

準定常拡散モデルによる大気汚染シミュレーション(II)*

岡 本 眞 一 塩 沢 清 茂**

要 旨

前報で提案した、準定常拡散モデルのための風系、拡散幅、有効煙突高度などのパラメータの設定方法を定めた。これによって、京浜地区、京都、東京、Chicago, Los Angeles の大気汚染濃度を計算し、モデルの検証を行なった。これら5カ所における再現シミュレーションによって、本モデルが非定常気象条件下にも適用できることが確認できた。

1. 緒 言

前報で提案した準定常近似のブルーム拡散式によって、数地域の大気汚染濃度を計算し、実測濃度と比較することによって、モデルの検証を行なう。

ここでの濃度計算は、将来の予測値算出を目的としたものではなく、拡散モデルによって現在の大気汚染濃度の状態を再現できるかを調べるものである。また、本研究においては、風や拡散係数の分布を算出する境界層の気象モデルは扱わないので、観測されている風向風速などのデータから拡散モデルが必要とする種々のパラメータを推定あるいは補間するための実用的方法についても述べることにする。

2. 気象パラメータの推定

2.1 風系の推定

拡散シミュレーションを行なう場合、最も重要なパラメータは風の分布である。このモデルでは、地理的・時間的に変化する風系の中を流される煙の位置を計算するために、計算対象領域内をメッシュでおおい、格子点ごとに地表風速の成分を推定する方法と地表から上層の風を推定する方法が必要である。

はじめに、地表風系を推定する方法、すなわち、不均一に分布する観測点での観測値から、計算領域全体の各格子点における推定値を求める方法について検討する。この方法については気象予報(客観解析)の中に参考になる方法があり、これをもとにして試行錯誤的に計算法を決定した。この方法は筆者らの差分モデルで採用した

のと同じ方法である(岡本, 1976a)。

$$\hat{\theta}_0 = \frac{\sum_{i=1}^n \theta_i / (1 + \beta d_i^n)}{\sum_{i=1}^n 1 / (1 + \beta d_i^n)} \quad (1)$$

ここで、

$\hat{\theta}_0$: 格子点における推定値

θ_i : 第 i 観測点の観測値

d_i : 格子点から第 i 観測点までの距離

β, n : 定数

多数の観測点の中から1カ所を除いて、そこでの値を周囲の観測点での観測値から推定する方法で定数 β と n を定めた。距離 d はメッシュの間隔で割って、無次元化した場合、 $\beta=1,000, n=2$ が妥当であろうと考えられる。

著者らのバフモデルや差分モデルでは、風系の時間に対する変化はステップ関数のように扱ってきた(岡本, 1976 a, b)。すなわち、毎正時に観測される風向風速を次の正時までの推定値としていた。しかし、通常に得られる風のデータは毎正時の10分間平均値であり、この方法では風向風速の急変に対して常に推定値が遅れてしまう。とくに、陸風から海風への交替時には、臨海地区の煙源からの煙の内陸部への到着を遅れて計算してしまう。1時間間隔の観測では海陸風の交替時刻を正確に把握することはできないが、上記のステップ関数としての時間変化ではなく、時間に対しても前後の正時における観測値より直線補間による方法を採用する。

この方法では、煙の移流を計算する時点をはさむ前後の正時における観測値を東西方向と南北方向の風速成分 u, v に分解したのち、距離による重みを乗じて式(1)に示す加重平均法で各メッシュの推定値を求め、移流計算の間隔ごとの時刻の風速は前後の正時の当該メッシュの

* Air Quality Simulation by a Diffusion Model of Quasi-Steady Approximation(II)

** S. Okamoto and K. Shiozawa, 早稲田大学理工学部

—1977年5月30日受領一, —1977年10月14日受理—

値から直線補間で推定する。この方法の有効性は海陸風交替時におけるノンリフトパルーン流跡の推定値からも確かめられた。この計算は、内藤(1972)によるノンリフトパルーン流跡の位置を都内の大気汚染総合測定室の毎時の風のデータから推定したものである。

つぎに、地上風系から上層の風を推定する方法について考える。風速の鉛直成分 w は岡本(1976a)でも述べたように、現在の地上風の観測値の精度が十分でないために、正確に求めることは困難である。したがって、連続の式を使用して w を計算するより、鉛直成分は常にゼロ ($w=0$) というモデルの方が妥当であろうと考えられる。

水平成分 u, v の高度による変化はベキ乗則を採用する。ベキ係数は東京湾岸地域4カ所における夏冬それぞれ1カ月間のデータ(上層150m程度まで)の解析から日中は0.1、夜間では0.3とする。

$$u(z) = u_1(z/z_1)^p \quad (2)$$

ここで、 u_1 は高度 z_1 での風速である。京浜地区の他にも、京都の計算では、この係数を使用している。Chicagoの計算では、Roberts (1970) に従って、夜間の強安定時 (Turner 安定度5以上) では $p=0.5$ としているが、その他は同様である。東京と Los Angeles は地上源のみを対象としているので、この式を使用する必要はない。

2.2 大気安定度の設定と拡散幅の計算

拡散幅の推定には、Pasquill-Gifford の線図を使用する。大気安定度の分類は日本式の修正された Pasquill 分類表によって、日射量、風速と雲量から決定する。ただし、早朝(日出から3時間)と夕方(日没前2時間)を中立とする Johnson(1973)の SRI 分類表にしたがって修正を加える。

京都と Los Angeles のデータについては日射量が得られず、かわりに上層の温度勾配が得られているので、これより安定度を定めた。具体的な方法は4.2および4.5で述べる。すでに大気安定度の得られている Chicago のデータについては、Roberts (1970) より引用してそのまま使用する。

高煙源では、強い不安定状態に対応する拡散幅はあまり生じないので、Pasquill 安定度でCよりも不安定側はないものとする。

低煙源では、都市内の大きな地面粗度の影響を受けて、郊外よりも大きな拡散幅になることが報告されている。ここでは、Pasquill(1970), Bowne(1974), Cramer

(1975)などを参考にして Pasquill-Gifford 線図より求めた σ_z の1.5倍の値を採用する。この低煙源と高煙源の分類は実煙突高さ60mを境としている。

拡散幅 σ_y は、低煙源では都市内の大きな地面粗度を考慮して今までに求めた安定度を出す方法よりも1階級不安定側の値を採用し、高煙源ではそのままの値とする。このモデルでは、1時間平均濃度を求めるために、1時間より小さい間隔(30分)で濃度を計算し、その平均値を採用しているので、風向の時間変化があると、拡散幅 σ_y を大きくすると同じ効果を持つ。したがって、風向の時間変化が大きい弱風時も含めて、10分間平均値といわれている Pasquill-Gifford 線図を使用できると思われる。

Pasquill-Gifford 線図は式(3)のような指数関数で近似する。

$$\sigma = aX^b \quad (3)$$

ここで、 a, b は大気安定度によって定まる定数である。煙源高度が高い点源は一般に近くでの影響が小さいので、全体を一本の曲線で近似する(岡本, 1977a) また、近距離の影響が無視できない低面源では環境庁(1975)のマニュアルに従って計算している。

