



for a living planet[®]

脱炭素社会に向けた 国内排出量取引制度提案

2006年度 WWF ジャパン報告書

諸富 徹、清水雅貴、高瀬香絵



脱炭素社会に向けた 国内排出量取引制度提案

2006年度 WWF ジャパン 報告書

研究担当者 京都大学大学院公共政策連携研究部 助教授 諸富 徹

研究協力者 横浜国立大学大学院国際社会科学研究科
博士課程後期 清水 雅貴

研究担当者 Governance Design Laboratory
取締役・主席研究員 高瀬 香絵

2007年3月

はじめに

近年、地球温暖化の影響は各地で見られるようになり、このままいくと2040年には、グリーンランドの氷がすべて消えてしまう可能性も示唆されている。

地球の平均気温は、産業革命前に比べ、0.74℃上昇した。すでに見られている異常気象や干ばつなどの温暖化現象は、この範囲で起きている。この気温上昇は、過去1000年のなかでも最も急激なものであり、産業革命以降、大量の化石燃料が燃やされたことによるCO₂排出の増大が原因であることは、誰も認めるところとなった。

気温の上昇とともに、温暖化のリスクはさらに増し、サンゴや渡り鳥、島嶼国など脆弱なシステムが影響を受け、自然災害の被害額が世界経済に大きな影響を及ぼすなどが予測されている。こうしたリスクは、産業革命前から比べ、気温上昇を2℃に抑えることができると、多少でもまぬかれる。しかし温暖化の原因であるCO₂排出を今すぐ止めたとしても、今までの排出の分の影響で、さらに0.6℃の上昇が見込まれているなかで、気温上昇を2℃未満に抑えることにあまり猶予はない。

気温上昇を2℃未満に保てる可能性をIPCC定義で言うところの「高い」(likely)に保つためには、大気中の温室効果ガス濃度を400ppm (CO₂換算)に抑えなければならず、それを超えると、その可能性はどんどん低くなる。現在の濃度は、379ppm(2005年)であることを考えると、400ppmに抑えることはかなり難しい。しかし、最新の科学的知見では、475ppmを上限とし、その後大幅に温室効果ガスの排出削減が行われ、400ppmに戻すことができれば、かろうじて2℃未満は保たれるという。つまり、今から10～15年の間に、温室効果ガスの排出のピークを迎えさせ、その後大幅に排出削減が行われれば、それが可能だということである。これはとりもなおさず、今すぐ、温室効果ガスの大幅削減へ向けた行動を取り始めなければならない、ということの意味する。

温室効果ガス削減に向けた初めての国際的取り組みである京都議定書は、2005年2月に発効したが、削減目標は、2008～2012年に向け、先進国平均で1990年レベルから5.2%である。これは慎重な一歩であるが、重要な一歩である。日本は「京都議定書目標達成計画」(以下「目達計画」)を策定し、2005年4月、これが閣議決定された。議定書で約束している日本の目標値6%削減を担保するはずの「目達計画」であるが、日本経済団体連合会の自主行動計画や、「チーム・マイナス6%」のような国民運動など、ほとんどが自主的な取り組みに依拠しており、炭素税や国内

排出量取引のような、削減量を担保する経済的手法や政策はほとんどない。現に日本の排出量は増大傾向にあり、2005年度の速報値では、前年度から0.6%増え、議定書約束の基準年である1990年レベルから8.1%も上回っている。

2007年は、第一約束期間の始まる2008年の1年前であり、この「目達計画」で十分削減ができるかどうかを見直す年である。この見直しの際に、何らかの経済的手法が政策として導入されなければ、日本の目標達成は、ほとんど海外からのクレジット購入によってなされるだけで、第一約束期間の先の、もっと長期的な視点に立った、大幅削減を実現する脱炭素社会の構築への社会変革は起こらないだろう。

WWFは、短期的には京都議定書目標達成、長期的には脱炭素社会を実現する構造変革を促すため、キャップ&トレード型の国内排出量取引制度の導入を提案する。それは第一に、確実な削減量が得られ、それも最もコストの安いところから得られるからである。また削減を実現できたところは、できなかったところに売ることができるので、削減へのインセンティブにもなり、またできなかった場合は買ってくることで対応できるので、企業は柔軟に削減の取り組みができる。すでにEUでいち早く取り組まれているだけでなく、アメリカの東部7州、およびカリフォルニア州では関心が高く、EUとのリンクが検討されている。アメリカでは連邦レベルでも議論がされているため、アメリカを温暖化対策の国際的枠組みに取り込むためにも有効な手段と思われる。いわば、グローバルな取引市場は、案外早くできてしまうのではないかと考えると、日本だけ何もやらないと、取り残されてしまうかもしれない可能性もある。

本年、2007年の「目達計画」見直しにおいて、最も経済効果的であり、削減量が担保できる国内排出量取引制度が議論され、導入に向けた動きをかもし出すことができるかが、日本が環境立国として、危険な温暖化を防止するリーダーシップをとれるか否かの試金石となろう。本報告がそうした変革を引き起こす端緒となることを期待してやまない。

