

(案)

資料 2 - 1

大氣中微小粒子状物質検討会
報告書
(案)

平成 31 年〇月

大氣中微小粒子状物質検討会

(案)

(案)

はじめに

東京都は、これまでディーゼル車規制や工場等の固定発生源対策等の様々な大気汚染対策に取り組んできた。その結果、都内の大気環境は大幅に改善された。しかし、微小粒子状物質（PM_{2.5}）や光化学オキシダントの環境基準は未達成であり、大気環境の残された課題となっている。そこで、東京都は、世界の大都市で最も水準の高い良好な大気環境を実現することを目指し、「都民ファーストでつくる『新しい東京』～2020年に向けた実行プラン～」(2016年12月)及び東京都環境基本計画(2016年3月)において、PM_{2.5}及び光化学オキシダントに関する政策目標を掲げている。

東京都は、これらの政策目標の達成に向け、PM_{2.5}等の新たな科学的知見・データの蓄積を踏まえ、PM_{2.5}及び光化学オキシダントの効果的な対策を推進するため、「大気中微小粒子状物質検討会」を開催し、2017年度から2018年度までの2か年で実態把握、解析、今後の対策のあり方等について検討を行った。

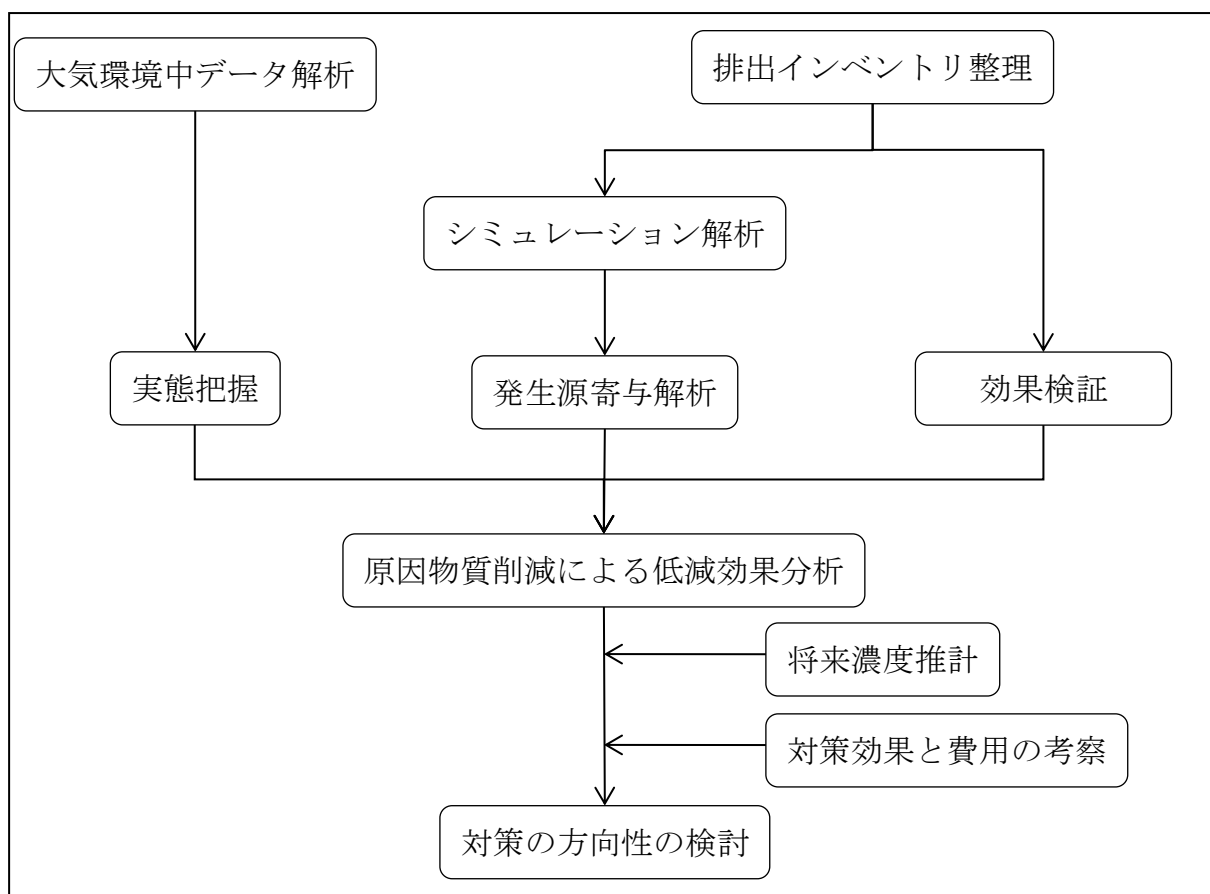
本報告書は、計6回開催した検討会における検討結果を取りまとめたものである。

【大気中微小粒子状物質検討会のこれまでの検討経過】

開催回	開催日	主な検討内容
平成29年度第1回	平成29年7月26日	調査計画の検討
平成29年度第2回	平成29年11月20日	平成29年度調査の経過報告
平成29年度第3回	平成30年2月6日	平成29年度調査の経過報告 中間まとめ 対策の方向性の検討
平成30年度第1回	平成30年6月29日	中間まとめ(案)検討 平成30年度調査計画の検討
平成30年度第2回	平成30年12月17日	平成30年度調査の経過報告
平成30年度第3回	平成31年3月22日	最終報告書(案)検討

(案)

【調査・検討の流れ】



【東京都の政策目標】

政策目標	目標年次	目標値
光化学スモッグ注意報 ^{※1} の発令日数	2020年度	ゼロ
光化学オキシダント濃度	2030年度	全ての測定局で0.07 ppm以下（8時間値） ^{※2}
PM _{2.5} の環境基準 ^{※3}	2020年度	長期基準の達成
	2024年度	達成

※1 大気汚染防止法に基づき光化学オキシダント濃度の1時間値が0.12 ppm以上になり、気象条件からみてその状態が継続すると認められる場合に都道府県知事等が発令する。

※2 年間4番目に高い日最高8時間値の3年平均。なお、0.07 ppmは、0.070 ppmとして目標達成状況を評価する。

※3 1年平均値が15 µg/m³以下（長期基準）であり、かつ、1日平均値が35 µg/m³以下（短期基準）

(案)
大気中微小粒子状物質検討会 委員名簿

(敬称略、五十音順)

氏名	役職名
飯島 明宏	高崎経済大学 地域政策学部 教授
岸本 充生	大阪大学 データビリティフロンティア機構 教授
草鹿 仁	早稲田大学 理工学術院 教授
◎坂本 和彦	一般財団法人 日本環境衛生センターアジア大気汚染研究センター 所長
茶谷 聡	国立研究開発法人 国立環境研究所 主任研究員
戸野倉 賢一	東京大学大学院 新領域創成科学研究科 教授
森川 多津子	一般財団法人 日本自動車研究所 主任研究員
○吉門 洋	国立研究開発法人 産業技術総合研究所 客員研究員

◎ 座長 ○ 副座長

(案)

目次

1	背景	1
1.1	東京都の大気環境の現状	1
1.1.1	大気環境中濃度の推移	1
1.1.2	環境基準の達成状況について	2
1.2	PM _{2.5} について	5
1.2.1	PM _{2.5} とは	5
1.2.2	PM _{2.5} の健康影響	6
1.3	光化学オキシダントについて	6
1.3.1	光化学オキシダントとは	6
1.3.2	光化学オキシダントの健康影響	6
1.4	東京都の政策目標	8
1.5	検討会の設置について	8
1.5.1	光化学オキシダント対策検討会（2003年度から2004年度まで）	8
1.5.2	大気中微小粒子状物質検討会（2008年度から2011年度まで）	9
1.5.3	大気中微小粒子状物質検討会（2017年度から2018年度まで）	10
2	東京都のPM _{2.5} 、光化学オキシダントの現状	11
2.1	都内におけるPM _{2.5} の現況	11
2.1.1	経年変化（2001年度から2017年度まで）	11
2.1.2	月別の状況	15
2.1.3	季節的な特徴	17
2.1.4	広域的な影響	37
2.2	都内における光化学オキシダントの現況	40
2.2.1	経年変化（2001年度から2017年度まで）	40
2.2.2	月別の状況	43
2.2.3	季節的な特徴	45
2.2.4	広域的な影響	53
3	これまでの施策	65
3.1	これまでの政策目標と施策	65
3.1.1	これまでの政策目標	65
3.1.2	これまでの主な施策	65
3.2	これまでの主な施策の実績	68
3.2.1	次世代自動車等	68
3.2.2	低NO _x ・低CO ₂ 小規模燃焼機器認定制度	70
3.3	大気汚染物質発生源の状況	71
3.3.1	ばいじん	71
3.3.2	窒素酸化物（NO _x ）	73

(案)

3.3.3	硫黄酸化物 (SO _x)	75
3.3.4	揮発性有機化合物 (VOC)	77
3.3.5	オキシダント生成能を考慮した VOC 排出量推移の考察	79
3.4	シミュレーションモデルを用いた解析に基づく施策効果に関する考察	85
3.4.1	2015 年度と 2008 年度の発生源寄与割合の比較	85
3.4.2	PM _{2.5}	85
3.4.3	光化学オキシダント	91
4	まとめ	98
4.1	更なる削減対策の必要性	98
4.2	シミュレーションに基づく将来濃度推計	99
4.2.1	将来濃度推計の実施	99
4.2.2	単純将来における都内大気汚染物質の発生源の状況	101
4.2.3	将来濃度推計結果	107
4.3	今後の施策の方向性	121
4.3.1	基本的な対策の方向性	121
4.3.2	経済的側面を考慮した対策の検討	125
4.3.3	広域連携の必要性	134
4.3.4	中長期的な取組課題	135

1 背景

1.1 東京都の大気環境の現状

1.1.1 大気環境中濃度の推移

東京都は、これまでディーゼル車規制や工場・事業場等の固定発生源の対策に取り組んできた。一酸化炭素（CO）や二酸化硫黄（SO₂）については、1970年代の工場等のばい煙規制や自動車排出ガス対策によって、また、窒素酸化物（NO_x）や浮遊粒子状物質（SPM）については、1999年から取り組んできたディーゼル車対策をはじめとした自動車排出ガス対策によって大幅に改善された。これらの結果、現在、東京都の大気環境は、大幅に改善されてきたが、PM_{2.5}、光化学オキシダントは道半ばの状況である。

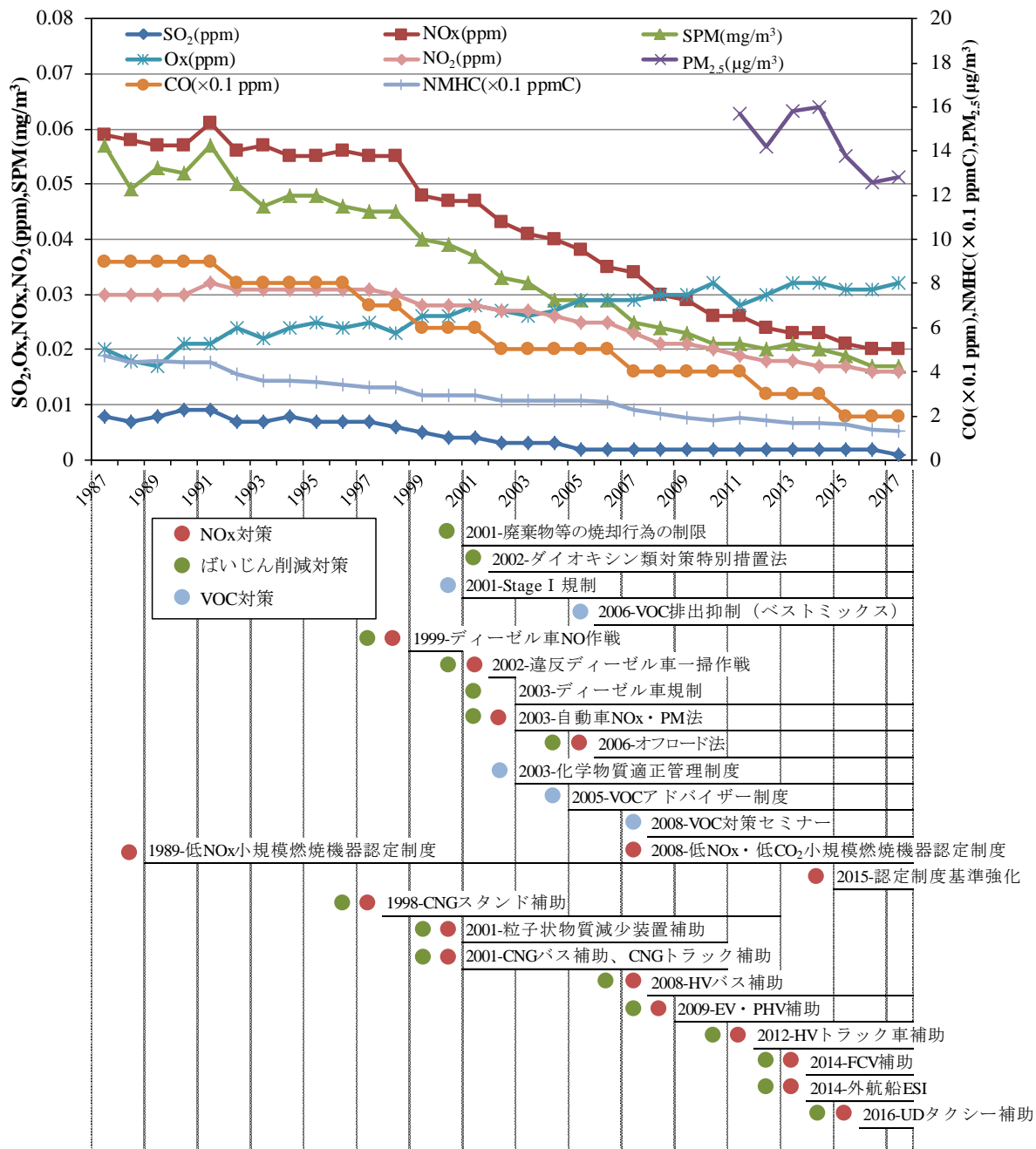


図 1-1 大気環境中濃度の推移とこれまでの主な施策

※大気汚染物質濃度は、都内一般環境大気測定局の年平均値

(案)

1.1.2 環境基準の達成状況について

環境基本法第16条では、政府は、大気汚染に係る環境上の条件について、人の健康を保護し、及び生活環境を保全する上で維持されることが望ましい基準を定めるものとしており、大気汚染物質について環境基準が設定されている。国や都道府県等では、この環境基準の達成を目標として、様々な環境施策を実施している。

表 1-1 主な大気汚染物質の環境基準

物質	環境基準※ ¹
二酸化硫黄 (SO ₂)	1時間値の1日平均値が0.04 ppm以下であり、かつ、1時間値が0.1 ppm以下であること。
一酸化炭素 (CO)	1時間値の1日平均値が10 ppm以下であり、かつ、1時間値の8時間平均値が20 ppm以下であること。
二酸化窒素 (NO ₂)	1時間値の1日平均値が0.04 ppmから0.06 ppmまでのゾーン内又はそれ以下であること。
浮遊粒子状物質 (SPM)	1時間値の1日平均値が0.10 mg/m ³ 以下であり、かつ、1時間値が0.20 mg/m ³ 以下であること。
微小粒子状物質 (PM _{2.5})	1年平均値が15 µg/m ³ 以下(長期基準)であり、かつ、1日平均値が35 µg/m ³ 以下(短期基準)であること。
光化学オキシダント (Ox) ※ ²	1時間値が0.06 ppm以下であること。

※¹ 工業専用地域、車道その他一般公衆が通常生活していない地域又は場所については、適用しない。

※² なお、光化学オキシダントの生成防止のため、非メタン炭化水素 (NMHC)¹ について、「光化学オキシダントの日最高1時間値0.06 ppmに対応する午前6時から9時までの非メタン炭化水素の3時間平均値は、0.20 ppmCから0.31 ppmCの範囲にある。」という大気中炭化水素濃度の指針が設定されている。

¹ 非メタン炭化水素 (NMHC : Non-Methane hydrocarbons)

炭化水素の内光化学的に不活性なメタン (CH₄) を除いたものの総称で、揮発性有機化合物 (VOC : Volatile Organic Compounds) の一部。測定技術上、NMHCはアルデヒド類等の含酸素化合物に対して感度が低い。含酸素化合物を含めた揮発性有機化合物全体をVOCと呼ぶ。大気汚染常時監視測定局では、NMHCがVOCに相当するものとして測定されている。

(案)

東京都では、大気汚染の状況を把握するため、大気汚染防止法に基づき、住宅地域等に設置している一般環境大気測定局 47 局と、道路沿道に設置している自動車排出ガス測定局 35 局で大気環境中の大気汚染物質の濃度を測定している。

2017 年度における都内測定局の主な大気汚染物質の環境基準の達成状況は、次のとおりであった。

SO₂、CO は、全ての測定局で環境基準を達成した。1988 年度以降、おおむね環境基準を達成しているが、SO₂については、2000 年度では、三宅島噴火の影響を受け濃度が上がり、達成できない局があった。

NO₂ は、2007 年度以降、全ての一般環境大気測定局で環境基準を達成しているが、自動車排出ガス測定局における 2017 年度の達成率は 97%であった。

SPM は、全ての測定局で環境基準を達成した。2004 年度以降、おおむね環境基準を達成しているが、2006、2013 年度は、風が弱く拡散が起きにくいなどの気象的な要因により、環境基準を満たさない測定局が 1 局あった。

PM_{2.5} は、一般環境大気測定局において 47 局中 41 局で達成し、達成率は 87%、自動車排出ガス測定局において 34 局中 27 局で達成し、達成率は 79%であった²。

光化学オキシダントは、一般環境大気測定局のみで測定をしているが、全ての測定局で環境基準を達成していない。

現在、一般環境大気測定局で環境基準が未だ達成されていないのは、PM_{2.5} と光化学オキシダントであり、世界の大都市の中で最も水準の高い良好な大気環境を実現するためには、PM_{2.5} と光化学オキシダント濃度を低減していかなければならない。

² 2017 年度における自動車排出ガス測定局の局数については、休止中の玉川通り上馬局を除いている。

(案)

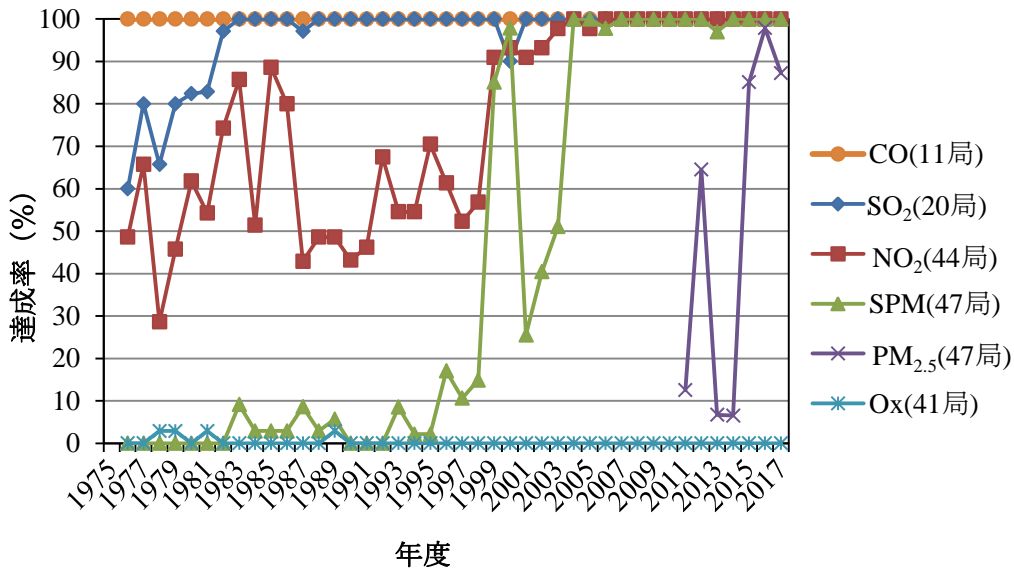


図 1-2 一般環境大気測定局の環境基準達成率の推移

※ () は、2017 年度時点の測定局数

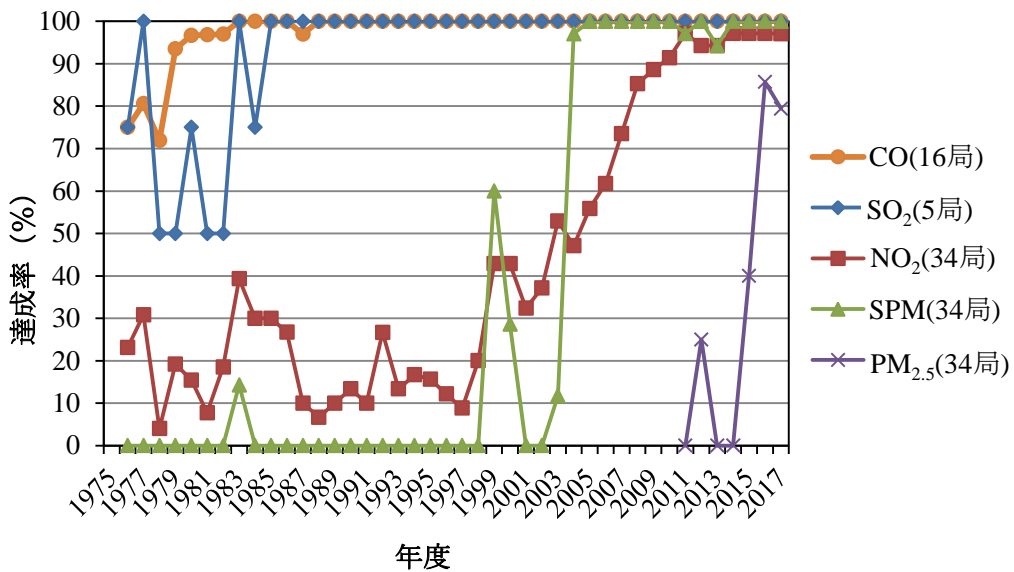


図 1-3 自動車排出ガス測定局の環境基準達成率の推移

※ () は、2017 年度時点の測定局数

※2017 年度における測定局については、休止中の玉川通り上馬局の測定局を除いている。

(案)

1.2.2 PM_{2.5}の健康影響

PM_{2.5}は、非常に小さいため呼吸器系の奥深くまで入りやすいことから、健康影響が懸念されている。

国内外の文献等では、短期暴露による肺機能の低下や呼吸器症状の増加といった健康影響があるため、大気中の濃度が上がると、入院・救急受診が増加すると示されている。

米国では、根拠となる科学的知見を見直し、2013年にPM_{2.5}の環境基準を年平均値15 µg/m³から12 µg/m³に改定した。このことにより、子供、高齢者、心臓病や肺疾患患者、PM_{2.5}の健康への悪影響(早期死亡率上昇、入院や救急受診の増加、慢性呼吸器疾患の進行)に高いリスクのある人々の保護が強化されるとしている⁴。

なお、世界保健機構(WHO)は、2005年に出版したWHO air quality guidelines global update 2005で、年平均値10 µg/m³のガイドライン値を示している。このガイドライン値は、これ以下でも健康影響が全くないとは言えないが、先進国の大都市圏で達成可能なレベルであり、達成することで健康へのリスクを効果的に減らすことを期待できるとしている⁵。

1.3 光化学オキシダントについて

1.3.1 光化学オキシダントとは

光化学オキシダントは、オゾン、ペルオキシアセチルナイトレート(Peroxyacetyl nitrate : PAN)やその他光化学反応により生成される酸化性物質であり、ほとんどがオゾンである。

光化学オキシダントは、図1-5に示すとおり、人為起源(工場や自動車等)や自然起源由来のNO_xやVOCが、大気中で太陽光(紫外線)を受けて二次生成される。

光化学オキシダント濃度が高い時、気象条件により白くもやのかかった状態となる。この状態を光化学スモッグという。

1.3.2 光化学オキシダントの健康影響

光化学スモッグにより、目がチカチカする、喉が痛いなどの症状が出る場合がある。東京都では、光化学スモッグによる都民の健康被害を防止するため、光化学オキシダント濃度が発令基準以上となった場合に、光化学スモッグ注意報等を発令している。光化学スモッグによる被害が発生した場合、保健所が中心となり学校や地区医師会等関係機関と連携を図り、被害届の受理、現地調査等を実施している。環境基準が達成できていない光化学オキシダントではあるが、2014年度以降、都内において光化学スモッグによると思われる保健所への被害の届出はない。

⁴ U.S. EPA, National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter, Final Rule, Federal Register, January 15 (2013)

⁵ World Health Organization, Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe. (2006)

(案)

表 1-2 光化学スモッグ発令状況及び被害届出数（東京都）

年 度	発 令 日 数			被害届出状況(単位：人)	
	注意報※1	警報※2	予報※3	被害者数	内 入院患者数
2000	23	0	5	16	0
2001	23	0	2	52	0
2002	19	0	6	410	0
2003	8	0	2	12	0
2004	18	0	6	159	0
2005	22	0	7	247	1
2006	17	0	7	2	0
2007	17	0	5	0	0
2008	19	0	1	94	0
2009	7	0	0	0	0
2010	20	0	5	18	0
2011	9	0	0	0	0
2012	4	0	2	0	0
2013	17	0	11	2	0
2014	9	0	5	0	0
2015	14	0	8	0	0
2016	5	0	0	0	0
2017	6	0	5	0	0
2018	9	0	4	0	0

※1 光化学スモッグ注意報 発令基準

基準測定点（区部 24 測定地点、多摩部 17 測定地点の計 41 地点）において、光化学オキシダント濃度が 0.12 ppm 以上で、気象条件からみて、その状態が継続すると認められるとき。

※2 光化学スモッグ警報 発令基準

基準測定点において、光化学オキシダント濃度が 0.24 ppm 以上で、気象条件からみて、その状態が継続すると認められるとき。

※3 光化学スモッグ予報 発令基準

気象条件からみて、注意報等の状態が発生することが予想される時。また、光化学オキシダント濃度が注意報等の状態に近く、その状態が悪化することが予想される時。

米国では、2015 年に環境基準を 0.075 ppm（年間 4 番目に高い日最高 8 時間値の 3 年平均）から 0.070 ppm（年間 4 番目に高い日最高 8 時間値の 3 年平均）に強化した。このことにより、子供、高齢者、喘息やその他の肺疾患患者、健康への悪影響（肺機能低下、呼吸器症状や肺炎の増加、入院や救急受診の増加）に高いリスクのある人々の保護が強化されるとしている⁶。

なお、世界保健機構は、2005 年に出版した WHO air quality guidelines global update 2005 で、日最高 8 時間値 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ （ppm に換算すると約 0.050 ppm）のガイドライン値を示している。このガイドライン値以下でも、敏感な人たちは健康影響を受ける可能性があるとしている。また、自然の原因により、提案されたガイドライン値を、時折、超過することがあ

⁶ U.S. EPA, National Ambient Air Quality Standards for Ozone, Final Rule, Federal Register, October 26, (2015)

るとしている⁷。

1.4 東京都の政策目標

東京都では、世界の大都市の中で最も水準の高い良好な大気環境を実現することを目指し、東京都環境基本計画（2016年3月）及び「都民ファーストでつくる『新しい東京』～2020年に向けた実行プラン～」(2016年12月)において、PM_{2.5}、光化学オキシダントに関する政策目標を掲げている。

表 1-3 東京都の政策目標

政策目標	目標年次	目標値
光化学スモッグ注意報 ^{※1} の発令日数	2020年度	ゼロ
光化学オキシダント濃度	2030年度	全ての測定局で0.07 ppm以下（8時間値） ^{※2}
PM _{2.5} の環境基準 ^{※3}	2020年度	長期基準の達成
	2024年度	達成

※1 大気汚染防止法に基づき光化学オキシダント濃度の1時間値が0.12 ppm以上になり、気象条件からみてその状態が継続すると認められる場合に都道府県知事等が発令する。

※2 年間4番目に高い日最高8時間値の3年平均。なお、0.07 ppmは、0.070 ppmとして目標達成状況を評価する。

※3 1年平均値が15 µg/m³以下（長期基準）であり、かつ、1日平均値が35 µg/m³以下（短期基準）

1.5 検討会の設置について

これまでもPM_{2.5}、光化学オキシダントの生成メカニズムの解明や削減対策等について専門的な立場から学識経験者の意見を聴くため、光化学オキシダント対策検討会（2003年度から2004年度）や大気中微小粒子状物質検討会（2008年度から2011年度）を設置してきた。各検討会でまとめられた主な内容は、次のとおりである。

1.5.1 光化学オキシダント対策検討会（2003年度から2004年度まで）

1980年代以降、首都圏において、光化学オキシダント濃度が上昇し、光化学スモッグ注意報の発令レベルである0.12 ppm以上の高濃度の光化学オキシダントが出現する頻度が高まっていた。そこで、東京都は、光化学オキシダント対策検討会を設置し、その要因について、一般環境大気測定局のデータを解析し、今後の施策の方向性を示した。

1976年度から2002年度の関東地方の一般環境大気測定局データの解析結果から、「NO_x濃度、NMHC濃度が低く、NMHC/NO_x濃度比が小さい条件下なら、高濃度の光化学オキシダントの出現する割合が小さいこと」が明らかになった。

また、1996年度以降、NMHC/NO_x濃度比が、やや上昇傾向にあり、このことが2000年度以降の高濃度オキシダントの出現頻度の増加をもたらしている可能性があるとしている。NMHC/NO_x濃度比が上昇した理由として、自動車公害対策によるNO_x排出量の削減に対して、NMHC排出量の削減が追い付いていないことが挙げられた。

これらの検討結果を踏まえ、今後の施策のあり方について以下の通り提言された。

⁷ World Health Organization, Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe. (2006)

(案)

- ・光化学オキシダント濃度低減には、バランスのとれた VOC 対策と NO_x 対策が必要である。
- ・高濃度の光化学オキシダントの生成を抑制するためには、NO_x の排出削減対策のみならず、VOC の更なる排出削減対策が必要である。
- ・VOC の排出は、7割が固定発生源であること、業種が様々であり、また、中小規模の事業者が多いことから、VOC 対策については、事業者の実態に応じた取組を促進するため、都が積極的に支援する施策の展開が望ましい。
- ・広域的な対策を推進するため近隣自治体と連携し、都が先導的役割を果たしていくことが重要である。

1.5.2 大気中微小粒子状物質検討会（2008 年度から 2011 年度まで）

本検討会が設置された当時、東京都内の大気環境中の PM_{2.5} 濃度は米国や WHO が定める基準より高い水準にあるものの、国内では環境基準が設定されておらず、対策が進んでいなかった（2009 年度に環境基準設定）。

そこで、東京都は、都内の PM_{2.5} の大気環境中の実態、原因物質や生成メカニズムの解明及び削減対策等について専門的な立場から学識経験者の意見を聴くため、本検討会を設置した。

大気環境中の PM_{2.5} 濃度の実態調査やシミュレーションモデルによる発生源別寄与解析や将来濃度推計が行われ、これらの結果から対策の方向性を次のように示した。

基本的な対策の方向性

大気中の PM_{2.5} 濃度は改善してきていることから、これまで実施してきた削減対策を着実に推進していくこと。

既定の対策を継続した場合の将来推計濃度は環境基準を上回ることから、既定の対策に加え、新たな対策又は既定の対策の強化が必要である。

1 都内の対策

- ・二次生成粒子の寄与割合が約 2/3 を占めることから二次生成粒子の原因物質である NO_x、SO_x、VOC に着目した対策を推進すべきである。
- ・効果的な対策が行われていない船舶、家庭・業務の寄与が相対的に増加することが想定される。多様な発生源に対するきめ細やかな対策を推進していくべきである。

2 広域対策

- ・都外の様々な活動による影響が大きいことが明らかになり、都県域を越えた広域的な視点が不可欠である。
- ・関東地域外の影響も全体の約 2 割を占め、国外の影響も無視できない。国に対して、国外の発生源の実態や越境汚染の影響等の解明、その影響を低減する手段を講じることを求めるべきである。

3 対策効果の検証

- ・2008 年度から開始した都内 4 測定局での測定を継続し、データを対策効果の検証、対策の検討に活用すべきである。

(案)

1.5.3 大気中微小粒子状物質検討会（2017年度から2018年度まで）

本検討会では、2016年度に東京都が掲げたPM_{2.5}及び光化学オキシダントに関する政策目標（「2024年度までに、PM_{2.5}の環境基準達成率を100%に向上させる。」、「2030年度までに、全ての測定局における光化学オキシダント濃度を0.07 ppm以下とする。（年間4番目に高い日最高8時間値の3年平均）」等）の達成に向けて、新たに蓄積された科学的知見やデータも踏まえ、以下の事項について調査、検討を実施した。

- ・PM_{2.5}、光化学オキシダントの実態把握

2011年度から都内の大気環境中のPM_{2.5}の濃度測定が開始されるなど、モニタリング体制等が整備されてきたことを踏まえ、大気環境中濃度データからPM_{2.5}、光化学オキシダントの実態について把握する。

- ・PM_{2.5}、光化学オキシダントの発生源別寄与割合及びシミュレーション

シミュレーションやインベントリ⁸等、これまでに新たに得られた知見を踏まえ、シミュレーション解析を行い、インベントリが整備されている2015年度におけるPM_{2.5}、光化学オキシダントの発生源別の寄与割合について考察する。また、2008年度の発生源寄与についても同手法にて解析し、2015年度との比較を行うことで、その違いについて考察する。

- ・PM_{2.5}、光化学オキシダントの削減対策

シミュレーション解析結果等を基に、原因物質の削減対策を実施した場合の大気中濃度への低減効果を分析する。分析結果を踏まえて都内及び関東で対策を普及させた場合の影響や効果を解析し、広域連携による対策の必要性等について検討する。

また、関東地域外の影響も一定の割合を占めると言われていることから、大気環境中濃度データやシミュレーション解析結果を基に東京都におけるバックグラウンド濃度について考察する。

削減対策における経済的側面についても考慮するため、費用対効果に係る考察を試み、より効果的な対策について検討する。

本報告書では、2017年度から2018年度の検討会（平成29年度第1回～第3回、平成30年度第1回～第3回）において、大気環境中濃度データ及びシミュレーションモデルを用いた解析に基づいたPM_{2.5}、光化学オキシダントの実態、これまでの施策や大気汚染物質の発生源からの排出量の推移、今後の行政施策の方向性についての検討結果を報告する。

⁸ インベントリ

大気汚染物質の排出量を物質別、発生源別に推計整理した「排出目録」。インベントリは、シミュレーションモデルへの入力データに活用されるほか、主要な排出源の特定等、排出実態の定量的な把握にも用いられる。

(案)

2 東京都のPM_{2.5}、光化学オキシダントの現状

2.1 都内におけるPM_{2.5}の現況

2.1.1 経年変化（2001年度から2017年度まで）

東京都では、PM_{2.5}の環境基準が設定された2009年度以前から大気中のPM_{2.5}濃度を測定している。大気環境中濃度の年平均値は、2001年度からの10年間で約55%低下しており、それ以降、2017年度まで低下傾向を示している（図2-1）¹。

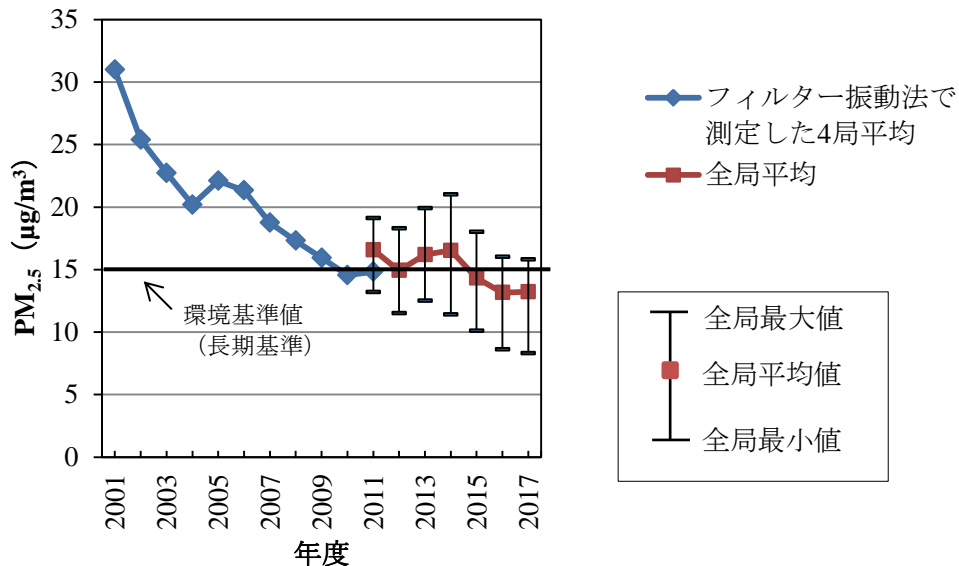


図 2-1 PM_{2.5}濃度年平均値の推移

- ※ PM_{2.5}の環境基準は2009年に設定。
- ※ 2001年度から2011年度までは、標準測定法が定められる前に、都内4局（一般環境大気測定局：2局、自動車排出ガス測定局：2局）でフィルター振動法により測定した結果。当時のフィルター振動法は、測定器の性質上、PM_{2.5}検出部を50℃に加温する必要があった。加温することでPM_{2.5}に含まれる半揮発性物質が揮散することから、フィルター振動法による測定値は、標準測定法による測定値と比べて低い濃度を示す傾向がある。2011年度からは、標準測定法により都内で測定した一般環境大気測定局及び自動車排出ガス測定局の結果。2011年度は30局、2012年度は55局、2013年度は80局、2014年度は81局、2015年度以降は82局。

東京都は、PM_{2.5}について「2024年度までに、環境基準達成率を100%に向上させる。」という政策目標を掲げている。

PM_{2.5}の環境基準は、長期基準（年平均値15 µg/m³以下）と短期基準（日平均値35 µg/m³以下）が設定されており、双方を達成して、環境基準の達成となる。

2017年度は、一般環境大気測定局において、長期基準は47局中46局、短期基準は47局中41局が達成し、双方を達成した局は47局中41局で、環境基準達成率は87%であった（図2-3）。2011年度から2014年度までは、短期基準達成率が低いことが要因となり、環境基準達成率を低下させていた。2015、2016年度では、長期基準と短期基準の達成率は、同程度であったが、2017年度では短期基準達成率が低いことが要因で再び環境基準達成率を低下させていた。（図2-3）。

¹ 2001年度から2016年度までの年平均値は、測定局数、測定方法ともに異なるため、直接の比較はできないが、フィルター振動法による測定値は標準測定法と比べて低い値を出す傾向があることを踏まえ、濃度傾向を考察した。

(案)

全国の一般環境大気測定局を集計した結果では、2016年度の長期基準の達成率は89.2%、短期基準の達成率は97.2%であり、環境基準達成は88.7%であった。2014年度までは短期基準達成率が長期基準達成率よりも低い傾向が見られたが、2015年度には長期基準と短期基準の達成率は同程度となり、2016年度では短期基準達成率が長期基準達成率よりも高くなった²。

一方、2017年度の自動車排出ガス測定局において、2017年度の長期基準は34局中31局、短期基準は34局中27局で達成し、双方を達成した局は34局中27局で、環境基準達成率は79%であった(図2-3)。長期基準と短期基準の達成率の経年変化は、一般環境大気測定局のように短期基準が環境基準達成率を低下させるような傾向は見られない(図2-4)。

全国の自動車排出ガス測定局の集計結果では、2016年度の長期基準の達成率は89.7%、短期基準の達成率は96.0%であり、環境基準達成は88.3%であった。2014年度までは短期基準達成率が長期基準達成率よりも低い傾向が見られ、2015年度以降は短期基準達成率が長期基準達成率を上回っていた³。

環境基準の達成率からも、大気環境中のPM_{2.5}濃度は、改善傾向にあることが示されている。

環境基準達成に向けた対策を検討していく上で、日平均値が高い日に着目し、その日の状況を解析することで、対策に有益な情報を得ることができる。日平均値が35 µg/m³を超える日を低減すれば、短期基準の達成率は上昇する。また、日平均値が低下すれば、年平均値も低下する。

年平均値は、図2-1に示すように長期基準の15 µg/m³付近で推移していることから、環境基準の達成率は年度ごとに大きく変動している。年平均値を現在よりも低減させることで、安定的に環境基準を達成するような状態にすることが求められる。

² 環境省，報道発表資料 平成28年度大気汚染状況について（一般環境大気測定局、自動車排出ガス測定局の測定結果報告）（平成30年3月20日），（2018）

³ 環境省，報道発表資料 平成28年度大気汚染状況について（一般環境大気測定局、自動車排出ガス測定局の測定結果報告）（平成30年3月20日），（2018）

(案)

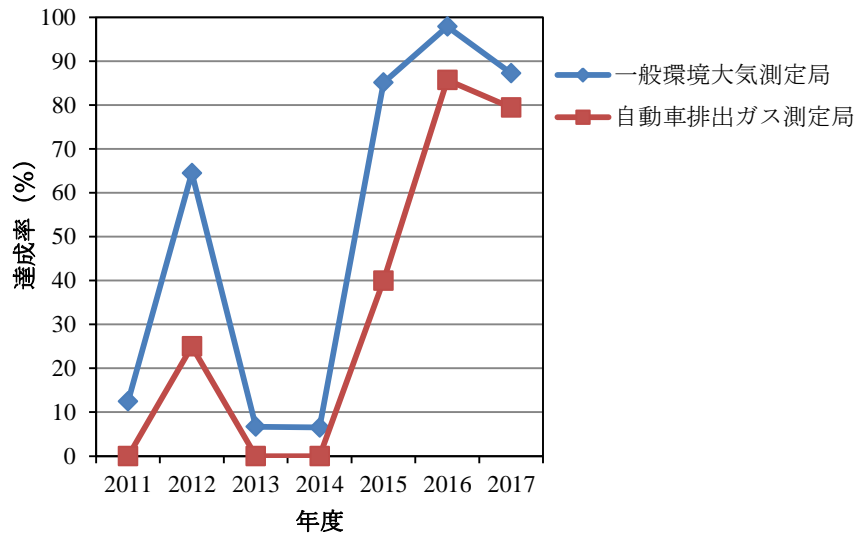


図 2-2 PM_{2.5} の環境基準の達成率

※ 一般環境大気測定局、自動車排出ガス測定局のそれぞれの局数は、以下の表のとおり。

表 一般環境大気測定局（一般局）及び自動車排出ガス測定局（自排局）の測定局数の推移

測定局	2011 年度	2012 年度	2013 年度	2014 年度	2015 年度以降
一般局	16 局	31 局	45 局	46 局	47 局
自排局	14 局	24 局	35 局	35 局	35 局

※ 2017 年度における自動車排出ガス測定局の局数については、休止中の玉川通り上馬局を除いている。

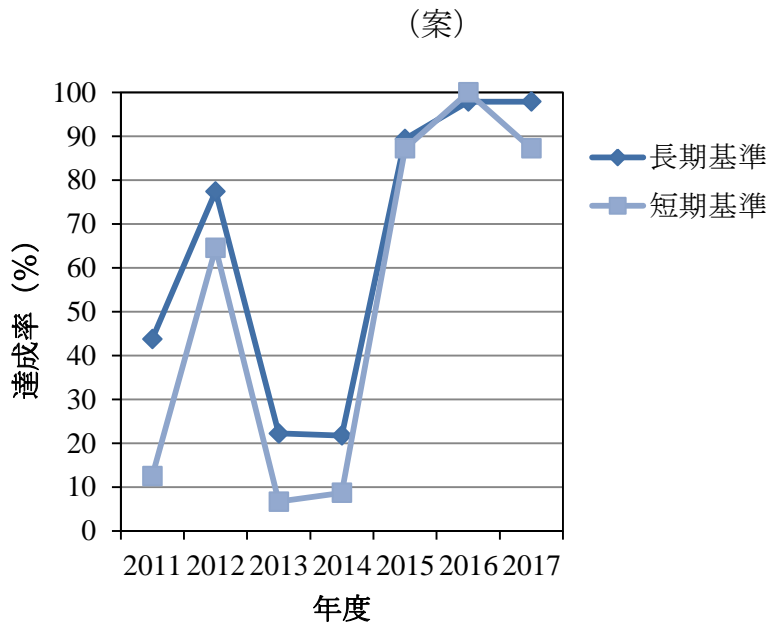


図 2-3 一般環境大気測定局の長期基準、短期基準の達成率

※ 一般環境大気測定局の局数は、図 2-2 に示す表のとおり。

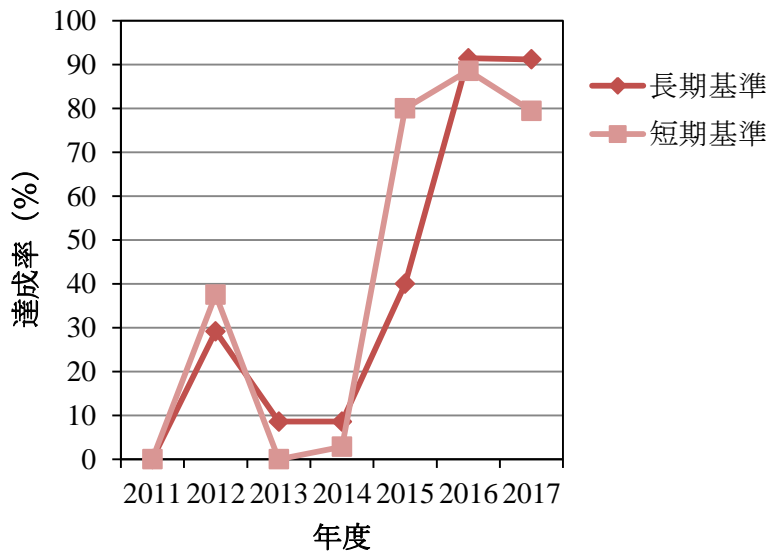


図 2-4 自動車排出ガス測定局の長期基準、短期基準の達成率

※ 自動車排出ガス測定局の局数は、図 2-2 に示す表のとおり。

(案)

2.1.2 月別の状況

短期基準の達成状況に季節的な特徴があるかを把握するため、2011年度から2017年度において、短期基準を超過した日数を月ごとに集計した(図2-5、図2-6)。9月は短期基準を超過する日が少ないという点が、全ての年度に共通していた。その他の月は、年度により超過する日数に違いはあるが、どの月も短期基準を超過する日があった(図2-5、図2-6)。9月は光化学オキシダントも濃度が低い傾向にあり、9月にPM_{2.5}、光化学オキシダント共に濃度が低くなる主な要因は、日照時間や日射量等が少ないことから、気象条件であると考えられる(資料編1 大気環境中濃度データの解析参照)。

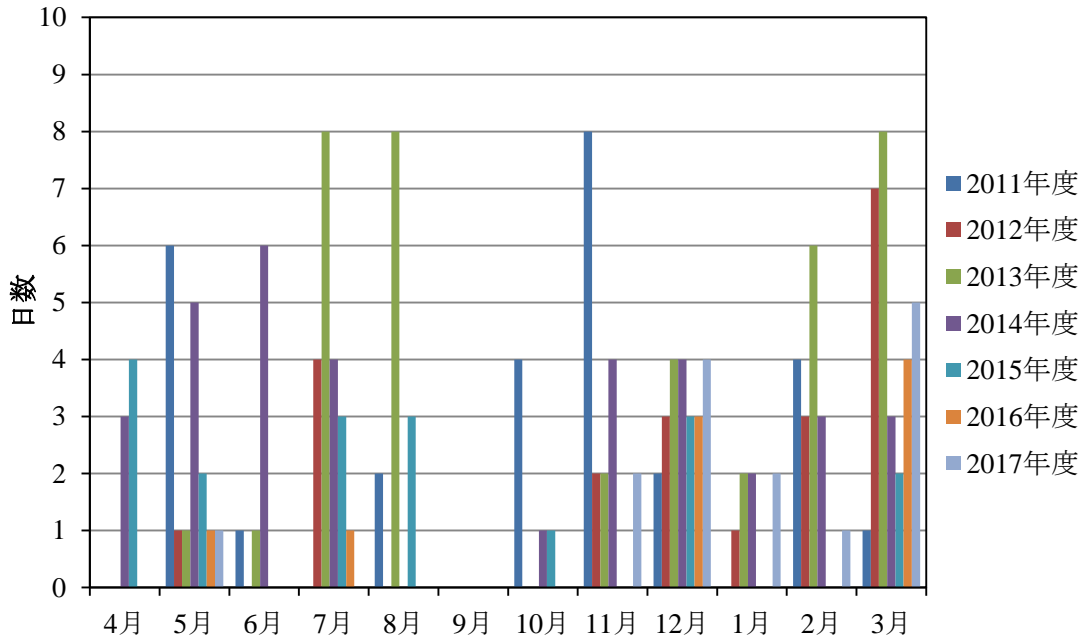


図 2-5 東京都内一般環境大気測定局のPM_{2.5}日平均値が35 µg/m³を超過した日数

※ 都内一般環境大気測定局のうち1局でもPM_{2.5}日平均値が35 µg/m³を超過した日を超過日として計上した。

(案)

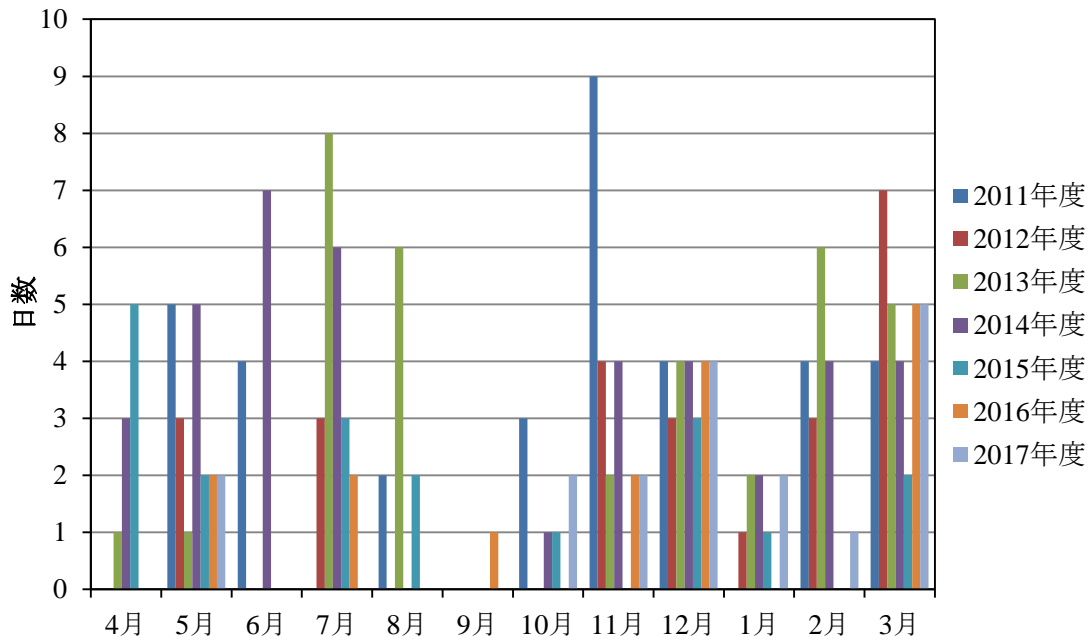


図 2-6 東京都内自動車排出ガス測定局のPM_{2.5}日平均値が35 µg/m³を超過した日数

※ 都内自動車排出ガス測定局のうち1局でもPM_{2.5}日平均値が35 µg/m³を超過した日を超過日として計上した。

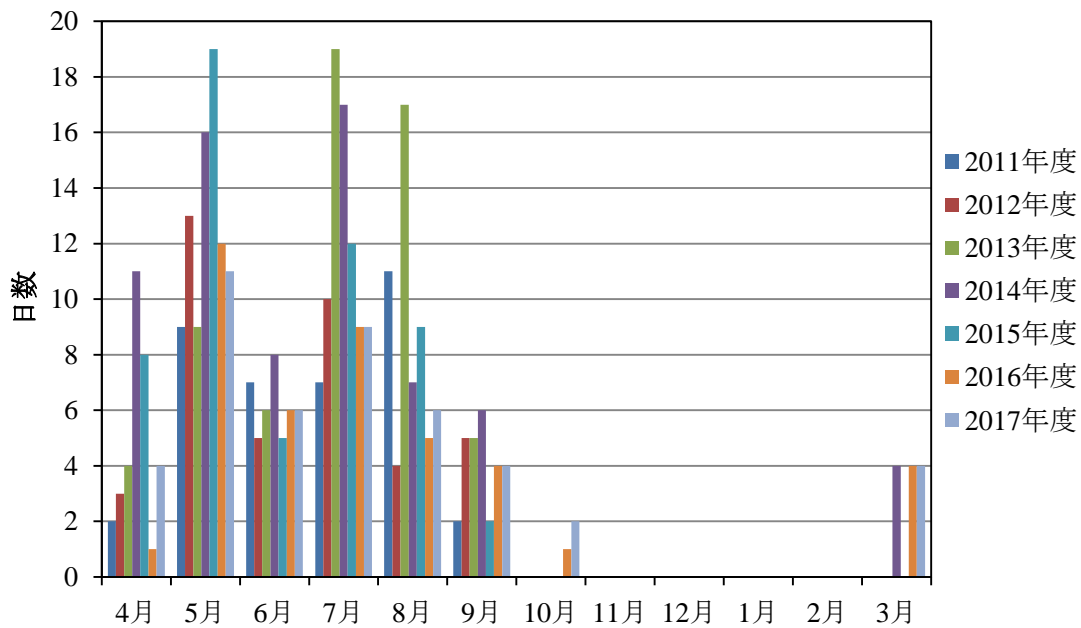


図 2-7 東京都内一般環境大気測定局の光化学オキシダント日最高8時間値が0.070 ppmを超過した日数

※ 都内一般環境大気測定局のうち1局でも光化学オキシダント日最高8時間値が0.070 ppmを超過した日を超過日として計上した。

2.1.3 季節的な特徴

(1) PM_{2.5}成分分析結果

前回の大気中微小粒子状物質検討会（2008年度から2011年度）では、大気中のPM_{2.5}成分の季節的な特徴を次のようにまとめた。

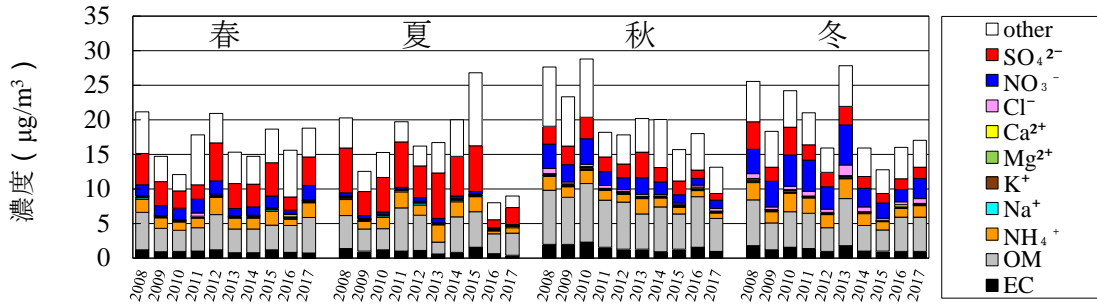
- ・有機炭素（OC）と元素状炭素（EC）は、秋季に高かった。
- ・硫酸イオン（SO₄²⁻）は夏季に高かった。これは、光化学反応等により二酸化硫黄（SO₂）が酸化されたものと考えられる。
- ・硝酸イオン（NO₃⁻）と塩化物イオン（Cl⁻）は、秋季と冬季に高かった。これは、アンモニウムイオン（NH₄⁺）と結合した硝酸アンモニウム（NH₄NO₃）と塩化アンモニウム（NH₄Cl）が二次生成され、気温が低いことから粒子状のままになったためであると考えられる。

2008年度からのPM_{2.5}成分分析結果を図2-8、図2-9に示す。東京都では、都内23区、多摩部において、それぞれ一般環境大気測定局（区部：足立区綾瀬、多摩部：町田市中町（2012年度から多摩市愛宕））、自動車排出ガス測定局（区部：京葉道路亀戸（2016年度から永代通り新川）、多摩部：甲州街道国立）で調査を実施している。

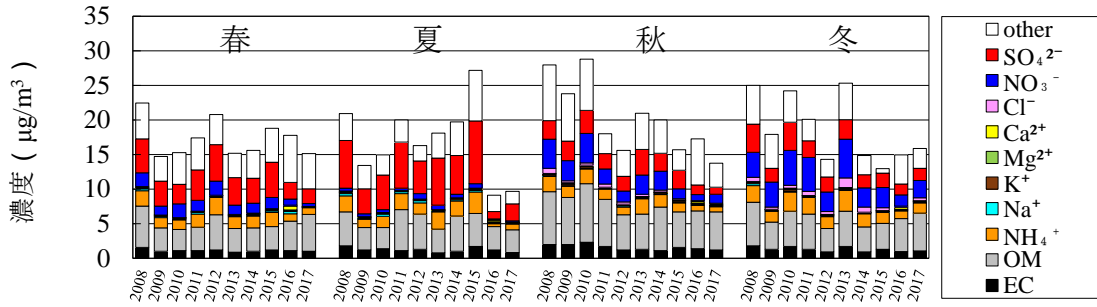
前回の検討会以降も継続して実施している成分分析からも同様の結果が確認された。また、2008年度から年間を通じて有機粒子（OM）の割合は約3割と比較的大きい傾向にあった。PM_{2.5}対策を検討する際には、夏季はSO_x、冬季はNO_xやアンモニア、年間を通してOMの一次排出物質や二次生成の原因物質であるVOC等の有機化合物を対象にした対策が注目される。

(案)

