

3 関東を対象とした ECA for S 設定の効果の定量的評価

本事業で検討した「多角的視点からの評価手法」を用いて、関東域を対象として ECA for S を 2020 年に設定した際の効果を定量的に評価したところ、以下に示す評価結果を得るに至った。なお、使用した ECA 設定シナリオは、A0 シナリオに対して A3 シナリオ及び B0 シナリオに対して B3 シナリオである。

(1) 海域及び陸域における SO₂・PM 排出状況による評価

東京湾内を対象とした ECA for S 設定シナリオより推計された燃料転換により期待される SO₂・PM 排出量は、評価対象年である 2020 年では、陸域排出源の排出削減量と大きな開きはない。ECA for S を設定しない場合、陸上も含めた全排出量に占める船舶の割合は SO₂・PM とも 10%を超すレベルにまで増加する可能性がある。また、米国と比較すると、東京湾での ECA for S 設定による排出削減の割合は米国の 200NM を対象とした ECA よりも大きい。

関東域での SO₂・PM 排出状況という視点で評価した場合、ECA for S 設定は SO₂・PM 排出量の追加的な削減対策として一定の効果を示すものと考えられる。

(2) 環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (SO₂ 及び PM_{2.5})

ECA for S は燃料中の硫黄分に対する規制となるため、効果の出現は船齢に関わらず全ての船舶に同時かつほぼ同じ効果で出現する。関東の SO₂ 及び PM_{2.5} 濃度に対する ECA for S 設定の効果について考えた場合、SO₂ 濃度については日本の環境基準は既に多くの地域で達成されている。PM_{2.5} は環境基準の達成状況が極めて悪く、今後の環境改善が求められているが、越境大気汚染の寄与が大きく、ECA for S 設定による環境基準達成に対する貢献は低い。

大気中濃度と環境基準という視点で評価した場合、関東域に対する ECA for S 設定の効果は限定的なものであると考えられる。

(3) 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価

陸上の環境改善効率指標 (1.3.3 節参照) を導入し、ECA for S 設定の効果を定量的に評価した。ここで設定した ECA for S 及び陸上における SO₂・PM 排出削減シナリオで同指標を算定した場合、SO₂・PM_{2.5} 濃度ともに両シナリオにおける効果は同等と評価された。これは、陸上の環境改善効率指標で評価すると、PM 削減量 1 トン当たりの PM_{2.5} 濃度に対する改善効果は、海上の排出源でありながら、船舶は自動車と同等であることを意味する。また、PM_{2.5} 濃度に対する同指標を米国の ECA 設定によるものと比較すれば、東京湾を対象とした ECA for S 設定は米国の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすと考えられた。

陸上の環境改善効率指標という視点で評価した場合、関東域に対する ECA for S 設定は PM_{2.5} 濃度について一定の効果を示すものと考えられる。

(4) 生態系影響をものさしとした 2020 年の硫黄沈着量の評価

我が国における大気からの硫黄沈着量は、欧米と比較して広域的に多い状況にあるものの、東京湾沿岸域では現状、酸性化の顕在化が指摘されていない。また、火山や越境大気汚染に起因する硫黄沈着量と比べれば船舶の寄与分は僅かである。

生態系影響という視点で評価した場合、硫黄沈着量と酸性化の顕在化の関連性について明確に評価するに至らなかったことから、ここでは関東域に対する ECA for S 設定の効果は限定的なものであると考えた。

(5) 人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (SO₂ 及び PM_{2.5})

ECA for S を東京湾で設定した場合、PM_{2.5} 濃度の低下に伴う死亡者数の減少率はベースライン人口 (30～99 歳) の 5.4×10^{-4} (0.054 %) と試算された。これは、2 章で試算した O₃ による死亡者数の減少率 (3.0×10^{-5}) よりも 1 オーダー大きい値である。また、全人口に対する割合は 8.6×10^{-6} となる。さらに、PM 排出削減量当たりの死亡者数の減少率を米国の ECA 設定によるものと比較すれば、東京湾を対象とした ECA for S 設定は米国の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすものと考えた。

人体健康影響という視点で評価した場合、関東域に対する ECA for S 設定は、PM_{2.5} 濃度の低下に伴う死亡者数の減少に対して一定の効果を示すものと考えられる。

多角的視点による評価では、(1) 海域及び陸域における SO₂・PM 排出状況による評価、(3) 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価及び (5) 人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価において一定の改善効果を確認することができたと考える。ECA for N では、陸上を含めた NO_x・NMVOCs の排出状況に将来における O₃ 予測濃度が大きく依存することが示され、本事業における評価結果のみをもって ECA for N 設定の効果进行を判断することは難しいと結論された (2.2 節参照)。ただし、同様の排出状況の変化が PM_{2.5} の将来予測濃度及びそれに伴う陸上の環境改善効率指標及び人体健康影響に及ぼす影響については、O₃と比較して線型性があると言える。

以上より、多角的視点による評価手法では、SO₂・PM 排出量、陸上の環境改善効率指標及び人体健康影響において一定の改善効果を確認することができたと考える。ただし、1.4 節でも述べたように、多角的視点間で重み付けは適用していない。個々の政策的判断においては、上記で示した 5 つの視点のうち、特定の視点を重視する考え方もあり得ると考えられる。

3.1 関東域を対象とした ECA-S 設定による環境改善に関わる多角的視点による項目別評価結果

前章では、表 1.2-4 に示すリファレンスシナリオ (A0) 及び ECA 設定シナリオ (A3) から関東における ECA for N 設定の効果を考察した。本章では、2020 年に ECA-for S が設定されたことを想定して、CMAQ によって計算された大気中濃度及び沈着量などの大気環境改善指標を、環境改善に関わる多角的視点を用いて評価した結果を示した。

ここでは、表 1.2-4 に示すリファレンスシナリオ (A0) 及び ECA 設定シナリオ (A3) から (i) 海域及び陸域における SO_2 ・PM 排出状況による評価、(ii) 環境基準をものさしとした 2020 年の SO_2 濃度と $\text{PM}_{2.5}$ 濃度の評価、(iii) 陸上の環境改善効率をものさしとした 2020 年の SO_2 濃度と $\text{PM}_{2.5}$ 濃度の評価、(iv) 生態系影響をものさしとした 2020 年の全硫黄沈着量の評価、(v) 人体健康影響をものさしとした 2020 年の SO_2 濃度と $\text{PM}_{2.5}$ 濃度の評価といった 5 つの評価を実施し、関東における ECA for S 設定の効果を定量的に評価した。

なお、(iii) 陸上の環境改善効率をものさしとした 2020 年の SO_2 濃度と $\text{PM}_{2.5}$ 濃度の評価については、日米欧間の比較だけでなく、同等の SO_x 排出量削減を陸上の固定発生源に、あるいは同等の $\text{PM}_{2.5}$ 排出量削減を陸上の自動車発生源において設定した場合の比較を含んでいる。

3.1.1 海域及び陸域における SO_2 ・PM 排出状況による評価

(1) 関東における船舶からの SO_2 ・PM 排出状況

本章においても、活動量が 2005 年から 2020 年への活動量変化を考慮しない「A シリーズ (以下、A0 及び A3)」及び活動量変化を考慮する「B シリーズ (以下、B0 及び B3)」の 2 つを適用し、2020 年を対象とした排出量の推計を行った。両シナリオにおける排出量を比較することで、船舶からの NO_x 排出量に対する ECA for S 設定の効果を定量的に評価した。

なお、B シリーズにおける活動量の推計方法は、本事業の H22 年度報告書 (海洋政策研究財団, 2011) を踏襲し、2000～2008 年の船種・船型別の入港隻数より回帰式を求め、当該回帰式より 2020 年の入港隻数を推定した。結果は表 2.1-2 にまとめた。ただし、活動量の将来予測は多分に経済的要素の変化に対する不確実性が高い点に留意する必要がある。

まず、各将来シナリオにおける東京湾内の SO_2 及び PM 排出量の 2005 年からの変化をそれぞれ表 3.1-1 と表 3.1-2 にまとめる。

SO_2 及び PM 排出量は、それらの排出係数を決定する硫黄分が、外航船 C 重油においては 2005 年の 2.7% を最新の実測値である 2.61% に更新したため、漁船軽油については品確法の改定によって 50ppm→5ppm に改善されたため、活動量が 2005 年から変化しない A0 シナリオにおける外航船と漁船の排出量にはその変更に伴う排出量の削減が確認できた。内航船については A・C 重油ともに硫黄分の変更を考慮していないため、A0 シナリオについては 2005 年からの変動はない結果となった。B0 シナリオは活動量の変動を加味したも

のであるが、東京湾では、内航船・停泊及び外航船・航行において、活動量に増加を示す船型に起因して SO₂ 及び PM 排出量は 2005 年から増加した。

表 3.1-1 各将来シナリオにおける東京湾内 SO₂ 排出量 (ton) の 2005 年からの変化

		2005	2020/2005			
			A0	A3	B0	B3
内航	停泊	1,548	1.00	0.11	1.45	0.12
	航行	3,050	1.00	0.07	0.74	0.05
外航	停泊	7,868	0.97	0.04	1.12	0.04
	航行	2,982	0.97	0.04	1.04	0.04
漁船	操業	33	0.99	0.17	0.99	0.17
	航行	26	0.99	0.17	0.99	0.17
内航合計		4,597	1.00	0.08	0.98	0.07
外航合計		10,850	0.97	0.04	1.10	0.04
漁船合計		59	0.99	0.17	0.99	0.17

表 3.1-2 各将来シナリオにおける東京湾内 PM 排出量 (ton) の 2005 年からの変化

		2005	2020/2005			
			A0	A3	B0	B3
内航	停泊	315	1.00	0.42	1.31	0.45
	航行	561	1.00	0.30	0.74	0.21
外航	停泊	1,225	0.97	0.18	1.13	0.21
	航行	515	0.97	0.18	1.05	0.20
漁船	操業	12	1.00	0.70	1.00	0.70
	航行	9	1.00	0.66	1.00	0.66
内航合計		876	1.00	0.35	0.95	0.30
外航合計		1,740	0.97	0.18	1.10	0.21
漁船合計		21	1.00	0.69	1.00	0.69

続いて、東京湾の船舶起源 SO₂・PM_{2.5} 排出量と同湾に面する陸域起源 SO₂・PM_{2.5} 排出量の比較を行った。ここでは、各々特定重要港湾 (東京港、川崎港、横浜港、千葉港) と自動車 NO_x・PM 法の対象地域を評価対象域として、各々のシナリオに基づく SO₂・PM_{2.5} 排出量を集計し、東京湾周辺域における SO₂・PM_{2.5} 排出量の将来推移を評価した。各々の推計対象範囲は図 2.1-1 を参照されたい。なお、陸域では SO_x 及び PM_{2.5} が推計されているが、ここでは陸域の SO_x は SO₂ とみなし、また PM_{2.5} は船舶排出量における PM と同等であると考えて直接比較した。

将来の陸域における $\text{SO}_2 \cdot \text{PM}_{2.5}$ 排出量は、 NO_x 排出量と同様、JATOP (Japan Auto-Oil Program) において推計されたデータを使用した (石油エネルギー技術センター, 2012)¹。2020 年の自動車排出量は、将来の新車への代替を考慮した下記 3 つのシナリオに基づいて推計されている；

- ① シナリオ a：近年の平均車齢・平均使用年数の増加傾向を考慮
- ② シナリオ b：平成 22 年時点の平均車齢・平均使用年数を維持
- ③ シナリオ c：シナリオ b よりも積極的に新車に代替。

自動車以外の排出量については、燃焼発生源は燃料需要構造、生産指標、新規技術導入の予測幅、作業機械は規制車種への代替、蒸発発生源は排出係数の不確実性を考慮し、全体として高位 (シナリオ a)、中位 (シナリオ b)、低位 (シナリオ c) の 3 つのシナリオに基づき排出量の推計が行われている。

図 3.1-1 及び図 3.1-2 に、自動車 $\text{NO}_x \cdot \text{PM}$ 法の対象地域における陸域起源 $\text{SO}_2 \cdot \text{PM}_{2.5}$ 排出量 (左図)、並びに東京湾の重要特定港湾における船舶起源 $\text{SO}_2 \cdot \text{PM}_{2.5}$ 排出量 (右図) を示す。

陸域及び船舶における SO_2 排出量を見た場合、陸域では自動車からの排出量は既にゼロと計算されており、最も削減が期待されるシナリオ c において自動車以外の発生源から 2005 年比で 12% の排出削減量 (12,029 ton/yr) が推計されている。これは、主に活動量の低下に起因するものと考えられる。他方、船舶では、ECA 設定を考慮した A3 及び B3 シナリオにおける排出削減量の推計値は 2005 年比で 95% の排出削減量 (A3 : 9,166 ton/yr、B3 : 9,123 ton/yr) に達しており、船舶の削減期待量は NO_x 削減量よりもはるかに大きい。

$\text{PM}_{2.5}$ (陸域) 及び PM (船舶) の排出量を見た場合、陸域では最も削減が期待されるシナリオ c において 2005 年比で 32% の排出削減量 (5,156 ton/yr) が推計されている。他方、船舶では、ECA 設定を考慮した A3 及び B3 シナリオにおける排出削減量の推計値は 2005 年比で A3 : 77%、B3 : 75% の排出削減量 (A3 : 1,214 ton/yr、B3 : 1,182 ton/yr) となる。陸域及び船舶における PM 削減期待量は陸域のほうが多いが、これは、ECA for S 設定による燃料中 S 分の改善では、 PM 中の硫酸塩は減少するものの元素状炭素 (EC : Elemental Carbon) および可溶性有機成分 (SOF : Soluble Organic Fraction) が大きく削減されないことが要因である。

¹ 一般財団法人石油エネルギー技術センター, JATOP 技術報告書 大気改善研究 自動車排出量推計, JPEC-2011AQ-06 (2012)
一般財団法人石油エネルギー技術センター, JATOP 技術報告書 大気改善研究 自動車以外排出量推計, JPEC-2011AQ-07 (2012)

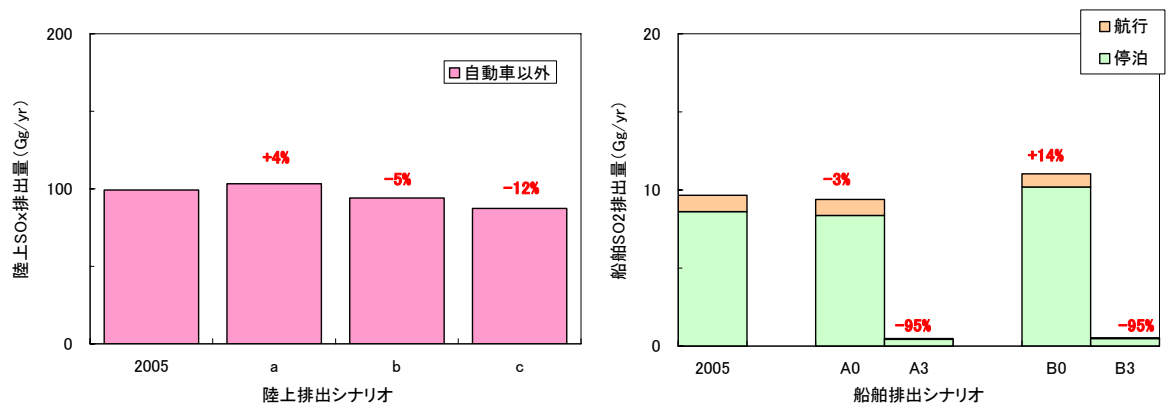


図 3.1-1 自動車 NO_x・PM 法の対象区域における SO_x 排出量 (左図) 及び東京湾における重要特定港湾 (右図) を対象とした船舶からの SO₂ 排出量
(陸域：6,945 km²、船舶[東京港+川崎港+横浜港+千葉港]：41 km²)

