

都市域における拡散幅の増大を考慮した拡散シミュレーション*

河野 仁 中野道雄**

要旨

大阪市とその周辺の大気汚染モニタリングステーションを対象にして、SO₂ (12地点)、CO (5地点)、NO_x (13地点)の年間平均濃度を計算し、風向別に計算値と実測値を比較した。その結果、(1)都市の建築物の影響を考慮せずに、郊外の平坦地に近い拡散条件(拡散幅)で計算した場合には、i) SO₂, CO, NO_xすべてについて、都心部ならびに都心部の風下となる計算地点においては、計算値が実測値に比べて過大となる。ii)この傾向は都心部に対してどの方向にある計算地点でも例外なくあらわれる。(2)地表面粗度の地域差の影響を考慮し、都心部とその風下で低煙突および自動車の拡散幅(σ_z)を、パスキルの安定度階級で、それぞれ、最大、1/2ランクおよび3/2ランク不安定側へ移すと、実測値との整合性がよくなる。

はじめに

近年窒素酸化物(NO_x)の総量規制を目的として、NO_xの拡散シミュレーションが地方公共団体を中心に試みられている。しかし、大都市では一般に、NO_xの総排出量に占める自動車の割合が大きいため、地表面近くにおける拡散条件の与え方が特に重要となる。

都市の建築物が拡散に与える影響については、大後・長尾(1972)がこれまでの研究をまとめている。それによると、大都市では乱流強度は郊外の2倍以上となり(Graham, 1968)、トレーサ実験のデータでも、 σ_y , σ_z ともに大都市では、郊外よりも、パスキルの安定度階級で1~2ランク不安定側(McElroy, 1969)となる等の報告がある。

しかし、これまでには、都市の内外の地表面粗度の差を拡散計算の条件に加えた報告は見当たらない。

ここでは、大阪市においてNO_xの拡散シミュレーションを行うことを目的として、プルームモデルならびにパフモデルの組合わせで、大気汚染モニタリングステーションにおけるSO₂ (12地点)、CO (5地点)、NO_x (13地点)に関して1974年4月~1975年3月の1年間の平均濃度を計算した。モニタリングステーションは大阪

市の中心部の高層ビル街から周辺部の一般住宅地域にまで広く分布しており、それぞれの地点の計算値と実測値を風向別に比較して、都市の建築物等が拡散に与える影響について検討した。

なお、SO₂の発生源は主として工場・事業場であり、COの発生源は大部分自動車であるところから、SO₂を工場・事業場の、COを自動車のそれぞれ汚染指標とみなした。

1. 拡散モデル

1.1. 拡散式

拡散式は、有風時・無風時および発生源の種別に応じて、第1表に示すものを用いた。

ここで、工場・事業場、船舶に対しては、風速が1.0 m·s⁻¹以下の場合に無風時の拡散式を、1.1 m·s⁻¹以上

第1表 発生源別拡散式

発	生	源	扱	い	有	風	時	無	風	時														
大	・	中	工	場	・	事	業	場	点	源	プ	ル	ー	ム	パ	フ								
小	工	場	・	事	業	場	・	船	舶	面	源	プ	ル	ー	ム	パ	フ							
自		濃	度	算	出	点	から	500	m	以	内	の	幹	線	道	路	線	源	プ	ル	ー	ム	パ	フ
動		濃	度	算	出	点	から	500	m	以	遠	の	幹	線	道	路	面	源	S	R	I	パ	フ	*
車		細	街	路	面	源	S	R	I	パ	フ													

* 一部線源扱い

* The atmospheric diffusion simulation considered the growth of spread in an urban area.

** Hitoshi Kono and Michio Nakano, 大阪環境保健局。

—1980年5月29日受領—

—1980年8月4日受理—

の場合に有風時の拡散式を適用した。自動車に対しては、風速が $0.3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 以下の場合に無風時の拡散式を、 $0.4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 以上の場合に有風時の拡散式を適用した。

(1) 点源プルーム式

点源プルーム式としては、一般に使われている次の式を用いた。

$$c = \frac{Q}{2\pi \cdot U \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \cdot \left[\exp\left\{-\frac{(H_e+z)^2}{2\sigma_z^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(H_e-z)^2}{2\sigma_z^2}\right\} \right] \quad (1)$$

ここで、

- c : 濃度 ($\text{cm}^3\cdot\text{m}^{-3}$, ppm)
- Q : 排出量 ($\text{cm}^3\cdot\text{s}^{-1}$)
- U : 風速 ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)
- σ_y : 水平拡散幅 (m)
- σ_z : 垂直拡散幅 (m)
- y : 濃度算出点 y 座標 (m)
- z : 濃度算出点 z 座標 (m)
- H_e : 排ガス上昇高さ (m)

なお、以下の式でもこれらの記号を使用する。

(2) 面源プルーム式

面源プルーム式は、仮想点源法を用いた。すなわち、500 m メッシュの中心にメッシュ内の総排出量を集中させた点源を仮定し、初期拡散幅を与えた。初期拡散幅の値は、セントルイスにおけるエアトレーサ実験の解析結果 (McElroy・Pooler, 1968) から次のような値とした。

$$\sigma_{y_0} = \frac{L}{4.3} \quad (2)$$

$$\sigma_{z_0} = \frac{H}{2.15} \quad (3)$$

L (m) は拡散シミュレーションに用いるメッシュの一边の長さ、 H (m) は市街地の平均的な建物高さである。今回の計算においては、 L は 500 m を、 H は 25 m を採用し、 σ_{y_0} 、 σ_{z_0} はそれぞれ、116 m、12 m とした。

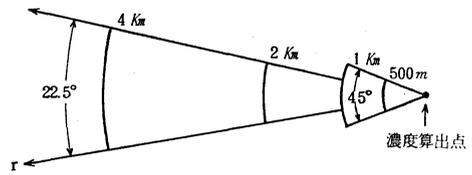
(3) 線源プルーム式

線源プルーム式としては、森口 (1977) による次の式を用いた。

$$c = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot U} \int_{x_1}^{x_2} \frac{Q_L \cdot G}{\cos\theta \cdot \frac{\pi}{8} \cdot x \cdot \sigma_z} dx \quad (4)$$

$$G = \exp\left\{-\frac{(H_e+z)^2}{2\sigma_z^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(H_e-z)^2}{2\sigma_z^2}\right\} \quad (5)$$

ただし、座標は濃度算出点を原点に、風上方向を x 軸



排出量算定地域の境界まで

第1図 扇形区画面源と濃度算出点。

の正の向きにとる。

ここで、

- Q_L : 線源排出量 ($\text{cm}^3\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$)
- z : 濃度算出点の高さ (m)
- θ : 線源と x 軸のなす角度 (rad.)

