

国立環境研究所特別研究報告

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan

SR-18-'94

都市域における冬期を中心とした高濃度大気汚染の  
予測と制御に関する研究

Studies on Prediction and Reduction Method for  
Urban Air Pollution in Winter Season

平成2～4年度  
FY 1990～1992

NIES

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

SR-18-'94

都市域における冬期を中心とした高濃度大気汚染の  
予測と制御に関する研究

Studies on Prediction and Reduction Method for  
Urban Air Pollution in Winter Season

平成2～4年度  
FY 1990～1992

特別研究「都市域における冬期を中心とした高濃度大気汚染の予測と制御に関する研究」  
(期間 平成2～4年度)

特別研究責任者：内藤正明

特別研究幹事：若松伸司

報告書編集担当：若松伸司：上原 清：鶴野伊津志

## 序

本報告書は平成2年度から4年度にかけて実施した特別研究「都市域における冬期を中心とした高濃度大気汚染の予測と制御に関する研究」の成果をとりまとめたものである。

本特別研究においては、都市域において依然として大きな問題となっている窒素酸化物、炭化水素、硫黄酸化物、光化学オキシダント、粒子状物質等による大気汚染を、物質間の反応も含めた一連の現象として取り扱い、発生源と環境濃度との因果関係を明らかにし、主に冬期を中心とした高濃度大気汚染改善のための対策シナリオの検討を行った。

研究は、(1)都市域における冬期を中心とした高濃度大気汚染の動態解明に関する研究、(2)風洞等を用いた大気拡散現象の研究、(3)数値モデルの開発とその応用に関する研究の3研究課題に沿って進められた。

冬期の高濃度大気汚染の生成メカニズムに関しては気象及び大気反応の両面で不明な点が多かったが、3年間にわたる研究の結果、冬期においても光化学反応による寄与が大きいことが、フィールド観測やモニタリングの解析、並びに各種予測モデルによる研究で初めて明らかとなった。また局所的な高濃度出現形態を風洞実験により調べ濃度分布パターンを様々な市街地条件下で体系的に評価した。これらの結果は各種スケールでの大気汚染対策に有用な知見を提供するものと思われる。

今後必要と考えられる研究方向としては、大気汚染物質のみならず、都市域における大気環境質の改善に関する研究を総合的に推進して行くことが望まれる。この課題は平成5年度からの特別研究「環境負荷の構造変化から見た都市の大気と水質問題の把握とその対応策に関する研究」で引き続き検討して行くこととなっている。

研究を推進する上で、研究所外の多くの方々にご協力とご助言を頂いた。ここに深く感謝の意を表したい。

平成6年3月

国立環境研究所

所長 市川 惇 信

## 目 次

1	研究の目的と経緯	1
1.1	研究の目的	1
1.2	研究の構成	1
1.3	本研究で得られた成果の概要	2
2	研究の成果	3
2.1	風洞実験による市街地大気汚染の解析	3
2.1.1	実験方法	3
2.1.2	風上側道路の汚染寄与、測定高さの検討	4
2.1.3	市街地密度（街区高さ）と沿道周辺の建物の影響	8
2.2	フィールド観測による冬期高濃度大気汚染の解析	12
2.2.1	常時監視データによる解析	12
2.2.2	冬期における大気汚染物質の立体分布	15
2.3	数値モデルによる冬期高濃度大気汚染の解析	16
2.3.1	ボックスモデルによる冬期高濃度大気汚染の解析	16
2.3.2	グリッドモデルによる発生源強度と環境濃度の関連性に関する検討	18
2.4	まとめと今後の研究課題	23
[資料]		
I	研究の組織と研究課題の構成	27
1	研究の組織	27
2	研究課題と担当者	28
II	研究成果発表一覧	29
1	誌上発表	29
2	口頭発表	31

# 1 研究の目的と経緯

## 1.1 研究の目的

都市域における窒素酸化物、光化学オキシダント、粒子状物質等による大気汚染は依然として大きな問題である。たとえば光化学大気汚染の注意報発令は1981年度以降顕著な改善はみられず窒素酸化物に関しても1983年度頃から全国的に濃度が上昇している。

特に、1987年の冬には大都市地域において極端な二酸化窒素( $\text{NO}_2$ )の高濃度が出現した。これらの高濃度が出現する場合には、水平スケールとして数10~100km程度にわたる海陸風循環等の気象の時間・空間変化が重要な役割を果たしている。冬期の都市域における高濃度大気汚染のメカニズムに関しては気象及び大気反応の両面で不明な点が多く、適切な制御を行うためにはフィールド観測や成層風洞による実験が必要になってくる。

大都市地域における高濃度大気汚染の主要な原因は自動車からの排出ガスであると考えられるが、自動車の種類や走行状態等については近年大きな変化がみられ、また地域による差も大きい。一方、気象、拡散、反応等の諸条件によって大気汚染物質が変化するメカニズムについても未知の点が多く、発生源、気象、反応等を含めた

総合的な理解が必要である。

このような背景を踏まえて、本特別研究「都市域における冬期を中心とした高濃度大気汚染の予測と制御に関する研究」を実施したが、この研究の目的は、都市スケールの窒素酸化物、炭化水素、硫黄酸化物、光化学オキシダント、粒子状物質等による大気汚染を、物質間の反応も含めた一連の現象として取り扱い、発生源と環境濃度との因果関係を明らかにし、もって、その制御・保全の方法を明らかにすることにある。

## 1.2 研究の構成

本特別研究は都市域におけるフィールド観測、風洞を用いた室内実験、大型計算機による数値モデル等の基礎的な研究を総合的に解析し、都市域における大気汚染の具体的な対策の立案に資することを目的として、以下に示す3つの研究課題を中心に行われた。(図1、2)

- (1) 都市域における冬期を中心とした高濃度大気汚染の動態解明に関する研究
  - 1) 都市域における冬期の高濃度大気汚染と気象のフィールド研究

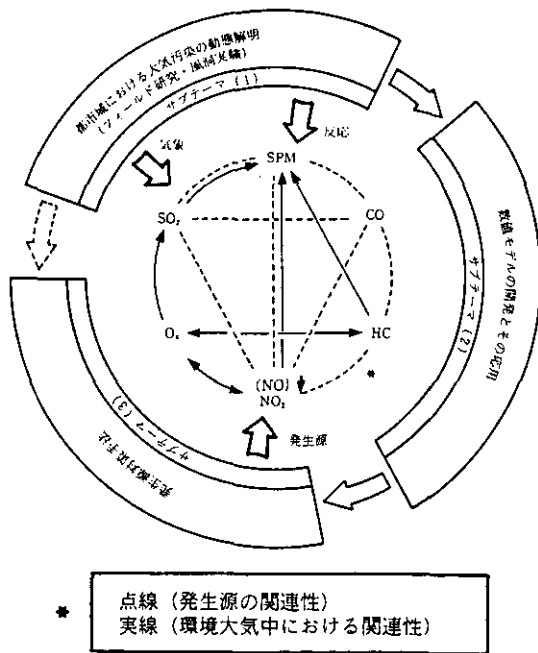


図1 本特別研究の全体構成

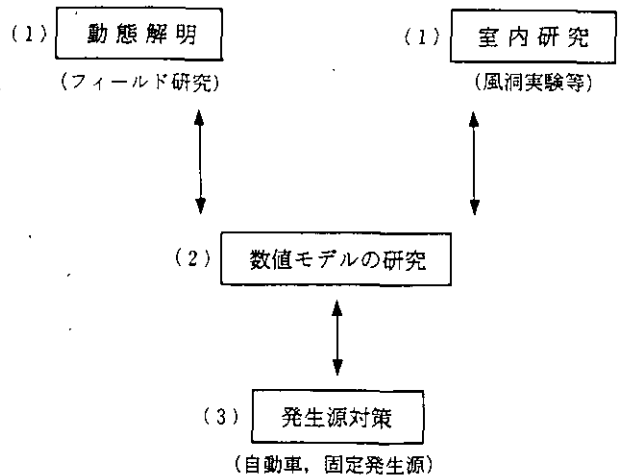


図2 本特別研究のサブテーマの関係

特に環境基準の達成率の悪い二酸化窒素 (NO<sub>2</sub>) と、浮遊粒子状物質 (SPM) の高濃度汚染の生成機構解明は緊急を要する。これらの汚染が最悪になるのは寒候期であり、これについては上空を含めた観測は皆無に近い。このため、冬期の大気汚染と気象のフィールド観測を実施して動態の把握を行った。

## 2) 風洞等を用いた大気汚染物質の拡散現象の研究

冬期の高濃度大気汚染には安定成層内に形成される都市境界層の挙動が大きく影響する。都市境界層内部の構造とその中の拡散メカニズムを解明するために大型拡散風洞を用いた実験を行い、各種スケールでの拡散現象を研究した。

## (2) 数値モデルの開発とその応用に関する研究

### 1) 都市域における大気汚染物質の移流・反応・沈着等を評価するための時空間数値モデルの確立に関する研究

窒素酸化物、光化学オキシダント、炭化水素成分、硫黄酸化物、一酸化炭素、SPM を相互に関連する大気汚染現象として解析、評価、予測できる数値モデルを開発した。これまでは夏期の光化学大気汚染に関しては数値モデルの妥当性が検証されてきたが、冬期に関しては全く検証がなされていないため本研究においては冬期に関しての検討を重点的に行った。

### 2) 数値モデルの発生源対策への応用に関する研究

数値モデルを発生源コントロールの評価に利用するための基礎的な検討を行った。具体的には数値モデル使用にあたっての初期条件の設定方法、境界条件の設定方法、グリッドシステムによる誤差評価、点源のモデル内部での取り扱い方、気象パラメータの感度解析等についての各種の検討を行い最適条件を検討した。この知見をもとに大気汚染の予測モデルを用いて各種の発生源条件の組み合わせに対して予測計算を行い、その結果をもとにして大気汚染物質濃度の立体分布、時刻変化等を求めた大気汚染制御シナリオの検討を行った。

## 1.3 本研究で得られた成果の概要

市街地における大気汚染の特徴を明らかにするために

風洞を用いた実験を行い、交差点近傍の建物の影響を調べたところ、交差点周辺の建物の存在によって周辺市街地の汚染濃度は増加すること、また市街地全体の高さが増すと交差点周辺の濃度は増加することが分かった。交差点内部の濃度の分布については交差点の中で濃度が高くなるのは、どの風向のときにも交差点の中心部や風上側街区の背後であり、風向が道路を中心として±45度と大きくふれても交差点内の高濃度域は比較的狭い範囲に限定されることが分かった。

都市域における冬期の高濃度 NO<sub>2</sub> 汚染の特徴を明らかにするためにモニタリング局のデータ解析と光化学ボックスモデルによる反応計算を行った。モニタリング局データ解析から NO、NO<sub>2</sub>、O<sub>3</sub> の高濃度日における汚染物質濃度の時間変化を解析し、NO<sub>2</sub> の濃度変化の特徴を日射量の多い日と少ない日にそれぞれについて明らかにした。一方、冬期における航空機等を用いたフィールド観測データを解析し冬期においても光化学反応により都市上空において O<sub>3</sub> が生成し、これが NO の酸化に大きな役割を果たしていることを見いだした。さらに、光化学反応を含むボックスモデルを用いて典型的な汚染物質の濃度変化の特徴を再現した。

大気汚染発生源と環境濃度との関係を解析するために冬期の高濃度 NO<sub>2</sub> 汚染をメソスケール気象モデルと光化学反応を含む移流・拡散モデルを用いた数値シミュレーションにより解析した。解析の結果、冬期の午前中は HO<sub>2</sub> + NO → NO<sub>2</sub> による NO<sub>2</sub> の生成が支配的であり、14時以降は NO + O<sub>3</sub> → NO<sub>2</sub> の反応が支配的になることが分かった。また、発生源規制の効果を数値シミュレーションし、発生源強度と NO<sub>2,max</sub>、O<sub>3,max</sub> の関係を検討した。

3年間にわたる研究の結果、大気汚染物質の拡散の挙動を市街地の空間的構造から明らかにするとともに、環境大気中における大気汚染物質の移流、拡散、反応過程を定量的に予測、評価するモデルを確立することができた。冬期における予測モデルの研究はこれまではほとんど行われていなかったため、今回の研究成果は、二酸化窒素による大気汚染対策を進めるにあたって、極めて有用な基礎的知見を提供するものである。

## 2 研究の成果

都市大気汚染現象は沿道大気汚染スケールから広域大気汚染スケールまで広い範囲の広がりをもっており、多くの場合、より小さなスケールの現象はより大きなスケールの現象の初期条件となり、より大きなスケールの現象はより小さなスケールの現象に対して境界条件を与えるといった関係にある。

たとえば窒素酸化物の多くは一酸化窒素の形で大気中に放出されるが、大気中においては二酸化窒素となる。このときに重要な役割を果たすのが  $\text{RO}_2$  ラジカルと  $\text{O}_3$  である。 $\text{RO}_2$  ラジカルは主に炭化水素と窒素酸化物が光化学反応を起こすことにより生成する。一方、 $\text{O}_3$  は光化学反応によるものと成層圏から対流圏に輸送されたバックグラウンド  $\text{O}_3$  との両方が考えられる。特に冬期から春期にかけてはバックグラウンド  $\text{O}_3$  の寄与が大きいが冬期にも光化学大気汚染は存在する。

光化学大気汚染はいうまでもなく窒素酸化物と炭化水素成分が、複雑な光化学反応を起こすことにより光化学オキシダントとなる現象である。光化学オキシダントは、沿道大気汚染や街区スケールの大気汚染のような局所大気汚染においては最も重要な境界条件となる。また都市域から郊外へと輸送される過程で、二次エアロゾルを生成し広域大気汚染を引き起こす。

これまでの大気汚染対策は、法律で定められた個々の大気汚染物質（二酸化硫黄、二酸化窒素、一酸化炭素、浮遊粒子状物質等）に対して、それぞれ個別に実施されてきた。しかし大気汚染物質は相互に密接に関係し合っている。それは、ある場合には正のフィールドバック効

果をまた、ある場合には負のフィールドバック効果をもたらす、その現れ方も発生源からの距離や、発生源から放出された後の時間によって異なる。互いに関連するものとして大気汚染物質相互の関係を理解し、各種の大気汚染現象の一部として対象とするスケールの現象を評価することが極めて重要である。

本特別研究においては、主に市街地における大気汚染研究のための風洞を用いた室内実験、都市域における広域大気汚染機構解明のためのフィールド観測、大気汚染予測のための計算機シミュレーション等の研究を行い都市域における種々の形態の大気汚染の予測を行い大気汚染対策のための検討を行った。

### 2.1 風洞実験による市街地大気汚染の解析

都市大気汚染問題を解決するための基礎情報として、自動車排ガスが市街地内部の複雑な気流によってどのように拡散するかについての予測資料が必要である。市街地の空間的構造と大気汚染濃度分布を予測するための風洞実験を行った。実験は風洞の測定部に市街地模型を置き、模型の道路から自動車の排ガスの代わりにトレーサガスを流した。市街地内部の高濃度が予想される交差点を中心とした位置のトレーサ濃度を測定し、道路や市街地の形状によって沿道の汚染濃度分布がどのように変わってくるのかを調べた。

#### 2.1.1 実験方法

実験に利用した大気拡散風洞の構成と仕様を図3に示す。風洞内における模型の設置状況を図4に示す。模型

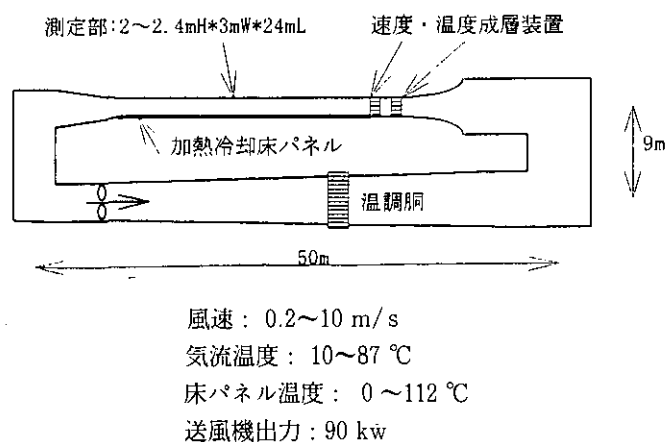


図3 大気拡散風洞

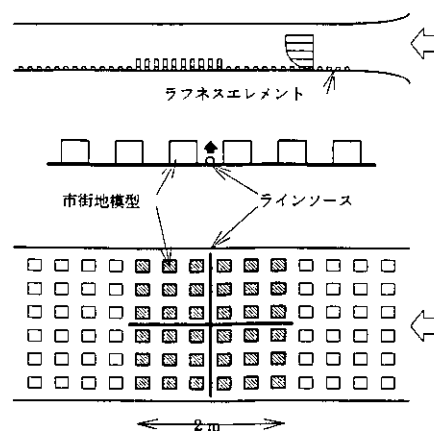


図4 模型の設置状況



の風上側には風洞測定部入口から 12 m の範囲に縦横 10 cm 高さ 5 cm のブロックを前後左右 10 cm の間隔でならべ、市街地の風速分布を再現した。模型を設置した場所はターンテーブルになっており、模型を回転させることによって風向を変えることができる。トレーサガスを発生させるために小さな穴をあけたパイプを道路位置に市街地模型の中央で交差するように設置した。