大気安定度の時間変化に対する対応の方法については、前報で述べたように、拡散幅の増加が不連続にならないような補正項を加える。さらに Pasquill-Gifford 線図のような風下距離の関数として拡散幅を求める方法では、風が弱いときに拡散幅を小さく見積ってしまう危険があるので、このような場合についても補正項を加えることにする。この補正項の計算は風速 1m/s 以下のときを対象として、Turner 線図を $\sigma_y = \alpha t$, $\sigma_z = \gamma t$ で近似して使用する (Roberts, 1969)。この α, γ の値は第1表に示すものである。以上の方法を定式化すれば、

$$\sigma_y = a_i X^{b_i} + \sum \Delta \sigma_y + \sum \alpha_i \Delta t + \sigma_{y0} \quad (4)$$

$$\sigma_z = a'_i X^{b'_i} + \sum \Delta \sigma_z + \sum \gamma_i \Delta t + \sigma_{z0} \quad (5)$$

第1表 静穏時の拡散幅の増大速度 α, γ の値 (Turner 線図より求めた値)。

Atmospheric stability	α	γ
A	0.611	0.657
B	0.500	0.500
C	0.380	0.189
D	0.229	0.069
E	0.208	0.028
F	0.208	0.020

となる。ここで、

a_i, b_i : 定数 (添字 i は大気安定度を表わす)

$\Sigma \Delta \sigma$: 大気安定度の変化したときに拡散幅に不連続な部分が生じないための補正項

$\Sigma \alpha \Delta \Sigma t, \gamma \Delta t$: 弱風時における拡散幅の増加部分

σ_{y0}, σ_{z0} : 初期拡散幅

2.3 弱風時の拡散パラメータの推定

前報で示した弱風時の拡散式では、拡散パラメータ α, γ を含んでいる。この推定方法については、すでに一部を前報で示している。遠距離の計算では、大気安定度の時間変化などもあり、簡単に α, γ の値を求められないので、前報に示したような近似的方法を採用する。

近距離の計算では、このパラメータ α, γ の値が、ラグランジュ座標系の σ_v, σ_w に等しい量であることがわかる。したがって、低面源からの近距離 (面源からの計算で、積分法を使用する範囲内) の計算では、より直接的な α, γ の推定方法を採用する。一般に、ラグランジュ座標系の風速変動を得ることは難しいので、近似的方法として、Pasquill-Gifford の線図から拡散幅の増加速度を求めて、風速 5m/s を仮定して、 α, γ を計算する。この結果は第2表に示すものである。

水平方向の拡散パラメータ α は、弱風時の大きな風向変動を考慮して、大気安定度 A を使用する。鉛直方向の拡散パラメータ γ はそのときの大気安定度を使用する。

風速変動 σ_w は接地層では風速に比例するが、境界層の上部では風速への依存性が小さくなるので、高煙源の寄与の大きい SO_2 濃度を対象とする拡散計算では第2表に示す一定値を使用する。しかし、CO 濃度の計算は地上源を対象としているので、熱的乱れがない夜間については、パラメータ γ を風速に比例する量として扱い、風速 5m/s のときに第2表の値をとるように計算する。

第2表 面源からの近距離の計算に使用する拡散パラメータ α, γ の値 (Pasquill-Gifford 線図の風下距離 100m で求めた値)。

Atmospheric stability	α	γ
A	1.35	0.70
B	0.95	0.55
C	0.65	0.375
D	0.40	0.230
E	0.30	0.175
F	0.10	0.046

この近距離における値を使用するのは、すべて面源であり、面源の一边の長さを半径とする円内をこの適用範囲とする。また、以下に示す拡散計算では、すべての点源は十分な高度を持っているので、近距離で特別な扱いは必要ないと考ええる。

2.4 混合層高度の推定とその取り扱い

京都と Los Angeles のデータについては上層の温度分布に基づく実測値が得られており、Chicago についても Roberts(1970)より引用して使用する。東京と京浜地区については、館野高層気象台の温度プロファイルと東京および横浜の地上気温よりの断熱線の交点として混合層高度を定めた。

高煙源の寄与率の大きい SO_2 を対象とした計算では、混合層上限で汚染物質の完全反射を仮定する。ただし、無限回の反射を考慮することはできないので、第2項までで近似する。また、前報の式(11)で計算される煙の長さ (リセプターに最も近いブルーム主軸の長さ) が濃度計算の時刻における混合層高度よりも高い場合は、そのブルーム (煙源) の影響は無視できるものと仮定して、濃度は0とする。

地上源を対象とする CO 濃度の計算では、Turner (1970)による拡散幅の増大を抑える方法を採用する。すなわち、拡散幅が大きくなって上層の安定層の影響を受けるようになると、上限値 $\sigma_z = 0.8L$ で抑えられる。ここで、 L は混合層高度である。この σ_z の値は、混合層内の鉛直方向の濃度が一様分布であると仮定したときの地表濃度と等しい値を与える正規分布の標準偏差である。

3. 有効煙突高度の推定

排ガス上昇高さの推定には多数の計算式が提案されているが、最近の報告では、Briggs 式、CONCAWE 式、Moses-Carson 式、Bosanquet II 式などがよいとされている。ここでは、最も計算が簡単であり、しかも、実測値との一致度の高い CONCAWE 式および Thomas (1970) によって修正された opt. CONCAWE 式を使用する。また、風速 1.0m/s 以下の弱風時には木村(1976)と同様に Briggs の静穏時式との線形補間により上昇高さを計算する。

京浜地区のシミュレーション計算では、風速 1.0m/s 以上の有風時には、つぎに示す方法で排ガス上昇高さを計算する。

(i) 発電所

$$\Delta H = 0.414 Q h^{0.444} U^{-0.694} \quad (6)$$

(ii)工場(点源, 面源)

$$\Delta H = 0.175 Qh^{0.5} U^{-0.75} \quad (7)$$

(iii)ビル暖房

$$\Delta H = 0 \quad (8)$$

京都および Chicago の計算でも, 基本的にはここに示す方法に従っているが, 面源(工場, 暖房)については少し異なっているところがあるので, 各地域ごとの計算結果の項で述べることにする。

Briggs(1969)の静穏時式はつぎに示すものである。

$$\Delta H = 1.4 Qh^{0.25} (\Delta\theta/\Delta Z)^{-0.375} \quad (9)$$

式(6)~(9)において, Qh は熱排出量 (cal/s), U は煙突上端での風速 (m/s), $\Delta\theta/\Delta Z$ は温位勾配 ($^{\circ}\text{C}/\text{m}$)である。

