

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 - 59 - 2003

大気中微小粒子状物質 (PM2.5)・ディーゼル
排気粒子 (DEP) 等の大気中粒子状物質の
動態解明と影響評価プロジェクト
(中間報告)

PM2.5 & DEP Research Project

平成 13 ~ 14 年度

FY 2001 ~ 2002

NIES



独立行政法人 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

<http://www.nies.go.jp/index-j.html>

大気中微小粒子状物質 (PM2.5)・ディーゼル
排気粒子 (DEP) 等の大気中粒子状物質の
動態解明と影響評価プロジェクト
(中間報告)

PM2.5 & DEP Research Project

平成 13 ~ 14 年度

FY 2001 ~ 2002

重点特別研究プロジェクト「大気中微小粒子状物質（PM2.5）・ディーゼル排気粒子（DEP）等の大気中粒子状物質の動態解明と影響評価」

（期間 平成 13 ～ 14 年度）

特別研究責任者：若松伸司

特別研究幹事：若松伸司

報告書編集担当：新田裕史

序

本報告書は、平成 13 ～ 17 年度の 5 ヶ年の予定で実施されている重点特別研究プロジェクト『大気中微小粒子状物質 (PM2.5)・ディーゼル排気粒子 (DEP) 等の大気中粒子状物質の動態解明と影響評価』の平成 13 ～ 14 年度、前期 2 年間の研究成果をとりまとめたものです。

PM2.5・DEP 研究プロジェクトにおきましては、大気中粒子状物質による大気汚染の実態の把握と健康影響評価のために、排出源と環境動態の把握、測定方法の検討、疫学・毒性学的評価、曝露量に基づく対策評価モデルの検討等に関する研究を相互に関連させて実施しております。

研究半ばではありますが、中間報告としてこれまでの研究過程とその成果を公表することで、今後の研究を展開するための貴重なご意見を各方面よりいただけることを期待いたしております。

平成 15 年 11 月

独立行政法人 国立環境研究所
理事長 合 志 陽 一

目 次

1	研究の目的と経緯	1
1.1	研究の目的	1
1.2	研究の全体フレーム	1
1.3	PM _{2.5} とDEPに関する国内外の研究動向と本プロジェクトの位置づけ	1
2	研究の成果	5
2.1	排出実態と環境動態の解明	5
2.1.1	自動車からの微小粒子の排出実態と動態	5
2.1.2	都市域での動態観測	8
2.1.3	沿道の大気汚染濃度分布に関する風洞実験	11
2.2	計測法の検討	17
2.2.1	OC/EC測定	17
2.2.2	PM _{2.5} 自動計測器の並行評価試験結果	21
2.3	健康影響の評価	23
2.3.1	実験研究による毒性評価	24
2.4	曝露量に基づく対策評価モデル	30
2.4.1	DEP排出量の地域分布推計と交通システム対策評価モデル	30
2.4.2	曝露量推計モデルの開発	38
2.5	まとめ	42
	引用文献	46
[資料]		
	研究の組織と研究課題の構成	51
1	研究の組織	51
2	研究課題と担当者	52
	研究成果発表一覧	53
1	誌上発表	53
2	口頭発表	57

1 研究の目的と経緯

1.1 研究の目的

大気中の粒子状物質が人の健康に与える影響に関して、PM_{2.5}と呼ばれる粒径 2.5 μm 以下の微小成分が特に有害と疑われることが米国を中心とした疫学調査により報告されている。我が国においても大気浮遊粒子状物質（SPM）の環境基準が未達成の地域が多く、特にディーゼル車排ガスの影響を強く受ける沿道地域における大気環境の改善が緊急の課題となっている。発がん性を中心としたディーゼル排気粒子（DEP）の健康リスク評価は国際的、国内的にも一定の結論が得られており、発生源対策も進みつつあるが、対策効果の評価に当たっては、発生源と環境濃度・曝露量との定量的な関連性把握が必須である。

一方、SPM や PM_{2.5} の発生源としては人為起源と自然起源とがあり、発生源から直接排出される一次粒子と、ガス状物質が環境大気中において物理的・化学的な変化を受けて生成する二次粒子が混在する。これらの生成と変化には硫酸化物、窒素酸化物、有機化合物（VOC）等のガス状物質が複雑に関与しており、反応と気象の影響を同時に受ける。このため、実フィールドにおける知見をもとに、生成メカニズムを解明しなければならない。さらに、我が国における PM_{2.5} の健康影響に関する知見の蓄積は不十分であり、疫学、毒性学の両面からその影響の程度、メカニズム等を明らかにする必要がある。また、重量濃度だけでなく、超微小粒子の個数にも注目すべきとの問題提起もなされている。

こうした背景を踏まえ、本プロジェクトでは、都市大気中における PM_{2.5} や DEP を中心とした粒子状物質による大気汚染の動態解明と健康影響の評価のために、ディーゼル自動車をはじめとする都市大気汚染の発生源の実態解明、測定方法、特に微小粒子の物理・化学的性状の測定方法の開発、排出後のガス・粒子の環境大気中での挙動の解明、動物曝露実験による閾値の推定等に関する要素研究を行う。また、特に DEP に着目してフィールド調査を重視した測定方法の高度化を進めるとともに発生から人への曝露までを総合した評価モデルを構築し、発生源対策シナリオごとの健康影響低減効果の定量的予測手法を構築することを目的とする。

1.2 研究の全体フレーム

上記の研究目的に関連してこれまで国立環境研究所では先行する研究が行われてきた。最近の関連研究としては以下の研究がある。特別研究（平成 8～10 年度）『輸送・循環システムに係る環境負荷の定量化と環境影響の総合的評価手法に関する研究』¹⁾においては、GIS（地理情報システム）を用いた自動車排ガス発生源の把握手法を構築した。特別研究（平成 10～12 年度）『都市域における VOC の動態解明と大気質に及ぼす影響評価手法に関する研究』²⁾では、固定発生源、移動発生源からの VOC の発生量を明らかにし、環境大気質への寄与を評価解析し、ガス状物質に関する一連の研究を終え、未着手の分野である大気浮遊微小粒子研究の準備を整えた。これと共に毒性評価に関する研究も継続的に実施しており、最近では、特別研究（平成 11～13 年度）『空中浮遊微粒子（PM_{2.5}）の心肺循環器系に及ぼす障害作用機序の解明に関する実験的研究』³⁾により、ディーゼル排気（ガスと粒子の混合排気：DE）の毒性評価を行っている。

『大気中微小粒子状物質（PM_{2.5}）・ディーゼル排気粒子（DEP）等の大気中粒子状物質の動態解明と影響評価プロジェクト』においては、以上のような国内外の情勢や国立環境研究所における研究体制を背景に、分野横断的な研究の枠組みを構成した。

本研究プロジェクトは、5 研究チームが排出実態と環境動態の把握、計測法の検討、健康影響の評価、曝露量に基づく対策評価モデル等に関する研究課題を相互に関連させて実施している。研究課題と具体的な研究テーマの関連性を図 1 に示す。

1.3 PM_{2.5} と DEP に関する国内外の研究動向と本プロジェクトの位置づけ

本プロジェクトではディーゼル排気粒子（DEP）と PM_{2.5} に代表される大気中微小粒子を研究対象としているが、その環境動態や健康影響に関する知見の蓄積の程度をはじめとして DEP と PM_{2.5} とでは研究のステージに違いがある。また、本プロジェクトの内容は、環境省をはじめとする内外の他機関が実施する調査とも密接な関係があり、これらとの役割分担を十分に考慮して研究

1997年にPM_{2.5}の大気環境基準を設定した後、米国学術研究会議(National Research Council)^{6・8)}は以下の10の短期、長期の優先研究課題を提示した。

- 屋外環境測定と人への真の曝露量との関連性
- 一般集団や高感受性群に影響を及ぼす有害成分の同定
- 発生源のキャラクタリゼーション
- 大気質モデルの開発と検証
- 有害成分の評価
- 気道への粒子沈着・動態
- 粒子状物質とガス状物質の共存影響
- 高感受性群の同定
- 生体影響のメカニズム
- 統計解析手法

これらの課題の多くは本プロジェクトでも取り上げられているが、それぞれの課題の中でさらに我が国での優先度を考慮するとともに、研究資源の有効的な配分を考慮して研究課題の絞り込みを行っている⁹⁾。

PM_{2.5}の健康影響に関して、我が国では環境省が平成11年度から微小粒子状物質等曝露影響調査を開始して、PM_{2.5}に関する健康影響調査(疫学、動物実験)と曝露調査が行われている。疫学調査では粒子状物質と日死亡、受診率などとの関連性の短期影響に関する解析と全国7地域での長期疫学調査を実施している。動物実験ではPM_{2.5}の濃縮曝露装置(CAPs)を横浜市の幹線道路沿道に設置して曝露実験を開始している。これらは本プロジェクトの研究課題となっていないが、これらの調査、

実験では本プロジェクトメンバーがいずれも重要な役割を担っており、密接な関係のもとで研究が進められている。

一方、自動車から排出される排出ガスや粒子状物質は、都市部における大気汚染の原因物質として、その寄与割合は大きく、排出実態を正確に把握することは、対策を進める上で極めて重要である。環境省は、排出ガス規制の検討や規制の効果評価に資するため、自動車排出ガス原単位と排出総量に関する調査を長期にわたり実施しており、本プロジェクトのメンバーは、これらの調査に重要な役割を担ってきた。また、従来は、路上走行データをもとに作成した実走行モードで車両をシャシーダイナモ上で走行させ、測定した排出ガスデータから排出原単位を設定してきたが、試験車両数の制限から十分なデータを用意することが難しく、より正確な排出量推計方法の検討が求められている。その有力な候補として、車載計測装置による実使用条件下における排出ガス計測が世界的に注目されており、これらのデータを用いた新しい排出量の推計方法の検討が行われようとしている。これらについても、本プロジェクトメンバーが環境省の競争的資金である環境技術開発等推進費により多くの成果を上げており、今後の計画立案等に役立つものと期待される。また、地球環境保全等試験研究費(公害防止等試験研究費)の地域密着型研究において、ディーゼル車排出ガスを主因とする沿道局所汚染を緩和するために、道路周辺の拡散状況改善の視点から研究を進めている。

本プロジェクトの各研究課題は図2に示すようにこれ

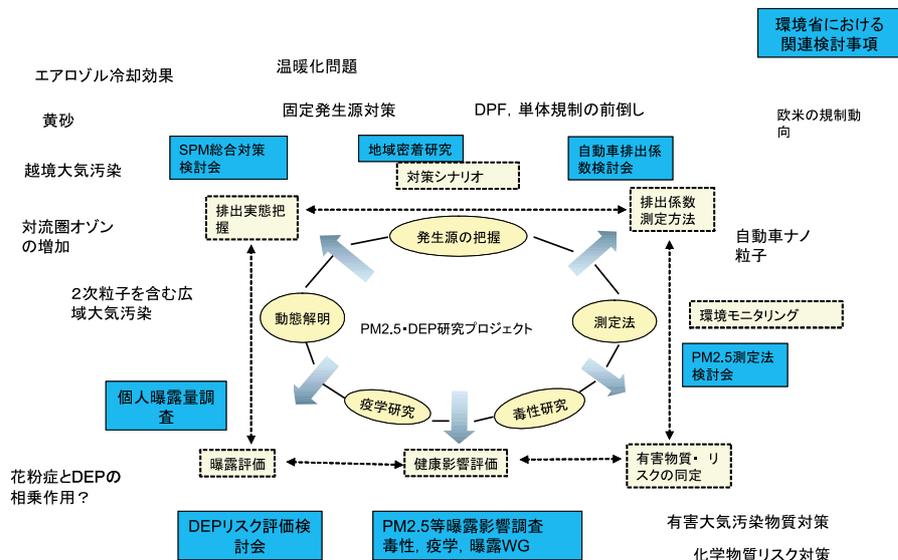


図2 大気中粒子状物質に関するPM_{2.5}・DEP研究プロジェクトに関連する研究フレームと研究課題

らの環境省が実施する調査事業との密接な関連の下に計画，実施されている。

本報告書では平成 13～14 年度の 2 年間の研究のうち研究の成果がまとまったものを中心に記載されており，必ずしも研究課題のすべての内容をカバーしていない。研究成果の公表のタイミングなどの理由で，研究成果が

得られていても本報告書に含めることができなかった内容も多いが，これらに関しては平成 17 年度の研究終了時に出版を予定している最終報告書に記載するとともに，逐次論文にとりまとめ学術誌等で公表を予定している。

2 研究の成果

2.1 排出実態と環境動態の解明

2.1.1 自動車からの微小粒子の排出実態と動態

(1) 研究の背景

自動車から排出される粒子状物質は、道路沿道や都市域における大気汚染の主要な原因物質として、その排出規制が年々強化されてきた¹⁰⁾。現在予定されているディーゼル車に対する排ガス規制に対応するには、DPFなどの後処理装置の採用が必須になると考えられており、規制が導入されるに従い、粒子状物質の排出重量は大幅に低減されると見込まれている。しかしながら、排出ガス対策が高度になるにつれ、排出される粒子が微細化されるため、排出される粒子の数は低減されず、むしろ増加する場合もあるとの懸念が顕在化してきた。

ナノ粒子と呼ばれる直径が数十 nm あるいはそれ以下の極めて小さい粒子状物質は、大きい粒子とは異なる健康影響が懸念されており、欧州では、10 ~ 500 nm の粒子を対象とした微小粒子の測定法開発プログラムが提案され、現在、UNECE GRPE (国連欧州経済委員会エネルギー・汚染作業部会) の中で Particle Measurement Programme (PMP)¹¹⁾ として、我が国を含む世界各国が参加して測定法の検討が行われている。米国においても、大学、研究機関において、微小粒子の計測法や自動車からの排出実態および大気中における動態に関する研究が実施されている¹²⁾。

これまでの研究により、ディーゼル車ばかりでなく、ガソリン車からもナノ粒子が排出されることが確認されている。しかしながら、ナノ粒子の排出はエンジンの種類や運転条件、排ガス希釈などの測定条件等の影響を受けるため、排出実態や大気中における挙動は把握が困難である。排気管から排出された高濃度のナノ粒子は、排出された後、排出された粒子どうしや大気中に存在する粒子との凝集などにより、時々刻々粒径が変化することが予測され、健康影響の観点からは、大気中での挙動を把握することが重要と考えられる。

本研究はナノ粒子に関する先導的な研究として実施したもので、実大気での状況を把握するため、道路沿道において粒径分布の連続観測を行った。さらに、排気管から排出されるナノ粒子の特性や排出後の大気中における挙動を把握するため、瞬時に排気ガスを高倍率で希釈で

きる高倍率希釈トンネルと、大気中での排気ガスの拡散・変化を模擬できる排気ガス拡散チャンバを試作し、シャーシダイナモ試験による排出直後の粒径分布と大気中に放出された後の粒径分布の変化を検討した。

(2) 沿道大気観測

大気中における微小粒子の挙動を把握するため、大型車の交通量が多く、高濃度の粒子状物質が観測されている川崎市川崎区池上町の池上新町交差点において、2002年2月18 ~ 27日の10日間にわたり、SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer) による粒径分布の連続観測を実施した。SMPSは、交差点直近の歩道に設置した観測小屋内に設置し、道路と歩道の境界付近1.5 mの高さから3 mの銅管(内径6 mm)で試料空気を吸引した。図3に観測地点、図4、5に観測地点における平日および休日の交通量とSPM濃度の時間変化を示す。

また、図6には、観測地点においてSMPSにより測定された850 nm以下の粒子状物質の粒径分布の時間変化を示す。

休日は、大型車の交通量が少なくなるため、SPM濃度、微小粒子の個数濃度とも平日に比べてかなり低かった。一方、平日には、SPM濃度は交通量とともに増加し、この地点の大気環境が自動車排気に大きく影響されていることが示された。微小粒子の個数濃度分布は、20 ~ 30 nm と 100 nm 付近とに2つのピークを有する分布を示し、SPM濃度と同様に、早朝、交通量が増加するに従って個数濃度も増加した。交通量があまり変わらないにもかかわらず、午後に比べて午前中に極めて高い個



図3 沿道大気観測地点

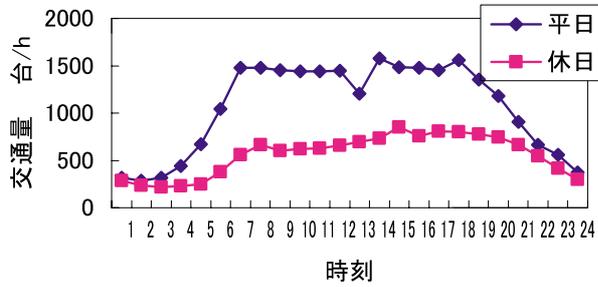


図4 観測地点における交通量

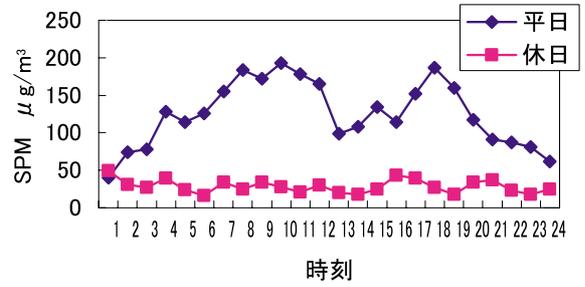


図5 観測地点におけるSPM濃度

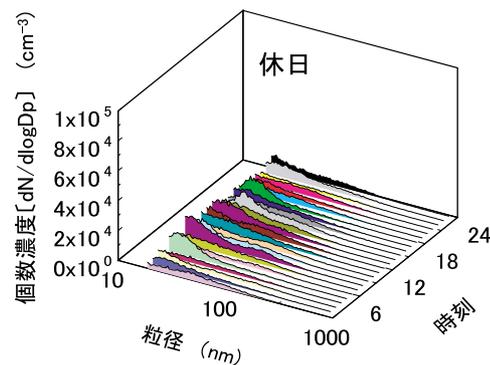
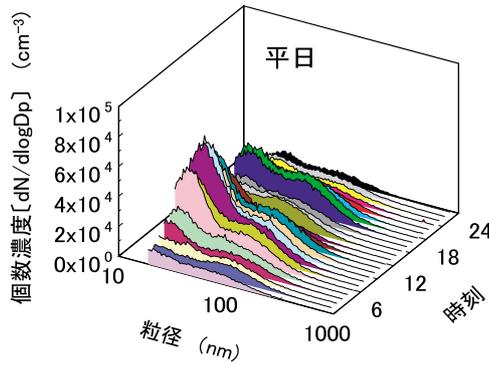


図6 粒径分布の時間変化

数濃度が観測されたが、これは風向が午前と午後で変化したためと考えられた。この観測により、自動車から排出されていると考えられるナノ粒子と呼ばれる極めて小さい粒子が、沿道大気中において高濃度で存在することが確認された¹³⁾。

(3) 排気管から排出される粒子状物質の粒径分布

これまでの研究によれば、自動車排ガス中の微小粒子の粒径分布は、排気管から希釈トンネルまでの排気導入管での滞留時間や希釈率の影響を強く受けることが指摘されており、大気に排出された直後の粒径分布を評価するためには、排気導入管や希釈排ガス中における凝集や凝縮の影響を防ぐ必要がある。そこで本研究では、排ガスを瞬時に100～500倍程度に希釈可能な高倍率希釈トンネルを試作した。

図7に高倍率希釈トンネルの流路図を示す。排気導入管における凝集等を防ぐため、車両の直後に設置できる構造にして排気導入管をできるだけ短くするとともに、管内での吸着、熱泳動による損失を防ぐため最高400まで加熱できるようにした。図8は試作した高倍率希釈トンネル(HDR)と全量希釈トンネル(FFDT)との粒径分布測定結果を比較したもので、高倍率希釈トンネ

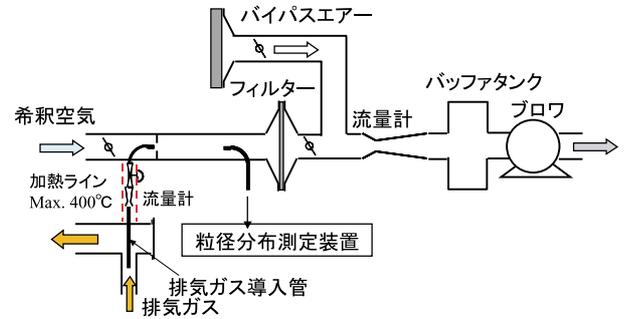


図7 高倍率希釈トンネル流路図

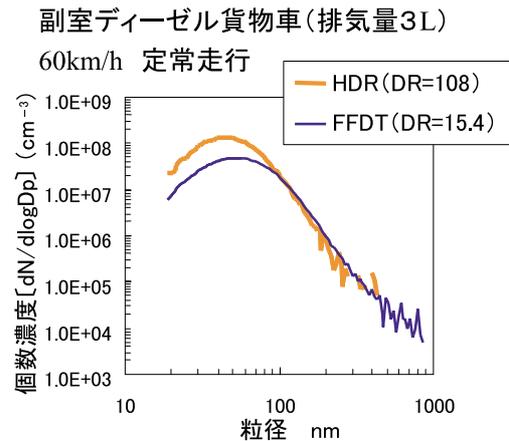


図8 高倍率希釈トンネル(HDR)と全量希釈トンネル(FFDT)による測定結果の比較

ルでは、個数濃度のピークが全量希釈トンネルに比べて十数 nm 小さい側にシフトしている。これは、排気導入管での滞留時間の短縮と希釈倍率を高くしたことにより、排気導入管や希釈排ガス中での粒子の凝集等の影響が少なくなったためと考えられる。

図9は、高倍率希釈トンネルを用いて測定したディーゼル車の各種定常運転時における排出粒子の粒径分布を、道路沿道での観測結果と比較したものである。

自動車から排出される微小粒子の粒径分布は、運転条件等の影響を受けることが知られているが、これまでの報告では、定常運転においては約 50 ~ 100 nm にピークを有する分布を示すものが多く、ここに示した結果はおおむね平均的な結果であると考えられる。

高倍率希釈トンネルを用いて定常運転で測定された粒径分布は、50 nm 付近に個数濃度のピークがあるが、沿道大気中では 20 ~ 30 nm と 100 nm 付近にピークがあり、両者は明らかに異なった粒径分布を示している。ここに示した結果は、交差点の直近で測定されたものであり、排出されてからの滞留時間の影響や非定常運転での排出特性を反映しているものと考えられ、今後、詳細な検討が必要である。

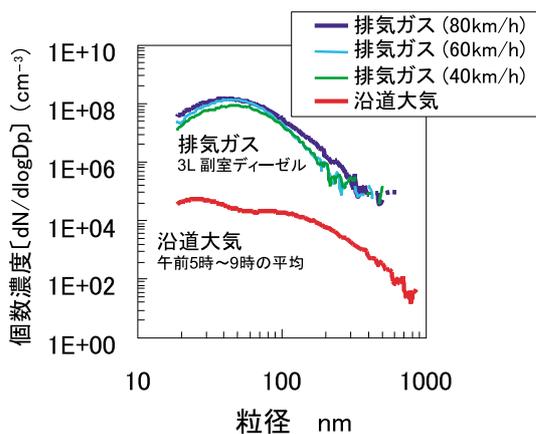


図9 ディーゼル排気と沿道大気における粒子状物質の粒径分布の比較

(4) 拡散チャンバによる大気放出後のディーゼル排出粒子の粒径変化の観察

本研究では、排出直後の粒子に加えて、大気中に放出された後の粒子の特性を把握するため、排気管から排出された排気ガスを直接大容量のチャンバ内に放出し、粒径分布の経時変化を観察できる排気拡散チャンバを試作した。

図10に排気拡散チャンバの外観図を示す。チャンバの3面にはトレー型に加工したテドラフィルムが取り付けられ、排気ガス導入時の体積変化を吸収できる構造となっている。

ディーゼル車をシャシーダイナモ上で定常走行(40 km/h)させ、排気の一部を排気拡散チャンバ内に導入した後、チャンバを密閉してその後の粒径分布の変化を調べた。図11に粒径分布の変化を、図12に個数濃度のピーク粒径の推移を示す。導入直後は、濃度が高いため凝集速度が速いが、時間が経過するに従って凝集により個数濃度が低下するため、凝集速度も低下した。これらの結果は、大気中における粒径分布を理解するためには、排出後の滞留時間を考慮する必要があることを示している。

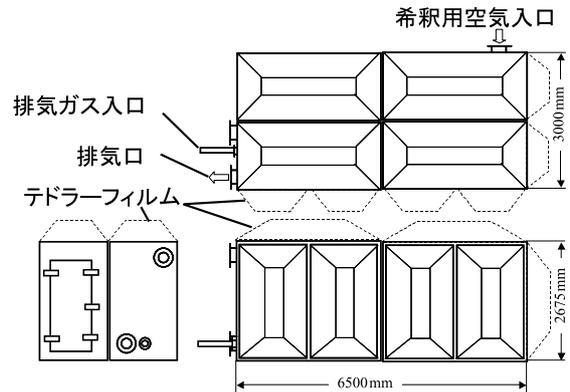


図10 排気拡散チャンバ

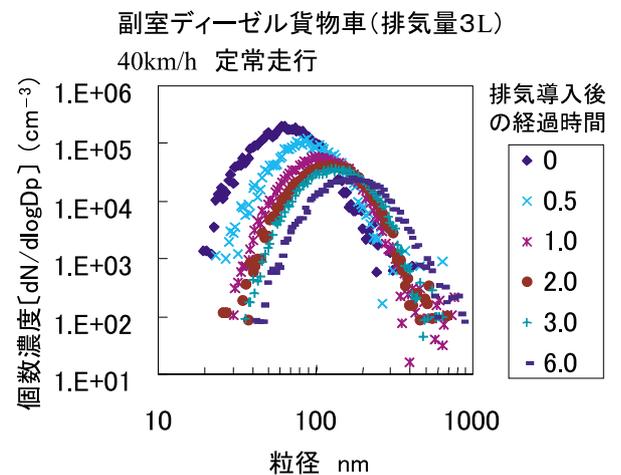


図11 ディーゼル粒子の凝集による粒径変化

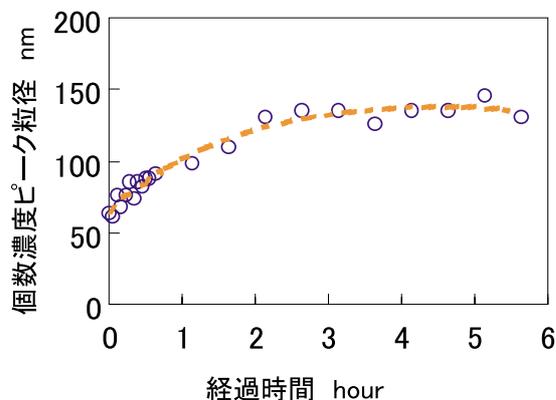


図 12 個数濃度ピーク粒径の時間変化

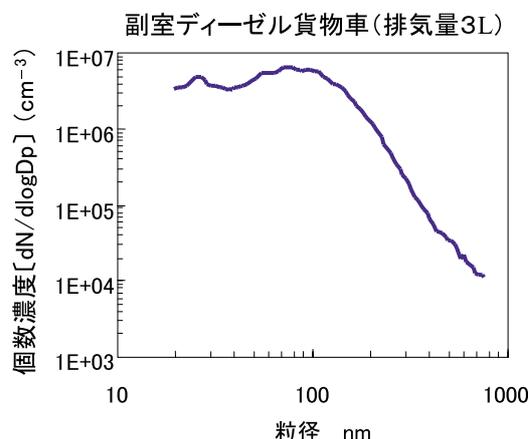


図 14 過渡運転時における粒径分布

(5) 粒径分布に及ぼす運転条件の影響

これまで報告されてきた自動車排出粒子の粒径分布は、ほとんどが定常運転時における測定結果である。SMPSは、決められた粒径範囲をスキャンするのに数分の測定時間を要するため、非定常運転時の測定が困難であることも理由の一つと考えられる。そこで、本研究では、沿道（交差点近く）で観測された20～30 nm付近にピークを有する微小粒子（ナノ粒子）が、非定常運転によるものかどうかを把握するため、図13に示すような運転モードで車両を長時間運転し、その間SMPSで複数回の測定を行って平均する方法を考案した。測定には、全量希釈トンネルを用い、希釈排ガスをSMPSに導入した。図14に、非定常運転条件下で測定した粒径分布を示すが、定常運転では出現しなかった20～30 nm付近にピークを有する分布となった。測定例が少なく、断定することはできないが、沿道で観測された20～30 nmのピークが非定常運転によるものである可能性が示唆された。

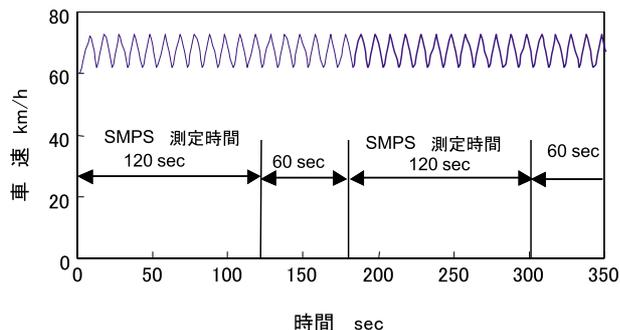


図 13 過渡運転モード

(6) 今後の課題

本研究では、ナノ粒子に関する先導的研究として、ナノ粒子の環境中での動態を把握するため、道路沿道（交差点近く）でのフィールド観測に加えて、瞬時に排気ガスを高倍率で希釈できる高倍率希釈トンネルを試作して、排気管から排出された直後の微小粒子の粒径分布を測定した。その結果、沿道大気中における粒径分布と定常運転でのディーゼル排出粒子の粒径分布は大きく異なることが分かった。そこで、大気中での排出粒子の拡散を模擬できる排気ガス拡散チャンバを試作し、大気中に放出された粒子の凝集の様子を調べた。さらに、交差点近くでの過渡運転が粒径分布に及ぼす影響を調べ、沿道大気中における粒径分布を説明するためには、自動車から排出された後の粒子の凝集や過渡運転の影響を考慮する必要があることを示した。今後は、異なる道路環境や一般大気中でのナノ粒子の動態や、形式の異なる車両からの排出実態を把握するとともに、健康影響への観点からナノ粒子の物理化学的特性の解析を進める必要がある。

2.1.2 都市域での動態観測

(1) 2000年12月～2001年3月の観測

大気中微小粒子状物質を中心とした都市大気汚染の立体分布を把握するために、2000年12月～2001年2月に東京で45日間、2001年3月に大阪で30日間、連続的にガス状物質、粒子状物質、および気象要素の測定を行った結果について解析した。また、合わせて粒子状物質の測定・モニタリング技術に関する検討も行った。東京については、冬季の大気汚染の特徴を把握すること、大阪については春季の高濃度大気汚染の発生機構を解明

することを重点に置いた。

1) PM_{2.5} および元素状炭素の測定法の比較

PM_{2.5} については、線吸収式（紀本電子，SPM-612D），TEOM（R&P，Series1400），光散乱式（GRIMM，Model 107）の三者を比較した（図 15）。

線吸収式と光散乱式は、ほぼ 1：1 に対応しており、相関も特に高かった。一方、TEOM については、他の 2 つに対しておよそ半分程度の濃度を示した。TEOM の測定部および採気気流の温度を 50 に設定していたため、有機物や硝酸塩などの成分が一部揮発したことが考えられる。次に、元素状炭素については、熱分離・非分散赤外吸収法（R&P，Series 5400 Ambient Carbon Particulate Monitor）とフィルター反射光による測定（紀本電子，SPM-612D）の二者を比較した。両者の相関はおおむね良好であるが、8 μg/m³ 程度以上ではフィルター反射光による測定が熱分離・非分散赤外吸収法よりも低めに出る傾向が見られた。

