, è necessario specificare i profili temporali del flusso degli arrivi all'intersezione in funzione dello stesso profilo a monte del segmento stradale. Un approccio del genere è applicabile con successo sia alle intersezioni semaforizzate che a quelle con regolamentazione ad obbligo di precedenza.

Esempi di modelli di coda di questo tipo sono riportati in [Robertson, 1969] e [Martino, 1991].

I modelli di deflusso modali sono generalmente basati su modelli di coda notevolmente dettagliati, adatti a essere utilizzati per alimentare modelli di emissione di tipo dinamico.

Il loro utilizzo è infatti solitamente collegato all'impiego di un modello di emissione dinamico, ma le variabili in gioco vengono poi riportate alle condizioni stazionarie.

Il modello di coda viene cioè finalizzato alla determinazione delle condizioni di moto dei veicoli nei diversi modi cinematici indotti dalla coda (crociera, decelerazione, fermata, accelerazione); in ognuna di queste fasi del moto viene applicato un modello di emissione dinamico (modale) e i risultati vengono poi sommati e mediati per l'intera strada in esame.

Un approccio di questo tipo consente di salvaguardare la precisione propria dei modelli dinamici ma anche di riportarsi agevolmente alle condizioni stazionarie tipiche dei metodi descrittivi finalizzati al calcolo dell'inquinamento da traffico stradale.

Esempi di modelli di deflusso, che fanno uso di un approccio modale allo scopo della simulazione del processo di inquinamento da traffico stradale, sono il modello CALINE4 [Benson et alii, 1986], il modello CAL3QHC [US EPA, 1995] e il modello APRAC3 [Simmon et alii, 1981].

#### **7.4. VISSIM: il modello di microsimulazione utilizzato**

Il modello di flusso del traffico in VISSIM è di tipo discreto, stocastico e microscopico ed è basato sul "time step", con unità veicolo-conduttore intese come entità singole.

Il modello contiene un modello "car following" di tipo psico-fisico per il movimento longitudinale dei veicoli ed un algoritmo basato su regole per i movimenti laterali. Inoltre, il modello è basato sulla continuazione di un lavoro di Wiedemann (1974) e Leutzbach (1998). L'idea alla base del modello Wiedemann è l'assunzione che un conducente si possa trovare in uno delle seguenti quattro modalità di guida:

- *Guida libera*: nessuna influenza di veicoli che precedono in vista. In questa modalità il conducente cerca di raggiungere e mantenere una certa velocità, la sua personale velocità desiderata. In realtà, la velocità nella guida libera, non può essere mantenuta costante, ma oscilla intorno al valore della velocità desiderata a causa del non preciso controllo dell'acceleratore.
- *Approccio*: il procedimento di adattamento della propria velocità di guida a quella più bassa del veicolo che precede. Durante l'approccio, un conducente imprime una decelerazione fino a portare a zero la differenza di velocità tra il suo veicolo e quello che lo precede nel momento in cui ritiene di aver raggiunto una distanza di sicurezza.
- *Accodamento*: il conducente segue spontaneamente il veicolo che lo precede senza accelerare né decelerare. Egli mantiene la distanza di sicurezza più o meno

costante, ma sempre a causa dell'imperfetto controllo dell'acceleratore, la differenza di velocità oscilla intorno allo zero;

- *Fermata*: l'applicazione di una media o brusca decelerazione, qualora la distanza tra i due veicoli vada a cadere sotto la desiderata distanza di sicurezza. Ciò può accadere se il veicolo precedente frena bruscamente o se un terzo veicolo cambia corsia ponendosi improvvisamente davanti al veicolo in analisi.

Per ciascuna modalità, l'accelerazione viene descritta come risultato di velocità, differenza di velocità, distanza e caratteristiche individuali del conducente e del veicolo.

Il conducente passa da una modalità di guida ad un'altra non appena raggiunge una certa soglia, che può essere espressa come combinazione tra la differenza di velocità e la distanza. Per esempio, una piccola differenza di velocità può verificarsi solo in distanze minime, laddove grandi differenze di velocità costringerebbero il conducente a reagire molto più velocemente. L'abilità di percepire le differenze di velocità e stimare le distanze, varia tra i vari conducenti, così come le velocità desiderate e le distanze di sicurezza. A causa della combinazione tra aspetti di natura psicologica e limitazioni fisiologiche della percezione del conducente, il modello viene appunto definito come "car following".

Nel caso di strade con più corsie, si utilizza un insieme gerarchico di regole per modellare i cambi di corsia. Un conducente ha la volontà di cambiare corsia se si trova ad una velocità più bassa rispetto alla propria velocità desiderata, questo a causa di veicoli che procedono lentamente oppure in seguito all'approssimarsi ad una intersezione. Dapprima, il conducente controlla se può migliorare la sua attuale condizione di guida cambiando corsia; successivamente controlla se può effettuare il cambio senza imbarcarsi in una situazione pericolosa.

Per implementare il modello, il tempo viene incrementato a piccoli passi discretizzati. Ovviamente, step temporali maggiori di un secondo non sarebbero appropriati al livello di dettaglio del modello psico-fisico. Il software VISSIM, permette all'utente di poter scegliere un passo di tempo tra 0,1 e 10 secondi. Il passo temporale influenza il

comportamento del conducente, poiché step più piccoli consentono una più immediata e più regolare reazione all'andamento di guida dei veicoli che precedono.

### 7.5. I dati geometrici e di flusso degli scenari di rete simulati

I parametri e le configurazioni geometriche scelte sono rappresentative delle casistiche più diffuse dei nodi urbani presenti nella gran parte delle città.

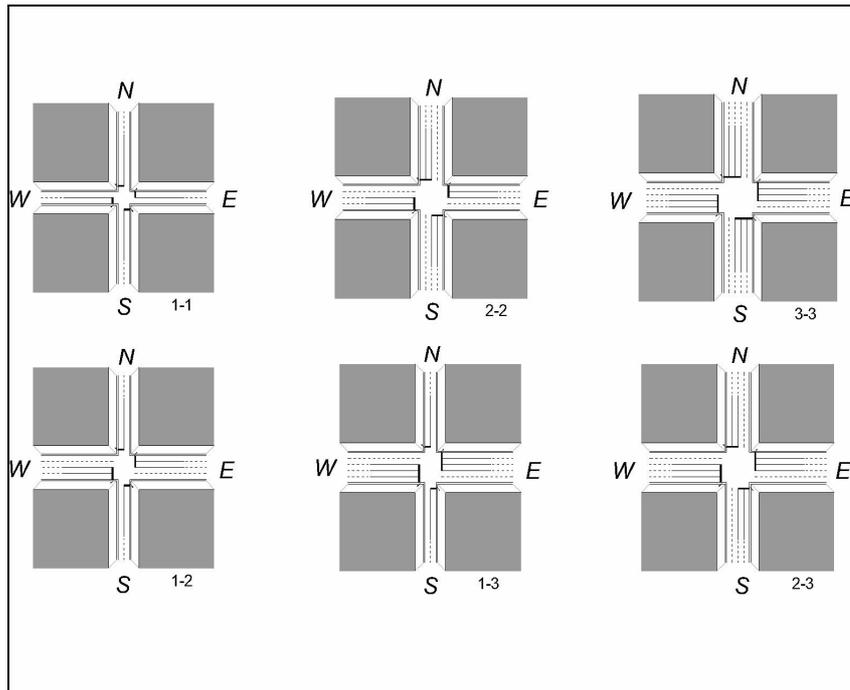
Sono state prese in considerazione intersezioni semaforizzate a quattro bracci con numero di corsie variabili nei singoli rami dell'intersezione, larghezza del marciapiede variabile da 1 a 4m su ambo i lati degli accessi semaforizzati.

Nella Tab. 7.2 sono riepilogati tutti i dati geometrici utilizzati.

	<i>Dimensioni</i>
<i>Numero corsie ingresso</i>	1-3
<i>Numero corsie uscita</i>	1-2
<i>Larghezza accesso</i>	7,2-18,00 m
<i>Larghezza corsie</i>	3,60 m
<i>Pendenza</i>	0 %
<i>Parcheggi</i>	-----

Tab. 7.2 Dati geometrici di riferimento

La Fig. 7.1 rappresenta uno schema di tutte le configurazioni di intersezione, ipotizzate variabili nel numero di corsie in entrata ed uscita da ogni singolo accesso dell'intersezione.



Tab. 7.3 Configurazione delle intersezioni semaforizzate

La scelta del numero di fasi semaforiche e dei valori di flusso veicolare non sono stati del tutto casuali, infatti, anche in questa fase si è voluto puntare ad avere una più ampia e rappresentativa casistica delle situazioni prevalentemente presenti nelle aree urbane.

	<b>Durata (s)</b>
<i>N° fasi</i>	2
<i>Durata min Ciclo</i>	60s
<i>Durata max Ciclo</i>	196s
<i>Durata min Verde</i>	12s
<i>Durata max Verde</i>	91s
<i>Durata Giallo</i>	4s
<i>Durata min Rosso</i>	19s
<i>Durata max Rosso</i>	98s
<i>Durata Tutto Rosso</i>	3s

Tab. 7.3 Dati di regolazione semaforica

I flussi ipotizzati nei vari scenari di traffico sono variabili da una condizione di flusso basso ad una condizione prossima alla saturazione e suddivisi in classi di flusso rappresentative dei livelli di servizio B, C e D.

<b>Livello di servizio</b>	<b>Flusso (veic/h)</b>	<b>Ritardo (s/veic)</b>
<b>L.O.S. B</b>	100-300	10-20
<b>L.O.S. C</b>	400-600	20-35
<b>L.O.S. D</b>	650-700	35-55

Tab. 7.4 Livelli di servizio in funzione dei flussi veicolari e dei ritardi medi

### 7.6. I dati di taratura del modello di microsimulazione

Gli strumenti di microsimulazione offrono un aiuto fondamentale per la comprensione delle dinamiche dei fenomeni che si verificano all'interno di reti stradali più o meno complesse.

È fondamentale, tuttavia, gestire la fase di taratura di tali modelli con molta attenzione, onde evitare risposte incongruenti ed inammissibili dalle simulazioni.

Nel software di microsimulazione VISSIM, è possibile interagire con tutti i parametri che governano il funzionamento della microsimulazione, tanto per le caratteristiche di rete quanto per quelle comportamentali degli utenti.

Alla base della simulazione dei veicoli e dell'interazione fra domanda e offerta di trasporto, si colloca il modello comportamentale, definito per gli utenti della rete.

VISSIM impiega un modello di percezione psico-fisica [Widemann, 1974] per il movimento longitudinale dei veicoli ed un algoritmo basato sulle regole di precedenza per i movimenti laterali. Nell'ipotesi che un utente possa trovarsi in una determinata modalità di guida (guida libera, approccio, accodamento, frenata), il moto del veicolo è governato, nel suddetto modello, da alcuni parametri, relativi alla distanza desiderata tra due veicoli fermi, all'intervallo di tempo durante il quale un utente desidera viaggiare a velocità costante, alla distanza di sicurezza, alla differenza di velocità fra due veicoli successivi, alle accelerazioni e alle decelerazioni ammissibili durante il moto del veicolo.

Tali parametri, dopo un'accurata analisi dell'ambito applicativo ed in seguito ad una serie di osservazioni real-time delle simulazioni di taratura, hanno trovato una

definizione nei valori che meglio approssimano il comportamento dei veicoli che si osserva realmente sulla circolazione nelle intersezioni stradali semaforizzate.

In sintesi, definita la distanza “desiderata” fra due veicoli fermi come la minima distanza di accodamento, sono stati applicati valori di accelerazione e di decelerazione massimi nell’ordine di  $3 \text{ m/s}^2$  e valori di “aggressività” variabili, per simulare il comportamento di conducenti più o meno prudenti. Tali dati sono interpretati dal software e aggiornati istante per istante per la determinazione della distanza minima di un veicolo in moto da quello precedente, regime di car-following, che più di tutti influenza la capacità e la porta di saturazione di un accesso semaforizzato.

I gruppi di parametri disponibili per la taratura del modello di microsimulazione utilizzati per le intersezioni semaforizzate ipotizzate sono: il comportamento del veicolo successivo, la distanza media d’arresto, il cambio corsia, il comportamento laterale e la reazione al segnale di giallo.

Il gruppo dei parametri di *comportamento del veicolo successivo*:

- la *distanza di percezione*: definisce la distanza che un veicolo può prevedere per poter reagire ai veicoli che si trovano davanti o accanto ad esso all’interno della stessa corsia;
- il numero dei *veicoli osservati*: definisce quanto l’utente possa prevedere il comportamento di guida di altri veicoli e quindi reagire di conseguenza;
- *mancaza temporanea di attenzione*: i veicoli non reagiscono al veicolo precedente per un certo intervallo di tempo e della probabilità che vi sia la mancanza d’attenzione dell’utente.

Il gruppo dei parametri di *cambio corsia* (cambio corsia necessario):

- la *decelerazione massima*: può essere imposta dall’utente stesso, ma anche dal veicolo successivo;
- la *decelerazione minima*: come la decelerazione massima può essere impostata sia dall’utente stesso che dal veicolo successivo.
- il tasso di *riduzione della decelerazione massima*: permette di far sì che vi sia una riduzione della decelerazione massima nello spazio.

Il gruppo dei parametri del *comportamento laterale*:

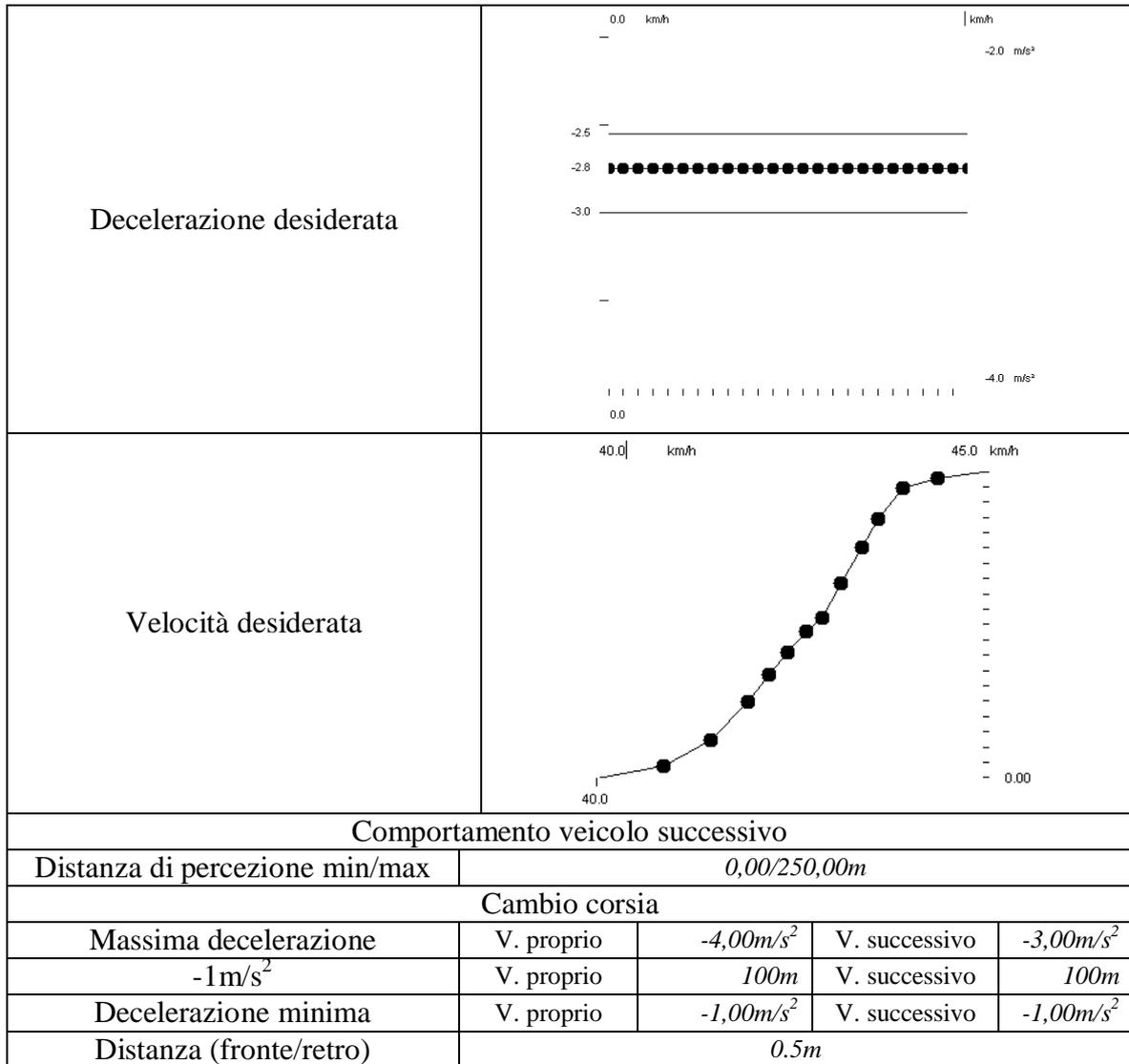
- la *posizione desiderata a rete scarica*: indica la posizione di un qualsiasi veicolo a rete scarica;
- la *distanza dei veicoli sulla corsia adiacente*: considera la posizione laterale degli altri veicoli presenti nella corsia adiacente.

La *reazione al segnale di giallo*: indica quanto gli utenti presumono la durata residua della durata totale del giallo.

Ulteriori parametri utilizzati nella taratura del modello sono: il *minimo distanziamento* tra il veicolo ed il successivo ed il *tempo massimo d'attesa* per il cambio corsia.

Nella Tab. 7.5 sono indicati tutti i parametri utilizzati per le microsimulazioni dell'intersezioni ipotizzate.

<p>Accelerazione max, min desiderata</p>	
<p>Decelerazione massima</p>	



Tab. 7.5 I dati di taratura del modello di microsimulazione VISSIM

**7.7. I risultati ottenuti dal modello di microsimulazione**

Il modulo di microsimulazione è finalizzato al calcolo di una serie di parametri caratterizzanti l'impiego dell'intersezione da parte dei veicoli. Tale modello consente, in particolare, di determinare gran parte dei parametri cinematici utili di ogni utente presente nella rete, per poter implementare, successivamente, il modello di emissione veicolare.

Come accennato nel paragrafo precedente, servono una serie piuttosto rilevante di dati in ingresso, quali quelli relativi alla regolazione semaforica dell'intersezione, i volumi di traffico che arrivano e ripartono, oltre alle informazioni caratterizzanti la morfologia, la geometria dell'area interessata dall'incrocio e il comportamento dell'utente.

In particolare, lo studio affronta un'analisi di progetto, con flussi dati e cicli semaforici calcolati nella condizione di ottimo (ciclo ottimo) e un'analisi di verifica con cicli semaforici determinati e flussi veicolari variabili.

A partire da questi dati, per ogni accesso semaforico il modello di microsimulazione calcola una serie di parametri elencati nella Tab. 7.6.

<b>Output simulazioni</b>	<b>Definizione</b>
<b>Area Parch O</b>	Numero dell'area di parcheggio di origine
<b>Stop</b>	Numero totale di stop
<b>Potenza</b>	Potenza [kW]
<b>Coda</b>	il veicolo è in coda? 1 = sì, 0 = no
<b>Area Parch D</b>	Numero dell'area di parcheggio di destinazione
<b>Corsia</b>	Numero della corsia attiva
<b>T TRitardo</b>	Differenza dal tempo di guida ottimale [s]
<b>Cont Coda</b>	Numero totale di rilevatori di coda
<b>T Coda</b>	Tempo totale di coda [s]
<b>Nome Tipo Veic</b>	Nome del tipo di veicolo
<b>Arco</b>	Numero dell'arco attivo
<b>Num Veic</b>	Numero del veicolo
<b>t</b>	Tempo di simulazione [s]
<b>V MS</b>	Velocità [m/s] alla fine dell'istante di simulazione
<b>dx</b>	Distanza dal veicolo successivo [m] per l'istante di simulazione
<b>Dist X</b>	Distanza totale percorsa [m]
<b>a</b>	Accelerazione [m/s <sup>2</sup> ] durante l'istante di simulazione

Tab. 7.6 I dati di output della microsimulazione

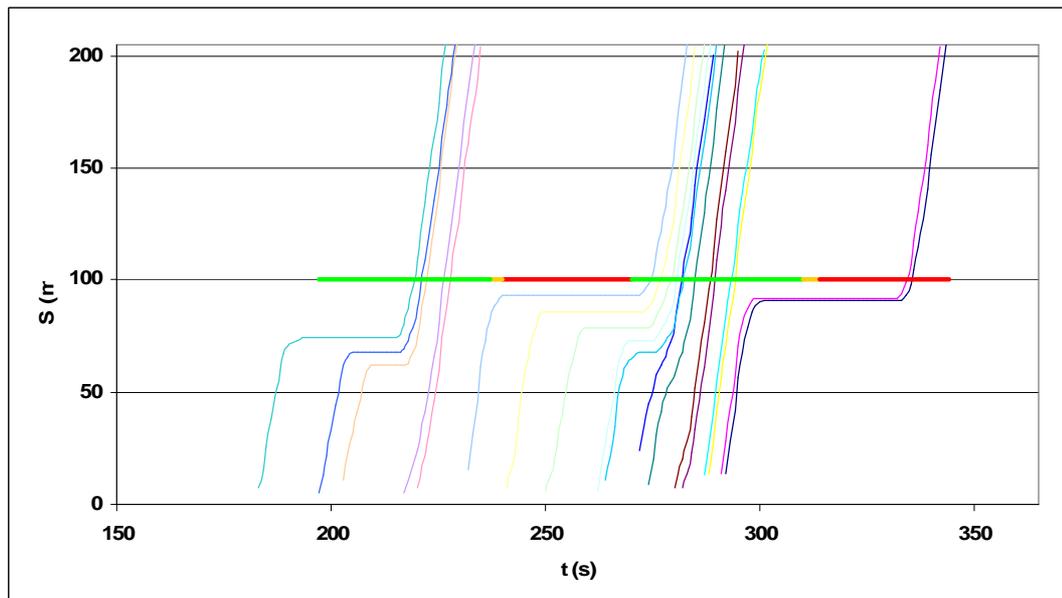


Fig. 7.2 Diagramma spazio-tempo dei veicoli transitanti in un accesso semaforizzato

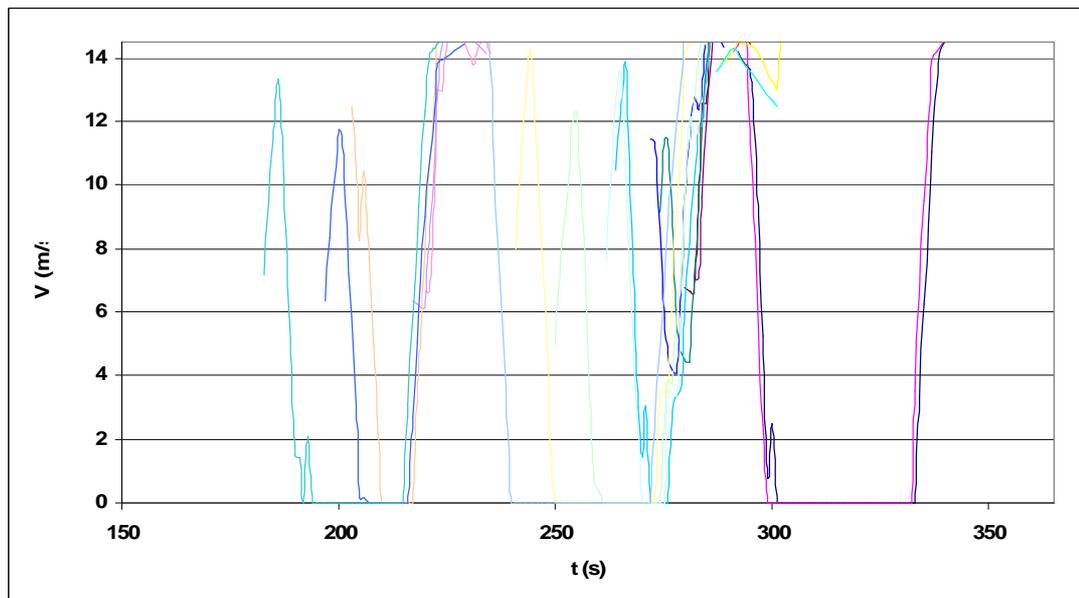


Fig. 7. Diagramma velocità-tempo dei veicoli transitanti in un accesso semaforizzato

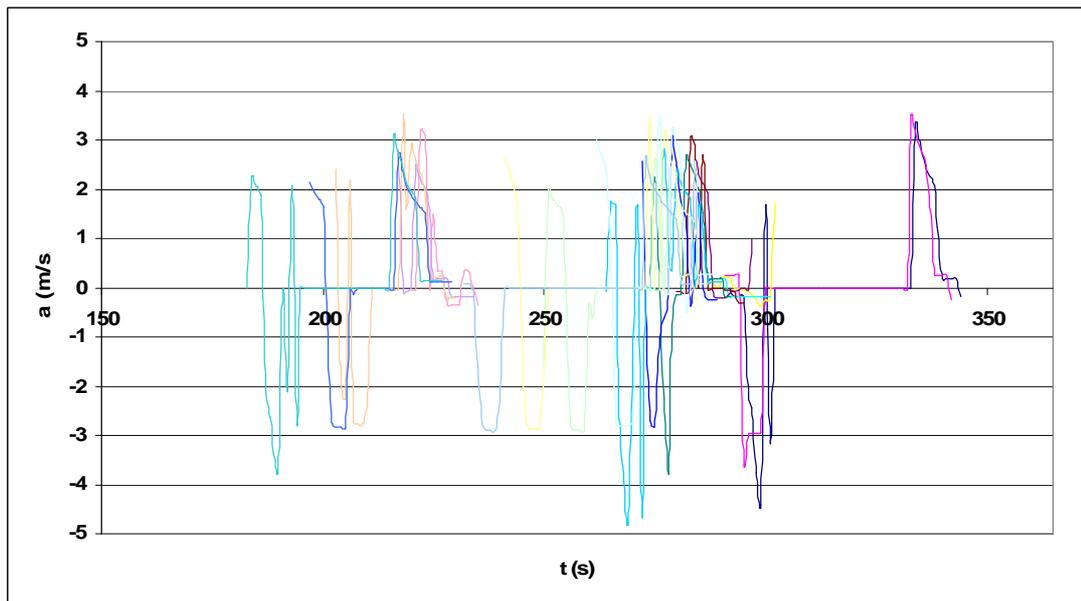


Fig. 7.4 Diagramma accelerazione-tempo dei veicoli transitanti in un accesso semaforizzato

Dai risultati di output della microsimulazione e dalle successive graficizzazioni (fig. 7.2) si ottengono tutte le informazioni, in modo disaggregato, per ogni singolo veicolo, di tutti i parametri cinematici, utili per l'implementazione del modello di emissione veicolare proposto.