風速が, 完全に0ではないが小さいときの実用的な排ガス上昇式はまだ提案されていない。ここでは, 風速1.0 m/s以下のときには, 風速1 m/sの CONCAWE 式計算値と風速0の Briggs 静穏時式の計算値を使用して, 直線補間により, 1 m/s未滿の風速のときの値を計算する。温位勾配は日常の気象観測では得られないので, 環境庁(1975)のマニュアルにある推奨値, 日中では0.003 $^{\circ}\text{C}/\text{m}$, 夜間では0.010 $^{\circ}\text{C}/\text{m}$ を使用する。

中小煙源からの煙は混合層の上限で上昇が抑えられるものとして扱う。しかし, 熱排出量が非常に大きい火力発電所の排煙については, このような仮定を採用することは難しいと思われる。むしろ, 混合層の上限を突き抜けて, ある程度は上昇するものと考えられる。この状態を正しく推定することは非常に困難であるが, 便宜的につぎのようなモデルを考える。ここで, 煙突実体高さを H_0 , 排ガス上昇高さを ΔH , リッドの高さを L , そして, 有効煙突高さを H_e とすれば,

$$H_0 \geq L \quad H_e = H_0 + 0.5\Delta H \quad (10)$$

$$H_0 < L < H_0 + \Delta H \quad H_e = L + 0.5(H_0 + \Delta H - L) \quad (11)$$

$$H_0 + \Delta H \leq L \quad H_e = H_0 + \Delta H \quad (12)$$

となる。このモデルでは, 混合層上限よりも上層では安定層になっていると考えて, 上昇分が1/2になるとして扱う。

低面源では, 強風時には煙突自体あるいは付近の建築物による乱れが大きいので, ダウンドラフトやダウンウォッシュの発生が考えられる。このような場合, 有効煙突高度 H_e は地表にあり, 放出口の高度で主軸濃度の1/2の濃度になるように初期拡散幅 σ_{z0} を与える。

$$H_e = 0 \quad (13)$$

$$\sigma_{z0} = H_0/2.4 \quad (14)$$

ただし, Chicago の高層ビル暖房については, $H_e = H_0$ とし, σ_z のみを式(14)で計算する。

このような現象が生ずる臨界風速は, ビル暖房で4 m/s 中小工場煙源では7 m/sと仮定する。また, 面源では, 風の弱い場合でも, 一率に $\sigma_{z0} = 2\text{m}$ として計算している。

4. 計算結果

このシミュレーション計算では, 煙の移流計算の間隔 Δt を7.5分とし, 濃度計算は30分おきに行ない, 式(15)によって1時間の平均濃度を計算する。

$$\bar{C}(t) = \frac{1}{4} \{ C(t-1) + 2C(t-0.5) + C(t) \} \quad (15)$$

ここで, $C(t)$ は時刻 t の濃度であり, $\bar{C}(t)$ は時刻 t までの1時間の平均濃度である。この計算では, 対象地域の広さ, 計算機のメモリー容量などを考慮して, 5時間前までに放出された煙のブルーム主軸位置を計算し, それ以前に放出された煙は対象地域には影響しないものと仮定する。

SO_2 を対象とした計算では, 汚染物質の半減期を3.5時間とし, CO では大気中での消滅はないものと仮定している。

シミュレーション計算は第3表に示すような5地域について, 排出強度, 気象データ, 環境濃度データすべての得られた各1日分(24時間)を対象とする。ただし, 京浜地区については, 第3表のように2つの期間の計算を行なう。

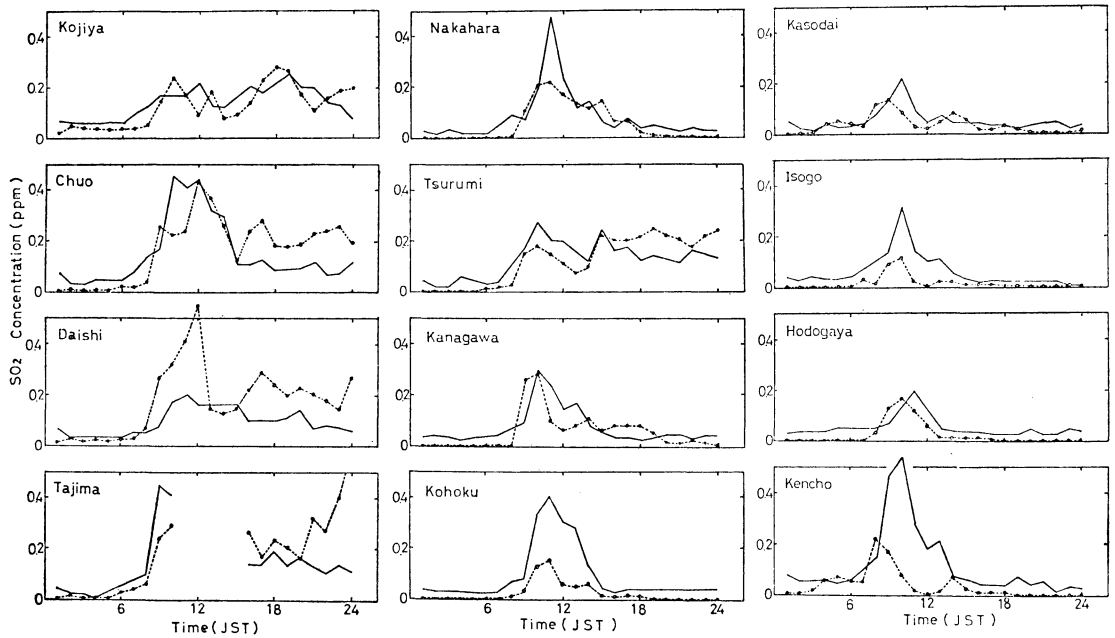
4.1 京浜地区

京浜地区については, 1969年2月6日~7日と3月25日の2つの期間についてシミュレーションを行なう。汚染源の取扱いは岡本(1975)および岡本(1976a, b)と同じである。

3月25日の計算結果を第1図に示す。著者らはこれと同じ期間について, パフモデル, 差分モデルでも再現シミュレーションを行ない, 実測濃度との比較を行なっている(岡本, 1976a, b)。相関係数, 誤差分散などでモデルを評価した場合, ここで提案した準定常ブルームモデルはパフモデルより高いスコアが得られているが, 差分モデルよりはやや劣るという結果になっている。しかし, 他のモデルとの比較においては, 推定値が計算方法(モデルの基本式)よりはむしろモデル中のパラメータ(拡散幅など)に依存する傾向が強いことから, 簡単に結論を出すことは難しいと思われる。

第3表 シミュレーション計算の対象地域と期間、および煙源とリセプターの数（大部分が欠測のリセプターは除いてある。排出量は行政区割内ではなく、シミュレーションに考慮している範囲内の全量である）。

place	pollutant	date	No. of source point+area	No. of receptor	No. of wind monitor	calculated total emission 13:00-14:00 (Nm ³ /h)
Keihin	SO ₂	3/25/1969	32+113	12	13	28,679
"	SO ₂	2/6-7/1969	32+113	10	12	28,676
Kyoto	SO ₂	2/9/1972	94+138	7	8	2,122
Chicago	SO ₂	1/15/1967	93+346	6	2	35,038
Tokyo	CO	12/16/1972	0+308	28	9	130,644
Los Angeles	CO	9/29/1969	0+435	10	11	371,700



