

## 曝露評価に関する知見

### 1. 大気中濃度

#### 1.1. 米国の事例

1999～2001年の3年間にわたるAIRS (Aerometric Information Retrieval System) のデータベース (<http://www.epa.gov/enviro/html/airs/index.html>)、IMPROVE (Interagency Monitoring of Protected Visual Environments、<http://vista.cira.colostate.edu/IMPROVE/Default.htm>)、米国クライテリアドキュメント (U.S.EPA (1996)) の資料をもとに、米国のPM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>およびPM<sub>10-2.5</sub>の実態をまとめた。

##### 1.1.1. PM<sub>10</sub>とPM<sub>2.5</sub>の年平均値の推移

1999～2001年の3年間における全米のPM<sub>10</sub>濃度は、年基準値 (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 以下で、測定局全体の中央値は23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。その全体傾向について述べる。図1.1.1に見られるとおり、1992年以降の年平均値の推移は、都市部とその周辺部では減少傾向にあったが農村部では1996年以降は横ばい傾向にあった。この10年間の変化を地域別でみると、北西部で最も大きく (9.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ の減少)、中南部で少なかった (1.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ の差)。

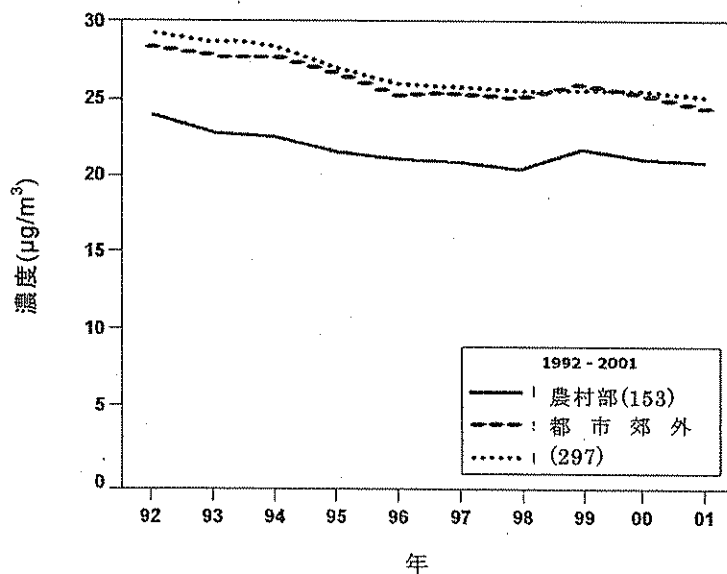


図 1.1.1 1992年から2001年までのPM<sub>10</sub>年平均値の変化

全米全体の都市部およびその周辺部で  $PM_{10}$  濃度が長期にわたり年々減少傾向を示しているのは、粗大粒子よりも大気中での寿命が長い微小粒子の減少によると考えられている。環境政策における規制効果などが、微小粒子濃度の減少に寄与したものと見える。

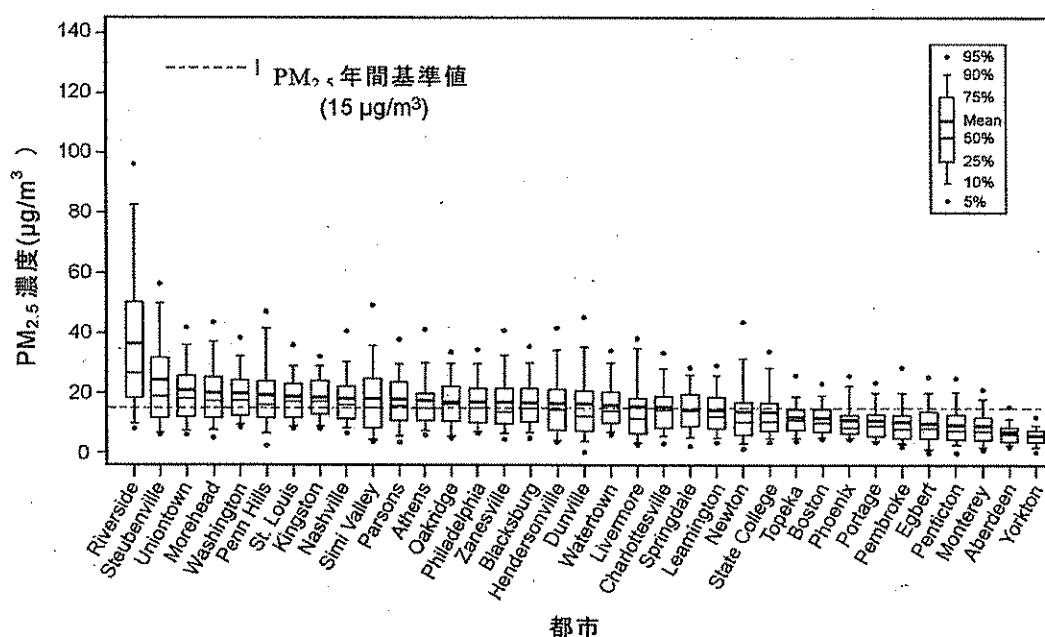


図 1.1.2 1980年代から1990年代前半における  $PM_{2.5}$  の都市ごとの24時間年間平均値とその濃度範囲（米国およびカナダの健康影響調査結果から）。

参考報告：(U.S.EPA (2004))

図 1.1.2 は米国とカナダにおいて1980年代後半に実施した  $PM_{2.5}$  に関する健康影響調査において得られた観測結果である (U.S.EPA (2004))。Lipfert (1998)は、多くの都市部において1970～1990年の20年間に、 $PM_{2.5}$  濃度が年間約5%の割合で減少した可能性があることを指摘した。

カリフォルニアを対象とした1990年代の  $PM_{2.5}$  モニタリング結果によると、例えば、1990～1995年の5年間に、サウスコーストエア盆地では約50%、サンフランシスコ海岸部で約30%、サクラメントの谷地域では約35%、 $PM_{2.5}$  の年平均濃度が減少している。また、南カリフォルニアでは、1994～1998年の5年間に、地域によって差があるものの、硝酸塩、硫酸塩、アンモニウム塩などの  $PM_{2.5}$  主要成分の減少に伴い、2-37%の  $PM_{2.5}$  濃度が減少したと報告されている。