### 7.8. Il modello di emissione

I risultati del modello di deflusso vengono utilizzati per descrivere l'andamento delle variabili indipendenti del modello di emissione.

Coerentemente con i diversi approcci possibili in sede di schematizzazione del deflusso, i modelli di emissione, impiegati per il calcolo dell'inquinamento da traffico, sono di tipo modale, di tipo statico e di tipo dinamico.

I modelli di emissione dinamici producono, infatti, risultati troppo dettagliati per essere poi impiegati in un sistema modellistico finalizzato alla descrizione complessiva dell'inquinamento, dovuto a un sistema stradale e sono adoperati per lo studio particolareggiato del comportamento di un veicolo e di un'area specifica dell'intera rete stradale.

Si parla di modelli modali di emissione quando un modello di emissione dinamico viene applicato ai diversi modi cinematici dei veicoli per fornire risultati che vengono riportati alle condizioni stazionarie; oppure quando si utilizzano diversi modelli statici di emissione ognuno per un diverso modo cinematico. I modelli modali di emissione sono utilizzati esclusivamente nel caso del flusso interrotto, e quindi per strade urbane.

Dal punto di vista del fenomeno complessivo dell'inquinamento, i modelli di emissione modale sono utilizzati solo per il calcolo del contributo locale di concentrazione, per cui è necessario un maggior dettaglio.

I modelli statici di emissione, forniscono le emissioni medie in un certo intervallo di tempo di riferimento in funzione della velocità media di un flusso di veicolo.

Essi sono, quindi, idonei ad essere utilizzati sia nell'ambito del calcolo del contributo di area, sia allo scopo della determinazione del contributo locale della concentrazione insieme a quei modelli di deflusso semplificati, che esprimono le condizioni del moto delle correnti veicolari in termini di velocità media, nel caso di flusso ininterrotto.

Per mezzo dell'applicazione del modello di emissione si perviene alla stima della quantità di sostanze inquinanti prodotte in ogni arco stradale della rete di trasporto considerata nell'analisi.

Il successivo modello di dispersione, fa solitamente riferimento a un certo numero di sorgenti di emissione lineari che coincidono con gli archi o con parti elementari di archi stradali.

Di conseguenza, le emissioni medie per ogni singolo tratto elementare che vengono prodotte dai flussi che transitano sulla strada, devono essere espresse in unità di massa per unità di lunghezza e unità di tempo.

### 7.9. La metodologia usata per determinare le emissioni negli accessi semaforizzati

L'approccio utilizzato per la stima delle emissioni di CO nelle intersezioni semaforizzate si basa su tre fasi di calcolo.

La prima, avvalendosi di uno strumento di microsimulazione del traffico, coincide con l'individuazione delle principali caratteristiche di circolazione in prossimità dell'intersezione analizzata.

Facendo variare i flussi di traffico nei quattro bracci dell'intersezione simulata e considerando un diverso numero di corsie per ogni accesso, il software di microsimulazione (VISSIM 4.0) ha permesso di individuare tutti i parametri cinematici di ogni singolo veicolo (cfr. 7.7).

I volumi di traffico considerati durante le simulazioni effettuate, variano da un valore minimo di 100 veic/h per singolo accesso ad un valore massimo di 2100 veic/h, mentre le corsie analizzate variano da un minimo di una corsia, fino ad un massimo di cinque corsie per ogni braccio.

In Tab. 7.7 vengono riportati a titolo di esempio i risultati ottenuti per una corsia:

AreaParchO	Stop	Coda	AreaParchD	Corsia	--	t	vMS	dx	DistX	a
4	0	-	7	1	--	293	13,99	19,60	28	-0,18
4	0	-	7	1	--	294	13,81	20,00	42	-0,18
4	0	-	7	1	--	295	13,64	20,90	56	-0,18
4	0	-	7	1	--	296	11,42	20,30	68	-2,21
4	0	-	7	1	--	297	8,98	17,60	79	-2,44
4	0	-	7	1	--	298	5,23	14,30	86	-3,75
4	0	+	7	1	--	299	0,83	11,10	89	-4,4
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tab. 7.7 Valori di output della microsimulazione

Si è fatto riferimento ad una base dati di schede in cui sono inserite tutte le caratteristiche tecnico-motoristiche dei veicoli in circolazione della provincia di Cosenza, raccolte attraverso i controlli periodici di revisione obbligatoria per tutti i veicoli circolanti in Italia (cfr. 6.2).

Del database, in particolare, sono state utilizzate le misure relative alle percentuali in volume di CO registrati allo scarico sia in fase di accelerazione che a minimo.

Naturalmente i dati sono disponibili per ogni tipo di cilindrata e di alimentazione (Tab. 7.8).

Classi di Cilindrata (cm <sup>3</sup> )	Benzina NO Cat (%)	Diesel NO Cat (%)	Benzina Cat (%)	Diesel Cat (%)
<700	0,10	0,01	2,00	0,01
700-899	0,25	0,00	3,00	0,02
900-1099	2,50	0,20	25,00	0,50
1100-1299	4,50	0,10	18,00	0,50
1300-1499	1,50	0,20	11,00	2,50
1500-1699	2,00	1,70	0,42	8,50
1700-1899	0,15	2,50	0,10	4,50
1900-2099	0,15	1,00	0,20	4,00
>2100	0,10	1,00	0,20	1,59
<b>Totale</b>	<b>11,25</b>	<b>6,71</b>	<b>59,92</b>	<b>22,12</b>

Tab. 7.8 Consistenza del parco veicolare per classi di cilindrata, di alimentazione e di emissione

Conoscendo, infine, il numero di veicoli che attraversano l'intersezione in un'ora di osservazione, nonché le velocità di ciascun veicolo, si è potuto risalire al numero di giri motore di ogni singolo veicolo per ogni istante nelle varie condizioni di moto; risultato importante ai fini dei successivi calcoli delle emissioni.

Noti i dati di traffico e le caratteristiche motoristiche del parco veicolare circolante considerato, si è proceduto al calcolo delle emissioni per le diverse tipologie di intersezioni analizzate.

L'emissione del singolo veicolo che attraversa l'intersezione è stata ottenuta per singolo tratto elementare ( $L=10\text{m}$ ) ed unità di tempo, moltiplicando la concentrazione allo scarico nota per il volume totale di gas emessi, a sua volta dato dal prodotto del numero di giri e la relativa cilindrata.

Si ricava la seguente espressione che descrive l'emissione veicolare:

$$E_{acc}(cil, e_{parco}, e_{cil}, e_{riemp}, v) = [CO]_{acc} \cdot e_{parco} \cdot \left\{ Cilindrata \cdot l \cdot e_{cilindrata} \cdot 10^{-6} \left[ \frac{v \cdot m_p \cdot m_c}{p \cdot D} \right] \cdot e_{riemp} \right\} \quad (1)$$

$E_{acc}(cil, e_{parco}, e_{cil}, e_{riemp}, v)$ : Emissione veicolare in moto espressa in [g/(s veic.)];

$[CO]_{acc}$ : Concentrazione di monossido di carbonio in moto espressa in [g/m<sup>3</sup>];

$v$ : Velocità espressa in [m/s];

*Cilindrata* : Cilindrata in [cm<sup>3</sup>];

$m_p$  : rapporto al ponte;

$m_c$  : rapporto al cambio;

$l$  : coefficiente di riferimento del numero di tempi del motore;

$e_{parco}$  : coefficiente correttivo del parco veicolare di riferimento al variare della classe di emissione;

$e_{cilindrata}$  : coefficiente correttivo della cilindrata riferito al parco di riferimento;

$e_{riemp}$  : coefficiente di riempimento in moto;

$$E_{\min}(cil, e_{parco}, e_{cil}, e_{riemp}) = [CO]_{\min} \cdot e_{parco} \cdot \left[ Cilindrata \cdot l \cdot 10^{-6} \cdot e_{cilindrata} \cdot \frac{n_{giri}}{60} \cdot e_{riemp} \right] \quad (2)$$

$E_{\min}(cil, e_{parco}, e_{cil}, e_{riemp})$  : emissione veicolare a minimo espressa in [g/(s veic)];

$[CO]_{\min}$  : concentrazione di monossido di carbonio a minimo espressa in [g/m<sup>3</sup>];

Il calcolo, naturalmente, è stato effettuato sia in condizioni di veicolo in moto che di veicolo fermo.

Per i veicoli in moto è stato necessario ricavare l'emissione dei tratti elementari attraverso la (1), ottenendo un valore medio dalla (3).

$$Q_{Lacc} = \frac{\left[ \sum_{j=0}^{j=n_v(\Delta t_i)} \left( \sum_{i=1}^{3600} E_{ji acc} \cdot \Delta t_i \right) \right]}{L} \quad (3)$$

$Q_{Lacc}(cil)$  : emissione lineare in moto espressa in [g/(m h)] per tratti elementari  $L$ ;

$E_{ji acc}$  : emissione veicolare accelerata del veicolo  $j$  nello step temporale  $\Delta t_i$  (nella microsimulazione sviluppata  $\Delta t_i = 1s$ );

$\Delta t_i$  : step temporale  $i$ -esimo;

$L$  : tratto elementare di lunghezza 10m;

$n_v(\Delta t_i)$  : numero di veicoli presenti nel tratto elementare  $L$  nello step temporale  $\Delta t_i$ ;

$E_{0i,acc}$  : emissione veicolare nulla nello step temporale  $\Delta t_i$  ;

Un approccio simile è stato utilizzato per il calcolo dell'emissione lineare dei veicoli fermi per tratti elementari.

$$Q_L \min = \frac{\left[ \sum_{j=0}^{j=n_v(\Delta t_i)} \left( \sum_{i=1}^{3600} E_{ji} \min \cdot \Delta t_i \right) \right]}{L} \quad (4)$$

$Q_L \min(cil)$ : emissione lineare in moto espressa in [g/(m h)] per tratti elementari  $L$ ;

$E_{ji} \min$  : emissione veicolare a minimo del veicolo  $j$  nello step temporale  $\Delta t_i$  (nella microsimulazione sviluppata  $\Delta t_i = 1s$ ) ;

$\Delta t_i$  : step temporale  $i$ \_esimo;

$L$ : tratto elementare di lunghezza 10m;

$n_v(\Delta t_i)$ : numero di veicoli presenti nel tratto elementare  $L$  nello step temporale  $\Delta t_i$  ;

$E_{0i} \min$  : emissione veicolare nulla nello step temporale  $\Delta t_i$  ;

Il modello di emissione ha la funzione di determinare le emissioni totali che devono essere attribuite ad un accesso semaforico in un determinato periodo di riferimento.

Esso consiste, quindi, in un modello di emissione, che parte dalla conoscenza dei dati tecnico-motoristici del parco veicolare e di tutti i parametri cinematici che permettono di definire il moto dei singoli veicoli.

L' emissione veicolare  $E$  dell'inquinante relativo ad un veicolo di caratteristiche pari a quelle medie del parco circolante è influenzato alle seguenti caratteristiche estrinseche al veicolo:

$V$ : Flusso veicolare (veic/h);

$N_c$ : numero di corsie per accesso;

$l$  : rapporto fra la durata del verde e la durata del ciclo semaforico;

$L$ : lunghezza dell'arco;

$$E = E(V; N_c; l ; C; L) \quad (5)$$

L'emissione per unità di lunghezza può essere espressa parametricamente nella seguente maniera:

$$Q = Q(V; N_c; l; C; L) \tag{6}$$

Nelle figure successive saranno illustrati alcuni esempi di emissioni lineari al variare dei flussi  $V$ , del livello di servizio  $L.O.S.$ , del numero di corsie  $N_c$ , ecc.

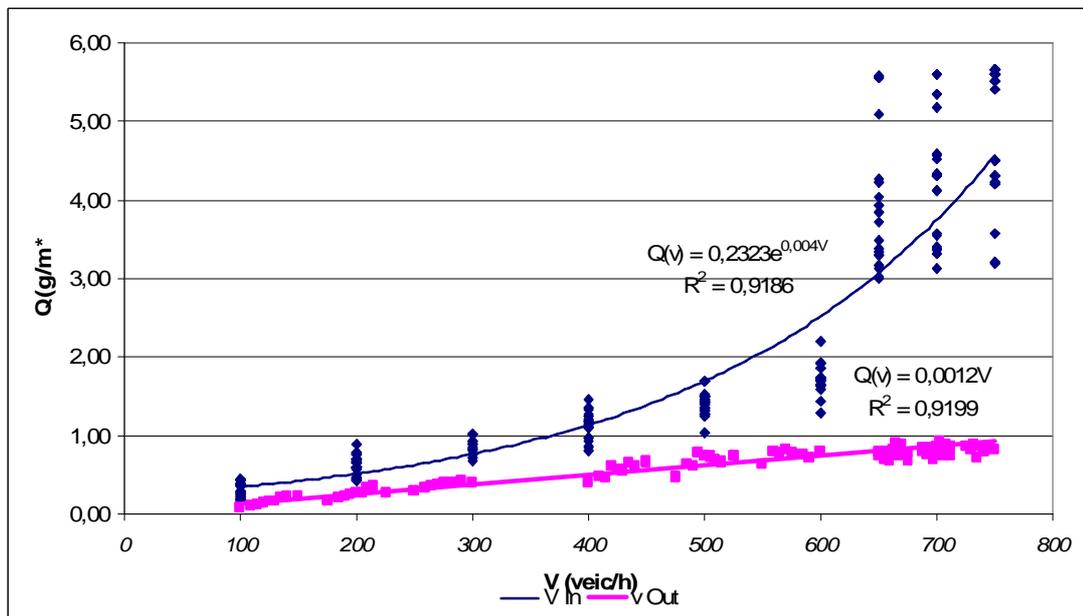


Fig. 7.5 Emissioni lineari  $Q(g/mh)$  in entrata ed uscita da un generico accesso

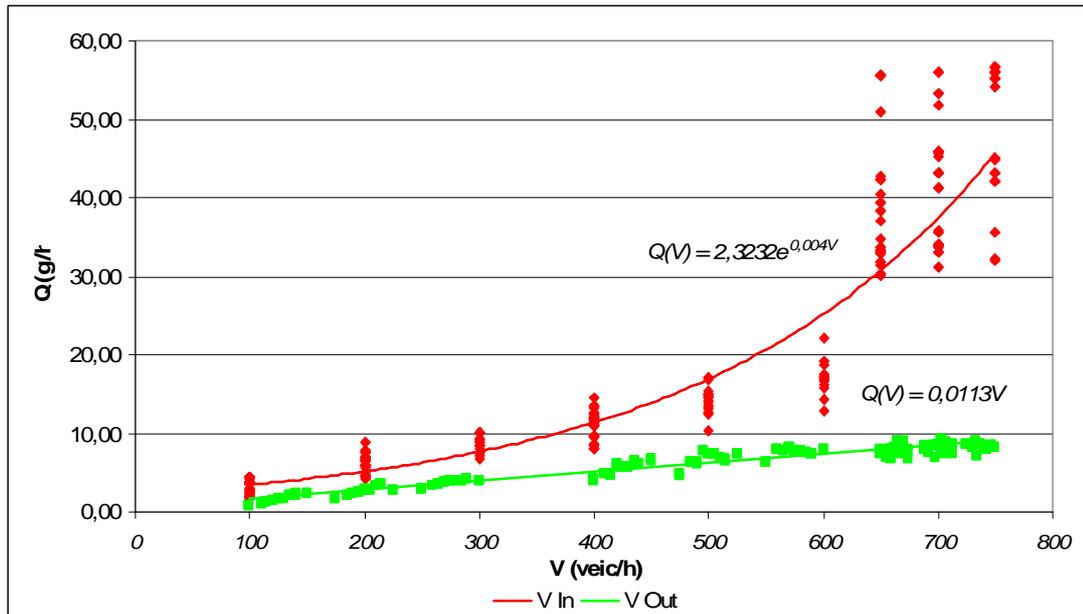


Fig. 7.5b Emissioni lineari  $Q(g/h)$  in entrata ed uscita da un generico accesso

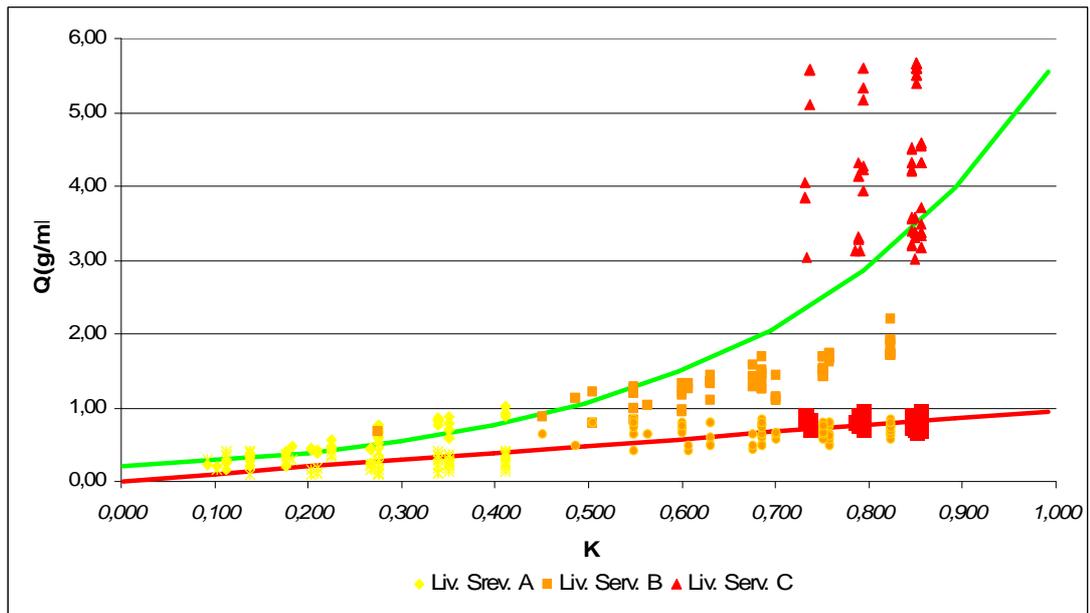


Fig. 7.6 Emissioni lineari  $Q(g/mh)$  di un generico accesso al variare del L.O.S.

La Fig. 7.5, mostra come al variare del flusso veicolare in un accesso semaforizzato con durata dei cicli semaforici ottimi, le emissioni lineari ( $Q(g/(mh))$ ) hanno un andamento di tipo esponenziale per le corsie con i flussi entranti, perchè affette dalla

componente di emissione generata dai veicoli in coda. Per le corsie con flussi uscenti l'andamento è di tipo lineare, infatti, non vi è la presenza dei veicoli accodati.

Le emissioni lineari aumentano (Fig. 7.6) al diminuire della qualità del livello di servizio dell'accesso semaforizzato, infatti, tale fenomeno è giustificato dall'aumento del ritardo dell'accesso e da un conseguente aumento della presenza di veicoli in coda.

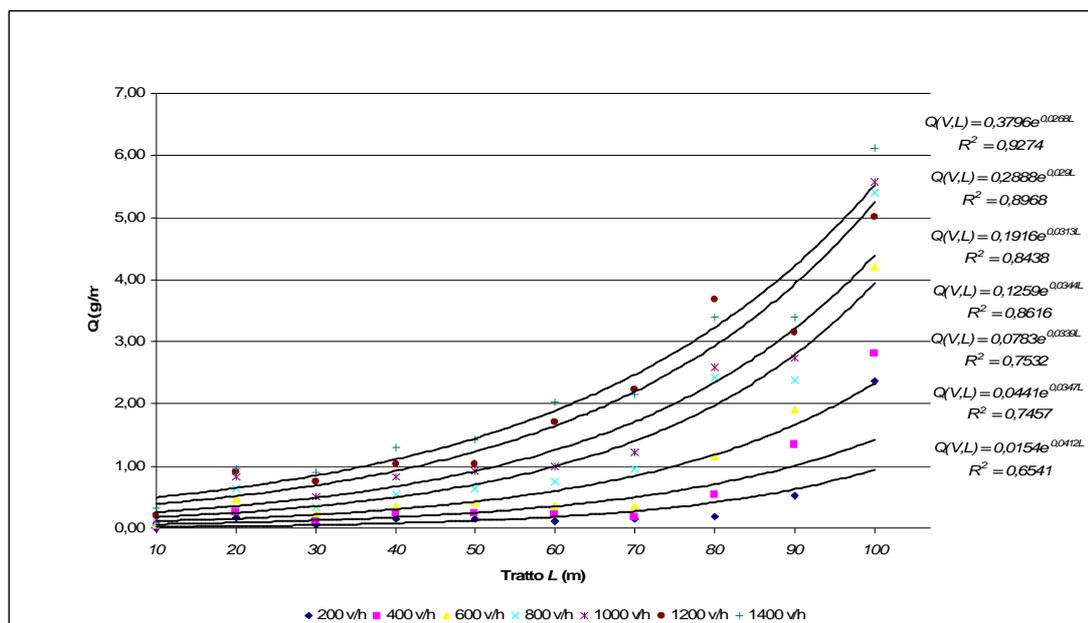


Fig. 7.7 Andamento delle emissioni lineari al variare del flusso veicolare e del punto di misura lungo l'accesso semaforizzato ( $l = 0,43$ ,  $C = 65s$ ,  $V = 28s$ , 1 corsia)

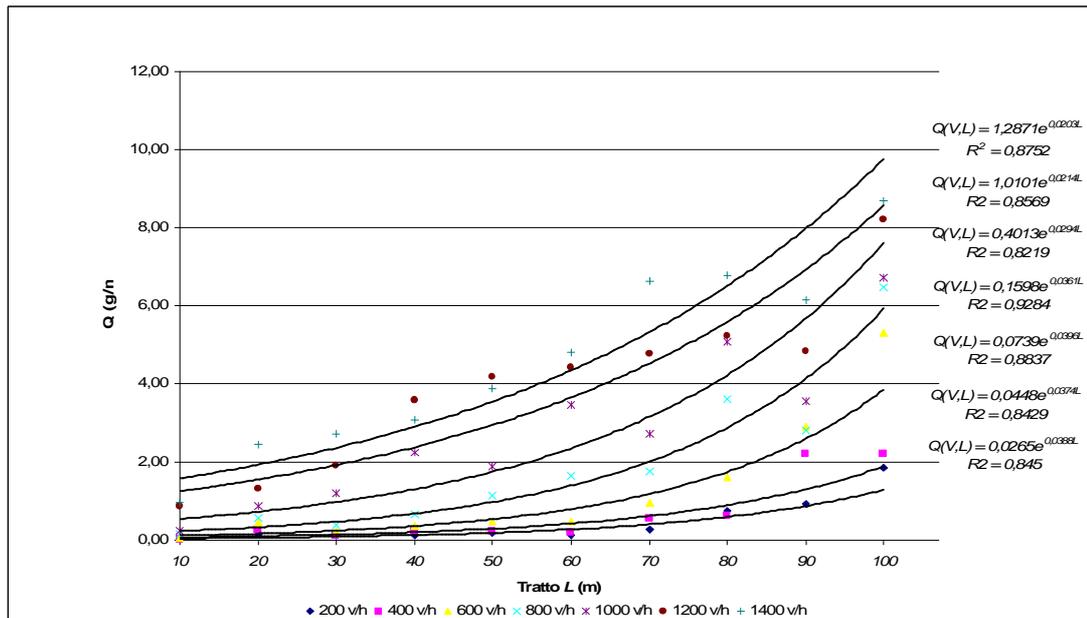


Fig. 7.8 Andamento delle emissioni lineari al variare del flusso veicolare e del punto di misura lungo l'accesso semaforizzato ( $l = 0,42$ ,  $C=98s$ ,  $V=42s$ , 1 corsia)

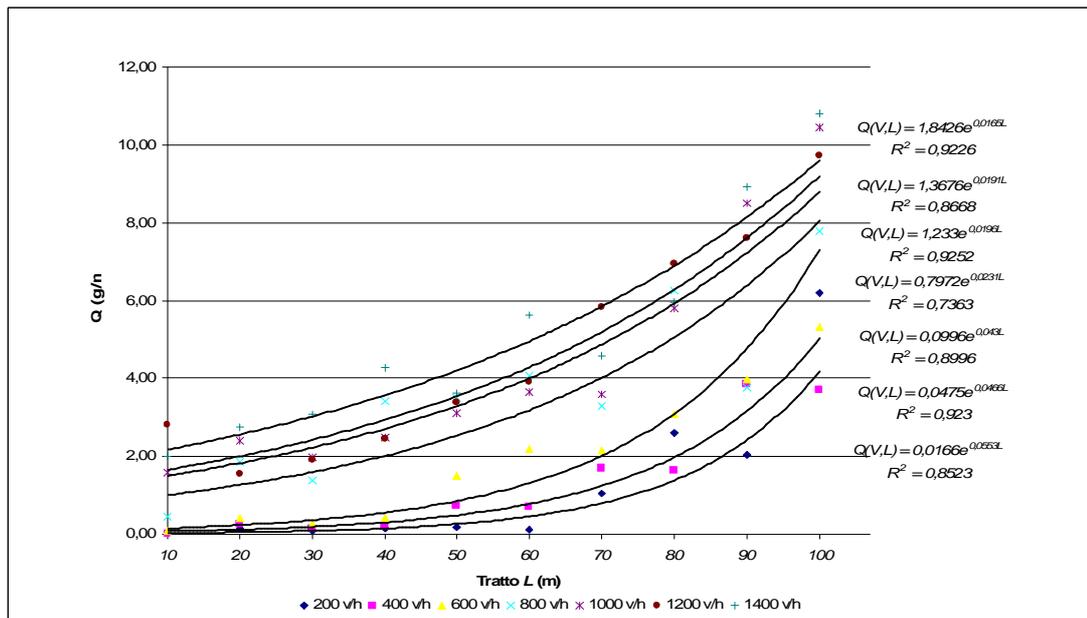


Fig. 7.9 Andamento delle emissioni lineari al variare del flusso veicolare e del punto di misura lungo l'accesso semaforizzato ( $l = 0,46$ ,  $C=166s$ ,  $V=76s$ , 1 corsia)

Nelle figure 7.7, 7.8, 7.9 sono presentati i risultati dell'analisi delle emissioni lineari al variare del flusso, del punto di misura, della durata del ciclo semaforico  $C$  e della conseguente durata di verde  $V$ .

Gli andamenti sono di tipo esponenziale e mostrano un aumento sempre più elevato in prossimità della linea d'arresto, per la presenza dei veicoli in coda.

Un altro aspetto evidenziato dalle figure 7.7, 7.8, 7.9 è come all'aumentare dei flussi veicolari il coefficiente della funzione esponenziale aumenti; ciò indica che la componente di emissione lineare dovuta ai veicoli fermi tende via via ad interessare punti di misura più lontani dalla linea di stop.

In tal modo si dimostra che a parità di flussi veicolari, in un ciclo semaforico bifase, all'aumentare della durata del ciclo semaforico e della durata di verde, le emissioni lineari tendano ad aumentare.

