わが国における大気汚染気象の最近の動向

河 村 武*

Recent Trend of Air Pollution Meteorology in Japan

Takeshi KAWAMURA

I ま え が き

公害の70年代と言われ、国内では戦後の急速な経済的發展に伴う環境破壊に対する反省から公害防止と環境保全が叫ばれ、国外でも国連人間環境会議がストックホルムで1972年に開かれ、地球環境監視 (Global Environmental Monitoring) 計画が実行に移されようとしている。このような世界の大勢に対応して、大気汚染に関する研究は年々おびただしい数にのぼる。元来、大気汚染は学際領域の代表的なものであるが、自然地理学ないしは気候学的な視点に立つて問題を限定しても、その展望を行うことは容易ではない。

筆者はすでにこの分野について総合報告 (1972 a, b, c) を書き、文献目録 (1972 d) をまとめたことがある。しかし、その後の進歩は著しく、前報の修正補足を要する点もあり、また新たに書く必要のある問題も少なくない。とくに世界各国の大気汚染を比較検討する問題は興味があるが、大気汚染の観測は気象観測などと異なり観測法が国によりまちまちで、資料も入手に困難が多い。そこで本報では、わが国の大気汚染気象について最近の動向をまとめることにした。

なお、世界の大気汚染気象の研究の動向を見ると、従来の都市や大火力発電所・工場などの周辺に見られる高濃度汚染と並んで、地球大気全体の汚染を対象とするいわゆるバックグラウンド大気汚染が気候変化との関連もあつて重要な研究課題となつている。わが国でも現在、岩手県綾里に地域観測所を建設中で1975年春に観測を開始する予定である。これに続いて室戸岬や富士山にも観測所の建設が計画されている。しかし、これについては別に書いた (河村 1974) ので、本報では省略したい。

II わが国の高濃度大気汚染の現状

わが国の大気汚染地域を第1図に表した。この図は大気汚染防止施行令 (1968年政令第329号および1971年12月25日改正政令第379号) の別表第三によつて、ばいじんや亜硫酸ガスの特別排出基準が定められている地域と1973年の光化学スモッグの注意報発令地域を重ねて記入してある。もちろん、大気汚染の中にはこの他のセメントや重金属、粉炭などいろいろな物質によつて惹き起こされる局地的な汚染があるが、ここでは省略した。

わが国における大気汚染の変遷については、すでにまとめたことがある (河村1972 a)。その中で戦後のわが国の大気汚染問題が、1955年以後、燃料が石炭から石油に切替るにつれて、ばいじんから亜硫酸ガスに移行し、さらに、近年オキシダントへと変りつつあることを指摘した。この傾向はその後ますます著しくなつた。亜硫酸ガスなどの硫黄酸化物は、汚染源対策が進み、硫黄分の少ない良質重油の使用、脱硫技術の進歩、緊急時の規制措置などによつて、著しい高濃度の出現頻度が各地とも大幅に減少した。この一、二年、東京や大阪などの大都市では、亜硫酸ガス注意報はほとんど発令されなくなり、かつて1年間の1/3は注意報基準を越える高濃度汚染が起こつた時代のあつたことが夢のように感じられる。大気汚染が

* 気象研究所応用気象研究部 Meteorological Research Institute, Japan Meteorological Agency

第1図 わが国の大気汚染地域
網目をかけた地域は大気汚染防止法によつて
おう酸化物の特別排出基準が定められて
いる地域。黒丸は光化学スモッグ注意報
が発令された地域

甚しいことで知られた北九州市でも、気象状態が悪化して高濃度汚染が起りやすいときには、汚染源の排出を規制することによつて、この1年間に1回の注意報の発令もない。しかし全国的に見るとまだ十分に規制措置のとれない地方都市などでは依然、亜硫酸ガスの高濃度汚染が頻発しているところもある。これと関連して、汚染源の高煙突化によつて汚染源近傍の亜硫酸ガス濃度は低下したが、大分市のように汚染源からかなり離れた地点では意外な高濃度が進行しているところもある。