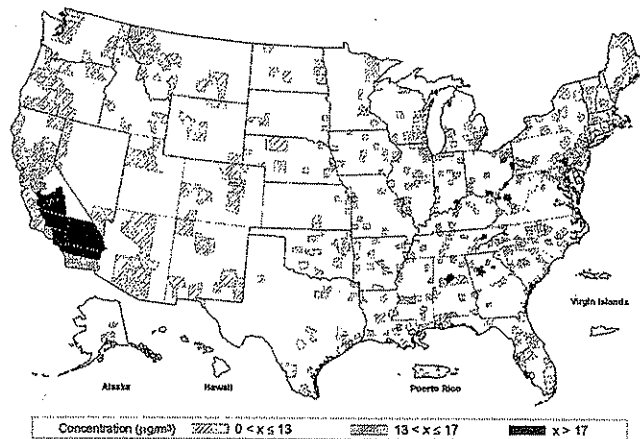


図 1.1.3 1999 年から 2001 年までの  $PM_{2.5}$  の年間平均濃度分布( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )  
 情報源： AIRS (Aerometric Information Retrieval System)

$PM_{2.5}$  の 1999 年から 2001 年までの 3 年間の全米測定局の中央値は  $13\mu\text{g}/\text{m}^3$  であった。その分布を示したのが図 1.1.3 である。カリフォルニアや南東部域の年平均濃度が高く、 $17\mu\text{g}/\text{m}^3$  を超えている。AIRS データによる全米大都市域の年平均濃度は  $6\text{-}30\mu\text{g}/\text{m}^3$  の範囲にあり、フィラデルフィア、ワシントン、ナッシュビルなど東部や西部の大都市部では夏季に最も濃度が高くなる傾向があり、硫酸塩をはじめとする二次生成粒子によるものと考えられている。

そして、 $PM_{10-2.5}$  の年平均濃度の中央値は約  $10\mu\text{g}/\text{m}^3$  であり、その分布範囲は  $1\sim 50\mu\text{g}/\text{m}^3$  にあった。カリフォルニアをはじめとする西部域でその値が最も大きく、埃の局所的寄与が大きいと考えられる。

多くの都市域における  $PM_{2.5}$  および  $PM_{10}$  の濃度は、概して過去十数年減少傾向にあったが、ここ数年は横ばい状態であるといえる。

バックグラウンド濃度を見ることによっても、都市域の粒子状物質の寄与状況を知ることができる。米国東部の  $PM_{10}$  バックグラウンド濃度は  $4\sim 8\mu\text{g}/\text{m}^3$  と推定され、 $PM_{2.5}$  バックグラウンド濃度は  $2\sim 5\mu\text{g}/\text{m}^3$  と推定された。一方、西部の  $PM_{2.5}$  バックグラウンド濃度は  $1\sim 4\mu\text{g}/\text{m}^3$  と推定されている。 $PM_{10-2.5}$  については、 $PM_{10}$  および  $PM_{2.5}$  のバックグラウンド濃度値から推計し、米国西部で 1 以下から  $7\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、東部で 1 以下から  $9\mu\text{g}/\text{m}^3$  であった。

バックグラウンド粒子には、イベント的であるがサハラダストや黄砂も含まれる。全米の 15~30% の広い地域にサハラダストが飛来し  $PM_{2.5}$  濃度レベルを約  $8.7 \pm 2.3\mu\text{g}/\text{m}^3$  押し上げたという報告、1998 年 4 月に飛来した黄砂によって全米 AIRS

の 150 地点の  $PM_{10}$  週間平均濃度が約 3 倍に上昇したという報告がある。米国フロリダに届くサハラダストは粒径  $2.5\mu m$  以下の部分が 30~50% も占めるという。米国に飛来する黄砂も同様に中央径は  $2\sim 3\mu m$  である。その他、中央アメリカやメキシコ南部からバイオマス燃焼により生成する粒子状物質が春から夏にかけて飛来するほか、米国内の森林火災など野火によりバックグラウンド濃度が押し上げられる。

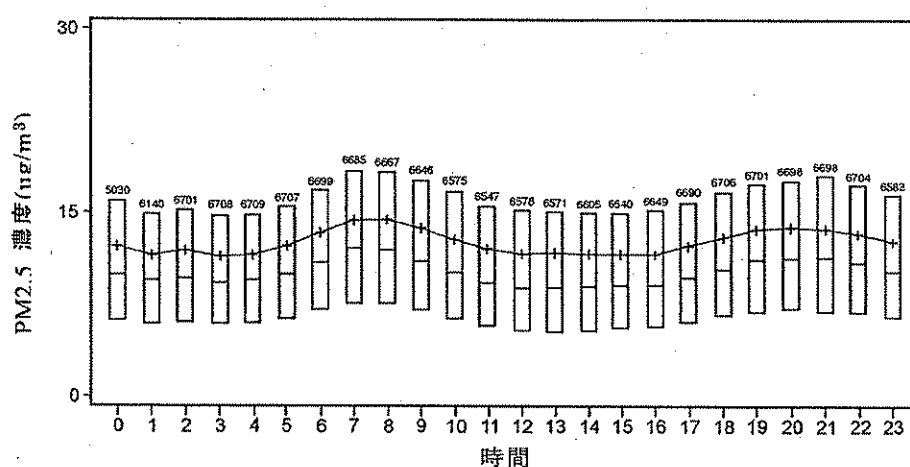


図 1.1.4 全米における  $PM_{2.5}$  平均濃度の時間値 (日内) 変動。  
四分位範囲、中央値、平均値 (+) で示す。箱ひげ図上の数値は 1999 年の観測回数を表す。  
情報源: Fitz-Simons ら (2000)

### 1.1.2. $PM_{2.5}$ の時間値変動 (日内変動)

1999 年の AIRS データをもとに  $PM_{2.5}$  の時間値変動を示した図 1.1.4 から、朝夕に極大値を示す傾向を読み取ることができる。しかし、インレット加熱タイプの TEOM 観測であるため、硝酸アンモニウム塩などを含む半揮発性化合物の消失誤差がデータ中に含まれていることに留意が必要である。また、 $PM_{2.5}$  の日内変動は、排出量変化、二次生成量の変化、地表面付近に形成される混合層の高さおよび空気塊の安定度などによって左右される。