2007年2月2日

鮎川ゆりか

気候変動グループ長

本研究の経緯と背景

本報告書は、WWFジャパンからの2006年度受託研究の成果である。この受託研究は、日本の気候変動政策の現状と課題に基づいて、国内排出量取引制度の導入を提案し、その制度設計のあり方について検討を行ったものである。WWFジャパンの委託に基づいて行われた国内排出量取引制度の研究としては、すでにドイツ・エコ研究所のフェリックス・マテス氏によって行われたものがある。その成果は、『温室効果ガス排出量取引：日本の排出量取引制度の提案』として公表されている（Mathtes 2004）。本研究は、その成果を継承しつつも、日本の気候変動政策の批判的な検討を通じて、産業部門だけでなく、業務、運輸、家計部門をも包含する、より体系的なポリシー・ミックス提案を展開することを目指している。

本報告書の本文については、WWFジャパンの委託に基づいて、京都大学公共政策大学院の諸富研究室で研究の遂行と成果のとりまとめを受託し、諸富と、研究協力者の清水雅貴（横浜国立大学大学院国際社会科学部博士課程後期）が執筆を担当した。また、本報告書の補論を構成する定量評価については、同様にWWFジャパンの委託に基づいて、Governance Design Laboratory取締役・主席研究員の高瀬香絵氏が担当した。

本報告書の取りまとめに至るまでには、企業担当者を交えた研究会と諸富・清水による欧州とアメリカでの排出量取引制度現地ヒアリング調査が行われた。まず研究会では、本研究のテーマに関心を持っていただいた企業の担当者の方々とともに、下記のように合計3回にわたる研究会を開催し、当方の問題意識と排出量取引制度に関する制度設計上の論点を提示し、それをめぐって議論を行った。そして、その成果を本報告書に反映させるよう努めた。これは、排出量取引制度において、実際の取引主体になる企業側の意見を制度構想の段階から反映しなければ、実現可能な排出量取引制度提案はできないという問題意識に基づいているからである。全3回の研究会では、出席者の方々より活発な意見が出され、結果として、本報告書の内容もその成果を踏まえることができた。これらの研究会に積極的に参加された企業の担当者の方々には、心より感謝の念を表したい。

第1回研究会

日時：2006年7月24日（月）15：00～17：00

場所：東京国際フォーラム・会議室G402

- 内容：1 話題提供：国内排出量取引制度の現状と課題：概観
2 議論：日本の排出量取引制度のあるべき姿

第2回研究会

日時：2006年8月30日（水）16：00～18：00

場所：東京国際フォーラム・会議室G502

- 内容：1 話題提供：国内排出量取引制度設計の具体案に関する論点
2 論点についての議論（「上流／下流問題」「初期配分方法」等）

第3回研究会

日時：2006年10月16日（月）14：00～16：00

場所：ヴィラフォンテーヌ汐留コンファレンスセンター・会議室3

- 内容：1 国内排出量取引を中心とする包括的なポリシー・ミックス案に関する論点および初期配分に関する論点
2 民生・運輸での対策案について
3 論点についての議論（「民生・運輸での対策」「初期配分方法」等）

国内排出量取引制度を検討するにあたっては、諸外国の経験から得られる教訓や反省点を踏まえることがきわめて重要になる。その点で、我々はEUの温室効果ガスを対象とした排出量取引制度（以下、EU ETSと表記）と、アメリカのSO_xと温室効果ガスを対象とした排出量取引制度に注目し、以下のとおり、欧州とアメリカにおいて現地調査を行った。本報告書では、両者の制度設計のあり方から学ぶとともに、これらの制度においてすでに問題点として現れている点を繰り返さないよう、より望ましい制度設計を行おうと試みた。

EU ETS調査

参加者：諸富 徹、清水 雅貴

日程：2005年9月4日～16日

ヒアリング先：欧州委員会、各国環境省、研究機関、大学ほか

米国SO_x排出量取引制度、RGGI調査

参加者：清水 雅貴

日程：2005年10月6日～14日

ヒアリング先：Pew Center、Resources for the Futureほか

以上のような研究を進めるにあたっては、鮎川ゆりか、山岸尚之、小

西雅子の3名からなるWWFジャパン気候変動グループとアルバイトおよびインターン（森田系太郎、野田緑）の皆さんのご協力と情報・資料の提供が、極めて大きな力となった。彼らは、上記研究会の企画立案と運営を行ったほか、これまでのWWFジャパンにおける排出量取引制度研究の蓄積を活かして、諸富・清水の研究進行に対して有益な支援を提供してくれた。これらの方々に心より感謝を申し上げたい。また、彼らは単に本研究の委託者であるだけでなく、実は本報告書の部分執筆者でもある。本報告書の第IV章では、排出量取引制度本体によってカバーされない運輸、民生（業務・家庭）、中小企業に対するポリシー・ミックスのあり方を取り扱っているが、その相当部分は、鮎川、山岸、小西の各氏によって分担執筆されたものである。

