

C-062 東アジアの植生に対するオゾン濃度上昇のリスク評価と農作物への影響予測に関する研究

(3) 東アジアの植生によるオゾン吸収量の予測に関する研究

独立行政法人海洋研究開発機構

地球環境フロンティア研究センター 大気組成変動予測研究プログラム 滝川雅之

平成18～20年度合計予算額 6,777千円

(うち、平成20年度予算額 2,025千円)

※ 上記の合計予算額には、間接経費1,565千円を含む

[要旨] 東アジアにおける人為起源エミッションは増加し続けている。本研究では、増え続ける人為起源エミッションが、東アジアの地表オゾン濃度にどのように影響を与えるかについて、オゾンのイネおよびコムギへの沈着プロセスモデルを組み込んだ領域化学輸送モデルを用いて将来予測実験を行った。アジア領域における地表面からの現在および将来のオゾン前駆物質の放出量分布には、エミッションインベントリREASを使用した。REASエミッションの基準年である2000年と、将来予測実験として2020年の人為起源エミッションを用いて数値計算を行った。その結果、窒素化合物の放出量増加によって地表オゾン濃度が冬季の大都市圏を除いてアジア全域で増加し、その結果としてイネおよびコムギのオゾン吸収量が増加し、減収率が高まると予測された。

[キーワード] オゾン、オゾン前駆体、東アジア、オゾン吸収量、農作物減収

1. はじめに

東アジア域とりわけ中国では、急激な経済発展にともなって地表オゾン濃度が上昇しつつある。日本はその下流域に位置しており、本地域におけるオゾン濃度上昇のリスクを早急に評価・予測することが必要である。本研究では、中国での観測結果から作成したコムギ・イネのオゾン吸収モデルを領域化学輸送モデルに組み込んで、アジア域でオゾン前駆物質の放出量が増加した時に、地表のオゾン濃度、コムギ・イネのオゾン吸収量、そして減収量がどのように変動するかを予測する。昨年度までに全球—領域化学輸送モデルの構築および観測結果との比較検証を終え、地表オゾン濃度の将来予測を行っているが、本年度はモデル内にコムギ・イネへのオゾン吸収モデルを直接組み込み、オンラインで吸収フラックスを推定できるようになった。以後、本モデルを用いた地表オゾン濃度および、コムギとイネのオゾン吸収量、オゾンによる減収量の将来予測結果を報告する。

2. 研究目的

Wang and Mauzerall (2004)は全球化学輸送モデルを用いて地表オゾン濃度の将来予測実験を行い、その農作物の収量への影響を評価した。全球化学輸送モデルは特に冬期に重要となるオゾン前駆物質の長距離輸送を評価できるという長所を持っているが、同時に高解像度での計算が難し

いという短所も持っている。たとえばWang and Mauzerall (2004)で用いられた全球化学輸送モデルは水平解像度がおよそ2.8度(300km)程度であり、東アジア域の気象場などを再現するには十分とはいえない。また中国もしくは東アジア域を対象とした領域化学輸送モデルを用いた将来予測実験を行った研究例(Wang et al., 2005; Yamaji et al., 2008)もあるが、この場合は汚染気体の長距離輸送の影響を評価することができない。このため本研究においては、全球化学輸送モデルの計算結果を領域化学輸送モデルの側面境界として適用する、いわゆる全球—領域ネスト化学輸送モデルを東アジア域において $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ の水平解像度で用いることとした。また、過去の研究例においてコムギ等の植物へのオゾン吸収フラックスの推定を化学輸送モデル内で行う、いわゆるオンライン計算で行ったものは Emberson et al. (2000) などがあるが、彼女らの化学輸送モデルは気象場をオフライン、すなわち既存の気象モデルであらかじめ計算しておく必要がある。本研究では気象場、オゾン濃度、およびコムギ・イネへのオゾン吸収フラックスの推定をすべてオンライン、すなわち化学輸送モデルの各タイムステップで計算している。本モデルを用い、細かな気象場の変動や日照等の変動による気孔の変化などをモデル内で考慮しつつ、現在および将来のオゾン濃度レベル、およびそのコムギ・イネへの影響を推定する。また、高分解能オンラインモデルを用いることにより、過去の研究例よりも東アジアにおけるオゾン被害推定の信頼性を向上することを目指す。

3. 研究方法

本研究で用いるモデルシステムは、2.8度の水平解像度を持つ全球光化学モデルCHASER(Sudo et al., 2002)を用いて計算された化学種の分布を外部境界条件として、領域化学輸送モデルを走らせるものである。モデル概要に関しては Takigawa et al. (2007)、オゾン分布の鉛直および水平分布の観測結果との比較検証に関しては Niwano et al. (2007)に詳述してある。今回のモデルでは、領域気象および化学輸送モデルとして WRF/Chemバージョン2.1.2 (Grell et al., 2005)を、全球化学輸送モデルとして CHASER (Sudo et al., 2002; Takigawa et al., 2005) をそれぞれ使用している。WRF/ChemはNOAAとNCARによって開発されたオンライン領域化学輸送モデルであり、CHASERは東京大学および独立行政法人海洋研究開発機構で開発されたオンライン全球化学輸送モデルである。ここでいうオンラインとは、各タイムステップ(数分から数十秒)において予報および診断された気象場を用いて化学種の移流や湿性および乾性沈着などを評価する、ということである。全球光化学モデルCHASERもオンライン計算を行うモデルの一つであるが、Wang and Mauzerall(2004)、Wang et al. (2005)、および Yamaji et al. (2008)などはすべて、数時間ごとの気象場を各タイムステップに内挿して化学種の移流計算を行う、いわゆるオフラインモデルである。接地境界層内の微細な気象要素の変動をとらえるためには、一時間ごとの気象場でも不足(G. Grell, priv. comm.)するため、特に地表オゾン濃度

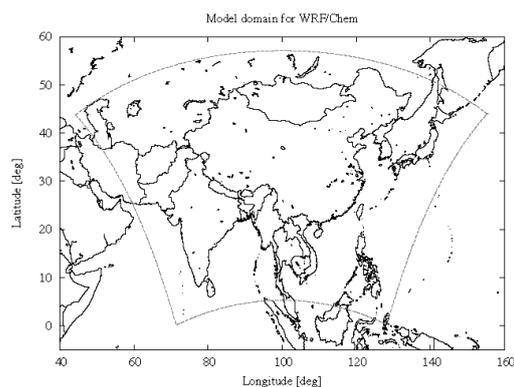


図1. 領域モデルの計算領域 (灰色鎖線)

の時間変動が重要である本研究においては、オンライン計算ができる領域化学輸送モデル WRF/Chemを使用する。

領域化学輸送モデルの計算対象領域は東アジア域であり、鉛直層数は高度100hPaまでの31層とした。図1に領域モデルの計算範囲を示す。化学反応モジュールとしてRADM2を、光化学スキームとしてMadronich (1987)を使用している。アジア域のオゾン前駆物質のエミッションとして、独立行政法人海洋研究開発機構と国立環境研究所で開発されたREAS (Regional Emission inventory in Asia; Ohara et al., 2007) を、それ以外の地域における人為起源エミッションは EDGAR (Emission Database for Global Atmospheric Research; Olivier et al., 1996) の1度メッシュデータをそれぞれ使用した。またイソプレンなどの生物起源エミッションについてもEDGARの1度メッシュデータを基にして与えている。昨年度までの計算結果から、森林火災のオゾン分布に与える影響が大きいことが分かったが、森林火災由来の前駆物質エミッションについては水平分布についてはGFED version 2.0を基に、また時間変動についてはENVISAT衛星に搭載されたAATSR センサによって観測されたホットスポットデータを基に与えた。また、Freitas et al. (2005) を基に各グリッドの植生およびホットスポット数から推定された熱量によって森林火災由来の上昇流が発生したと仮定し、大気安定度の鉛直分布と組み合わせて森林火災エミッションの高度分布を推定している。エアロゾルモジュールはMADE/SORGAMを基に、二次生成有機エアロゾルなども計算している。MADE/SORGAMには東アジア域で重要な黄砂を考慮していなかったため、Shaw et al. (2008) を基に地表からのダストフラックス強度を推定し、GOCARTモデルを基に地表面への乾性沈着および大気中での重力沈降などを推定した。エアロゾルの放射への直接効果も考慮している。

コムギへのオゾン吸収フラックスについては、まずモデルの大気最下端(地表面高度およそ25m)におけるオゾン濃度から群落高度(地表面高度1m)におけるオゾン濃度を推定し、Emberson (2000) および Oue et al. (2009) を基に、二種類の方法で気孔コンダクタンスとオゾンの気孔フラックスを推定した。群落高度オゾン濃度の推定には、LRTAP Convention (2004)を基にした一定の割合でオゾンが鉛直に減少していくと仮定する方法と水平風速から鉛直勾配を推定する方法の合計二

