

シミュレーションモデルを活用した調査フレームの検討

平成 26 年 2 月 28 日

1. 調査フレームの作成
 - 1.1. 調査の目的
 - 1.2. シミュレーション解析対象期間
 - 1.3. シミュレーション解析対象地域
 - 1.4. シミュレーション解析対象月
 - 1.5. 国内の発生源インベントリ
 - 1.5.1. 国内で整備されているインベントリの特徴
 - 1.5.2. シミュレーションで用いるインベントリ（国内）
 - 1.6. アジアの排出インベントリ
 - 1.6.1. アジアの排出インベントリ（人為起源）
 - 1.6.2. アジアの排出インベントリ（自然起源）
 - 1.7. シミュレーションモデルの検討
 - 1.7.1. 文献収集結果によるモデルの使用状況
 - 1.7.2. 気象モデルの検討
 - 1.7.3. 大気質モデルの検討
 - 1.7.4. 気相化学反応モデルの検討
 - 1.8. シミュレーションモデルの領域の検討
 - 1.8.1. 格子間隔の検討
 - 1.8.2. 計算領域の検討
 - 1.9. モデルの精度評価
 - 1.9.1. モデルの精度評価の考え方
 - 1.9.2. 詳細な項目を対象とした精度評価
 - 1.9.3. 長期的な濃度の推移の再現性の評価
 - 1.10. シミュレーション結果の不確実性の検討
 - 1.10.1. モデルの不確実性
 - 1.10.2. 発生源インベントリの不確実性
 - 1.11. オキシダント生成に影響を及ぼす要因の検討方法
 - 1.11.1. 越境汚染の影響の検討（ 1 ）
 - 1.11.2. タイトレーション効果の低下および
前駆体物質排出量の減少にともなうオキシダント生成変化による影響の検討
 - 1.11.3. 越境汚染の影響の検討（ 2 ）
 - 1.11.4. これまでの前駆物質排出抑制対策の効果の検討
2. 調査フレームの設定まとめ

平成 25 年度 光化学オキシダント調査検討会（第 4 回）資料

1. 調査フレームの作成

調査の目的、対象とする物質などの大枠について、以下の通り整理した。

1.1. 調査の目的

本調査の目的は、多角的解析によって示唆された、オキシダント生成に影響を及ぼす主要な要因「越境汚染」「タイトレーション効果の低下」および「前駆物質排出量の減少に伴う光化学オキシダント生成の変化」の影響について検討することである。

1.2. シミュレーション解析対象期間

シミュレーションを実施するにあたり、解析対象期間を平成 13 年度(2001 年度)～平成 22 年度(2010 年度)とする。

図 1-1～図 1-4 に春季および夏季の光化学オキシダントの平均的な濃度域の推移および高濃度域の推移を示した。例えば、春季の平均的な光化学オキシダント濃度変化のトレンド(図 1-1)からは、4 地域ともに平成 13～15 年度からオキシダント濃度の上昇傾向がみられ、平成 19～21 年度から低下傾向に変化していることが分かる。他の図からも、地域によって濃度の上昇傾向が下降傾向に変化した時期が異なっていることから、解析対象期間として設定した期間において、光化学オキシダント濃度のトレンドの変化する時期が異なっており、シミュレーションがそのトレンドを表現できるか確認するうえでも適切であると考えられる。

また、気象シミュレーション入力データとしては、公開されている NCEP-FNL や気象庁全球客観解析データを用いる。それぞれ整備されている期間は NCEP-FNL は 1999 年 8 月以降、気象庁全球客観解析データは 2001 年 3 月以降である。このことから、設定した期間における気象シミュレーション入力データについては問題ない。

なお、平成 22 年度(2010 年度)以降の測定値は、オキシダント自動測定器の校正法が変更になった影響を受けている。一方、補正係数の検討も進んでいるため、評価を行う上で検討結果を反映させることとする。

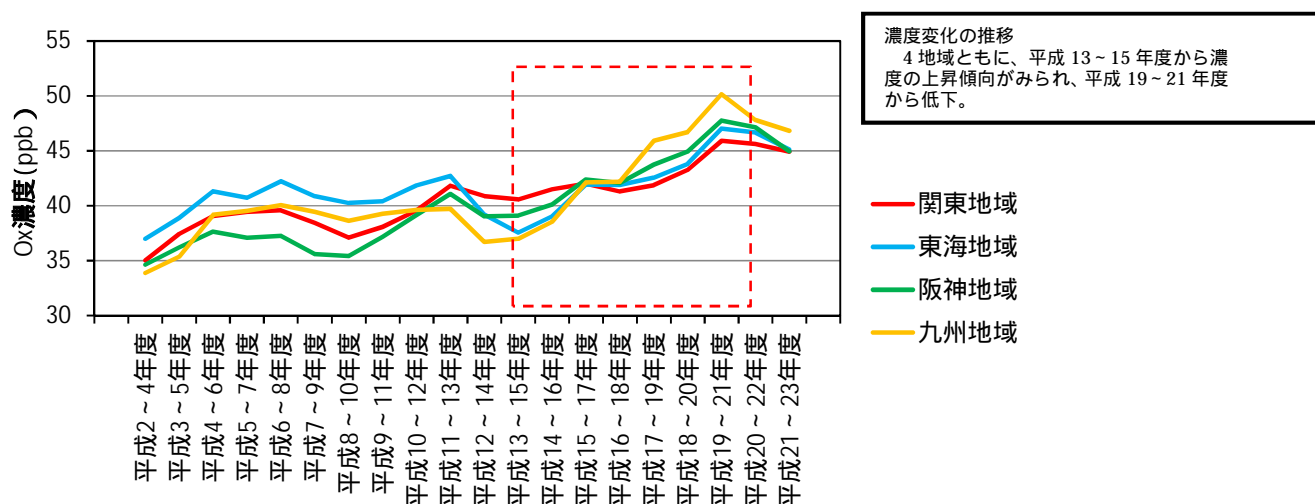


図 1-1 光化学オキシダントの平均的な濃度の推移 (4～5 月の平均濃度) (赤枠は解析対象期間)

平成 25 年度 光化学オキシダント調査検討会（第 4 回）資料

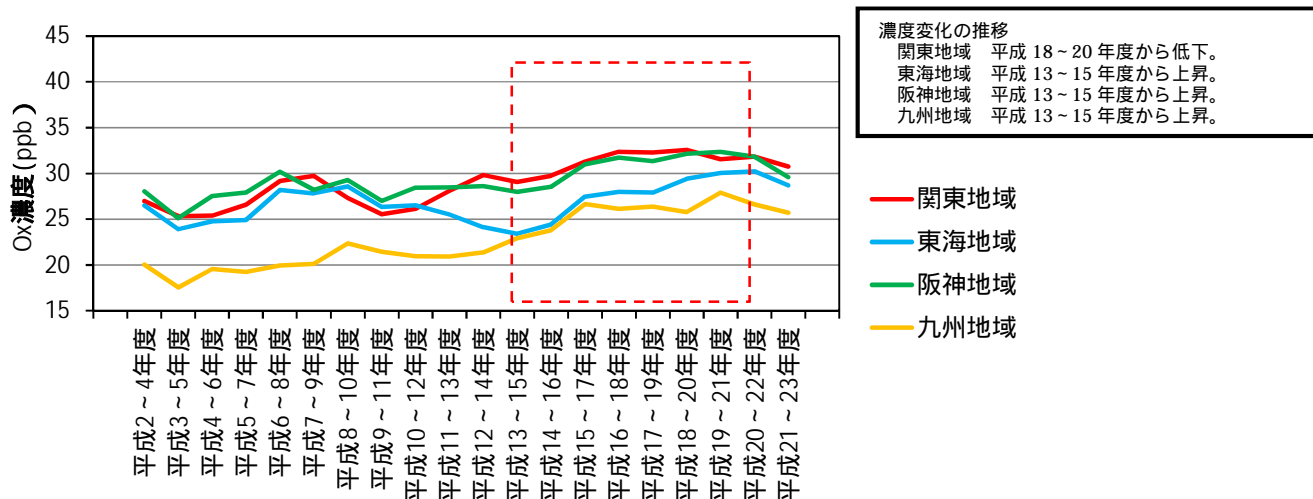
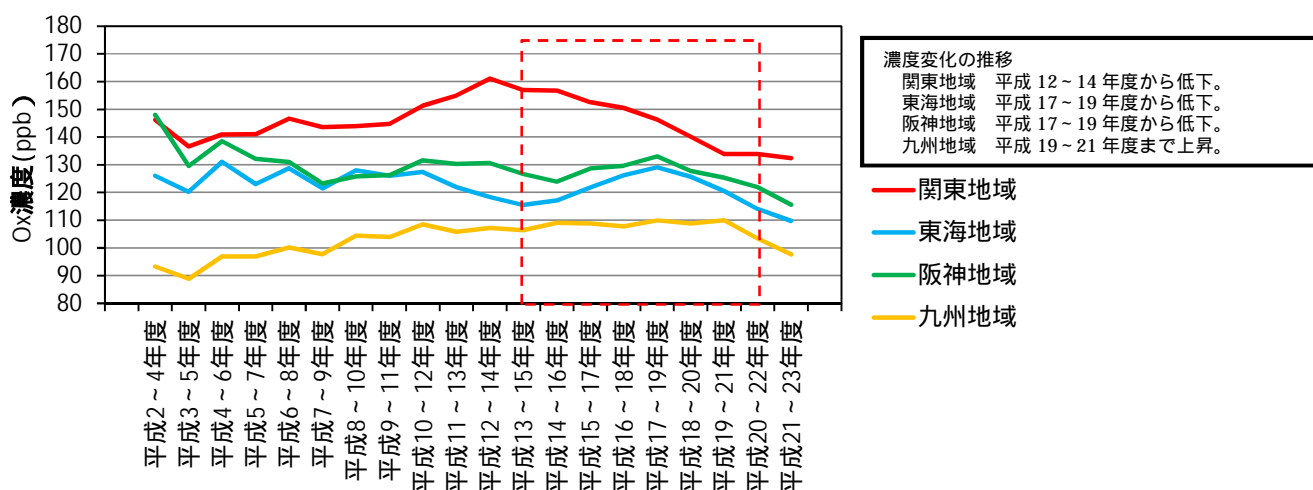