また補論では、本報告書が提案する排出量取引制度が導入された場合に、どのような経済的影響を与える可能性があるのかという点について、検討が行われている。これは、Governance Design Laboratoryの高瀬香絵氏によって行われた研究の成果である。我々としては、新しい政策手段の導入がどのような経済的影響をもたらす可能性があるのか、定量的に明らかにすることによって我々の提案をより説得的に提示したいと考えていた。この点に関する我々の依頼を快くお引き受けいただいた高瀬氏に、深く感謝したい。

最後に、本報告書の草稿に目を通し、きわめて有用な修正意見をくださった天野明弘先生（兵庫県立大学副学長）、浜本光紹先生（独協大学）、そして有村俊秀先生（上智大学）に心より感謝の念を申し上げたい。とりわけ天野先生からは、何度もやり取りをしながら的確なアドバイスをいただいたことが、本報告書の仕上げにとって決定的に重要な意味を持った。

本報告書の修正過程では、これら諸先生方の意見を踏まえてできる限りの書き直しや追加説明を行ったつもりである。とはいえ、本報告書は、研究を受託した諸富の責任で取りまとめたものであり、本報告書に関して生じうるあらゆる誤りの責任は、諸富に帰することを付記しておきたい。

京都大学公共政策大学院
諸富 徹

本提案の内容要約

はじめに

いよいよ、京都議定書の第1約束期間が始まる2008年が目前に迫ってきているにもかかわらず、日本の温室効果ガスの排出動向は、依然としてその増加傾向に歯止めがかからない。2005年度の温室効果ガス排出量速報値によれば、2005年度の温室効果ガス排出量は前年度に比べて0.6%の増加、1990年比で8.1%増となっている。このことは残念ながら、これまでの日本政府の気候変動政策が、その成果を上げていないことを意味する。

折しも2007年度は、京都議定書目標達成計画（以下、「目達計画」と略す）の評価・見直しの年に当たっている。我々はいまこそ、企業や家庭が脱炭素社会へ向けて行動することを促すような政策体系を導入し、気候変動政策の実効性を高めていくことを提言したい。そして、そのための政策手段として我々は排出量取引制度の導入を提案する。この排出量取引制度は産業、工業プロセス、エネルギー転換部門に属する大規模排出源をカバーし、費用効率的な排出削減を促すとともに、技術革新へのインセンティブを与えることになるだろう。排出量取引制度によってカバーされない運輸、民生（業務・家庭）部門、そして中小企業に対しては、別の政策手段を導入することによって排出量取引制度を補う、ポリシー・ミックスを構築することを提案したい。

排出量取引制度とは何か

排出量取引制度とは、社会にとって最小費用で温室効果ガスの排出の総量を一定水準にコントロールするための手段である。排出総量は政府によってコントロールされるが、その下で各企業は排出枠の売買が可能になることによって、企業は柔軟な意思決定を行うことが可能になる。温室効果ガスを対象とした、このような排出量取引制度導入の先陣を切ったのはデンマークであった。彼らは、2000年に電力部門に限ったCO₂の排出量取引制度を導入した。また、イギリスも2002年から国内排出量取引制度（UK ETS）を導入している。さらに、アメリカの北東部7州での導入が予定されている「地域温室効果ガス・イニシアティブ（Regional Greenhouse Gas Initiative：RGGI）」や、すでにオーストラリアのニュー・サウス・ウェールズ州で導入されている「温室効果ガス削減計画（NSW GGAS）」など、いまや世界各地で排出量取引制度が立ち

上がりつつある。

これらの市場はやがて相互に連結し、世界規模で排出量取引が活発に行われるようになるだろう。このようなグローバルな排出量取引市場の出現の可能性を前にして、日本でも国内企業の参加を促すべく、取引市場の開設とそれを可能にするための情動的基盤や制度的基盤、そして取引ルールの整備を行っていく必要がある。我々が国内排出量取引制度の導入を提案するのは、それが排出削減を確実にする政策手段だという理由だけでなく、いずれグローバルな排出量取引市場が形成されるのであれば、それに対応する国内市場を早期に立ち上げ、日本企業もそこに積極的に参加していくべきだとの理由に基づいている。

下流排出量取引制度の対象、実施段階

排出量取引制度を実施するには、それを化石燃料の流れの上流（輸入・精製段階）で実施するのか、それとも下流（消費段階）で実施するのかを決めなければならない。我々は、化石燃料の消費段階と規制ポイントを一致させることで、排出削減へのインセンティブを最大限に引き出すためにも、下流型での導入を提案したい。下流型排出量取引制度の下では、実際に化石燃料を消費する企業が、取引にも参加することになる。

このことによって、企業は自ら排出削減を行うべきか、それとも排出枠を購入すべきかを排出枠価格との関係で決定することになる。彼らは生産技術の保有者でもあるので、下流型排出量取引制度の導入は、技術革新へのインセンティブにもなるであろう。たしかに、上流型の場合でも価格転嫁を通じて下流型と同じ効果を生む可能性はある。しかし、価格転嫁は現実には100%完全に行われるわけではない。また、価格転嫁の度合いは、化石燃料種別ごとに異なると思われるので、費用効率性も失われることになる。

