

4. オゾン及び粒子状物質に係る解析

これまでの酸性雨モニタリング報告書では、酸性沈着物に焦点をおいて、越境汚染及び国内における酸性沈着物が及ぼす大気負荷の解析を行ってきた。しかしながら、平成21年3月に改訂された越境大気汚染・酸性雨長期モニタリング計画では、越境大気汚染問題への関心の高まりを受け、酸性沈着のみならずオゾン(O₃)及び粒子状物質(PM)についても監視することを明確にしている。本章では、特にO₃、粒子状物質、酸性物質等の大気汚染物質に着目して、これまで蓄積されたデータを用いたトレンド解析、数値モデルを用いた越境大気汚染現象の解析、植物影響の可能性について、現時点で得られた知見を紹介する。

4.1 オゾン及び粒子状物質の長期的傾向及びトレンド解析

4.1.1 オゾン

平成12年度から平成24年度におけるO₃年平均濃度の経年変化を図4-1-1に示す。評価にあたっては全国平均値のほか、測定地点を遠隔地域及びそれ以外の非遠隔地域に分けてそれぞれ平均値を求めた。また、高山地点(八方尾根、赤城)は過去の報告でも他の地点と比較して高い値で推移しているため個別に評価し、前述の平均値の算出には含めなかった。なお、平成22~23年度に順次O₃計校正方法が切り替えられたが、このこと自体は長期的傾向の評価に大きな影響を及ぼすものではないと考えている。

期間を通じて、非遠隔地域よりも遠隔地域でO₃濃度が高い傾向であった。これは、図3-1-30に示すとおりO₃と反応する窒素酸化物の濃度が遠隔地域で低く、窒素酸化物との反応によるO₃の消失が少ないためであると考えられる。また、長期的傾向については遠隔地域、非遠隔地域ともに、平成19年度まで増加傾向であったが、平成20年度以降減少傾向に転じている。この変動傾向の変化については、測定年数が短く、原因が明らかでないため、今後の推移を注視する必要がある。

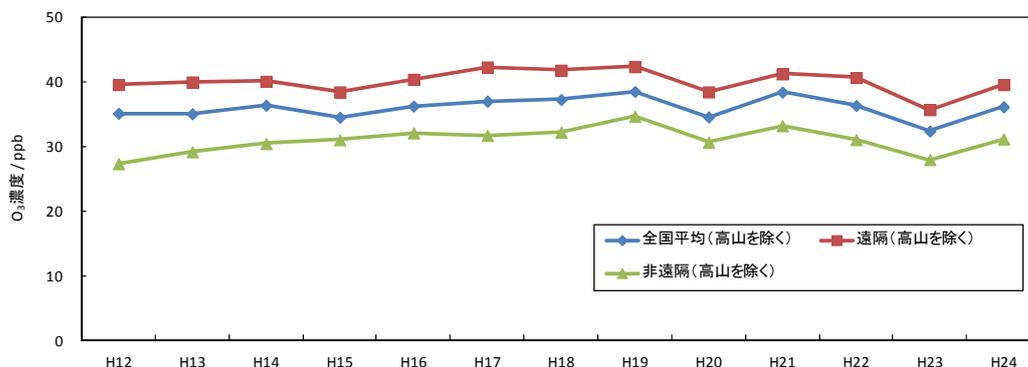


図4-1-1 遠隔地域及び非遠隔地域におけるO₃年平均濃度の経年変化

注：完全度75%未満の年間値は含めずに計算した。

地点ごとのO₃濃度の経年変化を図4-1-2に示す。遠隔地域と非遠隔地域を、さらに地点別に示した。

平成15年度から平成24年度の10年間の長期的傾向については、八方尾根(-1.1 ppb y⁻¹)、利尻(-0.8 ppb y⁻¹)及び籠岳(-0.8 ppb y⁻¹)で有意な減少傾向(p < 0.05)を示し、隠岐で+0.2 ppb/年の有意な増加傾向(p < 0.05)を示した。なお、犬山でも+1.3 ppb y⁻¹の有意な増加傾向(p < 0.05)がみられたが、平成20年度末で測定を休止し、平成21年度以降のモニタリングは実施されていない。

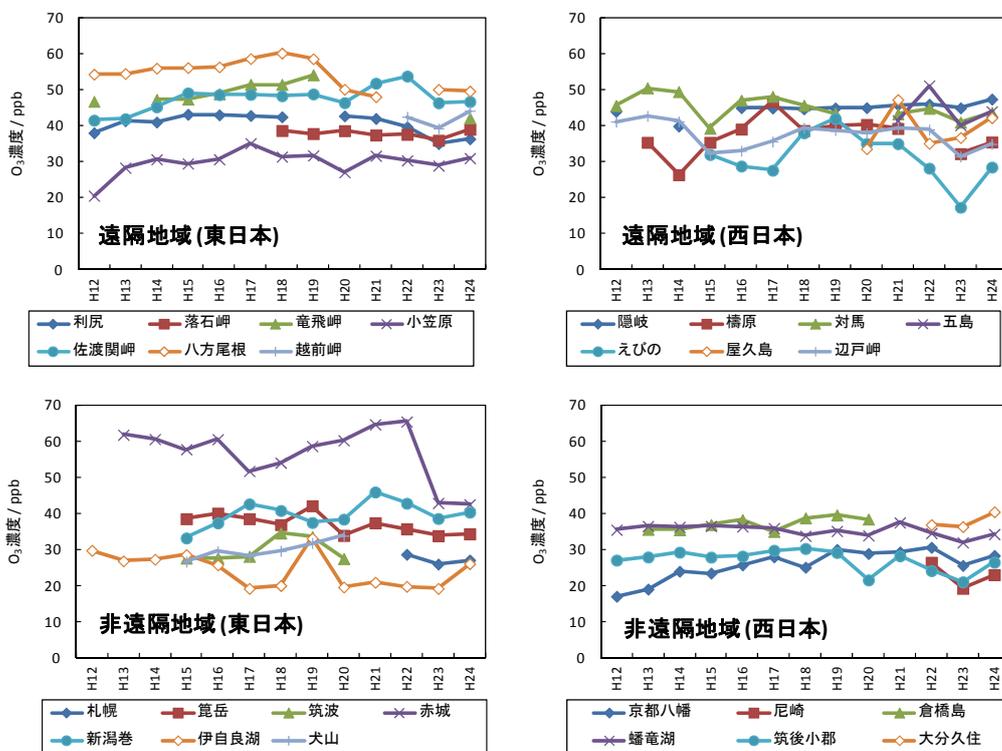


図4-1-2 各地点のO₃濃度の経年変化

注：完全度75%未満の年間値は表示しない。

平成15年度から平成24年度の10年間で5年ごとに前後半に分割し、各月のデータを比較したグラフを図4-1-3に示す。なお、評価にあたっては、双方の期間で年間データの完全度が75%以上の年が4年以上であった16地点を対象とした。

隠岐では7月及び10月の月間値が後半の方が有意に高く、その差はそれぞれ5 ppb及び3 ppbであった。一方、利尻、籠岳、八方尾根、伊自良湖、筑後小郡において、前半と比較して後半のO₃濃度が有意に低い月がみられ、主に夏季～秋季に多く、その差は4～11 ppbであった。特に八方尾根では平成19年度から20年度にかけての年間平均値の大きな変動が前後半の境と一致し、大きな差が生じたものと考えられる。また、赤城でも平成23年度以降の年間平均値に大きな低下がみられ、図中に参考として示したとおり年間を通じてO₃濃度が大きく低下した。この赤城局の大きな濃度変動の原因については、平成22年3月に改訂された環境大気常時監視マニュアル(第6版)[1]によるO₃計の校正体制の変更の違いによる可能性が考えられるが、校正履歴の変動では説明が付かなかった。

