川崎市における浮遊粒子状物質調査(1991~1998)

Study of Suspended Particulate Matter in Kawasaki City(1991~1998)

松尾清孝 Kiyotaka **MATSUO** 菊地美加 Mika KIKUCHI 岩 渕 美 香 Mika **IWABUCHI** 美由紀 原 Miyuki HARA 高橋 Atsushi TAKAHASH I 篤 木 所 義 之 Yoshiyuki KIDOKORO

キーワード: 浮遊粒子状物質, 元素組成, 発生源寄与, CMB 法

Key words : suspended particulate matter, elemental component, apportionment of source,

chemical mass balance method

1 はじめに

川崎市では浮遊粒子状物質(以下「SPM」: suspended particulate matter)の大気環境中における濃度及びその含有成分の組成に関するフィールド調査を一般環境では昭和58年度から,道路沿道では昭和63年度から継続的に実施している。1)これにより,SPMによる汚染の地域特性の実態を把握するとともに,SPMの主要発生源寄与率の推定を行ったので,その結果について報告する。

2 調査内容

調査は、川崎市内大気環境中のSPM濃度及びその含有成分濃度について、サイクロン式ロウボリュウム・エアサンプラ(以下「CLV」)を用いて、一般環境3地点、道路沿道1地点において行った。

その結果に基づいてSPM濃度及び含有成分濃度の地域特性等についての検討並びにSPMと発生源との関係を明らかにするために、CMB法による主要発生源の寄与濃度及び寄与率の推定を行った。

3 調査方法

3.1 調査期間

本報告では、分析項目等が統一された平成3~10年度までのデータについて検討を行った。

3.2 調査地点

調査地点及びサンプラ設置場所は,表3-2-1,図3-2-1 のとおりである。

表 3-2-1 調査地点及びサンプラ設置場所

	NO.	調査地点	サンプラ設置場所
1 田島		田島	公害研究所
	2	中原	中原一般環境大気測定所
	3	麻生	麻生一般環境大気測定所
道路沿道	4	池上	池上自動車排ガス測定所



図3-2-1 調査地点

3.3 捕集方法

浮遊粒子状物質 (SPM)の捕集方法を表 3-3-1 に示した。

SPMの捕集にはCLVを2台使用し、毎月1回6日間並行稼働した。2台のCLVにはそれぞれ石英繊維ろ紙(以下「石英ろ紙」)及びセルロース・メンブランろ紙(以下「メンブランろ紙」)を使用し,石英ろ紙は炭素成分,水溶性成分の分析に,メンブランろ紙は金属成分の分析に使用した。

表3-3-1 S PMの捕集方法

捕集機器	機種型式	使用ろ紙	捕集方法
サイクロン式ロウ	新宅機械	石英繊維ろ紙	吸引流量
ボリュウムエアサ	製作所	Pallflex2500QAT-UP	201/min
ンプ ラ	S2型	セルロース・メンブランろ紙	捕集期間
		富士フィルム FM-120	毎月末6日間

3.4 分析方法

分析項目及び分析方法は表 3-4-1 に示すとおりである。

表 3-4-1 分析項目及び分析方法

分 析 項 目		分 析	f 方 法
	Na*, Mg*, AI*, Si,	蛍光X線分析法	*:原子吸光分光光度法で分析
金属成分	K, Ca, Ti, V, Cr,	理学 ウルトラトレースシステム	(日立ゼーマン 180-80 等)
	Mn, Fe, Ni, Cu, Zn,	リがクRIX3000 (H4年~)	フッ酸,硝酸-過塩素酸で分解抽出
17 成分	Br, Cd*, Pb		

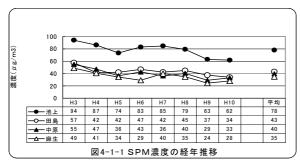
水溶性成分	SO_4^{2-} , NO_3^{-} , CI^- NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} ,	イオンクロマトグラフィ - 法 ダイオネックス 2010 i -3
	Mg ²⁺	横可 IC 7000P (H4年∼H7年)
8 成分		ダイネネックス DX500(H8年~)
		水 - 超音波曲出、フィルターろ過
	有機炭素(Corg)	サーマル法
炭素成分	元素状炭素(Cel)	ヤナコ CHN コーダ MT-3
	総炭素 (Ct)	Corg: He雰囲気下550 の温度条件下で5分間が感
3 成分		Cel: 10% 0 ₂ - He 雰囲気下900 の温度条件下で5分間加熱
		Ct : Corg + Cel

4 調査結果及び考察

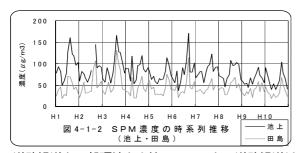
4.1 浮遊粒子状物質(SPM)濃度

4.1.1 経年推移

一般環境大気調査地点(田島,中原,麻生)及び道路沿道大気調査地点(池上)の平成3~10年度のSPM濃度平均値(算術平均)の経年推移を図4-1-1に示した。



各調査地点の平成3~10年度平均濃度は,一般環境の田島 中原 麻生はそれぞれ43,40,35 μg/m³であり,工場地帯に近い臨海部の田島から住宅地の広がる内陸部の麻生に向かうに従って低くなる傾向がみられた。 道路沿道の池上は78 μg/m³と,一般環境の約2倍の濃度であった。経年的な濃度推移は各地点とも減少傾向で推移している。



道路沿道と一般環境とを比べてみると , 道路沿道は ほぼ 2 倍高い値で推移している。

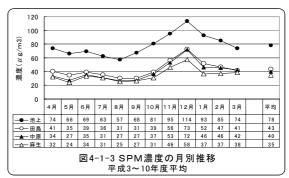
また,一般環境の中原と麻生は平成9年度に最小濃度を示し,田島と道路沿道の池上は平成10年度に最小値を示しており,近年の濃度減少傾向がうかがわれる。

図 4-1-2 は道路沿道の池上と一般環境の田島のデータを時系列に並べた図であるが,両地点とも平成7年度以降は夏期,冬期の高濃度月の濃度減少が確認できる。

一般環境の中原及び麻生も同様の傾向がみられた。

4.1.2 月別推移

平成3~10年度平均値のSPM濃度月別推移を図4-1-3に示した。



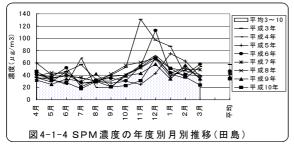
各年度により月別推移にはバラツキがあるものの, 平成 3~10 年度平均値でみると春から初秋 (4~9月) にかけては低濃度傾向で推移しているが, 秋から初冬 (10~12月) にかけて濃度が上昇しており, 年間を通して 12月が最も高い濃度 (一般環境:58~73 μ g/ m3 , 道路沿道:114 μ g/ m3) であった。

また,年度によっては春先の3,4月に若干の濃度 上昇の傾向もみられたが,この季節には強い西風が吹 く日もあり,土壌の舞い上がりや,大陸から飛来する 黄砂の影響も考えられる。

図4-1-4は平成3~10年度の年度別月別推移であり、例として田島の推移を示した。他の3地点もほぼ同様の推移である。

《年度ごとによる傾向》

- ・ 平成3年度は夏期(7月)と冬期(11~1月)にピークを持つ二山形の推移をしており,11月には一般環境3地点でも100 µg/m³以上(田島131,中原115,麻生106 µg/m³)の高濃度であった。道路沿道の池上では166 µg/m³であった
- ・ 平成4年度は平成3年度と同様に夏期,冬期にピークを持つ二山形の推移がみられるが,夏期が冬期の濃度と同等かそれ以上の濃度を示しており,夏期に二次生成粒子の生成が大きかったと思われる。(地点;夏期,冬期濃度:田島;68,70,中原;80,77,麻生:82,71,池上;117,118 μg/ m³)
- ・ 平成5年度は南部の田島,池上では1,2月に濃度 の上昇がみられるが,内陸部の中原,麻生は12月 に濃度上昇がみられ,異なった推移をしていた。濃 度は平均的である。