トレーサガス排出用のパイプ（以下線源）に用いたパイプは、外径 5 mm のステンレスパイプに 0.5 mm の穴を 10 mm 間隔で開けたものである。トレーサガスの排出量は線源長さ 1 m 当たり 400 cc/min である。トレーサガスとしてエタンガス ( $C_2H_6$ , 20%,  $N_2$  バランス) を一定流量流し、市街地模型内部の汚染濃度を測定した。濃度の測定には 9 チャンネルの炭化水素分析計を用いた。1 チャンネルはバックグラウンドの測定に残りの 8 チャンネルはサンプル濃度測定に用いた。サンプリングには外径 3 mm, 内径 2.5 mm のステンレスパイプを用い、それぞれの模型の設置状況に合わせて寸法や形を変えたサンプリングレイクを用いている。ただし、サンプリングレイク自体のブロッケージを避けるため、それぞれのパイプの間隔は 4 cm 以上になるようにした。実験風速は 1.5 m/s とし、成層は中立とした。測定部における風速分布を図 5 に示す。相似条件としては模型の幾何学的相似、流れ場の相似、排出条件の相似を考慮した。排ガスの吐出速度や密度の影響については、それらに比べて自動車の走行に伴う機械的攪拌の影響が大きいと予想されること、さらに街区そのものの存在の影響の方が自動車のスケールの 10 倍近く大きいことなどを考慮し、排ガスの排出を簡単な線源からの排出で置き換えた。

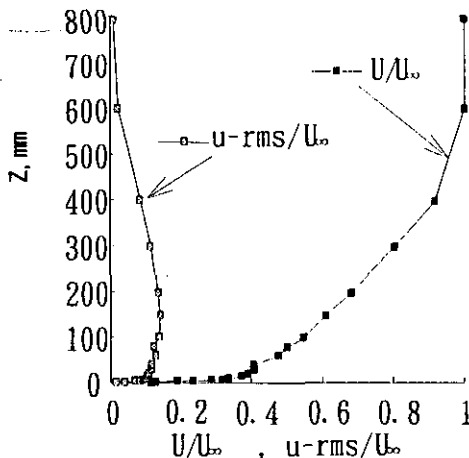


図 5 測定位置における風速分布

## 2.1.2 風上側道路の汚染寄与、測定高さの検討

### (1) 交差点周辺の濃度に対する風上道路汚染源の寄与について

交差点周辺の濃度分布を予測するための風洞実験に用いる模型を作成するとき、市街地模型として再現できる範囲は、現実的には数 m 程度に限定される。例えば、風向を変化させるために模型を回転させる場合、模型の大きさは風洞の横幅以上の円にはなり得ないことなど、多くの場合風洞寸法の制限を受ける。しかし交差点周辺の濃度を問題にするとき、模型では再現できないが実際には風上側に続く道路からの汚染の寄与を無視するわけにはいかないため交差点周辺の濃度分布に及ぼす風上側道路汚染の寄与が、どの程度の強さと広がりを持っているかを実験的に調べた。実験は 2 本の道路が直交する交差点で、一方の道路と風向きが一致する場合を想定した。交差点の風上側の道路におく線源の長さを 1 m から 12 m まで変化させ、それぞれのときの風に直交する道路上の濃度分布を測定した。このときの交差点周辺の模型寸法はラフネスエレメントと同じ縦、横、高さそれぞれ 10, 10, 5 cm とした。結果の一部を図 6, 7 に示す。図において  $C_n$  (無次元濃度) =  $C$  (濃度) / ( $Q$  (トレーサ流量) /  $U$  (風速)  $L$  (代表長)) であり、 $S_x$  は風上側汚染源の長さである。図 6 (測定高さ  $Z=10$  mm) では  $S_x=0$  の場合を除いてほとんど差がなく、地表面付近の濃度に対して  $S_x > 2$  の道路の汚染寄与は少ないことが分かる。一方、図 7 (測定高さ  $Z=100$  mm) に示すとおり高い位置の濃度に対しては風上側道路の寄与率が大きく、汚染の左右の広がりも増している。図 8 に交差点中央部の濃度に対する風上側各位置からの汚染寄与率を示す。図より交差点直近 ( $S_x=1$  m) の汚染源だけから排出した場合には、風上側の汚染源が長い場合 ( $S_x=12$  m) に比べて  $Z=10$  mm では約 1 割濃度が低くなるのが分かる。以上により交差点の地表付近の濃度に対しては直近の汚染源の影響が支配的であることが分かったので、今後の実験では交差点直近の汚染源のみを使用する。

### (2) 交差点内の濃度の立体的分布・測定高さの検討並びに鉛直面内の濃度分布

交差点内部の濃度分布を詳しく測定するために、図 9 のように模型と線源を配置した。線源は上りと下り二車線分の線源を、道路を三等分する位置に設置している。

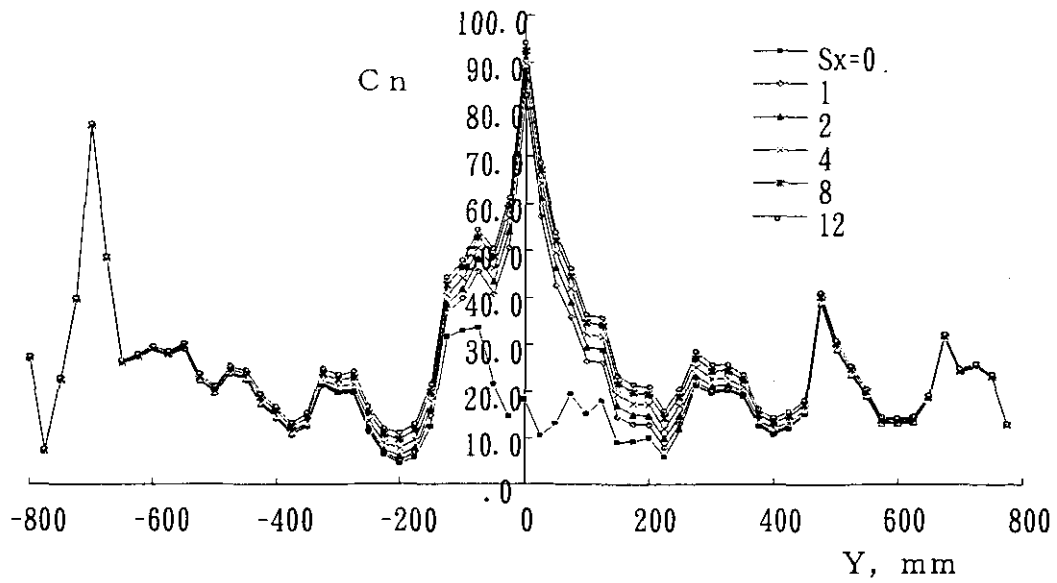


図6 交差点濃度にたいする風上側汚染の寄与 (測定高さ 10 mm)

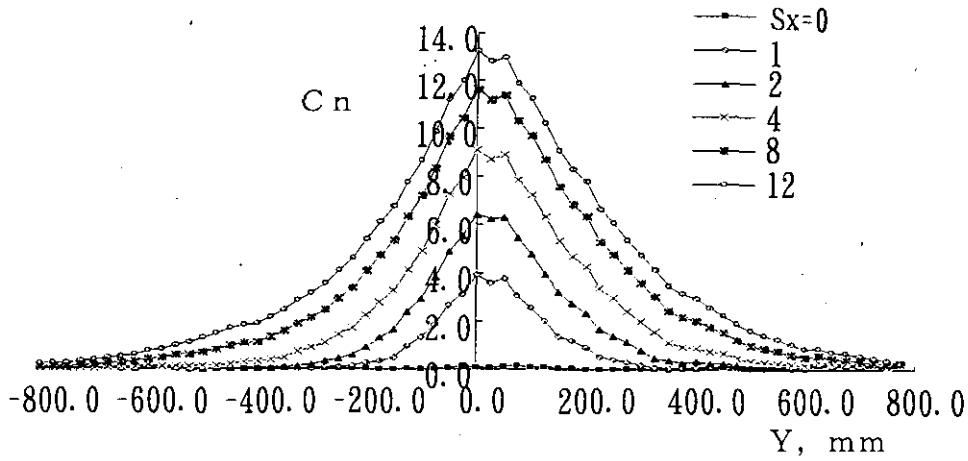


図7 交差点濃度にたいする風上側汚染源の寄与 (測定高さ 100 mm)

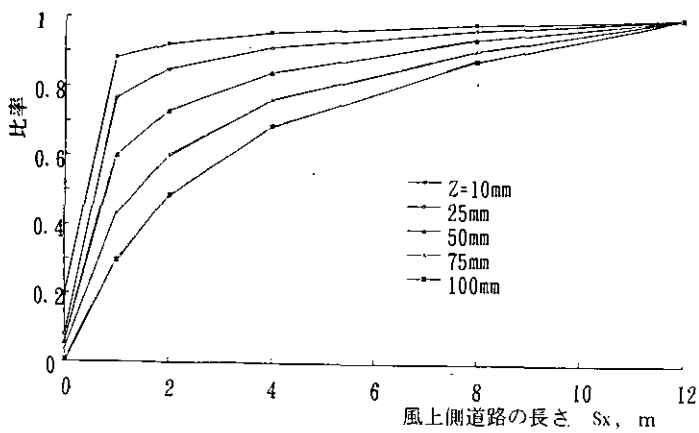


図8 交差点中心部の濃度にたいする風上側道路汚染源の寄与率

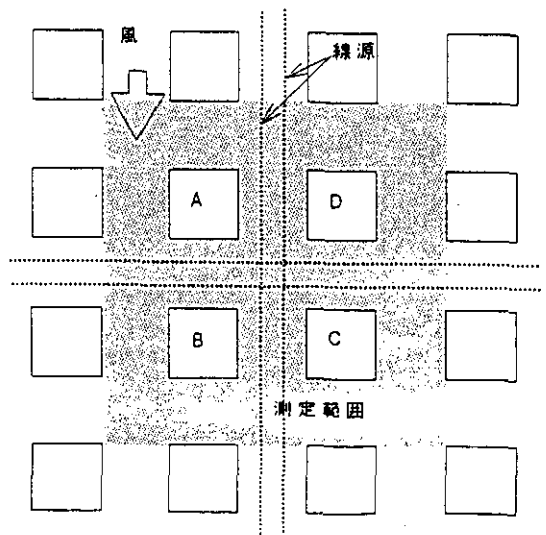


図9 模型の設置状況

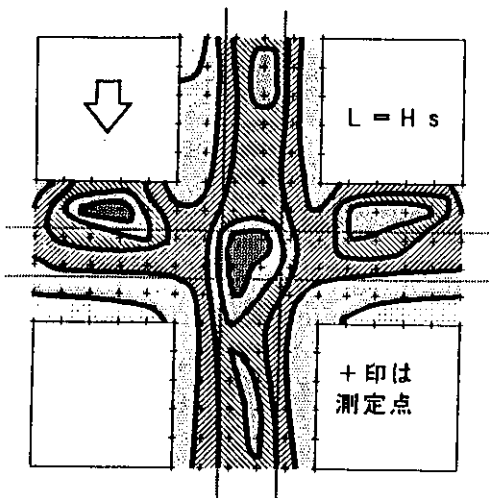


図10 測定高さ  $1/10 H$  における濃度分布

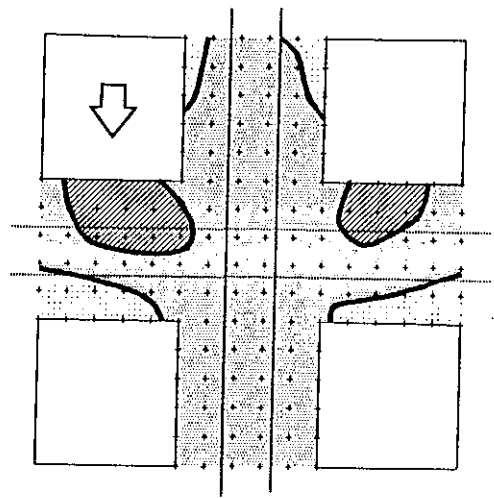


図11 測定高さ  $1/4 H$  における濃度分布

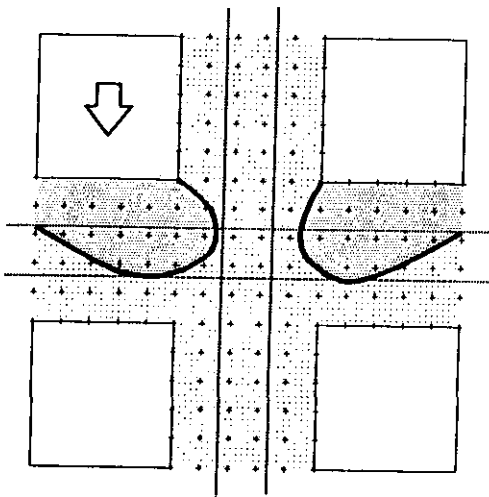


図12 測定高さ  $1/2 H$  における濃度分布

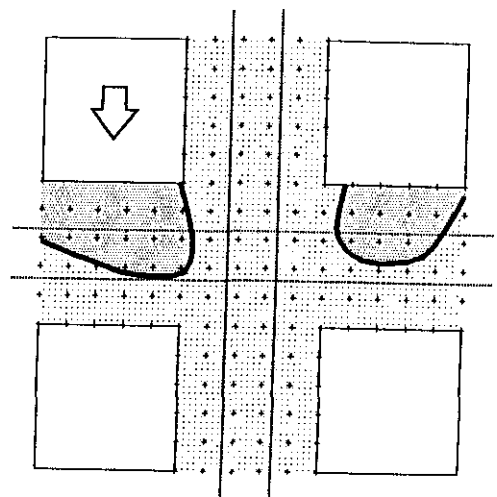


図13 測定高さ  $3/4 H$  における濃度分布

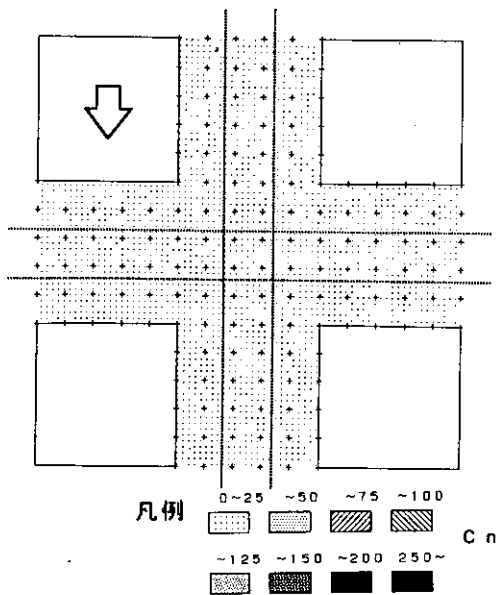


図14 測定高さ  $H$  における濃度分布

交差点周辺の模型の高さは  $H=100 \text{ mm}$  とし、測定高さを  $1/10H$  から  $H$  まで5段階に変えてそれぞれの面内の濃度分布を測定した。測定高さの違いによる分布の差を図10~14に示す。図より、測定高さ  $1/10H$  で地表面付近の複雑な濃度の変化がとらえられているのに対し、高さが増すにつれて分布は単調になることが分かる。図15にそれぞれの高さで得られた濃度測定値の出現頻度を比較する。図より交差点内の空間の濃度平均値は  $C_n=30.2$  であるのに対し、 $1/4 H$  は  $36.8$ 、 $1/2 H$  では  $24.4$  と比較的平均に近いことが分かる。以上の事から、地表面付近の詳細な濃度の分布が必要なときには測定高さはなるべく低い方がよいこと、逆に少ない測定点から全体の平均に近い濃度を推定したいときには、 $1/4 H$  から  $1/2 H$  程度の高さで測定すると効率のよいことが分かった。図16に風と平行な鉛直面内における濃度分布を