反面、下流型排出量取引制度の欠点は、上流型と比べてカバーできる範囲が大規模排出源に限られて狭くなってしまう点にある。したがって、運輸、民生（業務・家庭）部門、そして中小企業をカバーするための補完的政策手段との組み合わせ、つまり、ポリシー・ミックスを構築する必要がある。

また我々は、排出量取引制度を「直接排出」に基づいて実施することを提案したい。「直接排出」とは、化石燃料を燃焼した時点で排出量を算定する方式のことである。これに対して「間接排出」とは、発電や熱供給に由来する排出量を電力・熱の消費者の排出量として算定する方式のことである。

こうして本提案は下流型を採用し、直接排出を採用するため、対象部

門は産業・エネルギー転換・工業プロセスになる。この結果として、本提案のカバー率は64%となる（裾切り基準は考慮しない場合）。

最大許容排出枠（キャップ）の設定

いったん、排出量取引制度を下流型で導入すると決めたならば、次に制度設計上の問題になるのは、排出量取引制度の最大許容排出枠（キャップ）をどのように決定するかという問題である。これを「初期配分」と呼ぶが、その概要は表のとおりである。なお、本提案では、いろいろな問題はあるものの、京都議定書上の排出削減目標を達成することを当面の目標として設定する。

日本全体の温室効果ガス（6ガス）の最大許容排出量は、京都議定書によって日本に課せられた排出削減義務に合致するので、基準年比で6%減の11億6,300万トン（CO₂換算）となる¹⁾。モニタリングの正確性が要求されること、そして、温室効果ガス排出の太宗がCO₂であることから、取引対象を当面はCO₂のみに絞ることにしたい。したがって、京都議定書目標達成計画における2010年の目標CO₂排出水準11億2,600万トンが、排出量取引制度の最大許容排出枠を決定するための前提となる（表、③）²⁾。

日本全体に対するCO₂の許容排出量が決定されると、排出量取引制度対象部門とそこから外れる非排出量取引制度対象部門との間で、排出削減努力を割り振る必要があり、さらに取引対象部門のなかで、各部門・業種に排出枠を配分する必要がある。排出削減努力の配分は有償（オークション）と無償（グランドファザリング）によるものがある。有償配分は、企業に大きな経済的負担をもたらすため、制度導入時点での実施は難しいと考えられる。代替的な方法として、過去の排出実績に基づいて比例的に排出枠を無償で配分するグランドファザリング方式が、最も社会的合意を得られやすい方法として当初は採用する。具体的な配分方

1) この数字は2006年8月30日に発表されたものではなく、京都議定書目標達成計画に書かれている、閣議決定された時点のものである。

2) 実現可能性の観点から、本提案は京都議定書目標達成計画に準拠しているが、今後の議論によっては、CO₂削減量などが変わる可能性がある。

表 最大許容排出枠の導出

A 京都議定書目標達成計画上の目標排出量（2010年）	
①エネルギー起源CO ₂	1,056
②非エネルギー起源CO ₂	70
③合計 [①+②]	1,126
B 産業・エネルギー転換・工業プロセスに対する最大許容排出量	710
C 最大許容排出枠からの除外分	
④オークション取り置き分（5%）	35.5
⑤新規排出源用取り置き分NER（5%）	35.5
⑥裾切り基準（考慮せず）	0
D 最大許容排出量 [B-④-⑤-⑥]	639

単位：百万トン

法は、以下のとおりである。

まず、第1期の排出量取引制度運用期間を2008～2012年とする。2000～2004年の5年間の排出量を基準期間としてとり、この期間の排出実績に基づいて排出量の初期配分を行う。具体的な配分手順は下記ようになる。

- ①各部門の基準期間における平均排出量を導出。
- ②基準期間の総排出量の平均値を求める。
- ③各部門の平均排出量が全体に占める割合を求める。
- ④この割合を最大許容排出枠にかけたものが各部門の配分量となる。

この結果、産業・エネルギー転換・工業プロセス全体に対する最大許容排出量7億1,000万トンとなる（表、B）。

オークション方式のための取り置き

ただし、後述のようにグランドファザリング方式にも問題は多く、将来的にはオークション方式やベンチマーク方式（ベンチマーク方式とは、産業ごとに標準的な生産方法の下での基準排出量を定め、それに基づいて排出枠を配分する方式をさす。この結果、ベンチマーク方式の下では、各企業に平均的な水準を超えて排出削減を進めようとするインセンティブが働くことになる）によって置き換えていくべきだと我々は考えている。そのため、取引制度導入時点で小規模ではあるが、実験的にオークション方式を導入することを提案したい。そのために、排出枠の初期配分にあたっては、産業・エネルギー転換・工業プロセスに対する最大許容排出量7億1,000万トンのうち、5%（3,550万トン）をあらかじめ、オークションによる配分のために取り置くことにする（表、④）。