図 1-2 光化学オキシダントの平均的な濃度の推移（7～8月の平均濃度）（赤枠は解析対象期間）



統計期間 : 平成 2～23 年度 対象測定局 : 一般局 (Ox、NOx 同時測定局)
 統計値 : 局別年間 98 パーセンタイル値の域内最高値の 3 年移動平均
 統計手順 : 局別・日別に昼間の最高値の算出
 から局別に年間 98 パーセンタイル値を算出
 を地域別の最高値を算出 3 年間の移動平均

図 1-3 光化学オキシダントの高濃度の推移（昼間の最高値を対象）（赤枠は解析対象期間）

平成 25 年度 光化学オキシダント調査検討会（第 4 回）資料

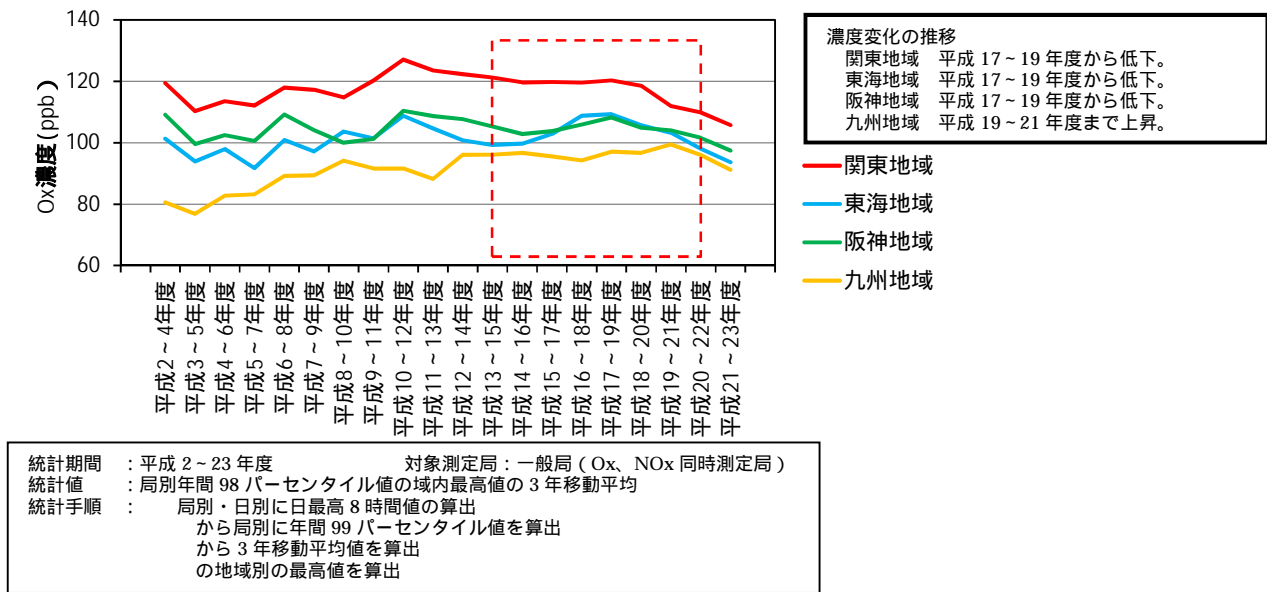


図 1-4 光化学オキシダントの高濃度の推移 (日最高 8 時間値を対象) (赤枠は解析対象期間)

平成 25 年度 光化学オキシダント調査検討会（第 4 回）資料

1.3. シミュレーション解析対象地域

本調査の目的を達成するためには、4 つの優先解析対象地域を対象とすることが望ましいが、表 1-1 に示したように、光化学オキシダントの域内生成が多く、成分分析調査等データが多い「関東地域」と移流の影響を強く受ける「九州地域」を解析対象地域とすることで、光化学オキシダントの高濃度要因の検討が可能であると考えられる。

表 1-1 解析対象地域と解析項目

地域	各地域の特徴
関東	<ul style="list-style-type: none"> ・光化学オキシダントの域内生成がさかん。 ・成分分析調査等データが多い
九州	<ul style="list-style-type: none"> ・移流の影響を強く受ける。

1.4. シミュレーション解析対象月

本調査においては、高濃度事例だけでなく平均値に関する評価を行う。平均値を算出するためには、高濃度事例日だけでなくある程度の期間を対象とする必要がある。連続する期間として 2 か月程度を設定することとする。

図 1-5 に関東および九州地域の月平均濃度の域内最高値（昼間の 1 時間最高値と日最高 8 時間値）を示した。図 1-5 より、関東地域は光化学生成がさかんな 7 および 8 月、九州地域は越境汚染の影響が卓越すると考えられる 4 および 5 月が特に高濃度となっている。以上のことを踏まえて、シミュレーション対象期間としては、暖候期（4～9 月）のなかでも特に濃度が高くなる傾向がみられる 4 および 5 月（春季）、7 および 8 月（夏季） を対象とする。

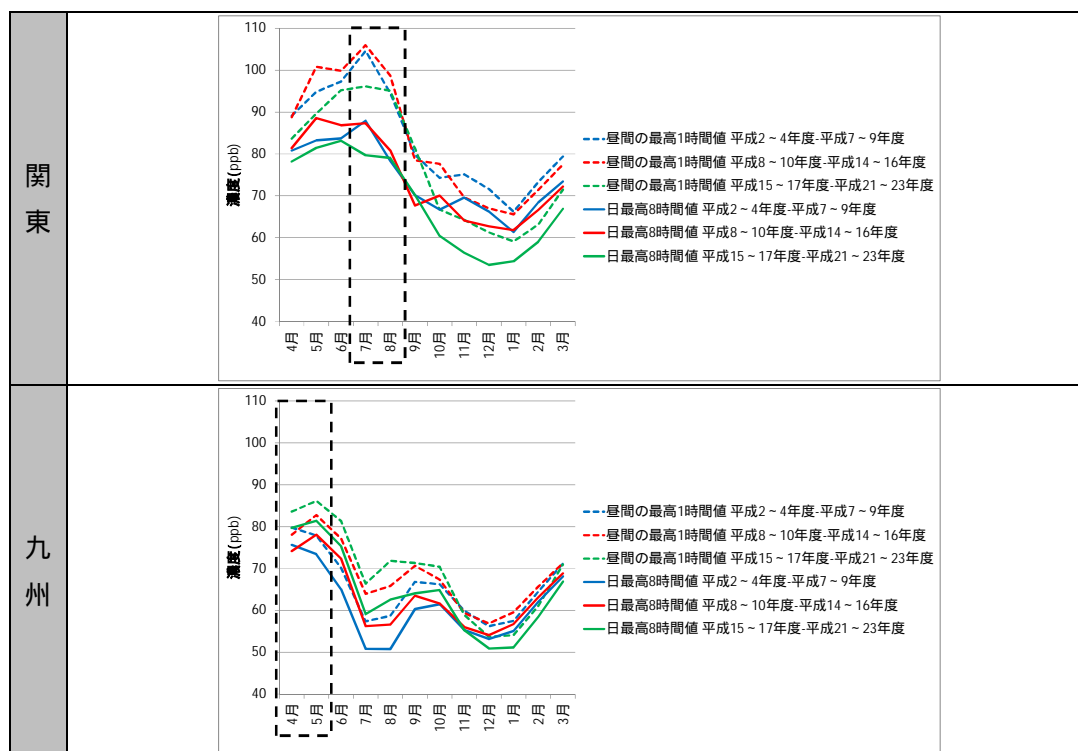


図 1-5 月平均濃度の域内最高値（関東および九州） 点線は高濃度月を表わす

平成 25 年度 光化学オキシダント調査検討会（第 4 回）資料

1.5. 国内の発生源インベントリ

国内および海外を対象に整備されているインベントリについて概要を整理し、シミュレーションで使用するのに適切なインベントリについて検討した。

1.5.1. 国内で整備されているインベントリの特徴

三次元の非定常大気質モデルでは、モデルへの入力データとして、物質別、メッシュ別の発生源インベントリが必要となる。日本国内において数 100km 四方（例えば、関東地方や阪神地方）といった領域で、シミュレーションを行うことを想定して構築された発生源インベントリについて整理した。この結果を表 1-2 に示す。これらのインベントリの特徴は(a)～(e)に示すとおりである。

表 1-2 国内を対象にしたインベントリ

インベントリ名	(a)環境省	(b)CRIEPI/NIES	(c)EAGrid2000-JAPAN	(d)JEI-DB/JCAP	(e)産業技術総合研究所
推計地域	関東・関西	関東	全国	全国	全国
対象年	2000 年度	2000 年度	2000 年度	2005 年度を基準として、1995、2000、2005、2010 年度を補正して算出	2002 年度
空間分解能	3 次メッシュ	3 次メッシュ	3 次メッシュ	3 次～2 次メッシュ	3 次メッシュ
時間分解能	夏季、冬季 時刻(1 時間)別	月別 時刻(1 時間)別	月別 時刻(1 時間)別	月別 時刻(1 時間)別	月別 時刻(1 時間)別
対象成分/ガス	SO ₂ ,NO _x , NMVOC, HCl,CO,NH ₃	SO ₂ ,NO _x , NMVOC, HCl,CO,NH ₃	CO,CO ₂ ,NH ₃ , NMVOC,NO _x , SO ₂	自動車は NO _x , NO ₂ ,NMHC,C O,SO _x ,NH ₃ 自動車以外は NO _x ,NMVOC,C O,SO _x ,NH ₃ 植物からはイソ プレン、モノテ ルペン、セスキ テルペン 火山	NO _x ,SO _x ,CO, CO ₂ ,VOC
作成年度*	2002 年度作成 2007 年更新		2007 年	2013 年発表	2005 年