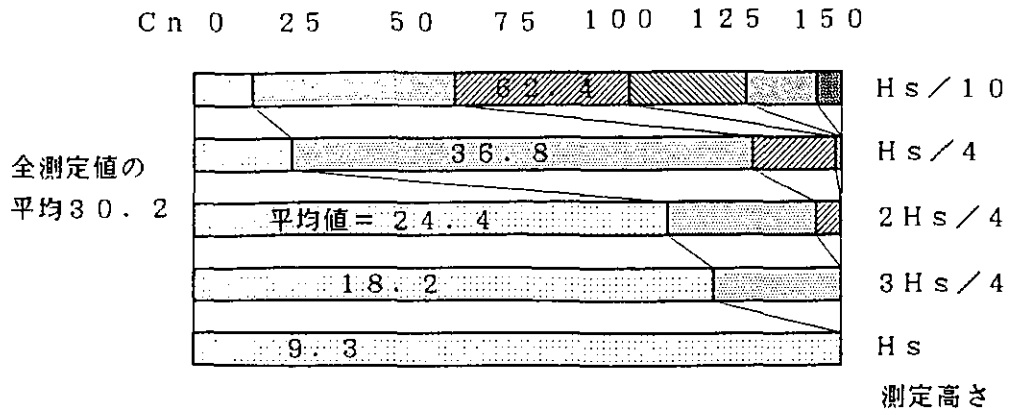
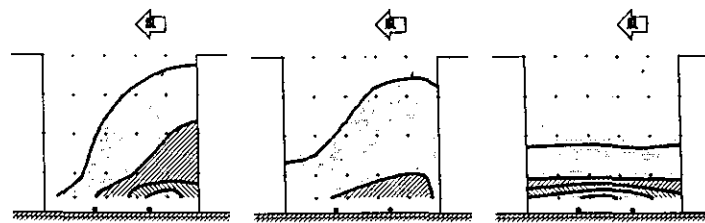
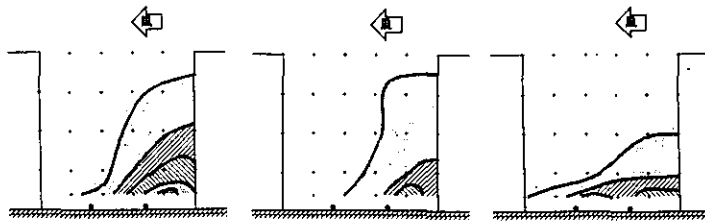


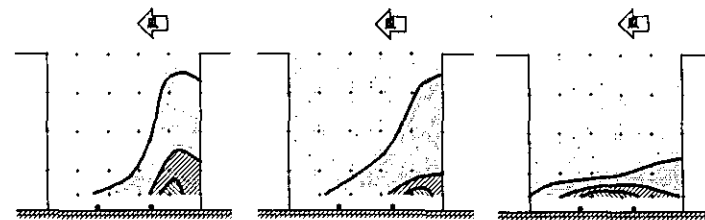
図 15 測定高さによる濃度測定値の差



風向0度の鉛直断面分布



風向22度の鉛直断面



風向45度の鉛直断面

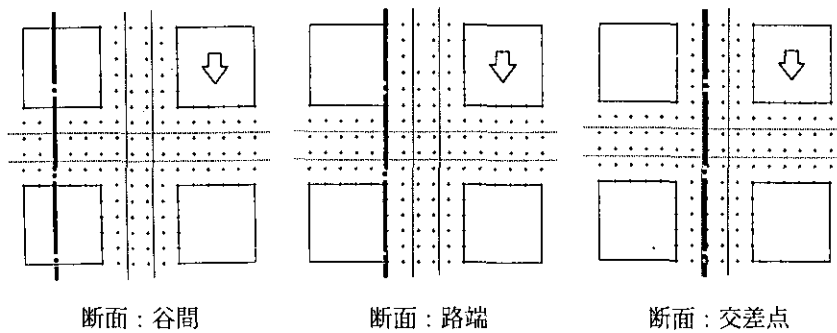


図 16 鉛直断面内における濃度分布 (風向0, 22, 45度)

示す。図は交差する一方の道路と風向が平行な場合を風向 0 度として、1/16 方位ごとに 45 度まで変化させたときの分布である。また、断面は前後の街区に挟まれた谷間の部分、道路と街区の接する部分（路端部）、交差点の中央の 3 断面を示している。a) 前後の街区に挟まれた谷間部分の断面では、いわゆるストリートキャニオン内の分布についてよくいわれるように、道路から発生した汚染が風上側の街区側に吹き寄せられ高濃度が生じている様子が分かる。ストリートキャニオン内の逆流は風向が 45 度になっても存在する。風向角が増すにつれて高濃度の領域が狭くなるのは、街区の後ろにできる渦の中心から測定断面が外れるためである。b) 路端部においても街区背後の逆流の影響が強く分布の形状は谷間部分とほぼ同じである。濃度が全般に低いのは交差点近くの道路を吹き抜ける風の影響も同時に受けるためと考える。c) 交差点中央の断面で濃度が高いのは地表面近傍のみで、高さが増すと濃度は急激に低下する。風向角が増しても風上側街区背後の逆流の影響はほとんど無い。以上の実験結果から以下のことが明らかとなった。

- 1) 交差点の地表付近の濃度に対しては、直近の道路の影響が支配的で、風上側道路の寄与は小さい。
- 2) 地表から離れた、高い位置の濃度に対しては風上側道路の寄与が大きく汚染の左右の広がりも増すが、絶対値としては小さい。
- 3) 地表付近の詳細な濃度の分布が必要なときは、測定高さはなるべく低い方がよい。
- 4) 少ない測定点から、空間全体の平均に近い値を推定する場合には、測定高さは街区高さの 1/4 ~ 1/2 程度の高さがよい。
- 5) 道路から発生した汚染は風上側の街区に吹き寄せられ高濃度を生じる。
- 6) 交差点中央付近の高濃度は地表面付近にのみ現れる。

### 2.1.3 市街地密度（街区高さ）と沿道周辺の建物の影響

#### (1) 市街地密度（街区高さ）と交差点周辺の濃度の関係について

街区高さと交差点周辺の濃度分布の関係を調べるために交差点周辺の市街地の高さを道路幅  $L$  ( $=100$  mm) の 0 倍, 0.25 倍, 0.5 倍, 0.75 倍, 1.0 倍, 1.25 倍, 1.5 倍の 7 種類に設定し風洞実験を行った。風向に関しては道路と風向が一致し、他方と直交する場合を風向 0 度とし

て 1/32 方位きざみに 45 度まで 5 段階に変化させ、それぞれのときの交差点周辺の濃度分布を測定した。測定点は交差点を中心として前後左右 800 mm の範囲の道路中心軸上に 50 mm または 100 mm 間隔に約 300 点設けた。周辺市街地の平均的な濃度を測定するため、測定高さは地表面より少し離れた 25 mm の位置とした。実験結果を図 17~21 に示す。図より街区の密度が高くなるにつれて、周辺の市街地の濃度は高く、高濃度を示す範囲も広がっていく。また、街区高さが 1  $L$  (道路幅と同じ) 以上になると風上側の街区にも濃度の増加する領域が生じている。図 22 にそれぞれの風向のときの市街地の平均濃度と街区高さの関係を示す。図より、街区高さが増すと平均濃度が高くなるが、それぞれの街区高さでの濃度は風向 0 度のときにもっとも高く、風向角が増すにつれて低下している。これは街区の風下にできる淀み域の大きさが風向角が増すことによって小さくなり、市街地全体として風通しがよくなるためと考える。図 23~27 に交差点内部の濃度分布を示す。この場合の模型高さは道路幅と同じ ( $H=L$ ) である。測定位置は前節と同じで、測定高さは 10 mm とした。図より交差点内部の濃度分布は大変複雑であるが、どの風向のときにも濃度が高くなる場所は、交差点中心部や風上側街区の背後の、比較的限られた範囲に生じることが分かる。それぞれの風向の時の高濃度域をすべて重ね合わせると、周辺市街地 ( $C_n > 10$ ) の場合には図 28 のようになり交差点内部 ( $C_n > 75$ ) では図 29 のようになる。図より周辺市街地における高濃度はほとんどの場合交差点から 1~2 街区の範囲におさまることが分かる。交差点内部については先に述べたように交差点中心部や、風上側街区の背後の比較的狭い範囲に限定される。

#### (2) 沿道周辺の建物の影響について

図 30 に一様な高さの街区の場合、図 31 及び 32 に交差点の一角に周辺の街区より高い建物が存在する場合の濃度分布を示す。図において周辺街区の高さは 1/2  $L$  (道路幅)、図 31 の建物の高さは周辺街区の 4 倍、図 32 の建物の高さは 8 倍である。街区の高さが一様な場合には交差点を中心とした道路に沿った場所の濃度が高いが、高層建物が存在する場合には高濃度域が周辺の街区に広がっていることが分かる。高濃度域の広がり建物の高さが増すほど大きくなる。図 33~35 に複数の高層建物が存在する場合の濃度分布を示すが、この傾向はさらに強まる。

