

4 船舶からの排出源データの作成

商船（内航船・外航船）及び漁船からの、時間的・空間的な分布を考慮した排出源データ（SO₂、NO_x、PM、CH₄、NMVOC及びN₂O）を、活動量（A）に排出係数（Es）を乗じて作成した。なお、データが膨大となるため、水平分布図については主たる汚染物質であるSO₂、NO_x及びPMの年間排出量について出力した。作成した排出源データを用いて、船種・船型別の集計を行った。

漁船については、第3章で求めた都道府県別の燃料消費量及び排出量より、地理的に配分した排出源データを作成した。内航船（200海里以内）、外航船（50海里以内）及び漁船（200海里以内）からの、2005年における燃料消費量及び主な大気汚染物質（SO₂、NO_x、PM）の排出量の算出結果は以下のとおりである。

[ton/year]	燃料消費量	SO ₂	NO _x	PM	
内航	停泊	731,647	10,925	43,638	2,337
	航行	3,231,240	103,86	267,910	19,005
外航	停泊	36,950	27,887	30,450	4,343
	航行	3,173,210	163,980	302,432	28,897
漁船	操業時	581,085	6,017	38,739	1,538
	航行時	1,828,426	14,608	121,895	4,254
内航合計		3,962,88	114,711	311,548	21,341
外航合計		3,710,160	191,867	332,881	3,241
漁船合計		2,409,51	20,625	160,634	5,92
合計		10,082,557	327,203	805,063	60,374

汚染物質の排出量の水平分布や総量に占める船種船型の寄与割合の傾向は基本的には活動量（特に燃料消費量）の傾向をよく反映したものとなっているが、SO₂については外航船の使用燃料を全てC重油としたことから、内航船に比較して排出量が多くなっている。またNO_xについては燃料消費量と硫黄分から算出されるSO₂とは異なり機関の特性を反映した排出係数を適用していることから、多少異なる傾向を示している。

東京湾内を参考に、各汚染物質の時間別排出量変動を見た場合、5～7時の時間帯及び15～17時の時間帯において排出量は多かった。曜日別変動を見た場合は、最も排出量が少ないのは日曜日であり、最も多いのは木曜日となった。

今回算定した活動量及び大気汚染物質排出量の検証を、①AIS航跡データによって算出された活動量を、航路統計や港湾統計等の既存の活動量データと比較、②既存の調査結果に見られる船舶からの大気汚染物質排出量との比較、から行い、作成した排出源データの妥当性を確認した。

さらに、本調査における排出量推定誤差（概略95%信頼区間の幅）を評価したところ、下表のようになった。内航船及び漁船については統計値によるトップダウン補正によって誤差が低く抑えられている。

	外航船		内航船	漁船
	航行中	停泊中		
NO _x	32 %	38 %	18 %	18 %
SO ₂	29 %	35 %	11 %	16 %

4.1 商船からの排出源データ

4.1.1 対象海域内における総量

第 3.1 節で記載したように、内航船及び外航船の航行中及び停泊中の燃料消費量をボトムアップ手法によって求め、航行中の内航船に関してはトップダウン補正を加えた（結果は表 3.1-46）。この燃料消費量及び船種船型別に算出した機関出力をベースに、第 2 章で記載した排出係数を適用して、SO₂、NO_x、PM、CH₄、NMVOC 及び N₂O の排出量を求めた。結果を表 4.1-1 に示す。内航船は離岸距離 200 海里以内の範囲、外航船は離岸距離 50 海里以内の範囲における排出量となっている。

表 4.1-1 大気汚染物質排出量の推計結果 [ton/year]

	燃料消費量	SO ₂	NO _x	PM	CO	CH ₄	NMVOC	N ₂ O
内航 停泊	731,647	10,925	43,638	2,337	5,553	216	1,604	62
内航 航行	3,231,240	103,786	267,910	19,005	24,070	936	6,954	267
外航 停泊	536,950	27,887	30,450	4,343	3,928	153	1,135	44
外航 航行	3,173,210	163,980	302,432	28,897	23,213	903	6,706	258
内航合計	3,962,887	114,711	311,548	21,341	29,623	1,152	8,558	329
外航合計	3,710,160	191,867	332,881	33,241	27,141	1,055	7,841	302
合計	7,673,046	306,579	644,429	54,582	56,764	2,207	16,398	631

※内航船は離岸距離 200 海里以内の範囲、外航船は離岸距離 50 海里以内の範囲

4.1.2 汚染物質排出量の水平分布

(1) 全国における水平分布

例として、3 次メッシュ単位で推計された SO₂、NO_x 及び PM の年間排出量の水平分布図を①内航船舶及び外航船舶の合計、②内航船舶、③外航船舶別の 3 つに分けて紹介する。

a) 内航及び外航の合計

外航船及び内航船からの SO_2 、 NO_x 及び PM の排出量の水平分布を図 4.1-1 に示す。
 SO_2 、 NO_x 及び PM の排出量はいずれも概略は活動量に比例していると思われるため、
三者はほぼ同様の傾向を示している。

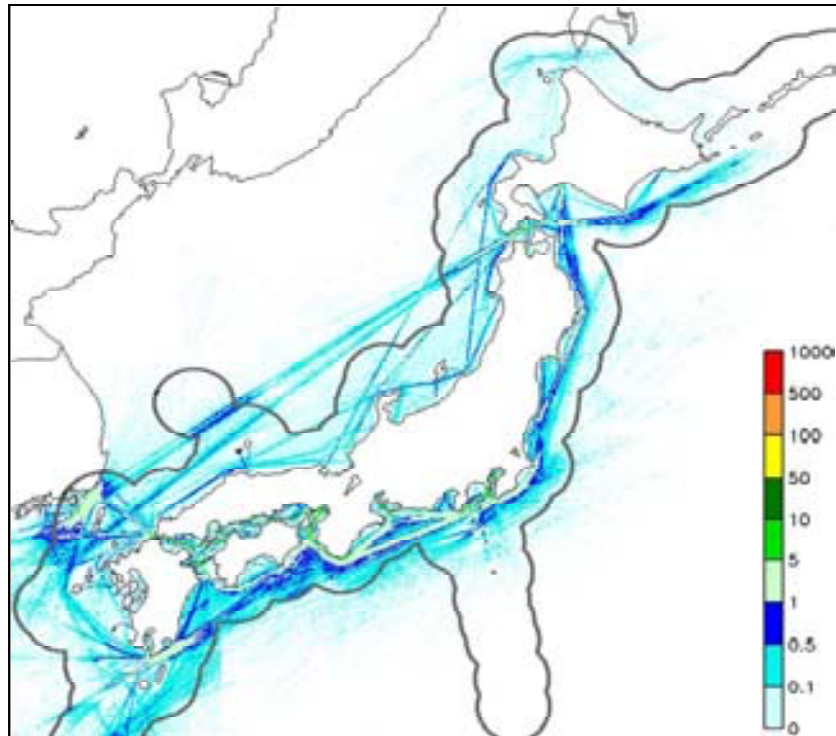


図 4.1-1 (i) SO_2 の内航船舶及び外航船舶による年間排出量 [ton/year/grid]

(灰色の線は離岸距離 50 海里を示したもの)

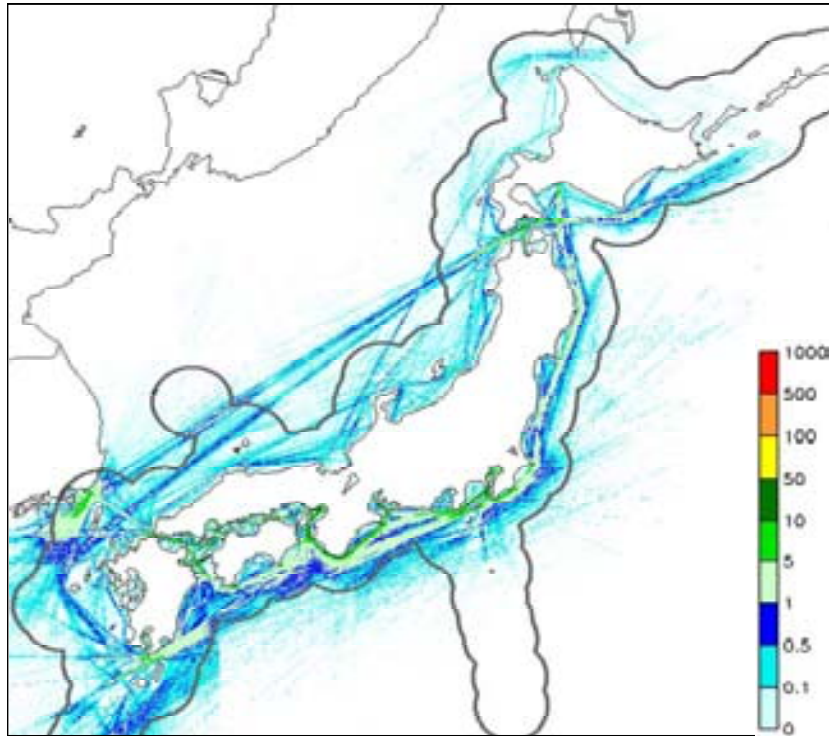


図 4.1-1 (ii) NOx の内航船舶及び外航船舶による年間排出量 [ton/year/grid]
 (灰色の線は離岸距離 50 海里を示したもの)

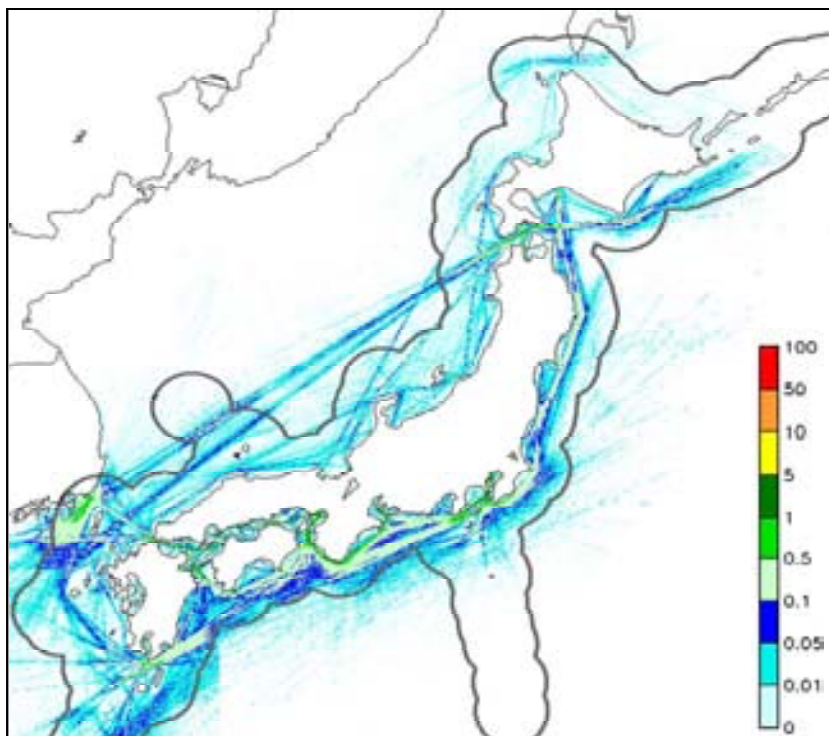


図 4.1-1 (iii) PM の内航船舶及び外航船舶による年間排出量 [ton/year/grid]
 (灰色の線は離岸距離 50 海里を示したもの)

b) 内航

内航船からの SO₂、NO_x 及び PM の排出量の水平分布を図 4.1-2 に示す。SO₂、NO_x 及び PM の排出量はいずれも概略は活動量に比例していると思われるため、三者はほぼ同様の傾向を示している。図には離岸距離 50 海里の範囲も示してある。内航船は、ごく一部の船舶を除いて、ほぼ 50 海里範囲内、それも比較的海岸線から近い範囲を航行しており、限定近海区域内を航行する船舶はほぼ AIS で補足されていることがわかる。なお、釜山等韓国と日本の間を往来する船舶が数隻みられるが、これらは沿海区域を航行するタンカー等であり、主として国内輸送に従事する船舶であることから、内航船と扱うこととした。

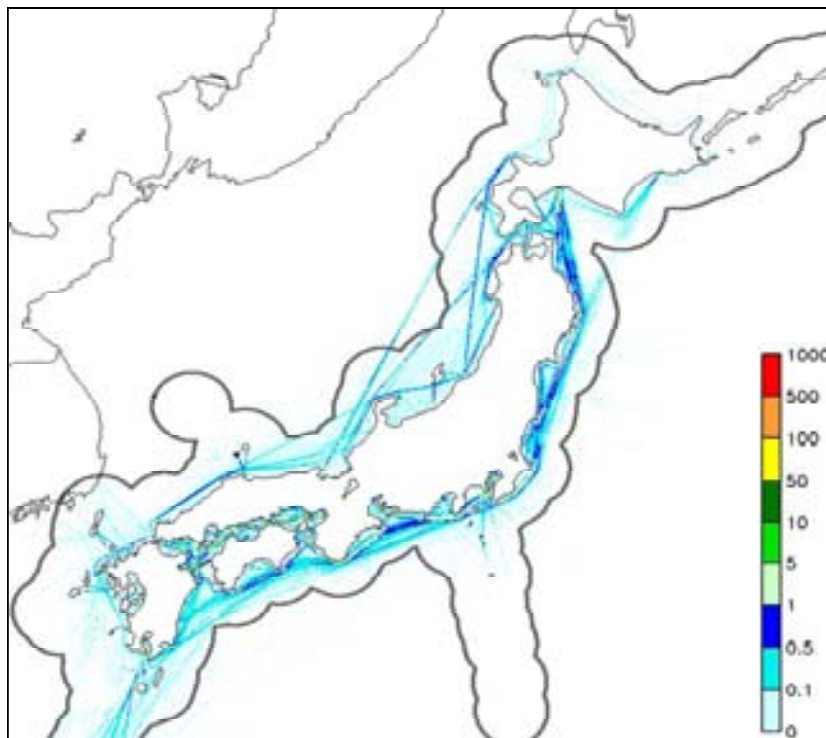


図 4.1-2 (i) SO₂ の内航船舶による年間排出量 [ton/year/grid]

(灰色の線は離岸距離 50 海里を示したもの)

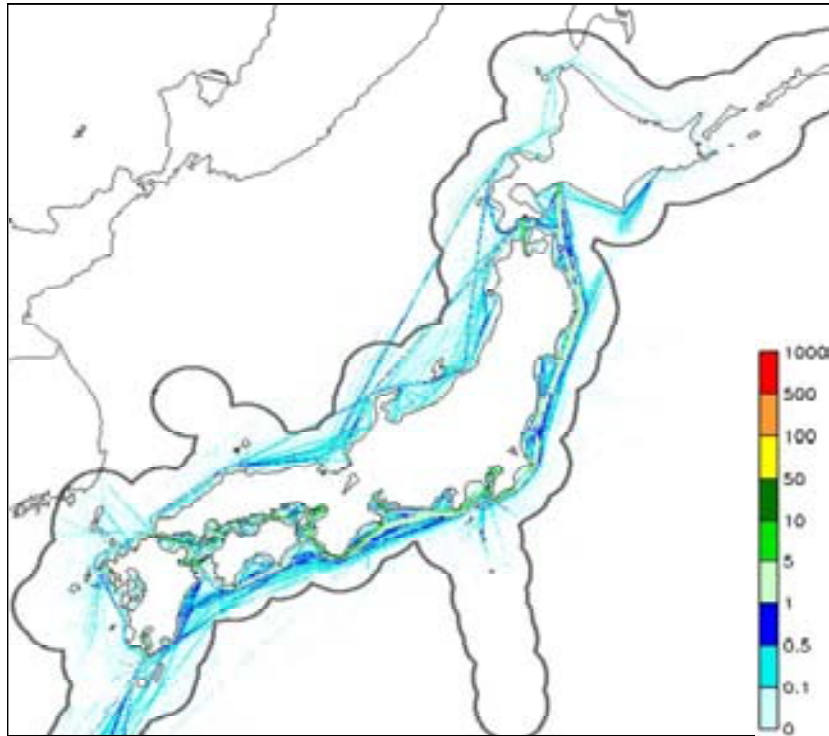


図 4.1-2 (ii) NOx の内航船舶による年間排出量 [ton/year/grid]

(灰色の線は離岸距離 50 海里を示したもの)

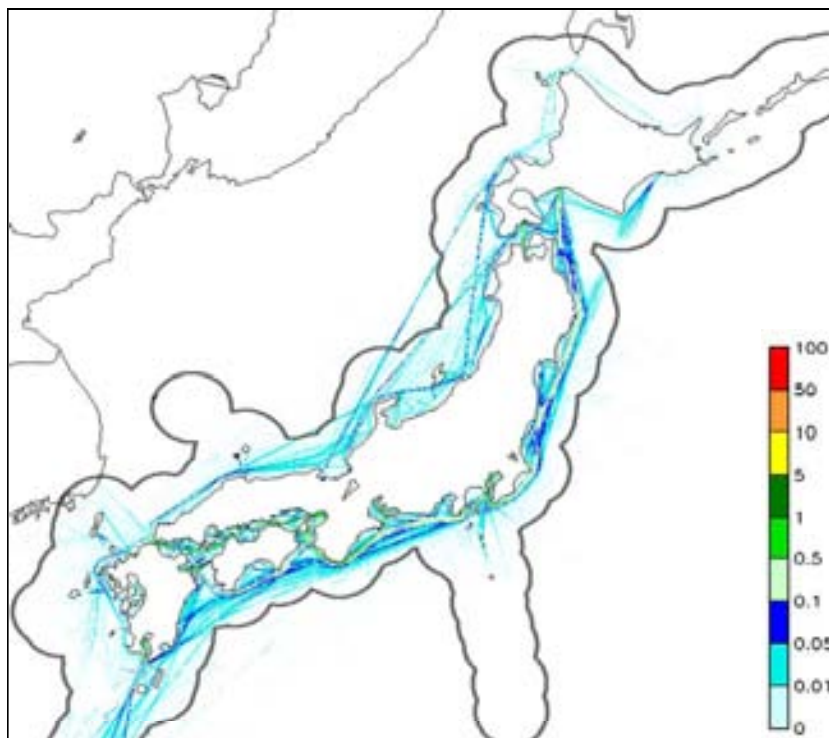


図 4.1-2 (iii) PM の内航船舶による年間排出量 [ton/year/grid]

(灰色の線は離岸距離 50 海里を示したもの)

c) 外航

外航船からの SO_2 、 NO_x 及び PM の排出量の水平分布を図 4.1-3 に示す。 SO_2 、 NO_x 及び PM の排出量はいずれも概略は活動量に比例していると思われるため、三者はほぼ同様の傾向を示している。外航船は、特に日本海側で、50 海里よりかなり離れた航路を採っていることがわかる。なお、九州南部の東側海域において算出された排出量に段差が見られるが、これは図 3.1-16に示すとおり、今回入手した 9 海域の AIS データの境界線上において発生したものである。詳細は 4 章 (4.4.1(3)) を参照されたい。

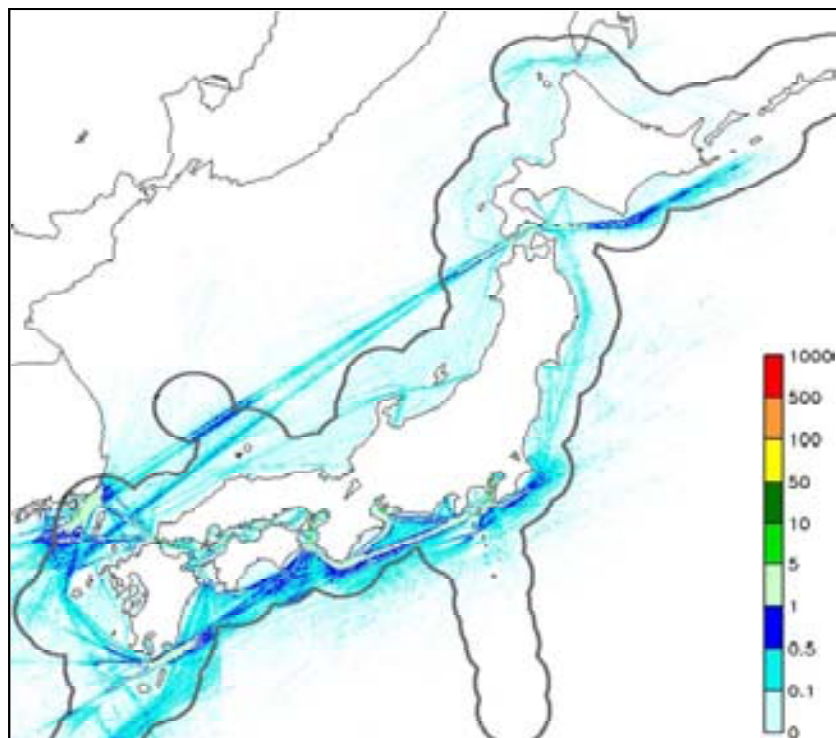


図 4.1-3 (i) SO_2 の外航船舶による年間排出量 [ton/year/grid]

(灰色の線は離岸距離 50 海里を示したもの)

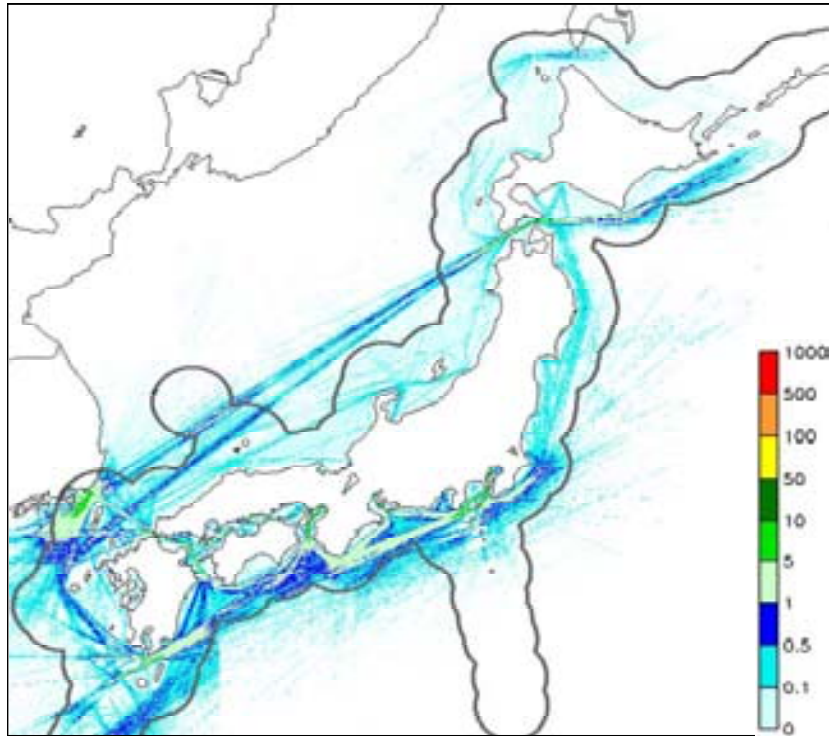


図 4.1-3 (ii) NOx の外航船舶による年間排出量 [ton/year/grid]
 (灰色の線は離岸距離 50 海里を示したもの)

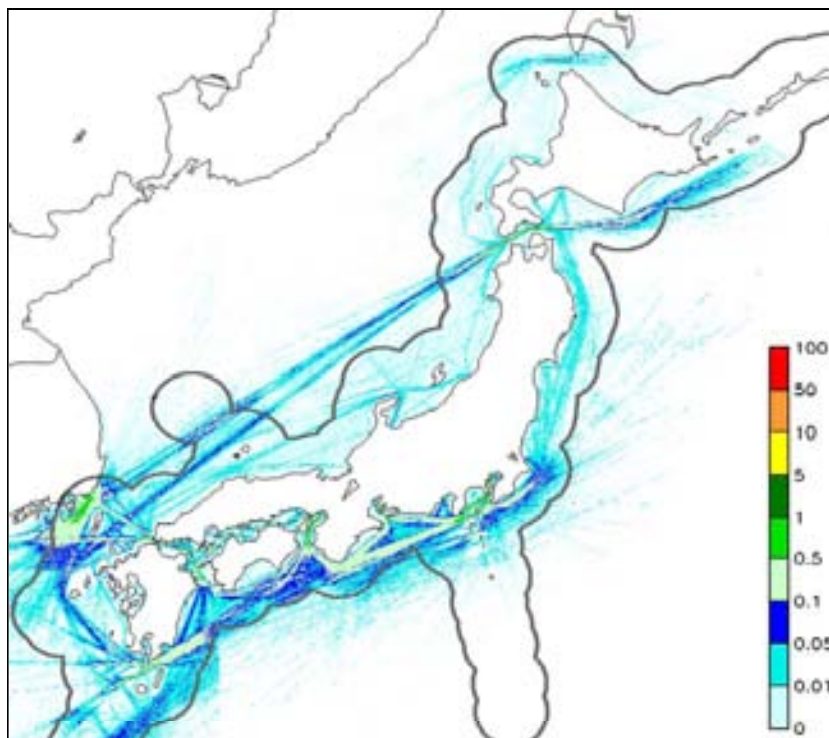


図 4.1-3 (iii) PM の外航船舶による年間排出量 [ton/year/grid]
 (灰色の線は離岸距離 50 海里を示したもの)

(2) 主要湾内における水平分布

国内の3大湾である東京湾・伊勢湾・大阪湾について、内航船舶及び外航船舶によるSO₂、NO_x及びPMの年間排出量の水平分布図を紹介する。停泊中船舶からの排出量も航行中船舶からの排出量も各グリッドに配分されていることがわかる。

a) 東京湾内における内航船舶及び外航船舶の合計

東京湾内における内航船舶及び外航船舶の合計の SO_2 、 NOx 及び PM の排出量の水平分布を図 4.1-4 に示す。 SO_2 、 NOx 及び PM の排出量はいずれも概略は活動量に比例していると見られるため、三者はほぼ同様の傾向を示している。多くの船舶が東京湾内に設定された航路に沿って航行していることがわかる。また、各港湾に停泊中の船舶からの排出量もよく反映されていることがわかる。

SO_2

NOx

PM

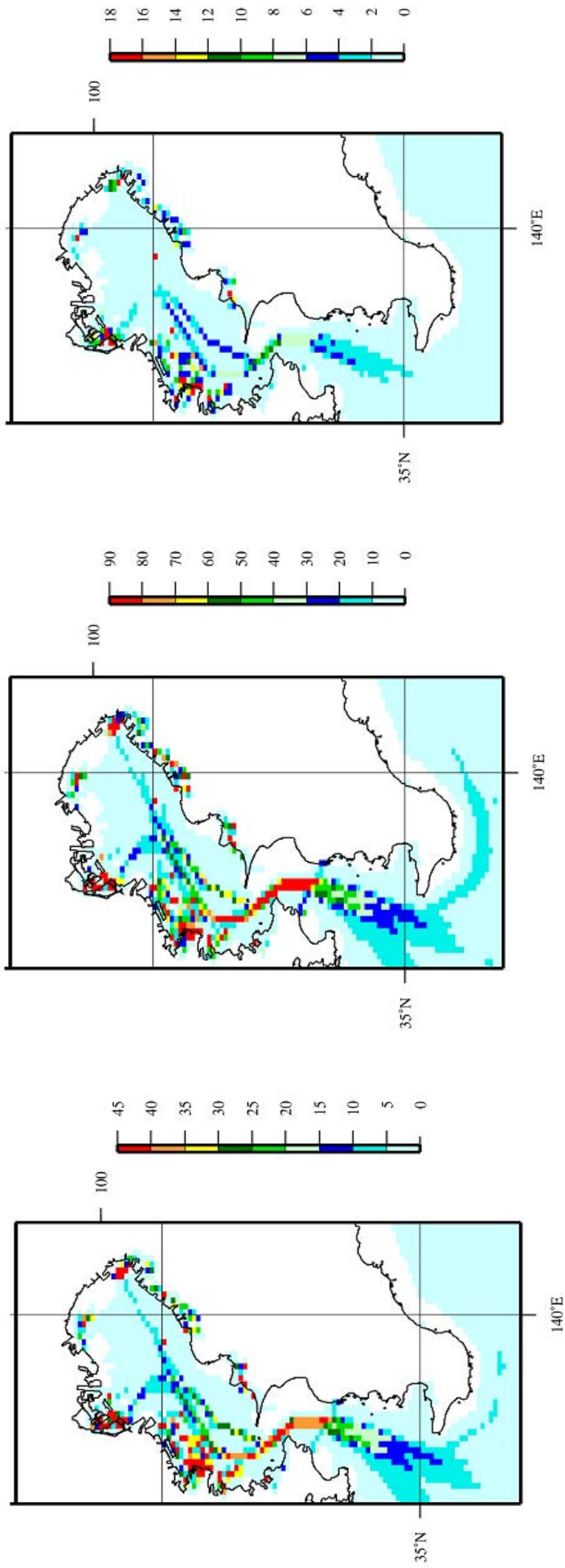


図 4.1-4 東京湾内における SO_2 、 NOx 及び PM の内航船舶及び外航船舶による年間排出量 [ton/year/grid]

b) 伊勢湾内における内航船舶及び外航船舶の合計

伊勢湾内における内航船舶及び外航船舶の合計の SO_2 、 NOx 及び PM の排出量の水平分布を図 4.1-5 に示す。 SO_2 、 NOx 及び PM の排出量はいずれも概略は活動量に比例していると見られるため、三者はほぼ同様の傾向を示している。ここでも、湾内に設定された航路に沿った航行中船舶からの排出量及び港湾に停泊中の船舶からの排出量がよく反映されていることがわかる。

SO_2

NOx

PM

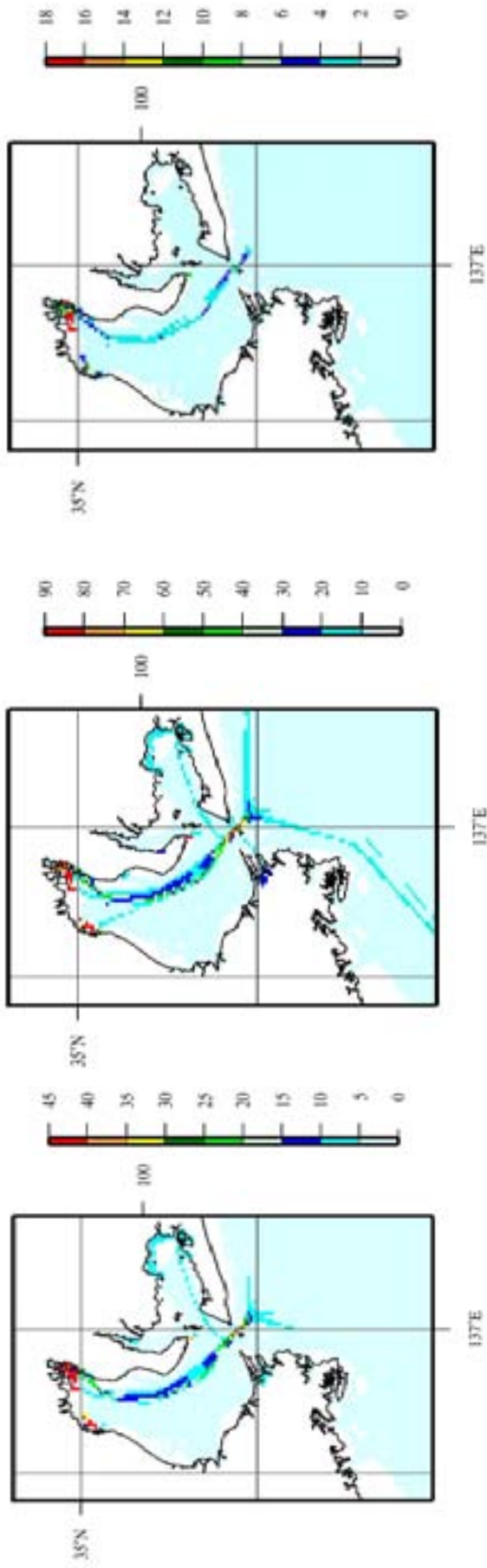


図 4.1-5 伊勢湾内における SO_2 、 NOx 及び PM の内航船舶及び外航船舶による年間排出量 [ton/year/grid]

c) 大阪湾内における内航船舶及び外航船舶の合計

大阪湾内における内航船舶及び外航船舶の合計の SO_2 、 NO_x 及び PM の排出量の水平分布を図 4.1-6 に示す。 SO_2 、 NO_x 及び PM の排出量はいずれも概略は活動量に比例していると見られるため、三者はほぼ同様の傾向を示している。ここでも、湾内に設定された航路に沿った航行中船舶からの排出量及び港湾に停泊中の船舶からの排出量がよく反映されていることがわかる。

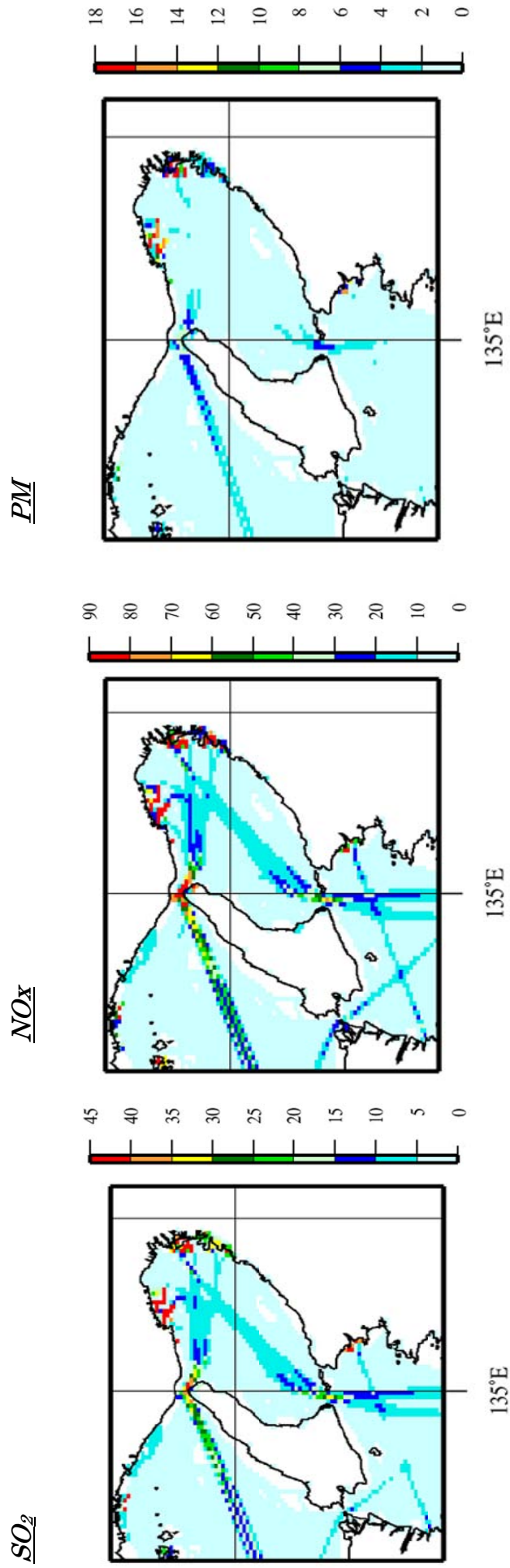


図 4.1-6 大阪湾内における SO_2 、 NO_x 及び PM の内航船舶及び外航船舶による年間排出量 [ton/year/grid]

4.1.3 排出量の時間帯別の合計

東京湾内（釧崎と洲崎を結ぶ直線以北）における、航行船舶からの SO₂、NO_x、PM の各種排出量の曜日別変動を図 4.1-7 から図 4.1-9 に、曜日別日内変動を図 4.1-10 から図 4.1-12 に示す。

各汚染物質とも、最も排出量が少ないのは日曜日であり、最も多いのは木曜日となった。時間帯別に見れば、5～7 時の時間帯及び 15～17 時の時間帯において排出量が多い。5～7 時における増加は、東京湾への入港に際し、浦賀水道航路の北航レーンと中ノ瀬航路での航行船舶が増加することに起因する。15～17 時における増加は、東京湾からの出港に際し、中ノ瀬西側海域と浦賀水道航路の南航レーンでの航行船舶が増加することに起因する。

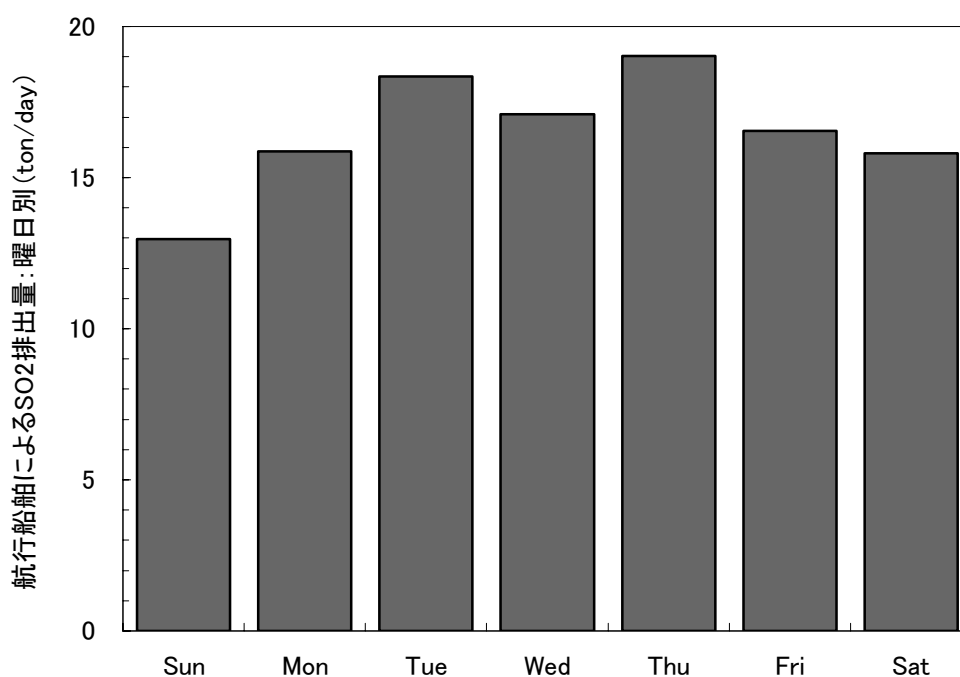


図 4.1-7 東京湾内における航行船舶からの SO₂ 排出量の曜日別変動

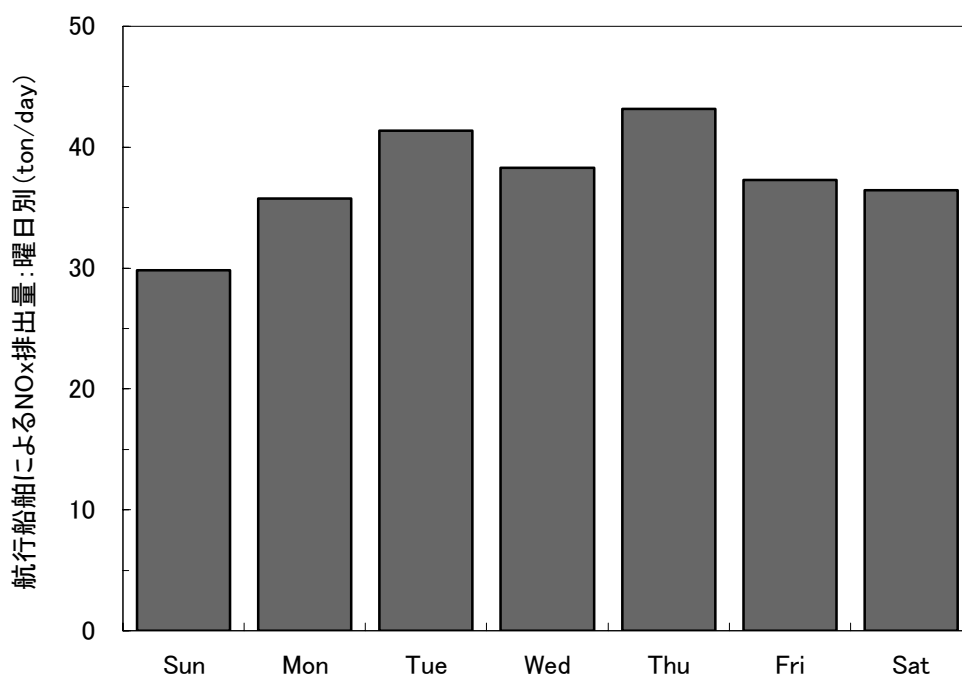


図 4.1-8 東京湾内における航行船舶からの NOx 排出量の曜日別変動

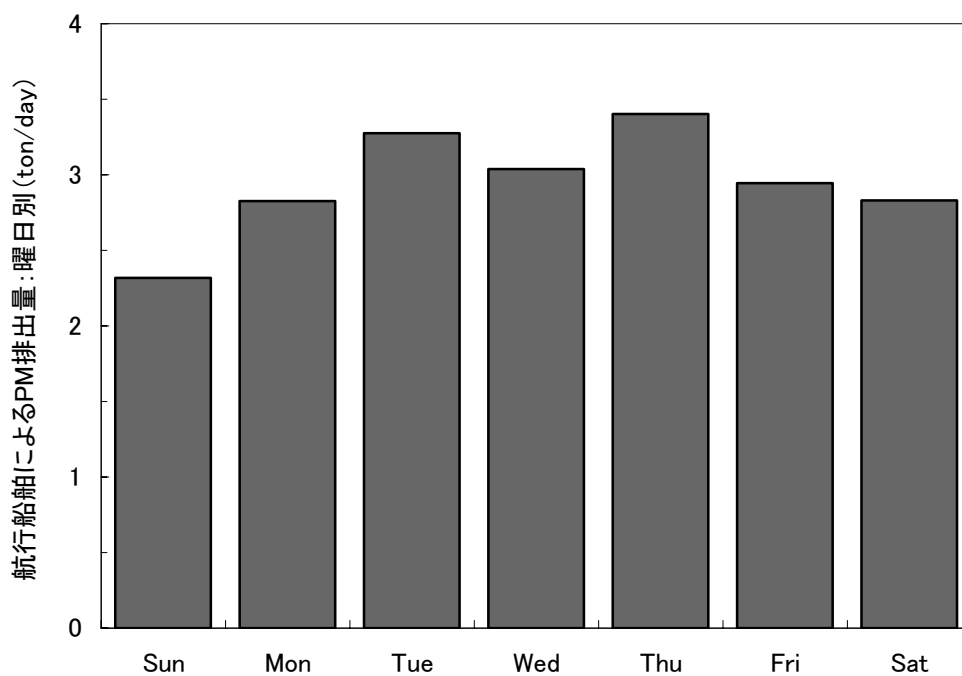


図 4.1-9 東京湾内における航行船舶からの PM 排出量の曜日別変動

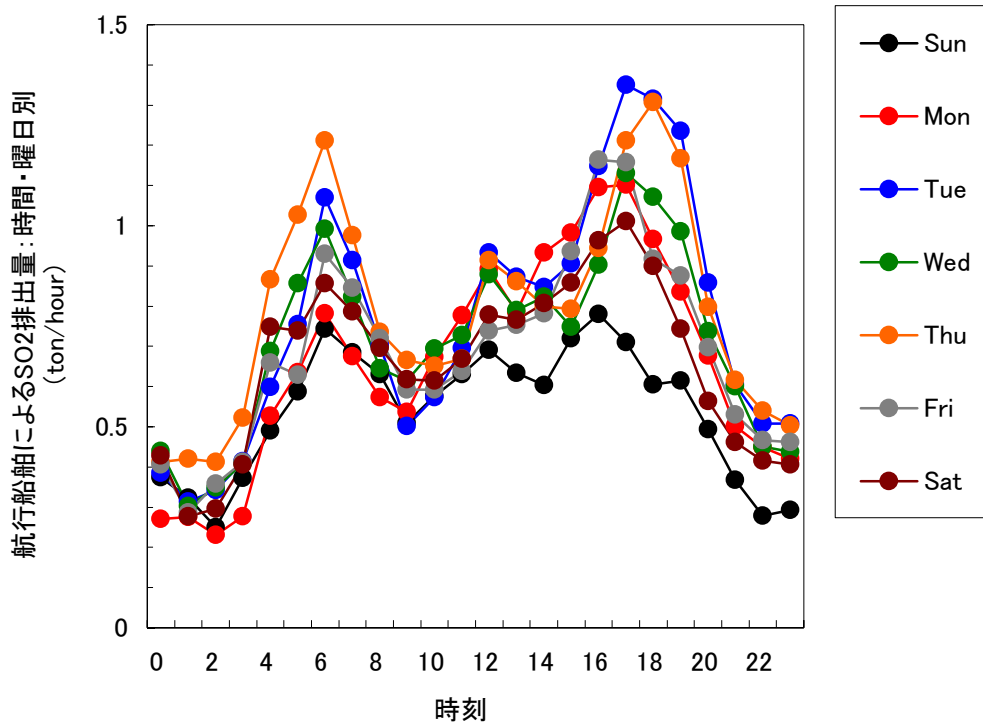


図 4.1-10 東京湾内における航行船舶からの SO₂ 排出量の曜日別日内変動

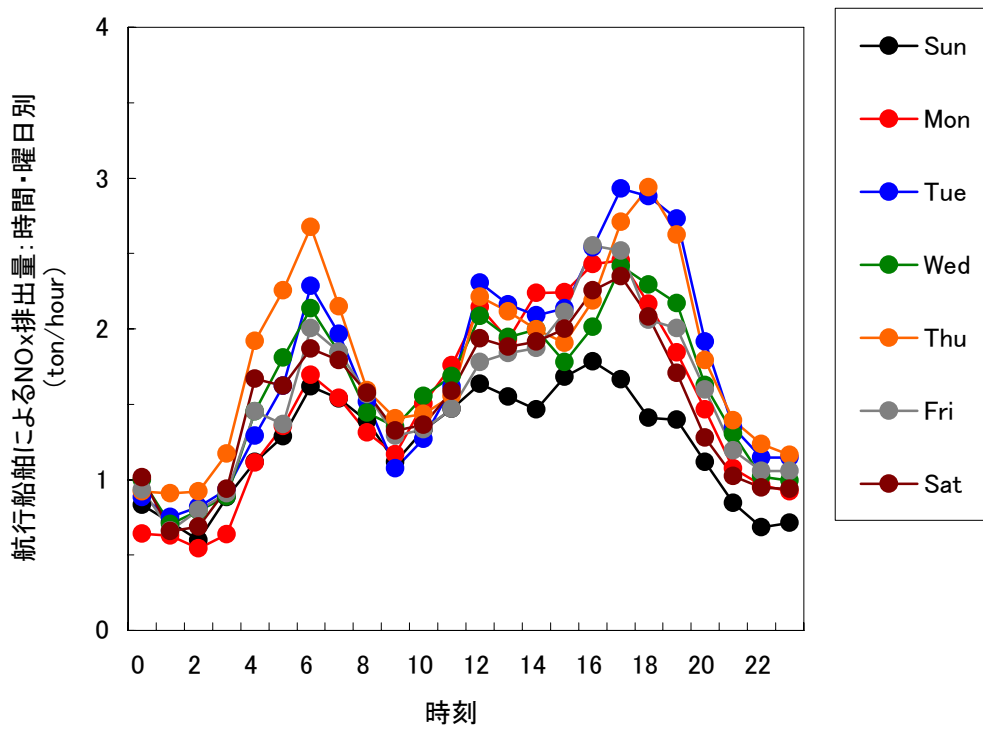


図 4.1-11 東京湾内における航行船舶からの NO_x 排出量の曜日別日内変動

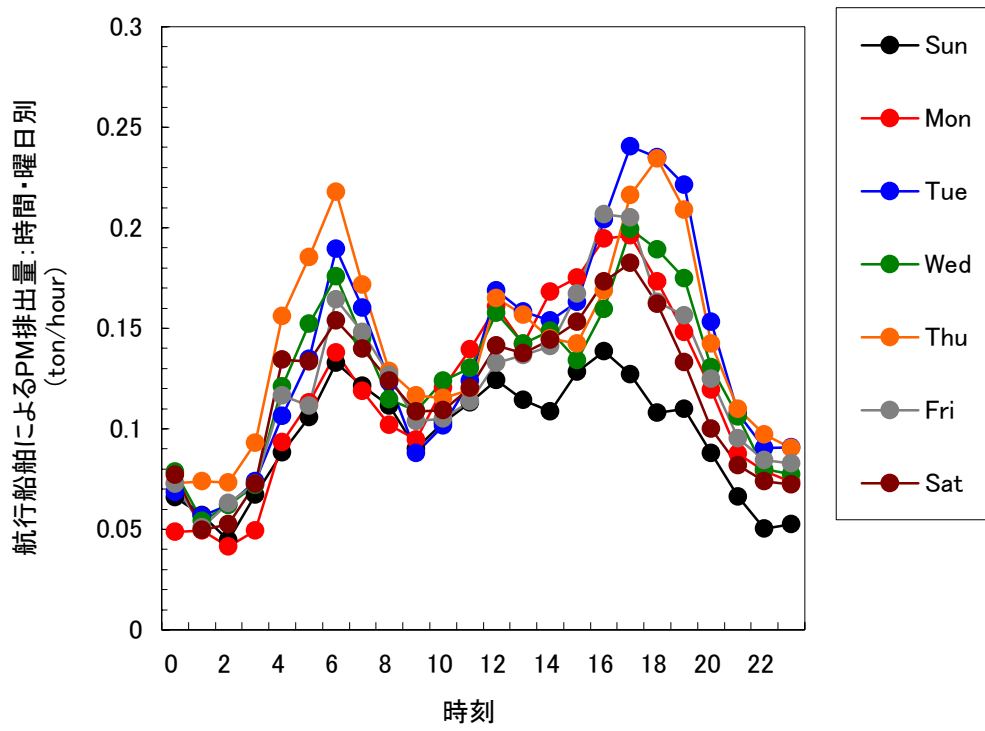


図 4.1-12 東京湾内における航行船舶からの PM 排出量の曜日別日内変動

4.2 漁船からの排出源データ

4.2.1 漁船の燃料消費量及び排出量

漁船の燃料消費量及び排出量の算出結果は、表 4.2-1に示すとおりである。

表 4.2-1 漁船の燃料消費量及び排出量

(単位：ton/year)

	燃料消費量				排出量 (距岸 200NM 以内)			
	軽油	A 重油	C 重油*	合計	SO ₂	NO _x	PM	
作業時	0～30トン	69,489	108,695	0	178,184	1,285	11,879	396
	30～150トン	0	249,968	0	249,968	2,936	16,665	709
	150トン以上	0	152,934	28,786	181,719	1,796	10,196	434
	合計	69,489	511,596	28,786	609,871	6,017	38,739	1,538
航行時	0～30トン	590,656	923,906	0	1,514,562	10,922	100,971	3,365
	30～150トン	0	118,040	0	118,040	1,386	7,869	335
	150トン以上	0	195,824	36,858	232,682	2,300	13,055	555
	合計	590,656	1,237,770	36,858	1,865,284	14,608	121,895	4,254
合計	0～30トン	660,145	1,032,601	0	1,692,745	12,207	112,850	3,760
	30～150トン	0	368,008	0	368,008	4,322	24,534	1,043
	150トン以上	0	348,757	65,644	414,401	4,096	23,250	989
	合計	660,145	1,749,366	65,644	2,475,155	20,625	160,634	5,792

※ C 重油は 200 海里以遠で消費される。SO₂、NO_x、PM の排出量は距岸 200 海里以内

4.2.2 燃料消費量の水平分布

漁船活動に伴う軽油及び A 重油の燃料消費量の水平分布図を図 4.2-1に示す。軽油及び A 重油の燃料消費量は海岸線に近い海域ほど高く、海岸線から離れるにしたがって低くなっている。

なお、漁船の活動範囲は距岸 189 海里内と想定しており、距岸 189 海里を超える海域では漁船活動に伴う軽油及び A 重油の燃料消費量はゼロである。

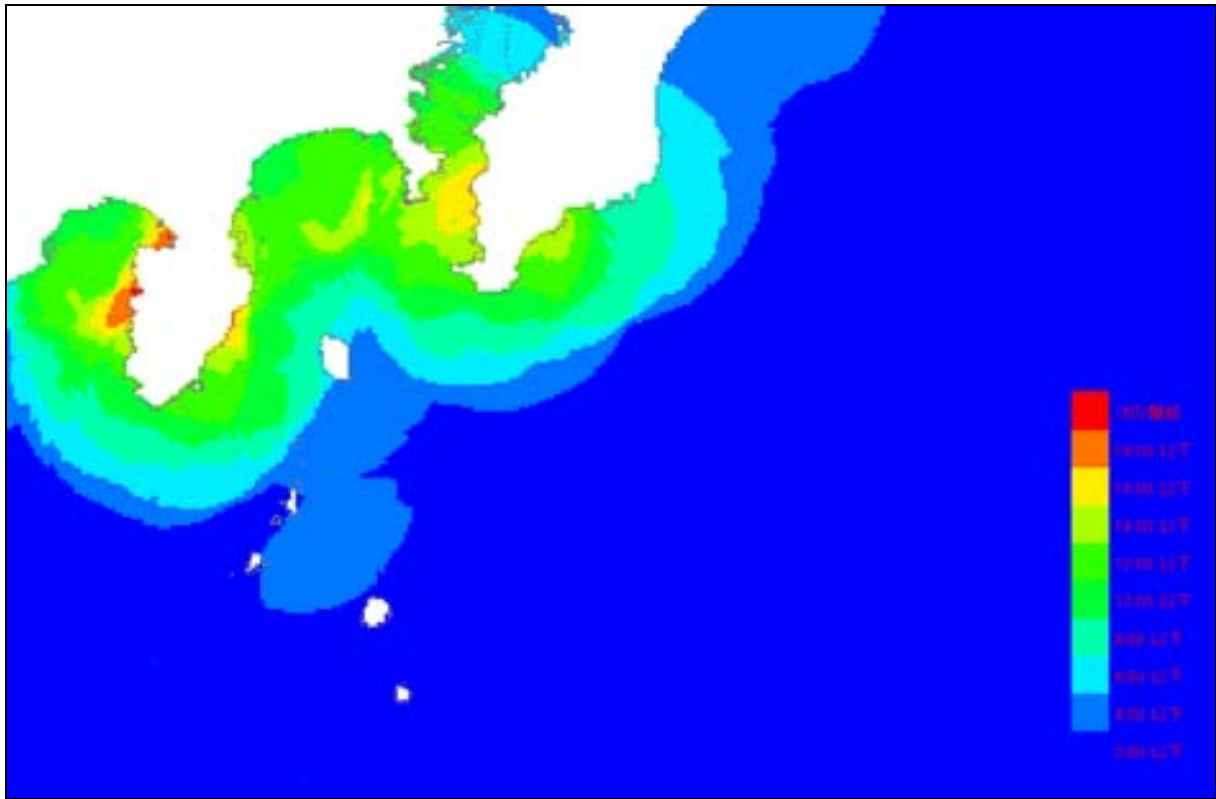


図 4.2-1 燃料消費量の水平分布図 (東京湾付近、単位 : ton/year/grid)

4.2.3 排出量の水平分布

日帰りで活動する 30 トン未満の漁船について、北海道襟裳岬から青森県沿岸域について、都道府県毎に求められた排出量 (SO₂ 及び NO_x) を、各都道府県に所属する漁港に均等に配分し、漁港を中心に半径 22.5 海里 (速力 15 ノットの船舶が片道 1.5 時間内で活動できる範囲) 内の海上における 3 次メッシュに均等配分して水平分布図を作成すると図 4.2-2 と図 4.2-3 に示すとおりとなる。

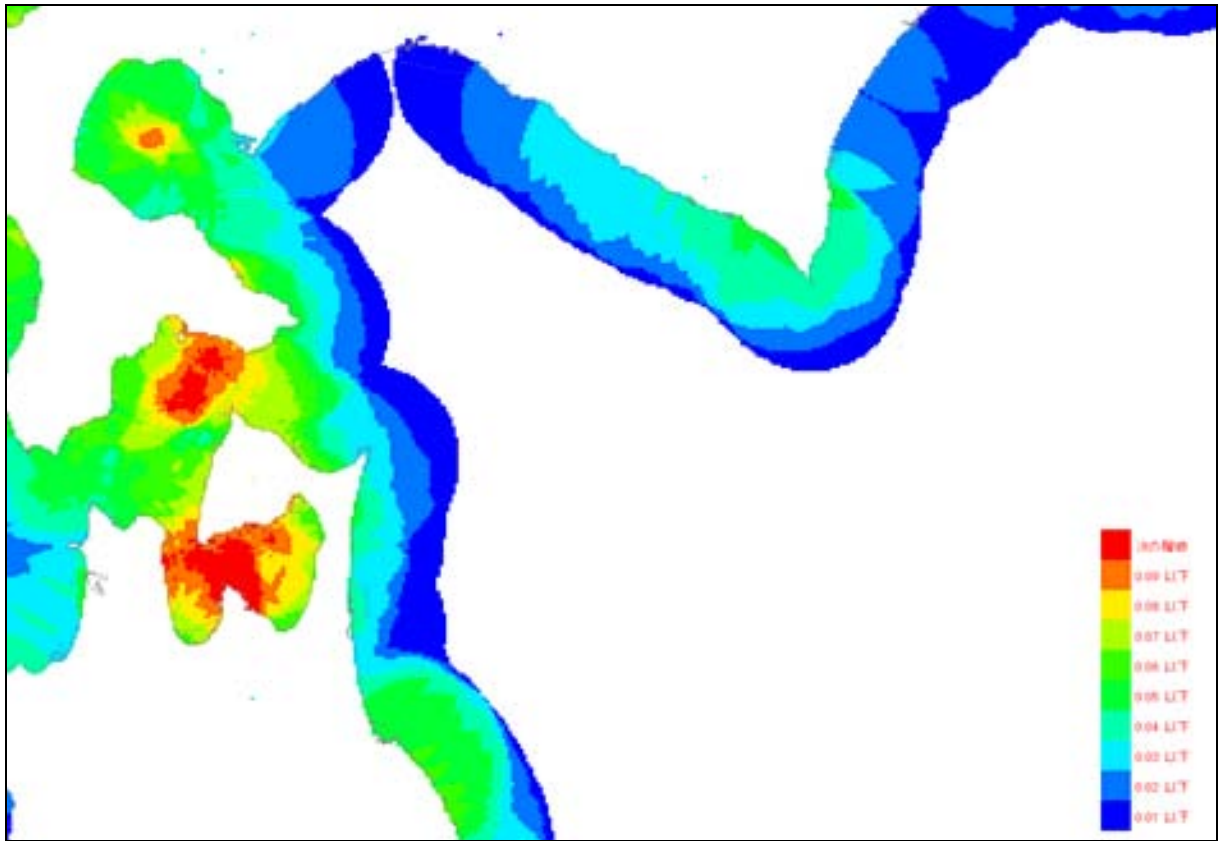


図 4.2-2 漁船 (0~30 トン) の SO₂ 排出量水平分布図出力例 (津軽海峡周辺、単位 : ton/year/grid)

