

大気中微小粒子状物質検討会

資料編 6

中長期的な課題に関する調査研究

目次

1	大規模固定煙源調査.....	503
	はじめに.....	503
1.1	背景と本調査の目的.....	503
1.2	調査方法.....	504
1.2.1	発生源調査.....	504
1.2.2	発生源調査の取りまとめ.....	506
1.3	結果及び考察.....	508
1.3.1	発生源調査結果取りまとめ状況.....	508
1.3.2	集計結果.....	509
1.3.3	既存のプロファイルとの比較 (PM _{2.5} /TSP 比)	513
1.3.4	一次排出による PM _{2.5} と凝縮性粒子	516
1.3.5	凝縮性粒子を考慮した排出量の試算・検討.....	517
1.3.6	測定結果の不確実性の整理.....	523
1.4	まとめ.....	523
2	植物起源 VOC (BVOC) インベントリ作成に関する研究	525
	はじめに.....	525
2.1	背景と目的.....	525
2.2	方法.....	526
2.2.1	樹木の単位葉面積当たりの BVOC 放出量の測定方法.....	526
2.2.2	都内 23 区の樹木の総葉面積の推計方法.....	527
2.3	結果及び考察.....	528
2.3.1	樹木の単位葉面積当たりの BVOC 放出量.....	528
2.3.2	都内 23 区の樹木の総葉面積.....	529
2.3.3	都内 23 区の植物起源 VOC 放出量の推計	531
2.4	今後の課題.....	531
3	硝酸塩の生成条件に関する研究.....	532
	はじめに.....	532
3.1	背景と目的.....	532
3.2	方法.....	533
3.2.1	測定地点と測定成分.....	533
3.2.2	測定方法.....	534
3.3	結果及び考察.....	535
3.4	今後の課題.....	538
4	自動車排出ガスに関する研究.....	539
	はじめに.....	539
4.1	背景と目的.....	539
4.2	方法.....	540
4.2.1	シャシダイナモメータによる排出ガス測定方法.....	540

4.2.2	排出ガス中の VOC 類の測定方法	540
4.3	結果及び考察	541
4.3.1	使用過程車からの NO _x 及び粒子状物質 (PM) の排出量	541
4.3.2	使用過程車からの VOC (炭化水素、アルデヒド) の排出量	544
4.4	今後の課題	546

6 中長期的な課題に関する調査研究

本検討会では、PM_{2.5}及び光化学オキシダントの低減に向けた基本的な対策の方向性で示した対策の推進に加え、対策を検討する上で、生成メカニズム等の現象解明に向けた大気環境の継続的な実態把握、気候変動対策とのコベネフィットアプローチの推進、対策効果の定量的評価及び予測を可能とするインベントリやシミュレーションモデルの精緻化等、中長期的課題について取り上げた。

ここでは、これまでの各資料編で示した調査のほか、中長期的な課題に関する本検討会での調査や東京都及び公益財団法人東京都環境公社東京都環境科学研究所（以下「東京都環境科学研究所」という。）での調査研究について取りまとめた。

1 大規模固定煙源調査

はじめに

本検討会では、PM_{2.5}及び光化学オキシダントの発生源寄与割合や将来濃度の推計に当たり、現時点で利用可能な排出インベントリやシミュレーションモデルを用いた解析を実施した。今後も、PM_{2.5}及び光化学オキシダントの低減に係る対策について、定量的な効果検証や将来予測を実施するためには、排出インベントリの整備・更新を通じて発生源からの排出状況を把握するとともに、シミュレーションモデルの精度向上を図り、対策を評価していくことが中長期的課題として示された。PM_{2.5}排出インベントリについて、凝縮性粒子は煙源からの排出量が多いとされているが、排出インベントリには組み込まれていない。

本検討会では、大規模固定煙源調査を実施し、既存の調査結果と共に取りまとめを行った。本章では、固定発生源のばいじん、PM_{2.5}及び凝縮性粒子に係る大規模固定煙源調査について取りまとめた。

1.1 背景と本調査の目的

大規模固定煙源からのPM_{2.5}等の排出実態を把握するためには、煙源ごとの排出ガス中の粒子状物質の発生源情報が必要となる。現状の大規模固定煙源に係る排出インベントリでは、「大気汚染物質排出量総合調査（環境省）」のばいじん濃度にPM_{2.5}/TSP比を乗じて業種・燃原料別にPM_{2.5}排出量を算出しているものが多い。しかし、算出に用いるPM_{2.5}/TSP比は、1985年の文献値から求めており、必ずしも現状を反映しきれていない可能性がある。

また、凝縮性粒子（燃焼直後は高温のため気体であるが、放出された大気中で冷却され粒子となる物質）については、煙源からの排出量が多いとされているが、排出インベントリには組み込まれていない。

これまでも一部の自治体や研究所等の関係機関で煙源調査は実施されているが、調査結果を取りまとめた事例は少ない。発生源調査により煙源の実態を把握するためには、測定調査を実施するとともに、既存の調査結果を組み合わせる解析を行うことが望ましい。

そこで本調査では、大規模固定煙源の排出ガス中のばいじん、PM_{2.5}及び凝縮性粒子の濃度を測定し、既存の調査結果と共に結果を整理することで、固定発生源のPM_{2.5}等の排出実態を把握し、PM_{2.5}対策を検討するための基礎資料とすることを目的とした。

1.2 調査方法

1.2.1 発生源調査

(1) 調査期間

2018年1月から3月

(2) 調査対象

都内における大気汚染防止法に定めるばい煙発生施設（廃棄物焼却炉）2施設

(3) 調査項目

煙道内の $PM_{2.5}$ 、 $PM_{2.5-10}$ 及び PM_{10} 以上の一次粒子と、煙突から排出された後に粒子化する凝縮性粒子を採取した。分析項目により使用するフィルタが異なるため、四フッ化エチレン樹脂（以下「PTFE」という。）フィルタと石英繊維フィルタを用いて採取を行った。PTFEフィルタは、質量濃度の測定を行うため前秤量を行った。石英繊維フィルタは、炭素成分のブランクを低減するため、 $350^{\circ}C$ で1時間の焼き出しの前処理を行った。採取後のフィルタは、秤量または分析に供するまで冷凍庫（約 $-30^{\circ}C$ ）に保管した。

煙道内の $PM_{2.5}$ 一次粒子の測定は、日本工業規格 JIS Z 7152「バーチャルインパクトによる排ガス中の $PM_{10}/PM_{2.5}$ 質量濃度測定方法」に準拠し、バーチャルインパクト（以下「VI」という。）を用いて、粒子を $10\ \mu m$ 以上、 $10\sim 2.5\ \mu m$ 、 $2.5\ \mu m$ 以下の3つの粒径に分けてフィルタに採取した。ポンプ及び湿式ガスメータを3セット使用し、粒径別の採取ラインとした。ガスの流速、成分組成等の条件から吸引速度を決定し、また等速吸引となるようにノズル径を決定して測定を行った。

ばいじんは日本工業規格 JIS Z 8808「排ガス中のダスト濃度の測定方法」に準拠し、1形採取装置にて円形フィルタに採取した。

凝縮性粒子の測定は、希釈装置（Dekati 社製、FPS-4000）を使用し、 $PM_{2.5}$ サイクロンを装着したプローブを用いた。サイクロンの設計流量は約 $6\ L/min$ であり、 $2.5\ \mu m$ 以上の粗大粒子をカットして捕集する構造になっている。サイクロン先端のノズルは等速吸引となるようにノズル径を決定した。希釈空気はコンプレッサの圧縮空気を用い、除じん・除湿したものを導入した。希釈条件は20倍程度に設定して行った。希釈された排ガスをポンプにより $20\ L/min$ で吸引し、ガラス製チャンバ（ $6.7\ L$ ）に通過させて滞留時間（20秒）をとり、凝縮性粒子を生成させた。そして、チャンバ出口に接続したフィルタに粒子状物質を採取した。なお、測定中はチャンバ表面温度が $30^{\circ}C$ 以下であること、チャンバ内に結露がないことを確認した。希釈空気の確認として、 $PM_{2.5}$ サイクロンの先端に HEPA カートリッジ（粒径 $0.03\ \mu m$ の粒子を 99.97% 除去）を取付け、希釈空気の採取を行った。

各試料採取と同時に、窒素酸化物及び酸素濃度の測定を行った。

調査項目と測定方法の概要を表 1-1 に、採取イメージを図 1-1 に示す。

表 1-1 調査項目と測定方法

項目	測定方法
ばいじん	JIS Z 8808 フィルタ捕集－重量法
PM _{2.5}	JIS Z 7152 VI 採取：フィルタ捕集－重量法
PM _{2.5-10}	
PM ₁₀ 以上	
凝縮性粒子	空気希釈法 ¹ Dekai 社製 FPS-4000 採取：フィルタ捕集－重量法
窒素酸化物濃度 (連続)	JIS B 7982 減圧式化学発光法 連続測定
酸素濃度 (連続)	JIS B 7983 磁気力式 連続測定
使用フィルタ	石英繊維フィルタ：Pallflex 社製, 2500QAT-UP 37 mm φ (Lot.19961)、47 mm φ (Lot.19981) PTFE フィルタ：住友電工製, WP-500-50 37 mm φ (Lot.143840-01)、47 mm φ (Lot.161390-01)

(4) 分析方法

原則として、「大気中微小粒子状物質 (PM_{2.5}) 成分測定マニュアル (環境省)」に準拠して分析を実施した (表 1-2 のとおり)。

質量濃度の測定について、採取後の凝縮性ダスト測定用の PTFE フィルタは、温度 21.5°C ±1.5°C、相対湿度 35% ±5% で 24 時間以上のコンディショニングを行い、ザルトリウス株式会社製の M5P-F にて秤量した。

採取後の VI 測定用の PTFE フィルタは、日本工業規格 JIS Z 7152 「バーチャルインパクトによる排ガス中の PM₁₀/PM_{2.5} 質量濃度測定方法」に準じ、105～110°C で 1 時間乾燥させた後、上記の恒量条件でコンディショニングし、秤量した。秤量に際しては帯電による影響について十分に注意した。

イオン成分については、採取した PTFE フィルタを 1/2 の大きさにカットし、エタノール 50 μL、超純水 5 mL を加えて超音波抽出し、孔径 0.45 μm のディスクフィルターでろ過した後、イオンクロマトグラフィー (アニオン：Thermo Fisher Scientific 社製, INTERGRION RFIC、カチオン：Thermo Fisher Scientific 社製, INTERGRION) を用いて分析した。

¹ 清浄な空気で約 20 倍に希釈・冷却し、滞留時間を一定程度とりフィルタに採取する方法。

炭素成分については、Desert Research Institute (DRI) 製の Model 2001 OC/EC カーボンアナライザを用いて分析を行った。分析方法は、サーマルオプティカル・リフレクタンス法で行い、分析条件は IMPROVE プロトコルとした。通常、試料フィルタを 8 mm ポンチで打ち抜き装置に導入するが、PM_{2.5-10} を採取したフィルタは捕集面に同心円状に広がる 6 つのスポット（幾何学模様）がみられるため、フィルタを 1/6 の扇形にカットし、折りたたんで装置へ導入した²。なお、有機物成分が揮発することが懸念されることから、捕集後の石英繊維フィルタは 105～110℃での乾燥処理は行わずに測定を行った。

無機元素成分については、採取した PTFE フィルタを 1/2 の大きさにカットし、圧力容器分解法により酸分解した後、ICP-MS (アジレント・テクノロジー株式会社製, Agilent7500ce) を用いて分析を行った。無機元素の分析のうち、Si については蛍光 X 線法で測定した。分析は、エネルギー分散型蛍光 X 線分析装置 (日立ハイテクサイエンス社製, EA1200VX) を用いて測定した。測定は Rh-W の X 線管球を用い、試料雰囲気真空にして行った。

表 1-2 発生源調査の分析成分と分析方法

成分	分析方法	項目数	分析項目
質量濃度	秤量	1	
イオン成分	イオンクロマトグラフ法	8	NH ₄ ⁺ 、Na ⁺ 、K ⁺ 、Mg ²⁺ 、Ca ²⁺ 、Cl ⁻ 、NO ₃ ⁻ 、SO ₄ ²⁻
金属成分	酸分解/ICP-MS 法	31	Na、Al、K、Ca、Sc、Ti、V、Cr、Mn、Fe、Co、Ni、Cu、Zn、As、Se、Rb、Mo、Cd、Sb、Cs、Ba、La、Ce、Sm、Hf、Ta、W、Pb、Th、Si*
炭素成分	サーマルオプティカル・リフレクタンス法	2	元素状炭素 (EC)、有機炭素 (OC) 及び炭素フラクション

※ Si については、エネルギー分散型蛍光 X 線分析法を用いた。

1.2.2 発生源調査の取りまとめ

1.2.1 の結果と併せて、既存の発生源調査結果を基に、PM_{2.5} の発生源調査結果を業種別、施設別、燃原料別等に整理した。

既存の発生源調査結果の収集に当たっては、国、地方自治体等の関係機関に対し提供を依頼した。ここで整理、集計したデータは各機関の承諾を得たものである。

² 捕集面に幾何学模様がみられるような不均一な試料では、打ち抜く場所によって測定誤差が生じてしまう。また、分析装置内のレーザ光があたる試料フィルタ領域に粒子捕集量の濃淡があるため、均一に捕集された試料を前提とした光学補正を原理的に正しく行うことができない。本調査では、幾何学模様がみられる PM_{2.5-10} を採取したフィルタについて、全炭素濃度の測定誤差を小さくするため、フィルタをポンチで打ち抜く通常の方法ではなく、1/6 の扇形にカットして分析することとした。カットしたフィルタは分析装置の構造上そのままでは分析装置に入らないため、折りたたんで装置へ導入した。

このため、PM_{2.5-10} では、光学補正により算出される有機炭素の炭化補正量を参考値としており、他の粒径と分析方法が異なるため、同様に扱えないことに留意する必要がある。

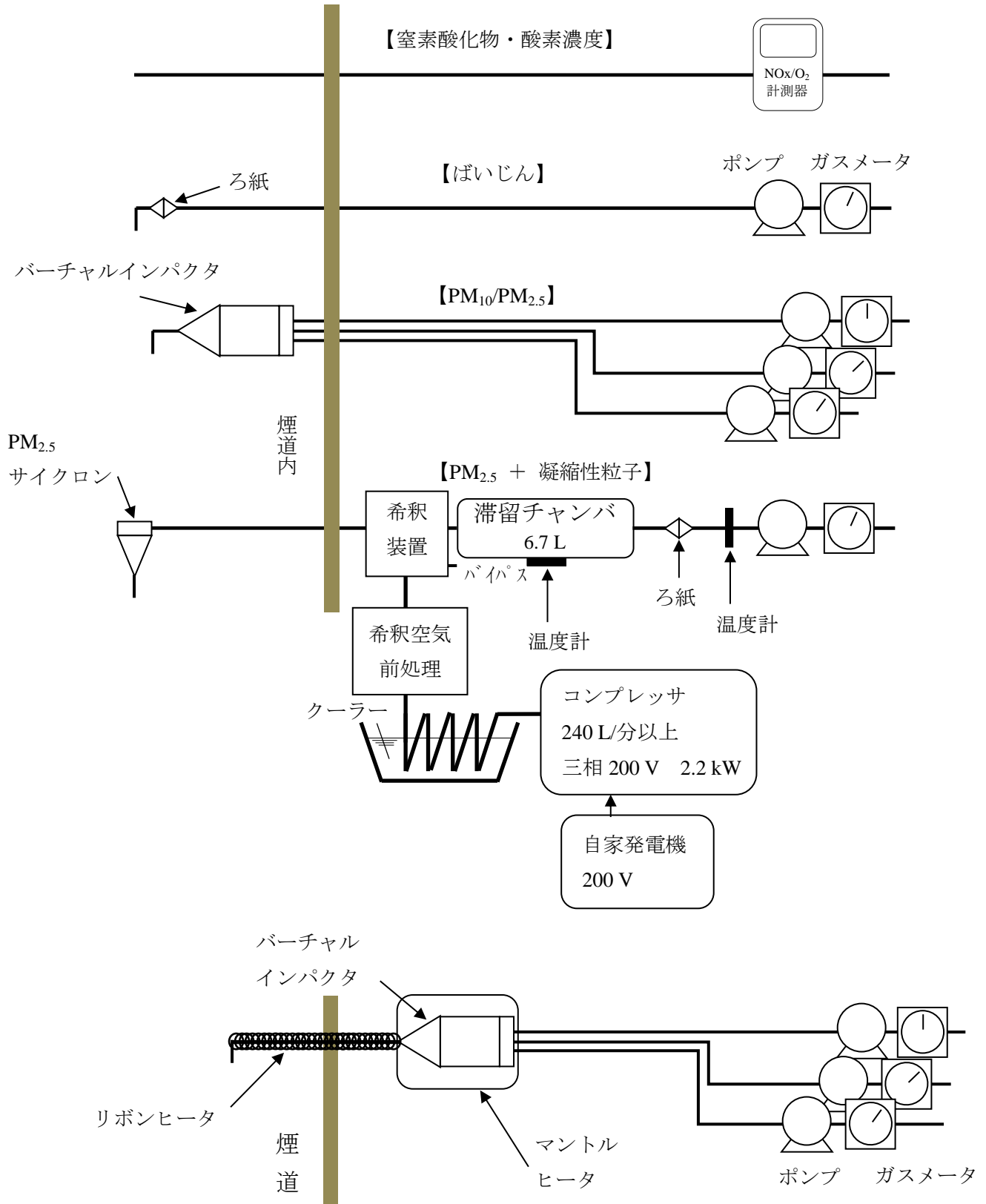


図 1-1 発生源調査 採取方法イメージ

※ 上図：1形、下図：2形（高温の場合）

1.3 結果及び考察

調査方法で示した測定結果と既存の発生源調査結果を合わせて集計した結果を示す。

1.3.1 発生源調査結果取りまとめ状況

本調査で収集した調査結果を分類するに当たり、環境省の「大気汚染物質排出量総合調査」(以下「MAP 調査」という。)の割り当てを参考に業種、施設及び燃原料別に整理した。整理した結果を表 1-3 に示す。なお、ディーゼル機関では発電機と船舶が混在するが、排出ガス濃度のレベルが異なると想定されたため、ここでは分けて集計を行った。

