交差点付近および家屋内外における 浮遊粒子状物質 (SPM) の研究 —可搬型 SPM サンプラーによる調査成績—

Study on the Suspended Particulate Matter (SPM)
Around a Crossroad, Outdoor and Indoor Air Environment
—Report on measurements using portable SPM samplers—

国立公害研究所環境保健部

安 藤 満・田 村 憲 治

Mitsuru Ando and Kenji Tamura

Environmental Health Sciences Division, National Institute for Environmental Studies, Ibaraki

The concentration change of suspended particulate matter (SPM) in indoor and outdoor air environments was studied. Since the respiratory absorption of particles is markedly different according to their size, a new personal sampler (SPMP-sampler) was made. The sampler could collect particles above 10 μm , 2 to 10 μm , and below 2 μm in aerodynamic diameter separately. SPM concentration using the SPMP-sampler was almost linear to the results of using a Marple Personal Cascade Impactor. The linear equation was

$$y = 0.976x + 3.88(\mu\text{g}/\text{m}^3)(r = 0.95)$$

where x and y are the SPM concentration measured using the SPMP-sampler and the Marple Personal Cascade Impactor, respectively.

The SPM concentration in a main crossroad air environment changed rapidly. The SPM concentration in the outdoor air environment of the residential areas near the crossroad was greatly reduced compared with the crossroad, but still much higher than in rural areas. The relationship between the particle concentration in indoor and outdoor air environments varied with the diameter of the particles. The SPM concentration in the indoor air environment linearly increased according to the increase of that in the outdoor environment.

The polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) concentration in particles also changed sharply depending on their diameter. Fine particles below 2 μm in diameter had a high PAH concentration.

Key words: Suspended particulate matter (SPM), Respirable dust, Indoor pollution, Personal sampler, Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH)

浮遊粒子状物質, 吸入性粉じん, 室内汚染, 個人サンプラー, 多環芳香族炭化水素

緒 言

環境中浮遊粒子のうち, 呼吸器内への沈着率の高い粒径10 μm 以下の粒子状物質(浮遊粒子状物質, Suspended particulate matter: SPM)は, 広域的には人間活動に伴うものに比べ自然由来のものが多く, 都市部におい

ては人為的発生源によるものが多い^{1,2)}。都市大気中のSPMの有機成分には, 自動車走行や一般燃焼過程による一次発生の粒子と, 気体より生成する二次発生の粒子が存在し, これらの成分の中には, 発癌のリスクを上げるとされている多種の多環芳香族化合物やニトロ化芳香族化合物をはじめ, 人の健康上問題とされる物質が多く

含まれている^{3,4)}。石炭から石油へのエネルギー転換により、燃焼による一次発生する浮遊粉じんは、1970 年以降減少してきているが、その反面、近年の交通網の発達とディーゼル車の急速な普及により、大都市幹線道路沿いに SPM の高濃度な地域が出現し、都市環境の改善にとって大きな課題となっている。

近年著しい増加を示している「気管・気管支および肺部の癌」は、喫煙が最大の環境要因と考えられているが、喫煙の影響を補正したとき、都市部は農村部に比べ、これらの癌の発生率が高いとする報告もある⁵⁾。このため、都市大気中の浮遊粒子状有機物質が住民の健康にどの程度リスクとなるのか、今後緊急に調査研究することが必要とされる。

現在 SPM は粒径により測定技術が異なるため、その正確な濃度変動を把握する際、換算などの操作が必要になる。また、SPM については、常設の自動計測局が少ないため、地域ごとに大気環境中の SPM 濃度を推定するにはデータが不足している。さらに、自動計測局は、局所的な影響を除くため、サンプリング口の位置が 3 m 以上と高く、また周囲の建造物による影響も受けやすいため、人の通常の生活環境における SPM 濃度は正確に反映できていない。しかし、生活環境中 SPM の濃度変動や発生源の寄与を解明していくことは、住民の SPM への曝露量を推定し、居住環境を改善していく上で重要と考えられる⁶⁾。

生活環境における SPM の個人曝露量を、一般に用いられている発生源単位の寄与率から導くことは、以下の理由から困難が伴う⁷⁾。

- 1) 家屋内外における発生源が多様である。
- 2) 各種の発生源由来の粒子は、その粒径により、拡散や対流の状況が異なり、曝露量は発生源での粒子濃度に必ずしも比例しない。
- 3) 発生源と曝露者間の距離的・時間的關係が複雑で、かつ局地的気象条件の変化に左右されやすい。