しかし、環境庁の調査によると、東京など大都市では、年間の亜硫酸ガス濃度が二、三年前までの半分程度に低下していることは、注目に値する。今後、総量規制などの措置によつて環境基準自体もより低く改正されよう。また気象条件を考慮して事前に汚染質の排出量をコントロールしようとする大気汚染予測制御システムが完備される趨勢にあるので、硫黄酸化物が高濃度となることは次第に少なくなるだろう。しかし光化学オキシダントは、大都市の場合に窒素酸化物や炭化水素などの一次汚染質の汚染源の中で、排出量の7割を占める移動発生源（自動車）対策が不十分なので、今のところ光化学スモッグの注意報の発令回数は年々増加している。

一方、高煙突化によつて、亜硫酸ガスの高濃度発生の気象条件も変化し、従来各地で4 m/s以上の風速のときには高濃度にならないと言われていたが、今日ではやや風が強いときに高濃度になりやすく平均風速6 m/sぐらいまで高濃度になることがある。

III 光化学大気汚染の発生条件

わが国において、光化学大気汚染が現実の問題となつたのは、1970年7月18日に東京都杉並区で起こつた、いわゆる立正高校事件以来のことである。かつて筆者（1972 a, b）は、主として1967年以降オキシダント観測値のある都立衛生研究所と、1971年に急ぎ展開された東京都内のオキシダント観測網の観測資料を用いて、光化学大気汚染が発生しやすい気象条件についてまとめたことがある。

その後、国内ではオキシダント観測網が全国的に展開され、1973年夏には1都2府22県で監視測定が行なわれた。この観測資料を用いて各地で高濃度光化学オキシダントが発生する気象条件の調査研究がなされた（たとえば久保1972）。また1972年10月には光化学大気汚染を主題としたOECD東京会議が開催され、世界各国の研究の成果や情報が交換された。そこでこれらの結果を盛り込んで、前報の加筆修正を行なうことにした。

第1表は、OECD環境委員会東京会議でとりまとめた各国の高濃度光化学スモッグの発生条件とわが国のそれとを比較したものである。このうち発生する季節や気圧配置型などは、それぞれの場所の気候状態の差異が反映して異なるが、気温・風速などの気候要素の値は共通している。オキシダントの観測は諸外国でも米国とオランダを除いては、ルーチン観測を行なっている国がほとんどない。しかし、窒素酸化物と炭化水素の一次汚染質さえ存在すれば、ここに掲げた気候条件を満足すれば、どこでも光化学反応に

第1表 光化学スモッグの発生しやすい気象条件

	東 京	ロスアンゼルス	オ ラ ン ダ
発 生 期 間	最盛期 6月～8月 (4月～10月散発)	最盛期 8～9月 (5～10月頻発)	
気 圧 配 置	大部分は前線の変動, 高・低気圧の通過などの気圧配置の変動が大きい。梅雨の中休み, 梅雨明け: 梅雨前線の南北変動や, 消長に支配され, 東谷傾向で北陸方面から南下する高気圧の前面で発生。盛夏期: 北緯30°線に走る高圧帯が弱まり北日本をとおり気圧の谷の中に入るとき(上層に寒気が入る)。盛夏期を中心に3～7日続いて発生	東太平洋の停滞性高気圧(高圧帯)におおわれるときで, パターンの変動は概して小さい	動きのおそい移動性高気圧
逆 転 度	主として移流(前線)性, と沈降性	沈降性	移流性
気 温	24°C(例外的に20°C)以上	24～32°C	18°C 以上
風 速	4 m/s 以下 (5～6 m/s 以下)*	3 m/s 以下	日平均 3 m/s 以下
湿 度	60～80% (9時) 以後漸減	<70%	<70%
日 射	14時まえ少なくとも2～3時間必要	常に日射量多い	紫外線量はロスアンゼルスの約半分
付近海水温	やや高い(東京湾7月24～25°C)	低い	低い
海 風 条 件	オキシダント高濃度域は海風前線の移動と対応 関東平野では海岸から40km 以上内陸へ	同上 海岸が数十 km, 気流条件により 100 km 内陸へ西から東へ吹く風	
風 向	海から内陸に向うとき発生		