新規参入企業に対する取り置き

排出量取引制度発足後に、新規参入してきた企業に対しても、初期配分を行う必要がある。既存企業に対して無償配分を行うならば、新規参入企業に対してもベンチマーク方式等を用いて無償で配分すべきである。ただし、単に無償配分するだけでは最大許容排出量を上回る排出が行われることになる。そこで、最大許容排出量の中からあらかじめ、新規参入企業に対する排出枠を取り置くことにする（5%分、表、⑤）。こうすることで、既存企業と新規参入企業の競争条件を均等化させながら、最大許容排出枠の膨張を防ぐことができる。

裾切り基準

無数の小規模排出者を制度に含めると、制度運営の行政費用が大きく

なるため、一定の裾切り基準によって、小規模排出者については制度の対象外とせざるをえない。その基準は、「エネルギー使用の合理化に関する法律」（2005年改正、以下、「改正省エネ法」と略す）に準拠することにし、第二種エネルギー管理者指定工場の裾切り基準である「エネルギー使用量1,500原油換算 kl/年」を、国内排出量取引制度の裾切り基準として採用することにしたい（表、⑥）。以上のプロセスを経てようやく、最大許容排出枠が決定される。

事業所に対する排出枠の配分

上記の過程を経て排出量取引制度対象部門全体に対する最大許容排出枠が決定されると、今度はそれを、鉄鋼、化学、石油、その他など、各業種へ配分する必要があるが、基本的にその配分方法は、過去5年間の排出実績に基づくグランドファザリング方式という点で、部門間初期配分と同様である。業種別の最大許容排出枠が決定されると、今度は事業所レベルでの排出枠を決定することが可能になる。それは、次のような過程を経ることになる。

まず、事業所レベルでの排出枠は、各事業所の2000～04年における過去5年間の平均排出実績をいったんはそのまま既得権として認めようとして、その事業所が属する業種の全事業所の排出量を集計する。そうすると当然のことながら、当該業種の排出量は、単純に過去5年間の平均排出量を足し合わせただけなので、その業種に対する最大許容排出枠を超過してしまう。

そこで、事業所に対する配分を、最大許容排出枠に一致させるために導入されるのが「遵守率」である。遵守率とは、当該産業セクターにおける「最大許容排出枠」の「過去5年間平均排出量」に対する比率によって定義される。たとえば、その産業の最大許容排出枠が90であり、過去5年間平均排出量が100であれば、遵守率は0.9となる。こうして当該産業の遵守率が決定されれば、過去の排出実績に基づく排出量に遵守率を乗ずることで、各事業所に対して配分される実際の排出枠が導き出される。

バンキング、ボローイング、罰則規定、上限価格制

バンキングとボローイングは認められるが、ただし、運用期間をまたがる使用については禁止しておく。つまり、今期から次期の運用期間への余剰排出枠の持ち越しや、あるいは次期運用期間からの排出枠の借入れはできない。それでも、保有排出枠と実際の排出量が一致しない場合に備えて、罰則規定を設けておく必要がある。罰金は、予測される排出枠市場価格の4～5倍程度の高さに設定する必要がある。

EU ETSから得られる教訓を踏まえた制度設計提案

EU ETSの経験から、我々はさまざまな制度設計上の教訓を得ることができる。日本で排出量取引制度を導入する場合に、これらの教訓を踏まえた制度設計がなされるべきである。その第1点目は、初期配分において最大許容排出枠の設定を厳格に行うことである。この設定が甘いと、環境政策上の効果が失われるのはもちろんのこと、排出枠をめぐる需給バランスが崩れ、価格が低落する。なぜなら、各企業は配分された排出枠で目標が達成できてしまい、排出枠を購入する必要がなくなるからである。

第2に、初期配分方式は、段階的にグランドファザリング方式からオークション方式やベンチマーク方式の比率を高めていき、やがて全面的にこれら配分方式のいずれか、あるいはその組み合わせに移行すべきである。

第3に電力部門のウィンドフォール・プロフィット（棚からぼた餅）問題の発生を予想し、この問題が大きくなるよう制度設計しておく必要がある。というのは、このことが、産業の国際競争力と費用負担の公平性に大きな影響を与える可能性があるからである。

ポリシー・ミックス提案

上述の排出量取引制度提案は下流型、かつ「直接排出」を対象とするため、運輸、家庭、業務部門の電力・熱消費以外が対象から外れてしまう。したがって、これらの部門に対しては別途、異なる政策手段を導入することによって、排出量取引制度を補完するポリシー・ミックスを構築することが必要になる。本提案では、運輸、家庭、業務部門および中小事業所に対する政策手段とそのポリシー・ミックスのあり方について、取引制度本体とあわせて以下の4提案を行う。