従って、SPM の個人曝露量を推定していくためには、予想される主な発生源近傍において濃度を測定し、各々の寄与率から算出していく従来の方法と、個人ごとの SPM の曝露量を、実際の生活環境中、もしくは直接個人の吸気部で測定する方法の両面から研究していく必要がある。そしてそのためには、一般環境中の SPM の測定に用いられている据付型の測定器の代りに、可搬型の小型測定器が必要となる。

この研究では、この目的に合い、粒径による分粒機能を兼ね備えた SPM 測定用の個人サンプラーを改良試作

したので報告する。また同時に、このサンプラーを用いて、発生源の異なる地域を選び、当該地域住民の SPM の個人曝露量を推定するための基礎調査を行ったので、その結果についてもあわせて報告する。

調査および方法

浮遊粒子測定器

SPM の経時的濃度変化の測定は、光散乱方式の自動計測器 (PCD-1; 柴田科学製) を用いて行った。SPM 絶対質量濃度と粒径分布の測定は、ローボリューム・アンダーセン・サンプラー (ダイレック社製) と 2 種類の携帯用個人サンプラー; マーブル・パーソナル・カスケード・インパクター (シエラ社製) および今回 SPM の測定用に改良試作した個人サンプラー (以下「SPMP サンプラー」と呼ぶ; 柴田科学製) を用いた。

測定においては流量を正確に調整するため、測定の前後で精密膜流量計 (エステック社製) を用いて流量を測定した。SPM 濃度は短時間に大きく変動することがあるが、使用した PCD-1 については、3 台同時に測定して測定値のばらつきが小さいことを確認した。また、必要に応じピエゾバランス粉塵計 (カノマックス社製) で、PCD-1 と同時に濃度変化を測定した。PCD-1 の質量濃度変換係数は、2 種の個人サンプラー、あるいはローボリューム・アンダーセン・サンプラーで並行測定して、測定条件ごとに求めた。

試薬およびフィルター

アセトンは、和光純薬製残留農薬分析用を、またアセトニトリルは液体クロマトグラフ用を用いた。多環芳香族用標準液としては NBS の標準物質を調製し、ベンゾ (a) アンスラセン (B(a)A)、ベンゾ (k) フルオランセン (B(k)F)、ベンゾ (a) ピレン (B(a)P)、およびベンゾ (ghi) ペリレン (B(ghi)P) について測定した。高速液体クロマトグラフ用カラムとしては、ガスクロ工業製 ODS C-18 (5 μ m, 250 mm) を使用した。捕集用フィルターは、シエラ社製のマーブルのサンプラーには同社製のマイラーフィルムを、SPMP サンプラーにはテフロンを結合させたガラス繊維フィルター (T60A20) を用いた。また、アンダーセン・サンプラーの捕集用フィルターにも T60A20 を使用した。フィルターはいずれもアセトンに浸漬し超音波洗浄した後、20°C、50% の恒温恒湿下で 24 時間以上放置し、恒量になった後秤量して使用した。

浮遊粒子中の多環芳香族化合物の測定

フィルターに捕集された浮遊粒子中の多環芳香族化合

物は、Krishna ら (1983-a,b)^{8,9)} の方法に準拠し、アセトン 20 cc を用いて 4 分間超音波浸透し抽出した。アセトン液は窒素気流下で濃縮後アセトニトリルに転溶し、高速液体クロマトグラフ (LC-6A；島津製作所製) で、Furuta and Otuki (1983)¹⁰⁾ の方法により分析した。移動相は、アセトニトリル：水=80：20を用い、流速は、1.5 ml/min、励起光 366 nm、蛍光 403 nm にて分析した。抽出効率は、B(a)A, B(k)F, B(a)P, および B(ghi)P について、それぞれ $98.2 \pm 3.2\%$, $99.8 \pm 0.6\%$, $87.0 \pm 1.9\%$, $91.1 \pm 4.1\%$ であった。

結 果

分粒特性を持った SPM 測定用個人サンプラー

SPM は粒径により、呼吸器系内での沈着部位や吸着率が著しく異なるため、その個人曝露量を測定する個人サンプラーは、以下の条件を満たしていることが望ましい。

- (1) 環境庁の SPM の規定に合わせ、空気力学的粒径が $10 \mu\text{m}$ 以上の粒子を 100% カットすること。
- (2) SPM の抽出、分析に適したフィルター上に捕集すること。(グリースの使用は避ける。)
- (3) 気管支部と肺胞部への沈着率が粗大粒子と微小粒子で異なるため、SPM をさらに $2 \mu\text{m}$ の粒径によって分粒できること。
- (4) 小型・軽量で、内蔵バッテリーにより長時間 (8 時間以上) の測定が可能なおこと。さらに、家庭用電源での連続測定も可能であること。
- (5) 防音上の配慮がなされていること。
- (6) 比較的安価であること。