表 1-3 MAP 調査による業種、施設、燃原料の分類と本調査による整理結果

業種	施設	燃原料
飲食店、宿泊業、医療業、教育学術研究機関、浴場業、洗濯業、廃棄物処理業、農業、林業、漁業、鉱業、建設業、電気業、ガス業、熱供給業、ビル暖房、その他事業場、食料品製造業、繊維工業、木材・木製品製造業、パルプ・紙・紙加工品製造業、化学工業、石油製品・石炭製品製造業、ゴム製品・皮製品製造業、窯業・土石製品製造業、鉄鋼業、非鉄金属製造業、金属製品製造業、機械器具等製造業、その他の製造業、運輸・通信業、不明	ボイラ、ガス発生炉、ガス加熱炉、金属精錬、無機化学工業品製造用焙焼炉等、金属精錬用溶鉱炉・転炉・平炉、金属精錬・铸造用溶解、金属加熱炉、石油加熱炉、触媒再生塔、燃烧炉、窯業製品製造用焼成炉等、反応炉直火炉、乾燥炉、電気炉、廃棄物焼却炉、銅・鉛・亜鉛精錬用焙焼炉等、乾燥施設、塩素急速冷却施設、溶解槽、活性炭製造用反応炉、塩素反応施設等、アルミ精錬用電解炉、複合肥料等製造用反応施設等、弗酸製造用凝縮・吸収・蒸留施設、トリポリ燐酸ナトリウム製造用施設等、鉛精錬用溶解炉、鉛蓄電池製造用溶解炉、鉛系顔料製造用溶解、硝酸製造用吸収・漂白・濃縮施設、コークス炉、ガスタービン、ディーゼル機関、ガス機関、ガソリン機関、不明	A 重油, B 重油, C 重油, 軽油, 灯油, 原油, ナフサ, その他の液体燃料, 一般炭, コークス, 木材, 木炭, その他の個体燃料, 都市ガス, コークス炉ガス, 高炉ガス, LNG, LPG, 転炉ガス, オフガス, その他の気体燃料, 鉄・鉄鉱石, 硫化鉄, 非鉄金属鉱石, 原料炭, 原料コークス, その他の原料, パルプ廃液, 一般廃棄物, 産業廃棄物, その他の廃棄物, 電気

※ ゴシック体は収集した調査結果に該当する項目。

※ 収集に当たっては、関係機関から提供可能なデータについてご提供いただいた。また、環境省研究総合推進費「5-1506」「燃烧発生源における希釈法による凝縮性一次粒子揮発性特性の評価法の確立(平成 27 年度から平成 29 年度)研究代表者: 藤谷雄二(国立環境研究所)」の研究成果についても活用している。

1.3.2 集計結果

発生源調査におけるばいじん、PM_{2.5}及び凝縮性粒子の集計結果を図 1-2 から図 1-4 に示す。なお、この集計結果については、以下の事項に留意する必要がある。

- ・ ばいじんについては、調査事例が比較的多く確認されたが、過去の調査結果も集計対象に加えたため、比較的古い結果も多く含まれる。
- ・ PM_{2.5}については、カスケードインパクト（以下「CI」という。）及びバーチャルインパクト（以下「VI」という。）による異なる測定方法があるが、発生源情報が少ないことから、ここでは両結果を合わせて集計を実施しており、必ずしも同じ手法によるPM_{2.5}濃度ではない³。
- ・ 凝縮性粒子については、過去に多く実施されている空気希釈法による測定結果を主に集計している。

集計の結果、ばいじんは、業種別では廃棄物処理業、施設別ではボイラ及び廃棄物焼却炉、燃原料別ではA重油、一般廃棄物及び産業廃棄物のデータが多い結果となった。業種別による廃棄物処理業の分類だけではばらつきが大きく、燃原料である一般廃棄物と産業廃棄物による濃度差が確認された。調査事例は比較的多く確認されるが、過去の古い結果も含まれており、ばらつきも多く確認された。

PM_{2.5}及び凝縮性粒子でも、ばいじんと同様の傾向が確認され、各業種や施設を比較的網羅しているが、調査事例が数事例であったり、業種、施設、燃原料によって調査未実施の事例も多く確認された。

³ PM_{2.5}濃度では、CIの測定機器内の捕集板で捕集した粒子が反発や再飛散等の影響を受けることで、VIよりも排出ガス濃度が高い値を示すことがある。

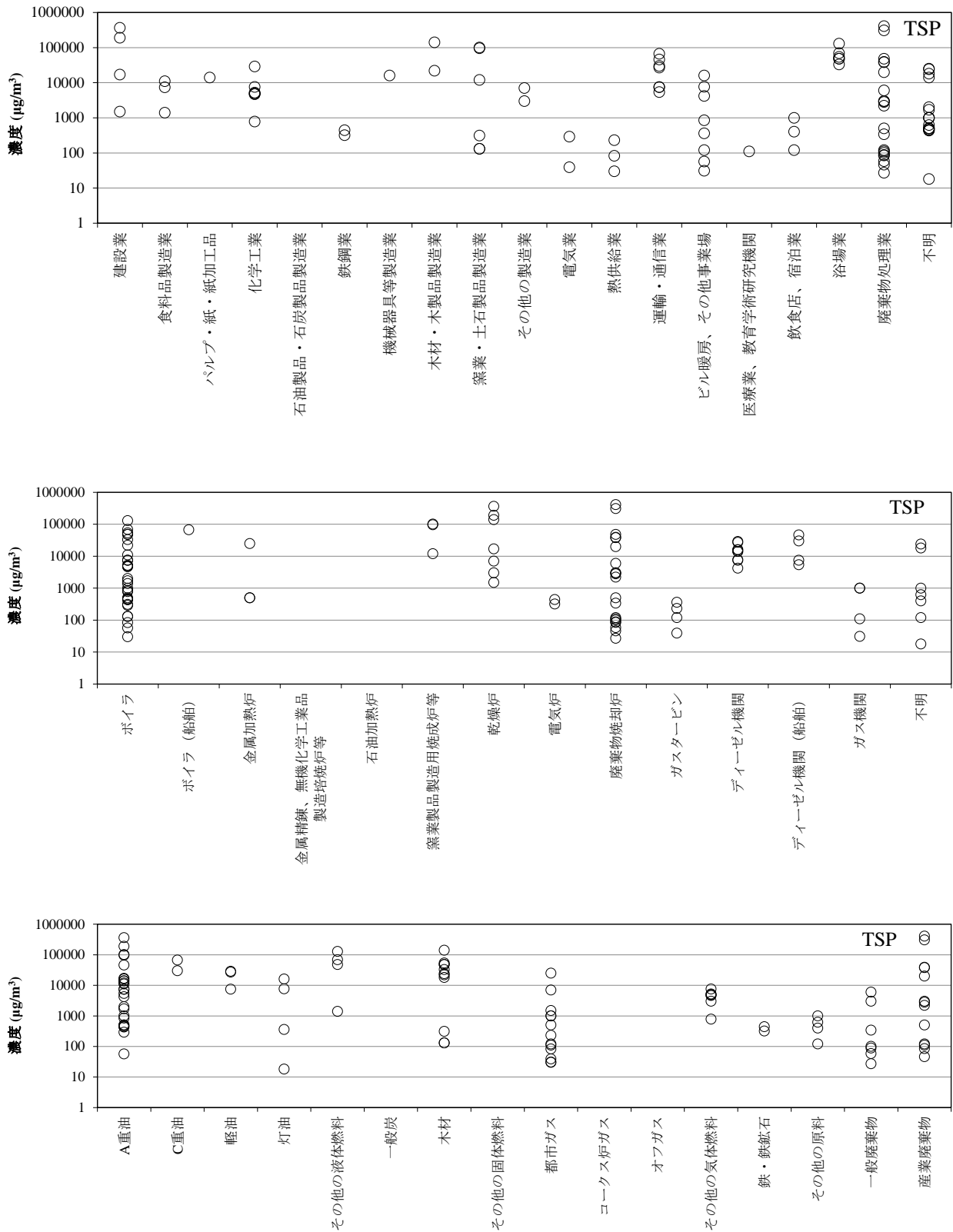


図 1-2 既存調査を含めた発生源調査結果によるばいじんの集計結果

上図：業種別、中図：施設別、下図：燃原料別

※ 濃度は対数目盛で示した。

※ ばいじんは、TSP (Total Suspended Particles) と示した。

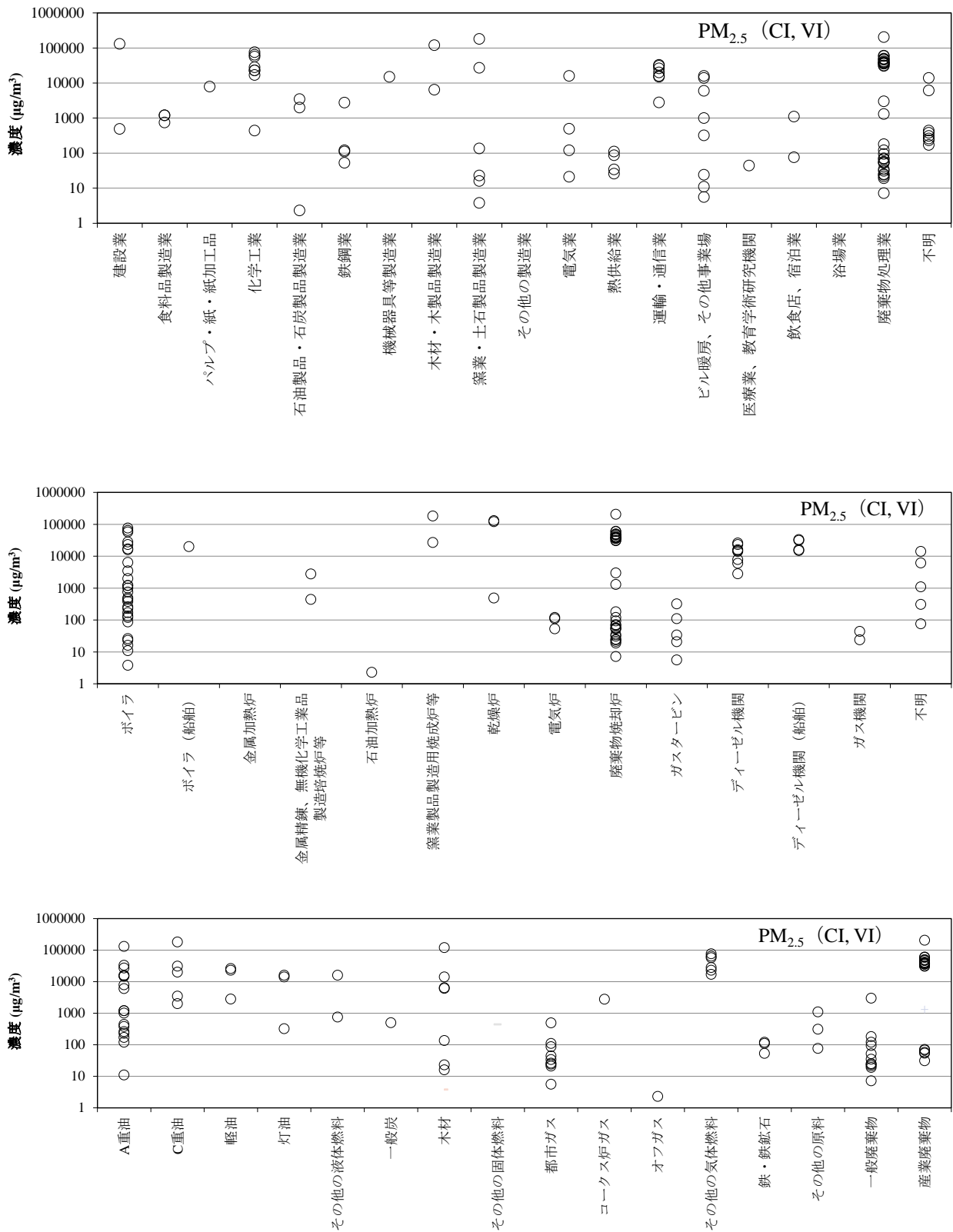


図 1-3 既存調査を含めた発生源調査結果による PM_{2.5} の集計結果

上図：業種別、中図：施設別、下図：燃原料別

※ 濃度は対数目盛で示した。

※ 発生源情報が少ないことから CI 及び VI の異なる測定方法の両結果を合わせて集計を実施しており、必ずしも同手法による PM_{2.5} 濃度ではないことに注意が必要である。

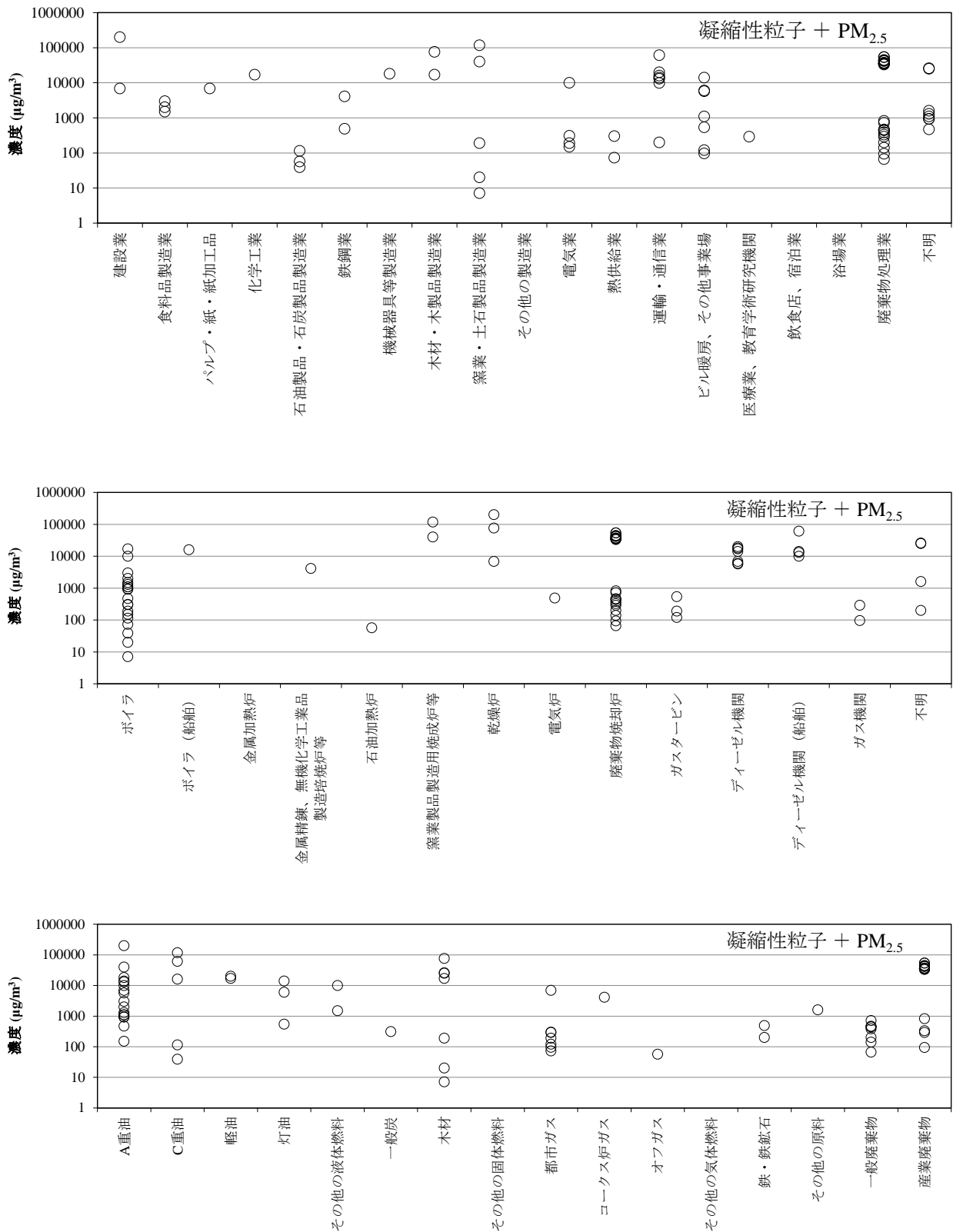


図 1-4 既存調査を含めた発生源調査結果による凝縮性粒子の集計結果

上図：業種別、中図：施設別、下図：燃原料別

※ 濃度は対数目盛で示した。

1.3.3 既存のプロファイルとの比較 (PM_{2.5}/TSP 比)

(1) 業種・燃原料別

シミュレーション解析調査でも用いられている環境省インベントリでは、MAP 調査によるばいじん濃度（以下「TSP」という⁴。）から PM_{2.5} 排出量を算出する際、排出係数である業種・燃原料別の PM_{2.5}/TSP 比は文献値により設定している。しかし、前述のとおり算出に用いる文献値は 1985 年の報告書⁵を用いたものが多く、必ずしも現状の実態を反映しきれていない可能性がある。そこで、本調査結果を基に PM_{2.5}/TSP 比を算出し、現行のインベントリで用いられている PM_{2.5}/TSP 比の値との比較を行った。

算出に当たっては、現行のインベントリで用いられている業種・燃原料別に結果を分類した。1.3.2 と同様に PM_{2.5} については、CI と VI の結果を同じ PM_{2.5} として統合し、同一施設において両測定方法が確認される場合には、VI の結果を用いた。また、TSP の結果がない施設については、VI で捕集された総粉じん量を TSP と仮定し、同一施設において両測定方法が確認された場合は、TSP の結果を優先した。本来、PM_{2.5} よりも TSP の方が濃度が高いはずであることから、算出した値において、PM_{2.5} 濃度が TSP 濃度を大きく上回った結果については本算出からは除外した（ここでは、PM_{2.5}/TSP が 2 以上とした）。

上記を踏まえて算出した本調査結果による PM_{2.5}/TSP 比と現行の PM_{2.5}/TSP 比の結果を図 1-5 に示す。本調査集計値の平均と現行値は、一部乖離している業種もあるものの、おおむね一致している傾向が確認された。ただし、1 事例の業種も多く、また事例が多い業種では、平均値は現行値に近いものの、最大最小幅は大きい結果となった。

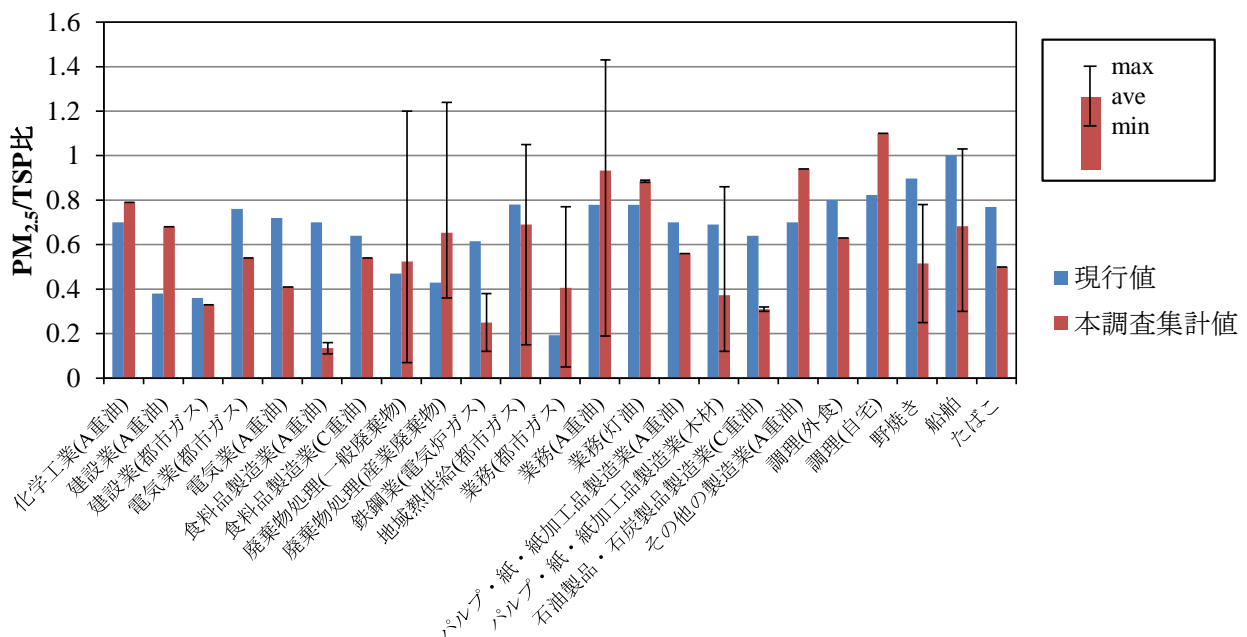


図 1-5 本調査結果から集計した PM_{2.5}/TSP 比と現行のインベントリで用いる PM_{2.5}/TSP 比

- ※ 本調査集計値のエラーバーは最大値と最小値を示す。
- ※ 同一施設について TSP、PM_{2.5}(CI)、PM_{2.5}(VI)、総粉じん(VI)がある場合には、優先順位を付けて集計した (PM_{2.5}(VI)/TSP > PM_{2.5}(VI)/TOTAL > PM_{2.5}(CI)/TSP)。TOTAL は VI で捕集された総粉じん量を示す。