2) 東京・大阪の SPM の特徴

ハイボリュームサンプラー（紀本電子，Model 123VL）を用いて SPM（10 μm 以下の粒子）を石英繊維フィルターに捕集した。捕集時間は 24 時間で、東京は 32 試料、大阪は 7 試料を採取した。炭素成分（EC，OC）を CHN 計で、イオン成分（SO₄²⁻，NO₃⁻，Cl⁻，NH₄⁺，Na⁺，Ca²⁺，K⁺，Mg²⁺）をイオンクロマトグラフで、金属成分（Al，Fe）を ICP でそれぞれ分析した。また、総重量濃度は捕集前後のフィルター重量差から求めた。東京と大阪の SPM の平均組成を図 16 に示す。炭素成分（EC + OC）の割合は、東京、大阪ともに 25 % 程度を占めた。また、Cl⁻ が大阪では 0.9 % であるのに対して、東京では 6 % となった。Na⁺ とのイオンバランスをとると、東京では Cl⁻ が過大に存在しており、海塩粒子以外の起源による寄与が示唆された。一方、SO₄²⁻ の割合は東京では 7 % であるのに対して、大阪では 16 % と高かった。ただし、nss-SO₄²⁻/SO₄²⁻ は東京・大阪ともに 0.98 以上であった。SPM 濃度と各成分濃度との相関係数（表 1）

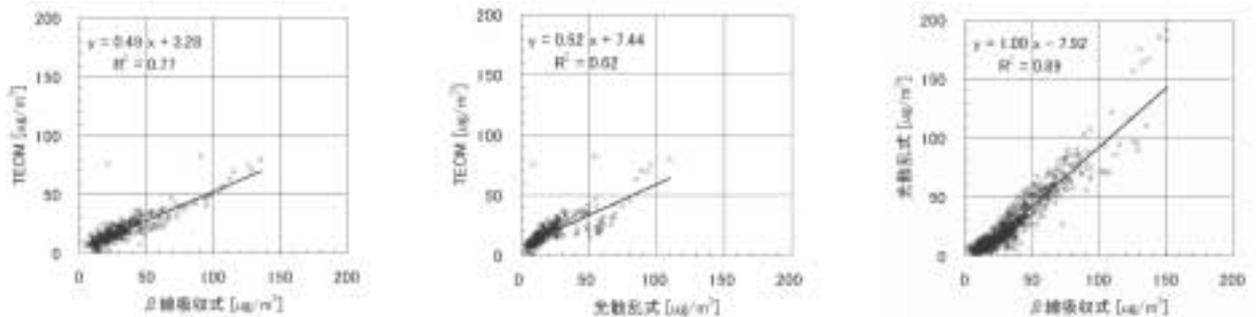


図 15 PM_{2.5} 測定法の比較

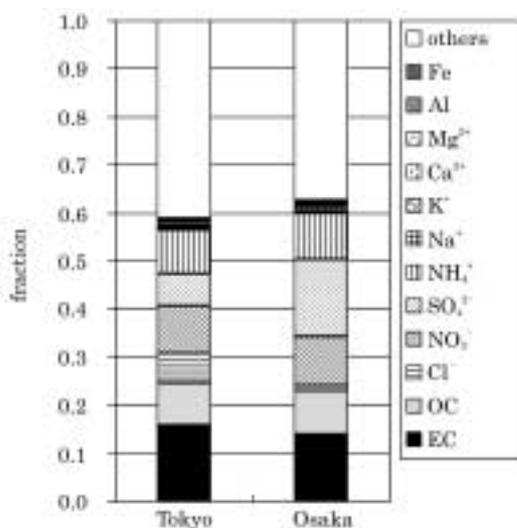


図 16 東京と大阪における SPM 組成の期間平均

表 1 SPM 濃度と各成分濃度との相関係数

	東京 n=32	大阪 n=7
EC	0.97	0.90
OC	0.90	0.56
SO ₄ ²⁻	0.68	0.91
NO ₃ ⁻	0.89	0.70
Cl ⁻	0.90	0.11
Na ⁺	0.62	0.60
NH ₄ ⁺	0.97	0.86
Ca ²⁺	0.71	0.76
K ⁺	0.66	0.78
Mg ²⁺	0.91	0.95
Al	0.13	0.78
Fe	0.52	0.92

は、東京では OC, NO₃⁻, Cl⁻ が大阪に比べて高いのに対し、大阪では SO₄²⁻, Al が東京に比べて高かった。

なお、その他が 4 割程度あるが、総重量濃度はフィルターの重量差から求めたのに対して、各成分濃度は化学分析によって得られた値の総和であり、両者の測定方法が異なることが要因の 1 つと考えられる。また、実際に浮遊している粒子の状態では、たとえば、OC は H, O, N などと共に多様な有機化合物として存在している。また、土壌粒子は Al や Fe のほかに多種の元素から構成されており、硫酸塩や硝酸塩、海塩粒子は吸湿性であるため、水分を含んでいる。その他の部分にはこのようなものが含まれていると考えられる。

3) 粒子状物質の鉛直分布

東京における観測では、地上、高度 64 m、高度 240 m においてハイボリュームサンプラーによる 24 時間サンプリングを実施した。合わせて NO_x, SPM, PM_{2.5} の自動測定を行った。各成分の地上濃度に対する高度 64 m および 240 m の濃度の比を図 17 に示す。全体の濃度については、地上濃度に対して 240 m では 7 割程度となっている。各成分については、EC, OC では 6 割前後であるのに対して、SO₄²⁻ では約 9 割となっている。また、Na⁺, Mg²⁺, Al, Fe の濃度比は 1.0 ~ 1.2 となっており、鉛直方向の濃度差がないか、240 m の方が若干高い結果となっている。気象条件による鉛直分布の変化については、明確な傾向は見られなかった。ただし、12 月 31 日については、寒冷前線の通過直前に SPM 濃度が上昇して調査期間で最高濃度 (150 μg/m³) となると同時に、地上と上空の濃度の差が大きくなった。

4) SPM の高濃度事例の解析

東京における観測では、SPM 濃度が 100 μg/m³ 程度に達するような高濃度事例が、12 月 28 日、12 月 31 日、

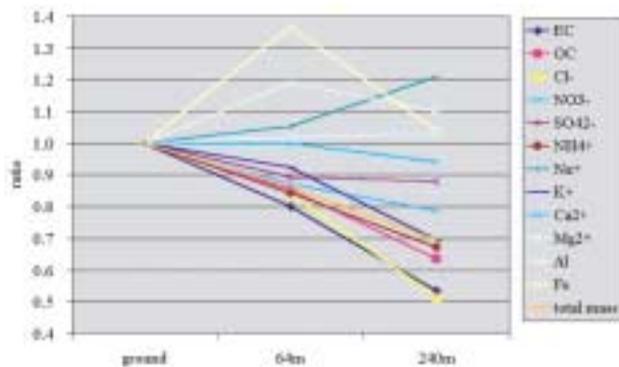


図 17 東京における各成分濃度の地上に対する各高度の比

1 月 11 日、1 月 25 日に観測された。各日の午前 9 時の気圧配置は、12 月 28 日は西高東低であるが気圧傾度は緩やか、12 月 31 日と 1 月 25 日は高気圧の後面に位置し低気圧が接近中、1 月 11 日もやはり日本海から低気圧が接近していた。また、各日いずれも風速は 2 ~ 3 m/s かそれ以下と比較的弱かった。なお、日平均風速が 3 m/s 以上では日平均濃度 50 μg/m³ を超える事例は出現しなかった。SPM 濃度の日変化を大まかに見ると、昼前後から上昇し始め、夕方または夜にピークに達するという変化を示した。一方、この時の NO および NO₂ 濃度は、朝と夕方にピークをもつ傾向を示した。

(2) 2003 年 3 月の観測

2003 年 3 月 17 ~ 19 日に、関西地区において集中観測を行った。航空機観測を 1 日 3 回実施し、3 高度 (300, 600, 1,350 m) での水平飛行 (図 18 に示す A-B-C-D-A のルート) と 3,000 m までのスパイラル飛行を基本とした。NO_x 計, O₃ 計, パーティクルカウンタなどによる連続測定と粒子状物質のフィルターサンプリングを行った。また、SMPS を搭載し、微小粒子の粒径別個数濃度を測定した。大阪市内における地上観測では、航空機観測と同様の測定およびサンプリングを行った。これに加えて、集中観測期間を含む 3 月 9 ~ 31 日に、ガス成分、粒子状物質の自動測定による地上観測を行った。

16 ~ 20 日の地上における PM_{2.5} 濃度は、16 ~ 17 日早朝に降雨があつて 17 日昼前に数 μg/m³ まで低下し、その後増減しながらも全体的には増加傾向となり、19, 20 日両日の午前中は高濃度となった。風は期間中おお

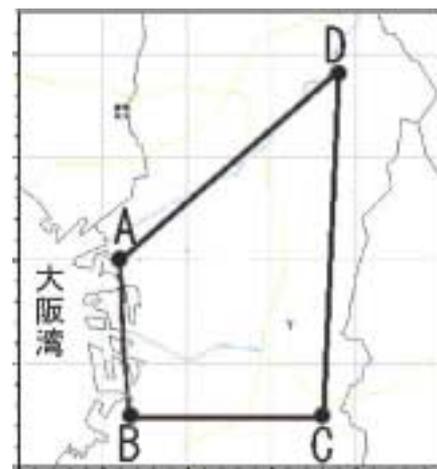


図 18 航空機観測の飛行ルート

むね北寄りの風が吹いていた。

図 19 は 18 日 16:30 ~ 18:30 の航空機観測で得られた粒径分布の高度別平均である。1,300 m 以下では 20 ~ 30 nm と 100 ~ 200 nm にピークがある分布をなしていた。しかし、20 ~ 30 nm のピークは 100 ~ 200 nm のそれに比べて高度に伴う個数濃度の減少率が大きかった。

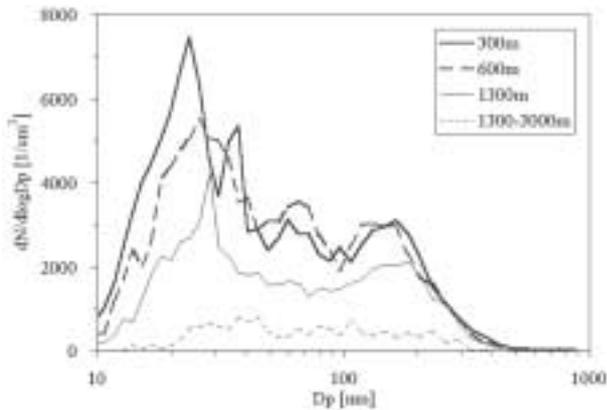


図 19 粒径分布の高度別平均
(3月18日16:30~18:30の観測)

図 20 に、地上のガス・粒子状物質濃度が高かった 19 日の航空機観測において、粒径分布の特徴をよく表すと考えられる粒径 31 nm の個数濃度のみを SMPS によって連続的に測定した結果を示す。8:30 ~ 10:30 (1 回目) の観測では、C-D 間上空の 300 m と 600 m において 31 nm の個数濃度が相対的に高かったが、高度 1,300 m ではほとんど観測されなかった。12:30 ~ 14:30 (2 回目) および 16:30 ~ 18:30 (3 回目) の観測では、300 m と 600 m の個数濃度は次第に減少していったものの、A-B-C 間で相対的に高い濃度が観測された。当日の地上風は、午前中は弱い南西の風であったが、午後に入って強くなりながら北寄りに風向が変わっていった。このことから、汚染気塊は時間の経過とともに拡散・希釈されながら大阪平野中央から南部へ移動していったと推測される。

一方、1 回目の観測のパーティクルカウンタで測定した 2 μm 以上の粒子は、300 m と 600 m では少なかったが、1,300 m では A-B 間および B-C 間で 10 ~ 100 倍増加した。その後 2 回目の観測では B 付近上空 2,200 m と 2,500 m で、3 回目の観測では A 上空 2,200 m と 2,500 m で相対的に高い濃度が観測された。このことが

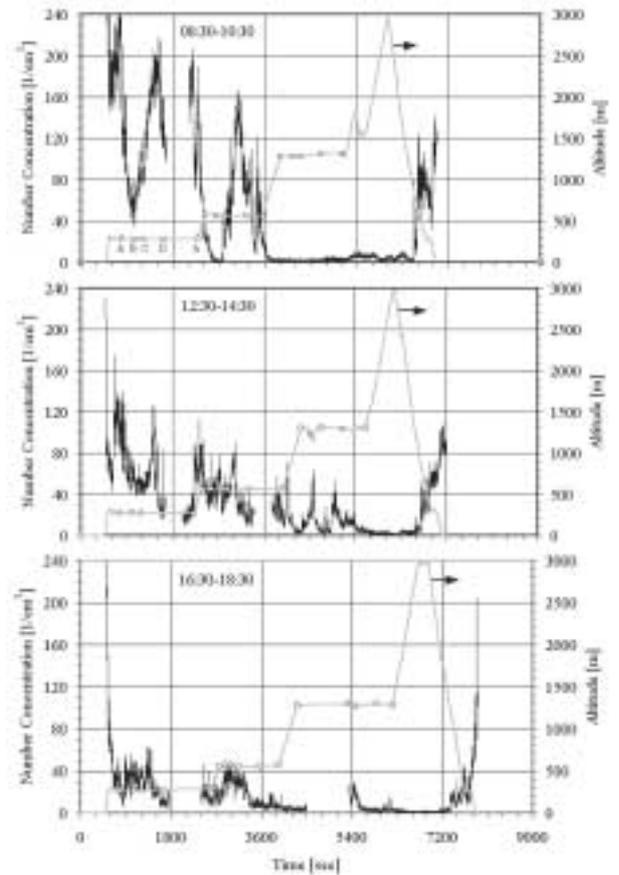


図 20 粒径 31 nm の個数濃度の測定結果 (3月19日の観測)
高度を表す線上にある は、水平飛行を行った各高度ごとに図 18 における飛行ルートのア-B-C-D-A を順に表す。

ら、この日は粒径が大きく異なる粒子層が、異なる高度に存在していたことが示唆される。

2.1.3 沿道の大気汚染濃度分布に関する風洞実験

(1) はじめに

実市街地の縮尺模型を用いた風洞実験によって交差点周辺の濃度分布を測定し、1) 沿道および交差点からの距離による濃度の減衰傾向、2) 幹線道路に敷設された高架道路が沿道周辺市街地の濃度に及ぼす影響、等について調べた。

(2) 実験概要

1) 対象地点の選定

最近数年間の自動車排ガス測定局モニタリング結果において NO₂ または SPM 濃度が高かった測定局のうち、1) 周辺の地形に大きな標高差がない、2) 道路構造が交差点に対して著しく非対称でない、3) 沿道建物によってストリートキャニオンが形成されている、4) 交差

点近傍である，5) 走行車種に偏りが無い，などの条件を満たす東京都世田谷区上馬自動車排出ガス測定局およびその周辺市街地を選んだ。交差点では，北西から南東方向の環状七号線（日交通量約5万台）と，北東から南西方向の国道246号線（地上・日交通量約7万台）が交差している。さらに，国道246号線上には高架の首都高速3号線（地上高さ約14m，防音壁高さ約3m，日交通量約10万台）が敷設されている。交差点中心部では環状七号の中央車線がアンダーパスとして246号（道路幅約30m）の下を通過しているので，道路は上下に3層構造になっている。交差点端部から南西約30m・高さ10.2mに上馬自動車排出ガス測定局が設置されている（図21参照）。

2) 風洞，市街地模型および風洞実験の相似則

独立行政法人・国立環境研究所の大気拡散風洞を用いた。上馬の交差点を中心とした半径300mの範囲の市街地模型を縮尺1/300で作成した。模型の設置状況を図22に示す。写真は測定部を風下から眺めており，模型はSWを風上に向けて設置されている。交差点周辺市街地の状況および模型の再現範囲を図21に示す。図には本文中で用いたゾーンニングの名称を示している。

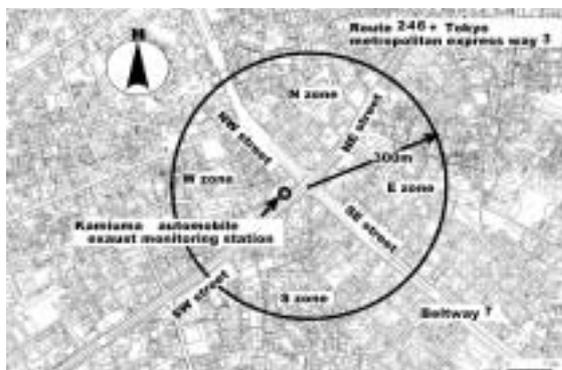


図21 交差点周辺市街地の状況および模型の再現範囲



図22 模型の設置状況

風洞実験の相似則としては模型の幾何学的相似，接近流の相似，排出条件の相似を考慮した。接近流に関する相似条件：模型の風上側12mにわたって縦横100mm，高さ50mmの粗度ブロックを敷き詰めて乱流境界層を発達させ，過去に東京都内で観測された風速鉛直分布¹⁴⁾に近い接近流を得た（図23）。図には，粗度ブロックの直後で測定された風速分布（図中実線の Uniform roughness）に加えて，高架道路模型を取り外した交差点中央で8方位の風向について測定された分布を示している。また，図右側の分布は $(U^2+V^2+W^2)^{0.5} / U_{\infty}$: $U, V, W \cdot 3$ 成分（それぞれ主流，スパン，鉛直方向の平均風速， U は風洞基準風速）の合成風速である。左側は $(|U| - (U^2+V^2+W^2)^{0.5}) / U_{\infty}$: 主流方向成分 U と合成風速の差，すなわち，交差点周辺建物の影響による主風向からのずれの大きさを表している。模型交差点中央の風速は，接近流の分布とは大きく異なり風上側の市街地模型による新しい内部境界層の発達が見られる。図は省略しているが，摩擦速度 u^* で無次元化した各風向成分の乱れ強さは，風速分布が対数則に従う範囲（ $150 \text{ mm} < z < 300 \text{ mm}$ ）では過去の野外観測や風洞実験の結果¹⁵⁾に近く，平均風速や乱れ強さの分布に関する相似則はほぼ良好に満たされていると思われる。

実験風速： $U = 1.5 \text{ ms}^{-1}$ とした¹⁶⁾。排出条件に関する相似：各道路，各車線からの排出強度分布を交通流シミュレーションから求め，線源からの排出量比をそれに合わせた。本実験では，自動車の走行影響は特に考慮していない。Klein *et al.*¹⁷⁾ は，上り下りの車線上のチェーンに取り付けた多数の小板を動かして自動車の走行を模擬し，線源から排出されたトレーサーガスの初期拡散を調べている。Klein らはこの実験で，一方向にのみ走行する自動車によるトレーサーガスの連行はかなり強い

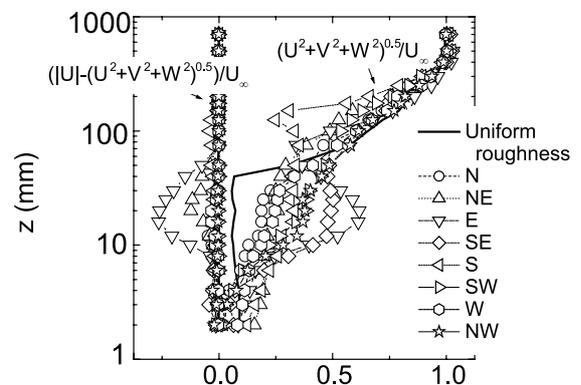


図23 測定位置における鉛直風速分布

が、対面通行の場合には両者が打ち消しあい、自動車走行を模擬しない場合の分布と大きく変わらないことを示している。このことより線源を連続排出源として用いることによって自動車からの排出をほぼ適正に模擬しうるものとする。

3) 実験条件

実験風向：現地において頻度の高い N, NNW, S, SSW と、過去の測定結果において自排局の濃度が高い SE の合計 5 風向とした。SE は国道 246 号および首都高速 3 号線と直交する風向である。

排出条件：高架道路からの汚染物質の周辺市街地に及ぼす影響を調べるために、地上（国道 246 号と環状七号線）だけからトレーサーガスを排出した場合と高架道路（首都高速 3 号線）だけから排出した場合、それぞれの排出条件について実験を行った。

4) 測定位置

濃度測定点：交差点を中心とした半径 150 m（これ以降、特に断らない限り寸法は実物換算したものとす。）の後背地で、幹線道路端から 25 m ごとのメッシュ交点になるべく近い路上の各点、および各幹線道路の中央と両側路端の合計 147 点の濃度を測定した。測定高さは地上 1.5 m, 6.5 m（後背地の家屋 2 階屋根面の高さ）、10.2 m（自排局の測定高さ）、20 m（高架道路よりも高い位置として）の 4 種類である。

風速測定点：接近流の風速プロファイルは模型風上側の粗度の後端で行った。模型内部でのプロファイル測定は高架模型を取り除いた交差点の中央で 8 方位の風向について行った。風向 SE の時には模型上部（地上高さ 24 m）での全般的な風況を知るために、交差点を中心とした、25 m のメッシュ交点（建物とぶつかる時には適当な方向に測定点を移動している）での風速を測定した（図 24）。

5) 測定方法

風速：基準風速の測定には 12 mmφ のピトー管を、プロファイルおよび模型内部の風速測定には 3 次元レー

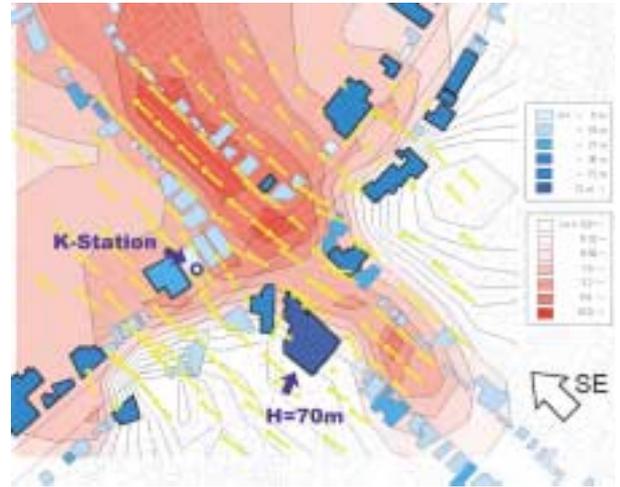


図 24 濃度測定結果 風向 SE・測定高さ 1.5 m

ザー流速計を用いた。レーザー流速計の粒子供給には粒子発生装置（試作）¹⁸⁾と Dantec 社の煙発生器を適宜使い分けた。

濃度：道路の各車線に置かれた線源（長さ 1 m）からトレーサーガス（エタンガス C₂H₆：20%, N₂：80%）を排出し、各測定点の濃度を 9 チャンネル全炭化水素分析計によって測定した。風洞が回流式であるため、1 チャンネルはバックグラウンド測定にあてている。各車線のトレーサーガスの総排出量は道路交通センサに基づく NO_x 排出量から、また、その車線の道路方向の排出強度分布は交通流シミュレーションを用いて推定したものに合わせた。トレーサーガスの排出量は合計で毎分 2.0 リットルとした。各車線からのトレーサーガス排出量を表 2 に示す。

(3) 実験結果と考察

1) 交差点周辺市街地の濃度分布

実験結果はすべて無次元濃度 C_n で表す。ただし C_n = C / C_s, C: 測定濃度, C_s = q / (L × H × U_H), q は模型で再現した幹線道路（長さ L = 2 m: 模型寸法）から排出されるトレーサーガスの全排出量, H と U_H はそれぞれ世田谷一般環境局の風速計高さに相当する模型

表 2 各車線からのトレーサーガス排出量

道路名	(cc/min・m)		
	北行き	南行き	合計
国道 246	184.0	202.1	386.1
首都高速 3 号線	513.2	513.2	1026.4
環状七号線（地上）	74.7	60.7	135.4
環状七号線（アンダーパス）	212.8	203.6	416.4

寸法 (73 mm) とその高さにおける風速である。

風向 SE (国道 246 号と直交し、環状七号線と平行な風向) のとき濃度が最も高くなるのは、アンダーパスのために周辺より路面の低くなる交差点風下側の道路中央付近であり、次に交差点を中心とした幹線道路周辺、次に幹線道路風下後背地の順である。

最も濃度が低いのは幹線道路風上側の後背地である (図 24)。こうした交差点周辺市街地における濃度分布の概略は実験風向が変わっても大きく変化しない (図は省略した) が、幹線沿道内部の濃度は風向および場所によって大きく変化する。それらは沿道の建物によって形成される局所的な流れ場と深く関係している。たとえば、交差点の南側 (環状七号線沿い) にある高さ 70 m の建物の風上側道路では建物の遮蔽影響によって風速が低下し、そのため濃度が増加している。逆に、70 m 建物の前面道路ではビル風による風速増加のために濃度が低下

する。沿道建物の存在影響はおおむねその規模に比例すると考えられるが、局所的には直近のあまり大きくない建物等の影響を強く受けるケースも多い。一例として交差点の南西約 30 m に設置された上馬自排局 (図 26 の K-sta.) に相当する位置の 16 方位で測定された濃度プロファイル (図 25) について考える。ただし、自排局のサンプリング口は道路側に突き出して設置されているので、風洞における K-sta. の濃度測定は自排局建物直前の歩道上で行っている。図には K-sta. の濃度分布プロファイルに加えて、1) 幹線道路、2) 幹線道路風下後背地、3) 幹線道路風上後背地、の各ゾーンにおける平均濃度 (実験を行った 5 風向全部の平均) のプロファイルを示している。図より、風向 W ~ NW (x, *, - 印) における地上の濃度は全風向を通じて最も高い。この風向のとき、測定位置が西隣の 7 階建物 (図 26 参照) や自排局の置かれた建物自体の風背になるために風速が弱

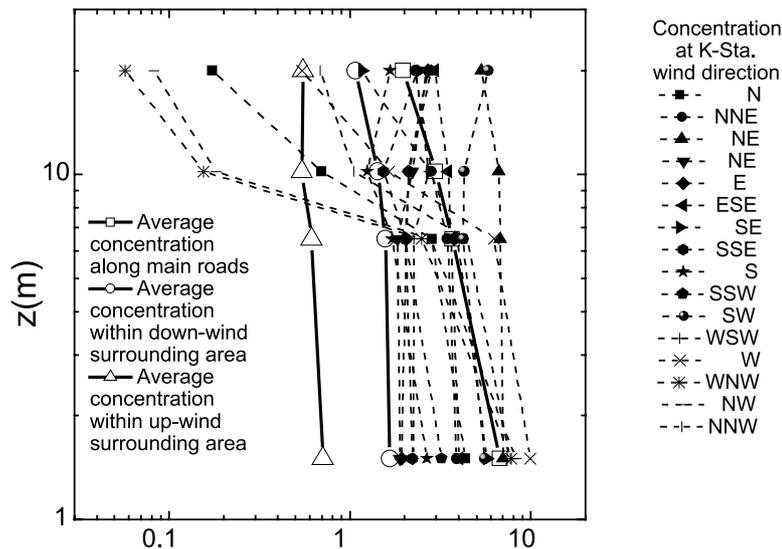


図 25 上馬自排局で測定された濃度プロファイル

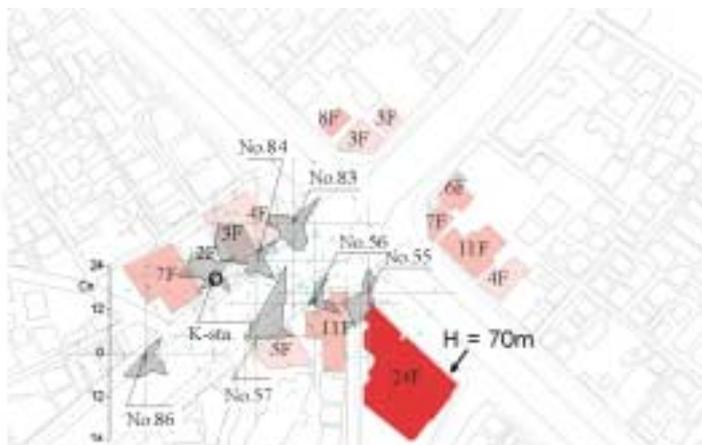


図 26 自排局周辺測定点の 16 実験風向における濃度

く、かつ幹線道からの汚染が逆流してくる場所にあるためと考えられる。しかし、測定高さが10～20mと高くなると沿道建物の影響は弱まり、逆に、西側後背地からの新鮮空気の流入によって濃度は全風向中で最も低くなる。また、風向E（印）のとき自排局は交差点の風下になるので高濃度が予想されるが、測定された濃度は $z = 1.5\text{ m}$ で $C_n \cong 2$ と低い。これは交差点の南側にある70m建物のビル風によるものであることが、交差点中央で測定された風速プロファイルから推測される（図23において風向Eの高さ $z = 3 \sim 10\text{ m}$ の風速が他の風向のときの二倍以上に増加している）。

図26は自排局周辺測定点の16風向の風洞実験における濃度（ $z = 1.5\text{ m}$ ）を風配図のようにして表したものである。各濃度風配図における濃度の基点は、測定点番号近くから出ている矢印の先端部である。図よりNo.83, 84, 86および自排局の濃度はどれも、道路と平行なNEとSW風向、道路と直交するSEとNW風向のときに高くなっている。また、国道246号線をはさんで向かい側の55, 56, 57の各点の濃度はどれも風向NNEのときに高い。幹線沿道に比較的大きな建物が連なる場合には、沿道の建物列と道路がひとまとまりになった街路空間としての流れ場が形成されるため、このように、ある範囲の濃度がよく似た分布傾向を示すものと思われる。

幹線沿道の局所高濃度汚染には、上に述べたいくつかの影響が重畳しているので単純ではない。しかし、広く市街地濃度分布を見たとき、沿道建物の影響が強く現れるのはせいぜいその建物と同程度の距離までであり、それより遠くなると濃度は幹線道路からの距離によって単調に減少している。以上のことから幹線沿道市街地の濃度分布は、1) 高濃度が生じやすく、また個々の沿道建物の影響を強く受ける幹線道路内部 2) 大気汚染濃度が幹線道路からの距離の増加とともに減少する風下後背地 3) ほとんど幹線道路の影響を受けない風上後背地の三つのゾーンに分けることができる。

2) 高架道路の影響

幹線道路上部に敷設された高架道路が周辺市街地濃度分布に与える影響としては、a) 高架道路を通行する車から排出される汚染の影響と、b) 高架道路そのものの空気力学的存在影響の二通りが考えられる。

a) 高架道路を通る車からの汚染排出が周辺市街地の濃度に及ぼす影響
すべての測定点（風向SE, $z = 1.5\text{ m}$ ）について、地

上車線（国道246号と環状七号）と高架道路車線（首都高速3号）の両方からトレーサーガスを発生したときの濃度（横軸）と、地上車線だけからトレーサーガスを発生したときの濃度（縦軸）を比較すると図27の印のようになる。図より、比較的濃度の高い（ $C_n > 10$ ）幹線沿道測定点のプロットはすべて45度の線上にのり、地上車線だけからトレーサーガスが排出されたときの濃度が、地上と高架道路の両方から排出されたときとほとんど変わらないことを示している。同じように、高架道路だけからトレーサーガスを排出したときの濃度（印）を比較すると、地上車線と高架道路車線の両方からトレーサーガスを発生したときに高濃度を示す場所のほとんどがゼロの近くにプロットされている。これより、幹線沿道の高濃度に対しては地上車線からの寄与が大半を占め、高架道路からの寄与は小さいことが分かる。この傾向は他の風向のときも同じである（図は省略した）。

しかし、幹線道路から離れた場所では、濃度値は低いが高架道路からの寄与が大きくなる場合がある。この例として図28に、高架道路と直交する風向SEのときのWゾーン（濃度分布図、図24から判断して、ここでは環状七号線からの汚染寄与はほとんどないと思われる）における国道246号線からの距離（道路幅で無次元化している）と濃度の関係を示す。図より、地上から排出されたときの汚染濃度（印）は幹線道路から離れると急激に低下する。また、高架道路から排出された汚染濃度（印）は幹線道路のごく近くではそれほど高くないが、幹線道路からの距離による低下は緩慢である。そのため、地上の濃度に対する寄与は国道246号線から道路幅の3