なお、(4) 式の積分は数値積分を行う。

また、 $\theta \approx \frac{\pi}{2}$ すなわち $\cos\theta \approx 0$ の場合は、 $Q = Q_L \cdot L$ (L は線源長) とし、次の点源の式で代表させた。

$$c = \frac{Q}{\sqrt{2\pi} \cdot U} \frac{G}{\frac{\pi}{8} \cdot x \cdot \sigma_z} \quad (6)$$

なお、(4) 式の数値積分による誤差と、(4) 式を(6) 式に置き換えたことによる誤差は、ともに 2% 未満となるようにした。

(4) SRI モデル式

SRI モデル式は、Johnson *et al.* (1969) による次の式を用いた。

$$\left(\frac{c}{Q_A}\right)_i = \frac{\sqrt{\frac{2}{\pi}}}{a_i U} (1-b_i)^{-1} (r_{i+1}^{1-b_i} - r_i^{1-b_i}); \quad b_i \neq 1 \quad (7)$$

$$= \frac{\sqrt{\frac{2}{\pi}}}{a_i U} \ln\left(\frac{r_{i+1}}{r_i}\right); \quad b_i = 1 \quad (8)$$

ただし、 a_i 、 b_i は次の (9) 式のように仮定する。

$$\sigma_z = a_i r_i^{b_i} \quad (9)$$

ここで、

Q_A : 第1図の各扇形区画の面源排出量 ($\text{cm}^3\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$)

i : 扇形区画番号、濃度算出点から風上へ向って、 $i=1, 2, 3, \dots$

r_i : 濃度算出点から i 番目の扇形区画までの距離 (m)

(5) 点源パフモデル式

点源パフモデル式は、 $U=0$ で定常状態を仮定した次

の式(森口, 1977)を用いた。

$$c = \frac{Q}{(2\pi)^{3/2}\gamma} \left(\frac{1}{R^2 + b_1^2} + \frac{1}{R^2 + b_2^2} \right) \quad (10)$$

ここで、

$$\left. \begin{aligned} b_1 &= \frac{\alpha(H_e + z)}{\gamma}, \quad b_2 = \frac{\alpha(H_e - z)}{\gamma} \\ \alpha &= \frac{\sigma_x}{t} = \frac{\sigma_y}{t}, \quad \gamma = \frac{\sigma_z}{t} \\ R^2 &= x^2 + y^2 \end{aligned} \right\} \quad (11)$$

x, y, z : 濃度算出点座標 (m)

$\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$: x, y, z 方向の拡散幅 (m)

(6) 面源パフモデル式

面源パフモデル式は、面源を分割し、分割した面の中心に排出量を集中させ、各々に対して点源のパフモデル式を適用する。

(7) 線源パフモデル式

線源パフモデル式は、森口(1977)による次の式を用いた。

$$c = \frac{Q_L}{(2\pi)^{3/2}\gamma} \left\{ \frac{1}{a_1} \left(\tan^{-1} \frac{x_2}{a_1} - \tan^{-1} \frac{x_1}{a_1} \right) + \frac{1}{a_2} \left(\tan^{-1} \frac{x_2}{a_2} - \tan^{-1} \frac{x_1}{a_2} \right) \right\} \quad (12)$$

$$\left. \begin{aligned} a_1 &= \sqrt{y^2 + b_1^2}, \quad a_2 = \sqrt{y^2 + b_2^2} \\ b_1 &= \frac{\alpha}{\gamma} (z + H_e), \quad b_2 = \frac{\alpha}{\gamma} (z - H_e) \end{aligned} \right\} \quad (13)$$

ここで、座標は濃度算出点を原点にとり、道路に対して直角方向に y 軸をとり、線源の起点座標を (x_1, y) 、終点座標を (x_2, y) とした。

1.2. 拡散パラメータ

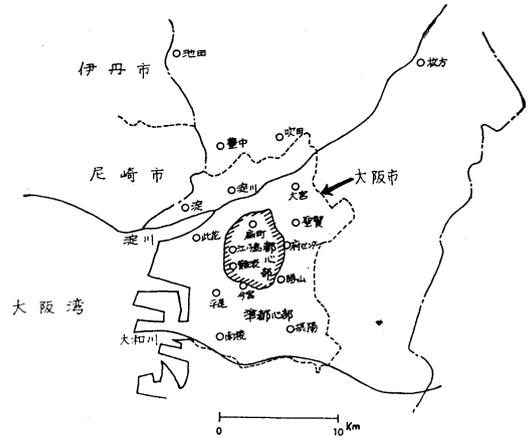
拡散パラメータは、有風時、無風時についてそれぞれパスキルチャートおよびターナーチャートを用いた。ただし、工場・事業場、船舶の面源については、パスキルチャートの拡散幅に、初期拡散幅として、

$$\sigma_{y_0} = 116\text{m}, \quad \sigma_{z_0} = 12\text{m}$$

を加えた。また、自動車については、種々のエアトレーサを使った拡散実験の結果や、道路近傍の CO の実測濃度分布の解析結果(森口, 1977; McElroy・Pooler, 1968; 神戸市環境局, 1978)を参考として、パスキルチャートに、 $\sigma_{z_0} = 3\text{m}, 5\text{m}, 10\text{m}$ を加えた値で CO の濃度計算を行い、実測値との整合性やモデルの感度を検討した結果から、チャートに $\sigma_{z_0} = 5\text{m}$ を加えるものとした。

1.3. 排ガス上昇高さ

排ガス上昇高さの推定には、大規模煙突 ($Q_H \geq 12$



第2図 計算対象地点。

$\times 10^5 \text{cal}\cdot\text{s}^{-1}$) は有風時には Priestley 式、無風時には Briggs 式を、中小規模煙突 ($Q_H < 12 \times 10^5 \text{cal}\cdot\text{s}^{-1}$) は有風時には CONCAWE 式、無風時には Briggs 式を使った。自動車は、徳田ら(1976)の道路近傍の CO の実測濃度の解析結果から $H_e = 4\text{m}$ とした。