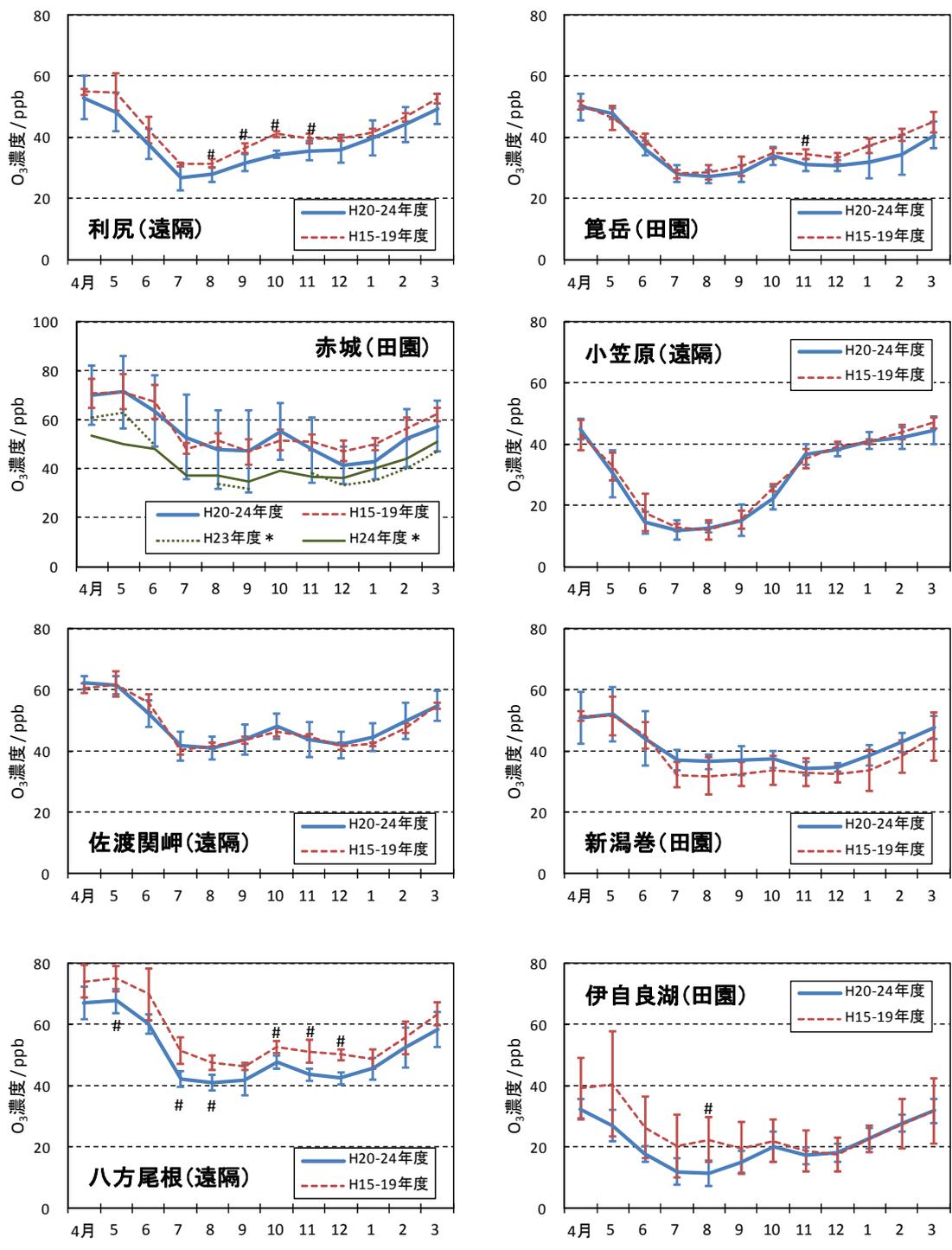


図4-1-3 平成15～19年度及び平成20～24年度の月別O₃濃度の推移

注：完全度75%未満の月間値は含めずに計算した。

エラーバー：月間値（有効データのみ）の平均値±標準偏差の範囲

#：統計的に有意な差(p<0.05)があった月

* 赤城では平成23年度以降O₃濃度が大きく低下したため参考として示した

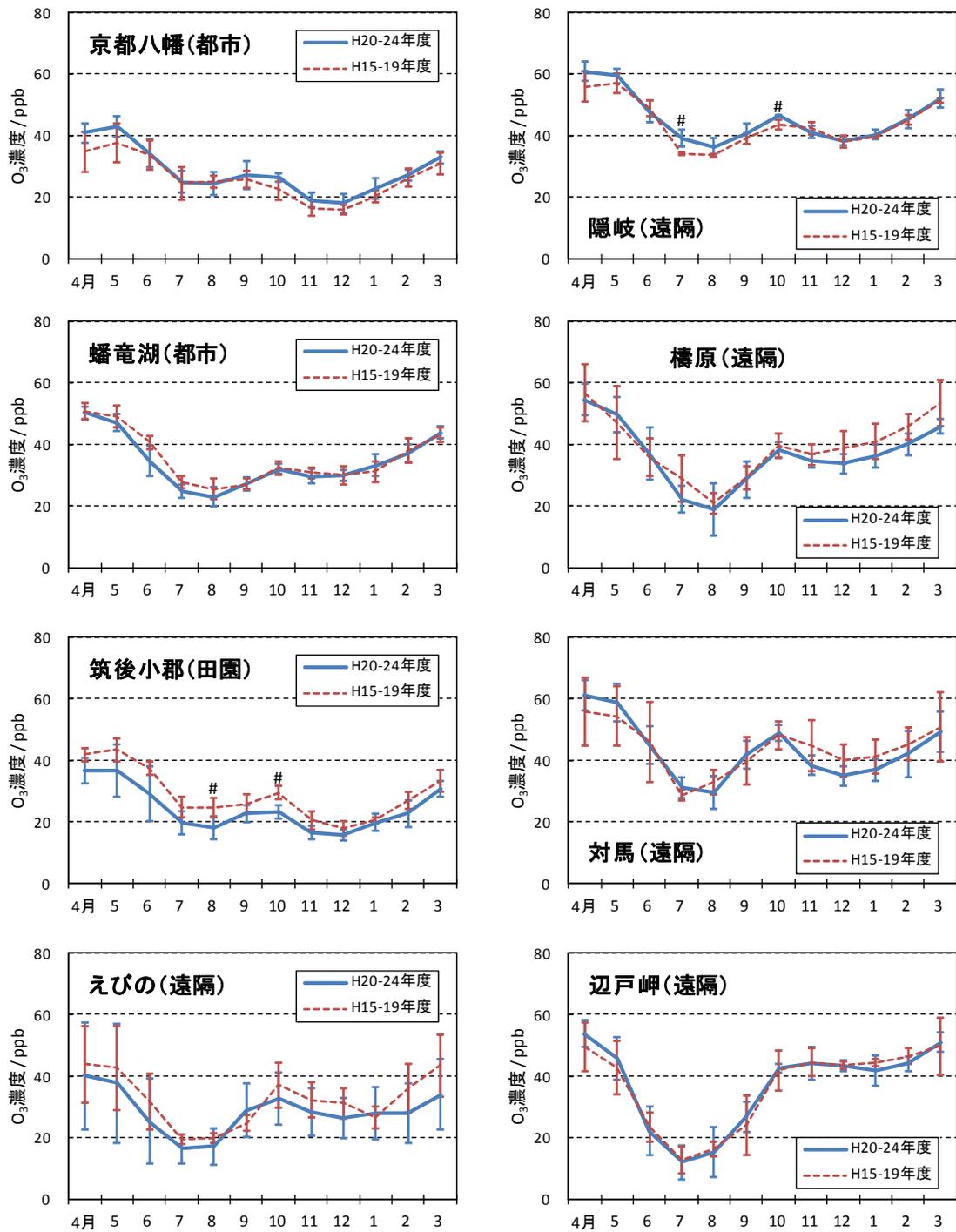


図4-1-3 平成15～19年度及び平成20～24年度の月別O₃濃度の推移(続き)

注: 完全度75%未満の月間値は含めずに計算した。

エラーバー: 月間値(有効データのみ)の平均値±標準偏差の範囲

#: 統計的に有意な差(p<0.05)があった月

4.1.2 PM₁₀及びPM_{2.5}

平成11年度から平成24年度におけるPM₁₀濃度及びPM_{2.5}濃度の経年変化を図4-1-4に示した。ここでは、PM₁₀とPM_{2.5}の両方を測定している地点（PM₁₀, PM_{2.5}測定地点）と、PM₁₀のみを測定している地点（PM₁₀測定地点）で分けて図示した。

調査期間を通して、PM₁₀濃度は小笠原及び八方尾根において低く、辺戸岬、隠岐及び幡竜湖で高かった。また、PM_{2.5}濃度はPM₁₀濃度と連動した変動を示し、PM_{2.5}/PM₁₀比は3地点とも期間を通じてほぼ一定で、概ね0.4~0.6の間で推移した。平成15年度から平成24年度の10年間の長期的傾向は、辺戸岬(-0.9 µg m⁻³ y⁻¹)、佐渡関岬(-0.9 µg m⁻³ y⁻¹)、幡竜湖(-0.6 µg m⁻³ y⁻¹)、構原(-0.5 µg m⁻³ y⁻¹)及び伊自良湖(-0.4 µg m⁻³ y⁻¹)でPM₁₀濃度の有意な減少傾向(p<0.05)がみられた。また、有意な増加傾向がみられた地点はなかった。PM_{2.5}濃度については、いずれの地点でも統計的に有意な増加・減少傾向はみられなかった。

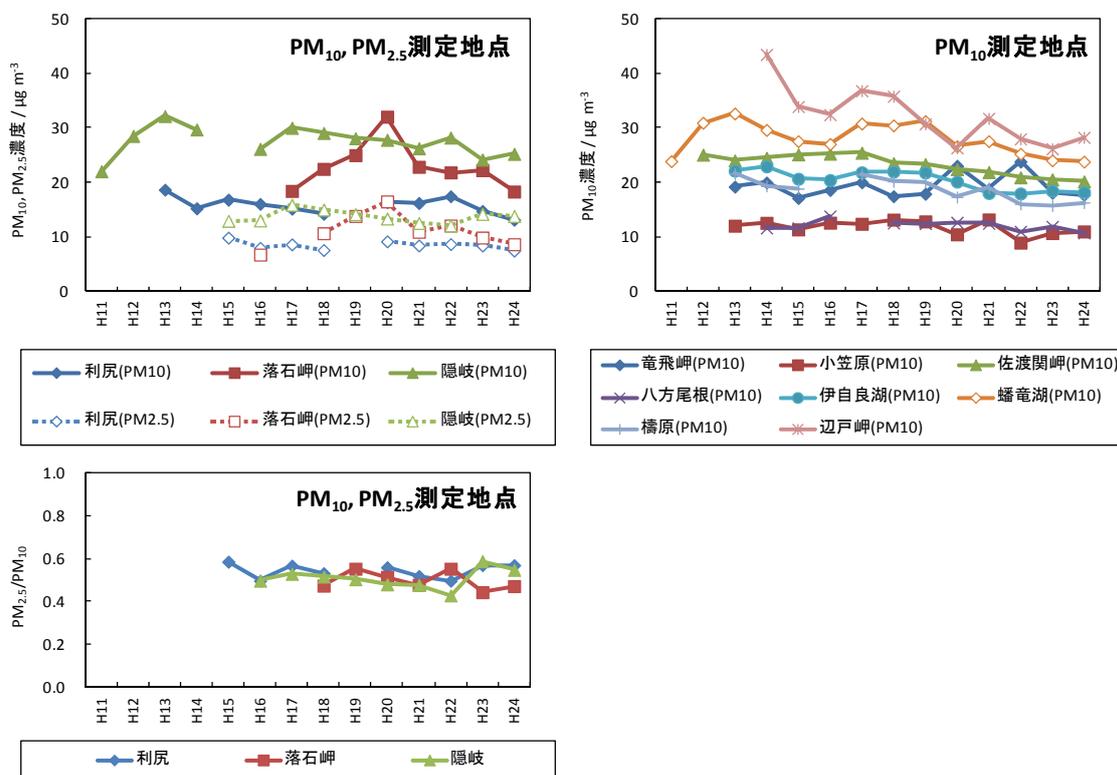


図4-1-4 PM₁₀濃度、PM_{2.5}濃度及びPM_{2.5}/PM₁₀比の経年変化

注：完全度75%未満の年間値は表示しない。

平成15年度から平成24年度の10年間で5年ごとに前後半に分割し、各月のデータを比較したグラフを図4-1-5に示す。なお、評価にあたっては、双方の期間で4以上の年間データが完全度75%を満たした10地点、延べ12項目を対象とした。