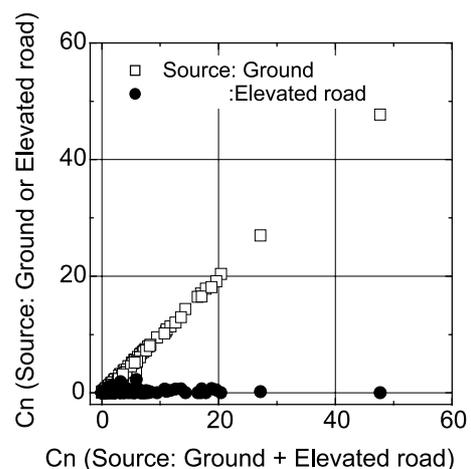


図27 地上濃度に対する高架道路と地上車線からの寄与の比較

倍以上離れると、逆に高架道路からの方が大きくなっている。

本実験で得られた結果を見る限り、高架道路から排出された大気汚染物質は広い範囲に拡散し局地的な高濃度を生じていない。これは、高架道路からの排出が高い位置（地上約 14 m）から行われていることを考えれば、ある程度当然のことともいえる。しかし、高架道路からの大気汚染物質の排出量が地上の 3 倍に近いことを考えれば、地上濃度に対する高架道路の汚染寄与が、なおこのように小さなことは注目すべきと考える。

b) 高架道路の存在が周辺市街地の濃度分布に及ぼす影響

幹線道路と後背地のそれぞれのゾーン（図 23 参照）ごとに、高架道路があるときの地上濃度（横軸）を高架道路がないときの地上濃度（縦軸）と比較すると図 29（風向 SE）のようになる。図より、高架道路がある場

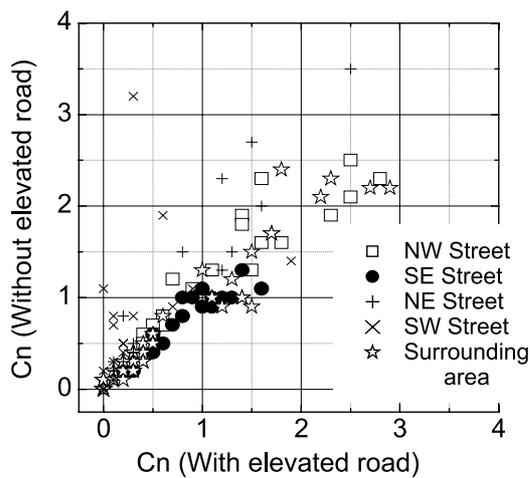


図 28 幹線道路からの距離による高架道路と地上車線からの寄与の変化

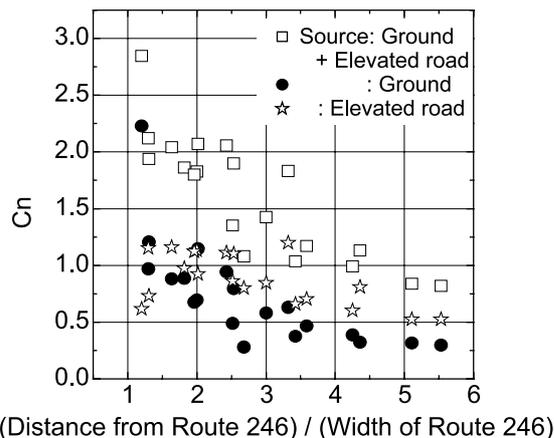


図 29 交差点周辺市街地の地上濃度に対する高架道路の存在影響

合には交差点風上側の幹線道路（SE Street）と、風下側の幹線道路（NW Street）および後背地全体の濃度は、高架道路がない場合に比べて全体として 2 割ほど高くなっている。これは高架道路が地上の風を部分的に遮蔽し、風速が低下したためと考える。一方、高架道路下の沿道濃度（NE Street, SW Street）は増減まちまちで、一定の傾向は見えない。道路の両側に比較的大きな建物が連立し、ストリートキャニオンになっている場所（NE 道路：+ 印と SW 道路：× 印）では、高架道路の上（ $z = 20$ m）の濃度が低下している（図 30）。道路に直交する風向の場合、高架道路がないときにはストリートキャニオンにキャピティ渦が生じ、それによって地上の汚染物質が上方に運ばれ沿道の汚染はキャニオン全体に広がる。しかし、高架道路がある場合には、沿道の大気汚染物質は風下側の建物に沿う強い下降流によって風上に押し出されるものの、高架道路に上昇を阻まれ、沿道の建物端部からキャニオンの外へ濃度が濃いまま押し出される。このために、キャニオン上部の濃度が低く、同時に、高架道路下の濃度上昇も抑えられるものと推測される。ストリートキャニオンに高架道路が敷設されている場合の気流および濃度分布については今後の課題としたい。

3) 幹線道路からの距離による濃度減衰

東京都環境保全局は世田谷区上馬、および板橋区大和町交差点周辺において大気汚染実測調査を行いその結果を「高濃度大気汚染地域の実態調査結果報告」^{19・21}に示している。得られた濃度分布は 3 日間の平均値であり、その間に生じたすべての風向の寄与が積算されている。

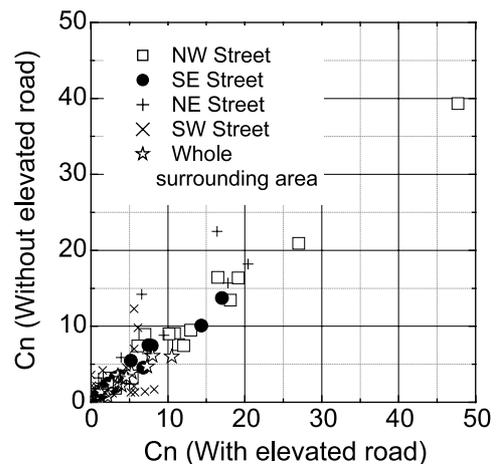


図 30 交差点周辺市街地の地上 20 m の濃度に対する高架道路の存在影響

幹線道路からの汚染は交差点を中心としたすべての方向に広がっている。この点では、特定の風向のときの濃度分布を表す風洞実験結果とは異なっている。しかし、幹線道路からの距離による濃度の低下傾向は、すでに新藤、松本ら²²⁾が示したものと、また、風洞実験の結果ともほぼ同じである。

今、風洞実験と東京都環境保全局の実測における各点の濃度を幹線沿道内の高濃度に対する比 $(C - C_{amb}) / C_{max}$ で表し、幹線道路からの距離による濃度減衰をプロットするとそれぞれ図 31、32 のようになる。ただし、 C は各測定点における NO_x 濃度、 C_{amb} はバックグラウンド濃度（風洞実験ではゼロ、実測調査では後背地における測定濃度のうち最も低い濃度とした）、 C_{max} は沿道内の最高濃度（風洞実験および実測とも沿道内測定点の上位 5 点の平均濃度）とした。また、幹線道路からの距離は、 $1/R = 1/L_x + 1/L_y$ (L_x, L_y : 直交する 2 本の幹線道路か

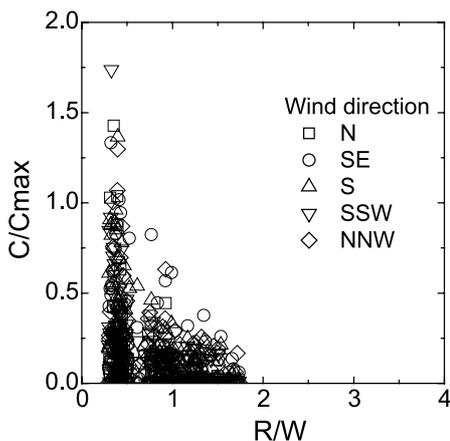


図 31 二本の幹線道路からの距離による濃度の減衰（風洞実験の場合）

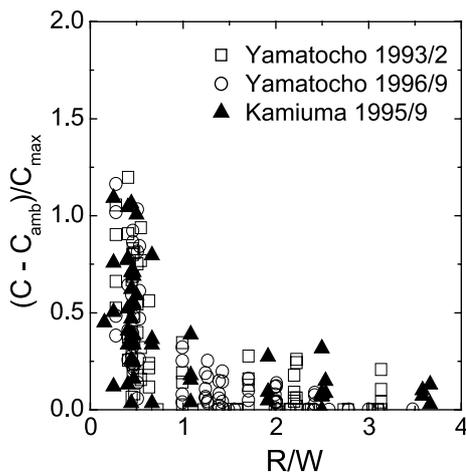


図 32 二本の幹線道路からの距離による濃度の減衰（実測の場合）

らの最短距離)で定義される交差点距離 R とし、これを幹線道路幅 W で基準化した R/W を用いた。これらの図は必ずしも厳密ではないが、幹線沿道からの距離による濃度減衰についてはある程度の目安を与えるものと考えられる。図より風洞、実測いずれの場合にも後背地の濃度は、幹線道路からの距離 $R/W < 1$ で急激に低下し、それよりも遠くでは減衰が緩やかである。ただし、風洞では $R/W > 2$ の測定点は存在しない。また、実測調査において $R/W \cong 3$ まで離れてもある程度の濃度が測定されているのは、細街路を通行する車からの排出によるものと考えられる。

(4) 結論

都内上馬交差点周辺の 1/300 縮尺模型を用いた風洞実験を行った結果、次のことが明らかになった。

1) 幹線沿道の局所高濃度汚染は周辺建物の影響を受け複雑に分布するが、沿道建物の影響が強く現れるのはせいぜいその建物規模と同程度の距離までであり、それより遠くなると濃度は幹線道路からの距離によって単調に減少する。幹線沿道市街地の濃度分布はおおまかに高濃度が生じやすく、また個々の沿道建物の影響を強く受ける幹線道路内部 大気汚染濃度が幹線道路からの距離の増加とともに減少する風下後背地 ほとんど幹線道路の影響を受けない風上後背地 の三つのゾーンに分けられる。

2) 本事例の場合、幹線道路周辺市街地の濃度は交差点距離 R を幹線道路幅 W で基準化した距離 $R/W < 1$ で急激に減少する。ただし、交差点距離 R は、 $1/R = 1/L_x + 1/L_y$ (L_x, L_y : 直交する 2 本の幹線道路からの最短距離)で定義する。

3) 本事例の場合、高架道路から排出された大気汚染物質は広い範囲に拡散し局地的な高濃度を生じていない。また、高架道路下の沿道では濃度が増加する場所と、低下する場所それぞれがあり、特に高濃度が生じやすい傾向は見られなかった。

2.2 計測法の検討

2.2.1 OC/EC 測定

(1) 背景

大気中の浮遊粒子状物質における主要な成分の 1 つとして、炭素成分があげられる。炭素成分は無機炭素と有機炭素 (OC) に分けられる。無機炭素は元素状炭素

(EC) と炭酸塩炭素 (CC) からなるが、一般大気環境では CC 濃度は非常に小さい。したがって、通常は EC と OC が分析される。SPM 全体における EC と OC の合計、すなわち総炭素 (TC) の割合は、都市域では重量濃度ベースで 3 割程度を占め、また、幹線道路の沿道など、汚染が著しい場所では 5 割程度にも達する。これらの由来は、ディーゼル車などから直接排出される一次生成粒子、およびガス状物質から大気中における反応により生成する二次生成粒子がある。このため、大気中における粒子状物質の挙動を解明する上で、EC や OC を分析することは非常に重要である。

EC と OC の分析法として一般に多く用いられるのは、揮発温度の差を利用して両者を分離し、CO₂ や CH₄ に変換して適切な検出器で定量する方法である。このような熱分離法では、分離温度、加熱雰囲気、加熱時間、昇温速度などが分析条件としてあげられるが、研究者や分析機関によって様々な条件が用いられている。このため、TC に占める OC および EC の割合は、試料の性状にもよるが分析条件によってかなり異なることが報告されている²³⁾。この原因の一つとして、OC が熱分解して炭化し、それを EC として測定してしまう度合いが条件によって異なることが考えられる。このため、異なる条件で分析された値を対等に比較ができないことが問題となっている。しかし最近、ろ紙の反射光・透過光を測定することによって OC の熱分解補正を行う、熱・光学炭素分析計が導入され始めている。本研究では、DRI Model 2001 Carbon Analyzer (以下、DRI アナライザー) を用いて、熱分解補正法の妥当性や、分析条件による違いについて検討を行った。

(2) 熱分解補正法の検討

分析条件は IMPROVE 方式 (OC1 : 120 , OC2 : 250 , OC3 : 450 , OC4 : 550 (以上、He 雰囲気), EC1 : 550 , EC2 : 700 , EC3 : 800 (以上、2 % O₂ / 98 % He 雰囲気)) を基本とし、さらに本研究では EC4 : 900 (2 % O₂ / 98 % He 雰囲気) を追加した。

試料は、東京・大阪 (一般都市環境)、川崎 (幹線道路交差点)、つくば (郊外) において、ハイボリュームサンプラーによって石英繊維ろ紙に 24 時間採取したものをを用いた。捕集した粒子の粒径範囲は、東京・大阪・川崎では SPM (10 μm 以下の粒子)、つくばでは TSP

(10 μm 以上も含めた全粒径範囲) である。

DRI アナライザーの熱分解補正の原理は、熱分解によって反射光・透過光強度が低下したのち、再び分析開始時の値 (初期値) に戻るまでに検出された炭素を OC とするものである。ただし、試料から揮発した炭素が FID に到達するまでにタイムラグがある (本研究で用いた装置では 17 秒) ことから、反射光・透過光強度がそれぞれ初期値に戻ったあと、このタイムラグを考慮して OC と EC の分離点としている。

分析値は、以下の式のようにして整理した。

$$C_{OC} = C_{OC1} + C_{OC2} + C_{OC3} + C_{OC4} + C_{Py}$$

$$C_{EC} = C_{EC1} + C_{EC2} + C_{EC3} + C_{EC4} - C_{Py}$$

ここで、C_{Py} は熱分解した分として補正する値である。

図 33 に、OC と EC の測定例を示す。各地点のサンプルは、それぞれ東京 : T、大阪 : O、川崎 : K、つくば : Tk に番号を付けて表す。光学補正しない場合に比べて、補正した場合は OC の割合が大きくなるが、透過光で補正した場合の方が、反射光で補正した場合に比べて補正量が大きくなった。これは、反射光よりも透過光の方が初期値に戻るのが遅いためである。

K7 のように川崎では単位面積当たりの炭素量が非常に多く、透過光の初期値が非常に小さかった (透過率が 1 % 以下) ため、熱分解による透過光の低下を検出することは困難であり、適切な補正はできないと考えられた。

一方、反射光の場合は十分な光強度が検出されたが、熱分解による反射光の低下はわずかであるのに、補正量が大きくなった。図 34 に示す、C_{EC1} と反射光による補正量 (C_{LRPy}) の関係から、K6, K7 のように C_{EC1} が非常に大きいときに、補正量が大きくなる場合があることが分かった。しかし、K2, K3 など C_{EC1} が同程度に大きく

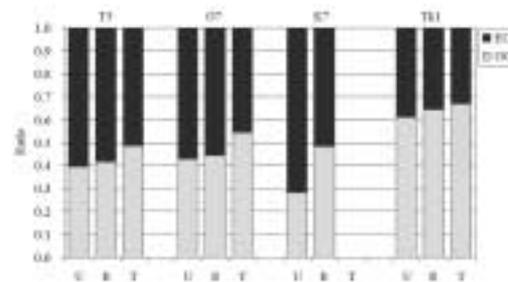


図 33 TC に対する EC および OC の比
U : OC の熱分解補正を行わない場合 ; R, T : 反射光および透過光によって、それぞれ OC の熱分解補正を行った場合

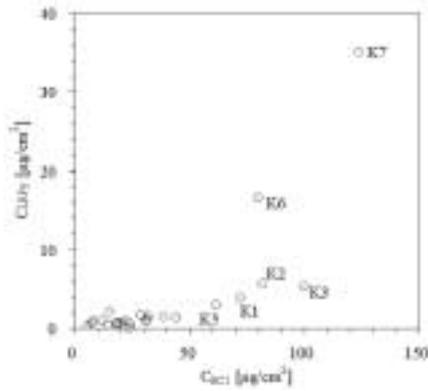


図 34 EC1 における炭素量(C_{EC1})と、反射光による OC の熱分解補正量(C_{LRPy})の関係
一部のプロットにサンプル ID を付している。

でも、補正量はそれほど大きくない場合もあった。

これらの試料のサーモグラムを詳細に見ると、K2 や K3 は K6 や K7 に比べて、酸素導入直後（分析条件が OC4 から EC1 へ移った直後）の反射光強度の上昇速度が大きく、反射光が早く初期値に戻って、補正量がそれほど大きくならなかったことが分かった。また、EC1 のピークが大きく急激に立ち上がると、試料から揮発した炭素が FID に到達するまでのタイムラグの設定や、試料・測定ごとの変動が補正量に大きく影響すると考えられる。

一方 K5 では、酸素導入直後の反射光強度の上昇速度が K6 や K7 と同様に大きくなかったが、補正量は小さかった。これは EC1 のピークの立ち上がりおよびピーク高さが K6, K7 に比べて小さく、ピークの幅が広がったためであった。

このように、DRI アナライザーの光学式熱分解補正法は、単位面積当たりの炭素量が非常に多い場合（EC で $50 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ 程度以上）は透過光による補正は困難であり、反射光による補正も EC1 のピークの面積・高さ・立ち上がり方、タイムラグの設定、酸素導入直後の光強度の上昇速度が影響するため、過大になる可能性がある。したがって、DRI アナライザーの原理によって適切に補正するには、試料の捕集量をコントロールする必要がある。

そこで、OC の熱分解量は、反射光強度の低下量から見積ることができると考え、反射光強度（いわゆる黒化度）と炭素量の関係を求め、これを検量線として補正することを試みた。図 35 に、4 地点の試料の分析結果から求めた反射率と炭素量の関係を示す。縦軸に LR_{final} と LR_{min} の差（ただし LR_{final} で割ることにより、試料間の LR_{final} のばらつきを補正）をとり、横軸に LR_{min} から

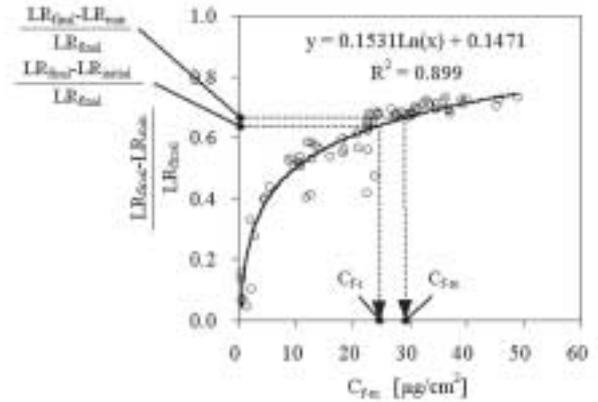


図 35 反射率に基づいて OC の熱分解補正を行うための検量線

LR_{initial} : 分析開始時の反射光強度, LR_{min} : 反射光強度の最小値（OC の熱分解が最も進んだ時の反射光強度）, LR_{final} : 分析終了時の反射光強度（る紙上の炭素量が 0 の時の反射光強度）, $\frac{LR_{\text{final}} - LR_{\text{min}}}{LR_{\text{final}}}$: LR_{final} と LR_{min} の差（ LR_{final} で割ることにより、試料間の LR_{final} のばらつきを補正）, C_{Fm} : LR_{min} から LR_{final} まで変化する間に検出された炭素量, C_{Fi} : LR_{initial} と LR_{final} の差に対して検出されるべき炭素量

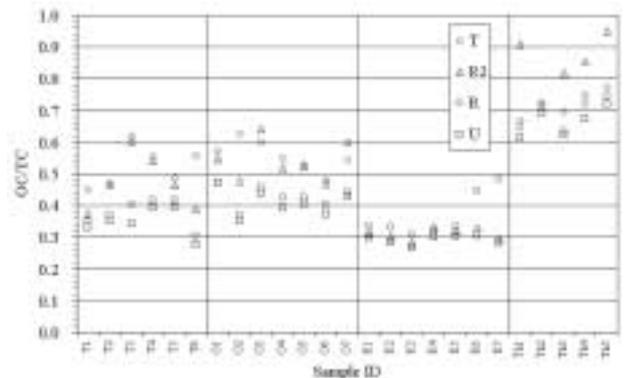


図 36 TC に対する OC の比

U : OC の熱分解補正を行わない場合 ; R, T : 反射光および透過光によって、それぞれ OC の熱分解補正を行った場合 ; R2 : 図 35 によって補正を行った場合

LR_{final} まで変化する間に検出された炭素量 C_{Fm} をとった。両者の関係を対数関数で近似して関係式を作り、 LR_{initial} と LR_{final} の差に対して検出されるべき炭素量 C_{Fi} がこの関係式に従うものとして、 C_{Fi} と C_{Fm} の差を熱分解した炭素量として求めた。

図 36 に、対象とした全サンプルの TC に対する OC の比を、熱分解補正を行わない場合、反射光・透過光による通常の補正を行った場合、および図 35 に基づいて補正を行った場合についてそれぞれ示す。K6, K7 については補正量が大幅に小さくなった。また、東京や大阪では、通常の反射光による補正と透過光による補正の間、もしくは透過光による補正と同程度となり、妥当な補正が可

能であると考えられた。一方、単位面積当たりの炭素量が少ないつくばでは、相対的に補正量が大きくなり、炭素成分のほとんどが OC となってしまう場合も生じた。

(3) 分析条件の違いによる OC/EC 割合

典型的な3つの分析条件を例にとり、分析条件による OC と EC の割合の違いを調べた。

分析条件を表3に示した。条件1は(2)で用いた条件と同一で、IMPROVE方式を基本として EC4 を追加したものである。条件2は、NIOSH方式をシミュレートすることを想定して、He 雰囲気 で高温 (850・900) に上げることとした。条件3は、有酸素下において OC と EC を分離するケースを想定し、はじめから 2% O₂ 雰囲気 で加熱し、350 を OC と EC の分離点とした。また、条件2、条件3、共に EC については条件1と全く同じとした。試料については、(2)で用いた

表3 炭素成分の分析条件

		条件1	条件2	条件3	
OC1	He	120°C	250°C	O ₂ /He	
		250°C	450°C		350°C
		450°C	550°C		-
		550°C	850°C		-
		-	900°C		-
EC1	O ₂ /He	550°C	550°C	550°C	
		700°C	700°C	700°C	
		800°C	800°C	800°C	
		900°C	900°C	900°C	

ものと同じである。

図37に各地点における OC と EC の割合の測定例を、OC の熱分解補正を行わない場合、反射光および透過光によって補正した場合に分けて示す。なお、各試料の TC は、いずれの方式でも 5% 以内で一致していた。補正を行わない場合、OC の割合は、条件3 < 条件1 << 条件2 となった。条件2では、850・900 で検出された分が OC 全体の3~5割あった。一方、反射光および透過光で補正した場合、条件1と条件3は補正によって OC の割合は上がったが、条件2は酸素導入前に反射光および透過光が初期値に戻ってしまったため、アナライザーの結果出力では補正值が出てこなかった。そこで、DRIカーボンアナライザーの補正原理に基づいて、反射光が初期値に戻ったところを OC と EC の分離点として補正した結果、逆に EC の割合が上がった。これにより、反射光補正については、K7を除いて3つの条件における OC の差は小さくなった。透過光補正については、反射光補正に比べて3つの条件における OC の割合にばらつきがあった。なお、K7については、(2)で述べたように透過光による補正はできなかった。

(4) 熱分解補正に対する試料形態の影響

東京とつくばにおいて、それぞれアンダーセンサンプラー (AN) と、捕集粒径範囲を PM_{2.5}, SPM, PM₁₀, TSP としたローボリュームサンプラー (LV) によって同時に採取した試料を用いて、試料形態の違い(慣性衝突に

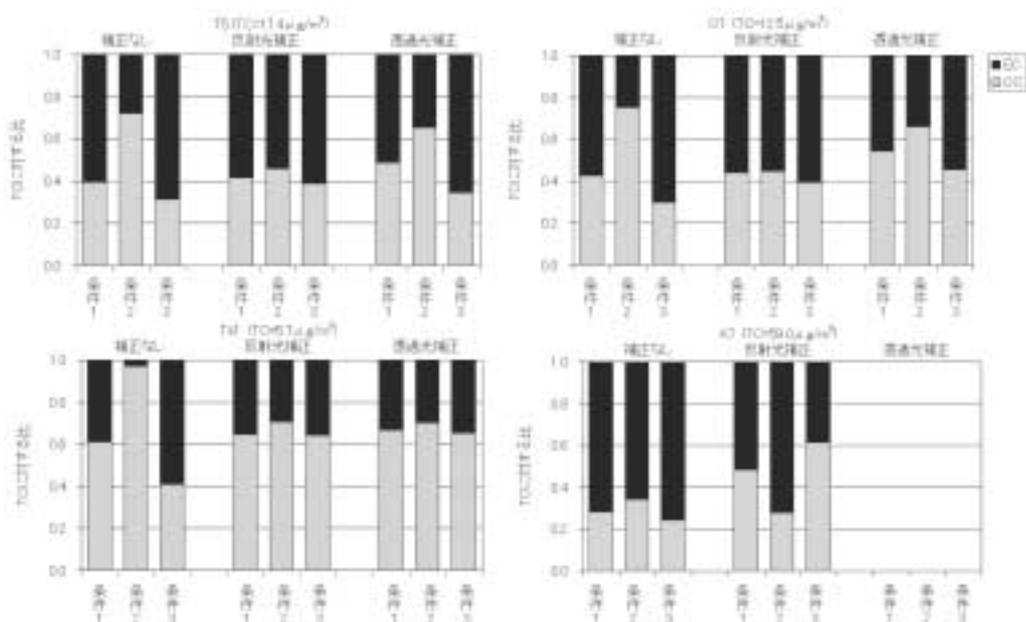


図37 各地点における TC に対する OC および EC の比

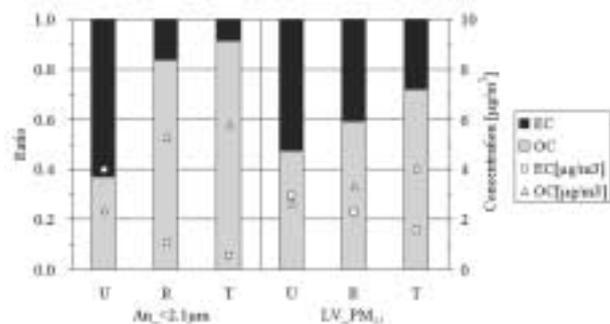


図 38 アンダーセンサンプラーとローボリュームサンプラーで採取した試料の TC に占める OC および EC の割合の比較

よるスポット状の試料およびろ過による一様な試料) による熱分解補正への影響を調べた。図 38 に、アンダーセンサンプラーの 2.1 μm 以下を合計した値 (AN< 2.1 μm) とローボリュームサンプラーの PM_{2.5} (LV_PM2.5) について、TC に占める OC および EC の割合を比較したものを示す。熱分解補正を行わない場合 (図中 U), OC/TC はそれほど異ならないが、反射および透過による補正を行った場合 (図中 R および T) は、AN< 2.1 μm の方が LV_PM_{2.5} よりもかなり大きくなっていった。この傾向は他の粒径範囲でも同様であり、また、試料採取地点でも差はなかった。

アンダーセンサンプラーによって採取された試料の場合、レーザー光が照射される領域には、捕集された粒子の大部分が存在していると考えられる黒い部分と、そうでない白い部分が混在しており、かつ後者の面積の方が大きい。このため、加熱に伴う白い部分の色の変化が反射光・透過光強度に大きく寄与し、ろ過により一様に捕集された試料に比べて補正量が大きくなったと考えられる。したがって、アンダーセンサンプラーなど、慣性衝突の原理を用いたサンプラーにより採取されたスポット状の試料については、光による熱分解補正は適切に行えないと考えられる。ただし、補正しない場合の EC 濃度が LV に比べて AN の方が 2 割程度高くなっていたため、この点について、ガス状 OC の吸着や粒子状 OC の揮散、サンプラーの捕集効率などを考慮して検討する必要がある。

2.2.2 PM_{2.5} 自動計測器の並行評価試験結果

(1) はじめに

米国では PM_{2.5} の新たな環境基準を規定しそれを満たした装置に認証を与えている。現在のところ、米国で認

証されている FRM (Federal Reference Method) として、テフロンろ紙装着タイプのインパクター分粒器付る過捕集装置 (L.V.法、流量 16.7L/min.) がある。自動計測器は、FRM との明確な相関関係が認められることが前提となっており、TEOM (Tapered element oscillating method) やベータ線式濃度計、光散乱濃度計などがその候補に挙げられる。TEOM は米国で使用実績があるが、半揮発性化合物などが揮散し粒子濃度が低く評価される可能性が指摘されており、PM_{2.5} の自動計測方法は確立されているとは言い難い。今回は、均一なエアロゾル濃度を含む大気を供給できる集合配管式の並行試験システムを作成し、FRM、TEOM、各種ベータ線式濃度計の比較評価を行った。

(2) 実験条件

1) 集合配管式並行評価試験システム

野外大気を導入する吸引ブロアー、導入主管 (内径 800 mm) および各試験機への分岐管 (内径 14 mm) の配列概略と並行評価試験を行うときの機器配置概略を図 39 に示す。外気は、常時作動能力 1.2 m³/min. を有す吸引ブロアーによって導入される。本来、エアロゾルのモニタリングは、等速吸引、大気導入口に近い部分で行うことが望ましいが、主目的が PM_{2.5} 計測装置の並行評価試験であり、配管内の微小粒子群の均一性確保という観点から、このようなシステム構成とした。配管内の粒子の均一性、分岐管での吸着による粒子損失が無視できることは確認してある。ブランク試験は、分岐管にフィルター (Millipore OPTICAP W/Milligard media 0.2 μm NDM) を装着し粒子を捕集した状態での計測で行った。実験は、茨城県つくば市にある独立行政法人国立環

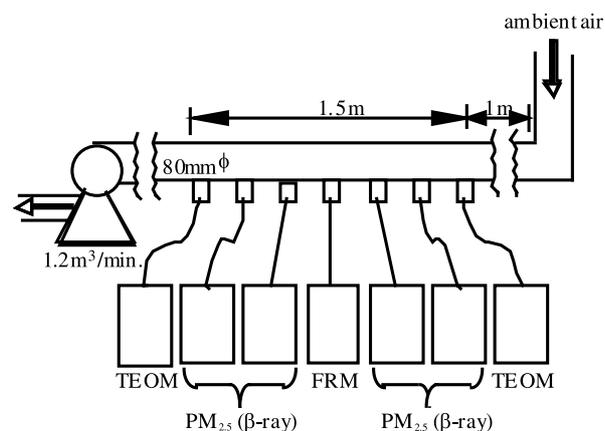


図 39 集合配管並行評価試験システム

境研究所大気モニター棟にて行われた。

2) 計測装置

比較評価試験に使用した計測装置の計測条件を表4に示した。TEOMの特徴は、フィルターに捕集したPM_{2.5}の質量を、フィルターの振動周波数から求めることである。フィルター部分は半揮発性物質の揮散を防ぐため、通常設定の50℃加温から32℃へ変更し除湿装置を装着した。ベータ線式濃度計は、フィルターに捕集したPM_{2.5}質量をベータ線の透過量から求めている。各機器により、フィルターの材質、厚さ、フィルターの加温方法、ベータ線透過量の検出・演算方法、ゼロ点補正方法が異なるが、詳細は明らかにされていない。

(3) 結果とまとめ

1) 平成14年6月18日から7月25日にかけて行われた並行試験での、各測定器の測定値の経時変化を図40に示した。どの計測器の計測でも濃度のピークは同じ日時に現れているが、ピーク時の濃度、ピーク形状、ベースラインの変動の幅などは、測定器によって異なった。

冬期(平成14年1~3月)と夏期(平成14年6~7月)に行われた並行試験での、FRMとの相関をそれぞれ

図41, 42に示した。FRMの値は24時間の計測値であり、TEOM, ベータ線式(A~D)の値は1時間ごとの計測値のFRMを計測した期間(24時間)の平均値で示してある。

冬期の並行評価試験では、どの計測器もFRMで得られた値と明確な相関を示した。しかし夏期の計測では、どの計測器もFRMより高い値を示し、ベータ線式濃度計の中には3倍以上の値を示した機種もあった。ベータ線式計測器の計測値のばらつきは、外気の湿度が高いときに高い傾向を示したことから、計測器に対する大気湿度の影響が無視できない問題であること、計測器には湿度対策を施す必要があることが示唆された。

