

(資料)

## 道路近傍における二酸化窒素濃度の推定

### Estimation of Nitrogen Dioxide Concentration around Road

江角光典 湯沢修二

#### 要 旨

道路近傍の二酸化窒素( $\text{NO}_2$ )濃度の推定方法について、道路を線状の汚染源とみなすガウス型 Plume モデルの拡散数値シミュレーションを試み、TEA 法バッジ型  $\text{NO}_2$  測定器を用いた多数地点における測定結果と比較した。道路近傍においては、 $\text{NO}_2$  濃度の分布が建物や自動車の走行等により局地的な偏りを示すため、推定値との比較が困難な場合が多いが、扱いが容易な簡易測定器を用い多数地点において測定を行ない、測定値を補正した結果、拡散数値シミュレーションの推定濃度とよく一致することが分った。

#### 1. はじめに

移動発生源による大気中の窒素酸化物( $\text{NO}_x$ )汚染は依然として深刻であり、現在行われつつある自動車排出ガスに対する大気汚染防止施策をより有効なものにするため、環境アセスメント手法の早急な確立が望まれている。

$\text{NO}_2$  濃度の推定は、道路を汚染源とする自動車排出ガスの拡散数値シミュレーション等によりいくつか試みられているが<sup>1)2)</sup>道路近傍においては拡散場が、道路の構造、建物の形状及び自動車の走行に伴う気流の乱れ等の影響を受け、測定場所や時間によって複雑に変化するため、従来のような自動測定機による数地点の測定だけでは、推定値との比較が困難なことが多い。

本稿では、道路近傍における  $\text{NO}_2$  濃度の推定方法として、ガウス型 plume モデルによる自動車排出ガスの拡散数値シミュレーションを行い、そしてその推定値の検証は、自動測定機による時間値と TEA 法バッジ型  $\text{NO}_2$  測定器<sup>3)</sup> (以下「バッジ型測定器」と記す) による濃度分布の両方の測定結果と比較する方法を検討した。

#### 2. 対象地域の概況

調査地域として、埼玉県下の比較的汚染の著しい朝霞市内の国道 254 号線周辺を選んだ(図 1)。この地域内では、道路は平坦で直線状に延び、道路沿いに建物は少なく、且つ半径 200 m 以内において採気に直接影響を及ぼ

す他の  $\text{NO}_x$  発生源はない。

$\text{NO}_2$  濃度の時間値の測定地点は、道路南側路肩から約 10 m に位置する沿道環境測定局 (以下「沿道局」と記す) 内である。また濃度分布の測定地点は、路肩から道路南

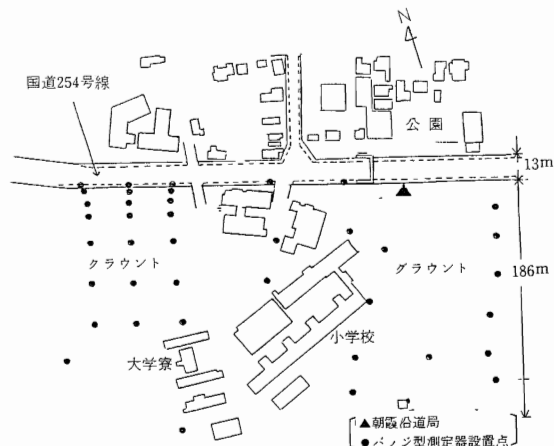


図 1 調査対象地域

側約 200 m にかけて 41 ヶ所とし、主に大学および小学校グラウンドに設定した。

調査は年 4 回それぞれ 3 日間にわたり実施したが、本稿では風下方向における濃度分布状態の検討を目的とするため、主風向が北側である 57 年 2 月 22 日～24 日の 3 日間の測定結果を解析の対象とした。

#### 3. $\text{NO}_2$ 濃度の推定

自動車から排出される  $\text{NO}_x$  はそのほとんどが一酸化

窒素(NO)であり、拡散する過程においてオゾン、炭化水素等と反応し NO<sub>2</sub>に変化していくと考えられる。従って NO<sub>2</sub>濃度の推定は、本来は化学反応を伴う汚染質の移流・拡散現象として扱うべきであるが、NOからNO<sub>2</sub>への化学反応は複雑であり、化学反応論的に十分説明できる変換モデルは現在のところまだ確立されていないようである。