全体的に、前半と比較して後半にPM濃度の月間値が低くなる傾向があった。そのうち、小笠原、佐渡関岬、伊自良湖、隠岐、蟠竜湖、橿原において、後半のPM濃度が有意に低い月がみられた。主に冬季を除いた期間に分布し、その差は2~16 $\mu\text{g m}^{-3}$ であった。一方、竜飛岬では冬季から春季にかけて後半の方でPM濃度が高くなり、12月には5 $\mu\text{g m}^{-3}$ の有意な差がみられた。

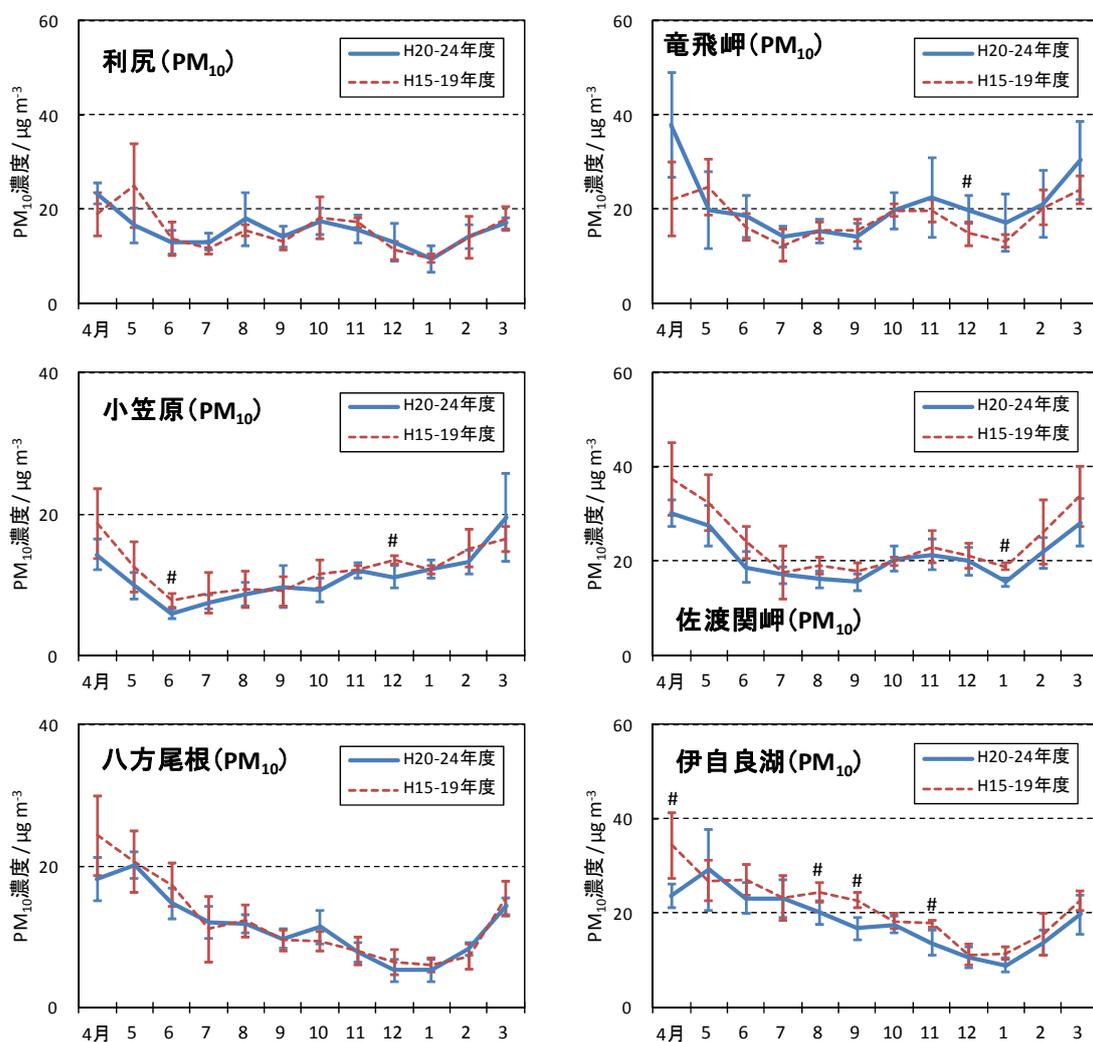


図4-1-5 平成15~19年度及び平成20~24年度の月別PM₁₀及びPM_{2.5}濃度の推移

注：完全度75%未満の月間値は含めずに計算した。

エラーバー：月間値（有効データのみ）の平均値±標準偏差の範囲

#：統計的に有意な差(p<0.05)があった月

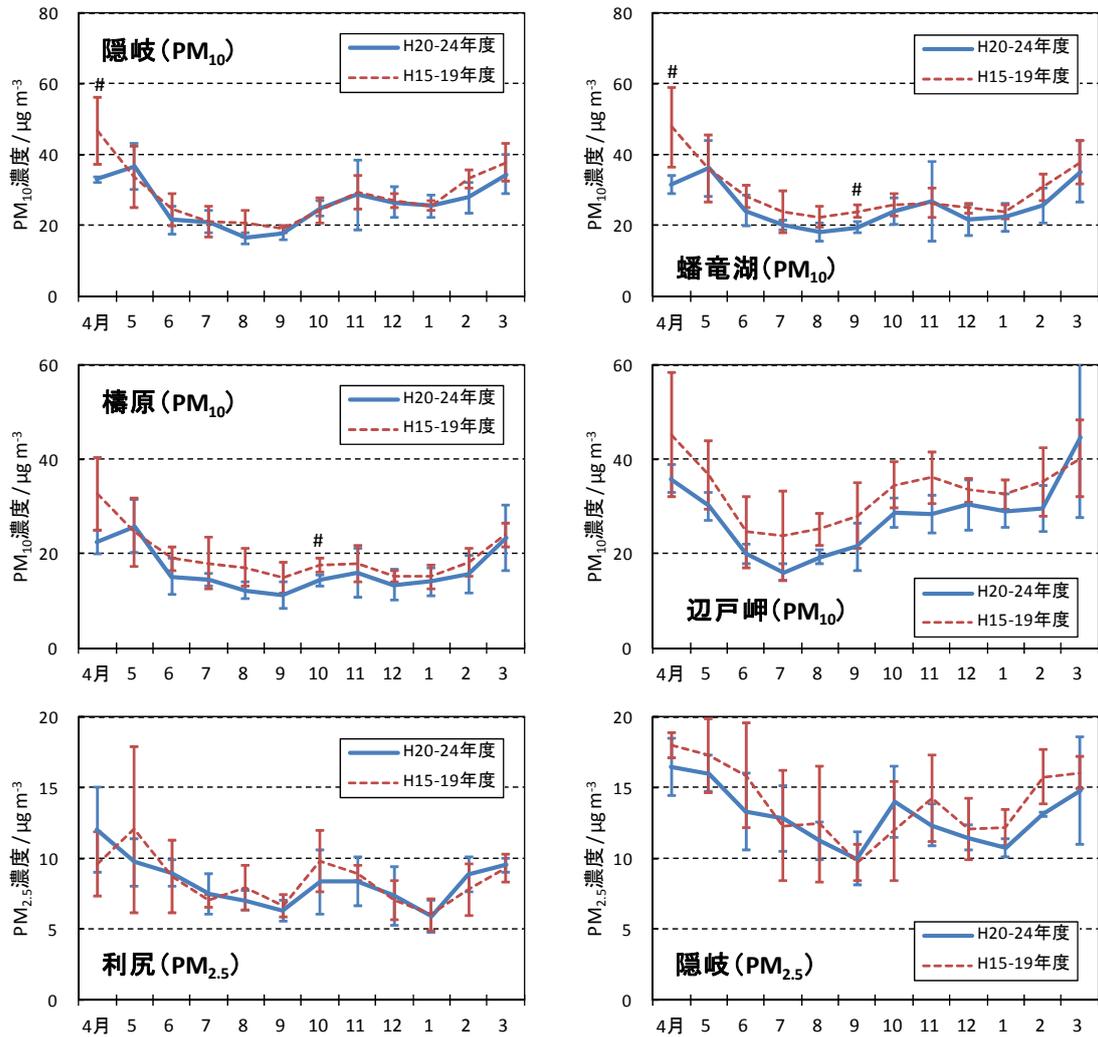


図 4-1-5 平成 15～19 年度及び平成 20～24 年度の月別 PM₁₀ 及び PM_{2.5} 濃度の推移 (続き)

注：完全度 75%未満の月間値は含めずに計算した。

エラーバー：月間値 (有効データのみ) の平均値±標準偏差の範囲

#：統計的に有意な差(p<0.05)があった月

4.1.3 モデルを用いた我が国への越境大気汚染現象の解析

国設酸性雨局による長期モニタリングは、測定局周辺の大気汚染による影響の長期的傾向を把握する上で有用である。一方、日本及び周辺域の大気汚染物質の濃度、沈着量分布、及び長距離輸送量を明らかにするためには、モニタリングの結果と組み合わせたモデル解析が必要となる。本項では、オゾン (O_3)、粒子状物質 (PM) の発生源寄与解析、酸性物質の大気モデル解析を行った、最近の研究事例を示す。なお、ここで示した研究事例はいずれも、大気シミュレーションモデルの再現性の評価等に越境大気汚染・酸性雨長期モニタリングデータが活用され論文となったものである。

(1) オゾンのソース・レセプター解析

永島らはグローバル大気化学輸送モデル (CHASER) を用いて、2000 年代初頭の東アジアにおける地表面オゾン (O_3) のソース・レセプター解析を行った[2]。この解析によって、北東アジア内の O_3 の地域間輸送及び北東アジア外からの O_3 の流入の様子が明らかになった。

