

平成24年度

排出規制海域 (ECA) 設定による  
大気環境改善効果の算定事業  
報 告 書

平成25年3月

海 洋 政 策 研 究 財 団  
(財団法人 シップ・アンド・オーシャン財団)

## はじめに

本報告書は、ポートルースの交付金による日本財団の平成 24 年度助成事業「排出規制海域 (ECA) 設定による大気環境改善効果の算定」の成果をとりまとめたものです。

MARPOL 73/78 条約附属書VIの改正により、船舶から排出される NO<sub>x</sub>、SO<sub>x</sub> 及び PM に関しては、自国内に排出規制海域 (ECA : Emission Control Area) を設定できることになりました。この ECA 設定を希望する国は環境影響評価を行い、それに基づいて適切な海域設定を行うことが求められ、IMO へ文書を提出し、審議の上で承認を得ることになっております。

このような中で、当財団では独自に我が国周辺海域において船舶による大気環境影響の評価が可能な計算モデルを作成し、シミュレーションを行い、我が国沿岸域住民の健康や陸・海域への環境影響を評価するとともに、我が国における ECA 設定に関して国際的にも信頼が得られる科学的な資料を作成し船舶に係わる環境政策の適切な策定に寄与することを目的として、平成 22 年度から本事業を進めてまいりました。そして、船舶自動識別装置 (AIS : Automatic Identification System) 搭載船舶の航行データを利用することなどにより従来にない細密な排ガス分布データを得、最新の大気質シミュレーションによって我が国周辺における詳細な排ガス濃度を求め、その影響を評価してきました。こうした作業の結果、船舶からの排ガスによる我が国周辺の大気汚染物質濃度の影響は極めて明確になり、それらの成果は国土交通省海事局の専門委員会にも提出して高い評価をいただきました。また、船舶からの排出ガスデータベースについては、国立環境研究所が作成する東アジア全体の全人口発生源を網羅するアジア地域排出インベントリ (REAS:Regional Emission Inventory in Asia) への採用が決まるなど、高い評価をいただいております。

本事業では、さらに排出量の変化や予測環境濃度と環境基準との適合性をものさしとする評価に加えて、欧州や米国が IMO へ ECA の申請を行った際の評価を参考に、人体健康影響や生態系影響を定量的に評価する方法の我が国への適用を試みました。さらに、統一された指標を用いて米欧における ECA 設定の環境改善効果の定量的比較を行うなど、我が国における ECA の有効性についての多角的視点による検討を試みました。これまで我が国において、船舶からの排ガスによる環境影響評価として多角的な方法が適用されたことはなく、我が国では他の分野においても類似の研究例がないことから先進的な試行例になり得るものと考えます。環境問題の解決は海事産業にとって真剣に取り組んでいかなければならない重要な事項となっており、このような試みは将来必ず役に立つものとして信じております。本事業で得られた成果がこれからの環境問題の解決に役立ち、我が国国民の健康と生態系の保全及び我が国海事産業の持続的発展に寄与することを願う次第です。

本事業を進めるにあたりましては、高崎講二九州大学大学院総合理工学研究院教授を委員長とする「排出規制海域設定に関わる大気質環境改善効果算定委員会」並びに武林亨慶應義塾大学医学部教授を委員長とする「排出規制海域設定に関する評価モデル調査研究委員会」各委員の方々による熱心なるご審議とご指導を賜りました。また、国土交通省海事局、海上保安庁をはじめ、関係機関の皆様からの多くのご協力をいただき完遂することができました。今回のように環境問題に関わる難しい課題に対し、豊富な経験と高度な専門的知識をもって熱心に取り組んでいただきました委員及びオブザーバーの皆様、並びに本事業の推進にご支援、ご協力いただきました関係者の皆様に対しまして、心から厚くお礼申し上げます。

平成 25 年 3 月

海洋政策研究財団  
理事長 今 義 男

## 排出規制海域設定に関わる大気質環境改善効果算定委員会委員名簿

(順不同、敬称略)

委員長 高崎 講二 九州大学大学院 総合理工学研究院 環境エネルギー工学専攻教授  
委員 神成 陽容 独立行政法人国立環境研究所 客員研究員  
前田 和幸 独立行政法人水産大学校 海洋機械工学科 教授  
浦野 靖弘 一般財団法人日本船舶技術研究協会 基準・規格グループ 主任研究員  
(北林 邦彦 一般財団法人日本船舶技術研究協会 安全技術ユニット長)  
津野 良治 一般社団法人日本船主協会 海務部 係長  
(河本賢一郎 一般社団法人日本船主協会 海務部 係長)  
及川 武司 日本内航海運組合総連合会 審議役  
森野 悠 独立行政法人国立環境研究所 地域環境研究センター  
大気環境モデリング研究室 研究員  
山地 一代 独立行政法人海洋研究開発機構 地球環境変動領域  
物質循環研究プログラム 大気化学輸送モデリング研究チーム 研究員  
華山 伸一 海洋政策研究財団 海技研究グループ 主任研究員

## 排出規制海域設定に関する評価モデル調査研究委員会委員名簿

(順不同、敬称略)

委員長 武林 亨 慶應義塾大学医学部 公衆衛生学 教授  
委員 加藤 順子 金沢工業大学 客員教授  
佐瀬 裕之 財団法人日本環境衛生センター アジア大気汚染研究センター  
生態影響研究部 部長  
林 健太郎 独立行政法人農業環境技術研究所 物質循環研究領域 主任研究員

( )内は前任者

## 排出規制海域設定に関わる大気質環境改善効果算定委員会出席者名簿

(順不同、敬称略)

### オブザーバー

丸田 晋一	国土交通省 総合政策局 海洋政策課 海洋政策渉外官
松井 淳	国土交通省 海事局 安全基準課 環境基準室長
松本 友宏	国土交通省 海事局 安全基準課 専門官
柚井 智洋	国土交通省 海事局 安全基準課 主査
矢野 京次	社団法人海洋水産システム協会 研究開発部 部長
味埜 敏郎	社団法人海洋水産システム協会 研究開発部 技師
陣内 幸児	日本郵船株式会社 技術本部 技術グループ兼環境グループ 調査役
永田 順一	株式会社商船三井 経営企画部 CSR・環境室 室長
新井 健太	株式会社商船三井 技術部 計画・開発グループ グループリーダー
塩入 隆志	株式会社商船三井 技術部 計画・開発グループ アシスタントマネージャー
池田 真吾	川崎汽船株式会社 技術グループ 造船計画チーム チーム長
井上 清次	川崎汽船株式会社 環境推進室
富田 稔	川崎汽船株式会社 環境推進室
三浦 安史	石油連盟 技術環境安全部 環境技術グループ長
船木 恵司	石油連盟 技術環境安全部 環境技術グループ
星 周次	いであ株式会社 国土環境研究所 環境技術グループ グループ長
水野 太史	いであ株式会社 国土環境研究所 環境技術グループ 主査研究員
早乙女拓海	株式会社環境計画研究所 調査研究部 環境情報解析チーム 研究員

## 排出規制海域設定に関する評価モデル調査研究委員会出席者名簿

(順不同、敬称略)

### オブザーバー

丸田 晋一	国土交通省 総合政策局 海洋政策課 海洋政策渉外官
松井 淳	国土交通省 海事局 安全基準課 環境基準室長
芝田 裕紀	国土交通省 海事局 安全基準課 主査
柚井 智洋	国土交通省 海事局 安全基準課 主査
北林 邦彦	一般財団法人日本船舶技術研究協会 基準・企画グループ 主任研究員 兼 基準ユニット長
星 周次	いであ株式会社 国土環境研究所 環境技術グループ グループ長
水野 太史	いであ株式会社 国土環境研究所 環境技術グループ 主査研究員
林 やよい	株式会社環境計画研究所 調査研究部 環境情報解析チーム 研究員

## 関係者

石黒 純一	日本エヌ・ユー・エス株式会社	技術主幹
櫻井 達也	同上	安全・環境解析ユニット コンサルタント
佐竹 晋輔	同上	安全・環境解析ユニット コンサルタント
岩崎 一晴	同上	安全・環境解析ユニット
原 大地	株式会社日本海洋科学	コンサルタントグループ 主任研究員

## 事務局

岡寄 修平	海洋政策研究財団	常務理事
工藤 栄介	同上	特別顧問
華山 伸一	同上	海技研究グループ 主任研究員
加藤 隆一	同上	海技研究グループ グループ長
三木憲次郎	同上	海技研究グループ グループ長
森 勝美	同上	海技研究グループ グループ長代理
南島るりこ	同上	海技研究グループ 海事研究チーム チーム長

# 目 次

## 第 I 編 調査の概要

1. 調査の目的.....	I
2. 委員会等開催日.....	II
2.1 排出規制海域設定に関わる大気質環境改善効果算定委員会.....	II
2.2 排出規制海域設定に関する評価モデル調査研究委員会.....	II
2.3 講演会開催.....	II
3. 調査内容の概要.....	III
3.1 ECA 設定の有効性評価に係る追加解析.....	III
3.1.1 大気質改善に係る追加解析.....	III
3.1.2 ECA 設定のタイミングに係る解析.....	IV
3.1.3 ECA 設定の広域的評価に係る評価.....	IV
3.1.4 ECA 設定の有効性評価.....	V
3.2 ECA 設定における地理的範囲と大気質改善効果の関係に係る解析.....	V
3.3 これまでに実施した作業の更新.....	V
3.3.1 昨年度に実施した大気質シミュレーションの修正.....	V
3.3.2 船舶発生源データの更新.....	VI
3.3.3 将来シナリオを対象とした死亡者数・疾病発生数の算定.....	VI
3.4 IMO に対する ECA 申請に際しての基礎資料の作成.....	VI
3.4.1 多角的な評価手法の開発.....	VI
3.4.2 多角的な評価手法の関東域への適用.....	VI
3.4.3 人体健康影響評価.....	VII
3.4.4 生態系影響評価.....	VIII
3.4.5 大気中濃度・沈着量・死亡者数に対する船舶寄与分の算定.....	VIII
3.4.6 ECA 申請に係るクライテリア.....	VIII

## 第 II 編 調査の内容

主要用語説明.....	0-1
主要略語集.....	0-4
1 ECA 設定の効果に係る検討の進め方.....	1-1
1.1 大気環境に係る改善指標の比較.....	1-3
1.1.1 各国の大気環境基準値などの比較.....	1-5
1.1.2 生態系・人体健康影響評価への取り組みの日米欧の比較.....	1-8
1.2 大気質シミュレーションモデルの整備.....	1-9

1.2.1	大気質シミュレーションモデルの概要.....	1-9
1.2.2	現況（2005）を対象とした大気質シミュレーションにおける 入力データの整備 .....	1-10
1.2.3	将来（2020年）を対象とした大気質シミュレーションにおける 入力データの整備 .....	1-11
1.2.4	ECA 設定による大気環境影響評価の対象領域.....	1-12
1.2.5	実施したシミュレーション.....	1-14
1.3	我が国を対象とした ECA 設定による環境改善に関わる多角的視点による 評価手法の検討.....	1-16
1.3.1	海域及び陸域における大気汚染物質の排出状況による評価 .....	1-18
1.3.2	環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 .....	1-21
1.3.3	陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価... ..	1-24
1.3.4	生態系影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度及び沈着量の評価 .....	1-29
1.3.5	人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価.....	1-32
1.4	多角的視点からの評価手法における不確実性評価 .....	1-38
1.4.1	海域及び陸域における大気汚染物質の排出状況による評価に関連する 不確かさ .....	1-38
1.4.2	環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価に関連する 不確かさ .....	1-39
1.4.3	陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価に 関連する不確かさ .....	1-41
1.4.4	生態系影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度および沈着量の評価に 関連する不確かさ .....	1-42
1.4.5	人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価に関連する 不確かさ .....	1-42
1.4.6	まとめ .....	1-45
2	関東を対象とした ECA for N 設定の効果の定量的評価.....	2-1
2.1	関東域を対象とした ECA for N 設定による環境改善に関わる多角的視点による 項目別評価結果.....	2-3
2.1.1	海域及び陸域における NO <sub>x</sub> 排出状況による評価 .....	2-3
2.1.2	環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価（NO <sub>2</sub> 及び O <sub>3</sub> ） ..	2-11
2.1.3	陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価... ..	2-18
2.1.4	生態系影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度及び沈着量の評価 （窒素沈着量及び AOT40） .....	2-25
2.1.5	人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 （NO <sub>2</sub> 及び O <sub>3</sub> ） .....	2-31
2.2	関東地方を対象とした ECA for N 設定の効果のまとめ .....	2-35
3	関東を対象とした ECA for S 設定の効果の定量的評価 .....	3-1

3.1	関東域を対象とした ECA-S 設定による環境改善に関わる多角的視点による 項目別評価結果.....	3-3
3.1.1	海域及び陸域における SO <sub>2</sub> ・PM 排出状況による評価 .....	3-3
3.1.2	環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (SO <sub>2</sub> 及び PM <sub>2.5</sub> ) .....	3-11
3.1.3	陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価... 3-21	
3.1.4	生態系影響をものさしとした 2020 年の硫黄沈着量による酸性化の評価... 3-28	
3.1.5	人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (SO <sub>2</sub> 及び PM <sub>2.5</sub> ) .....	3-32
3.2	関東地方を対象とした ECA for S 設定の効果のまとめ.....	3-37
4	ECA for N 設定の有効性に対する海域間比較.....	4-1
4.1	ECA for N 設定の有効性に関する地域間比較の手法.....	4-1
4.2	Δ濃度・Δ窒素沈着量及び人口分布の算定方法について .....	4-1
4.3	NO <sub>2</sub> 濃度・窒素沈着量の改善範囲の地域間比較 .....	4-2
4.3.1	NO <sub>2</sub> 濃度 .....	4-2
4.3.2	ΔN 沈着量.....	4-3
4.4	他の海域も含めた ECA for N の有効性について .....	4-4
5	ECA for S 設定の効果に対する海域間比較 .....	5-1
5.1	ECA for S 設定の効果に関する地域間比較の手法.....	5-1
5.2	Δ濃度及び人口分布の算定方法について .....	5-1
5.3	SO <sub>2</sub> ・PM <sub>2.5</sub> 濃度の改善範囲の地域間比較 .....	5-2
5.3.1	SO <sub>2</sub> 濃度の改善範囲の地域間比較 .....	5-2
5.3.2	PM <sub>2.5</sub> 濃度の改善範囲の地域間比較.....	5-3
5.4	他の海域も含めた ECA for S の効果について .....	5-4
6	ECA 設定における地理的範囲・導入時期と大気環境改善効果の関係 .....	6-1
6.1	ECA for S 設定の地理的範囲と大気環境改善効果の関係 .....	6-3
6.1.1	ECA for S 設定の地理的範囲と SO <sub>2</sub> 濃度の改善効果の関係.....	6-5
6.1.2	ECA for S 設定の地理的範囲と PM <sub>2.5</sub> 濃度の改善効果の関係.....	6-8
6.2	ECA 設定のタイミングと大気環境改善効果の関係.....	6-13
6.2.1	グローバル規制及び ECA for S の導入時期と大気環境改善効果の関係 .....	6-13
6.2.2	ECA for N の導入時期と大気環境改善効果の関係.....	6-15
7	2010 年を対象とした船舶排出量データの作成 .....	7-1
7.1	排出源データの算出方法.....	7-2
7.1.1	商船.....	7-2
7.1.2	漁船の活動量 .....	7-14
7.2	排出係数の検討 .....	7-15
7.2.1	NO <sub>x</sub> .....	7-15



7.2.2	SO <sub>2</sub> .....	7-17
7.2.3	PM .....	7-18
7.2.4	その他 .....	7-18
7.3	2010 年を対象とした船舶発生源データ .....	7-19
7.3.1	商船からの排出源データ .....	7-19
7.3.2	漁船からの排出源データ .....	7-34
7.4	NMVOCs .....	7-53
7.4.1	非燃焼起源 NMVOCs 総排出量の算出 .....	7-53
7.4.2	非燃焼起源 NMVOCs 発生源データの作成 .....	7-59
7.4.3	2005 年と 2010 年のデータ比較 .....	7-60
8	多角的視点からの評価に関するまとめと今後の課題 .....	8-1
参考資料 1	人体健康影響評価について .....	参考 1-1
参考資料 2	生態系影響評価について .....	参考 2-1

# 第 I 編 調査の概要

## 1. 調査の目的

港湾付近の大気汚染を改善するために、付近の航行船舶に限定して規制を強化する考え方がある。改正された MARPOL 73/78 条約付属書 VI において、NO<sub>x</sub>、SO<sub>x</sub> 及び PM に対する排出規制海域(ECA)の設定を各国が希望する場合、環境影響評価を行い、定められた手続を経て自国の海域に設定できることとなっている。

本事業においては、ECA 設定に関する広範囲の環境影響評価が可能なモデルを用いてシミュレーションを行い、沿岸域住民の健康や陸・海域への環境影響を評価するとともに、我が国における ECA 設定の根拠となる科学的な資料を作成し、我が国の海洋環境の適切な向上に寄与することを目的として、平成 22 年度より 3 年計画で日本財団の助成により本事業を実施した。

平成 22 年度は、上記事業の初年度として、シミュレーションの元となる陸上及び海上の排出源データを作成するとともに、ECA 設定に関する広範囲の評価が可能なモデルに関する調査検討を行った。ここで、排出源データとは、大気汚染物質排出データのうち、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。

平成 23 年度は、これらの成果を踏まえて、現況 (2005 年) における排出源データをより精緻化し、また、将来 (2020 年を想定) シナリオについてもより詳細に検討し、将来における大気汚染物質の排出源データを算出した。そのうえで、大気環境を対象とした大気拡散反応モデルを用いた現況の濃度計算結果を、既存の試算結果や実測値と比較し、その整合性について評価、検討した上で、将来の排出源データを用いて将来の大気汚染物質濃度の予測シミュレーションを行った。さらに、濃度計算結果を用いた人体影響及び生態系への影響に対する評価モデルによる試算を行い、ECA 設定時の改善効果を算定・整理することを目的とした。

最終年度となる平成 24 年度は、大気拡散反応モデル及び生態系・健康への影響の評価モデルの修正を行った。特に本年度は、地理的に細かいメッシュを用いた計算時における評価方法及び PM<sub>2.5</sub> の評価方法について修正・改良を行った。

さらに、昨年度までの計算結果と地理的な設定を含めた複数の削減シナリオに基づき ECA を設定した場合の計算結果の差異を求め、ECA 設定時の大気汚染物質濃度の改善効果について算定及び解析を行い、算定に当たっては地理的な設定の違いによる港湾域及び周辺居住区への影響の差異を考慮した。

そして、これまでに計算してきた大気汚染物質濃度の改善効果を用いて、ECA 設定時の生態系・健康への影響評価を行った。評価に当たっては国内における基準だけでなく、WHO のガイドライン値など国際的なモデルや閾値を用いた評価も行った。

その上で、国内における政策決定のために、複数の削減シナリオの中から、環境改善効果の

観点から見て最適な設定オプションを選択できるように環境影響評価のための資料を作成した。また、その設定オプションを IMO の場において説明するためには、異なった論理を展開する必要もあることから、提出資料のために別途資料を作成した。

一方で、これまでの本事業の成果について解説する講演会を開催し、一般への周知啓蒙を行った。

## 2. 委員会等開催日

本調査の実施にあたって、以下のように委員会を開催し、調査方針及び調査結果についてご審議いただいた。

### 2.1 排出規制海域設定に関わる大気質環境改善効果算定委員会

第1回：2012年 5月17日

第2回：2012年 9月11日

第3回：2012年12月20日

第4回：2013年 2月15日

なお、上記の委員会のほかに、下記の船舶大気シミュレーション専門家会合を開催した。

第1回：2011年9月7日

第2回：2012年2月1日

### 2.2 排出規制海域設定に関する評価モデル調査研究委員会

第1回：2011年 5月24日

第2回：2011年 9月20日

第3回：2012年12月21日

第4回：2013年 2月21日

### 2.3 講演会開催

講演会「次第に明らかになってきた日本周辺の船舶排ガスの実態とその影響～排出規制海域設定による大気環境改善効果の算定事業成果発表会～」を2012年7月23日に開催した。

### 3. 調査内容の概要

#### 3.1 ECA 設定の有効性評価に係る追加解析

##### 3.1.1 大気質改善に係る追加解析

###### (1) 港湾近傍における濃度分布の算定

国内でも利用実績の高い近傍拡散モデルの METI-LIS (経済産業省-低煙源工場拡散モデル) を用いて、幾つかの港湾近傍における SO<sub>2</sub> 及び NO<sub>x</sub> 濃度の日平均濃度を定量した。

###### (2) O<sub>3</sub> 及び PM<sub>2.5</sub> 濃度の再評価

O<sub>3</sub> の改善効果については 1 時間平均日最高値・8 時間平均日最高値・日中平均値などの短期間における高濃度現象に着目して評価を行った。また、PM<sub>2.5</sub> の改善効果については、重量濃度に加えて IC (Inorganic Carbon) などの成分濃度にも着目して評価を行った。

###### (3) O<sub>3</sub> への短期間曝露に起因する人体健康影響評価

日本における O<sub>3</sub> による死亡に関する疫学研究文献を調査し、昨年度に BenMAP に登録されている C-R Function から抽出された C-R Function の妥当性を確認した。次に、前節で算定されるシナリオ毎の O<sub>3</sub> の短期影響に対して適用可能と考えられた C-R Function を選択し、O<sub>3</sub> への曝露に起因する短期影響評価を実施した。この際、計算ツールとしては BenMAP を使用せず、同等の処理を行うことの出来るツールを独自に開発して、昨年度の検討によって明らかになった BenMAP における短期影響評価の処理に関する問題について検討した。

###### (4) 沈着量の再評価

NO<sub>x</sub> 乾性沈着量を考慮した全窒素の沈着量分布を作成し、ECA for N を考慮すべき海域について再度検討した。

###### (5) 大気質改善効果の評価対象

ECA 設定による大気質改善効果を算定するに当たって用いる評価指標について、他国の環境基準値設定の方法やこれまでの見直し状況を調査した。

###### (6) ECA 設定による大気濃度の減少分とその影響が及ぶ範囲の把握

東京湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海に ECA を設定した場合に期待される濃度減少分 ( $\Delta$  ppb もしくは  $\Delta \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) とその影響を受ける人口の分布を、各海域を含む地方計算領域にお

いて算定 ( $\Delta \text{ppb} \times \text{人口}$ ) し、各海域における ECA 設定の効果の違いを把握した。また、各種シミュレーション毎にも同様に  $\Delta \text{ppb} \times \text{人口}$  を算定し、同算定値からも大気質改善効果を評価した。

### 3.1.2 ECA 設定のタイミングに係る解析

#### (1) PM<sub>2.5</sub> への曝露に起因する人体健康影響評価

2020 年における PM<sub>2.5</sub> への曝露に起因する人体健康影響評価を実施した。さらに、燃料中 S 分の規制については 2015 年において ECA for S を導入する場合と、導入が決定済みの 2020 年もしくは 2025 年からの Global Switch の導入まで待つ場合とでは、両者の間に年平均値で見た場合の改善効果が同等であった場合でも最大 10 年のタイムラグが発生する。そこで、そのタイムラグが生じた場合の影響について評価を行った。Global Switch の導入のみを考慮したシナリオでは、ECA 設定シナリオとほぼ同程度の大気濃度削減効果が SO<sub>2</sub> 及び PM<sub>2.5</sub> について得られるが、Global Switch の導入は 2020 年あるいは 2025 年であり、ECA for S の設定とは約 5 年間の導入時期の差が生じる。このことによる人体健康影響評価を考察した。

#### (2) ECA 導入の時期と陸上における排出削減対策との関係

自動車 NO<sub>x</sub>・PM 法の対象地域における NO<sub>x</sub> 及び PM の陸上排出量と、同対象地域に面する港湾区域におけるシナリオ別の同船舶排出量を集計し、都市域での将来の排出量推移を考慮した上で、ECA for S の導入のタイミングを考えた。

ECA for N の導入時期について考察を試みた。2020 年以降で適切な計算対象年を選択し、対象年に対応した陸上、特に NMVOCs 排出源の定量的な削減シナリオを設定できた場合には、NO<sub>x</sub>、NMVOCs 排出のいずれも 2020 年に比較して大きな削減量が期待できるため、明らかな O<sub>3</sub> に係る環境改善効果が計算されることが期待できる。ただし、近年顕在化が指摘されている越境大気汚染など、今後、ECA for N 設定の時期やそれに係る O<sub>3</sub> 濃度への改善効果の関係を評価する際には、様々な項目を包括的に考慮してシナリオ設定を行うことが求められる。

### 3.1.3 ECA 設定の広域的評価に係る評価

#### (1) 離岸距離別の ECA 設定による大気質シミュレーション

AIS の受信可能範囲である離岸距離 50NM (EEZ 内) の海域を ECA 設定海域に設定した大

気質シミュレーションを実施し、委員会において報告した。なお、対象とした将来シナリオはリファレンスシナリオ、ECA 設定シナリオ及びグローバル規制導入シナリオとした。

## (2) 越境大気汚染に係る調査

越境大気汚染に係るアジア地域での議論進捗や研究動向を調査し、我が国周辺の越境大気汚染について評価を試みた。

### 3.1.4 ECA 設定の有効性評価

これまでの作業をまとめ、ECA 設定を考察する際に必要な評価項目を用いて、東京湾・伊勢湾・大阪湾・瀬戸内海・津軽海峡に対する ECA 設定の有効性を総合的に評価した。

## 3.2. ECA 設定における地理的範囲と大気質改善効果の関係に係る解析

自動車 NO<sub>x</sub>・PM 法の対象地域に面する三大湾を対象とした削減シナリオについて大気質シミュレーションを実施し、SO<sub>2</sub> 及び NO<sub>2</sub> の濃度改善効果について昨年度のシミュレーション結果と比較した。ここでの目的は、港湾区域内のみ (≒停泊船舶) を対象とした ECA 設定、いわゆる経済的負担の少ない ECA 設定で昨年度シミュレーション結果と同等の SO<sub>2</sub> 及び NO<sub>2</sub> の濃度改善効果が得られるかどうかを確認することである。

関東計算領域及び近畿計算領域について、港湾区域内のみ (≒停泊船舶) を ECA 対象とした場合など、地理的範囲を限定した ECA for S 設定を行った場合に、陸上の環境改善効率指標を用いて、シナリオ間の比較・検討を行った。停泊中船舶のみに ECA 設定する場合は、東京湾及び大阪湾の全域に ECA 設定する場合よりも「陸上の環境改善効率指標」は大きくなるが、「陸上の環境改善指標」は小さくなった。

## 3.3. これまでに実施した作業の更新

### 3.3.1 昨年度に実施した大気質シミュレーションの修正

A2 シナリオを適用した日本計算領域の大気質シミュレーションを新たに実施し、広域的な SO<sub>2</sub> 及び PM の排出削減が及ぼす大気質改善効果を算定した。また、日本計算領域のシミュレーション結果から作成される境界条件を用いて A2 シナリオを適用した関東計算領域の大気質シミュレーションを再度実施し、結果の違いを確認した。

### 3.3.2 船舶発生源データの更新

(1) 将来における検討やシミュレーション計算に使用することを目的として、2010年を対象とした新たな船舶発生源データの構築を実施した。昨年度までに構築・使用した船舶排出源データは、2005年を対象年としたものであったが、今後、将来における検討やシミュレーション計算に使用することを目的として、2010年を対象とした新たな船舶発生源データを構築した。2010年を推計の対象年とするにあたり、最新のデータが入手困難なものについては、既存のデータを年度補正した。

### 3.3.3 将来シナリオを対象とした死亡者数・疾病発生数の算定

東京湾を例として将来シナリオ毎に死亡者数及び疾病発生数を算出し、死亡者数に対する疾病発生数の割合や不確実性の評価を試みた。

## 3.4. IMO に対する ECA 申請に際しての基礎資料の作成

### 3.4.1 多角的な評価手法の開発

本事業では欧米による ECA 提案を参考にし、環境基準による評価に加えて生態系影響及び人体健康影響も含めた多角的な視点（①海域及び陸域における大気汚染物質の排出状況による評価、②大気中濃度と環境基準による評価、③陸上の環境改善効率指標による評価、④生態系影響による評価、⑤人体健康影響による評価）による総合評価手法の開発を行い、開発した手法を用いて、我が国における ECA 設定の効果の定量的評価を試みた。このような多角的な評価手法の開発は、①将来あり得る ECA 設定の効果の再検討において活用できるとともに、②日本の気象・大気環境の特性を重視した上で、日米欧の比較を行うことにより、ECA 設定の効果を客観的に判断し得る科学的資料として活用できるものとする。同時に、我が国において、各種発生源対策及び環境影響評価に係る先進的な試行例になり得るとも考える。

### 3.4.2 多角的な評価手法の関東域への適用

本事業で検討した「多角的視点からの総合評価手法」を用いて、関東域を対象とした ECA for N 設定の効果を定量的に評価したところ、③陸上の環境改善効率指標及び⑤人体健康影響において一定の改善効果を確認することができたと思う。ただし、陸上を含めた NOx・NMVOCs の排出状況によって将来における O<sub>3</sub> 予測濃度が大きく依存することが示された。その結果、ここでの評価結果のみをもって ECA for N 設定の効果を判断することは難しいと結論された。



本事業で検討した「多角的視点からの総合評価手法」を用いて、関東域を対象とした ECA for S 設定の効果を定量的に評価したところ、①海域及び陸域における SO<sub>2</sub>・PM 排出状況、③陸上の環境改善効率指標及び⑤人体健康影響において一定の改善効果を確認することができたと考える。ECA for N では、陸上を含めた NOx・NMVOCs の排出状況に将来における O<sub>3</sub> 予測濃度が大きく依存することが示され、本事業における評価結果のみをもって ECA for N 設定の効果を判断することは難しいと結論された。ただし、同様の排出状況の変化が PM<sub>2.5</sub> の将来予測濃度及びそれに伴う陸上の環境改善効率指標及び人体健康影響に及ぼす影響は、O<sub>3</sub> と比較すれば線形性があるといえる。以上より、多角的視点による総合評価手法では、SO<sub>2</sub>・PM 排出量、陸上の環境改善効率指標及び人体健康影響において一定の改善効果を確認することができたと考える。

関東計算領域の解析を基に、日本計算領域、中部計算領域、近畿計算領域、瀬戸内計算領域についても各計算領域における陸上の環境改善効率指標を比較・解析することで、ECA for N 設定による有効性について地域間比較を行った。その結果、「総合的に見て、東京湾に対する ECA for N は現時点で有効と判断できるだけの根拠はないと言わざるを得ない」という関東域計算領域に対する評価は、その他海域にも当てはまると考えられた。

関東計算領域の解析を基に、日本計算領域、中部計算領域、近畿計算領域、瀬戸内計算領域についても各計算領域における陸上の環境改善効率指標を比較・解析することで、ECA for S 設定による有効性について地域間比較を行った。その結果、陸上の環境改善効率指標より PM<sub>2.5</sub> の改善効果を判断すれば、関東に次いで近畿が他の計算領域に比較して高い値を示している。したがって、近畿においても関東と同じように ECA for S の有効性を確認できると考えた。

### 3.4.3 人体健康影響評価

ECA 設定シナリオの大気質シミュレーション結果を受けて人体健康影響評価を実施した。評価項目は、PM<sub>2.5</sub> への曝露による年平均値を用いた長期影響、O<sub>3</sub> への曝露による短期影響（日最大値の年平均値を用いた評価を含む）とし、ECA 設定によって死亡あるいは疾病発生数がどの程度減少するか算定した。

### 3.4.4 生態系影響評価

#### (1) 沈着量による生態影響評価

ECA 設定シナリオの大気質シミュレーション結果から硫黄沈着量及び窒素沈着量の分布

図を作成し、沈着量に対する船舶寄与率や ECA 設定の効果を算定した。

(2) AOT40 による植生影響評価

ECA 設定シナリオの大気質シミュレーション結果から AOT40 を算出し、AOT40 に対する船舶寄与率や ECA 設定の効果を算定した。

3.4.5 大気中濃度・沈着量・死亡者数に対する船舶寄与分の算定

ECA 設定が推奨された海域に対して A0 シナリオから船舶排出量を全て削除したシナリオを追加で計算し、同様の算定を行った。

3.4.6 ECA 申請に係るクライテリア

ECA 指定を希望する国あるいは共同体は、国際海事機関 (IMO) の海洋環境保護委員会 (MEPC) に対して提案文書を 8 つのクライテリアに基づく評価から構成された提案文書を提出することとなっている。そのうち本事業によって明らかとなった部分について申請書の一部となるドラフトを作成した。

以上

## 第Ⅱ編 調査の内容

## 主要用語説明

本報告書で使用した用語のうち、特に説明が必要と思われる主要な用語について以下に記す。その他の用語については、本文中の解説を参照されたい。

### ボトムアップ手法

本報告書内では、外航船・内航船・漁船について、個船の活動量をベースに燃料消費量もしくは排出量を推定した後、対象エリア・時刻別に存在する隻数を乗ずることで総量を算出する手法と定義した。

### トップダウン補正

本報告書内では、内航船及び漁船について、対象となるセクターにおいて消費された燃料種別のエネルギー量から排出量を算出する手法と定義した。本報告書では、資源エネルギー庁長官官房総合政策課が毎年編纂している総合エネルギー統計のうち、エネルギーバランス表を用いた。

### 商船

一般に貨物もしくは旅客の輸送を行う船舶をいうが、本報告書内では、航行時については、AIS を搭載し、AIS 陸上局において受信された航行データに含まれるものを全て「商船」と定義した。したがって、AIS を搭載している練習船等の官公庁船、500 総トン以上の遠洋漁業に従事する漁船等を含んでいる。

停泊時については、2005 年の港湾統計（年報）における甲種港湾及び乙種港湾に入港した外航商船、外航自航（フェリー）、内航商船、及び内航自航（フェリー）を「商船」と定義した。

### 外航船

一般に国際航海に従事する船舶をいうが、本報告書内では「商船」のうち、航行時については、外国籍の船舶及び日本籍で航行区域が「遠洋区域」の船舶（ただし、国内 2 次輸送に従事する大型タンカーを除く）並びに日本国籍で日韓を往来する旅客船及びフェリーを「外航船」と定義した。

停泊時については、2005 年の港湾統計（年報）における甲種港湾及び乙種港湾に入港した外航商船及び外航自航（フェリー）を「外航船」と定義した。

### 内航船

一般に国内の海上輸送に従事する船舶をいうが、本報告書内では「商船」のうち、日本籍で航行区域が「遠洋区域」以外の船舶（ただし、日韓を往来する旅客船及びフェリーを除く）並びに国内の 2 次輸送に従事する大型タンカーを「内航船」と定義した。

主に国内海上輸送に従事しているが、一時的に日韓を往来する船舶（旅客船及びフェリー以外）も含まれている。

停泊時については、2005年の港湾統計（年報）における甲種港湾及び乙種港湾に入港した内航商船及び内航自航（フェリー）を「内航船」と定義した。

## 漁船

本報告書内では、漁業センサスにおいて操業実態のあるものを漁船と定義した。したがってその隻数は、漁船登録と異なる場合がある。

## 排出量

本報告書内では、対象となるセクターからの総排出量と定義した。内航船及び漁船はトップダウン補正された排出量と同義である。外航船は、精度等を考慮し、離岸距離 50 海里以内の範囲での排出量としている。

ただし、セクター間及び陸上との排出量の比較では、内航・漁船について、外航船との比較を容易にするため、離岸距離別の排出構造を考慮する場合がある。

## 排出源データ

本報告書内では、船舶起源の排出源データは、3次メッシュ別・時刻別・船種別・船型別で整理された排出量のデータベースと定義した。陸上起源の排出源データは、我が国を対象とした既存の排出源データである EAGrid2000-Japan より、3次メッシュ別・月別・時間別の人為起源（燃焼・非燃焼・農業）及び自然起源（植物起源 VOC）排出量のデータベースと定義した。

## 3次メッシュ

標準地域メッシュ・システム（昭和48年7月12日 行政管理庁告示第143号「統計に用いる標準地域メッシュ及び標準地域メッシュコード」）に基づくもので、一定の経線、緯線で地域を網の目状に区画する方法である。第1次地域区画は、経度差1度、緯度差40分で区画された範囲を指す。第2次地域区画は第1次地域区画を縦横8等分したもので、第3次地域区画は第2次地域区画を縦横10等分したものである。一般にこの第3次地域区画のことを「標準地域メッシュ」あるいは「3次メッシュ」と呼ぶ。

## 平成19年度PM影響調査報告書

平成19年度 船舶起源の粒子状物質（PM）の環境影響に関する調査研究報告書、平成20年6月、海洋政策研究財団（財団法人 シップ・アンド・オーシャン財団）

## Global Switch

MARPOL 73/78 条約 附属書 VI において、2020年に予定されている燃料中硫黄分に対する規制、ECA 以外の全ての海域に適用される。全球への適用であることから、このように呼ばれることが多い。同附属書では硫黄分が0.5%を超えないこととされており、A 重油（留出油）の限定はない。また、船上処理装置による代替技術による達成も可能とされている。

## EAGrid2000-Japan

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り、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。

### 船舶寄与

ベースラインに対して、船舶からの排出量を勘案した際にその変化量の絶対値を「船舶寄与分」する。変化率を評価指標とすると、もともと船舶及び陸上からの排出源の両方を考慮した場合の排出総量や濃度が極めて小さい地域について非常に大きな数値となり誤解を生むおそれがあるからである。

### エンドポイント

観察対象として登録されたときの状態と対極にある状態を指す。例えば、生存率あるいは死亡率が研究対象ならば「生存」に対して「死亡」が、皮膚癌の発生を研究対象とする場合には「皮膚癌なし」に対して「皮膚癌の発生」がエンドポイントである。治療行為等の有効性を示すための評価項目あるいは評価指標としても使用される。本報告書ではPM<sub>2.5</sub>あるいはオゾン濃度が変化した場合に人体健康に与える影響の評価項目あるいは評価指標で、個々のC-R Functionとの対応が取れるような詳細なレベルを指すものとして用いる。

### リファレンス(シナリオ)

本事業においては、将来設定において、何も規制を行わなかった場合をリファレンス、あるいはその際のシナリオをリファレンスシナリオとしている。後述のベースラインとは使い分けていることに留意されたい。この際、グローバルスイッチは実施されていないものとしている。なお、国の「船舶からの大気汚染物質放出規制海域(ECA)に関する技術検討委員会においては、グローバルスイッチが実施されている場合をリファレンスとしている点に留意されたい。

### ベースライン

船舶及び陸上からの排出源のうち、船舶からの排出量をゼロとし、陸上からの排出量及び計算領域外からの移流のみを考慮する場合をベースラインと定義している。リファレンスラインあるいはリファレンスシナリオとは使い分けている点を留意されたい。

## 主要略語集

本報告書で使用した略語のうち、主要な略語について以下に記す。その他の略語については、本文中の解説を参照されたい。

### ADMER

Atmospheric Dispersion Model for Exposure and Risk Assessment。独立行政法人産業技術総合研究所が開発した大気汚染シミュレーションモデルのひとつで、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る。

### AIS

Automatic Identification System。船舶自動識別装置。AIS は、SOLAS 条約で 2002 年から全世界レベルで導入された船舶自動識別装置であり、我が国も 500 総トン以上の国際航路の船舶及び 300 総トン以上の国際航路の客船に設置が義務づけられている。AIS では、船舶情報 (自船の識別符号・位置・針路・速度) を含む 22 種類のメッセージが用意され、これらを自動的に送信すると共に他の船舶が送信した情報を受信・解析する装置である。

### AOT40

Accumulated exposure Over a Threshold ozone concentration of 40ppb。AOTx とは Accumulated exposure Over a Threshold ozone concentration of x ppb の略であり、オゾンの環境影響等の評価するための指標のひとつであって、濃度が x ppb 以上の時の濃度と時間の積和と定義される。この場合は濃度が 40 ppb 以上の時の濃度と時間の積和を表す。

### BenMAP

the environmental Benefits MAPing and analysis program。米国で開発され、コードが公開されている人体健康に対する影響評価モデルであり、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 (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。

### CAMx

Comprehensive Air quality Model with extensions。大気反応シミュレーションモデルのうち、米国環境保護庁(EPA)によって開発された、第 3 世代化学物質輸送モデルのひとつである。

## CMAQ

Community Multi-scale Air Quality Modeling System。大気反応シミュレーションモデルのうち、米国環境保護庁 (EPA) によって開発された、第3世代化学物質輸送モデルを代表するものであり、世界中に多くのユーザを持つ。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である。様々な大気中の複雑な物理・化学過程を詳細に扱うことができ、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って、1つの格子サイズの想定解像度は1 km～100 km程度と従来のモデルと比較しても広い適用範囲を持つ。

## C-R Function

Concentration – Response Function。一般には、大気汚染物質の濃度から死亡者数や疾病発生数等を求める関数である。BenMAP コードでは大気汚染物質の濃度差から死亡者数や疾病発生数等の変化を求める関数を利用しており、これを Health Impact Function と呼んでいる。しかし、C-R Functionの方が広く使われているので、誤解を与えない限り、この関数のこともC-R Functionと呼ぶことにする。BenMAPには予め幾つかのC-R Functionが登録されており、ユーザはそのうちのどれかを選択してもよいし、部分的に修正もできるし、あるいは自らが設定したものを使用することもできる。

## ECA

Emission Control Area。排出規制海域。船舶から排出されるNO<sub>x</sub>、SO<sub>x</sub>及びPMに関して、一般海域よりも厳しい排出規制が課せられる規制海域。