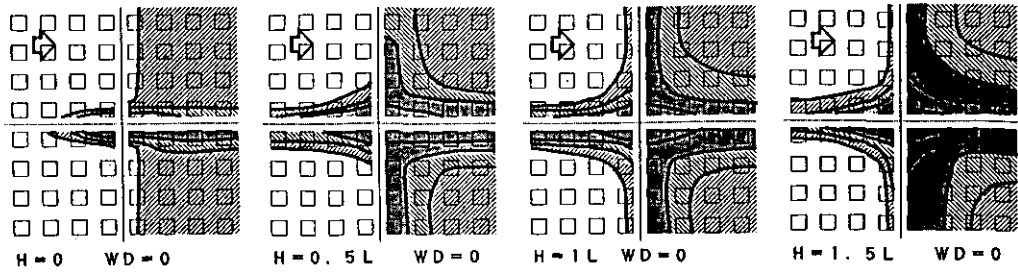


図 17 街区高さによる交差点周辺濃度分布の差・風向0度の場合

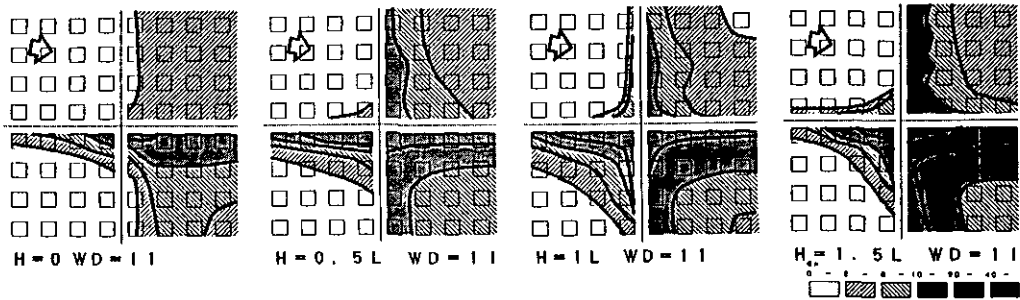


図 18 街区高さによる交差点周辺濃度分布の差・風向11度の場合

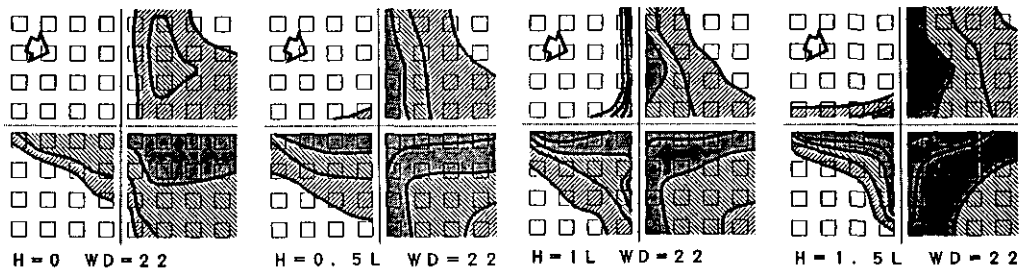


図 19 街区高さによる交差点周辺濃度分布の差・風向22度の場合

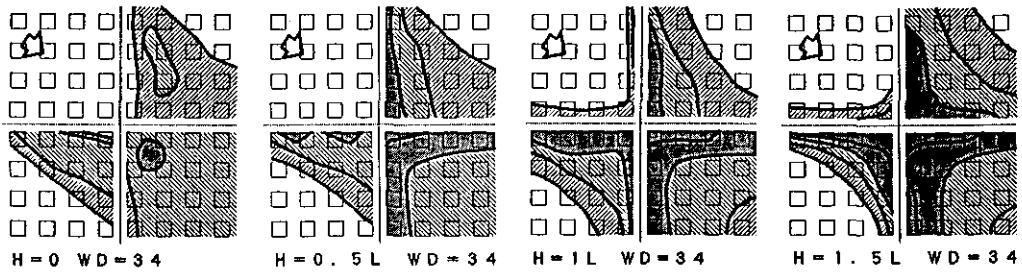


図 20 街区高さによる交差点周辺濃度分布の差・風向33度の場合

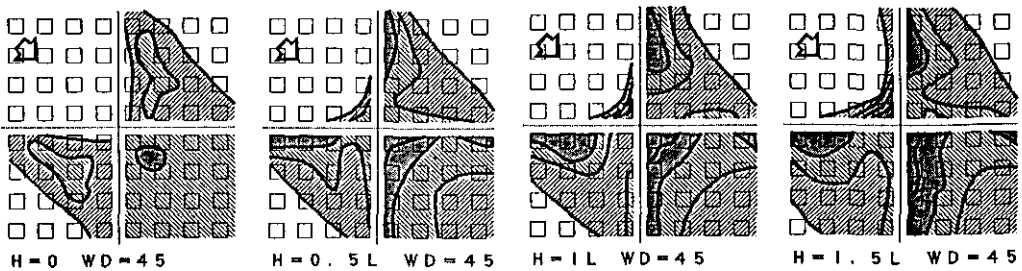


図 21 街区高さによる交差点周辺濃度分布の差・風向45度の場合

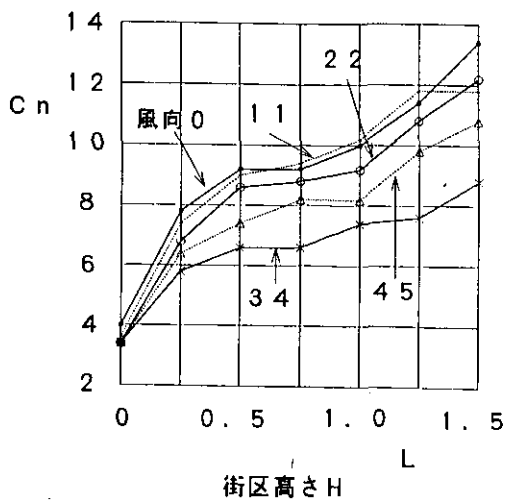


図 22 街区高さによる周辺市街地の平均濃度の変化

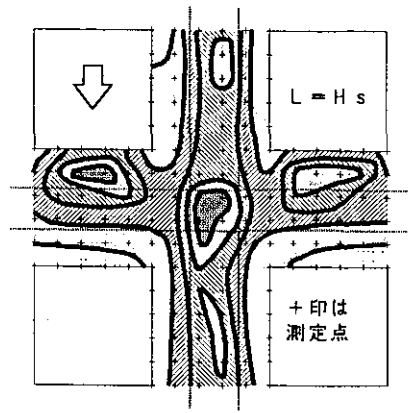


図 23 交差点内部の濃度分布・  
風向 0 度の場合

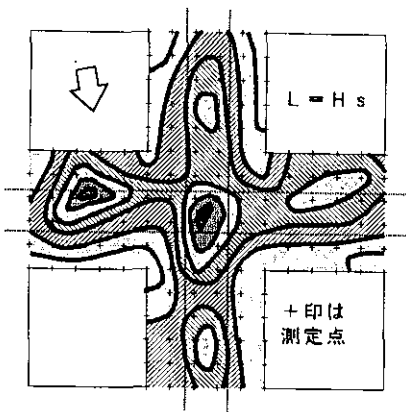


図 24 交差点内部の濃度分布・  
風向 11 度の場合

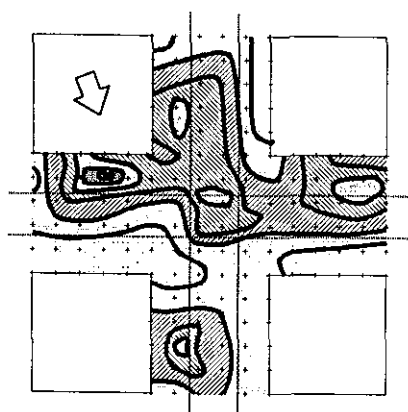


図 25 交差点内部の濃度分布・  
風向 22 度の場合

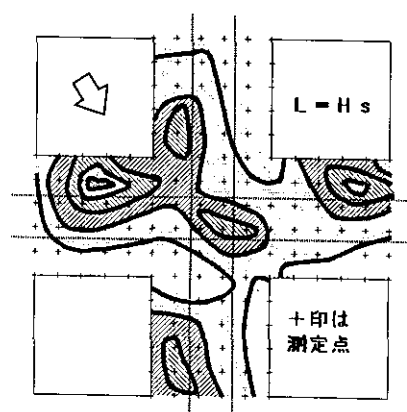


図 26 交差点内部の濃度分布・  
風向 33 度の場合

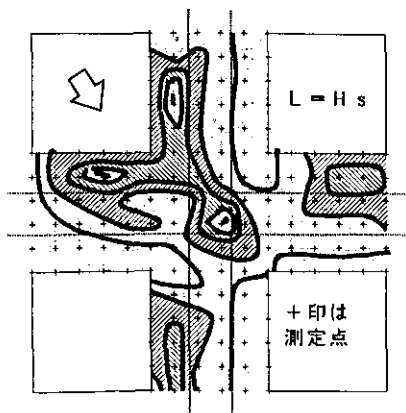


図 27 交差点内部の濃度分布・  
風向 45 度の場合

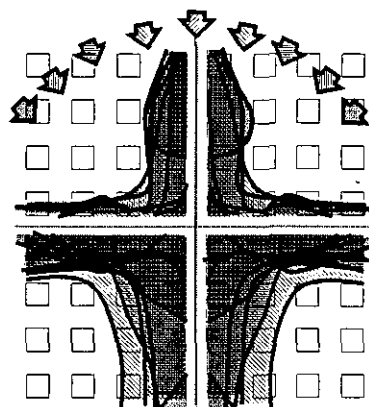


図 28 交差点周辺市街区で常に  
濃度の高くなる場所

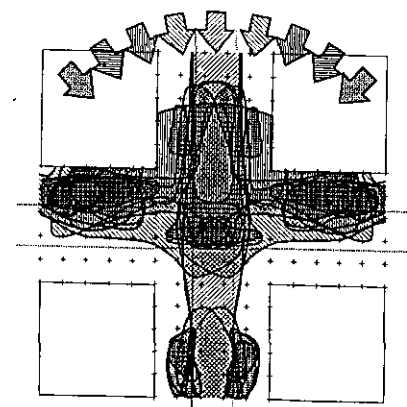


図 29 交差点内部で常に濃度の高く  
なる場所

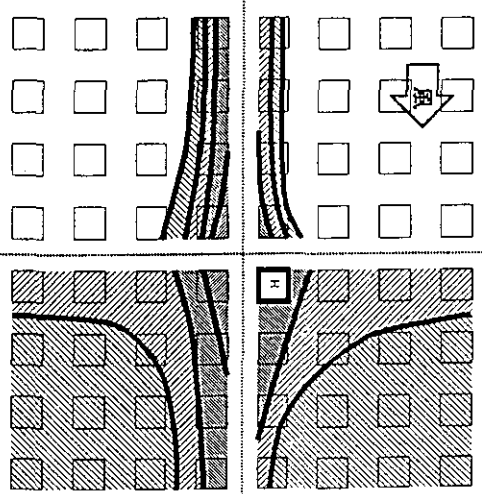


図 30 交差点周辺の濃度分布・一様な高さの街区の場合

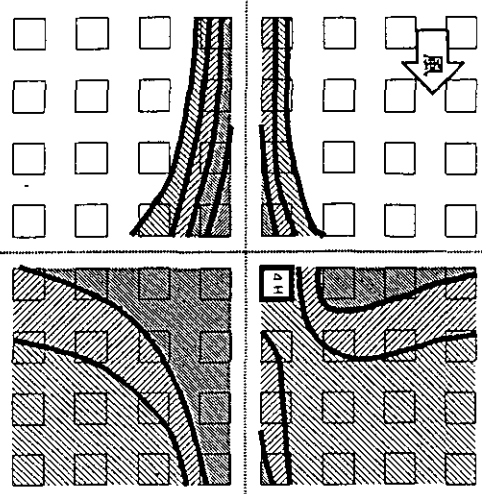


図 31 交差点周辺の濃度分布・交差点の一角に周辺街区の4倍の高さの建物がある場合

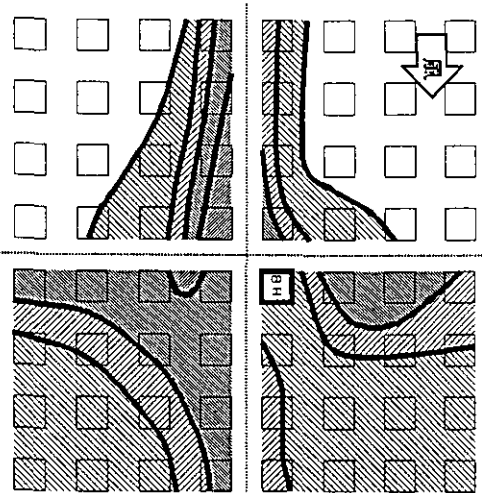


図 32 交差点周辺の濃度分布・交差点の一角に周辺街区の8倍の高さの建物がある場合

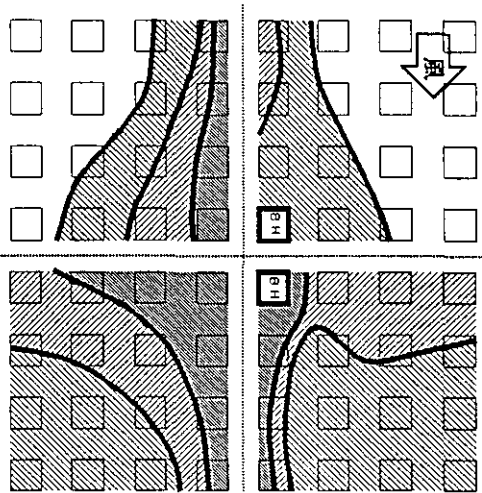


図 33 交差点周辺の濃度分布・交差点の前後に周辺街区の8倍の高さの建物が2棟ある場合

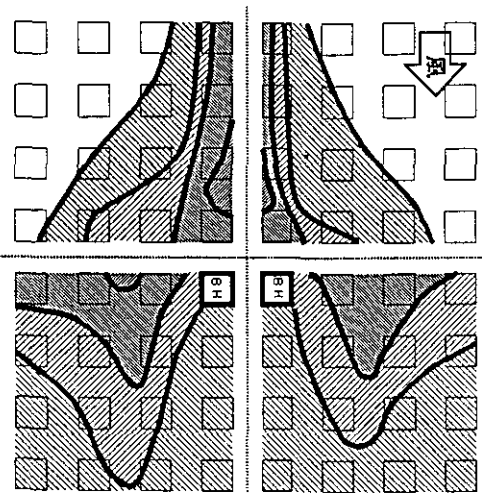


図 34 交差点周辺の濃度分布・交差点に周辺街区の8倍の高さの建物が2棟並んでいる場合

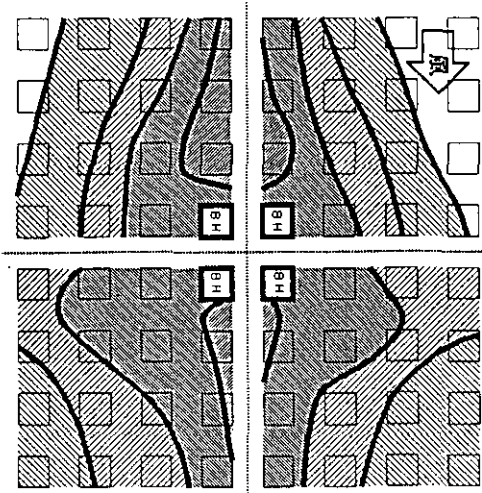


図 35 交差点周辺の濃度分布・交差点を囲んで周辺街区の8倍の高さの建物が4棟ある場合



周辺市街地の濃度が増加する理由として次の二つが考えられる。第一に大きな建物の前後に弱風領域が生じ、そこへ汚染が排出されて滞留することによる濃度増加、第二に建物にせき止められた流れが左右にあふれることによって、交差点付近の高濃度が周辺街区に流れ込むための濃度増加である。図において風上、風下街区の高濃度域が広がっているのは第一の理由からであり、建物の左右の街区における濃度増加は第二の理由によるものと考える。

### (3) 交差点内部の濃度について

図 36 に単独の高層建物、図 37 に高層建物が 2 棟交差点の対角上にある場合の濃度分布を示す。図より高層建物が存在する場合には交差点内部の濃度が低下することが分かる。これは大きな建物の周辺に生じる強風のためと考えるが、この影響は 2 街区より遠くへは及ばない。

図 38 は交差点の一角が空き地の場合の濃度分布であるが、この場合には一様な高さの場合よりも高濃度域が広がっている。空き地が増せば風速が高まるという常識から考えるのと逆の傾向である。この場合の模型配置は模型の高さと道路幅が等しく 1 対 1 であるが、空き地の前後では模型高さに対して空き地の幅は 3 倍になっている。一様な市街地の場合には前後の街区のあいだ、いわゆるストリートキャニオンには比較的流れの速い渦が形成されるのに対し、空き地の前後ではストリートキャニオンというより風上街区の背後の淀み域に近く、道路上の風速が一様な市街地の場合に比べて低下しているためと考える。以上の実験結果から以下のことが明らかとなった。

- 1) 交差点周辺の街区の密度が高くなると、市街地の濃度は高く、高濃度を示す範囲も広がる。
- 2) 交差点周辺市街地の濃度は一方の道路と風向が一致する風向 0 度の時が最も高く、風向角が増すにつれて低下する。
- 3) 周辺市街地における高濃度域はほとんどの場合道路から 1～2 街区の範囲におさまる(図 28)。
- 4) 交差点内部の高濃度域は交差点中心部や、風上側街区背後の比較的狭い範囲に限定される(図 29)。
- 5) 交差点近傍に高層建物が存在する場合、周辺の市街地の濃度は高まる。
- 6) 高層建物直近では建物による風速増加のために濃度は低下する。

## 2.2 フィールド観測による冬期高濃度大気汚染の解析

### 2.2.1 常時監視データによる解析

冬期における高濃度汚染出現日の特徴を明らかにするために 1983～1989 年の間に得られた一般環境大気汚染測定局の時間値データを解析した。この中で 10 月から翌年 3 月までの半年間のデータを冬期データとして扱い、東京都内、横浜市、川崎市の一般環境測定局で  $\text{NO}_2$  の時間値が 60 ppb を超えた測定局が 85% 以上出現した場合(1 時間でも)で、時間平均風速が 2 m/s 以下の場合を高濃度日として抽出し、同日の東京 23 区内の測定局の時間平均値を求めた。高濃度の発現は  $\text{NO}_2$  の時間変化パターンから

パターン 1 晴天で  $\text{NO}_2$  は二段階変化を示す(延べ 53 日の平均値)

パターン 2 曇天で  $\text{NO}_2$  は一山型の変化を示す(延べ 19 日の平均値)

に分類される。図 39、40 はそれぞれのパターンの  $\text{NO}$ 、 $\text{NO}_2$ 、 $\text{O}_3$  と全天日射量の時間変化を示すが、この違いはおおむね日射量の相違によるものである。 $\text{NO}_2$  の高濃度出現時の各汚染物質の時間変化の特徴は次の通りである。

パターン 1 の場合には、 $\text{NO}$  は二山型の時間変化を示す。午前 7～8 時にかけて 110 ppb に達し、午後は 18 時頃から急激に濃度が上昇し 20～22 時にかけて 175 ppb の高濃度のピークをとる。また、日中には濃度が減少し最低濃度は 14 時に 26 ppb となる。一方、 $\text{NO}_2$  は  $\text{NO}$  に約 1 時間遅れて、午前 8～10 時にかけて濃度が 36 ppb から 50 ppb に上昇し、15 時頃まではその濃度レベルを維持するが、12～14 時にかけて濃度変化に『くぼみ』がみられる。その後、16～19 時かけて濃度が上昇し 19 時には 82 ppb に達し、以後は漸減する。ここで、特徴的なことは  $\text{NO}_2$  の午後の濃度の上昇が  $\text{NO}$  よりも先に始まり、 $\text{NO}_2$  のピークが 18～19 時に現れ、これに約 2 時間遅れて  $\text{NO}$  がピークをとる点である。一方、オキシダント濃度は夏期と異なり高濃度には至らないが  $\text{NO}$  の濃度変化と逆相関のパターンを取り 14 時頃に最高濃度 20 ppb となる。しかし、その濃度は一般環境のバックグラウンドレベルとされる 40 ppb に比べるとかなり低い。

パターン 2 では、 $\text{NO}$  はパターン 1 と同様に二山型の時間変化となるが、日中でも最低濃度は 13～14 時にかけて 70 ppb であり、この値は早朝の最低濃度レベルを上回っている。これに対して、 $\text{NO}_2$  は一山型の変化を示

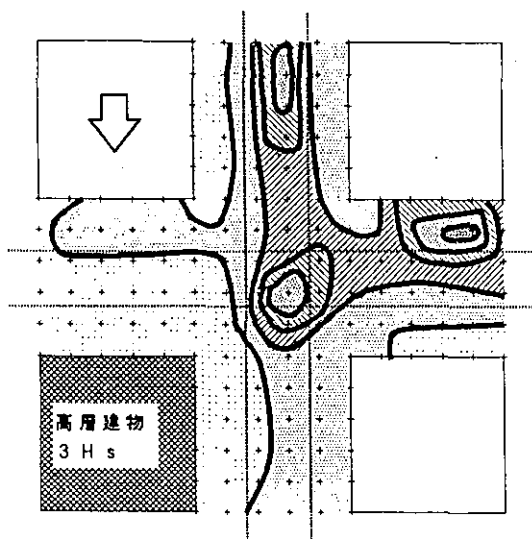


図 36 交差点内部の濃度分布・交差点の一角に高層建物がある場合

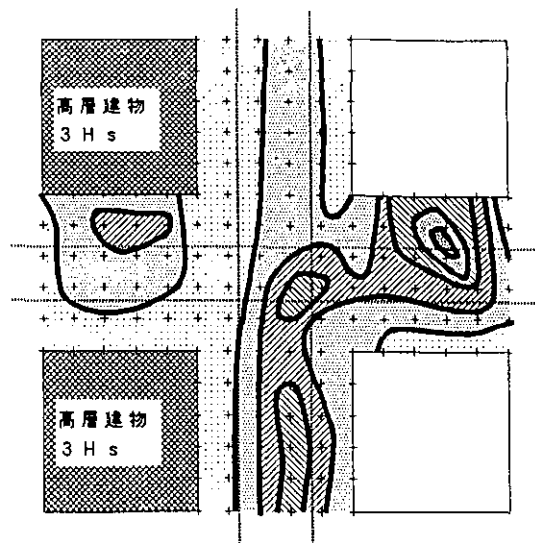


図 37 交差点内部の濃度分布・交差点の前後に高層建物が2棟ある場合

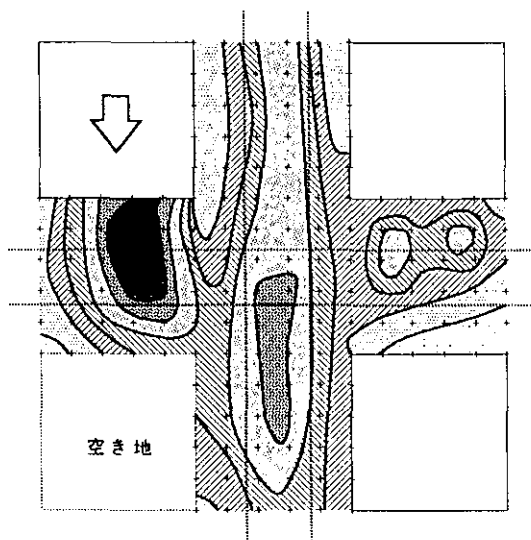


図 38 交差点内部の濃度分布・交差点の一角が空き地の場合

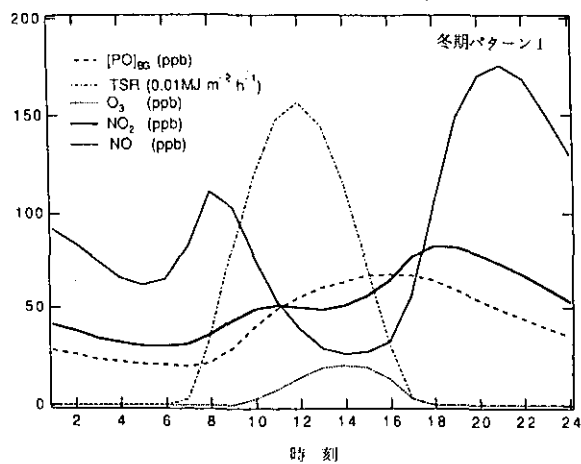


図 39 東京都における冬期の窒素酸化物高濃度出現時の平均的な大気汚染質等の時刻変化パターン1 (晴天日)