温室効果ガス世界資料センター (WDCGG)、東アジア酸性雨モニタリングネットワーク (EANET)、中国における日中共同観測研究プロジェクトで取得された O_3 月平均濃度の観測値とモデル値を比較したところ、全ての地点で相関係数が 0.7 を超えており、半分の地点では 0.9 を超えていた。また、両者の O_3 濃度絶対値の偏差は 10 ppbv 以内であった。この結果から、モデルは東アジアにおける O_3 濃度の絶対値及び季節変動を良く再現できることがわかった。

図 4-1-6 は北東アジアの 10 領域 (JPN-N: 北日本、JPN-S: 南日本、JPN-W: 西日本、JPN-E: 東日本、CHN-NE: 中国北東部、CHN-NCP: 中国華北平原、CHN-YRB: 中国揚子江盆地、CHN-SE: 中国南東部、KOR-N: 北朝鮮、KOR-S: 韓国) における 2000~2005 年の O_3 濃度の月間値の平均及び地域別の寄与率を示している。この結果から季節変動のいくつかの特徴が見られる。1つ目は中国北東部を除く北東アジア全域で成層圏からの寄与濃度 (各図の上部青実線) が、冬季~初春にかけて大きくなり、夏季には最小になる。2つ目は大気境界層からの寄与濃度 (各図の上部黒点線) が、地域によって異なる。すなわち、中国揚子江盆地、中国南東部及び南日本では春季と秋季に大きくなり、中国北東部及び中国華北平原では夏季に大きくなり、南日本以外の日本の大部分及び朝鮮半島では春季~夏季に大きくなった。

各図下部の寄与率に着目すると、北東アジア域外からの移流 (各図の下部棒グラフの緑色) が 10~3 月にかけて大きくなり、中国揚子江盆地及び中国南東部を除いて冬季では約 70%の寄与になった。中国揚子江盆地及び中国南東部では北東アジア域外からの移流の寄与が低く、約 50%であった。冬季には、成層圏及び北米、欧州、中央アジアから自由対流圏を経た O_3 の流入が中国北部で支配的になり、北東アジア域内の寄与 (各図の下部棒グラフの赤色) は 10%程度であった。冬季には光化学反応が抑制され O_3 の大気中寿命が長くなるため、大陸間輸送の寄与が顕著となり、シベリア高気圧によって北東アジアに輸送されると考えられる。一方、4~9 月には北東アジア域内の寄与 (各領域内生成を含む) が大きくなり、中国北東部、南日本を除いて、春季では全体の約 50%、夏季には全体の約 70%以上までになり、成層圏、自由対流圏からの寄与が低くなった。春季~夏季には光化学反応が活発になり、北東アジア域内の O_3 生成量が増大する一方、 O_3 の大気中の寿命が短くなるため、大陸間輸送の寄与が

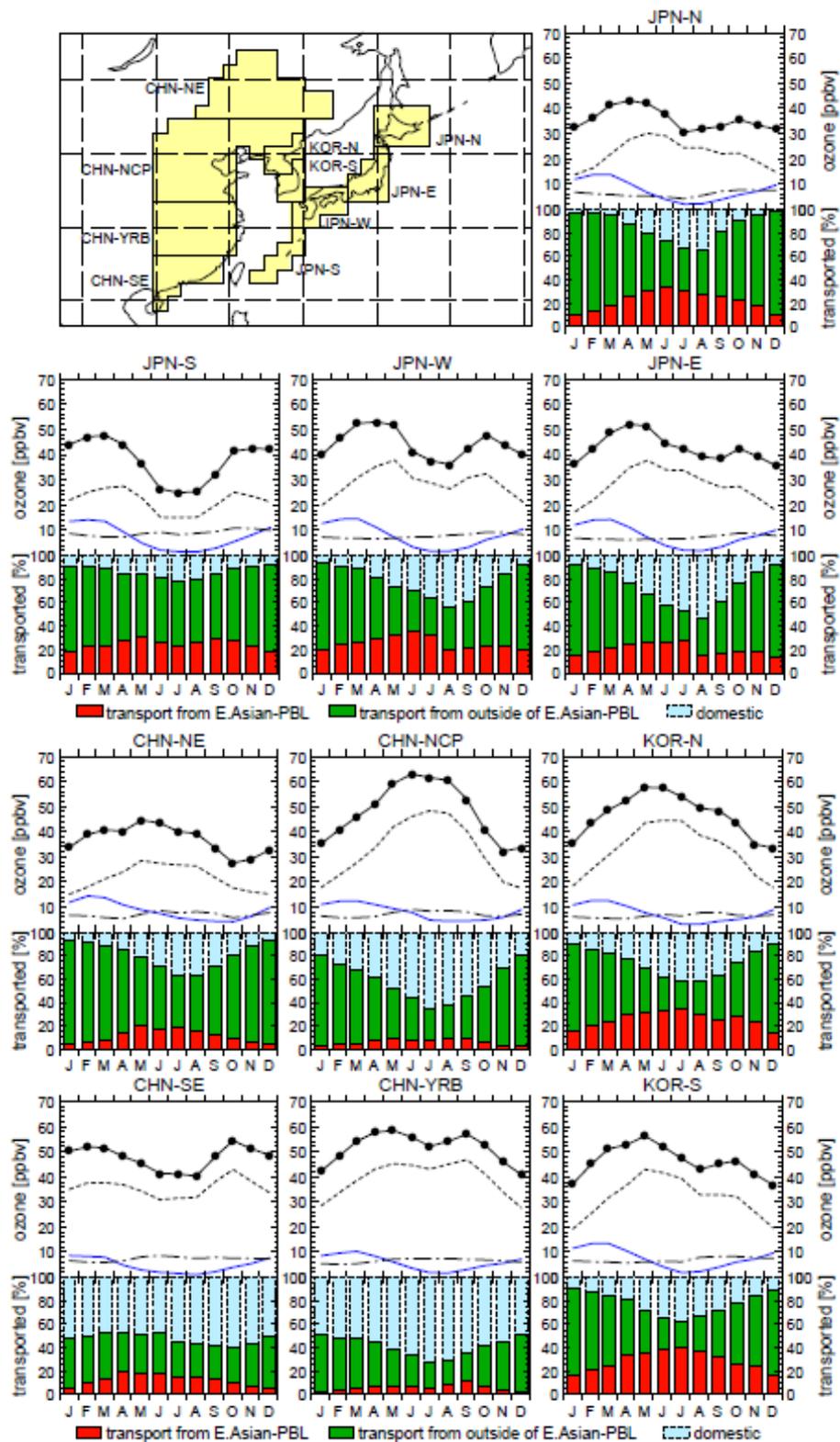


図 4-1-6 北東アジアの各領域における 2000～2005 年の O₃ 濃度及び寄与率の月別変動 [2]

下部の棒グラフの赤色は北東アジア（地図中の黄色で示す領域）の地域間輸送、緑色は北東アジア域外からの移流、水色は各領域内の生成の寄与を示す。また、上部の黒実線は領域内の平均地表面 O₃ 濃度を、青実線は成層圏からの、黒点線は大気境界層からの、一点鎖線は自由対流圏からの寄与濃度を示す。

低くなったと考えられる。

図4-1-7に、北東アジアの各領域（CHN-NE: 中国北東部、CHN-NCP: 中国華北平原、CHN-YRB: 中国揚子江盆地、CHN-SE: 中国南東部、KOR: 朝鮮半島、JPN E+W: 東西日本）における2000～2005年のO₃濃度の寄与率を、春季（3～5月）と各領域内生成寄与分が大きい夏季（6～8月）の場合で示す。春季には中国北東部を除いて各領域内の寄与が最も大きく、東西日本では21.5%、朝鮮半島では22.8%、華北平原では40.2%、中国南部では48.2%の寄与であった。夏季では、更に各領域内の寄与が増大し、東西日本では42.2%、朝鮮半島では38.4%、中国北東部では34.5%であった。また、東西日本及び朝鮮半島に対する中国全土からの寄与は春季と夏季で同程度であり、それぞれ約10%、約20%であった。東西日本に対する朝鮮半島からの寄与は中国からの寄与より少なく、春季では約6%、夏季では5%未満であった。中国と朝鮮半島から日本の地表O₃濃度に対する寄与率の総和は春季では17.8%であり、これは約10 ppbvのO₃濃度に相当する。日本から朝鮮半島への寄与は、春季には偏西風が卓越し、西方向に輸送されないため非常に小さい。一方、夏季には太平洋高気圧の張り出しで若干の寄与が見られ、日本から朝鮮半島、朝鮮半島から華北平原への寄与率はいずれも5.2%であった。

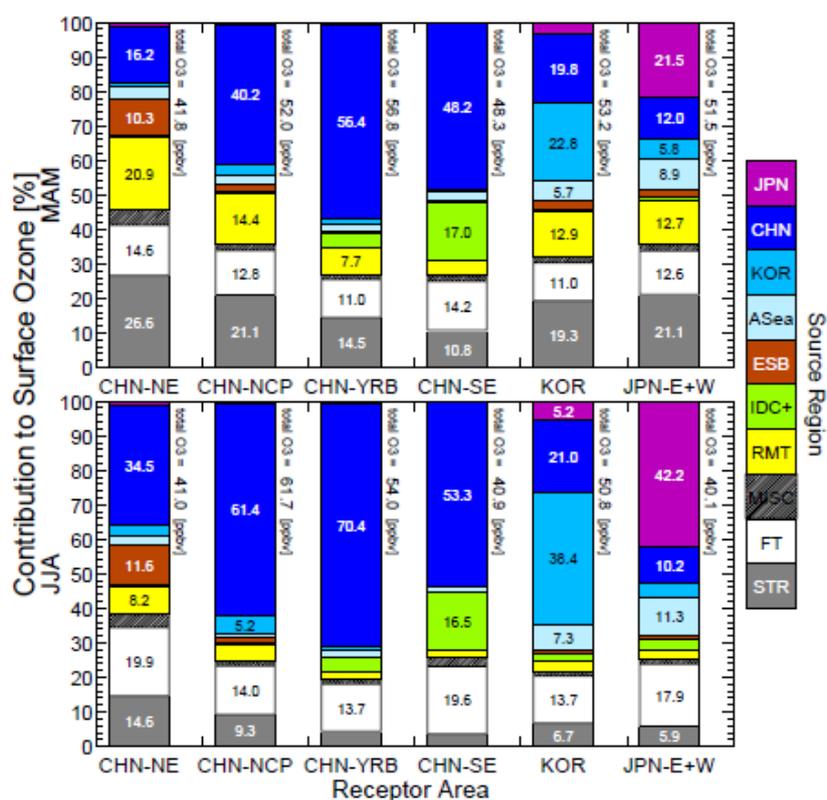


図 4-1-7 北東アジアの各領域（中国北東部(CHN-NE)、中国華北平原(CHN-NCP)、中国揚子江盆地(CHN-YRB)、中国南東部(CHN-SE)、朝鮮半島(KOR)、日本(JPN-E+W)）における2000～2005年のO₃濃度の寄与率、MAM（上図）は春季（3～5月）の平均、JJA（下図）は夏季（6～8月）の平均を示す。[2]