### 1.1.3. $PM_{2.5}$ の成分濃度

フィラデルフィアとフェニックス (アリゾナ州) における  $PM_{2.5}$  および  $PM_{10-2.5}$  の化学組成を比較した。両地点のデータにおける類似性のみを上げてみると、Al、Si、Fe などの地殻起源元素は、 $PM_{2.5}$  濃度よりも  $PM_{10-2.5}$  濃度と相関関係が高い。

PM<sub>2.5</sub>中の重金属類(Cr, Ni, Cu, Zn)の濃度は類似しており、CrとNiが約1 ng/m<sup>3</sup>前後、Cuが5-10ng/m<sup>3</sup>、Znが10ng/m<sup>3</sup>のオーダーにあった。これらの元素はPM<sub>10-2.5</sub>でも同様の濃度レベルにあった。代表例としてフェニックスの大気粉塵の化学成分濃度を表1.1.1に示す。

表 1.1.1 フェニックスにおけるPM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10-2.5</sub>の化学組成濃度(ng/m<sup>3</sup>)  
およびそれらと粉塵質量濃度との相関関係

\* 括弧の値は蛍光X線定量値で表した分析の不確実性を表す。

n = 164	濃度 (ng/m <sup>3</sup> ) ± 標準偏差(unc)	相関係数	n = 164	濃度 (ng/m <sup>3</sup> ) ± 標準偏差(unc)	相関係数
PM <sub>2.5</sub>	11.2 ± 0.6 (0.6) × 10 <sup>3</sup>	1	PM <sub>10-2.5</sub>	27.6 ± 14.8 × 10 <sup>3</sup>	1
Al	125 ± 77 (30)	0.23	Al	1879 ± 979 (547)	0.92
Si	330 ± 191 (48)	0.35	Si	5350 ± 2825 (1347)	0.92
P	11 ± 7.8 (5.7)	0.52	P	37 ± 20 (17)	0.58
S	487 ± 254 (40)	0.16	S	131 ± 47 (26)	0.77
Cl	19 ± 44 (3.0)	0.13	Cl	208 ± 204 (24)	0.28
K	110 ± 63 (9.2)	0.67	K	561 ± 298 (62)	0.92
Ca	129 ± 72 (11)	0.51	Ca	1407 ± 755 (124)	0.9
Ti	11 ± 7.1 (2.7)	0.44	Ti	130 ± 71 (20)	0.9
V	0.7 ± 2.0 (2.2)	-0.28	V	2.0 ± 2.0 (1.5)	0.51
Cr	0.6 ± 0.9 (0.7)	0.41	Cr	2.6 ± 1.7 (0.7)	0.76
Mn	5.7 ± 4.3 (0.7)	0.64	Mn	29 ± 16 (3.0)	0.91
Fe	177 ± 113 (16)	0.8	Fe	1211 ± 674 (133)	0.9
Co	-0.4 ± 1.0 (1.0)	-0.01	Co	1.2 ± 2.2 (1.9)	0.38
Ni	0.6 ± 0.9 (0.5)	0.38	Ni	1.8 ± 1.4 (0.7)	0.7
Cu	5.2 ± 6.1 (1.5)	0.69	Cu	10.3 ± 9.0 (1.5)	0.58
Zn	17 ± 14.7 (1.8)	0.64	Zn	25 ± 16 (3.2)	0.64
As	1.9 ± 3.2 (0.6)	0.5	As	0.6 ± 0.8 (0.6)	0.41
Se	0.4 ± 0.8 (0.4)	0.4	Se	-0.02 ± 0.3 (0.3)	0.21
Br	3.8 ± 2.0 (0.6)	0.57	Br	0.8 ± 0.6 (0.4)	0.48
Pb	6.6 ± 6.6 (1.0)	0.69	Pb	4.6 ± 3.8 (1.1)	0.59

情報源：Zweidingerら(1998)が収集したデータに基づいて算出

Pbに関しては、時期による違いが非常に大きく、原因としては、かつて自動車燃料にPbが添加剤として入っていたことが挙げられる。例えば、フィラデルフィアの大気粉塵中のPb濃度は、2000年に約5ng/m<sup>3</sup>であったが、1990年代前半にはそれより約3倍高い濃度を示しており、1982年には250ng/m<sup>3</sup>であったという観測記録がある。また、フェニックスにおいても同様に、2000年には約3ng/m<sup>3</sup>であったが、1990年には39ng/m<sup>3</sup>であったという観測記録もある。最近の研究では、Pb、Cu、

Cd、Znなどの金属類の発生源はビル表面の風化、自動車ブレーキ、タイヤ、エンジンオイル、潤滑油など多岐にわたるといわれている。

超微小粒子に関する化学組成データは非常に少ないが、カリフォルニアで調査したCass(2000)らの報告によれば、有機化合物(組成比で32~67%)、元素状炭素(EC)(3.5~17.5%)、硫黄(1~18%)、硝酸イオン( $\text{NO}_3^-$ )(0~19%)、アンモニウムイオン( $\text{NH}_4^+$ )(0~9%)、金属酸化物(1~26%)などであった。また、金属元素についていえば、蓄積モードの方が超微小粒子モードよりもはるかに金属元素の存在割合が高い。

未定稿



表 1.1.2 は、2001 年 10 月から 2002 年 9 月の 1 年間、カテゴリーごとに選択された 13 代表地点において SASS などによって捕集した PM<sub>2.5</sub> 試料の主要成分濃度をまとめたものである。炭素については TOT 法 (Thermal optical transmittance method, NIOSH 法) で、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、硫酸イオン (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)、NO<sub>3</sub><sup>-</sup> はイオンクロマトグラフ法によるものである。炭素種で注目すべきことは、炭酸塩も同時測定しているが全地点全試料において定量できず、EC や有機性炭素 (OC) よりもはるかに濃度が低いことがわかった。OC/EC の比は、約 4~6 となる地点が多い。SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> と NO<sub>3</sub><sup>-</sup> のイオン当量とアンモニアのイオン当量が概ね釣り合っている地点が多く、硫酸アンモニウム ((NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) および硝酸アンモニウム (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>) で存在していることが示唆されている。なお、どの金属元素も表中の主要成分濃度よりも 1 桁以上低かった。金属類において特徴的なことは、Ca、Fe、Al、Si、Na など土壌起源や海塩起源と思われる元素が、PM<sub>2.5</sub> においても主要金属類であることである。