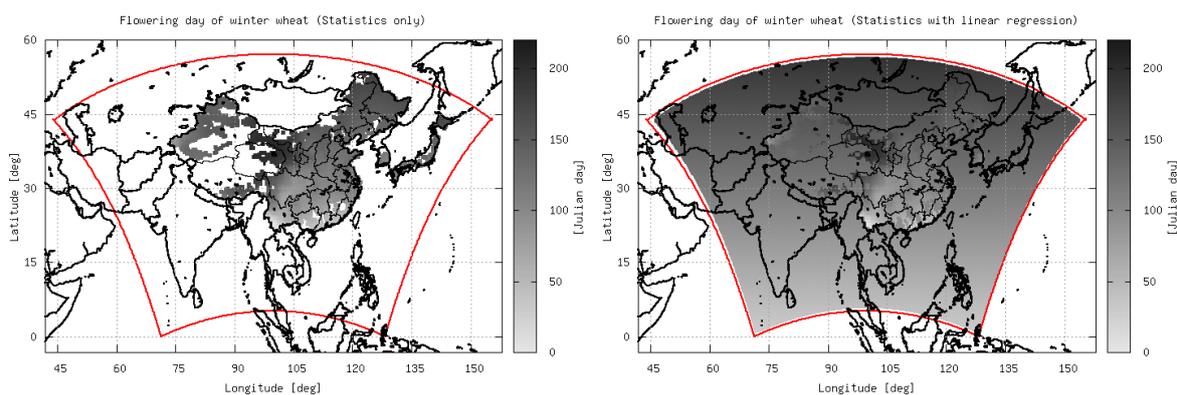


図2. 本研究で使ったコムギ開花日。単位はJulian day。

左図は統計データのみ、右図は外挿も含む。

種類の手法、およびOue et al. (2009)を基にした高度3.2mにおける水平風速を基に推定する方法の合計三種類の手法で推定できるようにしたが、後述するように中国FACEサイトでの現在気候での観測結果と最も整合的であった Oue et al. (2009)の推定方法を基に将来予測実験におけるコムギへのオゾン吸収フラックスの推定を行った。またオゾンによる収量低下の推定には、気孔フラックスが $6 \text{ nmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ を超えた期間をコムギの開花日前後の期間について積算したAFst6、および群落高度オゾン濃度が40ppmvを超えた期間および量を生育期間中積算したAOT40を使用した。東アジア域、とくに中国の地表オゾン濃度は春および秋に高く、夏は海洋性気団の流入により低下するというダブルピーク型の構造を取ることが知られており、各地域における積算期間、すなわちコムギの生育期間を詳細に考慮することが必要である。このため、本研究においては日本および韓国、中国におけるコムギの開花日の統計データ(小林, priv. comm.)を0.5度グリッドで与え、モデル計算領域のうち統計データの欠落した領域については統計データから緯度の関数として外挿することとした。図2に、統計データのみ(左図)および外挿も含めたモデル計算領域におけるコムギ開花日の水平分布を示す。中国内陸部を除き、外挿によって統計データがおおむね妥当に補間されていることが分かる。

イネへのオゾン吸収フラックスについては、2008年の中国での主要な栽培品種であるジャポニカ米 Wuyunjing (WYJ21, inbred *japonica* cultivar)、ハイブリッド米 Liangyoupeijiu (LYPJ, two-line hybrid rice cultivar)、および Shanyou 63 (SY63, three-line hybrid cultivar)、およびインディカ米 Yangdao 6 (YD6, inbred *indica* cultivar)の四品種についてそれぞれ気孔コンダクタンスをパラメタライズした(大上, priv. comm.)。また、生育期間については中国においてはイネの収穫日の統計データ(小林, priv. comm.)を用い、それ以外の地域については中国での統計データを基に緯度の関数として収穫日を与えた。また開花日については中国FACEサイトでの栽培データを基に、収穫日の39日前から46日前(品種によって異なる)とした。生育期間は110日とした。また、大上モデルに加えてYin (2008)のイネ気孔コンダクタンスモデルも導入した。これは気孔コンダクタンスの最大値(gsm_{max})を177品種のイネの値を基にしたうえで、Emberson (2000)のコムギモデルと同様の計算方法をイネにも当てはめたものである。生育期間についてはYin(2008)モデルでは1期作、2期作(早稲、晩稲)の三種類を、大上モデルの4品種についてはそれぞれ1期作のみを考慮した。

また光化学的寿命が比較的長くなる冬季に重要となる、オゾンおよびオゾン前駆物質の大陸間輸送の影響を考慮するため、全球化学輸送モデルCHASERを用い、上記領域モデルの側面境界とする。今回は、CHASERの水平解像度を t42 (およそ300km程度)、鉛直層数を高度45km程度までの32層とした。また考慮する化学種は64種、光化学反応は24種、気相反応は124種であり、化学反応モジュールとしては領域モデルで考慮しているものとほぼ同一となるように設定した。全球モデルであらかじめ計算した6時間ごとの化学種の分布を、領域モデルの側面境界とした。東アジア域が対象のため、今回の研究では領域モデル側からの全球モデル側へのフィードバックは考慮しておらず、1-wayネスティングにて計算を行った。

東アジア域のオゾン前駆物質のエミッションによって東アジア域のオゾン濃度がどの程度変化するかを調べるため、この全球-領域ネスト化学輸送モデルを用いて三通りの数値実験を行った。今回の研究ではエミッションの変化がオゾン濃度に与える影響を評価するため、気象場については実験2、3では水平分解能1度x1度、時間間隔6時間のNCEP-AVNの2000年のデータを使用し、

全球化学輸送モデルCHASERのエミッションについても2000年のもので固定して実験を行った。実験1はモデル、特に今回新たに導入したイネおよびコムギの群落高度でのオゾン濃度を検証するための、FACEサイトでの観測にあわせた2008年の再現実験である。人為起源エミッションに2006年のものを用いているのは、REASエミッションインベントリは各国の統計に基づいているため、2006年のものまでしか現在公開されていないためである。実験2および3において、アジア域における2000年および2020年のエミッションインベントリについてはREASを使用した。REASでは、特に東アジア域に対して影響が大きいと思われる中国においては、定常源から放出されるNOxおよびSO₂エミッションの将来トレンドについては三種類（REF:reference case, PSC: policy success case, PFC: policy failure case）のシナリオで予測しているが、将来予測シナリオにおいて、燃料消費量は社会経済モデルLEAP(Long-range Energy Alternative Planning system)を用いて推定したが、REF, PSC, PFCにおけるおのおの社会経済シナリオはおおよそIPCCのA2, B2, B1シナリオに相当するものである。2000年以後の統計データによる推定では、2006年までの上昇傾向はPFCケースが最も現実に近かったため、今回の研究では将来予測実験として今回はPFCケースの実験のみを行った（表1）。実験1-3において、積分期間はおのおの1年間である。

表1. 今回行った数値実験。

実験名	領域モデル 水平解像度	人為起源 エミッション	気象場
実験1	40km	2006年	2008年
実験2	40km	2000年	2000年
実験3	40km	2020PFCケース	2000年

4. 結果・考察

将来予測との結果を比較する前に、2008年の気象場、2006年の人為起源および森林火災エミッションを用い、化学輸送モデルの大気最下層におけるオゾン濃度から三種類の推定方法を用いて群落高度で推定されたオゾン濃度を、2008年に行われた中国におけるFACEサイトでの観測結果と比較した。比較を行った期間はFACEサイトにおけるコムギの生育期間である4月17日から5月27日にかけての40日間である。図3に、観測およびモデルにおけるFACEサイトにおける群落高度オゾン濃度の時間変化を示す。観測期間中、観測値は曇天時を除いて夜間0ppbv程度まで減少する様子が見られるが、モデルにおいては三種類の推定方法とも、5-10ppbv程度までしか減少していない。これは、これらの推定方法が日中の観測結果から得られた接地境界層内部の鉛直プロファイルを基にモデル最下端から群落高度のオゾン濃度を推定しているからである。また、化学輸送モデルにおけるオゾンの乾性沈着速度はWesely (1989)を基に導入しているが、モデルにおける夜間の乾性沈着速度は地表への吸収のみとなり、ほぼゼロである一方で、FACEサイト近傍での観測から推定されたオゾンの乾性沈着速度はコムギおよびイネの生育期間中、夜間も0.1cm s⁻¹程度と推定(宮田、priv. comm.)されており、夜間も何らかの過程でオゾンが植物に吸収されている可能性がある。その他に考えられる要因としては、夜間の接地境界層の厚さがモデル大気最下端の厚さ（お

よそ50m) よりも低くなり、自由対流圏からのオゾン濃度流入を受けている、あるいはキャノピー内部の植物からのVOC(揮発性炭化水素)の放出によるオゾン破壊の影響を受けている、なども挙げられる。いずれにせよ、夜間のオゾン濃度は日中に比較して非常に低く、収量の推定に用いられるAOT40などの閾値以上の積算量の計算には影響を与えず、また日照がないために気孔が閉じており植物内部への吸収もほぼ無視できることから、モデルによる夜間のオゾン濃度の過大評価傾向がコムギ・イネなどへの収量推定にあたる影響は非常に小さいと考えられる。また、日中のオゾン濃度は観測においては4月後半から5月にかけて徐々に増大していき、5月26日の午後3時に最大値137ppbvを示したが、同時刻におけるモデルでのオゾン濃度はLRTAP Convention Method A, Method B, 大上の推定法でそれぞれ122ppbv, 116ppbv, 102ppbvであった。5月9日から10日にかけてはFACEサイト近傍に梅雨前線があり、かつ近傍を低気圧が通過したため日中のオゾン生成量が晴天時に比べて小さく、日中オゾン濃度最大値は観測で47ppbv, モデルでそれぞれ45, 45, 40ppbvとおおむね一致していた。他の曇天時、たとえば4月16日などもよくモデルは観測のオゾン変動を再現している。ローカルな日中オゾン生成の影響を強く受ける晴天時と異なり、曇天時は他領域