## EEZ

Exclusive Economic Zone。1982年の国連海洋法条約に基づき、自国の沿岸から最大で200海里の範囲内に設定される水域で、沿岸国が水産・鉱物資源の探査・開発・保存・管理等に関して主権的な権利を持つ。

## GAINS

Greenhouse gas and Air pollution INteractions and Synergies。国際応用システム分析研究所 (IIASA) が開発した人体に対する影響や生態系に対する影響評価モデルであり、RAINSの進化版であって、欧州で使用されている。

## IIASA

International Institute for Applied Systems Analysis。国際応用システム分析研究所。1972年にオーストリアのウィーン近郊に設立された非政府系の学際的な国際研究機関であり、社会経済問題、人口問題を含め、地球温暖化問題の研究で世界的に著名である。



## IMO

International Maritime Organization。国際海事機関。船舶の安全及び船舶からの海洋汚染の防止等、海事問題に関する国際協力を促進するための国連の専門機関。

## JATOP

Japan Auto-Oil Program。(財)石油産業活性化センターが経済産業省の支援を受け、1997年度から石油業界及び自動車業界と共同で実施した「Japan Clean Air Program (JCAP)」をさらに発展させたプロジェクトであり、「CO<sub>2</sub>削減」、「燃料多様化」、「排出ガス低減」という3つの課題を同時に解決する最適な自動車・燃料利用技術の確立を目指している。

## MEPC

Marine Environment Protection Committee。海洋環境保護委員会。IMOを構成する委員会の一つで、海洋環境を対象としている。

## METI-LIS

Ministry of Economy, Trade and Industry Low rise Industrial Source dispersion model。固定及び移動発生源から排出される大気汚染物質の大気中濃度をシミュレートするプルーム・パフモデルである。その開発は経済産業省と(独)産業技術総合研究所が主導しており、主に有害大気汚染物質に係る排出抑制対策の推進を目的としている。同モデルはベンゼンなどに代表される有害大気汚染物質の拡散計算を目的として開発されたものであるが、固定及び移動発生源からの排ガスの拡散も解析の対象としている。その対象範囲には10 km以内が推奨されている。

## MADRID

Model of Aerosol Dynamics, Reaction, Ionization, and Dissolution。CMAQに含まれるエアロゾルモジュールのひとつであり、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、凝集等を計算する。

## NCAR

National Center for Atmospheric Research。米国大気研究センター。

## NMVOCs

Non Methane Volatile Organic Compounds。非メタン揮発性有機化合物の総称。

## NOAA

National Oceanic and Atmospheric Administration。米国海洋大気局。

## NOx

Nitrogen Oxides。窒素酸化物。

## PBL

Plan Bureau voor de Leefomgeving。オランダ環境評価庁。本報告書では、北海沿岸の 8 ヶ国 (ベルギー、デンマーク、フランス、ドイツ、オランダ、ノルウェー、スウェーデン、UK) がオランダ環境評価庁に対して、依頼した(i) 環境影響と健康改善の評価の報告書(Assessment of the environmental impacts and health benefits of a nitrogen emission control area in the North Sea, 2012)を指す。

## PM

Particulate Matter。粒子状物質。

## RAINS

Regional Air Pollution INformation and Simulation。 RAINS モデルは国際応用システム分析研究所 (IIASA) が開発した複数汚染物質／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ができる。

## RAINS-Asia

Regional Air Pollution INformation and Simulation-Asia。上記の RAINS をアジアに適用したものである。

## SFC

Specific Fuel Consumption。燃料消費率 [g/kWh]。

## SO<sub>2</sub>

Sulfur Dioxide。二酸化硫黄。

## SUM60

SUM of hourly average ozone concentrations > or =60 ppb。オゾンの環境影響等々を評価するための指標のひとつであって、オゾン濃度を Xppb とすると、午前 8 時から午後 8 時の間において、X が 60ppb より大きい時間について X の和をとり、これを 3 月分累積した値である。

## UNFCCC

United Nations Framework Convention on Climate Change。気候変動に関する国際連合枠組条約。

## US-EPA

US Environmental Protection Agency。米国の環境保護庁。

## WHO

World Health Organization。世界保健機関。

## WRF

Weather Research and Forecasting model。WRF モデルは、実用的な天気予報とそれに関連する研究のために開発された、次世代の 3 次元メソスケール気候予測数値モデルであり、最先端気象モデルの一つに位置づけられている。その開発には米国大気研究センター (NCAR) /米国環境予測センター (NCEP) /米国海洋大気庁予報システム研究所 (NOAA/FSL)が携わっており、現在も定期的にバージョンアップが行われている。多数の力学に関するコード、3次元変動データ同化システム(3DVAR)、並列計算用のソフトウェア構造など。WRF は、数キロメートルから数千キロメートルといった幅の広い領域にも対応できるモデルである。

## WRF-CHEM

Weather Research and Forecasting-Chemistry。大気反応シミュレーションモデルのうち、NCAR 及び NOAA が開発した第 3 世代化学物質輸送モデルのひとつである。このモデルは、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り、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って、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。

## 1 ECA 設定の効果に係る検討の進め方

本事業では欧米による ECA 提案を参考にし、環境基準による評価に加えて生態系影響及び人体健康影響も含めた多角的な視点による評価手法の開発を行い、開発した手法を用いて、我が国における ECA 設定の効果の定量的評価を試みる。このような多角的な評価手法の開発は、①条約の仕組みから将来において ECA 設定の効果の再検討が行われた場合において活用できるとともに、②日本の気象・大気環境の特性を重視した上で、日米欧の比較を行うことにより、ECA 設定の効果客観的に判断し得る科学的資料として活用できるものとする。同時に、我が国において、各種発生源対策及び環境影響評価に係る先進的な試行例になり得るとも考える。

多角的視点として以下の 5 点を抽出すると共に、評価・解析方法を構築した。なお、これら視点の評価の対象となるのは、2020 年における各シナリオに対する大気中汚染物質の濃度分布を求める大気質シミュレーションである。本事業では U.S. EPA が開発し、米国・カナダの ECA 申請時において採用された実績を持つ CMAQ (Community Multiscale Air Quality) を用いて、我が国における ECA 設定に関わる大気中濃度や沈着量などの大気質改善効果の算定を行うこととした。

### (1) 海域及び陸域における大気汚染物質の排出状況による評価

日本周辺を航行する船舶（内航船・外航船・漁船）からの大気汚染物質の排出量インベントリを現況（2005 年）及び将来（2020 年）を対象として作成し、陸域排出源における排出状況との比較を行う。欧米の解析でも行われており、シミュレーション計算の基礎になるものである。

なお、将来の利用を想定して、2010 年を対象とした同排出量インベントリを作成している（7 章参照）。

### (2) 環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価

我が国において ECA 設定の検討を行う場合は、環境基準あるいはその達成状況をものさしとしてシミュレーション結果である大気中濃度あるいは改善濃度の評価を行うことが基本となる。上記(1)で解析したシナリオ毎に CMAQ で計算された大気中濃度の改善効果を、我が国の大気環境基準の達成の観点から評価した。

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

濃度を指標とした削減レベルだけではなく、陸域での影響範囲を含めた面的な評価をするため、a) 大気中濃度を人口で重みづけた面的な広がり（陸上の環境改善指標）と、b) 排出削減努力量当たりの改善効果（陸上の環境改善効率指標）の二つを導入した。a) は、対象とする大気汚染物質の大気中濃度の改善分（ $\Delta$ 濃度）に人口分布を乗じることで算定する。b) は、a) を排出削減努力量（ $\Delta$ 排出量）で割ったものである。a) 指標は、米国内における環境影響評価などにおいて既に用いられている人口で重み付けした環境改善濃度と同様の考え方である。

これら二つの指標を用いて、陸上の排出源において船舶と同等の排出削減努力量を想定した場合との比較を行った。更に、欧米におけるこれら 2 つの指標と国内 ECA 設定時との比較では、同指標による解析が欧米では行われていないため、独自に逆推計などを行ったうえ、比較を行った。

#### **(4) 生態系影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度及び沈着量の評価**

生態系影響については、我が国における酸性雨および大気からの沈着による富栄養化の元凶に鑑みて、多岐にわたるエンドポイントに対してどの程度の影響改善が期待でき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  $O_3$  濃度分布及び沈着量分布を把握することで評価を行った。

#### **(5) 人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価**

米国及び欧州における人体健康影響評価と同様に、評価対象とするシナリオ毎に、その船舶寄与を評価し、改善効果を比較する。このため、米国で開発され公開されている人体健康便益評価モデル BenMAP において採用されている人体健康影響評価モデルを採用する。評価プロセスの透明性、検証可能性、柔軟性を目的として、BenMAP の計算ロジックを基にした独自のツールを開発し、使用した。

現時点では我が国において生態系および人体健康影響についての定量的解析について明確に要求する法律がなく、かつ環境基準とこれらの影響との位置づけについても整理がなされていないことなどから、多角的視点ごとの評価結果を数値化した上で各視点の重み付けを行う総合評価点を導き出すことは実施しない。ただし、各視点からの評価に伴う不確かさについては評価を行った。

## 1.1 大気環境に係る改善指標の比較

港湾付近の大気汚染を改善するために、港湾付近の航行および停泊船舶に限定して規制を強化する考え方があり、MARPOL 73/78 条約付属書VIの2010年7月に発効した改正(表 1.1-1参照)においては、窒素酸化物(NO<sub>x</sub>)及び硫黄酸化物(SO<sub>x</sub>)・粒子状物質(PM: Particulate Matters)について、各国の判断で自国の海域に排出規制海域(ECA: Emission Control Area)を設定できることとなった。ECAの設定は、MARPOL条約同附属書加盟国がそれぞれの管轄海域においてECA設定が必要と考える海域を国際海事機関(IMO: International Maritime Organization)に提案し、承認及び条約化されることにより行われる。同提案においては、下記8つのクライテリアに基づく評価から構成された提案文書を提出することとなっている(MARPOL 73/78条約附属書VI APPENDIX III CRITERIA AND PROCEDURES FOR DESIGNATION OF EMISSION CONTROL AREAS (Regulation 13.6 and regulation 14.3) ;

- (1) 適用されるECA案の明確な線引き
- (2) 規制対象となる排出汚染物質の種類(e.g. NO<sub>x</sub>あるいはSO<sub>x</sub>・PM, 又は両者の組合せ)
- (3) 船舶起源の大気汚染物質によってリスクを受けると考えられる人口及び環境の範囲
- (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環境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。
- (5) 提案海域における気象条件(特に風況)、並びに地理・地質・海洋・生物形態などの情報を整理し、大気汚染物質の濃度上昇や環境影響との関連性を評価する。
- (6) 提案海域内における船舶交通の特性や密度等の実態把握
- (7) 陸上における大気汚染物質の発生源対策
- (8) 船舶発生源の削減コストと陸上起源の削減コストの比較、並びに国際貿易に従事する船舶への経済的影響

ECA設定の提案に際しては、規制する大気汚染物質の種類(NO<sub>x</sub>及びSO<sub>x</sub>・PMより)、設定する海域範囲、並びに設定の必要性などを含めた環境影響評価を行うことが求められているが、必要性そのものの判断及び環境影響の評価基準については提案する各国に一任されている。

以上より、ここでは我が国においてECA設定の効果を判断する上での環境影響の評価基準について検討を行う。

なお、ECA内での運航においては、代替燃料使用や尿素水などの脱硝剤使用のための追加コストが必要となる。また、東京湾などの半閉鎖湾内において航行中に燃料切り替えのオペレーションを行う場合には安全上の問題が発生することも想定される。更に、主機や補機の稼動直後あるいは低負荷時には、SCR<sup>1</sup>の反応に必要な排ガス温度に達していないため、設計上のNO<sub>x</sub>脱硝率が得られない場合も想定される。しかしながら本報告書におけるECA設定の地理的範囲と大気質改善効果の関係に係る解析においては、上述したような実施上の制限事項及び実用上の排出係数の解析は評価項目から外し、環境改善の観点を中心に考察を行うことで「我が国におけるECA設定の根拠についての科学的な資料を作成」することを目的とする。

<sup>1</sup> SCR(Selective Catalytic Reduction、選択触媒還元) : NO<sub>x</sub>を浄化する排出ガス浄化技術の一つ。

表 1.1-1 改正後の附属書 VI における SOx 及び PM 規制、NOx 規制の内容

【SOx 及び PM 規制】

区分	対象物質	内容
改正前	SOx	SOx 規制として燃料中硫黄分を削減 一般海域 4.50 %以下 SOx 排出規制海域 1.50 %以下
改正後	SOx、PM	新たに PM 規制を追加し、SOx・PM 規制として燃料中硫黄分を削減 一般海域 2012 年 1 月 1 日以降 3.50 %以下 2020 年 1 月 1 日以降 0.50 %以下 (注) 排出規制海域 2010 年 7 月 1 日以降 1.00 %以下 2015 年 1 月 1 日以降 0.10 %以下 (注) 2018 年に硫黄分 0.5 %の燃料の需要供給状況等をレビューし、一般海域の 0.5 %規制開始時期を 2020 年とするか、2025 年とするか決定する。

【NOx 規制】

区分	対象	内容
改正前 (現行規制)	新造船	Tier 1：全海域に適用 ・出力規模が 130kW よりも大きいディーゼル機関に適用 ・規制値 (NOx 排出係数)：定格回転数 (n) ごとに設定 130 rpm 未満 : 17.0 g/kWh 130 rpm 以上 2,000 rpm 未満 : $45.0 \times n^{-0.2}$ g/kWh 2,000 rpm 以上 : 9.8 g/kWh
改正後	新造船	Tier 2：全海域に適用 (2016 年 1 月 1 日以降は排出規制海域を除く) ・開始時期：2011 年 1 月 1 日以降 ・出力規模が 130 kW よりも大きいディーゼル機関に適用 ・規制値 (NOx 排出係数)：定格回転数 (n) ごとに設定 130 rpm 未満 : 14.4 g/kWh (現行規制 15.5 %減) 130 rpm 以上 2,000 rpm 未満 : $44 \times n^{-0.23}$ g/kWh (現行規制 15.5 ~ 21.8 %減) 2,000 rpm 以上 : 7.7 g/kWh (現行規制 21.8 %減) Tier 3：排出規制海域に適用 (注 1) ・開始時期：2016 年 1 月 1 日以降 (注 2) ・規制値 (NOx 排出係数)：定格回転数 (n) ごとに設定 130 rpm 未満 : 3.4 g/kWh (現行規制 80 %減) 130 rpm 以上 2,000 rpm 未満 : $9 \times n^{-0.2}$ g/kWh (現行規制 80 %減) 2,000 rpm 以上 : 2.0 g/kWh (現行規制 80 %減) (注 1) 長さ 24 m 未満のリクリエーション用船舶、及び合計推進出力が 750 kW 未満の達成困難と認められた船舶に搭載されるエンジンは免除。 (注 2) 2012 ~ 2013 年に、Tier3 規制を実行するための技術開発状況をレビューし、必要であれば Tier3 規制開始時期を調整する。

### 1.1.1 各国の大気環境基準値などの比較

#### (1) 日米欧の環境基準の定義とその背景

1960年代に深刻な社会問題となった大気汚染現象は、典型的な産業公害の一つであったと言える。政府は、1967年（昭和42年）に「公害対策基本法」を制定し、主要な大気汚染物質であるSO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>（環境基準はNO<sub>2</sub>に対して設定）、浮遊粒子状物質（SPM）について昭和43年に環境基準値の設定（NO<sub>2</sub>のみ昭和53年）やその遵守を目的とした排出規制の強化を適宜進めた。その後、1993年（平成5年）における「環境基本法（2012年6月最終改正）」施行に伴い、「公害対策基本法」は統合され廃止された。

大気汚染に係る環境基準は、公害対策基本法の第9条において「大気の汚染（中略）に係る環境上の条件について、それぞれ、人の健康を保護し、及び生活環境を保全する上で維持されることが望ましい基準」と定義され、その定義は環境基本法においてもそのまま踏襲された（第16条）。政府は、同基準を達成することを目標に、大気汚染防止法（1968年、昭和43年）に基づいて規制を実施しているが、公害対策基本法制定時に定められたSO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>/SPMの環境基準は、環境基準に係る定義と同様、環境基本法においても基準値そのものの変更は行われなかった。他方、環境基本法の制定において新たに追加された微小粒子状物質（PM<sub>2.5</sub>）に関する環境基準は、2009年における最新の疫学的な知見に関する検討作業を踏まえて設定された。

SO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>/SPMの環境基準については、疫学などの最新の科学的知見に基づいて見直しも行われていないため、実際に現在の知見においてどの程度健康リスクに対する保護が担保されるのか定量的な解析はできない。

米国では大気清浄法109条に、「EPA長官が国家環境大気質基準（NAAQS）<sup>2</sup>を一般市民の健康を適切な安全余裕をもって保護するのに必要不可欠なレベルに設定する」とされている。ここで「必要不可欠なレベル」とは必要であるよりも高すぎもせず低すぎもしないレベルのことである。

EUにおける大気環境基準（環境大気質基準）は、指令（directive）の下に定められている。指令達成のための実施形態や方式については加盟国の選択に任されている。また、科学的技術的データや各地域の環境条件に加えて、採用する措置（あるいは措置の欠如）の潜在的便益及びコストや欧州の経済的社会的発展について考慮すべきこととされている<sup>3</sup>。また、経済、社会、環境に重大なインパクトを持つ提案に関してはインパクト評価を実施することが要求されている<sup>4</sup>。

<sup>2</sup> EPA (2006), 40 CFR Part 50 National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter: Final Rule/ Vol. 71, No. 200 / Tuesday, October 17, 2006 / Rules and Regulations

<sup>3</sup> Consolidated version of the treaty establishing the European community. Official Journal 2002; No C325:33.

<sup>4</sup> Commission of the European Communities. Communication from the commission on the impact assessment [COM (2002) 276 final], 2002 June 5.



## (2) ECA 設定に関連する日本の大気環境基準

現在、我が国で設定されている大気汚染に係る環境基準のうち、ECA 設定による船舶からの NO<sub>x</sub> 及び SO<sub>x</sub>・PM 排出規制によって大気中濃度の低減が期待できる物質を表 1.1-2 にまとめる。なお、これらのうち、SPM については (i) 後述する大気質シミュレーションモデルの結果出力に含まれないこと、(ii) 後述する人体健康影響の評価ツールが PM<sub>2.5</sub> を対象としていること、(iii) ECA による燃料中 S 分規制では概ね PM<sub>2.5</sub> に属する Sulfate が排ガス中から削減されることなどより、SPM としての評価は実施せず、PM<sub>2.5</sub> についての評価で代替させることとする。

表 1.1-2 NO<sub>x</sub> 及び SO<sub>x</sub>・PM 排出規制に関連した大気汚染に係る環境基準

物質	環境上の条件(設定年月日等)
二酸化硫黄 (SO <sub>2</sub> )	1 時間値の 1 日平均値が 0.04 ppm 以下であり、かつ、1 時間値が 0.1 ppm 以下であること。(昭和 48.5.16 告示)
浮遊粒子状物質 <sup>(1)</sup> (SPM)	1 時間値の 1 日平均値が 0.10 mg/m <sup>3</sup> 以下であり、かつ、1 時間値が 0.20 mg/m <sup>3</sup> 以下であること。(昭和 48.5.8 告示)
二酸化窒素 (NO <sub>2</sub> )	1 時間値の 1 日平均値が 0.04 ppm から 0.06 ppm までのゾーン内又はそれ以下であること。(昭和 53.7.11 告示)
光化学オキシダント (Ox)	1 時間値が 0.06 ppm 以下であること。(昭和 48.5.8 告示)
微小粒子状物質 <sup>(2)</sup> (PM <sub>2.5</sub> )	1 年平均値が 15 µg/m <sup>3</sup> 以下であり、かつ、1 日平均値が 35 µg/m <sup>3</sup> 以下であること。(平成 21.9.9 告示)

(1) 浮遊粒子状物質とは、大気中に浮遊する粒子状物質であって、その粒径が 10 µm 以下のものをいう。

(2) 微小粒子状物質とは、大気中に浮遊する粒子状物質であって、粒径が 2.5 µm の粒子を 50% の割合で分離できる分粒装置を用いて、より粒径の大きい粒子を除去した後に採取される粒子をいう。

## (3) ECA 設定に関連する日米欧の大気環境基準の比較

我が国における環境基準値 (SO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub>, NO<sub>2</sub>, Ox)、欧州の ECD に基づく環境基準、米国連邦環境基準、米国カリフォルニア州 (CARB<sup>5</sup>) 環境基準、WHO 指針値を表 1.1-3 にまとめる。

表 1.1-3 の数値を直接比較した場合、全般的に WHO 指針が他国より厳しいものとなっており、特に SO<sub>2</sub> の 24 時間平均 (7.5ppb) は他より 5~6 分の 1 ほどの厳しい基準となっている。我が国における環境基準は、(1) に述べたように、PM<sub>2.5</sub> を除き昭和 40 年代に設定された後変更されていないが、米国・欧州の数値から大きく乖離したものではない。

<sup>5</sup> California air protection agency Air Reaource Board

WHO 指針は、大気汚染と健康影響に関する最新の科学的知見の専門家による評価に基づいて設定されたものであり、その役割として様々な観点からの人体健康を保護するために適切な大気質の維持に資するためのものとされている。

これに対し、各国が定める環境基準は、各国ごとに法的枠組みに従って、場合によっては技術面や経済面等を考慮したうえで各国が遵守すべき目標として制定されたものであり、WHO 指針とは意味合いが異なるものと考えるべきである<sup>6</sup>。実際、米国 EPA が PM<sub>2.5</sub> に対する環境基準を設定する際、パブリックコメントがより厳しい WHO 指針や CARB 基準を考慮すること求めていることに対し、U.S.EPA (U.S. EPA, 2006) は「CARB 基準や WHO 指針とは決定の枠組みが異なるものであり、それら基準・指針がアメリカ合衆国における PM<sub>2.5</sub> の年間大気環境基準のレベルを設定するための適当な基準を提供しているとの意見には同意しない」と回答している。

表 1.1-3 代表的な大気汚染物質に係る環境基準

	日本	米国 <sup>(1)</sup>	欧州 <sup>(2)</sup>	CARB <sup>(3)</sup>	WHO <sup>(4)</sup>
SO <sub>2</sub>	100 ppb (1h)	75 ppb(1h)	131 ppb (1h)	250 ppb (1h)	188 ppb(10min)
	40 ppb(24h)		47 ppb(24h)	40 ppb(24h)	7.5 ppb (24h)
PM <sub>2.5</sub>	35 µg/m <sup>3</sup> (24h)	35 µg/m <sup>3</sup> (24h)	25 µg/m <sup>3</sup> (1yr)	12 µg/m <sup>3</sup> (1yr)	25 µg/m <sup>3</sup> (24h)
	15 µg/m <sup>3</sup> (1yr)	12 µg/m <sup>3</sup> (1yr)			10 µg/m <sup>3</sup> (1yr)
NO <sub>2</sub>	40~60 ppb	100 ppb (1h)	105 ppb (1h)	180 ppb (1h)	105 ppb (1h)
	(24h)	53 ppb(1yr)	21 ppb(1yr)	30 ppb(1yr)	21 ppb(1yr)
Ox <sup>(5)</sup>	60 ppb(1h)	75 ppb(8h)	60 ppb	90 ppb(1h)	50 ppb(8h)
			(daily max 8h)	70 ppb(8h)	

(1) National Ambient Air Quality Standards (NAAQS)

(2) Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council on Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europe

(3) California Ambient Air Quality Standards (CAAQS)

(4) WHO (2006), Air quality guidelines, Global update 2005.

(5) 日本以外は O<sub>3</sub> に対する基準

(6) 重量濃度 (µg/m<sup>3</sup>) で与えられているガス状物質の規準は 20°C, 1atm を想定して体積濃度 (ppb) に変換)

(7) カッコ内は平均化時間を示す

<sup>6</sup> Preface The WHO air quality guidelines are designed to offer guidance in reducing the health impacts of air pollution. (中略) these guidelines are based on expert evaluation of current scientific evidence.

Role of the guidelines in protecting public health The WHO air quality guidelines are intended for worldwide use but have been developed to support achieve air quality that protects public health in different contexts. Air quality standards, on the other hand, are set by each country to protect the public health of their citizens and as such are important component of national risk management and environmental policies. National standards will vary according to the approach adopted for balancing health risks, technological feasibility, economic considerations and various other political and social factors, which in turn will depend on, among other things, the level of development and national capability in air quality management.

### 1.1.2 生態系・人体健康影響評価への取り組みの日米欧の比較

欧米における大気環境影響評価では、環境基準を指標とした評価方法に加えて人体健康及び生態系影響を定量的に評価し行政的に判断するためのツールが表 1.1-4に例示する通り整備されている。

例えば米国においては、PM<sub>2.5</sub> の環境基準設定の際には、疫学研究の証拠から直接的に基準値を導き出しているが、その一方で様々な基準値の組み合わせにより、公衆衛生上のインパクトがどの程度低減できるかについても BenMAP を用いた検討を行っている。また、欧州においては、環境基準設定の際に、環境基準達成時に得られる社会的コストの減少（死亡人数や入院患者の減少）について定量的な解析結果が求められ、この場合金銭への変換を行った数値を外部コストと呼ぶ。同外部コストの減少分と、基準達成のために必要なコスト（内部コスト）の増加分の比較解析が行われ、規制の効率が検討されることになっている。実際に、欧米における ECA 提案文書の中でもこれらの外部コストのための算定・評価ツールが活用されており、定量的な解析結果が記載されている。

他方、我が国においては、1.1.1 節で述べたように、PM<sub>2.5</sub> の環境基準設定の際には、国内の疫学的研究との比較は行われたものの、このような定量的なインパクトの変化量の検討は行われていない。

我が国においても土壌・水域・植生を対象とした生態系調査、また、疫学調査の結果は蓄積され、ツールは学術的にも構築されつつある。しかしながら、それら調査結果を基に影響の程度を行政的に判断するための表 1.1-4に示すような評価ツールは、現時点ではまだ整備されていない。

表 1.1-4 欧米における人体健康・生態系影響に関する評価ツール

	米国	欧州
人体健康影響	BenMAP (死亡者数や疾病者数)	GAINS (損失余命など)
生態系影響	MAGIC・SMB・SPARROW・CSS (水域・陸域の酸性化・富栄養化)	GAINS (陸域の酸性化・富栄養化)
オゾンによる 植生影響	SUM06 <sup>7</sup> (収量や生長)	AOT40 <sup>8</sup> (収量や生長)

<sup>7</sup> SUM06 : O<sub>3</sub>による植生影響を評価するための指標値の一つ。8am から 8 pm 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。

<sup>8</sup> AOT (Accumulated exposure Over a Threshold ozone concentration of 40 ppb) : O<sub>3</sub>による植生影響を評価するための指標値の一つ。濃度が 40 ppb 以上の時の濃度と時間の積和。

## 1.2 大気質シミュレーションモデルの整備

将来における大気環境基準の適合状況を評価するためには、大気汚染物質の濃度を精度良くシミュレートできる大気質モデルが必要不可欠となる。更に、表 1.1-4に示した各影響評価を行うためには、同大気質シミュレーションモデルの出力（濃度及び沈着量）を利用することが必須となる。しかしながら、我が国では行政判断において使用することが認められたモデルは未だ整備されておらず、また、発生源対策の2次生成物質も含めた改善効果を定量的に評価する手法も整備されていない。

このような背景のもと、本事業では米国での行政判断において使用された実績が多くある領域化学輸送モデルの CMAQ (Community Multiscale Air Quality) 及び気象モデルの WRF (Weather Research Forecast model) の我が国への適用を目的とし、アジア計算領域（計算格子解像度：80 km）→ 日本計算領域（計算格子解像度：20 km）→ 地方計算領域（計算格子解像度：5 km）の3重ネスティング領域からなる大気質シミュレーションモデルを構築した。

### 1.2.1 大気質シミュレーションモデルの概要

大気環境影響評価では、プルーム・パフモデルに代表される排ガス拡散予測手法が広く利用されている。同手法は、1次排出される SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、煤塵などの排出源近傍における濃度分布を物質の輸送方程式（移流拡散方程式）から導く手法であり、いわゆる大気物理現象を解析の対象としたものである。

これに対し、近年その濃度上昇の顕在化が指摘されている光化学オキシダントや、概ね PM<sub>2.5</sub>として存在する2次粒子は、その前駆物質の広域的な輸送過程において2次的に生成されるものである。つまり、これら大気汚染物質を対象とした大気環境影響評価では、前述の大気物理現象に加えて大気化学現象を考慮したより詳細な広域的解析が重要となる。しかしながら、我が国では大気化学現象に対して標準化されたモデルが整備されておらず、また、前駆物質の発生源対策の効果を定量的に評価する手法も明確には定められていない。このような背景のもと、本事業では U.S. EPA が開発し、米国・カナダの ECA 申請時において採用された実績を持つ CMAQ (Community Multiscale Air Quality) を用いて、我が国における ECA 設定に関わる大気質改善効果の算定を行うこととした。CMAQ を利用した大気汚染研究は、我が国においてもこれまでも多数実施されている。

ECA 設定に関する大気質改善効果を算定するに当たり、昨年度は大気質シミュレーションモデルの性能確認を行うことを目的として、現況（2005年）を対象とした大気質再現シミュレーションを実施した。国内複数地点における気象・大気汚染物質の観測データを使用したシミュレーション結果の検証より、本事業で構築したシミュレーションモデルが先行研究と同程度の再現性を有することを確認した。同再現性を踏まえて、ECA 設定の効果は 2020年を対象とした将来予測シミュレーションより検討を進めてきた。

現況（2005）及び将来（2020）を対象としたシミュレーションでは、船舶発生源データ、陸上発生源データ及び気象データを次節に示す通り設定した。

## 1.2.2 現況（2005）を対象とした大気質シミュレーションにおける入力データの整備

本事業では、2005 年を対象とした現況の大気質シミュレーションを実施するにあたり、以下に示す入力データを整備した。

### (1) 船舶排出源データ

大気汚染排出量は、船舶カテゴリーごとに、以下の算定式のとおり、活動量×排出係数で算定される。

$$E_s = A \times F_s \quad \text{数式 1.2-1}$$

$E_s$	対象物質 $s$ の時間あたりの排出量 [kg/h]
$A$	時間あたりの活動量、例えば [ton-fuel/h]
$F_s$	対象物質 $s$ の排出係数、例えば [kg/ton-fuel]

活動量 ( $A$ ) は時間あたりの燃料消費量 [ton-fuel/h] あるいは機関平均出力 [kW] 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。対象物質の時間あたりの排出量は、両者の積として表される。

2005 年の船舶排出量データの作成では、内航船・外航船・漁船ともに、船型・船種・運行モード（停泊、操業及び航行）別の一隻あたりのメッシュ内の燃料を集計するボトムアップ手法を基本とした。内航船・外航船の航行時の  $A$  の推定には、海上保安庁による AIS 陸上局における受信記録からリアル航行データ（地理的位置、対地速度、方向、船舶の大きさなど）を整理したものをを用いた。停泊時の  $A$  の推定には、2005 年の港湾統計年報の入港隻数と個別の停泊時間などから時間帯別活動量比率を推計した。漁船の  $A$  については、2003 年漁業センサスより、都道府県別、トン数別の航行速力や操業・航行時間等の活動パターンから、燃料消費量及び各漁港を中心とした活動範囲を設定した。なお、内航船及び漁船における  $A$  の結果は、燃料消費総量の統計値（熱量ベース）で補正を行った。以上の方法より、時刻別・3 次メッシュ別の  $A$  を全国一律の精度で整備した。 $F_s$  については、国際的な規制値に加え、日本や EU において使用されている係数を比較し、現時点で妥当と思われるものを採用した（海洋政策研究財団, 2011）。

### (2) 陸域排出源データ

東アジア計算領域の陸域排出源データは REAS・EDGAR・GEIA・GFEDv3 などを適宜組み合わせ作成した。日本計算領域及び地方計算領域の発生源インベントリは、EAGrid2000-Japan を 2005 年に補正することで作成した。詳細は海洋政策研究財団 (2012) を参照されたい。

### (3) 気象場データ

WRF による気象シミュレーションを実施し、東アジア計算領域、日本計算領域、地方計算領域の各々の空間解像度を対象とした 3 次元気象データを作成した。

気象シミュレーションの初期・境界条件には、東アジア域に対して、米国環境予測センター (NCEP) が無償で配布している空間解像度 1 度及び 6 時間間隔の全球客観解析データを、日本域に対しては気象庁の空間解像度 10km 及び 6 時間間隔のメソ客観解析データを利用した。

## 1.2.3 将来 (2020 年) を対象とした大気質シミュレーションにおける入力データの整備

本事業では、2020 年を対象とした将来の大気質シミュレーションを実施するにあたり、以下に示す入力データを整備した。

### (1) 船舶発生源データ

船舶由来の大気汚染物質排出量は、活動量が 2005 年から将来に向けて変化しないシナリオ (以下、A シリーズ) 、並びに変化するシナリオ (以下、B シリーズ) の 2 つのパターンを設定して推計した。大気質改善に係る発生源対策の検討では、その発生源データを入力値とした大気質シミュレーションモデルによる評価・解析が必要不可欠とされる。したがって、シミュレーションモデルによる評価・解析も A シリーズ、B シリーズの両方について行うべきであるが、B シリーズにおける活動量の将来予測は多分に経済的要素の変化に対する不確実性が高いことから、本年度は A シリーズのみを大気質シミュレーションの解析対象とした。

将来を対象とした排出量の推計には、(i) ECA が設定されない場合 (ii) ECA によって SOx 及び PM 規制と NOx 規制の双方が設定される場合、(iii) ECA によって SOx 及び PM 規制と NOx 規制の何れかが設定される場合、(iv) 全ての船舶が NOx 規制の Tier3 対応船と仮定した場合、などの条件を考慮した表 1.2-1 に示す複数のシナリオを設定した。

なお、NOx 規制は開始時期以降に建造される新造船に対して適用されるため、将来を対象とした船舶インベントリの作成では、2020 年における Tier1 から Tier3 に該当する船舶の隻数比率を決定する必要がある。同比率の決定方法を含め、将来の船舶インベントリ作成の詳細は海洋政策研究財団 (2011 ; 2012) <sup>9</sup>を参照されたい。

<sup>9</sup>海洋政策研究財団：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 (2011), <http://www.sof.or.jp/jp/report/pdf/ISBN978-4-88404-265-3.pdf>

海洋政策研究財団：平成 23 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 (2012), [http://www.sof.or.jp/jp/report/pdf/2012\\_rp01.pdf](http://www.sof.or.jp/jp/report/pdf/2012_rp01.pdf)

表 1.2-1 将来における船舶からの排出量推計シナリオの概要

	ECA for S	ECA for N
シナリオ 0	なし	なし
シナリオ 1	なし	あり
シナリオ 2	なし(ただし Global Switch による燃料中 S 分への規制を考慮)	なし
シナリオ 3	あり	あり
シナリオ 3+	あり	あり(ただし全ての船舶が 2016 年 1 月 1 日以降の新造船と仮定)
シナリオ 4	あり	なし

※ ECA for S 及び Global Switch による燃料中 S 分の改善では Fuel NOx の減少を考慮

※ 活動量が 2005 年から将来に向けて変化しない A シリーズ、変化する B シリーズの 2 つを設定

## (2) 陸域発生源データ

将来、陸上発生源においても、特に NOx および NMVOCs 排出量の大幅な削減が計画・期待されているが、本事業では、陸上発生源データの 2020 年を対象とした将来推計については行っていない。活動量については、今後も緩やかな伸びを示すことが予測されるが、ここでは現況シミュレーション (2005) と同じものを使用した。

## (3) 気象場データ

気象データは現況シミュレーション (2005) と同じものを使用した。

### 1.2.4 ECA 設定による大気環境影響評価の対象領域

ECA の地理的な要件設定や市区町村単位での環境改善効果を算定するためには、細かい格子解像度を持つ大気質シミュレーションモデルの構築が必要とされる。しかしながら、その細かい格子解像度によって日本全国を対象とした大気質シミュレーションを行うことは、計算時間などから考えて現実的ではない。他方、都市部のみを対象としたローカルスケールによるシミュレーションなどでは、越境大気汚染に代表されるような広域的な大気汚染現象を扱うことができない。

そこで本事業では、東アジア域の越境大気汚染の効果を取り込みつつ、国内地方領域をより高い解像度で計算することを目的として、①アジア計算領域 (計算格子解像度: 80 km) → ②日本計算領域 (計算格子解像度: 20 km) → ③地方計算領域 (計算格子解像度: 5 km) の 3 重ネスティング領域からなる大気質シミュレーションモデルを構築し、地方計算領域 (格子解像度: 5 km) において ECA の導入効果を把握することとした。

地方計算領域は、昨年度の事業において以下に示すクライテリアを設けてその選定を行った；

クライテリア 1: 船舶及び陸上起源排出量の空間分布

クライテリア 2: 大気汚染物質の大気中濃度と環境基準値または指針値との関係

クライテリア 3: 大気汚染物質の沈着量の空間分布

これら 3 つのクライテリアによるスクリーニングの結果、表 1.2-2に示す通り、船舶が及ぼす環境への影響が大きいと考えられる海域として (i) 東京湾、(ii) 伊勢湾、(iii) 大阪湾、(iv) 瀬戸内海、(v) 津軽海峡の 5 つを地方計算領域（格子解像度：5 km）の対象とすることとした（海洋政策財団, 2012<sup>10</sup>）。

表 1.2-2 船舶起源排出量が及ぼす大気質への影響が大きいと考えられる海域

	東京湾	伊勢湾	大阪湾	瀬戸内海	津軽海峡
陸上・船舶排出量	○	○	○		
SO <sub>2</sub>	○	○	○	○	
NO <sub>2</sub>	○	○	○		
PM <sub>2.5</sub>	○	○	○	○	
O <sub>3</sub>	○	○	○	○	
全硫黄沈着量	○	○	○	○	○
全窒素沈着量	○		○		

計算領域の概要を図 1.2-1に、計算設定条件を表 1.2-3にまとめる。選定された 5 つの地方計算領域（格子解像度：5 km）の中でも、東京湾を含む関東計算領域では総排出量（陸上+船舶）、大気汚染物質濃度（SO<sub>2</sub>、PM<sub>2.5</sub>、NO<sub>2</sub>、O<sub>3</sub>）、硫黄・窒素沈着量に対する船舶の影響が最も大きいと考えられたことから、本報告書では、まず東京湾を対象とした ECA 設定の関東計算領域における効果を検討することとした。

<sup>10</sup> 海洋政策研究財団：平成 23 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 (2012), [http://www.sof.or.jp/jp/report/pdf/2012\\_rp01.pdf](http://www.sof.or.jp/jp/report/pdf/2012_rp01.pdf)



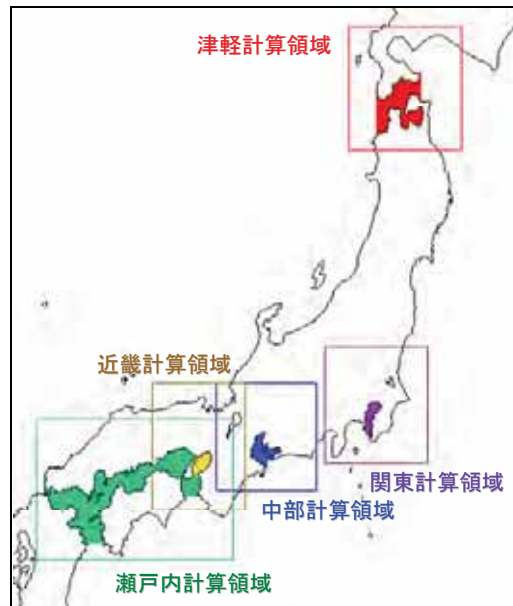


図 1.2-1 日本計算領域 (20km 解像度) 及び地方計算領域 (5km 解像度) の範囲と、ECA 設定の解析対象とした海域

表 1.2-3 領域化学輸送モデル CMAQ の計算設定条件

モデル	CMAQ Ver. 4.7.1	
計算期間	2004 年 12 月～2006 年 1 月 (2005 年をまたぐ約 13 ヶ月)	
投影法	ランベルト正角円錐図法	
計算(投影)中心 標準緯度	東経 140 度, 北緯 36 度 標準緯度: 30 度, 40 度	
気象データ	WRF の計算結果より作成	
水平格子数 (解像度)	東アジア域	72 × 52 (80km)
	日本域	92 × 116 (20km)
	関東域	52 × 52 (5km)
	中部域	49 × 49 (5km)
	近畿域	49 × 49 (5km)
	津軽域	53 × 49 (5km)
	瀬戸内域	100 × 64 (5km)

### 1.2.5 実施したシミュレーション

本事業では、前述した通り、アジア計算領域 (80 km 計算格子) →日本計算領域 (20 km 計算格子) →地方計算領域 (5 km 計算格子) の 3 重ネスティングからなる大気質シミュレーションを構築し、地方計算領域で予測された大気中濃度及び沈着量の結果から ECA 設定の効果の定量的な評価を行った。このために実施したシミュレーションは表 1.2-4に示すとおりである。

表 1.2-4 大気中濃度の改善効果を算出した大気質シミュレーションの概要と目的 (地方計算領域)