- ・ 平成 6 年度は各地点とも 12 月が最高濃度を示し, 田島,中原及び道路沿道の池上で 100 μg/ m³ 以上(田島 113,中原 105,池上 170 μg/ m³) の高濃度であった。北部の麻生は 65 μg/ m³であった。
- ・ 平成7年度は平成3~10年度平均値の月別推移と ほぼ同様であった。
- 一般環境の麻生と道路沿道の池上では,夏期が平成3~10年度平均値より若干高い傾向であった。
- ・ 平成8~10年度は,平成8年度が平成3~10年度 平均値の月別推移よりやや高めの濃度推移を示し, 平成9,10年度が平成3~10年度平均値に比べや や低めに推移していた。

このように, S P M濃度は一般環境3地点では南部の田島が最も高く,中原がほぼ同じで北部の麻生が若干低い濃度であったが,一般環境3地点における濃度差はそれほど大きくはなかった。

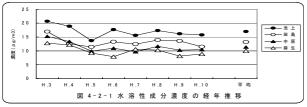
一方,道路沿道の池上は一般環境の約2倍の濃度を示し,自動車の影響を強く受けていると考えられる。 経年的にはほぼ横ばい傾向で推移してきていたが,最近は若干の減少傾向もうかがわれる。

4.2 水溶性成分濃度

浮遊粒子状物質捕集後の石英ろ紙から直径 15mm のベルトポンチでろ紙を円形に打ち抜き,イオンクロマトグラフ法により陽イオン 5 成分(NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) 及び陰イオン 3 成分(SO_4^{2-} , NO_3^- , CI^-) の 8 成分を定量した。次に主要成分についての濃度推移,地点間の特徴について報告する。

4.2.1 水溶性成分の経年推移

S P M中に含有している水溶性 8 成分合計量の地点 別成分濃度の経年推移を図 4-2-1 に示した。



一般環境の田島,中原は10~17 μg/m³で,麻生は8~13 μg/m³であった。

道路沿道の池上は 14~20 µg/m³であり, 道路沿道の 方が若干高かった。

各地点とも年度により変動はあるものの若干減少 傾向がみられた。

一般環境では田島 , 中原 , 麻生と北部へ向かうに従って減少していた。

また,道路沿道の池上は,一般環境と比べると 1.3 倍(田島)~1.7倍(麻生)濃度が高かった。

一方,SPM濃度に対する組成割合の経年推移は,図には示さなかったが,各地点とも若干の上昇傾向がみられ,一般環境の田島,中原及び麻生の割合は25~35%,道路沿道の池上は20~25%前後と,一般環境の方が多かった。

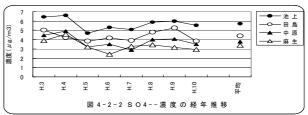
また,一般環境及び道路沿道の組成割合は,各年度 ともほぼ同じであることが確認できた。

4.2.2 成分別の経年推移

水溶性成分8成分の中の代表的な4成分の経年推移 を図4-2-2~4-2-5に示す。

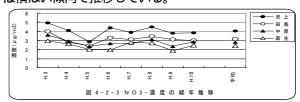
S O₄2-濃度の経年推移

一般環境は 3~6 µg/m³,道路沿道は 5~7 µg/m³と, 道路沿道が若干濃度が高く,年度による変動がみられ るが,ほぼ横ばい傾向で推移している。水溶性 8 成分 に占める割合は,一般環境及び道路沿道ともほぼ同じ 35%前後であり,水溶性成分中では最も大きな値であ る。



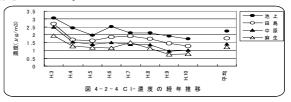
NO₃濃度の経年推移

 SO_4^2 と同様の傾向を示しており,一般環境は $2\sim4$ μ g/m³,道路沿道は $3\sim5$ μ g/m³ と道路沿道が濃度が高いが,経年的には一般環境,道路沿道ともほぼ横ばい傾向で推移している。8 成分に占める割合は,一般環境,道路沿道ともほぼ同じであり, $20\sim30\%$ 前後とほぼ横ばい傾向で推移している。



C 1 - 濃度の経年推移

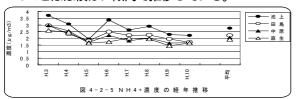
SO4²,NO3・とほぼ同様の傾向を示しており,一般環境は0.8~3 µg/m³前後,道路沿道は2~3 µg/m³であった。一般環境と道路沿道との濃度差はSO4²,NO3・ほどは大きくなかった。経年的には一般環境,道路沿道とも若干減少傾向で推移している。8成分に占める割合は一般環境及び道路沿道とも9~16%でほぼ横ばい傾向で推移している。



NH₄*濃度の経年推移

一般環境は1.5~3μg/m³, 道路沿道は1.9~3.7 μg/m³で道路沿道が若干高かった。

CI より濃度が若干高いが,経年的には一般環境,道路沿道ともほぼ横ばい傾向で推移している。8成分に占める割合は一般環境,道路沿道とも同じであり,14~20%とほぼ横ばい傾向で推移している。



このように,水溶性成分濃度の経年推移をみてきたが, SO_4^{2-} 及び NO_3^{--} , CI^{--} , NH_4^{+} の濃度は道路沿道の池上が一般環境 3 地点より若干高かった。その他の水溶性成分では Ca^{2+} 濃度は道路沿道の池上が一般環境 3 地点の約 2 倍であった。その他は一般環境,道路沿道とも Ca^{2+} 濃度ほど大きな差はなかった。

その他の成分の平成3~10年度の経年推移はNa⁺が平成7年度で最も低く,その後若干の上昇もみられるが平成3~10年度をみるとほぼ横ばい傾向といえる。

各成分濃度についてもほぼ横ばい傾向であった。

ただし,各地点とも平成3年度に比べると濃度の減少がみられる。

これらの結果をまとめ表 4-2-1 に示した。

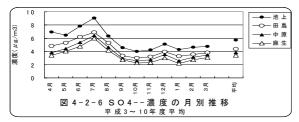
表 4-2-1 各水溶性成分の地点別濃度レベル及び経年推移

水溶性成分	地点別濃度レベル	経年推移
SO_4^{2-} , NO_3^{-} ,	池上>田島 中原 麻生	横ばい傾向
NH ₄ ⁺		
CI-	池上>田島 中原 麻生	若干減少傾向
Ca ²⁺	池上 田島>中原>麻生	横ばい傾向
Na⁺	池上 田島>中原>麻生	ほぼ横ばい傾向
Mg ²⁺	池上 田島 中原 麻生	横ばい傾向
K ⁺	池上>田島 中原 麻生	横ばい傾向
		道路: やや上昇

4.2.3 水溶性成分の月別推移

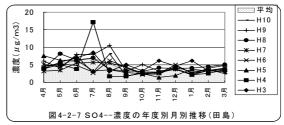
水溶性 8 成分の中から主要 4 成分について, 平成 3~10 年度平均値を用いた地点別月別推移及び田島を例に年度ごとの月別推移を図 4-2-6~4-2-13 に示した。

SО42-濃度の月別推移



一般環境,道路沿道の各地点ともほぼ同じ濃度推移パタ-ンを示した。各地点とも7月に大きなピーク, 12 月にも小さいピークを示す二山型のパターンを示した。また,道路沿道の池上の濃度は年間を通して一 般環境3地点よりも若干高く推移していた。

田島の年度ごとの月別推移をみてみると,年度に



より変動パターンは異なっており,夏期のピークも6月から8月の間で年度により違いがある。

平成4年度は7月に著しい濃度の上昇がみられ,例年の3倍以上の濃度であったが,他の月の濃度変化はほとんどみられなかった。これは,平成4年7月27,28日に関東地方で光化学スモッグが発生したのでSO₄²⁻の生成が促進したものと思われる。