## 1.2. 日本の事例

日本では、環境省が平成 13~18 年にかけて、PM<sub>2.5</sub> 及び大気環境基準の対象となっている浮遊粒子状物質 (SPM) を対象とし、表 1.2.1 の分類に基づく地点で測定を実施した (環境省 (2007))。SPM は β 線式粉塵濃度計で、PM<sub>2.5</sub> は 50°C 加熱方式 TEOM による連続測定 (2001~2006 年) を行った。



表 1.2.1 調査地点の分類

地理的な分類	都市・非都市による分類
<p>(一般局)</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. 北海道</li> <li>2. 東北地方(宮城県)</li> <li>3. 甲信越地方(新潟県)</li> <li>4. 関東地方(茨城県、埼玉県、千葉県、東京都、神奈川県)</li> <li>5. 東海地方(愛知県)</li> <li>6. 近畿・中国地方(大阪府、兵庫県、岡山県)</li> <li>7. 九州地方(福岡県、宮崎県)</li> </ol> <p>(自排局)</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>8. 関東地方(茨城県、埼玉県、千葉県、東京都、神奈川県)</li> <li>9. 東海地方(愛知県) 近畿地方(大阪府、兵庫県)</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 一般局 取手市取手市役所測定局(茨城県)、太田市綿打中学校測定局(群馬県)、蓮田市蓮田測定局(埼玉県)、戸田市戸田・蕨測定局(埼玉県)、市川市真間小学校(千葉県)、板橋区氷川測定局測定局(東京都)、川崎市国設川崎測定局(神奈川県)、名古屋市鳴海配水場測定局(愛知県)、守口市大日測定局(大阪府)、堺市金岡測定局(大阪府)、大阪市国設大阪測定局(大阪府)、神戸市垂水測定局(兵庫県)、尼崎市国設尼崎測定局(兵庫県)、倉敷市玉島測定局(岡山県)、福岡市吉塚測定局(福岡県)</li> <li>2. 一般局 札幌市西測定局(北海道)、仙台市長町測定局(宮城県)、涌谷町国設笹岳測定局(宮城県)、上越市深谷測定局(新潟県)、日向市旧日向保健所測定局(宮崎県)</li> <li>3. 自排局 取手市消防本部消防署(茨城県)、入間市国設入間自排測定局(埼玉県)、市川市塩浜体育館(千葉県)、野田市国設野田測定局(千葉県)、千代田区国設霞ヶ関測定局(東京都)、横浜市浅間下測定局(神奈川県)、川崎市池上新田公園前測定局(神奈川県)、厚木市国設厚木測定局(神奈川県)、稲沢市稲沢測定局(愛知県)、名古屋市元塩公園測定局(愛知県)、飛鳥村国設飛鳥測定局(愛知県)、守口市大庭浄水場(大阪府)、大阪市出来島小学校測定局(大阪府)、四條畷市国設四條畷測定局(大阪府)、尼崎市武庫川測定局(兵庫県)、尼崎市国設尼崎自排局(兵庫県)</li> </ol>

※都市部・非都市部による分類はPM<sub>2.5</sub>濃度の程度により分類した。比較的濃度の高い地点を都市部とし、濃度の低い地点を非都市部とした。

$\beta$ 線式粉塵濃度計やTEOMのような連続測定装置ではないが、PM<sub>2.5</sub>の化学成分を測定するためにSASSによる14日間の捕集を季節毎にTEOMと並行測定が行われた。SASSの方がTEOMよりも米国のFRM (Federal Reference Method、PM<sub>2.5</sub>の基準ろ過捕集法)に近い方法である。これらSASSと50℃加熱方式TEOMの装置特性の相違を把握したうえで、日本と米国の大気中の粉塵濃度を比較する必要がある。

#### (SASSとTEOMの比較)

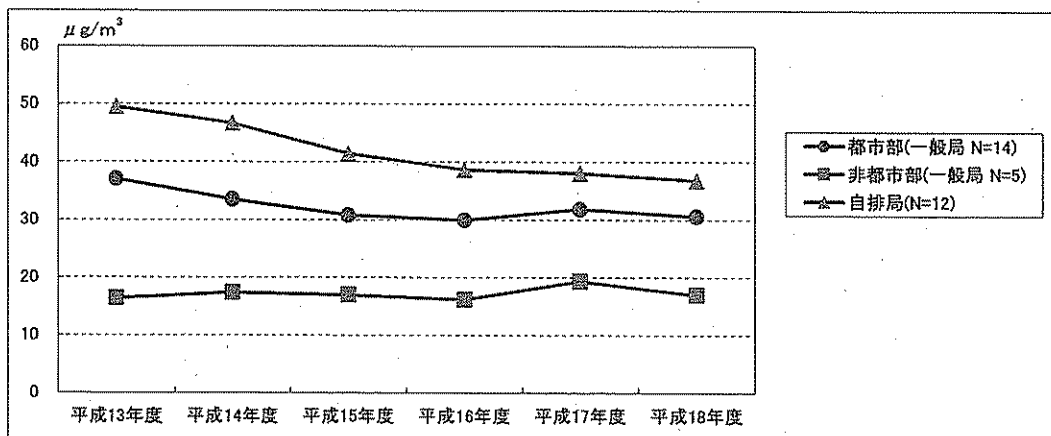
平成13-18年に季節ごとに行った並行測定によるTEOM/SASS比は、要約すると一般局(都市部)及び自排局では夏季に約1、他の季節に約0.8となった。その理由としては、TEOMは粒子状物質中に含まれている水分を蒸発させるためフィルタ部及び大気導入管を50℃で加温しており、PM<sub>2.5</sub>中に含まれている水分以外の半揮発性物質(硝酸塩、低沸点の有機化合物など)も同時に揮散することにより、SASSに比べてやや低めの測定値を示す傾向があるためと考えられる。この濃度差はPM<sub>2.5</sub>濃度や半揮発性成分(NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>やOC等)濃度が高いほど顕著であり、また気温が低い時期ほど差が大きくなる傾向が見られる。また、TEOMは、試料大気湿度が急激に変化した場合には、湿度の増加に対しては正、湿度の減少に対しては負の誤差を与える傾向が見られる。