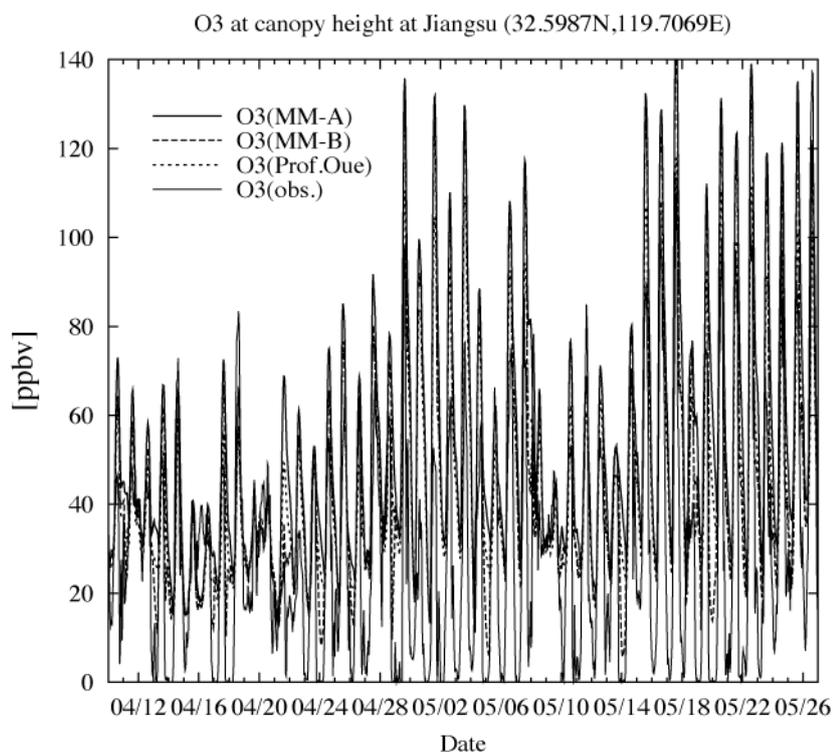


図3. 2008年4月10日から5月27日にかけての中国FACEサイト(北緯32.6度、東経119.7度)における群落高度オゾン濃度。灰実線は観測値、黒実線、鎖線、点線はそれぞれLRTAP Convention Method A, Method B, および Oue et al. 2009によるモデル計算値。

表2. 観測およびモデルの日中オゾン濃度の統計的比較。

	日中平均値	二乗平均誤差	相関	回帰直線の傾き
観測	54.4 ppbv	-	-	-
モデル(MM-A)	74.2 ppbv	30.4 ppbv	0.51	1.32
モデル(MM-B)	69.5 ppbv	29.5 ppbv	0.55	1.22
モデル(大上)	62.0 ppbv	23.9 ppbv	0.65	1.10

からのオゾン移流の影響を強く受けるが、本モデルは気象場を化学輸送モデル内部で計算しており、かつ側面境界を全球化学輸送モデルの6時間ごとの結果を与えるようにしているため、流入気塊のオゾン濃度およびその移流の影響を適切に評価していることにより、このような日にも観測で得られたオゾン濃度を良く再現できたと考えられる。

化学輸送モデルにおける三種類の推定方法による、観測期間中のモデルと観測値によるオゾン濃度との散布図を図4に示す。日中のモデルによるオゾン濃度と観測値との相関を調べると、全体的にモデルは過大評価傾向にあるが、日中のオゾン増大をおおむね良く再現していることが分かる。また、相関や二乗平均誤差などの統計的な比較を表2に示す。観測における当該期間中の日中平均値は54.4ppbvであったが、モデルは全般的にやや過大評価傾向にあった。これは先述のようにモデルは夜間のオゾン濃度を過大評価にあったため、明け方のオゾン濃度をモデルが過大評価していたためと考えられる。全体的に、気象場の影響を考慮せず常に一定の鉛直プロファイルを仮定するMapping Manual Method A (MM-A)は、他の二種類の推定方法に比較すると再現性が良くない。大上モデルはFACEサイトにおける観測値を基に推定しており、ヨーロッパでの観測値を基にパラメタライズしたLRTAP Convention よりも日中平均値で一割程度、二乗平均誤差で10ppbv程度観測値に近く、過大評価傾向も小さい。また相関係数などもこの三者のうち一番高い。このため、以後のコムギおよびイネのオゾン吸収フラックスは、大上モデルを用いて推定した群落高度におけるオゾン濃度を用いて推定した。

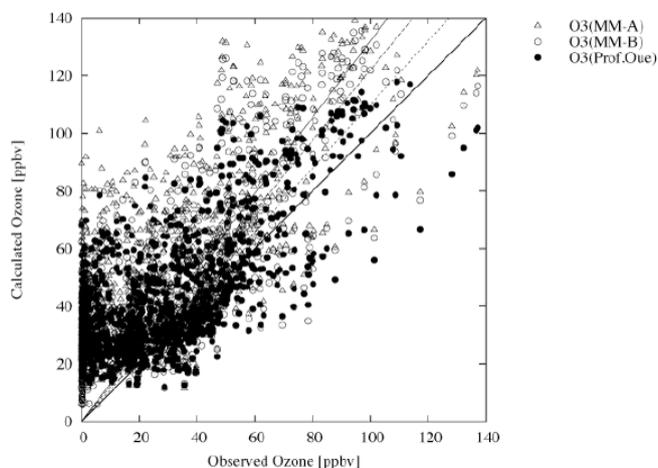


図4. FACEサイトにおけるオゾン濃度の散布図。横軸は観測値、縦軸はモデル。単位はppbv。

図5に、コムギおよびイネの生育期間である4月から7月における各月の日中平均した大気最下端のオゾン濃度の水平分布を示す。ここでは、地表における短波放射が 0.001W m^{-2} 以上であった時間帯の平均を日中平均とした。FACEサイトでの観測結果(図3)にもあるとおり、四月上旬はまだ東アジア領域では光化学反応によるオゾン生成はそれほど顕著ではなく、2000年時点においては中国沿岸部の限られた領域で45ppbvを超えており、むしろ日本の九州や中国、四国地方などで45ppbvを超える領域が広く見られている。これは、春先はオゾン前駆物質の寿命が比較的長く、越境輸

送の影響が表れているものと考えられる。2020年にはPFCシナリオにおいてはオゾン前駆物質の放出量が増加し、たとえば中国における窒素化合物の年間放出量が11.2Tgから25.4Tgに増加すると推定されている (cf. Ohara et al. 2007)。その結果、中国沿岸部のとくに南方域において顕著に地表オゾン濃度が上昇している様子が見られる。広東省付近では増加量として25ppbv、増加率では20%程度となり、中国でのオゾン前駆物質放出量の増加の結果、日本などの下流域においても5ppbv程度のオゾン濃度の増加が見られている。中国沿岸部におけるオゾン増加量は5月に極大となり、上海から広東省にかけての広い領域で30ppbvを超える増加量を示している。一方でチベット域でのオゾン濃度は2000年においても60ppbvを超える高い値を示しているが、東アジア域のオゾン前駆物質が増加しても、2020年におけるその増加量は、5ppbv以下で非常に小さい。このことから、チベット域での高濃度オゾンは主に成層圏—対流圏物質循環など、アジア域の人

