

東南アジアにおける石炭火力発電所からの排出増加による疾病負担

(日本語仮訳)

Burden of Disease from Rising Coal-Fired Power Plant Emissions in Southeast Asia

Environ. Sci. Technol., 2017, 51 (3), pp 1467–1476

Publication Date (Web): January 12, 2017 (Article)

DOI: 10.1021/acs.est.6b03731

Shannon N. Koplitz*,¹, Daniel J. Jacob², Melissa P. Sulprizio², Lauri Myllyvirta³, and Colleen Reid⁴

1 ハーバード大学地球惑星科学部、米国マサチューセッツ州ケンブリッジ

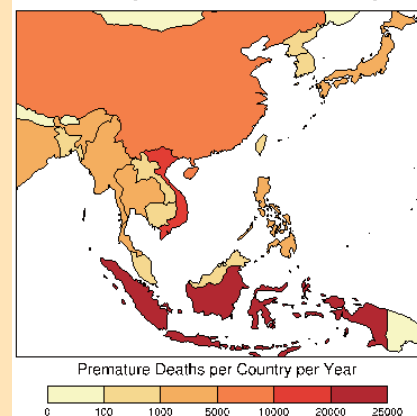
2 ハーバード大学ポールソン校応用化学大学院、米国マサチューセッツ州ケンブリッジ

3 グリーンピース・インターナショナル、オランダ、アムステルダム

4 コロラド大学地理学部、米国コロラド州ボルダー校

要約：東南アジアは、人口密度が非常に高く、急速に経済開発が進んでいる。現在、電力需要の伸びのほとんどが、石炭で賄われることになると予測されている。東南アジアで現在計画中あるいは建設中の石炭火力発電所を詳細に分析したところ、現状維持 (BAU) シナリオの場合、2030 年までに同地域における石炭火力による二酸化硫黄 (SO₂) 排出量が年間 2.6Tg、窒素酸化物 (NO_x) 排出量が年間 2.6Tg へと、3 倍に増えると予測された。増加が最も顕著なのはインドネシアとベトナムである。全球化学輸送モデル (GEOS-Chem) によるシミュレーションの結果、地表の大気汚染が大幅に増すことが示されている。ベトナム北部では微小粒子状物質 (PM_{2.5}) の年平均濃度が 11µg / m³ 増加し、インドネシアではオゾン濃度 1 時間値の季節最高値が 15ppb 増加する。東南アジアの石炭火力からの排出物質に起因する年間超過死亡数は、現在 19,880 (11,400 ~ 28,400) 人と推定され、これが 2030 年には 69,660 (40,080 ~ 126,710) 人に増えると推定される。この 2030 年の超過死亡のうち 9,000 人が中国で発生する。中国の石炭火力からの排出が今後数十年間で減少していく中、東南アジアの石炭火力からの排出増加による越境汚染の影響は、大きな問題となるかもしれない。

Annual Mortality from Southeast Asian Coal by 2030



1. 序論

米国および欧州における石炭火力からの大気汚染物質の排出は、公衆衛生上の懸念のほか、今や気候変化に対する懸念が高まっていることから、この 20 年間減少してきた。これとは対照的にアジアのほとんどでは、石炭火力からの排出が急増してきた^{1,2}。中国とインドでの石炭使用がもたらす大気環境への影響は、これまでかなりの注目を集めてきた^{3,6}。それに比べてインドネシアやベトナム、タイおよび近隣諸国など、東南アジアにおける石炭使用の増加に対する注目度ははるかに低かった。東南アジアは、世界で最も急速に開発が進んでいる地域の一つである。2035 年の電力需要は、2011 年の水準より 83% 増加すると予測され、これは世界平均の 2 倍を超える⁷。こうした経済開発に伴い、人口も増加している。インドネシアだけでも、2010 年から 2035 年までに 6700 万人 (28%) の人口増加が予測される⁸。農村地域から都市部への人口流入、すなわち「都市化」も、汚染地域の人口密度を高め、発電所から送配電網で送られてくる電力への需要を高める。東南アジアの都市化率は世界で最も高い部類に入り、2030 年までに著しく増加すると予測される⁹。このようなエネルギー需要の高まりは現在、低コストで国内に豊富に存在する石炭で賄われると予測されている¹⁰。本論文では、このような変化が公衆衛生に深刻な悪影響が及ぼされるであろうことを示す。

石炭を燃焼すると、二酸化硫黄 (SO₂) と窒素酸化物 (NO_x) が排出され、微小粒子状物質 (PM_{2.5}、粒径 2.5µm 以下の微粒子) およびオゾンの生成につながる。PM_{2.5} は、呼吸器疾患や心臓血管疾患による早期死亡リスクを高める。PM_{2.5} は、世界中で人々の健康に最も有害な大気汚染物質なのである¹¹。地表オゾンも、公衆衛生と生態系にとって大きな懸念となっている^{12,13}。SO₂ および NO_x の排出量は、燃焼する石炭の品質や、使用するボイラーの種類、設置される排出抑制装置によって、石炭火力発電所ごとに大きく変わり得る^{14,15}。

本論文では、中国とインドを除く他の東南アジアおよび東アジア諸国における、2011 年および 2030 年 (予測値) の石炭使用に起因する大気汚染による疾病負担 (健康被害) を推定する。本論文における 2030 年の予測は、現時点で建設中あるいは計画段階にあるすべての石炭火力発電所が含まれる「石炭将来拡大」シナリオである。PM_{2.5} およびオゾンの濃度は、GEOS-Chem 全球 3-D 化学輸送モデルの高解像度版を用いて計算され、これによる早期死亡者数は、健康影響評価に関する代表的な手法を用いて推定された。

2. 方法

GEOS-Chem シミュレーション 本論文では、NASA 全球モデリング・アシミレーション室 (GMAO) のゴダー

表 1 石炭火力発電所からの国別排出量 (Tg a⁻¹) a

国名	発電所数		SO ₂ 排出量		NO _x 排出量		PM _{2.5} 排出量	
	2011年	2030年	2011年	2030年	2011年	2030年	2011年	2030年
カンボジア	1	6	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
インドネシア	147	323	0.29	0.90	0.29	0.88	0.03	0.05
日本	160	172	0.10	0.12	0.10	0.12	< 0.01	< 0.01
ラオス	0	3	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
マレーシア	18	26	0.05	0.07	0.07	0.11	< 0.01	< 0.01
ミャンマー	3	16	0.01	0.30	< 0.01	0.18	< 0.01	0.01
フィリピン	30	77	0.07	0.19	0.08	0.25	< 0.01	0.01
韓国	97	123	0.06	0.10	0.08	0.12	< 0.01	< 0.01
台湾	71	81	0.03	0.04	0.05	0.06	< 0.01	< 0.01
タイ	37	48	0.14	0.20	0.11	0.15	0.01	0.01
ベトナム	38	133	0.09	0.63	0.08	0.69	0.01	0.07
合計	602	1008	0.84	2.60	0.86	2.63	0.06	0.16

a 2011年の年間排出量および2030年の予測。各発電所の位置および排出量については補足情報を参照のこと。2030年の予測は、現在計画中あるいは建設中のすべての発電所を含めた現状維持 (BAU) の石炭将来拡大シナリオであり、排出制御は現在の国内基準や慣行に基づいている。詳細は本文を参照のこと。

ド地球観測システムモデル (GEOS-5) による 2011 年の同化気象データを用いた、エアロゾル-オキシダント化学物質輸送モデル GEOS-Chem (v9-02) (<http://geos-chem.org>) のシミュレーション^{16,17} 結果を用いる。後述する石炭火力発電所からの大気汚染物質排出量の最新データと整合性をとるために、2011 年の気象データを用いる。GEOS-5 データは、水平格子の解像度が 0.5 度×0.666 度、鉛直方向には 72 層 (14 層までは高度 2km より低空) である。GEOS-Chem によるシミュレーションは、東アジアおよび隣接海域 (南緯 11 度～北緯 55 度、東経 70～150 度) ではこの水平解像度で行われ^{18,19}、その際、水平解像度 2 度×2.5 度の全球シミュレーションから動的境界条件が与えられるという、入れ子 (ネスト) 構造になっている。この東アジアがネストされた GEOS-Chem によるシミュレーション結果は、中国のエアロゾル¹⁹⁻²³ およびオゾン²⁴⁻²⁷ の観測値により広範囲に評価が行われてきた。同様の評価は、東南アジアでも行われてきたものの^{28,29}、この地域では観測が限られていた。