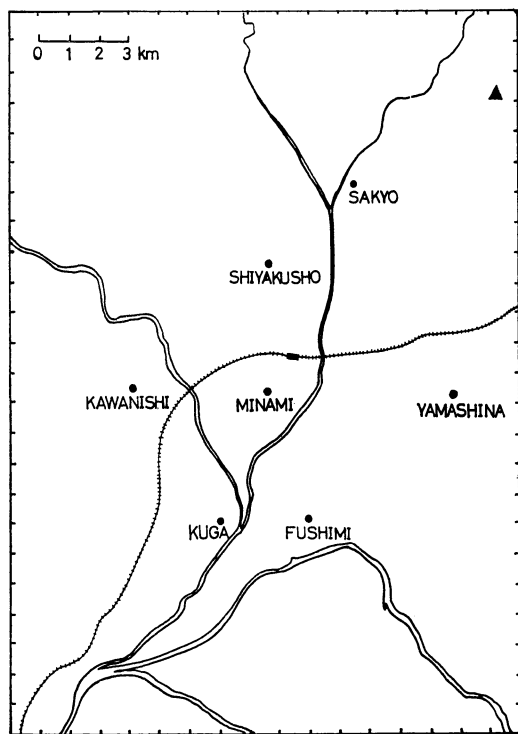
第1図 京浜地区、1969年3月25日の実測値（実線）と計算値（破線）の比較。

3月25日の気象条件は、岡本(1976a)に示すように、海陸風の交替もあり、比較的に穏やかな日であるため、非常に高濃度の汚染が生じている。つぎに、この日とは対照的に強い冬型の気圧配置となり季節風の強い2月6日と、やや冬型がゆるんで海陸風交替の見られた2月7日の連続48時間について計算を行なう。この結果、主要煙源に近い大師、鶴見などでやや過大推算の傾向が見られるが、6日の早朝から日中にかけての強風時の濃度変化もほぼ再現できている。

4.2 京都

京都のデータは京都市(1972)および中島(1975)にあり、パフモデルの計算に使用されている。対象期間は京都地区でカイツーン、パイロットバルーンによる温度と風の鉛直分布の得られた1972年2月9日とする。

煙源は大煙源と小煙源に分けて、5Nm³/h以上の94カ所の大煙源は個々の点源として扱い、それ以下のものは1km²のメッシュごとにまとめて面源として扱う。この面源の排出ガス量と排ガス温度は一律に与えられてお

第2図 京都におけるSO₂濃度測定局の位置。

り、それぞれ1.8Nm³/sと383°Kとなっている。

風向風速は、パイバル観測より求められた低煙源用

(面源)と高煙源用(点源)のデータが利用できる。さらに、上層の風速については、面源では50m、点源では100mを基準高度として、ベキ乗則を適用する。ただし、基準高度以下については、基準高度の風速を使用する。混合層高度も京都市(1972)の報告書より引用して使用する。大気安定度については、この報告書にある値がやや安定側に寄り過ぎていると思われるので、同じ報告書に記載されている温位勾配 $\Delta\theta/\Delta Z$ を利用して、次のような設定方法を考えた。

$\Delta\theta/\Delta Z > 0.5^\circ\text{C}/100\text{m}$ Pasquill 安定度 E

$0.5 \geq \Delta\theta/\Delta Z \geq -0.1^\circ\text{C}/100\text{m}$ " D

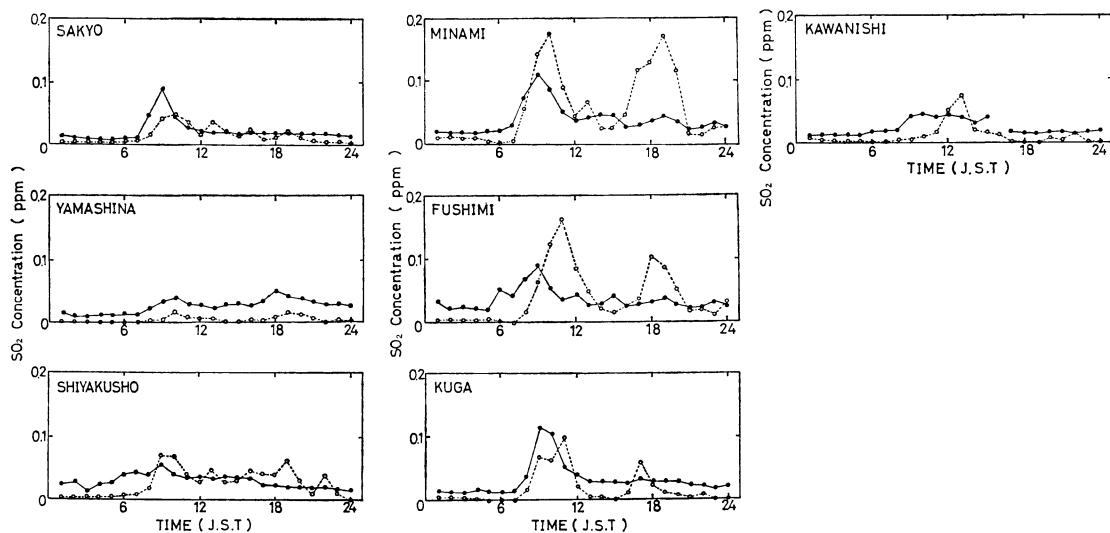
$\Delta\theta/\Delta Z < -0.1^\circ\text{C}/100\text{m}$ " C

また、午前3時以前の気象データはないので、3時の値をそのまま3時以前の値として計算している。

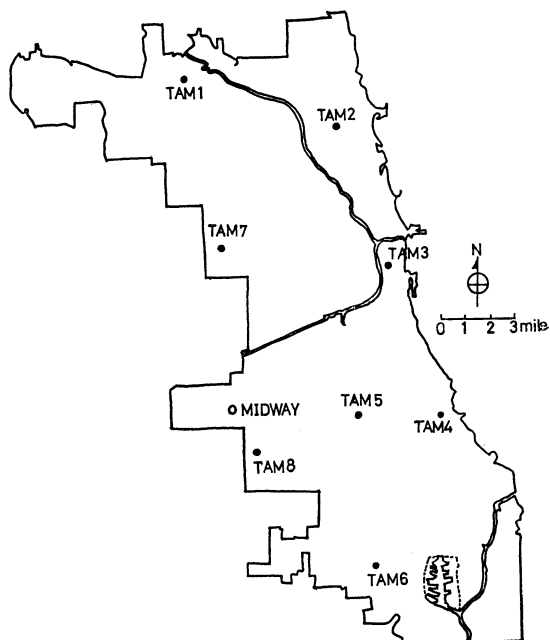
測定点の位置を第2図に、計算結果を第3図に示す。中島ら(1975)のパフモデルでは顕著に表われていた日中の強風時における過小推算の傾向を解消できた。これによって、左京および市役所などの観測局でよい計算結果が得られた。しかし、南観測局などにおける夕方への過大推算は中島らの計算結果と同様に強く表われている。