* 本文参照

よるオキシダントが生じると考えてよい。わが国では, オキシダントの監視測定網の展開が進むにつれて, 次第に新たな府県で光化学スモッグが発生し, 問題にされることが多いが, 1973年夏の宮城県塩釜市の例を見るまでもなく, 一次汚染質さえあれば, 全国的にはほとんどの地域で夏には高濃度のオキシダントを生じる気候をそなえていると言えるだろう。

次に光化学大気汚染の発生しやすい気圧配置について述べる。気圧配置型は大気中における光化学反応にとって直接関係はないが, 大気の状態を総合的に表現している点で, 大気汚染の予報を行なう上に便利なので, 各地で光化学スモッグの発生と結びつけた調査が行なわれている。筆者も前報では主として, 1971年の暖候期に光化学スモッグ注意報が発令された日の気圧配置を検討した結果, わが国ではロスアンゼルスと違って, 盛夏期の安定した太平洋高気圧に蔽われた状態よりも, むしろ梅雨期などの前線の位置の南北の変動や, 高・低気圧の通過に伴って上空に流入する寒気の移流によって生じる逆転層の存在が重要であり, これがわが国の光化学大気汚染発生の一つの特徴であることを強調した。

しかしその後1972, 1973年の暖候期の結果を加えてみると, 盛夏期の安定した亜熱帯高気圧内で下層大気中に生じる沈降性の逆転層や安定層も重要であることがわかった。第2図は過去3年間の東京都内で光化学スモッグ注意報が発令された月別日数を比較したものであるが年による差異が大きい。1971年は梅雨

第2図 東京都における光化学スモッグ注意報月別発令日数

積極的に取入れられているが、光化学スモッグの前日予報は、梅雨どきの気圧配置の変化の激しいときに比べると、盛夏期は比較にならないほど容易である。

大気汚染の予報には、シノプティックスケールの気象条件からみた大気汚染危険度ともいうべき大気汚染ポテンシャルがよく用いられる。大気汚染ポテンシャルの示数でよく知られているのは最大混合層高度(MMD)である。わが国では東京付近では茨城県館野の高層観測値を用いると1200 m以下、とくに1000 m以下になるとオキシダントが高濃度になりやすい。これに対して大阪付近では徳島の高層観測資料を用いると、MMDが1200 m以下ではむしろ高濃度のオキシダントが発生しにくいという逆の結果が出ている。この理由は不明であるが、おそらくわが国のように地形の複雑なところでは、下層大気の成層状態が地形の影響を受けて、地域的にかなり差が大きいことを意味しているのではないと思われる。したがって徳島上空のゾンデ観測資料が京阪神の上空の下層大気の成層状態を表現していないということの意味しているのだろう。同様の事実は館野の観測結果と東京上空で行なった臨時観測の資料を比較しても明らかで、盛夏期1カ月間のうち約半分は1500 m以下の下層大気の成層状態にかなりの差異がある。

風速については東京付近でも多くの場合、風速が4 m/s以下だと日射があつて上空のLidが低ければオキシダントの濃度が増加を続ける。しかしオキシダント濃度が0.15 ppmの注意報基準を越えたときに風速が5 m/s程度に達していてもオキシダント濃度が下るとは限らない。上空のLidが低く、容易に破壊されないときは、風がやや強まっても、都市域で発生した汚染質がその地域の上空を通つて運び去られるまで2～3時間高濃度が続くことがある。これは汚染質を発生する都市域が広いためと考えられる。

IV 光化学大気汚染の広域発生条件

すでに第三章で触れたように、最近の大気汚染の特徴の一つは、汚染が広域化したことである。とくに光化学大気汚染は二次汚染質によつてひき起こされるために、一そうこの傾向が強い。関東地方においては、1972年にオキシダント監視測定網が東京都とその隣接県ばかりでなく、北関東の茨城・栃木両県に展開された結果、高濃度の光化学大気汚染が、南関東だけでなく、北関東にまで及ぶ広域に発生することがわかった。光化学大気汚染の本場として、ロスアンゼルス型スモッグの名で知られている、ロスアンゼルス周辺地域では、白く汚れた気塊が午前から午後にかけて、海風に乗つて内陸に移動し、それとともにオキシダント濃度が上昇する。ロスアンゼルス盆地のもつとも奥にあり、海岸から100 kmも離れた River-