2) 夏期のブランク試験で、TEOMは周期的な異常変動を示した。この変動は空調機による電気的もしくは機械的な影響によって生じると推測され、外気の相対湿度が高いときに大きく変動することが分かった。また、TEOMの計測値を求める演算方法では、瞬間的な異常信号が入力された場合、その影響が計測値に長い時間残る。今回現れた異常変動は周期的に現れる瞬間的なプラスとマイナスの異常信号によって引き起こされたと推定された。このことは、長期の定期モニタリングを行う際、

表4 計測装置の計測条件

計測装置	粒子捕集方法	フィルター材質	粒子量検出方法
TEOM	インパクター法	グラスファイバー	TEOM ¹⁾
A器	濾過法	テフロン	ベータ線透過量
B器	濾過法	グラスファイバー	ベータ線透過量
C器	濾過法	グラスファイバー	ベータ線透過量
D器	濾過法	グラスファイバー	ベータ線透過量

¹⁾ Tapered element Oscillation Method

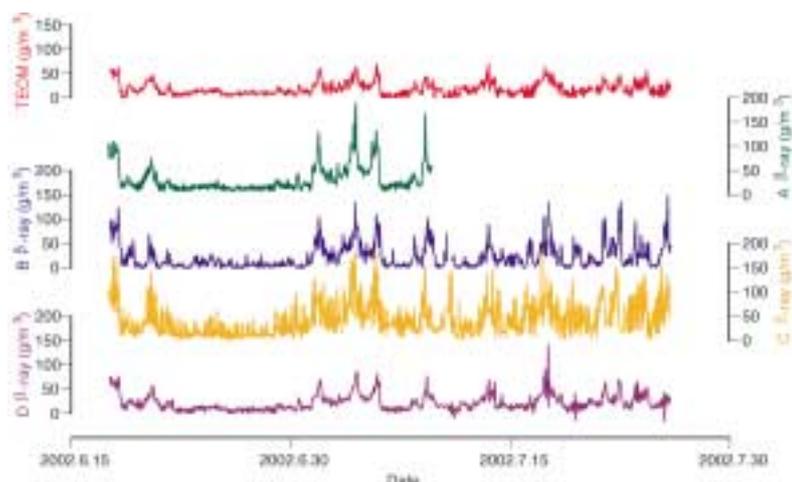


図40 夏期並行試験での各計測器の測定値

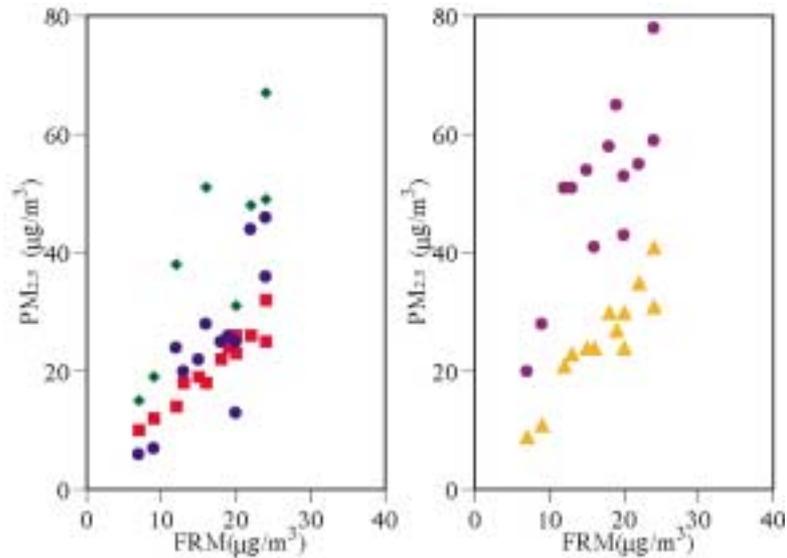


図 41 夏期並行試験での FRM と各測定器の測定値比較 (24 時間)
 左図: TEOM (●) A 器 (■) B 器 (●)
 右図: D 器 (●) E 器 (▲)

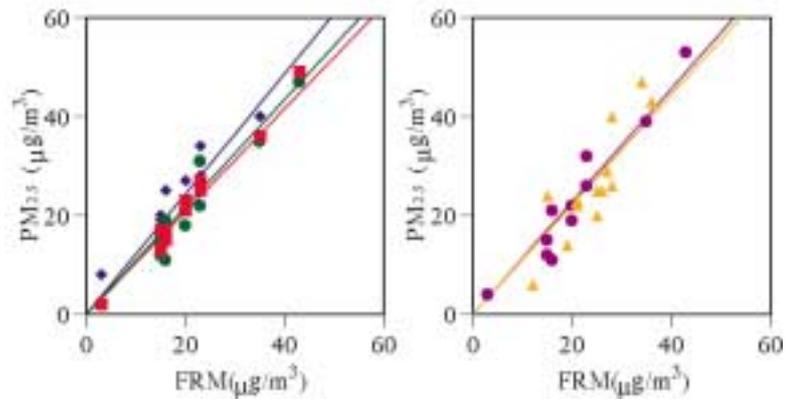


図 42 冬期並行試験での FRM と各測定器の測定値比較 (24 時間)
 左図: TEOM (●) A 器 (■) B 器 (●)
 右図: D 器 (●) E 器 (▲)

TEOM の設置条件が計測精度に影響することを示している。

3) ベータ線式濃度計はブランクテストでは、機種によって $\pm 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ のばらつきが現れた。また、4 種とも外気湿度 75 % 以上の時に、ブランク値の標準偏差、平均値が高くなった。ベータ線式濃度計では、機種によりフィルターの材質、厚さ、フィルターの加温方法、透過量の検出方法、ゼロ点補正方法などの計測条件が異なり、そのことによりブランク値の特性が機種によって異なっている。各種計測器の計測条件は明らかにされていないが、機種によっては、湿度対策が必要なものがあった。

2.3 健康影響の評価

本プロジェクトではディーゼル排気粒子 (DEP) と $\text{PM}_{2.5}$ に代表される大気中微小粒子を研究対象としているが、その健康影響に関する知見の蓄積の程度は異なっている。都市大気の $\text{PM}_{2.5}$ に含まれる DEP の寄与は相当に大きいと考えられるが、これまで両者の健康影響評価は異なる枠組みで行われてきた。DEP の健康影響については循環器系や免疫系に対する影響等いまだに未解明な部分は残っており、影響メカニズムの解明をさらに進める必要があると考えられる。しかしながら、リスク評価・管理のプロセスで言えば有害性の同定や用量・反応評価はほぼ完了し、リスク管理へと課題の中心が移っている。一方、 $\text{PM}_{2.5}$ については有害性の同定や用量・

反応評価の段階にあり、健康影響に関する知見をさらに充実させる必要がある。

大気汚染の健康影響を評価するものとして呼吸器に対する影響以外にもこれまでいろいろな指標が用いられてきた。死亡もそのひとつである。1952年に起こった有名なロンドン・スモッグ事件による死者は4,000人にも上り、高齢で呼吸器系や循環器系の疾患を持っていた人の死亡が多かったと報告されている。一方で、近年の先進国における通常の大気汚染レベルでは死亡を引き起こすことはないという考えが一般的であったといえる。しかし、米国での研究やその後のヨーロッパをはじめいくつかの国の大都市での研究によって、毎日の死亡数と大気汚染濃度、特に粒子状物質濃度との間に統計的な相関がみられることが報告されるようになった。米国でのPM_{2.5}での環境基準の設定の根拠となった疫学研究の中で最も重要な知見のひとつはこのような日死亡に関する研究である。PM_{2.5}の健康影響については、第一に世界各国の都市でみられる日死亡率（すなわち急性死亡健康影響に関する）との統計的な相関が真に因果関係を反映したものか否か、PM_{2.5}のどの成分・粒径がより死亡に関与しているか、そのメカニズムは何か、どのような人が高感受性であるかということが課題となっている。我が国では統計的関連性の有無に関する研究自体が不十分であるため、まずその点から解析を進める必要がある。微小粒子状物質が死亡率を上げる可能性についての実験的な検証や死亡率をあげる機構についての科学的知見は十分でないのが現状である。微小粒子状物質に対する高感受性群として呼吸器や循環器に疾患を持った人々や老人などが挙げられており、高感受性であることの科学的根拠や量-反応関係を検討することが重要となっている。そこで、毒性学的評価では呼吸器系・循環器系に対する影響について病態モデル動物を用いた実験などを行った。

2.3.1 実験研究による毒性評価

(1) 研究の目的

PM_{2.5}・DEPの毒性・影響評価に関する研究では、微小粒子状物質が呼吸・循環機能に及ぼす影響について、以下の3課題を中心に検討を行った。

1) 正常および病態モデル動物を用いた微小粒子状物質曝露が循環機能に及ぼす影響

循環器に疾患を持った人々が微小粒子状物質の曝露に

対して高感受性であるという疫学的報告に科学的根拠を与えることを目的とし、正常および循環系の病態モデル動物を用いディーゼル排気、ディーゼル粒子などを曝露し、心電図などの心機能への影響を生理学的観点から加齢や病態による影響を検討する。また、影響機構解明のため、微小粒子状物質の肺や血管に及ぼす影響を遺伝子およびタンパクの発現など分子レベルで解析する。

2) 微小粒子状物質曝露が呼吸器の感染による傷害や機能に及ぼす影響

微小粒子状物質の曝露に対して疫学的に高感受性である老人や慢性閉塞性肺疾患患者は呼吸器感染の影響を受けやすく、感染による肺炎等のため死亡する場合もある。また、気管支炎や肺炎の患者も微小粒子物質に対し高感受性であることが報告されている。微小粒子状物質の曝露が感染による肺炎等の影響を重篤化する可能性があるか検討するとともに、その機構について明らかにする。ディーゼル排気、ディーゼル排気粒子などを曝露し、細菌毒素や感染などによる肺での炎症に及ぼす影響について検討する。また、その機構を明らかにするため、微小粒子状物質が細菌毒素等に対する反応に影響を与える因子について、遺伝子発現やタンパクレベルでの解析を行う。また、喘息様病態などアレルギー関連病態に及ぼす影響と機構の解析と閾値の算定に関しても検討を加える。

3) 微小粒子状物質の毒性スクリーニング手法の開発および毒性物質の解析

車の運転条件、各粒径および種々の地域における粒子状物質の毒性がどのように変動するかについて、一次的なスクリーニング手法の開発および毒性を持つ物質の解析が求められている。そこで、細胞や器官を用いた*in vitro*での微小粒子状物質の毒性と*in vitro*での毒性との相関が高い指標を検討し毒性スクリーニング手法として開発する。また、微小粒子状物質中の循環機能への毒性に関わる物質の解析を行う。

(2) 研究成果

1) 正常および病態モデル動物を用いた微小粒子状物質曝露が循環機能に及ぼす影響

ディーゼル排気曝露の心機能への影響があるかどうかについて、3、6、12ヵ月間曝露したラットの心電図を測定し、異常心電図の出現率や心電図波形を指標に検討した。標準肢誘導I、II、IIIの心電図を有線法によっ

て誘導し、波形解析、心拍解析（RR 間隔から心拍の変動解析）を行った。実験では、従来の生体増幅器と心電図計を組み合わせた記録系（NEC - SAN - EI, 180 システムと自己作成解析ソフト）と、第一製薬のフラクレットを使用した。この両者の装置はそれぞれに特徴を持っているので、基本データを比較することにより、より確実なデータを得ることができる。

ディーゼル排気を 3 ヶ月間曝露したラットは、清浄空気曝露よりも高い異常心電図の発現を示したが、6 ヶ月曝露ではその発現が減少したことから、初期の異常心電図の発現は自律神経系のバランスの変化による一時的な心臓機能の異常が現れたものと解釈された。しかし、12 ヶ月以上の曝露による異常心電図は持続的であったので、心臓の形態的、機能的な変化が起きていることが示唆された。いずれにしてもディーゼル排気曝露は異常

心電図の発現動物を加齢と共に増加させることが見いだされた（図 43）。

また、肺に炎症をおこし呼吸機能が低下することから生ずる血中酸素分圧の低下は心機能に重大な影響を及ぼす可能性が考えられることから、換気能検査やガス交換機能の変化を測定し、ディーゼル排気曝露によりいずれも低下することが確認され、前述の異常心電図の発現に深く関係する所見と考えられた。さらに、肺に炎症が起き血管がつまりやすい状態が生ずると肺動脈高血圧が生じ不整脈の要因となる可能性についても検討するために、心臓のマクロ形態学的・組織学的検討により右室壁の厚さが有意に増加していることが見いだされた。このことから、肺性の高血圧により右室の負荷が増加し、右室壁の厚さが増加した可能性が示唆された（図 44）。

また、PM_{2.5} と DEP の影響を無麻酔、無拘束下で呼

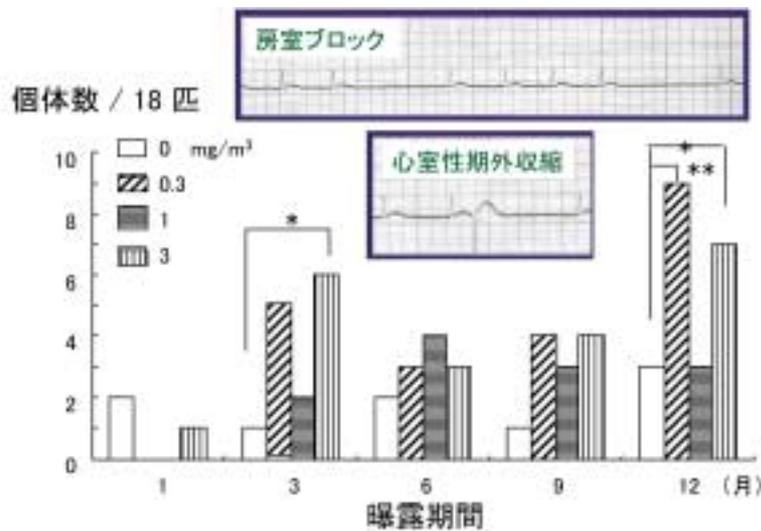
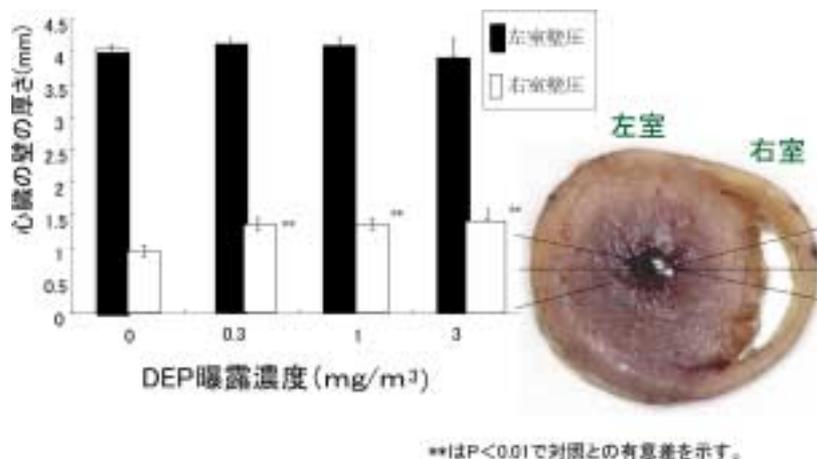


図 43 ディーゼル排気曝露による異常心電図の発現動物数



**はP<0.01で対照との有意差を示す。

図 44 心室壁の厚さの変化

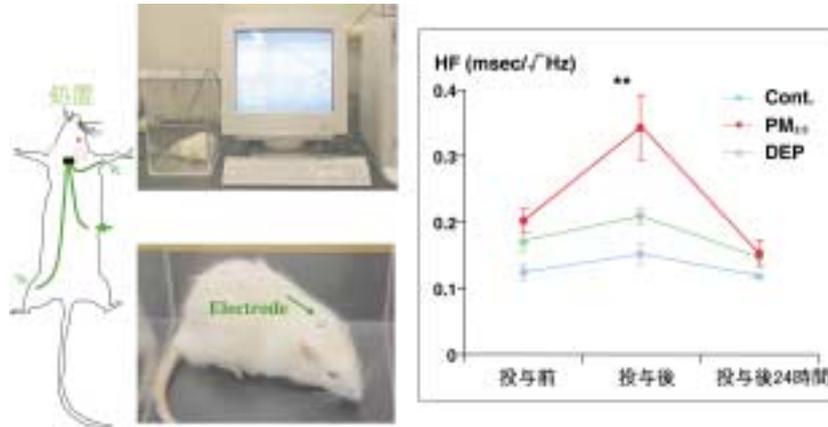


図 45 PM_{2.5} および DEP が SHR ラットの心電図高周波成分（副交感神経支配）に及ぼす影響

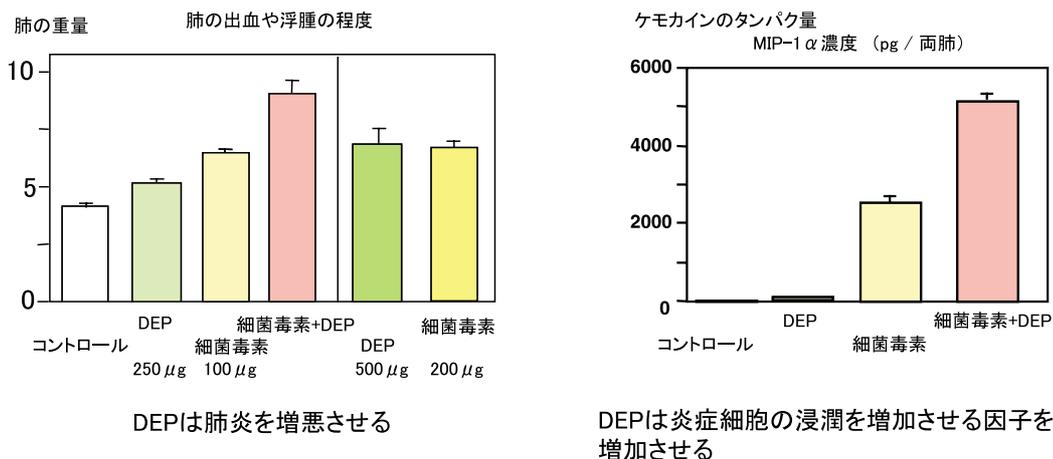
吸パターンならびに肺抵抗と心拍変動 Heart rate variability (HRV) について、PM_{2.5} と DEP 抽出物の呼吸循環系への急性影響を検討した。肺抵抗の増加が見いだされた。また、R-R 間隔の延長、HF 成分の増加を示し副交感神経支配を強める傾向が見いだされた（図 45）。

これらのことから、ディーゼル排気曝露は異常心電図の出現を増加させること、肺動脈高血圧を惹起する可能性があることが示唆され、加齢はその要因を強めることが示唆された。また、定性的であるがディーゼル粒子は血圧を低下させること、副交感神経支配を強める傾向にあることなどが見いだされた。

2) 微小粒子状物質曝露が呼吸器の感染による傷害および機能に及ぼす影響

疫学調査によれば、PM_{2.5} と呼吸器疾患による死亡率、有症率や重症化率は正の相関を示す。気管支喘息、肺炎、気管支炎、慢性閉塞性肺疾患等の既往者や、高齢者、免疫不全者などにおいて、PM_{2.5} の影響は特に強く観察さ

れる。これらの高感受性群の人々は感染症を被りやすいという特徴を持ち、感染を契機に重症化することがしばしば経験されるが、その病態増悪のメカニズムは明らかにされていない。易感染者の急性増悪にはグラム陰性桿菌がしばしば関与する。そこで、グラム陰性桿菌由来の細菌毒素による炎症性肺傷害に DEP が与える影響を検討した。細菌毒素による肺傷害は DEP により顕著の増悪することが認められ、感染等による肺炎症状の増悪を起こす可能性が示唆された。この急性の肺傷害は好中球という白血球による炎症と肺水腫を主体とし、DEP と細菌毒素の併用投与は著名な肺胞出血をも惹起した（図 46）。この増悪効果は、炎症性サイトカインやケモカインや ICAM-1 等の細胞接着分子という炎症を引き起こすタンパク質の発現の増強とよく相関していた（図 46）。また、DEP を芳香族炭化水素など多くの化学物質を含有する脂溶性の成分とその残渣である粒子成分に分画し、おのおのについて細菌毒素による急性肺傷害を増悪



DEPは肺炎を増悪させる

DEPは炎症細胞の浸潤を増加させる因子を増加させる

図 46 曝露による肺炎の増悪、ケモカインタンパク量変化

するか否かについて検討した。その結果、抽出物そのものよりも抽出物を除いた粒子残渣成分に、感染時における炎症を増悪させる作用が強く存在するを見いだした。これらの結果は易感染性を有する肺気腫等の患者が粒子状物質に対して高感受性である可能性を示唆するものである。

呼吸機能に及ぼす影響としてはディーゼル排気曝露はガス交換機能の低下を惹起すること、定性的ではあるがDEPは副交感神経を緊張させ肺抵抗の増加や血圧の低下を起こすことを見いだされた。ガス交換機能の低下や肺抵抗の増加や血圧の低下は血中酸素濃度の低下を引き起こし全身的な循環不全などの要因になる可能性が示唆された。

また、これまでの特別研究の結果からアレルギー関連疾患であるアレルギー性喘息様病態や花粉症様病態を増悪することは知られていたが、その機構について検討した結果、アレルギー反応にいたる過程の初期における抗原提示に重要な役割を果たす細胞表面分子のIaやB7.1、B7.2の発現がDEPにより増加することが見いだされた(図47)。このことから、DEPによるアレルギー反応の増悪に抗原提示機能の増加が寄与している可能性が示唆された(図48)。また、ディーゼル排気曝露においてCD4陽性Tリンパ球やサイトカインの役割について検

討し、ディーゼル排気曝露はTh2(ヘルパー2Tリンパ球)の方向にバランスを傾けることが明らかにされていた。そこで、ディーゼル排気曝露によるアレルギー性炎症誘導における上気道リンパ節の役割とCD8陽性Tリンパ球の働きについてについても明らかにすることを目的として、特異抗体を用いてCD8陽性Tリンパ球を除去し影響を検討した。血漿中の抗原特異的なIgG1産生において抗原と抗CD8抗体処理した群でDE曝露およびガス曝露群で有意な増加が認められた。また、リンパ節におけるB細胞、単球の増加が抗CD8抗体処理したガス曝露群でみられた。このことはCD8陽性Tリンパ球がDE曝露の影響を抑制する方向で関与していることを示唆している。

以上をまとめると、細菌毒素による肺障害はDEPにより顕著に増悪すること、抽出物を除いた粒子成分に感染時における炎症を増悪させる作用が主として存在することが見いだされ、感染等による肺炎症状の増悪を起こす可能性が示唆された。また、ディーゼル排気曝露がアレルギー反応を増悪する機構として抗原提示機能の亢進の可能性が示唆された。また、リンパ節のCD8陽性Tリンパ球がDE曝露の影響を抑制している可能性も示唆された。

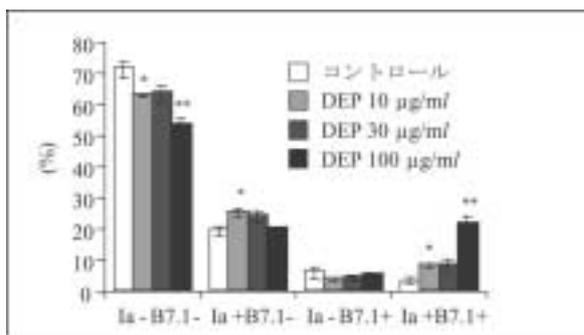


図47 DEP曝露による抗原提示に関わる細胞表面分子の発現の変化



図48 DEPによるアレルギー反応増悪の機構

3) 微小粒子状物質の毒性スクリーニング手法の開発 および毒性物質の解析

DEP 等の粒子状物質による生体影響の機構を解明するため、遺伝子レベルでの変化を包括的に検討することを目的とし、*in vitro* における DEP 抽出物の曝露が肺胞マクロファージの遺伝子の発現に及ぼす影響について cDNA マイクロアレイを用いて解析した。DEP 抽出物の曝露は、抗酸化系酵素であるヘムオキシゲナーゼ (HO) やチオレドキシソーパーオキシダーゼ (TDPX-2)、グルタチオン S トラंसフェラーゼ P-サブユニット (GST-P)、NAD(P)H デヒドロゲナーゼ (NAD(P)H dehydrogenase)、および DNA の修復や複製に関係する PCNA 遺伝子の発現を増加させることが見いだされた。またこれらの遺伝子の発現の DEP 抽出物に対する濃度依存性も確認した (図 49)。これらの結果は、DEP による酸化ストレスに対し、防御機構が作動することを示唆している。肺胞上皮細胞を用いた検討においても、DEP 抽出物の曝露により抗酸化系酵素、薬物代謝酵素、細胞増殖に関わる因子、細胞外マトリックスの調節因子などの発現が変化することが見いだされている。

DEP 抽出物は、培養血管内皮細胞に対しても酸化ストレスに対する防御機構である HO-1、TDPX-2、GST-

P、NADPH dehydrogenase などの抗酸化酵素の遺伝子発現を濃度依存的に増加させることも明らかになった (図 50)。さらに、分泌タンパク質の高次構造の品質管理をするヒートショックプロテインである HSP72 の遺伝子発現も亢進していることが見いだされた。これら酵素の DEP 抽出物による遺伝子発現亢進は、抗酸化剤である N アセチルシステインの添加により抑制される。この結果は、DEP に含まれる有機化合物成分により誘導された酸化ストレスに対して防御機構が動員されることを示唆している。モデル血管組織での検討により、DEP 抽出物は血管内皮細胞の機能に影響を及ぼすことが示唆された。血管内皮細胞間接着分子の再構築を促進し細胞間のジャンクションを緩めて血管透過性を亢進する作用や (図 51)、白血球や単球の遊走因子である MCP-1 を平滑筋細胞から分泌亢進させる作用は、DEP に含まれる有機化合物成分が血管周囲の浮腫や炎症を促進させて肺高血圧を誘導させ得ることを示唆している。

一方、心筋や血管の収縮を抑制する作用 (弛緩作用) は血中酸素分圧の低下に結びつく可能性を有している。また、DEP のなかにこれらの作用を持つ物質があることを見いだしてきたが、心筋および血管を用い、収縮および弛緩作用を指標に活性物質を含む画分を選択するこ

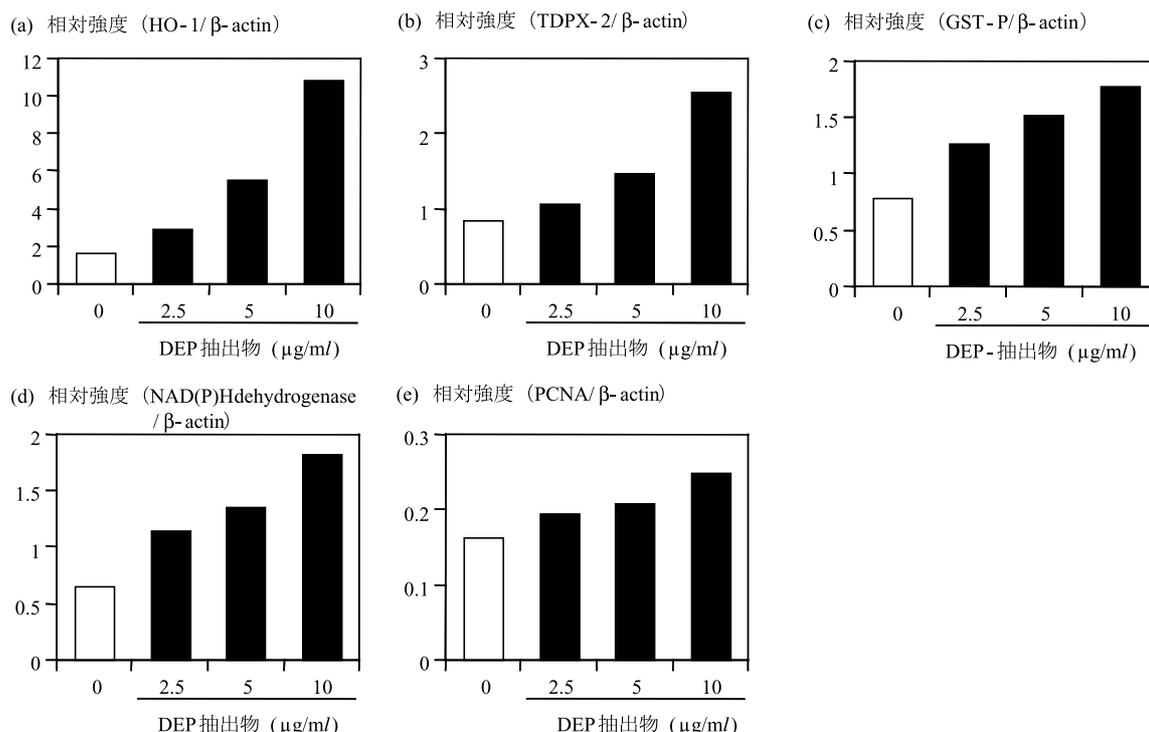


図 49 DEP 抽出物の曝露による mRNA の発現の変化
棒グラフは、HO-1 (a)、TDPX-2 (b)、GST-P (c)、NAD(P)H dehydrogenase (d)、PCNA (e)の β -actin に対する相対的な遺伝子の発現強度を示している。

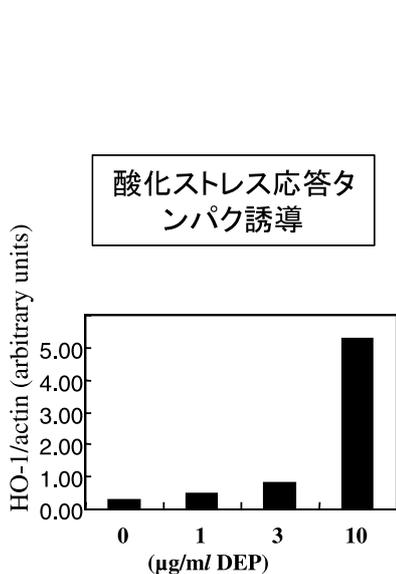


図 50 酸化ストレス応答タンパクの誘導

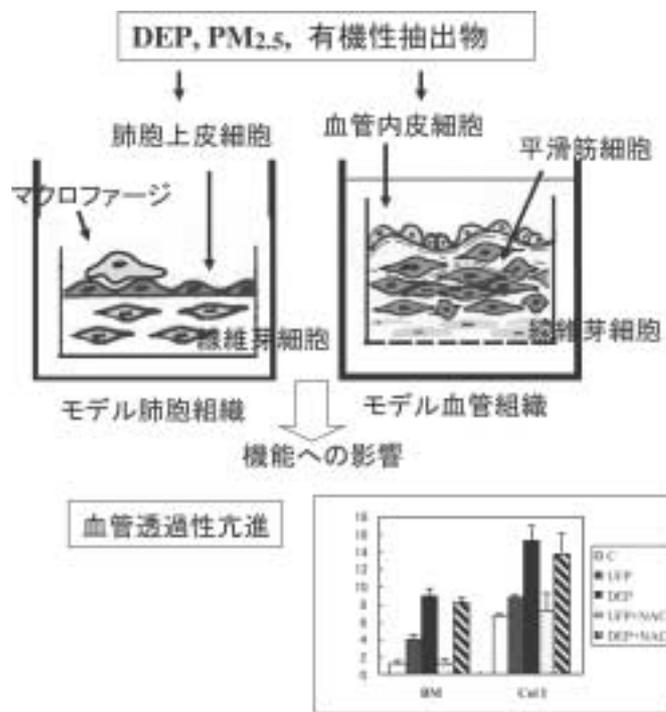


図 51 粒子状物質抽出物の血管透過性の亢進作用

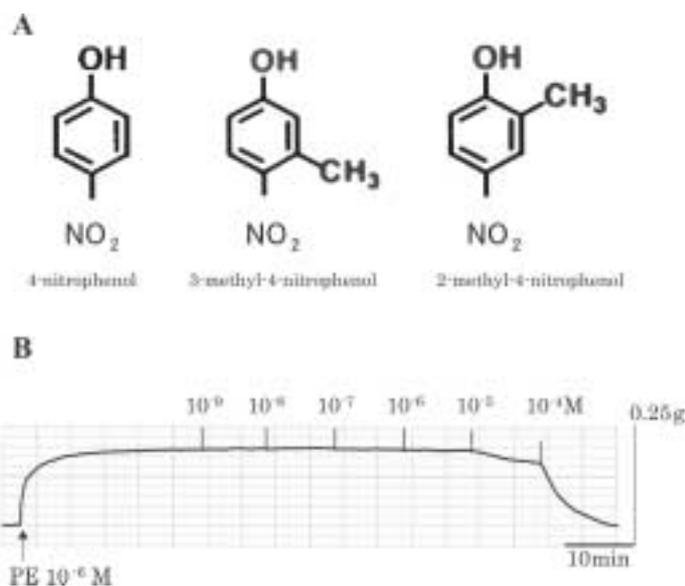


図 52 DEP 中から分離，構造が決定された血管を弛緩させる化学物質
A ; 血管弛緩作用を示すニトロフェノール類，
B ; 3-methyl-4-nitrophenol による典型的な血管弛緩を示す。