⁴ TSP : Total Suspended Particles

⁵ 産業公害防止協会: 粒子状物質の挙動に関する調査研究 拡散シミュレーション (昭和 60 年 3 月), (1985)

(2) 施設・燃原料別

環境省インベントリで用いられている PM_{2.5}/TSP 比に係る文献値は、施設・燃原料別にロジン・ラムラー分布により粒径割合を整理している。そこで、本調査結果で整理した PM_{2.5}/TSP 比について、施設別燃原料別に整理し、文献値との比較を行った。

PM_{2.5}/TSP 比の算出に当たっては、1.3.3 (1) で示した方法と同様の手法を用いた。本調査結果から集計した施設別・燃原料別の PM_{2.5}/TSP 比を図 1-6 に示す。

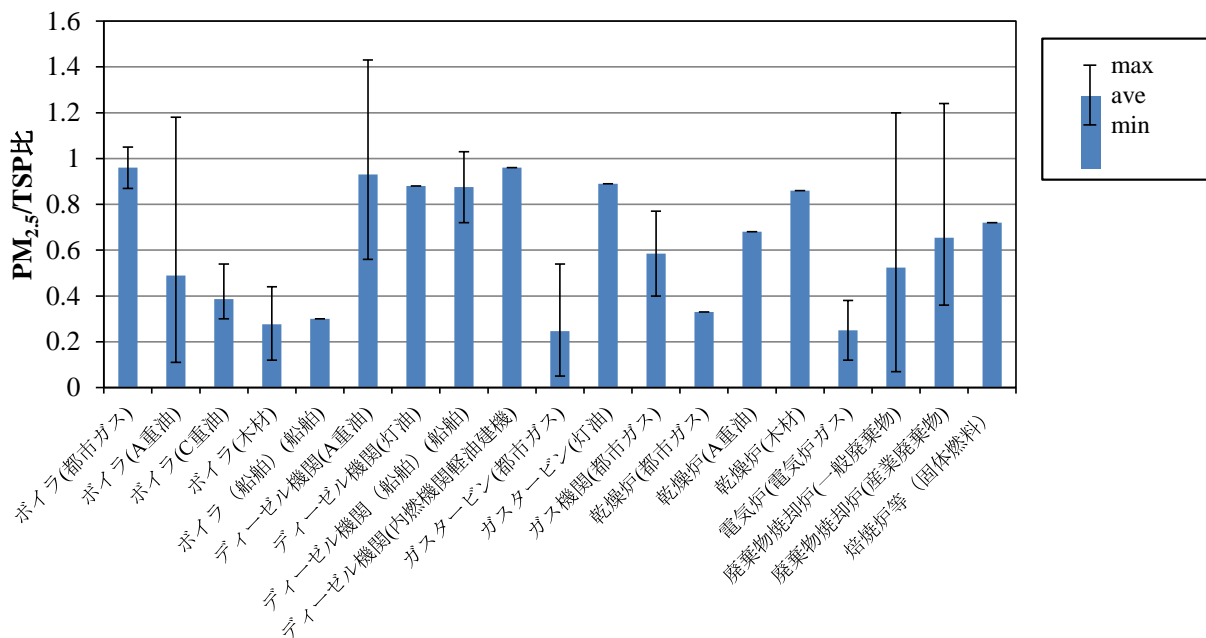


図 1-6 本調査結果から集計した集計した PM_{2.5}/TSP 比

※ 本調査集計値のエラーバーは最大値と最小値を示す。

※ 同一施設について TSP、PM_{2.5}(CI)、PM_{2.5}(VI)、総粉じん(VI)がある場合には、優先順位を付けて集計した (PM_{2.5}(VI)/TSP > PM_{2.5}(VI)/TOTAL > PM_{2.5}(CI)/TSP)。TOTAL は VI で捕集された総粉じん量を示す。

文献値では、その当時収集された発生源調査結果について、施設、集塵装置の有無、必要に応じて燃原料ごとにロジン・ラムラー分布を作成し、粒径分布を求めている。文献の分布指数、粒度特性係数を基に、ダストの粒径分布を表すロジン・ラムラー分布について、次式から 2.5 μm 以下の粒子割合を算出することで文献値の PM_{2.5}/TSP 比を求めた。

$$R = 100 \times \exp(-\beta dp^n)$$

dp : 粒子径、 β : 粒度特性係数、 n : 分布指数

本調査結果による施設・燃原料別の $PM_{2.5}/TSP$ 比と文献値により求めた $PM_{2.5}/TSP$ 比の比較を行った（図 1-7）。業種別・燃原料別の比較結果と同様に、一部乖離している施設もあるものの、おおむね一致している傾向が確認された。ただし、事例の少ない施設も多く、事例が多い施設では、平均値は文献値に比較的近いものの、最大最小幅は大きい結果となった。

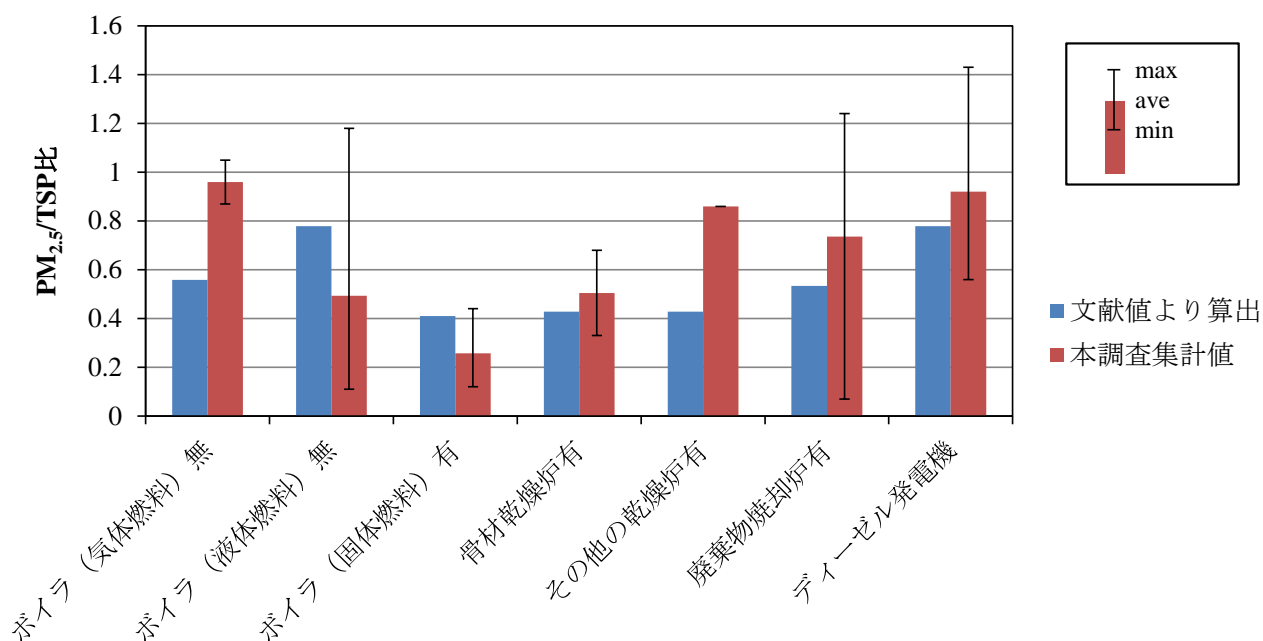


図 1-7 本調査結果から算出した施設・燃原料別の $PM_{2.5}/TSP$ 比と文献値から求めた $PM_{2.5}/TSP$ 比

- ※ 文献値と比較可能な施設を対象とした。「粒子状物質の挙動に関する調査研究 拡散シミュレーション（産業公害防止協会、昭和 60 年 3 月）」の分布指数、粒度特性係数を基に、ダストの粒径分布を表すロジック・ラムラー分布から $PM_{2.5}/TSP$ 比を算出した。
- ※ 本調査集計値のエラーバーは最大値と最小値を示す。
- ※ 施設（燃原料）の後に記載した「有無」は、集塵装置の有無を示す。
- ※ 同一施設について TSP、 $PM_{2.5}(CI)$ 、 $PM_{2.5}(VI)$ 、総粉じん(VI)がある場合には、優先順位を付けて集計した ($PM_{2.5}(VI)/TSP > PM_{2.5}(VI)/TOTAL > PM_{2.5}(CI)/TSP$)。TOTAL は VI で捕集された総粉じん量を示す。

1.3.4 一次排出によるPM_{2.5}と凝縮性粒子

(1) 業種・燃原料別

凝縮性粒子（Condensable Particulate Matter：CPM）は、燃焼直後は高温のため気体だが、放出された大気中で冷却され粒子となる物質である。排出量が多いとされているが、現状のインベントリでは考慮されていない。

そこで、CPMの課題を整理するため、本調査結果で集計したPM_{2.5}とCPMの比較を行った。集計したPM_{2.5}とPM_{2.5}+CPMの調査結果の業種別・燃原料別の比率を図1-8に示す。ここでも1.3.2と同様にPM_{2.5}については、CIとVIの結果を合わせて集計した。

集計結果では、重油や廃棄物焼却等、比率が倍以上の燃原料が確認された。また、一般的に排出濃度が少ないとされる都市ガス燃料でも、PM_{2.5}と比べ、比較的多くのCPMが確認される結果となった。

ただし、この結果も同様に事例が少ないものも多く、ばらつきも大きく確認されることから、今後もデータの拡充が求められる。

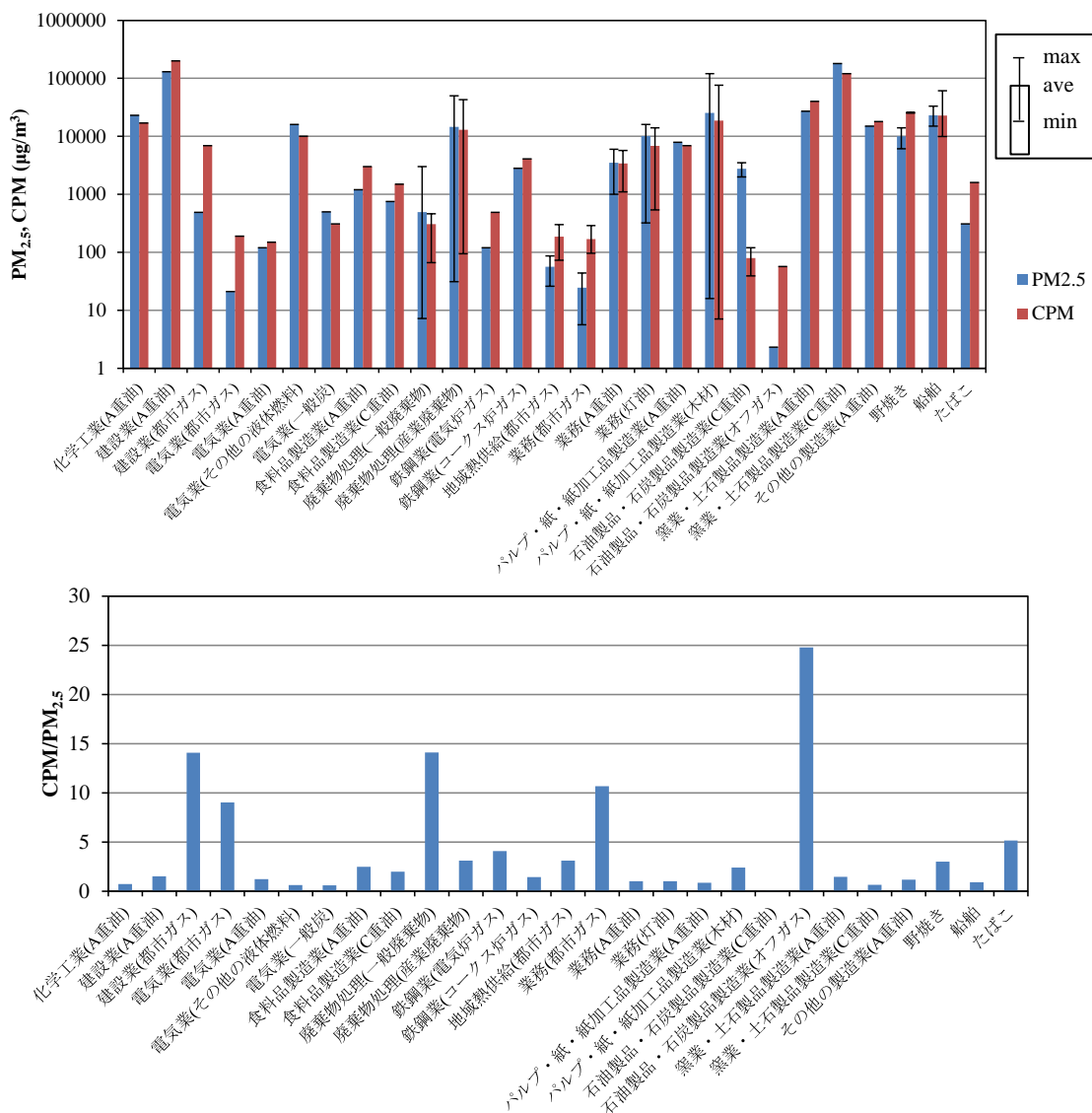


図 1-8 本調査で集計した CPM と PM_{2.5} (上図：CPM, PM_{2.5} 濃度、下図：CPM/PM_{2.5} 比)

- ※ 凝縮性粒子を CPM (Condensable Particulate Matter) とした。本図の CPM は「CPM + PM_{2.5}」を示す。
- ※ PM_{2.5}については、CI と VI の結果を合わせて集計している。
- ※ 上図の濃度は対数目盛で示した。

1.3.5 凝縮性粒子を考慮した排出量の試算・検討

凝縮性粒子（CPM）については、煙源からの排出量が多いとされているが、排出インベントリには組み込まれていない。本調査では、PM_{2.5}及び凝縮性粒子等に係る既存の発生源調査結果を整理し、排出濃度について比較を行った。CPMを考慮した排出量の推計については、既往研究による検討事例があり、従来の推計の5～7倍程度の有機粒子排出が報告されている（Morino et al. (2018)⁶、速水ら (2012)⁷）。そこで、過去の推計事例等を参考にすることで、本調査結果を基に都内におけるCPMを考慮した排出量推計の試算を行った。

（1） 既往研究の推計手法

CPMを考慮した排出量推計について、既往研究の推計方法を整理した。

Morino et al. (2018) は、2008年度から2013年度までの発生源調査結果を基に、PM_{2.5}と凝縮性粒子（Filterable-plus-Condensable Particulate Matter：FCPM）を考慮した有機粒子（Organic Aerosol：OA）の排出量の推計結果を報告している。煙道中のPM_{2.5}質量濃度（C_{PM2.5}(FPM)）と凝縮性粒子中のOA質量濃度（C_{OA}(FCPM)）の比率を燃焼起源別（heavy oil combustion, coal combustion, gas combustion, wood burning, waste burning, waste burning-sewage sludge）に整理し、排出量を推計した。

$$E_{OA}(FCPM) = E_{PM2.5}(FPM) \times \frac{E_{OA}(FCPM)}{E_{PM2.5}(FPM)} = E_{PM2.5}(FPM) \times \frac{C_{OA}(FCPM)}{C_{PM2.5}(FPM)}$$

※ 煙道中のPM_{2.5}のOAは非常に低濃度の試料が存在するため、凝縮性粒子中のOA濃度と煙道中のPM_{2.5}質量濃度の比率をPM_{2.5}の排出量に乗じて算出。

※ OC × 1.2をOAとして算出。

推計の結果、凝縮性粒子を考慮した場合、従来の推計よりもPM_{2.5}のOAは約7倍に増加し、産業群や発電所の固定発生源の排出寄与割合が拡大した。

また、速水ら (2012) は、凝縮性粒子を考慮した有機炭素（Organic Carbon：OC）の排出量推計結果を報告している。燃焼起源（ガス燃焼、液体燃料、木材、固体燃料、電気炉、廃棄物、船舶、建機、野焼き、たばこ）に応じた発生源調査結果を基に、PM_{2.5}に対する凝縮性粒子のOC比率を算出し、大規模固定煙源からのPM_{2.5}排出量から凝縮性粒子を考慮した排出量を推計した。推計の結果、凝縮性粒子を考慮したPM_{2.5}排出量では、OC排出量は従来の推計よりも5～6倍に増加し、シミュレーションモデルによる計算を実施したところ、OAの過小評価は大幅に解消された。

⁶ Y. Morino, S. Chatani, K. Tanabe, Y. Fujitani, T. Morikawa, K. Takahashi, K. Sato, S. Sugata: Contributions of Condensable Particulate Matter to Atmospheric Organic Aerosol over Japan, Environ. Sci. Technol., 52, 8456-8466 (2018)

⁷ 環境省研究総合推進費「C-1001」「我が国都市部のPM_{2.5}に対する大気質モデルの妥当性と予測誤差の評価（平成22年度から平成24年度）研究代表者：速水洋（電力中央研究所）」

(2) 本調査における推計方法

既往研究結果を基に、都内における PM_{2.5} 排出量について、凝縮性粒子を考慮した排出量の試算を行った。収集した発生源調査は主に大規模固定煙源での測定結果であり、既往研究においても大規模煙源の排出量の寄与の増大が報告されていることから、推計対象は、大規模固定煙源とした。現状の都内 PM_{2.5} 排出量は、大規模固定煙源について「一般事業所」、「下水処理場」、「一般工場」、「清掃工場」、「発電所」の業態別に排出量を推計しており、PM_{2.5} 中の成分は、施設別、燃原料別に配分している⁸。既往研究を踏まえ、大規模固定煙源について、燃焼起源区分別に凝縮性粒子と煙道中の PM_{2.5} に係る比率を算出した。

表 1-4 凝縮性粒子を考慮した排出量推計における燃原料区分

推計手法	推計項目	燃焼起源区分	参考文献
A方式	OA 排出量	① heavy oil combustion (重油) ② coal combustion (石炭) ③ gas combustion (都市ガス) ④ wood burning (木材) ⑤ waste burning (一般廃棄物・産業廃棄物) ⑥ waste burning-sewage sludge (下水汚泥)	Morino et al. (2018) ⁹
B方式	OC 排出量	① ガス燃料 (都市ガス) ② 液体燃料 (重油) ③ 木材 ④ 固体燃料 ⑤ 電気炉 (電力) ⑥ 廃棄物 (一般廃棄物・産業廃棄物)	速水ら (2012) ¹⁰