side では夕刻に著しく高濃度になることが知られている。

関東地方でオキシダントが広域にわたって広濃度になるためには、前章で明らかにしたような総観気象条件が満たされなければならないことはもちろんであるが、それ以外に必要な気象条件がある。まず 850 mb 面（海面上約 1500 m の高度に相当する等圧面）以下の大気下層に顕著な逆転層または安定層が存在することが重要である。それと同時に、日中南よりのやや強い風が関東平野の上を吹走し、東京湾周辺の市街地あるいは工場地帯から発生した一次または二次汚染質を北関東に輸送することが必要である。しかし、朝から南よりの風が 5 m/s 以上であると、東京湾沿岸の市街地などが発生した一次汚染質は、光化学反応を十分に起こす前に内陸に輸送されてしまうので、東京都や千葉県、神奈川県などではオキシダントの濃度が上らず、埼玉県や茨城県などの内陸で高濃度となる。したがって関東南部から北部まで広域にわたり、オキシダントが高濃度となるためには、午前中に関東南部に顕著な海風前線が存在し、しかも大気下層に強い安定成層が存在するために、東京湾沿岸の海風領域内の下層大気の中に多量の一次汚染質が蓄積されることが望ましい。そして午後になって、内陸部の気圧が日射の影響で下降し、関東地方周辺の海上の気圧との間の差が増大するために、海風前線が破壊されてやや強い南よりの風が関東平野全域を蔽うようになると、このようにして蓄積された汚染質は南風によって関東平野を北に向って輸送される。このとき日射のために一次汚染質は光化学反応を起こし、オキシダントに変るために、汚染された気塊が到達すると、オキシダント濃度が高くなることはいうまでもない（第3図）。

このように関東平野では広域にオキシダント濃度が上昇するためには、東京を中心とする都市域で発生

第3図 光化学大気汚染が関東地方で広域に発生した日（1972年6月11日）のオキシダント濃度と風の時間的な変化。下左図は朝9時の地上風の流線と海風前線の位置（破線）の時間的な移動。下右図は15時の地上風の流線と最高濃度起時（太線）。内陸ほど最高濃度の出現時刻が遅れる。

第4図 一般風が弱い晴天日における東京湾周辺地域の局地風の日変化のモデル

Stage 1 : 早朝～朝 Stage 2 : 9時～10時頃
 Stage 3 : 正午頃 Stage 4 : 14時～夕刻
 Stage 5 : 21時～夜半 Stage 6 : 夜半～早朝
 風系 A : 東京湾の海風 B : 相模湾の海風
 C : 関東平野西部の陸風 D : 関東平野南部の東風

この状態は暖候期とくに盛夏期には夜半まで続くことが多いが、夜間の地表面の冷却に伴って内陸の気圧が上昇すると次第に海風が弱まって陸風との交替が起こる (Stage 5)。夜半すぎから早朝にかけては東京など市街地では風が弱まって静穏となり、風系が一時消滅する (Stage 6) が、やがて陸風が強まって Stage 1 にもどる。

このような風系の交替は、シノプティックスケールの気圧場の状態と絡んで変化をする。とくに気圧傾度が北風が吹きやすいときは、Stage 4 になる時刻が遅れたり、あるいは現われなかつたりするし、東京湾周辺の海風が弱く、無風状態が長時間続いて、この地域のオキシダント濃度が著しく高くなることもある。逆に南風が吹きやすい気圧配置のときには、早い時刻、ときには朝から Stage 4 の状態に移行することもあり、一般に南風が強く、北関東までオキシダントが高濃度になりやすい。また、シノプティックスケールの気圧傾度が西風が吹きやすいか、東風が吹きやすいかによって海風も南西風となりやすいか、南東風となりやすいかが決まり、これに伴ってオキシダントの高濃度域が東京湾周辺地域のどの部分に出現するかが決ってくる。

このように局地風系の状況によつてオキシダントの高濃度地域が限定されるため、関東平野の大部分にわたって高濃度オキシダントが発生する日は意外に少ない。1973年の暖候期は東京都内で光化学スモッグ注意報発令日数は45日に達したが、このうち上述の広域発生日数は11日に過ぎない。