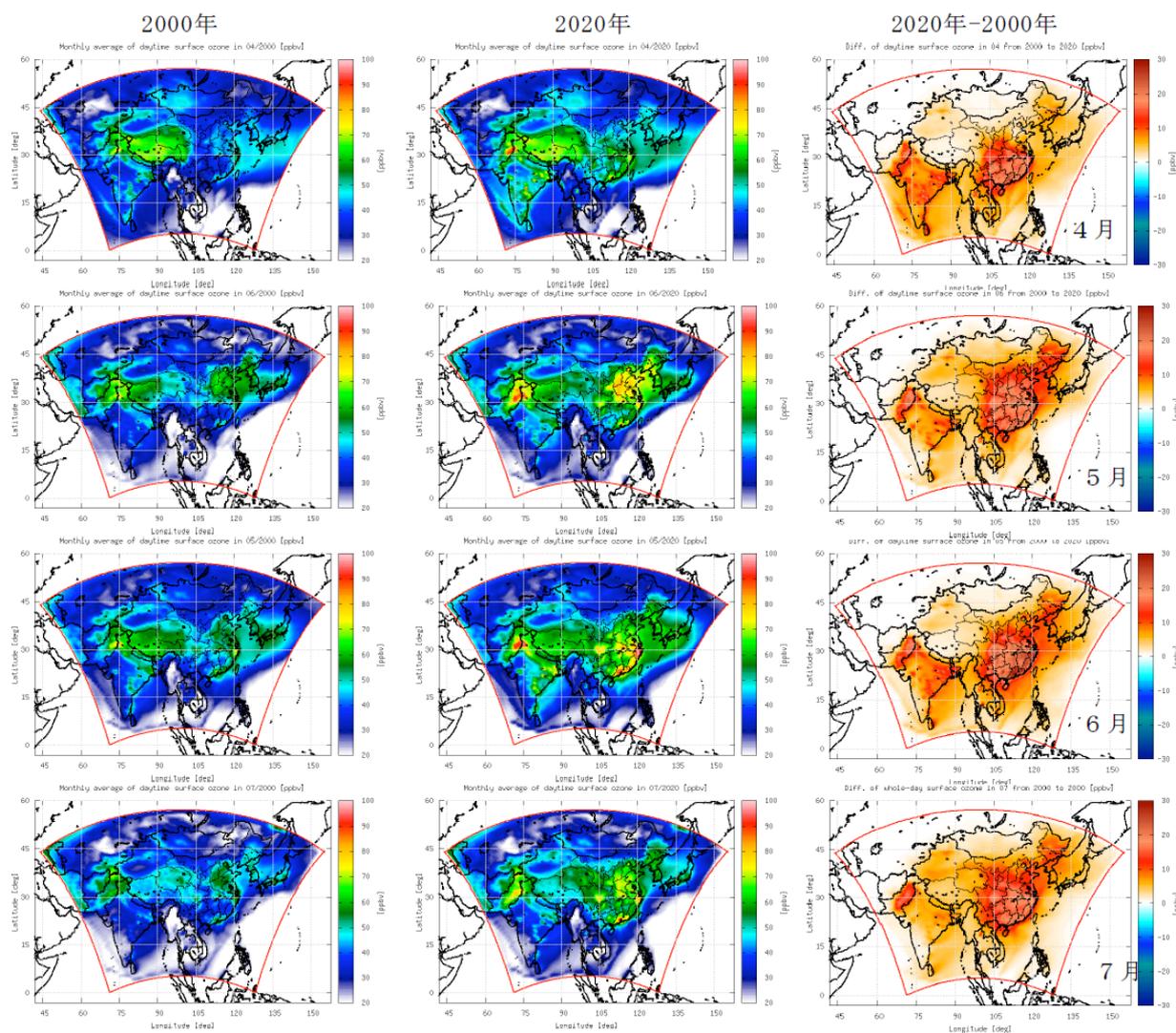


図5. モデルで計算された4月から7月の大気最下層における日中平均オゾン濃度。左が2000年(実験2)、中央が2020年(実験3)、右が2000年から2020年への変化量を示す。

為起源エミッションとは別の要因で生じていることが示唆される。7月になると風系が変わり、海洋性の気団が日本および中国南方に流入するようになる。また、オゾン前駆物質の光化学的寿命が短くなり、越境輸送の影響は小さくなる。この影響が最も顕著に見られるのは九州南部から沖縄にかけての領域で、6月には2020年において60ppbv近い高濃度オゾン領域が見られたが、7月には30ppbv程度になっている。ただし、光化学的寿命が短くなるということはオゾン生成が放出源近傍に集中して生じる、すなわちローカルな大気汚染が顕著になることを意味するため、大都市近傍では高濃度領域が見られる。特に顕著なのが香港、上海、重慶などの中国南部の大都市域である。2020年には上海では日中平均濃度が80ppbv、香港では90ppbvに達しており、月平均した日最高濃度はいずれの都市でも160ppbvを超えている。これは、これらの都市では7月のほとんどの日において日本における光化学オキシダント注意報（120ppbv以上）に相当する高濃度オゾンを生じていることを意味する。インドなどの南アジアにおいては初夏からインドモンスーン（南西季節風）が卓越することもあり、海洋性気団の流入によりそれほど顕著なオゾン増大にはなっていないが、それでもガンジス川流域などの人口密集地域においては10ppbv程度の増加を示している。

LRTAP convention (2004)においてはコムギへのオゾン吸収フラックスが $6 \text{ nmolm}^{-2}\text{s}^{-1}$ を超える量を開花日前後で積算したもの、すなわち AFst6 (accumulated flux above an ozone stomatal flux rate threshold of $6 \text{ nmolm}^{-2}\text{s}^{-1}$) という指標を提唱しており、AFst6はコムギの減収率と良く相関するといわれている (Pleijel et al., 2007)。このため、Emberson et al. (2004)に基づく気孔コンダクタンスモデルを用いて推定された 2000年および2020年における開花日前後でのコムギへの累積オゾン吸収フラックス量 (AFst6) を図6に示す。中国においては安徽省、河北省、河南省、湖北省、江蘇省、陝西省、山東省、山西省、四川省などの9省で中国のコムギ生産量の92%を占めているが、これらの地域ではコムギの開花日がちょうど4月から5月にかけてのオゾン濃度が極大になる季節にあっており、その結果AFst6はこれらの領域のうち特に山東省、安徽省、江蘇省にかけての地域で高くなっている。インドなどの南アジア域では中国に比べてやや開花日が早い季節を想定しているが、冬から春にかけての南アジア域は北東季節風が卓越し、海洋性気団はあまり流入しないため、夏に比べるとオゾン濃度が高い。このため、南アジア域においてもAFst6の高い領域が見られ、とくにガンジス川流域では2000年においても 5 mmolm^{-2} を超えるような高い値が見られる。2020年にはこれらの領域ではさらにAFst6が増加する様子が見られ、増加量は中国安徽省周辺で 2 mmolm^{-2} に達している。日本においては九州および中国地方で 0.5 mmolm^{-2} 程度の増加量となっている。これは、Pleijel et al. (2007) の推定方法を用いると 2.5%程度の減収量の増加を意味する。チベットにおいては春先に日中平均値で60ppbvを超えるような高濃度オゾンが見られたが、AFst6においてはそのような高濃度オゾンの影響は見られていない。これは、Emberson et al. (2000) の気孔コンダクタンスモデルには最適気温よりも低温域あるいは高温域では気孔が開きにくくなる影響が入っているため、チベットのような高標高域では気温の影響で気孔が開かず、結果としてオゾンがコムギ内部に吸収されないようになっているためであると考えられる。

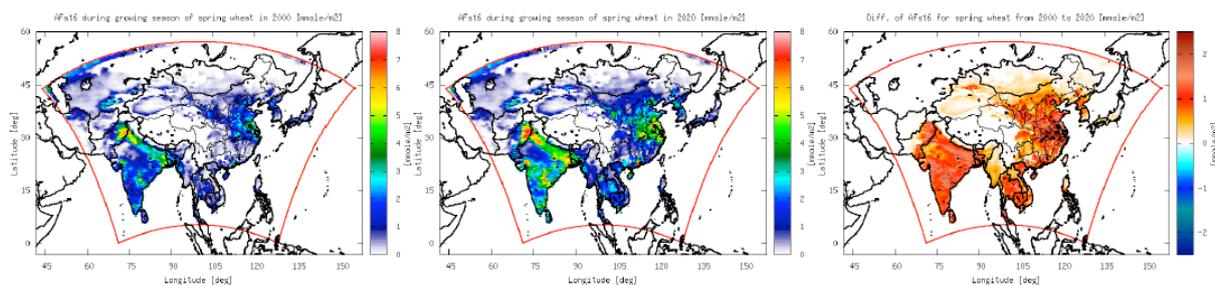


図6. Emberson et al. (2000)を基にしたコムギの気孔コンダクタンスモデルを用いて計算されたAFst6の緯度—経度分布。単位は mmol m^{-2} 。左が2000年(実験2)、中央が2020年(実験3)、右が2000年から2020年への変化量を示す。