・(a)～(c)は「微小粒子状物質健康影響評価検討会（環境省 平成 20 年 4 月）」参照

・(d)は、(森川ら 2013)による

・(e)は「揮発性有機化合物(VOC)の浮遊粒子状物質及び光化学オキシダントの生成に係る調査報告書（環境省 平成 19 年）」参照

・作成年度は文献等から調査した。

平成 25 年度 光化学オキシダント調査検討会（第 4 回）資料

（a）環境省

環境省が平成 14 年に実施した「浮遊粒子状物質環境汚染実態調査」（財団法人日本気象協会（2003））で、非定常モデルによるシミュレーションを行うために作成されたものである。このインベントリでは、二次有機粒子の前駆物質となる蒸発発生源からの VOC 排出量について、環境省の調査結果が反映されている。

（b）CRIEPI/NIES

（財）電力中央研究所と（独）国立環境研究所の共同研究で作成されたもので、CMAQ を用いた二次粒子の濃度予測に使用された。自動車からの排出量は、JCAP の成果が取り入れられている。

（c）EAGrid2000-JAPAN

東アジア域における長距離大気輸送モデルへの入力用として開発された EAGrid2000（Kannari ら（2007））の一部として開発された日本領域を対象とした詳細インベントリであり、JCAP 等の成果が取り入れられた排出インベントリである。

2000 年以降大きな排出量変化が生じているため、排出実態が 2000 年度から著しく変化したと考えられる排出部門に重点を置き、EAGrid2000-JAPAN をベースに排出量の推計を行っている（参考：福井ら 2014）。

（d）JEI-DB / JCAP

JATOP により整備された自動車排出量、自動車以外の人為発生源および植物からの VOC を対象としたインベントリである。自動車排出量については、JCAP 自動車排出量推計モデルをリバイスし、入力データを全面的に更新している。また、都道府県別に保有車両を 103 車種に分類し、車齢分布（規制）を考慮した保有台数としている。これに、道路交通センサスおよび自動車輸送統計年報から平休日別交通量データ、環境省排出量原単位、JATOP 独自の始動時・蒸発エミッション排出係数を用い、気温湿度影響を考慮した月別排出量を算出している。自動車以外の排出量については、G-BEAMS により、主に文献値による排出係数と活動量から求められている。植物からの VOC については、スギ・ヒノキなど優先 8 樹種の実測で得たイソプレン等の基礎放出量と文献値をあわせ、資源構成表、森林簿から換算した葉重量および J-IBIS・衛星データから構築している。他、火山のインベントリも作成している（参考：森川ら 2013）。

（e）産業技術総合研究所

産総研がオゾン等の大気中生成物質の詳細リスク評価への活用を図る目的で開発を進めている、オイラー型次世代広域大気評価モデル用の発生源インベントリで、平成 17 年度に整備された。当面はオゾンの影響評価が主な目的であるため、PM と NH₃ については集計対象外である。発生源として、船舶には主要港湾を利用する船舶以外にも漁船についても集計されているほか、喫煙も対象に加えるなど環境省発生源と比較して広範な発生源まで考慮している。

・(a) ~ (c) は「微小粒子状物質健康影響評価検討会（環境省 平成 20 年 4 月）」を参考にした

・(d) は、（森川ら 2013）による

・(e) は「揮発性有機化合物（VOC）の浮遊粒子状物質及び光化学オキシダントの生成に係る調査報告書（環境省 平成 19 年）」を参考にした

平成 25 年度 光化学オキシダント調査検討会（第 4 回）資料

1.5.2. シミュレーションで用いるインベントリ（国内）

最新のインベントリであり、幅広い排出源を対象としていることから、本シミュレーションにおいては、国内の発生源インベントリとして JEI-DB を使うこととする。なお、このデータは船舶からの排出データを含まないことから、独立行政法人 海上技術安全研究所が作成したインベントリを用いる必要がある。JEI-DB の構成内容について表 1-3 に示した。

表 1-3 JEI-DB 構成内容（参考：森川ら 2013）

	自動車	自動車以外	植物からのVOC	ほか
発生過程	走行時、始動時、巻上粉じん、タイヤ摩耗、Running Loss、Diurnal Breathing Loss、Hot Soak Loss	電気業、熱供給業、都市ガス製造業、農林水産業、鉱業、建設業、製造業、家庭、業務、建設機械等、航空、廃棄物焼却、小型焼却炉、野焼き、喫煙、調理（VOCのみ）工業プロセス、燃料蒸発、塗料、溶剤、民生（NH ₃ のみ）家畜、化学肥料施肥、土壌、発汗・呼吸、ペット犬、化学肥料製造、し尿処理	スギ、ヒノキ、コナラ、イタヤカエデ、シナノキ、アカマツ、ブナ、ミズナラ 常緑針葉樹、落葉針葉樹、常緑広葉樹、落葉広葉樹	火山
対象物質	NOx、NO ₂ 、SPM、THC、NMHC、CO、SOx、NH ₃ 、CO ₂	NOx、TSP、NMVOC、CO、SOx、NH ₃	イソプレン、モノテルペン、セスキテルペン	SO ₂
対象年度	2005、2000 [#] 、2010 [#] （#2005年度ベースに補正）	2005、1995 [#] 、2000 （#VOCは2005年度ベースに補正）	2005	2005
備考	Diurnal Breathing Lossを除き平・休日別	2次メッシュ ⁹ （全国）、3次メッシュ（関東） 一部部門は鉛直分布あり	基礎放出量は季節変化考慮（月別）	9火山対象

平成 25 年度 光化学オキシダント調査検討会（第 4 回）資料

1.6. アジアの排出インベントリ

1.6.1. アジアの排出インベントリ（人為起源）

アジアを対象範囲に含む人為起源インベントリについて、以下に整理した。

表 1-4 アジアを対象範囲に含む主なインベントリ（参考：森川ら 2010）

	EDGAR	REAS	INTEX-B	EA-GRID
対象領域	全球	南～東アジア	アジア全域	北東アジア
対象年	1970～2005 年	1980～2020 年	2006 年	2000 年
空間分解	0.1 度	0.5 度	0.5 度	0.5 度
時間分解	年間 2005 年は月別	年間	月別	年間 植物起源は月
研究機関/ プロジェクト	欧州 JRC および オランダ PBL	(独)海洋研究開発機 構	米国 NASA	(独)国立環境研究所

(a) EDGAR

EDGAR(Emission Database for Global Atmospheric Research)は、欧州 JRC(Joint Research Center)とオランダ環境評価保護庁(PBL)が作成した大気汚染物質と温室効果ガスのデータベースである。2009 年に ver4 がリリースされ、空間分解能が 0.1 度の高解像度になるとともに、20 種類ほどのフロンガスなど対象物質も増えた(参考：森川ら 2010)。

2011 年 3 月には EDGAR ver4.2 がリリースされた。(a)温室効果ガスや従来の大気汚染物質(粒子状物質、二酸化硫黄、一酸化炭素、光化学オキシダントおよび二酸化窒素)の排出量データベースの更新したこと、(b)2008 年までデータを拡張したことが、前バージョンとの大きな相違点である。

(b) REAS

REAS(Regional Emission inventory in ASia)は、(独)海洋研究開発機構地球環境フロンティア研究センターおよび(独)国立環境研究所を中心とした研究グループが開発した大気汚染物質と温室効果ガスのアジア域排出インベントリである。2000 年をベースに過去から 2020 年までの推計データが示されている(参考：森川ら 2010)。

2013 年に REAS 2.1 に更新されている。REAS 2.1 では、2000～2008 年における人為起源排出量について整理している。

Outline of REAS 2.1

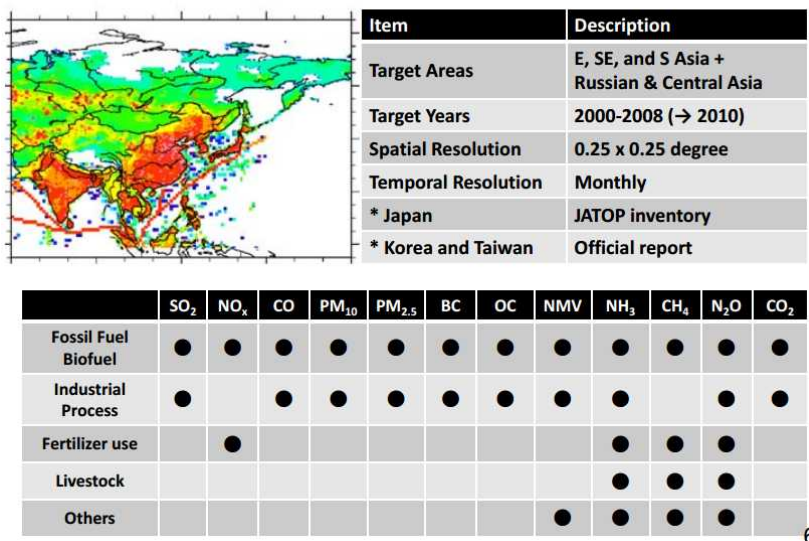


図 1-6 REAS 2.1 の概略（参考：大原、黒川ら 2013）

(c) INTEX-B

INTEX-B (Intercontinental Chemical Transport Experiment Phase B) は、アジアを対象とした排出インベントリ TRACE-P の後継のデータである (Zhang et al., 2009)。このインベントリでは VOC が CB04、CB05、RADM2、SAPRC99、SAPRC07 といった化学反応スキームによる化学種ベースで整理されており、大気モデル用に使いやすい形になっている (提供は SAPRC99 のみ) (参考: 森川ら 2010)。

(d) EAGrid2000

EAGrid2000 (East Asian Air Pollutant Emission Grid Database) は、東アジアにおける長距離大気輸送モデルへの入力用として開発された。長距離輸送過程のトレーサーとして重要な CO や健康影響の観点から重要となる PM₁₀、重金属の中でも地球規模の汚染が重要で特に中国の排出が顕著とみられる水銀 (Hg) も対象物質に含む (参考: 森川ら 2010)。