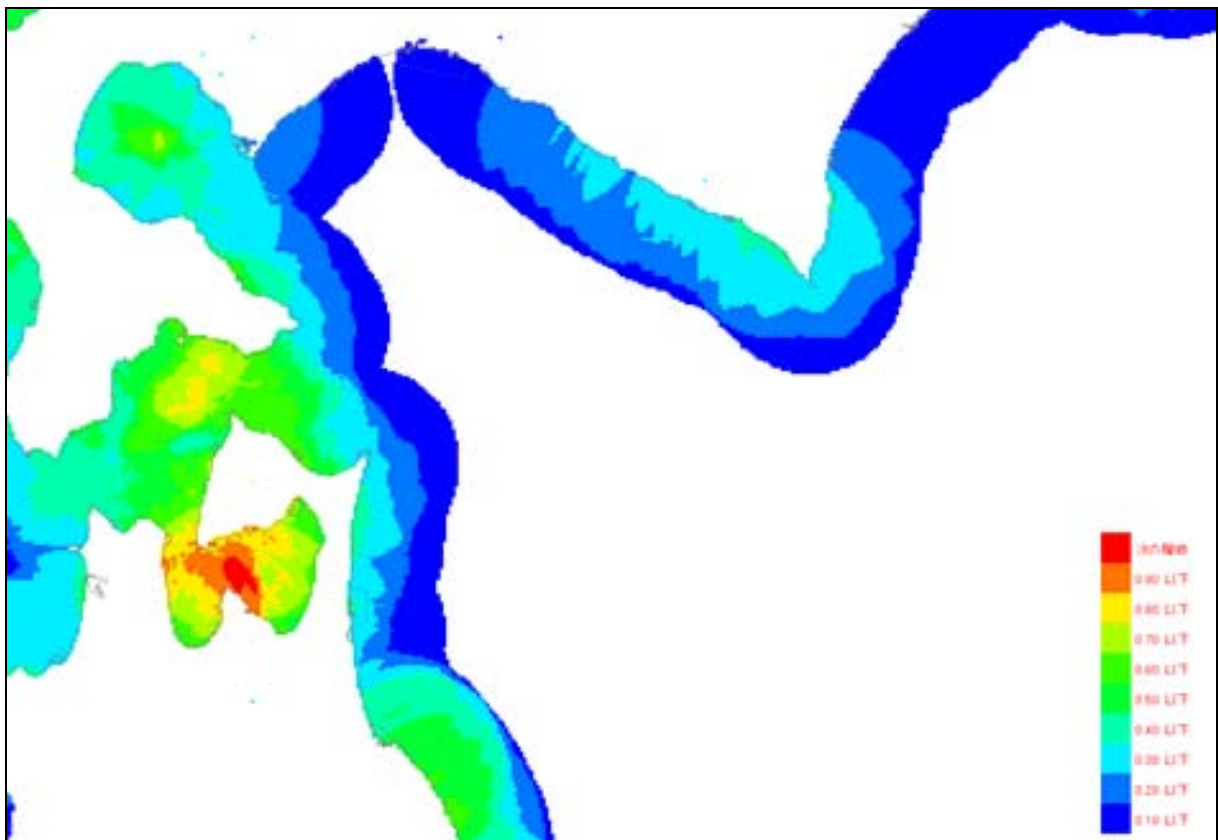


図 4.2-3 漁船 (0~30 トン) の NO_x 排出量水平分布図出力例 (津軽海峡周辺、単位 : ton/year/grid)

4.3 排出源データの船種船型別比較

(1) 航行船舶

図 4.3-1 から図 4.3-3 は、内航船及び漁船：離岸距離 200 海里以内の範囲、外航船：離岸距離 50 海里以内の範囲を対象に、3 章で先述した航行船舶 6 船種及び 9 船型区分毎に SO₂、NO_x 及び PM の排出量を積み上げたものである。船種・船型区分は表 4.3-1 を参照されたい。

表 4.3-1 航行船舶における船種船型区分の内容

区分		内容
船種コード	0	貨物船
	1	タンカー
	2	客船
	3	タグボート
	4	その他
	5	外航コンテナ船
船型コード	0	0 ～ 500GT
	1	500 ～ 1,000GT
	2	1,000 ～ 3,000GT
	3	3,000 ～ 6,000GT
	4	6,000 ～ 10,000GT
	5	10,000 ～ 30,000GT
	6	30,000 ～ 60,000GT
	7	60,000 ～ 100,000GT
	8	100,000GT～

a) SO₂

内航船は 10,000～30,000 総トンの客船及び 1,000～3,000 総トンのタンカーの寄与が大きい。外航船は 10,000～30,000 総トンの貨物船及び 10,000～100,000 総トンのコンテナ船の寄与が大きい。内航船と外航船とを比較すると、船型では当然ながら外航船は大型船が多く、船種で見れば、客船は内航船がほとんどで外航船は極めて少なくなっており、貨物船及びコンテナ船の占める割合が大きくなっている。これらは活動量の傾向を反映したものである。漁船では、ECA の規制対象となる、合計推進出力が 750kW よりも大きい漁船からの排出量は漁船全体の 11%であった。

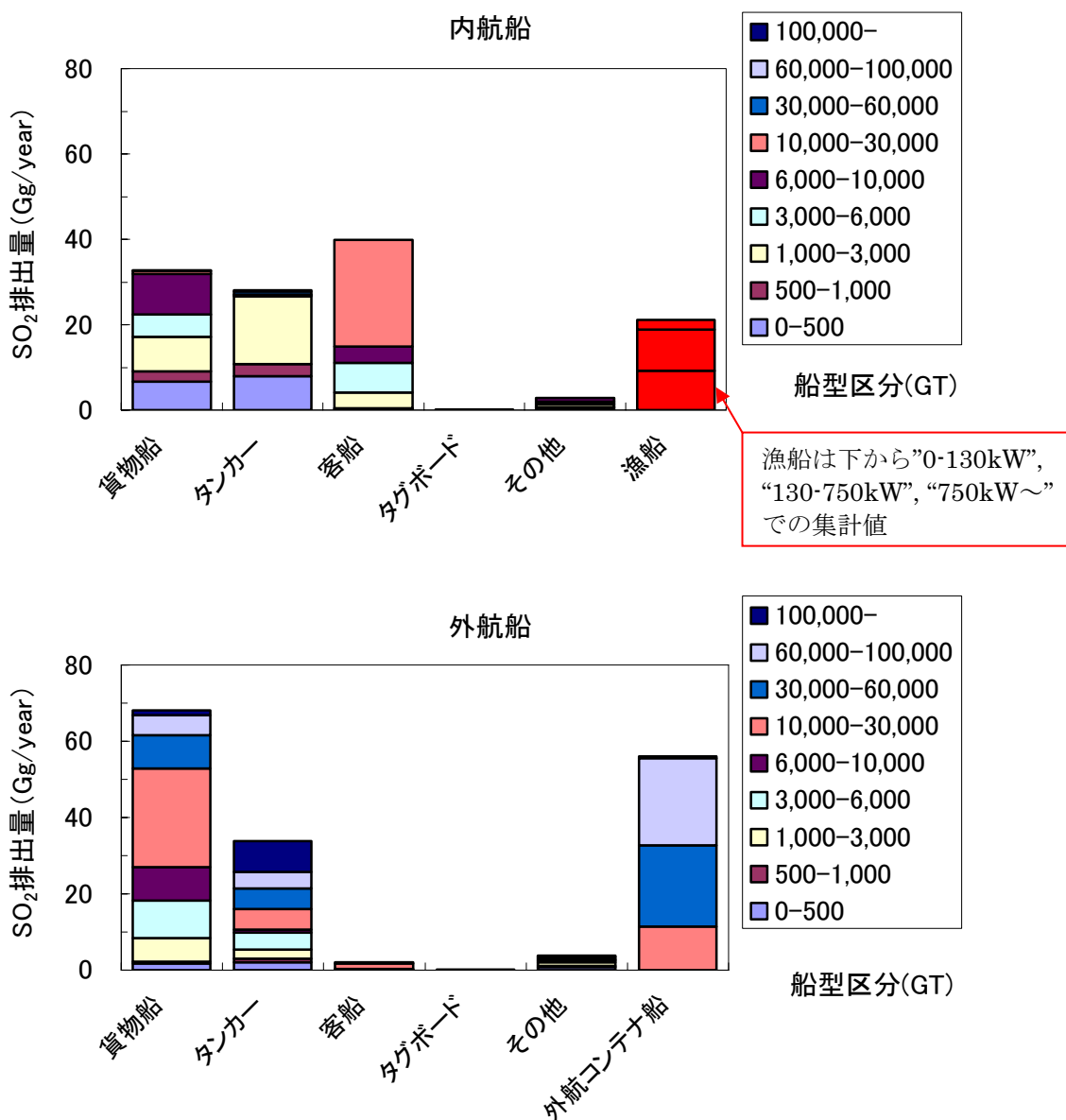


図 4.3-1 内航船・外航船・漁船による SO₂ 排出量の船種船型区分集計

b) NOx

外航船に関して寄与の大きな船舶は SO₂ の場合と変わらないが、内航船に関しては 0~500 総トンの比較的小型の貨物船及びタンカーの寄与も 1,000~3,000 総トンのタンカーとほぼ同程度まで大きくなっている。これは、SO₂ はほぼ燃料消費量に比例するのに対して、NOx は機関の特性を反映した排出係数を適用しているからである。漁船では、ECA の規制対象となる、合計推進出力が 750kW よりも大きい漁船からの排出量は漁船全体の 8%であった。

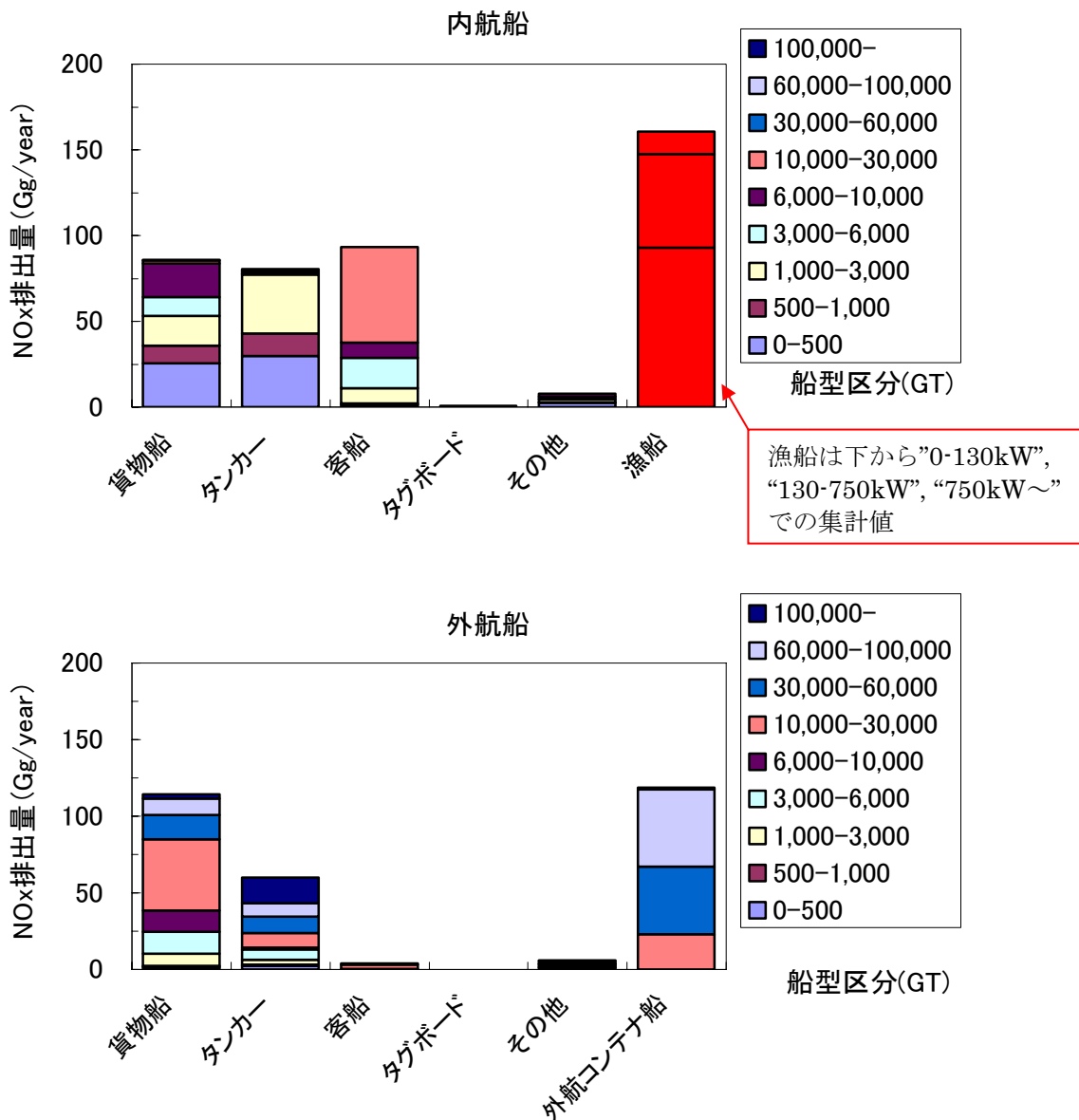


図 4.3-2 内航船・外航船・漁船による NOx 排出量の船種船型区分集計

c) PM

寄与の大きな船種船型は SO₂ と NO_x の中間の傾向を示している。漁船では、ECA の規制対象となる、合計推進出力が 750kW よりも大きい漁船からの排出量は漁船全体の 10%であった。

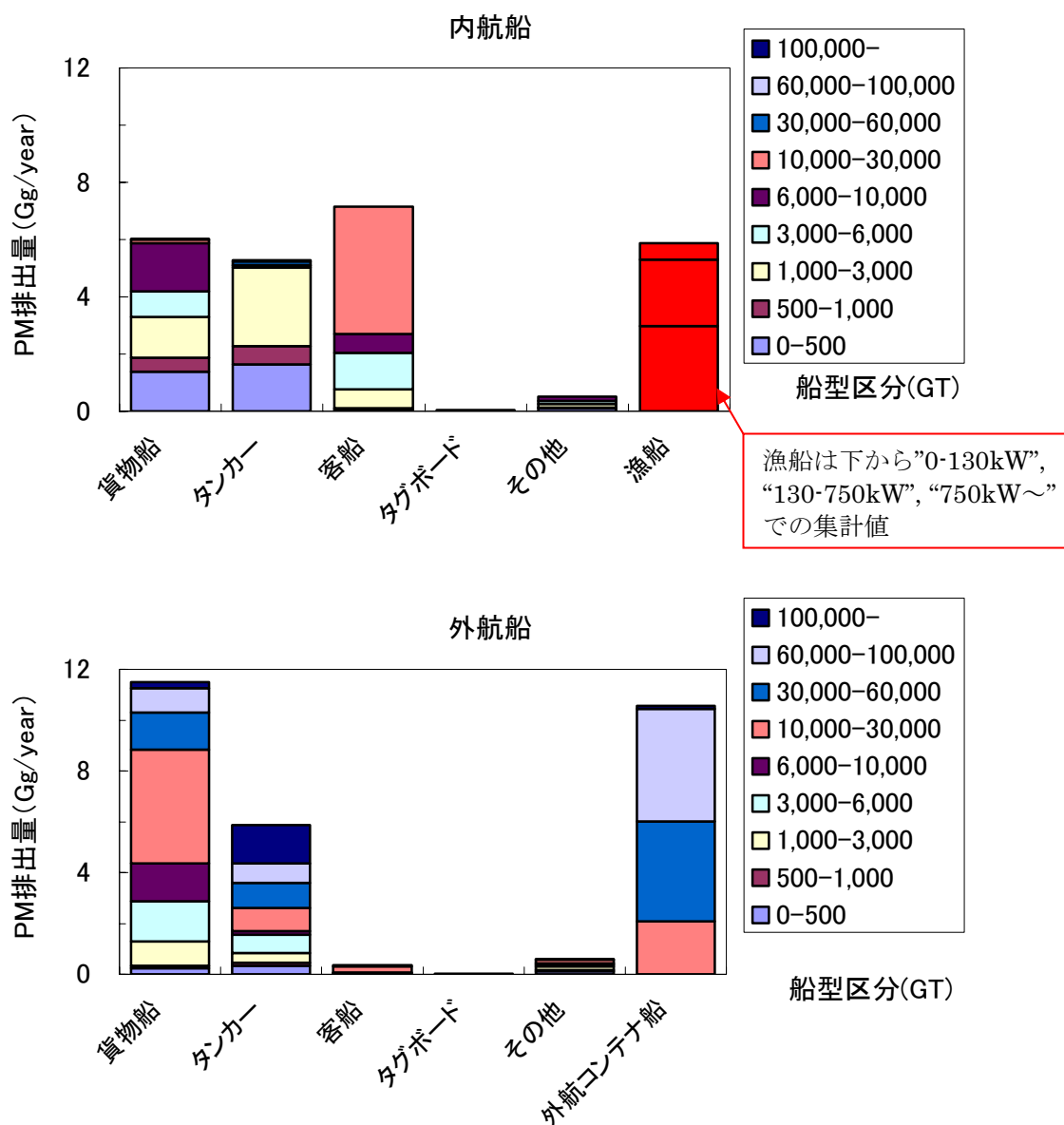


図 4.3-3 内航船・外航船・漁船による PM 排出量の船種船型区分集計

(2) 特定重要港湾における停泊船舶

図 4.3-4 から図 4.3-6 は、特定重要港湾を対象に、3 章で記載した停泊船舶 11 船種及び 9 船型区分毎に SO₂、NO_x 及び PM の排出量を積み上げたものである。甲種港湾及び乙種港湾については停泊船舶の船種区分が 3 つであるため、ここでは 11 船種と詳細区分された特定重要港湾のみを積み上げの対象とした。船種・船型区分は表 4.3-2 を参照されたい。なお、漁船は操業時及び航行時を対象に推計したため、それら結果は全て航行船舶に含めた。

表 4.1-3 停泊船舶における船種船型区分の内容

区分		内容
船種コード	0	内航商船
	1	外航船 (外航商船と外航自航の合計)
	2	内航自航 (フェリー)
	3	内航コンテナ船
	4	外航コンテナ船
	5	内航タンカー
	6	外航タンカー
	7	内航客船 (内航フェリーは含まない)
	8	外航客船
	9	内航 PCC/RORO
	10	外航 PCC/RORO
船型コード	0	0 ~ 500GT
	1	500 ~ 1,000GT
	2	1,000 ~ 3,000GT
	3	3,000 ~ 6,000GT
	4	6,000 ~ 10,000GT
	5	10,000 ~ 30,000GT
	6	30,000 ~ 60,000GT
	7	60,000 ~ 100,000GT
	8	100,000GT~

a) SO₂

内航船では0～500総トンのタンカーの寄与が大きい。航行中船舶からの排出量とは異なり、隻数が支配的な要素となっているため、隻数の多い小型の船舶の寄与が航行中と比較して大きくなっているためと考えられる。外航船では、使用燃料を全てC重油としたことから、内航船と比較してSO₂排出量が多い結果となった。また、10,000総トン以上の大型の外航商船、外航自航及びコンテナ船の寄与が大きい。

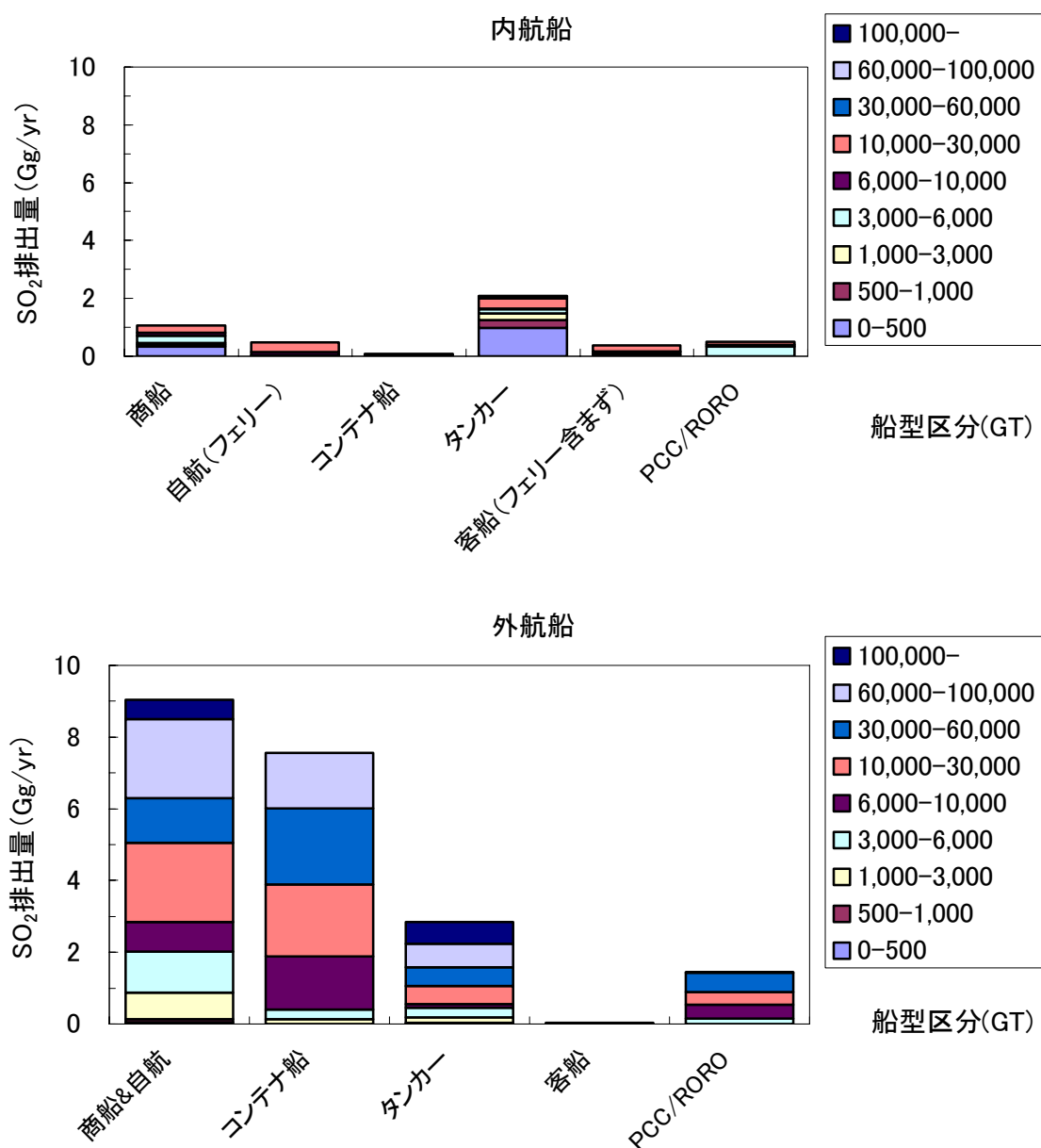


図 4.3-4 内航船舶及び外航船舶による SO₂ 排出量の船種船型区分集計

b) NOx

SO₂に比較すると、全般的に内航船の寄与が大きくなった。NOxは、燃料消費量と硫黄分から算出されるSO₂とは異なり、機関の特性を反映した排出係数を適用しているからであると考えられる。

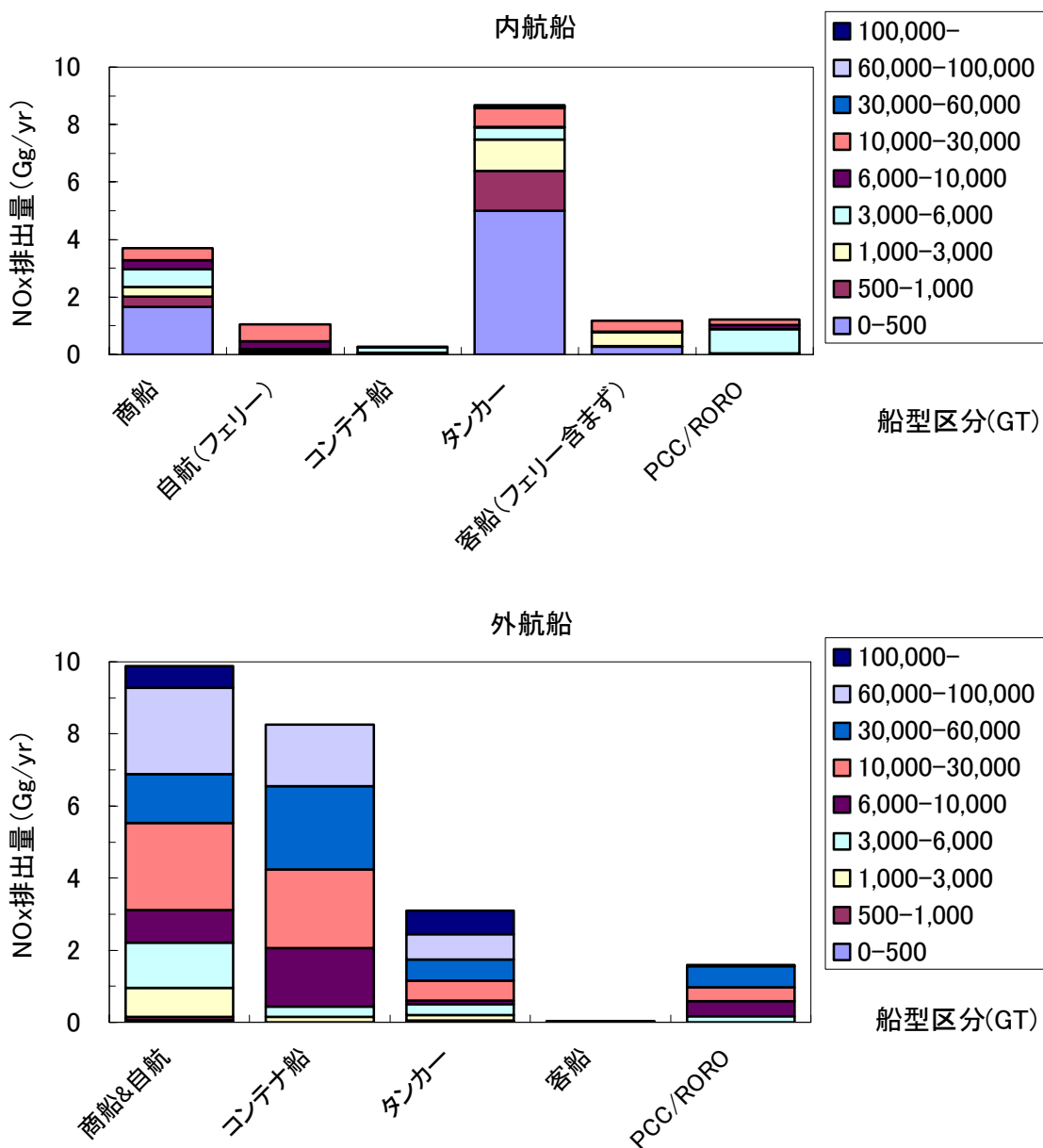


図 4.3-5 内航船舶及び外航船舶による NOx 排出量の船種船型区分集計

c) PM
 SO₂ の場合とほぼ同様の傾向を示している。

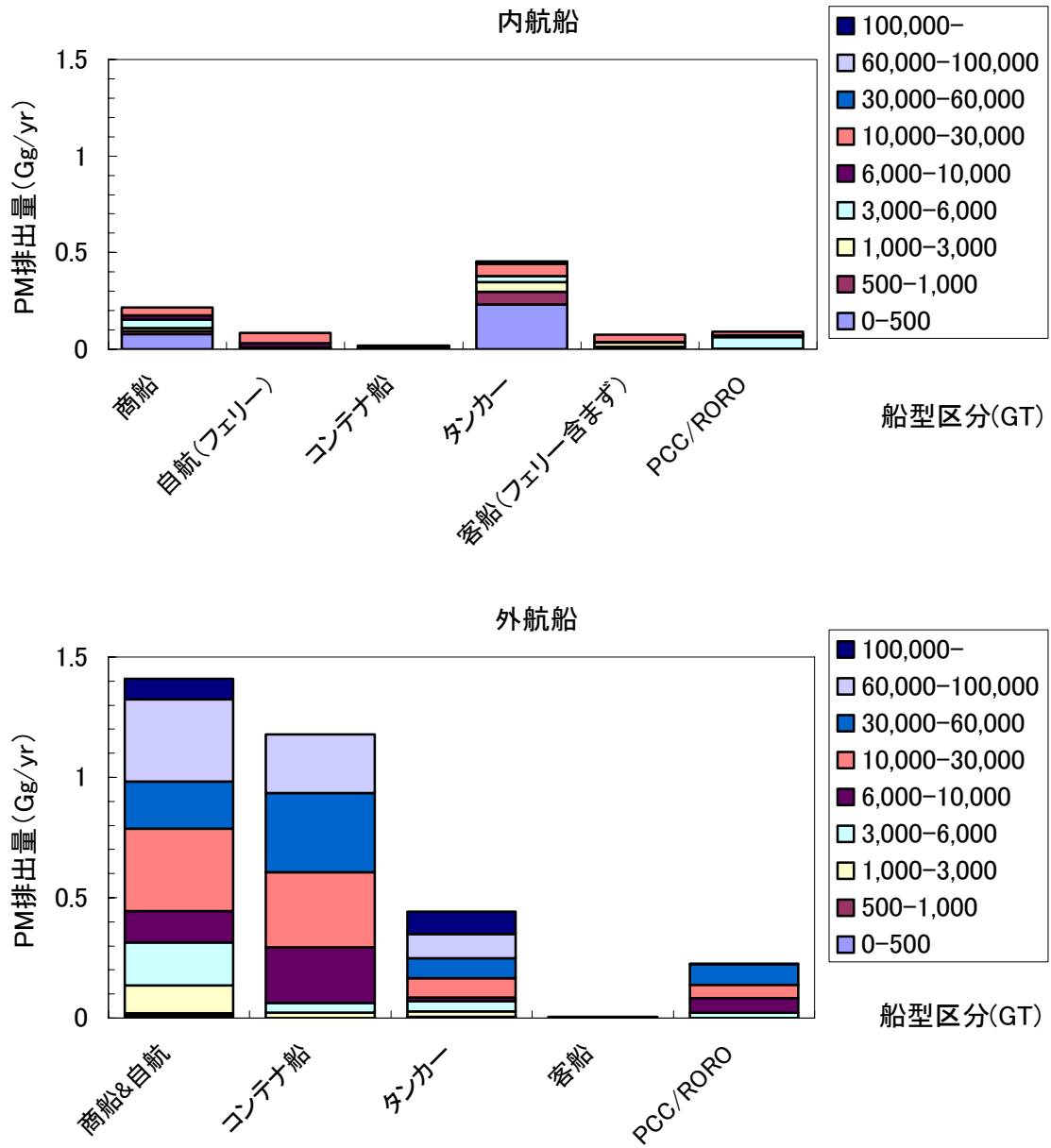


図 4.3-6 内航船舶及び外航船舶による PM 排出量の船種船型区分集計

4.4 排出源データの検証

4.4.1 既存活動量との比較

航行船舶の活動量の算出にあたっては、AIS 陸上局において受信された航跡データを活用した。

AIS は、2008 年 7 月より一定の船舶において搭載が義務付けられたが、必要な情報が入力されていない船舶が極稀に存在し、また、電波の受信範囲にも限界があることなどから、今回使用した AIS 航跡データより取得された活動量の問題点について検討を行った。

(1) AIS 静的情報による船種・船型の区分

AIS データによって航行船舶の活動量を船種・船型別に算出するにあたっては、AIS の静的情報に含まれる“船の長さ”と“船種コード”を使用し、船の総トン数については、船種毎に求めた長さと総トン数との換算式により算出した。

船舶の活動量を算出するのに必要となるこれら船種・船型に関する情報が正しく入力されていない場合があり、今回使用した AIS データにおいては表 4.4-1 に示すとおり、全長あるいは船種コードが入力されていない船舶が僅かに存在した。

ここでは、全長不明船については 0～1,000 総トンの内航船に区分するものとし、2005 年の港湾統計（年報）における内航船の船型別隻数比率に応じて隻数を振り分け、船種に関しては内航貨物船として扱うものとした。

今回使用した AIS データには、船種船型が不明な船舶のデータが存在するものの、その割合は極僅かであり、前記のような対応をとることにより、燃料消費量及び排出量の算出に及ぼす影響は少ないものと思われる。

表 4.4-1 AIS データにおける全長・船種不明船の割合

海域	全長不明船	船種不明船
東京湾	2.2 %	2.3 %
伊勢湾	2.5 %	3.6 %
大阪湾	1.9 %	3.2 %
備讃瀬戸	3.0 %	4.0 %
来島海峡	3.0 %	4.6 %
関門海峡	4.7 %	4.8 %
北海道	1.2 %	3.3 %
日本海・東北	3.1 %	2.9 %
南九州・沖縄	1.1 %	3.2 %
平均	2.5 %	3.5 %

(2) 航行隻数

航行船舶の活動量の算出において重要となる「隻数」の値の精度について、航路統計等との比較により検証を行ったところ、以下のとおり、湾内及び港内においては、AIS 搭載船舶の隻数は正確に把握されているものと思われる。

① 航路航行隻数

2009年7月1ヶ月分のAIS搭載船舶の航跡データについて、取得された航行隻数の妥当性を検証するため、「平成21年海上保安統計年報」の航路統計(表4.4-1)と比較した。

日本全国の航路の中で特に航行隻数が多い浦賀水道航路と伊良湖水道航路においては、表4.4-1に示すとおり、平成21年では、巨大船(全長200m以上の船舶)は、浦賀水道航路で9,700隻、伊良湖水道航路で4,280隻航行しており、1日あたりの航行隻数に換算すると、それぞれ26.6隻と11.7隻となる。

図4.4-2と図4.4-3は、2009年7月のAISデータから抽出した浦賀水道航路と伊良湖水道航路における巨大船の航跡図であり、図4.4-3と図4.4-4は、各航路における1日毎の巨大船航行隻数を示したものである。

全長200m以上の巨大船は、2009年7月において、浦賀水道航路を1日平均28.6隻、伊良湖水道航路を1日平均15.0隻航行しており、航路統計による1日平均とほぼ符合している。

表 4.4-1 航路管制船舶運航状況 (平成 21 年)

(単位：隻)

航路別	総計		巨大船						巨大船でない危険物積載船		長大物件えい(押)航船							
	計	合計		危険物積載船		危険物積載船を 除く巨大船		計	計		計	計						
		日本船	外国船	日本船	外国船	日本船	外国船		日本船	外国船			日本船	外国船				
合計	45,636	19,100	26,536	22,363	1,707	20,656	4,983	805	4,178	17,380	902	16,478	22,973	17,094	5,879	300	299	1
浦賀水道	15,542	4,616	10,926	9,700	565	9,135	2,101	253	1,848	7,599	312	7,287	5,769	3,978	1,791	73	73	0
中ノ瀬	5,085	1,348	3,737	3,163	139	3,024	943	71	872	2,220	68	2,152	1,891	1,178	713	31	31	0
伊良湖水道	6,759	2,476	4,283	4,280	421	3,859	863	267	596	3,417	154	3,263	2,416	1,993	423	63	62	1
明石海峡	4,430	2,503	1,927	1,753	219	1,534	424	90	334	1,329	129	1,200	2,644	2,251	393	33	33	0
備讃瀬戸東	4,502	2,826	1,676	1,312	133	1,179	248	44	204	1,064	89	975	3,156	2,659	497	34	34	0
宇高東	54	54	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	53	53	0	1	1	0
宇高西	72	70	2	1	0	1	0	0	0	1	0	1	70	69	1	1	1	0
備讃瀬戸北	1,958	1,068	890	602	56	546	164	40	124	438	16	422	1,335	991	344	21	21	0
備讃瀬戸南	2,432	1,661	771	553	61	492	39	3	36	514	58	456	1,867	1,588	279	12	12	0
水島	1,184	159	1,025	728	89	639	197	37	160	531	52	479	455	69	386	1	1	0
来島海峡	3,618	2,319	1,299	271	24	247	4	0	4	267	24	243	3,317	2,265	1,052	30	30	0

出典) 平成 21 年版 海上保安統計年報

注) 巨大船:長さ(全長)が 200m 以上の船舶

「危険物積載船」・・・ 80トン以上の火薬類を積載した総トン数 300トン以上の船舶

・引火性の高圧ガスをばら積した総トン数 1,000トン以上の船舶

・引火性液体類をばら積した総トン数 1,000トン以上の船舶

・200トン以上の有機過酸化物を積載した総トン数 300トン以上の船舶

「長大物件えい航船等」・・・船舶、いかだその他の物件を引き、又は押して航行する船舶で、引き船の船首から当該物件の後端まで

又は当該押し船の船尾から当該物件の先端までの距離が 200m 以上のもの。

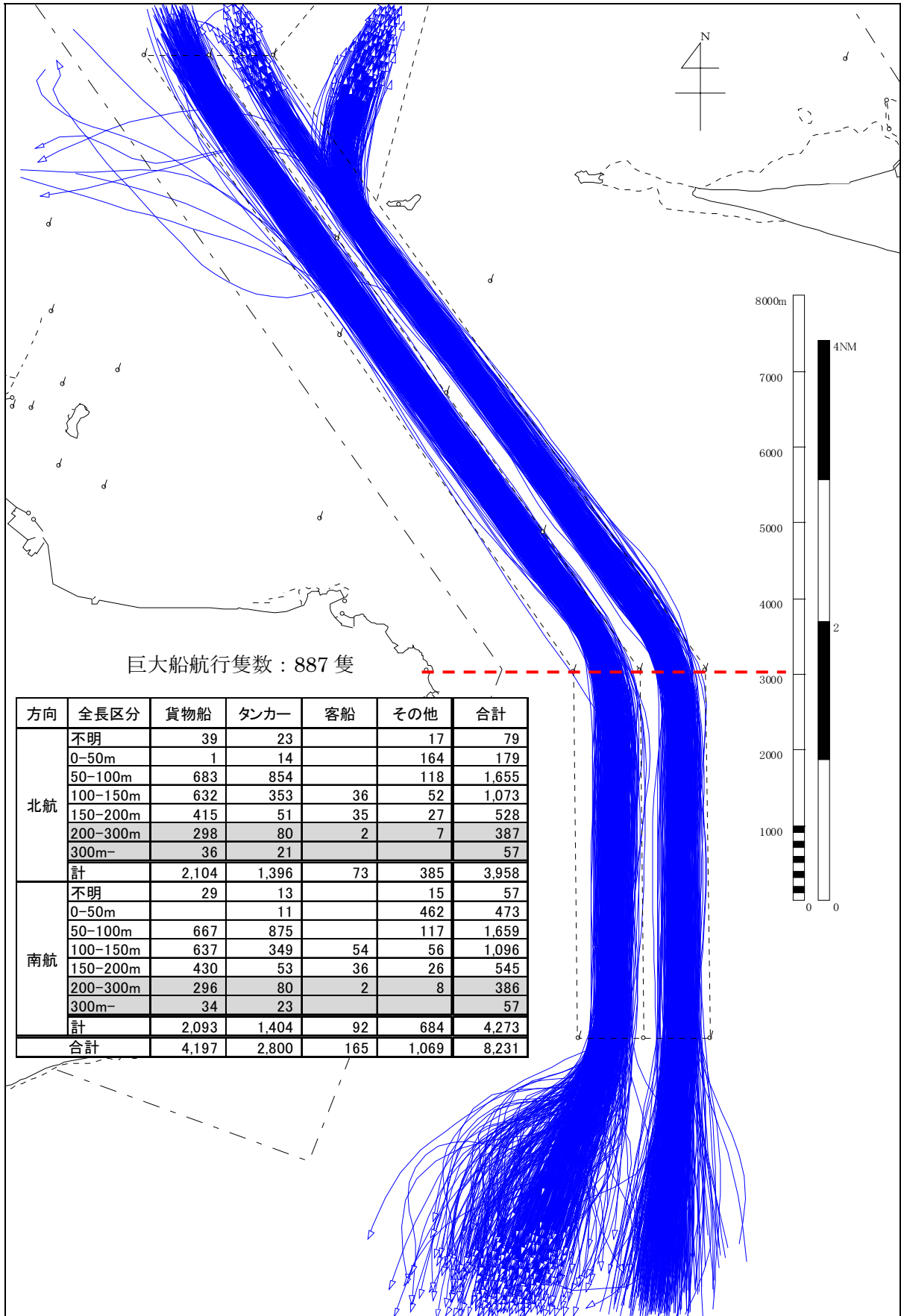


図 4.4-1 浦賀水道航路における巨大船の航跡図 (2009年7月)

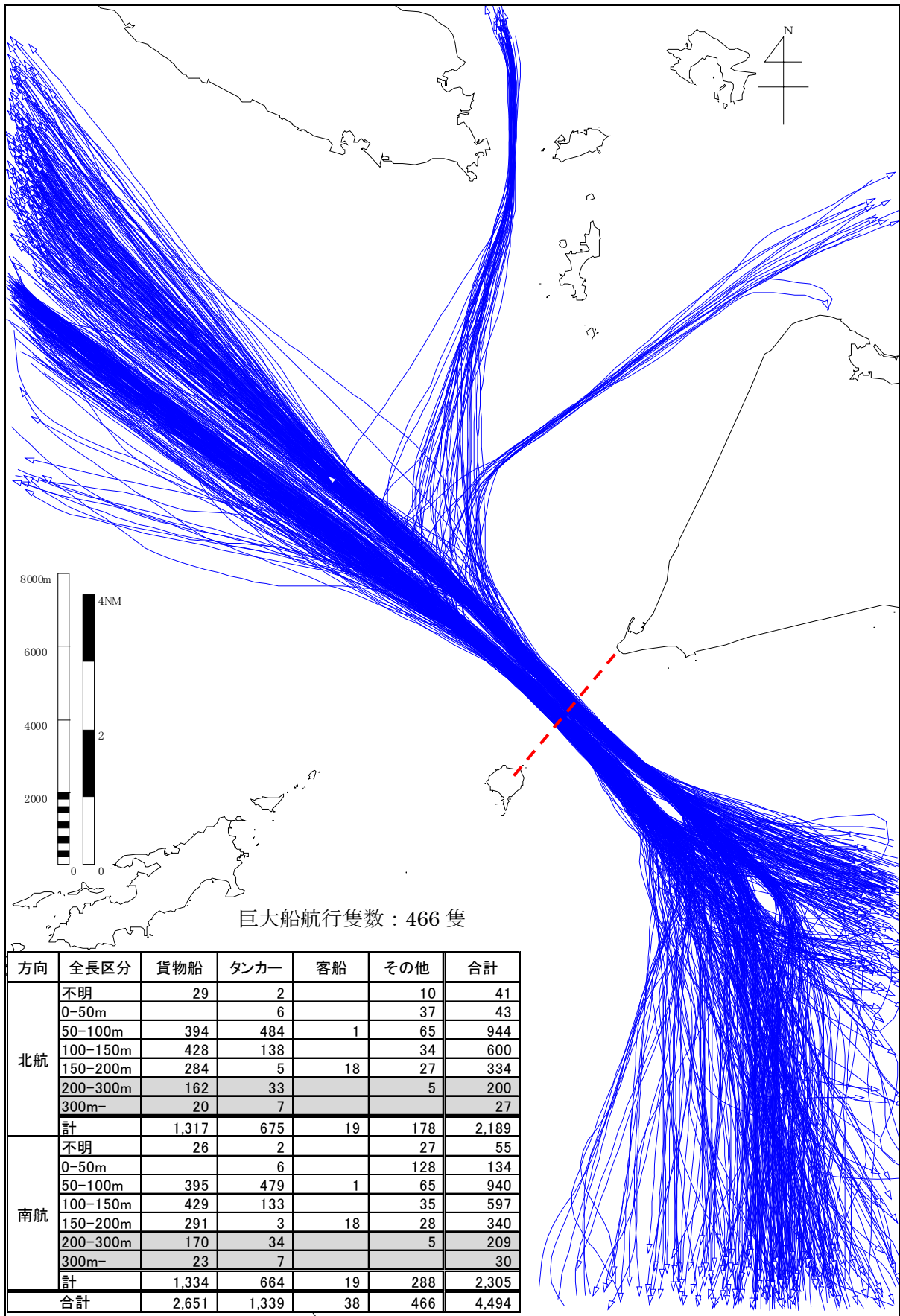


図 4.4-2 伊良湖水道航路における巨大船の航跡図 (2009年7月)

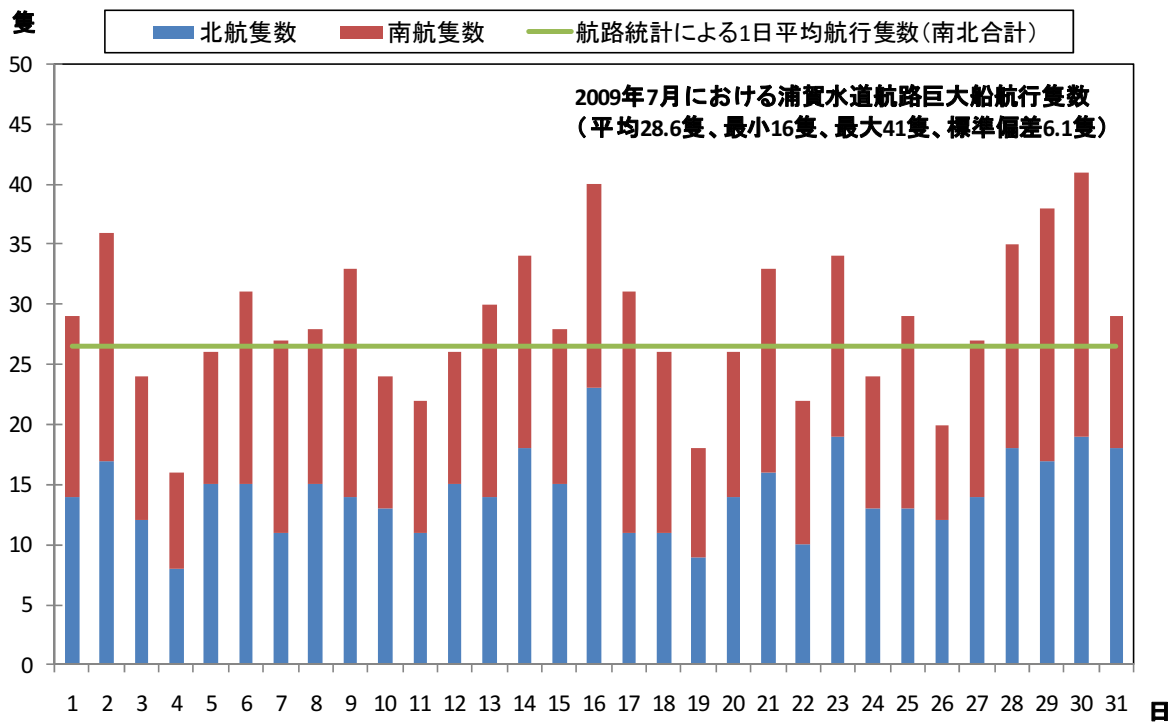


図 4.4-3 浦賀水道航路における 1 日毎の巨大船航行隻数 (2009 年 7 月)

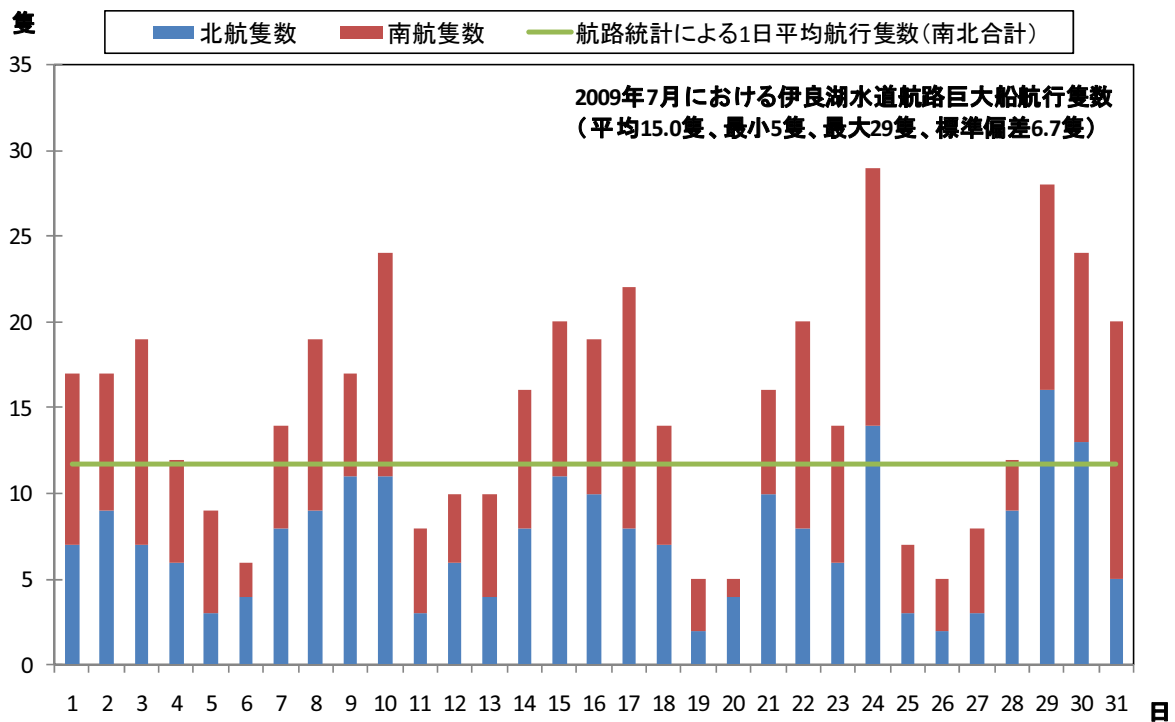


図 4.4-4 伊良湖水道航路における 1 日毎の巨大船航行隻数 (2009 年 7 月)

② 入港隻数

表 4.4-2 は、「海上保安統計年報」による 2009 年 (平成 21 年) における東京港 (京浜港東京区) の入港隻数と 2009 年 7 月の AIS データで求めた東京港入港隻数を比較したものであり、図 4.4-5 は、AIS データによる東京港入港船舶の航跡図である。

AIS の搭載義務が課されている 500 総トン以上の船舶の入港隻数で比較すると、2009 年 (平成 21 年) における年間の東京港入港隻数は 10,965 隻となり、1 ヶ月では 931 隻となる。これに対して AIS データによる 500 総トン以上の東京港入港隻数は 7 月の 1 ヶ月で 1,174 となっており、AIS データによって 500 総トン以上の船舶の入港隻数は正確に把握できているものと思われる。

表 4.4-2 東京港入港隻数

(単位：隻)

船型	年間 入港隻数※1	月あたり 入港隻数※2	2009 年 7 月 AIS データによる入港隻数		
			内航商船	外航商船	計
不明	0	0	0	13	13
20～100GT	792	67	0	1	1
100～500GT	11,734	997	102	0	102
500～1,000GT	1,296	110	72	1	73
1,000～3,000GT	804	68	311	34	345
3,000～10,000GT	4,867	413	236	168	404
10,000～20,000GT	2,304	196	46	152	198
20,000～100,000GT	1,694	144	0	154	154
合計	23,491	1,995	767	523	1,290
合計 (500GT 以上)	10,965	931	665	509	1,174

※1 出典) 平成 21 年版 海上保安統計年報

※2 月あたり入港隻数=年間入港隻数×31/365

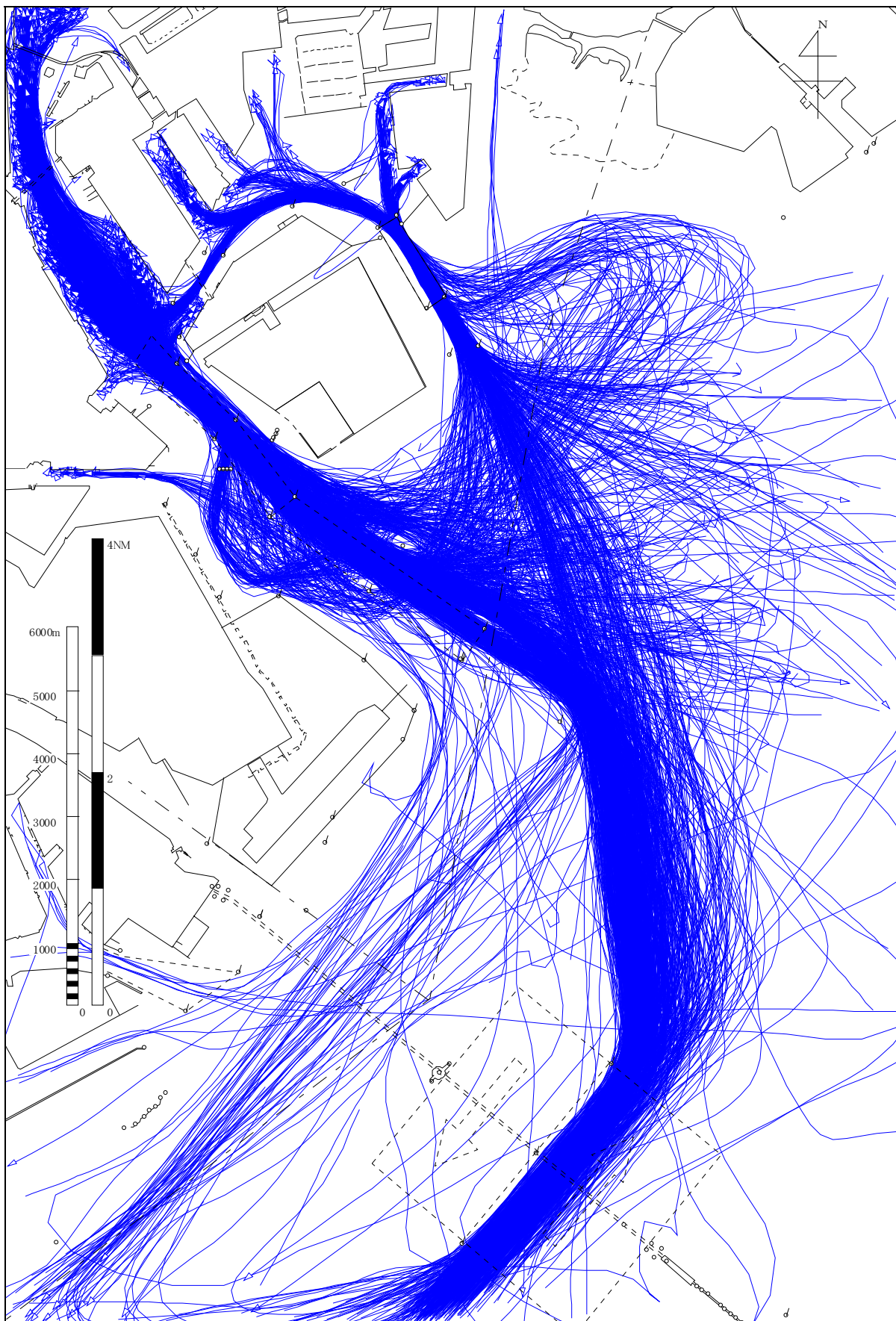


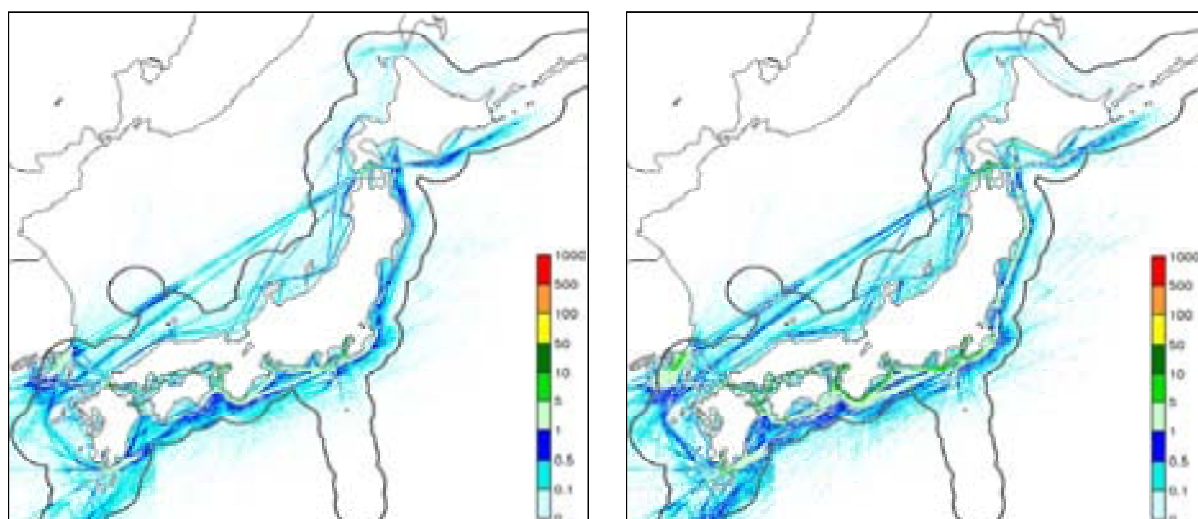
図 4.4-5 東京港入港船舶の航跡図 (2009 年 7 月)

(3) AIS 電波の受信範囲

AIS データによる航行船舶の活動量に基づき、SO₂ 及び NO_x の排出量を求め、水平分布図を作成すると図 4.4-6 のとおりとなり、図中の線で示す離岸距離 50 海里以内の海域においては、AIS データによって船舶の活動量は概ね把握できていると思われる。

なお、九州南部の東側海域において算出された排出量に段差が見られるが、これは今回入手した 9 海域の AIS データの境界線上において発生しており、データの重複を避けるため、当該境界線の東側は「大阪湾」、西側は「南九州・沖縄」のデータを用いたことによるものである (図 3.1-16 参照)。