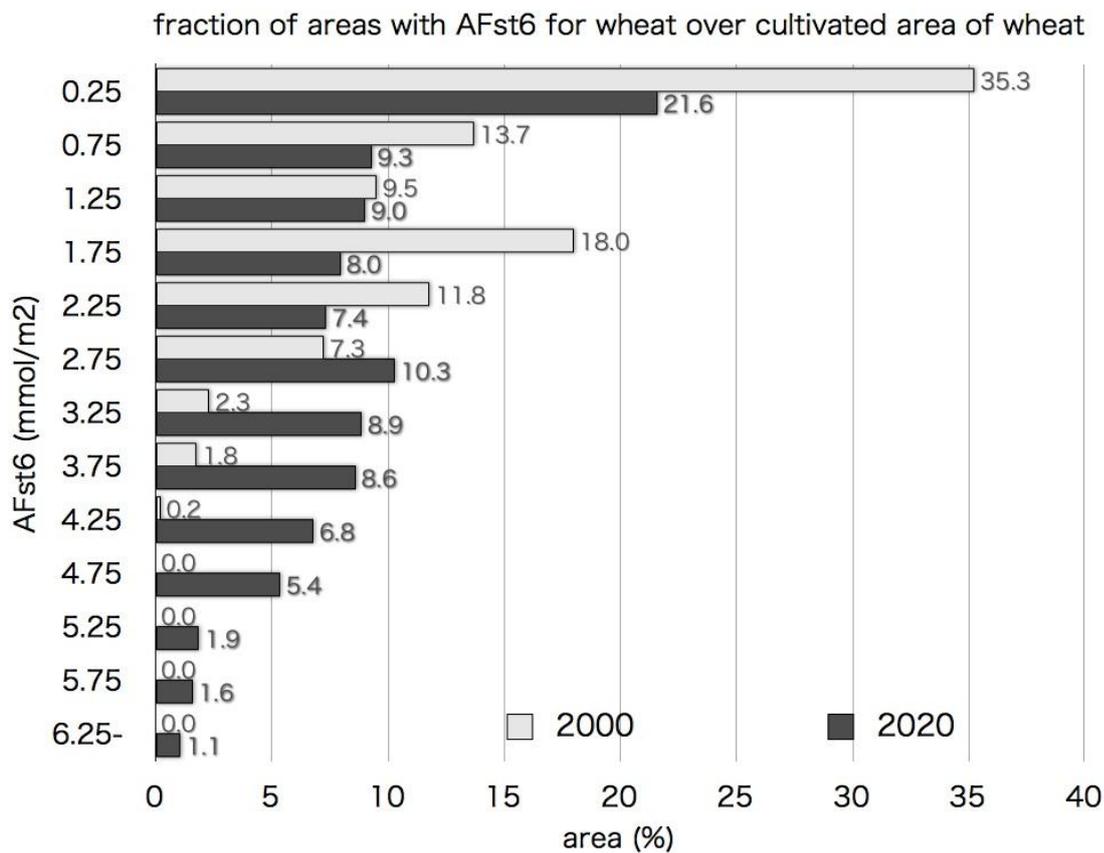


図7. 2000年および2020年における日本、中国、および韓国のコムギ栽培地域におけるAFst6の頻度分布。頻度の単位は%。

次に、日本、中国および韓国のコムギ栽培地において、2000年および2020年におけるAFst6の分布を図7に示す。2000年には、オゾンの影響がほとんど見られないAFst6が 0.5 mmolm^{-2} 以下の領域が日本、中国、および韓国におけるコムギ耕作地帯の35.3%を占めており、次いで $1.5\text{-}2.5 \text{ mmolm}^{-2}$ の値を示す地域が多い ($18.0\%+11.8\%=29.8\%$)。これは、コムギ耕作地がリモートな地域と都市近傍に存在していることを示していると考えられる。大都市の近傍で、高濃度オゾンにさらされているコムギ栽培地帯はそれほど多くなく、 4 mmolm^{-2} を超えるような地域は全体の0.2%に過ぎない。ところが2020年においては 0.5 mmolm^{-2} 以下の清浄な地域の割合が4割程度減少し、21.6%程度となる一方で、都市近傍の極大が 2 mmolm^{-2} 付近から 3.5 mmolm^{-2} 付近に移動し、AFst6が非常に増加している。また、 4 mmolm^{-2} を超えるような領域も全体の17%と、2000年の0.2%から大幅に増加している。これらのことから、今後地表オゾン濃度が増加すれば、コムギの収量がさらに低下していく可能性が強く示唆される。

イネについて、大上モデルおよびYin(2008)モデルで推定した2000年および2020年におけるAFst6の緯度-経度分布を図9に示す。上からそれぞれYinモデル、大上モデルのLYPJ, YD6, SY63, および WYJ21の四品種を示す。Yinモデルは概ねコムギのEmberson (2000)モデルに近い分布を示しているが、コムギにおいては中国での極大域は江蘇省周辺で見られたが、イネでは安徽省から広東省にかけてのやや南方にずれた領域で極大となっている。一方で、Emberson(2000)によるコムギの結果と同様にチベット近辺ではほぼ 0 mmolm^{-2} となっている。これと比較して、大上モデルの四品種の結果においてはチベット近辺でも $1\text{-}3 \text{ mmolm}^{-2}$ 程度の値を示している。これは、大上モデルにおいては低温域での気孔コンダクタンスの減少効果が直接的には考慮されていないためであると考えられる。また、2000年から2020年にかけての変化を比べると、Yinモデルでは全般的に地表オゾン濃度の増加に合わせてAFst6の値も増加しているが、大上モデルは中国河南省付近で品種にもよるものの $0.2\text{-}0.5 \text{ mmolm}^{-2}$ 程度の減少を示している。これは、大上モデルでは生育期間中のオゾン濃度が 40 ppbv を超えた時間の積算量(AOT40)によって気孔コンダクタンスが減少する効果を考慮しているためであると考えられる。AOT40の影響はSY63, YD6, LYPJで特に大きく、FACEサイトでの観測結果から、SY63ではAOT40が 3 ppmh に達するとコンダクタンスは三分の一程度にまで下がると推定されている。その結果、2020年においては地表オゾン濃度の増加から生育期間の早い時期にイネ内部へのオゾンの吸収が阻害されることによりAFst6が2000年時点よりも少なくなったと考えられる。WYJ21はFACEサイトでの観測結果から、オゾンの影響を比較的受けにくいと見られており、 3 ppmh でも三割程度しか減少しない。この結果、AFst6の河南省近辺の減少量も他の三品種に比較して小さくなっている。同様なAFst6の減少は他の領域、たとえば広東省周辺でも見られる。Yinモデルによる推定では広東省、とくに香港周辺では 2 mmolm^{-2} 程度の増加となっている一方で、大上モデルではオゾン濃度は香港よりもむしろその周辺域においてAFst6の増加が見られている。南アジア域においても同様で、大上モデルではガンジス川上流域、デリー周辺のオゾン濃度が非常に高くなっているあたりでAFst6がわずかに2020年に2000年よりも減少している様子が見られている。また、日本においてはYinモデル、大上モデルの双方でAFst6の変動量はごく僅かである。たとえばYinモデルでは日本全体で平均したAFst6は2000年で 1.45 mmolm^{-2} 、2020年で 1.5 mmolm^{-2} と3%程度の増加であった。これは、日本における一般的なイネの生育期間においては越境汚染の影響はそれほど大きくなく、日本自体のオゾン前駆物質の放出量が逆に下がっている

ため、中国での増加の影響を打ち消していることが要因であると考えられる。

日本、韓国および中国の小麦栽培地域におけるAFst6の2000年から2020年にかけての変動の頻度分布を図8に示す。一部の大都市近郊の栽培地域ではNOxの増加によって夜間のオゾン破壊効果が増加するため、オゾン濃度が低下する結果AFst6も減少しているが、その割合は全耕地面積のわずか0.01%程度に過ぎない。東アジア域の小麦生産域の大部分において、今後の人為起源オゾン前駆物質エミッション放出量の増加によってAFst6が増加し、その90%近くが 2mmolm^{-2} 以下の上昇幅であった。FACEサイトでの大上モデルにおけるA-03とE-03の差は 1.83mmolm^{-2} であるので、FACEサイトにおける実験でおおよそその将来変動の変動幅はカバーしていることになる。