平成 25 年度 光化学オキシダント調査検討会（第 4 回）資料

1.6.2. アジアの排出インベントリ（自然起源）

アジアを対象範囲に含む自然起源インベントリについて、本調査でシミュレーションを用いた光化学オキシダント対策に関する調査研究を対象にした文献収集を行った。その結果、14 件の文献が収集できこれらの文献で用いられているインベントリの特徴を以下に整理した。なお、(a)GEIA を用いた文献は 4 件、(b) EAGrid2000 を用いた文献は 6 件、その他 4 件であった。

(a) GEIA (The Global Emissions Inventory Activity)

地球圏-生物圏国際行動研究計画 (IGBP ; International Geosphere-Biosphere Programme) の活動として開発された、自然および人為起源の地球規模のガスやエアロゾルの排出インベントリである (参考 : 環境省監修「排出インベントリは何か」)。

(b) EAGrid2000

EAGrid2000 (East Asian Air Pollutant Emission Grid Database) は、東アジアにおける長距離大気輸送モデルへの入力用として開発された。長距離輸送過程のトレーサーとして重要な CO や健康影響の観点から重要となる PM₁₀、重金属の中でも地球規模の汚染が重要で特に中国の排出が顕著とみられる水銀 (Hg) も対象物質に含んでいる (参考 : 森川ら 2010、環境省監修「排出インベントリは何か」)。

1.6.3. シミュレーションで用いるインベントリ（アジア）について

アジアの人為起源インベントリについては、最新の情報が反映された REAS 2.1 を用いることとする。また、REAS2.1 には自然起源のインベントリが含まれない。そこで、アジアの自然起源インベントリは、これまでの実績や収集文献で多く用いられていた EAGrid2000 を用いることとする。

平成 25 年度 光化学オキシダント調査検討会（第 4 回）資料

1.7. シミュレーションモデルの検討

1.7.1. 文献収集結果によるモデルの使用状況

本調査でシミュレーションを用いた光化学オキシダント対策に関する調査研究を対象にした文献収集を行った。その結果、14 件の文献が収集でき、これらの文献で用いられているモデルを表 1-5 に整理した。

表 1-5 収集文献における使用モデルの一覧

モデル	収集文献における使用数
気象モデル	MM5 (5 件)、RAMS (4 件)、WRF (3 件)
大気質モデル	CMAQ (10 件)、独自モデル (1 件)
オンラインモデル	WRF/Chem (2 件)

気象モデルとしては MM5 もしくは RAMS を用いた事例が多い。WRF を使用した文献は 3 件だったが、WRF は MM5 の次世代モデルとして位置づけられていることを考慮する必要がある。大気質モデルについては、ほとんどの文献で CMAQ を用いていた。

1.7.2. 気象モデルの検討

気象モデル (MM5、RAMS、WRF) の特徴について表 1-6 に整理した。この結果、以下の理由から 気象モデルとしては、WRF を使用するものとする。

- 開発進行中のモデルであること
- 国内、海外における実績が十分にあること
- 大気質モデルとして採用する予定の CMAQ および CAMx との親和性が高いこと

表 1-6 気象モデルの比較

		WRF	MM5	RAMS
非静力学モデル	時間差分 空間差分	完全圧縮非静力学 HE-VI ルンゲクッタ 5 次風上差分	完全圧縮非静力学 HE-VI リープフロッグ 2 次中央差分	完全圧縮非静力学 HE-VI リープフロッグ 4 次中央差分
座標系		Arakawa-C 座標系 ポーラステレオ・ランベル ト・メルカトル,etc	Arakawa-B 座標系 ポーラステレオ・ランベル ト・メルカトル,etc	Arakawa-C 座標系 ポーラステレオ・直交座標 系
地表面過程		土壌熱収支・水収支 都市キャノピーあり	土壌熱収支・水収支 都市キャノピーなし	土壌熱収支・水収支 都市キャノピーも考慮可能
対応可能計算範囲		全世界	全世界	全世界
対応水平分解能		1km 計算可能	1km 計算可能	1km 計算可能
乱流クローザー モデル機能		Level3	Level2.5	Level2.5
気象場デ ータ補正 機能	逐次同 化	3DVAR 4DVAR,nudging(obs,analy sis)	3DVAR Nudging(obs,analysis)	最適内挿法 Nudging(analysis)
	連続同 化			
雲物理		相状態：6 相 数密度：6 相	相状態：5 相 数密度：2 相	相状態：6 相 数密度：6 相
ネスティング機能		2way-nesting (複数領域同時計算可能)	2way-nesting (複数領域同時計算可能)	2way-nesting (複数領域同時計算可能)
並列機能				
ソース公開				
ライセンス料		なし	なし	なし

平成 25 年度 光化学オキシダント調査検討会（第 4 回）資料

1.7.3. 大気質モデルの検討

シミュレーションに用いる大気質モデルとしては、CMAQ を主に用いることとした（最新バージョンは CMAQ5.0.1）。また、モデルの不確実性を検討する場合、CAMx（最新バージョンは CAMx6.0）も選択肢として想定する。理由は以下のとおりである。

米国においては SIP 策定のためシミュレーションによる評価を行うことが義務付けられており、殆どすべての州で最新版の CMAQ 又は CAMx を用いているという報告がある（環境省業務委託報告書 平成 21 年度 微小粒子状物質 (PM2.5) 対策のあり方検討調査報告書）。また、Defra（英国の環境・食料・農村地域省）における大気質モデルの評価（Martin *et al.*,2011）においても、CMAQ を “Suitable for further development/use by Defra（Defra によるモデルのさらなる開発および使用にとって適切である）” と結論づけている（表 1-7 で黄色は推奨モデル、赤枠が CMAQ を表わす）。また、CMAQ は現在もバージョンアップが進められていること、オープンソースであり、モデルの移植性や扱いやすさに優れている点も採用の理由である

表 1-7 Defra が定めたモデルの使用について（Martin *et al.*,2011）

Table 2 Summary of recommendations for individual models

Name of Model	Full Model Name	Conclusions
ADMS	Atmospheric Dispersion Modelling Software	Suitable for further development/use by Defra
CMAQ ²¹	Community Multiscale Air Quality	Suitable for further development/use by Defra
DO ₃ SE	Deposition of Ozone and Stomatal Exchange	Continue, nested in CMAQ
EMEP4UK	European Monitoring and Evaluation Programme UK Model	Suitable for further development/use by Defra
EMEP MSC-W	European Monitoring and Evaluation Programme MSC-W Model	Suitable for further development/use by Defra
ERG-Toolkit	Environmental Research Group-London Air Pollution Toolkit	Suitable for further development/use by Defra
FRAME	Fine Resolution Atmospheric Multi-pollutant Exchange	Suitable for further development/use by Defra
HARM	Hull Acid Rain Model	Not recommended for further development by Defra
NAME	Numerical Atmospheric-dispersion Modelling Environment	Not recommended for further development by Defra
OSRM	Ozone Source Receptor Model	Not recommended for further development by Defra
PCM	Pollution Climate Mapping Model	Suitable for further development/use by Defra
PTM	Photochemical Trajectory Model	Not recommended for further development by Defra
TRACK-ADMS	Lagrangian model + Atmospheric Dispersion Modelling Software	Not recommended for further development by Defra
AQUM	Air Quality Unified Model (Meteorological Office) Model	Suitable for further evaluation
STOCHEM	Global 3-D Lagrangian chemistry-transport model	Continue, with external evaluation
UKIAM	UK Integrated Assessment Model	Continue; includes BRUTAL and FRAME, which AQMRSG recommends retaining in UKIAM

1.7.4. 気相化学反応モデルの検討

気相化学反応モデルは、サブモデルの中でもオキシダント生成に大きく関わり、予測精度を左右する重要なコンポーネントである。大気質モデルとして選定した CMAQ5.0.1 では、CB05、SAPRC-07T および SAPRC-99 が選択可能である。

複数の気相化学反応モデルによるオゾン濃度の計算結果を比較した文献を表 1-8 に示した。気相化学反応モデルとして、SAPRC-99、CB4 および CB05 を設定している。結果は、SAPRC-99 は、CB4 もしくは CB05 と比べて、高濃度に計算する傾向がみられた。これは、他の文献でも報告されている傾向である。

これらの傾向とこれまでの国内での使用実績等を考慮し SAPRC-99 を用いるものとする。

表 1-8 SAPRC-99、CB4 および CB05 の比較 (Deborah Luecken *et al.*,2006)

物質	統計値	結果
オゾン	日 8 時間値の最高値の 6 月平均値	最高濃度：SAPRC-99 最低濃度：CB4

* 計算条件：2001 年 1 月もしくは 6 月のアメリカ合衆国東部を対象に、CMAQv4.5.1 と MM5 を用いた

平成 25 年度 光化学オキシダント調査検討会（第 4 回）資料

1.8. シミュレーションモデルの領域の検討

1.8.1. 格子間隔の検討

シミュレーションを実施する上で、対象期間、領域の広さおよび格子間隔の細かさは、計算時間に大きく影響するため、調査の内容を整理したうえで適切に設定する必要がある。(齋藤ら, 2012) は、格子間隔の違いによるオキシダント濃度の再現性について整理している。比較のため、表 1-9 の形式に整理した。

表 1-9 格子間隔の違いによる光化学オキシダント濃度の再現性

対象地域 / 文献	格子間隔	考察
米国北東部	12km、4km	光化学オキシダント濃度について、4km にしても改善は認められなかった。
米国ノースカロライナ	12km、4km	光化学オキシダント濃度計算結果の差はわずか
大阪	9km、3km、1km	40ppb 以上の時間値や日最高濃度の統計指標からは、格子間隔による大きな違いが認められない。
米国ジョージア	12km、4km	12km の格子間隔で十分であるが、NO _x の排出量が局所的に変化するような場合は、格子間隔は 4km 程度にすべき。
EPA (2007) のガイダンス	12km、4km	都市やさらに細かいスケールでは 4km 以上程度の格子を推奨、都市以上のローカルなスケールでは 12km の格子間隔を推奨。