 SO_4^2 は主に石油燃焼に伴う燃焼系粒子で,その主要発生源は石油燃焼施設,ディーゼル自動車などが考えられる。

 SO_4^2 は SO_2 ガスの酸化による H_2SO_4 が NH_3 ガスとの中和反応により生成した(NH_4) $_2SO_4$ 粒子 (二次生成粒子) や H_2SO_4 自身が蒸気圧が低いために凝縮してミスト状 H_2SO_4 (H_2SO_4 ミスト)として存在していると考えられ,これら粒子は微小粒子に偏在している。

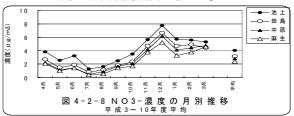
また, SO_4^2 -は海塩粒子(Na_2SO_4 , $MgSO_4$)や土壌系粒子($CaSO_4$)中にも存在しており,これら粒子は粗大粒子側である。しかし, SO_4^2 -は微小粒子側に偏在していることから,(NH_4) $_2SO_4$ 粒子や H_2SO_4 ミストが支配的と思われる。 2)

NO。濃度の月別推移

一般環境及び道路沿道の各地点ともに濃度推移パターンは同じで,12月に最も高くなる一山型の推移パターンである。しかし,NO₃・イオンも年度により最高濃度を示す月には差異がみられる。

道路沿道の池上の濃度は年間を通して一般環境3地 点より若干高い濃度推移であった。

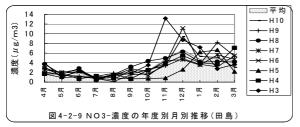
平成3年度の11月が最高濃度を示した。平成4年度は9月までは平坦に推移し,10月以降は緩やかに濃度が上昇し3月に年度最高濃度を示した。



NO3-は主に石油燃焼に伴う燃焼系粒子で、その主要発生源は石油燃焼施設、自動車などが考えられる。

 NO_x の酸化により生成した HNO_3 は NH_3 ガスや海塩粒子中のNaCIなどと反応して粒子化し $,NH_4NO_3$ (微小粒子)や $NaNO_3$ (粗大粒子)などを生成する。 NH_4NO_3 は $(NH_4)_2SO_4$ に比べて蒸気圧が高く,昇華性があるため大気の気温

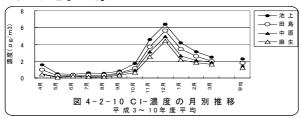
や湿度に依存することから、気温の高い夏期にガス状



 (HNO_3,NH_3) で存在していたものが,気温の低い冬期には二次生成粒子として存在する割合が高くなることが指摘されている。また, NO_3 -と NH_4 +との相関も極めて高かった(一般環境: r=0.95, 道路沿道: r=0.98)。したがって,冬期には微小粒子側が著しく高濃度になると考えられる。一方、粗大粒子側は春期から夏期にかけて濃度が高いのは,気温が高いために HNO_3 は海塩粒子と反応して $NaNO_3$ を生成する割合が高くなると考えられる。また、粗大粒子側には土壌系粒子の Ca などとの中和反応による $Ca(NO_3)_2$ などの存在も考えられる。

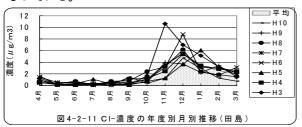
C1・濃度の月別推移

一般環境及び道路沿道の各地点とも4月から10月までは低濃度で推移し,11月から2月の冬期に高濃度で持た12月に大きく濃度が上昇をする特徴的な推移パターンを示した。



池上の濃度は年間を通して一般環境地点よりも若干 高い濃度であった。

平成3年11,12月及び平成6年12月などで高濃度となっている。



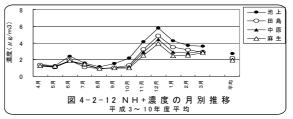
CI・は主に都市ゴミ焼却に伴う燃焼系粒子で、その主要発生源は都市ゴミ焼却炉施設などが考えられる。CI・はNO3・と挙動がよく似ている。都市ゴミ焼却炉施設などから排出された HCI ガスが NH3 ガスと反応して粒子化し、NH4CI(微小粒子・二次生成粒子)を生成する。NH4CI はNH4NO3と同様に蒸気圧が高く、昇華性があるため、大気の気温や湿度に依存することから、気温の高い夏期にガス状(HCI、NH3)で存在していたものが、気温の低い冬期には粒子として存在する割合が高くなることが指摘されている。また、CI・と NH4+との相関も極めて高かった(一般環境:r=0.93、道路沿道:r=0.97、したがって、冬期には微小粒子側が著しく高濃

度になると考えられる。一方,粗大粒子側は主に海塩粒子に由来していると考えられる。また,粗大粒子側には土壌系粒子の Ca などとの中和反応よる $CaCl_2$ などの存在も考えられる。

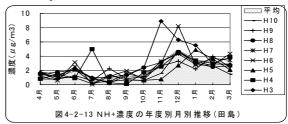
NH₄⁺濃度の月別推移

 NO_3 -, CI-と推移パターンは類似しており, 一般環境3地点及び道路沿道の各地点とも4月から10月までは若干濃度のバラツキがみられるものの全体的に低濃度で推移し,その後は NO_3 -, CI-と同様に12月にピークを持つ推移パターンを示した。

平成 3 年 11 月及び平成 6 年 12 月には高濃度となっている。平成 4 年 7 月には SO_4^2 イオンと同様に各地点とも高濃度現象が認められた。



NH4⁺は ,HNO3,HCI ガスなどと NH3ガスとが中和反応して粒子化したものと考えられ,二次生成粒子とされている。NH3の発生源として,家畜の排泄物,自然土壌,



施肥 産業廃棄物焼却施設 ,下水処理施設などがあり , また市内には肥料製造施設もある。 NH_4 +は , 冬期には NH_4 CI や NH_4 NO $_3$ あるいは $(NH_4)_2$ SO $_4$ の形態で、夏期には $(NH_4)_2$ SO $_4$ あるいは $(NH_4)_1$ HSO $_4$ の形態で、二次生成粒子として微小粒子側に偏在している。

このように , 各水溶性成分濃度の月別推移をみてきたが , 全般的にみると NO_3^- , CI^- , NH_4^+ 及び K^+ は 12 月にピークをもつ一山型推移パターンであり , 各地点間の濃度は 12 月を除いてほぼ同じであった。

Na⁺ 及び Mg²⁺ は4月及び夏期が高く,以降暫減し, 9月以降ほぼ横ばい傾向にあった。また,Na⁺ は Mg²⁺ に比べて地点間の濃度差があった。

Ca²⁺は一般環境3地点間の濃度差がほとんどなく, ほぼ横ばい傾向で推移していたが,道路沿道の池上は 一般環境に比べて8月までは明らかに高く特に4月が 高かった。

 SO_4^2 は他の成分と異なった推移パターンを示しており また 他の成分に比べて地点間の濃度差が大きく,夏期 $(6,7,8\, \mathrm{月})$ 及び 12 月の濃度が高くなる傾向にあった。

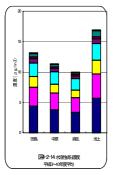
これらの結果を類型化し,表4-2-2に示した。

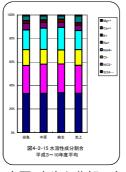
表4-2-2各水溶性成分濃度の経月推移パターンの類型化

水溶性成分	経月推移パターン
NO 3 -, CI-,	12 月にピークをもつ一山型傾向
NH_4^+ , K^+	
Na+ ,Mg ²⁺	4月及び7,8月に高く9月以降横ばい傾向
Ca ²⁺	一般環境は年間を通して横ばい傾向 道路沿道は4月が最も高く,9月以降横ばい 傾向
SO ₄ ²⁻	夏期及び12月にピークをもち 他成分と異なる 推移パターン