した大量の一次汚染質を輸送する局地風系の役割が大きい。東京湾周辺の地上風系の典型的な日変化の状態を第4図に示す。この図は暖候期で光化学オキシダント濃度がこの地域内のどこかで注意報基準 (1時間平均値 0.15 ppm) を越えた40日を調べた結果をとりまとめたものである。一般風が強い場合には、筆者 (1966, 1971) がかつて明らかにしたように、主として地形の影響で固有の局地風系が生じ、このような地上風系の日変化は見られない。これに対して晴天で一般風が弱い場合には海陸風や山谷風などの熱的な原因で起こる局地風系が卓越することは当然であるが、この地域では東京湾・相模湾の小規模な海陸風と太平洋と本州との間の大規模な海陸風とが存在する上に、東京・横浜などの大都市の市街地の影響が加わるために、地上風系の日変化が複雑になると考えられる。

早朝から朝方にかけて、周辺から東京湾に向って流入する陸風が全域を蔽っている (Stage 1) が、9時頃になると東京湾周辺地域には相模湾系の海風と、東京湾系の海風が出現し、内陸からの陸風との間に海風前線を形成する (Stage 2)。さらに昼頃にかけて海風域が次第に拡大するが、太平洋系の海風や内陸の風系に阻まれて海風前線は東京都と埼玉県の間境付近に停滞する (Stage 3)。13時頃になると局地風系相互のバランスが崩れ、内陸風系は消滅して全域が海風に蔽われる (Stage 4)。

関東平野の局地風系の立体構造の研究は興味深い問題である（たとえば高野 1972）が、オキシダントの長距離輸送とも関連して、今後、広域の特別観測による究明が必要である。

V 大気汚染と小地形

大気汚染の定常的監視や規制など現実の対策の対象となっているのは、数 km 程度の規模以上である。しかし、われわれが居住している地上付近の大気汚染濃度は、小地形や地被の影響、あるいは汚染源の状態によつて局地的な差異が見られる場合が少なくない。とくに汚染源の高さが低い自動車の排気ガスについては、自動車の走行する道路からの距離により、CO や NO_x、炭化水素などの濃度が著しく変化することは周知の事実である。さらに、道路周辺の地形によつても汚染濃度は異なり、谷間や窪地など風が弱く換気が悪いところでは高濃度になりやすいことが、たとえば東京牛込柳町の交差点などの実測や風洞実験によつても確かめられている（大平ほか、1973）。この種の観測は国内・国外を通じて少なくないが、一般的な地形の状態に対応して局地的な汚染濃度の分布をまとめた研究はこれまでほとんどなかった。

福岡（1972）は福島県の盤梯吾妻スカイライン沿道の20地点（第5図）において大気汚染濃度と植生を調べ、第2表の結果をまとめた。盤梯吾妻スカイラインは、平均海拔高度1350 mの山岳道路で1959年に開通した。沿道の亜高山植物の枯死の原因は必ずしも単純ではないが、沿道20地点で行ったCO、NO₂、SO₂などの大気汚染濃度の観測や植生被害の状態、通過自動車数と樹木枯死数の経年変化傾向などを総合すると、自動車の排気ガスの影響が顕著なことは明らかである。表示した地形（環境）欄の道路に関する記載は、道路周辺の

第5図 吾妻スカイラインにおける観測地点
（福岡による）

第2表 地形・環境による大気汚染・気象・植物被害の傾向（福岡による）

地形・環境	地点番号	大気汚染及び微気象の傾向	植物被害の概況
道路	1 2 8 17 20	全般に高濃度（CO は ①を除いて8~20 ppm） 斜面の向きや気象により異なる	谷側の方の立木に枯損 が目立つ
or	4 10 (12) 19	常に、普通程度（CO は7 ppm 前後）に汚染されているタイプ	風下側に立枯れが顕著
両側立木	6 のみ	汚染濃度はその時の気象条件（特に風速と霧の有無）で異なる	風や霧の通り道のわりに 両側の枯損がひどい
両側立木	7 12 (15)	風が比較的弱く、やや高濃度になりやすい （CO は 7~12 ppm）	風下側（谷側）の立枯れ が顕著
カーブ	5 11 (15)	車がスピードを落とすところだが、予期に反し 低濃度、15（両側立木）は例外	風下側と谷側が枯れて いる
Parking area	B 13 16 (18)	一般に風通しがよく、車の数の割に低濃度 （CO は 0~4 ppm）	植生が殆んどないか、 人為的枯損がはつきり している