ここでは移流・拡散現象と化学反応とは一応独立したものと考え、NO及びNO<sub>2</sub>を含むNO<sub>x</sub>として拡散計算を行い、統計的に作成したNO<sub>x</sub>→NO<sub>2</sub>変換式によりNO<sub>2</sub>濃度を推定する方法を適用した。

### 3・1 拡散モデルの構成と仮定

ある地点の汚染質排出源が他の地点に及ぼす汚染負荷を算出するため、次のようなガウス型 plume モデルを適用した。

$$C = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \cdot \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{Y}{\sigma_y}\right)^2\right] \cdot \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{He}{\sigma_z}\right)^2\right] \quad (1)$$

ここにC：点(X, Y)における汚染質濃度(Nm<sup>3</sup>/Nm<sup>3</sup>)

Q：汚染質排出量(Nm<sup>3</sup>/sec)

u：風速(m/sec)

X：風下方向距離(m)

Y：X方向に直角な水平方向距離(m)

Z：X方向に直角な鉛直方向距離(m)

$\sigma_y, \sigma_z$ ：Y方向とZ方向の拡散パラメータ(m)

He：汚染源の有効高さ(m)

自動車を汚染質の排出源と考えた場合、自動車が連続的に走行する道路は、ひとつの線状の汚染源とみなすことが出来る。従って式(1)を多数の連続する点排出源Q<sub>i</sub>に対する推定濃度式にすると図2より

$$C = \sum_{i=1}^n \frac{Q_i}{2\pi\sigma_{y_i}\sigma_{z_i} u} \cdot \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{Y_i}{\sigma_{y_i}}\right)^2\right] \cdot \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{He_i}{\sigma_{z_i}}\right)^2\right] + C_B \quad (2)$$

ここにQ<sub>i</sub>：単位長さ当りの汚染質排出量(Nm<sup>3</sup>/m・sec)

C<sub>B</sub>：バックグラウンド濃度(Nm<sup>3</sup>/Nm<sup>3</sup>)

となる。

汚染質の排出量及び風の場合は単位時間において定常であり、濃度変化はない(∂c/∂t=0)と仮定した。またX方向への拡散は移流(風)による汚染質の移送が大きいと考え、Y, Z方向の拡散現象についてのみ定式化している。拡散パラメータ $\sigma_y, \sigma_z$ については、大気安定度および風下距離との関数として扱い、HIWAYチャート<sup>4)</sup>に従って求めた。汚染源の有効高さHeは、自動車

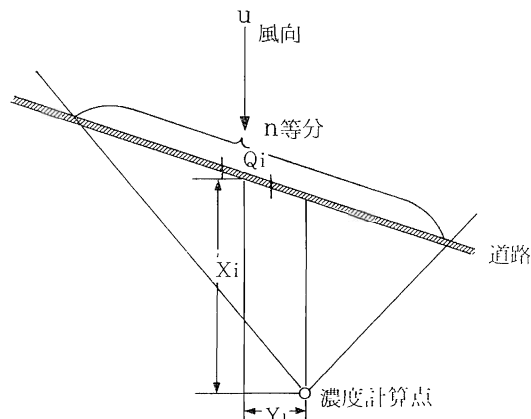


図2 道路の線汚染源モデル

の排出口が水平方向にむいていること、及び車の速度が大きいことを考慮し、He=0mとした。

### 3・2 NO<sub>x</sub>の排出量

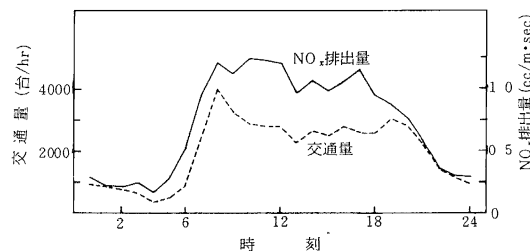


図3 NO<sub>x</sub>排出量計算値及び交通量の経時変化

調査地域近くで測定した交通量に基づき、下記の式に従って道路からのNO<sub>x</sub>排出量を推定した。

交通量 F(x<sub>i</sub>, t<sub>j</sub>)

排出係数 E<sub>i</sub>{V(t<sub>j</sub>)}

とすると、NO<sub>x</sub>排出量Q(t<sub>j</sub>)は

$$Q(t_j) = \sum_{i=1}^n F(x_i, t_j) \cdot E_i \{V(t_j)\} \quad (3)$$

ここにx<sub>i</sub>：車種別台数(台/hr)

t<sub>j</sub>：時間帯(j=1~24 hr)