高知県の沿岸域までは、「大阪湾」の管掌範囲であるためにそのように設定したものであるが、陸岸から 50 海里以内の海域においては十分データが補足されており、問題はないと思われる。



(SO₂)

(NO_x)

図 4.4-6 商船：外航船+内航船の SO₂ 及び NO_x 排出量水平分布
(灰色の線は離岸距離 50 海里を示すもの)

(4) 停泊時と航行時の活動量の不連続性

航行時の商船の活動量は、2009年7月のAIS搭載船舶の航跡データを基に作成し、停泊時の商船の活動量は、港湾統計(年報)による2005年における港湾別、船種・船型別入港隻数を基に作成している。

500総トン未満のAIS非搭載船舶の活動量は、500～1,000総トンのAIS搭載船舶の活動量を基に補完しており、AIS非搭載船舶の活動量の水平分布は、500～1,000総トンのAIS搭載船舶と同じ範囲に分配している。また、使用したデータは2009年7月1ヶ月分のデータであることから、図4.4-7に示すとおり、青森県東岸の七里長浜港と深浦港及び秋田県の戸賀港のように、港湾内に停泊時の活動量が算出されても、当該港湾に出入りする航行時の活動量が適切に配分されていない問題が生じる。

また、内水面については、港湾統計(年報)により停泊時の活動量が算出されるが、湖畔航行時の活動量はAIS航跡データに含まれない。

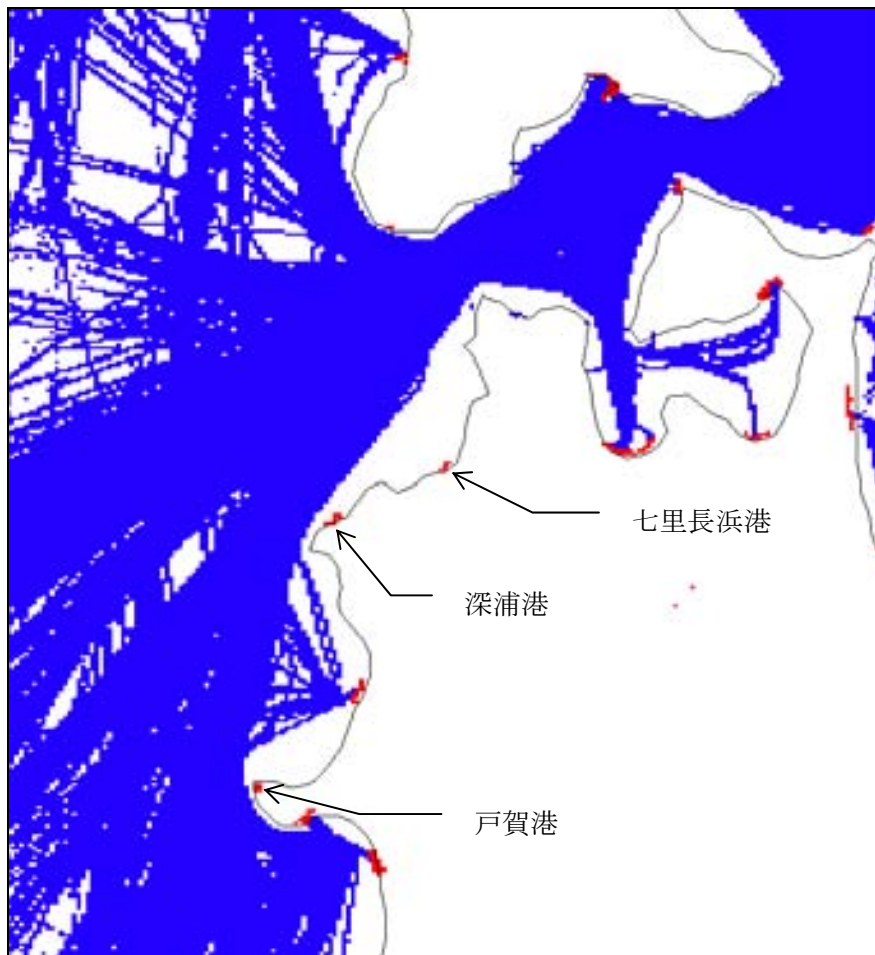


図 4.4-7 港湾統計年報による停泊時の活動量と AIS 航跡データによる航行時の活動量

4.4.2 東京湾を対象とした既存船舶排出源データとの比較

本事業における船舶起源の燃料消費量及び排出量の推計結果を検証するにあたり、平成19年度PM影響調査で報告された東京湾内における各推計結果と、EAGrid2000-Japanにおける東京湾内の各推計結果との比較を行った。EAGrid2000-Japanの詳細は本報告書5.1.1を参照されたい。表4.4-3に、東京湾内における船舶起源の燃料消費量及び汚染物質排出量の推計結果をまとめる。本事業の推計対象年は2005年、平成19年度PM影響調査及びEAGridの推計対象年は2000年である。また、比較の対象領域は剣崎と洲崎を結ぶ直線以北の海域とした。

燃料消費量を見た場合、本事業における推計結果(407,060 ton/year)は平成19年度PM影響調査の結果(633,893 ton/year)の64%程度となっており、湾内航行だけ見れば47%程度である。本事業における湾内停泊を対象とした推計手法は、平成19年度PM影響調査の結果をベースとしているため、2000年から2005年への減少率は入港隻数の減少率に概ね一致すると考えられる。航行船舶の減少率は、入港隻数の減少率に加え、推計手法の違いによるところが大きい。特に、主機ディーゼル機関の燃料消費率(SFC)は、本事業における推計では表3.1-10に示す175~205 g-fuel/kWhを適用しているのに対し、平成19年度PM影響調査では一律275 g-fuel/kWhを適用している。結果、本推計における燃料消費量の結果は矛盾のないものとする。

他方、SO₂、NO_x、PMの合計値については、平成19年度PM影響調査に対して燃料消費量ほどの減少率は見られず、大きな違いはない。3つの汚染物質全てで湾内航行の結果は減少している一方、湾内停泊の結果は増加しているが、これは、機関出力、負荷率、排出係数などの計算パラメータの違いに起因するものである。なお、推計対象年が2000年の平成19年度PM影響調査とEAGridの両方で矛盾する差は見られない。

表 4.4-3 東京湾内における推計結果の比較 [ton/year]

		本事業 (対象年：2005)	平成19年度 (対象年：2000)	EAGrid (対象年：2000)
燃料消費量	湾内停泊	240,528	280,414	—
	湾内航行	166,532	353,479	—
	合計	407,060	633,893	—
SO ₂	湾内停泊	9,396	8,953	—
	湾内航行	6,032	12,374	—
	合計	15,428	21,327	22,581
NO _x	湾内停泊	13,901	13,338	—
	湾内航行	13,667	23,760	—
	合計	27,568	37,098	41,228
PM	湾内停泊	1,536	1,082	—
	湾内航行	1,076	1,573	—
	合計	2,612	2,655	2,225

4.4.1 誤差要因の解析

船舶からの大気汚染物質排出量推定の誤差評価にあたっては、排出量の算定に使用する個々のデータそれ自身に内在する誤差を評価し、それが全体の排出量にどの程度影響するかを感度解析によって明らかにし、さらにそれらの個々のデータの不確かさが全体として排出量にどの程度の不確かさをもたらすかを評価する、といった手法が望ましいが、今回はエンジニアリングジャッジメントも多用して、大きめに概略の誤差の評価を試みた。概略95%信頼区間の幅程度の評価になっているものと考えられる。

(1) 商船

① 外航船による排出量の推定誤差

$$\text{排出量 (Es)} = \text{燃料消費量 (A)} \times \text{排出係数 (Fs)}$$

排出係数の推定誤差は、以下のように考えられる。

- ・SO₂の排出係数の分布形は正規分布、95%信頼区間の幅は約5%以下。
- ・NO_xの排出係数の分布形はポアソン分布、95%信頼区間の幅は約10~15%程度。

$$\text{燃料消費量} = \text{Fuel-航行時} + \text{Fuel-停泊時}$$

a) 航行中の外航船による排出量の推定誤差

$$A_{xyijkt} = \sum_{type=i} \sum_{size=j} \sum_{operation=k} \sum_{time=t} N_{xyijkt} \times W_{xyijkt} \times PR_{xyijkt} \times H_{xyijkt}$$

A_{xyijkt} メッシュ(x,y)における船種i、船型j、航行モードk(停泊時:k=1、航行時k=2)、時間帯tの燃料消費量 [ton-fuel/grid/year]

N_{xyijkt} メッシュ内の船種、船型別隻数[/grid/year]

W_{xyijkt} 時間帯別の燃料消費量 [ton-fuel/hour]

PR_{xyijkt} 負荷率

H_{xyijkt} 船種、船型別のメッシュ内航行時間 [hour]

k 運行モード(航行時:k=2)

N : AISデータによる集計+AIS非搭載船の補正+2009年から2005年への補正

AISデータそのものの隻数の誤差はほぼゼロ、2009年から2005年への補正による誤差は約5%と考えられる。AIS非搭載船の推定誤差は約20%、しかし、外航船のうちで総トン数500トン以下のAIS非搭載船の占める割合は極僅かと考えられるので、トータルとしての隻数推定値の分布形は正規分布、95%信頼区間の幅は大きく見ても10%以下と見積られる。

W : SFOC←機関定格出力←総トン数←船の長さ (AISデータによる)

AIS データそのものの船の長さの誤差はほぼゼロ、船の長さからの総トン数の推定は、分布形は正規分布、利用したグラフの分布と標準偏差から比較的ばらつきは小さいと考えられるので、95 %信頼区間の幅は約 10 %、総トン数からの主機関定格馬力の推定の分布形も正規分布、貨物船のグラフの分布と標準偏差から 95 %信頼区間の幅は約 20 %、両者を合わせた 95 %信頼区間の幅は $(10^2 + 20^2)^{0.5} =$ 約 22 % と見積られる。

PR : ←速度 (AIS データによる)

AIS データそのものの速度の誤差はほぼゼロ、速度から負荷率の推定の分布形は正規分布、95 %信頼区間の幅は約 10 %と考えられる。

H : AIS データによる

AIS データそのものの活動時間の誤差はほぼゼロ、その後の推定による誤差を考慮して 95 %信頼区間の幅は約 10 %と考えられる。

以上をまとめると、 $(10^2 + 22^2 + 10^2 + 10^2)^{0.5} =$ 約 28 %

したがって、航行中の外航船からの推定排出量の誤差 (95 %信頼区間の幅) は概略次のように見積られる。

	排出係数の誤差	燃料消費量の誤差	排出量の誤差
NOx	15 %	28 %	32 %
SO ₂	5 %		29 %

b) 停泊中の外航船による排出量の推定誤差

$$A_{xyijkt} = \sum_{type=i} \sum_{size=j} \sum_{operation=k} \sum_{time=t} N_{xyijkt} \times W_{xyijkt} \times PR_{xyijkt} \times H_{xyijkt}$$

A_{xyijkt} メッシュ (x,y) における船種 i、船型 j、航行モード k (停泊時 : k=1、航行時 k=2)、時間帯 t の燃料消費量 [ton-fuel/grid/year]

N_{xyijkt} メッシュ内の船種、船型別隻数[/grid/year]

W_{xyijkt} 時間帯別の燃料消費量 [ton-fuel/hour]

PR_{xyijkt} 負荷率

H_{xyijkt} 船種、船型別の停泊時間 [hour]

k 運行モード (停泊時 : k=1)

N : 隻数

入港隻数は港湾統計によるので誤差はほぼゼロ、これをそのまま停泊隻数としているので、95%信頼区間の幅は5%以内と考えられる。

W、PR、H : OPRF 報告書による。

荷役時と非荷役時の時間配分の推定誤差が約20%、荷役時の負荷率の推定誤差が約20%、非荷役時の負荷率の推定誤差が約20%、これらを総合すると大きめに見ても95%信頼区間の幅は $(20^2+20^2+20^2)^{0.5} = \text{約 } 35\%$ と考えられる。

以上をまとめると、 $(5^2+35^2)^{0.5} = \text{約 } 35\%$

したがって、停泊中の外航船からの推定排出量の誤差(95%信頼区間の幅)は次のように見積られる。

	排出係数の誤差	燃料消費量の誤差	排出量の誤差
NOx	15%	35%	38%
SO ₂	5%		35%

② 内航船による排出量の推定誤差

a) 補正前の航行中の内航船による排出量の推定誤差

$$A_{xyijkt} = \sum_{type=i} \sum_{size=j} \sum_{operation=k} \sum_{time=t} N_{xyijkt} \times W_{xyijkt} \times PR_{xyijkt} \times H_{xyijkt}$$

A_{xyijkt} メッシュ (x,y) における船種 i、船型 j、航行モード k (停泊時 : k=1、航行時 k=2)、時間帯 t の燃料消費量 [ton-fuel/grid/year]

N_{xyijkt} メッシュ内の船種、船型別隻数[/grid/year]

W_{xyijkt} 時間帯別の燃料消費量 [ton-fuel/hour]

PR_{xyijkt} 負荷率

H_{xyijkt} 船種、船型別のメッシュ内航行時間 [hour]

k 運行モード (航行時 : k=2)

N : AIS データによる推定+AIS 非搭載船の補正+2009 年から 2005 年への補正

AIS データそのものの隻数の誤差はほぼゼロ、2009 年から 2005 年への補正による誤差は、約 5%と考えられる。AIS 非搭載船の推定誤差は約 20%、しかし、内航船のうちで総トン数 500 トン以下の AIS 非搭載船の占める割合は全体の約半分程度と考えられるので、隻数の推定誤差は多めに見て約 15%と考えられる。これをトータルすると、隻数推定値の分布形は正規分布、95%信頼区間の幅は $(5^2+15^2)^{0.5} = \text{約 } 16\%$ と見積られる。

W : SFOC←機関定格出力←総トン数←船の長さ (AIS データによる)

AIS データそのものの船の長さの誤差はほぼゼロ、船の長さからの総トン数の推定は、分布形は正規分布、利用したグラフの分布と標準偏差から比較的ばらつきは小さいと考えられるので 95 %信頼区間の幅は約 10 %、総トン数の主機関定格馬力の推定の分布形も正規分布、貨物船のグラフの分布と標準偏差から 95 %信頼区間の幅は約 25 %、両者を合わせた 95 %信頼区間の幅は $(10^2+25^2)^{0.5} = \text{約 } 27\%$ と考えられる。

PR : ←速度 (AIS データによる)

AIS データそのものの速度の誤差はほぼゼロ、その後の速度から負荷率の推定の分布形は正規分布、95 %信頼区間の幅は約 10 %と考えられる。

H : AIS データによる

AIS データそのものの活動時間の誤差はほぼゼロ、その後の推定による 95 %信頼区間の幅は約 10 %と考えられる。

以上をまとめると、 $(16^2+27^2+10^2+10^2)^{0.5} = \text{約 } 34\%$

したがって、航行中の内航船からの推定排出量の誤差 (95 %信頼区間の幅) は次のように見積られる。

	排出係数の誤差	燃料消費量の誤差	排出量の誤差
NOx	15 %	34 %	37 %
SO ₂	5 %		35 %

b) 補正前の停泊中の内航船による排出量の推定誤差

$$A_{xyijkt} = \sum_{type=i} \sum_{size=j} \sum_{operation=k} \sum_{time=t} N_{xyijkt} \times W_{xyijkt} \times PR_{xyijkt} \times H_{xyijkt}$$

A_{xyijkt} メッシュ (x,y) における船種 i、船型 j、航行モード k (停泊時 : k=1、航行時 k=2)、時間帯 t の燃料消費量 [ton-fuel/grid/year]

N_{xyijkt} メッシュ内の船種、船型別隻数[/grid/year]

W_{xyijkt} 時間帯別の燃料消費量 [ton-fuel/hour]

PR_{xyijkt} 負荷率

H_{xyijkt} 船種、船型別の停泊時間 [hour]

k 運行モード (停泊時 : k=1)

N : 隻数

入港隻数は港湾統計によるので誤差はほぼゼロ、これをそのまま停泊隻数としているので、95%信頼区間の幅は5%以内と考えられる。

W、PR、H : OPRF 報告書による。

荷役時と非荷役時の時間配分の推定誤差が約20%、荷役時の負荷率の推定誤差が約20%、非荷役時の負荷率の推定誤差が約20%、これらを総合すると大きめに見ても95%信頼区間の幅は $(20^2 + 20^2 + 20^2)^{0.5} =$ 約35%と見積られる。

以上をまとめると、 $(5^2 + 35^2)^{0.5} =$ 約35%

したがって、停泊中の内航船からの推定排出量の誤差(95%信頼区間の幅)は次のように見積られる。

	排出係数の誤差	燃料消費量の誤差	排出量の誤差
NOx	15%	35%	38%
SO ₂	5%		35%

c) 補正後の内航船による排出量の推定誤差

しかし、内航船に関しては、ボトムアップで求めた燃料消費量を、エネルギーバランス表記載の内航船の燃料消費量と熱量ベースでトータルが合うように補正している。このエネルギーバランス表記載値の95%信頼区間の幅は約10%と見られている。

したがって、地理的割り振りを無視して、日本全国のトータルな燃料消費量に着目すると、その誤差はエネルギーバランス表の誤差に等しくなり、約10%と考えられる。

したがって、内航船による排出量の推定誤差(95%信頼区間の幅)は実際には次のように見積られる。

	排出係数の誤差	燃料消費量の誤差	排出量の誤差
NOx	15%	10%	18%
SO ₂	5%		11%

(2) 漁船

漁船からの大気汚染物質の排出量推定の誤差評価にあたっては、排出量の算定に使用する個々のデータそれ自身に内在する誤差を評価し、それが全体の排出量にその程度影響するかを感度解析によって明らかにし、さらにそれらの個々のデータの不確かさが全体として排出量にどの程度の不確かさをもたらすかを評価する、といった手法が望ましいが、今回はエンジニアリングジャッジメントも多用して、大きめに概略の誤差の評価を試みた。

漁船センサスに記載の活動量をベースにボトムアップで集計し、その結果得られた燃料消費量をエネルギーバランス表記載の燃料消費量と熱量ベースでトータルが合うように補正している。ただし、エネルギーバランス表の軽油、A 重油及び C 重油の比率については、エネルギー生産・需給統計年報に記載の 1999～2001 年の比率を外挿して求めた。

したがって、地理的割り振りを無視して、日本全国のトータルな燃料消費量に着目すると、その誤差はエネルギーバランス表そのものの 95 %信頼区間の幅 10 %に軽油、A 重油及び C 重油の比率の推定誤差が加わるので、約 15 %と考えられる。

これに排出係数の誤差を加え合わせると、漁船による排出量の推定誤差 (95 %信頼区間の幅) は以下のように見積られる。ここでは、NO_x については軽油、A 重油及び C 重油の比率の推定誤差の影響はないと考えられるので、燃料消費量の誤差はエネルギーバランス表そのものの 95 %信頼区間の幅 10 %とみなして NO_x の排出量の誤差を算定した。

	排出係数の誤差	燃料消費量の誤差	排出量の誤差
NO _x	15 %	15 %	18 %
SO ₂	5 %		16 %

5 陸上の排出源データの作成

人為起源や自然起源を対象とした大気汚染物質の排出源データは、様々なスケールを対象としてこれまでに幾つか公開されている。本調査では幾つかの既存データを紹介する中で、東アジア規模を対象とした REAS、並びに日本国内を対象とした EAGrid2000-Japan に着目した。

REAS は、アジア各国（24 カ国）の燃料消費量や工業生産量、自動車走行量、人口などの統計データ、排出係数、排出規制動向などのデータをもとに、人為起源（燃焼・非燃焼・農業）及び自然土壌の排出量が 0.5 度メッシュベース、年別に推計されている。推計対象年は 1980～2003 年であり、2010 年及び 2020 年を対象とした将来予測が行われている。加えて、2004～2009 年のインベントリが外挿手法によって推計されている。一方 EAGrid2000-Japan は、東アジア域を対象とした 0.5 度メッシュベースのインベントリである EAGrid2000 について、日本を対象に詳細化したデータベースである。推計対象年は 2000 年、であり、人為起源（燃焼・非燃焼・農業）及び自然起源（植物起源 VOC）の排出量が 3 次メッシュベース、月別・時間別に推計されている。

本事業で推計した船舶起源排出量と陸上起源排出量の比較・検証を実施するにあたり、2000 年が推計対象年である EAGrid2000-Japan を、REAS の年々変動を利用して 2005 年度に補正して利用することを検討した。REAS では、2000 年から 2005 年に対する排出量の変動は無視できる程度であった。日本国内では、自動車以外の 2000 から 2005 にかけての変化は、人口・経済状態の停滞及び顕著な対策進展がないため、排出量にも大きな変化は無いと考えられた。

他方、自動車起源の排出量は、排出規制適合車両の増加や 2004 年の軽油硫黄分の変更（0.01 % → 0.005 %）により、排出量の減少を見込むことが妥当であると考えられた。常時監視局データで測定された大気中の NO_x 及び SO₂ 濃度も減少傾向を示しているため、推計対象年が 2000 年である EAGrid2000-Japan を、本事業の推計年度である 2005 年のデータとして利用するためには、自動車起源の排出源データに何らかの補正を施す必要がある。しかしながら、その補正方法には詳細な検討が必要となるため、本報告書における船舶起源排出量との比較では、EAGrid2000-Japan のデータをそのまま 2005 年のものと想定して利用することとした。この補正を行った場合、自動車起源の排出量が純減するため、船舶起源の排出量の寄与割合は大きくなる。

5.1 既存の陸上の排出源データの整理

我が国を含む東アジアを対象とした排出源データはこれまでに幾つか公開されている。例えば EDGAR (Emission Database for Global Atmospheric Research) は、欧州 JRC (Joint Research Center) とオランダ環境評価保護庁が共同作成した大気汚染物質と温室効果ガスの排出源データであり、アジア地域のみならず全球を対象に推計が行われている。INTEX-B (Intercontinental chemical Transport Experiment-Phase B) は、米国 NASA が作成した排出源データであり、月別で推計が行われている。その他、幾つかの排出源データを表 5.1-1 に紹介する。

表 5.1-1 アジアを対象とした既存の排出源データ

インベントリ名	対象領域	対象年	空間分解 (緯度経度)	時間分解	研究機関/プロジェクト
EDGAR	全球	1970~2005	0.1度	年間 2005年は月別	欧州JRCおよび オランダPBL
GEIA	全球	1985~	1度	年間 一部季節/月	地球圏・生物圏国際共同 研究計画(IGPB)
LTP	中国・日本・韓国	主に1998	1度	年間	日中韓の共同研究プロ ジェクト
ACCESS	南~東アジア	2000	1度	年間	米国アルゴンヌ研究所
REAS	南~東アジア	1980~2020	0.5度	年間	(独)海洋研究開発機構
EA-GRID	北東アジア	2000	0.5度	年間 植物起源は月	(独)国立環境研究所
INTEX-B	アジア全域	2006	0.5度	月別	米国NASA

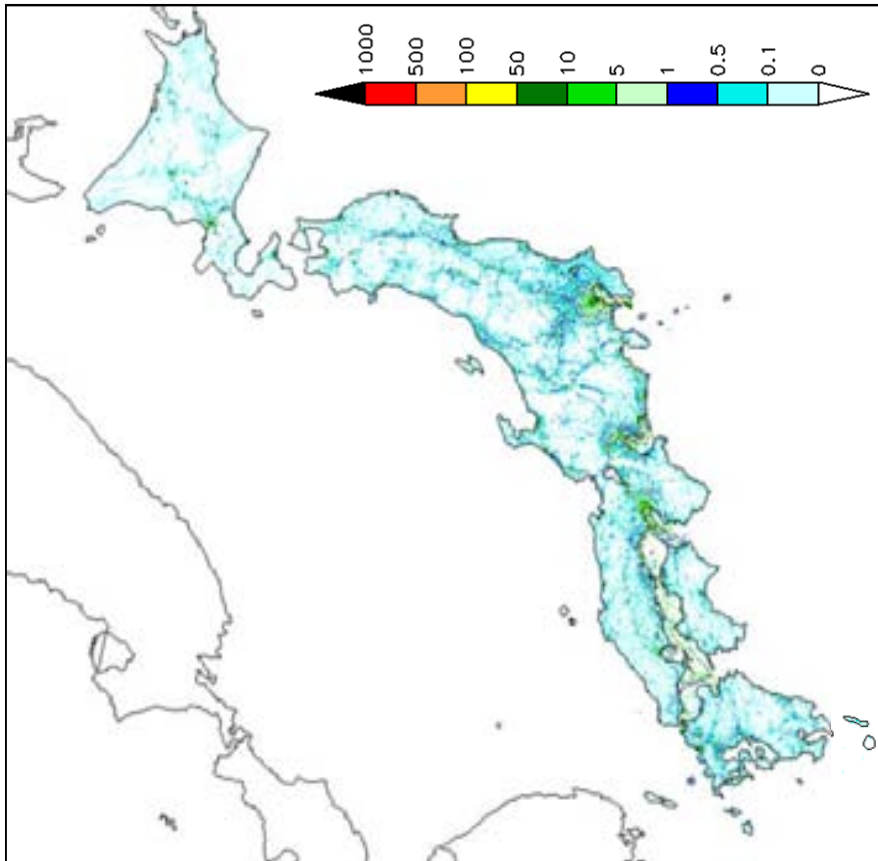
※ 出典：森川 (2010), 大気環境学会第 45 巻 5 号 ppA75-A82

我が国における排出源データとしては、EAGrid-Japan 及び REAS (Regional Emission inventory in Asia) が著名な排出源データである。本節ではこの 2 つの排出源データを紹介する。

5.1.1 EAGrid2000-Japan について

EAGrid2000-Japan は、国立環境研究所及び埼玉大学、財団法人計量計画研究所が共同開発した、日本全国における排出源データである (Kannari et al., 2007)。東アジア域を対象とした 0.5 度メッシュベースのインベントリである EAGrid2000 について、日本を対象に 3 次メッシュベースで詳細化したデータとなっている。推計対象年は 2000 年であり、人為起源 (燃焼・非燃焼・農業) 及び自然起源 (植物起源 VOC) を対象とした排出量が月別・時間別に推計されている。なお、EAGrid2000 は基本的に人工的な排出源あるいは活動に伴う排出量を対象にしているため、火山から排出される自然排出の SO₂ は含まれていない。図 5.1-1 に、SO₂ 及び NO_x 排出量を例として紹介する。

SO₂ emission [ton/grid/year]



NOx emission [ton/grid/year]

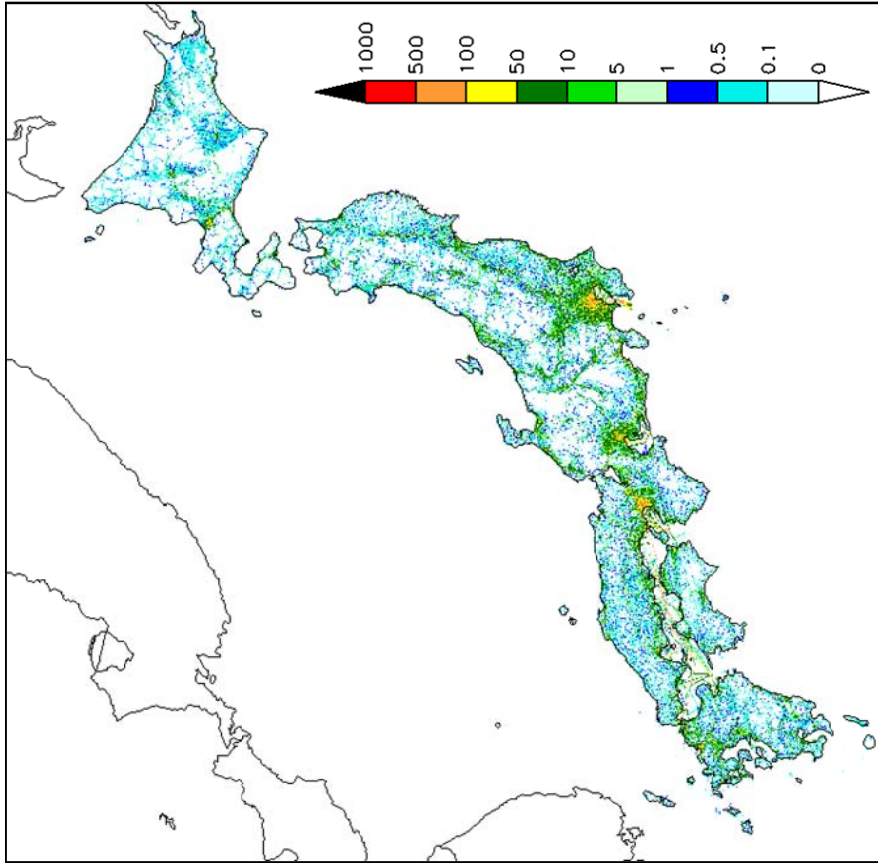


図 5.1-1 EAGrid2000-Japan による 2000 年における SO₂ (左図) 及び NOx (右図) の排出量の水平分布 [ton/year/grid]

5.1.2 REAS について

REAS は、国立環境研究所 (NIES) /海洋研究開発機構 (JAMSTEC) /九州大学/総合地球環境学研究所 (RIHN) が共同開発した、アジア地域における排出源データである (Ohara et al., 2007; Kurokawa et al., 2009) 。アジア各国 (24 カ国) の燃料消費量や工業生産量、自動車走行量、人口などの統計データ、排出係数 (排出原単位) 、排出規制動向などのデータをもとに、人為起源 (燃焼・非燃焼・農業) 及び自然土壌 (NO_x 、 N_2O 、 NH_3) の排出量が 0.5 度メッシュベース、年別に推計されている。推計対象年は 1980～2003 年であり、2010 年及び 2020 年を対象とした将来予測が行われている。加えて、2004～2009 年のインベントリが外挿手法によって推計されている。図 5.1-2 から図 5.1-3 に、 SO_2 及び NO_x 排出量を例として紹介する。

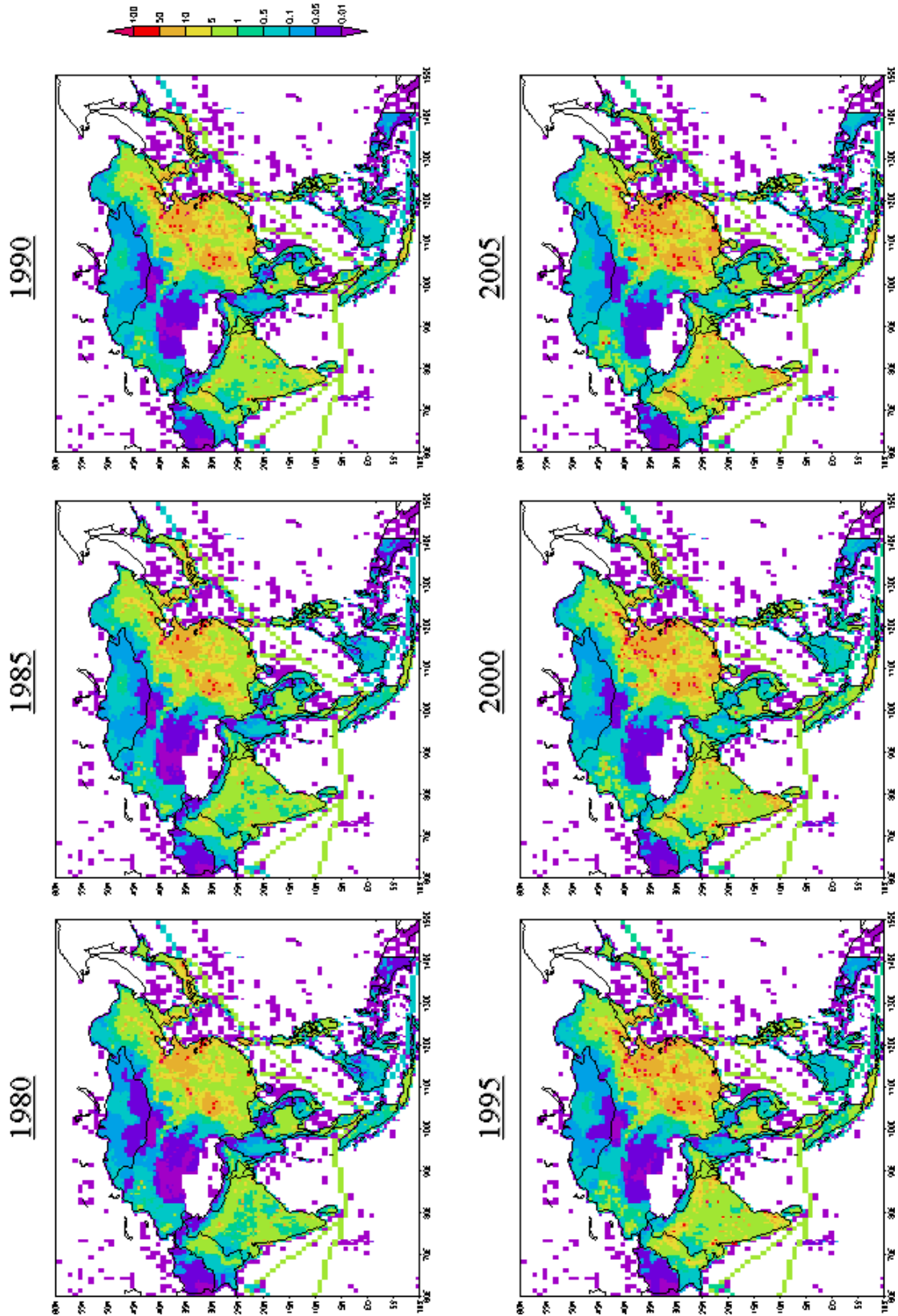


図 5.1-2 REAS による 1980・1985・1990・1995・2000・2005 年のアジア域における SO₂ 排出量 [ktom/grid/year]

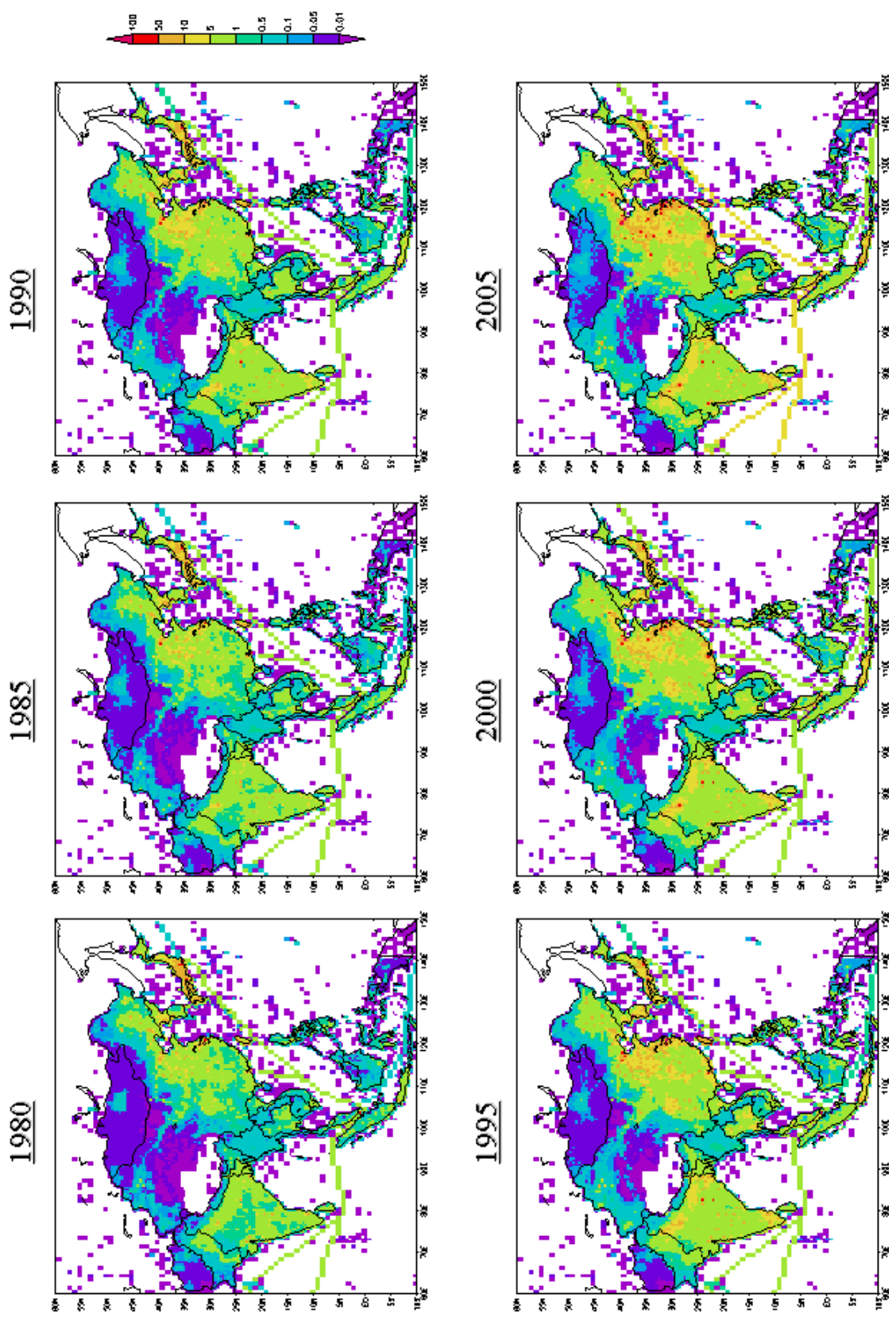


図 5.1-3 REAS による 1980・1985・1990・1995・2000・2005 年のアジア域における NOx 排出量 [kton/grid/year]

5.2 既存の陸上排出源データの利用について

陸上の排出源データを準備するにあたり、2000年が推計対象年であるEAGrid2000-Japanを、REASの年々変動を利用して2005年度に補正して利用する。補正は、船舶及び航空起源の排出量を除いた陸上における排出量のみでの比較から行った。

図5.2-1に、REAS(1980～2005年)及びEAGrid2000-Japan(2000)による日本国内のSO₂及びNO_x排出量を示す。EAGrid2000-Japanによる2000年の排出量はSO₂:2,056 Gg/year、NO_x:712 Gg/yearであるが、推計におけるメッシュ解像度に大きな違いがあるにも拘らず、両者は概ね一致している。

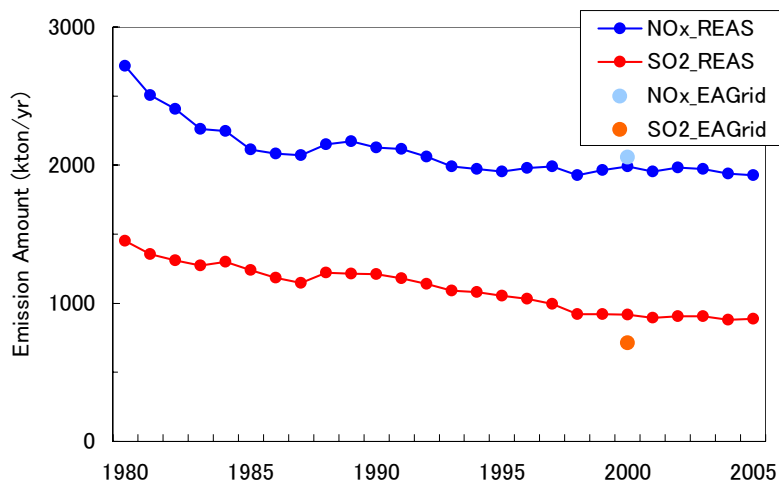


図 5.2-1 REAS (1980～2005 年) 及び EAGrid (2000) による日本国内 (陸上) の SO₂ 及び NO_x 排出量

REAS では、2000 年から 2005 年に対する排出量の変化は SO₂:0.966、NO_x:0.968 と、どちらも減少傾向を示しているものの、大きな変化は見られない。日本国内では、自動車以外の 2000 から 2005 にかけての変化は、人口・経済状態の停滞及び顕著な対策進展がないため、排出量にも大きな変化は無いと考えられる。他方、自動車起源の排出量は、排出規制適合車両の増加や 2004 年の軽油硫黄分の変更 (0.01 %→0.005 %) により、排出量の減少が考えられる。

図 5.2-2 は、常時監視測定局で測定された NO/NO₂ 濃度及び SO₂ 濃度の経年変化を示したものである。2000 年 (図中 H12) から 2005 年 (図中 H17) にかけて、一般局・自排局 (自動車排ガス測定局) とともに NO_x 及び SO₂ 濃度は減少傾向にある。自排局の NO 濃度の減少については、ディーゼル車への酸化触媒装着普及に伴うプライマリー NO₂ 割合の上昇、並びに全般的な対策進展による NO_x 排出量の減少によって NO、NO₂、O₃ の大気中における濃度バランスが NO₂ 寄りに変化していることなどが考えられる。

結果として、推計対象年が 2000 年である EAGrid2000-Japan を、本事業の推計年度である 2005 年のデータとして利用するためには、自動車起源の排出源データに何らかの補正を施す必要があると考えるが、その補正方法には詳細な検討が必要となるため、本報告書における船舶起源排出量との比較では、EAGrid2000-Japan のデータをそのまま 2005 年のものと想定して利用した。

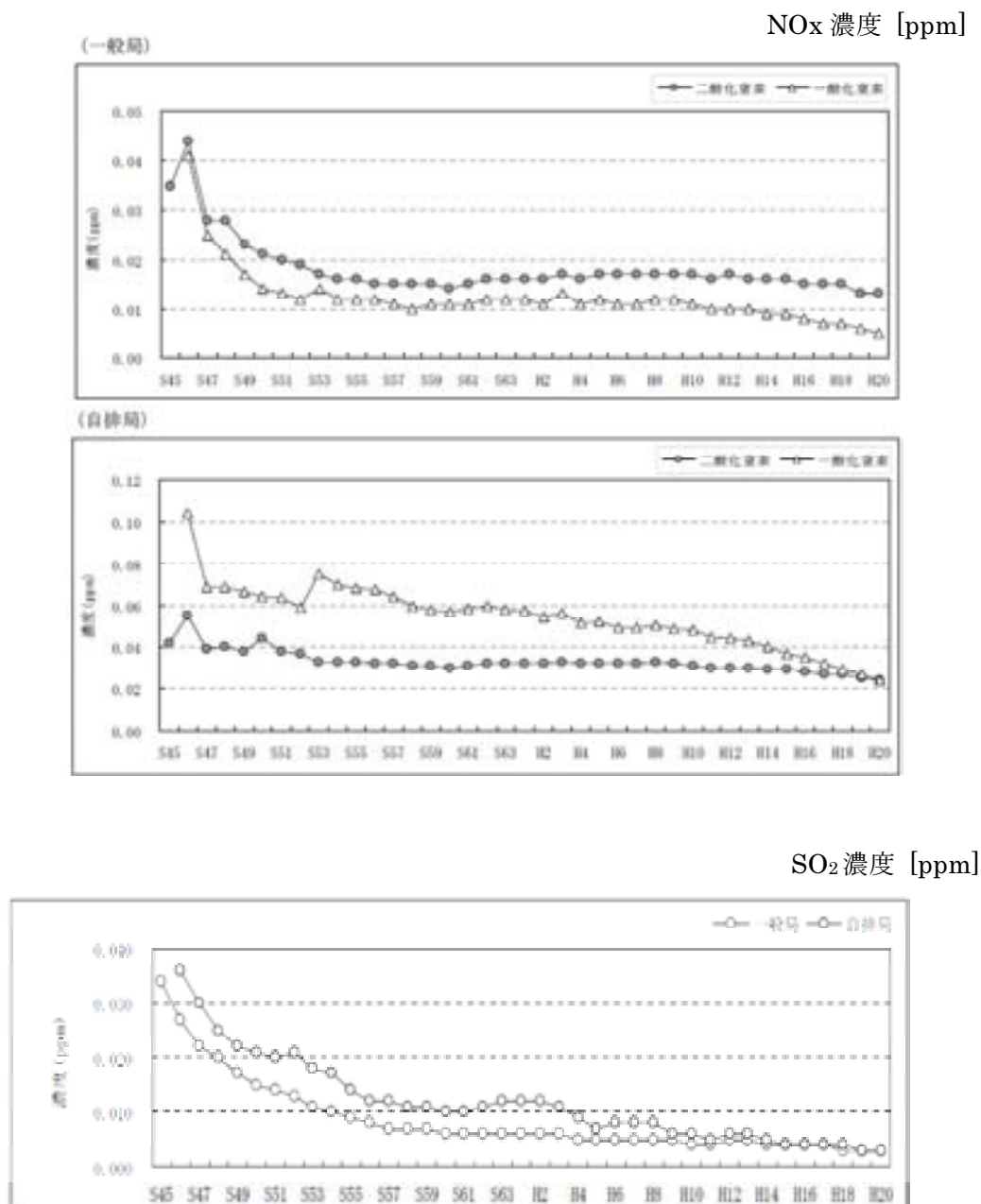


図 5.2-2 常時監視測定局で測定された NO/NO₂ 年平均濃度及び SO₂ 年平均濃度の経年変化
(出典：環境省 HP)

6 船舶の排出源データの解析

商船及び漁船の排出量を離岸距離別に集計した。内航船では、総量から 50 海里への減少率が全ての項目で 0.5 %以下となっており、AIS で捕捉された内航船のほとんどが 50 海里以内を航行していることがわかった。50 海里における集計値では、全ての項目において内航船より外航船の値が大きくなっているが、12 海里以内では、逆に内航船の値が大きくなった。漁船は、沖合での活動が多いことから、陸に近い 12 海里及び 4 海里における集計値の減少分は内航船より大きい。内航船、外航船及び漁船の合計を見た場合、概ね半分程度が 12 海里以内で、1/4 程度が 4 海里以内で消費ないし発生していることがわかった。

船舶からの排出量を陸上の排出源データと比較した。全国を対象とした場合は以下のことが言える。

- (1) 全国における 2005 年の SO_2 、 NO_x 、PM 排出量総量を集計すると、例えば離岸距離 4 海里以内の範囲における商船及び漁船の排出量合計 (S) と陸上の排出量合計 (L) に占める船舶の割合 $[S/(S+L)]$ は SO_2 : 13 %、 NO_x : 11 %、PM: 9 %であり、航行船舶による寄与が大きい。船舶からの排出は、人間の居住・活動範囲から、遠く離れた海上から排出されるため、近傍で排出される陸上の排出とでは、同じ単位排出量あたりの影響度合いは小さくなる。このため、排出量同士の比較は科学的な意味を持たない。また、海上から海岸線まで到達するまでに、化学的・物理的に変化し、海面に落ちてしまうこともある。このため、影響評価には、このような動向を詳細に解析できる化学輸送モデルの適用が必要である。
- (2) 人為的な排出源については、固定発生源、移動発生源の両方について、それぞれ船舶の停泊時と航行時のグリッドあたり最大排出量と比較した。例えば、首都圏について見ると、 SO_2 、 NO_x 、PM とも陸上の固定発生源からのグリッドあたりの最大排出値は鹿島コンビナート内のグリッドに現出しており、船舶の停泊時のグリッドあたり最大排出量 (木更津港内) よりも SO_2 及び NO_x では 10 数倍大きい。なお、PM に関しては、陸上固定排出源では排ガス後処理対策が施されているため、数倍程度になっている。他方、陸上の移動発生源からのグリッドあたりの NO_x 排出量を見ると、道路交通網に沿って排出量の大きなグリッドが出現している様子が水平分布図より見て取れる。船舶の航行時のグリッドあたりの最大排出量 (浦賀水道) は、 SO_2 については道路交通網に沿ったグリッドからの排出量よりも非常に大きく、 NO_x については首都圏の東名高速道路よりは小さいが国道 246 号線よりは大きい程度である。

2020 年時点における排出構造及び排出量の変化を整理した。 SO_2 に関しては ECA 設定によって排出量は大きく減少するが、 NO_x に関しては、仮に 2020 年において全球での規制 (Global Switch) が予定どおり導入された場合、ECA 設定による Tier3 導入の削減効果は、Global Switch に伴う Fuel NO_x 低減による削減効果より小さいことがわかった。

6.1 離岸距離別の商船及び漁船の総排出量の解析

表 6.1-1 に、本事業で推計された燃料消費量及び大気汚染物質の排出量をまとめる。これは、商船については表 4.1-1 に記載のとおり内航船は 200 海里以内、外航船は 50 海里以内の値を採用し、漁船については表 4.2-1 をベースに 200 海里以内の燃料使用量及び大気汚染物質排出量を計算したものである。

集計範囲は異なるものの、例えば同表の SO₂ 排出量を見ると、船舶全体 (内航船+外航船+漁船) に占める各排出量の割合は内航船：35.1 %、外航船：58.6 %、漁船：6.3 %の割合であり、外航船の寄与が大きいことがわかる。一方、漁船の占める割合は低い。外航船では C 重油のみ、内航船では A 重油及び C 重油が使用されている一方、漁船では A 重油及び軽油が使用されている。その結果、漁船では全体に占める燃料消費量の割合は 23.9 %であるが、SO₂ 排出量の割合は 6.3 %とそれに比較して大幅に低い結果となっている。

表 6.1-1 2005 年における燃料消費量及び排出量の算出結果の年積算値

		(単位：ton/year)							
		燃料消費量	SO ₂	NOx	PM	CO	CH ₄	NMVOC	N ₂ O
内航	停泊	731,647	10,925	43,638	2,337	5,553	216	1,604	62
	航行	3,231,240	103,786	267,910	19,005	24,070	936	6,954	267
外航	停泊	536,950	27,887	30,450	4,343	3,928	153	1,135	44
	航行	3,173,210	163,980	302,432	28,897	23,213	903	6,706	258
漁船	操業時	581,085	6,017	38,739	1,538	4,718	183	1,363	52
	航行時	1,828,426	14,608	121,895	4,254	14,837	577	4,286	165
内航合計		3,962,887	114,711	311,548	21,341	29,623	1,152	8,558	329
外航合計		3,710,160	191,867	332,881	33,241	27,141	1,055	7,841	302
漁船合計		2,409,511	20,625	160,634	5,792	19,555	760	5,649	217
合計		10,082,557	327,203	805,063	60,374	76,319	2,968	22,048	848

※ 内航船及び漁船は離岸距離 200 海里以内における積算値

※ 外航船は離岸距離 50 海里以内における積算値

表 6.1-2 に、航行船舶による燃料消費量及び排出量の離岸距離別 (200 海里、50 海里、12 海里、4 海里) の集計値をまとめる。なお、ここでは排出量の一例として SO₂、NOx、PM を紹介する。内航船では、200 海里から 50 海里への減少率が全ての項目で 1 %以下となっていることより、AIS で捕捉された内航船のほとんどが 50 海里以内を航行していたことがわかる。これは、第 1 章に記載したように内航船は航行区域が平水区域、沿岸区域及び限定沿海区域を航行する船舶がほとんどであることによるもので、図 3.1-38 からこのことは見て取れる。50 海里における集計値では、全ての項目において内航船よりも外航船の値が大きくなってい

るが、12 海里以内では、逆に内航船の値が大きくなる結果となった。内航船は海岸線に沿って航行する一方で、外航船は国外に向けて海岸線にほぼ垂直に航行することが多いと考えられる。結果、12 海里以内の範囲では、内航船における 1 隻あたりの平均航行距離が外航船のそれよりも長いと考えられる。

漁船は、離岸距離 200 海里近傍における遠洋漁業の活動が含まれていることから、陸に近い 12 海里及び 4 海里における集計値の減少分は内航船より大きい。内航船、外航船、並びに漁船の合計を見た場合、概ね半分程度が 12 海里以内で、1/4 程度が 4 海里以内で消費ないし発生している結果となった。

表 6.1-2 2005 年における航行船舶による燃料消費量及び排出量の離岸距離別の集計値

(単位：ton/year)

		Fuel	SO ₂	NOx	PM	
内航	200 NM	3,231,240	103,786	267,910	19,005	
	50 NM	3,220,463	103,304	266,808	18,919	
	%値は	99.7 %	99.5 %	99.6 %	99.5 %	
	50 NM/AIS 範囲	12 NM	2,606,886	80,665	212,770	14,841
	12 NM/AIS 範囲	4 NM	1,467,574	43,308	117,687	8,015
4 NM/AIS 範囲		45.4 %	41.7 %	43.9 %	42.2 %	
外航船	50 NM	3,173,210	163,980	302,432	28,897	
	12 NM	1,320,794	68,300	120,719	11,848	
	%値は	41.6 %	41.7 %	39.9 %	41.0 %	
	12 NM/50 NM	4 NM	439,401	22,750	37,373	3,833
	4 NM/50 NM		13.8 %	13.9 %	12.4 %	13.3 %
漁船	200 NM	2,409,511	20,625	160,634	5,792	
	50 NM	2,063,876	16,566	137,592	4,812	
	%値は	85.7 %	80.3 %	85.7 %	83.1 %	
	50 NM/200 NM	12 NM	1,184,339	8,958	78,956	2,687
	12 NM/200 NM	4 NM	411,609	3,106	27,441	933
4 NM/200 NM		17.1 %	15.1 %	17.1 %	16.1 %	

6.2 陸上の排出源データとの比較

6.2.1 船舶排出量と NIR との比較

表 6.2-1 に、離岸距離 4 海里以内の範囲における燃料消費量及び SO₂・NO_x 排出量の集計値を、日本国温室効果ガスインベントリ報告書 (National Greenhouse Gas Inventory Report of Japan: NIR) の 2005 年度における報告値で除した割合を示す。NIR は、京都議定書に基づいて我が国の温室効果ガスインベントリを日本政府として算定し公表しているものであり、その中の船舶分には、内航船と漁船は含まれているが、外航船は含まれていない。また、その内訳が公表されていないので、船舶分をどの程度と算定したのかはわからない。なお、表 6.2-1 に示した NIR 報告値の燃料消費量 (TJ/year) は、同報告書における CO₂ 報告値 (1,293,500 Gg) 及びエネルギーバランス表における炭素排出係数 (69.3 g-CO₂/MJ) から算出した値である。

燃料消費量の割合を見た場合、日本国全体で消費されたエネルギーに占める船舶 (内航船と漁船の合計) の割合 (内分比) は合計で 0.62 % (0.52 % + 0.10 %) 不足である。一方、SO₂ では 7.58 % (7.17 % + 0.41 %) であり、NO_x では 9.84 % (8.41 % + 1.43 %) と、10 % 未満ではあるがエネルギーの割合に比べて高い割合となる。これは、陸上の排出源、例えば自動車に比べて使用している油種やエンジンに対して排出規制に係る対策が進んでいないことに起因する。

船舶からの排出量としてここでは離岸距離 4 海里までの排出量を集計したが、この離岸距離の取り方によって割合は変わってくる。また、前述のように、内訳が公表されていないので、NIR では船舶のエネルギー使用量をどのように算定したか、わからない。したがって、ここで示した割合はそのような不確定性を含むものであることに留意されたい。また、船舶からの排出は、人間の居住・活動範囲から、遠く離れた海上から排出されるため、近傍で排出される陸上の排出とでは、同じ単位排出量あたりの影響度合いは小さくなる。このため、排出量同士の比較は科学的な意味を持たないことに留意されたい。さらに、海上から海岸線まで到達するまでに、化学的・物理的に変化し、海面に落ちてしまうこともある。このため、環境影響には、このような動向を詳細にシミュレートできる詳細な大気質モデルを用いた計算結果に基づく評価が必要となる。

表 6.2-1 2005 年における 4 NM 以内の燃料消費量及び SO₂・NO_x 排出量と NIR との比較

		燃料消費量	SO ₂	NO _x
内航	停泊時	0.18 %	1.45 %	2.27 %
	航行時	0.35 %	5.73 %	6.13 %
外航	停泊時	0.12 %	3.69 %	1.59 %
	航行時	0.10 %	3.01 %	1.95 %
漁船	操業時	0.01 %	0.06 %	0.19 %
	航行時	0.09 %	0.35 %	1.24 %
内航合計		0.52 %	7.17 %	8.41 %
外航合計		0.23 %	6.70 %	3.53 %
漁船合計		0.10 %	0.41 %	1.43 %
合計		0.85 %	14.28 %	13.37 %
NIR 報告値 (2005 年度)		18,665,224 [TJ/year]	756,000 [ton/year]	1,919,000 [ton/year]

※ NIR 報告値の燃料消費量 (TJ/year) は同報告書における CO₂ 報告値から算出

6.2.2 船舶排出量と EAGrid2000-Japan との比較

本節では、船舶による排出源データを、本報告書 5 章で紹介した EAGrid2000-Japan の陸上起源排出量データと比較し、船舶の排出量データを空間的・総量的に評価する。なお、EAGrid2000-Japan は 5.1.1 節で述べたように、東アジア域を対象とした 0.5 度メッシュベースのインベントリである EAGrid2000 について、日本を対象に 3 次メッシュベースで詳細化したデータベースであり、SO₂、NO_x、NMVOC、NH₃ 等を取扱っている。比較は全国及び特定地域 (首都圏・中京・近畿・津軽) を対象に行い、総量、水平分布、排出高度などを評価する。比較は SO₂、NO_x 及び PM を対象に行うが、PM については、本事業で推計した船舶起源の PM と EAGrid2000-Japan における PM₁₀ を比較した。

6.2.1 で先述のとおり、排出量同士の比較は科学的な意味を持たないことに留意されたい。排出量と環境影響との関係を把握するには、大気質の動態を詳細にシミュレートできる詳細な大気質モデルを用いた計算結果に基づく評価が必要となる。

(1) 全国を対象とした比較

a) 水平分布図及び最大値の位置

SO₂、NO_x、PM 排出量の水平分布及び最大値を、図 6.2-1 : SO₂、図 6.2-2 : NO_x、図 6.2-3 : PM に示す。

船舶起源排出量の最大値の出現場所は、全汚染物質ともに、航行船舶は浦賀水道において、停泊船舶は木更津港内で出現した。詳細は本節 (2) で紹介する。

陸上起源排出量は、発電所や焼却施設等に代表される固定発生源が存在するグリッドで突出した値となった。固定発生源は全国に分布するが、その最大値は SO₂ : 北海道白老郡 (17,666 ton/year/grid)、NO_x : 広島県福山市 (11,257 ton/year/grid)、PM : 沖縄県名護市 (3,090 ton/year/grid) と別々の場所でも出現した。