とを繰り返し，DEP に付着している化学物質中で比較的強い弛緩作用を有するものの化学構造をはじめて同定した。いずれもニトロフェノール類であることが明らかになった (図 52)。

これらのことから，DEP は肺内の種々の細胞に酸化ストレスを与え，それに対する防御機構が作動するような遺伝子が発現することが明らかになった。その中で最も鋭敏な変化は抗酸化系酵素である HO-1 遺伝子の増加

であったことから，これを指標に粒子の持つ酸化的ストレスの程度を評価できる可能性が示唆された。また，DEP 中にはニトロフェノール類など血管を弛緩させる作用を持つ物質があり循環機能に影響を持つ可能性が示唆された。

(3) まとめ

ディーゼル排気の循環機能に及ぼす影響については，

ディーゼル排気曝露は異常心電図の出現を増加させること、肺動脈高血圧を惹起する可能性があることが示唆された。また、定性的であるがディーゼル粒子は血圧を低下させること、副交感神経支配を強める傾向にあることなどが見いだされた。

ディーゼル排気が呼吸器の細菌感染による傷害に及ぼす影響については、細菌毒素による傷害が DEP により顕著に増悪し、抽出物を除いた粒子残渣成分に傷害を増悪させる作用が主として存在することが見いだされた。DEP が感染等による肺炎症状の増悪を起こす可能性が示唆された。一方、ディーゼル排気曝露がアレルギー反応を増悪する機構として抗原提示機能の亢進の可能性が示唆された。

微小粒子状物質の毒性スクリーニング手法の開発および毒性物質の解析については、DEP は肺内の種々の細胞に酸化ストレスを与え、それに対して防御機構が作動するよう遺伝子が発現することが明らかになった。さらに抗酸化系酵素である HO-1 の発現を指標に粒子の持つ酸化ストレスの程度を評価できる可能性も示唆された。また、DEP 中にはニトロフェノール類など血管を弛緩させる作用を持つ物質があり循環機能に影響を持つ可能性が示唆された。

(4) 今後の課題

1) ディーゼル排気の循環機能に及ぼす影響

生活習慣病、心筋炎などの病態モデル動物を使い、ディーゼル排気が循環機能に及ぼす影響と機構について検討する。ディーゼル排気曝露の影響とガス状成分のみの曝露の影響を比較し粒子状成分の影響を推定する。曝露濃度 - 影響関係を検討し閾値を推定する。

2) ディーゼル排気の呼吸器の感染による傷害や機能に及ぼす影響

易感染者の急性増悪にかかわる因子について、ディーゼル排気曝露が及ぼす影響とメカニズムについて検討する。アレルギー関連疾患の増悪機構や成分の解析を行う。曝露濃度 - 影響関係を検討し閾値を推定する。

3) 毒性スクリーニング手法の開発および毒性物質の解析

運転条件等を変えた場合の粒子状物質や粒径別粒子状物質の毒性スクリーニングを行う。摘出心筋や心臓を用い DEP および成分の毒性のスクリーニング手法および毒性物質の解析を行う。

2.4 曝露量に基づく対策評価モデル

本研究では、PM_{2.5}・DEP をはじめとする都市大気汚染の低減のための交通・物流システムに係る対策の効果を評価する手法を開発する。従来、対策効果の評価は、地域全体の排出量や特定の地点の濃度、環境基準の達成率などを指標として行われる場合が多かった。しかし、健康影響の防止という大気汚染対策の原点に戻れば、地域に居住する人口集団全体の大気汚染への曝露量を指標とすることが適切である。このため、自動車交通量から大気汚染物質の排出量の推計を介して濃度分布を推計し、さらに人の行動を加味した曝露評価モデルを用いることによって、対策による交通量や排出係数の変化が曝露量に与える影響を推計するシステムの開発を目指している。ここでは、システムの要素となるサブモデル群について述べるとともに、自動車の実際の走行実態・汚染物質排出実態を把握し、排出量推計の精度を上げるための車載計測技術（本プロジェクトと関連する競争的資金によって実施したもの）など、関連研究の成果についても報告する。

2.4.1 DEP 排出量の地域分布推計と交通システム対策評価モデル

(1) 背景と目的

交通部門は、PM_{2.5}・DEP 発生源の中でも主要な人為発生源の一つである。自動車単体の排気ガス規制を行ってきたが、SPM の環境基準が達成されていない。沿道に限らず大都市全体の大気汚染濃度が高いことも、その一因となっている。本節では、PM_{2.5}・DEP に関する対策評価モデルを構築することを目的とする。既に開発済みの道路交通公害対策による環境改善効果の予測システムの考え方をベースとして、特にディーゼル貨物自動車からの排出量削減に関する対策シナリオを評価するために、詳細な車種別排出量推計、曝露モデルの入力データともなる地域分布推計、道路新設やボトルネック解消の評価に必要な交通流モデル開発を行っている。

(2) 交通システム対策評価モデルの概要

現在開発中の交通システム対策評価モデルに対策例を書き込んだものを図 53 に示す。森口ら²⁴⁾による広域交通公害シミュレーションシステム (RTPSS: Regional Traffic Pollution Simulation System) を基にして作成した。

交通公害対策においては、環境中の大気汚染濃度を環境基準値以下に抑制するために、排出量の削減、特に走行距離あたりの排出量を削減するための単体制制が主に行われてきた。しかし、環境基準達成状況が芳しくないことから、交通量そのものの削減や曝露側での影響低減等の対策も重要となっている⁹⁾。本モデルは、交通システム対策を通じて排出量の削減に資する対策を評価対象とする。排出量の推計結果は、環境大気濃度予測モデルを介して、曝露モデルの地域別屋外濃度として利用される。曝露側での影響低減策に関しては、後述する個人の存在する時間・空間を反映した曝露モデルを踏まえて、別途検討する必要がある。

本モデルで評価可能な対策は、その性質および評価に必要なとなるサブモデルの観点から、自動車技術対策と自

動車需要・道路交通対策の二つに大きく分けられる。なお、開発にあたって想定している対策シナリオは、表5に示すとおりである。AおよびBの項目は、次項に示す現在までの到達点で評価可能な対策である。C～Eの項目は、(5)項に示す今後の到達目標で評価可能となる対策である。他に、中長期的な交通対策の視点からは土地利用面での対策も有効になりうるが、本研究のPM・DEP対策評価の枠内では、将来的な課題とした。

(3) DEP 排出量の詳細推計および地域分布推計

大気汚染物質の排出量推計は、排出係数に自動車交通量を乗じる方法で求めることができる。既に、平成10～12年にかけて行われた特別研究「都市域におけるVOCの動態解明と大気質に及ぼす影響評価に関する研

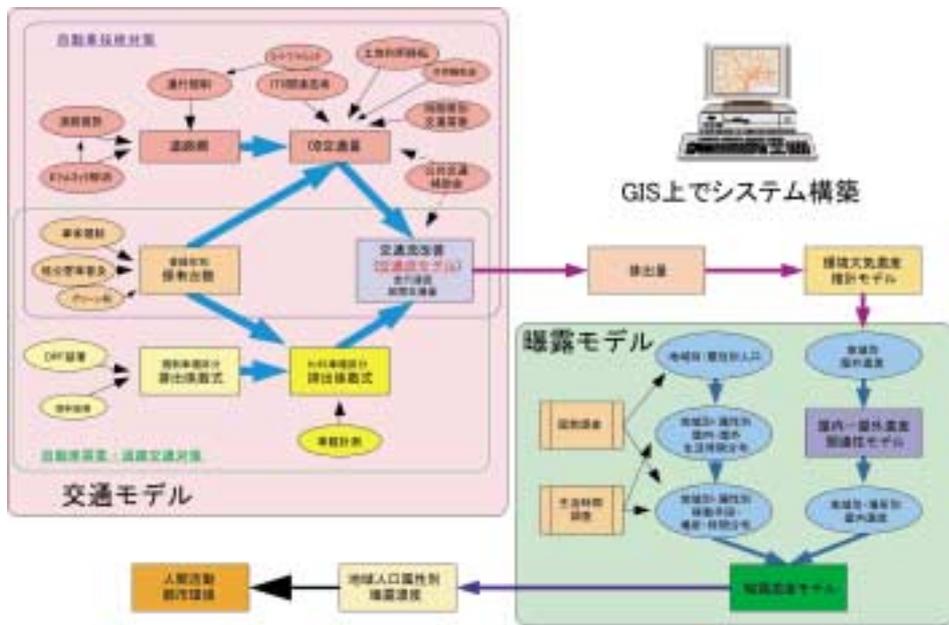


図53 交通システム評価マクロモデルと曝露モデルの関係

表5 交通システム対策評価システムで想定している対策シナリオ

分類	対策シナリオ	備考
自動車技術対策	A 最新の単体制制とDPF義務化	コホートモデルに基づく予測を行う。景気動向に左右されることに留意が必要。
	B PMの排出基準(長期規制値)を超えるディーゼル車の運行禁止	東京, 神奈川, 埼玉, 千葉。平成15年10月～。初度登録から7年間猶予。
自動車需要・道路交通対策	C 外郭環状建設, 大深度地下都心横断道路建設	配分モデルの現況再現性の向上が必要。旅客交通のモーダルシフトを考慮するべき。
	D 高濃度地域(川崎市産業道路, 首都高)の通行規制, ボトルネックの解消	
	E 高速道路の無料化(大型車の一般道回避), 首都高値上げ(迂回促進)	

究」²⁾において、車種やエンジン型式、規制年、等価慣性重量別平均走行距離など、実際の状況をできるだけ反映するように、諸条件を考慮した詳細な推計を行った。

ただし、沿道の大気汚染および曝露の状況を知るためには、道路ごとの排出量を把握する必要がある。また、都市・地域レベルでの交通システム対策評価を行うためには、地域的な排出量を把握する必要がある。そのため、幹線道路からのDEP排出量と三次メッシュ単位のDEP排出量を推計した。なお、交差点等の局所の大気汚染状況を推計するためには、加減速を考慮した排出係数の作成および渋滞長等を考慮した交通流モデルの開発が必要になる。

本研究では、センサス調査地点ごとの交通量および平均走行速度を用いて、センサス道路ごとに排出量を求めた。具体的には、道路種別、沿道状況別の車種別昼夜率

を用いて、センサス調査地点ごとに8車種別昼夜間交通量を求めた。平均走行速度には混雑時平均走行速度を用いた。一方、センサス車種別排出係数式は、図54に示す規制車種別排出係数式を基にして、車種別、エンジン型式別、初度登録年別保有車両数、等価慣性重量、等価慣性重量別平均走行距離を考慮して算出した。等価慣性重量別平均走行距離の推計にあたっては、自家用、営業用別に普通貨物車、小型貨物車の積載率を考慮に入れた。

図55に、幹線道路からの単位区間当たり排出量と三次メッシュ当たり排出量を示す。道路別には、交通量の多い高速道路からの排出量が多いことが分かる。ただし、高架道路や側道など位置的に重なって見える道路の排出量は区別して認識することができない。三次メッシュ当たり排出量では、そのメッシュ内に含まれる道路からの

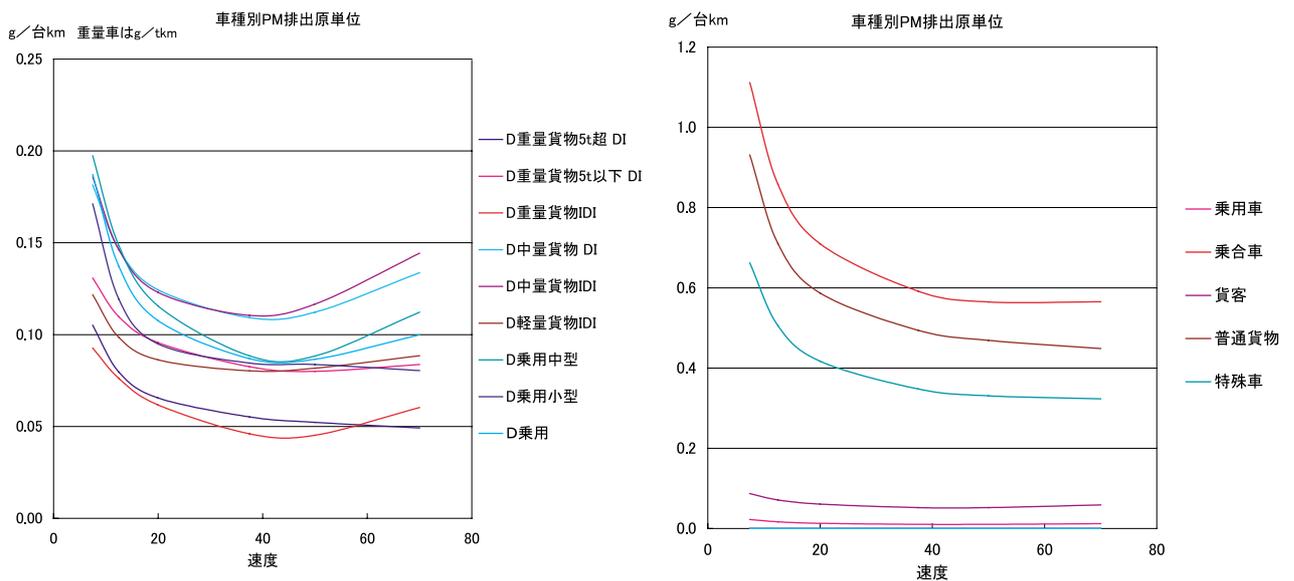


図54 車種別排出係数式

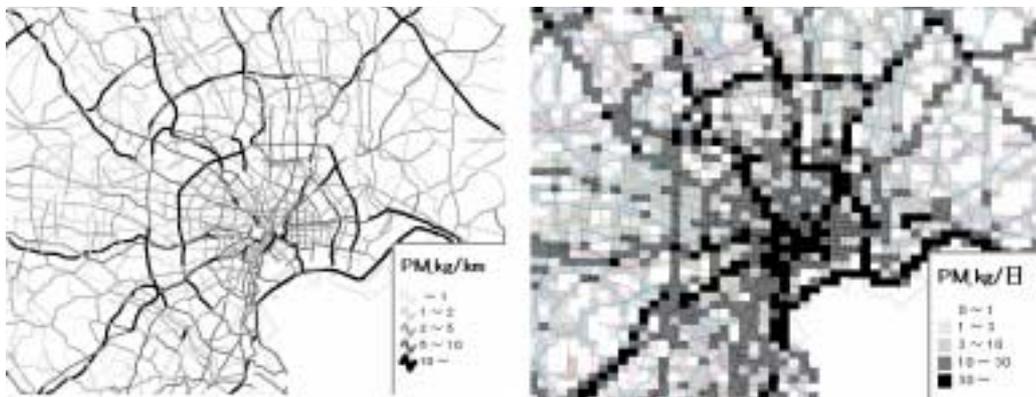


図55 DEP排出量の推計結果例

排出量が分かる。東京の都心部では、幹線道路の密度が高いため、面的に排出量が高いことが分かる。メッシュ排出量は、都市・地域レベルの環境大気濃度推計モデルおよび曝露モデルに利用することができる。

(4) 車載型計測システムによる排出実態の解明

自動車排ガスによる沿道大気環境への影響は、車両単体では低排ガス化が進められているが、環境基準の未達成地点は多く残っている。排ガス中の大気汚染物質はエンジンへの負荷に大きく依存するため、10.15モード走行燃費と実燃費との間の大きな乖離と同様に、実走行状況における低排ガス化があまり進んでいない可能性がある。また、地球温暖化、沿道局地大気汚染等の性質の異なる環境問題に効率的に対処するためには、各問題の状況に応じた望ましい技術改良や車種選択をすることが重要である。

従来、自動車の燃費(CO₂排出量)や排ガスに含まれるガス状および粒子状の各種大気汚染物質の測定は、主にシャシーダイナモメータと定容量希釈サンプリング装置等を用いて実験施設内で行われてきた。これらの測定には、1)走行は10.15モード走行や実走行モード等の限られたパターンとなること、2)温度25℃、道路勾配なし等の条件設定が多く実際の走行条件を模擬していないこと、3)特殊・大型・高価な施設であり多くの車両について実走行条件を再現して計測を行うのは手間と時間がかかること、などの問題がある。

本研究の目的は、車載型計測機器を使った既往研究^{25,26)}を発展させ、1)従来のシャシーダイナモメータと定容量希釈サンプリング装置による実験施設内での

計測手法を補完もしくは代替する手法として、車載型計測システムが十分な精度を持つことを検証すること、2)自動車の使用実態に即したよりの確かな自動車排ガス排出量の計測・管理手法を実用化すること、さらに、3)局地汚染の発生機構の解明、地域の総排出量の推定、排ガス削減計画の立案、運輸事業者による排ガスの自主管理、運転者への教育・啓発等に利用できる一連の車載型計測システムとデータ処理技術を実用化することである。

ここでは、車載型計測システムの概要、2002年冬に実施した走行実態調査によるデータ解析、従来のシャシーダイナモ試験による計測手法に比した精度等の検討、車両動態と排ガス排出実態について検討を行った結果を示す。

1) 車載型計測システムの概要

車載型計測システムは、既往研究²⁶⁾で使われた車載型分析システム(以下、高精度NO_x計と呼ぶ)の他に、GPSによる位置情報と加速度センサ等による車両挙動の情報とを収集・記録する走行動態計測装置、高精度NO_x計に比べて若干精度は低下するが取り付けが容易な排ガスNO_x計(簡易NO_x計)が加わった3種から構成される。これらの装置の計測項目のうち主要なものを図56に、計測システムを取り付けた車両の例とともに示す。各項目を走行動態計測装置は0.1秒ごと、高精度および簡易NO_x計は0.5秒ごとに計測している。

2) 実態調査結果の解析

走行実態調査は、平成14(2002)年1月中旬から3月中旬までの約2ヵ月にわたって実施した。試験車両は、排ガス中に含まれるNO_xやPMが沿道大気に及ぼす影響の大きなディーゼル車とし、車種ごとの違いや排ガス



図56 計測車両の例と各種の車載計測装置と計測項目の関係

規制年次による違いを考慮して5台を選定した(表6)。走行実態の主要な調査地域は、東京都内とつくば市周辺とし、走行経路は都内の幹線道路、細街路、高速道、つくば市周辺の幹線道路等から設定した(図57)。調査の時間帯は、交通量が多いと想定される平日の朝(8:00~10:00)、昼(12:00~14:00)、夕(16:00~18:00)および夜(19:00~21:00)で、天候は晴れもしくは曇りとし、交通規制のない日を選択した。

表6 試験車両

車番	車種	重量区分	原動機等	規制年	変速機
1	乗用		副室式ターボ	平成6年	4AT
2	貨物	1.7t以下	副室式	平成5年	4AT
3		2.5t~3.5t		平成6年	4AT
4				平成9年	5MT
5		3.5t超	直噴式	平成6年	5MT

3) シャシーダイナモメータによる排ガス試験との比較

a. 走行条件の再現

車載型計測システムで得た車速パターン、車両位置についての情報を基に走行パターンを作成し、温度湿度を走行時の条件に近づけて、国立環境研究所所有のシャシーダイナモメータと定容量希釈サンプリング装置による自動車試験設備(以下、CVSシステムと呼ぶ。)で排ガス試験を行い、車載型計測システムとCVSシステムとによる測定結果の比較を行った。

その結果、車速パターンへの追従性は良好であり、NO_x 排出量の変動についても、ア) 路上走行での実測値、イ) シャシーダイナモメータ上での車載型計測システムによる測定値、ウ) CVSシステムによる測定値は、いずれもほぼ近い値を示している(図58)。同一条件での計測・測定ではないことを考慮すれば、車載型計測システムの結果は、CVSシステムによる結果とよく一致



図57 東京都内およびつくば周辺における調査経路

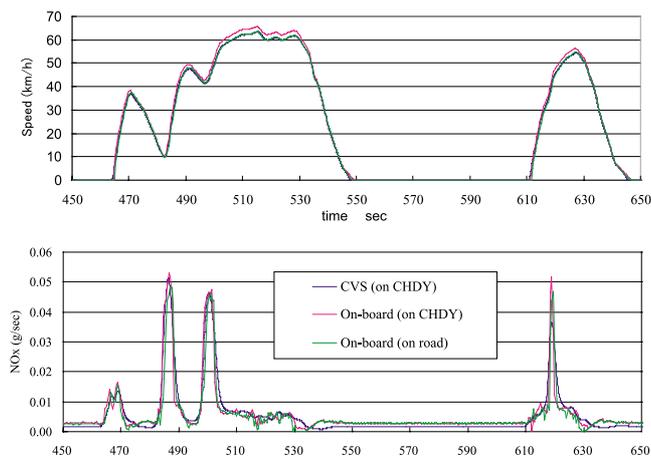


図58 実走行パターンによるシャシーダイナモ(CHDY)設備上での走行の再現およびCHDY設備付帯計測システム(CVS)と車載計測システムとの応答性の比較

しており、排出実態の調査に十分適用可能であると言える。

b. センサの精度の検証

シャーシダイナモ実験において車載型計測システムおよび CVS システムによって得られた数値を図 59 に示す。両者には応答性の違いからピーク値には相違がみられたが、排出パターンは良く一致していた。適時適切な校正を行うことにより、排出パターンの評価に加えて、実使用条件下における排出係数の評価などにもこの計測システムは使用可能なことを確認した。

c. 4モード分類による集計

既報²⁷⁾と同様に、走行状況をアイドル、加速、定速、減速の4つのモードに分けてデータの集計を行い、経路ごとの走行動態の相違を検討した。

図 60 に、走行経路ごとの平均車速、4モードでの時間比率および NO_x 排出比率を併せて示した。平均車速で見ると、東京都内では、20 km/h 前後であり、経路間での走行時間帯による変動は小さい。つくばの場合、経路 2 において朝夕で 10 km/h ほどの差が見られたが、他はほぼ一定であった。特に経路 1 ではアイドル 2 割、定速 2 割、加速、減速各 3 割と 4モード分類でも類似していた。つくばの幹線（経路 1, 2）は東京（経路 1, 2, 3）に比べ平均車速が 10 ~ 20 km/h 高く、高速道路の昼や夕方と同程度の場合もみられる。

NO_x 排出比率では、いずれの時間帯、経路においても加速時の寄与が大きく、全排出の半数程度を占めていた。次に寄与が大きいの、東京都内であればアイドル（2割程度）、つくばの幹線や高速道路においては定速（2割以上）であった。走行の時間比率として減速は大きい、環境への負荷物質の排出という視点では、減速

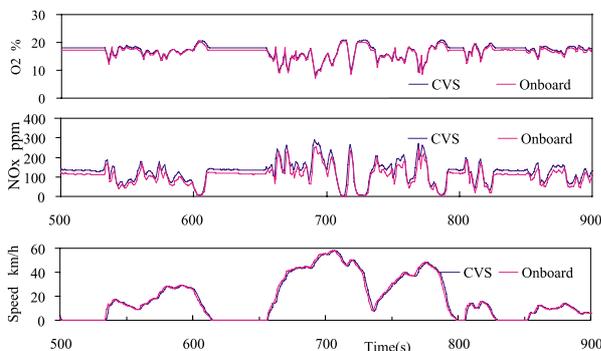


図 59 車載計測システム (onboard) と CHDY 設備付帯計測システム (CVS) とによるガス濃度測定値の比較

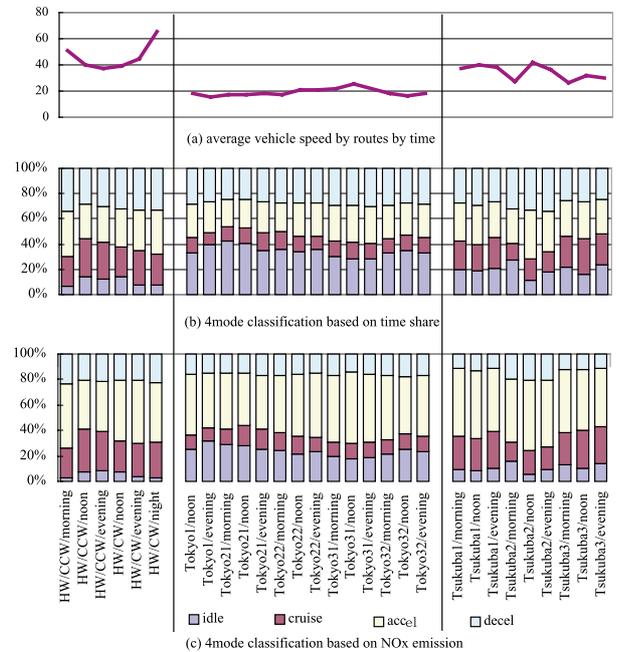


図 60 東京都内、高速道路、つくばにおける走行の4モード（アイドル、加速、定速、減速）による分類

は寄与が小さい。

d. CO₂ および NO_x の排出状況

走行実態調査で得られた時系列データのうち、走行開始 10 分からの 14 分間の車速パターン、1 秒単位で見た CO₂ と NO_x の排出量（排出係数）を図 61 に例示する。通常は距離当たりの排出量（g/km）で表示する排出係数であるが、ここではアイドル状態での排出も考慮するため時間単位で示した。前項でも述べたように、加速時に排出量が多くなり、CO₂ ではアイドル時の 5 倍程度、NO_x では十数倍程度排出されていることが分かった。

次に、走行開始からの距離を基準として約 10 m 単位で排出状況を求めたものを図 62 に示す。この図 62 からは、CO₂、NO_x とともにほぼ同様の傾向が見て取れ、図 61 の時系列データと併せて検討すれば、車両停止時から発進加速時において排出量が多くなっていることが分かる。この車両挙動が道路沿道交差点等における局所的な大気汚染の一因である。

e. 排出係数のちらばり

自動車排ガス排出量の推計や交通流モデルの作成等において、排出係数は車速のみの関数として表現される。登坂や降坂等の走行時の道路状況による排出係数への影響を CO₂ および NO_x 排出係数について求めたものを図 63 に示す。ここで示したデータは、つくばにおける経路 1 から 3 の朝および筑波山ルートである。山登りに

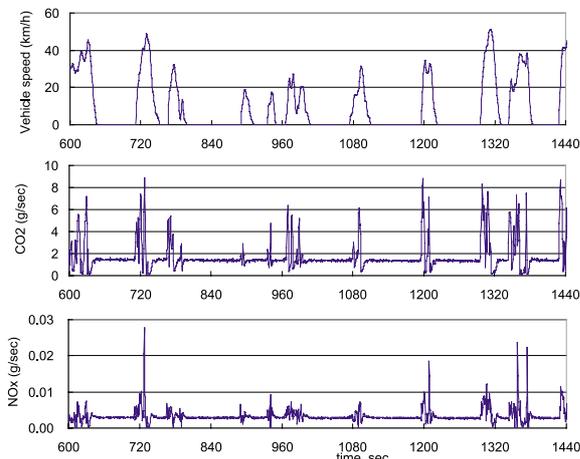


図 61 排ガス濃度の時間変化

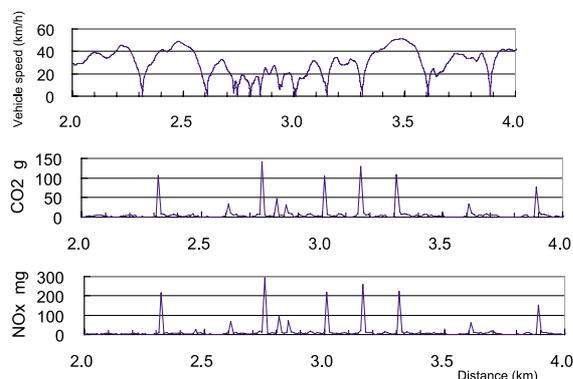


図 62 走行開始からの距離で見たガス排出の状況

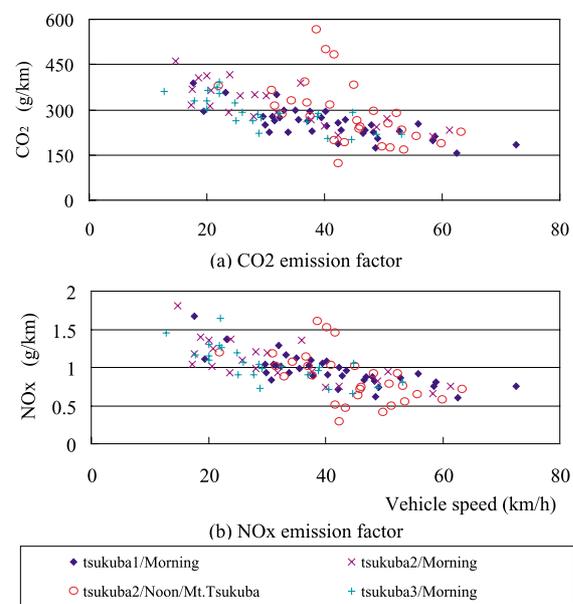


図 63 つくばにおける走行を 2 km ごとに分割したデータから得られた排出係数

比べれば比較的平坦路と見なせる一般道における排出係数が、筑波山ルートにおける登坂では 1.5 倍程度、降坂では 0.5 倍程度となることが明らかとなった。

さらに、通常距離当たりで表現される排出係数の集計の単位距離（平均化距離）を 2 km, 500 m, 100 m, 50 m と変えたときの排出係数のちらばりを図 64 に示す。従来の 2 km 単位で求められた排出係数に比べ、平均化距離が短くなるにつれ、排出係数は大きくなりかつ同一車速でのばらつきが拡大している。単位距離 50 m のときは、同じ車速であっても排出係数は数倍変動している。自動車排ガスによる環境影響評価において、交差点近傍等、対象とする空間スケールが小さい場合に、そのスケールにあった排出係数を使わず 2 km 等の単位距離における平均車速のみの関数で表現すると、大きな誤差が生じる可能性が明らかとなった。局所的な排出実態の解明には、そのスケールに相当した排出係数の導出が必要で、そのためのツールとして車載型計測システムは有効と言える。

4) まとめ

自動車排ガスに関する従来の CVS システムの補完・代替および、自動車の使用実態に即した排ガス排出量の計測・管理手法の実用化を目指した車載型計測システムの概要とともに、2002 年 1 月から 3 月にかけて実施した 5 台のディーゼル車を対象とした東京都内一般道、高速道及びつくば周辺の一般道および山岳道での走行実態調査の概要を示した。走行調査データを基に排ガス試験を実施するとともに、データの解析を一部行った結果、

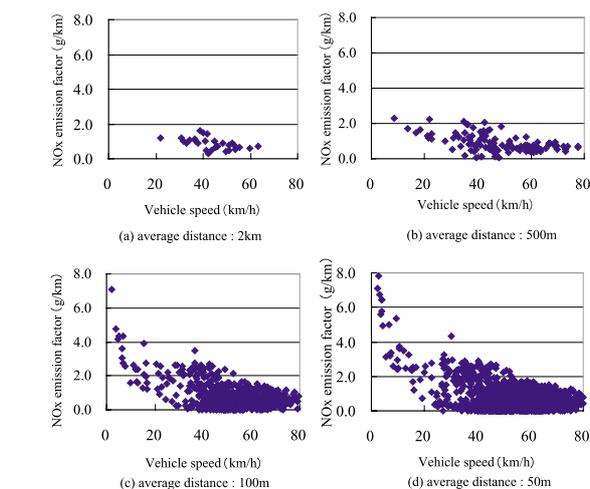


図 64 走行の分割距離の違いによる排出係数の変動

ムとはよい一致を示すこと、2) 両者はピーク値には相違があるが排出パターンはよい一致を示すこと、3) 適時適切にセンサの校正をすれば、車載型計測システムは、実使用条件下での排出量評価・排出係数の導出にも使用できること、4) 車載型計測システムは車両の走行動態および道路状況の把握に有効であること、5) GPS 等の車両位置情報と車載型排ガス計測結果とを組み合わせることにより、広域および局所的な排ガスの排出実態の解明等にも有効であること、等を明らかにした。