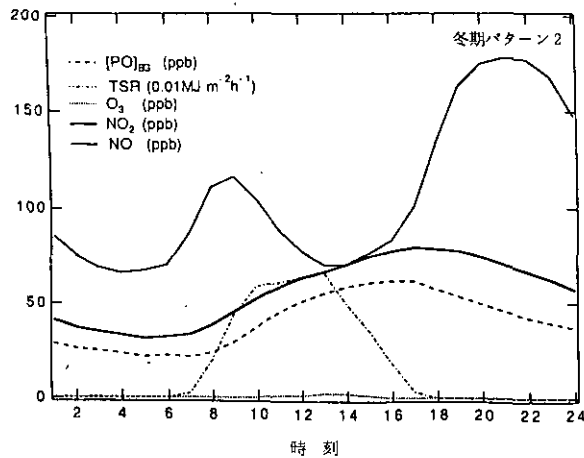


図 40 東京都における冬期の窒素酸化物高濃度出現時の平均的な大気汚染質等の時刻変化パターン2 (曇天日)

し、17時頃に最高濃度 80 ppb をとり、12～23時までは 60 ppb 以上となる。オキダントは 1～2 ppb を示すに過ぎず、これはパターン1に比べて日射量が少ないこと(パターン1の40%程度)と、日中のNOの濃度レベルが高いためと考えられる。

$O_3$  濃度と  $NO_2$  濃度の和( $= [PO]$ )から発生源の一次寄与の割合を差し引いた  $[PO]_{BG}$ ,

$$[PO]_{BG} = [NO_2] + [O_3] - \alpha [NO_x]$$

の時間変化も図39, 40に示されている。ここで、発生源からの直接寄与率  $\alpha$  は 0.1 を利用した。 $[PO]_{BG}$  は天然のバックグランド  $O_3$  と光化学反応による  $O_3$  の寄与を含むものであるが、午前10時頃から濃度が上昇し始め15時前後にピークを示している。その濃度レベルは、午前8時頃までは20～30 ppbで推移し、15時頃に65 ppb程度のピークをとり、深夜まで40 ppb以上の濃度レベルである。また、パターン1とパターン2の  $[PO]_{BG}$  の濃度差は最大で5 ppb程度である。

冬期の高濃度  $NO_x$  汚染の特徴をより明確にするために、4月から9月までを解析対象として、典型的な光化学オキダント出現日の汚染質の平均的な時間変化を抽出した。高濃度オキダント汚染の発現日としては、関東一都六県の一般環境測定局(約270局)の  $O_x$  の時間値が120 ppbを超えた測定局が全体の10%以上の日とし、 $NO_2$  の高濃度日と同様に東京23区内の測定局の時間平均値を求めた(ただし、冬期の場合と異なり風速の条件は設けていない)。

解析の結果を図41に示す。高濃度  $O_x$  汚染日の各汚染質の時間変化の特徴は次の通りである。まず、NOと  $NO_2$  には冬期の図39, 40と異なり明確な時間変化はみられない。NOは6時頃に27 ppbの小さなピークをとり、その後、濃度は減少し11時から20時にかけては10 ppb以下の低濃度を示す。 $NO_2$  はNOに約1～2時間遅れて30 ppbの小さなピーク濃度をとり、その後も20 ppb以上の濃度レベルを維持し、21時には32 ppbのピークを示す。NOは夜間に上昇をはじめ深夜2時から早朝5時までは20～23 ppbの濃度レベルとなる。 $O_3$  濃度はNOと逆相関の変化を示し、14時に74 ppbのピーク濃度をとり、高濃度  $O_x$  汚染日であるが、東京23区内は  $NO_x$  の発生量が多いことと、高濃度の  $O_x$  汚染は海風による輸送のため内陸部で出現することから、都内ではそれほど高濃度とならない。図には示していないが風速の時間変化は10時位までは1.2 m/s程度の弱風であるがその後は風速が増し、16時に南風3.3 m/sに達する。これは海風の侵入に対応する。図41には、図39, 40と同様に  $[PO]_{BG}$  の時間変化を示してある。

冬期と夏期の大きな違いは、平均気温(最高気温で17°Cの差異)、紫外線量(日射量で冬期は夏期の58%)と日照時間、混合層高度であり夏期の  $[PO]_{BG}$  の大きさも冬期に比べてピークで50%程度大きくなる。しかし、深夜から午前5時頃までは冬期と同様の値をとっており、夏期も冬期も深夜から早朝にかけての  $[PO]_{BG}$  のレベルは同程度と考えられる。

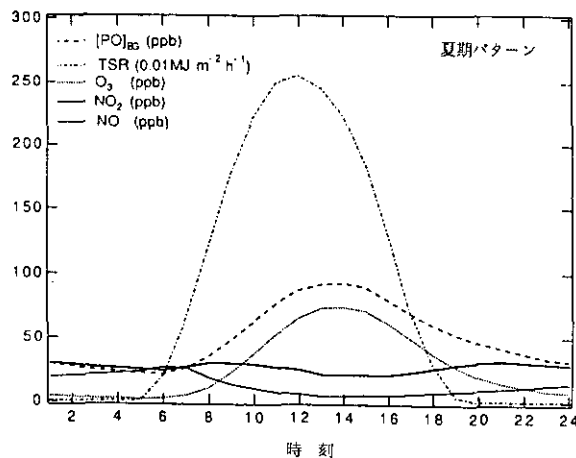


図41 東京都における夏期の光化学オキダント高濃度出現時の平均的な大気汚染質等の時刻変化パターン

### 2.2.2 冬期における大気汚染物質の立体分布

冬期における高濃度大気汚染の生成機構を解明するためには大気汚染と気象の立体分布を把握する必要がある。大気汚染の立体分布観測はこれまでは主に夏期の光化学オキシダントに関するものが多く冬期の航空機等を用いた広域観測はほとんど行われていない。このため1990年11月から12月にかけて南関東地域を中心として地上観測、気象の立体観測、並びに航空機観測を環境庁大気保全局と協力して実施した。地上では浦和、行田の2地点においてガス成分の自動測定を行うとともに、フィルターサンプリングによるガス、エアロゾルの分析、カラムサンプリングによる炭化水素成分の分析を行った。観測期間中はレーザーレーダーを用いた逆転層高度の連続測定も実施した。

11月28日から12月24日にかけての埼玉大学（浦和）における測定結果の一部を図42に示す。11月28日から30日にかけては台風の影響で北系の風が5～6 m/s（大手町での日平均値）であり日照時間はなく汚染物質の濃度は日々減少した。この期間で特徴的なのはホルムアルデ

ヒド濃度のベースが高いことである。濃度の変化パターンはCO、NO<sub>x</sub>、NMHCの変化とも良い対応を示した。この原因としては自動車からの直接寄与が考えられる。後半の12月1日から3日にかけては、平均気温が上昇し日照時間も9時間程度あったため、光化学反応による影響が認められ日中のO<sub>3</sub>のピークと対応してアルデヒド類のピークが観測された。これに対してCO、NO<sub>x</sub>、NMHCは夜間に高濃度となっていた。1日から3日にかけてのNO<sub>x</sub>の挙動は興味深い。3日になってNO<sub>x</sub>が高濃度になるとともにNOの割合が増加する傾向が認められた。環境大気中でのNO<sub>2</sub>の挙動は移流、反応、拡散が複合的に作用して決まるため極めて複雑である。それゆえ都市のスケールや、気象条件、季節等によって異なった挙動を示す。高濃度のNO<sub>2</sub>汚染は主に11月から12月にかけての冬期に出現するが、この期間の総合的な観測は、これまであまり行われていなかったため、今回の観測結果は冬期における高濃度大気汚染機構解明のために大変貴重である。

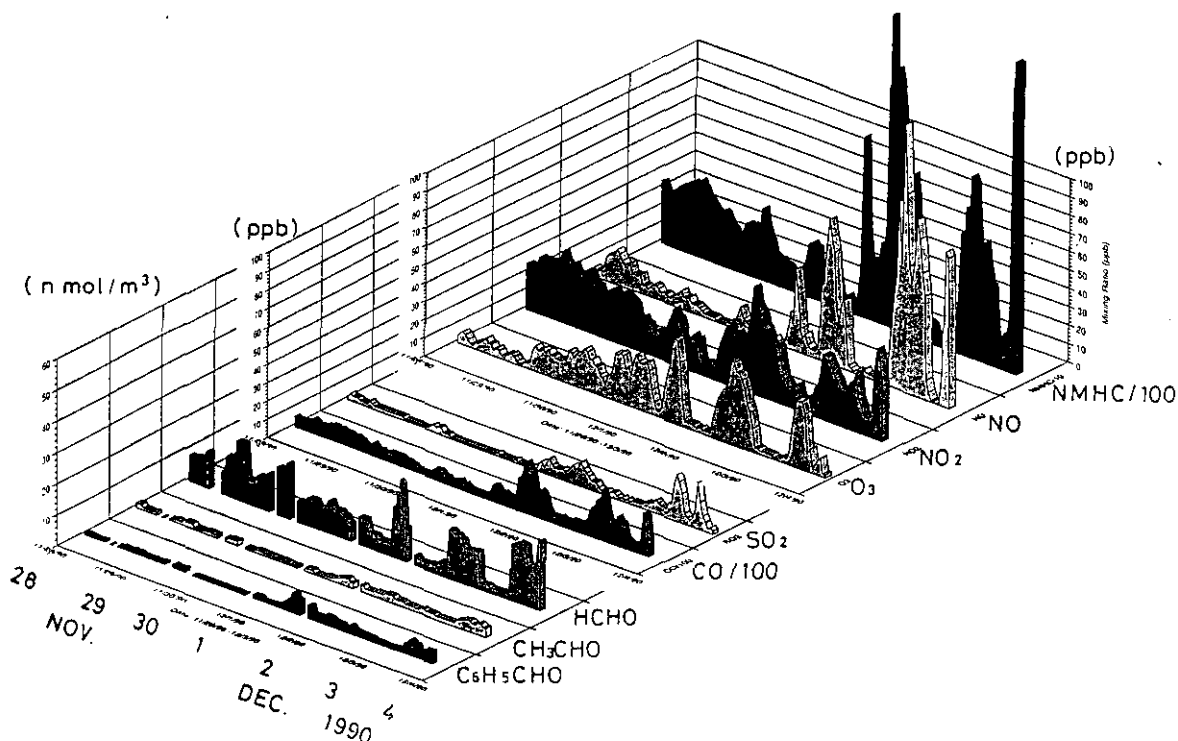


図42 1990年11月28日から12月4日の期間に浦和(埼玉大学)において観測した大気汚染物質の時刻変化

1990年12月1日と3日の2日間にわたり南関東中部地域において航空機にSO<sub>2</sub> (UV蛍光法), NO<sub>x</sub>, O<sub>3</sub> (化学発光法), CO (IR相関分光法)の自動測定器, 気象測定装置等を搭載し図43の飛行パターンで飛行し, 1日, 2回の観測を行った。機上では図43に示した2断面の3高度でフィルターサンプリング, 及びカラムランプリングを実施するとともに各コース2サンプルずつのガラスボトルサンプリングも実施した。

12月1日に南側のコースにおいて実施した各汚染物質ごとの高度分布を, 図44, 45に示す。図44は13時50分から14時54分の間, 図45は19時37分から20時41分の間コース上の全データの平均値である。観測は埼玉県南部(朝霞)と茨城県(守谷)を結ぶ約40kmの直線上で実施した。観測時における浦和での上層風は14時には600mまでは南~南東, 1200mまでは東風で, 20時には1000mまでは南西から西風となっていた。午後の観測では, CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>ともに垂直方向に傾度があり, O<sub>3</sub>は600mの高度でピークを示していた。これは光化学反応によるものと考えられる。一方夜の観測では300mの高度においてはCO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>ともに午後の観測時よりも濃度が低下していたが, 600m, 900mの高濃度においては濃度の減少の割合が小さく垂直方向に均一化していた。O<sub>3</sub>に関しては300mの高度で減少しているのに対し, 600m, 900mではほぼ同レベルの濃度が観測された。この観測結果から冬期においても光化学反応により都市域上空においてO<sub>3</sub>が生成されていることが明らかとなった。このため上空においてNO<sub>x</sub>の比率が相対的に増加していた。このことを定量的に明らかにするために数値モデルを用いた解析を行った。

## 2.3 数値モデルによる冬期高濃度大気汚染の解析

窒素酸化物による高濃度汚染は冬期に多く出現するため, 冬期における典型的な気象条件や地域的な局地気象と大気汚染物質濃度の挙動を同時に解析することが重要である。都市域における冬期のNO<sub>x</sub>汚染の特徴の一つは, 発生源からの一次排出の寄与よりも大気中の反応によるNOからNO<sub>2</sub>の酸化の効果が支配的なことである。また, 東京新宿御苑での係留気球を用いた汚染物質濃度の鉛直分布観測と地上の大気汚染測定局データから, 首都圏では夜間の陸風前線の通過と高濃度大気汚染の発現には相関が高いこと, さらに, NO<sub>x</sub>濃度の鉛直分布にはNOの分布と異なる特異性のあることが分かった。NO<sub>x</sub>

濃度の鉛直分布の同様な特異性は札幌市での観測結果にも見られる。一方, 局地風循環と大気汚染濃度の関係の研究は, 従来, 夏期の光化学オキシダントに関して主に行われており, 数値モデルによる冬期のNO<sub>x</sub>汚染に関する研究は十分にはなされていない。

ここでは, 第一に光化学ボックスモデルによる冬期のNO<sub>x</sub>汚染の特徴を示す。次に, 局地気象数値モデルと光化学反応を含む汚染物質の輸送・反応シミュレーションモデルを組み合わせて, 冬期の高濃度汚染の基本的な動態解明の結果を示す。

### 2.3.1 ボックスモデルによる冬期高濃度大気汚染の解析

光化学ボックスモデル(PBM)では混合層以下を一つのボックスとして扱い, その中でのボックス内外の水平方向の物質変化を示す移流と上空からの取り込みが考慮されている。発生源変動や, 光化学反応を含むモデルであり, 混合層高度以下の平均濃度が求められる。PBMの適用にあたっては, 混合層高度の時間変化を適切に設定することが重要である。ここでは, 図46に示したレーザーレーダーによる観測例をもとに冬期に典型的な混合層高度の時間変化を与えた。

NO<sub>x</sub>と炭化水素の発生源の強度と時間変動は東京の中心部15kmメッシュの昭和58年度ベースの発生量を用いた。NO, NO<sub>2</sub>については, 固定発生源と移動発生源の時間別排出量をもとに与えた。炭化水素は発生源からの排出組成分布を化学反応モデル(CBM-4)に準拠した炭化水素組成に基づいて算出し, 時間変動パターンを与えた。CBM(Carbon-Bond Mechanism)は有機化合物を炭素の結合構造をもとに幾つかのグループに分類し, そのグループを代表する平均的な反応速度定数を用いるモデルである。CBM-4では炭素原子はその結合状態により, 一重結合炭素原子(PAR), エチレン(ETH), エチレンを除く二重結合炭素原子(OLE), 反応性のあるアロマトリック環(トルエン, TOL, とキシレン, XYL), カルボニル基(ホルムアルデヒド, FORM, とそれ以外のアルデヒド類, ALD2), 植物起源のテルペン類(イソプレン ISOP)の8種類に分類される。オリジナルのCBM-4は81本の反応式と33個の反応物質を有しているが, 本計算では, オリジナル反応式にHO<sub>2</sub>ラジカルの終末反応式を1本追加したものを利用した。また, 光化学反応の計算はGear法を利用した。計算の初期濃度は実測値をもとに設定した。上空から取り込まれる