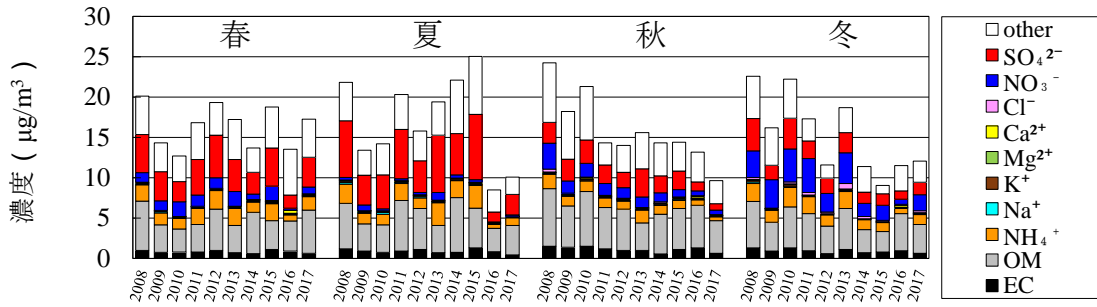
足立区綾瀬（区部一般局）



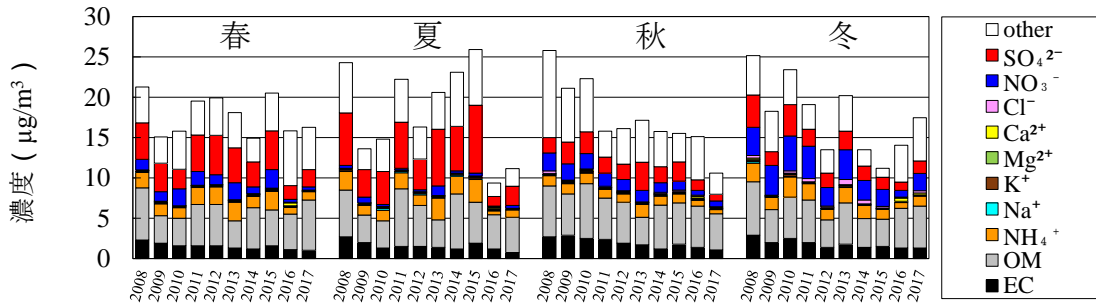
京葉道路亀戸、永代通り新川（区部自排局）



町田市中町、多摩市愛宕（多摩部一般局）



甲州街道国立（多摩部自排局）



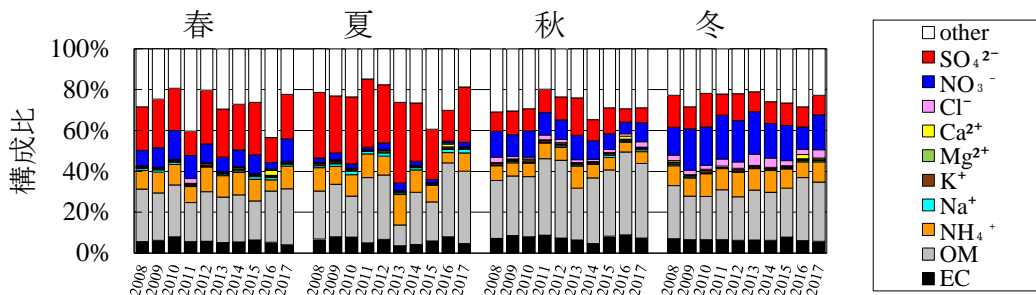
年度

図 2-8 各季節の PM_{2.5} 成分濃度の経年変化

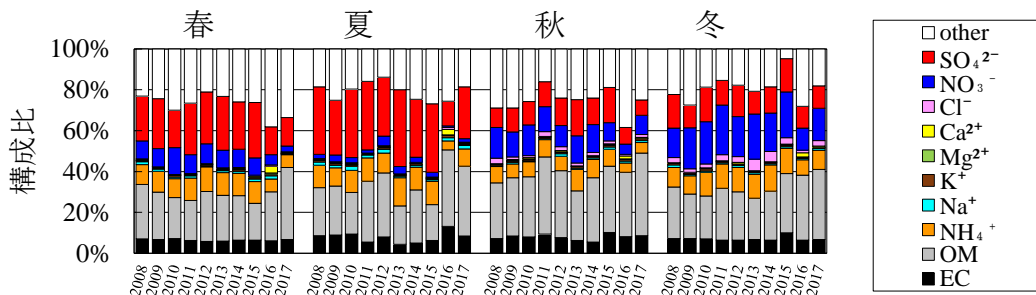
- ※ PM_{2.5}成分分析では、主に春は5月、夏は7月、秋は10月、冬は1月に調査を実施している。
- ※ OM (Organic Matter) は、有機炭素 (OC) と OC に結合している水素や酸素などを含む有機粒子。OM は「OC×1.7」として算出した。
- ※ other は、無機元素、水分などを含む。other は、「質量濃度 - 炭素成分 - イオン成分」とした。
炭素成分：OM + EC、イオン成分：SO₄²⁻ + NO₃⁻ + Cl⁻ + Ca²⁺ + Mg²⁺ + K⁺ + Na⁺ + NH₄⁺
- ※ 一般環境大気測定局（一般局）：足立区綾瀬、町田市中町（2012年度から多摩市愛宕）
- ※ 自動車排出ガス測定局（自排局）：京葉道路亀戸（2016年度から永代通り新川）、甲州街道国立

(案)

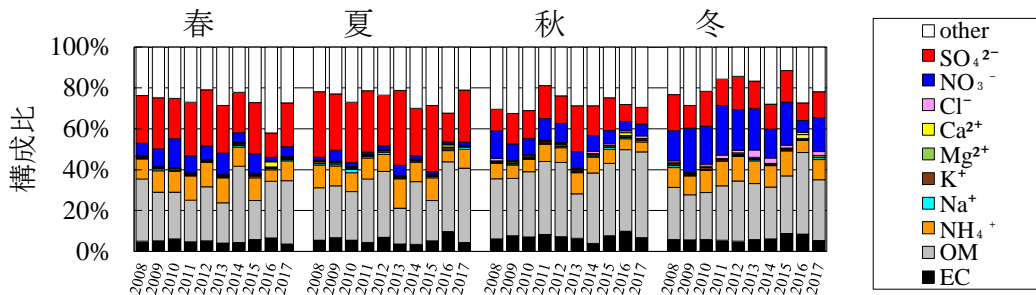
足立区綾瀬（区部一般局）



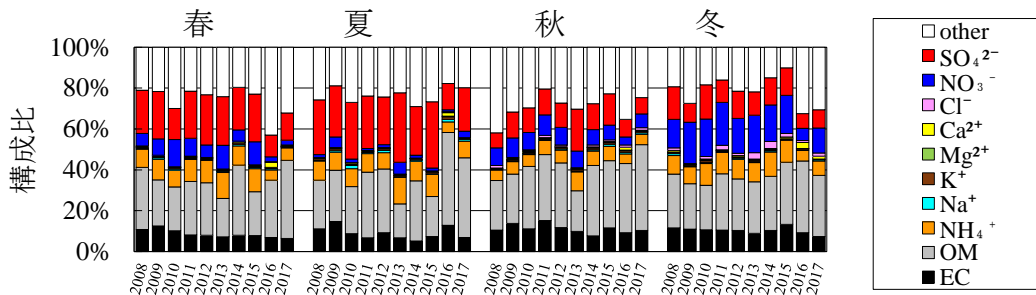
京葉道路亀戸、永代通り新川（区部自排局）



町田市中町、多摩市愛宕（多摩部一般局）



甲州街道国立（多摩部自排局）



年度

図 2-9 各季節の PM_{2.5} 成分構成割合の経年変化

- ※ PM_{2.5}成分分析では、主に春は5月、夏は7月、秋は10月、冬は1月に調査を実施している。
- ※ OM (Organic Matter) は、有機炭素 (OC) と OC に結合している水素や酸素などを含む有機粒子。OM は「OC×1.7」として算出した。
- ※ other は、無機元素、水分などを含む。other は、「質量濃度 - 炭素成分 - イオン成分」とした。炭素成分：OM + EC、イオン成分：SO₄²⁻ + NO₃⁻ + Cl⁻ + Ca²⁺ + Mg²⁺ + K⁺ + Na⁺ + NH₄⁺
- ※ 一般環境大気測定局（一般局）：足立区綾瀬、町田市中町（2012年度から多摩市愛宕）
- ※ 自動車排出ガス測定局（自排局）：京葉道路亀戸（2016年度から永代通り新川）、甲州街道国立

(案)

PM_{2.5} 成分分析の実施期間は、環境省の「微小粒子状物質 (PM_{2.5}) の成分分析ガイドライン」に基づき、春夏秋冬の4季節2週間程度としている。ただし、気象条件等による変動によっては、調査期間が必ずしも各季節の代表性を示しているわけではない。また、調査実施の都合上、事前に調査期間を決めるため、必ずしも調査期間に PM_{2.5} が高濃度になった日が含まれるわけではない。

そこで、ガイドラインに基づき実施した常時監視の PM_{2.5} 成分分析期間及び前後7日間、加えて PM_{2.5} が高濃度であった日の計 146 日について、東京都環境科学研究所 (江東区新砂) で保存している 2015 年度に捕集した PM_{2.5} ろ紙を対象として分析を実施した(表 2-1)。

表 2-1 東京都環境科学研究所で捕集した PM_{2.5} ろ紙を用いて成分分析を実施した対象日 (2015 年度)

月	日																検体数
4月	1日	2日	3日	4日	5日	6日	7日	8日	9日	10日	11日	12日	13日	14日	15日		13
	16日	17日	18日	19日	20日	21日	22日	23日	24日	25日	26日	27日	28日	29日	30日		
5月	1日	2日	3日	4日	5日	6日	7日	8日	9日	10日	11日	12日	13日	14日	15日		27
	16日	17日	18日	19日	20日	21日	22日	23日	24日	25日	26日	27日	28日	29日	30日	31日	
6月	1日	2日	3日	4日	5日	6日	7日	8日	9日	10日	11日	12日	13日	14日	15日		0
	16日	17日	18日	19日	20日	21日	22日	23日	24日	25日	26日	27日	28日	29日	30日		
7月	1日	2日	3日	4日	5日	6日	7日	8日	9日	10日	11日	12日	13日	14日	15日		19
	16日	17日	18日	19日	20日	21日	22日	23日	24日	25日	26日	27日	28日	29日	30日	31日	
8月	1日	2日	3日	4日	5日	6日	7日	8日	9日	10日	11日	12日	13日	14日	15日		11
	16日	17日	18日	19日	20日	21日	22日	23日	24日	25日	26日	27日	28日	29日	30日	31日	
9月	1日	2日	3日	4日	5日	6日	7日	8日	9日	10日	11日	12日	13日	14日	15日		0
	16日	17日	18日	19日	20日	21日	22日	23日	24日	25日	26日	27日	28日	29日	30日		
10月	1日	2日	3日	4日	5日	6日	7日	8日	9日	10日	11日	12日	13日	14日	15日		22
	16日	17日	18日	19日	20日	21日	22日	23日	24日	25日	26日	27日	28日	29日	30日	31日	
11月	1日	2日	3日	4日	5日	6日	7日	8日	9日	10日	11日	12日	13日	14日	15日		10
	16日	17日	18日	19日	20日	21日	22日	23日	24日	25日	26日	27日	28日	29日	30日		
12月	1日	2日	3日	4日	5日	6日	7日	8日	9日	10日	11日	12日	13日	14日	15日		11
	16日	17日	18日	19日	20日	21日	22日	23日	24日	25日	26日	27日	28日	29日	30日	31日	
1月	1日	2日	3日	4日	5日	6日	7日	8日	9日	10日	11日	12日	13日	14日	15日		20
	16日	17日	18日	19日	20日	21日	22日	23日	24日	25日	26日	27日	28日	29日	30日	31日	
2月	1日	2日	3日	4日	5日	6日	7日	8日	9日	10日	11日	12日	13日	14日	15日		9
	16日	17日	18日	19日	20日	21日	22日	23日	24日	25日	26日	27日	28日	29日			
3月	1日	2日	3日	4日	5日	6日	7日	8日	9日	10日	11日	12日	13日	14日	15日		4
	16日	17日	18日	19日	20日	21日	22日	23日	24日	25日	26日	27日	28日	29日	30日	31日	
計																146	

- 成分分析期間
- 成分分析期間前後7日間
- 高濃度イベント期間*
- 赤 一般局・自排局ともに超過
- 緑 一般局のみ超過
- 青 自排局のみ超過
- * 一般局 or 自排局で都内1局以上短期基準 (35 μg/m³) を超過した日の前後1日を含む3日間
- その他対象期間

(案)

研究所で採取した 2015 年度における PM_{2.5} は、春季及び夏季に有機粒子 (OM) 及び硫酸イオン (SO₄²⁻)、秋季では有機粒子 (OM)、冬季では OM 及び硝酸イオン (NO₃⁻) の割合が高く、ガイドラインに基づき実施している PM_{2.5} 成分分析期間 (14 日間) とおおむね同様の成分割合の傾向を示した (図 2-10)。

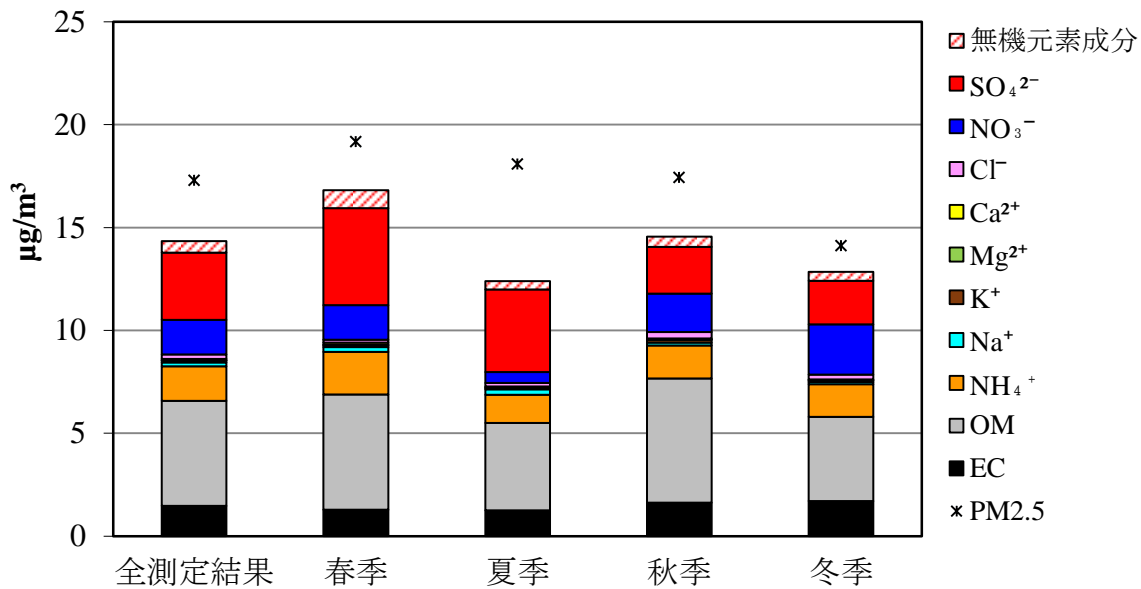


図 2-10 2015 年度の東京都環境科学研究所における PM_{2.5} 成分分析結果

※ 年度ごとに集計し考察を行ったため、季節を以下のように区分し整理した。

春季：4～6月、夏季：7～9月、秋季：10～12月、冬季：1～3月

※ OM は「OC×1.7」として算出した。

※ PM_{2.5} 質量濃度は、近隣の一般環境大気測定局（江東区大島局）における β 線吸収法を用いた PM_{2.5} 自動測定機から算出した。

(案)

2015年度の夏季においては、成分割合ではガイドラインに基づき東京都が実施した常時監視のPM_{2.5}成分分析期間と同期間である14日間と同様の傾向（春季及び夏季に有機粒子（OM）及び硫酸イオン（SO₄²⁻）の割合が高い）を示すものの、PM_{2.5}質量濃度については、常時監視の14日間では濃度が高い結果となり、前後7日間を含めた28日間ではPM_{2.5}成分濃度の総和に近い結果となった。

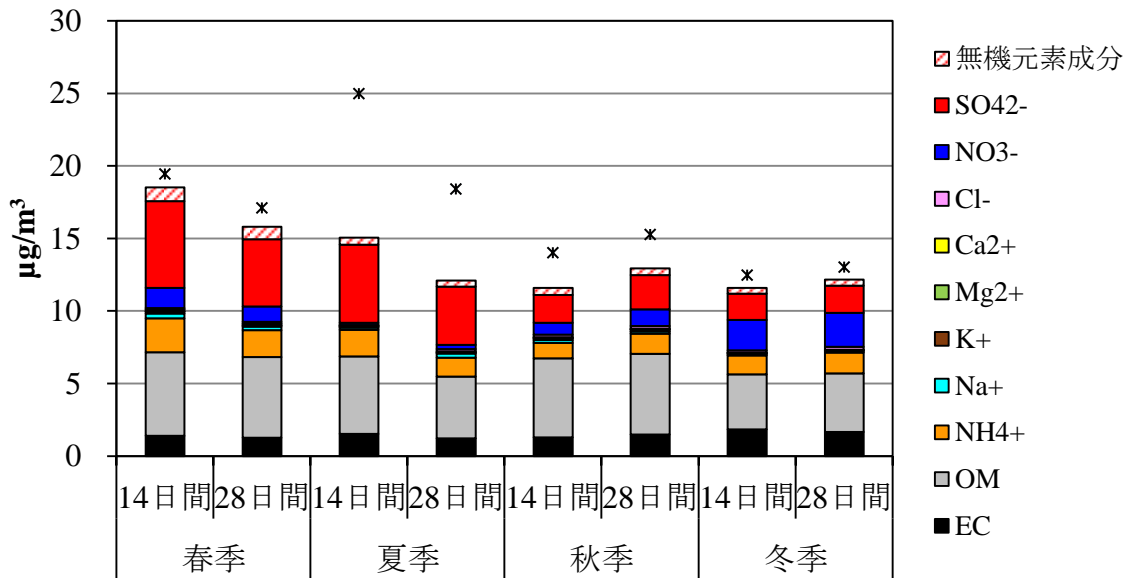


図 2-11 2015年度の東京都環境科学研究所におけるPM_{2.5}質量濃度高濃度日の成分割合（常時監視で実施した14日と28日間）

- ※ 14日間は、成分分析ガイドラインに基づき常時監視として実施した成分分析期間と同期間。
- ※ 28日間は、上記14日間に前後7日間を含めた期間。
- ※ OMは「OC×1.7」として算出した。
- ※ PM_{2.5}質量濃度は、近隣の一般環境大気測定局（江東区大島局）におけるβ線吸収法を用いたPM_{2.5}自動測定機から算出した。

(案)

2015年度のPM_{2.5}が高濃度であった期間におけるPM_{2.5}成分割合を図2-12に示す。PM_{2.5}質量濃度が1日平均値30 µg/m³を上回る日を高濃度日の対象とした。高濃度日においても、図2-10のPM_{2.5}成分濃度の季節別の特徴と同様の傾向（高濃度日の主成分 夏季：硫酸イオン(SO₄²⁻)、有機粒子(OM)、冬季：硝酸イオン(NO₃⁻)、有機粒子(OM))が確認された(図2-12)。

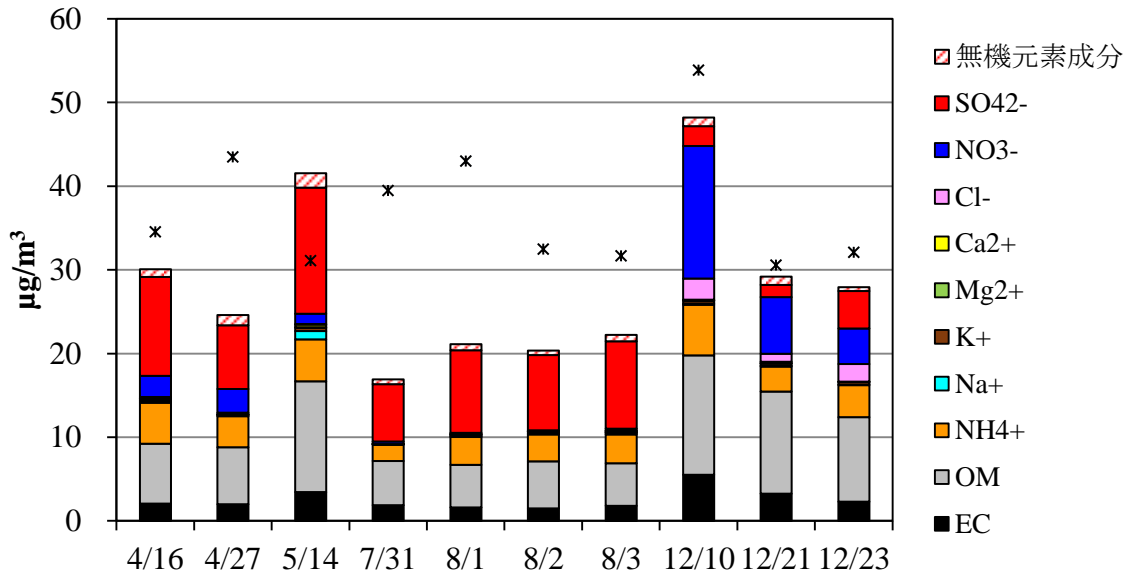


図 2-12 2015年度の東京都環境科学研究所におけるPM_{2.5}質量濃度高濃度日の成分割合

- ※ PM_{2.5}質量濃度が30 µg/m³を上回る日を高濃度日とした。PM_{2.5}質量濃度は、近隣の一般環境大気測定局（江東区大島局）におけるβ線吸収法を用いたPM_{2.5}自動測定機から算出した。
- ※ OMは「OC×1.7」として算出した。
- ※ 5月14日については、各成分濃度の総和がPM_{2.5}質量濃度を超過している。PM_{2.5}質量濃度は近隣の江東区大島測定局の結果から算出した結果、無機成分及びイオン成分はPTFEろ紙、炭素成分(OC、EC)は石英ろ紙から分析した結果であり、必ずしもPM_{2.5}成分濃度の和とPM_{2.5}質量濃度が一致するわけではないことに留意する必要がある。

(案)

(2) シミュレーションモデルを用いた発生源寄与解析

大気汚染物質の発生源寄与の推測や大気汚染物質の影響解析、将来の環境濃度予測を検討する手法の一つとして、シミュレーションモデルが挙げられる。シミュレーションモデルとは、発生源からの大気汚染物質の排出量データを仮定の空間内で、移流・拡散・反応させ計算するものである。

PM_{2.5}の発生源の影響を考察するため、シミュレーションモデルを用いた発生源寄与割合の推計を実施した。今回構築したシミュレーションモデルの概要は表 2-2、図 2-13 のとおりである。

表 2-2 シミュレーションモデルの設定条件

項目	内容
対象年度	2015 年度
計算対象期間	2015 年度の 1 年間
計算対象領域	東アジア域：格子解像度 45 km 日本域：格子解像度 15 km 関東域：格子解像度 5 km
気象モデル	WRF Ver. 3.8.1 (Weather Research and Forecasting Model)
化学輸送モデル	CMAQ Ver. 5.1 (Community Multi-scale Air Quality Model)
排出インベントリ	東アジア域 人為起源：HTAP V2 (2010) 森林火災起源：GFEED ver.4 (2015) 火山起源：気象庁ホームページ 植物起源：MEGAN v2.0.4 (2015) 日本域・関東域 人為起源：東京都インベントリ (2015)、環境省インベントリ (2012) 人為起源海上：OPRF 船舶排出量データベース (2010)
拡散モデル	ACM2 (鉛直)、Multiscale (水平)
気相モデル	SAPRC07
エアロゾル化学モデル	AERO6
境界条件	東アジア域：全球モデル CHASER の計算結果 日本域・関東域：親領域の計算結果

※ () 内の年度の異なる排出インベントリについては、資源エネルギー庁の総合エネルギー統計等の統計値を用いて年次補正係数を作成し、2015 年度の排出インベントリを算出した。

※ HTAP (Hemispheric Transport of Air Pollution) : http://edgar.jrc.ec.europa.eu/htap_v2/

※ GFEED (Global Fire Emission Database) : <http://www.globalfiredata.org/>

※ MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature) : <http://lar.wsu.edu/megan/>

※ OPRF：ポートルースの交付金による日本財団の平成 24 年度助成事業「排出規制海域(ECA)設定による大気環境改善効果の算定事業」において笹川平和財団が作成したデータを用いた。

※ CHASER (Chemical AGCM for Studies of atmospheric Environment and Radiative forcing) : 名古屋大学 須藤准教授よりご提供いただいた名古屋大学 JAMSTEC の全球化学気候モデル CHASER の計算結果を用いた。

(案)

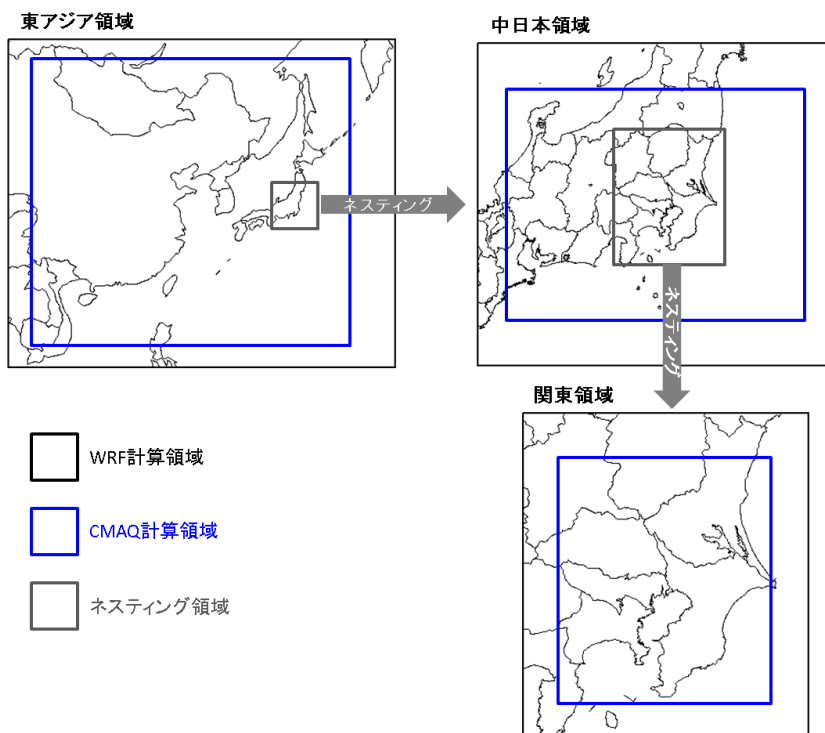


図 2-13 シミュレーションモデルの計算対象領域

シミュレーションモデルを用いた発生源寄与解析の手法として、解析対象とする発生源の排出量をゼロとした場合の推計濃度の変化量を、発生源からの寄与割合とするゼロアウト法（感度解析）は、発生源寄与解析で広く用いられている（図 2-14）。

一方、PM_{2.5}や光化学オキシダントといった二次生成の影響が大きい場合、発生源からの排出量と濃度の関係が非線形となる原因物質が多く存在する。ゼロアウト法による発生源寄与解析では、排出量と濃度の非線形の効果を大きく受ける可能性がある。本解析では、ゼロアウト法による解析は、排出量の変化（削減）に対する感度を示し、その感度を寄与割合とみなして値を評価していることに留意したうえで、発生源寄与割合を推計した。

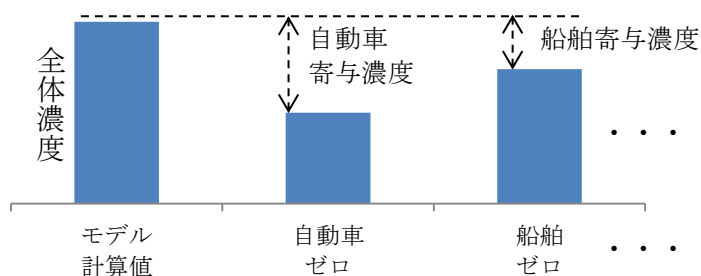


図 2-14 ゼロアウト法のイメージ

※ 特定の排出源における排出量をゼロとした場合の濃度を推計し、全体濃度と推計濃度との比較から寄与割合を推定する。

(案)

PM_{2.5} のゼロアウト法による解析期間は、成分分析ガイドラインに基づき実施した PM_{2.5} 成分分析期間とした (表 2-3)。

表 2-3 PM_{2.5} 発生源寄与解析の対象期間

季節	発生源寄与解析の対象期間
春季	2015年5月7日から5月22日
夏季	2015年7月28日から8月11日
秋季	2015年10月21日から11月3日
冬季	2016年1月20日から2月2日

シミュレーションモデルを用いた発生源寄与割合の推計の対象とした発生源とゼロアウト法を表 2-4 に示す。

表 2-4 発生源寄与解析 (ゼロアウト法) の対象領域と対象排出源

解析対象領域	関東地域 6 県と東京都の 2 パターン
解析対象排出源	9 種類×2 ①自動車 (自動車排出ガス、タイヤ摩耗、ブレーキ摩耗)、②船舶、③大規模固定煙源 (工場等のばい煙発生施設)、④業務・家庭 (業務・家庭用燃焼機器、調理、小型焼却炉、民生部門生活用品)、⑤建設機械、⑥VOC 発生施設 (蒸発系固定発生源等)、⑦その他の人為発生源 (航空機、野焼き、鉄道、たばこ、粉じん発生施設)、⑧アンモニア発生源 (畜産、化学肥料施肥、人の発汗・呼吸、ペット犬等)、⑨自然発生源 (植物起源、火山)
	⑩関東以外の排出 関東域における排出インベントリをゼロとして計算した。

人為起源の PM_{2.5} 発生源寄与割合は、季節により寄与割合の順位に差はあるものの、主に自動車、大規模固定煙源、アンモニア発生源等が挙げられた。

夏季では、他の季節と比べると、大規模固定煙源、船舶の寄与割合が大きかった。夏季では、一般的に南風が卓越し沿岸部に位置する大規模工場や船舶等から排出された大気汚染物質が輸送されるとともに、光化学反応により PM_{2.5} が二次生成されたと考えられる。

区部 (足立区綾瀬) と多摩部 (多摩市愛宕) で比較すると、区部では大規模固定煙源、多摩部では自動車の寄与割合が大きくなる傾向が確認された。区部に位置する足立区綾瀬では、周辺や臨海部に位置する工場等の影響を受ける一方、多摩部に位置する多摩市愛宕では、南側に位置する神奈川県域における自動車排出の影響を受けるため、発生源寄与割合に違いが表れたと考えられる。

また、四季を通じてアンモニア発生源の寄与割合が大きかった。これは、原因物質の排出量と推計濃度の非線形効果が大きく表れた可能性がある⁴。アンモニア発生源より排出さ

⁴ 排出量と濃度が線形とは、排出量の増減に比例して濃度が増減する関係をいい、反応性の低い一次排出物質や揮発性が強い物質で成り立つことが多い。二次生成物質では、原因物質の排出量を低減させた場合、低減割合から予測と異なる濃度低下となる関係 (非線形) となることがある。

(案)

れる NH_3 に係る $\text{PM}_{2.5}$ の生成反応として、 NH_3 と硝酸 (HNO_3) による硝酸アンモニウム (NH_4NO_3) の粒子化反応がある ($\text{NH}_3 + \text{HNO}_3 \rightleftharpoons \text{NH}_4\text{NO}_3$)。しかし、硝酸 (HNO_3) や原因物質である NO_x は、アンモニア発生源とは別の発生源 (自動車や大規模固定煙源等) から排出すると考えられ、アンモニア発生源の排出量をゼロとした場合、 NO_x の発生源からの $\text{PM}_{2.5}$ 生成寄与にも影響を与え、結果としてアンモニア発生源の $\text{PM}_{2.5}$ 発生源寄与割合が大きくなった可能性があることに留意する必要がある。

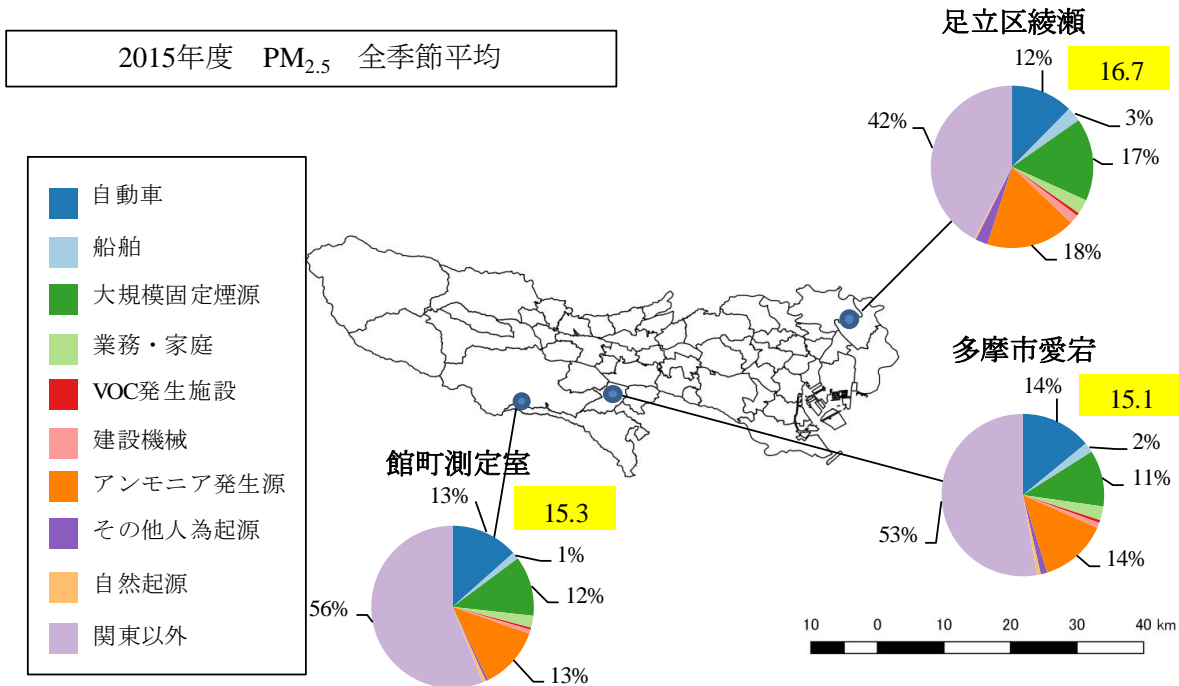


図 2-15 シミュレーションモデルを用いた東京都における $\text{PM}_{2.5}$ 発生源寄与割合推計結果 (2015 年度季節平均)

- ※ 各季節の期間平均。各発生源は、東京都と関東 6 県の寄与割合を合計した関東全域 (1 都 6 県) で示した。
- ※ 黄枠の数値は、各地点における $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度のシミュレーションモデルによる計算値を示す。(単位: $\mu\text{g}/\text{m}^3$)。
- ※ $\text{PM}_{2.5}$ 発生源寄与割合の数値 (%) は、自動車、船舶、大規模固定煙源、アンモニア発生源、関東以外について示した。

(案)

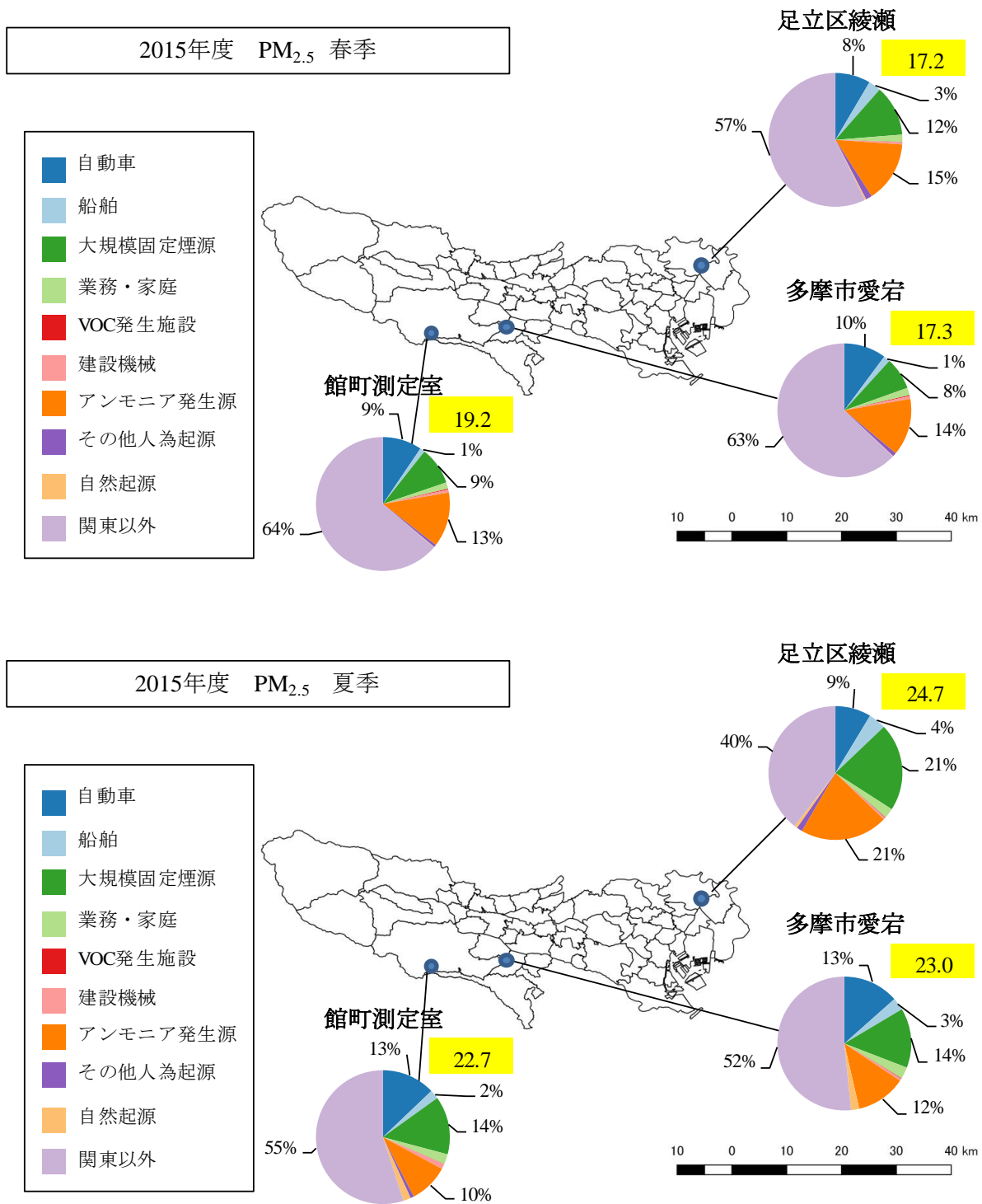


図 2-16 シミュレーションモデルを用いた東京都におけるPM_{2.5}発生源寄与割合推計結果 (2015年度) 上図：春季、下図：夏季

- ※ 各季節の期間平均。各発生源は、東京都と関東6県の寄与割合を合計した関東全域(1都6県)で示した。
- ※ 黄枠の数値は、各地点におけるPM_{2.5}質量濃度のシミュレーションモデルによる計算値を示す(単位: μg/m³)。
- ※ PM_{2.5}発生源寄与割合の数値(%)は、自動車、船舶、大規模固定煙源、アンモニア発生源、関東以外について示した。

(案)

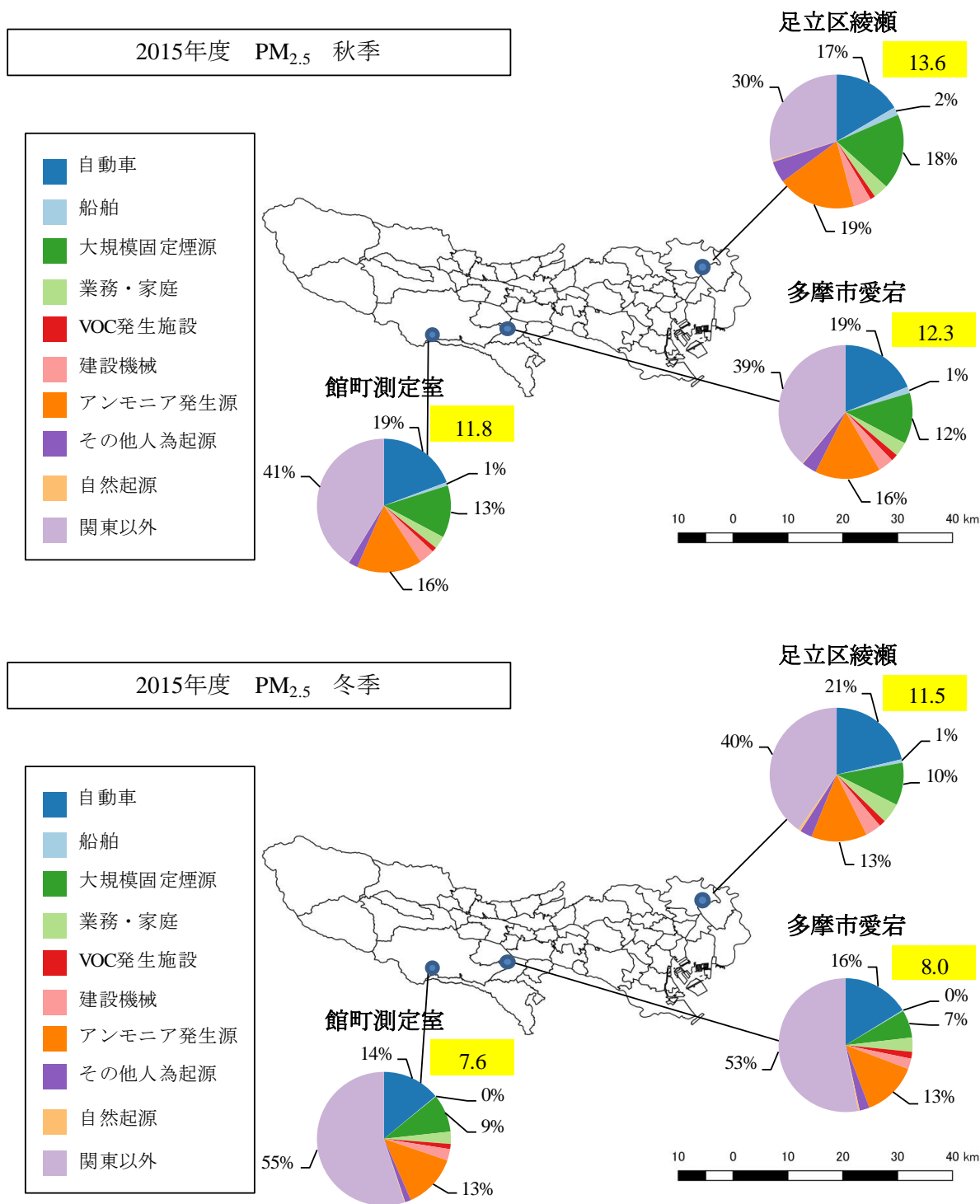


図 2-17 シミュレーションモデルを用いた東京都における PM_{2.5} 発生源寄与割合推計結果 (2015 年度) 上図：秋季、下図：冬季

- ※ 各季節の期間平均。各発生源は、東京都と関東 6 県の寄与割合を合計した関東全域 (1 都 6 県) で示した。
- ※ 黄枠の数値は、各地点における PM_{2.5} 質量濃度のシミュレーションモデルによる計算値を示す (単位: μg/m³)。
- ※ PM_{2.5} 発生源寄与割合の数値 (%) は、自動車、船舶、大規模固定煙源、アンモニア発生源、関東以外について示した。

(案)

(3) レセプターモデルを用いた発生源寄与解析

PM_{2.5}については、シミュレーションモデルを用いた発生源寄与解析の他に、環境大気中の測定結果から、遡って発生源寄与濃度を推定する手法であるレセプターモデルがある。上流に位置する多様な発生源 (Source) から大気汚染物質が排出され、それらが流下する間に様々な物理化学反応を経て、下流に位置する観測点 (Receptor) に到達する。シミュレーションモデルは上流から下流に向かっての解析するソースモデル (フォワードモデル) であるが、レセプターモデルは下流から上流に向かって解析するモデルであり、観測された成分濃度を基に、その濃度に影響を及ぼしたであろう発生源の寄与濃度を統計的に推定するものである (図 2-18)。

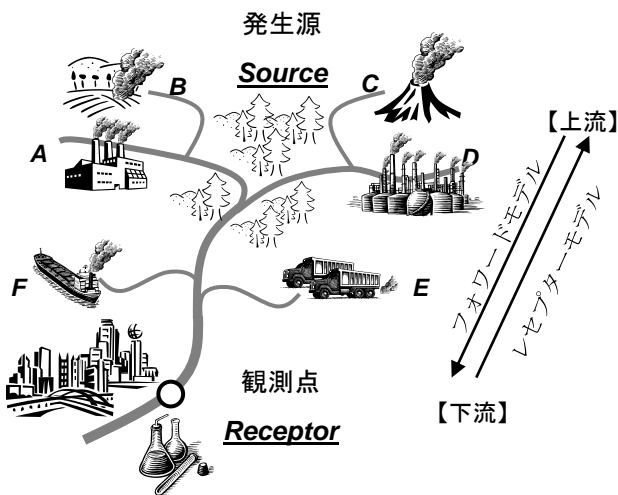


図 2-18 大気質モデルによる発生源寄与解析の概念図

※ (飯島 (2010) から作成)⁵

⁵ 飯島明宏, 入門講座大気モデル—第5講 レセプターモデル—, 大気環境学会誌 Vol 46 No4, (2011)

(案)

レセプターモデルは、CMB 法 (CMB : Chemical Mass Balance) と PMF 法 (PMF : Positive Matrix Factorization) の大きく二つの手法に分かれる。CMB は、大気環境濃度の測定値と発生源プロファイルと呼ばれる発生源の化学成分データを用い、指標となる成分を関連付けて解析を行う方法である。PMF は、発生源のデータを必要とせず、大気環境濃度の測定値の変動に着目して解析を行う方法である。

本検討会における解析に当たっては、PM_{2.5} 成分分析を実施した日本全国の測定局のうち、158 測定局及び 2.1.4 (1) の東京都環境科学研究所における成分分析結果を使用した⁶。

CMB 解析と PMF 解析の結果に共通して見られた傾向として、以下のとおりであった (図 2-19 から図 2-23)。

夏季では、他の季節と比べて硫酸アンモニウム ((NH₄)₂SO₄) の寄与割合が大きくなり、SO_x からの二次生成による影響が考えられる (図 2-21)。大気環境中における SO_x (SO₂ 等) は、光化学反応により酸化され硫酸 (H₂SO₄) となり、NH₃ と反応することで硫酸アンモニウム ((NH₄)₂SO₄) が生成されたと考えられる。

また、夏季では、重油燃焼の寄与が大きくなる傾向があった (図 2-21)。シミュレーションモデルによる発生源寄与解析でも、大規模固定煙源や船舶の発生源寄与割合が夏季において大きくなったように、重油燃焼は一般的に大規模固定煙源や船舶等の起源が考えられ、シミュレーションモデルによる解析と同様の傾向であることが確認された。

冬季では、他の季節と比べて硝酸アンモニウム (NH₄NO₃) の寄与割合が大きくなり、NO_x からの二次生成の影響が考えられる (図 2-23)。大気環境中における NO_x は、大気中で酸化され硝酸 (HNO₃) となり、NH₃ と反応することで硝酸アンモニウム (NH₄NO₃) が生成されたと考えられる。

春季では、他の季節と比べて道路・地殻の寄与割合が大きくなり、黄砂等の影響も考えられる (図 2-20)。

二次有機粒子 (二次 OC) は、各季節において一般環境大気環境測定局及び自動車排出ガス測定局ともに、2 割から 3 割を占めていた。また、二次生成粒子 (二次有機粒子、硫酸アンモニウム ((NH₄)₂SO₄)、硝酸アンモニウム (NH₄NO₃) 等) の寄与割合は、約 6 割から 7 割を占めており、PM_{2.5} の一次粒子よりも全体の割合が大きいことから、二次生成物質の原因物質である NO_x や SO_x、VOC を含む有機物から生成する PM_{2.5} の影響が大きいと考えられる。

⁶ CMB 解析に当たっては、EPA が公開している EPA CMB8.2 を用い、「発生源プロファイルは、「東京都微小粒子状物質検討会報告書 (東京都微小粒子状物質検討会、平成 23 年 7 月)」のプロファイル (土壌・道路粉じん、海塩、鉄鋼、重油燃焼、廃棄物焼却、自動車排気ガス、ブレーキ粉じん、植物質燃焼 (バイオマス燃焼)) を使用した。

PMF 解析では、EPA で公開されている EPA PMF 5.0 を用い、適切な因子数として 9 因子を採用した。

(案)

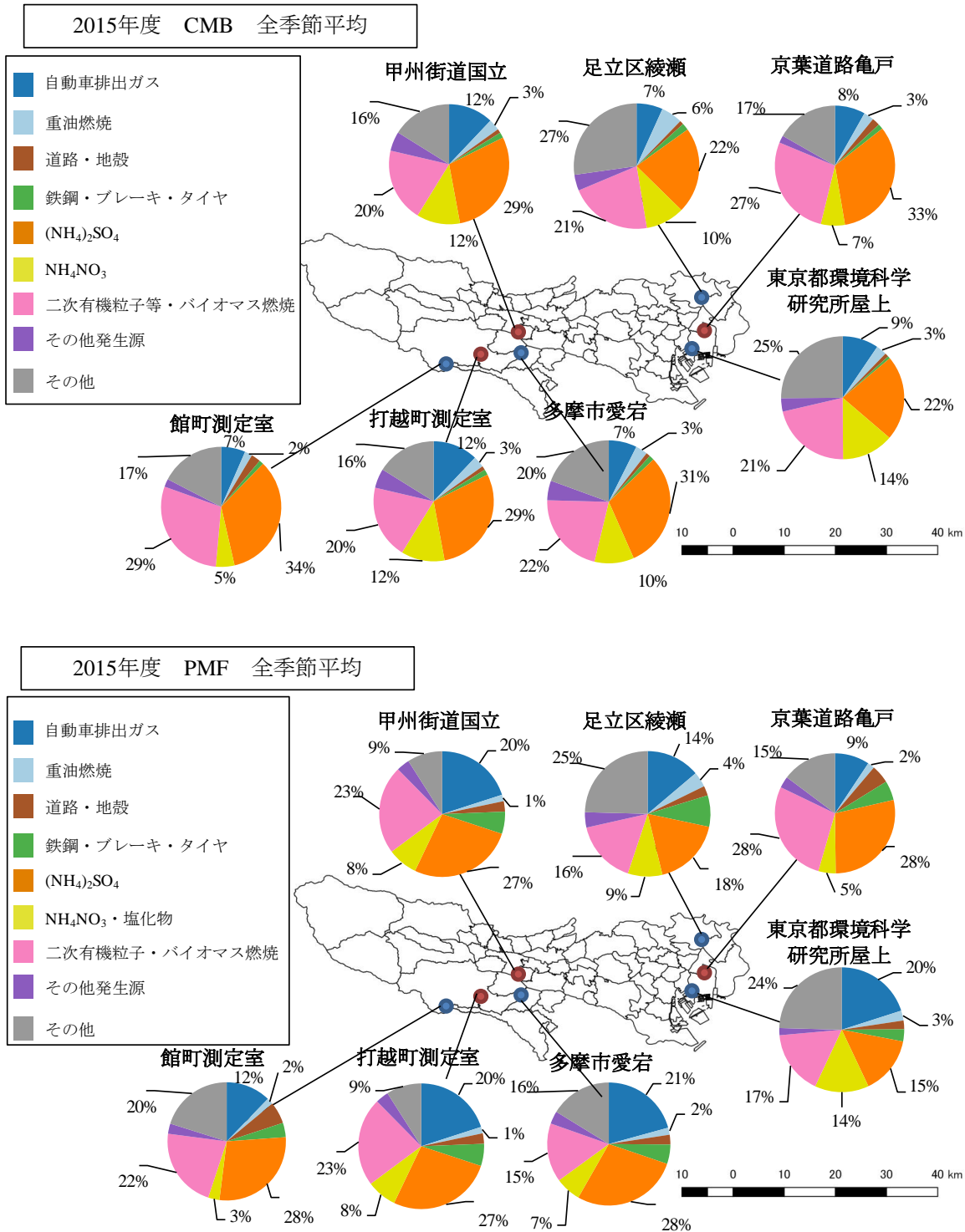


図 2-19 東京都におけるレセプターモデルを用いた発生源寄与割推計結果 (2015 年度 季節平均) 上図 : CMB、下図 : PMF

- ※ 発生源寄与割合は各調査地点の期間平均で算出した。
- ※ 青点は一般環境大気測定局、赤点は自動車排出ガス測定局を示す。東京都環境科学研究所は常時監視測定局ではないが、ここでは一般環境大気測定局として示した。
- ※ 発生源寄与割合の数値 (%) は、自動車排出ガス、重油燃焼、 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 、 NH_4NO_3 、2次 OC バイオマス燃焼、その他について示した。

(案)

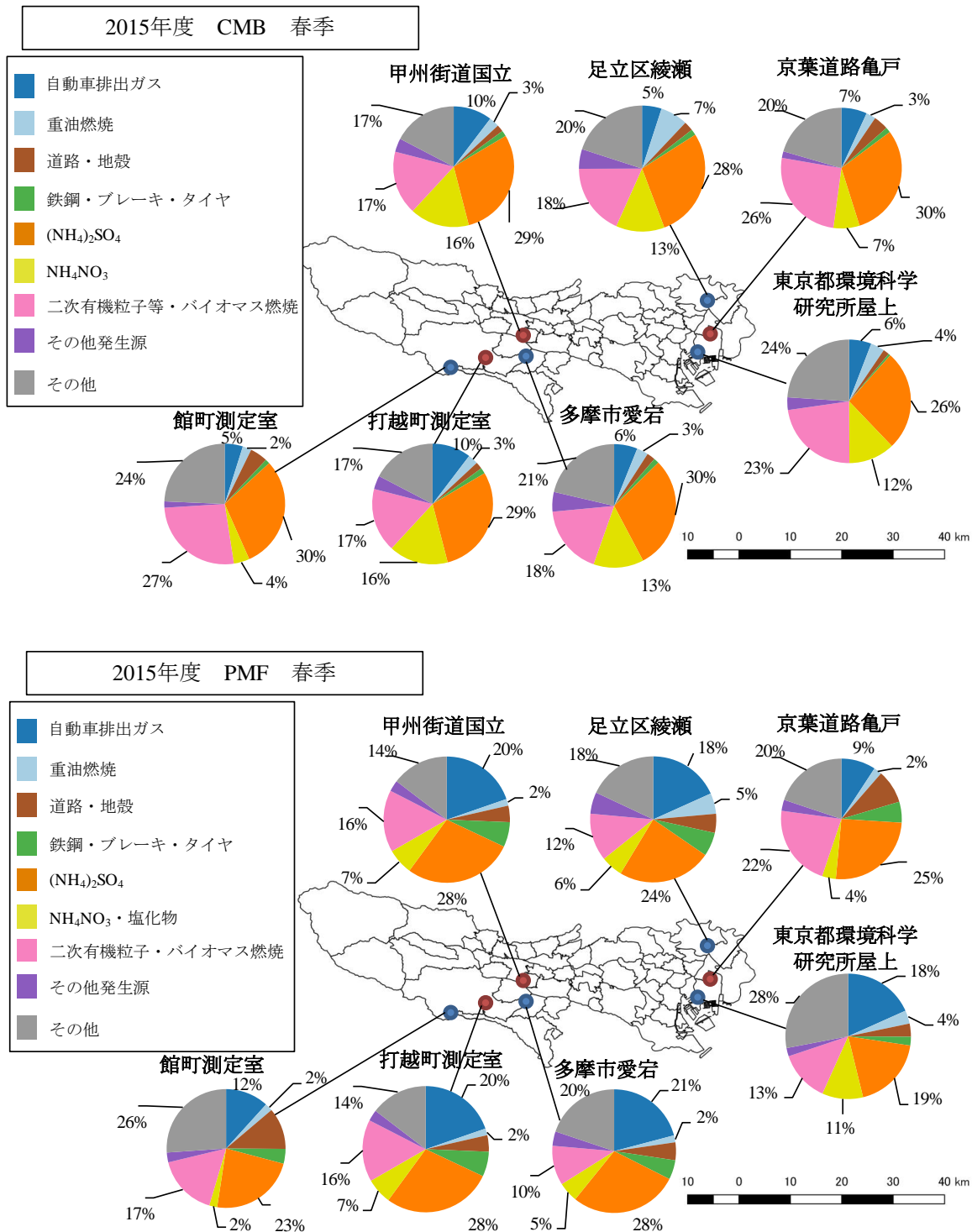


図 2-20 東京都におけるレセプターモデルを用いた発生源寄与割推計結果 (2015 年度 春季) 上図 : CMB、下図 : PMF

- ※ 発生源寄与割合は各調査地点の期間平均で算出した。
- ※ 青点は一般環境大気測定局、赤点は自動車排出ガス測定局を示す。東京都環境科学研究所は常時監視測定局ではないが、ここでは一般環境大気測定局として示した。
- ※ 発生源寄与割合の数値 (%) は、自動車排出ガス、重油燃烧、(NH₄)₂SO₄、NH₄NO₃、2次 OC バイオマス燃烧、その他について示した。

(案)