4.3 Chicago

Chicago 地区の排出強度や環境濃度などのデータは、Croke(1968), Roberts(1969, 1970), Chamot(1970)などによる Argonne 国立研究所の一連の報告書に記載されているものを使用する。この地区のテレメータリング測定局(TAM)の位置を第4図に示す。風向風速は Midway



第3図 京都、1972年2月9日の実測値(実線)と計算値(破線)の比較。



第4図 ChicagoにおけるSO₂濃度測定局の位置。

空港とTAM4で測定されたものが利用できる。

排出強度の算出方法とそのために必要な燃料使用量などのデータは報告書に記載されている。煙源は発電所、大工場(点源)、その他の3種類に分類されている。6

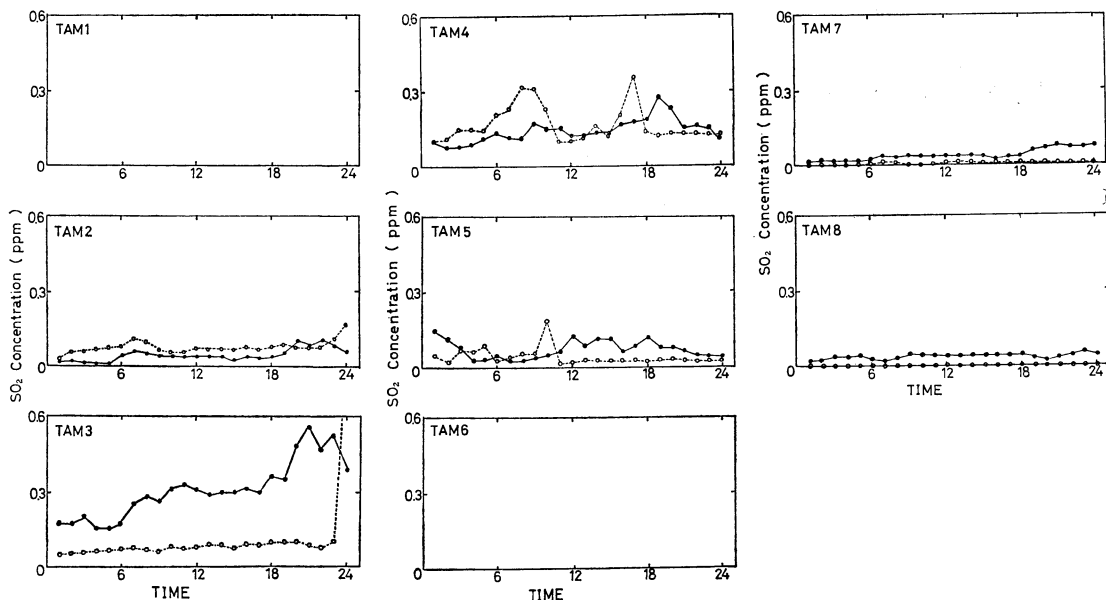
カ所の発電所と52カ所の大工場以外の汚染源はすべて面源として処理されている。この面源は、次のように3種類に分けて、それぞれの煙源高度は下記のように設定されている。

- (i) 住宅暖房 $H_0=15\text{m}$
- (ii) 高層住宅暖房と商業施設(事業場) $H_0=60\text{m}$
- (iii) 工場 $H_0=45\text{m}$

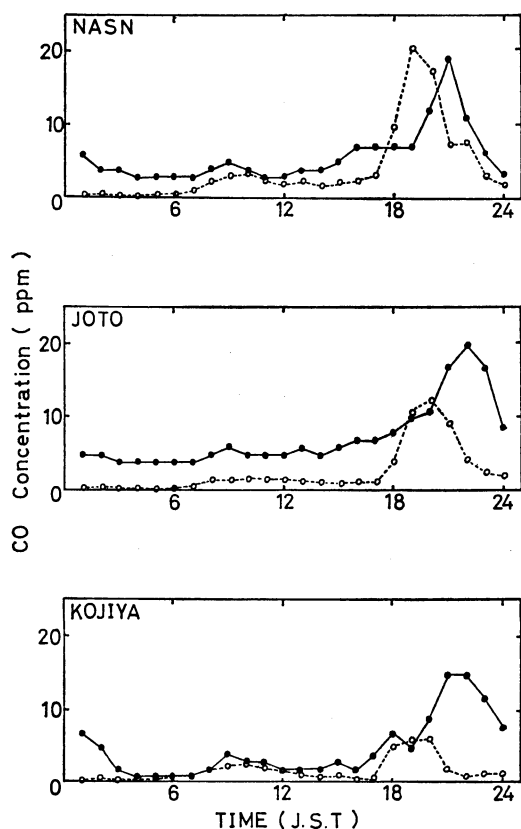
シミュレーションの対象日1967年1月15日は、終日西寄りの強い風が吹いている日である。計算結果は第5図に示すが、TAM1とTAM6はすべて欠測になっている。この図より、TAM3では過小推算になっていることがわかる。Roberts(1970)のバフモデルにおいてもTAM4の風向風速を使用して、TAM3の濃度を計算した場合には、これによく似た計算値が得られており、TAM3の風向風速を使用すれば、このような過小推算にはならないことが報告されている。これは、わずかな風向の変化によって濃度が大きく変わることを示すものであり、TAM3の南西にある発電所の影響を正しく表現するためにはTAM3の風のデータが不可欠であることを示しているものと思われる。

4.4 東京

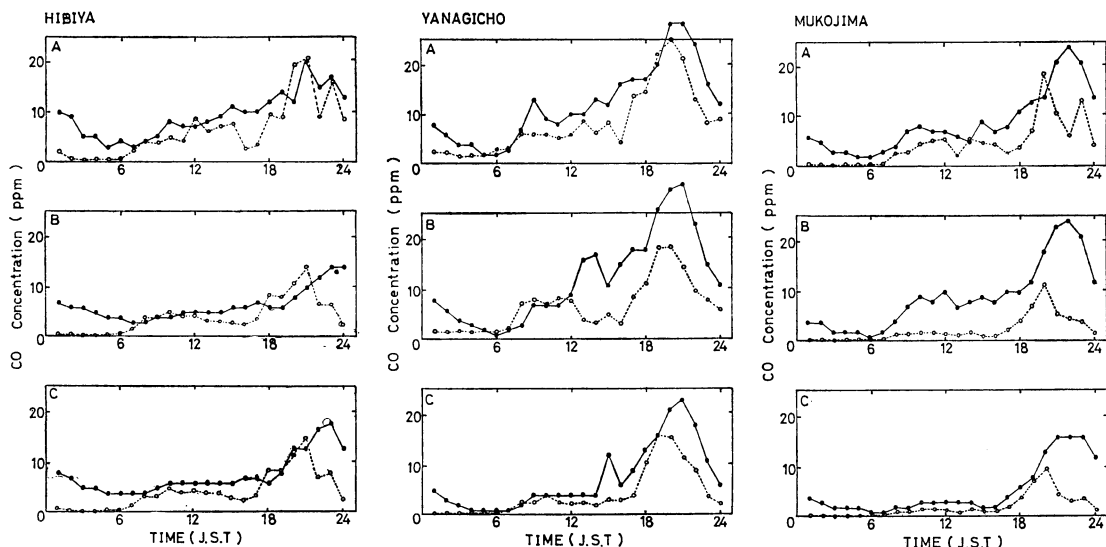
東京都内のCO排出強度は東京都(1973, 1976)などに基づいて推定し、排出強度の日周変化は日本機械学会(1975)の報告書を参考にして設定する。面源のメッシュ