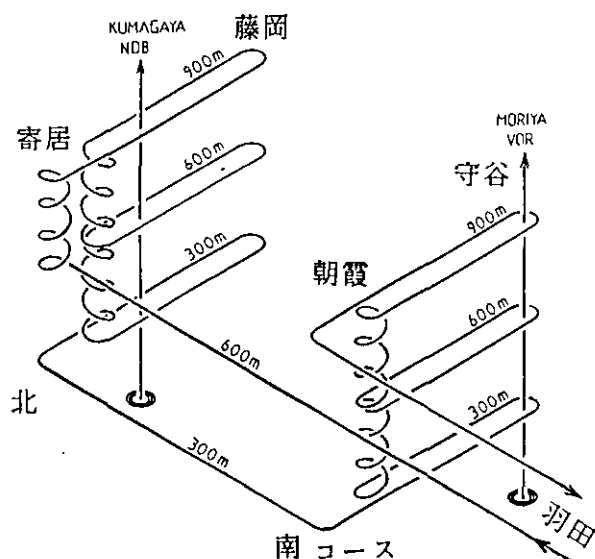


図 43 1990年12月1日に実施した航空機観測コースと飛行パターン  
北側コースは寄居-藤岡間、南側コースは朝霞-守谷間で実施した

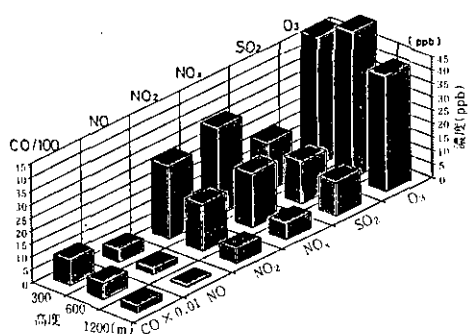


図 44 1990年12月1日, 13:50~14:54  
に観測した南側コースにおける大気  
汚染物質の垂直分布

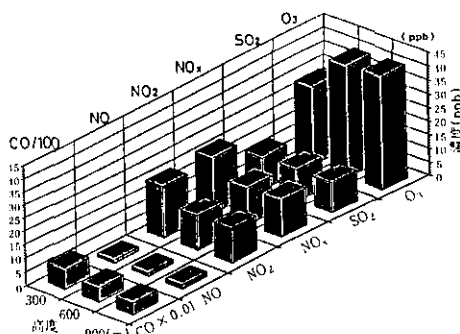


図 45 1990年12月1日, 19:37~20:41  
に観測した南側コースにおける大気  
汚染物質の垂直分布

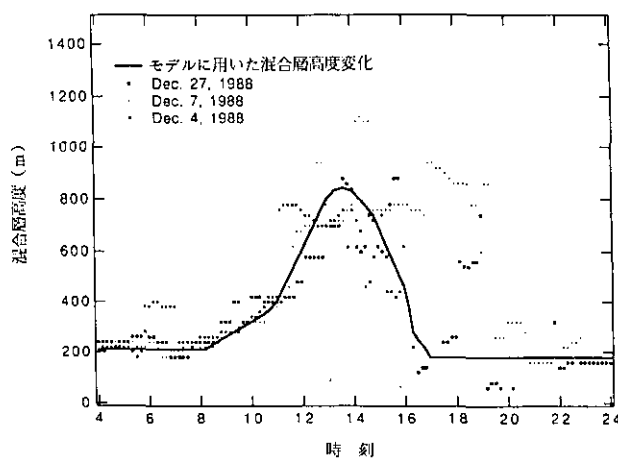


図 46 東京都大手町における冬期の混合層高度の時刻変  
化の観測結果 (■) と光化学ボックスモデルの計  
算に用いた混合層高度の時刻変化 (実線)

O<sub>3</sub>濃度は冬期の航空機による観測結果をもとに 60 ppb に設定した。光化学解離定数は実測の日射量と晴天時の理論値との比をもとに与えた。また、気温、湿度、風速は実測値を利用した。PBM による計算は午前 5 時から 18 時間行った。

図 47~48には、冬期の高濃度 NO<sub>2</sub> 汚染発現時の東京都下の測定局の平均濃度の時間変化と PBM による計算結果 (NO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> 濃度の時間変化) を示す。また図 49には夏期の高濃度 O<sub>3</sub> 汚染日の場合の計算結果を示す。NO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> の計算値は全般的に実測値とよく一致している。ただし、15時以降は NO についての一致性は良くない。これは用いられている混合層が接地逆転層を考慮していないためと考えられる。計算された NO<sub>2</sub> 濃度は数 ppb 程度低めであるが全体的な時間変化の特徴によく対応しており、12時から14時にかけて濃度変化の『くぼみ』も良く再現されている。さらに、O<sub>3</sub> 濃度も極めてよく一致している。

一般的に、ボックスモデルによる濃度予測はボックス全体の平均濃度を扱うため、地上付近の O<sub>3</sub> は過大推定を、NO, NO<sub>2</sub> については過小推定を行うのが一般的な傾向である。冬期の場合はこの傾向がわずかにみられるものの濃度の一致性は極めて高い。

冬期のパターン 2 の場合も、汚染物質の全般的な濃度パターンは良く再現されている。しかし、日中の NO, NO<sub>2</sub> の一致性はパターン 1 に比べて悪いが、NO<sub>2</sub> の増加傾向は一致している。これらの変化は混合層高度の推定値に大きく依存している。

夏期の高濃度 O<sub>3</sub> 出現日の計算結果についても、その濃度変化傾向は正しく再現されているが、濃度の絶対値は前述のようにモデル計算結果の方が O<sub>3</sub> について過大推定、NO, NO<sub>2</sub> については過小推定となっている。全体的な傾向として、冬期は、移流項を無視しても汚染質の濃度変化パターンは良く一致する。これは冬期の高濃度時には、平均風速が 1 m/s 程度で極めて弱いことによる。これに対して、夏期は海風による汚染質の輸送過程での変質が卓越するため移流の影響が大きいと考えられる。

図 50には、冬期の NO<sub>2</sub> 濃度についての感度解析の結果を示す。感度解析は、大気反応の有無、バックグラウンド O<sub>3</sub> の寄与、暗反応のみの寄与の合計 4 ケースについて行った。また、標準条件の計算結果をコントロールとする。図の結果から、反応なしの場合では、NO<sub>2</sub> 濃度

は 20~35 ppb 程度にしかならず、図には示していないが NO 濃度は実測値を大きく上回る。さらに、バックグラウンド O<sub>3</sub> をゼロとした場合と比較することにより、おまかにいって、NO<sub>2</sub> 濃度の時刻変化には、午前中は混合層の発達に伴って上空から取り込まれるバックグラウンド O<sub>3</sub> による NO の酸化の寄与が大きく、午後からは光化学反応の相対的な寄与が大きくなることが分かる。一方、暗反応のみを考えた場合の結果から特徴的なことは、まず、日中の NO<sub>2</sub> 濃度の『くぼみ』(図中の斜線の領域であり)が混合層の発達による希釈のためでなく光化学反応による NO<sub>2</sub> の変質によって生じていることと、16時以降はコントロールが暗反応のみの計算結果を上回っている点である(図中のドッドの領域)。これは、日射の弱くなる夕方以降において、NO<sub>2</sub> の光分解が弱まるためと考えられる。

以上のことから、冬期においては、日射量が弱く日照時間が短いこと、気温が低いことなどにより光化学反応による高濃度の O<sub>3</sub> の生成は起こらないが、NO から NO<sub>2</sub> の酸化には十分の光化学二次生成物質が存在し、これによる NO から NO<sub>2</sub> への酸化のメカニズムを解明することが重要であることが判明した。しかし、PBM は現象を単純化しているため、汚染質の鉛直プロファイルや海陸風などの局地循環による汚染物質の輸送を正確に表現することができない。

### 2.3.2 グリッドモデルによる発生源強度と環境濃度の関連性に関する検討

東京新宿御苑で測定された、NO<sub>x</sub> と NO<sub>2</sub> の夕方から夜間にかけての高さ分布を図 51 に示す。この図から明らかのように、NO<sub>2</sub> には NO<sub>x</sub> と異なり明確な鉛直勾配がみられない。このような垂直分布の特徴を明らかにするためには大気反応とともに、乱流混合による鉛直拡散を考慮することが重要である。この点をモデル化するには 2 次元 (または 3 次元) のグリッドモデルを用いて輸送反応シミュレーションを行うことが必要となる。本研究では局地気象数値モデルと汚染物質の輸送反応モデルを組み合わせて冬期の気象要素と汚染質の挙動をシミュレートした。局地気象数値モデルとしては、コロラド州立大学メソスケールモデル (CSUMM) を用いて気流の計算を行った。さらに CSUMM によって計算された結果をもとに、汚染物質の輸送反応の計算を行った。反応モデルとしては PBM と同一のものを利用した。

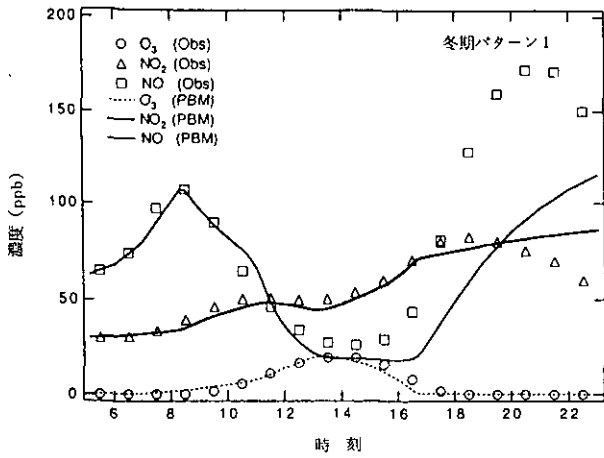


図 47 冬期の窒素酸化物高濃度出現時(冬期パターン1:晴天日)における光化学ボックスモデルの計算結果(PBM)と実測値(Obs)との比較

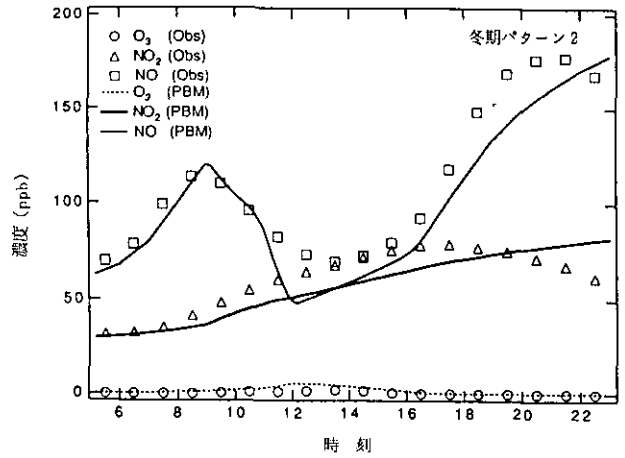


図 48 冬期の窒素酸化物高濃度出現時(冬期パターン2:曇天日)における光化学ボックスモデルの計算結果(PBM)と実測値(Obs)との比較

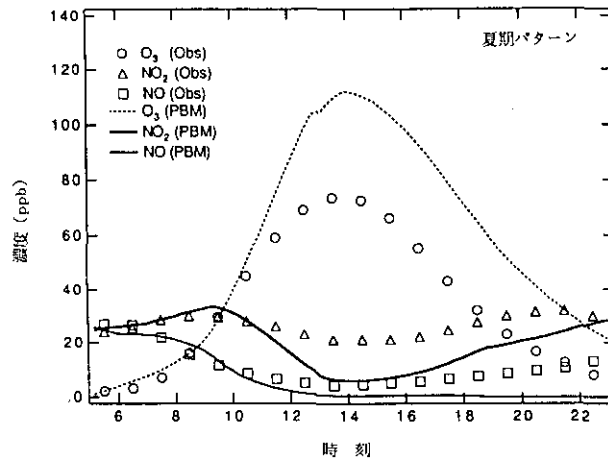


図 49 夏期の光化学オキシダント高濃度出現時における光化学ボックスモデルの計算結果(PBM)と実測値(Obs)との比較

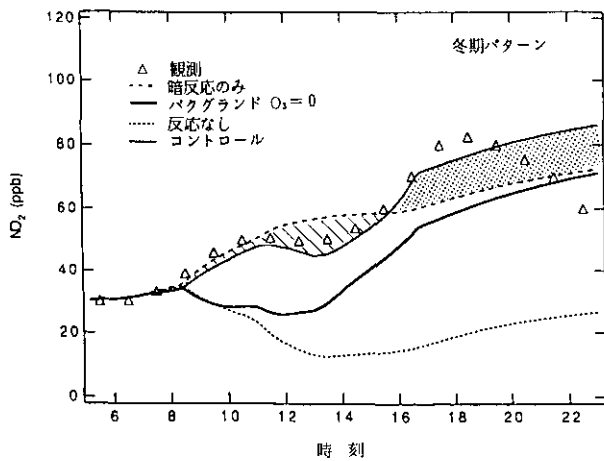


図 50 冬期の窒素酸化物高濃度出現時(冬期パターン1:晴天日)におけるNO<sub>2</sub>濃度の感度解析結果

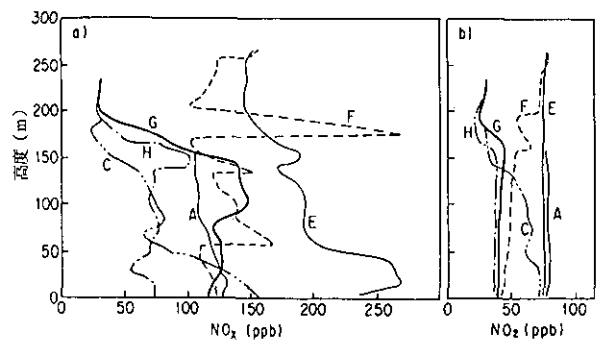


図 51 東京新宿御苑でのNO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>の鉛直分布の観測結果(1983年1月23日の結果)  
図中のAからHにかけて夕刻から深夜に向かう



モデル計算は、東京周辺のスケールを想定した2次元の簡略地形を用い、PBMの条件に合わせた気象条件を初期値として用いた。海岸部に水平スケール30kmの都市をおき、都市域での発生源の排出組成と強度はPBMのそれと同一、初期濃度は $O_3$ 以外はゼロとした。窒素酸化物と炭化水素の発生源は東京中心部の平均的な排出強度を用い、発生源の時間変化と高度分布もデータ解析から与えた。発生源強度は想定した都市域( $x=300\sim 330$  km)に均一に与えた。また、PBMでは考慮されなかった乾性沈着は最新の知見をもとに沈着速度を設定した。計算は96時間行い、3~4日目の計算結果を議論の対象とした。計算領域の概念図を図52に示す。

図53には、海陸(都市)、山地の配置と、計算開始3日目の時の6時から6時間ごとの気流分布及びそこでの $NO$ 、 $NO_2$ 、 $O_3$ の濃度変化を示す。数値モデルによる計算からは、冬期でも海陸風、山谷風による局地循環が形成されること、海水面温度が陸上の気温より高いことにより、陸風時には海上には混合層が発達すること、陸上の日中の混合層高度はおおむね800~1000m程度であること、などが再現されている。

図54にA地点(図52参照)での $NO$ 、 $NO_2$ 、 $O_3$ の3日目の時空間変化を示す。A地点は海岸線から24kmの所にあり、深夜から朝にかけては陸風、斜面下降流の影響が夕刻には海風の影響が大きい。図中には混合層高度 $Z_i$ (安定層高度)の時間変化も示した。

$NO$ の高濃度域は、0~8時と18~24時の100m以下の高度においてのみ見られる。図中の $Z_i$ の時間変化から判断して、8~12時にかけての $Z_i$ 上部の $NO$ の高濃度域は $NO_2$ の光化学反応で生じたものである。12~18時の $NO$ の挙動は、混合層の発達とよく反応している。この $Z_i$ の時間変化を考慮して $NO_2$ 、 $O_3$ の時空間変化を考えると、以下の特徴が明らかとなった。

1)  $NO_2$ の日中の10~18時の変化は $NO_2 = 30\sim 40$  ppbレベルが混合層内部とよく対応しており、同時時間帯の混合層下部では $NO_2$ の鉛直勾配はほぼ存在しない。 $NO_2$ の最高濃度は上空で18時には60 ppbに達する。この濃度域は夜間安定層上部に維持される。その濃度は3日目の0時と24時を比較すると24時の方が高濃度化しており、海陸風交替の中で汚染物質が蓄積していくことが分かる。

2)  $NO_2$ の10 ppbの範囲は上空1,200 mにまで達している。したがって、冬期でも乱流拡散により上

空まで高濃度化することが分かる。

3)  $O_3$ 濃度はバックグランド濃度とした35 ppbを上回る光化学反応による生成は見られない。

最高レベルとしては、地上で23 ppbであった。また、18~24時では日中の混合層中のゼロ濃度域が上空に残っている。

4) 光化学反応による $O_3$ の生成は、8時頃から $z=100$  m以上でまず始まる。上空ではわずかであるが $O_3$ の生成が見られ、都市域の地上付近ではゼロの状態が継続する。

以上のことから都市域での冬期における日中の $O_3$ 濃度は20 ppb程度であり、夜間は上空700~800 mまで濃度ゼロの分布となること。日中の $O_3$ 濃度は夏期の光化学オキシダントのレベルと比較して極めて低いこと。 $NO_2$ は $O_3$ と対照的に夜間上空700~800 m程度まで50 ppb程度の均一な分布となること。また、汚染物質が夜間の陸風で海上に輸送されるため、海上に $NO_2$ の高濃度域が形成されること。 $NO$ 濃度は地上付近で午前中に高濃度となるが、日中の混合層の発達と発生源強度の変化のために濃度は減少することなどが分かった。

図55には、 $NO_2$ と非メタン炭化水素(NMHC)の排出強度を変化させた場合の都市域での地上付近の $NO_2$ と $O_3$ 濃度の感度解析(時間変化)の一例を示す。