SO₂ および NO_x の地球規模の人為的排出量は、「地球規模大気研究のための排出量データベース (EDGAR: Emissions Database for Global Atmospheric Research)」v4.2 から、本分析の実施時に手に入る最も直近の 2008 年のデータを使用する (<http://edgar.jrc.ec.europa.eu>)。ただし、中国とインド以外の東アジア諸国における石炭火力からの大気汚染物質排出量は、後述の通り、我々が独自で推計した排出量データで置き換えて使用した。

本研究では、2011 年の気象データを用いた 1 年間のモデル計算を異なる 3 つのシナリオに関して行った。それらは、中国とインド以外の東アジアにおける石炭火力からの排出量だけが異なっており、それぞれ、(1) 2011 年の排出量、(2) 石炭将来拡大シナリオにおける 2030 年の予測排出量、(3) 石炭火力からの排出量ゼロ、の 3 シナリオである。EDGAR では発電にともなう総排出量はわかるものの、燃料の種類別の内訳は分からない。そこで、水平解像度 1 度×1 度の解像度で解析した EDGAR の値から、我々が推計した 2011 年の石炭火力排出量の値を差し引くことで、石炭関連からの排出量を抜き出し、シナリオ (3) とする。この石炭関連を差し引いた石炭以外からの排出量値が負の値になる (つまり、我々の 2011 年

の排出量はそのグリッドでの EDGAR 値を超える) 場合、そのグリッドでの同排出量値をゼロに設定する。その上で、我々の 2011 年の排出量あるいは 2030 年の予測排出量を加え、シナリオ (1) と (2) を算出する。その後、石炭火力からの排出による PM_{2.5} とオゾンによる大気汚染の変化をシナリオ毎に算出する。2011 年用にはシナリオ (1) と (3) の差異、2030 年用には (2) と (3) の差異とする。表 1 に掲げるすべての国の合計、および個々の国毎に、シナリオ (1) と (2) のシミュレーションを行う (各国の排出量ゼロに設定する)。本分析は主にすべての国をまとめた合計に焦点を当てるが、各国の結果 (「国別シミュレーション」と呼ぶ。補足情報図 S1 と S2 を参照) を国内起源の汚染と越境汚染の影響を分けるのに使用する。各シミュレーションでは、2011 年 1 月に先立つ 4 カ月間の初期化計算を行った。

石炭火力からの国別排出量 中国とインド以外の東アジアにおける、2011 年の石炭火力からの SO₂、NO_x、PM_{2.5} (一次) の排出量について発電所個別に評価した新たな排出量データを、GEOS-Chem シミュレーションに組み込んだ。ここに含まれる国は、カンボジア、インドネシア、日本、ラオス、マレーシア、ミャンマー、フィリピン、韓国、台湾、タイ、ベトナムである (表 1)。発電所の位置と設備容量の情報は、「プラッツ電力データ研究所 (UDI: Platts Utility Data Institute)」の「世界発電所データベース (WEPP: World Electric Power Plant Database)」に基づいている³⁰。発電所の位置を補足情報図 S3 に示すとともに、発電所別の推定排出量およびパラメータ値を補足情報に記す。各発電所の汚染物質の排出量推定で用いた手法は、以下の通りである。

石炭火力発電所からの排出量は、次の条件によって発電所ごとに大きな幅がある。(1) 燃焼する石炭の品質 (褐炭、亜歴青炭、歴青炭、無煙炭)、(2) 石炭の硫黄含有量、(3) 石炭の燃焼に使用するボイラーの種類、(4) 排出抑制技術、(5) 発電設備容量、設備利用率 (最大電気出力に対する平均発電量の割合)、熱効率 (消費する石炭のエンタルピー 1 単位当たりの電気出力) で定義される発電所の運用プロファイル、である。要因 (1)～(4) で、特定の発電所における排出濃度 (単位は mg Nm⁻³ 《この「N」は、

1 気圧、過剰酸素濃度 6%、25°C で乾燥状態に標準化することを意味する)) が決まる。そして要因 (5) で、発電所 i における燃料消費量 H [GJ a⁻¹] が決まる。

$$H_i = \frac{\lambda_i \gamma_i}{\eta_i} \quad (1)$$

ただし、 λ [GJ a⁻¹] は設備容量、 γ は設備利用率、 η は熱効率を表す。燃料消費量に、汚染物質 j の排出濃度 (Ω)、および消費した燃料から生じる燃焼排ガスの容積 σ [Nm³ GJ⁻¹] を掛け合わせると、発電所 i における汚染物質 j の年間推定排出量 $E_{i,j}$ [Tg a⁻¹] が算出される。

$$E_{i,j} = H_i \sigma_i \Omega_{i,j} \quad (2)$$

ほとんどの既設発電所の η および γ の運用データは、「行動のための炭素モニタリングデータベース (CARMA: Carbon Monitoring for Action Database³¹)」 (<http://www.carma.org>) から得た。CARMA の対象となっていない個別の発電所については、発電所の規模と蒸気条件に関して得られる情報³²を、国の平均値に適用した (補足情報を参照)。国際エネルギー機関 (IEA: International Energy Agency) による国別の電力部門における石炭総消費量の 2011 年統計値に合致するように、国の燃料消費量をまとめた合計値に一定率を掛け合わせて調整した。その上で、IEA との比較から導き出されたこれらの国別スケール因子を用いて、各発電所の燃料消費量の値を算出した。欧州環境庁 (EEA) のデータを基に、ハードコール (無煙炭、瀝青炭、亜歴青炭) は 337.1 Nm³ GJ⁻¹、褐炭は 360.6 Nm³ GJ⁻¹ という燃焼排ガス容積の推定値を使用した³³。石炭の種類が報告されていない場合は、硬炭の燃焼排ガス容積量を用いた。

式 (2) に用いた排煙濃度 (Ω) は、次の 3 つの方法で取得した。データとして好ましい順に、a) その発電所について報告されている排煙濃度、b) 企業の社会的責任 (CSR) 報告書に掲載されている企業内平均、c) 発電所の設備容量および操業開始年に基づく国の排出基準、である。参考文献を補足情報に示す。

汚染物質の煙突排出濃度の規制がない国々 (ミャンマーはすべての汚染物質、台湾は SO₂ および NO_x に対す

る規制がない) に対しては、式 (1) と (2) を使うのではなく、国の石炭火力発電 1TJ (テラ・ジュール) 当たりの平均排出率を、「アジア地域排出インベントリ (REAS: Regional Emission inventory in Asia) (v2.1³⁴)」から導き出した。その上で、この排出率を、IEA による 2011 年のその国全体の石炭火力の推定発電量と組み合わせて、2011 年のその国の総排出量を推定した。その後、導き出された国の総排出量を、設備容量に基づいて各発電所に割り当てた。

発電所からの粒子状物質 (PM) の一次粒子排出量は、PM 総量として報告されることが多い。PM_{2.5} に限定して推定値を得るために、発電所別の排出制御技術の情報が入手できる場合は、さまざまな制御技術に対する米国環境保護庁 (EPA: Environmental Protection Agency) の排出要素 AP-42 データベース³⁵の PM 粒度分布を使用して PM_{2.5} の割合を推定した。発電所の情報が入手できない場合、何らかの煙突排出規制を有する国では、一次微粒子の集塵率が 99% である電気集塵装置 (ESP) をすべての発電所で使用していると仮定した。PM 排出量が規制されていない、あるいは 500mg Nm⁻³ を上回る (いかなる排出制御も行われていないことを意味する) 場合は、非制御燃焼に関する AP-42 の粒度分布を適用した。

将来における石炭火力発電所からの排出 我々の 2030 年の排出量予測には、2011 年の推定量とともに、CoalSwarm データベース³⁶による包括的な新規発電所計画地図に基づき、現在建設中あるいは計画中のリストに入っている発電所からの予測排出量も含まれる (全リストおよび関連する参考文献については補足情報を参照)。将来予測には、2011 年に稼働中の発電所も含める。なぜなら、石炭火力発電所の平均稼働年数は 30 ~ 40 年であり³⁷、現在の発電所はほとんどが 1990 年以降に建設されたものだからである。

新規発電所は、現在の国の新設発電所向け排出基準を満たしており (排出量に関してもっと具体的な情報が入手できない場合であっても)、設備利用率 80% で稼働し、この地域で最近稼働しているユニットについて CARMA から入手できるデータと一致すると仮定した。既設発電所からの 2011 年の排出量が国の基準値を下回っている