地形を模式的に表している。大気汚染欄の一酸化炭素濃度 20 ppm は福島市内で交通渋滞がひどく汚染濃度が甚しい柳町交叉点のそれに匹敵する。植物被害の概況は道路周辺の状況に対応して見られる特徴をまとめたもので、山岳道路の沿道に起こる大気汚染のモデルとして、他の地域に適用してもよくあてはまると大気汚染関係者は言っている。

福岡は福島市信夫山公園を南北に貫通するトンネル付近でも同様の観測を行い、トンネルの出入口付近の大気汚染濃度が著しく高く、自動車の排気ガスによる植物被害が大きいことを述べているが、これは自動車の交通量の多いトンネルは共通に見られる現象である。

都市域の内部では、丘陵や谷などの小地形のほかに、建築物や緑地、河川など地上被覆が大気汚染の分布に及ぼす影響も小さくない。光化学スモッグと関連して謎とされ、今日に至るまで明快な解決を見ないのは、東京の立正高校や石神井南中学校のような局地的重症被害の発生である。環境庁や東京都などが、これらの学校周辺で特別観測を実施した結果、局地的地形や地被の影響で、局地的な汚染濃度の差や局地的気流が生じることは確められたが、被害を説明するまでには至っていない。他方、リモートセンシングの技術の進歩によつて、広域の地表温度を短時間に観測できるようになり、とくに夏の日中には、ビルの屋上や日射のあたっている側壁、一般家屋の屋根、舗装道路は著しく高温となるのに対して、緑地や河川・海などの表面は低温で、両者の温度差は 30°C 以上に達する (Fujita et al. 1968), (土屋 1973)。このような地表面温度の差によつて、高温な市街地では上昇気流が、また低温な緑地や河川の上では下降気流を生じていることが、テトルーンを用いて確められた (Angell, et al. 1966, 1968)。わが国でも上述の光化学スモッグの特別観測において、同様の観測結果が得られているが、上空の高濃度の光化学オキシダントが集中的に特定の地点に下降するという仮説を裏付けることはできなかった (環境庁 1972)。光化学スモッグの被害が、内陸部の台地上の斜面と接する部分、台地を刻む河谷底およびその斜面などの谷、盆地状の地域などが多い (伊藤他 1971) という調査結果もあるが、その小気候学的説明はまだできていない。

煙突の排煙による大気汚染の場合にも、周辺の地形の影響が大きいことはいままでもない。前章で触れたやや規模の大きい地形のほかに、都市域の内部では建物自体の影響による排煙の吹き下ろし現象も無視できない。この問題は視点を変えると最近高層ビルがひき起こす強風害として社会問題にもなったビル風とも関係が深い。建築物周辺の風の分布の実測やビルの谷間の大気汚染の研究は、最近気象学だけでなく建築学 (環境工学) の分野でも盛んに行なわれている。都市の中の風の分布は非常に複雑であるが、最近風洞実験によつて建物周辺の気流を解析する研究も行なわれている。

小地形の直接の影響とは言えないが、室内と屋外の大気汚染濃度の差異についての研究もかなりある。もちろん建物の構造や季節によつても異なるが、一般に屋外の SO_2 やばいじんの濃度が高くなるほど屋内/屋外の濃度の比率は低くなること、濃度の変化は屋外と比べ屋内では位相が遅れる点が共通である。

