

課題名	S-7-2 東アジアにおける排出インベントリの高精度化と大気汚染物質削減シナリオの策定
課題代表者名	大原 利真（独立行政法人国立環境研究所地域環境研究センター長）
研究実施期間	平成21～25年度
累計予算額	174,825千円（うち25年度28,541千円） 予算額は、間接経費を含む。
本研究のキーワード	大気汚染物質、排出インベントリ、逆推計モデル、技術導入モデル、削減コスト評価、将来シナリオ、低炭素社会、世界経済モデル

## 研究体制

- (1) 観測データと排出実態データによる排出インベントリの高精度化に関する研究（（独）国立環境研究所）
- (2) アジア都市での大気汚染物質排出削減のための技術導入モデルの開発に関する研究（（独）国立環境研究所）
- (3) 温暖化対策とのコベネフィット評価も含めた総合的な大気汚染物質削減シナリオの策定（（独）国立環境研究所）

## 研究概要

### 1. はじめに（研究背景等）

経済発展が著しい東アジア地域においてはエネルギー消費が急増し、大気汚染物質の排出量が増加している。このような大気汚染物質は、オゾンやエアロゾルなどの大気汚染を引き起こし、健康や食糧生産、生態系に影響している。また、東アジアの大気汚染は、大陸間輸送によって北半球規模の大気質にも大きな影響を及ぼしていることが知られている。一方、我が国の大気質は、アジア大陸からの越境汚染の影響を強く受けており、国内の大気環境保全のためにも東アジアの広域大気汚染が重要な問題になりつつある。

このような大気環境問題に対処するためには、温暖化対策も考慮した大気汚染対策の推進、国際的・総合的な大気環境管理の制度・枠組みの構築が緊急かつ重要な課題となっているが、その基礎情報として、大気汚染物質の排出インベントリと削減シナリオが必要である。しかし、東アジアにおける排出インベントリには、①排出量推計の不確かさが大きいこと、②急激に変化する排出量を迅速に把握できないこと、③各国の排出実態を十分に反映した排出量推計がなされていないこと、といった問題・課題がある。従って、大気汚染物質の排出量推計の不確かさを低減し、高精度の排出量データを迅速に提供することによって、東アジアの大気環境管理に資する排出インベントリを構築することが求められている。また、東アジア各国において排出削減対策技術による削減可能量や経済コストを評価すること、この結果を使用して社会経済活動や別途検討されている温暖化対策シナリオと整合した総合的な大気汚染物質削減シナリオを策定すること、その上で温暖化対策とのコベネフィットを評価することが重要である。

### 2. 研究開発目的

アジア域における大気汚染物質の排出インベントリREASについて、衛星・地上観測データによる逆モデル計算と検証（トップダウン・アプローチ）、及び排出実態データに基づく排出量推計の改良（ボトムアップ・アプローチ）を行い、その高精度化を図る。

また、中国における大気汚染物質の排出削減対策技術の地域ごとの導入水準とその削減効果を同定するとともに、日本の産業集積都市における比較調査に基づいて、経済成長、産業構造、環境投資水準から排出水準を推定する技術導入モデルを開発する。

さらに、統合評価モデルであるAIMを使用し、温暖化対策シナリオやアジアの低炭素社会シナリオをベースに、大気汚染物質削減シナリオを策定する。

### 3. 研究開発の方法

#### (1) 観測データと排出実態データによる排出インベントリの高精度化に関する研究（サブテーマ1）

##### 1) アジア域排出インベントリの高度化

エネルギー消費量などの活動量と、対応する排出係数を使用するボトムアップ法に基づき、高い空間・時間解像度と精度を持つアジア域排出インベントリREAS (Regional Emission inventory in ASia) version 2 (REASv2)を開発した。そして、アジア域の大気汚染物質、地球温暖化関連物質の排出量を評価した。また、活動量、排出係数について、出典となった統計資料・文献の国際的信頼性、パラメータの対象国代表性などから不確実性を推定し、REASv2の不確実性を物質、国・地域、主要発生源毎に評価した。

## 2) 衛星観測データと排出量逆推計モデルによるアジア域排出インベントリREASv2の検証

NO<sub>2</sub>カラム濃度月平均値のシミュレーション及び衛星観測結果を基に、簡易型NO<sub>x</sub>排出量逆推計モデルを開発し、そのモデルを用いて、REASv2の中国、韓国、日本におけるNO<sub>x</sub>排出量トレンドの検証を行った。また、四次元変分法、カルマンフィルタ法などを用いた排出量逆推計モデルを開発する国際研究プロジェクトとの共同研究を実施し、REASv2の中国NO<sub>x</sub>の年間総排出量、季節変動を検証した。また、中国のNMVOC排出量分布について、REASv2を同協同研究による排出量逆推計モデルの初期結果と比較した。

## 3) アジア域排出インベントリREASv2をベースにした将来排出量の推計

サブテーマ3で策定された、なりゆき社会(BAU)、低炭素社会、低炭素+大気汚染対策社会の3シナリオの活動量と、REASv2をベースに設定した現状対策(EF2005; 排出係数を2005年水準に固定したケース)と対策強化(EF\_A; 排出係数を大幅に低減したケース)の2シナリオを組み合わせ、6種類のシナリオを策定した。そして、各シナリオにおける2030年の将来排出量を推計し、結果を評価した。

## (2) アジア都市での大気汚染物質排出削減のための技術導入モデルの開発に関する研究(サブテーマ2)

### 1) 大気汚染物質排出インベントリ、技術導入モデル、抑制技術に関する動向調査

技術導入モデルを設計するにあたり、既存の大気汚染物質排出インベントリや対策技術導入モデルについて近年の動向を調査した。技術導入モデルの構築に必要な各種技術の性能値等を設定するために、大気汚染物質排出抑制技術について近年の動向を調査した。

### 2) 技術導入モデルの開発

大気汚染対策技術を導入することによる排出抑制効果とそのために必要な費用を算定するための技術導入モデルを開発した。また、アジア地域における大気汚染対策とGHG削減対策のコベネフィットを定量化することを目的として、大気汚染対策を対象とした技術導入モデルとアジア太平洋統合評価モデル(AIM)とを連携させた評価モデルを構築した。

### 3) 技術導入による排出削減量ならびに必要なコストの評価

対象年を設定して算定プロセスを適用することにより、排出削減量と対策ごとの単位削減費用の算定を行うとともに、地域間の傾向の比較を実施し、地域により差が生じた原因について考察した。

### 4) GHG対策と大気汚染対策のコベネフィット評価

AIMのマクロフレーム及びGHG算定機能と、本研究で構築した技術導入モデルの大気汚染物質算定機能を組み合わせることにより、中国を対象としてGHG削減・大気汚染物質削減のコベネフィットに関する推計と分析を行った。

## (3) 温暖化対策とのコベネフィット評価も含めた総合的な大気汚染物質削減シナリオの策定(サブテーマ3)

これまでに開発した世界を対象とした統合評価モデルであるAIM/CGE[Global]について、排出インベントリを更新するとともに、大気汚染対策を評価することができるようなモジュールの改良を行い、環境研究総合推進費S-6において示された低炭素社会シナリオにおける大気汚染物質の排出経路や社会経済活動の推移について定量的に評価した。その上で、なりゆき社会(BAU)、低炭素社会、低炭素社会+大気汚染対策の3種類のシナリオを策定し、これらの活動量をサブテーマ1に提供した。併せて、中国における省別モデルに大気汚染物質の排出量を推計するモジュールを加え、各省における大気汚染物質の排出量を推計した。

## 4. 結果及び考察

本研究で得られた主要な成果を要約すると以下のとおりである。

- アジアの人為発生源を対象とした大気汚染物質排出インベントリREASv2を作成し、2000年以降の排出実態を把握するとともに、衛星観測データ等を使って検証した。
- 大気汚染対策技術の導入による排出抑制効果と必要費用を算定するための技術導入モデルを開発した。
- アジアの大気汚染物質排出量は、現状対策のままでは今後も増加し、温暖化緩和策による低減効果は小さい。大気汚染を改善するためには大気汚染対策を強化する必要がある。

### (1) 観測データと排出実態データによる排出インベントリの高精度化に関する研究(サブテーマ1)

## 1) アジア域排出インベントリの高度化

REASv2では、アジア全域の2008年の排出量(2000-2008年の増加率)は、SO<sub>2</sub> 56.9 Tg (+34%)、NO<sub>x</sub> 53.9 Tg (+54%)、CO 359.5 Tg (+34%)、NMVOC 68.5 Tg (+46%)、NH<sub>3</sub> 32.8 Tg (+17%)、PM<sub>10</sub> 36.4 Tg (+45%)、PM<sub>2.5</sub> 24.7 Tg (+42%)、BC 3.03 Tg (+35%)、OC 7.72 Tg (+21%)、CH<sub>4</sub> 182.2 Tg (+32%)、N<sub>2</sub>O 5.80 Tg (+18%)、CO<sub>2</sub> 16.0 Pg (+57%)と推計され、全ての物質について2000-2008年で排出量が増加した(図1)。東アジア地域で最大の排出国は中国であり、総排出量のトレンドはほぼ中国によって決まっている。中国のSO<sub>2</sub>排出量トレンドでは、2000年から2006年まで排出量が増加した後、減少に転じた事が特徴的であるが、これは、中国の石炭火力発電所への脱硫装置の導入が大幅に進んだためである。中国のNO<sub>x</sub>排出量は2002年から急激に増加し、その後も増加傾向は継続されたが、2005年以降の増加率はやや抑えられていた。これは、大規模発電所への低NO<sub>x</sub>バーナーの導入や自動車排ガス規制の効果による。中国の排出量増加率が2000年代後半にやや減少している傾向は他の物質でも見られたが、SO<sub>2</sub>の様な劇的な減少は認められていない。東南アジア域の排出量は中国に比べれば小さいが、近年、増加傾向にある。東南アジア諸国の中では、全物質についてインドネシアが最大の排出国となっている。日本などの先進国では、経済成長が比較的小さい上、発生源対策が実施されてきた事により、2000年から2008年にかけて、各物質の排出量は減少した。

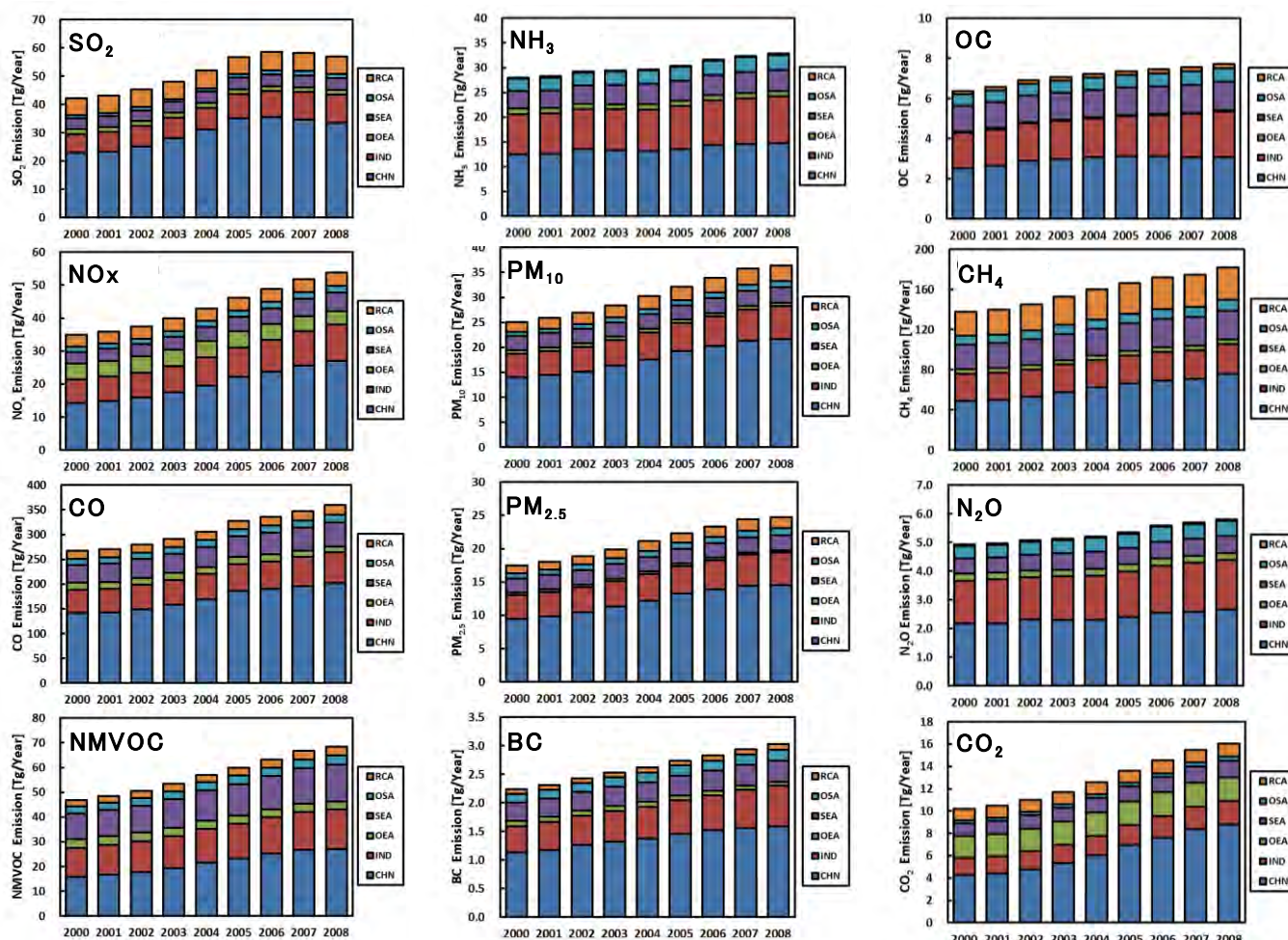


図1 アジアにおける大気汚染物質排出量の経年変化。(CHN:中国、IND:インド、OEA:その他の東アジア、SEA:東南アジア、OSA=その他の南アジア、RCA=中央アジア及びアジア域ロシア)

排出量水平分布(図2)については、中国東部、四川省付近、珠江デルタ付近、ヒンドウスターン平野、インド南部、インドネシアに排出量の大きい地域が広がっている。これらは、特に人口が多く、経済・産業活動が盛んな地域である。季節変動(図3)については、民生起源排出量において冬に極大、夏に極小の季節変動が顕著となるが、これは、冬季に暖房用に消費される燃料が増加する事を想定しているためである。実際、民生起源排出量の寄与率が高いBCにはその特徴が明白に見られている。一方、その他の人為起源排出量の季節変動は比較的小さいが、例えば中国の発電所、産業起源の排出量は、全体的に1月から12月にかけて増加している。発電所起源排出量では夏に小さなピークが見られたが、これは冷房用の電力需要によるものと考えられる。また、

2月に排出量の極小が見られたが、これは春祭により産業活動が低下する事に対応する。なお、NO<sub>x</sub>は全体的に夏の排出量が大きくなったが、これは土壌起源排出量によるものである。

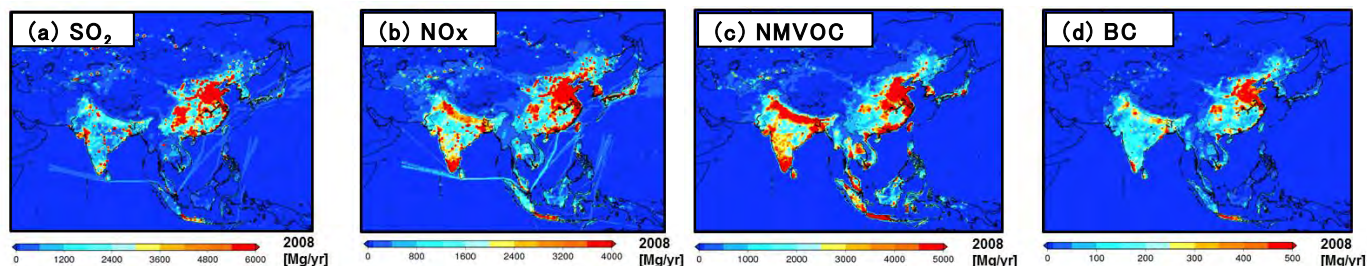


図2 2008年の年間排出量分布 (a) SO<sub>2</sub>、(b) NO<sub>x</sub>、(c) NMVOC、(d) BC

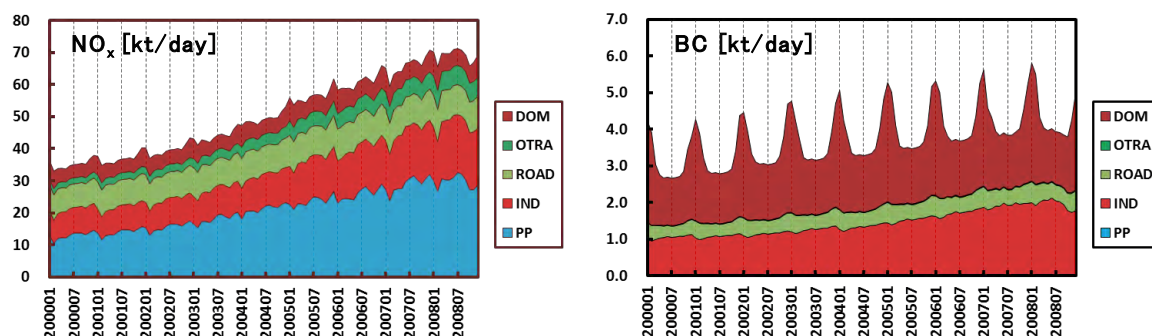


図3 中国におけるセクター別人為起源月平均排出量の2000～2008年の時間変動(PP:発電所、IND:産業、ROAD:自動車、OTRA:その他輸送、DOM:民生その他)。単位はkt/day。

次に、REASv2の不確実性を評価した。中国/インド/その他地域の総排出量に対する不確実性はSO<sub>2</sub>: ±31/32/35%、NO<sub>x</sub>: ±37/49/47%、CO: ±86/114/131%、NMVOC: ±78/137/111%、PM<sub>10</sub>: ±114/120/194%、PM<sub>2.5</sub>: ±133/145/208%、BC: ±176/178/257%、OC: ±271/233/286%となった。一般に、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、CO<sub>2</sub>のように完全燃焼に近い燃焼条件で排出される物質の不確実性は比較的小さいが、COや粒子状物質のように不完全燃焼によって排出される物質の不確実性は大きい。また、活動量では、バイオマス燃料消費量データの不確実性が大きく、粒子状物質の排出量の不確実性が大きい要因の一つとなっている。また、中国排出量の不確実性が比較的小さいのは、排出係数、除去率などの設定において、新しい情報が多く入手できたためである。

## 2) 衛星観測データと排出量逆推計モデルによるアジア域排出インベントリREASv2の検証

REASv2の中国、韓国、日本のNO<sub>x</sub>排出量トレンドを、簡易型NO<sub>x</sub>排出量逆推計モデルの結果(以降、逆推計モデルの結果=TE)と比較した。中国東部では、REASv2とTEはそれぞれ2000-2005年に単調な増加傾向を示し、トレンドはほぼ一致した。しかし、2006年以降については、REASv2の増加率はTEよりも大きくなった。韓国のトレンドでは、TEの2003-2004年に大きなギャップが見られたが、REASv2にはそのようなギャップは見られなかった。しかし、ギャップ前後のトレンドは概ね良く一致していた。日本では、TEの結果は2000-2008年において緩やかな減少傾向を見せており、REASv2のトレンドはこの結果と良く一致した。REASv2は、2000年代後半の中国NO<sub>x</sub>排出量のトレンドを過大評価している可能性が示されたが、中国の大規模発電所には脱硝装置の導入はまだほとんどなく、自動車の排ガス規制を考慮してもTEのトレンドを説明する事は困難であった。この問題の解決については、逆推計モデル、衛星観測データの信頼性の検証も含め、今後の課題である。

次に、アジア域NO<sub>x</sub>排出量について、四次元変分法とNO<sub>2</sub>カラム濃度衛星観測データによるTEと、REASv2とを比較した(図4)。TEとREASv2の相対的な分布は概ね良く一致し、中国での相関係数は0.923であった。一方、中国総排出量についてはREASv2が約20%過大となった。本研究では、中国NO<sub>x</sub>排出量について、カルマンフィルタ法と衛星センサOMI、GOME2によるNO<sub>2</sub>カラム濃度を用いたTEと、REASv2の比較も行った。その結果、REASv2がそれぞれ約13%と25%過大となった。省別に排出量を見ると、TEとREASv2間の差の大きさに違いが見られた。それぞれの差の要因の特定は容易ではないが、例えば、差の大きい省で、REASv2ではどの発生源が支配的であるかを調査し、対応する活動量、排出係数について見直しを行う事は、REASv2改良の有効手段になると考えられる。季節変動の比較(図5)では、中国東部におけるREASv2とOMIベースTEの結果は良く一致した。一方、北京近辺では、TEに見られる夏以降の大幅な減少傾向がREASv2には見られなかった。これは、北京五輪用の大気汚染対策効果がREASv2では未考慮のためと考えられ、今後の課題である。本研究では、中国NMVOC排出量について、四次元変分法とHCHOカラム濃度衛星観測データによる逆推計モデルの初期結果と、REASv2と

の比較も行った。しかしながら、NMVOC排出量逆推計モデルをREASv2の検証に使用するにはまだ改良が必要である事が分かった。今後、排出インベントリと逆推計モデルの開発者による共同研究を継続する事が重要である。

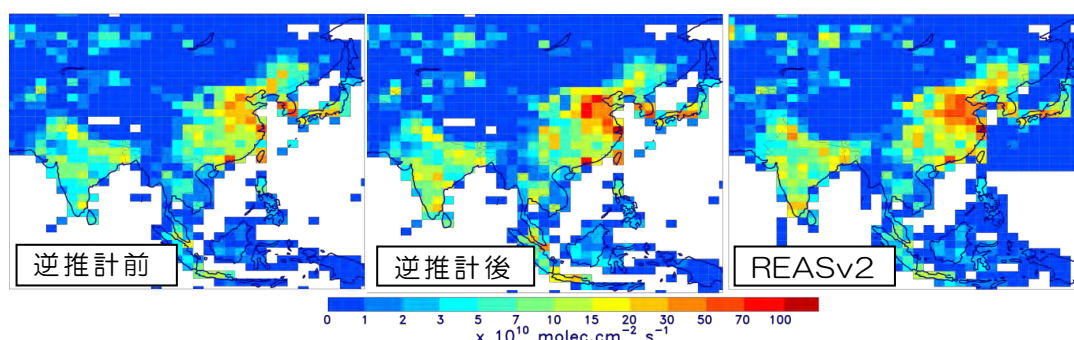


図4 四次元変分法とNO<sub>2</sub>カラム濃度衛星観測データによるNO<sub>x</sub>排出量逆推計結果とREASv2との比較。



図5 中国東部と北京近辺における2008年のNO<sub>x</sub>排出量季節変動。カルマンフィルタ法とNO<sub>2</sub>カラム濃度衛星観測データ(GOME2とOMI)による逆推計結果とREASv2との比較。

### 3) アジア域排出インベントリREASv2をベースにした将来排出量の推計

2030年の排出量推計値は、2005年から2030年の増加率についてはインドが中国を凌駕するケースも存在していたが、2005年の場合と同様、総排出量は全物質、シナリオについて中国が最大であった。中国における2030年のNO<sub>x</sub>とBCの推計結果を図6に示す。全シナリオに共通した特徴は、EF2005シナリオ(現状対策ケース)の場合、2030年の排出量は2005年を大きく凌駕する事である。従って、大気汚染物質の排出量を低減するには、排出係数の低い燃料や設備の導入、大気汚染物質の後処理の普及、厳しい排ガス規制に適合した自動車の導入率を高める事が必須である。EF\_Aシナリオ(対策強化ケース)の場合、粒子状物質で効果が大きく、活動量がBAUシナリオの場合でも、例えばBCの2030年の排出量は2005年の30%まで減少する。一方、NO<sub>x</sub>は2005年とほぼ同じレベルまでしか排出量を抑える事ができず、NO<sub>x</sub>の場合、特に自動車起源の排出量に、より強い対策が必要である事が分かった。その他の物質については、SO<sub>2</sub>はBCと、NMVOCはNO<sub>x</sub>と、各々類似の傾向が見られた。特に、NMVOCの将来排出量では、溶剤・ペンキ使用起源排出量の対策が重要である事が示された。日本については、EF2005シナリオの場合でも、2030年の排出量は2005年から大きく増加する事はなく、また、主に自動車の大気汚染対策を実施する事で、NO<sub>x</sub>、NMVOC、粒子状物質の排出量は大きく減少する。NMVOC排出量を更に減少させるには、溶剤・ペンキ使用起源排出量の対策が必要である。

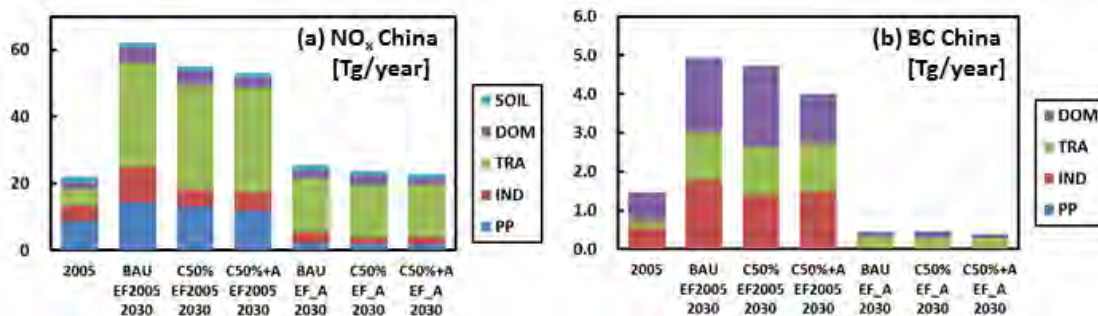


図6 REASv2の2005年及び各シナリオにおける2030年の中国将来排出量推計結果の比較 (a) NO<sub>x</sub>、(b) BC (PP: 発電所、IND: 産業、TRA: 輸送、DOM: 民生その他、SOIL: 土壌)

### (2) アジア都市での大気汚染物質排出削減のための技術導入モデルの開発に関する研究(サブテーマ2)

## 1) 大気汚染物質排出インベントリ、技術導入モデル、抑制技術に関する動向調査

アジア地域をカバーする排出インベントリとして、REAS、LTP(中国・日本・韓国)、ACCESS、EA-Grid、EDGAR、GEIAを、対策技術モデルとしてRAINS-GAINSをレビューした。また、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>排出抑制技術の近年の動向を調査し、各種技術の性能値等を整理して、技術導入モデルの開発に使用した。

## 2) 技術導入モデルの開発

### a 技術導入モデル

大気汚染物質対策技術を導入することによる排出抑制効果とそのために必要な費用を算定するための技術導入モデルを開発した。開発したモデルを中国の省市自治区に適用し、検証した。GAINS-Chinaモデルを利用した算定プロセスの対象物質はSO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、PM<sub>2.5</sub>、排出源種類は固定排出源(燃焼、産業プロセス)、移動排出源、非産業の燃焼(家庭等)、農業等である。ここで考慮した削減対策は、SO<sub>2</sub>に関しては低硫黄燃料の使用、炉内脱硫、排煙脱硫、産業プロセスでの排出削減、NO<sub>x</sub>に関しては燃焼管理、排煙脱硝、産業プロセスでの排出削減、移動排出源の排出規制、PM<sub>2.5</sub>に関しては集じん装置、燃焼施設のメンテナンス、移動排出源の排出規制等である。これらの技術導入によるSO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、PM<sub>2.5</sub>の排出削減量と削減コストの算定手法を作成した。

### b コベネフィット評価モデル

GHG対策と大気汚染対策とのコベネフィットを評価するため、GAINS-Chinaの大気汚染対策評価機能とAIM/CGEモデルを連携させた。AIM/CGEモデルではGHG対策をインプットとして削減効果を評価することで、CO<sub>2</sub>削減対策コスト、CO<sub>2</sub>排出量、エネルギー消費量の将来予測という3つのアウトプットを提供する。このうちのエネルギー消費量の将来予測をGAINS-Chinaモデルに入力することで大気汚染物質の排出量と削減コストを評価した。GAINS-Chinaモデルを用いて大気汚染物質対策技術の導入効果を評価することにより、大気汚染物質の排出量、削減コストをアウトプットとして提供し、合わせてコベネフィット効果の定量化が可能となった。

## 3) 技術導入による排出削減量ならびに必要コストの評価

中国の産業拠点都市域を対象にして、大気汚染排出量と産業活動のデータベースを構築して、大気汚染物質削減の要因分析を行い、技術導入の都市モデルを開発した。続いてGAINSモデルを中国の特性に応じて修正し、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、PM<sub>2.5</sub>の省および主要都市ごとの発生量を予測し、その削減コストを定量化した。将来ケースとしてベースラインケース(Policy)、全く対策を導入しないケース(No policy)を想定した。中国全土の大気汚染排出量の将来変化を図7に示す。大気汚染削減技術を実施すること(Policyケース)により、中国内のSO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、およびPM<sub>2.5</sub>の排出量は、2030年ではNo policyケースに比べてそれぞれ56.2%、46.3%、44.4%削減される。省および主要都市の大気汚染物質削減量と削減コストを図8に示す。SO<sub>2</sub>では吉林省、黒竜江省、青海で単位削減コストが最も高額となった。四川省と重慶は単位削減コストが最低となった。石炭の品質が単位削減費用に影響を与える最大の要因であることが明らかになった。NO<sub>x</sub>ではチベット、海南省、青海は単位削減コストが高額となった。山東省、江蘇省、河北省と河南は単位削減コストが最低となった。しかし、NO<sub>x</sub>の単位削減コストの変動は比較的小さい。PM<sub>2.5</sub>は単位削減コストの変動は比較的小さい。上海、天津、甘肅省、新疆ウイグル自治区と北京は単位削減コストが高額であり、江西省は単位削減コストが最低であった。

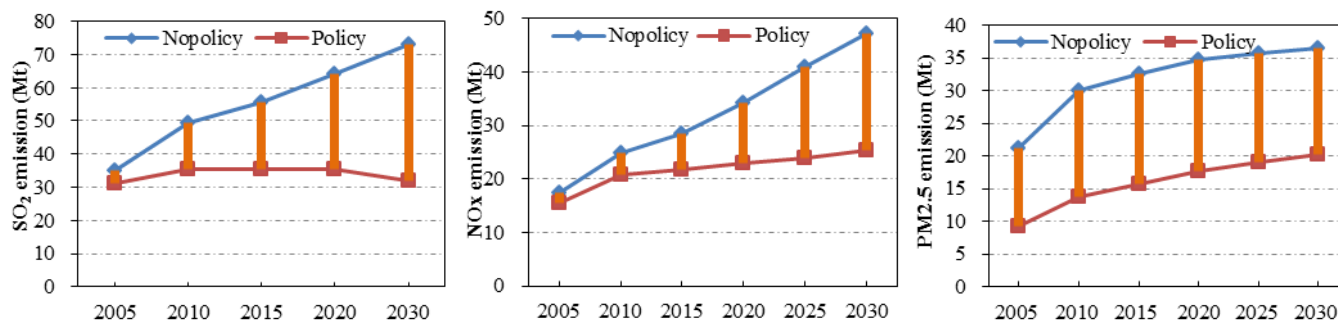


図7 中国全体の大気汚染排出量の将来変化予測

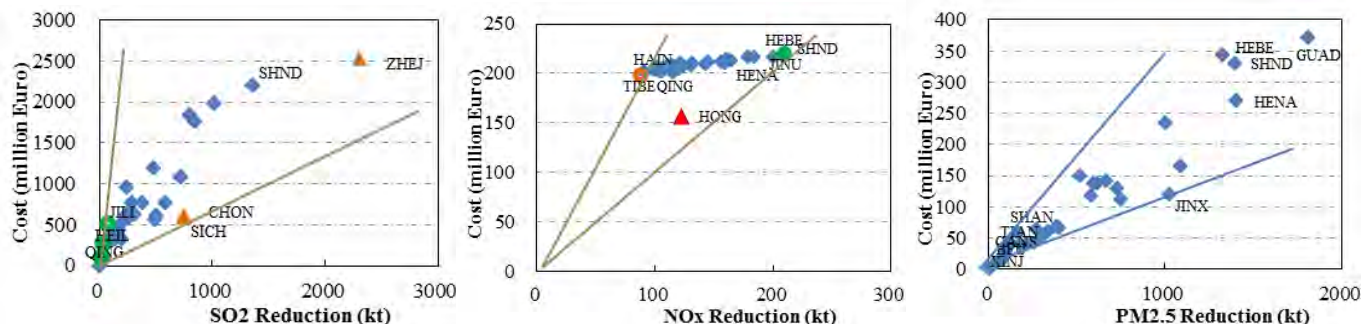


図8 省、主要都市別の大気汚染物質の削減量と削減コスト

4) GHG対策と大気汚染物質対策のコベネフィット評価

中国全体のSO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、PM<sub>2.5</sub>削減とGHG削減のコベネフィット効果を算定した(対象年は2020年とした)。GHG対策に伴う燃料消費削減によるSO<sub>2</sub>削減のコベネフィットは22Mt(SO<sub>2</sub>削減対策を実施しない場合のGHG対策有無の差)であると推定された。しかし、実際にはSO<sub>2</sub>削減対策が導入されており、これを考慮したコベネフィットは13Mt(SO<sub>2</sub>削減対策を実施した場合のGHG対策有無の差)と推定された。削減コストに関しては、GHG対策を導入することにより、SO<sub>2</sub>削減コストは470億ユーロから380億ユーロまで減少した。このことからコスト上のコベネフィットは90億ドルと見積もられた。NO<sub>x</sub>では、同様にGHG対策に伴うNO<sub>x</sub>削減のコベネフィットは6Mtであり、NO<sub>x</sub>削減対策を考慮したコベネフィットは5Mtとなった。しかし削減コストは、GHG削減対策の有無によらず同程度であった。これはGHG対策がNO<sub>x</sub>削減コストに影響しないためである。

地域別のSO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>単位削減コストと地域経済の差を比較した結果として、地域を5つに分類することができた。SO<sub>2</sub>に関する結果を図9に示す。第1分類の地域(黄色)は山東省、江蘇省、浙江省などの産業集約型地区であり、一人あたりGDPが高く、総削減量も高い地域である。結果としてこれらの地域の単位削減コストはそれほど高くない。第2分類の地域(青色)は貴州省、広西自治区、重慶市などの産業集約型地区であり、一人あたりのGDPが低く、総削減量は高い地域で、単位削減コストは最も低いグループである。第3分類の地域(灰色)は四川省であり、低品質の石炭(高硫黄含有量)のために総削減量が大きく、単位削減コストが低い。残る2つの分類の地域では単位削減コストが相対的に高い。第4分類の地域(赤色)是北京と上海であり、最も経済開発の進展した地域である。一人あたりGDPは最も高く、技術を実装するためのコストが高いと考えられる。結果として単位削減コストは高い。第5分類の地域(緑色)は黒龍江省、吉林省であり、高品質の石炭(低硫黄含有量)を使用しているために総削減量は小さいが、単位削減コストは高い。

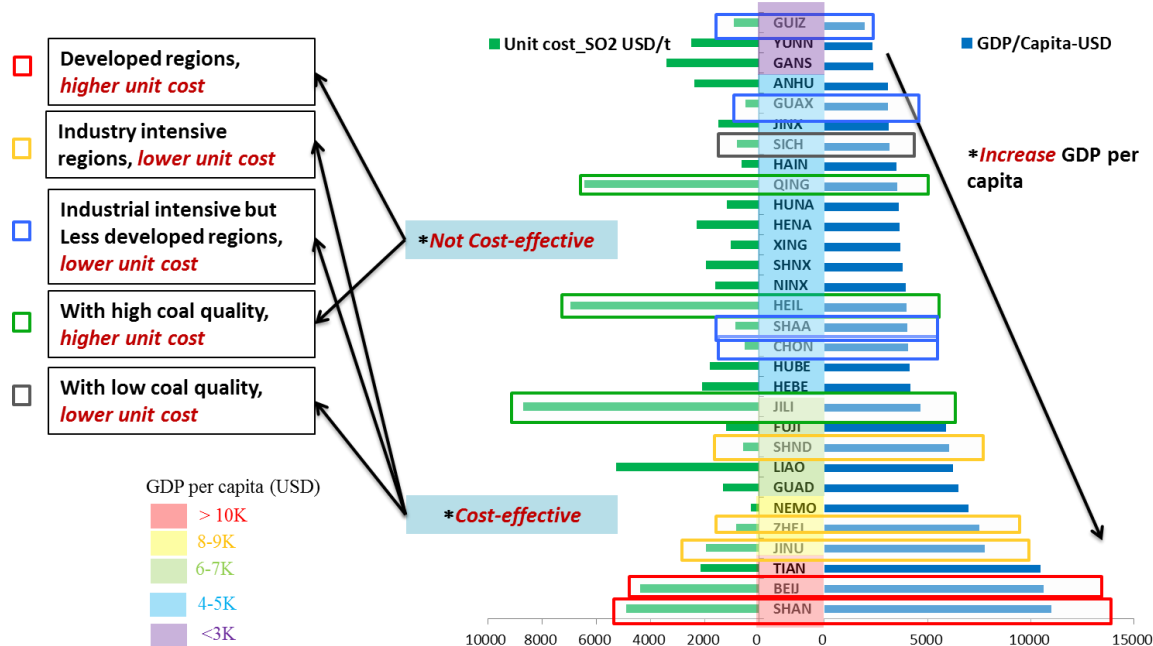


図9 地域別のSO<sub>2</sub>削減コストと一人あたりGDPの関係

(3) 温暖化対策とのコベネフィット評価も含めた総合的な大気汚染物質削減シナリオの策定(サブテーマ3)

IPCC第五次報告書における気候モデルの入力データとなったRCPs(代表的濃度経路)の排出インベントリと、本テーマで改良されたREASv2では排出量に違いがある。その結果、REASv2を用いてRCP6(将来の放射強制

力を $6.0\text{W}/\text{m}^2$ に安定化するような排出経路)を再現すると、2100年の $\text{CH}_4$ 排出削減に要する限界削減費用は26%低下した。これに伴って、世界全体の2100年のGDPは0.2%押し上げられた。また、 $\text{CO}_2$ 及び $\text{N}_2\text{O}$ の2100年における限界削減費用は、それぞれ15%、22%上昇した。このように、GHGをはじめその他のガスの現状排出量が異なることで、将来の目標達成に要する費用等が異なることが示された。こうした結果から、現状の排出インベントリの不確実性を下げることの重要性が示唆された。

また、大気汚染対策に関するモジュールを改良したモデルを用いて、環境研究総合推進費S-6で示された低炭素社会シナリオにおける大気汚染物質の排出量の評価を行った。その結果、低炭素社会シナリオでは、2030年の大気汚染物質の排出量に大きな差は見られないが、なりゆき社会(BAU)シナリオでは、大気汚染対策の有無が2030年の排出量に大きな影響を及ぼす。また、低炭素社会シナリオでも、大気汚染対策の有無によって2020年の排出量に大きな違いが見られ、大気汚染対策は低炭素社会シナリオにおいても有効であることが示唆された。あわせて、こうした社会経済活動の定量的な情報も定量化し、サブテーマ1の将来推計に提供した。

このほか、中国の省別モデルを用いて $\text{SO}_2$ 、 $\text{NO}_x$ 、NMVOCの2030年の省別排出量推計を行った。その結果、世界モデルによる結果と同様に、温暖化対策の導入により、大気汚染物質の排出削減効果が見られた。

## 5. 本研究により得られた主な成果

### (1) 科学的意義

本研究で開発された排出インベントリREASv2は、詳細発生源毎の排出量と主要発生源毎の排出量グリッドデータがインターネットを通じて一般に公開され、また、国際的なモデル間相互比較研究(MICS-Asia、TFHTAP)の排出インベントリに採用された。これらを通して、世界各国の大気質、気候変動に関する研究に活用され、大気環境科学の発展に大きく貢献している。また、REASv2は、衛星観測データを基にした排出量逆推計モデルに関する国際研究プロジェクトGlobEmissionでも活用され、ボトムアップ、トップダウン両アプローチから、排出インベントリ研究の国際的な推進・発展に貢献した。大気汚染物質対策技術を導入することによる排出抑制効果とそのために必要な費用を算定するための技術導入モデルを開発した。更に、アジア太平洋統合評価モデル(AIM)と連携させることで、アジア地域における大気汚染対策とGHG削減対策のコベネフィットを定量化する評価モデルを構築した。これらのモデルは、アジア地域における排出削減策や将来シナリオに関する研究の進展に貢献するものである。

### (2) 環境政策への貢献

#### <行政が既に活用した成果>

環境省の「光化学オキシダント調査検討会」、「越境大気汚染・酸性雨対策検討会」における報告書の取りまとめにおいて、本研究で開発した排出インベントリREASv2の知見が活用された。また、EANET活動における国際研修会や2013年2月にバンコクで開催されたCCAC会合などにおいて研究成果を発表する事により、東アジアの広域大気環境政策の推進に貢献した。S-7主催の公開シンポジウムを始めとして $\text{PM}_{2.5}$ や光化学スモッグをテーマとした一般市民向け講演会などにおいて研究成果を紹介する事により、広域大気汚染に関する科学的知識の普及に貢献した。

#### <行政が活用することが見込まれる成果>

REASv2は、アジア諸国における大気汚染物質・地球温暖化関連物質の排出量データとして公開されている。このデータベースは、アジア地域の温暖化対策、大気汚染対策、及びそれらの共便益を考慮した大気環境政策を検討する上で基礎となるデータであり、TEMMやEANET等を通して広域大気汚染政策への貢献が期待できる。また、本研究によって、中国の地域ごとに「費用対効果の高い」対策を提案することが可能になり、「大気汚染に関する日中韓三カ国政策対話」に基づく今後の協力において活用されることが期待される。更に、温暖化対策と大気汚染対策の関係を把握し、大気汚染対策技術の効果を分析することが可能になったことから、特に発展途上国において喫緊の課題である大気汚染対策と、重要性が認識されつつも取り組みが進まない温暖化対策を同時に検討することが可能となった。

## 6. 研究成果の主な発表状況

### (1) 主な誌上発表

#### <査読付き論文>



- 1) 金田百永、藤田壮、大西悟：土木学会論文集G(環境)，環境システム研究論文集，40，68 (6)，II\_507-II\_516 (2012)  
「大気汚染防止対策の電力集約度低減効果－川崎市公害政策のコベネフィット分析－」
- 2) N. YOSHIDA, Y. WU, T. KANAZAWA, Y. YAMAMOTO, T. FUJITA, T. OKADERA, Y. GENG: Journal of Japan Society of Civil Engineers, Ser. G (Environmental Research), 69 (6), 383-390 (2013)  
“Multi-Regional Carbon Footprint Reduction in Steel Sector in China due to Low Carbon Technology Implementation”
- 3) H. DONG, Y. GENG, X. FENGMING, T. FUJITA: Energy Policy, 57, 298-307 (2013)  
“Carbon footprint evaluation at industrial park level: A hybrid life cycle assessment approach”
- 4) H. ZHANG, L. DONG, L. H. LI, B. CHEN, Q. TANG, T. FUJITA: Sustainable Energy Technologies and Assessments, 2, 67-80 (2013)  
“Investigation of the residual heat recovery and carbon emission mitigation potential in a Chinese steelmaking plant: A hybrid material/energy flow analysis case study”
- 5) M. ZHIXIAO, B. XUE, Y. GENG, W. REN, T. FUJITA, Z. ZHANG, J. P. d. OLIVERIRA, D. A. JACQUES, F. XI: Renewable Energy, 57, 35-42 (2013)  
“Co-benefits analysis on climate change and environmental effects of wind-power: A case study from Xinjiang, China”
- 6) Y. GENG, H. ZHAO, Z. LIU, B. XUE, T. FUJITA, F. XI: Energy Policy, 60, 820-826 (2013)  
“Exploring driving factors of energy-related CO<sub>2</sub> emissions in Chinese provinces: A case of Liaoning”
- 7) M. KANADA, T. FUJITA, M. FUJII, S. OHNISHI: Journal of Cleaner Production, 58, 92-101 (2013)  
“The long-term impacts of air pollution control policy: historical links between municipal actions and industrial energy efficiency in Kawasaki City, Japan”
- 8) L. DONG, H. ZHANG, T. FUJITA, S. OHNISHI, H. LI, M. FUJII, H. DONG: Journal of Cleaner Production, 59, 226-238 (2013)  
“Environmental and economic gains of industrial symbiosis for Chinese iron/steel industry: Kawasaki’s experience and practice in Liuzhou and Jinan”
- 9) L. DONG, T. FUJITA, H. ZHANG, M. DAI, M. FUJII, S. OHNISHI, Y. GENG, Z. LIU: Energy Policy, 61, 864-873 (2013)  
“Promoting low-carbon city through industrial symbiosis: A case in China by applying HPIMO model”
- 10) H. ZHANG, L. DONG, H. LI, T. FUJITA, S. OHNISHI, Q. TANG: Energy Policy, 61, 1400-1411 (2013)  
“Analysis of low-carbon industrial symbiosis technology for carbon mitigation in a Chinese iron/steel industrial park: A case study with carbon flow analysis”
- 11) M. KANADA, L. DONG, T. FUJITA, M. FUJII, T. INOUE, Y. HIRANO, T. TOGAWA, Y. GENG: Energy Policy, 61, 1322-1331 (2013)  
“Regional disparity and cost-effective SO<sub>2</sub> pollution control in China: A case study in 5 mega-cities”
- 12) H. DONG, Y. GENG, J. SARKIS, T. FUJITA, T. OKADERA, B. XUE: Science of the Total Environment, 442, 215-224 (2013)  
“Regional water footprint evaluation in China: A case of Liaoning”
- 13) Y. GENG, M. ZHIXIAE, B. XUE, W. REN, Z. LIU, T. FUJITA: Journal of Cleaner Production, 58, 82-91 (2013)  
“Co-benefit evaluation for urban public transportation sector- A Case of Shenyang, China”
- 14) Y. GENG, K. LIU, B. XUE, T. FUJITA: Journal of Cleaner Production, 61, 13-19 (2013)  
“Creating a “green university” in China: A case of Shenyang University”
- 15) H. DONG, S. OHNISHI, T. FUJITA, Y. GENG, M. FUJII, L. DONG:  
<http://www.eventure-online.com/eventure/publicAbstractView.do?id=230560&congressId=7224> (2013)  
“Achieving carbon emission reduction through industrial & urban symbiosis based on hybrid LCA”
- 16) 鶴野伊津志，板橋秀一，弓本桂也，入江仁士，黒川純一，大原利眞：大気環境学会誌，48，223-233 (2013)  
「東アジア域のNO<sub>x</sub>排出量の経年変化と窒素化合物の挙動のモデル解析」
- 17) N. K. KIM, Y. P. KIM, Y. MORINO, J. KUROKAWA, T. OHARA: Atmospheric Environment, 77, 496-508 (2013)  
“Verification of NO<sub>x</sub> emission inventory over South Korea using sectoral activity data and satellite observation of NO<sub>2</sub> vertical column densities”

- 18) J. KUROKAWA, T. OHARA, T. MORIKAWA, S. HANAYAMA, G. JANSSENS-MAENHOUT, T. FUKUI, K. KAWASHIMA, H. AKIMOTO: Atmospheric Chemistry and Physics, 13, 11019–11058 (2013)  
“Emissions of air pollutants and greenhouse gases over Asian regions during 2000–2008: Regional Emission inventory in ASia (REAS) version 2”
- 19) S. ITAHASHI, I. UNO, H. IRIE, J. KUROKAWA, T. OHARA: Atmospheric Chemistry and Physics, 13, 11247–11268 (2013)  
“Trend analysis of tropospheric NO<sub>2</sub> column density over East Asia during 2000–2010: multi-satellite observations and model simulations with the updated REAS emission inventory”
- 20) L. DONG, F. GU, T. FUJITA, Y. HAYASHI, J. GAO: Energy Policy, 65, 388–397 (2014)  
“Uncovering opportunity of low-carbon city promotion with industrial system innovation: Case study on industrial symbiosis projects in China”
- 21) H. DONG, S. OHNISHI, T. FUJITA, Y. GENG, M. FUJII, L. DONG: Energy, 64, 277–286 (2014)  
“Achieving carbon emission reduction through industrial & urban symbiosis: A case of Kawasaki”
- 22) H. DONG, Y. GENG, T. FUJITA, D.A. JACQUES: Energy, 67, 276–283 (2014)  
“Three accounts for regional carbon emissions from both fossil energy consumption and industrial process”