図 1 石炭発電所からの SO₂ 排出量

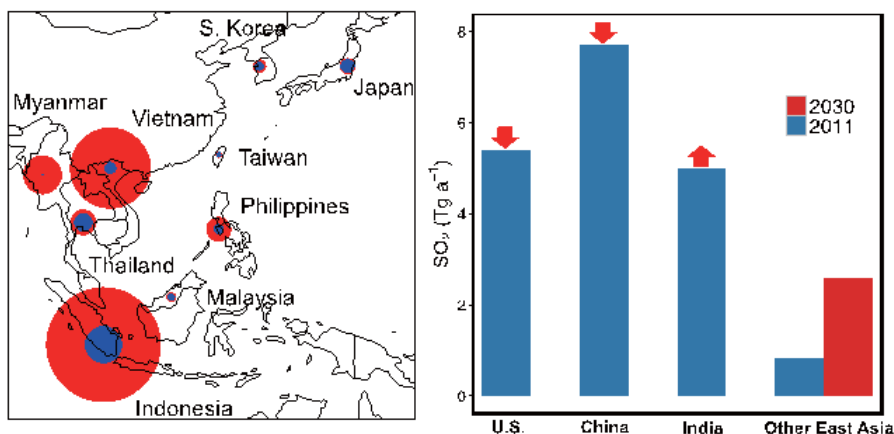


図 1 調査対象の国々 (表 1 を参照) における 2011 年および 2030 年の石炭火力からの SO₂ 排出量。左図は、2011 年および 2030 年の国別の排出量を表し、円の面積が排出量に比例している (発電所の位置は補足情報 図 S3 を参照)。右図は、2011 年と 2030 年における調査対象の国の総排出量 (「他の東アジア」) を、米国⁴¹、中国³⁸、インド³⁹ の 2010 年の推定値と比較したものである。赤い矢印は、中国、インド、米国の将来の動向予測を表す。

国では、新規発電所も同じ割合で基準値を下回ると仮定する。さらに、排出抑制システムに関する情報が計画中あるいは建設中の発電所において報告されている場合、排出制御における標準性能（燃料消費量1単位当たりの排出量）はその排出制御システムの技術に関するEPAのAP-42データベース³⁵の値に基づくとして仮定する。このような排出制御システムの構成要素としては、低NO_xボイラー、排煙脱硫（FGD）、選択的接触還元（SCR）システム、バグハウスなどがある（全リストは補足情報を参照）。微粒子制御技術に関する情報が入手できない新規発電所もすべて、ESP（前述の通り）を設置すると仮定する。

インドネシアやミャンマーなど新設発電所の排出基準が緩い国で、最低限の排出制御と仮定したとしても、新設発電所からの推定排出量が控え目に見積もられる恐れがあり、その結果これらの国における将来の石炭による大気汚染と健康影響が過小評価される可能性がある。一方で、我々の2030年推定値は、排出制御技術の限度や種類に関して将来起こり得る改善を考慮に入れない「現状維持（BAU）」シナリオを表している。

各国の2011年と2030年の石炭火力発電所からのSO₂、NO_x、PM_{2.5}排出量を表1に掲げる。また、各国の2011年と2030年のSO₂排出量を図1に示す。表1に掲げる国々の2011年の石炭火力からのSO₂排出量の合計が年間0.84Tgであるのに対し、中国³⁸は年間7.7Tg、インド³⁹は最大年間5Tgである。表1に掲げる国々のNO_x排出量の合計は年間0.86Tgであるのに対し、中国³⁸は年間8.3Tg、インド⁴⁰は最大年間2Tgである。2011年に中国とインドを除く東アジアで最大の排出源はインドネシアである。

我々の予測は、表1の国々におけるSO₂とNO_xの総排出量が2030年には3倍に増え、SO₂もNO_xもそれぞれ年間2.6Tgになることを示している。この増加の大部分を占めるのが東南アジアで、インドネシアとベトナムを合わせるとこの増加分全体の67%を占める。インドネシアは2030年までに石炭火力発電所176カ所の新設を計画しており、そのうち75カ所が既に建設中で、この国の排出基準は比較的緩い（補足情報を参照）。ミャンマーは、今日は排出量がほぼゼロに近いのに、2030年までに最大の増加率を示し、3番目に大きな排出国となる。

表1によれば、日本は2011年から2030年までに排出がほとんど増えないとされている。しかし日本では、我々の排出量の計算が完了して以降、石炭火力発電容量16GWの追加が提案されている（気候ネットワークhttp://sekitan.jp/plant-map/en/v2/table_en）。これは、本分析で日本について仮定した新設容量6.2GWの2倍以上に相当する。この新たに発表された設備容量により、2030年には本分析に示したよりも排出量が増えることになりそうである。既設に目を転じれば、日本で現在稼働中の発電所は、調査対象の他の国々に比べて相当古い。日本で2015年末に稼働している発電所のうち26%が、2030年までに稼働年数40年を超えることになる（これに対して当該地域の平均は8%）⁴²。従って、日本の設備容量のうち最大11GWが2030年までに閉鎖されている可能性がある。

中国とインドにおける将来の石炭火力からの排出については、2030年までの予測がさまざまに出されている^{43,44}。

一般に合意されているのは、インドの排出が増加する一方で、中国の排出は減少するであろうということであり、後者の理由は排出抑制にある^{38,43}。米国もEUも、2030年には排出量が最大70%減少すると予測されている^{45,46}。このような減少は近年の規制がきちんと遵守されるという仮定に基づいており、石炭火力からの総排出量は米国でSO₂とNO_xがそれぞれ最大年間1.5Tg、欧州でSO₂とNO_xがそれぞれ最大年間1Tgになるとされる。この予測に基づく、本分析結果は、2030年に東南アジアにおける石炭火力からの大気汚染物質の排出量が、米国と欧州の排出量の合計を超えている可能性があることを示している。

健康影響評価 Anenbergら¹³が概説している（最近ではFangら⁴⁷およびSilvaら⁴⁸も採用した）手法に従い、石炭関連のPM_{2.5}およびオゾン汚染による成人（30歳以上）の早期死亡の推定を行う。このために、「国際地球科学情報ネットワークセンター（CIESIN: Center for International Earth Science Information Network）」（<http://beta.sedac.ciesin.columbia.edu/data/collection/gpw-v4>）の2010年の人口分布を使用し、国連の「世界人口推計2015年改訂版」（<http://esa.un.org/unpd/wpp/>）における2011年の各国の総人口に合致するように一定率を掛け合わせる。調整後のCIESIN人口データを、水平解像度0.5度×0.5度からGEOS-Chemの水平解像度0.5度×0.666度に変換する。2011年の石炭関連の大気汚染は、表1に掲げる国々の2011年の排出量を与えたGEOS-Chemのシミュレーションと、同じ国々で石炭火力からの排出をゼロにしたシミュレーションとの差異として算出する。

特定の危険因子（今回の場合は石炭関連のPM_{2.5}およびオゾン）に起因する早期死亡は、ベースライン死亡率（当該危険因子がない場合に見られる死亡率で、千人当たりの年間死亡数で示される）を超えて発生する死亡の事である。死亡率は、すべての死因（「全死因」）または個別の原因（「死因別」）について算出することができる。本研究では死因別死亡率を使用する。その方が、米国⁴⁷で行われたコホート研究（疫学的調査）に基づいた濃度応答係数（後述）を適用する際に、誤差が小さくなると考えられるからである。PM_{2.5}汚染による早期死亡の個別の死因としては、脳卒中、虚血性心疾患（IHD）、その他の心臓血管疾患、肺・咽喉がん、慢性閉塞性肺疾患（COPD）、下気道感染症（LRI）、その他の呼吸器疾患を含める。オゾン関連では、呼吸器疾患による死亡のみを含める。2011年の死亡率の計算では、世界保健機関（WHO: World Health Organization）⁴⁹（http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/en/）による2012年の各国の死因別ベースライン死亡率を使用する。2030年の健康影響を計算するための死亡率は、次の「将来の健康影響予測」セクションで述べる。

汚染物質濃度の変化と早期死亡との関係性を示すには、長期にわたるコホート研究から実証的に導き出される濃度応答係数（CRF）が必要である。年平均PM_{2.5}濃度は、PM_{2.5}への慢性暴露による健康影響を評価する際の標準的な測定基準である^{50,51}。オゾンについては、オゾン暴露が最大となる季節の6カ月間における、オゾン濃度1時間値の日最高値を期間平均した値を使用する⁵²。