2. 計算対象地点と大気汚染物質

計算対象とした大気汚染モニタリングステーションの位置を第2図に示す。SO₂ の計算地点は、このうち大阪市内の12地点(難波中学校と府センター(大阪府公害監視センター)を除く)、CO は大阪府公害監視センターならびに大阪市外の4地点の合計5地点、NO_x は大阪市内の13地点(江ノ子島を除く)である。

また、大気汚染モニタリングステーションの測定位置は、いずれも建物の屋上(10m~25m)である。

3. 発生源データ

SO₂ の発生源としては工場・事業場(以下工場等と略す)、船舶、ディーゼル自動車を、CO の発生源としては自動車を、NO_x の発生源としては自動車、工場等と船舶を対象とした。

自動車について、幹線道路は大阪府の南部の一部を除くほぼ府下全域と、隣接する尼崎市、伊丹市のそれぞれ一部を、細街路は大阪市内とその周辺1km までを対象範囲とした。なお、大阪市内とその周辺2km までの幹線道路と大阪市域外の計算対象地点の周囲9km²(3km × 3km)内の幹線道路は線源とし、その他の幹線道路と細街路は1km メッシュの面源とした。

第2表 排出量 (1974年度)

発生源		SO ₂ (トン/年)	CO (トン/年)	NO _x (トン/年)
大阪市内	自動車	1,230	124,650	17,370
	工場・事業場	19,720	—	14,670
	船舶	1,670	—	1,250
	合計	22,620	124,650	33,290
周辺都市	自動車	520	131,890	25,010
	工場・事業場	42,590	—	27,930
	合計	43,110	131,890	52,940
合計		65,730	256,540	86,230

注) 自動車から排出される SO_x 総量については、発生源の対象地域を市の境界から 2 km までとしており、すべて 500 m メッシュの面源とした(市内732, 市域外512メッシュ)。

第3表 季節、日変化区分

日	季節	
	非暖房期(4~10月)	暖房期(11~3月)
朝	06:30~10:30	06:30~11:30
昼	10:30~19:30	11:30~18:30
夕	19:30~00:30	18:30~00:30
夜	00:30~06:30	00:30~06:30

日変化区分は、交通量の日変化、海陸風の平均開始時刻、大気安定度の日変化(日出・日入時刻)をもとに決めた。

工場等は大阪市内と大阪市に隣接する11市を対象範囲とした。また、燃料使用量が 2 kl/日以上の大規模工場、300 kl/年以上の大規模事業場は点源とし、燃料使用量がこれ未満の小規模工場等は 500m メッシュの面源とした。

また、計算に入力した発生源別の汚染物質排出量を第2表に示す。

なお、自動車の排出量は日変化を考慮し、第3表に示すように朝、昼、夕、夜の各時間帯毎に平均排出量を入力した。工場等と船舶の排出量は日変化、季節変化の資料が不十分なために、年間の平均排出量を入力した。

4. 風向風速

拡散計算では、風向は16方位で与え、風速は第4表のように風速ランク別に代表風速を与えた。

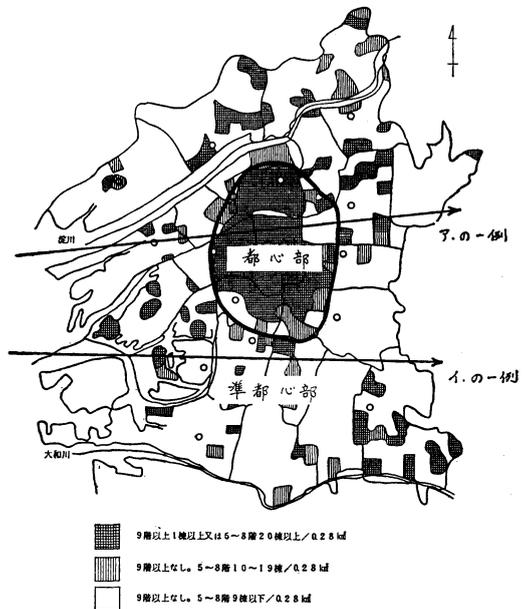
第4表 風速ランクと代表風速

工場, 事業場, 船舶		自動車	
風速ランク (m/s)	代表風速 (m/s)	風速ランク (m/s)	代表風速 (m/s)
0~1.0	0	0~0.3	0
1.1~3.0	2	0.4~2.0	1.0
3.1~5.0	4	2.1~4.0	2.3
5.1~	6	4.1~6.0	3.9
—	—	6.1~	5.9

(注) 工場の高煙突 (H₀>50 m) と自動車の風速は 1/3 乗則で測定点の高さでの値を排出源の高さでの値に変換した。

自動車については、第2図の各濃度計算地点における風向風速測定値を使った。(ただし、難波中学校は今宮中学校の測定値で代表させた。)そして、第3表の季節別、朝、昼、夕、夜別に、また風向別、風速ランク別に拡散計算を行い、各時間区分別、季節別に求めた風向別、風速ランク別出現頻度で重み付けして年間平均濃度を求めた。

工場等と船舶については、各発生源に対して、第2図に示す地点のうち大阪市内の8つの測定点(淀中学校、淀川区役所、此花区役所、扇町中学校、聖賢小学校、平



第3図 大阪市域の高層建物分布図および都心部、準都心部の区分。

尾小学校、南稜中学校、摂陽中学校)の風向風速測定値で代表させた。また、発生源データは年平均値を入力しているため、風向別風速ランク別出現頻度も年単位で求めた。

風速ランクと代表風速は第4表のように決めた。

5. 拡散幅

拡散幅は郊外の平坦地で粗度が様な地域であれば、気象条件から設定することができる。しかし、大阪市の場合は市域が大阪湾に面しているために、風向が海風の方向の場合と陸風の方向の場合では大気の熱的な成層状態に差が生じることが予想される。また、市の中心部では高層建築物が多いため、周辺の一般住宅地域との間で地表面粗度がかなり異なる。また、ヒートアイランドの影響も考えられるので、種々の条件で拡散幅を与えて拡散計算を行い、実測値との整合性を検討し、実測値を説明できるような拡散場のモデルを考えた。なお、工場等と船舶の拡散幅は SO_2 の実測濃度を説明できるように設定し、自動車の拡散幅は、自動車の計算 NO_x 濃度が、 SO_2 で決めた拡散幅を与えて計算した工場等と船舶による NO_x 濃度に計算外汚染濃度を加えたものと NO_x 実測濃度との差を説明できるように設定した。なお、計算外汚染濃度は、府下の周辺地域のモニタリングステーションにおいて、風上に主要発生源がない風向の