(齋藤ら, 2012) の報告を表形式に整理した

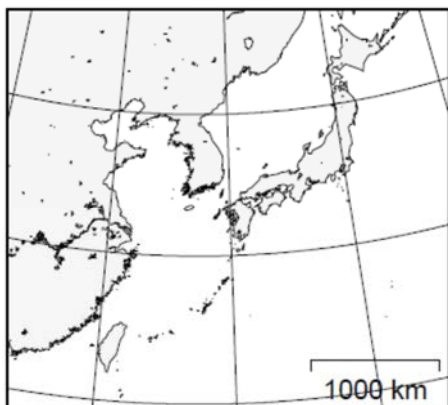
齋藤らによれば、光化学オキシダント濃度について、格子間隔 12km と 4km の結果に大きな差がみられなかったことが報告されている。本調査では、10 年間(平成 13 年度(2001 年度)～平成 22 年度(2010 年度)の 4 月、5 月、7 月および 8 月)という長期間を想定していること、解析地域として関東領域と九州領域の 2 領域を対象としていることから、必要以上に細かな格子間隔を設定することは適切ではないと考えられる。

以上のことから、本調査における格子間隔は 10km とする。ただし、特に関東地域は、観測局が密に配置されていることから、1 メッシュに対して、複数の観測局が含まれることになる。よって、精度検証等を行うにあたっては、配慮が必要となる。

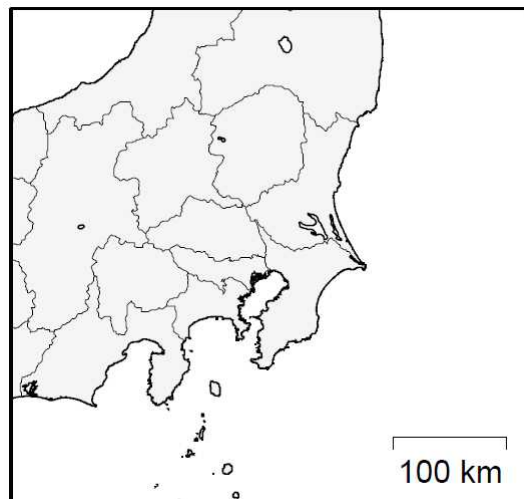
1.8.2. 計算領域の検討

本調査では越境汚染の影響も検討する必要があることから、東アジア領域の計算を行い、ネスティングによって、関東および九州領域の計算を行う。

東アジアの領域は図 1-7 に示す領域とする。また、関東領域は図 1-8、九州領域は図 1-9 に示す領域とする。各領域の格子設定について、表 1-10 に整理した。



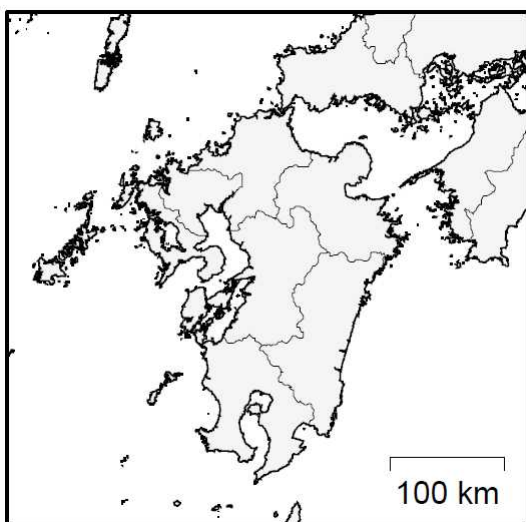
(3,300km × 2,700km × 16km 水平格子 60km)



(450km × 450km × 16km 水平格子 10km)

図 1-7 東アジア領域

図 1-8 関東領域



(450km × 450km × 16km 水平格子 10km)

図 1-9 九州領域

表 1-10 各領域の格子設定

	水平格子 サイズ	計算領域
東アジア	60km	3,300km × 2,700km × 16km
関東	10km	450km × 450km × 16km
九州	10km	450km × 450km × 16km

平成 25 年度 光化学オキシダント調査検討会（第 4 回）資料

1.9. モデルの精度評価

1.9.1. モデルの精度評価の考え方

モデルの評価については、気象モデルと大気質モデルを対象とする。評価の方法については、(a) 詳細な項目の精度評価を目的としたものと、(b) 長期的な濃度の推移の再現性の評価を目的としたものの 2 パターンを設定する。対象とする測定局は、一般環境大気測定局や遠隔地モニタリングサイトを基本とする。

1.9.2. 詳細な項目を対象とした精度評価

詳細な項目を対象とした精度評価は、平成 13 年度（2001 年度）～平成 22 年度（2010 年度）のうち 3 断面（単年度）を設定する（平成 13 年度、平成 17 年度および平成 21 年度）。設定した 3 断面は、前駆物質の濃度に影響する規制の開始年度の前後の年度に該当することから規制を考慮したものとなっている（表 1-11）。

表 1-11 前駆物質の濃度に影響する主な対策の開始年度

規制等		H11	H12	H13	H14	H15	H16	H17	H18	H19	H20	H21	H22	H23
自動車	車種規制(6自治体)	■	■											
	車種規制(8自治体)			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	短期規制													
	長期規制	■												
	新短期規制		■	■	■	■	■	■	■	■	■			
	新長期規制							■	■	■	■	■	■	■
	09年規制											■	■	■
	ディーゼル特殊車規制												■	■
VOC 規制(大防法)									■	■	■	■	■	■
PRTR 届出制度				■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
は評価対象年 (色付は解析対象年)				■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	

(a) 気象モデルの精度評価

気象モデルの精度評価については、気象要素として、風向、風速、気温、相対湿度および混合層高さを対象とする。また、精度評価は、表 1-13 に示した項目について実施する。BIAS および RMSE は表 1-12 に示す指標である。また、データの入手状況によって、ウィンドプロファイラおよび高層ゾンデ観測結果も対象とする。なお、対象データは 1 時間値とする。

表 1-12 BIAS, RMSE の定義

$$BIAS = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (C_{obs} - C_{cal})$$

$$RMSE \text{ (Root Mean Square Error)} = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (C_{obs} - C_{cal})^2}$$

表 1-13 気象要素と精度評価指標（詳細な項目を対象とした精度評価）

	経過図	鉛直分布	BIAS	RMSE	散布図
風向					
風速					
気温					
相対湿度					
混合層高さ					

(b) 大気質モデルの精度評価

大気質モデルの精度評価については、EPA で定義され、当調査で収集した論文でも多く利用されている NB (Normalized Bias)、NGE (Normalized Gross Error) および MPA (Maximum Prediction Accuracy) 等を用いることとする。精度の基準については収集した文献等を参考にする。なお、対象データは 1 時間値および日最高 8 時間値とする。対象とする物質は、オキシダント、ポテンシャルオゾン、NO、NO₂、NMVOC とする。

表 1-14 NB,NGE,MPA の定義

$$\begin{aligned}
 \text{NB (Normalized Bias)} &= \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{C_{obs} - C_{cal}}{C_{obs}} \\
 \text{NGE (Normalized Gross Error)} &= \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{|C_{obs} - C_{cal}|}{C_{obs}} \\
 \text{MPA (Maximum Prediction Accuracy)} &= \frac{C_{obs,max} - C_{cal,max}}{C_{obs,max}}
 \end{aligned}$$

1.9.3. 長期的な濃度の推移の再現性の評価

表 1-15 に示すような項目について、全解析期間を対象（10 年）に、長期的な濃度の推移の再現性の評価を実施する。

表 1-15 再現性の確認項目（長期的な濃度の推移の再現性の評価）

要素	項目	具体的な統計値
オキシダント ポテンシャルオゾン	経年変化	<ul style="list-style-type: none"> 日最高 8 時間平均値の暖候期 98 パーセンタイル値相当 (年別および 3 年平均値) 日最高 8 時間平均値の基準値 (60、100、120ppb など) 以上となる出現時間数もしくは出現日数
	週末効果	<ul style="list-style-type: none"> 平日・休日別の昼間最高値の平均値
	季節濃度変化	<ul style="list-style-type: none"> 月平均値の経時変化
NO、NO ₂ 、 NMVOC	経年変化	<ul style="list-style-type: none"> 年平均値

平成 25 年度 光化学オキシダント調査検討会（第 4 回）資料

1.10. シミュレーション結果の不確実性の検討

シミュレーションの結果には様々な不確実性が含まれる。シミュレーション結果を解析し、検討を行う上で不確実性を把握しておくことは重要である。本調査においては、モデルおよびインベントリの不確実性について表 1-16～表 1-17 に示す条件で検討する。

表 1-16 モデルの不確実性の検討内容

不確実性の検討要素	検討内容
化学輸送モデルの差異	化学輸送モデル CMAQ と CAMx によるオキシダント計算値の比較
化学輸送モデルのバージョンの差異	CMAQ の最新バージョン 5.0.1 と前バージョン 4.7.1 によるオキシダント計算値の比較
境界層モデルの差異	境界層モデルとして、MYJ、MYNN を適用した場合のオキシダント計算値の比較

表 1-17 インベントリの不確実性の検討内容

不確実性の検討要素	検討内容
NO _x	基本値の 1.3 倍を設定（（JATOP 技術報告書,2011）による）
自動車由来物質	基本値の 1.3 倍を設定（NO _x と同様の理由による）
植物起源 VOC	EAGrid2000-Japan の 2.5 倍相当を設定（井上ら,2010 による）

表 1-18 不確実性の検討条件

設定項目	内容
評価対象物質	O,PO,NO,NO ₂ , NMVOC
計算対象領域	東アジア領域は CMAQ5.0.1 の計算結果を用いる。 関東領域の計算について不確実性を検討する。
評価対象期間	平成 22 年度の春季および夏季それぞれ 1 か月
評価対象領域	関東領域
精度評価方法	経過図の作成,NB,NGE,MPA
統計時間	1 時間値,日最高 8 時間値