<査読付論文に準ずる成果発表>

特に記載すべき事項はない。

**(2)主な口頭発表(学会等)**

- 1) J. KUROKAWA: GlobEmissions User Consultation Workshop, Frascati, Italy (2009)  
“Introduction of REAS and adjoint inverse modeling of NO<sub>x</sub> emissions over eastern China using satellite observations”
- 2) 竹内浄、濱野裕之、藤田壮、中山忠暢: 第37回環境システム研究論文発表会, 同講演集, 55–60 (2009)  
「川崎市臨海部における観測による海陸風の都市熱環境への影響の考察」
- 3) 黒川純一, 大原利真, 鶴野伊津志: 第51回大気環境学会年会 (2010)  
「衛生観測データと化学物質輸送モデルを基に推計した中国NO<sub>x</sub>排出量のトレンド及び季節変化」
- 4) 藤田壮、藤井実、平野勇二郎、陳旭東、大西悟: 環境科学会2010年会, 同講演予稿集 (2010)  
「コベネフィット都市に向けた環境技術政策評価—川崎市における算定システム—」
- 5) 藤田壮, 陳旭東, 鶴飼隆広, 新井理恵悟: 第38回環境システム研究論文発表会, 同講演集, 145–148 (2010)  
「地域循環圏形成に向けての考察とシステム提案」
- 6) 藤田壮: 法政大学低炭素都市シンポジウム (2010)  
「低炭素都市への取り組みと国際連携の期待」
- 7) 黒川純一, 大原利真, 鶴野伊津志: 第17回大気化学討論会 (2011)  
「アジアにおける排出インベントリ高精度化に関する研究」
- 8) T. FUJITA, M. FUJII, K.CHIN, Y. GENG, S. OHNISHI: ISIE Asia-Pacific Meeting & ISIE MFA-Con Account Meeting, Program (2011)  
“Strategic planning system for co-benefit eco-industrial developments and circular regions”
- 9) T. FUJITA: 4th Japan China Science Forum (2011)  
“Urban simulation system research to evaluate low carbon effects of circular cities and regions”
- 10) 黒川純一, 大原利真, 森川多津子, 茶谷聡, 中塚誠次, 華山伸一, 櫻井達也: 第53回大気環境学会 (2012)  
「アジアにおける大気汚染物質・地球温暖化関連物質排出量の近年の状況: アジア域排出インベントリ REAS version 2.0」
- 11) J. KUROKAWA, T. OHARA: GlobEmission User Workshop, Frascati, Italy (2013)  
“REAS version 2 and comparison with GlobEmission products”
- 12) H. DONG, S. OHNISHI, T. FUJITA, Y. GENG, M. FUJII, L. DONG: 19th SETAC Europe LCA Case Study Symposium, Abstracts (2013)  
“Achieving carbon emission reduction through industrial & urban symbiosis based on hybrid LCA”

## 7. 研究者略歴

課題代表者:大原 利真

北海道大学工学部卒業、現在、独立行政法人国立環境研究所地域環境研究センター長

研究分担者

1-1) 大原 利真 同上

1-2) 黒川 純一

東京大学理学部卒業、現在、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主任研究員

2) 藤田 壮

東京大学工学部卒業、現在、独立行政法人国立環境研究所社会環境システム研究センター長

3) 増井 利彦

大阪大学工学部卒業、現在、独立行政法人国立環境研究所社会環境システム研究センター室長

## 2. 東アジアにおける排出インベントリの高精度化と大気汚染物質削減シナリオの策定

### (1) 観測データと排出実態データによる排出インベントリの高精度化

(独) 国立環境研究所 地域環境研究センター 大原 利眞、黒川 純一<sup>1</sup>  
 (<sup>1</sup>平成23年度より (一財) 日本環境衛生センターアジア大気汚染研究センター)  
 <研究協力者>  
 (一財) 日本環境衛生センターアジア大気汚染研究センター 黒川 純一 (平成23～25年度)  
 千葉大学 入江 仁士  
 九州大学 応用力学研究所 鶴野 伊津志  
 北京師範大学 Hezhong Tian

平成21年度～25年度累計予算額：88,670千円

(うち、平成25年度予算額：13,083千円)

予算額は、間接経費を含む。

#### [要旨]

東アジアは、急速な経済成長に伴う大気汚染物質、地球温暖化関連物質の排出量の増大により、深刻な大気環境の悪化が懸念されている。従って、大気汚染・気候変動両面を考慮した発生源対策が急務であるが、そのためには、アジア域の国・地域毎、詳細な発生源毎に排出量が精度良く把握されていなければならない。そして、大気環境状況の把握、対策効果の検討には大気モデルによる解析が必要となるが、それには高い時間・空間解像度でグリッド化された排出量データが不可欠である。本研究では、アジア域の排出インベントリの高精度化・高度化に関する研究を、活動量と排出係数に基づく「ボトムアップ法」、観測データと排出量逆推計モデルに基づく「トップダウン法」の両面から実施した。ボトムアップ法では、アジア諸国の活動量、排出係数について最新の情報を調査し、高精度のアジア域排出インベントリREAS (Regional Emission inventory in ASia) version 2 (REASv2)を開発した。その結果、中国ではSO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、NMVOC、BCの排出量について、2000-2008年の期間にそれぞれ46%、89%、71%、40%と大幅に増加した事が示された。ただし、大規模発電所への脱硫装置の設置率が高まり、SO<sub>2</sub>の排出量は2006年を境に減少に転じていた。一方、日本、韓国などの先進国では、経済成長が比較的小さい上、発生源対策が実施された事により、同期間において排出量は減少した。REASv2は一般に公開されており、世界の大気環境科学の研究で活用される事が期待される。トップダウン法では、衛星観測データと逆推計モデルを用い、REASv2の評価を行った。中国NO<sub>x</sub>排出量については、REASv2は逆推計結果と概ね良く一致したが、総排出量はやや過大であった。その要因の特定、トップダウン法を用いてREASv2を改良する手法の開発は今後の課題である。また、本研究では、REASv2をベースに複数シナリオにおける2030年の排出量を推計した。その結果、大気汚染物質の排出量を抑えるには、活動量対策だけでは不十分であり、排出除去装置など大気汚染対策の強化が必要である事が示された。

#### [キーワード]

排出インベントリ、逆推計モデル、衛星観測データ、大気汚染物質、地球温暖化関連物質

## 1. はじめに

アジア域は、急速な経済成長とそれを支えるためのエネルギー消費量の増大に伴い、大気汚染物質及び地球温暖化関連物質の排出が世界で最も集中する地域となっている。その結果、オゾンやPM<sub>2.5</sub>などによる局所大気汚染、大気汚染物質が国境を越えて自国以外に影響を与える越境大気汚染、更には、地球温暖化関連物質排出量の増大に伴い、全球規模の気候変動に与える影響が増大し、人体の健康、食糧生産、生態系に対する影響の深刻化が懸念されている。従って、地球温暖化対策も考慮した大気汚染対策を実施する事が急務であり、そのための国際的・総合的な大気環境管理の精度・枠組みの構築が重要な課題となっているが、アジア域の産業活動・構造の現状と発展の推移、大気汚染対策の導入状況などは国や地域によって大きく異なっており、大気汚染物質・地球温暖化関連物質の排出状況は複雑化してきている。従って、効果的な発生源対策を検討するための基礎情報として、アジア域の国・地域毎に、活動量（エネルギー消費量、工業製品生産量、自動車台数、家畜飼育頭数など）と対応する排出係数（単位活動量当たりの排出量）について最新の情報を調査し、首尾一貫した手法に基づいて構築された「ボトムアップ法」による排出インベントリが不可欠である。また、大気環境状況の把握、対策効果の検討には大気モデルによる解析が必要となるが、そのためには、排出量データは、高い時間・空間解像度でグリッド化されていなければならない。一方、ボトムアップ法で使用される活動量や排出係数には不可避の不確実性が存在しており、排出量推計結果の不確実性を低減する事が課題となっている。更に、活動量を与える各種統計資料は出版まで2年程度を要するため、ボトムアップ法では、リアルタイム排出量の推計は原理的に不可能という問題も存在する。観測データと排出量逆推計モデルを用いた「トップダウン法」は、これらの問題に対応するための有効手段の一つである。

この様な背景のもと、本研究では、アジア諸国の排出インベントリに関わる活動量、排出係数、除去率などについて最新の情報を調査し、Ohara et al. (2008)<sup>1)</sup>により開発されたボトムアップ法によるアジア域排出インベントリREAS (Regional Emission inventory in ASia) version 1 (以降REASv1)を高度化して、最新かつ高精度のアジア域排出インベントリREAS version 2 (以降REASv2)の開発を行った。また、衛星センサによる大気汚染物質カラム濃度観測データと、排出量逆推計モデルを用いて計算されたトップダウン法による排出量データを用い、REASv2の検証を行った。そして、REASv2の結果を基準データとし、サブテーマ(3)より提供された複数のシナリオを用い、それぞれのケースにおける将来排出量の予測計算を行った。

## 2. 研究開発目的

大気汚染物質と地球温暖化関連物質を効果的に削減する対策を講じるためには、東アジア地域における大気環境の状況を理解し、大気質や気候変動への負荷の起源と、その寄与度を把握する必要がある。そのためには、まず、アジア諸国の排出量の構成に関する情報が詳細な発生源毎に精度よく把握されていなければならない。その上で、大気モデルを用いた解析が不可欠となるが、その結果はモデル入力データである地表面排出量に強く依存する。従って、高い時間・空間解像度と精度を持つ排出量データが不可欠であり、更に、大気汚染対策の効果を検証するためには、大気モデル入力データとしての地表面排出量グリッドデータが、主要な発生源毎に整備されている必要がある。そこで本研究では、アジア域の排出インベントリの高度化・高精度化に関する研究を、後述するボトムアップ法、トップダウン法の両面から行った。

まず、排出の要因となる活動量と対応する排出係数に基づいて排出量を推計する、ボトムアップ法による排出インベントリの開発に関する研究を行った。アジア全域を対象とした排出インベントリの研究は欧米に比べて遅れていたが、これまでに、特定物質・特定年を対象とした排出インベントリの開発は行われてきた。Streets et al. (2003a, b)<sup>2),3)</sup>は、TRACE-P (Transport and Chemical Evolution over the Pacific) プロジェクトにおける大気質モデル解析用に、主要な大気汚染物質、地球温暖化関連物質を対象としたアジア域排出インベントリを開発した。また、Zhang et al. (2009)<sup>4)</sup>は、TRACE-Pの後継プロジェクトであるINTEX-B (Intercontinental Chemical Transport Experiment-Phase B) 用のアジア域排出インベントリを開発した。しかしそれぞれの対象年は、TRACE-Pが2000年、INTEX-Bが2006年と単年であった。日本国内の研究では、Ohara et al. (2007)<sup>1)</sup>が、アジアの大気環境の経年変化を解析するため、1980-2003年におけるアジア諸国の排出量推計値と、大気モデル入力データを提供するREASv1を開発した。REASv1は、多くの大気環境・大気科学研究に活用されてきたが、最新年は2003年であり、急激な変化を見せる近年のアジア地域の大气環境を解析するには不十分となった。そこで本研究では、アジア地域で特に発展の著しい2000-2008年を対象とし、REASv1を高度化・高精度化してREASv2を開発した。そして、アジア域の大気汚染物質、地球温暖化関連物質の排出量を評価した。

ボトムアップ法による排出インベントリの精度は、活動量データと排出係数の不確実性に依存するが、例えば、中国の石炭消費量には、国全体統計値と省別統計の合計値の間に食い違いが存在するなど (Akimoto et al., 2006)<sup>5)</sup>、活動量データの不確実性は、特にアジアの途上国では比較的大きいと考えられる。また、排出係数についても、アジア諸国の燃焼設備などに特化した情報は少なく、これらが急速に改善される可能性は低いのが実情である。そこで、観測データと排出量逆推計モデルによるトップダウン法を用いた排出インベントリの検証に関する研究を行った。まず、比較的シンプルな手法に基づく簡易トップダウン型NO<sub>x</sub>排出量逆推計モデルを開発し、その結果とREASv2との比較を行った。また、近年の観測衛星や計算機設備の充実に伴い、排出量逆推計モデルは世界の研究者により高度化が進められている。そこで、本研究では、海外研究プロジェクトとの共同研究を実施し、衛星観測データと高度化されたNO<sub>x</sub>及びNMVOC排出量逆推計モデルの結果とREASv2とを比較した。その結果に基づき、REASv2の高精度化における課題点を考察した。

REASv2は、詳細な発生源毎に活動量と排出係数を用いて排出量を計算しており、それぞれに対してシナリオ設定を与えれば、将来の排出量を推計してその結果を評価する事が可能である。S7-2-(3)「温暖化対策とのコベフィット評価も含めた総合的な大気汚染物質削減シナリオの策定」においては、統合評価モデルAIM (Asia Pacific Integrated Model)を用い、温暖化対策シナリオや、アジアの低炭素社会シナリオをベースに、社会経済活動及び総合的な大気汚染物質削減シナリオが作成されている。本研究では、AIMによって計算された活動量データに対するシナリオと、REASv2の排出係数に対するシナリオとを組み合わせ、各シナリオに対して推計された将来排出量の結果を比較し、評価した。

### 3. 研究開発方法

#### (1) ボトムアップ型アジア域排出インベントリの高精度化 (REASv2の開発)

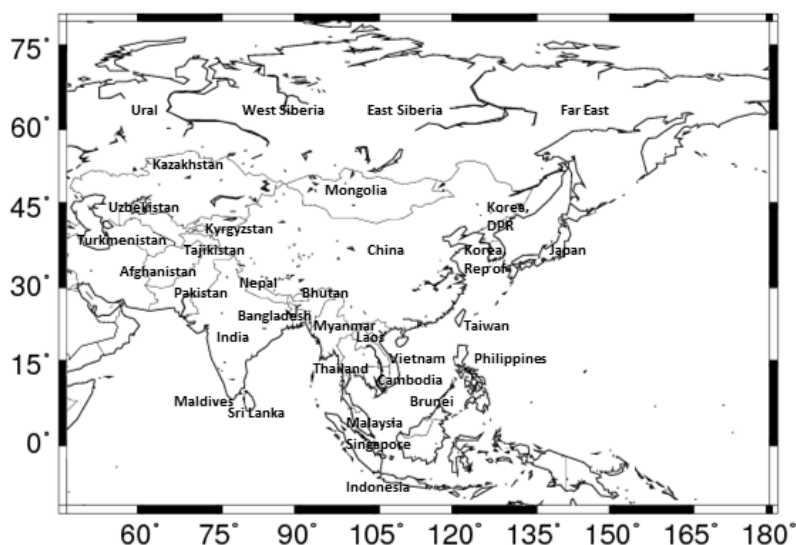
##### 1) REASv2の構成及び高度化の概要

表(1)-1は、本研究で開発したREASv2の構成（対象物質、年、領域、発生源、空間・時間分解能）を、図(1)-1は、REASv2の推計対象領域（国・地域名）を示したものである。REASv2の構成はREASv1がベースとなっているが、以下の点について高度化を行った。

- 対象物質について、REASv1の「SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, NMVOC, BC, OC, NH<sub>3</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub>」に、「PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>」を追加した。
- 対象年を2000-2008年とした。REASv1（対象年1980-2003年）と重複する2000-2003年についても全面的な更新を行った。
- 対象領域について、REASv1の「東アジア、東南アジア、南アジア」に加えて、「中央アジア、アジア域ロシア」を追加した。
- 水平分解能について、REASv1の0.5°×0.5°から0.25°×0.25°に高度化した。
- 時間分解能について、REASv1の年間排出量から月間排出量に高度化した。
- 各発生源の活動量について、最新の国際及び各国統計資料などを用いて更新した。
- 排出係数、除去率などのパラメータについて、アジア諸国の排出インベントリに関する最新の文献を調査し、設定値を更新した。
- 点源としての大規模発電所の情報を全面的に更新した。
- 鉄鋼、セメント生産起源排出量の格子点化において、REASv1では人口分布を指標としていたが、それぞれの大規模工場の位置及び生産容量を指標データとして使用した。

表(1)-1 REASv2の構成

項目	内容
対象物質	SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , CO, NMVOC, PM <sub>10</sub> , PM <sub>2.5</sub> , BC, OC, NH <sub>3</sub> , CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O, CO <sub>2</sub>
対象年	2000-2008年
対象領域	東アジア、東南アジア、南アジア、中央アジア、アジア域ロシア
対象発生源	燃料燃焼（発電、産業、輸送、民生など）、産業プロセス、農業（施肥、家畜など）、その他（燃料漏出、溶剤からの蒸発など）
空間分解能	0.25°×0.25°
時間分解能	月間排出量



図(1)-1 REASv2 の推計対象領域（国・地域名）

## 2) 排出量推計手法

図(1)-2 は、固定（農業活動起源以外）及び移動発生源排出量の推計における手続きのフローを、図(1)-3 は、農業活動起源排出量グリッドデータのトレンド外挿処理における手続きのフローを示したものである。以下、具体的に説明する。

### a. 燃料燃焼（自動車以外）及び産業プロセス起源

SO<sub>2</sub>を除く燃料燃焼起源及び産業プロセス起源の排出量は、以下の推計式に従って計算した。

$$E = \sum_{i,j} \{A_{i,j} \times EF_{i,j} \times (1 - R_{i,j})\}$$

E	排出量
i	燃料種類（燃料燃焼起源の場合）
j	セクター区分
A	活動量（燃料消費量、工業製品生産量など）
EF	排出係数
R	除去率

SO<sub>2</sub>の燃料燃焼起源排出量は、燃料に含まれる硫黄分と燃焼後に灰に取り残される硫黄分の割合に依存する。排出量は以下の推計式に従って計算した。

$$E = \sum_{i,j} \{A_{i,j} \times S_{i,j} \times (1 - SR_{i,j}) \times (1 - R_{i,j})\}$$

E	排出量
i	燃料種類
j	セクター区分
A	活動量（燃料消費量）
S	燃料中硫黄分（重量ベースの率）
SR	燃焼後に灰に取り残される硫黄分の割合
R	除去率

排出量の計算は、基本的に国・領域毎に行うが、大規模発電所については、点源毎に排出量を推計した。

### b. 自動車起源

自動車起源の排出量の推計は、走行時排出量、始動時排出量それぞれに対して行った。走行時排出量は以下の式に従って計算した。

$$E_{HOT} = \sum_i \{NV_i \times ATD_i \times EF_{HOTi}\}$$

E <sub>HOT</sub>	走行時排出量
i	車種区分
NV	保有台数
ATD	一台あたり年間走行量



EF<sub>HOT</sub> 走行時排出係数

始動時排出量は、NO<sub>x</sub>、CO、PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>、BC、OC、NMVOCについて以下の式に従って計算した。

$$E_{COLD} = \sum_i \{NV_i \times ATD_i \times EF_{HOTi} \times \beta_i \times F_i\}$$

E <sub>COLD</sub>	始動時排出量
i	車種区分
NV	保有台数
ATD	一台あたり年間走行量
EF <sub>HOT</sub>	走行時排出係数
β	始動時走行比率
F	補正係数

上記推計式によって計算される始動時排出量を走行時排出量に上乘せし、最終的な自動車起源排出量を計算した。

## c. 農業活動起源

REASv2で推計対象に含まれている農業活動起源排出量は、NH<sub>3</sub>（家畜糞尿管理、施肥土壌）、CH<sub>4</sub>（家畜腸内発酵、家畜糞尿管理、水田）、N<sub>2</sub>O（家畜糞尿管理、施肥土壌—直接排出・間接排出）、NO<sub>x</sub>（土壌—農地・牧草地・サバンナ）である。本研究では、家畜起源はYamaji et al. (2003, 2004)<sup>6,7)</sup>、土壌起源はYan et al. (2003a, b, c, 2005)<sup>8,9,10,11)</sup>によって開発されたREASv1の2000年グリッドデータをベースとし、以下の手続きに従って2001-2008年のデータを作成した。

- ① 2000年及び対象年の家畜種別頭数、肥料投入量を各国・地域に対し整備する。
- ② 家畜起源、施肥土壌起源の排出係数を整備する。<sup>6,7,8,9,10,11)</sup>
- ③ ①、②より、各国・地域の家畜起源、施肥土壌起源排出量の簡易推計値を2000年、対象年について計算し、対象年の2000年に対する比率を計算する。
- ④ ③で計算された比率を、2000年グリッドデータ内の、各国・地域に対応するグリッドに乘じ、対象年の家畜起源、施肥土壌起グリッドデータを構築する。

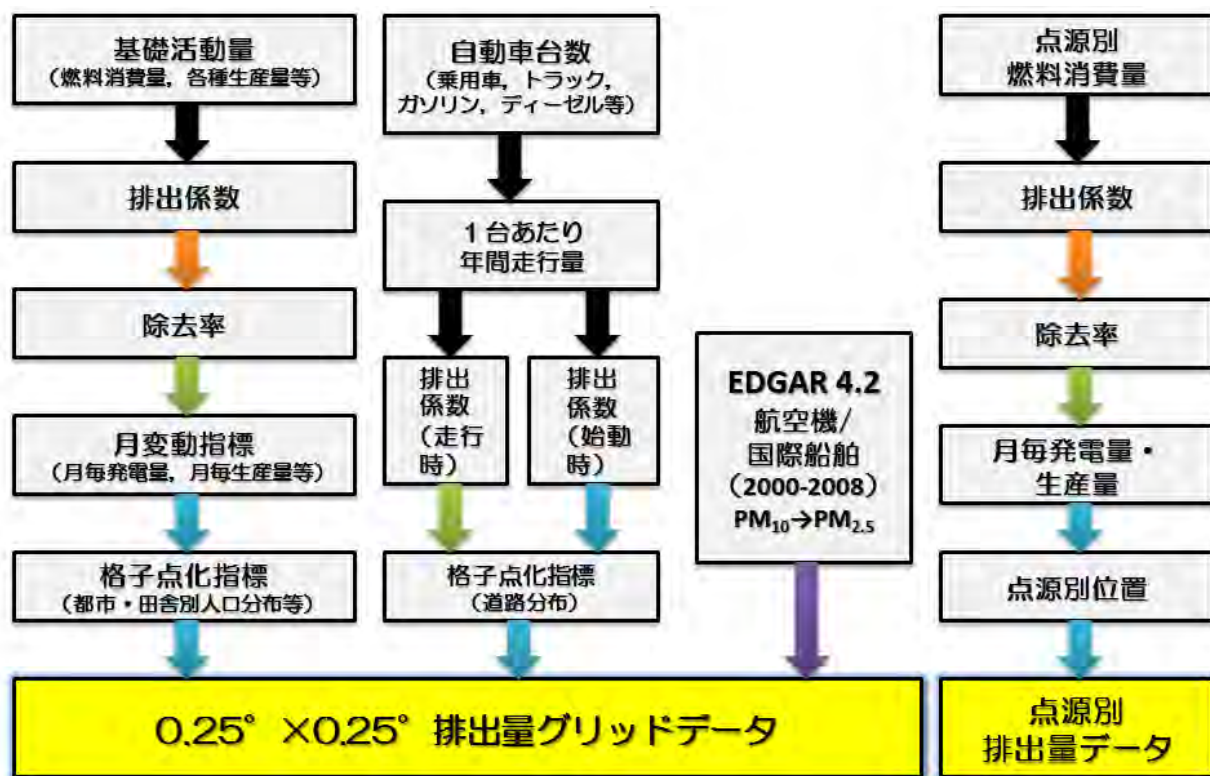
## d. その他の発生源

a. ～c. に区分されない発生源として、溶剤・ペンキ使用などによるNMVOCの排出量、人間の汗・呼吸によるNH<sub>3</sub>の排出量などが存在するが、基本的には活動量と対応する排出係数を乗ずる事により排出量を推計した。化石燃料の生産、処理、輸送時などに漏出するCH<sub>4</sub>の排出量は、2006年のIPCCガイドライン<sup>12)</sup>に従って計算した。航空機起源、国際船舶起源の排出量は、EDGAR (Emission Database for Global Atmospheric Research; <http://edgar.jrc.ec.europa.eu>) version 4.2 (EDGAR 4.2) のグリッドデータを使用した。ただし、EDGAR 4.2では、PM<sub>2.5</sub>が対象外のため、PM<sub>10</sub>のデータをベースとして換算計算を行った。

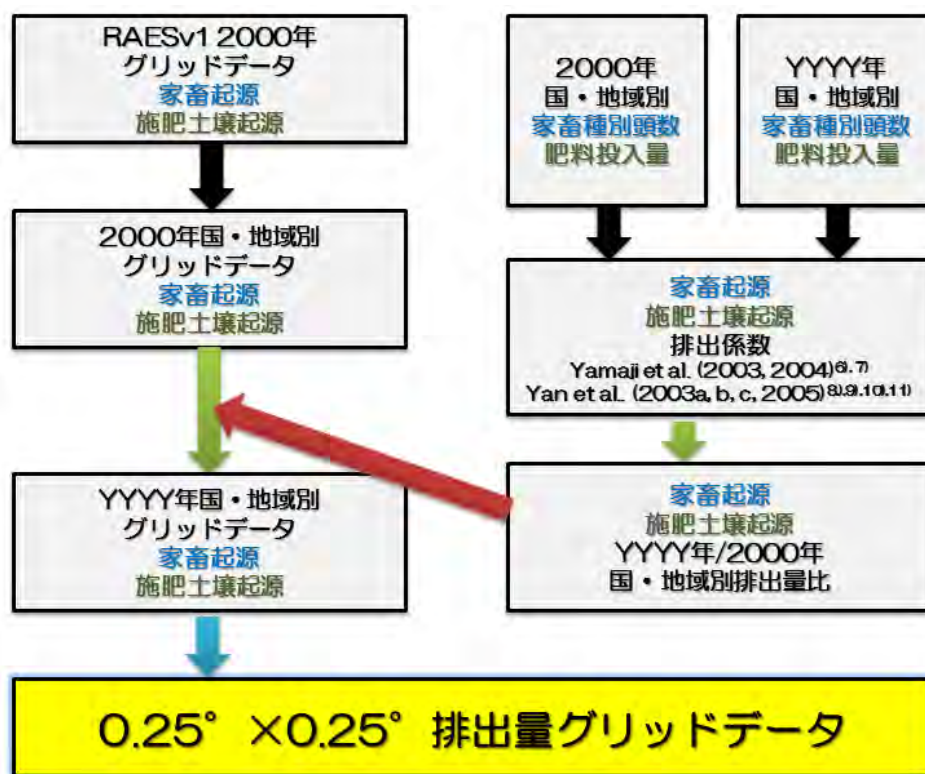
## e. 季節変動

季節変動を考慮するには、活動量、排出係数などのパラメータを季節毎に設定する事が理想的であるが、アジア諸国では該当するデータの整備は困難なのが実情である。そこでREASv2では、月別の発電量、工業製品生産量が存在する場合、関連する排出量の月変動指標として使用した。

また、途上国の民生部門における、暖房用に消費された燃料燃焼起源の排出量については、Streets et al. (2003a)<sup>2)</sup>の手法に従い、月間平均気温と燃料消費量の関係を想定して月変動を考慮した。なお、月変動指標に関する情報の整備についても、アジア諸国では容易ではなく、REASv2の重要な課題点の一つである。



図(1)-2 固定発生源（農業活動起源以外）及び移動発生源排出量の推計における手続きのフロー



図(1)-3 農業活動起源排出量グリッドデータのトレンド外挿処理における手続きのフロー

#### f. 格子点化

REASv2では、大規模発電所は点源として扱った。排出量は点源毎に推計し、そのままグリッドデータとして整備した。その他の発生源については、国・地域毎に推計された排出量に対し、発生源毎に格子点化指標を用意して、面源グリッドデータとして $0.25^{\circ} \times 0.25^{\circ}$ の分解能で整備した。まず、鉄鋼生産、セメント生産を起源とする排出量については、大規模工場の位置と生産容量を指標として格子点化した。また、自動車起源排出量には、REASv1で使用した $0.5^{\circ}$ メッシュの道路網データを使用した。従って、自動車起源排出量データについては、実質 $0.5^{\circ} \times 0.5^{\circ}$ の分解能であり、高精度化が今後の課題である。民生部門については、基本的に人口分布を用いて格子点化した。例えば、バイオマス燃料の燃焼を起源とする排出量は田舎人口分布を、商業設備に投入された燃料の燃焼を起源とする排出量は都市人口分布を、それ以外は総人口分布を使用するなどの使い分けを行った。その他の発生源については、総人口分布をデフォルトの格子点化指標としたが、より詳細な発生源に適した指標データを整備する事が今後の課題である。

### 3) 活動量

最も重要な活動量であるエネルギー消費量については、ほとんどの国については、IEA Energy Balances (2011)<sup>13)</sup>を使用した。インドについては、州をベースに、国土を17の領域に分割して排出量の推計を行ったが、Greenhouse Gas and Air Pollution Interaction and Synergies (GAINS) INDIAのデータベース (IIASA, 2012)<sup>14)</sup>の情報を基に、IEAのインド全国に対するデータを領域分配した。中国については、中国能源統計年鑑 (2004-2009)<sup>15)</sup>の省別エネルギー消費量データに、以下の補正

処理を行って使用した。

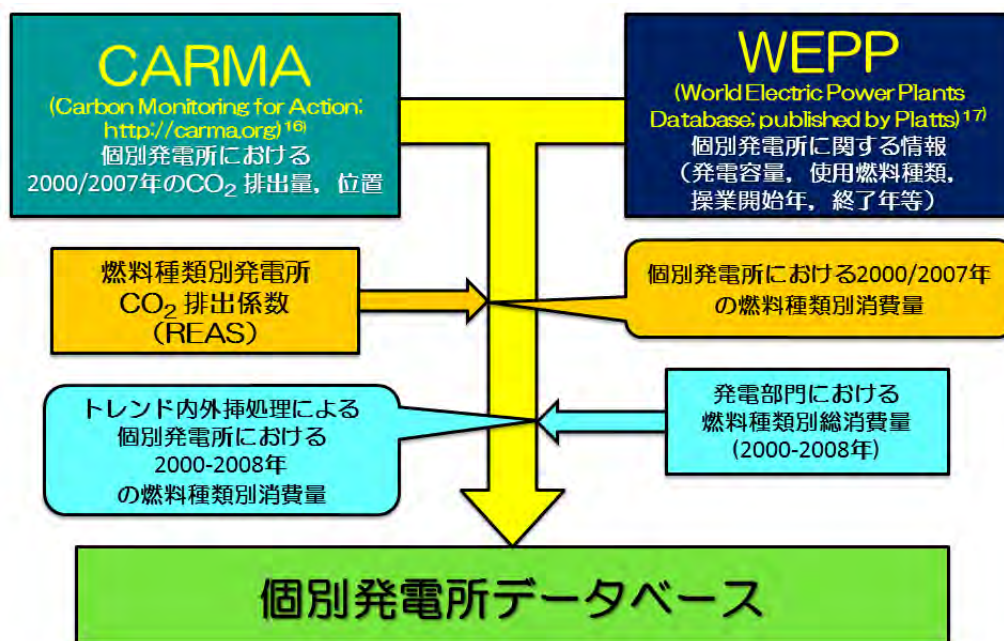
- ディーゼルの全中国総消費量について、IEAデータの数値と等しくなるように補正する。
- 自動車ガソリンの消費部門は全て自動車とする。
- 産業部門におけるエネルギー消費量については、各省の統計年鑑に存在するデータを指標に、サブカテゴリーへの分配を行う。

本研究では、大規模火力発電所の点源データベースを以下の手続きに従って構築し、REASv1から全面的に更新した。

- ① Carbon Monitoring for Action (CARMA) (Wheeler and Ummerl, 2008)<sup>16)</sup>より、2000年及び2007年の個別発電所におけるCO<sub>2</sub>排出量と位置情報を収集する。
- ② ①で収集した個々の発電所の詳細情報（発電容量、使用燃料種類、稼働開始年など）をWorld Electric Power Plants Database (WEPP) (Platts, 2009)<sup>17)</sup>より収集する。
- ③ ①、②で収集された情報と、CO<sub>2</sub>の排出係数とから、個別発電所における2000年及び2007年の燃料消費量を推定する。
- ④ 各国・領域の発電部門における燃料消費量をトレンド指標として、2001-2006及び2008年の個別発電所における燃料消費量を推定する。

図(1)-4は、以上の一連の処理の流れをまとめたフローである。

その他の活動量データは、様々な国際統計資料（例えば、World Steel Association, 2010<sup>18)</sup>、USGS, 2004-2008<sup>19)</sup>、IRF, 2006-2010<sup>20)</sup>、FAO, 2011<sup>21)</sup>など）や、それぞれの国・領域の統計年鑑や研究報告書（例えば、Boken et al. 2008<sup>22)</sup>、National Bureau of Statistics, 2001-2009<sup>23)</sup>など）から入手し、整備した。



図(1)-4 火力発電所データベース構築における処理のフロー図

#### 4) 排出係数

本研究では、REASv1で使用された排出係数をデフォルト値とし、アジア各国の最新の排出インベントリ研究を調査して、可能な限り更新した。REASv1では、PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>は対象外であったため、Klimont et al. (2002)<sup>24)</sup>、AP-42 (US EPA, 1995)<sup>25)</sup>を参考に、デフォルト値を作成した。中国については、SO<sub>2</sub>は、Lu et al. (2010)<sup>26)</sup>、自動車起源を除くNO<sub>x</sub>、CO、NMVOC、エアロゾル物質は、それぞれZhang et al. (2007)<sup>27)</sup>、Streets et al. (2006)<sup>28)</sup>、Wei et al. (2008)<sup>29)</sup>、Lei et al. (2011a, b)<sup>30),31)</sup>、自動車起源はBoken et al. (2008)<sup>22)</sup>及びWu et al. (2011)<sup>32)</sup>から更新情報を入手した。インドについては、発電部門のNO<sub>x</sub>とCOについてChakraborty et al. (2008)<sup>33)</sup>、化石燃料燃焼起源エアロゾル物質について、Reddy and Venkataraman (2002a)<sup>34)</sup>、バイオマス燃料燃焼起源について、Gadi et al. (2003)<sup>35)</sup>、Reddy and Venkataraman (2002b)<sup>36)</sup>、Gurjar et al. (2004)<sup>37)</sup>から入手した情報で更新し、その他の南アジア諸国にも適用した。アジア各国の特性に合った排出係数の情報は未だ限られたものであり、今後も継続した調査が必要である。

#### 5) 日本・韓国・台湾

本研究では、日本、韓国、台湾の排出量については、基本的に、詳細な情報に基づいて作成された、他のプロジェクトの結果または公式推計値を適用した。日本については、船舶起源及びNMVOC蒸発起源以外はJapan Auto-Oil Program (JATOP) Emission Inventory-Data Base (JEI-DB) (中塚ら、2012；森川ら、2012；森川、2012)<sup>38),39),40)</sup>、船舶起源は海洋政策研究財団により開発されたデータベース (海洋政策研究財団、2012)<sup>41)</sup>、NMVOC蒸発起源は環境省推計値 (環境省、2009)<sup>42)</sup>を使用した。韓国については、Clean Air Policy Support System (CAPSS) (Lee et al., 2011)<sup>43)</sup>による推計値を、台湾については、Environmental Protection Administration of Taiwan (<http://ivy2.epa.gov.tw/air-ei>)による推計値を使用した。なお、上記データは、REASv2の対象期間、物質のデータを完全には網羅していない。日本、韓国のBC、OC、PM<sub>2.5</sub>はPM<sub>10</sub>から、台湾のBC、OCはPM<sub>2.5</sub>から換算した。NH<sub>3</sub>、CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>Oについては、REASv2による独自推計値を使用した。日本のJEI-DB、海洋政策研究財団データベースにおいて、データが存在しない期間については、活動量のトレンドや排出規制に関する情報を基に、補間計算を行った。

#### 6) 不確実性の評価

ボトムアップ型排出インベントリの不確実性は、活動量、排出係数の不確実性に依存する。本研究では、Streets et al. (2003a)<sup>2)</sup>、Huang et al. (2011)<sup>44)</sup>の手法を参考に、全対象物質について、国・地域毎、主要発生源毎の排出量の不確実性を、以下の式に従って計算し、評価した。

$$CV_j = \frac{U_j}{E_j} = 1.96 \times \sqrt{(1 + C_{aj}^2)(1 + C_{fj}^2) - 1}, U = \sqrt{\sum_j U_j^2}$$

CV	変動係数 (信頼度95%)
U	年間排出量 (対象発生源不確実性分)
E	年間排出量 (対象発生源総量)
C <sub>a</sub>	活動量の不確実性
C <sub>f</sub>	排出係数の不確実性

## j 発生源

活動量、排出係数の不確実性については、それぞれの出典となった統計資料、文献の国際的な信頼性、パラメータの対象国に対する代表性、実績値か推定値か、などから10-200%の範囲内で推定した。なお、これらの数値を厳密に定量化する事は不可能であり、不確実性にも不確実性が存在する事に留意が必要である。総排出量に対する不確実性はU/Eにより計算した。この際、不確実性分の排出量の総量については、独立した発生源は二乗和平方根で計算したが、同一の排出係数を使用するなど、独立していない発生源は事前に線形加算した。

### (2) 衛星観測データと排出量逆推計モデルによるアジア域排出インベントリ REASv2の検証

#### 1) 簡易トップダウン型NO<sub>x</sub>排出量逆推計モデル

##### a. モデル概要

一般に、化学物質輸送モデルによって計算されたNO<sub>2</sub>カラム濃度と、対応する衛星観測データの間には差異が存在する。その要因には、気象場による輸送や化学反応過程の誤差なども考えられるが、最も重要なファクターは地表面NO<sub>x</sub>排出量分布である。また、NO<sub>x</sub>は比較的短寿命な化学物質のため、直下の排出量の影響が特に大きいと考えられる。そこで本研究では、NO<sub>2</sub>カラム濃度月平均値のシミュレーション結果と衛星観測結果をグリッド毎に比較し、対応するグリッド直下のNO<sub>x</sub>排出量を更新するシンプルな手法による簡易トップダウン型NO<sub>x</sub>排出量逆推計モデルを開発した (Kim et al., 2013)<sup>45)</sup>。図(1)-5は、モデルの全体構成である。まず、逆推計前排出量データで化学物質輸送モデルを実行し、NO<sub>2</sub>カラム濃度月平均値を計算する。次に、モデルグリッド座標に補間処理したNO<sub>2</sub>カラム濃度衛星観測データとシミュレーション結果の比をグリッド毎に計算する。そして、その比を対応するグリッド位置の逆推計前NO<sub>x</sub>排出量データに乗じて値を更新し、更新された排出量データを用いて再び化学物質輸送モデルを実行する。以降収束するまで同処理を繰り返し、最終結果を逆推計後排出量とする。以上を式で表現すると以下の様になる。

$$E_{i,n+1} = \alpha E_{i,n}, \alpha = \Omega_{OBS,i} / \Omega_{CMAQ,i,n}$$

E	排出量
Ω	NO <sub>2</sub> カラム濃度
i	グリッド
n	繰り返し計算回数

繰り返し計算回数nは、試験計算結果に基づいて6とした。なお、本研究では、化学物質輸送モデルとしてCMAQ (Community Multi-scale Air Quality Model) (Byun and Schere, 2006)<sup>46)</sup>、領域気象モデルとしてRAMS (Regional Atmospheric Modeling System) (Pielke et al., 1992)<sup>47)</sup>を使用した。

##### b. 数値実験設定

図(1)-6は、モデル計算領域と解析対象地域の定義を示したものである。モデル水平分解能は80km×80km、鉛直層数は14で、層厚は、下層は細かく上層にいくにつれて厚く設定した(最下層150m、最上層3600m)。逆推計前NO<sub>x</sub>排出量は、人為起源はREASv1、土壌起源はYan et al. (2003c, 2005)<sup>11)</sup>、バイオマスバーニング起源はStreets et al. (2003b)<sup>3)</sup>を使用した。また、衛星観測データは、GOME (1996-2002年)、SCIAMACHY (2003-2009年) NO<sub>2</sub>カラム濃度月平均値を使用した。以上の条件の基、2000-2009年におけるNO<sub>x</sub>排出量の逆推計を行い、REASv2の中国東部、北京近辺、揚

子江デルタ、珠江デルタ、韓国、日本におけるNO<sub>x</sub>排出量のトレンドについて検証を行った。

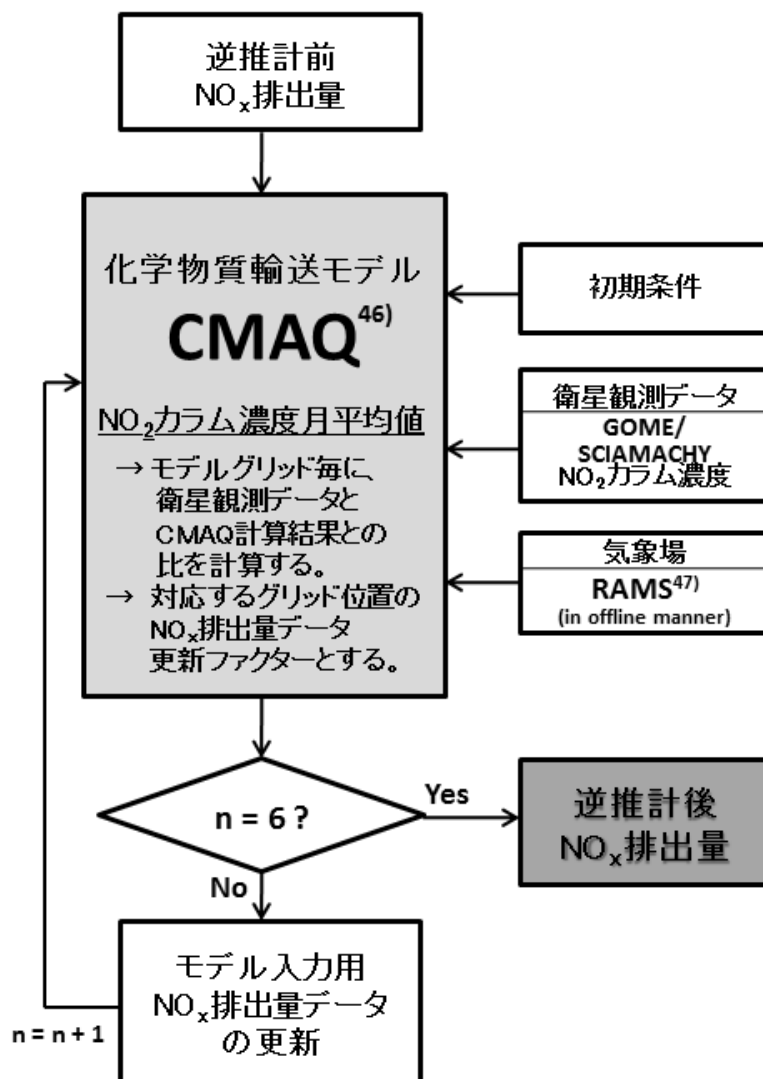
## 2) 衛星観測データと高度化された排出量逆推計モデル

1) で使用した簡易トップダウン型NO<sub>x</sub>排出量逆推計モデルは、計算量が比較的少なくて済むが、NO<sub>x</sub>の寿命が比較的長くなる冬季では、排出量の逆推計時に輸送の効果を無視している影響が大きくなり、誤差が無視できなくなる。よって、年間総排出量や季節変動について検証するためには、輸送も含めた全ての物理・化学過程が考慮された排出量逆推計モデルの結果を用いる必要がある。そこで本研究では、四次元変分法、カルマンフィルタ法などを用いた排出量逆推計モデルを開発している国際研究プロジェクトとの共同研究を実施し、REASv2の中国におけるNO<sub>x</sub>の年間総排出量、季節変動について検証を行った。また、近年はNMVOCの排出量逆推計モデルの開発も進められている。本研究では、その初期結果を用いて、REASv2の中国におけるNMVOCの排出量分布について検証を行った。表(1)-2に、本研究で実施した共同研究で使用された排出量逆推計モデルの概要と共同研究の担当者を示す。

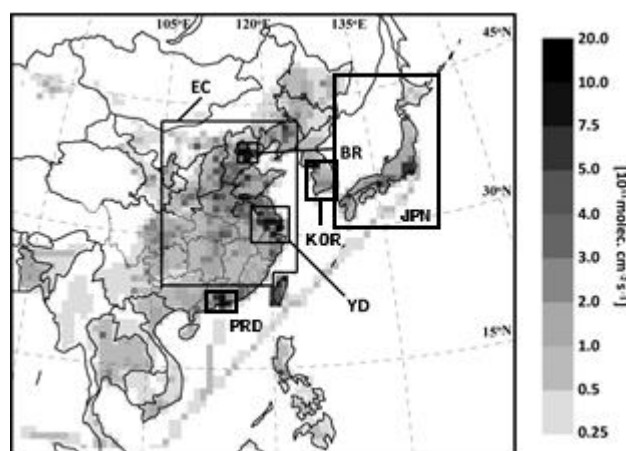
表(1)-2 高度化された排出量逆推計モデルの概要

物質	排出量逆推計モデル	観測データ	共同研究担当者*
NO <sub>x</sub>	全球化学輸送モデル IMAGESv2 +四次元変分法 <sup>48)</sup>	OMI衛星センサ NO <sub>2</sub> カラム濃度観測結果	T. Stavrakou Belgian Institute for Space Aeronomy
NO <sub>x</sub>	領域化学輸送モデル CHIMERE +カルマンフィルタ法 <sup>49)</sup>	OMI/GOME2衛星センサ NO <sub>2</sub> カラム濃度観測結果	B. Mijling Royal Netherlands Meteorological Institute
NMVOC	全球化学輸送モデル IMAGESv2 +四次元変分法 <sup>48)</sup>	GOME2衛星センサ HCHOカラム濃度観測結果	T. Stavrakou Belgian Institute for Space Aeronomy

※ GlobEmissionプロジェクト（6（1）参照）との共同研究。



図(1)-5 簡易トップダウン型NO<sub>x</sub>排出量逆推計モデルの全体構成



図(1)-6 簡易トップダウン型NO<sub>x</sub>排出量逆推計モデルの計算領域及び解析対象地域の定義 (EC : 中国東部、BR : 北京近辺、YD : 揚子江デルタ、PRD : 珠江デルタ、KOR : 韓国、JPN : 日本)



### (3) アジア域排出インベントリ REASv2をベースにした将来排出量の推計

本研究では、REASv2の2005年データを基準とし、S7-2-(3)で策定された、なりゆき社会 (BAU)、低炭素社会 (C50%)、低炭素+大気汚染対策社会 (C50%+A) の3シナリオにおける活動量と、REASv2をベースに設定された、2005年固定排出係数 (EF2005)、大気汚染対策排出係数 (EF\_A) の2シナリオの排出係数を組み合わせ、表(1)-3に整理された6つのシナリオを策定した。将来活動量については、各シナリオに対してAIMで計算された2005、2030年のデータをトレンド指標とし、REASv2の2005年の活動量を外挿した。排出係数は、まず、EF2005シナリオに対しては各国・地域について2005年の排出係数を適用した。EF\_Aシナリオについては、途上国と先進国 (日本、韓国、台湾) に分けて設定を行った。途上国については、日本の2005年ベースの排出係数を適用した。先進国については、自動車起源に対し、環境省による日本の将来排出量推計における設定<sup>50)</sup>から、平均の排出係数を計算した。その他の発生源に対しては、各活動量シナリオとEF2005シナリオによる2030年の排出量に、S7-3-(6)で使用された、CO<sub>2</sub> 450ppm安定化+大気汚染対策シナリオとCO<sub>2</sub> 450ppm安定化シナリオにおける各国の2030年の排出量の比率を、発生源毎に計算して乗じた。そして、以上により計算された各シナリオに対する将来排出量の結果を評価した。

表(1)-3 AIMの活動量、REASv2の排出係数設定による将来シナリオの組み合わせ\*

	活動量： なりゆき社会	活動量： 低炭素社会	活動量： 低炭素+大気汚染対策社会
2005年固定排出係数	BAU/EF2005	C50%/EF2005	C50%+A/EF2005
大気汚染対策排出係数	BAU/EF_A	C50%/EF_A	C50%+A/EF_A