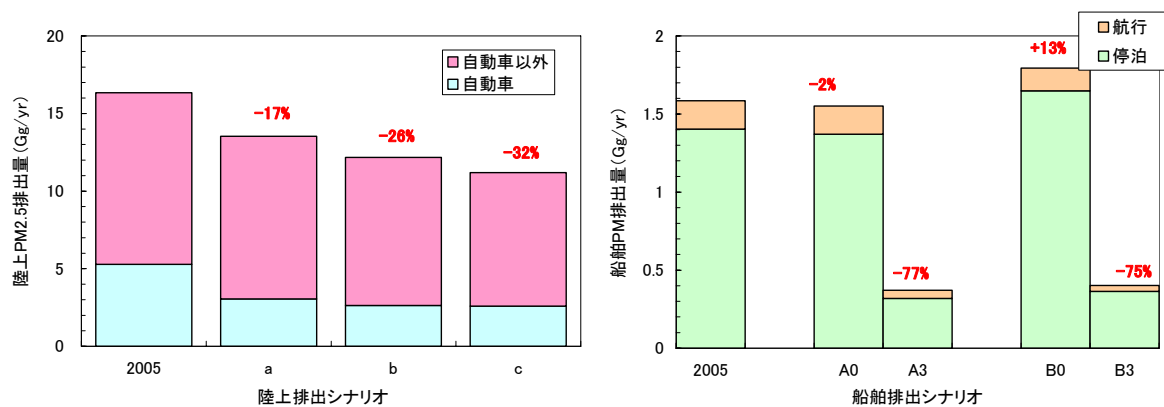


図 3.1-2 自動車 NO_x・PM 法の対象区域における PM_{2.5} 排出量 (左図) 及び東京湾における重要特定港湾 (右図) を対象とした船舶からの PM 排出量
(陸域：6,945 km²、船舶[東京港+川崎港+横浜港+千葉港]：41 km²)

ECA for S 設定の効果を定量的に評価するうえで、陸域も含めた全排出量に占める船舶由来の SO₂・PM 排出量の割合推移を把握しておくことは重要となる。図 2.1-1 で示した陸域 (自動車 NO_x・PM 法の適用範囲) と海域 (東京湾の特定重要港湾) を対象として排出量を積算した場合、2005 年時点では、陸域も併せた全排出量に対する船舶由来の割合は SO₂ : 8.9%、PM : 8.8%となった。これに対し、各シナリオ別に算出される船舶由来の同割合を表 3.1-3 (SO₂) と表 3.1-4 (PM) にまとめる。

船舶からの SO₂・PM 排出量は陸域からのものと比較して少ないものの、これら表では、ECA 設定がない場合には SO₂ 排出量の陸域シナリオ a に対する船舶シナリオ A0 を除いて、概ね船舶由来の割合が増加してしまう結果となった。特に PM については、ECA 設定がない場合には船舶からの寄与割合が 10% を超えることが予想される。

表 3.1-3 シナリオ別に求めた関東の SO₂ 排出量合計に占める船舶由来の割合

陸域 \ 船舶	A0	A3	B0	B3
a	8.3%	0.5%	9.7%	0.5%
b	9.1%	0.5%	10.5%	0.6%
c	9.7%	0.6%	11.2%	0.6%

※ 陸域は SO_x が推計されているが SO₂ と見なして船舶と直接比較

※ 2005 年における船舶由来の割合は 8.9%

※ 網掛けは 2005 年よりも船舶由来の割合が増加するケース

表 3.1-4 シナリオ別に求めた関東の PM 排出量合計に占める船舶由来の割合

陸域 \ 船舶	A0	A3	B0	B3
a	10.3%	2.7%	11.7%	2.9%
b	11.3%	3.0%	12.9%	3.2%
c	12.2%	3.2%	13.8%	3.5%

※ 陸域は PM_{2.5} が推計されているが PM と見なして船舶と直接比較

※ 2005 年における船舶由来の割合は 8.8%

※ 網掛けは 2005 年よりも船舶由来の割合が増加するケース

(2) 欧米における船舶からの SO₂・PM 排出状況との比較

表 3.1-5と表 3.1-6に、(i) 米国・カナダによる ECA 提案書 (MEPC 59/6/5)²、(ii) 国際応用システム分析研究所 (IIASA : International Institute for Applied System Analysis) による欧州全海域を対象とした評価レポート (IIASA, 2007)³、(iii) オランダ環境評価庁 (PBL: Plan Bureau voor de Leefomgeving) による北海を対象とした ECA for N 検討レポート (PBL, 2012)⁴、の 3 つで推計・報告された現況及び将来における SO₂ 及び PM 排出量をそれぞれまとめる。

東京湾では、SO₂・PM とともに、2005 年から 2020 年に向けての伸び率は A・B シリーズの双方ともにほぼゼロである。欧米を見た場合、米国では増加するとの予測が示されている一方で、欧州においては IIASA では活動量の変化 (増加) のみを見ているのに対して、PBL では北海・バルト海 ECA 内の硫黄分の改善 (0.5%→0.1%) を考慮しているためと思われる。

² MEPC 59/6/5 INTERPLETATIONS OF, AND AMENDMENTS TO, MARPOL AND RELATED INSTRUMENTS Proposal to Designate an Emission Control Area for Nitrogen Oxides, Sulphur Oxides and Particulate Matter

³ IIASA, Analysis of Policy Measures to Reduce Ship Emissions in the Context of the Revision of the National Emissions Ceilings Directive, 2007 (<http://ec.europa.eu/>よりダウンロード可能)

⁴ PBL, Assessment of the environmental impacts and health benefits of a nitrogen emission control area in the North Sea, 2012 (<http://www.pbl.nl/>よりダウンロード可能)

表 3.1-5 関東（東京湾）及び欧米における船舶由来 SO₂ 排出量の推計結果

	現況		将来		年間当たりの 伸び率
	年度	排出量 (t/y)	年度	排出量 (t/y)	
東京湾 (A0) ⁽¹⁾	2005	15,500	2020	15,100	-0.2%
東京湾 (B0) ⁽¹⁾				16,500	+0.4%
米国 ⁽²⁾	2002	412,000	2020	841,000	+5.8%
欧州 (IIASA)	2000	2,250,000	2020	3,186,000	+2.1%
北海 (PBL)	2009	177,000	2030	15,000	-4.4%

(1) A シリーズ：活動量が変化しない、B シリーズ：活動量が変化する。

(2) 米国による ECA 設定範囲は離岸距離 200NM 以内

表 3.1-6 関東（東京湾）及び欧米における船舶由来 PM 排出量の推計結果

	現況		将来		年間当たりの 伸び率
	年度	排出量 (t/y)	年度	排出量 (t/y)	
東京湾 (A0) ⁽¹⁾	2005	2,640	2020	2,590	-0.1%
東京湾 (B0) ⁽¹⁾				2,770	+0.3%
米国 ⁽²⁾	2002	49,000	2020	100,000	+5.8%
欧州 (IIASA)	2000	254,000	2020	396,000	+2.8%
北海 (PBL)	2009	25,000	2030	13,000	-2.3%

(1) A シリーズ：活動量が変化しない、B シリーズ：活動量が変化する。

(2) 米国による ECA 設定範囲は離岸距離 200NM 以内

(3) 関東の SO₂・PM 排出状況からみた ECA for S 設定の効果について

東京湾内を対象とした ECA for S 設定シナリオより推計された SO₂ 排出削減量は、自動車 NO_x・PM 法の対策地域における同削減量の推計値と同程度となった。NO_x 排出量とは異なり、船舶では現在も硫黄分の高い重油が燃料として使用されていること、また自動車用軽油では事実上 0 まで削減されていることより、期待される削減量はその絶対量・寄与割合の両方で多くなる。

陸域における SO₂ 排出量は排出規制の徹底により概ね限界まで削減済みである。そのような状況において、陸域も含めた全排出量に占める船舶由来の割合では、ECA for S を設定しない場合、SO₂ では 2005 年の 8.9%が最大で 11.2%に、PM では 8.8%が最大 13.8%に上昇する結果となるが、港湾周辺地域に限定すれば、その割合は更に大きいものとなることが予想される。

東京湾及び米国において、ECA for S 設定を考えた場合の SO₂・PM 排出削減量を表 3.1-7 及び表 3.1-8 に示す。東京湾での ECA for S 設定による排出削減効果 (表中の(①-②)/①) は、活動量の変化の有無を問わず米国の 200NM を対象とした ECA よりも大きい。

これら状況より、東京湾における ECA for S 設定は SO₂・PM 排出量の追加的な削減対策として一定の効果を示すものと考えられる。

表 3.1-7 東京湾及び米国において ECA for S 設定を考えた場合の SO₂ 排出削減量

	リファレンス シナリオ (A0) 【①】	ECA 設定 (A3) 【②】	削減量 【①-②】	【(①-②)/①】
東京湾 (A シリーズ)	15,100	800	14,300	0.95
東京湾 (B シリーズ)	16,500	810	15,700	0.95
米国 ⁽¹⁾	841,000	131,000	710,000	0.84

(1) 米国による ECA 設定範囲は離岸距離 200NM 以内

表 3.1-8 東京湾及び米国において ECA for S 設定を考えた場合の PM 排出削減量

	リファレンス シナリオ (A0) 【①】	ECA 設定 (A3) 【②】	削減量 【①-②】	【(①-②)/①】
東京湾 (A シリーズ)	2,590	640	1,950	0.75
東京湾 (B シリーズ)	2,770	640	2,130	0.77
米国 ⁽¹⁾	100,000	25,000	75,000	0.75

(1) 米国による ECA 設定範囲は離岸距離 200NM 以内

3.1.2 環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (SO₂ 及び PM_{2.5})

(1) 関東を対象とした大気濃度削減効果

東京湾における ECA for S 設定による大気濃度削減効果を SO₂ 及び PM_{2.5} の大気中濃度の変化から評価する。

東京湾内における SO₂ 及び PM 排出量は、活動量の変化を考慮していないリファレンスシナリオ (A0) では SO₂ が 15,100 ton/year、PM が 2,590 ton/year であり、同リファレンスシナリオに対して ECA for S を設定したシナリオ (A3) では SO₂ が 800 ton/year (A0 の 5.3 %)、PM が 640 ton/year (A0 の 24.6%) であった。これらの削減量が関東地方の大気中濃度の減少にどの程度つながるものなのか、また、その改善によって環境基準の達成が新たに見込まれるものなのか、大気質シミュレーションによって解析した。結果を以下に説明する。

① SO₂ 濃度

図 3.1-3 に、関東計算領域における SO₂ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (A0-A3) を示した。A0 での年平均濃度では SO₂ 年平均濃度は首都圏の中心から沿岸付近にかけて高濃度を示した。ECA for S の設定を考慮した A3 シナリオでは、その濃度低減効果は ECA for S を設定した東京湾内及びその周辺で確認でき、その減少も最大で 10.3 ppb が 2.91 ppb にまで低下するなど、一定の効果はあると言える。ただし、国内における SO₂ 濃度の環境基準 (日平均濃度で 40 ppb) は概ね達成されている状況にある。

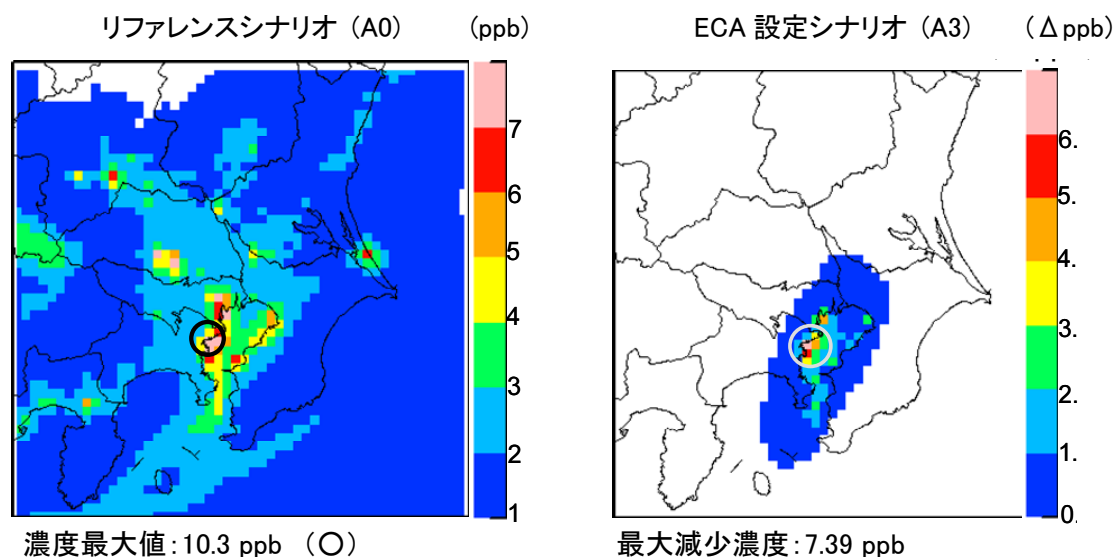


図 3.1-3 関東計算領域における SO₂ の年平均濃度 (左図: A0) 及び ECA を設定した場合 (A3) の A0 からの濃度減少 (右図: A0 - A3)

図 3.1-4に、関東計算領域において日平均 SO₂ 濃度が WHO 指針値：7.5 ppb を超えた日数及びその範囲を将来シナリオ毎に示した。ここでは日平均値の年間 98 % 値と WHO 指針値 (約 7.5 ppb) との比較から適合評価を実施した、つまり、7.5 ppb を越えた日数が 8 日以上 (2 % 以上) となれば不適合と判定される。

図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が表 1.1-3 に示した WHO 指針値に適合しなかった領域を示している。ただし、国内における SO₂ 濃度の環境基準 (日平均濃度で 40ppb) は概ね達成されている状況にある点に留意する必要がある。

ECA 設定シナリオである A3 では、A0 シナリオで出現した東京湾内及びその陸域沿岸部における WHO 指針値の不適合領域が広く消滅した。また、その不適合領域の消滅とはならないまでも、その絶対値 (日平均値が 7.5 ppb 以上となった日数) が減少した領域が陸域沿岸部の広い範囲で確認できた。

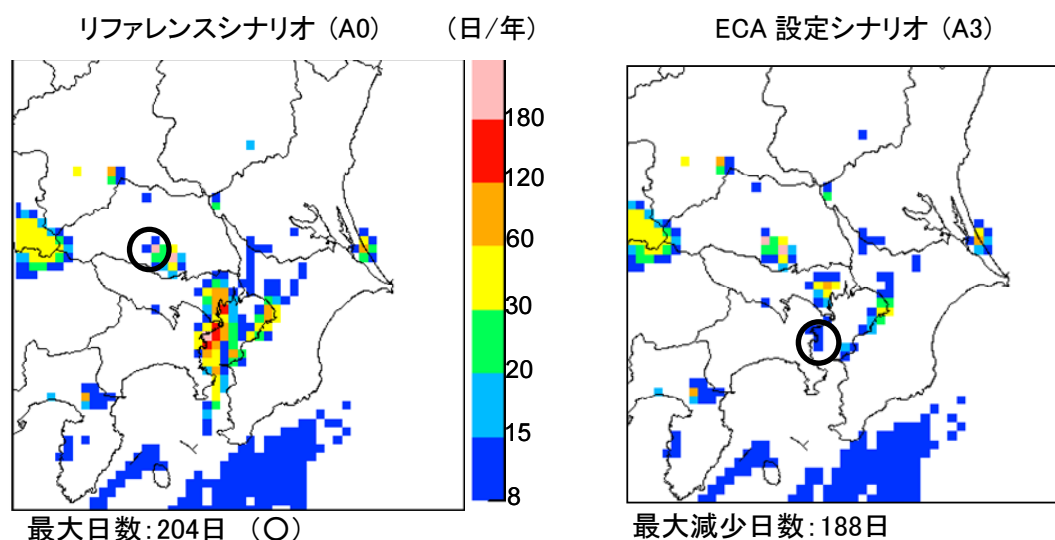


図 3.1-4 A0 (左図) 及び A3 (右図) において日平均 SO₂ 濃度が WHO 指針値 (7.5 ppb) を超えた日数 (8 日以上：2%以上) 及びその範囲
(図下の最大日数は超過日数の最大値 (A0)、超過日数の A0 との差分の最大値 (A3))