場合の測定値等を参考にして求めた。

ここでは、種々検討した中から2例(以下の Run 1 と Run 2)について比較する。なお、拡散幅は有風時はパスケルの安定度階級で、無風時はターナーの安定度階級で示した。

Run 1 σ_y : 市街地での拡散ということを考慮して大きくした。

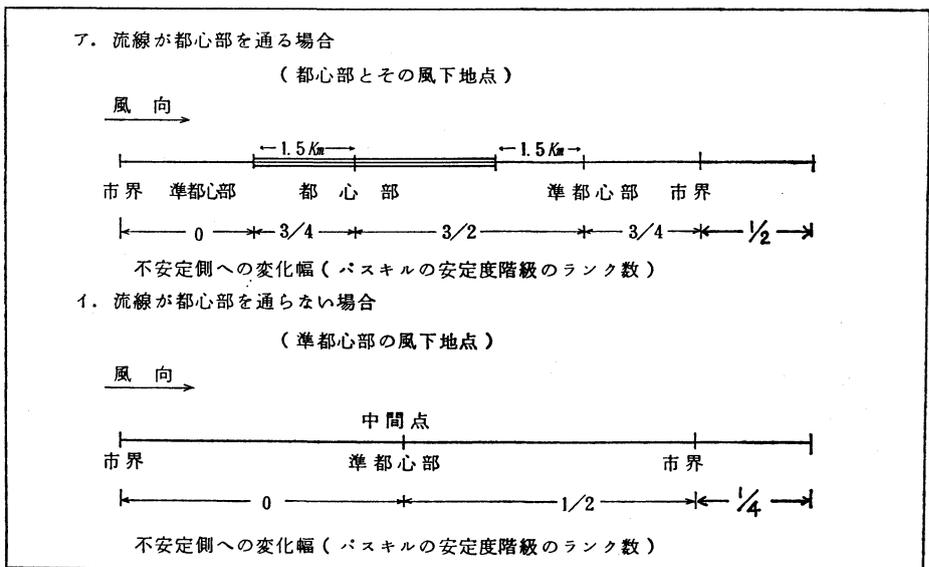
σ_z : 郊外の平坦地での値に近い値を与えた。

工場等と船舶の計算では排出量と同様に、拡散幅も年間の平均値を与えた。そこで有風時における低煙突の拡散幅は陸風方向と海風方向でその値を変えることにより、それぞれ昼間と夜間の安定度を間接的に表わした。なお、自動車は、日変化、季節変化を与え、また、風が陸風方向の時と海風方向の時で拡散幅を変えた。

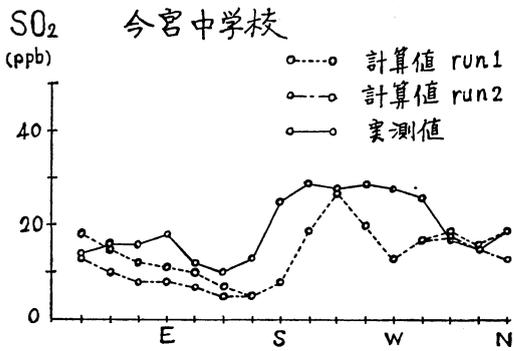
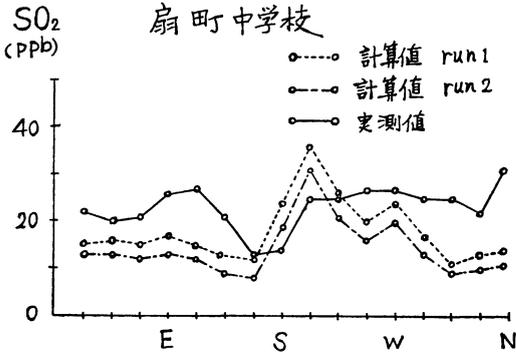
σ_y : 工場等, 船舶	有風時	BC
	無風時	2
σ_z : 高煙突 ($H_0 > 50m$)	有風時	D
	無風時	2
低煙突 ($H_0 \leq 50m$)	有風時	{ 陸風方向 D { 海風方向 CD
	無風時	

自動車

有風時(次表)



第4図 都心部および準都心部の風下地点における安定度階級, Run 2(断面図).



第5図 風向別 SO₂ 濃度。ただし、この図では計算値は $u=4(m\cdot s^{-1})$ 、実測値は $3 \leq u < 5(m\cdot s^{-1})$ におけるものである。

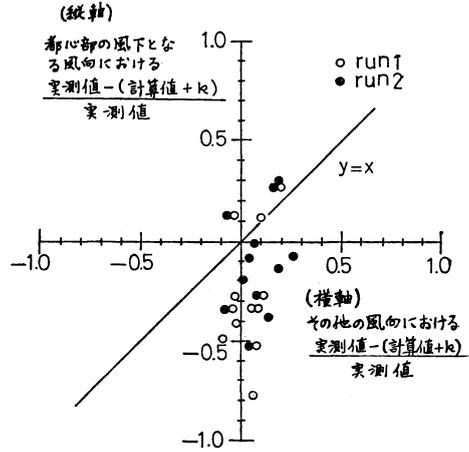
	非暖房期		暖房期	
	陸風方向	海風方向	陸風方向	海風方向
朝	CCD	CDD	CD	D
昼	BC	C	BCC	CCD
夕	DE	CD	DEE	CDD
夜	EFF	DEE	F	E