ここでは、先行して実験を行った燃費 (CO₂ 排出量)、NO_x 排出量に関する結果を報告したが、現在までに車載型の PM 計測機器の開発についても一定のめどがたっており、路上走行による実測が可能になりつつある。今後は、車載 PM 計によって、走行モードと PM 排出量の関係についてのデータを蓄積し、上記 (3) で述べた地域レベルの排出推計に活かしていくことが課題である。

(5) 交通流モデル

現在開発中の動的交通流モデルは工藤ら²⁸⁾、Kudoh *et al.*²⁹⁾ のモデルを基に作成している (図 65)。このモデルは、時間変化に伴って変動する交通量と個々の車両の速度変化を再現する車両移動モデルと、各経路の目的地までの所要時間に応じて車両を配分する経路選択モデルから構成され、車両移動モデル内の車両は経路選択モデルで求められる配分率に従いネットワーク上を移動する。車両移動モデルでは、対策評価の範囲に応じて以下

の 2 つのモデルを選択する。

・ Microscopic モデル

リンク (道路) 上の各車両は、 S (車頭距離) - v (速度) 式により規定される車両追従理論に従い移動。同一リンク上でも車両によって速度は異なる。局所モデル用。ボトルネック解消による車両個体の挙動変化に伴う交通量変化、環境改善などの評価。

・ Mesoscopic モデル

リンク上の各車両は、設定した K (交通密度) - V (平均速度) 式に従い移動。同一リンク上のすべての車両の速度は一樣。広域モデル用。TDM (交通需要マネジメント) 施策が導入された場合の交通量変化、環境改善などの評価。

交通工学の分野における交通流モデルと同様、この動的交通流モデルでも以下のような課題が存在する。

・ 現実の交通流の再現性の問題 (Mesoscopic モデル)

本モデルでの交通量データは平日 B ゾーン OD データ (交通需要の始点・終点が、各行政区域、あるいはそれらをさらに分割した地域ごとに与えられているデータ) を用いているが、それを配分した結果と実測値の交通量データであるセンサデータとの間の整合性が高くない。そもそも、OD データとセンサデータとの間の整合性の問題があるが、実測データが他にない以上、センサデータに極力あわせる必要がある。そのために、動的交通流モデルの対象ネットワーク地域のリサイズをはじめ、ネットワーク上に流す交通量のチューニングなどを通じて感度分析を行う。

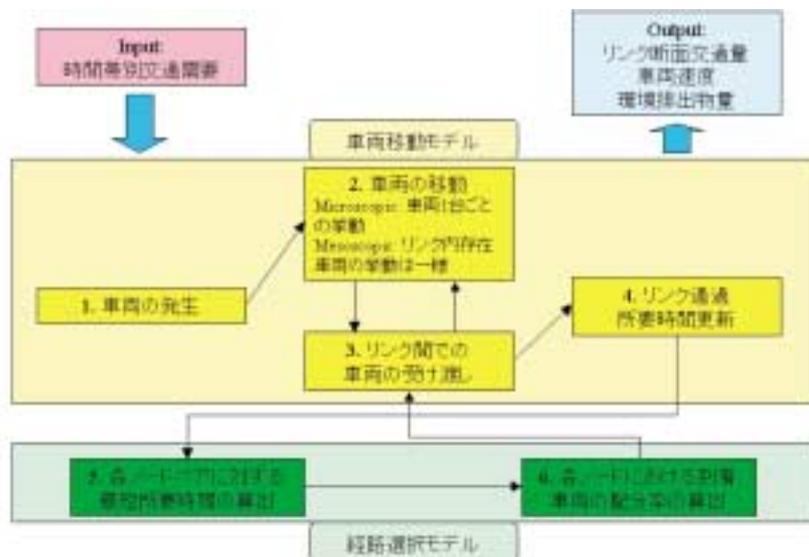


図 65 動的交通流モデル

・車両の移動を規定する関数の妥当性

Microscopic モデルの S-v 式, Mesoscopic モデルの K-V 式などの車両の挙動を示す式は, 経験的に設定された式を用いているが, 実際には道路の種別や道路沿道の状況によって異なるものである。

・経路選択のアルゴリズム

経路選択モデルでは, 車両の各リンクへの配分率は目的地までの最短時間路を元に確率的に配分している。しかし, 実際のドライバーの意思は, 道路沿道の状況(商店街の存在の有無などの道路の「走りやすさ」など)によって決定されることも考えられるため, こうした要素を経路選択のアルゴリズムに組み込む必要もある。また最短時間路の算出にあたっては, 動的計画法の1つである最短路問題を解いているが, これを解くための計算負荷が非常に高いために全体のシミュレーション時間が長くなる。より現実の交通流を再現するためには, 経路選択のアルゴリズムの改良が必要となつてこよう。

2.4.2 曝露量推計モデルの開発

(1) 研究の目的

大気汚染の問題において曝露評価が必要とされる場面としては大きく2つの場合がある。ひとつはリスク評価・管理の枠組みにおける曝露評価であり, もうひとつは大気汚染とその健康影響との関連性を検討する疫学研究における曝露評価である。前者のリスク評価・管理においては, しばしば曝露レベル別の人口数(割合)を知ることが重要となる。例えば, 環境基準を超える地域に居住する人口数はどれくらいか, またその年齢分布はどのようなものか, などへの回答を与える必要がある。このような場合には, 個々人の曝露量に関するデータが得られれば, このような質問に答えることは容易である。しかしながら, 個々人の曝露量が得られなくとも, 曝露推計モデルを用いてある集団の曝露分布(population exposure)を推計することや集団曝露の代表値を推定することは可能である。これまでも曝露推計モデルはいくつか提案されている。代表的なものは生活行動時間分布と微小空間濃度推計モデル(microenvironment model)を組み合わせた時間荷重モデルである。以下で示すモデルも基本的にこの考え方に基づいている。

最も一般的な「曝露(exposure)」の定義は, 人がある環境因子と接触することである。空気中の粒子状物質の場合は空気という環境媒体中に存在した状態で人体と

接触する。人体と環境の境界面での環境媒体中汚染物質濃度を「曝露濃度」と呼ぶ。ある時刻 t における呼吸領域の空气中に存在する大気汚染物質の濃度を $C(t)$ とすると, 大気汚染物質への「曝露量(E)」は以下のように定義される。しばしば, 曝露量を用量ないし体内吸収量(Dose)の意味で用いる場合もあるが, 以下では, 曝露量と曝露濃度, 用量等と区別して使うことにする。

$$E = \int_{t_1}^{t_2} c(t) dt$$

上式は曝露を規定する最も重要な要素が時間と場所であることを示している。通常, 大気汚染物質の曝露濃度はある時間の空間分布によって与えられる。したがって, その空間分布のもとで時間と空間内の位置情報によって曝露を規定することができる。この考え方は微空間濃度と生活時間との組み合わせによる曝露推計モデルの基礎となっているものである。また, 時間平均曝露濃度を曝露量と表現している場合もあるが, 上式から両者の関係は明らかである。

$$E_j = \sum_{i=1}^k c_{ji} t_{ji}$$

このモデルでは, 対象者 j の生活行動を k 個の空間(微空間: microenvironment)に分割し, 空間 i の濃度を C_i , その空間での生活時間 t_i から曝露量を推定する。

(2) NIES-APEX モデルの構成(図66)

このモデルはリスク評価・管理のための集団曝露を推計するためのモデルである。これまでも同様な目的をもったモデルはいくつか提案されてきた。最も単純なモデルは地域の環境大気濃度と当該地域の人口を掛け合わせることで集団曝露量を推計するものである。一方, 各種の調査から, 人は多くの時間を屋内で生活し, 大都市圏では通勤・通学によって毎日数十キロを移動する場合も多いことが示されている。想定する地域内での濃度の空間分布幅が大きい場合には, 屋内と屋外での曝露の違いや常住地と就業・通学地での曝露の違いなどを無視したモデルが曝露実態からはずれていることは明らかである。一方, 人々の生活行動の多様性や環境濃度の空間分布の不均一性を考慮すれば推計モデルは非常に複雑なものとなるとともに, 基礎となるデータベースの空間分解能等が対応できなくなる。したがって, モデル開発の第1段階として, 環境大気濃度推計モデルの現状での精

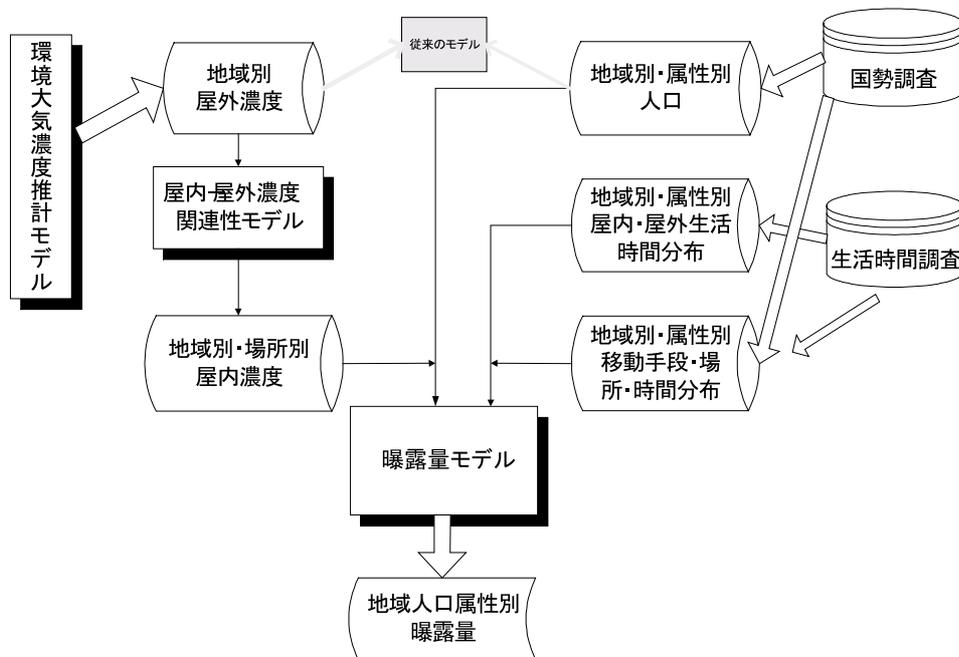


図 66 NIES-APEX モデルの基本構成

度，および既存の国勢調査や生活時間調査から入手可能な生活行動データの空間・時間分解能を考慮し，市区町村単位の長期的な平均曝露量の推計を試みた。

1) 環境濃度推計モデル

地域別の屋外環境濃度として，従来は，最寄りの大気汚染常時監視測定局の実測値がよく用いられてきた。現段階の曝露量推計は，市区町村単位で行っていることから，この方法でも第1段階のモデルの目的には適う。しかし，本研究では，単体対策による排出削減などの各種対策効果を曝露量に基づいて評価することを目指していることから，排出量から環境濃度を予測する方法を適用した。このためには，先に本節の(3)項で述べたDEP排出量の地域分布推計手法を適用して求めた排出量分布と拡散モデルとによって，地域別のDEP環境濃度分布を求めればよい。ここでは，簡易な車種分類ごとの排出係数に基づくPM排出量の推計値をもとに，1kmメッシュごとに濃度予測計算を行った推計結果を利用し，これを市町村ごとに平均した値を適用した。

2) 曝露量推計モデル

第1ステップ：就業環境等による生活時間類型化

人が1日(24時間)をどのように過ごしているかを「NHK国民生活時間調査」(2000年調査)³⁰⁾から，平日の生活時間パターンの全般的な特徴を整理し，同調査のデータ利用の可能な範囲で，対象者別・行為別の平均的な生活時間を類型化した。

まず，曝露の場所，移動量を考慮して対象者の属性を以下の8つに類型した。

1. 農林漁業者，2. 自営業者，3. 家庭婦人，4. 無職(幼児，高齢者含む)，5. 勤め人，6. 小学生，7. 中学生，8. 学生(高校生，大学生，各種学校生などを含む)。

次に，生活行動の種類を次のように区分した。

1. 在宅(睡眠，起床，家事，等を含む)，2. 通勤・通学(交通手段によってさらに区分)，3. 就業・学業(自営業，勤め人，学生等)，4. 外出(食事，買い物，所用，レジャーなど)

同調査では15分ごとの行為率が把握できるが，ここでは他のデータベースとの兼ね合いから30分ごとに区分した。1日の生活時間は，年齢層や都道府県によって地域差があり，同調査では関東や東京圏といった集計区分もあるが，ここでは対象者別のデータが利用可能な全国平均を用いた。

以上の前提に基づき，8つの対象者について生活時間パターンを作成した(図67参照)。

第2ステップ：就業環境による曝露状態(産業別の屋内・屋外就業比率)の設定

対象者の就業環境については「国勢調査(平成12年)」の就業者の産業分類から区分し，区分ごとに屋内・屋外での曝露状況を仮定した。国勢調査では，従業地による就業者の産業分類(下記14区分)について全市区町村

$$\begin{aligned}
\text{曝露量 (E)} = & \quad \cdot J \cdot \text{in (屋内に滞在する時間量)} \\
& + J \cdot \text{out (屋外に滞在する時間量)} \\
& + \cdot J \cdot \text{even (屋内屋外に半分ずつ滞在する時間量)} \\
& + \cdot W \cdot \text{in (屋内に滞在する時間量)} \\
& + W \cdot \text{out (屋外に滞在する時間量)} \\
& + \cdot W \cdot \text{even (屋内屋外に半分ずつ滞在する時間量)}
\end{aligned}$$

ただし, $(\text{in}(\cdot) + \text{out}(\cdot) + \text{even}(\cdot)) = 24$

生活時間パターン別の算定式は以下の通りである。

1. 農林漁業者
 - 屋外就業 $E = \cdot J \cdot \text{in}(15.0) + J \cdot \text{out}(7.5) + \cdot J \cdot \text{even}(1.5)$
 - 屋内就業 $E = \cdot J \cdot \text{in}(13.5) + \cdot J \cdot \text{in}(10.5)$
2. 自営業者
 - 屋外就業 $E = \cdot J \cdot \text{in}(13.5) + J \cdot \text{out}(10.5)$
 - 屋内外就業 $E = \cdot J \cdot \text{in}(13.5) + \cdot J \cdot \text{even}(10.5)$
3. 家庭婦人 $E = \cdot J \cdot \text{in}(20.0) + \cdot J \cdot \text{even}(4.0)$
4. 無職 $E = \cdot J \cdot \text{in}(24.0)$
5. 勤め人
 - 屋内就業 $E = \cdot J \cdot \text{in}(12.5) + \cdot W \cdot \text{in}(8.0) + \cdot W \cdot \text{even}(1.0) + \text{通勤時の曝露量}$
 - 屋外就業 $E = \cdot J \cdot \text{in}(12.5) + \cdot W \cdot \text{out}(8.0) + \cdot W \cdot \text{even}(1.0) + \text{通勤時の曝露量}$
 - 屋内外就業 $E = \cdot J \cdot \text{in}(12.5) + \cdot W \cdot \text{even}(9.0) + \text{通勤時の曝露量}$
6. 小学生 $E = \cdot J \cdot \text{in}(13.0) + \cdot J \cdot \text{in}(6.0) + J \cdot \text{out}(1.5) + J \cdot \text{out}(1.0) + \cdot J \cdot \text{in}(2.5)$
7. 中学生 $E = \cdot J \cdot \text{in}(13.0) + \cdot J \cdot \text{in}(6.0) + J \cdot \text{out}(1.5) + J \cdot \text{out}(1.0) + \cdot J \cdot \text{in}(2.5)$
8. 学生(高校生)
 - 常住地内通学 $E = \cdot J \cdot \text{in}(13.5) + \cdot J \cdot \text{in}(5.5) + J \cdot \text{out}(1.5) + J \cdot \text{out}(1.0) + \cdot J \cdot \text{in}(2.5)$
 - 以上) 常住地外通学 $E = \cdot J \cdot \text{in}(12.5) + \cdot W \cdot \text{in}(5.5) + W \cdot \text{out}(1.5) + \text{通勤時の曝露量} + \cdot J \cdot \text{in}(2.5)$

表7 松戸市の生活時間パターン別人口

	人数	%
1.農林漁業者	1,730	0.4
2.自営業者	17,487	3.9
3.家庭婦人	64,516	14.5
4.無職(幼児、高齢者を含む)	80,825	18.2
5.勤め人	216,620	48.7
6.小学生	22,586	5.1
7.中学生	12,161	2.7
8.学生(高校生以上)	28,958	6.5
計	444,883	100.0

24時間平均として曝露量推計結果を図68に示した。松戸市のDEP環境濃度は $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 経由地 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 東京都中央区 $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ として推計した。経由地の濃度は常住地と従業地の平均とした。従来の最も単純なモデルでは全人口が24時間常住地での屋外曝露もしくは「無職」の欄に相当する24時間常住地での屋内曝露と仮

定されていた。東京都中央区への通勤者の就業地での曝露量は常住地(松戸市)での曝露量の約2~3倍程度と推計された。このことは松戸市と東京都中央区のDEP環境濃度推計値の差を反映したものであり、生活行動パターンおよび大都市圏中心部への通勤者の割合が大きいことを考えると就業地での曝露を無視することはできないことを示している。

(4) モデルおよび推計手法の限界と今後の課題

今回開発したモデルは通勤通学による移動や移動先での曝露を重視したものになっている。その結果として、基礎となる国勢調査や生活時間調査のデータの制約から、曝露量推計単位が市区町村レベルとなっている。環境濃度推計モデルではより狭い範囲の推計が可能であるが、曝露推計には市区町村毎に平均化した値を用いているため、道路沿道居住者の局所的な曝露を無視したものとなっている。この点、過小評価になっていると考えら

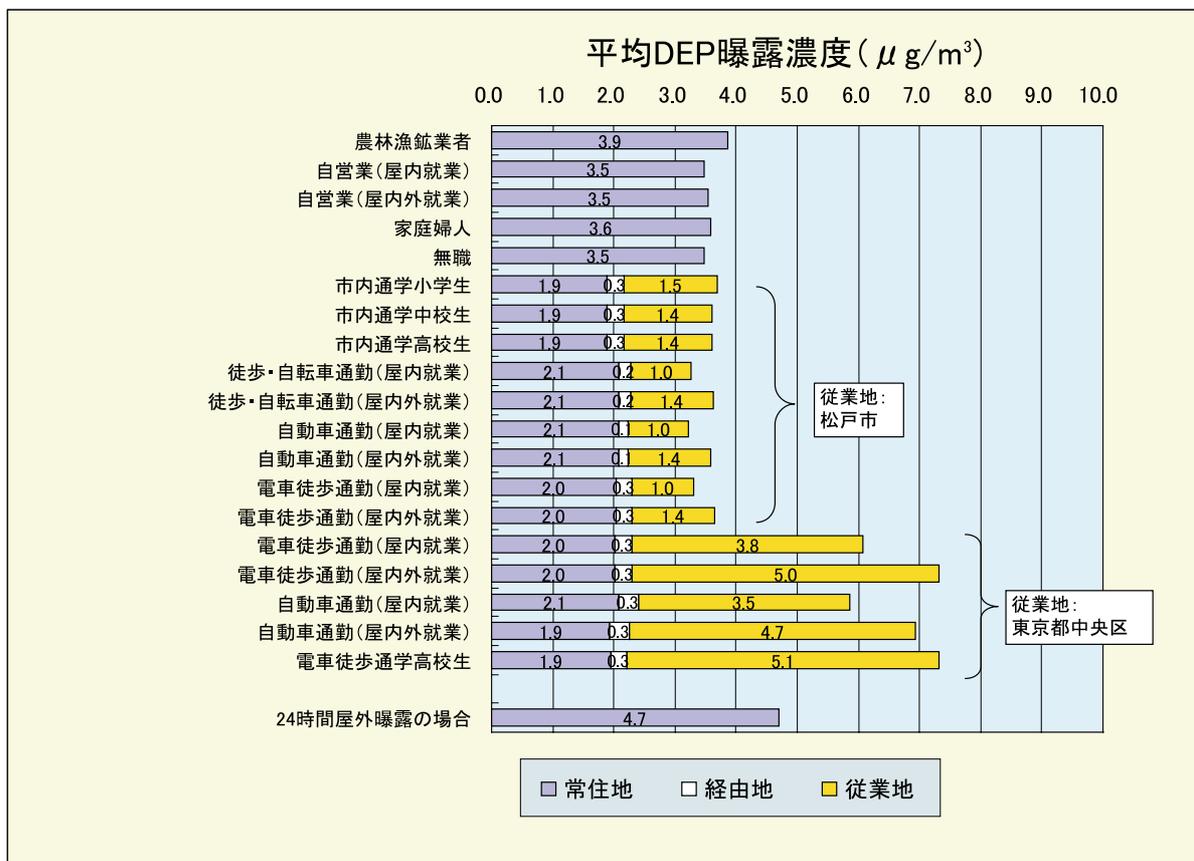


図 68 DEP 曝露量推計値

れる。この点を改善するためには、国勢調査や生活時間調査から道路沿道居住者に関するデータを何らかの手法で推計する必要がある。このことは就業・通学地での環境濃度推計の場合も同様であり、就業・通学地が道路沿道にあるか否かは今回のモデルでは考慮されていない。

入手可能なデータがなかったために、勤め人の場合には職業によって滞在場所を屋内と屋外に便宜的に割り当てている。したがって、屋内と屋外の滞在時間の比率によって曝露量は過大評価、過小評価両者の可能性がある。また、屋内・屋外の濃度の関連性については過去に実施した特別研究による一般家庭での測定例において同様の値となっていたことから(図 69)、米国 EPA で用いられている係数を参照して用いた³¹⁾。しかしながら、職場環境での PM の屋内・屋外濃度関連性のデータはほとんどなく、この点についても過大評価ないし過小評価の可能性がある。職業運転手は運輸・通信業に分類されるが排気ガスの直接曝露や車道上での曝露は考慮していないため過小評価となっている。通勤・通学等の移動のための交通機関での曝露についても米国 EPA で用いられている係数をそのまま用いている。移動時間の占める割

合は1日のたかだか1割程度であり、松戸市の推計例から明らかなように、曝露量全体に対する寄与はそれほど大きくないものと予想されるが、道路近傍で局所的な高濃度の程度・頻度によってはその寄与を無視できない可能性も考えられる。また、生活時間については時刻別の行為率データが得られるが、環境濃度推計モデルの時間分解能の制限から曝露の時間帯を考慮した推計は行わなかった。さらに、先に定義したように今回のモデルは曝露濃度、すなわち呼吸域の汚染物質濃度基本としているために活動時と睡眠時の呼吸量の違いなど、吸入量に関わるパラメータはモデルに含まれていない。

今後はモデルの感度分析を進めながら、推計精度に大きく影響を与える可能性があるパラメータについては、他の研究課題と連携しながらさらに検討を加えるとともに、確率変動を考慮したモデルの適用についても検討する必要がある。

2.5 まとめ

研究初年度の平成 13 年度においては、国内外における研究の現状をレビューし、今後取り組むべき課題を明

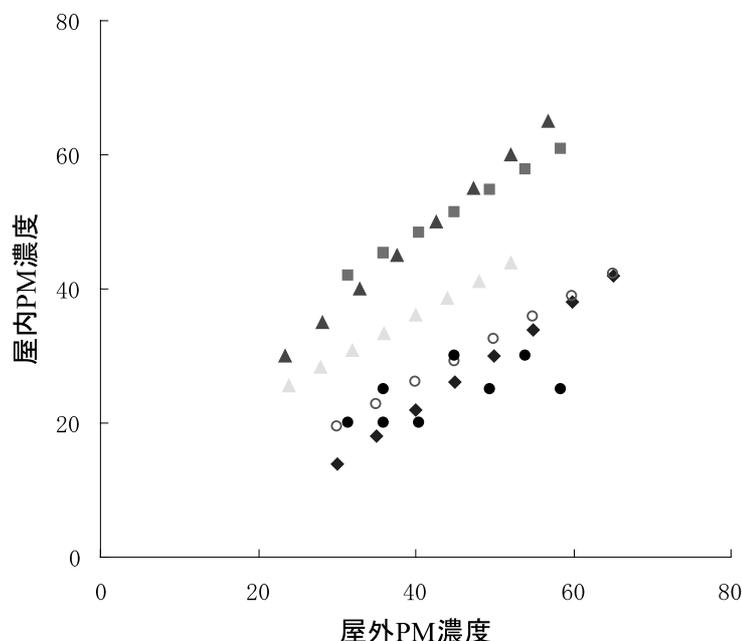


図 69 我が国での屋内-屋外測定例（田村ら）

らかにした。その成果として国立環境研究所研究報告 R - 172 - 2002 『大気中微小粒子状物質・ディーゼル排気粒子に関する研究の動向と今後の課題』135 p.を出版した。平成 14 年度には、国立環境研究所特別研究報告 SR - 47 - 2002 『空中浮遊微粒子（PM_{2.5}）の心肺循環器系に及ぼす障害作用機序の解明に関する実験的研究』70 p.を出版し、ディーゼル排気の毒性評価に関するこれまでの研究成果をとりまとめた。本報告においては、この 2 冊の研究報告でとりまとめた研究内容に関しては要点を示すにとどめ、主に、それ以降に得られた研究成果を示した。

排出実態と環境動態の把握に関する研究の概要：

発生特性の把握と環境における挙動に関してフィールド調査を中心とする研究を重点的に実施した。発生源に関しては、特定の走行モードによる既定の測定方法では実態に即した把握ができないとの認識から、実際の走行実態を重視したリアルワールドの発生量把握に焦点を当てた。

この目的のために、シャーシダイナモ実験、車載計測、トンネル・沿道調査などの手法を組み合わせ、主にディーゼル車からの排出特性を調べた。環境動態の把握に関しては、関東と関西地域を中心に、都市・広域における粒子状物質の立体分布をビル観測、航空機観測により明らかにした。今回、特に着目したのは自動車からの超微小粒子の排出実態と排出後の挙動である。これは、現在

予定されているディーゼル車に対する規制においては DPF 等の後処理装置が採用されることにより、粒子の排出重量は大幅に改善されることが見込まれるものの、超微粒子の数は低減せず、むしろ増加する可能性もあることが懸念されているためである。

各種走行状態下での自動車からの発生実態の把握、拡散チャンバーを用いた大気放出後の粒径成長の把握、沿道での実態把握、航空機による広域的挙動の把握などを行い、最新の測定・観測結果を取得した。特に航空機による超微小粒子の立体分布観測は世界で初めての試みである。

得られた結果の特徴的な点としては沿道においてディーゼル車排気由来の 20 ~ 30 ナノメートルにピークを持つ粒子が存在すること、この粒子は揮発性の物質により構成されているらしいこと、航空機観測の結果からは上空 300 ~ 600 m 付近の高度においても比較的小さな粒径にピークが観測されていること、等が分かった。今後の発生源の変化が環境中における超微小粒子の動態にどのような変化をもたらすのかを注視していかなければならないが、今回の沿道や都市・広域観測により、現状の把握がなされたが、さらに継続的な観測を実施し、変化の推移を把握していきたい。

一方、高濃度が発生する沿道大気汚染の状況を改善するにはどのような対策が考えられるかを詳細に検討するために風洞実験を行い、特に高架道路が沿道の大気汚染

分布に及ぼす影響を明らかにした。

計測法の検討に関する研究の概要：

大気中浮遊粒子状物質の主要成分として炭素状物質があり、特に沿道では、その寄与が大きい。炭素状成分は主に、無機炭素（EC）と有機炭素（OC）から成るが、その構成比率を明らかにする必要がある。なぜならば、ECは主にディーゼルからの一次排出粒子に多く含まれるのに対し、OCは一次粒子と共に光化学大気汚染による二次粒子の寄与が大きいので、発生源の寄与評価に大きく影響するためである。

EC/OCの分離分析に関しては、定められた方法がなく、手法や分析条件により測定結果が異なる。本プロジェクトでは、早い段階から熱分離による測定システムを検討し、機器の性能評価を終えた後、実大気での各種濃度レベルの分析を行いEC/OCの分離分析手法を提案した。すなわち、反射光強度と炭素量の関連性から試料加熱時におけるOCの炭化量を補正評価する方法を開発した。また、環境試料の採取方法による違いについても継続的に検討している。

これとともに、PM_{2.5}の自動計測機器の精度を検討する為に並行評価試験を行い、結果を解析した。季節的な影響として湿度影響が示唆され、我が国のような夏季の高湿度地域でのモニタリングの課題が明らかとなった。

健康影響の評価に関する研究の概要：

PM_{2.5}に含まれるDEPの寄与は、特に沿道地域では大きいと考えられるので健康影響評価の実施が重要な課題である。これまでは、健康影響の研究は、PM_{2.5}は主に疫学的なアプローチで、DEPに関しては毒性学的なアプローチで行われてきており、本研究においても、疫学的方法と毒性学的方法を基に、健康影響の評価を行った。

疫学研究としては、我が国における日死亡と粒子状物質の関連性を調べるために、ある一日における、特定の地域の死亡数、大気汚染濃度、気象データを含めたデータベースを構築した。このデータベースを基に死亡リスク比を日本の代表的な都市について求め、アメリカの解析結果と比較評価し、単位濃度当たりの急性死亡の増加割合に関してほぼ同等の結果を得ているが、具体的成果は本報告には含まれていない。

一方、毒性評価に関しては、主にディーゼルからの排気の影響を調べた。微小粒子に対する高感受性群として呼吸器や循環器に疾患を持った人々や老人が挙げられて

いるので、高感受性である事の科学的根拠や量-反応関係を把握するために、病態モデル動物を用いた実験など、呼吸器のみならず循環器系に対する影響について検討した。これとともに毒性スクリーニング手法の開発および毒性物質の解析に関する研究を実施した（平成13年度までの研究成果はSR-47-2002にとりまとめ公表した）。

曝露量に基づく対策評価モデル等に関する研究の概要：

従来、対策評価は地域全体の排出量や特定の地点の大気汚染濃度等を指標にして行われてきたが、健康への悪影響の防止という大気汚染対策の原点に立ち戻れば、地域に居住する人口集団全体への曝露量評価が基本となるべきである。

この視点から、本研究においては対策の急がれるDEP問題にまず焦点をあて、自動車交通量モデルを開発し、大気汚染物質の排出量の推計を介して大気汚染濃度分布を推計し、さらに、人の行動を加味した曝露評価モデルを用いることにより、対策による交通量や排出係数の変化が当該地域に居住する人に対する曝露量に及ぼす影響を評価することができるシステムの構築を図っている。

2年間の研究では、構成要素となるサブモデルとして、交通システム対策評価モデル、DEP排出量の詳細推計・地域分布予測モデル、交通流モデルを構築し精度の向上を図った。これとともに、このモデルシステムにリアルワールドの排出係数を与えることができる車載型計測システムを開発利用し、様々な走行状態でのデータを取得した。一方、曝露量推計のために当該地域に居住する人に対する全生活時間帯の曝露量評価システムを独自に開発した。

一方、二次粒子も含めた大気中粒子状物質の発生源・環境の動態を把握し、発生源との因果関係を明らかにするためには、高濃度発生地域における情報のみならず、広域的な挙動の解明が必要である。本研究プロジェクトにおいては、日本全国の大気汚染モニタリングデータの解析や大陸方面からの流入大気汚染の寄与解析を実施し、その情報を都市域における大気汚染のベースとして評価する試みも同時に実施している。今回の中間報告においては、まず緊急に実施が必要な課題を優先的にとりまとめた。すなわち発生源情報のリアルな把握や高濃度発生地域における環境動態解明に焦点を絞って、研究成

果が得られた項目を中心に記述した。アジアスケールを視野に入れた大陸規模広域大気汚染部分の研究成果は本報告には含めなかったが、最終報告においては考慮されることになる。

今後の課題，展望

排出実態と環境動態の把握に関する研究：

シャーシダイナモ実験，車載計測，トンネル・沿道調査などの手法を組み合わせ，相互に補い合いながらさらに研究を継続したい。これまでは主にディーゼル車からの排出特性を調べてきたが，直噴車をはじめとするガソリン車についても調査を開始している。