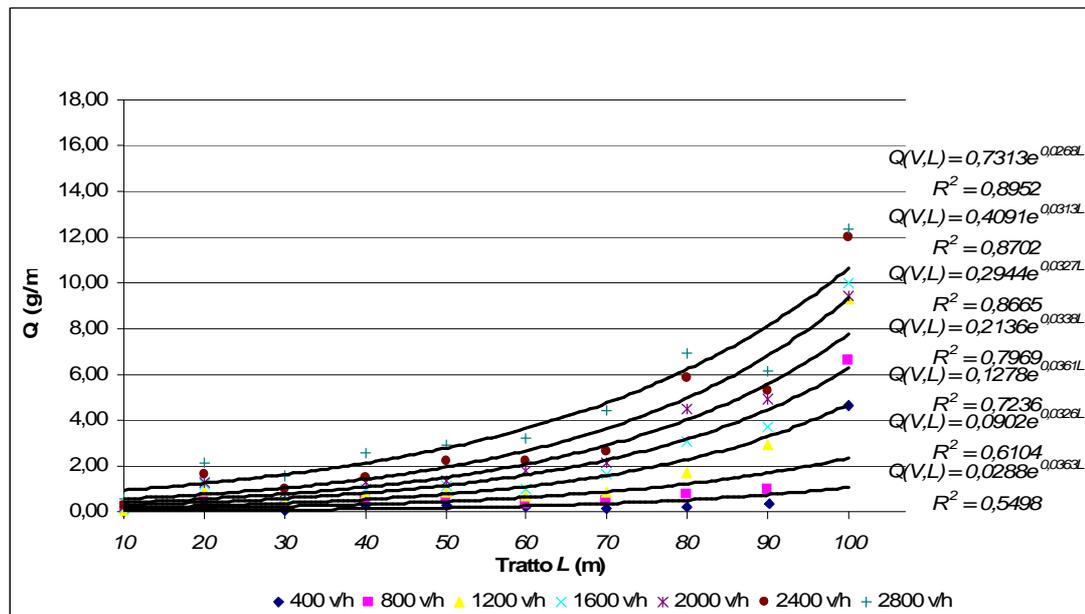


Fig. 7.9 Andamento delle emissioni lineari al variare del flusso veicolare e del punto di misura lungo l'accesso semaforizzato ( $l = 0,43$ ,  $C = 65s$ ,  $V = 28s$ , 2 corsie)

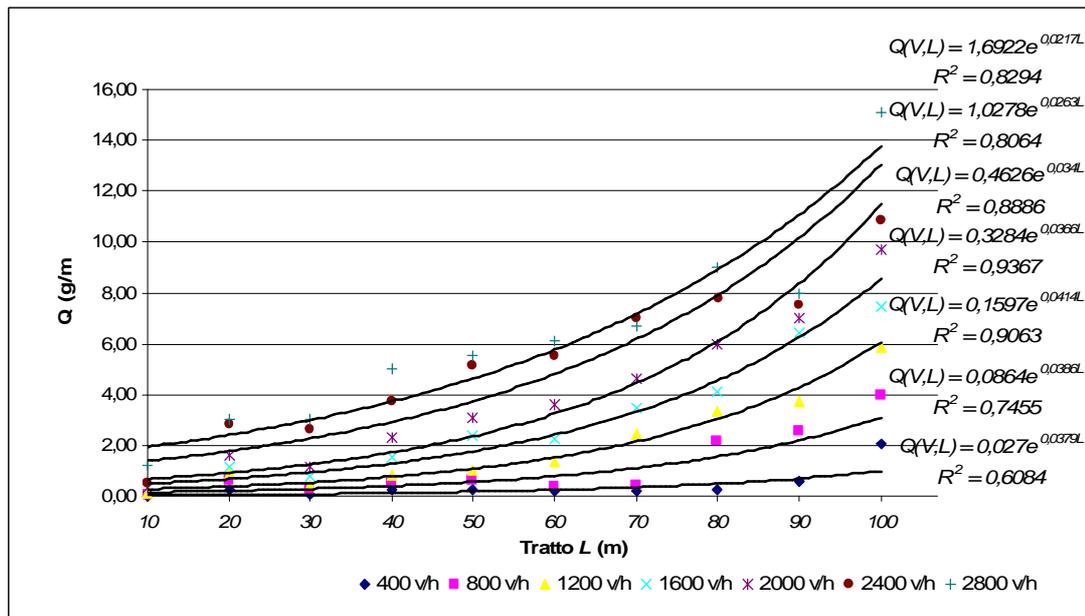


Fig. 7.10 Andamento delle emissioni lineari al variare del flusso veicolare e del punto di misura lungo l'accesso semaforizzato ( $l = 0,42$ ,  $C=98s$ ,  $V=42s$ , 2 corsie)

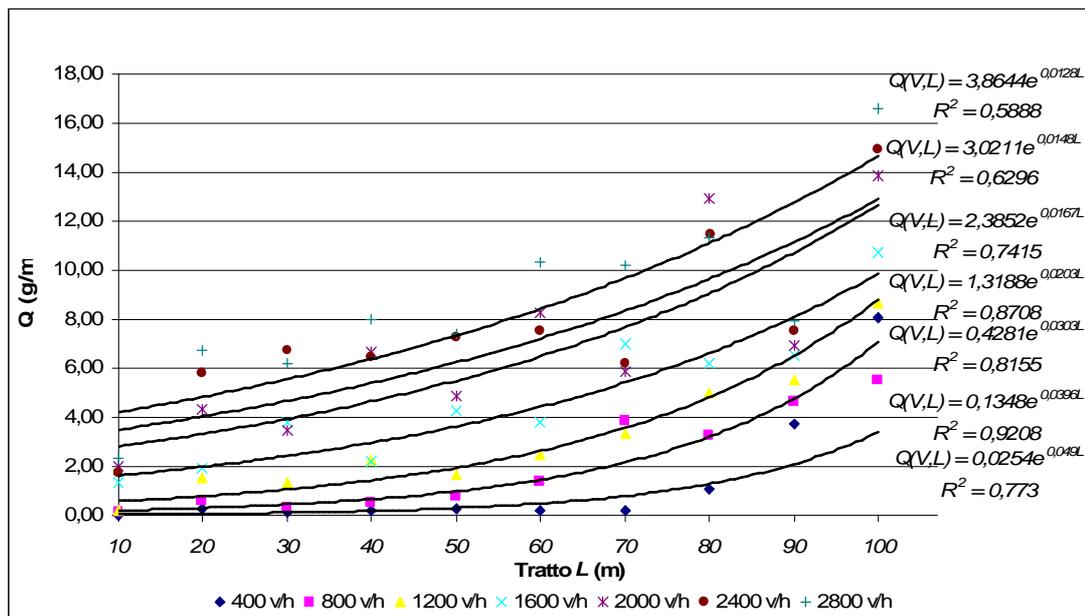


Fig. 7.11 Andamento delle emissioni lineari al variare del flusso veicolare e del punto di misura lungo l'accesso semaforizzato ( $l = 0,46$ ,  $C=166s$ ,  $V=76s$ , 2 corsie)

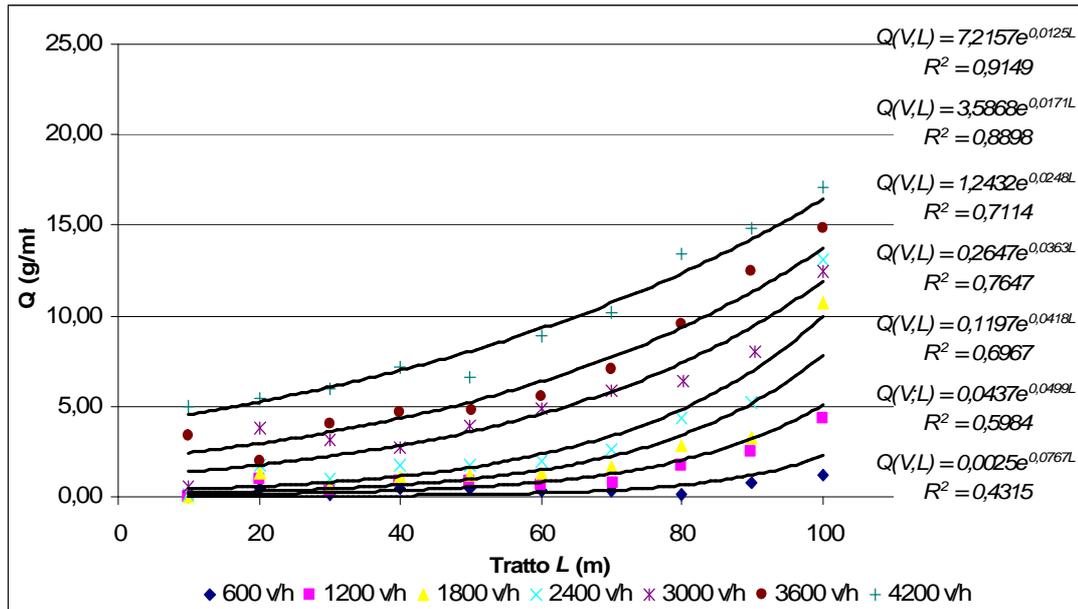


Fig. 7.12 Andamento delle emissioni lineari al variare del flusso veicolare e del punto di misura lungo l'accesso semaforizzato ( $l = 0,43$ ,  $C=65s$ ,  $V=28s$ , 3 corsie)

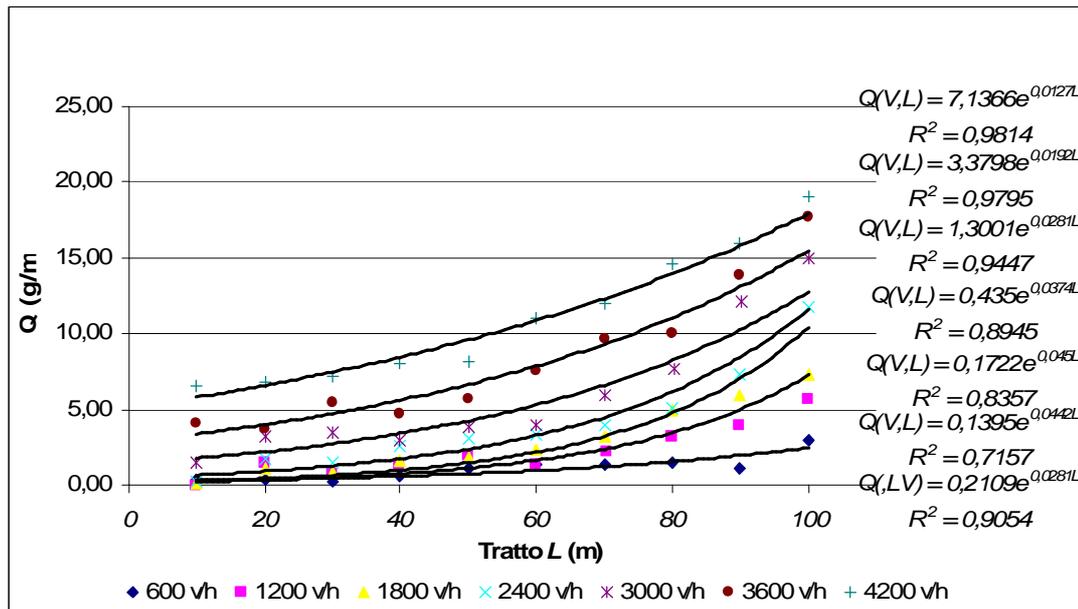


Fig. 7.13 Andamento delle emissioni lineari al variare del flusso veicolare e del punto di misura lungo l'accesso semaforizzato ( $l = 0,42$ ,  $C=98s$ ,  $V=42s$ , 3 corsie)

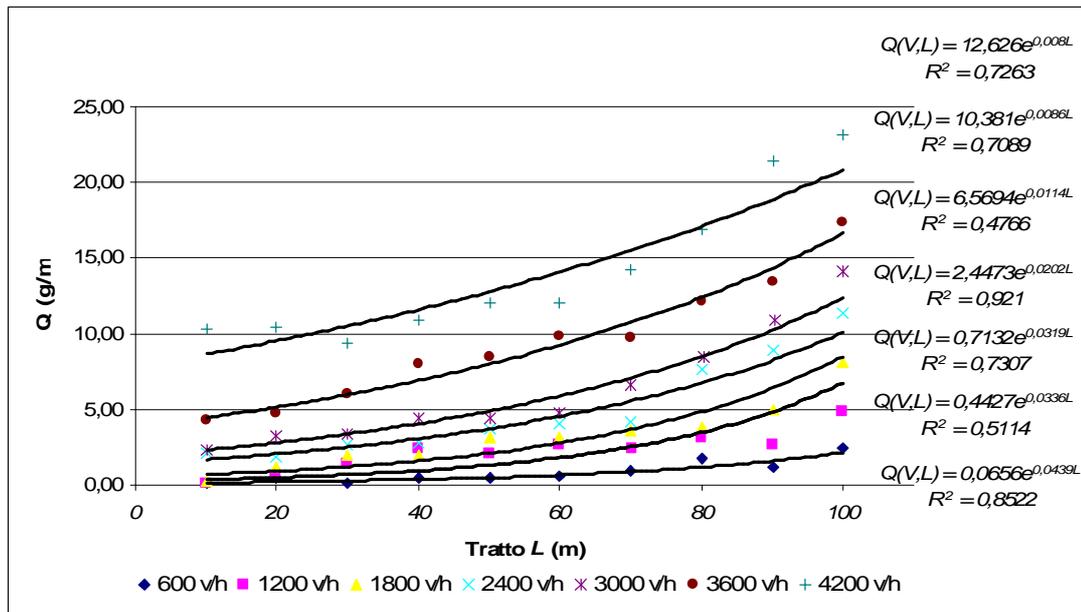


Fig. 7.14 Andamento delle emissioni lineari al variare del flusso veicolare e del punto di misura lungo l'accesso semaforizzato ( $l = 0,46$ ,  $C = 166s$ ,  $V = 76s$ , 3 corsie)

Dalla figura 7.7 alla 7.14 sono illustrati gli andamenti delle emissioni lineari in presenza di differenti configurazioni di numero di corsie per ogni singolo accesso.

Un importante risultato illustrato è come a parità di flusso le emissioni lineari diminuiscano all'aumentare del numero di corsie.

Questo risultato è supportato dalla diminuzione della lunghezza delle code negli accessi semaforizzati e da una netta diminuzione della componente di emissione lineare dei veicoli fermi in coda.

## 7.10. Conclusioni

Operando sia a livello dell'intera rete stradale che per ogni singola intersezione semaforica, la metodologia consente l'assegnazione dei flussi sugli archi del nodo, la stima dei parametri del flusso e dei singoli veicoli, la stima delle conseguenti emissioni veicolari e delle emissioni lineari per tratti elementari caratterizzanti l'intersezione, il calcolo dei parametri delle code e delle emissioni agli incroci.

La grande utilità nell'effettuare delle simulazioni in presenza di scenari di traffico alternativi a quello esistente, è quella di realizzare opportuni strumenti di gestione delle caratteristiche viarie della rete stradale e delle singole intersezioni.

La possibilità di modificare a piacimento tale scenario della rete, rende pertanto il sistema concretamente utilizzabile come strumento di pianificazione.

Tipiche applicazioni possono essere quelle conseguenti alla chiusura locale di una o più strade, alla modifica dei sensi di percorrenza, alla variazione della capacità stradale o addirittura ad interventi in macroscale, come ad esempio quelli legati ai provvedimenti di blocco del traffico.

### **8.1. Introduzione**

La progettazione in chiave ambientale di un sistema di trasporto consiste nella determinazione di quelle sue caratteristiche fisiche e funzionali che, pur massimizzandone le prestazioni, limitino gli effetti negativi sull'ambiente a un livello prefissato. Sfortunatamente, a causa della complessità delle interazioni tra trasporti ed ecosistema, lo stato attuale dell'arte non fornisce metodi esaustivi di progettazione ambientale del traffico stradale.

Questo è il motivo per cui le ricadute ambientali sono generalmente esaminate solo in un'ottica di verifica, facendo uso di metodi di tipo descrittivo.

Una maniera per affrontare il problema dal punto di vista progettuale è quella fondata sulla definizione di un parametro di capacità ambientale delle strade che, rappresenti le condizioni limite di funzionamento del traffico rispetto agli effetti sull'ambiente esterno.

La relativa metodologia di calcolo, illustrata in questo capitolo, fa riferimento a un sistema di modelli matematici e di microsimulazione atti a descrivere il deflusso veicolare, l'emissione delle sostanze inquinanti (cfr. cap. 7) e la loro dispersione nell'atmosfera. Tale metodologia, pur limitata a casi di particolare interesse, può fornire indicazioni quantitative sui criteri di progettazione dei sistemi stradali nel rispetto dell'ambiente esterno.

### **8.2. La capacità ambientale delle strade**

Ogni arco stradale di una rete di trasporto è caratterizzato da un valore massimo di flusso di veicoli che su di esso si ammette possa transitare. Tale valore ammissibile viene detto "capacità della strada" e rappresenta un vincolo al suo funzionamento.

Il concetto di capacità di una strada fa riferimento a condizioni stazionarie del sistema di trasporto; un limite di capacità può essere individuato solo se si assume che la strada raggiunga uno stato di funzionamento che possa essere ben caratterizzato, in un dato intervallo temporale di riferimento, dai valori medi delle variabili significative.

Una prima soglia di capacità è quella che corrisponde al raggiungimento di condizioni inaccettabili di funzionamento della strada in quanto via di trasporto.

Tale soglia, determinata dalle caratteristiche intrinseche dell'arco, può essere indicata come capacità intrinseca o anche capacità fisica poiché, essa dipende principalmente dalle proprietà fisiche della strada e corrisponde all'instaurarsi dei fenomeni fisici dell'instabilità o della congestione.

Nel caso delle strade urbane, la capacità fisica viene definita, in riferimento ai fenomeni di coda determinati dall'esistenza delle intersezioni.

In generale, si può dire che la capacità fisica di una strada o di un accesso è una funzione di un insieme di variabili  $f_1, \dots, f_n$ , che descrivono la configurazione fisica e funzionale della strada stessa e del sistema stradale a essa contiguo.

Esempi di queste variabili sono il numero di corsie e i parametri del controllo semaforico relativi alla strada di cui si vuole determinare la capacità fisica ed i flussi di svolta degli archi stradali contigui che interferiscono con il suo funzionamento. Includendo per comodità le variabili  $f$ , in un vettore  $f = (f_1, \dots, f_n)$  si ha quindi che la capacità fisica  $C_f$  di una strada si può esprimere come:

$$C_f = C_f(j) \quad (1)$$

A causa del fatto che le variabili  $f_i$  non sono esclusivamente riferite alla strada in esame, si dice che  $C_f$  è una funzione non separabile dell'arco stradale.

In molti casi pratici, si può tuttavia assumere che la capacità fisica di una strada sia funzione di sole variabili relative alla strada stessa; in tal caso la funzione si dice separabile.

Un secondo tipo di soglia di capacità è quella che, una volta raggiunta, causa il verificarsi di condizioni inaccettabili in una componente dell'ambiente esterno e che può essere quindi indicata come capacità estrinseca o capacità ambientale.

La necessità della definizione del concetto di capacità ambientale si trova già esposta nello studio *Traffic in Towns*, messo a punto dal Ministero dei Trasporti della Gran Bretagna nel 1963. In questo studio, noto per la sua lungimiranza sui problemi causati

dal traffico nelle aree urbane, viene suggerito che *con lo sviluppo di ulteriori conoscenze potrebbe essere possibile, per ogni strada esistente (...) definire il volume e il tipo di traffico ammissibile nella strada compatibilmente con il mantenimento di buone condizioni ambientali. Questo volume di traffico potrebbe essere chiamato "capacità ambientale" e con tutta probabilità sarebbe molto minore del numero totale di veicoli che possono essere contenuti nella strada* [Minister of Transport, 1963].

Tale numero totale di veicoli veniva indicato come capacità netta della strada (*crude capacity*) e corrisponde a quello che è stato prima definito come capacità fisica od intrinseca.

Una definizione generale della capacità ambientale delle strade è stata proposta [Tartaglia, 1996] sulla base della valutazione di una funzione  $P$  di *prestazione ambientale*, che esprime l'andamento di una certa variabile scalare, propria dell'ambiente esterno, come ad esempio il livello di inquinamento atmosferico, il livello di inquinamento acustico, il livello di disturbo al movimento pedonale, il livello di intrusione visiva.

Si consideri una rete stradale composta da un numero  $n$  di archi. Una funzione di prestazione ambientale dipende, nel caso più generale, dalle seguenti categorie di variabili:

- la distribuzione dei flussi di traffico sugli archi della rete, rappresentata da un vettore  $f$  le cui componenti  $f(j=1, \dots, n)$  sono date dai flussi relativi agli  $n$  archi;
- le proprietà geometriche e funzionali degli archi della rete, come ad esempio il numero di corsie, i parametri del ciclo semaforico, ecc.

Le variabili che descrivono tali proprietà possono essere incluse in una matrice  $\rho$ , della quale ogni componente  $\rho_{ij}$  rappresenta il valore della proprietà  $i$ -esima dell'arco  $j$ -esimo;

- le condizioni dell'ambiente esterno, come ad esempio le condizioni meteorologiche e orografiche. Le variabili che descrivono tali condizioni, sono nel caso generale, funzione del punto dello spazio al quale ci si riferisce, ma si può ipotizzare per semplicità che esse siano costanti per ogni arco stradale

fissato. Queste variabili possono, quindi, essere incluse in una matrice  $a$  di cui ogni componente  $c$  rappresenta il valore della variabile ambientale  $h$ -esima in corrispondenza dell'arco  $j$ -esimo;

- il punto dello spazio in cui si vuole valutare la funzione  $P$  di prestazione ambientale (che sarà nel seguito indicato come *punto di misura*), data dal vettore  $p = (x, y, z)$  delle sue coordinate cartesiane ortogonali.

Nel caso più generale si ha quindi che:

$$P = P(f, p, a, p) \quad (2)$$

in cui il vettore  $f$  dei flussi sugli archi della rete ha componenti non negative, le matrici  $p$  e  $a$  appartengono a due insiemi di possibili condizioni al contorno opportunamente definiti (rispettivamente  $\mathcal{P}$  e  $\mathcal{A}$ ) e il vettore  $p$  appartiene al dominio spaziale in esame, dato da un certo volume di spazio  $V$ :

$$\begin{cases} f_i \geq 0, & i=1, \dots, n \\ p \in \Pi, & a \in A, p \in V \end{cases} \quad (3)$$

La funzione di prestazione ambientale  $P$ , fin qui definita, consente di valutare lo stato dell'ambiente, in una certa posizione dello spazio e in condizioni al contorno definite, conseguenti all'esistenza di una certa distribuzione  $f$  di flussi sulla rete di trasporto.

Una volta definita la funzione di prestazione ambientale  $P$ , è possibile esprimere la condizione di vincolo ambientale, affermando che il valore assunto da  $P$  non deve superare una certa soglia ammissibile  $P_{amm}$  fissata a priori:

$$P(f, p, a, p) \leq p_{amm} \quad (4)$$

La stessa condizione di vincolo può essere espressa in riferimento al vettore dei flussi, i cui valori ammissibili dal punto di vista ambientale devono essere compresi nell'insieme:

$$\Phi \equiv \{f \mid P(f, p, a, p) \leq p_{amm}\} \quad (5)$$

La topologia dell'insieme  $F$  è legata sia alle proprietà della funzione di prestazione ambientale  $P$  sia alle caratteristiche degli insiemi  $P$ ,  $A$  e  $V$  di definizione delle variabili indipendenti.

Un particolare sottoinsieme di  $F$  è quello che contiene tutte quei valori del vettore dei flussi che corrispondono al raggiungimento delle condizioni limite dal punto di vista ambientale. Si indichi tale insieme con:

$$\Psi \equiv \{f \mid P(f, p, a, p) = P_{amm}\} \quad (6)$$

Quanto sopra esposto è valido nel caso in cui ci si riferisca ad una singola funzione di prestazione, che misura l'impatto esercitato da una rete stradale su una singola componente dell'ambiente esterno. Qualora si voglia prendere in considerazione un numero maggiore di tipologie di impatto, occorre innanzitutto stabilire se le rispettive funzioni di prestazione siano fra loro indipendenti. Se non lo sono, sarà possibile determinare una funzione di prestazione più generale che tenga conto dei diversi aspetti di impatto. Se, invece, le funzioni di prestazione sono indipendenti, il procedimento descritto rimane valido, ma occorre specificare diversamente gli insiemi  $F$  e  $Y$ . Se si considerano ad esempio  $p$  diverse funzioni di prestazione  $P^{(k)}$ , ognuna limitata da un corrispondente valore ammissibile  $P_{amm}^{(k)}$  l'insieme  $Y$  diviene:

$$\Psi \equiv \{f \mid P^{(k)}(f, p, a, p) = P_{amm}^{(k)}, k = 1 \dots p\} \quad (7)$$

Nel seguito si farà per semplicità riferimento a un'unica funzione di prestazione ambientale.

Si immagini adesso di fissare sia i valori delle condizioni al contorno  $p$  e  $a$  che il punto di misura  $p$ .

I vettori dei flussi contenuti nell'insieme  $Y$  individuano altrettante configurazioni in cui il sistema raggiunge la massima capacità di funzionamento dal punto di vista ambientale.

Non è ,però, in questo caso, possibile individuare univocamente un valore di  $f$  che corrisponda a una distribuzione di capacità ambientali sugli archi della rete. Si consideri, infatti, un singolo arco stradale appartenente alla rete di trasporto.

La sua capacità ambientale è definita come il massimo flusso che può essere ammesso sull'arco stesso senza che la funzione  $P$  superi il suo valore ammissibile. Poiché  $P$  dipende da tutte le componenti del vettore dei flussi, allora la capacità ambientale dell'arco in esame, dipenderà dai valori dei flussi esistenti sugli archi rimanenti della rete. Ogni strada sarà ,quindi, caratterizzata da un numero di valori della propria capacità ambientale pari al numero degli elementi dell'insieme  $P$ .

La determinazione di un unico valore della capacità ambientale di una strada è possibile solo in alcuni casi particolari, individuati da opportune ipotesi aggiuntive per il problema.

### **8.3. Il modello di dispersione**

Il modello di dispersione ha la funzione di descrivere il fenomeno della dispersione degli inquinanti nel periodo di tempo di riferimento, determinandone le concentrazioni nell'atmosfera.

Il calcolo della dispersione deve essere effettuato in maniera diversa a seconda del tipo di inquinante considerato e delle caratteristiche morfologiche in cui la strada è inserita. Nel seguito si farà riferimento al caso esemplificativo di strada urbana a canyon, e all'inquinante  $CO$ . Il procedimento che sarà esposto è facilmente generalizzabile al caso di altri inquinanti, noto un database di inquinanti del parco veicolare circolante.

