副次的効果の評価のための大気質モデルの精度向上に関する 研究

Study on Accuracy Improvement of Air Quality Model for the Evaluation of Ancillary Benefits

妹尾 賢

SENOO, Ken

Abstract

For supporting Low Carbon Scenarios, accuracy of air quality model have been improved. Meteorological model WRF, air quality model CMAQ, emission processing system SMOKE and biogenic emission processing system MEGAN were used for whole east asia air quality simulation from January 2012 to March 2013. To investigate the accuracy of model, I performed 6 cases of model calculations. i.e. with/without MEGAN biogenic emission, SAPRC-99/CB05 chemical mechanism, with/without MOZART output for CMAQ boundary condition. SAPRC-99 with MEGAN case could well reproduced the peak of PM_{2.5} concentration in May to August. Also source-recepter analysis and health impact estimation were performed as a case study of the evaluation of ancillary benefits. As a result, for PM_{2.5} in Tokyo and Jakarta contribution of residential sector is predominant in winter. And for Beijing and Manila is the contribution of industrial sector to PM_{2.5} is heigher than that of residential sector. As a result of health impact, in total of whole east Asia, 769 000 premature death is occured in 2012.

1 背景

地球温暖化は人類が抱える問題となっている。世界平均気温 の上昇が約2~3°C以上である場合には、すべての地域において 正味の便益か減少か正味のコストの増加のいずれかの被害を被 る可能性が非常に高いとされている⁶⁾。また、東アジア地域では 大気汚染による被害も発生しており、例えば中国では2003年に GDPの3.8%の損失があったと推定された¹⁵⁾。これらのことか ら、大気汚染と温室効果ガスの両方に効果的な政策が必要であ る。温室効果ガスの抑制は、副次的効果として大気汚染の軽減 による人への健康の便益があることが指摘されている¹²⁾。この 研究では、こうした温室効果ガスの抑制に伴う副次的効果を評 価するために必要な大気質モデルシミュレーションの精度向上 について検討した。

2 方法

本研究の全体像を図 2.1 に示した。大気質モデルの精度向上 として、大気質モデルの入力に使う、気象場と大気汚染物質排出 量についての検証した。また、化学輸送の検証を行うため、大気 質モデルで使用する境界条件と化学反応について検証した。



以上のモデルシミュレーションに関する検討を行う上で使用 したモデルの全体像を図 2.2 に示した。気象モデルとして WRF (Weather Reseach and Forecasting modeling system) ver. 3.4.1 &使用し、地形データと気象データから計算領域の詳細な気象場 を計算する。自然起源排出の内植生起源排出については WRF で計算した気象場と土地地覆データから MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature) ver. 2.0.4 $\bowtie \sharp \vartheta$ 計算する。大気質モデルに使用する大気汚染排出データは Woo et al.¹⁴⁾の開発した SMOKE-Asia をベースとして空間・時間・ 化学種の配分を与えた後に MEGAN で計算した植生排出を加 えて作成する。空間配分の指標は面積や人口、道路長といった GIS データをもとに MIMS (Multimedia Integereated Modeling System) ver. 3.6 で作成する。SMOKE-Asia は、SMOKE (Sparse Matrix Operator Kernel Emissions modeling system) ver. 2.1 を ベースとして、アジア地域の研究に基づいた空間・時間・化学 種配分を用意し、さらに SMOKE で使われる地域コードや排出 部門コードを整備した排出処理システムである。WRF で計算 した気象場と SMOKE で用意した排出データを使い、CMAQ (Community Multiscale Air Quality modeling system) ver. 5.0.1 で大気質を計算することで大気汚染濃度分布を作成する。



図 2.2 使用モデルの全体像

気象場の精度の検証として、WRFにより計算した気象場の空間分布と時間分布を確認し地上観測と比較した。大気質モデルの精度の検討として、MEGANにより推計した植生排出の有無、SAPRC-99とCB05の化学反応、全球化学モデルMOZARTの計算結果の境界条件への適用の有無で設定を変更させ合計6ケースの計算を行った。これにより排出源として植生排出の考慮による精度の検証を行い、境界条件と化学反応の選択から大気質モデルの計算条件による精度の検証を行った。