沿道で観測された粒径分布は過渡運転に由来する可能性が大きい，シャーシダイナモ試験でいかにリアルな発生状態を再現できるかが課題である。定常走行や従来のモード走行のみならず車載計測で得られた現実的な過渡運転の検討を行っている。排ガス希釈チャンバーに関しては粒子の成長プロセスの把握についてのさらなる活用を図りたい。

超微小粒子の組成が大きな関心事であり，ディーゼルの排気由来の20～30ナノメートルにピークを持つ粒子の同定が課題である。今後さらに，沿道・都市における微小粒子の継続的な測定を実施し，発生源の変化との関連性を解析していく必要があると考える。

局所高濃度大気汚染に関しては地域密着的研究を深め，風洞実験や数値モデルで得られた知見の適用可能性をフィールド調査結果の解析等をもとに検討することが課題である。沿道局地汚染の評価に当たっては，車載型計測システムにより新たに得られる微細な排出分布データを活用できる見込みである。

計測法の検討に関する研究：

大気中浮遊粒子状物質の計測法にかかわる部分は本プロジェクトに共通の課題であり，極めて重要である。発生源，環境，動物曝露評価等の研究において共通の測定システムを用いることによるのみ，発生源から健康影響までを統一的に定量的に評価することが可能となるからである。動物曝露実験での曝露条件を精査することを既に実施している。

環境大気の炭素成分に関しては，これまで多くの測定結果が蓄積されてきたが，試料採取の方法や条件，分析の方法や測定条件，データ解析の方法などが異なっていたため統一的な評価はできなかった。これらの情報を活

かす意味もあり，平成14年度末に各種の方法による比較観測を実施した。平成15年度の早い時期に結果をとりまとめる予定である。常時監視モニタリングに関しては，SPM，PM₁₀，PM_{2.5}の相互比較調査を継続させる必要がある。測定機器それ自身の比較評価は勿論のこと，我が国の気象条件を踏まえた，サンプリング条件や測定室の温度条件などに関する通年評価が必要である。

超微粒子（ナノ粒子）の計測，特にその捕集と組成分析が重要な課題となっている。その捕集については装置を設計中であり，計測法を確立することによって排出実態把握，環境動態，毒性評価の各分野の研究進展に大きく寄与すると考えられる。

健康影響の評価に関する研究：

疫学研究では，大気汚染の急性影響評価が課題となっている。我が国では時間単位の常時監視モニタリングデータが得られるため，より詳細な解析が可能である。気象や共存大気汚染物質の時間値データを利用することにより疫学解析結果の評価に当たって課題となっているリスク評価モデルの検討・評価も可能となろう。

毒性評価研究においては，ディーゼル排気の循環機能に及ぼす影響研究に関しては生活習慣病，心筋炎などの病態モデル動物を使い，ディーゼル排気が循環機能に及ぼす影響と機構について検討，ディーゼル排気曝露の影響とガス状成分のみの曝露の影響を比較し粒子状成分の影響を推定，曝露濃度 - 影響関係からの閾値の推定が課題である。

ディーゼル排気が呼吸器の感染による傷害や機能に及ぼす影響の研究に関しては易感染者の急性増悪にかかわる因子による傷害にディーゼル排気曝露が及ぼす影響についての検討，アレルギー関連疾患の増悪機構の解析，曝露濃度 - 影響関係からの閾値の推定が課題である。

毒性スクリーニング手法の開発および毒性物質の解析研究では，運転条件等を変えた場合の粒子状物質や粒径別粒子状物質の毒性スクリーニング，摘出心筋や心臓を用いDEPおよび成分の毒性のスクリーニング手法および毒性物質の解析等が課題である。

曝露量に基づく対策評価モデル等に関する研究の概要：

交通システム対策評価モデル，DEP排出量の詳細推計・地域分布予測モデル，交通流モデル等のサブモデルを基に沿道周辺の大気汚染濃度の推計計算を実施しているが，実際の環境濃度は広域スケールの大気汚染の影響

が複合するため、次の段階では広域モデルとのリンクが必要となる。これに関しては、別途、固定発生源・移動発生源、自然発生源のメッシュ排出量推計モデルの開発も実施しており、並行して進行中の広域数値予測モデルとの結合を行いたい。

一方、今回開発した DEP への曝露量推計モデルは通勤通学による移動や移動先での曝露を重視したものになっているが、今後はモデルの感度分析を進めながら、推計精度に大きく影響を与える可能性があるパラメータについては、他の研究課題と連携しながらさらに検討を加えるとともに、確率変動を考慮したモデルの適用についても検討する必要がある。

引用文献

- 1) 国立環境研究所 (2000) : 輸送・循環システムに係る環境負荷の定量化と環境影響の総合評価手法に関する研究 平成 8 ~ 10 年度 . 国立環境研究所特別研究報告, SR-30-2000, 58 p .
- 2) 国立環境研究所 (2001) : 都市域における VOC の動態解明と大気質に及ぼす影響評価に関する研究 平成 10 ~ 12 年度 . 国立環境研究所特別研究報告, SR-42-2001, 56 p .
- 3) 国立環境研究所 (2002) : 空中浮遊微粒子 (PM_{2.5}) の心肺循環器系に及ぼす障害作用機序の解明に関する実験的研究 平成 11 ~ 13 年度 . 国立環境研究所特別研究報告, SR-47-2002, 70 p .
- 4) ディーゼル排気微粒子リスク評価検討会 (2000) : ディーゼル排気粒子のリスク評価について (中間とりまとめ), 238 p .
- 5) ディーゼル排気微粒子リスク評価検討会 (2002) : 平成 13 年度報告書, 284 p .
- 6) National Research Council (1998) : Research Priorities for Airborne Particulate Matter: I. Immediate Priorities and a Long-Range Research Portfolio, National Academy Press, Washington, D.C., 195 p.
- 7) National Research Council (1999) : Research Priorities for Airborne Particulate Matter: II. Evaluating Research Progress and Updating the Portfolio, National Academy Press, Washington, D.C., 111 p.
- 8) National Research Council (2001) : Research Priorities for Airborne Particulate Matter: III. Early Research Progress, National Academy Press, Washington, D.C., 168 p.
- 9) 国立環境研究所 (2002) : 大気中微小粒子状物質・ディーゼル排気粒子に関する研究の動向と今後の課題 . 国立環境研究所研究報告, R-172-2002, 136 p .
- 10) 環境省中央環境審議会 (2002) : 今後の自動車排出ガス低減対策のあり方について (第五次答申)
- 11) Particle Measurement Programme (PMP). Phase I Report (2002), 44th GRPE Informal document, 京都, 56 p .
- 12) ACEA programme on emissions of fine particles from passenger cars [2](2002), ACEA Report, 96 p.
- 13) 長谷川他 (2002) : 幹線道路沿道等における超微小粒子の粒径分布観測, 第 19 回エアロゾル科学・技術研究討論会, 京都, 193-194 .
- 14) 崔 恒, 神田 順 (1990) : 加重評価のための平均風速と乱れ強さの鉛直分布特性, 日本風工学会誌 45, Oct., 23-43 .
- 15) Uehara, K., S.Murakami, S.Oikawa, S.Wakamatsu (2000) : Wind tunnel experiments on how thermal stratification affects flow in and above urban street canyons, Atmos. Environ., 34, 1553-1562.
- 16) Uehara, K., S.Wakamatsu, R.Ooka (2003) : Studies on critical Reynolds number indexes for wind-tunnel experiments on flow within urban areas, Boundary-Layer Meteorology 107, 353-370, (in press)
- 17) Klein, P. K., E. Fedorovich, M.W. Rotach (2001) : A wind tunnel study of organized and turbulent air motions in urban street canyons, J.Wind Eng. & Ind. Aerodyn., 89, 849-861.
- 18) 上原 清, 村上周三, 老川 進, 若松伸司 (1997) : 温度成層流中のストリートキャニオン内の濃度分布に関する風洞実験, 日本建築学会計画系論文集, 492, 39-46.
- 19) 東京都環境保全部大気保全部 (1993) : 高濃度大気汚染地域の実態調査結果報告 (大気汚染常時測定補完調査) 平成 4 年度, 201p.
- 20) 東京都環境保全部大気保全部 (1996) : 高濃度大気汚染地域の実態調査結果報告 (大気汚染常時測定補

- 完調査)平成7年度,192p.
- 21)東京都環境保全局大気保全部(1997):高濃度大気汚染地域の実態調査結果報告(大気汚染常時測定補完調査)平成8年度,207p.
- 22)新藤純子,松本幸雄(1991):二酸化窒素濃度の交差点周辺における変動構造の解析,大気汚染学会誌,26(6),417-426.
- 23)浮遊粒子状物質対策検討会(1997):浮遊粒子状物質汚染予測マニュアル,398p.
- 24)森口祐一・西岡秀三・清水 浩(1993):広域的な道路交通公害対策による環境改善効果の予測システムの開発.土木計画学研究・論文集,11,279-286.
- 25)谷下雅義,鹿島 茂,正生貴史(1999):燃費計の設置による燃料消費量削減効果の分析,環境情報科学論文集,13,205-210.
- 26)木原信隆,塚本時弘(2000):車載型分析システムによるNO_x排出量のリアルタイム計測,(社)自動車技術会2000年秋季大会前刷り集,福岡,13-16.
- 27)近藤美則,小林伸治,森口祐一,田邊 潔(2001):実走行データを用いた燃費,CO₂排出量とドライバーの運転特性との関係による解析,エネルギー・資源学会第20回研究発表会講演論文集,東京,399-404.
- 28)工藤ら(1998):「交通流を考慮した環境改善効果に関する研究」,第14回エネルギーシステム・経済・環境コンファレンス講演論文集,東京,9-14.
- 29)Kudoh *et al.* (2001): "Environmental evaluation of introducing electric vehicle using a dynamic traffic-flow model", *Appl. Energy*, 69, 145-159.
- 30)NHK放送文化研究所編(2001):データブック国民生活時間調査2000.787p.
- 31)ICF Consulting(2000):The HAPEM4 User's Guide, Prepared for Office of Air Quality Planning and Standards, U.S. EPA. 88 p.

[資 料]

I 研究の組織と研究課題の構成

1 研究の組織

[A 研究担当者]

PM2.5・DEP研究プロジェクトグループ

プロジェクトグループリーダー 若松伸司

サブリーダー 小林隆弘

主任研究官 松本幸雄

交通公害防止研究チーム 森口祐一

小林伸治

近藤美則

松橋啓介

田邊 潔

工藤祐揮

南齋規介

都市大気保全研究チーム 若松伸司

上原 清

酒巻史郎

菅田誠治

長谷川就一

呉 銀珠

早崎将光

エアロゾル測定研究チーム 福山 力

内山政弘

西川雅高

的場澄人

疫学・曝露評価研究チーム 新田裕史

小野雅司

田村憲治

山崎 新

毒性・影響評価研究チーム 高野裕久

鈴木 明

古山昭子

小池英子

柳沢利枝

Arul Veerappan

美留町潤一

戸田典子

環境健康研究領域

生体防御研究室 藤巻秀和

健康指標研究室 平野靖史郎

[B 客員研究員]

大原利眞	(静岡大学工学部)	(平成 13 ~ 14 年度)
板野泰之	(大阪市立環境科学研究所)	(平成 13 ~ 14 年度)
田中正宣	(大阪市立環境科学研究所)	(平成 13 年度)
藁科宗博	(大阪市立環境科学研究所)	(平成 13 年度)
池沢 正	(兵庫県立公害研究所)	(平成 13 年度)
川橋正昭	(埼玉大学工学部)	(平成 13 年度)
吉村 陽	(兵庫県立公害研究所)	(平成 13 年度)
市瀬孝道	(大分県立看護科学大学)	(平成 14 年度)
老川 進	(清水建設 (株) 技術研究所)	(平成 14 年度)
島 正之	(千葉大学大学院医学研究院公衆衛生学)	(平成 14 年度)

[C 共同研究者]

A. S. Shannigrahi	(筑波大学地球科学系)	(平成 14 年度)
三本木千秋	(明治製菓(株)ヘルス・バイオ研究所)	(平成 14 年度)
井上健一郎	(医療法人 慈心会 那珂中央病院)	(平成 14 年度)
机 直美	(東京理科大学薬学部)	(平成 14 年度)
阿部 学	(東京理科大学薬学部)	(平成 14 年度)

2 研究課題と担当者 (* 客員研究員等)

(1) 排出実態と環境動態の解明

若松伸司・松本幸雄・上原 清・森口祐一・小林伸治・近藤美則・田邊 潔・酒巻史郎・菅田誠治・長谷川就一・呉 銀珠・早崎将光・大原利眞*・板野泰之*・田中正宣*・藁科宗博*・池沢 正*・川橋正昭*・吉村 陽*・老川 進*・A. S. Shannigrahi*

(2) 計測法の検討

福山 力・内山政弘・西川雅高・的場澄人・田邊 潔・長谷川就一

(3) 健康影響の評価

小林隆弘・高野裕久・藤巻秀和・平野靖史郎・鈴木 明・古山昭子・小池英子・市瀬孝道*・柳沢利枝・A. Veerappan・美留町潤一・戸田典子・新田裕史・島 正之*・小野雅司・田村憲治・山崎 新・三本木千秋*・井上健一郎*・机 直美*・阿部 学*

(4) 曝露量に基づく対策評価モデル

森口祐一・小林伸治・近藤美則・松橋啓介・田邊 潔・工藤祐揮・南齋規介・新田裕史・小野雅司・田村憲治・山崎 新

Ⅱ 研究成果発表一覧

1 誌上发表

発表者・題目・掲載誌・巻(号)・頁・刊年

Uehara K., Wakamatsu S., Ooka R. : Studies on Critical Reynolds Number Indices for Wind-Tunnel Experiments on Flow within Urban Areas: *Boundary Layer Meteorol.* **107** : 353-370, 2003

上原 清, 林 誠司, 吉川康雄, 山尾幸夫, 若松伸司, 森川多津子, 松本幸雄 : 実在交差点周辺の大気汚染濃度分布に関する風洞実験 - 高架道路の存在影響, 幹線道路からの距離による濃度の減衰, フィールド観測値と風洞実験の比較 -, *大気環境学会誌*, **37** : 343-356, 2002

上原 清, 村上周三, 若松伸司, 池澤 正 : 高さの異なるストリートキャニオン内の流れと拡散に関する風洞実験 市街地における大気汚染物質の拡散に関する実験的研究その6, *日本建築学会計画系論文報告集*, **541** : 37-42, 2001

Koike E., Kobayashi T., Shimojo N. : Ozone exposure enhances expression of cell-surface molecules associated with antigen presenting activity on bronchoalveolar lavage cells in rats, *Toxicol. Sci.*, **63** : 115-124, 2001

Koike E., Hirano S., Shimojo N., Kobayashi T. : cDNA microarray analysis of gene expression in rat alveolar macrophages in response to organic extract of diesel exhaust particles, *Toxicol. Sci.*, **67** : 241-246, 2002

Koike E., Kobayashi T., Utsunomiya R. : Effect of exposure to nitrogen dioxide on alveolar macrophage-mediated immunosuppressive activity in rats, *Toxicol. Lett.*, **121** : 135-143, 2001

Kondo Y. : Estimation of Reduction Amount of Carbon Dioxide Emission by Introduction of Evs and a Proposal toward Widespread of Evs Based on Actual Vehicle Use Data, *J. Asian Electr. Veh.*, **1(1)** : 281-286, 2003

Meigen I., Uno I., Sugata S., Wang Z., Byun D., Akimoto H. : Numerical study of boundary layer ozone transport and photochemical production in east Asia in the wintertime, *Geophys. Res. Lett.*, **29(11)** : art. No. 1545, 2002

Sugata S. : Seasonal simulation of the air quality in East Asia using CMAQ Air Pollution Modeling and Its Application XV, Borrego and Schayes *eds.* : 519-520, 2002

Sugata S., Byun D., Uno I. : Simulation of sulfate aerosol in East Asia using Models-3/CMAQ with RAMS meteorological data, *Air Pollution Modeling and Its Application XIV*, Gryning and Schiermeier *eds.* : 267-275, 2001

Bai Y., Suzuki A. K., Sagai M. : The cytotoxic effects of diesel exhaust particles on human pulmonary artery endothelial cells *in vitro* : role of active oxygen species, *Free Rad Bio. and Med.*, **30** : 555-562, 2001

Birumachi J., Suzuki A. K., Ito K., Hioki K., Maruyama C., Ohnishi Y. : Diesel exhaust induced air way hypersensitivity in c-Ha-ras transgenic mice, *Toxicol.*, **163** : 145-152, 2001

Taneda S., Hayashi H., Sakushima A., Seki K., Suzuki A. K., Kamata K., Sakata M., Yoshino S., Sagai M., Mori Y. : Estrogenic and anti-estrogenic activities of two types of diesel exhaust particles, *Toxicol.*, **170** : 153-161, 2001

Birumachi J., Suzuki A. K., Ito K., Hioki K., Maruyama C., Oshima Y. : Diesel exhaust induced air way hypersensitivity in c-Ha-ras transgenic mice, *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, **163(5)** : A170, 2001

Herath C. B., Watanabe G., Katsuda S., Yoshida M., Suzuki A. K., Taya K. : Exposure of neonatal female rats to P-tert-Octylphenol disrupts afternoon surges of luteinizing hormone, follicle-stimulating hormone prolactin secretion, and interferes with sexual receptive behavior in adulthood, *Biol. Repro.*, **64** : 1216-1224, 2001

Herath C. B., Yamashita M., Watanabe G., Jin W., Tangtrongsup S., Kojima A., Groom N. P., Suzuki A., Taya K. : Regulation of follicle-stimulating hormone secretion by estradiol and imetric inhibins in the female rat, *Biol. Repro.*, **65** : 1623-1633, 2001

Itoh M., Kishi H., Ohshima K., Kawazu S., Jin W., Wada S., Saita E., Nakano S., Hanai S., Suzuki A. K., Watanabe G., Taya K. : Developmental change in testicular function and inhibin secretion of golden hamsters (*Mesocricetus auratus*), *J. Repro. Develop.*, **48** : 343-353, 2002

- Ohshima K., Itoh M., Kishi H., Watanabe G., Jin W., Saita E., Suzuki A.K., Terranova P. F., Taya K. : Role of basal levels of circulating luteinizing hormone on follicular maturation in the pregnant golden hamster (*Mesocricetus auratus*), *J. Repro. Develop.*, **48** : 363-369, 2002
- Kawazu S., Kishi H., Saita E., Jin W., Suzuki A.K., Watanabe G., Taya K. : Inhibin secretion in the golden hamster (*Mesocricetus auratus*) testis during active and inactive states of spermatogenesis induced by the restriction of photoperiod, *J. Repro. Develop.*, **49** : 87-97, 2003
- Jin W., Wada S., Arai K.Y., Hisashi K., Herath C. B., Watanabe G., Suzuki A. K., Groome N. P., Taya K. : Testicular secretion of inhibin in the male golden hamster (*Mesocricetus auratus*), *J. Androl.*, **22** : 207-211, 2001
- Mori Y., Taneda S., Hayashi H., Sakushima A., Kamata K., Suzuki A. K., Yoshino S., Sakata M., Sagai M., Seki K. : Estrogenic activities of chemicals in diesel exhaust particles, *Biol. Pharm. Bull.*, **25** : 145-146, 2002
- Mori Y., Kamata K., Toda N., Hayashi H., Seki K., Taneda S., Yoshino S., Sakushima A., Suzuki A.K. : Isolation of nitrophenols from diesel exhaust particles (DEP) as vasodilatation compounds, *Biol. Pharm. Bull.*, **26** : 394-395, 2003
- Mori Y., Taneda S., Sakushima A., Hayashi H., Kamata K., Suzuki A. K., Sakata M., Yoshino S., Sagai M., Seki K. : Isolation and characterization of Hydroxyphthalate derivatives in diesel exhaust particles, *Environ. Sci.*, **10** : 51-54, 2003
- Ozawa M., Shi F. X., Watanabe G., Suzuki A. K., Taya K. : Regulatory role of inhibin in follicle-stimulating hormone secretion and folliculogenesis in the guinea pig, *J. Vet. Med. Sci.*, **63** : 1091-1095, 2001
- Taneda S., Hayashi H., Sakushima A., Seki K., Kamata K., Suzuki A.K., Sakata M., Yoshino S., Sagai M., Mori Y. : Estrogenic and anti-estrogenic activities of acidic, phenolic and neutral fractions of hexane extract of diesel exhaust particles, *Environ. Sci.*, **9** : 301-308, 2002
- Ichinose T., Takano H., Miyabara Y., Sagai M., Sadakane K., Shibamoto T. : Diesels exhaust particles enhance antigen-induced eosinophilic inflammation in the airway of mast cell deficient mice, *Toxicol.*, **180** : 293-301, 2002
- Sadakane K., Ichinose T., Takano H., Yanagisawa R., Sagai M., Yoshikawa T., Shibamoto T. : Murine strain differences in airway inflammation induced by Diesel exhaust particles and house dust mite allergen, *Int. Arch. Allergy Immunol.*, **128** : 220-228, 2002
- Sadakane K., Takano H., Ichinose T., Yanagisawa R., Shibamoto T. : Formaldehyde enhances mite allergen-induced eosinophilic inflammation in the murine airway, *J. Environ. Pathol. Toxicol. and Oncol.*, **21** : 267-276, 2002
- Takano H., Yanagisawa R., Ichinose T., Sadakane K., Inoue K., Yoshida S., Takeda K., Yoshino S., Yoshikawa T., Morita M. : Lung expression of cytochrome P4501A1 as a possible biomarker of exposure to diesel exhaust particles, *Arch. Toxicol.*, **76** : 146-151, 2002
- Takano H., Yanagisawa R., Ichinose T., Sadakane K., Yoshino S., Yoshikawa T., Morita M. : Diesel exhaust particles enhance lung injury related to bacterial endotoxin through expression of proinflammatory cytokines, chemokines, and ICAM-1, *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, **165** : 1329-1335, 2002
- Yoshino S., Hayashi H., Taneda S., Takano H., Sagai M., Mori Y. : Effects of diesel exhaust particle extracts on TH1 and TH2 immune response in mice, *Int. J. Immunopathol. Pharmacol.*, **15** : 13-18, 2002
- Yoshino S., Hayashi H., Taneda S., Takano H., Sagai M., Mori Y. : Effect of diesel exhaust particle extracts on induction of oral tolerance in mice, *Toxicol. Sci.*, **66** : 293-297, 2002
- 高野裕久, 柳澤利枝, 遠藤 敦, 吉川敏一 : 急性肺傷害と酸化ストレス, 別冊・医学のあゆみ : 278-281, 2001
- 高野裕久, 柳澤利枝, 遠藤 敦, 吉川敏一 : 臨床におけるフリーラジカルスカベンジャー, 食品機能素材 II : 53-63, 2001
- 高野裕久, 柳澤利枝, 市瀬孝道, 定金香里, 吉川敏一 : ディーゼル排気微粒子はエンドトキシンによる急性肺傷害を増悪する, エンドトキシン研究, **4** : 139-144, 2001

- 桜井健郎, 田邊 潔, 森口祐一, 若松伸司, 星 純也, 石井康一郎, 中村 健, 泉川碩雄: 高速道路トンネル交通車両からの揮発性有機化合物の排出係数, 大気環境学会誌, 37(1): 47-74, 2002
- 呉 春玲, 田村憲治, 松本幸雄, 遠藤朝彦, 渡利千里, 新井 峻, 村上正孝: 茨城県におけるアレルギー性鼻炎受療率に及ぼすスギ花粉飛散量, 大気汚染, 都市化の影響, 日本公衆衛生雑誌, 49 : 631-642, 2002
- Tsukue N., Toda N., Birumachi J., Sagai M., Watanabe G., Taya K., Tsubone H., Suzuki A.K. : Diesel exhaust particulate extracts (DEPE) induce abnormal parturition associated with increased myometrial contractility in C57BL mice, *Environ. Sci.*, 9(5) : 355-367, 2002
- Tsukue N., Toda N., Tsubone H., Sagai M., Jin W. Z., Watanabe G., Taya K., Birumachi J., Suzuki A.K. : Diesel Exhaust (DE) affects the regulation of testicular function in male rats, *J. Toxicol. Environ. Health, A* 63(2) : 115-126, 2001
- Tsukue N., Tsubone H., Suzuki A. K. : Diesel exhaust (DE) affects the abnormal delivery in pregnant mice and the growth of their young, *Inhalation Toxicol.*, 14(6) : 635-651, 2002
- Toda N., Tsukue N., Tsubone H., Sagai M., Birumachi J., Suzuki A.K. : The effects of diesel exhaust particles (DEP) on blood pressure in rats, *J. Toxicol. Environ. Health, A* 63(6) : 429-435, 2001
- Takahashi Y., Ohashi T., Nagoya T., Sakaguchi M., Yasueda H., Nitta H. : Possibility of real-time measurement of an airborne *Cryptomeria japonica* pollen allergen based on the principle of surface plasmon resonance, *Aerobiologia*, 17 : 313-318, 2001
- Hashimoto K., Ishii Y., Uchida Y., Kimura T., Masuyama K., Morishima Y., Hirano K., Nomura A., Sakamoto T., Takano H., Sagai M., Sekizawa K. : Exposure to diesel exhaust exacerbates allergen-induced asthmatic responses in guinea pigs, *Am. J. Respir Crit Care Med.*, 164 : 1957-1963, 2001
- Hirano S., Furuyama A., Koike E. Kobayashi T. : Oxidative-stress potency of organic extracts of diesel exhaust and urban fine particles in rat heart microvessel endothelial cells. *Toxicol.*, 187, 161-170, 2003
- Fujimaki H., Ui N., Endo T. : Induction of inflammatory response of mice exposed to diesel exhaust is modulated by CD4+ and CD8+ T cells, *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 164 : 1867-1873, 2001
- Fujimaki H., Ui N., Ushio H., Nohara K. : Roles of CD4+ and CD8+ T cells in adjuvant activity of diesel exhaust particles in mice, *Int. Arch. Allergy Immunol.*, 124 : 485-496, 2001
- Fujimaki H., Ushio H., Nohara K., Ui N. : Induction of the imbalance of helper T-cell functions in mice exposed to diesel exhaust, *Sci. Total Environ.*, 270 : 113-121, 2001
- 藤巻秀和: スギ花粉による感作と環境因子, アレルギー科, 11(2): 103-108, 2001
- 藤巻秀和: ディーゼル排気吸入によるケモカイン産生パターンの変化, 臨床免疫, 36 : 924-929, 2001
- 藤巻秀和: ディーゼル排気粒子とダイオキシン, 治療学, 35 : 521, 2001
- 藤巻秀和: 環境因子と免疫グロブリン 環境化学物質と抗体, 職業アレルギー学会誌, 8 : 21-26, 2001
- 古山昭子, 持立克身: 肺胞上皮細胞基底膜形成とサイトカイン, *Connect. Tissue*, 34 : 209-214, 2002
- 松橋啓介: 公共交通機関の停留所の立地が徒歩アクセスと潜在的利用人口に与える影響, 都市計画論文集 37 : 157-162, 2002
- Fujihara M., Wakamatsu S., Yamaguchi K., Nakao M., Tatano T., Sagawa T. : Annual and Seasonal Variations in Oxidant Concentration in Matsue, Japan, *Atmos. Environ.*, 37(20) : 2725-2733, 2003
- Ohara T., Uno I., Wakamatsu S., Murano K. : Numerical simulation of the springtime trans-boundary air pollution in East Asia, *Water, Air, Soil Pollut.*, 130 : 295-300, 2001
- 若松伸司: 都市・広域大気汚染の生成機構解明に関する研究, 大気環境学会誌, 36(3): 125-136, 2001
- 若松伸司, 篠崎光夫: 広域大気汚染, 裳華房: 209, 2001
- 若松伸司: 自動車排出ナノ粒子, からだの科学, 日本評論社, 228 : 94, 2003

若松伸司：都市での広域大気汚染の生成機構，環境技術，32(7)：1-6, 2003

若松伸司：都市大気汚染研究の課題，つくば研究開発情報誌 S&TT，62：14-17,2002

若松伸司(分担執筆)：第二章7，新世紀の大気環境対策，寄本勝美，原科幸彦，寺西俊一編著「地球環境時代の自治体環境政策」，ぎょうせい：90-105,2002

若松伸司編：大気中微小粒子状物質・ディーゼル排気粒子に関する研究の動向と今後の課題，R-172-2002：2003

大原利眞，若松伸司，鶴野伊津志，神成陽容：関西地域における春季高濃度汚染の数値シミュレーション(1)数値モデルの構築と立体観測データによる検証，大気環境学会誌，36(4)：208-230, 2001

大原利眞，若松伸司，鶴野伊津志：関西地域における春季高濃度汚染の数値シミュレーション(2)汚染発生機構の感度解析，大気環境学会誌，36(4)：231-243, 2001

2 口頭発表

発表者・題目・学会等名称・開催都市名・年月

- 西川 有, 小林信行, 伊藤一秀, 上原 清: モデル街路空間内の流れ場・拡散場に関する風洞実験 (その2), 日本建築学会大会, 東京, 2001.9
- 平池晋也, 小林信行, 伊藤一秀, 上原 清: モデル街路空間内の流れ場・拡散場に関する風洞実験 (その1), 日本建築学会大会, 東京, 2001.9
- 上原 清, 吉川康雄, 林 誠司, 森川多津子, 若松伸司, 小林信行: 実在交差点周辺の大気汚染濃度分布に関する研究 - 高架道路に覆蓋されたストリートキャニオン内部の濃度 -, 日本建築学会大会, 東京, 2001.9
- 吉川康雄, 上原 清: 交差点周辺の流れと拡散に関する実験的研究 その4 数値計算による周辺市街地の濃度分布, 第42回大気環境学会, 北九州, 2001.10
- 上原 清, 山尾幸雄, 河田 忠, 吉川康雄, 林 誠司, 若松伸司, 森川多津子: 交差点周辺の流れと拡散に関する実験的研究 その3 高架道路に覆蓋されたストリートキャニオン内の流れと濃度分布について, 第42回大気環境学会, 北九州, 2001.10
- 上原 清, 山尾幸雄, 河田 忠, 林 誠司, 吉川康雄, 若松伸司, 森川多津子, 松本幸雄: 交差点周辺の流れと拡散に関する実験的研究 その5 幹線道路からの距離による濃度減衰について, 第43回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 上原 清, 山尾幸雄, 河田 忠, 林 誠司, 吉川康雄, 若松伸司, 森川多津子, 松本幸雄: 交差点周辺の流れと拡散に関する実験的研究その6 風洞実験値とフィールド観測値の比較, 第43回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 上原 清, 山尾幸雄, 河田 忠, 林 誠司, 吉川康雄, 若松伸司, 森川多津子, 松本幸雄: 交差点周辺の流れと拡散に関する実験的研究その7 高架道路の敷設が周辺市街地およびストリートキャニオン内部の濃度分布に及ぼす影響について, 第43回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 老川 進, 上原 清, 若松伸司, 山尾幸雄, 河田 忠: 屋根面拡散場に及ぼす排出高さの影響 (風洞実験), 第43回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 上原 清, 吉川康雄, 山尾幸雄, 河田 忠, 林 誠司, 若松伸司, 森川多津子: 交差点周辺の流れと拡散に関する実験的研究 その2 周辺市街地の濃度分布について, 第42回大気環境学会, 北九州, 2001.10
- 田組 潤, 小林信行, 伊藤一秀, 上原 清: モデル街路空間内の流れ場・拡散場に関する風洞実験 (その3) 排出ガスに密度差がある場合の濃度場測定, 2002年度日本建築学会大会, 金沢, 2002.8
- 須賀伸介, 内山政弘, 松本幸雄, 福山 力, 泉 克幸: 格子ガス法によるエアロゾルの樹木への沈着モデルについて, 第43回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 内山政弘, 松本幸雄, 福山 力, 泉 克幸, 青木正敏: REA法によるエアロゾル乾性沈着測定機器の開発, 文部科学省科学研究費補助金特定領域研究「東アジアにおけるエアロゾルの大気環境インパクト」平成14年度研究発表会, つくば, 2003.1
- Kudoh Y., Moriguchi Y., Matsunashi R., Yoshida Y.: Life cycle CO₂ emissions from public transportation systems, Asian Electr.Veh.Conf.2, Osaka, 2002.10
- 工藤祐揮, 松橋啓介, 近藤美則, 小林伸治, 森口祐一, 田邊 潔, 吉田好邦, 松橋隆治: 実燃費を考慮した自動車からの都道府県別 CO₂ 排出量の推計, 第19回 エネルギーシステム・経済・環境コンファレンス, 東京, 2003.1
- 小池英子, 平野靖史郎, 小林隆弘: ディーゼル排気粒子の抽出物により誘導されるラット肺胞マクロファージの遺伝子の解析, 第51回日本アレルギー学会, 福岡, 2001.10
- Koike E., Hirano S., Kobayashi T.: Analysis of gene expression in rat alveolar macrophages after exposure to extract from diesel exhaust particles using cDNA microarray, Soc. Toxicol. Annu. Meet., Nashville, 2002.3
- 小池英子, 平野靖史郎, 川上隆雄, 西村俊秀, 小林隆弘: ディーゼル排気粒子の抽出物により誘導される肺胞マクロファージの蛋白質の包括的解析, 第52回日本アレルギー学会, 横浜, 2002.11
- 小林伸治, 近藤美則, 森口祐一, 実走行時排ガス車載計測グループ: 車載型機器による車両動態及び実走行時排出ガスの計測 第二報 シャシーダイナモによる排ガス計測との比較, 第43回大気環境学会年会, 府中, 2002.9