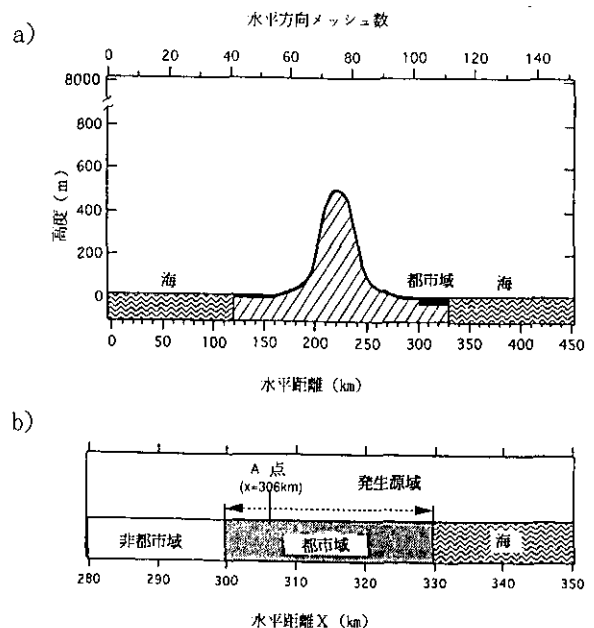


図52 (a) モデル計算に用いた地形と都市域(発生源域)の配置  
(b) 都市域近傍の地形の詳細

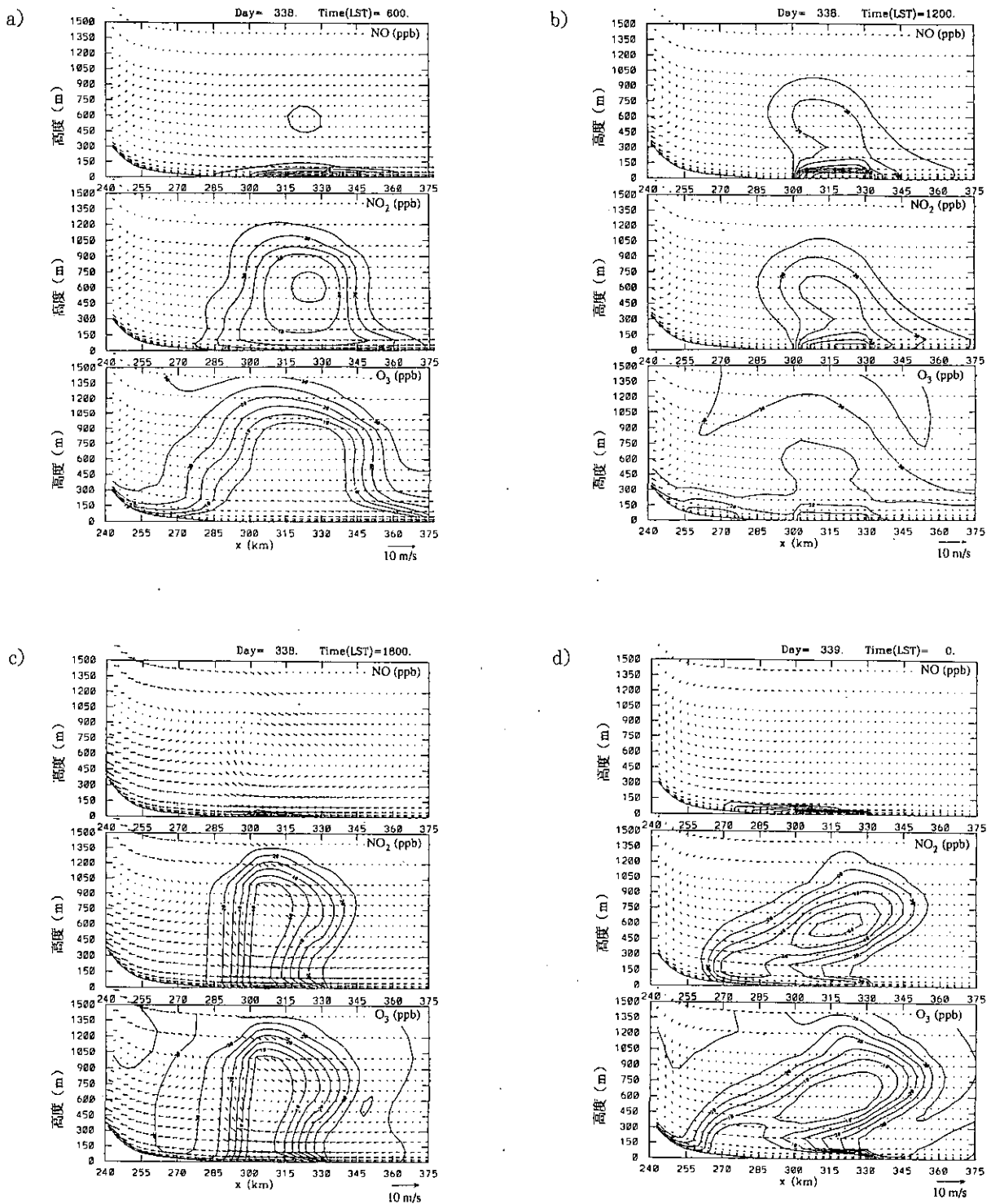


図 53 数値シミュレーションによるNO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>の鉛直断面分布 (12月3日6時から6時間毎の結果)  
 図中の矢印は、水平・鉛直風速を示し、鉛直風速は水平風速の30倍のスケールでプロットされている。  
 等値線の間隔は、NO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>について、それぞれ、10, 10, 5 ppbである。  
 (a) 6時, (b) 12時, (c) 18時, (d) 24時を示す。

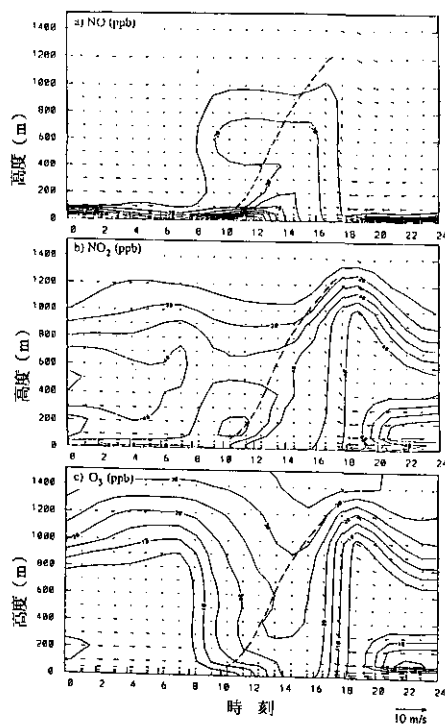


図 54 水平距離  $x = 306$  km (都市域) における(a) NO, (b) NO<sub>2</sub>, (c) O<sub>3</sub> 濃度について時空間変化  
 x 軸はシミュレーション 3 日目 (12 月 3 日) の 0 時から時刻を示し、図中の矢印は水平・鉛直風速を示す。鉛直風速は水平風速の 30 倍のスケールでプロットされている。また、破線は温位プロファイルから求めた混合層高度の変化を示す。

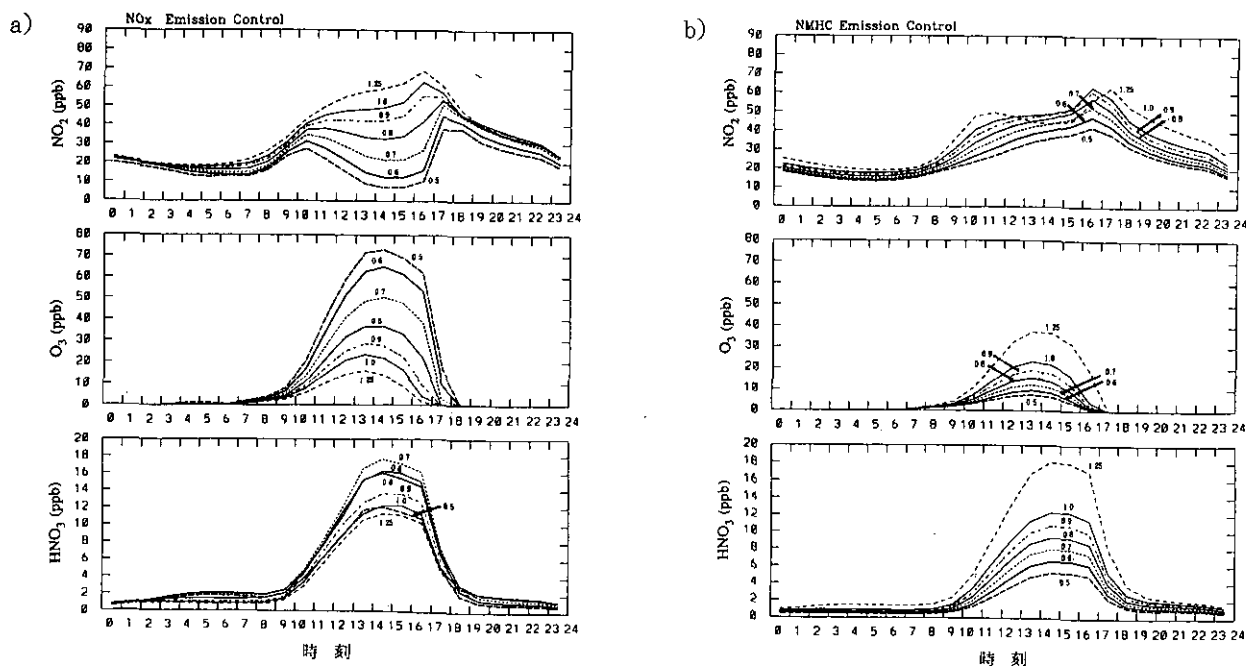


図 55 発生源コントロールを行った場合の NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, HNO<sub>3</sub> 濃度 ( $x = 306$  km 地点の地上高度 10 m) での濃度変化  
 図中の数値は、発生源をその割合で制御した場合の変化を示す。  
 (a) NO<sub>x</sub> の発生源をコントロールした場合、(b) NMHC の発生源をコントロールした場合。

この結果は NO<sub>2</sub> 環境濃度に占める大気反応の寄与の重要性を示すとともに、大気中での反応を伴う拡散現象の非線型性のために、NO<sub>x</sub> の排出削減量と環境中の NO<sub>2</sub> 濃度には直線的な関係がないことを示している。これは、NO<sub>x</sub> 排出量を削減することで O<sub>3</sub> 濃度が上昇することからも理解される。

ここで示した局地気象数値モデルと汚染物質の輸送反応モデルを組み合わせた冬期の NO<sub>2</sub> 高濃度汚染のシミュレーション結果は観測値の特徴をよく再現しているが、詳細に比較検討するには鉛直分布を含めて観測データが極めて限定されているため今後は、このような観測データの蓄積を計るとともに、数値モデルの計算をより現実にとった条件で行うことが必要である。

## 2.4 まとめと今後の研究課題

東京、神奈川、大阪三地域の 1991 年度における二酸化窒素 (NO<sub>2</sub>) 濃度は史上最悪を記録した。季節的には11月から12月にかけての冬期に高濃度が出現しているが、関西地域においては春期においても高濃度の出現がみられた。また環境基準が達成できなかった地域は広域化の傾向にある。このように環境悪化が進んでおり、環境基準達成はかなり困難な状況にあるため、環境庁は 1992 年にこの三地域における NO<sub>2</sub> 汚染を改善するために「自動車から排出される窒素酸化物の特定地域における総量の削減等に関する特別措置法 (自動車窒素酸化物削減法)」を制定し、今後の対策を強化しているところである。このような背景のもとに、都市域における冬期を中心とした二酸化窒素による高濃度大気汚染の生成機構解明とその予測、制御に関する研究を行った。研究にあたっては野外観測、一般環境大気汚染測定データ解析、風洞を用いた市街地拡散実験、数値モデルを用いた大気汚染濃度の予測等を実施した。

風洞を用いた実験を行い交差点近傍の建物の影響を調べたところ、交差点周辺の建物の存在によって周辺市街地の汚染濃度は増加することが分かった。これには 2 つの理由が考えられる。第 1 には、大きな建物の前後に弱風領域ができ、そこへ汚染が排出されることによる濃度増加。第 2 には建物にせき止められた流れが左右にあふれることによって、交差点付近の高濃度が周辺街区に流れ出すことによる濃度増加である。市街地全体の高さが増すと交差点周辺の濃度は増加する。実験を行ったすべての街区高さや風向について得られた結果をまとめると

街区高さが増すにつれて濃度も上昇するがその度合いは風向 0 度の場合に最も高く、風向角が増すにつれて低下することが分かった。

交差点内部の濃度の分布については交差点の中で濃度が高くなるのは、どの風向のときにも交差点の中心部や風上側街区の背後であり、風向が道路を中心として ±45 度と大きくふれても交差点内の高濃度域は比較的狭い範囲に限定される。また高層建物の近傍では濃度が低下する。これは良く知られるビル風によって汚染が吹き払われるためである。

風洞を用いた研究成果をまとめると、

- 1) 交差点近くに周辺よりも高い建物が存在する場合、一様な市街地のときと比べて周辺市街地の汚染濃度は上昇する。ただし、建物の近傍ではビル風のために濃度は逆に低下する。
- 2) 周辺市街地の高さが増すと濃度も高くなるが、その度合いは一方の道路に風向が一致する 0 度の場合に最も高く、道路に対する角度が増すと濃度上昇の度合いは小さい。
- 3) 一様な市街地の場合、交差点内部における高濃度域は比較的狭い範囲に限定されるといったことが分かった。

冬期の高濃度 NO<sub>2</sub> 汚染の特徴をモニタリング局のデータ解析と光化学ボックスモデルによる反応計算により検討したモニタリング局データ解析から、NO、NO<sub>2</sub>、O<sub>3</sub> の高濃度日における汚染物質濃度の時間変化を解析し、NO<sub>2</sub> の濃度変化の特徴を日射量の多い日と少ない日にそれぞれについて明らかにした。一方、冬期における航空機等を用いたフィールド観測データを解析し冬期においても光化学反応により都市上空において O<sub>3</sub> が生成し、これが NO の酸化に大きな役割りを果たしていることを見いだした。さらに、光化学反応を含むボックスモデルを用いて典型的な汚染物質の濃度変化の特徴を再現した。計算にあたっては、東京都心部の平均的な発生源強度と冬期の混合層高度の時間変化を用い、NO<sub>2</sub> について発生源からの直接的な寄与 (一次排出)、バックグラウンド O<sub>3</sub> と光化学反応の寄与をそれぞれ検討した。この結果、NO<sub>2</sub> の時間変化には、午前中は混合層の発達に伴って上空から取り込まれるバックグラウンド O<sub>3</sub> による NO の酸化の寄与が大きく、午後には光化学反応の寄与が重要であることが分かった。このことから、冬期であっても光化学反応による二次汚染物質の生成が重要である

こと、光化学反応により  $\text{NO}_x$  全量の 5 ppb (6.7%) 程度が PAN と  $\text{HNO}_3$  へ変質し、日中の  $\text{NO}_2$  濃度を減少させることが明らかとなった。

これらのことをさらに詳細に解析するために、冬期の高濃度  $\text{NO}_2$  汚染をメソスケール気象モデルと光化学反応を含む移流・拡散モデルを用いた数値シミュレーションにより解析した。このモデルを用いて、2次元の地形で冬期の海陸風の条件下での冬期の気流をシミュレートし、東京都心部での平均的な発生源強度を与えた移流・拡散計算から、そこでの汚染物質の基本的な動態を解析した。その結果、反応がない場合には  $\text{NO}_2$  濃度の増加はなく、反応項による寄与は常に正の値を示し10時半と16時半にピークをもつ2山型の変化を示した。このピークは気象要素項による減少率を上回り、結果として  $\text{NO}_2$  の時間変化率は同様な2山型となった。また、午前中は  $\text{HO}_2 + \text{NO} \rightarrow \text{NO}_2$  による  $\text{NO}_2$  の生成が支配的であり、14時以降は  $\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2$  の反応が支配的になることが分かった。最後に、発生源規制の効果の数値シミュレーションし発生源強度と  $\text{NO}_{2,\text{max}}$ ,  $\text{O}_3$ ,  $\text{max}$  の関係を解析した。

3年間にわたる研究の結果、大気汚染物質の拡散の挙動を市街地の空間的構造から明らかにすることができたとともに、環境大気中における大気汚染物質の移流、拡散、反応過程を定量的に予測、評価するモデルを確立することができたが都市大気汚染の形態は都市構造や産業