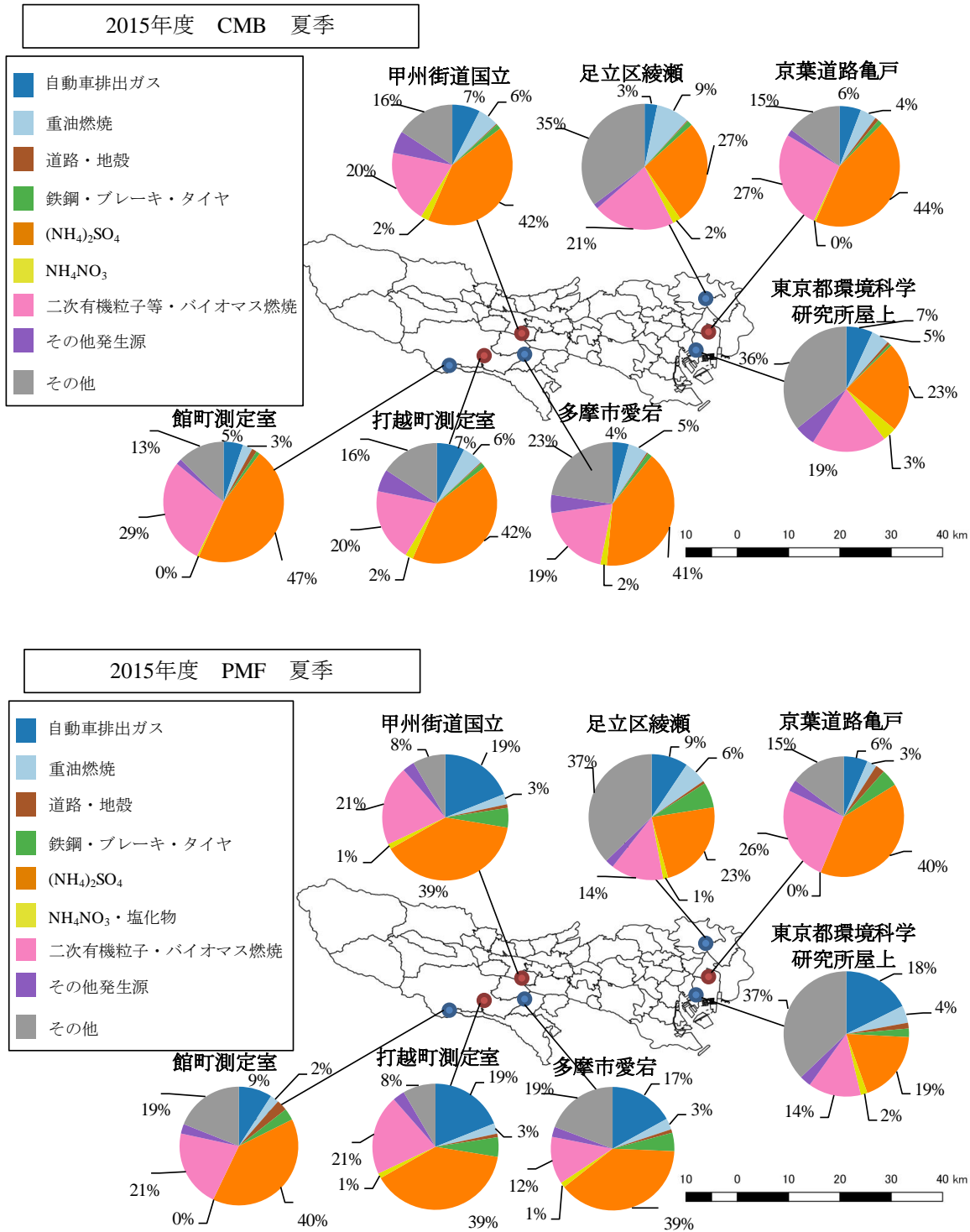


図 2-21 東京都におけるレセプターモデルを用いた発生源寄与割推計結果（2015 年度夏季） 上図：CMB、下図：PMF

※ 発生源寄与割合は各調査地点の期間平均で算出した。

※ 青点は一般環境大気測定局、赤点は自動車排出ガス測定局を示す。東京都環境科学研究所は常時監視測定局ではないが、ここでは一般環境大気測定局として示した。

※ 発生源寄与割合の数値（%）は、自動車排出ガス、重油燃焼、(NH₄)₂SO₄、NH₄NO₃、2次OCバイオマス燃焼、その他について示した。

(案)

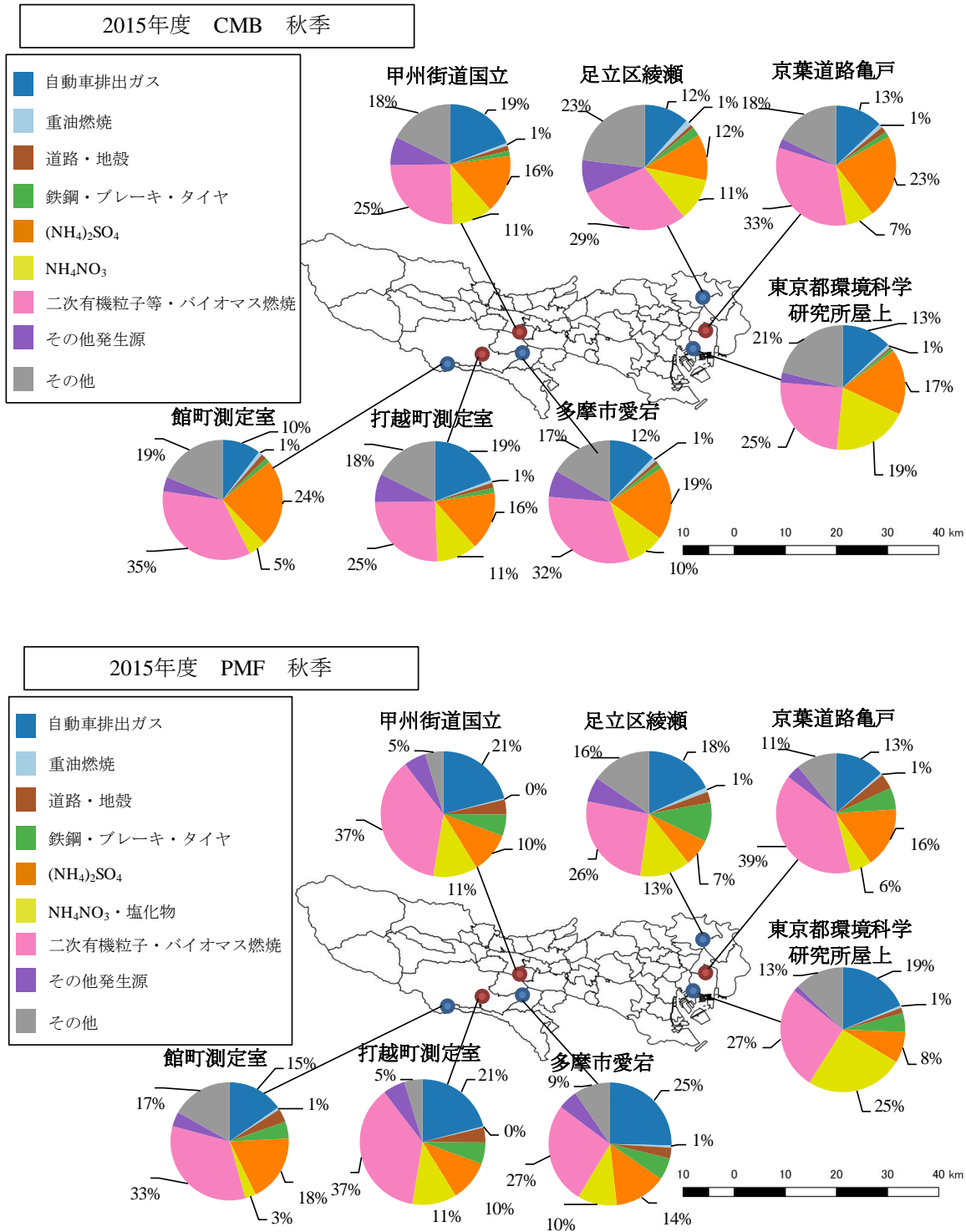


図 2-22 東京都におけるレセプターモデルを用いた発生源寄与割推計結果 (2015 年度 秋季) 上図: CMB、下図: PMF

- ※ 発生源寄与割合は各調査地点の期間平均で算出した。
- ※ 青点は一般環境大気測定局、赤点は自動車排出ガス測定局を示す。東京都環境科学研究所は常時監視測定局ではないが、ここでは一般環境大気測定局として示した。
- ※ 発生源寄与割合の数値 (%) は、自動車排出ガス、重油燃焼、(NH₄)₂SO₄、NH₄NO₃、2次 OC バイオマス燃焼、その他について示した。

(案)

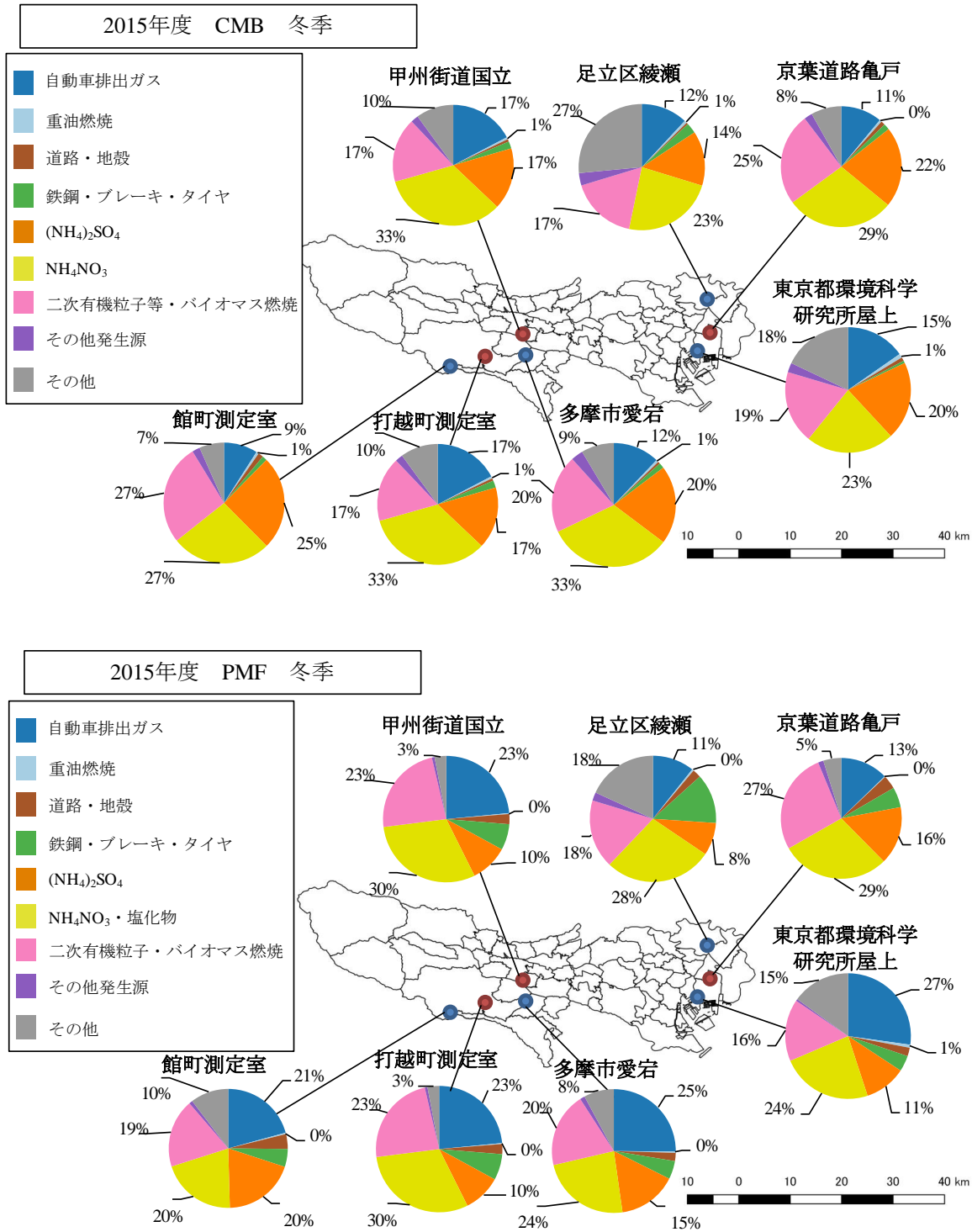


図 2-23 東京都におけるレセプターモデルを用いた発生源寄与割推計結果（2015 年度冬季） 上図：CMB、下図：PMF

※ 発生源寄与割合は各調査地点の期間平均で算出した。

※ 青点は一般環境大気測定局、赤点は自動車排出ガス測定局を示す。東京都環境科学研究所は常時監視測定局ではないが、ここでは一般環境大気測定局として示した。

2.1.4 広域的な影響

シミュレーションモデルを用いた解析では、東京都における発生源寄与割合推計の他に、関東域の他県における発生源寄与割合推計による影響解析も可能である。そこで、広域的な影響を考察するため、関東域の他県における発生源寄与割合推計を実施した（図 2-25、図 2-26）。

PM_{2.5}濃度に影響が大きい発生源として、自動車、大規模固定源、アンモニア発生源が挙げられた。

関東全域で見ると、関東域内全体の排出による寄与割合は、PM_{2.5}質量濃度全体の4-5割程度と推定された。国内発生源の寄与割合は日本の国内の東側に行くほど大きくなるとの報告があり⁷、関東域内においては、PM_{2.5}が高濃度となるような事象では、関東域内の地域汚染の影響も大きいと考えられる。

関東以外の発生源寄与割合は、PM_{2.5}全体の5割程度と推定され、越境汚染を含む関東外からの移流の影響が考えられる。ここで定義している関東以外とは、国外からの越境汚染、関東以外の国内地域からの排出、全球規模のバックグラウンド濃度を含めていることに留意する必要がある。

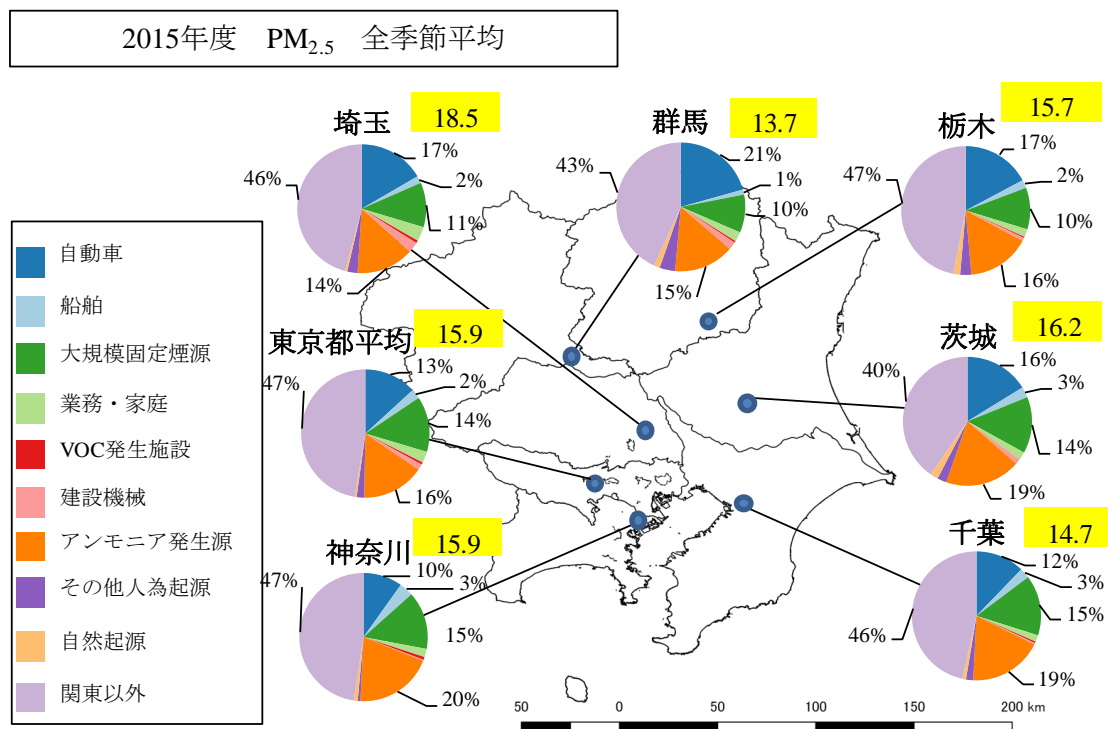


図 2-24 関東地域における PM_{2.5} 発生源機寄与割合推計結果 (2015 年度 年平均)

- ※ 各季節の期間平均。各発生源は、東京都と関東 6 県の寄与割合を合計した関東全域 (1 都 6 県) で示した。
- ※ 東京都平均は、東京都で実施した成分分析地点である足立区綾瀬と多摩市愛宕の平均を示し、関東 6 県は、神奈川 (磯子区総合庁舎)、埼玉 (大宮測定局)、千葉 (千城台北小学校)、群馬 (衛生環境研究所)、栃木 (真岡市役所)、茨城 (土浦測定局) を示す。
- ※ 黄枠の数値は、各地点における PM_{2.5} 質量濃度のシミュレーションモデルによる計算値を示す (単位: μg/m³)。
- ※ PM_{2.5} 発生源寄与割合の数値 (%) は、自動車、船舶、大規模固定煙源、アンモニア発生源、関東以外について示した。

⁷ 中央環境審議会大気・騒音振動部会微小粒子状物質等専門員会、微小粒子状物質の国内における排出抑制策の在り方について 中間取りまとめ, (2015)

(案)

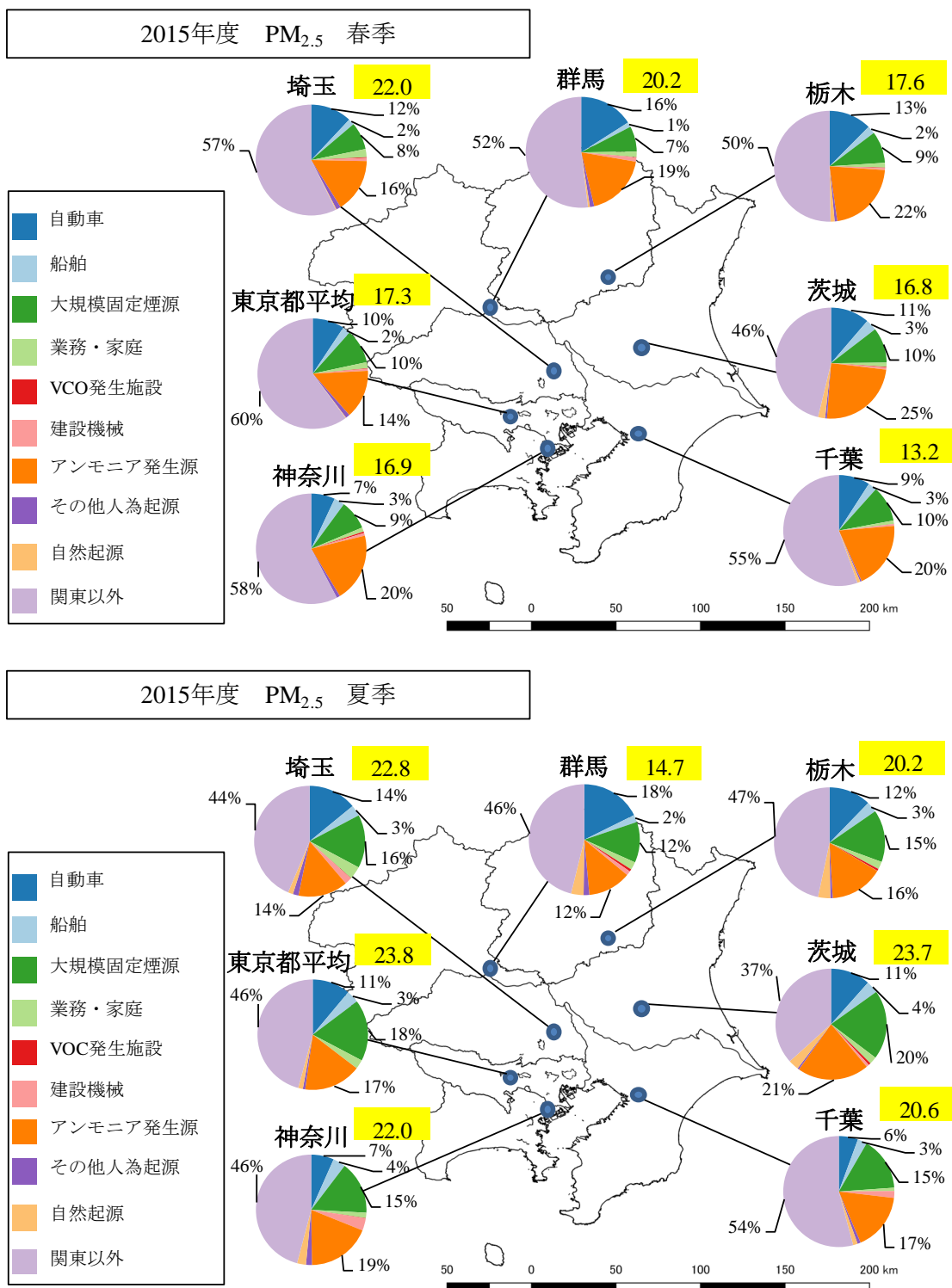


図 2-25 関東地域における PM_{2.5} 発生源寄与割合推計結果 (2015 年度) 上図：春季、下図：夏季

- ※ 各季節の期間平均。各発生源は、東京都と関東 6 県の寄与割合を合計した関東全域 (1 都 6 県) で示した。
- ※ 東京都平均は、東京都で実施した成分分析地点である足立区綾瀬と多摩市愛宕の平均を示し、関東 6 県は、神奈川 (磯子区総合庁舎)、埼玉 (大宮測定局)、千葉 (千城台北小学校)、群馬 (衛生環境研究所)、栃木 (真岡市役所)、茨城 (土浦測定局) を示す。
- ※ 黄枠の数値は、各地点における PM_{2.5} 質量濃度のシミュレーションモデルによる計算値を示す (単位: μg/m³)。
- ※ PM_{2.5} 発生源寄与割合の数値 (%) は、自動車、船舶、大規模固定煙源、アンモニア発生源、関東以外について示した。

(案)

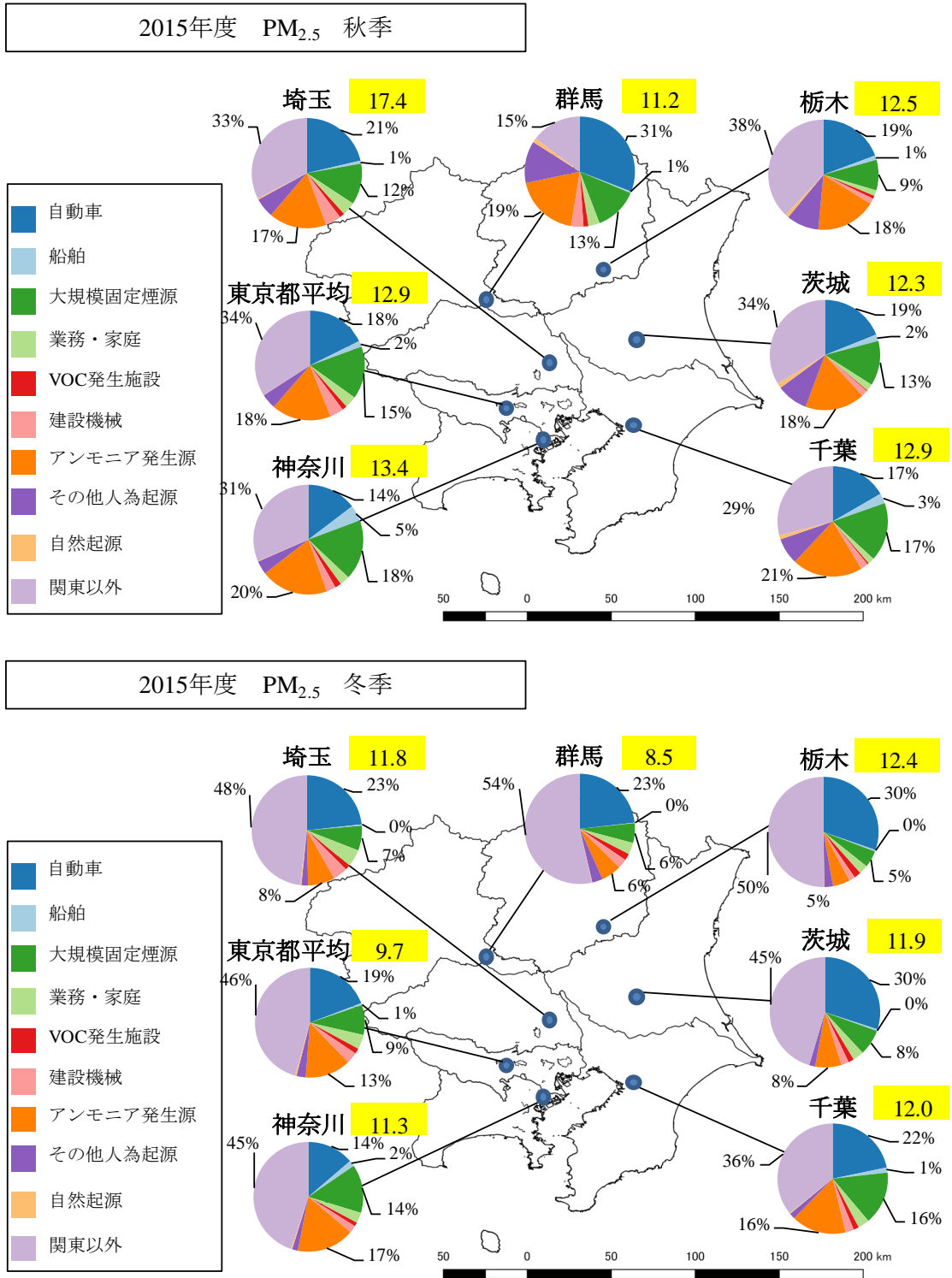


図 2-26 関東地域における PM_{2.5} 発生源寄与割合推計結果 (2015 年度) 上図：秋季、下図：冬季

- ※ 各季節の期間平均。各発生源は、東京都と関東 6 県の寄与割合を合計した関東全域 (1 都 6 県) で示した。
- ※ 東京都平均は、東京都で実施した成分分析地点である足立区綾瀬と多摩市愛宕の平均を示し、関東 6 県は、神奈川 (磯子区総合庁舎)、埼玉 (大宮測定局)、千葉 (千城台北小学校)、群馬 (衛生環境研究所)、栃木 (真岡市役所)、茨城 (土浦測定局) を示す。
- ※ 黄枠の数値は、各地点における PM_{2.5} 質量濃度のシミュレーションモデルによる計算値を示す (単位: μg/m³)。
- ※ PM_{2.5} 発生源寄与割合の数値 (%) は、自動車、船舶、大規模固定煙源、アンモニア発生源、関東以外について示した。

(案)

2.2 都内における光化学オキシダントの現況

2.2.1 経年変化（2001年度から2017年度まで）

光化学オキシダントの高濃度現象については、次の3つの観点から整理する必要がある。

① 従来型の光化学オキシダント汚染の問題

大都市圏を中心に、基本的に1日単位で起きる局所的な高濃度光化学オキシダントの生成により、濃度が上昇したもの

② 年平均濃度の上昇の問題

アジア域または全球的に起きているバックグラウンド濃度の上昇を主に反映したもの

③ 大陸からの越境汚染の問題

春季に観測される、広範囲にわたり光化学オキシダント濃度が上昇したもの

東京都は、光化学オキシダントについて、「2020年までに、光化学スモッグ注意報の発令日数をゼロにする。」「2030年までに、全ての測定局における光化学オキシダント濃度を0.07 ppm以下とする（年間4番目に高い日最高8時間値の3年平均）。」という目標を掲げている。

光化学スモッグ注意報は、光化学オキシダント濃度の1時間値が0.12 ppm以上になり、気象条件から、その状態が継続すると認められる場合に発令される。東京都内において、光化学オキシダント濃度が0.12 ppm以上になった延べ日数は減少している。0.12 ppm以上になった延べ日数の2015～2017年度の3年移動平均は118日であり、2001～2003年度比で68%減少した（図 2-27）。

1時間値が0.12 ppm以上になった日が減少しているのと同様に、年間4番目に高い日最高8時間値の3年移動平均も低下傾向にあり、2001～2003年度の0.11 ppmから2015～2017年度の3年移動平均では、0.09 ppmとなった（図 2-28、図 2-29）。

また、全国の光化学オキシダント濃度を集計した結果でも、光化学スモッグ注意報発令レベルの超過割合が多い地域である国内4地域（関東地域、東海地域、阪神地域、福岡・山口地域）において、大気汚染防止法に基づく固定発生源におけるVOC規制を開始した2006年付近から、高濃度域における光化学オキシダント濃度は低減傾向にあり、注意報等の発令日数も改善傾向にあることが示されている⁸。

これまでの光化学オキシダント対策は、年間4番目に高い日最高8時間値の低減にも効果があると考えられる。

⁸ 環境省，中央環境審議会微小粒子状物質等専門委員会（第8回）（平成30年3月30日），（2018）

(案)

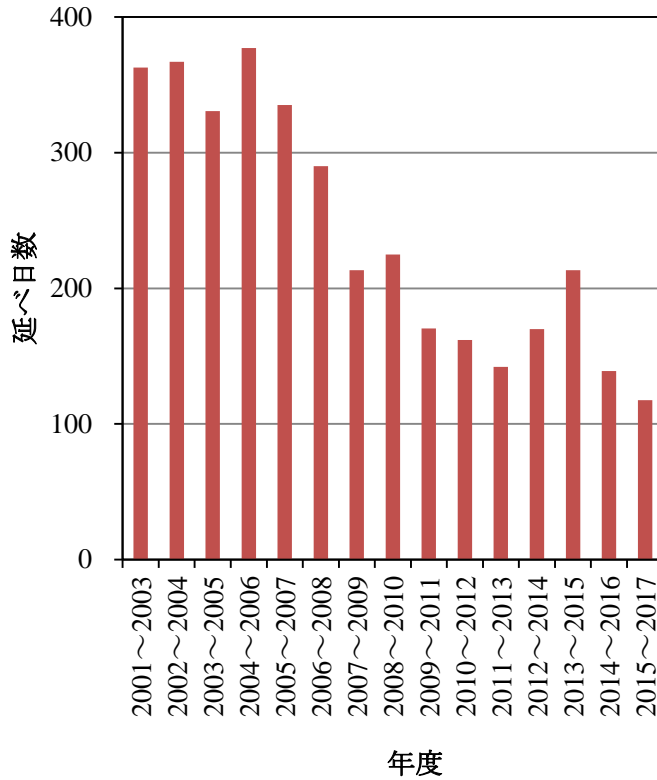


図 2-27 光化学オキシダント濃度が 0.12 ppm 以上であった延べ日数の 3 年移動平均の推移

※ 光化学オキシダント濃度を測定している一般環境大気測定局ごとに 1 時間値が 0.12 ppm 以上になった日を計上し、全測定局 (41 局) 分を年度ごとに合計した。

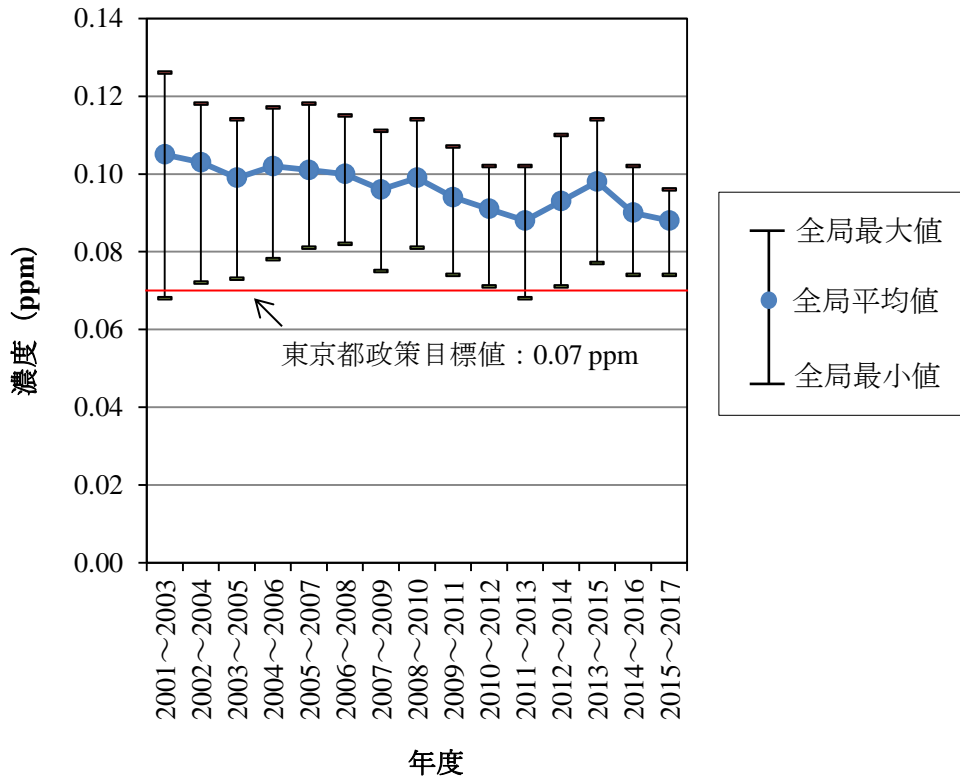


図 2-28 光化学オキシダント濃度の年間 4 番目に高い日最高 8 時間値の 3 年移動平均の推移

(案)

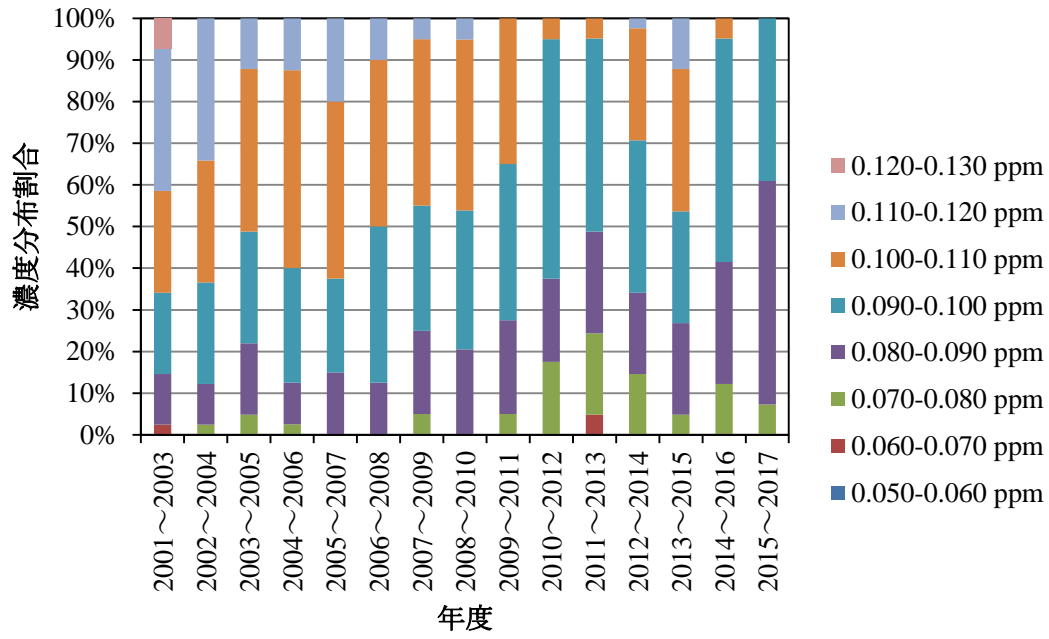


図 2-29 一般環境大気測定局における年間4番目に高い日最高8時間値の3年移動平均の濃度分布割合の推移

(案)

2.2.2 月別の状況

光化学オキシダントは光化学反応により生成されるため、光化学スモッグ注意報が発令されるのは、夏季（7月から9月）⁹が多い（図 2-30）。

一方、日最高8時間値が0.070 ppmを超過する日は、春季（4月から6月）と夏季が多い（図 2-31）。2008年度から2017年度において、日最高8時間値が0.070 ppmを超過した日は、春季は平均26.9日、夏季は平均26.2日であり、春季も夏季と同じくらい超過日がある。

夏季の日最高8時間値が0.070 ppmを超過する日数を低減させるためには、これまでの夏季を中心とした光化学オキシダント対策が有効であると考えられる。

しかし、春季にも日最高8時間値が0.070 ppmを超過している日があることから、これまでの夏季を中心とした対策だけでは不十分であると考えられる。また、春季の光化学オキシダントについては、関東地域においても大陸からの越境汚染を含む関東地域外からの流入影響が報告されており¹⁰、それらの影響も考慮する必要がある。

⁹ 年度ごとに集計し考察を行ったため、季節を以下のように区分し整理した。

春季：4～6月、夏季：7～9月、秋季：10～12月、冬季：1～3月

¹⁰ 環境省、光化学オキシダント調査検討会 報告書（平成29年3月）、（2017）

(案)

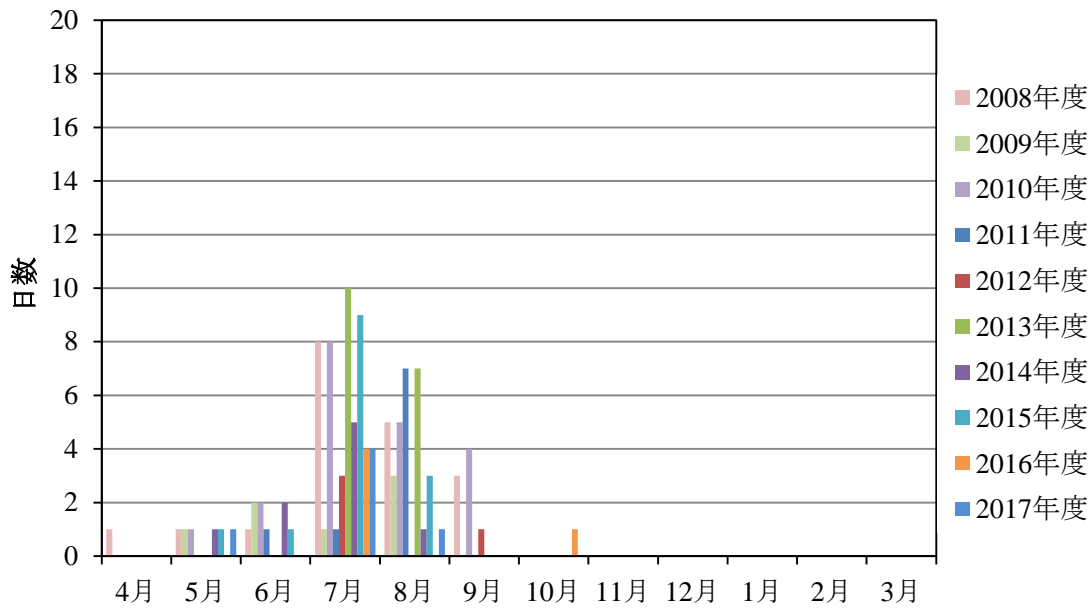


図 2-30 光化学スモッグ注意報発令日数（東京都：2008年度から2017年度）

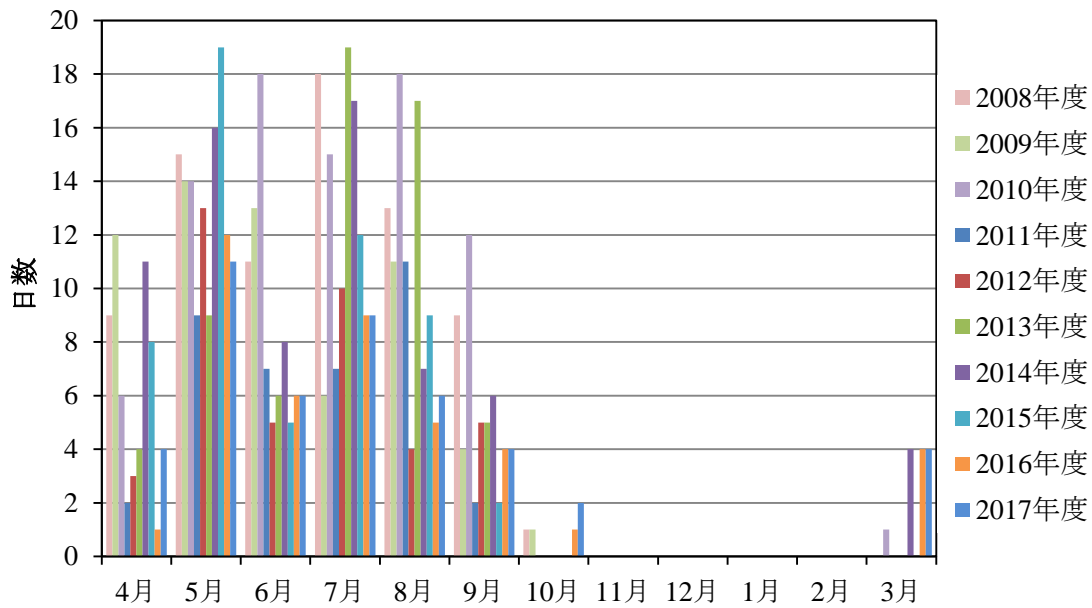


図 2-31 日最高8時間値が0.070 ppmを超過した日数（東京都：2008年度から2017年度）

※ 都内一般環境大気測定局のうち1局でも光化学オキシダント日最高8時間値が0.070 ppmを超過した日を超過日として計上した。

(案)

2.2.3 季節的な特徴

(1) 暖候期における光化学オキシダントの日内変動

季節的な特徴を考察するため、暖候期（4～9月）における光化学オキシダントの日内変動を図 2-32 に示した。春季、夏季ともに、光化学オキシダント濃度は早朝から 14～15 時まで上昇し、その後、翌日の明け方にかけて下降することが確認された。

光化学オキシダント濃度の日内変動の最小値は、夏季よりも春季が高い（図 2-33）。

日内変動の最小値の違いはあるものの、春季、夏季ともに日中に光化学オキシダント濃度が上昇するため、局所的に存在する原因物質が光化学反応により光化学オキシダントを生成すると考えられる。

(案)

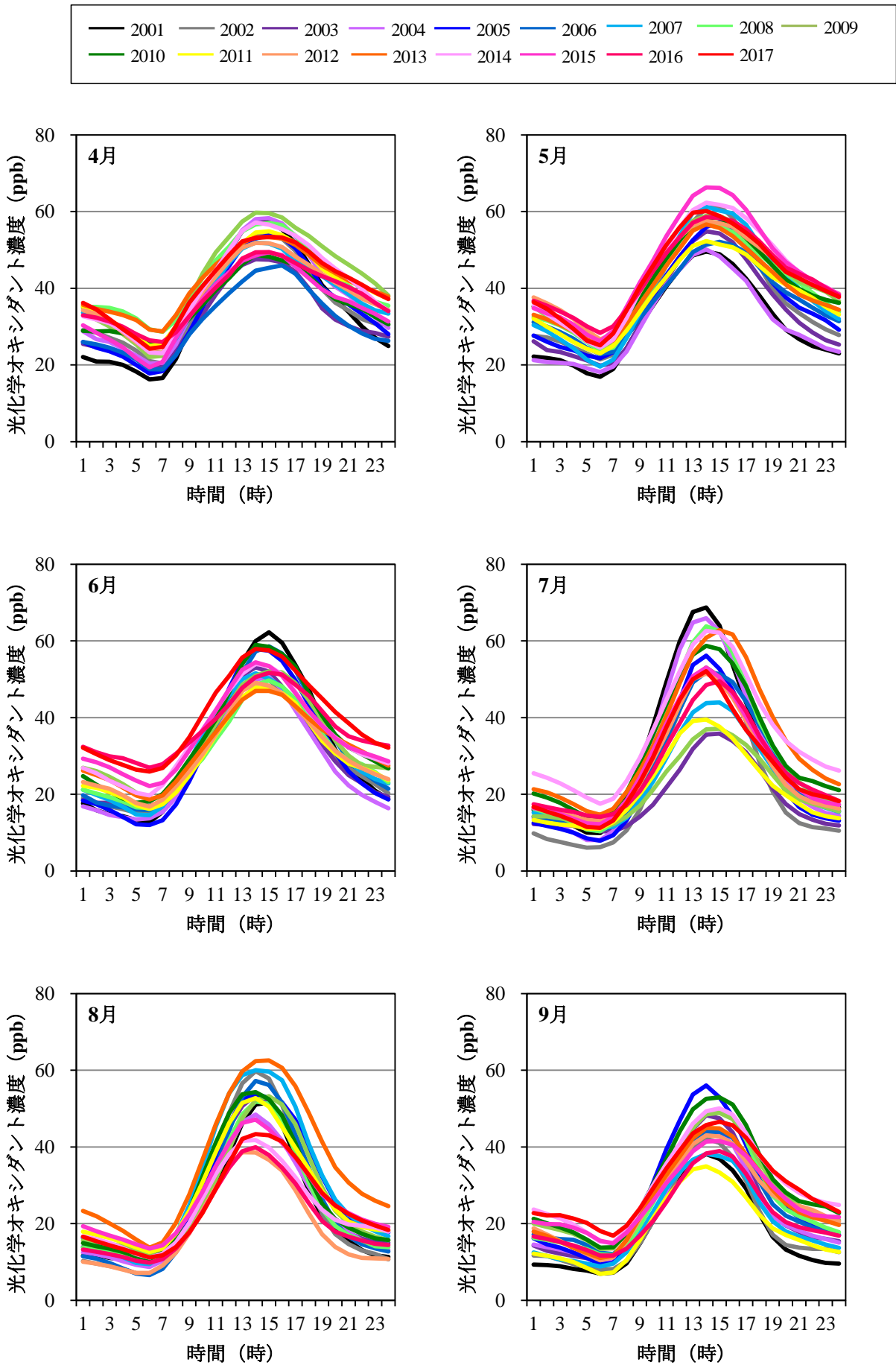


図 2-32 暖候期（4～9月）における光化学オキシダント濃度の日内変動

※ 都内の各一般環境大気測定局の1時間ごとの濃度を月単位で平均し、都内測定局の平均値を算出した。

(案)

また、暖候期において光化学オキシダントの日内変動の最小値や夜間濃度（21～24 時）の経年変化は、どの月も上昇傾向にあった（図 2-33、図 2-34）。

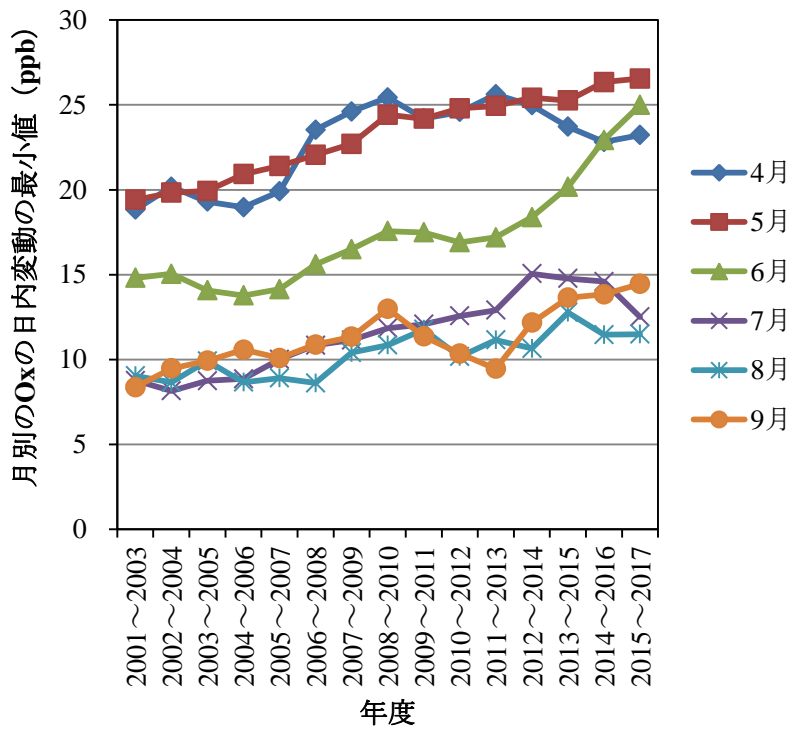


図 2-33 暖候期における月別の光化学オキシダント濃度の日内変動の最小値の3年移動平均の推移

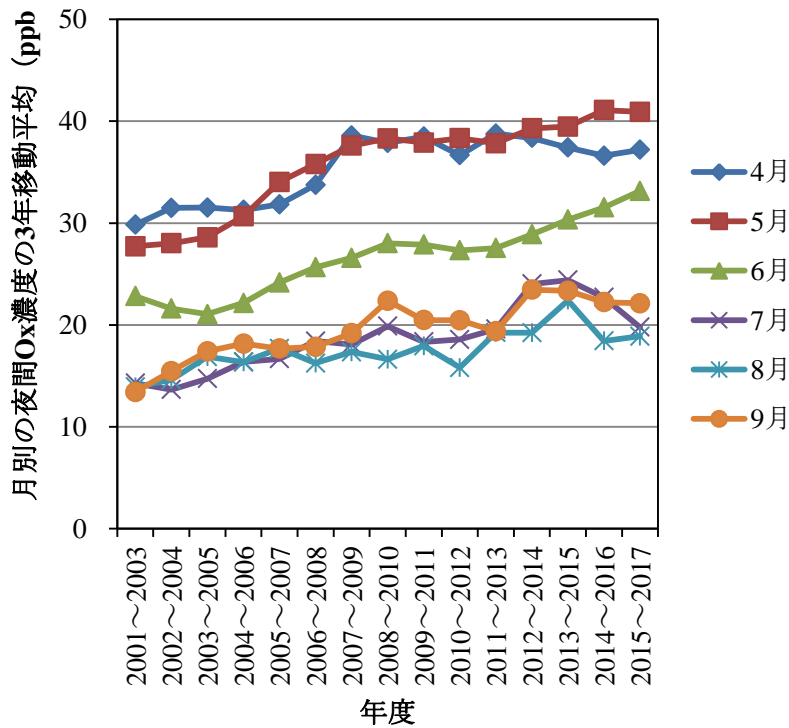


図 2-34 暖候期における月別の夜間光化学オキシダント濃度の3年移動平均の推移

※ 各局の日内変動を求め、都内測定局の平均値を算出した。

※ 夜間は21時から24時とした。

(案)

一方、暖候期の NO_x、NO の夜間濃度の経年変化は、どの月も下降傾向にあった(図 2-35、図 2-36)。また、ポテンシャルオゾン PO の夜間濃度の経年変化は、光化学オキシダントのような上昇傾向は確認されなかった(図 2-35)¹¹。

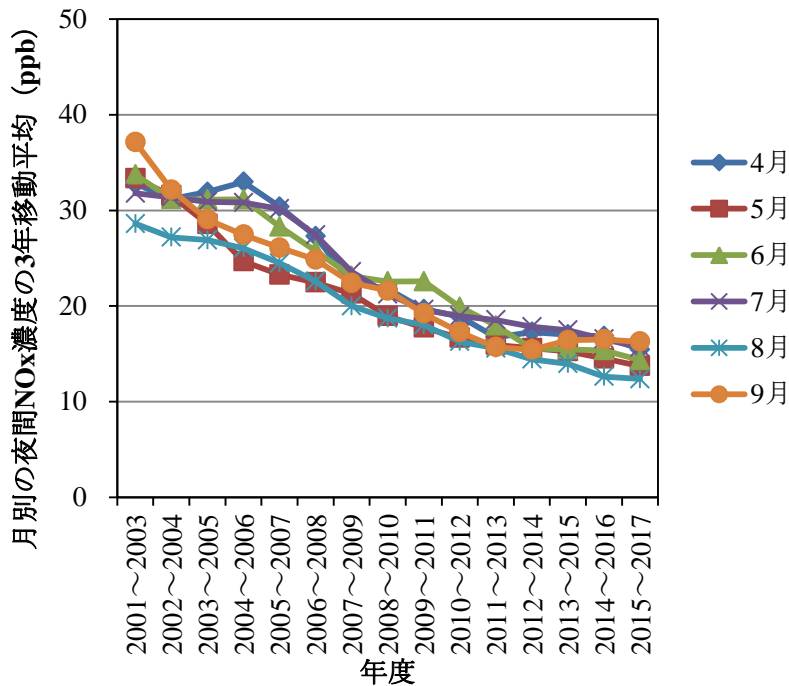


図 2-35 暖候期における月別の夜間 NO_x 濃度の 3 年移動平均の推移

- ※ 各局の日内変動を求め、都内測定局の平均値を算出した。
- ※ 夜間は 21 時から 24 時とした。

¹¹ ポテンシャルオゾン PO

NO が存在しない場合の実質的なオゾン濃度。NO によるタイトレーション反応の影響を除外して、実質的オゾンに対する光化学オキシダント対策効果の有無を検討するために用いる。NO は、オゾン O₃ と反応して O₃ を減少させる (NO + O₃ → NO₂ + O₂)。O₃ の減少を打ち消すため、次式で定義されるが、α は日本で推定されてきた一般的な値である「0.1」を用いた。

$$PO = [O_3] + [NO_2] - \alpha \times [NO_x]$$

α : 一次排出 NO_x 中の NO₂ の比率

(案)

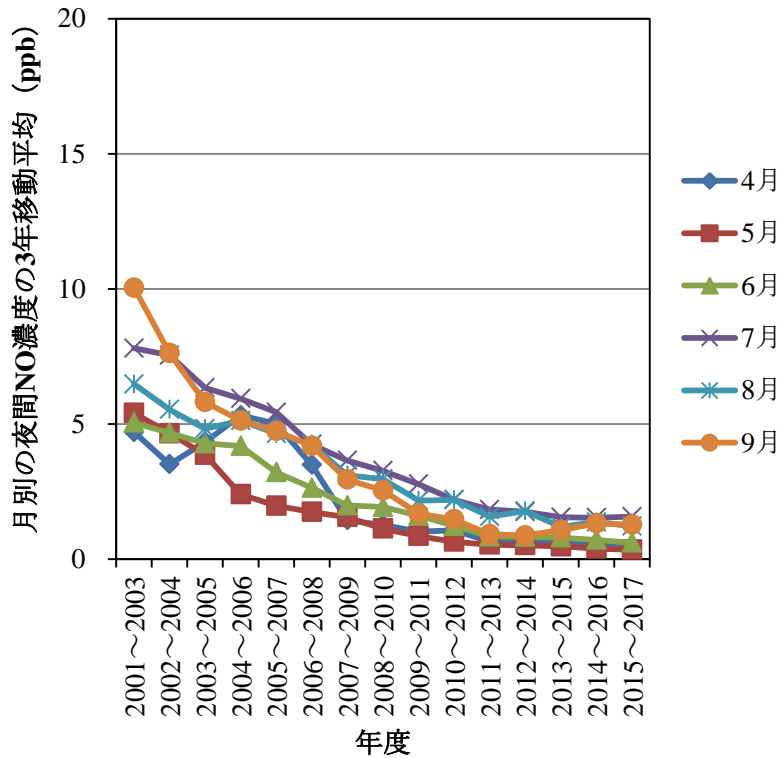


図 2-36 暖候期における月別の夜間 NO 濃度の 3 年移動平均の推移

※ 各局の日内変動を求め、都内測定局の平均値を算出した。
※ 夜間は 21 時から 24 時とした。

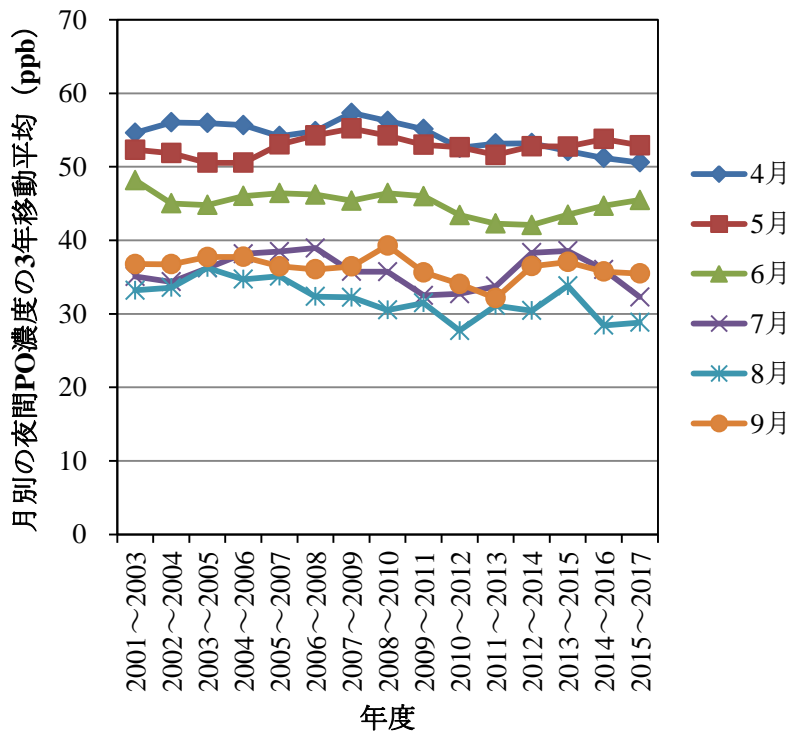


図 2-37 暖候期における月別の夜間ポテンシャルオゾン (PO) 濃度の 3 年移動平均の推移

※ 各局の日内変動を求め、都内測定局の平均値を算出した。
※ 夜間は 21 時から 24 時とした。

(案)

これらのことから、光化学オキシダントの夜間濃度の上昇は、NO タイトレーション効果（NO が光化学オキシダントと反応して NO₂ となり光化学オキシダントを減少させる効果）の低下が主な要因であると考えられ、これにより光化学オキシダントの日内変動の最小値も上昇したと考えられる。

しかし、日内変動の最小値や夜間濃度の上昇は、広域的なバックグラウンド濃度の上昇も原因の一つである可能性がある（2.2.4 広域的な影響（2）参照）。

(案)

(2) シミュレーションモデルを用いた発生源寄与解析

光化学オキシダントについて、2.13 (3) と同手法によるシミュレーションモデルを用いて解析を行い、光化学オキシダントの発生源寄与割合推計を実施した。ゼロアウト法を用いた発生源寄与解析の解析期間は、PM_{2.5}成分分析期間を含む春季及び夏季の1か月を対象期間とした(表 2-5)。