精度の検証に使用したモデル群の応用として排出源変動に対 する感度解析と健康影響評価を行う。感度解析により産業と家 庭部門からの排出が大気質にどれくらいの感度があるかを解析 した。健康影響評価では、大気質モデルの精度検証による過程 で算出した大気汚染濃度場を利用し、山本¹⁷⁾の手法を元にして 2012 年の PM_{2.5} による死亡者数を推定した。

3 東アジア地域の大気質シミュレーション

東アジア地域において副次的効果の評価をするための枠組み を作るために、東アジア全域を対象に大気質シミュレーション を試みた。

3.1 計算領域

計算領域を図 3.1 示し、その領域設定を表 3.1 に示した。



図 3.1 東アジアを対象とする計算領域

計算領域としては東アジア全域を覆う範囲を設定した。計算 期間は 2012 年1月から 2013 年3月とした。計算領域の鉛直座 標系 η には地表から順に以下の値を使用した。

1.00, 0.99, 0.98, 0.97, 0.95, 0.93, 0.91, 0.88, 0.83, 0.79, 0.74, 0.70, 0.62, 0.55, 0.48, 0.42, 0.36, 0.31, 0.26, 0.22, 0.18, 0.15, 0.12, 0.09, 0.06, 0.04, 0.02, 0.00

最下層レイヤの厚さは約91mとなっている。

表 3.1 東アジアを対象とする計算領域の情報

	設定
項口	
地図投影	ランベルト正角円錐図法
標準緯度	10°N, 30°N
標準経度	112°E
中心緯度・経度	21°N, 112°E
格子サイズ	80 km
WRF の格子列数行数	119×104
CMAQの格子列数行数	117×102
レイヤ数	27
頂点レイヤ気圧	100 hPa
入力地形データ解像度	10'
計算期間	2012年1月~2013年3月

3.2 計算条件

- (1) WRF の設定
- WRF の入力に使用したデータを表 3.2 に示した。 表 3.2 WRF の入力データ

項目	設定
地形データ	USGS (U.S. Geological Survey) の 24 分類の 土地利用データ
気象データ	1°×1°の解像度で6時間毎の値である NCEP FNL (Final) Operational Global Analysis data (NOAA, 2000)
WRF の計	算に使用した物理オプションを表 3.3 に示した
	表 3.3 WRF で使用した物理オプション

項目	設定
微物理	WSM 3-class simple ice scheme
境界層	YSU shceme
地表面	Noah land-surface model
地表層	MM4Monin-Obukhov scheme
長波放射	rrtm scheme
短波放射	Dudhia scheme
積雲	Kain-Fritsch scheme

(2) MEGAN の設定

MEGAN は植生起源排出を推定するモデルであり、植生排出 は気象場、排出係数 (EF: Emission Factor)、PFT (Plant Functional Type)、LAI (Leaf Area Index) により算出される。MEGAN の入 カデータを表 3.4 に示した。PFT、EF、LAI の MEGAN の入力 ファイルは Guenther *et al.*⁴⁾ が作成したものが利用可能でこれ を利用した。なお、LAI は LAIv (the LAI of vegetation covered surfaces) として提供されている。

表 3.4 MEGAN の入力データ

項目	説明	単位	出典
気象データ	WRF の出力結果を MCIP で処理したもの	-	-
PFT	2001 年の 6 種類 (BTR: broadleaf trees 、 FTD: fineleaf deciduous trees 、FTE: fineleaf evergreen trees 、CRP: crops 、GRS: grass 、 SHR: shrub)	-	地表観測による木 のインベントリ ⁷⁾ と MODIS3 データ ベース ⁵⁾
LAIv	2003 年の月ごとのデータ	m ² /(100 m ²)	Zhang et al. ¹⁸⁾ の LAI 推計と Hansen et al. ⁵⁾ か らの植生被覆率
EF	2000 年の化学種 (isoprene, methylbutenol, methanol, NO, 3-carene, limone, myrcene, ocimene, alpha-pinene, beta-pinene, sabinene)	µg/m²/h	Olson et al. ¹⁰⁾

MEGAN の入力として使用した ISOPRENE の排出係数、PFT: broadleaf trees の分布、LAIv を図 3.2 に示した。LAIv について は季節による違いを見るため冬と夏 (1 月と 7 月) の値を示した。