② PM_{2.5}濃度

図 3.1-5に、関東計算領域における PM_{2.5}濃度の年平均値 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (A0-A3) を示した。ECA 設定シナリオでは、SO₂ 濃度の場合と同様に東京湾を中心として年平均 PM_{2.5} 濃度の減少が確認できた。しかしながら SO₂ 濃度とは異なり、減少濃度は最大でも 1.35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ に留まっており、その低減効果は A0 における PM_{2.5} の年平均濃度から見れば僅かなものであった。

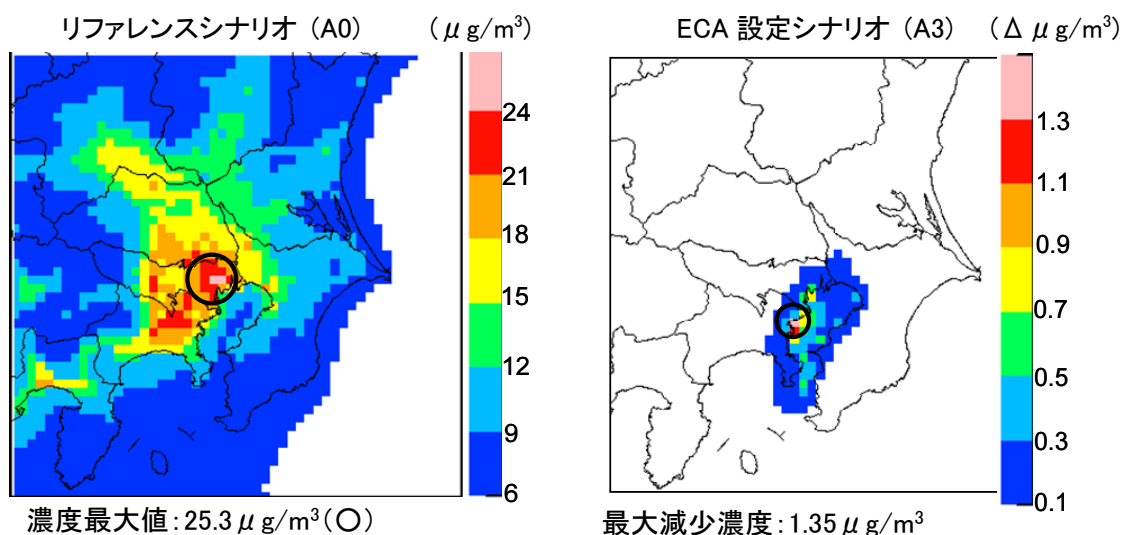


図 3.1-5 関東計算領域における PM_{2.5}の年平均濃度 (左図: A0) 及び ECA を設定した場合 (A3) の A0 からの濃度減少 (右図: A0 - A3)

図 3.1-6に、関東計算領域において日平均 PM_{2.5}濃度が WHO 指針値: 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を超えた日数及びその範囲を将来シナリオ毎に示した。ここでは日平均値の年間 98 %値と WHO 指針値 (25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) との比較から適合評価を実施した、つまり、25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を越えた日数が 8 日以上 (2 %以上) となれば不適合と判定される。

図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が表 1.2-4 に示した WHO 指針値による評価手法 (WHO では 99 パーセント値を採用しているが、ここでは WHO 指針値を使って日本と同様に 98 パーセント値を評価) に適合しなかった領域を示している。

ECA 設定シナリオである A3 では、東京湾中心のごく限られた範囲においてのみ不適合領域が消滅する結果となった。不適合領域の消滅には至らないまでもその絶対値 (日平均値が 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上となった日数) の減少は内陸でも確認できた。しかしながら、その濃度の改善効果は SO₂ 濃度ほど大きくはない。これは、一般的に粒子はガスよりも長距離輸送されるため、大気中濃度に対する発生源の寄与は比較的広範囲に及ぶが、発生源近傍における寄与はその分だけ薄まったものであることに起因すると考えられた。

なお、WHO 指針値である $25 \mu\text{g m}^{-3}$ ではなく日本の基準値である $35 \mu\text{g m}^{-3}$ を用いた場合も違いは見えなかった。

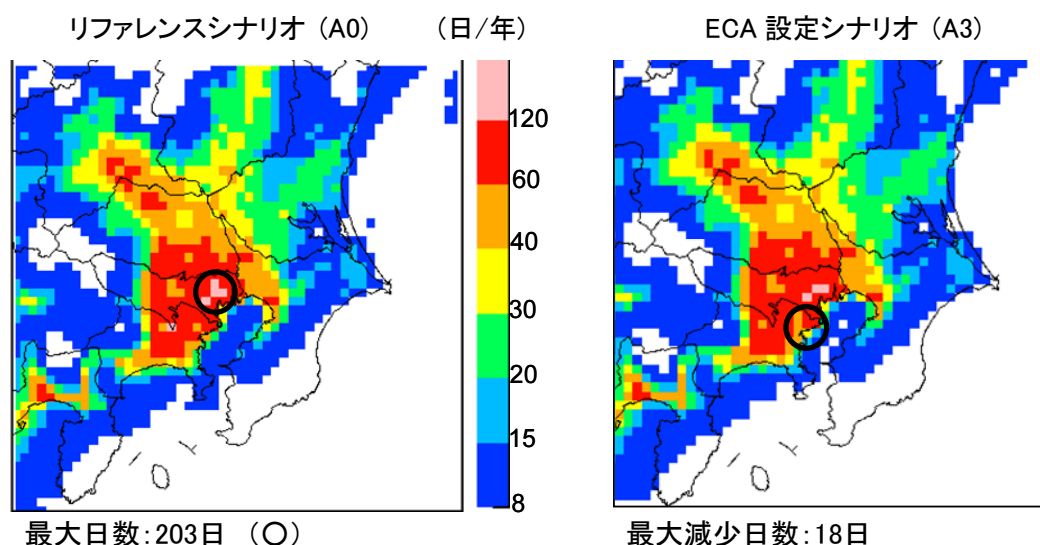


図 3.1-6 A0 (左図) 及び A3 (右図) において日平均 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度が WHO 指針値 ($25 \mu\text{g/m}^3$) を超えた日数 (8 日以上 : 2%以上) 及びその範囲
(図下の最大日数は超過日数の最大値 (A0) 、超過日数の A0 との差分の最大値 (A3))

2013 年に入り、中国では深刻な大気汚染が長期にわたって顕在化している。その中国での大気汚染の主要な要因であり、また日本への影響 (越境大気汚染) も心配される $\text{PM}_{2.5}$ について、環境省は 2013 年 2 月に暫定的な行動指針を決めた。その内容は、「1 日の平均濃度が、これまでの基準値の 2 倍に当たる 1 立方メートル当たり $70 \mu\text{g/m}^3$ を超えると予測された場合は、健康に影響を及ぼす可能性が高くなるとして、都道府県などが外出や屋外での長時間の激しい運動、それに部屋の換気を控えるよう注意を呼びかける」といった内容である。実際には、1 時間平均値が当日の早い時間帯 (5~7 時) において $85 \mu\text{g/m}^3$ を超えた場合に、その日の日平均値が $70 \mu\text{g/m}^3$ を超える可能性が高いと判断して、都道府県等が注意喚起を行うこととなっている。

2020 年における関東域を対象にした大気質シミュレーション結果を見た場合、行動指針の適用となる日平均値 : $70 \mu\text{g/m}^3$ は出現しなかった。

③ PM 排出係数の不確実性と PM_{2.5} 濃度の計算結果の関係

なお、国の第4次環境基本計画（平成24年4月27日閣議決定）では、「光化学オキシダントと同様に、PM_{2.5}についても、濃度の動向等の実態把握や生成機構の解明に係る調査等の推進や、その原因物質の排出インベントリの作成や予測シミュレーションモデルの構築に係る取組等の強化が必要である。」とされている。

本事業で作成した船舶排出インベントリでは、希釈法より定量された PM 排出係数を採用した。同法は、排気ガスを空気中で50℃程度以下まで冷却することで粒径の成長を促し、一部の凝縮性ダストも捕集できる測定手法である。ECA for S で削減が期待される排ガス中の Sulfate は同測定方法によって測定されているが、実際に大気中に排出される排ガス温度と希釈法における冷却温度（50℃程度以下）が一致しているとは限らないため、実際の Sulfate の排出強度は、ここで採用したものとは異なっている可能性も指摘される。そこで、船舶から排出される PM 中の Sulfate 含有量を-50%及び+100%とした場合の船舶排出インベントリを作成し、大気質シミュレーションモデルを用いて大気中 Sulfate 濃度を計算した。

2005 年を対象とした現状再現計算（標準計算）における Sulfate 濃度との比較を図 3.1-7 に示す。Sulfate 含有量を変化させたシミュレーションは2005年8月の1ヶ月分のみ実施したため、ここでの比較は8月の月平均濃度を対象としたものである。インベントリの変動に伴う大気中の Sulfate 濃度の変化は、船舶が集中する海域において見られるものの、その変動幅は 0.85～1.25 であり、内陸では大きな変化は確認できなかった。これは、バックグラウンドとして存在する大気中 Sulfate 濃度に対して船舶由来の Sulfate 濃度が比較的少ないということを意味しており、希釈法で定量された Sulfate 排出係数に不確実性があったとしても、ここで算定された PM_{2.5} 濃度に対する濃度改善効果の計算結果に大きな差異は生じさせないと考えられる。

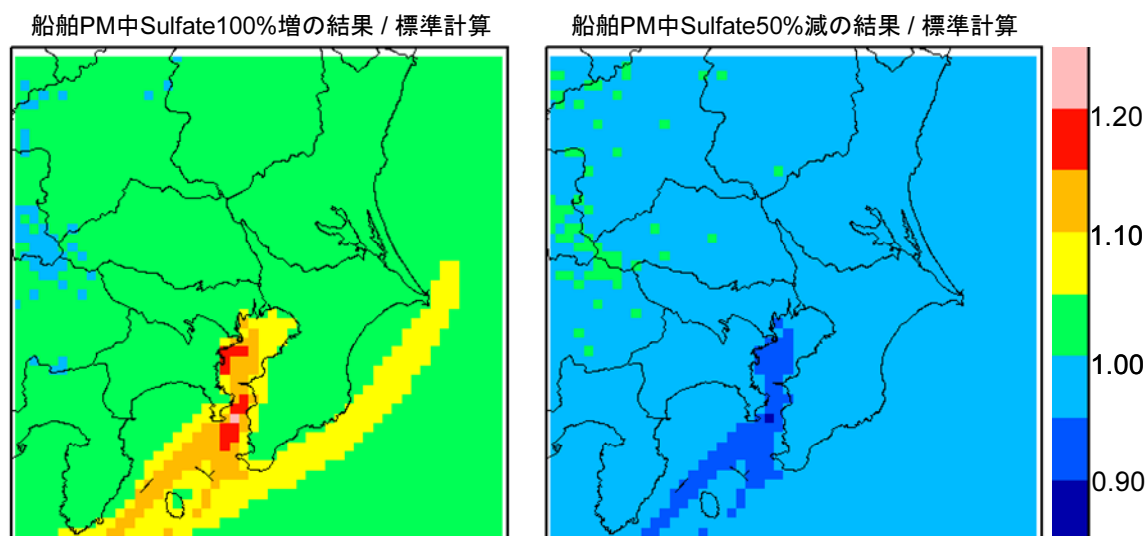


図 3.1-7 2005 年 8 月の現状再現計算と Sulfate 排出量を変化させた計算で得られた大気中 Sulfate 濃度の比率（船舶から排出される Sulfate を-50%（右図）及び+100%（左図）とした場合）

(2) 欧米における大気濃度削減効果との比較

ここでは、米国の ECA 提案書において ECA for S の解析対象となっている $\text{PM}_{2.5}$ 濃度について、関東地方においても米国と同様の解析を行い、関東地方と米国での結果の違いを考察した。なお、 SO_2 については米国の ECA 申請書に記載されていなかったため、ここでは比較を行っていない。

関東地方の濃度分布は、米国のシミュレーションモデルの格子解像度 (12 km) に近づけることを目的として、その 5 km の格子解像度を 10 km の格子解像度に平均化したものとなっている。

① 2020 年を対象とした $\text{PM}_{2.5}$ の年平均濃度

図 3.1-8 に、2020 年を対象とした米国及び関東地方における $\text{PM}_{2.5}$ 濃度の年平均値のシミュレーション結果 (A0) を示す。なお、両水平分布図の凡例は同じ色及びスケールとなっており、直接比較が可能である。 $\text{PM}_{2.5}$ の年平均値が $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を超えた範囲は、米国では西海岸のカリフォルニア州において出現している。他方、これを関東域に準用した場合、首都圏において出現していることが見て取れる。

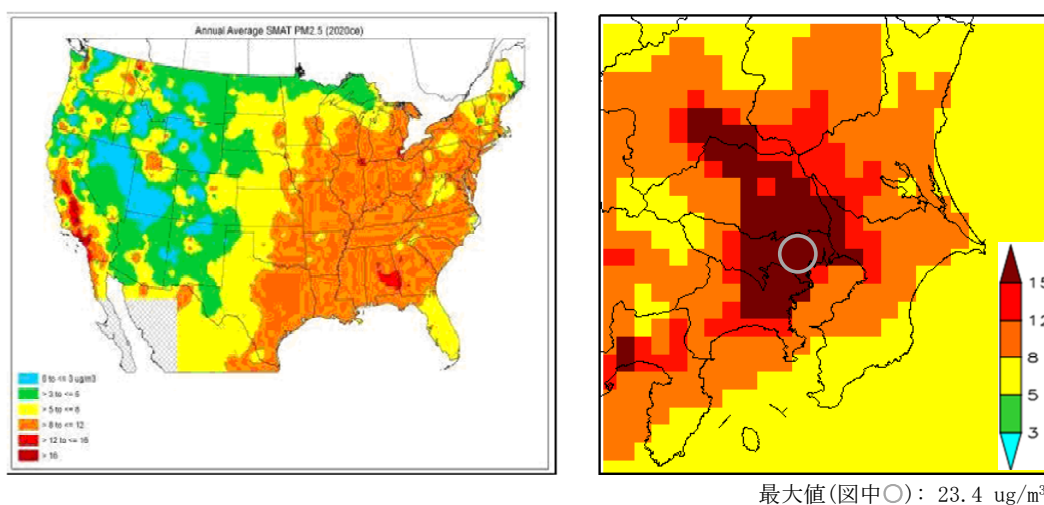


図 3.1-8 2020 年を対象とした米国及び関東地方における $\text{PM}_{2.5}$ 濃度の年平均値のシミュレーション結果 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

② PM_{2.5}年平均濃度に対する ECA 設定の効果

図 3.1-9に、米国及び関東地方での ECA 設定による年平均 PM_{2.5} 濃度の改善の絶対値を示す。同絶対値は、A0 及び A3 の両シナリオにおける年平均値の差分 (A0 - A3) より算定したものである。米国では 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の低減は西海岸のごく一部において出現している一方、関東では 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の低減はみられず、改善の幅の最大は横浜付近における 0.83 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。

次に、図 3.1-10に、米国及び関東地方での ECA 設定による年平均 PM_{2.5} 濃度の改善率を示す。同改善率は、ECA 設定なし (A0) 及び ECA 設定 (A3) の両シナリオにおける年平均値の比率より算定したものである。米国では 15%以上の改善率が西海岸などに出現している一方、関東では 15%以上の改善率はみられず、最大改善率は横浜付近における 7%であった。関東での改善効果は東京湾沿岸に限定されたものであった。