表 2-5 光化学オキシダントの発生源寄与解析対象期間

季節	発生源寄与解析の対象期間
春季	2015年5月1日から2015年5月31日
夏季	2015年7月11日から2015年8月10日

光化学オキシダント濃度は気象等の要因の影響を大きく受けることから、高濃度日の状況を考察することで、光化学オキシダント注意報発令相当の高濃度を低減するための対策に有益な情報を得ることができる。また、東京都の目標値の指標である年間4番目に高い日最高8時間値も光化学オキシダント注意報相当の高濃度日となることから、光化学オキシダント注意報や日最高8時間値の低減対策の検討に当たっては、光化学オキシダントの高濃度日の要因解析に着目する必要がある。シミュレーションモデルによって計算された光化学オキシダント濃度が100 ppb以上を超過した日を高濃度日とした。

2015年度の高濃度日における光化学オキシダント濃度への影響が大きい発生源は、自動車、VOC発生施設(蒸発系固定発生源等)、自然起源が確認された(図 2-38)。

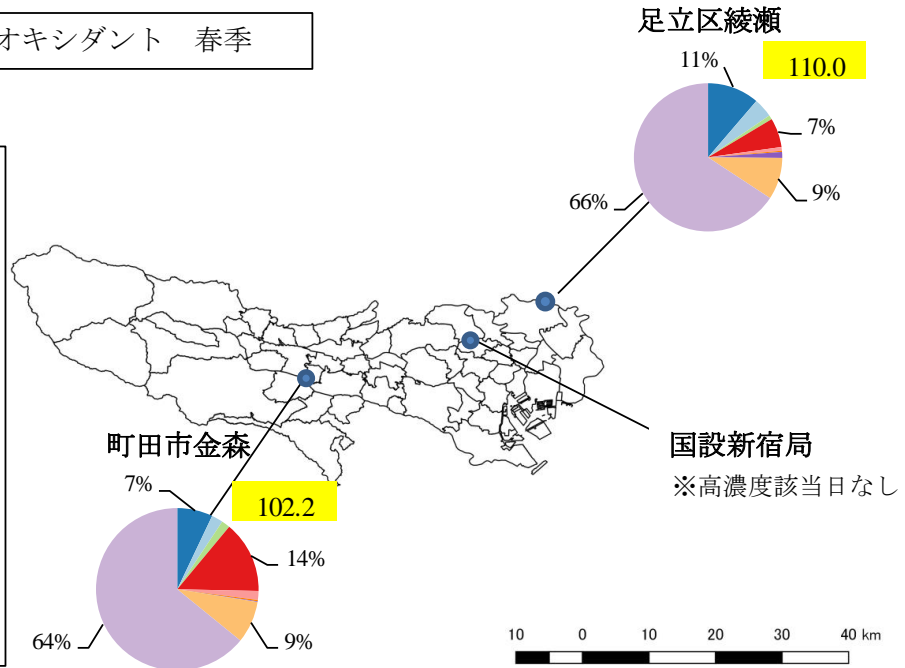
東京都における高濃度日の光化学オキシダントについて、関東域における人為起源の寄与割合は、春季で約6割、夏季で約5割を占めていた(図 2-38)。

春季では夏季と比べると、関東以外の寄与割合が大きい結果となった(図 2-38)。春季の光化学オキシダントについては、関東地域においても大陸からの越境汚染を含む関東地域外からの流入影響が報告されており、本結果でも春季では越境汚染を含む移流の影響が考えられる¹²。図で示す関東外は、国外からの越境汚染、関東以外の国内排出源からの排出、また、全球規模のバックグラウンド濃度が含まれていることに留意する必要がある。

¹² 環境省, 光化学オキシダント調査検討会 報告書(平成29年3月), (2017)

(案)

2015年度 光化学オキシダント 春季



2015年度 光化学オキシダント 夏季

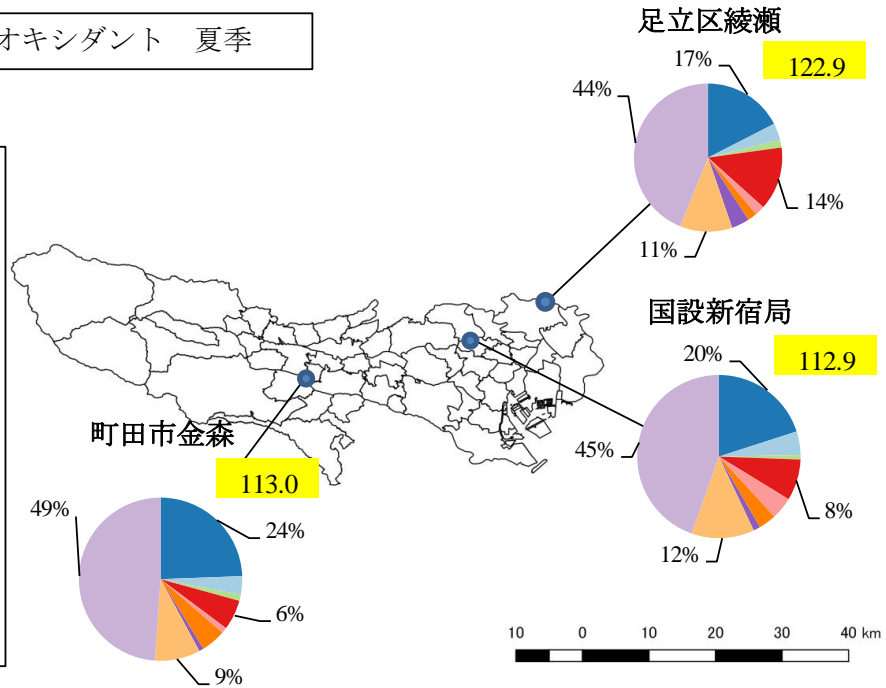


図 2-38 高濃度日における東京都内の発生源寄与割合推計結果

- ※ 各発生源は、東京都と関東6県の発生源寄与割合を合計した関東全域（1都6県）を示す。シミュレーションモデルの非線形による誤差は、各発生源に配分して算出した。
- ※ 日最高1時間値のシミュレーションモデルの計算値が100 ppbを超過した日を高濃度日とした。春季において国設新宿局の発生源寄与割合が確認されないのは、100 ppbを超過した日なかったためである。
- ※ 黄枠の数値は、各地点の光化学オキシダント日最高1時間値のシミュレーションモデルによる計算値を示す（単位：ppb）。
- ※ 光化学オキシダントの発生源寄与割合の数値（%）は、自動車、船舶、VOC発生施設、自然起源、関東以外について示した。

(案)

2.2.4 広域的な影響

(1) シミュレーションモデルを用いた広域的な影響解析

光化学オキシダントは二次生成物質であり、PM_{2.5}と同様に広域的な影響を考察する必要がある。

関東域における人為起源の排出は、夏季で50～60 ppb程度の寄与となり、光化学オキシダント全体の4～5割程度を占めていた(図 2-39)。

主な人為起源は、東京都と同様に、自動車、VOC発生施設であった。

北関東では、自動車の寄与割合が南関東よりも大きかった一方、VOC発生施設の寄与割合が南関東よりも小さい結果となった。

関東域におけるシミュレーションモデルの解析結果では、東京都から北に向かうにつれて、東京都内の発生源寄与割合が大きくなる傾向が確認された(図 2-40)。夏季においては、南風が卓越し、南関東で排出された大気汚染物質が内陸へと輸送される中で、光化学オキシダントの二次生成が進み、高濃度になったと考えられる。

関東域の人為起源の排出が関東域の5割程度を占めることから、広域的な対策による光化学オキシダント低減が求められる。

(案)

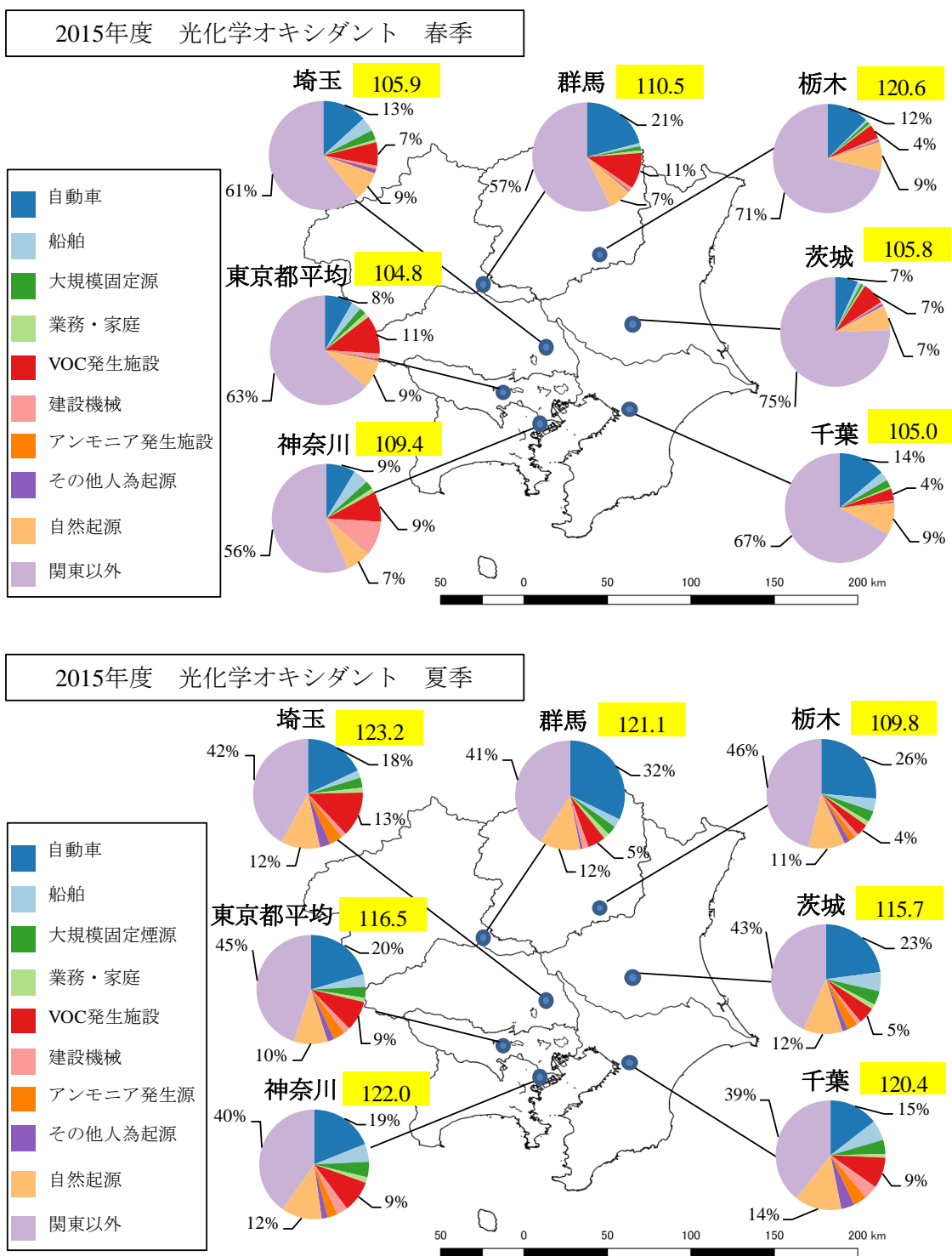


図 2-39 2015 年度の高濃度日における関東域の光化学オキシダント発生源寄与割合推計結果 (上図：春季、下図：夏季)

- ※ 各発生源は、東京都と関東 6 県の発生源寄与割合を合計した関東全域 (1 都 6 県) を示す。シミュレーションモデルの非線形性による誤差は、各発生源に配分して算出した。
- ※ 日最高 1 時間値のシミュレーションモデルの計算値が 100 ppb を超過した日を高濃度日とした。
- ※ 東京都平均は、足立区綾瀬、町田市金森、国設新宿局の高濃度日の平均値を算出した。関東 6 県は、神奈川 (国設川崎局)、埼玉 (さいたま市城南測定局)、千葉 (千城台北小学校)、群馬 (太田市立中央小学校)、栃木 (真岡市役所)、茨城 (土浦測定局) を示す。
- ※ 黄枠の数値は、各地点の光化学オキシダント日最高 1 時間値のシミュレーションモデルによる計算値を示す (単位：ppb)。
- ※ 発生源寄与割合の数値 (%) は、自動車、VOC 発生施設、自然起源、関東以外について示した。

(案)

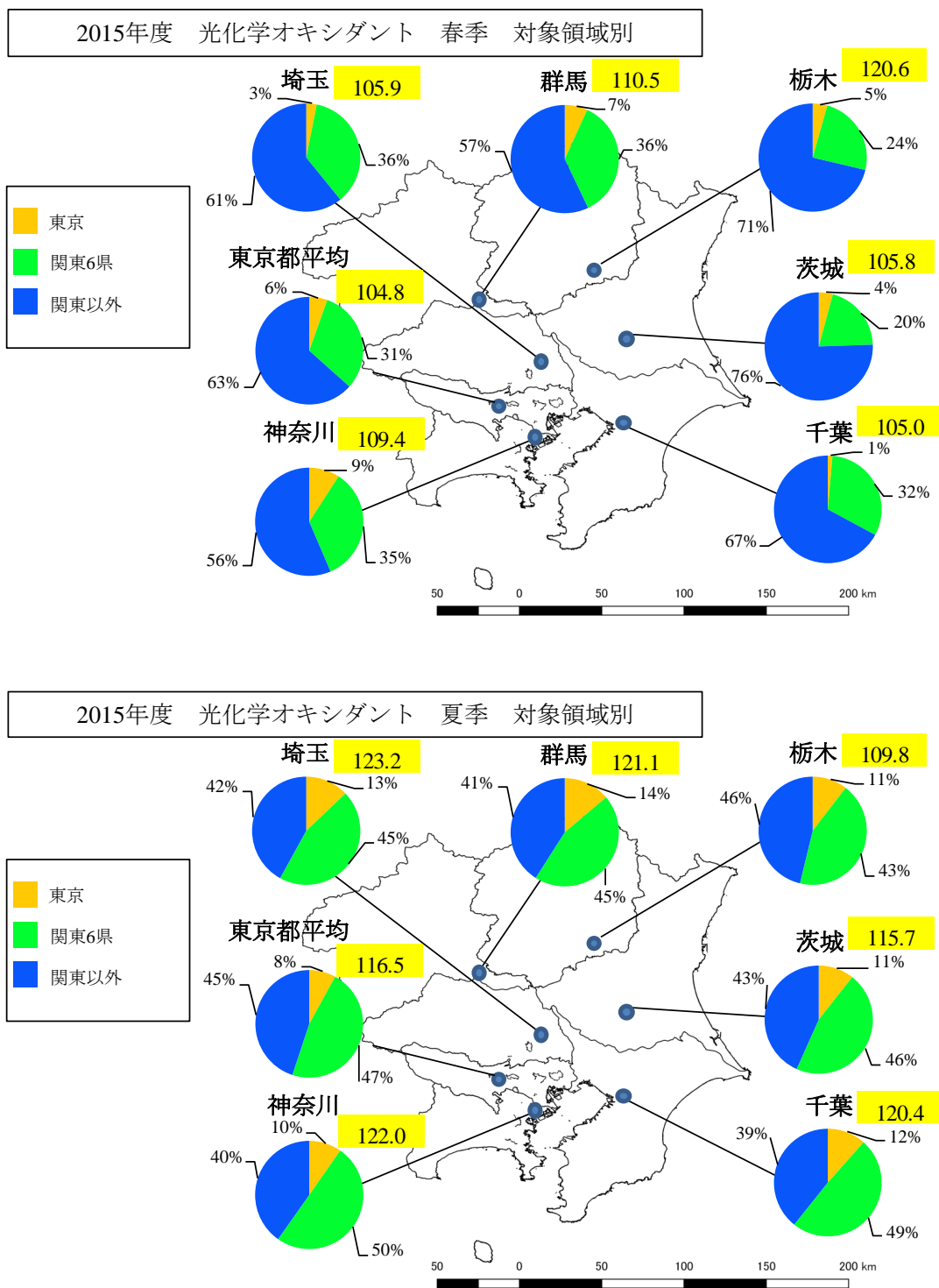


図 2-40 2015 年度の高濃度日における関東域の光化学オキシダント発生源寄与割合推計結果 (対象領域別) (上図：春季、下図：夏季)

- ※ 各発生源は、東京都と関東 6 県の発生源寄与割合を合計した関東全域 (1 都 6 県) を示す。シミュレーションモデルの非線形性による誤差は、各発生源に配分して算出した。
- ※ 日最高 1 時間値のシミュレーションモデルの計算値が 100 ppb を超過した日を高濃度日とした。
- ※ 東京都平均は、足立区綾瀬、町田市金森、国設新宿局の高濃度日の平均値を算出した。関東 6 県は、神奈川 (国設川崎局)、埼玉 (さいたま市城南測定局)、千葉 (千城台北小学校)、群馬 (太田市立中央小学校)、栃木 (真岡市役所)、茨城 (土浦測定局) を示す。
- ※ 黄枠の数値は、各地点の光化学オキシダント日最高 1 時間値のシミュレーションモデルによる計算値を示す (単位：ppb)。
- ※ 発生源寄与割合の数値 (%) は、自動車、VOC 発生施設、自然起源、関東以外について示した。

(案)

(2) 島しょ部等の大気環境データを用いたバックグラウンド濃度の考察

2.2.3 で述べたように、日内変動の最小値や夜間濃度の上昇は、NO タイトレーション効果の低下が主な要因であると考えられるが、広域的なバックグラウンド濃度の上昇も原因である可能性がある。

そこで、都市域における日中の濃度上昇の影響を切り分け、広域的なバックグラウンド濃度の上昇の影響について考察するため、島しょ部等の大気環境データについて解析を実施した。



図 2-41 島しょ部等のデータ解析に用いた測定地点

※国土地理院の電子地形図（タイル）の淡色地図を基に作成した。

島しょ部等と東京都平均のポテンシャルオゾン（PO）は同程度の濃度であり、島しょ部等では光化学オキシダントとポテンシャルオゾン（PO）は同程度の濃度レベルであった（図 2-42、図 2-43）。島しょ部等には発生源がなく、NO_x 濃度が低濃度となるため、光化学オキシダントとポテンシャルオゾン（PO）は同程度となる一方、都市域では自動車や工場等からの排出により一定程度の NO_x が存在するため、NO のタイトレーション効果により、ポテンシャルオゾン（PO）濃度は光化学オキシダント濃度より高い傾向となると考えられる。

島しょ部等と都市域における光化学オキシダントを考察する場合、都市域の光化学オキシダント濃度は NO タイトレーション効果により島しょ部等の光化学オキシダント濃度よりも低くなるため、島しょ部等では光化学オキシダント、都市域では NO が存在しない場合の実質的なオゾンであるポテンシャルオゾン（PO）で比較することが妥当である。

(案)

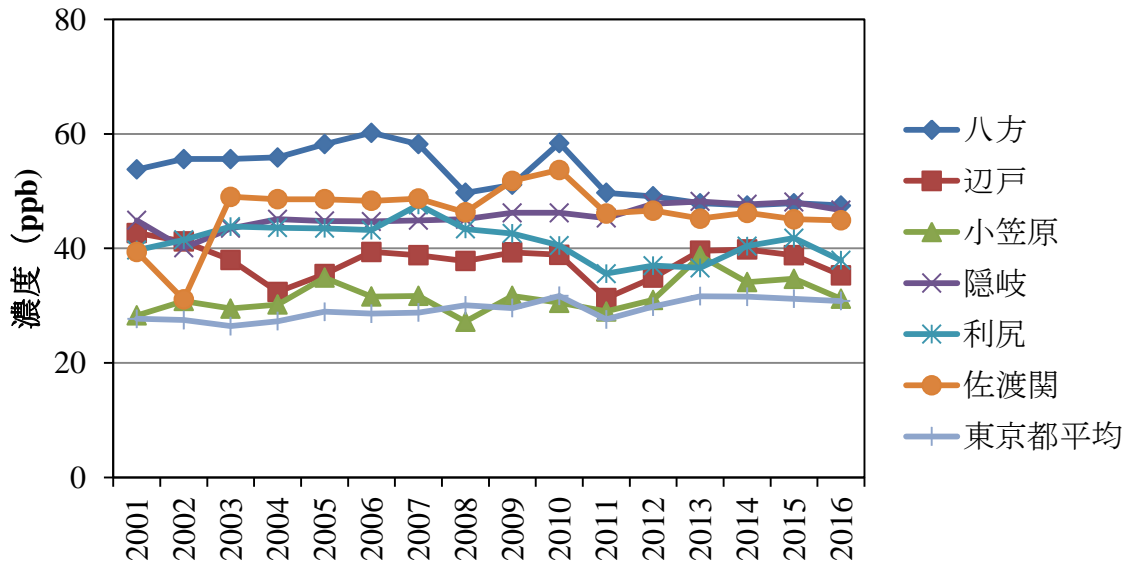


図 2-42 島しょ部等における光化学オキシダント年平均値（昼間 5-20 時）

※東京都平均は東京都内の一般環境大気測定局の平均値

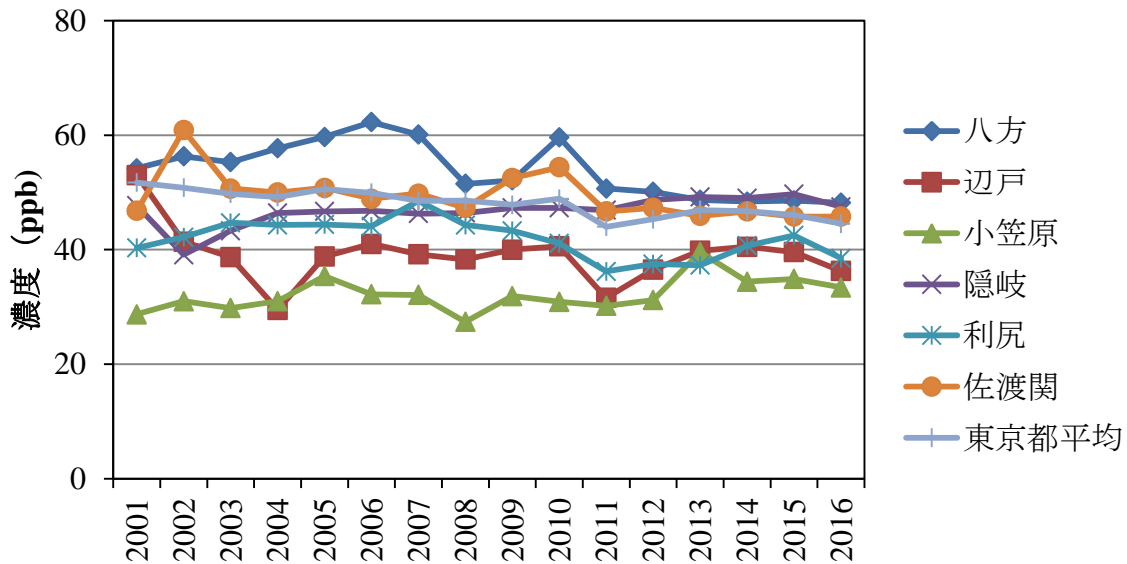


図 2-43 島しょ部等におけるポテンシャルオゾン (PO) 年平均値（昼間 5-20 時）

※ 東京都平均は東京都内の一般環境大気測定局の平均値

また、東京都下の小笠原及び日本海に位置する隠岐における光化学オキシダント濃度の日内変動について図 2-44、図 2-45 に示す（その他地点における日内変動については資料編島しょ部等の大気環境データの解析参照）。島しょ部では、東京都の日内変動で見られた「早朝から 14~15 時まで濃度が上昇し、翌日の明け方にかけて低下する」ような傾向は見られず、一定の濃度で推移する傾向が確認された（図 2-44、図 2-45）。島しょ部等では、都内と異なり発生源が存在しないため、局所的に存在する原因物質の光化学反応による光化学オキシダント生成は見られないと考えられる。

(案)

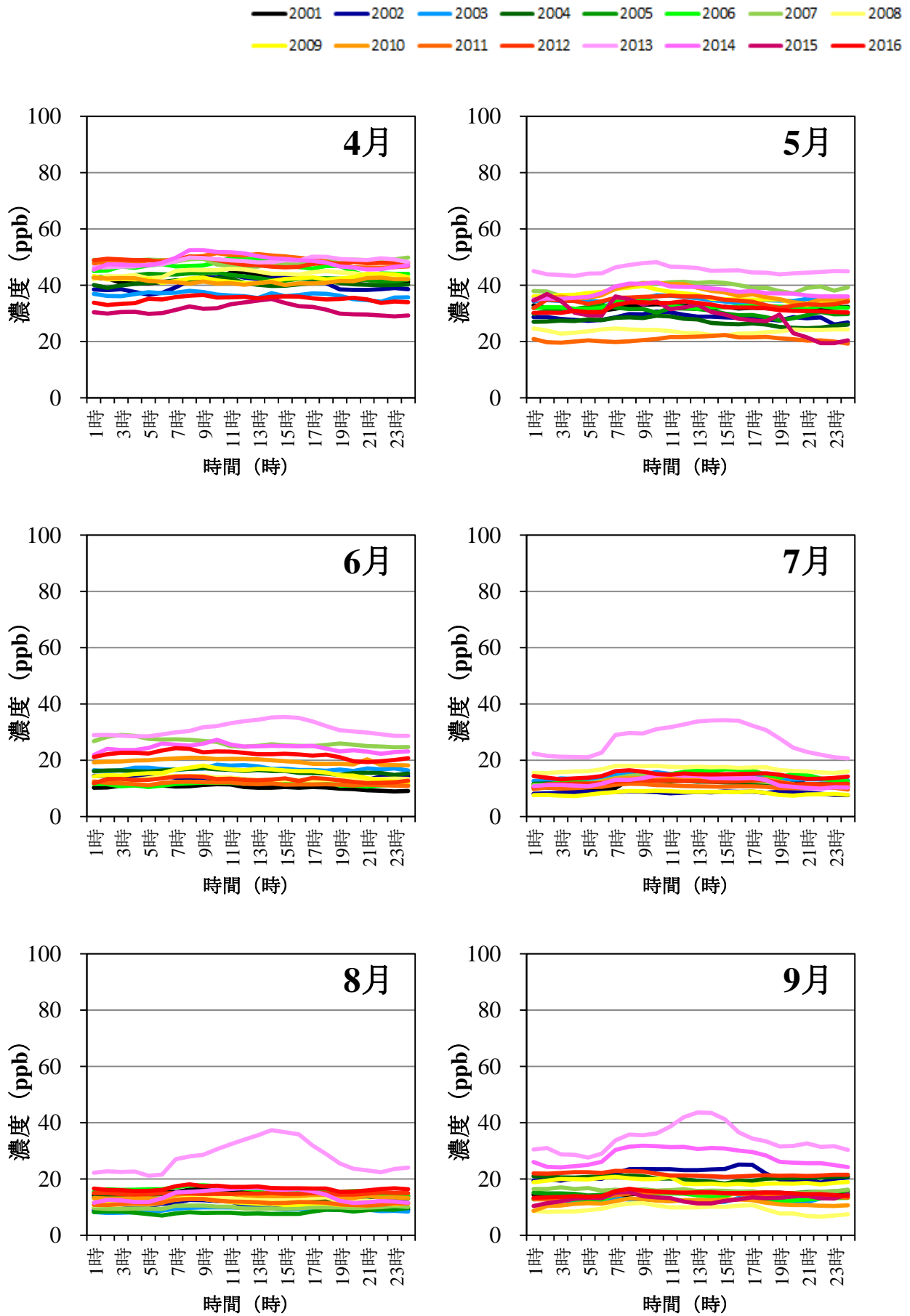


図 2-44 島しょ部等における光化学オキシダント日内変動 (4-9月) 小笠原

(案)

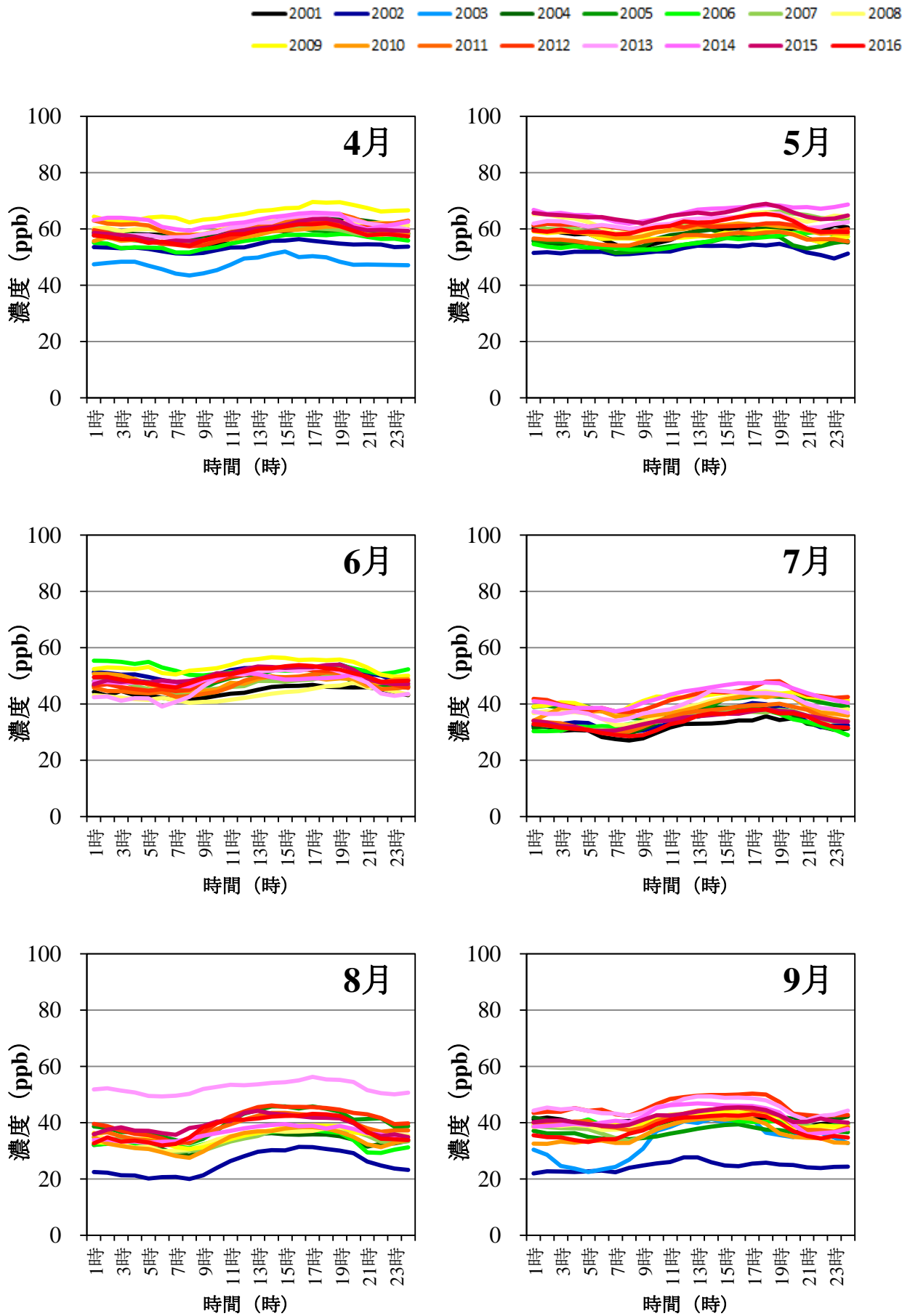


図 2-45 島しょ部等における光化学オキシダント日内変動 (4-9月) 隠岐

(案)

解析の結果、解析対象とした島しょ部等全般での光化学オキシダントについて明確な濃度上昇は確認できなかった。東京都内の光化学オキシダントの日内変動の最小値の上昇はNOタイトレーションの影響が大きいと考えられる。ただし、全球的なオゾン濃度の上昇の可能性も考えられ、本解析結果でも大陸からの越境汚染を受けやすい日本海に位置する隠岐、また太平洋側に位置する小笠原において、光化学オキシダント濃度の年平均値の上昇傾向が確認されることから、今後もバックグラウンド濃度の実態について注視していく必要がある。

そこで、東京都のバックグラウンド濃度を考察するため、広域移流の影響は関東地域と同様に受けるが、都市域での排出、生成の影響を受けにくい東京都八丈島における測定結果と東京都内濃度との比較を行った。

その結果、八丈島においても島しょ部等と同様に日中での濃度上昇は確認されず、局所的な光化学オキシダント生成の影響は小さいと考えられる。東京都におけるポテンシャルオゾン (PO) 濃度の最小値は、八丈島の光化学オキシダント濃度の日平均値と同程度の傾向であった (図 2-46、図 2-47)。

(案) ——— 八丈島 Ox ——— 都平均 PO

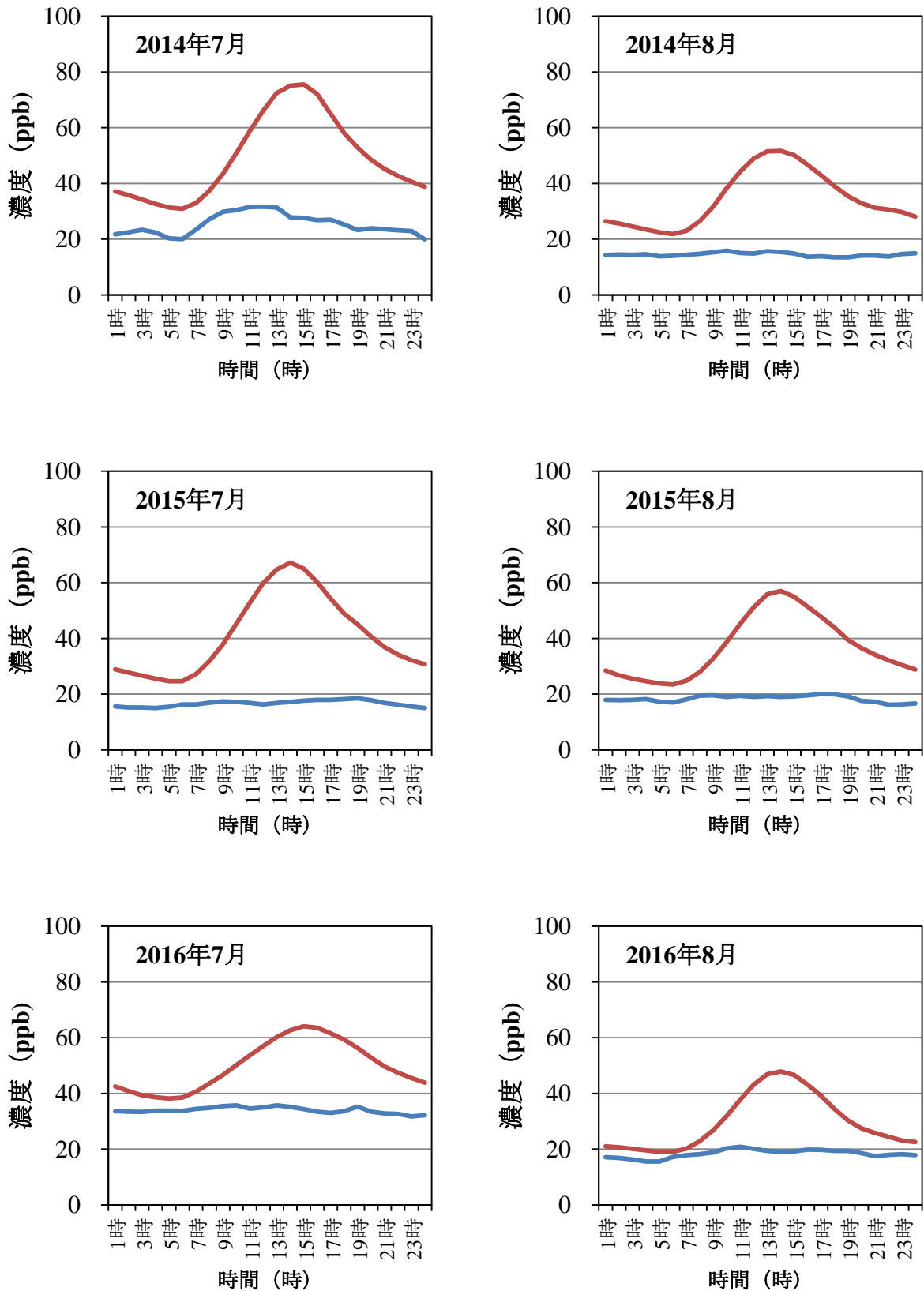


図 2-46 東京都と八丈島における日内変動の比較 (左:7月、右:8月 (2014年度から2016年度))

※ 東京都は、一般環境大気測定局のポテンシャルオゾン (PO) 濃度の平均値の日内変動を示す。八丈島は、光化学オキシダント (Ox) 濃度の日内変動を示す。
 ※ 2014年度から2016年度の調査結果。

(案) ——— 八丈島 Ox ——— 都平均 PO

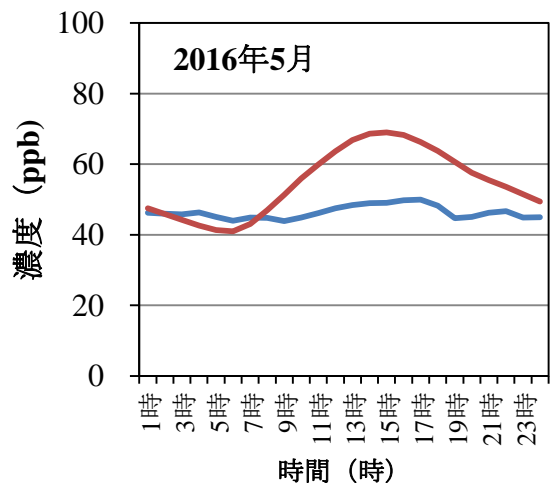
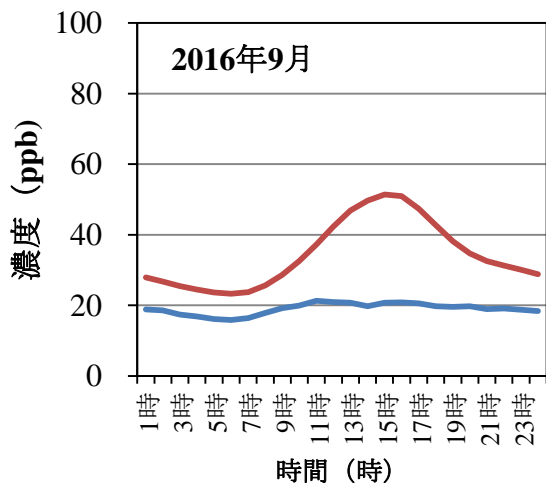
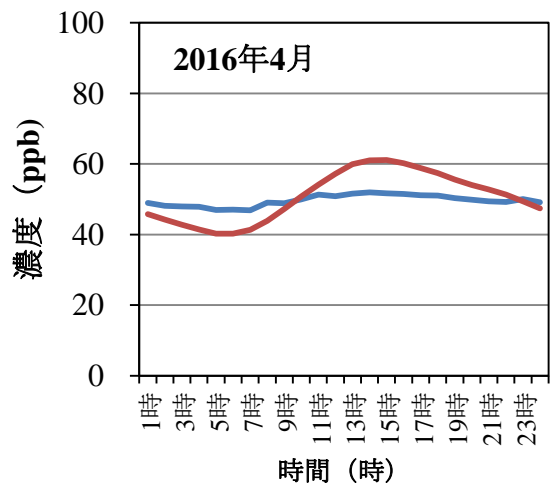
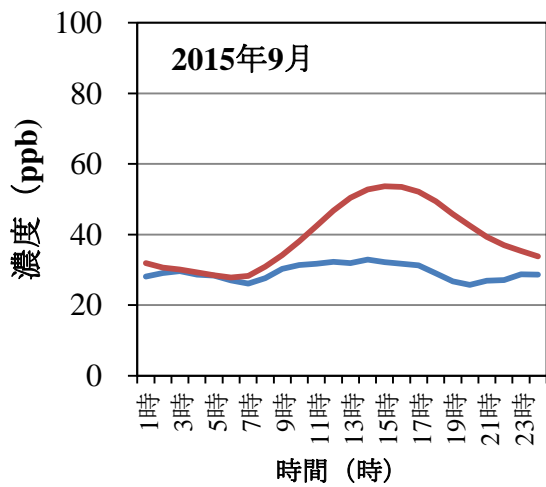
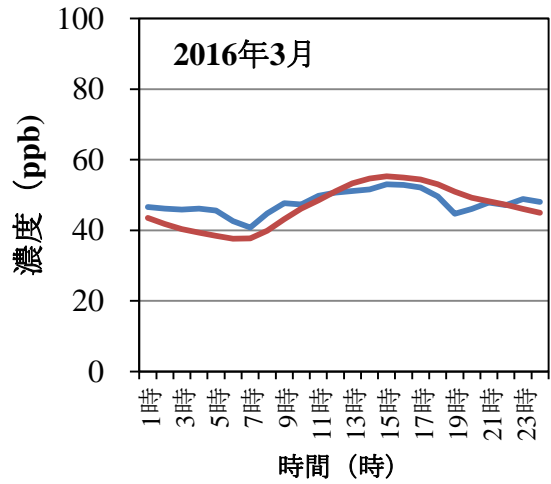
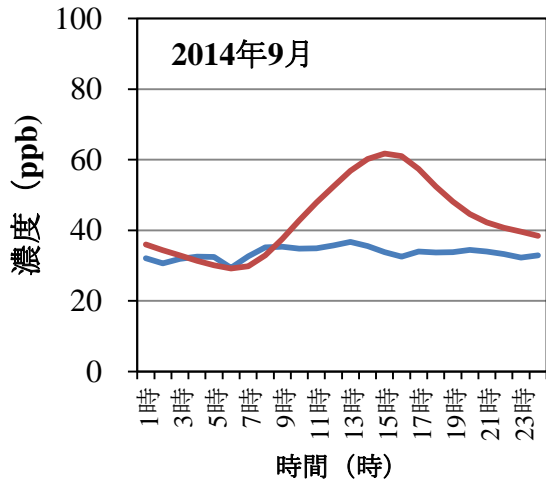


図 2-47 東京都と八丈島における日内変動の比較 (左 : 9 月 (2014 年度から 2016 年度)、右 : 3, 4, 5 月 (2016 年))

※ 東京都は、一般環境大気測定局のポテンシャルオゾン (PO) 濃度の平均値の日内変動を示す。八丈島は、光化学オキシダント (Ox) 濃度の日内変動を示す。
 ※ 2014 年度から 2016 年度の調査結果。

(案)

東京都における一般環境大気測定局のポテンシャルオゾン (PO) 濃度と八丈島における光化学オキシダント濃度から、以下のとおり都内のバックグラウンド濃度の試算を行った。(イメージを図 2-48 に示す)。

- ・ バックグラウンド濃度：[八丈島における光化学オキシダント日平均値]
- ・ 域内生成濃度：[都内日内変動 PO 最大値]－[八丈島光化学オキシダント日平均値]

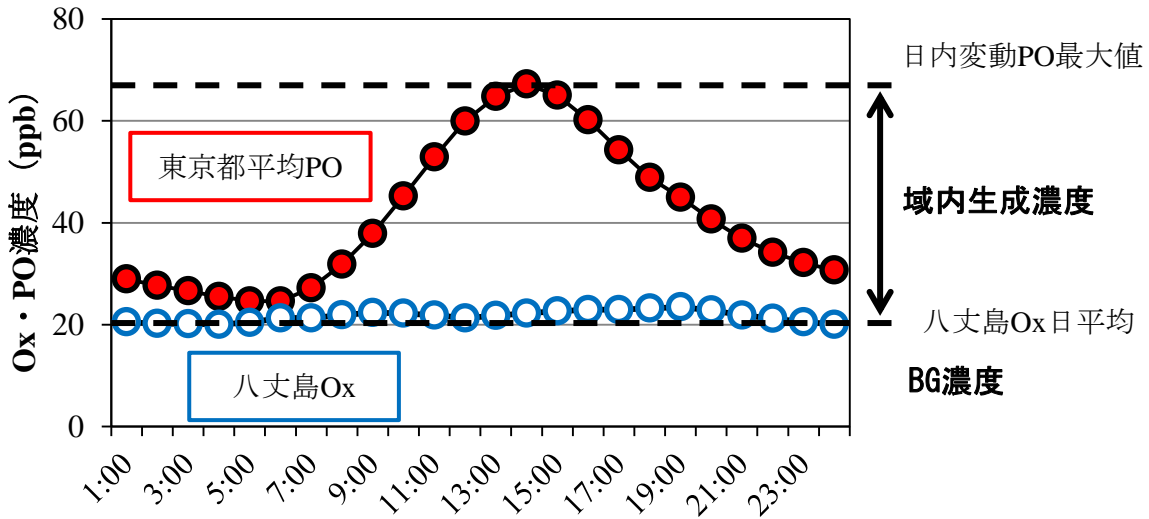


図 2-48 都内光化学オキシダントバックグラウンド濃度、域内生成濃度の算出イメージ

(案)

試算の結果、バックグラウンド濃度は夏季では約 20 ppb、春季では約 50 ppb となり、季節によってバックグラウンド濃度の違いがみられた (図 2-49)。

光化学スモッグ注意報が確認されるような夏季では、域内での生成濃度が高くなる傾向がみられ、光化学オキシダント高濃度時では、バックグラウンド濃度の影響も一定程度あるものの、域内の生成濃度の影響が大きいと考えられる。

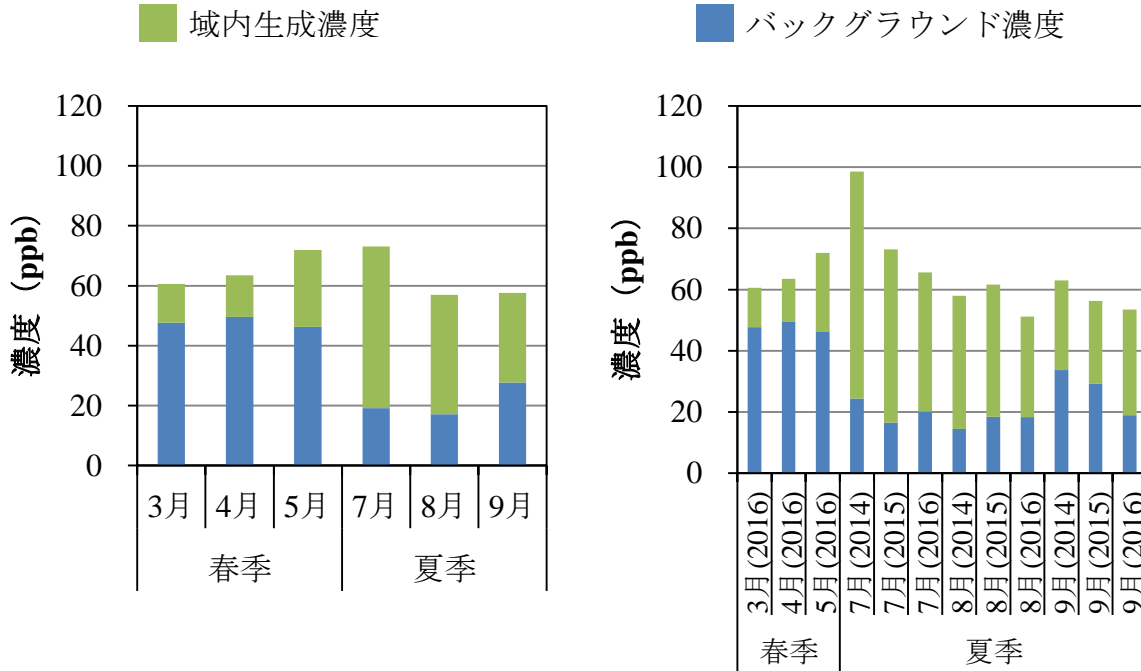


図 2-49 八丈島調査結果から求めた都内バックグラウンド濃度、域内生成濃度

左図：各調査年度を含めた月平均値、右図：各調査年度の月平均値

- ※ 域内生成濃度は、都内ポテンシャルオゾン (PO) 濃度から算出していること留意する必要がある。
- ※ 調査年度は、2014 年度から 2016 年度。2016 年度では 6 月にも調査を実施しているが、春季と夏季の影響を分けて考察するため、集計から除いている。

(案)

3 これまでの施策

東京都のこれまでの政策目標と主な取組を図 3-1 に示す。

3.1 これまでの政策目標と施策

3.1.1 これまでの政策目標

2002年1月に策定した東京都環境基本計画において、「2010年度までにSPM環境基準を、2005年度までにNO₂環境基準を全測定局で達成する」という目標を掲げた。

この目標を掲げた2001年度当時のSPM環境基準達成率は、一般環境大気測定局26%、自動車排出ガス測定局0%であった。

そこで、これまでの工場等のばい煙規制に加え、2003年度からディーゼル車排出ガス規制に取り組んだ。その結果、大気環境中のSPM、NO₂濃度は低減したものの、2005年度の自動車排出ガス測定局のNO₂環境基準達成率は56%にとどまっていた。

そのため、2008年3月に策定した東京都環境基本計画において、改めて2010年度までにSPM、NO₂環境基準を全測定局で達成するという目標を掲げた。

そして、2010年度のSPM環境基準達成率は、一般環境大気測定局、自動車排出ガス測定局ともに100%となり目標を達成した。一方、NO₂環境基準達成率は、一般環境測定局100%、自動車排出ガス測定局91%であった。自動車排出ガス測定局の環境基準を達成していない測定局は、2014年度以降、1局のみ（環七通り松原橋局）となっており、目標はおおむね達成している。

光化学オキシダントについては、2008年3月に策定した東京都環境基本計画において、「2016年度までに光化学スモッグ注意報発令日数を0日にする」という目標を掲げた。NO_x対策に加え、VOC対策の効果により、光化学スモッグ注意報発令日数は減少したものの、目標は達成できなかった。また、2016年3月に策定した東京都環境基本計画では、達成年度を改めて、「2020年度までに光化学スモッグ注意報発令日数を0日にする」という目標を掲げた。

これに加え、「2024年度までにPM_{2.5}環境基準を全局達成」、「2030年度までに光化学オキシダント濃度を全局で0.07ppm以下(年間4番目に高い日最高8時間値の3年平均値)」という目標を掲げた。なお、これらの目標は、2016年12月に策定した「都民ファーストでつくる『新しい東京』～2020年に向けた実行プラン～」でも同様に掲げている。

3.1.2 これまでの主な施策

固定発生源対策では、「大気汚染防止法」及び「都民の健康と安全を確保する環境に関する条例（以下「環境確保条例」という。）」に基づき、工場・事業場に対するばい煙等の排出規制を実施している。東京都では、1989年より「低NO_x小規模燃焼機器認定制度」を運用し、大気汚染防止法の規制対象より規模の小さい業務用小規模燃焼機器（主にボイラー等）を対象として、性能の良い燃焼機器を認定することで、認定機器の普及を図ってきた。2008年度からは、高効率な機器を評価基準に加えた「低NO_x・低CO₂小規模燃焼機器認定制度」を創設し、2015年度からはNO_x排出濃度とエネルギー効率の認定基準値を引き上げ、NO_x排出濃度の基準をエネルギー効率と同様に二段階に設定するなど認定基準を強化している。

(案)

光化学オキシダントの原因物質の一つである VOC の排出量の削減を図るため、環境確保条例に基づき、炭化水素系物質を貯蔵するガソリンスタンド等の貯蔵施設に対して排出防止設備（ペーパーリターン設備等：Stage I）の設置を義務付けている。Stage I は、東京都だけでなく、近隣県においても同様に条例による義務付けがなされている。また、中央環境審議会の答申を踏まえ¹、ガソリンスタンドにおける給油時の対策（自動車に給油する際に発生する燃料蒸発ガスを給油機にて回収する給油所対策：Stage II）の導入促進に向けて、東京都は、近隣三県（神奈川県、埼玉県、千葉県）や環境省などと連携しながら事業者への普及啓発を実施している。

VOC 対策では、規制と自主的取組を組み合わせた施策（ベストミックス）による排出抑制を実施しており、東京都では、自主的取組を促進するため、工場内塗装、印刷、クリーニング、金属等脱脂洗浄、屋外塗装等を行う事業者を対象に、効果的な VOC 排出抑制を行うための「VOC 対策ガイド」の作成や事業所の実態に即した抑制策を助言するための「VOC 対策アドバイザー派遣制度」を実施するなど、中小事業者に対する技術支援を行っている。2017 年度から 2018 年度には業界団体や事業者等の自主的取組を支援する「民間と連携した VOC 排出削減対策推進事業」を実施し、業界の排出特性に応じた効果的な VOC 対策の普及・拡大を促している。また、「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律（以下「化管法」という。）」に基づく PRTR 制度及び環境確保条例に基づく化学物質適正管理制度の両制度により、事業者による化学物質の排出量等の把握と適正管理を進め、化学物質の環境中への排出量の削減、健康被害の未然防止を図っている。また、民生部門（家庭・オフィスにおける日用雑貨等の使用）への対策として、低 VOC 製品の選択促進に向けて、2017 年度に「身近な低 VOC 製品の選び方ガイドブック」を作成し、関係団体と連携して啓発に取り組むほか、シンポジウムを開催するなど、普及啓発を行っている。

移動発生源対策では、環境確保条例に基づき、一都三県（東京都、神奈川県、埼玉県、千葉県）で連携して使用過程車も含めたディーゼル車規制を進めている。また、自動車からの環境負荷を低減するために、低公害・低燃費車の普及を進めてきたが、大気環境の更なる改善と、自動車からの CO₂ 排出量の削減を一層進めていくため、燃料電池自動車や電気自動車等の次世代自動車等²の普及支援策として中小企業者等への融資・補助を実施している。

¹ 中央環境審議会、今後の自動車排出ガス低減対策のあり方について（第十三次答申）（平成 29 年 5 月 31 日）、（2017）

² 次世代自動車等

東京都では、電気自動車（EV）、ガソリンプラグインハイブリッド自動車（PHV）、燃料電池自動車（FCV）、ハイブリッド自動車（HV）を次世代自動車等と位置付けている。

東京都の政策目標と主な取組

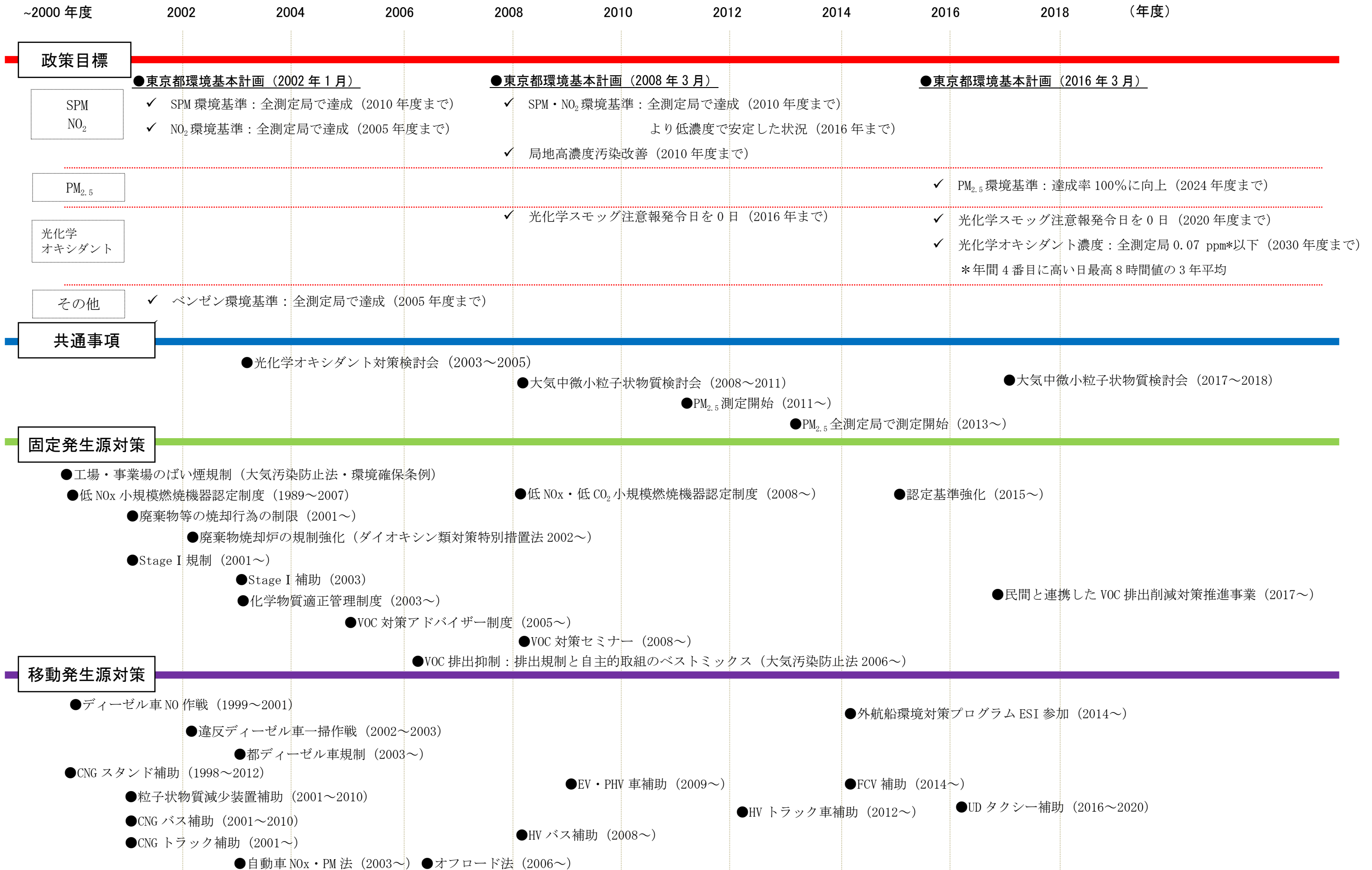


図 3-1 東京都の政策目標と主な取組

(案)

3.2 これまでの主な施策の実績

3.2.1 次世代自動車等

2008年度以降、東京都における自動車登録台数は、わずかに減少傾向を示している。燃料別の自動車登録台数の推移を見ると、従来のガソリン自動車は減少傾向にあり、燃費の良いガソリンハイブリッド自動車（HV）は増加傾向にある。