V(t<sub>j</sub>)：各時間帯の平均車速

で与えられる。車種分類は軽自動車、乗用車、小型貨物車、普通貨物車、貨客車、軽貨物車、バスおよび特殊車の計8車種とした。また排出係数については埼玉県環境部報告書<sup>5)</sup>より引用した値に、自動車排出ガス規制効果等を加味し、56年度の値に修正したものを使用した。NO<sub>x</sub>排出量の算出結果を図3に示す。ほぼ交通量に対応して変動するが、排出係数の高い貨物車の混入率が大きくなる昼間は、交通量全体が減少しているにもかかわらず依

然として高い値が続いた。

### 3・3 NO<sub>x</sub>濃度→NO<sub>2</sub>濃度への変換

NO<sub>x</sub>濃度からNO<sub>2</sub>濃度への変換は、測定期間中の沿道局におけるNO<sub>x</sub>濃度及びNO<sub>2</sub>濃度のデータから、回帰式  $NO_2 = a(NO_x)^b$  を求め使用した。この変換式を図4に示す。a=1.67, b=0.598 となった。相関係数は0.95であった。以上の値は総て測定値の回帰から求めたものであるため、NO<sub>2</sub>濃度の推定は、拡散計算によるNO<sub>x</sub>濃度に、朝霞沿道局と隣接する和光環境局のNO<sub>x</sub>濃度をバックグラウンドとして加算した後、この変換式を使用した。

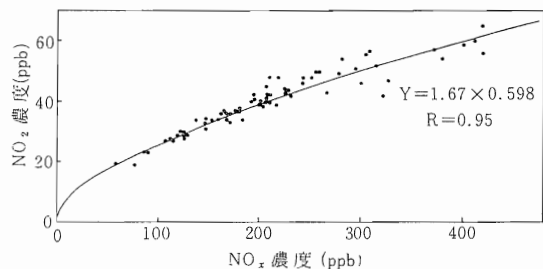


図4 NO<sub>x</sub>濃度→NO<sub>2</sub>濃度変換図

### 3・4 気象要素

#### 3・4・1 気象要素の寄与

式(1)及び図2において、濃度の推定に風向、風速、大気安定度の各気象要素が関与することを示したが、これら気象因子の寄与をより明らかにするために、各気象条件下でのNO<sub>x</sub>濃度とNO<sub>2</sub>濃度の数値シミュレーションを行った。図5、図6、図7はそれぞれ風向、風速、大