Poiché i valori della concentrazione di una generica sostanza dipendono in maniera sensibile dalla posizione in cui essi sono misurati o calcolati, è necessario fissare un criterio di localizzazione del punto dello spazio in riferimento al quale si procederà al calcolo delle concentrazioni e quindi della capacità ambientale. Tale calcolo dovrebbe essere effettuato in riferimento alla posizione dello spazio associata al maggior pericolo per la salute delle persone, quindi, nella posizione frequentata dai pedoni, più vicina alla

sorgente. Per soddisfare questo criterio rispettando, nel contempo le indicazioni delle norme *Istisan 89/10*, il punto di misura viene scelto alla minima altezza  $z_M$  dal piano del marciapiede e alla minima distanza  $x_M$  dal ciglio della carreggiata [Istituto Superiore della Sanità, 1989]:

$$\begin{cases} z_M = 2m \\ x_M = 2m \end{cases} \quad (8)$$

La sezione verticale della strada può essere schematizzata come in figura 8.1, in cui si assume, per semplicità, che essa sia simmetrica. La carreggiata è divisa in un numero  $N_c$  di corsie di larghezza pari a  $l_c$ , e due banchine laterali di larghezza  $l_b$ .

Se si assume che ogni corsia possa avere una larghezza  $l_c$  compresa tra 2,4 m e 4,8 m, la larghezza di un gruppo di  $N_c$  corsie, può assumere i valori riportati in Tabella 9.1.

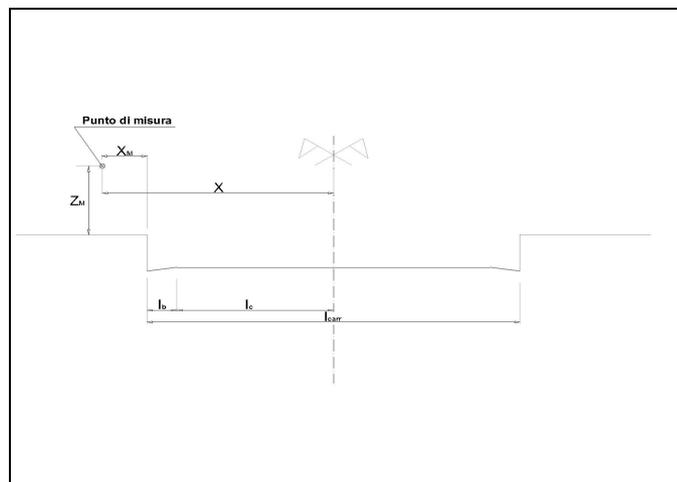


Fig. 8.1 Schema della sezione verticale simmetrica di una strada

Attribuendo a un gruppo di corsie la larghezza media fra quelle riportate in tabella 11.2, si ottiene che la larghezza della carreggiata è pari a:

$$l_{carr}(N_c) = 2 \cdot l_b + 2,4 \cdot \left( \frac{1}{2} + N_c \right) \quad (9)$$

ed è considerata funzione solo del numero di corsie in quanto si assume  $l_b$  costante.

Numero di Corsie	Larghezza del gruppo di corsie
1	2,40-4,80m
2	4,80-7,20m
3	7,20-9,60m
4	9,60-12,00m
5	12,00-14,40m

**Tab. 8.1** Larghezza dei gruppi di corsie ipotizzate per l'analisi

Il punto di misura viene scelto, come specificato in precedenza, ad un'altezza di 2 m dal livello del suolo ed ad una distanza di 2 m dal ciglio della carreggiata.

I valori della distanza  $x$  del punto di misura dall'asse della strada e della sua quota  $z$  sono quindi:

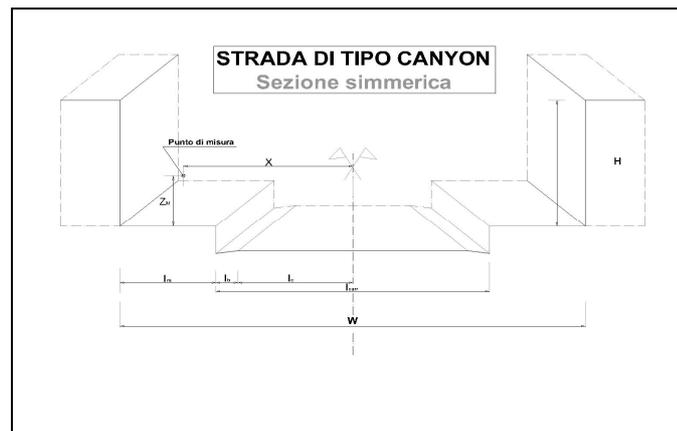
$$\begin{cases} x(N_c) = \frac{l_{carr}}{2} + x_M = \frac{l_{carr}}{2} + 2 \\ z = z_M = 2 \end{cases} \quad (10)$$

#### **8.4. Le strade urbane di tipo canyon**

Secondo il classico modello di dispersione empirico per strade a canyon, le concentrazioni dovute al traffico, possono essere calcolate con buona approssimazione supponendo costante il contributo di area. Esse sono, quindi, da considerarsi funzione delle emissioni, della velocità media del vento al livello dei tetti, della geometria della sezione verticale del canyon e della posizione del punto di misura.

La sezione verticale simmetrica di una strada a canyon è rappresentata in figura 8.2. Ai lati della carreggiata sono presenti due aree pedonali, o marciapiedi, di larghezza  $l_m$ . La larghezza  $W$  della sezione del canyon è quindi la seguente:

$$W(l_m, N_c) = 2 \cdot l_m(N_c) \quad (11)$$



**Fig. 8.2** Schema della sezione verticale simmetrica di una strada di tipo canyon

L'altezza  $H$  della sezione verticale del canyon è legata a  $W$  dal coefficiente di forma del canyon  $a_c$ :

$$H(a_c, l_m, N_c) = a_c \cdot W \quad (12)$$

I valori della concentrazione possono a questo punto essere calcolati con il modello di dispersione per strade a canyon con contributo di area costante.

A seconda dei diversi settori di provenienza del vento, la concentrazione sarà data da:

(sopravento)

$$C_L(f, N_c, l, C, L, u, x, z) = k_{c,l} \frac{7Q_L}{(u + 0,5)(\sqrt{x^2 + z^2 + L_0})} + k_{0,L} \quad (13)$$

(sottovento)

$$C_W(f, N_c, l, C, L, a_c, l_m, u, z) = k_{c,w} \frac{7Q_L}{(u + 0,5) \cdot W} \frac{H - z}{H} + k_{0,w} \quad (14)$$

(intermedio)

$$C_I(f, N_c, l, C, L, a_c, l_m, u, x, z) = k_{c,I} \frac{1}{2} (C_W + C_L) + k_{0,I} \quad (15)$$

dove  $u$  è la velocità del vento al livello dei tetti,  $L_0 = 2$  m è la lunghezza media dei veicoli e le  $k_i$  sono costanti empiriche. La concentrazione  $C$ , a cui si farà riferimento per il calcolo della capacità ambientale, è quella massima rispetto al settore di provenienza

del vento, fissate tutte le rimanenti variabili. Se si indica con  $\varphi$  la direzione del vento, si ha che:

$$C(f, N_c, l, C, L, a_c, l_m, u, z) = \max_{\varphi \in [0; 360^\circ]} (C_L, C_W, C_I) \quad (16)$$

### 8.5. La capacità ambientale

Una volta determinata la concentrazione inquinante nel punto di misura scelto, è possibile procedere al calcolo della capacità ambientale assumendo, come funzione di prestazione ambientale, la legge che lega la concentrazione al flusso veicolare:

$$P(f, p, a, p) \equiv C(f, p, a, p) \quad (17)$$

in cui si ha che, per le strade urbane a canyon:

$$\begin{cases} p = [N_c, l, C, L, a_c, l_m] \\ a = u \\ p = [x_M, z] \end{cases} \quad (18)$$

Rispetto alle espressioni delle concentrazioni precedentemente fornite si consideri la variabile  $x_M$  in luogo di  $x$ . Occorre, inoltre, definire un valore ammissibile di concentrazione  $C_{amm}$ , che non deve essere superato.

Ad esempio, può essere scelto pari al limite legislativo vigenti in Italia nelle aree urbane.

Nel seguito si identificherà quindi il limite ammissibile di concentrazione di CO livello di attenzione, come ri portato in Tab. 8.2.

<b>Inquinante</b>	<b>Tempo di media</b>	<b>Unità di misura</b>	<b>C<sub>amm</sub></b>
<i>SO<sub>2</sub></i>	giorno	mg/m <sup>3</sup>	125
<i>PTS</i>	giorno	mg/m <sup>3</sup>	150
<i>NO<sub>2</sub></i>	ora	mg/m <sup>3</sup>	200
<i>CO</i>	ora	mg/m <sup>3</sup>	15
<i>O<sub>3</sub></i>	ora	mg/m <sup>3</sup>	180

**Tab. 8.2 Limiti ammissibili per la concentrazione in aria delle sostanze inquinanti regolamentate (Ministero dell'Ambiente)**

Il vincolo di capacità ambientale che deve essere posto al flusso esistente sulla strada può, quindi, essere espresso nel modo seguente:

$$C(f, p, a, p) \leq C_{amm} \quad (19)$$

Per cui i valori del flusso che determinano il raggiungimento della condizione limite sono compresi nell'insieme:

$$\Psi \equiv \{f \mid C(f, p, a, p) = C_{amm}\} \quad (20)$$

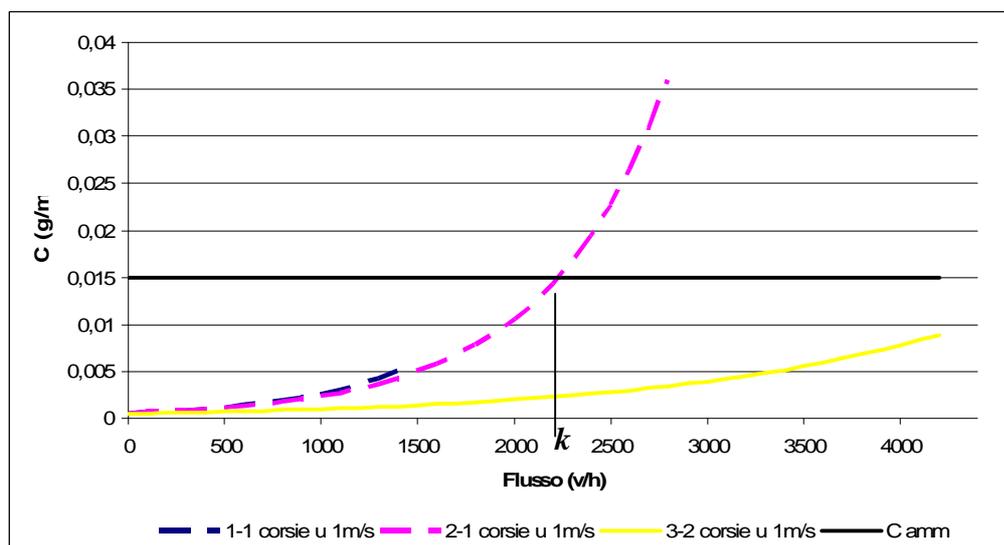
La capacità ambientale della strada è, pertanto, uguale al valore minimo del flusso  $f$  per cui viene raggiunto il limite ammissibile di concentrazione:

$$C_a(p, a, p) = \min_{f \in \Psi} (f) \quad (21)$$

Il rapporto di capacità ambientale è invece pari a:

$$x(p, a, p, j) = \frac{C_a(p, a, p)}{C_f(j)} \quad (22)$$

La figura 8.3 mostra alcuni esempi dell'andamento della funzione di concentrazione di CO al variare del rapporto fra flusso. Assunto come valore ammissibile il livello di attenzione, fissato dalla Legge ( $CO_{amm} 0,015g/m^3$ ), sono indicati con  $k$  i valori che corrispondono al raggiungimento della capacità ambientale per diverse configurazioni del numero di corsie.



**Fig. 8.3** Andamento delle concentrazioni al variare della configurazione del numero di corsie  $N_c$

Come si rileva osservando le espressioni della concentrazione in tutte le combinazioni fra tipi di strada inquinanti e processi di dispersione, non è possibile ricavare in forma chiusa il valore di  $f$  che corrisponde alla capacità ambientale.

Per ogni insieme di valori assunti dai vettori  $\rho$ ,  $a$  e  $p$  il valore della capacità ambientale deve essere, pertanto, ricercato attraverso uno dei molti metodi numerici atti ad individuare il flusso che determina l'intersezione tra la curva  $C=C(f, \rho, a, p)$  e la retta  $C=C_{amm}$  [Fontanella e Pasquali, 1984].

### **8.6. Analisi delle concentrazioni e della capacità ambientale**

Come è stato mostrato in precedenza, la capacità ambientale calcolata in riferimento alla qualità dell'aria, è una funzione dei vettori  $\rho$ ,  $a$  e  $p$ .

Si ritiene, quindi, utile mostrare nelle pagine seguenti che tipo di relazioni esiste fra la capacità ambientale e le singole variabili indipendenti incluse nei vettori  $\rho$ ,  $a$  e  $p$ .

Sulla base di tali relazioni si potranno, infatti, riconoscere quelle variabili che influenzano in modo significativo la capacità ambientale e delle quali occorre tener conto, nel progetto delle reti stradali, per ottenere una maggiore compatibilità con l'ambiente.

Il caso che viene preso in esame è quello dell'inquinamento da monossido di carbonio  $CO$  delle strade urbane che, può ritenersi il più rappresentativo rispetto ai fenomeni di inquinamento da traffico.

I risultati esposti nel seguito sono ottenuti applicando le procedure di calcolo descritte precedentemente.

La composizione del parco veicolare, presa in considerazione, è quella corrispondente alla consistenza veicolare del parco della provincia di Cosenza del 2006 [ACI, 2007] e le concentrazioni veicolari considerate, sono quelle del parco veicolare, rilevato dalla procedura di visita e prova dei veicoli sottoposti a revisione periodica (cfr. cap.6).

Il modello di emissione è quello elaborato e descritto da Cordasco, Crocco, Mongelli, (2007).

I valori delle componenti di  $\rho$ ,  $a$  e  $p$  sono limitati ai campi di variazione riportati in Tab. 8.4, che si possono ritenere quelli di maggiore interesse pratico.

L'analisi è condotta facendo variare ogni componente di  $\rho$ ,  $a$  e  $p$  nel campo corrispondente e assegnando alle rimanenti componenti il rispettivo valore di riferimento.

Dalla figg. 8.5 alla 8.43 si sintetizzano i legami fra la concentrazione ammissibile, la concentrazione presente e la capacità ambientale.

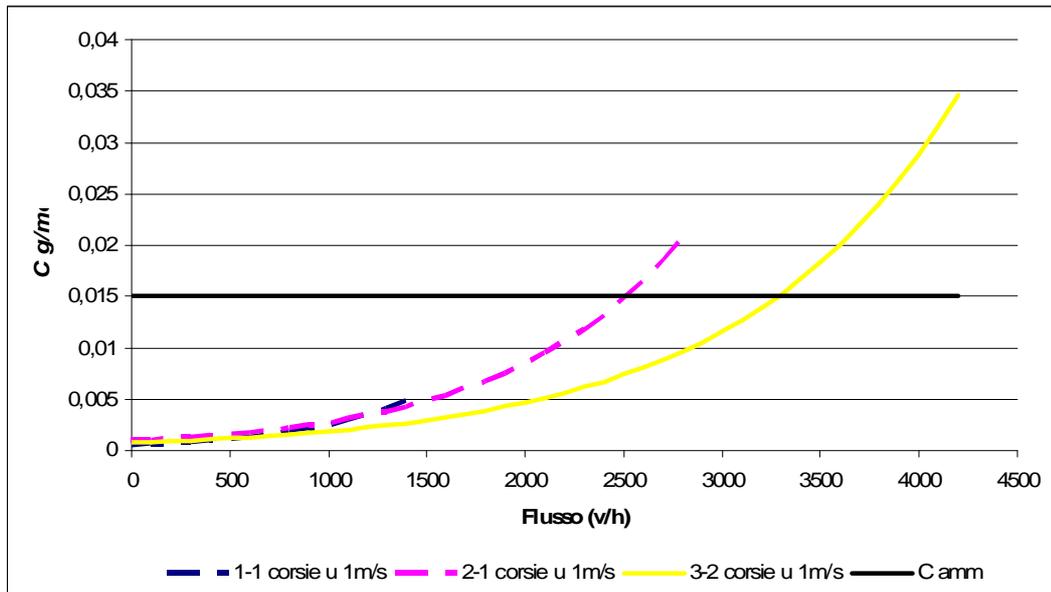
Nelle strade urbane di tipo canyon, è stato calcolato il livello di concentrazione del monossido di carbonio, rappresentante in molti casi un vincolo più restrittivo della capacità fisica degli accessi.

Alcune delle variabili contenute nei vettori  $\rho$ ,  $a$  e  $p$  non influenzano significativamente l'andamento delle concentrazioni: esse sono la durata del ciclo semaforico  $C$ , la larghezza del marcia piede  $l_m$ , e il rapporto di forma del canyon  $a_c$ .

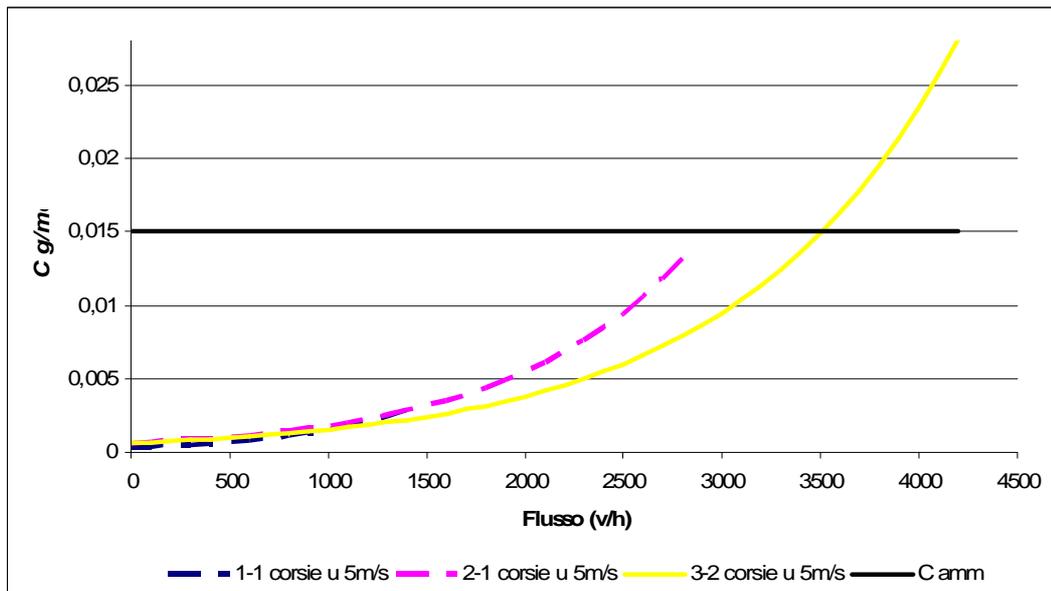
Le variabili che individuano il punto di misura (l'altezza  $z_M$ ), pur influenzando notevolmente l'andamento della capacità ambientale, non sono legate a criteri di progetto della strada ma riguardano soltanto la procedura di misura.

Le variabili che rivestono maggiore importanza nella determinazione della concentrazione sono, quindi, il suo numero di corsie, la durata di verde e la velocità del vento.

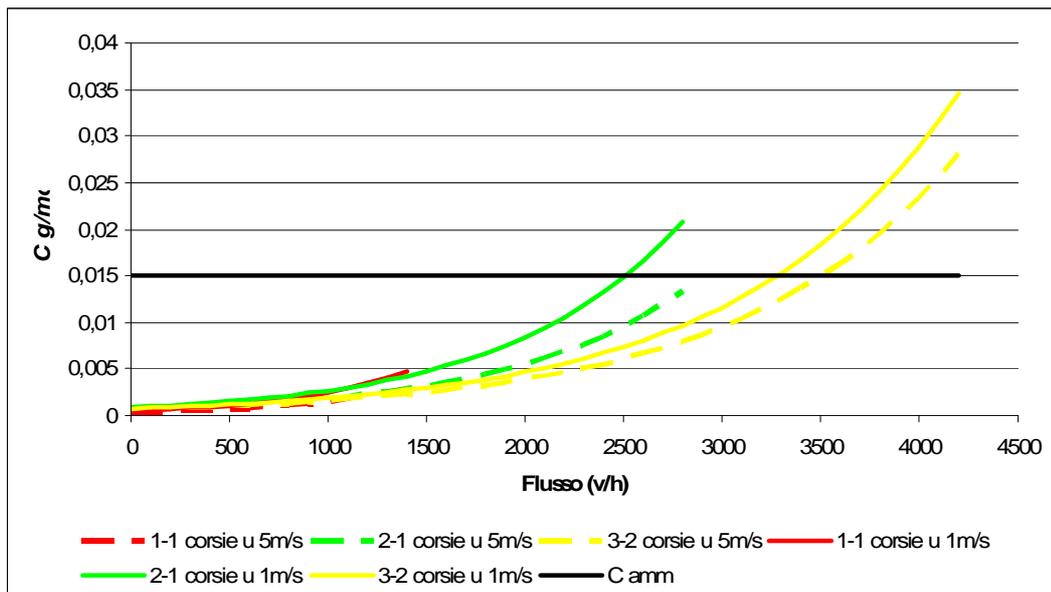
Nel seguito si riporta un breve sommario dell'influenza delle singole variabili sulla concentrazione.



**Fig. 8.5** Andamento delle concentrazioni al variare delle configurazione del numero di corsie  $N_c$

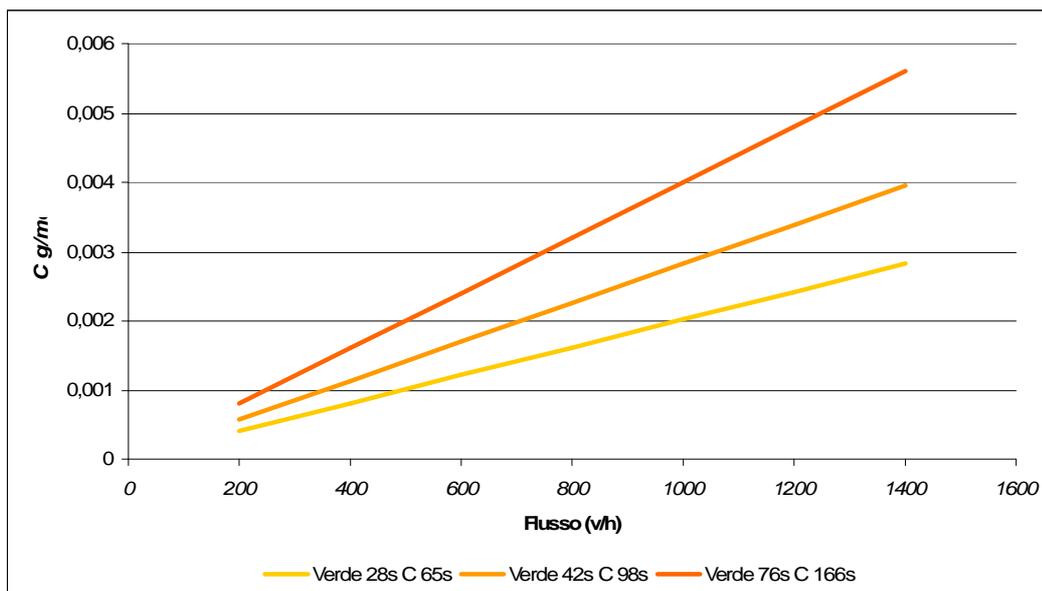


**Fig. 8.6** Andamento delle concentrazioni al variare delle configurazione del numero di corsie  $N_c$

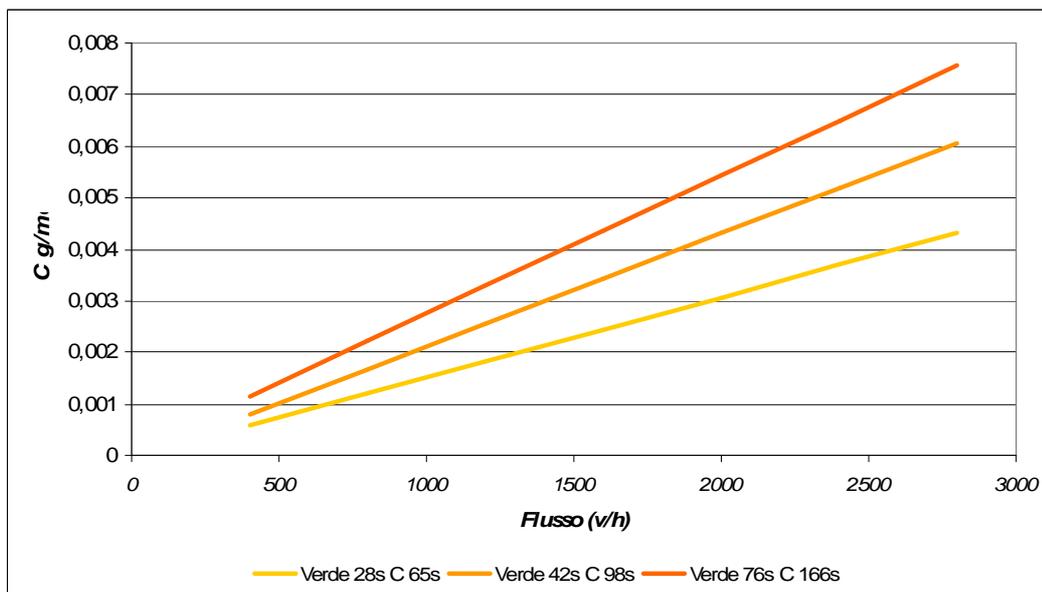


**Fig. 8.7** Andamento delle concentrazioni al variare delle configurazione del numero di corsie  $N_c$   $u_1$  1m/s  $u_2$  5m/s

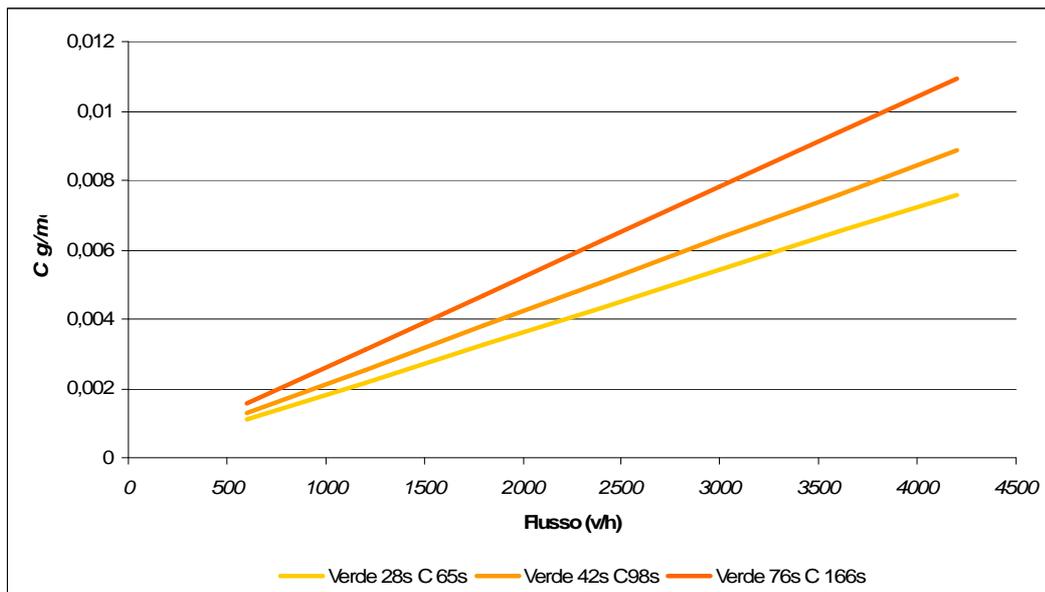
*Numero di corsie  $N_c$* : come si rileva dalla figg. 8.5, 8.6, 8.7 la concentrazione diminuisce sensibilmente all'aumentare del numero di corsie della strada con un conseguente aumento della capacità ambientale. Poiché l'aumento di capacità fisica con il numero di corsie è ancora maggiore dell'aumento della capacità ambientale, si ha quindi che il peso del vincolo ambientale diviene tanto più alto quanto più numerose sono le corsie della strada, particolarmente nei casi di basse velocità del vento.