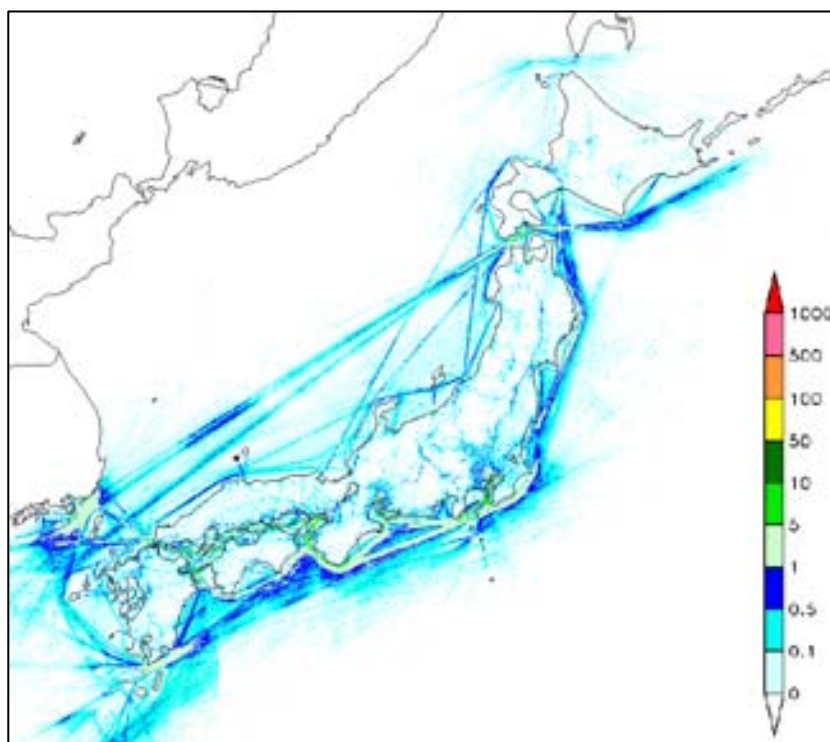


図 6.2-1 2005 年における船舶及び陸上起源の SO₂ 排出量の水平分布 [ton/year/grid]

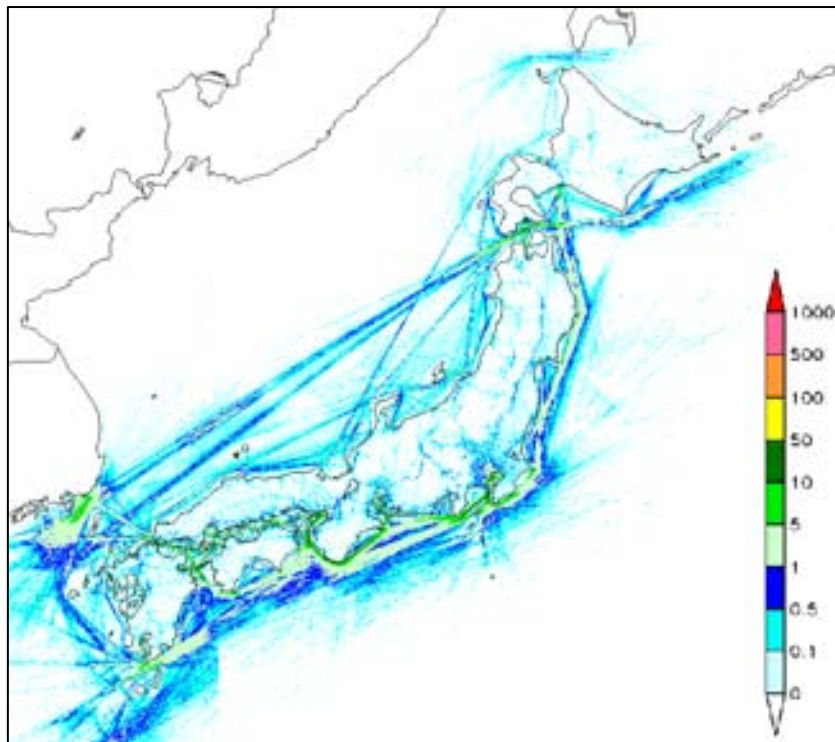


図 6.2-2 2005 年における船舶及び陸上起源の NOx 排出量の水平分布 [ton/year/grid]

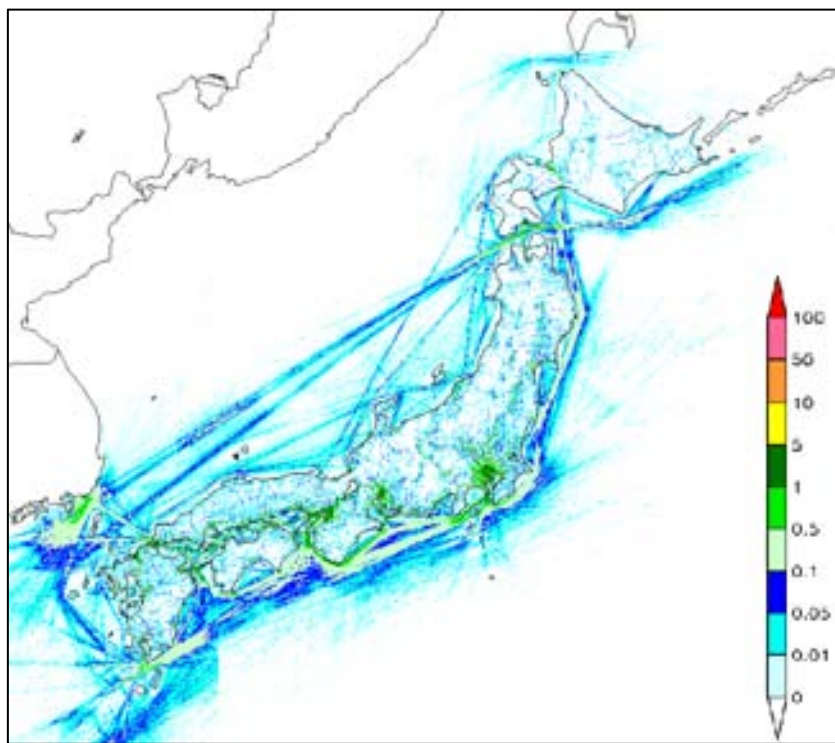


図 6.2-3 2005 年における船舶及び陸上起源の PM 排出量の水平分布 [ton/year/grid]

b) 総量

図 6.2-4 は、SO₂、NO_x、PM 排出量を、船舶 (漁船・航行船舶・停泊船舶) 及び陸上 (発電所等・大規模燃焼焼却・小規模燃焼焼却。自動車等・野焼き) ごとに集計したものである。船舶による排出源データの集計は離岸距離 4 海里以内とした。船舶と陸上の排出量合計に占める船舶の割合は SO₂ : 13 %、NO_x : 11 %、PM : 9 % であり、漁船の寄与はそのうち僅かである。6.2.1 節で述べた NIR との比較で得られた割合と比べると、NIR には外航船が含まれていないことを考慮すれば、両者はかなりよく一致していると思われる。

陸上での排出量では、SO₂ 排出量については発電所や燃焼・焼却施設等の固定発生源の寄与が大部分を占めるが、NO_x 及び PM 排出量については自動車等の移動発生源の割合が高い。自動車等の移動発生源からの排出量と船舶からの排出量を比較すると、SO₂ については船舶からの方が大きい。NO_x 及び PM については自動車等の移動発生源からの方が大きい。

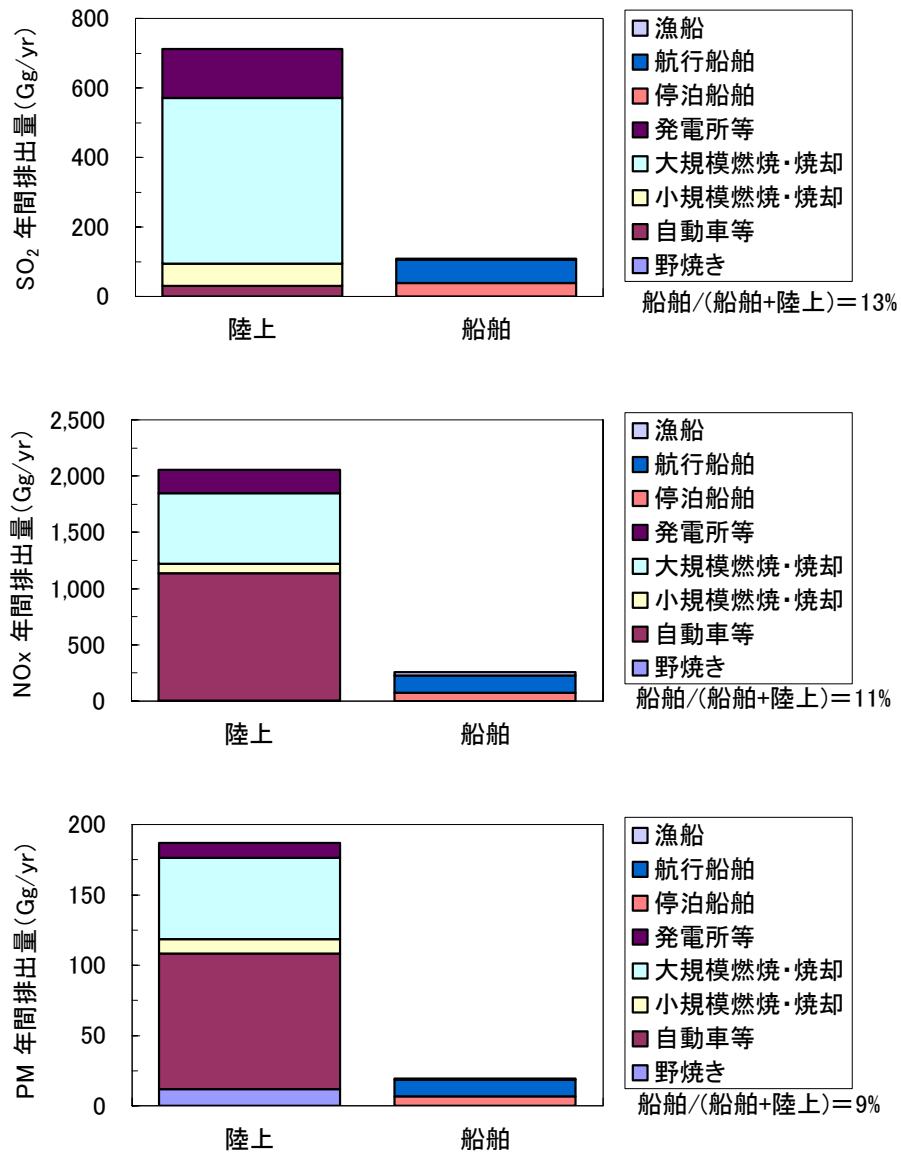


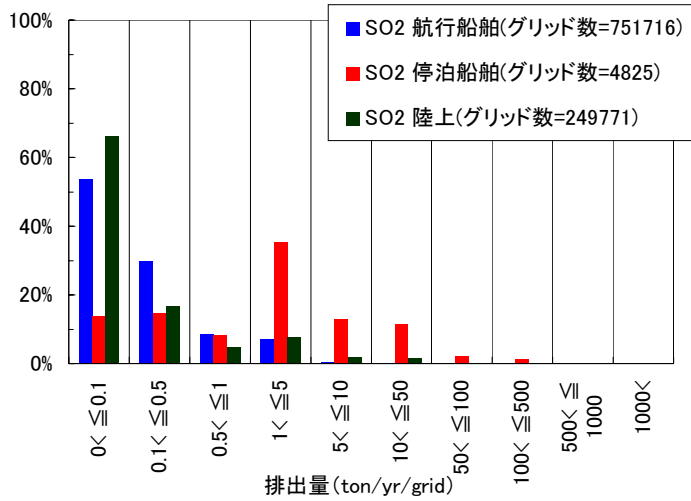
図 6.2-4 2005 年における全国を対象とした船舶起源及び陸上起源の排出量の比較結果

c) メッシュあたりの排出強度の出現頻度

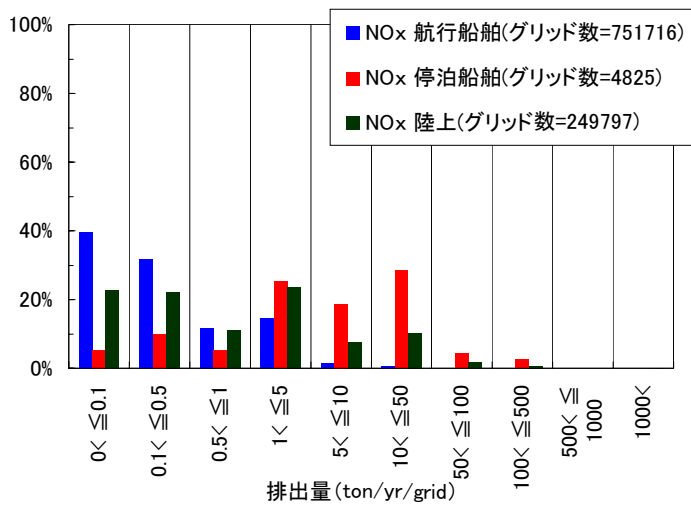
図 6.2-5 は、船舶及び陸上起源による SO₂、NO_x、PM の排出強度 [ton/year/grid] の出現頻度を階層別に示したものである。ここでは、航行中船舶、停泊中船舶及び陸上のそれぞれについて、排出強度が所定の範囲にあるグリッド数がそれぞれに関連するグリッド総数に占める割合を示している。それぞれに関連するグリッド総数が異なることに注意が必要である。本事業では船舶、陸上ともに排出データを 3 次メッシュ単位で推計しているため、面積あたりの排出強度についても 3 次メッシュ (grid) あたりの排出量 [ton/year] で比較した。なお、本解析では漁船は解析の対象外とした。また、船舶の排出強度の集計は、内航船及び外航船とも離岸距離 50 海里以内の範囲で統一した。

航行船舶のグリッドあたりの排出量の最大値は SO₂、NO_x、PM とも浦賀水道で出現しているが、停泊船舶及び陸上排出源からのそれに比べて小さい (6.2.2 節(2)項で詳述)。また、グリッドあたりの排出量の小さいグリッドの出現頻度が高い。他方、停泊船舶のグリッドあたりの排出量の最大値は木更津港内で出現しており (6.2.2 節(2)項で詳述)、排出強度の分布を見た場合、いずれの汚染物質においても航行船舶からの排出量と比較すると、グリッドあたりの排出量の大きいグリッドの出現頻度が高い。

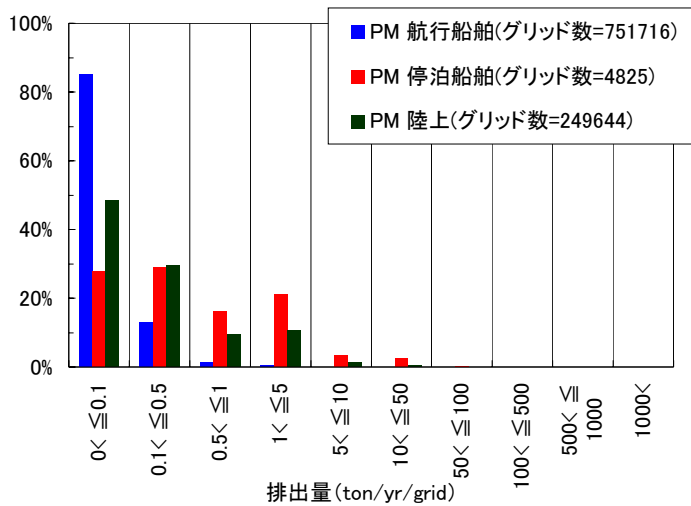
陸上起源の最大排出強度は、固定発生源からの排出量が多く、グリッドあたりの排出量は停泊船舶からの排出量よりも非常に大きい値となっている。陸上起源の移動発生源からの排出量は、SO₂ は自動車等からの排出強度が小さいため、グリッドあたりの排出量の小さいグリッドの出現頻度が高い。他方、移動発生源の寄与が大きい NO_x 及び PM については、グリッドあたりの排出量の大きいグリッドの出現頻度が高くなっている。



最大排出強度 [ton/year/grid]	
航行船舶 :	64
停泊船舶 :	506
陸上 :	17,666



最大排出強度 [ton/year/grid]	
航行船舶 :	142
停泊船舶 :	576
陸上 :	11,257



最大排出強度 [ton/year/grid]	
航行船舶 :	12
停泊船舶 :	79
陸上 :	3,090

図 6.2-5 2005 年における船舶及び陸上起源による SO₂、NO_x、PM 排出強度の階層別出現割合

(2) 特定地域 (首都圏・中京・近畿・津軽) を対象とした比較

本節では、本事業で推計した船舶起源排出量及び EAGrid2000-Japan の陸上起源排出量の中から SO₂、NO_x、PM を対象に、我が国の 3 大湾を含む首都圏、中京、近畿、並びに多くの国際船舶が通過する津軽について解析を行う。なお、(a) 水平分布図及び最大値の位置、(b) 総量、(c) 排出強度、の 3 つの解析では漁船は解析の対象外とした。

a) 水平分布図及び最大値の位置

SO₂、NO_x、PM 排出量の水平分布を、図 6.2-6：首都圏 (138.5E-141.5E : 34N-36.5N)、図 6.2-7：中京 (136E-138.5E : 33.5N-35.5N)、図 6.2-8：近畿 (134E-136E : 34N-36N)、図 6.2-9：津軽 (140E-141.5E : 40.5N-42N) に示す。また、航行船舶、停泊船舶、陸上における最大排出強度の位置及びそれら値も併せて示す。なお、ここで示す凡例のデータ間隔は、陸上起源及び船舶起源の排出源データの比較を容易にする目的から等間隔スケールとした。これまでに示した水平分布図とは凡例のデータ間隔が異なっていること、また凡例の最大値は実際の排出量の最大値をカバーしていないことに留意されたい。

航行船舶の最大排出強度は船舶の通過が集中する位置に出現しており、取り上げた 3 つの汚染物質の最大排出強度は、近畿を除いて全て同じ地点に出現している。近畿の場合、NO_x のみ明石海峡で排出強度は最大となるが、SO₂ 及び PM については姫路沖で最大となっている。首都圏における航行船舶の最大排出強度は浦賀水道において出現しており、その値は図 6.2-5 で示した国内における最大排出強度と同じである。これより、我が国における最大排出強度は浦賀水道で出現したことがわかる。

停泊船舶における 3 つの汚染物質の最大排出強度は、航行船舶と同様、近畿を除いて全て同じ地点に出現している。近畿における最大排出強度はいずれの汚染物質も大阪港内において出現しているが、NO_x のみ他の成分よりも北寄りに位置している。首都圏における停泊船舶の最大排出強度は木更津港内において出現しており、その値は図 6.2-5 で示した国内における最大排出強度と同じである。これより、我が国における最大排出強度は木更津港内で出現したことがわかる。

陸上起源の最大排出強度は、いずれの物質も大規模固定発生源が存在する位置に出現している。人為的な排出源については、固定発生源、移動発生源の両方について、それぞれ船舶の停泊時と航行時のグリッドあたり最大排出量と比較した。例えば、首都圏について見ると、SO₂、NO_x、PM とも陸上の固定発生源からの最大値は鹿島コンビナートで発生しており、船舶の停泊時の最大値を示す木更津港内と比較すると、SO₂ 及び NO_x では 10 数倍大きい。なお、PM に関しては、陸上固定排出源では排ガス後処理対策が施されているため、数倍程度になっている。他方、陸上の移動発生源からのグリッドあたりの NO_x 排出量を見ると、道路交通網に沿って排出量の大きなグリッドが出現している様子が水平分布図より見て取れる。自動車起源の排出量のみを取り出して、船舶の航行時のグリッドあたりの最大排出量 (浦賀水道) と比較すると、SO₂ については、道路交通網に沿ったグリッドは都内の一部の中心地区を除くと概ね 1

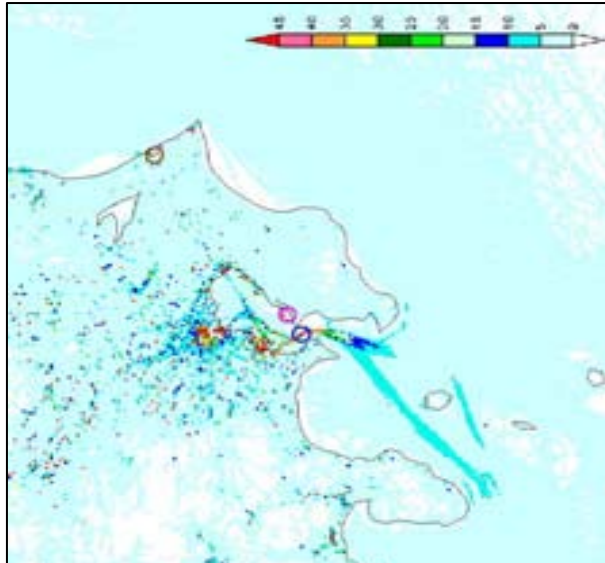
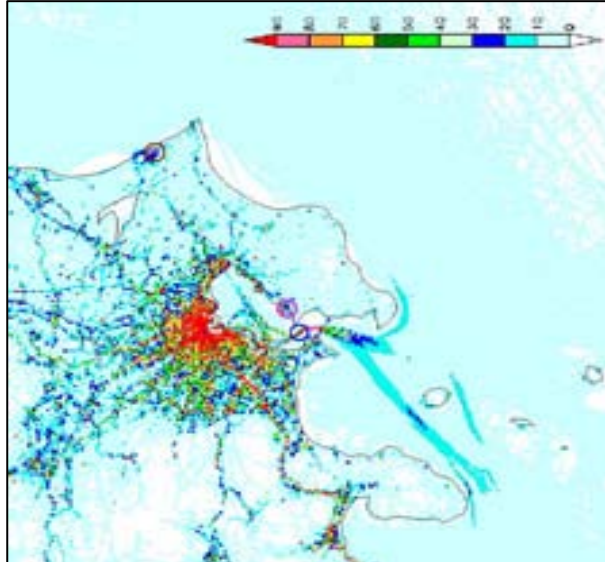
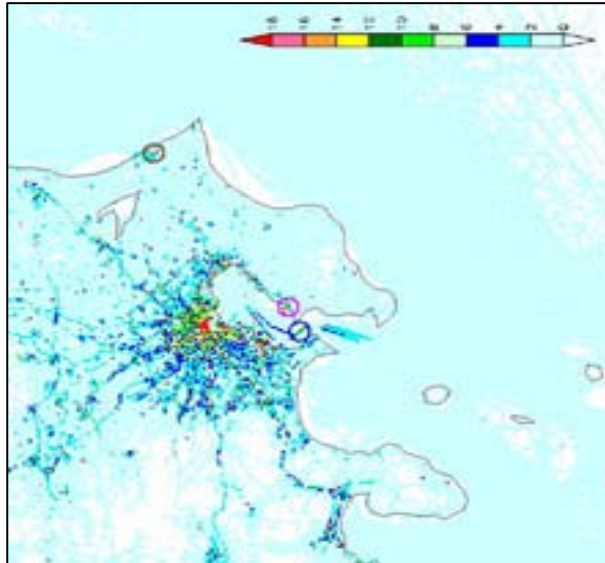
～4 ton/year/grid 程度であり、浦賀水道は 64 ton/year/grid と非常に大きい。また、NOx については、都内中心部のごく一部は 180 ton/year/grid 以上のグリッドもあるが、道路交通網に沿ったグリッドは東名高速道路をはじめとする一部の区間では 80～160 ton/year/grid、その他の大部分の区間は 20～80 ton/year/grid 程度である。浦賀水道の 142 ton/year/grid はそれらと比較するとかなり高く、概ね首都圏の東名高速道路よりは小さいが国道 246 号線よりは大きい程度と言える。

最大排出強度
 ○航行船舶
 ○停泊船舶
 ○陸上

PM

NOx

SO₂



最大排出強度 [ton/year/grid]

航行船舶 : 12
 停泊船舶 : 79
 陸上 : 437

最大排出強度 [ton/year/grid]

航行船舶 : 142
 停泊船舶 : 576
 陸上 : 8,707

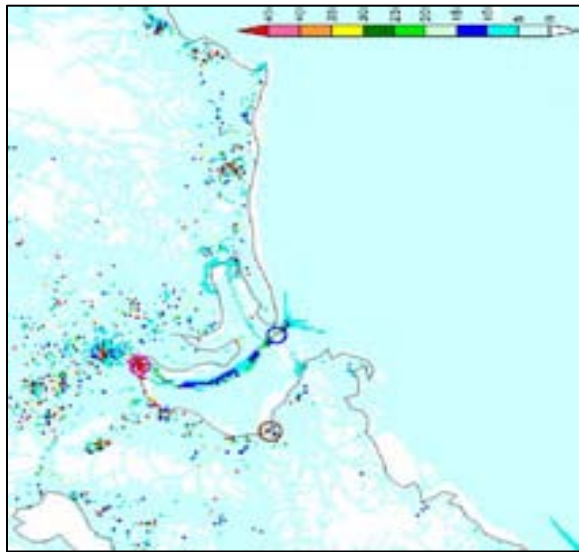
最大排出強度 [ton/year/grid]

航行船舶 : 64
 停泊船舶 : 506
 陸上 : 7,681

図 6.2-6 2005 年における首都圏 (138.5E-141.5E : 34N-36.5N) における船舶及び陸上起源の SO₂、NOx、PM 排出量の水平分布

最大排出強度
 ○航行船舶
 ○停泊船舶
 ○陸上

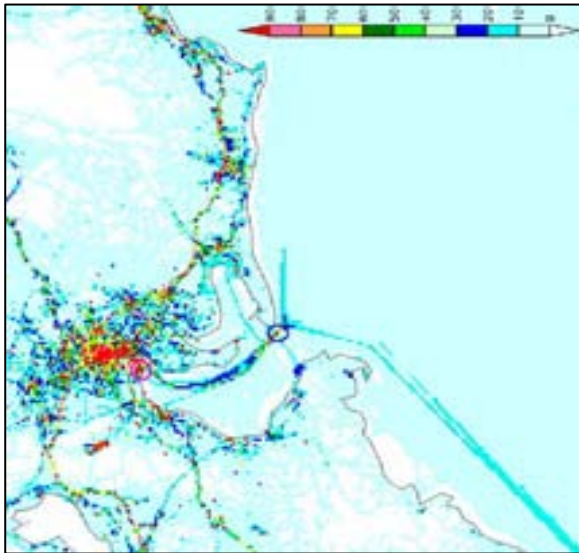
SO₂



最大排出強度 [ton/year/grid]

航行船舶 : 45
 停泊船舶 : 318
 陸上 : 2,515

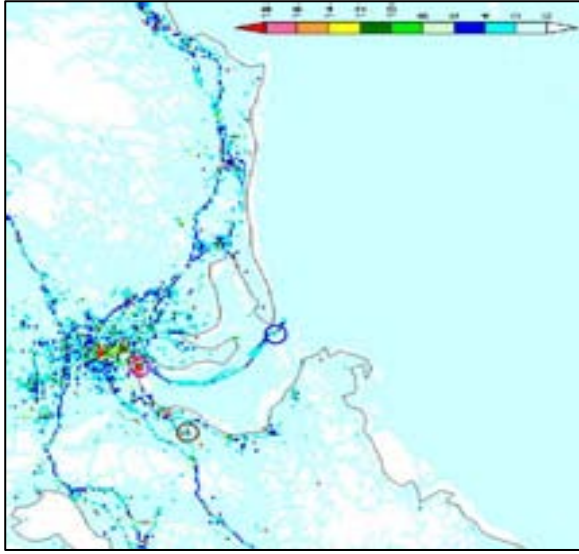
NO_x



最大排出強度 [ton/year/grid]

航行船舶 : 105
 停泊船舶 : 383
 陸上 : 5,369

PM



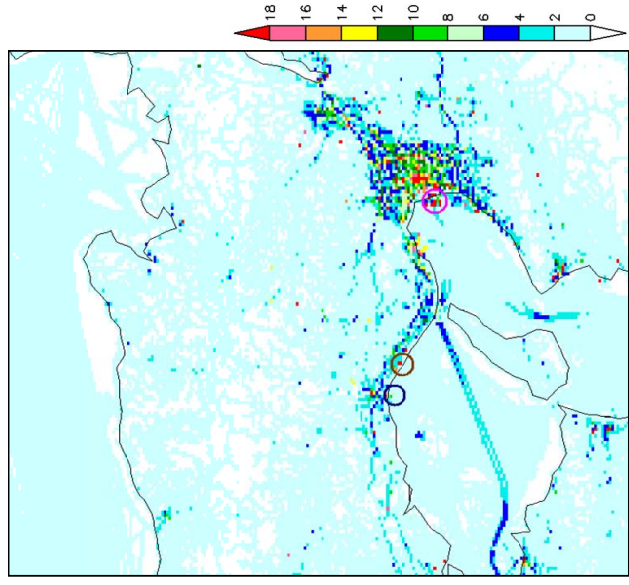
最大排出強度 [ton/grid/year]

航行船舶 : 8
 停泊船舶 : 50
 陸上 : 811

図 6.2-7 2005 年における中京 (136E-138.5E : 33.5N-35.5N) における船舶及び陸上起源の SO₂、NO_x、PM 排出量の水平分布

最大排出強度
 ○航行船舶
 ○停泊船舶
 ○陸上

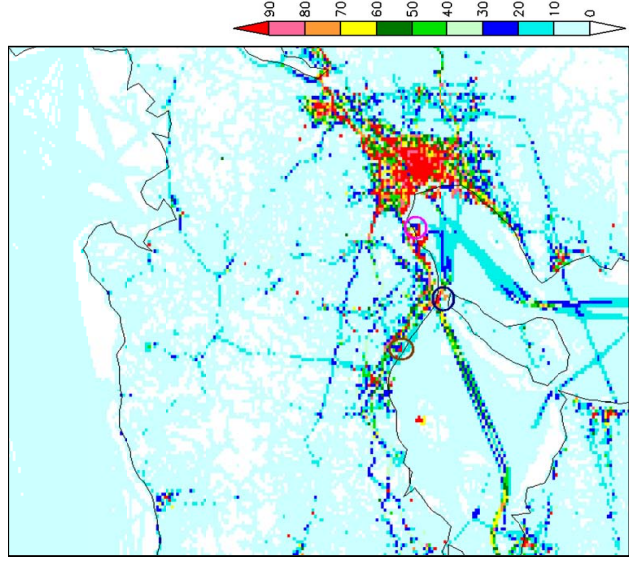
PM



最大排出強度 [ton/year/grid]

航行船舶 : 9
 停泊船舶 : 25
 陸上 : 428

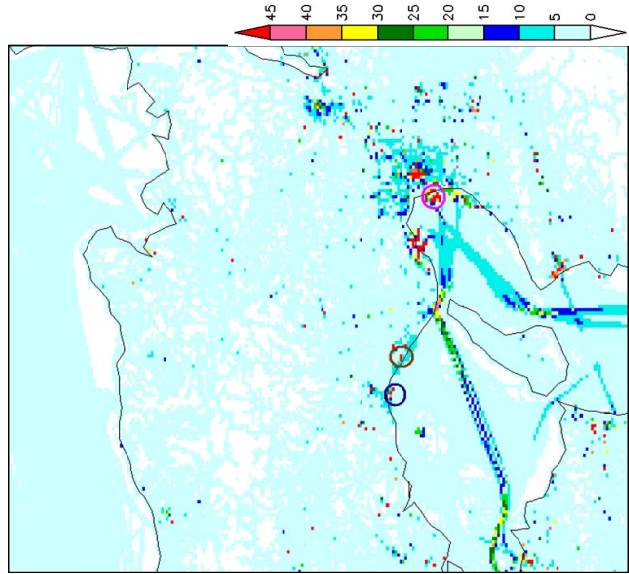
NOx



最大排出強度 [ton/year/grid]

航行船舶 : 100
 停泊船舶 : 213
 陸上 : 5,933

SO₂



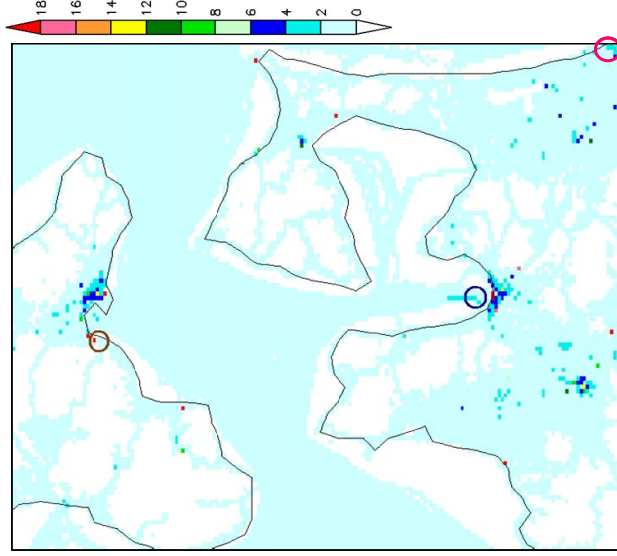
最大排出強度 [ton/year/grid]

航行船舶 : 50
 停泊船舶 : 159
 陸上 : 4,526

図 6.2-8 2005 年における近畿 (134E-136E : 34N-36N) における船舶及び陸上起源の SO₂、NOx、PM 排出量の水平分布

最大排出強度
 ○航行船舶
 ○停泊船舶
 ○陸上

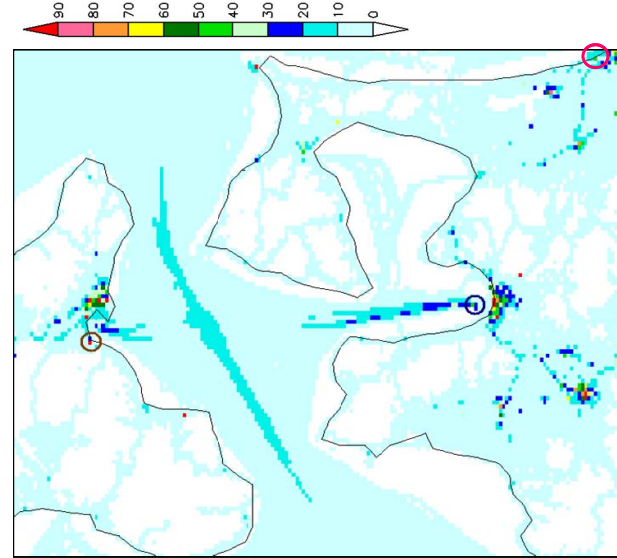
PM



最大排出強度 [ton/year/grid]

航行船舶： 3
 停泊船舶： 2
 陸上： 673

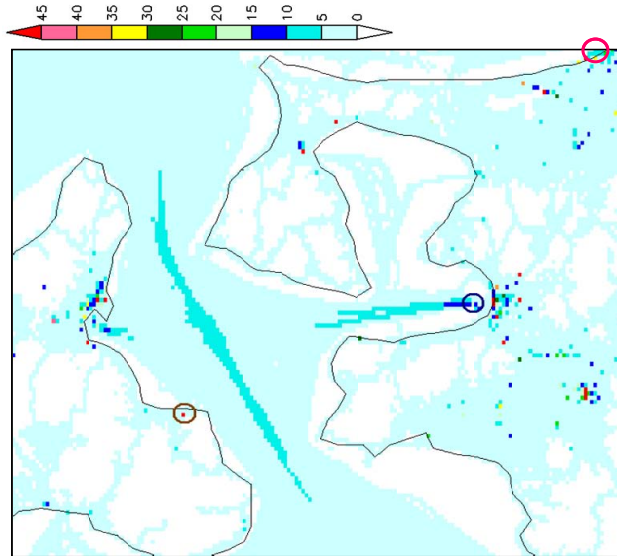
NOx



最大排出強度 [ton/year/grid]

航行船舶： 44
 停泊船舶： 16
 陸上： 9,440

SO₂



最大排出強度 [ton/year/grid]

航行船舶： 18
 停泊船舶： 9
 陸上： 2,523

図 6.2-9 2005 年における津軽 (140E-141.5E : 40.5N-42N) における船舶及び陸上起源の SO₂、NOx、PM 排出量の水平分布

b) 各地域の総量

図 6.2-10 に、首都圏、中京、近畿、津軽の水平分布図内における船舶起源及び陸上起源の各排出量の積算値を示す。各地域における水平分布図の面積が異なるため、地域間における総量の比較は割愛する。船舶及び陸上の合計に占める船舶の割合を見た場合、SO₂ に関しては陸上の厳しい規制対応が進んでいるのに比較して船舶では含有硫黄分の高い C 重油を使用していることから、他の 2 物質と比較して高い割合となっている。また、人口密度の比較的低い津軽では、他の 3 地域と比較して陸上起源の排出量が少ないこと、加えて津軽海峡では多くの船舶が通過していることなどから、船舶の割合は高くなっている。ただし、前述のように、排出量の割合のみから影響度合いを評価することはできず、影響評価には詳細な大気質モデルを用いたシミュレーションが必要である。

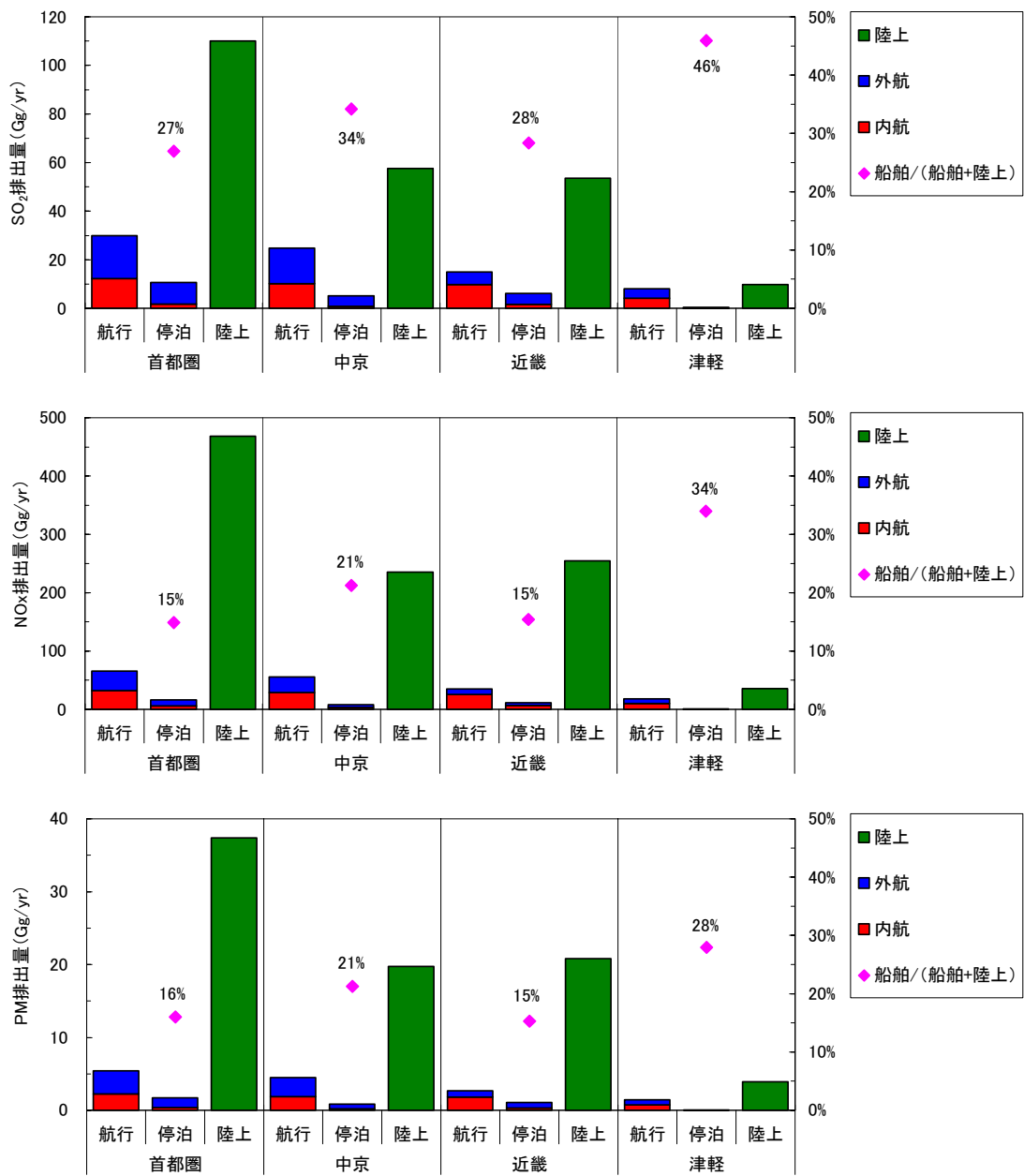


図 6.2-10 2005 年における各地域の船舶起源及び陸上起源の各排出量の積算値及び船舶の割合

c) 各地域のメッシュあたり排出強度の出現頻度

船舶及び陸上起源（移動発生源とそれ以外）による SO₂、NO_x、PM の排出強度 [ton/year/grid] の階層別出現割合を、図 6.2-11：首都圏、図 6.2-12：中京、図 6.2-13：近畿、図 6.2-14：津軽に示す。なお、排出強度は 3 次メッシュ (grid) あたりの排出量 [ton/year] に相当する。

首都圏、中京、近畿では入港隻数の多い特定重要港湾及び重要港湾が存在し、それによって航行船舶の存在密度も高くなる。結果、航行船舶及び停泊船舶ともに、排出強度の高い階層の出現率が高くなるが、その傾向は停泊船舶で顕著に現れた。

陸上起源排出量の出現頻度は全ての物質で最も低い階層に集中したが、自動車等移動発生源による SO₂ 排出量は特に高い出現頻度となった。これは、自動車で使われるガソリンや軽油の含有硫黄分が、船舶の主な燃料である重油のそれに比べて低いことに起因する。

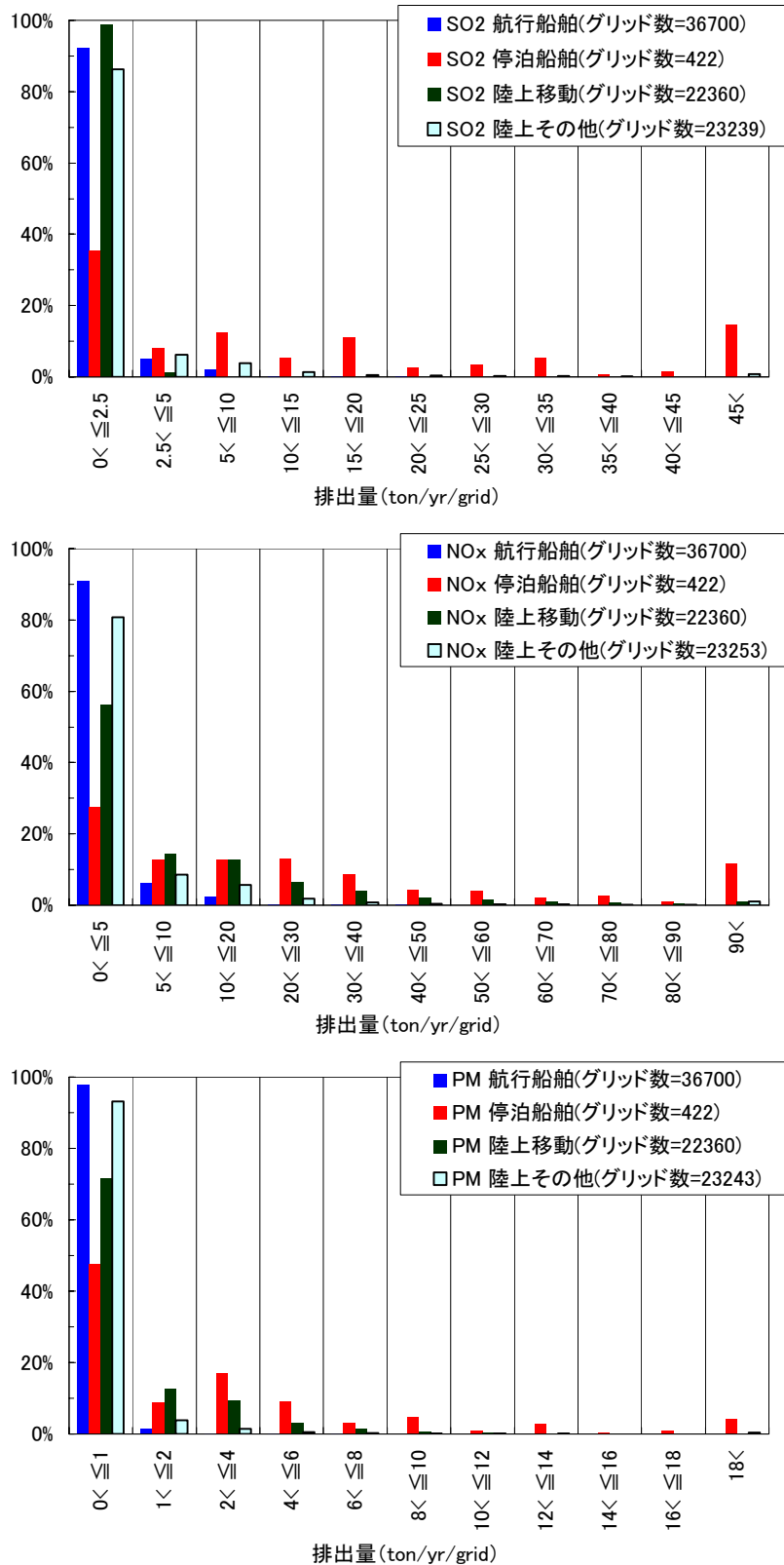


図 6.2-11 2005 年における船舶及び陸上起源による SO₂、NO_x、PM 排出強度の階層別出現割合 (首都圏)

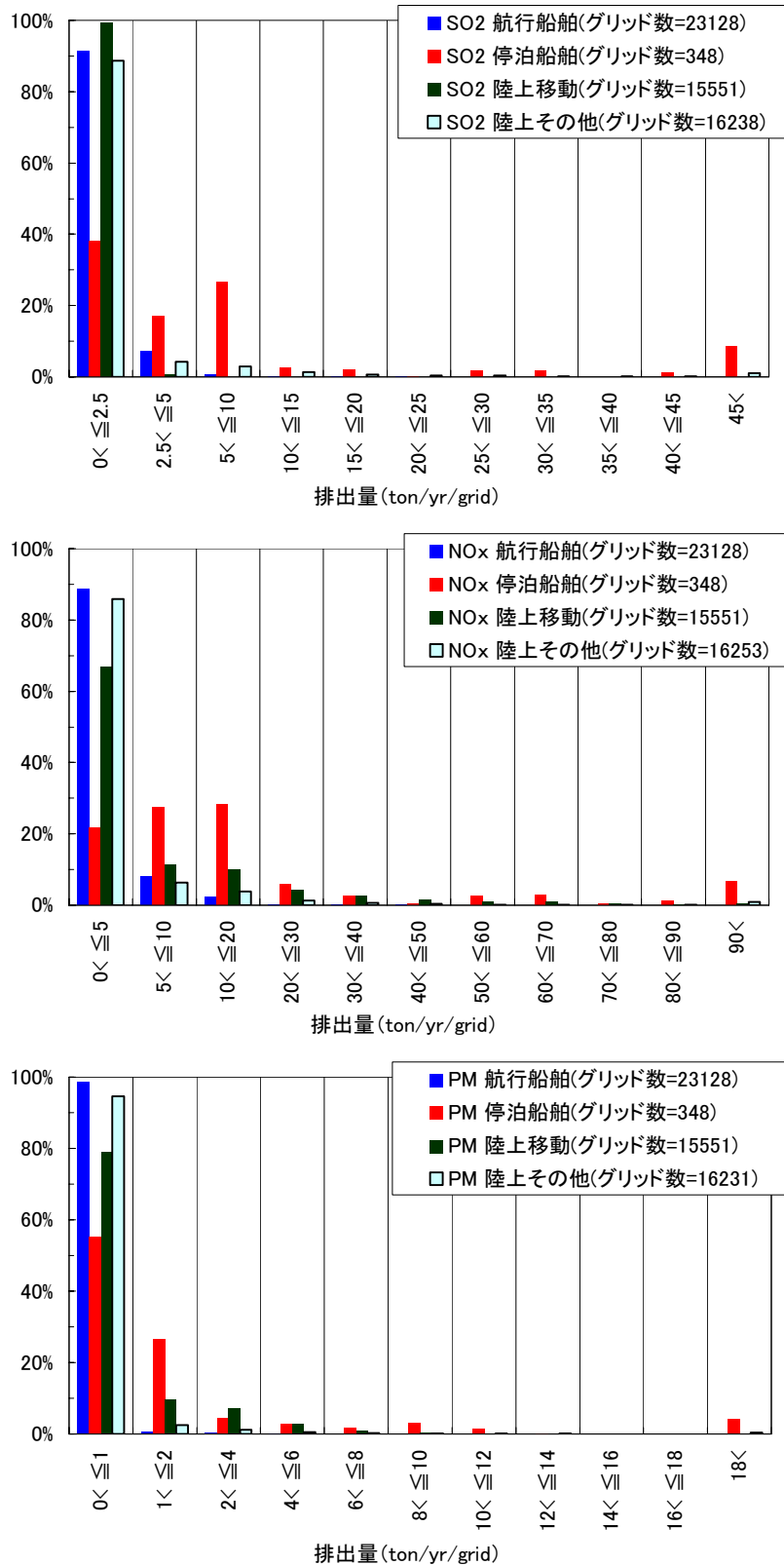


図 6.2-12 2005 年における船舶及び陸上起源による SO₂、NO_x、PM 排出強度の階層別出現割合 (中京)

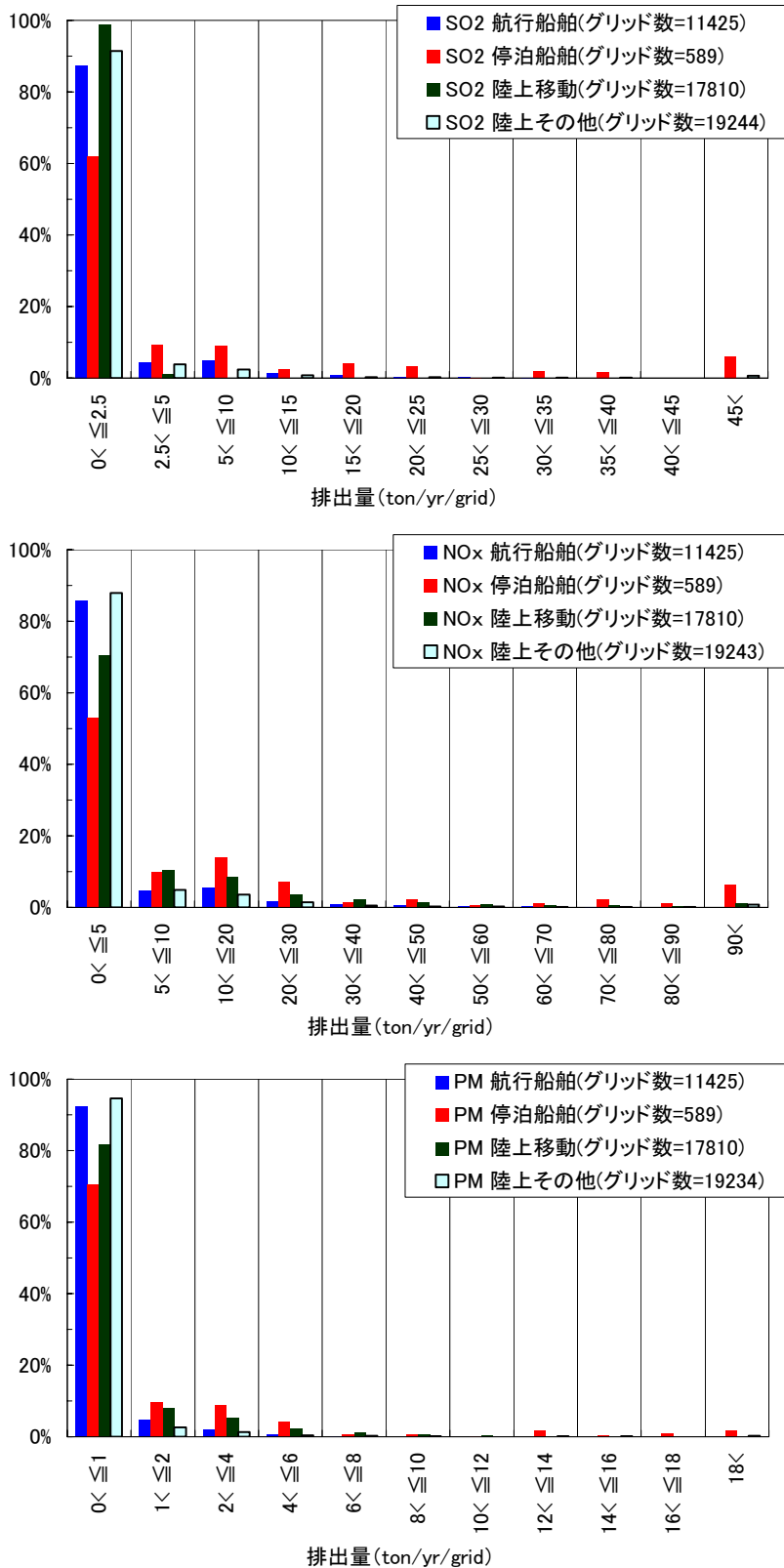


図 6.2-13 2005 年における船舶及び陸上起源による SO₂、NO_x、PM 排出強度の階層別出現割合 (近畿)

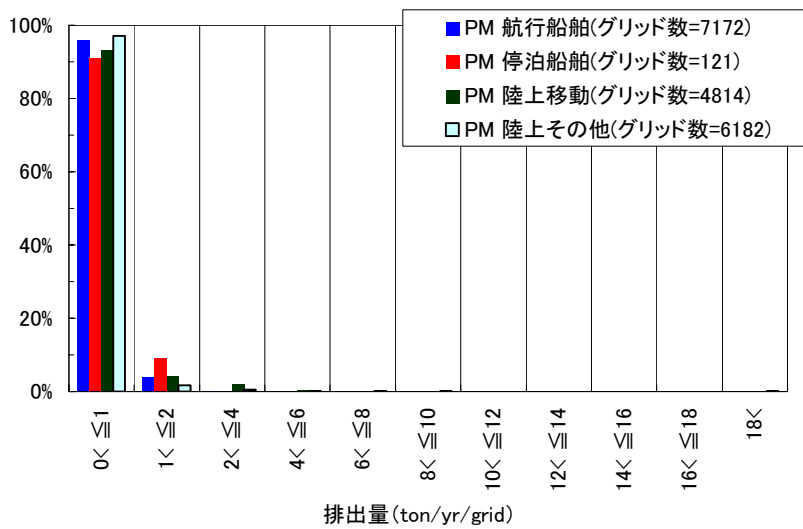
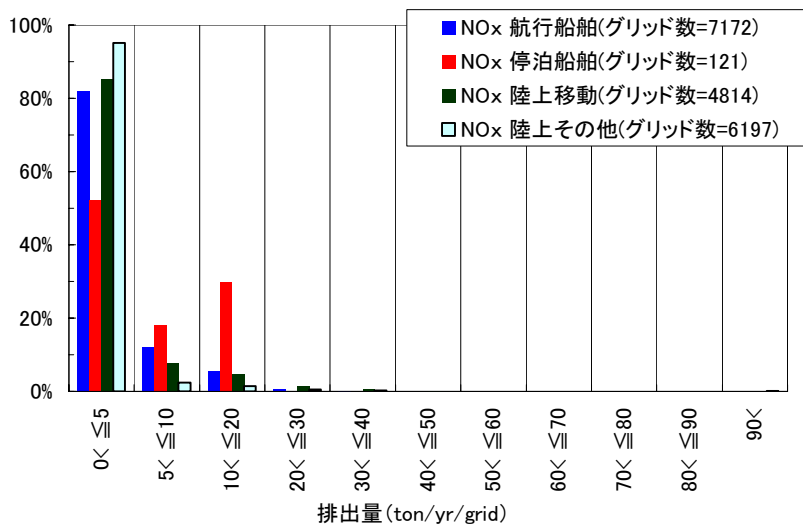
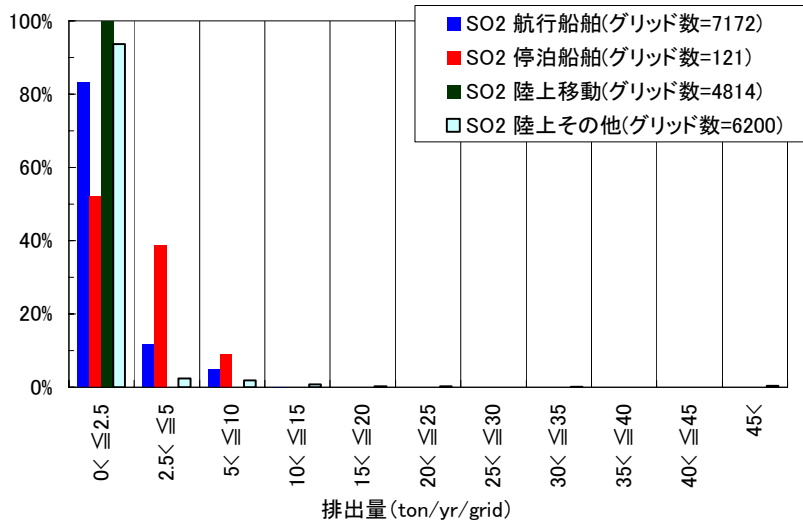


図 6.2-14 2005 年における 船舶及び陸上起源による SO₂、NO_x、PM 排出強度の階層別出現割合 (津軽)

d) 県別比較

本節では、県単位で船舶起源及び陸上起源の排出量の総量比較を行う。陸上起源の排出量は県内を対象に積算した。船舶起源の排出量は、特定重要港湾内における停泊船舶及び航行船舶について積算した。よって、比較対象となる県は、首都圏の東京都(東京港)・神奈川県(横浜港及び川崎港)・千葉県(千葉港)、中京の愛知県(名古屋港)・三重県(四日市港)、近畿の大阪府(大阪港及び堺泉北港)・兵庫県(神戸港)となる。

なお、本集計では漁船による排出量も計上した。本報告書3.2.3節にて算出された都道府県別の排出量に、比較対象となる都府県に帰属する漁港の数とそれぞれの特定重要港湾内に存在する漁港の数の割合を乗じたものを、その特定重要港湾内における漁船の排出量とした。表6.2-2に、各都府県及び特定重要港湾に存在する漁港数の数をまとめる。