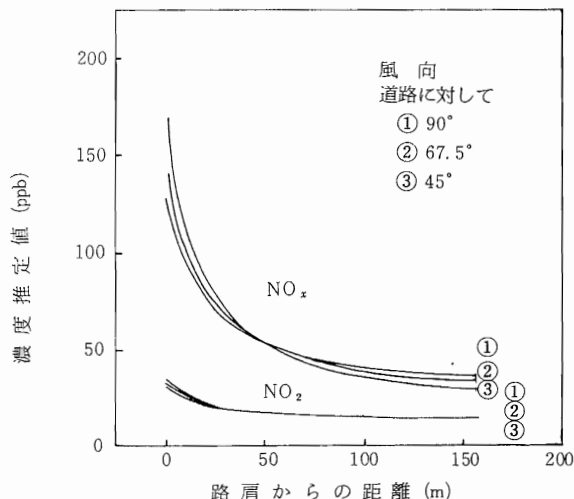


図5 風向と濃度推定値の関係  
条件 風速 3 m/sec  
大気安定度 B

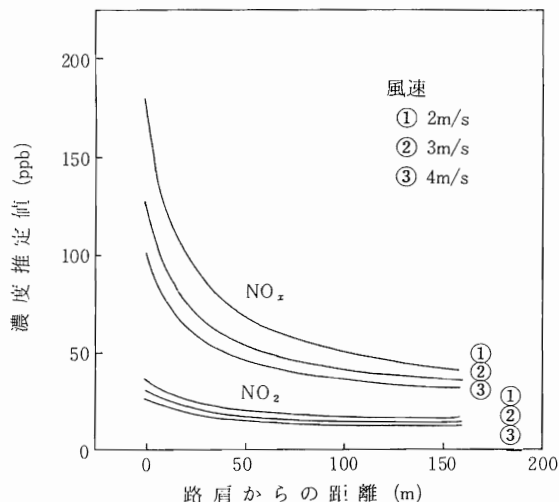


図6 風速と濃度推定値の関係  
条件 風向 道路に対し90°  
大気安定度 B

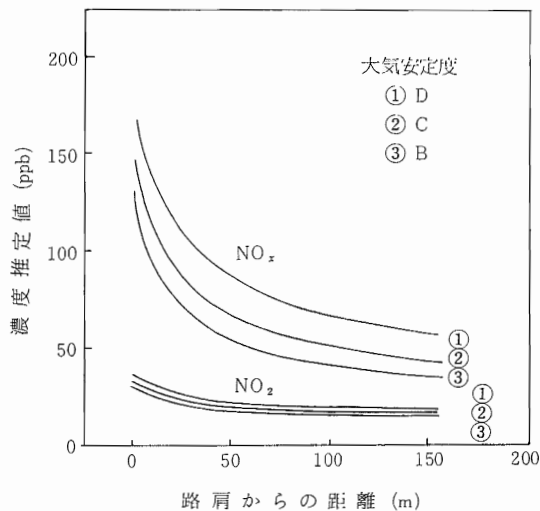


図7 大気安定度と濃度推定値の関係  
条件 風向 道路に対し90°  
風速 3 m/s

気安定度の設定条件を変え、NO<sub>x</sub>及びNO<sub>2</sub>濃度の日平均値と風下距離との関係を求めたものである。各気象条件は風向=道路に対し90°、風速=3 m/sec、大気安定度=Bを基準として設定した。NO<sub>2</sub>濃度はNO<sub>x</sub>濃度から算出しているため、NO<sub>x</sub>濃度とほぼ同じ傾向を示す。

風向は道路に対し90°、67.5°、45°を設定した。道路付近では45°の時が最も高濃度を示し、道路から離れるに

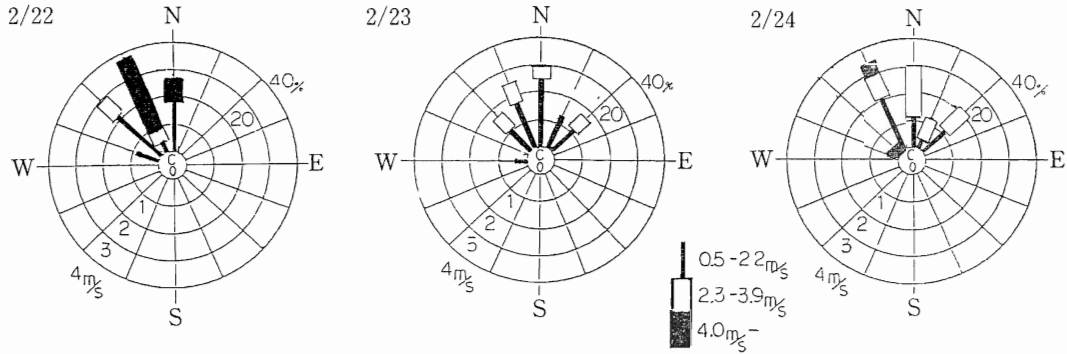


図8 風速階級別風配図

従い、90°の時の濃度上位になった。風速は2 m/sec, 3 m/sec, 4 m/secを設定した。2 m/secの時の最も高濃度を示し、道路から離れるに従い3 m/sec, 4 m/secの時の濃度差が減少した。大気安定度はB, C, Dを設定した。Dが最も高濃度を示し、道路から100~150 m離れた地点においてもB, Cとの濃度差はあまり縮まらなかった。

以上の結果から道路近傍において高濃度が出現する気象条件として、風速が弱く、風向が道路に対しやや平行に近く、大気安定度がD, E, F等の中立、安定の状態にあることが考えられる。

3・4・2 入力気象データ

NO<sub>2</sub>濃度の推定に際し、入力した気象データは、調査期間中の風向、風速及び大気安定度である。風向、風速は調査地域内の沿道局のデータを用いた。期間中の風配図を図8に示す。風速を3段階に分け、各風速の出現頻度を風向別に表わしている。風向はN, NNW方向が卓越し、道路南側が風下方向になることがわかる。静穏状態(風速0.5 m/sec以下)がない一方で4 m/secを越える風も少なく、期間を通じ道路南側への風が定常的に吹いていたことを示している。