JPN: 日本、CHN: 中国、KOR: 朝鮮半島、ASea: 周辺海域、ESB: 東シベリア、IDC+: インドシナ半島及びインド、RMT: アジア域外の北半球、MISC: その他の地表面、FT: 自由対流圏、STR: 成層圏

(2) PM_{2.5}のソース・レセプター解析

池田らは領域大気化学輸送モデル（CMAQ ver. 4.7.1）を用いて、2010年の福江島におけるPM_{2.5}濃度の発生源寄与を大気汚染物質発生源域の排出量を減少させる感度解析によって評価した[3]。モデルの再現性についての結果は、図4-1-8に示すように日平均値の時間変動が概ね再現されており、モデル値と観測値の相関係数は0.67であった。月間値でみると、両者の季節変動パターンは類似していたが、年間を通してモデル値が観測値を過小評価しており、その差異は観測値の24.1%~66.7%であった。この理由として、有機炭素（OC）及び水分の影響がモデルでは十分再現できていないためであると考えられる。

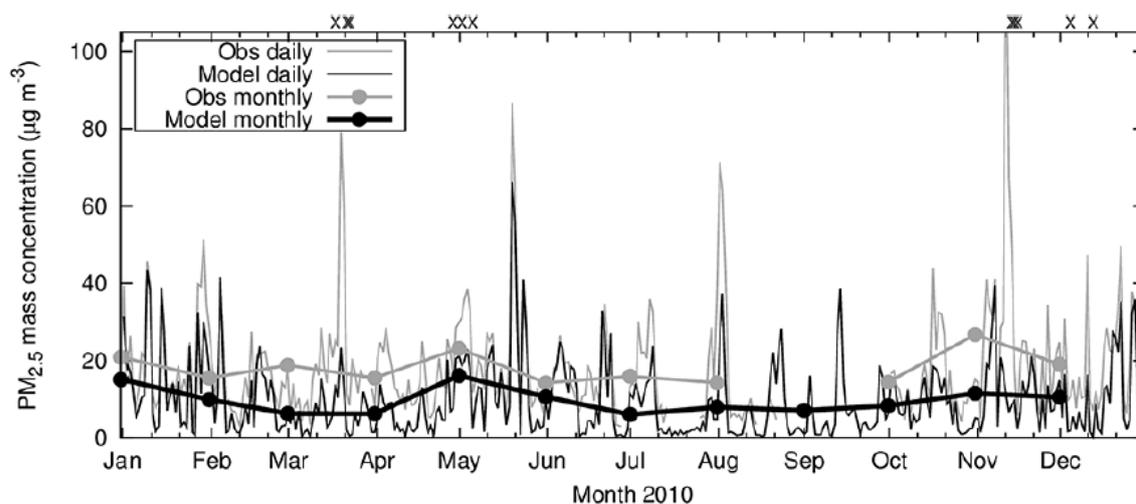


図4-1-8 2010年の福江島におけるPM_{2.5}のモデル値と観測値の比較 [3]

上部のXはダストの飛来イベントを示す。

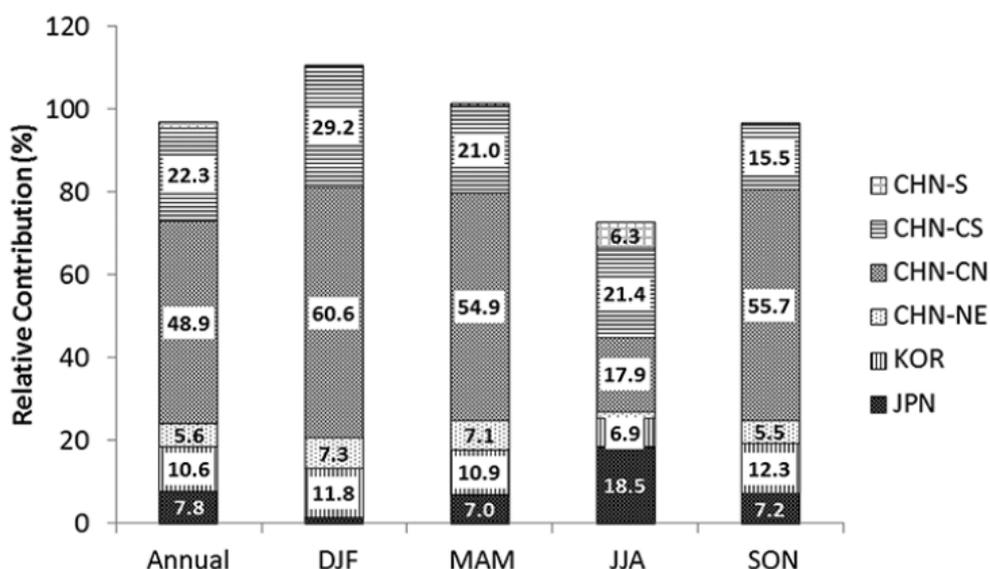


図4-1-9 2010年の福江島におけるPM_{2.5}の発生源寄与の年平均及び季節平均 [3]

DJF: 冬季 (12~2月)、MAM: 春季 (3~5月)、JJA: 夏季 (6~8月)、SON: 秋季 (9~11月)

CHN-NE: 中国北東部、CHN-CN: 中国中北部、CHN-CS: 中国中南部、CHN-S: 中国南部、

KOR: 朝鮮半島、JPN: 日本

図 4-1-9 は 2010 年の福江島における PM_{2.5} の発生源寄与の年平均及び季節平均を示す。中国中北部 (CHN-CN) の寄与は夏季 (JJA) を除いて最も大きく、次いで中国中南部 (CHN-CS) の寄与が大きかった。これらの寄与の総和は約 40%~90%にのぼり、福江島における PM_{2.5} 濃度の時間変動に大きく影響を及ぼすことが示唆される。発生源地域別寄与は季節的特徴を示し、その特徴は気象条件に起因すると考えられる。冬季 (DJF) には北西の季節風により中国、韓国からの寄与が大部分を占め、日本からの影響はほとんど見られなかった。一方、夏季 (JJA) には太平洋高気圧の張り出しにより越境輸送の寄与は減少し、日本 (JPN) からの寄与が 18.5%を占めた。

図 4-1-10 は、2010 年の福江島、隠岐、籠岳、利尻における PM_{2.5} の発生源寄与の年平均を示している。これら 4 地点の年平均 PM_{2.5} 濃度の観測値は、18.0 µg/m³ (福江島)、12.0 µg/m³ (隠岐)、11.5 µg/m³ (籠岳)、8.6 µg/m³ (利尻) と南西から北東にかけて低くなる傾向であった。モデル値も同様の地域的傾向を再現できているが、絶対値は観測値よりも約 30~50%過小評価であった。隠岐の発生源寄与率の構成は福江島と類似しており、中国中北部の寄与が 44.9%、中国中南部の寄与が 14.2%であった。一方、利尻では中国北東部の寄与が最も大きく (50.9%)、中国中北部の寄与も西日本よりは少ないが大きな割合を占めていた (30.8%)。籠岳は離島の観測と比べて日本国内から寄与が大きかった (40.4%)。全体を見ると、全国的に中国中北部からの寄与が大きく、西日本に位置する福江島及び隠岐では日本国外からの寄与が支配的で、東日本に位置する籠岳では国内の影響が支配的であるが、国外からの影響も一定の寄与を示すという地域的傾向が見られた。

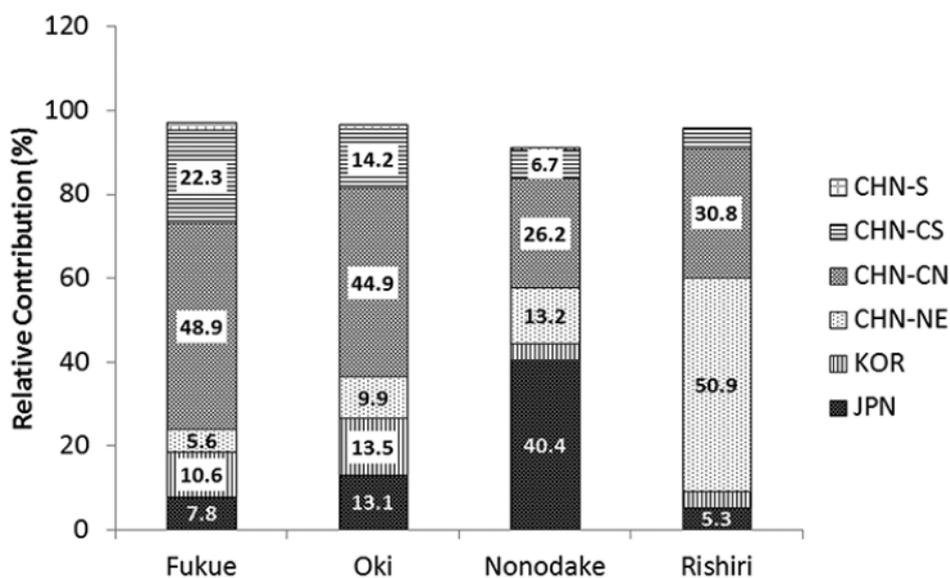


図 4-1-10 2010 年の福江島、隠岐、籠岳、利尻における PM_{2.5} の発生源寄与の年平均 [3]
発生源の表記は図 4-1-9 と同じ。

(3) 酸性物質の大気モデル解析

森野らは領域大気化学輸送モデル (CMAQ ver. 4.4) を用いて、1989～2008 年の日本における窒素化合物の湿性沈着量の長期変動のモデル解析を行った[4]。この解析には、国設酸性雨局の観測データが再現性評価に利用されている。観測値とモデル値の比較では、 NO_3^- 、 NH_4^+ の沈着量についてのモデル計算値のそれぞれ 55%、61%が観測値の 2 分の一から 2 倍の範囲内にあり、再現性は概ね良いことが示されている。