**Fig. 8.8** Andamento delle concentrazioni al variare della durata di verde e del ciclo semaforico  $N_c$  1-1 corsia



**Fig. 8.9** Andamento delle concentrazioni al variare della durata di verde e del ciclo semaforico  $N_c$  2-1 corsia



**Fig. 8.10** Andamento delle concentrazioni al variare della durata di verde e del ciclo semaforico  $N_c$  3-2corsia

**Durata di verde  $V$ :** le figg. 8.8, 8.9, 8.10 mostrano come le concentrazioni aumentano linearmente all'aumentare delle durata di verde e del conseguente aumento della durata del ciclo semaforico. L'aumento delle concentrazioni è maggiore per configurazioni caratterizzate da un basso numero di corsie. La capacità ambientale cresce al diminuire della durata di verde. Complessivamente, si può dire, che la durata di verde influenza la capacità ambientale in maniera non trascurabile.

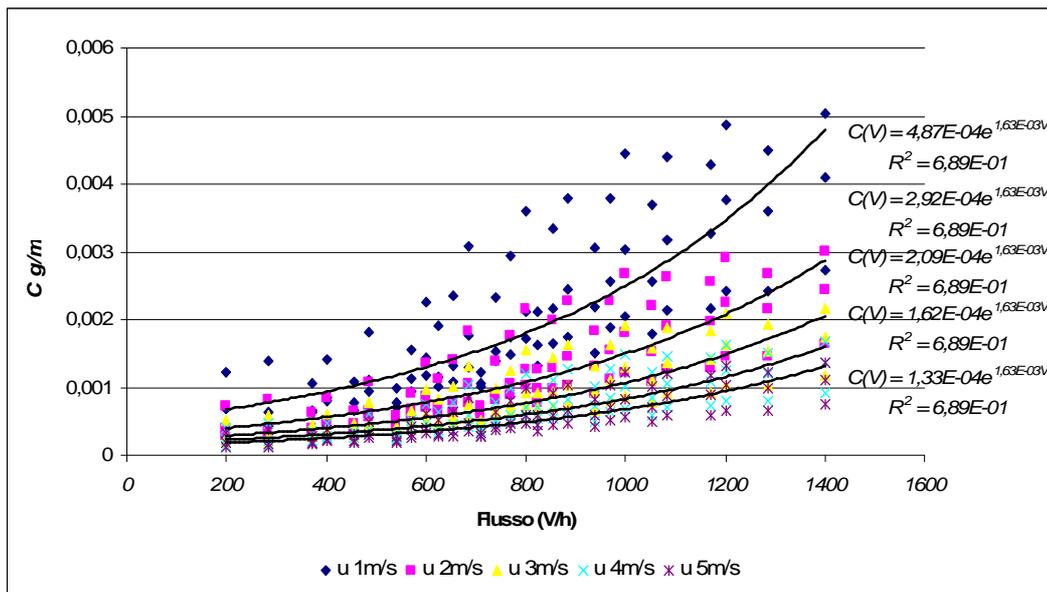


Fig. 8.11 Andamento delle concentrazioni al variare della velocità del vento  $N_c$  1-1

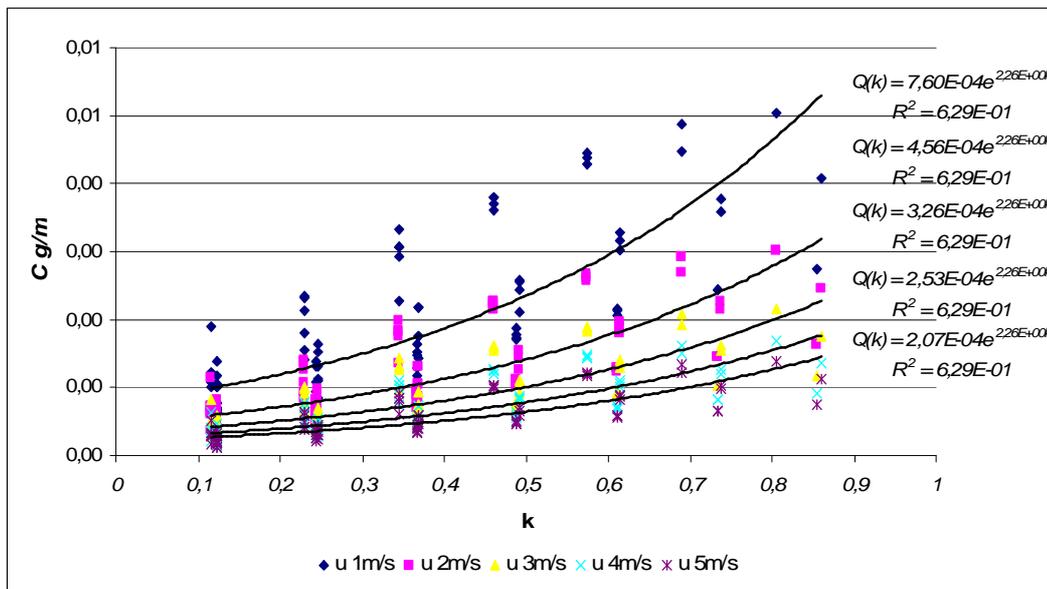


Fig. 8.12 Andamento delle concentrazioni al variare della velocità del vento  $N_c$  1-1

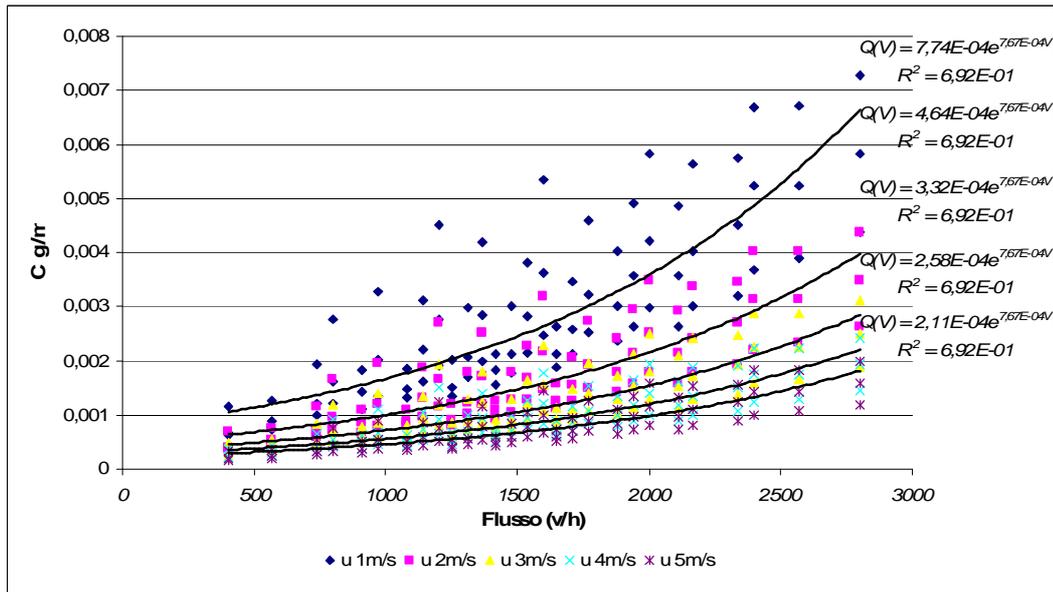


Fig. 8.13 Andamento delle concentrazioni al variare della velocità del vento  $N_c$  2-1

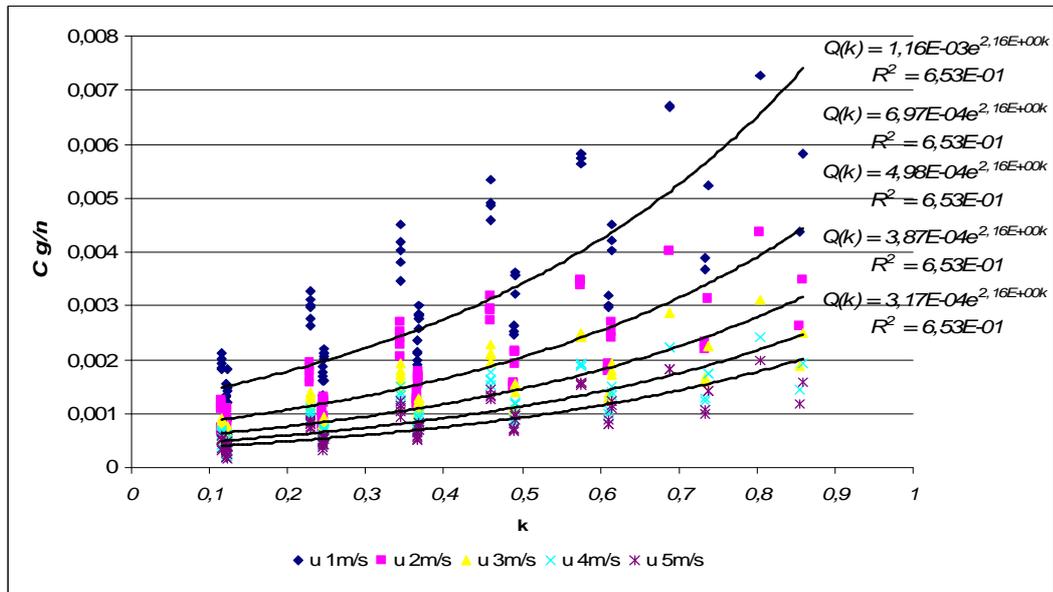
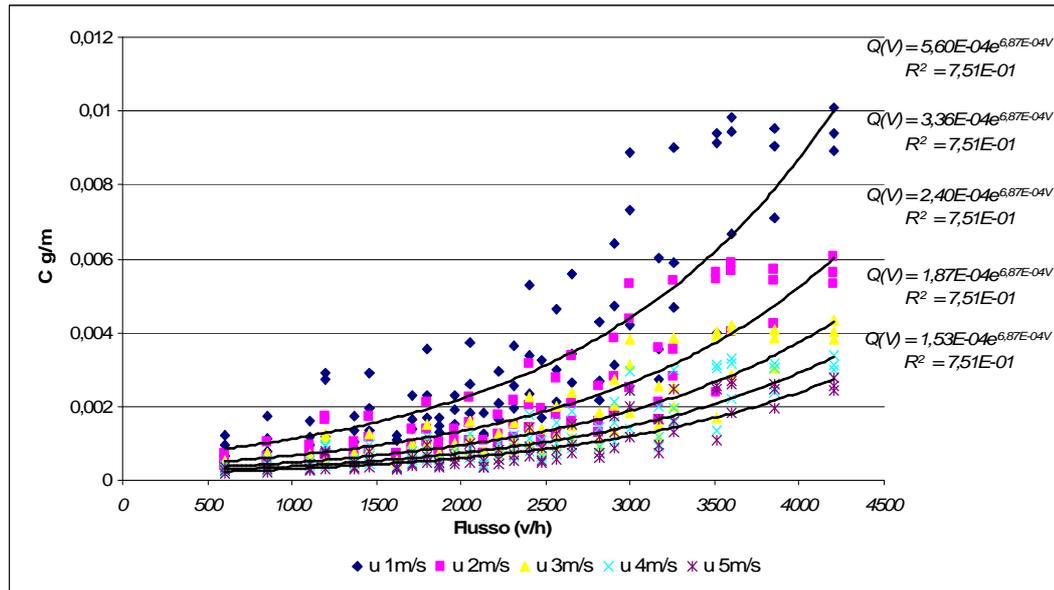
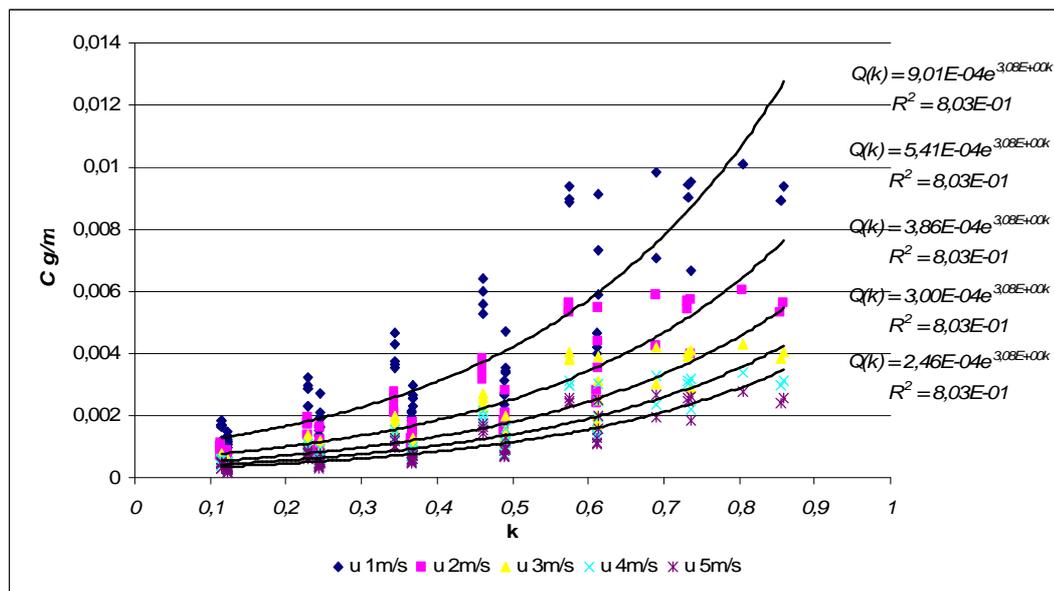


Fig. 8.14 Andamento delle concentrazioni al variare della velocità del vento  $N_c$  2-1



**Fig. 8.15** Andamento delle concentrazioni al variare della velocità del vento  $N_c$  3-2



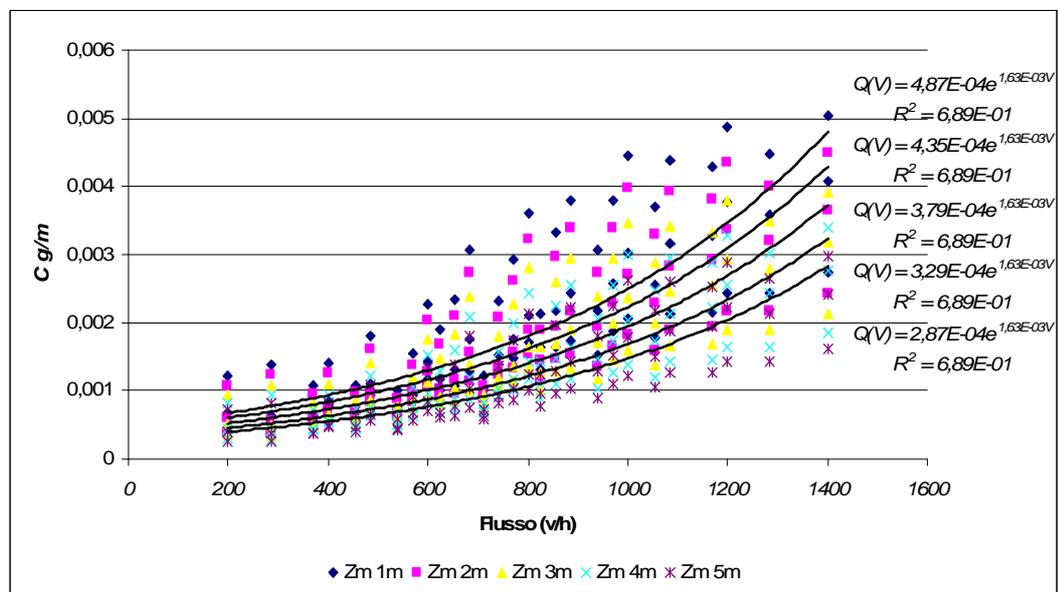
**Fig. 8.15** Andamento delle concentrazioni al variare della velocità del vento  $N_c$  3-2

**Velocità media del vento  $u$ :** la velocità media del vento influenza in modo notevole l'andamento della capacità ambientale.

In generale si può notare, che sia il valore delle concentrazioni diminuisce la capacità ambientale aumenta, in misura tanto maggiore quanto più alto è il numero di corsie della strada.

Infatti, a parità di flusso veicolare, le concentrazioni sono maggiori per un numero basso di corsie.

Il peso maggiore del vincolo ambientale si ha, quindi, per i valori più bassi della velocità del vento e  $N_c$  bassi.



**Fig. 8.16** Andamento delle concentrazioni al variare della velocità di  $z_M$ ,  $N_c$  1-1

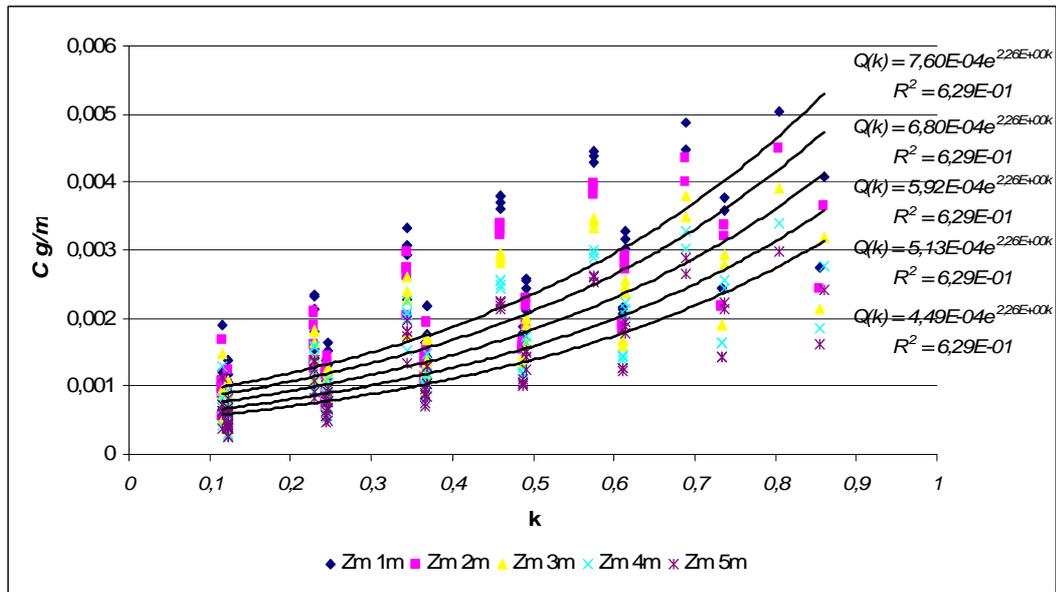


Fig. 8.17 Andamento delle concentrazioni al variare della velocità di  $z_M$ ,  $N_c$  1-1

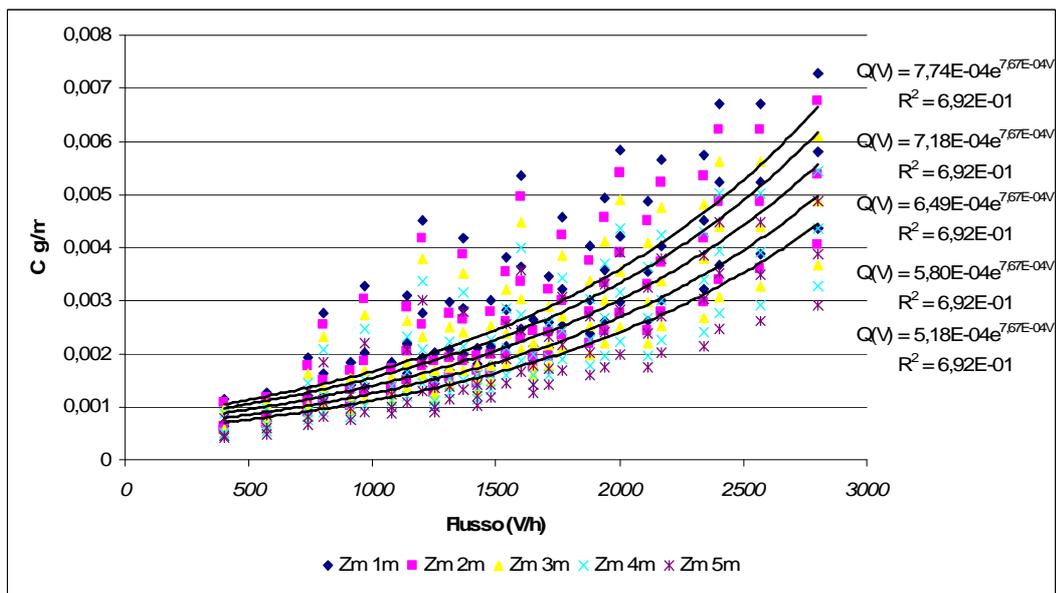


Fig. 8.18 Andamento delle concentrazioni al variare della velocità di  $z_M$ ,  $N_c$  2-1

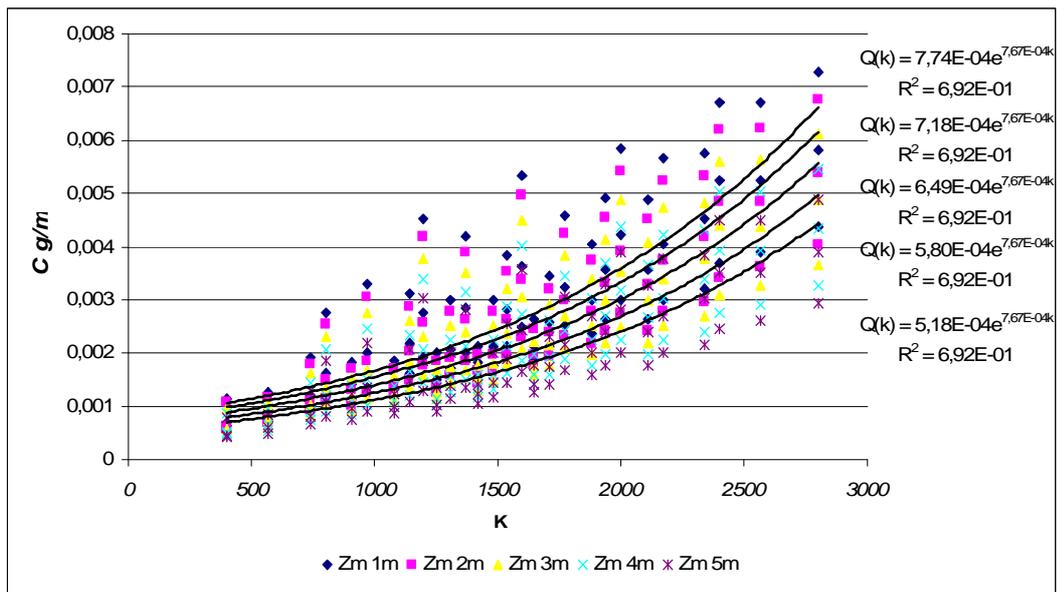


Fig. 8.19 Andamento delle concentrazioni al variare della velocità di  $z_M$ ,  $N_c$  2-1

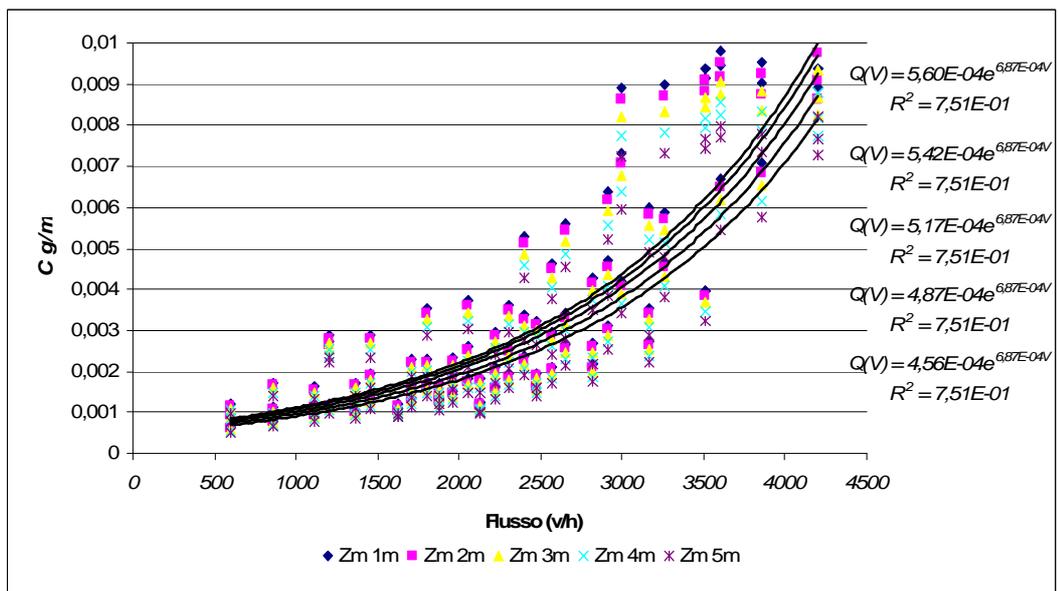
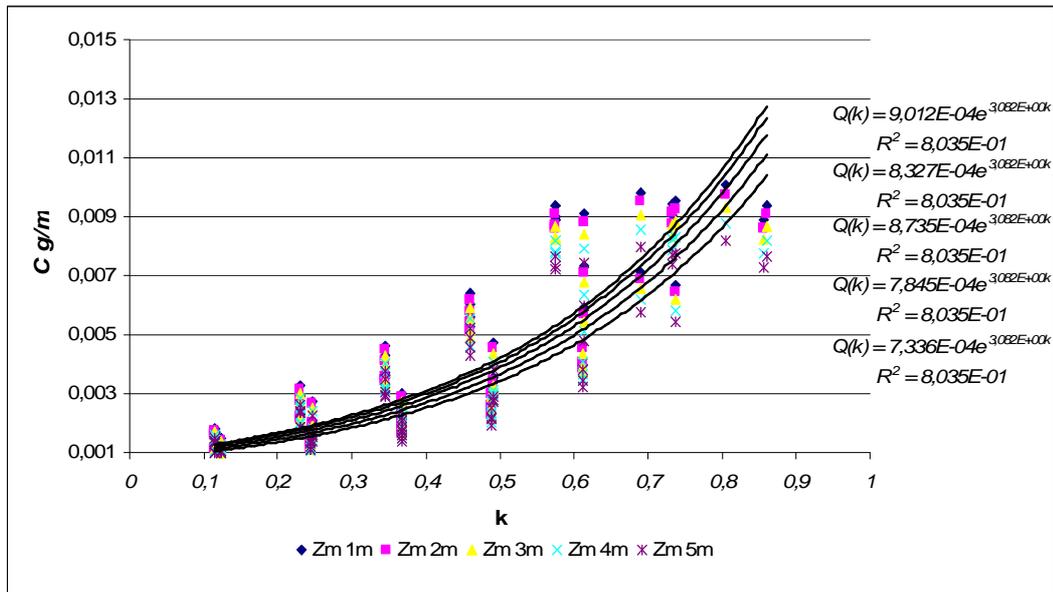


Fig. 8.19 Andamento delle concentrazioni al variare della velocità di  $z_M$ ,  $N_c$  3-2



**Fig. 8.20** Andamento delle concentrazioni al variare della velocità di  $z_M$ ,  $N_c$  3-2

*Altezza del punto di misura  $z_M$* : la concentrazione diminuisce all'aumentare dell'altezza del punto di misura  $z_M$  e la capacità ambientale tende ad aumentare all'altezza del punto di misura. Il fenomeno è maggiormente accentuato a parità di flusso, con l'aumento del  $N_c$ .