SASSに比べ、TEOMには以上のような装置特性による誤差要因が生じるが、SASS測定値を基準として補正することによってかなり改善される。SASSの年間平均許容誤差は、1~3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ の範囲(概ね、 $\pm 2\mu\text{g}/\text{m}^3$ )であり、TEOM補正值の誤差もこれに近い。

#### 1.2.1. SPMとPM<sub>2.5</sub>の年変動

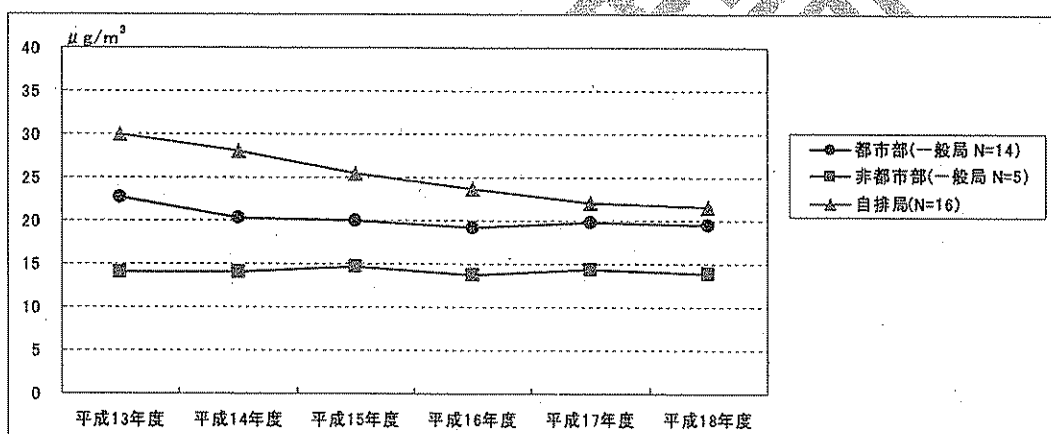
SPM( $\beta$ 線)質量濃度の年変動を図1.2.1に示す。平成13~平成17年度の推移をみると、都市部の一般局及び自排局で減少傾向がみられ、特に自排局での減少割合が大きい結果となった。一般局のこの減少傾向は、関東地方が他地域に比べ顕著であった。これに比して、自排局の減少には地域差が見られなかった。

PM<sub>2.5</sub>(TEOM)の質量濃度の年変動を図1.2.2に示す。平成13~平成18年度の推移をみると、自排局で年々減少している。都市部の一般局では平成13年度から平成14年度にかけて減少しているが、その後は横ばいとなっている。非都市部の一般局はこの6年間でほぼ横ばいとなっている。地域別の傾向をみても、一般局はほぼ横ばいの傾向であった。自排局の減少傾向については、地域的差異は認められなかった。



※N=調査地点数

図1.2.1 SPM(β線)質量濃度の年変動



※N=調査地点数

図 1.2.2 PM<sub>2.5</sub>(TEOM; 50°C加熱方式)質量濃度の年変動

### 1.2.2. SPMとPM<sub>2.5</sub>の月間変動(季節変動)

SPM (β線)の質量濃度の月変動を図1.2.3に示す。全国的には春季から夏季にかけて(4~7月)または晩秋から初冬季(11月頃)に濃度が高くなる傾向にあり、12月~2月頃に低くなる傾向にあった。その傾向には地域的な特徴が認められ、また、関東地方の一般局及び自排局、東海地方の自排局では11月頃の初冬季も夏季と同程度の濃度で高くなり、近畿・中国地方及び九州地方では、春季から夏季(4~7月)が高くなった。

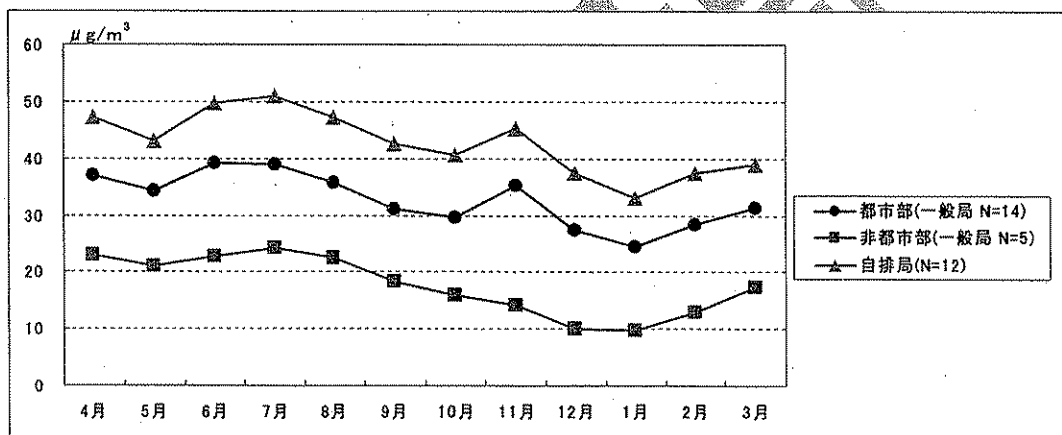
一般に、高濃度になる要因としては、春季から夏季にかけては光化学反応が活発に行われることによる二次粒子の生成、また、他の季節に比べ黄砂が春季に多く観測されるため、その影響を受けて濃度が高くなることがある。一方、11月は、大気境界層が安定形成され大気汚染物質の拡散抑制作用が顕著になった結果と考えられる。

PM<sub>2.5</sub>(TEOM)の質量濃度の月変動を図1.2.4に示す。月変動をみると、全国的に

は春季から夏季にかけて（4～7月）または晩秋から初冬季（11月頃）に濃度が高くなる傾向にあり、12月～2月頃に低くなる傾向にある。また、地域によって傾向が異なっている。北海道、東北地方は全国的に見て濃度が低く、年間をとおして月平均濃度が $15\mu\text{g}/\text{m}^3$ を下回ることが多い。また、春季が1年で最も高くなるものの濃度の変動幅は小さい。