※表(1)-3のBAU/EF2005などの表記は、4 (3) 本文及び引用される図中で使用される。

## 4. 結果及び考察

### (1) ボトムアップ型アジア域排出インベントリの高精度化 (REASv2の開発)

#### 1) アジアにおける大気汚染物質・地球温暖化関連物質の排出量

REASv2により推計されたアジア諸国の全対象物質の2008年の排出量と、アジア全域 (REASv2全対象領域) の2000-2008年の排出量を表(1)-4に整理した。また、アジア全域の2000-2008年の排出量について、領域別、発生源別の寄与を図(1)-7 (SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、CO、NMVOC、NH<sub>3</sub>)、図(1)-8 (PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>、BC、OC)、図(1)-9 (CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O、CO<sub>2</sub>) に示した。REASv2では、アジア全域の2008年の排出量 (2000年から2008年の排出量の増加率) は、SO<sub>2</sub> 56.9 Tg (+34%)、NO<sub>x</sub> 53.9 Tg (+54%)、CO 359.5 Tg (+34%)、NMVOC 68.5 Tg (+46%)、NH<sub>3</sub> 32.8 Tg (+17%)、PM<sub>10</sub> 36.4 Tg (+45%)、PM<sub>2.5</sub> 24.7 Tg (+42%)、BC 3.03 Tg (+35%)、OC 7.72 Tg (+21%)、CH<sub>4</sub> 182.2 Tg (+32%)、N<sub>2</sub>O 5.80 Tg (+18%)、CO<sub>2</sub> 16.0 Pg (+57%)と推計された。以下、個々の物質について、東アジア、東南アジアの排出状況をまとめる。なお、以降の文章中において、「その他の東アジア」と表記された場合、日本、韓国、北朝鮮、モンゴル、台湾の全てを含む地域とする。

#### a. SO<sub>2</sub>

東アジア域における2008年の排出量 (2000年から2008年の排出量の増加率) は、中国で33.5 Tg (+46%)、その他の東アジアで 1.6 Tg (-12%)、東南アジアで 4.2 Tg (+13%) である。アジア域最大のSO<sub>2</sub>排出国である中国からの寄与率は、2000-2008年の期間でアジア全域の54-62%であり、東アジア域のSO<sub>2</sub>総排出量のトレンドはほぼ中国によって決まっている。なお、この傾向は他の物質に

についても概ね同様である。中国のトレンドにおいて特徴的なのは、2000年から2006年まで排出量が増加した後、減少に転じた事であるが、これは石炭火力発電所への脱硫装置（FGD = Flue Gas Desulphurization）の導入が大幅に進んだためである。実際、中国のCO<sub>2</sub>の排出量は、2000年を基準として2005年は91%、2008年は149%まで増加しているのに対し、SO<sub>2</sub>は、2005年はCO<sub>2</sub>の場合と比較的近い71%であったが、2008年の増加率は20%と大幅に下回った。一方、産業部門の中国SO<sub>2</sub>排出量は増加傾向が続いている。東南アジア域の排出量は中国に比べれば小さいが、近年は増加傾向にある。排出量の比較的大きい国はインドネシア、タイで、2008年の東南アジア域における寄与率はそれぞれ43%、16%であった。日本、韓国、台湾のSO<sub>2</sub>総排出量は2000年から2008年でそれぞれ12%、15%、35%の減少を示した。日本では、産業部門の排出量が2000年から2004年にかけて若干増加した後、2005年より大きく減少した。2000年から2008年にかけて発電部門からの排出量が若干増加したが、民生その他部門からの排出量は逆に若干減少した。

#### b. NO<sub>x</sub>

東アジア域における2008年の排出量（2000年から2008年の排出量の増加率）は、中国で27.0 Tg (+89%)、その他の東アジアで 4.1 Tg (-14%)、東南アジアで 5.5 Tg (+56%) である。中国のNO<sub>x</sub>排出量は2002年から急激に増加している。その後、大規模発電所への低NO<sub>x</sub>バーナーの導入や、自動車の排ガス規制の効果により、2005年以降の増加率はやや抑えられているが、SO<sub>2</sub>に見られた劇的な効果は認められていない。産業部門の排出量は特に大幅に増加しており、自動車起源の排出量と比較して2000年は概ね近い値であったが、2008年ではほぼ倍となった。NO<sub>x</sub>排出量の中国からの寄与率は、2000-2008年の期間でアジア全域の41-50%とSO<sub>2</sub>の場合より小さいが、トレンドは逆に増加傾向にある。東南アジアでは、2005年以降に排出量が大きく増加したが、これはインドネシアにおける自動車台数の増加に対応している。2008年の東南アジアにおけるNO<sub>x</sub>排出量は、約50%がインドネシア、15%がタイ、11%がマレーシアからとなっている。日本、韓国、台湾については、SO<sub>2</sub>の場合と同様に総排出量が2000年から2008年で減少した。日本の排出量は、2000年から2004年にかけてはほぼ横ばいであったが、2005年以降に自動車起源排出量が減少した。アジア域のNO<sub>x</sub>排出量では、燃料燃焼に加え、土壌も重要な発生源である。年間総排出量の寄与率は、中国で7-11%、その他の東アジアで3-4%、東南アジアで10-16%であるが、土壌起源NO<sub>x</sub>排出量は夏に大きなピークを持っており、また、他の人為発生源からの寄与が相対的に低い田舎地域で排出量が大きいと考えられるため、その重要性は季節と場所に依存する。

#### c. CO

東アジア域における2008年の排出量（2000年から2008年の排出量の増加率）は、中国で202.0 Tg (+42%)、その他の東アジアで 12.3 Tg (-15%)、東南アジアで 48.3 Tg (+34%) である。中国からの寄与率は半分を超えており、2000-2008年の期間でアジア全域の53-57%であった。2000年の中国では、産業、自動車、民生その他が主要な発生源であり、2008年でもその構造は基本的には同様だが、特に産業起源の増加率が大きく、鉄鋼、コークス、セメント、レンガなどの生産量の大幅な増加に伴い、2008年の排出量は2000年の倍以上となった。民生その他起源の排出量は、2000年から2006年にかけてやや増加した後減少傾向となったが、これは民生部門における石炭やバイオマス燃料の消費量が減少傾向にあるためである。2008年の自動車起源排出量は2000年より低くなっているが、これは自動車排ガス規制の効果による。なお、セメント工場からのCO排出量の増加率は抑えられてきているが、これはセメント工場で使用される窯について、シャフトキルンからロ

一タリーキルンへの代替が進んできたためである。東南アジアについては、アジア全域に対する寄与率は2000-2008年でアジア全域の13-14%であり、国別の寄与はインドネシアが最も大きく（約47%）、タイとベトナムが続いている（16-17%）。発生源としては、排出量に対する寄与が最も大きいのは民生その他におけるバイオマス燃焼である。しかし、2000年から2008年にかけての排出量の増加率が最も大きいのは自動車部門であり、倍以上の増加を示した。日本、韓国、台湾のCO排出量は、2000年から2008年にかけて、それぞれ28%、23%、34%減少しているが、これらの国の発生源は大部分が自動車であり、2000-2008年の期間、排出量は単調減少した。

#### d. NMVOC

東アジア域における2008年の排出量（2000年から2008年の排出量の増加率）は、中国で27.1 Tg (+71%)、その他の東アジアで 3.1 Tg (-17%)、東南アジアで 15.0 Tg (+47%) である。2000-2008年における地域別の寄与率は、中国でアジア全域の34-40%、東南アジアで21-22%となっており、東南アジアからの寄与率も比較的高い。中国の2000年においては、燃料の蒸発を含む自動車起源排出量の寄与が最大（約45%）であり、溶剤・ペンキ使用と民生その他がそれぞれその半分程度の寄与であった。2000-2008年の期間において、自動車起源排出量は増加しているが、排ガス規制の効果により増加率は抑えられている。一方、溶剤・ペンキ使用起源の排出量は大幅に増加しており、2008年においては自動車起源の排出量を凌駕した。民生その他起源の排出量は、バイオマス燃料消費量に依存しており、2000年から2005年にかけてやや増加した後、2006年以降減少傾向を示している。東南アジアでは、2000年は民生その他からの寄与が最大で約35%、次いで自動車起源であったが、2000-2008年における増加率は自動車起源が最も大きく、2008年の総排出量に対する割合は42%となった。国別では、インドネシアが約半分、タイが約14%、マレーシアとベトナムがそれぞれ約11%を占めている。日本、韓国、台湾については、他の物質と異なりトレンドに違いが見られている。日本の排出量は自動車と溶剤・ペンキ使用起源が大部分を占めており、2000年から2008年にかけて35%単調に減少した。韓国の排出量は特に溶剤・ペンキ使用起源の排出量が増加し、総排出量もやや増加した。台湾は発生源毎に増減のトレンドが異なっているが、総排出量のトレンドは小さかった。

#### e. NH<sub>3</sub>

東アジア域における2008年の排出量（2000年から2008年の排出量の増加率）は、中国で14.8 Tg (+18%)、その他の東アジアで 1.1 Tg (-2%)、東南アジアで 4.2 Tg (+19%) である。NH<sub>3</sub>の主要発生源は農業関連であり、アジア全域においては、55-58%が施肥土壌を、約20%が家畜糞尿管理を起源としている。2000-2008年における地域別の寄与率は、中国でアジア全域の約45%、東南アジアで約13%である。東アジアのNH<sub>3</sub>排出量の年々変動は、基本的に肥料投入量の年々変動に依存した。中国では、2000年から2002年にかけて増加し、その後2004年まで若干減少した後、2005年から再び増加している。東南アジアでは、2001年から2004年にかけて排出量が急増するが、その後の年々変動は小さい。その他の発生源については、不確実性は大きいと考えられるが、便槽からの寄与はアジア全域で約13%とやや大きい。一方人間の汗・呼吸の寄与は約3%と比較的小さい。日本、台湾、韓国の先進国においても、NH<sub>3</sub>の主要発生源は農業活動となっている。2000年から2008年にかけて、日本の排出量は約10%減少し、台湾は約18%増加した。韓国の2000年と2008年の排出量はほぼ近い値となったが、年々の変動は比較的大きい。これらの国についてもトレンドの要因は主に肥料投入量の年々変動となっている。

表(1)-4 アジア各国の大気汚染物質、地球温暖化関連物質の2008年の排出量(Gg yr<sup>-1</sup>)。Asia (REASv2 全対象領域) について、2000-2008各年の排出量、2008年と2000年の排出量の比率も示す。

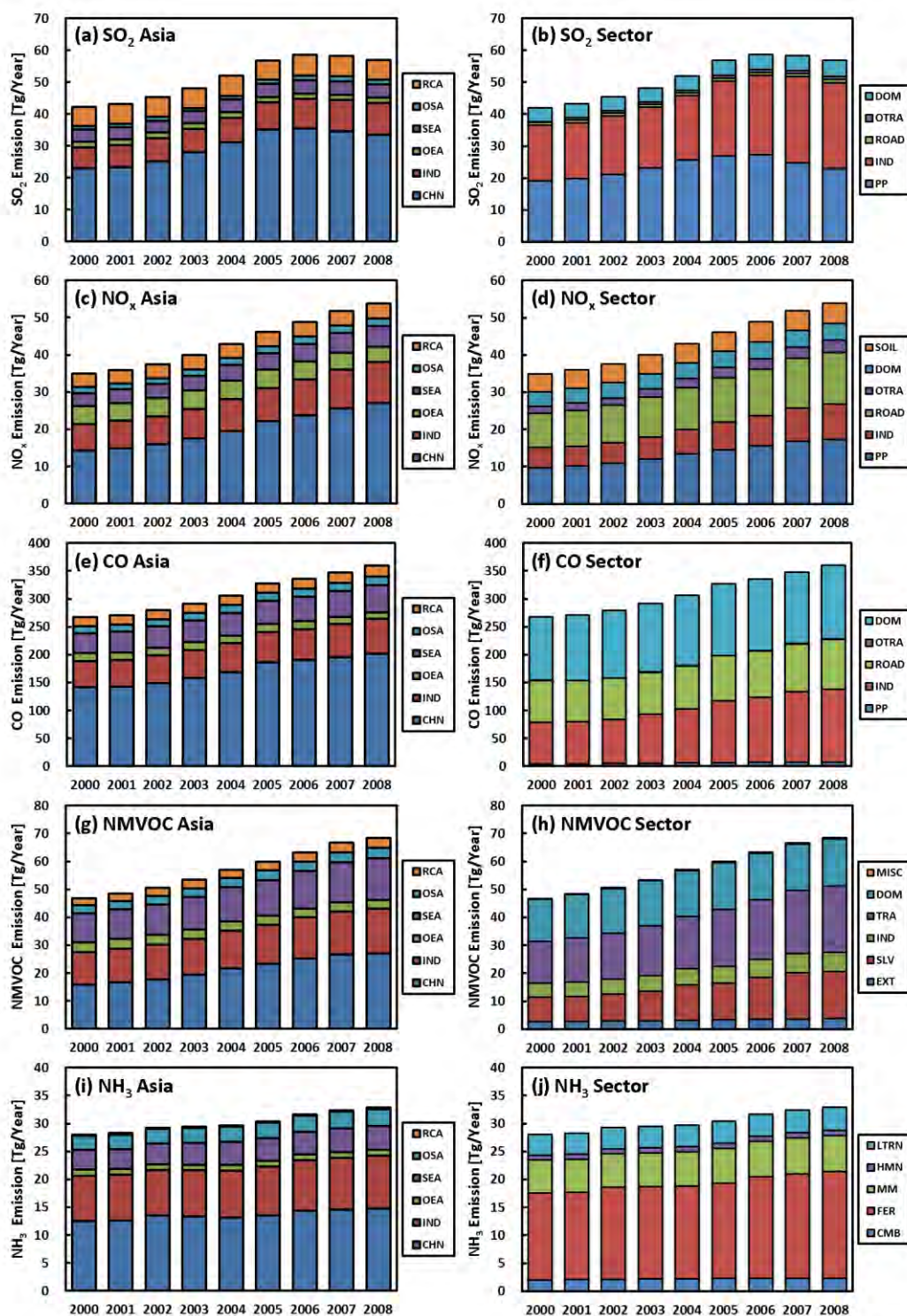
Country	SO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub> <sup>a</sup>	CO	NMVOC	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
China	33457	26969	201967	27098	21606	14514
Japan	761	2207	5029	1317	130	94
Korea, Rep of	417	1059	690	857	110	56
Korea, DPR	226	288	5137	158	291	128
Mongolia	73	136	661	46	78	33
Taiwan	128	442	740	687	86	54
Brunei	11	11	6	31	1	1
Cambodia	31	73	1007	207	58	55
Indonesia	1808	2817	22499	7316	1327	997
Laos	140	61	386	82	24	22
Malaysia	357	619	3454	1680	210	132
Myanmar	54	196	2651	724	160	152
Philippines	436	349	2286	842	169	114
Singapore	177	114	156	310	7	5
Thailand	678	851	8208	2144	483	267
Vietnam	520	458	7671	1660	650	520
Bangladesh	126	434	2444	758	313	218
Bhutan	4	18	283	46	23	19
India	10077	11061	61803	15946	6651	4884
Nepal	30	104	2080	425	146	135
Pakistan	1133	1160	8596	1978	570	529
Sri Lanka	111	141	1313	372	138	106
Afghanistan	3	207	387	122	18	17
Maldives	3	10	146	8	0	0
Far East	349	633	2599	298	228	122
East Siberia	1600	671	2782	387	385	204
West Siberia	639	965	5920	1284	479	274
Ural	1492	432	4011	586	1088	618
Kazakhstan	1409	756	2885	522	439	220
Kyrgyzstan	34	50	300	41	69	31
Tajikistan	15	36	194	29	24	14
Turkmenistan	57	248	371	232	60	28
Uzbekistan	560	300	860	307	374	165
Asia 2000	42315	34915	267431	46787	25088	17445
Asia 2001	43193	35922	270518	48412	25904	18059
Asia 2002	45361	37463	279525	50537	26925	18886
Asia 2003	48123	39933	291557	53370	28423	19905
Asia 2004	51973	42944	305790	57090	30305	21113
Asia 2005	56862	46124	327213	59889	32174	22337
Asia 2006	58659	48795	335547	63310	33923	23350
Asia 2007	58285	51833	347743	66710	35819	24446
Asia 2008	56913	53875	359525	68501	36397	24729
Asia 2008/2000	1.34	1.54	1.34	1.46	1.45	1.42

<sup>a</sup>Gg-NO<sub>2</sub> yr<sup>-1</sup>.

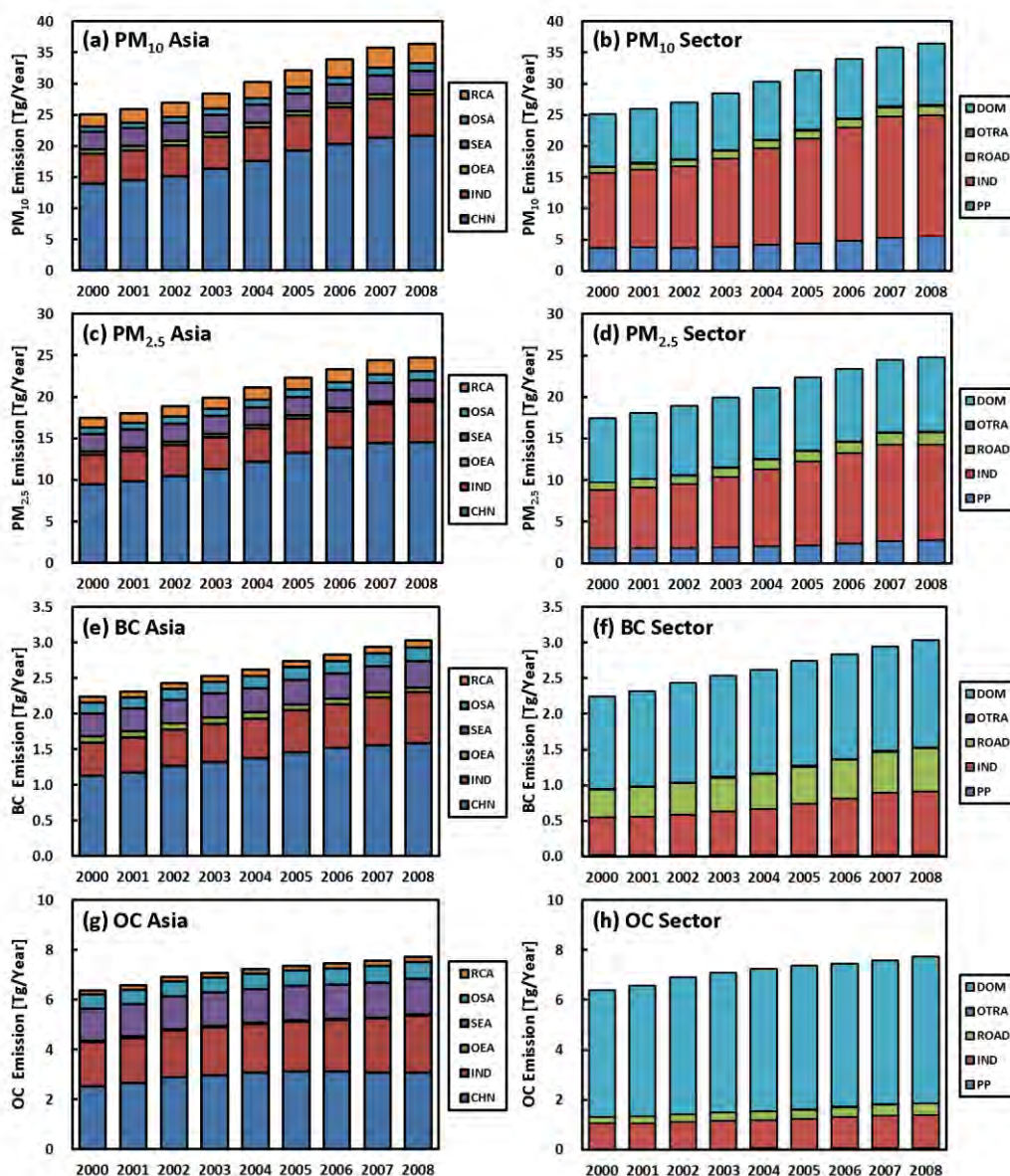
表(1)-4 続き

Country	BC	OC	NH <sub>3</sub>	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	CO <sub>2</sub> <sup>b</sup>
China	1589	3081	14844	75975	2661	8814
Japan	26	10	483	1992	81	1192
Korea, Rep of	13	9	190	1171	82	532
Korea, DPR	15	18	106	664	19	78
Mongolia	1	2	120	465	36	12
Taiwan	11	6	160	385	29	271
Brunei	0	0	8	544	2	8
Cambodia	11	43	126	768	22	17
Indonesia	179	682	1743	11398	219	573
Laos	4	16	84	353	12	6
Malaysia	15	34	238	2733	49	206
Myanmar	31	123	421	3146	65	48
Philippines	14	68	415	1708	66	103
Singapore	1	1	11	66	3	40
Thailand	33	142	580	4347	92	280
Vietnam	83	312	572	3909	68	206
Bangladesh	32	117	936	3957	111	76
Bhutan	3	13	43	141	11	4
India	713	2286	9421	29431	1721	2103
Nepal	26	102	245	852	42	33
Pakistan	108	374	1595	4925	301	245
Sri Lanka	16	59	125	376	14	29
Afghanistan	7	9	137	368	45	2
Maldives	0	0	0	3	0	2
Far East	19	23	19	627	4	109
East Siberia	12	19	23	1441	5	170
West Siberia	29	50	41	19697	10	310
Ural	18	73	22	3682	5	172
Kazakhstan	12	28	41	3980	8	208
Kyrgyzstan	2	3	13	77	1	7
Tajikistan	1	1	15	82	1	4
Turkmenistan	2	3	14	1470	5	48
Uzbekistan	3	11	55	1491	10	128
Asia 2000	2240	6385	28013	137694	4928	10226
Asia 2001	2311	6571	28246	140022	4964	10476
Asia 2002	2433	6908	29263	145159	5074	11001
Asia 2003	2533	7075	29455	152874	5124	11708
Asia 2004	2618	7238	29686	159960	5207	12582
Asia 2005	2740	7369	30410	166577	5351	13626
Asia 2006	2832	7457	31649	172087	5595	14546
Asia 2007	2942	7573	32340	174669	5699	15501
Asia 2008	3029	7719	32843	182224	5804	16036
Asia 2008/2000	1.35	1.21	1.17	1.32	1.18	1.57

<sup>b</sup>Tg yr<sup>-1</sup>.



図(1)-7 アジアにおける (a/b) SO<sub>2</sub>、(c/d) NO<sub>x</sub>、(e/f) CO、(g/h) NMVOC、(i/j) NH<sub>3</sub>排出量のトレンド。左：地域別（CHN：中国、IND：インド、OEA：その他の東アジア、SEA：東南アジア、OSA＝インドを除く南アジア、RCA＝中央アジア及びアジア域ロシア）、右：セクター別（PP：発電所、IND：産業、ROAD：自動車、OTRA：その他輸送、DOM：民生その他、SOIL：土壌、EXT：化石燃料漏出、SLV：溶剤・ペンキ使用、TRA：輸送、MISC：その他、CMB：燃料燃焼、FER：施肥土壌、MM：家畜糞尿管理、HUMAN：人間、LTRN：便槽）



図(1)-8 アジアにおける (a/b) PM<sub>10</sub>、(c/d) PM<sub>2.5</sub>、(e/f) BC、(g/h) OC排出量のトレンド。左：地域別（CHN：中国、IND：インド、OEA：その他の東アジア、SEA：東南アジア、OSA=インドを除く南アジア、RCA=中央アジア及びアジア域ロシア）、右：セクター別（PP：発電所、IND：産業、ROAD：自動車、OTRA：その他輸送、DOM：民生その他）

#### f. エアロゾル（PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>、BC、OC）

東アジア域のPM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>排出量のトレンドや、領域、発生源毎の寄与率は比較的近い。東アジア域における2008年のPM<sub>10</sub>/PM<sub>2.5</sub>排出量（2000年から2008年の排出量の増加率）は、中国で21.6/14.5 Tg (+54%/+53%)、その他の東アジアで 0.7/0.4 Tg (-3%/-9%)、東南アジアで 3.1/2.3 Tg (+11%/+7%)である。中国においては、産業部門からの寄与率が最も高く、PM<sub>10</sub>で55-63%、PM<sub>2.5</sub>で46-57%であり、排出量も2000年から2008年にかけて、それぞれ約75%、87%増加した。特に、鉄鋼、コークス、非鉄金属製造に伴うPM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>の排出量が増加している。一方、セメント製造起源については、

セメント生産量は2000年から2008年にかけて大幅に増加しているのに対し、PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>の排出量は減少した。これは、COの場合と同様、セメント製造工場で使用されている窯について、シャフトキルンからロータリーキルンへの代替が進んでいるためである。民生その他起源の排出量は、2000年から2005年にかけて増加した後、減少傾向に転じた。これは、主に民生部門における石炭及びバイオマス燃料消費量の経年トレンドによるものである。東南アジアにおいては、他の物質の場合と同様に最大の排出国はインドネシアであるが、次いで排出量が多い国はベトナムであり、PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>それぞれの寄与率は18-21%、20-23%であった。これは、ベトナムのバイオマス燃料の消費量が比較的大きいため、民生その他におけるバイオマス燃料燃焼が総排出量に占める割合は、PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>それぞれで約60%、約70%となっている。インドネシアも最大の発生源は民生その他であるが、マレーシア、タイは産業部門であった。

東アジア域における2008年のBC排出量(2000年から2008年の排出量の増加率)は、中国で1.59 Tg(+40%)、その他の東アジアで 0.07 Tg(-26%)、東南アジアで 0.37 Tg(+18%) である。中国の排出量は、2000年においては民生その他起源の寄与が50%以上を占めていたが、産業起源の排出量が増加し、2008年では、産業、民生その他起源の排出量の寄与率がほぼ同じレベル(約45%)となっている。自動車起源のBC排出量が占める割合は、PM<sub>2.5</sub>よりは高いが、産業、民生その他起源に比べると低い(約11%)。東南アジアにおいては、インドネシア、ベトナムのBC排出量はPM<sub>2.5</sub>の場合と同様主に民生その他におけるバイオマス燃料燃焼を起源としているが、タイとマレーシアでは、半分以上が自動車起源であった。

OC排出量については、東アジア域における2008年のOC排出量(2000年から2008年の排出量の増加率)は、中国で3.08 Tg(+22%)、その他の東アジアで 0.05 Tg(-14%)、東南アジアで 1.42 Tg(+9%)となった。OCの発生源の構成は他のエアロゾル物質と異なっており、排出量の大きい中国、インドネシア、ベトナムをはじめ、アジア諸国のほとんどにおいて、排出量の大部分はバイオマス燃料燃焼起源である。バイオマス燃料の消費量が比較的小さいタイの主要発生源は産業部門、マレーシアは産業部門及び自動車であった。

日本のエアロゾル排出量は2000年から2008年にかけて、ほぼコンスタントに減少している。減少率はPM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>、BC、OCそれぞれについて29%、32%、45%、39%であり、減少の要因はほぼ自動車起源排出量であった。PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>については、産業部門、民生その他部門からの寄与分も存在するが、排出量の年々変動は小さい。韓国のPM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>排出量は、2000年から2006年まではほぼ横ばいであったが、2007年にかけて産業部門の排出量が大きく増加した。BC及びOCについては、発生源の大部分は自動車であり、2000年から2004年にかけて増加したが、2005年以降は減少している。その結果、2008年の排出量は2000年より若干小さくなった。台湾のPM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>については、産業部門からの排出量が2000年から2003年にかけて増加した後急激に減少した。一方、自動車起源排出量はほぼ逆の傾向を示し、総排出量は2000年から2008年にかけてやや減少するという傾向を見せた。BC及びOCについても類似のトレンドを示したが、排出量の大部分は自動車起源であり、変動はPM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>に比べて小さかった。

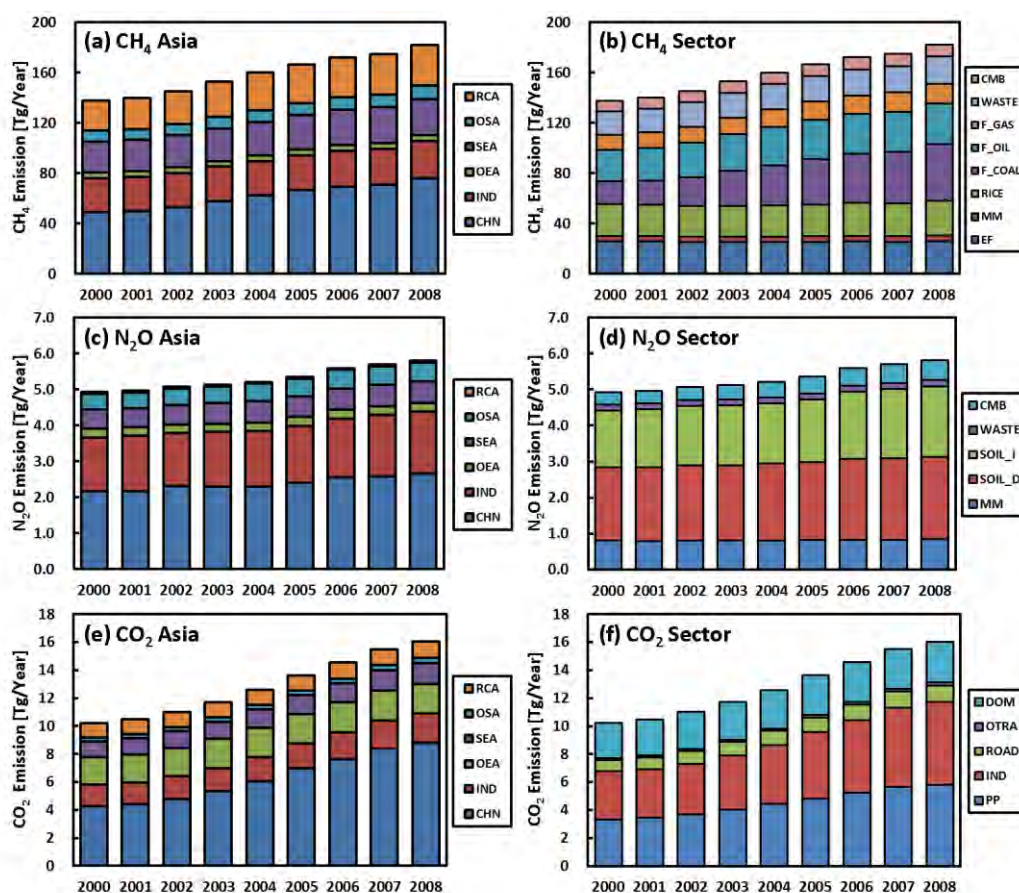
#### g. 地球温暖化ガス (CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O、CO<sub>2</sub>)

東アジア域における2008年のCH<sub>4</sub>排出量(2000年から2008年の排出量の増加率)は、中国で76.0 Tg(+56%)、その他の東アジアで 4.7 Tg(+3%)、東南アジアで 29.0 Tg(+18%) である。2000-2008年の期間で、中国からの寄与率はアジア全域の35-42%、東南アジアからの寄与度は16-18%であっ



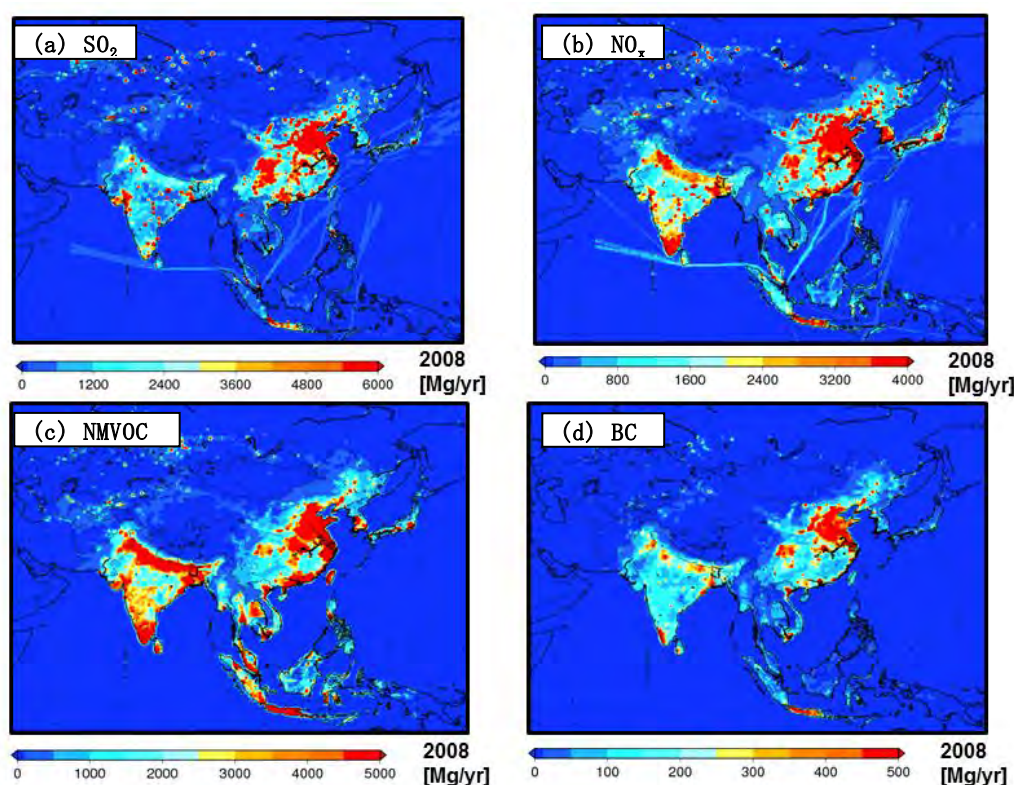
た。CH<sub>4</sub>の主要発生源は、化石燃料生産・加工からの漏出と農業活動である。中国の排出量は2000年から2008年にかけて増加しているが、主な原因は石炭採掘である。中国の炭鉱は主に露天掘りであり、CH<sub>4</sub>の排出係数は大きい。化石燃料（石油・ガス）生産・加工からの漏出に伴うCH<sub>4</sub>排出については、東南アジアにおいて比較的大きな寄与率が見積られた（約36%）。しかし、東南アジアで最も重要な発生源は農業活動（家畜の腸内発酵、稲作）起源であり、総排出量の約47%を占めている。日本、韓国、台湾における主要なCH<sub>4</sub>発生源は、廃棄物・廃水処理であり、それぞれ総排出量の約48%、44%、65%を占めているが、これらの国のCH<sub>4</sub>排出量の年々変動は小さい。

東アジア域における2008年のN<sub>2</sub>O排出量（2000年から2008年の排出量の増加率）は、中国で2.66 Tg (+23%)、その他の東アジアで 0.25 Tg (-2%)、東南アジアで 0.60 Tg (+13%) である。2000-2008年の期間で、中国からの寄与率はアジア全域の約45%であった。アジア域では、排出量の大部分は農業起源によるものであり、土壌からの直接排出が約41%、土壌からの間接排出が約33%、家畜糞尿管理が約15%となっている。日本及び韓国においては、産業プロセスや自動車からの寄与も他のアジア諸国に比べれば大きいですが、全体的には農業起源からの寄与の方が大きい。



図(1)-9 アジアにおける (a/b) CH<sub>4</sub>、(c/d) N<sub>2</sub>O、(e/f) CO<sub>2</sub>排出量のトレンド。左：地域別（CHN：中国、IND：インド、OEA：その他の東アジア、SEA：東南アジア、OSA＝インドを除く南アジア、RCA＝中央アジア及びアジア域ロシア）、右：セクター別（EF：家畜腸内発酵、MM：家畜糞尿管理、RICE：稲作、F\_COAL、F\_COIL、F\_GAS：化石燃料漏出（石炭、石油、ガス）、WASTE：廃棄物、CMB：燃料燃焼、SOIL\_D、SOIL\_I：土壌（直接排出、間接排出）、PP：発電所、IND：産業、ROAD：自動車、OTRA：その他輸送、DOM：民生その他）

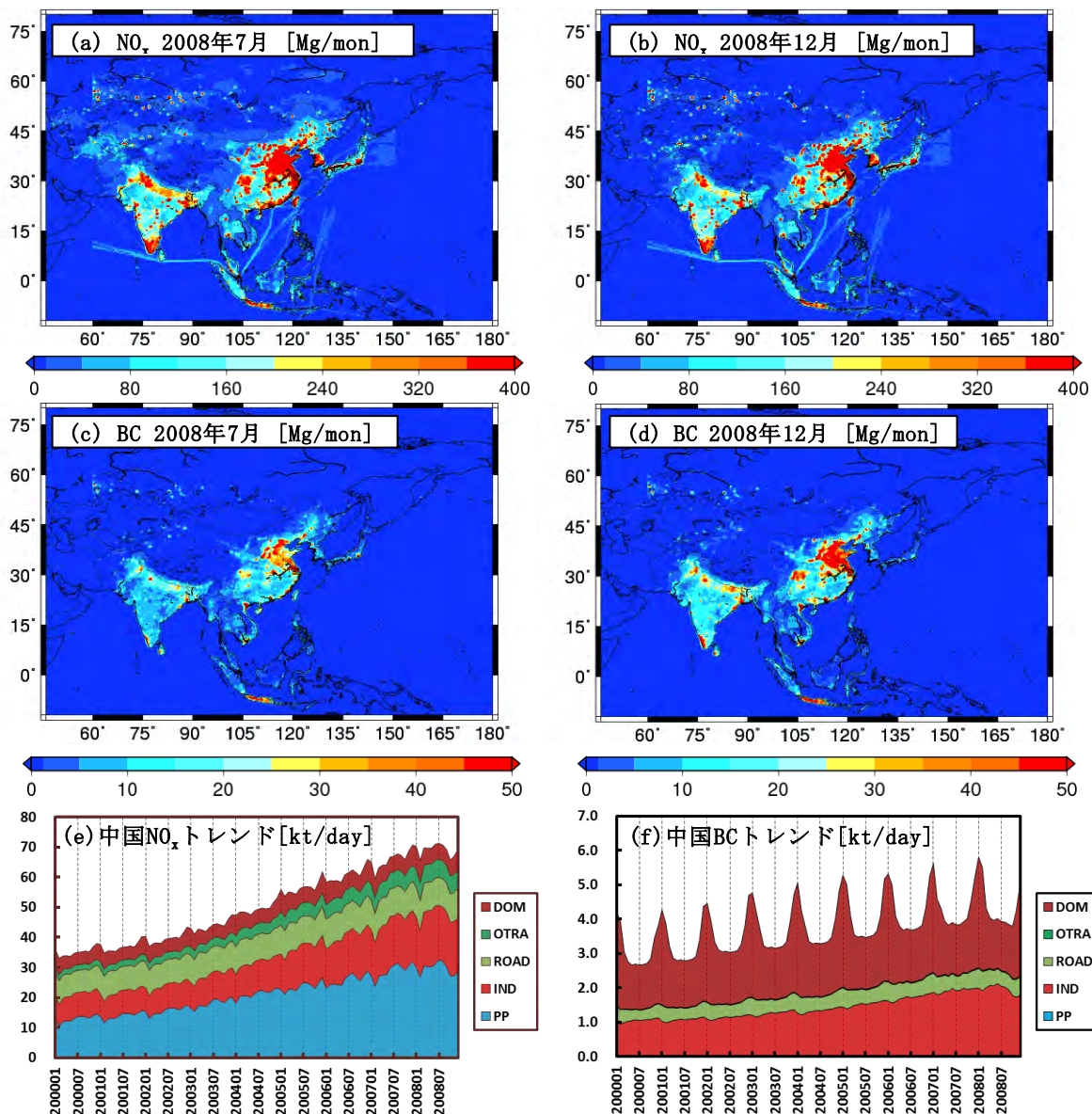
東アジア域における2008年のCO<sub>2</sub>排出量（2000年から2008年の排出量の増加率）は、中国で8.8 Pg (+107%)、その他の東アジアで 2.1 Pg (+6%)、東南アジアで 1.5 Pg (+33%) である。中国の増加率はアジア諸国の中でも群を抜いており、アジア全域に対する寄与率は、2000年では42%であったが、2008年では55%まで増加した。中国の主要な発生源は石炭燃焼で、全体の約55%を占めている。一方、バイオマス燃料燃焼からの寄与率は、2000年は約13%であったが、2008年は約7%まで減少した。東南アジアの主要な発生源は石油及びガスの燃焼で、寄与率は全体の46-51%である。また、中国に比べてバイオマス燃料燃焼の寄与率も大きく、25-30%を占めている。日本のCO<sub>2</sub>排出量は2000年から2008年にかけて微増にとどまっており、韓国、台湾はそれぞれ約19%、約18%増加した。これらの国の発電部門からのCO<sub>2</sub>排出量は単調増加の傾向を示していたが、日本と台湾については2008年に減少した。この2008年の減少はリーマンショックの影響によるものと考えられる。



図(1)-10 アジア域年間排出量分布（2008年）。(a) SO<sub>2</sub>、(b) NO<sub>x</sub>、(c) NMVOC、(d) BC

## 2) 水平分布

図(1)-10は、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、NMVOC、BCの2008年における排出量分布を示したものである。排出量の大きい領域が、中国東部、四川省付近、珠江デルタ付近、ヒンドゥスターン平野（Indo-Gangetic Plain：北インド、パキスタン、バングラデッシュ、ネパールにまたがる平野）、インド南部、インドネシアに広がっている。これらは、アジアの中でも人口が多く、経済活動、産業活動が盛んな地域である。なお、ここでは図は割愛しているが、NH<sub>3</sub>、CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>Oでは、中国南部やインドの田舎地域での排出量が比較的大きい。これは農業活動を起源とする排出量によるものである。また、CH<sub>4</sub>については、ウラル、西シベリア、東南アジアに比較的大きな地域が存在するが、これらの排出量は、主に化石燃料の漏出を起源とするものである。



図(1)-11 アジア域月間排出量分布 (a) NO<sub>x</sub> 2008年7月、(b) NO<sub>x</sub> 2008年12月、(c) BC 2008年7月、(d) BC 2008年12月及び、中国セクター別人為起源月間排出量のトレンド (e) NO<sub>x</sub>、(f) BC (PP：発電所、IND：産業、ROAD：自動車、OTRA：その他輸送、DOM：民生その他)。なお、(a)、(b)には土壌起源NO<sub>x</sub>排出量が含まれているが、(e)には含まれていない。(e)、(f)は各月の日数による変動を除外するため一日あたりの排出量がプロットされている。

### 3) 季節変動

図(1)-11は、NO<sub>x</sub>、BCの7月、12月の排出量分布と、中国における人為起源のNO<sub>x</sub>、BCのセクター別月間排出量のトレンドを示したものである。中国の発電所、産業起源の排出量は全体的には1月から12月にかけて増加している。例外は2008年で、夏以降に排出量が減少しているが、これはリーマンショックによる経済・産業活動の停滞が要因と考えられる。発電所起源排出量は、夏に小さなピークが存在するが、これは冷房用の電力需要のために燃料消費量が増加したためと考えられる。一方、2月には排出量の極小が見られるが、これは春祭（旧正月の休暇）により産業活動

が低下する事に対応する。民生その他部門については、特に北部で冬に極大・夏に極小の季節変動が顕著となるが、これは、冬季に暖房用に消費する燃料が増加する事を想定しているためである。自動車については、始動時排出量を考慮しているため、冬季にやや排出量が高めとなるが、季節変動の振幅は小さい。物質別に見ると、人為起源のNO<sub>x</sub>は発電所、産業起源の排出量が季節変動を支配しており、振幅は比較的小さい。SO<sub>2</sub>、CO<sub>2</sub>排出量にはNO<sub>x</sub>と類似の傾向が見られている。一方、BCは季節変動が顕著であり、これは民生その他起源の排出量の寄与率が大きいためである。排出構成が比較的BCに近いCO、PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>、OC排出量においても類似の季節変動が見られている。NO<sub>x</sub>については、図(1)-11a、bの排出量分布を見ると夏の排出量が比較的大きい。これは先に述べた発電所起源排出量の夏ピークによるものではなく、土壌起源排出量が要因である。中国の土壌起源排出量は、総NO<sub>x</sub>排出量の10%程度であるが、季節変動の振幅は極めて大きく（平均月間排出率：1月 0.01、7月 0.21）、NO<sub>x</sub>排出量の季節変動に与える影響は大きい。なお、REASv2では、情報が存在する限られた国・地域及び発生源についてのみ季節変動を考慮しており、それ以外は一定フラックスを想定している。農業起源NH<sub>3</sub>、CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O排出量、蒸発起源NMVOC排出量、燃料漏出起源CH<sub>4</sub>、NMVOC排出量などの季節変動の考慮は、REASv2の重要な課題点の一つである。また、週内変動、日内変動の考慮についても、今後の課題となっている。

表(1)-5 中国、インド、その他の地域<sup>a</sup>における排出量の不確実性[%]

	SO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	CO	NMVOC	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	BC	OC	CO <sub>2</sub>
<b>China</b>									
Power plants	±41	±68	±55	±51	±92	±91	±77	±69	±48
Industry	±50	±60	±123	±118	±146	±169	±172	±207	±33
Road	±43	±48	±59	±90	±89	±89	±111	±121	±31
Other TRA <sup>b</sup>	±59	±86	±133	±114	±185	±168	±197	±190	±52
Domestic	±60	±99	±174	±229	±244	±257	±297	±316	±103
Solvent use	-	-	-	±127	-	-	-	-	-
Total	±31	±37	±86	±78	±114	±133	±176	±271	±31
<b>India</b>									
Power plants	±46	±72	±51	±80	±88	±86	±86	±93	±42
Industry	±43	±64	±118	±202	±180	±201	±259	±304	±46
Road	±40	±68	±83	±142	±94	±94	±116	±104	±34
Other TRA <sup>b</sup>	±51	±91	±126	±144	±187	±189	±229	±242	±56
Domestic	±66	±179	±192	±248	±255	±259	±300	±304	±134
Solvent use	-	-	-	±150	-	-	-	-	-
Total	±32	±49	±114	±137	±120	±145	±178	±233	±49
<b>Others<sup>a</sup></b>									
Power plants	±47	±63	±104	±76	±65	±67	±114	±135	±35
Industry	±51	±64	±167	±157	±222	±217	±235	±268	±41
Road	±52	±69	±103	±119	±100	±100	±134	±126	±35
Other TRA <sup>b</sup>	±63	±91	±126	±140	±185	±187	±222	±221	±69
Domestic	±80	±163	±208	±257	±302	±304	±351	±354	±125
Solvent use	-	-	-	±154	-	-	-	-	-
Total	±35	±47	±131	±111	±194	±208	±257	±286	±44

a. 日本、韓国、台湾は含まれていない。

b. Other TRA : Other Transport

#### 4) 不確実性

表(1)-5に、中国、インド、その他の地域に対し、主要発生源別に計算された排出量の不確実性を示す。中国/インド/その他の地域の総排出量に対する不確実性はSO<sub>2</sub> : ±31/32/35%、NO<sub>x</sub> : ±37/49/47%、CO : ±86/114/131%、NMVOC : ±78/137/111%、PM<sub>10</sub> : ±114/120/194%、PM<sub>2.5</sub> : ±133/145/208%、BC : ±176/178/257%、OC : ±271/233/286%となった。一般的に、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、CO<sub>2</sub>といった、主要発生源が完全燃焼となる物質の不確実性は比較的小さく、エアロゾル物質の様に、主要発生源が不完全燃焼となる物質の不確実性は比較的大きい。活動量については、国際統計資料に詳細なデータの存在する化石燃料、主要工業製品生産量などの不確実性は比較的小さい。また、大規模発電所については個別の詳細な情報が存在しており、不確実性は更に小さくなる。一方、バイオマス燃料は、トレンドデータが存在するのは総消費量のみで、薪、農業残差物、動物の糞への分配率はREASv1のデータに従っているため、化石燃料よりも不確実性は大きい。これが、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、CO<sub>2</sub>とエアロゾル物質の不確実性の差を更に拡大している。特にOCの不確実性が大きいのは、排出量の大部分がバイオマス燃料の燃焼によるためである。また、ほとんどの物質について、中国、インド、その他の地域の順に不確実性が大きくなっている。これは、排出係数、除去率などの設定について、中国に対しては比較的多く入手された新しい情報に基づいているが、インド、その他の地域の順に、より限られた情報の中で設定せざるを得なかった事に対応している。