各国の石炭汚染による疾病負担を定量化するため、まず、CIESIN の人口分布に、GEOS-Chem によって計算された PM_{2.5} 年平均値あるいは日最高オゾン 1 時間値季節平均値の石炭火力による年増加量を掛け合わせて、各国の総人口で割ることにより、人口によって重み付けした (人口加重) 暴露濃度を算出する。その上で、各国の死因別死亡率を用い、Anenberg ら¹³ が使用したのと同じ CRF 関数の形を仮定し、各国 k における各死因 α について石炭汚染に起因する年間早期死亡数 ΔM [人/年] の変化を算出する。

$$\Delta M_{\alpha,k} = y_{0\alpha,k} (1 - \exp^{-\beta \Delta x}) P_k \quad (3)$$

ただし、 y_0 はその国の死因別ベースライン死亡率 [年率 %]、 Δx は $\mu\text{g m}^{-3}$ (PM_{2.5} の場合) または ppb (オゾンの場合) で表す汚染物質の人口加重暴露濃度の変化、 β は各汚染物質の変化 1 単位と早期死亡の変化予測とを関連付ける死因別の CRF (アメリカがん協会《ACS: American Cancer Society》コホート研究^{50,52} から導き出された、各死因で使用した β 値については補足情報表 S1 を参照)、 P はその国の総人口を表す。疫学的データ (死亡率など) や 2030 年の人口予測データのほとんどが国レベルでしか入手できないため、早期死亡の推定はモデルのグリッド毎ではなく、国別に行う (「将来の健康影響予測」セクションを参照)。報告される不確実性の幅は、各 β 値の低位・中位・高位推定を使用して導き出す (補足情報表 S1)。また、死亡率と汚染物質濃度の関係性がその上下であり明確ではなくなる PM_{2.5} の高濃度閾値 (HCT) および低濃度閾値 (LCT) を設定した場合に対する、我々の計算結果の感度分析も行った。Anenberg ら¹³ に従って死亡率を推定するにあたり、国の PM_{2.5} の人口加重平均を算出する前に、GEOS-Chem のグリッドサイズで PM_{2.5} をシミュレーションした結果に HCT50 $\mu\text{g m}^{-3}$ 、LCT5.8 $\mu\text{g m}^{-3}$ の値を組み入れた。両方の閾値を総推定死亡率に入れ込むことによる複合効果は 7% 未満であった (参照なし)。オゾンの濃度閾値は設定しない。

将来の健康影響予測 将来の石炭汚染に起因する早期死亡者数の変化を推定するために、これまでに概説した手法に従うと同時に、人口の規模や地理的分布、疫学的プロファイルの 2011 年から 2030 年までの変化も考慮した。東南アジアの多くの国では全体的な人口成長のほかに急速な都市化が進んでおり、汚染地域の人口密度が高まっている。また、疾病のかかりやすさに影響する可能性がある年齢構成や生活スタイル (食生活、活動量、所得など) の変化も進んでおり、ベースライン死亡率の変化が起きている。死亡率推定にこれらの要素を加味する前に、まず GEOS-Chem による石炭汚染の増加量 (2030 年と 2011 年のシミュレーション値の差異) および 2011 年の人口の地理的分布から、2030 年の各国の人口加重汚染総量を算出する。これらの 2030 年の初期推定値は、以下「起点での暴露推定値」と呼ぶ。その上で、後述の将来の人口予測を使用してこれを修正し、人口成長、都市化、ベースラインの健康状態の変化が 2030 年の汚染への暴露とそれに関連した死亡率に及ぼす追加的な影響を反映させる。

2030 年までの人口数の変化については、世界銀行

(<http://data.worldbank.org/data-catalog/population-projection-tables>) による 2030 年の国レベルの人口成長予測を使用する。国の人口成長が将来の石炭汚染への暴露に及ぼす影響を加味するため、各国の最初の暴露推定値に 2030 年の総人口の予測値を掛け合わせる。

都市化の影響を説明するために、世界銀行による 2030 年に都市部に住む人口の割合の予測 (<http://databank.worldbank.org/data/> 「保健栄養人口統計：人口の推計と予測」データベース) を算入する。この予測は国レベルでしか示されていない。Brauer ら⁵³ に従い、CIESIN GPWv4 データで人口密度が 600 人 /km² を超えるグリッドを、2011 年の都市部のグリッドと定義する。その上で、世界銀行の予測を使用して、各国の都市部対農村部の割合に一定率を掛け合わせ、2030 年の水準を推定する。

2030 年の健康状態を示す特徴が変化することで死因別ベースライン死亡率に予測される変化を推定するため、「世界の疾病負担研究 (GBD: Global Burden of Disease)」の 2030 年の (「悲観的」でも「楽観的」でもない) 中位の全死亡率予測を、2013 年の「世界保健推計」(http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/projections/en/) で更新して使用した⁵⁴。GBD の 2030 年予測は、国別ではなく、さまざまなグループ分けで行われている。ここでは、世界銀行の所得グループ (低所得、低中所得、高中所得、高所得) を使用する。各国は、一人当たり国民総所得 (GNI) に基づき、これらの所得グループのどれかに振り分けられている (<http://data.worldbank.org/news/new-country-classifications-2015>)。各国が当てはまる所得分類における GBD 死亡率予測の 2012 年から 2030 年までの相対的变化に基づいて、各国の 2012 年の死因別ベースライン死亡率 (前述の通り) に一定率を掛け合わせて、2030 年の各国の死因別ベースライン死亡率を推定する。

3. 結論と考察

図 2 は、表 1 の国における石炭火力からの排出に伴う 2011 年の地表 PM_{2.5} 年平均値およびオゾンの日最高 1 時間値の 6 カ月平均値の増加 (Δ) をまとめたものである (国別の PM_{2.5} およびオゾンの人口加重暴露濃度の変化は補足情報表 S2 に記載)。また、人口密度を掛け合わせて算出した暴露密度も提示し、当該地域全域の汚染暴露の空間分布を示した上で国別の健康影響評価を行った。国ごとの石炭火力からの排出による増加をまとめた同様の図は、(補足情報 図 S1 と図 S2) に掲載する。PM_{2.5} の計算では、湿度が低い状態を仮定しており水蒸気を多く含んでいないため、PM_{2.5} の推定質量は控えめになっている (例えば相対湿度を 35% と仮定すると、乾燥した状態より無機的な PM_{2.5} の質量が最大 33% 増加する)。PM_{2.5} の増加は主要な都市部に集中しており、ベトナム北部一帯では 3 $\mu\text{g m}^{-3}$ に達している。それに比べてオゾンの増加は分散しているが、やはり都市部で大きく、2 ~ 5ppb の増加を示している。このような都市部への影響は、暴露人口密度の図に明らかに現れており、東南アジアからの汚染物質の越境移動で中国東部に大きな影響を及ぼしていることも分かる。中国への影響については、後に詳述する。図に示すように、東南アジアの石炭火力発電所からの排出が、PM_{2.5} やオゾンに見られる同地域の大气環境に及ぼ

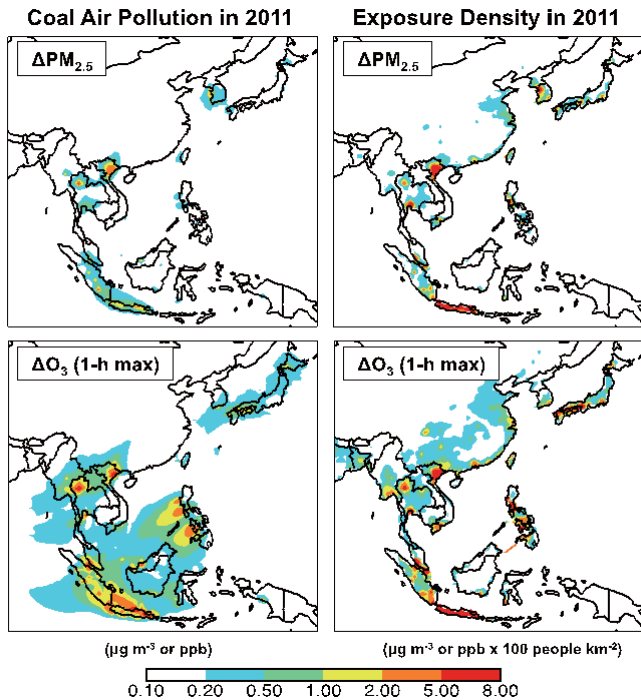


図2 2011年の石炭汚染による東南アジアの地表PM_{2.5} ($\mu\text{g m}^{-3}$) とオゾン (ppb) のシミュレーション上の増加 (Δ) とそれに対する暴露人口密度(濃度の増加に人口密度を掛け合わせたもの)。2011年の石炭汚染は、表1の国に対して2011年の排出で行うシミュレーションと石炭火力からの排出をゼロとして行うシミュレーションの差異から求めた(他国の排出は変化させていない)。PM_{2.5}の数値は年平均値、オゾンの数値は局地的に定められた高オゾン濃度となる6カ月間の日最高1時間値の平均値である。本文に記載するとおり、これらの測定基準を用いて早期死亡者数を算出した。