4-2-4 地点別成分濃度及び成分割合

水溶性成分の地点別の成分濃度及び組成割合を図 4-2-14~4-2-15 に示した。





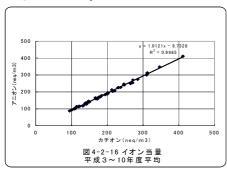
図から一般環境では田島,中原,麻生と北部へ向かうに従い水溶性成分濃度が減少しているのがみて取れる。また 道路沿道の池上は一般環境と比べると 1.3 倍(田島)~1.7 倍(麻生)濃度が高かった。

しかし,組成割合によると一般環境,道路沿道各地点 の組成割合はほぼ同じであることが確認できた。

図のとおり SO_4^{2-} , NO_3^{-} , CI^- , NH_4^+ の4成分が水溶性成分の主要成分である。

4-2-5 イオン当量関係

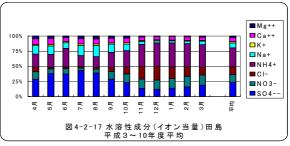
平成3~10 年度平均のイオン当量関係は図 4-2-16 のとおりで,カチオンとアニオンのイオン当量の関係は概ね1対1であった。



平成 3~10 年度平均によるイオン当量の月別推移 を図 4-2-17 に田島を例として示した。

5月から8月にかけての夏期はアニオンの大部分を 硫酸イオンが占めている。その後,秋から冬期にかけ て硝酸イオン,塩素イオンを含めた3成分がそれぞれ 同程度の当量比となっている。

一方, カチオンでは年間を通してアンモニアイオンが多くを占めているが, 春先から夏期にかけてはナトリウムイオンもかなりを占める。



4.3 炭素成分濃度

水溶性成分と同様に浮遊粒子状物質捕集後の石英ろ紙から直径 15mm のベルトポンチでろ紙を円形に打ち抜き,サーマル法により元素分析計を用いて有機性炭素及び元素状炭素の2成分を定量した。また,2成分を合計して全炭素濃度とした。³⁾

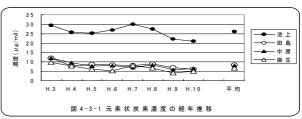
次に各成分についての濃度推移 , 地点間の特徴について報告する。

4.3.1 炭素成分の経年推移

元素状炭素 (Cel), 有機炭素 (Corg) 及び全炭素 (Ct = Cel + Corg) 濃度の経年推移を図 4-3-1~4-3-3 に示した。

元素状炭素濃度の経年推移

一般環境の田島 , 中原は $6 \sim 12 \, \mu \, g/m^3$ で , 麻生は $4 \sim 10 \, \mu \, g/m^3$ であるのに対して , 道路沿道の池上は $21 \sim 30 \, \mu \, g/m^3$ と , 一般環境の約 3 倍強の濃度であり自動車の影響を強く受けていると考えられる。

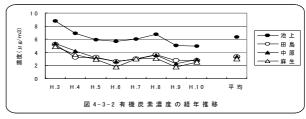


経年的には一般環境,道路沿道とも若干の減少傾向 がみられる。

有機炭素濃度の経年推移

道路沿道の池上は5~9 µ g/m³と一般環境3地点の濃度の2~5 µ g/m³の約2倍の濃度であった。

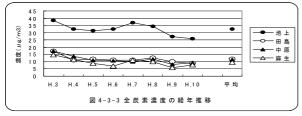
経年的には, Cel と同様に一般環境、道路沿道ともや地減少傾向がうかがわれる。



全炭素濃度の経年推移

一般環境の田島 , 中原は $8 \sim 17 \, \mu \, g/m^3$ で , 麻生は $6 \sim 15 \, \mu \, g/m^3$ であるのに対して , 道路沿道の池上は $26 \sim 38 \, \mu \, g/m^3$ であり一般環境のおよそ $3 \, \text{倍弱の濃度であった}$ 。

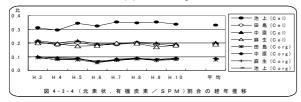
経年的にはCel と同様に一般環境、道路沿道ともや や減少傾向がうかがわれる。



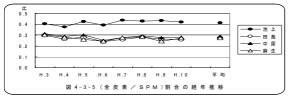
SPM濃度に対する組成割合

S P M濃度に対する各炭素成分の割合及び全炭素に 対する各炭素成分の割合を図 4-3-4~4-3-6 に示す。

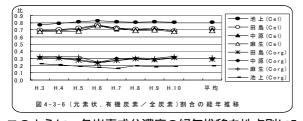
S P M中の元素状炭素の割合(Ce1/SPM)は一般環境3地点では17~21% 道路沿道の池上では30~35%であり,有機炭素(Corg/SPM)は一般環境及び道路沿道とも6~10%であった。また,S P M中の全炭素の割合(Ct/SPM)は一般環境3地点では24~30%,道路沿道の池上では38~44%を占めていた。



S P M濃度に対する各成分の組成割合の経年推移は 一般環境,道路沿道ともほぼ横ばい傾向で推移してお り,変動は小さかった。



各成分間の関係では、全炭素成分に占める元素状炭素の割合(Cel/Ct)は一般環境3地点では7割弱を占め、道路沿道の池上では8割を占めていた。経年推移は横ばい傾向で推移していた。



このように,各炭素成分濃度の経年推移を地点別にみてきたが,元素状炭素については,道路沿道の池上では一般環境のおよそ3倍の濃度であった。また,一般環境3地点では田島、中原がほぼ同程度の濃度であり,北部の麻生が若干低かった。

経年的には一般環境,道路沿道とも若干の減少傾向がみられた。また,有機炭素については一般環境の濃度はほぼ同じであり,道路沿道の池上の濃度は一般環境より若干高かった。経年的にはCelと同様にやや減少傾向で推移していた。

これらの結果をまとめてみると,表 4-3-1 のようになる。

表 4-3-1 炭素成分の地点別濃度レベル及び経年推移

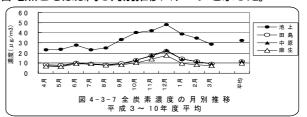
炭素成分	地点別濃度レベル	経年推移
全炭素 (Ct=Cel+Corg)	池上 田島 中原 > 麻生	やや減少傾向
元素状炭素 (Cel)	池上 田島 中原 > 麻生	やや減少傾向
有機炭素 (Corg)	池上>田島 中原 麻生	やや減少傾向

4.3.2 炭素成分の月別推移

平成3~10年度の炭素成分濃度の地点ごとの月別 推移を図4-3-7~4-3-9に示した。

全炭素 (Ct) 濃度の月別推移

平成3~10年度平均によると一般環境,道路沿道の 各地点ともほぼ同じ月別推移パタ-ンを示した。



一般環境3地点の濃度推移は,4月から9月までは低く,地点間の濃度差や月ごとの濃度変動も少なかった。しかし,秋から冬には濃度の上昇及び地点間の濃度差が少しみられる,麻生は他の地点に比べ若干低かった。

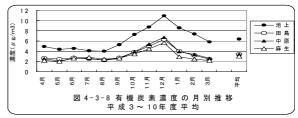
道路沿道の池上では,推移パターンは一般環境3地点と同じであったが,濃度は一般環境3地点と比較すると年間を通して高く特に10月から2月は高濃度で,年間を通して一般環境3地点の約3倍の値を示した。

全炭素成分は 4.3.1 で示したように S P M 中に占める割合が一般環境で 24~30% 道路沿道で 38~44% と高いため, 月別や年度ごとの特徴は 4.1.2 月別推移 (SPM)とほぼ同様であった。

有機性炭素(Corg),元素状炭素(Cel)の月別推移

一般環境3地点ではCorg, Cel 濃度ともほぼ同じ 濃度推移パタ-ンを示した。

しかし,道路沿道地点の池上のCel濃度は一般環境

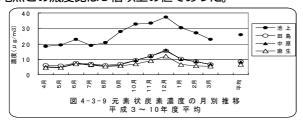


3地点とは若干異なる推移であり,発生源である自動車の影響を受けているものと思われる。

Corg 濃度は,道路沿道地点の池上の濃度が一般環境3地点より高いが,その濃度差及び変動幅はCel濃度における差に比べ小さかった。

年間を通して一般環境各地点間の濃度差は小さかった。また パターンは各地点とも 12 月にピークのある一山型で ,10 月から 2 月が高く ,ピークは池上が約 10 μg/m³であった。一般環境は 5.6~6.7 μg/m³であった。その他の月はピークの半分以下で月変動も小さかった。