REASv1では不確実性の定量評価がなされていないため、直接の比較はできないが、REASv2は、手法、活動量、パラメータについてREASv1をデフォルトとし、手法の詳細化と活動量・パラメータの最新の情報に基づく更新を実施したため、REASv1に比べ、データの質は大幅に向上している。しかし、特定の国・地域の状況に適した活動量・排出係数に関する情報や、道路網・工場位置に関する情報など発生源分布に関わるデータについては更なる調査が必要であり今後の課題である。

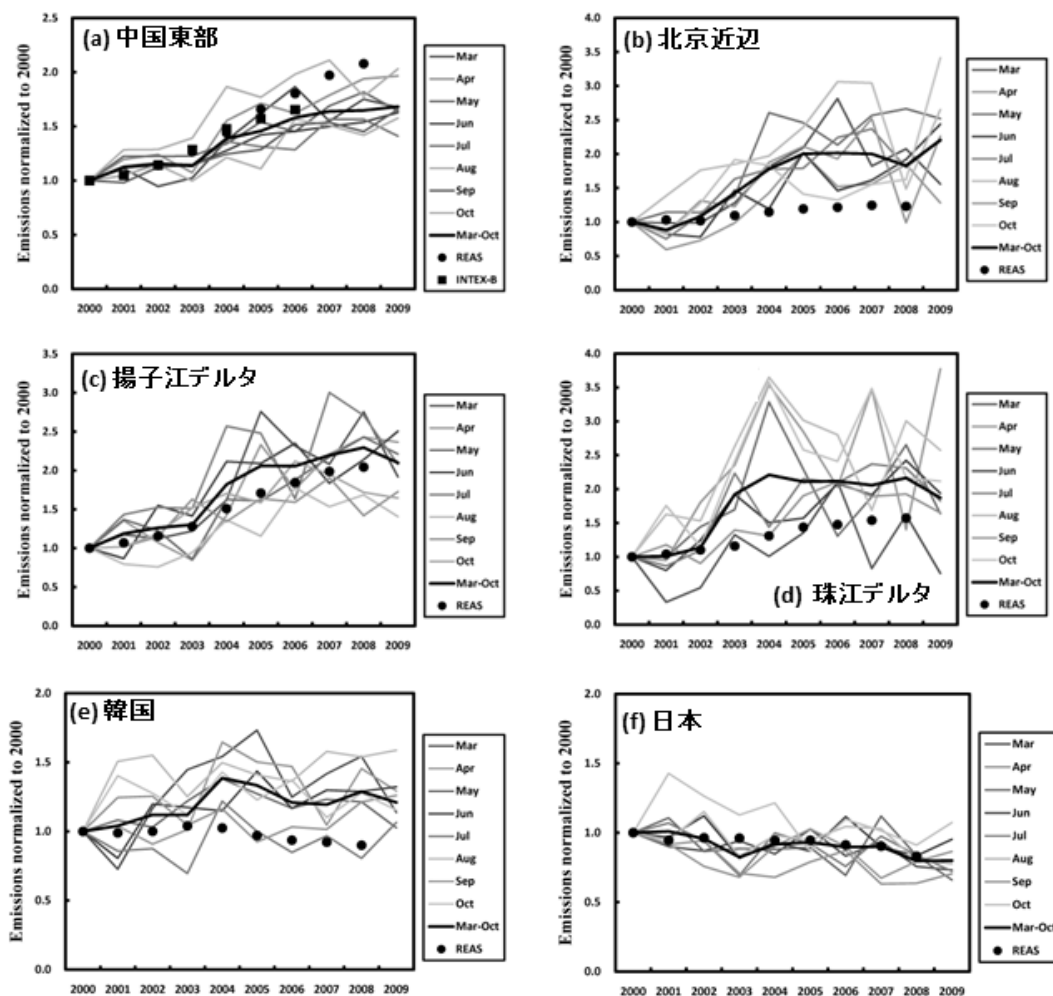
#### 5) データの公開

これまでに作成されてきたアジア域の排出インベントリでは、総排出量のグリッドデータや、大きなカテゴリにまとめられた排出量のテーブルデータが公開されてきた。それらのデータは、大気モデルの入力データとして活用されてきたが、発生源対策とその効果を検討するためには、情報が十分ではない。そこで、REASv2では、グリッドデータは主要な発生源毎に、テーブルデータは各国・地域の詳細な発生源毎に作成し、データ公開ウェブサイトを用意して一般に公開した。URLは、<http://www.nies.go.jp/REAS>である。また、REASv2の詳細については、Kurokawa et al. (2013)<sup>51)</sup>にまとめられている。

### (2) 衛星観測データと排出量逆推計モデルによるアジア域排出インベントリ REASv2の検証

#### 1) 簡易トップダウン型NO<sub>x</sub>排出量逆推計モデルによるトレンドの検証

図(1)-12 は、中国東部、北京近辺、揚子江デルタ、珠江デルタ、韓国、日本について、簡易トップダウン型NO<sub>x</sub>排出量逆推計モデルで計算されたNO<sub>x</sub>排出量（以降Top-down排出量）のトレンドを示したグラフである。ここで、逆推計モデルによるトレンドは、モデルによる観測結果の再現性が比較的良好であった3-10月の結果を使用した。中国東部について見ると、Top-down排出量は概ね単調な増加傾向を示しているが、特に2006年以降増加率が小さくなっている。REASv2の結果は、前半はほぼ一致しており、後半も増加率が減少する傾向は同様であるが、増加率はREASv2の方が大きく、REASv2は2000年代後半の増加率を過大評価している可能性がある。個々の地域について



図(1)-12 (a) 中国東部、(b) 北京近辺、(c) 揚子江デルタ、(d) 珠江デルタ、(e) 韓国、(f) 日本におけるNO<sub>x</sub>排出量の2000年を基準としたトレンド。線は簡易トップダウン型NO<sub>x</sub>排出量逆推計モデルによる結果（細線は3～10月の結果、太線はその平均値）、●はREASv2の結果、■はINTEX-B<sup>4)</sup>及びZhang et al. (2007)<sup>27)</sup>による全中国排出量の結果。

見ると、揚子江デルタ付近のTop-down排出量は、2000-2008年に渡って増加のトレンドを示しており、REASv2の結果と比較的良好一致を見せた。珠江デルタ付近のTop-down排出量では、2002-2003年の間にギャップが生じたが、ギャップ前後はほぼ横ばいから緩やかな増加傾向を示した。REASv2のトレンドはギャップ部分を除けば比較的これに近いが、後半の増加率はやや過大傾向となった。北京近辺については、REASv2は全期間ほぼ横ばいで、Top-down排出量に見られる2003-2005年の増加傾向、2007-2008年の減少傾向が見られていない。韓国について見ると、Top-down排出量には2003-2004年に大きなギャップが存在し、その前は若干の増加傾向、その後は若干の減少傾向が見られている。一方、REASv2の結果には、2003-2004年間のギャップは存在しないが、ギャップ前後のトレンドは概ね良く一致している。日本については、Top-down排出量の結果は2000-2008年において緩やかな減少傾向を見せているが、REASv2のトレンドはこの結果と良く一致した。

REASv2とTop-down排出量との間に生じた重要な差異は、中国東部における2000年後半の排出量

増加率である。Top-down排出量の増加率はREASv2よりもかなり小さくなったが、中国におけるNO<sub>x</sub>の最大の発生源である大規模発電所には、脱硝装置の導入はまだほとんどなされておらず、自動車排ガス規制の効果を考慮しても、Top-down排出量のトレンドを説明する事は困難であった。また、Top-down排出量に度々見られる年々間のギャップについて、2002年から2003年の間に關しては、衛星観測データとして2002年以前はGOME、2003年以降はSCIAMACHYを使用している事が理由の一つと考えられるが、それ以外の年の間に生じたギャップを、活動量、排出係数などのパラメータから説明する事は困難であった。これらの問題の解決については、逆推計モデル、衛星観測データの信頼性の検証も含めた総合的な取り組みが必要であり、今後の課題である。

## 2) 衛星観測データと高度化された排出量逆推計モデルによる水平分布、季節変動の検証

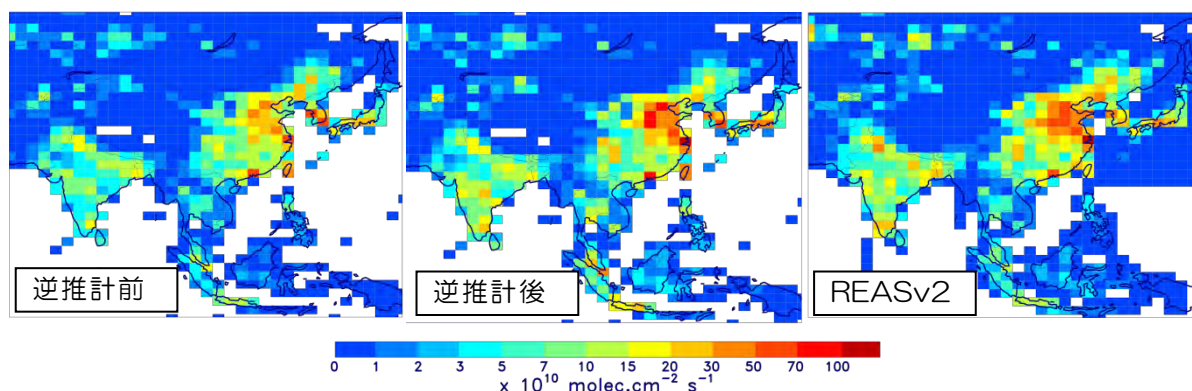
ここでは、1) で使用した簡易トップダウン型NO<sub>x</sub>排出量逆推計モデルに比べ、より詳細なアルゴリズムに基づいて高度化された排出量逆推計モデルによる結果と、REASv2の結果を比較する。具体的には、表(1)-2に示された排出量逆推計モデル開発者との共同研究を行った。

図(1)-13は、Stavrakou et al. (2013)<sup>48)</sup> (IMAGESv2+四次元変分法+OMI衛星センサNO<sub>2</sub>カラム濃度観測結果)によるアジア域NO<sub>x</sub>排出量逆推計前後の結果と、REASv2を比較したものである。なお、この研究では逆推計前排出量にREASv1が使用された。また、対象年は2007年である。逆推計後排出量とREASv2を比較すると、相対的な分布は概ね良好である事が見て取れ、中国における相関係数は0.923であった。一方、中国総排出量については、REASv2は逆推計結果よりも約20%過大となった。ここで使用されたモデルIMAGESv2は全球モデルであり、水平分解能は経度2.0°×緯度2.5°とやや粗い。より詳細な比較を行うためには、高水平分解能の領域モデルをベースとした排出量逆推計モデルの結果を用いる事が望ましい。

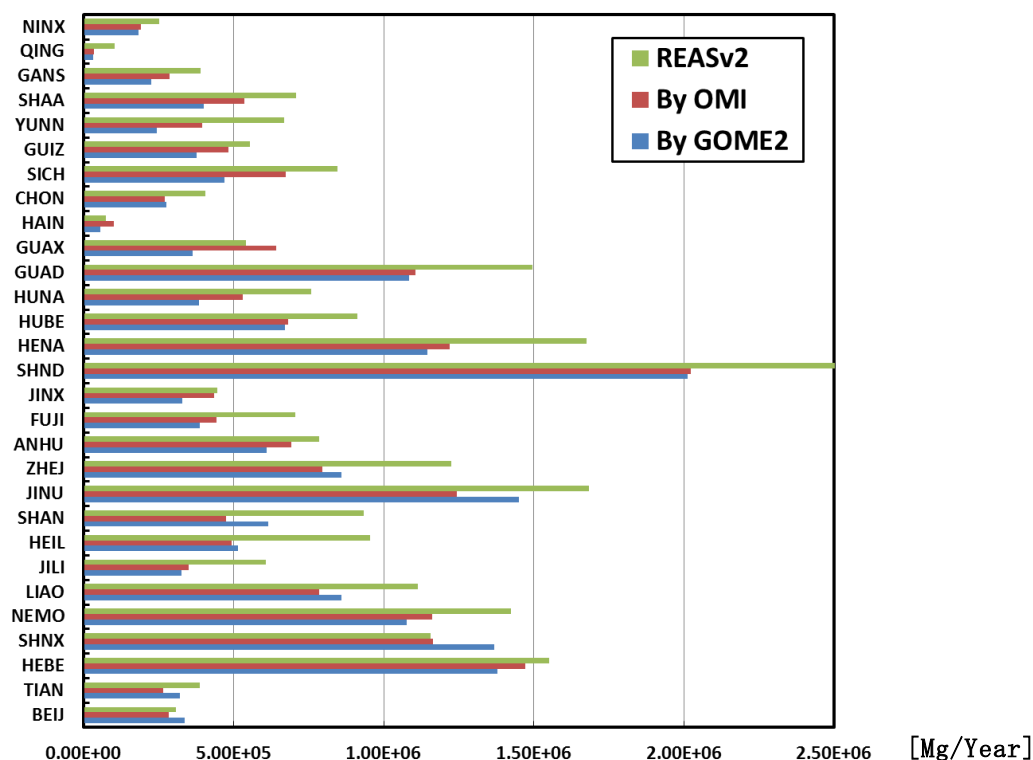
図(1)-14は、Mijling et al. (2012)<sup>49)</sup> (領域化学輸送モデルCHIMERE+カルマンフィルタ法+OMI/GOME2衛星センサNO<sub>2</sub>カラム濃度観測結果)による2007年の0.25°×0.25°の排出量逆推計結果とREASv2について、中国省別NO<sub>x</sub>排出量を比較したグラフである。中国全域については、REASv2/OMIベース逆推計結果/GOME2ベース逆推計結果の年間排出量は、24.1/21.4/19.3 Tgであり、REASv2はOMI/GOME2ベース逆推計結果と比べ、それぞれ約13%、約25%過大となった。地域別に排出量を見ると、全中国排出量に対する比率はREASv2と逆推計結果で概ね近い結果であったが、省別に見ると、差の大きさに違いが見られている。この差の要因を特定する事は容易ではないが、例えば、差の大きい省において、REASv2ではどの発生源が支配的であるかを調査し、そこで使用されている活動量、排出係数の見直しを行う事は、REASv2の改良において有効な手法になる事が期待される。

図(1)-15は、中国東部、北京近辺、四川省におけるNO<sub>x</sub>排出量の季節変動について、2007、2008年についてREASv2とMijling et al. (2012)<sup>49)</sup>による排出量逆推計結果を比較したものである。中国東部、四川省については、REASv2とOMIベース逆推計結果との間に極めて良い一致が見られている。夏に比較的大きなピークが存在するが、これはREASv2では土壌起源の排出量によるものである。北京近辺については、2007年は排出量の変動が小さいが、2008年では、REASv2は2007年と大きく変わらない一方、逆推計結果では夏以降に大幅な減少傾向が見られている。これは、REASv2では考慮されていない北京五輪のための大気汚染対策の効果が逆推計結果には表れているためと考えられ、REASv2改良に向けた今後の課題である。なお、GOME2ベース排出量逆推計結果の季節

変動は、他の結果と大きく異なっており、ボトムアップ法の観点からは極めて不自然な結果となった。この様な、同一のモデルを用いても、使用する衛星センサによって結果に大きな差が生じ得る事は、逆推計モデルによる排出量にも不確実性が存在している事を意味している。



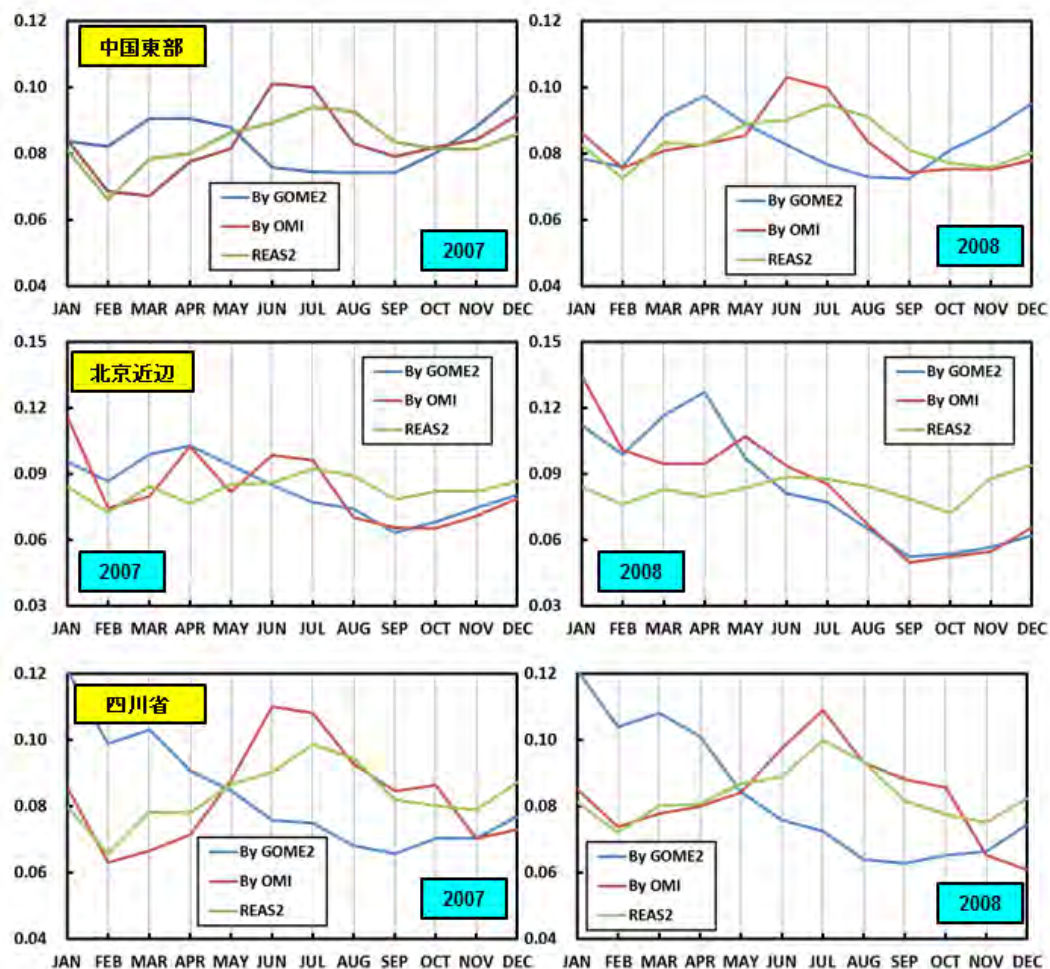
図(1)-13 Stavrakou et al. (2013)<sup>48)</sup> (IMAGESv2+四次元変分法) によるアジア域NO<sub>x</sub>排出量逆推計結果とREASv2との比較。(2007年。左：逆推計前データ(REASv1)、中：逆推計結果、右：REASv2)



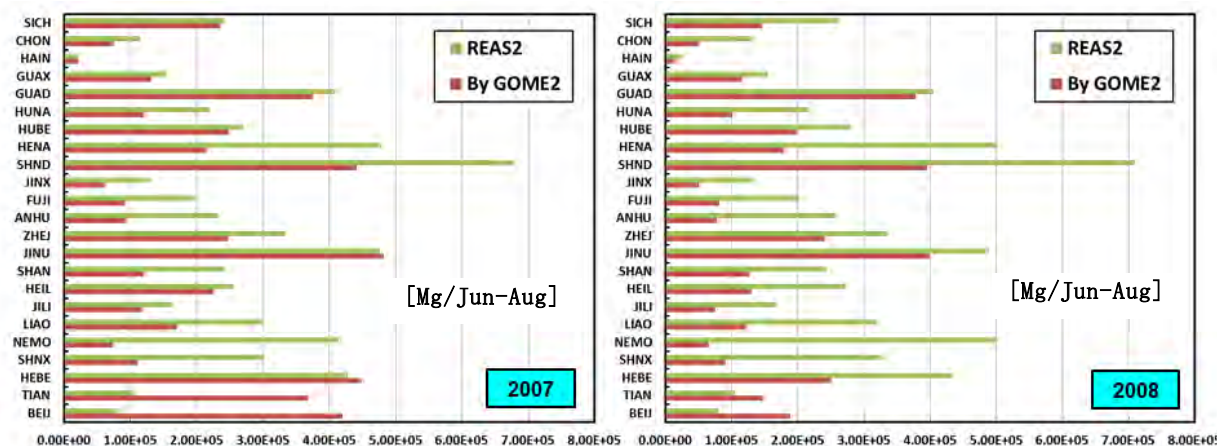
図(1)-14 中国省別NO<sub>x</sub>排出量(2007年)の、REASv2とMijling et al. (2012)<sup>49)</sup> (CHIMERE+カルマンフィルタ法+衛星センサOMI/GOME2 NO<sub>2</sub>カラム濃度観測結果)による逆推計結果との比較。

(BEIJ:北京市、TIAN:天津市、HEBE:河北省、SHNX:山西省、NEMO:内蒙古自治区、LIAO:遼寧省、JILI:吉林省、HEIL:黒竜江省、SHAN:上海市、JINU:江蘇省、ZHEJ:浙江省、ANHU:安徽省、FUJI:福建省、JINX:江西省、SHND:山東省、HENA:河南省、HUBE:湖北省、HUNA:湖南省、GUAD:広東省、GUAX:広西省、HAIN:海南省、CHON:重慶市、SICH:四川省、GUIZ:貴州省、YUNN:雲南省、SHAA:陝西省、GANS:甘肅省、QING:青海省、NINX:寧夏回族自治区)





図(1)-15 中国東部、北京近辺、四川省におけるNO<sub>x</sub>排出量季節変動のREASv2とMijling et al. (2012)<sup>49)</sup> (CHIMERE+カルマンフィルタ法+衛星センサGOME2/OMI NO<sub>2</sub>カラム濃度観測結果) による逆推計結果との比較。(左：2007年、右：2008年)

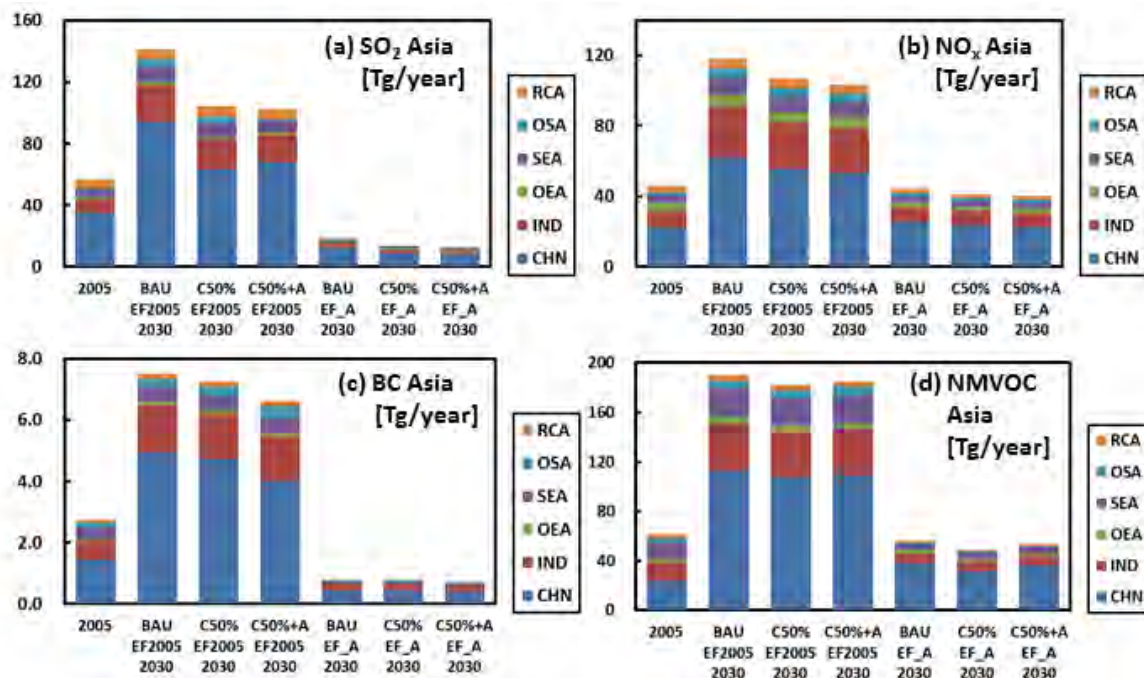


図(1)-16 中国省別NMVOC排出量のREASv2とStavrakou et al. (2013)<sup>48)</sup> (IMAGESv2+四次元変分法) による逆推計結果との比較。(左：2007年、右：2008年。排出量は、逆推計計算が実施された6-8月の合計値。省の略称については図(1)-14参照。なお、排出量が少ない一部の省のデータは本図からは割愛されている。)

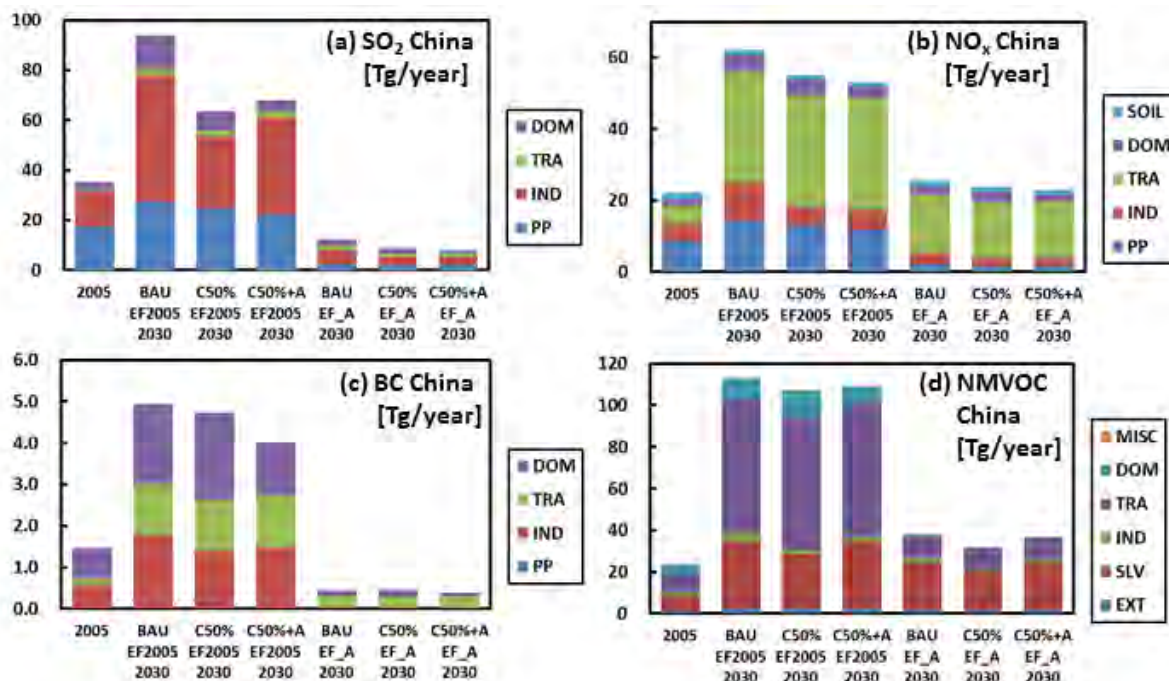
衛星観測データを用いた排出量逆推計モデルの研究は、NO<sub>x</sub>については比較的進んでいるが、他の物質はまだ研究途上段階のものが多い。本研究では、Stavrakou et al. (2013)<sup>48)</sup> (IMAGESv2+四次元変分法) のモデルとGOME2衛星センサHCHOカラム濃度観測結果を用いた、NMVOC排出量逆推計モデルの初期研究結果を用い、中国のNMVOC排出量について、REASv2との比較を行った。図(1)-16は、2007、2008年の6-8月の省別排出量を比較したものである。REASv2では2007年から2008年にかけてほぼ全ての省で排出量が増加しているが、省毎の排出量の比率には大きな変化は存在しない。一方、逆推計結果では全体的に排出量が減少しており、特に北京、天津、河北省では減少率がそれぞれ55%、60%、44%と極めて大きくなった。REASv2にも不確実性は存在するが、2007年から2008年にかけてのNMVOC排出量の大きな減少は、現在の中国の状況では現実的ではなく、現状のNMVOC排出量逆推計モデルは、まだ改良が必要と考えられる。先に指摘した簡易トップダウン型NO<sub>x</sub>排出量逆推計モデル、Mijling et al. (2012)<sup>49)</sup> のモデルに存在する問題点の解決も含め、排出インベントリ研究者と逆推計モデル開発者との共同研究を継続する事が重要である。

### (3) アジア域排出インベントリ REASv2をベースにした将来排出量の推計

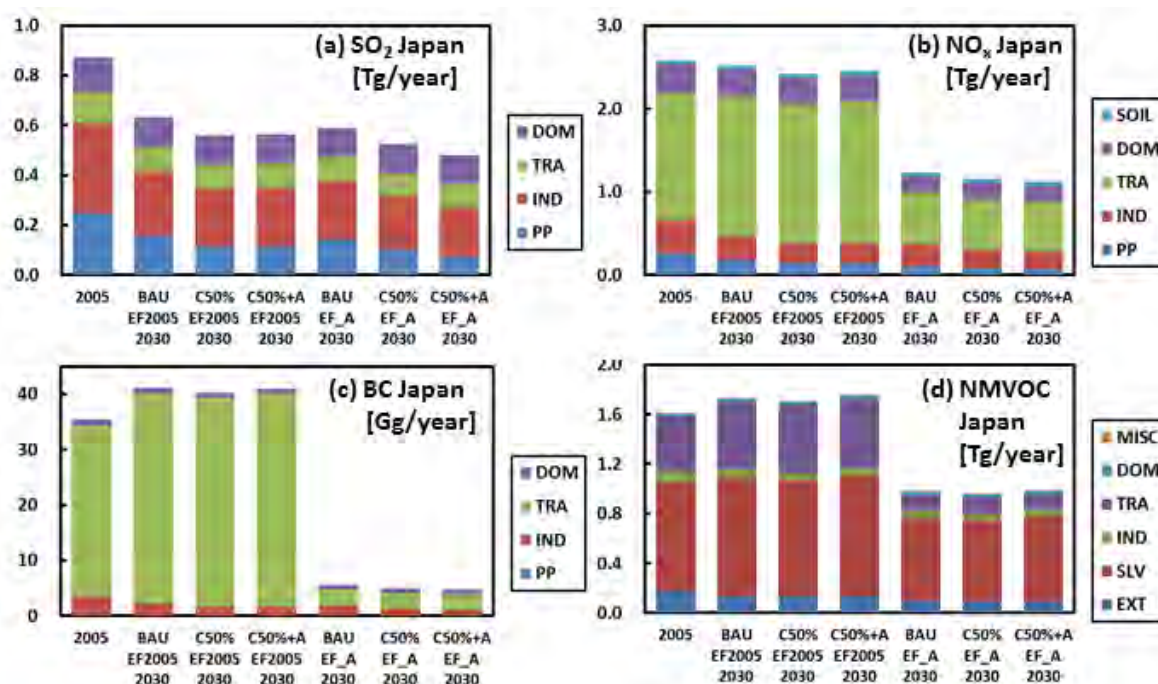
図(1)-17は、REASv2の2005年データを基準とし、表(1)-3に示された6つのシナリオに対して推計した、アジア全域のSO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、BC、NMVOCの2030年将来排出量について比較したものである。全ての物質、シナリオについて中国が最大の寄与率を示している。2005年から2030年への増加率については、EF2005（2005年固定排出係数）シナリオのSO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>において、インドが中国を凌駕しているのが特徴的であるが、本研究の重点対象は東アジア域であるため、ここでは中国と日本に着目し、各シナリオにおけるSO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、BC、NMVOC排出量の比較を行う。



図(1)-17 REASv2 2005年及び各シナリオにおける2030年のアジア域将来排出量推計結果の比較 (a) SO<sub>2</sub>、(b) NO<sub>x</sub>、(c) BC、(d) NMVOC。グラフ中のシナリオの略称については表(1)-3参照。(CHN: 中国、IND: インド、OEA: その他の東アジア、SEA: 東南アジア、OSA=インドを除く南アジア、RCA=中央アジア及びアジア域ロシア)



図(1)-18 REASv2 2005年及び各シナリオにおける2030年の中国将来排出量推計結果の比較 (a) SO<sub>2</sub>、(b) NO<sub>x</sub>、(c) BC、(d) NMVOC。グラフ中のシナリオの略称については表(1)-3参照。(PP：発電所、IND：産業、ROAD：自動車、OTRA：その他輸送、DOM：民生その他、SOIL：土壌、EXT：化石燃料漏出、SLV：溶剤・ペンキ使用、TRA：輸送、MISC：その他)



図(1)-19 REASv2 2005年及び各シナリオにおける2030年の日本将来排出量推計結果の比較 (a) SO<sub>2</sub>、(b) NO<sub>x</sub>、(c) BC、(d) NMVOC。グラフ中のシナリオの略称については表(1)-3参照。(PP：発電所、IND：産業、ROAD：自動車、OTRA：その他輸送、DOM：民生その他、SOIL：土壌、EXT：化石燃料漏出、SLV：溶剤・ペンキ使用、TRA：輸送、MISC：その他)

図(1)-18は、中国について、2005年及び2030年の6つのシナリオに対するSO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、BC、NMVOCの排出量を主要発生源別に積み上げて比較したものである。全ての物質について共通する特徴は、排出係数がEF2005シナリオの場合、全ての活動量シナリオについて、2030年の排出量は2005年を大きく凌駕している事である。実際、活動量がC50%+A（低炭素+大気汚染対策社会）シナリオの場合でも、2005年に比べ、SO<sub>2</sub>で93%、NO<sub>x</sub>で141%、BCで174%、NMVOCで368%まで排出量が増加している。従って、ここでの活動量シナリオの2030年に対しては、排出係数の低い設備、排出後の大気汚染物質を除去する設備、厳しい排ガス規制に適合した自動車などの導入率を高める事が、大気汚染物質の排出量を低減する上で必須である。排出係数がEF\_A（大気汚染対策排出係数）シナリオの場合、SO<sub>2</sub>、BCについては効果が大きく、活動量がBAU（なりゆき社会）シナリオの場合でも、SO<sub>2</sub>、BCの2030年の排出量は、それぞれ2005年の35%、30%まで減少している。一方、NO<sub>x</sub>は2005年とほぼ同じレベル、NMVOCは2005年より約35%高いレベルまでしか排出量を抑える事ができておらず、NO<sub>x</sub>の場合は自動車起源、NMVOCの場合は溶剤・ペンキ使用（蒸発）起源の排出量に対し、より強い対策が必要である。

図(1)-19は、日本について同様の比較を行ったものである。SO<sub>2</sub>については、排出係数がEF2005シナリオの場合でも2030年で約30%排出量が減少している。これは、全ての活動量シナリオにおいて、重油の消費量が減少しているためである。一方、現シナリオはSO<sub>2</sub>に対してより強い対策を想定していない。NO<sub>x</sub>、BC、NMVOC排出量についても、排出係数がEF2005シナリオでも排出量の変動は比較的小さく、2030年排出量は、NO<sub>x</sub>はほぼ同レベル、BC、NMVOCはそれぞれ約15%、約10%の増加に留まっている。これに対し、EF\_Aシナリオでは、主に自動車の大気汚染対策を実施する事で、2030年の排出量は、2005年の排出量と比較して、NO<sub>x</sub>は約44%、BCは約14%、NMVOCは約61%まで減少している。また、このシナリオではほとんど考慮しなかったが、NMVOCの排出量を更に減少させるには、溶剤・ペンキ使用（蒸発）起源の排出量に対する対策が必要である。

本研究では、AIMによる活動量シナリオを外部トレンド指標データとしてREASv2に与え、排出係数のシナリオも、AIMとは完全に独立させて、シンプルなケース設定を行った。従って、本研究のREASv2とAIMはオフラインの関係であり、両者が統合されたモデルによる将来排出量の計算を可能にする事が今後の課題である。

#### （４）今後の課題

##### 1) ボトムアップ法による排出インベントリの改良

本研究ではアジア域排出インベントリREASv2の開発を行ったが、発生源対策の検討を行うには、更なる高精度化、精緻化が必要である。以下に、ボトムアップ法による排出インベントリの改良における課題点を整理する。

- 排出プロセスを詳細化し、活動量、排出係数、除去率などを詳細プロセス毎に設定可能なシステムを開発する。
- 日本、中国、インド、インドネシア、タイなど、アジアにおける主要な排出国の活動量、排出係数、除去率などについて、各国に特化した情報を集中的に調査・収集する。
- 道路網、大規模工場、港など、排出量の詳細なグリッド化に必要な情報を調査・収集する。
- 最新基準年を定常的に更新する。また、過去に遡ったトレンドデータを作成する。

##### 2) 排出量逆推計モデルを用いた排出インベントリの改良

本研究では、排出量逆推計モデルを用い、REASv2の検証とその結果を基にした課題点の考察を行ったが、今後は、排出量逆推計モデルを用い、ボトムアップ型排出インベントリを、より直接的に更新するための研究が必要である。以下に課題点を整理する。

- 排出量逆推計モデルの結果を用い、ボトムアップ型排出インベントリの地域別排出量、季節変動などを直接更新するシステムを開発する。
- 排出量逆推計モデルの結果とボトムアップ型排出インベントリを比較し、値の差が大きいグリッドについて、その要因を解析する手法を開発する。
- ボトムアップ型排出インベントリ、排出量逆推計モデル、リアルタイムモニタリングデータを組み合わせ、リアルタイム排出量データを生成するシステムを開発する。

### 3) 将来排出量推計手法の改良

本研究では、AIMのデータをオフラインの状態で使用し、REASv2をベースとした将来排出量の推計を行った。しかし、発生源対策などを盛り込んだ社会シナリオと首尾一貫した将来排出量を推計するためには、AIMとREASv2の統合が必要である。以下に、その実現に向けた課題点を整理する。

- REASv2の対象発生源、詳細排出プロセスを、AIMとの整合性を考慮して設定する。
- REASv2とAIMの活動量の相互関係を定量化する。
- AIMのシナリオ設定を、REASv2の関連パラメータを更新するために定式化する。
- REASv2とAIMの入出力データを相互変換するシステムを開発する。

## 5. 本研究により得られた成果

### (1) 科学的意義

本研究で開発されたREASv2は、アジア諸国の大気汚染物質・地球温暖化関連物質の詳細発生源毎の排出量、主要発生源毎の排出量グリッドデータを、インターネットを通じて一般に公開しており、その代表論文<sup>51)</sup>は、2013年3月末の段階で約600本ダウンロードされている。また、REASv2の一部は、Model Inter-Comparison Study Asia (MICS-Asia) Phase 3 (6 (2) 参照) 及び長距離越境大気汚染条約・半球移動タスクフォース (TF HTAP) の公式排出インベントリに採用された。これらのデータ、情報は世界各国の大気質、気候変動に関する研究に活用される事になり、大気環境・大気科学研究の発展への大きな貢献である。

本研究では、「Second International Workshop on Emission Inventory in Asia」(2011年3月11-12日、つくば)、「Third International Workshop on Emission Inventory in Asia」(2012年2月24-25日、横浜)、「International Workshop on “Inventory, Modeling and Climate Impacts of Greenhouse Gas Emissions and Aerosols in the Asian Region”」(2013年6月27-29日、つくば)を主催し、アジア地域の排出インベントリ研究者間で意見交換・情報交換を進めた。更に、REASv2は、衛星観測データを基にした排出量逆推計モデルに関する国際研究プロジェクトGlobEmission (6 (1) 参照)でも活用された。この様な活動を通じ、ボトムアップ、トップダウン両アプローチから排出インベントリ研究の国際的な推進・発展に貢献した。

### (2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

環境省の「光化学オキシダント調査検討会」及び「越境大気汚染・酸性雨対策検討会」における報告書作成過程において、本研究で開発した排出インベントリREASv2の知見が活用された。また、2013年2月にバンコクで開催されたCCAC会合などにおいて研究成果を発表する事により、東アジアの広域大気環境政策の推進に貢献した。S-7主催の公開シンポジウム「越境大気汚染への挑戦－最新の知見と最近の動向－」（東京、2011年10月28日）、「越境大気汚染への挑戦2013－国際協調による取組に向けて－」（東京、2013年11月1日）などの一般市民向け講演会、日中韓環境省共催の「Tripartite Workshop on Scientific Research of Photochemical Oxidant」（東京、2011年11月16日）、アジア大気汚染研究センター主催の「ACAP model/emission inventory training Workshop」（新潟、2012年1月31日）などにおいて研究成果を紹介する事により、東アジアの広域大気汚染に関する普及啓発に貢献した。

### <行政が活用することが見込まれる成果>

REASv2は、アジア諸国における大気汚染物質・地球温暖化関連物質の排出量データとして公開されている。このデータベースは、アジア地域の温暖化対策、大気汚染対策、及びそれらの共便益を考慮した大気環境政策を検討する上で基礎となるデータであり、TEMMEやEANET等を通して広域大気汚染政策への貢献が期待できる。

## 6. 国際共同研究等の状況

### (1) GlobEmissionプロジェクト

European Space Agency (ESA)により助成され、2011年10月から2年間実施されたプロジェクト、GlobEmission（プロジェクトマネージャー：Ronald van der A、Royal Netherlands Meteorological Institute、オランダ）との共同研究を実施した。GlobEmissionプロジェクトの目的は、衛星観測を利用して、新しい排出インベントリを生成するシステムを設計・開発・検証する事、既存の排出インベントリの検証・更新・改良を行う事である。本研究では、排出インベントリREASv2開発者の立場から、プロジェクトの活動や成果物に対する希望や助言を要望書の形にまとめて提出し、排出量逆推計モデル開発者とREASv2の検証に関する共同研究を実施した。（共同研究担当者：Bas Mijling、Royal Netherlands Meteorological Institute、オランダ；Trissevgeni Stavrou、Belgian Institute for Space Aeronomy、ベルギー）

### (2) MICS-Asiaプロジェクト

東アジア酸性雨モニタリングネットワーク（EANET）研究活動の一環として行われている、東アジアにおける長距離輸送モデルの比較研究第3期（Model Inter-Comparison Study for Asia (MICS-Asia) Phase 3）（研究代表者：Zifa Wang、中国科学院大気物理研究所、中国）との共同研究を実施した。MICS-Asia 3では、アジア諸国の排出インベントリに関する複数の研究成果を組み合わせる事で、信頼性の高いアジア域排出インベントリの開発を実施しているが、REASv2はそのベースとなるインベントリとして採用された。（共同研究者：Jung-Hun Woo、建国大学、韓国；Qiang Zhang、清華大学、中国）

## 7. 研究成果の発表状況

### (1) 誌上発表

## &lt;論文（査読あり）&gt;

- 1) 鶴野伊津志, 板橋秀一, 弓本桂也, 入江仁士, 黒川純一, 大原利眞: 大気環境学会誌, 48, 223-233 (2013)  
「東アジア域のNO<sub>x</sub>排出量の経年変化と窒素化合物の挙動のモデル解析」
- 2) N. K. KIM, Y. P. KIM, Y. MORINO, J. KUROKAWA, T. OHARA: Atmospheric Environment, 77, 496-508 (2013)  
“Verification of NO<sub>x</sub> emission inventory over South Korea using sectoral activity data and satellite observation of NO<sub>2</sub> vertical column densities”
- 3) J. KUROKAWA, T. OHARA, T. MORIKAWA, S. HANAYAMA, G. JANSSENS-MAENHOUT, T. FUKUI, K. KAWASHIMA, H. AKIMOTO: Atmospheric Chemistry and Physics, 13, 11019-11058 (2013)  
“Emission of air pollutants and greenhouse gases over Asian regions during 2000-2008: Regional Emission inventory in ASia (REAS) version 2”
- 4) S. ITAHASHI, I. UNO, H. IRIE, J. KUROKAWA, T. OHARA: Atmospheric Chemistry and Physics, 13, 11247-11268 (2013)  
“Trend analysis of tropospheric NO<sub>2</sub> column density over East Asia during 2000-2010: multi-satellite observations and model simulations with the updated REAS emission inventory”

## &lt;その他誌上発表（査読なし）&gt;

- 1) 黒川純一: 日本化学会情報化学部会誌, 29, 66-70 (2011)  
「環境化学モデルの特集: 大気環境の解析への大気化学モデルの活用」
- 2) 大原利眞: 大気環境学会誌, 46, 201-208 (2011)  
「大気汚染の数値モデリングと排出インベントリに関する研究—大気環境の統合研究をめざして—」
- 3) 大原利眞: 水環境学会誌, 35(A), 6-9 (2012)  
「東アジアにおける広域越境大気汚染モデリングの最新動向」
- 4) G. JANSSENS-MAENHOUT, F. DENTENER, J. VAN AARDENNE, S. MONNI, V. PAGLIARI, L. ORLANDINI, Z. KLIMONT, J. KUROKAWA, H. AKIMOTO, T. OHARA, R. WANKMÜLLER, B. BATTYE, D. GRANO, A. ZUBER, T. KEATING: JRC Scientific and Technical Report, JRC 68434, EUR 25229, ISBN 978-92-79-23123-0 (2012)  
“EDGAR-HTAP: a harmonized gridded air pollution emission dataset based on national inventories”
- 5) T. OHARA, J. KUROKAWA, I. UNO: 15<sup>th</sup> GEIA Conference, Toulouse (2012).  
“Recent changes in anthropogenic emissions in Asia: REAS 2.0 inventory and inverse modeling”
- 6) 大原利眞: 環境技術. 41, 275-278 (2012)  
「越境大気汚染によるPM<sub>2.5</sub>の日本への影響」
- 7) 大原利眞: 日中環境産業, 48, 9, 29-35 (2012)  
「広域大気汚染研究をめぐる最近の状況と今後の展望」

- 8) 大原利眞：ペテロテック, 35, 820-824 (2012)  
「光化学オキシダントの最近の動向と最新の知見」
- 9) 大原利眞：医学の歩み, 247, 657-661 (2013)  
「PM2.5の越境大気汚染の現状」
- 10) 大原利眞：環境と公害, 43, 45-50 (2013)  
「中国における大気汚染の現状」

## (2) 口頭発表 (学会等)

- 1) J. KUROKAWA: GlobEmissions User Consultation Workshop, Frascati, Italy (2009)  
“Introduction of REAS and adjoint inverse modeling of NO<sub>x</sub> emissions over eastern China using satellite observations“
- 2) 黒川純一, 大原利眞, 鶴野伊津志：第51回大気環境学会年会 (2010)  
「衛星観測データと化学物質輸送モデルを基に推計した中国NO<sub>x</sub>排出量のトレンド及び季節変化」
- 3) T. OHARA： Air Quality Modeling in Asia 2011 (International Conference & Training), Seoul, Korea, 2011  
“Recent trends of anthropogenic emissions in East Asia using top-down and bottom-up approaches”
- 4) 黒川純一, 大原利眞, 鶴野伊津志：第52回大気環境学会 (2011)  
「アジア域大気汚染物質排出量の最近のトレンド」
- 5) 黒川純一, 大原利眞, 鶴野伊津志：第17回大気化学討論会 (2011)  
「アジアにおける排出インベントリ高精度化に関する研究」
- 6) 大原利眞：S7主催公開シンポジウム「越境大気汚染への挑戦－最新の知見と最近の動向－」(2011)  
「東アジアにおける広域大気汚染の最近の動向と日本への影響」
- 7) T. OHARA: Tripartite Workshop on Scientific Research of Photochemical Oxidant, Tokyo (2011)
- 8) J. KUROKAWA, T. OHARA: 3<sup>rd</sup> International Workshop on Atmospheric Modeling Research in East Asia, Chengdu, China (2011)  
“Update of Regional emission inventory in Asia (REAS): State of progress”
- 9) 大原利眞：石川県保健環境センター特別講演 (2012)  
「最近の大気環境問題－越境大気汚染と放射能汚染－」
- 10) T. OHARA: The Modelling and Emission Inventory Training Workshop 2012, Niigata (2012)  
“Emissions and modeling of air quality in Northeast Asia”
- 11) J. KUROKAWA, T. OHARA: 3<sup>rd</sup> International Workshop on Emission Inventory in Asia, Yokohama, Japan (2012)  
“Recent Trends for Emissions of Air Pollutants and Greenhouse Gases in Asia: Regional Emission Inventory in Asia (REAS) version 2”
- 12) 黒川純一, 大原利眞, 森川多津子, 茶谷聡, 中塚誠次, 華山伸一, 櫻井達也：  
第53回大気環境学会 (2012)  
「アジアにおける大気汚染物質・地球温暖化関連物質排出量の近年の状況：アジア域排出