VI 大気汚染の遠隔測定

地球資源衛星 (ERTS) の写真によつて京浜工業地帯の煤煙が冬の北西季節風によつて東京湾上を三浦半島付近まで流されている様子が捉えられた。このように汚染源から排出された汚染質の拡散や平面的な分布の様子を調べるには、航空機や人工衛星などから写真撮影を行なうことによつて、簡明直截に実態を捉えることができる場合が少なくない。さきに述べたように、東京を中心とする首都圏の光化学大気汚染は、広く続いた市街地が大汚染源となつて発生した汚染質が、海風領域内に閉じこめられて光化学反応を起こし、巨大な汚染気塊を作つて関東平野を蔽う。科学技術庁資源調査会の報告 (1972) では、この汚染気塊形成の状況を関東南部の閉鎖大気という言葉で表現した。わが国の光化学大気汚染も光化学スモッグという言葉が定着したとおり、多くの場合視程障害を伴う白濁した汚染大気を生じるから、このような遠

隔探査の方法をとることによって、汚染気塊が風によって移動する様子を把握できるだろう。

現在から約10年前までは、大気汚染気象の研究の焦点は、汚染源近傍の高濃度汚染に絞られていたので、その気象学的な裏付けとなる拡散理論も汚染源からせいぜい10 km 程度の地域内を対象として発展してきた。しかし、1960年以後、大気汚染防止対策のため200 m を越える高煙突が多くなってから、煙突から排出された煙の流れが、予想外に風下に遠距離まで続いていることが航空機によって確認された。とくに PETERSON (1968) が米国の Brookhaven にある 火力発電所の煙が、中立状態の温度成層をもった下層大気中をゆるやかに蛇行しながら、大西洋上を 300 km も流れて行くのを観測した例は有名である。このように汚染源から風下距離が 100 km を越える汚染質の長距離輸送を裏付ける観測事実はすでに数多くあり (MUNN et al. 1972), このスケールの大気汚染のモニタリングが気象衛星によって行なわれることは時間の問題である。

大気汚染質の濃度自身を遠隔測定する試みも少なくない。そのもつとも代表的なものはレーザーライダー (ライダー) を用いるものである。大気汚染濃度の観測は通常の方法では大型の観測器械が必要なため、地上濃度だけで、上空の大気中の汚染濃度はカイツーンや航空機などを利用して捕集した空気を地上に持ってきて濃度測定をするのが普通である。しかしこれでは多額の経費と労力が必要で、定常的な常時観測は不可能である。近年高煙突からの煙の拡散や光化学反応による二次汚染質の上空大気中での挙動が問題になるようになって、地上から直接汚染物質の鉛直輸送や逆転層の探知のためにライダー観測の重要性が改めて認識されている (内藤 1973)。

これとは別に地表から上空 1000 m ぐらいまでの大気中に含まれる NO_x や SO_x などの鉛直方向の平均濃度 (積算濃度) を、航空機に積載した 相関分光装置 (コリレーションスペクトロメーター) で観測する試みもなされている。この器械は SO_2 , NO_2 などが持っている固有のスペクトルと大気中に含まれる SO_2 , NO_2 などから得られるスペクトルの相似の度合から、大気中に含まれるこれらのガスの定性定量分析を行なう装置で、カナダのパリンジャー社が開発したので、パリンジャーとも呼ばれている (大喜多 1974)。第 6 図はこの器械で観測した東京付近の SO_2 , NO_2 の濃度分布の例である。将来はこの種の器械を人工衛星に搭載して、バックグラウンド汚染濃度をリモートセンシングで観測しようという企てもある (河村 1974)。

このほか、大気汚染によって生じた樹木の被害を飛行機や衛星から撮影した 赤外カラー写真を使つて解析しようという試みも実行されている。わが国では東京付近で農林省林業試験場によって実施されたものが有名である (資源調査会 1972)。また大気汚染質の挙動、とくに輸送を考える上で意義のある地表面温度についてもこれと類似して観測が行なわれていることは前述のとおりである。

VII あとがき

わが国における大気汚染気象の最近の動向として注目すべき問題には、上述の諸問題のほかに、大気汚

第 6 図 1972年 7 月 29 日 午前の東京湾周辺地域の NO_2 積算濃度分布 (ppm-m). 測定高度 400 m でパリンジャー相関スペクトロメーターで観測した. (環境庁 1973)

染のモデリングとシミュレーションが挙げられる。これについては数多くの研究調査があるが、別にまとめられる機会もあると思うので、ここでは省略したい。

なお本文中には主な引用文献だけを挙げたが、その他のものについては、筆者(1972 d)のまとめた文献目録および近く刊行予定の文献目録(続)を参照していただければ幸である。