図 4-1-11 は、1989～1993 年及び 2004～2008 年の NO_3^- 、 NH_4^+ の湿性沈着量、降水量の分布を比較している。 NO_3^- の湿性沈着量は日本海側や中国東北部で、 NH_4^+ の湿性沈着量は日本海側や東シベリアで顕著に増加している。日本を 3 つの地域 (北東、中央、南西) に区分した場合の各地域における 1989～2008 年の間の平均増加率はいずれの項目も 2～5% yr^{-1} の範囲にあった。なお、降水量の経年変動が湿性沈着量の増加量に影響を及ぼすことが示された。

栗林らは同じ CMAQ (ver. 4.4) を用いて、1981～2005 年の東アジアにおける硫黄化合物の大気沈着量の長期変動のモデル解析を行った[5]。この解析にも、国設酸性雨局及び EANET 局の観測データが再現性評価に利用されている。非海塩性硫酸イオン (nss-SO_4^{2-}) の湿性沈着量、 SO_2 ガス濃度、粒子状 SO_4^{2-} 濃度は、それぞれ 79%、60%、75%の結果で観測値とモデル値が 2 倍以内で一致しており、再現性は概ね良いことが示されている。

図 4-1-12 は、1981～2005 年の日本における硫黄化合物の沈着量、排出量、流入量の経年変動を示している。沈着量の結果 (図(a)) から、日本における全硫黄沈着量に対する湿性沈着量の占める割合 ((a) 中の▲) はこの期間の平均で 78%、粒子状非海塩性硫酸イオンの占める割合 ((a) 中の■) はそれぞれ 82%であった。排出量及び流入量 (図(b)と図(c)) の結果から、期間平均で中国の人為起源から排出された SO_2 の内の 29.4%が、日本に到達したと算出された。また、2000 年に起こった三宅島の噴火による寄与率は、2001～2005 年の平均で 3%であった。日本における硫黄の年間大気沈着量は、1981～1985 年の 5 年平均は $15.6 \text{ Gmol S y}^{-1}$ であったが、2001～2005 年の平均では $23.9 \text{ Gmol S y}^{-1}$ に増加した。この増加は先述の中国からの寄与量の増大 ($7.0 \text{ Gmol S y}^{-1}$) と三宅島の噴火による寄与量 ($2.4 \text{ Gmol S y}^{-1}$) の影響を受けていると考えられる。

図 4-1-13 は、硫黄化合物の年間総大気沈着量、総大気沈着量の年間増加率、総大気沈着量に対する湿性沈着量の寄与、降水量、総大気沈着量に対する湿性沈着量の寄与の増加率の 1981～2005 年の平均値をそれぞれ示している。硫黄の大気沈着量は、華北平原、珠江デルタ、重慶、三宅島東部では年 3% を超える割合で顕著に増加しているが (図(b))、三宅島東部では 2000 年の噴火以降急激に沈着量が増加している一方、中国での沈着量の著しい増加は、華北平原を中心とする中国における SO_2 排出量の継続的な増加に起因すると考えられる。総大気沈着量に対する湿性沈着量の寄与は、北日本日本海側及び中国北東部で 85%を超えていたが、華北平原及び重慶では 40%未満であった (図(c))。湿性沈着量の寄与が大きい地域は、降水量の多い地域と概ね一致する (図(c)及び図(d))。湿性沈着量の寄与の増加率は、日本及び中国北東部では 75%以上、華北平原、重慶では 50%未満、中国南部では 50～70%であった (図(e))。東アジアにおける SO_2 の年間乾性沈着量は 1981～1985 年の平均で $3.53 \text{ mmolS m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ 、2001～2005 年の平均で $7.34 \text{ mmolS m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ と約 2.1 倍、粒子状非海塩性硫酸イオンの年間湿性沈着量は

1981～1985 年の平均で $9.84 \text{ mmolS m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ 、2001～2005 年の平均で $15.24 \text{ mmolS m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ と約 1.5 倍増加しており、これらの増加量が湿性沈着量の寄与の増加率に影響している。

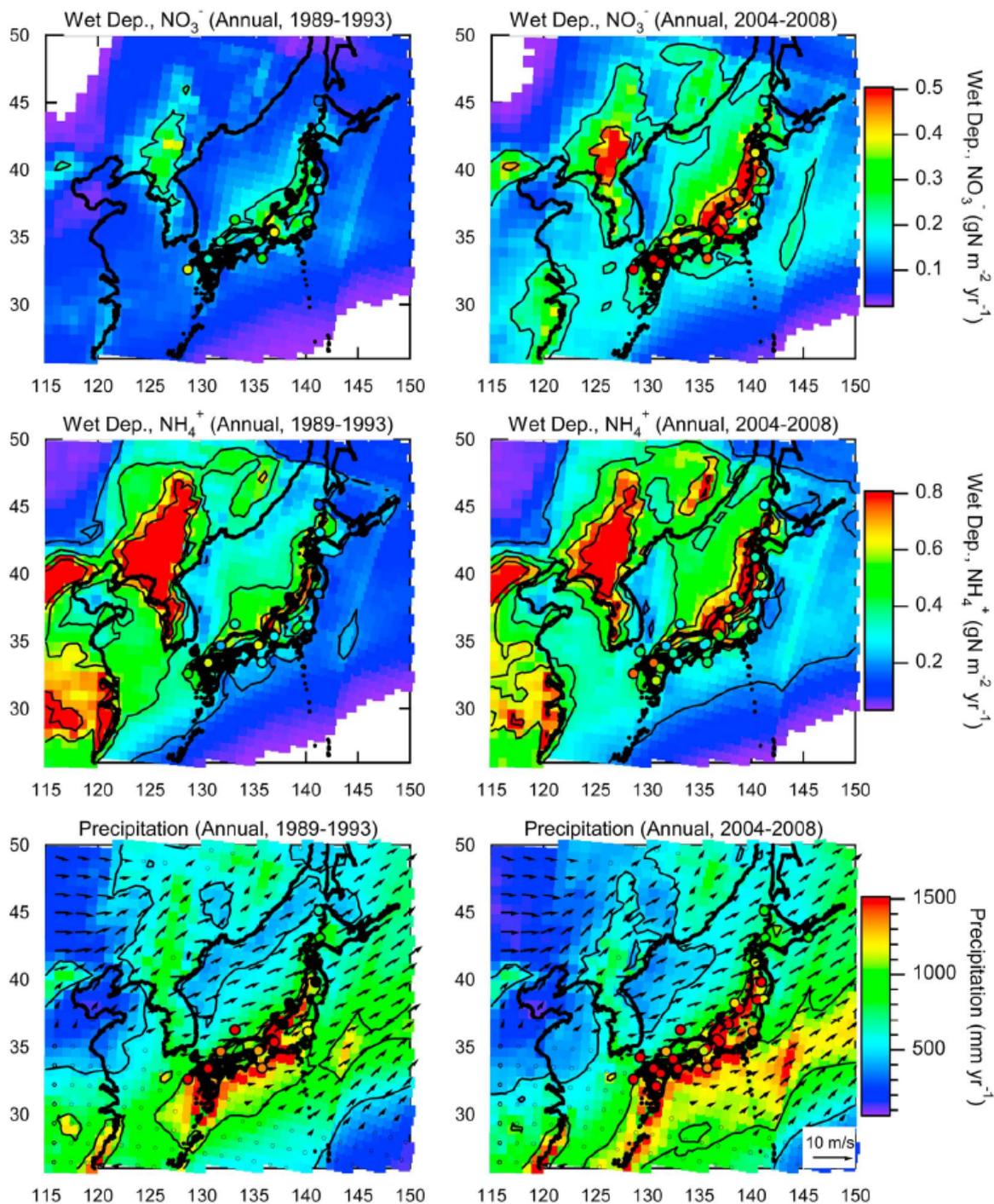


図4-1-11 1989～1993年(左列)及び2004～2008年(右列)の NO_3^- (上段)、 NH_4^+ (中段)の湿性沈着量、降水量(下段)の比較 [4]