- インベントリ REAS version 2.0」
- 13) 黒川純一：第53回大気環境学会，酸性雨分科会 (2012)  
「東アジアにおける酸性雨関連物質の排出量推計」
  - 14) J. KUROKAWA, T. OHARA: User Workshop GlobEmission, National Netherlands Meteorological Institute, De Bilt, the Netherlands (2012)  
“Emissions of air pollutants and greenhouse gases over Asian region during 2000-2008: Regional Emission Inventory in Asia (REAS) version 2”
  - 15) 大原利眞：全国大気汚染防止連絡協議会第58回全国大会 (2013)  
「広域大気汚染の現状と課題」
  - 16) 大原利眞：環境省環境研究総合推進費S7一般公開シンポジウム「越境大気汚染への挑戦 2013－国際協調による取組に向けて－」 (2013)  
「アジアにおける大気汚染物質の排出実態から越境大気汚染問題を考える」
  - 17) 大原利眞：東京都・北京市大気保全ワークショップ (2013)  
「日本のPM2.5汚染の現状と対策」
  - 18) 大原利眞：東京都学校薬剤師会研修会 (2013)  
「PM2.5と環境影響について」
  - 19) 大原利眞：市町村アカデミー研修 (2013)  
「最近の地域環境問題～PM2.5大気汚染．放射能汚染について～」
  - 20) 大原利眞：一般財団法人日本環境衛生センター「PM2.5並びに大気汚染対策に関するセミナー」 (2013)  
「PM2.5汚染の実態」
  - 21) 大原利眞：一般社団法人日本環境測定分析協会環境計量士研修会 (2013)  
「日本におけるPM2.5の現状と対策」
  - 22) 大原利眞：株式会社環境新聞社PM2.5セミナー (2013)  
「日本におけるPM2.5の現状と対策」
  - 23) 大原利眞：NPO法人城県環境カウンセラー協会特別講演会 (2013)  
「PM2.5の現状と越境汚染の影響」
  - 24) J. KUROKAWA, T. OHARA: Workshop on Atmospheric Composition and the Asian Summer Monsoon (ACAM), Kathmandu, Nepal (2013)  
“Emissions of air pollutants and greenhouse gases over Southeast and South Asian region during 2000-2008”
  - 25) 黒川純一，大原利眞：第54回大気環境学会 (2013)  
「アジア域排出インベントリの精度向上について」
  - 26) J. KUROKAWA: The 2<sup>nd</sup> International Workshop on Integrated Approach for Climate Change and Air Pollution, Seoul, Korea (2013)  
“Integrated Assessment of Climate and Air Pollution in Japan”
  - 27) J. KUROKAWA, T. OHARA: GlobEmission User Workshop, Frascati, Italy (2013)  
“REAS version 2 and comparison with GlobEmission products”
  - 28) J. KUROKAWA, T. OHARA: Toward an Integrated Approach to Co-benefits in Asia: Building

Bridges and Making Connections, Yokohama, Japan (2014)

“Progress of S-7-2: Improvement of Emission Inventories and Development of Emission Scenarios for Air Pollutants in East Asia”

### (3) 出願特許

特に記載すべき事項はない。

### (4) シンポジウム、セミナー等の開催

- 1) Second International Workshop on Emission Inventory in Asia

(2011年3月11-12日、つくば国際会議場、観客約100名)

※ なお、本シンポジウムは東日本大震災の影響により、初日(2011年3月11日)のプログラムの途中で中止となりました。

- 2) Third International Workshop on Emission Inventory in Asia

(2012年2月24-25日、海洋研究開発機構横浜研究所三好記念ホール、観客80名；

アジア大気汚染研究センター、海洋研究開発機構後援)

- 3) International Workshop on “Inventory, Modeling and Climate Impacts of Greenhouse Gas emissions (GHG’s) and Aerosols in the Asian Region”

(2013年6月26-28日、つくば国際会議場、観客約100名)

### (5) マスコミ等への公表・報道等

- 1) 南日本新聞 (2009年5月18日、Newsニュースあとさき「越境汚染対策日中に温度差」)
- 2) フジテレビ報道2001 (2009年8月30日、越境汚染研究の成果について1分ほど紹介)
- 3) 環境新聞 (2010年4月14日、越境大気汚染に立ち向かう①「国際的な合意形成に向けた戦略を」)
- 4) NHKニュース9 (2010年4月26日、越境汚染研究の成果について2分ほど紹介)

### (6) その他

- 1) 黒川純一, 大原利真 (2013) アジア域の大気汚染物質排出インベントリ REAS Data Download Site (<http://www.nies.go.jp/REAS/>)の公開

## 8. 引用文献

- 1) T. OHARA, H. AKIMOTO, J. KUROKAWA, N. HORII, K. YAMAJI, X. YAN, T. HAYASAKA: Atmospheric Chemistry and Physics, 7, 4419-4444 (2007)  
“An Asian emission inventory of anthropogenic emission sources for the period 1980–2020”
- 2) D. G. STREETS, T. C. BOND, G. R. CARMICHAEL, S. D. FERNANDES, Q. FU, D. HE, Z. KLIMONT, S. M. NELSON, N. Y. TSAI, M. Q. WANG, J.-H. WOO, K. F. YARBER.: Journal of Geophysical Research, 108, D21, 8809, (2003a)  
“An inventory of gaseous and primary aerosol emissions in Asia in the year 2000”
- 3) D. G. STREETS, K. F. YARBER, J.-H. WOO, G. R. CARMICHAEL: Global Biogeochemical Cycles, 17,

- 1099, (2003b)
- “Biomass burning in Asia: Annual and seasonal estimates and atmospheric emissions”
- 4) Q. ZHANG, D. G. STREETS, G. R. CARMICHAEL, K. B. HE, H. HUO, A. KANNARI, Z. KLIMONT, I. S. PARK, S. REDDY, J. S. FU, D. CHEN, L. DUAN, Y. LEI, L. T. WANG, Z. L. YAO: *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9, 5131-5153 (2009)
  - “Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission”
  - 5) H. AKIMOTO, T. OHARA, J. KUROKAWA, N. HORII: *Atmospheric Environment*, 40, 7663-7667 (2006)
  - “Verification of energy consumption in China during 1996–2003 by using satellite observation data”
  - 6) K. YAMAJI, T. OHARA, H. AKIMOTO: *Atmospheric Environment*, 37, 4393-4406 (2003)
  - “A country-specific, high-resolution emission inventory for methane from livestock in Asia in 2000”
  - 7) K. YAMAJI, T. OHARA, H. AKIMOTO: *Atmospheric Environment*, 38, 7111-7121 (2004)
  - “Regional-specific emission inventory for NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, and CH<sub>4</sub> via animal farming in South, Southeast, and East Asia”
  - 8) X. YAN, Z. CAI, T. OHARA, H. AKIMOTO: *Journal of Geophysical Research*, 108, 4505 (2003a)
  - “Methane emission from rice fields in mainland China: Amount and seasonal and spatial distribution”
  - 9) X. YAN, T. OHARA, H. AKIMOTO: *Global Change Biology*, 9, 237-254 (2003b)
  - “Development of region-specific emission factors and estimation of methane emission from rice fields in East, Southeast and South Asian countries”
  - 10) X. YAN, H. AKIMOTO, T. OHARA: *Global Change Biology*, 9, 1080-1096 (2003c)
  - “Estimation of nitrous oxide, nitric oxide, and ammonia emissions from croplands in East, Southeast, and South Asia”
  - 11) X. YAN, T. OHARA, H. AKIMOTO: *Global Biogeochemical Cycles*, 19, GB3109, (2005)
  - “Statistical modeling of global soil NO<sub>x</sub> emissions”
  - 12) IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE), THE NATIONAL GREENHOUSE GAS INVENTORIES PROGRAMME, H. S. EGGLESTON, L. BUENDIA, K. MIWA, T. NGARA, K. TANABE (eds.): published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan on behalf of the IPCC, available at: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html> (2006)
  - “2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories”
  - 13) IEA (International Energy Agency): IEA, Paris (2011)
  - “Energy balances of OECD countries and energy balances of non-OECD countries”
  - 14) IIASA: available at: <http://gains.iiasa.ac.at/index.php/home-page> (2012)
  - “The Greenhouse Gas and Air Pollution Integrations and Synergies (GAINS)-Model”
  - 15) NATIONAL BUREAU OF STATISTICS: China Statistics Press, Beijing (2004–2009)
  - “China energy statistics yearbook (2000–2008)”
  - 16) P. WESSEL, W. H. F. SMITH: *EOS Transactions American Geophysical Union*, 79, 579 (1998)
  - “New, improved version of Generic Mapping Tools released”

- 17) PLATTS: Platts, A division of the McGraw-Hill Companies, New York (2009)  
“The UDI World Electric Power Plants Database”
- 18) WORLD STEEL ASSOCIATION: World Steel Association, Brussels,  
available at: <http://www.worldsteel.org/statistics/statistics-archive/yearbook-archive.html> (2010)  
“Steel Statistical Yearbook 2010”
- 19) USGS (UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY):  
available at: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/myb.html> (2004–2008)  
“Minerals Yearbook, Volume III, Area Reports: International”
- 20) IRF (INTERNATIONAL ROAD FEDERATION): International Road Federation, Geneva (2006–2010)  
“World Road Statistics, 2006–2010”
- 21) FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS): The Statistics  
Division of the FAO, Rome, available at: <http://faostat3.fao.org/home/index.html> (2011)  
“FAOSTAT”
- 22) J. BORKEN, X. BEI, Y. JIANG, T. MERÉTEI: 87<sup>th</sup> Annual Meeting Transportation Research Board  
Abstract, Washington, DC (2008)  
“Road transportation in China: How big are fuel consumption and pollutant emissions really?”
- 23) NATIONAL BUREAU OF STATISTICS: China Statistics Press, Beijing (2001–2009)  
“China statistical yearbook, 2000–2008”
- 24) Z. KLIMONT, J. COFALA, I. BERTO, M. AMANN, C. HEYES, F. GYARFAS: IIASA, Interim Report  
IR-02-076 (2002)  
“Modeling particulate emissions in Europe: A framework to estimate reduction potential and control costs”
- 25) US EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY): U. S. Environmental  
Protection Agency, Research Triangle Park, NC (1995)  
“Compilation of air pollutant emission factors (AP-42) Volume 1: Stationary point and area sources”
- 26) Z. LU, D. G. STREETS, Q. ZHANG, S. WANG, G. R. CARMICHAEL, Y. F. CHENG, C. WEI,  
M. CHIN, T. DIEHL Q. TAN: Atmospheric Chemistry and Physics, 10, 6311-6331 (2010)  
“Sulfur dioxide emissions in China and sulfur trends in East Asia since 2000”
- 27) Q. ZHANG, D. G. STREETS, K. B. HE, Y. WANG, A. RICHTER, J. P. BURROWS, I. UNO,  
C. J. JANG, D. CHEN, Z. YAO, Y. LEI: Journal of Geophysical Research, 112, D22306 (2007)  
“NO<sub>x</sub> emission trends for China, 1995–2004: The view from the ground and the view from space”
- 28) D. G. STREETS, Q. ZHANG, L. WANG, K. B. HE, J. HAO, Y. WU, Y. TANG, G. R. CARMICHAEL:  
Journal of Geophysical Research, 111, D14306 (2006)  
“Revisiting China’s CO emissions after the Transport and Chemical Evolution over the Pacific (TRACE-P)  
mission: Synthesis of inventories, atmospheric modeling, and observations”
- 29) W. WEI, S. WANG, S. CHATANI, Z. KLIMONT, J. COFALA, J. HAO: Atmospheric Environment, 42,  
4976-4988 (2008)  
“Emission and speciation of non-methane volatile organic compounds from anthropogenic sources in  
China”
- 30) Y. LEI, Q. ZHANG, K. B. HE, D. G. STREETS: Atmospheric Chemistry and Physics, 11, 931-954

- (2011a)  
 “Primary anthropogenic aerosol emission trends for China, 1990–2005”
- 31) Y. LEI, Q. ZHANG, C. NIELSEN, K. B. HE: Atmospheric Environment, 45, 147-154 (2011b)  
 “An inventory of primary air pollutants and CO<sub>2</sub> emissions from cement production in China, 1990–2020”
- 32) Y. WU, R. WANG, Y. ZHOU, B. LIN, L. FU, K. B. HE, J. HAO: Environmental Science and Technology, 45, 147-153 (2011)  
 “On-road vehicle emission control in Beijing: Past, present, and future”
- 33) N. CHAKRABORTY, I. MUKHERJEE, A. K. SANTRA, S. CHOWDHURY, S. CHAKRABORTY, S. BHATTACHARYA, A. P. MITRA, C. SHARMA: Atmospheric Environment, 42, 1073-1082 (2008)  
 “Measurement of CO<sub>2</sub>, CO, SO<sub>2</sub>, and NO emissions from coal-based thermal power plants in India”
- 34) M. S. REDDY, C. VENKATARAMAN: Atmospheric Environment, 36, 677-697 (2002a)  
 “Inventory of aerosol and sulphur dioxide emissions from India: I–Fossil fuel combustion”
- 35) R. GADI, U. C. KULSHRESTHA, A. K. SARKAR, S. C. GARG, D. C. PARASHAR: Tellus, 55B, 787-795 (2003)  
 “Emissions of SO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> from biofuels in India”
- 36) M. S. REDDY, C. VENKATARAMAN: Atmospheric Environment, 36, 699-712 (2002b)  
 “Inventory of aerosol and sulphur dioxide emissions from India. Part II–biomass combustion”
- 37) B. R. GURJAR, J. A. VAN AARDENNE, J. LELIEVELD, M. MOHAN: Atmospheric Environment, 38, 5663-5681 (2004)  
 “Emission estimates and trends (1990–2000) for megacity Delhi and implications”
- 38) 中塚誠次, 森川多津子, 茶谷聡, 松永 壮 : JATOP技術報告書, JPEC-2011AQ-02-07, 288pp (2012)  
 「自動車以外排出量推計」
- 39) 森川多津子, 茶谷聡, 中塚誠次 : JATOP技術報告書, JPEC-2011AQ-02-06, 136pp (2012)  
 「自動車排出量推計」
- 40) 森川多津子 : JATOP技術報告書, JPEC-2011AQ-02-08, 69pp (2012)  
 「PM<sub>2.5</sub>広域大気シミュレーション用発生源組成プロファイル (VOC、PMおよびNO<sub>x</sub>) 」
- 41) 海洋政策研究財団 : ISBN978-4-88404-282-0, 524pp (2012)  
 「排出規制海域設定による大気環境改善効果の算定事業報告書」
- 42) 環境省 : available at <http://www.env.go.jp/air/osen/voc/inventory.html> (2009)  
 「揮発性有機化合物 (VOC) 排出インベントリ報告書」
- 43) D. G. LEE, Y.-M. LEE, K.-W. JANG, C. YOO, K.-H. KANG, J.-H. LEE, S.-W. JUNG, J.-M. PARK, S.-B. LEE, J.-S. HAN, J.-H. HONG, S.-J. LEE: Asian Journal of Atmospheric Environment, 5, 278-291 (2011)  
 “Korean national emissions inventory system and 2007 air pollutant emissions”
- 44) C. HUANG, C. H. CHEN, L. LI, Z. CHENG, H. L. WANG, H. Y. HUANG, D. G. STREETS, Y. J. WANG, G. F. ZHANG, Y. R. CHEN: Atmospheric Chemistry and Physics, 11, 4105-4120 (2011)  
 “Emission inventory of anthropogenic air pollutants and VOC species in the Yangtze River Delta region”
- 45) N. K. KIM, Y. P. KIM, Y. MORINO, J. KUROKAWA, T. OHARA: Atmospheric Environment,

- 77, 496-508 (2013)  
“Verification of NO<sub>x</sub> emission inventory over South Korea using sectoral activity data and satellite observation of NO<sub>2</sub> vertical column densities”
- 46) D. W. BYUN, K. L. SCHERE: Applied Mechanics Reviews, 59, 51-77 (2006)  
“Review of the governing equations, computational algorithms, and other components of the Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) modeling system”
- 47) R. A. PIELKE, W. R. COTTON, R. L. WALKO, C. J. TREMBACK, W. A. LYONS, L. D. GRASSO, M. E. NICHOLLS, M. D. MORAN, D. A. WESLEY, T. J. LEE, J. H. COPELAND: Meteorology and Atmospheric Physics, 49, 69-91 (1992)  
“A comprehensive meteorological modeling system – RAMS”
- 48) T. STAVRAKOU, J.-F. MÜLLER, K. F. BOERSUMA, R. J. VAN DER A, J. KUROKAWA, T. OHARA, Q. ZHAN: Atmospheric Chemistry and Physics, 13, 9057-9082 (2013)  
“Key chemical NO<sub>x</sub> sink uncertainties and how they influence top-down emissions of nitrogen oxides”
- 49) B. MIJLING, R. J. VAN DER A: Journal of Geophysical Research, 117, D17302 (2012)  
“Using daily satellite observations to estimate emissions of short-lived air pollutants on a mesoscopic scale”
- 50) 数理計画：平成23年度報告書（2011）  
「自動車排出ガス原単位及び総量算定検討調査報告書」
- 51) J. KUROKAWA, T. OHARA, T. MORIKAWA, S. HANAYAMA, G. JANSSENS-MAENHOUT, T. FUKUI, K. KAWASHIMA, H. AKIMOTO: Atmospheric Chemistry and Physics, 13, 11019-11058 (2013)  
“Emission of air pollutants and greenhouse gases over Asian regions during 2000-2008: Regional Emission inventory in Asia (REAS) version 2”

## (2) アジア都市での大気汚染物質排出削減のための技術導入モデルの開発

(独) 国立環境研究所

社会環境システム研究センター

藤田 壮

<研究協力者>

(独) 国立環境研究所

アジア自然共生研究グループ

田上 浩孝 (平成21年度)

社会環境システム研究センター

平野 勇二郎 (平成24～25年度)

社会環境システム研究センター

Dong Huijuan (平成24～25年度)

社会環境システム研究センター

金田 百永 (平成24～25年度)

社会環境システム研究センター

Dong Liang (平成24～25年度)

平成21年度～25年度累計予算額：81,498千円

(うち、平成25年度予算額：14,604千円)

予算額は、間接経費を含む。

### [要旨]

本研究では、中国における大気汚染物質の排出削減技術、排出インベントリ及び評価モデルに関する情報を入手し、大気汚染物質の排出削減技術の評価モデルを開発して排出削減ポテンシャルを予測して、地域間の比較分析、シナリオ分析とコベネフィット効果を評価した。

最初に、技術導入モデルを設計するにあたり、既存の大気汚染物質排出インベントリや対策技術導入モデルについて近年の動向を調査した。技術導入モデルの構築に必要な各種技術の性能値等を設定するために、大気汚染物質排出抑制技術について近年の動向を調査した。次に、大気汚染対策技術を導入することによる排出抑制効果とそのために必要な費用を算定するための技術導入モデルを開発した。また、アジア地域における大気汚染対策とGHG削減対策のコベネフィットを定量化することを目的として、大気汚染対策を対象とした技術導入モデルとアジア太平洋統合評価モデル (AIM) とを連携させた評価モデルを構築した。その上で、対象年を設定して算定プロセスを適用することにより、排出削減量と対策ごとの単位削減費用の算定を行うとともに、地域間の傾向の比較を実施し、地域により差が生じた原因について考察した。最終的に、AIMのマクロフレーム及びGHG算定機能と、本研究で構築した技術導入モデルの大気汚染物質算定機能を組み合わせることにより、大気汚染対策とGHG削減対策のコベネフィットを定量化する評価モデルを構築した。本研究によって、中国の地域ごとに「費用対効果の高い」対策を提案することが可能になった。更に、温暖化対策と大気汚染対策の関係を把握し、大気汚染対策技術の効果を分析することが可能になったことから、特に発展途上国において喫緊の課題である大気汚染対策と、重要性が認識されつつも取り組みが進まない温暖化対策を同時に検討することが可能となった。

### [キーワード]

対策技術、技術導入モデル、削減コスト評価、コベネフィット

## 1. はじめに

急速な経済成長に伴って、エネルギー需要が拡大してきた。化石燃料の使用は二酸化炭素排出量を増加させるだけでなく、硫黄酸化物、窒素酸化物等大気汚染物質の排出量の増加を引き起こす。アジア各国は今急速な経済発展段階にあり、今後見込まれる経済成長、人口増加、都市化、自動車普及等の要因を鑑みると、大気汚染問題はさらに厳しくなるものと考えられる。日本以外のほとんどのアジア各国の都市は、年間を通じて多くの日に二酸化硫黄濃度が $150\mu\text{g}/\text{m}^3$ を超えている。東南アジア地区の $\text{NO}_x$ 排出量は2001~2006の間に44%増加した。この間、中国の増加量は55%に達した。

したがってアジア各国、特に中国に対する大気汚染物質排出削減のポテンシャルの研究が極めて重要となる。汚染物質の排出削減技術は基本的かつ有効な手段であり、本研究では大気汚染物質の排出削減技術、排出インベントリ及び評価モデルに関する情報を入手し、適切な大気汚染物質の排出削減技術の評価モデルを開発し、排出削減ポテンシャルの予測に関する研究を展開し、地域間の比較分析、シナリオ分析とコベネフィット効果の評価を通じて、アジア都市の汚染物質コントロールのための政策提言を行うものである。

## 2. 研究開発目的

本研究では、中国における大気汚染物質の排出削減対策技術の地域ごとの導入水準とその削減効果を同定するとともに、日本の産業集積都市における比較調査に基づいて、経済成長、産業構造、環境投資水準から排出水準を推定する技術導入モデルを開発することを目的とする。モデルの結果を使用して社会経済活動や別途検討されている温暖化対策シナリオと整合した総合的な大気汚染物質削減シナリオを策定すること、その上で温暖化対策とのコベネフィットを評価する。

## 3. 研究開発方法

### (1) 大気汚染物質排出インベントリ、技術導入モデル、抑制技術に関する動向調査

技術導入モデルを設計するにあたり、既存の大気汚染物質排出インベントリや対策技術導入モデルについて近年の動向を調査した。技術導入モデルの構築に必要な各種技術の性能値等を設定するために、大気汚染物質排出抑制技術について近年の動向を調査した。

### (2) 技術導入モデルの開発

大気汚染物質対策技術を導入することによる排出抑制効果とそれにかかる費用を算定するための技術導入モデルを開発した。また、アジア地域における大気汚染対策とGHG削減対策のコベネフィットを定量化することを目的として、大気汚染対策を対象とした技術導入モデルとアジア太平洋統合評価モデル(AIM)とを連携させた評価モデルを構築した。

### (3) 技術導入による排出削減量ならびに必要なコストの評価

対象年を設定して算定プロセスを適用することにより、排出削減量と対策ごとの単位削減費用の算定を行うとともに、地域間の傾向を比較し、地域により差が生じた原因について考察を行った。



#### (4) GHG対策と大気汚染物質対策のコベネフィット評価

GHG対策と大気汚染対策とのコベネフィットを評価するためGAINS-Chinaの大気汚染対策評価モデルとAIM/CGEモデルを連携させた。AIM/CGEモデルではGHG対策をインプットとして削減効果の評価することで、CO<sub>2</sub>対策コスト、CO<sub>2</sub>排出量、エネルギー消費量の将来予測という3つのアウトプットを提供する。このうちのエネルギー消費量の将来予測をGAINS-Chinaに入力することで大気汚染物質の排出量と削減コストを評価した。GAINS-Chinaモデルでは、大気汚染物質対策技術の導入効果を評価する。これによりGAINS-Chinaモデルでは大気汚染物質の排出量、削減コストをアウトプットとして算出し、中国の主要都市と省を対象としてGHG削減および大気汚染物質削減のコベネフィットの算出と分析を行った。この分析結果に基づき、地域間の差異を反映した大気汚染対策に関する政策提案を行った。

### 4. 結果及び考察

#### (1) 大気汚染物質排出インベントリ、技術導入モデル、抑制技術に関する動向調査

モデルとシナリオに関連する情報を調査した。技術導入モデルを設計するにあたり、既存の大気汚染物質排出インベントリや対策技術導入モデルについて近年の動向を調査した。特に、関連したRegional Emission inventory in Asia (REAS)モデル、RAINS-GAINSモデル、LTP（中国・日本・韓国）モデル、ACCESSモデル、EA-Gridモデル、EDGARモデル、GEIAモデルについて近年の動向を調査した。更に、SO<sub>x</sub>、NO<sub>x</sub>排出抑制技術の近年の動向を調査した、石炭利用における各種環境負荷低減技術のうち、脱硫・脱硝に関するもの抽出し、表1にまとめた。

大気汚染物質の削減効果およびコストを算定するために必要となる具体的な情報について、文献調査および中国科学院瀋陽応用生態研究所との協力のもとにデータを収集した。大気汚染物質はSO<sub>x</sub>を対象とし、国・都市レベル両方の算定に必要な情報（社会経済情報：産業セクター別の経済活動指標、燃料消費量等；対策技術情報：代表的な対策技術ごとの削減効果、コスト、適用可能な産業区分、および削減の仕組み等）を収集した。

表(2)-1 脱硫・脱硝技術とその効果

技術	脱硫率	脱硝率
<b>SO<sub>x</sub>処理技術</b>		
湿式石灰石・石膏法	(記載無し)	
石炭灰利用乾式脱硫法	90%以上	
スプレードライヤー法	70%	
炉内脱硫法	(記載無し)	
<b>NO<sub>x</sub>処理技術</b>		
選択接触触媒還元法		80~90%
無触媒脱硝法		40%
ラジカル照射法		10ppm以下目標
<b>同時脱硫脱硝技術</b>		
活性炭吸着法	98%	30%
電子ビーム法	98%以上	80%

## (2) 技術導入モデルの開発

まず、大気汚染物質対策技術を導入することによる排出抑制効果とそれにかかる費用を算定するための技術導入モデルを開発した。開発したモデルを中国の省市自治区に適用し、検証した。その際には、GAINS China モデルを利用した。算定プロセスが対象とする排出源の種類を表(2)-2に示す。算定の対象とする対策の大区分を表(2)-3に示す。SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、PMの排出量と削減コストの算定手法は作成する。

表(2)-2 大気汚染物質算定手法において対象とする排出源の種類（数値は排出セクタ毎の排出量の相対的な大きさ、2005年）

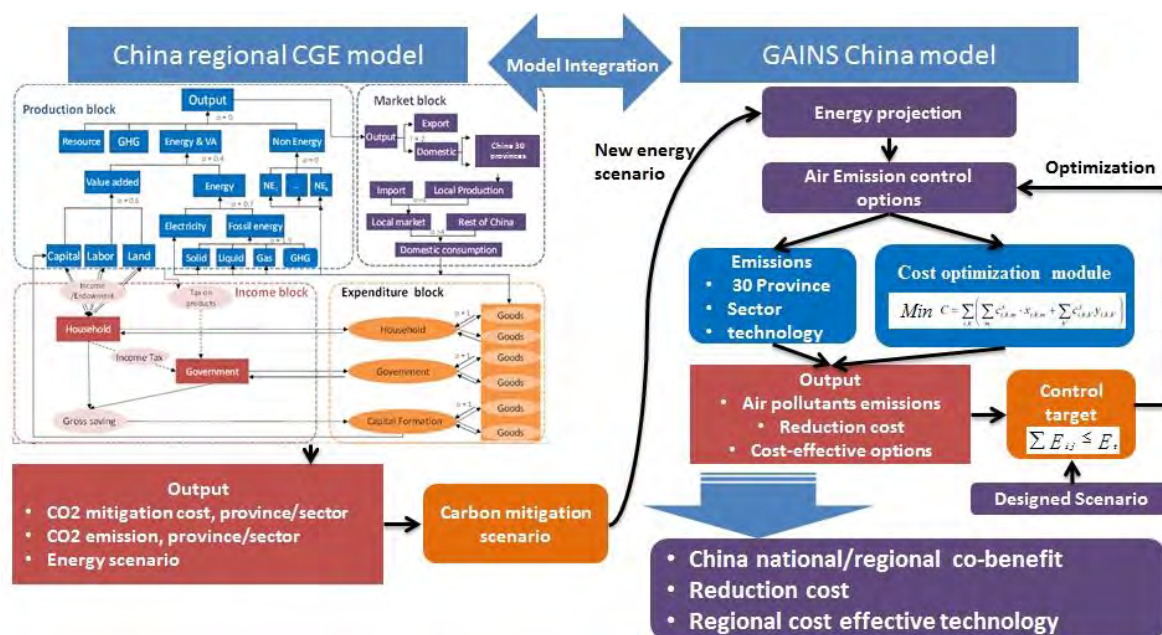
排出セクタの区分	SO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	PM2.5	PM10
固定排出源・燃焼	87.7%	69.9%	40.5%	47.4%
固定排出源・産業プロセス	4.2%	0.4%	11.7%	13.3%
移動排出源	1.3%	24.4%	3.7%	2.9%
非産業の燃焼（家庭等）	6.7%	5.1%	35.9%	27.8%
農業ほか	0.1%	0.2%	8.2%	8.6%
合計	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

青:算定対象。白:相対的な影響の小ささにより対象としない。灰色:データの入手可能性により対象としない。

表(2)-3 算定の対象とする大気汚染物質対策

大気汚染物質	対策分類	内容
SO <sub>x</sub>	1.低硫黄燃料の使用	硫黄含有率の低い燃料を用いる。選炭などの事前脱硫も含む。
	2.炉内脱硫	石灰石注入や流動層燃焼など。燃焼室にカルシウム粒子あるいは粉末を吹き込んでSO <sub>2</sub> を除去する。
	3.排煙脱硫	排煙後にSO <sub>2</sub> を吸収する物質を添加することにより除去する。従来型の手法と高効率な新型脱硫手法を考慮。
	4.産業プロセス削減	産業プロセス（非燃焼）の改善による硫黄排出の削減
NO <sub>x</sub>	1.燃焼管理	燃焼プロセスを改善（燃焼温度の低減、高温燃焼時の酸素濃度の低減）することにより排出量を削減
	2.排煙脱硝	アンモニア接触還元法、無触媒還元法、活性炭法（同時脱硫・脱硝法）、吸収酸化法など
	3.産業プロセス削減	石油精製、製鉄等において生じる非燃料起源の排出の削減
	4.移動排出源に対する削減	自動車等からのNO <sub>x</sub> 排出の削減。削減方法は触媒コンバータおよび燃焼管理
PM	1.集じん装置	サイクロン(遠心力集じん装置)、湿式集じん装置、電気集じん装置、湿式電気集じん装置、織布フィルタなど
	2.メンテナンス、手順改善	ボイラの定期的メンテナンスや、産業・農業・牧畜などによる排出を抑制するためのグッドプラクティス
	3.移動排出源に対する排出規制	自動車、船舶等の排出規制、EURO(I~IV)等の排出基準の達成

次に、GHG対策と大気汚染対策とのコベネフィットを評価するためGAINS-Chinaの大気汚染対策評価機能とAIM/CGEモデルを連携させた。図(2)-1にコベネフィット研究のフレームワークを示す。AIM/CGEモデルではGHG対策をインプットとして削減効果を評価することで、CO<sub>2</sub>対策コスト、CO<sub>2</sub>排出量、エネルギー消費量の将来予測という3つのアウトプットを算出する。このうちのエネルギー消費量の将来予測をGAINS-Chinaに入力することで大気汚染物質の排出量と削減コストを評価した。GAINS-Chinaモデルでは、大気汚染物質対策技術の導入効果を評価する。これによりGAINS-Chinaモデルでは大気汚染物質の排出量、削減コストをアウトプットとして提供し、合わせてコベネフィット効果についても定量化することができる。



図(2)-1 コベネフィットシナリオ評価モデルのフレームワーク

AIM/CGEで用いられるセクター及び燃料は異なっており、GAINS Chinaのほうが細かい区分となっている。異なるセクター・燃料により計算された活動量データを関連付けるため、変換表を作成した。表(2)-4、表(2)-5に、2005年の北京を例として燃料及びセクターの対応表を示す。表中の数値は、AIM/CGEで計算された活動量をGAINSの区分に細分する際に用いる重みづけを示している。重みは、GAINS Chinaが提供する地域毎、年次毎の活動量をもとに作成する。そのため、地域および時点により異なる産業構成や燃料構成が換算式に反映されることとなる。

表(2)-4 燃料の対応表（2005年、北京の例）

			2005 Activity by GAINS-China [PJ]	AIM/CGE Fuel				
				Coal	Crude oil	Petrol oil	Manufactur	Electricity
GAINS Fuel	BC1	Brown coal/lignite, grade 1	0.0	0%				
	BC2	Brown coal/lignite, grade 2	0.0	0%				
	HC1	Hard coal, grade 1	0.0	0%				
	HC2	Hard coal, grade 2	0.0	0%				
	HC3	Hard coal, grade 3	495.9	100%				
	DC	Derived coal (coke, briquette)	0.0	0%				
	OS1	Other solid-low S (biomass, v	0.0					
	OS2	Other solid-high S (incl. high	0.0					
	HF	Heavy fuel oil	168.4		100%			
	MD	Medium distillates (diesel, ligh	453.2			73%		
	LF	Light fractions (gasoline, kerc	168.4			27%		
	GAS	Natural gas (incl. other gases	0.0				100%	
	REN	Renewable (solar, wind, small	3.7					
	HYD	Hydro	168.4					
	NUC	Nuclear	0.0					
	ELE	Electricity	0.0					100%
HT	Heat (steam, hot water)	168.4						
NOF	No fuel use	0.0						

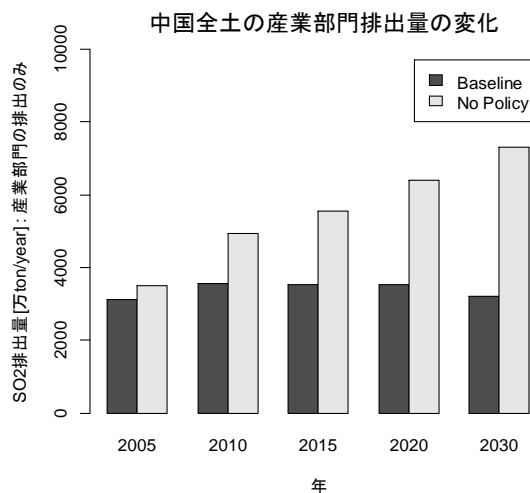
表(2)-5 セクターの対応表（2005年、北京の例）

			2005 Activity by GAINS-China [PJ]	AIM/CGE Sectors								
				powerplant	DOM	IN CHEM	IN CON	IN PAP	IN IS NFME	IN NMMI	IN OTH	TRA
GAINS Sectors	PP_EX_WB		0.0	0%								
	PP_EX_OTH		23.5	23%								
	PP_EX_L		0.0	0%								
	PP_EX_S		15.3	15%								
	PP_NEW		2.1	2%								
	PP_NEW_CCS		2.1	2%								
	PP_NEW_L		58.8	58%								
	PP_MOD		0.0	0%								
	PP_MOD_CCS		0.0	0%								
	PP_IGCC		0.0	0%								
	PP_IGCC_CCS		0.0	0%								
	PP_ENG		0.0	0%								
	CON_COMB		54.2									
	CON_LOSS		46.2									
	IN_BO_CHEM		0.0			50%						
	IN_BO_CON		0.0				100%					
	IN_BO_OTH		139.6								73%	
	IN_BO_OTH_L		4.5								2%	
	IN_BO_OTH_S		45.8								24%	
	IN_BO_PAP		0.0					50%				
	IN_OC_ISTE		0.0						50%			
	IN_OC_CHEM		0.0			50%						
	IN_OC_NFME		0.0						50%			
	IN_OC_NMMI		0.0							100%		
	IN_OC_PAP		0.0					50%				
	IN_OC_OTH		0.0								0%	
	NONEN		238.9									
	DOM		399.2		100%							
	TRA_OT		0.0									0%
	TRA_OTS_L		16.2									5%
	TRA_OTS_M		16.2									5%
	TRA_OT_AGR		7.3									2%
	TRA_OT_AIR		0.0									0%
	TRA_OT_CNS		11.0									4%
	TRA_OT_INW		0.0									0%
	TRA_OT_LB		0.0									0%
	TRA_OT_LD2		0.0									0%
	TRA_OT_RAI		16.2									5%
	TRA_RD		0.0									0%
	TRA_RD_HDB		20.7									7%
TRA_RD_HDT		76.2									25%	
TRA_RD_LD2		0.2									0%	
TRA_RD_LD4C		95.6									32%	
TRA_RD_LD4T		38.1									13%	
TRA_RD_M4		1.4									0%	

### (3) 技術導入による排出削減量ならびに必要なコストの評価

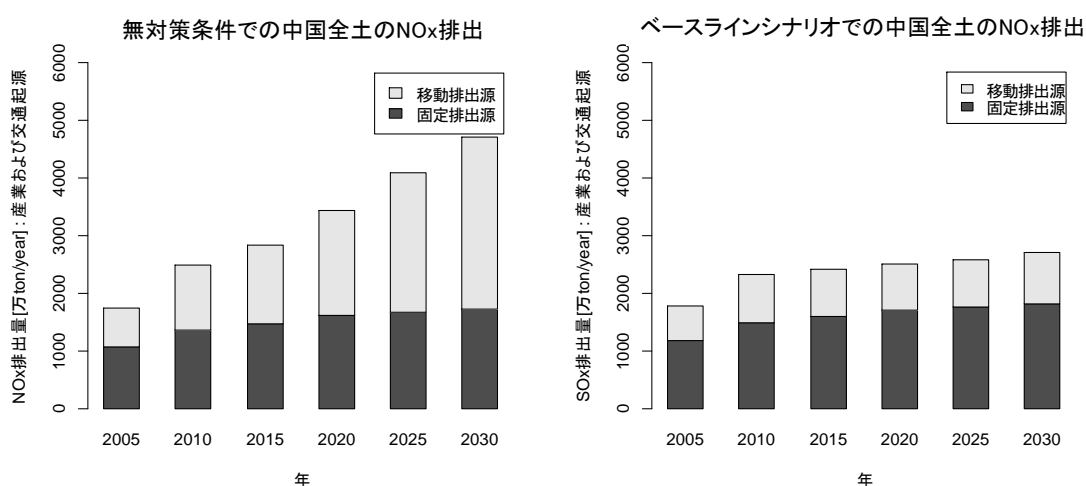
対象年を設定して算定プロセスを適用することにより、2005年から2030年まで、中国全体と地域別のSO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、PMの排出削減量と対策ごとの単位削減費用の算定を行うとともに、地域間の傾向を比較し、地域により差が生じた原因について考察を行った。そのためにまず、中国全体のSO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、PMの排出削減量を計算した。

中国全土でのSO<sub>2</sub>排出量の計算結果を図(2)-2に示す。ここでシナリオは、GAINS-Chinaベースラインシナリオ(Baseline energy scenario with less stringent emission control for NO<sub>x</sub> and VOC)と無対策シナリオ(No Policy)を設定した。現在の施策目標およびマクロ経済予測に従うシナリオ(Baseline)では排出が一定レベルに抑えられているが、全く対策を導入しない場合(No Policy)では将来の活動量増加に伴って増加する。



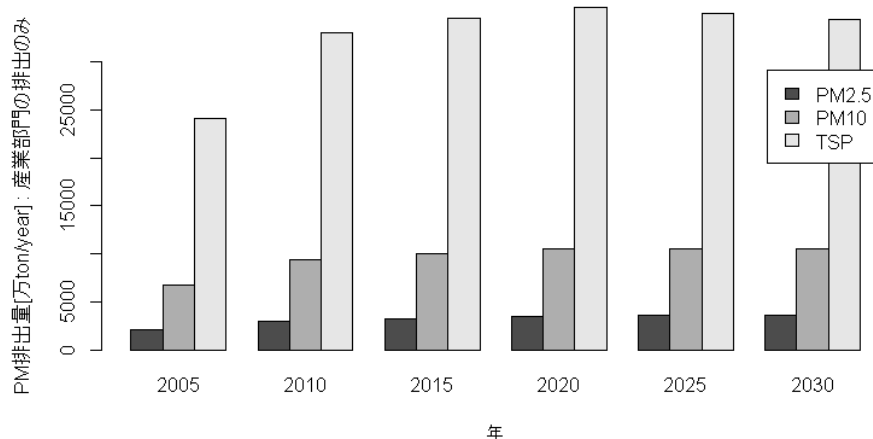
図(2)-2 中国全土の産業部門 SO<sub>2</sub> 排出量の変化

中国全土での NO<sub>x</sub> 排出量の計算結果を図(2)-3 に示す。シナリオは次のように設定している。無対策(No Policy)とベースライン技術導入シナリオ(Baseline)を設定している。産業および交通による排出量を算定した結果、無対策条件では交通部門(移動排出源)の増加幅が大きいですが、技術導入シナリオでは大幅な対策導入により排出増加が抑制されることが明らかになった。

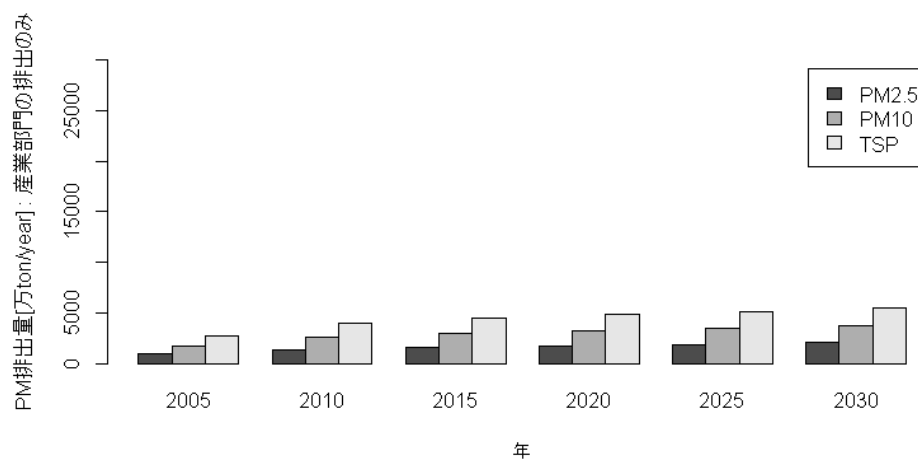


図(2)-3 中国全土での NO<sub>x</sub> 排出量の将来変化 (左: 無対策条件、右: ベースラインシナリオ)

中国全土での PM 排出量の計算結果を示す。GAINS China のベースラインシナリオおよび無対策シナリオ（No Policy）を対象として算定手法を適用し、大気汚染物質の排出量を算出した。対象年は 2005～2030 年である。粒子径ごとの排出量の計算結果として、図(2)-4 および図(2)-5 に固定排出源（発電所および産業）による排出量の算定結果を示す。いずれの粒径においても 2020 年までは増加傾向にあるが、それ以降は活動量の増加が抑えられるため、増加幅が小さくなる。

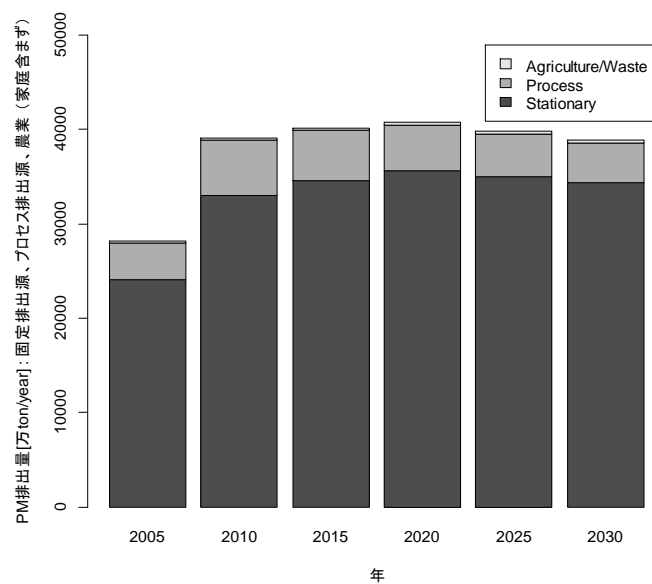


図(2)-4 固定排出源（発電所・産業）による PM 排出量の時系列：無対策

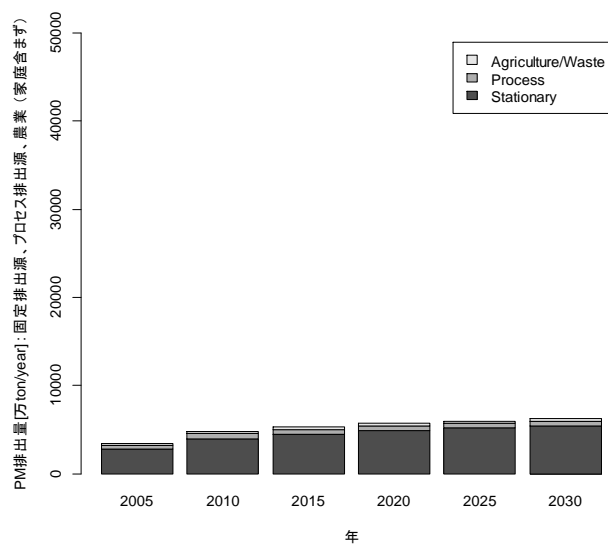


図(2)-5 固定排出源（発電所・産業）による PM 排出量の時系列：ベースラインシナリオ

排出セクター毎の排出量の傾向を調べるため、中国全土の排出量を固定排出源、産業プロセス、農業/廃棄物処理に分割し、それぞれの排出量の経年変化を算定した結果を図(2)-6、図(2)-7 に示す。固定排出源による排出量が大きく、ベースラインシナリオにおいては産業プロセスおよび農業/廃棄物処理による排出量は固定排出源の 1/5 程度である。



図(2)-6 PM(TSP)排出量の時系列：無対策(No Policy) 固定排出源、プロセス排出源、農業/廃棄物処理の区分



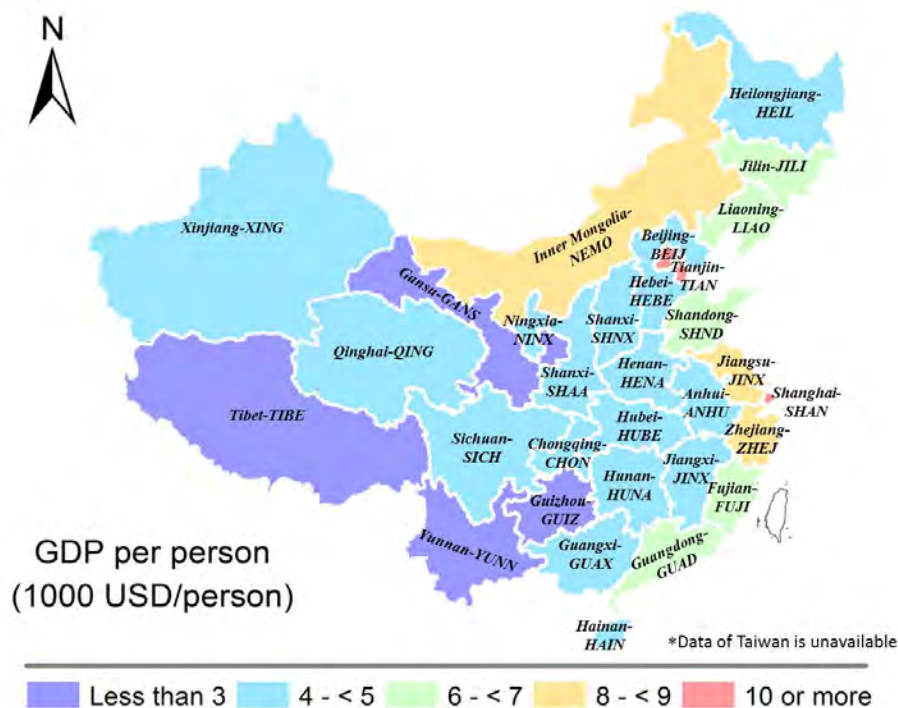
図(2)-7 PM(TSP)排出量の時系列：ベースラインシナリオ  
固定排出源、プロセス排出源、農業/廃棄物処理の区分