表 6.2-2 2005年における各都府県及び特定重要港湾に存在する漁港数

港湾名	港湾内の漁港数	県内の漁港数
東京港	0	25
横浜港	2	26
川崎港	0	
千葉港	0	69
名古屋港	0	34
四日市港	3	73
大阪港	0	12
堺泉北港	3	
神戸港	0	59

図 6.2-15 に、県単位で集計した船舶起源及び陸上起源の排出量の比較結果を示す。また、表 6.2-3 に、船舶と陸上の排出量合計に占める船舶の割合を県別でまとめる。

県単位で見た場合、船舶の集計対象を特定重要港湾内のみとしたことから、排出量全体に占める船舶の寄与は全国と比較して小さくなっている。船舶では含有硫黄分の高い C 重油を使用していることから、SO₂ では他の 2 物質と比較して高い割合となっている。特に 2 つの特定重要港湾を持つ神奈川県及び大阪府では、SO₂ の寄与は 33 % 及び 24 % と高い。ただし、前述のように、排出量の割合のみから影響度合いを評価することはできず、影響評価には詳細な大気質モデルを用いたシミュレーションが必要である。項目別で見れば、本集計方法では、船舶全体に占める停泊船舶の寄与が全ての汚染物質で 80 % を超える結果となった。また、千葉県及び愛知県では、固定発生源による SO₂ 排出量が比較的多いことがわかる。

表 6.2-3 2005 年における船舶と陸上の排出量合計に占める船舶の県別割合

	4 NM 以内	東京	神奈川	千葉	愛知	三重	大阪	兵庫
SO ₂	13 %	17 %	33 %	7 %	12 %	6 %	24 %	13 %
NOx	11 %	4 %	8 %	4 %	4 %	4 %	6 %	4 %
PM	9 %	5 %	12 %	5 %	6 %	3 %	6 %	6 %

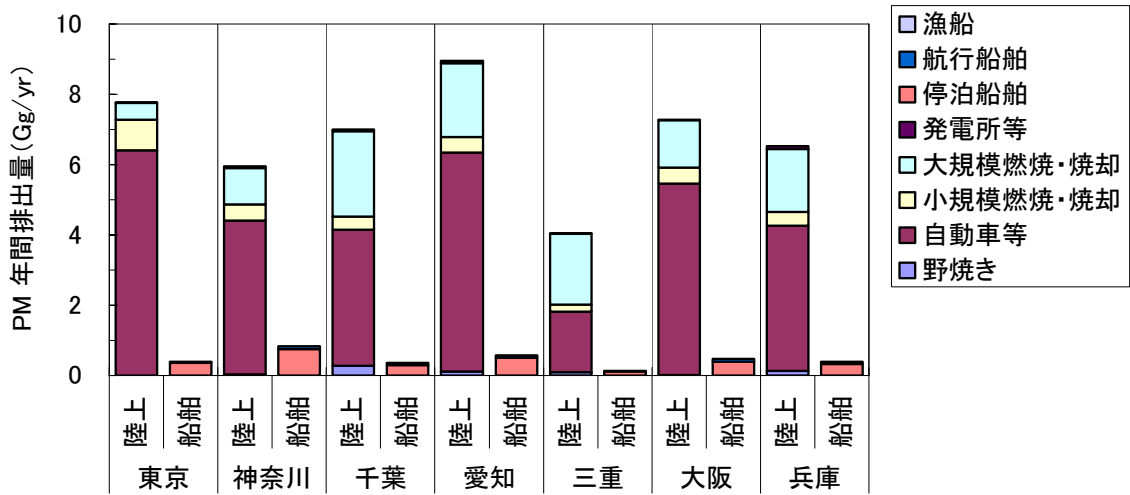
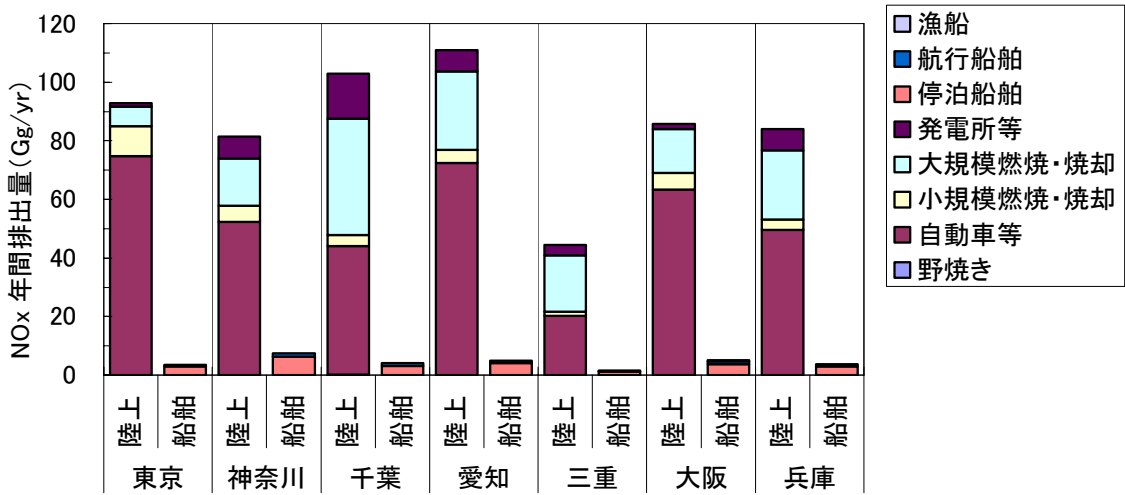
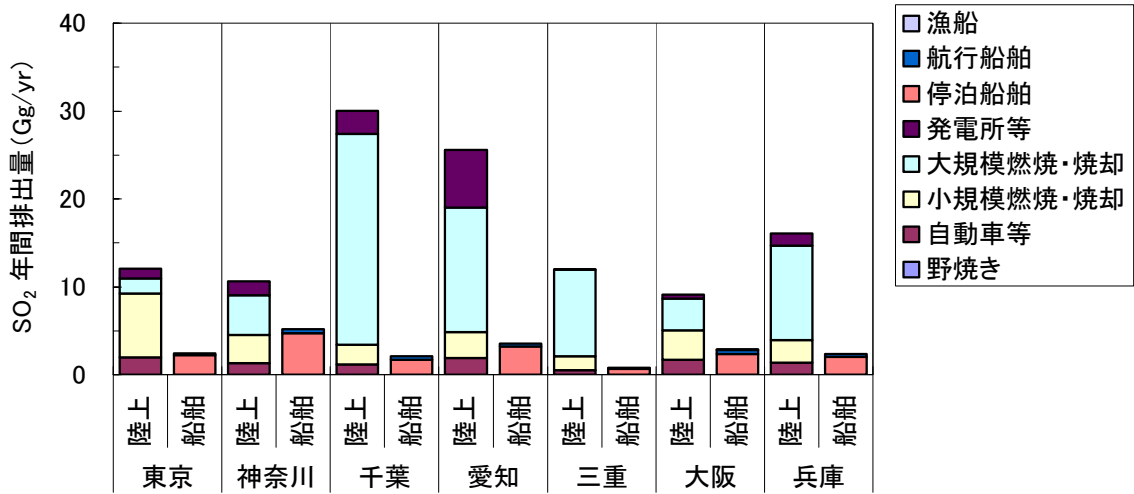


図 6.2-15 2005 年における県単位で集計した船舶起源及び陸上起源の排出量の比較結果

6.3 排気ガスの排出構造

船舶起源の排出量に対する規制の効果あるいは削減期待量は、内航・外航・漁船別、船種・船型別の活動量などの排出構造に起因する。規制の効果は、このように年々変化する排出構造だけでなく、規制対象海域にも大きく影響される。このような変動を把握することを目的とし、幾つかのシナリオを設定して 2020 年における商船（内航及び外航）及び漁船を対象とした SO₂、NO_x、PM 排出量を推計した。なお、シナリオの設定においては、排出構造の変化に起因するものと規制海域に起因するものの 2 種類のパラメータに分類し、その組合せから 2020 年における排出量の変化を算出した。

2020 年における排出係数の決定では、表 2.3-1 で示した 4 つのシナリオを設定した。計算手法は本報告書 2.3.2 及び 2.3.3 を参照されたい。なお、ECA を設定するシナリオでは、その設定範囲を離岸距離 50 海里以内とした。

内航船及び外航船については全ての船型を ECA 対象にした。2.3.3 で記載したように、NO_x の排出係数については、Tier3 規制による NO_x 排出量の削減効果は Tier3 適用対象となる合計推進出力が 750kW よりも大きい船舶についてのみ期待できるものであるが、削減量を多めに見積るように、全ての内航船及び外航船について Tier3 が適用されるとして計算を行った。漁船については、合計推進出力が 750kW より大きいもののみ Tier3 が適用されるものとした。なお、130kW 以下のものについてはそもそも NO_x 規制対象外としている。漁船の総トン数と推進出力の関係は表 3.2-3 を参照されたい。

2020 年を対象とした活動量の変化は、下記に示す 2 つのパターンを想定した。

シナリオ A：2020 年における活動量は 2005 年から変化しないとした。我が国における大気環境影響予測では一般にこのシナリオが用いられることが多い。

シナリオ B：本報告書 3.1.4 (4) で示した、2000 年から 2008 年の間における船種・船型別の入港隻数の推移から 2020 年における入港隻数を単純に線形外挿した。

表 6.3.-1 は 2020 年と 2005 年の入港隻数比率を示したものであり、前述の図 3.1.-25～図 3.1.33 に示す 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、2005 年の入港隻数との比を表したものである。この手法は 2009 年の AIS データから算出した商船航行時活動量を 2005 年の活動量に変換する際にも用いている。

表 2020年/2005年の入港隻数比率

船種	船型区分	回帰式 (直線近似)		決定係数	2005年 入港隻数	2020年 入港隻数 (推定値)	2020年/ 2005年 入港隻数比
		傾き	切片				
内航商船	5～500GT	-49,925	2,016,709	0.9670	1,796,236	1,018,216	0.5669
	500～1,000GT	-1,572	135,694	0.6179	126,075	104,258	0.8270
	1,000～3,000GT	-2,495	86,298	0.9185	70,968	36,403	0.5129
	3,000～6,000GT	268	42,244	0.3689	45,627	47,610	1.0435
	6,000～10,000GT	119	9,363	0.5269	9,737	11,745	1.2062
	10,000GT～	980	3,209	0.9730	7,206	22,806	3.1649
外航商船	5～500GT	-726	14,681	0.9108	11,826	167	0.0142
	500～1,000GT	-177	6,438	0.6195	6,215	2,906	0.4675
	1,000～3,000GT	506	20,027	0.7745	23,023	30,154	1.3097
	3,000～6,000GT	-579	27,139	0.8162	24,846	15,550	0.6258
	6,000～10,000GT	1,123	16,020	0.8629	22,857	38,478	1.6834
	10,000GT～	255	40,480	0.4812	41,138	45,582	1.1080
内航自航	5～500GT	-3,818	145,239	0.9648	128,450	68,886	0.5363
	500～1,000GT	-19,372	930,831	0.9710	839,035	543,401	0.6476
	1,000～3,000GT	-519	100,797	0.0756	105,366	90,410	0.8581
	3,000～6,000GT	550	13,496	0.5578	14,995	24,497	1.6337
	6,000～10,000GT	-1,186	26,486	0.7398	21,963	2,760	0.1257
	10,000GT～	-455	18,543	0.5423	17,830	9,449	0.5299

西暦 2000 年の場合は X=0

上記シナリオ B は単純な線形外挿であり、実際の成長シナリオを正確に再現しているとは言い難い。本来、船舶活動量の将来推計に対しては様々な経済的要素を考慮すべきであると考えるが、その推計手法には詳細な検討が必要となるため、本報告書では上記に示す 2 つのみ扱うこととした。

結果、2020 年を対象とした排出量推計に係るシナリオは、活動量に対するシナリオ A 及び B に排出係数に対するシナリオ 0～3 までを考慮するため、合計 8 つのシナリオを設定した。シナリオの概要を表 6.3-2 にまとめる。

表 6.3-2 2020 年を対象とした排出量の将来推計に係るシナリオの概要

シナリオ	規制内容	燃料中の硫黄分	ECA for N	活動量
A0	<ul style="list-style-type: none"> • ECA for N による NOx 排出規制なし • ECA for S 若しくは Global Switch による燃料中硫黄分への規制なし 	A 重油は 2005 年と同様 0.61 %、C 重油は MEPC 61/4 Annex1 で報告されている 2.6 % を適用 (2009 年の値)	ECA の設定は行わない。そのため NOx 規制は Tier2 まで。	活動量に変化なし。
A1	<ul style="list-style-type: none"> • ECA for N による NOx 排出規制あり • ECA for S 若しくは Global Switch による燃料中硫黄分への規制なし 	シナリオ A0 と同じ	ECA の設定を行うことで Tier3 対象船を考慮する。	
A2	<ul style="list-style-type: none"> • ECA for N による NOx 排出規制なし • Global Switch による燃料中硫黄分への規制あり 	Global Switch が入ることによって A・C 重油とも硫黄分が 0.5 % まで低減。	シナリオ A0 と同じ	
A3	<ul style="list-style-type: none"> • ECA for N による NOx 排出規制あり • ECA for S による燃料中硫黄分への規制あり 	ECA for S の設定を行うことで、A・C 重油とも硫黄分が 0.1 % まで低減。	シナリオ A1 と同じ	
B0	A0 と同じ。			2000～2009 年における入港隻数の推移から 2020 年における活動量を線形外挿。
B1	A1 と同じ。			
B2	A2 と同じ。			
B3	A3 と同じ。			

8つのシナリオで計算された内航船、外航船、漁船によるSO₂、NO_x、PM排出量の算出結果を表6.3-3から表6.3-5に、A0及びB0を分母とした各シナリオにおける値の割合を表6.3-6から表6.3-8にまとめる。なお、集計は離岸距離50海里以内の範囲を対象とした。

排出係数が燃料中の硫黄分に依存するSO₂及びPMでは、硫黄分が同じである排出係数のシナリオ0とシナリオ1は当然ながら同じ値となった。シナリオ0からの減少率はシナリオ2からシナリオ3にかけて大きくなるが、これはシナリオ3における燃料中の硫黄分がより小さくなっていることに起因する。セクター別に見れば、使用燃料を全てC重油とした外航船は、硫黄分改善の効果が最も大きいため、SO₂及びPMの減少率も最も大きい。他方、重油に比べて含有硫黄分の低い軽油を一部で使用している漁船では、硫黄分改善の効果が小さいため、SO₂及びPMの減少率も小さい。

NO_xはシナリオ0からシナリオ3に向けて削減率は順次大きくなったものの、SO₂及びPMで見られるような大幅な排出量の削減にはならなかった。表6.3-7で示したA1/A0とA2/A0(若しくはB1/B0とB2/B0)の減少率を比較した場合、両者は概ね数%の減少率ではあるが、A2/A0(若しくはB2/B0)の方がより大きな減少率となった。この結果は、本事業で設定した計算条件下においては、ECA for Nの設定によるTier3導入効果よりも、Global Switchによる油種の改善効果の方が、2020年においてはより大きなNO_x排出量の削減につながることを意味する。Tier3の適用年度は2016年であり、推計の対象とした2020年までの4年間ではTier3導入船舶の割合は低いと考えられる。将来推計の対象年度を先へ延ばすほど、ECA for Nの設定によるNO_x排出量の削減効果は大きくなることが期待できる。

シナリオA3及びシナリオB3における離岸距離別(50海里、12海里、4海里)の排出量の集計値を表6.3-9にまとめる。また、各シナリオにおける東京湾内、伊勢湾内、大阪湾内を対象とした排出量の集計値を東京湾：表6.3-10から表6.3-12、伊勢湾：表6.3-13から表6.3-15、大阪湾：表6.3-16から表6.3-18にまとめる。しかしながら、ここで示す離岸距離別及び地域別のシナリオ別集計の結果のみからECAの設定地域及び環境改善効果に係る議論を行うことはできない旨留意されたい。

表 6.3-3 各シナリオで算出された 2020 年における SO₂ 排出量 (50 NM 以内)

(単位 : ton/year)

		A0	A1	A2	A3	B0	B1	B2	B3
内航	停泊	4,528	4,528	2,596	519	5,617	5,617	2,455	491
	航行	100,167	100,167	30,936	6,187	76,566	76,566	22,560	4,512
外航	停泊	20,153	20,153	3,876	775	23,090	23,090	4,440	888
	航行	157,907	157,907	30,367	6,073	169,127	169,127	32,524	6,505
漁船	操業	3,346	3,346	2,745	557	3,346	3,346	2,745	557
	航行	13,169	13,169	10,804	2,206	13,169	13,169	10,804	2,206
内航合計		104,695	104,695	33,533	6,707	82,183	82,183	25,015	5,003
外航合計		178,060	178,060	34,242	6,848	192,217	192,217	36,965	7,393
漁船合計		16,515	16,515	13,549	2,763	16,515	16,515	13,549	2,763
合計		299,269	299,269	81,324	16,318	290,915	290,915	75,529	15,159

表 6.3-4 各シナリオで算出された 2020 年における NO_x 排出量 (50 NM 以内)

(単位 : ton/year)

		A0	A1	A2	A3	B0	B1	B2	B3
内航	停泊	13,218	12,320	12,092	11,336	12,502	11,653	11,437	10,723
	航行	219,316	204,428	200,639	188,099	165,289	154,069	151,214	141,763
外航	停泊	19,743	18,413	18,144	17,001	22,621	21,097	20,788	19,479
	航行	261,301	243,699	240,131	225,009	284,553	265,385	261,499	245,032
漁船	操業	21,138	21,064	19,810	19,735	21,138	21,064	19,810	19,735
	航行	108,448	108,266	103,225	103,043	108,448	108,266	103,225	103,043
内航合計		232,534	216,748	212,731	199,436	177,791	165,722	162,651	152,485
外航合計		281,044	262,113	258,274	242,010	307,174	286,482	282,287	264,511
漁船合計		129,586	129,329	123,035	122,779	129,586	129,329	123,035	122,779
合計		643,163	608,191	594,041	564,225	614,551	581,534	567,973	539,775

表 6.3-5 各シナリオで算出された 2020 年における PM 排出量 (50 NM 以内)

(単位 : ton/year)

		A0	A1	A2	A3	B0	B1	B2	B3
内航	停泊	927	927	672	398	1,054	1,054	636	376
	航行	18,467	18,467	8,518	5,042	14,082	14,082	6,267	3,710
外航	停泊	3,157	3,157	1,005	595	3,617	3,617	1,151	681
	航行	27,988	27,988	8,908	5,273	30,181	30,181	9,605	5,686
漁船	操業	894	894	813	516	894	894	813	516
	航行	3,912	3,912	3,592	2,428	3,912	3,912	3,592	2,428
内航合計		19,394	19,394	9,190	5,440	15,136	15,136	6,903	4,086
外航合計		31,146	31,146	9,912	5,868	33,798	33,798	10,757	6,368
漁船合計		4,806	4,806	4,404	2,944	4,806	4,806	4,404	2,944
合計		55,345	55,345	23,506	14,252	53,740	53,740	22,063	13,398

表 6.3-6 A0 及び B0 を分母とした各シナリオにおける SO₂ 排出量の割合

		A1/A0	A2/A0	A3/A0	B1/B0	B2/B0	B3/B0
内航	停泊	100.0 %	57.3 %	11.5 %	100.0 %	43.7 %	8.7 %
	航行	100.0 %	30.9 %	6.2 %	100.0 %	29.5 %	5.9 %
外航	停泊	100.0 %	19.2 %	3.8 %	100.0 %	19.2 %	3.8 %
	航行	100.0 %	19.2 %	3.8 %	100.0 %	19.2 %	3.8 %
漁船	操業	100.0 %	82.0 %	16.7 %	100.0 %	82.0 %	16.7 %
	航行	100.0 %	82.0 %	16.8 %	100.0 %	82.0 %	16.8 %
内航合計		100.0 %	32.0 %	6.4 %	100.0 %	30.4 %	6.1 %
外航合計		100.0 %	19.2 %	3.8 %	100.0 %	19.2 %	3.8 %
漁船合計		100.0 %	82.0 %	16.7 %	100.0 %	82.0 %	16.7 %
合計		100.0 %	27.2 %	5.5 %	100.0 %	26.0 %	5.2 %

表 6.3-7 A0 及び B0 を分母とした各シナリオにおける NO_x 排出量の割合

		A1/A0	A2/A0	A3/A0	B1/B0	B2/B0	B3/B0
内航	停泊	93.2 %	91.5 %	85.8 %	93.2 %	91.5 %	85.8 %
	航行	93.2 %	91.5 %	85.8 %	93.2 %	91.5 %	85.8 %
外航	停泊	93.3 %	91.9 %	86.1 %	93.3 %	91.9 %	86.1 %
	航行	93.3 %	91.9 %	86.1 %	93.3 %	91.9 %	86.1 %
漁船	操業	99.6 %	93.7 %	93.4 %	99.6 %	93.7 %	93.4 %
	航行	99.8 %	95.2 %	95.0 %	99.8 %	95.2 %	95.0 %
内航合計		93.2 %	91.5 %	85.8 %	93.2 %	91.5 %	85.8 %
外航合計		93.3 %	91.9 %	86.1 %	93.3 %	91.9 %	86.1 %
漁船合計		99.8 %	94.9 %	94.7 %	99.8 %	94.9 %	94.7 %
合計		94.6 %	92.4 %	87.7 %	94.6 %	92.4 %	87.8 %

表 6.3-8 A0 及び B0 を分母とした各シナリオにおける PM 排出量の割合

		A1/A0	A2/A0	A3/A0	B1/B0	B2/B0	B3/B0
内航	停泊	100.0 %	72.5 %	42.9 %	100.0 %	60.3 %	35.7 %
	航行	100.0 %	46.1 %	27.3 %	100.0 %	44.5 %	26.3 %
外航	停泊	100.0 %	31.8 %	18.8 %	100.0 %	31.8 %	18.8 %
	航行	100.0 %	31.8 %	18.8 %	100.0 %	31.8 %	18.8 %
漁船	操業	100.0 %	90.9 %	57.8 %	100.0 %	90.9 %	57.8 %
	航行	100.0 %	91.8 %	62.1 %	100.0 %	91.8 %	62.1 %
内航合計		100.0 %	47.4 %	28.1 %	100.0 %	45.6 %	27.0 %
外航合計		100.0 %	31.8 %	18.8 %	100.0 %	31.8 %	18.8 %
漁船合計		100.0 %	91.6 %	61.3 %	100.0 %	91.6 %	61.3 %
合計		100.0 %	42.5 %	25.8 %	100.0 %	41.1 %	24.9 %

表 6.3-9 シナリオ A3 及びシナリオ B3 における離岸距離別の排出量

(単位：ton/year)

		SO ₂		NO _x		PM	
		A3	B3	A3	B3	A3	B3
内航	50 NM	6,187	4,512	188,099	141,763	5,042	3,710
	12 NM	5,009	3,598	150,003	111,375	4,067	2,947
		81 %	80 %	80 %	79 %	81 %	79 %
	4 NM	2,821	2,039	82,969	62,304	2,277	1,662
46 %		45 %	44 %	44 %	45 %	45 %	
外航	50 NM	6,073	6,505	225,009	245,032	5,273	5,686
	12 NM	2,530	2,679	89,815	97,176	2,162	2,308
		42 %	41 %	40 %	40 %	41 %	41 %
	4 NM	843	860	27,806	29,328	699	722
14 %		13 %	12 %	12 %	13 %	13 %	
漁船	50 NM	2,763	2,763	122,779	122,779	2,944	2,944
	12 NM	1,496	1,496	72,714	72,714	1,692	1,692
		54 %	54 %	59 %	59 %	57 %	57 %
	4 NM	520	520	26,704	26,704	614	614
19 %		19 %	22 %	22 %	21 %	21 %	
内航+外航+漁船	50 NM	15,024	13,780	535,887	509,573	13,260	12,340
	12 NM	9,035	7,773	312,532	281,265	7,921	6,947
		60 %	56 %	58 %	55 %	60 %	56 %
	4 NM	4,183	3,419	137,479	118,336	3,591	2,999
28 %		25 %	26 %	23 %	27 %	24 %	

※ %値は 12 NM/50 NM 若しくは 4 NM/50 NM

表 6.3-10 各シナリオにおける東京湾内での商船による SO₂ 排出量

(単位 : ton/year)

		A0	A1	A2	A3	B0	B1	B2	B3
内航	停泊	1,505	1,505	857	171	2,167	2,167	909	182
	航行	2,965	2,965	1,047	209	2,202	2,202	736	147
外航	停泊	7,577	7,577	1,457	291	8,776	8,776	1,688	338
	航行	2,872	2,872	552	110	3,099	3,099	596	119
内航合計		4,470	4,470	1,904	381	4,369	4,369	1,645	329
外航合計		10,448	10,448	2,009	402	11,875	11,875	2,284	457
合計		14,918	14,918	3,913	783	16,244	16,244	3,928	786

表 6.3-11 各シナリオにおける東京湾内での商船による NO_x 排出量

(単位 : ton/year)

		A0	A1	A2	A3	B0	B1	B2	B3
内航	停泊	4,365	4,069	3,993	3,696	4,629	4,315	4,235	3,920
	航行	6,841	6,376	6,258	5,792	4,971	4,633	4,547	4,209
外航	停泊	7,423	6,923	6,821	6,323	8,597	8,018	7,901	7,324
	航行	4,618	4,307	4,244	3,934	5,059	4,718	4,649	4,310
内航合計		11,206	10,445	10,251	9,488	9,600	8,948	8,783	8,129
外航合計		12,040	11,229	11,065	10,257	13,657	12,737	12,550	11,633
合計		23,246	21,674	21,316	19,745	23,257	21,685	21,333	19,762

表 6.3-12 各シナリオにおける東京湾内での商船による PM 排出量

(単位 : ton/year)

		A0	A1	A2	A3	B0	B1	B2	B3
内航	停泊	308	308	222	131	402	402	235	139
	航行	549	549	281	167	406	406	199	118
外航	停泊	1,187	1,187	378	224	1,375	1,375	438	259
	航行	499	499	159	94	541	541	172	102
内航合計		857	857	503	298	808	808	435	257
外航合計		1,686	1,686	536	318	1,916	1,916	610	361
合計		2,542	2,542	1,040	616	2,724	2,724	1,045	618

表 6.3-13 各シナリオにおける伊勢湾内での商船による SO₂ 排出量

(単位 : ton/year)

		A0	A1	A2	A3	B0	B1	B2	B3
内航	停泊	421	421	252	50	468	468	225	45
	航行	2,212	2,212	850	170	1,606	1,606	577	115
外航	停泊	3,306	3,306	636	127	3,805	3,805	732	146
	航行	2,051	2,051	395	79	2,258	2,258	434	87
内航合計		2,633	2,633	1,102	220	2,074	2,074	802	160
外航合計		5,358	5,358	1,030	206	6,063	6,063	1,166	233
合計		7,991	7,991	2,132	426	8,137	8,137	1,968	394

表 6.3-14 各シナリオにおける伊勢湾内での商船による NO_x 排出量

(単位 : ton/year)

		A0	A1	A2	A3	B0	B1	B2	B3
内航	停泊	1,282	1,195	1,173	1,085	1,145	1,067	1,047	969
	航行	5,335	4,973	4,881	4,517	3,745	3,490	3,426	3,171
外航	停泊	3,239	3,021	2,976	2,759	3,728	3,477	3,426	3,176
	航行	3,354	3,128	3,082	2,857	3,726	3,475	3,425	3,174
内航合計		6,617	6,168	6,054	5,603	4,890	4,558	4,473	4,140
外航合計		6,593	6,149	6,059	5,616	7,454	6,952	6,850	6,350
合計		13,210	12,316	12,112	11,219	12,344	11,510	11,324	10,490

表 6.3-15 各シナリオにおける伊勢湾内での商船による PM 排出量

(単位 : ton/year)

		A0	A1	A2	A3	B0	B1	B2	B3
内航	停泊	88	88	65	39	90	90	58	34
	航行	418	418	227	135	301	301	156	92
外航	停泊	518	518	165	98	596	596	190	112
	航行	360	360	115	68	398	398	127	75
内航合計		505	505	293	173	391	391	214	127
外航合計		878	878	279	165	994	994	316	187
合計		1,384	1,384	572	339	1,386	1,386	530	314

表 6.3-16 各シナリオにおける大阪湾内での商船による SO₂ 排出量

(単位 : ton/year)

		A0	A1	A2	A3	B0	B1	B2	B3
内航	停泊	665	665	404	81	576	576	289	58
	航行	3,120	3,120	1,003	201	2,238	2,238	692	138
外航	停泊	3,617	3,617	696	139	4,259	4,259	819	164
	航行	2,462	2,462	473	95	2,635	2,635	507	101
内航合計		3,785	3,785	1,407	281	2,815	2,815	981	196
外航合計		6,080	6,080	1,169	234	6,894	6,894	1,326	265
合計		9,865	9,865	2,577	515	9,708	9,708	2,307	461

表 6.3-17 各シナリオにおける大阪湾内での商船による NO_x 排出量

(単位 : ton/year)

		A0	A1	A2	A3	B0	B1	B2	B3
内航	停泊	2,057	1,917	1,882	1,742	1,472	1,372	1,347	1,247
	航行	6,970	6,497	6,377	5,902	4,961	4,624	4,539	4,201
外航	停泊	3,544	3,305	3,257	3,019	4,172	3,891	3,834	3,554
	航行	4,008	3,738	3,683	3,414	4,368	4,074	4,014	3,721
内航合計		9,027	8,415	8,259	7,644	6,434	5,997	5,886	5,447
外航合計		7,552	7,043	6,940	6,433	8,540	7,965	7,848	7,275
合計		16,579	15,458	15,199	14,077	14,974	13,962	13,734	12,722

表 6.3-18 各シナリオにおける大阪湾内での商船による PM 排出量

(単位 : ton/year)

		A0	A1	A2	A3	B0	B1	B2	B3
内航	停泊	139	139	105	62	113	113	75	44
	航行	576	576	273	162	412	412	190	112
外航	停泊	567	567	180	107	667	667	212	126
	航行	432	432	138	81	466	466	148	88
内航合計		715	715	378	224	525	525	265	157
外航合計		999	999	318	188	1,133	1,133	361	213
合計		1,714	1,714	696	412	1,658	1,658	625	370

7 大気反応シミュレーションモデル及び PM2.5 評価モデル

現在、顕在化する大気環境（汚染）問題の理解や予測、評価などに使用される大気化学輸送モデルの総括を行うとともに、最新の大気化学輸送モデルの特徴・性能について調査・整理した。また近年特に、PM2.5 の環境影響が注目されていることも踏まえ、最新の大気化学輸送モデルに含まれるエアロゾルモジュールの特徴や性能について調査・整理した。

大気化学輸送モデルの調査・整理に関しては、まず、現存する大気化学輸送モデルを解析解モデルと数値解モデルに分け、解析解モデルではプルームモデルとパフモデルについて、数値解モデルではラグランジュ型モデルとオイラー型モデルについて、その特徴や使用例を整理した。次に大気環境問題に対する適用範囲の広さや豊富な適用実績から、オイラー型モデルに着目し、3次元オイラー型モデルについて調査を行った。この調査では、オイラー型モデルが大気環境問題に適用されてから現在に至るまでを3段階（第1世代、第2世代、第3世代）に分け、個々の開発段階におけるモデルの性能や特徴、次世代モデル開発に向けての課題について整理した。

第3世代モデルとしては、WRF-Chem、CAMx、CMAQを取り上げ、その概要や個々のモデル内に含まれる化学・物理モジュールの性能や特徴について示し、個々のモデル間の差についても言及した。さらにCMAQモデルのアジア域への適用例について整理し、エミッションデータに代表されるモデル入力データの高精度化が第3世代モデル共通の課題として挙げられると結論付けた。

PM2.5 評価モデルの調査・整理については、最新の大気化学輸送モデル CMAQ に含まれるエアロゾルモジュール AERO3、AERO4、MADRID に対して行った。まず AERO3 の概要について整理し、AERO4 の AERO3 からの改良点としては海塩粒子のモデル化が挙げられること、また MADRID の特徴としては bin 法の適用や多成分の2次有機エアロゾルの取扱いが挙げられることを示した。さらに日本への適用例について整理し、2次有機エアロゾル生成過程のさらなる適切なモデル化が課題として挙げられることを指摘した。

本事業で推計した船舶起源排出源データと、EAGrid2000-Japan による陸上起源排出源データを利用して、船舶が及ぼす大気汚染への寄与をシミュレートした。シミュレーションモデルには、独立行政法人産業技術総合研究所が開発した ADMER を利用した。船舶起源排出量の寄与率を見た場合、SO₂では神奈川県北部にまで10~20%の寄与が生じたのに対し、NO_xではその寄与は東京湾の近傍に留まる結果となった。SO₂で見られた広範囲における寄与は、船舶起源の排出強度が陸上起源のものよりも大きいことに起因する。大気濃度や環境影響は排出源データのみで評価できるものではなく、大気質モデルによるシミュレーション解析から評価することが必要であることがわかる。大気濃度や環境影響をより詳細に評価するためには、CMAQ などに代表される第3世代モデルを用いたシミュレーション解析の実施が望まれる。

7.1 大気反応シミュレーションモデル

7.1.1 大気反応シミュレーションモデルの概要

近年において顕在化する光化学スモッグ、酸性雨、オゾン層破壊、気候変動といった様々な大気環境 (汚染) 問題に対して、そのメカニズムの理解、影響の予測・評価、また対策効果の推計等を行うためには、その現象を精度良くシミュレートする化学物質輸送モデルの構築が必要不可欠となる。ここで、化学物質輸送モデルとは、汚染物質の発生源からの放出、気象による作用、化学変化といった大気中での濃度変化を数式で表現し、計算することによって、コンピュータ上で汚染物質の挙動を表現するコンピュータ (数値) モデルを意味する。そのような化学物質輸送モデルは、これまで世界中の多くの研究機関によって開発されており、数多く存在する。そこで、本事業ではこれまで開発された化学物質輸送モデルの総括を行うと共に、現在開発が進められている最新の高精度モデル (第 3 世代モデル) の必要性や開発の経緯について整理した。また個々の研究機関で開発された第 3 世代モデルの比較に基づき、その優位性や要改善点などを整理した。

化学物質輸送モデルは解析解モデルと数値解モデルに大別され、各々のカテゴリーにおいても、プルームモデルやパフモデル、またオイラー型モデルやラグランジュ型モデルといった数種類のモデルが存在する。以下に、現存するモデルについて整理した。

7.1.2 シミュレーションモデルの種類と特徴

(1) 解析解モデル

解析解モデルとは物質の輸送方程式 (移流・拡散方程式) を簡略化することで微分方程式を解き、その解 (解析解) を用いて物質の挙動をシミュレートするものである。その代表的な例として、プルームモデルやパフモデルが挙げられる。ここで、プルームとは煙突などから羽毛状のように流れている煙流を、またパフとは瞬間的に排出された煙塊を意味し、それらの大気中での拡散状態を表現したモデルがプルームモデルないしパフモデルである。これらモデルは、「周囲の風場が時間空間的に一様であること」や「周囲の建物や地形などが煙の濃度分布に影響しないこと」などの仮定を設定して物質の輸送方程式を解いて解を導く。そのような仮定が現実の大気で成り立つことは皆無であるため、空間スケールが小さく単純な現象に対してしか適用できないが、1 つの式で解析的に濃度が計算できるという取扱いの容易さから、環境アセスメントにおいて広く利用されている。

プルームモデルやパフモデルを物質の輸送方程式から構築するほとんどのケースでは、大気汚染物質の濃度は正規分布すると仮定される。プルームモデルでは、流れ方向に直行する水平方向と鉛直方向、パフモデルでは、さらに流れ方向に濃度が正規分布すると仮定したものが多し。煙突から排出された煙は、煙の熱量と強制的な送風により上昇する。通常、プルームモデルで濃度予測を行う際、そのような煙の上昇過程と濃度分布の時間変化の計算は区別して扱い、煙突真上の有効煙突高の位置に相当する仮想煙源から

地面に平行に煙軸を設けている。煙の広がり幅（濃度分布の標準偏差）については、煙源からの距離が増加するにつれ、大きくなる。

建物や山がある場合、それらが周辺の風場に影響するため、結果的に煙の分布が変化する。そのようなケースにおいて、煙軸や煙の広がり幅を修正したプルームモデルが提案されている。USEPA が 1980 年代に開発した複雑地形上の拡散モデル CTDM (Complex Terrain Dispersion Model)¹⁾ では、ある高さを境界に流れのパターンを鉛直方向に 2 つに分け、下方側の流れには鉛直方向にほとんど運動しないものとしてポテンシャル流理論を適用し、上方側の流れには地形を上昇・下降するものとして線形の運動方程式を適用することで煙軸を評価している。また煙の広がり幅についても地形による流線のゆがみを考慮して補正している。

一方、パフモデルに関しては、風の地形による影響を考慮した流跡線パフモデルが提案されている。これは、数点での観測結果を内挿・外挿することで、対象地域の風の間を求める客観解析法を使用して地形の影響を受けた風の間を導出しており、それをトレースすることで煙塊の流跡を求めている²⁾。

(2) 数値解モデル

数値解モデルとは輸送方程式を数値的に直接解くもので、その解き方によってさらに 2 つのカテゴリーに分けられる。一つは流れている流体要素と共に動く座標系を考えることで、移流に関する計算を省略し、輸送方程式を数値的に解くラグランジュ型モデルであり、もう一つは空間に固定した座標系の輸送方程式を、差分法、モーメント法、スペクトル法などを用いて数値的に解くオイラー型モデルである。

ラグランジュ型モデルの代表例としては、トラジェクトリーモデルやラグランジュ粒子モデルが挙げられる。トラジェクトリーモデルは、ある空気塊の風による移動を追跡しながら、その空気塊中の物質の濃度変化を計算するものであり、発生源からの時間経過に従って空気塊を前進的に追跡する前方流跡線モデル（ソースオリエンテッドモデル、発生源基点モデル）と、評価点（リセプター）から時間的に遡って空気塊を追跡する後方流跡線モデル（リセプターオリエンテッドモデル、評価点基点モデル）の 2 種類がある。

一方、ラグランジュ粒子モデルは大気汚染物質を多数の粒子で表現し、その粒子の大気中での移動過程を大気の流れ特性に従って計算するモデルである。このタイプのモデルの支配方程式は、粒子の速度と位置に対する確率微分方程式であり、その代表例としてはランダムウォークモデルが挙げられるが、他にモンテカルロモデル、確立微分方程式モデル、マルコフ連鎖モデルと呼ばれるものが含まれる²⁾。

ラグランジュ型モデルとは異なり、近年開発されているオイラー型モデルの多くは地表に固定した 3 次元の座標系のもとで計算を行っている。そのようなモデルはまた、3 次元オイラー型モデルとも呼ばれている。3 次元オイラー型モデルはシミュレーション領域を細かい格子（グリッド）に分け、その格子 1 つ 1 つにおいて、物質の輸送方程式を数値的に解いている。一般に、オイラー型モデルの輸送方程式を解くためには、高次相関項を低次の物理量で近似的に表現（モデル化）する必要があり、このような高次相

関項生成の連鎖をクロージャー問題という。このクロージャー問題を回避するため、例えば、濃度フラックス(速度変動と濃度変動の積)を渦拡散係数と濃度勾配を用いて簡略化する場合がある。いわゆる渦拡散モデルである。この方法において、渦拡散係数や風速がどこでも同じなどの条件で簡略化すると、輸送方程式は解析的に解けてプルームモデルやパフモデルの式が導かれる。しかし、既に述べたように、渦拡散係数や風速が座標や時間に関係なく一様である条件は現実的に皆無であるため、3次元オイラーモデルでは、差分法などを用いて、輸送方程式を個々のグリッドのある時刻における式に変換し、コンピュータで数値的に解いている。さらに最近の3次元オイラーモデルでは、精度向上を目的に、3次の相関項や4次の相関項に対してモデル化を行っている。このように、平均濃度だけでなく、濃度変動までも予測するモデルは高次のクロージャーモデルといわれ、毒性や可燃性のガス、悪臭物質といった平均的な濃度分布よりも瞬間的な濃度分布を把握したい場合に多大な効果を発揮する。

大原ら(1997)³⁾で示されているように、解析解モデルと比較して、数値解モデル、特にオイラーモデルは多大な計算機コストを必要とするという短所がこれまで指摘されてきた。しかし、近年の急速なコンピュータ(計算機)技術の発展から、計算機コストは飛躍的に軽減され、容易に使用できるようになってきた。そのため、オイラーモデルの大気環境分野への適用例も大幅に増加し、大気環境学の進展と共にモデル自体も複雑化してきている。そこで、次節以降では、そのようなオイラー型モデルに焦点を当てて、その開発の経緯や現状について整理した。

7.1.3 過去の化学物質輸送モデル

(1) 第1世代モデル

第1世代モデルについては、Petersら(1995)⁴⁾に詳しく述べられている。そこで以下では、Petersら(1995)⁴⁾の内容を要約することで、第1世代モデルについて整理する。

1970年代に、Reynolds(1973,1974)^{5), 6)}らは、ロサンゼルスの大気汚染問題を研究するために化学物質輸送モデルを開発し、初めて大気環境学分野にオイラー型モデルを適用した。都市域におけるオゾン濃度予報を目的として開発されたこのモデルには、輸送(乾性沈着は含まれていない)、発生、気相反応が含まれ、気相反応モデルでは15の反応式と11種の反応成分を扱っている。そのうちの6種類(NO, NO₂, O₃, CO, 反応性・非反応性炭化水素)に対しては輸送過程を加味し、残りの5種類に対しては、定常状態近似を使用して計算を行っている。同モデルによるシミュレーションは、現代のものと比較すれば非常に簡単なものであり、地表に沿った座標系を採用し、格子間隔3.2 kmで80 km×80 kmの領域で行われた。

1970年代後半には、より広域を対象にしたオイラー型格子モデルの開発が進められた。その代表がCarmichael and Peters(1984)⁷⁾によって開発されたSTEM-I(Sulfur Transport Eulerian model)である。このモデルは、停滞した高気圧に伴う硫黄化合物の動態評価を目的とし、気相反応にはOH, HO₂基の濃度を得るために27の反応式を組み込み、さらに乾性沈着過程や二

酸化硫黄の硫酸塩への不均質反応を加味している。計算領域は、地表に沿った座標系を用いて80km格子で東アメリカの全地域を囲む領域と設定し、二酸化硫黄や硫酸塩に対する3次元の連続(質量保存)の式を解くことで各種大気濃度及び沈着量をシミュレートしている。

さらには、数千キロ若しくは、全球スケール規模を対象としたモデルも開発されている。Lamb(1983)⁸⁾や Schere and Wayland (1989)⁹⁾によって開発された ROM (Regional Oxidant Model) モデルや、Peters and Jouvanis (1979)¹⁰⁾によって開発された GLOBAL モデルはその例として挙げられる。ROM モデルは、オゾン生成や消滅の原因となる物理的若しくは化学的なプロセスを明らかにすることを目的としており、水平方向の輸送、大気中の化学反応、夜間の風シアーやジェットに伴う乱流、積雲による鉛直輸送、光化学反応、地形性の輸送の効果、移流、拡散、乾性沈着、サブグリッドスケールの化学反応、動植物や人間起源の発生など、非常に多くの現象をモデル化している。GLOBAL モデルは、CH₄ や CO の全球収支を計算、CO の衛星観測解析を目的としており、CH₄ や CO の輸送過程(他の物質は準定常状態近似によって計算)や、9種の反応成分及び20の反応式をもつ気相反応モデルが組み込まれている。本モデルではCH₄ や CO 成分の全球にわたる地表から対流圏界面までのシミュレーションを水平方向グリッド間隔5度×5度で行っていた。

以下に、上記4つの第1世代モデルについてまとめる。これらのモデルは風速、温度、水蒸気などの気象場は観測データから取得し、また鉛直方向の渦拡散プロファイルや乾性沈着速度は気象データからパラメータ化するか、若しくは混合層深さや安定度から導いている。また気象場や排出源データ、乾性沈着速度などについては別に入力する必要があり、大気化学による力学場への影響、つまり気象場へのフィードバックについては考慮されていない。この理由には、モデルの性能や、モデル入力値の妥当性を評価するための観測データや、エミッションインベントリが不十分であること、さらには現在から比べると著しく低い計算機能力のため、十分なシミュレーションを行えないことが挙げられる。このような問題は現在のモデルにも存在しており、次世代モデル開発の課題となっている。

(2) 第2世代モデル

第1世代モデルの開発・適用により、3次元オイラー型モデルを用いたアプローチは大気環境学の諸現象を理解する上で、非常に効果的な手段であることが示唆された。そのため、第1世代モデルの開発を機に、既存モデルの改良及び大気化学を詳細に扱うモデルの開発が精力的に進められ、1980年代後半までには多くの第2世代化学物質輸送モデルが開発された。そのような第2世代モデルの中でも、特に STEM-II、RDOM、ADOM は、詳細なスキームを含み、多くの研究者らによって支持された代表的なモデルであった。そこで、本節ではそれらの概要を示すことで、第2世代モデルについて整理する。

Carmichael ら(1986, 1989, 1991)^{11, 12, 13)}の STEM-II は、オイラー型の3次元化学物質輸送モデルであり、より詳細に物質の輸送、化学、除去過程を扱えるよう開発された。地域スケールの酸性雨現象を明らかにすることを目的としているため、このモデルの気相反応には、Lurmann ら(1986)¹⁴⁾の気相反応化学モデルをベースに、53種の化学成分と112の反応式が含まれている。一方、液相反応では17の平行解離式と3つの反応式を扱い、

大気中での硫黄酸化物や窒素酸化物、反応性の炭化水素の挙動を適切にシミュレートできるように設計されている。さらに、STEM-II は凝結、蒸発、凍結、融解、昇華などの大気水象の相変化に関連する変換比率や雲水量、落下速度などを計算する ASM (Advanced Scavenging Module ; Hales ら(1984)¹⁵)と結合しており、湿性除去過程を可能な限り、適切に取り扱っている。STEM-II を用いた大気化学輸送シミュレーションは、例えば Carmichael ら(1986, 1989, 1991)^{11, 12, 13}の場合では、地上から高度 5km までの領域を地表に沿った座標系において、ケンタッキー州を対象にしたケースでは 40km の水平格子を用いて、米国東部を対象にしたケースでは 80km の水平格子を用いて行っている。

NAPAP (National Acid Precipitation Program)¹⁶のもと、Chang ら (1987)¹⁷のグループによって開発された RADM (Regional Acid Deposition Model) は、雲・降水過程を含むメソスケール気象モデル MM4 (Meso-scale Meteorological Model) とオフラインでリンクした物質輸送・変質モデルである。RADM は、輸送過程に、移流、拡散、乾性沈着、雲による効果(液相反応、鉛直輸送)、化学反応を加味している。拡散過程における快晴時での微量気体や粒子の鉛直方向の乱流輸送は、大気の安定度や風シアーをもとにパラメータ化を行った渦拡散モデルを用い、また乾性沈着過程では、大気の安定度、土地利用形態、季節、日射量、地表面の状態に基づいて 13 成分の乾性沈着速度が計算される。雲による効果の過程では、サブグリッドスケールの雲の鉛直混合による鉛直分布の変化や、液相反応、微量気体や粒子の除去過程が含まれており、液相化学-除去モデルと簡単な一次元雲モデルの出力をパラメータ化することで、これらの過程は計算される。また雲の有無やその種類・特徴については、温度や湿度の鉛直分布、降水量をもとに導出されている。気相反応に関しては、Stockwell ら (1986)¹⁸の気相反応モジュールが採用され、36 成分間における 77 の反応式が考慮されている。Chang ら(1987)¹⁷では、北アメリカやカナダ南部の対流圏における微量気体や粒子の輸送シミュレーションを鉛直方向に 6 層、水平方向には 80km の格子を用いて 30×30 グリッドの領域を対象に行っている。

Venkatram ら (1988)¹⁹のグループによって開発された ADOM (Acid deposition and Oxidant Model) もまた代表的な第 2 世代化学物質輸送モデルの一つである。このモデルの輸送過程には、移流や拡散などの気象場による輸送過程、気相反応過程、湿性・乾性沈着過程が含まれている。気象場による輸送過程では、移流過程だけでなく、乱流過程に渦拡散モデルが使用され、3 次元風速、渦拡散係数に関しては、気象予報モデルと境界層モデルを組み合わせて得られた結果を使用している。気相反応過程は、Lurmann ら (1986)¹⁴に基づいており、光化学反応が加味され、また 50 成分間における光化学反応を含む約 100 の反応式がモデル化されている。湿性除去過程では、液相反応と雲物理過程が考慮されている。13 成分間における 25 の反応がモデル中で解かれ、酸素やオゾンによる二酸化硫黄の酸化・過酸化反応、気相-液相間の相転移が適切にモデル化されている。雲物理過程には、1 次元層雲モデルと簡単な積雲モデルが使用され、物質の鉛直混合や液相反応、降水などによる洗浄過程が扱われている。乾性沈着過程では、摩擦速度や除去される物質の特性、土地利用形態を考慮して乾性沈着速度を見積もり、その値をもとに計算される。ADOM によるシミュレーションは水平格子およそ 100km、地上から

12kmの領域を12層に分割して行われる。

まとめると、第2世代の領域型モデルと第1世代モデルの顕著な差は、主に気相反応に加えて、液相反応、雲・降水除去過程の取扱いにある。この過程に対して、多くの第1世代モデルでは、気相反応や液相反応に対して簡単なパラメータ化を行い、さらに雲・降水除去過程は省略するか、係数などを用いて簡単なパラメータ化を行うことで取り扱っていた。一方、第2世代モデルでは、気相・液相の両反応をより詳細に扱い、シミュレート可能な化学成分数もおおよそ30~60成分と第1世代と比較して、はるかに増加している。また降水を伴う雲内部やその下方で起こる物理・化学プロセスに関しても、例えば、雲内部で起こる気相と液相の化学的な相互作用や、雲粒や雨滴内で起こる液相の化学的な変化に対しても、モデル内で可能な限り詳細に取り扱っている。さらに、幾つかの第2世代モデルの除去モジュールでは、湿性沈着過程、つまり雨滴などの落下による気体やエアロゾル粒子の大気中から除去といった洗浄過程の計算までも取り扱えるように設計されている。

これらの第2世代モデルの開発・適用は、大気中の様々な現象を理解する上で、非常に役立つものではあるが、モデル内でどれだけ化学物質の輸送を詳細に扱っても、その結果にはいくらかの不確実性が含まれていることに注意しなければならない。例えば、各輸送過程のモデル化の際に使用した変数や式が表す個々の現象全てを観測することは難しく、結果的にモデルの妥当性を実証することは困難となるためである。また全てのオイラーモデルは数値拡散問題を抱えており、それらの結果には常に不確実性が含まれている。そのため、次節に述べられるような大気中での物質の各輸送過程をさらにモデル化することも、もちろん重要ではあるが、事例毎の感度実験やモデル間の相互比較、より良いアルゴリズムの使用、さらなる高解像度シミュレーションなどを通じて、モデル計算の不確実性やエラーを量的化し、把握しておくことやそのための手法を確立することも、今後の化学物質輸送モデルの発展に関わる重要な課題の一つと言える。

7.1.4 第3世代モデルに求められる要素

現在のオイラー型大気化学・輸送・沈着モジュールの基本的な方法論や構造は、第2世代モデルのものを引き継いでおり、それらは第1世代モデルのものをベースにしている。

1980年後半に第2世代モデルが開発され、それから1990年代にかけて、第2世代モデルの物理・化学過程は改良及び強化されている。しかし、それらの改良・強化の中で、大気中における物質間の相互作用プロセスを扱うために、また最新の数値計算法や並列計算を導入し、より効率的に複雑な大気化学の計算を行うために、モデル自身を再構築している例は非常に限られている⁴⁾。そのため、第2世代モデル開発以降から1990年代までの主な化学物質輸送モデルの発展は、より高い解像度でシミュレーションを行えるようになったこと、長期間を対象にシミュレーションを行えるようになったこと、また扱える成分が増加したことであるが、次世代モデルの能力としては十分な発展とは認識されていない。

多くの大気汚染物質は、化学反応などを通じて他の物質と密接に関連している。そのような化学反応の多くは非線形であり、またそれらの大気中での寿命はミリ秒から年のオー

ダーで変化する。そのため、大気中の化学物質と気象・気候の相互作用過程は非常に複雑であり、第3世代モデルの理想形は、これらプロセスを限りなく現実的にシミュレートすることと言える。そのためには、幾つかのプロセスについては、既に第2世代モデルに含まれるモジュールの改良によって扱えるが、幾つかは新しく定式化する必要があった。例えば、不均質反応を例にとれば、ある気体の不均質反応時に起こる消失を扱う場合、ほとんどの第2世代モデルに含まれる気相反応モジュールを修正すれば対応させることができるが、雲場との相互作用によるCCN (cloud condensation nuclei) の形成や、雲の分布・特性への影響を扱う場合、二次生成粒子を扱うモジュールは第2世代モデルには含まれていないため、新しく定式化を行う必要があった。

7.1.5 第3世代モデルで扱われる物理・化学過程

先述のとおり、第3世代モデル開発において、第2世代モデルの幾つかのモジュールについては修正する必要があり、大気中での物理・化学過程の幾つかは新たに定式化する必要があった。これらの第3世代モデル開発の課題や第2世代モデルの問題点についてはPetersら(1995)⁴⁾に詳しく述べられている。そこで以下では、その内容を要約することで、当時挙げられていたモデルの課題や問題点について整理する。

大気化学的な側面からみた第3世代モデル開発における課題は、主にヒドロキシルラジカル (以下、OH ラジカル) やペルオキシラジカル (以下、LOO・ラジカル) の予報精度の向上や、炭化水素族の反応、気体とエアロゾル間の不均質反応、液相反応メカニズムのより詳細な取扱いが挙げられる。OH ラジカルや LOO・ラジカルは、対流圏の主要な酸化体であり、様々な微量気体の循環の中で重要な役割を果たすことは知られていたが、当時のモデルと観測との間には、多くの不一致があった^{20), 21)}。また炭化水素は、OH ラジカルや LOO・ラジカルなどの循環や発生に対して重要であるが、大気中での炭化水素族の取扱いに関する知見は当時、非常に乏しく、どのような物質が含まれるかも十分に明らかになっていなかった。そのため、炭化水素族の反応メカニズムを扱うモジュールの多くは、個々の物質を扱う代わりに、性質や構造の似ているものを数種類のグループに分け、そのグループの反応を扱うといった簡単なモデルが使用されていた。さらに気体とエアロゾル間の不均質反応における炭化水素や元素状炭素、硫酸塩を含む粒子の大気中での生成過程や、液相反応メカニズムにおける雲粒や雨滴内での光化学反応、粒径の違いによる化学組成の差、有機体による酸の生成過程などはフィールド実験などからその重要性が示唆されていたが、当時、詳細に明らかにされていなかったため、適切にモデル内で表現されていなかった^{22), 23)}。

エアロゾルの観点からは、雲との相互作用、光散乱過程を通じた気候への影響を明らかにするために、エアロゾルの粒径を考慮した取扱いが第3世代モデル開発において期待されていた。これは、粒径の違いによって生じる光学的特性の差や大気中での運動の差、含まれる化学成分の差を扱うためであり、また大気中での粒子形成 (不均一・均一) を扱うためでもある。例えば、光の散乱過程では、太陽放射の波長と同程度の粒径をもつ粒子が、光の散乱・吸収過程において重要な役割を果たし、また粒子組成の差によって、光の散乱・

吸収の割合が大きく変化する。雲との相互作用においては、大きさや組成の差によって、凝集や凝結成長、蒸発、沈降、沈着、粒子間の衝突併合などの効率が変化し、結果的には雲核としての役割にまで影響する。さらに、粒子核形成は粒子数密度に影響し、エアロゾル群として、光の散乱頻度や、雲の寿命などにも大きく影響する。これに対して、第2世代モデル内でのエアロゾルの扱いは、主に、一成分しか考慮していないモデルが多く、また粒径に関する考慮していないものがほとんどであった。さらに気象・気候への影響や雲との相互作用に関する、膨大な計算となることから、気象モデルと結合する化学モデルはほとんどなく、粒子形成に関する個々の過程が力学場へ与える影響をシミュレートするモデルは非常に限られていた。

雲・降水過程の観点からは、すでに述べた雲粒・雨滴内での液相反応メカニズムを除くと、湿性沈着過程や対流性雲による鉛直輸送の取扱いが第3世代モデル開発の課題であった。湿性沈着過程では、落下する雨滴などと衝突して、それと共に大気中から除去される過程(以下、sub-cloud 除去)と雲粒などに取り込まれることによって除去される過程(以下、in-cloud 除去)がある。多くの第2世代モデルでは、sub-cloud 除去過程や in-cloud 除去過程を、それぞれ、降水量に基づいた経験的係数や雲物理学をもとにした理論的係数を用いて、また雲粒内におけるエアロゾルや気体の溶解した割合を用いて、大気中から除去される量を、簡単に、計算していた。またこれらの過程をより適切に扱うために開発された、幾つかの第2世代モデル(例えば前節で示した STEM-II や ADOM モデル)では、1次元雲物理モデルと組み合わせることで、湿性除去過程を計算していたが、当時の雲物理モデルでは、非降水性雲の形成が考慮されておらず、多くの点でさらなる改良が必要と指摘されていた²⁴⁾。さらに対流性雲による鉛直輸送過程は、短時間で地上近くにある物質を対流圏上層まで輸送することが可能となるため、短寿命の化学成分の物質循環を考える際、非常に重要な過程となるが²⁵⁾、この過程は第2世代モデルの解像度よりも小さい空間スケール(以下、サブグリッドスケール)の現象となるため、他の雲モデルや観測から得られた雲底-雲頂間にわたって、鉛直拡散係数を増加させる、若しくは濃度を混合させるなどの経験的な方法によってモデル内で表現されており、雲物理過程に基づいて、モデル化されることが課題となっていた。

乾性沈着を含む大気と地表面の交換過程においては、乾性沈着モデルの高精度化、生命活動による化学成分放出のモデル化が課題であった。乾性沈着過程とは地表面近くで発生する乱流の作用によって物質が地表に除去される過程である。多くの第2世代モデルでは、物質の力学的性質、地表面特性、気象要因をもとに物質の沈着速度を算出し、それに物質の濃度をかけることで、この過程をモデル化していた。しかし、当時、乾性沈着量の測定手法さえ確立していなかったため、沈着速度の値や乾性沈着モデルの表現の妥当性を判断するためのデータは不足しており、化学成分の中には全くデータがないものもあった。そのため、多くの実験的な研究を行っていくことで、測定手法を確立させるとともに、様々な状況化におけるデータを収集し、それを用いて沈着速度やモデル表現の妥当性を評価し、精度を高めていくことが第3世代モデルの乾性沈着過程に対する最重要課題の一つであった。一方植物や微生物からの化学成分放出のモデル化に関しては、代表例として、海洋か