1.10.1. モデルの不確実性

（ 1 ）モデルの不確実性に関する調査の現状整理

モデルに内在する不確実性については、（森野ら,2010）が、2007 年夏季の関東における O₃ と PM_{2.5} の各成分を対象とした大気質モデルの相互比較を行っている。CMAQ を用いていることから大気質モデル本体の差異は含まれず、計算モジュール（移流・拡散）や入力条件（気象、境界、排出量）の差異に起因する不確実性を評価している。結果としては、いずれの大気質モデルも O₃ と SO₄²⁻濃度を比較的よく再現している一方、一次成分（NO,NO₂,SO₂,EC,TNH₄）の経時変動の再現性は低かったとしている。不確実性をもたらす要因としては、化学輸送モデルの他に、気象モデル、モデルのバージョン、サブモデル、設定条件など様々な要因が考えられる。

（ 2 ）本調査における検討内容について

モデルの不確実性について「大気質モデルによる差異」、「大気質モデルのバージョンによる差異」および「境界層モデルの差異」について検討を行う。

大気質モデルの差異については、CMAQ と CAMx でシミュレーションを行い、その結果を比較する。大気質モデルのバージョンについては、CMAQ の最新バージョンである 5.0.1 と前バージョン 4.7.1 の比較を行う。また、境界層モデルで導かれる PBL 高さは、汚染物質の鉛直方向の広がりを決定する鉛直拡散係数 K_z などに係る要素であり、その再現性がオキシダント濃度の再現性にも大きく影響する。ここでは、境界層モデルとして一般的に用いられている MYJ および MYNN を用いてシミュレーションを実施しオキシダント濃度の再現性を比較する。

本調査においては、同一の気象モデルの下、H22 年度を対象にする。評価方法としては、測定値との時間データの比較の他に、日最高 8 時間値による評価を行ない、統計方法の違いによって、不確実性がどのように変化するか検討することとする。

平成 25 年度 光化学オキシダント調査検討会（第 4 回）資料

1.10.2. 発生源インベントリの不確実性

（ 1 ）発生源インベントリの不確実性に関する調査の現状整理

発生源インベントリについて、排出量推計精度の向上は継続的に実施されている。

「微小粒子状物質（PM2.5）等排出インベントリ報告書」（東京都環境局環境改善部，東京都環境科学研究所）においては、排出インベントリの精度と不確実性について排出源区別に評価するなど、インベントリの不確実性について評価検討する取り組みがなされている。

（JATOP 技術報告書,2011）では、燃焼発生源の排出係数について、業種別（電気業、製造業（化学・化繊・紙パ）、製造業（窯業・土木・金属）、製造業（機械）、製造業（その他）、業務部門）の SO_x、NO_x、SPM の排出係数について、信頼幅を求めている。これによると、燃焼発生源の排出係数については、A 重油および C 重油に関して、ボイラー以外の施設について低排出と高排出の二極分布の発生源・燃料種がみられている。また、蒸発起源 VOC 発生源については、EMEP（European Monitoring and Evaluation Programme）ガイドブックに記載されている 95%信頼区間を用いて簡易的に信頼幅の算出を行っている。海外のデータを用いた試算値であるため、国内の実情とは異なるが、排出係数の信頼幅を用いて求めた排出量最大のケースは、個別の発生源で見ると、多くは 110～150%、総量ベースでは 1.3 倍の値となった。

また、平成 18 年度実施の環境省委託業務「揮発性有機化合物（VOC）の浮遊粒子状物質及び光化学オキシダントの生成に係る調査報告書」において、産業技術総合研究所、国立環境研究所、環境省でそれぞれ整備した発生源インベントリを対象に NO_x、VOC および PM の関東地方の年間排出量比較を行っている。これによると、NO_x は年間排出量としての差は、最大で 1 割程度であるとしている。

（井上ら,2010）によると、EAGrid2000-Japan で採用されている排出係数をそのまま全植生分類に適用して推定した BVOC 排出量（BVOC_EAGrid と呼ぶ）と、（Bao ら,2008）で得られた植物種別の排出係数を使用して推定した BVOC 排出量（BVOC_Bao と呼ぶ）を比較すると、BVOC_Bao を用いた場合には、BVOC_EAGrid を用いた場合と比べて、約 2.5 倍に推定されている。

（ 2 ）本調査における検討内容について

本調査では、前駆物質としてオキシダントの生成に大きな影響を与える NO_x と NO_x を含む大気汚染物質の排出量に対して多くの割合を占める自動車からの排出量および発生量の不確実性が大きい植物起源 VOC について検討することとする。

NO_x および自動車由来の排出量については、総量ベースの信頼幅 1.3 倍を設定する。

植物起源 VOC については、EAGrid2000-Japan における排出量の 2.5 倍を設定する。ただ、国内の発生源インベントリとして JEI-DB を用いることを想定しているため、植物起源 VOC については、JEI-DB と EAGrid2000-Japan の発生量を確認したのち、EAGrid2000-Japan の 2.5 倍相当となるよう排出量を変化させることとする。

平成 25 年度 光化学オキシダント調査検討会（第 4 回）資料

1.11. オキシダント生成に影響を及ぼす要因の検討方法

オキシダント生成に影響を及ぼす主な要因として、越境汚染、タイトレーション効果の低下、前駆物質排出量の減少に伴う光化学オキシダント生成の変化であることが多角的解析によって示唆された。以下、各要因の影響の検討方法について整理した。

1.11.1. 越境汚染の影響の検討（1）

検討会における解析では、特に九州地方において、光化学オキシダントとポテンシャルオゾンの平均的な濃度が上昇していること、両者の変化量の差が小さいこと、全濃度域に渡って高濃度の方にシフトしていることなどから、越境汚染の影響が示唆されている。越境汚染の影響を検討する方法としては、以下の手法を適用する。

（1）東アジアからの発生量を変化

日本に対する越境汚染の影響がどの程度変化したか検討する

（2）発生源寄与解析の実施

発生源区域からの排出物質が日本に対してどの程度影響しているか検討する

（1）東アジアからの発生量の変化

シミュレーションの解析対象期間である平成 13 年度（2001 年度）～平成 22 年度（2010 年度）の初年度と最終年度の東アジア大陸の発生量を設定し、以下の条件でシミュレーション（パターン および ）を実施する。 と の計算結果を比較することで、平成 13 年度と平成 22 年度で、東アジア大陸由来の日本に対する越境汚染の寄与がどの程度変化したかを把握する。表 1-20 に示した設定条件でシミュレーションを実施する。

表 1-19 発生量の設定年度

パターン	東アジア大陸の発生量	日本国内の発生量
	平成 22 年度	平成 22 年度
	平成 13 年度	平成 22 年度

表 1-20 シミュレーションの設定内容（越境汚染の影響）

設定項目	内容
気象モデル	WRF
大気質モデル	CMAQ
評価対象物質	Ox,PO,NO,NO ₂ , NMHC
計算対象領域	東アジア領域
計算対象期間	平成 22 年度の春季および夏季それぞれ 1 か月
評価対象地域	関東、東海、阪神および九州地域
インベントリ	2 ケース設定する ・東アジア大陸および日本国内ともに平成 22 年度 ・東アジア大陸は平成 13 年度、日本国内は平成 22 年度
評価方法	経過図の作成、評価対象地域別の濃度差の検討

平成 25 年度 光化学オキシダント調査検討会（第 4 回）資料

（ 2 ）発生源寄与解析

発生源寄与解析は、OSAT(Ozone Source Apportionment Technology)法を用いることとする。OSAT 法は、VOC と NOx の発生源に起因するトレーサーと生成物のトレーサーを用いて、発生地域別および発生源別の VOC や NOx 濃度及びその光化学オキシダント生成濃度を計算することにより、発生源別寄与と濃度を推定することができる手法である。CMAQ には OSAT 法が組み込まれていない。そこで、CMAQ と類似したモデルであり、OSAT 法を採用している CAMx を用いて解析を行う。なお、CAMx についても、CMAQ と同様、前節までで設定した条件で計算を実施し、精度検証を行ったうえで使用する。

（Ying Li ら,2013）は CAMx を用いた解析を行っている。具体的には、香港を中心に 11 の地域に区分し、香港の地上オゾンに対する各地域からの寄与率について検討しており（図 1-10）、解析期間に設定した 7 月と 10 月で最も大きな影響を与える地域とその寄与率が異なることを明らかにしている（表 1-21）。本調査では、表 1-22 および表 1-23 の設定でシミュレーションをを行う。これにより、区分けした発生源区域からの排出物質が日本に対してどの程度影響しているか検討する。

表 1-21 香港における各地域の発生源別寄与率結果

Table 5
Source apportionment by seasons/source types/source regions of ground-level ozone simulated at HK^a

Month	Source types	Source regions												
		D3_total	HK	PRD_w	MZH	GZ	SZ	HZ	DG	ZS	JM	FS	NPRD	
Jul (>80 ppb) Episode	All	100%	11.5%	1.5%	5.9%	23.2%	14.1%	2.9%	10.2%	6.6%	6.0%	11.1%	7.1%	
	Area	22.1%	2.0%		1.3%	4.6%	3.5%	0.6%	2.3%	2.3%	2.4%	3.1%		
	Point	27.0%	3.3%		2.5%	8.4%	2.4%	0.1%	4.5%	1.2%	1.2%	3.3%		
	Marine	2.5%	0.9%	1.5%									0.1%	
	Mobile	28.4%	2.6%		1.3%	7.1%	6.8%	1.2%	2.2%	2.4%	1.2%	3.6%		
	HKIA	0.4%	0.4%											
	Biogenic	15.2%	2.3%		0.5%	2.7%	1.3%	0.9%	1.2%	0.6%	1.2%	1.1%	3.5%	
	INTEXB	4.3%			0.2%	0.4%	0.1%						3.5%	
	Oct (>80 ppb) Episode	All	100%	14.3%	1.8%	1.4%	4.3%	21.3%	32.6%	5.8%	0.1%	0.1%	0.7%	17.7%
		Area	15.7%	3.3%		0.1%	0.4%	4.9%	5.4%	1.6%				0.1%
Point		10.2%	2.7%		0.2%	0.6%	3.1%	2.6%	1.1%					
Marine		8.4%	2.9%	1.8%			0.3%	0.3%					3.2%	
Mobile		41.6%	3.4%		0.3%	1.2%	11.6%	22.5%	2.0%			0.5%		
HKIA		0.2%	0.2%											
Biogenic		7.0%	1.8%		0.2%	1.1%	1.7%	0.4%					1.7%	
INTEXB		16.8%			0.8%	2.0%	0.4%	0.8%					12.8%	

^a Empty cells indicate contribution values are smaller than 0.1% or zero.