次に、中国地域別のSO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、PMの排出削減量と対策毎の単位削減費用を算定した。それから、地域間の傾向の比較を実施し、地域により差が生じた原因について考察を行った。中国の地域別の算定結果を整理するため、省を一人あたりGDPに基づいて5つに区分した。中国の省に関する基礎的な情報を分析した結果を表(2)-6および図(2)-8に示す。

表(2)-6 地域分割、略称および経済規模

番号	略称	Name	名前	区分	人口(万人), 2007年時点	GRP(億元), 2005年時点
1	ANHU	Anhui	安徽省	省	56,247	5,375
2	BEIJ	Beijing	北京	直轄市	14,554	6,886
3	CHON	Chongqing	重慶	直轄市	25,850	3,067
4	FUJI	Fujian	福建省	省	32,754	6,569
5	GANS	Gansu	甘肅省	省	23,990	1,934
6	GUAD	Guangdong	広東省	省	85,649	22,367
7	GUAX	Guangxi	広西チワン族自治区	自治区	43,442	4,076
8	GUIZ	Guizhou	貴州省	省	34,587	1,979
9	HAIN	Hainan	海南省	省	7,696	895
10	HEBE	Hebei	河北省	省	63,501	10,096
11	HEIL	Heilongjiang	黒竜江省	省	35,193	5,512
12	HENA	Henan	河南省	省	86,460	10,587
13	HONG	Hong Kong & Macau	香港、マカオ	特別行政区	—	—
14	HUBE	Hubei	湖北省	省	52,408	6,520
15	HUNA	Hunan	湖南省	省	58,382	6,511
16	NEMO	Inner Mongolia	内モンゴル自治区	自治区	22,066	3,896
17	JINU	Jiangsu	江蘇省	省	69,503	18,306
18	JINX	Jiangxi	江西省	省	39,945	4,057
19	JILI	Jilin	吉林省	省	25,067	3,620
20	LIAO	Liaoning	遼寧省	省	39,317	7,861
21	NINX	Ningxia	寧夏回族自治区	自治区	5,560	606
22	QING	Qinghai	青海省	省	5,045	543
23	SHAA	Shaanxi	陝西省	省	34,383	3,773
24	SHND	Shandong	山東省	省	85,696	18,517
25	SHAN	Shanghai	上海	直轄市	16,708	9,164
26	SHNX	Shanxi	山西省	省	31,069	4,180
27	SICH	Sichuan	四川省	省	75,201	7,385
28	TIAN	Tianjin	天津	直轄市	9,896	3,698
29	TIBE	Tibet	チベット自治区	自治区	2,587	250
30	XING	Xinjiang	新疆ウイグル自治区	自治区	18,872	2,604
31	YUNN	Yunnan	雲南省	省	41,269	3,473
32	ZHEJ	Zhejiang	浙江省	省	45,844	13,438

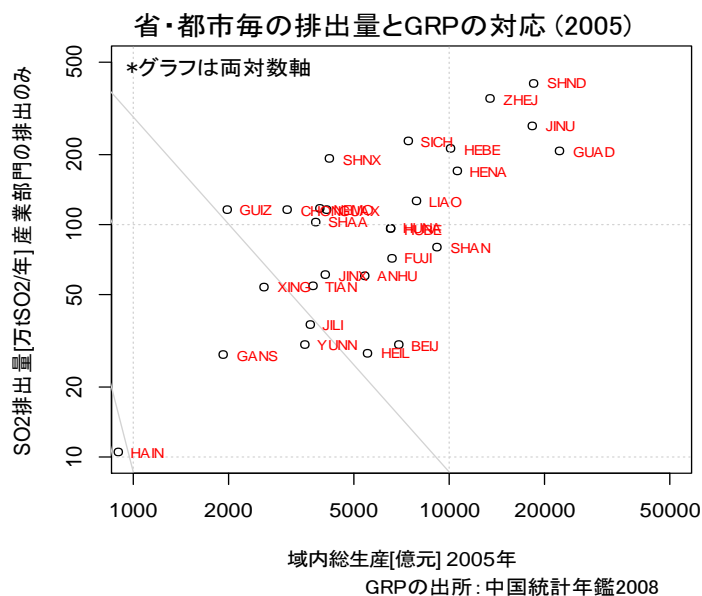
人口・GRPは中国統計年鑑2008より引用



図(2)-8 中国の省・直轄市と一人あたり GDP の分布, 2010 年



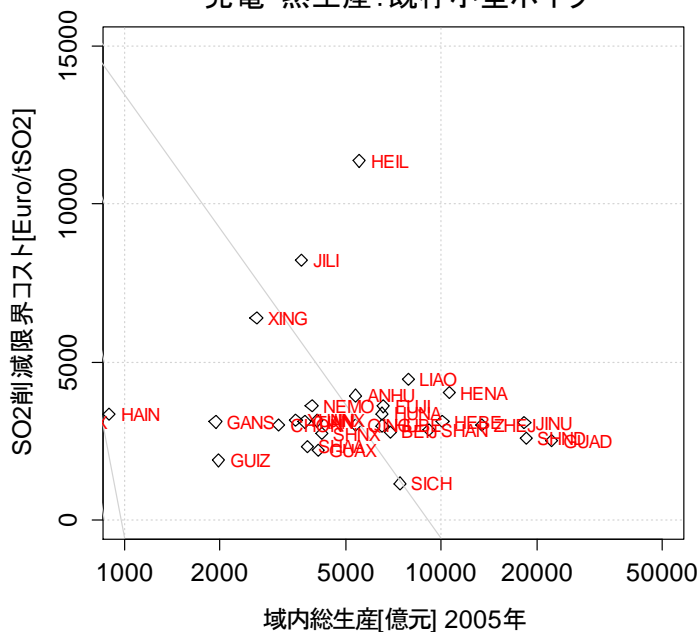
SO<sub>2</sub>の省および直轄市を対象として、排出削減量と単位削減費用を算定した。図(2)-9 に省および直轄市における2005年時点でのSO<sub>x</sub>排出量の比較を示す。地域ごとのSO<sub>2</sub>排出量と地域内総生産の対応関係を調べると、基本的には単調な増加傾向が確認される。同対策の限界削減費用を地域間で比較することにより、特定の対策を導入する場合、どの地域から導入するのが効率的かを判断することができる。排煙脱硫と石灰石注入の各区分計算結果を図(2)-10、図(2)-11に示す(2005年時点)。地域によるコストの差が大きく、効果の高い地域への選択導入はメリットがある：マクロ経済指標（GRP）との直接の相関関係は見られない。既存対策の導入状況やボイラの大きさ、人件費などによりコストが変化することが確認できる。



図(2)-9 省・直轄市毎の排出量とGRPの対応(2005)

### 排煙脱硫の限界削減コスト

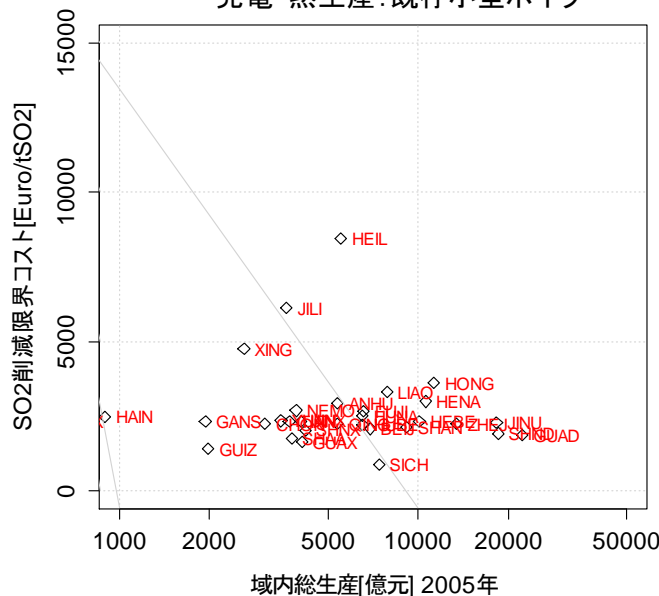
発電・熱生産：既存小型ボイラ



図(2)-10 排煙脱硫の限界削減コスト：省毎の傾向

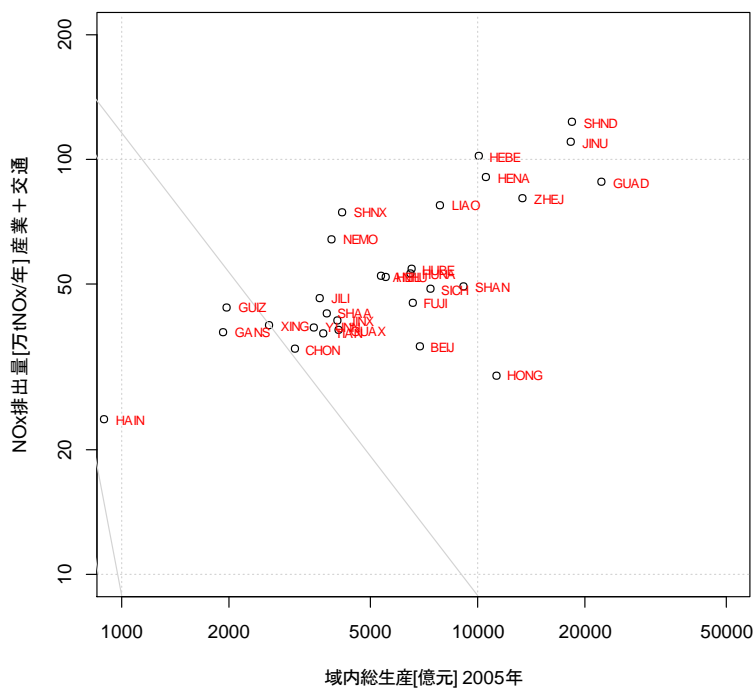
### 石灰石注入の限界削減コスト

発電・熱生産：既存小型ボイラ

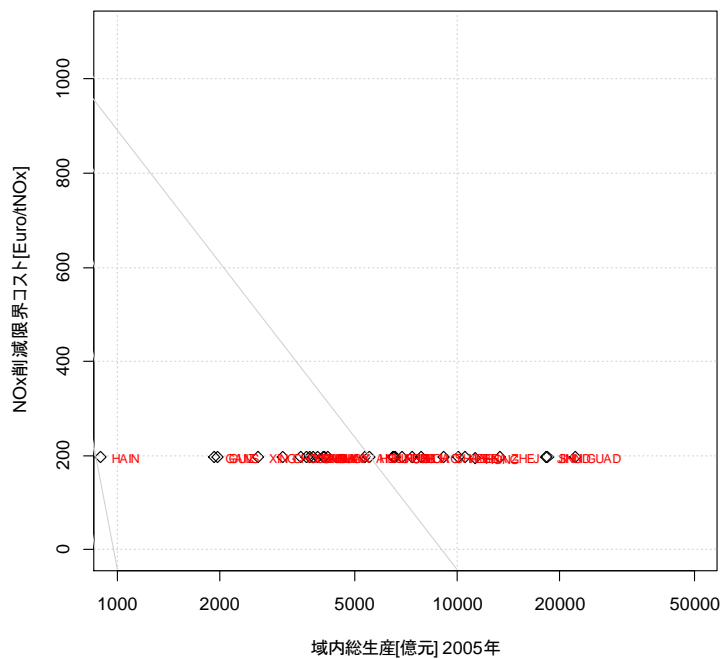


図(2)-11 石灰石注入の限界削減コスト：省毎の傾向

省および直轄市を対象として、NO<sub>x</sub> の排出削減量と単位削減費用を算定した。図(2)-12 に省および直轄市における 2005 年時点での NO<sub>x</sub> 排出量の比較を示す。地域ごとの NO<sub>x</sub> 排出量と地域内総生産の対応関係を調べると、基本的には単調な増加傾向が確認される。燃焼管理の限界削減コスト例として、石炭を燃料とする大規模ボイラ(50MWth) を有する発電所を対象とした計算の結果(図(2)-13)のように、SO<sub>2</sub> より、地域による限界削減コストの差が小さい。



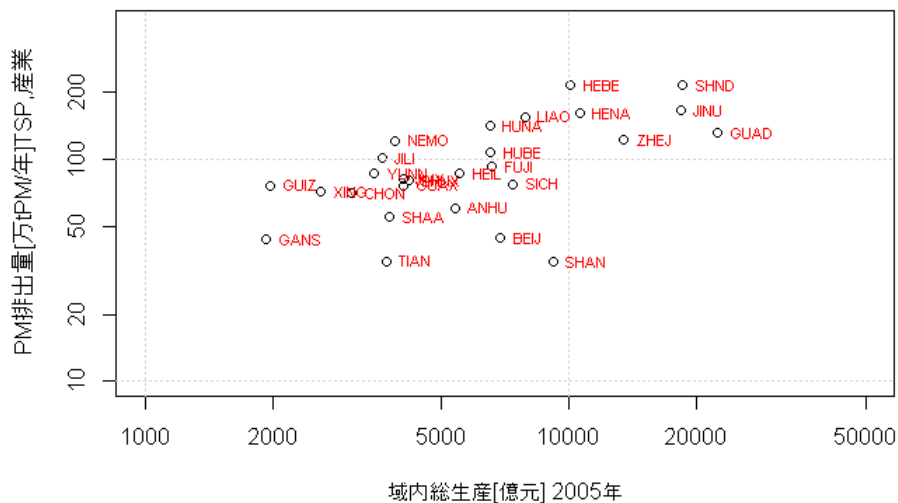
図(2)-12 省及び直轄市における NO<sub>x</sub> 排出量の算定結果



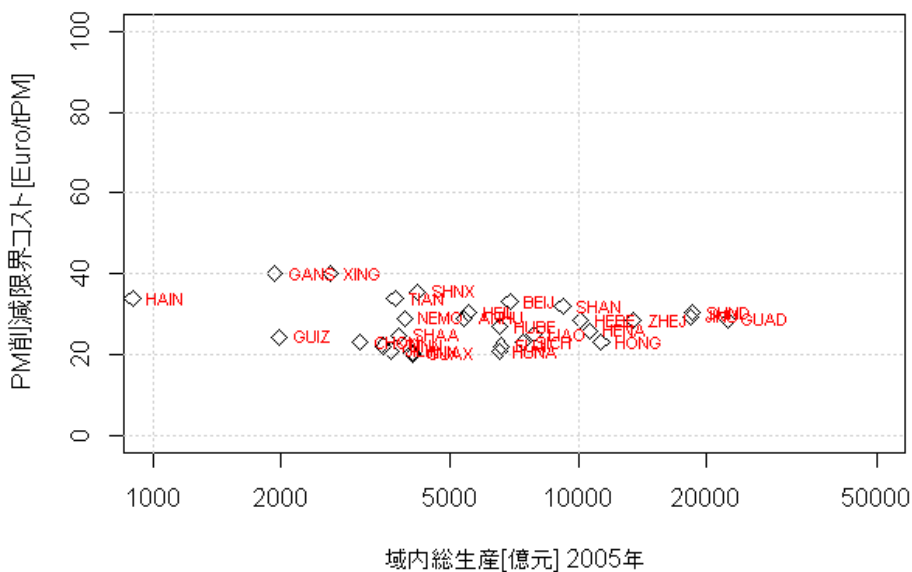
図(2)-13 燃焼管理による NO<sub>x</sub> の限界削減コスト（地域間比較）

省および直轄市を対象として、PM の排出削減量と単位削減費用を算定した。排出量の地域差とマクロ経済指標の関連性を調べるため、省および直轄市における排出量と域内総生産の対応を比較した結果を図(2)-14 に示す。両者には全体として正の相関が見られるが、地域によるばらつきも大きい。対策コストにおける地域差およびその要因を調べるため、省および直轄市における

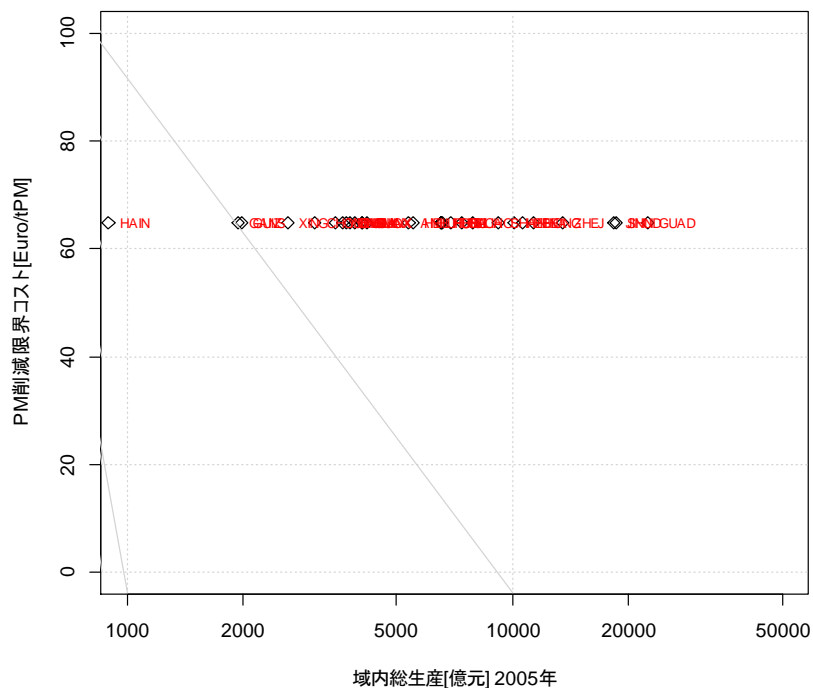
対策コストの地域別比較を行った。図(2)-15～図(2)-16 に、対策区分毎の地域別の単位削減コストの比較を示す。このうち、固定排出源に対する結果のみ地域差が考慮されており、産業プロセスについては地域による違いが殆ど生じていない。これは、算定プロセスの中で地域ごとに異なる排出係数を設定しているのが固定排出源のみであることが原因である。



図(2)-14 地域別の PM (TSP) 排出量と地域内総生産の関係

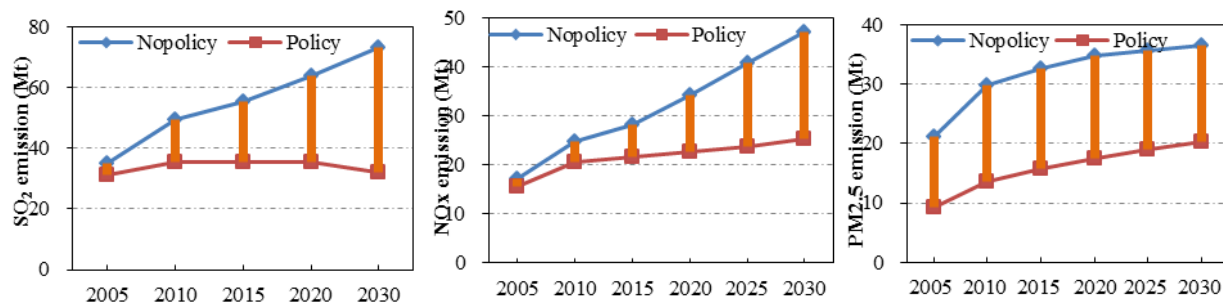


図(2)-15 地域別の PM (TSP) 単位削減コストと地域内総生産の対応 (電気式集じん機、発電・熱生産、石炭ボイラ (等級 1) による燃焼)

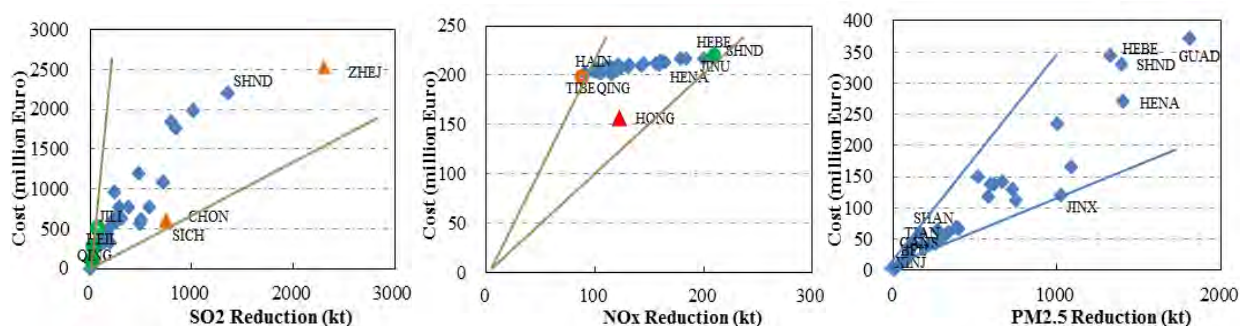


図(2)-16 地域別のPM (TSP) 単位削減コストと域内総生産の対応（産業プロセス向けサイクロン（遠心力集じん装置）の導入、カーボンブラック生産に伴う排出）

中国全土の大気汚染物削減量の対比を図(2)-17に示す。ベースラインシナリオ（Policy）、全く対策を導入しないシナリオ（No policy）を想定した。大気汚染物質排出削減技術導入して、中国のSO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、PM<sub>2.5</sub>の排出量は2030年までにそれぞれ56.2%、46.3%および44.4%で減少すると予測される。省、主要都市の大気汚染物削減量と削減コストを図(2)-18に示す。SO<sub>2</sub>は吉林省、黒竜江省、青海省は最も高い排出削減コストとなり、四川省と重慶は最も低い排出削減コストとなる。これは、石炭の品質が単位削減費用に影響を与える最も大きな要因と考えられる。NO<sub>x</sub>はチベット、海南省、青海省は高い単位削減コスト。山東省、江蘇省、河北省と河南省は最も低い単位削減コストとなるが、NO<sub>x</sub>の単位削減コストの変動は比較的小さく、PM<sub>2.5</sub>は単位削減コストの変動は比較的小さい。一方、上海、天津、甘肅省、新疆ウイグル自治区と北京は高い単位削減コスト。江西省は最も低い単位削減費用となる。



図(2)-17 中国全土の大気汚染排出量



図(2)-18 省、主要都市の大気汚染物削減量と削減コスト

#### (4) GHG対策と大気汚染物質対策のコベネフィット評価

GHG対策と大気汚染対策とのコベネフィットを評価するため GAINS-China の大気汚染対策評価機能と AIM/CGE モデルを連携させた。このモデルに則り、将来の GHG 対策及び大気汚染物質対策の組み合わせを想定した 4 種類のシナリオを設定し、算定を行った。

- S1 (GHG BaU / AP No-tech)
- S2 (GHG BaU / AP With-tech)
- S3 (GHG CM / AP No-tech)
- S4 (GHG CM / AP With-tech)

シナリオの説明を図(2)-19に示す。S1シナリオではGHGについても大気汚染物質についても対策を講じないシナリオである。S2シナリオは、GHG対策は想定せず、大気汚染物質対策のみを実施するシナリオである。S3シナリオは、GHG対策は行うものの、大気汚染物質への対策は想定しないシナリオである。S4はGHG対策と大気汚染対策の両方を想定するシナリオである。

- **Scenario year**  
--2005, 2010, 2020, 2025, 2030
- **Scenario setting**

Scenario	S1	S2	S3	S4
GHG policy	BaU	BaU	CM	CM
Air pollution technology	No-tech	With-tech	No-tech	With-tech

- **BaU**: business as usual situation, in which **no climate policy** is implemented.
- **CM**: countermeasure scenario, in which **climate policy is implemented** for all provinces. Carbon tax policy was implemented and the carbon intensity should reduce by 40% in 2020 and 60% in 2030 compared to 2005.
- **No-tech**: **no air pollutant mitigation technology** was used.
- **With-tech**: air pollutant **mitigation technologies were used**.

図 (2)-19 GHG および大気汚染物質のシナリオ

大気汚染とGHGシナリオにおいて考慮する対策の分類を表(2)-7に示す。表(2)-7に示すすべての対策が選択されるわけではなく、費用対効果の高い対策が各シナリオにおいて選定され考慮される(図(2)-20)。

表(2)-7 大気汚染シナリオと GHG シナリオにおいて考慮する対策の分類

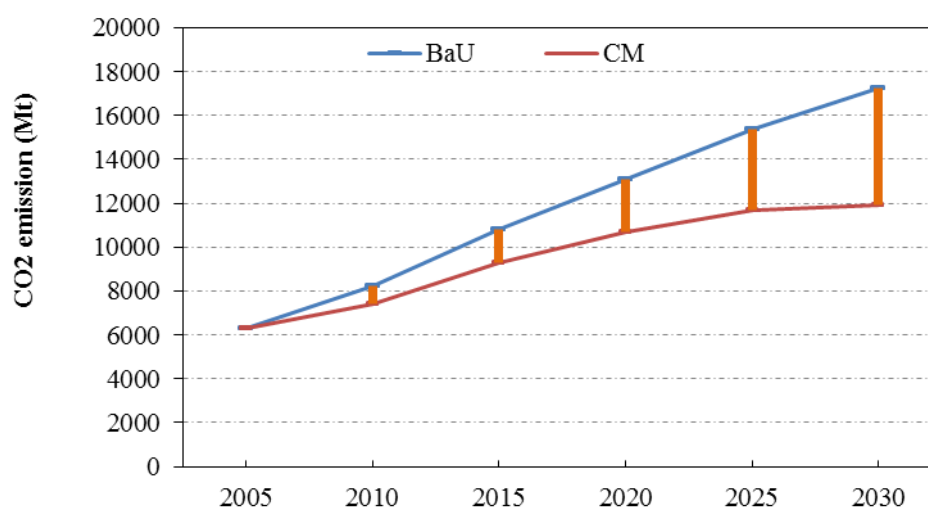
大気汚染物質	対策分類	内容
SOx	1.低硫黄燃料の使用	硫黄含有率の低い燃料を用いる。選炭などの事前脱硫も含む。
	2.炉内脱硫	石灰石注入や流動層燃焼など。燃焼室にカルシウム粒子あるいは粉末を吹き込んでSO <sub>2</sub> を除去する
	3.排煙脱硫	排煙後にSO <sub>2</sub> を吸収する物質を添加することにより除去する。従来型的手法と高効率な新型脱硫手法を考慮
	4.産業プロセス削減	産業プロセス(非燃焼)の改善による硫黄排出の削減
NOx	1. 燃焼管理	燃焼プロセスを改善(燃焼温度の低減、高温燃焼時の酸素濃度の低減)することにより排出量を削減
	2. 排煙脱硝	アンモニア接触還元法、無触媒還元法、活性炭法(同時脱硫・脱硝法)、吸収酸化法など
	3. 産業プロセス削減	石油精製、製鉄等において生じる非燃料起源の排出の削減
	4. 移動排出源に対する削減	自動車等からのNO <sub>x</sub> 排出の削減。削減方法は触媒コンバータおよび燃焼管理
PM	1.集じん装置	サイクロン(遠心力集じん装置),湿式集じん装置,電気集じん装置,湿式電気集じん装置、織布フィルタなど
	2. メンテナンス、手順改善	ボイラの定期的メンテナンスや、産業・農業・牧畜などによる排出を抑制するためのグッドプラクティス
	3. 移動排出源に対する排出規制	自動車、船舶等の排出規制、EURO(I~IV)等の排出基準の達成
GHG	1. 燃料の変更	石炭から天然ガスへの燃料の変更、あるいは再生可能エネルギー使用量の増加
	2. エネルギー効率の改善	エネルギー効率の高い生産技術の使用(例:石炭ガス化複合発電、天然ガス複合発電)
	3. 二酸化炭素回収・貯蔵(CCS)	化石燃料を使用する発電所でのCO <sub>2</sub> の回収と貯蔵

対応する汚染物	削減技術		
	Stage 1 ソース 技術	Stage 2 プロセス 技術	Stage 3 エンド・オブ・パイプ 技術
<b>SOx</b>	LS (低硫黄燃料)	LINJ (石灰石注入)	FGD (排煙脱硫)
<b>NOx</b>		CM (燃焼管理)	SCR (排煙脱硝)
<b>PM</b>		SHB_N (新タイプシングル家のボイラー), STV_IMP_B (バイオマスストーブを改善)	CYC (集じん装置), ESP (電気集塵装置), HED (高効率除塵)
<b>GHG</b>	Fuel switch(燃料 転換)	EEl (エネルギー効率 対策)	CCS (炭素回収技術)

図(2)-20 各工程における大気汚染物質排出削減技術と GHG 排出削減技術

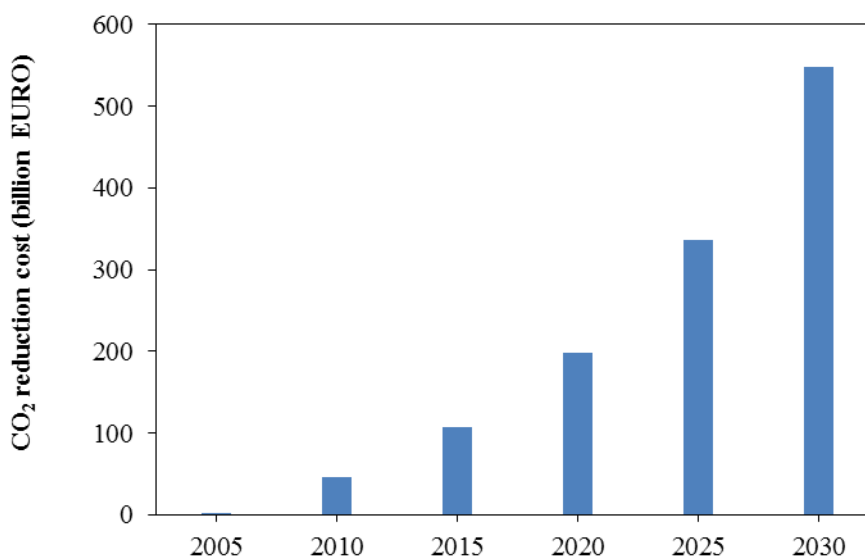
各シナリオにおける CO<sub>2</sub> と大気汚染物質の排出量および削減コストの算定結果を示す。

CO<sub>2</sub> に関する中国全体の排出量計算を図(2)-21 に示す。BaU シナリオでは、2005 年から 2030 年までに、排出量は 2.8 倍に増加する。CM シナリオでは、BaU よりも削減量が大きくなり、2010 年から 2030 年までに、削減量は 810Mt から 5,328Mt まで増加する。削減コストの算定結果を、図(2)-22 に示す。総削減コストは、2010 年から 2030 年までの間に、460 億ユーロから 5,480 億ユーロにまでに増加することが予測された。



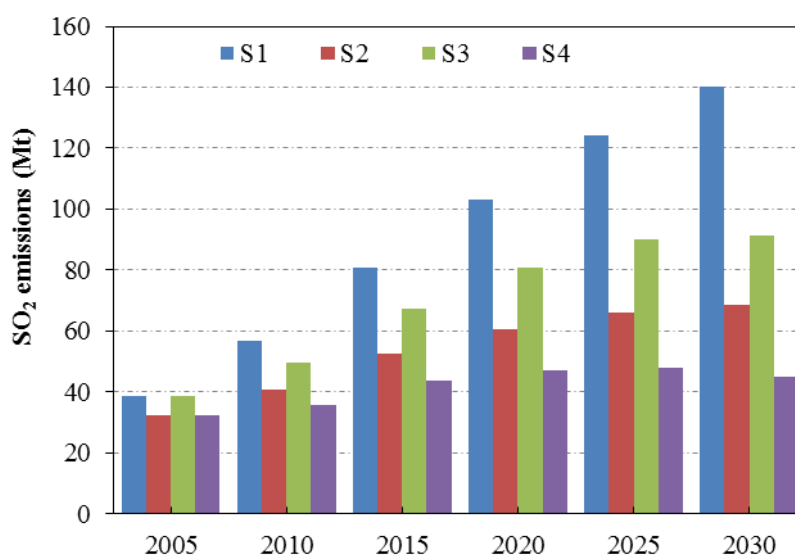
図(2)-21 中国における CO<sub>2</sub> 排出シナリオ (2005 年-2030 年)





図(2)-22 中国における CO<sub>2</sub> 削減コスト (2005 年-2030 年)

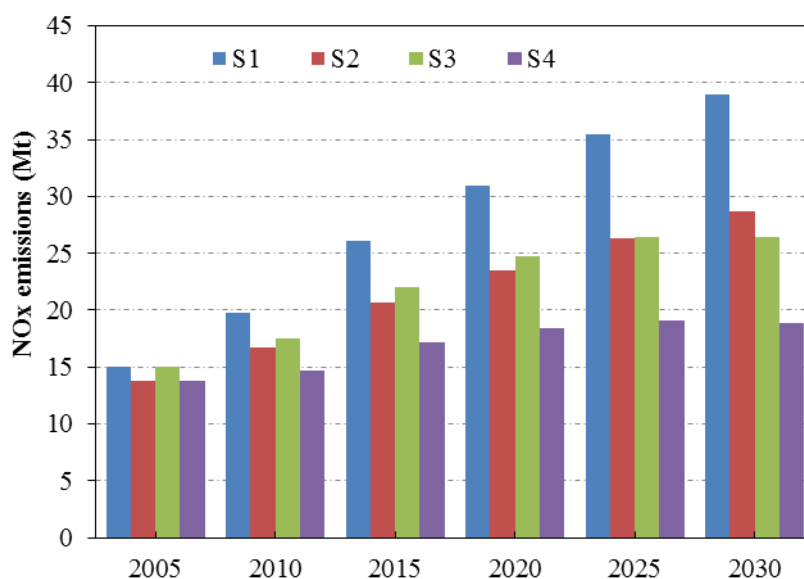
SO<sub>x</sub>に関する中国全体の排出量を図(2)-23に示す。何も対策が実装されないS1シナリオでは、2030年のSO<sub>2</sub>排出は2005年の3.6倍となった。S2シナリオではSO<sub>2</sub>対策のみが実装されることにより、2030年のSO<sub>2</sub>排出は2005年の2.4倍となることが示された。AIM/CGEモデルでの温室効果ガス対策が実装されるS3シナリオの場合、SO<sub>2</sub>排出は2005年に比べ2030年にはおよそ2倍になる。温室効果ガス対策と大気汚染対策の両方が実装されるS4シナリオの場合、2030年のSO<sub>2</sub>排出は、2005年レベルの1.4倍となり増加幅は、他のシナリオより縮小される。このことは、温室効果ガス対策による活動量の抑制効果と直接的なSO<sub>2</sub>対策の重畳的な効果により、SO<sub>2</sub>排出量が抑制されることを示している。



図(2)-23 中国におけるシナリオ別の SO<sub>2</sub> 総排出量

NO<sub>x</sub>に関する中国全体の排出量を図(2)-24に示す。対策が実装されないS1シナリオの場合、2030年のNO<sub>x</sub>排出量は、2005年の2.6倍となる。NO<sub>x</sub>対策が実装されているS2シナリオの場合、NO<sub>x</sub>の排出量は2005年の1.8倍となる。温室効果ガス対策が実装されているS3シナリオの場合は、NO<sub>x</sub>排出量は2005年と比べて2030年で倍増する。温室効果ガス対策や大気汚染対策の両方が実装されている場合、2030年のSO<sub>2</sub>排出は、2005年レベルの1.4倍となり、増加幅は縮小する。

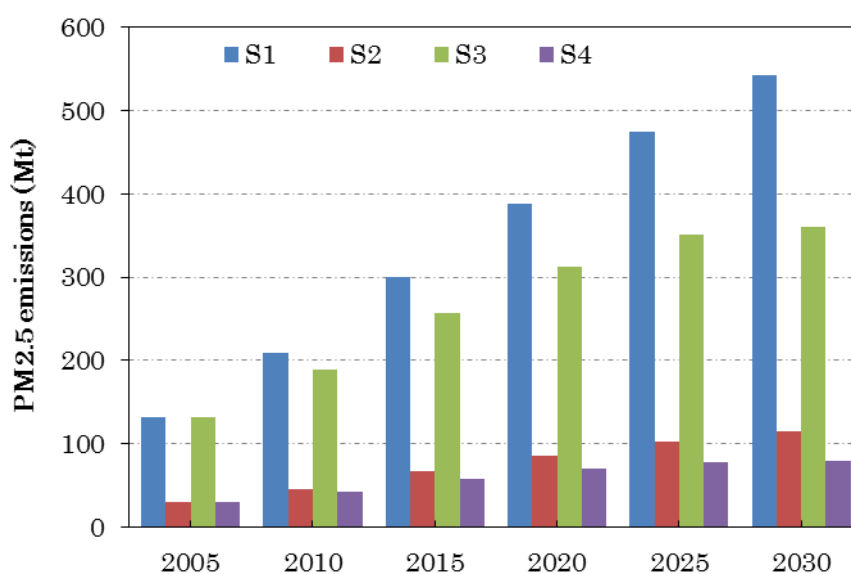
S2シナリオとS3シナリオとを比較することで、NO<sub>x</sub>への直接的な対策と温室効果ガス対策とではNO<sub>x</sub>削減への寄与の差があまりないことが明らかになった。むしろ、GHG対策によるNO<sub>x</sub>排出の削減効果の方が、NO<sub>x</sub>排出への直接的な対策による削減効果よりも大きいことも示唆される。したがって、温室効果ガス対策のNO<sub>x</sub>削減効果は大きく、温室効果ガス対策を実施することで大気汚染物質削減技術への投資を節約することができる。



図(2)-24 中国におけるシナリオ別のNO<sub>x</sub>総排出量

PM2.5に関する中国全体の排出量を図(2)-25に示す。この図より、S1シナリオとS3シナリオより、S2シナリオとS4シナリオの結果のPMの排出量のはるかに低いことを示している。AIM/CGEのGHG対策より、GAINSのPM削減対策の方がPM2.5削減に対しても効果的であることを示す。3つの大気汚染物質のうちでは、PM削減へのコベネフィットが削減率という意味では最も大きいといえる。

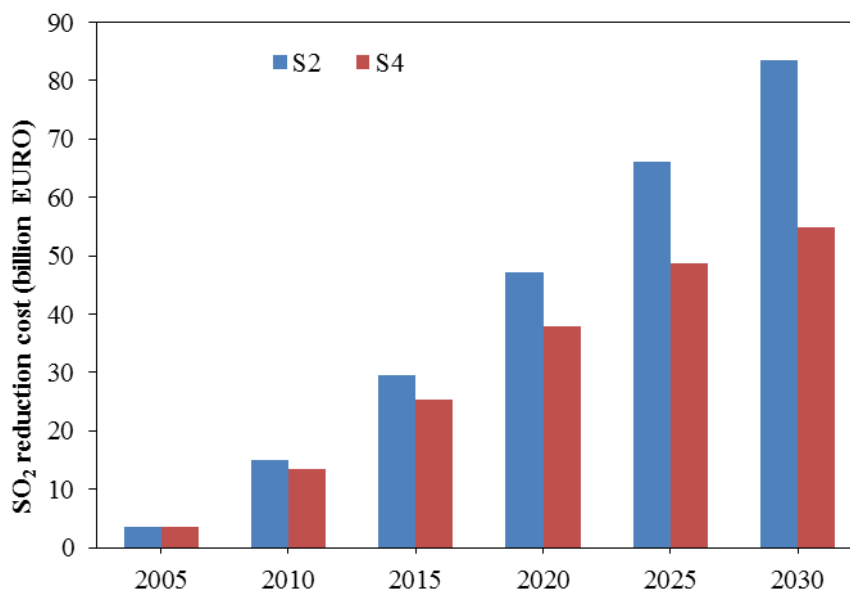
以上、物質別の分析結果をまとめると、まず、PM2.5削減のための対策が最も効率的で利益が大きいといえる。また、NO<sub>x</sub>については温室効果ガス対策の方がNO<sub>x</sub>対策よりも効率的であるといえる。SO<sub>2</sub>については大気汚染対策と温室効果ガス対策の両方に高い感度をもつことが分かる。



図(2)-25 中国におけるシナリオ別のPM2.5総排出量

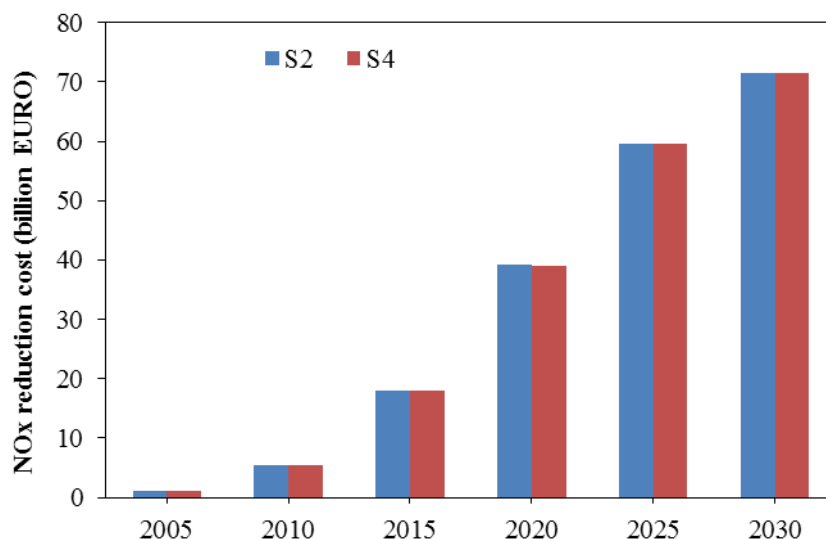
次に、排出シナリオに基づく大気汚染物質削減コストを算定した。

中国全体のSO<sub>2</sub>削減コストを図(2)-26に示す。S1シナリオとS3シナリオでは、大気汚染物質の削減技術が導入されず対策コストがかからないため、図(2)-26にはS2シナリオとS4シナリオのコストのみを示している。温室効果ガス対策が実装されていないS2シナリオの場合のSO<sub>2</sub>削減コストは、2030年には840億ユーロであり、2010年の150億ユーロから大幅に増加することを示している。温室効果ガス対策を合わせて実施するS4シナリオでは、削減コストは明らかに減少する。これは、GHG対策により大気汚染物質対策コストの一定量を減らすことができることを意味する。



図(2)-26 中国におけるシナリオ別の SO<sub>2</sub> 削減コスト

中国全体のNO<sub>x</sub>削減コストを図(2)-27に示す。SO<sub>2</sub>削減コストと同様に、S2シナリオとS4シナリオのコストを示している。温室効果ガス対策が実装されていないS2シナリオの場合、NO<sub>x</sub>の削減コストは経年的に大きく増加する。一方、S2シナリオとS4シナリオの削減コストはほぼ同じである。GHG対策の実施がNO<sub>x</sub>削減コストに与える影響は限定的であることを示す。

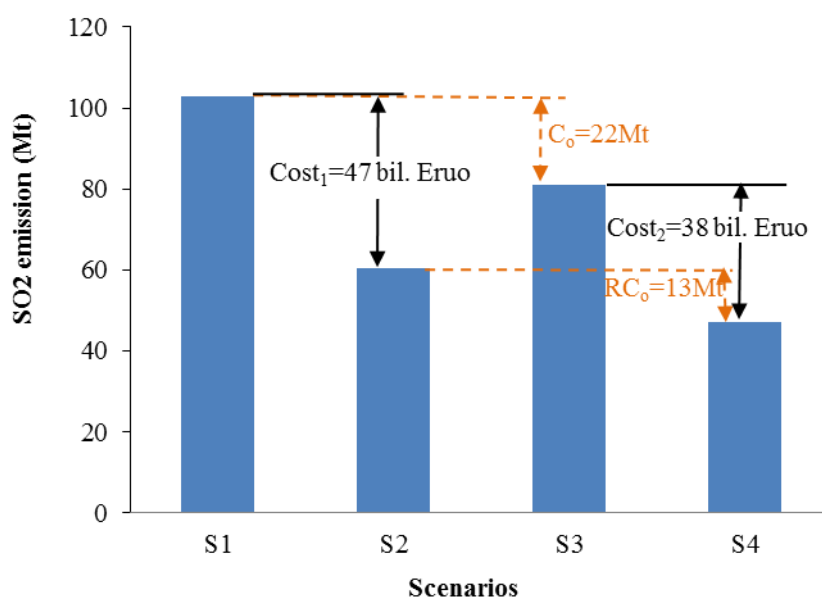


図(2)-27 中国におけるシナリオ別の NO<sub>x</sub> 削減コスト

以上の分析から、コベネフィットの効果を分析した。

中国全体のSO<sub>2</sub>削減コベネフィットを図(2)-28に示す。対象年は2020年とした。GHG対策を実施することによる排出削減に関するコベネフィットとコストに関するコベネフィットの両方が存在する。排出削減に関するコベネフィットは対策が行われない場合のコベネフィット (Co) と対策が行われた場合のコベネフィット (RCo) に分類される。前者のコベネフィット (Co) はS1シナリオの排出量とS3シナリオの排出量の差である。これはGHG対策実施による活動量の変化により大気汚染物質の排出量が同時に削減される効果である。後者のコベネフィット (RCo) はS2シナリオとS4シナリオの排出量の差であり、GHG対策後に大気汚染物質対策を導入することによる削減効果である。コストに関するコベネフィットはS2シナリオのコスト (Cost 1) とS4シナリオのコスト (Cost2) の差である。

コベネフィットCoは22Mtであると推定される。コベネフィットRCoは13Mtと推定される。削減コストに関しては、GHG対策を導入することにより、SO<sub>2</sub>削減コストは470億ユーロから380億ユーロまで減少している。このことからコスト上のコベネフィットは90億ユーロと見積もられる。



図(2)-28 中国における SO<sub>2</sub> のコベネフィット解析

NO<sub>x</sub>に関する中国全体の削減コベネフィットを図(2)-29に示す。対象年は2020年とした。NO<sub>x</sub>の一次的なコベネフィット Co は6 Mt であり、大気汚染物質削減技術を実施した際の、実際の排出コベネフィット RCo は5 Mt となった。削減コストは、S2シナリオとS4シナリオとで同じである。したがって、NO<sub>x</sub>のコストコベネフィットはゼロである。これは温室効果ガス対策がNO<sub>x</sub>削減コストに影響しないためである。

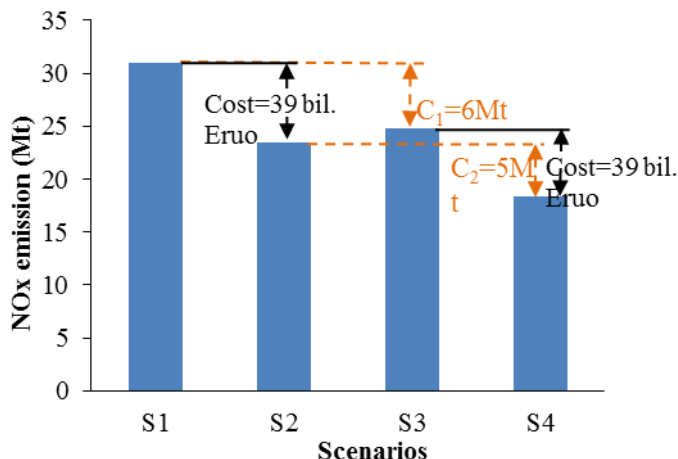
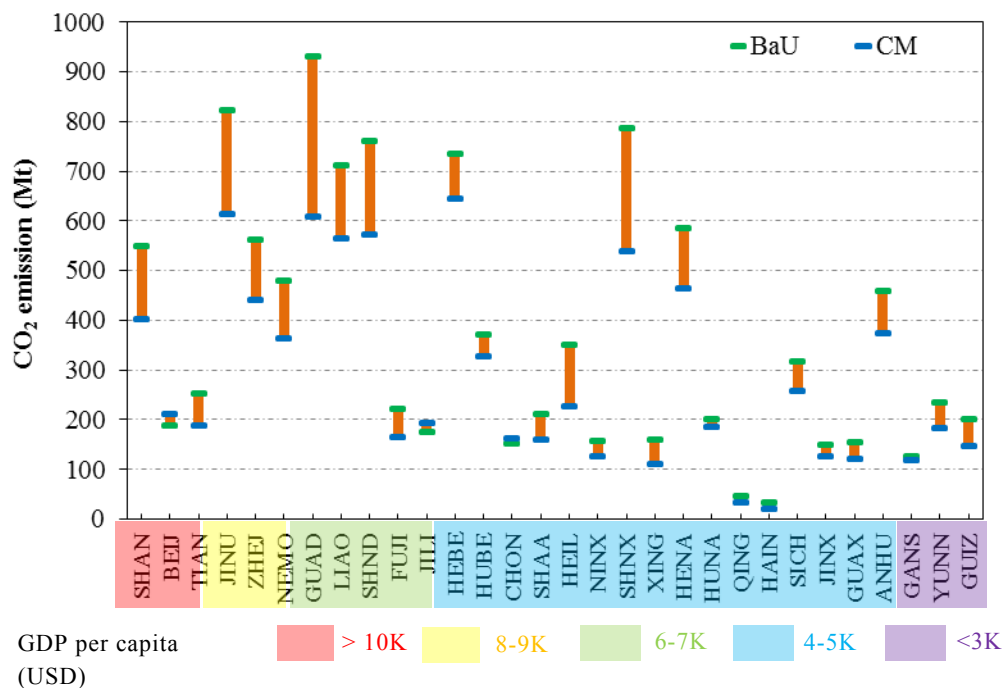