本調査による発生源調査結果を基に、煙道中の PM_{2.5} と凝縮性粒子について有機粒子に係る比率を整理し、燃焼起源ごとに、OA 排出量、OC 排出量に、それぞれの比率を乗じることで、凝縮性粒子を考慮した排出量を試算した。

⁸ 東京都微小粒子状物質検討会 資料集 (東京都微小粒子状物質検討会、平成 23 年 7 月)「微小粒子状物質 (PM_{2.5}) 等排出インベントリ報告書 (東京都環境局環境改善部・財団法人東京都環境整備公社東京都環境科学研究所)」

⁹ Y. Morino, S. Chatani, K. Tanabe, Y. Fujitani, T. Morikawa, K. Takahashi, K. Sato, S. Sugata: Contributions of Condensable Particulate Matter to Atmospheric Organic Aerosol over Japan, Environ. Sci. Technol., 52, 8456-8466 (2018)

¹⁰ 環境省研究総合推進費「C-1001」 「我が国都市部の PM_{2.5} に対する大気質モデルの妥当性と予測誤差の評価 (平成 22 年度から平成 24 年度) 研究代表者: 速水洋 (電力中央研究所)」

(3) 凝縮性粒子と煙道中の PM_{2.5} 濃度の比率

① A 方式による推計

既往研究の結果と比較すると、「gas combustion」や「heavy oil combustion」についてデータ数が多く確認され、いずれの燃焼起源においても凝縮性粒子の OA と煙道中の PM_{2.5} 質量濃度の比率 ($E_{OA}(FCPM)/E_{PM_{2.5}}(FPM)$) は、本調査集計値が既往研究の結果よりも低い結果となった。「waste burning-sewage sludge」では、本調査集計値が低い結果であった。一方、「waste burning」では、本調査集計値が高い結果であった。その他についてはおおむね同程度であった。データ数の違いや集計した発生源データの違い等が主な要因と考えられる。

表 1-5 A 方式による凝縮性粒子と煙道中 PM_{2.5} の OA 比率

本調査集計値	number	temperature (exhaust)	temperature (after dilution)	$E_{OA}(FPM)$ / $E_{PM_{2.5}}(FPM)$	$E_{OA}(FCPM)$ / $E_{PM_{2.5}}(FPM)$	SD
01 heavy oil combustion	20	196.3	18.5	0.23	1.34	1.51
02 coal combustion	1	147.0	25.5	0.01	1.08	
03 gas combustion	6	132.8	26.3	0.41	12.75	7.72
04 wood burning	5	153.8	16.7	0.75	0.40	0.38
05 waste burning	6	183.3	17.1	0.12	7.34	13.74
06 waste burning-sewage sludge	5	174.8	17.5	0.04	2.41	3.00

※ 表中に示す用語は以下のとおり。

number : 測定数、temperature(exhaust) : 排出ガス温度、temperature(after dilution) : 希釈後の排出ガス温度、 $E_{OA}(FPM)/E_{PM_{2.5}}(FPM)$: PM_{2.5} 排出量に対する PM_{2.5}OA 排出量の比率、 $E_{OA}(FCPM)/E_{PM_{2.5}}(FPM)$: PM_{2.5} 排出量に対する PM_{2.5} + 凝縮性粒子中の OA 排出量の比率。

※ 凝縮性粒子の OA と煙道中の PM_{2.5} の比率について、凝縮性粒子の濃度が煙道中の PM_{2.5} 濃度よりも大幅に高い値については異常値として、本集計から除外した (100 以上)。

※ 下水汚泥以外の産業廃棄物は “waste burning” に含めた。

表 1-6 Morino et al. (2018)による結果

Morino et al. (2018)※	number	temperature (exhaust)	temperature (after dilution)	$E_{OA}(FPM)$ / $E_{PM_{2.5}}(FPM)$	$E_{OA}(FCPM)$ / $E_{PM_{2.5}}(FPM)$	SD
01 heavy oil combustion	8	208.2	21.2	0.08	2.13	1.58
02 coal combustion	1	147	22.7	0.01	0.96	
03 gas combustion	3	142.1	29.7	0.37	18.27	2.58
04 wood burning	2	84.5	21	0.12	0.77	0.5
05 waste burning	5	179	19.6	0.1	1.25	1.11
06 waste burning-sewage sludge	5	192.6	18.3		6.01	1.35

※ 出典 : Y. Morino, S. Chatani, K. Tanabe, Y. Fujitani, T. Morikawa, K. Takahashi, K. Sato, S. Sugata: Contributions of Condensable Particulate Matter to Atmospheric Organic Aerosol over Japan, Environ. Sci. Technol., 52, 8456-8466 (2018)

② B方式による推計

B方式による集計結果では、既往研究の結果と比較すると、「ガス燃料」、「液体燃料」、「木材」、「廃棄物」について、データ数が多く確認された。「ガス燃料」及び「液体燃料」では、本調査集計値が既往研究の結果よりも低かったが、「廃棄物」、「木材」では、おおむね同程度の値となった。

表 1-7 B方式による凝縮性粒子と煙道中 PM_{2.5}の OC 比率

本調査集計値	number	OCの倍率
01 ガス燃料	6	37.4
02 液体燃料	18	9.4
03 木材	5	0.8
04 固体燃料		
05 電気炉	1	29.9
06 廃棄物	11	42.5

※ 凝縮性粒子の OC と煙道中の PM_{2.5} の比率について、凝縮性粒子の濃度が煙道中の PM_{2.5} 濃度よりも大幅に高い値については異常値として、本集計から除外した (100 以上)。固体燃料については、異常値として除外されたため、空白となっている。

表 1-8 既往研究による OC 比率

速水ら (2012) ※	number	OCの倍率
01 ガス燃料	4	48
02 液体燃料	2	30
03 木材	1	1
04 固体燃料		1
05 電気炉	1	30
06 廃棄物	4	48

※ 出典：環境省研究総合推進費「C-1001」 「我が国都市部の PM_{2.5} に対する大気質モデルの妥当性と予測誤差の評価 (平成 22 年度から平成 24 年度) 研究代表者：速水洋 (電力中央研究所)」

(4) 凝縮性粒子を考慮した排出量推計結果

大規模固定煙源における凝縮性粒子の排出量推計結果を図 1-9 及び図 1-10 に示す。推計に当たっては、凝縮性粒子を考慮した PM_{2.5} 排出量（A 方式は OA 排出量、B 方式は OC 排出量）について、業態別に整理した（発電所、清掃工場、一般工場、下水処理場、一般事業所）。推計の結果、凝縮性粒子を考慮した排出量は、A 方式では従来推計の約 9 倍の PM_{2.5}OA 排出量（従来推計：18 t、A 方式：162 t）、B 方式では従来推計の約 28 倍の PM_{2.5}OC 排出量が推計された（従来推計：15 t、B 方式：431 t）。煙道の PM_{2.5} 中の OC は非常に低濃度の試料が存在するため、凝縮性粒子中の OC 濃度と煙道中の PM_{2.5} 中の OC 濃度の比率による比較では、凝縮性粒子の排出量を過大評価している可能性がある。

東京都における大規模固定煙源では、ガス燃料の排出量が多く、ガス燃料は A 方式及び B 方式の比率においても非常に高い値を示した。ガス燃料等では低濃度の測定結果が多く、凝縮性粒子に係る現状の測定方法では、低濃度の排出ガス試料の場合、希釈倍率によって測定を正確に実施することが困難であるという課題がある。現在、測定時の温度やガス成分の濃度の影響を受けずに凝縮性粒子の排出実態を把握する手法として、有機物の揮発性分布を測定する研究が進められており、研究段階ではあるが、新たな測定方法も提案された¹¹。今後、発生源情報を充実させるためには新たな測定方法による排出源の実態把握を行うとともに、凝縮性粒子を考慮した排出量の適切な推計が望まれる。

¹¹ 環境省研究総合推進費「5-1506」「燃焼発生源における希釈法による凝縮性一次粒子揮発性特性の評価法の確立（平成 27 年度から平成 29 年度）研究代表者：藤谷雄二（国立環境研究所）

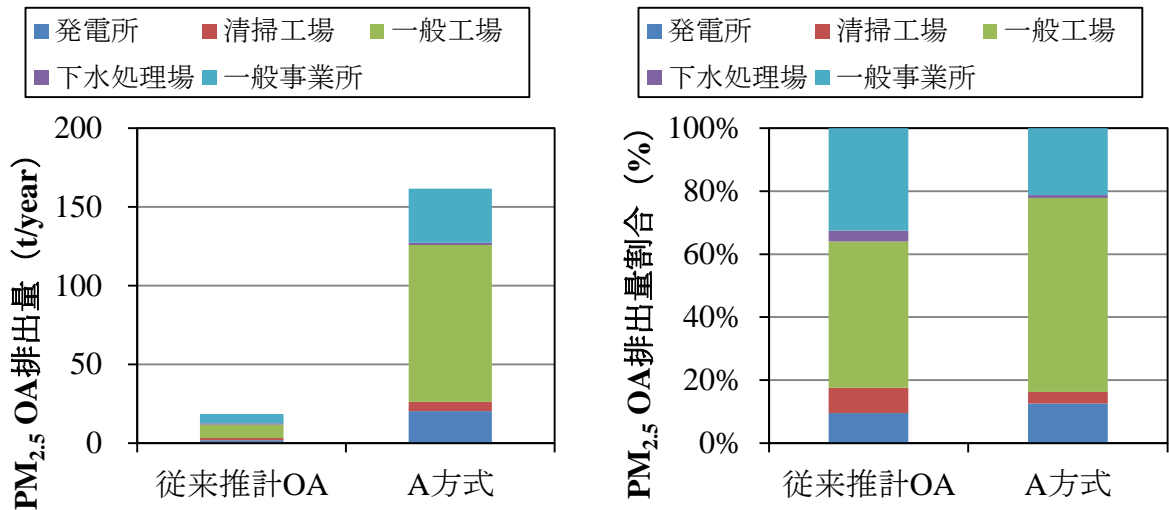


図 1-9 都内における従来推計の PM_{2.5}OA 排出量と A 方式による凝縮性粒子を考慮した PM_{2.5}OA 排出量 (左図：排出量、右図：割合)

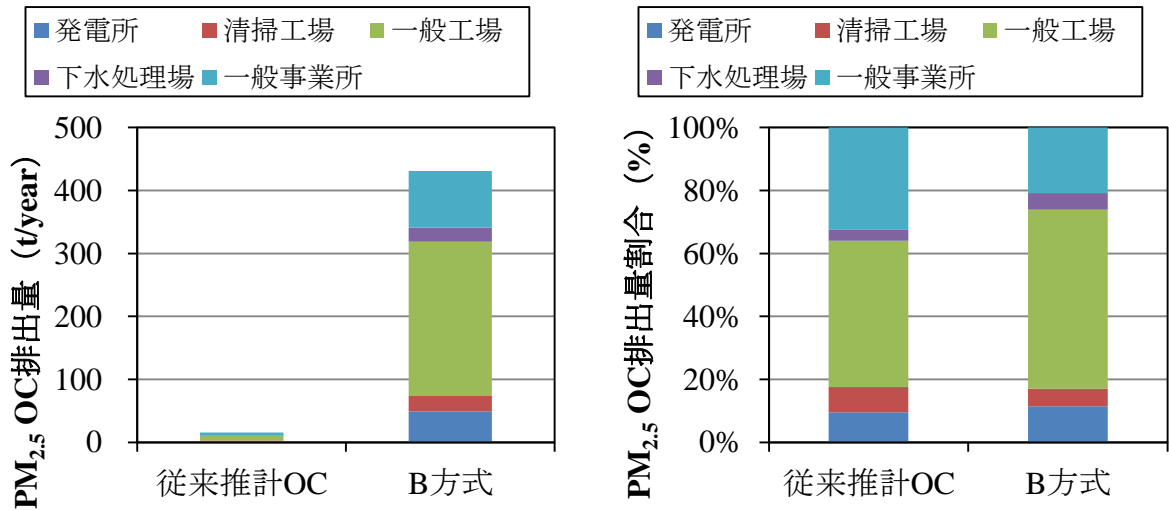


図 1-10 都内における従来推計の PM_{2.5}OC 排出量と B 方式による凝縮性粒子を考慮した PM_{2.5}OC 排出量 (左図：排出量、右図：割合)

1.3.6 測定結果の不確実性の整理

本調査による集計結果において、PM_{2.5}/TSP 比や PM_{2.5} と凝縮性粒子の比較を実施したが、発生源情報が少ないことや図 1-2 から図 1-4 に示すように、業種、施設、燃原料によってばらつきが多く確認された。本来、既存調査結果を類型化するには、施設の規模や集塵装置の種類等も含めて集計することが望ましい。しかし、本調査では、発生源情報が限られており、施設規模や後処理装置等に起因するばらつきの大さを検討することは困難であることから、なるべく同じ分類で多くの事例を確保し、濃度分類が可能な業種、施設及び燃原料で類型化することとした。

凝縮性粒子については、測定事例として確認された空気希釈法では、低濃度の排出ガス試料の場合、希釈倍率によって測定を正確に実施することが困難であるという課題がある。現在、測定時の温度やガス成分の濃度の影響を受けずに凝縮性粒子の排出実態を把握する手法として、有機物の揮発性分布を測定する研究が進められ、研究レベルではあるが、新たな測定方法も提案された¹²。今後、発生源情報を充実させるにはそういった新たな測定方法による排出源の実態把握が望まれる。

このように、現状の測定データ等の発生源情報は必ずしも十分であるとは言えず、引き続きより多くの施設における測定結果の情報収集やデータの拡充が必要であることに留意する必要がある。

1.4 まとめ

大規模固定煙源調査の結果を以下に示す。

- ・ 本調査で収集した発生源調査結果について、業種別、施設別、燃原料別で集計したところ、業種・施設別だけではばらつきが大きく、燃原料で濃度差がある分野が確認された。一方、調査事例が少なく、業種、施設、燃原料のそれぞれの分野で調査未実施の事例も多く確認された。
- ・ PM_{2.5}/TSP 比について、現行のインベントリで用いられる数値と本調査結果集計値を比較したところ、おおむね一致している傾向が確認できたが、最大最小幅が大きい業種・施設や一部乖離している業種・施設も確認された。
- ・ 凝縮性粒子と PM_{2.5} では、重油や廃棄物焼却等、比率が倍近く濃度差が確認され、排出濃度の小さい都市ガス燃料でも PM_{2.5} よりも比較的多くの凝縮性粒子が確認された。凝縮性粒子を考慮した排出量を試算した結果、東京都における大規模固定煙源の PM_{2.5}OA 排出量では、従来の推計方法と比べて 9 倍程度の増加が見込まれる結果となった。ただし、現状の凝縮性粒子の測定方法では、都市ガス等の低濃度の排出ガス試料の場合、希釈倍率によって測定を正確に実施することが困難であるという課題がある。今後、新たな測定方法を含めた発生源情報のデータの拡充・整備により、凝縮性粒子の影響を考慮した排出源の実態を把握し、固定発生源の PM_{2.5} 濃度影響を評価していくことが望ましい。
- ・ 本調査は、限られた発生源情報を基に取りまとめた結果であり、業種、施設、燃原料によってばらつきが多く確認されたことから、現状の発生源情報は必ずしも十分であ

¹² 環境省研究総合推進費「5-1506」「燃焼発生源における希釈法による凝縮性一次粒子揮発性特性の評価法の確立（平成 27 年度から平成 29 年度）研究代表者：藤谷雄二（国立環境研究所）」

るとは言えず、引き続きより多くの施設における測定結果の情報収集やデータの拡充が求められることを踏まえた上での考察であることに留意する必要がある。

2 植物起源 VOC (BVOC) インベントリ作成に関する研究

はじめに

シミュレーションモデルを用いた光化学オキシダントの発生源寄与割合では、自動車、VOC 発生施設等の人為起源の発生源のほかに、自然起源の寄与割合が確認された。光化学オキシダント生成に係る自然起源として、植物起源 VOC (BVOC) が挙げられる。BVOC のインベントリは、排出量推計の不確実性が大きく、森林や大規模緑地が少ない市街地では樹木からの BVOC 放出量が正確に捉えきれていないという課題がある。

東京都環境科学研究所では、BVOC の光化学オキシダント生成への影響について把握するため、BVOC に関する調査研究を実施している。本章では、東京都環境科学研究所における BVOC の研究状況について取りまとめた。

2.1 背景と目的

東京都は光化学オキシダントの低減のため、その生成原因物質である揮発性有機化合物 (VOC) の削減対策に取り組んできた。削減のためには VOC の様々な発生源からの排出量の目録 (インベントリ) の整備が必要であり、東京都でも産業、自動車、家庭等の人為的に排出されている VOC のインベントリ作成に取り組んできた。

光化学オキシダント生成には人為的に排出される VOC だけでなく、自然起源の VOC も大きく寄与すると考えられている。自然起源 VOC の代表的な排出源である植物から排出される VOC についても、これまでに多くの研究者が全国的なインベントリの整備を行ってきた。しかし、これまでに整備されてきた全国的なインベントリは、森林簿や環境省の植生図を基に植物起源 VOC (BVOC) の放出量推計が行われており、森林や大規模緑地が少ない都市域では樹木からの BVOC 放出量は正確に捉えきれていないという問題がある (図 2-1)。また、BVOC は反応性が高く、NO_x が高い都市域では放出されてから速やかに反応し、都市の高濃度オキシダント生成に関与していることが予想される。そのため、東京都の光化学オキシダント対策を進める上では、都内市街地での放出実態を把握する必要がある。現状の推計では捉えられていない都内 23 区の街路樹等から放出される BVOC を別途推計していく必要がある。

本研究では、都内 23 区の BVOC 放出量を推計し、その結果を基に都内の街路樹等を含めた緑地から放出される BVOC が光化学オキシダント生成にどれほど寄与しているかを評価することを目的に研究を進めてきた。

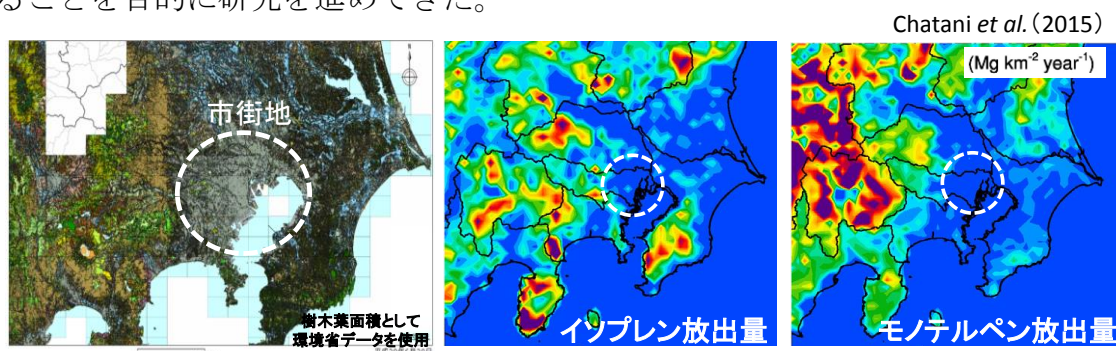


図 2-1 既存モデルによる BVOC 放出量分布の推移例¹³

¹³ S. Chatani, S. Matsunaga, S. Nakastuka: Estimate of biogenic VOC emissions in Japan and their effects on photochemical formation of ambient ozone and secondary organic aerosol, Atmos. Environ., 120, 38-50 (2015)