Cel 濃度は, Ct, Corg 濃度と同様に道路沿道の 池上が年間を通して高い濃度推移を示し, 一般環境3 地点との濃度比は3倍以上の値であった。



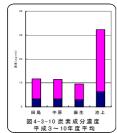
一般環境では田島と中原が同程度の濃度であり,麻生は若干低かった。各地点とも冬期(11,12月)が高く,その他の月は低く,濃度変動も小さかった。

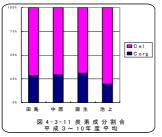
一方,道路沿道の池上は一般環境より顕著に高く, 月ごとの比をみると一般環境の3倍から5倍の濃度で あった。また,月ごとの濃度変動が大きく,一般環境 とは異なる推移パターンを示した。

4.3.3 地点別成分濃度及び成分割合

炭素成分の地点別の成分濃度及び組成割合を図 4-3-10~4-3-11 に示した。

図から一般環境3地点では田島,中原が同程度の濃

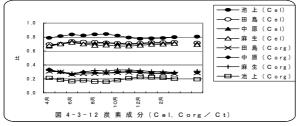




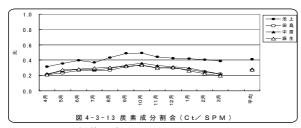
度であり,北部の麻生は2地点に比べやや低い値である。また,道路沿道地点の池上は一般環境3地点と比べると2.8倍(田島)~3.4倍(麻生)ほど濃度が高い。

一般環境3地点の組成割合はほぼ同じであり,有機性炭素が28~31%程度で約70%は元素状炭素である。

道路沿道では元素状炭素の割合が 80%で一般環境3 地点と比べ高くなっており,自動車の影響が大きいこ



とが推察される。次に,元素状炭素及び有機性炭素濃度の全炭素濃度に対する割合の月別推移を図 4-3-12 に示したが,図のとおり各地点とも横ばい傾向で推移



しており,月変動も小さかった。

S P M中に占める全炭素濃度の割合の月別推移は図 4-3-13 のとおりで,一般環境3地点では年間を通して 20~36%,道路沿道では32~49%を占めていた。秋期 (9~11月)に若干高くなる傾向であった。

このように,各炭素成分濃度の地点別経年推移や月別推移をみてきたが,一般環境,道路沿道ともに月別濃度はほぼ同じ推移パタ-ンを示した。しかし,年度による濃度変動や月別推移の違いはみられる。また,各地点ともやや減少傾向もみられる。

道路沿道の元素状炭素濃度は一般環境に比べ約3倍高いのに比べ,有機性炭素濃度は一般環境に比べ2倍以下であり,道路沿道では元素状炭素濃度が非常に高いといえる。

また, S P M中に占める各炭素成分の割合は, 有機 炭素では一般環境及び道路沿道とも 10%弱であるの に対し,元素状炭素では一般環境が20%前後,道路沿 道が30%前後であった。そして,道路沿道における全 炭素成分(Cel + Corg)はS P M中の 40%前後を占 め,金属成分(10%前後)や水溶性成分(20%前後) に比べ明らかに多かった。

道路沿道は一般環境に比べて炭素成分,特に元素状炭素の占める割合が非常に多いことから,その主要発生源とされている自動車,特にディーゼル自動車の影響が非常に大きいと考えられる。

これらの結果をまとめ表 4-3-2 に示した。

表 4-3-2 各炭素成分濃度の経月推移パターンの類型化

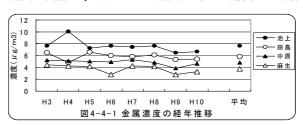
炭素成分	経月推移パターン
全炭素 (Ct=Cel+Corg)	12 月にピークをもつ一山型
元素状炭素 (Cel)	12月にピークをもつ一山型
有機炭素 (Corg)	12 月にピークをもつ一山型

4.4 金属成分等濃度

金属成分等は浮遊粒子状物質捕集後のメンプランろ紙を用いて蛍光X線分析後,その全量をフッ酸,硝酸 - 過塩素酸分解し,原子吸光分光光度計により分析を行った。蛍光X線ではSi,K,Ca,Ti,V,Cr,Mn,Fe,Ni,Cu,Zn,Br,Pbの13元素,原子吸光ではNa,Mg,AI,Cdの4元素の17元素を定量した。4)

4.4.1 金属成分等の経年推移

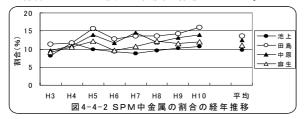
全金属成分(SPM中に含有している各種金属成分 濃度の合計量)及びSPM濃度に対する割合の経年推



移を図4-4-1~4-4-2に示す。

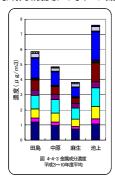
全金属成分濃度は一般環境の田島,中原,麻生が2.8~6.6µg/m³であるのに対して,道路沿道の池上は一般環境3地点の約1.5倍の6.5~10µg/m³であり,自動車の影響が現れているといえる。経年的には一般環境,

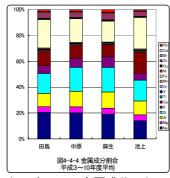
道路沿道ともほぼ横ばい傾向で推移している。



全金属成分濃度のSPM濃度に占める割合は年度に よって変動はあるが田島,中原,麻生,池上の順に低く なる傾向が見られる。経年推移はほぼ横ばい傾向で推 移している。

平成3~10年度平均の各金属成分の濃度及び全金 属成分濃度に対する割合を図4-4-3~4-44に示す。





各金属成分濃度をみると,すべての金属成分において道路沿道の池上が最も高く,次いで一般環境の田島,中原,麻生の順で,内陸部に向かうに従って低くなっていく傾向にあった。特に道路沿道の池上のCa,Fe濃度は一般環境に比べて明らかに高かった。成分別にみると土壌系粒子であるFe,Si,AI,Ca そして海塩粒子であるNa など自然発生による成分の濃度が高かった。道路沿道の池上で土壌系粒子濃度が高かった。

また, Na は田島が最も高く,次いで池上,中原,麻生の順であることから,海塩粒子の影響と考えられる。

金属成分に占める各成分の割合をみると,各種金属成分濃度と同様に一般環境では Fe,Si,Na の占める割合が高く,それぞれ15~20%を占めていた。

道路沿道では Fe が最も多く(約25%),次いで Ca(約17%),Si(約16%),Na(約14%)の順であった。

4.4.2 成分別の経年推移

金属成分等 1 7 成分の中から代表的な成分である AI, Ca, Fe の経年推移を図 4-4-5~4-4-7 に示した。

各成分ごとの地点別年度平均値及び割合を用いて比較検討を行った。

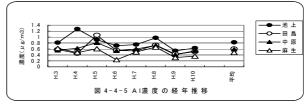
Al濃度の経年推移

一般環境の濃度は $0.3\sim1\,\mu\text{g/m}^3$,道路沿道の濃度は $0.5\sim1.3\,\mu\text{g/m}^3$ で,年度によるバラツキもみられるが経年的には横ばい傾向で推移している。各地点の金属成分に占める AI の割合は一般環境では $8\sim16\%$,道路沿道では $8\sim12\%$ であった。

地点別濃度は道路沿道の池上が最も高く 次いで田島 , 中原 , 麻生の順である。

土壌系粒子である AI は粗大粒子に偏在しており 道路

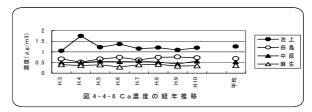
沿道の濃度が高いことは自動車走行に伴う道路からの 巻き上げが影響していると考えられる。