計算ケース	シナリオ概要	位置づけ	比較対象・境界条件
A0 (リファレンス)	ECA_N&S 設定なし Global Switch 導入なし	将来計算におけるリファレンスシナリオ (比較対象)	<ul style="list-style-type: none"> <li>2005 年現状</li> <li>境界条件は日本域 A0</li> </ul>
A2	ECA_N&S 設定なし Global Switch 導入	Global Switch の効果把握	<ul style="list-style-type: none"> <li>A0、A3</li> <li>境界条件は日本域 A2</li> </ul>
A3 (ECA 設定)	ECA_N&S 設定 Global Switch 導入なし	2020 年における ECA for N&S の効果を把握	<ul style="list-style-type: none"> <li>A0、A2</li> <li>境界条件は日本域 A0</li> </ul>
A3+	全ての船舶が Tier3 対応機関を搭載して いると想定した ECA_N&S を設定	全ての船舶が Tier3 対応機関を搭載して いると想定して ECA for N&S の効果を把握	<ul style="list-style-type: none"> <li>A0、A2、A3</li> <li>境界条件は日本域 A0</li> </ul>
A4	ECA_S のみ設定 Global Switch 導入なし	2020 年における ECA for S の効果を把握	<ul style="list-style-type: none"> <li>A0</li> <li>境界条件は日本域 A0</li> </ul>
船舶排出量をゼロ	アジア・日本・地方計算領域内の船舶排 出量をすべてゼロに設定	船舶寄与分の算定	<ul style="list-style-type: none"> <li>A0、A3</li> <li>境界条件は船舶ゼロの計算</li> </ul>
A3 と同等の陸域発 生源対策を想定	A3 と同等の NOx 削減量を陸域発生源にも 求めた設定 (自動車対象) A3 と同等の PM 削減量を陸域発生源にも 求めた設定 (自動車対象) A3 と同等の SO <sub>2</sub> 削減量を陸域発生源にも 求めた設定 (固定発生源対象)	陸上かつ居住地域における環境改善効果の面的 な広がりを評価する。また、海域における単位 排出削減努力量と、陸域排出源における同努力 量の改善効果を比較する。	<ul style="list-style-type: none"> <li>A0</li> <li>境界条件は日本域 A0</li> </ul>
船舶排ガス中の SO <sub>4</sub> 比変更	排ガス中に含まれる SO <sub>2</sub> と Sulfate の配分 を変更	PM <sub>2.5</sub> 濃度に対する船舶由来の Sulfate 成分の寄 与を把握	<ul style="list-style-type: none"> <li>2005 年現状計算</li> <li>境界条件は日本域 2005 年</li> </ul>
ECA 設定の 地理的詳細化	停泊船舶のみの ECA 設定、船舶航行密度 の高い海域を除外した ECA 設定など	ECA の設定範囲と改善効果の関係の把握	<ul style="list-style-type: none"> <li>A0、A3</li> <li>境界条件は日本域 A0</li> </ul>

### 1.3 我が国を対象とした ECA 設定による環境改善に関わる多角的視点による評価手法の検討

現代の環境問題の多くは、大気圏、地圏、水圏、生物圏にまたがった複雑な問題である。欧米における大気環境影響評価では、環境基準を指標とした評価方法に加えて人体健康及び生態系影響を定量的に評価し行政的に判断するためのツールが表 1.1-4に例示する通り整備されており、ECA 設定の必要性に関する検討においてもこれら二つの視点を基本とした大気環境影響評価が実施されている。

我が国においても土壌・水域・植生を対象とした生態系調査あるいは疫学調査の科学的データは蓄積され、それらの科学的事実をベースとする評価ツールは学術的には構築されつつある。しかしながら、それら調査結果を基に影響の程度を行政の場で判断することを目的とした評価ツールは現時点ではまだ整備されていない。

このような背景のもと、我が国において ECA 設定の検討を行う場合、先述の通り、まずは環境基準あるいはその達成状況をものさしとしてシミュレーション結果である大気中濃度あるいは改善濃度の評価を行うことが基本となる。しかしながら、環境基準は人の健康の保護及び生活環境の保全のうえで維持されることが望ましい基準（環境基本法 第 16 条）として制定された指標であるものの、どの程度のリスクに対する保護が担保されているのかが定量的に整理されていないため、人体健康影響に対するリスクの定量的な把握はできない。また、環境基準を指標とした影響評価のみでは、環境影響評価法でも要求されている生態系影響評価も理論上できない。

これらのことを考慮して、本事業では IMO のクライテリアや欧米による ECA 提案における観点を参考にしながら、環境基準をものさしとした評価に加えて大気中濃度あるいは改善濃度に対して、生態系影響及び人体健康影響をものさしとした評価方法の開発を行うこととする。また、このような多角的視点による評価手法を試用して、我が国における ECA 設定の効果の定量的な評価を試みることにした。本条約附属書には、「レビューの結果によって世界的な硫黄分規制年が 2025 年に延期される（1.1参照）」と明記されているスケジュールを鑑みると、国内において ECA 設定の効果の再評価が検討される可能性もあるだろう。このような多角的視点による評価手法は、そのような再検討がなされた場合には活用できるとともに、日本の気象・大気環境の特性を重視した上で、日米欧の比較を行うことにより、ECA 設定の効果を IMO の場において客観的に判断し得る科学的資料として活用できるものとする。同時に、我が国において、陸域も含めた発生源対策及び環境影響評価に係る先進的な試行例になり得るものとする。

なお、昨年度の調査において 1.2.4 節で示したように選定された 5 つの地方計算領域（格子解像度：5 km）の中でも、東京湾を含む関東計算領域では総排出量（陸上+船舶）、大気汚染物質濃度（SO<sub>2</sub>、PM<sub>2.5</sub>、NO<sub>2</sub>、O<sub>3</sub>）、硫黄・窒素沈着量に対する船舶の影響が最も大きいと考えられたことから、本報告書では、まず東京湾を対象とした ECA 設定の関東計算領域における効果を検討することとした。

本事業で開発した多角的視点による評価手法は、表 1.3-1に示す 5 つの評価項目から構

成される。次節より、各評価手法の内容を紹介する。

表 1.3-1 本事業で開発した多角的視点による評価手法の概要

項目	評価のために抽出された多角的視点	目的と位置付けの概要
A	海域及び陸域における大気汚染物質の排出状況による評価	ECA 設定に伴う排出量の変化を評価する。全ての評価の基礎となる。
B	環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価	将来の環境基準の達成に対する貢献を評価する。項目 A による排出状況のデータが必要となる。
C	陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価	陸上かつ居住地域における環境改善効果の面的な広がり进行评估する。また、海域における単位排出削減努力量と、陸域排出源における同努力量の改善効果を比較する。項目 B の結果に加えて人口分布データが必要。
D	生態系影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度及び沈着量の評価	O <sub>3</sub> 濃度と硫黄・窒素沈着量の削減量から生態系に対するインパクトを評価する。項目 B の結果に加えて沈着量及び土地利用分布データが必要。
E	人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価	大気汚染物質の濃度の変化から、人体健康に対するインパクトを評価する。項目 C の結果に加えてベースライン死亡率、C-R Function <sup>(1)</sup> が必要。

- 1) 大気汚染物質の濃度が  $\Delta C$  変化した場合の人体健康影響量の変化量  $\Delta R$  を求める関数。疫学研究をベースに設定される。(1.3.5 節参照)

### 1.3.1 海域及び陸域における大気汚染物質の排出状況による評価

本評価項目においては、ECA 設定に伴う船舶起源排出量の変化を評価する。以下に評価内容を記述する。

#### (1) 欧米における評価内容

米国・カナダによる IMO MPEC に対する ECA 共同提案書 (MEPC 59/6/5)<sup>11</sup> は、この提案書のベースとなっている技術支援文書<sup>12</sup>を日本と米国との比較作業における対象文章とする。同技術支援文書は、現況評価年を 2002 年、将来の評価対象年を 2020 年とし、それぞれの時点における大気汚染物質排出量、並びに ECA 設定による 2020 年における大気汚染物質排出削減量の推計値が記載されている。したがって、現況評価年こそ異なっているものの評価対象年も 2020 年と一致しており、評価方法及び評価に使用した根拠データも明らかにされているので、日本における排出状況の評価結果と比較する資料として適切である。既に平成 22 年度事業において、排出係数の設定の参考資料として用いている。ただし、東京湾に対する ECA 設定による関東域における環境改善効果と比較するには、米国沿岸からの離岸距離 200 NM ときわめて広い範囲に対して ECA を設定している点については注意が必要である。

欧州に関しては、北海沿岸の 8 ヶ国 (ベルギー、デンマーク、フランス、ドイツ、オランダ、ノルウェー、スウェーデン、UK) がオランダ環境評価庁 (PBL: Plan Bureau voor de Leefomgeving) 及びデンマーク環境省 (Danish EPA) に対して、それぞれ (i) 環境影響と健康改善の評価及び (ii) 経済的影響とコストの評価の実施を依頼し、北海を通る船舶の NOx 排出量の削減効果を調査した。このうち、PBL が実施した環境影響と健康改善の評価<sup>13</sup>では、現況評価年を 2009 年、将来の評価対象年を 2030 年とし、それぞれの時点における大気汚染物質排出量、並びに ECA 設定による 2030 年における大気汚染物質排出削減量の推計値が記載されている。北海に対する ECA for N 設定は環境改善効果の上からは有効としているが、経済的要因等の考慮から、現時点では Pending とされている。同評価結果における対象年は 2030 年であり、本事業での 2020 年とは異なるものの、北海に対する ECA for N 設定による北海沿岸諸国における環境改善効果の評価したものであり、地理的スケールも大きな差はないので、東京湾に対する ECA for N 設定による関東域における環境改善効果と比較するためには適切な資料である。

ただし、PBL による評価では ECA for S の設定はベースラインとなっているので、ECA for N に関する検討にしか利用できない。そこで、ECA for S に関しては、国際応用システム分析研究所 (IIASA : International Institute for Applied System Analysis) による欧州全海域

<sup>11</sup> 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

<sup>12</sup> U.S. EPA, Proposal to Designate an Emission Control Area for Nitrogen Oxides, Sulphur Oxides and Particulate Matter Technical Support Document, EPA-420-R-09-007(<http://www.epa.gov/otaq/oceanvessels.htm>よりダウンロード可能)

<sup>13</sup> PBL, Assessment of the environmental impacts and health benefits of a nitrogen emission control area in the North Sea, 2012 (<http://www.pbl.nl/>よりダウンロード可能)

を対象とした評価レポート (IIASA, 2007)<sup>14</sup>を利用した。IIASA レポートは、船舶からの大気汚染物質の排出を削減するための可能な方策をより包括的に評価するために、幅広い排出規制シナリオに対する将来の船舶起源の排出インベントリ、それに伴うコスト及びそれによるの環境影響を議論したものである。同レポートでは現況評価年を 2000 年、将来の評価対象年を 2020 年とし、それぞれの時点における大気汚染物質排出量並びに各シナリオ下での 2020 年における大気汚染物質排出削減量の推計値が記載されている。

なお、IIASA レポートは ECA の設定そのものを検討したものではなく、北海、バルト海、地中海、黒海等の欧州全域から北東大西洋を含む広い海域に関して各種の規制を導入した場合の影響を幅広く評価したものであり、「ECA の設定が有効である」と主張しているものではない。また、同レポートでは停泊中船舶の使用燃料中の硫黄分は 0.1%がリファレンスとなるシナリオとなっており、それに加えて航行中の船舶の使用燃料中の硫黄分に対して種々のシナリオを設定した場合の改善割合を評価したものである。このような制限に注意しつつ、東京湾に対する ECA for S 設定による関東域における環境改善効果と比較するために利用することができる。

## (2) 我が国を対象とした評価方法の検討

日本周辺を航行する船舶 (内航船・外航船・漁船) からの大気汚染物質の排出量インベントリを現況 (2005 年) 及び将来 (2020 年) を対象として作成した。

改正後の附属書 VI における SO<sub>x</sub> 及び PM 規制、NO<sub>x</sub> 規制の内容を表 1.1-1 に示したが、ECA が設定された場合、その対象海域では含有硫黄分 0.1 %以下の燃料を使用する必要があり、また、NO<sub>x</sub> 排出量は現行規制 (Tier1) に対して 80 %減とするという厳しい規制が義務付けられる。

2020 年の船舶インベントリにおける排出量の推計には、(i) ECA が設定されない場合 (ii) ECA によって SO<sub>x</sub> 及び PM 規制と NO<sub>x</sub> 規制の双方が設定される場合、(iii) ECA によって SO<sub>x</sub> 及び PM 規制と NO<sub>x</sub> 規制の何れかが設定される場合、(iv) 全ての船舶が NO<sub>x</sub> 規制の Tier3 対応船と仮定した場合、などの条件を考慮した表 1.2-1 に示す複数のシナリオを設定した。

なお、NO<sub>x</sub> 規制は開始時期以降に建造される新造船に対して適用されるため、将来を対象とした船舶インベントリの作成では、2020 年における Tier1 から Tier3 に該当する船舶の隻数比率を決定する必要がある。同比率の決定方法を含め、将来の船舶インベントリ作成の詳細は海洋政策研究財団 (2011 ; 2012) <sup>15</sup>を参照されたい。

以上により算定した、シナリオ毎の船舶排出源データを陸域における排出源データと比較・解析した。なお、1.2 節で示した全てのシミュレーションにおいて、陸域における排出

<sup>14</sup> IIASA, Analysis of Policy Measures to Reduce Ship Emissions in the Context of the Revision of the National Emissions Ceilings Directive, 2007 (<http://ec.europa.eu/>よりダウンロード可能)

<sup>15</sup> 海洋政策研究財団：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 (2011), <http://www.sof.or.jp/jp/report/pdf/ISBN978-4-88404-265-3.pdf>  
海洋政策研究財団：平成 23 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 (2012), [http://www.sof.or.jp/jp/report/pdf/2012\\_rp01.pdf](http://www.sof.or.jp/jp/report/pdf/2012_rp01.pdf)

量は 2005 年の現況のままとしているが、ここでの排出量評価においては、JATOP (Japan Auto-Oil Program) において推計された 2020 年における将来推計データを使用した。結果は 2.1.1 節及び 3.1.1 節を参照されたい。

(3) 我が国と欧米との比較方法

ECA 設定した場合の大気汚染物質排出量の削減効果を比較する。結果は 2.1.1 節及び 3.1.1 節を参照されたい。

### 1.3.2 環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価

本評価項目においては、将来の環境基準の達成に対する貢献を評価する。我が国において ECA 設定の検討を行う場合には、1.3.1 で述べたとおり、環境基準あるいはその達成状況をものさしとしてシミュレーション結果である大気中濃度あるいは改善濃度の評価を行うことが基本となる。他方、IMO への申請文章においては、'各国の環境基準がまちまちであることなどから、ECA 設定によって申請国の環境基準の達成状況が改善されるかどうかについてはクライテリア上必要とされていない。以下に評価内容を記述する。

#### (1) 欧米における評価内容

米国の ECA 申請書の技術支援文書<sup>13</sup>には、環境基準の評価パラメータ ( $O_3$  については 8 時間平均値、 $PM_{2.5}$  については年平均値) などを用いた  $O_3$  及び  $PM_{2.5}$  の 2020 年におけるベースライン濃度分布、船舶の寄与濃度、寄与割合、ECA 設定時の改善濃度及び改善割合が記載されている (パラグラフ 3.2.2.3 及びパラグラフ 3.2.4.3)。ただし、環境基準の達成状況が ECA 設定によってどの程度改善されるかについての定量的な解析・評価は慎重に避けられている。これは米国においても、両者ともに改善地域は内陸部まで広く分布するものの、 $PM_{2.5}$  についてはその絶対値が小さく、 $O_3$  については湾岸部において NO との消滅反応の縮小による増加が見られることから、環境基準の達成についての定量的な表現を盛り込むことが困難であったことによると推定できる。

欧州については、PBL の ECA for N 検討レポート<sup>13</sup>には 2030 年におけるベースライン  $PM_{2.5}$  及び  $NO_2$  の濃度分布及び船舶寄与の割合の分布図や  $NO_2$  の沈着量分布図は記載されているが、 $O_3$  の濃度分布及び船舶寄与の割合の分布図は記載されていない。また、ECA for N 設定による  $O_3$  濃度改善割合については、SOMO35<sup>16</sup>の平均的な低下割合が記載されているのみである (パラグラフ 3.1)。また、IIASA レポート<sup>14</sup>では、 $O_3$  濃度についてはベースライン SOMO35 分布図及び船舶寄与の割合の分布を示す図は記載されているが、 $PM_{2.5}$  の濃度分布図は記載されていないし、各シナリオ導入時の濃度分布図あるいは濃度改善割合の分布図等も記載されていない (パラグラフ 5.3.1)。いずれにも、環境基準の達成割合に関する言及はない。

#### (2) 我が国を対象とした評価方法の検討

我が国において環境基準が設定されている大気汚染物質のうち、ECA 設定による船舶からの  $NO_x$  及び  $SO_x \cdot PM$  の排出規制によって濃度低減が期待できるものは  $SO_2$ 、 $PM_{2.5}$ 、 $SPM$ 、 $NO_2$ 、 $O_x$  であるが、このうち  $SPM$  は (i) 前述した大気質シミュレーションモデルの結果出力に含まれないこと、(ii) 後述する人体健康影響の評価ツールが  $PM_{2.5}$  を対象としていること、(iii) ECA による燃料中 S 分規制では概ね  $PM_{2.5}$  に属する Sulfate が排ガス中から削減されることなどより、 $PM_{2.5}$  をもってその評価を代替することとする。

<sup>16</sup> 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値



我が国では、大気環境基準値による大気汚染の状況の評価には「長期的評価」と「短期的評価」がある。「長期的評価」は、年間の日平均値を低い値から並べて98%目（SO<sub>2</sub>は98パーセンタイル値、NO<sub>2</sub>・CO・SPMは2%除外値とよばれる）に該当する日平均値（365個の日平均値がある場合は358番目）を大気環境基準値と比較する評価手法である。「短期的評価」は、1時間値、日平均値、8時間平均値を大気環境基準値と比較する評価手法である。本事業ではこの「長期的評価」と「短期的評価」を参考にし、大気質シミュレーションコードCMAQによって得られた各グリッドの1年間にわたる濃度の1時間値に対して表1.3-2に示す評価手法を適用してECA設定に関わる大気質改善効果の評価することとした。評価のために行ったシミュレーションを表1.3-3に示す。

結果は2.1.2節及び3.1.2節を参照されたい。

表 1.3-2 大気環境基準値との比較に基づく大気質改善効果の評価手法

評価対象物質	評価手法
SO <sub>2</sub>	<p>SO<sub>2</sub>濃度の日平均値に対する指標として国内の環境基準値(40 ppb)及びWHO指針値(約7.5 ppb)に着目し、ここでは日平均値の年間98%値とWHO指針値(約7.5 ppb)との比較から適合評価を実施。8日以上(2%以上)となる領域を抽出した。</p> <p>なお、日平均値に対する国内の環境基準値は40ppbであり、概ね基準は達成されている状況にあるが、ECA設定による改善の変化を明確に把握することを目的として、ここではより厳しい7.5 ppbを設定した。</p>
PM <sub>2.5</sub>	<p>PM<sub>2.5</sub>濃度の日平均値に対する指標として国内の環境基準値(35 µg/m<sup>3</sup>)及びWHO指針値(25 µg/m<sup>3</sup>)に着目し、ここでは日平均値の年間98%値とWHO指針値(25 µg/m<sup>3</sup>)との比較から適合評価を実施。8日以上(2%以上)となる領域を抽出した。また、年平均値との比較も実施した。</p> <p>なお、日平均値に対する国内の環境基準値は35 µg/m<sup>3</sup>となっているが、ECA設定による改善の変化を明確に把握することを目的として、ここではより厳しい25 µg/m<sup>3</sup>を設定した。</p>
NO <sub>2</sub>	<p>日平均値の年間98%値と日本の環境基準値の下限(40 ppb)との比較から適合評価を実施。8日以上(2%以上)となる領域を抽出した。</p>
光化学 オキシダント	<p>O<sub>3</sub>濃度の1時間値が注意報発令となる120 ppb<sup>17</sup>を超えた時間数を年間で積算。</p>

<sup>17</sup> 環境基準である60 ppbを用いると、ほとんどの地域が60ppbを超えてしまうので、ここでは注意報発令となる120 ppbとした。

表 1.3-3 大気中濃度の評価に利用したシミュレーション

目的	ECA 設定対象海域	解像度	使用シナリオ
将来の環境基準の達成に対する貢献を評価	東京湾全域の航行・停泊船舶(銚子沖、大島付近などの東京湾外を除く)	5 km	A0 (リファレンス) 及び A3 (ECA 設定) との比較

※ 使用シナリオの詳細は表 1.2-4を参照

### (3) 我が国と欧米との比較方法

米国の ECA 提案書に記載されている O<sub>3</sub> 濃度及び PM<sub>2.5</sub> 濃度について、関東地方においても米国と同様の解析を行い、関東地方と米国での結果の違いを考察した。なお、関東地方の濃度分布は 5 km 計算格子からなる地方計算領域のシミュレーションで求めたものである。これに対し、欧米で使われた大気質シミュレーションモデルの解像度は米国が 12 km、欧州が 50 km となっており、本事業で構築したものよりも粗い解像度となっている。

解像度が粗い場合には、得られる濃度のピークが均されて低くなる可能性があるため、欧米との比較においては、地方計算領域の 5 km 解像度における濃度情報を 10 km あるいは 50 km 解像度へ平均化し、欧米のシミュレーションと同程度の解像度に揃える処理を行った。その目的と概要を表 1.3-4 に示す。

結果は 2.1.2 節及び 3.1.2 節を参照されたい。

表 1.3-4 大気中濃度の日米比較に利用したデータ

目的	ECA 設定範囲	解像度	使用したシナリオ
日米における ECA 設定時の大気中濃度改善効果の比較	東京湾全域の航行・停泊船舶(銚子沖、大島付近などの東京湾外を除く)	日本は 5 km 解像度で計算された濃度を 10 km 解像度に平均化	A0 (リファレンス) 及び A3 (ECA 設定) との比較
	米国は 200 NM	米国は 12 km 解像度	リファレンス及び ECA 設定との比較。ただし、陸上・海上とも活動量変化あり。(B シリーズに相当)

※ 使用シナリオの詳細は表 1.2-4を参照

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

欧米における ECA 検討時の大気中濃度の改善効果を日本のそれと比較するため、あるいは国内における ECA 設定の効果の定量的な評価を行うためには、濃度の削減レベルだけでなく、空間を特徴付ける定量的な指標を検討することが必要となる。

そこで本事業では、大気中濃度の人口で重みづけた面的な広がり ( $\sum(\Delta \text{濃度} \times \text{人口})$ )、以下「陸上の環境改善指標」と言う)と、排出削減努力量当たりの改善効果 ( $\sum(\Delta \text{濃度} \times \text{人口}) / \Delta \text{排出量}$ )、以下「陸上の環境改善効率指標」と言う)の二つの指標を導入した。

#### a) 陸上の環境改善指標 ( $\sum(\Delta \text{濃度} \times \text{人口})$ )

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

また、IMO において定められた ECA 設定の提案に係るクライテリア (3) においても、「船舶起源の大気汚染物質によってリスクを受けると考えられる人口及び環境の範囲」を定量化することが求められている。

そこで、ここでは大気質シミュレーションコード CMAQ によって得られた各グリッドの大気中濃度の年間平均値の ECA 設定による改善分 ( $\Delta \text{濃度}$ ) を人口分布で重み付けし、全計算対象領域にわたって積算することで、陸上かつ居住地域において ECA 設定による大気中濃度の改善効果を把握することを目的に「陸上の環境改善指標 ( $\sum(\Delta \text{濃度} \times \text{人口})$ )」を導入した。

なお、本指標は、米国の大規模な排出源（発電所など）の環境影響評価に用いられている人口で重み付けした環境改善濃度と同様の考え方である。同指標は、さらにカリフォルニア州の船舶排ガス影響評価事業においても評価に使用されている<sup>18</sup>指標であり、既知の事象の評価において既に用いられている。また、この指標は、1.3.4 で述べる人体健康影響の計算において、基本式に内包されているパラメータであり、人体健康影響に直結する指標と考えることもできる。

#### b) 陸上の環境改善効率指標 ( $\sum(\Delta \text{濃度} \times \text{人口}) / \Delta \text{排出量}$ )

一般に大きな削減量を見込めば、濃度レベルでは大きな改善効果が得られる。また、日米欧では対象として考えている ECA 海域のスケールが大きく異なるため、濃度の削減幅だけで比較を行うことは公平性を欠く。そこで、削減量当たり（1 トン削減当たり）の改善効果を評価することで、地域間の比較が容易になると考えた。さらに、複数の排出源間で規制の優先度を判断するための指標としても用いることが可能である。理論上は、削減コ

<sup>18</sup> South Coast Air Quality Management District Estimation of Health Benefits of South Coast Air Basin 2007 AQMP/SIP Oceangoing Marine Vessel Control Measures(2007)において、table1 などに大気汚染物質の改善濃度が空間的平均値と同時に人口で重み付けをした平均値として示されている、

スト当たりの改善効果も考慮しうるが、本事業では NOx 削減のための内部コストは調査対象外としているため、ここでは排出削減努力量で除することで「陸上の環境改善効率指標 ( $\Sigma(\Delta \text{濃度} \times \text{人口}) / \Delta \text{排出量}$ )」を導入した。

ECA 設定によって、海上において一定の排出量削減を行った場合、同空間における人口の分布や汚染物質の拡散・反応・沈着などによって生じる感受性を定量的表現するパラメータという位置づけが可能である。

(1) 欧米における評価内容

欧米では、影響の範囲に関しては 1.3.2 節 (1) で述べたように、大気汚染物質の濃度分布は記載されているが、上記 2 つの指標の算定は行っていない。

(2) 我が国を対象とした評価方法の検討

ここでは、表 1.3-5 に示す通り、同効率指標を用いて (i) ECA 設定による削減対策と (ii) 陸域排出源に対する同等の削減対策の両者を比較する。ここでの目的は、海域における単位排出削減努力量と、陸域排出源における同努力量の改善効果を比較することである。結果は 2.1.3 節及び 3.1.3 節を参照されたい。

表 1.3-5 陸上の環境改善効率指標の評価に利用したデータ

目的	ECA 設定範囲	解像度	使用したシナリオ
船舶と陸域排出源に対する削減対策による陸上の環境改善効率指標の比較	東京湾全域の航行・停泊船舶 (銚子沖、大島付近などの東京湾外を除く)	5 km	A0 (リファレンス) 及び A3 (ECA 設定) との比較
	ECA 設定 (A3) で期待される船舶からの排出削減量を計算領域内の全陸域発生源 (NOx・PM は自動車、SO <sub>2</sub> は固定発生源) に一律に割り振った設定。		A0 (リファレンス) 及び「自動車/固定発生源に対する A3 と同等の排出削減」との比較

※ 上記に示した大気中濃度以外に、国立社会保障・人口問題研究所が作成した 2020 年における 1 km 解像度の人口分布を 5 km に積算して使用した。

※ 使用シナリオの詳細は表 1.2-4 を参照

### ① 陸上の環境改善指標及び効率指標の算定方法

陸上の環境改善指標を、 $O_3$  及び  $PM_{2.5}$  の大気中濃度の改善分 ( $\Delta$ 濃度) に人口分布を乗じることで算定する。 $\Delta$ 濃度は、Global Swicth 導入も ECA 設定も検討しないリファレンスシナリオ (A0) に対して、ECA 設定シナリオ (A3) で算定される大気中濃度の減少分となる。利用する人口分布は、国立社会保障・人口問題研究所が作成した 2020 年における推計値である。2020 年への推計における基準人口には、平成 17 年国勢調査結果が適用されている(<http://www.ipss.go.jp/>)。

### ② 陸域発生源に対する排出削減との比較

陸域発生源 ( $NO_x$ ・PM は自動車、 $SO_2$  は固定発生源) からの排出量を、ECA 設定で期待される船舶からの排出削減量と等しいだけ削減したケースについてシミュレーションを実施し、このケースにおける陸上の環境改善効率指標を求め、ECA 設定によって得られる陸上の環境改善効率指標 ( $\Sigma(\Delta$ 濃度 $\times$ 人口)/ $\Delta$ 排出量) と比較する。同評価により、同じ排出削減努力量当たりの改善効果(すなわち陸上の環境改善効率指標)を自動車(陸域)と船舶の ECA 設定とで相互比較できると考えた。

上述の通り、ここでは船舶からの排出削減量と同量だけ陸域排出量から削減したケースを計算している。陸域排出源からの排出削減量をもっと大きく設定する(例えば船舶からの排出量相当分をすべて削減する)こともできるが、事象に非線型性があるため、ここでは、あまり大きな削減量を与えた場合についての計算は行わなかった。例えば、 $O_3$  に対する MIR(Maximum Incremental Reactivity)という概念があるが、同計算においては各成分濃度の 5%の変動を見込んだ場合の効率指標に対応する  $O_3$  生成能を評価したものであり、大きな排出の変動は与えていない。

また、自動車からの排出は人間の生活空間に近い高さから排出されるものであり、海域における船舶からの排出高さとは異なるが、本事業内においては全てのシミュレーションにおいて船舶からの排出高さは自動車同様に最下層内(約 25m)に与えた。

(3) 我が国と欧米との比較方法

本項では、表 1.3-6に示す通り、同効率指標を用いて欧米の ECA 設定時と東京湾に対する ECA 設定時の改善効果の比較を行う。ここでの目的は、既に ECA 設定が行われている欧米海域における単位排出削減努力量と、東京湾に対する ECA 設定における同努力量の改善効果を比較することである。ただし、北海を対象とした ECA for N は経済的要因等の考慮から、現時点では Pending とされている点に留意する必要がある。

日米欧でシミュレーションの空間解像度が異なること、欧米では陸上の環境改善指標が報告されていないことから、以下のような作業を行ったうえで比較を行った。結果は 2.1.3 節及び 3.1.3 節を参照されたい。

表 1.3-6 陸上の環境改善効率指標の日米比較に利用したデータ

目的	ECA 設定範囲	解像度	推計方法
既に ECA 設定が行われている欧米海域における単位排出削減努力量と、東京湾に対する ECA 設定における同努力量の改善効果の比較	東京湾全域の航行・停泊船舶(銚子沖、大島付近などの東京湾外を除く)	日本は 5km 解像度で計算された濃度を 10km 及び 50 km 解像度に平均化	A0 (リファレンス) 及び A3 (ECA 設定) との比較
	米国は 200 NM	米国は 12 km 解像度	リファレンス及び ECA 設定との比較。ただし、陸上・海上とも活動量変化あり。(B シリーズに相当)
	欧州は PBL レポートでは北海に ECA for N 設定。 IIASA レポートでは北海、バルト海、地中海、黒海等の欧州全域から北東大西洋を含む広い海域に各種規制導入(ECA 設定に近いケースを選択)。	欧州は 50 km 解像度	リファレンス及び ECA 設定(あるいは ECA 設定に近い規制導入)との比較。ただし、陸上・海上とも活動量変化あり。(B シリーズに相当)

※ 上記に示した大気中濃度以外に、国立社会保障・人口問題研究所が作成した 2020 年における 1 km 解像度の人口分布を 5 km に積算して使用した。

※ 使用シナリオの詳細は表 1.2-4を参照

### ① 関東

本事業における地方計算領域の格子解像度は5 kmである。これに対し、欧米で使われた大気質シミュレーションモデルの解像度は米国が12 km、欧州が50 kmとなっており、本事業で構築したものよりも粗い解像度となっている。上述したとおり、陸上の環境改善効果は大気中濃度の改善分 ( $\Delta$ 濃度) に人口分布を乗じることで算定するが、解像度の違いによって $\Delta$ 濃度の頻度分布は変化する。また沿岸付近における人口密度はグリッド内に含まれる海域面積によって変化し得る。そこで、欧米との比較においては、欧米におけるシミュレーション解像度に合わせて、地方計算領域の5 km 解像度における情報を10 kmあるいは50 km 解像度に換算(濃度は平均、人口は積算)した。

### ② 米国

米国のECA申請書<sup>12</sup>には陸上の環境改善指標 ( $\sum(\Delta$ 濃度 $\times$ 人口) ) を用いた評価に関する記載はない。ただし、人体健康影響評価の結果の一部を利用して、ある程度確かな逆推計が可能である(推計方法の詳細については参考資料に記載する)。

なお、逆推計では、米国で使われた大気質シミュレーションモデルの解像度(12 km)の結果をそのまま用いた。

### ③ 欧州

欧州でも陸上の環境改善指標 ( $\sum(\Delta$ 濃度 $\times$ 人口) ) を用いた評価に関する記載はない。ECA for Nに関してはPBLによる北海ECA for N検討レポート<sup>13</sup>を、ECA for Sに関してはIIASAによる各種シナリオ検討レポート<sup>14</sup>を使用して、その人体健康影響評価結果から逆推定する(推計方法の詳細については参考資料に記載する)。

なお、逆推計では、欧州で使われた大気質シミュレーションモデルの解像度(50 km)の結果をそのまま用いた。

### 1.3.4 生態系影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度及び沈着量の評価

#### (1) 欧米における評価内容

米国による ECA 申請書の技術支援文書<sup>12</sup>では、沈着量の絶対値の分布図は示されておらず、ECA 設定による沈着量の削減割合がパーセンテージで示されている（パラグラフ 3.3.1.8）。

欧州に関しては、PBL の ECA for N 検討レポート<sup>13</sup>ではベースラインの N 沈着量の分布図及び船舶寄与の分布図が記載されており（パラグラフ 3.1）、N 沈着量が臨界負荷量を超える地域の分布図が記載されている（パラグラフ 3.3）。IIASA レポート<sup>14</sup>ではベースラインの S 沈着量の分布図及び船舶寄与の分布図が記載されており（パラグラフ 5.3.2）、S 沈着量が臨界負荷量を超える面積が記載されている。また、酸性物質の沈着量が臨界負荷量を超える面積及び N 沈着量が富栄養化の臨界負荷量を超える面積に関して、ベースラインの値及び各種シナリオ導入下での削減量が記載されている（パラグラフ 6.3、6.4）。

#### (2) 我が国を対象とした評価方法の検討

生態系影響評価に関しては、我が国における酸性雨および大気からの沈着による富栄養化の元凶に鑑みて、欧州で算定された臨界負荷量などの指標を定量的に評価するところまでは踏み込まず、酸性化・富栄養化・植生影響の原因となり得る大気汚染物質濃度及び沈着量の空間分布を把握することで行う。ただし、植生状況や土地利用状況といったレセプター側の感受性は ECA 設定の効果の評価においては考慮していない（4 章における地方計算領域間比較では行った）。

表 1.3-7 生態系影響評価に利用したデータ

目的	ECA 設定対象海域	解像度	使用シナリオ
沈着量及び AOT40 <sup>19</sup> に対する ECA 設定の効果	東京湾全域の航行・停泊船舶（銚子沖、大島付近などの東京湾外を除く）	5 km	A0（リファレンス）及び A3（ECA 設定）との比較

※ 使用シナリオの詳細は表 1.2-4を参照

#### ① 酸性化を評価するための沈着成分の解析

酸性化の要因としては湿性沈着量（ $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{Cl}^-$ 、 $\text{NH}_4^+$ ）及び乾性沈着量（ $\text{SO}_2$ 、 $\text{HNO}_3$ 、硫酸塩）が考えられる。これらのうち、主要な酸性化原因物質であり、ECA for S によって削減が見込まれる硫黄酸化物の沈着量を算定し、ECA 設定によるその低減割合を

<sup>19</sup> 次ページ参照



評価する。基本的には米国の評価方法と同じである。

なお、硫黄沈着量は硫酸イオン ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) の湿性沈着量 (ガス状・粒子状が雲や降水中に溶解することでイオン化)、並びに  $\text{SO}_2$  (ガス状) 及び硫酸塩 (粒子状) の乾性沈着量の合計値とした。結果は 3.1.4 節を参照されたい。

### ② 富栄養化を評価するための沈着成分の解析

富栄養化に関しては、主要な富栄養化原因物質であり、ECA for N によって削減が見込まれる窒素化合物の沈着量を算定し、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。

なお、窒素沈着量は硝酸イオン ( $\text{NO}_3^-$ ) 及びアンモニウムイオン ( $\text{NH}_4^+$ ) の湿性沈着量 (ガス状・粒子状が雲や降水中に溶解することでイオン化)、並びに  $\text{NO}_x$  (ガス状)、 $\text{HNO}_3$  (ガス状)、 $\text{NH}_3$  (ガス状)、硝酸塩 (粒子状) 及びアンモニウム塩 (粒子状) の乾性沈着量の合計値とした。

### ③ オゾンによる植生影響

オゾン ( $\text{O}_3$ ) は強い酸化作用を持つことから、大気中では光化学スモッグとして人間に影響を及ぼすだけでなく、農作物や樹木の成長にも影響を及ぼす。農作物や樹木に対する  $\text{O}_3$  の影響評価については、ヨーロッパ地域を中心にドース (濃度×曝露時間) を用いたクリティカルレベルが導入されている。世界保健機関 (WHO) は、ヨーロッパ地域における  $\text{O}_3$  の植生への影響の指標として、 $\text{O}_3$  濃度が 40 ppb 以上の時の濃度と時間の積 (ドース) に対する指針 (Guideline) を定めている。この  $\text{O}_3$  濃度 40 ppb 以上を対象にしたドースは AOT40 (Accumulated Exposure Over Threshold of 40ppb) と呼ばれ、次式より計算される。

$$\text{AOT40} = \sum (C_i - 40) * t_i$$

$C_i$  :  $\text{O}_3$  濃度の 1 時間値 (ppb)

$t_i$  : 時間 (h) ただし、 $C_i - 40 < 0$  または日射量が  $50 \text{ W m}^{-2}$  以下の場合には  $t_i = 0$

ここでは、表 1.3-3 に示したシミュレーションから得られるオゾン濃度より AOT40 を求める。将来における AOT40 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。結果は 2.1.4 節を参照されたい。

(3) 我が国と欧米との比較方法

生態系影響を基にした ECA 設定の効果については、我が国ではその程度を行政的に判断するための評価手法が整備されていない。米国による ECA 申請書<sup>13</sup>においても、常時監視ネットワークによる沈着量の観測値が紹介されており、また ECA 設定による沈着量の削減割合がパーセンテージで示されているのみである。そこで、ここでは我が国における沈着量データを収集し、また関東計算領域を対象とした ECA 設定による沈着量の削減割合を算出して米国の結果と比較する。

解像度が粗い場合には、得られる濃度のピークが均されて低くなる可能性があるため、米国との比較においては、地方計算領域の 5 km 解像度における濃度情報を 10 km 解像度へ平均化し、米国のシミュレーションと同程度の解像度に揃える処理を行った。その目的と概要を表 1.3-8 に示す。

表 1.3-8 生態系影響の日米比較に利用したデータ

目的	ECA 設定範囲	解像度	使用したシナリオ
日米における ECA 設定時の生態系影響評価の比較	東京湾全域の航行・停泊船舶（銚子沖、大島付近などの東京湾外を除く）	日本は 5 km 解像度で計算された濃度を 10 km 解像度に平均化	A0 (リファレンス) 及び A3 (ECA 設定) との比較
	米国は 200 NM	米国は 12 km 解像度	リファレンス及び ECA 設定との比較。ただし、陸上・海上とも活動量変化あり。(B シリーズに相当)

※ 使用シナリオの詳細は表 1.2-4 を参照

### 1.3.5 人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価

#### (1) 欧米における評価内容

##### ① 米国の評価方法

人体健康影響を評価する基本式は以下の通りである。

$$\Delta R_j = \sum_k f(C_{baseline_j}, C_{control_j}, Incidence_{j,k}) * Population_{j,k} \quad \text{数式 1.3-1}$$

- $\Delta R_j$  : グリッド  $j$  の健康影響の変化量 (人/年・グリッド)
- $C_{baseline_j}$  : グリッド  $j$  の大気汚染物質濃度のベースライン濃度
- $C_{control_j}$  : グリッド  $j$  の大気汚染物質濃度のコントロール濃度
- $Incidence_{j,k}$  : グリッド  $j$  の年齢層  $k$  の健康影響のベースライン発生率 (/年)
- $f(x)$  : C-R Function
- $Population_{j,k}$  : グリッド  $j$  の年齢層  $k$  の人口 (人/グリッド)

ここで、ベースラインとは船舶からの排出量をゼロとした基準ケースのことであり、コントロールとは ECA を設定しないリファレンスケースあるいは ECA を設定するケースのことであり、両ケースの人体健康影響量の差から船舶寄与を算定する。米国の ECA 申請書では、リファレンスケースの船舶寄与の値及び ECA 設定によって期待できるリファレンスケースの船舶寄与からの改善量が報告されている。

ほとんどの C-R Function は Log Linear 関数であり、濃度変化  $\Delta C_j \times$  Log Linear 関数の係数  $\beta$  が 1 より十分小さいので、近似的には、健康影響の変化量は、 $\beta$ 、濃度差、ベースライン健康影響率、人口を掛け合わせたものと考えてよい。

$$\Delta R_j = \sum_k \beta * \Delta C_j * Incidence_{j,k} * Population_{j,k} \quad \text{数式 1.3-2}$$

$$\Delta C_j = C_{control_j} - C_{baseline_j}$$

$\beta$  : Log Linear 関数及び Logistic 関数の係数

米国の ECA 設定に伴う人体健康影響評価は BenMAP コードを使用しており、申請書に評価に使用した各種のパラメータが記載されている。C-R Function としては PM<sub>2.5</sub> に起因する死亡に関しては Pope et al. (2002)、Laden et al. (2006) 及び Woodruff et al. (1997)、O<sub>3</sub> に起因する死亡に関しては Bell et al. (2004)、Huang et al. (2005)、Schwartz (2005)、Bell et al. (2005)、Ito et al. (2005)、Levy et al. (2005) による推定値が記載されている (申請書パラグラフ 4.2.1、技術支援文書パラグラフ 4.1)。ECA 設定による人体健康影響の改善度合としては、技術支援文書では、最も conservative な C-R Function (PM<sub>2.5</sub> に起因する死亡に関しては Pope et al. (2002)、O<sub>3</sub> に起因する死亡に関しては Bell et al. (2004)) を使っても ECA 設定

による人体健康に対するインパクトは明確に存在するとしている<sup>20</sup>が、申請書本文のサマリーでは、死亡者の減少数が最も大きく算出される C-R Function (PM<sub>2.5</sub> に起因する死亡に関しては Laden et al. (2006)、O<sub>3</sub> に起因する死亡に関しては Levy et al. (2005)) を使った結果のみが大きく取り上げられている<sup>21</sup>。

## ② 欧州の評価方法

欧州の ECA 設定に伴う人体健康影響評価は RAINS コードあるいはその発展型である GAINS コードを使用していると思われるが、これらのコードは公開されていないので、具体的にどのような評価方法やパラメータが使用されたのかはわからない。O<sub>3</sub> に起因する影響は日米と同様に死亡者の減少数で評価されているが、PM<sub>2.5</sub> に起因する死亡に関しては死亡者の減少数ではなく損失余命の減少量を評価している。PM<sub>2.5</sub> に起因する死亡に関しては C-R Function として Pope et al. (2002) を採用していると推定される<sup>22</sup>。

PBL による北海 ECA for N 検討レポート<sup>13</sup>では、ECA for N 設定による大気汚染物質の排出削減量及びそれに対応する 2030 年における人体健康影響評価結果として、O<sub>3</sub> に起因する死亡者の減少数及び PM<sub>2.5</sub> に起因する損失余命の減少量が評価されている（パラグラフ 3.2）。ただし、前者に採用された評価関数及びそのパラメータは不明である<sup>23</sup>。

IIASA レポート<sup>14</sup>では、各種シナリオ適用時の排出削減量及びそれに対応する 2020 年における人体健康影響評価結果 (O<sub>3</sub> に起因する死亡者の減少数及び PM<sub>2.5</sub> に起因する損失余命の減少量) が評価されている（パラグラフ 6.1、6.2）ので、それらのシナリオの中から ECA for S 設定に最も近いと考えられるシナリオを選択する。IIASA レポートは ECA の設定そのものを検討したものではなく、北海、バルト海、地中海、黒海等の欧州全域から北東大西洋を含む広い海域に関して各種の規制を導入した場合の影響を幅広く評価したものであり、「ECA の設定が有効である」と主張しているものではない。また、IIASA レポートでは 2020 年におけるベースラインとして停泊中船舶の使用する燃料中硫黄分は 0.1% としており、検討対象の各種シナリオは、それに加えて航行中船舶の使用する燃料中硫黄分を変化させた場合の改善度合を評価したものである（パラグラフ 4.3）。

---

<sup>20</sup> The most conservative premature mortality estimates (Pope et al., 2002 for PM<sub>2.5</sub> and Bell et al., 2004 for ozone) suggest that implementation of the proposed ECA would reduce approximately 3,500 premature mortalities in 2020. The upper end of the premature mortality estimate (Laden et al., 2006 for PM<sub>2.5</sub> and Levy et al., 2005 for ozone) suggest that implementation of the proposed ECA would increase the estimate of avoided premature mortalities to approximately 8,100 in 2020. Thus, even taking the most conservative premature mortality assumptions, the health impacts of the proposed ECA are clearly substantial.