2.2 方法

都内緑地からの BVOC 放出量を推計するには、①「樹木の単位葉面積当たりの BVOC 放出量」、②「都内 23 区の樹木の総葉面積」の 2 つを把握する必要がある。都内 23 区からの BVOC 総放出量は①×②で表される。下記に各々の把握のための調査手法を示す。

2.2.1 樹木の単位葉面積当たりの BVOC 放出量の測定方法

まず、都内 23 区の街路樹本数ランキングの上位 20 位（東京都建設局調べ）までの樹種の BVOC 放出の有無を調査した。その結果、9 樹種から BVOC の放出が確認された。この 9 樹種について詳細な BVOC 放出特性を測定した。

単位葉面積当たりの BVOC 放出量測定は、リーフキュベット法（図 2-2）と枝チャンバー法（図 2-3）を併用して行った。



図 2-2 リーフキュベット法による BVOC 放出量測定

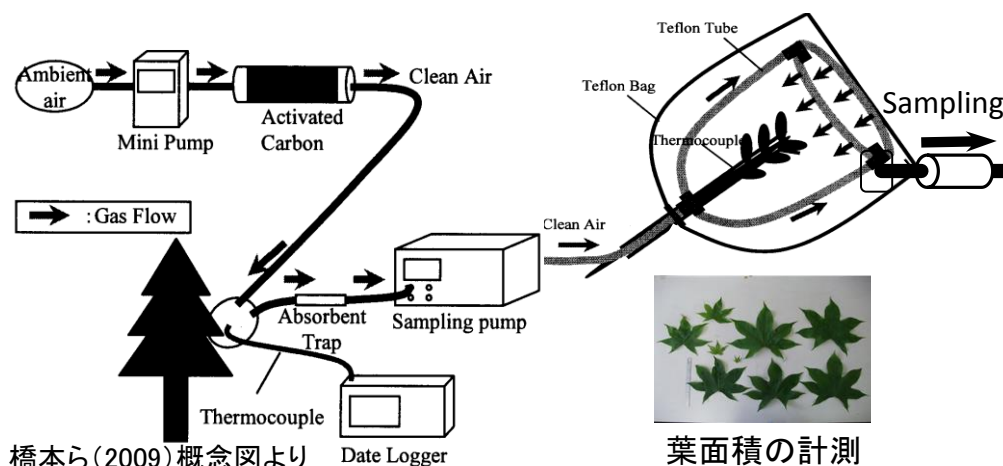


図 2-3 枝チャンバー法による BVOC 放出量測定¹⁴

リーフキュベット法では、対象樹木の葉の一定面積を専用の機器に挟み込む形でセットし、温度、光量を一定に制御しながら葉が放出する BVOC を採取した。採取には Tenax TA と Carbotrap を充填した吸着管を用い、採取後は加熱脱着-GC/MS 法で定量した。

¹⁴ 橋本翔, 加賀昭和, 近藤明, 井上義雄: 枝チャンバー法による樹木からの BVOC の測定, 空気調和・衛生工学会近畿支部学術研究発表会論文集 A-19, (2009)

枝チャンバー法では、測定対象樹種の枝の一部をテフロン製バックで覆い、精製空気を流しながらバック内空気の一定量を、Tenax TA と Carbotrap を充填した吸着管に採取し、採取後は加熱脱着-GC/MS 法で定量した。採取する時には光量（光合成有効光量子束密度：PPFD、単位： $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ）と葉温（ $^{\circ}\text{C}$ ）を測定し、様々な温度、光量の条件下での BVOC 放出量データを得た。

本研究における BVOC 放出量の測定では、リーフキュベット法と枝チャンバー法を併用している。リーフキュベット法は、高精度な測定ができるが、装置が高価で複雑な構造のため使用頻度が制限される。一方、枝チャンバー法は、測定精度ではリーフキュベット法に劣るが、より簡便な構造のため装置を比較的容易に製作でき、複数台準備することで多数の個体を網羅的に測定できる。そこで、1 台のリーフキュベット法の装置で高精度な BVOC 放出量データを得るとともに、4 台の枝チャンバー法の装置で多数の樹木個体から網羅的にデータを収集した。

2.2.2 都内 23 区の樹木の総葉面積の推計方法

葉面積の推計にはディジタルグローブ社の商業地球観測衛星である World View 2 の画像データを用いた。この画像は可視・近赤外多波長帯（8 波長）観測で得られた地上解像度 2 m の高解像度画像であり、この画像の測定波長の解析から正規化植生指数（NDVI）を算出した。緑葉期と落葉期の 2 種の画像を用いることにより、常緑樹と落葉樹に分けて NDVI を求めた。

次に、衛星画像から得られた NDVI を用いて単位地表面積あたりの樹木葉面積（LAI）の推定方法を検討した。検討は魚眼レンズを用いた現地観測（図 2-4）を行い、観測から得られた LAI と当該地域の衛星画像から得られる NDVI を比較し、LAI-NDVI 関係式を導出した。緑葉期・落葉期ともに導出した LAI-NDVI 関係式を用いて、都内 23 区全域での LAI を緑葉期・落葉期別に算出した。

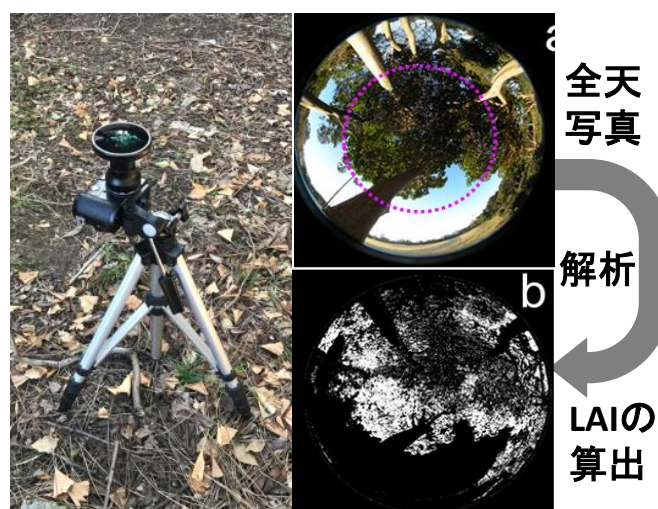


図 2-4 LAI の現地観測状況

また、衛星画像の解析によって得られた樹木の分布推定精度の検証のため、一部地域で航空写真による目視確認や樹木分布の現地調査による確認を行った。

2.3 結果及び考察

2.3.1 樹木の単位葉面積当たりの BVOC 放出量

リーフキュベット法による精密観測結果より、都内に植樹された樹木の BVOC 放出量が、温度及び光量に明瞭に依存することを確認した (図 2-5)。ここでは、例として BVOC 放出量が特に多かった 4 樹種について示す。図から、BVOC 放出量が温度・光量の変化に対して同様の応答を示すことが認められる。

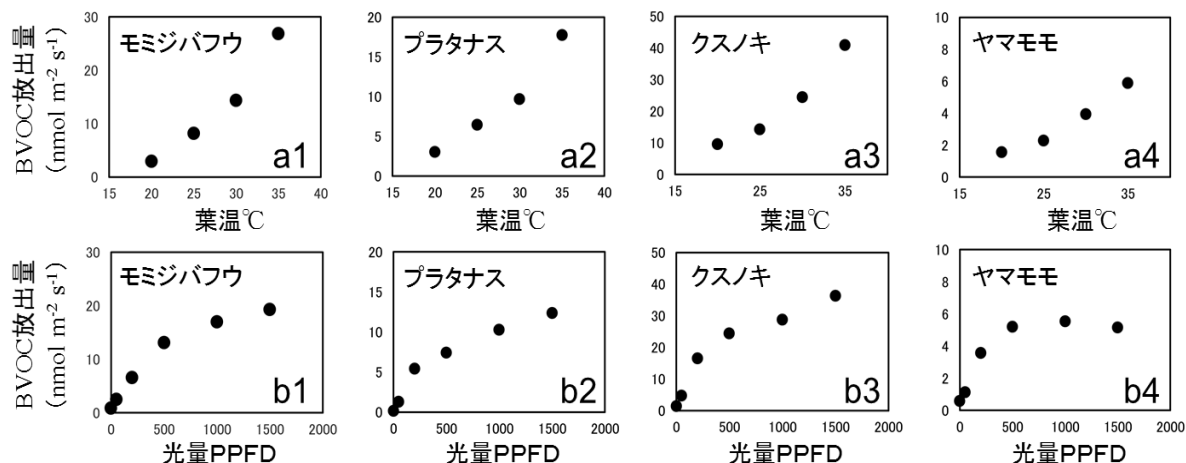


図 2-5 BVOC 放出量の葉温・光量依存性の確認 (BVOC 多量放出 4 樹種の例)

※ 光量 1000 PPFD 一定での葉温と放出量の関係 (a1-a4)、

※ 葉温 30°C 一定での光量と放出量の関係 (b1-b4)

そこで、各々の樹種の BVOC 放出量の予測に G93 モデルと呼ばれる既存の温度・光量依存型 BVOC 放出量予測モデルが適用可能か検討した。結果を図 2-6 に示す。ここでは、BVOC の放出が確認された 9 樹種について、各樹種 1 個体ずつの結果を示す。

G93 モデルは

$$\text{BVOC 放出量} = \text{基礎放出量} \times f(\text{温度, 光量})$$

で表される。ここで f は温度、光量で決定される値であり 0~2 の間の値をとる。例えば温度 30°C、光量 1000 PPFD (PPFD: 光合成光量子束密度) では $f=1$ となり、基礎放出量は $f=1$ のときの放出量でありモデルの傾きに相当する。図 2-6 に示されたように実測値はモデルの推定線上にプロットされ、実測値より求められるモデル式によって任意の温度・光量での BVOC 放出量が推定可能となった。

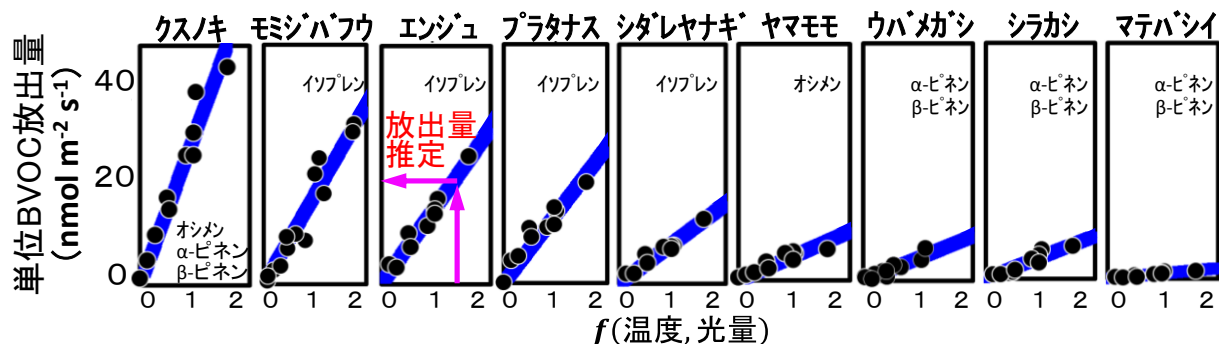


図 2-6 BVOC 実測値と G93 モデルの関係 (BVOC 放出樹種、1 個体ずつの例)

そこで、BVOC 放出樹種（9 樹種）の観測個体数を増やし、それらの観測を季節ごとに実施した。結果を図 2-7 に示す。BVOC 放出量は同じ温度・光量でも季節ごとに異なることが分かった。そのため、都内の BVOC 放出量推計には季節別のモデル式を算出して用いることとした。

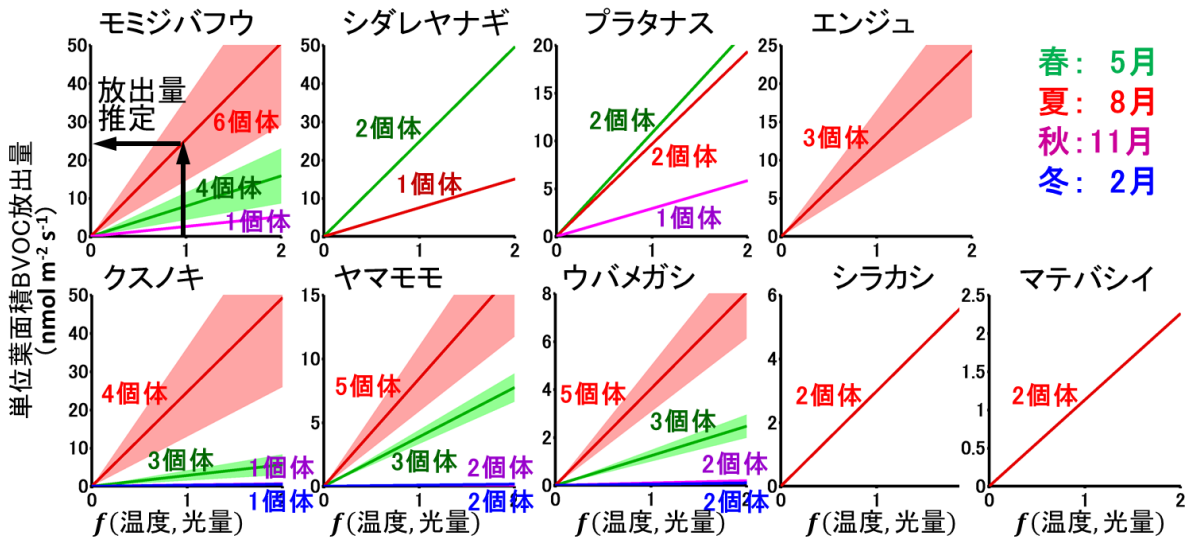


図 2-7 季節別の BVOC 放出量予測モデル (G93 モデル)

2.3.2 都内 23 区の樹木の総葉面積

図 2-8 に現地観測 LAI と衛星データ NDVI の関係（落葉期の例）を示した。両者の関係の検討では衛星画像の位置誤差等の影響を考慮して、得られていた衛星画像データの現地 LAI 観測地点最近傍画素の周辺 3×3 画素にある NDVI 値を用いた。日陰の影響を回避するために、検討に用いた 9 画素のうち、最大の NDVI を用いることで LAI と良好な関係式が導き出せることが分かった。これにより、衛星画像から LAI を直接推定することが可能となった。図 2-9 に、例として都立木場公園を対象に行った LAI 推定の結果を示す。同様の調査を緑葉期にも実施し、緑葉期、落葉期各々の LAI-NDVI 関係式を用いて年間の都内 23 区全域の LAI を算出した。

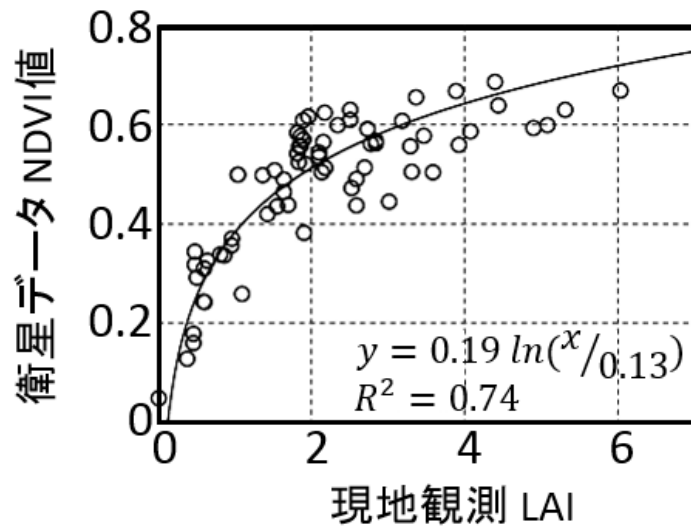


図 2-8 現地観測 LAI と衛星データ NDVI の関係、及び NDVI-LAI 関係式(落葉期の例)

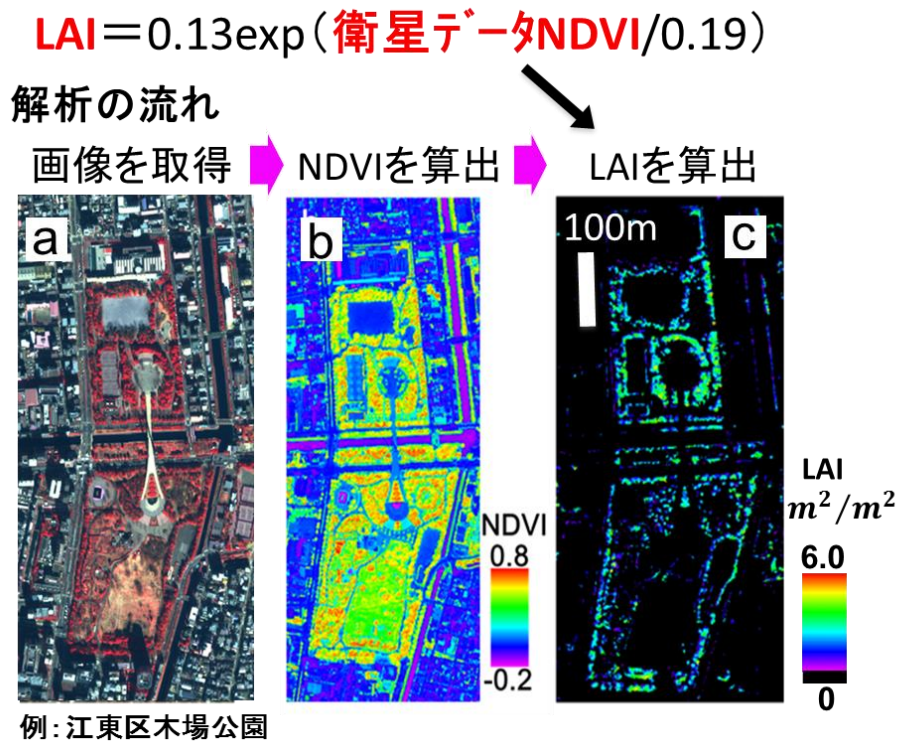


図 2-9 衛星画像 (a) のデータから算出した NDVI (b) に対して、NDVI-LAI 関係式の計算を行うことで、LAI が得られた (落葉期、木場公園の例)