Ca濃度の経年推移

一般環境の濃度が0.3~0.75 µg/m³であるのに対し, 道路沿道の濃度は1.1~1.8 µg/m³と一般環境と比べ2 ~3倍である。経年的には横ばい傾向で推移している。 各地点の金属成分に占める Ca の割合は,一般環境では10%程度 道路沿道では14~18%と明らかに道路沿道の池上が最も高い割合である。

地点別濃度は道路沿道の池上で最も高く,次いで田島,中原,麻生の順であり,一般環境では内陸部に向



かうに従って低くなる傾向にあった。道路沿道の池上 は一般環境より明らかに高く,道路からの影響を強く 受けていると考えられる。

Ca は主に土壌系粒子又アスファルト舗装の骨材中に含まれており,粗大粒子側に偏在している。

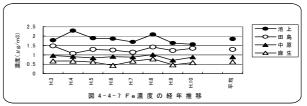
Fe濃度の経年推移

一般環境の中原 ,麻生は0.5~1.0 µg/m³ ,田島は1.0~1.5 µg/m³ ,道路沿道の池上は1.6~2.3 µg/m³ であり , 道路沿道が最も高かった。経年的には横ばい傾向で推移している。

各地点の金属成分に占める Fe の割合は田島と池上では20~25% 中原と麻生では15~20%で経年的にはほぼ横ばい傾向で推移している。

地点別の濃度は道路沿道の池上で最も高く,一般環境では田島が高く,次いで中原,麻生の順である。

Fe は , Si , AI とともに土壌系粒子の主要な構成元素であり , また , 製鉄・製鋼施設からの鉄鋼系粒子も考えられる。このことから , Fe は粗大粒子側に偏在し , 製鉄・製鋼工場が立地している臨海部から内陸部に向かうに従って濃度が減少していくと考えられる。



また,道路沿道が高いのはこれら粒子の自動車走行に 伴う巻き上げが寄与していることを示唆している。

このように,各金属成分ごとにその濃度及び割合の 地点別経年推移をみてきたが,全般的にみると濃度が 最も高い地点は道路沿道の池上,次いで一般環境の田 島,中原,麻生の順であった。しかし,その濃度差は 小さく,池上が明らかに高い金属成分はCa,Feであっ た。

また,経年推移をみてみるとほぼ横ばいで推移しており,濃度上昇がみられる成分としてはNi,やや濃度減少がみられる成分としてMgがあげられる。

道路沿道の池上は ,AI,Si,Ti の土壌構成成分が減少 傾向で推移している。

これらの結果をまとめ表 4-4-1 に示した。

表 4-4-1 各金属成分の地点別濃度レベル及び経年推移傾向

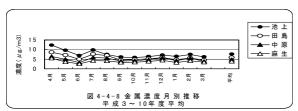
金属成分	地点別濃度レベル	経年推移
Na	池上 田島>中原>麻生	横ばい傾向
V		横ばい
		(道路:若干減少)
Mg	池上 田島 中原 > 麻生	若干減少傾向
AI,Si,Ti	池上>田島 中原>麻生	横ばい傾向
		(道路:若干減少)
Ca	池上 田島>中原>麻生	横ばい傾向
K,Br,Cd,	池上 田島 中原 麻生	横ばい傾向
Pb		(Pb:H9,10減少)
Cr	池上>田島>中原 麻生	横ばい傾向
Ni		池上,田島:上昇,
		(他:横ばい傾向)
Mn,Fe	池上>田島>中原>麻生	横ばい傾向
Cu	池上>田島 中原 麻生	横ばい傾向
Zn	池上 田島>中原 麻生	横ばい傾向

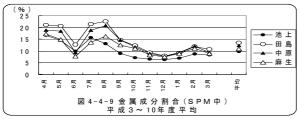
4.4.3 金属成分等の月別推移

全金属成分の平成3~10年度平均の月別推移及びSPM中金属成分割合の月別推移を図4-4-8~4-4-9に示す。

一般環境及び道路沿道とも4,5,7月に高濃度となる 類似した推移パターンを示した。

一般環境3地点で春期から夏期にかけては地点間の 濃度差が若干みられるが,秋以降の濃度差は小さくな





っている。

地点別濃度は道路沿道の池上が最も高く,次いで田島,中原,麻生の順である。

SPM中金属成分の割合は春期 夏期の4,5月と7,8

月にかけて高い値(15%から20%)で6月は低い割合である,9月以降は10%程度の割合である。

4.4.4 成分別の月別推移

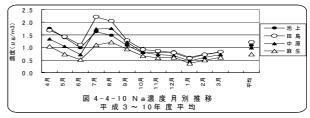
金属成分等 17 成分の中から代表的な成分である Na,Si,Ca,V,Fe,Zn の平成3~10 年度平均値による月 別推移を図4-4-10~4-4-15 に示した。

Na濃度の月別推移

一般環境,道路沿道の各地点ともにほぼ同じ濃度推移パタ-ンを示した。

4月から9月は6月を除いて濃度が高く,地点による濃度差がみられるが,10月以降は濃度も低く地点による差も小さかった。

これは春から夏にかけて強い南寄りの風が吹くことから,東京湾あるいは相模湾からの海塩粒子の移流により,Na 濃度が上昇したものと考えられる。



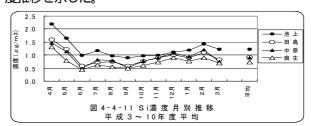
Si濃度の月別推移

平成3~10 年度平均の推移では春先の4月に最も 高い値となっている。その後,6月以降の濃度変動は 小さく,2月にまた小さなピークがみられる。

同じ土壌系粒子である AI よりも濃度は高く 類似した推移パターンである。

一般環境,道路沿道の各地点ともにほぼ同じ濃度推移パタ-ンを示した。各地点の濃度差も少なかった。

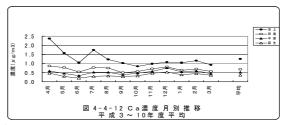
道路沿道の池上が一般環境3地点に比べやや高い濃度推移を示した。



Ca濃度の月別推移

一般環境3地点ではほぼ同じ推移パタ-ンを示して おり,田島が他の2地点に比べやや高い濃度で推移し ていた。

道路沿道の池上は,一般環境3地点より年間を通して高い濃度推移を示し,特に4月から9月は濃度が高



くなっていた。

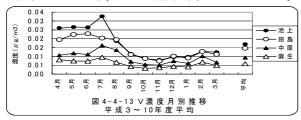
Ca は主に土壌系粒子やアスファルト舗装の骨材中に含まれていることから,道路堆積粉じんの影響も受ける。春期から夏期にかけては強い風もあり,道路沿道の池上では自動車走行に伴う舗装道路の摩耗物等の巻き上げによる影響が大きく,一般環境よりも濃度が高くなったといえる。

V濃度の月別推移

∀ 濃度の月別推移は春から夏にかけて濃度が高く、 初秋から冬期には濃度が低くなっていた。一般環境と 道路沿道の推移パタ・ンはほぼ同じであった。

また,南部の田島,池上は濃度レベルも比較的一致していた。濃度は臨海部から内陸部に向かうに従って低くなっている。この2地点の / 濃度は4月から8月まで他の一般環境地点より高い濃度を示していたが,9月以降は中原麻生との濃度差は小さくなっている。中原は夏期に高くなる傾向がみられるが,北部の麻生は年間の変動幅も小さい。

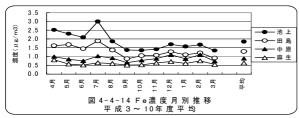
∨ は石油燃焼粒子の良い指標とされとおり, 南寄りの風が卓越する春期から夏期にかけては東京湾沿いの臨海工業地帯の石油精製,石油化学工業からの石油燃焼粒子により田島,池上の濃度が高くなるといえる。