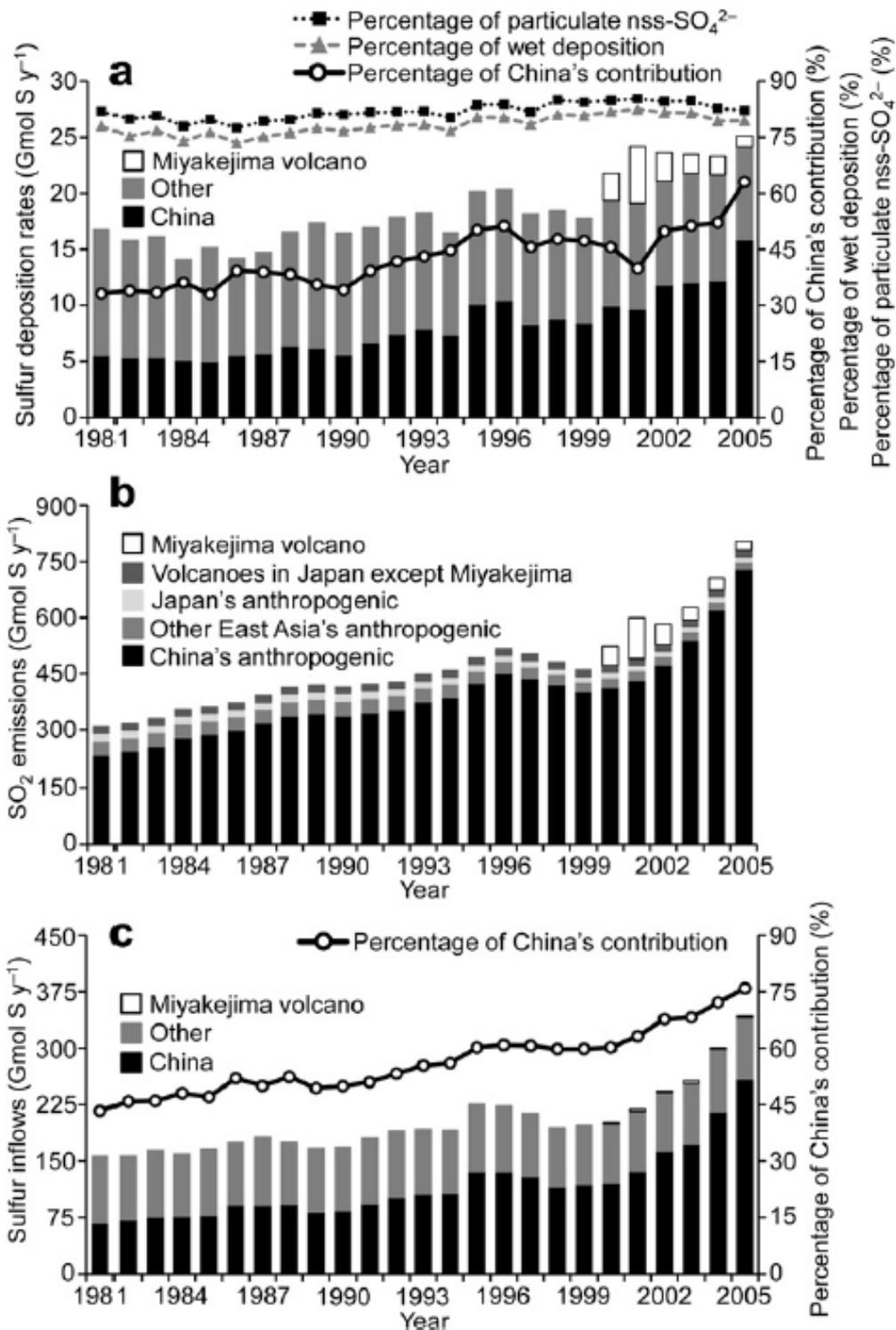


図 4-1-12 1981～2005 年の日本における硫黄化合物の沈着量(a)、排出量(b)、流入量(c)の経年変動 [5]
 いずれも棒グラフは左側の縦軸、折れ線グラフは右側の縦軸で読み取る。
 上図 (a) 中、▲は全硫黄沈着量に占める湿性沈着量の割合を、■は全硫黄沈着量に占める粒子状非海塩性硫酸イオンの占める割合を、○は中国からの寄与の割合をそれぞれ示す。

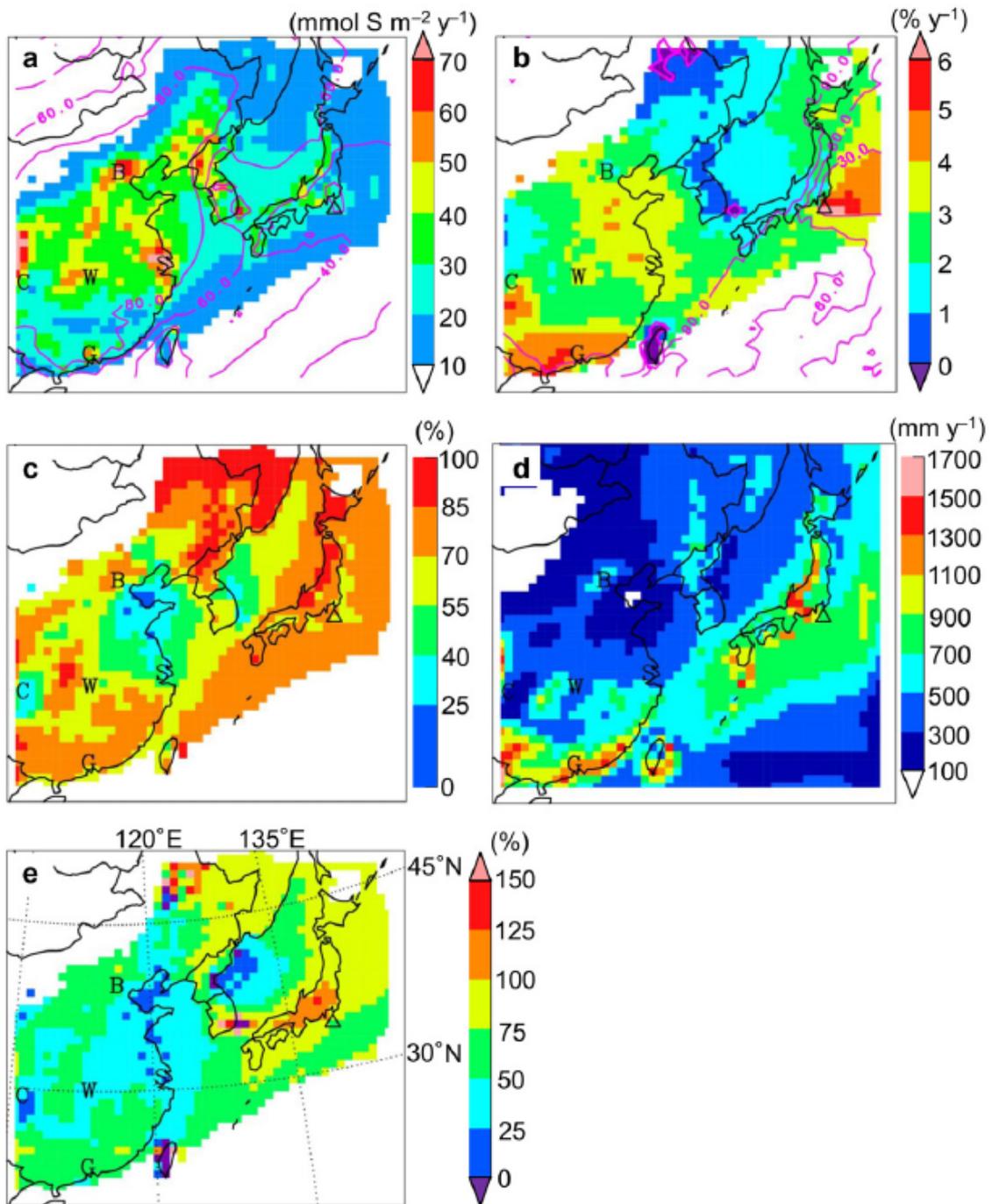


図 4-1-13 硫黄化合物の年間総大気大沈着量(a)、総大気沈着量の年間増加率(b)、総大気沈着量に対する湿性沈着量の寄与(c)、降水量(d)、総大気沈着量に対する湿性沈着量の寄与の増加率(e)の1981~2005年の平均値 [5]

PM_{2.5} 濃度発生源寄与解析に関する研究事例（参考）

PM_{2.5} 濃度の発生源寄与等に関する定量的な情報はまだ少ない。ここでは、越境大気汚染・酸性雨長期モニタリングデータは活用していないものの、PM_{2.5} の発生源寄与解析が行われた研究事例を紹介する。

茶谷らは、領域大気化学輸送モデルCMAQ (ver. 4.7) を用いて、2005 年の日本の三大都市圏（首都圏、愛知・三重圏、大阪・兵庫圏）における PM_{2.5} 濃度発生源寄与解析を行い、地域、季節、成分における違いを明らかにしている[6]。モデルの再現性については、2005 年度に PM_{2.5} の連続測定を行っていた一般環境大気測定局の籠岳（宮城県）、尼崎（兵庫県）、町田（東京都）、綾瀬（東京都）における年平均値及び月平均値をモデル値と比較すると、モデル値はいずれの地点においても年平均値で 30～40%程度の過小評価となっていた。月平均値についてもモデル値は観測値と同様の月変動を示したが年間を通じて過小評価となっていた。この理由として、元素状炭素 (EC) と有機炭素 (OC) のモデルでの過小評価が主要因と考えられる。

図 1 の結果から、大阪・兵庫圏では国外の人為起源の寄与 (Fm) が 48%を占めるが、愛知・三重圏、首都圏と小さくなり、東京 23 区では 26%となっている。首都圏、東京 23 区では、国外の人為起源の寄与が低くなる分、火山 (Vol)、船舶 (Shp)、自動車排気 (Veh)、自動車以外燃焼 (Cmb)、NH₃ の寄与が高くなっている。

本文で紹介した池田らの解析結果とともに、西日本と東日本では、PM_{2.5} の日本への越境汚染の寄与率が異なることを示している。

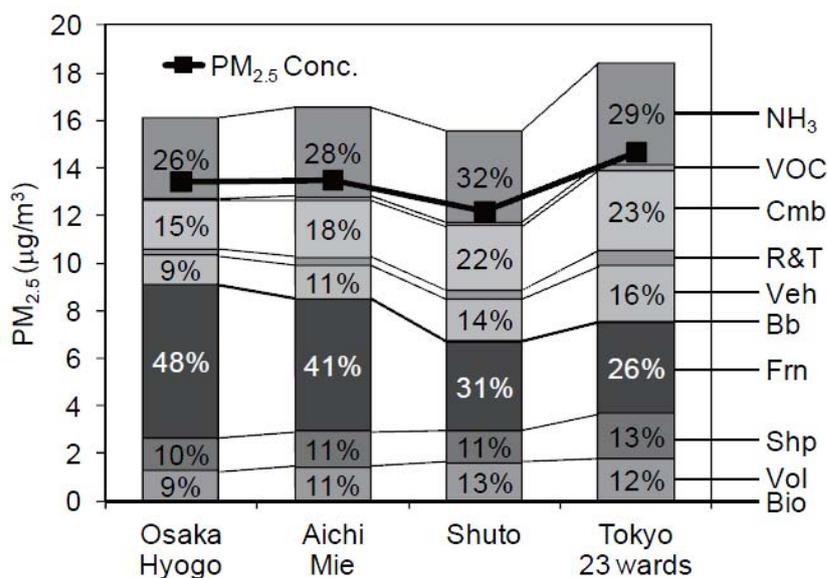


図 1 2005 年の大阪・兵庫圏、愛知・三重圏、首都圏、東京 23 区における PM_{2.5} の成分別発生源寄与 [6]