(a) 2000 年の ISOPRENE の排出係数 (b) 2001 年の PFT: broadleaf tree の分 布



(d) 2003 年 7 月の LAI

図 3.2 MEGAN の入力排出係数、PFT、LAI (1 月と7月)の空間 分布

インドネシアやタイ、マレーシアで ISOPRENE の排出係数と PFT: broadleaf tree の割合、LAIv が高くなっている。LAIv につ いては夏場の7月にはロシアや日本・韓国も高くなっている。 (3) SMOKE の設定

SMOKE の入力データを表 3.5 に示した。

表 3.5 SMOKE の入力データ

ļ	頁目	設定	物質					
,	人為起源排出	INTEX-B ¹⁹⁾	СО'	NO_{x}	PM _{2.5} 、	PM10、	VOC,	SO ₂
		TRACE-P ¹¹⁾	NH ₃					
I	自然起源排出	MEGAN の出力						
2	空間配分指標	MIMS の出力						
F	時間配分指標	Woo et al., (2012)						
1	化学種配分	Woo et al., (2012)						

本研究で使用した NH₃を除く大部分の人為起源排出インベン トリは INTEX-B¹⁹⁾ となっている。このインベントリの対象範 囲を図 3.3 に示した。



図 3.3 排出インベントリ INTEX-B¹⁹⁾の対象範囲

をカバーしておらず、これらの国からの排出は0としている。

(4) MIMS の設定

MIMS は SMOKE-Asia の構成物の一つであり、これと人口、 森林面積、耕地面積、道路網などの GIS データを使って SMOKE の空間配分指標を作った。

CMAQ のエアロゾルモジュール AERO5 で使用する格子内 の海洋面積割合を示した OCEAN_1 を作るために、GSHHG (Global Self-consistent, Hierarchical, High-resolution Geography Database) ver. 2.2.2¹³⁾を使用した。

(5) CMAQ の設定

CMAQの計算で使用した入力データを表 3.6 に、使用した計 算オプションを表 3.7 に示した。

表 3.6 CMAQ で使用した入力データ				
項目	設定			
気象場	WRF の出力			
境界条件	CMAQ 標準プロファイルまたは MOZART の計算結果			
初期条件	初日のみ CMAQ 標準プロファイル、 以降は前日の計算結果			
排出データ	SMOKE の出力			
格子内の海洋面積割合	MIMS の出力			

表 3.7 CMA	表 3.7 CMAQ で使用した計算オプション			
項目	設定			
化学反応	CB05 または SAPRC-99			
エアロゾル	AERO5			
雲	ACM (Asymmetric Convective Model)			
鉛直移流	WRF			
水平移流	Yamartino			
鉛直拡散	ACM ver. 2			

気相の化学反応として CB05 または SAPRC-99 を使用した。 CMAO の境界条件には標準のプロファイル、または MOZART (Model of Ozone and Related Chemical Tracers)³⁾の実行結果 (MOZART-4/GEOS5)を使用した。

(6) CMAQ の化学反応と植生排出の有無による計算ケース

CB05 と SAPRC-99 化学反応と MEGAN で推計した植生起 源排出の有無により計算結果がどのように変化するかの比較を 行った。この計算ケースの概要を図 3.4 に示した。なお、本研究 では MEGAN による植生起源排出は CB05 の化学種へ推計結果 を配分できないため植生起源排出は SAPRC-99 のみ考慮した。



図 3.4 化学反応・植生起源排出・境界条件の選択による CMAQ の計算ケース

また、CMAQ の計算ケースに合わせて SMOKE においても このインベントリでは中央アジアやオーストラリア、ロシア MEGAN で推計した植生起源排出を入れたケースと入れなかっ たケースを計算した。

3.3 気象場の計算結果

WRF により計算した気象場の妥当性を検証するために気象 庁⁸⁾の常時観測データを使いモデル計算の気象場を検証した。 図 3.5 に示した日本の8地方での観測を比較対象地点とした。



図 3.5 気象観測所の位置

地表気温の比較結果を図 3.6 に示した。

Observation and Meteorology Output for Daily Temperature



気温との比較では観測の時間変動パターンをモデルは再現で きていた。しかし、Chiyoda-ku や Osaka-shi において気温を約 5℃ 過小評価していた。この原因としては、これらの地点は都 市であるためビルなどの建物や交通などからの人工排熱による 影響が考えられる。しかし、格子サイズが 80 km と荒いため詳 細な議論には限界がある。