<sup>21</sup> Our analysis shows that as many as 8,300 lives will be saved and over three million people will experience relief from respiratory symptoms each year. なお、8,300 は 8,100 の間違いと考えられる(事務局注)

<sup>22</sup> RAINS REVIEW 2004, IIASA, February, 2004

<sup>23</sup> O<sub>3</sub> に起因する死亡者の減少数の評価に当たっては、米国における BenMAP のように例えば日平均濃度の変化分から直接に死亡者の変化数を求めるのではなく、長期的なトレンドを表現する指標を導入してそこから死亡者数の変化数を推定しているのではないかとと思われるが、詳細は不明である。

(2) 我が国を対象とした評価方法の検討

評価対象とするシナリオ (ECA 設定等の規制導入シナリオあるいは特に何もしないシナリオ等) 毎に、その船舶寄与 (当該シナリオ下の人体健康影響と船舶からの排出量をゼロとした場合の身体健康影響との差分) を評価し、シナリオ毎の改善効果を比較する。このため、米国で開発され公開されている人体健康便益評価モデルの BenMAP において採用されている健康影響評価モデルを採用する。ただし、評価プロセスの透明性、検証可能性、柔軟性を目的として、BenMAP の計算ロジックを基にした独自のツールを開発し、使用することとする。ここで開発したツールによって、昨年度において BenMAP を使用した解析結果が再現できることは確認済みである。

我が国に対する人体健康影響評価に用いたデータは以下の通りとする。また、BenMAP 内に組み込まれている関数型 (C-R Function) の選択についても述べる。評価結果は 2.1.5 節及び 3.1.5 節を参照されたい。

表 1.3-9 人体健康影響に利用したデータ

目的	ECA 設定対象海域	解像度	使用シナリオ
大気汚染物質の濃度の変化から、人体健康に対するインパクトを評価する。	東京湾全域の航行・停泊船舶 (銚子沖、大島付近などの東京湾外を除く)	5 km	船舶排出量を全てゼロ、A0 (リファレンス) 及び A3 (ECA 設定) との比較

※ 上記に示した大気中濃度以外に、人口分布、ベースライン死亡率あるいは疾病率分布、C-R Function を使用した。

※ 使用シナリオの詳細は表 1.2-4を参照

① 濃度分布 ( $C_{baseline,j}$  及び  $C_{control,j}$ )

2020 年における CMAQ による船舶からの排出量をゼロとした場合の濃度分布をベースライン濃度分布とし、各 ECA 設定シナリオ (ECA 設定しないものも含め) の濃度分布をコントロール濃度分布とする。

濃度分布の作成に利用したシミュレーションは表 1.3-3と同じである。

② ベースライン死亡率分布及び疾病率分布 ( $Incidence_{j,k}$ )

2020 年における年齢層別死亡率を推定した資料は見当たらない。したがって、死亡については最新の統計値 (平成 22 年人口動態調査) をベースにしたものを 2020 年に対しても使用する。当然ながら、高齢者のベースライン死亡率が高くなっている。また、2020 年における疾病率を推定した資料も見当たらない。したがって、疾病については最新の統計値 (平成 20 年患者調査) をベースにしたものをそのまま 2020 年に対しても使用する。

### ③ C-R Function( $f(x)$ )

大気汚染物質の濃度変化から死亡数、疾病発生数等の変化を求める関数 (C-R Function) は、BenMAP に登録されている C-R Function の中から適切と考えられるものをスクリーニングし、また追加が必要と考えられるものを追加した (詳細については参考資料参照)。SO<sub>2</sub> 及び NO<sub>2</sub> については死亡をエンドポイントとした C-R Function は整備されていない。多くの C-R Function が選定されたが、死亡をエンドポイントとした C-R Function については、米国の ECA 申請書の技術支援文書で最も conservative とされている C-R Function、すなわち PM<sub>2.5</sub> への長期曝露に起因する死亡に関しては Pope et al. (2002) の、O<sub>3</sub> への短期曝露に起因する死亡に関しては Bell et al. (2004) の C-R Function を採用した。疾病をエンドポイントとした C-R Function については、PM<sub>2.5</sub> については Moolgavkar (2003) の、SO<sub>2</sub> については Fung et al. (2006) の、O<sub>3</sub> については Schwartz (1995) の、NO<sub>2</sub> については Fung et al. (2006) の C-R Function を採用した。

我が国の環境基準値は、主に人体健康影響の観点から設定されており、環境基準を満たした地域においては許容可能な人体健康影響リスク以下に抑えられているとする考え方もある。同様の考え方を想定して、旧バージョンの BenMAP においては閾値ありとして  $\beta$  値を調整した関数も用意されていたが、新バージョンの BenMAP ではすべて削除されている。今回は、仮に環境基準値を下回る場合であっても、濃度が下がればそれに対応する人体健康影響の改善はあるものとして評価した。

人体健康影響には長期影響と短期影響があり、C-R Function もそれら影響ごとに整備される。しかしながら、長期・短期影響を厳密に区別して評価することは非常に困難である。微小粒子状物質 (PM<sub>2.5</sub>) に関する専門家会合が最近公表した「最近の微小粒子状物質 (PM<sub>2.5</sub>) による大気汚染への対応」には、PM<sub>2.5</sub> への短期曝露による健康影響に関する知見として、呼吸器系疾患や循環器系疾患による入院・受診等と PM<sub>2.5</sub> 濃度の日平均値との間に有意な関係が示された疫学研究が複数存在すること、そこでは高感受性者を含む集団について日平均値の 98 パーセンタイル値が 69  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以下において何らかの健康影響が確認されていること、ただし 72.2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  あるいは 127  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  という高濃度への 2 時間の曝露では影響が見られなかったとする知見もあり、PM<sub>2.5</sub> への曝露濃度と健康影響との間には一貫した関係は見出されていないこと、また PM<sub>2.5</sub> への曝露に対する感受性にも大きな幅が存在すると考えられていること、等が記載されている。

実際に、BenMAP には PM<sub>2.5</sub> の日最大値などを用いた短期間曝露に起因する C-R Function が登録されていない。この点を U.S.EPA に問い合わせたところ、「PM<sub>2.5</sub> の短期的曝露に起因する影響は年平均値を用いた長期的曝露に起因する影響に含まれる」との解釈が示された。したがって、ここでは U.S. EPA による「PM<sub>2.5</sub> の短期影響は長期影響に含まれる」との解釈に従うこととし、PM<sub>2.5</sub> については死亡に対する長期影響評価のみを実施することとする。

また、PM<sub>2.5</sub> による人体健康影響という観点からは、船舶排出量の削減によって減少するのは Sulfate が主体であり、自動車からのディーゼル粒子の排出量の削減で減少する PM<sub>2.5</sub> の成分 (主に炭素粒子であり非溶解) とは異なるので、それが人体健康に与える影響も本

来は異なるはずであるが、疫学研究においては、その区別は行わないものとして統計処理をして相対リスクを求めている。

#### ④ 人口分布(*Population<sub>j,k</sub>*)

平成 17 年国勢調査の 1km メッシュの GIS 情報を用い、日本の市区町村別将来推計人口 (平成 20 年 12 月推計) における市区町村別 2020 年推計人口をグリッドに按分した。

### (3) 我が国と欧米との比較方法

本項では、表 1.3-10 に示す通り、欧米の ECA 設定時と東京湾に対する ECA 設定時の人体健康影響の改善効果の比較を行う。具体的には、人体健康影響の評価項目 (エンドポイント) として重要であると考えられる死亡数の変化から、2020 年における死亡数、疾病発生数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。

ここでの目的は、既に ECA 設定が行われている欧米海域における人体健康影響と、東京湾に対する ECA 設定における同影響の改善効果を比較することである。ただし、北海を対象とした ECA for N 設定の判断は経済的要因等の考慮から、現時点では Pending とされている点に留意する必要がある。

日米欧でシミュレーションの空間解像度が異なることから、以下のような作業を行ったうえで比較を行った。結果は 2.1.5 節及び 3.1.5 節を参照されたい。

表 1.3-10 人体健康影響の日米欧比較に利用したデータ

目的	ECA 設定範囲	解像度	推計方法
既に ECA 設定が行われている欧米海域における人体健康影響と、東京湾に対する ECA 設定における同影響の改善効果の比較	東京湾全域の航行・停泊船舶 (銚子沖、大島付近などの東京湾外を除く)	日本は 5km 解像度で計算された濃度を 10km 及び 50km 解像度に平均化	船舶排出量を全てゼロ、A0 (リファレンス) 及び A3 (ECA 設定) との比較
	米国は 200NM	米国は 12km 解像度	リファレンス及び ECA 設定との比較。ただし、陸上・海上とも活動量変化あり。(B シリーズに相当)
	欧州は PBL レポートでは北海に ECA for N 設定。 IIASA レポートでは北海、バルト海、地中海、黒海等の欧州全域から北東大西洋を含む広い海域に各種規制導入 (ECA 設定に近いケースを選択)。	欧州は 50km 解像度	リファレンス及び ECA 設定 (あるいは ECA 設定に近い規制導入) との比較。ただし、陸上・海上とも活動量変化あり。(B シリーズに相当)

### ① 米国との比較方法

米国の評価は我が国について今回実施した評価とその手法が共通であり、ECA 設定による排出削減量及びそれに対応する 2020 年における人体健康影響評価結果が ECA 申請書に記載されているので、その数値を使用する（申請書パラグラフ 4.2.1、技術支援文書パラグラフ 4.1）。

比較に当たっては、排出削減量当たりの死亡者の減少数を採用する。死亡者の減少数は数式 1.3-2 で与えられるので、近似的には 1.3.3 節で導入した「陸上の環境改善指標」に C-R Function の係数  $\beta$  及びベースライン死亡率を掛け合わせたものになっている。したがって、排出削減努力量当たりの死亡者の減少数は、「陸上の環境改善効率指標」に C-R Function の係数  $\beta$  及びベースライン死亡率を掛け合わせたものになっている。

### ② 欧州との比較方法

欧州との比較は、ECA for N については、PBL による北海 ECA for N 検討レポート<sup>13</sup>に記載されている ECA for N 設定による排出削減量及びそれに対応する 2030 年における人体健康影響評価結果を使用する（パラグラフ 3.2）。このときにどの評価関数を適用したのかが記載されていないので、Bell et al. (2004) の C-R Function を使ったものと仮定した。したがって、米国における逆算との比較よりは不確かさは大きい。

ECA for S については IIASA による各種シナリオ検討レポート<sup>14</sup>に記載されている各種シナリオ適用時の排出削減量及びそれに対応する 2020 年における人体健康影響評価結果から ECA for S に最も近いと考えられるシナリオに対する評価結果を使用する（パラグラフ 6.1、6.2）。ただし、IIASA レポートでは人体健康影響を死亡者数ではなく損失余命で表現しているので、損失余命の変化分を死亡者数の変化分に換算する必要がある。換算パラメータも推定するしかないので、ECA for N に関する比較よりもさらに不確かさは大きなものとなる（詳細については参考資料参照）。結果は 2.1.5 節及び 3.1.5 節を参照されたい。



## 1.4 多角的視点からの評価手法における不確実性評価

1.3.1 節～1.3.5 節まで、多角的視点からのそれぞれの評価手法について記述した。現時点では我が国において生態系および人体健康影響についての定量的解析について明確に要求する法律がなく、かつ環境基準とこれらの影響との位置づけについても整理がなされていないことなどから、多角的視点ごとの評価結果を数値化した上で各視点の重み付けを行う総合評価点を導き出すことは実施しない。ただし、各視点からの評価に伴う不確かさについては評価を行った。

ここでは、(1)日本の評価における不確実性、(2)欧米の排出量に対する不確かさ、および(3)欧米との比較に伴う不確かさの3観点からそれぞれの視点について評価を行った。(1)と(2)は、日米欧それぞれの評価結果に内包されている不確実性を対象にしている。(3)は日米及び日欧の比較作業において、本事業内で再集計や逆推定などを行っている場合の不確実性を対象としている。以下に評価結果を示す。

### 1.4.1 海域及び陸域における大気汚染物質の排出状況による評価に関連する不確かさ

#### (1) 日本の評価に伴う不確かさ

一昨年度に評価した2005年の船舶排出量に関する誤差(燃料消費量で表現される活動量評価の推定誤差と排出係数の評価の誤差とを総合したもの)は表1.4-1のようになる。内航船及び漁船の推定誤差が比較的小さいのは、燃料消費量のボトムアップ推計値をエネルギーバランス表(記載値の95%信頼区間の幅は約10%と評価されている)でトップダウン補正しているからである。外航船の誤差が大きいのは、このような燃料消費量の統計資料に基づくトップダウン補正ができず、ボトムアップによる積み上げ時の推定誤差がそのまま反映されているためである。ただし、外航船の燃料消費量推計時の誤差要因のほとんどは相関式を使用したことによるランダムな誤差であり、燃料消費量の総計値を求める場合には互いに打ち消しあう傾向があるため、外航船による総排出量に関する推定誤差は、同表に示した値よりはかなり小さくなるものと考えられる。

表 1.4-1 2005 年の船舶からの大気汚染物質の排出量算定に伴う推定誤差の評価結果

	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>
外航船(航行中)	32%	29%
外航船(停泊中)	38%	35%
内航船	18%	11%
漁船	18%	16%

これをベースにして、2020年における船舶排出量の算定においては、活動量が変化しないAシリーズにおいては、将来におけるTier3機関の割合のみが新たな誤差要因となって

おり（7章参照）、表 1.4-1に示した評価結果と大きな差異はないと考えられる。

他方、活動量が変化する B シリーズにおいては、近年の入港隻数などの経年変化から推定を行っており、その誤差を約 10%と考え、2020 年における誤差は表 1.4-2に示す程度と考えられる。

表 1.4-2 2020 年の B シリーズの船舶からの大気汚染物質の排出量算定に伴う推定誤差の評価結果

	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>
外航船(航行中)	34%	31%
外航船(停泊中)	39%	36%
内航船	21%	15%
漁船	21%	19%

この程度の誤差は、国内の他の船舶排出量の算定例より精度が高く、また IPCC へ提出される National Inventory や総排出量算定例と比較しても、同等以上の精度を有すると考えられる。

## (2) 欧米の排出量に対する不確かさ

欧米における排出量評価に伴う不確かさの評価解析は行われていないが、AIS データなど実運航データを基にしていること、また (1) で示した国内における排出係数設定において欧米における設定との整合性を十分に考慮していることなどから、概ね日本における排出量評価に伴う不確かさと大きな相違はないと考えられる。

## (3) 欧米との比較に伴う不確かさ

新たな追加作業を行っていないため、不確か性の追加もないと考える。

## 1.4.2 環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価に関連する不確かさ

### (1) 日本の評価に伴う不確かさ

本事業では、CMAQ におけるより高い計算精度を追求するために、その入力データとして時間・空間的に高解像度な発生源データの作成を船舶及び陸上の双方で努めてきた。

CMAQ に組み込まれている化学反応スキーム（特に O<sub>3</sub> や PM<sub>2.5</sub> 等）に不確かさが存在することは指摘されているが、昨年度に実施した CMAQ によって得られた濃度分布の再現性の評価では、既存の科学的知見に比較して遜色のないものであることが確認されている。例えば、我が国の環境基準の適合状況に用いられる長期的指標である PM<sub>2.5</sub> の年平均濃度、並びに短期的指標である O<sub>3</sub> の 1 時間値（日最高濃度）に着目して、いくつかの地点における観測値と計算値とを比較すると、表 1.4-3 に示すように矛盾のない範囲で一致している。

このような大気中濃度の測定値との比較以外にも、PM<sub>2.5</sub> 成分濃度の比較、高パーセンタイル区間における比較、沈着量とその成分濃度の比較、及び統計指標の算出などを日本計算領域および地方計算領域の双方で行い、また二つの計算領域の比較作業も行った。

なお、本事業で作成した船舶排出源データでは、希釈法より定量された PM 排出係数を採用した。同法は、排気ガスを空気で 50℃程度以下まで冷却することで粒径の成長を促し、一部の凝縮性ダストも捕集できる測定手法である。ECA for S で削減が期待される排ガス中の Sulfate は同測定方法によって測定されているが、実際に大気中に排出される排ガス温度と希釈法における冷却温度 (50℃程度以下) が一致しているとは限らないため、実際の Sulfate の排出強度は、ここで採用したものとは異なっている可能性も指摘される。

このような背景により、3.1.2(1)③PM 排出係数の不確実性と PM<sub>2.5</sub>濃度の計算結果の関係において、感度解析による検討を行っているので参考にされたい。

表 1.4-3 常時監視局における大気汚染物質の濃度の観測値と計算値 (地方計算領域) の比較

地域	地点	PM <sub>2.5</sub> の年平均濃度 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		O <sub>3</sub> の日最高濃度の年間平均値 (ppb)	
		観測値	計算値	観測値	計算値
関東	宇都宮中央	—	—	42.2	58.9
	環境科学国際 C	—	—	52.7	61.6
	晴海	—	—	43.3	46.4
	川崎	—	—	43.9	51.6
	木更津潮見	—	—	52.8	56.9
	町田	19.9	20.7	—	—
	綾瀬	20.9	20.6	—	—
中部	岐阜中央	—	—	46.2	58.9
	名古屋	—	—	52.6	57.3
	東海市横須賀小	—	—	51.0	54.5
	磯津	—	—	49.0	60.1
	田原市古田町	—	—	53.9	61.7
近畿	彦根	—	—	53.8	60.8
	山科	—	—	54.2	59.3
	尼崎	22.8	22.6	45.8	57.0
	南港中央公園	—	—	43.1	55.4
	加古川市役所	—	—	55.1	59.8

## (2) 欧米の不確かさ

欧米における濃度シミュレーションに伴う不確かさについては、概ね日本における CMAQ を使ったシミュレーションと大きな相違はないと考えられる。米国では CMAQ を使用した計算が行政的な判断材料として使用し得ることが承認されている。欧州での粗いシミュレーション解像度においては、港湾区域及び都市スケールで発生する大気汚染現象がサブグリッドスケールとして十分に再現されない可能性が考えられる。

## (3) 欧米との比較に伴う不確かさ

関東計算領域の計算結果を欧米のシミュレーション解像度に合わせたため、新たな不確実性の追加はないと考える。

### 1.4.3 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価に関連する不確かさ

#### (1) 日本の評価に伴う不確かさ

陸上の環境改善効率指標は、 $\sum(\Delta \text{濃度} \times \text{人口}) / \Delta \text{排出量}$ で求められる。

まず、人口分布の不確かさは非常に小さく、ほぼ無視できる程度であると考えられる。

また、 $\Delta$ 排出量の不確かさは、ECA を設定する場合としない場合との総排出量の差分の不確かさなので、1.4.1節で記載したように表 1.4-1及び表 1.4-2に記載した値よりはかなり小さくなると考えられる。

$\Delta$ 濃度の誤差要因には、系統的に一律に作用するもの(例えばシミュレーションのアルゴリズムによるもの)と、ランダムに作用するもの(例えば地点によるもの)とがある。ランダムに作用する誤差は総計値 ( $\sum(\Delta \text{濃度} \times \text{人口})$ ) を求める場合には互いに打ち消しあう傾向がある。

これらの結果として、陸上の環境改善効率指標に関する推定誤差は、1.4.2節で記載した大気中濃度の不確かさとほぼ同等と考えられる。

#### (2) 欧米の不確かさ

ECA 申請書ではこのような指標が行われていないため、ここでは不確実性評価は行えない。

#### (3) 欧米との比較に伴う不確かさ

欧米における計算グリッド毎の改善濃度 ( $\Delta$ 濃度) 及び人口が入手可能であれば、大気中濃度の不確かさとほぼ同等と考えられるが、実際にはその値が報告書には記載されていないので、人体健康影響評価結果から逆推定している。

米国は、その計算ロジックが明らかになっており逆推定時に新たな不確かさが追加される可能性は小さい。他方、欧州の逆推定においては、計算ロジックに多くの仮定を置いて

いるため、不確かさは大きなものとなっている。

以上から、我が国の同指標を用いた比較においては、米国との比較における不確か性は(1)よりもやや大きい程度であり、欧州との比較における不確か性はそれよりも大きいと考える。

#### 1.4.4 生態系影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度および沈着量の評価に関連する不確かさ

##### (1) 日本の評価に伴う不確かさ

CMAQ による大気汚染物質の沈着量の評価は大気中濃度の評価に比較して不確かさが大きいことが知られている。また、沈着量の変化割合及びその分布を評価しているものの、そのような沈着量の変化分によって生態系の各エンドポイントに対してどのような影響があるかの評価関数を整備するには至っていない。また、濃度及び沈着量の分布にしても、日本の生態系の特質を考慮したうえで、その影響を評価するのに適切な指標として認められ確立されたものではない。したがって、その不確かさを定量的に評価することはできない。

##### (2) 欧米の不確かさ

欧米における濃度や沈着量の計算値に対する不確かさは、日本のそれとほぼ同等と考えられる。ただし欧米では、その結果をベースとした臨界負荷量の解析が行政判断における指標として認められている。

##### (3) 欧米との比較に伴う不確かさ

(1) 項で述べたように、日本における生態系影響の不確かさを定量評価することができないので、欧米との比較に伴う不確かさも定量評価はできない。

#### 1.4.5 人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価に関連する不確かさ

##### (1) 日本の評価に伴う不確かさ

ECA 設定による大気汚染物質に起因する死亡者数の減少は、数式 1.3-2 に示す式で計算される。

$$\Delta R_j = \sum_k \beta * \Delta C_j * Incidence_{j,k} * Population_{j,k}$$

数式 1.3-2 (再掲)

$\Delta R_j$  : グリッド  $j$  の死亡者数の変化量 (人/年・グリッド)

$\beta$  : C-R Function の係数

$$\Delta C_j = C_{control_j} - C_{baseline_j}$$

$C_{baseline_j}$  : グリッド  $j$  の大気汚染物質濃度のベースライン濃度

- $C_{control,j}$  : グリッド  $j$  の大気汚染物質濃度のコントロール濃度  
 $Incidence_{j,k}$  : グリッド  $j$  の年齢層  $k$  の死亡者数のベースライン発生率 (/年)  
 $Population_{j,k}$  : グリッド  $j$  の年齢層  $k$  の人口 (人/グリッド)

死亡者数の変化量の不確かさは、以下に示すように、この式の各項の不確かさを総合したものである。

- ・大気汚染物質の濃度差 ( $\Delta C_j$ ) の不確かさ：1.4.3節にて考察したとおりである。
- ・ベースライン死亡率 ( $Incidence_{j,k}$ ) の不確かさ：個々の死因ごとの死亡率の評価には不確かさが伴うと考えられるが、全死亡に関しては不確かさは非常に小さいと考えられる。ただし、全死亡をエンドポイントとして適用することには後述するような別の問題がある。
- ・人口分布 ( $Population_{j,k}$ ) の不確かさ：他の不確かさと比較して無視できるほど小さい。
- ・ $\beta$  値の不確かさ：①C-R Function のベースとなった欧米における疫学研究の原著論文を見ると、 $O_3$  による事故死以外の死亡に関する Bell et al. (2004) では「10ppb 上昇あたり 0.39% (95%信頼度区間は 0.13%~0.65%)の死亡者の増加」、 $PM_{2.5}$  による全死亡に関する Pope et al. (2002)では「10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  上昇あたり 6% (95%信頼度区間は 2%~11%) の死亡者の増加」と報告されている。すなわち、 $O_3$  による事故死以外の死亡に関する Bell et al. (2004) による死亡者数の変化が仮に 60 人と計算された場合、それに伴う不確かさは 95%信頼度区間で表現すると、20 人~100 人の範囲であり、 $PM_{2.5}$  による全死亡に関する Pope et al. (2002) による死亡者数の変化が 60 人と計算された場合の不確かさは 20 人~110 人の範囲となる。この誤差には系統的に作用するものとランダムに作用するものと両方の要因が含まれているものと考えられる。さらに、②欧米で実施された疫学研究に基づく C-R Function をそのまま日本に対して適用したことによる不確かさも存在する。また、③エンドポイントが全死亡である場合には、自殺や事故死など疾病以外の要因によるベースライン死亡率の大小が大気汚染物質濃度による死亡者数の減少にそのまま反映されてしまうことに関しても留意が必要である。なお、これら②③の誤差は C-R Function が異なっても、エンドポイントが同一であれば、系統的に一律に作用するものと考えられる。

ECA 設定によって回避される年間の死亡者数 (すなわち差分) は、各グリッド各年齢層 ( $O_3$  に起因する死亡者の場合は 365 日それぞれ) の死亡者数の差分を総計したもので、総計 ( $\Sigma$ ) をとることによってランダムに作用する誤差はお互いに打ち消しあう傾向がある。

以上のことを考慮すると、ECA 設定によって回避される年間の死亡者数の推定に伴う不確かさは1.4.2節で述べた大気中濃度の不確かさよりは大きいものと考えられる。ただし、誤差評価を行う場合、基準(分母)として何を採用するかという問題がある。ここでは、ECA

設定によって回避される年間の死亡者数に対する誤差を評価したが、ベースライン死亡者数に対する誤差、あるいはベースライン人口に対する誤差であれば、基準（分母）が大きくなるため誤差は非常に小さなものになる。

なお、本事業においては、BenMAP の計算ロジックを基にしたそのまま使用するのではなく独自のツールを開発・使用しているが、典型的な計算においては、両者の計算結果は一致しており、独自ツールを用いたことによる追加の不確実性は存在しない。

## (2) 欧米の不確かさ

米国に関しては、日本の評価手法と同じなので、その不確かさも同等と考えられる。米国では、BenMAP を使って、C-R Function の  $\beta$  値に分布を持たせ、モンテカルロ法によって  $\beta$  値をサンプリングすることで、ECA 設定によって回避される死亡者数の分布を求め、そこから ECA 設定によって回避される死亡者数の 95%信頼度の幅を評価している。ただし、この際には、濃度差、年齢層別人口分布、年齢層別ベースライン死亡率分布の不確かさは考慮していない（パラグラフ 4.1、4.3）。また、米国においては BenMAP を使用した人体健康影響評価が行政判断に使用されている。

欧州に関しても、採用された評価手法の詳細はわからないが、PM<sub>2.5</sub>による全死亡に関しては、日米と同じ Pope et al. (2002) を C-R Function に選択していることなどから、不確かさが日米の評価方法に比較して、不確かさが大きく増加しているとは考えられない。

## (3) 欧米との比較に伴う不確かさ

米国に関しては日本と同じ評価方法を採用したことがわかっているので、その比較に伴う不確かさは日本の評価と同等と考えられる。人体健康影響評価に関連する(1)項で述べた個々の要素について検討すると、グリッド内住民の年齢構成及びその年齢層のベースライン死亡率に関しては、米国の評価に用いられたデータが記載されていないので、統計データを一律に適用したり、日本と同様と仮定したり、などの不確かさは新たに追加される。

欧州に関してはその評価方法の詳細がわからないので、①関東及び米国と同様の方式で評価したものと仮定し、②平均ベースライン死亡率も米国と同様と仮定することによって得られた結果と比較している。したがって、欧州との比較に関しては米国との比較よりは大きな不確かさが含まれる。また、ECA for N による O<sub>3</sub>に起因する人体健康影響は、使用した評価関数を含めて評価手法が明らかになっていないが、評価結果は死亡者数の変化で表現されている。ECA for S による PM<sub>2.5</sub>に起因する人体健康影響は、Pope et al. (2002) に基づく C-R Function を使用していると推定されるが、評価結果は死亡者数ではなく損失余命で表現されている。これを死亡者数に換算して比較しているため、不確かさは ECA for N に関する比較よりもさらに大きなものとなっている。

#### 1.4.6 まとめ

以上、日本における各視点からの評価に伴う不確かさについて表 1.4-4にまとめて示し、欧米との比較に関する各視点からの評価に伴う不確かさについて表 1.4-5にまとめて示す。

ここで、生態系影響評価についてはいずれも不確かさを「N.A.」としているが、これは他の視点とは異なり、量的な不確かさが大きいというよりは、質的な不確かさ、すなわち定量評価するためのフレームワークが確立していないことによる不確かさだからである。

総じて、排出量評価、大気中濃度評価及び陸上の環境改善効率指標の評価はほぼ同じ不確かさで「小」としたが、人体健康影響については 1.4.5 節で述べた考察を踏まえて「中」とした。

表 1.4-4 日本における各視点からの評価に伴う不確かさ

視点	不確かさの内容	大きさ
海域及び陸域における大気汚染物質の排出状況による評価	<ul style="list-style-type: none"> <li>内航船及び漁船は概略 15%～20%程度、外航船は概略 40%程度の誤差。ただし、外航船の総排出量の誤差は 40%よりも小さい。</li> <li>他の船舶排出量の算定例や陸上からの排出量算定例と比較して同等以上</li> </ul>	小
環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価	<ul style="list-style-type: none"> <li>CMAQ に組み込まれている化学反応モデル (特に O<sub>3</sub> や PM<sub>2.5</sub> 等) に不確かさ</li> <li>昨年度に実施した濃度分布の再現性の評価では、既存の科学的知見に比較して遜色のないものであることを確認</li> </ul>	小
陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価	<ul style="list-style-type: none"> <li>大気中濃度の不確かさとほぼ同等</li> </ul>	小
生態系影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度および沈着量の評価	<ul style="list-style-type: none"> <li>沈着量の評価は大気中濃度の評価より不確かさが大きい</li> <li>日本の生態系の特質を考慮したうえで、その影響を評価するのに適切な指標が未確立</li> </ul>	N.A.
人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価	<ul style="list-style-type: none"> <li>大気中濃度の差分の不確かさ+C-R Function 等の不確かさ</li> <li>C-R Function のベースとなった疫学研究で得られた係数 <math>\beta</math> の誤差は概略 70～80%程度</li> <li>欧米で実施された疫学研究に基づく C-R Function をそのまま日本に対して適用したことによる不確かさ</li> <li>ECA 設定によって回避される死亡者数に対する誤差は大気中濃度の誤差よりも大きい、ベースライン死亡者数あるいはベースライン人口に対する誤差は非常に小さい</li> </ul>	中

※ N.A. : 定量的に評価できず



表 1.4-5 欧米との比較に関する各視点からの評価に伴う不確かさ

視点	不確かさの内容	大きさ
海域及び陸域における大気汚染物質の排出状況による評価	<ul style="list-style-type: none"> <li>・欧米における評価も日本における排出量評価に伴う不確かさと大きな相違はない</li> </ul>	小
環境基準をものさしとした2020年の大気中濃度の評価	<ul style="list-style-type: none"> <li>・欧米におけるシミュレーションも日本におけるCMAQを使ったシミュレーションと大きな相違はない</li> <li>・米国ではCMAQを使用した計算が行政的な判断材料として使用し得ることが承認されている</li> </ul>	小
陸上の環境改善効率指標をものさしとした2020年の大気中濃度の評価	<ul style="list-style-type: none"> <li>・欧米の評価において得られた値が入手可能であれば、大気中濃度の不確かさとほぼ同等</li> <li>・その値が報告書には記載されていないので、人体健康影響評価結果から逆推定</li> <li>・米国の場合は、その計算ロジックが明らかになっており、不確かさは人体健康影響評価の不確かさと同等</li> <li>・欧州の逆推定においては、計算ロジックに多くの仮定を置いているため、不確かさは大きい</li> </ul>	米国 :中 欧州 :大
生態系影響をものさしとした2020年の大気中濃度および沈着量の評価	<ul style="list-style-type: none"> <li>・欧米における濃度や沈着量の計算値に対する不確かさは、日本の不確かさとほぼ同等</li> <li>・欧米では、その結果をベースとした臨界負荷量の解析が行政判断における指標として認められている</li> </ul>	N.A.
人体健康影響をものさしとした2020年の大気中濃度の評価	<ul style="list-style-type: none"> <li>・米国については日本とほぼ同等</li> <li>・欧州については計算ロジックに多くの仮定を置いているため、不確かさは大きい</li> </ul>	米国 :中 欧州 :大

※ N.A. : 定量的に評価できず

## 2 関東を対象とした ECA for N 設定の効果の定量的評価

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

### (1) 海域及び陸域における NO<sub>x</sub> 排出状況による評価

東京湾内を対象とした ECA for N 設定シナリオより推計された NO<sub>x</sub> 排出削減量は、評価対象年である 2020 年では 2016 年以降の Tier3 規制対象船の割合が少ないため、自動車 NO<sub>x</sub>・PM 法の対策地域における同削減量の推計値と比較して 1 オーダー少なく、関東域の NO<sub>x</sub> 排出量合計で見れば、ECA for N 設定で得られる NO<sub>x</sub> 排出量の削減効果は大きくないと考えられた。また、東京湾という狭い海域での ECA for N 設定では、航行船舶（主機）を対象とした NO<sub>x</sub> 排出削減は大きく期待できないことが考えられた。更には、米国や欧州では、船舶からの NO<sub>x</sub> 排出量は活動量の伸びとともに増加することが予測されている。これに対し東京湾では、将来における同排出量は Tier2 規制船の自然導入で ECA for N を設定しなくても減少する可能性が示された。

関東域での NO<sub>x</sub> 排出状況という視点で評価した場合、2020 年を対象とした関東域に対する ECA for N 設定の効果は限定的なものであると考えられる。

### (2) 環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (NO<sub>2</sub> 及び O<sub>3</sub>)

2020 年を対象とした ECA for N 設定シナリオでは、NO<sub>2</sub> 及び O<sub>3</sub> 濃度の大幅な減少を確認するには至らず、それに伴い、環境基準の達成に対する貢献も大きくないと考えられた。特に O<sub>3</sub> 濃度については、東京湾内の NO<sub>x</sub> 排出量削減がそのまま O<sub>3</sub> 濃度の減少につながるわけではなく、東京湾近傍では逆に O<sub>3</sub> 濃度の増加現象が見られた。

NO<sub>2</sub> 及び O<sub>3</sub> 濃度と環境基準の達成という視点で評価した場合、2020 年を対象とした関東域に対する ECA for N 設定の効果は限定的なものであると考えられる。

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

陸上の環境改善効率指標（1.3.3 節参照）を導入し、ECA for N 設定の効果を定量的に評価した。ここで設定した ECA for N 及び陸上における NO<sub>x</sub> 排出削減シナリオで同指標を算定した場合、NO<sub>2</sub> 濃度については陸上における NO<sub>x</sub> 排出削減シナリオがより効果的であると示された反面、O<sub>3</sub> 濃度については ECA for N 設定シナリオがより効果的となる結果が示された。これは、陸上における NO<sub>x</sub> 排出削減シナリオでは O<sub>3</sub> 濃度が広域で上昇したことが理由である。また、O<sub>3</sub> 濃度に対する同指標を欧米の ECA 設定によるものと比較すれば、欧州に関しては推計に係る不確かさが大きいと考えられるものの、東京湾を対象とした ECA for N 設定は欧米の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすものと考えた。

陸上の環境改善効率指標という視点で評価した場合、2020 年を対象とした関東域に対する ECA for N 設定は O<sub>3</sub> 濃度について一定の効果を示すものと考えられる。

#### (4) 生態系影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度及び沈着量の評価（窒素沈着量及び AOT40）

我が国における大気からの窒素沈着量は、欧米と比較して全国的に多い状況にあることが観測からも確認されている。しかしながら、東京湾に対する窒素負荷量で見れば河川からの寄与が非常に大きく、大気からの沈着によるものは 2%程度であり、船舶の寄与分に至っては約 0.1%と僅かであることが試算された。植生影響に対する評価指標である AOT40 では、森林・耕作地の比率が高い関東内陸での  $O_3$  濃度は大きく減少せず、かつ東京湾近傍では  $O_3$  濃度の上昇が見られたため、AOT40 の大きな改善を得るには至らなかった。

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

#### (5) 人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価（ $NO_2$ 及び $O_3$ ）

ECA for N を東京湾で設定した場合、 $O_3$  濃度の低下に伴う死亡者数の減少率はベースライン人口（0～99 歳）の  $3.0 \times 10^{-5}$ （0.003 %）と試算された。また、全人口に対する割合は  $3.0 \times 10^{-7}$ （0.00003 %）となった。また、 $NO_x$  排出削減量当たりの死亡者数の減少率を欧米の ECA 設定によるものと比較すれば、東京湾を対象とした ECA for N 設定は欧米の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすものと考えた。

人体健康影響という視点で評価した場合、2020 年を対象とした関東域に対する ECA for N 設定は、 $O_3$  濃度の低下に伴う死亡者数の減少に対して一定の効果を示すものと考えられる。

多角的視点による評価では、(3) 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価及び (5) 人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価において一定の改善効果を確認することができたと考える。ただし、陸上を含めた  $NO_x$ ・NMVOCs の排出状況によって将来における  $O_3$  予測濃度が大きく依存することが示された。

その結果、ここでの評価結果のみをもって ECA for N 設定の効果を判断することは難しいと結論する。

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

本章では、2020年にECA-N設定されたことを想定して、CMAQによって計算された大気中濃度および沈着量などの大気環境改善指標を、環境改善に関わる多角的視点を用いて評価した結果を示した。

ここでは、表 1.2-4 に示すリファレンスシナリオ (A0) 及び ECA 設定シナリオ (A3) から (i) 海域及び陸域における NO<sub>x</sub> 排出状況による評価、(ii) 環境基準をものさしとした 2020 年の NO<sub>2</sub> 濃度と O<sub>3</sub> 濃度の評価、(iii) 陸上の環境改善効率をものさしとした 2020 年の NO<sub>2</sub> 濃度と O<sub>3</sub> 濃度の評価、(iv) 生態系影響をものさしとした 2020 年の AOT40 と全窒素沈着量の評価、(v) 人体健康影響をものさしとした 2020 年の NO<sub>2</sub> 濃度と O<sub>3</sub> 濃度の評価といった 6 つの評価を実施し、関東における ECA for N 設定の効果を定量的に評価した。

なお、(iii) 陸上の環境改善効率をものさしとした 2020 年の NO<sub>2</sub> 濃度と O<sub>3</sub> 濃度の評価については、日米欧間の比較だけでなく、同等の NO<sub>x</sub> 排出量削減を陸上の自動車発生源において設定した場合の比較を含んでいる。