ただし、米国も関東地方も、PM_{2.5} の年平均値に対する我が国の環境基準：15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、WHO 指針値：10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ に対してみればその寄与の絶対値あるいは割合は共に小さいと考えられる。なお、環境基準の達成状況が ECA 設定によってどの程度改善されるかについての定量的な解析・評価は十分になされていない。

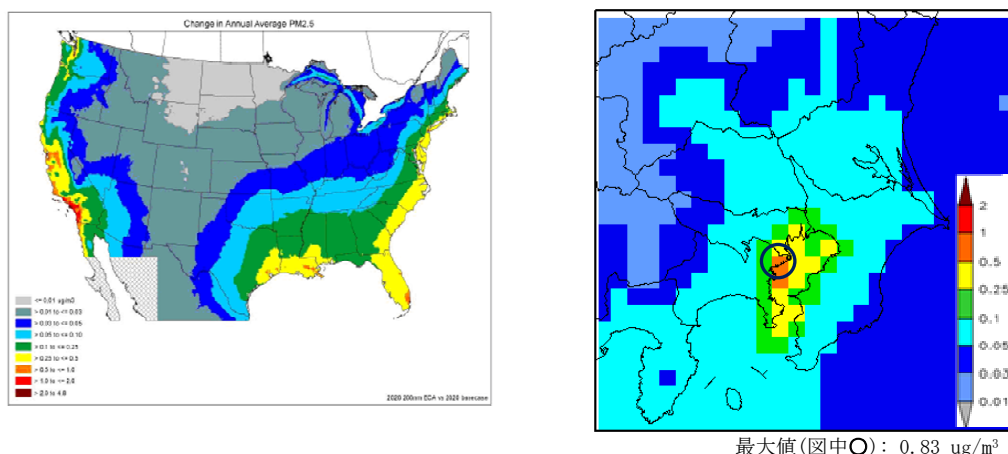
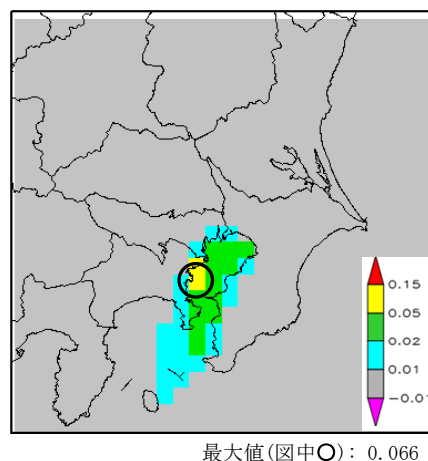


図 3.1-9 米国及び関東地方での ECA 設定による年平均 PM_{2.5} 濃度の改善の絶対値



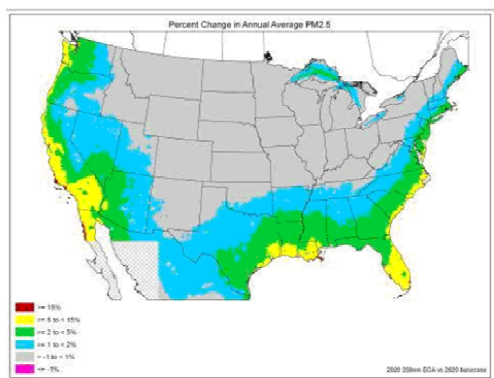


図 3.1-10 米国及び関東地方での ECA 設定による年平均 PM_{2.5} 濃度の改善率

(3) 関東の大気濃度削減効果からみた ECA for S 設定の効果について

ECA for N の場合、評価対象年である 2020 年では、2016 年以降の新造船 (Tier3 規制の対象船) の割合が少ないことも要因となり、NOx 排出状況に対する ECA for N 設定の効果は低いことが確認された。これに対し、ECA for S は燃料中の硫黄分に対する規制となるため、効果の出現は船齢に関わらず全ての船舶に同時かつほぼ同じ効果で出現する。

SO₂濃度では、WHO 指針値 (日平均で 7.5 ppb) を評価指標として用いた場合、ECA 設定の効果が見られる。しかしながら、我が国の SO₂に対する環境基準 (日平均で 40 ppb) を評価基準として用いると、陸域、特に関東域においては概ね基準を達成しており、現状 (A0 シナリオ)より環境改善を図る必要性は低いと考えられる。他方、PM_{2.5} 濃度では、年平均濃度に対する濃度低減効果も僅かであり、また WHO 指針値 (日平均で 25 µg/m³) を評価指標として用いた場合でも大きな濃度改善効果は確認できなかった。なお、ECA for S 設定による大気中濃度の改善効果については日米で同程度であった。日米欧における大気環境基準の達成状況は、表 3.1-9 に示す通り、SO₂ は概ね達成されており、PM_{2.5} は米国では連邦レベルで見た場合、比較的高い達成率となっている。しかしながら、基準未達成の地点の比較的多くがカリフォルニア州に位置しており、同州では最も高い年平均値及び日平均値が観測された。

表 3.1-9 2010 年における SO₂・PM_{2.5} の環境基準達成状況と過去の濃度推移

	日本 ⁽¹⁾	米国 ⁽²⁾	欧州 ⁽³⁾
SO ₂	- 基準達成率は一般局：99.7%、自排局：100% - 過去 10 年で、一般局での年平均値は概ね 3ppb 程度で横ばい推移	- ハワイの火山由来と思われる超過以外は達成 - 過去 10 年間で年平均値は 53%減少した	- EU 都市部での基準超過はなし - 過去 10 年間で都市部での年平均値は約 50%減少した
PM _{2.5}	- 基準達成率は一般局：32.4%、自排局：8.3% 2010 年に初めて公表された年平均値は一般局：15.1µg/m³、自排局：17.2µg/m³	- 年平均値では 99.1%、日平均値では 93.7%の達成率。 - 過去 10 年間で年平均値は 24%減少した。	19 カ国において基準超過が報告された - 過去 10 年間で都市部での年平均値は 15%減少した。

(1) 環境省水・大気環境局(2012), 平成 22 年度大気汚染状況報告書

(2) U.S.EPA (2012), Our Nation's Air –Status and trend through 2010

(3) European Environment Agency (2012), Air Quality in Europe – 2012 report

我が国の $\text{PM}_{2.5}$ に対する環境基準達成率は米国と比較して低いこと、また、ECA for S による $\text{PM}_{2.5}$ 濃度の改善効果が低いことの要因の 1 つとして、越境大気汚染の関与が挙げられる。第 4 次環境基本計画においても、 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度については「東アジア地域からの広域大気汚染の影響も踏まえた対策のあり方について、検討が必要である。」とされている。

図 3.1-11 は、NASA の GOCART (The Goddard Chemistry Aerosol Radiation and Transport) モデルによる 2001 年の北半球地表面の硫酸アンモニウム濃度の年平均値と、それに対する主な排出地域からの寄与濃度の計算結果を示したものである。同モデル結果より、我が国ではアジア及び欧州から比較的多い硫酸アンモニウムが $\text{PM}_{2.5}$ の形態で輸送されていることが見て取れる。

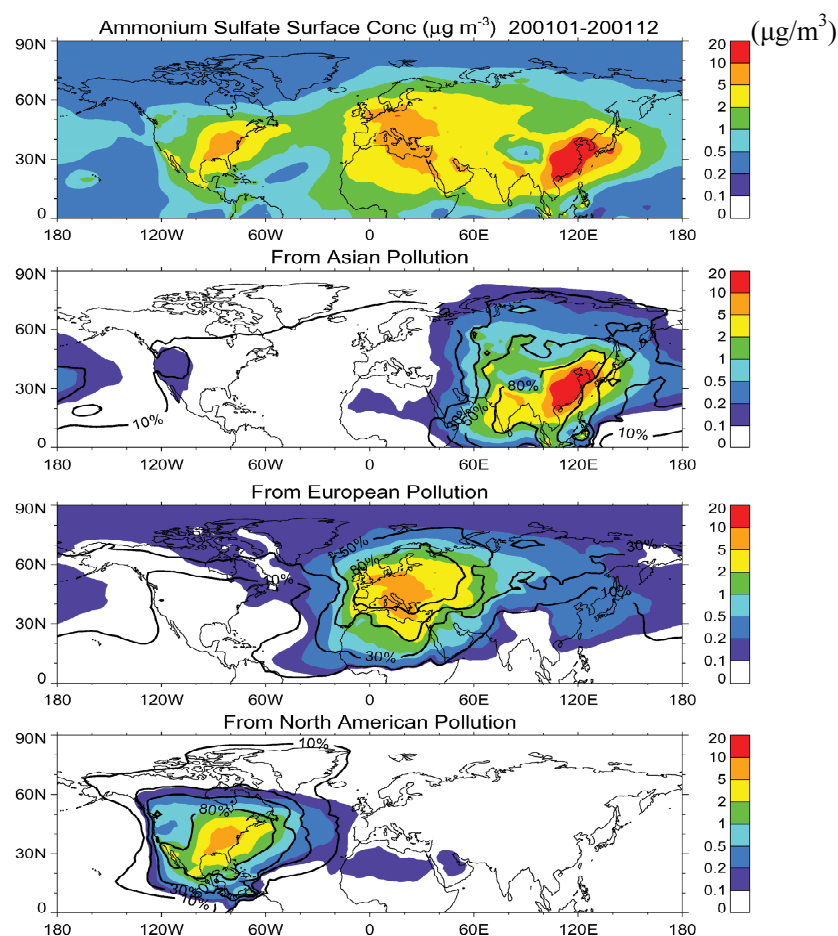


図 3.1-11 NASA の GOCART モデルによる 2001 年の北半球地表面の硫酸アンモニウム濃度の年平均値 (上) と主な排出地域からの寄与濃度 (上 2 番目：アジア、3 番目：欧州、4 番目：北アメリカ)。等値線は全アンモニウム濃度の 10,30,50,80 パーセンタイル値。

ここまでの考察より、関東の SO_2 及び $\text{PM}_{2.5}$ 濃度に対する ECA for S 設定の効果について考えた場合、 SO_2 濃度については我が国の環境基準を達成している状況であり、 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度については越境大気汚染の寄与が大きいことを考えれば、関東において大気濃度に対する ECA for S 設定の効果は限定的なものであると考えた。

3.1.3 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価

3.1.2 節では、ECA 設定シナリオ (A3) は SO_2 及び $\text{PM}_{2.5}$ の大気中濃度の絶対値に対して大きな改善効果をもたらさないことが大気質シミュレーションの結果より考察された (SO_2 は WHO 指針を指標とすれば改善効果は確認できた)。また、ECA for S 設定による $\text{PM}_{2.5}$ 濃度の改善効果については日米で同程度あったことも併せて確認した。

しかしながら、濃度の絶対値に対する改善効果が小さくても、その改善効果が多くの人口及び広範囲な環境に及ぶのであれば、空間的に積算される改善効果は大きくなり、特に人体健康影響は、その範囲と人口密度に応じて大きくなると考えられる。他方で、濃度改善の絶対値が大きく見られても、それが港湾域あるいは海上であれば、そこに人口の存在していない場合、人体健康影響を主たる視点として環境改善を図る意味合いは少なくなることも考えられる。

本事業では第 1 章で述べたように、欧米による ECA 提案を参考にし、環境基準による評価に加えて生態系影響及び人体健康影響も含めた多角的な評価手法の開発を行うとともに、同手法を用いて ECA 設定の効果を定量的に評価することとしている。欧米における ECA 検討時の大気濃度の改善効果を日本のそれと比較するため、あるいは国内における ECA 設定の効果を検討するためには、前節のような濃度の削減レベルだけでは無く、空間的に積算された改善効果の特徴付ける定量的な指標を検討することが必要となる。

このような考えに基づき、本事業では本報告書の 1.3.3 節で示した (i) 陸上の環境改善指標と、(ii) 陸上の環境改善効率指標の二つを導入した。

(1) 関東における陸上の環境改善効率指標 (SO_2 及び $\text{PM}_{2.5}$)

A0 シナリオに対する A3 シナリオでの Δ 濃度に人口分布を乗じた水平分布を図 3.1-12 に示す。なお、ここでのグリッド解像度は地方計算領域と同じ 5km となっている。

SO_2 及び $\text{PM}_{2.5}$ では、 O_3 で見られたような排出削減に伴う大気中濃度の上昇現象は確認されなかった。言い換えれば、ECA for S については ECA for N の場合で見られたような排出削減に伴う負の効果はないということになる。陸上の環境改善指標は、 Δ 濃度に人口を乗じた値 (Δ 濃度 $\times$ 人口/grid) を計算領域内で積算したものである。これによれば、 $\text{SO}_2 \cdot \text{PM}_{2.5}$ とともにプラスとなるが、その程度は Δ 濃度 $\times$ 人口/grid の数値自体から判断できるものではない。そこで、次節では欧米に対して同手法より改善効果を算定し、関東と比較することでその改善程度の把握を試みた。

なお、 SO_2 濃度及び $\text{PM}_{2.5}$ 濃度の改善効果は東京湾の沿岸地域で大きい。特に、 SO_2 濃度は船舶から 1 次排出される汚染物質であり、停泊船舶を固定発生源と考えた場合には停泊バース近傍において最大着地濃度を示す。このような固定発生源を対象とした環境アセスメントでは排ガス拡散予測手法がこれまでも多く利用されてきた。例えば図 3.1-13 に示すように、港湾近傍では船舶に起因すると考えられる高濃度の SO_2 は実際に観測されており、かつ、METI-LIS を利用した排ガス拡散予測による短期シミュレーションの結果も、これを支持するものとなっている。