3.4 MEGAN の計算結果

MEGAN により計算した植生起源排出の内、以下の化学種の 格子毎の年平均と計算値を全領域で平均し、80 km 格子あたり にした値の月平均値を図 3.7 示した。

- 1. ETHENE
- 2. ISOPRENE





(a) ETHENE の年平均値の空間分布





(c) ISOPRENE の年平均値の空間分布 (d) ISOPRENE の領域平均値の月平均値 図 3.7 MEGAN で計算した植生起源排出の空間・時間分布

インド・インドネシア・マレーシア・ニュージーランド付近 の東南アジアでいずれの値も他の地域よりも値が大きくなった。 また、季節変動を確認するといずれも夏季 (6 月から 8 月) に最 大となり冬季 (11 月から 2 月) に最小となった。MEGAN の入 力排出係数や LAIv、さらに気象場の計算結果が反映されたため だと考えられる。

3.5 SMOKE の計算結果

(1) 空間分布

MEGAN による植生起源排出を組み込んだ場合とそうでない 場合の結果を見るために、ISOPRENEの SMOKE の計算結果の 格子毎の年平均値を示した。



(a) MEGAN の植生起源排出を考慮 図 3.8 SMOKE の ISOPRENE の年平均値の空間分布

(b) MEGAN の植生起源排出を未考慮

ISOPRENE については MEGAN の植生起源排出が入ったこ とで東南アジア地域において ISOPRENE の排出量が大きくなっ た。最大値を比較すると MEGAN の植生排出を組み込むこと で、100 倍以上 ISOPRENE の排出量が増加した。

(2) 時間分布

人為起源排出である、CO、NH₃、NO₂、PM₁₀、SO₂ と VOC である ISOPRENE と ETHENE の計算値を全領域で平均し、80 km 格子あたりにした値の月平均値を図 3.9 に示した。



図 3.9 SMOKE の計算結果の全領域平均の月変動

NO、CO、ISOPRENE、ETHENE については MEGAN の排 出を考慮したケースで値が大きくなった。人為起源排出では SAPRC-99 と CB05 の化学反応での違いはなかった。しかし、 VOC 排出においてはこれらの化学反応によって値が異なった。 ETHENE については SAPRC-99 のほうが CB05 よりも格子当た り約 0.02 mol/s 排出量が高くなった。

3.6 CMAQ の計算結果

CMAQ の CO、NO₂、O₃、PM_{2.5}、SO₂ の計算値を全領域で平 均し、80 km 格子あたりにした値の月平均値を図 3.10 に示した。



SO₂ については計算ケースによる違いが小さかった。SO₂ 以 外の化学種では MEGAN ありのケースが他ケースよりも高い値 となった。O₃ 濃度は SAPRC-99 MEGAN なし MOZART あり のケースが最小となった。MOZART の有無を比較すると、CO は MOZART ありのケースは無いケースの年間を通して約 10 % 高い濃度となった。PM_{2.5} と O₃ の濃度は MOZART ありのケー スは無いケースの年間を通して約 10 %低い濃度となった。CO については境界外部から物質が流入することで濃度が高くなっ たと考えられ、PM_{2.5} と O₃ については境界外部から生成の阻害

CMAQ 計算により得られた PM_{2.5} と O₃ 濃度を日本の大気汚 染常時観測と比較した。比較対象地点を図 3.11 に示した。

物質が流入したため濃度が低くなったと考えられる。



PM_{2.5} と O₃ の月平均値の比較をそれぞれ図 3.12 と図 3.13 に 示した。



図 3.12 月平均 PM_{2.5} 濃度の観測との比較

図 3.10 CCTM の計算結果の領域平均の月平均値



図 3.13 月平均 O₃ 濃度の比較

これらの観測との結果では、MEGAN による植生排出を考慮 した 2 ケースでは 2012 年の 5 月から 8 月の観測における夏場 の PM_{2.5} 濃度のピークに追随している。特に、(a) Yokohama-shi Tsurumi-ku の 7 月と (b) Sakai-shi Nishi-ku の 5 月から 8 月の再 現性が高い。(c) Kasaoka-shi と (d) Sakaide-shi では 4 月の高濃 度の再現性は高かったが、5 月から 7 月にかけて過大評価となっ ている。