今回我々の試作したこの SPMP サンプラーは、既製のサンプラーでは前述したような条件を満たす適当なサンプラーがなかったため、労働現場用に設計され、 $7 \mu\text{m}$ 100% のカットオフ特性を持つ労研式 TR 個人サンプラーを、SPM 測定用に設計しなおしたものである。SPMP サンプラーの外観および捕集部の構成を Fig. 1 に示す。このサンプラーの捕集部は、吸引流量が毎分 2.5 l のときに各々 $10 \mu\text{m}$ 100%, $2 \mu\text{m}$ 100% のカットオフ特性を持つ 2 段のインパクターおよびバックアップ・フィルターの 3 段階から構成されている。1 段目には、従来から使われているグリースを塗布したステンレス板を置き、2 段目とバックアップにはテフロンを結合させたガラス繊維フィルター (T60A20；パールフレックス社製) を用いた。このフィルターは、捕集効率に優れ ($0.3 \mu\text{m}$ 以上 98 % 捕集)、圧損も少ない。また吸湿性が少なく、重量測定

Fig. 1 A new personal sampler (SPMP-sampler) to collect the suspended particulate matter (SPM) in an air environment. Fig. 1-1: structure of SPMP-sampler; Fig. 1-2: composition of the sampler to measure personal exposure to SPM; Fig. 1-3: composition of the sampler to measure SPM in indoor air environment.

に適しているうえ、多環芳香族化合物の抽出や分析にも適している。ポンプ部はバッテリー部と分離して、個人サンプラーとして腰にベルトで装着する際の負担を軽くした。また、家屋内などでの数日間にわたる連続サンプリングが可能のように、防音ケースに収め、家庭用電源でも使用できるようにした。重量はヘッド部が85 g、ポンプとバッテリーで約1130 g、また防音ボックスに収納したとき1 mの距離での騒音は40 dB (A特性) 以下であり、必要な条件をほぼ満足するものと考えられた。

このSPMPサンプラーの捕集効率を、シエラ社製のマーブルの個人サンプラーと比較した結果をFig. 2に示す。これは、交差点、郊外、農村地区など様々な条件下で24時間以上連続してサンプリングした結果をまとめたものである。10 μm 以上の粒子では、SPMPサンプラーの測定値 (x) はマーブルのサンプラーの測定値 (y) に比較して高いが、 $(y=0.526x-0.186 \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}, r=$

0.98)、ローボリューム・アンダーセン・サンプラーの測定値とはほぼ一致した。このため、10 μm 以上の粒子の捕集効率は、SPMPサンプラーの方が優れていると言える。2 μm 以上の粗大粒子と、これ以下の微小粒子についての分粒特性は、両個人サンプラーでわずかな差があったが、SPMPサンプラーによる10 μm 以下のSPMの測定値 (x) は、マーブルのサンプラーの測定値 (y) と良く一致しており ($y=0.976x+3.879 \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}, r=0.98$)、SPMPサンプラーは、小型ではあるが分粒精度も優れていることがわかった。

道路周辺の浮遊粒子濃度

光散乱方式のPCD-1の質量濃度変換係数 (F値) は、調査地域、調査時期、気象、サンプリング高などにより変動する。このため、PCD-1による経時的濃度変化の測定時には、サンプラーによる絶対濃度測定を随時並行し、F値を測定条件ごとに決定した。今回、道路脇などの7測定条件でのF値の変動範囲は、2.8~3.4であった。