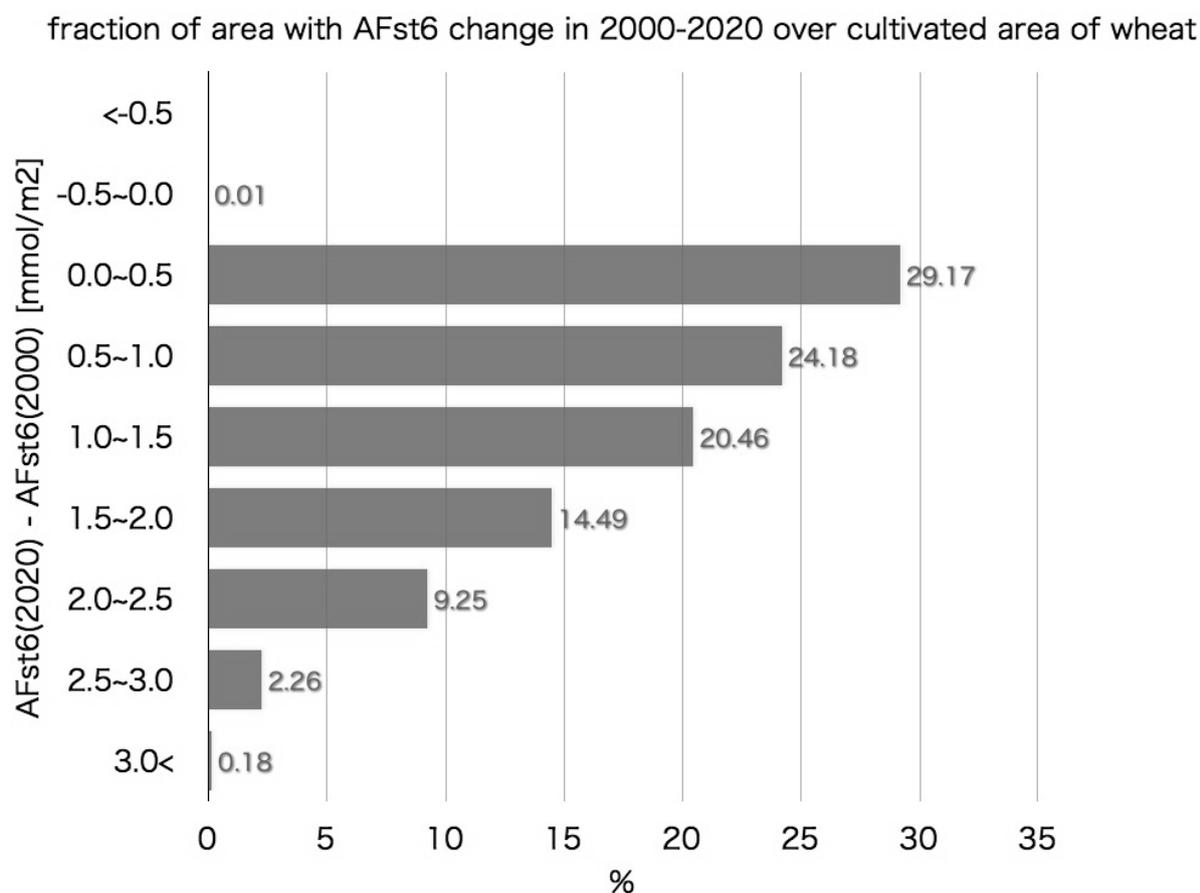


図8. 2020年の日本、中国および韓国のコムギ栽培地域におけるAFst6の2000年からの増減の頻度分布。頻度の単位は%

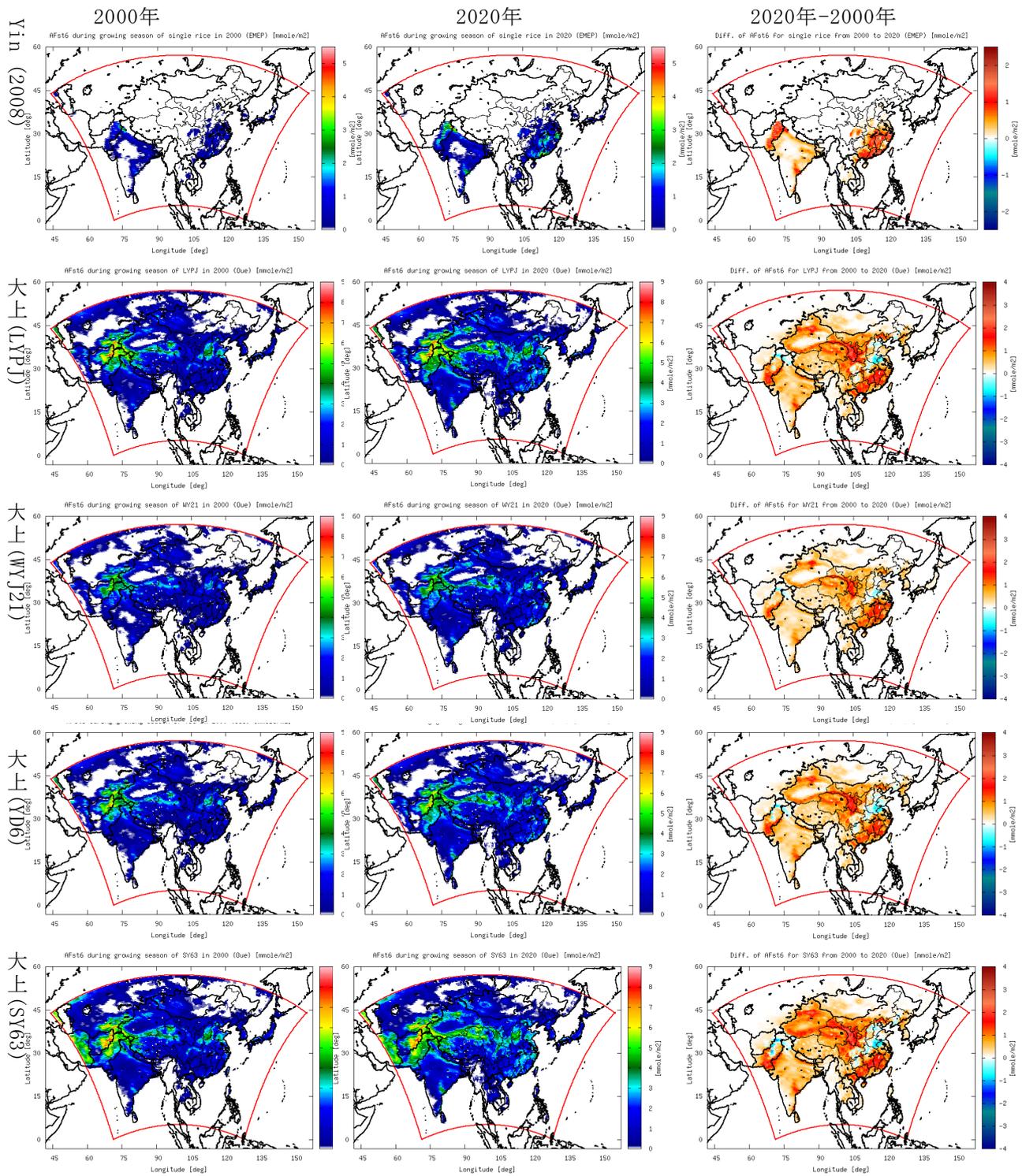


図9. Yin(2008), および大上モデルで推定されたイネのAFst6。左は2000年、中央は2020年、右は2000年から2020年の変化をそれぞれ示す。

これまでに得られたAFst6などから、コムギとイネの減収率と減収量を求める。コムギの減収率は、Pleijel et al. (2007)に基づくAFst6からの推定と、Mills et al. (2007)に基づくAOT40からの推定の双方を行った。イネの減収率についてはKobayashi et al. (1995)に基づき、M7(日中7時間平均オゾン濃度)から推定した。また、2000年における中国の各省ごとのコムギの生産量については中国農業年鑑(2000)を、および各省ごとの早稲、中稲、晩稲の生産量は中国農業年鑑(2000)を基にした。また、インドの州ごとの小麦生産量はFAO(国連食糧農業機関)の1999年の統計値(agro-MAPS: <http://www.fao.org/landandwater/agll/agromaps/interactive/page.jsp>)を基にした。日本のイネおよび小麦生産量は農林水産省の統計データ

(<http://www.maff.go.jp/j/tokei/index.html>)を基にした。各地域の減収率および減収量については、まずAFst6、AOT40、M7などの指標値について、モデルの各グリッドの指標値から、耕作面積で重みをつけた地域ごとの平均的な指標値を求め、それをを用いて減収率および減収量を求めた。

例として、AFst6を用いてコムギの減収率および減収量を推定する場合、まず各地域(国、省、州など)で平均したAFst6の値を

$$AFst6_{ave} = \sum (AFst6_{grid} \cdot \Delta area_{grid}) / \sum (\Delta area_{grid})$$

などとして求める。ここで $\Delta area_{grid}$ は各グリッドにおけるコムギもしくはイネの耕地面積であり、 $AFst6_{grid}$ 、 $AFst6_{ave}$ はそれぞれ各グリッドおよび各地域のAFst6を示す。

次に、各地域ごとの減収率(RYL)をPleijel et al. (2007)を基に

$$RYL_{wheat, AFst6} = 4.8 \cdot AFst6_{ave} [\%]$$

として求め、減収量(PL)を

$$PL_{wheat, AFst6} = RYL_{wheat, AFst6} / (100 - RYL_{wheat, AFst6}) \cdot Prod$$

として求める。ここでProdは各地域ごとのコムギ生産量である。

同様に、AOT40によるコムギ減収率の推定にはMills et al. (2007)より

$$RYL_{wheat, AOT40} = 1.52 \cdot AOT40_{ave} [\%],$$

イネ減収率の推定にはKobayashi et al. (1995)より

$$RYL_{rice, M7} = 100 [1 - \exp(-0.002338 (M7_{ave} - 20))] [\%]$$

を用いた。Kobayashi et al. (1995)はジャポニカ米、とくに日本における主要なイネ品種であるコシヒカリと日本晴を対象に導かれた式である。イネに対するオゾンの影響は品種によって大きく変化することが知られている。一般的に日本のイネ品種は外国の品種に比較してオゾンによる収量への影響が小さい(cf. Yonekura et al., 2005)ため、上記式を用いた減収率は、中国やインドなどにおける、とくにインディカ米やハイブリッド米の減収率を過小評価する可能性がある。

図10に、2000年における地域ごとに平均したコムギに対するAFst6およびAOT40と、それをを用いて推定したオゾンによるコムギ減収量をそれぞれ示す。中国においてはAFst6の高い地域と小麦生産量の多い地域とがほぼ重なっており、山東省および河南省では2000年の収穫量はそれぞれ2118万トン、2291万トンであったが、減収率はどちらも9%程度で、減収量としてはそれぞれ219万トン、226万トンと推定された。日本における2000年の小麦生産量は68万トンなので、これら二つの省だけで日本の年間生産量の6倍に相当する量がオゾンの影響で減収となっている。インドにおいてはパンジャブ州でのオゾンによる減収が非常に大きく、2000年時点ですでにAOT40による推定で17%、AFst6での推定で23%の減収率となっている。日本での減収率はAFst6での推定で3%、AOT40での推定で5%であり、他の地域に比較すればそれほど大きくはない。ただしそれでも2万トンから3.5万

トン程度の減収量になっていると推定された。アジア域全体では、AFst6およびAOT40による推定でそれぞれ1468万トン、2155万トンであった。

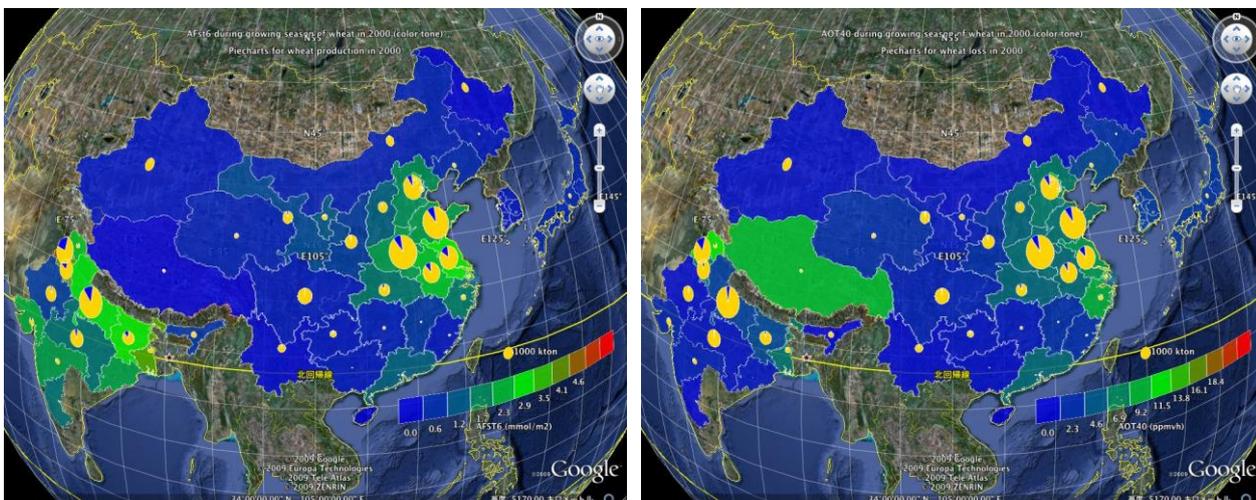


図11に2020年のAFst6, AOT40とそれによるオゾン減収量の図を示す。AFst6, AOT40ともに2000年よりもアジア域全体で増加するため、減収率も2000年の10%から15-20%程度にまで増加している。河南省ではAOT40による推定で減収率が20%、591万トンの減収となった。インドではHaryana州、Punjab州でそれぞれ200万トン、550万トンの減収となり、減収量がさらに2割程度増加する様子が見られた。アジア域全体では3639万トン (AFst6による推定) および3557万トン (AOT40による推定) で、2000年よりも1500-2000万トン程度、減収量が増加すると推定された。地域別の減収率および減収量をまとめたものを表3に示す。