図 (2)-29 中国における NOx のコベネフィット解析

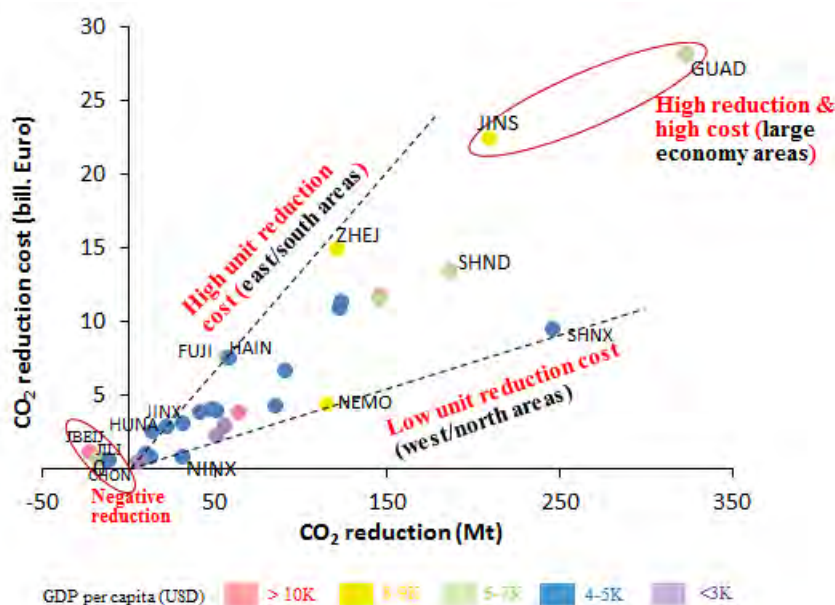
さらに、同一のGHG・大気汚染削減シナリオを用いて、中国の省スケールにおける排出量および削減コストを算定し、コベネフィットの地域差に関する分析を行った。

CO<sub>2</sub>に関する地域別の排出量を図(2)-30に示す。国全体の算定と同様に、地域スケールにおいても2種類の排出シナリオを設定する。CO<sub>2</sub>排出量の算定結果より、広東省 (Guangdong)、山西省 (Shanxi)、江蘇省 (Jiangsu)、山東省 (Shandong)、河北省 (Hebei) および遼寧省 (Liaoning) における排出量が大きくなっており、Hebeiを除いてはこれらの地域における削減ポテンシャルが大きい。これらの地域は比較的開発の進んだ地域であるか、石炭の生産量の大きい地域 (Shanxi) である。反対に、青海省 (Qinghai)、海南省 (Hainan)、甘肅省 (Gansu) 等の開発が進んでいない地域においては排出量、削減ポテンシャルともに小さくなっている。



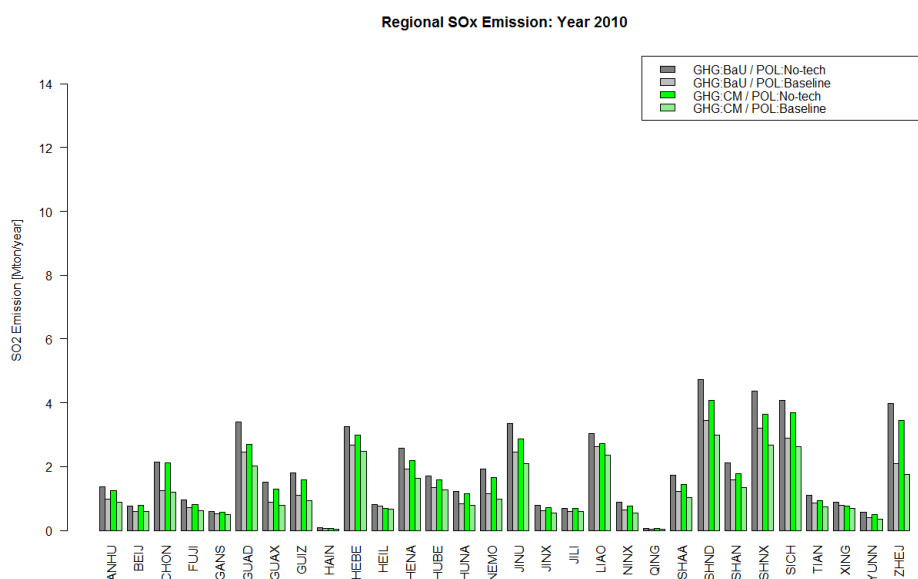
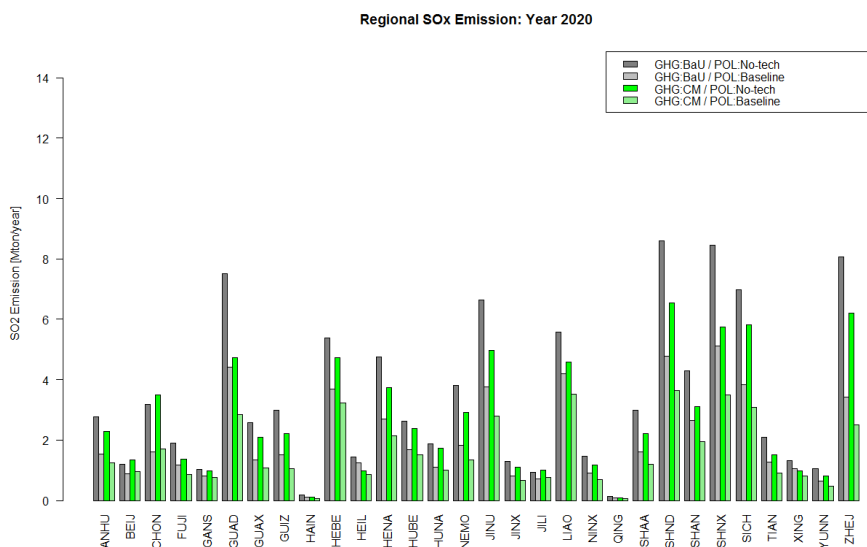
図(2)-30 中国における地域別の CO<sub>2</sub> 排出量 (2020 年)

CO<sub>2</sub>に関する地域別の排出量と削減コストを計算する（図(2)-31 に示す）。図中の相関図の傾きが単位削減コストを示している。同図において「削減量・削減コストともに高い地域」は Guangdong および Jiangsu である。これらの地域は経済活動が活発であり、開発の進んだ地域に対応する。「削減量が小さいが削減コストが高い（単位削減コストが高い）」地域は湖南省（Hunan）、Jiangxi、福建省（Fujian）、Hainan および浙江省（Zhejiang）である。「削減量が大きい、削減コストが低い（単位削減コストが低い）」地域は寧夏回族自治区（Ningxia）、Inner Mongolia および Shanxi である。これらの地域の殆どは石炭の生産高の高い地域に相当する。「削減量が負の地域」は北京市（Beijing）、吉林省（Jilin）、重慶市（Chongqing）であり、本シナリオにおいて想定している対策では、これらの地域の CO<sub>2</sub>削減効果はみられないことを示している。



図(2)-31 中国における地域別のCO<sub>2</sub>削減量計算結果（2020）

SO<sub>x</sub>に関する地域別の排出量を図(2)-32～図(2)-33 に示す。これらの結果より、4つのシナリオにおける相対的な排出量の傾向は、中国全体の傾向と同一であることがわかる。排出量の順番は S1>S3>S2>S1 である。異なるシナリオ年においての傾向も同様であり、Shandong, Shanxi、Zhejiang、Guangdong および四川省（Sichuan）の5地域が、最も排出量の大きな地域となる。Qinghai および Hainan の排出量が最も小さい。

図(2)-32 地域別の SO<sub>2</sub> 排出量 (2010 年)図(2)-33 地域別の SO<sub>2</sub> 排出量 (2020 年)

NO<sub>x</sub>に関する地域別の排出量を図(2)-34～図(2)-35に示す。これらの結果より、4シナリオ間でのNO<sub>x</sub>排出量の傾向には地域毎に明確な違いがあることがわかる。いくつかの地域では国全体の排出量と同じ傾向、つまりS2およびS3の排出量が同程度であるが、多くの地域では異なる傾向である。例えばHubei、Ningxia、Qinghai、Shandong、Shanxiでは、4つのシナリオの順序はS1>S2>S3>S4となり、GHGの対策は、GAINSにより指定されるNO<sub>x</sub>削減対策よりも効果的であることがわかる。異なる年次との比較においても、Guizhou、Hebei、HubeiおよびHeilongjiangは年次によってシナリオ間の順序が変化する。これらをまとめると、地域別のNO<sub>x</sub>排出量は地域および年によって明確な違いがあることがわかる。異なるシナリオ年に対する排出量については、全体としての傾向は同



様である。Guangdong、Liaoning、Jiangsu、ShandongおよびShanxiが最も排出量の高い地域であり、Qinghai およびHainanが最も排出量の小さい地域である。

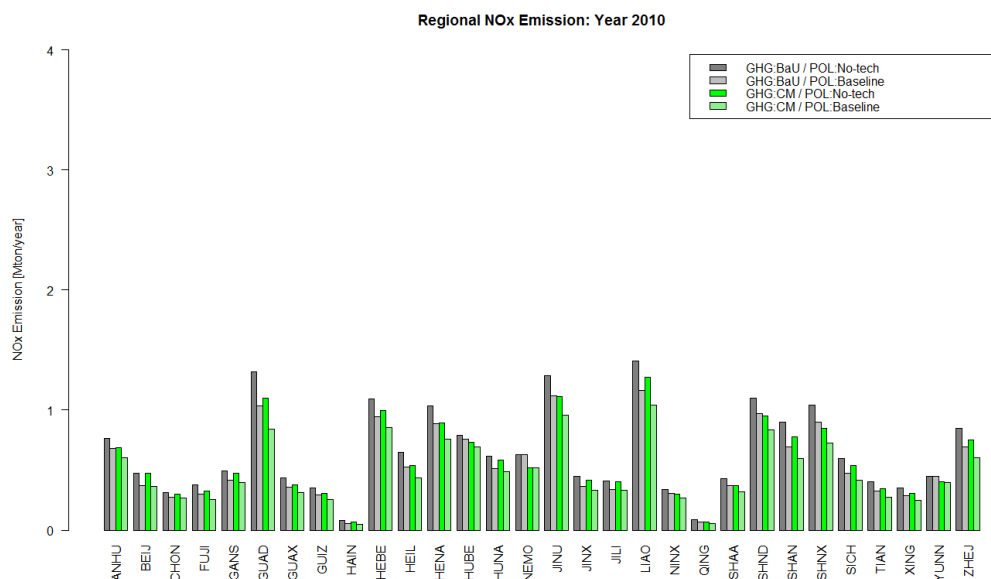


図 (2)-34 地域別の NO<sub>x</sub> 排出量 (2010 年)

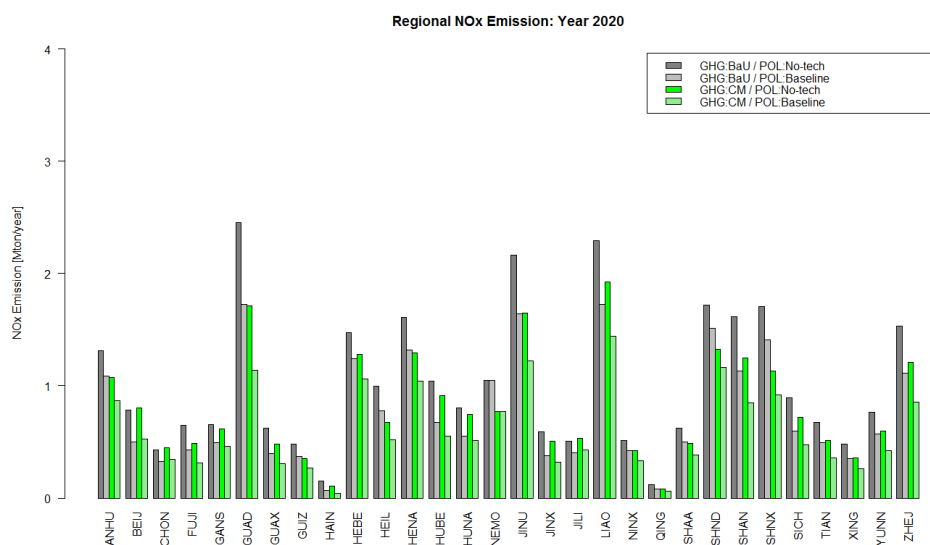
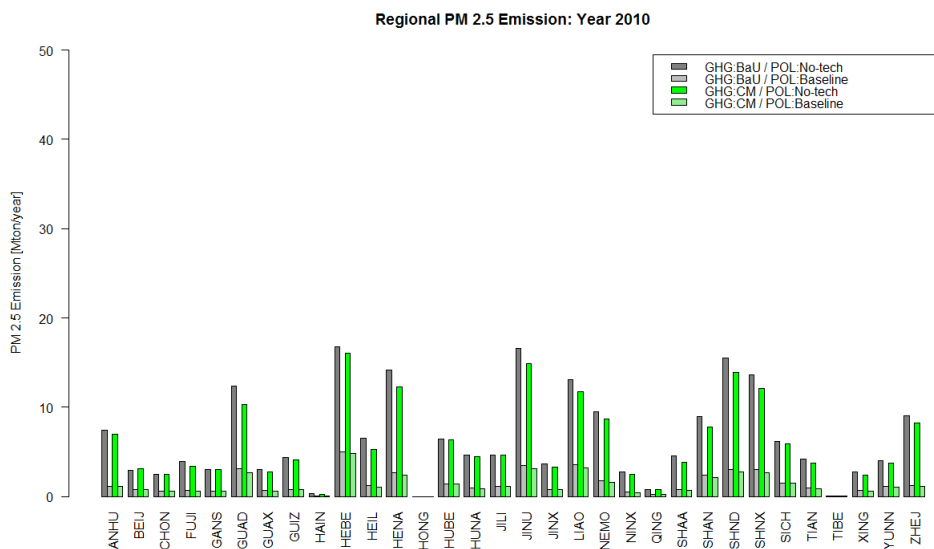
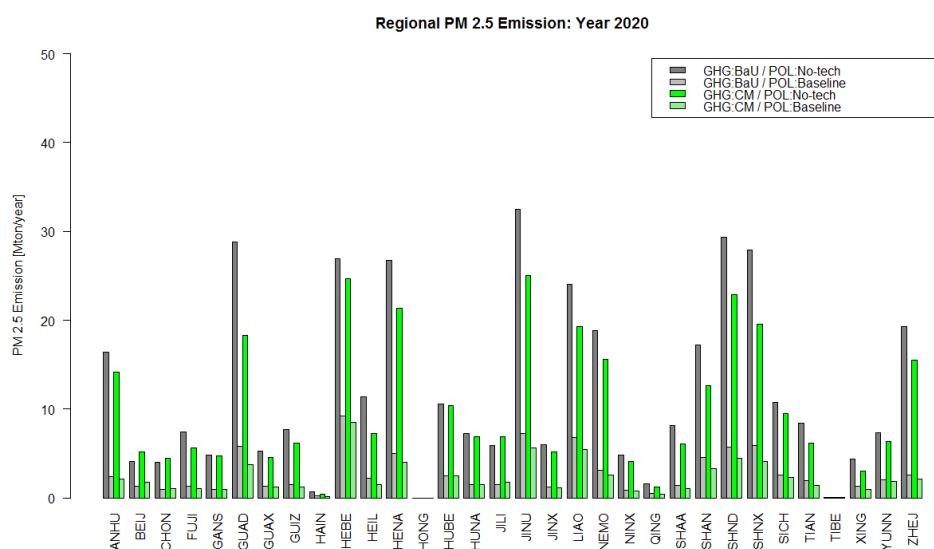


図 (2)-35 地域別の NO<sub>x</sub> 排出量 (2020 年)

PM<sub>2.5</sub>に関する地域別排出量を図(2)-36～図(2)-37に示す。各地域におけるPM排出シナリオ毎の傾向は、中国全土での傾向と同様である。NO<sub>x</sub>の排出量と異なり、すべての地域について同様の傾向となっている。異なるシナリオ年に対する排出量についても、同様の傾向である。排出量の多い地域はGuangdong、Jiangsu、Shandon、Shanxi、HebeiおよびHenanが上位6地域である。上位の地域は経済規模が大きく発達した地域であり、下位の地域は経済発展の度合いが低い西部の地域である。



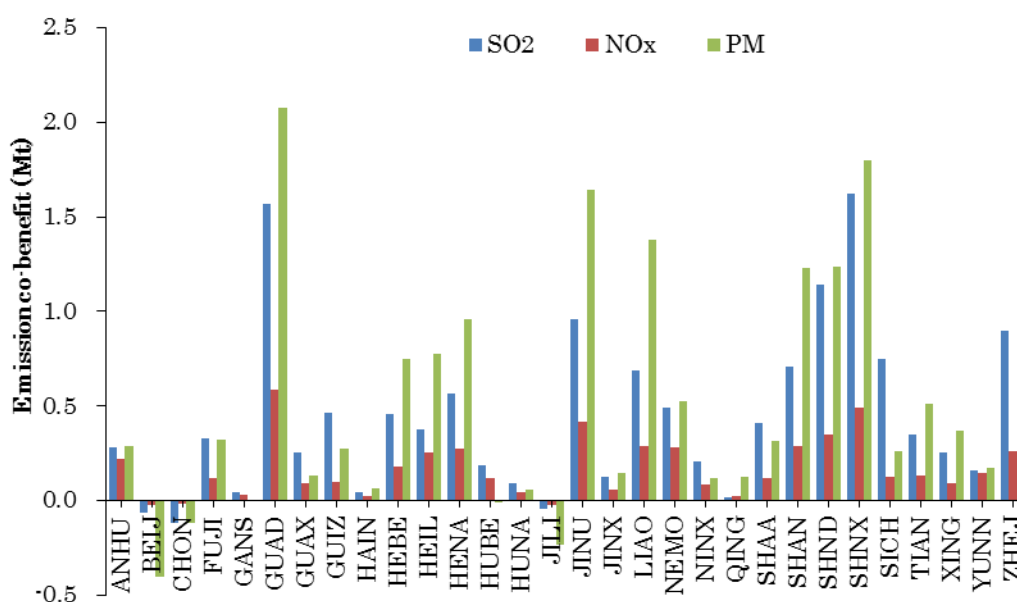
図(2)-36 PM2.5 の排出量に関する地域差 (2010年)



図(2)-37 PM2.5 の排出量に関する地域差 (2020年)

排出量に関するコベネフィットの算定結果を図(2)-38に示す。この図は2020年における結果である。ここから、Guangdong、Shanxi、Jiangsu、Shandong、Liaoning および Shanghai の排出量コベネフィットが高いことがわかる。Beijing、Chongqing および Jilin については負のコベネフィットとなっており、これらの地域においてコベネフィットは存在しない。

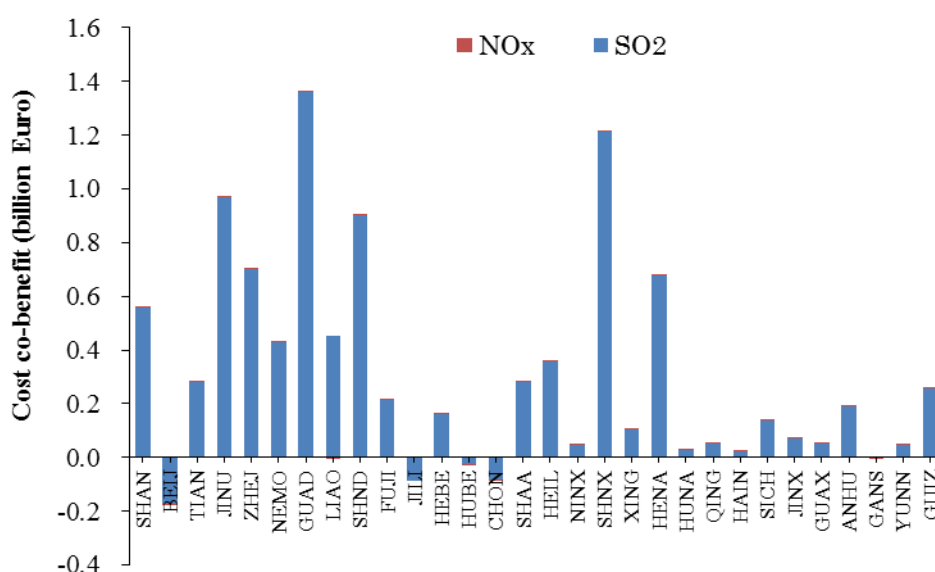
3種類の大気汚染物質に対してコベネフィットを算定したところ、その相対的な大きさは  $PM > SO_2 > NO_x$  であった。



図(2)-38 2020年における地域別排出コベネフィット

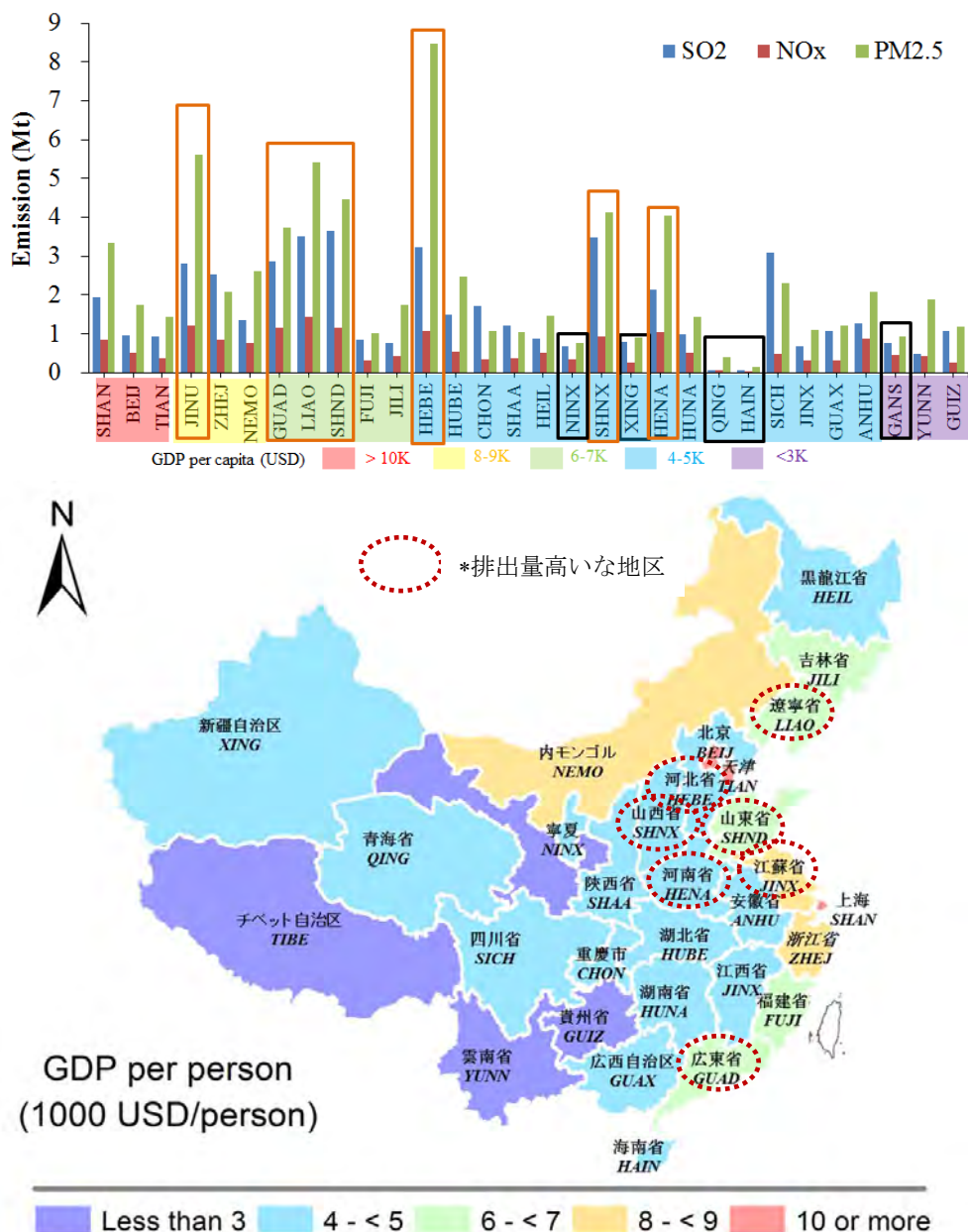
コストに関するコベネフィットの算定結果を図(2)-39に示す。同図より、SO<sub>x</sub>においては明確なコストコベネフィットが確認できるが、NO<sub>x</sub>においては明確なコベネフィットが確認できない。この結果より、経済発展の進んだ地域においてよりコベネフィットが得られやすいことが明らかとなった。

コストに関するコベネフィットの特徴は排出コベネフィットと類似している。Guangdong、Shanxi、Jiangsu、Shandong、Henan および Zhejiang において排出コベネフィットが最も高くなっている。Beijing、Chongqing、Jilin および Hubei においてはコベネフィットの数値が負となっている。



図(2)-39 2020年における地域別のコストコベネフィット

更に、地域経済と組み合わせる大気汚染物質の地域差に関する分析をする。排出量には大きな地域差が確認できる。排出量の高い地域は、江蘇省(Jiangsu)、山東省(Shandong)、河北省(Hebei)、広東省(Guangdong)、河南省(Henan)、山西省(Shanxi)、遼寧省(Liaoning)など、大規模な工業を持つ地域です。排出量の低い地域：青海省(Qinghai)、海南省(Hainan)、寧夏(Ningxia)など、西部の未発展の地域です。経済の面で同様のポジションにある地域であっても、排出量の傾向が異なる傾向にある。排出量が高く、かつ一人あたりGDPも高い江蘇省、遼寧省、広東省のような地域もあるが、同様に排出量が高い河北省、河南省、山西省においてGDPはそれほど高くない。そのため、削減対策を実施するにはこれらの地域差が考慮される必要がある（図(2)-40に示す）。

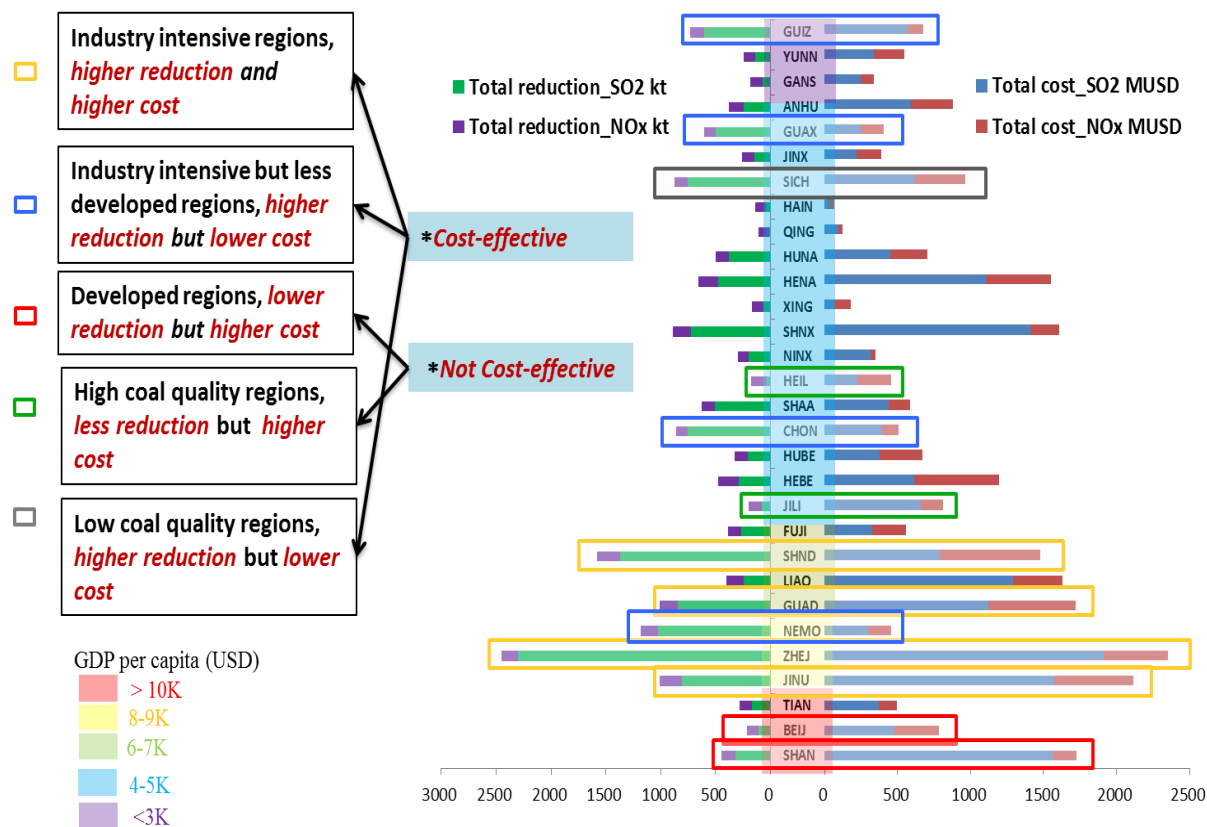


図(2)-40 大気汚染物質排出量の地域差の分析

大気汚染物質削減コストの地域差に関する分析をする。地域別の総削減コストと単位削減コストには大きな地域差が確認された。図(2)-41に地域別のSO<sub>x</sub>およびNO<sub>x</sub>の総削減コストに関する考察を示す。地域の特徴について5種類に分類される。

3種類の地域においては、費用に比して高い削減効果が確認される。第1種の地域（黄色）は、山東省、江蘇省、浙江省など、産業集約型の地区であり、SO<sub>x</sub>とNO<sub>x</sub>の総削減コスト・削減量の両方が高い傾向にある。第2種の地域（青色）は貴州省、広西自治区、重慶市であり、産業集約型であると同時に開発途上の地域であり、SO<sub>x</sub>とNO<sub>x</sub>の総削減コストが低く、総削減量が大きい。従ってこれらの地域の単位コストが最も低くなる。第3種の地域（灰色）である四川省は、石炭が低品質（高硫黄含有量）であるため、削減量が大きくなる。削減コストは中程度である。

2種類の地域においては、費用に比して低い削減効果となっている。これらの地域における単位削減コストは高い。第4種の地域（赤色）是北京と上海であり、最も経済開発の進んだ地域である。これらの地域では削減効果より費用の方が高く、単位削減コストが高くなる。第5種の地域（緑色）は黒龍江省、吉林省であり、石炭が高品質（低硫黄含有量）であるために削減量が小さいが、総削減コストは高く、単位コストは高い。

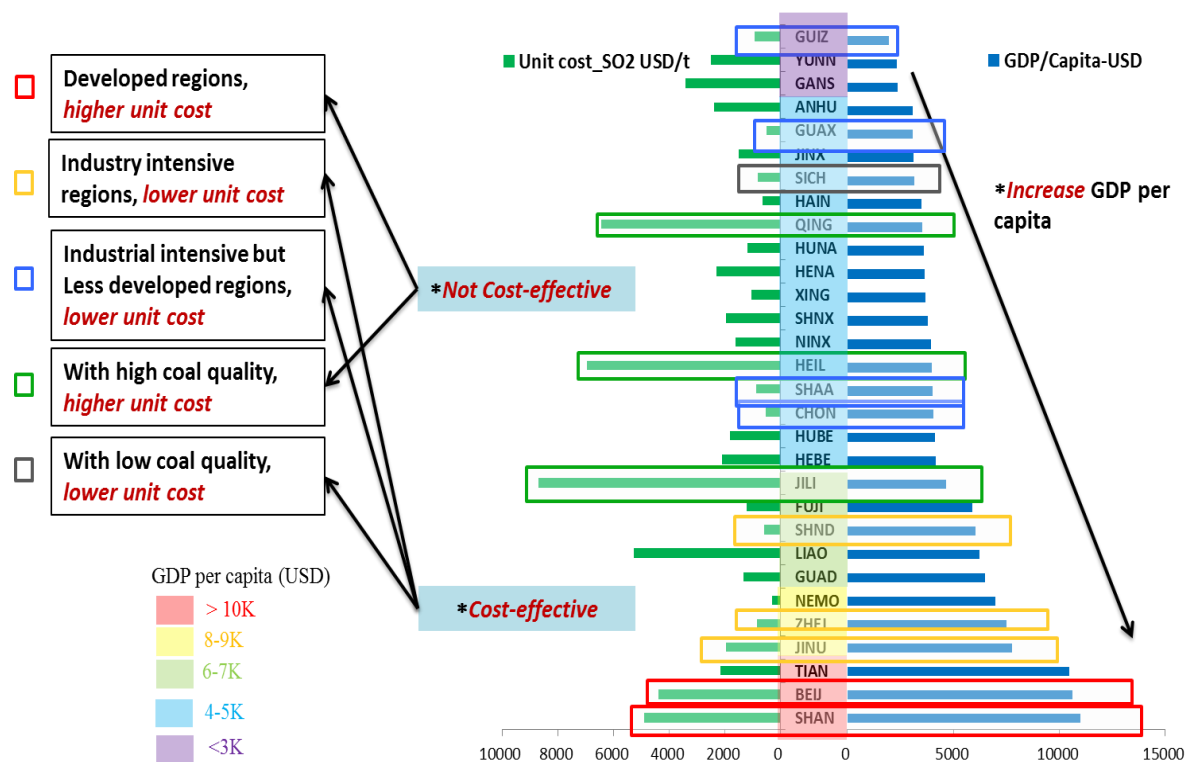


図(2)-41 地域別の SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub> の削減コストと総削減量の関係

大気汚染物質削減コストの地域差に関する分析して、地域別の総削減コストと単位削減コストには大きな地域差が確認された。さらに、地域別のSO<sub>x</sub>、NO<sub>x</sub>単位削減コストと地域経済差の関係

に関する考察の結果として、地域を5種類に分類することができる（図(2)-42に示す）。

そのうち3種類の地域では単位削減コストが相対的に低い。第1種の地域（黄色）は山東省、江蘇省、浙江省などの産業集約型地区であり、一人あたりGDPが高く、総削減量も高い。結果として、これらの地域の単位削減コストはそれほど高くはない。第2種の地域（青色）は貴州省、広西自治区、重慶市などの産業集約型の地域であり、一人あたりのGDPが低い。総削減量は高いが、単位削減コストは最も低いグループである。第3種の地域（灰色）は四川省であり、低品質の石炭（高硫黄含有量）のために総削減量が大きく、単位削減コストが低い。残る2種類の地域では単位削減コストが相対的に高い。第4種の地域（赤色）是北京と上海であり、最も経済開発の進展した地域である。一人あたりGDPは最も高く、技術を実装するためのコストが高いと考えられる。結果として単位削減コストは高い。第5種の地域（緑色）は黒龍江省、吉林省であり、高品質の石炭（低硫黄含有量）のために総削減量は小さいが、削減コストは高い。



図(2)-42 地域別の SO<sub>x</sub>,NO<sub>x</sub> 削減コストと一人あたり GDP の関係

以上より、地域毎に特徴を把握したうえで、削減対策を実施するための検討を行う必要があることが示唆される。以上の算定結果をもとに、政策展開において考慮されるべき点として以下の3点が挙げられる：

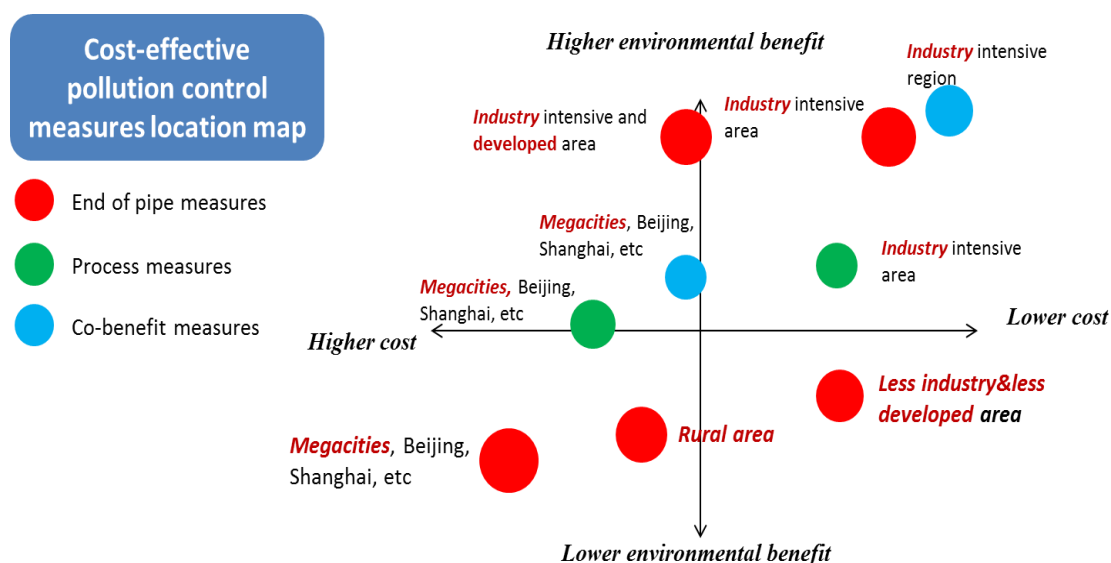
1点目は、異なる大気汚染物質は異なるコベネフィット効果を有する点である。NO<sub>x</sub>はよりGHG対策の違いに対する感度が高く、PMはより大気汚染対策に対する感度が高く、SO<sub>2</sub>は両者に対する感度が高い。

2点目は、CO<sub>2</sub>の単位削減コストには地域差が存在する点である。中国の東部と南部では単位削減コストが高い傾向にある。中国の西部と北部では単位削減コストが低い傾向にある。削減量と

削減コストの両方が高い地域は、経済発展の度合いが高く、比較的開発の進んだ地域である。

3点目は、大気汚染物質の削減コストには地域差が存在する点である。費用対効果の低い地域は、開発の進んだ地域や、石炭の品質が既に高い地域である。費用対効果の高い地域は、産業集約型の地域や開発の進んでいない地域、石炭の品質が低い地域である。

排出量と削減コストの計算結果より、中国における地域ごとの傾向に応じた「費用対効果の高い」対策の選択について提案する（図(2)-43）。大気汚染対策は産業集約型でかつ経済発展の程度が低い地域において最も費用対効果が高く、これに該当する地域として重慶市、広西自治区等が挙げられる。単位コストの高い地域は開発が進み、経済発展の程度が高い地域（北京や上海など）であるが、このような地域に対しては、排出プロセスを通しての対策の最適化やコベネフィットが生じるような対策を行うことにより、費用対効果を高めることができるであろう。



図(2)-43 中国における地域毎の特性を踏まえた大気汚染物質削減対策のイメージ

## 5. 本研究により得られた成果

### (1) 科学的意義

本研究では、大気汚染物質対策技術の導入による排出抑制効果と対策導入・運用費用の評価を行った。また、GHG排出削減対策と大気汚染物質排出削減対策のコベネフィット評価を行った。

大気汚染対策技術の導入による排出抑制効果と対策導入・運用費用を評価するための技術導入モデルを構築した。また、GHG排出削減対策と大気汚染物質排出削減対策とのコベネフィットを定量評価することを目的として、AIM/CGEとを連携・統合させたモデルを構築した。

構築したモデルとAIM/CGEモデルを連携させたモデルを使用し、GHG対策と大気汚染物質対策のコベネフィットを定量化した。構築したモデルとAIM/CGEモデルとの間のエネルギー消費量の受け渡しを可能にすることで、AIM/CGEモデルで設定したGHG削減シナリオに基づいて、大気汚染物質の削減量と削減コストを算出できるようモデル拡張を行った。これによりGHGの削減量・削減コストと大気汚染物質の削減量・削減コストを地域別・燃料別に評価できるようになった。大気汚染物質については技術別の評価も可能である。

## (2) 環境政策への貢献

### <行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項はない。

### <行政が活用することが見込まれる成果>

本研究により、地域毎に特徴を把握したうえで、削減対策を実施するための検討を行う必要があることが示唆された。産業が発達しており、経済規模の小さい地域は大規模な削減対策を低コストで導入することができる。その一方で、北京や上海のように単位削減コストの高い地域については、効率的に削減を進めるために、効果的な対策を選択する必要がある。排出量と削減コストの計算結果より、中国における地域ごとの傾向に応じた「費用対効果の高い」対策の選択について提案する。大気汚染対策は産業集約型でかつ経済発展の程度が低い地域において最も費用対効果が高い。単位コストの高い地域は開発が進み、経済発展の程度が高い地域（北京や上海など）であるが、このような地域に対しては、排出プロセスを通しての対策の最適化やコベネフィットが生じるような対策を行うことにより、費用対効果を高めることができる可能性がある。このように本研究によって、中国の地域ごとに「費用対効果の高い」対策を提案することが可能になり、「大気汚染に関する日中韓三カ国政策対話」に基づく今後の協力において活用されることが期待される。更に、温暖化対策と大気汚染対策の関係を把握し、大気汚染対策技術の効果を分析することが可能になったことから、特に発展途上国において喫緊の課題である大気汚染対策と、重要性が認識されつつも取り組みが進まない温暖化対策を同時に検討することが可能となった。

## 6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない。

## 7. 研究成果の発表状況

### (1) 誌上発表

#### <論文（査読あり）>

- 1) 金田百永、藤田壮、大西悟：土木学会論文集G（環境）、環境システム研究論文集、第40巻、68(6), II\_507-II\_516 (2012)  
「大気汚染防止対策の電力集約度低減効果－川崎市公害政策のコベネフィット分析－」
- 2) N. YOSHIDA, Y. WU, T. KANAZAWA, Y. YAMAMOTO, T. FUJITA, T. OKADERA, Y. GENG: Journal of Japan Society of Civil Engineers, Ser. G (Environmental Research), 69 (6), 383-390 (2013)  
“Multi-Regional Carbon Footprint Reduction in Steel Sector in China due to Low Carbon Technology Implementation”
- 3) H. DONG, Y. GENG, X. FENGMING, T. FUJITA: Energy Policy, 57, 298-307 (2013)  
“Carbon footprint evaluation at industrial park level: A hybrid life cycle assessment approach”
- 4) H. ZHANG, L. DONG, L. H. LI, B. CHEN, Q. TANG, T. FUJITA: Sustainable Energy Technologies and Assessments, 2, 67-80 (2013)  
“Investigation of the residual heat recovery and carbon emission mitigation potential in a Chinese steelmaking plant: A hybrid material/energy flow analysis case study”



- 5) M. ZHIXIAO , B. XUE, Y. GENG, W. REN, T. FUJITA, Z. ZHANG, J. P. d. OLIVERIRA, D. A. JACQUES, F. XI: *Renewable Energy*, 57, 35–42 (2013)  
“Co-benefits analysis on climate change and environmental effects of wind-power: A case study from Xinjiang, Chin”
- 6) Y. GENG, H. ZHAO, Z. LIU, B. XUE, T. FUJITA, F. XI: *Energy Policy*, 60, 820-826 (2013)  
“Exploring driving factors of energy-related CO2 emissions in Chinese provinces: A case of Liaoning”
- 7) M. KANADA, T. FUJITA, M. FUJII, S. OHNISHI: *Journal of Cleaner Production*, 58, 92-101 (2013)  
“The long-term impacts of air pollution control policy: historical links between municipal actions and industrial energy efficiency in Kawasaki City, Japan”
- 8) L. DONG, H. ZHANG, T. FUJITA, S. OHNISHI, H. LI, M. FUJII, H. DONG: *Journal of Cleaner Production*, 59, 226-238 (2013)  
“Environmental and economic gains of industrial symbiosis for Chinese iron/steel industry: Kawasaki's experience and practice in Liuzhou and Jinan”
- 9) L. DONG, T. FUJITA, H. ZHANG, M. DAI, M. FUJII, S. OHNISHI, Y. GENG, Z. LIU: *Energy Policy*, 61, 864-873 (2013)  
“Promoting low-carbon city through industrial symbiosis: A case in China by applying HPIMO model”
- 10) H. ZHANG, L. DONG, H. LI, T. FUJITA, S. OHNISHI, Q. TANG: *Energy Policy*, 61, 1400-1411 (2013)  
“Analysis of low-carbon industrial symbiosis technology for carbon mitigation in a Chinese iron/steel industrial park: A case study with carbon flow analysis”  
“Regional water footprint evaluation in China: A case of Liaoning”
- 11) M. KANADA, L. DONG, T. FUJITA, M. FUJII, T. INOUE, Y. HIRANO, T. TOGAWA, Y. GENG: *Energy Policy*, 61, 1322-1331 (2013)  
“Regional disparity and cost-effective SO2 pollution control in China: A case study in 5 mega-cities”
- 12) H. DONG, Y. GENG, J.SARKIS, T. FUJITA, T. OKADERA, B. XUE: *Science of the Total Environment*, 442, 215-224 (2013)  
“Regional water footprint evaluation in China: A case of Liaoning”
- 13) Y. GENG, M. ZHIXIAO, B. XUE, W. REN, Z. LIU, T. FUJITA: *Journal of Cleaner Production*, 58, 82-91 (2013)  
“Co-benefit evaluation for urban public transportation sector- A Case of Shenyang, China”
- 14) Y. GENG, K. LIU, B. XUE, T. FUJITA: *Journal of Cleaner Production*, 61, 13-19 (2013)  
“Creating a “green university” in China: A case of Shenyang University”
- 15) H. DONG, S. OHNISHI, T. FUJITA, Y. GENG, M. FUJII, L. DONG:  
<http://www.eventure-online.com/eventure/publicAbstractView.do?id=230560&congressId=7224>  
(2013)  
“Achieving carbon emission reduction through industrial & urban symbiosis based on hybrid LCA”
- 16) L. DONG, F. GU, T. FUJITA, Y. HAYASHI, J. GAO: *Energy Policy*, 65, 388-397 (2014)

“Uncovering opportunity of low-carbon city promotion with industrial system innovation: Case study on industrial symbiosis projects in China”

17) H. DONG, S. OHNISHI, T. FUJITA, Y. GENG, M. FUJII, L. DONG: Energy, 64, 277-286 (2014)

“Achieving carbon emission reduction through industrial & urban symbiosis: A case of Kawasaki”

18) H. DONG, Y. GENG, T. FUJITA, D.A. JACQUES: Energy, 67, 276-283 (2014)

“Three accounts for regional carbon emissions from both fossil energy consumption and industrial process”

#### <査読付論文に準ずる成果発表>

特に記載すべき事項はない。

#### <その他誌上発表（査読なし）>

特に記載すべき事項はない。

#### (2) 口頭発表（学会等）

1) 竹内浄、濱野裕之、藤田壮、中山忠暢：第37回環境システム研究論文発表会，同講演集，55-60 (2009)

「川崎市臨海部における観測による海陸風の都市熱環境への影響の考察」

2) 藤田壮、藤井実、平野勇二郎、陳旭東、大西悟：環境科学会2010年会，同講演予稿集 (2010)

「コベネフィット都市に向けた環境技術政策評価－川崎市における算定システム－」

3) 藤田壮，陳旭東，鶴飼隆広，新井理恵悟：第38回環境システム研究論文発表会，同講演集，145-148 (2010)

「地域循環圏形成に向けての考察とシステム提案」

4) 藤田壮：法政大学低炭素都市シンポジウム (2010)

「低炭素都市への取り組みと国際連携の期待」

5) T. FUJITA, M. FUJII, K. CHIN, Y. GENG, S. OHNISHI: ISIE Asia-Pacific Meeting & ISIE MFA-Con Account Meeting, Program (2011)

“Strategic planning system for co-benefit eco-industrial developments and circular regions”

6) T. FUJITA: 4th Japan China Science Forum (2011)

“Urban simulation system research to evaluate low carbon effects of circular cities and regions”

7) H. DONG, S. OHNISHI, T. FUJITA, Y. GENG, M. FUJII, L. DONG: 19th SETAC Europe LCA Case Study Symposium, Abstracts (2013)