らのジメチルサルフェイト(以下、DMS)放出や湿地帯からの CH₄ 放出が挙げられる。これらの成分の大気中への放出は、多くの化学成分の物質循環においても間接的に影響するため、重要であるが、その放出量は、おおまかにしか定量化されていなかった。例えば、生命活動に起因する成分の発生量は、昼と夜で、若しくは季節毎に変化する場合や、土壌水分、温度などにも依存することが考えられるが、そのような関係についてはあまり理解されておらず、第2世代モデルは、シミュレーションが長期にわたる場合でも固定された発生源フラックスを使用していた。

対流圏-成層圏交換過程 (Stratosphere/troposphere exchange; 以下、STE) は対流圏上層におけるオゾンや窒素酸化物の重要なソースであり、対流圏微量気体の収支を把握するためにも、適切にモデル内で扱わなければならない²⁶⁾。しかし、例えばオゾンの場合、1990年頃の正味の成層圏から対流圏への流入量は 300-1000TgO₃/year と見積もられており、比較的大きなばらつきを持っている。そのようなばらつきは、STE 過程に作用する力学過程が適切にモデル化されていないことが原因である。STE 過程は、大気の大規模な循環による作用だけでなく、部分的な対流圏界面の沈降、ジェットの影響によって発生する2次的な循環や、積乱雲の圏界面への進入、圏界面付近の雲頂で起こる放射冷却、重力波の崩壊による乱流の生成などの様々なスケールの現象に伴って起こることが知られている。そのため、第3世代モデル開発においては、こういった現象をモデル内で正確に表現することが、適切な STE 交換過程シミュレーションを行うための課題として挙げられていた。

放射伝達過程に関しては、光化学作用フラックス (以下、actinic flux) の導出が第3世代モデル開発における課題であった。第2世代モデルの多くは、波長、天頂角、高度などの関数として、前もって作成しておいた look-up table を用いて actinic flux の導出を行っているが、その table の作成において、地表面アルベド、オゾン鉛直積算量、エアロゾル分布は、ほとんど固定されたものが使用されていた²⁶⁾。第3世代モデルではそのような非現実的な扱いをやめる代わりに、放射モデルとの結合若しくは、上記成分を考慮した詳細な look-up table の作成によって、より現実的な actinic flux の導出を行うことが期待されていた。

気象場に関しては、境界層混合過程の取扱いや気象モデルとの結合が課題であった。境界層混合過程は、多くの化学成分の発生源が地表面付近に位置していることから、それらの鉛直輸送に対して非常に重要な過程である。そのため、第3世代モデルでは、2次以上の乱流クロージャモデルを用いて、サブグリッドスケールの鉛直風速の変動も詳細に扱うことが期待されていた。また多くの第2世代モデルでは、初期条件や境界条件として、風速・風向、温度、湿度などの気象要素に、再解析データや気象モデルのアウトプットを使用していたため、結果的に個々の化学成分の気象場への影響(フィードバック)を無視していることになる。そのため、そのような化学成分の気象場への影響をモデル内で扱うために、気象モデルと化学物質輸送モデルを直接的に結合することが第3世代モデル開発の最終的な目標であった。

7.1.6 代表的な第3世代モデル

1990年後半から現在までにおいて、化学物質輸送モデルの研究はさらに飛躍的に進めら

れ、様々な大気中の複雑な物理・化学過程を詳細に扱う化学物質輸送モデルが開発された。それらの幾つかは前節で挙げたような問題点を克服するものであり、第3世代化学物質輸送モデルとして認識されている。例えば、NCAR/NOAAによって開発されたWRF-Chem (Weather Research and Forecasting - Chemistry; Grell et al., 2005²⁷⁾)、米国環境保護庁 (Environmental Protection Agency; EPA)によって開発されたCAMx (Comprehensive Air quality Model with extensions; ENVIRON, 2004²⁸⁾) や CMAQ (Community Multi-scale Air Quality Modeling System; Byun and Ching, 1999²⁹⁾) はそういった第3世代モデルの代表的な例である。そこで、本節では第3世代モデルの中でも特に、世界中に多くのユーザを持ち、また多くの適用例が報告されているCMAQを中心に、第3世代大気化学輸送モデルの概要についてまとめる。また深刻な大気汚染問題が起こっている地域として、近年特に注目されている東アジア域への適用例について紹介するとともに、そこで得られた第3世代モデルの課題について整理する。

CMAQは、大気環境における様々な問題を解明することを目的に、地形、土地利用形態、発生源、気象などの情報を入力することにより、大気中の様々な汚染物質の濃度分布や湿性・乾性沈着量を計算する3次元オイラー型の化学物質輸送モデル(大気質モデル)である。CMAQの最大の特徴は、従来の化学物質輸送モデルが、一つの大気汚染現象を解明することを目的に開発され、モデル中で扱う汚染物質の種類や物理・化学過程も制限していたことに対し、CMAQではあたかも1つの大気(one-atmosphere)を形成するという概念のもとに、空間スケールに関係なく汚染物質の濃度に関わる様々な物理・化学過程やその相互作用を同時に取り扱えることを目指している点にある。そのため、様々な空間スケールを1つのフレームワークでまとめて扱うことができるマルチスケールのモデルであり、1つの格子サイズの想定解像度は1km~100km程度と従来のモデルと比較しても広い適用範囲を持つ。

CMAQが第3世代モデルとして認識される理由のひとつには、複雑な大気化学過程を詳細に取り扱えるモジュールを多く組み込んでいる点にあると考えられる。例えば代表的な気相反応系のスキームに挙げられるCBM-IV (Carbon bond Mechanism, Version IV; Grey et al., 1998³⁰⁾) や RADM2 (Regional Acid Deposition Model, Version 2; Stockwell et al., 1990³¹⁾)、SAPRC-99 (Statewide Air Pollution Research Center, Version 99, Cater, 2000³²⁾) が含まれている。これらの中で比較的ユーザの多いSPARC-99では、72化学成分及び214の反応式数を考慮しており、また炭化水素系成分の扱いも反応性によって27クラスに分類している。

一方、エアロゾル反応系のスキームでは、エアロゾルの大気中での生成、核生成、無機・有機成分の反応・凝縮、凝集を計算するAEROモデルが含まれている。これまでに多くの利用報告があるAERO3を例にとれば、2次有機粒子 (Secondary Organic Aerosols: SOA) 生成モデルとしてSORGAM (Secondary Organic Aerosol Model; Schell et al., 2001³³⁾)、無機成分の反応・凝縮モデルとしてISORROPIA (Nenes et al., 1998³⁴⁾) が使用されている。SORGAMモデルでは、低揮発性有機生成物とそのガス/粒子比を計算するモデルであり、ガス/粒子の分配計算において、SOA組成、有機ガスの粒子への吸収量及び温度に対する依存性を考慮している。またISORROPIAでは、無機化学種 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 Cl^- 、 NH_4^+ 、 Na^+ の相別の濃度

計算を可能にし、さらにエアロゾル表面に付着する水分も計算することが可能である。さらに、AERO3 では大気中におけるエアロゾルのサイズを表現するために RPM (Regional Particulate Model ; Binkowski and Shankar, 1995³⁵⁾) を組み込んでおり、粒径分布を Aitken (Nucleation)モード、Accumulation モード、Coarse モードの 3 つの対数正規分布の重ね合わせで表現している。なお、2004 年以降に、粒径分布に対数正規分布を仮定せず、粒子を複数の粒径幅(bin)に分割し bin 毎に粒子の動態を計算する MADRID (Model of Aerosol Dynamics, Reaction, Ionization, and Dissolution; Zhang et al., 2004³⁶⁾) と結合した CMAQ-MADRID も公開されている。

以上、CMAQ の最大の特徴である大気化学過程に的を絞って、その概要を述べたが、ここに示した以外にも乾性・湿性沈着過程といった複雑な物理過程を扱う多くの詳細なモジュールが CMAQ には組み込まれている。それらも含めて、幾つかのモジュールは、他の第 3 世代モデル CAMx や WRF-Chem においても使用されている。例えば、気相反応における CBM-IV や SAPRC99 は CAMx にも組み込まれ、気相反応における CBM-Z (CBM-IV をベースに改良)、RADM2 やエアロゾル反応における SORGAM は WRF-Chem にも組み込まれている。このように個々のモデルで共通のモジュールが組み込まれていることもあり、Tesché et al. (2006)³⁷⁾や Lin et al. (2009)³⁸⁾ にもあるように、複数モデルによるモデル間相互比較研究も報告されている。これらの研究はモデルの優劣を決定するものではないが、これらモデルの違いを指摘するなら、CMAQ や CAMx は直接的に気象モデルと結合しておらず、その出力結果を使用して大気化学輸送シミュレーションを行う、いわゆるオフライン型モデルであることである。そのため、地球温暖化に代表される気候変動や、集中豪雨のような水循環場の変動といった大気化学種の気象場への影響 (気象場へのフィードバック) をこれらのモデルがシミュレートすることは技術的に困難である。しかし、それらの大気化学過程の取扱いに関する詳細さ・精密さは、第 3 世代モデルとしての資質を十分に備えていると考えられる。一方、WRF-Chem は、気象モデル (WRF) と直接的に結合しているオンライン型モデルである。そのため、大気化学種の気象・気候へのフィードバックをシミュレートすることが可能なモデルであり、気候変動の分野においてもその発展性が期待されている。

7.1.7 CMAQ の適用例と課題

CMAQ がリリースされた当初、研究論文などで報告されている CMAQ 適用例の多くは米国や欧州が中心であった (例えば、Arnold et al., 2003³⁹⁾)。しかし、急速な成長に伴うアジア域の越境大気汚染問題が世界的に認識され始めるとともに、その適用例も急激に増加し、現在では多くの研究者らによってアジア域への適用例が報告されている。例えば、Zhang et al. (2002⁴⁰⁾, 2003⁴¹⁾, 2004⁴²⁾) は冬季の東アジア域における対流圏オゾンについて解析し、また NASA が中心になって 2001 年に実施した TRACE-P 観測期間における硫酸塩エアロゾル、オゾン、一酸化炭素の輸送解析を行った。Sakurai et al. (2003⁴³⁾, 2005⁴⁴⁾) は、大気中におけるアンモニア及びアンモニウム塩の動態・収支を解析した。Uno et al. (2007)⁴⁵⁾ は、衛星観測との比較を基に窒素酸化物の季節変動を含む長期変動について解析した。速水

(2007)⁴⁶⁾は、首都圏における人為燃焼発生源の排出量抑制と二次粒子無機イオン成分濃度の関係性を評価した。また、Yamaji et al. (2010)⁴⁷⁾は様々な発生源データを使用して、炭素性エアロゾルや一酸化炭素、オゾンの感度実験を行っている。さらに、東アジア域をシミュレーション対象地域として、大気質モデルの比較計算を行う国際プロジェクト MICS-Asia II (Model Inter-comparison and evaluation of ozone and relevant species phase II; Carmichael et al. (2008)⁴⁸⁾) では、CMAQ やそれに含まれる大気化学モジュールを組み込んだモデルが、最新の化学物質輸送モデルとして選択され、相互比較実験が実施された。

上述の研究報告はCMAQのアジア域への適用例のごく一部に過ぎないが、それらの全てが、CMAQのアジア域における個々の大気化学成分の空間分布や、短期から長期にわたる変動の再現性の高さを指摘し、CMAQがアジア域の大気質をシミュレートするモデルとして、十分な性能を持つことを示している。しかしながら、それと同時に、詳細な観測データとの比較により、さらなる課題を指摘した報告もある。例えば、Han et al (2008)⁴⁹⁾は、定量的・定性的に対流圏上層のオゾン濃度の再現性の低さを指摘し、対流圏-成層圏交換過程のモジュールが不十分であることを指摘した。また Lin et al. (2009)³⁸⁾は、突発的な対流性降雨に起因するオゾン濃度の減少を十分に再現していないことを指摘し、対流性雲の表現とそれによる湿性沈着過程の修正を提案している。これらの指摘に加えて、Uno et al. (2007)⁴⁵⁾ や Han et al. (2009)⁵⁰⁾は衛星観測結果との比較を基に、中国中部域における窒素酸化物濃度の再現性の低さを指摘した。この窒素酸化物濃度の再現性の低さは主に、CMAQ内の各モジュールの問題ではなく、エミッションデータの正確性に起因することが報告されている。対流圏-成層圏交換過程、湿性沈着過程モジュールの再現性の問題は、主に個々の気象・環境状態での検証不足、つまりは観測・測定データの不足につながる。またエミッションデータの正確性の問題にしても、利用できるデータの不足が原因となっている。さらに、同様の問題は、程度の差こそあれ、第3世代モデルの各物理・化学過程に対してや、大気化学シミュレーションにおける幾つかの入力データに対してもいまだ存在する。そのため、このようなデータ不足問題は今後の大気化学モデリングの発展における重要な課題のひとつとして認識されている。

7.2 PM2.5 評価モデル

7.2.1 PM2.5 評価モデルの概要

世界的なPM2.5による環境影響への関心の高まりを受けて、我が国においてもPM2.5の環境基準が2009年9月に告示された。このような動きを踏まえて、PM2.5の評価モデルについて調査・検討を行う。

PM2.5は様々な化学種成分で構成され、大気へ直接排出される一次粒子、並びに大気中における粒子化で生成される二次粒子がある。大気中の挙動は複雑であり、発生源は広域かつ多岐にわたる。大気中におけるPM2.5の動態を解析するには、原因物質の排出から大気中での移流・拡散・化学反応・粒子生成及び成長・沈着(湿性及び乾性)といった諸過程を同時に考慮して濃度を予測する手法が求められる。上述の領域化学物質輸送モデルは、

これら緒過程を計算機上に構築したモデルとなっている。

本調査では、先に示した領域化学物質輸送モデルに組み込まれている「粒子生成及び成長」を扱うモジュール、つまり CMAQ に組み込まれている AERO、また CMAQ-MADRID などの特徴、問題点、日本の気候・風土条件下での PM2.5 再現性等について解析整理を行う。

(1) AERO3 の概要

AERO3 は、CMAQ に含まれるモジュールのひとつであり、エアロゾル発生過程、輸送過程、雲過程 (液相反応、湿性沈着) を除く、大気中でのエアロゾルの諸過程 (2 次粒子生成、核形成、凝集、凝縮による成長、乾性沈着) を取り扱うエアロゾルモジュールである。本節では、その AERO3 の概要について述べる。

大気中に浮遊しているエアロゾル粒子の大きさは様々である。AERO3 ではそのようなエアロゾルの粒径分布を、Aitken (Nucleation) モード、Accumulation モード、Coarse モードの 3 つの対数正規分布を仮定し、それらの重ね合わせによって表現している。

大気中で起こるエアロゾル無機成分の反応・凝縮に対しては、Nenes et al. (1998)³⁴⁾の ISORROPIA を使用している。ISORROPIA は、硫酸塩、硝酸塩、アンモニウム塩の複合系の取扱いを可能にしており、アンモニアによる硫酸の中和反応や Zdanovskii-Sokes-Robinson 法 (Stokes and Robinson, 1966)⁵¹⁾ を用いたエアロゾル表面に付着する水分量とともに、無機成分 SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , NH_4^+ , Na^+ の相別 (gas/aerosol) 濃度をシミュレートしている。さらに粒子形成モジュールには Kulmara et al. (1998)⁵²⁾ のパラメタリゼーションを適用している。このスキームの中で、 $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-H}_2\text{O}$ 系の反応による硫酸塩エアロゾルの粒子生成は硫酸濃度、温度、酸性度、湿度の関数として扱われ、一方、粒子生成に使用されなかった硫酸は、Aitken モード、accumulation モードの粒子上で、凝縮ファクター (condensation factor) に比例して凝縮する。

2 次有機エアロゾル生成に関しては Schell et al. (2001)³³⁾の SORGAM (Secondary Organic Aerosol Model) が適用されている。このモデルでは低揮発性有機生成物とそのガス/粒子比を計算するものであり、ガス/粒子の分配計算においては、2 次有機エアロゾルの組成、有機ガスの粒子への吸収量及び温度に対する依存性を考慮している。また AERO3 では、凝集モジュールとして Aitken モードと accumulation モードにおける各粒子のブラウン運動モデルを基にした Jiang and Roth (2003)⁵³⁾ の確率モデルが採用され、乾性沈着過程には、動力学抵抗、分子粘性抵抗、重力沈降を考慮して粒径モード別に乾性沈着速度を算出する Binkowski and Shankar (1995)³⁵⁾ の方法が使用されている。

(2) AERO4 の特徴

AERO4 は AERO3 の後継モデルとして、CMAQ Ver4.5 から搭載された。AERO4 と AERO3 との最も大きな違いは、海塩粒子のモデル化である。AERO4 では、海洋からの海塩粒子の発生は、風速と相対湿度の関数として計算している。このような海塩粒子の

発生は、ナトリウムや塩化物、硫酸塩エアロゾルの発生源のひとつとなっている。海洋から発生した海塩粒子は accumulation モード、coarse モードの粒子として大気中に分布する。accumulation モードの海塩粒子成分と塩化水素の熱力学平衡は ISORROPIA で計算され、coarse モードの海塩粒子成分は不活性なトレーサとして扱われる。

(3) MADRID の特徴

MADRID はエアロゾルの粒径の取扱いに関して、AERO3 や AERO4 とは全く異なる概念をもつ別バージョン CMAQ モデルに搭載されたエアロゾルモジュールである。このモデルはエアロゾル粒子の粒径の変化に対応するため、bin 法が適用されている。bin 法とは、対数正規分布を仮定せず、粒子を複数の粒径幅 (bin) に分割し、bin 毎に粒子の大気中での動態を計算する方法である。この bin 法の適用は、個々の粒径サイズにおけるエアロゾル濃度計算を行うため、bin 数を増加すればするほど、計算コストが大きくなるという欠点を持つ代わりに、粒径分布を仮定した場合と比較して、その物理・化学特性をより適切にシミュレートできる利点を持つ。この方法の導入に加えて、さらに、MADRID は 2 次有機生成粒子も、AERO3 と比較して、より詳細に扱えるよう設計されている。例えば、Schwartz et al (2005)⁵⁴⁾によってまとめられているように、MADRID1 (Zhang et al., 2004)³⁶⁾では SORGAM スキーム内で使用されている経験的なデータに基づき、AERO3 や AERO4 と同様の方法で有機物を気相と粒子に分けて 2 次有機生成を扱っているが、考慮している化学成分数を大きく増加させている。一方、MADRID2 (J. Chen et al., 2006)⁵⁵⁾では、有機物のエアロゾルへの溶解や多数の酸化メカニズムなどを考慮した MPMPO (Model to Predict the Multiphase Partitioning of Organics) を 2 次有機エアロゾル生成モデルとして採用するとともに、粒子化傾向の高い低揮発性化合物の生成反応を陽的に計算する CACM (Caltech Atmospheric Chemistry Mechanism) 気相反応モデルを新たに組み込み、MADRID1 と比較してもさらに、精緻化を図っている。しかし、このように、粒径 bin を考慮した粒子サイズの細かな扱い、多成分の二次有機エアロゾル生成の考慮、粒子表面上での不均一反応の取扱いなどで AERO3 や AERO4 から精緻化を図っていても、その一方で、凝集プロセスを扱っていないという欠点も抱えており、粒径分布のシミュレーションに対して現段階では必ずしも適切でないという指摘もある (Elleman, 2007)⁵⁶⁾。

7.2.2 エアロゾルモジュールの適用例

前節で示したエアロゾルモジュールを用いて日本の気候・風土を対象に PM2.5 や SPM のシミュレーションを行った事例は、過去に幾つか報告されている。このうち、環境省が実施した調査では、VOC と SPM や光化学オキシダント生成との関係を把握するために、CMAQ を用いたシミュレーションが実施されている。平成 18 年度の調査報告書⁵⁷⁾では、AERO3 を用いて、2001 年夏の関東地方を対象に、5km メッシュのシミュレーションを行い、杉並、騎西、浦和における SPM、EC、OC 濃度の観測データとの比較を実施した。同

報告書は、モデルは幾つかの高濃度を再現するが、観測とモデル両者の濃度の差は非常に大きく、モデルが観測値を大幅に過小評価する傾向にあることを報告している。またこの過小評価に対する原因として、前駆物質である VOC (Volatile Organic Compounds) から粒子化する過程が理論的にも十分に解明されていないことから、モデル内でその過程が適切に表現されていない点にあることを挙げ、今後の大気質モデリングにおいては、2 次有機エアロゾル生成の適切なモデル化が重要な課題のひとつであることを指摘した。

また国立環境研究所の特別研究「都市大気環境中における微小粒子・二次生成物質の影響評価と予測」⁵⁸⁾においては、都市における 2 次生成大気汚染物質に対するモデルの性能評価を行うために、AERO4 や MADRID2 を用いて、2007 年夏の関東地方を対象に 5km メッシュのシミュレーションを行い、狛江、騎西、前橋、つくばの観測データとの比較と同時にモデル間の比較を行っている。同研究結果は、モデル結果は両方とも、硫酸塩エアロゾルや元素状炭素エアロゾルの濃度やその時間的な変動をよく再現するが、 HNO_3 濃度を過大評価するとともに、OC 濃度を過小評価しており、これらの成分の再現性向上が現状モデルの課題であることを指摘した。さらにモデル間の比較では、MADRID2 の結果が、AERO4 と比較して、全ての観測地点で OC 濃度を 3 倍ほど高くシミュレートした旨報告した。これは、観測データを過小評価している傾向は変わらないものの、MADRID2 が AERO4 と比較して、OC 濃度に対する高い再現性を持つことを示唆している。また解析結果によると、モデル間の差のほとんどは SOA の差に起因しており (MADRID2 は、AERO4 と比較して SOA 濃度を 10 から 20 倍高濃度で計算)、これらの報告から、粒子生成能をもつ VOC を多成分考慮している MADRID モデルは、AERO4 と比較して、都市域のエアロゾル濃度のシミュレーションにより適していると考えられる。

以上、まとめると、現在のエアロゾルモジュールは、幾つかのエアロゾルに対しては、その濃度変化や濃度の絶対値を比較的よく再現しているが、いまだ定量的にも、定性的にも再現できていない成分が多数ある。またそれらの成分の多くは、2 次有機エアロゾル生成過程と密接に関連するものであることから、この過程の適切なモデル化がエアロゾルモジュールにおける今後の重要な課題のひとつとして挙げられる。

7.3 船舶が及ぼす大気汚染への寄与計算

本事業で推計した船舶起源排出源データと、EAGrid2000-Japan による陸上起源排出源データを利用して、船舶が及ぼす大気汚染への寄与をシミュレーションした。シミュレーションモデルには、独立行政法人産業技術総合研究所が開発した ADMER (Atmospheric Dispersion Model for Exposure and Risk Assessment) を利用した。ADMER では、関東や関西といった数百 km 規模の領域スケールにおける大気汚染物質の、長期平均的な濃度分布の推定が可能であり、その空間分解能は 5 km×5 km となっている。

ADMER は、シミュレーションの専門家でなくても、比較的容易に大気濃度分布を計算できることを目的の一つとして開発されたものであり、前節で紹介した第 3 世代モデルには分類されない。しかしながら、ここで目的とした船舶起源排出源データの大气濃度への寄与計算を簡易的に行うことが可能と考えた。

ADMER の詳細は下記 URL を参照されたい；

http://www.aist-riss.jp/software/admer/ja/index_ja.html

図 7.3-1 に、ADMER に入力した SO₂ 及び NO_x の排出源データの水平分布図を示す。なお、船舶起源の排出量は東京湾内における排出量のみを考慮した。SO₂ は、大規模固定煙源や停泊船舶の隻数が集中する東京湾の沿岸、並びに茨城県の鹿島において排出量が多くなっている。NO_x は、SO₂ で見られた高排出量地域に加え、自動車等の車両数が多く集中する都市部においても排出量が多くなっている。これら排出源データを入力値としてシミュレートされた、SO₂ 及び NO_x の年平均大気濃度を図 7.3-2 に、大気濃度に対する船舶起源排出量の年平均寄与率を図 7.3-3 に示す。なお、ADMER は気象情報をベースに物質の移流・拡散・沈着計算を行うが、ここでは排出源データの推計対象年と同じ 2005 年におけるアメダスデータを ADMER の入力データとした。また、船舶起源排出量の寄与率は、ゼロエミッション法によって算出した。ゼロエミッション法は、通常の排出源データによる計算結果と、ある排出源 A をゼロとした排出源データによる計算結果の差分から、排出源 A の寄与を算出する方法であり、排出源寄与率解析では広く使われる手法である。ただしこの解析手法は、モデルの結果が大気汚染物質の大気中濃度の空間変動を定性的に捉えていることが適用の前提となる。そこで、横浜市内の一般環境大気測定局 20 地点における大気濃度の観測データを用いて ADMER の空間的な再現性を検証した。図 7.3-4 に、ADMER の結果と観測データの比較を示す。SO₂ 及び NO_x ともに観測結果を過大評価したが、両者には高い相関が確認できた。これより、ADMER が両物質の大気濃度分布を適切にシミュレートしたと言える。

図 7.3-2 の大気濃度分布を見た場合、その分布はグリッドあたりの排出量が大きいデータの分布に概ね一致する。他方、船舶起源排出量の寄与を見た場合、SO₂ では内陸の神奈川県北部にまで 10~20% の寄与が生じたのに対し、NO_x ではこのような寄与率の高い地域は東京湾海岸線の近傍で留まる暫定的な計算結果となった。

SO₂ で見られた広範囲における寄与は、船舶起源の排出強度が陸上起源のものよりも大き

いことに起因している。このように船舶起源の排出の高い寄与が広範囲に及ぶことは、既に東京都や横浜市など沿岸の地方自治体からも指摘されているところである。ただし、この年平均値の絶対値は計算値でも最大でも $0.05\text{mg}/\text{m}^3$ 程度であり、 SO_2 の年平均値である $0.08\text{mg}/\text{m}^3(0.04\text{ppm})$ よりも小さく、直ちに船舶起源排出の規制の必要性を示すものではないことに留意する必要がある。

このように、簡易ではあるが、ADMER を適用することにより、上述の事柄が明らかになったことを踏まえると、汚染物質の大気濃度や環境影響は排出源データのみで評価できるものではなく、大気質モデルによるシミュレーション解析によって評価しなければならないことがわかる。ここでは ADMER による簡易的なシミュレーションから船舶が及ぼす大気濃度への影響を解析したが、(1) 計算範囲に限界があること、(2) 大気中における物質間の化学的・物理的反応を考慮できないこと、(3) 国外からの越境大気汚染を考慮できないこと、(4) 領域全体における空間分解能が 5km と比較的大きいこと、などがある。そのため、大気濃度や環境影響をより詳細に評価するためには、CMAQ などに代表される第3世代モデルを用いたシミュレーション解析の実施が望まれる。

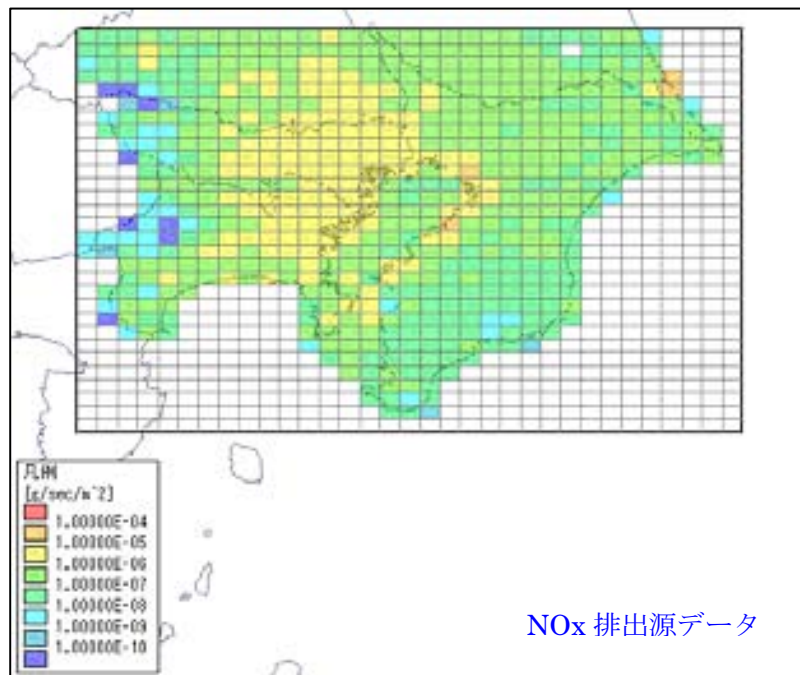
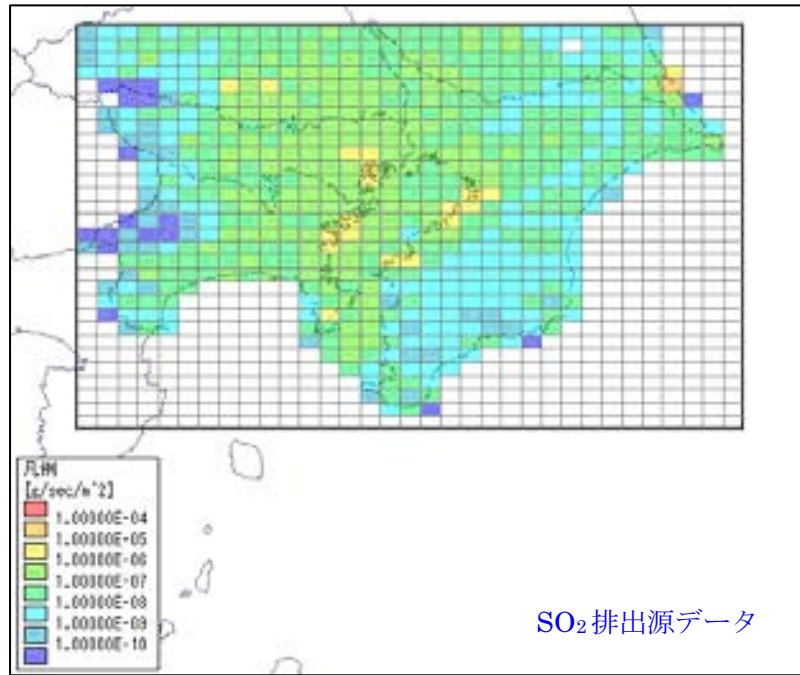


図 7.3-1 ADMER に入力した SO₂ 及び NO_x の排出源データの水平分布図

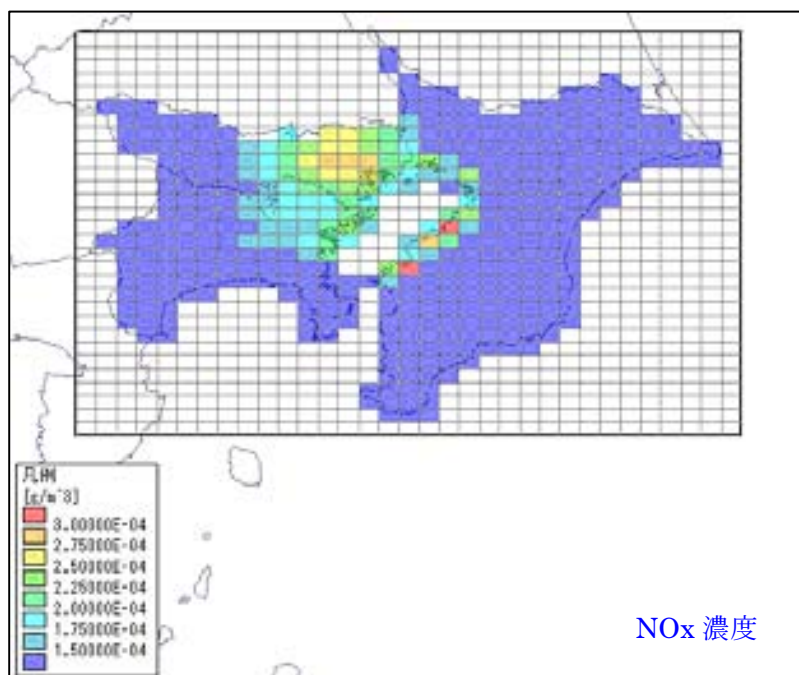
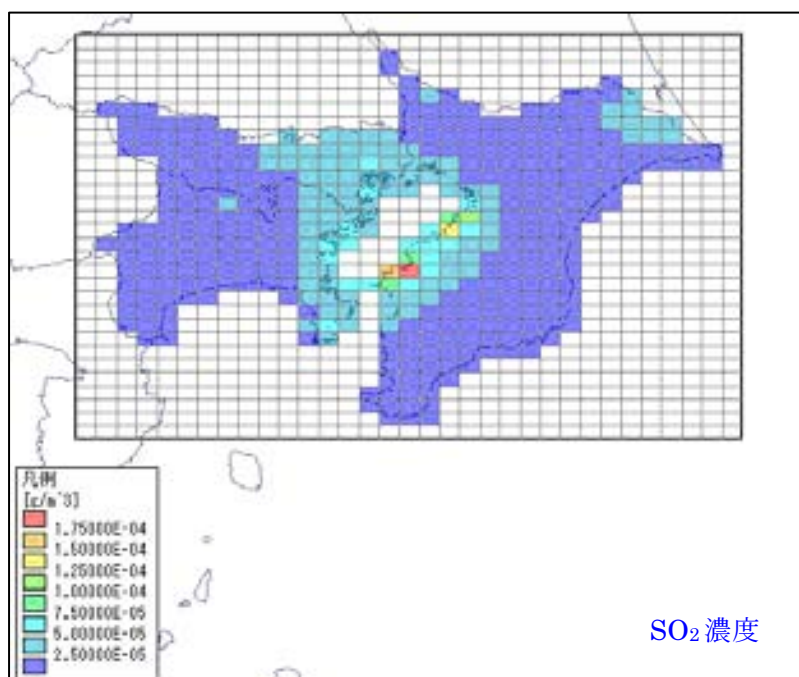


図 7.3-2 ADMER で計算された SO₂ 及び NO_x の年平均大気濃度

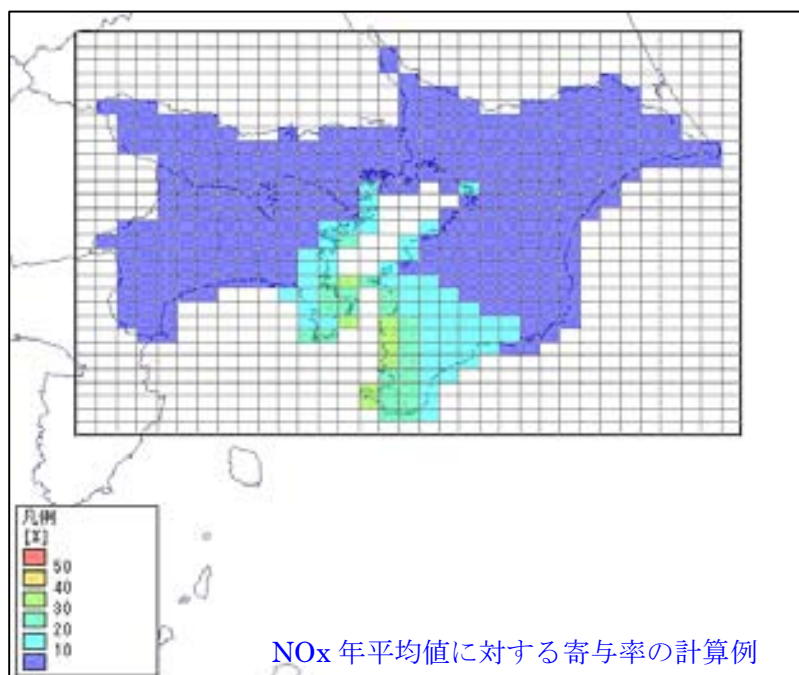
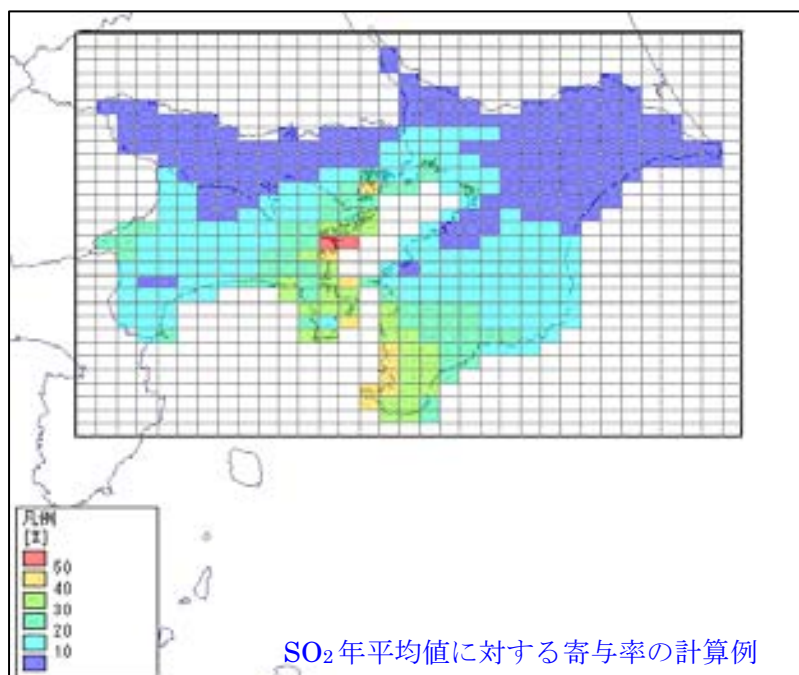


図 7.3-3 ADMER で計算された大気濃度(年平均値)に対する船舶起源排出量の寄与率の計算例

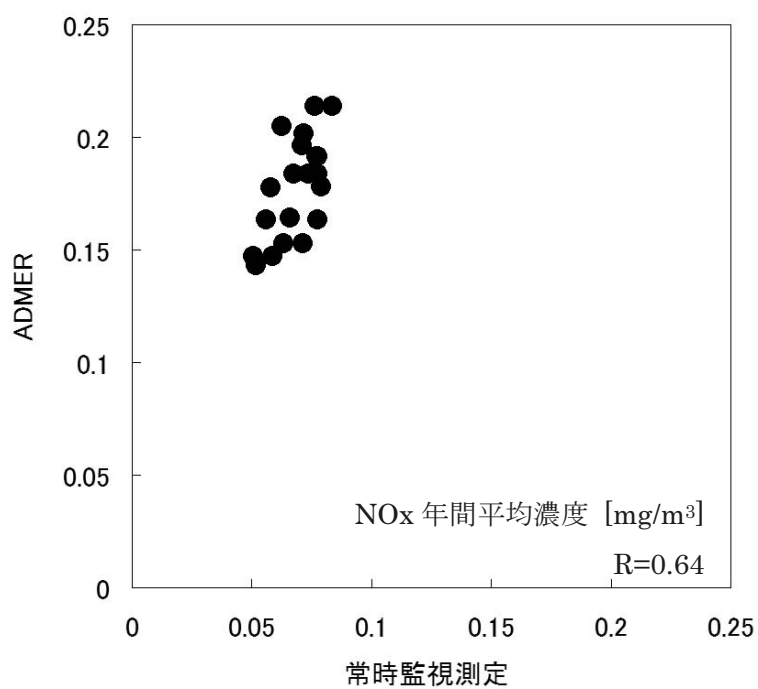
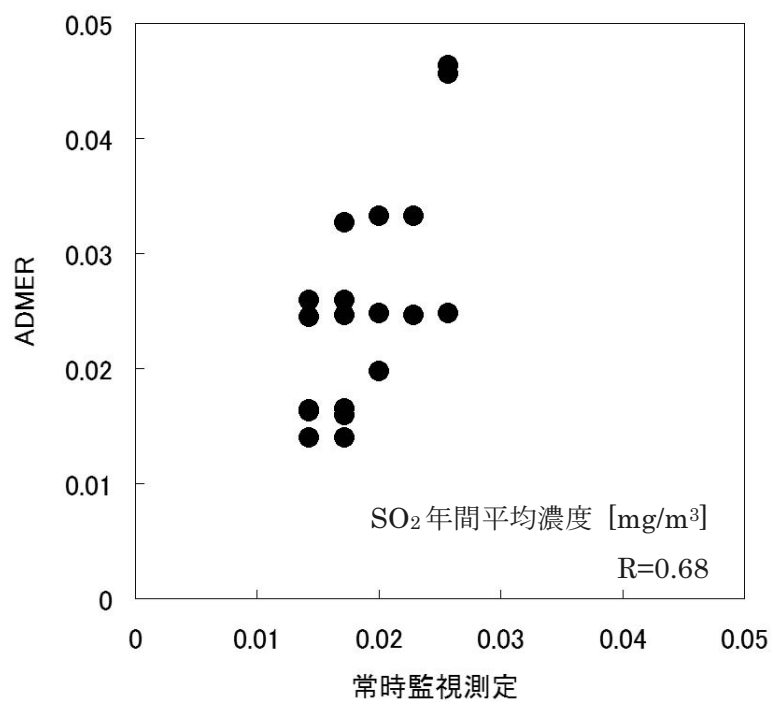


図 7.3-4 神奈川県横浜市の一般環境大気測定局を対象とした SO₂ と NO_x 年間平均濃度の観測データ (横軸) と ADMER 結果 (縦軸) の比較

参考文献

- 1) U. S. Environmental Protection Agency, Project report, EPA complex terrain model development: final report, 1987.
- 2) 市川陽一, 佐多幸一, 柿島伸次, 排ガス拡散予測手法の開発, 電中研レビュー, 38, pp.18-36, 2000.
- 3) 大原利眞, 鶴野伊津志, メソスケール大気汚染の数値シミュレーション, 大気環境学会誌, 32(03), 1997.
- 4) Peters et al., The current state and future direction of eulerian models in simulating the tropospheric chemistry and transport of trace species: A review, *Atmos Env*, 29(2), pp. 189-222, 1995.
- 5) Reynolds S. D., Roth P. M. and Seinfeld J. H., Modeling of photochemical air pollution--I. Formulation of the model. *Atmos Env* 7, pp.1033-1061, 1973.
- 6) Reynolds S. D., Liu M. K., Hecht T. A., Roth P. M. and Seinfeld J. H., Modeling of photochemical air pollution III; Evaluation of the model. *Atmos Env* 8, pp. 563-596.
- 7) Carmichael G. R. and Peters L. K., An Eulerian transport/transformation/removal model for SO₂ and sulfate--I. Model development. *Atmos. Env.*, 18, pp.937- 952, 1984.
- 8) Lamb R. J., A regional-scale (1000km) model of photochemical air pollution; Theoretical formulation, EPA Report EPA-600/3-83-035, 1983.
- 9) Schere K. L. and Wayland R. A., EPA Regional Oxidant Model (ROM2.0): Evaluation on 1980 NEROS Data Bases. EPA Report EPA-600/3-89-057, 1989.
- 10) Peters L. K. and Jovanis A., A Numerical simulation of the transport and chemistry of CH₄ and CO in the troposphere. *Atmospheric Environment* 13, 1443-1462, 1979.
- 11) Carmichael G. R., Peters L. K. and Kihada T., A second generation model for regional-scale chemistry/transport/deposition. *Atmospheric Environment* 20, 173-188, 1986.
- 12) Carmichael G. R., Cohen D., Cho S-Y. and Oguztuzun M., Coupled chemistry/transport calculations on the massively parallel processor computer. *Comp. Chem.Engng* 13, 1065-1073, 1989.
- 13) Gregory R. Carmichael, Leonard K. Peters and Rick D. Saylor, The STEM-II regional scale acid deposition and photochemical oxidant model I. An overview of model development and applications, *Atmos. Env.* Vol. 25A, No. 10, pp. 2077-2090, 1991.
- 14) Lurmann F. W., Lloyd A. C. and Atkinson R., A chemical mechanism for use in long-range transport/acid deposition computer modeling. *J. geophys. Res.* 91, 10905-10936, 1986
- 15) Hales J. M., Mechanistic analysis of precipitation scavenging using a one-dimensional, time-variant model. *Atmospheric Environment* 16, 1775-1783, 1982.
- 16) Irving, P. M. (ed.): Acid Deposition: State of Science and Technology (Summary report of the U. S. National Acid Precipitation Assessment Program), National Acid Precipitation Assessment Program, 1991.
- 17) Chang J. S., Brost R. A., Isaksen I. S. A., Madronich S., Middleton P., Stockwell W. R. and Walcek C. J., A three-dimensional Eulerian acid deposition model: physical concepts and formulation. *J. ,geophys. Res.* 92, 14,681 - 14,700, 1987.
- 18) Stockwell, W. R., A homogeneous gas phase mechanism for use in a regional acid deposition model, *Atmos. Environ.*, 20, 1615-1632, 1986.
- 19) Venkatram A., Karamachandani P. K. and Misra P. K., Testing a comprehensive acid deposition model. *Atmospheric Environment* 22, 737-747, 1988.
- 20) Contrell C., Lind J., Shetter R., Calvert J., Golden P., Kuster W., Fehsenfeld F., Montzka S., Parrish D., Buhr M., Westberg H., Allwine G. and Martin R, Peroxy radicals in the ROSE experiment, measurements and theory. *J. ,geophys. Res.* 97, 20,671-20,686, 1992.
- 21) Poppe D., Wallasch M. and Zimmermann J., The dependence of OH on its precursors under moderately polluted conditions. *J. atmos. Chem.* 16, 71-78, 1993.
- 22) Ogren J. A., Heintzenberg J., Zubcr A., Noone K. J. and Charison R. J., Measurements of the size-dependence of solute concentrations in cloud droplets. *Tellus* 41111, 24-31, 1989.
- 23) Lelieveld J. and Crutzen P. J., The role of clouds in tropospheric chemistry. *J. atmos. Chem.* 12, 229-267, 1991.
- 24) Rodhe H., Time scales characterizing the processing of water and cloud cc.ndensat/on nuclei by clouds. Report CM-80, International Meteorological Institute, University of Stockholm, 1982.
- 25) Gidel L. T., Cumulus cloud transport of transient tracers. *J. ,geophys. Res.* 88, 6587-6599, 1983.
- 26) Kasibhatla P. S., Levy H. II, Moxim W, J. and Chameides W. L., The relative impact of stratospheric photo-chemical production on tropospheric NO v levels: a model study. *J. geophys. Res.* 96,

- 18,631-18,646, 1991.
- 27) Grell, G. A., S. E. Peckham, R. Schmitz, S. A. McKeen, G. Frost, W. C. Skamarock and B. Eder, 2005: Fully coupled online chemistry within the WRF model, *Atmos. Environ.*, 39, 6957-6975.
 - 28) ENVIRON, 2004. User's Guide—Comprehensive Air-Quality Model with Extensions, Version 4.10s. ENVIRON International Corporation, Novato, CA. /<http://www.camx.com>.
 - 29) Byun, D.W., and J.K.S. Ching, ed., Science algorithms of the EPA Models-3 community multi-scale air quality (CMAQ) modeling system, NERL, Research Triangle Park, NC, 1999.
 - 30) Gery, M.W., G.Z. Whitten, J.P. Killus, M.C. Dodge, A photochemical kinetics mechanism for urban and regional scale computer modeling, *J. Geophys. Res.*, 94, 12925-12956, 1989.
 - 31) Stockwell, W.R., P. Middleton, J.S. Chang, X. Tang, The second generation regional acid deposition model chemical mechanism for regional air quality modeling, *J. Geophys. Res.*, 95, 16343-16367, 1990.
 - 32) Carter, W.P.L., Documentation of the SAPRC-99 chemical mechanism for VOC reactivity assessment, Final report to California Air Resource Board, Contract No. 92-329 and 95-308, May, 2000.
 - 33) Schell, B., I.J. Ackermann, H. Hess, F.S. Binkowski, and A. Ebel, Modeling the formation of secondary organic aerosol within a comprehensive air quality model system, *J. Geophys. Res.*, 106(D22), 28,275-28,293, 2001.
 - 34) Nenes, A., C. Pilinis, and S.N. Pandis, Continued development and testing of a new thermodynamic aerosol module for urban and regional air quality model, *Atmos. Environ.*, 33, 1553-1560, 1999.
 - 35) Binkowski F. S., and U. Shankar, The regional particulate model 1. Model description and preliminary results. *J. Geophys. Res.*, 100, D12, 26191-26209, 1995.
 - 36) Zhang, Y., et al., Development and application of the model of aerosol dynamics, reaction, ionization, and dissolution (MADRID), *J. Geophys. Res.*, 109, D01202, doi:10.1029/2003JD003501, 2004.
 - 37) Tesche, T. W, Ralph Morris, Gail Tonnesen, Dennis McNally, James Boylan and Patricia Brewer, CMAQ/CAMx annual 2002 performance evaluation over the eastern US, *Atmos. Environ.*, 40, 4906-4919, 2006.
 - 38) Lin. M. and T. Holloway, Inter-comparison of two regional chemistry models: WRF-Chem and CMAQ, 11th MICS-Asia Workshop, IIASA, Austria, 2009.
 - 39) Arnold, J.R., R.L. Dennis and G.S. Tonnesen, Diagnostic evaluation of numerical air quality models with specialized ambient observations: testing the Community Multiscale Air Quality modeling system (CMAQ) at selected SOS 95 ground sites, *Atmos. Environ.*, 37, 1185-1198, 2003.
 - 40) Zhang, M.-G., I. Uno, S. Sugata, Z.-F. Wang, D.W. Byun and H. Akimoto: Numerical study of surface ozone transport and production in East Asia in the wintertime, *Geophysical Research Letters*, Vol. 29, No. 11, 10.1029/2001GL014368, 2002.
 - 41) Zhang, M., I. Uno, Z. Wang, H. Akimoto, G.R. Carmichael, Y. Tang, J.H. Woo and others; Large-scale Structure of trace gas and aerosols distributions over the western Pacific Ocean during the TRACE-P, *J. Geophys. Res.*, 108(D21), 8820, doi:10.1029/2002JD002946, 2003.
 - 42) Meigen Zhang, Itsushi Uno, Yasuhiro Yoshida, Yongfu Xu, Zifa Wang, Hajime Akimoto, Timothy Bates, Trish Quinn, Alan Bandy, Byron Blomquist, Transport and transformation of sulfur compounds over East Asia during the TRACE-P and ACE-Asia campaigns, *Atmos. Environ.*, 38, 6947-6959, 2004.
 - 43) T. Sakurai, S. Fujita, H. Hayami and N. Furuhashi. Case study of high ammonia concentration in nighttime by means of modeling analysis in the Kanto region of Japan. *Atmospheric Environment*, Vol. 37, pp4461-4465, 2003.
 - 44) T. Sakurai, S. Fujita, H. Hayami and N. Furuhashi. A study of atmospheric ammonia by means of modeling analysis in the Kanto region of Japan. *Atmospheric Environment*, Vol. 39, pp203-210, 2005
 - 45) Uno, I., Y. J. He, T. Ohara, K. Yamaji, J. Kurokawa, M. Katayama, Z. Wang, K. Noguchi, S. Hayashida, A. Richter, and J. P. Burrows, 2007: Systematic analysis of interannual and seasonal variations of model-simulated tropospheric NO₂ in Asia and comparison with GOME-satellite data. *Atmos. Chem. Phys.*, Vol. 7, 1671-1681.
 - 46) Yamaji, K., J. Li, I. Uno, Y. Kanaya, Y. Komazaki, P. Pochanart, Y. Liu, M. Takigawa, T. Ohara, X. Yan, Z. Wang, and H. Akimoto: Impact of open crop residual burning on air quality over Central Eastern China during the Mount Tai Experiment 2006 (MTX2006), *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 7353-7368, 2010
 - 47) 速水 洋 (2007) 首都圏における人為燃焼発生源の排出量抑制と二次粒子無機イオン成分濃度の関係, *大気環境学会誌* (42), pp234-252.
 - 48) G.R. Carmichael, T. Sakurai, D. Streets, Y. Hozumi, H. Ueda, S.U. Park, C. Fung, Z. Han, M. Kajino,

- M. Engardt, C. Bennet, H. Hayami, K. Sartelet, T. Holloway, Z. Wang, A. Kannari, J. Fu, K. Matsuda, N. Thongboonchoo and M. Amann, MICS-Asia II: The model intercomparison study for Asia Phase II methodology and overview of findings, *Atmospheric Environment, Volume 42*, pp. 3468-3490, 2008.
- 49) Z. Han, T. Sakurai, H. Ueda, G.R. Carmichael, D. Streets, H. Hayami, Z. Wang, T. Holloway, M. Engardt, Y. Hozumi, S.U. Park, M. Kajino, K. Sartelet, C. Fung, C. Bennet, N. Thongboonchoo, Y. Tang, A. Chang, K. Matsuda and M. Amann, MICS-Asia II: Model intercomparison and evaluation of ozone and relevant species, *Atmospheric Environment, Volume 42*, pp. 3491-3509, 2008.
- 50) Han, K. M., Song, C. H., Ahn, H. J., Park, R. S., Woo, J. H., Lee, C. K., Richter, A., Burrows, J. P., Kim, J. Y., and Hong, J. H.: Investigation of NO_x emissions and NO_x-related chemistry in East Asia using CMAQ-predicted and GOME-derived NO₂ columns, *Atmos. Chem. Phys.*, 9, 1017-1036, doi:10.5194/acp-9-1017-2009, 2009.
- 51) Stokes, R. H., and R. A. Robinson, 1966: Interactions in aqueous nonelectrolyte solutions. I. Solute-solvent equilibria. *J. Phys. Chem.*, 70, 2126-2131.
- 52) Kulmala, M., A. Laaksonen, and L. Pirjola, 1998: Parameterizations for sulfuric acid/water nucleation rates. *J. Geophys. Res.*, **103**, 8301-8307.
- 53) Jiang, W. and H. Roth, 2003: A detailed review and analysis of science, algorithms, and code in the aerosol components of Models-3/CMAQ: I. Kinetic and thermodynamic processes in the AERO2 module. Report Number PET-1534-03S, Institute for Chemical Process and Environmental Technology, National Research Council Canada, Ottawa, Ontario, Canada, 2003/03.
- 54) Stephen Schwartz, Douglas Wright, Robert McGraw, Modeling Aerosol Processes in the DOE Atmospheric Science Program, ASP meeting 2005, 2005.
- 55) Chen, J., H. Mao, R. W. Talbot, and R. J. Griffin, 2006: Application of the CACM and MPMPO modules using the CMAQ model for the eastern United States. *J. Geophys. Res.*, **111**, D23S25, doi:10.1029/2006JD007603.
- 56) Elleman, A., Robert, Aerosol Size Distribution Modeling for the Pacific Northwest, A doctoral dissertation, Department of Atmospheric sciences, University of Washington, 2007.
- 57) エヌエス環境株式会社. (2007). 環境省委託業務報告書 平成 18 年度 揮発性有機化合物 (VOC) の浮遊粒子状物質及び光化学オキシダントの生成に係る調査報告書.
- 58) 国立環境研究所 (2009), 特別研究「都市大気環境中における微小粒子・二次生成物質の影響評価と予測」, 国立環境研究所特別研究報告

8 影響評価モデル

米国及び欧州のECA申請時に作成された資料を調査し、船舶から排出される大気汚染物質による人体健康及び生態系に対する影響評価において採用されている評価手法、評価モデル等を明らかにした。米国では、人体健康影響評価に際しては「BenMAP」(the environmental Benefits MAPping and analysis program)が使われている。環境及び生態系に対する影響評価に関しては、個々のエンドポイントに対する影響そのものを定量的に評価するモデルは開発途上であり、ECA申請時の解析では濃度あるいは沈着量への船舶の寄与分及びそのECA設定による変化を評価している。欧州では、影響評価モデルでは、国際応用システム分析研究所(IIASA)が開発した統合評価モデルの「RAINS」(Regional Air Pollution INformation and Simulation)や「GAINS」(Greenhouse gas and Air pollution INteractions and Synergies)が利用されている。

これらを参考にして、我が国におけるECA申請時に必要とされる評価手法、評価モデル等について検討した。その結果、以下の方針が適切であると考えられた。

- (1) 人体健康に対する影響評価モデルとしては、米国で開発され公開されている「BenMAP」を採用する。これを用いて、CMAQ等の大気シミュレーションモデルから得られる船舶からの排出量により増加した大気汚染物質濃度(PM_{2.5}及びオゾン濃度)を入力し、評価指標として重要であると考えられる早期死亡数、疾病発生数等を求める。また、2020年における早期死亡数、疾病発生数等に占める船舶からの排出の寄与割合及びECA設定によるその低減割合を評価する。大気汚染物質の濃度から早期死亡数、疾病発生数等を求める関数(C-R Function)はEPAが連邦の環境基準値を制定した際に設定したものをベースとするが、利用可能な日本独自のデータを用いて部分的に修正して使用することについても検討する。
- (2) 環境及び生態系に対する影響に関しては、多岐にわたるエンドポイントの各々にどの程度の影響があるかを定量的に評価するところまでは踏み込まず、大気汚染物質の濃度分布及び沈着量分布を求め、その改善効果を見る。具体的には以下のとおりとする。
 - 酸性化に関しては、大気シミュレーションモデルから得られる酸性物質の湿性沈着量(SO₄²⁻、NO₃⁻、Cl⁻)及び乾性沈着量(SO₂、HNO₃、硫酸塩)の分布を求める。ただし、アンモニウムイオン(NH₄⁺)も、沈着過程における消化反応によってH⁺を放出することから、潜在的な酸として考慮する。富栄養化に関しては、大気シミュレーションモデルから得られる全窒素の湿性沈着量(NO₃⁻、NH₄⁺)及び乾性沈着量(NH₃、HNO₃、アンモニウム塩、硝酸塩等)の分布を求める。2020年における各沈着量に占める船舶からの排出の寄与割合及びECA設定によるその低減割合を評価する。基本的には米国の評価方法と同じである。
 - 地表オゾンの植生に対する影響に関しては、CMAQ等から得られるオゾン濃度からAOT40を求める。2020年におけるAOTに占める船舶からの排出の寄与割合及びECA設定によるその低減割合を評価する。基本的には欧州の評価方法と同じである。

本章では、1.1 に述べた、国際海事機関 (IMO、International Maritime Organization) の海洋環境保護委員会 (MEPC、Marine Environment Protection Committee) に対する ECA 設定のための提案文書に関わる次の 8 つのクライテリアのうち、

- (4) 提案海域で排出される船舶起源の大気汚染物質が大気環境濃度や生態系などに与える影響の評価。この評価には、必要に応じ、土壌、植生、水生、並びに人体などに対する影響についての説明を含めるものとする。原文は以下のとおり。

an assessment that emissions from ships operating in the proposed area of application are contributing to ambient concentrations of air pollution or to adverse environmental impacts. Such assessment shall include a description of the impacts of the relevant emissions on human health and the environment, such as adverse impacts to terrestrial and aquatic ecosystems, areas of natural productivity, critical habitats, water quality, human health, and areas of cultural and scientific significance, if applicable. The sources of relevant data including methodologies used shall be identified;

に係わる人体影響評価モデル並びに環境及び生態系影響評価モデルに関して検討した。

現時点で IMO に ECA 設定を申請した実績があるのは米国と欧州のみである。したがって、まずは米国と欧州で採用された評価モデルについて調査し、それをベースにして、我が国が ECA 設定を申請する場合に採用するのが適切と考えられる評価モデルについて検討した。

8.1 欧米における評価モデル

8.1.1 人体健康影響評価モデル

(1) 米国

米国は、2009 年 7 月にカナダと共同して、両国の太平洋・大西洋・メキシコ湾沿岸 200 海里の ECA 指定を申請した。

- 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
- MEPC 59/INF.13 INTERPLETATIONS OF, AND AMENDMENTS TO, MARPOL AND RELATED INSTRUMENTS Proposal to Designate an Emission Control Area for Nitrogen Oxides, Sulphur Oxides and Particulate Matter
- EPA-420-R-09-007 Proposal to Designate an Emission Control Area for Nitrogen Oxides, Sulfur Oxides and Particulate Matter Technical Support Document

これらの中では、ECA を設定しない場合と設定した場合の 2 つのシナリオについて 2020 年時点の汚染物質の排出量、濃度分布、人体健康影響及び生態系に対する影響が評価されている。

① 排出量

排出量の想定は以下のとおりである。

表 8.1-1 2020 年における船舶からの排出量インベントリ

SOURCE CATEGORY	METRIC TONNES PER YEAR							
	2020 Current Performance			2020 with ECA				
	United States ^b	Canada	Total	United States ^b	Canada	Total	Tonnes Reduced	Per cent Reduction
SO₂								
Commercial marine	841,000	128,000	969,000	131,000	5,000	136,000	834,000	86%
Marine % of all sources			10%			1%		
NO_x								
Commercial marine	1,110,000	176,000	1,286,000	866,000	127,000	993,000	294,000	23%
Marine % of all sources			10%			8%		
PM_{2.5}								
Commercial marine	100,000	15,000	115,000	25,000	5,000	30,000	85,000	74%
Marine % of all sources			3%			1%		

Notes:

- ^a The ship inventories include emissions within 200 nautical miles of the United States and Canada, roughly equivalent to the Exclusive Economic Zone (EEZ).
- ^b For this analysis, the United States commercial marine vessel emissions inventory does not include ships powered by "Category 1" or "Category 2" (i.e., <30 L/cyl) engines. These smaller engines are already subject to strict national standards affecting NO_x, PM, and fuel sulphur content.
- ^c In 2020, only a portion of ships in the fleet will have been built since 2016, when ECA "Tier III" NO_x limits must be met. Fleetwide NO_x reductions will likely continue for several years after 2020 as ships built since 2016 continue to come into service.