 O_3 濃度の比較では、植生排出を考慮した 2 ケースは年間を通 して観測の 2 倍以上の値となり、 O_3 濃度を過大評価している。 MOZART の有無による違いとしては、 O_3 の値は MOZART を 入れなかったケースは入れたケースよりも 6 月から 9 月に濃度 を低く推計した。CB05 と SAPRC-99 の比較結果では、 O_3 につ いては CB05 の方が 5 月から 9 月にかけて SAPRC-99 よりも濃 度を大きく推計した。

4 モデル群の応用に関するケーススタディ

副次的効果の評価のための試みとして排出源変動に対する感 度解析と健康影響の評価を行った。

4.1 排出源変動に対する感度解析

SMOKE の入力排出インベントリの内、産業と家庭の2部門 からの計算領域全域の排出量をそれぞれ20%削減して大気質シ ミュレーションを行いそれぞれの部門の大気質への感度を推定 した。

(1) 感度解析の計算式

ある地域・部門の排出量が大気汚染にどれくらいの影響を及 ぼしているかを知るには感度解析が参考になる。

ここでいう感度とは、排出量の削減割合に対する大気汚染濃 度変化率の割合である。基準とする大気汚染濃度に対する基準 とする大気汚染濃度と排出量を変化させた大気汚染濃度の濃度 差の割合が、対象地域・部門の排出量の変化の割合の差に対して どれくらいの比率になるかを示す割合である。この感度を推定 する一連の作業を感度解析と呼んでいる。

感度を推定する計算式は式 (4.1) となる。また、式 (4.1) で使 われている各項目は表 4.1 に示した。

$$SR_{area,sector} = \frac{C_0 - C_{area,sector}}{C_0} \div \left(1 - R_{area,sector}\right)$$
(4.1)

表 4.1 感度の計算に登場する項目

項目	説明
area	対象地域
sector	対象部門
<i>C</i> ₀	排出量を変化させずに計算して得られた基準大気汚染濃度
Carea, sector	area かつ sector の排出量を変化させて計算した大気汚染濃度
Rarea, sector	感度を推定する対象地域 area、部門 sector の変化率
SRarea, sector	対象地域 area、部門 sector の大気汚染濃度への感度

式(4.1)で使用した設定を表4.2に示した。

表 4.2 感度解析の設定

項目	設定
area	全計算対象地域
sector	産業または家庭部門
R _{area,sector}	0.8
<i>C</i> ₀	化学反応 SAPRC-99、排出量に MEGAN の 植生起源あり、境界条件に MOZART ありで 計算したケースの大気汚染濃度
Carea,sector	C_0 と同じ条件と同じ化学反応、植生起源排 出、境界条件の選択で、area かつ sector の 排出量を $R_{area,sector}$ の割合にして計算した 大気汚染濃度

(2) 感度解析の結果

空間分布

O₃ と SO₂ の感度の 2012 年の 1 月から 12 月の年平均値の空間分布を図 4.1 と図 4.2 に示した。



(a) 産業部門からの排出の O₃ への感度
 (b) 家庭部門からの排出の O₃ への感度
 図 4.1 O₃ の 2012 年の年平均の感度の空間分布



(a) 産業部門からの排出の SO₂ への感度
 (b) 家庭部門からの排出の SO₂ への感度
 図 4.2 SO₂ の 2012 年の年平均の感度の空間分布

図 4.1 より、O₃ は産業と家庭のそれぞれの部門からの感度が 全領域において年平均で約 0.2 以下と低い。図 4.2 より、SO₂ は産業からの排出の感度が陸地近辺で約 0.4 以上と全体として

アジア地域の首都での時間分布





PM_{2.5}による産業と民生部門からの排出の感度の月平均値を 図44に示した。



図 4.4 東アジア地域の首都における産業部門・民生部門からの PM_{2.5} への感度の月平均値

Tokyo、Jakarta では冬場 (1 月から3 月と11 月、12 月) に家庭 部門からの PM_{2.5} の寄与が支配的となった。Beijing と Manila では年間を通して産業部門からの PM_{2.5} の寄与が家庭部門から の寄与よりも高くなった。これらの国は発展途上国であり環境 に配慮した産業が十分に発展しておらず、そのため産業からの 排出が大きくなっていると考えられる。