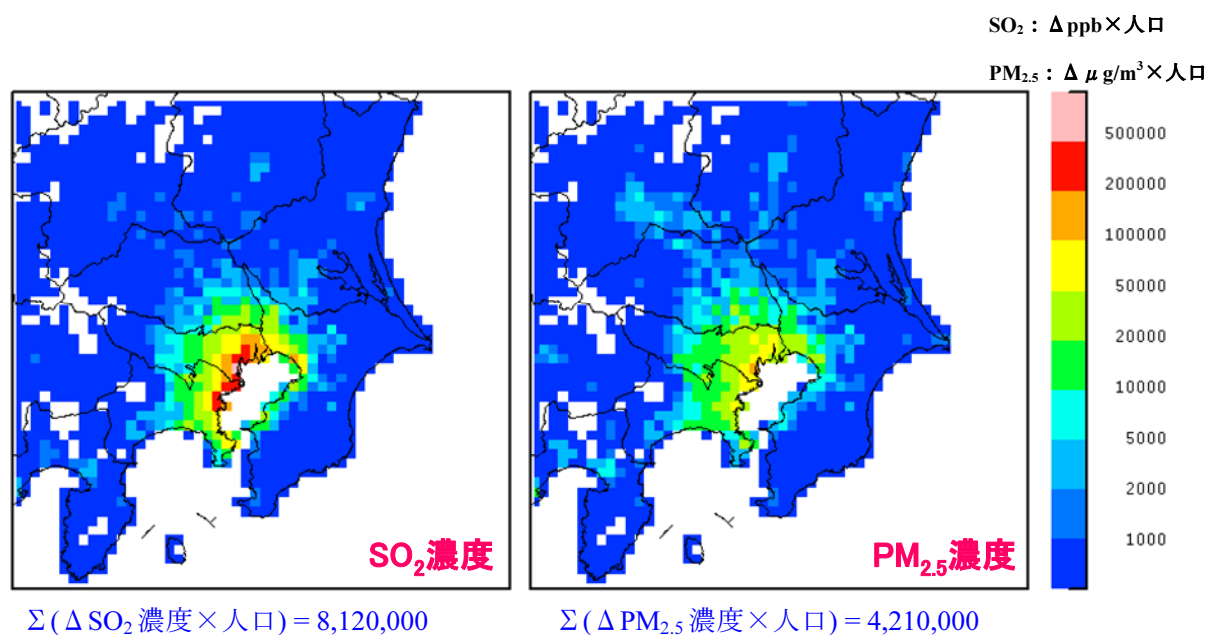


図 3.1-12 A0 シナリオに対する A3 シナリオでの SO_2 及び $\text{PM}_{2.5}$ の陸上の環境改善指標の分布

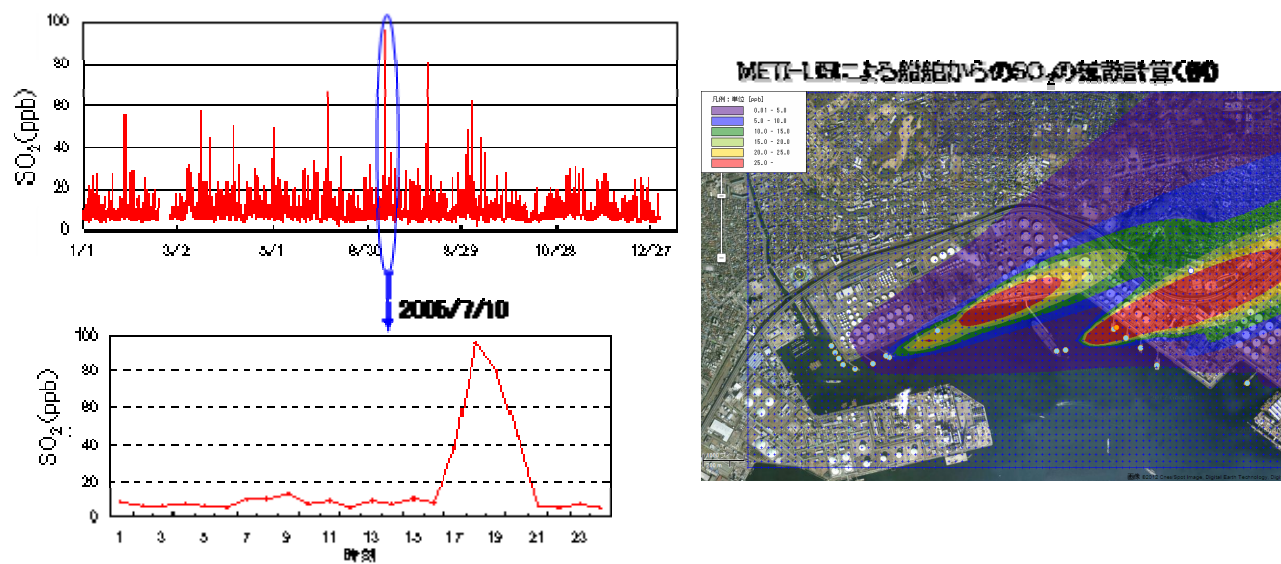


図 3.1-13 某観測地点で観測された 2005 年における SO_2 濃度 (左図) 及び METI-LIS による船舶からの SO_2 の拡散計算例

(2) 陸域排出源（自動車及び固定発生源）で算定される陸上の環境改善効率指標との比較

陸域排出源に対して、ECA 設定と同等の排出削減努力量を求めた場合の改善効果を定量的に評価した。2 章で実施した NO_2 では、自動車に排出削減努力量を均等に割り振って解析を実施した。PM についてはこれと同様に、自動車に PM 排出削減努力量を均等に割り振った。これに対し、 SO_2 については自動車からの排出が既にゼロとされているため、 SO_2 排出削減努力量を固定発生源に均等に割り振った。これは、陸域排出源からのリファレンスシナリオの $\text{SO}_2 \cdot \text{PM}_{2.5}$ 排出量が船舶からの $\text{SO}_2 \cdot \text{PM}_{2.5}$ 排出量の約 10 倍大きいことを考慮すると、陸域排出源からの排出量の削減割合を船舶からの排出量の削減割合のほぼ 10 分の 1 にしたことになる。このインベントリを大気質モデルの入力値とすることで、同じ排出削減努力量当たりの改善効果を陸域排出削減対策 (SO_2 ：固定発生源、PM：自動車) と船舶の ECA 設定とで相互比較できると考えた。

ここでは船舶からの排出削減量と同量だけ陸域排出量から削減したケースを計算している。陸域排出源からの排出量を独立して設定することもできるが、その実現可能性と及び発生源寄与率の線型性が担保できない領域での計算は行わなかった。また、自動車からの排出は人間の生活空間に近い高さから排出されるものであり、海域における船舶からの排出高さとは異なるが、本事業内においては全てのシミュレーションにおいて船舶からの排出高さは自動車同様に最下層内 (約 25m) に与えた。

図 3.1-14に、同シミュレーションより得られた SO_2 及び $\text{PM}_{2.5}$ の濃度減少分布を、また図 3.1-15に、濃度減少分に人口を乗じて算出される陸上の環境改善指標の分布を示した。

SO_2 で見た場合、船舶及び陸域発生源 (固定発生源) とでは発生源分布が大きく異なるため、同じ SO_2 排出削減努力量によって期待される濃度減少の分布は図 3.1-3と図 3.1-14 (左図) とで見るように大きく異なる。一方、人口分布を加味した陸上の環境改善効果の水平分布は、図 3.1-12 (左図) と図 3.1-15 (左図) で見ても、前者は特に東京・川崎・横浜の沿岸部において 200,000 以上の値が集中しているのに対し、後者では、200,000 以上の値は見られないものの、50,000 以上の値が後背地にまで広がっている。

他方、 $\text{PM}_{2.5}$ で見た場合、船舶及び自動車とでは発生源分布が異なっているものの、陸上の環境改善効果の水平分布はほぼ同じである。

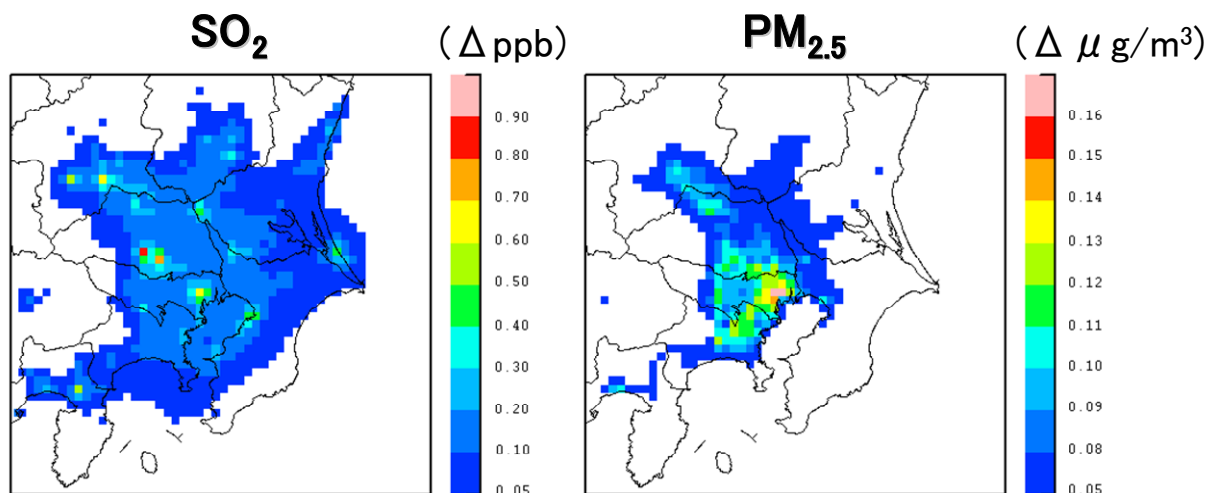


図 3.1-14 ECA 設定シナリオと同量の SO_2 ・PM 排出削減努力量を陸上発生源 (SO_2 ：固定発生源、PM：自動車) に対して均一に割り振った場合の SO_2 及び $\text{PM}_{2.5}$ のリファレンスシナリオ (A0) からの濃度減少分布

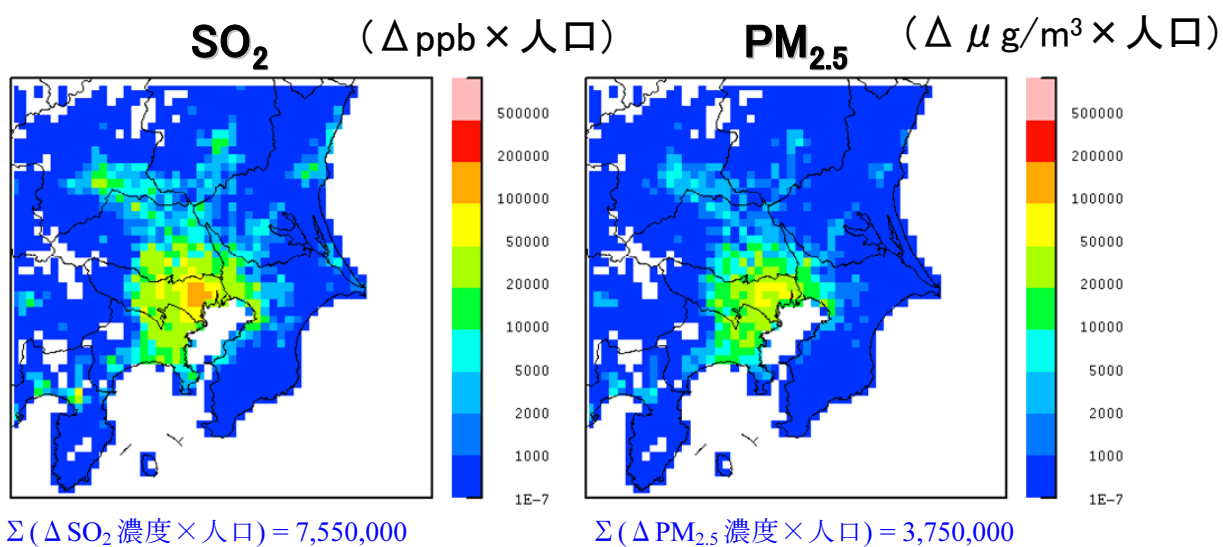


図 3.1-15 上図の濃度減少に人口分布を乗じて得られた SO_2 及び $\text{PM}_{2.5}$ の陸上の環境改善指標の分布

表 3.1-10に、ECA for S 設定シナリオ及び陸上における排出削減シナリオで算定された陸上の環境改善効率指標をまとめた。陸上の環境改善指標（表中 B）を船舶と固定発生源（SO₂）及び自動車（PM_{2.5}）で比較した場合、両者は概ね同程度となった。これは、陸上の環境改善指標で評価すると、船舶が海上の排出源でありながら、関東においては固定発生源や自動車とほぼ同レベルの改善効果をもたらすことを意味する。

特にPM_{2.5}について、ECA 設定によって自動車からのディーゼル粒子の削減と同等の陸上の環境改善効率指標が得られることは、今後のPM削減対策の検討において重視すべき点である。

表 3.1-10 陸上の環境改善効率指標の陸域排出源対策及びECA for S (A3) の比較 (SO₂・PM_{2.5})

		Δ 排出量 (ton/yr) 【A】	Σ (Δ 濃度×人口) 【B】	【B/A】
SO ₂	東京湾 ECA for S	14,300	8,120,000	566
	固定発生源 SO ₂ 削減 ¹⁾		7,550,000	527
PM _{2.5}	東京湾 ECA for S	1,950	4,210,000	2,160
	自動車 PM 削減 ²⁾		3,750,000	1,920

1) ECA for S で期待される船舶からの SO₂ 削減量と同量を陸域固定発生源から削減したと仮定

2) ECA for S で期待される船舶からの PM 削減量と同量を自動車から削減したと仮定

※ 本表は A0 シナリオ及び A3 シナリオにおける排出量推計及び大気質シミュレーションから作成した。

(3) 欧米における陸上の環境改善効率指標との比較

欧州については、PBL による北海 NECA 検討レポートでは ECA for S はリファレンスに含まれているので使用できない。かつ IIASA も、同等の ECA 設定シナリオが盛り込まれていないため、まずここでは米国 ECA 申請書との比較を行う。

表 3.1-11に、ECA 設定で期待される PM 排出削減努力量【 Δ PM 排出量】、 Δ PM_{2.5} 濃度による陸上の環境改善指標【 Σ (Δ 濃度 $\times$ 人口)】及び環境改善効率指標【 Σ (Δ 濃度 $\times$ 人口) / Δ 排出量】を関東と米国でまとめた。なお、関東地方については地方計算領域の 5 km 解像度における情報を 10 km 解像度へ平均 (濃度) 及び 積算 (人口密度) して改善効果を算出した。そのため、前出の表 3.1-10とは数値が異なっている点に留意されたい。

表 3.1-11 ECA 設定シナリオ (A3) における PM_{2.5} 濃度の改善効果に対する日米比較

	Δ PM 排出量(ton/yr) 【A】	Σ (Δ 濃度 $\times$ 人口) 【B】	【B/A】
関東 ⁽¹⁾	1,950	4,430,000	2,270
米国 ⁽²⁾	85,000	57,900,000	682

(1) 関東の ECA 設定範囲は東京湾内。5km 解像度を 10km 解像度にした情報より算出。

(2) 米国の ECA 設定範囲は離岸距離 200NM 以内

表 3.1-11の結果を見れば、関東における陸上の環境改善効率指標 (表中 B/A) は欧米のものよりもかなり大きくなっていることから、東京湾を対象とした ECA for S 設定は欧米の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすことになる。ただし、米国における ECA 設定範囲は 200NM のため、関東の東京湾に対する ECA 設定と同効率指標を用いて直接比較を行うことは、空間的な特性から公平さに欠けると思われる。そこで、IIASA による各種シナリオに関する検討レポートの中で ECA 設定に最も近いと考えられる MTFR (技術的に実現可能な最大排出削減: Maximum Technically Feasible Reduction) シナリオを参考として比較する。

3.1.5 節に記載するように、PM_{2.5} に起因する損失余命の変化を死亡者数の変化に換算し、さらにその死亡者数の変化の評価手法が日米と同様であると仮定して逆推定を行った。結果は表 3.1-12に示す通りであり、米国における効率指標よりも更に悪い結果となった。IIASA レポートでは停泊中船舶の使用燃料中の硫黄分は 0.1%がリファレンスとなっており、それに加えて航行中の船舶の使用燃料中の硫黄分に対して種々のシナリオを設定した場合の改善度合を評価したものである。したがって、排出量の削減及びそれによってもたらされる濃度減少は、人口集中地域から比較的離れた沖合において期待されることになり、陸上の環境改善効率指標も小さく評価されることになる。

表 3.1-12 欧州における MTFR シナリオにおける PM_{2.5} 濃度の改善効果

	Δ PM 排出量(ton/yr) 【A】	Σ (Δ 濃度 $\times$ 人口) 【B】	【B/A】
MTFR	58,900	9,780,000	166

(4) 陸上の環境改善効率指標からみた ECA for S 設定の効果について

陸上の環境改善指標及び効率指標 (1.3.3 節参照) を導入し、ECA for S 設定の効果を定量的に評価した。

本節で設定した ECA for S 及び陸域排出源の SO₂・PM 削減シナリオで同指標を算定した場合、SO₂・PM_{2.5} 濃度ともに両シナリオにおける効果は同等と評価された。これは、陸上の環境改善効率指標で評価すると、船舶が海域の排出源でありながら、関東においては陸域の固定発生源や自動車とほぼ同レベルの排出削減努力量当たりの改善効果をもたらすことを意味する。前者の改善は主に硫酸塩の削減により、後者の改善は主にディーゼル粒子(EC)の削減によってもたらされているが、大気中の重量濃度としては全く同じ意味合いをもつ。PM_{2.5} について、ECA 設定によって自動車からのディーゼル粒子の削減とほぼ同等の陸上の環境改善効率指標が得られることは、今後の PM 削減対策の検討において重視すべき点である。