② 濃度分布

PM2.5 とオゾンの濃度について、ECA を設定しない場合と設定した場合の両方の濃度分布を求め、両者の差から ECA 設定によって米国で期待される 2020 年時点における改善効果を求めている。

PM2.5 については、米国の大部分では 2020 年における年平均濃度は 5~12 μg/m³ と予測されている。太平洋沿岸、メキシコ湾沿岸、大西洋沿岸の 3 つの地域で船舶の寄与が 2~15 % となっており、船舶の寄与は沿岸だけではなく内陸にも広がっている。

オゾンについては、5~9 月における日 8 時間最高値の平均濃度は米国の大部分では 40~50ppb で、高いところでは 70ppb にも上ると予測されている (WHO の指針値は 50ppb)。PM2.5 と同様に、太平洋沿岸、メキシコ湾沿岸、大西洋沿岸の 3 つの地域で船舶の寄与が 1~15 % となっており、船舶の寄与は沿岸だけではなく内陸にも広がっている。

ECA 設定による PM2.5 及びオゾンの改善効果をそれぞれ図 8.1-1 及び図 8.1-2 に示す。

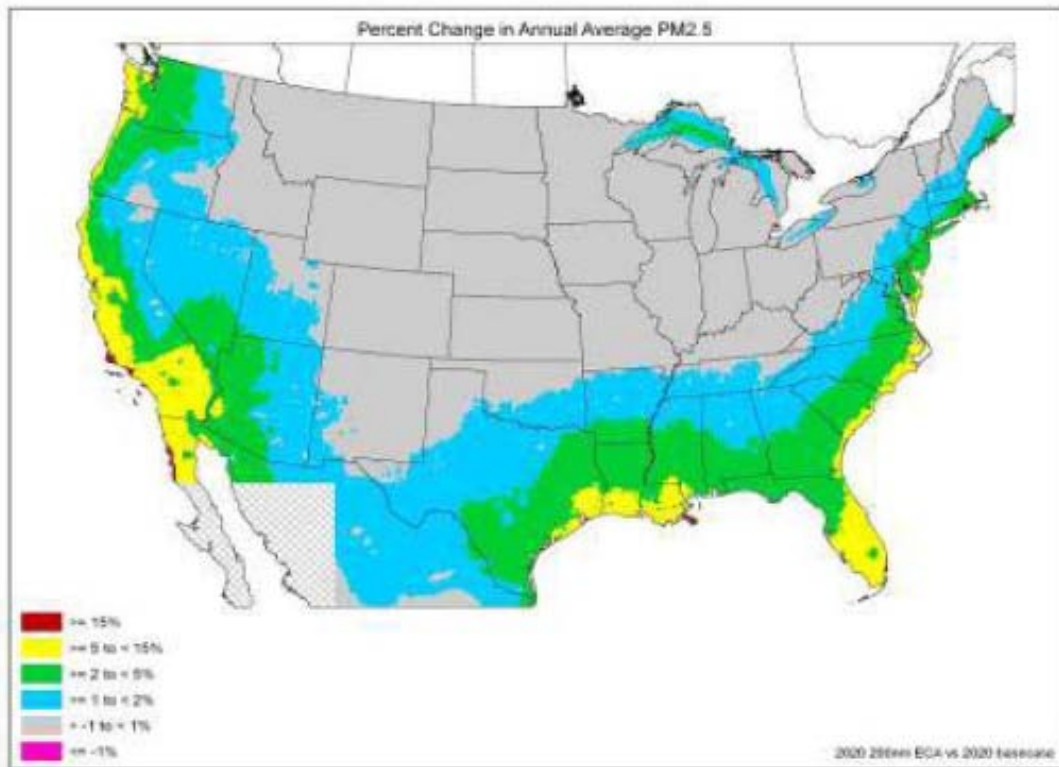


図 8.1-1 ECA 適用時の 2020 年における年間平均 PM_{2.5} 濃度の改善割合

これによれば、ピンクが-1%未満、灰色が-1~1%、水色が1~2%、緑が2~5%、黄が5~15%、臙脂が15%以上である。港湾地域の一部では PM_{2.5} 濃度に関しては ECA 設定により 15%以上の改善が見込まれる。

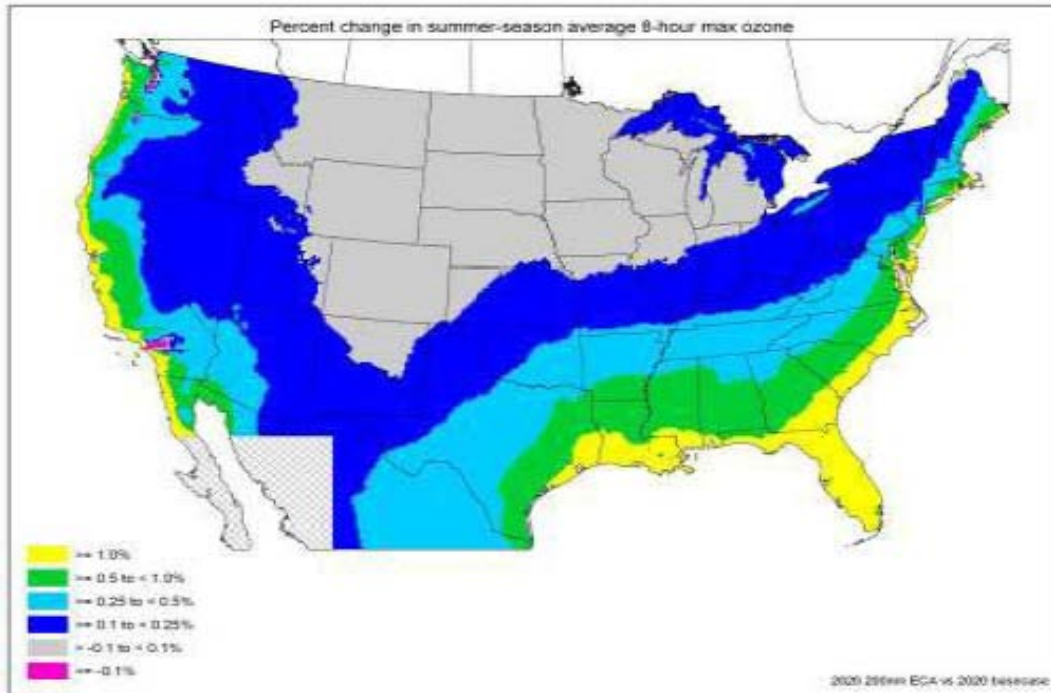


図 8.1-2 ECA 適用時の 2020 年における日最大 8 時間オゾン濃度の平均値の改善割合

ピンクが-0.1%未満、灰色が-0.1～0.1%、青が0.1～0.25%、水色が0.25～0.5%、緑が0.5～1.0%、黄が1%以上である。オゾン濃度に関しては、海岸線の付近では1%以上の改善が見込まれるが、西海岸の一部では却って改悪となっている。これは、NMVOCが支配的なので、オゾンと反応するNO_xが減少することによって結果として残存するオゾンが増加したことによる。

③ 人体健康影響評価モデル

人体健康影響に関しては、評価ツールとして BenMAP (the environmental Benefits Mapping and analysis program) コードを利用している。このツールに関しては以下が詳しい。

- BenMAP Environmental Benefits Mapping and Analysis Program User's Manual (<http://www.epa.gov/oaqps001/benmap/models/BenMAPManualAugust2010.pdf>)

BenMAP コードには大気汚染物質の濃度から早期死亡数、疾病発生数等を求める関数 (C-R Function : Concentration-Response Function) があらかじめ登録されており、ユーザはそのうちのどれかを選択して使用しても良いし、自らが設定したものを使用することもできる。C-R Function の選択に関しては Technical Support Document 第 4 章に詳しい検討が記載されているが、ECA 申請用の解析には EPA が連邦の環境基準値を制定した際に設定したテンプレートが採用されている。

④ 人体健康影響評価結果

人体健康影響に関しては、ECA を設定しない場合とした場合の 2 つのシナリオに対して、米国内の 2020 年時点における船舶の運航による PM2.5 及びオゾンに関連した影響を評価している。その結果を表 8.1-2 及び表 8.1-3 に示す。

表 8.1-2 船舶に起因する PM2.5 関連の健康影響の算定結果

健康影響	2020 年における船舶に起因する発生数 (ECA 設定しない場合)	2020 年における ECA 設定時の船舶に起因する発生数の減少分
早期死亡 ¹		
成人、30 歳以上、ACS コホート研究 (Pope et al.,2002)	4,300	3,400
成人、25 歳以上、6 都市研究 (Laden et al.,2006)	9,800	7,800
幼児、1 歳未満、(Woodruf et al.,1997)	16	12
慢性気管支炎 (成人、26 歳以上) ²	4,300	3,300
非致死性の心筋梗塞 (成人、18 歳以上) ²	8,900	7,200
入院：呼吸器 (全年齢) ²	990	780
入院：心臓血管 (成人、18 歳超) ²	2,100	1,600
喘息で緊急室訪問 (18 歳以下) ²	2,500	1,900
急性気管支炎 (子供、8~12 歳) ²	11,000	8,500
下部気道症状 (子供、7~14 歳) ²	84,000	66,000
上部気道症状 (喘息の子供、9~18 歳) ²	62,000	48,000
喘息悪化 (喘息の子供、6~18 歳) ²	79,000	62,000
労働損失日数 ³	580,000	460,000
軽い活動制限日数 (成人、18~65 歳) ⁴	3,400,000	2,700,000

¹ 全米での年間早期死亡者数 (人)

² 全米での年間疾病発生者数 (人)

³ 全米での年間労働損失日数 (日)

⁴ 全米での年間活動制限日数 (日)

表 8.1-3 船舶に起因するオゾン関連の健康影響の算定結果

健康影響	2020 年における船舶に 起因する発生数 (ECA 設定しない場合)	2020 年における ECA 設 定時の船舶に起因する 発生数の減少分
早期死亡、全年齢 ¹		
複数都市解析		
Bell et al. (2004) : 事故以外	370	61
Huang et al. (2005) : 心肺	620	100
Schwartz (2005) : 事故以外	560	93
メタ解析		
Bell et al. (2005) : 全原因	1,200	200
Ito et al. (2005) : 事故以外	1,600	270
Levy et al. (2005) : 全原因	1,700	280
入院：呼吸器 (成人、65 歳以上) ²	2,900	470
入院：呼吸器 (子供、2 歳以下) ²	2,400	380
喘息で緊急室搬入 (全年齢) ²	1,300	210
軽い活動制限日数 (成人、18~65 歳) ³	2,300,000	360,000
学校欠席日数 ⁴	810,000	130,000

¹全米での年間早期死亡者数 (人)

²全米での年間疾病発生者数 (人)

³全米での年間活動制限日数 (日)

⁴全米での年間学校欠席日数 (日)

(2) 欧州

欧州の ECA 申請のベースとなった IIASA (International Institute for Applied Systems Analysis) が 2007 年 4 月に EC の DG Environment, Unit ENV/C1 に提出した以下の文献を調査した。

- Analysis of Policy Measures to Reduce Ship Emissions in the Context of the Revision of the National Emissions Ceilings Directive
(http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/06107_final.pdf)

① 排出量

2000 年における SO₂、NO_x 及び PM の排出量及び 2020 年の各シナリオ下での船舶からの排出量を算定している。シナリオとしては、表 8.1-4~8.1-5 に示すようにベースラインシナリオのほかにも 8 種類のシナリオを設定している。いずれも ECA 申請シナリオとは一致しない。特に、適用海域が北海とバルト海のみではなく欧州の全海域というシナリオや、NO_x については新造船のみではなく既存の船舶に対しても規制を適用するシナリオも設定していること等に注意が必要である。

表 8.1-4 船舶からの排出シナリオの設定

Pollutant	Measures
	Baseline
SO ₂	Sulphur content as in the EU Marine Fuel Directive (OJ L 191/59, 2005): 1.5 percent S in residual oil for all ships in SECA (North Sea and Baltic Sea); 1.5 percent S fuel all passenger ships in other sea regions surrounding the European Union; 0.1 percent S fuel at berth in ports
NO _x	MARPOL NO _x standards for ships built since 2000
	Ambition level 1 – EU ships
SO ₂	As in the baseline
NO _x	Slide valve retrofit on all slow-speed engines pre-2000 ¹ Internal engine modifications for all new engines post-2010
	Ambition level 2 – EU ships
SO ₂	0.5 percent S in residual oil or scrubbing equivalent (2g SO ₂ /kWh) in SECA, and for passenger vessels everywhere ²
NO _x	Slide valve retrofit on all slow-speed engines pre-2000 Humid air motors for all new engines post-2010
	Ambition level 1 – all ships
SO ₂	As in the baseline
NO _x	Slide valve retrofit on all slow-speed engines pre-2000 Internal engine modifications for all new engines post-2010
	Ambition level 2 – all ships
SO ₂	0.5 percent S in residual oil or scrubbing equivalent (2g SO ₂ /kWh) in SECA, and for passenger vessels everywhere. Cargo vessels as in the baseline
NO _x	Slide valve retrofit on all slow-speed engines pre-2000 Humid air motors for all new engines post-2010
	Ambition level 2 – all ships plus sulphur measures in 12-mile zones
SO ₂	0.5 percent S in residual oil or scrubbing equivalent in SECA, and for passenger vessels everywhere. 1.5 percent S fuel for cargo vessels within the 12-mile zone in other sea regions
NO _x	Slide valve retrofit on all slow-speed engines pre-2000 Humid Air Motors for all new engines post-2010
	Ambition level 3 – all ships
SO ₂	Passenger and cargo ships: SECA – 1.0 percent S in residual oil from 2010, 0.5 percent or scrubbing equivalent from 2015. Other sea regions - as in the baseline but 0.5 percent or scrubbing equivalent from 2020
NO _x	Pre-2010 vessels: 15 percent reduction above baseline level through available retrofit measures. Post-2010 vessels: 50 percent reduction above baseline level.
	Ambition level 4 – all ships
SO ₂	As ambition level 3
NO _x	Pre-2010 vessels: 15 percent reduction above baseline level through available retrofit measures. Post-2010 vessels: Selective catalytic reduction (SCR) technology
	Maximum technically feasible reduction
SO ₂	0.5 percent S fuel for all ships in all EU seas, 0.1 percent at berth.
NO _x	SCR on all ships (retrofit & new build).

¹ Later engines already have these installed.

² Penetration rate of seawater scrubbing was limited in all scenarios to 25 percent. This is due to uncertainties regarding the pace of implementation of that technology. Thus in all scenarios with stringent sulphur controls remaining ships (75 percent of total) use 0.5 percent residual fuel oil.

表 8.1-5 2000 年及び 2020 年における欧州全海域からの国際船舶による汚染物質の総排出量

上表はトータル、下表は 12 海里以内 (kton)

Table 4.6: Total emissions of air pollutants from international shipping in 2000 and in 2020 in all sea regions [kilotons]

Pollutant	Vessel type	2000	2020 - ambition level							Max. techn. feasible reduction	
			Baseline	Level 1 EU ships	Level 2 EU ships	Level 1 all ships	Level 2 all ships	Level 2 all+ S meas. in 12 miles zone	Level 3 all ships		Level 4 all ships
SO ₂	Ferry	85.3	101.7	48.5	101.7	37.3	37.3	37.3	37.3	37.3	34.3
	Cargo	2164.8	3084.1	2913.8	3084.1	2729.4	2656.6	721.0	721.0	721.0	663.9
	Total	2250.1	3185.8	2962.2	3185.8	2766.6	2693.9	758.2	758.2	758.2	698.2
NO _x	Ferry	123.8	246.4	192.6	224.0	181.2	181.2	167.9	137.8	27.0	27.0
	Cargo	3170.9	4582.0	4048.8	4158.9	3330.1	3330.1	3043.9	2594.0	523.2	523.2
	Total	3294.7	4828.4	4241.4	4382.9	3511.3	3511.3	3211.8	2731.8	550.2	550.2
PM _{2.5}	Ferry	9.6	17.0	16.7	17.0	16.6	16.6	16.6	16.6	16.6	16.6
	Cargo	244.5	379.4	378.4	379.4	377.2	373.9	320.9	320.9	320.9	320.9
	Total	254.2	396.4	395.0	396.4	393.8	390.5	337.5	337.5	337.5	337.5

Table 4.7: Emissions of air pollutants from international shipping in the 12-mile zones, all sea regions [kilotons]

Pollutant	Vessel type	2000	2020 - ambition level							Max. techn. feasible reduction	
			Baseline	Level 1 EU ships	Level 2 EU ships	Level 1 all ships	Level 2 all ships	Level 2 all+ S meas. in 12 miles zone	Level 3 all ships		Level 4 all ships
SO ₂	Ferry	12.4	14.7	6.6	14.7	5.4	5.4	5.4	5.4	5.4	5.0
	Cargo	203.8	257.9	230.0	257.9	198.9	126.1	68.0	68.0	68.0	62.6
	Total	216.1	272.6	236.6	272.6	204.3	131.5	73.4	73.4	73.4	67.6
NO _x	Ferry	18.0	35.8	27.6	32.6	26.4	26.4	24.4	20.1	3.9	3.9
	Cargo	302.3	437.3	382.1	396.8	317.8	317.8	290.6	254.3	49.9	49.9
	Total	320.3	473.1	409.6	429.4	344.2	344.2	315.0	274.4	53.8	53.8
PM _{2.5}	Ferry	1.4	2.5	2.4	2.5	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4
	Cargo	23.1	34.3	34.1	34.3	33.9	30.6	30.3	30.3	30.3	30.3
	Total	24.5	36.8	36.6	36.8	36.4	33.1	32.7	32.7	32.7	32.7

② 濃度分布

EMEP モデルを使用して各汚染物質の濃度分布を評価している。2000 年時点での評価のほかに、2020 年時点における 240 ケースについて評価したとのことである。2020 年ベースラインシナリオでの地上オゾン濃度の健康指標 SOMO35 (Sum of means over 35 ppb ozone [ppb・days] ; オゾンの 8 時間移動平均濃度の日最高値が 35ppb を超過した分の積算) と硫黄の乾性沈着量に対する EU 船籍の国際船舶からの寄与の評価結果が各海域について記載されている。図 8.1-3~8.1-4 にはそのうちの北海を対象とした評価結果を示す。なお、EU 船籍の船舶からの排出量は全船舶からの排出量の約半分を占めている。

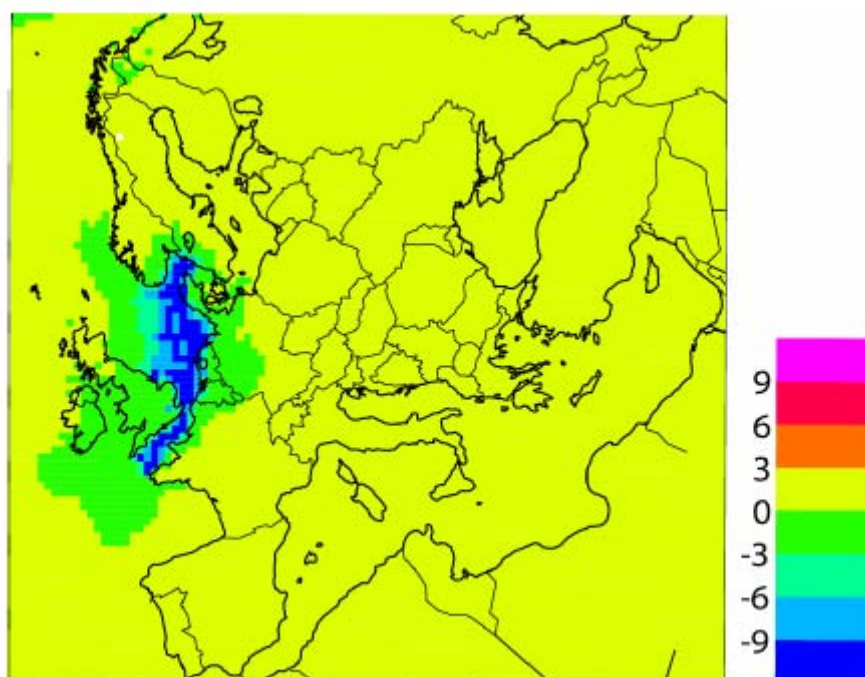


図 8.1-3 2020 年ベースラインシナリオにおけるオゾンの健康指標 SOMO35 への EU 船籍の国際船舶からの NO_x 排出量の寄与割合 (北海)

SOMO35 : Sum of means over 35 ppb ozone

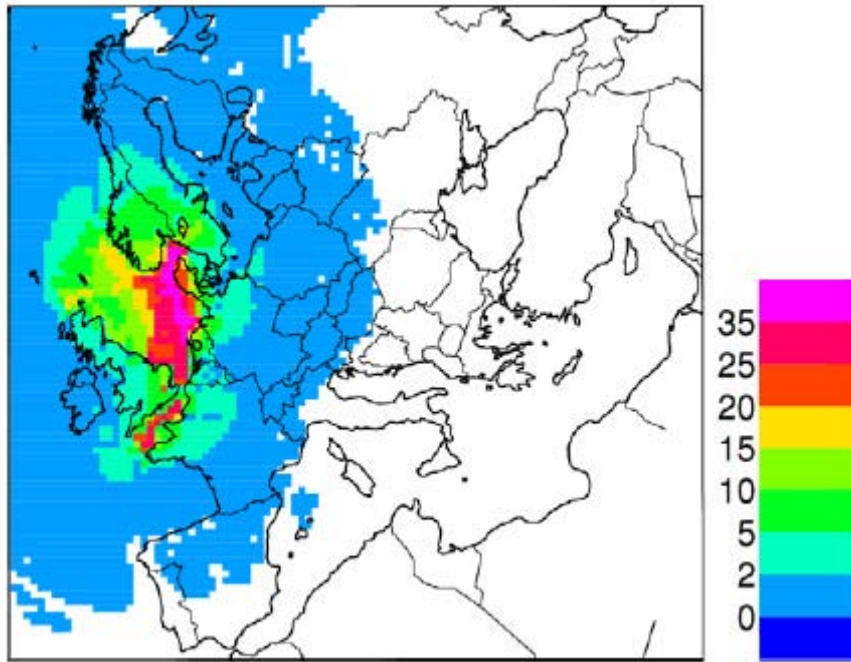


図 8.1-4 2020 年ベースラインシナリオにおける硫黄の乾性沈着への
EU 船籍の国際船舶からの寄与割合 (北海) : mgSm⁻²

③ 人体健康影響評価モデル

RAINS (Regional Acidification Information and Simulation) モデル及びその進化版である GAINS (Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies) モデルを用いて評価しているようである。RAINS モデルは IIASA が公表した「RAINS REVIEW 2004」によると、以下に示すとおり、複数汚染物質／複数影響について統合的な評価を行うツールであり、経済及びエネルギーの今後の展開、排出削減能力及び費用、大気拡散特性及び大気汚染に対する環境の感受性に関する情報等を組合せ、利用者が指定した排出削減シナリオの費用と環境影響の推定や、指定した環境目標を達成するための最適化を行うこともできる。

表 8.1-6 RAINS モデルが考慮している汚染物質とその影響

	Primary PM	SO ₂	NO _x	VOC	NH ₃
Health impacts:					
- PM	√	√	√	√	√
- O ₃			√	√	
Vegetation impacts:					
- O ₃			√	√	
- Acidification		√	√		√
- Eutrophication			√		√

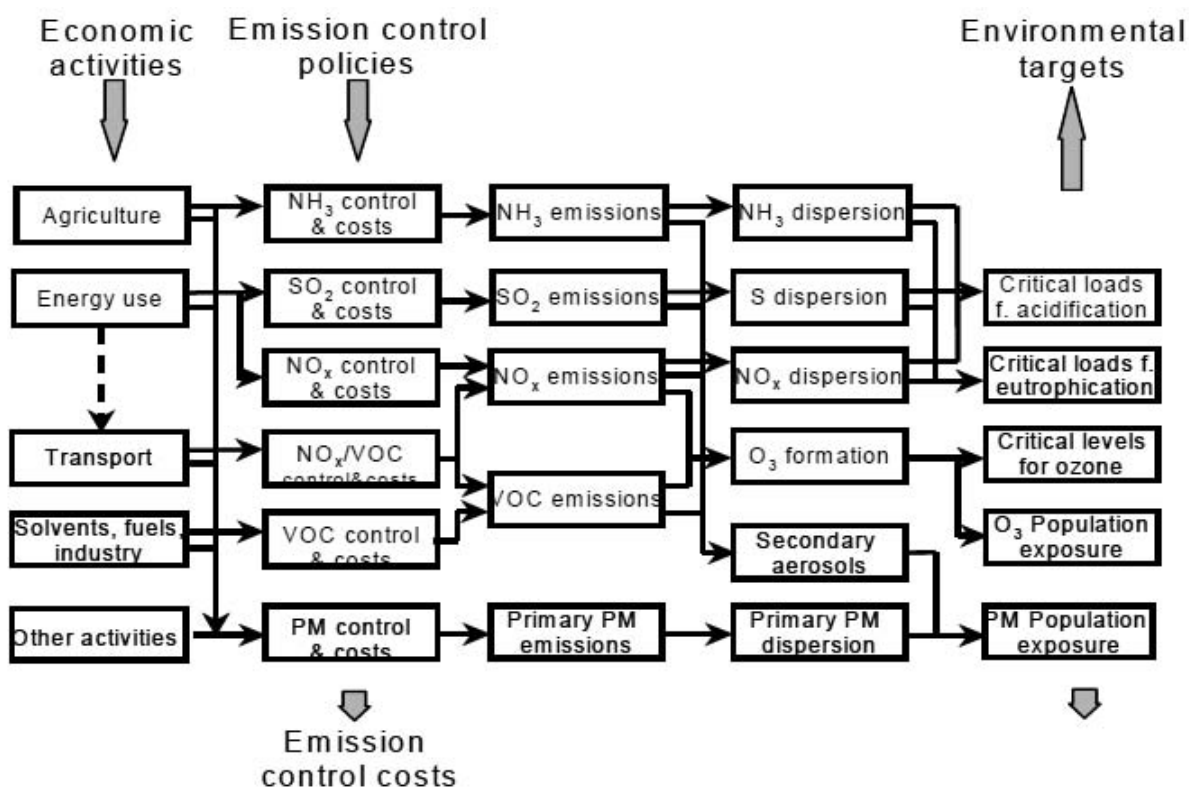


図 8.1-5 RAINS モデルの情報の流れ

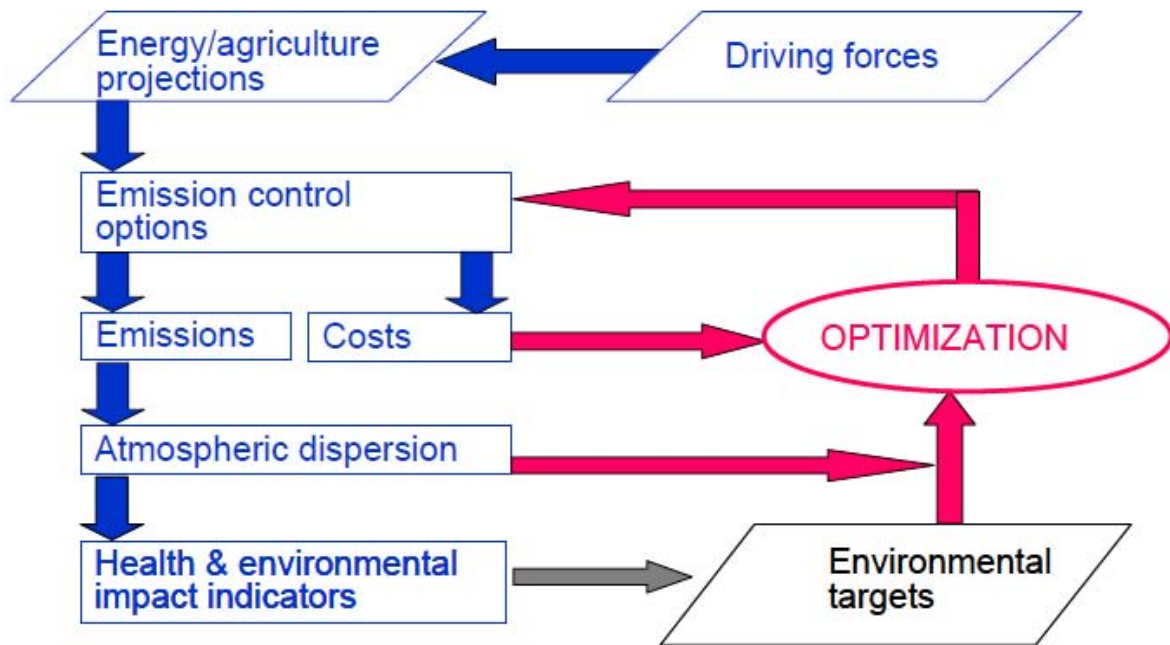


図 8.1-6 RAINS の最適化の繰り返し計算の概念

人体健康影響については、WHO の勧告を取り入れ、オゾンについては死亡に対する短期的な影響のみを評価している。PM2.5 については、Pope らの ACS 研究における全原因死亡の相対リスク 1.06 を用いて、閾値なしの直線モデルにより、PM2.5 のインパクトを推定している。PM2.5 によるインパクトは累積損失生存年数 (cumulative loss in statistical life expectancy) の形で表現している。

表 8.1-7 PM2.5 の $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ に対する死亡の相対リスクの調整値 (Pope et al.,2002)

Cause of mortality	Adjusted RR (95% confidence interval)		
	1979-1983	1999-2000	Average
All-cause	1.04 (1.01-1.08)	1.06 (1.02-1.10)	1.06 (1.02-1.11)
Cardiopulmonary	1.06 (1.02-1.10)	1.08 (1.02-1.14)	1.09 (1.03-1.16)
Lung cancer	1.08 (1.01-1.16)	1.13 (1.04-1.22)	1.14 (1.04-1.23)
All other causes	1.01 (0.97-1.05)	1.01 (0.97-1.06)	1.01 (0.95-1.06)

表 8.1-8 利用可能なコホート研究

Study	Study object	Relative risk (RR) for all-cause mortality
Abbey <i>et al.</i> , 1991 (Seventh-Day Adventists study)	TSP 6303 non-smoking Seventh-Day Adventists in California from 1977-1986 All-cause mortality	No correlation between TSP and all-cause mortality found
Abbey <i>et al.</i> , 1999 Update of Seventh- Day Adventists study	PM10 6338 non-smoking Seventh-Day Adventists in California from 1977-1992 All-cause mortality	RR=1.12 (1.01-1.24) for 10 µg/m ³ PM10
Dockery <i>et al.</i> , 1993 (Six Cities Study)	PM 2.5 8000 adults in 6 cities in USA followed up for 14-16 years from 1974-1991, Age: 25-74 at enrolment (max. 90 at end) All-cause mortality	RR=1.13 (1.04-1.24)
Pope <i>et al.</i> , 1995 (American Cancer Society, ACS Study)	PM 2.5 Cohort of >552,138 living in 151 cities in US for 7 years from 1982-1989 Age: 30+ at enrolment Average annual all-cause mortality	RR=1.07 (1.04-1.11)
Krewski <i>et al.</i> , 2000 (HEI Re-analysis)	PM2.5 Re-analysis of Pope <i>et al.</i> (1995) and Dockery <i>et al.</i> (1993)	Re-analysis of Dockery <i>et al.</i> : RR=1.14 Pope <i>et al.</i> (1995): RR=1.07
Pope <i>et al.</i> , 2002	PM2.5 Analysis of ACS data for 116 cities in the US for 16 years Age: 30+ at enrolment All-cause mortality, cardiopulmonary mortality, lung cancer	For 1979-1983: RR=1.04 (1.01-1.08) For 1999-2000: RR=1.06 (1.02-1.14) For 1979-2000: RR=1.06 (1.02-1.11)

④ 人体健康影響評価結果

人体健康影響の評価指標としては、PM2.5による損失生存月数 (Loss of statistical life expectancy : 損失余命 (ある有害物質を受けた時に、受けない場合と比べて平均寿命がどれくらい減るかという指標) を月単位で表現したもの) 及びオゾンによる早期死者数を使用している。各シナリオに対して評価しているが、ここでは2020年におけるベースラインシナリオと船舶からの排出量技術的可能最大削減シナリオの結果を示す。表中には船舶による影響だけではなく陸上排出源による影響も含めた全影響の値が記載されている。

表 8.1-9 2000 年、2020 年ベースライン、2020 年船舶からの排出量技術的可能最大削減シナリオにおける人為的な排出による PM2.5 による統計的損失生存月数 (月)

	2000	2020		
		National and shipping baselines	Nat. baseline, max. technically feasible reduction from shipping	
Austria	7.77	4.87	4.68	-3.8%
Belgium	12.17	8.54	7.76	-9.2%
Bulgaria	8.23	4.97	4.74	-4.7%
Cyprus	4.39	2.91	2.41	-17.3%
Czech Rep.	9.63	6.05	5.84	-3.6%
Denmark	6.61	4.63	3.77	-18.6%
Estonia	4.82	3.78	3.53	-6.7%
Finland	2.94	2.17	2.01	-7.2%
France	7.60	4.51	4.06	-10.1%
Germany	9.34	6.16	5.68	-7.8%
Greece	7.69	4.32	3.84	-11.0%
Hungary	11.05	7.17	6.94	-3.2%
Ireland	3.81	2.28	1.86	-18.3%
Italy	8.11	5.06	4.47	-11.5%
Latvia	5.88	4.41	4.17	-5.4%
Lithuania	5.68	4.27	3.99	-6.5%
Luxembourg	9.15	5.84	5.42	-7.1%
Malta	6.15	4.93	3.30	-33.1%
Netherlands	11.51	8.31	7.41	-10.8%
Poland	10.00	6.81	6.55	-3.9%
Portugal	5.79	3.44	2.93	-15.0%
Romania	8.86	6.21	5.99	-3.6%
Slovakia	9.43	6.23	6.04	-3.0%
Slovenia	8.37	5.45	5.12	-5.9%
Spain	4.80	2.79	2.28	-18.3%
Sweden	3.40	2.48	2.15	-13.2%
UK	6.71	4.19	3.63	-13.4%
EU-27	8.02	5.18	4.71	-9.0%
Croatia	8.49	5.50	5.15	-6.4%
Turkey				
Norway	2.53	1.70	1.54	-9.8%
Switzerland	6.17	3.63	3.43	-5.6%

表 8.1-10 2000 年、2020 年ベースライン、2020 年船舶からの排出量技術的可能最大削減シナリオにおける地表オゾンによる早期死亡者数 (人)

	2020			
	2000	National and shipping baselines	Nat. baseline, max. technically feasible reduction from shipping	
Austria	397	320	308	-3.7%
Belgium	320	371	353	-4.9%
Bulgaria	482	439	412	-6.1%
Cyprus	29	27	25	-6.5%
Czech Rep.	514	432	414	-4.2%
Denmark	159	163	155	-5.1%
Estonia	18	20	18	-8.7%
Finland	41	49	44	-9.6%
France	2397	2110	1997	-5.3%
Germany	3743	3268	3179	-2.7%
Greece	567	529	491	-7.2%
Hungary	735	598	575	-3.9%
Ireland	57	83	77	-7.0%
Italy	4179	3620	3394	-6.2%
Latvia	46	46	42	-9.3%
Lithuania	74	68	62	-8.3%
Luxembourg	27	26	25	-5.5%
Malta	23	21	20	-6.3%
Netherlands	342	364	347	-4.6%
Poland	1347	1121	1065	-5.0%
Portugal	396	479	447	-6.8%
Romania	1061	968	918	-5.1%
Slovakia	234	196	187	-4.5%
Slovenia	105	85	81	-5.5%
Spain	1755	1681	1590	-5.4%
Sweden	164	172	161	-6.5%
UK	1083	1768	1685	-4.7%
EU-27	20295	19025	18071	-5.0%
Croatia	303	253	238	-5.8%
Turkey	1544	1707	1528	-10.5%
Norway	64	84	81	-4.4%
Switzerland	355	274	264	-3.5%

8.1.2 環境及び生態系影響評価モデル

(1) 米国

① 排出量

環境及び生態系評価に使用する排出量は 8.1.1 人体影響評価モデルに使用するものと同じである。

② 濃度分布

環境及び生態系評価に使用する濃度分布は 8.1.1 人体影響評価モデルに使用するものと同じである。

③ 評価方法及び評価モデル

ECA の申請書には、環境及び生態系影響の評価モデルに関しては明確な記載がない。そこで、EPA が 2009 年 8 月に発行した以下の文献に記載されている内容を調査した。

- EPA-452/R-09-008a Risk and Exposure Assessment for Review of the Secondary National Ambient Air Quality Standards for Oxides of Nitrogen and Oxides of Sulfur

NO_x 及び SO₂ の沈着に関しては、水系及び陸域の酸性化及び富栄養化による影響を評価する。表 8.1-11 参照。

- 水系の酸性化：MAGIC (Model of Acidification of Groundwater In Catchments) を使用して、酸性沈着の土壌水及び表層水の主要なイオンの濃度に対する長期的な影響を評価している。表 8.1-12 参照。
- 陸域の酸性化：SMB (Simple Mass Balance) モデルを使用して、沈着と生物による固定を考慮して、不動化、吸収、吸着、脱窒化、燃焼、腐食、蒸発、浸出の結果得られるバランスを求める。これによって得られる BC/Al 比 (Base cation to Aluminum ratio、塩基性陽イオン (Ca、K、Mg イオン) と Al イオンの当量比) を使って臨界負荷量解析を実施する。表 8.1-12 参照。
- 水系の富栄養化：SPARROW (SPAtially Referenced Regression on Watershed Attributes) モデルを使用して、流れの水質測定結果から経験的／統計的に流域の空間的特性を求め、ASSETS (Assessment of Estuarine Trophic Status) モデルを使用して、河口の現在及び将来の富栄養化ポテンシャルを求める。表 8.1-12 参照。
- 陸域の富栄養化：カリフォルニアの CSS (Coastal Sage Scrub、海岸低木地帯) 及び MCS (Mixed conifer forest、混合針葉樹林) についてのケーススタディの結果と CMAQ で得られた濃度分布とを比較して評価する。

オゾンによる森林の劣化に関しては、NAAQS (National Ambient Air Quality Standards) の 2 次基準である W126 (植物の生育期における最もオゾン濃度の高い連続 3 か月の累積値が 7~21ppmh (濃度 ppm と時間 hour の積) という基準) を使って評価している。

表 8.1-11 影響の大きい特性、指標、影響、影響を受ける生態系関連のサービス

生態系への影響	大きく影響を受ける特性	生物学的/化学的指標	生態系のエントドポ	生態系の影響	影響を受ける生態系関連のサービス	ケースタディの地域
水域の酸性化	地質 表層水の流れ 土壌の深さ 風化速度	Al pH ANC (酸性中和容量) 土壌ベースの飽和 Al Ca C:N 比	種の多様性 数の多さ 構成 ANC アカトウヒ、サトウカエデの状態 ANC Bc:Al 比	魚類、植物プランクトン、動物プランクトンの種の喪失 群落の構成、生態系の構造及び機能の変化 木の成長の減退、ストレス感受性、一時的な立ち枯れの増加 群落の構成、生態系の構造及び機能の変化	生活権漁業 レクレーションとしての漁業 他のレクレーション活動 食料及び木材生産物の供給 レクレーション活動 自然の生息地 土壌の安定性 浸食の制御 水の管理 気候の調節	Adirondack Mountains Shenandoah National Park Kane Experimental Forest Hubbard Brook Experimental Forest
水域の富栄養化	窒素制限系 表層水中の窒素の存在 富栄養化の状況 栄養の基準	クロロフィル a マクロ藻類 溶解酸素 迷惑な/有害な水面発生藻類 水面下の植生	富栄養化指数 (EI) の変化	生息地の劣化 水面発生藻類 毒性 低酸素症 無酸素症 魚類の死亡 生態系の多様性の減少	商業及びレクレーション漁業 他のレクレーション活動 美的価値 使用されない価値 洪水及び浸食の制御	Potomac River Basin, Chesapeake Bay Neuse River Basin, Pamlico Sound
陸域の富栄養化	好酸性の地衣類の存在 人為的な土地被覆	陽イオン交換容量 C:N 比 Ca:Al 比 NO ₃ ⁻ の浸出と輸送	種の構成 地衣類の存在/不在 土壌の根の変化 NO ₃ ⁻ の水流への突出 バイオオオマス	種の変化 土壌の栄養分の増加 火災の変化 栄養分の循環の変化	レクレーション 美的価値 使用されない価値 火災の制御 生息地の喪失 生態系の多様性の喪失 水質	Coastal Sage Scrub and Mixed Conifer Forest Rocky Mountain National Park

表 8.1-12 評価に使用されたモデルの概要

モデル	MAGIC	SMB	SPARROW	ASSET
フルネーム	Model of Acidification of Groundwater in Catchments	Simple Mass Balance	SPATIALLY Referenced Regression on Watershed Attributes	Assessment of Estuarine Trophic Status
説明	酸性沈着の土壌水及び表層水の主要なイオンの濃度に対する長期的な影響を評価する。 モデルは、均一な組成の土壌に含まれる水コンパートメント、湖や流れを模擬した表層水コンパートメントからなる。 モデルは表層水や土壌化学の観測値を利用して較正される。	沈着と生物による固定を考慮して、不動態、吸収、吸着、脱窒、燃焼、腐食、蒸発、浸出の結果得られるバランスを求め、 臨界負荷量の解析に最も広く利用されている。 長期的平均的な酸性あるいはアルカリ性物質の供給量を明らかにし、システムが生物地球化学的に安全な限界に納まるような酸性物質の最大負荷量を求めるのである。 陸域の酸性化	流れの水質測定結果を代表的な流域の空間的特性（汚染物質源、陸域及び流れによる輸送に影響するようなファクターを含む）に関連付ける。 モデルは流れの中の汚染物質の挙動を統計的に予測する。	河口の現在及び将来の富栄養化ポテンシャルを求めるための圧力-状態-反応という枠組。 概念的なランキングであり、3つの指数を結合して一つの最終的な点数を求める。 3つの指数とは、(1) 影響ファクター/人間による総合的な影響、(2) 総合富栄養化条件、(3) 将来の見通し、である。
ケースタディへの適用性	水地域の酸性化		水地域の富栄養化 (ASSET と一緒に)	水地域の富栄養化 (SPARROW と一緒に)
モデルタイプ	各時刻での質量保存則を適用したラングムパラメータモデル	平均的な条件下での質量バランスモデル	平均的な条件下での実験的/統計的モデル	平均的な条件下に対して3つの数値的概念的指数に基づく概念モデル
時間の取扱	動的 (月や年のタイムステップ)	定常 (年間平均結果)	定常 (年間平均結果)	定常 (典型的には年間平均結果)
長所	20年間の使用実績。 北米及び欧州で幅広く使用されている。 アジア、アフリカ、南米でも使用された。 使用経験が豊富なので、新たな地域に関する情報は利用でき、 自動最適化機能がある。 適用範囲が広い。 pH、硫酸塩、硝酸塩、アンモニア、ANC、溶解有機炭素が取扱える。 大気沈着に対する水質の応答を直接シミュレートできる。	陸域の臨界負荷量を求めるために欧州で広く利用されている。 適用が簡単。 モデルは単純なパラメータの質に依るだけなので、入力データの質に依存。 窒素と硫黄の両方の沈着が考慮できる。	公開されて以来10年間科学者に受け入れられてきた。 国全体や地域スケールに適用されてきた。 異なる窒素源の算定が可能。 新たな地域のパラメータの整備や精緻化がUDGSによって行われている。 モデルの性能/誤差を評価できる。	米国大陸の全ての主要な河口に対する評価に使用されている。 種類の異なる評価が可能。例えば、水質、窒素の負荷、河口内の物理的条件、河口の将来予測される変化。 SPARROW等の流域を考慮した窒素負荷モデルとリンクが可能。
短所	各適用対象に合わせてパラメータ設定が必要。 公開に制限がある。	適切な入力データの設定が困難。 環境プロセスそのものを表現しているわけではない。	陸域から水域への移行速度や流量は実験的に求める。 定常のみ。	概念的な指数。 定常のみ。 沈着の測定結果を含められない。

モデル	MAGIC	SMB	SPARROW	ASSET
		<p>定常のみ。 モデルは単純なバランスを求めるだけなので、入力データの質に大きく依存。 不確かさ解析が含まれていない。 窒素、硫黄の循環、イオン交換が全て定常であるという仮定が必要。 浸入が土壌プロファイルに直線的であるという単純な水文地質を仮定、</p>	<p>沈着の測定結果を含められない。 窒素は全窒素しか扱えない。 一度に一つの汚染物質しか扱えない。</p>	<p>窒素は全窒素しか扱えない。 不確かさ解析ができない。 対象とする河口以外への計算結果の外挿には制限がある。</p>
サポーター機関	Norwegian Institute for Water Research University of Virginia	多くの機関で使用されているが、特にサポーター機関は存在しない。	U. S. Geological Survey	National Oceanic and Atmospheric Administration
窒素と硫黄の沈着の考慮	各時刻（月あるいは年）におけるイオンの沈着フラックス（乾性沈着及び湿性沈着）	使用される質量バランスモデルに依存する。 全窒素、全硫黄あるいは窒素、硫黄の大気沈着速度	National Atmospheric Deposition Program からの入力。	沈着は評価対象ではないが、河口への負荷を与える流域モデルに含まれていることもあり得る。

④ 評価結果

評価項目は以下のとおりである。

- NO_x、SO₂及びPMの沈着による影響
 - 水系の酸性化
 - 陸域の酸性化
 - 水系の富栄養化
 - 陸域の富栄養化
- PM_{2.5}及び有害物質による影響
- 視界の悪化
- 地表オゾンによる森林の劣化

a) NO_x、SO₂及びPMの沈着による影響

地質、地表水の流れ、土壌の深さ、風化割合、富栄養化の状況、土地被覆変化の状況等をマッピングし、感受性の高い地域を対象としたケーススタディを実施し、その結果を踏まえて、対象とする範囲を拡げて酸性化及び富栄養化の評価を実施している。

人為的大気汚染物質による生態系影響について、以下のような一般的定性的な記述はあるが、それらに対する船舶からの排気の寄与割合やECA設定による改善割合等に関する記述はない。

- ・陸域の酸性化によってアカトウヒやサトウカエデのような森林樹木の衰退、水域の酸性化によってアトランティックサーモンの減少が観測されている。
- ・窒素は酸性化だけではなく、富栄養化の原因ともなる。3 kg/ha/yearの窒素の堆積によって地衣類への影響が見られ、地衣類を食べるカリブーに対しての影響も危惧されている。水生生態系への窒素の堆積は河口域において富栄養化を引き起こす。

2020年における硫黄及び窒素の沈着量に対する船舶の寄与は図8.1-7及び図8.1-8に示すとおりである。

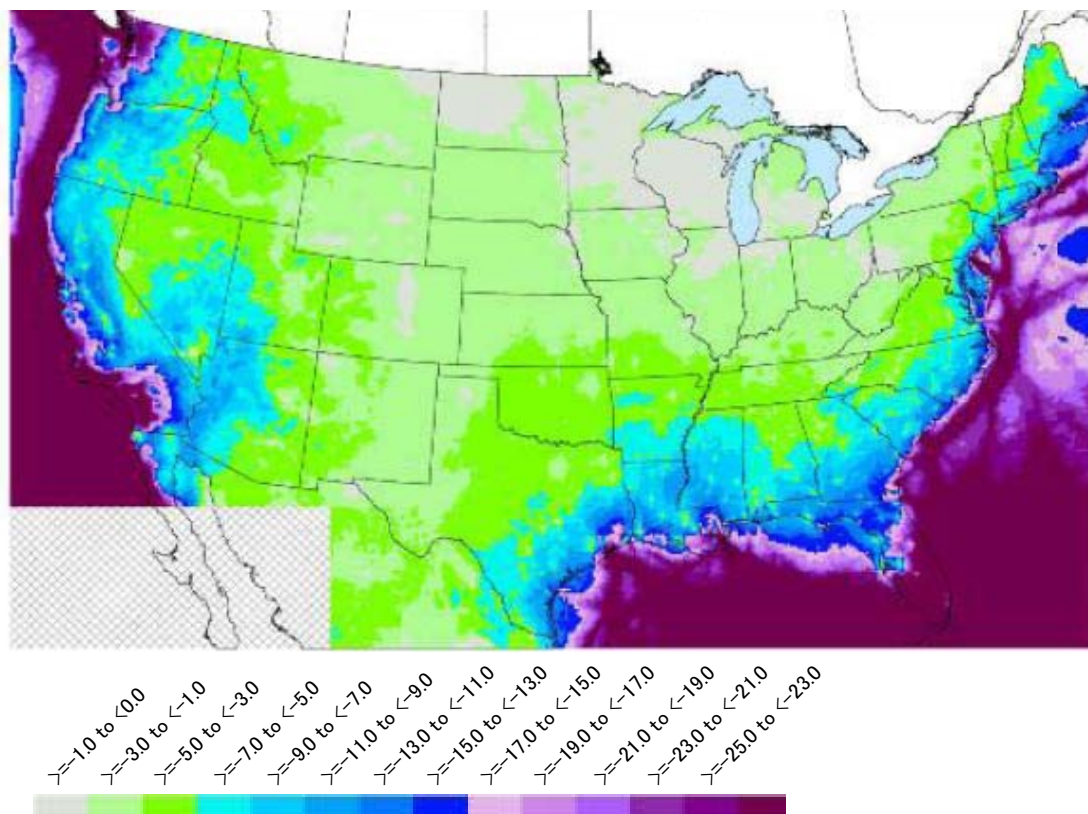


図 8.1-7 2020 年における全硫黄沈着量に対する船舶の寄与割合

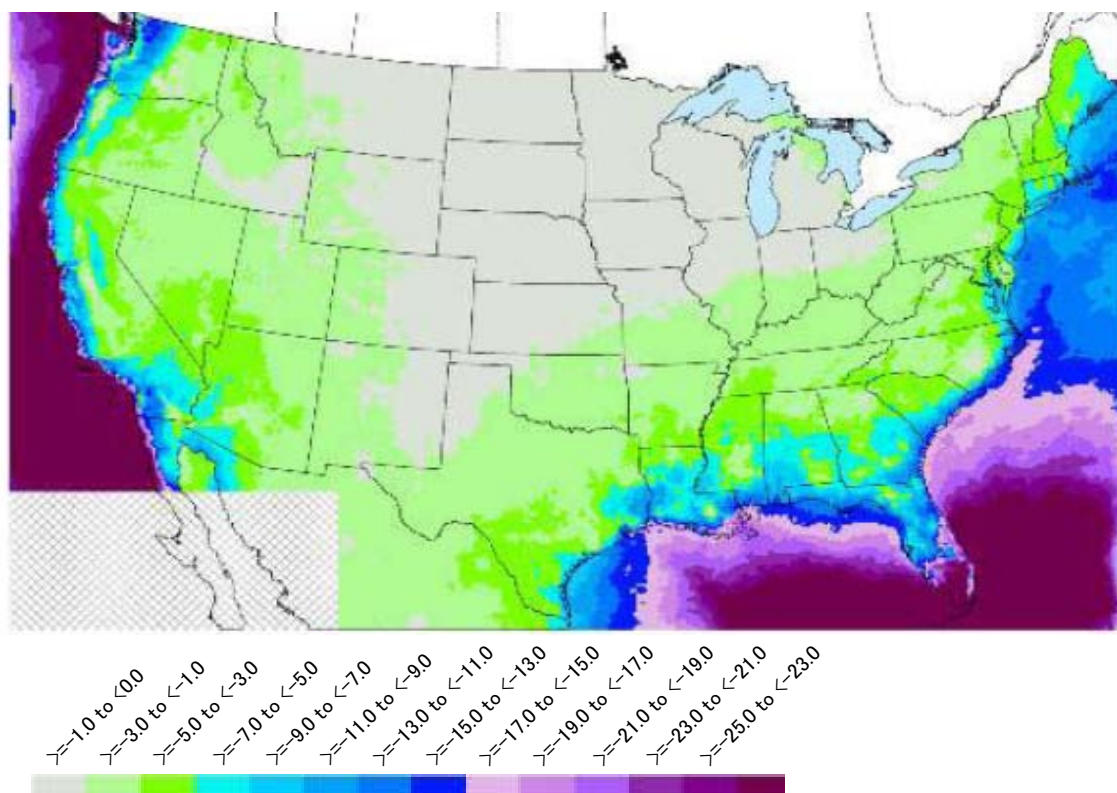


図 8.1-8 2020 年における全窒素沈着量に対する船舶の寄与割合

凡例は、左から順に、灰色が 0.0～1.0 %、1.0～3.0 %、黄緑が 3.0～5.0 %、水色が 5.0～7.0 %、7.0～9.0 %、9.0～11.0 %、11.0～13.0 %、青が 13.0～15.0 %、薄紫が 15.0～17.0 %、17.0～19.0 %、19.0～21.0 %、21.0～23.0 %、23.0～25.0 %、濃紫が 25.0 以上である。海岸線付近では、硫黄も窒素も船舶による寄与は多くの地域で 13～15 %程度であるが、フロリダ半島の先端部分では 25 %以上の部分も見受けられる。

図 8.1-9～8.1-10 に示すように、ECA の適用によって、2020 年における硫黄の沈着量は 5～25 %、窒素の沈着量は 3～7 %削減される。その沈着量の削減によって、水系及び陸域の酸性化及び富栄養化がどの程度改善されるか、定量評価は実施されていない。したがって、前項「c. 評価方法及び評価モデル」で記載した評価モデルは ECA 申請においては使用されなかったのではないかとと思われる。