(注) 暖房期は非暖房期よりも 1/4 ランク安定側とした。

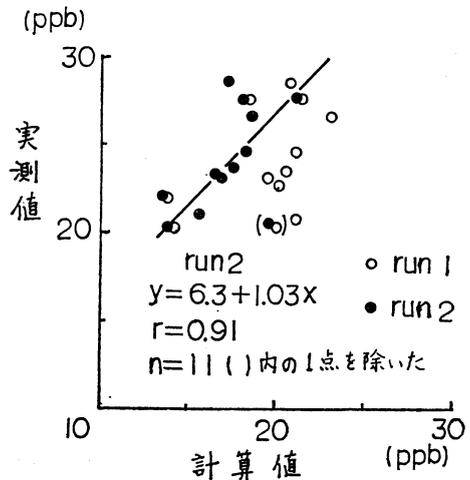
無風時(次表)

	非暖房期	暖房期
朝・昼	3	4
夕・夜	6	7

(注) 海風方向とは大阪湾を風上とする方向、陸風方向とはそれ以外の方向とする。

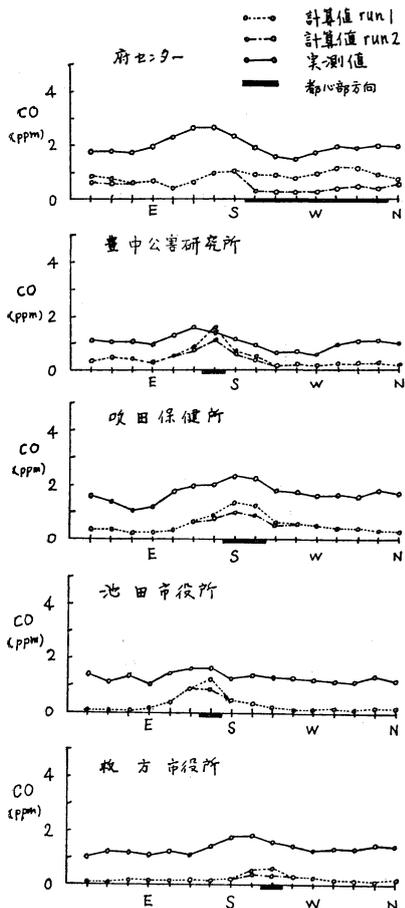


第6図 計算地点が都心部の風下となる風向時とその他の風向時における風向別の SO₂ の $\frac{\text{実測値} - (\text{計算値} + k)}{\text{実測値}}$ の平均値。ただし、この図では、計算値は $u=4(m\cdot s^{-1})$ 、実測値は $3 \leq u < 5(m\cdot s^{-1})$ におけるものである。また、 $k=6(\text{ppb}, 10^{-3}\text{ppm})$ を計算外汚染として与えた。



第7図 計算地点別 SO₂ 年平均濃度。

Run 2 低煙突と自動車に関する有風時の σ_z については、Run 1 でとりあげた因子の他に市の中心部と周辺部の地表面粗度の差を考慮した。すなわち、第3図の高層建物分布図(大阪市消防局, 1975)を参考にして、大阪市域を同図に示すように都心部と準都心部に分け、次のように風向別、地域別に拡散幅を与えた。



第8図 風向別 CO 濃度。

有風時の σ_z は、

低煙突 大阪市内で都心部ならびにその風下となる計算地点は、パスキルの安定度階級で 1/2 ランク不安定側へ移す。

自動車 (ア) 都心部ならびにその風下となる計算地点

(イ) 準都心部の風下となる計算地点についてそれぞれ Run 1 よりも第4図に示すように拡散幅を不安定側へ移した。

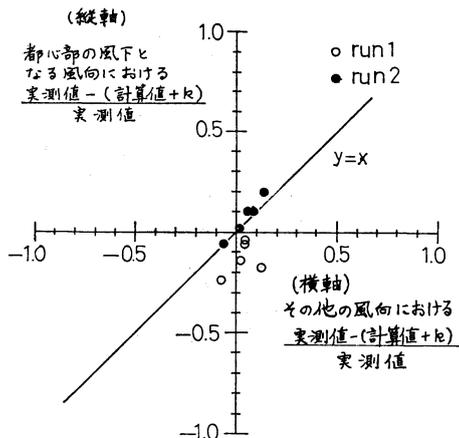
なお、この他の条件 (σ_y , 無風時の σ_z , 有風時高煙突の σ_z) は、Run 1 と同じとした。

6. 計算結果

6.1. SO₂

第5図は扇町中学校と今宮中学校における風向別 SO₂

1980年10月

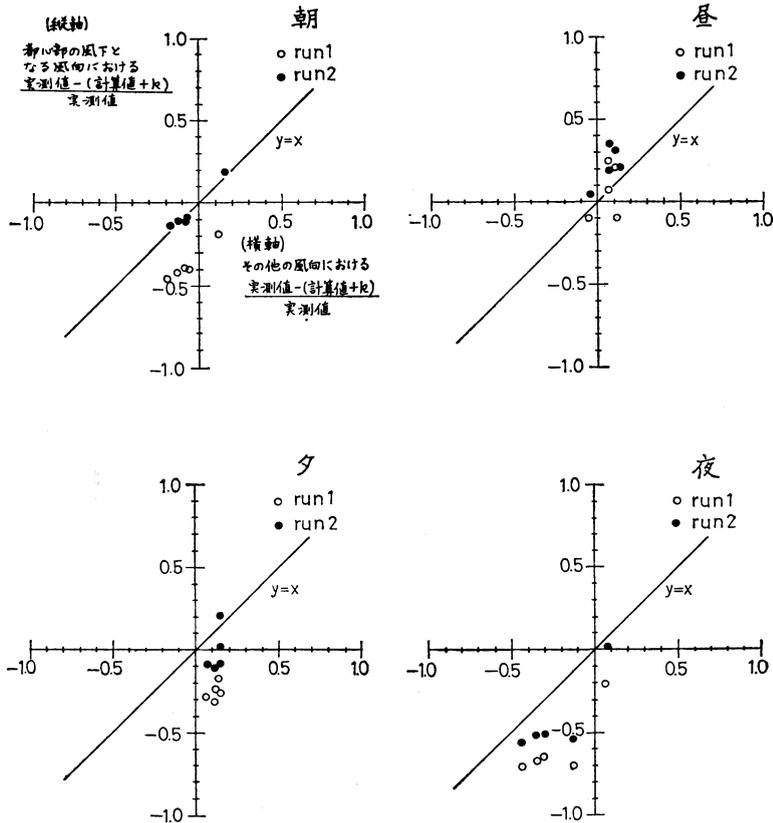


第9図 計算地点が都心部の風下となる風向時とその他の風向時における風向別の CO の $\frac{\text{実測値} - (\text{計算値} + k)}{\text{実測値}}$ の平均値。ただし、ここでは $k=1.1$ (ppm) を計算外汚染として与えた。