なお、風速については、沿道局の風速計が高度10 mに設置されているため、山本ら<sup>9)</sup>の補正値を基に地表風速への修正を行った後入力した。

大気安定度は、沿道局の風速と東京管区气象台による雲量、日射量を基に、日本式安定度分類表に従って求めた。その結果を図9に示す。中立(大気安定度D)が65.3%と高く、安定(大気安定度E, F, G)と合わせると85%近くを占めていた。

4. NO<sub>2</sub>濃度の推定値と測定値

NO<sub>2</sub>濃度の推定値の検証として、濃度の経時変化と濃

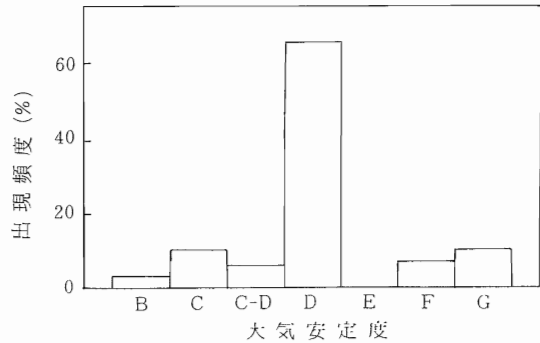


図9 大気安定度出現頻度

度の分布状態の両面から比較する方法を試みた。従来の検証は、そのほとんどが自動測定機を用いたものであり、設置場所、電源、費用等の制約により数地点での測定に限られていた。従って濃度分布を測定した例は少なく、道路近傍の如く拡散場が道路の構造、建物の形状、自動車の走行に伴う気流の乱れ等の影響を受ける場合、多数地点において濃度を測定し補完することが必要であると考えられる。

4・1 濃度の経時変化の比較

NO<sub>2</sub>濃度の時間値は、沿道局内のザルツマン式自動測定機のデータを用いた。自動測定機の採気口は路肩から10 mに位置し、地上からの距離は1.5 mである。推定値と測定値の経時変化を図10に示す。また両者の相関関係は図11の通りである。相関係数は0.73であった。測定値は午前と午後にそれぞれ高濃度が出現するふた山型を示し、ほぼ連続的に変化した。推定値は時間毎の濃度差が大きく、変動が著しい。両者の整合性は比較的良好であるが、一般的に推定値がやや高く、特に測定値が急激に増加する時に、過大な濃度を示す傾向が見られた。