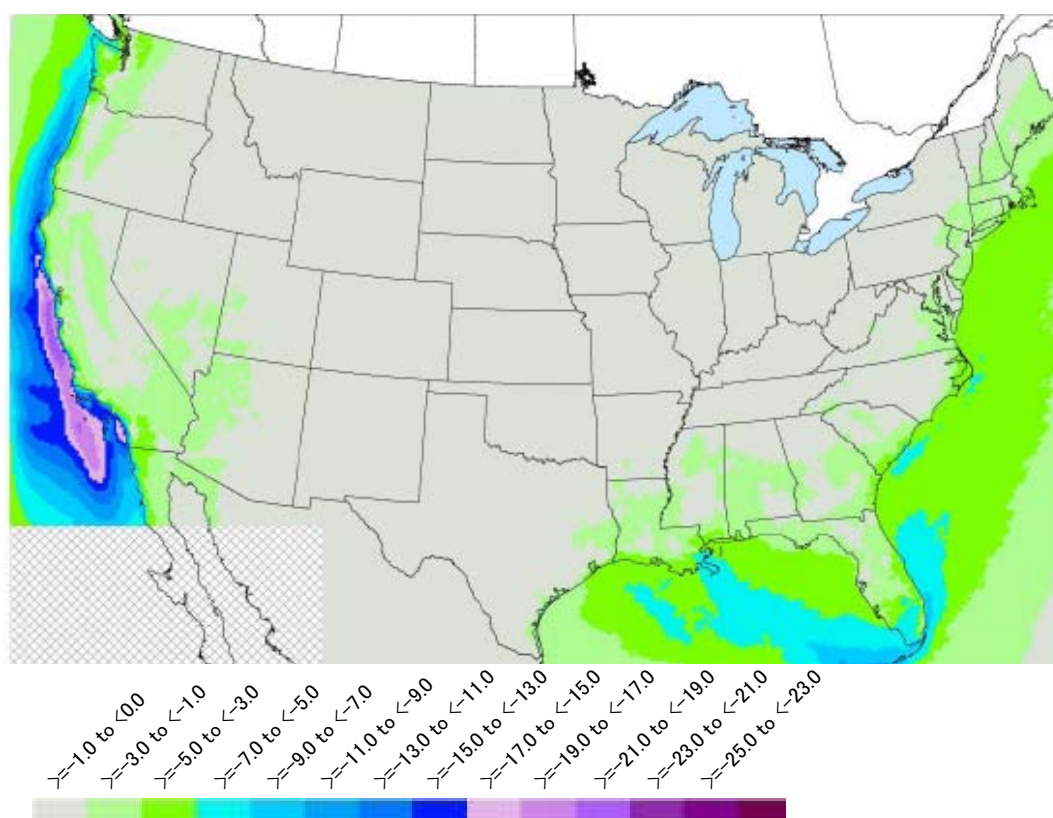


図 8.1-9 ECA 設定による全窒素の年間沈着量の削減割合

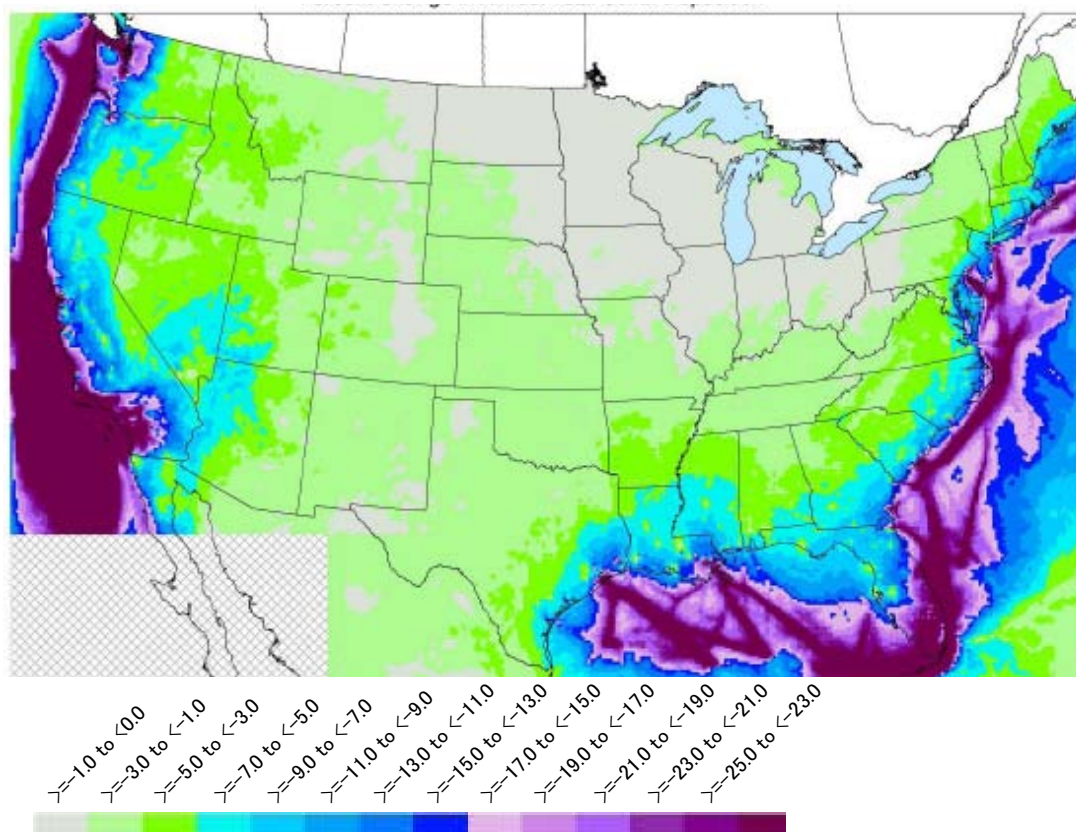


図 8.1-10 ECA 設定による全硫黄の年間沈着量の削減割合

b) PM_{2.5} 及び有害物質による影響

PM による植物への影響の多くは土壌の変化 (pH、養分サイクル、金属蓄積等) を通して間接的に引き起こされる。船舶から排出される PM_{2.5} には微量の金属 (ニッケル等) が含まれている。米国北東部の標高の高い森林における調査データからは金属が森林衰退の原因になっていることが示唆されている。船舶は毒性のある PAH (多環芳香族炭化水素) も排出しているが、この PAH は $1.0\ \mu\text{g}$ 以下の粒子に吸着されて 10,000km 以上も輸送される。PAH は堆積物の中に蓄積し、淡水に生息する動植物に生物濃縮する。船舶からの PM の排出量の削減により毒性物質の長距離輸送が減少する。以上のような定性的な説明のみで、2020 年の状況の定量的な予測や ECA 設定による改善割合等は記載されていない。

c) 視界の悪化

PM_{2.5} 及び NO_x は、国立公園や港湾近傍の都市における視界に悪影響を与えている。現状の船舶に起因する視界の悪化への寄与は 2.5~12.5% であるとしている。2020 年の状況の予測や ECA 設定による改善割合等は記載されていない。

d) 地表オゾンによる森林の劣化

米国東部の感受性の高い樹種のオゾンによる苗の成長量低下によるバイオマス損失の評価を行っている。船舶に起因するバイオマス損失は0～6.5%であるとしている。2020年の状況の予測やECA設定による改善割合等は記載されていない。

(2) 欧州

RAINS (Regional Acidification Information and Simulation) モデル及びその進化版である GAINS (Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies) モデルを用いて評価していると考えられる。

① 排出量

環境及び生態系評価に使用する排出量は 8.1.1 人体影響評価モデルに使用するものと同じである。

② 濃度分布

環境及び生態系評価に使用する濃度分布は 8.1.1 人体影響評価モデルに使用するものと同じである。

③ 評価方法及び評価モデル

酸性化及び富栄養化の評価モデルに関しては、RAINS では、UN/ECE 影響評価作業グループの下の影響評価協力センターが積み上げてきた臨界負荷量データベースを使用したマッピングを行っている。臨界負荷量を使った評価に関しては理論的には多くの問題点が指摘されているが、政策決定のためのツールとしては十分強力であるとしている。

RAINS では、EMEP グリッドに窒素と硫黄の沈着量は一つしか与えられないが、臨界負荷量はそれぞれのエンドポイントに対して多数 (あるケースでは 100,000 個まで) 与えることができる。これらの臨界負荷量はそれが代表する生態系地域を考慮しつつ強度の順にソートされ、いわゆる CDF (Cumulative Distribution Function : 累積分布関数) が定義され、この CDF がそのグリッドの沈着量と比較される。

現状の沈着量と臨界負荷量の差 (Gap) を所定の範囲に収める (Gap Closure) 方法としては、沈着量のみに着目する方法、生態系の面積を考慮する方法、複数の汚染物質についての Gap を総合評価する方法等が開発されてきた。

臨界負荷量を求めるために使う土地利用マップと沈着解析モデルとの一貫性の確保、EMEP から生態系解析用の沈着データを出力する機能の付加等の改良の努力が払われている。また、全く新しい手法として、動的モデルの開発も試験的に開始されている。

地表オゾンの植生に対する影響の評価は、森林の樹木に対する臨界レベルを指標として実施する。AOT30 と AOT40 のどちらがより適切か、種々の検討を実施しているが、まだ結論は得られていない、としている。なお、AOTx とは Accumulated exposure Over a Threshold ozone concentration of x ppb : 濃度が x ppb 以上の時の濃度と時間の積和と定義される指標である。

④ 評価結果

生態系に対する影響として、酸性化と富栄養化の影響評価結果の一部を表 8.1-13～8.1-14 に示す。各シナリオに関して評価されているが、ここで載せたシナリオは 2020 年におけるベースラインシナリオと船舶からの排出量技術的可能最大削減シナリオに関する評価結果である。

表 8.1-13 2000 年、2020 年ベースライン、2020 年船舶からの排出量技術的可能最大削減シナリオにおける酸性化の臨界負荷量を超える酸性沈着のある森林面積 (km²)

	2000	2020		
		National and shipping baselines	Nat. baseline, max. technically feasible reduction from shipping	
Austria	373	0	0	
Belgium	4591	1651	1181	-28.5%
Bulgaria	0	0	0	
Cyprus	0	0	0	
Czech Rep.	9158	4766	4503	-5.5%
Denmark	1200	72	10	-86.1%
Estonia	0	0	0	
Finland	6115	2682	1732	-35.4%
France	19649	11047	6521	-41.0%
Germany	62491	32055	28140	-12.2%
Greece	943	252	170	-32.5%
Hungary	50	0	0	
Ireland	1695	640	420	-34.4%
Italy	0	0	0	
Latvia	538	0	0	
Lithuania	13219	9456	8588	-9.2%
Luxembourg	272	170	170	0.0%
Malta				
Netherlands	5106	4997	4880	-2.3%
Poland	53034	22901	18498	-19.2%
Portugal	3345	1044	850	-18.6%
Romania	3516	176	160	-9.1%
Slovakia	4707	1943	1840	-5.3%
Slovenia	647	2	2	0.0%
Spain	900	100	75	-25.0%
Sweden	58438	20282	5062	-75.0%
UK	9424	3588	2375	-33.8%
EU-27	259412	117824	85178	-27.7%
Croatia	351	0	0	
Turkey				
Norway	2789	424	123	-71.0%
Switzerland	1899	656	595	-9.3%

表 8.1-14 2000 年、2020 年ベースライン、2020 年船舶からの排出量技術的可能最大削減シナリオにおける富栄養化の臨界負荷量を超える窒素沈着のある森林面積 (km²)

	2020			
	2000	National and shipping baselines	Nat. baseline, max. technically feasible red. from shipping	
Austria	35618	29726	27662	-6.9%
Belgium	6730	6463	6323	-2.2%
Bulgaria	45600	41010	38491	-6.1%
Cyprus	3049	3061	1968	-35.7%
Czech Rep.	11162	10926	10878	-0.4%
Denmark	3039	2511	2200	-12.4%
Estonia	12316	6839	879	-87.1%
Finland	112220	78792	45671	-42.0%
France	176710	168575	155628	-7.7%
Germany	101804	96754	94465	-2.4%
Greece	9326	9326	8706	-6.6%
Hungary	10278	8282	7789	-6.0%
Ireland	7403	6165	5716	-7.3%
Italy	87696	70839	52738	-25.6%
Latvia	26781	25724	24521	-4.7%
Lithuania	17651	17651	17643	0.0%
Luxembourg	821	821	821	0.0%
Malta				
Netherlands	4124	3845	3717	-3.3%
Poland	86408	83612	82173	-1.7%
Portugal	20107	19674	17117	-13.0%
Romania	60560	59991	59903	-0.1%
Slovakia	19236	18180	17642	-3.0%
Slovenia	5264	5247	5219	-0.5%
Spain	75050	66975	60000	-10.4%
Sweden	60026	21391	13792	-35.5%
UK	20972	14495	10864	-25.1%
EU-27	1019951	876874	772523	-11.9%
Croatia	3081	2766	2398	-13.3%
Turkey				
Norway	13086	4356	1026	-76.4%
Switzerland	18866	12305	11234	-8.7%

8.2 我が国の ECA 設定に適用できる影響評価モデルの検討

我が国沿岸域に ECA を設定する際に行う人体健康影響評価と環境及び生態系に対する影響評価のあり方を考えた。

ECA 申請においては、1.1 に示したように「土壌、植生、水生、並びに人体などに対する影響」評価を記述する必要があるが、そもそも国内においてもこれらの影響を評価した上で、ECA 設定の意志決定を行うことになる。ただし、両者の評価において重視されるエンドポイントやクライテリアは一致していない場合がある。そこで、国内のステークホルダー間で合意を得るためのプロセスにおいて必要な影響評価と、国内の意思決定が得られた後に IMO に対して ECA 申請をする際に必要な影響評価とは区別して整理することとした。

欧米では、PM2.5 及びオゾンの大気環境基準設定に際し、定量的なリスク評価が行われており、また、大気環境基準の設定に際して費用－便益分析が行われるため、行政モデルとして、定量的なリスク評価モデル及び費用－便益解析モデルが整備されている。これに対して、日本国内では大気汚染に関連した国内のステークホルダーに対しての説明においては、大気汚染物質の大気環境中濃度等の環境改善効果及びそれに伴う大気環境基準値の達成状況の改善効果を示すことで行われてきており、リスク評価及び費用－便益解析は実施されて来なかった。なお、最近定められた PM2.5 基準の制定時にはリスク評価が実施されているが、定量的な評価までは行われておらず、費用－便益解析は実施されていない。このため、定量的なリスク評価及び費用－便益解析に用いるモデルやパラメータは十分整備されているとは言えない状況である。特に、費用－便益解析を実施するためには人体や環境及び生態系への影響を金銭換算するためのパラメータを求めることが必要で、例えば WTP (Willingness to pay : 支払意思額) を求めるための大掛かりな研究が必要である。これらのことから、ECA 設定に関する国内のステークホルダー間の合意形成のためにはリスク評価及び費用－便益解析を実施するまでの必要はないと考えられる。ただし、IMO に対する ECA 申請時には、追加的に簡易な方法で費用－便益解析を行うというオプションは考えられる。

影響評価といっても、人体健康影響評価と環境及び生態系に対する影響評価とではその重要性が異なるので、両者のバランスを考慮する必要がある。一般には人口密集域においては健康影響を、人口が少なくかつ貴重な生態系を有する地域においては生態系保護について主に考慮することになる。なお、海洋の生態系に対する影響については、欧米でもその評価はほとんどされていない。我が国において、海洋生態系保護を目的として一般船舶の航行が制限される PSSA (Particularly Sensitive Sea Area、特別敏感海域) が設定されていないことを考慮しても、海洋生態系に対する影響に関する評価は行わないこととする。

人体健康影響に関しては、早期死亡者数あるいは疾病発生数等のエンドポイントを考慮する必要がある。また、米国あるいは欧州の既存モデルを効率的に活用する場合でも、日本の

人口構成を考慮したものにする必要があるし、利用可能なものについては日本における疫学研究の成果を採用することも検討する必要がある。環境及び生態系に対する影響評価は、多岐にわたるエンドポイントの各々にどの程度の影響があるかを定量的に評価するところまでは踏み込まず、大気汚染物質の濃度分布及び沈着量分布を求め、その改善効果を見ることでも十分である。

また、影響評価に先立って日本独自の影響評価モデルを開発し必要なパラメータを整備するには多大な労力、時間、費用が必要である。ECA 申請のタイミングを考えるとその時間余裕はないと考えられる。したがって、タイムスケジュールから言って、米国あるいは欧州の既存モデルを効率的に活用する方策を考えるのが適切である。

人体健康影響評価、環境及び生態系影響評価に関する欧米の評価手法並びに我が国の ECA 設定に適用できる影響評価モデルについての検討結果を表 8.2-1 にまとめて示す

表 8.2-1 欧米の評価手法及び我が国の ECA 設定に適用できる影響評価モデルについて

エンドポイント	人体健康影響評価			環境及び生態系影響評価			
	致死	疾病	その他	NOx、SO ₂ 及び PM の沈着による酸性化及び富栄養化	PM2.5 及び有害物質による生態系影響	視界の悪化	地表オゾンの植生に対する影響
主たる原因	PM2.5 (ただし PAH や重金属の影響を含まない)、地表オゾン						
米国内	BenMAP を用いて早期死亡数の増減を評価	BenMAP を用いて呼吸器、循環器系の疾病患者の増減を評価	BenMAP を用いて労働損失、活動制限、学校欠席等の増減を評価	評価モデルは有しているが、ECA 申請時には沈着量の増減のみを評価	定性的な評価のみ	数値の提示はあるが、使用モデル等は不明	数値の提示はあるが、使用モデル等は不明
欧州	RAINS を用いて PM2.5 による損失生存月数及び地表オゾンによる早期死亡数を評価	なし	なし	RAINS を用いてグリップド毎の臨界負荷量と沈着量を評価	なし	なし	AOT40 を用いて植生に対する影響を評価
日本	国内の ECA 検討時	BenMAP を用いて早期死亡数の増減を評価	BenMAP を用いて呼吸器、循環器系の疾病患者の増減を評価	評価モデルは使用せず、沈着量の増減を評価	評価せず	評価せず	AOT40 を用いて植生に対する影響を評価
IMO 提出時	同上 (ただし、追加的に簡易な方法で費用-便益解析を行うというオプションも考えられる)	同上	同上	同上			

8.2.1 人体健康影響評価モデル

人体健康影響の評価に際しては、公開されている米国の BenMAP コードを利用することが適当であると考えた。BenMAP コードは機能が多く、柔軟性も兼ね備えている。機能としては、現在の人口分布、将来の人口分布予測、大気汚染物質の濃度分布、大気汚染物質の濃度から早期死亡数や疾病発生数等を求める関数 (C-R Function : Concentration-Response Function)、人体や環境及び生態系への影響を金銭換算するためのパラメータ等の入力データを用意できれば、各人口層に対する各種の健康影響 (早期死亡、疾病発生、労働損失、学校欠席、活動制限等) を評価可能である。

対象とする大気汚染物質としては、欧米における評価と同様に、人体に対する影響が顕著な PM2.5 及びオゾンを選定するのが適切である。CMAQ 等の大気汚染物質大気シミュレーションモデルから得られる PM2.5 及びオゾン濃度を BenMAP コードに入力する。出力される項目としては、表 8.1-2~8.1-3 に示したように、死亡には至らない疾病や労働損失日数、活動制限日数あるいは学校欠席日数等も評価できるが、評価指標としては早期死亡数等が重要であると考えられる。

評価において重要な C-R Function に関しては、我が国においても、近年「そら (SORA : Study On Respiratory disease and Automobile exhaust) プロジェクト」、「微小粒子状物質等曝露影響調査」及び「環境保健サーベイランス調査」等のかかなり大掛かりな疫学研究が実施されているが、まだその結果が利用できる段階には達していない。したがって、EPA が連邦の環境基準値を制定した際に設定したものをベースにするのが適切と考えられる。ただし、コホート研究の場合は人口構成を考慮して加工した数値となっているので、日本に適用する際には人口構成の相違を考慮する必要がある。また、例えば PM の循環器疾患への影響については日米に相違があることが明らかにされており、その原因に関する研究が行われている。このように、利用可能な日本独自のデータを用いて米国の C-R Function を部分的に修正して使用することも考えられるが、これらの検討にはかなりの時間を要するものと考えられる。BenMAP コードには内部に多くの C-R Function が用意されており、それらの中から適切なものを選択することもできるし、新たに独自に設定したものに入れ替えることもできる柔軟性を備えている。したがって、我が国の実状を反映したより適切な C-R Function が利用可能であれば、それに置き換えるのは容易である。

2020 年における陸上を含めたあらゆる排出源からの大気汚染物質排出による影響、船舶を除いた陸上のみの排出源からの大気汚染物質排出による影響を評価し、船舶に起因する影響の割合を明らかにする。また、ECA 設定時の大気汚染物質排出による影響を評価し、ECA 設定による影響の低減割合を評価する。

8.2.2 環境及び生態系影響評価モデル

環境及び生態系に対する影響に関しては、エンドポイントが多岐にわたるので、その各々にどの程度の影響があるかを定量的に評価するには多種多様なモデルの開発、パラメータの整備が必要であり、それには多大な労力、時間、費用を要する。ECA 申請のタイミングを考えるとその時間余裕はないと考えられる。したがって、大気汚染物質の排出量からシミュレーションによって濃度分布及び沈着量分布を求め、その中に占める船舶の寄与割合、ECA 設定によるその改善割合を見ることとする。

(1) NO_x、SO₂ 及び PM の沈着による影響

土壌酸性化の影響を評価する代表的な手法は臨界負荷量マップの作成である。臨界負荷量とは、生態系が許容できる酸の最大負荷量である。欧州を中心に、定常マスバランスモデルに基づいた臨界負荷量を環境施策の指標に用いることが提案され (RAINS プロジェクト)、それに基づく国際交渉によって、SO₂ 排出量の削減に関するオスロ議定書が 1994 年に調印されている。

アジアを対象とした RAINS-Asia プロジェクトも進められていた一方で、1990 年代後半以降、臨界負荷量に対する数多くの問題点が指摘されてきた。環境省による「第 4 次酸性雨対策調査取りまとめ」の報告書 (平成 14 年 9 月) では、下記のように問題点をまとめている。

- 生物指標として、欧米の樹種 (トウヒ等) における成長率の低下を採用しており、我が国や東アジア地域の多様な植生に適用が困難であること。
- 土壌溶液中の塩基性陽イオンと Al イオンのモル比 (BC/Al 比) を 1 とする閾値は、実験室において求められた数値であり、森林生態系における有効性に疑問があること。また、樹種によって影響の出る値は異なること。
- 土壌酸性化 (間接影響) のみを評価しており、ガス暴露など直接影響を評価しておらず、実際の森林衰退の現状を反映していないこと。
- 生態系全体を評価する、新たな総合的評価手法が必要であること。

問題の主旨は、複雑な森林・土壌生態系を十分にモデル化していないことに集約されるが、それを忠実に再現することはまず不可能である。そのため、臨界負荷量を土壌酸性化に対する一つの指標として扱うことができるとの認識も存在しており、「第 4 次酸性雨対策調査取りまとめ」では、臨界負荷量マップは脆弱地域の洗い出しに寄与しているとしている。なお、我が国を対象とした臨界負荷量マップの研究には、例えば林ら (1995) があるが、米国が ECA 提案文書で示したような、国としてのマップ作成はこれまで行われていない。

また、陸水影響評価モデルの主要なものとして、MAGIC (表 8.1-12 参照) 及び ILWAS (Integrated Lake-Watershed Acidification Study) がある。一般的に、これらのモデルは、対

象地点の条件や解析目的に応じて使い分ける必要がある。例えば、ILWAS モデルは融雪に伴う湖沼水 pH の低下など短期的な水質変化の予測に適するのに対し、MAGIC モデルは数百年という長期的な予測を得意とする。これらのモデルはあらゆる素過程を完全にモデル化しているわけではなく、また我が国の山地流域を対象に開発されたものでもない。このため我が国に適用する際には、モデルの特性を熟知した上で、流域条件に適合するかどうかを見極める必要がある。

先述の「第4次酸性雨対策調査取りまとめ」報告書では、臨界負荷量に代わる評価方法として、小集水域を対照としたキャッチメント解析手法を推奨している。同手法は、物質循環上の完結性の高い集水域単位において実データを収集することで、生態系全体を評価できる総合的手法である。得られたデータは上記の陸水影響評価モデル等への適用も可能である。環境省は、岐阜県伊自良湖を対象とした集水域重点調査 (H17-19) を実施しており、同データのモデル化への適用も検討されている。

しかし、我が国全体に関して陸水酸性化による影響を定量的に評価しようとする、モデル及びパラメータの開発・収集、検証に多大な作業が必要になる。

富栄養化の代表的な評価手法も臨界負荷量マップの作成である。この場合の臨界負荷量とは、生態系が許容できる窒素の最大負荷量である。しかし、我が国全体を対象としたマップ調査はこれまで行われていない。

したがって、ここでは酸性化についても富栄養化についても、臨界負荷量を使って環境や生態系に対する影響の度合そのものを定量的に評価するところまでは踏み込まず、酸性化に関しては、酸性物質の湿性沈着量 (SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 Cl^-) 及び乾性沈着量 (SO_2 、 HNO_3 、硫酸塩) の分布を求める。ただし、アンモニウムイオン (NH_4^+) の沈着量も潜在的な酸として考慮する。アンモニア (NH_3) は、大気中では酸の中和に寄与する一方、粒子状のアンモニウム塩や湿性沈着を介して NH_4^+ として土壤に沈着した場合、硝化細菌による酸化反応によって 2 価の水素イオン (H^+) を放出するためである。富栄養化に関しては全窒素の湿性沈着量 (NO_3^- 、 NH_4^+) 及び乾性沈着量 (NH_3 、 HNO_3 、アンモニウム塩、硝酸塩等) の分布を求め、それらに占める船舶からの大気汚染物質の排出の寄与割合及び ECA 設定による改善割合を評価するのが適切であると考えられる。この方法は米国の評価手法と同じである。具体的には以下のとおりである。

- 大気シミュレーションモデルから得られる酸性物質の湿性沈着量及び乾性沈着量の分布並びに全窒素の湿性沈着量及び乾性沈着量の分布を次の 3 通りのケースで求める。
 - ① 2020 年における陸上を含めたあらゆる排出源からの大気汚染物質排出
 - ② 2020 年における船舶を除いた陸上のみの排出源からの大気汚染物質排出
 - ③ 2020 年における ECA 設定時の大気汚染物質排出

- ①と②の差異を取り、船舶から排出される大気汚染物質の寄与割合を求める。
- ①と③の差異を取り、ECA 設定による影響の低減割合を評価する。

(2) PM2.5 及び有害物質による影響

重金属類及び PM に含まれる多環芳香族 (PAH) による生態系に対する影響に関しては、信頼できる評価モデルがないことから、評価は行わない。

(3) 視界の悪化

PM 及び NOx による視界の悪化に関しては、その重要性が低いことから、評価は行わない。

(4) 地表オゾンの植生に対する影響

前述したように、米国の提案書では NAAQS (National Ambient Air Quality Standards) のオゾン 2 次基準 (1 次基準は人の健康、2 次基準は視程・植物・動物・建物を対象とした基準値) である W126 (植物の生育期における最もオゾン濃度の高い連続 3 か月の累積値が 7~21ppmh (濃度 ppm と時間 hour の積) という基準) を使って評価を行っている。我が国では AOT40 (Accumulated exposure Over a Threshold ozone concentration of 40ppb : 濃度が 40 ppb 以上の時の濃度と時間の積和) や SUM60 (8am から 8pm の間において、濃度を Xppb とすると、 $X > 60$ の時間につき X の和をとり、それを 3 月分累積した値) による作物の減収率や樹木の衰退率の評価が数多く行われているが、いずれの指標も欧米の植生状況から作成された基準であるため、我が国への適用に際しては、その妥当性を検証する必要があり、我が国の実状を考慮した新たな指標の提案のための研究も実施されている。

しかし、我が国全体に関してオゾンによる植生への影響を定量的に評価しようとする、モデル及びパラメータの開発・収集、検証に多大な作業が必要になる。

したがって、ここではオゾンによる植生への影響度合そのものを定量的に評価するところまでは踏み込まず、当面は AOT40 の分布を求め、それらに占める船舶からの大気汚染物質の排出の寄与割合及び ECA 設定による改善割合を評価するのが適切であると考えられる。この方法は基本的には欧州の評価方法と類似であると考えられる。AOT40 に代わり得る新たな指標が提案され認知されれば、その時点で評価をやり直すこともできる。具体的には以下のとおりである。

- CMAQ 等から得られるオゾン濃度の時間的な変化から AOT40 を次の 3 通りのケースで求める。
 - ① 2020 年における陸上を含めたあらゆる排出源からの大気汚染物質排出
 - ② 2020 年における船舶を除いた陸上のみの排出源からの大気汚染物質排出
 - ③ 2020 年における ECA 設定時の大気汚染物質排出
- ①と②の差異を取り、船舶から排出される大気汚染物質の寄与割合を求める。
- ①と③の差異を取り、ECA 設定による影響の低減割合を評価する。

9 まとめ

9.1 本調査の結論

- (1) 本調査における船舶の排出源データの作成方法の基本的な枠組みを明らかにした。船舶は外航船、内航船及び漁船に区分し、外航船及び内航船は航行中及び停泊中に区分した。大気汚染物質としてはNO_x、SO_x、PM、CH₄、N₂O、NMVOC及びCOを取り上げた。現況算出の対象年は2005年とした。ここで、排出源データとは、単なる排出総量ではなく、大気環境を対象とした化学輸送シミュレーションにおいて利用できる、空間的・時間的な解像度を持つデータベースと定義する。(第1章)
- (2) 本調査において適用すべき排出係数を設定した。2005年におけるディーゼル機関から排出されるNO_x及びPMについては機関出力あたりの排出係数を、それ以外の汚染物質については燃料消費量(重量若しくは熱量)あたりの排出係数を適用した。また、NO_x、SO₂及びPMについては、MARPOL 73/78条約 附属書VIに規定された規制による排出係数の変化を設定できるように留意した。NO_xについては船齢構成による平均的な排出係数を設定した。また、2020年における燃焼起源の大気汚染物質の排出係数を、適用されると想定される規制値及び船齢構成の変化を考慮し予測した。これらの排出係数は将来のシナリオの設定によって大きく変化する。(第2章)
- (3) 船舶の活動量及び燃料消費量を、商船(内航船・外航船)及び漁船に分類して算出し、前者については、航行時と停泊時に分けて算出した。活動量の把握においては、精度向上のため、可能な限り個船毎の活動実態を把握している統計又は記録データを使用し、ボトムアップで算定した。特に、商船からの航行時の活動量は、海上保安庁による2009年7月1ヶ月分のAIS陸上局における記録より、日本沿岸域を航行したAIS搭載船舶の航行データを使用した。内航船の燃料消費量及び漁船の燃料消費量については、2005年の「総合エネルギー統計 エネルギーバランス表」の統計値を用いてトップダウン補正を行った。(第3章)
- (4) 商船(内航船・外航船)及び漁船からの、時間的・空間的な分布を考慮した排出源データを、活動量(A)に排出係数(Es)を乗じて作成した。主たる汚染物質であるSO₂、NO_x及びPMの年間排出量については水平分布図を出力した。作成した排出源データを用いて、船種・船型別の集計を行った。東京湾内を参考に、各汚染物質の時間別排出量変動を見た場合、5~7時及び15~17時の時間帯において排出量は多く算定された。曜日別変動を見た場合は、最も排出量が少ないのは日曜日であり、最も多いのは木曜日となった。また、今回算定した活動量及び大気汚染物質排出量の検証を、①AIS航跡データによって算出された活動量を航路統計や港湾統計等の既存の活動量データと比較、②既存の調査結果に見られる船舶からの大気汚染物質排出量との比較、から行い、作成した排出源データの妥当性を確認した。また、本調査における排出量推定値に対して95%信頼区間の評価を行った。内航船及び漁船については統計値によるトップダウン補正によって誤差が低く抑えられていることがわかった。(第4章)

- (5) 本事業で推計した船舶起源排出量と陸上起源排出量とを比較・検証するため、2000年が推計対象年である日本国内を対象とした EAGrid2000-Japan を、1980～2003年の東アジア規模を対象とした REAS の年々変動を利用して 2005 年度に補正して利用することを検討した。REAS では、2000 年から 2005 年に対する排出量の変動は無視できる程度であった。日本国内では、自動車以外の 2000 年から 2005 年にかけての変化は、人口・経済状態の停滞及び顕著な対策進展がないため、排出量にも大きな変化はないと考えられた。(第 5 章)
- (6) 商船及び漁船の排出量を離岸距離別に集計した。AIS で捕捉された内航船のほとんどが 50 海里以内を航行していることがわかった。内航船、外航船及び漁船の合計を見た場合、概ね半分程度が 12 海里以内で、1/4 程度が 4 海里以内で消費ないし排出されていることがわかった。船舶からの排出量を陸上の排出源データと比較した。全国における 2005 年の SO₂、NO_x、PM 排出量総量を集計すると、例えば離岸距離 4 海里以内の範囲における商船及び漁船の排出量合計 (S) と陸上の排出量合計 (L) に占める船舶の割合 $[S/(S+L)]$ は SO₂ : 13 %、NO_x : 11 %、PM : 9 % であり、航行船舶による寄与が大きいことがわかった。ただし、船舶からの排出は、人間の居住・活動範囲から離れた海上から排出されるため、近傍で排出される陸上の排出と比較すると、同じ単位排出量あたりの影響度合いは小さくなる。このため、影響評価には、このような動向を詳細に解析できる化学輸送モデルの適用が必要である。また、グリッドあたりの年間排出強度 [ton/year/grid] の空間的出現頻度を強度クラス別に集計した。最大の排出強度は、航行船舶は浦賀水道に、停泊船舶は木更津港内に出現した。浦賀水道も現出した航行時におけるグリッドあたり最大排出強度を陸上の移動発生源の最大値と比較すると、SO₂ は道路交通網に沿ったグリッドあたりの排出量に比較して非常に大きい、NO_x は首都圏の東名高速道路よりは小さく国道 246 号線より大きい程度であった。木更津港内に現出した停泊時におけるグリッドあたりの最大排出強度を陸上の固定発生源の最大値と比較すると SO₂、NO_x とともに十数分の 1 である。さらに、首都圏、中京、近畿及び津軽を対象とした地域別の解析、並びに 2020 年時点における排出構造及び排出量の変化を整理した。SO₂ に関しては ECA 設定による削減効果が大きい、NO_x に関しては、ECA 設定による Tier3 導入の削減効果は、2020 年における全球での規制 (Global Switch) に伴う Fuel NO_x 低減による削減効果より小さいことがわかった。(第 6 章)
- (7) 現在、顕在化する大気環境 (汚染) 問題の理解や予測、評価などに使用される大気化学輸送モデルの総括を行うとともに、最新の大気化学輸送モデルの特徴・性能について調査・整理した。また近年特に、PM_{2.5} の環境影響が注目されていることも踏まえ、最新の大気化学輸送モデルに含まれるエアロゾルモジュールの特徴や性能について調査・整理した。また、独立行政法人産業技術総合研究所が開発した ADMER を利用して、本事業で推計した船舶起源排出源データと、EAGrid2000-Japan による陸上起源排出源データを使って、船舶が及ぼす大気汚染への寄与をシミュレートした。大気濃度や環境影響をより詳細に評価するためには、CMAQ などに代表される第 3 世代モデルを用いたシミュレーション解析の実施が望まれる。(第 7 章)

(8) IMO に対して米国及び欧州から ECA 申請される際に作成された資料などを調査し、船舶から排出される大気汚染物質による人体健康及び生態系に対する影響評価において採用されている評価手法、評価モデル等を明らかにし、我が国における ECA 設定・申請時に必要とされる評価手法、評価モデル等について検討した。その結果、人体健康に対する影響評価モデルとしては、米国で開発され公開されている「BenMAP」を採用することが適切であると考えた。大気汚染物質の濃度から早期死亡数、疾病発生数等を求める関数 (C-R Function) は EPA が連邦の環境基準値を制定した際に設定したものをベースとするが、利用可能な日本独自のデータを用いて部分的に修正して使用することについても検討する。環境及び生態系に対する影響に関しては、多岐にわたるエンドポイントの各々にどの程度の影響があるかを定量的に評価するところまでは踏み込まず、大気汚染物質の濃度分布及び沈着量分布を求め、その改善効果を見ることが適切である。(第 8 章)

9.2 本調査の背景及び目的

MARPOL 73/78 条約 附属書 VI の改正に伴い、大気汚染物質の排出規制海域 (ECA : Emission Control Area) を各国が設定することが可能となった。同海域の我が国海域への設定を考慮するための基礎資料として、同附属書の直接の規制対象となる外航船だけでなく、漁船や内航船を含む全ての船舶を起源とする大気汚染物質 (NO_x、SO_x、CO、NMVOC、PM 及び総排ガス量) の排出源データを現況・将来について整備するとともに、他の発生源との排出量比較を行うことを本調査の目的とする。ここで、排出源データとは、単なる排出総量だけではなく、大気環境を対象とした化学輸送シミュレーションにおいて利用できる、空間的・時間的な解像度を持つデータベースと定義する。

また、このデータベースを用いたシミュレーションを想定し、使用すべきシミュレーションモデルの検討を行った。さらに、シミュレーションから出力される大気汚染物質濃度などを用いて人体健康及び生態系に対する影響をどのように評価するについて欧米における評価例を参考に検討を行った。

本報告書の構成は、以下のようになっている。

第 1 章：船舶の排出源データの作成方法

第 2 章：排出係数の設定

第 3 章：船舶の活動量及び燃料消費量の算出

第 4 章：船舶からの排出源データの作成

第 5 章：陸上の排出源データの作成

第 6 章：船舶の排出源データの解析

第 7 章：大気反応シミュレーションモデル及び PM_{2.5} 評価モデル

第 8 章：影響評価モデル

9.3 本調査の範囲

本調査の範囲は、我が国 200 海里内の全ての船舶による活動量及びそれに伴う大気汚染物質排出量である。排出源データの作成は、最大で離岸 200 海里内の海域を対象とした。現況算出の対象年は 2005 年とした。また、将来の排出源データの予測年は 2020 年とした。

ただし、軽油及びガソリンを用いるレクリエーション用の小型船舶の活動量及び排出量は除く。さらに、外航船については、AIS データの理論的な制限から、本年度は 50 海里以内をその対象としている。

なお、海上における大気汚染の排出源データは、商船(外航船と内航船)及び漁船別に分類して作成するものとした。商船(外航船と内航船)の排出源データは、船舶の航行時と停泊特別に作成するものとした。また、内航船と漁船の大気汚染排出量については、統計資料によって得られる年間の燃料総消費量に基づきその総量を補正するものとした。ただし、補正においては、消費熱量を用いた。また、漁船については、国際条約上 NOx 規制の対象となる機関出力規模等を考慮した船型及び使用形態を想定した。

9.4 本調査の成果概要

本調査の成果概要は以下のとおりである。なお、ここでは、本文の各章の冒頭に記載したアブストラクトをそのまま再掲している。

9.4.1 船舶の排出源データの作成方法

船舶を起源とする大気汚染物質の排出量 (E_s) は、船舶の活動量 (A) に排出係数 (F_s) を乗じることにより算出することができる。活動量 (A) は時間あたりの燃料消費量 [ton-fuel/h] あるいは平均出力 [kWh] で表現される。一方で、排出係数 (F_s) は、大気汚染物質ごとに [kg/ton-fuel] 及び [kg/kWh] で表現される。

内航船・外航船・漁船ともに、基本的には一隻あたりの活動量を集計するとともに、船型・船種・運航モード別に、これを集計するボトムアップ手法を基本としている。また、さらなる精度向上を目的として、内航船と漁船の活動量(A)の推計結果については、エネルギーバランス表に記載された内航船や漁船向けの年間燃料消費総量(熱量ベース)と比較することによりこのボトムアップ手法による集計値に補正を行うものとした。ただし、外航船は、我が国周辺海域での燃料消費量の実状を示す統計値が存在しないため、活動量 (A) の推計結果を補正することはできない。

空間的・時間的な解像度については、陸上のデータベースとの整合を図るため、また、港湾区域に近接した居住区への 1 時間値の影響を評価することを考慮し、1 区間概ね 1km^2 で区分される 3 次メッシュ、かつ、1 時間毎の排出源データを作成するものとした。

9.4.2 排出係数の設定

大気汚染物質排出量(Es)は活動量 (A) と排出係数 (Fs) の積として表される。排出係数 (Fs)の設定により、排出量(Es)は直接大きく影響されるため、その設定に関しては、慎重さが必要である。陸上の発生源においては、例えば環境省が編纂した窒素酸化物総量規制マニュアルや IPCC がまとめた GHG に関する算定ガイドラインがある。船舶排ガスに対しては、このようなマニュアルは国内外ともにまとめられていないが、既に多数の測定例があり、排出係数の値が整理されつつある。ここでは、IMO での議論に用いられる資料はもちろんのこと、日本や EU 等における算定方法を比較し、原出典などが明らかであり、信頼すべき排出係数であること、かつ IMO などにおいて使用・引用された実績があること、外航船から漁船まで、いずれの機関規模に対しても適用できるような柔軟性をもつことを考慮しつつ、現時点で妥当と考えられる排出係数を検討した。

検討の結果、ディーゼル機関から排出される NO_x 及び PM については機関出力あたりの排出係数を、それ以外の汚染物質については燃料消費量 (重量若しくは熱量) あたりの排出係数を適用した。また、NO_x、SO₂ 及び PM については、MARPOL 73/78 条約 附属書 VI に規定された規制による排出係数の変化を設定できるように留意した。同時に、NO_x については、今回の改正内容が新造船にも適用されることから、船齢構成による平均的な排出係数を設定した。

また、2020 年における燃焼起源の大気汚染物質の排出係数を設定した。設定においては、SO₂ 及び PM の排出係数については 2020 年における全球に適用される規制値及び排出規制海域における規制値を考慮した。同様に、NO_x 排出係数については将来の船齢構成の変化及び排出規制海域における規制値を考慮した。SO₂、PM、NO_x 以外の燃焼起源の大気汚染物質の排出係数については 2005 年と同じとした。

9.4.3 船舶の活動量及び燃料消費量の算出

船舶の活動量及び燃料消費量は、商船 (内航船・外航船) 及び漁船に分類して算出し、前者については、航行時と停泊時に分けて算出するものとした。活動量(A)の把握においては、精度向上のため、可能な限り個船毎の活動実態を把握している統計又は記録データを使用した。

商船の航行時の活動量は、海上保安庁による 2009 年 7 月 1 ヶ月分の AIS 陸上局における記録より、日本沿岸域を航行した AIS 搭載船舶の航行データを使用した。

商船の停泊時の活動量は、2005 年の港湾統計 (年報) より、甲種港湾及び乙種港湾における入港隻数を停泊隻数とみなし、平成 19 年度 PM 影響調査報告書より、東京湾における平均停泊時間と停泊時の時間帯別燃料消費算定結果から、時間帯別活動量比率を求め、全

ての港湾においてこの時間帯別活動量比率を適用するものとし、港湾別の年間入港隻数(停泊隻数)に時間帯別活動量比率を乗じることにより、停泊船舶の活動量を時間帯別に算出した。なお、燃料消費量の算出にあたっては、外航船はいずれの船型でもC重油を100%使用しており、A重油を使用している船舶は存在しないと仮定し、内航船に関しては、過年度の調査結果を参考に、船型別のA重油使用割合を主機ディーゼル・補機ディーゼル・補助ボイラ毎に設定して求めた。

以上の手順で算出した燃料消費量のうち、内航船の航行時の燃料消費量に、2005年の「総合エネルギー統計 エネルギーバランス表」の統計値より求めた補正係数1.220を一律に乗じてトップダウン補正を行った。

漁船の活動量及び燃料消費量は、2003年(第11次)漁業センサスより、海域別(都道府県・大海区別)、トン数別の延べ漁業従事日数を求め、トン数グループ別に、航行速力や操業・航行時間等の活動パターンを想定して燃料消費量等をボトムアップ推計で算出し、ボトムアップで求めた燃料消費量に、1991～2001年の「エネルギー生産・需給統計年報」及び2005年の「総合エネルギー統計 エネルギーバランス表」の統計値より求めた補正係数1.4071を一律に乗じてトップダウン補正を行った。都道府県別に求めた燃料消費量及び排出量を各漁港に均等配分し、各々の漁港を中心として設置した漁船の活動範囲内にあるグリッド(3次メッシュ)に、さらに均等配分した。

漁船の活動範囲は、平均的な航行・操業時間と航行速度を考慮して、0～30トンの漁船は漁港を中心に22.5海里を半径とする円内海域とした。30～150トンの漁船は漁港を中心とした半径60海里の円内海域を航行エリア、半径12～108海里の範囲を操業エリアとし、150トン以上の漁船は漁港を中心とした半径141海里の円内海域を航行エリア、半径93～189海里の範囲を操業エリアとした。

検討対象年の2005年における総燃料消費量 [ton/year] は、下表のとおりである。

[ton/year]		停泊時	航行時	操業時	合計
商船	内航船	731,647	3,231,240	—	3,962,887
	外航船	536,950	3,173,210	—	3,710,160
漁船		—	1,828,426	581,085	2,409,511

9.4.4 船舶からの排出源データの作成

商船（内航船・外航船）及び漁船からの、時間的・空間的な分布を考慮した排出源データ（SO₂、NO_x、PM、CH₄、NMVOC及びN₂O）を、活動量（A）に排出係数（Es）を乗じて作成した。なお、データが膨大となるため、水平分布図については主たる汚染物質であるSO₂、NO_x及びPMの年間排出量について出力した。作成した排出源データを用いて、船種・船型別の集計を行った。

漁船については、第3章で求めた都道府県別の燃料消費量及び排出量より、地理的に配分した排出源データを作成した。内航船（200海里以内）、外航船（50海里以内）及び漁船（200海里以内）からの、2005年における燃料消費量及び主な大気汚染物質（SO₂、NO_x、PM）の排出量の算出結果は以下のとおりである。

[ton/year]	燃料消費量	SO ₂	NO _x	PM	
内航	停泊	731,647	10,925	43,638	2,337
	航行	3,231,240	103,786	267,910	19,005
外航	停泊	536,950	27,887	30,450	4,343
	航行	3,173,210	163,980	302,432	28,897
漁船	操業時	581,085	6,017	38,739	1,538
	航行時	1,828,426	14,608	121,895	4,254
内航合計		3,962,887	114,711	311,548	21,341
外航合計		3,710,160	191,867	332,881	33,241
漁船合計		2,409,511	20,625	160,634	5,792
合計		10,082,557	327,203	805,063	60,374

汚染物質の排出量の水平分布や総量に占める船種船型の寄与割合の傾向は基本的には活動量（特に燃料消費量）の傾向をよく反映したものとなっているが、SO₂については外航船の使用燃料を全てC重油としたことから、内航船に比較して排出量が多くなっている。またNO_xについては燃料消費量と硫黄分から算出されるSO₂とは異なり機関の特性を反映した排出係数を適用していることから、多少異なる傾向を示している。

東京湾内を参考に、各汚染物質の時間別排出量変動を見た場合、5～7時の時間帯及び15～17時の時間帯において排出量は多かった。曜日別変動を見た場合は、最も排出量が少ないのは日曜日であり、最も多いのは木曜日となった。

今回算定した活動量及び大気汚染物質排出量の検証を、①AIS航跡データによって算出された活動量を、航路統計や港湾統計等の既存の活動量データと比較、②既存の調査結果に見られる船舶からの大気汚染物質排出量との比較、から行い、作成した排出源データの妥当性を確認した。

さらに、本調査における排出量推定誤差（概略95%信頼区間の幅）を評価したところ、

下表のようになった。内航船及び漁船については統計値によるトップダウン補正によって誤差が低く抑えられている。

	外航船		内航船	漁船
	航行中	停泊中		
NO _x	32 %	38 %	18 %	18 %
SO ₂	29 %	35 %	11 %	16 %

9.4.5 陸上の排出源データの作成

人為起源や自然起源を対象とした大気汚染物質の排出源データは、様々なスケールを対象としてこれまでに幾つか公開されている。本調査では幾つかの既存データを紹介する中で、東アジア規模を対象とした REAS、並びに日本国内を対象とした EAGrid2000-Japan に着目した。

REAS は、アジア各国 (24 カ国) の燃料消費量や工業生産量、自動車走行量、人口などの統計データ、排出係数、排出規制動向などのデータをもとに、人為起源 (燃焼・非燃焼・農業) 及び自然土壌の排出量が 0.5 度メッシュベース、年別に推計されている。推計対象年は 1980～2003 年であり、2010 年及び 2020 年を対象とした将来予測が行われている。加えて、2004～2009 年のインベントリが外挿手法によって推計されている。一方 EAGrid2000-Japan は、東アジア域を対象とした 0.5 度メッシュベースのインベントリである EAGrid2000 について、日本を対象に詳細化したデータベースである。推計対象年は 2000 年、であり、人為起源 (燃焼・非燃焼・農業) 及び自然起源 (植物起源 VOC) の排出量が 3 次メッシュベース、月別・時間別に推計されている。

本事業で推計した船舶起源排出量と陸上起源排出量の比較・検証を実施するにあたり、2000 年が推計対象年である EAGrid2000-Japan を、REAS の年々変動を利用して 2005 年度に補正して利用することを検討した。REAS では、2000 年から 2005 年に対する排出量の変動は無視できる程度であった。日本国内では、自動車以外の 2000 から 2005 にかけての変化は、人口・経済状態の停滞及び顕著な対策進展がないため、排出量にも大きな変化は無いと考えられた。

他方、自動車起源の排出量は、排出規制適合車両の増加や 2004 年の軽油硫黄分の変更 (0.01 %→0.005 %) により、排出量の減少を見込むことが妥当であると考えられた。常時監視局データで測定された大気中の NO_x 及び SO₂ 濃度も減少傾向を示しているため、推計対象年が 2000 年である EAGrid2000-Japan を、本事業の推計年度である 2005 年のデータとして利用するためには、自動車起源の排出源データに何らかの補正を施す必要がある。しかしながら、その補正方法には詳細な検討が必要となるため、本報告書における船舶起源排出量との比較では、EAGrid2000-Japan のデータをそのまま 2005 年のものと想定して利用す

ることとした。この補正を行った場合、自動車起源の排出量が純減するため、船舶起源の排出量の寄与割合は大きくなる。

9.4.6 船舶の排出源データの解析

商船及び漁船の排出量を離岸距離別に集計した。内航船では、総量から 50 海里への減少率が全ての項目で 0.5 %以下となっており、AIS で捕捉された内航船のほとんどが 50 海里以内を航行していることがわかった。50 海里における集計値では、全ての項目において内航船より外航船の値が大きくなっているが、12 海里以内では、逆に内航船の値が大きくなった。漁船は、沖合での活動が多いことから、陸に近い 12 海里及び 4 海里における集計値の減少分は内航船より大きい。内航船、外航船及び漁船の合計を見た場合、概ね半分程度が 12 海里以内で、1/4 程度が 4 海里以内で消費ないし発生していることがわかった。

船舶からの排出量を陸上の排出源データと比較した。全国を対象とした場合は以下のことが言える。

- (1) 全国における 2005 年の SO₂、NO_x、PM 排出量総量を集計すると、例えば離岸距離 4 海里以内の範囲における商船及び漁船の排出量合計 (S) と陸上の排出量合計 (L) に占める船舶の割合 $[S/(S+L)]$ は SO₂ : 13 %、NO_x : 11 %、PM : 9 %であり、航行船舶による寄与が大きい。船舶からの排出は、人間の居住・活動範囲から、遠く離れた海上から排出されるため、近傍で排出される陸上の排出とでは、同じ単位排出量あたりの影響度合いは小さくなる。このため、排出量同士の比較は科学的な意味を持たない。また、海上から海岸線まで到達するまでに、化学的・物理的に変化し、海面に落ちてしまうこともある。このため、影響評価には、このような動向を詳細に解析できる化学輸送モデルの適用が必要である。
- (2) 人為的な排出源については、固定発生源、移動発生源の両方について、それぞれ船舶の停泊時と航行時のグリッドあたり最大排出量と比較した。例えば、首都圏について見ると、SO₂、NO_x、PM とも陸上の固定発生源からのグリッドあたりの最大排出値は鹿島コンビナート内のグリッドに現出しており、船舶の停泊時のグリッドあたり最大排出量 (木更津港内) よりも SO₂ 及び NO_x では 10 数倍大きい。なお、PM に関しては、陸上固定排出源では排ガス後処理対策が施されているため、数倍程度になっている。他方、陸上の移動発生源からのグリッドあたりの NO_x 排出量を見ると、道路交通網に沿って排出量の大きなグリッドが出現している様子が水平分布図より見て取れる。船舶の航行時のグリッドあたりの最大排出量 (浦賀水道) は、SO₂ については道路交通網に沿ったグリッドからの排出量よりも非常に大きく、NO_x については首都圏の東名高速道路よりは小さいが国道 246 号線よりは大きい程度である。

2020年時点における排出構造及び排出量の変化を整理した。SO₂に関してはECA設定によって排出量は大きく減少するが、NO_xに関しては、仮に2020年において全球での規制(Global Switch)が予定どおり導入された場合、ECA設定によるTier3導入の削減効果は、Global Switchに伴うFuel NO_x低減による削減効果より小さいことがわかった。

9.4.7 大気反応シミュレーションモデル及びPM2.5評価モデル

現在、顕在化する大気環境(汚染)問題の理解や予測、評価などに使用される大気化学輸送モデルの総括を行うとともに、最新の大気化学輸送モデルの特徴・性能について調査・整理した。また近年特に、PM2.5の環境影響が注目されていることも踏まえ、最新の大気化学輸送モデルに含まれるエアロゾルモジュールの特徴や性能について調査・整理した。

大気化学輸送モデルの調査・整理に関しては、まず、現存する大気化学輸送モデルを解析解モデルと数値解モデルに分け、解析解モデルではプルームモデルとパフモデルについて、数値解モデルではラグランジュ型モデルとオイラー型モデルについて、その特徴や使用例を整理した。次に大気環境問題に対する適用範囲の広さや豊富な適用実績から、オイラー型モデルに着目し、3次元オイラー型モデルについて調査を行った。この調査では、オイラー型モデルが大気環境問題に適用されてから現在に至るまでを3段階(第1世代、第2世代、第3世代)に分け、個々の開発段階におけるモデルの性能や特徴、次世代モデル開発に向けての課題について整理した。

第3世代モデルとしては、WRF-Chem、CAMx、CMAQを取り上げ、その概要や個々のモデル内に含まれる化学・物理モジュールの性能や特徴について示し、個々のモデル間の差についても言及した。さらにCMAQモデルのアジア域への適用例について整理し、エミッションデータに代表されるモデル入力データの高精度化が第3世代モデル共通の課題として挙げられると結論付けた。

PM2.5評価モデルの調査・整理については、最新の大気化学輸送モデルCMAQに含まれるエアロゾルモジュールAERO3、AERO4、MADRIDに対して行った。まずAERO3の概要について整理し、AERO4のAERO3からの改良点としては海塩粒子のモデル化が挙げられること、またMADRIDの特徴としてはbin法の適用や多成分の2次有機エアロゾルの取り扱いが挙げられることを示した。さらに日本への適用例について整理し、2次有機エアロゾル生成過程のさらなる適切なモデル化が課題として挙げられることを指摘した。

本事業で推計した船舶起源排出源データと、EAGrid2000-Japanによる陸上起源排出源データを利用して、船舶が及ぼす大気汚染への寄与をシミュレートした。シミュレーションモデルには、独立行政法人産業技術総合研究所が開発したADMERを利用した。船舶起源排出量の寄与率を見た場合、SO₂では神奈川県北部にまで10~20%の寄与が生じたのに対し、NO_xではその寄与は東京湾の近傍に留まる結果となった。SO₂で見られた広範囲にお

ける寄与は、船舶起源の排出強度が陸上起源のものよりも大きいことに起因する。大気濃度や環境影響は排出源データのみで評価できるものではなく、大気質モデルによるシミュレーション解析から評価することが必要であることがわかる。大気濃度や環境影響をより詳細に評価するためには、CMAQなどに代表される第3世代モデルを用いたシミュレーション解析の実施が望まれる。

9.4.8 影響評価モデル

米国及び欧州のECA申請時に作成された資料を調査し、船舶から排出される大気汚染物質による人体健康及び生態系に対する影響評価において採用されている評価手法、評価モデル等を明らかにした。米国では、人体健康影響評価に際しては「BenMAP」(the environmental Benefits MAPPING and analysis program)が使われている。環境及び生態系に対する影響評価に関しては、個々のエンドポイントに対する影響そのものを定量的に評価するモデルは開発途上であり、ECA申請時の解析では濃度あるいは沈着量への船舶の寄与分及びそのECA設定による変化を評価している。欧州では、影響評価モデルでは、国際応用システム分析研究所 (IIASA) が開発した統合評価モデルの「RAINS」(Regional Air Pollution INFORMATION and Simulation) や「GAINS」(Greenhouse gas and Air pollution INTERactions and Synergies) が利用されている。

これらを参考にして、我が国におけるECA申請時に必要とされる評価手法、評価モデル等について検討した。その結果、以下の方針が適切であると考えられた。

- (1) 人体健康に対する影響評価モデルとしては、米国で開発され公開されている「BenMAP」を採用する。これを用いて、CMAQ等の大気シミュレーションモデルから得られる船舶からの排出量により増加した大気汚染物質濃度 (PM_{2.5}及びオゾン濃度) を入力し、評価指標として重要であると考えられる早期死亡数、疾病発生数等を求める。また、2020年における早期死亡数、疾病発生数等に占める船舶からの排出の寄与割合及びECA設定によるその低減割合を評価する。大気汚染物質の濃度から早期死亡数、疾病発生数等を求める関数 (C-R Function) はEPAが連邦の環境基準値を制定した際に設定したものをベースとするが、利用可能な日本独自のデータを用いて部分的に修正して使用することについても検討する。
- (2) 環境及び生態系に対する影響に関しては、多岐にわたるエンドポイントの各々にどの程度の影響があるかを定量的に評価するところまでは踏み込まず、大気汚染物質の濃度分布及び沈着量分布を求め、その改善効果を見る。具体的には以下のとおりとする。
 - ・ 酸性化に関しては、大気シミュレーションモデルから得られる酸性物質の湿性沈着量 (SO₄²⁻、NO₃⁻、Cl) 及び乾性沈着量 (SO₂、HNO₃、硫酸塩) の分布を求める。ただし、アンモニウムイオン (NH₄⁺) も、沈着過程における消化反応に

よって H^+ を放出することから、潜在的な酸として考慮する。富栄養化に関しては、大気シミュレーションモデルから得られる全窒素の湿性沈着量 (NO_3^- 、 NH_4^+) 及び乾性沈着量 (NH_3 、 HNO_3 、アンモニウム塩、硝酸塩等) の分布を求める。2020 年における各沈着量に占める船舶からの排出の寄与割合及び ECA 設定によるその低減割合を評価する。基本的には米国の評価方法と同じである。

- ・ 地表オゾンの植生に対する影響に関しては、CMAQ 等から得られるオゾン濃度から AOT40 を求める。2020 年における AOT に占める船舶からの排出の寄与割合及び ECA 設定によるその低減割合を評価する。基本的には欧州の評価方法と同じである。



この報告書は、ボートレースの交付金による日本財団の助成金を受けて作成しました。

平成22年度 排出規制海域設定による大気環境改善効果の算定事業報告書

平成23年3月発行

発行 海洋政策研究財団(財団法人シップ・アント・オーシャン財団)

〒105-0001 東京都港区虎ノ門1-15-16 海洋船舶ビル
TEL 03-3502-1828 FAX 03-3502-2033
<http://www.sof.or.jp>

本書の無断転載、複写、複製を禁じます。 ISBN978-4-88404-265-3