す影響が大きい一方で、東アジアおよび東南アジアにおけるPMとオゾンの総濃度は、森林火災やバイオ燃料など石炭火力以外の排出源の影響も強く受けている⁵⁵。本分析では、そのような他の排出源の調査を行っていないため、PMとオゾンの濃度の観測結果とモデル計算結果を直接比較することの有用性は、本稿でシミュレーションする石炭関連の汚染物質の変化の評価では限定的である。東南アジアの石炭火力発電所からの排出に伴うPMおよびオゾンの観測結果の変化を切り離せば参考にはなるが、当該地域における地表モニタリング地点の対象範囲が限られていることを考えると極めて困難でもある。

図3は、2030年の同様の結果をまとめたものである。ハノイではPM_{2.5}濃度は $11\mu\text{g m}^{-3}$ を超え、ジャカルタやスマトラ島南部の広い範囲で $5\mu\text{g m}^{-3}$ に達している。オゾン濃度は、インドネシアとベトナム北部で15ppbにまで達している。地域全体のPM_{2.5}の増加のうち、56%が硫酸塩によるもので、アンモニウム(18%)、硝酸塩(15%)、一次粒子(11%)と続いた。暴露濃度の観点からは、硫酸塩の影響度はやや低くなる一方(38%)、特にベトナムのハノイやホーチミン周辺、インドネシアのスマトラ島やジャワ島の大部分の地域に広がる人口過密地域近郊の耕作地から出る大量のアンモニアによって、硝酸塩の影響度が高くなっている(29%)。

図2と図3のPM_{2.5}およびオゾンの人口加重増加を式(3)と組み合わせると、石炭火力からの排出に起因する現在と将来の早期死亡者数を算出できる。表1の各国の石炭燃焼による2011年の早期死亡者数は19,880(11,400~28,400)人と推定される。括弧内の数字は、補足情

報表S1に記す β の高値と低値から導き出した推定値の不確実性の範囲を示している。このうち17,940人がPM_{2.5}、1,940人がオゾンによる死亡であった。比較のため、Burnettら⁵⁶から得た数値を用いた2011年の早期死亡者数の推定も行った(補足情報表S3)。本研究では、他の排出源や表1以外の国の2030年にかけての排出予測は行っておらず、Burnettら⁵⁶での濃度と死亡者数との関係性は、米国ガン教会(ACS)による疫学調査での濃度と死亡者数との関係性よりもベースライン汚染物質濃度への感度が高いため、このBurnettら⁵⁶の方法に従った2030年の結果の評価はしていない。図4は、国別および死因別の分析結果を表したものである(2030年の分析結果だが、2011年の割合もほぼ同じ)。大半の早期死亡は、虚血性心疾患(6,470人)と脳卒中(5,970人)に起因する。死亡数はインドネシアで最も多く(年間超過死亡7,480人)、ベトナムが続く(年間超過死亡4,250人)。中国は、インドネシア、ベトナムに次いで3番目で、年間超過死亡数は3,150人である。中国で推定される超過死亡はすべて越境汚染によるものである。

2030年までに、石炭汚染による当該地域の早期死亡者総数として我々が予測するところでは、PM_{2.5}により63,520人、オゾンにより6,140人の超過死亡が発生し、年間超過死亡数は合わせて69,660(40,080~126,710)人となる(図4を参照。上記推定値に対し、予測される人口増加、都市化、ベースライン健康状態の変化の相対的寄与については補足情報図S4を参照)。死亡者総数が最も多いのはやはりインドネシア(年間超過死亡24,400人)で、ベトナム(年間超過死亡19,220人)、中国(年間超過死亡8,870人)と続く。ミャンマーでは急激な排出増加が見込まれ(表1)、2030年にはそれを反映して死亡数が4番目に多くなり、年間超過死亡数は4,030人となる。

図4の右図は、国内および国外の石炭火力からの排出

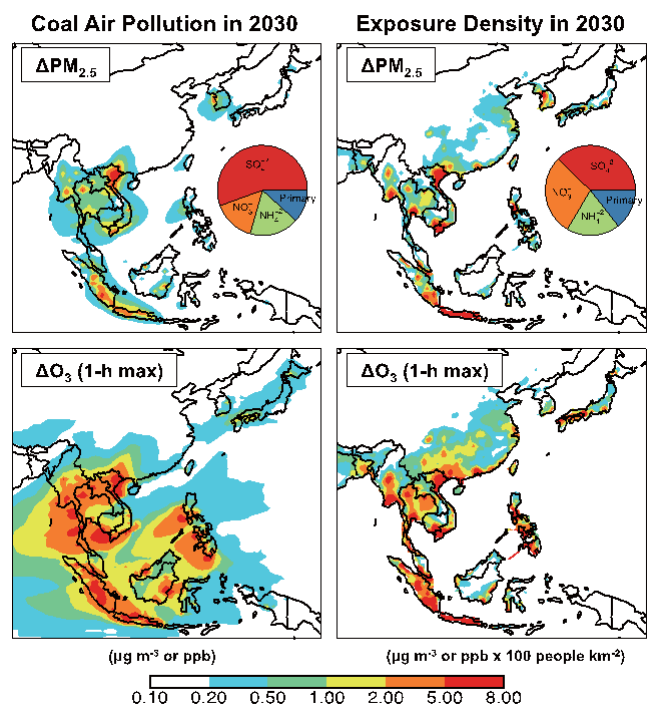


図3 図2と同じことを2030年で示す。図中の円グラフには、当該地域のPM_{2.5}石炭汚染に対する各種エアロソルの相対的寄与を示した。

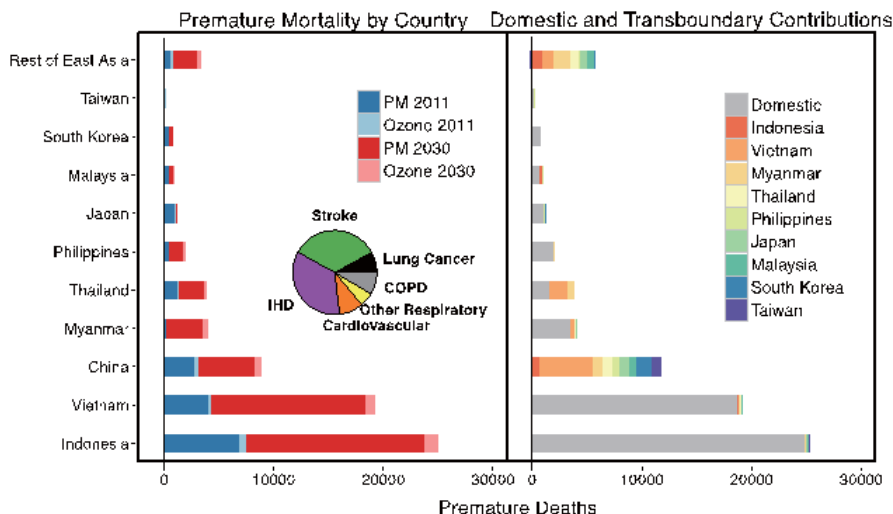


図4 東南アジア（表1の国）の排出に伴う石炭火力関連の早期死亡者数。左図は、各国の早期死亡者数を示している。2011年の排出による早期死亡者数を青色で表示し、そこから2030年の排出予測で増加した早期死亡者数を赤で表示した（人口で標準化した結果は補足情報表S4に記載）。PM_{2.5}による死亡とオゾンによる死亡を区別して表示している。PM_{2.5}関連の死亡者数を死因で分けた割合を2030年の当該地域全体の平均値として円グラフにまとめた（IHD：虚血性心疾患、COPD：慢性閉塞性肺疾患）。オゾン関連の死亡はすべて呼吸器疾患による。右図は、各国の2030年の石炭関連の死亡者数を国内排出源と越境汚染の寄与別に分けて図示した（2011年の国内排出源および越境汚染の寄与度については補足情報図S5を参照）。越境汚染の発生源となる国は凡例に示す。ここで算出したとおり、中国および他の東アジア諸国（表1に含まれていない）の死亡者数はすべて越境汚染に起因している。右図の死亡者総数は、表1の国ごとに石炭火力からの排出がある場合とない場合とで行われた国別シミュレーションで得た寄与度を合計したもののだが、化学的およびCRFの非線形性により、左図の死亡者総数よりも多くなっている場合がある。