欧米の ECA 設定では、当然ながら陸上の環境改善指標及び効率指標が算定されていない。ただし、米国についてはその ECA 提案書ないし評価書において、人体健康影響評価結果として、3.1.5 節で後述する通り PM_{2.5} による死亡者の減少数が算定されているため、その結果を利用して陸上の環境改善指標及び効率指標を逆推定した。その結果と比較した場合、東京湾を対象とした ECA for S 設定は米国の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすものと考えた。

以上より、陸上の環境改善効率指標という視点で評価した場合、ECA for S 設定は PM_{2.5} について一定の効果を示すものと考えた。ただし、PM_{2.5} シミュレーションについては O₃ と同様、国による環境基本計画のレビューなどにおいて、その再現性及び不確実性に関する科学的知見の更なる蓄積が必要とされている。

3.1.4 生態系影響をものさしとした 2020 年の硫黄沈着量による酸性化の評価

(1) 関東を対象とした生態系影響評価

本事業において、ECA for S 設定に係る生態系影響評価では、硫黄沈着量より酸性化の可能性を解析することとした。大気汚染物質の沈着現象は、降水要素との相互作用の有無にしたがって「湿性沈着」と「乾性沈着」の二つに分類できる。また、ガス状・粒子状といったような汚染物質の大気中における形態にも沈着範囲は大きく左右される。ここでの硫黄沈着量は、硫酸イオン (SO_4^{2-}) の湿性沈着量 (ガス状・粒子状物質が雲や降水中に溶解することでイオン化)、並びに SO_2 (ガス状) 及び硫酸塩 (粒子状) の乾性沈着量を合計したものとした。図 3.1-16に、関東計算領域における年間硫黄沈着量 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (A0-A3) を示した。

関東における硫黄沈着量は、首都圏を含め局所的に沈着量が多くなる分布を示したが、これは大規模固定発生源から排出される SO_2 の乾性沈着が要因である。

ECA for S の設定を考慮した A3 シナリオでは、その沈着量の改善効果は ECA for S を設定した東京湾周辺に限定して確認できた。東京都の沿岸では最大で 20 kg-S/ha/year もの削減量が出現しており、A0 の同じグリッドにおける年間硫黄沈着量から見れば約 40%もの沈着量が削減されたことになる。ECA 設定による硫黄沈着量の削減率は次節の欧米との比較において紹介する。

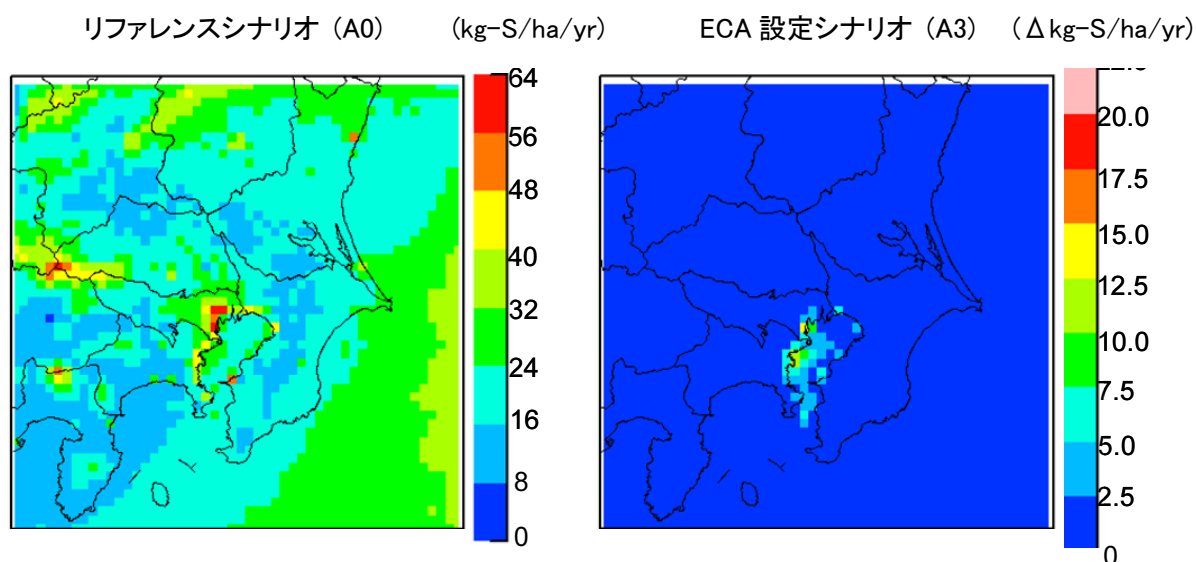


図 3.1-16 関東計算領域における年間の硫黄沈着量 (左図：A0) 及び ECA を設定した場合 (A3) の A0 からの沈着削減量 (右図：A0 - A3)

(2) 欧米における生態系影響評価との比較

環境省 (2012) による「越境大気汚染・酸性雨長期モニタリング (平成 20～22 年度) 中間報告」では、(i) 国内の東アジア酸性雨モニタリングネットワーク (EANET) 測定局、(ii) 米国における清浄大気状況・トレンドネットワーク (CASTNET)、(iii) 欧州における長距離移動大気汚染物質モニタリング・欧州共同プログラム (EMEP) で算出された、硫黄および窒素化合物の湿性・乾性沈着量の 5 年平均値 (平成 17～21 年) を比較している。そのうち硫黄沈着量の結果を図 3.1-17としてここに引用する。

国内 EANET 局で観測された湿性沈着量は、CASTNET 及び EMEP における湿性沈着量と比べて大きいことが見て取れる。同報告書では、CASTNET、EMEP での平均年間降水量はそれぞれ約 1000 mm、約 700 mm であるのに対し、国内 EANET で約 1800 mm であったことから、降水量の多さが大きい沈着量の一因であると考察している。また、特に西日本で硫黄化合物の乾性及び湿性沈着量が大きくなっていることから、一部は越境汚染の寄与、一部は火山性ガスの放出が沈着量に寄与しているとしている。

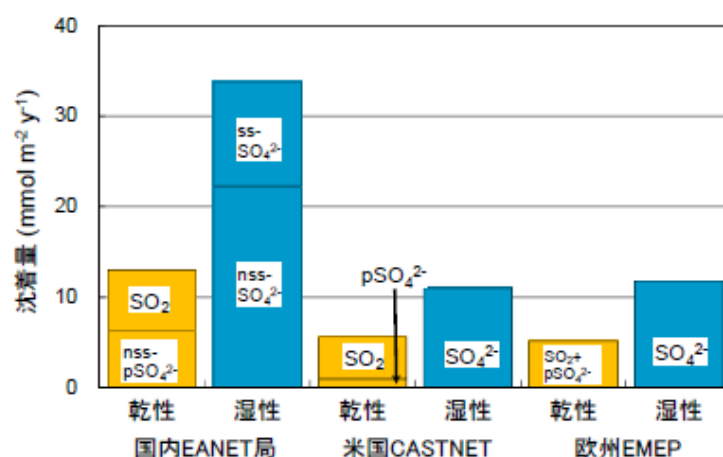


図 3.1-17 国内 EANET 局、米国 CASTNET、欧州 EMEP における硫黄化合物の湿性、乾性沈着量の比較 (平成 17～21 年の平均)。SO₂ は二酸化硫黄ガス、nss-pSO₄²⁻ は非海塩由来粒子状硫酸塩、pSO₄²⁻ は粒子状硫酸塩、ss-SO₄²⁻ は湿性沈着中海塩由来硫酸イオン、nss-SO₄²⁻ は湿性沈着中非海塩由来硫酸イオン、SO₄²⁻ は湿性沈着中硫酸イオンをそれぞれ示す。

米国による ECA 申請書では、沈着量の分布図は示されておらず、ECA 設定による沈着量の削減割合がパーセンテージで示されている。そこで、関東地方についても同様に ECA 設定による沈着量の削減割合を $(A0-A3)/A0$ から算出して米国の結果と比較した。その結果を図 3.1-18に示す。なお、関東地方の濃度分布は、米国のシミュレーションモデルの格子解像度 (12 km) に近づけることを目的として、その 5 km の格子解像度を 10 km の格子解像度に平均化したものとなっている。

米国の結果では北西海岸において 25%近い削減割合が確認でき、内陸においても 3～5%程度の削減割合が出現している。他方、関東では東京湾周辺において米国の北西海岸と同等の削減割合が出現したが、関東北部ではその割合は 1%未満となった。

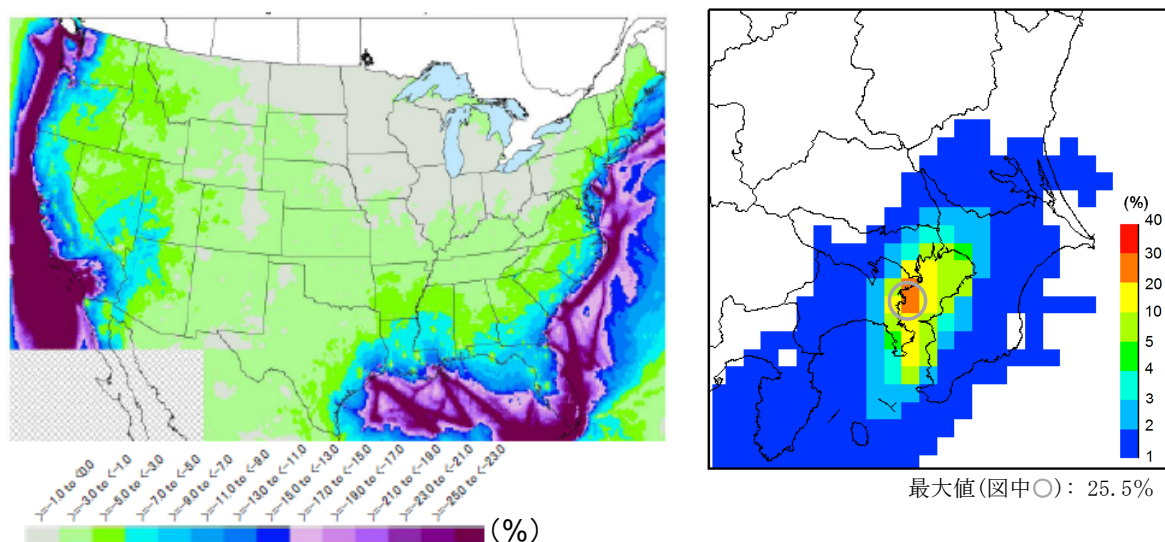


図 3.1-18 ECA for S 設定による米国 (左図) 及び関東 (右図) での硫黄沈着量の削減割合

(3) 関東の生態系影響からみた ECA for S 設定の効果について

我が国における硫黄沈着量は欧米と比較して非常に多い状況にあると言える。これは、我が国では比較的降水量が多いことに加えて、生産活動の進展が著しい東アジアにあって日本がその風下に位置することから、国外起源の大気汚染物質が日本に運ばれてくること、また我が国には活火山が多く存在していることが要因と考えられる。

関東地方では、このような硫黄沈着量の多い状況下において、ECA for S が及ぼす硫黄沈着量の削減効果は東京湾沿岸の一部で計算された。しかしながら、昨年度の事業報告書において、我が国では火山起源の硫黄排出量が非常に多い状況にあっても、局所的な酸性化は示唆されるものの、日本全域においては陸域・海域ともに酸性化が顕在化した状況は観測されていないことを報告した (海洋政策研究財団, 2012)。

結果として、我が国における硫黄沈着量の多い状況が直ちに関東地方における酸性化の顕在化を引き起こすものではないと考えられ、また評価のための指標を整備するには至っていないことから、ECA for S 設定の酸性化に対する効果は限定的なものであると考えた。

3.1.5 人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (SO_2 及び $\text{PM}_{2.5}$)

(1) 関東を対象とした人体健康影響評価

2020 年時点における関東域を対象として、船舶からの排出量をゼロとした場合をベースラインとして A0 シナリオ及び A3 シナリオ時の SO_2 及び $\text{PM}_{2.5}$ に起因する死亡者及び疾病者の増加分 (船舶寄与分) を計算した。結果は参考資料を参照されたい。表 3.1-13 には、それら結果の中から A0 と A3 の差分 (A3 シナリオ適用による A0 シナリオからの改善分) を記載する。なお、表中の年齢は 5 歳毎に区分された年齢層データを意味しており、人体健康影響はその年齢層区分毎に計算される。

関東域における死亡者の減少数の水平分布を図 3.1-19 に示す。他のエンドポイントや他の C-R Function を使用した場合にも、ベースライン影響量に対する変化割合はほぼ等しくなる。

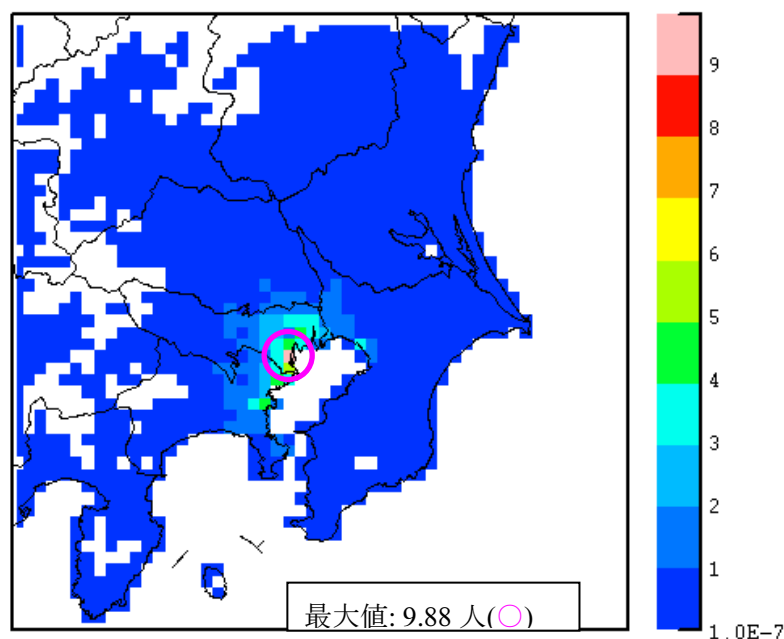


図 3.1-19 A3 シナリオ時の $\text{PM}_{2.5}$ に起因する全死亡者数の A0 シナリオからの減少数の水平分布
(C-R Function は Pope et al.,2002 による)

表 3.1-13 2020 年における関東域における SO₂ 及び PM_{2.5} に起因する人体健康影響評価のまとめ

大気汚染物質	エンドポイント	C-R Function (論文)	年齢 ¹⁾ (歳)	濃度データの処理	健康影響 係数：β	調査対象 (地域、季節)	計算領域内の対象人口 (人)	ベースライン死亡者、疾病者数(人/y)	ベースライン死亡率、疾病率	ECA for S 設定 による死亡者・疾病者の減少数 ²⁾ (人/y)	ベースラインに対する減少数の割合
SO ₂	入院 全呼吸器系疾患	Fung et al., 2006	65-99	日平均値 (365 日分)	0.017224	Vancouver, Canada	11,900,000	53,000	0.00444	157 (64~250)	0.296%
PM _{2.5}	死亡 全死亡	Pope et al., 2002	30-99	年平均値	0.005827	51 Cities.	32,700,000	518,000	0.01584	281 (94~515)	0.054%
	入院 慢性肺疾患	Moolgavkar 2003	65-99	日平均値 (365 日分)	0.00185	Los Angeles CA.	11,900,000	15,000	0.00126	2.63 (1.14~4.12)	0.018%

1) 5 歳毎に区分された年齢層データを意味しており、人体健康影響はその年齢層区分毎に計算される。

2) ()内は 95%信頼度区間相当の幅。計算方法の詳細については参考資料参照のこと。

(2) 欧米における人体健康影響評価との比較

① 米国

米国の ECA 申請書には沿岸 200NM に ECA を設定した場合の $PM_{2.5}$ に起因する人体健康影響の変化分が示されている。それによると、関東域と同様に Pope et al. (2002) の C-R Function を使った場合の死亡者数の減少分は 3,400 人である。なお、ECA を設定した場合の SO_2 に起因する人体健康影響の変化分は評価されていない。