Fe濃度の月別推移

Fe 濃度は道路沿道地点の池上が最も高く,次いで田島,中原,麻生となっていた。

臨海工業地帯に近接している田島や池上の濃度は4 月から8月にかけて高く,一般環境2地点との濃度差は大きい。



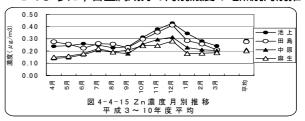
Zn濃度の月別推移

一般環境 道路沿道の各地点とも4,5月を除くとほぼ同じ濃度推移パタ・ンを示しており,12月に濃度の上昇を示した。

濃度は道路沿道の池上が最も高く,次いで臨海部の 田島,内陸部の中原,麻生の順になっていた。

Zn は石油燃焼施設,都市ゴミ等焼却炉あるいは自動車のタイヤ成分中の加硫促進剤等から排出されると考えられる。また、土壌系粒子中にも微量ではあるが含まれている。しかし,道路沿道と一般環境との大きな濃度差は認められず,自動車からの影響は小さいと思われる。

このように, 各金属成分の月別濃度の地点別月別推



移をみてきたが,全般的にみると地点ごとの濃度には 差があるものの,その推移パターンは類似していた。

月別推移パターンは Na, V, 等のように春期から夏期に高濃度になる推移パターン,及びCu, Zn 等のように冬期に高濃度になる推移パターンを取る成分に大別される。

また、土壌系粒子である AI, Si, Ti は春期の 4,5 月及び冬期の 2 月に高濃度になっている。 道路沿道の池上と一般環境 3 地点との間には若干の濃度差がみられる。 Ca は道路沿道の池上と一般環境 3 地点との間にはかなりの濃度差がみられ,池上では 4 月から 8 月に高濃度であった。

濃度の月別推移パターンを金属成分別に類型化して、 表 4-4-2 に示した。

表 4-4-2 各金属成分濃度の経月推移パターンの類型化

金属成分	経月推移パターン	
Na,Mg,Br	4,5月及び7,8月に高く,以降横ばい傾向	
AI,Si,Ti	4~5月及び冬期に高くなる傾向	
K,Mn	年間を通して横ばい傾向	
Ca	道路沿道:4月から8月に高濃度	
	一般環境:年間を通して横ばい傾向	
V	4~8月に高く,以降横ばい傾向	
Cr,Fe,Ni	池上,田島:4,5,7月高く、以降横ばい傾向	
	中原,麻生:年間を通して横ばい傾向	
Cu,Zn,Cd,Pb	12月にピークをもつ一山型傾向	

春期及び夏期に高濃度になる成分をみると, V を除くと粗大粒子側に偏在する金属成分であり, 冬期の12 月に高濃度となる成分はほとんど微小粒子側に偏在する金属成分である。

4.5 SPM濃度における発生源寄与率

大気環境中のSPM濃度への各種発生源からの寄与を推定するため、各種発生源から排出される粉じんの含有成分組成と大気環境中のSPM濃度及びその含有成分濃度からケミカル・マス・バランス法(CMB法: Chemical Mass Balance 法)により、発生源寄与濃度及び寄与率を求めた。

主要発生源種として土壌系粒子,海塩粒子,固定発生源(鉄鋼系粒子,石油燃焼粒子,焼却炉粒子),ディ・ゼル自動車排出粒子の6種を設定し,重み付け最小自乗法により計算した。また,これら一次発生源の寄与率から,一次発生源からのSO₄²⁻,NO₃⁻,NH₄⁺及びCorg濃度を算出し,SPM中のこれらの濃度から一次発生源分を差し引いた濃度を二次生成粒子濃度として,その寄与濃度及び寄与率を求めた。なお,未知(不明)粒子濃度はSPM濃度から7発生源種合計濃度を差し引いた値とした。

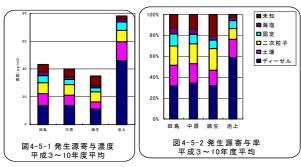
CMB法で用いた発生源デ - 夕は表 4-5-1 に示した。 表 4-5-1 発生源データマトリックス(%)

元素	土壌	海塩	固定発生源		ディ	
			鉄鋼	焼却炉	石油燃 焼	ーゼ ル
Na	1.1	30.4	1.4	10.7	3.0	0
ΑI	6.2	3.0*E-5	1.0	0.97	0.079	0
K	1.0	1.1	1.3	14.6	0.064	0
Ca	5.1	1.2	4.5	8.7	0.37	0.137
V	0.023	5.8*E-6	0.013	2.0*E-4	0.74	0
Mn	0.16	5.8*E-6	2.2	0.0094	0.0083	0
Fe	8.6	2.9*E-5	15.7	1.1	0.96	0
Zn	0.13	2.9*E-6	5.2	4.4	0.090	0.021
Ct	2.3	0	0.84	2.8	37.1	55.0
SO ₄ ²⁻	0.28	7.68	41	11	22	4.4
NO ₃ -	0	0	0	0	0	0
NH ₄ ⁺	3.8	0	0.57	0	0	0
Corg	3.8	0	2.6	1.3	2.9	16.8

4.5.1 SPMの発生源寄与率 (平成3~10年度平均)

平成3~10 年度平均の発生源寄与濃度及び寄与率 を図4-5-1~4-5-2 に示した。

8種類の発生源別寄与濃度及び寄与率によると,これらのうち最も寄与が大きい発生源種はディーゼル車排出粒子であった。その寄与率は一般環境では32から34%で,道路沿道では約60%であった。次いで土壌系



粒子及び二次生成粒子であり、土壌系粒子は一般環境, 道路沿道とも20%弱であった。二次生成粒子は一般環境では約20%,道路沿道では約10%であった。その他の発生源種は田島では固定発生源3種で12%を占めているが,その他の発生源種の寄与率は小さく,5~10%又はそれ以下であった。したがって,SPM濃度に対する各種発生源の寄与率は一般環境,道路沿道ともディーゼル車排出粒子,土壌系粒子及び二次生成粒子で70~90%占めており,海塩粒子や固定発生源の鉄鋼系粒子,石油燃焼粒子,焼却炉粒子の寄与は小さいと考えられる。

4.5.2 発生源種別経年推移

平成3~10 年度の各年度平均値による代表的な発生源種別の寄与濃度及び寄与率(SPM濃度に対する割合)の経年推移を図4-5-3~4-5-8に示した。

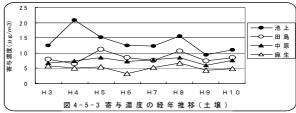
土壌系粒子

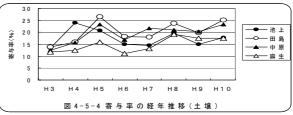
道路沿道の池上は平成 4 年度の $20 \mu g/m^3$ を除いて, $10 \sim 15 \mu g/m^3$ の寄与濃度で経年的に横ばい傾向で推移しているが,平成 9 , 10 年度は若干低い値であった。

一般環境 3 地点は $5 \sim 10 \, \mu \, g/m^3$ で,麻生が若干低い値であるがほぼ同じ寄与濃度で横ばい傾向で推移している。

その寄与率は,一般環境の田島,中原ではほぼ同じ(約20%前後),麻生及び道路沿道の池上は若干低めの値で推移しており,道路沿道は横ばい状況で,一般環境3地点はやや上昇傾向ともいえる。

一般環境と道路沿道との寄与濃度に差が認められた ことは , 道路沿道では自動車走行に伴う土壌系粒子の 巻き上げ粉じんが関与していると考えられる。





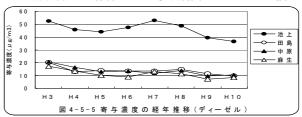
ディーゼル車排出粒子

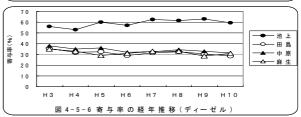
道路沿道の池上は40~55 µg/m³の寄与濃度で平成7年まではほぼ横ばい傾向で推移してきていたが,平成8年度以降は若干減少傾向である。

一般環境3地点は9~20µg/m³で,麻生が若干低い値であるがほぼ同じ寄与濃度で,横ばい傾向で推移している。(やや減少傾向にもみえる。)