排出量取引制度と税のポリシー・ミックス

取引制度と税のポリシー・ミックスは、産業、エネルギー転換、工業プロセスのような、排出量取引制度に適した部門に対しては下流型排出量取引制度を実施し、他方で、排出量取引制度から除外される部門に対しては税の導入によって対応するという形で、両者の長所を生かしながら役割分担し、気候変動政策総体としてカバー率を高めることを狙ったものである。また、排出量取引制度によってカバーされる部門は、環境税の税率を割り引くことによって、過重な負担がそれらの部門にかからないように設計することができる。

排出量取引制度本体と接続する、ベースライン&クレジット型排出量取引制度の導入

次に、税ではなく、キャップ&トレード型の排出量取引制度本体と接続する形で、ベースライン&クレジット型の排出量取引制度を活用するポリシー・ミックス提案を説明したい。まず業務部門では、事業者がビルや商業施設において排出削減事業を行い、生み出された排出削減量をクレジットとして他の事業者に売却できるようにすべきである。このためには、ベースラインの設定が重要になるが、そのためには CDM に準じた方法論を開発し、それを活用する必要がある。また、電力・熱消費削減に由来する排出クレジットの二重発生を防ぐために、「ベースライン&クレジット・リザーブ」を設ける。具体的には、排出量取引制度本体のエネルギー転換部門に与えられた最大許容排出枠のうち 1% 分の排出枠を「ベースライン&クレジット・リザーブ」としてあらかじめ取り置く。そうすることで、最大許容排出枠の膨張を防ぎながら、ダブルカウントを防ぐことができる。

物流部門でも、ベースライン&クレジット型の制度の導入を提案する。具体的には、荷主・輸送事業者が温室効果ガス削減事業を行う場合、生み出された削減量をクレジットとして他の事業者に売却できる制度を創出すべきである。産業・エネルギー部門における排出量との重複を避けるために、同様に「ベースライン&クレジット・リザーブ」を、この物流部門についても活用する。さらに、本報告書の排出量取引制度の対象から外れる中小規模の事業所についても同様に、彼らが排出削減事業を実施し、生み出した削減量を、クレジットとして他の事業者に売却することができる制度を導入すべきである。もっとも、中小企業が温室効果削減事業を行う際に大きなネックとなるのが、資金の調達の高コストである。エネルギー効率を改善するための設備更新や新規設備導入には大きな投資が必要だが、そのための融資を支援、誘導する政策を、特に中小企業に絞って提案する。まず金融機関の融資審査を軽減するために、政府は、プロジェクトの環境格付けの統一指標を確立する必要がある。また、中小企業者の金融円滑化のために設立された「信用保証協会」の保証対象に、温室効果ガス削減事業活動を加えるべきである。これにより、融資の際の最後のリスクを公的機関がとるという保証によって、民間金融機関の融資を行いやすくなるだろう。

排出量取引制度本体とは接続しない、特定政策目的のための取引制度の導入

上記で提案した国内排出量取引制度とは必ずしもリンクしない取引制

度として、間接排出事業者同士で行う「省エネルギー量取引」を提案する。上述の「ベースライン&クレジット」との違いは、これは使用エネルギー量の削減量の取引であり、CO₂排出削減クレジットの取引ではない点である。

具体的には、改正省エネ法において、努力目標となっている「年平均1%のエネルギー消費原単位の低減」を、改正省エネ法で定められている第一種指定事業者（大規模業務、荷主を含む）を対象として義務化し、これを数値目標とする。義務を負う第一種指定事業者は「省エネ証書」の買い手となり、義務を負わない第二種指定事業者のうち、業務、荷主、およびエネルギー使用量が1,500kl（原油換算）以下の事業所は、「省エネ証書」の売り手となる。このように省エネ義務に、「取引」の要素を加えることにより、より柔軟に「年平均1%のエネルギー消費原単位の低減」という省エネルギーの目標達成が実現されうる。

さらに、運輸部門に対しては、評価の高い現行のトップランナー制度をベースに、トップランナー基準の達成にさらなるインセンティブを与える制度として、今後制定される2015年基準をベースとした、CO₂排出基準達成率買取制度を提案する。この制度ではまず、車種別（普通車・貨物車）の目標を定め、1km走行あたりのCO₂排出量（CO₂/km）に換算する。次に、自動車を製造し国内で販売している企業ごとに、現状の販売車種の平均CO₂排出効率（CO₂/km）を算定する。最後に各社は、自社のCO₂排出効率が基準を余分に達成している場合は、その余剰分を政府に売却することができるものとする。そして政府は、その余剰分については固定価格で買い取り、逆に目標に対して不足している場合は、特に罰則はないが、トップランナー制度下での従来どおりの規制は受けるものとする。

排出量取引制度とその他の政策手段（規制的手法、情報的手法、自主的取り組みなど）とのポリシー・ミックス

その他の政策手段として、建物に対する規制的手法を提案する。これは、建物総合環境性能評価システム（CASBEE）を発展させて、温暖化防止の観点から建物を、「環境負荷」と「エネルギー」の観点から評価を行い、5段階（A～E）でランク付けするというものである。設計段階で詳細に評価・ランキングを行い、5段階評価のうち、A、B、Cまでは建築許可（建築確認）を出す。D、Eに関しては改善命令を出し、設計の見直しを行わせることにする。再度提出された設計書がA～Cに評価されたら、改めて建築許可（建築確認）を出す。こうすることにより、エネルギー大量使用型建築物を徐々に減らしていくことを可能にする。