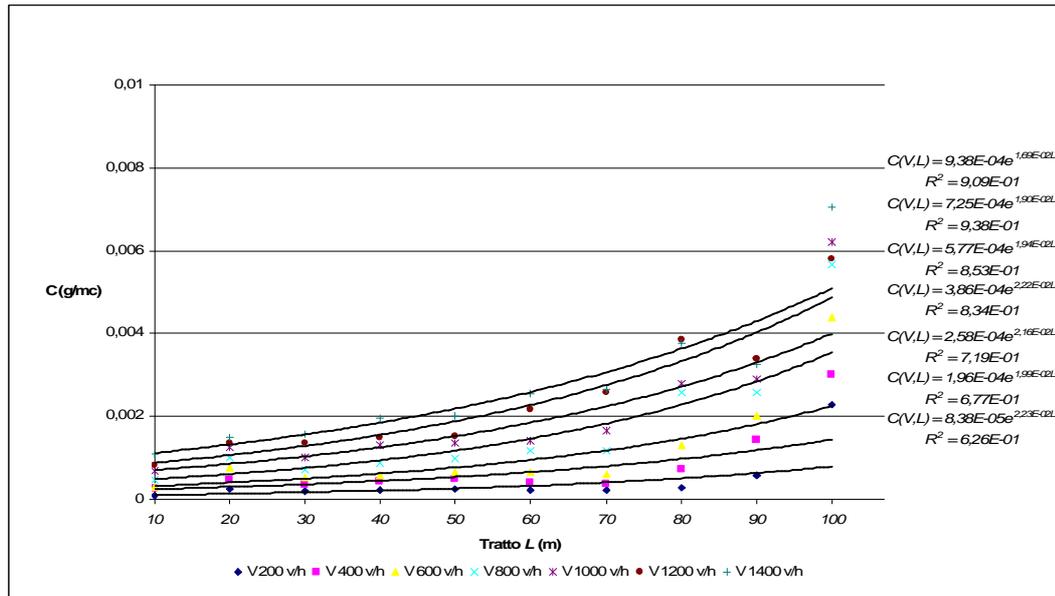


Fig. 8.21 Andamento delle concentrazioni al variare del flusso veicolare e del punto di misura lungo l'accesso semaforizzato ( $l = 0,43$ ,  $C=65s$ ,  $V=28s$ , 1-1 corsie)

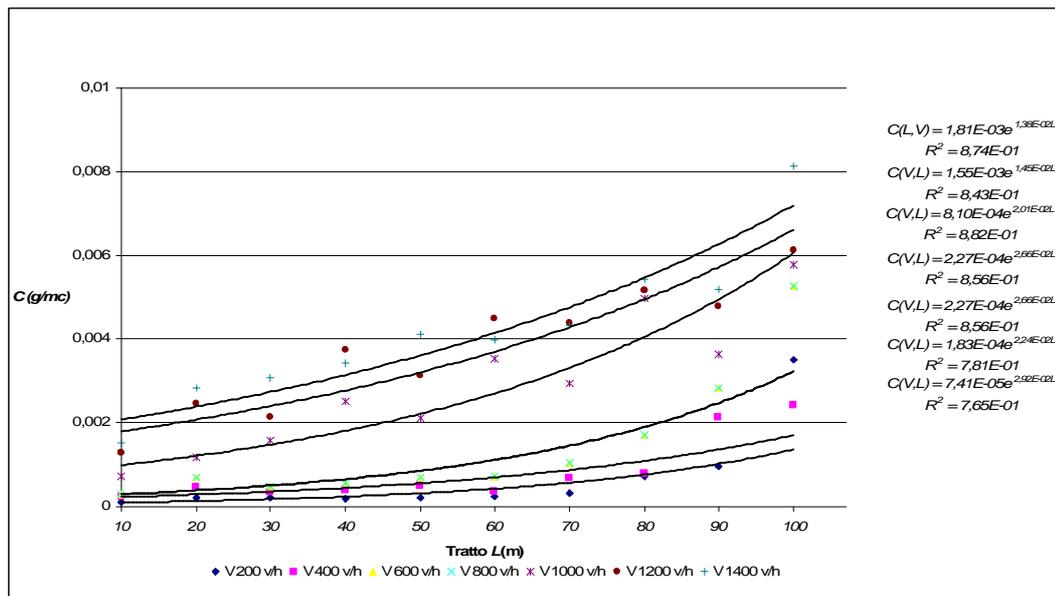


Fig. 8.22 Andamento delle concentrazioni al variare del flusso veicolare e del punto di misura lungo l'accesso semaforizzato ( $l = 0,43$ ,  $C=98s$ ,  $V=42s$ , 1-1 corsie)

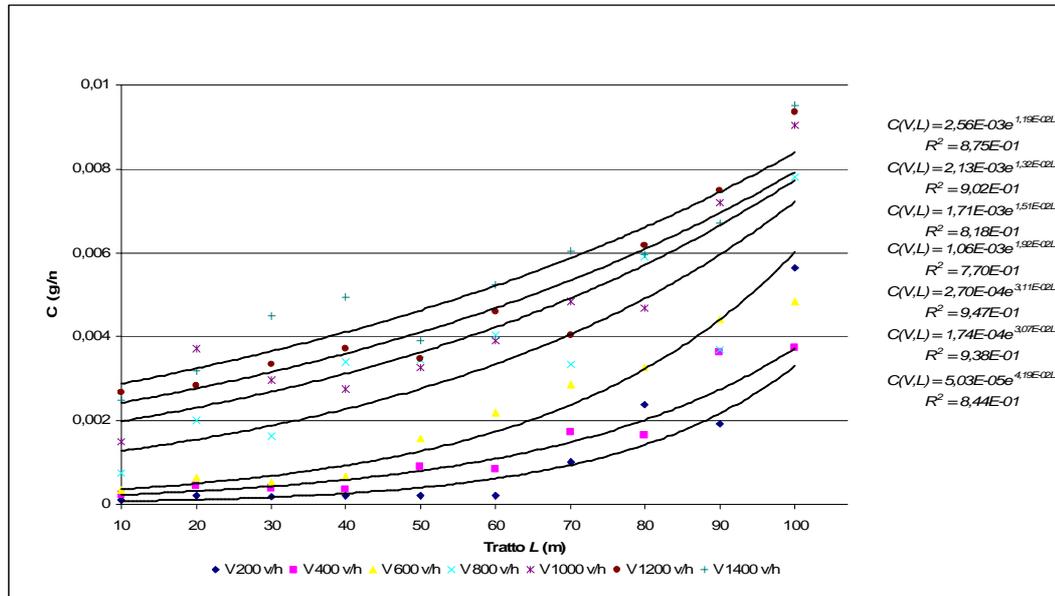


Fig. 8.23 Andamento delle concentrazioni al variare del flusso veicolare e del punto di misura lungo l'accesso semaforizzato ( $l = 0,46$ ,  $C=166s$ ,  $V=76s$ , 1-1 corsie)

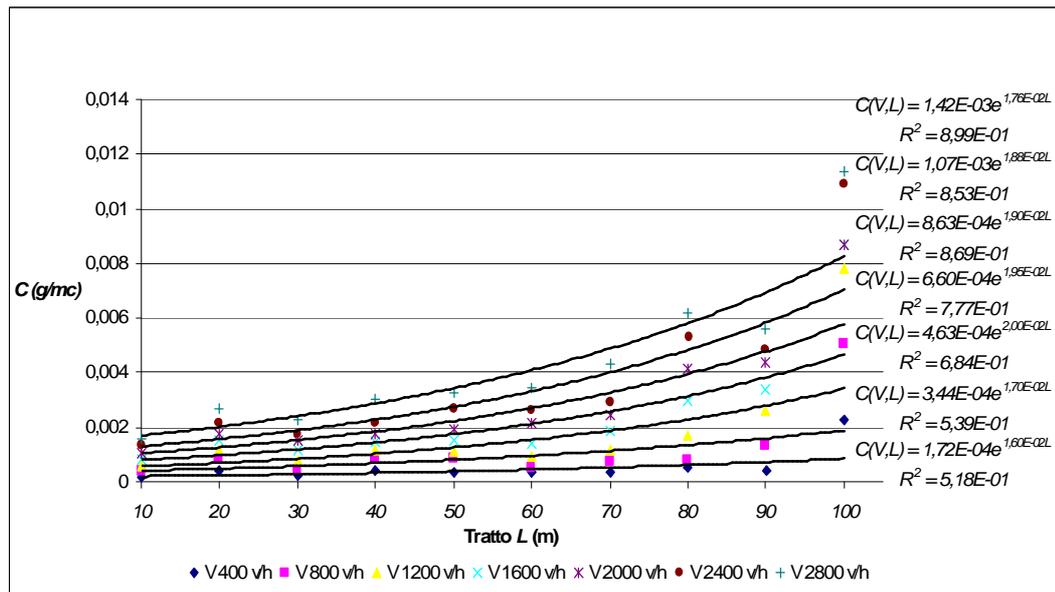


Fig. 8.24 Andamento delle concentrazioni al variare del flusso veicolare e del punto di misura lungo l'accesso semaforizzato ( $l = 0,43$ ,  $C=65s$ ,  $V=28s$ , 2-1 corsie)

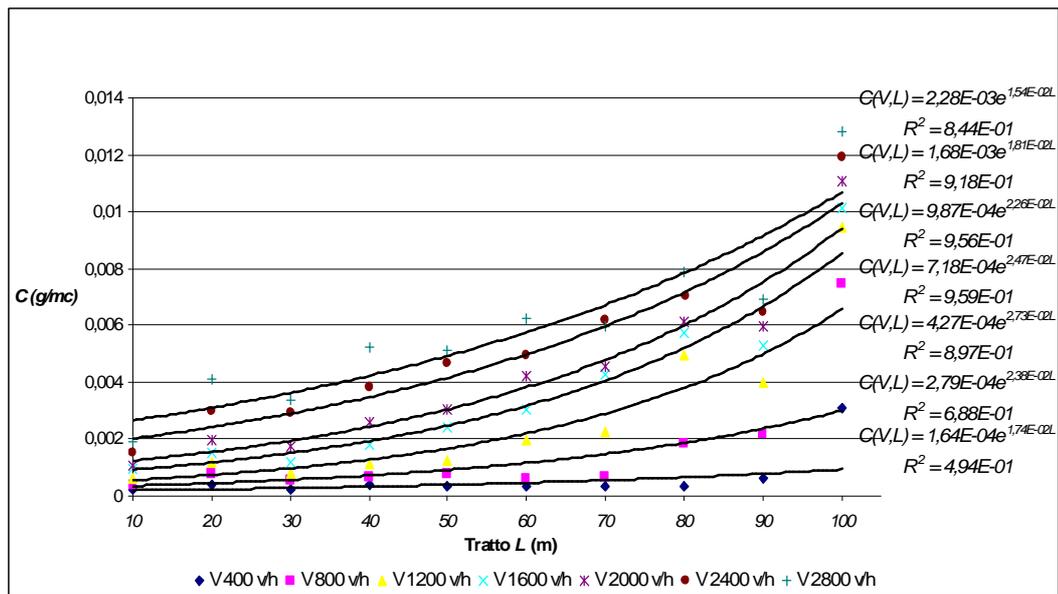


Fig. 8.25 Andamento delle concentrazioni al variare del flusso veicolare e del punto di misura lungo l'accesso semaforizzato ( $l = 0,43$ ,  $C=98s$ ,  $V=42s$ , 2-1 corsie)

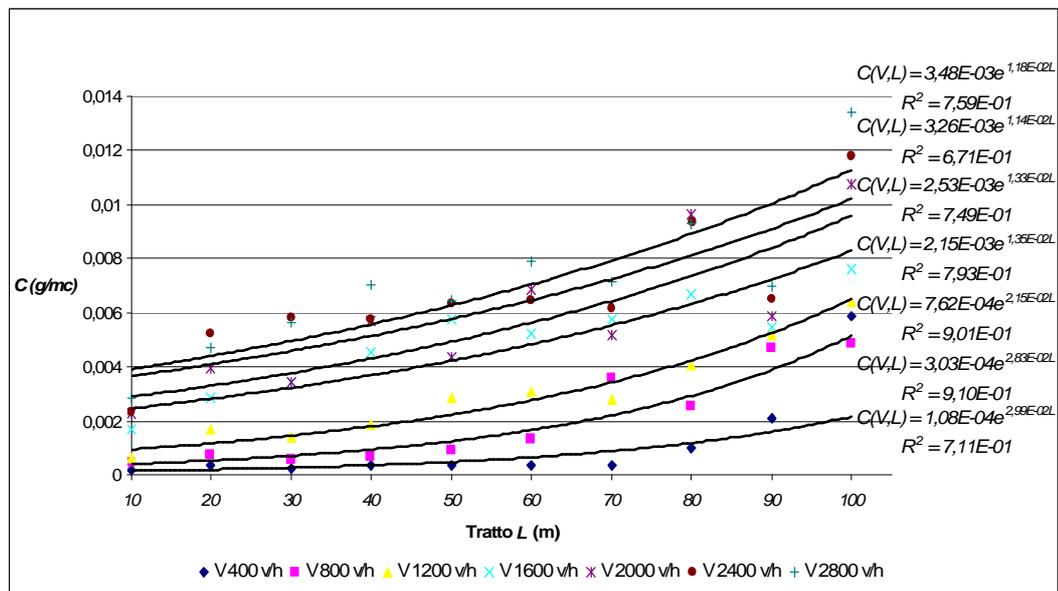


Fig. 8.26 Andamento delle concentrazioni al variare del flusso veicolare e del punto di misura lungo l'accesso semaforizzato ( $l = 0,46$ ,  $C=166s$ ,  $V=76s$ , 2-1 corsie)

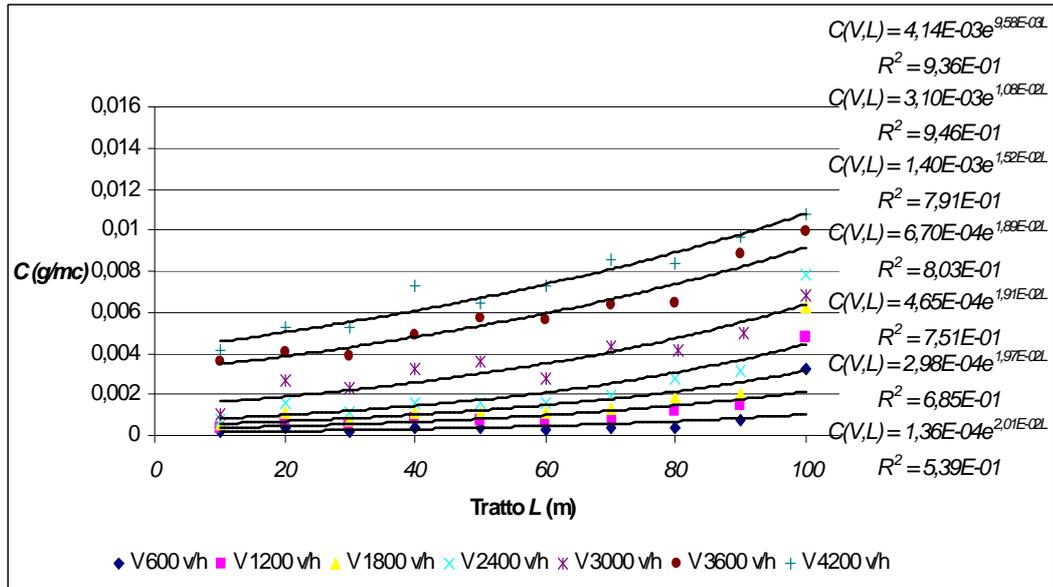


Fig. 8.27 Andamento delle concentrazioni al variare del flusso veicolare e del punto di misura lungo l'accesso semaforizzato ( $l = 0,43$ ,  $C=65s$ ,  $V=28s$ , 3-2 corsie)

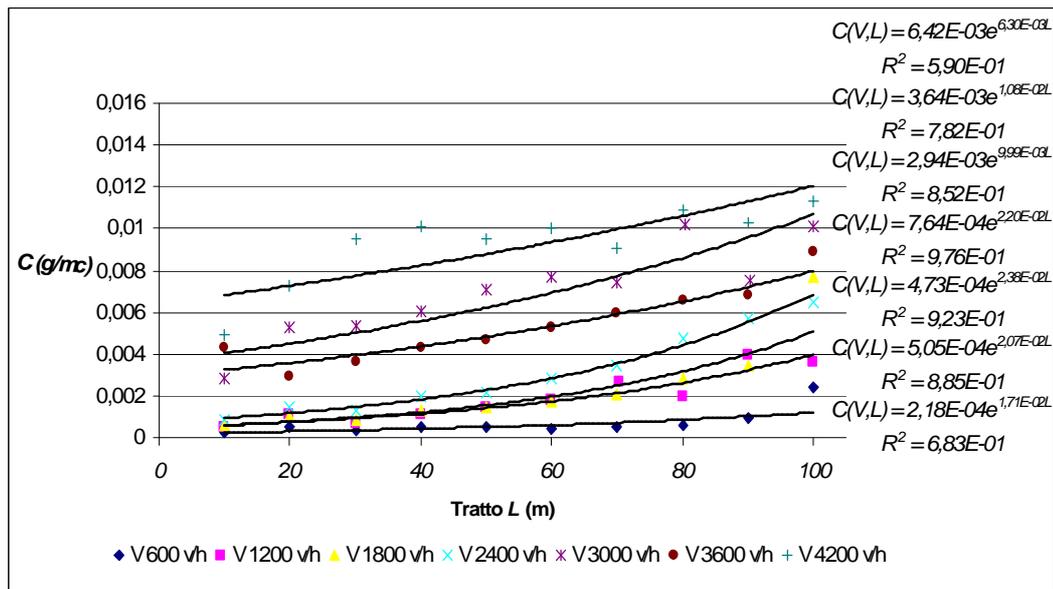


Fig. 8.28 Andamento delle concentrazioni al variare del flusso veicolare e del punto di misura lungo l'accesso semaforizzato ( $l = 0,43$ ,  $C=98s$ ,  $V=42s$ , 3-2 corsie)

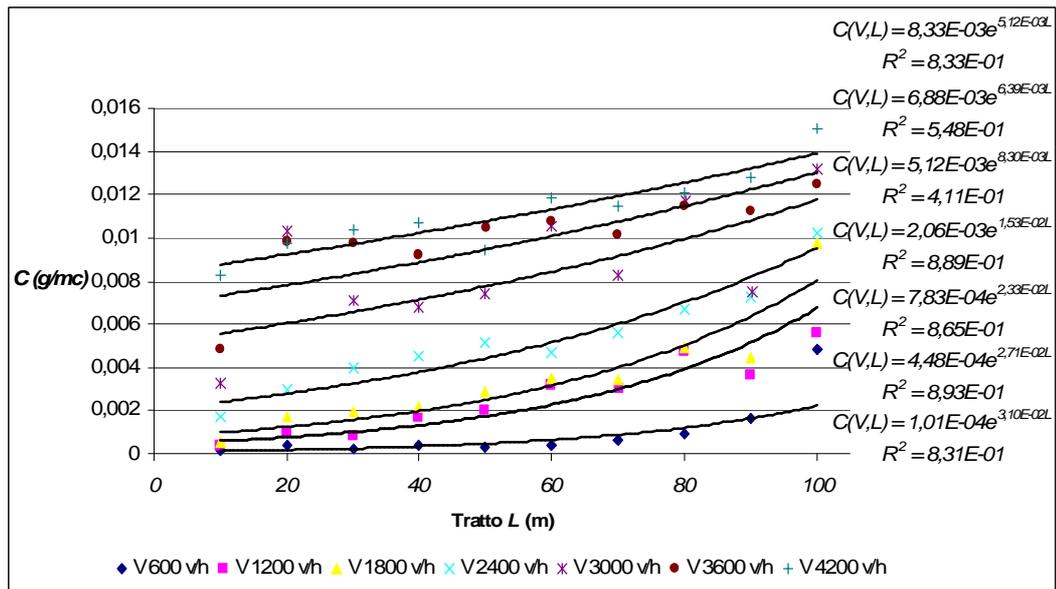
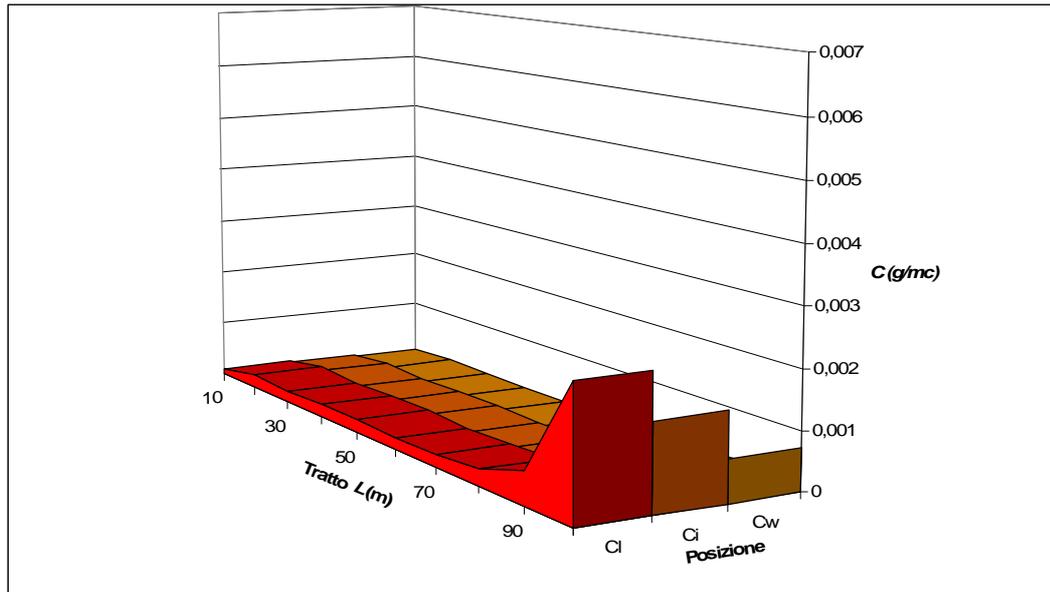


Fig. 8.29 Andamento delle concentrazioni al variare del flusso veicolare e del punto di misura lungo l'accesso semaforizzato ( $l = 0,46$ ,  $C=166s$ ,  $V=76s$ , 3-2 corsie)

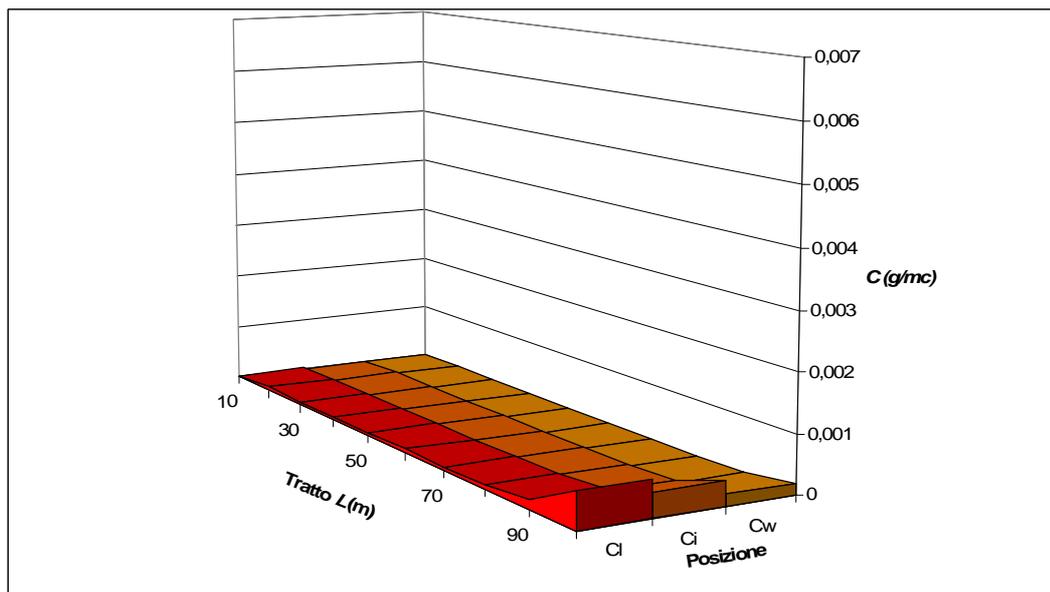
**Punto di misura sul tratto  $L$ :** come si vede dalla figg. 8.11 alla 8.29, la variazione delle concentrazioni rispetto al punto di misura lungo l'asse longitudinale dell'accesso semaforizzato è notevole

Per valori di  $L$ , prossimi alla linea d'arresto ( $L=100m$ ), la concentrazione cresce notevolmente ed in maniera esponenziale, proprio per la più probabile presenza di veicoli in attesa in coda. Invece, a parità di flusso e capacità fisiche sempre più elevate, l'effetto dell'incremento di tipo esponenziale è sempre più attenuato, giustificato dalla minore presenza di veicoli accodati in attesa del verde.