### 2.1.1 海域及び陸域における NO<sub>x</sub> 排出状況による評価

#### (1) 関東における船舶からの NO<sub>x</sub> 排出状況

A0 及び A3 シナリオに対し、2005 年から 2020 年への活動量変化を考慮しない「A シリーズ (以下、A0 及び A3)」及び活動量変化を考慮する「B シリーズ (以下、B0 及び B3)」の 2 つを適用し、2020 年を対象とした排出量の推計を行った。両シナリオにおける排出量を比較することで、船舶からの NO<sub>x</sub> 排出量に対する ECA for N 設定の効果を定量的に評価した。なお、B シリーズにおける活動量の推計方法は、本事業の H22 年度報告書 (海洋政策研究財団, 2011) を踏襲し、2000～2008 年の船種・船型別の入港隻数より回帰式を求め、当該回帰式より 2020 年の入港隻数を推定した。結果を表 2.1-1 にまとめた。ただし、活動量の将来予測は多分に経済的要素の変化に対する不確実性が高い点に留意する必要がある。

各々のシナリオに係る推計方法の詳細は海洋政策研究財団 (2011; 2012)<sup>1</sup> 及び参考資料を参照されたい。

<sup>1</sup> 海洋政策研究財団：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 (2011), <http://www.sof.or.jp/jp/report/pdf/ISBN978-4-88404-265-3.pdf>  
海洋政策研究財団：平成 23 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 (2012), [http://www.sof.or.jp/jp/report/pdf/2012\\_rp01.pdf](http://www.sof.or.jp/jp/report/pdf/2012_rp01.pdf)

表 2.1-1 2020 年/2005 年の入港隻数比率

船種	船型区分	2005 年 入港隻数	2020 年 入港隻数 (推定値)	2020 年/2005 年 入港隻数比
内航 商船	5～500GT	1,796,236	1,018,216	0.5669
	500～1,000GT	126,075	104,258	0.8270
	1,000～3,000GT	70,968	36,403	0.5129
	3,000～6,000GT	45,627	47,610	1.0435
	6,000～10,000GT	9,737	11,745	1.2062
	10,000GT～	7,206	22,806	3.1649
外航 商船	5～500GT	11,826	167	0.0142
	500～1,000GT	6,215	2,906	0.4675
	1,000～3,000GT	23,023	30,154	1.3097
	3,000～6,000GT	24,846	15,550	0.6258
	6,000～10,000GT	22,857	38,478	1.6834
	10,000GT～	41,138	45,582	1.1080
内航 自航 <sup>2</sup>	5～500GT	128,450	68,886	0.5363
	500～1,000GT	839,035	543,401	0.6476
	1,000～3,000GT	105,366	90,410	0.8581
	3,000～6,000GT	14,995	24,497	1.6337
	6,000～10,000GT	21,963	2,760	0.1257
	10,000GT～	17,830	9,449	0.5299

まず、各シナリオにおける東京湾内の NOx 排出量の 2005 年からの変化を表 2.1-2 にまとめる。B シリーズにおける船種・船型別の活動量の変化は表 2.1-1 に示す通りである。

将来の活動量変化を考慮する B シリーズでは、外航船の活動量は、2005 年から 2020 年に増加する設定となっており、2020 年の B0 シナリオの外航船からの NOx 排出量の 2005 年比 (0.84) は、A0 シナリオのもの (0.74) よりも多い結果となるが、いずれのシナリオにおいても、2005 年から 2020 年に NOx 排出量は減少する。これは Tier2 規制船の導入効果が全体の隻数増加の影響を上回ったことを意味し、ECA 設定による Tier3 導入がない場合でも、2020 年には 2005 年に比べて NOx 排出量は減少することを意味している。

内航船、漁船についても、同様の状況である。このことは、欧州あるいは米国において、「2020 年付近においては Tier2 規制だけでは船舶セクターからの NOx 排出総量を押さえ込めない」とする状況と本質的に異なる (2) 参照)。

<sup>2</sup> 内航自航：内航の自動車航送船 (フェリー)。

表 2.1-2 各将来シナリオにおける東京湾内 NOx 排出量の 2005 年からの変化

	2005 (ton)	2020/2005				
		A0	A3	B0	B3	
内航	停泊	5,377	0.95	0.92	0.98	0.92
	航行	8,322	0.89	0.80	0.65	0.58
外航	停泊	8,591	0.74	0.60	0.86	0.69
	航行	5,345	0.74	0.60	0.81	0.66
漁船	操業	427	0.92	0.86	0.92	0.86
	航行	270	0.90	0.82	0.90	0.82
内航合計		13,699	0.91	0.85	0.78	0.72
外航合計		13,936	0.74	0.60	0.84	0.68
漁船合計		696	0.91	0.84	0.91	0.84

東京湾の船舶起源 NOx 排出量と同湾に面する陸域起源 NOx 排出量の比較を行った。ここでは、各々特定重要港湾 (東京港、川崎港、横浜港、千葉港) (図 2.1-1、右図) と自動車 NOx・PM 法の対象地域 (図 2.1-1、左図) を評価対象域として、各々のシナリオに基づく NOx 排出量を集計し、東京湾周辺域における NOx 排出量の将来推移を評価した。



図 2.1-1 関東圏における自動車 NOx・PM 法の対象区域 (左図) と東京湾における特定重要港湾 (右図)

将来の陸域における NOx 排出量は、JATOP (Japan Auto-Oil Program) において推計されたデータを使用した (石油エネルギー技術センター, 2012)<sup>3</sup>。2020 年の自動車排出量は、将来の新車への代替を考慮した下記 3 つのシナリオに基づいて推計されている；

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

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

<sup>3</sup> 一般財団法人石油エネルギー技術センター, JATOP 技術報告書 大気改善研究 自動車排出量推計, JPEC-2011AQ-06 (2012)  
 一般財団法人石油エネルギー技術センター, JATOP 技術報告書 大気改善研究 自動車以外排出量推計, JPEC-2011AQ-07 (2012)

図 2.1-2に、自動車 NOx・PM 法の対象地域における陸域起源 NOx 排出量 (左図)、並びに東京湾の重要特定港湾における船舶起源 NOx 排出量 (右図) を示す。陸域での NOx 排出量は、最も削減が進むシナリオ c において 2005 年比で 41%もの排出削減が見込まれている。船舶では、ECA 設定を考慮した A3 及び B3 シナリオにおける排出削減量は 2005 年比で A3 : 29%減と B3 : 25%減であるが、低位 (シナリオ c) における陸域からの NOx 排出量が活動量やボランティアな取り組みも含めて一定の実現可能性を持っているのに対して、B3 は条約に定められた内容を超えた要求を既存船に対して求めており、その実現可能性は小さいと言える。

表 1.1-1 に示す通り、ECA for N の設定による Tier3 規制の導入は 2016 年以降の新造船に対する規制である。したがって、既成船が廃船になり徐々に新造船に置き換わっていくことに伴い漸次その効果が現われることになる。評価対象年である 2020 年では、2016 年以降の新造船に対する規制が導入されても Tier3 規制の対象船割合が少ないことが想定される。このため、本推計においても、ECA for N 設定が及ぼす NOx 排出量の削減効果は我が国の NOx・PM 法の対象地区である関東においては、自動車を含む陸域排出源に比較しては相対的に小さい。

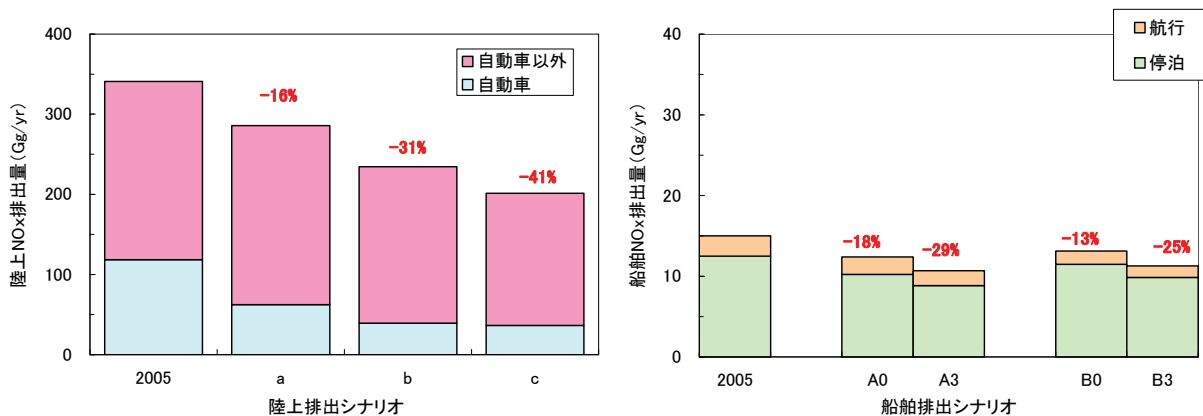


図 2.1-2 自動車 NOx・PM 法の対象区域における NOx 排出量(左図) 及び東京湾における重要特定港湾 (右図) を対象とした船舶からの NOx 排出量  
(陸域 : 6,945 km<sup>2</sup>、船舶 [東京港+川崎港+横浜港+千葉港] : 41 km<sup>2</sup>)



ECA for N 設定の効果を定量的に評価するうえで、陸域も含めた全排出量に占める船舶由来の NOx 排出量の割合推移を把握しておくことは重要となる。図 2.1-1で示した陸域(自動車NOx・PM法の適用範囲)と海域(東京湾の特定重要港湾)を対象として排出量を積算した場合、2005年時点では、関東のNOx排出量合計に対する船舶由来の割合は4.2%となった。これに対し、各シナリオ別に算出される船舶由来の同割合を表 2.1-3にまとめる。

船舶からのNOx排出量は陸域からのものと比較して少ないものの、同表では、陸域シナリオ a に対する船舶シナリオ A0、A3、B3を除けば何れのケースにおいても船舶由来の割合は2005年から増加する結果となった。いずれの場合も10%を超えることはないが、船舶については積算する地理的範囲によってこの排出量割合は大きく影響される点に留意する必要がある。

表 2.1-3 シナリオ別に求めた関東のNOx排出量合計に占める船舶由来の割合

陸域 \ 船舶	A0	A3	B0	B3
a	4.2%	3.6%	4.4%	3.8%
b	5.0%	4.4%	5.3%	4.6%
c	5.8%	5.0%	6.1%	5.3%

※ 2005年における船舶由来の割合は4.2%

※ 網掛けは2005年よりも船舶由来の割合が増加するケース

(2) 欧米における船舶からの NOx 排出状況との比較

表 2.1-4に、(i) 米国・カナダによる ECA 提案書 (MEPC 59/6/5)<sup>4</sup>、(ii) 国際応用システム分析研究所 (IIASA : International Institute for Applied System Analysis) による欧州全海域を対象とした評価レポート (IIASA, 2007)<sup>5</sup>、(iii) オランダ環境評価庁 (PBL: Plan Bureau voor de Leefomgeving) による北海を対象とした ECA for N 検討レポート (PBL, 2012)<sup>6</sup> の3つで推計・報告された現況及び将来 (リファレンスシナリオ) における NOx 排出量をまとめる。

東京湾を対象とした NOx 排出量の推計では、活動量が増加しない A シリーズ、活動量が増加する B シリーズ共に排出量が減少するという推計結果となった。これは、Tier2 規制船舶の将来における自然導入がその要因の1つとなっている。同現象は北海においても確認できる。他方、米国では+3.6%、欧州では+2.3%といったように、Tier2 を考慮しても NOx 排出総量が押さえ込めず、将来に向けての増加が見込まれている結果であった。

表 2.1-4 関東 (東京湾) 及び欧米における船舶由来 NOx 排出量の推計結果

	現況		将来 (リファレンス)		年間当たりの 伸び率
	年度	排出量 (t/y)	年度	排出量 (t/y)	
東京湾 (A0) <sup>(1)</sup>	2005	28,000	2020	24,000	-1.1%
東京湾 (B0) <sup>(1)</sup>				23,000	-1.2%
米国 <sup>(2)</sup>	2002	670,000	2020	1,110,000	+3.6%
欧州 (IIASA)	2000	3,295,000	2020	4,828,000	+2.3%
北海 (PBL)	2009	472,000	2030	446,000	-0.3%

(1) A シリーズ：活動量が増加しない、B シリーズ：活動量が増加する。

(2) 米国による ECA 設定範囲は離岸距離 200NM 以内

<sup>4</sup> 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

<sup>5</sup> IIASA, Analysis of Policy Measures to Reduce Ship Emissions in the Context of the Revision of the National Emissions Ceilings Directive, 2007 (<http://ec.europa.eu/>よりダウンロード可能)

<sup>6</sup> PBL, Assessment of the environmental impacts and health benefits of a nitrogen emission control area in the North Sea, 2012 (<http://www.pbl.nl/>よりダウンロード可能)

(3) 関東の NOx 排出状況からみた ECA for N 設定の効果について

東京湾内を対象とした ECA for N 設定シナリオより推計された NOx 排出削減量は、自動車 NOx・PM 法の対策地域における同削減量の推計値と比較して 1 オーダー少ない結果となった。陸域を含めた合計 NOx 排出量に占める船舶由来の割合を見ても、ECA for N を設定しない場合は、2005 年の 4.2%が最大でも 6.1%まで上昇する程度となった。他方、陸上における NOx 排出量のうち、自動車由来の割合は、2005 年では 33.3%だったものが最小でも 15.9%までしか低下しないと推計され、船舶の割合よりも多いことが示された。また、ECA 設定せずとも Tier2 規制船の自然導入で船舶からの NOx 排出総量が 2020 年に向けて、TierII 機関の自然導入および活動量の伸びから、自然減少する可能性が示唆された。

表 2.1-5 に、東京湾及び米国において ECA for N 設定を考えた場合の NOx 排出削減量を示す。将来における船舶由来の NOx 排出量は、東京湾では減少、米国では増加する推計結果 (表 2.1-4) となっており、東京湾では ECA for N 設定で期待できる NOx 排出削減量も相対的に小さい。加えて、ECA for N 設定による排出削減割合も、活動量の変化の有無を問わず米国の値よりも小さいことが確認できる。これは、米国においては 200 マイルと想定される海域が広いため、東京湾に比較して排出量に占める規制可能排出量が多いことに起因する。

排出量の推計値が持つ不確実性を考えても、評価対象年である 2020 年では、2016 年以降の新造船 (Tier3 規制の対象船) の割合が少ないことも要因となり、同年付近における関東の NOx 排出状況からみた場合の ECA for N 設定の効果は限定的なものであると考えられる。

表 2.1-5 東京湾及び米国において ECA for N 設定を考えた場合の NOx 排出削減量

	リファレンス シナリオ (A0) 【①】	ECA 設定 (A3) 【②】	削減量 【①-②】	【(①-②)/①】
東京湾 (A シリーズ)	24,000	21,000	3,000	0.13
東京湾 (B シリーズ)	23,050	20,000	3,000	0.14
米国 <sup>(1)</sup>	1,286,000	993,000	294,000	0.23

(1) 米国による ECA 設定範囲は離岸距離 200NM 以内

## 2.1.2 環境基準をものさしとした2020年の大気中濃度の評価 (NO<sub>2</sub>及びO<sub>3</sub>)

### (1) 関東を対象とした大気濃度改善効果

東京湾におけるECA for N設定による大気濃度改善効果を、NO<sub>2</sub>及びO<sub>3</sub>の大気中濃度の変化から評価する。なお、ECA for Nは大気中における2次粒子の生成にも寄与するが、本報告書ではPM<sub>2.5</sub>に対する改善効果は評価しなかった。

東京湾内におけるNO<sub>x</sub>排出量は、活動量の変化を考慮していないリファレンスシナリオ(A0)では24,000 ton/year、同リファレンスシナリオに対してECA for Nを設定したシナリオ(A3)では21,000 ton/year(A0の87.5%)であった。これらの削減量が関東地方の大気中濃度の減少にどの程度つながるものなのか、また、その改善によって環境基準の達成が新たに見込まれるものなのか、大気質シミュレーションによって解析した。結果を以下に説明する。

#### ① NO<sub>2</sub>濃度

図2.1-3に、関東計算領域におけるNO<sub>2</sub>濃度の年平均値(A0)及びA0シナリオからの減少分(A0-A3)を示した。A0でのNO<sub>2</sub>年平均濃度は、首都圏の中心から沿岸付近にかけて高濃度を示した。ECA for Nの設定を考慮したA3シナリオでは、その濃度低減効果はECA for Nを設定した東京湾内及びその周辺で確認できた。しかしながら最大減少濃度は1.10 ppbであり、陸域の広い範囲において減少濃度は現在の同域の年平均濃度から見れば大きいものとは言えない。

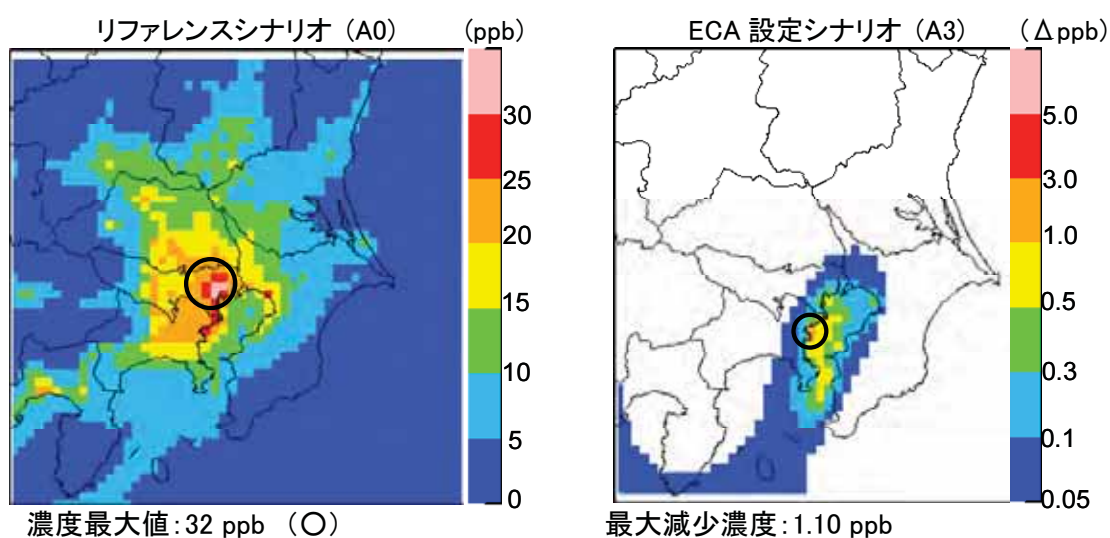


図 2.1-3 関東計算領域におけるNO<sub>2</sub>の年平均濃度(左図:A0)及びECAを設定した場合(A3)のA0からの濃度減少(右図:A0-A3)

図 2.1-4に、関東計算領域において日平均 NO<sub>2</sub> 濃度が国内の環境基準値：40 ppb を超えた日数及びその範囲を示した。ここでは日平均値の年間 98 %値と我が国の環境基準の下限 (40 ppb) との比較から適合評価を実施した、つまり、40 ppb を越えた日数が 8 日以上 (2%以上) となれば不適合と判定される。

図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が表 1.2-4 に示した NO<sub>2</sub> 環境基準値に適合しない領域を示している。

A3 シナリオでも、A0 シナリオで出現した東京都及び神奈川県沿岸付近における不適合領域は消滅せず、A0 シナリオと比較して、NO<sub>2</sub> 環境基準値に対する明確な濃度改善効果は認められなかった。

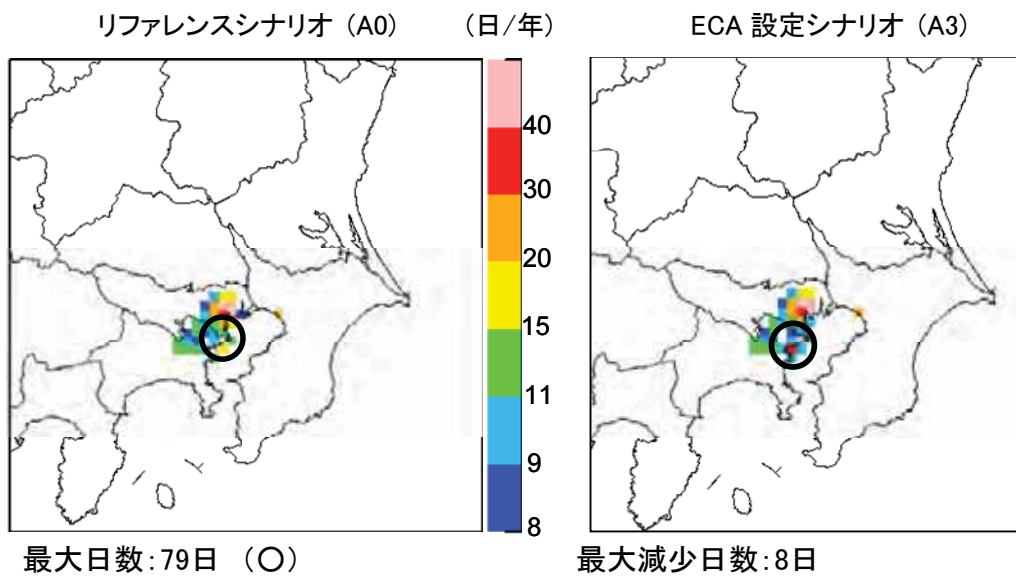


図 2.1-4 A0 (左図) 及び A3 (右図) において日平均 NO<sub>2</sub> 濃度が環境基準値 (40 ppb) を超えた日数 (8 日以上 : 2%以上) 及びその範囲  
 (図下の最大日数は超過日数の最大値 (A0) 、超過日数の A0 との差分の最大値 (A3) )  
 (図中の色が塗られた地域はいずれも日本の環境基準を超過している)

## ② O<sub>3</sub> 濃度

図 2.1-5に、関東計算領域における O<sub>3</sub> 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (A0-A3) を示した。NO<sub>x</sub> 排出強度の高い都心では、日中に光化学反応によって高濃度の O<sub>3</sub> が生成される。その半面、夜間には O<sub>3</sub> は NO と反応することで消滅するため、O<sub>3</sub> 濃度が減少する。これに対し、都市郊外では都市域で発生した O<sub>3</sub> が輸送され、また NO<sub>x</sub> 排出強度が低いことで NO との消滅反応は縮小する。このような条件により、A0 の年平均濃度を見た場合では図 2.1-5 に示す通り、都市域では O<sub>3</sub> 濃度が相対的に低くなっている。

A3 シナリオでは、ECA 設定を考えた東京湾周辺において年平均 O<sub>3</sub> 濃度が上昇する (環境が悪化する) 結果となった。これは、東京湾周辺では O<sub>3</sub> 生成の NMVOCs 律速状態 (O<sub>3</sub> 濃度が NMVOCs 排出量の削減で減少するが、NO<sub>x</sub> 排出量の削減で増加する状態) にあったことを示唆するものである。他方、海域及び海域に近い陸域にかけて広い範囲で O<sub>3</sub> 濃度の低減がみられた。しかしながら、その低減効果は A0 における O<sub>3</sub> の現在の年平均濃度から見れば僅かなものであった。

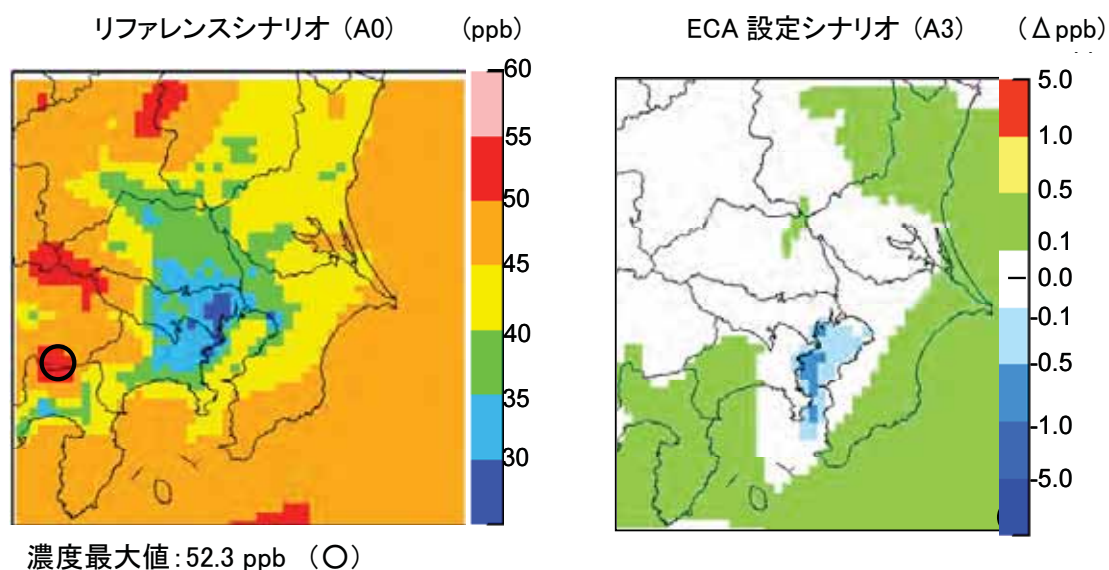


図 2.1-5 関東計算領域における O<sub>3</sub> の年平均濃度 (左図: A0) 及び ECA を設定した場合 (A3) の A0 からの濃度減少 (右図: A0 - A3)

図 2.1-6に、関東計算領域において O<sub>3</sub> 濃度の 1 時間値が注意報発令となる 120 ppb を超えた時間数を年間で積算したもの (A0) 及び A0 シナリオとの差分 (A0-A3) を示した。環境基準(60ppb)を超えた時間数で表示した場合は、数字が大きくなり、かつ計算領域全域が超過となるため採用しなかった。図中の凡例は時間数であるが、A0 シナリオは同シナリオにおける大気質シミュレーション結果において 1 時間値が 120 ppb 以上となった年間の時間数を、A3 シナリオは 120 ppb 以上となった時間数において A0 シナリオとの差分を示したものである。つまり、マイナス値は A0 シナリオよりも 120 ppb 以上となった時間数が増加したことを意味している。O<sub>3</sub> 環境基準値を評価パラメータとした際の濃度改善効果を明確に確認することは出来なかった。

本解析より、東京湾内の NO<sub>x</sub> 排出量を削減することがそのまま O<sub>3</sub> 濃度の減少につながるわけではなく、逆に東京湾近傍では計算上多少の環境悪化が計算される結果となった。NO<sub>x</sub> 削減の効果は O<sub>3</sub> 生成の律速レジームの違いによって複雑に変化する。本計算では、将来における陸域起源の NO<sub>x</sub>・NMVOCs 排出量の削減対策を考慮していないため、実際の ECA for N 設定による O<sub>3</sub> 濃度の改善効果を算定したことにはならない。仮に陸域の NO<sub>x</sub>・NMVOCs とともに排出量が将来において削減された場合には、ECA for N は O<sub>3</sub> 濃度の改善に寄与することも考えられる。

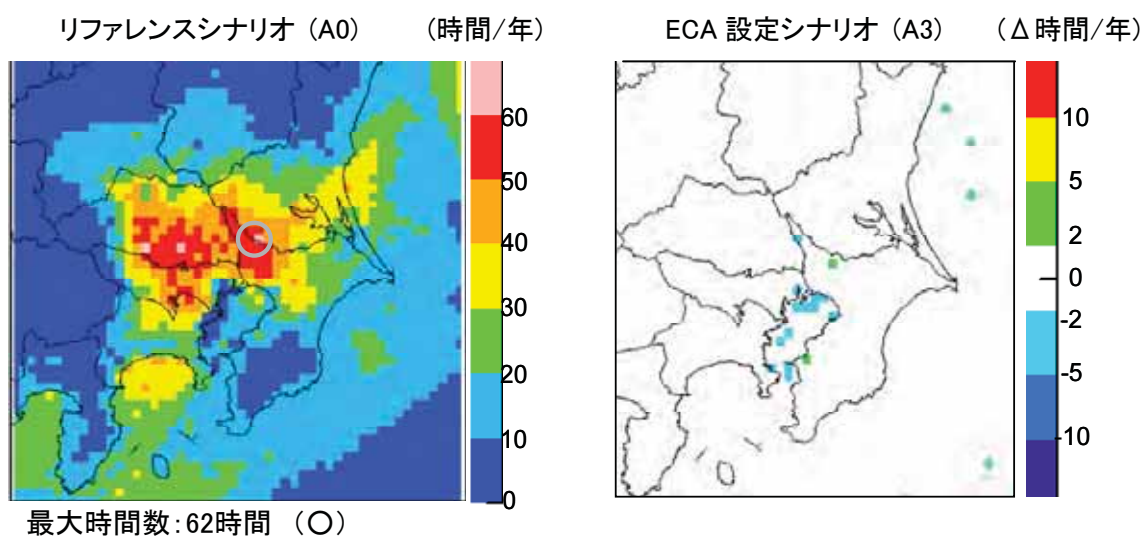


図 2.1-6 関東計算領域における O<sub>3</sub> 濃度の 1 時間値が注意報発令となる 120 ppb を超えた時間数を年間で積算したもの (A0) 及び ECA 設定時 (A3) の A0 との差分 (A0 - A3)

## (2) 欧米における大気濃度改善効果との比較

米国の ECA 提案書では、O<sub>3</sub> 濃度の 8 時間値の季節平均値 (5-9 月) について ECA 設定の効果が解析されている。そのため、ここでは関東地方においても米国と同様の解析を行い、関東地方と米国での結果の違いを考察する。なお、NO<sub>2</sub>については米国の ECA 申請書に記載されていないため、ここでは比較を行っていない。

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

### ① 2020 年を対象とした O<sub>3</sub> の季節平均濃度 (5-9 月)

図 2.1-7 に、2020 年を対象とした米国及び関東地方における O<sub>3</sub> 濃度の 8 時間値の季節平均値 (5-9 月) を示す (A0)。なお、両水平分布図の凡例は同じ色及びスケールとなっており、直接比較が可能である。5-9 月は O<sub>3</sub> 濃度が年間を通じて比較的高くなる期間である。

70 ppb 以上の O<sub>3</sub> 濃度は、米国では西海岸のごく一部で出現している一方、関東地方ではその広い範囲で出現する結果となった。なお、米国における O<sub>3</sub> の環境基準値は下記の通りである；

EPA (NAAQS) : 日最高 8 時間値の年間第 4 位値の 3 カ年平均値が  
0.075ppm 以下

カリフォルニア州 (CARB) : 1 時間値で 0.09ppm、8 時間値で 0.070ppm

つまり、関東地方は CARB の 8 時間値に対する基準値に照らし合わせた場合、70 ppb 以上となる地域が広範囲で存在し、特に内陸で出現している。

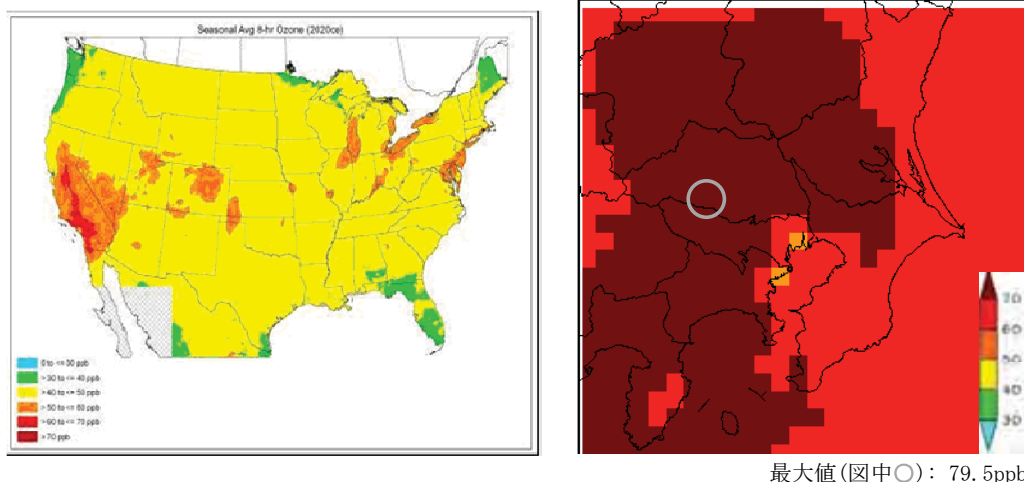


図 2.1-7 2020 年を対象とした米国及び関東地方における O<sub>3</sub> 濃度の 8 時間値の季節平均値 (5-9 月)



② O<sub>3</sub>の季節平均濃度（5-9月）に対する ECA 設定の効果

図 2.1-8に、米国及び関東地方での ECA 設定による O<sub>3</sub> 濃度 8 時間値の季節平均値の改善の絶対値を示す。同絶対値は、A0 及び A3 の両シナリオにおける同季節平均値の差分 (A0 - A3) より算定したものである。米国では西海岸において 1~2ppb の絶対値が見られるが、米国・関東地方ともに絶対値は 0.5 ppb 未満の範囲が大部分であり、NO との消滅反応の縮小によるマイナスの効果も出現している。

次に、図 2.1-9に、米国及び関東での ECA 設定による O<sub>3</sub> 濃度 8 時間値の季節平均値の改善率を示す。同改善率は、ECA 設定なし (A0) 及び ECA 設定 (A3) の両シナリオにおける同季節平均値の比率より算定したものである。米国・関東ともに改善率は 1%未満の範囲が大部分であり、NO との消滅反応の縮小による改善率のマイナス値も出現している。

米国も関東地方も、O<sub>3</sub> の 8 時間値に対する CARB 基準値：70ppb 及び WHO 指針値：約 50ppb に対してみれば ECA 設定による大気濃度削減効果の絶対値は共に小さいと考える。なお、環境基準の達成状況が ECA 設定によってどの程度改善されるかについての定量的な解析・評価は十分になされていない。

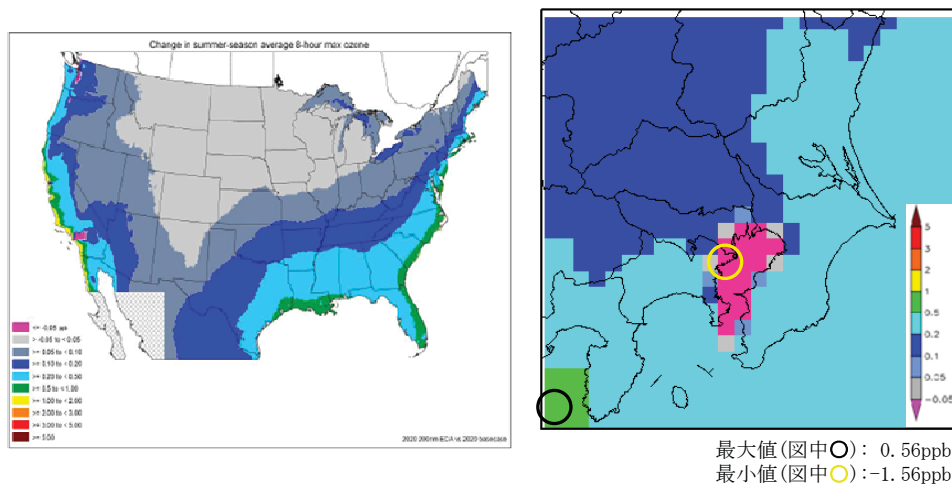


図 2.1-8 米国及び関東地方での ECA 設定による O<sub>3</sub> 濃度 8 時間値の季節平均値の改善の絶対値

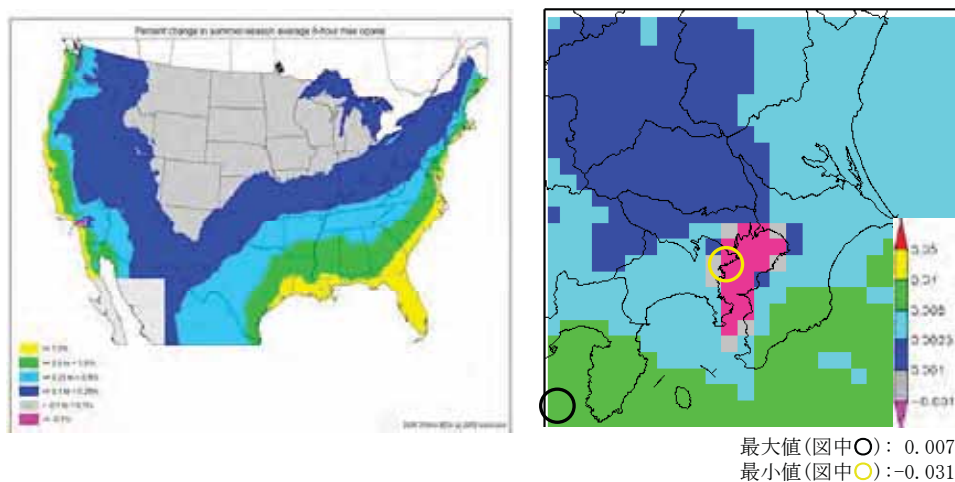


図 2.1-9 米国及び関東地方での ECA 設定による O<sub>3</sub> 濃度 8 時間値の季節平均値の改善率

(3) 関東の大気濃度改善効果からみた ECA for N 設定の効果について

評価対象年である 2020 年では、2016 年以降の新造船 (Tier3 規制の対象船) の割合が少ないことが要因となり、NO<sub>x</sub> 排出状況に対する ECA for N 設定の効果は低いであろうことを前節で述べた。これに伴い、NO<sub>2</sub> 濃度についても環境基準の達成に対する大きな効果は確認できなかった。O<sub>3</sub> 濃度については、東京湾内の NO<sub>x</sub> 排出強度を削減することがそのまま O<sub>3</sub> 濃度の低下につながるわけではなく、部分的には濃度上昇の出現を予測させる結果もあった。なお、ECA for N 設定による O<sub>3</sub> 濃度の改善効果については日米で同程度あったことを確認した。

日米欧における大気環境基準の達成状況は、表 2.1-6 に示す通り、NO<sub>2</sub> は日米では概ね達成されており、O<sub>3</sub> は米国では相対的に見て高い達成率が示されている。

表 2.1-6 2010 年における NO<sub>2</sub>・O<sub>3</sub> の環境基準達成状況と過去の濃度推移

	日本 <sup>(1)</sup>	米国 <sup>(2)</sup>	欧州 <sup>(3)</sup>
NO <sub>2</sub>	<ul style="list-style-type: none"> <li>基準達成率は一般局：100%、自排局：97.8%</li> <li>2010 年の年平均値は一般局：11ppb、自排局：22ppb で、近年は緩やかな改善傾向</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>環境基準率 100%</li> <li>過去 10 年間で年平均値は 33%減少</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>22 カ国において基準超過が報告された</li> <li>過去 10 年間、都市部での年平均値は 40ppb 強で横ばい推移</li> </ul>
O <sub>3</sub>	<ul style="list-style-type: none"> <li>環境基準達成率は一般局・自排局ともに 0.0%</li> <li>2010 年の年平均値は一般局：48ppb、自排局：43ppb で、近年漸増傾向</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>環境基準率 76%</li> <li>過去 10 年間で「最高 8 時間平均値の年間第 4 位の 3 年移動平均」は 13%減少</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>19 カ国において基準超過が報告された</li> <li>過去 10 年間、都市部での日最高 8 時間値の年平均値は 70ppb 弱で横ばい推移</li> </ul>

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

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

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

NO<sub>x</sub> 削減の効果は O<sub>3</sub> 生成律速レジームの違いによって複雑に変化する。また、将来における陸域起源の NO<sub>x</sub>・NMVOCs 排出量の削減対策も詳細に考慮する必要がある。現時点では、我が国の環境基本計画に「予測シミュレーションモデルの構築に係る取り組みを強化し、これらの結果を踏まえた光化学オキシダントに係る対策のあり方を検討することが必要」とあり、モデルが持つ O<sub>3</sub> シミュレーションの再現性及び不確実性に関する科学的知見の更なる蓄積が必要であるとしている。

以上より、NO<sub>2</sub> 濃度の大きな低減効果は確認できず、また O<sub>3</sub> 対策としての ECA 設定の効果について一様な評価を行うことは現時点では難しいと判断されることから、2020 年を対象とした評価では、関東の NO<sub>2</sub> 及び O<sub>3</sub> の大気濃度に対する ECA for N 設定の効果は限定的なものであると考えた。

なお、我が国のO<sub>3</sub>に対する環境基準達成率は米国と比較して低いこと、また、ECA for NによるO<sub>3</sub>濃度の改善効果が低いことの要因の1つとして、越境大気汚染の関与が挙げられる。第4次環境基本計画においても、O<sub>3</sub>濃度については酸性雨や黄砂と同様に「東アジア地域からの広域大気汚染の影響も踏まえた対策のあり方について、検討が必要である。」とされている。

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

2.1.2節では、ECA設定シナリオ(A3)ではNO<sub>2</sub>及びO<sub>3</sub>の大気中濃度の絶対値に対して大きな改善効果をもたらさないことが大気質シミュレーションの結果より考察された。また、ECA for N設定によるO<sub>3</sub>濃度の改善効果については日米で同程度あったことも併せて確認した。

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

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

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

(1) 関東における陸上の環境改善指標 (NO<sub>2</sub> 及び O<sub>3</sub>)

A0 シナリオに対する A3 シナリオでの Δ濃度に人口分布を乗じた水平分布を図 2.1-10に示す。なお、ここでのグリッド解像度は地方計算領域と同じ 5km となっている。

東京湾 ECA 設定シナリオ (A3) では、NO<sub>2</sub> 濃度は NO<sub>x</sub> 排出量の削減効果が大きく、かつ人口密度も高い沿岸周辺域において比較的高い改善効果が出現している。O<sub>3</sub> 濃度は、沿岸近傍域において濃度上昇に伴うマイナスの改善効果が確認できるものの、陸域全般では O<sub>3</sub> 濃度が減少しており、特に人口密度の高い都心部において比較的高い改善効果が出現している。