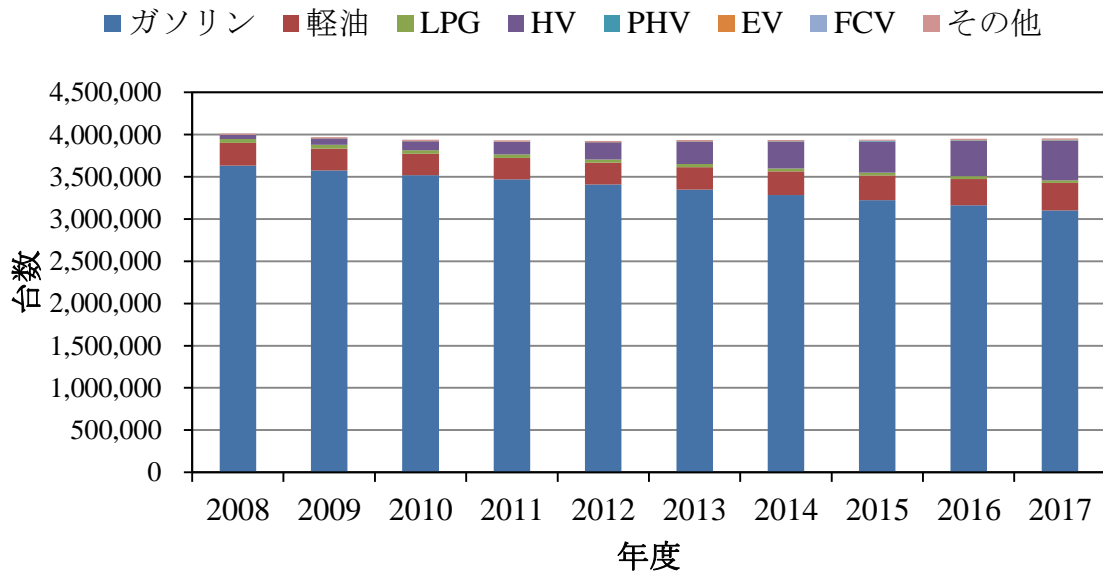


図 3-2 東京都における燃料別自動車登録台数の推移

表 3-1 東京都における燃料別自動車登録台数の推移

	2008年度	2009年度	2010年度	2011年度	2012年度	2013年度	2014年度	2015年度	2016年度	2017年度
ガソリン	3,634,889	3,575,268	3,520,035	3,471,861	3,409,282	3,347,567	3,283,835	3,222,492	3,163,315	3,102,727
軽油	265,912	257,475	254,294	253,542	258,646	268,257	279,576	294,243	311,040	325,014
LPG	48,733	45,832	40,664	39,369	38,197	37,046	36,062	35,142	34,208	32,029
HV	47,260	78,439	107,973	149,702	202,372	263,961	316,116	365,724	416,808	464,878
PHV		18	32	408	1,735	2,915	4,481	6,132	7,316	9,831
EV	20	17	575	1,173	1,740	2,392	3,160	3,699	4,254	5,281
FCV							28	144	342	485
その他	16,035	15,646	15,355	15,262	15,171	14,949	14,864	14,673	14,282	16,434
合計	4,012,849	3,972,695	3,938,928	3,931,317	3,927,143	3,937,087	3,938,122	3,942,249	3,951,564	3,954,248

(案)

次世代自動車等の普及支援策として、ディーゼルハイブリッドバス（HVバス）、ディーゼルハイブリッドトラック（HVトラック）、ガソリンプラグインハイブリッド自動車（PHV）、燃料電池自動車（FCV）、電気自動車（EV）への補助実績を図 3-3 に示す。補助制度開始以降、ガソリン PHV、EV の補助実績はそれぞれ 784 台、1,115 台であり、2017 年度の燃料別自動車登録台数（PHV：9,831 台、EV：5,281 台）の 8.0%、21.1% を占める。FCV は、2017 年度までに 366 台の補助実績があり、2017 年度の燃料別自動車登録台数（485 台）の 75.5% を占める。

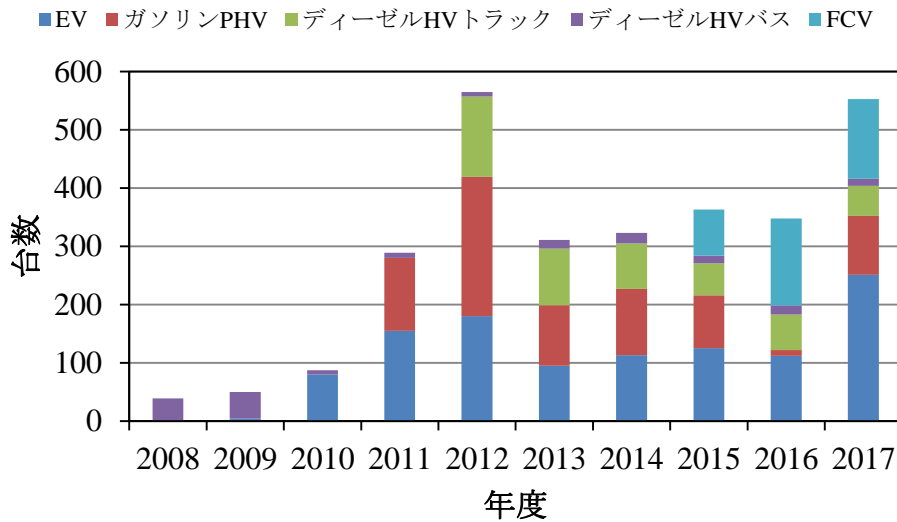


図 3-3 次世代自動車等の補助台数の推移

(案)

3.2.2 低 NOx・低 CO₂小規模燃焼機器認定制度

低 NOx・低 CO₂小規模燃焼機器認定制度では、1989 年度から 2007 年度までの間に低 NOx 認定機器として認定した機器数は、代表型式で 1,215 型式（2015 年度末までに製造中止となった機器を除くと 214 型式）であり、2008 年度の現制度の運用以降、低 NOx・低 CO₂ 認定機器は、2016 年度末時点で 508 型式（2015 年度末までに製造中止となった機器を除くと 458 型式）である。2008 年度以降の低 NOx・低 CO₂ 認定機器の販売台数は、いずれの種類の機器においてもほぼ一定の販売実績で推移している（図 3-4）。

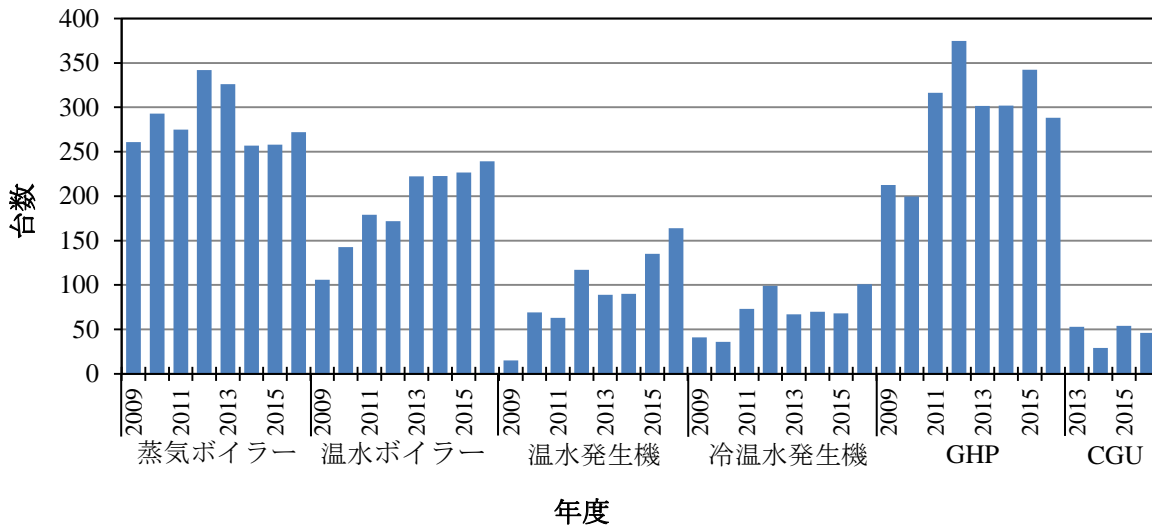


図 3-4 低 NOx・低 CO₂小規模燃焼機器認定制度における認定機器の販売台数の推移

※GHP はガスヒートポンプ、CGU はコージェネレーションユニット。

※温水ボイラー及び GHP の都内販売台数は、目盛×10（台）。

3.3 大気汚染物質発生源の状況

前述のとおり、これまでの固定発生源、移動発生源の排出ガス対策により、東京都の大気環境は、PM_{2.5}、光化学オキシダントを除いて大幅に改善されてきた（図 1-1）。

大気汚染対策を検討するためには、大気汚染物質の発生源と排出実態を明らかにする必要があり、東京都では、固定発生源及び移動発生源を含む大気汚染物質の排出量について5年ごとに推計調査を実施している。その結果でも、2000年度から2015年度の大気汚染物質（ばいじん、NO_x、SO_x、VOC）の排出量は大きく減少している。以下、大気汚染物質の発生源からの排出量の経年変化と大気環境中濃度への影響について取りまとめた。

3.3.1 ばいじん

ばいじんの排出量とSPMの大気環境中濃度を図 3-5、図 3-6 に示す。

2015年度のばいじん排出量は2,080 tで、2000年度比66%減少した。

2015年度における自動車からの排出量は610 tで、2000年度比86%減少した。これは、2001年からの「自動車から排出される窒素酸化物及び粒子状物質の特定地域における総量の削減等に関する特別措置法（以下「自動車NO_x・PM法」という。）による規制、2003年に東京都が先導して神奈川県、埼玉県、千葉県の一都三県で開始したディーゼル車規制等の効果と考えられる。

2015年度の建設機械からの排出量は190 tで、2000年度比57%減少した。これは、2006年に「特定特殊自動車排出ガスの規制等に関する法律（以下「オフロード法」という。）による排出ガス規制が開始され、その後、2010、2014年に規制が強化された効果と考えられる。

家庭からの排出量は2000年度から横ばい傾向で推移しているが、ばいじん全体の排出量が減少したことから、全排出量に占める割合は、5.1%から15.4%に拡大した。

ばいじん排出量の減少に伴い、大気環境中のSPM濃度も低下している。2015年度のSPM濃度の年平均値は、一般環境大気測定局では0.019 mg/m³、2000年度比51%、自動車排出ガス測定局では0.021 mg/m³、2000年度比59%の低下であった。

一般環境大気測定局と自動車排出ガス測定局のSPM濃度の年平均値の差は、2000年度に0.012 mg/m³だったものが、2015年度には0.002 mg/m³となり、その差は、小さくなっている。

これは、前述したディーゼル車規制をはじめとする自動車排出ガス対策の効果と考えられる。

(案)

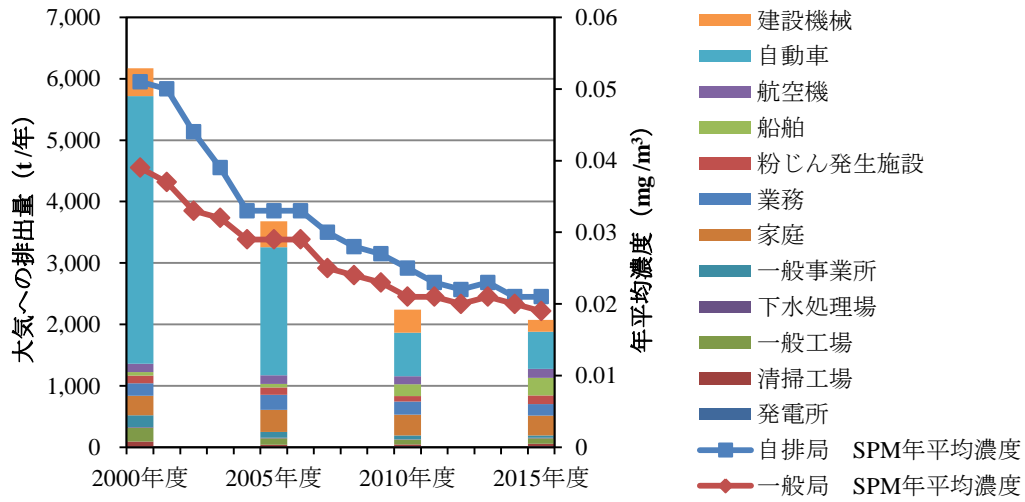


図 3-5 ばいじん排出量と SPM 濃度の推移

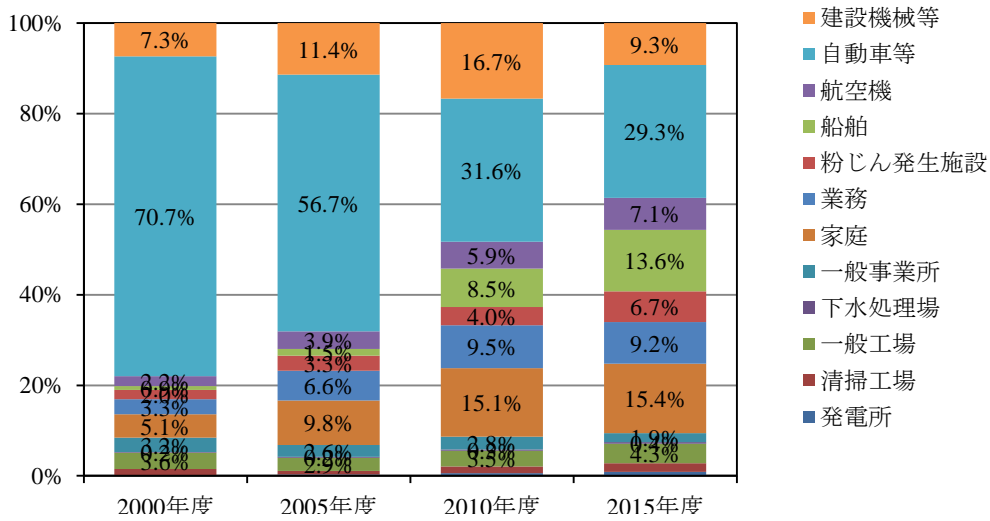


図 3-6 ばいじん排出量割合の推移

3.3.2 窒素酸化物 (NOx)

NOx の排出量と大気環境中濃度の推移を図 3-7、図 3-8 に示す。

2015 年度の NOx 排出量は 41,050 t で、2000 年度比 54% 減少した。

2015 年度における自動車からの排出量は 17,520 t で、2000 年度比 70% 減少した。これは、2001 年からの自動車 NOx・PM 法による規制、2003 年に東京都が先導して神奈川県、埼玉県、千葉県の一都三県で開始したディーゼル車規制等の効果と考えられる。

2015 年度における建設機械からの排出量は 3,500 t で、2000 年度比 69% 減少した。これは、2006 年にオフロード法による排出ガス規制が開始され、その後、2010、2014 年に規制が強化された効果と考えられる。

家庭からの排出量は 2000 年度から横ばい傾向で推移しているが、NOx 全体の排出量が減少したことから、全体の排出量に占める割合は、6.0% から 12.9% まで拡大した。

NOx 排出量の減少に伴い、大気環境中の NOx 濃度も低下している。2015 年度の大気環境中の NOx 濃度は、一般環境大気測定局で 2000 年度比 55%、自動車排出ガス測定局で 2000 年度比 58% の低下であった。

一般環境大気測定局と自動車排出ガス測定局の NOx 濃度の年平均値の差は、2000 年度には 0.054 ppm だったが、2015 年度には 0.021 ppm となり、その差は、小さくなっている。これは、前述したディーゼル車規制等をはじめとする自動車排出ガス対策の効果と考えられる。

(案)

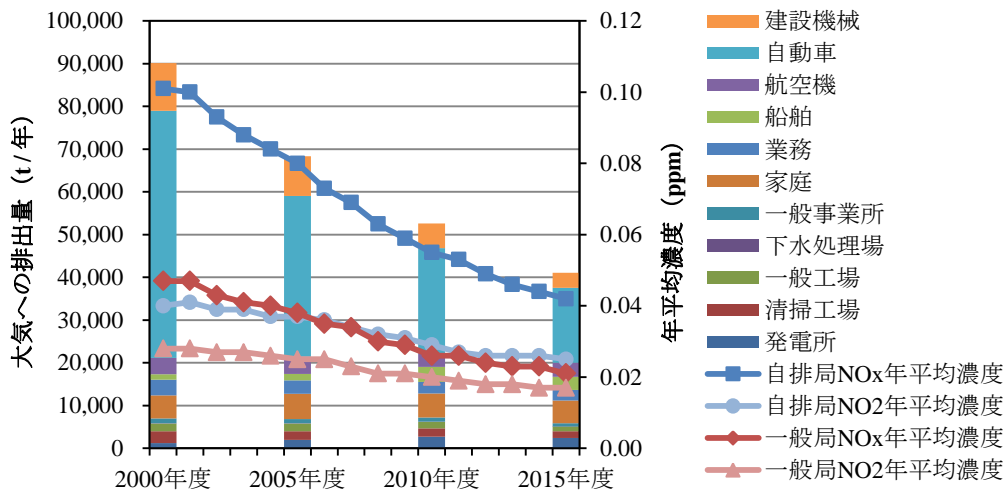


図 3-7 NOx 排出量と大気環境中濃度の推移

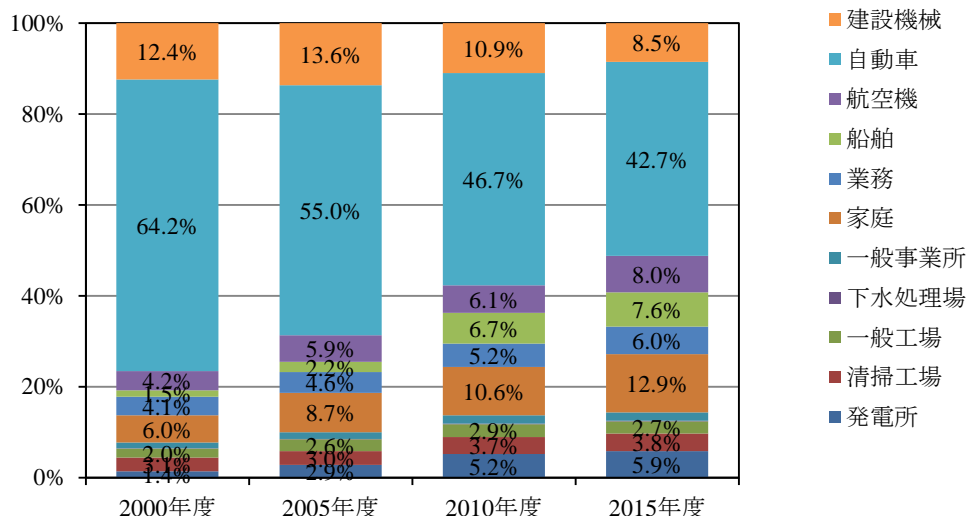


図 3-8 NOx 排出量割合の推移

3.3.3 硫黄酸化物 (SO_x)

SO_x の排出量と SO₂ の大気環境中濃度の推移を図 3-9、図 3-10 に示す。

2015 年度の SO_x 排出量は 3,430 t で、2000 年度比 44% 減少した。

2015 年度における自動車からの排出量は 30 t で、2000 年度比 98% 減少した。これは、2005 年から石油業界が先進的な取組として、燃料中の硫黄分が 10 ppm 以下の軽油、ガソリンの全国供給を開始した効果と考えられる。なお、その後、軽油は 2007 年から、ガソリンは 2008 年から揮発油等の品質の確保等に関する法律で硫黄分は 10 ppm 以下に規制された。

2015 年度排出量においては、船舶からの排出量が 70.3% を占める。都内 SO_x 排出量のうち、主な割合を占める船舶や発電所が位置する臨海部において大気環境調査を実施した (2018 年 2 月～3 月、2018 年 7 月～9 月)。臨海部の SO₂ 濃度が必ずしも船舶等のみの影響を受けているわけではないが、南風等、風向きによって船舶等の影響で SO₂ 濃度が高くなる可能性が考えられた (資料編 4 : 臨海部大気環境中濃度測定調査参照)。2020 年から海洋汚染防止条約 (以下、「MARPOL 条約」という。) により船舶燃料油の硫黄分規制が現行の 3.5% 以下から 0.5% 以下に強化されることが決定しており、船舶からの排出量が今後大きく減少することが期待される。

2015 年度の大気環境中の SO₂ 濃度の年平均値は、一般環境大気測定局で 0.002 ppm、自動車排出ガス測定局で 0.002 ppm であった。

(案)

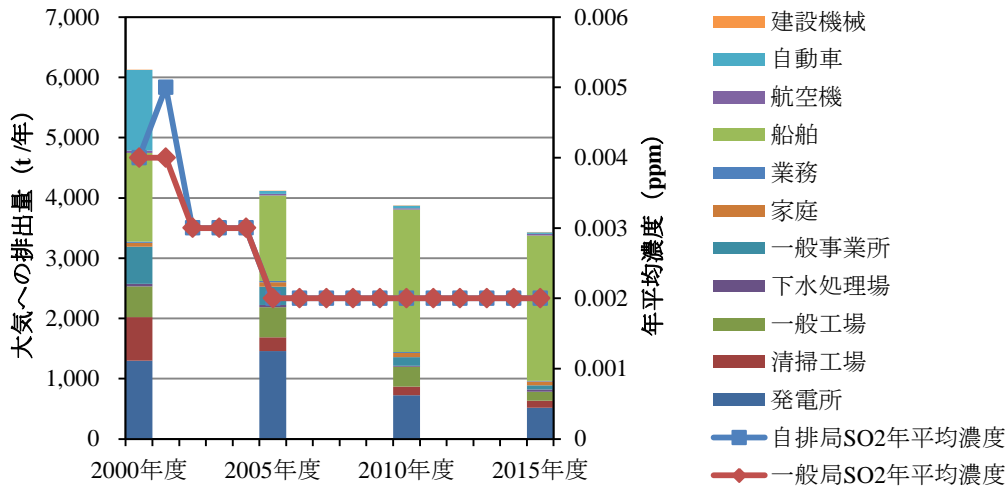


図 3-9 SOx 排出量と大気環境中 SO₂ 濃度の推移

※ 2010 年度以降の船舶における排出量は推計方法が一部変更されており、単純な比較はできないことに留意が必要。

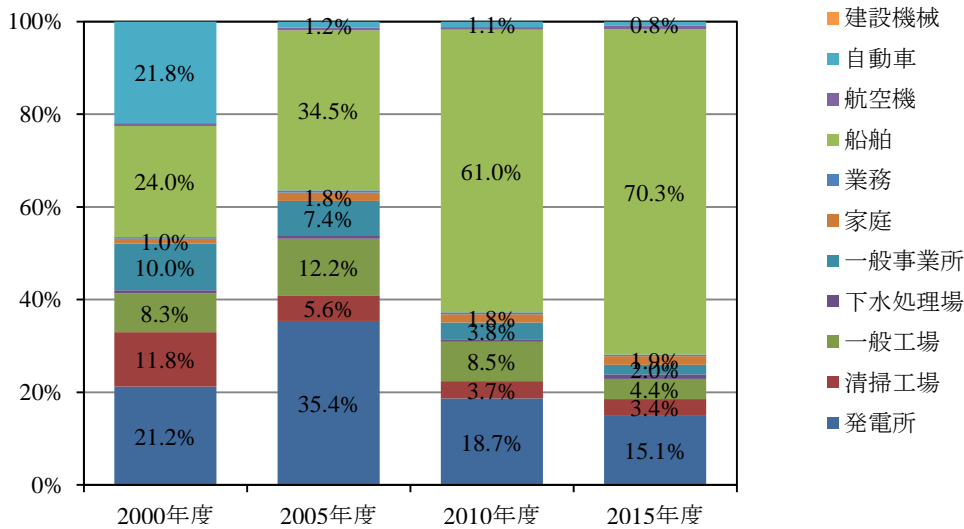


図 3-10 SOx 排出量割合の推移

3.3.4 揮発性有機化合物 (VOC)

VOC の排出量と NMHC の大気環境中濃度の推移を図 3-11、図 3-12 に、VOC 排出量の発生源別減少率を表 3-2 に示す。

VOC の排出削減については、国では、工場等からの固定発生源からの VOC の排出を抑制するため、2006 年度より規制と自主的取組を組み合わせた施策を実施しており、削減目標は、2010 年度を目途に 2000 年度比で 3 割程度の削減とされた。その後、2010 年度における全国の固定発生源からの VOC 排出量は、目標の 3 割を上回る削減を達成したため、新たな削減目標を設定せずに現行の VOC 排出抑制制度を継続することとされた。また、東京都では、2010 年度までに塗装や印刷等の蒸発系固定発生源の VOC 排出量を 2000 年度比で 30%削減という目標（『10 年後の東京』への実行プログラム 2008（2007 年 12 月））を掲げており、VOC 排出削減に取り組んでいる。

このような国や都の規制や自主的取組の推進等の動向を受け、2015 年度の都内全体の VOC 排出量は 60,780 t で、2000 年度比 56%減少した。なお、2010 年度の都内 VOC 排出量は、全体で 2000 年度比 49%の減少、2015 年度の VOC 排出量は 2010 年度比 13%の減少であった。

排出源別でみると、2015 年度における自動車からの排出量は 5,540 t で、2000 年度比 85%減少した。これは、2000 年から 2002 年の新短期規制、2005 年の新長期規制によるガソリン車の排出基準の強化の効果と考えられる。

2015 年度の金属表面処理からの排出量は 840 t で、2000 年度比 73%減少した。2015 年度の塗装（工場内）からの排出量は 4,440 t で、2000 年度比 61%減少した。2015 年度の印刷からの排出量は 8,770 t で、2000 年度比 57%減少した。これらを始めとした固定発生源からの排出量の減少は、2006 年からの大気汚染防止法による規制及び事業者の自主的取組の双方の効果と考えられる。

一方、2015 年度の民生部門からの排出量は 10,470 t で、2000 年度比 25%減少したが、VOC 全体の排出量が減少したことから、全体の排出量に占める割合は、10.2%から 17.2%に拡大した。塗装（工場外）からの排出量は 9,940 t で、2000 年度比 40%減少したが、同様に、全体の排出量に占める割合は、12.2%から 16.3%に拡大した。給油等からの排出量は 9,710 t で、2000 年度比 11%減少したが、全体の排出量に占める割合は、8.0%から 16.0%に拡大した。クリーニングからの排出量は 4,090 t で、2000 年度比 32%減少したが、全体の排出量に占める割合は、4.4%から 6.7%に拡大した。

2015 年度の排出量上位 5 排出源である民生部門、塗装（工場外）、給油等、印刷、自動車では、全体に占める排出量の割合は各々 10～17%程度で、合わせて全体の 73%となる。

また、2015 年度の大気環境中の NMHC 濃度は、一般環境大気測定局で 2000 年度比 45%、自動車排出ガス測定局で 2000 年度比 57%の低下であった。

VOC 削減目標年度としていた 2010 年度と比較すると、2010 年度の大気環境中の NMHC 濃度は、一般大気測定局で 2000 年度比 38%、自動車排出ガス測定局で 2000 年度比 55%の低下であり、2015 年度の NMHC 濃度は、一般大気環境測定局で 2010 年度比 11%、自動車排出ガス測定局で 2010 年度比 5%の低下であった。

(案)

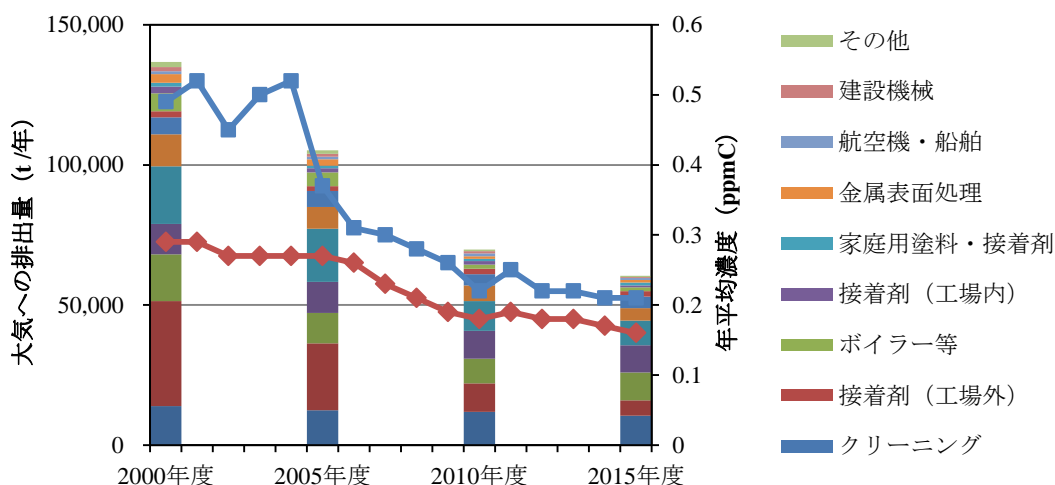


図 3-11 VOC 排出量と NMHC 濃度の推移

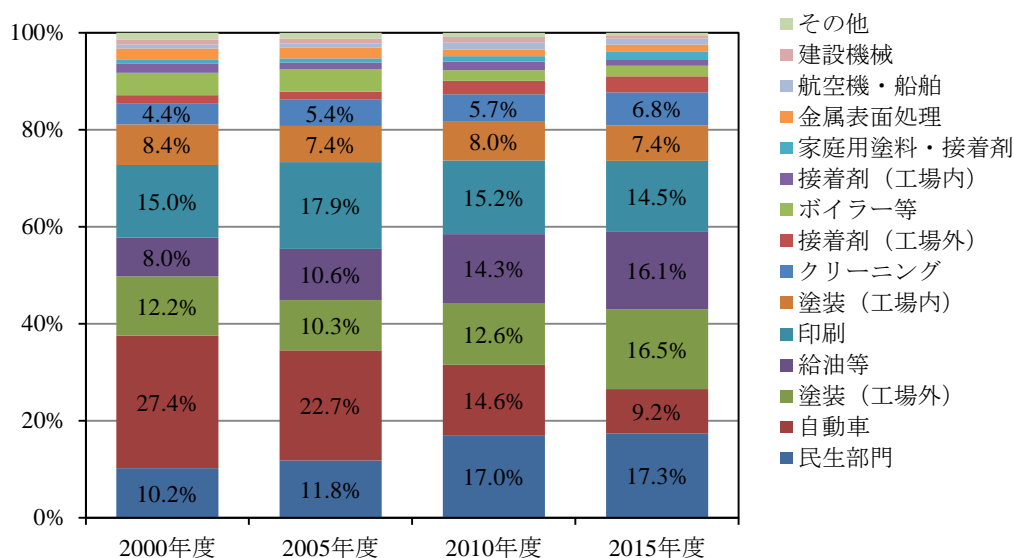


図 3-12 VOC 排出量割合の推移

表 3-2 2015 年度における VOC 排出量の発生源別減少率一覧（2000 年度比）

(単位：t/年)

	民生部門	自動車	塗装 (工場外)	給油等	印刷	塗装 (工場内)	クリーニング	接着剤 (工場外)
2000年度	13,910	37,450	16,680	10,900	20,540	11,440	6,010	2,280
2015年度	10,470	5,540	9,940	9,710	8,770	4,440	4,090	2,000
減少率	25%	85%	40%	11%	57%	61%	32%	12%

	ボイラー等	接着剤 (工場内)	家庭用塗料・接着剤	金属表面処理	航空機・船舶	建設機械	その他	合計
2000年度	6,300	2,480	1,290	3,080	1,070	1,480	1,870	136,780
2015年度	1,310	710	1,100	840	760	320	390	60,370
減少率	79%	71%	15%	73%	29%	78%	79%	56%

3.3.5 オキシダント生成能を考慮した VOC 排出量推移の考察

VOC は、その化学種によってオキシダント生成能に大きな差があることが知られている。オキシダント生成能の高い VOC は、アルケン類やアルキルベンゼン類など二重結合を有するものなどが知られている。

東京都は、PRTR 制度及び環境確保条例に基づく化学物質適正管理制度に基づき、事業者による化学物質の排出量等の把握と適正管理を進め、化学物質の環境中への排出量の削減、健康被害の未然防止を図っている³。本制度では、化学物質ごとに報告されており、各成分のオキシダント生成能を考慮して排出量の推移を考察することができる。

そこで、PRTR 制度と化学物質適正管理制度の報告対象となっている化学物質のうち VOC に該当する成分の推移を考察した。オキシダント生成能の考察に当たっては、VOC 排出量（大気への排出）に VOC 成分それぞれの最大オゾン生成能（Maximum Incremental Reactivity : MIR）を乗じて最大オゾン生成量（各成分の VOC 排出量×MIR）を算出した。解析対象とした VOC は、各制度で報告される化学物質のうち、環境省の通知⁴で掲げる VOC に該当する主な物質とし（表 3-3）、制度の改正により新たに追加された化学物質については対象から除いた。

トルエン及びキシレンの排出量（大気への排出）は、2016 年度において、PRTR 制度では全体の 5 割程度、化学物質適正管理制度では 3 割程度を占めていた（図 3-13 上図、図 3-14 上図）。一方、最大オゾン生成量では、PRTR 制度、化学物質適正管理制度ともに全体の 7～8 割程度を占め、両成分はオキシダント生成能を考慮すると全体に占める割合が拡大した（図 3-13 下図、図 3-14 下図）。

キシレンの排出量（大気への排出）を業種別でみると、輸送機械器具製造業や金属製品製造業、電気機械器具製造業等が多くを占めていた（図 3-15）。これらの業種では製造に伴う塗装に使用する塗料や希釈剤にキシレンが多く含まれるためと考えられる。

一方、トルエンでは、上記製造業の他に、印刷業や燃料小売業（給油等）の割合が大きくなった（図 3-16）。これらは印刷インキ（特にグラビア印刷）やガソリンにトルエンが多く含まれるためと考えられる。

PRTR 制度や化学物質適正管理制度を基に算出した最大オゾン生成量は、割合の多い VOC 成分において、塗装や印刷、燃料小売業（給油等）が割合の多くを占めており、5 年ごとに推計した都内 VOC 排出量とおおむね同様の傾向を示した。

PRTR 制度や化学物質適正管理制度では、屋外塗装や自動車といった発生源や、石油系混合溶剤等の成分が不明である化学物質については届出の対象外であり、必ずしも東京都で推計した排出インベントリと同じものではないことに留意する必要がある。今後、これらの発生源や化学物質についても、本解析と同様の考察を行い、幅広い分野においてオキシダント生成能の高い VOC の実態把握を進めていくことが望ましい。

³ 各制度の報告対象

PRTR 制度では、人や生態系に有害なおそれがあり、環境中に広く存在する物質として指定された 462 種類の化学物質の年間取扱量が 1 t 以上で従業員数が 21 人以上の事業者を届出の対象としており、化学物質適正管理制度では、人の健康に障害を及ぼす化学物質として、環境確保条例による濃度規制の対象物質となる 59 種類の化学物質の年間取扱量が 100 kg 以上の事業者を届出の対象としている。両制度では、自動車等の移動発生源や屋外塗装等の発生源、石油系混合溶剤等の成分が不明である化学物質については、届出の対象外となる。

⁴ 大気汚染防止法の一部を改正する法律の施行について（通知）（平成 17 年 6 月 17 日付環管大発第 050617001）

(案)

表 3-3 解析に用いた VOC 成分の MIR

物質名(PRTR制度)	MIR	物質名(化学物質適正管理制度)	MIR
メタクリル酸メチル	15.61	ホルムアルデヒド	9.46
1,3-ブタジエン	12.61	キシレン	7.74
1,3,5-トリメチルベンゼン	11.76	トルエン	4.00
アクリル酸メチル	11.48	メチルイソブチルケトン	3.88
イソプレン	10.61	塩化ビニルモノマー	2.83
ホルムアルデヒド	9.46	フェノール	2.76
キシレン	7.74	1,1-ジクロロエチレン	1.79
アセトアルデヒド	6.54	スチレン	1.73
トルエン	4.00	メチルエチルケトン	1.48
酢酸ビニル	3.20	ヘキサン	1.24
エチルベンゼン	3.04	酢酸ブチル	0.83
エチレングリコールモノメチルエーテル	2.93	ベンゼン	0.72
クロロエチレン	2.83	メタノール	0.67
フェノール	2.76	トリクロロエチレン	0.64
1,4-ジオキサン	2.62	酢酸エチル	0.63
アクリロニトリル	2.24	アセトン	0.36
酢酸2-エトキシエチル	1.84	1,2-ジクロロエタン	0.21
1,1-ジクロロエチレン	1.79	ジクロロメタン	0.04
スチレン	1.73	酸化エチレン	0.04
酢酸2-メトキシエチル	1.15	テトラクロロエチレン	0.03
ベンゼン	0.72	クロロホルム	0.02
トリクロロエチレン	0.64	臭素化合物(臭化メチルに限る)	0.02
クロロベンゼン	0.32	1,1,1-トリクロロエタン	0.00
1,2-エポキシプロパン	0.29		
1,2-ジクロロプロパン	0.29		
1,2-ジクロロエタン	0.21		
ジクロロベンゼン	0.18		
ジクロロメタン	0.04		
エチレンオキシド	0.04		
クロロメタン	0.04		
テトラクロロエチレン	0.03		
クロロホルム	0.02		
ブロモメタン	0.02		
1,1,1-トリクロロエタン	0.00		

※ MIR は、VOC 成分による反応性の違いを把握するために作成された指標。VOC・NO_x の初期濃度・排出量、気象条件等を設定した単純な光化学反応モデルにて、基本となるケースに対し、対象となる VOC 成分の排出量を増加させた際の、オゾン濃度の変化率で定義する。値が大きいほどオゾンを生成する能力が高いとされる。本解析における MIR は、SAPRC Atmospheric Chemical Mechanisms and VOC Reactivity Scales の SAPRC-07 Mechanism の値を用いた。<https://www.cert.ucr.edu/~carter/SAPRC/>

※ キシレンの MIR は、m-キシレン (MIR : 9.75)、o-キシレン (同 7.64)、p-キシレン (同 5.84) の平均値を用いた。

(案)

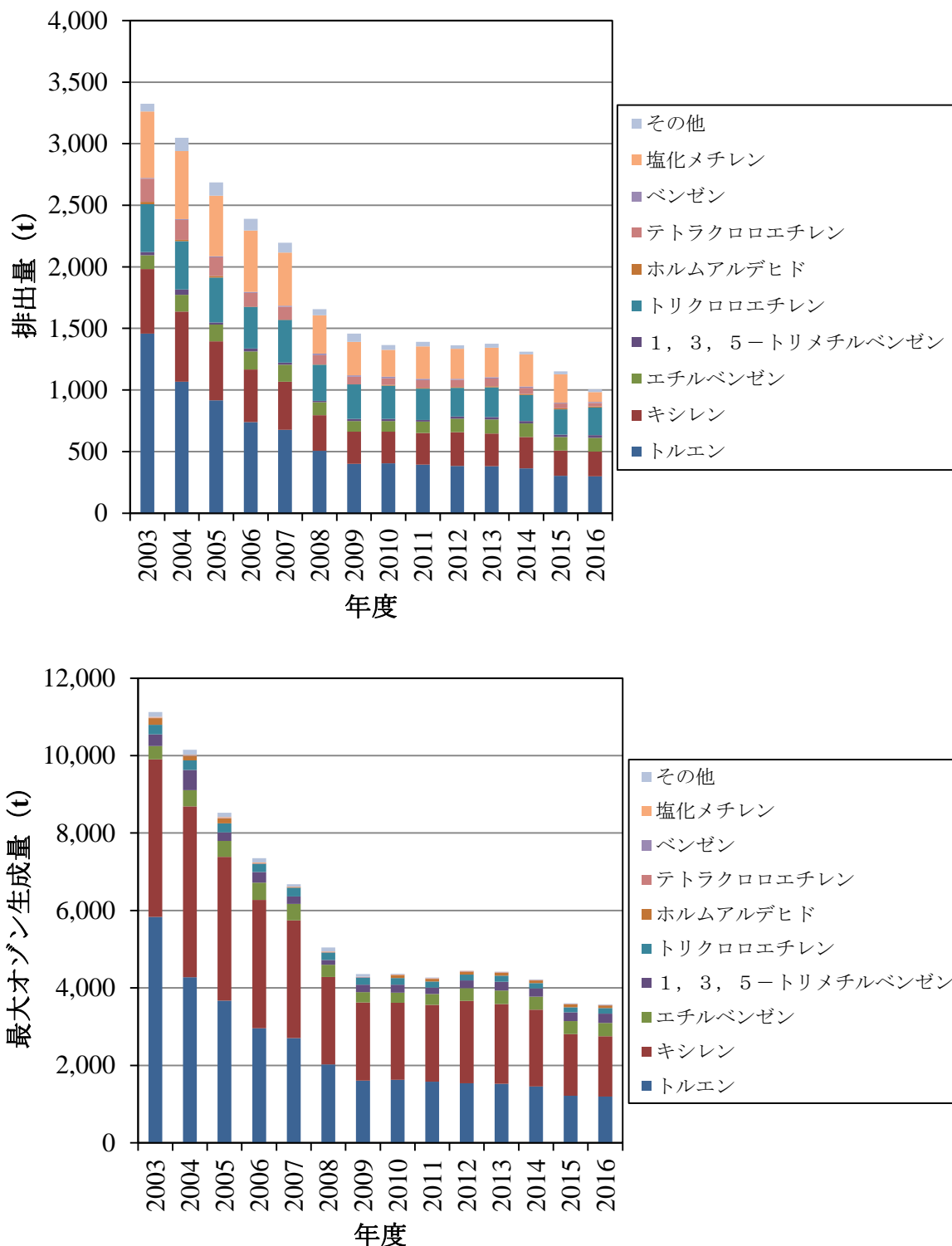


図 3-13 PRTR 制度を基に推計した VOC 排出量の推移（上図：VOC 排出量（大気への排出）、下図：最大オゾン生成量）

※ オキシダント生成能を考慮するため、VOC 成分ごとのオゾン生成の指標として用いられる最大オゾン生成能（Maximum Increment Reactivity：MIR）を用いて最大オゾン生成量を算出した。

※ 本図の排出量は、PRTR 制度の届出対象の事業所の報告を基に推計したものであり、東京都で推計した VOC 排出量と合致しないことに留意する必要がある。

(案)

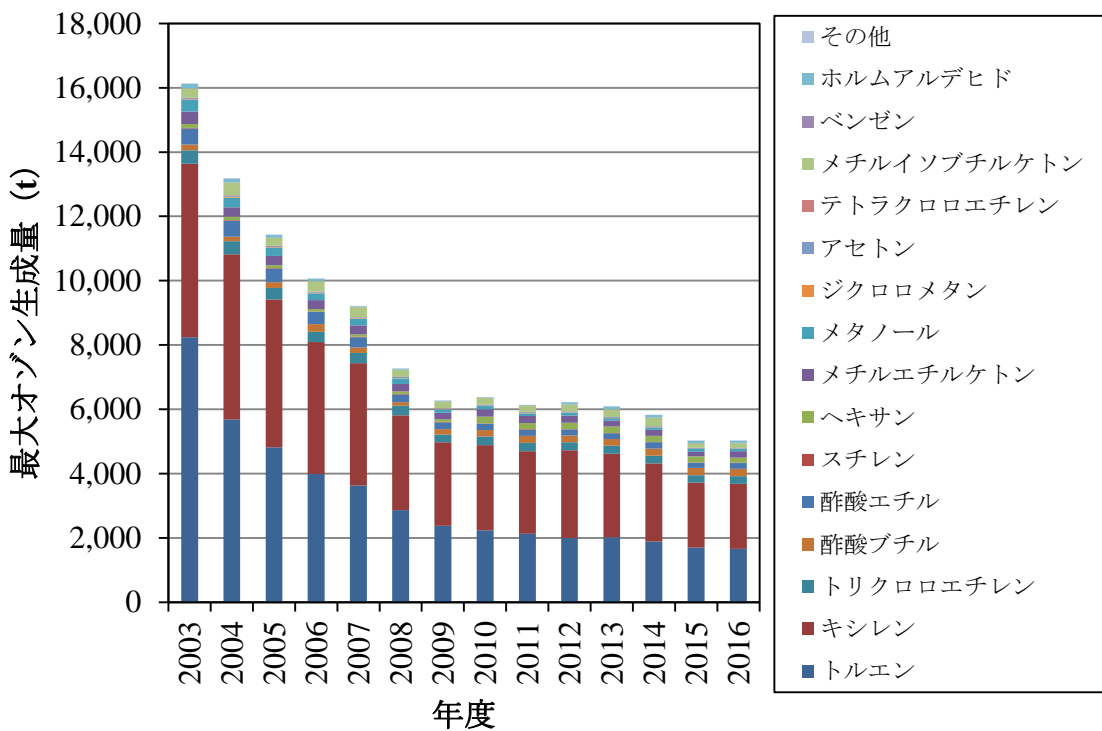
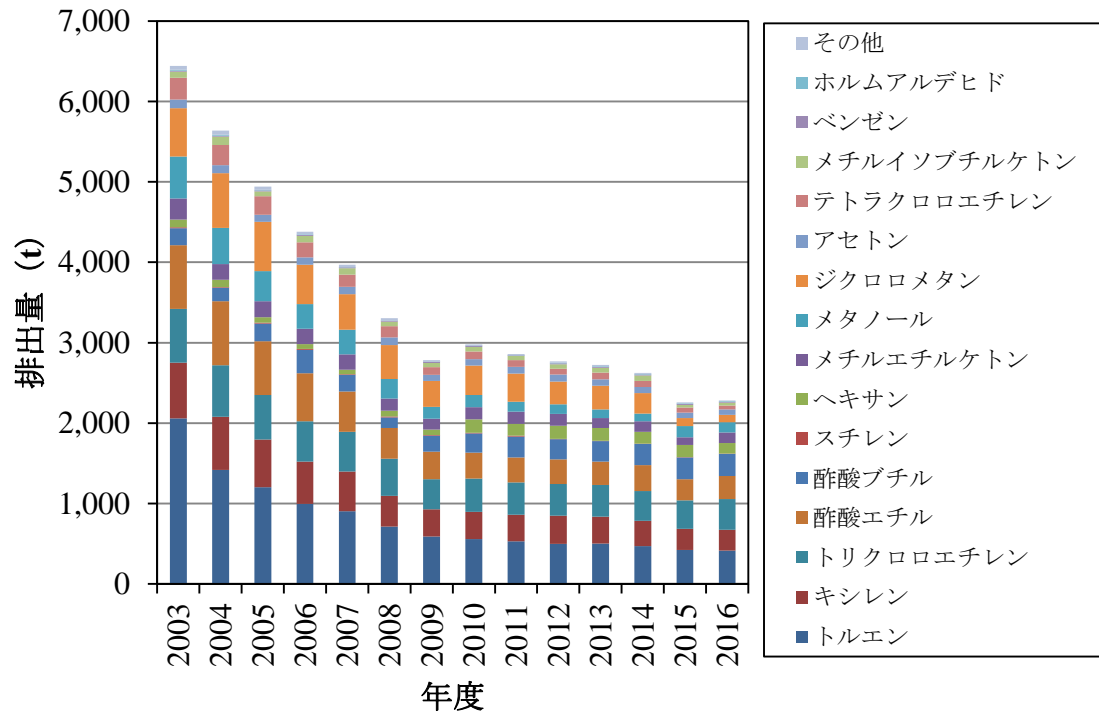
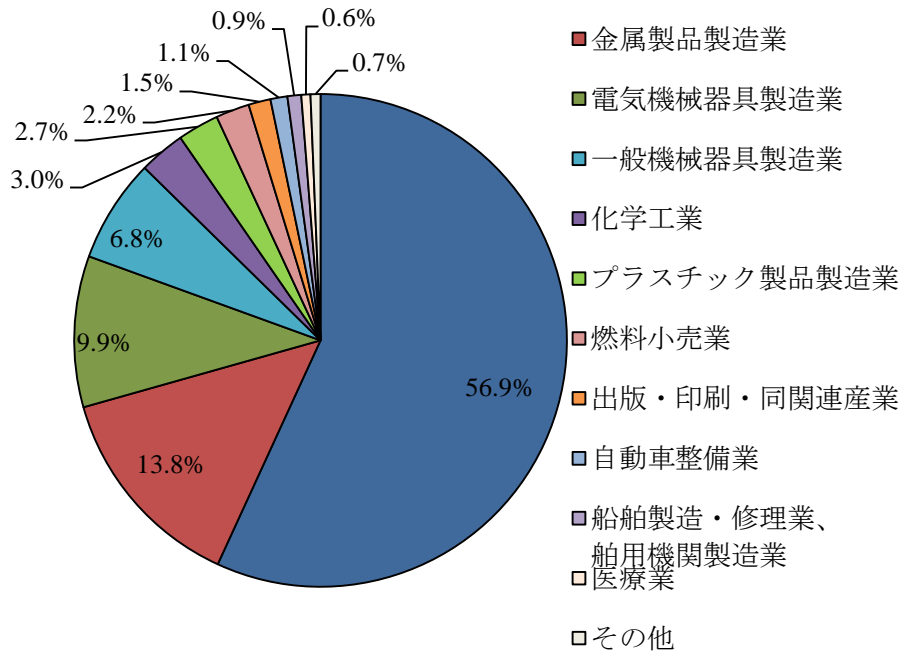


図 3-14 化学物質適正管理制度を基に推計した VOC 排出量の推移(上図:VOC 排出量(大気への排出)、下図:最大オゾン生成量)

※ オキシダント生成能を考慮するため、VOC 成分ごとのオゾン生成の指標として用いられる最大オゾン生成能 (Maximum Increment Reactivity : MIR) を用いて最大オゾン生成量を算出した。
※ 本図の排出量は、化学物質適正管理制度の届出対象の事業所の報告を基に推計したものであり、東京都で推計した VOC 排出量と合致しないことに留意する必要がある。

(案)

PRTR制度



化学物質適正管理制度

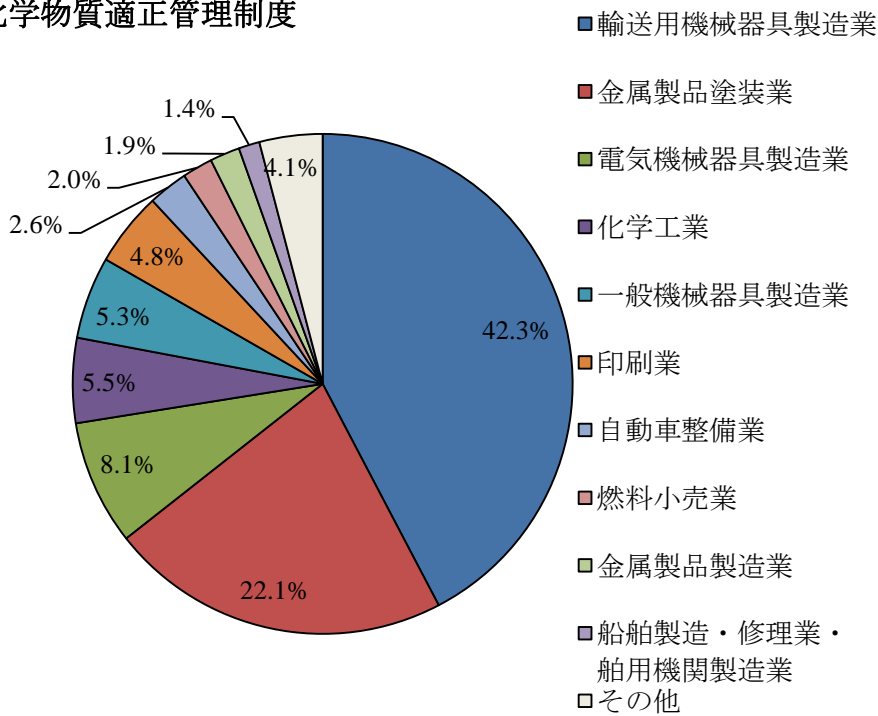
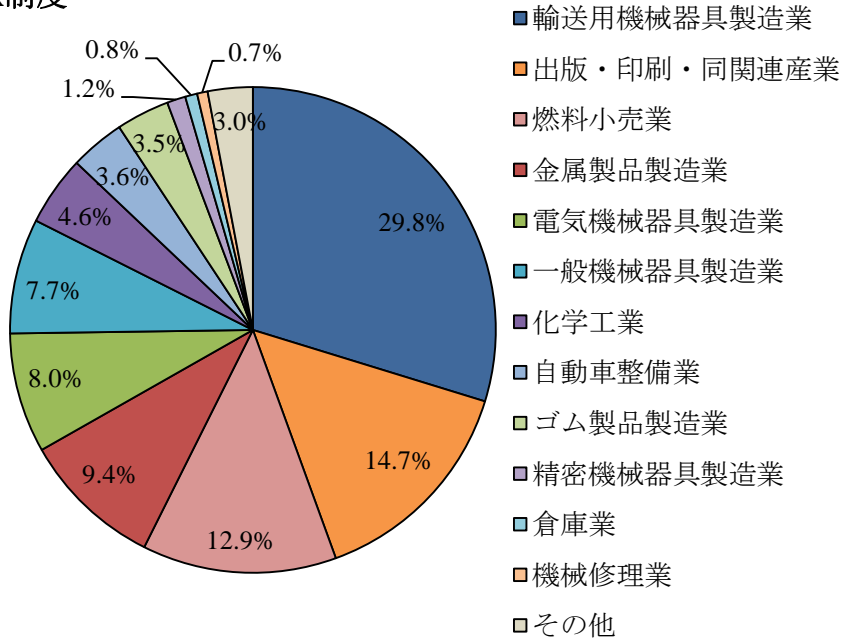


図 3-15 最大オゾン生成量の割合が大きかったキシレンの 2016 年度の排出量（大気への排出）の業種別割合（上図：PRTR 制度、下図：化学物質適正管理制度）

※ 2016 年度におけるキシレンの届出件数は、PRTR 制度で 761 件、化学物質適正管理制度で 1260 件。

(案)

PRTR制度



化学物質適正管理制度

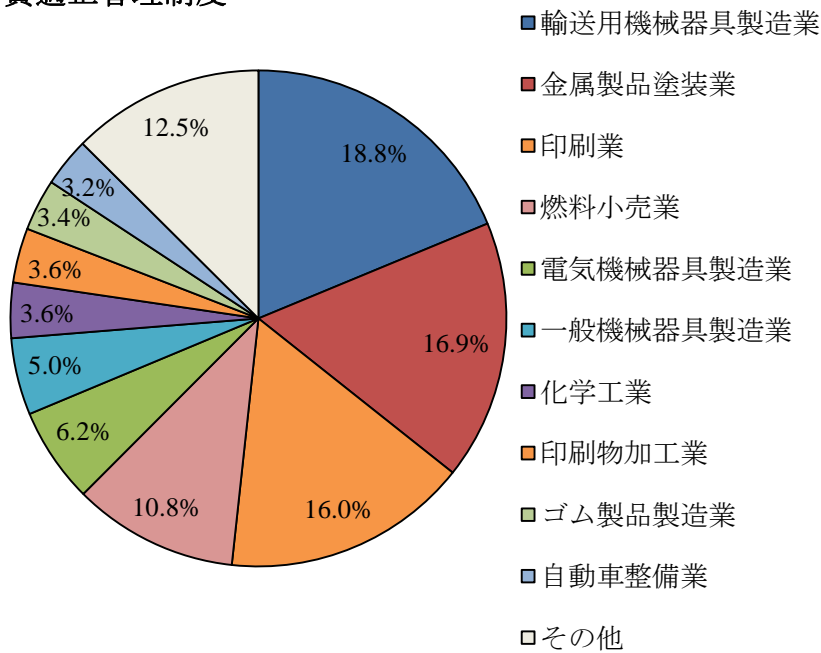


図 3-16 最大オゾン生成量の割合が大きかったトルエンの 2016 年度の排出量（大気への排出）の業種別割合（上図：PRTR 制度、下図：化学物質適正管理制度）

※ 2016 年度におけるトルエンの届出件数は、PRTR 制度で 765 件、化学物質適正管理制度で 1292 件。

(案)

3.4 シミュレーションモデルを用いた解析に基づく施策効果に関する考察

3.4.1 2015年度と2008年度の発生源寄与割合の比較

今回、2015年度の排出インベントリに基づきシミュレーション解析を行ったところであるが(2.2参照)、2008年度の排出インベントリにおいても同様の解析を行い、PM_{2.5}及び光化学オキシダントの発生源寄与割合の違いを考察することで、施策効果の検証を試みた。

PM_{2.5}は、風が弱く拡散が起きにくい条件下において高濃度になる傾向があり、特に夏季では気温や日射が上昇することで光化学反応が促進され、PM_{2.5}の他に光化学オキシダントも高濃度となる傾向がある。また、冷夏や梅雨の長さにも大きく影響を受け、PM_{2.5}及び光化学オキシダント濃度が低濃度になることもある。気象条件によって大気汚染物質濃度が大きく異なる可能性があるため、異なる年度を比較する場合は排出量自体が異なることに加え、気象条件の違いにも注意する必要がある。

そこで、2008年度と2015年度を比較する上で、排出インベントリと気象条件について各年度のデータを用いて計算した場合と気象条件を2015年度に統一した場合について、各年度の濃度比較を実施した。比較する上でのシミュレーションモデルの設定を表3-4に示す。

表 3-4 2008年度と2015年度を比較する上でのシミュレーションモデルの設定条件

計算ケース	排出インベントリ年度	気象条件年度
A (気象 2008 排出 2008)	2008	2008
B (気象 2015 排出 2008)	2008	2015
C (気象 2015 排出 2015)	2015	2015

※ 自然起源のインベントリについては、気象条件の影響が大きいことから、気象年度に合わせたインベントリを使用した。

3.4.2 PM_{2.5}

(1) 気象条件を各年度のまま適用した場合の比較 (ケース A とケース C)