終りにこの総合報告をまとめる機会を与えて頂いた矢沢大二教授に深謝の意を表わすとともに、製図をお願いした木下真理嬢にも併せて謝意を表する。この研究の一部に文部省科学研究費特定研究(人為的要因による気象・気候の変化の研究 代表者山本義一)を使用した。

文 献

- 伊藤政志, 福岡三郎, 大平俊男(1971): 光化学スモッグと地形について. 東京光化学スモッグに関する研究(第1報), 176-197.
- 環境庁(1973): 光化学反応による大気汚染立体調査報告書.
- 河村 武(1966): 中部日本における冬の地上風系—とくに冬の季節風に関連して. 地理学評論, **39**, 538-554.
- (1970): 南西気流に伴う中部日本の地上風系. 地理学評論, **43**, 203-210.
- (1972 a): 光化学反応による大気汚染と気象条件. 光化学反応による大気汚染, 日本公衆衛生協会. 85-93.
- (1972 b): 日本の都市における大気汚染. 地理学評論, **45**, 231-245.
- (1972 c): 大気汚染気象の動向と背景. 天気, **19**, 467-483.
- (1972 d): 都市気候と大気汚染の文献目録. 173 p.
- (1974): バックグラウンド大気汚染の観測. 気象研究ノート(119), 印刷中.
- 久保朋弘(1972): 大阪府における光化学スモッグと気象条件. 公害と対策, **8**(9), 59-64.
- 内藤恵吉(1973): ライダーによる対流圏観測. 気象研究ノート(116), 61-70.
- 大平俊男・朝来野国彦・福岡三郎・宇田川満・泉川破雄・舟島正直・伊藤正志・横田久司・山本剛夫・西田 薫・大橋及紀・荒井民雄(1973): 風洞実験による街路周辺の自動車排気ガスの濃度予測について. 東京都公害研究所年報, **4**, 18-34.
- 大喜多敏一(1971): Barringer 相関スペクトロメーターによる川崎市工業地帯からの SO₂, NO₂ の地域発生量および平原山からの SO₂ の発生量の測定. 公衆衛生院研究報告, **20**, 47-53.
- 資源調査会(1972): 高密度地域における資源利用と環境保全の調和に関する勧告—基礎資料一. 資源調査所資料第19号.
- 高野憲治(1973): 関東地域における局地風の立体構造. 昭和48年度日本気象学会秋季大会発表.
- 土屋 巖(1972): 緑地と都市気候—都市における自然緑地・人工緑地・河川等の熱的特性—水利科学(84), 29-56.
- 福岡義隆(1972): スカイライン沿道の大気汚染調査. 大気汚染研究, **7**, 27-32.
- ANGELL, J. K., PACK, D. H., HOLZWOTH, G. C., DICKSON, C. R. (1966): Tetroon trajectories in an urban atmosphere. *J. appl. Met.*, **5**, 565-572.
- ANGELL, J. K., PACK, D. H., HOECKER, W. H. (1968): Tetroon flights over New York City. *Weather* **23**, 184-191.
- BENSON, F. B., HENDERSON, J. J., CALDWELL, D. E. (1972): Indoor-outdoor air pollution relationship: a literature review. Environmental Protection Agency. U.S.A. 73 p.
- FUJITA, T., BASALT, G., TSUCHIYA, K. (1968): Aerial measurement of radiation temperatures over Mt. Fuji and Tokyo areas and their application to the determination of ground- and water-surface temperatures. *J. appl. Met.* **7**, 801-816.
- MUNN, R. E., EGGLETON, A. E. J., FACY, L., PACK, D. H., SCHMIDT, F. H. (1972): Dispersion and forecasting of air pollution. *W. M. O. Tech. Note* (121), 1-88.
- OECD (1972): Documents of special working party session of air management sector group in Japan 20 th to 29 th september, 1972.
- PETERSON, K. R. (1968): Continuous point source plume behaviour out to 160 miles. *J. appl. Met.* **7**, 217-226.

(1974年2月6日受理)