また、消費者に、その製品の環境・エネルギー情報を与えることで、

購買の際の意思決定に影響を与える情報的手法も有効に活用する必要がある。その具体例として、トップランナー基準に基づく機器のラベリング制度や、自動車のkmあたりCO₂排出量を表示する車のラベリング制度などをあげることができる。

補論：国内排出量取引等の国内対策による経済・エネルギー需給への影響

日本国内で温暖化対策を行うことはコストが高く、追加的対策を実施するよりは、CDMや国際排出量取引による海外からの削減クレジットを購入することで京都議定書を乗り切ろうという声もある。しかし、世界、特に欧州や米国では、再生可能エネルギーなどの市場が今後大きくなることは確実であることから（世界の再生可能エネルギー市場だけで2015年には22兆円ともいわれる）、先んじて自国の市場を育成すべきとの議論が当たり前に行われている。ブレア首相は、「緑の産業革命（Green Industrial Revolution）」について言及しているし、カリフォルニア州では「クリーン技術革命（Cleantech Revolution）」と命名されている。理論的には、ハーバード大学のポーター教授が提唱した「ポーター仮説」が有名だ。ポーター教授は、環境規制の厳しい国ほど、効率的な生産を行うようになり、よって産業競争力が高いことを、世界71カ国のデータを用いて実証している（Porter 1995, Esty and Porter 2001）。

本分析では、①海外からの削減クレジット購入コスト、②国内対策コスト、といった従来のコスト比較だけではなく、③エネルギー輸入の減少、④「緑の産業」または「クリーン技術」産業育成によるGDP増を考慮し、追加的国内対策を行わないケース（BAU）と、国内対策によって京都議定書目標（CO₂排出量90年水準）達成を行うケース（ETS）を設定し、コスト比較とともに、その際のエネルギー需給構造や経済、雇用影響を定量的に推計した。

結果は、2010年時点では産業育成効果より国内対策コストが若干上回り、日本全体としては年間32億円の経済的負担が生じる。しかし、2015年時点では、産業育成効果によるGDP増加分は19兆円となり、国内対策コストを差し引いた純経済メリットは14兆円となる。経済の活性化に加えて、より付加価値集約的産業構造へとシフトするため、雇用者は2010年に28万人、2015年には140万人増加する。失業率は、BAUにおいて2010年に5.3%、2015年に6.3%だったものが、ETSでは2010年に4.9%、2015年に4.0%にまで低下する。

なお、2010年に90年比水準を達成し、2015年には90年比-5%を達成するETSケースのコストは、2010年、2015年ともにGDPの約1.8%であった。本来は、この対策コストを温暖化による被害額（スターン報告で

はGDPの5～20%)と比較する必要があるが、ここでは短期的な経済へ
のコストとメリットのみに範囲を絞っている。

一次エネルギーの輸入依存度は、BAUでは2010年84%、2015年82%
であったが、ETSでは2010年76%、2015年73%にまで低下する。なお、
ETSケースにおいて、2010年にCO₂排出量を1990年水準にまで削減する
ための限界削減コストは、2万4,000円/トンCであった。

再生可能エネルギーの比率は、BAUでは2010年、2015年ともに2%に
とどまるが、ETSケースでは、2010年に3%、2015年には7%となった。
コストも低下し、太陽光発電はBAUケースでは2015年に50万円/kW
(耐用年数20年、設備利用率12%の場合、24円/kWh)までしか低下し
ないが、ETSケースでは22万円/kW(同10円/kWh)まで低下する。
また、現在国内の設備量が減少傾向にある太陽熱温水器についても、
ETSケースにおいては2006年現在の30万円/台から、2015年にはETSケ
ースにおいて15万円/台となる。

本分析によって、短期的には国内対策はコストが高く思えるが、中長
期的には輸出産業を育成し、産業構造がより付加価値集約的になること
から、雇用の増加にもつながることが分かった。また、エネルギー輸入
依存度は、約8%ポイント低下し、再生可能エネルギー技術コストも低
下していることから、2015年以降もさらなるエネルギー自給率の向上が
期待できる。