各年度の排出インベントリ及び気象条件をそのまま適用して比較すると、PM_{2.5}の発生源寄与割合は、関東以外の寄与割合は年度や季節により違いはあるものの、関東域における発生源の寄与割合では、2015年度は2008年度に比べて各季節とも低い結果となった(図3-17)。しかしながら、夏季では、2015年度のPM_{2.5}濃度は2008年度より高くなり、関東以外の寄与割合が大きくなっていった。

そこで、次節では、気象条件を2015年度に統一した上で、発生源寄与割合を推計することとした。

(案)

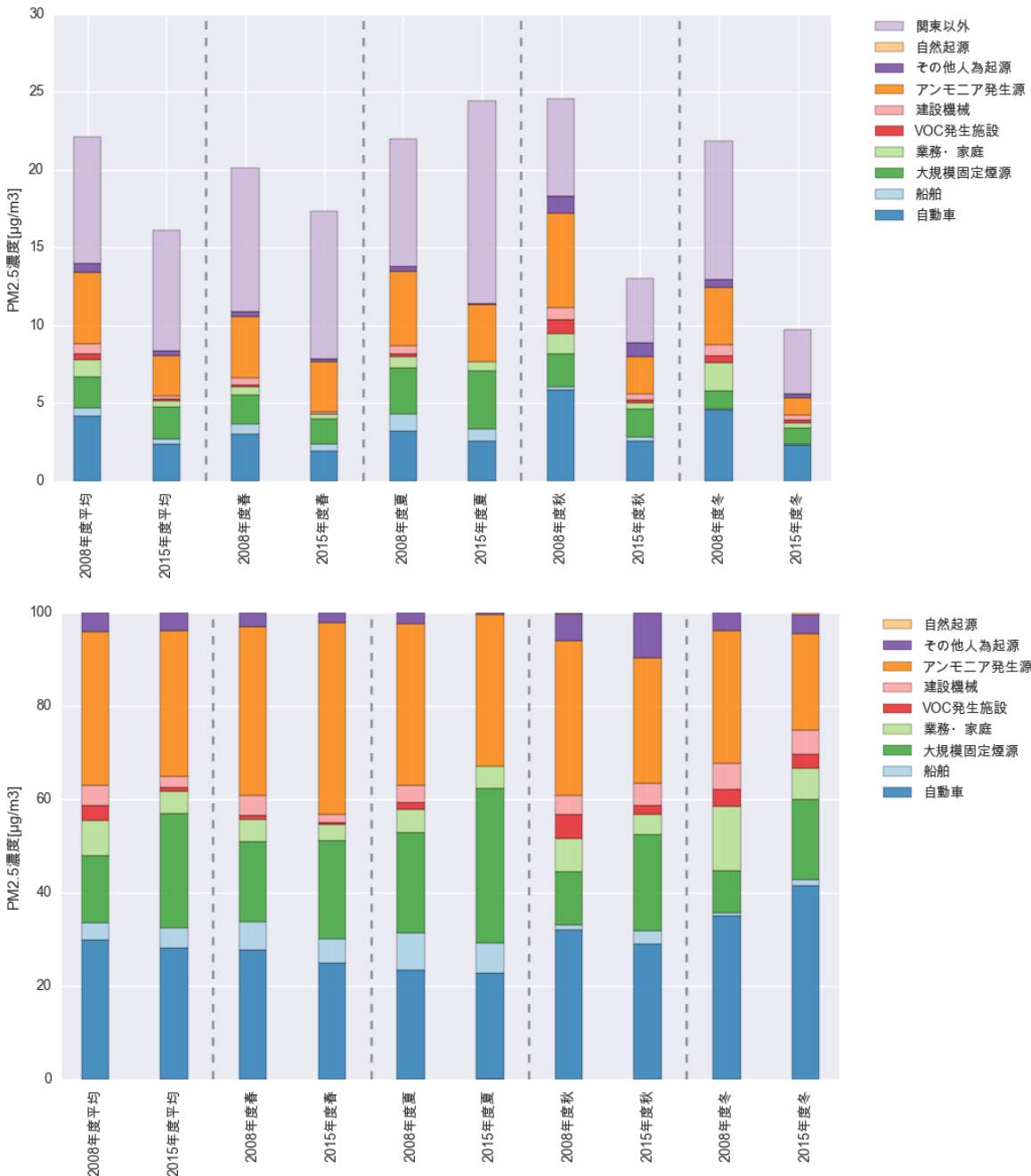


図 3-17 2008年度と2015年度のPM_{2.5}発生源寄与割合の比較（ケースAとケースC）

上図：PM_{2.5}発生源寄与濃度の推計結果、下図：関東域における発生源寄与割合（関東以外を除く）

- ※ 本図の2008年度と2015年度の発生源寄与割合は、排出インベントリと気象条件について各年度のデータを用いて比較している。
- ※ 2008年度と2015年度の両年度で調査を実施した2地点（足立区、多摩市（2008年度は町田市））の平均であり、PM_{2.5}成分分析を実施した各年度の14日間から推計した発生源寄与割合の結果である。
- ※ ここでの100%積み上げは、関東以外の排出を除いて、関東全域（1都6県）のみの各発生源の寄与割合で算出した。

(2) 気象条件を統一した場合の比較

前節のとおり、各年度の気象条件をそのまま適用して比較すると、夏季における 2015 年度の PM_{2.5} 質量濃度は 2008 年度と比較して高かった。そこで、PM_{2.5} や光化学オキシダントは気象条件によって濃度が異なることから、2015 年度の気象条件を 2008 年度に適用させて比較を行った。

2015 年度に気象条件を統一し、2008 年度及び 2015 年度の排出インベントリをそれぞれ用いた場合（ケース B とケース C）の PM_{2.5} 質量濃度の結果を図 3-18 に示す。この結果、2015 年度では 2008 年度と比較して 6 µg/m³ 程度低い結果となった。2015 年度の関東域における PM_{2.5} 発生源寄与割合は、気象条件を統一した場合の 2008 年度よりも小さく、特に自動車やアンモニア発生源の寄与割合が小さい結果となった。NO_x・PM 法等に基づく自動車排出ガス規制等による NO_x・PM の排出削減により、PM_{2.5} 発生源寄与割合が小さくなったものと考えられる。アンモニア発生源について PM_{2.5} 発生源寄与割合が小さくなったが、これは、NH₃ が粒子化するのに必要な硝酸（HNO₃）が、自動車規制に伴う NO_x の削減により生成されなくなり、硝酸アンモニウム（NH₄NO₃）の生成が進まなかったため、アンモニア発生源の感度解析を実施しても、2008 年度よりも PM_{2.5} の発生源寄与割合が大きくならなかったものと推察される。

同図から、気象条件を変化させた場合（ケース A とケース B）、2015 年度の気象条件では、2008 年度の気象条件と比べて、PM_{2.5} 質量濃度は高い結果となった。関東域における PM_{2.5} 発生源寄与割合は各発生源とも大きく、加えて関東以外の寄与割合が大きくなった。2015 年度夏季における気象条件では、大気が拡散されにくい状況下となり関東域の発生源寄与割合も大きくなったことに加え、大陸からの越境汚染を含む関東域外からの移流等の影響により、関東以外の寄与割合が大きくなったと考えられる。以上から、2015 年度夏季における PM_{2.5} 濃度が高くなった要因は、気象条件の影響によることが示唆される。実際に、2015 年度において PM_{2.5} 濃度が比較的高濃度であった 8 月 1 日（一般環境大気測定局平均の PM_{2.5} 日平均値：38.4 µg/m³）の気象状況では、猛暑日（35 °C 以上）で、高層天気図では太平洋高気圧が関東域に張り出しており、下層大気の状態も安定で汚染物質が拡散されにくい状況であった。

(案)

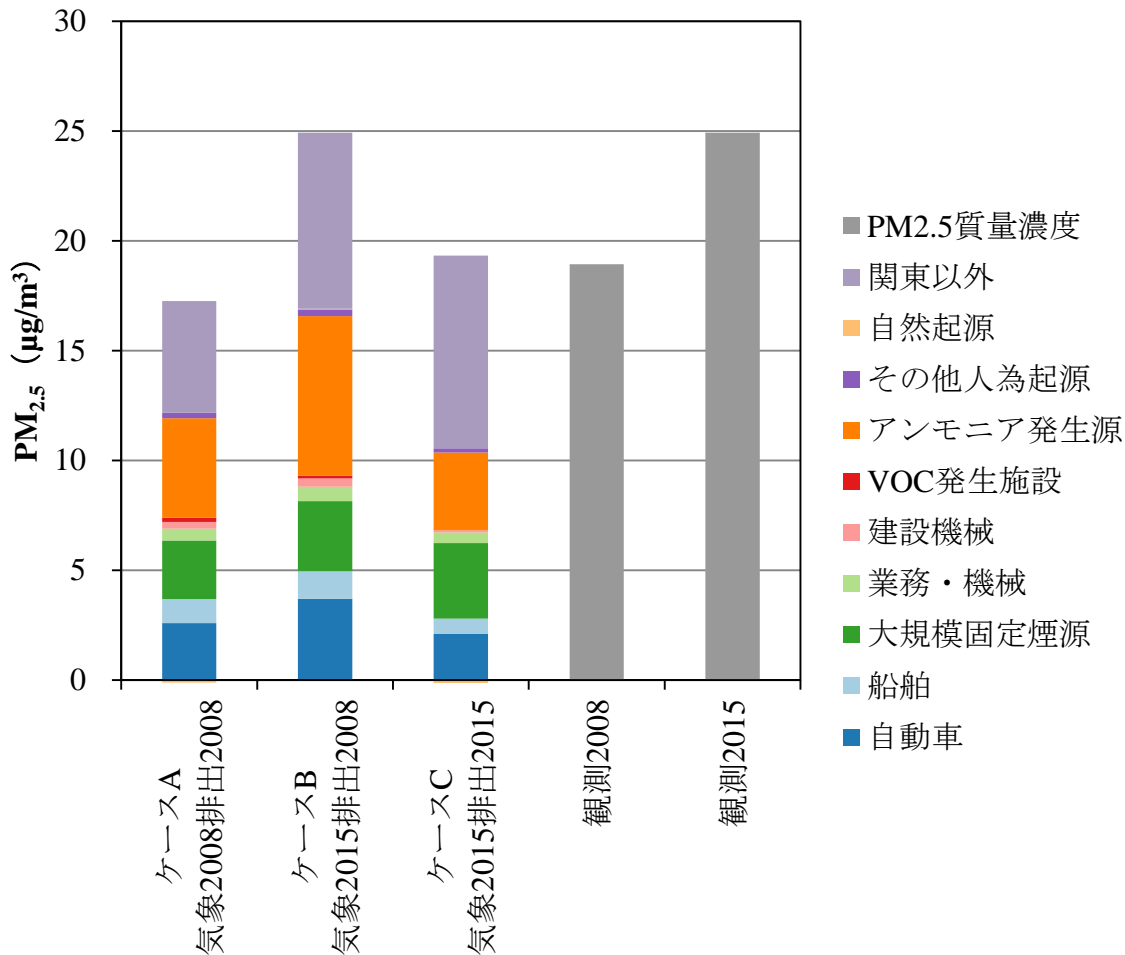


図 3-18 気象条件と排出量を変えた場合の夏季における PM_{2.5} 計算結果と観測値の比較

- ※ 本図では、排出インベントリと気象条件について各年度のデータを用いたケース（A及びC）に加え、気象条件を2015年度、排出インベントリを2008年度として設定したケース（B）について比較している。
- ※ 2008年度と2015年度の両年度で調査を実施した2地点（足立区、多摩市（2008年度は町田市））の平均であり、PM_{2.5}成分分析を実施した各年度の14日間から推計した発生源寄与割合の結果である。

（3） まとめ

2015年度と2008年度におけるPM_{2.5}発生源寄与割合について、気象条件を同一として比較したところ、関東以外の寄与割合は年度や季節により違いがあるものの、関東域における発生源寄与割合では、2015年度は2008年に比べて各季節とも小さい結果となった。2015年度のPM_{2.5}質量濃度は、2008年度と比較して高かったが、気象条件を統一して比較したところ、2015年度における関東域内の寄与割合は、2008年度と比べて小さくなり、自動車排出ガス規制によるNO_x排出削減によりPM_{2.5}発生源寄与割合が小さくなったと考えられる。異なる年度の比較による施策効果の検証を試みる場合、気象条件による違いを考慮し、気象条件を統一させたいうで比較することが望ましいと考えられる。また、アンモニア発生源の寄与割合は、NH₃が粒子化するために必要な硝酸（HNO₃）の寄与についても考慮する必要がある、ゼロアウト法による感度解析では、アンモニア発生源の寄与割合の変化を過大に評価している可能性があることに留意する必要がある。

(案)

(4) 参考(シミュレーションモデルとレセプターモデルを用いた発生源寄与割合の試算)

2008年度から2011年度の大気中微小粒子状物質検討会(以下、「前回検討会」という)では、シミュレーションモデルとレセプターモデル(CMB)を用いた発生源寄与割合の試算を行った⁵。そこで、本検討会において、2008年度と2015年度について、前回検討会とおおむね同様の考え方でPM_{2.5}発生源寄与割合を試算した。具体的には、以下に示す手法により各モデルを統合し、発生源寄与割合の試算を実施した。

- ① シミュレーションモデルの計算値を観測値に基づいて補正する。
- ② 自然起源の成分である海塩や土壌はCMBモデルによる計算濃度を使用する⁶。
- ③ PM_{2.5}中の水分は、平衡モデル(E-AIMモデル⁷)により計算した量を使用する。
- ④ 一次粒子全体の寄与濃度はCMBモデルにより解析した結果を使用する。発生源寄与割合はシミュレーションモデルの感度解析結果で配分する。
- ⑤ 二次生成粒子(NO₃⁻、SO₄²⁻、NH₄⁺)については、シミュレーションモデルの発生源寄与解析結果を用いて、寄与濃度を求める。
- ⑥ 二次有機粒子等については、CMBモデルで推定した寄与濃度(二次OC)を使用する。

上記手法を基に、2008年度と2015年度のPM_{2.5}発生源寄与割合を試算した(図3-19)。2008年度のPM_{2.5}質量濃度は、19.1 µg/m³であった一方、2015年度のPM_{2.5}質量濃度は15.9 µg/m³と2008年度に比べて低かった⁸。発生源寄与割合では、都内全体の発生源は、2008年度では10.5%であった一方、2015年度では5.1%であった。関東6県の発生源は2008年度では29.7%であった一方、2015年度では32.0%であった。2015年度における関東全体の人為起源の発生源寄与濃度は、2008年度と比較して低かった(2015年度:5.9 µg/m³、2008年度:7.7 µg/m³)。関東外の発生源は、2008年度で27.1%であった一方、2015年度では33.5%と2008年度に比べて寄与が大きい結果となった。不明分(二次有機粒子等、海塩・土壌、平衡水分)の割合には大きな変化はなかった。

本試算結果は、2008年度では一般環境大気測定局9局、2015年度では一般環境大気測定局2局におけるPM_{2.5}成分分析結果であり、各季節14日間の平均値を年平均の発生源寄与割合として推計している。また、各年度の気象条件も異なることから濃度変化の要因を一概に比較できないことに留意する必要がある。

⁵ 東京都微小粒子状物質検討会，東京都微小粒子状物質検討会報告書（平成23年7月），（2011）

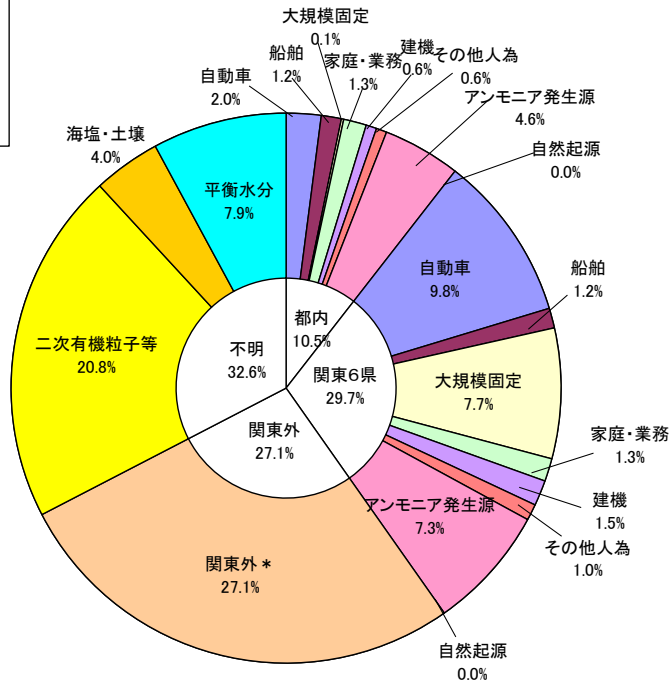
⁶ CMBモデルは、2015年度PM_{2.5}発生源寄与割合推計では、本検討会で実施したCMB解析結果を用い、2008年度PM_{2.5}発生源寄与割合推計結果では、前回検討会で実施したCMB解析結果を用いた。

⁷ E-AIMモデル：<http://www.aim.env.uea.ac.uk/aim/aim.php>

⁸ 2008年度のPM_{2.5}質量濃度は、相対湿度50%±5%の条件で秤量した濃度をPM_{2.5}の環境基準の公定法である35%±5%の条件に換算した値である。

(案)

2008 年度
一般局 9 局平均
19.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$



2015 年度
一般局 2 局平均
15.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

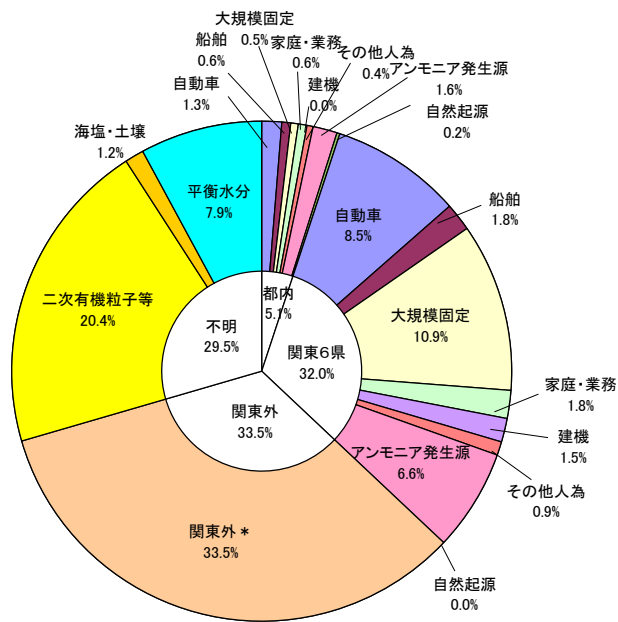


図 3-19 シミュレーションモデルとレセプターモデルから試算したPM_{2.5}発生源寄与割合

上図：2008 年度、下図：2015 年度

※ 2008 年度の発生源寄与割合は、PM_{2.5}成分分析を実施した一般環境大気測定局（一般局）9 局の結果から算出し、2015 年度発生源寄与割合は PM_{2.5}成分分析を実施した一般局 2 局の結果から算出した。

※ 関東外には、シミュレーションモデルの誤差が含まれる。

※ PM_{2.5} 質量濃度に応じて円グラフの大きさを調整している。

3.4.3 光化学オキシダント

(1) 気象条件を各年度のまま適用した場合の比較（ケース A とケース C）

2008 年度及び 2015 年度それぞれにおいて、光化学オキシダント濃度が高濃度となる期間を対象として 2015 年度と 2008 年度の比較を行った。シミュレーションモデルで計算された光化学オキシダント濃度が 100 ppb を超過した日を高濃度日とした。

排出インベントリ及び気象条件をそのまま適用した場合（ケース A とケース C）の光化学オキシダント濃度には大きな変化がみられなかった。2015 年度の夏季における VOC 発生施設の寄与割合は、2008 年度と比較して小さい結果であったが、自動車の寄与割合は、2008 年度に比べて大きかった。また、関東以外の寄与割合は、2008 年と 2015 年度に違いはみられなかったが、両年度とも春季の寄与割合は、夏季に比べて大きい結果となった。

(案)

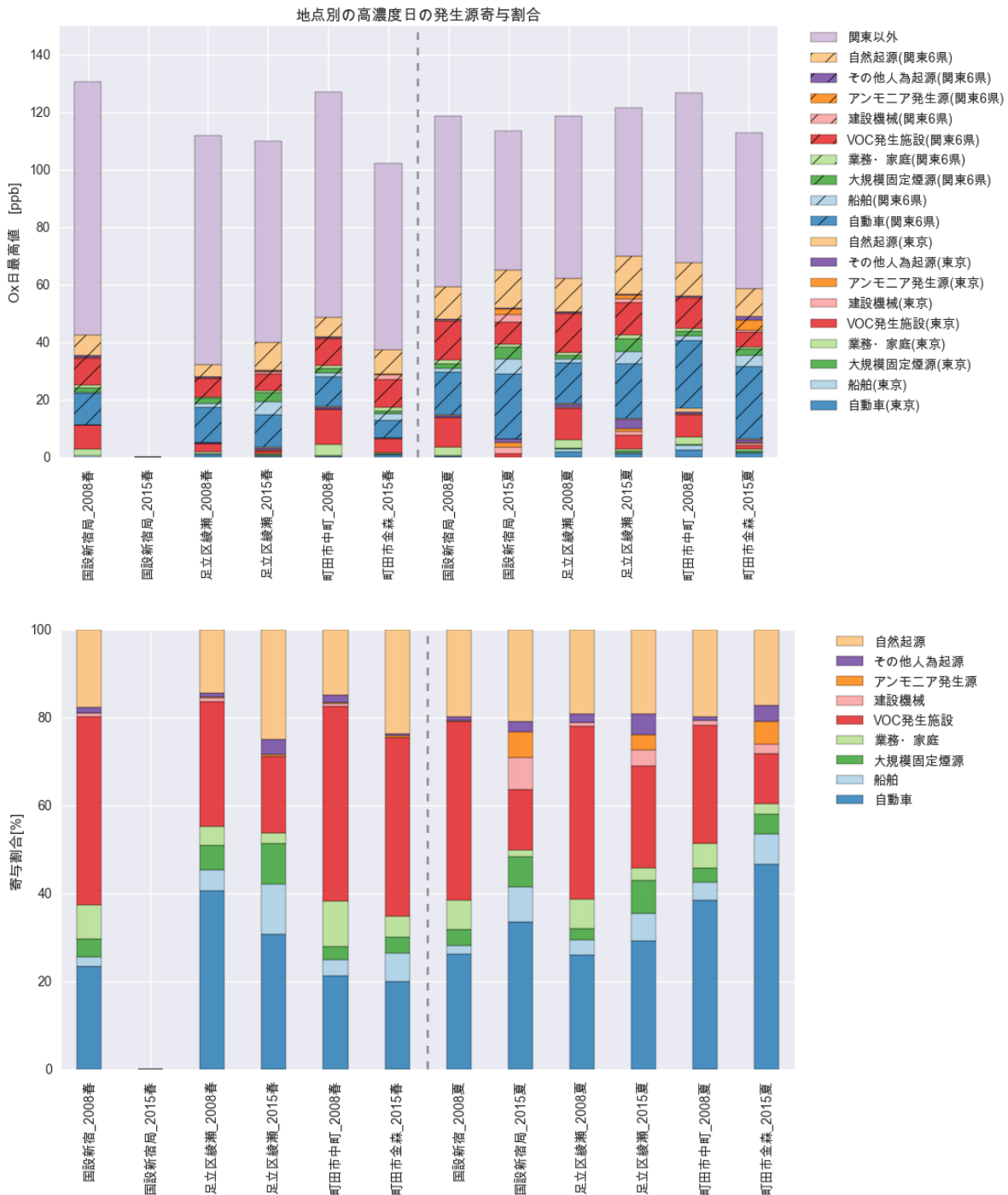


図 3-20 2008 年度及び 2015 年度の光化学オキシダント発生源寄与割合の比較（ケース A 及びケース C）

上図：光化学オキシダント発生源寄与濃度の推計結果、下図：関東以外を除いた発生源寄与割合

- ※ 本図の 2008 年度と 2015 年度の発生源寄与割合は、排出インベントリと気象条件について各年度のデータを用いて比較している。
- ※ 寄与割合算出の差異の非線形な効果はすべて関東以外の排出に含めた。発生源は、東京都と関東 6 県の寄与割合を合計した関東全域（1 都 6 県）の寄与割合を示す。
- ※ 100%積み上げは、関東以外の排出を除き、関東全域（1 都 6 県）のみの各発生源の寄与割合で算出した。発生源は、東京都と関東 6 県の寄与割合を合計した関東全域（1 都 6 県）の寄与割合を示す。
- ※ 国設新宿局において、光化学オキシダントの発生源寄与割合が確認されなかったのは、シミュレーションモデルから計算された光化学オキシダント濃度について、100 ppb を超過する日が確認されなかったためである。

(案)

(2) 気象条件を統一した比較

各年度の気象条件をそのまま適用して比較すると、2015年度の光化学オキシダント濃度は、2008年度と比べて違いはみられず、自動車の寄与割合では大きく、VOC発生施設の寄与割合では小さい結果となり、発生源によって違いがみられた(図3-20)。そこで、PM_{2.5}の解析と同様に2015年度の気象条件を2008年度に適用させて比較を行った(ケースBとケースC)。比較に当たっては、2015年度の光化学オキシダントが高濃度であった日(2015年7月27日月曜日)について、関東域における光化学オキシダント濃度の発生源寄与割合を算出した(図3-21)。

2015年度に気象条件を統一した場合、2015年度の光化学オキシダント濃度は、2008年度と比較して、どの地点においても低くなり、東京都や神奈川では2015年度のVOC発生施設の寄与割合は、2008年度と比べて小さい結果となった(図3-21)。これは、国や東京都が掲げたVOC削減目標(2010年度までに2000年度比VOC排出量を3割削減)に向けて、VOC規制や自主的取組によってVOC排出量が減少したためと考えられる。

2015年度夏季における自動車の寄与割合は、2008年度と比較して低くなったが(図3-21)、2015年度の光化学オキシダント全体の中では、比較的大きい割合を占めていた(図3-20)。

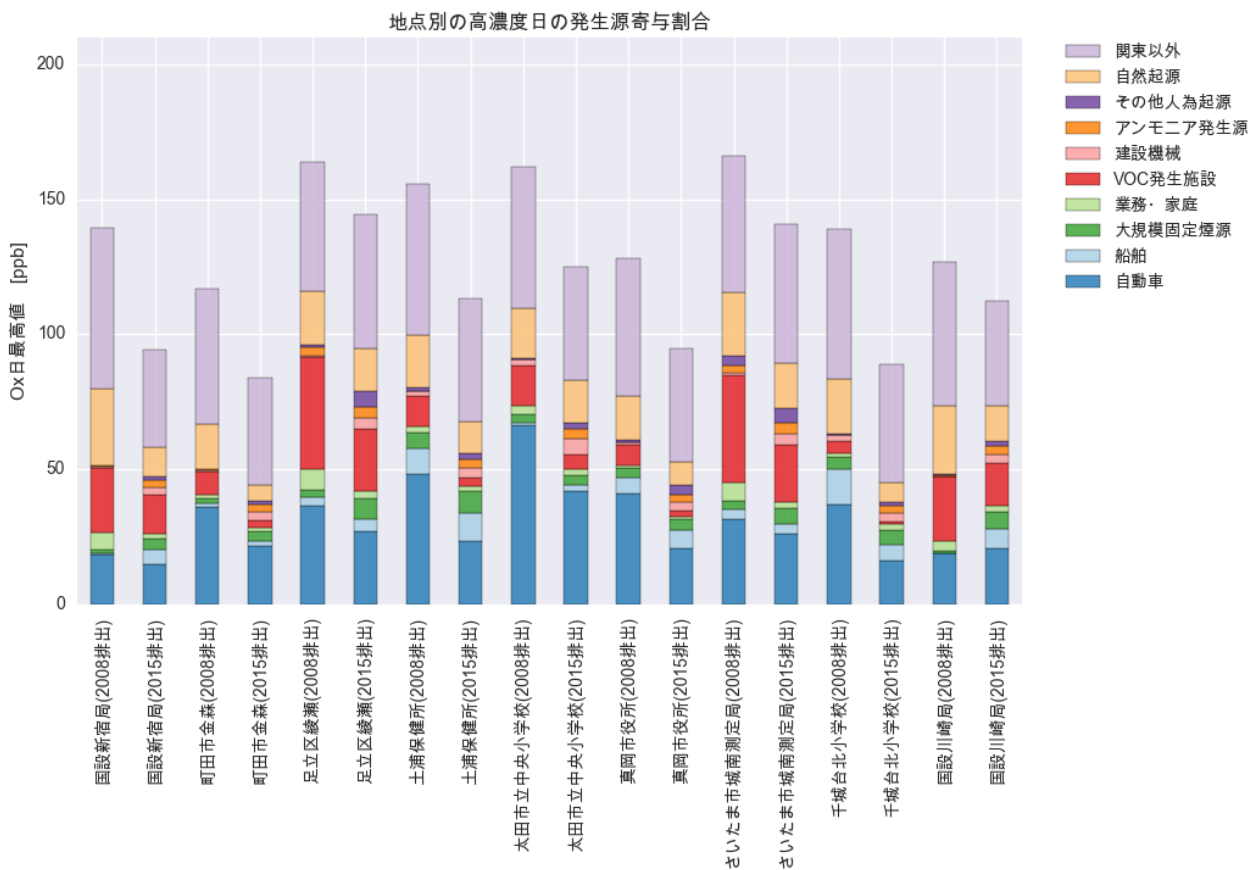


図3-21 2015年度7月27日(月)の気象条件を用いた計算を実施した光化学オキシダントに対する排出インベントリの影響(ケースBとケースC)

(案)

光化学オキシダント高濃度日における自動車の寄与割合は、2008年度、2015年度ともに、全体として大きな割合を占めていた（図 3-20）。

自動車からの排出は、排出ガスからの NO_x 及び VOC、蒸発ガスからの VOC、ブレーキダストや巻き上げ粉じんからの PM に大きく分類される。そこで、光化学オキシダントについて、自動車から排出される NO_x、VOC、その他（PM 等）の寄与割合を考察するため、「自動車からの NO_x 排出」、「自動車からの VOC 排出」、「自動車からの NO_x と VOC 以外の排出」、「自動車以外の排出全て」に分けたゼロアウト法を用いて 2015 年度の光化学オキシダントの発生源寄与割合を推計した結果を図 3-22 及び図 3-23 に示す。

高濃度日の日最高 1 時間値では、自動車 NO_x が光化学オキシダントに及ぼす影響の寄与は VOC よりも大きく、自動車の主要因であった。高濃度日では、光化学反応により光化学オキシダントが生成されるための NO_x 中の NO₂ による影響が大きく、日最高 1 時間値では NO_x の寄与割合が大きくなると考えられる（NO₂+O₂→O₃+NO の反応が進む）。一方、日平均値では、図 3-22 及び図 3-23 の下図で示すように、NO_x の寄与は負となることが確認された。夜間等の光化学反応が促進されない時間帯では、光化学オキシダントが生成されず、NO_x 中の NO によるタイトレーション効果（NO が光化学オキシダントと反応して NO₂ となり光化学オキシダントを減少させる効果）の影響を受け光化学オキシダント濃度は低下する（O₃+NO→NO₂+O₂ の反応が進む）。日中の NO_x の寄与割合が大きくなるものの、光化学反応が促進されない時間帯での NO のタイトレーション効果による影響が日中の NO_x の寄与割合よりも大きく、日平均値では NO_x の寄与割合が負となると推察される。

光化学オキシダント高濃度日における日最高 1 時間値では、多摩部（町田市金森）における自動車からの寄与割合は、区部（国設新宿局）と比べて大きな割合を占め、特に自動車 NO_x の排出の寄与割合が大きかった。光化学オキシダント高濃度において、多摩部では光化学オキシダントを生成する NO_x の影響が区部よりも大きくなると考えられる。

(案)

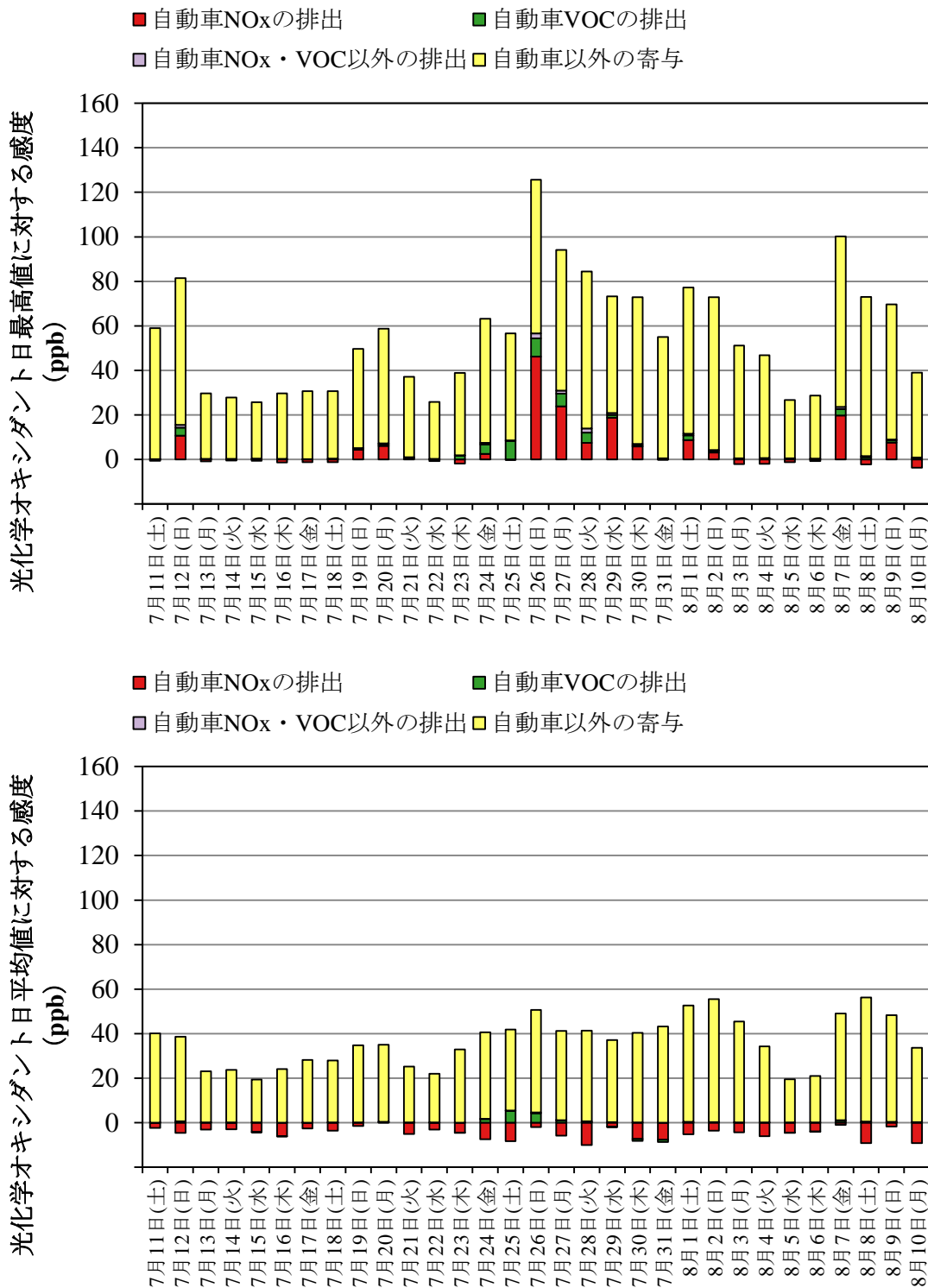


図 3-22 光化学オキシダントに対する自動車からの寄与割合の推移 (2015 年度 : 国設新宿局) (上図 : 日最高値、下図 : 日平均値)

- ※ 「自動車 NOx の排出」、「自動車 VOC の排出」、「自動車 NOx と VOC 以外の排出」、「自動車以外の寄与」に分けてゼロアウト法を実施した。
- ※ 夏季を対象とし、国設新宿局の結果を示す。
- ※ ここで示す自動車の寄与は移動発生源を対象としており、自動車 VOC は走行時及び駐停車時に排出される VOC であり、給油時に排出される VOC は含まれていない。

(案)

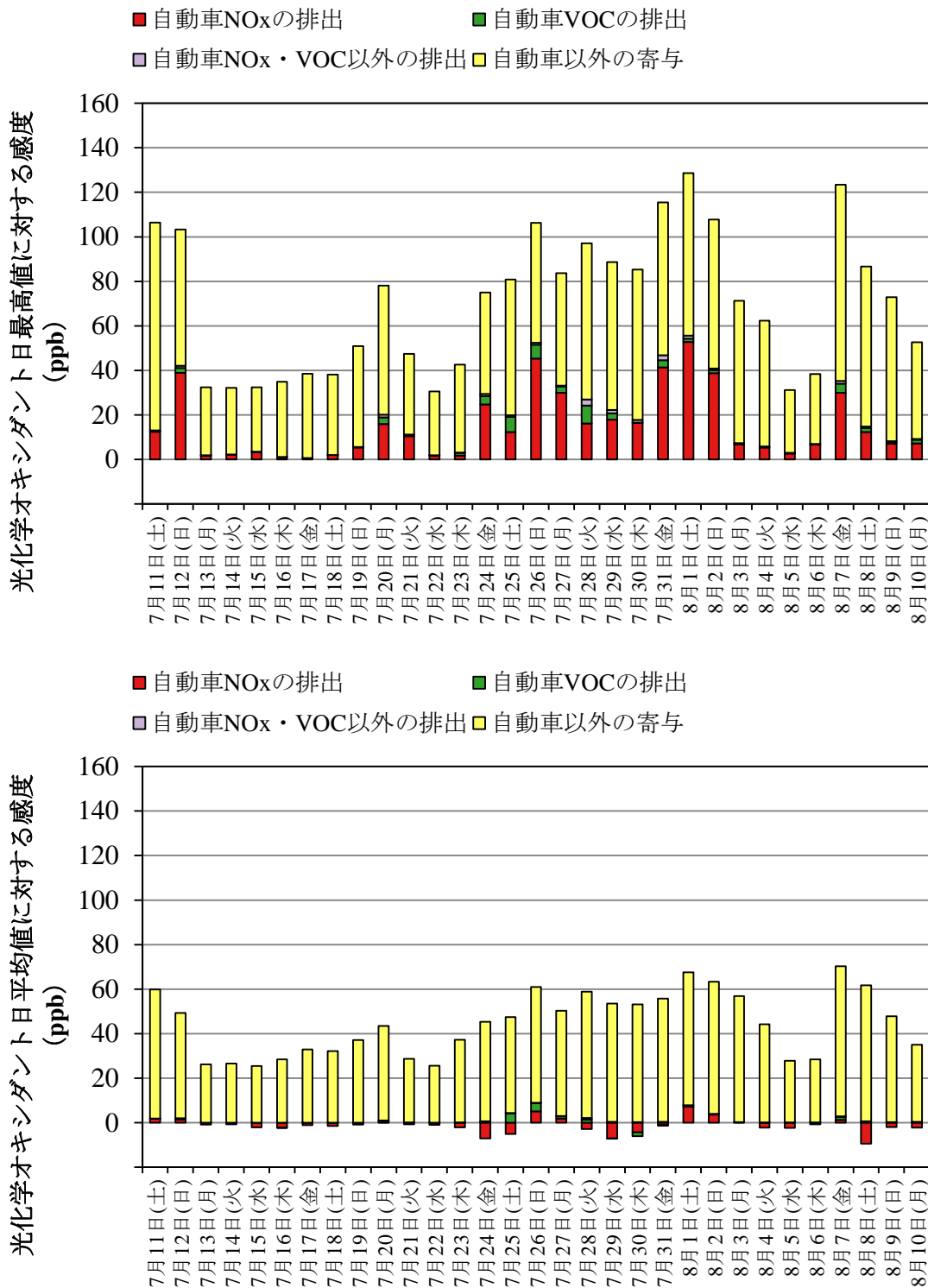


図 3-23 光化学オキシダントに対する自動車からの寄与割合の推移 (2015 年度 : 町田市金森) (上図 : 日最高値、下図 : 日平均値)

- ※ 「自動車 NOx の排出」、「自動車 VOC の排出」、「自動車 NOx と VOC 以外の排出」、「自動車以外の寄与」に分けてゼロアウト法を実施した。
- ※ 夏季を対象とし、町田市金森局の結果を示す。
- ※ ここで示す自動車の寄与は移動発生源を対象としており、自動車 VOC は走行時及び駐停車時に排出される VOC であり、給油時に排出される VOC は含まれていない。

(案)

(3) まとめ

2015年度と2008年度における光化学オキシダントの発生源寄与割合について、排出インベントリ及び気象条件をそのまま適用して比較したところ、2015年度の光化学オキシダント濃度は2008年度と比較して大きな違いは見られなかったが、自動車の寄与割合は大きく、VOC発生施設では小さくなった。気象条件を統一して比較したところ、2015年度の光化学オキシダント濃度は、2008年度と比較して低くなり、自動車及びVOC発生施設の寄与割合も小さくなった。VOC規制や自主的取組によるVOCの排出削減やNO_x・PM法等による自動車排出ガス規制により、それぞれの光化学オキシダントの寄与濃度が低くなったと考えられる。光化学オキシダントについても、PM_{2.5}と同様に異なる年度の比較による施策効果の検証を試みる場合、気象条件による違いを考慮し、気象条件を統一させたうえでの比較が望ましいと考えられる。2015年度の高濃度日における自動車からの寄与割合は、関東域全体に占める割合は比較的大きかったことから、自動車からの寄与割合について物質別に解析した。その結果、多摩部において、自動車NO_xの寄与が大きな割合を占めた。多摩部では光化学オキシダントを生成するNO_xの影響が区部よりも大きくなると考えられる。

4 まとめ

4.1 更なる削減対策の必要性

都内の PM_{2.5} の年平均値は、近年、長期基準の 15 µg/m³ 付近で推移しており、2017 年度の都内一般環境大気測定局における PM_{2.5} の年平均値は 12.8 µg/m³ であった (p.11 図 2-1 参照)。一般環境大気測定局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態にするためには、さらに年平均値を低減させる必要がある。

光化学オキシダントは、光化学スモッグ注意報発令基準である 1 時間値が 0.12 ppm 以上となった日は、減少傾向にある (p.41 図 2-27 参照)。2015～2017 年度の 3 年移動平均の延べ日数は 118 日と、2001～2003 年度比で 68% 減少した。東京都が政策目標の指標としている、年間 4 番目に高い日最高 8 時間値の 3 年移動平均値も同様に減少しており、2015～2017 年度で 0.09 ppm と、2001～2003 年度の 0.11 ppm から低下している (p.41 図 2-28 参照)。しかし、都内の一般環境大気測定局の環境基準達成率は、1990 年度以降 0% の状態が継続しており、東京都の政策目標 (年間 4 番目に高い日最高 8 時間値:0.07 ppm) についても未達成の状況であることから、更なる改善が求められる。

2001 年度以降における PM_{2.5} 濃度や光化学オキシダント濃度が低減している主な要因は、原因物質であるばいじん、NO_x、SO_x、VOC の排出を抑制する規制等が行われたことによる (p.5 図 1-5 PM_{2.5}、光化学オキシダントの発生源と生成機構及び p.71～p.84 3.3 大気汚染物質発生源の状況参照)。

今後、環境基準や政策目標の達成に向けて、PM_{2.5} は、レセプターモデルによる発生源寄与解析から二次生成粒子の占める割合が約 6 割から 7 割となっており、二次生成の原因物質である NO_x、SO_x、VOC について、発生源に対する削減対策を推進していくことが必要である (p.30～362 2.1.3 (3) レセプターモデルを用いた発生源寄与解析参照)。

光化学オキシダントについては、原因物質である NO_x と VOC の律速状態を考慮の上、バランスよく削減できるよう、発生源における削減対策を推進していくことが必要である。

(案)

4.2 シミュレーションに基づく将来濃度推計

4.2.1 将来濃度推計の実施

単純将来 (Business as Usual : BaU)¹における大気環境の状況を考察するため、PM_{2.5}及び光化学オキシダントの将来濃度について、シミュレーションモデルを用いて推計した。

将来濃度推計の対象年度は、東京都の政策目標達成年度とし、東京都政策目標の達成状況を推計の対象とした。

将来濃度の推計は、発生源寄与解析を実施した2015年度を基準年度とし、2015年度の測定局における測定結果に対して、シミュレーションモデルで得られる推計対象年度と2015年度の算出値の比率を乗じることで算出した。

(将来濃度推計 算出方法※)

$$[\text{目標年度の達成状況の推計結果}] = [\text{2015年度 測定結果}] \times \frac{[\text{目標年度 シミュレーション算出結果}]}{[\text{2015年度 シミュレーション算出結果}]}$$

※ 推計対象とした東京都政策目標の達成状況は表のとおり

項目	目標年度	推計対象
PM _{2.5}	2024年度	年平均値 (長期基準 15 µg/m ³)
		日平均値の98%値 (短期基準 35 µg/m ³)
光化学オキシダント	2030年度	年間4番目に高い日最高8時間値の3年平均 (0.07 ppm)

※ 光化学オキシダントの東京都政策目標値は3年平均で算出するが、気象条件を2015年度と同一としていることから、2030年度の年間4番目に高い日最高8時間値を将来推計の対象とした。

将来濃度推計に使用する気象条件や排出インベントリを設定を表4-1に示す。気象条件は、基準年度である2015年度と同じ気象条件を使用した。国外における排出インベントリは、今後の将来情勢の予測には不確実性が大きく見込まれることから基準年度である2015年度に固定して推計した。国外における排出量は近年減少傾向でありその減少量を見込んでいない不確実性を持った推計であることに留意する必要がある。国内における排出インベントリについては、自動車やVOC発生施設等、既往の研究で将来推計が実施されている発生源は、推計年度と2015年度の比率を乗じることで推計した。既往研究で将来推計が実施されていない発生源については、2008年度と2015年度の推移を推計対象年度まで外挿して使用した。自然起源は、気象条件に合わせ2015年度とした。

¹ 単純将来 (Business as Usual : BaU)

既定施策の継続や統計情報の経年変化を基に設定した将来趨勢値。

(案)

表 4-1 将来濃度推計に使用した気象条件と排出インベントリ

項目	使用年度	備考	
気象条件	2015 年度	基準年度である 2015 年度と同じ気象条件を使用	
国外排出インベントリ	2015 年度	今後の将来情勢予測には不確実性が大きく見込まれることから、2015 年度に固定して推計した。 ※国外の排出量は近年減少傾向であり、その減少量を考慮していない不確実性を持つことに留意する必要がある。	
国内排出インベントリ	2024/ 2030 年度	自動車	安定成長ケースにおける自動車保有台数の予測より推定 ²
		船舶	2020 年施行の IMO 国際条約規制を反映 ³
		VOC 発生源	環境省 VOC インベントリ検討会推計値をベースに予測
		その他の排出	2008 年度から 2015 年度の排出量トレンドをもとに排出量を外挿して推計
		自然起源	基準年度である 2015 年度と同等とする。 (火山・山火事などについても同様)
東京都排出インベントリ	2024/ 2030 年度	4.2.2 参照。	

2 森川 多津子, JATOP 大気シミュレーションによる PM_{2.5} 将来推計, 自動車交通研究 環境と政策 2018, 34-35 (2018)

3 城田英之, 横井威, 亀山道弘, 春海一佳, 船舶から排出される大気汚染物質の現況及び将来排出量データの作成, 海上安全技術研究所報告 13(3), (2013)

(案)

4.2.2 単純将来における都内大気汚染物質の発生源の状況

将来濃度の推計に用いる都内のNO_x、VOC、SO_xの単純将来排出量(BaU)については、既定の対策や統計情報の経年変化等を基に推計した(図4-1から図4-6及び表4-1から表4-3)。以下、物質毎に将来排出量の変動について述べる。

(1) NO_x

NO_xの2015年度排出量は、41,040 tであったのに対し、単純将来排出量は、2024年度に28,390 t、2030年度に24,860 tとなり、2030年度では2015年度と比較して約39%の減少を見込んでいる。

自動車については、2015年度排出量は17,520 tであったのに対し、単純将来排出量では、大気汚染防止法に基づくNO_x排出規制による削減効果を反映した結果、2024年度の排出量は8,740 t、2030年度の排出量は5,740 tと推計されており、2030年度では2015年度と比較して約67%の減と大幅な減少を見込んだ。2030年度の都内NO_x排出量に占める自動車の割合は、約23%となり、2015年度と比較して縮小が見込まれるものの、他の排出源と比較において依然として最も大きい割合を占めている。

家庭は、2015年度排出量は5,280 tであったのに対し、単純将来排出量では、2016年3月に策定した東京都環境基本計画における省エネルギー目標に基づく部門別エネルギー消費量を基に排出量の変化を予測した結果、2024年度の排出量は4,310 t、2030年度の排出量は3,660 tと推計されており、2030年度では2015年度と比較して約31%の減少を見込んだ。業務についても東京都環境基本計画における省エネルギー目標に基づく部門別エネルギー消費量を基に排出量の変化を予測した結果、2030年度の排出量は、2015年度と比較して約14%の減少を見込んだ。

航空機は、2015年度排出量は3,100 tであったのに対し、単純将来排出量では、国土交通省が予測した離着陸回数を基に排出量の変化を予測した結果、2024年度の排出量は3,460 t、2030年度の排出量は3,830 tと推計されており、2030年度では2015年度と比較して約17%の増加を見込んだ。

建設機械は、2015年度排出量は3,500 tであったのに対し、単純将来排出量では、オフロード法に基づくNO_x排出規制による削減効果を反映した結果、2024年度の排出量は1,430 t、2030年度の排出量は1,330 tと推計されており、2030年度では2015年度と比較して約62%の減と大幅な減少を見込んだ。

(案)

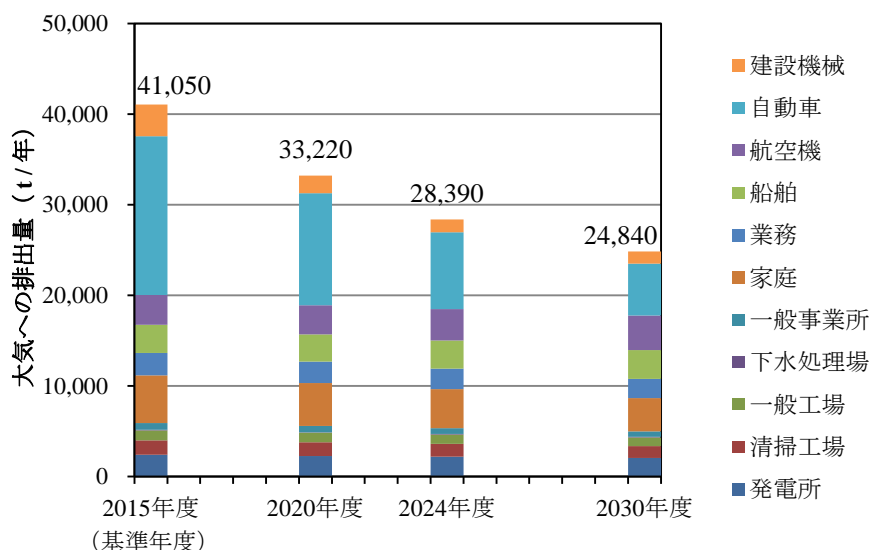


図 4-1 BaU に基づく NOx 排出量将来推計結果

※ 大気汚染物質排出量を推計した直近の年度である 2015 年度を基準年度として、単純将来 (BaU) に基づく排出量を推計した (2020 年度、2024 年度、2030 年度)

表 4-2 BaU に基づく NOx 排出量 (t/年)

	発電所	清掃工場	一般工場	下水処理場	一般事業所	家庭	業務
2015年度	2,410	1,580	1,100	70	730	5,280	2,470
2020年度	2,290	1,500	1,050	70	690	4,740	2,350
2024年度	2,190	1,440	1,000	60	670	4,310	2,260
2030年度	2,050	1,340	940	60	620	3,660	2,120
2030年度の 2015年度対比率	85%	85%	85%	86%	85%	69%	86%

	船舶	航空機	自動車	建設機械	合計
2015年度	3,100	3,280	17,520	3,500	41,050
2020年度	3,020	3,210	12,360	1,950	33,220
2024年度	3,100	3,460	8,470	1,430	28,390
2030年度	3,170	3,830	5,740	1,330	24,840
2030年度の 2015年度対比率	102%	117%	33%	38%	61%

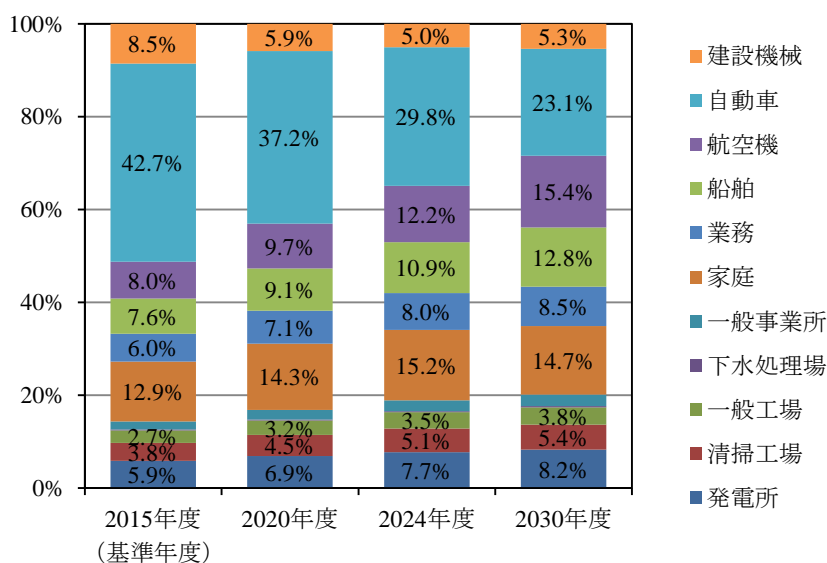


図 4-2 BaU に基づく NOx 排出量割合将来推計結果

※ 大気汚染物質排出量を推計した直近の年度である 2015 年度を基準年度として、単純将来 (BaU) に基づく排出量を推計した (2020 年度、2024 年度、2030 年度)

(案)

(2) VOC

VOC の 2015 年度排出量は 60,800 t であるのに対し、単純将来排出量は、2024 年度に 55,140 t、2030 年度に 53,900 t となり、2030 年度では 2015 年度と比較して約 11% の減少を見込んでいる。

塗装（工場外）については、2015 年度排出量は 9,940 t であるのに対し、単純将来排出量では、塗料出荷数量等の経年変化を基に設定した伸び率から排出量を予測した結果、2024 年度の排出量は 10,420 t、2030 年度の排出量は 10,860 t と推計され、2030 年度では 2015 年度と比較して約 9% の増加を見込んだ。2030 年度の都内 VOC 排出量に占める塗装（工場外）の割合は約 20% となり、2015 年度と比較して拡大し、2030 年度において最も大きい割合を占めている。

民生部門（家庭・オフィスにおける日用雑貨等の使用時）については、2015 年度排出量は 10,470 t であるのに対し、単純将来排出量では、経年変化が比較的少ないと想定し、曜日別の変動を基に排出量を予測した結果、2024 年度の排出量は 10,330 t、2030 年度は 10,240 t と推計され、2030 年度では 2015 年度と比較して約 2% の減少に留まると見込んだ。2030 年度の都内 VOC 排出量に占める民生部門の割合は約 19% となり、2015 年度と比較して拡大し、2030 年度において大きい割合を占めている。

給油等については、2015 年度排出量は 9,710 t であるのに対し、単純将来排出量では、経済産業省による石油製品需要見通しや石油連盟による国際石油需要見通しに基に排出量を予測した結果、2024 年度の排出量は 8,300 t、2030 年度における排出量は 7,360 t と推計されて、2030 年度では 2015 年度と比較して約 24% の減少を見込んだ。2030 年度の都内 VOC 排出量に占める給油等の割合は約 14% となり、2015 年度と比較して縮小するものの、2030 年度において依然として大きい割合を占めている。

クリーニングについては、2015 年度排出量は 4,090 t であるのに対し、単純将来排出量では、都民経済計算年報のサービス業における純生産額の経年変化を基に設定した伸び率から排出量を予測した結果、2024 年度の排出量は 4,570 t、2030 年度における排出量は 4,920 t と推計され、2030 年度では 2015 年度と比較して約 20% の増加を見込んだ。

塗装（工場内）については、2015 年度排出量は 4,440 t であるのに対し、単純将来排出量では、経済産業省の工業統計調査の製造品出荷額等や都民経済計算年報のサービス業における純生産額の経年変化を基に設定した伸び率から排出量を予測した結果、2024 年度の排出量は 4,660 t、2030 年度における排出量は 4,860 t と推計され、2030 年度では 2015 年度と比較して約 9% の増加を見込んだ。

自動車については、2015 年度排出量は 5,540 t であるのに対し、単純将来排出量では、大気汚染防止法に基づく新車に対する VOC 排出規制による削減効果を反映した結果、2024 年度の排出量は 2,730 t、2030 年度の排出量は 2,270 t と推計されており、2030 年度では 2015 年度と比較して約 59% の減と大幅な減少を見込んだ。

また、接着剤（工場外）、接着剤（工場内）、金属表面処理等、航空機、船舶については、統計情報等の経年変化を基に排出量を予測した結果、2030 年度の排出量は、2015 年度と比較して増加を見込んだ。

(案)

(案)