“Achieving carbon emission reduction through industrial & urban symbiosis based on hybrid LCA”

#### (3) 出願特許

特に記載すべき事項はない。

#### (4) シンポジウム、セミナー等の開催

特に記載すべき事項はない。

**(5) マスコミ等への公表・報道等**

特に記載すべき事項はない。

**(6) その他**

特に記載すべき事項はない。

**8. 引用文献**

特に記載すべき事項はない。

### (3) 温暖化対策とのコベフィット評価も含めた総合的な大気汚染物質削減シナリオの策定

(独) 国立環境研究所 社会環境システム研究センター 統合評価モデリング研究室  
増井 利彦・花岡 達也

<研究協力者>

(独) 国立環境研究所 社会環境システム研究センター 統合評価モデリング研究室  
Hancheng Dai

平成21～25年度累計予算額：4,657千円

(うち、平成25年度予算額：854千円)

予算額は、間接経費を含む。

#### [要旨]

本研究では、世界を対象とした統合評価モデルであるAIM/CGE[Global]を用いて、大気汚染物質排出量インベントリであるREASに基づく将来予測を行ったり、環境研究総合推進費S-6の成果をもとに、サブテーマ(2)(S7-2-(2))で評価される技術情報と連携して、詳細な排出量予測に資する2030年ないしは2050年までのデータを作成し、S7-2-(1)に提供することを目的としている。

REASのインベントリ情報をAIM/CGE[Global]に用いることが可能となるようなサブモデルを開発し、あわせて、2000年を対象としたインベントリデータの違いが将来推計にどのような影響をもたらすかを比較検討するために、日本、中国、韓国、インド、タイ、インドネシアについてRCP(Representative Concentration Pathways)で想定されているCH<sub>4</sub>、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>の排出量と比較した。その結果、上記6カ国の合計について、REASでの排出量はRCPデータに対して、エネルギー起源のNO<sub>x</sub>の排出量は+1.5%であるのに対して、エネルギー起源のCH<sub>4</sub>排出量は-73.1%、エネルギー起源のSO<sub>2</sub>は+32.3%と両者に大きな乖離が見られ、部門別にはその乖離は更に大きくなるものが見られる。特に基準年のCH<sub>4</sub>排出量の違いは、将来の放射強制力を6W/m<sup>2</sup>に安定化させるケースの場合、RCPの想定と比較して2100年の限界削減費用を26%低減させ、2100年のGDPを0.2%押し上げる結果となった。また、これに伴って、CO<sub>2</sub>及びN<sub>2</sub>Oの2100年の限界削減費用はそれぞれ15%、22%増加し、現状の排出インベントリが将来の温暖化対策に及ぼす影響を明らかにした。

環境研究総合推進費S-6で示された2050年の温室効果ガス排出量を1990年比半減するような社会(低炭素社会)に対応した大気汚染物質の排出量を推計するとともに、さらに大気汚染対策を導入するシナリオの検討を行った。低炭素社会においても大気汚染物質の排出量は大幅に削減され、2030年においては、大気汚染対策シナリオにおける排出量と同じ水準に押さえることが可能となるが、2020年といった中間年の削減に対しては、大気汚染対策が必要となることを示した。同時にS7-2-(1)のREASの入力となるように、各シナリオにおける社会経済活動の情報を推計した。

このほか、中国を対象とした省別モデルに対して、世界モデルと同様に大気汚染物質の排出量の将来推計も行った。

#### [キーワード]

排出インベントリ、世界経済モデル、将来シナリオ、低炭素社会、大気汚染

## 1. はじめに

急激な経済成長を遂げるアジアでは、大気汚染物質の排出など様々な環境問題が顕在化している。一方、地球温暖化問題では、アジア地域からの温室効果ガス排出量の増加が問題となっており、経済発展を維持しつつこれらの環境負荷削減の同時の解決が急務となっている。気候変動問題における温室効果ガス排出量の将来シナリオは、代表的濃度シナリオRCPs（Representative Concentration Pathways）で表現され、 $2.6\text{W/m}^2$ 、 $4.5\text{W/m}^2$ 、 $6.0\text{W/m}^2$ 、 $8.5\text{W/m}^2$ の4つの放射強制力安定化を示す温室効果ガス排出量のシナリオが提示されている（国立環境研究所でもAIMモデルを中心に、RCP6.0と呼ばれる放射強制力を $6.0\text{W/m}^2$ に安定化する排出シナリオを提供しており、このほか $2.6\text{W/m}^2$ 、 $4.5\text{W/m}^2$ 、 $8.5\text{W/m}^2$ の排出経路については、それぞれ、オランダのIMAGE、米国のGCAM、オーストリアのMESSAGEが推計を行っている）。また、これらの排出シナリオでは、データの共有なども行われており、2000年の基準となる排出インベントリも別途準備されたものとなっている。一方、これまでのアジア地域を中心としたインベントリ研究から、世界全域を対象としたインベントリとの相違が指摘されており、現状の排出量をより正確に推計することが、将来の排出削減政策を検討する上でも重要となる。

また、将来の大気汚染対策シナリオを検討するためには、どのような対策で大気汚染対策を実現するかを適切に表現することが求められる。そのためには、RCPsを推計するために用いられた統合評価モデルに対して、大気汚染対策を適切に表現するためのモジュールの組み込みが必要となる。

## 2. 研究開発目的

本サブテーマでは、これまで開発してきた世界を対象とした統合評価モデルであるAIM/CGE [Global]を対象に、(1) インベントリの違いが将来の対策にどの程度の違いをもたらすかについて検討する、(2) 大気汚染対策をより適切に表現することができるようにモデルの改良を行う、(3) 低炭素社会を実現する際の大気汚染物質の排出経路と、大気汚染対策シナリオの排出量の相違点を明らかにし、大気汚染対策に必要な施策を明らかにする、(4) 大気汚染対策シナリオをREASで再現するために、大気汚染対策シナリオに対応するドライビングフォースを計量する、ことを研究の目的としている。また、世界モデルを用いた国別の大気汚染物質排出シナリオの評価に加えて、(5) 中国の省別モデルを用いて、中国の省別の大気汚染物質の排出シナリオを検討することも本サブテーマの目的としている。

なお、低炭素社会を実現する社会は、環境研究総合推進費S-6「アジア低炭素社会に向けた中長期的政策オプションの立案・予測・評価手法の開発とその普及に関する総合的研究」の成果である2つの社会像を対象としている。

## 3. 研究開発方法

世界を対象とした統合評価モデルであるAIM/CGE [Global]は、逐次均衡型の応用一般均衡モデルで、これまでRCPにも情報提供を行ってきたモデルである。世界は表(3)-1に示すように国や地域に分割され、生産活動は表(3)-2に示す部門（財・サービス）に分割（発電部門は水力、石炭火力等技術によってさらに詳細に分割）されている。

表(3)-1 AIM/CGE[Global]における地域の定義

JPN	日本	RUS	ロシア	
CHN	中国	XE2	EU(ブルガリア・ルーマニア)	(XRE)
KOR	韓国	XEW	その他西ヨーロッパ	
IDN	インドネシア	XEE	その他東ヨーロッパ	
IND	インド	XFS	その他旧ソ連	
THA	タイ	BRA	ブラジル	
XSE	その他東南アジア	MEX	メキシコ	
XSA	その他南アジア	ARG	アルゼンチン	
AUS	オーストラリア	XLO	南米産油国	(XLM)
NZL	ニュージーランド	XLM	その他ラテンアメリカ	
XRA	その他アジア太平洋	XME	中東	
CAN	カナダ	ZAF	南アフリカ	
USA	米国	XNF	北アフリカ	(XAF)
X15	EU(西ヨーロッパ加盟国)	XSS	サブサハラアフリカ	
X10	EU(東ヨーロッパ加盟国)			

注：括弧内は当初の地域区分を示す。

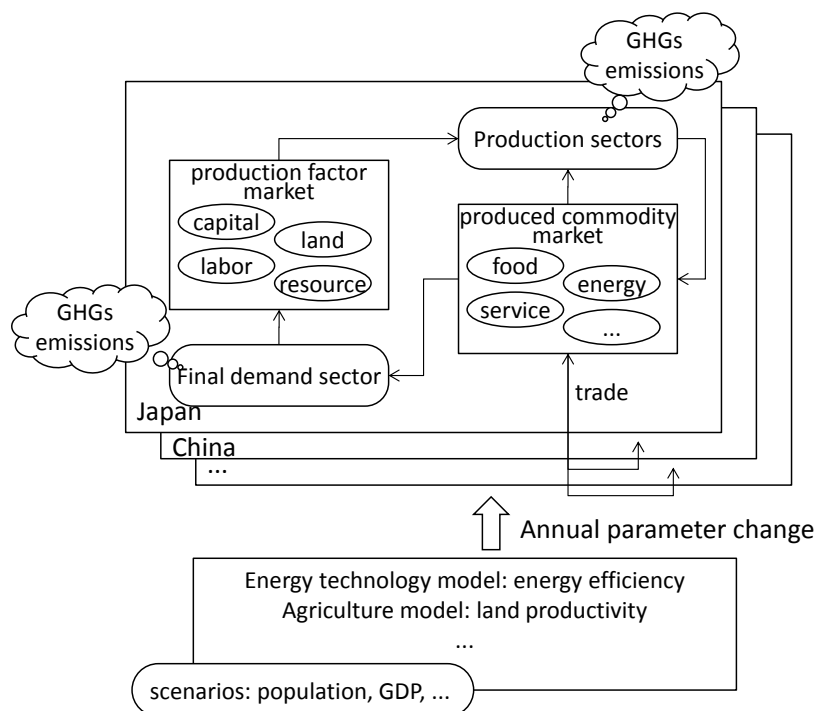
表(3)-2 改良モデルにおける部門の定義

AGR	農業	M_M	機械
LVK	牧畜	FOD	食品
FRS	林業	P_C	石油製品
FSH	森林	GDT	都市ガス
COA	石炭	ELY	電力
OIL	原油	OMF	その他製造業
GAS	ガス	WTR	水道
OMN	その他鉱業	CNS	建設
STL	鉄鋼	TRT	運輸
CHM	化学	CMN	通信
NMM	セメント・窯業	OSG	公共サービス
PPP	紙パルプ	SER	サービス

注：括弧内は当初の部門の定義を示す。また、電力は、技術によりさらに詳細に区分される。

このほか、AIM/CGE [Global]の特徴を以下に示す。

- ・基準年は2001年。2100年まで逐次均衡で計算可能。ただし、今回の試算では2030年もしくは2050年まで。
  - ・ベンチマークデータはGTAP6。IEAエネバラ表、EDGAR（GHG排出量）、FAOSTAT（土地利用）をもとに、物量データを組み込む。
  - ・化石燃料の枯渇は明示。
  - ・再生可能エネルギーの供給については、ポテンシャルを推定した上で供給量を計算する。
- AIM/CGE [Global]の全体像を図(3)-1に示す。



図(3)-1 AIM/CGE[Global]の構造

### (1) インベントリの違いによる将来の対策の違いの評価

これまでのAIM/CGE[Global]の分析では、温室効果ガスや大気汚染物質の排出インベントリについて、他モデルとの整合性や世界全体の整合性といった視点から、EDGARやRCP用に整備されたデータなどの値を用いてきた。これに対して、こうした数値の不確実性が指摘されており、特にアジア地域における値の相違が指摘されている。こうした基準年のデータの相違は、将来推計に大きな影響を与え、その結果、排出削減に向けた政策の制度設計にも大きな影響を及ぼす。

このことから、インベントリがもたらす将来の排出経路の不確実性について検討することを目的として、S7-2-(1)で開発されている大気汚染物質排出インベントリREASのデータが利用可能となるように、AIM/CGE [Global]に対してサブモデルの開発を行い、開発したサブモデルを用いて、CH<sub>4</sub>、NO<sub>x</sub>、SO<sub>2</sub>の基準年（2001年）データをREASに置き換え、他の条件をRCPで想定したものと同じにした上でシミュレーションを行い、両者の計算結果を比較した。

### (2) 大気汚染対策評価のためのモデル改良

大気汚染対策技術を組み入れるために、AIM/CGE [Global]の改良を行った。これまで、各国・地域毎に簡易に大気汚染物質の限界削減費用曲線を想定して削減を行っていたものを、各国・各地域の部門を対象に限界削減費用を設定し、個々の技術導入による削減効果を評価することが可能となるように排出構造を変更した。これにより、S7-2-(2)から提示される技術を導入した場合の効果を評価することが可能となる。

### (3) 低炭素社会における大気汚染物質の排出シナリオの評価

大気汚染物質の排出と温室効果ガスの排出は極めて密接な関係を有しており、アジアの発展途

上国において温暖化対策を効果的に実現していくためには、より関心の高い大気汚染対策にも貢献する施策の検討が求められる。また、同様に、温暖化対策に資する大気汚染対策の検討が、今後は政策的にも優先順位の高い対策として必要となる。そこで、なりゆきシナリオとともに、環境研究総合推進費S-6において検討されている2050年の温室効果ガス排出量を1990年比半減させるシナリオ（GHG半減シナリオ）における大気汚染物質の排出量を把握し、低炭素社会において大気汚染物質の排出がどのように変化するかを解析し、大気汚染対策を踏まえた温暖化対策について考察を行う。さらに、大気汚染対策を強化するシナリオを検討し、低炭素社会の大気汚染物質排出量との違いについて考察する。表(3)-3に想定する将来シナリオを示す。

表(3)-3 本分析で対象とするシナリオ

温暖化対策（推進費S-6）		大気汚染対策	
		なし	対策強化
なりゆき	ADV	BA-1	BA-2
	CNV	BC-1	BC-2
GHG半減	ADV	GA-1	GA-2
	CNV	GC-1	GC-2

注：大気汚染対策について

なし：モデルの基準年である2001年以降、対策が変化しないケース

対策強化：途上国については、日本と同程度の対策が2050年に実現するケース

温暖化対策のADVとCNVは、それぞれAdvanced Society Scenario、Conventional Society Scenarioであり、前者は、次世代の社会システム、制度、技術等に向けて変革に意欲的・積極的に取り組む社会、後者は、社会システム、制度、技術等の変化に慎重で、社会変革にかかるトランジションコストを気にかける社会を、それぞれ想定している。

#### （４）REASの入力となる将来シナリオの定量化

（３）で示した各排出シナリオを導くような社会経済活動の変化を定量的に明らかにする。REASの必要な情報から、表(3)-4の各指標を推計した。

#### （５）中国省別モデルにおける大気汚染物質の排出量の推計

これまでに開発してきた中国を対象とした省別モデルを対象に、大気汚染物質の排出モジュールを付加し、省別の大気汚染物質の排出量について分析を行った。



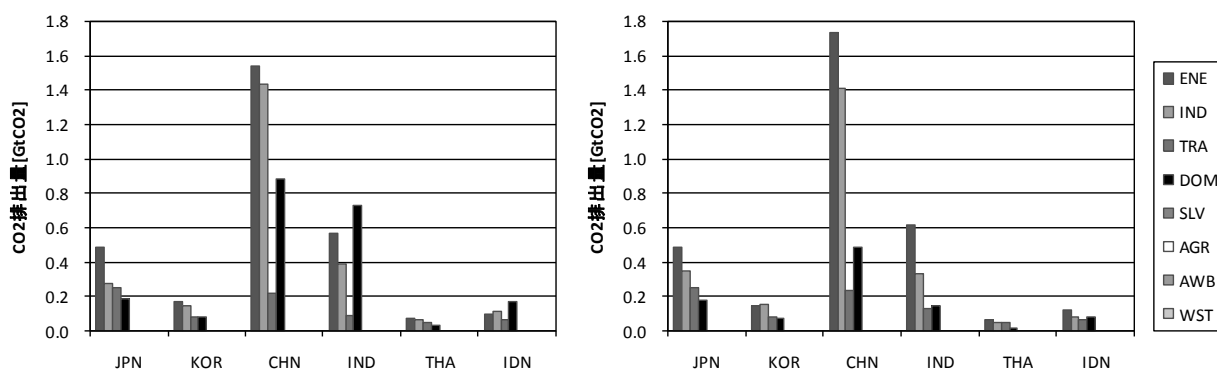
表(3)-4 推計したドライビングフォース

部門別エネルギー源別消費量	穀物生産	土地利用データ
石炭	食肉生産	農地
原油	食料品生産	牧草地
ガス	窒素肥料消費	森林(人工林)
石油製品	飼料生産	森林(自然林)
バイオマス	米生産量	都市
石炭生産	森林部門の活動水準(基準年が1)	その他土地利用
原油生産	漁業部門の活動水準(基準年が1)	バイオマス生産用地
ガス生産	農業部門の活動水準(基準年が1)	実質GDP
自動車	牧畜部門の活動水準(基準年が1)	名目GDP
鉄鋼生産	穀物収穫面積	木材価格
セメント生産	肥料投入水準(基準年が1)	農業財の価格(基準年が1)
非鉄金属生産	畜産部門における餌の消費水準(基準年が1)	牧畜財の価格(基準年が1)
ソルベント生産	農業部門の単位面積あたり活動水準	農業部門の活動水準(基準年が1)
コークス生産	牧畜部門の単位面積あたり活動水準	牧畜部門の活動水準(基準年が1)
人口	林業部門の単位面積あたり活動水準	土地への支払い(地代)

#### 4. 結果及び考察

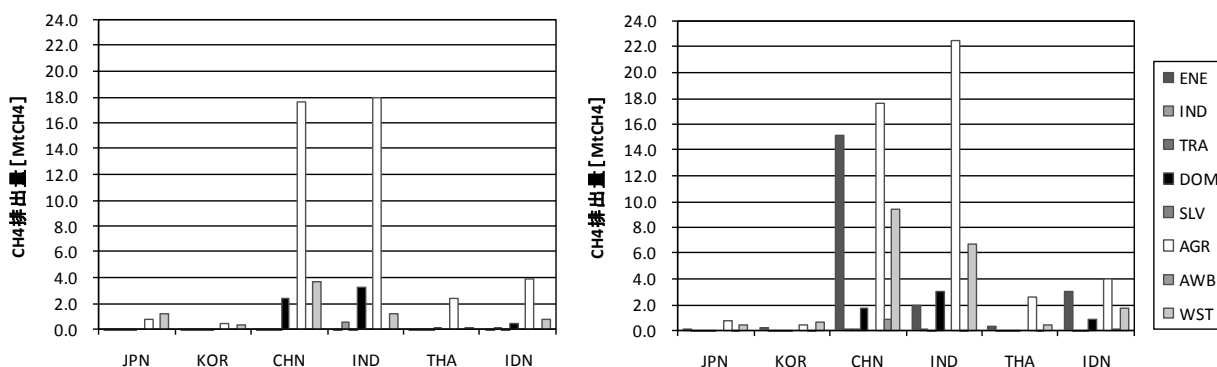
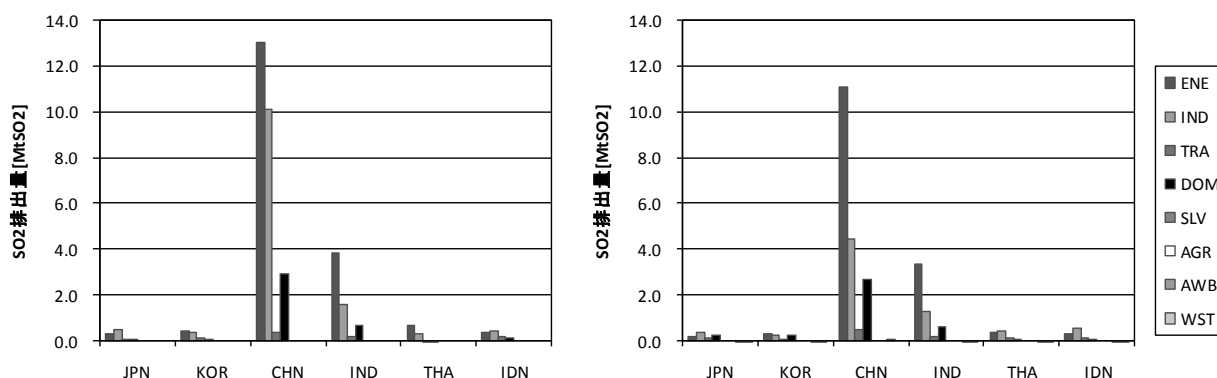
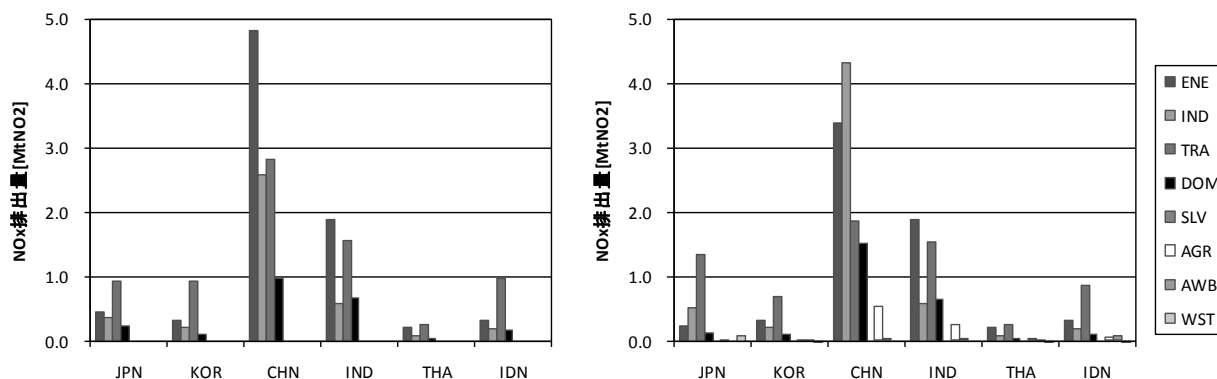
##### (1) インベントリの違いによる将来の対策の違いの評価

図(3)-2に、CH<sub>4</sub>、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>について、RCPで想定されている各ガスの排出量と、REASで設定されている排出量の比較を示す。なお、図(3)-2には参考として、CO<sub>2</sub>についても比較を行っている。対象としているアジア6カ国（日本、韓国、中国、インド、タイ、インドネシア）合計について、REASのエネルギー起源の排出量をRCPと比較すると、NO<sub>x</sub>排出量は+1.5%であったが、SO<sub>2</sub>排出量は同+32.3%、CH<sub>4</sub>排出量は-73.1%、CO<sub>2</sub>排出量は+11.9%とばらつきが見られる。さらに、部門別に比較するとこれらの相違はさらに大きくなる部門や地域が見られる。

CO<sub>2</sub>排出量（2000年、左：REAS、右：RCP）

図(3)-2 REASとRCPの比較

注：JPN：日本、KOR：韓国、CHN：中国、IND：インド、THA：タイ、IDN：インドネシア  
 ENE：エネルギー転換部門、IND：産業部門、TRA：運輸部門、DOM：民生部門、  
 SLV：ソルベント、AGR：農業部門、AWB：農業残渣焼却、WST：廃棄物部門

CH<sub>4</sub>排出量 (2000年、左 : REAS、右 : RCP)SO<sub>2</sub>排出量 (2000年、左 : REAS、右 : RCP)NO<sub>x</sub>排出量 (2000年、左 : REAS、右 : RCP)

図(3)-2 REASとRCPの比較 (つづき)

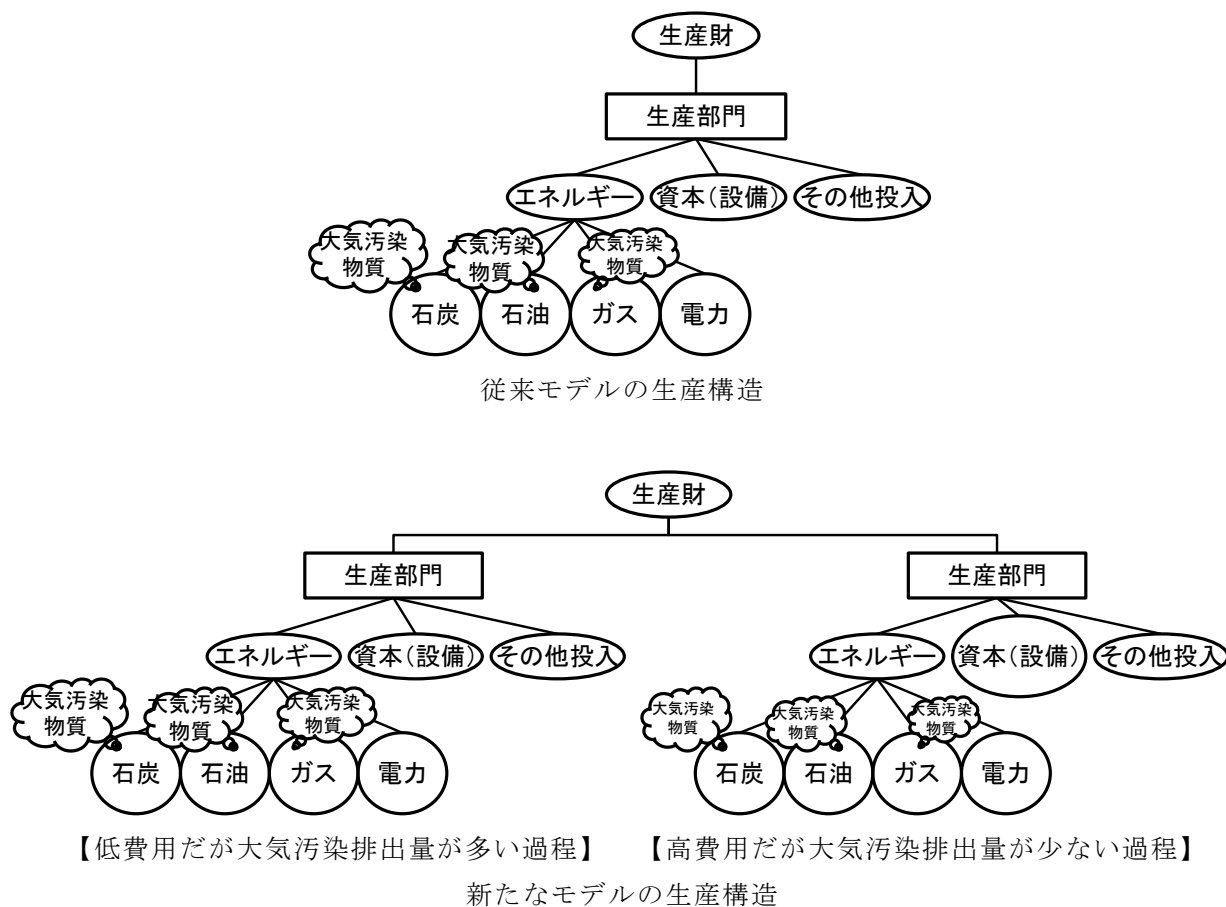
REASの各排出データのうち、すべてのガスのエネルギー起源排出量、CH<sub>4</sub>の農業部門、廃棄物部門の排出量について、RCPデータを置き換えるとともに、他の条件はRCP6(放射強制力を6W/m<sup>2</sup>に安定化)と同じにして2100年までの推計を行った。その結果、アジア6カ国におけるCH<sub>4</sub>排出量が減少したことから、2100年のCH<sub>4</sub>排出削減に要する限界削減費用は26%低下した。これに伴って、世界全体の2100年のGDPは0.2%押し上げられた。また、CO<sub>2</sub>及びN<sub>2</sub>Oの2100年における限界削減費用は、それぞれ15%、22%上昇した。一方、世界の2100年のSO<sub>2</sub>排出量は、経済活動の増大やエネ

ルギー需要並びにエネルギー供給構造の変化により、RCPの結果と比較すると44%増大する結果となった。

以上の分析結果から、現状のインベントリを精査することは、将来の温室効果ガス削減の政策の検討において影響を及ぼすとともに、その結果が大気汚染物質の排出にも影響することを明らかにした。

(2) 大気汚染対策評価のためのモデル改良

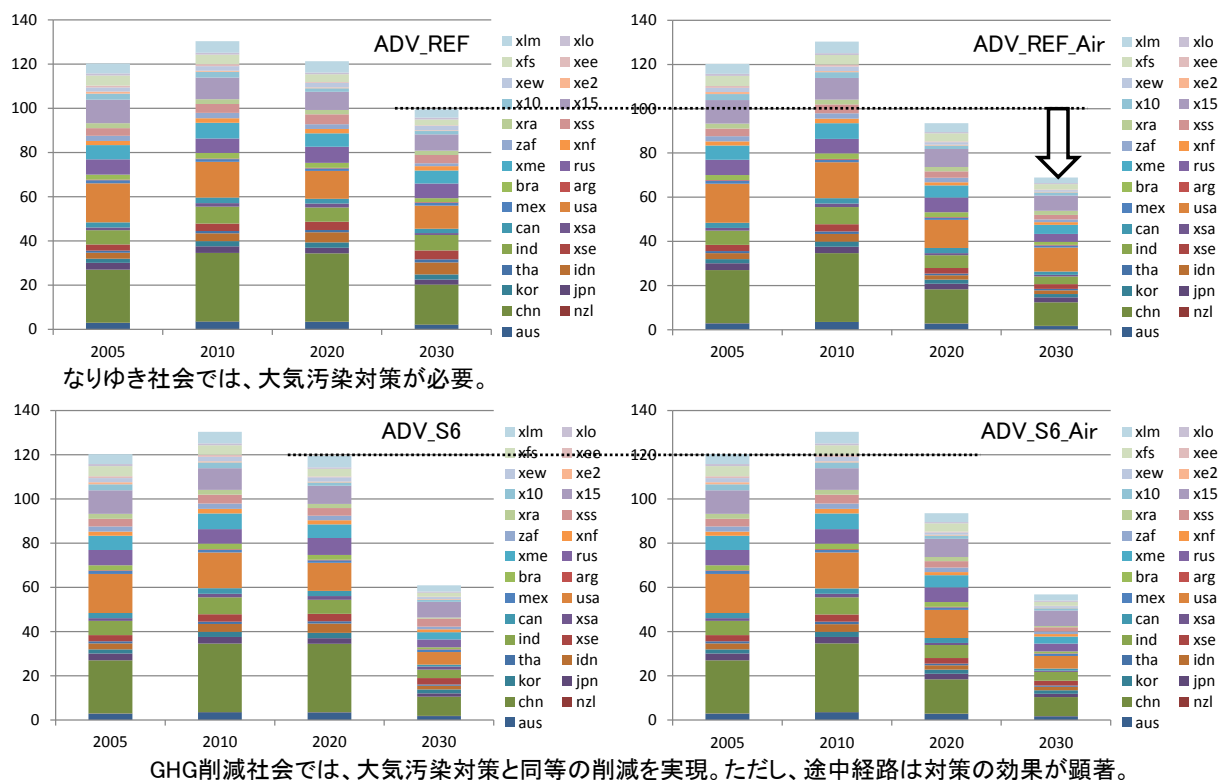
従来のモデルでは、各国各部門の生産関数(生産活動の投入と産出を表現する式)は1つであり、様々な技術が1つの式に集約されていた。大気汚染物質の排出は、エネルギー種ごとに異なる排出係数を使用していることから、こうした定式化の場合では、エネルギー代替による大気汚染物質の削減は表現できるが、いわゆるエンドオブパイプ型の対策は表現されておらず、エネルギーミックスを変えずに大気汚染物質のみを削減するためには、活動水準を削減させることになる。このため、図(3)-3で示すように、大気汚染対策技術に応じて複数の生産活動が利用可能となるように、大気汚染対策技術に応じて生産関数を複数設定し、大気汚染物質の除去にかかる費用は高いが削減は進展する技術と、除去にかかる費用は低いが削減は進展しない技術を選択できるように設定した。



図(3)-3 新たな大気汚染対策モデルの構造

### (3) 低炭素社会における大気汚染物質の排出シナリオの評価

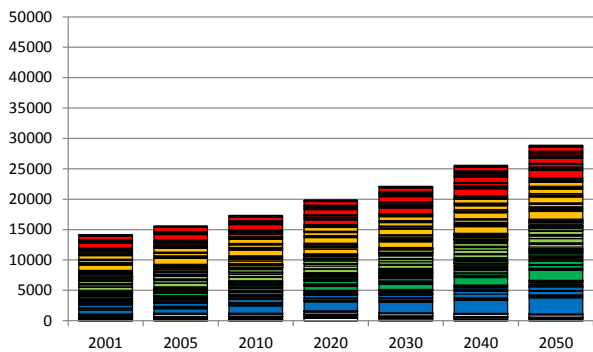
図(3)-4に各ケースにおける硫黄酸化物の排出量の推移を示す。低炭素社会（S6）では、2030年の排出量に大きな差は見られないが、なりゆき社会（REF）では、大気汚染対策の有無が2030年の排出量に大きな影響を及ぼす。また、低炭素社会であっても、2020年の排出量には大きな違いが見られ、大気汚染対策は低炭素社会シナリオにおいても有効であることを示している。



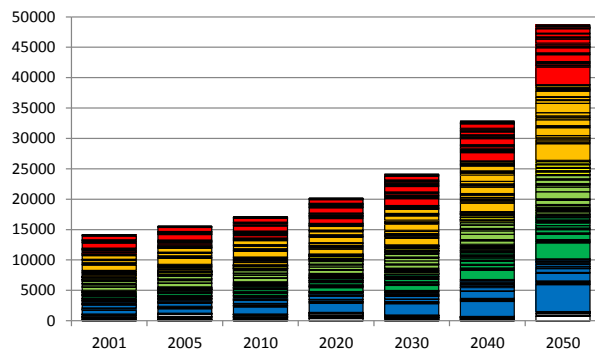
図(3)-4 地域別SOx排出量 (MtSO<sub>2</sub>/yr)

### (4) REASの入力となる将来シナリオの定量化

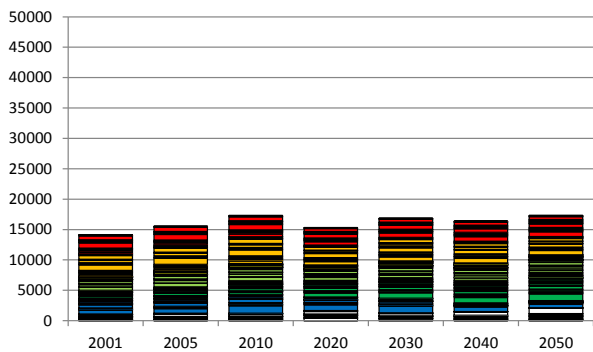
REASを用いた大気汚染物質排出量の将来推計に必要なドライビングフォース（エネルギーバランス表で示されるエネルギー消費量や農業生産をはじめとする活動量など）について推計を行った。図(3)-5では、エネルギー消費量と土地利用の推移を示す。なお、図(3)-5では大気汚染対策なしのケースのみを示している。エネルギー消費量は、GHG半減ケースでは大幅に減少する。一方、土地利用変化については、図では明確な相違は見られないが、GHG半減ケースではバイオマスエネルギー供給のための土地利用が2040年以降に増大する。



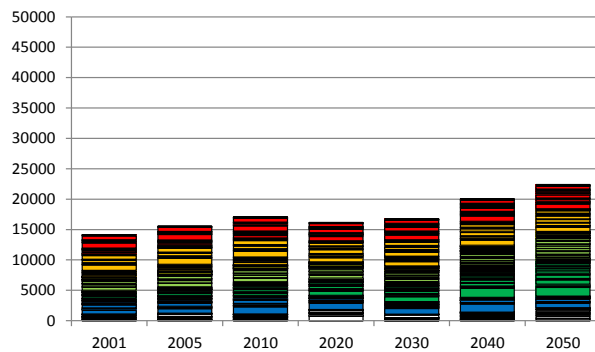
BC-1 (CNV・なりゆき・大気汚染対策なし)



BA-1 (ADV・なりゆき・大気汚染対策なし)



GC-1 (CNV・GHG半減・大気汚染対策なし)



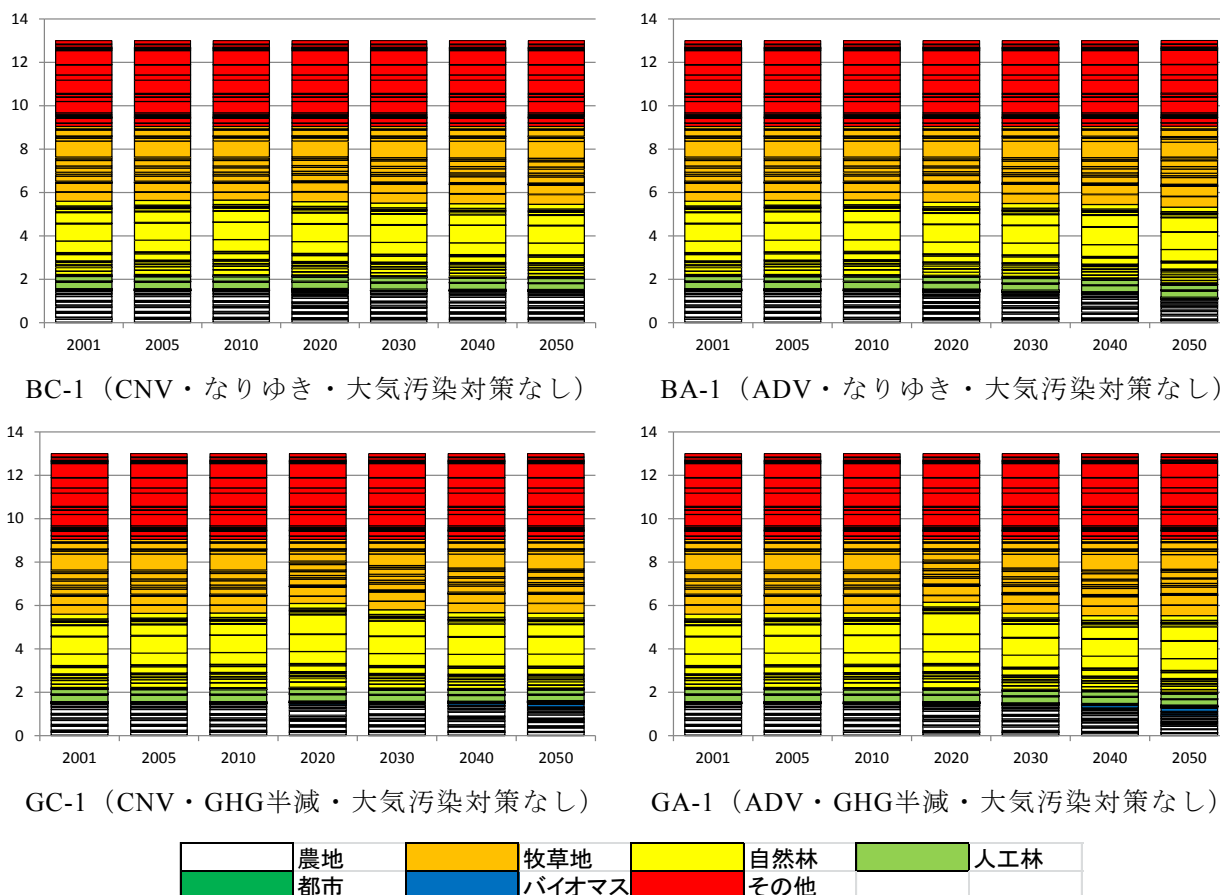
GA-1 (ADV・GHG半減・大気汚染対策なし)

	石油製品		原油		都市ガス		天然ガス
	電力		石炭		バイオマス		

エネルギー消費量 (単位: Mtoe)

注: 各エネルギー消費量の内訳は地域を示す。

図(3)-5 大気汚染対策なしにおける社会経済シナリオの状況



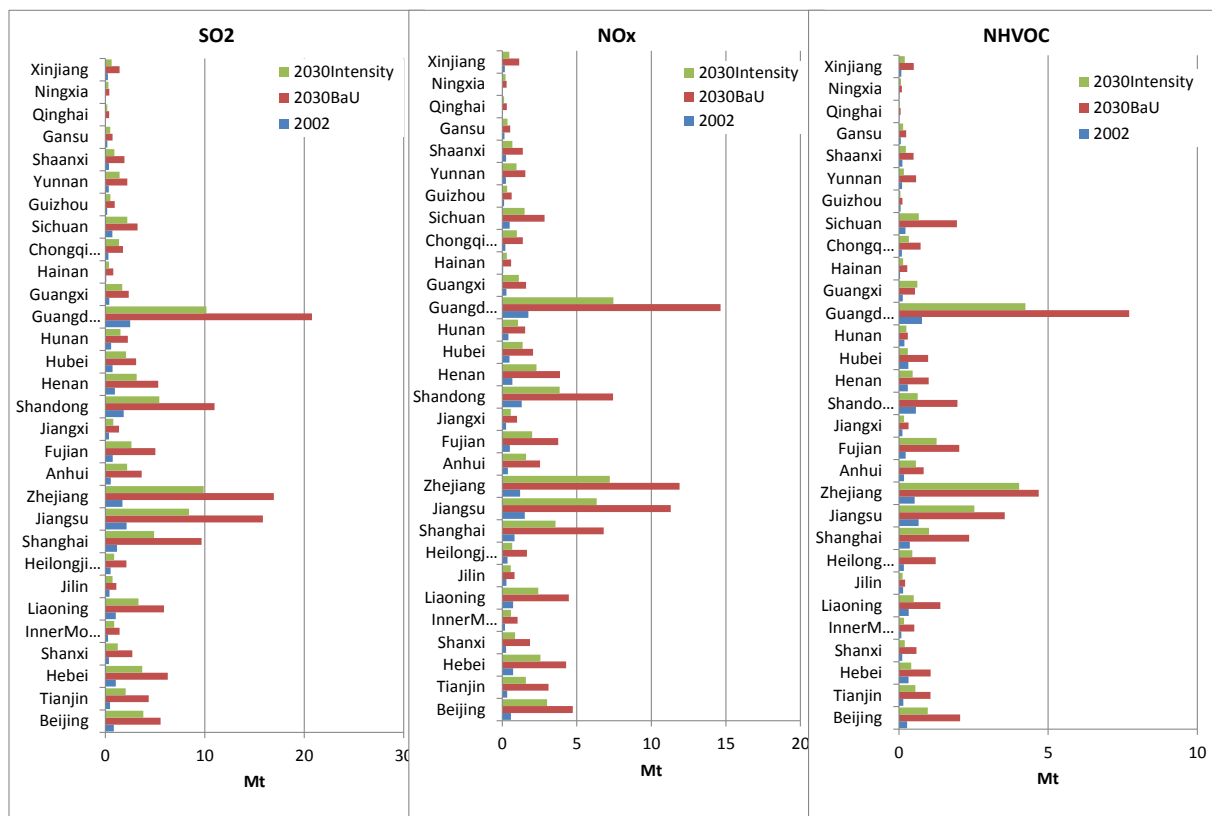
土地利用 (10億ha)

注：各土地利用の内訳は地域を示す。

図(3)-5 大気汚染対策なしにおける社会経済シナリオの状況 (つづき)

(5) 中国省別モデルにおける大気汚染物質の排出量の推計

中国を対象とした省別の大気汚染物質排出量の結果を図(3)-6に示す。ここでは、なりゆきケースと中国の温暖化対策が導入されるケース (GDPあたりのCO<sub>2</sub>排出量が改善するケース) の結果を示している。中国モデルの結果については、世界モデルによる分析と将来の想定等は整合していないが、世界モデルと同様に、なりゆきケースでは排出量の大きい地域でも、温暖化対策の導入によって大気汚染物質排出量の削減が顕著になる。



図(3)-6 中国の省別モデルによる大気汚染物質排出量の推計結果（2030年）

## 5. 本研究により得られた成果

### (1) 科学的意義

本研究から、現状の排出インベントリの相違により、将来の排出シナリオがどの程度変わるかを定量的に示したことは、将来の不確実性を検討する上で重要となるとともに、現在のインベントリの精度を上げる必要があることを明らかにした。

これまで1つの生産関数で表現されていた生産活動から排出される大気汚染物質を、具体的な大気汚染対策技術の導入によって削減される過程を再現することが可能となり、これまでは排出係数の変化によって表現されていた対策経路を、対策技術の選択によって内生的に決定できるようになった。

### (2) 環境政策への貢献

#### <行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項はない。

#### <行政が活用することが見込まれる成果>

本サブテーマの結果から、温暖化対策と大気汚染対策の関係を明らかにすることが可能になるとともに、温暖化対策導入時における大気汚染対策の必要性を明らかにすることが可能となった。特に、低炭素社会の実現は大気汚染物質の大幅削減にも貢献するが、2020年といった過渡期においては大気汚染物質の排出は比較的多いことから、大気汚染対策について何らかの対策が必要と

なる。これは、特に発展途上国において喫緊の課題である大気汚染対策と、重要性が認識されつつも取り組みが進まない温暖化対策を同時に検討する上での重要な情報となる。

## 6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない。

## 7. 研究成果の発表状況

### (1) 誌上発表

#### <論文（査読あり）>

特に記載すべき事項はない。

#### <査読付論文に準ずる成果発表>

特に記載すべき事項はない。

#### <その他誌上発表（査読なし）>

特に記載すべき事項はない。

### (2) 口頭発表（学会等）

- 1) T. MASUI : Workshop on Emission Inventory of air pollutants in Asia (2010)  
“Role for emission inventory in integrated assessment model”
- 2) T. MASUI : Second International Workshop on Emission Inventory in Asia (2011)  
“Low carbon scenarios and air pollution in Asia”
- 3) T. MASUI: 3rd Energy Modeling Forum 24 Global Study Working Group Meeting, Potsdam, Germany, November 2011  
“The EMF24 results of AIM/CGE [Global]”
- 4) H. DAI and T. MASUI.: The 4th Congress of East Asian Association of Environmental and Resource Economics (2014)  
“China’s provincial carbon intensity change and mitigation costs towards 2030”

### (3) 出願特許

特に記載すべき事項はない。

### (4) シンポジウム、セミナーの開催

特に記載すべき事項はない。

### (5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない。



(6) その他

特に記載すべき事項はない。

8. 引用文献

特に記載すべき事項はない。

## **Improvement of Emission Inventories and Development of Emission Scenarios for Air Pollutants in East Asia**

Principal Investigator: Toshimasa OHARA

Institution: National Institute for Environmental Studies (NIES)  
16-2 Onogawa, Tsukuba-City, Ibaraki 305-8054, JAPAN  
Tel: +81-29-850-2491 / Fax: +81-29-850-2130  
E-mail: tohara@nies.go.jp

[Abstract]

Key Words: Air pollutants, Emission inventory, Inversed model, Technology application model, Emission scenario, Low carbon society, Global economics model

The aim of this theme is to improve the emission inventory of air pollutants in East Asia by means of inverse modeling and validation using satellite and ground-based observational data (top-down approach), by using region specific emission data (bottom-up approach), and by increasing the spatial and temporal resolution. The second aim is to develop the technology-based model in order to evaluate potential reduction amounts, taking into consideration economic cost and availability of emission control technology. The third aim is to develop air pollutant reduction scenarios composed of socioeconomic policy programs with technology options in Asian cities and regions, as well as the global warming mitigation scenario, by using the integrated assessment model.

We used two approaches to improve emission inventory in Asia. First, we have updated the Regional Emission inventory in ASia (REAS) as version 2 (REASv2) using a so-called bottom-up approach, which is based on combination of updated activity statistics and source- or region-specific emission factors for Asian regions. Second, we used a so-called top-down approach using inverse modeling technique with satellite observation data to evaluate REASv2, especially NO<sub>x</sub> emissions in China. In REASv2, growth rate of emissions in China from 2000 and 2008 were mostly the largest in Asia such as 89% for NO<sub>x</sub> and 71% for NMVOC. Comparisons between REASv2 and top-down NO<sub>x</sub> emissions in China showed that both emissions generally agreed well, but values in REASv2 were basically larger. Promotion of researches combining bottom-up and top-down approaches are required.

Environmental technology application model was developed based on the comparative analysis of the environmental emission policies and technologies in China. The model has a capability of estimation of effects and costs for emission reduction. Additionally, in order to quantify the co-benefit of air pollution control policy and GHG

reduction policy, the co-benefit evaluation model was developed by coupling environmental technology application model with Asian-Pacific integrated model (AIM).

AIM/CGE [Global] was improved and applied to estimate the air pollutants emissions under the LCS (Low-carbon society) scenario which was developed by ERTDF S-6. Three kinds of scenarios, BAU (Business As Usual), LSC, and LSC + Air pollution control, were developed and their activity data were used for prediction of air pollutants emissions for 2030 based on REASv2 inventory.