が2030年の早期死亡者数に及ぼす寄与度を国ごとにまとめたものである。この寄与度は、各国において石炭火力からの排出がある場合とない場合とで行われた国別シミュレーション結果をもとに得たものである。東南アジア各国の石炭火力関連の死亡者数のうち80%超が国内の排出に起因していることが分かる。タイは例外で、隣国ベトナムからの越境汚染が国内排出源を上回っている。

2030年の中国の早期死亡者数に最も大きく寄与する越境汚染の発生源はベトナムで、石炭によるPM_{2.5}が直接移動してくることから主に中国南部に影響を及ぼす。さらに図3の右図では、人口が密集する華東平原に顕著な数の暴露人口が確認できる。この地域でのPM_{2.5}の増加は、大半が韓国から運ばれてくるPM_{2.5}による汚染（補足情報図S1）やオゾンの増加によるもので、中国で排出されるSO₂やNO_xが硫酸塩や硝酸塩に変化する速度を速める。

Leibenspergerら⁵⁷による過去の研究において、米国、欧州、中国で排出されるNO_xが半球規模で地表オゾンを増加させることで、風下にあたる大陸で局地的に排出されるSO₂やNO_xの酸化によるPM_{2.5}生成を加速させ、大陸間のPM_{2.5}越境汚染を引き起こすことが示されていたが、これは本稿において小規模ながら華東平原で確認したものと同様の作用である（図3）。我々は、GEOS-Chemの全球シミュレーションを適用して、東南アジアの石炭火力からの排出が他の大陸に及ぼす影響を調べたが、その作用は非常に小さいことが分かった。大陸間移動による年平均PM_{2.5}の最大増加は欧州北部の汚染地域で見られたが、0.01μg m⁻³未満にすぎない。地表オゾンの日最高1時間あたりの季節別平均値の大陸間移動による最大増加は他の熱帯大陸で生じたが、0.5ppb未満だった。NO_x排出量に合わせて正規化した場合でも、米国や欧州の地表PM_{2.5}に対する東南アジアからの大陸間の影響は、北半球の中緯度にある大陸からの影響に比べて小さい^{57,58}。これは、東南アジアが中緯度の偏西風循環か

ら外れているためである。一方で、東南アジアからの南寄りの季節風は、図3に示すように、中国により強い影響を及ぼす。他の熱帯大陸の地表汚染に対する東南アジアからの影響が弱い一因は、大気中の鉛直混合が強いためにオゾンへの影響が抑えられることと、他の熱帯大陸ではSO₂およびNO_xの排出が比較的少ないためにオキシダントによるPM_{2.5}生成の影響が抑えられることにある。

本分析にはいくつかの制約がある。第一に、1年分の気象データしか使用していないため、汚染物質の生成や移動に影響する気象パラメータ（降水量や気温など）の経年変動が考慮されていない。将来の気候変動も考慮されていないが、これもアジア全体のPM_{2.5}やオゾンの生成に影響する可能性がある⁴⁷。二番目に、石炭火力発電所以外からの排出（バイオ燃料や家庭用石炭など）や表1以外の国における将来の排出に伴い2030年までのPMとオゾンの総濃度が変化する可能性が考慮されていない。非線形CRFを使用しているため、2030年のPMとオゾンのバックグラウンド濃度として異なる数値を仮定すると、特にPMとオゾンのバックグラウンド値が低い地域において、石炭関連の汚染による早期死亡者数の推定値が変わる可能性がある。我々の総死亡者数の推計においては、PM_{2.5}とオゾンに起因する死亡者数が相加的であることを仮定しているが、もし早期死亡に対して観察されるPM_{2.5}およびオゾンによる影響がそれぞれ独立でないとすれば、これはダブルカウント（重複）の可能性のあることを意味する。一方、単独の汚染物質のみの評価では、本当はあるかもしれない他の汚染物質による影響を無視しているため、患者総数が過小評価されている可能性もある⁵⁹。いずれにしろオゾンに起因する早期死亡者数は全体の10%より少ないので、今回の推計結果は上記のような推計上の仮定にそこまで左右はされない。PM_{2.5}に関連する早期死亡者数のみを計上したとしても2030年までの東南アジアにおける石炭火力の汚染による早期死亡者数は年間64,000人を超えると予測されて

いる。最後に、死因や国ごとに比較結果は異なるものの、2011年については早期死亡者総数の推定値も Burnett ら⁵⁶で用いられた濃度と死亡者数との関係式から導き出される推定値の総じてほぼ2倍となっており、我々が適用した関係式では他の方法よりも高めに偏る可能性があることを示唆している。一方で、我々が報告するPM_{2.5}の推定値は乾燥状態を仮定して算出しているため、場合によっては30%も低く推定されており、我々のCRFの選択による潜在的な過大推定分の一部は相殺される。さらに、Burnett ら⁵⁶から得た数値を用いた場合と比べて我々の2011年の推定死亡者総数は多くなっている。一方で、全体のなかで超過死亡が最も多いインドネシアの推定死亡者数は20%低くなっている。

よりクリーンな燃料へと向かっている世界的な動きに反して、東南アジアの発電所の未来は、現在のところ、石炭に依存したものになると予測される⁹。本分析では、このような石炭がエネルギー・ミックスの中で大きな位置を占め続けるような発展経路による人々の健康への代償が深刻なものになることを示した。東南アジアで現在稼働中の発電所による石炭汚染で、毎年最大20,000人が早期死亡すると推定され、インドネシアとベトナムで最も影響が大きい。東南アジアで現在認可を受けているすべての石炭火力発電所が稼働した場合、2030年までに年間超過死亡数が最大70,000人まで増える可能性がある。インドネシアやベトナムの他に、東南アジアの石炭火力からの排出によって3番目に死亡者数が増えるのが中国で、2030年には年間早期死亡者数が最大9,000人に上ると予想される。中国の石炭火力発電所からの排出は現在減少傾向にあることから^{2,60}、東南アジアで排出増加を食い止める措置が取られなければ、増大する越境汚染の影響がますます懸念されるようになるだろう。

2016年1月にベトナム政府は、気候変動と大気汚染の両面での懸念に言及した上で、将来の石炭火力増設計画を大幅に縮小することを発表した⁶¹。大気環境に関する懸念は、2015年に行われた会見で示された本研究の事前説明に基づいたものであった⁶²。石炭に依存する未来に払わされる公衆衛生上の代償を認めたことは、東南アジアの他の国がベトナムに続き、各国のエネルギー需要を満たす、より持続可能な道筋を選択することにつながるかもしれない。

■ 関連情報

補足情報

補足情報はDOIのACSウェブサイトから無料で入手可能。<ACS Publications website at DOI: 10.1021/acs.est.6b03731.> 関連するリスク要因については、国別シミュレーションに基づく2030年までの石炭火力による汚染物質の増加予測、2011年と2030年の発電所の位置、2030年の各国の推定死亡者数に対する人口予測の寄与、2011年の汚染状況に対する国内排出源と越境汚染の寄与度に関する追加情報のほか、排出予測に使用した石炭火力からの排出量に関する全データセットと情報、を利用した。

■ 著者について

責任著者

* Tel: 617 496 9428. E-mail: skoplitz@fas.harvard.edu.

ORCID

Shannon N. Kopplitz: 0000-0003-1745-903X

注釈

本報告書の執筆にあたり著者らに金銭的利益相反は存在しない

■ 謝辞

本研究はGrowald Family Fund基金の支援を受けた。Colleen Reid (コリーン・リード)の研究は、ロバート・ウッド・ジョンソン財団の健康・社会研究者プログラムの支援を受けた。

■ 参考文献

- (1) Amann, M.; Klimont, Z.; Wagner, F. Regional and Global Emissions of Air Pollutants: Recent Trends and Future Scenarios. *Annu. Rev. Environ. Resourc.* 2013, 38 (1), 31–55.
- (2) Klimont, Z.; Smith, S. J.; Cofala, J. The last decade of global anthropogenic sulfur dioxide: 2000–2011 emissions. *Environ. Res. Lett.* 2013, 8 (1), 014003.
- (3) Chen, W.; Xu, R. Clean coal technology development in China. *Energy Policy* 2010, 38 (5), 2123–2130.
- (4) Wang, S.; Streets, D. G.; Zhang, Q.; He, K.; Chen, D.; Kang, S.; Lu, Z.; Wang, Y. Satellite detection and model verification of NO_x emissions from power plants in Northern China. *Environ. Res. Lett.* 2010, 5 (4), 044007.
- (5) Lu, Z.; Streets, D. G.; de Foy, B.; Krotkov, N. A. Ozone Monitoring Instrument Observations of Interannual Increases in SO₂ Emissions from Indian Coal-Fired Power Plants during 2005–2012. *Environ. Sci. Technol.* 2013, 47 (24), 13993–14000.
- (6) Guttikunda, S. K.; Jawahar, P. Atmospheric emissions and pollution from the coal-fired thermal power plants in India. *Atmospheric Environment* 2014, 92, 449–460.
- (7) *Southeast Asia Energy Outlook: World Energy Outlook Special Report*. International Energy Agency: Paris, France, 2013; https://www.iea.org/publications/freepublications/publication/SoutheastAsiaEnergyOutlook_WEO2013SpecialReport.pdf
- (8) McDonald, P. A Population Projection for Indonesia, 2010–2035. *Bulletin of Indonesian Economic Studies* 2014, 50 (1), 123–129.