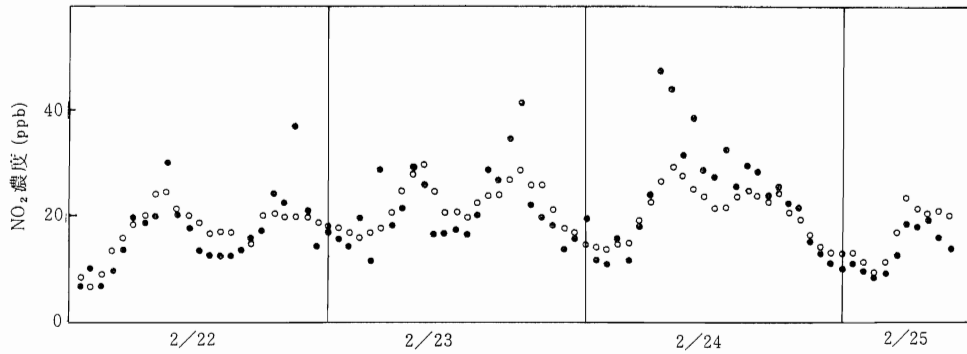


図10 NO<sub>2</sub>濃度推定値及び測定値の経時変化

- 推定値
- 測定値

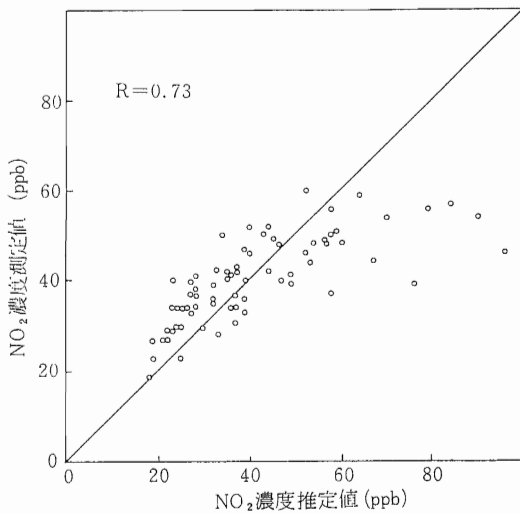


図11 NO<sub>2</sub>濃度時間値の推定値と測定値の相関関係

#### 4・2 濃度の分布状態の比較

NO<sub>2</sub>濃度の測定は、バッジ型測定器を用い24時間大気中に暴露することにより、一日平均値を求めた。測定地点は、道路から等距離に複数地点（n = 3 ~ 5）設置した33ヶ所を含む41地点とし、設置高さは地上から1.5 mである。またバッジ型測定器の精度は、同期間に沿道局で行なった5測定器毎の12日間の測定結果では、最大変動率±5%以内であった。

NO<sub>2</sub>の道路風下方向への濃度分布と路肩からの距離との関係を図12に示す。道路が排出源であるため道路沿

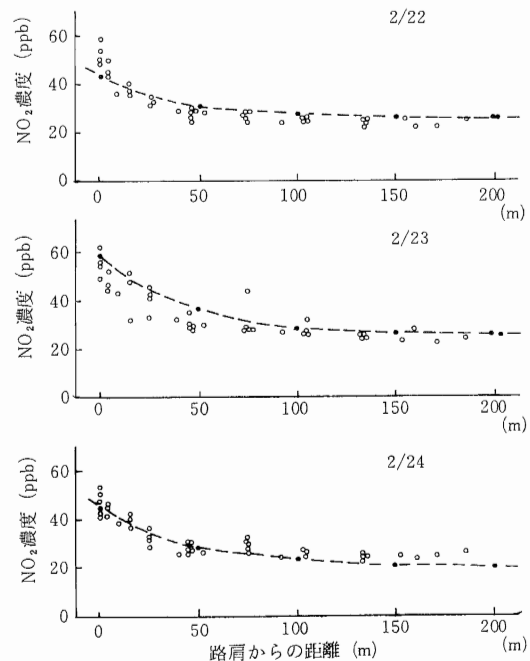


図12 NO<sub>2</sub>濃度推定値及び測定値の風下方向への分布

- 推定値
- 測定値

いの歩道付近で60 ppb前後の高濃度を示し、道路から離れるに従って急激に減少する。そしてほぼ100 m程度から一定となり、環境濃度との差異が見られなくなった。従って自動車排出ガスの直接の影響が道路から100 m程度まで及んでいると推定できる。

表1 NO<sub>2</sub>濃度日平均値の推定値及び測定値

(単位: ppb)

道路端からの距離	測定地点数 n	2 / 22				2 / 23				2 / 24			
		推定値	測定値			推定値	測定値			推定値	測定値		
			$\bar{y}$	$\sigma_n$	$\sigma_n/\bar{y}$		$\bar{y}$	$\sigma_n$	$\sigma_n/\bar{y}$		$\bar{y}$	$\sigma_n$	$\sigma_n/\bar{y}$
0 m	5	42.1	50.7	5.52	0.109	57.6	55.8	4.46	0.080	43.3	46.5	4.70	0.101
35 m	3	40.3	45.1	3.11	0.069	53.9	46.9	3.75	0.080	40.6	43.9	2.15	0.049
15 m	3	36.3	36.9	1.88	0.051	45.9	36.9	3.47	0.094	34.7	39.1	2.54	0.065
25 m	4	34.1	32.0	1.66	0.052	41.8	37.9	5.38	0.142	31.6	31.7	3.07	0.097
45 m	5	30.9	27.7	2.27	0.082	36.0	30.3	2.51	0.083	27.5	29.1	2.62	0.090
75 m	5	27.8	26.9	0.67	0.025	31.1	31.2	6.58	0.211	24.0	28.0	2.77	0.099
106 m	4	25.8	25.4	0.91	0.036	28.0	26.7	5.74	0.215	21.7	25.4	1.47	0.058
133 m	4	24.5	25.3	3.64	0.144	26.1	25.7	5.65	0.022	20.2	23.7	0.97	0.041