後述する欧州 (IIASA 算定) では損失余命がエンドポイントとされているため、ここではまず米国を対象とした比較をまとめる。

東京湾に ECA を設定した場合の関東域の人体健康影響の改善度合 (Δ 死亡者数/ Δ 排出量) を、「ECA 設定による $PM_{2.5}$ に起因する死亡者の減少数/PM 排出量削減努力量」で比較すると、表 3.1-14 のようになる。なお、関東地方については地方計算領域の 5 km 解像度における情報を 10 km 解像度へ平均 (濃度) 及び 積算 (人口密度) して死亡者数を算出した。そのため、前出の表 3.1-13 とは数値が異なっている点に留意されたい。

関東における人体健康影響の改善度合いを見た場合、米国のものよりも 3 倍以上大きくなっている。結果、人体健康影響についても陸上の環境改善効率指標と同様、東京湾を対象とした ECA for S 設定は米国の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすものと考えた。

表 3.1-14 ECA 設定で算定される $PM_{2.5}$ に起因する死亡者の減少数/PM 排出削減努力量の比較

	船舶 PM 排出削減努力量(ton/y)	ECA 導入時の $PM_{2.5}$ に起因する死亡者の船舶寄与の減少数(人/y)	Δ 死亡者数/ Δ 排出量
関東	1,950	296	0.152
米国	85,000	3,400	0.040

※ 関東の数値は 10km 解像度

※ C-R Function は Pope et al. (2002)

② 欧州

IIASA レポートにおいては、バルト海、北海（イギリス海峡を含む）、地中海、黒海、北東大西洋を含む広い範囲に各種の排出量削減シナリオが導入された場合の人体健康影響を評価している。ECA 設定に最も近い表 3.1-15に示す MTFR（技術的に実現可能な最大排出削減：Maximum Technically Feasible Reduction）シナリオの評価を比較対象として使用するが、IIASA レポートはこのシナリオが「有効である」と主張しているものではない。米国と同様に、ECA を設定した場合の SO₂ に起因する人体健康影響の変化分は評価されていない。

IIASA レポートでは PM_{2.5} に起因する人体健康影響を表 3.1-16に示すように、損失余命で評価している。3.1.5 節に記載するように、PM_{2.5} に起因する損失余命の変化を死亡者数の変化に換算し、さらにその死亡者数の変化の評価手法が日米と同様であると仮定して逆推定を行うと表 3.1-17のようになる。

表 3.1-15 IIASA レポートにおける評価シナリオ

シナリオ	NO ₂	SO ₂	PM	
			排出量 (ton/y)	Δ 排出量 (ton/y)
レファレンス	2000 年以降の新造船は MARPOL NOx 基準に従う。	SECA（北海及びバルト海）内ではすべての船舶の留出油の S 分は 1.5%。 その他の EU 周辺海域ですべての客船の燃料中の S 分は 1.5%。 停泊中の S 分は 0.1%。	396,400	—
MTFR	すべての船舶に SCR 導入（新造船だけでなく、既製の船舶にも導入）	EU の全海域で S 分は 0.5%。停泊中は 0.1%。	337,500	58,900

表 3.1-16 欧州（IIASA 算定）における PM_{2.5} に起因する損失余命の減少数

	シナリオ導入時の PM _{2.5} に起因する損失余命の船舶寄与の削減量 ⁽¹⁾ (%)	シナリオ導入時の PM _{2.5} に起因する損失余命の船舶寄与の削減量(月)
MTFR	9.0	0.47

(1) PM_{2.5} に起因する損失余命の船舶寄与のベースラインは 5.18 月

表 3.1-17 欧州（IIASA 算定）における PM_{2.5} に起因する死亡者数の改善割合

	ベースラインからの改善割合	死亡者の減少数（30 歳以上） (人/y)	Δ 死亡者数/Δ 排出量
MTFR	9.0%	574	0.0097

(3) 関東の人体健康影響からみた ECA for S 設定の効果について

ECA for S を東京湾で設定した場合、PM_{2.5} 濃度の減少に伴い、2020 年に予想される死亡者の内の 5.4×10^{-4} (0.054 %) の割合が回避される結果となった。これは、2 章で試算した O₃ による死亡者数の増加率 (3.0×10^{-5}) よりも 1 オーダー大きい値である。なお、全人口に対する割合は 8.6×10^{-6} (281 人/32,700,000 人) となる。

PM 排出削減量当たりの PM_{2.5} に起因する死亡者数の減少率を欧米の ECA 設定によるものと比較すれば、東京湾を対象とした ECA for S 設定は欧米の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすものと考えた。

以上より、人体健康影響という視点で評価した場合、ECA for S 設定の効果は、PM_{2.5} 濃度の減少に伴う死亡者数の削減に対して一定の効果を示すものと考えた。

3.2 関東地方を対象とした ECA for S 設定の効果のまとめ

本章では、関東を対象とした ECA for S 設定の効果を (i) 海域及び陸域における SO_2 ・PM の排出状況による評価、(ii) 環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (SO_2 及び $\text{PM}_{2.5}$)、(iii) 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価、(iv) 生態系影響をものさしとした 2020 年の全硫黄沈着量の評価、(v) 人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (SO_2 及び $\text{PM}_{2.5}$)、といった 5 つの視点から個別に評価した。各評価結果を表 3.2-1 にまとめる。

各視点に対する不確実性の評価は 1.4 節で行っている。同節で考察したように、(i)～(iii) はほぼ同じ不確実性を有するが、(v) 人体健康影響については新たな不確実性が追加される。また、(iv) 生態系影響の評価における不確実性については現時点では定量的に評価できなかったことに留意する必要がある。

表 3.2-1 関東地方を対象とした多角的視点による 2020 年における
ECA for S 設定の効果の定量的評価

視点	評価概要
(i) 海域及び陸域における SO ₂ ・PM の排出状況による評価 (3.1.1)	・燃料転換により期待される SO₂・PM 削減効果は NOx よりも大きい ・ECA for S を設定しない場合、陸上も含めた全排出量に占める船舶の割合は SO₂・PM とともに 10% を超すレベルにまで増加する可能性がある
(ii) 環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (SO ₂ 及び PM _{2.5}) (3.1.2)	・SO₂ に対する環境基準は達成されている ・我が国では PM_{2.5} 濃度に対する越境大気汚染の寄与が大きい ・PM_{2.5} の環境基準達成に対する ECA for S 設定の貢献は少ない。これは米国でも同様の状況
(iii) 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価： 陸上排出源との比較 (3.1.3 (2))	・PM 削減量 1 トン当たりの PM_{2.5} 濃度に対する改善効果は、海上の排出源でありながら、船舶は自動車と同等である
欧米との比較 (3.1.3 (3))	・東京湾を対象とした ECA for S 設定は米国の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすものと考えられた
(iv) 生態系影響をものさしとした 2020 年の全硫黄沈着量の評価 (3.1.4)	・我が国における大気からの硫黄沈着量は、欧米と比較して広域的に多い状況にあるものの、東京湾沿岸域では現状、酸性化の顕在化が指摘されていない ・我が国では火山由来の硫黄沈着量が多く、船舶の寄与は僅か ・評価のための指標を整備するには至っていない
(v) 人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (SO ₂ 及び PM _{2.5}) (3.1.5)	・PM_{2.5} 濃度の減少に伴い、2020 年に予想される死亡者の内の 5.4×10^{-4} (0.054 %) の割合が回避される結果となった。これは、O₃ による死亡者数の減少率 (3.0×10^{-5}) よりも 1 オーダー大きい値である。なお、全人口に対する割合は 8.6×10^{-6} となる ・死亡者の減少数に対して、東京湾を対象とした ECA for S 設定は米国の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすものと考えられた

各視点に対する不確実性の評価は 1.4 節を参照のこと

多角的視点による評価手法によって ECA for S 設定の効果を評価した場合、表 3.2-1 に示す通り、「(ii) 環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (SO₂ 及び PM_{2.5})」に関しては、東京湾に ECA for S を設定することで期待できる改善効果は相対的に小さいと考えられ、「(iv) 生態系影響をものさしとした 2020 年の全硫黄沈着量の評価」に関しては評価のための指標を整備するに至っていない。

これに対し、「(i) 海域及び陸域における SO₂・PM の排出状況による評価」で評価した場合、ECA for S による燃料中 S 分の規制が全船舶に適用され、その削減幅も大きいことから SO₂・PM 排出量の削減幅は ECA for N 設定における NO_x 排出量の削減幅と比較してはるかに大きいと評価された。次に、「(iii) 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価：陸域排出源との比較」では、PM 削減量 1 トン当たりの PM_{2.5} 濃度に対する関東域における改善効果は、海上の排出源でありながら、船舶は自動車と同等であると評価された。

ECA for N では、陸上を含めた NO_x・NMVOCs の排出状況によって将来における O₃ 予測濃度が大きく依存することが示され、本事業における評価結果のみを持って ECA for N 設定の効果を判断することは難しいと結論された (2.2 節参照)。ただし、同様の排出状況の変化が PM_{2.5} の将来予測濃度及びそれに伴う陸上の環境改善効率指標及び人体健康影響に及ぼす影響は、O₃ と比較すれば線形性があるといえる。そのため、「(iii) 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価：陸域排出源との比較」に対する評価においては、O₃ 予測濃度に表示されるような不確実性が存在する可能性は小さい。

更に、「(iii) 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価：欧米との比較」及び「(v) 人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (SO₂ 及び PM_{2.5})」では、PM_{2.5} 濃度に関連した改善効果を見た場合、東京湾を対象とした ECA for S 設定は米国の ECA 設定よりも効率的な効果をもたらすものと考えられた。また、関東域における ECA 導入時の PM_{2.5} に起因する死亡者の船舶寄与の減少数(人/y) の割合は対象領域内の全人口に対して 8.6×10^{-6} となる。

以上より、多角的視点による評価手法では、SO₂・PM 排出量、陸上の環境改善効率指標及び人体健康影響において一定の改善効果を確認することができたと考える。ただし、1.4 節でも述べたように、多角的視点間で重み付けを適用しなかった。仮に将来において ECA 設定の有効性について再検討を行う場合においては、2005 年以降の越境大気汚染の最新の状況についても取り込んだ計算結果を用いて評価を行うことが重要である。その場合においても、今回用いた多角的視点による評価手法は適用できると考える。

4 ECA for N 設定の効果に対する海域間比較

2 章で詳細な検討を行った関東計算領域の解析を基に、日本計算領域、中部計算領域、近畿計算領域、瀬戸内計算領域についても各計算領域における陸上の環境改善効率指標を比較・解析することで、ECA for N 設定による効果について地域間比較を行った。なお、津軽計算領域は、陸域生態系への影響が考えられる領域として選定されたことから、生態系評価の比較として ΔN 沈着量と各領域を特徴付ける森林分布などからその改善効果の範囲を算定し、地域間比較を行った。

結果、「総合的に見て、2020 年における東京湾に対するECA for N 設定は現時点で有効と判断できるだけの絶対的な根拠はないと言わざるを得ない」という関東域計算領域に対する評価は、その他の海域にも当てはまると考える。

4.1 ECA for N 設定の効果に関する地域間比較の手法

ECA 設定が及ぼす大気質改善効果は、本事業においては原則的に陸上に居住する住民および陸上生態系に対する影響を見ている。例えば、これまで最大濃度地点や最大濃度削減現出地点は、陸上と考えられるグリッドから選出しているが、沿岸域には居住人口がなく労働人口も極端に少ない工業専用地域が含まれている。また、環境基準は工業専用地域には適用されない。したがって、居住人口に基づいた解析あるいは居住人口があるグリッドを評価対象とすることには意味があると考え、2.1.3 節では陸上の環境改善効率指標を導入して改善の程度を考察した。

ここでは関東計算領域 (5km 解像度) と同様に、図 1.2-1 及び表 1.2-3 で示した日本計算領域 (20km 解像度)、中部計算領域 (5km 解像度)、近畿計算領域 (5km 解像度)、瀬戸内計算領域 (5km 解像度) についても陸上の環境改善効率指標を評価することで、ECA for N 設定による大気中濃度の改善効果の範囲についての地域間比較を試みる。大気中濃度の改善効果の範囲を算定することで、人体健康影響の効果も同様に比較・評価できるものと考えた。

また、図 2.1-13 で示した関東における A3 シナリオでの窒素沈着量の減少量 (ΔN 沈着量) は、東京湾周辺のみではなく沿岸部の広い範囲で一定の値が出現した。図 1.2-1 及び表 1.2-3 で示した津軽計算領域は、陸域生態系への影響が考えられる領域として選定されたものである。そのため、この ΔN 沈着量についても森林分布などからその改善効果の範囲を算定し、地域間比較を行う。

4.2 Δ 濃度・ Δ 窒素沈着量及び人口分布の算定方法について

ここでは、ECA for N 設定による ΔNO_2 濃度と ΔN 沈着量にそれぞれ人口分布と森林分布を乗じることで、ECA for N 設定による濃度・沈着量の改善効果の範囲を考察した。 Δ 濃度及び ΔN 沈着量は、ベースラインシナリオ (A0) 及び ECA 設定シナリオ (A3+) における年平均濃度の差分とした。

なお O_3 濃度は、2 章における ECA for N の効果評価において、その対策としての ECA 設定の効果について一様な評価を行うことは現時点では難しいと判断したことから、ここでは地

域間比較解析の対象外とした。

ここで利用した人口分布は、国立社会保障・人口問題研究所が作成した 2020 年における推計値である。2020 年への推計における基準人口には、平成 17 年国勢調査結果が適用されている (<http://www.ipss.go.jp/>)。

4.3 NO₂ 濃度・窒素沈着量の改善範囲の地域間比較

4.3.1 NO₂ 濃度

表 4.3-1 に、ECA for N 設定によるベースライン (A0) からの排出削減量【 ΔNO_x 排出量】、 Δ 濃度に人口を乗じた値の領域内積算【 $\Sigma(\Delta\text{NO}_2 \text{ 濃度} \times \text{人口})$ 】、すなわち陸上の環境改善指標、領域内で人口が存在するグリッド数、 $\Sigma(\Delta\text{NO}_2 \text{ 濃度} \times \text{人口}) \div \Delta\text{NO}_2 \text{ 排出量}$ (すなわち陸上の環境改善効率指標、表中 B/A) の結果をまとめた。なお、ここでは全計算領域に共通して実施した A0 シナリオ及び A3+シナリオにおける排出量推計及び大気質シミュレーションから同指標を計算した。従って、表 2.1-7 で示した関東の計算結果とは異なっている点に留意されたい。

日本計算領域に対して、4 海域 (東京湾・伊勢湾・大阪湾・瀬戸内海) における陸上の環境改善効率指標はいずれも日本全海域に規制を設けた場合の 1.5 倍以上となっており、一次汚染物質については、海域を限定して規制を設けたる N 場合に環境改善効果が相対的に大きく得られるという結果を示した。

地方計算領域での陸上の環境改善効率指標を比較した場合、近畿 (=730) と関東 (=708) は概ね同程度の改善範囲となり、中部及び瀬戸内は相対的に小さい値を示した。

表 4.3-1 2020 年における ECA for N 設定 (A3+) による O₂ 濃度の改善効果に対する地域間比較¹⁾

計算領域 (ECA 範囲)	ΔNO_x 排出量 (ton) 【A】	$\Sigma(\Delta\text{NO}_2 \text{ 濃度} \times \text{人口})$ 【B】	グリッド数	B/A
日本 (50NM)	445,000	53,500,000	1,320	120
関東 (東京湾)	16,200	11,500,000	1,490	708
中部 (伊勢湾)	10,200	3,890,000	1,440	381
近畿 (大阪湾)	10,800	7,900,000	1,760	730
瀬戸内 (瀬戸内海)	86,500	17,000,000	3,710	197