陸上の環境改善指標 (Σ(Δ濃度×人口)) では、上記のような港湾付近のマイナスの改善効果より背景地域の改善に着目した値が得られると考えられる。つまり、関東広域で見れば東京湾 ECA 設定シナリオ (A3) は改善効果があると考えられるが、その程度はその数値自体から判断できるものではない。そこで、次節では陸上の環境改善効率指標 (Σ(Δ濃度×人口)/Δ排出量) も併せて算定し、同算定結果を陸上における NO<sub>x</sub> 排出削減シナリオあるいは欧米での ECA 設定シナリオと比較することで、その改善程度の把握を試みた。その積算結果は、表 2.1-7及び表 2.1-8にて後述する。

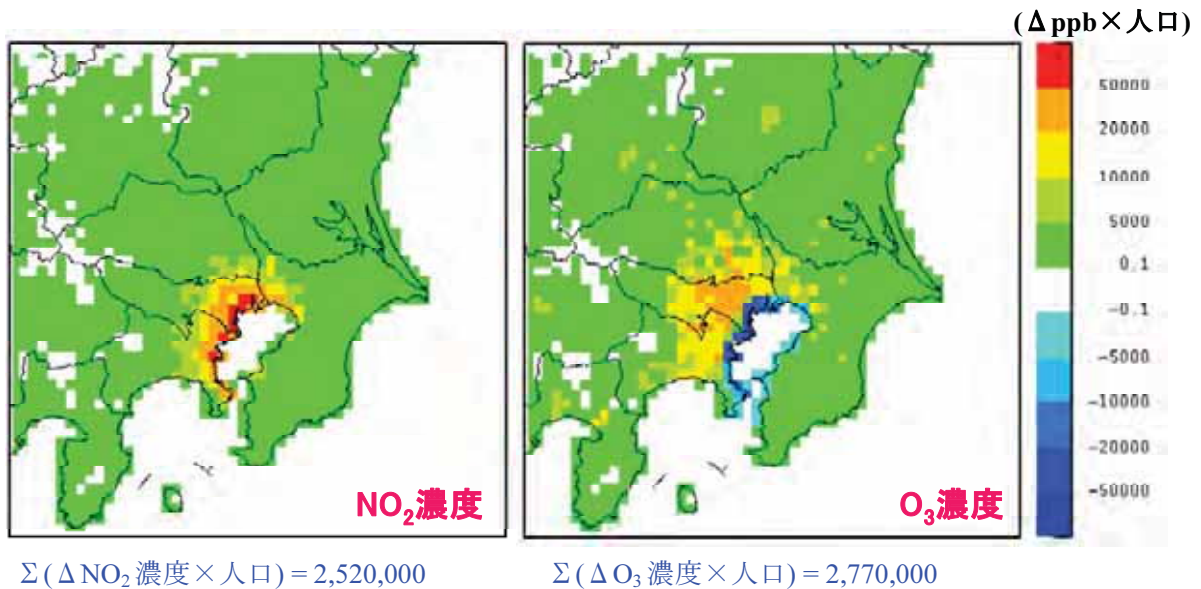


図 2.1-10 A0 シナリオに対する A3 シナリオでの NO<sub>2</sub> 及び O<sub>3</sub> の陸上の環境改善指標の分布

## (2) 陸域排出源（自動車）で算定される陸上の環境改善指標との比較

次に、陸域排出源について ECA 設定と同等の排出削減努力量を求めた場合の改善効果を定量的に評価した。ここでは、ECA 設定シナリオにおける NOx 排出削減努力量を、関東における自動車からの NOx 排出量に対して均等に割り振り、大気質モデルの入力値とすることで、同じ排出削減努力量当たりの改善効果（すなわち陸上の環境改善効率指標）を自動車（陸域）と船舶の ECA 設定とで相互比較できると考えた。

図 2.1-11に、同シミュレーションより得られた NO<sub>2</sub> 及び O<sub>3</sub> の濃度減少分布を、また図 2.1-12に、濃度減少分に人口を乗じて算出される陸上の環境改善指標の分布を示した。船舶及び自動車とでは発生源分布が異なっているため、同じ NOx 排出削減努力量でも濃度減少の分布は図 2.1-3 (NO<sub>2</sub>) 及び図 2.1-5 (O<sub>3</sub>) と比較して大きく異なる結果となっている。特に O<sub>3</sub> は、自動車からの NOx 排出量に削減量を割り振った計算では領域内すべてにおいて O<sub>3</sub> 濃度が上昇する結果となり（図 2.1-11の右図）、それに伴い、O<sub>3</sub> 濃度による陸上の環境改善の水平分布図（図 2.1-12の右図）も ECA for N 設定の場合（図 2.1-10の右図）と大きく異なるものとなった。

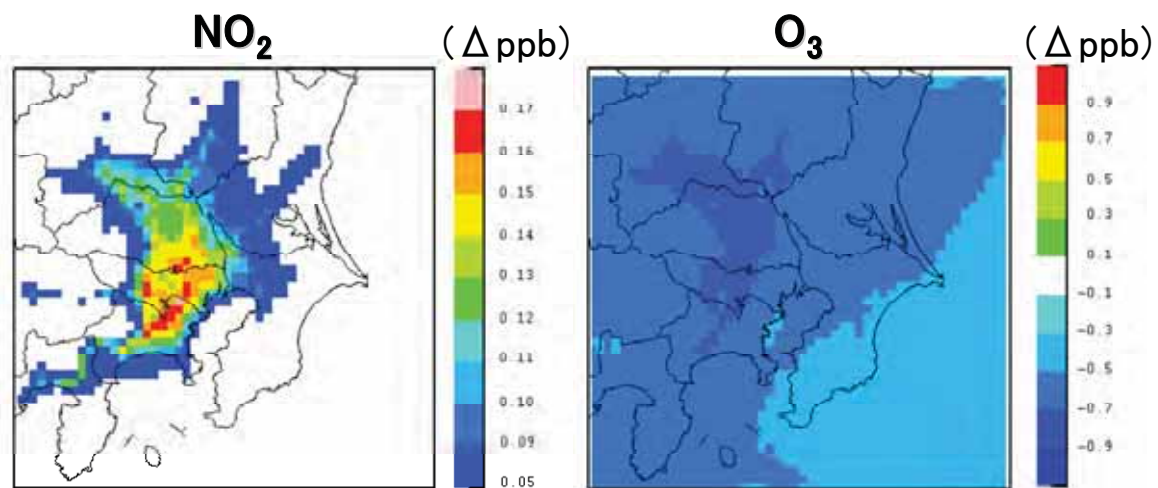


図 2.1-11 ECA 設定シナリオと同量の NOx 排出削減量を陸上発生源 (自動車) に対して均一に割り振った場合の NO<sub>2</sub> 及び O<sub>3</sub> のリファレンスシナリオ (A0) からの濃度減少分布

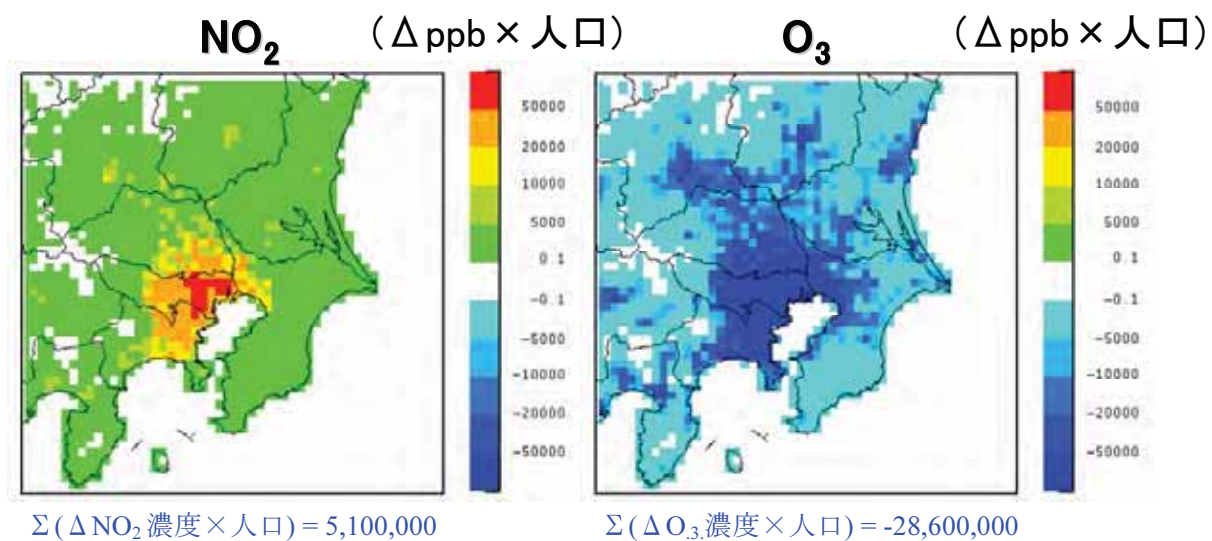


図 2.1-12 ECA 設定シナリオと同量の NOx 排出削減量を陸上発生源 (自動車) に対して均一に割り振った場合の濃度減少に人口分布を乗じて得られた NO<sub>2</sub> 及び O<sub>3</sub> の陸上の環境改善指標の分布

表 2.1-7に、ECA for N 設定シナリオ及び陸上における排出削減シナリオで算定された陸上の環境改善効率指標をまとめた。陸上の環境改善指標 (表中 B) を船舶と自動車と比較した場合、NO<sub>2</sub> は自動車に対する削減において船舶より大きい改善効果が確認できるものの、O<sub>3</sub> 濃度については計算領域内の全範囲で上昇する結果となったため、その値はマイナスとなった。つまり、現在の NMVOCs/NO<sub>x</sub> 状況下においては、自動車の NO<sub>x</sub> 排出量削減は NO<sub>2</sub> の汚染状況の改善に寄与するものの、タイトレーションによって O<sub>3</sub> の上昇を導くこともある。これは、関東の広域において O<sub>3</sub> 生成は NMVOCs 律速レジームであったことを示唆するものである (6.2.2 節参照)。

他方、ECA for N 設定シナリオでも東京湾沿岸において O<sub>3</sub> 濃度の上昇が確認できるものの (図 2.1-5)、陸上の環境改善指標は正の値を示す結果となった。ただし、前述の通り、NO<sub>2</sub> との比較で見た場合は、船舶における同改善指標は陸上によるそれらの半分程度である。

表 2.1-7 ECA for N 設定シナリオ (A3) 及び陸上における排出削減シナリオで算定された陸上の環境改善効率指標

		Δ NO <sub>x</sub> 排出量 (ton/yr) 【A】	Σ (Δ 濃度×人口) 【B】	【B/A】
NO <sub>2</sub>	東京湾 ECA for N	3,000	2,520,000	855
	自動車 NO <sub>x</sub> 削減 <sup>(1)</sup>		5,100,000	1,730
O <sub>3</sub>	東京湾 ECA for N		2,770,000	939
	自動車 NO <sub>x</sub> 削減 <sup>(1)</sup>		-28,600,000	-9,680

(1) ECA for N で期待される船舶からの NO<sub>x</sub> 削減量を自動車で削減したと仮定

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

(3) 欧米における陸上の環境改善効率指標との比較

欧米における ECA 提案書ないし評価書では、人体健康影響評価結果として、2.1.5節で後述する通り O<sub>3</sub> による死亡者の削減数が報告されている。これから逆推定できる陸上の環境改善指標 ( $\Sigma(\Delta \text{濃度} \times \text{人口})$ ) を、ECA 設定による NO<sub>x</sub> 排出削減努力量 ( $\Delta \text{排出量}$ ) で除すことで、陸上の環境改善効率指標を算定した。算定手法の詳細は 1.3.3 節を参照されたい。

表 2.1-8に、ECA 設定で期待される NO<sub>x</sub> 排出削減量【 $\Delta \text{NO}_x \text{ 排出量}$ 】、 $\Delta \text{O}_3$  濃度による陸上の環境改善指標【 $\Sigma(\Delta \text{濃度} \times \text{人口})$ 】及び環境改善効率指標【 $\Sigma(\Delta \text{濃度} \times \text{人口}) / \Delta \text{排出量}$ 】を関東と欧米でまとめた。なお、関東地方については地方計算領域の 5 km 解像度における情報を 10 km 及び 50km 解像度へ平均 (濃度) 及び 積算 (人口密度) して改善効果を算出した。そのため、前出の表 2.1-7とは数値が異なっている点に留意されたい。

表 2.1-8 ECA 設定シナリオ (A3) における O<sub>3</sub> 濃度の改善効果に対する日米欧比較

	グリッド 解像度	$\Delta \text{NO}_x$ 排出量 (ton/yr) 【A】	$\Sigma(\Delta \text{濃度} \times \text{人口})$ 【B】	【B/A】
関東 <sup>(1)</sup>	10 km	3,000	2,530,000	843
	50 km		2,000,000	667
米国 <sup>(2)</sup>	12 km	294,000	20,800,000	71
欧州 <sup>(3)</sup>	50 km	129,000	2,730,000	21

(1) 関東の ECA 設定範囲は東京湾内。5km 解像度を 10km 及び 50km 解像度にした情報より算出。

(2) 米国の ECA 設定範囲は離岸距離 200NM 以内

(3) 欧州の評価シナリオの詳細は PBL(2012)を参照されたい

表 2.1-8の結果を見れば、関東における陸上の環境改善効率指標 (表中 B/A) は欧米のものよりもかなり大きくなっていることから、東京湾を対象とした ECA for N 設定は欧米の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすことになる。

ただし、米国における ECA 設定範囲は 200NM のため、関東の東京湾に対する ECA 設定と同効率指標を用いて直接比較を行うことは、空間的な特性から公平さに欠けると思われる。他方、欧州における北海 NECA は、その ECA 設定のスケージングが東京湾と比較的近く、東京湾の比較対象としては米国の 200NM を対象とした ECA 設定よりも適しているものと考えられる。



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

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

本節で設定した ECA for N 及び陸域における NO<sub>x</sub> 排出削減シナリオからこれら指標を算定した場合、NO<sub>2</sub> 濃度については陸域における同シナリオがより効果的であると示された反面、O<sub>3</sub> 濃度については ECA for N 設定シナリオがより効果的となる結果が示された。これは、陸域における同シナリオでは O<sub>3</sub> 濃度が広域で上昇したことが理由である。

欧米の ECA 設定では、当然ながら陸上の環境改善指標及び効率指標が算定されていない。ただし、欧米における ECA 提案書ないし評価書では、人体健康影響評価結果として、2.1.5 節で後述する通り O<sub>3</sub> による死亡者の減少数が算定されているため、その結果を利用して陸上の環境改善指標及び効率指標を逆推定した。欧州に関してはその推定に含まれる不確かさは大きいと考えるものの、東京湾を対象とした ECA for N 設定は欧米の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすものと考えた。

以上より、陸上の環境改善効率指標という視点で評価した場合、2020 年を対象とした ECA for N 設定の効果は O<sub>3</sub> 濃度について一定の効果を示すものと考えた。ただし、O<sub>3</sub> シミュレーションについては、環境基本計画のレビューなどにおいて、その再現性及び不確実性に関する科学的知見の更なる蓄積が必要とされている。他方、NO<sub>2</sub> 濃度に関しては、同じ排出削減努力量であれば ECA for N よりも自動車に対する NO<sub>x</sub> 削減効果を進める方がより大きい改善効果を支持する結果となった。

## 2.1.4 生態系影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度及び沈着量の評価（窒素沈着量及び AOT40）

### (1) 関東を対象とした生態系影響評価

本事業において、ECA for N 設定に係る生態系影響評価では、窒素沈着量から富栄養化を、AOT40 から植生影響を解析することとした。以下に、関東を対象とした結果をまとめる；

#### ① 関東地方における窒素沈着量の改善効果（窒素沈着量による富栄養化の評価）

大気汚染物質の沈着現象は、降水要素との相互作用の有無にしたがって「湿性沈着」と「乾性沈着」の二つに分類できる。また、ガス状・粒子状といったような汚染物質の大気中における形態にも沈着範囲は大きく左右される。ここでの窒素沈着量は、硝酸イオン ( $\text{NO}_3^-$ ) 及びアンモニウムイオン ( $\text{NH}_4^+$ ) の湿性沈着量 (ガス状・粒子状が雲や降水水中に溶解することでイオン化)、並びに  $\text{NO}_x$  (ガス状)、 $\text{HNO}_3$  (ガス状)、 $\text{NH}_3$  (ガス状)、硝酸塩 (粒子状) 及びアンモニウム塩 (粒子状) の乾性沈着量を合計したものとした。図 2.1-13 に、関東計算領域における年間窒素沈着量 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (A0-A3) を示した。

関東における窒素沈着量は、人口密度や交通量の多い都市域及び農畜産業の盛んな北関東において多い結果となった。北関東では農畜産業由来の  $\text{NH}_3$  排出量が多いことに加え、冬季における比較的多い降水量 (降雪量) が窒素沈着量を多くした要因である。

ECA for N の設定を考慮した A3 シナリオでは、その沈着量の改善効果は ECA for N を設定した東京湾周辺に加えて伊豆半島で確認できた。しかしながらその削減量は多くても 0.5~1.0 kg-N/ha/year の範囲であり、A0 の年間窒素沈着量から見れば大きいものとはいえない。ECA 設定による窒素沈着量の削減率は次節の欧米との比較において紹介する。

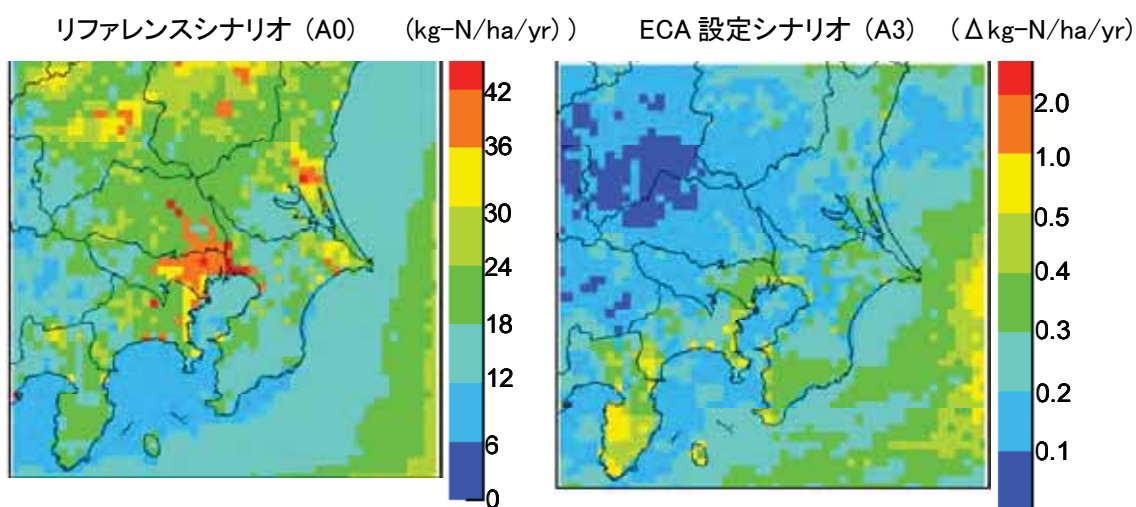


図 2.1-13 関東計算領域における年間の窒素沈着量 (左図：A0) 及び ECA を設定した場合 (A3) の A0 からの沈着削減量 (右図：A0 - A3)

## ② 関東におけるオゾンによる植生影響 (AOT40)

O<sub>3</sub>は強い酸化作用を持つことから、大気中では光化学スモッグとして人間に影響を及ぼすだけでなく、農作物や樹木の成長にも影響を及ぼす。農作物や樹木に対するO<sub>3</sub>の影響評価については、ヨーロッパ地域を中心にドース(濃度×曝露時間)を用いたクリティカルレベルが導入されている。WHO指針では、1年生農作物を対象とした5～7月の3ヶ月間におけるAOT40のクリティカルレベルを3ppm・hと、森林・樹木を対象とした4～9月の6ヶ月間におけるAOT40のクリティカルレベルを10ppm・hと定めている。

関東計算領域におけるAOT40(A0)及びA0シナリオからの減少分(A0-A3)について、5～7月を対象としたものは図2.1-14に、4～9月を対象としたものは図2.1-15に示した。シミュレートされたA0シナリオにおけるAOT40の水平分布図では、WHO指針を下回る領域は存在せず、内陸ほどその値は大きくなる分布を示した。これに対し、ECA for Nの設定を考慮したA3シナリオでは、そのAOT40の改善効果は出現せず、東京湾周辺ではO<sub>3</sub>濃度が増加することでAOT40も上昇する結果となった。

WHO指針は、ヨーロッパにおいてO<sub>3</sub>感受性の比較的高い植生に対して行われた曝露実験をもとに設定された指針である。O<sub>3</sub>に対する感受性は植物の品種に固有するものであり、また生育環境やその他環境負荷との関連性によっても大きく変化する。そのため、同WHO指針が世界中全ての地域にそのまま当てはまるわけではなく、その指針を日本へ適用する場合にも、その解釈には十分注意する必要がある。

また、昨年度に実施したモデル計算値の再現性確認では、O<sub>3</sub>濃度のモデル計算値は観測値よりも過大になる傾向を示したため、ここでのAOT40値も実際よりは過大にあると考えられる(海洋政策研究財団, 2012)<sup>7</sup>。

<sup>7</sup> 海洋政策研究財団：平成23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(2012), [http://www.sof.or.jp/report/pdf/2012\\_rp01.pdf](http://www.sof.or.jp/report/pdf/2012_rp01.pdf)

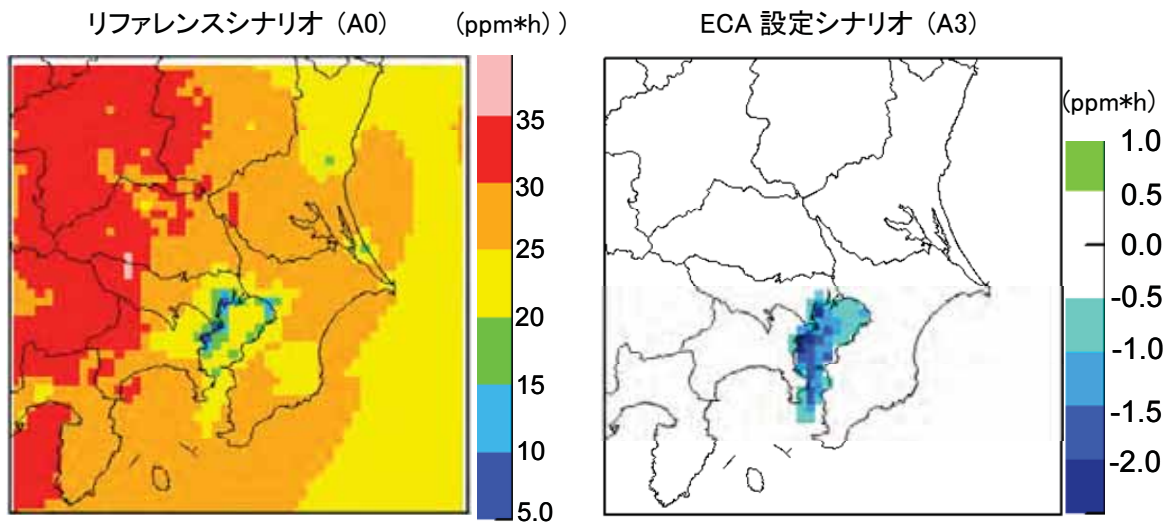


図 2.1-14 関東計算領域における 5～7 月を対象とした AOT40 (左図 : A0) 及び ECA を設定した場合 (A3) の A0 からの AOT40 削減量 (右図 : A0 - A3)

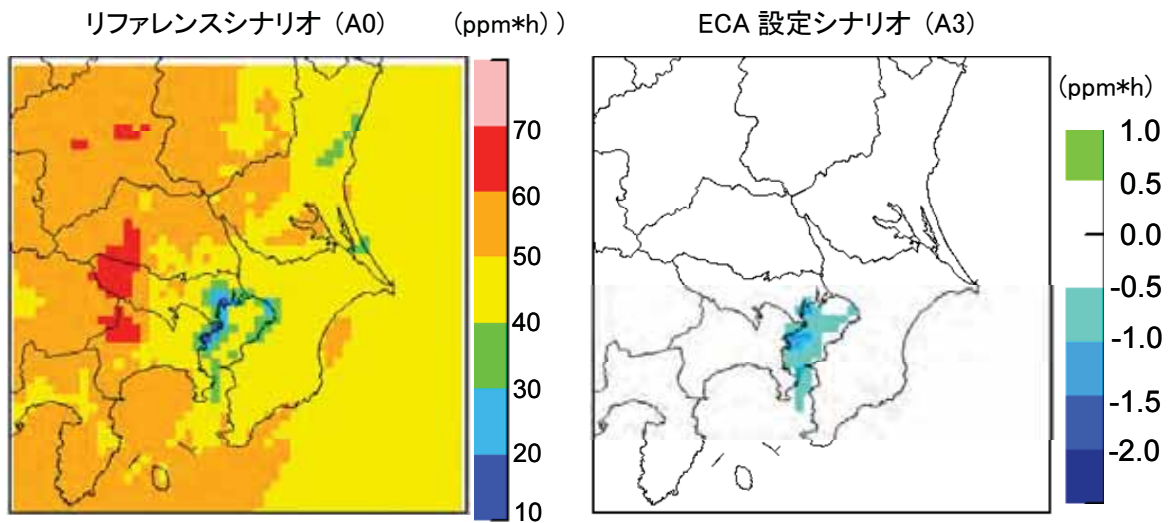


図 2.1-15 関東計算領域における 4～9 月を対象とした AOT40 (左図 : A0) 及び ECA を設定した場合 (A3) の A0 からの AOT40 削減量 (右図 : A0 - A3)

(2) 欧米における生態系影響評価との比較

① 窒素沈着量

環境省 (2012) による「越境大気汚染・酸性雨長期モニタリング (平成 20～22 年度) 中間報告」では、(i) 国内の東アジア酸性雨モニタリングネットワーク (EANET) 測定局、(ii) 米国における清浄大気状況・トレンドネットワーク (CASTNET)、(iii) 欧州における長距離移動大気汚染物質モニタリング・欧州共同プログラム (EMEP) で算出された、硫黄および窒素化合物の湿性・乾性沈着量の 5 年平均値 (平成 17～21 年) を比較している。その結果を図 2.1-16としてここに引用する。

窒素沈着量について、国内 EANET 局の乾性沈着量は EMEP と同レベルであるが、湿性沈着量は CASTNET 及び EMEP における湿性沈着量と比べて大きいことが見て取れる。同報告書では、CASTNET、EMEP での平均年間降水量はそれぞれ約 1,000 mm、約 700 mm であるのに対し、国内 EANET で約 1,800 mm であったことから、降水量の多さが沈着量の一因であると考察している。

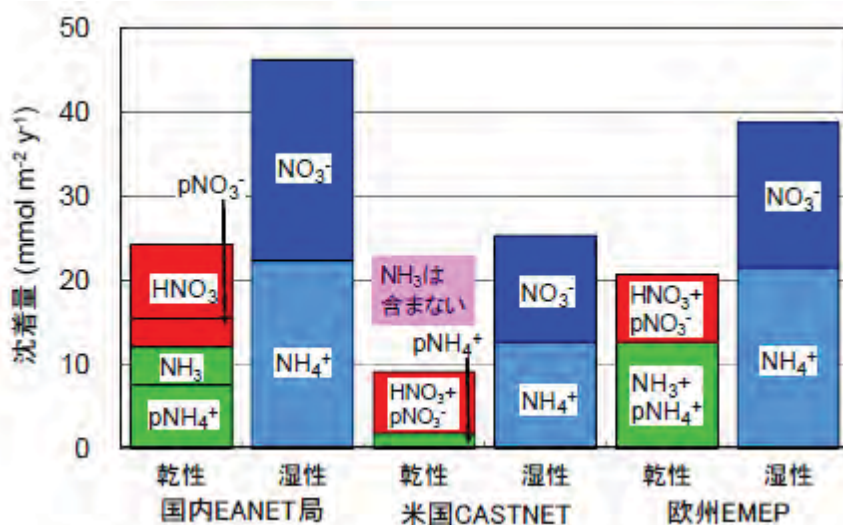


図 2.1-16 国内 EANET 局、米国 CASTNET、欧州 EMEP における窒素化合物の湿性、乾性沈着量の比較 (平成 17～21 年の平均)。HNO<sub>3</sub> は硝酸ガス、pNO<sub>3</sub><sup>-</sup> は粒子状硝酸塩、NH<sub>3</sub> はアンモニアガス、pNH<sub>4</sub><sup>+</sup> は粒子状アンモニウム塩、NO<sub>3</sub><sup>-</sup> は湿性沈着中硝酸イオン、NH<sub>4</sub><sup>+</sup> は湿性沈着中アンモニウムイオンをそれぞれ示す。

米国による ECA 申請書では、沈着量の分布図は示されておらず、ECA 設定による沈着量の削減割合がパーセンテージで示されている。そこで、関東地方についても同様に ECA 設定による沈着量の削減割合を  $(A0-A3)/A0$  から算出して米国の結果と比較した。その結果を図 2.1-17に示す。なお、関東地方の濃度分布は、米国のシミュレーションモデルの格子解像度 (12 km) に近づけることを目的として、その 5 km の格子解像度を 10 km の格子解像度に平均化したものとなっている。

米国の結果では西海岸沖において 15%を越す削減割合が確認できるが、陸域に着目すれば米国及び関東において削減割合は概ね 5%以下であり、削減効果に大きな差はないと言える。

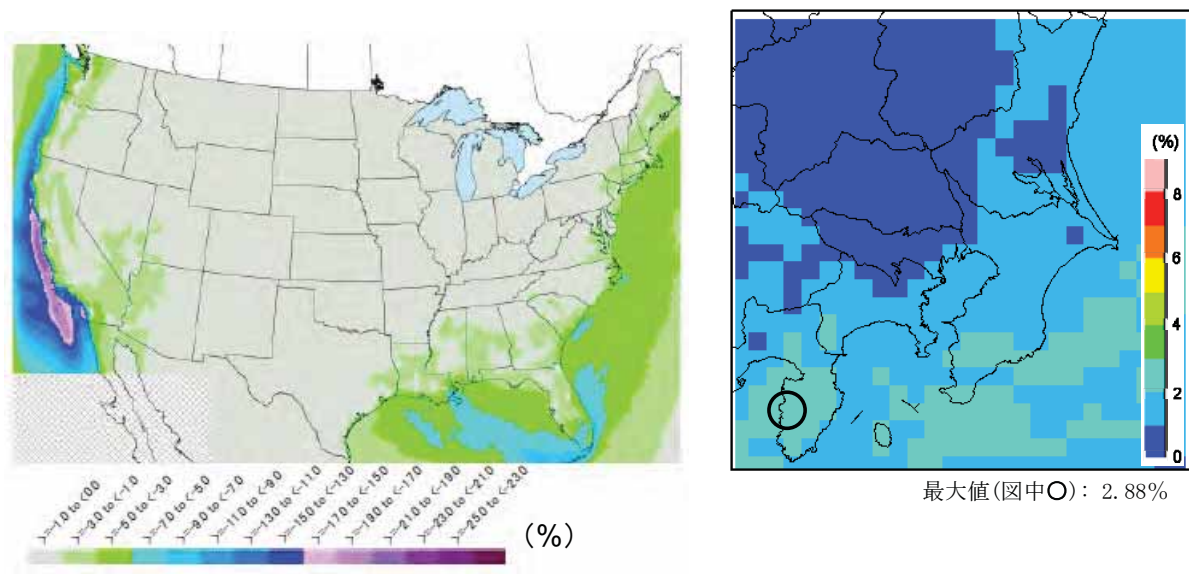


図 2.1-17 ECA for N 設定による米国 (左図) 及び関東 (右図) での窒素沈着量の削減割合

### (3) 関東の生態系影響からみた ECA for N 設定の効果について

我が国における窒素沈着量は欧米と比較して非常に多い状況にあると言える。これは、降水量の多さに起因する湿性沈着量の多さに加えて、生産活動の進展が著しい東アジアにあって日本がその風下に位置することから、国外起源の大気汚染物質が日本に運ばれてくることも要因の1つと考えられる。

このような窒素沈着量の多い状況下にあつては、ECA for N が及ぼす窒素沈着量の削減効果は限定的であると言える。例えば昨年度の事業報告書 (海洋政策研究財団, 2012) では、東京湾では海水中における全窒素濃度の環境基準が達成できておらず、バルト海と比較しても溶存無機態窒素の量が比較的多いことを指摘した。東京湾は最も船舶が集中する海域であり、東京湾海面上に対する大気からの窒素沈着量は年間 1,460ton-N/year、そのうち船舶寄与分は 73 ton-N/year であった。それに対し、東京湾再生推進会議 (2009)<sup>8</sup>は、河川からの流入量が 75,920 ton-N/year に及ぶと見積もっている。

河川と大気からの負荷量だけで見れば、大気からの沈着による窒素負荷量への寄与は約 2%であり、船舶の寄与分に至っては約 0.1%と僅かである。そのため、東京湾における富栄養化の原因は河川からの流入に多く起因するものであり、船舶の寄与は無視できる程度であることが示唆される。つまり、窒素沈着量については、ECA for N によって現状 (A0 シナリオ) より更に削減を図る必要性は低いと考えられる。

AOT40 による植生影響については、東京湾などの船舶が多い沿岸における陸域では ECA for N 設定によって逆に AOT40 が増加する結果となった。これは、船舶からの NO<sub>x</sub> 排出量をゼロにすることで O<sub>3</sub> の消滅反応が縮小され、その結果 O<sub>3</sub> 濃度が上昇したためである。広域的に見れば AOT40 を減少させる結果が示されたが、WHO クライテリアの達成に対する ECA for N の効果は低いと考えられた。

以上より、生態系影響という視点で評価した場合、窒素沈着量と富栄養化の顕在化の関連性について明確に評価するに至らなかったことから、ここでは ECA for N 設定の効果は限定的なものであると考えた。

---

<sup>8</sup> 東京湾再生推進会議 (2009): 東京湾再生のための行動計画 第2回中間評価報告書 (<http://www1.kaiho.mlit.go.jp>)

## 2.1.5 人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (NO<sub>2</sub> 及び O<sub>3</sub>)

### (1) 関東を対象とした人体健康影響評価

2020年時点における関東域を対象として、船舶からの排出量をゼロとした場合をベースラインとして A0 シナリオ及び A3 シナリオ時の NO<sub>2</sub> 及び O<sub>3</sub> に起因する死亡者及び疾病者の増加分 (船舶寄与分) を計算し、両者の差分 (A3 シナリオ適用による A0 シナリオからの改善分) を求めた結果を参考資料にまとめた。表 2.1-9には、それら結果の中から A0 と A3 の差分についてまとめた。なお、表中の年齢は 5 歳毎に区分された年齢層データを意味しており、人体健康影響はその年齢層区分毎に計算される。

関東域における水平分布を図 2.1-18に示す。他のエンドポイントや他の C-R Function を使用した場合にも、ベースライン影響量に対する変化割合はほぼ等しくなる。

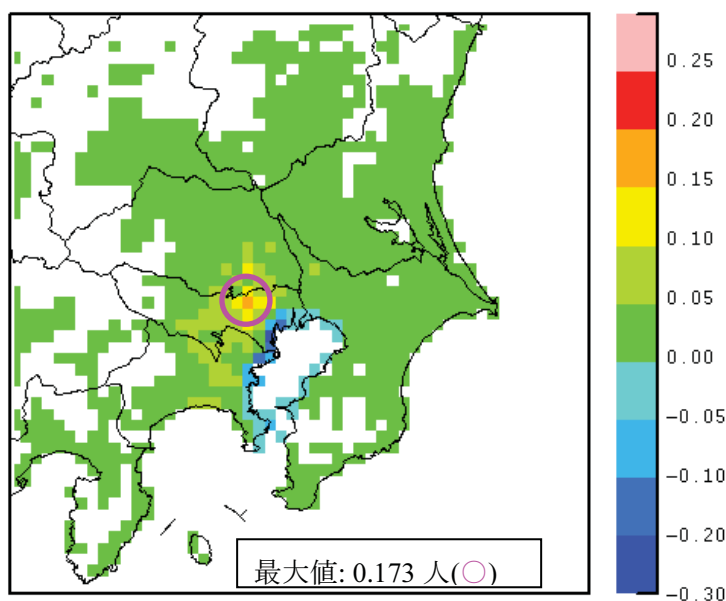


図 2.1-18 A3 シナリオ時の O<sub>3</sub> に起因する事故死以外の死亡者数の A0 からの減少数の水平分布 (C-R Function は Bell et al., 2004 による)



表 2.1-9 2020 年における関東域における人体健康影響評価のまとめ

大気汚染物質	エンドポイント	C-R Function (論文)	年齢 <sup>1)</sup> (歳)	濃度データの処理	健康影響係数: $\beta$	調査対象 (地域、季節)	計算領域内の対象人口 (人)	ベースライン死亡者・疾病者数(人/y)	ベースライン死亡率・疾病率	ECA for N 設定による死亡者・疾病者の減少数 <sup>2)</sup> (人/y)	ベースラインに対する減少数の割合
NO <sub>2</sub>	入院	Fung et al., 2006	65-99	日平均値 (365 日分)	0.003285	Vancouver, Canada	11,900,000	53,000	0.00444	9.65 (0~19.8)	0.018%
	死亡	Bell et al., 2004	0-99	日平均値 (365 日分)	0.00039	98 US Cities (温暖期)	43,600,000	493,000	0.01130	12.8 (4.3~21.3)	0.003%
O <sub>3</sub>	入院	Schwartz 1995	65-99	日平均値 (365 日分)	0.007147	Tacoma WA (温暖期)	11,900,000	53,000	0.00444	24.8 (7.4~45.9)	0.047%

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

2) 0内は 95%信頼度区間相当の幅。計算方法の詳細については参考資料参照のこと。

(2) 欧米における人体健康影響評価との比較

米国の ECA 申請書には、沿岸 200NM に ECA を設定した場合の O<sub>3</sub> に起因する人体健康影響の変化分が示されており、表 2.1-9 に示した Bell et al. (2004) の C-R Function による死亡者数の減少分は年間 61 人と算定されている。また、PBL (2012) による北海 NECA 検討レポートには、北海沿岸 8 ヶ国の O<sub>3</sub> に起因する死亡者の船舶寄与の減少分が表 2.1-10 に示す通り年間 8 人と算定されている。

なお、米国の ECA 申請書及び PML による北海 NECA 検討レポートともに、ECA を設定した場合の NO<sub>2</sub> に起因する人体健康影響の評価は行われていない。

表 2.1-10 北海 NECA 検討レポートの評価結果

シナリオ	シナリオの説明		船舶からの NO <sub>2</sub> 排出量(ton/y)		北海沿岸 8 ヶ国における船舶起因の死亡者数(人/y)	
			絶対値	Δ	絶対値	Δ
リファレンスシナリオ	S	<ul style="list-style-type: none"> <li>全海域で 2012 年から 3.5%、2020 年から 0.5%</li> <li>ECA for S では 2010 年から 1.0%、2015 年から 0.1%</li> <li>停泊中は 0.1%</li> </ul>	446,000	—	9,590	—
	N	<ul style="list-style-type: none"> <li>2000～2101 年の新造船は Tier 1 規制</li> <li>2010 年以降の新造船は Tier 2 規制</li> </ul>				
ECA for N 設定シナリオ	S	ベースラインと同じ	317,000	129,000	9,580	8
	N	ベースラインに加え、2015 年以降の新造船は Tier 3 規制				

米国、欧州に比較して、東京湾に ECA を設定した場合の関東域の人体健康影響の改善度合を、「ECA 設定による O<sub>3</sub> に起因する死亡者の減少数/NO<sub>2</sub> 排出削減量」で比較すると、表 2.1-11 のようになる。

関東における人体健康影響の改善度合いは、欧米のものよりも 19 倍以上大きくなっている。結果として、人体健康影響についても陸上の環境改善効率指標と同様、東京湾を対象とした ECA for N 設定は欧米の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすものと考えた。

なお、関東地方については地方計算領域の 5 km 解像度における情報を 10 km 解像度へ平均 (濃度) 及び 積算 (人口密度) して改善効果を算出した。そのため、前出の表 2.1-9 とは数値が異なっている点に留意されたい。

表 2.1-11 ECA 設定で算定される O<sub>3</sub> に起因する死亡者の減少数/NO<sub>2</sub> 排出削減量の比較

	グリッド 解像度	船舶NOx 排出量 の削減量(ton/y)	シナリオ導入時の O <sub>3</sub> に起因する死 亡者の船舶寄与の減少数(人/y)	Δ 死亡者数/ Δ 排出量
関東	10 km	3,000	11.7	0.00390
	50 km		9.4	0.00313
米国	12 km	294,000	61	0.00021
欧州	50 km	129,000	8	0.00006

※ 関東の数値は 10km 及び 50km 解像度

### (3) 関東の人体健康影響からみた ECA for N 設定の効果について

ECA for N を東京湾で設定した場合、O<sub>3</sub> 濃度の減少に伴い、2020 年に予想される年間死亡者の内の  $3.0 \times 10^{-5}$  (0.003 %)/y が回避されると試算された。また、全人口に対する割合は  $3.0 \times 10^{-7}$  (12.8 人/43,600,000 人) /y となる。ただし、NOx 排出削減量当たりの O<sub>3</sub> に起因する死亡者数の減少率を欧米の ECA 設定によるものと比較すれば、東京湾を対象とした ECA for N 設定は欧米の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすものと考えた。