算出された LAI を用いて都内 23 区における総葉面積を推計すると、緑葉期は 217 km²、落葉期は 93 km² となった。

2.3.3 都内 23 区の植物起源 VOC 放出量の推計

2.3.1 及び 2.3.2 で得られた結果から都内 23 区の BVOC 総放出量を 2016–2018 年の 3 年間推計した。まず、2.3.2 で得られた総葉面積に都内街路樹の樹種別本数割合（東京道路の緑 2017）¹⁵を乗じて緑葉期、落葉期ともに総葉面積を樹種別に算出した。さらに各々の樹種ごとに 2.3.1 で得られた四季別、放出物質別の単位葉面積 BVOC 放出量 ($\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) を、気象条件（気温、日射量）による補正を行って算出し、それに樹種別の総葉面積に乗じて合計することで都内 23 区の総 BVOC 放出量を推計した。なお、気温と日射量には気象庁気象官署東京局で観測された時間別データを用いた。

その結果、23 区内からの BVOC 放出量は、2016–2018 年の 3 年間で平均すると、春季（緑葉期）360 t（標準偏差 ± 36 t）、夏季（緑葉期）1,554 t（ ± 283 t）、秋季（落葉期）17 t（ ± 3 t）、冬季（落葉期）0.3 t（ ± 0.03 t）で合計 1.9 千 t（ ± 321 t）となり、2015 年度の都内 VOC 総排出量（60.4 千 t）に対して約 3%の量に相当すると推計された。なお、この推計結果は、現在得られつつある最新の研究成果を合わせて更新中であり、今後さらに精緻化することが可能と考えている。

2.4 今後の課題

これまで、実態が把握できていなかった都内市街地における BVOC の放出実態を成分別に推計し、人為起源 VOC に対する BVOC の放出割合も明らかになってきた。しかし、BVOC は大気中での反応性が高く、放出された近傍での NO_x 濃度や気象条件等によって都内での高濃度オキシダント生成への寄与割合が異なってくることが予想される。本研究で把握された BVOC がどのように影響していくかを評価するためには、都内全域の総量ではなく、一定面積のグリットごとの物質別放出量に割り振る手法を検討し、そのインベントリデータを用いたシミュレーション解析が必要と思われる。今後は、正確な BVOC の影響が見積もられた中でシミュレーションを実施し、人為起源 VOC の排出削減効果とその可能性を評価し、効果的な対策を立案していく必要がある。

¹⁵ 東京都建設局：街路樹マップ TOKYO 道路の緑 2016, (2017)

3 硝酸塩の生成条件に関する研究

はじめに

PM_{2.5}成分分析の結果では、秋季及び冬季において、硝酸イオン(NO₃⁻)の割合が大きくなる傾向があった。特に高濃度日で割合が大きくなり、秋季及び冬季におけるPM_{2.5}の濃度低減には、硝酸塩を含めた窒素化合物の対策が重要であり、窒素化合物の詳細な環境動態や発生源を把握する必要がある。また、シミュレーションモデルを用いたPM_{2.5}発生源寄与割合では、四季を通じてアンモニア発生源の寄与が大きく、原因物質と推計濃度の非線形性効果が大きく表れた可能性が示唆された。シミュレーションモデルの非線形効果に関わる反応としてアンモニア(NH₃)と硝酸(HNO₃)による硝酸アンモニウム(NH₄NO₃)の粒子化反応が考えられる。NH₄NO₃の生成に係る粒子中のアンモニウムイオン(NH₄⁺)、NO₃⁻、NH₃ガス、HNO₃ガスの平衡状態等を含めた窒素化合物の実態を把握することで、非線形性が大きいとされるアンモニア発生源のシミュレーションモデルの精度向上にも資することができる。

東京都環境科学研究所では、NH₄NO₃を生成するHNO₃やNH₃を含めた窒素化合物の測定体制を整備し、大気環境のモニタリングを実施している。本章では、東京都環境科学研究所における窒素化合物の実態把握に係る調査研究状況について取りまとめた。

3.1 背景と目的

東京都内のPM_{2.5}濃度は近年低下傾向にあるものの、環境基準達成率は年によって変動しており、安定的に環境基準を達成する状況にするためには、さらに年平均値を低減させる必要がある。近年の東京都内のPM_{2.5}濃度は夏季の高濃度現象が少なくなったものの、秋季～冬季に高濃度となる現象が続いている。図3-1に示したように、近年夏季には東京都のバックグラウンド濃度(檜原)と都内濃度(足立区綾瀬)の差が小さくなり、都内由来のPM_{2.5}は低減していることが予想されるが、秋季～冬季にはその差は大きく、都内(あるいは関東都市域)由来のPM_{2.5}が大きく影響していることが伺える。

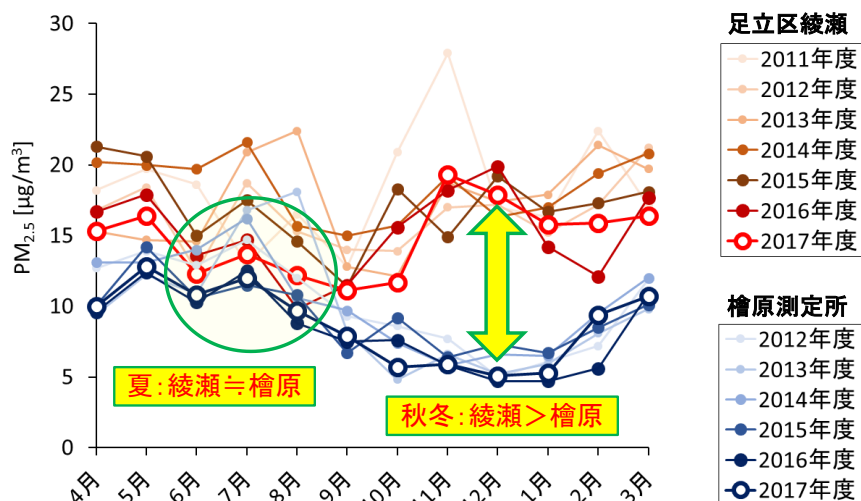


図 3-1 東京都区部(足立区綾瀬)とバックグラウンド地点(檜原)の月平均濃度の推移

東京都環境科学研究所では、PM_{2.5}の高濃度現象の詳細な実態把握を行い、今後の対策に繋げていくために、平成 25 (2013) 年から日ごとのフィルターサンプリングと PM_{2.5}の成分分析を行ってきた。得られた結果を、都内で PM_{2.5} 短期基準を超過した日の化学成分組成を整理すると、近年では PM_{2.5} 高濃度日に硝酸塩の寄与が高くなっていることが示された (図 3-2)。そのため、高濃度 PM_{2.5} の低減には窒素化合物の対策が重要になると考え、研究所では硝酸塩のガス状前駆物質 (硝酸ガス、アンモニア) を含めた窒素化合物の高時間分解能測定 (1 時間測定) の体制を整備し、その実態把握と生成条件の検討を行ってきた。

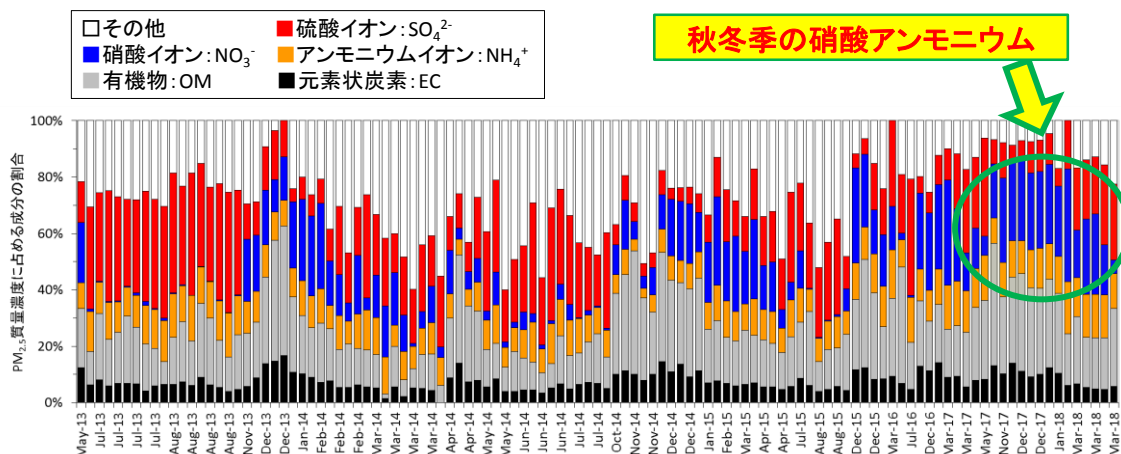


図 3-2 都内 (東京都江東区) における短期基準超過日の PM_{2.5} 化学成分組成

3.2 方法

3.2.1 測定地点と測定成分

測定及びフィルター等のサンプリングは東京都江東区の東京都環境科学研究所屋上 (地上 6 階相当) で行った (図 3-3)。

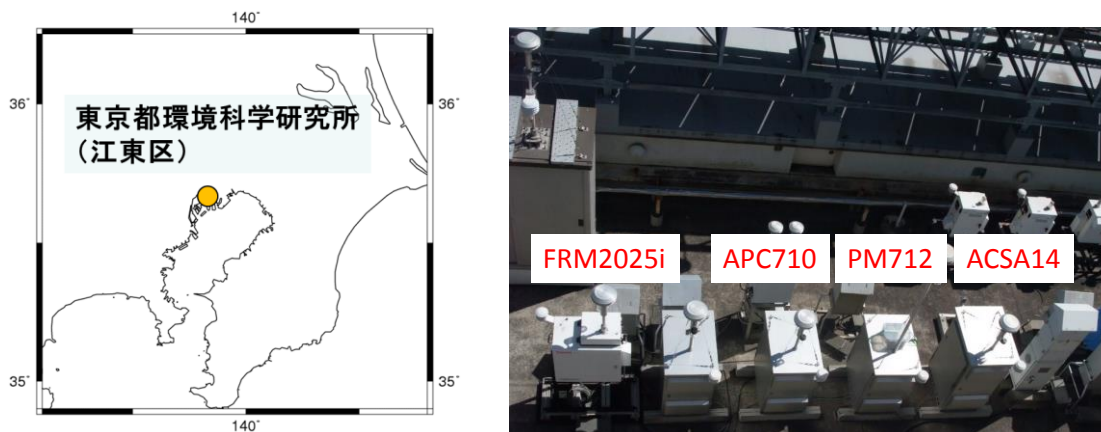


図 3-3 測定地点及び測定の様子

3.2.2 測定方法

各測定成分の測定方法と時間分解能を表 3-1 に示す。ガス成分は、NO_x、CO 等の大気汚染常時監視測定項目として測定されている大気汚染物質のほかに、NO_y (NO_x + NO_x の酸化生成物)、HNO₃ ガス等の測定を 1 時間の時間分解能で測定した。粒子成分は、主に大気エアロゾル化学成分連続自動分析装置 (ACSA-14) を用いて PM_{2.5} 中の硝酸イオン (fNO₃⁻)、硫酸イオン (fSO₄²⁻) 等や PM_{2.5-10} 中の硝酸イオン (cNO₃⁻)、硫酸イオン (cSO₄²⁻) 等の測定を 1 時間分解能で測定した。また、気象計を設置し、風向、風速、気温、相対湿度の測定も実施した。

なお、本調査研究で使用したデータの一部は、環境研究総合推進費「5-1604」¹⁶⁾によって得られたものである。

表 3-1 ガス成分及び粒子成分の測定方法

測定項目	使用機器・手法	時間分解能
ガス成分		
NO _x (NO, NO ₂)	APNA-370	1 hr
NO _y , HNO ₃	NaClデニューダ差量法	1 hr
NH ₃	リン酸デニューダ差量法	1 hr
O ₃	APOA-370	1 hr
CO	43i	1 hr
SO ₂	42i	1 hr
HNO ₃	NaClデニューダ & イオンクロマトグラフ法	23 hr (10:00-翌9:00)
NH ₃	リン酸デニューダ & イオンクロマトグラフ法	23 hr (10:00-翌9:00)
粒子		
PM_{2.5}		
質量濃度	PM-712	1 hr
fNO ₃ ⁻	ACSA-14	1 hr
fSO ₄ ²⁻	ACSA-14	1 hr
fWSOC	ACSA-14	1 hr
EC	APC-710	1 hr
OC	APC-710	1 hr
イオン成分	FRM2025i & イオンクロマトグラフ法	24hr (10:00-翌10:00)
EC/OC	FRM2025i & サーマルオプティカル・リフレクタンス法	24hr (10:00-翌10:00)
WSOC	FRM2025i & TOC計 (Sievers 900)	24hr (10:00-翌10:00)
PM_{2.5-10}		
質量濃度	PM-712	1 hr
cNO ₃ ⁻	ACSA-14	1 hr
cSO ₄ ²⁻	ACSA-14	1 hr
cWSOC	ACSA-14	1 hr
気象		
風向・風速	WXT-520	1 hr
気温	WXT-520	1 hr
相対湿度	WXT-520	1 hr

¹⁶⁾ 環境研究総合推進費「5-1604」「都市型 PM_{2.5} の高濃度化現象の原因解明と常時監視データ補正法 (平成 28 年度から平成 30 年度) 研究代表者：長田和雄 (名古屋大学)」

3.3 結果及び考察

前述したように、近年の PM_{2.5} 高濃度事例は秋季～冬季に現れるため、通年で測定した測定データのうち、冬季高濃度時の事例について詳細に解析を行った。

解析は、2017年12月の高濃度事例を対象に実施した。図3-4に2017年12月のPM_{2.5}濃度及び東京タワーで測定された地上250mと4mの気温の差を示す。図では高濃度期を①～⑥の期間に分類して示した。図より高濃度は周期的に出現しており、逆転層が形成されて地上より上空の温度が高くなったと考えられる日に高濃度となる傾向があることがわかる。

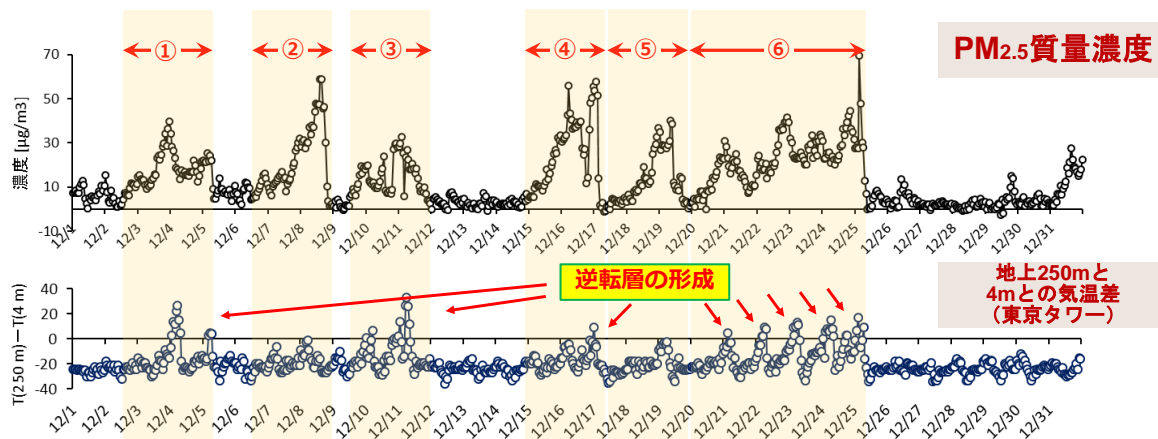


図 3-4 2017年12月のPM_{2.5}濃度と逆転層形成の状況

図3-5に2017年12月のPM_{2.5}成分濃度の時間変化と気象条件を示す。高濃度が出現する時はおおむね弱風時であり、高濃度出現後に風速が増したり、降雨があると急速に濃度が低下する様子がみられた。

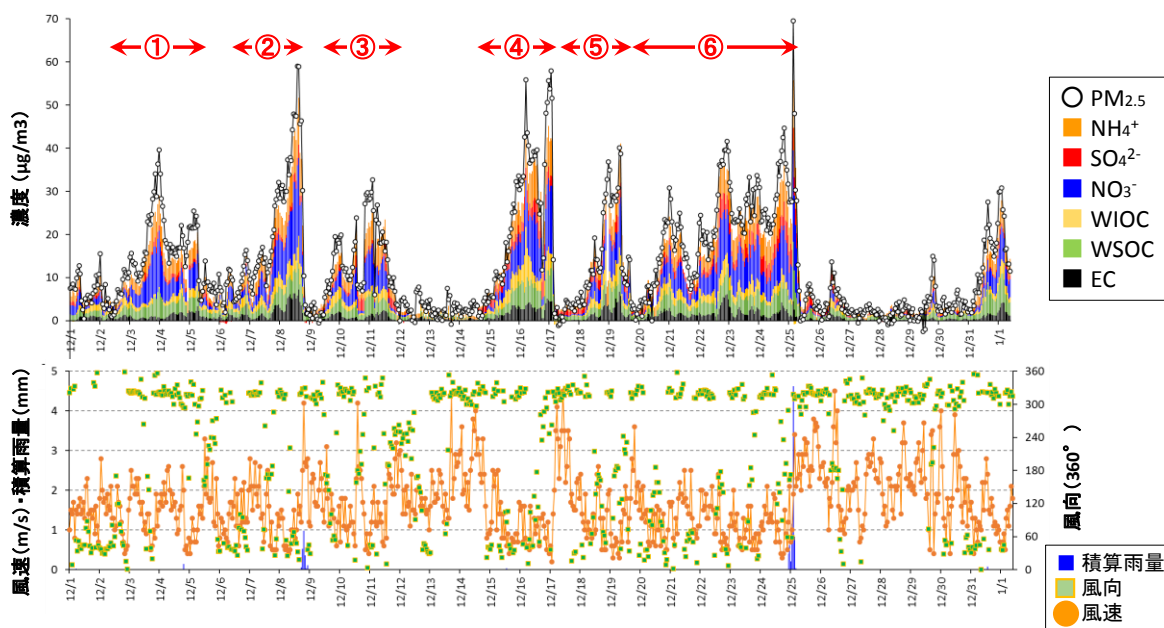


図 3-5 PM_{2.5}成分濃度の時間変化と気象条件

図 3-6 に NO、NO₂、NO_y、PM_{2.5} 成分濃度及び HNO₃、fNO₃、cNO₃ の割合の時間変化を示す。PM_{2.5} 濃度の上昇時に、硝酸塩の前駆体ガスである NO、NO₂ が高い場合と低い場合があり、現状の常時監視による NO_x の測定結果だけでは PM_{2.5} 濃度の上昇が予測できないことが示されている。一方、高濃度時にはガス、粒子を含めた全硝酸性窒素 (HNO₃、fNO₃、cNO₃) 中の fNO₃ の割合が高くなり、何らかの要因によって HNO₃ ガスからの粒子への転換が進んでいることが伺えた。