- (9) *Southeast Asia Energy Outlook 2015: World Energy Outlook Special Report*. International Energy Agency: Paris, France, 2015; https://www.iea.org/publications/freepublications/publication/weo2015_southeastasia.pdf
- (10) Zhu, W. Coal to Surpass Gas in Southeast Asia Power Boom, IEA Say. *Bloomberg Business*. October 2, 2013. <http://www.bloomberg.com/news/articles/2013-10-02/coal-to-surpass-gas-in-southeast-asia-power-use-boom-iea-says>
- (11) Forouzanfar, M. H.; et al. Global, regional, and national comparative risk assessment of 79 behavioral, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks, 1990 – 2015: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2015. *Lancet* 2016, 388 (10053), 1659 – 1724.
- (12) Ainsworth, E. A. Rice production in a changing climate: a meta-analysis of responses to elevated carbon dioxide and elevated ozone concentration. *Global Change Biology* 2008, 14 (7), 1642-1650.
- (13) Anenberg, S. C.; Horowitz, L. W.; Tong, D. Q.; West, J. J. An estimate of the global burden of anthropogenic ozone and fine particulate matter on premature human mortality using atmospheric modeling. *Environmental Health Perspectives* 2010, 118 (9), 1189.
- (14) Miller, M. J. Retrofit SO₂ and NO_x control technologies for coal - fired power plants. *Environmental Progress* 1986, 5 (3), 171-177.
- (15) Zhao, Y.; Wang, S.; Nielsen, C. P.; Li, X.; Hao, J. Establishment of a database of emission factors for atmospheric pollutants from Chinese coal-fired power plants. *Atmospheric Environment* 2010, 44 (12), 1515-1523.
- (16) Park, R. J.; Jacob, D. J.; Field, B. D.; Yantosca, R. M.; Chin, M. Natural and transboundary pollution influences on sulfate-nitrate-ammonium aerosols in the United States: Implications for policy. *J. Geophys. Res.* 2004, 109 (D15). DOI: 10.1029/2003JD004473.
- (17) Kim, P. S.; Jacob, D. J.; Fisher, J. A.; Travis, K.; Yu, K.; Zhu, L.; Yantosca, R. M.; Sulprizio, M. P.; Jimenez, J. L.; Campuzano-Jost, P.; et al. Sources, seasonality, and trends of southeast US aerosol: an integrated analysis of surface, aircraft, and satellite observations with the GEOS-Chem chemical transport model. *Atmos. Chem. Phys.* 2015, 15 (18), 10411–10433.
- (18) Chen, D.; Wang, Y.; McElroy, M. B.; He, K.; Yantosca, R. M.; Le Sager, P. Regional CO pollution and export in China simulated by the high-resolution nested-grid GEOS-Chem model. *Atmos. Chem. Phys.* 2009, 9 (11), 3825–3839.
- (19) Wang, Y.; Zhang, Q. Q.; He, K.; Zhang, Q.; Chai, L. Sulfate-nitrate-ammonium aerosols over China: response to 2000–2015 emission changes of sulfur dioxide, nitrogen oxides, and ammonia. *Atmos. Chem. Phys.* 2013, 13 (5), 2635–2652.
- (20) Van Donkelaar, A.; Martin, R. V.; Leaitch, W. R.; Macdonald, A. M.; Walker, T. W.; Streets, D. G.; Zhang, Q.; Dunlea, E. J.; Jimenez, J. L.; Dibb, J. E.; et al. Analysis of aircraft and satellite measurements from the Intercontinental Chemical Transport Experiment (INTEX-B) to quantify long-range transport of East Asian sulfur to Canada. *Atmos. Chem. Phys.* 2008, 8 (11), 2999–3014.
- (21) Fairlie, T. D.; Jacob, D. J.; Dibb, J. E.; Alexander, B. Impact of mineral dust on nitrate, sulfate, and ozone in transpacific Asian pollution plumes. *Atmos. Chem. Phys.* 2010, 10 (8), 3999-4012.
- (22) Fu, T. M.; Cao, J. J.; Zhang, X. Y.; Lee, S. C.; Zhang, Q.; Han, Y. M.; Qu, W. J.; Han, Z.; Zhang, R.; Wang, Y. X.; et al. Carbonaceous aerosols in China: top-down constraints on primary sources and estimation of secondary contribution. *Atmos. Chem. Phys.* 2012, 12 (5), 2725–2746.
- (23) Xu, X.; Wang, J.; Henze, D. K.; Qu, W.; Kopacz, M. Constraints on aerosol sources using GEOS - Chem adjoint and MODIS radiances, and evaluation with multisensor (OMI, MISR) data. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 2013, 118 (12), 6396–6413.
- (24) Zhang, L.; Jacob, D. J.; Boersma, K. F.; Jaffe, D. A.; Olson, J. R.; Bowman, K. W.; Worden, J. R.; Thompson, A. M.; Avery, M. A.; Cohen, R. C.; et al. Transpacific Transport of Ozone Pollution and the Effect of Recent Asian Emission Increases on Air Quality in North America: An Integrated Analysis Using Satellite, Aircraft, Ozonesonde, and Surface Observations. *Atmos. Chem. Phys.* 2008, 8 (20), 6117-6136.
- (25) Wang, Y.; Hao, J.; McElroy, M. B.; Munger, J. W.; Ma, H.; Chen, D.; Nielsen, C. P. Ozone air quality during the 2008 Beijing Olympics: effectiveness of emission restrictions. *Atmos. Chem. Phys.* 2009, 9 (14), 5237–5251.
- (26) Worden, J.; Jones, D. B. A.; Liu, J.; Parrington, M.; Bowman, K.; Stajner, I.; Beer, R.; Jiang, J.; Thouret, V.; Kulawik, S.; et al. Observed vertical distribution of tropospheric ozone during the Asian summertime monsoon. *J. Geophys. Res.* 2009, 114 (D13). DOI: 10.1029/2008JD010560.
- (27) Wang, Y.; Zhang, Y.; Hao, J.; Luo, M. Seasonal and spatial variability of surface ozone over China: contributions from background and domestic pollution. *Atmos. Chem. Phys.* 2011, 11 (7), 3511–3525.
- (28) Trivitanurak, W.; Palmer, P. I.; Barkley, M. P.; Robinson, N. H.; Coe, H.; Oram, D. E. The composition and variability of atmospheric aerosol over Southeast Asia during 2008. *Atmos. Chem. Phys.* 2012, 12 (2), 1083–1100.
- (29) Kim, P. S.; Jacob, D. J.; Mickley, L. J.; Koplitz, S. N.; Marlier, M. E.; DeFries, R. S.; Myers, S. S.; Chew, B. N.; Mao, Y. H. Sensitivity of population smoke exposure to fire locations in Equatorial Asia. *Atmospheric Environment* 2015, 102, 11–17.
- (30) Platts. World Electric Power Plants Database. Website: <http://www.platts.com/products/world-electric-power-plants-database> (accessed December 2014).
- (31) Wheeler, D.; Ummel, K. Calculating CARMA: global estimation of CO₂ emissions from the power sector. *Center for Global Development* 2008. Available at <http://www.cgdev.org/publication/calculating-carma-global-estimation-co2-emissions-power-sector-working-paper-145>
- (32) Massachusetts Institute of Technology: The future of coal: options in a carbon-constrained world. *Massachusetts Institute of Technology* 2007. Available at <http://web.mit.edu/coal>
- (33) *Air Pollution from Electricity-Generating Large*