米国は、表 2.1-11 に示した人体健康影響を ECA for N 必要性の根拠としており、欧州についても PBL (2012) は「北海における ECA for N の設定は環境上有効である」との主張を行っている。以上より、人体健康影響という視点で評価した場合、2020 年を対象とした ECA for N 設定の効果は、O<sub>3</sub> 濃度の減少に伴う死亡者数の削減に対して一定の効果を示すものと考えた。

ただし、北海を対象とした ECA for N は経済的要因等の考慮から、現時点では Pending とされている点に留意する必要がある。

## 2.2 関東地方を対象とした ECA for N 設定の効果のまとめ

本章では、関東を対象とした ECA for N 設定の効果をも (i) 海域及び陸域における NO<sub>x</sub> の排出状況による評価、(ii) 環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (NO<sub>2</sub> 及び O<sub>3</sub>)、(iii) 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価、(iv) 生態系影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度及び沈着量の評価 (窒素沈着量及び AOT40)、(v) 人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (NO<sub>2</sub> 及び O<sub>3</sub>)、といった 5 つの視点から個別に評価した。各評価結果を表 2.2-1 にまとめる。

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

表 2.2-1 関東地方を対象とした多角的視点による 2020 年における  
ECA for N 設定の効果の定量的評価

視点	評価概要
(i) 海域及び陸域における NOx の排出状況による評価 (2.1.1)	<ul style="list-style-type: none"> <li>評価対象年である 2020 年では 2016 年以降の Tier3 規制対象船の割合が少なく、陸域で想定される NOx 排出削減効果と比較して小さい</li> <li>ECA 設定せずとも Tier2 規制船の自然導入で船舶からの NOx 排出総量が 2020 年に向けて自然減する可能性が示唆された</li> </ul>
(ii) 環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (NO <sub>2</sub> 及び O <sub>3</sub> ) (2.1.2)	<ul style="list-style-type: none"> <li>NO<sub>2</sub> に対する環境基準の達成に大きな貢献は見られない</li> <li>我が国では O<sub>3</sub> 濃度に対する越境大気汚染の寄与が大きい</li> <li>ECA for N による NOx 排出削減によって、東京湾近傍では逆に O<sub>3</sub> 濃度の増加現象が見られ、ECA for N 設定の貢献は少ない。これは米国でも同様の状況</li> </ul>
(iii) 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価：陸域排出源との比較 (2.1.3 (2))	<ul style="list-style-type: none"> <li>NO<sub>2</sub> 濃度については陸上における同シナリオがより効果的であると示された。</li> <li>O<sub>3</sub> 濃度については ECA for N 設定シナリオがより効果的となる結果が示されたものの、陸上を含めた NOx・NMVOCs の排出状況によって将来における O<sub>3</sub> 予測濃度は大きく依存する</li> </ul>
欧米との比較 (2.1.3 (3))	<ul style="list-style-type: none"> <li>欧州に関しては推計に係る不確かさが大きいと考えられるものの、東京湾を対象とした ECA for N 設定は欧米の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすものと考えられた</li> </ul>
(iv) 生態系影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度及び沈着量の評価 (2.1.4)	<ul style="list-style-type: none"> <li>我が国における大気からの窒素沈着量は、欧米と比較して広域的に多い状況にあるものの、東京湾に対する窒素沈着量でみれば船舶由来は 0.1%程度と僅かであった</li> <li>O<sub>3</sub> 濃度が上昇することもあるため、AOT40 が増加することで植物影響も大きくなる懸念が示された</li> </ul>
(v) 人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (NO <sub>2</sub> 及び O <sub>3</sub> ) (2.1.5)	<ul style="list-style-type: none"> <li>O<sub>3</sub> 濃度の減少に伴い、2020 年に予想される死亡者の内の <math>3.0 \times 10^{-5}</math> (0.003 %) の割合が回避される結果となった。また、全人口に対する割合は <math>3.0 \times 10^{-7}</math> となる。</li> <li>死亡者の減少に関しては、東京湾を対象とした ECA for N 設定は欧米の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすものと考えられた</li> </ul>

各視点に対する不確実性の評価は 1.4 節を参照のこと

多角的視点による評価手法によって ECA for N 設定の効果を定量的に評価した場合、表 2.2-1 に示す通り、「(i) 海域及び陸域における NO<sub>x</sub> の排出状況による評価」及び「(ii) 環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (NO<sub>2</sub> 及び O<sub>3</sub>)」に関しては、東京湾に ECA for N を設定することで期待できる改善効果は相対的に小さいと考えられ、「(iv) 生態系影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度及び沈着量の評価」に関しては評価のための指標を整備するに至っていない。

これに対し、「(iii) 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価：陸域排出源との比較」では、NO<sub>x</sub> 削減量 1 トン当たりの O<sub>3</sub> 濃度に対する改善効果は、海上の排出源でありながら、船舶は自動車と同等以上であると計算されるが、陸上を含めた NO<sub>x</sub>・NMVOCs の排出状況によって将来における O<sub>3</sub> 予測濃度が大きく依存することが示され、本事業における評価結果のみを持って関東域における ECA for N 設定の効果を判断することは難しいと考える。

また、「(iii) 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価：欧米との比較」及び「人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価(NO<sub>2</sub> 及び O<sub>3</sub>)」では、O<sub>3</sub> 濃度に関連した改善効果を見た場合、東京湾を対象とした ECA for N 設定は欧米の ECA 設定よりも効率的な効果が計算されるが、上記と同様の理由から、本事業における評価結果のみを持って関東域における ECA for N 設定の効果を判断することは難しいと考える。

本事業では、2020 年を対象とした陸域排出源データの推計を行っていない。VOCs-limited の状況下にある都市域においては、将来において NO<sub>x</sub> 排出量を削減すれば逆に O<sub>3</sub> 濃度の上昇をもたらすことも考えられ、その削減対策については十分なシナリオを持って評価できたとは言いがたい。将来の検討においては、このような陸上の将来排出量の変化及び植物などから発生する NMVOCs のについて最新の知見を考慮するとともに、2005 年以降の越境大気汚染についても取り込んだ計算結果を用いて評価を行うことが重要である。その場合においても、今回用いた多角的視点による評価手法は適用できると考える。なお、ECA for N の導入時期と大気環境改善効果の関係については、6.2.2 節において更に考察を行ったので、そちらも参照されたい。

### 3 関東を対象とした ECA for S 設定の効果の定量的評価

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

#### (1) 海域及び陸域における SO<sub>2</sub>・PM 排出状況による評価

東京湾内を対象とした ECA for S 設定シナリオより推計された燃料転換により期待される SO<sub>2</sub>・PM 排出量は、評価対象年である 2020 年では、陸域排出源の排出削減量と大きな開きはない。ECA for S を設定しない場合、陸上も含めた全排出量に占める船舶の割合は SO<sub>2</sub>・PM とも 10%を越すレベルにまで増加する可能性がある。また、米国と比較すると、東京湾での ECA for S 設定による排出削減の割合は米国の 200NM を対象とした ECA よりも大きい。

関東域での SO<sub>2</sub>・PM 排出状況という視点で評価した場合、ECA for S 設定は SO<sub>2</sub>・PM 排出量の追加的な削減対策として一定の効果を示すものと考えられる。

#### (2) 環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (SO<sub>2</sub> 及び PM<sub>2.5</sub>)

ECA for S は燃料中の硫黄分に対する規制となるため、効果の出現は船齢に関わらず全ての船舶に同時かつほぼ同じ効果で出現する。関東の SO<sub>2</sub> 及び PM<sub>2.5</sub> 濃度に対する ECA for S 設定の効果について考えた場合、SO<sub>2</sub> 濃度については日本の環境基準は既に多くの地域で達成されている。PM<sub>2.5</sub> は環境基準の達成状況が極めて悪く、今後の環境改善が求められているが、越境大気汚染の寄与が大きく、ECA for S 設定による環境基準達成に対する貢献は低い。

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

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

陸上の環境改善効率指標 (1.3.3 節参照) を導入し、ECA for S 設定の効果を定量的に評価した。ここで設定した ECA for S 及び陸上における SO<sub>2</sub>・PM 排出削減シナリオで同指標を算定した場合、SO<sub>2</sub>・PM<sub>2.5</sub> 濃度ともに両シナリオにおける効果は同等と評価された。これは、陸上の環境改善効率指標で評価すると、PM 削減量 1 トン当たりの PM<sub>2.5</sub> 濃度に対する改善効果は、海上の排出源でありながら、船舶は自動車と同等であることを意味する。また、PM<sub>2.5</sub> 濃度に対する同指標を米国の ECA 設定によるものと比較すれば、東京湾を対象とした ECA for S 設定は米国の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすと考えられた。

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

#### (4) 生態系影響をものさしとした 2020 年の硫黄沈着量の評価

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

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

#### (5) 人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (SO<sub>2</sub> 及び PM<sub>2.5</sub>)

ECA for S を東京湾で設定した場合、PM<sub>2.5</sub> 濃度の低下に伴う死亡者数の減少率はベースライン人口 (30～99 歳) の  $5.4 \times 10^{-4}$  (0.054 %) と試算された。これは、2 章で試算した O<sub>3</sub> による死亡者数の減少率 ( $3.0 \times 10^{-5}$ ) よりも 1 オーダー大きい値である。また、全人口に対する割合は  $8.6 \times 10^{-6}$  となる。さらに、PM 排出削減量当たりの死亡者数の減少率を米国の ECA 設定によるものと比較すれば、東京湾を対象とした ECA for S 設定は米国の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすものと考えた。

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

多角的視点による評価では、(1) 海域及び陸域における SO<sub>2</sub>・PM 排出状況による評価、(3) 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価及び (5) 人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価において一定の改善効果を確認することができたと考える。ECA for N では、陸上を含めた NO<sub>x</sub>・NMVOCs の排出状況に将来における O<sub>3</sub> 予測濃度が大きく依存することが示され、本事業における評価結果のみをもって ECA for N 設定の効果を判断することは難しいと結論された (2.2 節参照)。ただし、同様の排出状況の変化が PM<sub>2.5</sub> の将来予測濃度及びそれに伴う陸上の環境改善効率指標及び人体健康影響に及ぼす影響については、O<sub>3</sub> と比較して線型性があると言える。

以上より、多角的視点による評価手法では、SO<sub>2</sub>・PM 排出量、陸上の環境改善効率指標及び人体健康影響において一定の改善効果を確認することができたと考える。ただし、1.4 節でも述べたように、多角的視点間で重み付けは適用していない。個々の政策的判断においては、上記で示した 5 つの視点のうち、特定の視点を重視する考え方もあり得ると考えられる。



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

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

ここでは、表 1.2-4 に示すリファレンスシナリオ (A0) 及び ECA 設定シナリオ (A3) から (i) 海域及び陸域における SO<sub>2</sub>・PM 排出状況による評価、(ii) 環境基準をものさしとした 2020 年の SO<sub>2</sub> 濃度と PM<sub>2.5</sub> 濃度の評価、(iii) 陸上の環境改善効率をものさしとした 2020 年の SO<sub>2</sub> 濃度と PM<sub>2.5</sub> 濃度の評価、(iv) 生態系影響をものさしとした 2020 年の全硫黄沈着量の評価、(v) 人体健康影響をものさしとした 2020 年の SO<sub>2</sub> 濃度と PM<sub>2.5</sub> 濃度の評価といった 5 つの評価を実施し、関東における ECA for S 設定の効果を定量的に評価した。

なお、(iii) 陸上の環境改善効率をものさしとした 2020 年の SO<sub>2</sub> 濃度と PM<sub>2.5</sub> 濃度の評価については、日米欧間の比較だけでなく、同等の SO<sub>x</sub> 排出量削減を陸上の固定発生源に、あるいは同等の PM<sub>2.5</sub> 排出量削減を陸上の自動車発生源において設定した場合の比較を含んでいる。

#### 3.1.1 海域及び陸域における SO<sub>2</sub>・PM 排出状況による評価

##### (1) 関東における船舶からの SO<sub>2</sub>・PM 排出状況

本章においても、活動量が 2005 年から 2020 年への活動量変化を考慮しない「A シリーズ (以下、A0 及び A3)」及び活動量変化を考慮する「B シリーズ (以下、B0 及び B3)」の 2 つを適用し、2020 年を対象とした排出量の推計を行った。両シナリオにおける排出量を比較することで、船舶からの NO<sub>x</sub> 排出量に対する ECA for S 設定の効果を定量的に評価した。

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

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

SO<sub>2</sub> 及び PM 排出量は、それらの排出係数を決定する硫黄分が、外航船 C 重油においては 2005 年の 2.7% を最新の実測値である 2.61% に更新したため、漁船軽油については品確法の改定によって 50ppm→5ppm に改善されたため、活動量が 2005 年から変化しない A0 シナリオにおける外航船と漁船の排出量にはその変更に伴う排出量の削減が確認できた。内航船については A・C 重油ともに硫黄分の変更を考慮していないため、A0 シナリオについては 2005 年からの変動はない結果となった。B0 シナリオは活動量の変動を加味したも

のであるが、東京湾では、内航船・停泊及び外航船・航行において、活動量に増加を示す船型に起因して SO<sub>2</sub> 及び PM 排出量は 2005 年から増加した。

表 3.1-1 各将来シナリオにおける東京湾内 SO<sub>2</sub> 排出量 (ton) の 2005 年からの変化

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

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

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

続いて、東京湾の船舶起源 SO<sub>2</sub>・PM<sub>2.5</sub> 排出量と同湾に面する陸域起源 SO<sub>2</sub>・PM<sub>2.5</sub> 排出量の比較を行った。ここでは、各々特定重要港湾 (東京港、川崎港、横浜港、千葉港) と自動車 NO<sub>x</sub>・PM 法の対象地域を評価対象域として、各々のシナリオに基づく SO<sub>2</sub>・PM<sub>2.5</sub> 排出量を集計し、東京湾周辺域における SO<sub>2</sub>・PM<sub>2.5</sub> 排出量の将来推移を評価した。各々の推計対象範囲は図 2.1-1 を参照されたい。なお、陸域では SO<sub>x</sub> 及び PM<sub>2.5</sub> が推計されているが、ここでは陸域の SO<sub>x</sub> は SO<sub>2</sub> とみなし、また PM<sub>2.5</sub> は船舶排出量における PM と同等であると考えて直接比較した。

将来の陸域における SO<sub>2</sub>・PM<sub>2.5</sub> 排出量は、NO<sub>x</sub> 排出量と同様、JATOP (Japan Auto-Oil Program) において推計されたデータを使用した (石油エネルギー技術センター, 2012)<sup>1</sup>。2020 年の自動車排出量は、将来の新車への代替を考慮した下記 3 つのシナリオに基づいて推計されている；

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

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

図 3.1-1 及び図 3.1-2 に、自動車 NO<sub>x</sub>・PM 法の対象地域における陸域起源 SO<sub>2</sub>・PM<sub>2.5</sub> 排出量 (左図)、並びに東京湾の重要特定港湾における船舶起源 SO<sub>2</sub>・PM<sub>2.5</sub> 排出量 (右図) を示す。

陸域及び船舶における SO<sub>2</sub> 排出量を見た場合、陸域では自動車からの排出量は既にゼロと計算されており、最も削減が期待されるシナリオ c において自動車以外の発生源から 2005 年比で 12% の排出削減量 (12,029 ton/yr) が推計されている。これは、主に活動量の低下に起因するものと考えられる。他方、船舶では、ECA 設定を考慮した A3 及び B3 シナリオにおける排出削減量の推計値は 2005 年比で 95% の排出削減量 (A3 : 9,166 ton/yr、B3 : 9,123 ton/yr) に達しており、船舶の削減期待量は NO<sub>x</sub> 削減量よりもはるかに大きい。

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

---

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

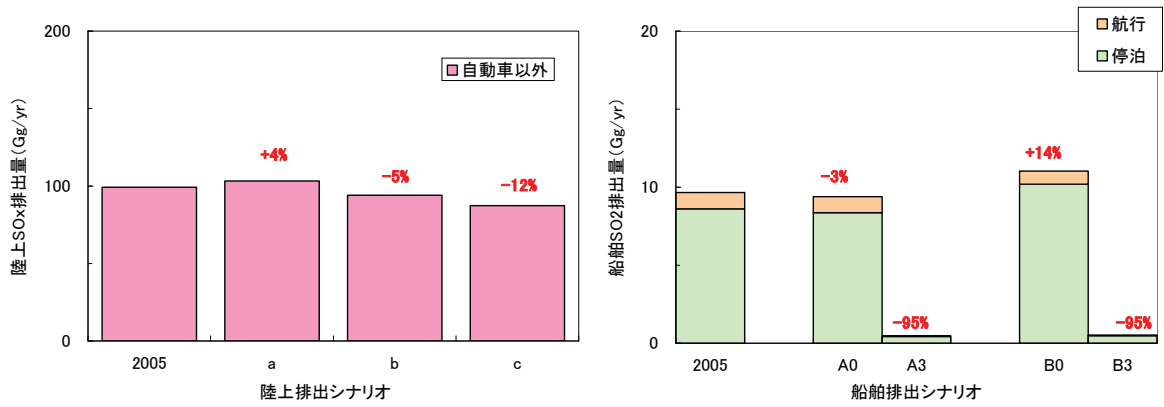


図 3.1-1 自動車 NOx・PM 法の対象区域における SOx 排出量 (左図) 及び東京湾における重要特定港湾 (右図) を対象とした船舶からの SO<sub>2</sub> 排出量  
(陸域：6,945 km<sup>2</sup>、船舶[東京港+川崎港+横浜港+千葉港]：41 km<sup>2</sup>)

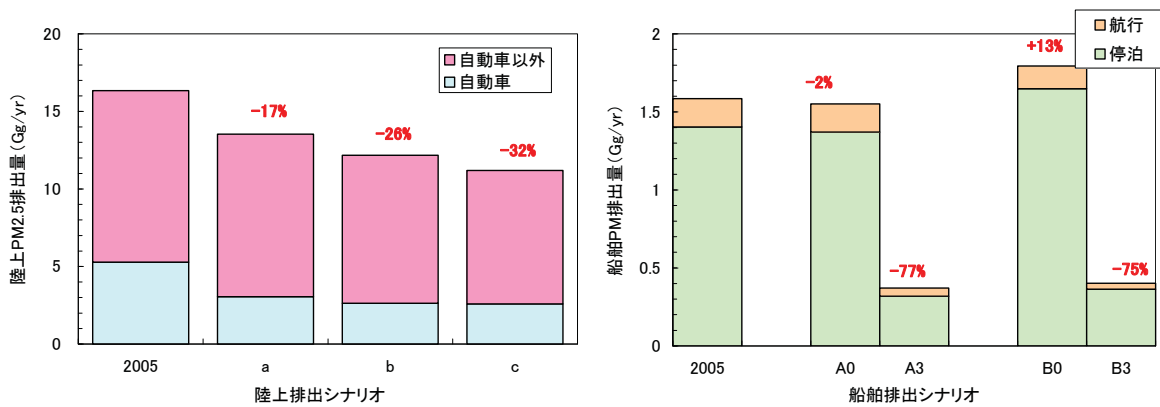


図 3.1-2 自動車 NOx・PM 法の対象区域における PM<sub>2.5</sub> 排出量 (左図) 及び東京湾における重要特定港湾 (右図) を対象とした船舶からの PM 排出量  
(陸域：6,945 km<sup>2</sup>、船舶[東京港+川崎港+横浜港+千葉港]：41 km<sup>2</sup>)

ECA for S 設定の効果を定量的に評価するうえで、陸域も含めた全排出量に占める船舶由来の SO<sub>2</sub>・PM 排出量の割合推移を把握しておくことは重要となる。図 2.1-1 で示した陸域(自動車 NO<sub>x</sub>・PM 法の適用範囲)と海域(東京湾の特定重要港湾)を対象として排出量を積算した場合、2005 年時点では、陸域も併せた全排出量に対する船舶由来の割合は SO<sub>2</sub> : 8.9%、PM : 8.8%となった。これに対し、各シナリオ別に算出される船舶由来の同割合を表 3.1-3 (SO<sub>2</sub>) と表 3.1-4 (PM) にまとめる。

船舶からの SO<sub>2</sub>・PM 排出量は陸域からのものと比較して少ないものの、これら表では、ECA 設定がない場合には SO<sub>2</sub> 排出量の陸域シナリオ a に対する船舶シナリオ A0 を除いて、概ね船舶由来の割合が増加してしまう結果となった。特に PM については、ECA 設定がない場合には船舶からの寄与割合が 10% を超すことが予想される。

表 3.1-3 シナリオ別に求めた関東の SO<sub>2</sub> 排出量合計に占める船舶由来の割合

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

※ 陸域は SO<sub>x</sub> が推計されているが SO<sub>2</sub> と見なして船舶と直接比較  
 ※ 2005 年における船舶由来の割合は 8.9%  
 ※ 網掛けは 2005 年よりも船舶由来の割合が増加するケース

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

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

※ 陸域は PM<sub>2.5</sub> が推計されているが PM と見なして船舶と直接比較  
 ※ 2005 年における船舶由来の割合は 8.8%  
 ※ 網掛けは 2005 年よりも船舶由来の割合が増加するケース

## (2) 欧米における船舶からの SO<sub>2</sub>・PM 排出状況との比較

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

東京湾では、SO<sub>2</sub>・PM ともに、2005 年から 2020 年に向けての伸び率は A・B シリーズの双方ともにほぼゼロである。欧米を見た場合、米国では増加するとの予測が示されている一方で、欧州においては IIASA では活動量の変化 (増加) のみを見ているのに対して、PBL では北海・バルト海 ECA 内の硫黄分の改善 (0.5%→0.1%) を考慮しているためと思われる。

---

<sup>2</sup> 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

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

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

表 3.1-5 関東 (東京湾) 及び欧米における船舶由来 SO<sub>2</sub> 排出量の推計結果

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

(1) A シリーズ：活動量が変化しない、B シリーズ：活動量が変化する。

(2) 米国による ECA 設定範囲は離岸距離 200NM 以内

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

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

(1) A シリーズ：活動量が変化しない、B シリーズ：活動量が変化する。

(2) 米国による ECA 設定範囲は離岸距離 200NM 以内

(3) 関東の SO<sub>2</sub>・PM 排出状況からみた ECA for S 設定の効果について

東京湾内を対象とした ECA for S 設定シナリオより推計された SO<sub>2</sub> 排出削減量は、自動車 NO<sub>x</sub>・PM 法の対策地域における同削減量の推計値と同程度となった。NO<sub>x</sub> 排出量とは異なり、船舶では現在も硫黄分の高い重油が燃料として使用されていること、また自動車用軽油では事実上 0 まで削減されていることより、期待される削減量はその絶対量・寄与割合の両方で多くなる。

陸域における SO<sub>2</sub> 排出量は排出規制の徹底により概ね限界まで削減済みである。そのような状況において、陸域も含めた全排出量に占める船舶由来の割合では、ECA for S を設定しない場合、SO<sub>2</sub> では 2005 年の 8.9%が最大で 11.2%に、PM では 8.8%が最大 13.8%に上昇する結果となるが、港湾周辺地域に限定すれば、その割合は更に大きいものとなることが予想される。

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

これら状況より、東京湾における ECA for S 設定は SO<sub>2</sub>・PM 排出量の追加的な削減対策として一定の効果を示すものと考えられる。

表 3.1-7 東京湾及び米国において ECA for S 設定を考えた場合の SO<sub>2</sub> 排出削減量

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

(1) 米国による ECA 設定範囲は離岸距離 200NM 以内

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

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

(1) 米国による ECA 設定範囲は離岸距離 200NM 以内



### 3.1.2 環境基準をものさしとした2020年の大気中濃度の評価 (SO<sub>2</sub>及びPM<sub>2.5</sub>)

#### (1) 関東を対象とした大気濃度削減効果

東京湾におけるECA for S設定による大気濃度削減効果をSO<sub>2</sub>及びPM<sub>2.5</sub>の大気中濃度の変化から評価する。

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

#### ① SO<sub>2</sub>濃度

図3.1-3に、関東計算領域におけるSO<sub>2</sub>濃度の年平均値(A0)及びA0シナリオからの減少分(A0-A3)を示した。A0での年平均濃度ではSO<sub>2</sub>年平均濃度は首都圏の中心から沿岸付近にかけて高濃度を示した。ECA for Sの設定を考慮したA3シナリオでは、その濃度低減効果はECA for Sを設定した東京湾内及びその周辺で確認でき、その減少も最大で10.3 ppbが2.91 ppbにまで低下するなど、一定の効果はあると言える。ただし、国内におけるSO<sub>2</sub>濃度の環境基準(日平均濃度で40 ppb)は概ね達成されている状況にある。

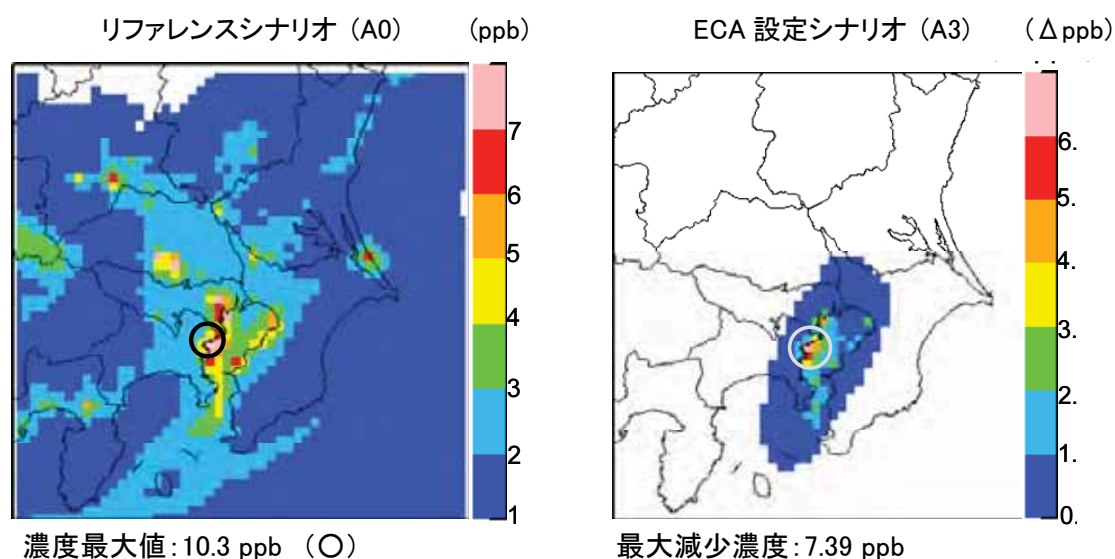


図 3.1-3 関東計算領域におけるSO<sub>2</sub>の年平均濃度 (左図 : A0) 及びECAを設定した場合 (A3) のA0からの濃度減少 (右図 : A0 - A3)

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

図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が表 1.1-3 に示した WHO 指針値に適合しなかった領域を示している。ただし、国内における SO<sub>2</sub> 濃度の環境基準 (日平均濃度で 40ppb) は概ね達成されている状況にある点に留意する必要がある。

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

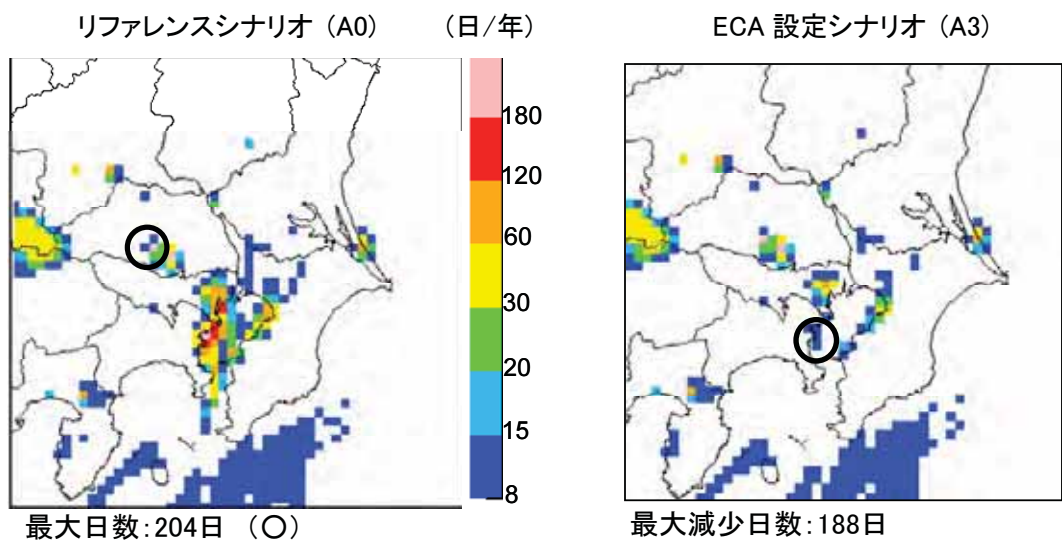


図 3.1-4 A0 (左図) 及び A3 (右図) において日平均 SO<sub>2</sub>濃度が WHO 指針値 (7.5 ppb) を超えた日数 (8 日以上：2%以上) 及びその範囲 (図下の最大日数は超過日数の最大値 (A0)、超過日数の A0 との差分の最大値 (A3))

## ② PM<sub>2.5</sub>濃度

図 3.1-5に、関東計算領域における PM<sub>2.5</sub>濃度の年平均値 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (A0-A3) を示した。ECA 設定シナリオでは、SO<sub>2</sub> 濃度の場合と同様に東京湾を中心として年平均 PM<sub>2.5</sub>濃度の減少が確認できた。しかしながら SO<sub>2</sub> 濃度とは異なり、減少濃度は最大でも 1.35 μg/m<sup>3</sup>に留まっており、その低減効果は A0 における PM<sub>2.5</sub>の年平均濃度から見れば僅かなものであった。

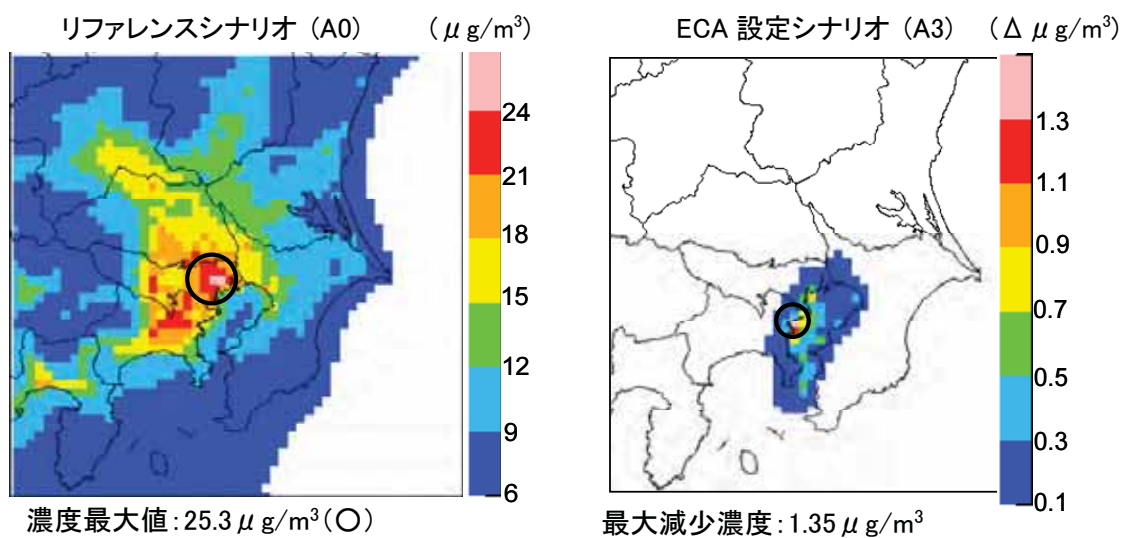


図 3.1-5 関東計算領域における PM<sub>2.5</sub>の年平均濃度 (左図: A0) 及び ECA を設定した場合 (A3) の A0 からの濃度減少 (右図: A0 - A3)

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

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

ECA 設定シナリオである A3 では、東京湾中心のごく限られた範囲においてのみ不適合領域が消滅する結果となった。不適合領域の消滅には至らないまでもその絶対値 (日平均値が 25 μg m<sup>-3</sup>以上となった日数) の減少は内陸でも確認できた。しかしながら、その濃度の改善効果は SO<sub>2</sub> 濃度ほど大きくはない。これは、一般的に粒子はガスよりも長距離輸送されるため、大気中濃度に対する発生源の寄与は比較的広範囲に及ぶが、発生源近傍における寄与はその分だけ薄まったものであることに起因すると考えられた。

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

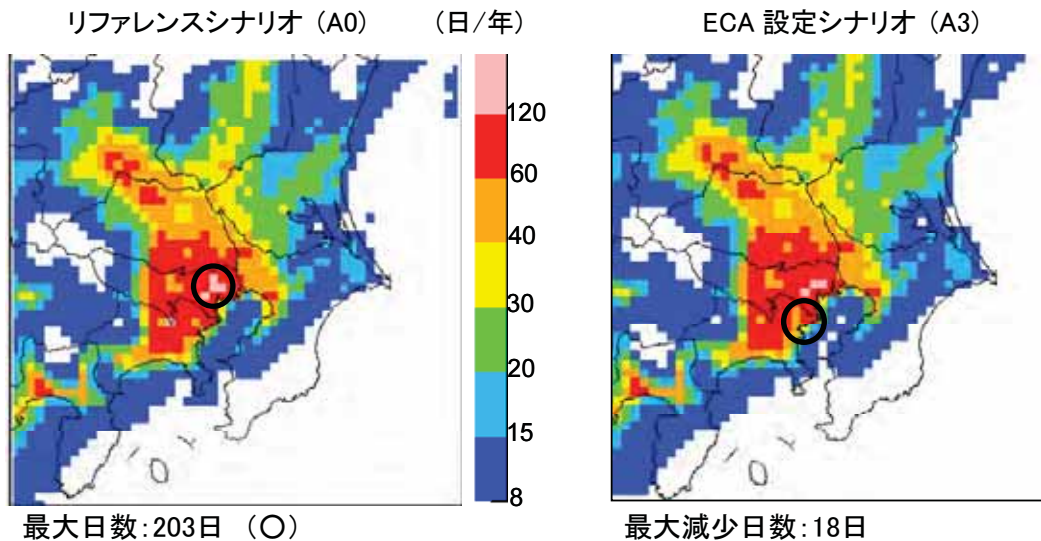


図 3.1-6 A0(左図) 及び A3(右図) において日平均PM<sub>2.5</sub>濃度が WHO 指針値 ( $25 \mu\text{g/m}^3$ ) を超えた日数 (8 日以上 : 2%以上) 及びその範囲  
(図下の最大日数は超過日数の最大値 (A0) 、超過日数の A0 との差分の最大値 (A3))

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

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

### ③ PM 排出係数の不確実性と PM<sub>2.5</sub> 濃度の計算結果の関係

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

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

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

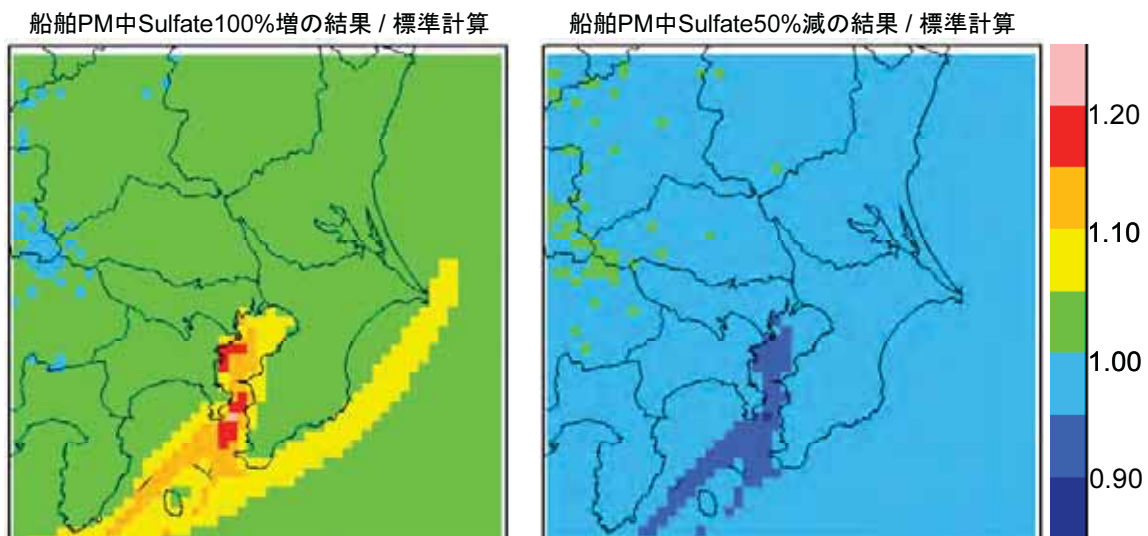


図 3.1-7 2005年8月の現状再現計算とSulfate排出量を変化させた計算で得られた大気中Sulfate濃度の比率（船舶から排出されるSulfateを-50%（右図）及び+100%（左図）とした場合）

(2) 欧米における大気濃度削減効果との比較

ここでは、米国の ECA 提案書において ECA for S の解析対象となっている PM<sub>2.5</sub> 濃度について、関東地方においても米国と同様の解析を行い、関東地方と米国での結果の違いを考察した。なお、SO<sub>2</sub>については米国の ECA 申請書に記載されていなかったため、ここでは比較を行っていない。

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

① 2020 年を対象とした PM<sub>2.5</sub> の年平均濃度

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

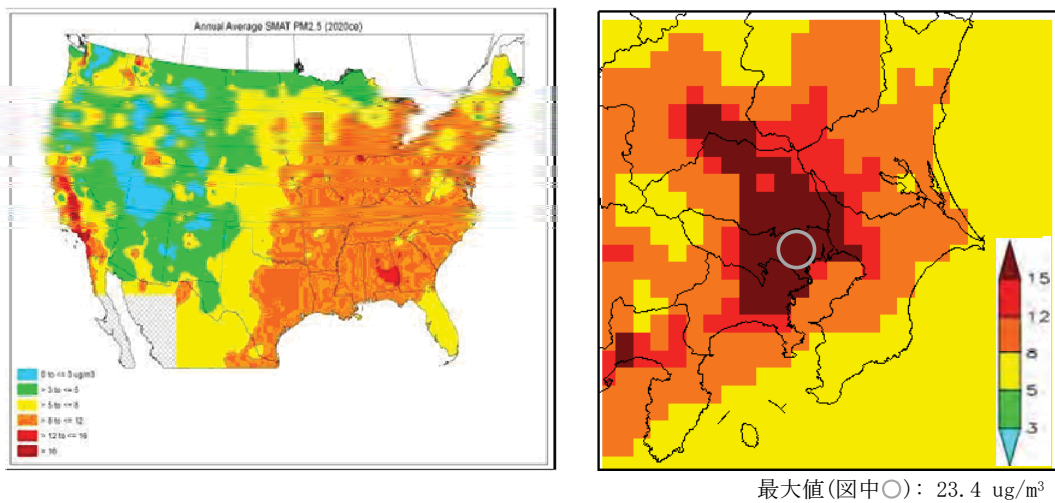


図 3.1-8 2020 年を対象とした米国及び関東地方における PM<sub>2.5</sub> 濃度の年平均値のシミュレーション結果 (µg/m<sup>3</sup>)

## ② PM<sub>2.5</sub>年平均濃度に対する ECA 設定の効果

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

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

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

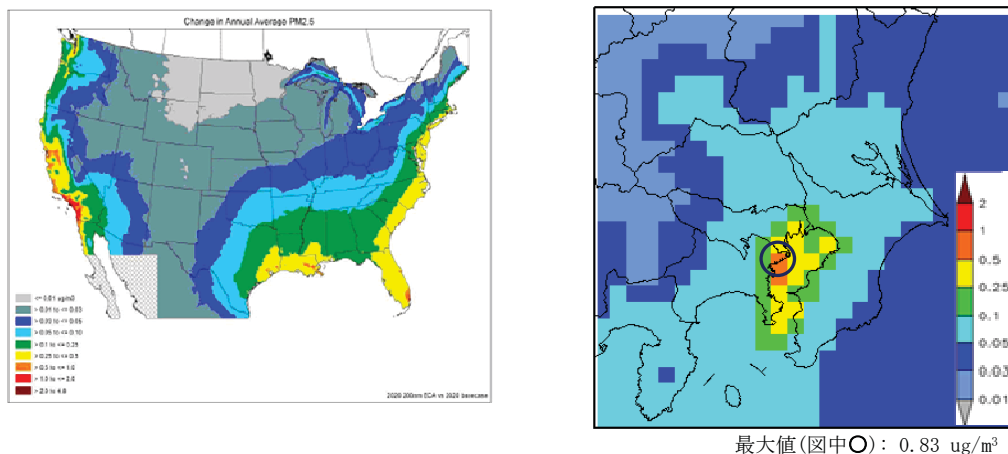
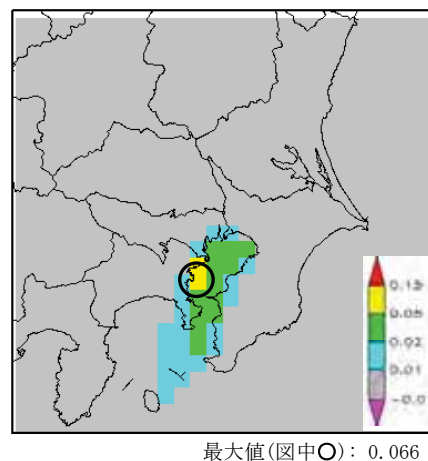