第5図 Chicago, 1967年1月15日の実測値(実線)と計算値(破線)の比較。



第6図 東京都・大気汚染総合測定室における1972年12月16日の実測値(実線)と計算値(破線)の比較。



第7図 (次ページに続く)

は、東京23区内とその周辺で2km、多摩地区、川崎など外辺部では4kmとし、総数は308である。

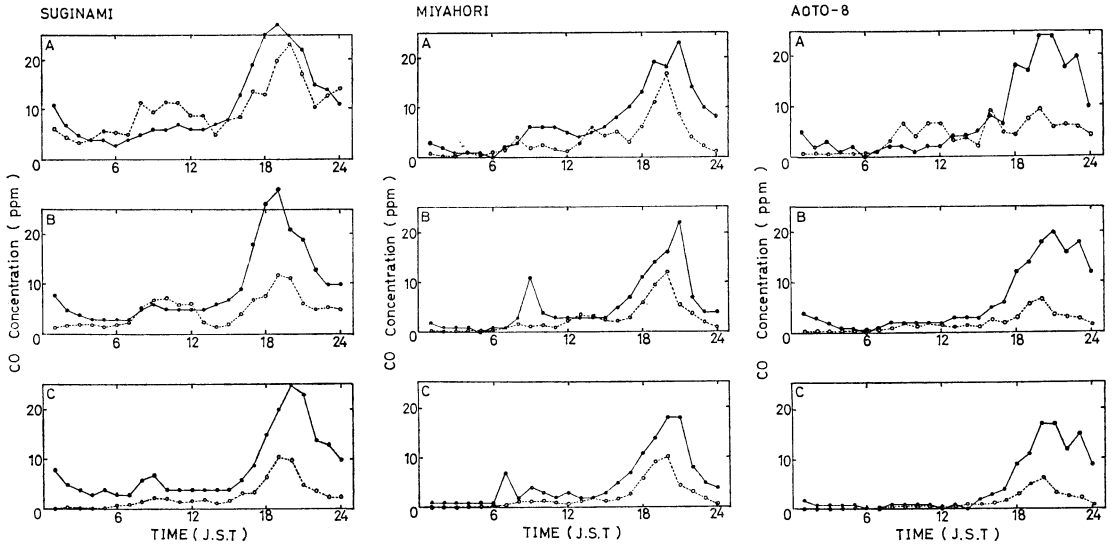
シミュレーション計算は、風が弱くCO濃度の非常に高くなった1972年12月16日を対象日とする。風系の推定には衛研(国設東京)を除く、都内9カ所の総合測定室のデータを利用する。

計算結果の一部を第6図に示す。東京の計算結果は全体に過小推算の傾向にあるが、江戸川、田無など周辺部で夜間にこの傾向が強い。この原因としては、風が弱いことから接地逆転層が発生している可能性もあり、この強安定の状態を正しく表現できていないということも考えられる。

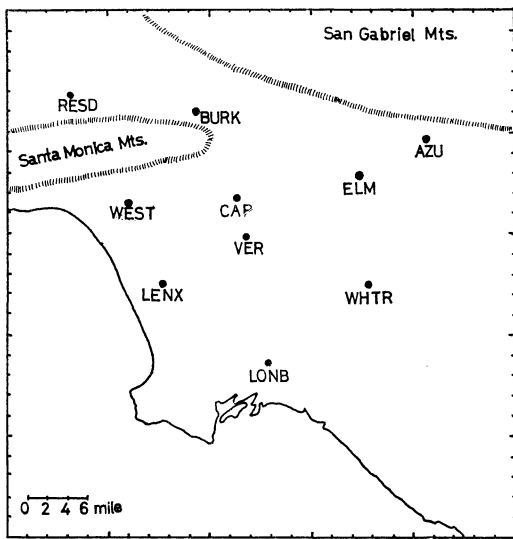
次に、東京都(1976)の自動車排出ガスによる大気汚染予測モデルを改良したマイクロスケールの拡散モデルを利用して、交差点近くの測定室(自動車排出ガス測定室)の計算値に補正を加える。このモデルの詳細は別に報告しているので、ここでの説明は省略する(岡本, 1977b)。この結果を第7図に示す。日比谷、柳町など都心部に近い所でよい結果が得られているが、青砥8丁目測定室など周辺部で夜間の過小推定が顕著である。

4.5 Los Angeles

Los Angeles 地区の一酸化炭素(CO)は大部分が自動車から排出されているので、拡散計算では、その他の汚染源からの影響は無視できると考えられる。自動車からのCO排出量の計算方法はRoth(1974)およびRoberts(1973)に従い、そのために必要なデータは、Roberts(1971, 1973)など Systems Applications Inc. の報告書



第7図 東京都・自動車排出ガス測定室における1972年12月16日の実測値(実線)と計算値(破線)の比較



第8図 Los Angeles におけるCO濃度測定局の位置。

に記載されている。この計算結果は2mileのメッシュ毎に毎時間のCO排出量として求められる。

地表風系の推定には11カ所のAPCDのデータを使用する。混合層高度の推定にはCommerce(市街地中心部)での鉛直温度プロファイルを使用する。1969年9月29日のデータを見ると、午前中は大部分が下層では逆転層となっている。とくに逆転の強い(温位勾配 $1.5^{\circ}\text{C}/$