- Combustion Plants: An Assessment of the Theoretical Emission Reduction of SO₂ and NO_x through Implementation of BAT as set in the BREFs*; European Environmental Agency, Copenhagen, Denmark, 2008; No 4/2008, ISSN 0013-936X; http://www.eea.europa.eu/publications/technical_report_2008_4.
- (34) Kurokawa, J.; Ohara, T.; Morikawa, T. Emissions of air pollutants and greenhouse gases over Asian regions during 2000–2008: Regional Emission inventory in ASia (REAS) version 2. *Atmos. Chem. Phys.* 2013, 13 (21), 11019–11058.
- (35) *Emissions Factors & AP-42, Compilation of Air Pollutant Emission Factors*: United States Environmental Protection Agency, 1995; <https://www3.epa.gov/ttn/chief/ap42>
- (36) Shearer, C.; Ghio, N.; Myllyvirta, L.; Nace, T. *Boom and Bust*. CoalSwarm and the Sierra Club, 2015; <http://endcoal.org/wp-content/uploads/2015/05/BoomBustMarch16embargoV8.pdf>
- (37) Proops, J.; Gay, P. W.; Speck, S.; Schröder, T. The lifetime pollution implications of various types of electricity generation. An input-output analysis. *Energy Policy* 1996, 24 (3), 229–237.
- (38) Liu, F.; Zhang, Q.; Tong, D.; Zheng, B.; Li, M.; Huo, H.; He, K. B. High-resolution inventory of technologies, activities, and emissions of coal-fired power plants in China from 1990 to 2010. *Atmos. Chem. Phys.* 2015, 15 (23), 13299–13317.
- (39) Lu, Z.; Zhang, Q.; Streets, D. G. Sulfur dioxide and primary carbonaceous aerosol emissions in China and India, 1996–2010. *Atmos. Chem. Phys.* 2011, 11 (18), 9839–9864.
- (40) Lu, Z.; Streets, D. G. Increase in NO_x Emissions from Indian Thermal Power Plants during 1996–2010: Unit-Based Inventories and Multisatellite Observations. *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46 (14), 7463–7470.
- (41) *Electric Power Annual 2010*: U.S. Energy Information Administration, Washington, DC, 2011; <http://www.eia.gov/electricity/annual/archive/03482010.pdf>
- (42) Platts. World Electric Power Plants Database. Website: <http://www.platts.com/products/world-electric-power-plants-database>, accessed December 2015.
- (43) Zhao, Y.; Zhang, J.; Nielsen, C. P. The effects of energy paths and emission controls and standards on future trends in China's emissions of primary air pollutants. *Atmos. Chem. Phys.* 2014, 14 (17), 8849–8868.
- (44) Cofala, J.; Bertok, I.; Borken-Kleefeld, J.; Heyes, C.; Kiesewetter, G.; Klimont, Z.; Purohit, P.; Rafaj, P.; Sander, R.; Schöpp, W.; Amann, M. *Implications of energy trajectories from the World Energy Outlook 2015 for India's air pollution*. International Institute for Applied Systems Analysis: Laxenburg, Austria (submitted to International Energy Agency: Paris, France) 2015; http://www.worldenergyoutlook.org/media/weowebiste/2015/Air_pollution_emissions_impacts_India_WEO2015_IIASA.pdf
- (45) *Regulatory Impact Analysis for the Proposed Carbon Pollution Guidelines for Existing Power Plants and Emission Standards for Modified and Reconstructed Power Plants*: United States Environmental Protection Agency: Research Triangle Park, North Carolina, 2014, EPA-452/R-14-002; <https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-06/documents/20140602ria-clean-power-plan.pdf>
- (46) *Future Emissions of Air Pollutants in Europe—Current Legislation Baseline and the Scope for Further Reductions: Service Contract on Monitoring and Assessment of Sectorial Implementation Actions, TSAP Report*; Amann, M., Ed.; International Institute for Applied Systems Analysis: Laxenburg, Austria, 2012; [http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/TSAP-BASELINE-20120613\[1\].pdf](http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/TSAP-BASELINE-20120613[1].pdf).
- (47) Fang, Y.; Mauzerall, D. L.; Liu, J.; Fiore, A. M.; Horowitz, L. W. Impacts of 21st century climatic change on global air pollution-related premature mortality. *Clim. Change* 2013, 121 (2), 239 – 253.
- (48) Silva, R. A.; West, J. J.; Zhang, Y.; Anenberg, S. C.; Lamarque, J. F.; et al. Global premature mortality due to anthropogenic outdoor air pollution and the contribution of past climate change. *Environ. Res. Lett.* 2013, 8 (3), 034005.
- (49) Anenberg, S. C.; Schwartz, J.; Shindell, D.; Amann, M.; Faluvegi, G.; Klimont, Z.; Janssens-Maenhout, G.; Pozzoli, L.; Van Dingenen, R.; Vignati, E.; et al. Global Air Quality and Health Co-benefits of Mitigating Near-Term Climate Change through Methane and Black Carbon Emission Controls. *Environ. Health Perspect.* 2012, 120 (6), 831–839.
- (50) Krewski, D.; Jerrett, M.; Burnett, R. T.; Ma, R.; Hughes, E.; et al. Extended follow-up and spatial analysis of the American Cancer Society study linking particulate air pollution and mortality. *Health Effects Institute* 2009; <http://pubs.healtheffects.org/view.php?id=315>
- (51) *Quantitative Health Risk Assessment for Particulate Matter*: United States Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards: Research Triangle Park, North Carolina, 2010; https://www3.epa.gov/ttn/naaqs/standards/pm/data/PM_RA_FINAL_June_2010.pdf
- (52) Jerrett, M.; Burnett, R. T.; Pope, C. A., III; Ito, K.; Thurston, G.; Krewski, D.; Shi, Y.; Calle, E.; Thun, M. Long-term ozone exposure and mortality. *N. Engl. J. Med.* 2009, 360 (11), 1085–1095.
- (53) Brauer, M.; Amann, M.; Burnett, R. T.; Cohen, A.; Dentener, F.; Ezzati, M.; Henderson, S. B.; Krzyzanowski, M.; Martin, R. V.; Van Dingenen, R.; et al. Exposure assessment for estimation of the global burden of disease attributable to outdoor air pollution. *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46 (2) 652–660.
- (54) Mathers, C. D.; Loncar, D. Projections of Global Mortality and Burden of Disease from 2002 to 2030. *PLOS Med.* 2006, 3 (11), e442.
- (55) Lelieveld, J.; Evans, J. S.; Fnais, M.; Giannadaki, D.; Pozzer, A. The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature* 2015, 525 (7569), 367 – 371.
- (56) Burnett, R. T.; et al. An integrated risk function for estimating the Global Burden of Disease attributable to ambient fine particulate matter exposure. *Environ. Health Perspect.* 2014, 122, 397 – 403.
- (57) Leibensperger, E. M.; Mickley, L. J.; Jacob, D. J.; Barrett, S. R. H. Intercontinental influence of NO_x and CO emissions

on particulate matter air quality. *Atmospheric Environment* 2011, 45 (19), 3318–3324.

(58) Fiore, A. M.; Dentener, F. J.; Wild, O.; Cuvelier, C.; Schultz, M. G.; Hess, P.; Textor, C.; Schulz, M.; Doherty, R. M.; Horowitz, L. W.; et al. Multimodel estimates of intercontinental source-receptor relationships for ozone pollution. *J. Geophys. Res.* 2009, 114 (D4). DOI: 10.1029/2008JD010816.

(59) *Health Risks of Air Pollution in Europe – HRAPIE Project: Recommendations for Concentration-Response Functions for Cost-Benefit Analysis of Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide*; World Health Organization, Regional Office for Europe: Copenhagen, Denmark, 2013; <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2013/health-risks-of-air-pollution-in-europe-hrapie-project.-recommendations-for-concentration-response-functions-for-cost-benefit-analysis-of-particulate-matter,-ozone-and-nitrogen-dioxide>.

(60) Shuo, L. *Comment: China's Energy Transition Is Happening Even Faster than You Think*; Energy Desk Greenpeace. July 2, 2015; <http://energydesk.greenpeace.org/2015/07/02/comment-chinas-energy-transition-is-happening-even-faster-than-you-think/>.

(61) King, E. *Vietnam to phase out coal, invest in gas and renewables*; www.climatechangenews.com. January 25, 2016; <http://www.climatechangenews.com/2016/01/25/vietnam-phase-coal-invest-gas-renewables/>.

(62) Greenpeace. Coal expansion in Vietnam could claim 25,000 lives per year, press release 2015; <http://www.greenpeace.org/seasia/Press-Centre/Press-Releases/Coal-expansion-in-Vietnam-could-claim-25000-lives-per-year/>.