6秒間ごとの平均濃度を示すこの自動計測器は、SPMの急激な濃度変化を良く捉え、SPMの短時間の濃度変動の測定には有効であった。Fig. 3に、1985年11月20日より21日にかけてPCD-1で測定した、都内のある主要交差点付近のSPMの濃度変動を示す。測定には、2台の計測器を用い、うち1台は交差点でSPM濃度を常時測定した (Fig. 3-1)。計測器は携帯して、交差点、道路沿いおよび交差点を中心に約100 m四方の路地を、3回移動しながらSPM濃度測定を行った。SPMの濃度は、交差点内 (Fig. 3-1 および Fig. 3-2, 3, 4のCR) では著しく高い。また、自動車走行量の多い、この交差点周囲の道路沿いのSPM濃度もかなり高い (Fig. 3-2, 3, 4のMR1, MR2)。交差点から少し入った自動車走行の少ない周辺住宅地の道路沿上のSPMの濃度は、交差点付近に比べれば、大幅に減少する (Fig. 3-2, 3, 4のRA1, RA2)。都心部住宅地のSPMの濃度変動は、自動車走行台数など発生源の量的変動や風向風速のほか、道路や周囲の建造物による拡散のしかたの違いなどに複雑に影響される。

周辺に自動車走行の多い道路がない田園地区住宅地や農村部における、冬期のSPMの濃度変動をFig. 4に示す。これらの地域におけるSPMの濃度は、都心部交差点付近における自動車走行による場合と異なり、経時的変動は穏やかである。発生源は、暖房や、野焼き等の燃焼過程によるものが多いと考えられる。このことは、野焼きが視認されたときのSPMの濃度が著しく増加したことによっても確認された (Fig. 4-f)。このように、発生源

Fig. 2 The relationship of the SPM concentration measured by SPMP-sampler and Marple Personal Cascade Impactor.

Fig. 3 The concentration change of SPM in outdoor air environment of a crossroad (Fig. 3-1 and Fig. 3-2,3,4 CR), main roads (Fig. 3-2,3,4 MR1 & MR2), and residential areas (Fig. 3-2,3,4 RA1 & RA2) near the crossroad in a metropolitan area.

に依存した SPM の濃度変動は、光散乱方式の自動計測器を用いることによって知ることができるため、発生源を予測する上で有用な情報が得られる。

浮遊粒子の粒径分布

測定地点ごとの SPM の粒径分布を Fig. 5 に示す。都心部交差点等、自動車走行による発生源に近いところでは、 $10\mu\text{m}$ 以上の粒子の割合が多い。さらに $10\mu\text{m}$ 以下の SPM では、都心住宅地の濃度が、交差点に比べかなり低下しているものの、郊外の田園地区に比べれば、かなり高い濃度であることが分る。また、都心交差点においては、SPM のなかで、 $2\mu\text{m}$ 以上の粗大粒子の占める割合が多い。これに対し、交差点から少し入った住宅地においては、発生源が少し離れることにより $2\mu\text{m}$ 以上の粒子の減少が大きく、 $2\mu\text{m}$ 以下の微小粒子の占める割合が多くなる。このような SPM の環境濃度は、個人の吸入曝露量に直接反映する。SPMP サンプラーやマーブルのサンプラーを用いた個人曝露量についての詳細な研究は、発生源が単一である農薬散布時について、既に報告している¹¹⁾。ここでは、発生源が複雑な場合の例として、家屋内外にサンプラーを設置し、家屋外の SPM の環境濃度と家屋内の濃度との関連を、窓を開放して換気することの多い夏期（6～9月）において調べた結果を Fig. 6 に示す。 $10\mu\text{m}$ 以上の粒子については相関が見られないが、 $10\mu\text{m}$ 以下の SPM については、 $2\mu\text{m}$ 以上の粗大粒子とそれ以下の微小粒子のいずれについても、家屋外

Fig. 4 The concentration change of SPM in outdoor air environment of a rural area in Ibaraki Prefecture from 12: 00 to 16: 00. a: Dec. 25, b: Dec. 26, c: Dec. 27, 1985. d: Jan. 6, e: Jan. 7, f: Jan. 8, 1986.

Fig. 5 Particle size distribution of SPM in outdoor air environment of the studied areas.

の環境濃度が家屋内濃度に反映することが分る。

浮遊粒子中の多環芳香族化合物濃度

SPM に吸着している多環芳香族化合物は、SPM の吸入に伴い、人への経気道曝露を引き起こす。Table 1 に示すように、発生源との関係から都心部交差点の SPM 濃度が、付近の住宅地の SPM 濃度に比べ、2.8 倍と著しく高い。他方、SPM 中多環芳香族化合物を、同じ交差点と住宅地で比較すると、濃度比は成分により 1.6 倍から 2.5 倍にばらついた。特に、発癌性が報告されている B(a)P の交差点での濃度は、住宅地よりかなり高かった。人の経気道曝露を考えると、子供は大人に比べて吸入位置が低いため、測定位置の地上高の差が問題になる。表に示すように、交差点、住宅地とも 75 cm の高さの方が、150 cm の高さに比べ全ての成分の濃度が高かった。Table 2 に、SPM を 10~2 μm の粗大粒子部分と、粒径 2 μm 以下の微小粒子部分に分粒した際の、SPM の濃度と多環芳香族化合物の濃度を示す。多環芳香族化合物は、粗大粒子には少なく、2 μm 以下に著しく高かった。このこと

Fig. 6 SPM concentration in indoor air environment as a function of that in outdoor environment.