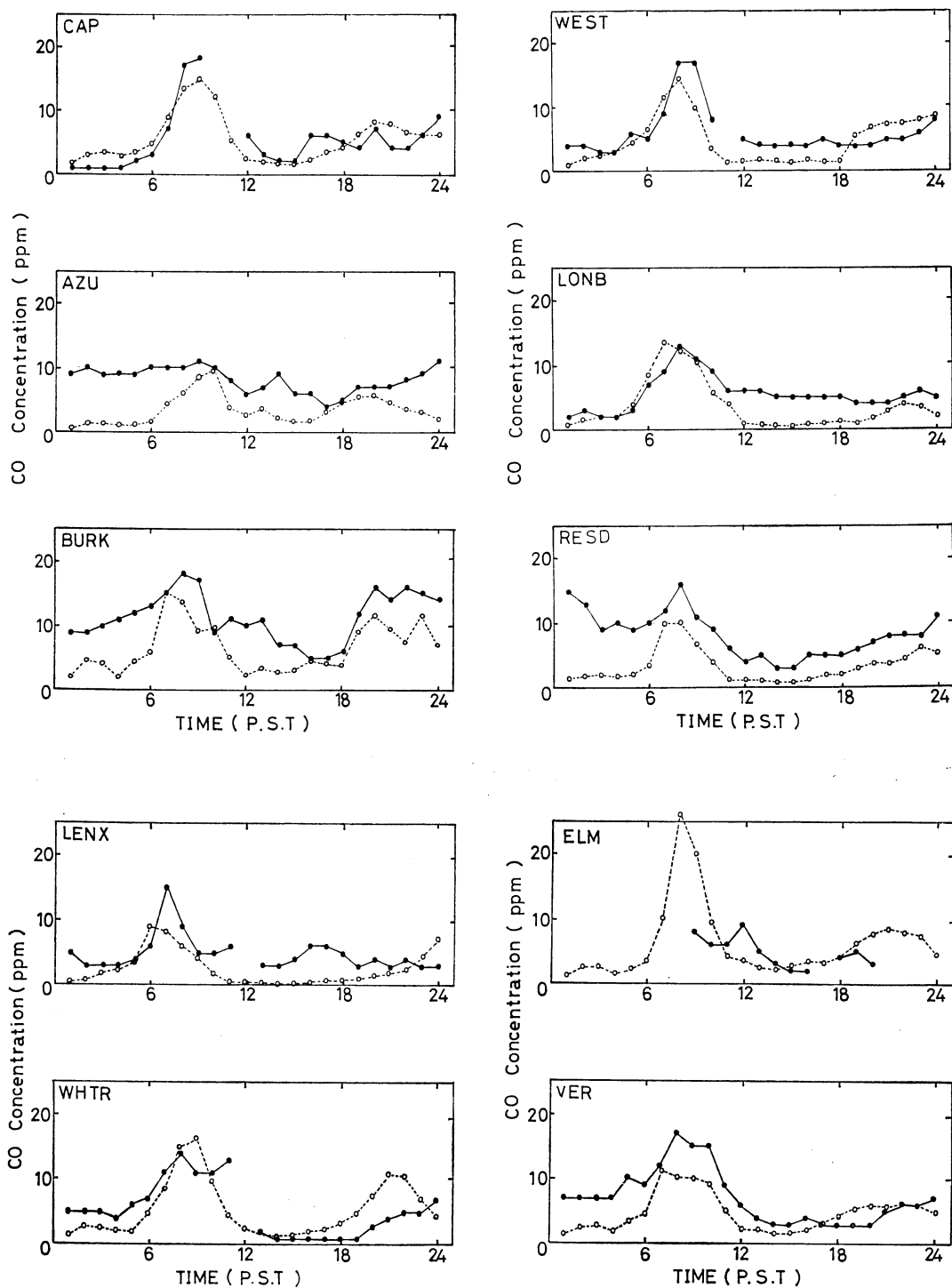
100m程度)午前9時以前は安定度 F 、それ以後は安定度 E とする。午後はデータがないので、夕方17時までの安定度は中立 D とし、それ以後は安定度 E とする。

Los Angeles 地区は第8図に示すように、北部に山岳地域が含まれており、測定点 RESD (Reseda), BURK (Burbank), AZU (Azusa) が Santa Monica 山脈と San Gabriel 山脈の間の盆地状地域にあり、大気安定度の設定に利用した Commerce よりもさらに強い接地逆転層が形成されている可能性が強い。以上の点を考慮して、上記地点3については、早朝および夜間の風速 1m/s 以下で大気安定度が F のとき、鉛直拡散パラメータ γ は第2表の値の $1/2$ とする。

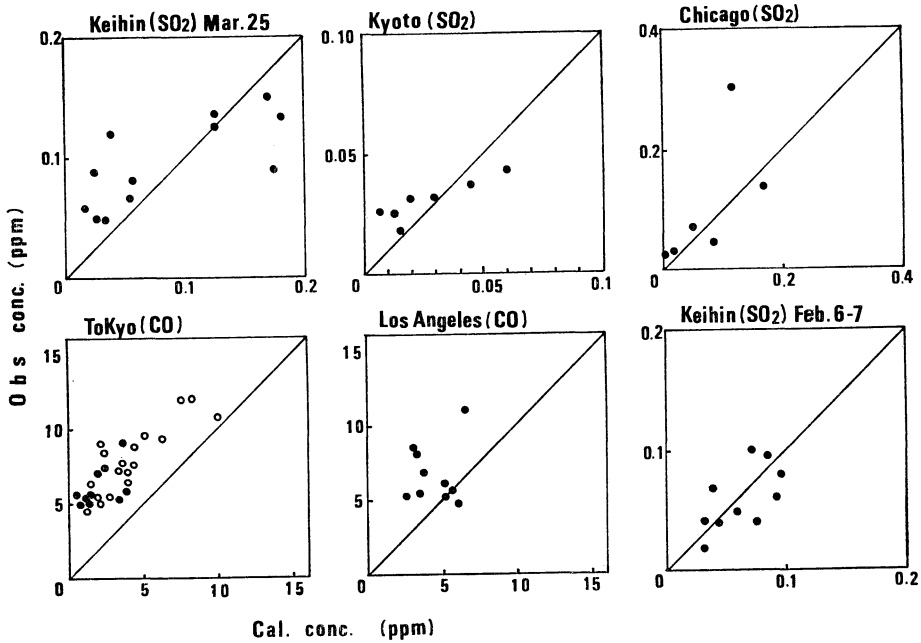
Los Angeles の測定点の中には、付近の主要道路からの影響を受ける所が数カ所 (WEST, LENX, WHTR, LONB) あり、これについては Liu(1973) に彼が提案したマイクロスケールの拡散モデルによる補正値が記載されているので、これを引用して使用する。この計算結果を第9図に示す。

4.6 考察

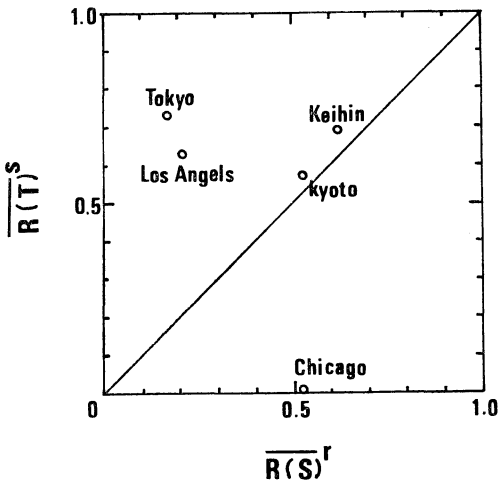
各地域ごとの日平均値の比較を第10図に示す。また、時空間の相関係数の平均値による評価を第11図に示す。この評価値の求め方は Nappo(1974) によるものであり、この説明は岡本(1976a)にあるので、ここでは省略する。これらの図より、Chicago の計算では、地域的な差は比較적으로よく表現されているが、ある地点における濃



第9図 Los Angeles 1969年9月29日の実測値(実線)と計算値(破線)の比較。



第10図 日平均濃度における実測値と計算値の比較.