寄与率は一般環境3地点においては30%から35%の範囲の寄与率で経年的に横ばい傾向で推移している。 道路沿道の池上は約60%前後の寄与率で横ばい状況の推移であった。

一般環境と道路沿道との寄与濃度の差が2~3倍の





濃度差が認められたことは , 道路沿道ではディーゼル 自動車走行に伴う粉じんがSPM濃度の上昇に大きく 関与しているものと思われる。

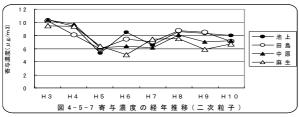
二次生成粒子

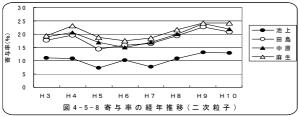
一般環境3地点及び道路沿道の池上の寄与濃度は5

~10 µg/m³で,麻生が若干低い値もみられるがほぼ同じ寄与濃度で,各地点とも横ばい傾向で推移している。一般環境と道路沿道との寄与濃度の差はあまりなかった。

寄与率は一般環境3地点においては15%から25%の範囲であり,道路沿道の池上は約10%前後で,各地点とも横ばい状況の推移であったが,近年やや上昇傾向である。

二次生成粒子は SO_X , NO_X などのガス状物質が一旦大気環境中に放出された後, 化学反応等により硫酸塩や硝酸塩などに変換した粒子であることから道路沿道が特に高くなることはなく, 一般環境と同じ濃度レベルであった。





代表的な発生源の寄与濃度及び寄与率をみてきたが,発生源8種についてみると,これらのうち最も寄与が大きい発生源種はディーゼル車排出粒子であった。その寄与率は一般環境では30から35%で,道路沿道では約60%であった。次いで寄与率の大きいのは土壌系粒子及び二次生成粒子であり、土壌系粒子は一般環境,道路沿道とも20%弱であった。二次生成粒子は一般環境では約20%,道路沿道では約10%であった。その他の発生源種の寄与率は小さく5~10%又はそれ以下であった。したがって,SPM濃度に対する各種発生源の寄与率は一般環境,道路沿道ともディーゼル車排出粒子,土壌系粒子及び二次生成粒子で70~90%占めており,海塩粒子や固定発生源の鉄鋼系粒子,石油燃焼粒子,焼却炉粒子の寄与は小さいと考えられる。これらの結果をまとめ表4-5-2に示した。

表 4-5-2 寄与濃度及び寄与率の経年推移

発生源種	地点別寄与濃度	寄与濃度の経年推移
	(寄与率レベル)	寄与率の経年推移
土壌系	池上>田島 中原>麻生	横ばい傾向
粒子	(池上,麻生:17%,他:20%)	<i>II</i>
海塩粒子	田島>池上 中原>麻生	横ばい傾向
	(池上:3%,他:4~7%)	やや上昇傾向
鉄鋼系	池上 田島>中原 麻生	横ばい傾向
粒子	(池上,田島:3,4%,他:2%)	<i>II</i>
焼却炉	池上 田島 中原 麻生	減少傾向
粒 了	(池上:2%,他:4~5%)	横ばい傾向
石油燃焼	池上 田島>中原 麻生	横ばい傾向
粒子	(田島:4,5%,他:2~4%)	<i>II</i>
ディーゼル車	池上 田島 中原 麻生	道路:減少,一般:横ば

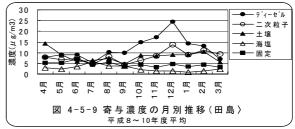
排出粒子	(池上:60%,他:30%)	L1
		横ばい傾向
二次生成	池上 田島 中原 麻生	横ばい傾向
粒子	(池上:10%,他:20%)	" (やや , 上昇傾向)
未知粒子	池上<田島 中原<麻生	
	(0~20%)	

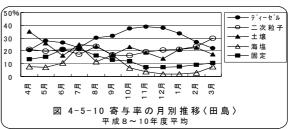
4.5.3 発生源種別月別推移

平成8~10 年度平均値による発生源種別寄与濃度 及び寄与率の月別推移の例として田島のデータを図 4-5-9~4-5-10 に示した。

発生源種のうち,最も寄与率が高かったのはディーゼル車排出粒子であった。

「ディールゼル車排出粒子」の特徴は各地点とも10





月から1月にかけて寄与濃度が高く、3,4月及び7月は低くなっている。寄与率は道路沿道の池上では8月から11月に70%以上を占め高く、4月は低かった。一般環境の寄与率は濃度と同様に10月から1月に40%前後を占め高くなっている、春先の3,4月は20%程度の寄与である。

「土壌系粒子」は一般環境,道路沿道とも春期の4,5 月に寄与率が高く,月変動もみられる。

「二次生成粒子」の寄与率はディールゼル車排出粒子や土壌系粒子のような季節的な変化傾向はあまりなく月変動も小さかった。一般環境は15%~25%,道路沿道は10%~15%の変動幅であった。

「海塩粒子」は7月に寄与濃度,寄与率の上昇が見られたが,濃度寄与率とも小さかった。

固定発生源の「鉄鋼系粒子,焼却炉粒子,石油燃焼 粒子」の寄与濃度は小さく,月別変動も小さかった。

5 まとめ

市内の一般環境3地点及び道路沿道1地点について, 平成3~10年度に行った実態調査結果に基づいてS PM濃度及び含有成分濃度の地域特性等について検討 を行い,併せて,SPMと発生源との関係を明らかに するために,CMB法による主要発生源の寄与濃度及 び寄与率の推定を行った結果,次の知見が得られた。 (1) SPM濃度は一般環境3地点では南部の田島が最も高く、中原、麻生と北部へ向かうに従って低くなる傾向がみられた。一方、道路沿道地点は一般環境地点の約2倍の濃度でディーセル自動車等からの影響を受けていると思われる。

経年的には,各地点ともSPM濃度の減少傾向が みられる。

(2) S P M中の成分組成は一般環境 3 地点ではほぼ同様の組成割合であった。

道路沿道は一般環境に比べて各成分とも濃度は高く 特に炭素成分は3倍以上高い濃度となっており, SPMに占める炭素の組成割合も高くなっていた。

(3) 主要発生源の推定を行ったところ,最も寄与が大きい発生源はディーゼル車排出粒子であった。その寄与率は一般環境では約30%で,道路沿道では約60%であった。

経年的には,道路沿道地点のディーゼル車排出粒子の寄与濃度は減少傾向であるが,寄与率は横ばい 状況である。

浮遊粒子状物質による大気汚染は広域的に取り組むべき課題であり、今後、より広域的な汚染実態の把握や排出量と環境濃度との関係を明らかにしていくことが必要である。また、人体への健康影響を考えると、微小粒子(2.5 µ m以下)の実態を把握することも重要と思われる。

なお, S P Mの発生源寄与を推定するためには, 最新の発生源状況を反映した多くの発生源データを蓄積することが必要であり, さらに, 未知成分が二次粒子成分や炭素成分とほぼ同じ濃度であることから, 未知成分の解明及び二次粒子成分の反応メカニズムの解明も今後の課題である。

対 対

- 1) 井上康明,柴田幸雄,小塚義昭,黒沢芳則,小池順 一,早坂孝夫:川崎市内における浮遊粒子状物質 中の成分組成に関する調査研究,川崎市公害研究 所年報,**17**,19~33(1990)
- 2) 環境庁大気保全局大気規制課:浮遊粒子状物質汚染予測マニュアル(1997)
- 3) 林 久緒,井上康明,早坂孝夫,黒沢芳則,佐藤静雄:元素分析計を用いた浮遊粉じん中の炭素等の 分析法,大気汚染学会誌,**20**(5),349~361(1985)
- 4) 安藤 仁,井上康明,佐藤静雄:大気浮遊粒子状物質の蛍光 X 線分析法による多元素定量とその正確さの評価,分析化学,47(1),31~37(1998)