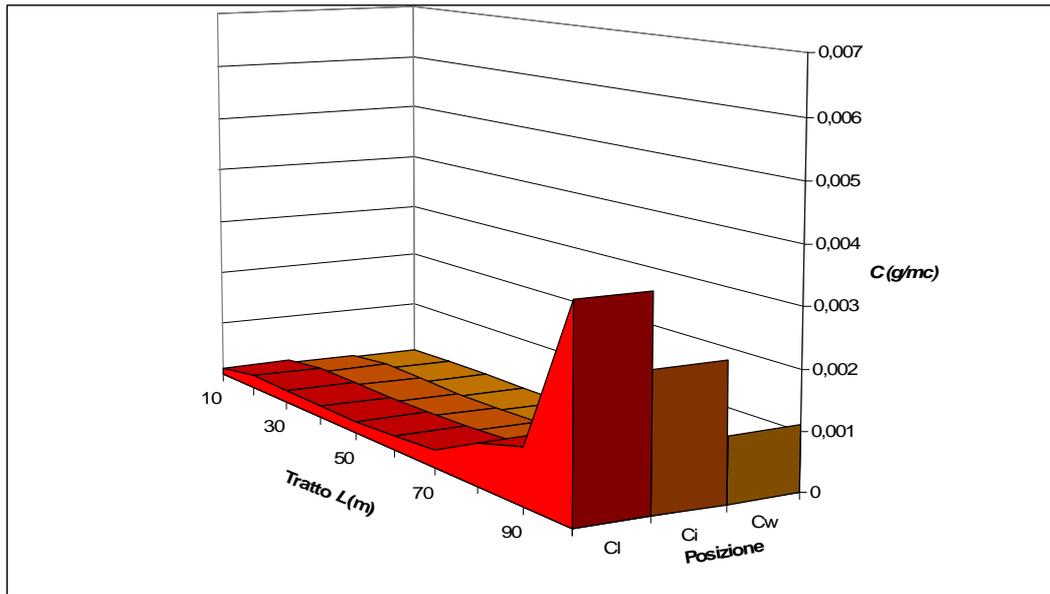
Un ultimo effetto, ma comunque importante, si rileva quando i flussi sono prossimi alla capacità, il livello di concentrazione è già elevato per punti di misura lontani dalla linea d'arresto ( $L=10m$ ). Questo effetto è giustificato dalla presenza di un livello di servizio scarso, dalla presenza di ritardi elevati e dalla presenza di numerosi veicoli in coda.



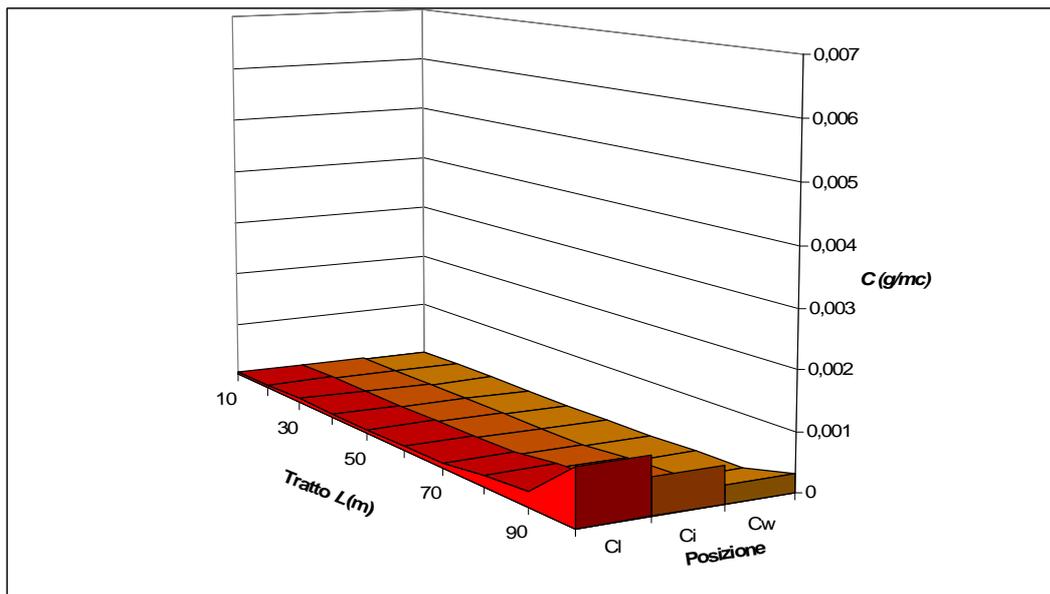
**Fig. 8.30** Andamento delle concentrazioni del punto di misura lungo l'asse longitudinale e quello trasversale dell'accesso semaforizzato (V 200v/h, C=65s, V=28s, u 1m/s 1-1 corsie)



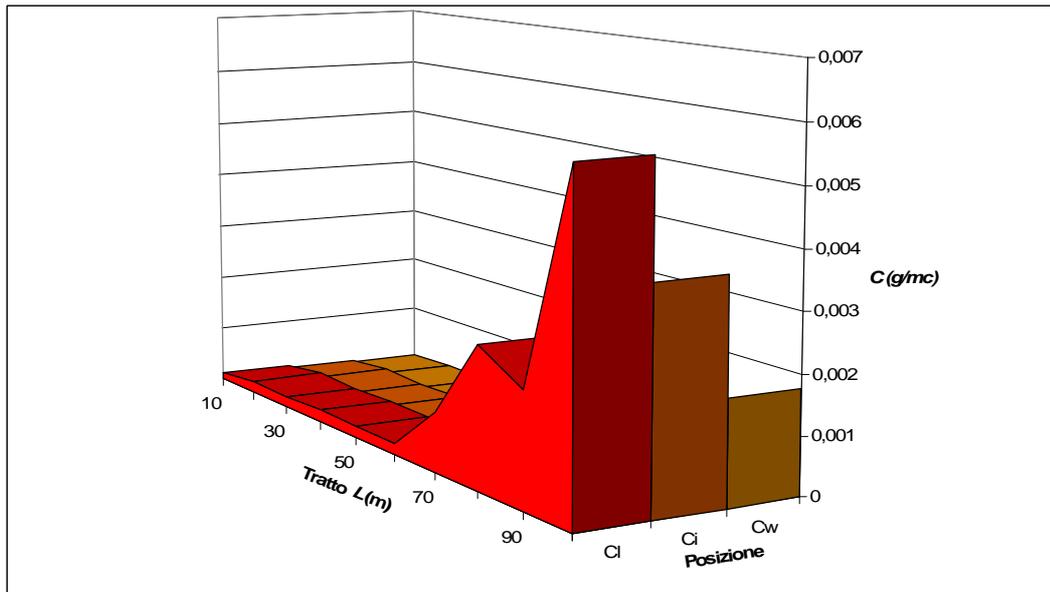
**Fig. 8.31** Andamento delle concentrazioni del punto di misura lungo l'asse longitudinale e quello trasversale dell'accesso semaforizzato (V 200v/h, C=65s, V=28s, u 5m/s 1-1 corsie)



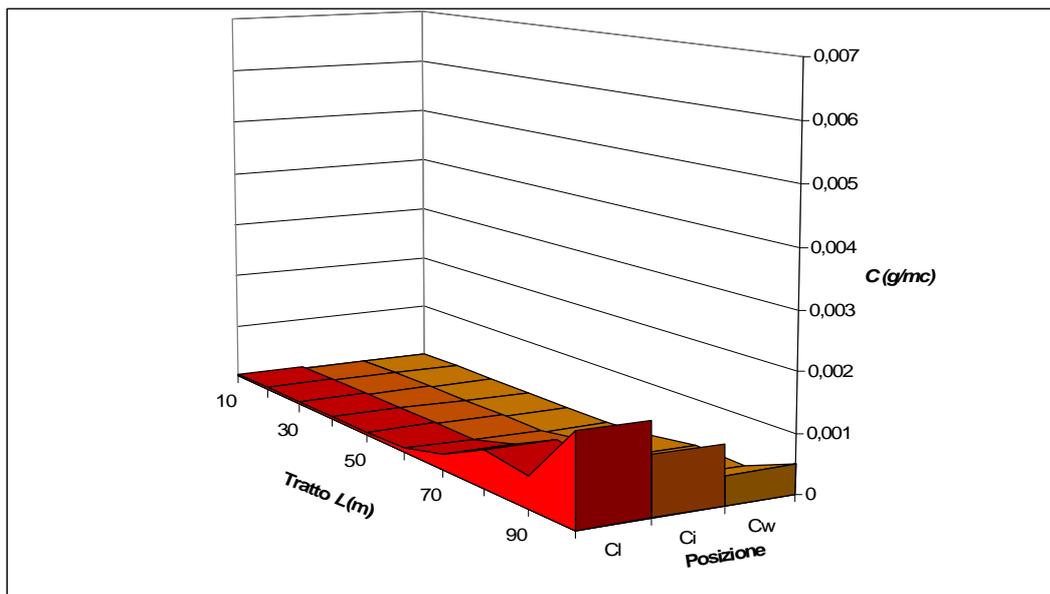
**Fig. 8.32** Andamento delle concentrazioni del punto di misura lungo l'asse longitudinale e quello trasversale dell'accesso semaforizzato (V 200v/h, C=98s, V=42s, u 1m/s 1-1 corsie)



**Fig. 8.33** Andamento delle concentrazioni del punto di misura lungo l'asse longitudinale e quello trasversale dell'accesso semaforizzato (V 200v/h, C=98s, V=42s, u 5m/s 1-1 corsie)



**Fig. 8.34** Andamento delle concentrazioni del punto di misura lungo l'asse longitudinale e quello trasversale dell'accesso semaforizzato (V 200v/h, C=166s, V=76s, u 1m/s 1-1 corsie)



**Fig. 8.35** Andamento delle concentrazioni del punto di misura lungo l'asse longitudinale e quello trasversale dell'accesso semaforizzato (V 200v/h, C=166s, V=76s, u 5m/s 1-1 corsie)

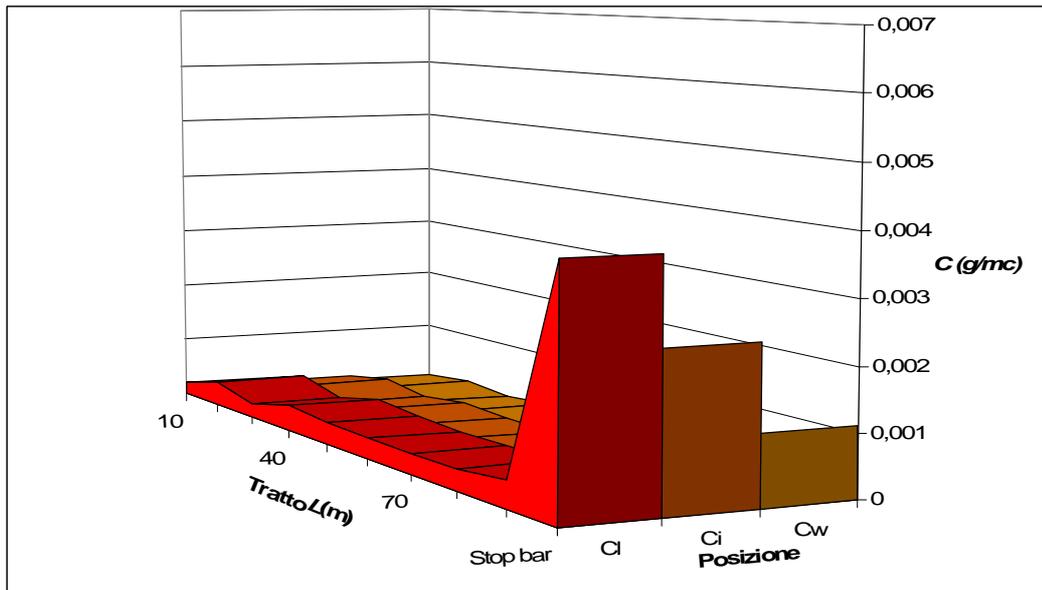


Fig. 8.36 Andamento delle concentrazioni del punto di misura lungo l'asse longitudinale e quello trasversale dell'accesso semaforizzato (V 400v/h, C=65s, V=28s, u 1m/s 2-1 corsie)

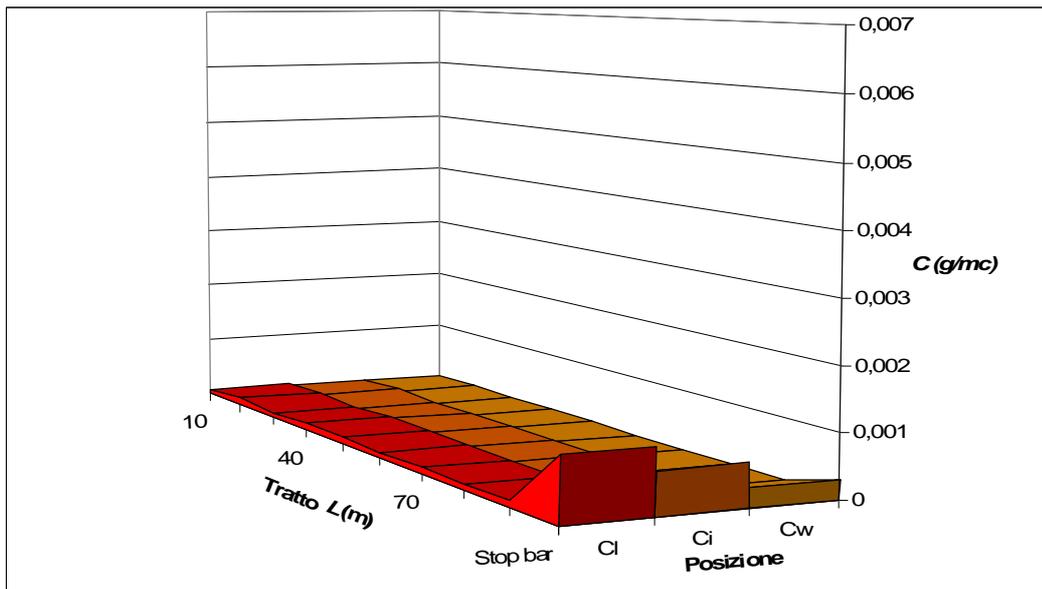
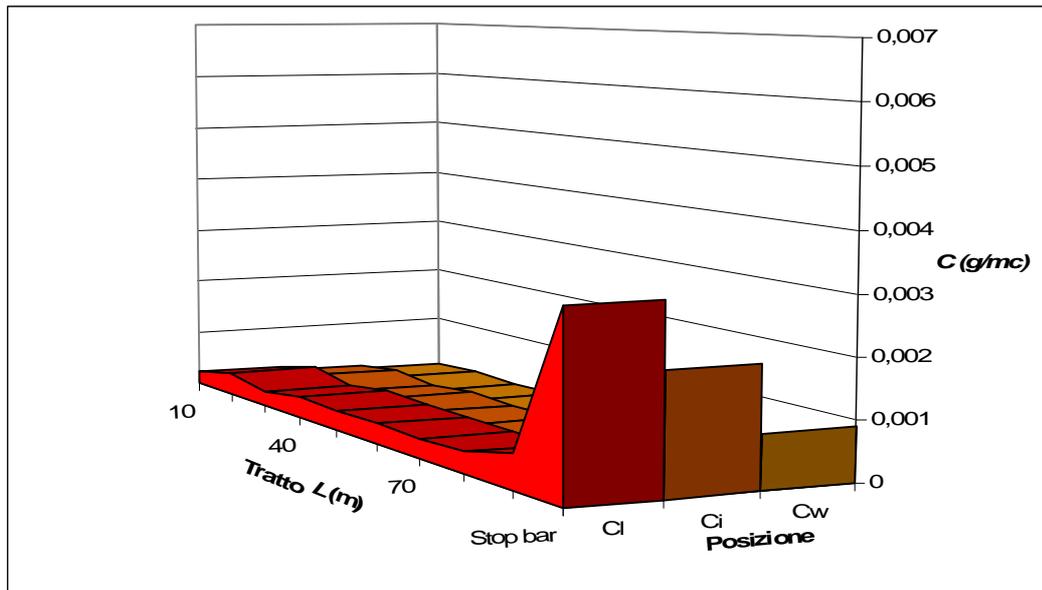
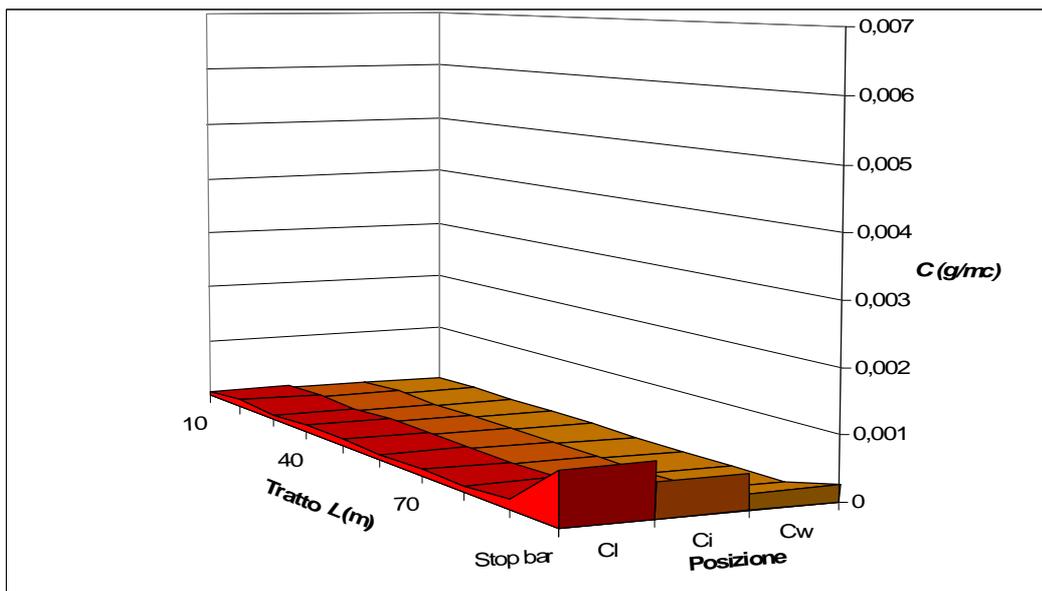


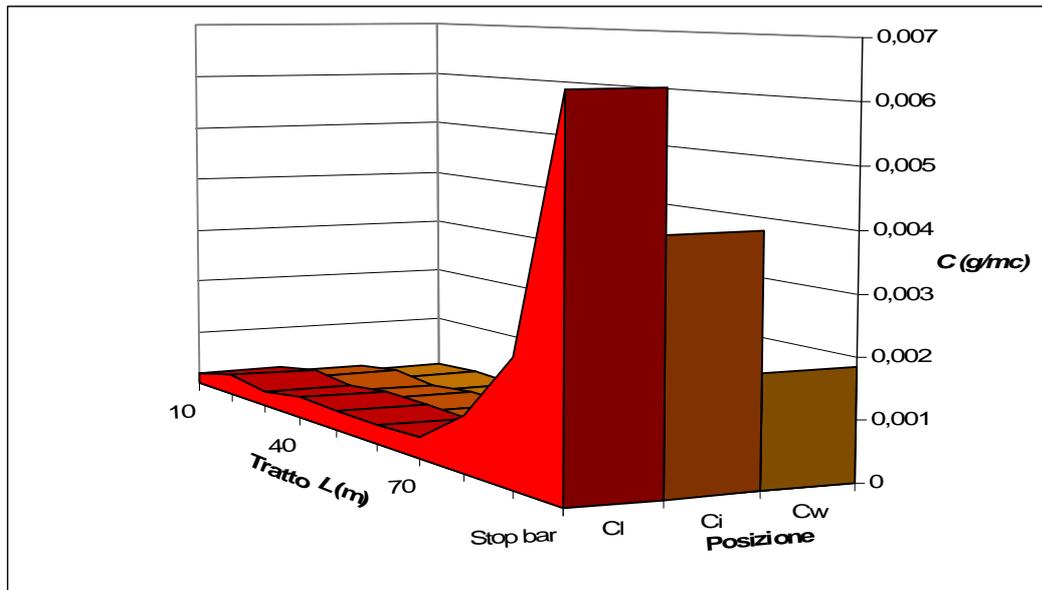
Fig. 8.37 Andamento delle concentrazioni del punto di misura lungo l'asse longitudinale e quello trasversale dell'accesso semaforizzato (V 400v/h, C=65s, V=28s, u 5m/s 2-1 corsie)



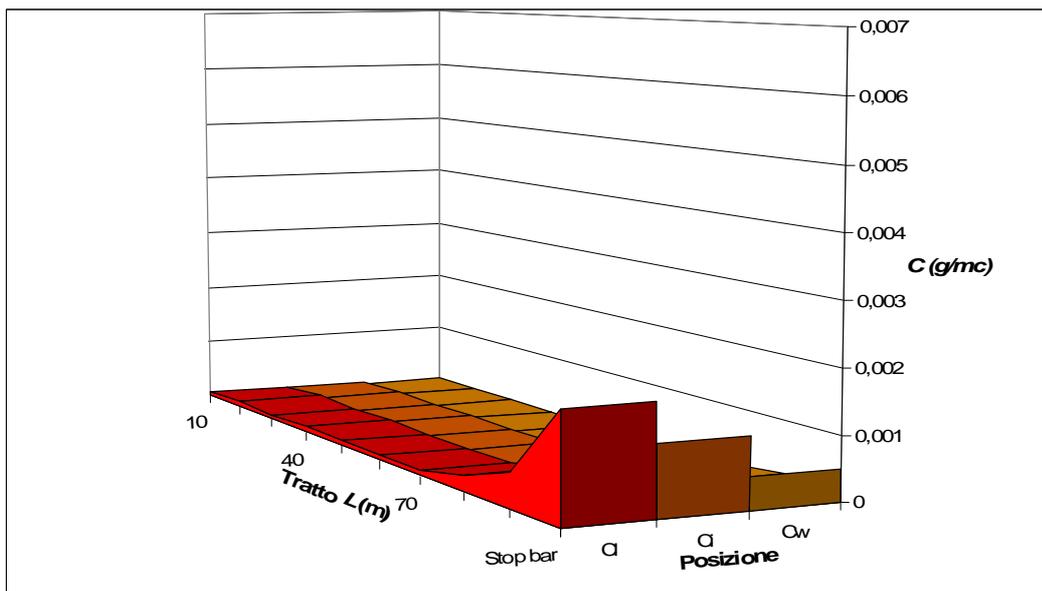
**Fig. 8.38** Andamento delle concentrazioni del punto di misura lungo l'asse longitudinale e quello trasversale dell'accesso semaforizzato (V 400v/h, C=98s, V=42s, u 1m/s 2-1 corsie)



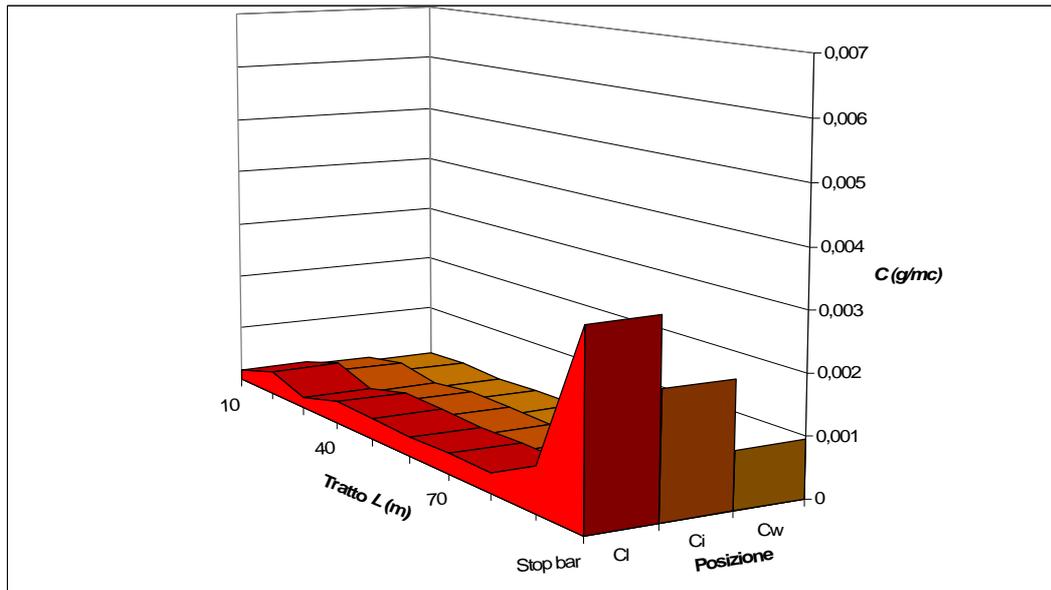
**Fig. 8.39** Andamento delle concentrazioni del punto di misura lungo l'asse longitudinale e quello trasversale dell'accesso semaforizzato (V 400v/h, C=98s, V=42s, u 5m/s 2-1 corsie)



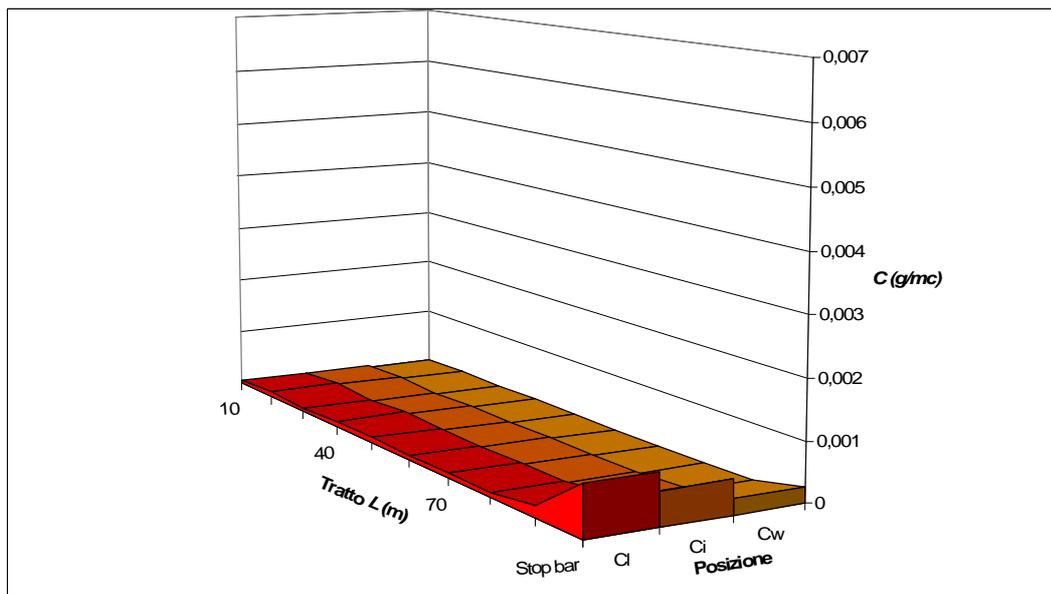
**Fig. 8.40** Andamento delle concentrazioni del punto di misura lungo l'asse longitudinale e quello trasversale dell'accesso semaforizzato ( $V=400v/h$ ,  $C=166s$ ,  $V=76s$ ,  $u=1m/s$  2-1 corsie)