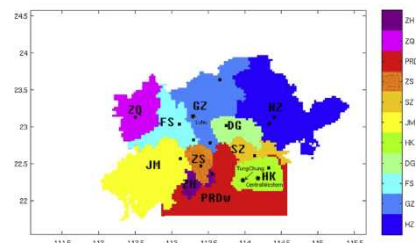


図 1-10 11 の地域区分

表 1-22 発生地域および発生源の区分

設定	具体的な分類	
発生地域区分	北京を含む華北・東北地方（空色、紫色）	上海を含む華東・華西地方（緑色、黄色）
	香港を含む華南地方（ベージュ色）	朝鮮半島

中国 地域区分地図

表 1-23 シミュレーションの設定内容（発生源寄与解析）

設定項目	内容
気象モデル	WRF
大気質モデル	CAMx
評価対象物質	O,PO,NO,NO ₂ , NMHC
計算対象領域	東アジア領域
計算対象期間	平成 13 および 22 年度の春季および夏季それぞれ 1 か月
評価対象地域	関東、東海、阪神および九州地域
インベントリ	計算対象期間のインベントリを用いる
評価方法	経過図の作成、発生源区域別の寄与割合の検討

1.11.2. タイトレーション効果の低下および前駆体物質排出量の減少にともなうオキシダント生成変化による影響の検討

タイトレーション効果の低下および前駆体物質排出量の減少にともなうオキシダント生成の変化の影響を検討するうえで、平成 19 年度実施の「光化学オキシダント・対流圏オゾン検討会」では、図 1-11 のような考え方が示されている。図 1-12 および図 1-13 に点線で囲んだ内容の模式図を作成し示した。

(1) PO を用いた近年の知見

NO はオゾン (O_3) と反応し NO_2 と O_2 になるためオゾンを減少させる。この「 $NO + O_3 \rightarrow NO_2 + O_2$ 」の反応によってオゾン濃度が減少する効果をここでは「NO タイトレーション (titration) 効果」と呼ぶこととする。オゾン濃度の変動要因についてオゾン濃度だけに注目した場合、オゾン生成そのものによるものか、タイトレーションによるオゾン減少によるのかを判断することが困難である。

ポテンシャルオゾン (PO) は NO によるタイトレーションでは変化せず、過酸化ラジカルと NO の反応やオゾンの他地域からの移流の影響などがあつた場合は増加する。このことから、光化学オキシダント濃度の変化量 (ΔOx) と PO 濃度の変化量 (ΔPO) より以下のことが推定できる。

- ・ ΔOx に比べ ΔPO が小 : NO によるタイトレーション効果の影響が大きい
- ・ ΔOx と ΔPO の差が小 : 地域内生成または他地域からの移流により実質的に Ox 増加

図 1-11 「光化学オキシダント・対流圏オゾン検討会」より抜粋

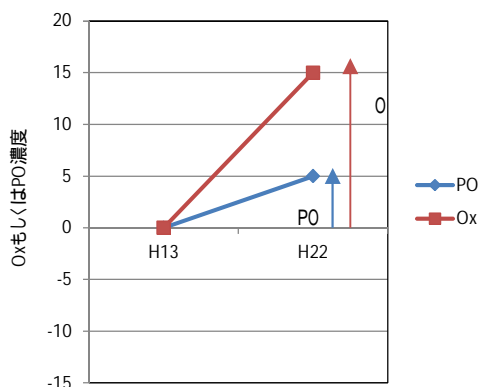


図 1-12 NO によるタイトレーションの効果が大きい場合の模式図

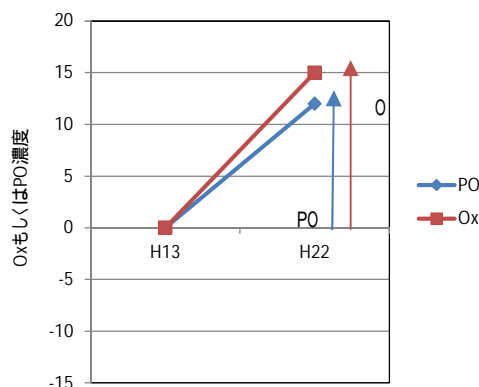


図 1-13 地域内生成または他地域からの移流により実質的に Ox が増加した場合の模式図

以上の考え方をもとにして検討を行うこととした。表 1-24 および表 1-25 に示したように、関東および九州を対象領域として、平成 13 年度および平成 22 年度の排出量を設定し、気象場と境界条件を平成 13 年度で固定した条件で、光化学オキシダント濃度の変化量 (Ox) および PO 濃度の変化量 (PO) を算出し、 Ox と PO について検討する。気象場と境界条件を固定していることから他地域からの移流に影響は無視できる。

Ox および PO 算出の統計値としては、日最高値、昼間平均値および夜間平均値を想定する。

表 1-24 シミュレーションの条件設定（タイトレーション効果の解析）

	排出量 NOx	排出量 VOC	気象場	境界条件 （移流の影響）
ケース	平成 13 年度		平成 13 年度	平成 13 年度
	平成 22 年度			

表 1-25 シミュレーションの設定内容（タイトレーション効果の解析）

設定項目	内容
気象モデル	WRF
大気質モデル	CMAQ
評価対象物質	Ox,PO
計算対象領域	東アジア領域 関東および九州領域
評価対象地域	関東地域（都心部、郊外）および九州地域
計算対象期間	平成 13 年度の春季および夏季において 高濃度事例となった 1 か月
インベントリ	2 ケース設定する ・平成 13 年度 ・平成 22 年度
Ox と PO の統計値	日最高値、日平均値および夜間平均値を対象とし、タイトレーションの効果がどのように変化したか検討する。

1.11.3. 越境汚染の影響の検討（2）

排出量と気象場を固定し、Ox と PO を比較することで、越境汚染の影響について検討する。また、排出量を平成 13 年度と平成 22 年度の 2 ケース設定し、Ox と PO について比較することで、排出量の相違による影響の有無についても検討することができると考えられる。なお、シミュレーションの設定条件は表 1-25 に示したものと同様とする。

Ox および PO 算出の統計値としては、日最高値、昼間平均値および夜間平均値を想定する。

表 1-26 シミュレーションの条件設定（越境汚染の影響の検討）

	排出量 NOx	排出量 VOC	気象場	境界条件 （移流の影響）
ケース	平成 13 年度		平成 13 年度	平成 13 年度
				平成 22 年度

表 1-27 シミュレーションの条件設定（越境汚染の影響の検討）

	排出量 NOx	排出量 VOC	気象場	境界条件 （移流の影響）
ケース	平成 22 年度		平成 13 年度	平成 13 年度
				平成 22 年度

1.11.4. これまでの前駆物質排出抑制対策の効果の検討

これまでの前駆物質排出抑制の効果を検討するために（A）～（D）のケースを設定し、シミュレーションを実施する。これによって、これまで行ってきた前駆物質排出抑制の効果について評価する。

- （A）NO_x、VOC 排出量を平成 13 年度としたケース
- （B）NO_x の排出量を固定し VOC の排出量を平成 22 年度としたケース
- （C）VOC の排出量を固定し NO_x の排出量を平成 22 年度としたケース
- （D）NO_x、VOC ともに平成 22 年度の排出量としたケース

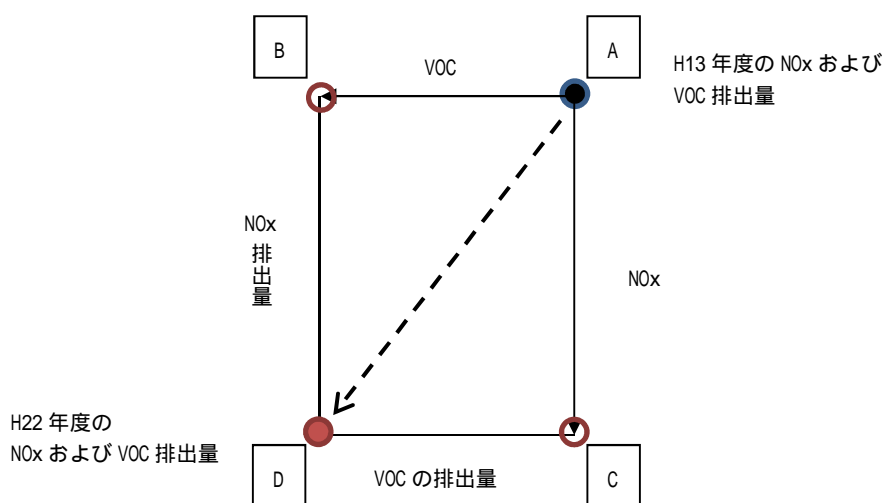


図 1-14 前駆物質の排出抑制効果の検討方法模式図

表 1-28 シミュレーションの設定内容（前駆物質の排出抑制効果の検討）

設定項目	内容
気象モデル	WRF
大気質モデル	CMAQ
評価対象物質	Ox
計算対象領域	関東領域を対象に VOC および NO _x の排出量を変化させる。
評価対象領域	関東地方（都心部、郊外）
計算対象期間	平成 13 年度で春季および夏季において高濃度事例となった一か月
対象とする統計値	日最高値、日平均値および夜間平均値