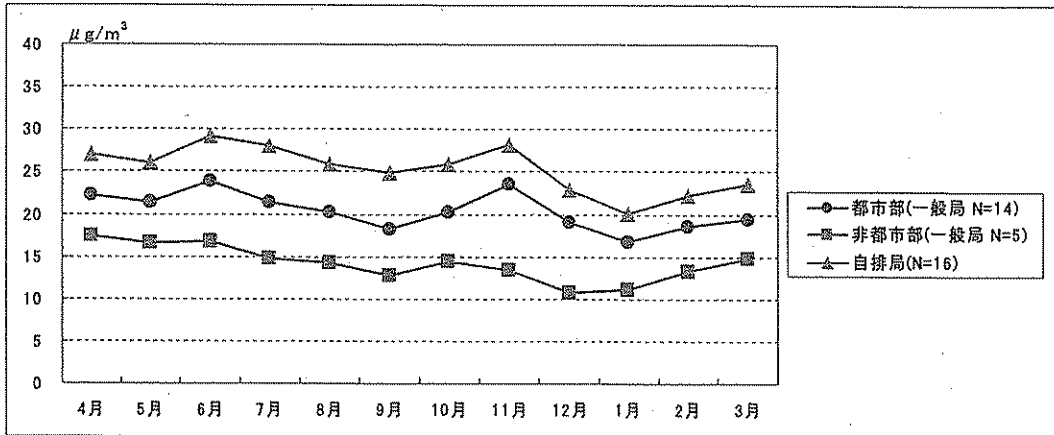
一般に、高濃度になる要因としては、春季から夏季にかけては、紫外線など光エネルギーが強いため、光化学反応が活発になりやすく、二次粒子が生成されやすくなることが考えられる。また、春季は他の季節に比べ黄砂が多く観測されるため、黄砂の影響を受けて濃度が高くなることも考えられる。ただし、黄砂のピーク粒径は $4\mu\text{m}$ 程度であるため、SPMに比べ、 $\text{PM}_{2.5}$ に対する影響はかなり小さい。11月は、大気境界層が形成されることによると考えられる。

SPMと $\text{PM}_{2.5}$ の全国的な季節変動はよく似ており、その要因も同じと見てよい。



※N=調査地点数

図1.2.3-SPM(β線)質量濃度の月変動  
(平成13～17年度の平均値)



※N=調査地点数

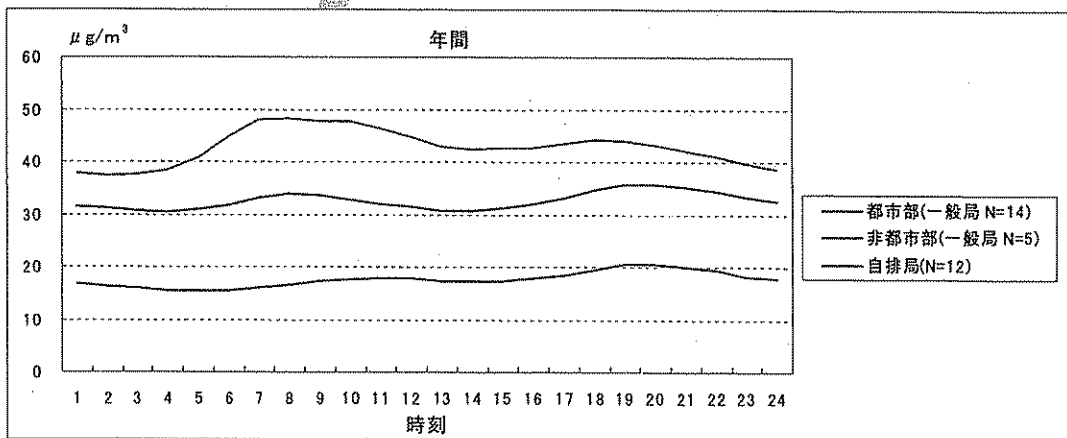
図1.2.4 PM<sub>2.5</sub>(TEOM: 50°C加熱方式)質量濃度の月変動  
(平成13~18年度の平均値)

### 1.2.3. SPMとPM<sub>2.5</sub>の時間変動

SPM (β線) の質量濃度の時間変動を図1.2.5に示す。時間変動をみると、一般局(都市部)は朝の8時前後及び夜の19時前後に濃度が高く、自排局は午前中に濃度が高くなっていった。一般局の中でも非都市部では、夜の19時前後に緩やかに濃度が高くなっている。地域別の傾向は一般局、自排局ともにみられなかった。

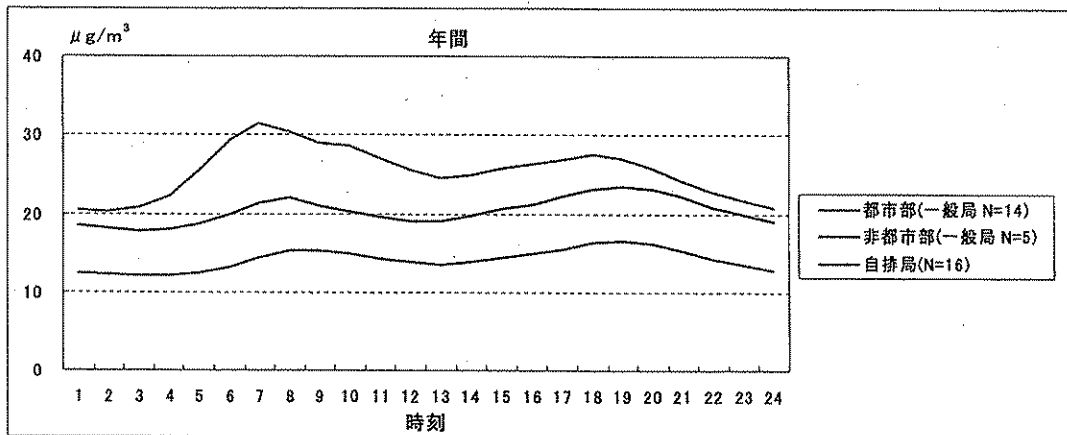
PM<sub>2.5</sub> (TEOM: 50°C加熱方式)の質量濃度の時間変動は図1.2.6に示すとおりであり、一般局および自排局とも、朝の8時前後及び夜の19時前後に濃度が高くなっており、自排局の方が朝の濃度の変動がより大きい。一般局、自排局ともに明確な地域差はみられなかった。