図 3.1-9 米国及び関東地方での ECA 設定による年平均 PM<sub>2.5</sub> 濃度の改善の絶対値



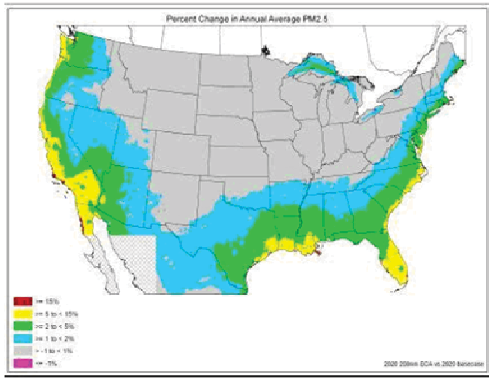


図 3.1-10 米国及び関東地方での ECA 設定による年平均 PM<sub>2.5</sub> 濃度の改善率



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

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

SO<sub>2</sub>濃度では、WHO 指針値 (日平均で 7.5 ppb) を評価指標として用いた場合、ECA 設定の効果が見られる。しかしながら、我が国の SO<sub>2</sub>に対する環境基準 (日平均で 40 ppb) を評価基準として用いると、陸域、特に関東域においては概ね基準を達成しており、現状 (A0 シナリオ)より環境改善を図る必要性は低いと考えられる。他方、PM<sub>2.5</sub> 濃度では、年平均濃度に対する濃度低減効果も僅かであり、また WHO 指針値 (日平均で 25 µg/m<sup>3</sup>) を評価指標として用いた場合でも大きな濃度改善効果は確認できなかった。なお、ECA for S 設定による大気中濃度の改善効果については日米で同程度であった。日米欧における大気環境基準の達成状況は、表 3.1-9 に示す通り、SO<sub>2</sub> は概ね達成されており、PM<sub>2.5</sub> は米国では連邦レベルで見た場合、比較的高い達成率となっている。しかしながら、基準未達成の地点の比較的多くがカリフォルニア州に位置しており、同州では最も高い年平均値及び日平均値が観測された。

表 3.1-9 2010 年における SO<sub>2</sub>・PM<sub>2.5</sub> の環境基準達成状況と過去の濃度推移

	日本 <sup>(1)</sup>	米国 <sup>(2)</sup>	欧州 <sup>(3)</sup>
SO <sub>2</sub>	<ul style="list-style-type: none"> <li>基準達成率は一般局：99.7%、自排局：100%</li> <li>過去 10 年で、一般局での年平均値は概ね 3ppb 程度で横ばい推移</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>ハワイの火山由来と思われる超過以外は達成</li> <li>過去 10 年間で年平均値は 53%減少した</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>EU 都市部での基準超過はなし</li> <li>過去 10 年間で都市部での年平均値は約 50%減少した</li> </ul>
PM <sub>2.5</sub>	<ul style="list-style-type: none"> <li>基準達成率は一般局：32.4%、自排局：8.3%</li> <li>2010 年に初めて公表された年平均値は一般局：15.1µg/m<sup>3</sup>、自排局：17.2µg/m<sup>3</sup></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>年平均値では 99.1%、日平均値では 93.7%の達成率。</li> <li>過去 10 年間で年平均値は 24%減少した。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>19 カ国において基準超過が報告された</li> <li>過去 10 年間で都市部での年平均値は 15%減少した。</li> </ul>

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

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

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

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

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

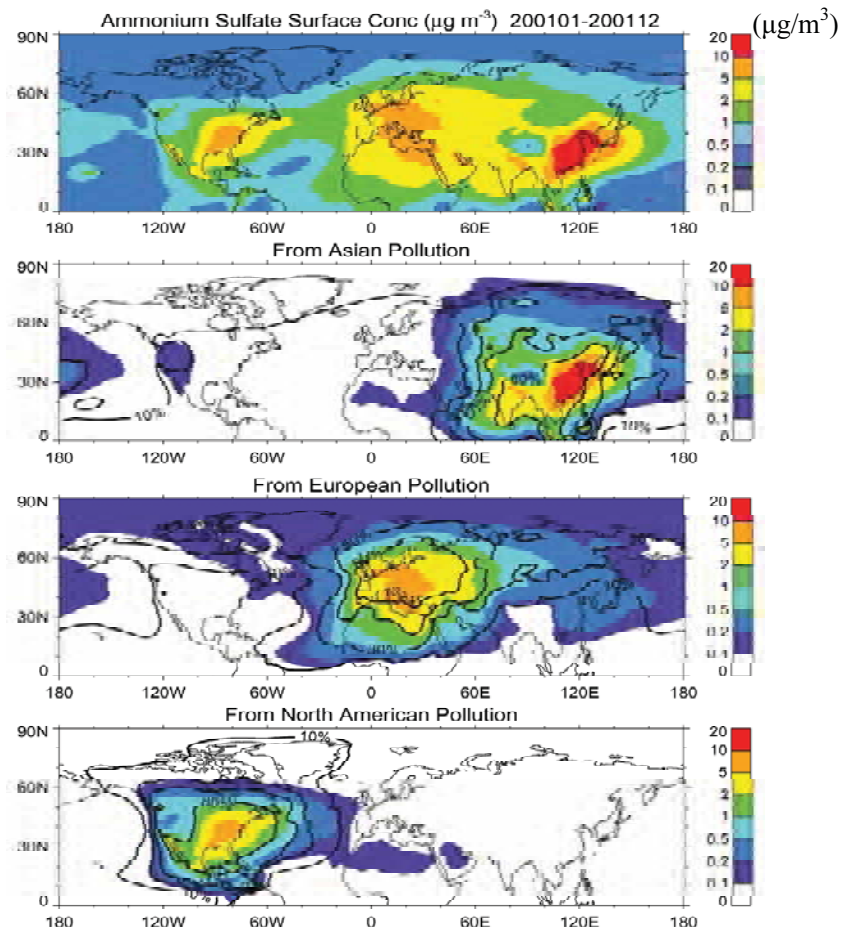


図 3.1-11 NASA の GOCART モデルによる 2001 年の北半球地表面の硫酸アンモニウム濃度の年平均値 (上) と主な排出地域からの寄与濃度 (上 2 番目：アジア、3 番目：欧州、4 番目：北アメリカ)。等値線は全アンモニウム濃度の 10,30,50,80 パーセンタイル値。

ここまでの考察より、関東の SO<sub>2</sub> 及び PM<sub>2.5</sub> 濃度に対する ECA for S 設定の効果について考えた場合、SO<sub>2</sub> 濃度については我が国の環境基準を達成している状況であり、PM<sub>2.5</sub> 濃度については越境大気汚染の寄与が大きいことを考えれば、関東において大気濃度に対する ECA for S 設定の効果は限定的なものであると考えた。

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

3.1.2 節では、ECA 設定シナリオ (A3) は  $\text{SO}_2$  及び  $\text{PM}_{2.5}$  の大気中濃度の絶対値に対して大きな改善効果をもたらさないことが大気質シミュレーションの結果より考察された ( $\text{SO}_2$  は WHO 指針を指標とすれば改善効果は確認できた)。また、ECA for S 設定による  $\text{PM}_{2.5}$  濃度の改善効果については日米で同程度あったことも併せて確認した。

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

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

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

#### (1) 関東における陸上の環境改善効率指標 ( $\text{SO}_2$ 及び $\text{PM}_{2.5}$ )

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

$\text{SO}_2$  及び  $\text{PM}_{2.5}$  では、 $\text{O}_3$  で見られたような排出削減に伴う大気中濃度の上昇現象は確認されなかった。言い換えれば、ECA for S については ECA for N の場合で見られたような排出削減に伴う負の効果はないということになる。陸上の環境改善指標は、 $\Delta$  濃度に人口を乗じた値 ( $\Delta$  濃度  $\times$  人口/grid) を計算領域内で積算したものである。これによれば、 $\text{SO}_2 \cdot \text{PM}_{2.5}$  とともにプラスとなるが、その程度は  $\Delta$  濃度  $\times$  人口/grid の数値自体から判断できるものではない。そこで、次節では欧米に対して同手法より改善効果を算定し、関東と比較することでその改善程度の把握を試みた。

なお、 $\text{SO}_2$  濃度及び  $\text{PM}_{2.5}$  濃度の改善効果は東京湾の沿岸地域で大きい。特に、 $\text{SO}_2$  濃度は船舶から 1 次排出される汚染物質であり、停泊船舶を固定発生源と考えた場合には停泊バース近傍において最大着地濃度を示す。このような固定発生源を対象とした環境アセスメントでは排ガス拡散予測手法がこれまでも多く利用されてきた。例えば図 3.1-13 に示すように、港湾近傍では船舶に起因すると考えられる高濃度の  $\text{SO}_2$  は実際に観測されており、かつ、METI-LIS を利用した排ガス拡散予測による短期シミュレーションの結果も、これを支持するものとなっている。

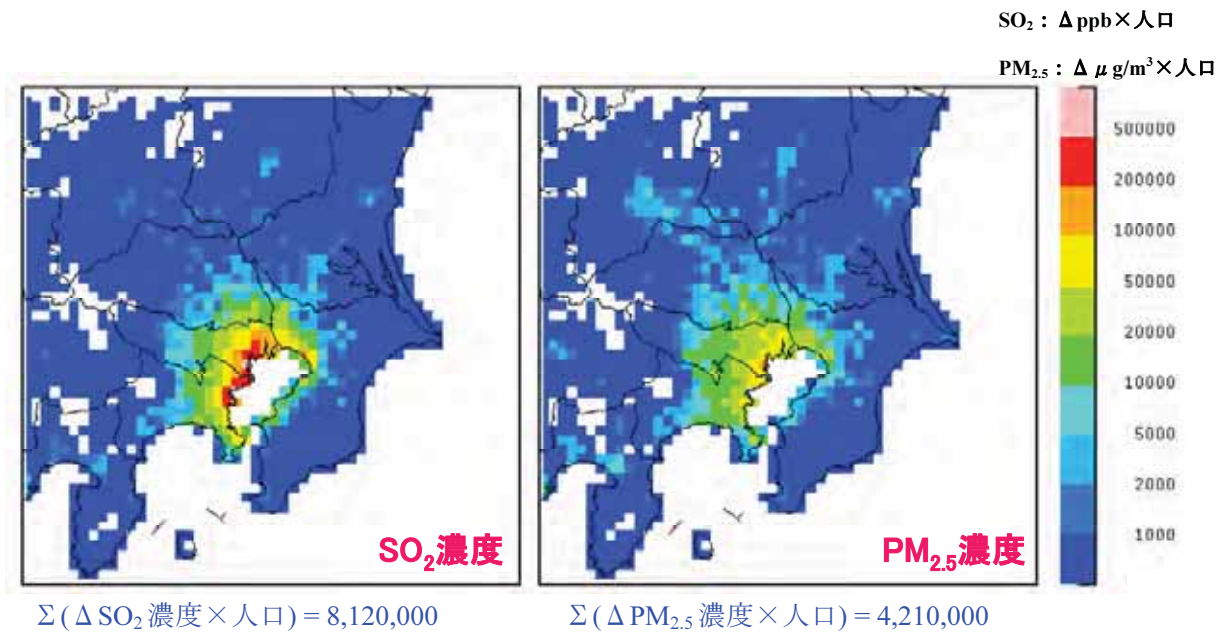


図 3.1-12 A0 シナリオに対する A3 シナリオでの SO<sub>2</sub> 及び PM<sub>2.5</sub> の陸上の環境改善指標の分布

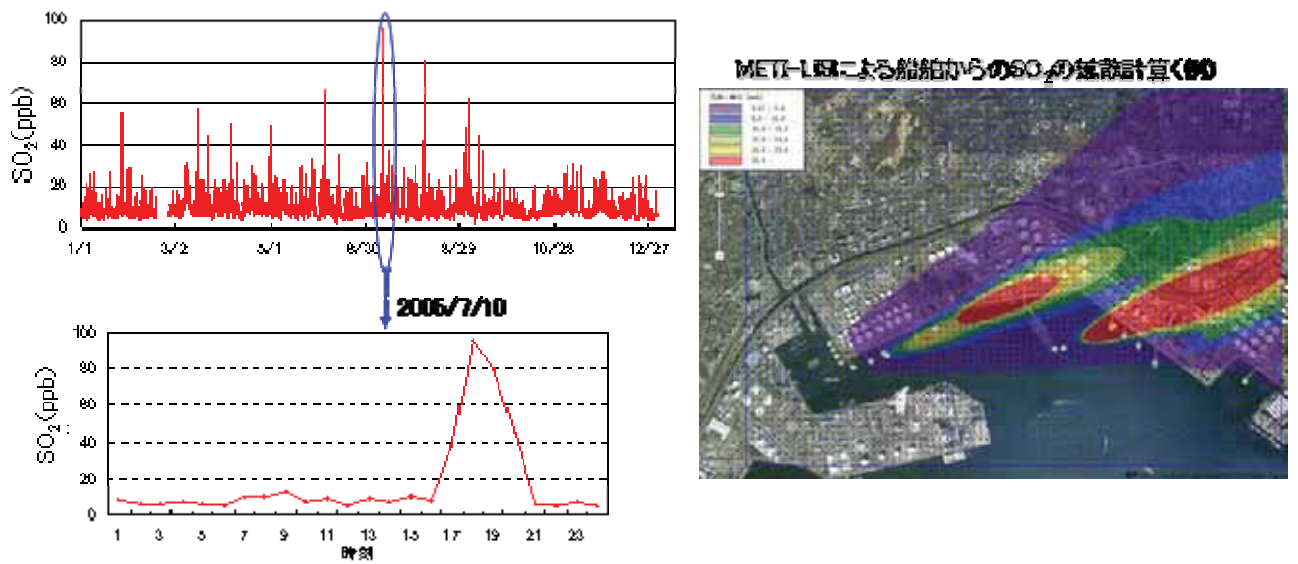


図 3.1-13 某観測地点で観測された 2005 年における SO<sub>2</sub> 濃度 (左図) 及び METI-LIS による船舶からの SO<sub>2</sub> の拡散計算例

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

陸域排出源に対して、ECA 設定と同等の排出削減努力量を求めた場合の改善効果を定量的に評価した。2 章で実施した NO<sub>2</sub> では、自動車に排出削減努力量を均等に割り振って解析を実施した。PM についてはこれと同様に、自動車に PM 排出削減努力量を均等に割り振った。これに対し、SO<sub>2</sub> については自動車からの排出が既にゼロとされているため、SO<sub>2</sub> 排出削減努力量を固定発生源に均等に割り振った。これは、陸域排出源からのリファレンスシナリオの SO<sub>2</sub>・PM<sub>2.5</sub> 排出量が船舶からの SO<sub>2</sub>・PM<sub>2.5</sub> 排出量の約 10 倍大きいことを考慮すると、陸域排出源からの排出量の削減割合を船舶からの排出量の削減割合のほぼ 10 分の 1 にしたことになっている。このインベントリを大気質モデルの入力値とすることで、同じ排出削減努力量当たりの改善効果を陸域排出削減対策 (SO<sub>2</sub>：固定発生源、PM：自動車) と船舶の ECA 設定とで相互比較できると考えた。

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

図 3.1-14 に、同シミュレーションより得られた SO<sub>2</sub> 及び PM<sub>2.5</sub> の濃度減少分布を、また図 3.1-15 に、濃度減少分に人口を乗じて算出される陸上の環境改善指標の分布を示した。

SO<sub>2</sub> で見た場合、船舶及び陸域発生源 (固定発生源) とでは発生源分布が大きく異なるため、同じ SO<sub>2</sub> 排出削減努力量によって期待される濃度減少の分布は図 3.1-3 と図 3.1-14 (左図) とで見るように大きく異なる。一方、人口分布を加味した陸上の環境改善効果の水平分布は、図 3.1-12 (左図) と図 3.1-15 (左図) で見ても、前者は特に東京・川崎・横浜の沿岸部において 200,000 以上の値が集中しているのに対し、後者では、200,000 以上の値は見られないものの、50,000 以上の値が後背地にまで広がっている。

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

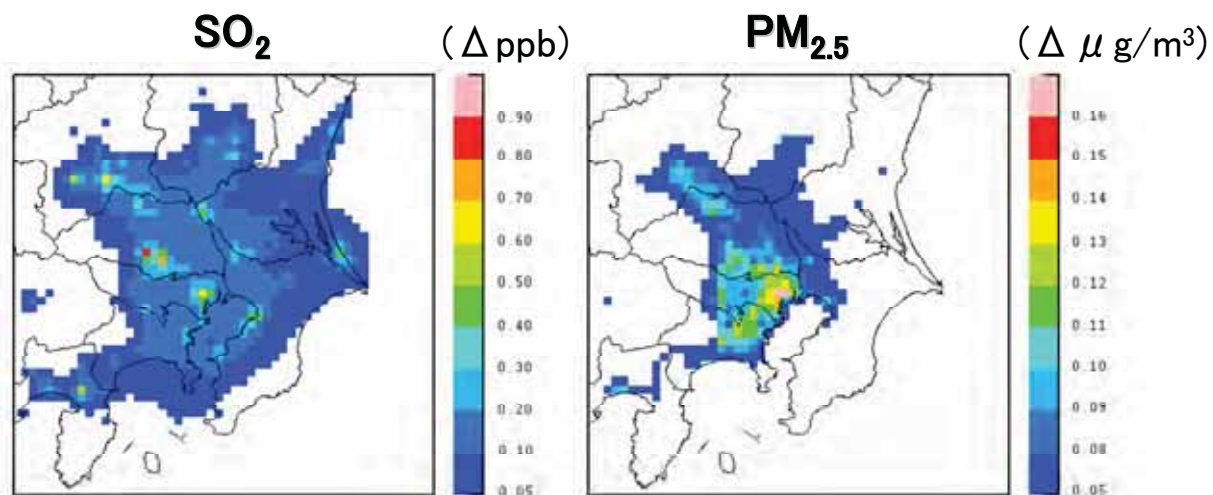


図 3.1-14 ECA 設定シナリオと同量の SO<sub>2</sub>・PM 排出削減努力量を陸上発生源 (SO<sub>2</sub>: 固定発生源、PM: 自動車) に対して均一に割り振った場合の SO<sub>2</sub> 及び PM<sub>2.5</sub> のリファレンスシナリオ (A0) からの濃度減少分布

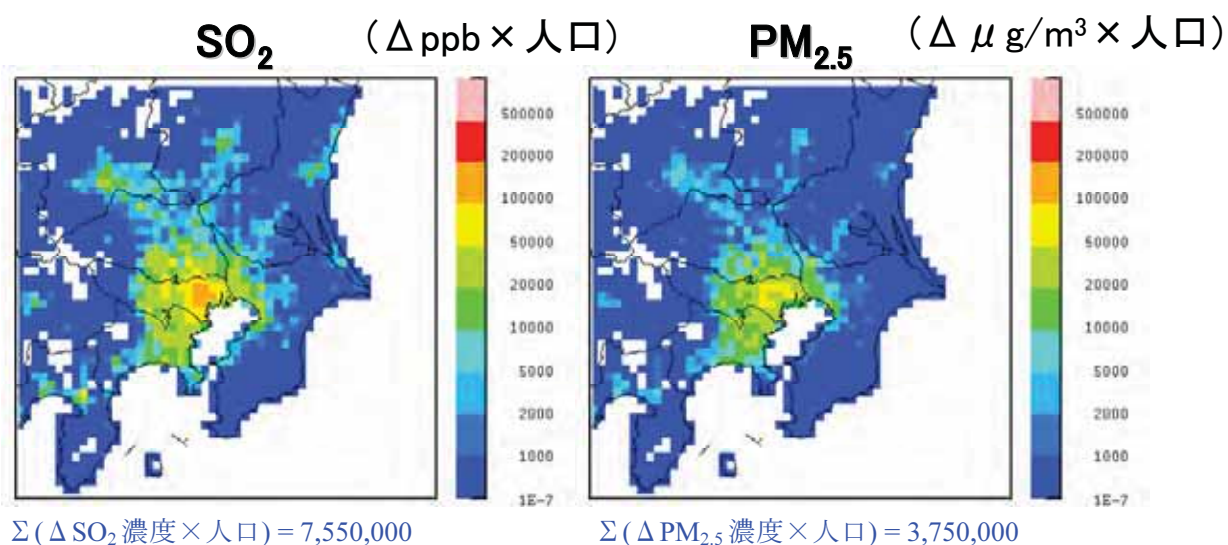


図 3.1-15 上図の濃度減少に人口分布を乗じて得られた SO<sub>2</sub> 及び PM<sub>2.5</sub> の陸上の環境改善指標の分布

表 3.1-10に、ECA for S 設定シナリオ及び陸上における排出削減シナリオで算定された陸上の環境改善効率指標をまとめた。陸上の環境改善指標 (表中 B) を船舶と固定発生源 (SO<sub>2</sub>) 及び自動車 (PM<sub>2.5</sub>) で比較した場合、両者は概ね同程度となった。これは、陸上の環境改善指標で評価すると、船舶が海上の排出源でありながら、関東においては固定発生源や自動車とほぼ同レベルの改善効果をもたらすことを意味する。

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

表 3.1-10 陸上の環境改善効率指標の陸域排出源対策及びECA for S (A3) の比較 (SO<sub>2</sub>・PM<sub>2.5</sub>)

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

1) ECA for S で期待される船舶からの SO<sub>2</sub> 削減量と同量を陸域固定発生源から削減したと仮定

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

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

(3) 欧米における陸上の環境改善効率指標との比較

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

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

表 3.1-11 ECA 設定シナリオ (A3) における PM<sub>2.5</sub> 濃度の改善効果に対する日米比較

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

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

(2) 米国の ECA 設定範囲は離岸距離 200NM 以内

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

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



表 3.1-12 欧州における MTFR シナリオにおける PM<sub>2.5</sub> 濃度の改善効果

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

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

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

本節で設定した ECA for S 及び陸域排出源の SO<sub>2</sub>・PM 削減シナリオで同指標を算定した場合、SO<sub>2</sub>・PM<sub>2.5</sub> 濃度ともに両シナリオにおける効果は同等と評価された。これは、陸上の環境改善効率指標で評価すると、船舶が海域の排出源でありながら、関東においては陸域の固定発生源や自動車とほぼ同レベルの排出削減努力量当たりの改善効果をもたらすことを意味する。前者の改善は主に硫酸塩の削減により、後者の改善は主にディーゼル粒子 (EC) の削減によってもたらされているが、大気中の重量濃度としては全く同じ意味合いをもつ。PM<sub>2.5</sub> について、ECA 設定によって自動車からのディーゼル粒子の削減とほぼ同等の陸上の環境改善効率指標が得られることは、今後の PM 削減対策の検討において重視すべき点である。

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

以上より、陸上の環境改善効率指標という視点で評価した場合、ECA for S 設定は PM<sub>2.5</sub> について一定の効果を示すものと考えた。ただし、PM<sub>2.5</sub> シミュレーションについては O<sub>3</sub> と同様、国による環境基本計画のレビューなどにおいて、その再現性及び不確実性に関する科学的知見の更なる蓄積が必要とされている。

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

#### (1) 関東を対象とした生態系影響評価

本事業において、ECA for S 設定に係る生態系影響評価では、硫黄沈着量より酸性化の可能性を解析することとした。大気汚染物質の沈着現象は、降水要素との相互作用の有無にしたがって「湿性沈着」と「乾性沈着」の二つに分類できる。また、ガス状・粒子状といったような汚染物質の大気中における形態にも沈着範囲は大きく左右される。ここでの硫黄沈着量は、硫酸イオン ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) の湿性沈着量 (ガス状・粒子状物質が雲や降水中に溶解することでイオン化)、並びに  $\text{SO}_2$  (ガス状) 及び硫酸塩 (粒子状) の乾性沈着量を合計したものとした。図 3.1-16に、関東計算領域における年間硫黄沈着量 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (A0-A3) を示した。

関東における硫黄沈着量は、首都圏を含め局所的に沈着量が多くなる分布を示したが、これは大規模固定発生源から排出される  $\text{SO}_2$  の乾性沈着が要因である。

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

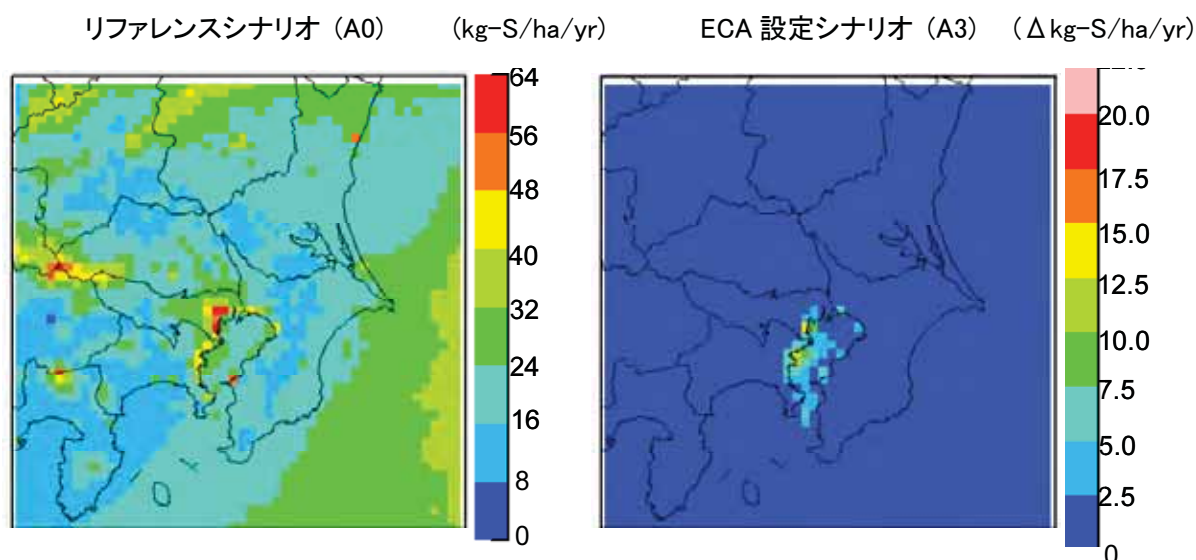


図 3.1-16 関東計算領域における年間の硫黄沈着量 (左図：A0) 及び ECA を設定した場合 (A3) の A0 からの沈着削減量 (右図：A0 - A3)

(2) 欧米における生態系影響評価との比較

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

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

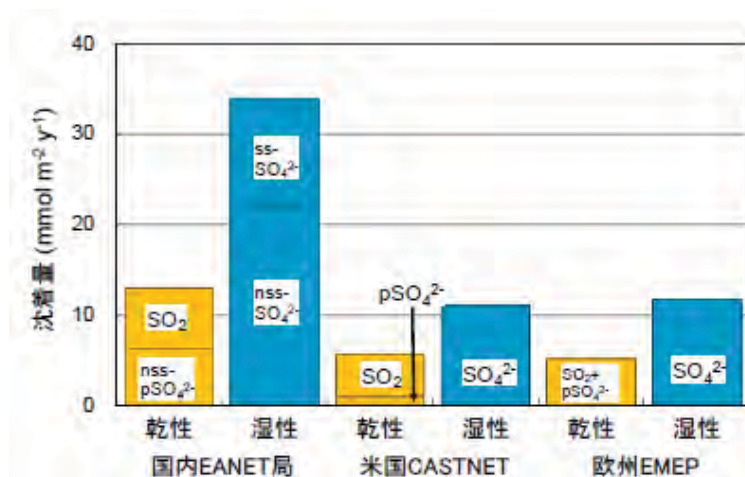


図 3.1-17 国内 EANET 局、米国 CASTNET、欧州 EMEP における硫黄化合物の湿性、乾性沈着量の比較 (平成 17～21 年の平均)。SO<sub>2</sub> は二酸化硫黄ガス、nss-pSO<sub>4</sub><sup>2-</sup> は非海塩由来粒子状硫酸塩、pSO<sub>4</sub><sup>2-</sup> は粒子状硫酸塩、ss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> は湿性沈着中海塩由来硫酸イオン、nss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> は湿性沈着中非海塩由来硫酸イオン、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> は湿性沈着中硫酸イオンをそれぞれ示す。

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

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

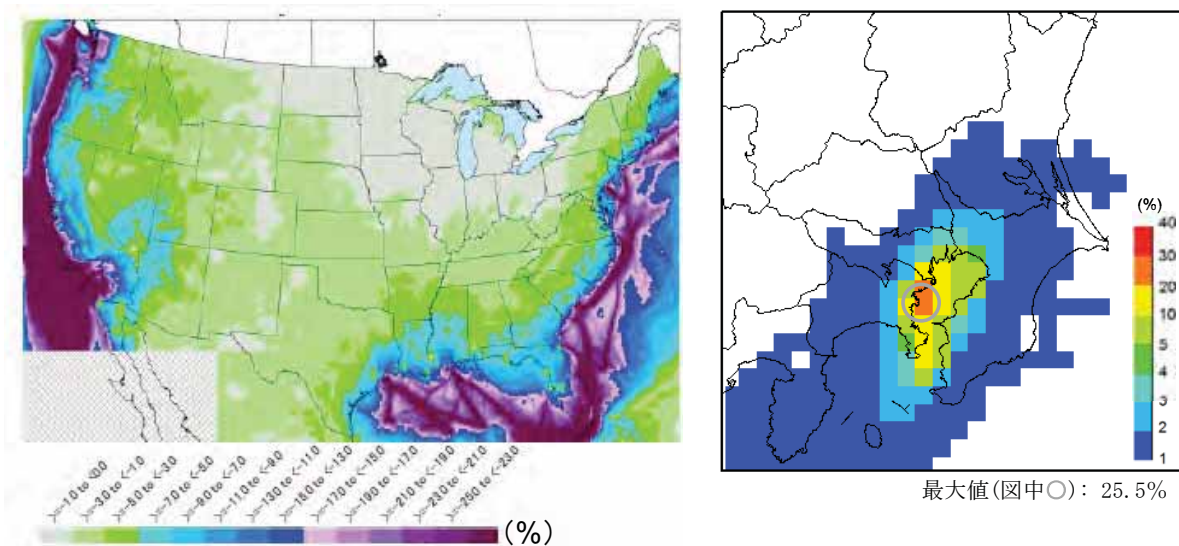


図 3.1-18 ECA for S 設定による米国 (左図) 及び関東 (右図) での硫黄沈着量の削減割合

### (3) 関東の生態系影響からみた ECA for S 設定の効果について

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

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

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

### 3.1.5 人体健康影響をものさしとした2020年の大気中濃度の評価 (SO<sub>2</sub>及びPM<sub>2.5</sub>)

#### (1) 関東を対象とした人体健康影響評価

2020年時点における関東域を対象として、船舶からの排出量をゼロとした場合をベースラインとしてA0シナリオ及びA3シナリオ時のSO<sub>2</sub>及びPM<sub>2.5</sub>に起因する死亡者及び疾病者の増加分(船舶寄与分)を計算した。結果は参考資料を参照されたい。表3.1-13には、それら結果の中からA0とA3の差分(A3シナリオ適用によるA0シナリオからの改善分)を記載する。なお、表中の年齢は5歳毎に区分された年齢層データを意味しており、人体健康影響はその年齢層区分毎に計算される。

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

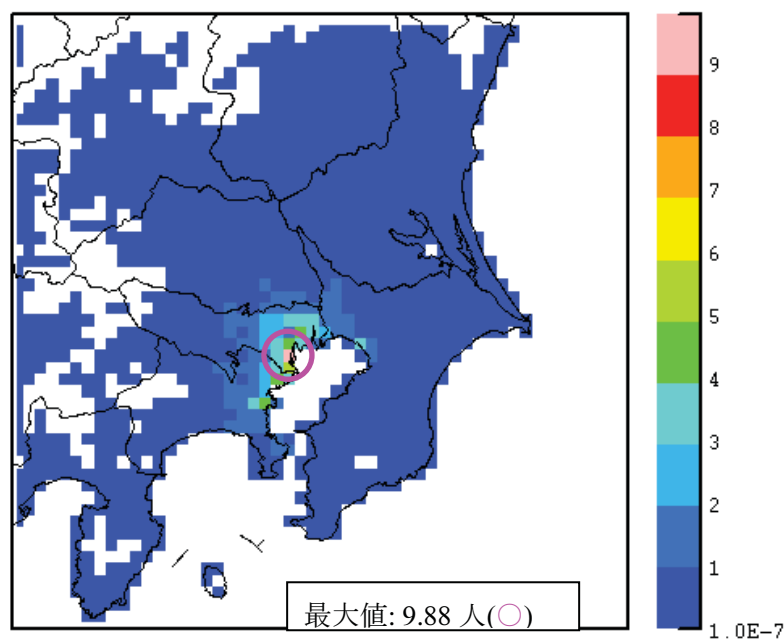


図 3.1-19 A3シナリオ時のPM<sub>2.5</sub>に起因する全死亡者数のA0シナリオからの減少数の水平分布  
(C-R FunctionはPope et al.,2002による)

表 3.1-13 2020 年における関東域における SO<sub>2</sub> 及び PM<sub>2.5</sub> に起因する人体健康影響評価のまとめ

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

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

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

(2) 欧米における人体健康影響評価との比較

① 米国

米国の ECA 申請書には沿岸 200NM に ECA を設定した場合の PM<sub>2.5</sub> に起因する人体健康影響の変化分が示されている。それによると、関東域と同様に Pope et al. (2002) の C-R Function を使った場合の死亡者数の減少分は 3,400 人である。なお、ECA を設定した場合の SO<sub>2</sub> に起因する人体健康影響の変化分は評価されていない。

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

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

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

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

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

※ 関東の数値は 10km 解像度

※ C-R Function は Pope et al. (2002)



② 欧州

IIASA レポートにおいては、バルト海、北海 (イギリス海峡を含む)、地中海、黒海、北東大西洋を含む広い範囲に各種の排出量削減シナリオが導入された場合の人体健康影響を評価している。ECA 設定に最も近い表 3.1-15に示す MTFR (技術的に実現可能な最大排出削減 : Maximum Technically Feasible Reduction) シナリオの評価を比較対象として使用するが、IIASA レポートはこのシナリオが「有効である」と主張しているものではない。米国と同様に、ECA を設定した場合の SO<sub>2</sub> に起因する人体健康影響の変化分は評価されていない。

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

表 3.1-15 IIASA レポートにおける評価シナリオ

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

表 3.1-16 欧州 (IIASA 算定)における PM<sub>2.5</sub> に起因する損失余命の減少数

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

(1) PM<sub>2.5</sub> に起因する損失余命の船舶寄与のベースラインは 5.18 月

表 3.1-17 欧州 (IIASA 算定)における PM<sub>2.5</sub> に起因する死亡者数の改善割合

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

(3) 関東の人体健康影響からみた ECA for S 設定の効果について

ECA for S を東京湾で設定した場合、PM<sub>2.5</sub> 濃度の減少に伴い、2020 年に予想される死亡者の内の  $5.4 \times 10^{-4}$  (0.054 %) の割合が回避される結果となった。これは、2 章で試算した O<sub>3</sub> による死亡者数の増加率 ( $3.0 \times 10^{-5}$ ) よりも 1 オーダー大きい値である。なお、全人口に対する割合は  $8.6 \times 10^{-6}$  (281 人/32,700,000 人) となる。

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

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

### 3.2 関東地方を対象とした ECA for S 設定の効果のまとめ

本章では、関東を対象とした ECA for S 設定の効果をも (i) 海域及び陸域における  $\text{SO}_2$ ・PM の排出状況による評価、(ii) 環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 ( $\text{SO}_2$  及び  $\text{PM}_{2.5}$ )、(iii) 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価、(iv) 生態系影響をものさしとした 2020 年の全硫黄沈着量の評価、(v) 人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 ( $\text{SO}_2$  及び  $\text{PM}_{2.5}$ )、といった 5 つの視点から個別に評価した。各評価結果を表 3.2-1 にまとめる。

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

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

視点	評価概要
(i) 海域及び陸域における SO <sub>2</sub> ・PM の排出状況による評価 (3.1.1)	<ul style="list-style-type: none"> <li>燃料転換により期待される SO<sub>2</sub>・PM 削減効果は NO<sub>x</sub> よりも大きい</li> <li>ECA for S を設定しない場合、陸上も含めた全排出量に占める船舶の割合は SO<sub>2</sub>・PM とも 10% を超すレベルにまで増加する可能性がある</li> </ul>
(ii) 環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (SO <sub>2</sub> 及び PM <sub>2.5</sub> ) (3.1.2)	<ul style="list-style-type: none"> <li>SO<sub>2</sub> に対する環境基準は達成されている</li> <li>我が国では PM<sub>2.5</sub> 濃度に対する越境大気汚染の寄与が大きい</li> <li>PM<sub>2.5</sub> の環境基準達成に対する ECA for S 設定の貢献は少ない。これは米国でも同様の状況</li> </ul>
(iii) 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価：陸上排出源との比較 (3.1.3 (2))	<ul style="list-style-type: none"> <li>PM 削減量 1 トン当たりの PM<sub>2.5</sub> 濃度に対する改善効果は、海上の排出源でありながら、船舶は自動車と同等である</li> </ul>
欧米との比較 (3.1.3 (3))	<ul style="list-style-type: none"> <li>東京湾を対象とした ECA for S 設定は米国の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすものと考えられた</li> </ul>
(iv) 生態系影響をものさしとした 2020 年の全硫黄沈着量の評価 (3.1.4)	<ul style="list-style-type: none"> <li>我が国における大気からの硫黄沈着量は、欧米と比較して広域的に多い状況にあるものの、東京湾沿岸域では現状、酸性化の顕在化が指摘されていない</li> <li>我が国では火山由来の硫黄沈着量が多く、船舶の寄与は僅か</li> <li>評価のための指標を整備するには至っていない</li> </ul>
(v) 人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (SO <sub>2</sub> 及び PM <sub>2.5</sub> ) (3.1.5)	<ul style="list-style-type: none"> <li>PM<sub>2.5</sub> 濃度の減少に伴い、2020 年に予想される死亡者の内の <math>5.4 \times 10^{-4}</math> (0.054%) の割合が回避される結果となった。これは、O<sub>3</sub> による死亡者数の減少率 (<math>3.0 \times 10^{-5}</math>) よりも 1 オーダー大きい値である。なお、全人口に対する割合は <math>8.6 \times 10^{-6}</math> となる</li> <li>死亡者の減少数に対して、東京湾を対象とした ECA for S 設定は米国の ECA 設定よりも効率的な改善効果をもたらすものと考えられた</li> </ul>

各視点に対する不確実性の評価は 1.4 節を参照のこと

多角的視点による評価手法によって ECA for S 設定の効果を評価した場合、表 3.2-1 に示す通り、「(ii) 環境基準をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (SO<sub>2</sub> 及び PM<sub>2.5</sub>)」に関しては、東京湾に ECA for S を設定することで期待できる改善効果は相対的に小さいと考えられ、「(iv) 生態系影響をものさしとした 2020 年の全硫黄沈着量の評価」に関しては評価のための指標を整備するに至っていない。

これに対し、「(i) 海域及び陸域における SO<sub>2</sub>・PM の排出状況による評価」で評価した場合、ECA for S による燃料中 S 分の規制が全船舶に適用され、その削減幅も大きいことから SO<sub>2</sub>・PM 排出量の削減幅は ECA for N 設定における NOx 排出量の削減幅と比較してはるかに大きいと評価された。次に、「(iii) 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価：陸域排出源との比較」では、PM 削減量 1 トン当たりの PM<sub>2.5</sub> 濃度に対する関東域における改善効果は、海上の排出源でありながら、船舶は自動車と同等であると評価された。

ECA for N では、陸上を含めた NOx・NMVOCs の排出状況によって将来における O<sub>3</sub> 予測濃度が大きく依存することが示され、本事業における評価結果のみを持って ECA for N 設定の効果を判断することは難しいと結論された (2.2 節参照)。ただし、同様の排出状況の変化が PM<sub>2.5</sub> の将来予測濃度及びそれに伴う陸上の環境改善効率指標及び人体健康影響に及ぼす影響は、O<sub>3</sub> と比較すれば線形性があるといえる。そのため、「(iii) 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価：陸域排出源との比較」に対する評価においては、O<sub>3</sub> 予測濃度に示されるような不確実性が存在する可能性は小さい。

更に、「(iii) 陸上の環境改善効率指標をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価：欧米との比較」及び「(v) 人体健康影響をものさしとした 2020 年の大気中濃度の評価 (SO<sub>2</sub> 及び PM<sub>2.5</sub>)」では、PM<sub>2.5</sub> 濃度に関連した改善効果を見た場合、東京湾を対象とした ECA for S 設定は米国の ECA 設定よりも効率的な効果をもたらすものと考えられた。また、関東域における ECA 導入時の PM<sub>2.5</sub> に起因する死亡者の船舶寄与の減少数(人/y) の割合は対象領域内の全人口に対して  $8.6 \times 10^{-6}$  となる。

以上より、多角的視点による評価手法では、SO<sub>2</sub>・PM 排出量、陸上の環境改善効率指標及び人体健康影響において一定の改善効果を確認することができたと考える。ただし、1.4 節でも述べたように、多角的視点間で重み付けを適用しなかった。仮に将来において ECA 設定の有効性について再検討を行う場合においては、2005 年以降の越境大気汚染の最新の状況についても取り込んだ計算結果を用いて評価を行うことが重要である。その場合においても、今回用いた多角的視点による評価手法は適用できると考える。