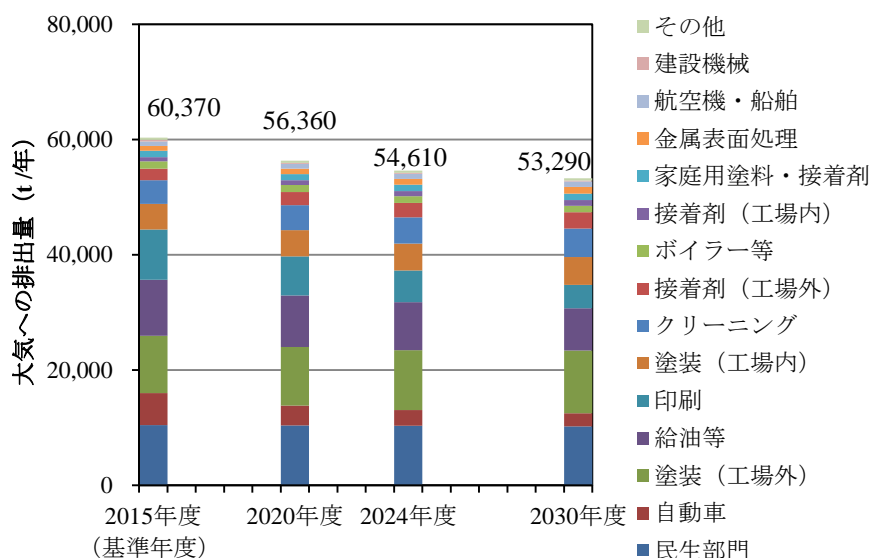


図 4-3 BaUに基づく VOC 排出量将来推計結果

※ 大気汚染物質排出量を推計した直近の年度である 2015 年度を基準年度として、単純将来 (BaU) に基づく排出量を推計した (2020 年度、2024 年度、2030 年度)

表 4-3 BaUに基づく VOC 排出量 (t/年)

	民生部門	自動車	塗装(工場外)	給油等	印刷	塗装(工場内)	クリーニング	接着剤(工場外)
2015年度	10,470	5,540	9,940	9,710	8,770	4,440	4,090	2,000
2020年度	10,400	3,460	10,180	8,930	6,780	4,550	4,350	2,240
2024年度	10,330	2,730	10,420	8,300	5,520	4,660	4,570	2,460
2030年度	10,240	2,270	10,860	7,360	4,050	4,860	4,920	2,830
2030年度の 2015年度対比率	98%	41%	109%	76%	46%	109%	120%	142%

	ボイラー等	接着剤(工場内)	家庭用塗料・接着剤	金属表面処理	航空機・船舶	建設機械	その他	合計
2015年度	1,310	710	1,100	840	760	320	390	60,370
2020年度	1,240	800	1,100	940	810	180	390	56,360
2024年度	1,200	870	1,100	1,020	870	170	390	54,610
2030年度	1,120	1,000	1,100	1,160	950	160	390	53,290
2030年度の 2015年度対比率	85%	141%	100%	138%	125%	50%	100%	88%

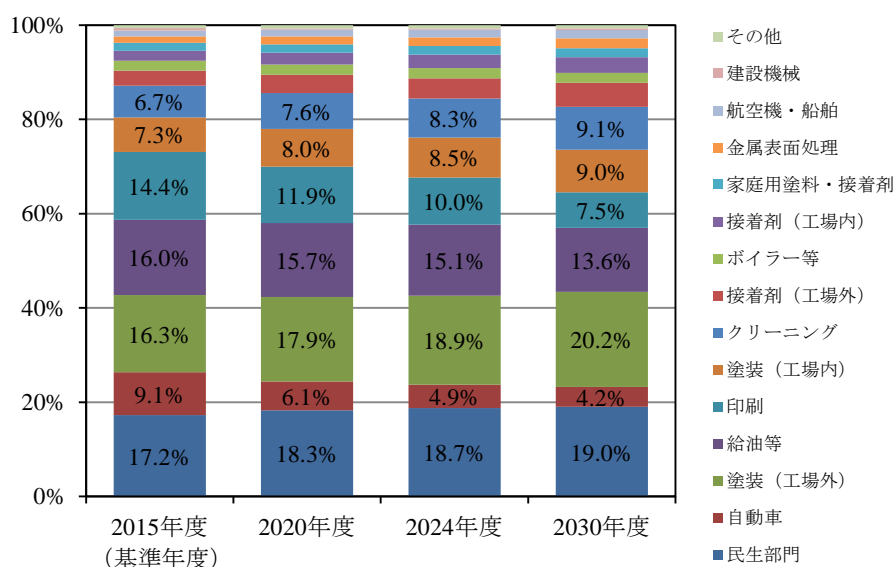


図 4-4 BaUに基づく VOC 排出量割合将来推計結果

※ 大気汚染物質排出量を推計した直近の年度である 2015 年度を基準年度として、単純将来 (BaU) に基づく排出量を推計した (2020 年度、2024 年度、2030 年度)

(案)

(3) SO_x

SO_xの2015年度排出量は3,420 tであるのに対し、単純将来排出量は、2024年度に1,660 t、2030年度に1,620 tとなり、2030年度では2015年度と比較して約53%の減少が見込まれている。

船舶については、2015年度排出量は2,410 tであるのに対し、単純将来排出量では、MARPOL条約の改正に基づく燃料油中の硫黄分規制により削減効果を反映した結果、2024年度の排出量は1,660 t、2030年度の排出量は1,620 tと推計されており、2030年度は2015年度と比較して約69%の減と大幅な減少を見込んだ。

発電所については、2015年度排出量は520 tであるのに対し、単純将来排出量では、2024年度排出量として470 t、2030年度排出量として440 tと推計され、2030年度の都内SO_x排出量に占める割合は約27%となり、2015年度と比較して拡大すると見込まれた。しかし、2016年4月より長期計画停止となっている大井火力発電所の稼働を想定した結果となっており、同発電所は発電所全体のSO_x排出量の大半を占めている。このことから、大井火力発電所の停止が継続された場合において、発電所からの排出量は大幅に減少すると予想される。

(案)

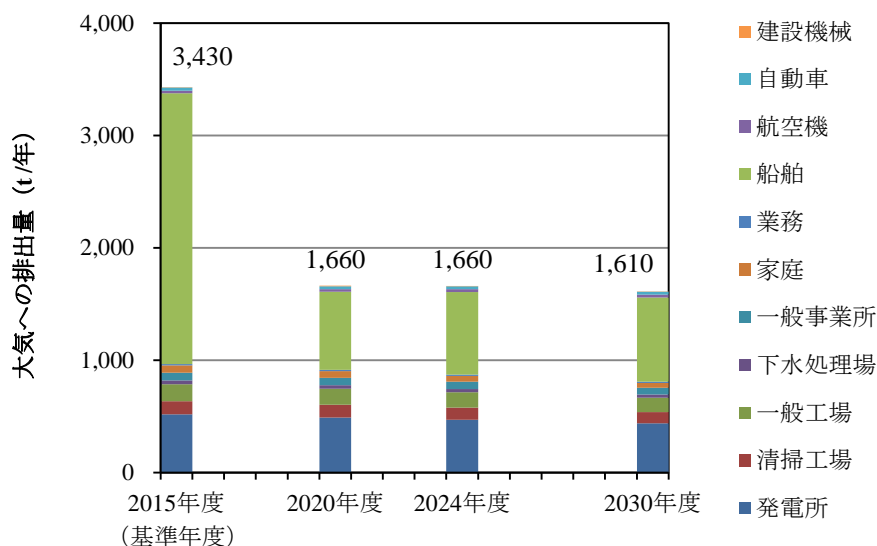


図 4-5 BaU に基づく SOx 排出量将来推計結果

※ 大気汚染物質排出量を推計した直近の年度である 2015 年度を基準年度として、単純将来 (BaU) に基づく排出量を推計した (2020 年度、2024 年度、2030 年度)

表 4-4 BaU に基づく SOx 排出量 (t/年)

	発電所	清掃工場	一般工場	下水処理場	一般事業所	家庭	業務
2015年度	520	120	150	30	70	60	10
2020年度	490	110	140	30	70	60	10
2024年度	470	110	140	30	60	50	10
2030年度	440	100	130	30	60	50	10
2030年度の 2015年度対比率	85%	83%	87%	100%	86%	83%	100%

	船舶	航空機	自動車	建設機械	合計
2015年度	2,410	20	30	4	3,430
2020年度	700	20	30	4	1,660
2024年度	740	20	30	4	1,660
2030年度	750	30	20	4	1,610
2030年度の 2015年度対比率	31%	150%	67%	100%	47%

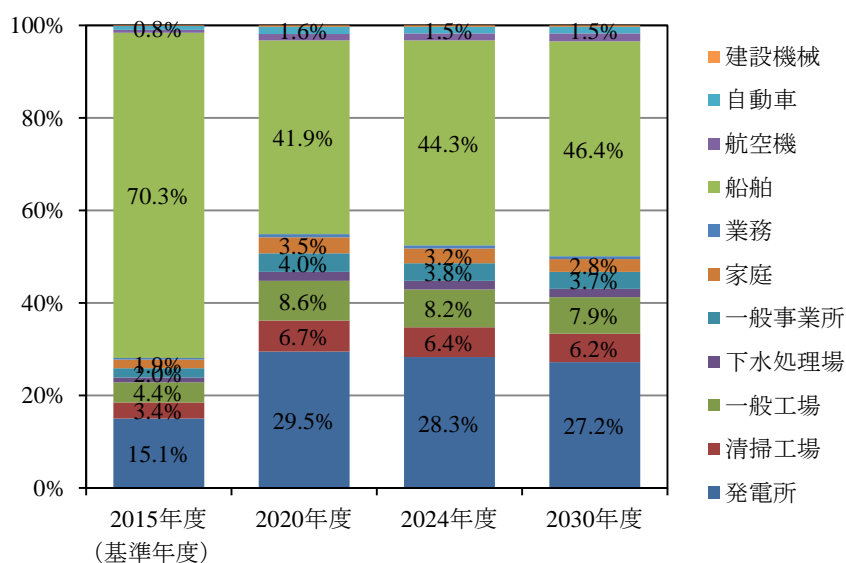


図 4-6 BaU に基づく SOx 排出量割合将来推計結果

※ 大気汚染物質排出量を推計した直近の年度である 2015 年度を基準年度として、単純将来 (BaU) に基づく排出量を推計した (2020 年度、2024 年度、2030 年度)

(案)

4.2.3 将来濃度推計結果

(1) PM_{2.5} 将来濃度推計 (2024 年度)

PM_{2.5} について、2024 年度単純将来濃度を推計した結果、一般環境大気測定局の年平均値は 11.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、98%値は 27.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ となり、長期基準達成局数は 47 局中 47 局、短期基準達成局数は 47 局中 47 局となり、環境基準達成率は 100%と推計された (図 4-7)。自動車排出ガス測定局における単純将来濃度推計では、年平均値は 12.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、98%値は 28.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ となり、長期基準達成局数は 35 局中 34 局、短期基準達成局数は 35 局中 34 局となり、環境基準達成率は 94.3%と推計されたが、長期基準を超過した測定局の年平均値は 15.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、短期基準を超過した測定局の 98%値は 35.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。

PM_{2.5} は、単純将来として設定した 2024 年度に東京都政策目標をおおむね達成する見込みと推測された。ただし、本推計は 2015 年度の気象条件を基に推計しており、気象条件によって PM_{2.5} 濃度が変動する可能性があることに留意する必要がある。

(案)

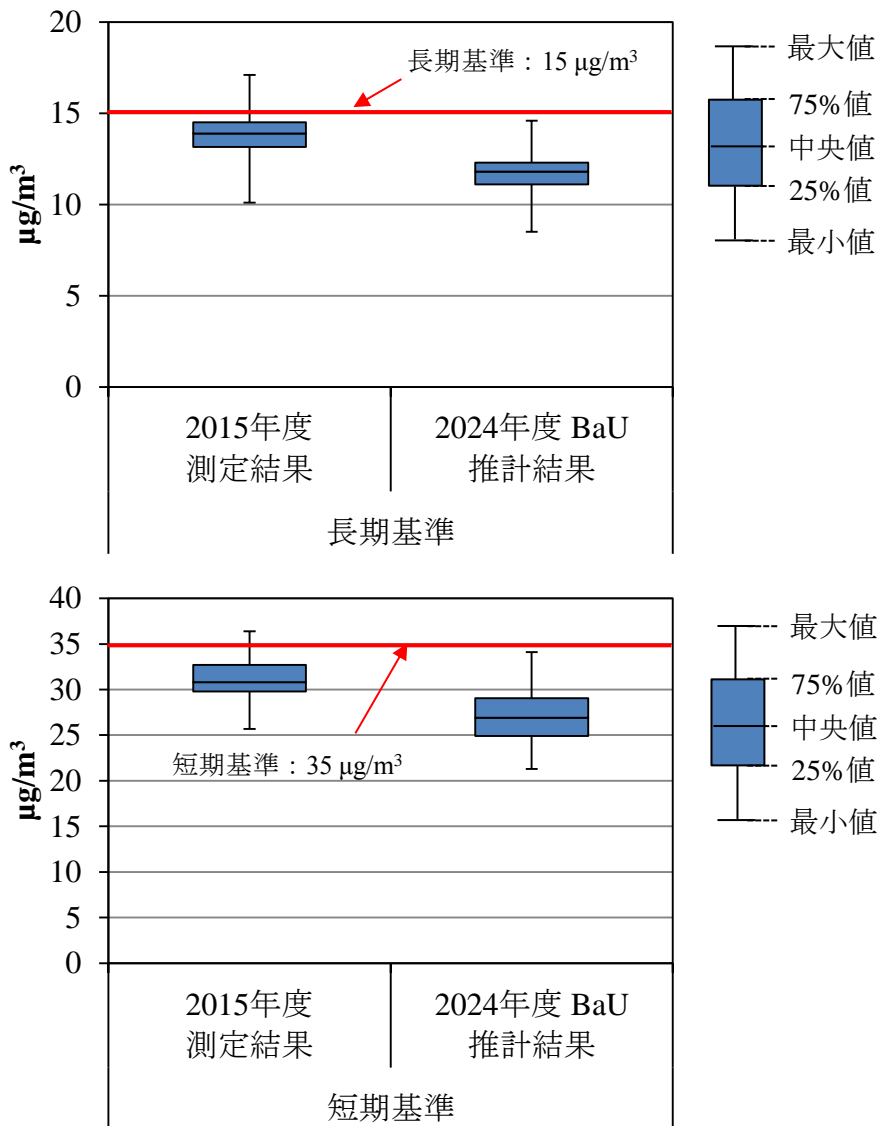


図 4-7 PM_{2.5}の大気環境濃度の将来濃度推計結果（2024年度：東京都内一般環境大気測定局）

上図：長期基準、下図：短期基準

- ※ BaUは単純将来（Business as Usual：BaU）を示す。
- ※ 箱ひげ図は、一般環境大気測定局47局の最大値及び最小値を示し、箱の中央線は中央値、上端は第3四分位数（75%値）、下端は第1四分位数（25%値）を示す。
- ※ 将来推計に当たっては、2015年度の気象条件を基に推計した結果であり、気象条件によってPM_{2.5}濃度が変動する可能性があることに留意する必要がある。

(案)

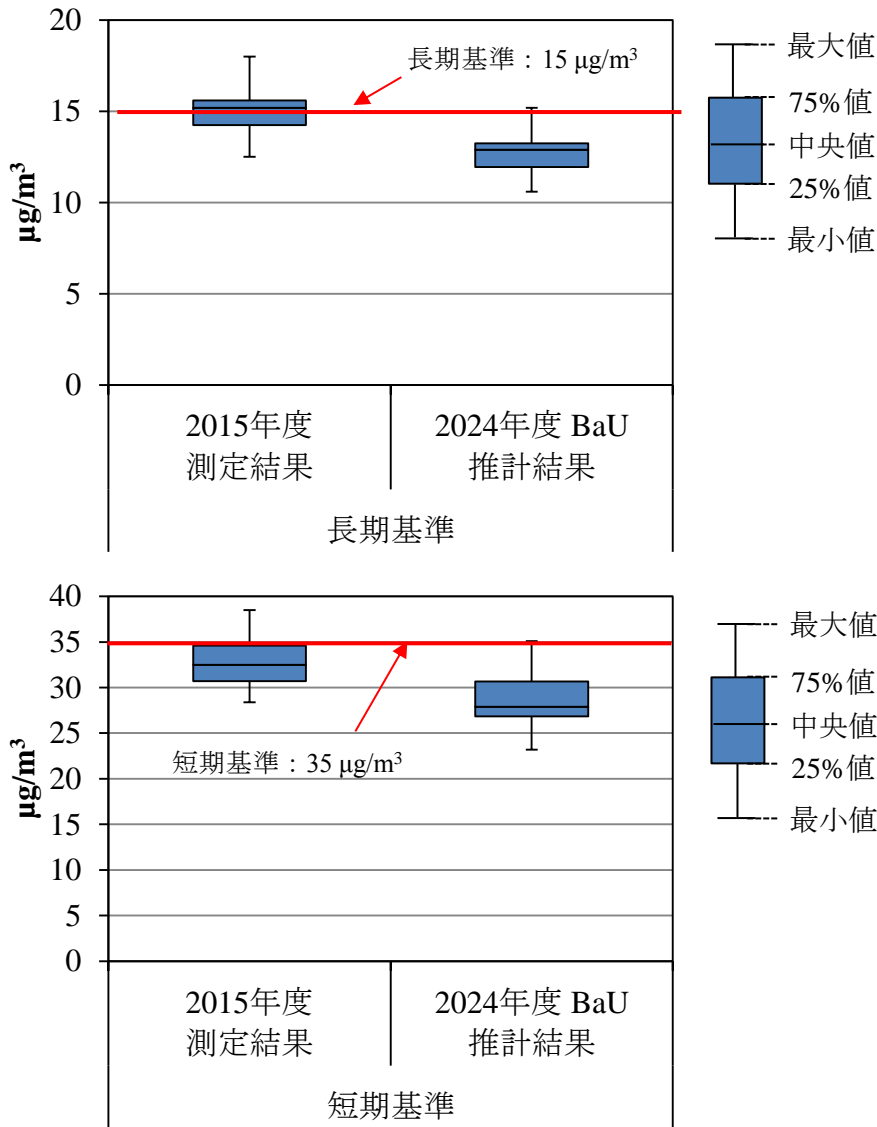


図 4-8 PM_{2.5}の大気環境濃度の将来濃度推計結果（2024年度：東京都内自動車排出ガス測定局）

上図：長期基準、下図：短期基準

- ※ BaU は単純将来（Business as Usual : BaU）を示す。
- ※ 箱ひげ図は、自動車排出ガス測定局 35 局の最大値及び最小値を示し、箱の中央線は中央値、上端は第 3 四分位数（75%値）、下端は第 1 四分位数（25%値）を示す。
- ※ 将来推計に当たっては、2015 年度の気象条件を基に推計した結果であり、気象条件によって PM_{2.5} 濃度が変動する可能性があることに留意する必要がある。

(案)

(2) 光化学オキシダント将来濃度推計 (2030 年度)

① 単純将来濃度推計

光化学オキシダントの単純将来における将来濃度推計は、2015 年度測定結果において日最高 8 時間値が高濃度となった 7 月 26 日から 8 月 7 日までの期間を対象とし、年間 4 番目に高い日最高 8 時間値を観測した日（測定局によっては年間 3 番目または 2 番目と更に高い濃度を観測した日）における 2030 年度の単純将来濃度を推計した。

将来濃度推計の結果、東京都政策目標「全ての測定局で 0.07 ppm 以下（年間 4 番目に高い日最高 8 時間値の 3 年平均）」を達成する測定局は、41 局中 10 局であり、既定の対策のみでは、東京都政策目標を達成することは困難であると推測された。濃度推計値は、一般環境大気測定局において、平均値で 0.076 ppm、最大値で 0.099 ppm、最小値で 0.065 ppm となった。

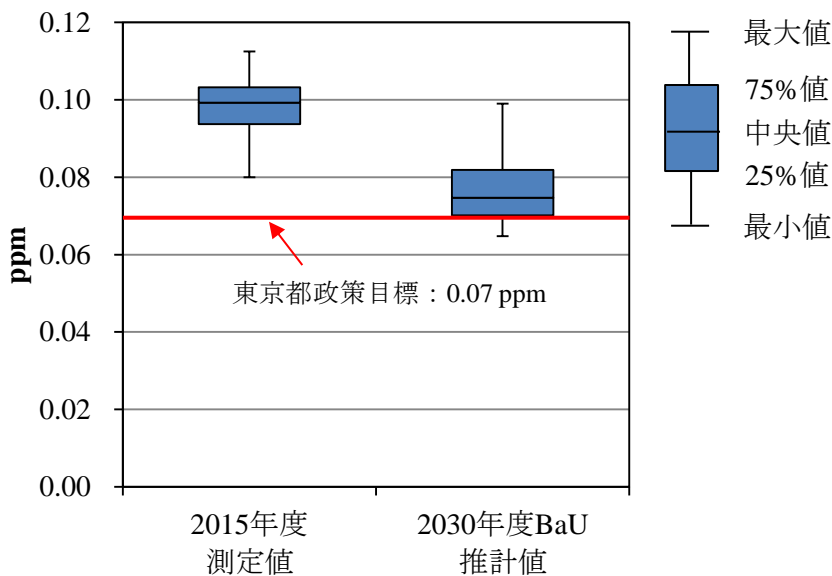


図 4-9 光化学オキシダントの大気環境濃度の将来濃度推計結果 (2030 年度 : 東京都内一般環境大気測定局)

- ※ BaU は単純将来 (Business as Usual : BaU) を示す。
- ※ 各測定局の年間 4 番目に高い日最高 8 時間値を観測した日（測定局によっては年間 3 番目または 2 番目とさらに高い濃度を観測した日）における濃度推計値。
- ※ 箱ひげ図は、一般環境大気測定局 41 局の最大値及び最小値を示し、箱の中央線は中央値、上端は第 3 四分位数 (75%値)、下端は第 1 四分位数 (25%値) を示す。
- ※ 将来推計に当たっては、2015 年度の気象条件を基に推計した結果であり、気象条件によって光化学オキシダント濃度が変動する可能性があることに留意する必要がある。

都内の光化学オキシダント濃度は、気象条件等によって高濃度となる地域が異なっており、2030 年度の単純将来濃度の推計結果でも区部と多摩部で政策目標の達成状況に差異が見られた（区部：2 局達成、多摩部：8 局達成）ことから、区部と多摩部に分けて 2015 年度測定値と 2030 年度濃度推計値を比較した。比較対象とする日は、2015 年度測定結果において、日最高 8 時間値を区部及び多摩部でそれぞれ平均し、年間 4 番目に高い結果となった 8 月 1 日（区部）及び 7 月 27 日（多摩部）とした。

比較の結果、多摩部の 2030 年度濃度推計値は、2015 年度測定値と比較して大幅に低減していた。一方、区部では多摩部と比較して濃度低減の幅は小さく、一部の測定局におい

(案)

て2030年度濃度推計値は、2015年測定値と比較して上昇する結果となった。(図4-10、図4-11)。

(案)

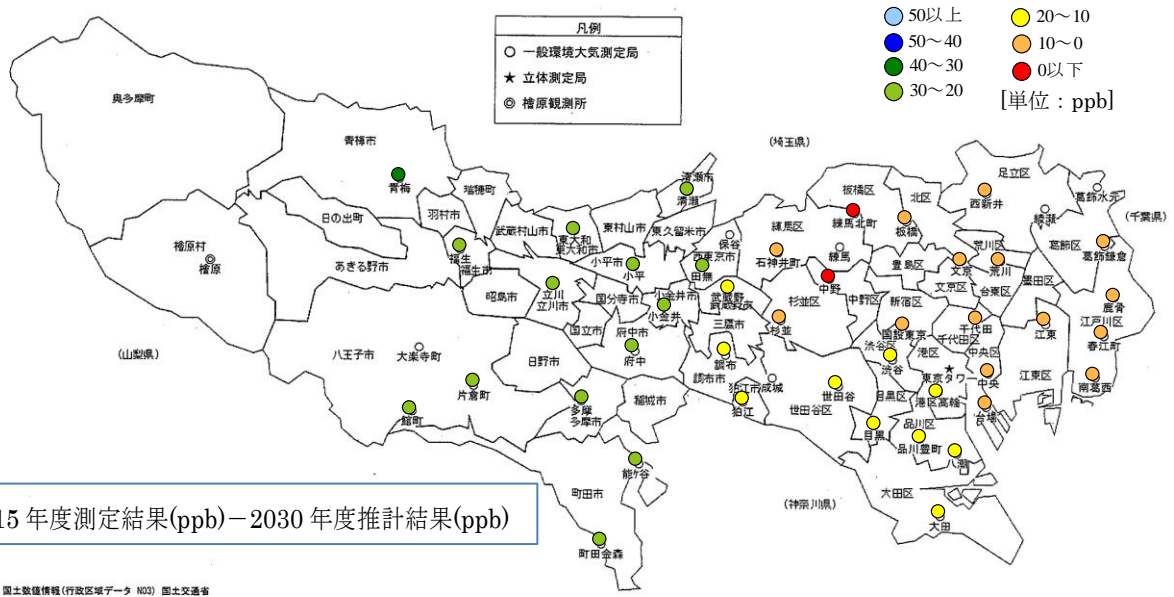
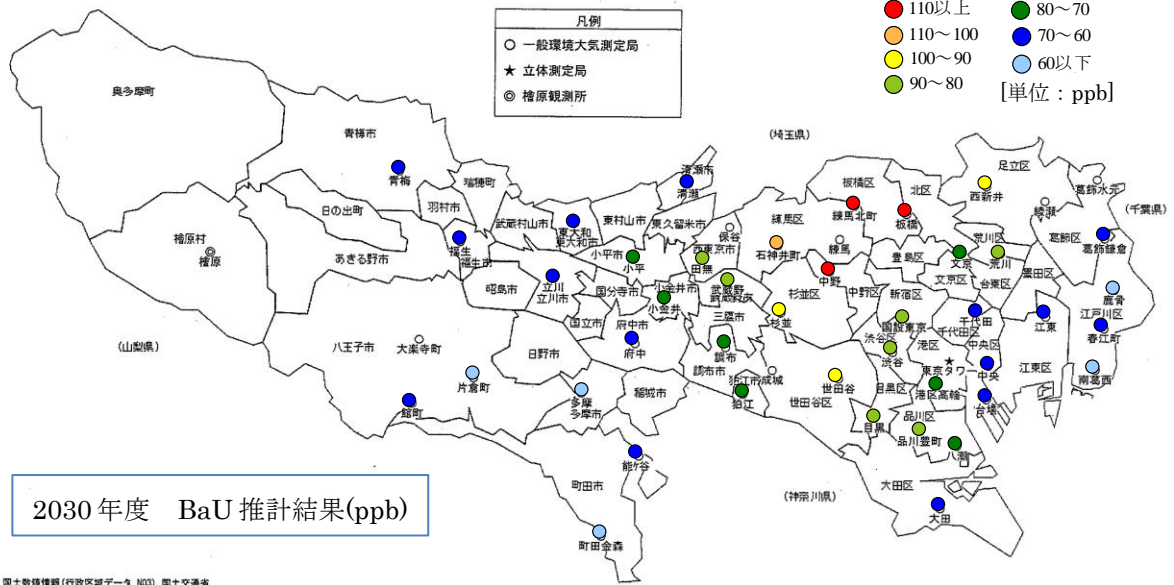
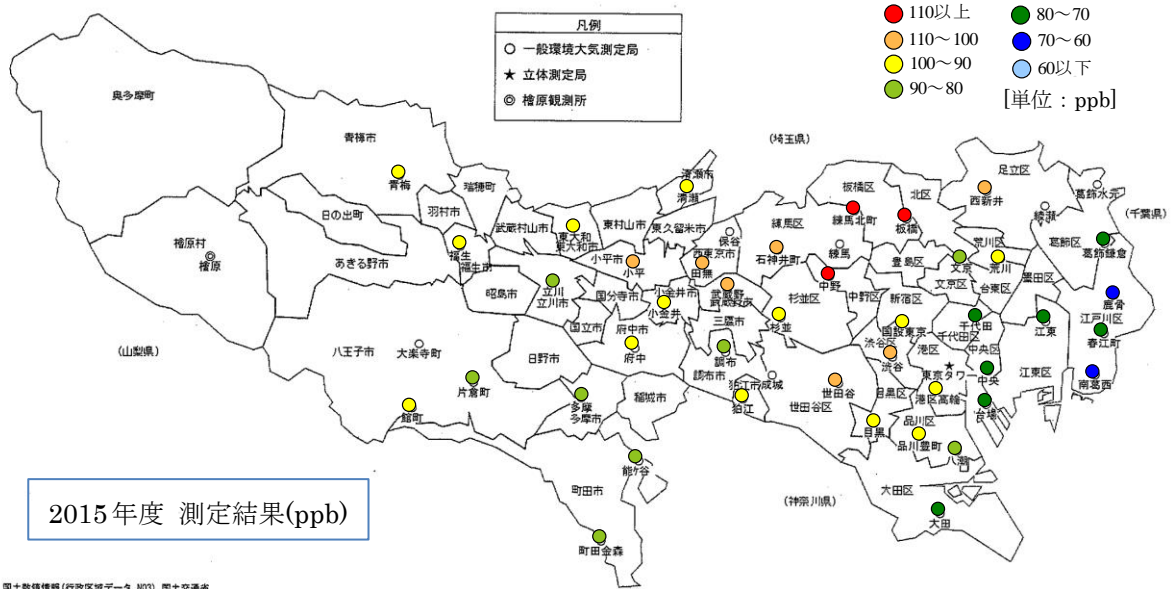
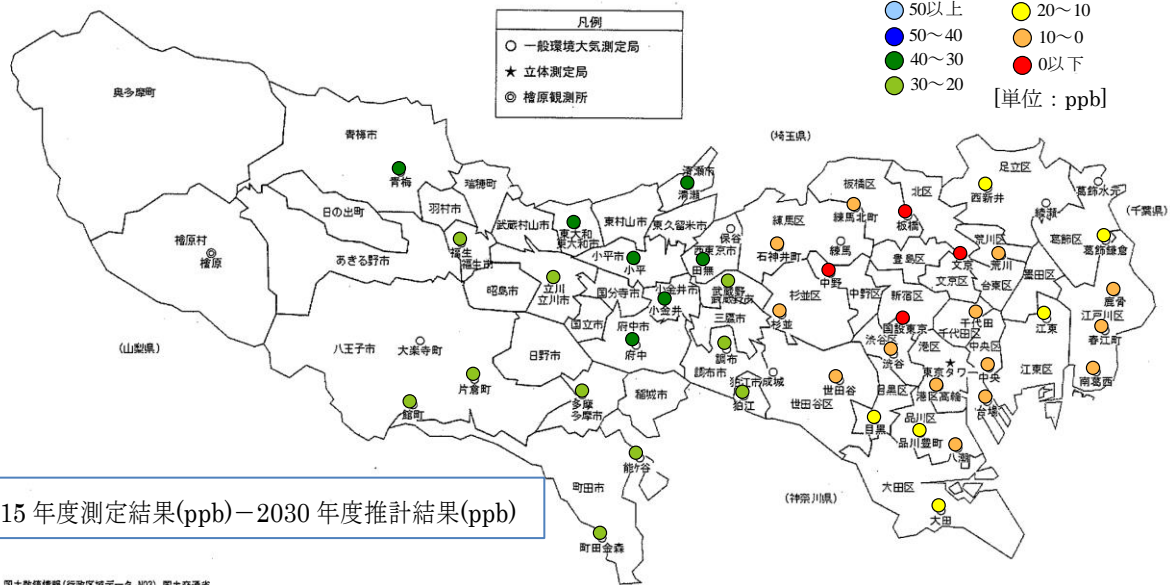
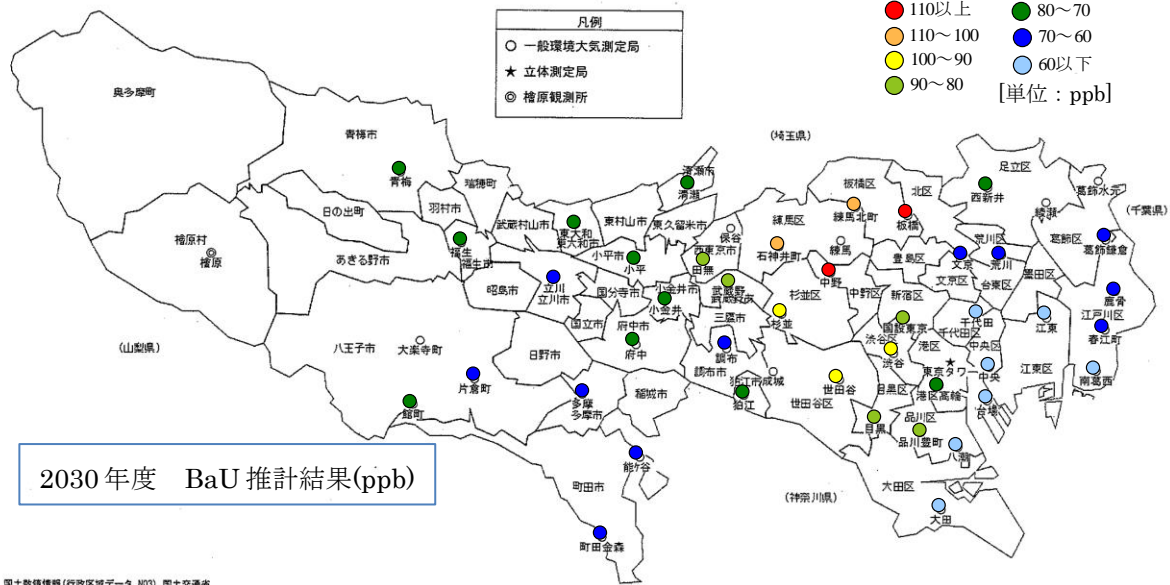
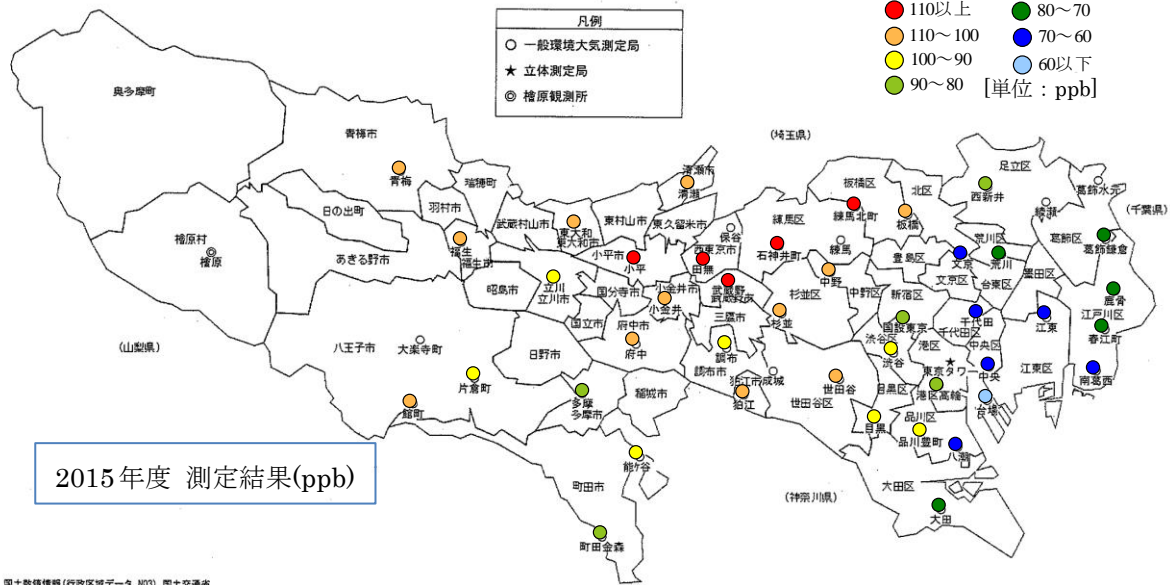


図 4-10 東京都内における光化学オキシダント日最高8時間値(8月1日(土))

(案)

上図：2015年度、中図：2030年度 (BaU)、下図：2030年度 BaU と2015年度の濃度差



(案)

図 4-11 東京都内における光化学オキシダント日最高 8 時間値 (7 月 27 日 (月))

上図：2015 年度、中図：2030 年度 (BaU)、下図：2030 年度 BaU と 2015 年度の濃度差

② NO_x・VOC 追加削減時の都内全体における濃度推計結果

光化学オキシダントの単純将来の濃度推計では、東京都政策目標を達成することが困難であると推測されたことから、光化学オキシダントの原因物質である NO_x 及び VOC の排出量を 2030 年度単純将来 (BaU) の結果に加えて削減した場合の濃度推計を実施した。原因物質の削減による光化学オキシダント濃度の低減効果の傾向を明確に考察するため、自然起源を除く関東域のシミュレーション対象領域における NO_x と VOC の排出量を 2030 年度 BaU に加えて 5 割と大きく削減した場合において、光化学オキシダント濃度を推計した ((a)2030 年度 BaU の結果に加えて NO_x を更に 5 割削減した場合、(b) 2030 年度 BaU の結果に加えて VOC を更に 5 割削減した場合、(c) 2030 年度 BaU の結果に加えて NO_x と VOC の双方を更に 5 割削減した場合)。

(a) 2030 年度 BaU に加えて NO_x を 5 割削減した場合

光化学オキシダント濃度は、全局平均値で 0.069 ppm となり、2030 年度 BaU による濃度推計結果と比べて低減傾向を示した。一方、全局最大値では 0.102 ppm となり、2030 年度 BaU よりも上昇する結果となった。

(b) 2030 年度 BaU に加えて VOC を 5 割削減した場合

光化学オキシダント濃度は、全局平均値で 0.073 ppm、全局最大値で 0.085 ppm となり、2030 年度 BaU と比べて低減傾向を示した。

(c) 2030 年度 BaU に加えて NO_x と VOC を 5 割削減した場合

光化学オキシダント濃度は、全局平均で 0.068 ppm、全局最大値で 0.094 ppm となり、2030 年度 BaU よりも低減する結果となった (図 4-12)。

(案)

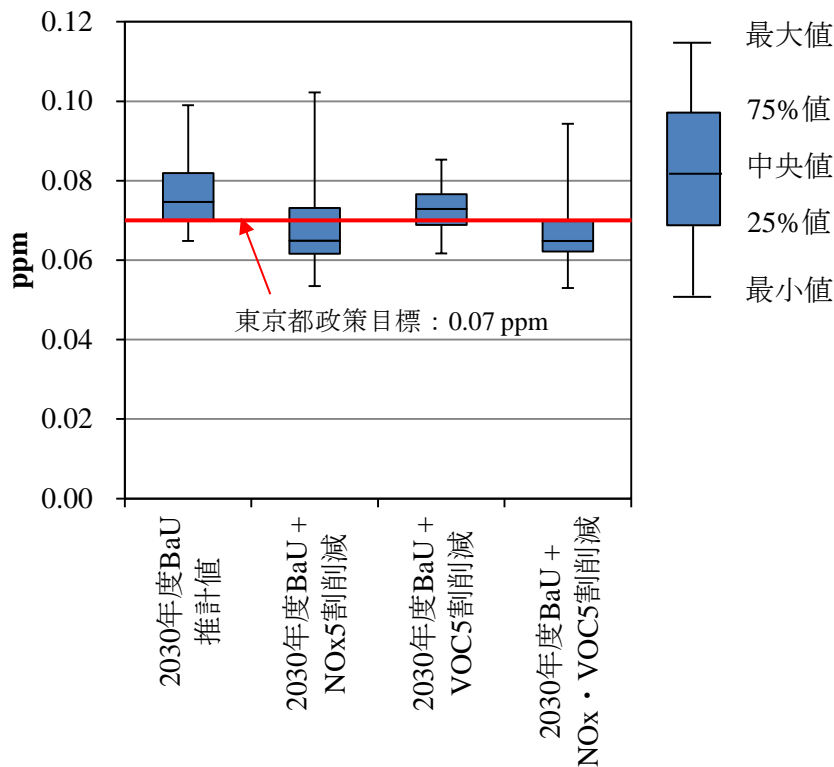


図 4-12 NO_x 及び VOC の追加削減による光化学オキシダント濃度推計結果（東京都内一般環境大気測定局）

- ※ BaU は単純将来（Business as Usual : BaU）を示す。
- ※ 各測定局の年間 4 番目に高い日最高 8 時間値を観測した日（測定局によっては年間 3 番目または 2 番目とさらに高い濃度を観測した日）における濃度推計値。
- ※ 箱ひげ図は、一般環境大気測定局 41 局の最大値及び最小値を示し、箱の中央線は中央値、上端は第 3 四分位数（75%値）、下端は第 1 四分位数（25%値）を示す。
- ※ 自然起源を除く関東域のシミュレーション対象領域における NO_x または VOC の排出量を 2030 年度 BaU に加えて 5 割削減した。
- ※ 将来推計に当たっては、2015 年度の気象条件を基に推計した結果であり、気象条件によって光化学オキシダント濃度が変動する可能性があることに留意する必要がある。

(案)

③ NO_x・VOC 追加削減時の地域別濃度推計結果

2030 年度 BaU における光化学オキシダントの将来濃度推計結果で、区部と多摩部で傾向に違いが見られたことから、p.114 の②で推計した 2030 年度 BaU に加えて NO_x 及び VOC を削減した場合について、区部と多摩部に分けて考察を行った (図 4-13)。

(a) 2030 年度 BaU に加えて NO_x を 5 割削減した場合

区部の光化学オキシダント濃度は、2030 年度 BaU と比べて低減傾向にあるが、測定局の最大値は 2030 年度 BaU と比べて上昇するなど、一部の測定局では 2030 年度 BaU より上昇する結果となった。一方、多摩部の光化学オキシダント濃度は、いずれの測定局においても濃度が低減する結果となった。

(b) 2030 年度 BaU に加えて VOC を 5 割削減した場合

区部の光化学オキシダント濃度は、2030 年度 BaU と比べて低減傾向にあり、測定局最大値は (a) から (c) の中で最も低減する結果となった。一部の測定局において光化学オキシダント濃度の上昇が確認されたが、上昇濃度はごくわずかであった (0.001 ppm 未満)。一方、多摩部の光化学オキシダント濃度は、いずれの測定局においても 2030 年度 BaU と比べて低減する結果となった。

(c) 2030 年度 BaU に加えて NO_x・VOC を 5 割削減した場合

区部の光化学オキシダント濃度は、2030 年度 BaU と比べて低減傾向にあるが、一部の測定局では上昇する結果となり、(a) と (b) の中間的な効果 (NO_x 削減時よりも低減効果はあるが VOC 削減時よりも低減効果は小さい) を示した。一方、多摩部の光化学オキシダント濃度は、いずれの測定局においても 2030 年度 BaU と比べて低減する結果となり、測定局最大値も (a) から (c) の中で最も低減する結果となった。

NO_x の排出削減により、多摩部の光化学オキシダントの低減幅は、区部よりも大きくなったことから、多摩部では区部よりも NO_x 律速であり、NO_x を削減することで光化学オキシダントの低減効果が大きくなると考えられる。一方、区部では、NO_x の排出削減により光化学オキシダント濃度は低減傾向を示すものの、一部の測定局では光化学オキシダント濃度が上昇することから、地点によって区部では多摩部よりも NO のタイトレーション効果により光化学オキシダント濃度が上昇する VOC 律速であると考えられる。

また、関東域において、光化学オキシダント濃度が高かった 7 月 26 日 (日)、7 月 27 日 (月) に着目した場合の追加削減時の地域別濃度推計結果をに示す。7 月 26 日では、2030 年度 BaU に加えて NO_x を 5 割削減した場合、関東域全体で光化学オキシダント濃度が低減した一方、7 月 27 日では 2030 年度 BaU に加えて NO_x を 5 割削減した場合、南関東の東京湾周辺において光化学オキシダント濃度が上昇する結果となった (図 4-12、図 4-13)。光化学オキシダントが高濃度となる条件によって、光化学オキシダントの律速状態が異なると考えられる。

VOC の排出削減により、区部、多摩部の光化学オキシダント濃度は、いずれも測定局最大値が低減したことから、VOC を削減することで、高濃度域における光化学オキシダント濃度が低減することが示唆された。

(案)

東京都政策目標の達成に向けて、東京都内全域で光化学オキシダント濃度を低減するためには、オキシダント生成に係る NO_x、VOC の律速状態を考慮し、NO_x と VOC においてバランスのとれた削減が求められる (図 4-14)。

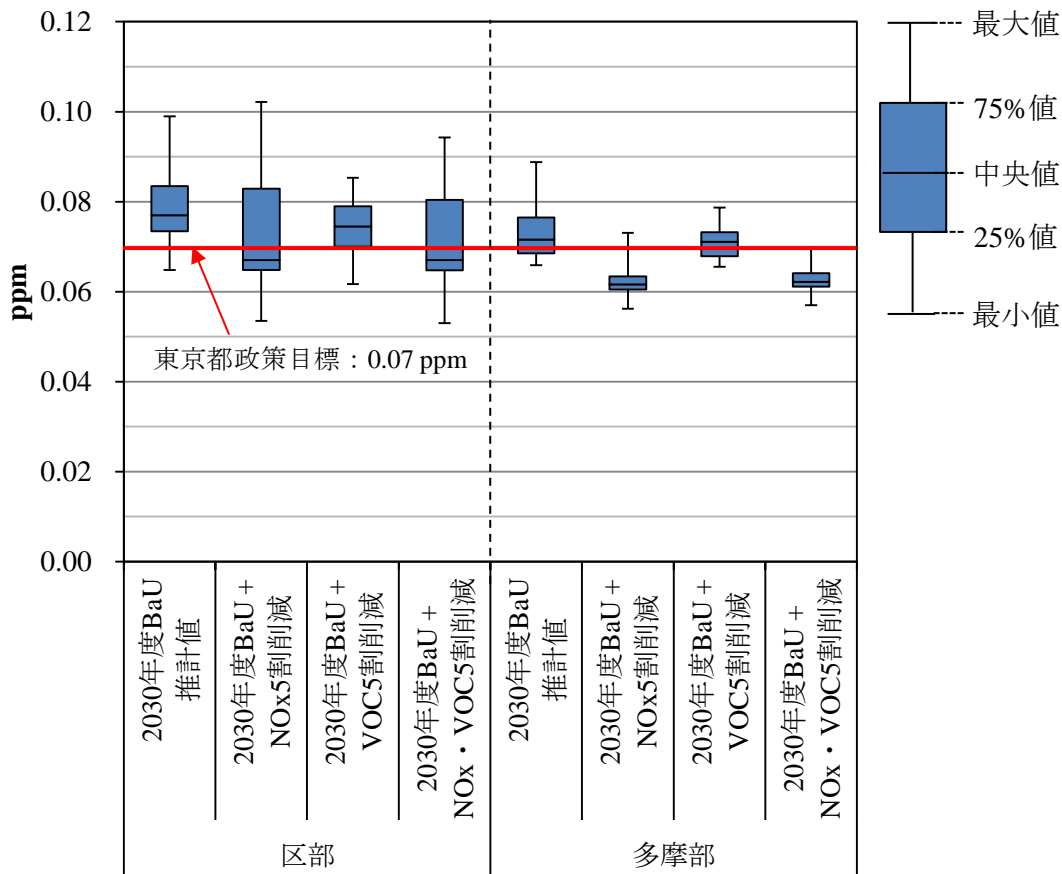


図 4-13 NO_x 及び VOC の追加削減による光化学オキシダント濃度推計結果 (多摩部・区部における一般環境大気測定局)

- ※ BaU は単純将来 (Business as Usual : BaU) を示す。
- ※ 各測定局の年間 4 番目に高い日最高 8 時間値を観測した日 (測定局によっては年間 3 番目または 2 番目とさらに高い濃度を観測した日) における濃度推計値。
- ※ 箱ひげ図は、一般環境大気測定局の最大値及び最小値を示し、箱の中央線は中央値、上端は第 3 四分位数 (75%値)、下端は第 1 四分位数 (25%値) を示す。
- ※ 自然起源を除く関東域のシミュレーション対象領域における NO_x または VOC の排出量を 2030 年度 BaU に加えて 5 割削減した。
- ※ 将来推計に当たっては、2015 年度の気象条件を基に推計した結果であり、気象条件によって光化学オキシダント濃度が変動する可能性があることに留意する必要がある。

(案)

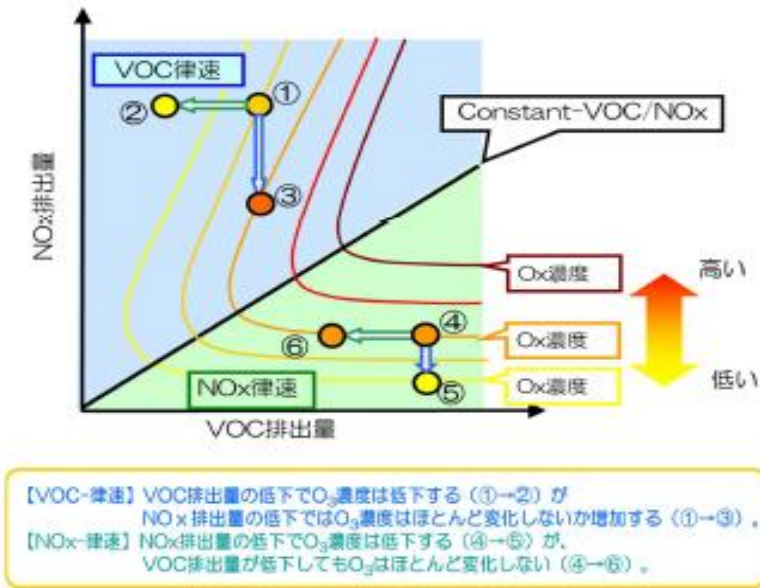
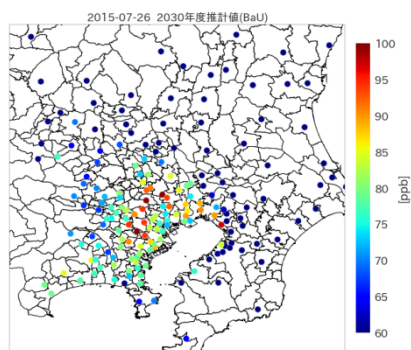


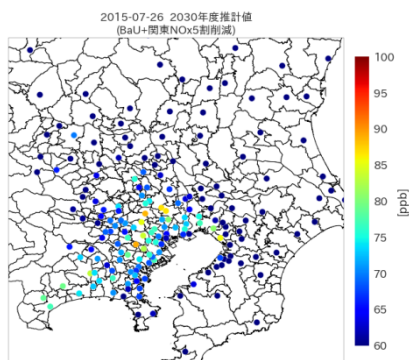
図 4-14 オゾン反応における律速状態の概念図（環境省（2017）より引用⁴）

⁴ 環境省，光化学オキシダント調査検討会 報告書（平成 29 年 3 月），（2017）

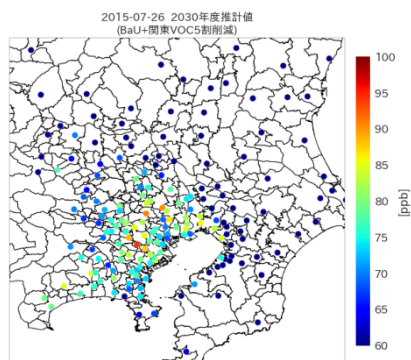
(案)



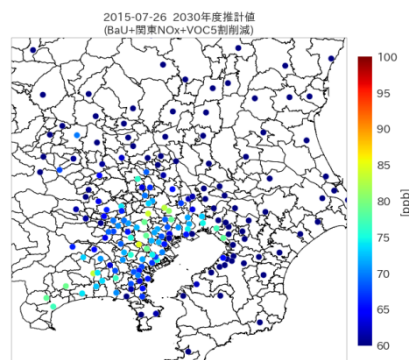
2030 年度 BaU



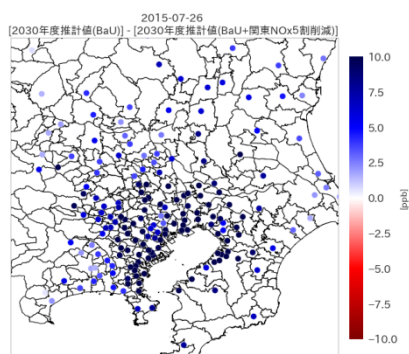
2030 年度 BaU+NOx5 割削減



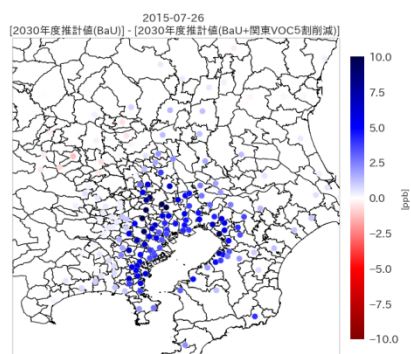
2030 年度 BaU+VOC5 割削減



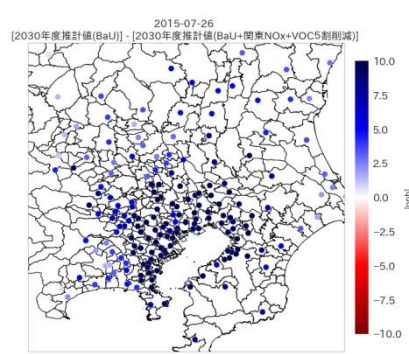
2030 年度 BaU+NOx+VOC5 割削減



[2030 年度 BaU] -
[2030 年度 BaU+NOx5 割削減]



[2030 年度 BaU] -
[2030 年度 BaU+VOC5 割削減]



[2030 年度 BaU] -
[2030 年度 BaU+NOx+VOC5 割削減]

図 4-15 関東域における NOx 及び VOC の追加削減による光化学オキシダント日最高 8 時間値推計結果 (関東領域：7 月 26 日 (日))

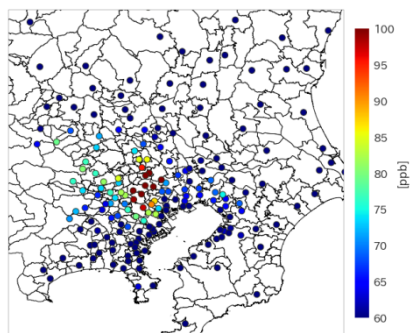
上図：2030 年度 BaU、中図：各追加削減による濃度推計結果

下図：2030 年度 BaU と各追加削減による濃度推計結果

- ※ BaU は単純将来 (Business as Usual : BaU) を示す。
- ※ 自然起源を除く関東域のシミュレーション対象領域における NOx または VOC の排出量を 2030 年度 BaU に加えて 5 割削減した。
- ※ 将来濃度推計に当たっては、2015 年度の気象条件を基に推計した結果であり、気象条件によって光化学オキシダント濃度が変動する可能性があることに留意する必要がある。

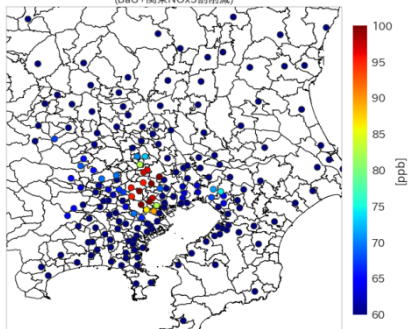
(案)

2015-07-27 2030年度推計値(BaU)



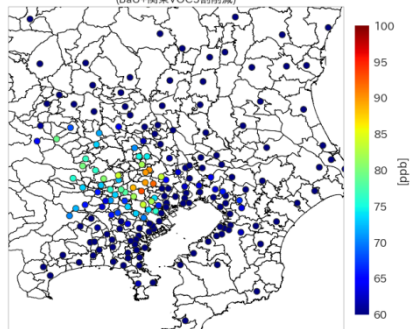
2030 年度 BaU

2015-07-27 2030年度推計値
(BaU+関東NOx5割削減)



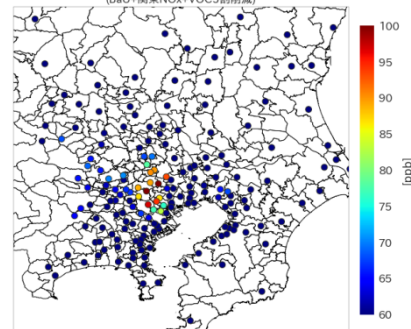
2030 年度 BaU + NOx 5 割削減

2015-07-27 2030年度推計値
(BaU+関東VOC5割削減)

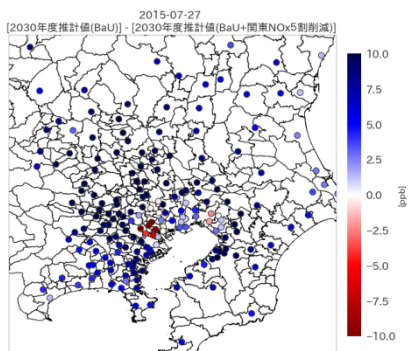


2030 年度 BaU + VOC 5 割削減

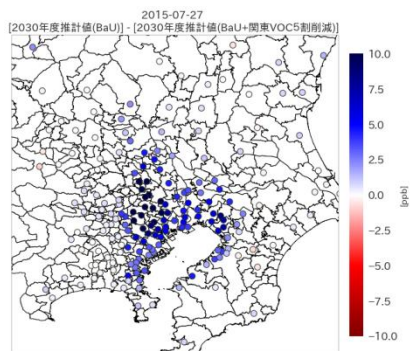
2015-07-27 2030年度推計値
(BaU+関東NOx+VOC5割削減)



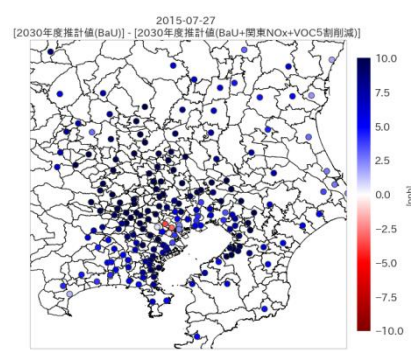
2030 年度 BaU + NOx・VOC 5 割削減



[2030 年度 BaU] -
[2030 年度 BaU + NOx 5 割削減]



[2030 年度 BaU] -
[2030 年度 BaU + VOC 5 割削減]



[2030 年度 BaU] -
[2030 年度 BaU + NOx・VOC 5 割削減]