濃度である。扇町中学校は都心部の北部に、今宮中学校は都心部の南端に位置する。Run 1 および Run 2 において、全風向について平均した濃度では実測値が計算値よりも高いが、この差は自然界のバックグラウンドや他地域からの移流、家庭等の小発生等による寄与分と考えられる。

ところで、工場等と船舶の拡散モデルは y 方向について正規型濃度分布を仮定した式を用いており、この式で風向を16方位で代表させて計算すると、風向別の計算濃度は実測濃度に比べてかなり滑らかに欠けるものとなる。そこで、第5図では実測値と比較しやすいように、計算値を連続する3風向について 1:2:1 の重み付けで移動平均した。Run 1 の風向別の変動パターンについて、扇町中学校では SSE~SW 方向で計算値が過大となり、今宮中学校では NW~NE 方向で計算値が過大となった。Run 2 では、扇町中学校の濃度の計算に際しては、同校が都心部に位置するところから、全風向について低煙源の拡散幅を 1/2 ランク大きくした。また、今宮中学校の場合は同校が都心部の南端に位置するところから、都心部の方向において同じ操作を行った。

次に、計算地点毎に、その計算地点が都心部の風下となる風向の場合とその他の風向の場合について、計算値と実測値の差を比較したのが第6図である。Run 1 では、横軸方向のデータのばらつきに比べて縦軸方向のば

第10図 朝, 昼, 夕, 夜別の比較。 $k=1.1$ (ppm)。

らつきが大きい。また、データは全体的に $y=x$ の直線の右下に片寄っており、都心部の風下となる場合にはその他の風向の場合と比べて、計算値が過大となることを示している。Run 2ではこの傾向はやや小さくなる。

また、第7図は計算地点別の年平均濃度である。Run 1よりも Run 2の方が、計算値と実測値の整合性が高くなる。

6.2. CO

各計算地点におけるCOの風向別濃度を第8図に示す。

また、第9図は計算地点が都心部の風下となる風向時とその他の風向時について、それぞれの場合の計算値と実測値の差を計算地点別に比較したものである。COの計算地点は、大阪府公害監視センター以外は大阪市域外にあるが、都心部の風下で計算値が過大となる現象はSO₂よりもはっきりみられる。第9図でRun 2の値は

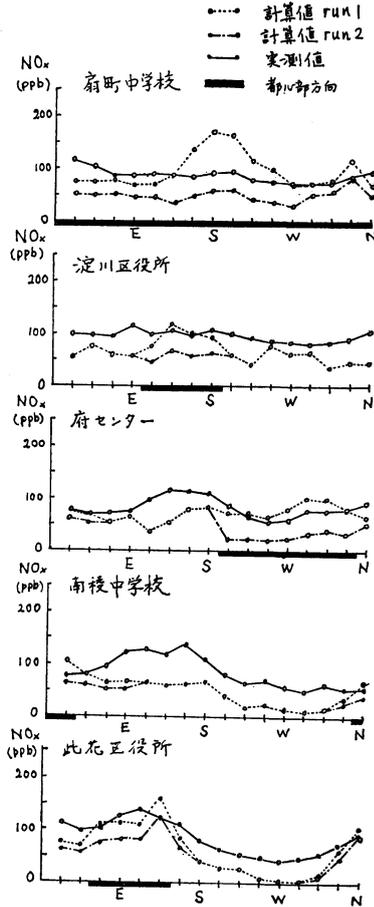
ほぼ $y=x$ の直線上に乗り、計算地点間のデータのばらつきは残るが、同一地点における風向によるばらつきはほとんどない。

また、第10図はこれを朝, 昼, 夕, 夜別に比較したものである。

6.3 NO_x

NO_x濃度を計算した13地点のうち、代表例として5地点の風向別濃度を第11図に示す。

また、第12図は13地点について、各計算地点が都心部の風下となる風向の場合とその他の風向の場合の計算値と実測値の差を比較したものである。第13図では、これを朝, 昼, 夕, 夜別に比較した。なお、第12図, 第13図で、都心部内の計算地点(扇町中学校, 難波中学校)において、都心部の風下となる風向とは、都心部の境界線から計算地点までの直線距離が1.5 km以上となる場合の風向とした。



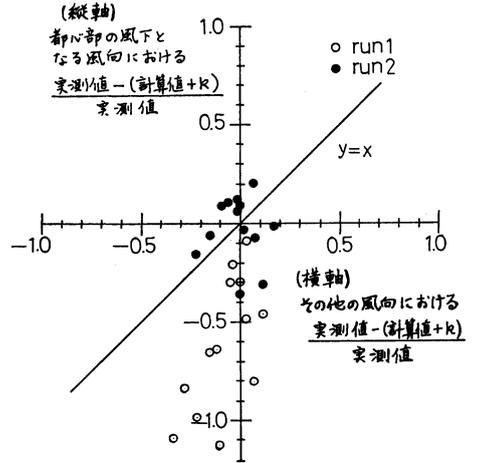
第11図 風向別 NO_x 濃度. なお、この図の計算値は自動車のみの値であるが、大阪市内では自動車の寄与は全体の NO_x 濃度の約70%を占める（大阪市公害対策審議会、1979）ので、ここでは自動車の計算値で全体の NO_x 濃度を代表させた。

また、第14図は計算地点別の計算値と実測値の年平均濃度の比較図である。この図の計算値は、自動車、工場、船舶によるものである。

NO_x も、SO₂、CO とほぼ同じ傾向を示す。

6.4. 以上の結果をまとめると

(1) 都市の建築物の影響を考慮せずに、郊外の平坦地に適用する拡散幅に近い条件で計算した場合には、SO₂、CO、NO_x すべてについて、都心部ならびに都心部の風下となる計算地点では、計算値が実測値に比べて過大