4.2 健康影響の評価

山本¹⁷⁾が使用した手法を用いて大気汚染による死者数を推 定した。

(1) 健康影響の評価方法

山本¹⁷⁾は Chen *et al.*²⁾の研究から以下の式 (4.2) から式 (4.4) の式を健康影響の評価式として使用した。

$$\Delta RR = \exp\left(\beta \times \Delta C\right) \tag{4.2}$$

$$\Delta AP_k = (\Delta RR - 1) \div \Delta RR \tag{4.3}$$

$$E = \Delta AP \times f \times P \tag{4}$$

表 4.3 健康影響の評価式に登場する変数

変数	説明
ΔRR	相対リスクの変化
β	大気汚染の変化 µg/m ³ あたりの健康影響の変化率
ΔC	大気汚染濃度の変化
ΔAP_k	健康エンドポイント k の発症率変化
Ε	大気汚染に起因する死亡数
f	全死因の死亡率
Р	暴露人口

βの値は表 4.4 に示した Chen *et al.*²⁾の研究の値を使用した。 表 4.4 計算で使用した βの値

١.		
	Pollutant	$\beta \ [\% \text{ per } \mu g/m^3]$
	PM ₁₀	0.0859
	O ₃	0.0965

死亡率f は World Development Indicators,October 2013¹⁶⁾の 値を使用した。人口は Landscan2008¹⁾により 0.5° メッシュの 格子に人口を割り当てた。

大気汚染濃度には3節で行った SAPRC-99 MEGAN あり MOZART ありの CMAQ の計算ケースの計算結果を使用した。 大気汚染の変化 ΔC は $\Delta C = C - C_0$ で求められるが今回の計算 では $C_0 = 0$ とした。健康エンドポイント k としては死亡のみを 対象とした。

(2) 健康影響の評価結果

2012 年の月ごとの健康影響の推定結果を図 4.5 に示し、2012 年の年間総死者数を表 4.5 に示した。



図 4.5 東アジアの 5 か国と計算領域全体の PM_{2.5} による 2012 年 の月別死亡者数

表 4.5 2012 年の PM _{2.5} による地域ごとの総死亡者数						
対象地域	中国	インドネシア	インド	日本	韓国	全計算領域
死者数 [人]	473 000	15 900	175 000	8 4 9 0	9 790	769 000

推 図 4.5 では、日本、中国、韓国、インド、インドネシアの5か 国の死者数を棒グラフで、計算対象全領域における死者数を折 れ線グラフで示している。図 4.5 では、1 月から3 月と10 月か ら 12 月の秋と冬において死者数が増えている。また、5 月から 7 月の夏には死者数が少なくなっている。内訳を見ると秋と冬 には 5 か国以外の死者数が増えているが、夏にはそうではなく なっている。これは、5 か国以外の途上国においては、秋と冬に
2) おいて暖房のため燃料を燃焼し、それに付随して大気汚染濃度 が高まったためではないかと考えられる。そのため、夏には 5 か国以外の死者数が減っているのだと考えられる。

表 4.5 より計算対象とした東アジア全域において、大気汚染 により年間に 769 000 人の死者が発生していることが推定され、 この内半分以上の473000人が中国における死亡者となった。

5 結論

PM_{2.5} 濃度は植生排出を考慮することで観測の夏場のピーク を追随した。しかし、MEGAN の植生排出を組み込むと O₃ の濃 度を過大評価する結果となった。感度解析を行った結果、Tokyo と Jakarta では冬場において家庭部門からの PM_{2.5} の寄与が支配 的となる結果が出た。

副次的効果の検討として大気汚染による死者数を推定した。 東アジア合計で2012年の年間で769000人の死者が発生してお り、この内の半分以上が中国での死亡者であることが示された。