図 11. 図10と同じ。ただし2020年。
 図 10. モデルによって計算された2000年におけるコムギへのAFst6(左図)およびAOT40 (右図)。単位はそれぞれ mmol m^{-2} 、 $\text{ppm} \cdot \text{h}$ 。2000年における小麦生産量を円グラフで、またオゾンによる減収量をそのうちの青い領域でそれぞれ示す。

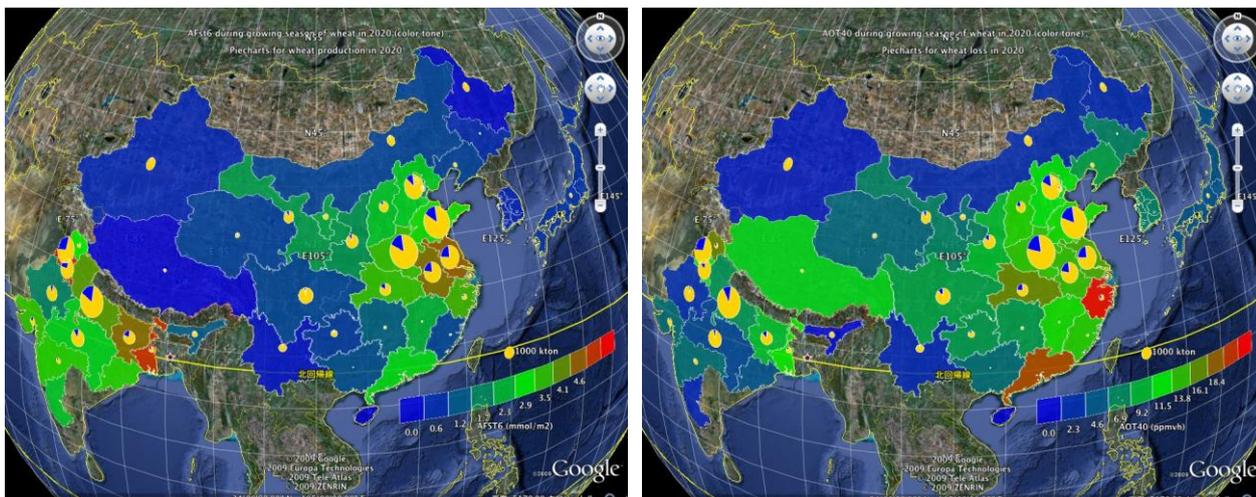


表3. AFst6とヨーロッパのコムギ減収推定モデルを用いて推定したコムギ減収率および減収量。

地域名	小麦生産量 (万t)	2000		2020	
		RYL(%)	PL(万t)	RYL(%)	PL(万t)
黒竜江省	284.2	0.23	0.64	0.57	1.64
吉林省	16.1	1.83	0.3	3.20	0.53
遼寧省	59.2	2.37	1.44	4.20	2.60
内モンゴル	273.1	1.34	3.71	2.68	7.52
河北省	1280.5	7.98	110.97	11.90	173.02
北京	95.5	10.96	11.76	15.97	18.15
天津	71.6	6.00	4.57	8.09	6.30
重慶	105.8	1.11	1.19	3.44	3.76
山東省	2117.7	9.39	219.50	15.13	377.39
江蘇省	1070.8	13.89	172.71	22.09	303.63
安徽省	852.5	10.04	95.16	20.24	216.34
河南省	2291.5	9.99	226.44	16.53	453.85
上海	38.4	12.50	5.49	18.47	8.70
浙江省	72.3	7.48	5.84	17.03	14.84
山西省	266.5	5.16	14.49	9.87	29.19
湖北省	304.7	6.38	20.75	15.36	55.29
江西省	9.6	2.37	0.23	8.13	0.85
福建省	14.4	1.23	0.18	4.48	0.68
広東省	4.4	6.71	0.32	14.46	7.44
海南省	0.0	5.5	0.0	15.58	0.0
湖南省	22.1	1.58	0.35	5.17	1.21
陝西省	405.5	3.61	15.16	8.95	39.87
広西自治区	2.6	2.00	0.05	6.22	0.17
貴州省	107.6	1.17	1.27	3.34	3.72
四川省	543.0	1.29	7.09	3.55	19.95
雲南省	158.4	0.56	0.89	1.51	2.43
甘肅省	320.3	3.15	10.41	6.98	24.04
寧夏自治区	78.2	5.06	4.17	9.70	8.40
青海省	59.4	0.87	0.52	1.74	1.05
新疆自治区	430.9	1.23	5.38	1.96	8.59
チベット	31.2	0.02	0.01	0.03	0.01
中国合計	11388.0	8.26	940.97	15.67	1784.45
日本合計	68.0	2.76	1.93	3.42	2.40
インド合計	7124.24	17.03	1213.09	24.86	1771.13
合計	18580.24	11.60	2154.99	19.15	3557.98

イネについて同じように日中7時間平均オゾン濃度(M7)を用いて推定した減収率および減収量を推定したが、そのうち1期作の耕作期間中のM7およびそれを用いて推定した減収量を図12に示す。イネはコムギよりも南方で主に栽培されており、図12に示したように1期作においては四川省、江蘇省などで多く栽培されている。長江よりも南の地域では2期作が卓越し、2000年における湖南省での収穫量は中国農業年鑑では1期作、早稲、晩稲でそれぞれ404万トン、817万トン、

1138万トンであった。2000年での江蘇省でのM7はおよそ38ppbvであるが、先述のように日本のイネの品種は比較的オゾンによる減収量が少なく見積られるため、江蘇省での減収率は5%程度、減収量は79万トンであった。また、2000年における日本でのイネ収穫量は947万トンであったが、減収量は29万トンと推定された。

1期作および2期作を合計した減収量を表4に示す。日本および中国での稲の減収量は2000年におよそ800万トン、2020年に1400万トンと推定された。栗林ら(2008)は同じREASエミッションを用い、領域化学輸送モデルCMAQを用いて2000年、2020年の地表オゾン濃度を計算し、その日中7時間平均値から中国における稲の減収量を推定している。彼らの結果では2000年の中国での減収量は1280万トン、2020年では1859万トンとなっており、同じ人為起源オゾン前駆物質のエミッションインベントリを用いているにもかかわらず、本研究よりも400万トンほど多い結果となった。これは、彼らのモデルは水平解像度が80kmとやや粗いこと、および群落高度のオゾン濃度を推定せず、モデル大気最下端の濃度をそのまま用いているためにオゾン濃度を高めに推定していること、およびイネの生育期間をグリッドではなく、各省ごとにとっていることなどが要因となっていると考えられる。またWang and Mauzerall (2004)では1990年の中国における減収量は800万トンとなっており、減収率の推定方法が異なり、かつ減収量を推定した年が1990年と2000年とで異なるものの本研究の2000年の結果とほぼ同じような結果となっている。

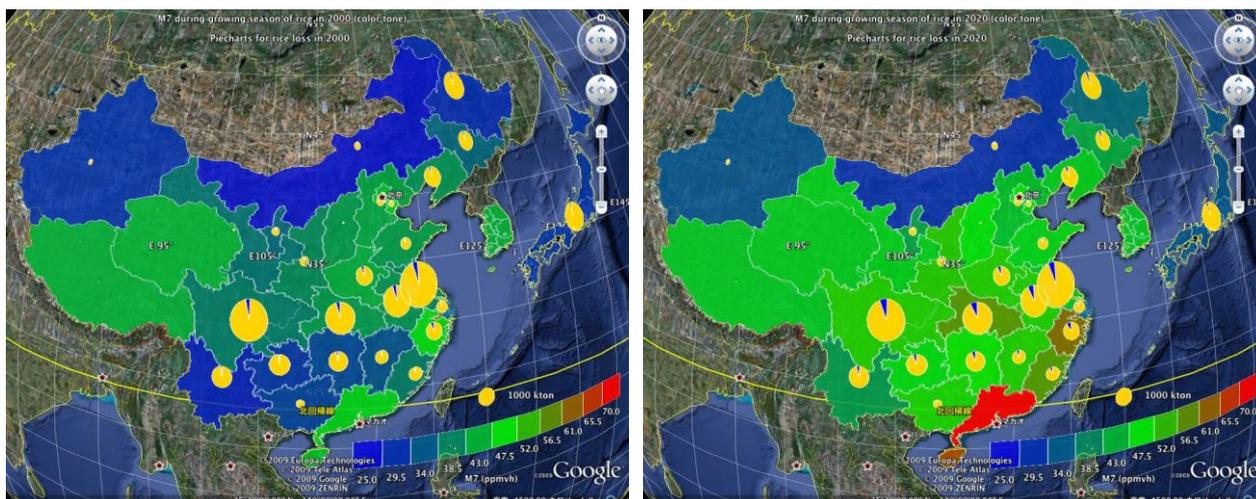


図 12. モデルによって計算された2000年(左図)および2020年(右図)における1期作稲作期間中の日中7時間平均オゾン濃度。2000年における米生産量を円グラフで、また各年におけるオゾンによる減収量をそのうちの青い領域でそれぞれ示す。