Table 1 Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) concentration in SPM in outdoor air environment of a crossroad and a residential area near the crossroad in a metropolitan area.

Pollutant		Crossroad		Residential area	
		75 cm	150 cm	75 cm	150 cm
SPM	mg/m ³	0.200	0.186	0.150	0.071
B(a)A	ng/m ³	3.83	3.14	1.52	1.39
B(k)F	ng/m ³	2.81	2.56	1.78	1.63
B(a)P	ng/m ³	2.75	2.52	1.44	1.41
B(ghi)P	ng/m ³	7.88	7.38	5.18	4.76

Each value represents mean of two measurements.

は、SPM の粒径を分けて測定する必要性のあることを示している。

Table 2 PAH concentration in fine ($d < 2.0 \mu\text{m}$) and coarse ($2.0 \mu\text{m} < d < 10 \mu\text{m}$) fractions of SPM in outdoor air environment of the crossroad at heights of 75 cm and 150 cm.

Pollutant		75 cm		150 cm	
		10 to $2 \mu\text{m}$	below $2 \mu\text{m}$	10 to $2 \mu\text{m}$	below $2 \mu\text{m}$
SPM	mg/m ³	0.085	0.125	0.074	0.122
B(a)A	ng/m ³	<0.20	3.83	<0.20	3.14
B(k)F	ng/m ³	0.57	2.24	0.49	2.07
B(a)P	ng/m ³	<0.20	2.75	<0.20	2.52
B(ghi)P	ng/m ³	1.25	6.63	1.27	6.11

Each value represents mean of two measurements.

考 察

生活環境中の SPM の発生源は、地域により多様であり、その化学組成も発生源によって異なるため複雑である。SPM は沈降速度が遅いため、気象条件によっては、大気中に長時間滞留する¹²⁾。このため、SPM の経気道曝露による人への影響が問題となる。吸入された SPM は、成分によっては呼吸器に直接作用したり、血中に溶解し、標的器官に作用すると考えられる。

近年、大都市を中心とした自動車交通網の発達に伴い、都市部交通要所等において、SPM の高い濃度が観察される。このため、当該地区住民の SPM の曝露量を正確に把握していく必要がある。SPM の測定は、自動計測局が少ないうえ、測定法そのものについても種々の問題点を抱えている。繁用される光散乱方式の測定法は、粒径による感度が違うことや霧など自然のミストも計測してしまうほか、粒子比重等に影響されるため質量濃度変換係数を求めることが必要とされる。この研究においても、変換係数はわずかではあるが常に異なり、絶対質量濃度を測定条件ごとに並行測定して求めておく必要があることが確認された。

人の SPM の吸入量を推定するには、吸入部位における濃度を測定する必要がある。SPM は地面からの高さによって濃度が大きく異なるため、一般環境において人の曝露量を検討する際も、吸入部位の高さ（この研究では 150 cm を用いた）において SPM の濃度測定を行う必要がある。この目的に合わせて設計した携帯用の SPMP サンプラーは、野外の測定においてマープルの個人サンプラーの測定値とよく一致し、生活環境中 SPM の測定に充分使用できることが分かった。ただし、粒径 $2 \mu\text{m}$ での分粒特性は、SPMP サンプラーを理論式に基づいて設

計したため、マープルのサンプラーの測定値と約 20% の違いを生じていた。この点については、今後の検討が必要である。

すでに報告されているように、都心部交差点付近における SPM の濃度はかなり高いことが、この調査においても確認された。都心部交差点の SPM 濃度は、主要な発生源である自動車の交通量に対応して著しく変動する。このような交差点における SPM の高濃度な汚染は、近くの住宅地では大幅に軽減するが、その濃度は田園地区一般環境に比べかなり高い。このように、都心部住宅地においては、自動車等の発生源の量的変動、道路や建造物による拡散への影響等により、SPM の濃度が複雑に変動している。