図 4-16 関東域における NOx 及び VOC の追加削減による光化学オキシダント日最高 8 時間値推計結果 (関東領域 : 7 月 27 日 (月))

上図 : 2030 年度 BaU、中図 : 各追加削減による濃度推計結果

下図 : 2030 年度 BaU と各追加削減による濃度推計結果

- ※ BaU は単純将来 (Business as Usual : BaU) を示す。
- ※ 自然起源を除く関東域のシミュレーション対象領域における NOx または VOC の排出量を 2030 年度 BaU に加えて 5 割削減した。
- ※ 将来濃度推計に当たっては、2015 年度の気象条件を基に推計した結果であり、気象条件によって光化学オキシダント濃度が変動する可能性があることに留意する必要がある。

4.3 今後の対策の方向性

4.3.1 基本的な対策の方向性

PM_{2.5}については、シミュレーションモデルを用いた将来濃度推計の結果、単純将来として設定した場合では、東京都政策目標である環境基準をおおむね達成できる見込みが示された。ただし、本推計では、2015年度の気象条件を基に推計しており、将来的な気象条件によってPM_{2.5}濃度が変動する可能性があることに留意する必要がある。また、米国では、根拠となる科学的知見を見直し2013年にPM_{2.5}の環境基準を12 µg/m³に改定しており、世界保健機構(WHO)では、ガイドライン値として年平均値10 µg/m³を示している。東京都が目指す世界の大都市の中で最も水準の高い良好な大気環境を実現するためにも、PM_{2.5}について、現行の環境基準に満足せず、今後更なる改善のために既定の対策の継続と新たな対策によるPM_{2.5}濃度低減が求められる。PM_{2.5}成分分析結果やシミュレーションモデル、レセプターモデルによるPM_{2.5}の発生源寄与割合の推計結果では、PM_{2.5}は多様な発生源(自動車、大規模固定発生源、アンモニア発生源等⁵)の寄与からなり、二次生成粒子の寄与割合も大きい。PM_{2.5}の濃度低減のためには、その原因物質であるNO_x、VOC、SO_x対策が必要である。

光化学オキシダントの低減対策を検討する場合、光化学オキシダント生成に係るNO_x及びVOCの律速状態を考慮し、NO_xとVOCにおいてバランスのとれた削減が求められる。

シミュレーションモデルによる将来濃度推計の結果、単純将来として設定した場合では、光化学オキシダント濃度の低減が図られるものの、東京都政策目標「目標年次2030年度に全ての測定局で0.07 ppm以下(年間4番目に高い日最高8時間値)」の達成には至らない結果となった。

2008年度と2015年度の光化学オキシダント発生源寄与割合を比較したところ、2006年からのVOC規制と自主的取組によるVOC削減の効果もあり光化学オキシダント濃度は低減している。しかし、光化学オキシダント濃度低減のためには、4.2.3で述べたようにNO_xとVOC双方の削減が求められる。光化学オキシダントが高濃度となる日においては、光化学オキシダント生成反応に関わるNO_xについても発生源寄与割合が大きいことが確認された。光化学オキシダントの更なる低減に向けては、VOCとNO_x双方の削減が必要となる。光化学オキシダントは高濃度日において、自動車、VOC発生施設、自然起源の寄与が関東域内で確認される。

東京都政策目標の達成はもとより、世界の大都市の中で最も水準の高い良好な大気環境を実現するためには、PM_{2.5}及び光化学オキシダントに共通する原因物質の削減を含め、更なる対策を推進する必要がある。

⁵ アンモニア発生源は、シミュレーションモデルを用いたゼロアウト法による発生源寄与解析では、非線形性の効果が大きいことから、PM_{2.5}発生源寄与割合を大きく推計している可能性がある。アンモニア発生源として、全国では、主に家畜や肥料堆肥から排出されているが、都内では、主に人の発汗やペット犬から排出されていることから、本検討会における基本的対策の方向性として示す物質からは除いた。

(案)

(1) NO_x 対策

都内の NO_x 排出量は、2015 年度までに 2000 年度比で約 54%の減少となった。また、単純将来として設定した場合 (BaU) の排出量将来推計では、2030 年度までに 2015 年度比で約 40%の減少が見込まれている。2030 年度における NO_x 排出量の内訳をみると、自動車、大規模固定煙源 (発電所、清掃工場、一般工場、下水処理場、一般事業所) が上位を占めている。

① 自動車

自動車から排出される NO_x 排出量は、大気汚染防止法に基づく自動車排出ガス規制や低公害車の導入・普及促進、自動車 NO_x・PM 法に基づく車種規制の実施等により、これまで減少傾向にあるものの、2015 年度において都内 NO_x 排出量の約 4 割を占めている。

また、単純将来として設定した場合 (BaU) の排出量将来推計結果において、新車に対する排出ガス規制の効果により更なる減少が見込まれるものの、2030 年度において、依然として都内 NO_x 排出量の最も大きい割合 (約 2 割) を占めることが見込まれる。

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に対する生成寄与が高いことが示されており、対策の方向性としては、自動車排出ガス規制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) や燃料電池自動車 (FCV) などの普及を進めていくことが効果的と考える。

② 大規模固定煙源

大規模固定煙源から排出される NO_x 排出量は、大気汚染防止法に基づく排出規制や、条例に基づく法の上乗せ規制、また、排出抑制技術、排煙脱硝技術の技術開発の促進により、これまで減少傾向にあるものの、2015 年度において都内 NO_x 排出量の約 1 割を占めている。

また、単純将来として設定した場合 (BaU) の排出量将来推計結果では、2030 年度時点において都内総排出量のうち約 2 割を占めることが見込まれる。

発生源寄与解析の結果から、PM_{2.5} に対する生成寄与が高いことが示されており、対策の方向性としては、法の規制強化の状況、及び科学的知見や排出抑制技術の開発・普及の状況等を踏まえて、燃料転換など行政や事業者による追加的な排出抑制対策を検討していくことが求められる。

(2) VOC 対策

都内の VOC 排出量は、2010 年度までに 2000 年度比で 49%の減少となったが、その後の削減は鈍化傾向にあり、単純将来として設定した場合 (BaU) における排出量将来推計においても 2030 年度までに 2015 年度比で約 11%の減少に留まると見込まれた。また、2030 年度における VOC 排出量の内訳をみると、塗装 (工場外)、民生部門、給油等、クリーニング、塗装 (工場内) が上位を占めており、排出量全体の約 7 割を占めている。

VOC の排出削減対策について、国では、「今後の揮発性有機化合物 (VOC) 排出抑制対策の在り方について (答申) (平成 24 年 12 月、中央環境審議会)」において、法規制と自主的取組を組み合わせた現行の排出抑制制度を今後も継続していくことが適当とされているが、光化学オキシダントの濃度低減には、自主的取組のより一層推進など追加的な対策が求められる。

① VOC 発生施設

VOC 発生施設 (蒸発系固定発生源: 塗装 (工場外)、給油等、印刷、塗装 (工場内)、クリーニング、接着剤 (工場外)、接着剤 (工場内)、金属表面処理、その他) から排出される VOC 排出量は、大気汚染防止法に基づく規制と自主的取組のベストミックスによる排出抑制策や、条例に基づく法の上乗せ規制の実施等により、これまで減少傾向にあるものの、2015 年度において、都内排出量の約 7 割を占めている。

また、単純将来として設定した場合 (BaU) の排出量将来推計結果においても、依然として都内 VOC 排出量の約 7 割を占めることが見込まれている。

発生源寄与解析の結果から、VOC は光化学オキシダントに対する生成寄与が高いことが示されており、対策の方向性として、自主的取組の推進などで追加的な対策を検討していくことが求められる。

塗装 (工場外) の排出抑制対策として、低 VOC 塗料への転換を進めていく対策があり、重防食水性塗料が新たに JIS 規格化されるなど、転換に向けた環境が整いつつある状況にある。2030 年度における塗装 (工場外) からの排出量は、都内 VOC 排出量の約 2 割と最も大きい割合を占めていることから、更なる削減の推進に向けて低 VOC 塗料の普及を促進することが検討される。

給油等の排出抑制対策として、国では、給油時における自主的取組の推進に向けて、給油時の燃料蒸発ガスを回収する装置を有する給油機 (Stage II) を設置した給油所を大気環境配慮型 SS として認定する制度 (通称 e→AS) を開始している。2030 年度における給油等からの排出量は、都内 VOC 排出量の約 1.5 割を占めていることから、更なる削減の推進に向けて Stage II の導入を促進することが検討される。

クリーニングの排出抑制対策として、乾燥時に揮発するクリーニング液を回収できる機能を有する乾燥機の導入が挙げられる。都内におけるクリーニングからの排出量は、2015 年度以降、単純将来として設定した場合 (BaU) においても増加することが見込まれており、削減の推進に向けて、回収機能付き乾燥機の普及を促進することが検討される。

なお、VOC 発生施設には含まれないが、民生部門から排出される VOC 排出量は、2000 年度以降増加傾向にあり、2015 年度の都内 VOC 排出量の約 1.7 割を占めている。排出量将来推計結果において、排出量がほぼ一定で推移すると見込まれており、2030 年度におい

(案)

て都内 VOC 排出量の 2 割を占めることが見込まれる。都内の VOC 排出量の削減に向けて、低 VOC 製品の開発・普及を促進することが検討される。

② 自動車

自動車から排出される VOC は、大気汚染防止法に基づく自動車排出ガス規制により、これまで減少傾向にあるものの、2015 年度において都内 VOC 排出量の約 1 割を占めている。

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に対する生成寄与が高いことが示されており、対策の方向性としては、自動車排出ガス規制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、走行時及び駐停車時に VOC を排出しない電気自動車 (EV) や燃料電池自動車 (FCV) などの普及を進めていくことが効果的と考える。

また、「今後の自動車排出ガス低減対策のあり方について (答申) (平成 29 年 5 月、中央環境審議会)」により、駐車時の燃料蒸発ガス対策として、キャニスタ (活性炭を封入した燃料蒸発ガス吸着装置) の許容試験日数を 1 日から 2 日に延長 (2DBL) するよう試験方法が改正され、2020 年から新車へ適用することとしており、新たな許容試験に対応した車両への代替を進めていくことも効果的と考えられる。

(3) SO_x 対策

都内の SO_x 排出量は、船舶からの排出量が大部分を占めており、2015 年度において排出量の約 7 割を占めている。

船舶から排出される SO_x 排出量は、MARPOL 条約の改正に基づく燃料油中の硫黄分規制により大幅な減少が見込まれるものの、2030 年度において、依然として都内 SO_x 排出量の約 5 割を占めることが見込まれる。

発生源寄与解析の結果から、PM_{2.5} に対する生成寄与が一定程度あることが示されており、対策の方向性としては、MARPOL 条約の改正に基づく硫黄分規制や東京港において実施している ESI 値⁶に応じた入港料減免等のインセンティブ制度など、船舶に対する排出削減対策の動向を把握しつつ、その対策効果についての調査及び効果検証を進めることが必要と考えられる。

なお、発電所から排出される SO_x 排出量は、排出量将来推計結果において、2030 年度の都内 SO_x 排出量の約 3 割を占めることが見込まれている。対策の方向性としては、燃料転換などの排出抑制対策を検討していくことが求められる。なお、本推計結果は 2016 年 4 月より長期計画停止となっている大井火力発電所の稼働を想定した結果となっており、同発電所は発電所全体の SO_x 排出量の大半を占めている。このことから、大井火力発電所の停止が継続された場合において、発電所からの排出量は大幅に減少すると予想される。

⁶ ESI : Environmental Ship Index

国際港湾協会 (IAPH) 主導のもと世界の港湾が結成した世界港湾機構イニシアティブ (World Ports Sustainability Program : WPSP) が船舶からの大気汚染物質等の排出削減を目的に環境負荷の少ない船舶を測定評価するための環境船舶指数。参加港湾等は、ESI 値に応じ、入港料の減免などのインセンティブを与えることで環境負荷の少ない船舶の入港を促進し、港湾地域での大気環境の改善を図るプログラム。

(案)

4.3.2 経済的側面を考慮した対策の検討

PM_{2.5}及び光化学オキシダントの低減に向けて、原因物質の削減対策を推進する際、削減効果に加え、経済的側面を考慮することも求められる。

そこで、本検討会では、調査で収集した範囲内での情報に基づき、対策の費用と効果を試算し、経済的側面を考慮した対策の検討を試みた。

(1) 対策の費用対効果分析

国内外の事例調査に基づき、今後普及する可能性があるPM_{2.5}及び光化学オキシダントの原因物質削減対策について(表4-5)、図4-17に示すフローに基づき対策の費用と効果を試算した(資料編3:対策事例調査参照)。

表 4-5 PM_{2.5}及び光化学オキシダントの原因物質削減対策

発生源	分類	№	対策名	対策対象	削減効果			
					NOx	VOC	SOx	CO2
大規模 固定煙源	燃料転換	1	1) 電化(←液体燃料)	液体燃料ボイラー	○		○	○
			2) 電化(←気体燃料)	気体燃料ボイラー	○		○	○
			3) 電化(←固体燃料)	固体燃料ボイラー	○		○	○
	吸着・集塵	2	1) ガス化(←液体燃料)	液体燃料ボイラー	○		○	○
			2) ガス化(←固体燃料)	固体燃料ボイラー	○		○	○
		3	排煙脱硫装置、排煙脱硝装置、電気集塵機	廃棄物処理施設	○		○	
	4	バグフィルターの設置	サイクロン型集塵機稼働施設	○		○		
民生	業務	5	1) 電化(←液体燃料)	工場・事業所の液体燃料設備	○		○	○
			2) 電化(←気体燃料)	工場・事業所の気体燃料設備	○		○	○
	6	ガス化(←液体燃料)	工場・事業所の液体燃料設備	○		○	○	
	業務・家庭	7	低NO _x ・低CO ₂ 小規模燃焼機器	工場・事業所の液体、気体燃料設備	○			○
	家庭	8	電化(←気体燃料)	気体燃料設備	○		○	○
全般	9	低VOC製品	エアゾール製品		○			
蒸発系 固定発生源	給油	10	Stage II	給油所の給油機		○		
	塗装	11	低VOC塗料への転換(工場外)	溶剤系塗装		○		
		12	低VOC塗料への転換(工場内)	溶剤系塗装		○		
		13	排ガス処理装置(工場内)	溶剤系塗装		○		
	印刷	14	低VOCインキへの転換	溶剤系オフセット印刷工場		○		
		15	排ガス処理装置			○		
	クリーニング	16	溶剤回収機能付き乾燥機の導入			○		
		17	溶剤回収機能付きハンガー乾燥機の導入	ドライクリーニング乾燥機		○		
	金属表面処理	18	洗浄剤(水系等)			○		
19		排ガス処理装置	溶剤系洗浄剤・洗浄設備		○			
自動車	次世代自動車	20	1) ZEV〔乗用車〕	ガソリン乗用車	○		○	○
			2) ZEV〔貨物車〕	ディーゼル普通貨物車	○		○	○
			3) ZEV〔バス〕	ディーゼルバス	○		○	○
		21	ガソリンHV〔乗用車〕	ガソリン乗用車				○
		22	1) ディーゼルHV〔貨物車〕	ディーゼル普通貨物車				○
			2) ディーゼルHV(バス)	ディーゼルバス				○
船舶	燃料転換	23	0.5%低硫黄燃料油	内航船	○		○	
			A重油	内航船	○		○	
			LNG船	内航船	○		○	
			陸電(ショア・パワー)	内航船	○		○	
	排出抑制	27	スクラバー	内航船			○	

(案)

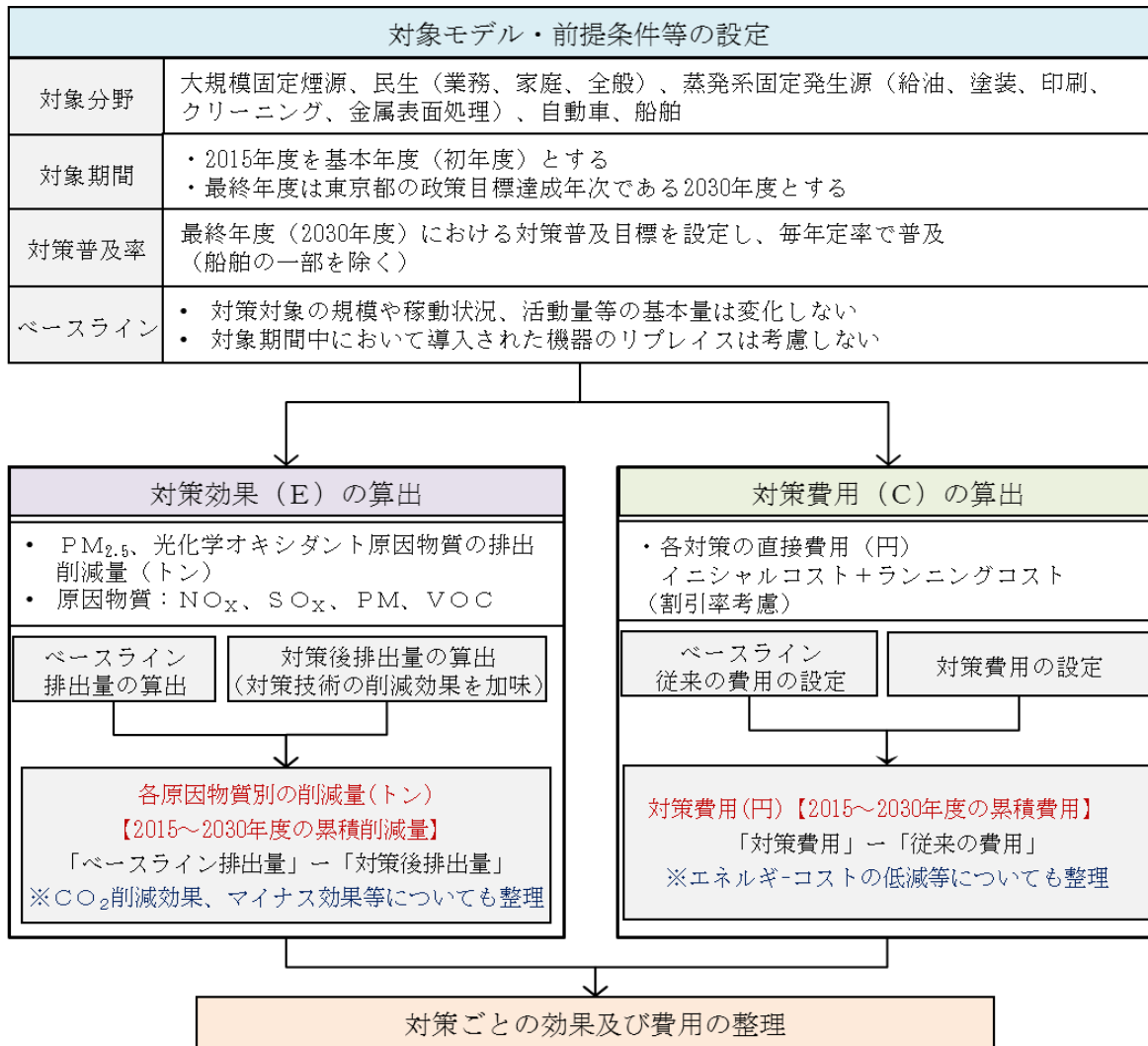


図 4-17 対策の費用対効果算出フロー

(電化による発電負荷量増加に伴う影響について)

大規模固定煙源や民生における電化や自動車における ZEV の普及に伴い、電力使用量が増加し、発電所の稼働に伴う NO_x や PM、CO₂ の排出量増加が見込まれることから、各対策における削減量と発電に伴い増加する排出量の差を比較した。

比較の結果、いずれの対策においても各対策の削減量が発電に伴う排出量を上回ることが確認できた (資料編 3 : 対策事例調査参照)。

このことから、以降の検討においては、発電所の稼働に伴う NO_x や PM、CO₂ の排出量増加を考慮せず、各対策の費用と効果を分析していることに留意する必要がある。

(案)

(2) 対策の費用対効果を基に組み合わせた削減対策事例

p.125 (1) で整理した削減対策の費用と効果の試算結果に基づき、表 4-6 に示す一般的な対策シナリオの考え方である BACT⁷及び RACT⁸等の考え方に基づき、実施が望ましいと考えられる対策を選定した (表 4-7)。

① BACT (削減量優先)

各発生源及び分類において、削減効果が最大となるような対策を組み合わせた。同じ分類の中で対策の対象範囲が重複する場合は、削減量が大きい対策を選定した。最大限の削減効果を見込むため、普及範囲を関東域とした。

② RACT (費用対効果優先) 【最小範囲】

各発生源及び分類において、費用対効果の良い対策を組み合わせた。対策効果 (2030 年度までの累積対策削減量) と対策費用 (2030 年度までの累積対策費用) を積み上げた累積曲線 (累積費用対効果曲線) を整理し、対策費用が極端に上昇する対策を積み上げた場合を RACT 選定の閾値とした。排出 1 単位削減費用の低い対策 (費用対効果が良い対策) から順に対策効果と対策費用を積み上げた。対策の普及範囲は、東京都とした。

$$\text{排出 1 単位削減費用 (円/t)} = \frac{\text{対策費用 (2030 年度までの累積対策費用) (円)}}{\text{対策効果 (2030 年度までの累積対策削減量) (t)}}$$

③ RACT (費用対効果優先) 【最大範囲】

上記 RACT の考え方に基づき対策を組み合わせた。最大限の削減効果を見込むため、普及範囲を関東域とした。

表 4-6 対策シナリオの選定

No	対策事例	対策選定の考え方
1	BACT(削減量優先)	★利用可能な対策を全て実行するシナリオ ・ 各発生源・分類において、削減効果が最大となるような対策の組合せ ・ 普及範囲は、最大限の削減効果を見込むため、関東域に設定
2	RACT(費用対効果優先) 【最小範囲】	★削減対策の中から費用対効果の良い対策を選定 ・ 各発生源、前駆物質ごとに、対策の効果と費用を積算した累積曲線 (「累積費用対効果曲線」) を整理し、費用が極端に上昇するポイントを閾値とし、閾値未満の対策を費用対効果のよい対策として選定・普及範囲は、最小範囲として東京都、最大範囲を関東域に設定
3	RACT(費用対効果優先) 【最大範囲】	

⁷ BACT : Best Available Control Technology

対策の費用に関係なく、PM_{2.5} 及び光化学オキシダントの原因物質 (NO_x、VOC 等) の排出削減効果が最も大きい技術 (各発生源において最大限の削減量を見込める技術)

⁸ RACT : Reasonably Available Control Technologies

PM_{2.5} 及び光化学オキシダントの原因物質の排出削減効果に関係なく、各発生源において費用対効果が良い技術

(案)

表 4-7 シナリオ別削減対策選定

発生源	分類	No.	対策名	2030年度 想定転換率 (%)	削減対策事例					
					①		②		③	
					BACT		RACT		RACT	
					削減量優先		費用対効果優先 (最小範囲)		費用対効果優先 (最大範囲)	
選定有無	普及範囲	選定有無	普及範囲	選定有無	普及範囲	選定有無	普及範囲			
大規模	燃料転換	1	1) 電化 (←液体燃料)	50	○	関東	○	東京都	○	関東
			2) 電化 (←気体燃料)	50	○	関東				
			3) 電化 (←固体燃料)	50	○	関東	○	東京都	○	関東
	吸着・集塵	2	1) ガス化 (←液体燃料)	50	○	関東	○	東京都	○	関東
			2) ガス化 (←固体燃料)	50	○	関東	○	東京都	○	関東
		3	排煙脱硫装置、排煙脱硝装置、電気集塵機	50	○	関東	○	東京都	○	関東
	4	バグフィルターの設置	50							
民生	業務	5	1) 電化 (←液体燃料)	50	○	関東	○	東京都	○	関東
			2) 電化 (←気体燃料)	50	○	関東	○	東京都	○	関東
		6	ガス化 (←液体燃料)	50	○	関東	○	東京都	○	関東
	業務・家庭	7	低NO _x ・低CO ₂ 小規模燃焼機器	100			○	東京都	○	関東
	家庭	8	電化 (←気体燃料)	50	○	関東				
全般	9	低VOC製品	100	○	関東	○	東京都	○	関東	
蒸発系固定発生源	給油	10	Stage II	100	○	関東	○	東京都	○	関東
	塗装	11	低VOC塗料への転換 (工場外)	100	○	関東	○	東京都	○	関東
		12	低VOC塗料への転換 (工場内)	100	○	関東	○	東京都	○	関東
		13	排ガス処理装置口工場内)	100	○	関東	○	東京都	○	関東
	印刷	14	低VOCインキへの転換	100	○	関東				
		15	排ガス処理装置	100	○	関東				
	クリーニング	16	溶剤回収機能付き乾燥機の導入	100	○	関東	○	東京都	○	関東
		17	溶剤回収機能付きハンガー乾燥機の導入	100	○	関東	○	東京都	○	関東
	金属表面処理	18	洗浄剤 (水系等)	100	○	関東				
19		排ガス処理装置	100	○	関東					
自動車	次世代自動車	20	1) ZEV (EV) [乗用車]	25	○	関東	○	東京都	○	関東
			2) ZEV (EV) [貨物車]	1	○	関東	○	東京都	○	関東
			2) ZEV (EV) [バス]	1	○	関東	○	東京都	○	関東
	21	ガソリンHV [乗用車]	55							
	22	1) ディーゼルHV [貨物車]	10							
	2) ディーゼルHV [バス]	10								
船舶	燃料転換	23	0.5%低硫黄燃料油	100	○	関東	○	関東	○	関東
		24	A重油	100						
		25	LNG船	100						
		26	陸電 (ショア・パワー)	100						
	排出抑制	27	スクラバー	100						

(案)

表 4-6 の考え方に基づき選定した表 4-7 の RACT (費用対効果優先) は、以下に示す発生源について実施した。

① 大規模固定煙源 (NO_x 対策)

2030 年度における各対策の転換率を本検討では 50%と仮定の上、2015 年度から 2030 年度まで毎年定率で転換するとして、対策の費用対効果を試算した (図 4-18)。その結果、重油や軽油等の液体燃料を原料とする施設において、燃料転換を進めることで、相対的に高い費用対効果が得られることが推察された。これは、転換に伴い、NO_x の排出量が削減されることに加え、施設の稼働に必要となる燃料費が安価となることでランニングコストが低減することによるものと考えられる。

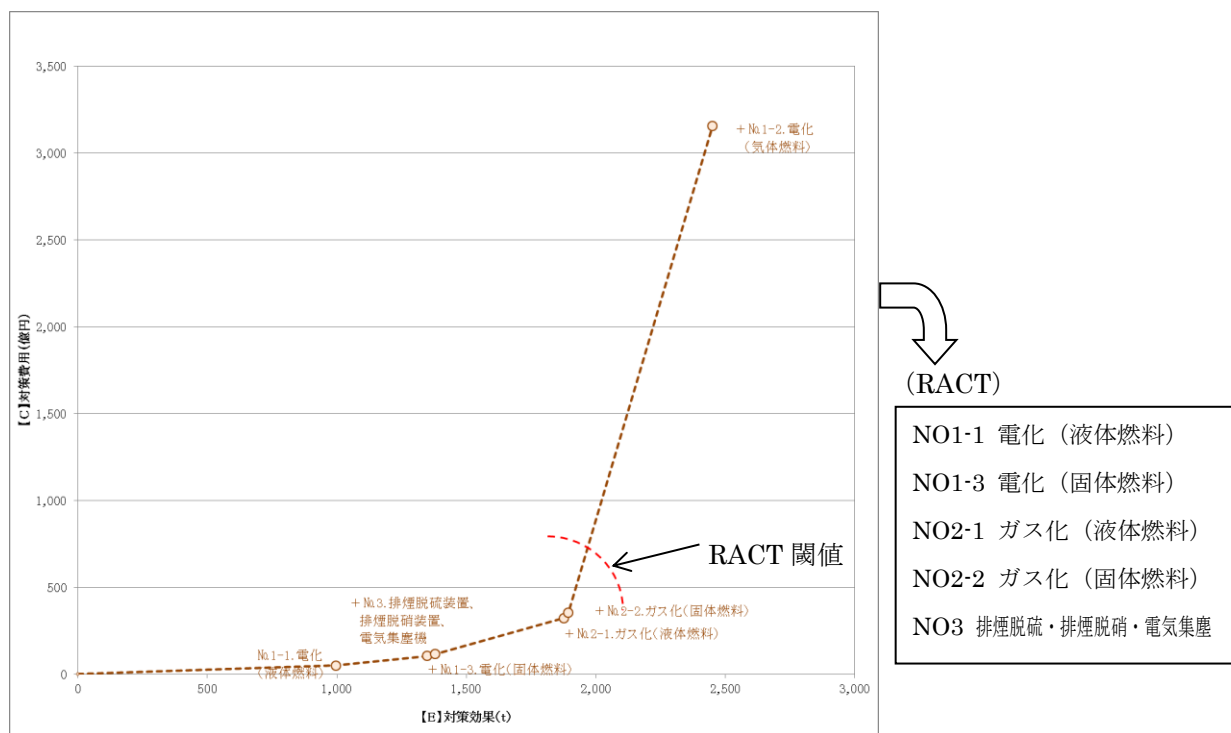


図 4-18 大規模固定煙源における累積費用対効果曲線 (NO_x 対策)

- ※ 対策に係る費用が極端に上昇するポイントを RACT の閾値とした。
- ※ 試算結果は、本検討会における調査で収集した範囲での削減対策の対策効果と費用から整理したものであることに留意する必要がある。また、試算結果には以下の不確実性が含まれる。
 - ・ 対策技術の普及による経済事情から初期費用が低下するといったラーニングカーブについては考慮されていない。
 - ・ 削減技術 (ハード対策) であり、溶剤の密閉等の事業者意識による削減 (ソフト対策) は考慮されていない。

(案)

② 民生 (NO_x 対策)

2030 年度における各対策の転換率について、本検討では低 NO_x・低 CO₂ 小規模燃焼機器の転換率を 100%、その他、業務、家庭の NO_x 対策については転換率を 50%と仮定の上、2015 年度から 2030 年度まで毎年定率で転換するとして、対策の費用対効果を試算した(図 4-19)。その結果、業務において、液体燃料及び気体燃料を原料とするボイラー施設において、燃料転換を進めること、及び低 NO_x・低 CO₂ 小規模燃焼機器の導入を進めることで、相対的に高い費用対効果が得られることが推察された。これは、対策の実施に伴い、NO_x の排出量が削減されることに加え、施設の稼働に必要となる燃料費が安価となることでランニングコストが低減することによるものと考えられる。

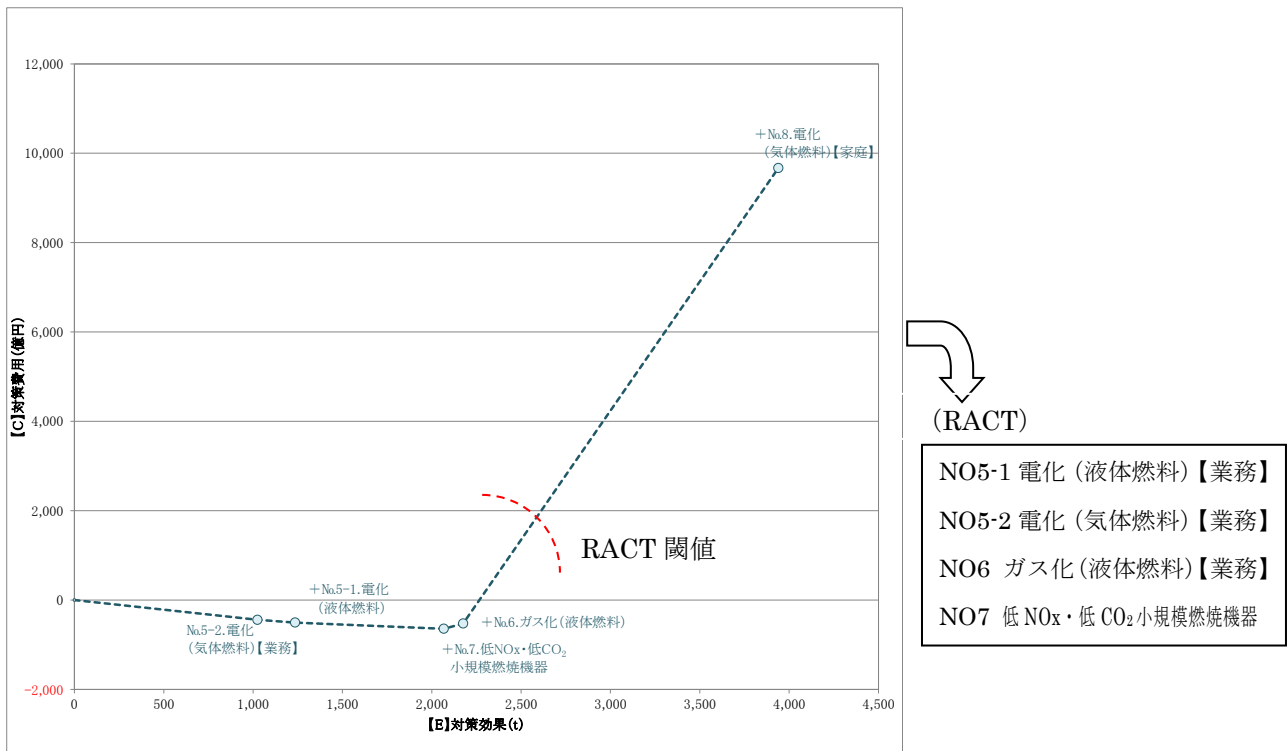


図 4-19 民生における累積費用対効果曲線 (NO_x 対策)

- ※ 対策に係る費用が極端に上昇するポイントを RACT の閾値とした。
- ※ 試算結果は、本検討会における調査で収集した範囲での削減対策の対策効果と費用から整理したものであることに留意する必要がある。また、試算結果には以下の不確実性が含まれる。
 - ・ 対策技術の普及による経済事情から初期費用が低下するといったラーニングカーブについては考慮されていない。
 - ・ 削減技術 (ハード対策) であり、溶剤の密閉等の事業者意識による削減 (ソフト対策) は考慮されていない。

(案)

③ 蒸発系固定発生源（VOC 対策）

2030 年度における各対策の転換率を本検討では 100%と仮定の上、2015 年度から 2030 年度まで毎年定率で転換するとして、対策の費用対効果を試算した（図 4-20）。その結果、給油所において給油時の対策である Stage II の導入、クリーニングにおいて、溶剤回収機能付き乾燥機の導入は、VOC の排出が抑制されることに加え、原材料の回収・再利用又は消費抑制につながることで、ランニングコストが低減することから、相対的に費用対効果が高いという結果が示唆された（資料編「対策事例調査」を参照）。対策の効果と費用を積み上げた累積費用対効果曲線では、Stage II、溶剤回収機能付き乾燥機、低 VOC 塗装（工場内）、低 VOC 製品、低 VOC 塗装（工場外）、溶剤回収機能付きハンガー乾燥機が RACT のシナリオとして選定された。

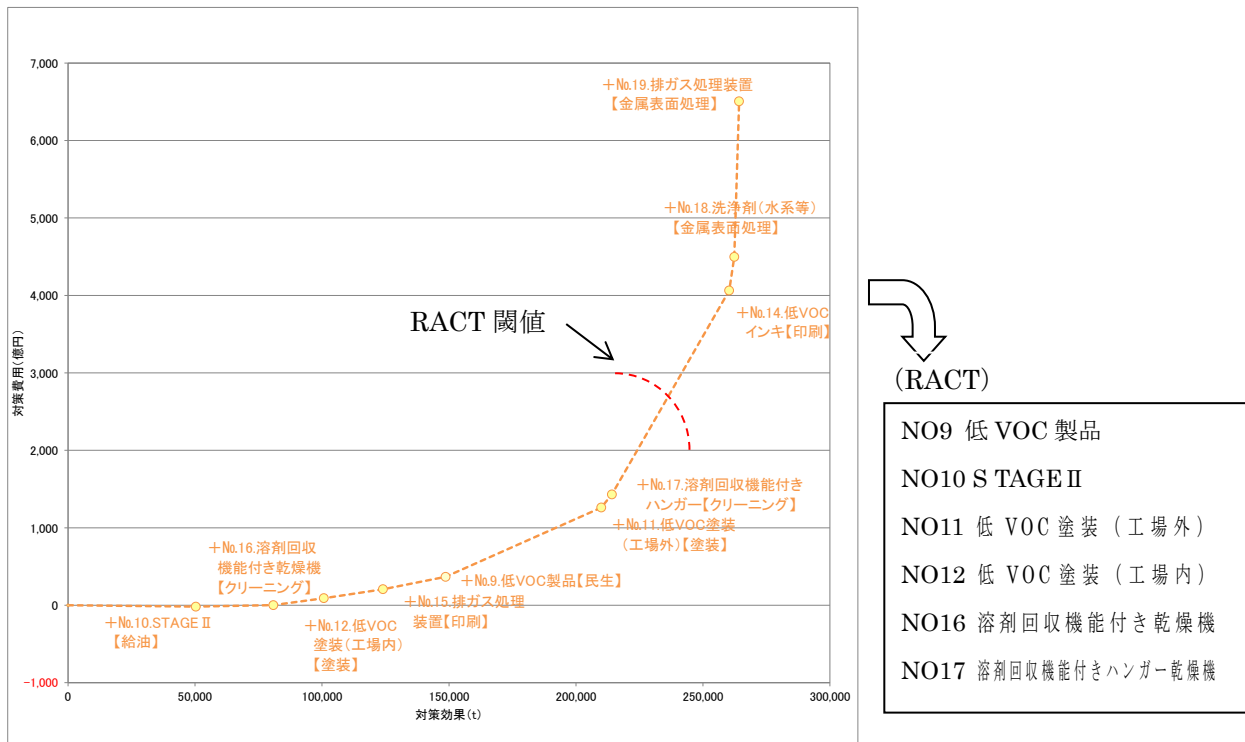


図 4-20 蒸発系固定発生源における累積費用対効果曲線（VOC 対策）

- ※ 対策に係る費用が極端に上昇するポイントを RACT の閾値とした。
- ※ 試算結果は、本検討会における調査で収集した範囲での削減対策の対策効果と費用から整理したものであることに留意する必要がある。また、試算結果には以下の不確実性が含まれる。
 - ・ 対策技術の普及による経済事情から初期費用が低下するといったラーニングカーブについては考慮されていない。
 - ・ 削減技術（ハード対策）であり、溶剤の密閉等の事業者意識による削減（ソフト対策）は考慮されていない。

(案)

④ 自動車

自動車については、乗用車、貨物車、バスを対象とし、原因物質の削減効果が高い ZEV (Zero Emission Vehicles) の導入を対策とし、費用の試算上車種は EV とした。ZEV (乗用車) については、以下の理由から EV と仮定して費用対効果を分析した。

- ・2030 年度における ZEV (東京都では EV、PHV、FCV を指す) の普及見込みについて、東京都と他県では施策の実施状況が異なり関東全域での普及予想は困難
- ・PHV について、都内と走行条件が異なる他県においては、HV 走行に切り替わることが想定され、削減効果の算出が困難

(3) 対策の費用と効果の試算に基づく考察

PM_{2.5} 及び光化学オキシダントの低減に向けた削減対策の推進に向けて、調査で収集できた情報に基づき、対策の費用対効果を試算し、経済的側面を考慮した検討を行った。その結果、対策によっては、原因物質が削減されることに加え、燃料費の抑制や原材料の回収・再利用又は消費抑制につながることでランニングコストが低減され、事業者側の経済的負担が軽減されるものがあることが示唆された(資料編3：対策事例調査参照)。

本調査で収集した対策は、2015 年度時点で普及が進んでおらず、一部の事業者が実施するに留まっている。

今後、事業者の自主的取組の推進に向けては、事業者に対して対策実施がもたらす経済的メリットを周知していくことも効果的と考えられる。

シミュレーションモデルを用いた将来濃度推計の結果、単純将来の場合では、PM_{2.5} の東京都政策目標は 2024 年度におおむね達成される一方で、光化学オキシダントは、濃度の低減は図られるものの、2030 年度に東京都政策目標達成には至らない結果であった (p.108~110 図 4-7~図 4-9 参照)。そこで、削減対策事例を導入した場合の光化学オキシダント濃度の低減効果について、シミュレーションモデルを用いた推計を試みた。

シミュレーションモデルの推計に適用する削減対策事例は、RACT【最大範囲(関東域)】とし、選定した対策における原因物質の削減効果に基づき、排出インベントリを整理の上、2030 年度における将来濃度推計を実施した。対策効果を考察するため、排出インベントリは 2015 年度を基準年度とし、2030 年度 BaU における将来趨勢は反映せず、関東領域のみ削減対策事例を適用していることに留意する必要がある。

推計の結果、削減対策事例を関東域に適用した場合、都内の光化学オキシダント濃度は平均で 0.004 ppm 程度、最大で 0.007 ppm 程度の低減効果が推測され、濃度推計値は平均値で 0.094 ppm、最大値は 0.106 ppm、最小値は 0.077 ppm であった。

関東域のみにおいて経済的側面を考慮した対策を実施した場合の濃度推計では、光化学オキシダント濃度の低減効果は示されるものの、東京都政策目標の達成には至らない結果となった。

なお、今回の PM_{2.5} 及び光化学オキシダント対策に係る効果と費用については、2030 年度想定転換率を仮定し、本検討会の調査において収集した限られた情報に基づいて計算を試みた結果であることに留意する必要がある。

(案)

削減対策は、関東域内だけでなく全国的に普及しうるものであり、今後、各分野の削減技術の開発状況や全国的な普及状況を考慮して、多方面で経済的及び技術的側面から対策の費用と効果を検討していくことが望ましい。

(4) ソフト対策の観点による排出抑制策の推進

本調査において効果と費用を整理した対策は、削減技術（ハード対策）であり、溶剤容器の密閉やエコドライブ等の事業者意識による削減（ソフト対策）は、対象としていない。しかしながら、ソフト対策の視点による排出抑制策、例えば、溶剤容器の密閉により溶剤の蒸発を防ぎ、原材料の削減につながり、エコドライブでは燃費向上につながり使用者の燃料コストの削減につながる。また、溶剤の染み込んだ廃棄物容器を密閉することで臭いが減るとともに作業環境の改善が図られる。

PM_{2.5}及び光化学オキシダントの原因物質の効果的な削減対策を検討する際には、本検討で実施した費用対効果を踏まえた経済的負担が軽減されるハード対策と費用を負担しなくても比較的削減効果の高いソフト対策を合わせた排出抑制策の推進が求められる。

4.3.3 広域連携の必要性

(1) 関東域における広域連携の推進

シミュレーションモデルを用いた都内及び関東域における PM_{2.5} 及び光化学オキシダントの発生源寄与解析の結果から、広域的な影響について考察した (p.23,p.39 参照)。

その結果、関東域の PM_{2.5} 及び光化学オキシダントの生成に対して、東京都の寄与が約 1 割に対して、関東域における人為発生源が全体の 4 割から 5 割程度寄与すると推計された。これは、関東域での移流等の影響を受け、PM_{2.5} 及び光化学オキシダントが他県から輸送される、また輸送過程において原因物質からの二次生成反応により生成されることが要因だと考えられる。このことから、PM_{2.5} 及び光化学オキシダントの濃度低減には、都の取組に加え関東域全体において原因物質の排出量削減対策の推進が不可欠である。

関東域における削減対策として、2008 年度から「関東地方大気環境対策推進連絡会微小粒子状物質調査会議⁹⁾」、2012 年度から「二次生成大気汚染物質等に係る連絡会¹⁰⁾」を設け、PM_{2.5}、光化学オキシダントに関する情報共有の他、夏季の VOC 排出削減や冬季の NO_x 削減対策に取り組んでいる。

今後も、各自治体による施策や調査結果を共有し連携の上、削減対策を推進していくことが重要だと考える。

(2) 国内外の排出抑制策推進の必要性

PM_{2.5} 及び光化学オキシダントに対する生成寄与については、関東以外による影響が約 5 割程度と大きいことが示唆された (p.37 図 2-24、p.55 図 2-40 参照)。関東以外の影響には、関東以外の日本国内の排出源の他、大陸からの越境汚染、全球的なバックグラウンドの影響等が含まれている。関東以外への寄与の低減には、国内削減対策の推進や国際連携による削減対策の推進が必要であり、東京都においても国内外の都市と連携した対策推進が求められている。

⁹ 1 都 9 県 7 市 (東京都、茨城県、栃木県、群馬県、埼玉県、千葉県、神奈川県、山梨県、長野県、静岡県、さいたま市、千葉市、横浜市、川崎市、相模原市、静岡市、浜松市) から構成した関東地域における PM_{2.5} 等に対する広域的な取組を目的とした調査会議。

¹⁰ 9 都県市 (埼玉県、千葉県、神奈川県、横浜市、川崎市、千葉市、さいたま市、相模原市、東京都) からなる PM_{2.5}、光化学オキシダント及びその原因となる VOC の低減に関する情報を共有し、各都県市が対策の検討に資することを目的とした連絡会。

4.3.4 中長期的な取組課題

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る。

(1) 大気環境の継続的な実態把握

対策の実施にあたっては、大気環境のモニタリングを実施し、対策による効果を検証していくことが重要である。また、PM_{2.5}や光化学オキシダントは、大気中で複雑な反応を経て二次的に生成される二次生成物質であり、いまだ解明されていない生成メカニズムが存在する。対策の効果検証や生成メカニズムに係る科学的知見の蓄積のため、継続的な大気環境の実態把握が求められる。

① バックグラウンド濃度の把握

島しょ部等の大気調査結果を基に試算した春季及び夏季の東京都における光化学オキシダントのバックグラウンド濃度は、春季で約 50 ppb、夏季で約 20 ppb と推定された (p.64 図 2-49 参照)。夏季では域内の生成濃度の影響が大きいと考えられるが、日本海に位置する隠岐や太平洋に位置する小笠原では光化学オキシダント濃度が上昇傾向にあり、バックグラウンド濃度は今後変動する可能性がある。八丈島の PM_{2.5}については、東京都内の PM_{2.5}濃度の約 1/2 の濃度であったとの報告がある¹¹。

今後、東京都政策目標の達成度を適切に評価するため、地域汚染と広域移流の影響を切り分けてバックグラウンド濃度を継続的に調査し、状況を把握していく必要がある。

② PM_{2.5}に係る窒素化合物の実態把握

秋季及び冬季における PM_{2.5}は、硝酸イオン (NO₃⁻) の割合が大きくなる傾向があった (p.19 図 2-9、p.21 図 2-10 参照)。特に、高濃度日で割合が大きくなり (p.23 図 2-12 参照)、秋季及び冬季の 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となる。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) では、硝酸アンモニウム (NH₄NO₃) を生成する硝酸ガス (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。これまでの研究で、冬季における PM_{2.5}の高濃度の要因は、硝酸ガスと NH₃ ガスの大気中濃度が影響していることが示唆された。今後、PM_{2.5}の高濃度要因となる窒素化合物の実態把握と、生成条件についてより詳細に研究していくため、PM_{2.5}成分に加え前駆体ガスである硝酸ガス

(HNO₃) や NH₃ を含めた窒素化合物について詳細な環境動態や発生源を把握していく必要がある。また、硝酸アンモニウム (NH₄NO₃) の生成に係る粒子中のアンモニウムイオン (NH₄⁺)、硝酸イオン (NO₃⁻)、NH₃ ガス、硝酸ガス (HNO₃) の平衡状態等を含めた窒素

¹¹ 齊藤伸治, 星純也, 櫛島智恵子, 國分優孝, 秋山薫, 都内 PM_{2.5}に対する広域移流の影響調査, 東京都環境科学研究所年報 2017 42-43, (2017)

(案)

化合物の実態を把握することで、非線形性の効果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期待される。

③ 有機マーカに係る知見の蓄積

PM_{2.5} 中の有機粒子 (OM) は、年間を通して PM_{2.5} の主要成分であった。(p.21 図 2-10)。PM_{2.5} 成分分析ガイドラインに基づき実施している常時監視の PM_{2.5} 成分分析では、炭素成分は有機炭素 (OC) 及び元素状炭素 (EC) を測定しているが、OC 等の測定だけでは詳細な発生源に係る考察は困難である。

OM の中には、発生源情報に対応した有機成分 (有機マーカ) があり、有機マーカを測定することで発生源情報についてより詳細に考察することが可能になると考えられる。有機マーカについては、既往の研究により、発生源寄与解析への適用が提案されている¹²。本検討では、東京都環境科学研究所で捕集した PM_{2.5} ろ紙を対象として分析した成分に加え、有機マーカについても詳細分析を行い、レセプターモデル (PMF) による発生源寄与解析を行った。解析の結果、有機マーカを含めたことで、従来の発生源寄与解析と比べて有機粒子に関する複数の新たな因子 (バイオマス燃焼、 α ピネン由来の生物起源有機粒子 BSOA) を区分することができ、新たな知見が得られる可能性が示唆された。

今後、測定結果から PM_{2.5} の発生源寄与を詳細に把握していくため、解析に有用な有機マーカの選定を検討し、PM_{2.5} 生成に係る有機粒子の知見が蓄積していくことが望ましい。

(2) 気候変動対策とのコベネフィットアプローチの推進

PM_{2.5} 及び光化学オキシダントの濃度低減に向けた原因物質の削減対策には、大気汚染物質の削減とともに CO₂ の削減により地球温暖化対策につながるものがある。EV 等の電化による削減対策では、CO₂ 削減効果が期待される一方、新たに電力供給が必要となることで発電所の稼働に伴う環境負荷の影響が考えられる。本検討会における調査では、発電所の稼働に伴う CO₂ 負荷量は、電化等の対策の削減効果を超えないことが確認された (p.○ 図○-○)。今後、削減対策の検討に当たっては、将来的な電源構成も加味したうえで、気候変動対策とのコベネフィットアプローチの観点からも CO₂ の削減対策も考慮した対策を検討していくことが望ましい。

また、PM_{2.5} 中の黒色炭素 (Black Carbon : BC) や光化学オキシダントの主成分であるオゾン (O₃) は、短期的に地球温暖化に影響を及ぼす短寿命気候汚染物質 (Short-Lived Climate Pollutants : SLCP) として、気候変動にも関連している。気候変動に関する政府間パネル (Intergovernmental Panel on Climate Change : IPCC) の影響評価や国連環境計画 (UNEP) が主導する「短寿命機構汚染物質削減のための気候と大気浄化のコアリション (Climate and Clean Air Coalition : CCAC)」における国際活動等、SLCP については、短期的な気候変動防止と大気汚染防止の双方に効果があるとして国際的にも注目されている。

今後、PM_{2.5} 及び光化学オキシダントの対策実施に当たっては、地球温暖化対策の観点からも国際的な議論や研究の動向を把握しつつ、検討することが望ましい。

¹² 環境省研究総合推進費「5-1403」「有機マーカに着目した PM_{2.5} の動態把握と正値行列因子分解モデルによる発生源寄与評価 (平成 26 年度から平成 28 年度) 研究代表者：熊谷貴美代 (群馬県衛生環境研究所)」

(案)

(3) 排出インベントリの拡充とシミュレーションの精度向上

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求められる。

① 凝縮性粒子

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）は、煙源からの排出量が多いとされているが、現状では排出インベントリに組み込まれていない。本検討会において、既存の調査研究と共に大規模固定煙源調査を取りまとめたところ、煙道中のPM_{2.5}と比べ、比較的多くの凝縮性粒子が確認される結果となった。取りまとめた結果を基に、凝縮性粒子を考慮した有機粒子の排出量を推計したところ、従来の推計と比べて約7倍の排出量が推計された。既往研究においても、凝縮性粒子を考慮した排出量では同程度の排出量が推計されており、凝縮性粒子を考慮することで、シミュレーションモデルの再現性に課題が残るPM_{2.5}の有機粒子について精度向上が図れる可能性が示唆されている^{13,14}。

また、現状の凝縮性粒子の測定法では、大気放出後の拡散・希釈による凝縮性粒子の再揮発等の影響を正確に評価することが困難であるという課題がある。現在、排出ガス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¹⁵。本調査結果は限られた発生源情報を基に取りまとめた結果であり、より多くの測定結果の情報収集やデータの拡充・整備により、凝縮性粒子の影響を考慮した固定発生源によるPM_{2.5}濃度影響を評価していくことが求められている。

② 植物起源 VOC : BVOC

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他に、自然起源の寄与割合が確認された（p.54 図 2-39）。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、特に森林や大規模緑地が少ない市街地では樹木からのBVOC放出量は正確にとら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において、都内市街地である区部における総BVOC放出量を試算したところ、2016年度から2018年度の3年平均で年間1,900t程度と推定され、都内VOC総排出量の約3%の量に相当すると見積もられた。今後、最新の研究結果を基にBVOC放

¹³ Y. Morino, D. 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 (2018)

¹⁴ 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）」

¹⁵ 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）」

(案)

出量をより精緻化し、BVOC インベントリを整備するとともに、都市域での BVOC の光化学オキシダント生成への影響についてシミュレーション等で検討していく必要がある。

③ 実走行における自動車排出状況の把握

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。近年の結果では、大型車において PM は認証基準値をほぼ下回り、NO_x は認証基準を上回る排出量が計測され、また、VOC は大型車、小型車ともコールドスタートでの排出量が非常に大きく、エンジン始動直後の対策が有効である等の結果が示唆された。

今後、シャシダイナモメータによる排出ガスの計測に加え、車載型排出ガス計測システム (Portable Emission Measurement System : PEMS) を用いた路上走行データの解析等による自動車排出ガスの実態把握を実施することで、実走行時の自動車排出ガス規制の効果検証を行うとともに、自動車インベントリの精緻化に向けた調査研究が必要である。また、今後は温暖化対策も視野に入れ、シャシダイナモメータを用いた自動車による環境影響の総合的な評価のための調査研究を実施していく必要がある。

④ PM_{2.5} 及び光化学オキシダントの生成能を考慮した VOC の実態把握

PRTR 制度や環境確保条例に基づく化学物質適正管理制度を基に算出した光化学オキシダント生成能を考慮した最大オゾン生成量では、トルエン及びキシレンが、全体に占める割合が拡大し、それらの届出排出量 (大気への排出) の業種別の割合は、その成分によって異なることが確認された (p.79～p.84 3.3.5 オキシダント生成能を考慮した VOC 排出量の考察参照)。PRTR 制度や化学物質適正管理制度では、屋外塗装や自動車といった発生源や、石油系混合溶剤等の成分が不明である化学物質については届出の対象外であり、東京都で推計した排出インベントリと同等ではないことに留意する必要がある。

今後、幅広い分野において光化学オキシダントに加え、PM_{2.5} について生成能の高い VOC の実態を把握し、VOC の排出抑制策の検討を進めていくことが望ましい。

(案)

(4) 継続的な効果検証

対策の実施にあたっては、効果検証を継続して行うことが重要である。継続的に大気環境の実態を把握し、対策の効果検証や発生源への対策に活用する必要がある。大気環境におけるPM_{2.5}や光化学オキシダントの濃度影響では、人為発生源の排出量の増減や気象条件によって変動することが予想される。効果的な対策を実施した一定の期間後には、大気環境中データの解析や発生源寄与解析等を実施し、効果検証を行った上で更なる施策展開を検討する必要がある。

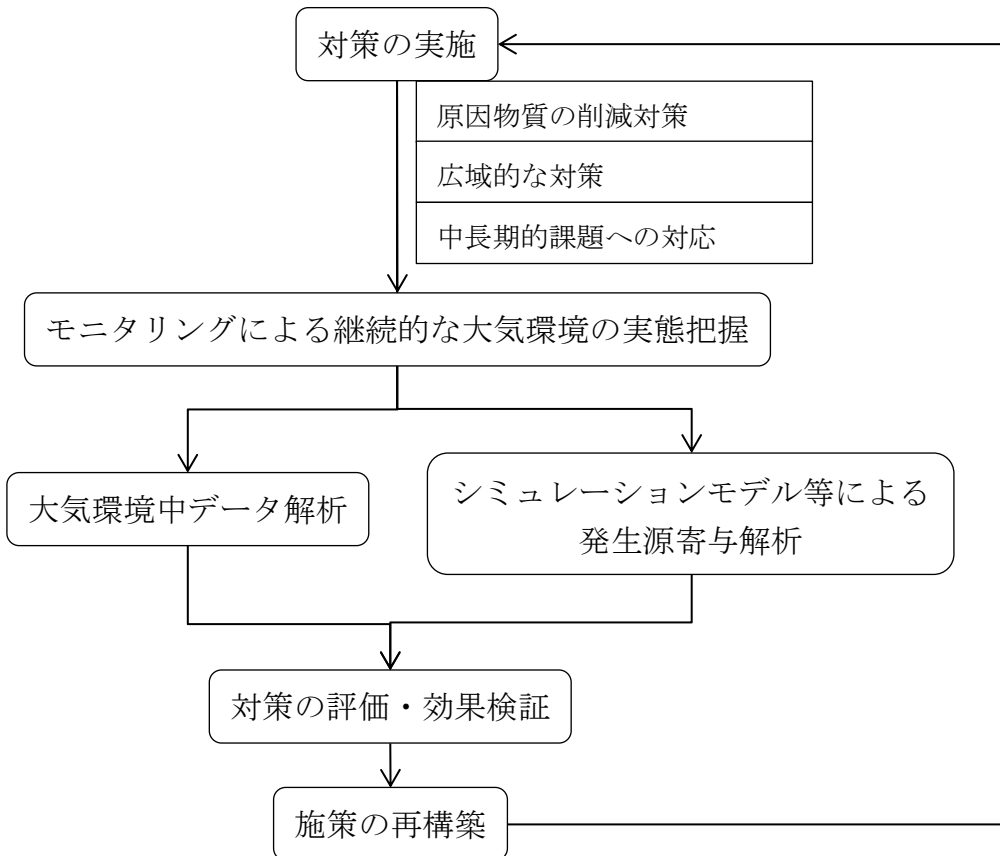


図 4-21 効果検証や施策展開を踏まえた今後の対策等のフロー