- 小林伸治, 近藤美則, 田邊 潔, 長谷川就一, 森口祐一, 若松伸司, 平林幹啓: 自動車から排出される微小粒子の排出特性と沿道大気中における挙動, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 平林幹啓, 小林伸治, 田邊 潔, 松尾基之, 野村昌治: 幹線道路沿道における大気中粒子状物質の化学状態分析, 2002 年度日本地球化学会第 49 回年会 (創立 50 周年記念年会 鹿児島大会), 鹿児島, 2002.9
- 小林伸治, 近藤美則, 田邊 潔, 長谷川就一, 森口祐一, 若松伸司: 自動車から排出される微小粒子の排出特性, 自動車技術会秋季大会, 京田辺, 2002.11
- 近藤美則, 小林伸治, 森口祐一, 田邊 潔: 実走行データを用いた燃費・CO₂ 排出量とドライバーの運転特性との関係による解析, 第 20 回エネルギー・資源学会研究発表会, 東京, 2001.6
- 近藤美則, 小林伸治, 森口祐一, 田邊 潔: 車載型計測装置を用いた車両の走行動態と排ガス排出実態の関係の解析, 第 21 回エネルギー・資源学会研究発表会, 大阪, 2002.6
- 近藤美則, 小林伸治, 森口祐一, 実走行時排ガス車載計測グループ: 車載型機器による車両動態及び実走行時排出ガスの計測 第一報 車載計測プロジェクトの概要, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 近藤美則, 小林伸治, 森口祐一, 田邊 潔: 車載型計測機器による走行動態調査と走行動態の燃費及び排出ガスに及ぼす影響の解析, 2002 年自動車技術会秋季大会学術講演会, 京田辺, 2002.11
- Kondo Y.: Estimation of Reduction Amount of Carbon Dioxide Emission by Introduction of Evs and a Proposal toward Widespread of Evs Based on Actual Vehicle Use Data, 2nd Asian Electr.Veh.Conf., Osaka, 2002.10
- Kondo Y., Kobayashi S., Tanabe K., Hasegawa S., Moriguchi Y., Wakamatsu S.: Comparison of Size Distributions of Ultra Fine Particles in Roadside Atmosphere and in Diesel Exhaust, 2003 JSAE/SAE Int. Spring Fuels & Lubricants Meet., Yokohama, 2003.1
- Kondo Y., Kobayashi S., Tanabe K., Hasegawa S., Moriguchi Y., Wakamatsu S.: Size Distributions of Ultra Fine and Nano Particles in Vehicle Exhaust and Atmosphere, Int. Workshop on Vehicle Exhaust Nanoparticles, Tsukuba, 2003.1
- Sugata S.: Seasonal simulation of the air quality in East Asia using CMAQ (poster) 25th NATO/CCMS Int. Techni. meet. Air Pollut. modelling & its appl. Louvain-la-Neuve, Belgium, 2001.10
- 菅田誠治: 大気質モデルによる大陸スケールの物質動態の解析について, 黄砂・砂塵嵐ワークショップ, 北京, 2001.12
- Sugata S.: Intermittent transboundary transport of sulfate aerosol and the passage of synoptic-scale pressure systems over East Asia in winter Int. Workshop on the next-generation Climate Model, Awaji, 2002.3
- 菅田誠治, 若松伸司, 長谷川就一, 小林伸治, 板野泰之, 大原利真, 守屋 岳: 都市域での大気汚染と気象の立体分布観測(5) 大阪地域の数値モデル解析, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- Sugata S., Wakamatsu S., Ohara T., Uno I.: Application of CMAQ with RAMS to air quality in the Osaka area in Japan Models-3 Users' Workshop, Research Triangle Park, NC, U.S.A., 2002.10
- Sugata S., Wakamatsu S., Ohara T., Hasegawa S., Kobayashi S., Itano Y., Moriya T.: Observation of Spatial Distribution of Air Pollutants in the Osaka Area-Numerical Modeling Study, 8th Int. Conf. Atmos. Sci. & Appl. Air Quality (ASAAQ), Tsukuba, 2003.3
- Sugata S., Wakamatsu S., Ohara T., Hasegawa S., Kobayashi S., Itano Y., Moriya T.: Observation of Particulate Matter in Tokyo and Osaka Area, -Numerical Modeling Study-, 8th Int. Conf. Atmos. Sci. & Appl. Air Quality (ASAAQ), Tsukuba, 2003.3
- 種田晋二, 林 英幸, 佐久島明世, 関 興一, 鈴木 明, 吉野 伸, 鎌田和之, 阪田正勝, 嵯峨井勝, 森 洋樹: ディーゼル排気微粒子 (DEP) のエストロゲン作用 2, 第 121 回日本薬学会, 札幌, 2001.3
- 鈴木 明, 机 直美, 戸田典子, 局 博一, 渡辺 元, 田谷一善: ディーゼル排気微粒子 (DEP) のエストロゲン様作用物質 (*in vivo* のアッセイにて), 第 131 回日本獣医学会学術集会, 府中, 2001.4

- Minami M., Abe Y., Machida T., Endo T., Hirafuji M., Mori Y., Hayashi H., Komiyama Y., Takahashi H., Sagai M., Suzuki A. K. : Cardiac toxicity of diesel exhaust particles in guinea pigs and rats 9th Int. Cong. Toxicol. Brisbane, 2001.7
- Mori Y., Taneda S., Hayashi H., Sakushima A., Seki K., Kamata K., Suzuki A. K., Sakata M., Yoshino S., Sagai M. : Estrogenic and anti-estrogenic activities of diesel exhaust particles, 9th Int. Cong. Toxicol. Brisbane, 2001.7
- 鈴木 明, 机 直美, 局 博一: ディーゼル排気粒子の分画溶液が心臓に対する作用, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 鈴木 明, 戸田典子, 机 直美: PM_{2.5} と DEP の呼吸・循環器に対する影響に関する電気生理学的研究 - AZT 心筋症動物 -, 第 134 回日本獣医学会学術集会, 岐阜, 2002.9
- 鈴木 明, 戸田典子, 机 直美: PM_{2.5} と DEP の呼吸・循環器に対する影響に関する電気生理学的研究 - 1. 健常動物 -, 第 134 回日本獣医学会学術集会, 岐阜, 2002.9
- 鈴木 明, 美留町潤一, 机 直美, 小林隆弘: 微小粒子状物質の生体影響 4. DEP が心筋症ラットの心電図に及ぼす影響, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 鈴木 明, 美留町潤一, 飯島麻里子, 柳沢利枝, 小林隆弘: 病態モデル (AZT 投与ラット) を用いた PM_{2.5} の心電図および呼吸機能に及ぼす影響に関する電気生理学的研究, 第 42 回大気環境学会年会, 北九州, 2001.10
- Mori Y., S. Taneda, Hayashi H., Sakushima A., Seki K., Kamata K., Suzuki A.K., Sakata M., Yoshino S., Sagai M. : Diesel exhaust particles (DEP)-Investigation of estrogenic and anti-estrogenic compounds, Asia-Pac. Sympo. Kanazawa, 2001.10
- 森 洋樹, 種田晋二, 林 英幸, 佐久島明世, 関 興一, 鎌田和之, 鈴木 明, 阪田正勝, 吉野 伸, 嵯峨井勝: ディーゼル排気微粒子 (DEP) のエストロゲン作用物質および抗エストロゲン作用物質の検索, フォーラム 2001, 衛生薬学・環境トキシコロジー, 金沢, 2001.10
- Suzuki A. K., Tsukue N., Hayashi H., Toda N., Tsubone H., Taya K., Mori Y. : Characteristics of myometrial contractility to phthalic acid esters extracted from diesel exhaust particles (DEP) in mice, 4th Annu. Meet. Jpn. Soc. Endocr. Disrupters Res., Tsukuba, 2001.12
- 鈴木 明, 机 直美, 林 英幸, 戸田典子, 局 博一, 田谷一善, 森 洋樹: ディーゼル排気微粒子 (DEP) から抽出されたフタル酸エステルの子宮収縮特性, 第 5 回環境ホルモン学会, つくば, 2001.12
- 石井圭司, 桑原正貴, 局 博一, 鈴木 明, 小林隆弘: 微小粒子状物質の生体影響 6. PM_{2.5} 抽出液および DEP 抽出液のラット気管内投与による心機能変化の検討, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 鈴木 明: 微小粒子が病態モデル動物の循環器に及ぼす影響, 第 42 回大気環境学会年会, 北九州, 2001.10
- 鈴木 明, 戸田典子, 机 直美, 美留町潤一: ディーゼル排気長期曝露がガス交換機能に及ぼす影響, 第 42 回大気環境学会年会, 北九州, 2001.10
- 高野裕久, 柳澤利枝, 市瀬孝道, 定金香里, 吉川敏一: DEP による LPS 惹起性急性肺傷害の増悪におけるサイトカイン, 核内転写因子, LPS レセプターの役割, 第 16 回日本 Shock 学会総会, 広島, 2001.5
- 高野裕久, 柳澤利枝, 市瀬孝道, 定金香里, 吉川敏一: ディーゼル排気微粒子 (DEP) によるエンドトキシン (LPS) 惹起性急性肺傷害の増悪, 第 16 回日本 Shock 学会総会, 広島, 2001.5
- 高野裕久: ディーゼル排ガスと喘息・アレルギー, 第 4 回環境化学会, 東京, 2001.8
- 高野裕久: 微小粒子の疫学的知見への実験的アプローチはいかにあるべきか, 第 42 回大気環境学会年会, 北九州, 2001.10
- 市瀬孝道, 定金香里, 高野裕久, 柳澤利枝, 嵯峨井勝: ダニ抗原誘発性気道炎症に対するディーゼル粒子お増悪作用とサイトカイン類の関連性について, 第 42 回大気環境学会年会, 北九州, 2001.10
- 定金香里, 市瀬孝道, 高野裕久, 柳澤利枝: ダニ抗原誘発性気道炎症に対するホルムアルデヒド慢性曝露の炎症, 第 42 回大気環境学会年会, 北九州, 2001.10

- 市瀬孝道, 高野裕久, 柳澤利枝, 嵯峨井勝: ダニ抗原による好酸球性気道炎症のマウス系統差とディーゼル排気微粒子の影響, 第 51 回日本アレルギー学会総会, 福岡, 2001.10
- 定金香里, 高野裕久, 柳澤利枝, 川里浩明, 安田愛子, 市瀬孝道: ダニ抗原誘発性好酸球性気道炎症に及ぼすホルムアルデヒド長期暴露の影響, 第 51 回日本アレルギー学会総会, 福岡, 2001.10
- 西澤真裕, 高野裕久, 西本徹郎, 河野雅弘: ディーゼル排気微粒子による生体傷害の要因物質とその削減物質の探索, 第 24 回日本フリーラジカル学会, 大阪, 2002.5
- 市瀬孝道, 定金香里, 高野裕久, 柳澤利枝, 鈴木明, 嵯峨井勝: ダニ抗原とディーゼル排気曝露による気道炎症発症におけるマウス系統差, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 井上健一郎, 高野裕久, 柳澤利枝, 市瀬孝道, 定金香里, 吉川敏一: エンドトキシン (LPS) による肺内サイトカイン, ケモカイン産生に及ぼすディーゼル排気微粒子 (DEP) の影響, 第 14 回日本アレルギー学会春期臨床大会, 千葉, 2002.11
- 高野裕久: ディーゼル排気微粒子によるエンドトキシン関連肺傷害の増悪, 第 8 回日本エンドトキシン研究会, 大阪, 2002.11
- 定金香里, 市瀬孝道, 高野裕久, 柳澤利枝, 川里浩明, 安田愛子: ダニ抗原及びディーゼル排気曝露による肺組織中サイトカイン産生のマウス系統差, 第 52 回日本アレルギー学会総会, 横浜, 2002.11
- 橋本健一, 石井幸雄, 内田義之, 関澤清久, 高野裕久, 嵯峨井勝: ディーゼル排気 (DE) と気管支喘息, 第 42 回日本呼吸器学会総会, 仙台, 2002.4
- 高野裕久: ディーゼル排ガス粒子とアレルギー, 第 9 回環境ホルモン学会講演会, 東京, 2002.6
- 馬場 剛, 神成陽容, 田邊 潔, 森口佑一, 若松伸司: 塗装・印刷工程からの VOC 排出量の推計, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 平林幹啓, 松尾基之, 田邊 潔, 西川雅高, 野村昌治: X 線吸収微細構造法による発生源別の大気浮遊粉塵試料のスペシエーション, 日本分析化学会第 51 年会, 札幌, 2002.9
- 机 直美, 戸田典子, 渡辺 元, 田谷一善, 局 博一, 鈴木 明: ディーゼル排気 (DE) を吸入した母マウスから生まれた子の成長への影響, 第 131 回日本獣医学会学術集会, 府中, 2001.4
- 机 直美, 戸田典子, 渡辺 元, 田谷一善, 局 博一, 鈴木 明: ディーゼル排気 (DE) 曝露による子宮収縮への影響について, 第 42 回大気環境学会年会, 北九州, 2001.10.
- 机 直美, 戸田典子, 渡辺 元, 田谷一善, 局 博一, 鈴木 明: ディーゼル排気微粒子抽出物 (DEPE) 投与による子宮収縮への影響について, 第 42 回大気環境学会年会, 北九州, 2001.10
- 机 直美, 林 英幸, 種田晋二, 森 洋樹, 局 博一, 鈴木 明: ディーゼル排気微粒子抽出物 (DEPE) はオキシトシンによる子宮収縮を変化させた, フォーラム 2001 衛生薬学・環境トキシコロジー, 金沢, 2001.10
- Tsukue N., Toda N., Watanabe G., Taya K., Tsubone H., Suzuki A. K.: Effects of diesel exhaust particulate extracts (DEPE) injected into pregnant mice on the growth of their young, 4th Annu. Meet. Jpn. Soc. Endocr. Disrupters Res. Tsukuba, 2001.12
- 机 直美, 戸田典子, 渡辺 元, 田谷一善, 局 博一, 鈴木 明: ディーゼル排気微粒子 (DEPE) を投与したマウスから生まれた子の成長に及ぼす影響, 第 4 回環境ホルモン学会, つくば, 2001.12
- 机 直美, 戸田典子, 局 博一, 鈴木 明: ディーゼル排気微粒子から得られたフタル酸エステル類の繁殖および子への影響について, 第 134 回日本獣医学会学術集会, 岐阜, 2002.9
- 机 直美, 渡辺 元, 田谷一善, 局 博一, 鈴木 明: ディーゼル排気微粒子「抽出液」(DEPE) の子宮への直接収縮影響について, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 戸田典子, 机 直美, 鈴木 明: DEP 分各溶液の血管に対する作用 (*in vitro* 実験), 第 42 回大気環境学会年会, 北九州, 2001.10

- 平林幹啓, 松尾基之, 西川雅高, 田邊 潔, 野村昌治: X線吸収微細構造法を用いた大気浮遊粉塵のスペシエーション, 日本分析化学会第 50 年会, 熊本, 2001.11
- 西川雅高, 長谷川就一, 森 育子, 田邊 潔: 集合配管を用いた PM_{2.5} 計測装置の並行評価試験, 日本エアロゾル学会第 19 回エアロゾル科学・技術研究討論会, 京都, 2002.8
- 松尾基之, 平林幹啓, 西川雅高, 田邊 潔, 野村昌治: X線吸収微細構造法を用いた大気浮遊粉塵のスペシエーション, 第 6 回分析化学東京シンポジウム 2002 機器分析東京討論会, 千葉, 2002.9
- 新田裕史, 島 正之, 微小粒子状物質等曝露影響調査疫学ワーキンググループメンバー: 微小粒子状物質の健康影響に関する疫学研究ー長期影響調査の研究計画についてー, 第 42 回大気環境学会年会, 北九州, 2001.10
- 新田裕史: ディーゼル排気の影響に関する疫学的知見ーその評価と問題点ー, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 新田裕史, 島 正之, 微小粒子状物質等曝露影響調査疫学ワーキンググループメンバー: 微小粒子状物質の健康影響に関する疫学研究ー短期及び長期影響調査の計画と実施内容についてー, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 中館俊夫, 松田直樹, 坂本光代, 中井里史, 新田裕史, 微小粒子状物質等曝露影響調査疫学ワーキンググループメンバー: 微小粒子状物質の健康影響に関する疫学研究ー除細動器植込み患者における心室性不整脈発生と大気環境の関連性に関する予備的解析ー, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 長谷川就一, 小林伸治, 平林幹啓, 森口祐一, 田邊 潔, 西川雅高, 近藤美則, 若松伸司: 幹線道路沿道等における超微小粒子の粒径分布観測, 日本エアロゾル学会第 19 回エアロゾル科学・技術研究討論会, 京都, 2002.8
- 駒崎雄一, 曹 仁秋, 本間克典, 白井 忠, 長谷川就一, 田邊 潔: 熱・光学方式カーボン分析計を用いた大気中の OC・EC 測定法の検討, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 長谷川就一, 若松伸司, 菅田誠治, 小林伸治, 板野泰之, 大原利眞, 守屋 岳: 都市域での大気汚染と気象の立体分布観測(2) - 測定法の比較と東京・大阪の特徴, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 長谷川就一, 田邊 潔, 西川雅高, 若松伸司: 粒子状炭素 (OC/EC) 分析法の比較 - OC の熱分解補正が可能な装置による検討, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- Hasegawa S., Wakamatsu S., Iwamoto S., Kamiya A., Bernabe R. M., Beatriz Cardenas, Victor Gutierrez-Avedoy, Xiande Liu and Shuping Dong : Examination of Analysis Method of Particulate Carbon and Some Measurements in Urban Areas, 8th Int. Conf. Atmos. Sci. & Appl. Air Quality (ASAAQ), Tsukuba, 2003.3
- Hasegawa S., Wakamatsu S., Moriya T., Sugata S., Kobayashi S., Itano Y., Ohara T. : Observation of Particulate Matter in Tokyo and Osaka Areas, 8th Int. Conf. Atmos. Sci. & Appl. Air Quality (ASAAQ), Tsukuba, 2003.3
- Ohta S., Hasegawa S., Murano N., Yamagata S., Kinjyo Y., Murano K. : Chemical Characterization and Estimation of Optical Properties of Atmospheric Aerosols at Okinawa Island, 8th Int. Conf. Atmos. Sci. & Appl. Air Quality (ASAAQ), Tsukuba, 2003.3
- 長谷川就一, 田邊 潔, 西川雅高, 若松伸司: 熱・光学炭素分析計による粒子状有機炭素の熱分解補正法の検討, 日本エアロゾル学会第 20 回エアロゾル科学・技術研究討論会, つくば, 2003.7
- 長谷川就一, 小林伸治, 平林幹啓, 森口祐一, 田邊 潔, 近藤美則, 若松伸司: 冬季および夏季の沿道大気における超微小粒子の挙動, 日本エアロゾル学会第 20 回エアロゾル科学・技術研究討論会, つくば, 2003.7
- 平野靖史郎, 古山昭子, 小池英子, 中島 徹, 鈴木忠男, 小林隆弘: 微小粒子状物質の生体影響 1. 都市大気微小粒子状物質およびディーゼル排気粒子抽出物の内皮細胞への影響, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- Birumachi J., Suzuki A., Ito K., Hioki K., Maruyama C., Ohnishi Y. : Diesel exhaust induced hypersensitivity in c-Ha-ras transgenic mice, ATS 2001. : 97th Int. Conf., San Francisco, 2001.5
- 美留町潤一, 鈴木 明, 伊東喜久治, 日置恭司, 丸山千佳, 大西保行: C-Ha-ras マウスにおけるディーゼル排気誘発性気道反応について, 第 42 回大気環境学会年会, 北九州, 2001.10
- 美留町潤一, 鈴木 明, 中島 徹, 鈴木忠男, 小林隆弘: モノクロタリン投与による肺高血圧が DEP の気管内投与の毒性に及ぼす影響, 第 42 回大気環境学会年会, 北九州, 2001.10

- 美留町潤一, 鈴木 明, 伊東喜久治, 日置恭司, 丸山千佳, 大西保行: C-Ha-ras トランスジェニックマウスにおけるサイトカイン類に対するディーゼル排気曝露の影響, 第 132 回日本獣医学会学術集会, 盛岡, 2001.10
- 藤巻秀和: ディーゼル排気ガス曝露によるマウスケモカイン産生の亢進, 第 71 回日本衛生学会総会, 福島, 2001.4
- Fujimaki H., Kurokawa Y.: Pulmonary inflammatory cells and chemokine environment in mice after inhalation of diesel exhaust, 11th Int. Congr. Immunol., Stockholm, 2001.7
- 藤巻秀和: 大気汚染のバイオマーカー(3)影響マーカー(動物実験), 第 42 回大気環境学会年会, 北九州, 2001.10
- 藤巻秀和, 黒河佳香: ディーゼル排気曝露によるインターロイキン 6 を介した炎症反応の誘導, 第 32 回日本免疫学会総会学術集会, 東京, 2001.10
- 藤巻秀和, 黒河佳香, 宇井直也: スギ花粉抗原感作とディーゼル排気曝露によるマウスケモカイン産生の変動, 第 42 回大気環境学会年会, 北九州, 2001.10
- 宇井直也, 藤巻秀和, 山元昭二, 野原 修, 今井 透, 遠藤朝彦, 森山 寛: スギ花粉感作マウスへの黄色ブドウ球菌点鼻の影響, 第 51 回日本アレルギー学会総会, 福岡, 2001.10
- 藤巻秀和, 黒河佳香: ディーゼル排気曝露によるマウス頸部リンパ節でのケモカイン産生の亢進, 第 31 回日本免疫学会総会・学術集会, 大阪, 2001.12
- 古山昭子, 持立克身: 肺胞上皮細胞の基底膜形成へのサイトカインの影響, 第 48 回マトリックス研究会大会, 高岡, 2001.4
- Furuyama A., Mochitate K.: Effect of hepatocyte growth factor on the formation of basement membrane by alveolar epithelial cells *in vitro*, 49th Meet. Jpn. Matrix Club, Hamamatsu, 2002.4
- 古山昭子, 持立克身, 平野靖史郎, 小林隆弘: IL-1 beta による肺胞上皮細胞の基底膜形成への影響, 第 55 回日本細胞生物学会大会, 横浜, 2002.5
- 古山昭子, 平野靖史郎, 小池英子, 小林隆弘: 微小粒子状物質の生体影響 2. 都市大気微小粒子状物質およびディーゼル排気粒子抽出物が血管内皮細胞層の透過性に及ぼす影響, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 松橋啓介: 公共交通機関の停留所立地が徒歩圏人口に与える影響に関する研究, 第 26 回土木計画学研究発表会, 盛岡, 2002.11
- 松本幸雄: 日本の大気汚染状況と常時監視システム, 瀋陽市衛生防疫所学術講演会, 瀋陽(中国), 2001.10
- 牧野国義, 栗田雅行, 石井康一郎, 松本幸雄: 幹線道路における交通量, 気象要素と大気汚染物質(SPM, NO_x)日平均濃度, 第 42 回大気環境学会年会, 北九州, 2001.10
- 松本幸雄, 内山政弘, 福山力, 須賀伸介, 小森大輔, 青木正敏: 地表面フラックス測定に用いる簡易渦集積法におけるフラックス評価式の統計的導出, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 松本幸雄, 白川泰樹, 瀬戸加奈子, 須網正人: 自動車排出ガス測定局における汚染物質の年平均濃度と交通量, 大型車混入率等との関連, 第 42 回大気環境学会年会, 北九州, 2001.10
- 牧野国義, 栗田雅行, 石井康一郎, 松本幸雄, 駒崎雄一, 白井 忠: 粒子状物質濃度に及ぼす気象要素の影響, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 持立克身, 仲間純子, 中村みなみ, 古山昭子: プレオマイシンによる培養肺胞上皮細胞が形成した基底膜構造体の崩壊と再構築の影響, 第 49 回マトリックス研究会大会, 浜松, 2002.4
- 星 純也, 石井康一郎, 森口祐一, 田邊 潔, 櫻井健郎, 上原 清, 西川雅高, 小林伸治, 松橋啓介, 近藤美則, 若松伸司: 実走行時における自動車起源化合物の測定(2) - 揮発性有機化合物について, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 石井康一郎, 星 純也, 森口祐一, 田邊 潔, 櫻井健郎, 上原 清, 西川雅高, 小林伸治, 松橋啓介, 近藤美則, 若松伸司: 実走行時における自動車起源化合物の測定(1) - 調査方法と排出量の測定, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 飯嶋麻里子, 丸山良子, 柳澤利枝, 高野裕久, 小林隆弘: 病態モデル(SHR ラット)を用いた PM_{2.5} 気管内投与が呼吸循環機能に及ぼす影響, 第 42 回大気環境学会年会, 北九州, 2001.10

- 柳澤利枝, 高野裕久, 定金香里, 市瀬孝道, 井上健一郎, 吉川敏一: PM_{2.5} 気管内投与が細菌毒素に関連する肺傷害に及ぼす影響, 第 42 回大気環境学会年会, 北九州, 2001.10
- 三本木千秋, 越坂部奈緒美, 夏目みどり, 柳澤利枝, 高野裕久, 井上健一郎, 吉川敏一: ディーゼル誘発肺傷害に対する赤シソ由来ロスマリン酸の効果, 第 24 回日本フリーラジカル学会, 大阪, 2002.5
- 柳澤利枝, 高野裕久, 定金香里, 市瀬孝道, 井上健一郎, 小林隆弘: PM_{2.5}・DEP の構成成分による傷害性の相違について, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 吉田成一, 野口浩平, 小野なお香, 柳澤利枝, 高野裕久, 武田 健: ディーゼル排気微粒子のストレスタンパク質 mRNA 発現への影響, 第 42 回大気環境学会年会, 北九州, 2001.10
- 柳澤利枝, 高野裕久, 井上健一郎, 市瀬孝道, 定金香里, 吉川敏一: エンドトキシン (LPS) による肺内サイトカイン, ケモカイン産生にディーゼル排気微粒子 (DEP) の成分が及ぼす影響, 第 14 回日本アレルギー学会春期臨床大会, 千葉, 2002.11
- 柳澤利枝, 桜井美穂, 井上健一郎, 高野裕久, 小倉紀彦, 小田俊男, 田村弘志, 吉川敏一: エンドトキシン及び β -glucan のマウス気管内投与後の血中移行とディーゼル排気微粒子の影響, 第 8 回日本エンドトキシン研究会, 大阪, 2002.11
- 若松伸司, 菅田誠治, 長谷川就一, 小林伸治, 板野泰之, 藁科宗博, 田中正宣, 大原利眞, 守屋 岳: 都市域での大気汚染と気象の立体分布観測(1) - 観測概要, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 若松伸司: 大気汚染物質の山岳地域での動態, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 守屋 岳, 若松伸司, 菅田誠治, 長谷川就一, 小林伸治, 板野泰之, 大原利眞: 都市域での大気汚染と気象の立体分布観測(4) - 冬季の東京における粒子状物質の鉛直分布 -, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 藤原 誠, 多田納力, 宮廻隆洋, 若松伸司: 島根県における高濃度オキシダントの出現要因, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 畠山史郎, 高見昭憲, 若松伸司, 王 偉: 中国における大気汚染物質の航空機観測, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 板野泰之, 藁科宗博, 田中正宣, 若松伸司, 菅田誠治, 長谷川就一, 小林伸治, 大原利眞, 守屋 岳: 都市域での大気汚染と気象の立体分布観測(3) - 黄砂飛来と粒子状物質の挙動解析 -, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- 板野泰之, 藁科宗博, 森 義明, 浅山 淳, 坂東 博, 竹中規訓, 村野健太郎, 若松伸司, 田中正宣: 大阪ベイエリアの大気環境観測, 第 43 回大気環境学会年会, 府中, 2002.9
- Bueno E., Fentanes O., Sanchez A., Blanco S., Cardenas B., Gutierrez V., Renteria V., Velasco E., Kamiya A., Satito M., Wakamatsu S.: Determination of The Vertical Profiles for Meteorological Parameters, Ozone and VOC Concentrations in The Mexico City Metropolitan Area, 8th Int.Conf.Atmos.Sci. & Appl.Air Quality (ASAAQ), Tsukuba, 2003.3
- Bueno E., Lopez P., Gutierrez V., Cardenas B., Kamiya A., Wakamatsu S.: Seasonal Trends of Total and Specific VOCs at The Southeast of Mexico city 2001, 8th Int.Conf.Atmos.Sci. & Appl.Air Quality (ASAAQ), Tsukuba, 2003.3
- Eric V. S., Beatriz C., Lamb B., Kamilla A., Wakamatsu S.: Observations of Vertical Ozone and Meteorological Parameters in The First 1 Km of Height in Mexico City, 8th Int.Conf.Atmos.Sci. & Appl.Air Quality (ASAAQ), Tsukuba, 2003.3
- Fujihara M., Tatani T., Miyazako T., Wakamatsu S.: Factors Relation to The Occurrence if High Ozone Concentration Levels in Shimane, Jpn. 8th Int.Conf.Atmos.Sci. & Appl.Air Quality (ASAAQ), Tsukuba, 2003.3
- Itano Y., Warashina M., Tanaka M., Wakamatsu S., Sugata S., Hasegawa S., Kobayashi S., Ohara T., Moriya T.: Observation of Spatial Distribution of Air Pollutants in the Osaka Area ? Field Observation, 8th Int. Conf. Atmos. Sci. & Appl.Air Quality (ASAAQ), Tsukuba, 2003.3

Itano Y., Warashina M., Tanaka M., Wakamatsu S., Sugata S., Hasegawa S., Kobayashi S., Ohara T., Moriya T.: Observation of Spatial Distribution of Air Pollutants in the Osaka Area _Field Observation-,8th Int. Conf. Atmos. Sci. & Appl. Air Quality (ASAAQ), Tsukuba, 2003.3

Kannari A., Wakamatsu S.: Long-Term Trend of PM Concentration Eliminated The Meteorological Variations in Japan , 8th Int. Conf. Atmos. Sci. & Appl. Air Quality (ASAAQ), Tsukuba, 2003.3

Wakamatsu S., Saito M., Kamiya S., Guitierrez V. J., Varela Ham J. R., Granados J., Castillejos M., Sosa R. : Analysis of Wind Field in Mexico City, 8th Int. Conf. Atmos. Sci. & Appl. Air Quality (ASAAQ), Tsukuba, 2003.3

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 - 59 - 2003

平成 15 年 11 月 28 日発行

編 集 国立環境研究所 編集委員会

発 行 独立行政法人 国立環境研究所

〒 305-8506 茨城県つくば市小野川 16 番 2

電話 029-850-2343 (ダイヤルイン)

印 刷 前田印刷株式会社筑波支店

〒 305-0033 茨城県つくば市東新井 14-3

Published by the National Institute for Environmental Studies

16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506 Japan

November 2003

無断転載を禁じます