さらに、大都市幹線道路を走行する自動車内の SPM の濃度も激しく変動し、しばしば交差点に匹敵する高い濃度を示したが、自動車運転手等の職業曝露の上からも、SPM に注目する必要があるだろう。

SPM の粒径は、発生源に近い交差点では、 $2 \mu\text{m}$ 以上の粗大粒子の占める割合が多い。他方、交差点付近の住宅地や、田園住宅地等発生源から離れた地点においては、微小粒子の占める割合が多くなる。この傾向は、橋本 (1980)¹³⁾ が高速道路付近において観測した、エアロゾルの粒径分布の報告と一致する。SPM の成分のなかで、人の健康に関連があるとされる多環芳香族化合物では、微小粒子部分にその含量が多かった。吸入部位との関係では、測定位置の低い方 (75 cm) が高い方 (150 cm) に比べ SPM 濃度が高かったのも、大人より子供の経気道曝露量が多いことが予想される。微小粒子の方が発生源から遠方に拡散しやすい反面、呼吸器への沈着率が高いため¹⁴⁾、都心部住環境を改善していく上で、今後 SPM、殊に微小粒子成分の濃度に、充分配慮していく必要があることを示している。また、発生源は異なるが、農村地区における SPM についても、農村の住環境向上のうえから今後検討が必要であると考えられる。

謝 辞

本研究を進めるにあたり協力頂いた国立公害研究所 環境保健部 松本理、総合解析部 金谷健、計測技術部 切刀正行、東京都環境科学研究所 大気部 伊瀬洋昭の各氏、ならびに東京都駐車場公社に深謝いたします。

文 献

- 1) Peterson, J.T. and Junge, C.E.: Sources of particulate matter in the atmosphere. In "Man's

- Impact on the Climate" (Editors : W.H. Matthews, W.W. Kellogg and G.D. Robins) p.310-320, MIT Press, Boston (1971).
- 2) Heicklein, J. : Atmospheric Chemistry, Academic Press, New York (1976).
- 3) Matsushita, H. : Analytical methods for monitoring polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment. In "Polycyclic Hydrocarbons and Cancer" (Editors : H.V. Gelboin and P.O.P. Ts'o) p. 71-81, Academic Press, New York (1978).
- 4) Schuetzle, D. : Air pollutants. In "Biochemistry Applications of Mass Spectrometry" (Editors : G.R. Waller and O.C. Dermer) p.970-1001, Wiley-Interscience, New York (1980).
- 5) Goldsmith, J.R. : The urban factor in cancer : smoking, industrial exposures, and air pollution as possible explanations, J. Environm. Path. Toxicol., **3**, 205-212 (1980).
- 6) Yocom, J.E., Cote, W.A., and Benson, F.B. : Effects on indoor air quality. In "Air Pollution" (Editor : A.C. STern) p.117 - 157, Academic Press, New York (1977).
- 7) Gartrell, G. and Friedlander, S.K. : Relating particulate pollution to source : The 1972 California aerosol characterization study, Atmos. Environ., **9**, 279-289 (1975).
- 8) Krishna, G., Ong, T., Whong, W.Z. and Nath, J. : Mutagenicity studies of ambient airborne particles I. Comparison of solvent systems, Mutation Res., **124**, 113-120 (1983).
- 9) Krishna, G., Nath, J., Whong, W.Z. and Ong, T. : Mutagenicity studies of ambient airborne particles II. Comparison of extraction methods, ibd., **124**, 121-128 (1983).
- 10) Furuta, N. and Otsuki, A. : Time-resolved fluorometry in detection of ultratrace polycyclic aromatic hydrocarbons in lake waters by liquid chromatography, Anal. Chem., **55**, 2407-2413 (1983).
- 11) 田村憲治, 安藤 満, 田谷利光 : 農作業に伴う浮遊粒子状物質の吸入暴露, 日農医誌, **35**, 698-699 (1986).
- 12) 小野 晃 : エアロゾル粒子状物質・大気汚染物質の動態 (磯野謙治編) p.85-143, 東京大学出版会, 東京 (1979).
- 13) 橋本芳一 : 大気エアロゾルの成分と挙動大気汚染の機構と解析 (鈴木武夫編) p.111-139, 産業図書, 東京 (1980).
- 14) Task group on lung dynamics : Deposition and retention models for internal dosimetry of the human respiratory tract, Health Physics, **12**, 173-207 (1966).

(受付 1987年2月5日 受理 1987年6月18日)