第12図 計算地点が都心部の風下となる風向時とその他の風向時における風向別の NO_x の $\frac{\text{実測値} - (\text{計算値} + k)}{\text{実測値}}$ の平均値. なお、この図の計算値は第11図と同様、自動車のみの値なので、これ以外のものによる NO_x 濃度を $k=35$ (ppb) として与えた。

となる傾向がみられる。特に SO₂ より、CO、NO_x において著しい。

(2) この現象は、都心部に対してどの方向にある計算地点でも例外なく見られる。

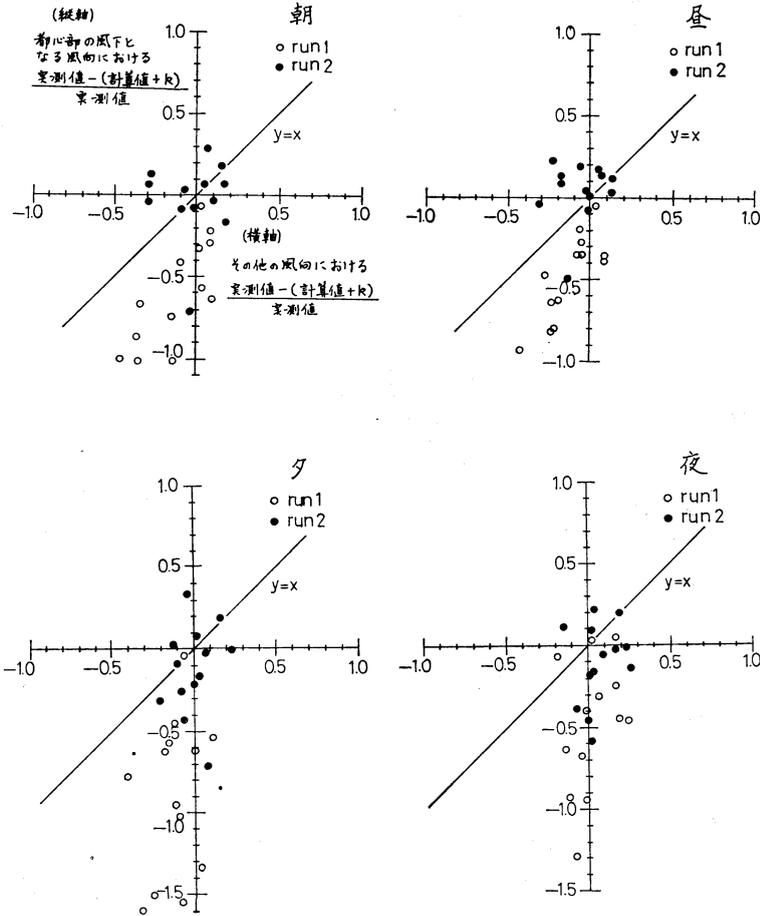
(3) 地表面粗度の地域差を考慮して、粗度の大きい都心部およびその風下で、低煙突および自動車の拡散幅 (σ_z) をパスケルの安定度階級で、それぞれ最大1/2ランクおよび3/2ランク不安定側へ移すと、実測値との整合性がよくなる。

7. 結果の考察

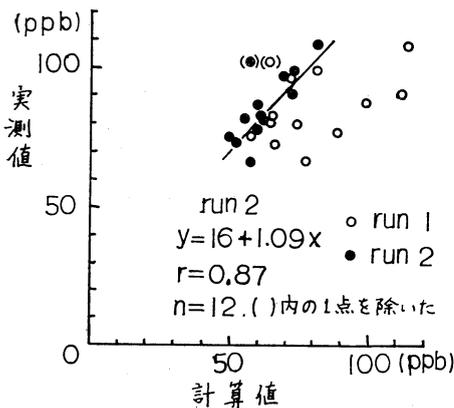
今までに述べてきたのと同じような現象は、Turner (1964) が合衆国テネシー州ナッシュビルで、低煙突 ($H=20m$) からの SO₂ 濃度を正規分布型拡散式を使って計算した際の報告にも見られる。それによると、比較的風向が定常な場合について、風向別に計算値と実測値を比較したところ、都市の風下で計算値が過大評価、風上で過小評価となった。

また、先に述べた Graham (1968) による乱流観測のデータや、McElroy (1969) による拡散実験の比較結果も、今回の計算でみられた現象とほぼ一致する。

そこで、今回の場合にも、特に都心部で地表面粗度が



第13図 朝、昼、夕、夜別の比較。k=35 (ppb).