(1) 本表は、全計算領域に共通して実施した A0 シナリオ及び A3+シナリオにおける排出量推計及び大気質シミュレーション結果から作成した。従って、表 2.1-7 で示した関東の数値とは異なっている点に留意されたい。

4.3.2 ΔN 沈着量

本事業で整備した WRF/CMAQ では、図 4.3-1に示す 24 種類の土地利用条件を考慮して気象及び大気質シミュレーションを実行する。例えば図中の LC16 は「Water」であるが、遠洋では 5km 解像度グリッドの全てが海となるため、グリッド内の LC16 の比率は 100%を示している。逆に、沿岸部では 5km 解像度グリッド内に陸域と海域が混在するため、そのグリッド内の LC16 の比率は 100%未満となる。

ここでは、森林に対する窒素沈着量の改善範囲を算定することとし、ΔN 沈着量に図中の LC11～LC15 の「Forest」の分布を乗じることで ECA 設定による窒素沈着量の改善効果の範囲を考察した。なお、ここで用いた評価においては、全てのタイプの森林を等価に扱っており、森林のタイプによる窒素沈着に対する感受性・脆弱性等は考慮していない。

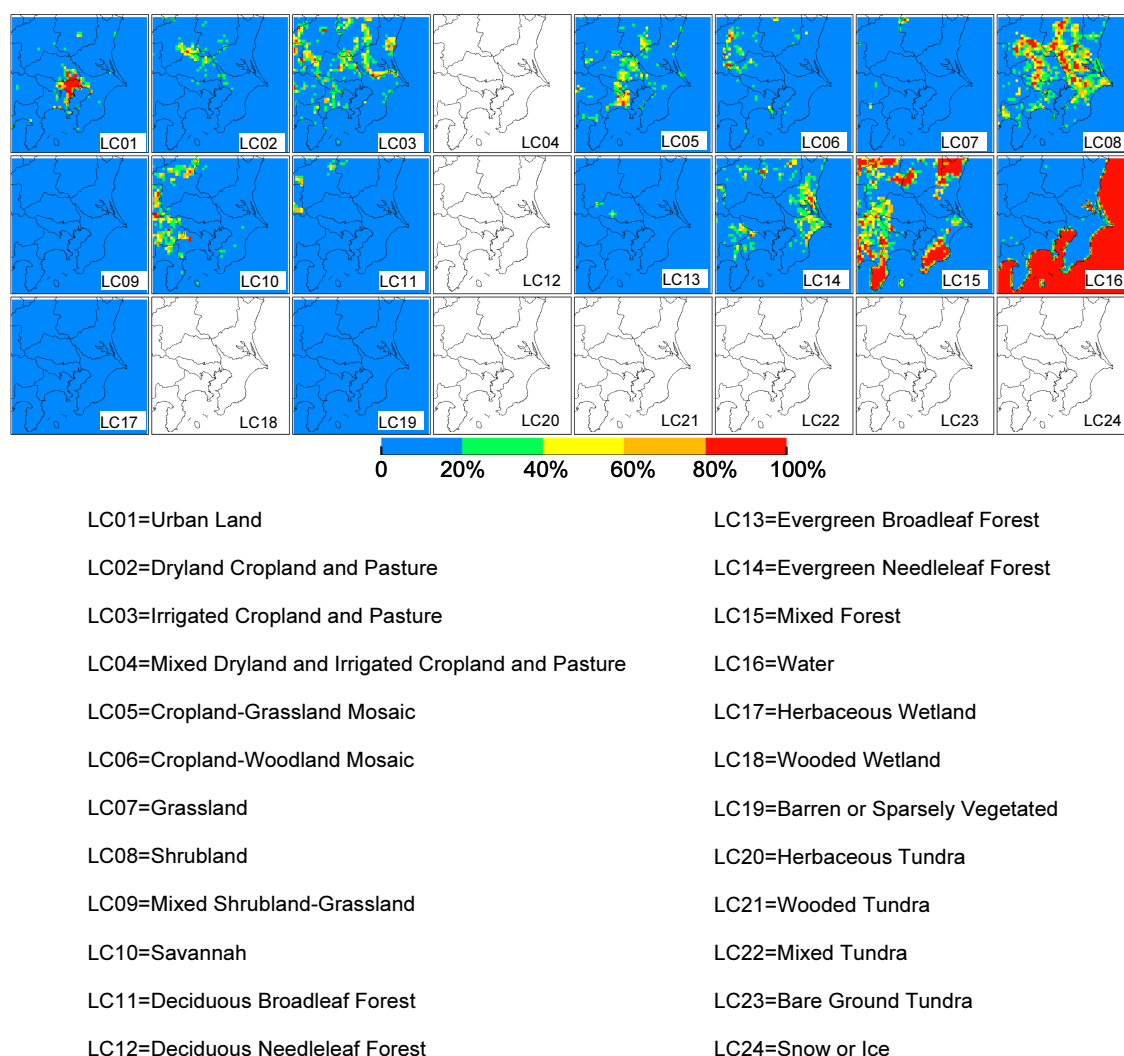


図 4.3-1 WRF/CMAQ シミュレーションで考慮した関東地方領域における土地利用分布

表 4.3-2に、ECA for N 設定によるベースライン (A0) からの排出削減量【 ΔNO_x 排出量】、 ΔN 沈着量に森林面積を乗じた値の領域内積算【 $\Sigma (\Delta \text{N} \text{ 沈着量} \times \text{森林面積})$ 】、 $\Sigma (\Delta \text{N} \text{ 沈着量} \times \text{森林面積}) \div \Delta \text{排出量}$ (表中 B/A) の結果をまとめた。

地方計算領域での B/A 指標を比較した場合、近畿 (=0.0074) 及び瀬戸内 (=0.0069) は関東 (=0.0040) よりも大きい値を示したが、その値は 2 倍以内であり、関東と同様に窒素沈着量に占める船舶の寄与は少ないと見積もることが出来る。津軽海峡に至っては、5 海域の中でも相対的に小さい B/A の値となった。

表 4.3-2 ECA for N 設定 (A3+) による窒素沈着量の改善効果に対する地域間比較¹⁾

計算領域 (ECA 範囲)	ΔNO_x 排出量 (ton) 【A】	$\Sigma (\Delta \text{N} \text{ 沈着量} \times \text{森林面積})$ 【B】	B/A
関東 (東京湾)	16,200	64	0.0040
中部 (伊勢湾)	10,200	32	0.0031
近畿 (大阪湾)	10,800	80	0.0074
瀬戸内 (瀬戸内海)	86,500	599	0.0069
津軽 (津軽海峡)	12,700	42	0.0033

(1) 本表は、全計算領域に共通して実施した A0 シナリオ及び A3+シナリオにおける排出量推計及び大気質シミュレーションから作成した。

4.4 他の海域も含めた ECA for N の効果について

本章では、ECA for N 設定による ΔNO_2 濃度と ΔN 沈着量にそれぞれ人口分布と森林分布を乗じることで、ECA 設定による濃度・沈着量の改善効果の範囲を考察した。

以上から、「総合的に見て、2020 年における東京湾に対する ECA for N 設定は現時点で有効と判断できるだけの絶対的な根拠はないと言わざるを得ない」という関東域計算領域に対する評価は、その他の海域にも当てはまると考える。

5 ECA for S 設定の効果に対する海域間比較

2 章で詳細な検討を行った関東計算領域の解析を基に、日本計算領域、中部計算領域、近畿計算領域、瀬戸内計算領域についても各計算領域における陸上の環境改善効率指標を比較・解析することで、ECA for S 設定の効果について地域間比較を行った。

陸上の環境改善効率指標より $PM_{2.5}$ の改善効果を判断すれば、関東に次いで近畿が他の計算領域に比較して高い値を示している。したがって、大阪湾においても東京湾と同じように 2020 年における ECA for S の効果を確認できると考えた。

5.1 ECA for S 設定の効果に関する地域間比較の手法

ECA 設定が及ぼす大気質改善効果は、本事業においては原則的に陸上に居住する住民および陸上生態系に対する影響を見ている。本章では、4 章で示した ECA for N の効果に関する地域間比較の手法を ECA for S にも応用し、図 1.2-1 及び表 1.2-3 で示した各計算領域について陸上の環境改善効率指標を評価することで、ECA for S 設定による大気中濃度の改善効果の範囲についての地域間比較を試みる。また、大気中濃度の改善効果の範囲を算定することで、人体健康影響の効果も同様に比較・評価できるものと考えた。

硫黄沈着量の減少量 (ΔS 沈着量) は、図 3.1-16 で確認された関東における A3 シナリオでの ΔS 沈着量が東京湾周辺に限定されたものであり、陸域の酸性化には将来的にも大きく関与しないと考えたため、 ΔS 沈着量による地域間比較は行わないこととした。

5.2 Δ 濃度及び人口分布の算定方法について

ここでは、ECA for S 設定による $SO_2 \cdot PM_{2.5}$ 濃度の減少量 (Δ 濃度) にそれぞれ人口分布を乗じることで、ECA for S 設定による濃度の改善効果の範囲を考察した。 Δ 濃度は、ベースラインシナリオ (A0) 及び ECA 設定シナリオ (A3+) における年平均濃度の差分とした。

ここで利用した人口分布は、国立社会保障・人口問題研究所が作成した 2020 年における推計値である。2020 年への推計における基準人口には、平成 17 年国勢調査結果が適用されている (<http://www.ipss.go.jp/>)。

5.3 SO₂・PM_{2.5} 濃度の改善範囲の地域間比較

5.3.1 SO₂ 濃度の改善範囲の地域間比較

表 5.3-1に、ECA for S 設定によるベースライン (A0) からの排出削減量【ΔSO₂排出量】、ΔSO₂濃度 に人口を乗じた値の領域内積算【Σ(ΔSO₂濃度×人口)、すなわち陸上の環境改善指標】、領域内で人口が存在するグリッド数、Σ(ΔSO₂濃度×人口) ÷ ΔSO₂排出量 (すなわち陸上の環境改善効率指標、表中 B/A) の結果をまとめた。なお、ここでは全計算領域に共通して実施した A0 シナリオ及び A3+シナリオにおける排出量推計及び大気質シミュレーションから同指標を計算した。従って、表 3.1-10 で示した関東の計算結果とは異なっている点に留意されたい。

日本計算領域に対して、4 海域 (東京湾・伊勢湾・大阪湾・瀬戸内海) における B/A 指標はいずれも日本全海域に規制を掛けた場合よりも大きくなっており、一次汚染物質については、海域を限定して規制を掛けた場合に環境改善効果が相対的に大きく得られるという結果を示した。

地方計算領域での陸上の環境改善効率指標を比較した場合、近畿 (=509) と関東 (=558) は概ね同程度の改善範囲となり、中部及び瀬戸内は相対的に小さい値を示した。

表 5.3-1 2020 年における ECA for S 設定 (A3+) による SO₂ 濃度の改善効果に対する地域間比較⁽¹⁾

計算領域 (ECA 範囲)	ΔSO ₂ 排出量 (ton) 【A】	Σ (ΔSO ₂ 濃度×人口) 【B】	グリッド数	B/A
日本 (50NM)	295,000	36,400,000	1,320	123
関東 (東京湾)	14,300	7,980,000	1,490	558
中部 (伊勢湾)	8,060	2,510,000	1,440	312
近畿 (大阪湾)	8,800	4,470,000	1,760	509
瀬戸内 (瀬戸内海)	56,200	9,930,000	3,710	177

(1) 本表は、全計算領域に共通して実施した A0 シナリオ及び A3+シナリオにおける排出量推計及び大気質シミュレーション結果から作成した。従って、表 3.1-10 で示した関東の数値とは異なっている点に留意されたい。

5.3.2 PM_{2.5} 濃度の改善範囲の地域間比較

表 5.3-2に、ECA for S 設定によるベースライン A3+における(A0) からの排出削減量【 Δ PM 排出量】、 Δ PM_{2.5} 濃度 に人口を乗じた値の領域内積算【 Σ (Δ PM_{2.5} 濃度 $\times$ 人口) 、すなわち陸上の環境改善指標】、領域内で人口が存在するグリッド数、 Σ (Δ PM_{2.5} 濃度 $\times$ 人口) $\div$ Δ PM 排出量 (すなわち陸上の環境改善効率指標、表中 B/A) の結果をまとめた。

ECA for S では、PM 中の硫酸塩は減少するものの元素状炭素 (EC : Elemental Carbon) および可溶性有機成分 (SOF : Soluble Organic Fraction) が大きく削減されないため、SO₂ よりも排出削減量当たりの濃度減少割合が小さい。ただし、これを踏まえても東京湾と日本域でも B/A 指標の差異が約 1.6 倍と小さくなっており、規制される海域の外側に、環境改善効果が期待される領域が薄く広く現出することも併せて伺われる。特に瀬戸内では、規制される海域に対して、環境改善効果が期待される領域が海上に多いためか、日本全海域に規制を掛けた場合に比較して、効果が小さく算定された。

さらに、4 海域 (東京湾・伊勢湾・大阪湾・瀬戸内海) の比較で見た場合、関東計算領域及び近畿計算領域の濃度改善効果が他の 2 海域に対して相対的に大きく、中でも瀬戸内計算領域の濃度改善効果は小さいと考えられた。

表 5.3-2 ECA for S 設定 (A3+) による PM_{2.5} 濃度の改善効果に対する地域間比較⁽¹⁾

計算領域 (ECA 範囲)	Δ 排出量 (ton) : A	Σ (Δ 濃度 $\times$ 人口) : B	グリッド数	B/A
日本 (50NM)	42,700	43,300,000	1,320	1,020
関東 (東京湾)	1,950	3,220,000	1,490	1,651
中部 (伊勢湾)	1,100	1,200,000	1,440	1,090
近畿 (大阪湾)	1,220	1,480,000	1,760	1,213
瀬戸内 (瀬戸内海)	7,850	4,980,000	3,710	634

(1) 本表は、全計算領域に共通して実施した A0 シナリオ及び A3+シナリオにおける排出量推計及び大気質シミュレーションから作成した。従って、表 3.1-10 で示した関東の数値とは異なっている点に留意されたい。

5.4 他の海域も含めた ECA for S の効果について

本章では、ECA for S 設定による $\text{SO}_2 \cdot \text{PM}_{2.5}$ 濃度の減少量 (Δ 濃度) に人口分布を乗じることとで、ECA for S 設定による $\text{SO}_2 \cdot \text{PM}_{2.5}$ 濃度の改善効果の範囲を考察した。 Δ 濃度は、全ての計算領域で共通してシミュレーションを実施した A0 シナリオ及び A3+シナリオにおける年平均濃度の差分とした。

表 5.3-2における陸上の環境改善効率指標より $\text{PM}_{2.5}$ の改善効果を判断すれば、関東に次いで近畿が高い値を示している。濃度の改善範囲は人体健康影響にそのまま結びつくものであり、3 章では、東京湾に対する ECA for S は主に $\text{PM}_{2.5}$ による人体健康影響評価において有効であるとの評価を行った。つまり、近畿においても関東と同じような人体影響評価に係る ECA for S の効果を確認できる可能性がある。以上から、大阪湾においても東京湾と同じように 2020 年における ECA for S の効果を確認できると考えた。

発生源から直接排出されるブラックカーボン (BC) や Sulfate などの $\text{PM}_{2.5}$ は、発生源近傍で高濃度となる。つまり、大気汚染の抑制には停泊船舶に対して措置を講じることが有効となる場合も考えられる。そこで 6 章では、関東に加えて近畿についても、例えば港湾区域内のみ (≡停泊船舶) といった地理的に限定した ECA for S 設定でも同等の濃度改善範囲及び人体健康影響評価が得られるかどうかを解析した。