表4. Kobayashi et al. (1995) に基づいてM7から推定されたイネの減収量

地域	作型	生産量(万t)	2000		2020	
			RYL (%)	PL(万t)	RYL (%)	PL(万t)
中国	早稲	4,097	3.96	162	7.88	323
	中稲	10,240	3.98	407	6.45	661
	晩稲	4,812	4.07	196	7.93	382
	合計	19,149	4.02	769	7.13	1,366
日本		947	3.11	29	3.72	35
韓国		529	3.64	19	4.39	23
合計		20,625	3.96	818	6.90	1,424

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

イネおよびコムギへのオゾン吸収フラックスを直接推定できるオンライン全球—領域ネスト化学輸送モデルを開発し、2000年および2020年の東アジア域におけるエミッションインベントリによる地表オゾン濃度のイネおよびコムギへの影響評価のための数値実験を行った。長距離輸送と対象領域における詳細な気象場および化学種の分布を同時に考慮しうる、このようなモデルを使用してオゾン濃度の将来予測実験を行った例はいままでにない。今回の実験結果、窒素化合物の放出量増加によって地表オゾン濃度が冬季の大都市圏を除いてアジア全域で増加し、その結果としてイネおよびコムギのオゾン吸収量が増加し、減収率が高まると予測された。

(2) 地球環境政策への貢献

本モデルで時間的・空間的に精緻な推定を行うことによって、現状把握と将来予測の信頼性が大幅に向上する。その結果、大気環境保全のためによりの確な政策の策定が可能となる。

6. 引用文献

- Emberson L.D., Ashmore M.R., Cambridge H.M., Simpson D., Tuovinen J.-P. (2000). Modelling stomatal ozone flux across Europe. *Environmental Pollution* 109, 403-413.
- Freitas S.R., Longo K., Silva Dias M., Silva Dias P., Chatfield R., Prins E., Artaxo P., Grell G., Recuero F. (2005). Monitoring the transport of biomass burning emissions in South America. *Environmental Fluid Mechanics*, DOI:10.1007/s10652-005-0243-7, 5 (1-2), p. 135-167.
- Grell G.A., Peckham S.E., Schmitz R., et al. (2005). Fully coupled “online” chemistry within the WRF model. *Atmospheric Environment* 39, 6957-6975.
- Kobayashi K., Okada M., Nouchi I. (1995). Effects of ozone on dry matter partitioning and yield of Japanese cultivars of rice (*Oryza sativa L.*), *Agriculture Ecosystems and Environment* 53, 109-122.
- 栗林正俊, 大原利真, 山地一代 (2008). 中国におけるオゾンによる稲作影響の現状評価と将来予測. *大気環境学会誌* 43, 55-66.
- LRTAP Convention (2004). Manual on methodologies and criteria for modeling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risk and trends. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution,
 URL<<http://www.oekodata.com/icpmapping/index.html?htm/manual/manual.htm~inhalt>>.

- Madronich S. (1987). Photodissociation in the atmosphere, 1, actinic flux and the effects of ground reflections and clouds. *Journal of Geophysical Research* 92, 9740-9752.
- Mills G., Buse A., Gimemo B., Bermejo V., Holland M., Emberson L., Pleijel H. (2007). A synthesis of AOT40-based response functions and critical levels of ozone for agricultural and horticultural, *Atmospheric Environment* 41, 2630-2643.
- Niwano M., Takigawa M., Takahashi M., Akimoto H., Nakazato M., Nagai T., Sakai T., Mano Y. (2007). Evaluation of vertical ozone profiles simulated by WRF/Chem using Lidar-observed data. *SOLA* 3, 133-136, doi:10.2151/sola.2007-034.
- 農業年鑑編纂委員会編 (2000). *中国農業年鑑*, 中国農業出版社.
- Ohara T., Akimoto H., Kurokawa J., et al. (2007). Asian emission inventory for anthropogenic emission sources during the period 1980-2020. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7, 4419-4444.
- Olivier J.G.J., Bouwman A.F., Van der Maas C.W.M., et al. (1996). Description of EDGAR Version 2.0. A set of global emission inventories of greenhouse gases and ozone-depleting substances for all anthropogenic and most natural sources on a per country basis and on 1° × 1° grid. RIVM/TNO rep., RIVM, Bilthoven, number nr. 711060 002, 1006.
- Oue H., Feng Z., Pang J., Miyata A., Mano M., Kobayashi K., and Zhu J. (2009). Modeling stomatal conductance and photosynthesis of a flag leaf of wheat under elevated O₃ concentration, *Proceedings of International Symposium on Agricultural Meteorology*, Koriyama, Fukushima.
- Pleijel, H., Danielsson H., Emberson L., Ashmore, M.R., Mills G. (2007). Ozone risk assessment for agricultural crops in Europe: Further development of stomatal flux and flux-response relationships for European wheat and potato. *Atmospheric Environment* 41, 3022-3040.
- Shaw W.J., Jerry Allwine K., Fritz B.G., Rutz F.C., Rishel J.P., Chapman E.G. (2008). An evaluation of the wind erosion module in DUSTAN. *Atmospheric Environment* 42, 1907-1921.
- Sudo K., Takahashi M., Kurokawa J., et al. (2002). CHASER: A global chemical model of the troposphere 1. Model description. *Journal of Geophysical Research* 107, doi:10.1029/2001JD001113.
- Takigawa M., Niwano M., Akimoto H., et al. (2007). Development of an one-way nested global-regional air quality forecasting model. *SOLA* 3, 81-84, doi:10.2151/sola.2007-021.
- Takigawa M., Sudo K., Akimoto H., et al. (2005). Estimation of the contribution of intercontinental transport during PEACE campaign by using a global model. *Journal of Geophysical Research* 110, doi:10.1029/2005JD006226.
- Wang X., Mauzerall D.L. (2004). Characterizing distributions of surface ozone and its impact on grain production in China, Japan and South Korea: 1990 and 2020. *Atmospheric Environment* 38, 4383-4402, 10.1016/j.atmosenv.2004.03.067.
- Wang X., Mauzerall D.L., Hu Y. (2005). A high-resolution emission inventory for eastern China in 2000 and three scenarios for 2020. *Atmospheric Environment* 39, 5917-5933, doi:10.1016/j.atmosenv.2005.06.051.
- Wesely, M.L. (1989). Parameterization of surface resistances to gaseous deposition in regional-scale numerical methods. *Atmospheric Environment* 23, 1293-1304.
- Yamaji K., Ohara T., Uno I., Kurokawa J., Pochanart P., Akimoto H. (2008). Future prediction of surface ozone over east Asia using Models-3 Community Multiscale Air Quality Modeling System and Regional Emission Inventory in Asia. *Journal of Geophysical Research* 113, D08306,

doi:10.1029/2007JD008663.

Yin L. (2008). Crop Ozone Uptake Modelling and Stomatal Responses to Combination of Ozone and CO₂: Parameterization of two stomatal conductance models for wheat and rice to develop ozone flux methods. *Msc thesis in Environmental Science and Management*, Environment Department, The University of York.

Yonekura T., Shimada T., Miwa M., Arzate A., Ogawa K. (2005). Impacts of tropospheric ozone on growth and yield of rice (*Oryza sativa L.*). *Journal of Agricultural Meteorology*, 60, 1045-1048.

7. 国際共同研究等の状況

独立行政法人海洋研究開発機構と中国科学院 大気物理研究所が中国国内数カ所で行っているオゾンおよびオゾン前駆物質の地表観測プロジェクトと協力し、観測で得られた濃度変化などの要因を主にモデルを用いて事後解析を行っている。

8. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

〈論文 (査読あり)〉

Takigawa M., Niwano M., Akimoto H., Takahashi M., Kobayashi K. (2009). Projection of surface ozone over East Asia in 2020. *Journal of Agricultural Meteorology*, 65, 161-166.

〈その他誌上発表 (査読なし)〉

なし

(2) 口頭発表 (学会)

1) 滝川雅之, 高橋正明, 秋元肇, 小林和彦 (2009). 領域モデルを用いた東アジアにおける小麦へのオゾン吸収フラックスの推定. 日本農業気象学会全国大会, 郡山.

2) Takigawa M., Niwano M., Akimoto H., Takahashi M., Kobayashi K. (2009). Projection of surface ozone over East Asia in 2020. *9th WRF Workshop*, Boulder, USA.

(3) 出願特許

なし

(4) シンポジウム、セミナーの開催 (主催のもの)

なし

(5) マスコミ等への公表・報道等

なし

(6) その他

なし