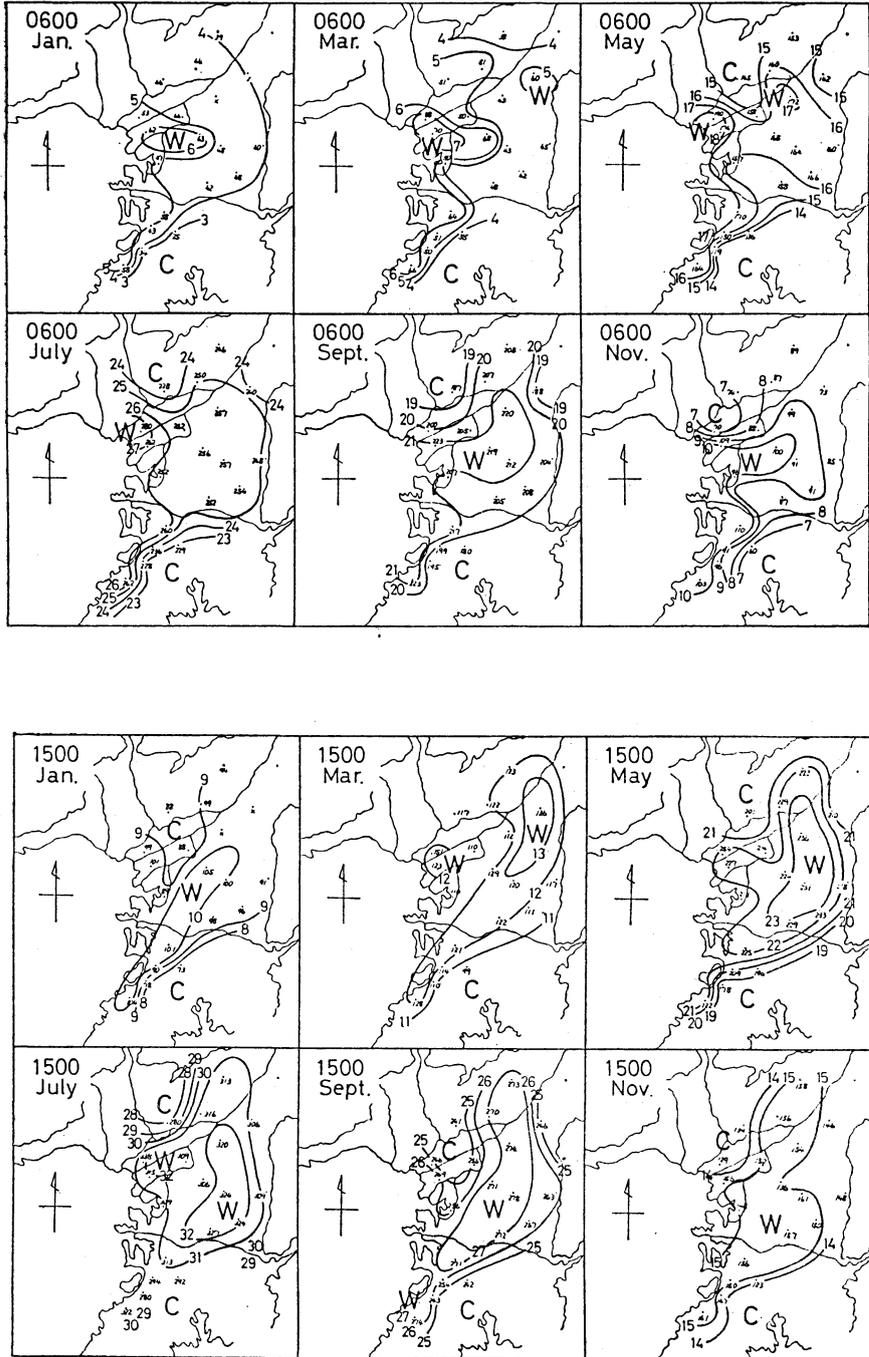


第14図 計算地点別 NO_x 年平均濃度.

大きいために、都心部とその風下で拡散幅が大きくなったものと思われる。

特に、 SO_2 よりも CO , NO_x にこの現象がはっきり見られるのは、自動車排ガスは地面近くから排出されるので、この乱れの影響を受けやすいためであろう。なお、大阪では第3図からわかるように、比較的、高層建築物が市の中心部に集中し、都心部の内外で地表面粗度がかかなりははっきり変わるために、拡散幅を都心部とその周辺部で変えることで、この地域における拡散をうまく表わすことができたものと思われる。

次に、ヒートアイランドに関して、大阪におけるヒートアイランドの研究は川鍋ら(1976)に見られる。第15図は、川鍋らによる大阪市周辺の06時と15時の月平均気温分布である。この図で、淀川と大和川に挟まれた地



第15図 大阪市周辺の気温の分布. 図中の等温線の数字の単位は $^{\circ}\text{C}$.

域はその南、北の地域よりも高温域となっている。また、06時には等温線が海岸線に平行に走り、大阪湾に近いほど高温となる傾向もある。さらに、15時には高温の中心が内陸部へ移っている。なお、この分布には測定機の誤差もいくぶん含まれている可能性はあるとしているが、温度分布は、都心部で最高となる同心円状のパターンには必ずしもならないようである。大阪湾の影響がむしろ大きい。

それゆえ、今回の拡散計算において都心部の風下で拡散幅が大きくなった主要原因としては、地表面粗度の増大による地表面近くの乱れの増大のためであり、温度分布のパターンから判断する限りでは、むしろヒートアイランドの影響は小さいと思われる。

また、第10図と第13図のRun2で都心部の風下で計算値が過大となる程度が夜間に大きくなる。これは、夜間は拡散幅が小さくなるために、都心部から離れた計算地点では遠方の発生源の寄与が相対的に大きくなり、都心部における計算値の過大評価の影響が昼間よりも大きく現われるためと思われる。

謝辞

なお、この拡散計算は大阪市における窒素酸化物総量規制のための業務の一環として行ったものであり(大阪市公害対策審議会, 1979), 増田喬史, 尾田晃一, 水谷昇, 中野博支, 松本 徹(以上, 大阪市環境保健局), 佐藤誠宏(日本気象協会関西本部)他各氏の御協力を得た。また、池田有光 京都大学工学部助教授, 笠原三紀夫 京都大学原子エネルギー研究所助教授, 森口 実 博士にも度々御助言をいただいた。以上の方々に感謝の意を表します。

文 献

- 大後美保, 長尾 隆, 1972: 都市気候学, 朝倉書店, 113-124.
- Graham, I.R., 1968: An analysis of turbulence statics at Fort Wayne, Indiana, *J. Appl. Met.*, 7, 90-93.
- Johnson, W.B., F.L. Ludwig and A.E. Moon, 1969: Development of practical, multipurpose urban diffusion model for carbon monoxide, Air Pollution Control Office Publication (No. AP-86), 5-1-5-38.
- 川鍋安次, 板東 丕, 久保朋弘, 福原賢治, 佐藤 功ら, 1976: 近畿地方(含広島県)の都市気候, 気象庁技術報告, 90, 17-21.
- 神戸市環境局, 1978: 自動車排出ガス拡散調査に関する報告書.
- McElroy, J.L. and F. Pooler Jr., 1968: St. Louis dispersion study, vol. II-analysis, U.S. Department of Health, Education and Welfare, 23.
- McElroy, J.L., 1969: A comparative study of urban and rural dispersion, *J. Appl. Met.*, 8, 19-31.
- 森口 実, 1977: NO_x 総量規制へのアプローチ(II)-NO_x 濃度の数値シミュレーションとその利用, 大気汚染研究, 12, 85-95.
- 大阪市公害対策審議会, 1979: 総量規制実施のための技術的基礎について一窒素酸化物対策中間報告一.
- 大阪市消防局, 1975: 消防に関する都市等級調査結果書(第2回).
- 徳田純夫, 高橋政和ら, 1976: 道路近傍における窒素酸化物濃度について, 大気汚染研究全国協議会第17回大会号, 170.
- Turner, D.B., 1964: A diffusion model for an urban area, *J. Appl. Met.*, 3, 83-91.