NH₃: アンモニアガス、VOC: 揮発性有機炭素、Cmb: 自動車以外燃焼、R&T: ロードダスト及びタイヤ摩耗粉塵、Veh: 自動車排ガス、Bb: バイオマス燃焼、Fm: 国外の人為起源、Shp: 船舶、Vol: 火山、Bio: 生物起源

大気環境影響評価のための排出インベントリの重要性

アジア地域では、火力発電所、工場、自動車等による石炭や石油の燃焼などによって、様々な大気汚染物質が大量に放出されており、その排出量は経済成長に伴って急増している。しかしながら、大気汚染物質がアジア地域でどれだけ排出されてきたのか、今後どのように変化するかについては、定量的には十分明らかにされていない。最近、我が国で光化学オキシダント、酸性物質、粒子状物質等の越境汚染による影響が懸念されており、これらの影響評価のためには観測、大気モデル解析、排出インベントリを統合して解析する必要がある。

アジア域での大気環境の長期的傾向を解析するために、大原らはアジア域の総合インベントリ (Regional Emission Inventory in ASia, REAS ver. 1.1) を作成し、初めて排出量の経年及び将来予測データを提供した[7]。REAS ver. 1.1 の対象物質は SO₂, NO_x, CO, NMVOC, BC, OC, NH₃ 等、対象年は 1980～2003 年であり、2010～2020 年の将来予測も行っている。REAS ver. 1.1 は多くの大気モデル研究者に利用されてきたが、エネルギー消費量が 2003 年以降継続的に伸びていることと、単位エネルギーあたりの大気汚染物質の排出係数の経年変化を考慮していないため、近年の大気汚染抑制技術の向上により排出係数の顕著な変化が再現できない問題点があった。

この背景を踏まえて、黒川らは排出インベントリの更新を行い、REAS ver. 2.1 を作成した[8]。図 1 は、2000～2008 年の SO₂, NO_x, PM₁₀, PM_{2.5} の地域別、セクター別の排出インベントリを示している。2000 年と比べて 2008 年では、アジア域の SO₂, NO_x, PM₁₀, PM_{2.5} の排出量はそれぞれ、56.9 Tg (34%)、53.9 Tg (54%)、24.7 Tg (42%)、3.03 Tg (35%) 増加していた。国別で見ると、中国とインドがアジアにおける第 1、第 2 の排出国で、両国の増加率は他の国よりも大きく、産業活動の顕著な発展に伴うエネルギー使用量の増加に起因すると考えられる。

中国では、排出量の抑制対策が徐々に取られており、2000～2006 年の間は SO₂ の排出量が増加し続けていたが、2007 年以降は発電所に脱硫装置が導入され始めたため、減少に転じている。他の地域での排出量は、経済活動の停滞や排出規制の強化により減少しており、特に日本、韓国、台湾で顕著であった。他の地域の排出量が減少していることと、中国、インドの排出量が増加していることから、アジアにおける両国の排出量が占める割合は年々増加している。

REAS ver. 2.1 による、国別、排出セクター別の各物質の年間排出量や、緯度経度が 0.25 度×0.25 度の解像度のグリッド状排出インベントリの月間値等のデータは、次のサイトで公開されている。

<http://www.nies.go.jp/REAS/>

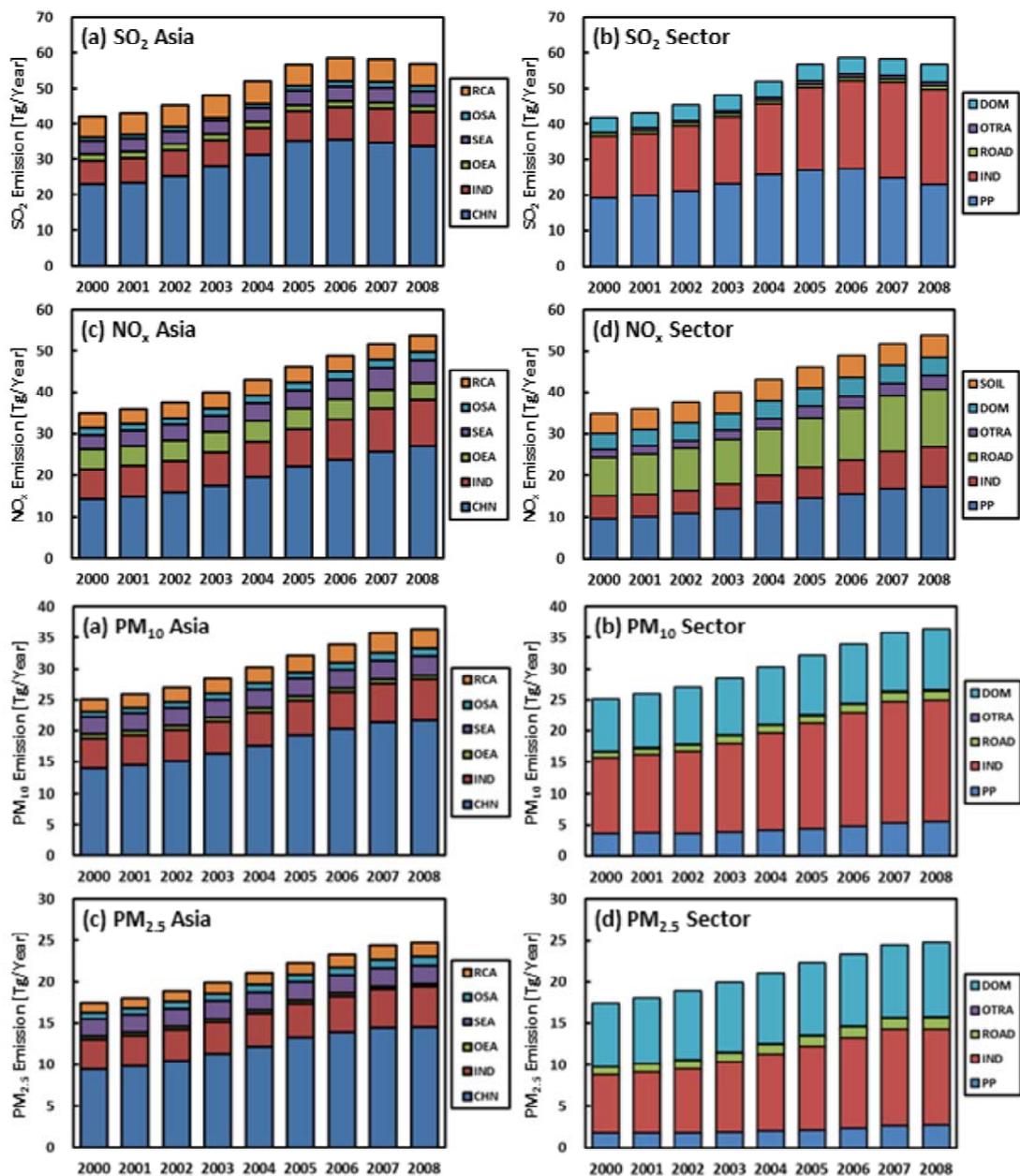


図1 2000～2008年のSO₂, NO_x, PM₁₀, PM_{2.5}の地域別、セクター別の排出インベントリ[8]
 CHN: 中国、IND: インド、OEA: 中国以外の東アジア、SEA: 東南アジア、OSA: インド以外の南アジア、
 RCA: アジア域のロシア及び中央アジア、PP: 発電所、IND: 工業、ROAD: 道路輸送、OTRA: 道路以外の輸送、
 DOM: 一般家庭、SOIL: 土壌

(4.1 の引用文献)

- [1] 環境省 水・大気環境局, 環境大気常時監視マニュアル (第6版) pp. 144-150, 2010.
- [2] T. Nagashima, T. Ohara, K. Sudo and H. Akimoto, "The relative importance of various source regions on East Asian surface ozone" *Atmos. Chem. Phys.*, vol. 10, no. 4, pp. 11305-11322, 2010.
- [3] K. Ikeda, K. Yamaji, Y. Kanaya, F. Taketani, X. Pan, Y. Komazaki, J. Kurokawa and T. Ohara, "Sensitivity Analysis of Source Regions to PM_{2.5} Concentration at Fukue Island, Japan", *J. Air & Waste Manage. Assoc.* (DOI: 10.1080/10962247.2013.845618), 2013.
- [4] Y. Morino, T. Ohara, J. Kurokawa, M. Kuribayashi, I. Uno, H. Hara, "Temporal variations of nitrogen wet deposition across Japan from 1989 to 2008" *J. Geophys. Res.*, vol. 116, p. D06307, 2011.
- [5] M. Kuribayashi, T. Ohara, Y. Morino, I. Uno and J. Kurokawa, "Long-term trends of sulfur deposition in East Asia during 1981-2005" *Atmos. Environ.*, vol. 59, pp. 461-475, 2012.
- [6] 茶谷聡, 森川多津子, 中塚誠次, 松永壮, "3次元大気シミュレーションによる2005年度日本三大都市圏PM_{2.5}濃度に対する国内発生源・越境輸送の感度解析" *大気環境学会誌* vol. 46, no. 2, pp. 101-110, 2011.
- [7] T. Ohara, H. Akimoto, J. Kurokawa, N. Horii, K. Yamaji, X. Yan and T. Hayasaka, "An Asian emission inventory of anthropogenic emission sources for the period 1980–2020" *Atmos. Chem. Phys.*, vol. 7, no. 16, pp. 4419-4444, 2007.
- [8] J. Kurokawa, T. Ohara, T. Morikawa, S. Hanayama, G. Janssens-Maenhout, T. Fukui, K. Kawashima and H. Akimoto, "Emissions of air pollutants and greenhouse gases over Asian regions during 2000–2008: Regional Emission inventory in Asia (REAS) version 2" *Atmos. Chem. Phys.*, vol. 13, no. 21, pp. 11019-11058, 2013.