SPMとPM<sub>2.5</sub>の全国的な時間値変動の傾向は類似しており、変動要因も同じとみてよい。



※N=調査地点数

図1.2.5 SPM(β線)質量濃度の時間変動  
(平成13~17年度の平均値)

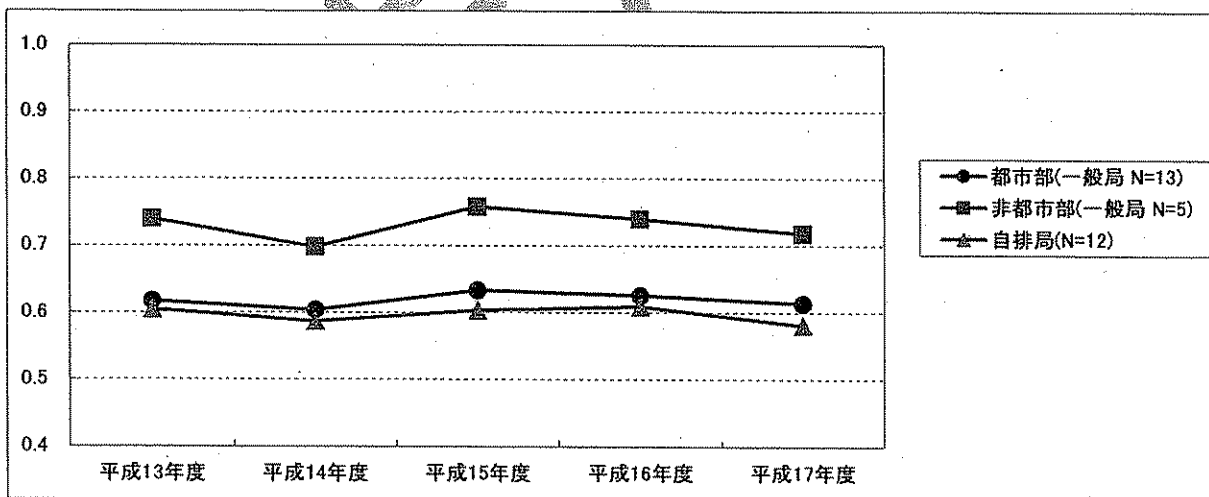


※N=調査地点数

図1.2.6 PM<sub>2.5</sub>(TEOM: 50°C加熱方式)質量濃度の時間変動(平成13~18年度の平均値)

#### 1.2.4. PM<sub>2.5</sub>/SPM

PM<sub>2.5</sub>(TEOM: 50°C加熱方式)/SPM( $\beta$ 線)比の年変動を図1.2.7に示す。平成13~17年度の推移は、地域や年度によって違いがあるが、概ね0.5~0.8の間にあった。その比の月別変化は、7~8月頃にPM<sub>2.5</sub>/SPM比が最も低くなる傾向にあったが、地域差は認められなかった。高温多湿の夏季におけるそれぞれの測定機器(方法)の違いによるものと思われ、SPMとPM<sub>2.5</sub>の本質的な粒子特性とは考えられない。



※N=調査地点数

図1.2.7 PM<sub>2.5</sub>(TEOM: 50°C加熱方式)/SPM( $\beta$ 線)比の年変動

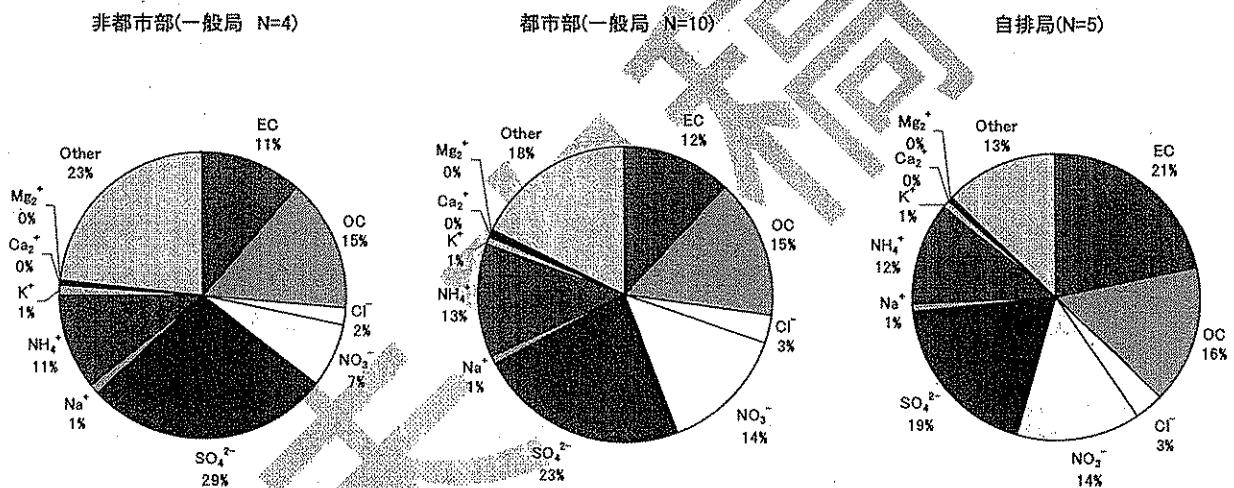
#### 1.2.5. PM<sub>2.5</sub>の成分濃度

SASS法により得られた試料の化学分析結果をまとめたものが図1.2.8である。

PM<sub>2.5</sub>の主要な成分はEC、OC、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>である。一般局ではSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>