参考文献

- Bright, E. A., P. R. Coleman, A. L. King, A. N. Rose, and M. L. Urban (2009): LandScan 2008.
- [2] Chen, Y.-L., Y.-H. Shih, C.-H. Tseng, S.-Y. Kang, and H.-C. Wang (2012): Economic and health benefits of the coreduction of air pollutants and greenhouse gases, *Mitigation* and Adaptation Strategies for Global Change, **18** (8), 1125-1139. http://dx.doi.org/10.1007/s11027-012-9413-3.
- [3] Emmons, L. K., S. Walters, P. G. Hess, J.-F. Lamarque, G. G. Pfister, D. Fillmore, C. Granier, A. Guenther, D. Kinnison, T. Laepple, J. Orlando, X. Tie, G. Tyndall, C. Wiedinmyer, S. L. Baughcum, and S. Kloster (2010): Description and evaluation of the Model for Ozone and Related chemical Tracers, version 4 (MOZART-4), *Geoscientific Model Development*, **3** (1), 43–67. http://www.geosci-model-dev.net/ 3/43/2010/gmd-3-43-2010.pdf.
- [4] Guenther, A., T. Karl, P. Harley, C. Wiedinmyer, P. I. Palmer, , and C. Geron (2006): Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature), *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6, 3181-3210. http://hal.archives-ouvertes.fr/ docs/00/29/59/95/PDF/acp-6-3181-2006.pdf.
- [5] Hansen, M. C., R. S. DeFries, J. R. G. Townshend, M. Carroll, C. Dimiceli, and R. A. Sohlberg (2003): Global Percent Tree Cover at a Spatial Resolution of 500 Meters: First Results of the MODIS Vegetation Continuous Fields Algorithm, *Earth Interact.*, **7** (10), 1–15. http://dx.doi.org/10. 1175/1087-3562(2003)007<0001:GPTCAA>2.0.CO;2.
- [6] Intergovernmental Panel on Climate Change (2007): Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007.
- [7] Kinnee, E., C. Geron, and T. Pierce (1997): UNITED STATES LAND USE INVENTORY FOR ESTIMATING BIOGENIC OZONE PRECURSOR EMISSIONS, *Ecological Applications*, 7 (1), 46–58.
- [8] 気象庁 (2013): 気象庁 | 過去の気象データ・ダウンロード. http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php.
- [9] National Centers for Environmental Prediction, National Weather Service, NOAA, U.S. Department of Commerce (2000): NCEP FNL Operational Model Global Tropospheric Analyses, continuing from July 1999. http://rda.ucar.edu/ datasets/ds083.2.

- [10] Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. N. Powell, E. C. Underwood, J. A. D'amico, I. Itoua, H. E. Strand, J. C. Morrison, C. J. Loucks, T. F. Allnutt, T. H. Ricketts, Y. Kura, J. F. Lamoreux, W. W. Wettengel, P. Hedao, and K. R. Kassem (2001): Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth, *BioScience*, **51** (11), 933–938. http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2.
- [11] Streets, D. G., 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, and K. F. Yarber (2003): An inventory of gaseous and primary aerosol emissions in Asia in the year 2000, *Journal of Geophysical Research*, **108**. http://dx.doi.org/10.1029/2002JD003093.
- [12] The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007): Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007,, The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ ar4/wg3/en/contents.html.
- [13] Wessel, P. and W. H. F. Smith (1996): A global, selfconsistent, hierarchical, high-resolution shoreline database, *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, **101** (B4), 8741–8743. http://www.soest.hawaii.edu/pwessel/gshhg/.
- [14] Woo, J.-H., K.-C. Choi, H. K. Kim, B. H. Baek, M. Jang, J.-H. Eum, C. H. Song, Y.-I. Ma, Y. Sunwoo, L.-S. Chang, and S. H. Yoo (2012): Development of an anthropogenic emissions processing system for Asia using SMOKE, *Atmospheric Environment*, **58**, 5-13. http://www.sciencedirect. com/science/article/pii/S1352231011011216.
- [15] World Bank (2007): COST OF POLLUTION IN CHINA ECONOMIC ESTIMATES OF PHYSICAL DAM-AGES,, World Bank. http://siteresources.worldbank.org/ INTEAPREGTOPENVIRONMENT/Resources/China_ Cost_of_Pollution.pdf.
- [16] World Bank (2013): World Development Indicators. http://data.worldbank.org/data-catalog/world-developmentindicators.
- [17] 山本恭佑 (2014): アジア地域の PM2.5 による健康影響の 定量化,京都大学工学部地球工学科環境コース.卒業論文.
- [18] Zhang, P., B. Anderson, M. Barlow, B. Tan, and R. B. Myneni (2004): Climate-related vegetation characteristics derived from Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) leaf area index and normalized difference vegetation index, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **109** (D20), n/a–n/a. http://dx.doi.org/10.1029/ 2004JD004720.
- [19] Zhang, Q., 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, and Z. L. Yao (2009): Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9 (14), 5131– 5153. http://www.atmos-chem-phys.net/9/5131/2009/.

指導教員: 松岡 譲教授、倉田 学児准教授、河瀬 玲奈助教授