構造の変化、並びに生活スタイルや生活の質の変化に対応して大気汚染の発生源が変化することにより特に最近の10年間で大きく変わりつつある。エネルギー消費の統計結果によれば、民生部門や運輸部門でのエネルギー消費の伸びは産業部門における伸びを大きく上回っている。1991年度における我が国全体の二酸化炭素排出総量のうち運輸部門の寄与率は、19%程度でこの中で自動車の排出量のシェアは約87%である。1990年から1991年間の二酸化炭素の対前年増加率は我国全体で1.9%であったのに対して、運輸部門の増加率は4.3%、民生部門の増加率は3.5%であった。これに対して産業部門は0.3%減となっている。このような傾向は今後も続くものと予想されている。

今回の研究で主に解析の対象とした二酸化窒素による都市大気汚染の問題は今後とも極めて重要な課題として残るであろう。都市大気汚染の問題を、窒素酸化物、炭化水素、光化学オキシダント、粒子状物質などによる大気汚染物質が相互に関連するものとして把握し、その対応を検討していくことが極めて重要であるとともに、都市気象、都市気候の変化との関連で理解していく必要がある。このような観点から今後は、「環境負荷の構造変化から見た都市の大気と水質問題の把握とその対応策に関する研究」の一部としてこの研究を継続的に進めていきたい。

[資 料]

## I 研究の組織と研究課題の構成

### 1 研究の組織（当時）

#### [A 研究担当者]

##### 地域環境研究グループ

統括研究官

内藤 正明

都市大気保全研究チーム

若松 伸司・上原 清・鶴野伊津志

交通公害防止研究チーム

森口 祐一

##### 地球環境研究グループ

オゾン層研究チーム

笹野 泰弘

温暖化現象解明研究チーム

酒巻 史郎・横内 陽子

酸性雨研究チーム

村野健太郎

##### 化学環境部

計測技術研究室

向井 人史

##### 大気圏環境部

高層大気研究室

杉本 伸夫・松井 一郎

#### [B 客員研究員]

阿相 敏明	(神奈川県環境科学センター)	(平成4年度)
宇都宮 彬	(福岡県衛生公害センター)	(平成2～4年度)
太田 幸雄	(北海道大学)	(平成2～4年度)
落藤 澄	(北海道大学)	(平成2～4年度)
金安 公造	(北海道大学)	(平成2～4年度)
須山 芳明	(神奈川県環境科学センター)	(平成3～4年度)
田中 正宣	(大阪市立環境科学研究所)	(平成2～4年度)
中村 晃	(北海道大学)	(平成2～4年度)
平岡 久司	(京都大学)	(平成4年度)
森 淳子	(長崎県衛生公害研究所)	(平成2～4年度)
森川多津子	(北海道大学)	(平成4年度)
山下 敬則	(長崎県衛生公害研究所)	(平成2～4年度)

#### [C 共同研究員]

韓 振錫	(韓国国立環境研究院)	(平成3年度)
柳 承道	(韓国国立環境研究院)	(平成4年度)

## 2 研究課題と担当者（\*客員研究員、\*\*共同研究員）

### （1）都市域における冬期を中心とした高濃度大気汚染の動態解明に関する研究

若松伸司・上原 清・鶴野伊津志・森口祐一・笹野泰弘・酒巻史郎・横内陽子・村野健太郎・  
向井人史・杉本伸夫・松井一郎・阿相敏明\*・宇都宮彬\*・森 淳子\*・山下敬則\*

### （2）数値モデルの開発とその応用に関する研究

鶴野伊津志・若松伸司・森口祐一・太田幸雄\*・中村 晃\*・平岡久司\*・森川多津子\*・  
韓 振錫\*\*・柳 承道\*\*

### （3）発生源対策手法の確立に関する研究

若松伸司・鶴野伊津志・上原 清・森口祐一・内藤正明・落藤 澄\*・金安公造\*・  
須山芳明\*・田中正宣\*



## II 研究成果発表一覧

### 1 誌上発表

発表者	題目	掲載誌	巻(号)	ページ	刊年
若松伸司	都市の大気組成はどう変わってきたか	林業技術	585	13-16	1990
若松伸司	広域汚染	空調調和工学・衛生	64(9)	723-727	1990
S.Wakamatsu, K.L.Schere	A study using a three dimensional photochemical smog formation model under conditions of complex flow	US-EPA	／600 ／3-91 ／015	1-84	1991
大原利真, 酒巻史郎, 秋元 肇, 植田洋匡, 若松伸司	スモッグチャンバーデータによる光化学反応モデルの比較検討	大気汚染学会誌	26(4)	246-259	1991
山下敬則, 森 淳子, 本多雅幸, 鶴野伊津志, 若松伸司	長崎県における高濃度 SO <sub>2</sub> 汚染解析	大気汚染学会誌	26(5)	321-332	1991
S.Wakamats, I.Uno, R.A.Wadden	Specification of Source Characteristics for Ozone Prediction in a Complex Airshed	Air Pollution Modeling and its Application VIII	15	453-462	1991
若松伸司	都市域における高濃度大気汚染の出現メカニズムと制御に関する研究	文部省科研費一般研究(C)研究成果報告書		1-42	1992
I. Uno, S.Wakamatsu, H.Ueda, A.Nakamura	Observed Structure of the Nocturnal Urban Boundary Layer and its Evolution into a Convective Mixed Layer	Atmospheric Environment Part B:Urban Atmosphere	26B	45-57	1992
鶴野伊津志, 若松伸司	冬期の高濃度 NO <sub>2</sub> 汚染の光化学ボックスモデルによる解析	大気汚染学会誌	27(5)	246-257	1992
M.Tanaka, T.Kamiura, T.Miyazaki, T.Kawaraya, T.Nakadoi, S.Wakamatsu	Volatile Aromatic C7-C9 Hydrocarbon Emissions from Some Types of Industrial Painting, Paint Making and Printing Processes	環境科学会誌	5(4)	239-248	1992

発表者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
老川 進, 若松伸司, 鶴野伊津志, 上原 清	都市郊外における乱れの観測	第12回風工学シンポジウム 論文集		37-42	1992
若松伸司	大気環境アセスメントの現状と今後の展望	地質と調査	54	10-14	1992

2 口頭発表

発表者	題目	学会等名称	開催都市名	年月
S.Wakamatsu, K.Murano, I.Uno,H.Ueda	Aircraft survey of three dimensional aerosol distribution	The 3rd International Aerosol Conference	Kyoto	1990. 9
阿相敏明, 三村春雄, 相原敬次, 牧野 宏, 須山芳明, 才木義夫, 若松伸司, 鶴野伊津志	都市域における高濃度 NO <sub>2</sub> 汚染メカニズムの解明に関する研究(1) - 京浜工業地域における NO <sub>x</sub> 濃度の立体分布 -	第31回大気汚染学会	金 沢	1990. 11
大原利眞, 若松伸司	全国の大都市における NO <sub>2</sub> 濃度特性について	第31回大気汚染学会	金 沢	1990. 11
森 淳子, 山下敬則, 本多雅幸, 若松伸司, 鶴野伊津志, 村野健太郎	雲仙野岳における大気観測 - SO <sub>2</sub> およびエアロゾルの挙動 -	第31回大気汚染学会	金 沢	1990. 11
牧野 宏, 阿相敏明, 三村春雄, 相原敬次, 須山芳明, 才木義夫, 若松伸司	神奈川県西部地域における上空オゾンの動態について	第31回大気汚染学会	金 沢	1990. 11
森口祐一, 上原 清, 清水 浩, 内藤正明	沿道大気汚染の予測手法 (IV) - 道路平行風時の拡散シミュレーションと風洞実験による検証 -	第31回大気汚染学会	金 沢	1990. 11
森口祐一, 上原 清, 清水 浩, 内藤正明	沿道大気汚染の予測手法 (V) - 道路平行風時における道路・沿道構造別の拡散特性の比較 -	第31回大気汚染学会	金 沢	1990. 11
上原 清, 森口祐一, 若松伸司, 清水 浩, 内藤正明	市街地の汚染物拡散に関する風洞実験 その1 - 交差点周辺濃度に対する風上側道路汚染源の寄与 -	第31回大気汚染学会	金 沢	1990. 11
上原 清, 森口祐一, 若松伸司, 清水 浩, 内藤正明	市街地の汚染物拡散に関する風洞実験 その2 - 交差点近傍の建物の影響と自然換気塔の効果 -	第31回大気汚染学会	金 沢	1990. 11
大原利眞, 若松伸司	大都市域における NO <sub>2</sub> 濃度特性について	環境科学会 1990 年会	東 京	1990. 11
上原 清, 森口祐一, 若松伸司	風洞を用いた市街地拡散実験	第27回衛生工学研究討論会	東 京	1991. 1
若松伸司	光化学大気汚染三次元モデルを用いた発生源削減手法の検討	第27回衛生工学研究討論会	東 京	1991. 1

発表者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
I.Uno,S.Wakamatsu	Evolution of Nocturnal Urban Boundary Layer Over Sapporo,Japan	Seventh Joint Conference on Applications of Air Pollution Meteorology with AWMA	New Orleans	1991. 1
若松伸司	都市環境の現況と改善	第23回'91建築設備技術会議	東 京	1991. 2
老川 進, 若松伸司, 上原 清, 坂本和彦	連なった建物間の野外拡散実験	第32回大気汚染学会	北九州	1991.10
石井康一郎, 今野貞夫, 森口 寛, 北林興二, 若松伸司, 木村富士男, 岡本眞一	高濃度時 NO <sub>x</sub> 汚染予測モデル構築調査 (1) 広域拡散実験	第32回大気汚染学会	北九州	1991.10
石井康一郎, 今野貞夫, 森口 寛, 北林興二, 若松伸司, 木村富士男, 岡本眞一	高濃度時 NO <sub>x</sub> 汚染予測モデル構築等調査 (2) 道路沿道拡散実験	第32回大気汚染学会	北九州	1991.10
若松伸司, 上原 清, 鶴野伊津志, 松井一郎, 坂本和彦, 岩本一星, 紀本岳志, 大原利眞, 神成陽容,	冬期における都市大気汚染機構(1) -大気汚染物質相互の関係-	第32回大気汚染学会	北九州	1991.10
若松伸司, 上原 清, 鶴野伊津志, 松井一郎, 坂本和彦, 岩本一星, 紀本岳志, 大原利眞, 神成陽容,	冬期における都市大気汚染機構(2) -航空機を用いた立体分布観測-	第32回大気汚染学会	北九州	1991.10
田中正宣, 神浦俊一, 宮崎竹二, 瓦家敏男, 中土井隆, 若松伸司	大気中炭化水素組成に関する検討 (4) C9炭化水素についての考察	第32回大気汚染学会	北九州	1991.10
K.Sakamoto, G.Gaidajis, Q.Y.Wang,Y.Hirota, K.Kimijima, M.Iwamoto, T.Kimoto, S.Wakamatsu	Behavior and Characteristics of Atmospheric Pollutants in the Vicinity of the Tokyo Metropolitan Area in Early Winter	第32回大気汚染学会	北九州	1991.10
上原 清, 若松伸司, 森口祐一,	市街地の汚染物拡散に関する風洞実験 その3 -交差点周辺街区高さと風向による濃度の差-	第32回大気汚染学会	北九州	1991.10

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
阿相敏明, 三村春雄, 相原敬次, 牧野 宏, 須山芳明, 金子幹宏, 若松伸司	都市域における高濃度 NO <sub>2</sub> 汚染メカニ ズムの解明に関する研究(2) - 京浜工業地域における NO <sub>x</sub> 濃度の立 体分布 -	第32回大気汚染学会	北九州	1991.10
阿相敏明, 三村春雄, 相原敬次, 牧野 宏, 須山芳明, 金子幹宏, 若松伸司	神奈川県西部地域における大気汚染発生 機構解明調査(8) - ガス状物質及び粒子 状物質の立体分布 -	第32回大気汚染学会	北九州	1991.10
森口祐一, 上原 清, 山原 敏, 泉 善博	交差点における NO <sub>x</sub> 高濃度汚染現象の 解析(Ⅲ) - 風洞模型拡散実験の適用 -	第32回大気汚染学会	北九州	1991.10
若松伸司	九州地域における広域大気汚染	第32回大気汚染学会	北九州	1991.10
S.Oikawa, S.Wakamatsu, I.Uno, K.Uehara	Measurement of Wind Turbulence in a Suburban Site	2th Tohwa University International Symposium, CUTEST'92	福 岡	1992. 9
I.Uno	Typical Wintertime High Concentration of NO <sub>2</sub> and its Dependence on the Local Wind Circulation: 2-D Numerical Model Study	2th Tohwa University International Symposium, CUTEST'92	福 岡	1992. 9
T.Ohara, I.Uno, S.Wakamatsu	Structure of the Nocturnal Urban Boundary Layer in the Tokyo Metropolitan Area	2th Tohwa University International Symposium, CUTEST'92		
S.Wakamatsu	Air Quality of Tokyo Recent Trend and Present Problems	International Conference on Supercities Environmental Quality and Sustainable Devel- opment	San Francisco	1992.10
I.Uno	Air Pollution Problems in the Tokyo Metropolitran Area Winter time NO <sub>x</sub> Problems and Urban Climate	International Conference on Supercities Environmental Quality and Sustainable Devel- opment	San Francisco	1992.10
鶴野伊津志, 若松伸司	都市域における夏と冬の大気汚染の相違 (1) 2次元モデルによる数値シミュレ ーション	日本気象学会 1992 年秋 季大会	札 幌	1992.10
上原 清, 若松伸司, 森口祐一,	市街地の汚染物拡散に関する風洞実験 その4 - 交差点内部における地表面濃 度分布について -	第33回大気汚染学会	大 阪	1992.12

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
上原 清, 若松伸司, 森口祐一,	市街地の汚染物拡散に関する風洞実験 その5 -交差点内部における濃度の鉛 直分布について-	第33回大気汚染学会	大 阪	1992.12
阿相敏明, 三村春雄, 相原敬次, 牧野 宏, 須山芳明, 金子幹宏, 若松伸司, 鶴野伊津志	神奈川県西部地域における大気汚染発生 機構解明調査(9) -大山における酸性 物質等の移流調査-	第33回大気汚染学会	大 阪	1992.12
大原利眞, 神成陽容, 外岡 豊, 秋元 肇, 酒巻史郎, 若松伸司, 植田洋匡, 須山芳明	グリット型モデルによる光化学大気汚染 の数値シミュレーション	第33回大気汚染学会	大 阪	1992.12
鶴野伊津志, 若松伸司	冬期の高濃度 NO <sub>2</sub> 汚染の3次元分布	第33回大気汚染学会	大 阪	1992.12
鶴野伊津志, 若松伸司	冬季の NO <sub>2</sub> 汚染の輸送・変質・沈着モ デルによるシミュレーション -2次元モデル-	第33回大気汚染学会	大 阪	1992.12
大原利眞, 鶴野伊津志, 若松伸司	冬季夜間における都市境界層の構造に関 する研究	第33回大気汚染学会	大 阪	1992.12
老川 進, 鶴野伊津志, 若松伸司, 上原 清	都市郊外における風の乱れの観測	第33回大気汚染学会	大 阪	1992.12
宇都宮彬, 山下敬則, 森 淳子, 若松伸司	エアロゾル成分濃度の季節変化	第33回大気汚染学会	大 阪	1992.12
三村春雄, 阿相敏明, 相原敬次, 須山芳明, 牧野 宏, 金子幹宏, 若松伸司, 鶴野伊津志	都市域における高濃度 NO <sub>2</sub> 汚染メカニ ズムの解明に関する研究(3) -横浜, 川崎における冬季の混合層高度 (Lid)について-	第33回大気汚染学会	大 阪	1992.12
若松伸司, 鶴野伊津志	都市大気中における汚染物質相互の関係	第33回大気汚染学会	大 阪	1992.12
若松伸司, 鶴野伊津志	光化学大気汚染三次元モデル(UAM) による計算結果の可視化	第33回大気汚染学会	大 阪	1992.12
鶴野伊津志, 若松伸司, 柳 承道	3次元大気汚染データのコンピューター グラフィックによる解析	第29回環境工学研究フォー ラム	東 京	1992.12

平成4年度 編集小委員会

委員長	近藤 矩朗	委員	瀬山 春彦
委員長代理	松本 幸雄	〃	鈴木 明夫
委員	栗原 崇	〃	杉本 伸夫
〃	山下 洋一	〃	海老瀬 潜一
〃	原島 省	〃	田中 浄
〃	酒巻 史郎	〃	古田 直紀
〃	高橋 慎司	事務局	松井 文子
〃	須賀 伸介		

REPORT OF SPECIAL RESEARCH FROM  
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

国立環境研究所特別研究報告

SR-18-'94

平成6年3月16日発行

編集 国立環境研究所 編集小委員会

発行 環境庁 国立環境研究所

〒305 茨城県つくば市小野川16番2

電話 0298-51-6111 (代表)

印刷 谷田部印刷株式会社

〒305 茨城県つくば市大字谷田部1979-1

Published by the National Institute for Environmental Studies

16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305 Japan

March 1994

本報告書は再生紙を使用しています。