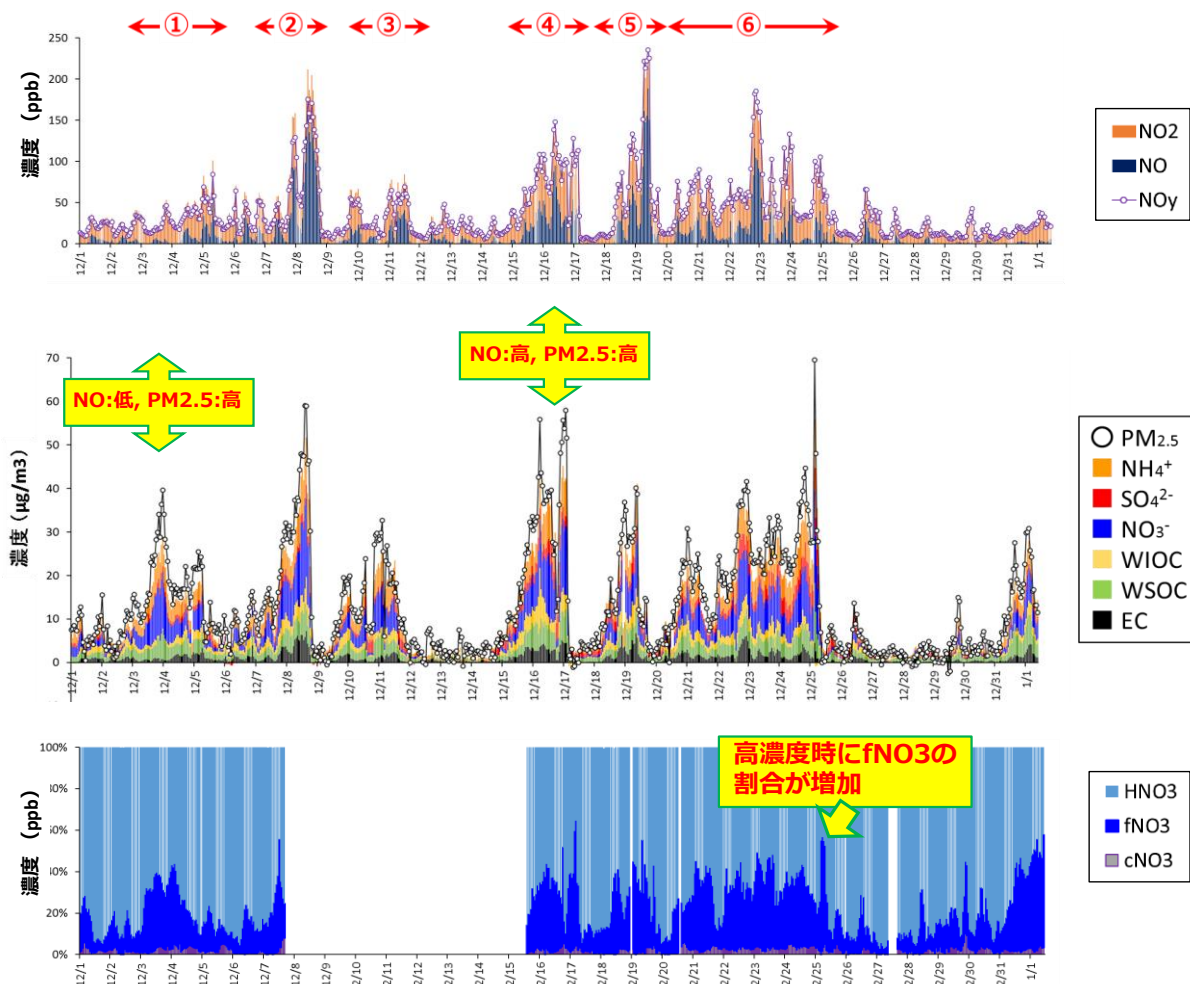


図 3-6 NO、NO₂、NO_y、PM_{2.5} 成分濃度及び HNO₃、fNO₃、cNO₃ の割合の時間変化

次に、相対湿度（RH）、硝酸アンモニウムの潮解相対湿度（DRH）と PM_{2.5} 濃度の関係について検討した。硝酸アンモニウムの潮解相対湿度は下記の式で表される。

$$\ln(DRH) = 723.7 / T + 1.6954$$

図 3-7 に相対湿度、計算された潮解相対湿度と PM_{2.5} 濃度を示す。期間②と⑥の終わりの部分で RH < DRH となり大気中の PM_{2.5} 濃度も急増している。大気中の相対湿度が潮解相対湿度を上回るほど増加することが PM_{2.5} 高濃度要因の一つとなっていると考えられる。しかし、RH > DRH でも高濃度事例はあり、湿度だけが要因となっているわけではない。

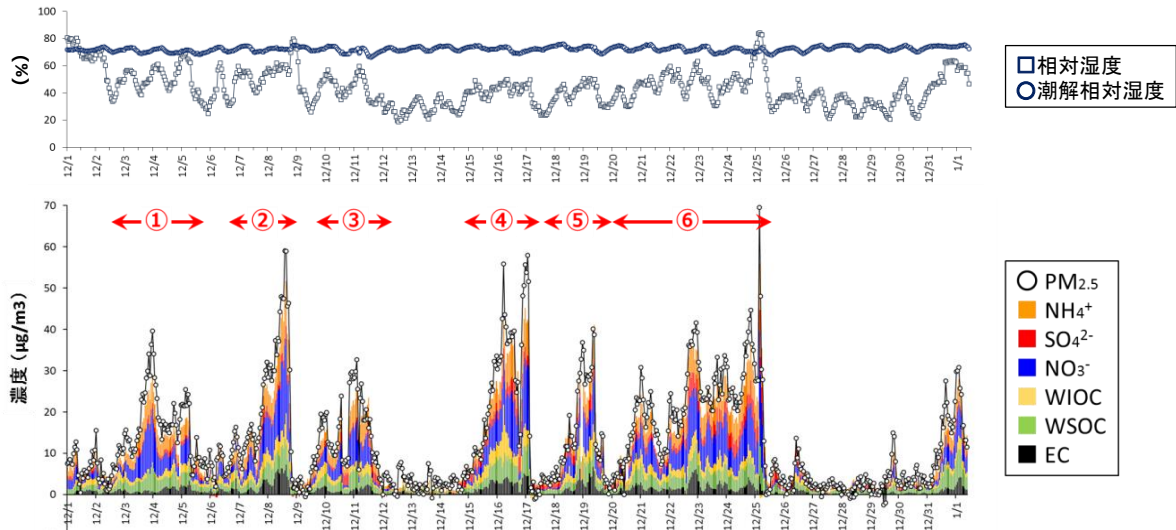
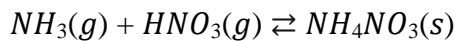


図 3-7 相対湿度、硝酸アンモニウムの潮解相対湿度と PM_{2.5} 濃度

そこで、硝酸アンモニウムの平衡と PM_{2.5} 濃度の関係について検討した。大気中での硝酸アンモニウムの生成は下記の式で表される。



ここで、実測値を

$$\text{Measured: } [HNO_3] \times [NH_3]$$

気温で規定される計算で得られる理論値を

$$\text{Calculated: } \ln Kp = 84.6 - (24220/T) - 6.1 \ln(T/298)$$

で表し、図 3-8 に図示する。

その結果、実測値と理論値の差が大きくなる時に PM_{2.5} 濃度が増加する傾向がみられた。すなわち、冬季の PM_{2.5} 高濃度時の硝酸アンモニウムの増加には、発生源から排出される NO、NO₂ 濃度よりも、その中間生成物である HNO₃ ガス濃度と大気中の NH₃ ガス濃度に影響されていることが示唆された。

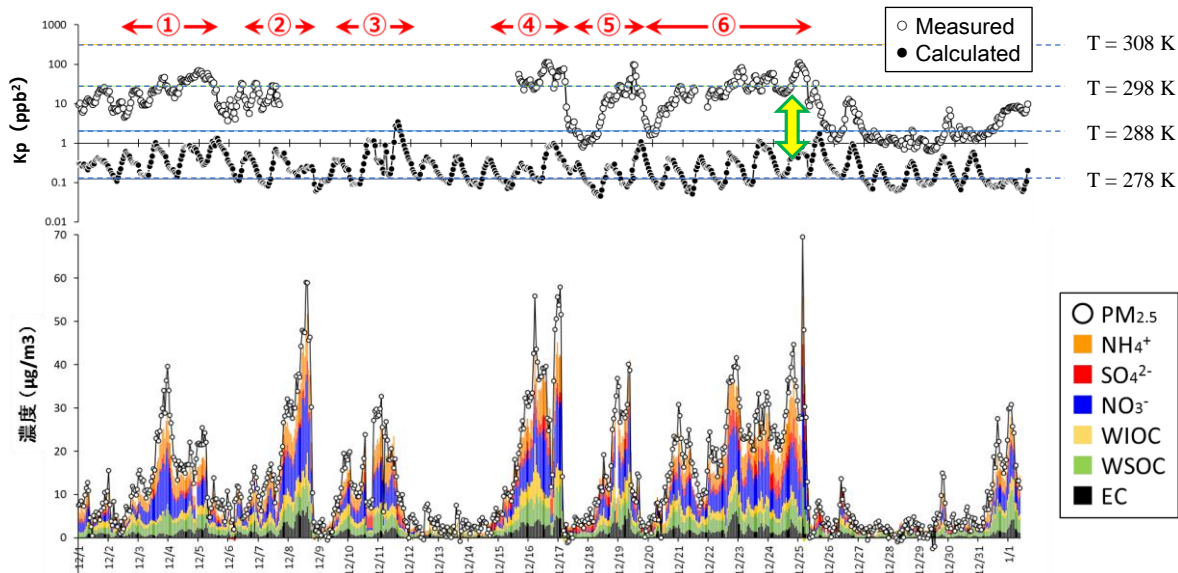


図 3-8 硝酸アンモニウムの平衡定数と PM_{2.5} 濃度

3.4 今後の課題

これまでの研究で、冬季の硝酸塩増加による PM_{2.5} 高濃度現象は排出された NO、NO₂ の大気濃度よりも硝酸ガス濃度に影響されること、硝酸アンモニウムの潮解相対湿度が大気中の相対湿度を上回る時に高濃度になりうること、硝酸ガスとアンモニアガスの濃度積が大きくなる時に PM_{2.5} 濃度が高くなるということが分かってきた。

湿度等の気象条件は、人為的にコントロールできない要因であるため、今後さらに PM_{2.5} 削減対策を進めていくには、起こりうる気象条件下でも PM_{2.5} が高濃度化しない程度までの排出量を探っていくことになる。このためには硝酸ガスだけでなく、アンモニアガスについても詳細な環境濃度の把握や発生源の把握を進めていくことが必要である。さらに中長期的には、大気に排出されている汚染物質が人の健康影響をターゲットとした大気汚染物質としての評価だけでなく、温暖化や他の環境問題にどのような影響を与えているかについても検討し、総合的な環境改善に繋げていくような調査研究や対策が必要であると考えられる。

4 自動車排出ガスに関する研究

はじめに

発生源寄与解析の結果から、PM_{2.5}及び光化学オキシダント双方で自動車の発生源寄与割合が大きいことが示唆された。本検討会における今後の対策の方向性では、自動車排出ガス規制の実施等による削減効果を車両代替等で着実に進めていくとともに、走行時にNO_xを排出しない電気自動車（EV）や燃料電池車（FCV）などの普及を進めていくことが効果的であると示された。自動車から排出されるNO_x、VOC等の大気汚染物質排出量は、新車に対する自動車排出ガス規制の効果により今後減少が見込まれるものの、実際に走行している使用過程車においても規制の効果が表れていることを検証する必要がある。

東京都環境科学研究所では、シャシダイナモメータを用いた使用過程車からの汚染物質の排出量を計測することで、自動車による排出ガスの環境への影響を評価している。本章では、東京都環境科学研究所におけるシャシダイナモメータを用いた自動車排出ガスに関する調査研究状況について取りまとめた。

4.1 背景と目的

大気中に排出される粒子状物質（PM）やNO_x、VOC等の大気汚染物質の排出源として、自動車は依然として大きな割合を占めている。自動車排出ガスの規制は昭和40年代から順次強化され、最新規制は規制開始当初の数十分の一の濃度での規制になっている。しかし、規制が導入されても最新規制車への買い替えが進むまでは旧規制車が多く走行しており、実際に大気環境に影響を与えているのは旧規制車、最新規制車が混在して都内を走行している使用過程車になる。

東京都環境科学研究所では、自動車排出ガスの環境への影響を評価するため、大型及び小型シャシダイナモメータを用いて使用過程車の排出ガス試験を行い（図4-1）、データを蓄積してきた。シャシダイナモメータは、ローラーの上に測定対象車を設置して一定の走行モードで走らせ、排出されるガスや粒子の採取・分析を行う設備である。国内の自治体では東京都のみが運用しており、車両総重量3.5～25tに対応した大型シャシダイナモメータは排出ガス性状の認証を出せる公的機関は国内でも3カ所しかなく、そのうち、環境行政部門が設置し、排出ガスの環境への影響評価を主たる目的とした施設は国内唯一と考えられる。

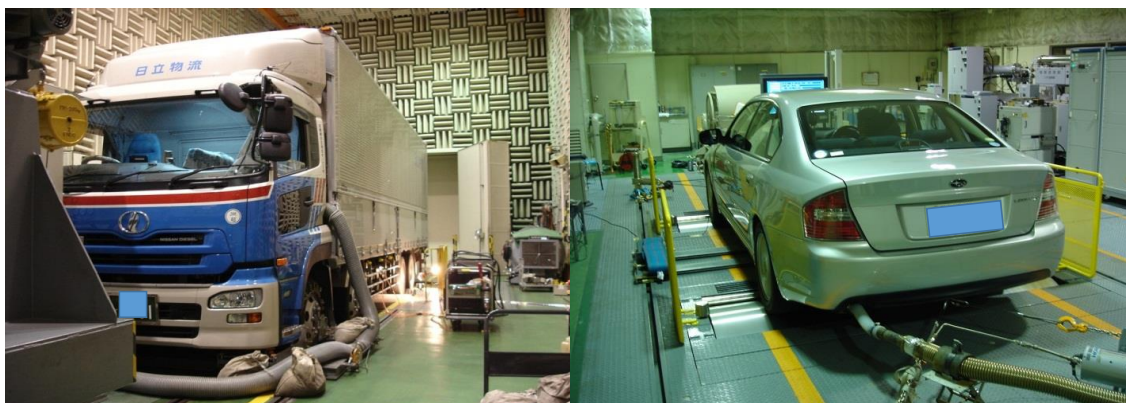


図 4-1 シャシダイナモメータによる排出ガス測定（左：大型、右：小型）

研究所で実施する排出ガス測定のための①都内使用過程車からの汚染物質排出量の算出（排出係数の算出）、②最新規制車の規制効果の評価、③未規制物質（VOC、 N_2O 、ナノ粒子個数濃度等）の排出量測定、④排出ガス処理装置の性能評価が挙げられる。このうち、①及び③の VOC 排出量測定について記載する。

4.2 方法

4.2.1 シャンダイナモメータによる排出ガス測定方法

図 4-2 にシャンダイナモメータの概略図を示す。シャンダイナモメータではローラーの上で測定対象車を走行させ、排出されたガスを外気で希釈しながら分析計に取り込み、 NO_x 、 CO 、 HC 等の汚染物質の計測を行う。また、 PM はフィルターで採取して排出濃度の測定を行う。ローラー上では排出ガス規制適合を評価するために国が定めた走行モードでの走行のほか、東京都内の走行実態に合わせた東京都実走行パターンによる走行や定常モードと呼ばれる定速での走行を行った。得られたデータは、仕事量当たりの排出量（ g / kWh ）や走行 km 当たりの排出量（ g / km ）に換算して評価する。

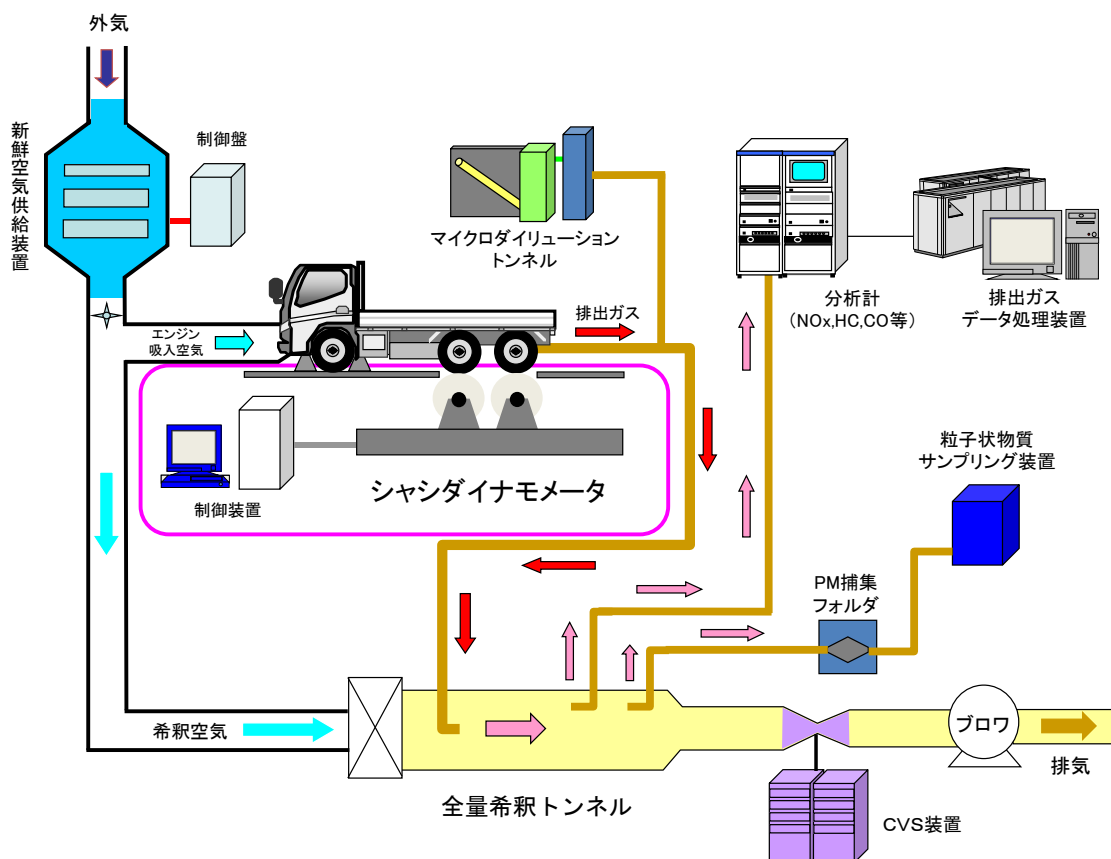


図 4-2 シャンダイナモメータの概略図

4.2.2 排出ガス中の VOC 類の測定方法

排出ガス中の炭化水素成分の測定は以下のように行った。各々の走行モードで走行した際の希釈排出ガスと希釈空気を捕集バッグに回収した後、それぞれを不活性コーティングした 1L キャニスター内にサンプリングし、冷却濃縮後、GC-FID/MS で測定し 59 種を定量した。また、排出ガス中のアルデヒド類の測定は、希釈排出ガス及び希釈空気をアルデヒド捕集用の DNPH 含浸カートリッジに採取した後、アセトニトリルで抽出し、LC/MS で定量した。

4.3 結果及び考察

4.3.1 使用過程車からの NOx 及び粒子状物質 (PM) の排出量

平成 27～29 年度の間に延べ 17 台の大型の使用過程車 (平成 21 年度規制車) の測定を行った。このうち延べ 6 台については同一車両を経年的に測定する継続調査車両であった (表 4-1)。