2. 調査フレームの設定のまとめ

調査フレームについて表 2-1 および表 2-3 にまとめた。

表 2-1 調査フレームの設定（1）

事項		設定内容	
目的		多角的解析によって示唆された、オキシダント生成に影響を及ぼす主な要因「越境汚染」「タイトレーション効果の低下」および「前駆物質排出量の減少に伴う光化学オキシダント生成の変化」の影響について検討すること	
条件設定	対象年度	解析対象年度	平成 13 年度(2001 年度)～平成 22 年度(2010 年度)
	解析月	春季および夏季	春季 4 および 5 月、夏季 7 および 8 月
	解析地域	優先解析地域	関東および九州地域
	インベントリ	アジア人為	REASv2.1
		アジア自然	EAGrid2000
		国内	【総合インベントリ】 JEI-DB 【セクター別】 船舶排出量データ（海技研）
	モデル	気象モデル	WRF
		化学輸送モデル	CMAQ、CAMx
		気象サブモデル	文献調査で使用されていた以下のスキームおよびこれまでの実績等から検討する。 雲物理（WSM3、WDM6）、長波放射（RRTM、Two-stream parameterization）、短波放射（RRTM、Dudhia）、地表面（Noah）、接地層（Monin-Obukov）、境界層（YSU、MRF、MIJ、MYNN）、都市物理、積雲乱流（Kain-Fritsch、Simplified Kuo Cumulus Scheme、G3、Grel）
		化学輸送サブモデル	文献調査で使用されていた以下のスキームおよびこれまでの実績等から検討する。 水平拡散（Smagorinsky）、鉛直拡散（ACM2、eddy、Mellor-Yamada level 2.5）、光解離定数、粒子乾性沈着（RADM、2nd-generation of CMAQ aerosol deposition）、気相反応（SAPRC99）、粒子化反応（AERO5）
計算設定 入力値	領域	東アジア（3,300km × 2,700km × 16km） 関東領域（450km × 450km × 16km） 九州領域（450km × 450km × 16km）	
	解像度	東アジア領域（水平格子 60km） 関東および九州領域（水平格子 10km） 鉛直方向（20m～6km 程度の可変格子）	
	スピニアップ	3 日	
	ネスティング	日本広域・日本狭域は、親モデルからのネスティング	
	データ同化	グリッドナッジング	
	地形	USGS30s 地形データ	
	土地利用	国土数値情報土地利用データ	
	気象データ	気象庁 GPV（GANAL、HANAL）、NCEP-GPV（FNL）、海水温	
境界濃度	MOZARTv4		

表 2-2 調査フレームの設定（2）

事項		設定内容	
精度評価	精度評価物質	大気質	Ox,PO, NO,NO ₂ および NMHC
		気象要素	風向、風速、気温、相対湿度、混合層高さ
	精度評価指標と評価法	大気質	(1) 詳細な項目を対象とした精度評価 1 時間値および日最高 8 時間平均値を対象に NB,NGE,MPA に よって評価する (2) 長期的な濃度の推移の再現性の評価 ・日最高 8 時間平均値の暖候期 98 パーセンタイル値（年別お よび 3 年平均値） ・日最高 8 時間平均値の基準値（60、100、120ppb など）以 上となる出現時間数もしくは出現日数・日最高 8 時間平均値の 基準値（60、100、120ppb など）以上となる日数 ・平休日別濃度の再現性（週末効果） ・月平均値の経時変化
		気象要素	(1) 詳細な項目を対象とした精度評価 経過図、鉛直分布、BIAS、RMSE、相関係数
	検証データ	気象	気象官署観測値、アメダス観測値、ウィンドプロファイラ、高層ゾンデ観測など
		大気	大気汚染常時監視測定値 VOC モニタリング調査結果（環境省） 自治体等の VOC 成分調査結果、遠隔地モニタリングデータ
	不確実性の検討	モデルの不確実性	< 平成 22 年度の春季および夏季それぞれ 1 か月 > ・大気質モデルによる差異（CMAQ と CAMx の比較） ・大気質モデルバージョンによる差異 （CMAQ の最新バージョン 5.0.1 と 4.7.1 の比較） ・境界層モデルによる比較
		発生源データの 不確実性	< 平成 22 年度の春季および夏季それぞれ 1 か月 > ・NOx（基本値の 1.3 倍を設定） ・自動車由来物質（基本値の 1.3 倍を設定） ・植物起源 VOC（EAGrid2000-Japan の 2.5 倍相当を設定）

表 2-3 調査フレームの設定（3）

事項	設定内容	
オキシダント生成に影響を及ぼす要因の検討	<ul style="list-style-type: none"> ・越境汚染（関東、東海、阪神および九州での影響の検討） 	<p>東アジアからの発生量を 2 パターン（H22 年度および H13 年度）設定する。</p> <p>平成 13 年度と平成 22 年度で、東アジア大陸由来の日本に対する越境汚染の寄与がどの程度変化したか把握</p> <p>モデルとして CAMx を用いて、東アジア大陸を 4 つの発生源区域に区分する。</p> <p>区分けした発生源区域からの排出量が日本どの程度影響しているか把握</p>
	<ul style="list-style-type: none"> ・タイトレーション効果の低下（関東および九州での影響の検討） 	<p>タイトレーション効果の解析</p> <ul style="list-style-type: none"> ・平成 13 年度および平成 22 年度の光化学オキシダント濃度の変化量（Ox）および PO 濃度の変化量（PO）を求めることで、タイトレーション効果の低下について検討する。
	<ul style="list-style-type: none"> ・越境汚染の影響（関東および九州での影響の検討） 	<p>越境汚染の影響の検討</p> <ul style="list-style-type: none"> ・排出量と気象場を固定し、Ox と PO を比較することで、越境汚染の影響について検討する。
	<ul style="list-style-type: none"> ・これまでの前駆物質排出抑制対策の効果の検討 	<p>これまでの前駆物質排出抑制対策の効果の検討</p> <ul style="list-style-type: none"> ・NOx、VOC 排出量を 4 パターン設定し、これまで行ってきた前駆体物質排出抑制の効果について評価する。 <p>(A) NOx、VOC 排出量を平成 13 年度に設定</p> <p>(B) NOx の排出量を固定し VOC の排出量を平成 22 年度に設定</p> <p>(C) VOC の排出量を固定し NOx の排出量を平成 22 年度に設定</p> <p>(D) NOx、VOC ともに平成 22 年度の排出量に設定</p>

（参考文献）

- ・ Bao , H.,Kondo ,A. ,Kaga , A. , Tada , M. , Sakaguti , K.,Inoue,Y.,Shimoda,Y.,Narumi,D.,
Machimura,T. (2008) Biogenic volatile organic compound emission potential of forests and paddy
fields in the Kinki region of Japan,Environ.Res.106:156-169
- ・ Deboarah Luecken,Sharon Phillips,Carey Jang,Norman Possiel , Effects Of Using The CB05 vs.
SAPRC99 vs. CB4 Chmical Mechanism on Model Predictions , International Conference on Chemical
Mechamisms (2006)
- ・ Martin Williams , Roger Barrowcliffe , Duncan Laxen , REVIEW OF AIR QUALITY MODELLING
IN DEFRA (2011)
- ・ Ying Li , Alexis K.H.Lau , Jimmy C.H. Fung , Hui Ma , Yuyu Tse , Systematic evaluation of ozone
control policies using an Ozone Source Apportionment method , Atmospheric Environment 76
(2013) 136-146
- ・ 井上和也 , 安田龍介 , 吉門洋 , 東野晴行 , 関東地方における夏季地表オゾン濃度の NO_x、VOC 排
出量に対する感度の地理分布 (第 報、第 報) , 大気環境学会誌 第 45 巻 第 5 号 (2010)
- ・ 大原利真 , 黒川純一 , Regional emission inventory in Asia (REAS) version 2 , International
workshop on “Inventory , Modelling and Climate Impact of GHG’s and Aerosols in the Asian
Region “ (2013)
- ・ 揮発性有機化合物 (VOC) の浮遊粒子状物質及び光化学オキシダントの生成に係る調査報告書 (環境
省 平成 19 年)
- ・ 光化学オキシダント・対流圏オゾン検討会 中間報告 (平成 19 年 12 月)
- ・ 斎藤正彦 , 若松伸司 , 岡崎友紀代 , 堀越信治 , 山根正伸 , 相原敬次 , 数値モデルを用いた丹沢山地
のオゾン挙動解析 , 大気環境学会誌 第 47 巻 第 5 巻 (2012)
- ・ 中塚誠次 , 森川多津子 , 茶谷聡 , 松永壮 , 大気改善研究 自動車以外排出量推計 , JATOP 技術報告
書 (2011)
- ・ 福井哲央 , 神成陽容 , 國領和夫 , 馬場剛 , 国内の大気汚染物質排出量データベース
EAGRID2000-Japan の年次更新第 54 回 大気環境学年会講演要旨集 P-052 (2014)
- ・ 微小粒子状物質健康影響評価検討会 (環境省 平成 20 年 4 月)
- ・ 微小粒子状物質 (PM2.5) 対策のあり方検討調査報告書 (環境省 平成 22 年 3 月)
- ・ 森川多津子 , 茶谷聡 , 中塚誠次 , 松永壮 , JATOP の公開排出インベントリ : JEI-DB (JATOP
Emission Inventory-Data Base) の紹介 , 第 53 回大気環境学年会講演要旨集 3D1300 (2013)
- ・ 森川多津子 , 大気モデル - 第 1 講 - 排出インベントリ , 大気環境学会誌 第 45 巻 第 5 号 (2010)
- ・ 森野悠 , 茶谷聡 , 速水洋 , 佐々木寛介 , 森康彰 , 森川多津子 , 大原利真 , 長谷川就一 , 小林伸
治 , 大気質モデルの相互比較実験による O₃、PM2.5 予測性能の評価 2007 年夏季、関東の事例 ,
J.Jpn.Soc.Atmos.Environ.Vol.45 No5 (2010)