の占める割合が最も多く、自排局では EC の占める割合が最も多い。一般局のうち都市部と非都市部を比較すると、都市部では非都市部より  $\text{NO}_3^-$  の占める割合が多くなっており、非都市部では都市部より  $\text{SO}_4^{2-}$  の占める割合が多くなっている。OC や  $\text{NH}_4^+$ 、塩化物イオン ( $\text{Cl}^-$ ) は、一般局や自排局などの違いによる大きな差はみられない。炭素・イオン成分の積み上げ値と  $\text{PM}_{2.5}$  (SASS) の質量濃度の差をその他の影響「Other」として表示すると、非都市部(一般局)→都市部(一般局)→自排局の順に Other の割合が小さくなる。人為発生源の寄与率が高い区分の  $\text{PM}_{2.5}$  は、上述成分で十分に説明できる割合が多いことを示している。

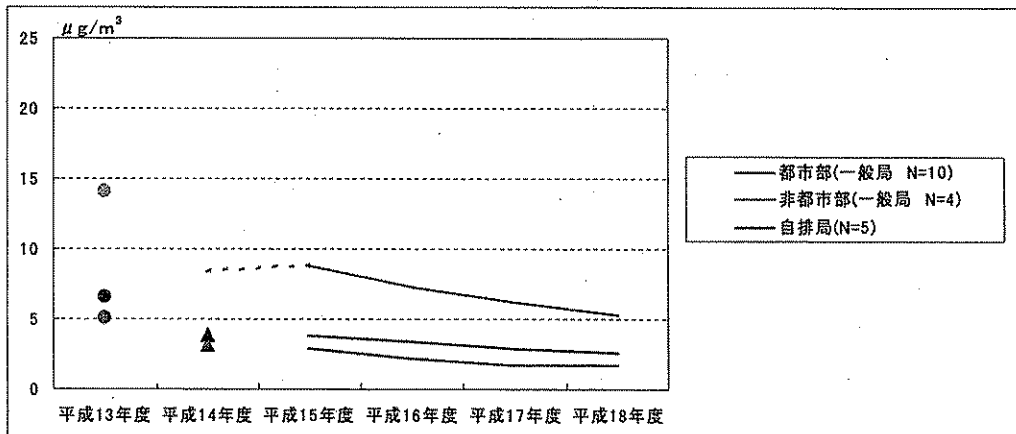
季節別の成分の割合をみると、一般局、自排局ともに夏季には  $\text{SO}_4^{2-}$  の割合が増加し、 $\text{NO}_3^-$  及び  $\text{Cl}^-$  の割合が減少した。これは、気温の高い夏季には揮発性の高い硝酸塩や塩化アンモニウム ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) 等がガス化し、夏季気温程度で安定な硫酸塩が相対的に増えたためである。



※Other：質量濃度から炭素及びイオン成分濃度を引いたもの  
 ※炭素成分濃度は IMPROVE 法による。

図1.2.8  $\text{PM}_{2.5}$ (SASS)炭素・イオン成分の割合(平成16～18年度の平均値)

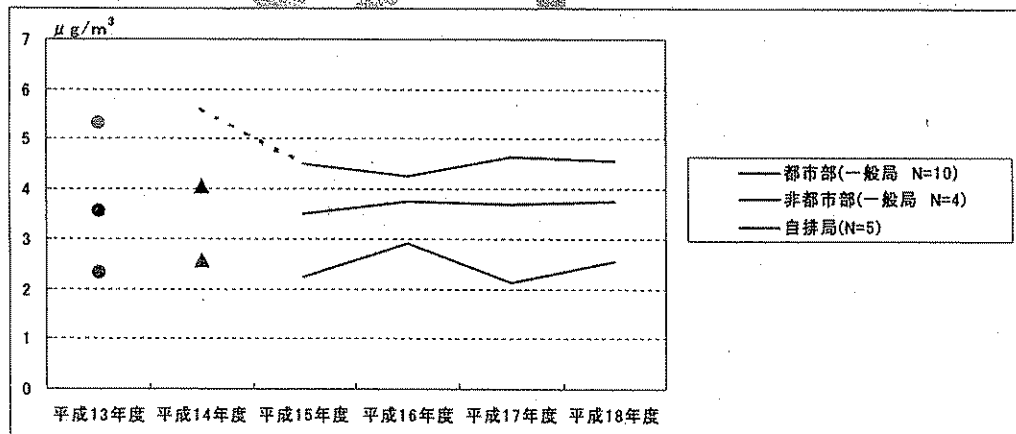
元素状炭素 (EC) の濃度変化は、図1.2.9に示すとおり、都市部、非都市部、自排局とも減少傾向を示しており、中でも自排局の減少傾向が最も著しい。なお、平成13年度から平成14年度にかけて濃度が大きく低下しているが、これは炭素の分析方法が熱分離法からIMPROVE法に変更されたためである。熱分離法は有機炭素の熱分離過程において、その一部が炭化し、試料中に残留することにより有機炭素を過少に、元素状炭素を過大に評価してしまう恐れがあることが指摘されており、レーザー光補正を行うIMPROVE法に比べ元素状炭素の濃度が高く、有機炭素の濃度が低くなる傾向にある。



- ※1 N=調査地点数
- ※2 ○：全地点熱分離法により分析
- ※3 △：一部の地点で熱分離法により分析
- ※4 マークなし：IMPROVE法により分析
- ※5 熱分離法で分析を行った年度についてはマークのみとし、折れ線は表示していない。
- ※6 平成14年度は比較的濃度が高い近畿地方（自排局）が欠測のため、年平均値の推移に影響が考えられることから点線とした。

図 1.2.9 PM<sub>2.5</sub> (SASS) 元素炭素 (EC) の年変動

有機炭素 (OC) の変化は概ね横ばい傾向を示した (図 1.2.10)。なお、平成13年度から14年度にかけて濃度が増加しているが、これは炭素の分析方法が熱分離法からIMPROVE法に変更されたためである。



- ※1 N=調査地点数
- ※2 ○：全地点熱分離法により分析
- ※3 △：一部の地点で熱分離法により分析
- ※4 マークなし：IMPROVE法により分析
- ※5 熱分離法で分析を行った年度についてはマークのみとし、折れ線は表示していない。
- ※6 平成14年度は比較的濃度が高い近畿地方（自排局）が欠測のため、年平均値の推移に影響が考えられることから点線とした。

図 1.2.10 PM<sub>2.5</sub> (SASS) 有機炭素 (OC) の年変動