表 4-1 調査車両概要

平成27～29年度 調査車両(平成21年度規制適合車)				
車両総重量		8 t以下	12 t超	備考
NOx後処理装置	尿素SCR	1	10	12 t超のうち6台は、平成26年度からの継続調査車両
	HC-SCR	3	0	うち1台は、HV車
	無し	3	0	うち1台は、HV車

測定結果のうち PM 排出量を図 4-3 に示す。ここでは継続調査車両を除いた 11 台の大型車の法定モードによる排出量を示している。図中の赤線の高さが PM 排出量認証基準値を示し、赤線の長さは中央環境審議会第三次答申「今後の自動車排出ガス低減対策のあり方について」(平成 10 年 12 月) で示された基準維持の耐久走行距離の目標値になる。ただし、認証基準は新型車両においてエンジンダイナモメータによる測定で評価することとなり、研究所のシャシダイナモメータによる測定もこれに準じているものの、厳密には基準値の評価方法と異なることに注意が必要である。図に示されたように PM については全ての測定車両で認証基準値を下回る結果となり、使用過程車においても PM 排出量については認証基準を満足する性能が維持されていると考えられる。

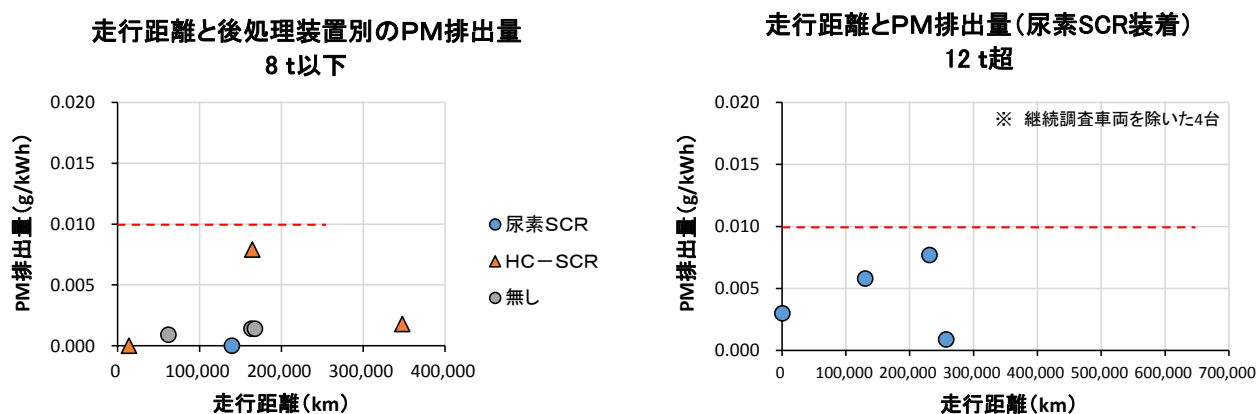


図 4-3 法定モードによる使用過程車からの PM 排出量測定結果

同様に測定した NOx の排出量測定結果を図 4-4 に示した。NOx については PM と異なり、耐久走行距離内であっても、使用過程車ではほとんどの車両で認証基準値を超過する排出量となった。NOx の測定においても法定の基準値評価方法はエンジンダイナモメータによる測定となっているが、同じくシャシダイナモメータで測定した PM の排出量とは明らかに傾向が異なり、新車に比べ使用過程車では排出量が多くなっていることが伺える。

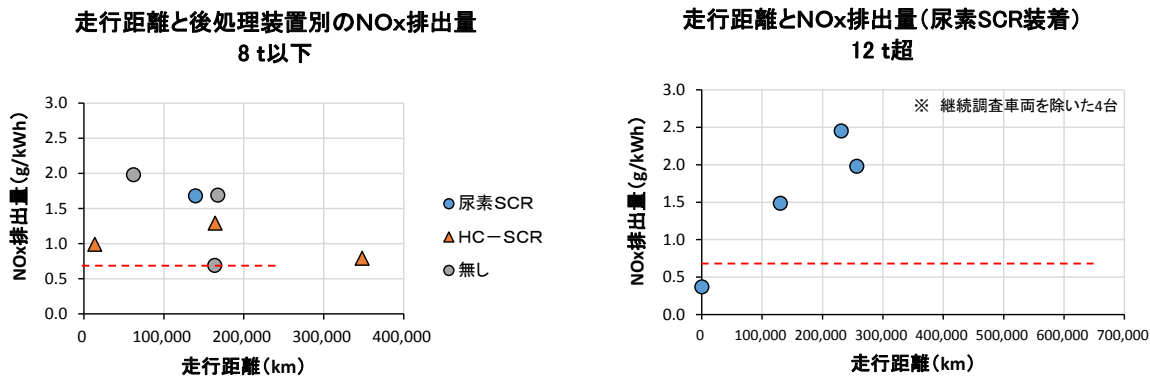


図 4-4 法定モードによる使用過程車からの NOx 排出量測定結果

図 4-5 に同一車両を継続的に調査した際の走行距離による排出量変化を示す。調査は平成 26 年度から継続しており、2 つの車両の 4 年間の変化を示している。NOx についてみると認証基準値は超えているものの、平成 29 年度の計測までは経年的な NOx の排出量増加はみられず、この間の走行距離増による後処理装置等の性能劣化はみられていない。一方、PM 排出量については車両 1 では低レベルで推移しているものの、車両 2 は平成 28 年度から急激に排出量が上がっている。原因は明らかになっていないが、車両によってはこのような現象がみられることから、今後とも排出量の経年変化を注視していきたい。

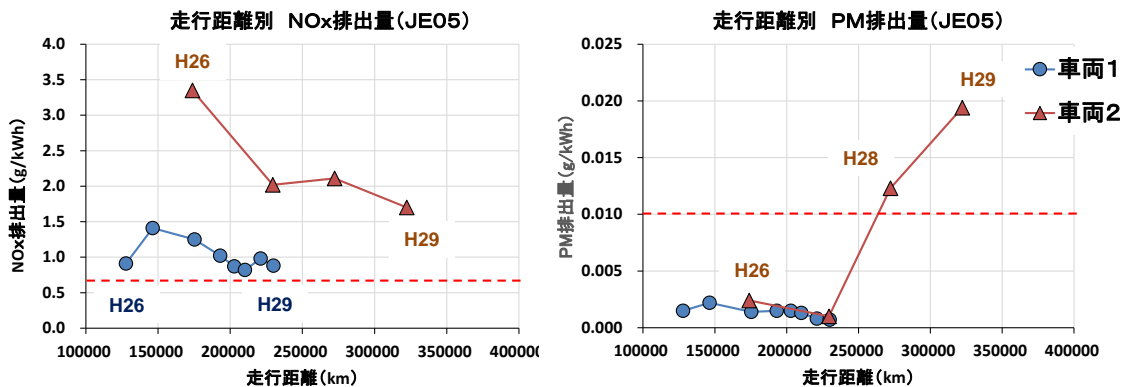


図 4-5 継続調査車両からの NOx 及び PM 排出量測定結果

図 4-6 に東京都実走行パターンによる継続調査車両からの NOx 排出量の変化を示す。法定モードと同じく、東京都実走行パターンにおいても NOx 排出量（排出係数）の増加はみられなかった。東京都実走行パターンはパターン No.1 から No.10 までは番号順に試験時の平均車速が早くなり、No.12 は渋滞していない高速道路を模したパターンで最も平均車速が早い。図では大型使用過程車では平均車速が早くなるほど排出係数が小さくなっていることも示されている。

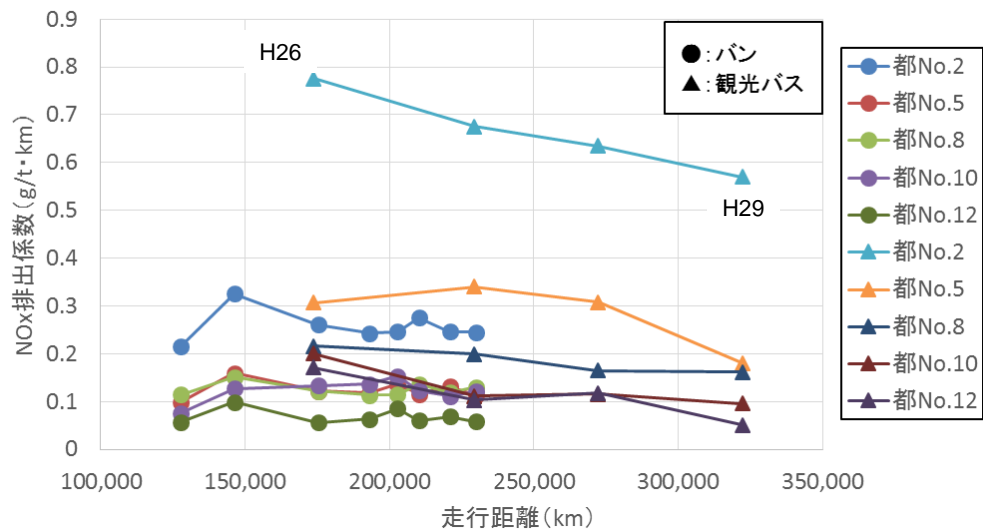


図 4-6 東京都実走行パターンによる継続調査車両からの NOx 排出量測定結果

4.3.2 使用過程車からの VOC（炭化水素、アルデヒド）の排出量

図 4-7 に使用過程車（小型車）からの VOC 排出量測定結果を示す。ここではこれまでに測定した 31 台の車両のデータを整理した。VOC 成分としては炭化水素 59 成分、アルデヒド 16 成分を測定しているが、図ではアルカン、アルケン等の成分群ごとにまとめて示した。また、車両暖機せずに測定を開始するコールドスタートでの測定値と車両暖機した後に測定を開始するホットスタートの測定値を示した。図から明らかなように、コールドスタートではホットスタートに比べ排出が著しく多くなっている。成分組成をみると、DI-p（プレミアムガソリンの直噴）車では芳香族の割合が高くなっており、DE（ディーゼル）車ではアルデヒドの割合が高い結果となった。車両暖機を行うホットスタートでは DE 車の排出量が多く、DE 車についてはコールドスタートとホットスタートの差が少なく、ほぼ同程度の排出量となっている。

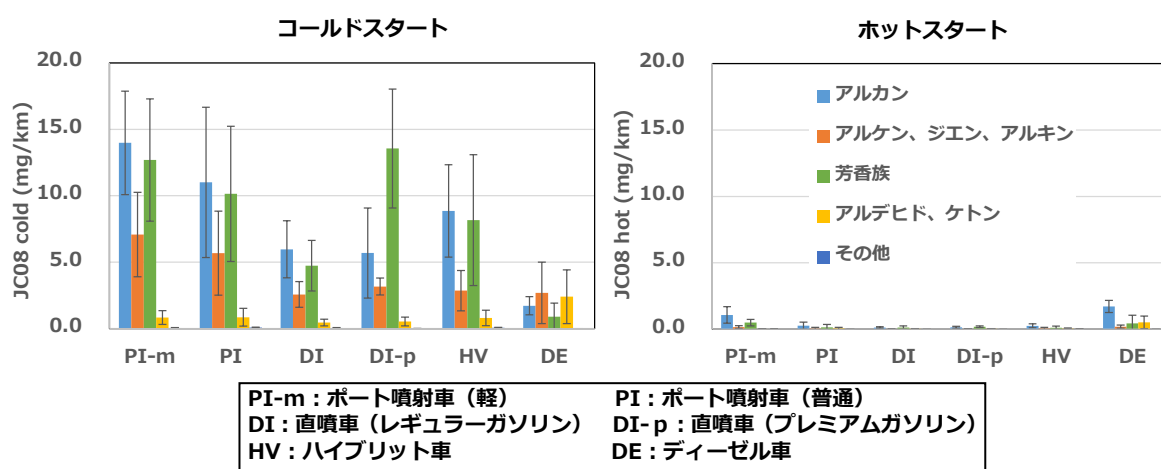


図 4-7 法定モードによる使用過程車（小型車）からの VOC 排出量測定結果

図 4-8 に法定モード走行のコールドスタートとホットスタートの小型車からの VOC 排出量の関係を VOC の最大オゾン生成推計値 (OFP) で示した。OFP は各 VOC 排出量に最大オゾン生成能 (MIR 値) を乗じて算出した。両者の関係は車種によって異なり、ポート噴射ではコールドスタート時の排出量が多く、そのうち軽ではホットスタートでもやや高い値となっている。成分ではアルケンや芳香族炭化水素の寄与が大きい結果となった。ディーゼル車ではコールドスタートの排出量はほかの車種に比べ低く、ホットスタートで比較的高い排出となっている。成分別にはアルカンやアルデヒドの寄与が大きくなり、車種によって排出特性が異なる結果となった。

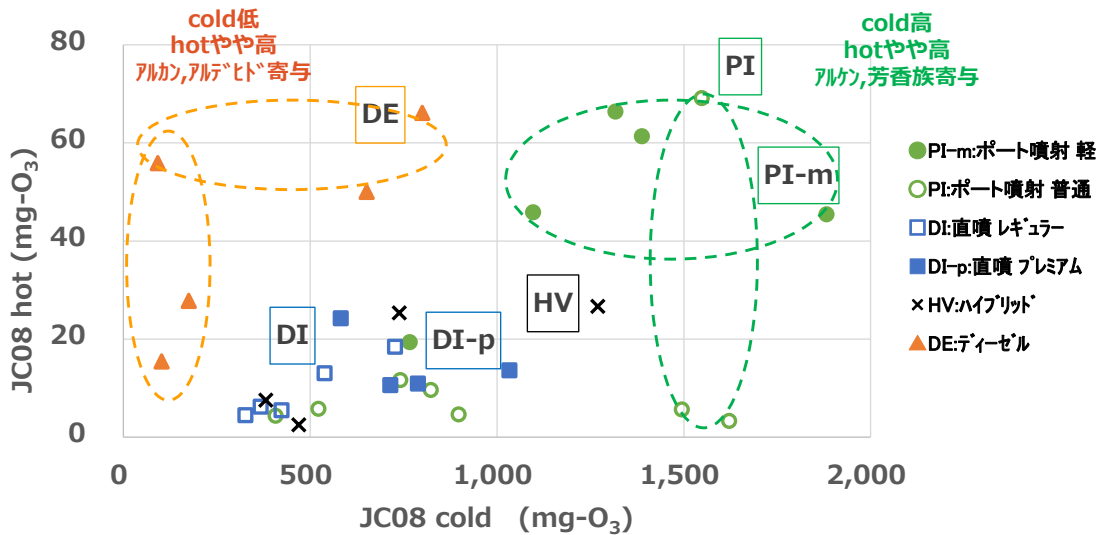


図 4-8 法定モード走行時の最大オゾン生成推計値 (OFP)

図 4-9 に使用過程車（大型車）からの VOC 排出量測定結果を示した。ここではこれまでに測定した 22 台の車両のデータを示した。図の車量 ID の下に排ガス後処理装置の種類も付記した。大型車についてもホットスタートに比べコールドスタート時に多くの VOC を排出する結果となった。大型車の場合はコールドスタートではアルケン、アルデヒドが多く排出されているが、これらの成分は OFP が高く、オゾン生成への寄与が大きいと考えられる。

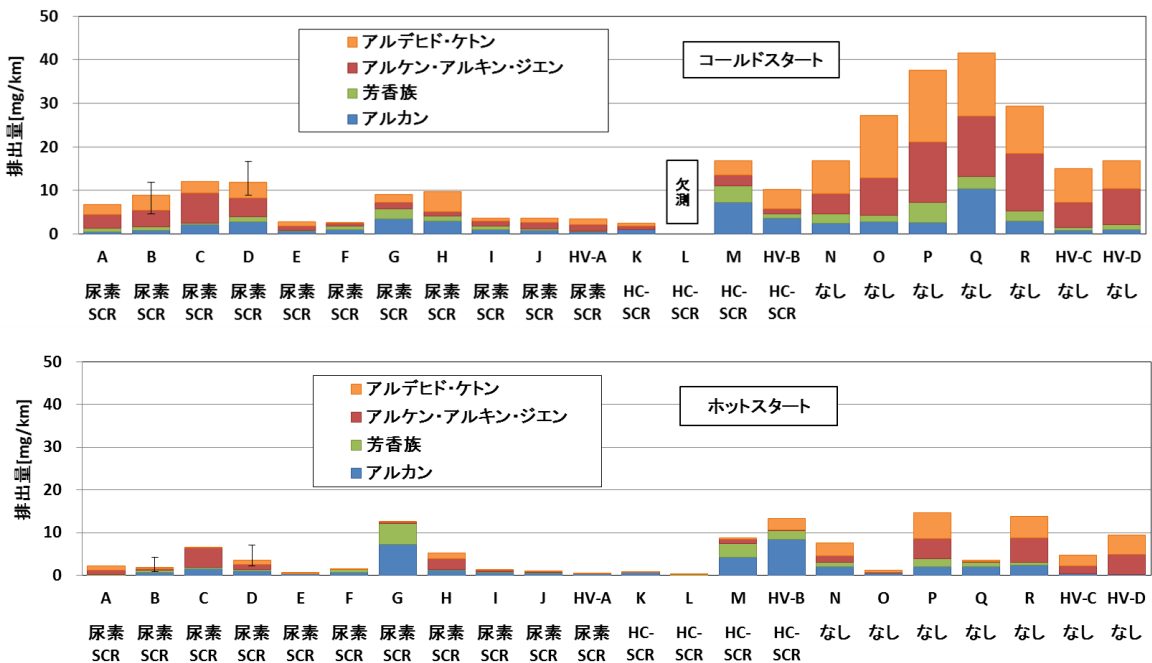


図 4-9 法定モードによる使用過程車（大型車）からの VOC 排出量測定結果

小型車、大型車ともに VOC はコールドスタート時に多く排出されており、エンジン始動直後から排ガス温度や処理装置の触媒温度を上げるなど発進時の対策を検討することによって、使用過程車からの VOC 排出を低減できる可能性があると思われる。

4.4 今後の課題

東京都環境科学研究所では、これまでシャシダイナモメータを用いて多くの排出ガス測定データを蓄積してきた。これまで述べたように最新規制の使用過程車でも、大型車のNO_xの排出量測定値が多くの場合で認証基準値を上回っていることや、大型車、小型車ともにコールドスタート時のVOC排出が多く、大型車ではオゾン生成に影響する成分が特に多く排出されていることが分かった。

NO_x、VOCは大気環境中に排出されると、PM_{2.5}及び光化学オキシダントの原因物質となる。NO_xは先に述べたように秋季～冬季の硝酸塩の増加の原因物質と考えられることや、自動車からのVOCも都内VOCインベントリの中で主要な発生源となっていることから、自動車は対策の優先順位の高い発生源といえる。

PM_{2.5}及び光化学オキシダント対策を進める上で、今後もシャシダイナモメータを用いた試験や平成30年度より本格的に使用を開始した車載式排出ガス測定システム（Portable Emission Measurement System : PEMS）を用いた路上での試験による使用過程車の排出実態の把握、自動車排出ガス対策の効果検証等は貴重なデータとなってくると思われる。さらに中長期的には、エネルギー使用量（燃費）、温暖化物質の排出実態の把握等にシャシダイナモメータを活用することによって、自動車が環境に与える影響の総合的な評価を進めていく必要があると考える。