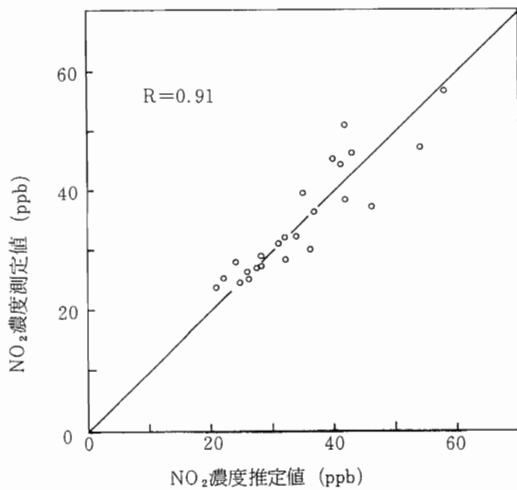


図13 NO<sub>2</sub>濃度日平均値の推定値と測定値との相関関係

濃度分布の状態は道路から100 m以遠ではほぼ一定であるが、自動車排出ガスの影響が及ぶとみられる100 m以内では、測定値にバラツキが生じている。表1は、道路端から等距離において複数地点測定した結果について、距離ごとの平均値 $\bar{y}$ を求め推定値との比較を行ったものである。標準偏差 $\sigma_n$ 及び変動率 $\sigma_n/\bar{y}$ がかなり大きい値を示し、濃度分布が偏っていることは明らかである。特に弱風が続き高濃度が出現した2/23において、その現象は顕著であった。

日平均の推定値と測定値の相関関係は、図13の通りで

ある。相関係数は0.91であった。良好な整合であり、濃度分布の偏りを補正する有用性を示している。

一般に拡散モデルは、汚染質排出量や風向、風速、大気安定度の気象因子等をパラメータとして考慮するのに対し、建物の形状や道路の構造等の局地的な要素を取り入れることは少ない。事実、各拡散場について建物や道路を詳細に測定し、気流の乱れ等を推定することは不可能に近く、ブラックボックスとして扱わざるを得ない。したがって推定値を検証する場合には、推定値と比較できるレベルに合わせるために、測定方法を何らかの条件で規定する必要が生じる。道路近傍の如く濃度分布が局所的に偏り、自動測定機の設置が困難な地域では、ひとつの方法として簡易測定器による多数地点の測定が有効であると考えられる。

### 5. ま と め

埼玉県朝霞市内の国道254号線を対象とし、道路近傍におけるNO<sub>2</sub>濃度の推定方法について、道路を線状の汚染源とみなし、ガウス型 plume モデルによる拡散数値シミュレーションを試みた。またその検証にバジ型 NO<sub>2</sub> 測定器を用いる多数地点の測定を検討した。

以上の結果として、次のことが明らかになった。

- (1) 自動車排出ガスの直接の影響は道路からほぼ100 mまで及んでいた。
- (2) 道路から100 m以内において、濃度分布のバラツキが見られた。
- (3) (2)の現象は弱風時に顕著であったが、普遍性を与

えるには今後のデータの集積が必要である。

- (4) (2), (3)より道路近傍のNO<sub>2</sub>濃度の把握には多数地点における測定が必要である。
- (5) ガウス型 plume モデルによる推定値と多数地点の測定によって補正した測定値とは、良好な整合性を示した。

#### 付言

本小論は、大気保全課の道路交通公害総合対策事業の一環として行なわれた沿道大気汚染調査の一部をとりまとめたものである。

#### 文 献

- (1) 森口実, NO<sub>x</sub>総量規制のアプローチ(II), 大気汚染研究, Vol. 12, No. 2 (1977)
- (2) 田村穂積他, 自動車排気ガス拡散調査に関する解析, 三重県環境科学センター研究報告 (1980)
- (3) 柳沢幸雄他, 生活環境中濃度測定用 NO<sub>2</sub>パーソナルサンプラー, 大気汚染学会誌, Vol. 15, No. 8 (1980)
- (4) Zimmer man. J. R., : User's guide for HIWAY, A High way Air Pollution Model, U. S. E. P. A EPA-650 (1975)
- (5) 埼玉県環境部, 大気汚染移動発生源調査報告書 (1981)
- (6) 山本晋他, 大気中での NO<sub>x</sub>拡散シミュレーションについて, 公害, Vol. 11, No. 6 (1976)