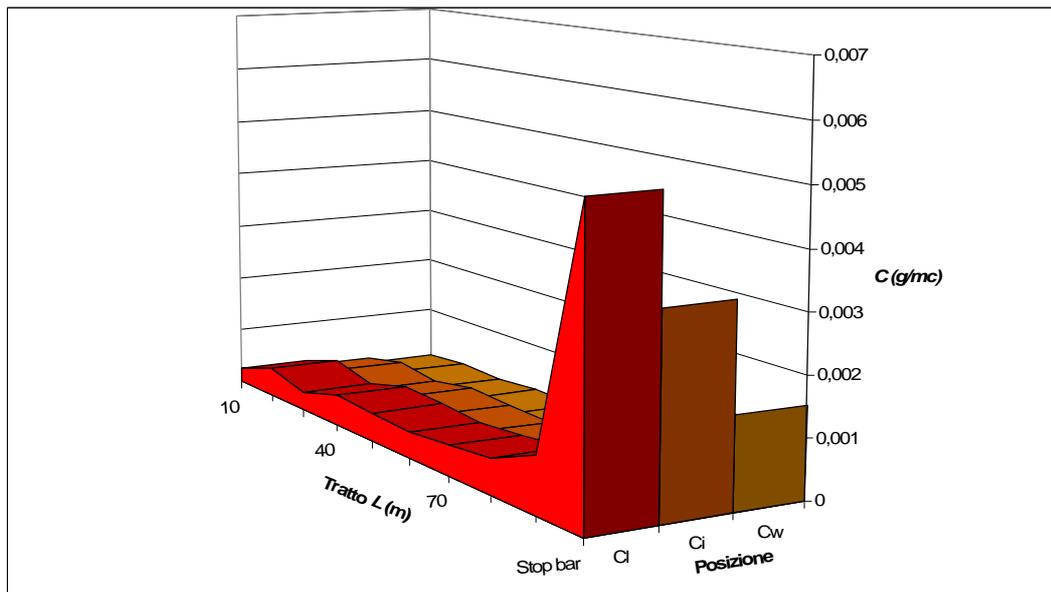
**Fig. 8.41** Andamento delle concentrazioni del punto di misura lungo l'asse longitudinale e quello trasversale dell'accesso semaforizzato ( $V=400v/h$ ,  $C=166s$ ,  $V=76s$ ,  $u=5m/s$  2-1 corsie)



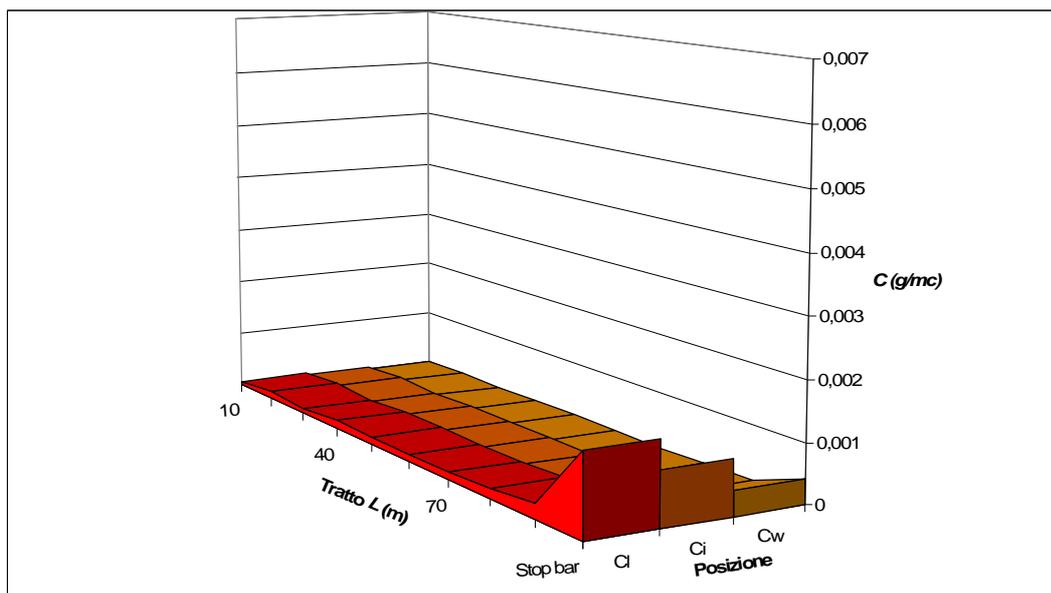
**Fig. 8.42** Andamento delle concentrazioni del punto di misura lungo l'asse longitudinale e quello trasversale dell'accesso semaforizzato (V 600v/h, C=65s, V=28s, u 1m/s 3-2 corsie)



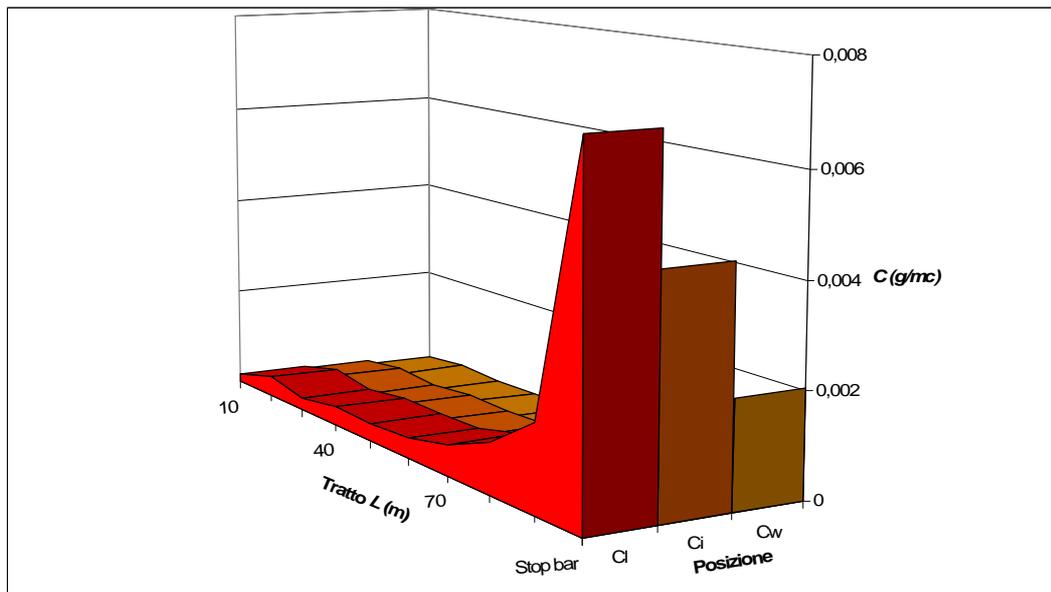
**Fig. 8.43** Andamento delle concentrazioni del punto di misura lungo l'asse longitudinale e quello trasversale dell'accesso semaforizzato (V 600v/h, C=65s, V=28s, u 5m/s 3-2 corsie)



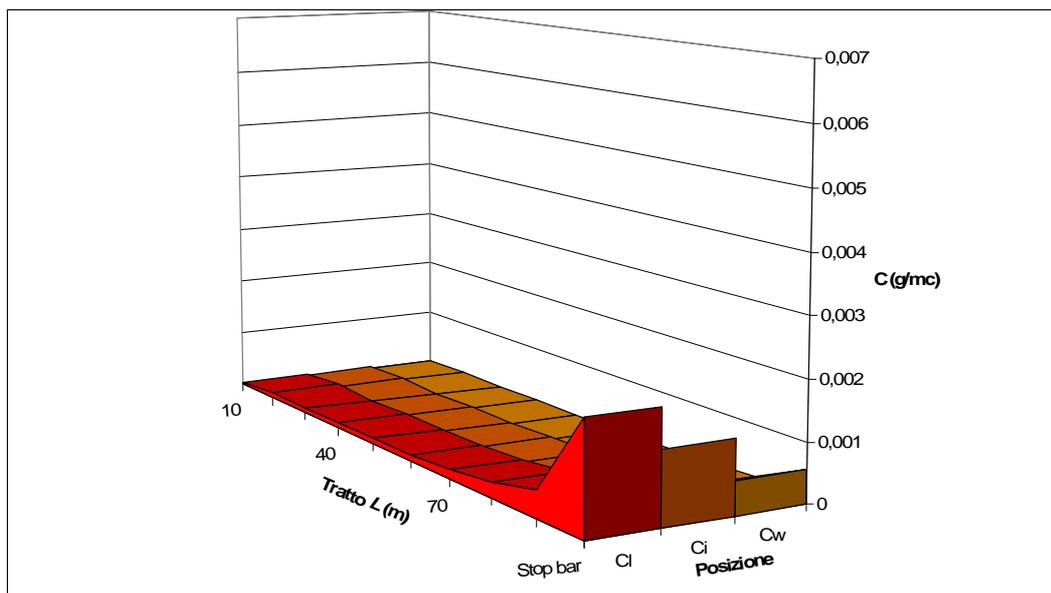
**Fig. 8.44** Andamento delle concentrazioni del punto di misura lungo l'asse longitudinale e quello trasversale dell'accesso semaforizzato ( $V=600\text{v/h}$ ,  $C=98\text{s}$ ,  $V=42\text{s}$ ,  $u=1\text{m/s}$  3-2 corsie)



**Fig. 8.45** Andamento delle concentrazioni del punto di misura lungo l'asse longitudinale e quello trasversale dell'accesso semaforizzato ( $V=600\text{v/h}$ ,  $C=98\text{s}$ ,  $V=42\text{s}$ ,  $u=5\text{m/s}$  3-2 corsie)



**Fig. 8.46** Andamento delle concentrazioni del punto di misura lungo l'asse longitudinale e quello trasversale dell'accesso semaforizzato (V 600v/h, C=166s, V=76s, u 1m/s 3-2 corsie)



**Fig. 8.46** Andamento delle concentrazioni del punto di misura lungo l'asse longitudinale e quello trasversale dell'accesso semaforizzato (V 600v/h, C=166s, V=76s, u 5m/s 3-2 corsie)

**Punto di misura sull'asse Trasversale:** il punto di misura in funzione della direzione del vento lungo l'asse trasversale non viene preso in considerazione (cfr.8.4), infatti, si sceglie come valore di concentrazione il massimo tra la condizione di sottovento, intermedio e sopravento.

Nelle condizioni reali, invece, le concentrazioni sono notevolmente variabili, soprattutto in condizioni di vento scarso.

In presenza di vento pari a  $u$  *1m/s* e in condizioni di sopravento, vi è una concentrazione doppia rispetto alla condizione sottovento; ciò significa che, in presenza di accessi simmetrici longitudinalmente, la concentrazione è una doppio dell'altra.

### **8.7. Conclusioni**

L'analisi di sensibilità mostra che nel caso di strade di tipo canyon, caratterizzate da processi di dispersione di tipo essenzialmente locale, le concentrazioni e la capacità ambientale relativa al monossido di carbonio rappresentano un reale vincolo per i flussi costituendo, in molti casi un limite minore di quello della capacità fisica.

Fra le variabili relative alla geometria della strada, la posizione del punto di misura e il numero di corsie influenzano significativamente i valori assunti dalle concentrazioni. La prima variabile agisce in maniera univoca poiché, assumendo valori del punto di misura sempre più lontani dalla linea d'arresto, causa una diminuzione sensibile delle concentrazioni. Questo risultato consiglia, quindi, in sede di progetto delle reti stradali urbane, di porre le principali intersezioni contigue a distanze non inferiori di 500m, in quanto con l'aumento della lunghezza della strada porta ad una maggiore compatibilità ambientale. All'aumentare del numero delle corsie e, quindi, della distanza del punto di misura dall'asse della strada, le concentrazioni diminuiscono. Infatti, l'aumento del numero delle corsie, si rivela pertanto, un metodo efficiente per migliorare le condizioni dell'ambiente in presenza di flussi costanti.

Fra le caratteristiche del segnalamento semaforico, la durata del verde e della conseguente durata del ciclo semaforico, influenzano in maniera significativa la capacità ambientale. L'aumento della durata di verde, porta ad avere conseguenti

aumenti delle durate del ciclo e del rosso, creando fenomeni di veicoli in attesa ed un aumento delle concentrazioni, generate dalla componente di emissione da veicolo fermo.

Fra i parametri meteorologici, la velocità media del vento, ha un effetto notevole sulle proprietà ambientali della strada, in quanto il suo aumentare determina una corrispondente diminuzione delle concentrazioni ed un aumento della capacità ambientale. Per quanto riguarda la direzione del vento  $\alpha$ , essa ha una certa influenza sull'andamento delle concentrazioni (cfr. 8.6), ma per semplicità si è scelto di considerare la concentrazione massima rispetto al settore di provenienza del vento.

Per quanto riguarda le coordinate del punto di misura, si rileva una loro notevole influenza sull'andamento delle concentrazioni, che diminuiscono all'allontanarsi del punto di misura dalla strada e all'aumentare della sua quota. La posizione del punto di misura, non è però, da considerarsi un parametro variabile in quanto, è determinato da apposite norme emanate dall'Istituto Superiore della Sanità.

Gli interventi che potrebbero diminuire drasticamente gli effetti negativi del traffico stradale sulla qualità dell'aria, sono la riduzione dell'entità dei flussi entro i limiti di capacità ambientale e la diminuzione dell'emissione degli inquinanti. Il primo intervento può discendere da metodi di regolamentazione (ad esempio il *road pricing*), per la progettazione dei quali, il metodo di calcolo della capacità ambientale potrebbe essere integrato nei modelli matematici per la simulazione delle reti stradali in regime di restrizione della circolazione. Per quanto riguarda la diminuzione delle emissioni inquinanti, si può affermare che i provvedimenti tecnologici di controllo delle emissioni dei veicoli (catalizzazione o altri interventi) sono in grado di far aumentare il valore del vincolo di capacità ambientale, diminuendo le emissioni e le concentrazioni.

### 9.1. Conclusioni

Una buona pianificazione urbana del traffico, vista anche nell'ottica di tutela ambientale, porta ad avere dei livelli di inquinamento da traffico veicolare ridotti.

In ambito urbano, in particolare, in presenza di intersezioni semaforizzate, la scelta di una regolamentazione non ottimale porta ad avere dei livelli di inquinamento superiori ai limiti ammessi dall'Istituto Superiore della Sanità.

La necessità di svolgere questa ricerca è stata quella di conoscere con maggior attendibilità le reali emissioni e le concentrazioni, nello specifico delle intersezioni semaforizzate, in riferimento ad un parco veicolare caratteristico dell'ambito territoriale.

La ricerca sviluppata, ha sopperito a queste approssimazioni di stima dei valori di emissione veicolare, lineare e di determinazione delle concentrazioni di inquinanti.

È stato definito, pertanto, un modello di emissione veicolare che prende in considerazione la specifica consistenza veicolare presente sul territorio.

Sono state stimate, principalmente, le emissioni lineari nelle intersezioni semaforizzate, più specificatamente lungo gli accessi dell'intersezione, mettendo in risalto l'influenza delle caratteristiche di flusso, geometriche ed infine di regolamentazione semaforica.

La stima delle emissioni hanno portato a risultati sicuramente più attendibili, perché forti di una base dati rappresentativa del contesto territoriale di riferimento.

Si è applicato dunque un modello per il calcolo delle concentrazioni, determinando le relazioni esistenti fra le concentrazioni stimate in un punto ricettore e le condizioni geometriche, ambientali e di flusso. Sono stati, infine, determinati gli andamenti delle concentrazioni lungo gli accessi semaforici al variare del punto di misura lungo l'asse longitudinale.

Le specifiche argomentazioni trattate nel lavoro di ricerca sono state sviluppate in cinque sezioni distinte.

Nella prima parte è stata analizzata la teoria del deflusso, in particolare del deflusso nelle intersezioni semaforiche e delle tecniche di regolamentazione semaforica.

Nella seconda e terza sezione è stata affrontata l'analisi di gran parte dei modelli per stimare le emissioni veicolari e lineari, facendo attenzione ai modelli di tipo dinamico;

---

infine sono stati analizzati i modelli di dispersione più attendibili nelle situazioni morfologiche prevalenti delle aree urbane.

Di fondamentale importanza è stata l'analisi normativa trattata in contesto europeo e nazionale.

L'ultima sezione è stata dedicata alla definizione di una metodologia utile a fornire in output dei valori di concentrazione, attendibili al variare delle condizioni di flusso, geometriche e ambientali. Si è acquisita una banca dati di schede di veicoli revisionati nell'ambito provinciale, avendo a disposizione i valori di inquinanti rilevati per ogni singolo veicolo; infine, si sono ottenuti gli andamenti degli inquinanti per ogni classe di alimentazione, di cilindrata e di emissione.

Si è determinato, pertanto, un modello di emissione veicolare che tiene conto della variabilità del parco veicolare di riferimento. L'innovazione di tale modello è l'adattabilità a qualsiasi tipo di parco veicolare, evitando di riferirsi a specifici parchi che limitano l'applicabilità del modello. La buona adattabilità del modello è anche sinonimo di stima attendibile dei valori di emissione.

Si è implementato il modello di emissione veicolare determinando le emissioni per ogni singolo veicolo al variare delle sue condizioni di moto. Dai risultati del modello di emissione si sono ricavate, dunque, le emissioni lineari per tratti elementari.

Noti i dati di emissione lineare del parco di riferimento, attraverso un modello di dispersione specifico dei contesti urbani esistenti, è stato determinato il valore di concentrazione. In realtà, oltre a determinare i singoli valori di emissione, si sono ottenute delle vere e proprie mappature delle concentrazioni.

Di fondamentale importanza sono state le mappature delle concentrazioni, perché hanno messo in risalto i limiti ambientali, geometrici e di flusso, tali da assicurare il superamento del livello di attenzione delle concentrazioni.

I vantaggi della metodologia sviluppata, rispetto alla letteratura del settore, sono quelli di proporre un modello di emissione veicolare non vincolato a parchi o classi veicolari standardizzate, ma trasferibile ed adattabile a qualsiasi contesto, fornendo dei risultati di stima più aderenti alla realtà. Una conseguenza di tale risultato, è quella di avere dei valori di stima delle concentrazioni più attendibili.

Nella realtà, lo sviluppo di tale metodologia, può essere associato ad un sistema informatizzato, che stabilisce dei piani semaforici che mirano alla limitazione delle emissioni al di sotto dei limiti ammissibili.

Gli sviluppi futuri di questa ricerca, possono essere quelli di estendere l'analisi delle emissioni ad intere reti stradali, per poter pianificare dei veri e propri comparti ambientali.

**Riferimenti bibliografici**

Andrews G.E., Harris J.R., Ounzain A. (1989), *SI engine warm-up: water and lubricating oil temperature influences*, SAE Paper, n. 892103.

Benson P. et al. (1986), *CALINE4 - A dispersion model for predicting air pollution concentrations near roadways*, State of California Department of Transportation.

Bullin G. (1990), *User's guide to TEXIN2/MOBILE4 model*, Research Report 283-2. Texas State Department of Highways and Public Transportation.

Cantarella G., Festa D. C. (1982), *Modelli e metodi per l'ingegneria del traffico*, Franco Angeli

Cascetta E. (1998), *Ingegneria dei sistemi di trasporto*, UTET, Torino.

Cordasco M. , Crocco F. , Mongelli D. (2007), *Geometry influence on polluting concentrations near urban signalized intersections*. 4th International SIIV Congress Advances in transport infrastructures and stakeholders expectations, Palermo.

Cordasco M. , Guido G. , Mongelli D. (2006), *La stima delle emissioni inquinanti da traffico veicolare*. strade & autostrade, 4/2006, pp. 163-166.

d'Elia S. (1997), *Teoria e tecnica della circolazione*, DI.PI.TER (1995), Cosenza.

d'Elia S. , Mongelli D. (2006), *Start-up lost time at urban traffic light junctions*. 11th Meeting of the EURO Working Group on Transportation "Advances in Traffic and Transportation Systems Analysis", Technical University of Bari, 27-29, pp. 232-237.

## **RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI**

---

Eccleston B.H., Hurn R.W. (1974), *Ambient temperature and vehicle emissions*, Report EPA, EPA-460/3-74-028, ottobre 1974, US Environmental Protection Agency, Ann Arbor-MI-NTIS Publication n.247692.

Ferrari G. (1992), *Motori a combustione interna*, Il Capitello, Torino.

Ferrari P. (1994), *Appunti di pianificazione dei trasporti*, pp. 152, SEU, Pisa.

Griffin R.G. (1980), *Air quality impact of signaling decision*, CDOH-DTP-R-80-12, ottobre 1980, Colorado Department of Highways.

Hanra R. 5., Briggs A. G., Hosker P. R., Jr. (2000), *Handbook on atmospheric diffusion*, pp. 97, Technical information centre, U.S.

Heywood J.B. (1988), *Internal combustion engine fundamentals*, McGraw-Hill, Singapore.

Horowitz H.L. (1982), *Air quality analysis for urban transportation planning*, MIT Press, Cambridge Massachusetts.

Hunter L. J., Johnson G. T., Watson I. D. (1992), *An investigation of three dimensional characteristics of flow regimes within the urban canyon*, Atmospheric Environment, Vol.26B, n.4, pp. 425-432, Pergamon Press, Great Britain.

Istituto Superiore di Sanità (1989), Rapporto ISTISAN n.89/10: *Progetto e gestione di una rete di rilevamento per il controllo della qualità dell'aria*, Roma.

Jost P., Hassel D., Weber F.J., Sonnborn K.S. (1992), *Emission and fuel consumption modelling based on continuous measurements*, DRIVE Project, Del. o. 12, maggio 1992.

Joumard R., Andre M. (1990), *Cold start emissions of traffic, The science of total environment*, n.93, pp. 175-182, Elsevier.

Joumard R. (1992), *Slope and altitude contribution to pollutant emissions of gasoline engined passenger cars*, Atti del Simposio: Traffic induced air pollution, 10-11 settembre 1992. , Technische Universitat, Graz (Austria).

Joumard R., Hickman J., Nemerlin J., Hassel O. (1992), *Modelling of emissions and consumption in urban areas - final report*, DRIVE Project, Del. n. 12, giugno 1992, INRETS, France.

Kerschgens M. J., Kraus 1-1. (1990), *On the energetica of the urban canopy layer*, Atmospheric Environment, Vol.24B, n.2, pp. 321-328, Pergamon Presa, Great Britain.

Marescotti L. & Mussone L. (1995), *Le misure di traffico nei sistemi di controllo veicolare*, Trasporti e trazione, **6/95**

Milis M. G. (1993), *Simulation of the energy budget of an urban canyon-I. Model structure and sensitivity test*, Atmospheric Environment, Vol. 27B, n. 2, pp. 157-170, Great Britain.

Minister of Transport (1963), *Traffic in towns*, in: Reports of the Steering group and Working group appointed by the Minister of Transport, pp. 224, Her Majesty's Stationery Office, England.

Nakamura Y., Oke (1988), *Wind, temperature and stability conditions in an east-west oriented urban canyon*, Atmospheric Environment, Vol. 22, n. 12, pp. 2691-2700, Great Britain.

Nuzzolo A., Festa D.C. (1993), *Simulation of air pollution in urban areas*, EUROSIM 92 Simulation Congress, pp. 329-336, Elsevier.

Olivari M. (1994), *Elementi di teoria e tecnica della circolazione stradale*, Franco Angeli, Milano.

OCSE, Ministero dei Lavori Pubblici (1982), *Consumo di carburante delle autovetture nelle reali condizioni di traffico*, OCSE/OECD, Parigi.

Pasquill F., Smith F. B. (1983), *Atmospheric Diffusion, third edition*, pp. 131, Ellis Horwood Limited, New York Chichester Brisbane Toronto.

Ramos J.I. (1989), *Internal combustion engine modelling*, Hemisphere Publishing Corporation.

Robeson S. M., Steyn D. G. (1990), *A conditional probability density function for forecasting ozone air quality data*, *Atmospheric Environment*, Vol. 23, n.3, pp. 689-692, Pergamon Press, Great Britain.

Runca E. (1992), *Basic Lagrangian and Eulerian modelling of atmospheric diffusion*, *Atmospheric Environment*, Vol.26A, n.3, pp. 513-516, Pergamon Press, Great Britain.

Stump F., Tejada S., Ray W., Dropkin D., Black F., Snow R., Crews W., Siudak P., Davis CO., Carter P. (1990), *The influence of ambient temperature on tailpipe emissions from 1984-1987 model year light-duty gasoline motor vehicles II*, *Atmospheric Environment*, Vol. 24A, N. 8, pp. 2105-2112, Pergamon Press, Gran Bretagna.

## **RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI**

---

Tartaglia M. (1995), *Relazione fra emissioni inquinanti e velocità dei veicoli stradali*, Ingegneria Ferroviaria, n.5/95, Roma.

Tartaglia M. (1997), *Caratterizzazione della cinematica del moto nei modelli di emissione da traffico*, in: *Il trasporto pubblico nei sistemi urbani e metropolitani*, F. Angeli, Milano.

Transportation Research Board (1994), *Highway capacity manual*, Transportation Research Board, Washington.

Transportation Research Board (2000), *Highway capacity manual*, Transportation Research Board, Washington.

Wang L. P., Stock D. E. (1992), *Stochastic trajectory models for turbulent diffusion Monte Carlo process versus Markov chains*, Atmospheric Environment, Vol.26A, n.9, pp. 1599-1608, Pergamon Press, Great Britain.

Zannetti P. (1990), *Air pollution modeling*, Van Nostrand Reinhold, New York.

### **Leggi e Direttive:**

Legge n° 615, “*Provvedimenti contro l’inquinamento atmosferico*” del 16/07/1966.

Direttiva 70/220/CEE.

Direttiva 70/156/CEE.

Direttiva 88/76/CEE.

***RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI***

---

Direttiva 88/436/CEE.

Direttiva 89/458/CEE.

Direttiva 91/441/CEE (Euro I).

Direttiva 94/12/CEE (Euro II).

Direttiva 98/69/CEE (Euro III, IV).