第11図 時間相関 $R(T)$ の平均値と空間相関 $R(S)$ の平均値によるシミュレーション計算結果の評価.

度の時間変化がうまく再現できないことがわかる。東京の場合、大部分の地点で過小推算となっているが、濃度の時間変化では実測値と同じ傾向が再現されているために相関係数 $R(T)$ が高くなっている。

このモデルでは大気安定度（あるいは拡散幅）の地理的な変化を考慮していないが、低煙源とくに地上源からの汚染物質の拡散計算では重要な課題になるものと思う。これは、 SO_2 を対象とした Chicago, 京都, 京浜地区に比べ、 CO を対象とした東京, Los Angeles で地域的な推定精度の差が大きいくことからわかるように、低煙源では地表面の影響が大きいので、今後はこの点についても考慮する必要があると考えられる。

本文では、汚染物質の排出強度のデータおよびその計算方法は引用文献に従い、これらについては考察を加えていない。しかし、濃度の推定精度を評価する場合、この汚染源データの精度の影響も小さくはないと考えられる。

5. 結論

東京, 京都, 京浜地区, Chicago, Los Angeles のデータを使用して、再現シミュレーションにより拡散モデルの検証を行なった。本研究においては、同一の拡散モデルによって数カ所の大気汚染濃度を計算し、十分とはいえないが、1時間平均濃度の推定値としては濃度変化の傾向および濃度の絶対値ともにはほぼ妥当なものであると考えられる。従来の拡散モデルでは、異なる多数の地域での検証があまり行なわれていないが、このことは、

拡散モデルの信頼性を高めるために重要なことであると考えられる。

ここで示した拡散モデル、特にモデル中のパラメータの設定方法については、不十分な点が多数残されているので、今後このような点について改善を加えていきたい。

謝 辞

京都の気象データについては、京都大学の池田有光助教授より資料の提供を受けた。Los Angeles APCDの風向風速のデータは、Systems Applications Inc.のMei-Kao Liu 博士から提供されたものである。また、東京および京浜地区の計算では、東京都、神奈川県、川崎市、横浜市の各担当者の御高配を賜ったことを感謝している。

このシミュレーション計算では、データの整理および排出強度算出プログラムの作成などは近藤芳弘君と村上俊一君が担当した。

文 献

- Bowne, N.E., 1974: Diffusion rates, J. Air Poll. Control Assoc., 24, 832-835.
- Briggs, G.A., 1969: Plume rise, AEC Critical Review Series US. AEC.
- Chamot, C. *et al.*, 1970: APICS User's manual, A computerized air pollution data management system, ANL/ES-CC-006.
- Cramer, H.E., H.V. Geary, and J.F. Bowers, 1975: Diffusion model calculations of long-term and short-term ground-level SO₂ concentrations in Allegheny County, Pennsylvania, H.E. Cramer, Inc. report, EPA 903/9-75-018.
- Croke, E.J. *et al.*, 1968: Chicago air pollution system model, progress report, ANL/ES-CC-002~004.
- Johnson, W.B. *et al.*, 1973: An urban diffusion simulation model for carbon monoxide, J. Air Poll. Control Assoc., 23, 490-498.
- 環境庁, 1975: 総量規制マニュアル, 公害研究対策センター, 138p.
- 木村富士男, 竹内清秀, 1976: 差分型拡散モデルによる大気汚染シミュレーション, 日本気象学会1976年春季大会講演予稿集, 8.
- 京都市, 1972: 京都市におけるばい煙の推定.
- Liu, K.M. and P.M. Roth, 1973: Microscale model of local vehicular source contributions to measured pollutant concentrations, Appendix C of "Urban air shed photochemical simulation model study", EPA-R4-73-030d.
- 内藤晴夫, 他, 1972: 風系の立体構造からみた亜硫酸ガス輸送機構の解析, 東京都公害研究所年報, 第3報, 17-26.
- 中島暢太郎, 1975: 大気汚染—現象の解析とモデル化一, 近藤次郎編, コロナ社, 255-267.
- Nappo, C.J. Jr., 1974: A method for evaluating the accuracy of air pollution prediction models, *proc. Atmos. Diffusion and Air Poll.*, 325-329.
- 日本機械学会, 1975: 自動車排気ガス試験方法の標準化に関する調査研究報告書, 7-53.
- 岡本眞一, 塩沢清茂, 大滝厚, 1975: 拡散モデルによる大気汚染シミュレーション, 天気, 22, 549-555.
- , 1976a: 差分近似式による大気汚染モデルの開発と計算例, 天気, 23, 673-684.
- , 1976b: パフモデルによる京浜地区のSO₂濃度の推定, 天気, 23, 157-161.
- 岡本眞一, 小山潤, 塩沢清茂, 1977a: 面源拡散式についての一考察, 大気汚染研究, 12, 1-17.
- Okamoto, S. and K. Shiozawa, 1977b: Modeling and simulation of a practical air pollution model at signalized intersections, preprints IFAC Environmental Systems Symposium, 49-54.
- Pasquill F., 1970: Prediction of diffusion over an urban area - Current practice and future prospects, *proc. Multiple-Source Urban Diffusion Models*, AP-86, 5-1~5-32.
- Roberts, J.J., E. J. Croke and A. S. Kennedy, 1969: An urban atmospheric dispersion model, ANL/ES-CC-005.
- Roberts, J.J. *et al.*, 1970: A multiple-source urban atmospheric dispersion model, ANL/ES-CC-007.
- Roberts, P.J.W., P.M. Roth and C.L. Nelson, 1971: Contaminant emission in the Los Angeles basin-Thier source rates and distribution, Systems Applications Inc. report 71-SAI-6.
- Roberts, P.J.W. *et al.*, 1973: Extensions and modifications of a contaminant emissions model and inventory for Los Angeles, SAI report R73-15.
- Roth, P.M. *et al.*, 1974: Mathematical modeling of photochemical air pollution-II, A model and inventory of pollutant emissions, *Atmos. Env.*, 8, 97-130.
- Thomas, F.W., S.B. Carpenter, and W.C. Colbaugh, 1970: Plume rise estimates for electric generating stations, J. Air Poll. Control Assoc., 20, 170-177.
- 東京都公害局, 1973: 大気汚染物質排出係数算出調査(大気汚染物質の発生源別排出強度の現状と将来予測), 153p.
- , 1976: 自動車排出ガスによる大気汚染モデル, 109p.
- Turner, D.B., 1970: Workbook of atmospheric dispersion estimates, AP-26.