目 次

I	序：本研究の問題意識	1
II	日本における温室効果ガス排出と気候変動政策の現状	5
1	日本の温室効果ガス排出状況	5
2	日本の気候変動政策の何が問題か	9
2.1	京都議定書目標達成計画の問題点	9
2.2	いくつかの注目すべき政策手段の検討	14
III	下流型排出量取引制度の提案	21
1	排出量取引制度の理論的基礎	21
1.1	排出量取引制度を導入することのメリット	21
1.2	環境税との比較	27
2	国内排出量取引制度設計上の基本論点	29
2.1	上流型と下流型の排出量取引制度の比較	29
2.2	キャップ&トレード型排出量取引制度の設計	34
3	EU ETS から得られる教訓を踏まえた制度設計提案	61
4	アメリカの排出量取引制度から得られる教訓とグローバル炭素市場形成への示唆	67
4.1	アメリカにおける地球温暖化対策と排出量取引制度	67
4.2	RGGIにおける問題点とグローバルな排出量取引市場への示唆	72
IV	運輸、民生（業務・家庭）、中小企業を対象としたポリシー・ミックス	76
1	ポリシー・ミックス提案の考え方	76
2	排出量取引制度と経済的手法のポリシー・ミックス	77
2.1	排出量取引制度と税のポリシー・ミックス	77
2.2	排出量取引制度本体と接続する、ベースライン&クレジット型排出量取引制度の導入	81
3	排出量取引制度本体とは接続しない、民生・運輸部門・中小企業向けのその他の制度	89
3.1	省エネ量の取引	89
3.2	自動車のCO ₂ 排出基準達成率買取制度	91
3.3	CASBEE発展形—建築前評価・ランキング・建築許可制度	92
3.4	ラベリングの発展形	94
V	国内排出量取引制度提案のまとめと今後の課題	95

補論	国内排出量取引等の国内対策による経済・エネルギー需給への影響	101
1	分析の流れ	101
2	構築モデル	101
3	ケース設定	102
4	脱炭素技術育成の影響のモデル化	103
5	結果	108
5.1	国内対策実施の経済影響（まとめ）	108
5.2	雇用への影響	109
5.3	CO ₂ ・GDP・エネルギー	110
5.4	エネルギー需給構造	111
6	感度分析	115
6.1	炭素税率（国内排出枠価格）	116
7	まとめ	116

執筆担当

諸富 徹	第Ⅰ章、第Ⅱ章、第Ⅲ章第1～3節、第Ⅳ章第1節、第2節 (2.1)、第Ⅴ章
清水 雅貴	第Ⅲ章第4節
鮎川 ゆりか	第Ⅳ章第3節
小西 雅子	第Ⅳ章第2節 (2.2)
山岸 尚之	第Ⅳ章第2節 (2.2)、第3節
高瀬 香絵	補論

I 序：本研究の問題意識

英国ブレア首相とブラウン財務大臣の委託を受け、経済学者のニコラス・スターンによってとりまとめられた「スターン報告」は、温暖化の影響を深刻に受けとめ、早期に対策を行うべきだと我々に警告している（Stern 2007）。それによれば、現状のまま温室効果ガスの排出が推移すれば、今世紀終わりまでに地球平均気温の上昇は2～5℃に達する可能性が高く、その場合、顕著な気候変動が引き起こされる結果、世界GDPの5～20%にも上る、大きな経済的損失が引き起こされる可能性があるという。これに対し、地球の温室効果ガス濃度を500～550ppmで安定化させるための費用は、2050年までに世界GDPの約1%を占めることになる。これは大きな費用だが、しかし持続的な成長の下では十分に賄える水準だと報告書は述べている。

ただし、行動を起こすのが遅ければ遅いほど、排出削減を行うのに必要な調整費用が大きくなり、その分、手遅れになっていく。したがって報告書は、できるかぎり早期に排出削減に向けた行動を起こすことを促している。もっとも、排出削減は費用だけでなく便益をもたらす。技術革新の促進は、そのもっともわかりやすい事例であり、排出削減のための費用を削減するだけでなく、産業にとって新しい収益機会を作り出すというメリットを持っている。報告書によれば、550ppmでCO₂を安定化させることの社会的便益と社会的費用を比較すると、前者が後者を上回って2.5兆円の純便益を生み出すという。

もっとも、2.2.1節で論じるように、最近の研究では500～550ppmの水準ですら、地球平均気温の上昇を2℃未満に抑えられない可能性が高いことが判明している。これらの研究によれば、2℃未満に抑えるには400ppmで安定化させる必要がある。その点ではスターン報告が目標とし、費用便益計算の前提とした500～550ppmという濃度水準は、かなり楽観的な見通しに立っているといえよう。

ところで報告は、世界規模で「脱炭素社会」への移行を推し進めるために、税や排出量取引、規制などの手段を用いて、炭素価格のシグナルを創り出していくことを推奨している。排出量取引制度に

についてはとりわけ、先進各国で生まれてくるであろう各国国内排出量取引制度や、途上国の排出削減プロジェクトで生まれるクレジットを欧州排出量取引制度とつなげることで、将来的にはグローバルな炭素市場の形成を図るべきだとの立場を示している。長期的視点に立って現状を冷静に分析し、脱炭素社会へ向けた社会変革構想を提示したこのスターン報告のメッセージを、我々は重く受けとめるべきであろう。

しかしながら、日本では気候変動に対する危機感が薄く、したがって脱炭素社会に移行するための道筋を長期的観点から構想するという知的努力が、これまでに十分なされてきたとは言いがたい。京都議定書の第1約束期間が始まる2008年が目前に迫ってきているにもかかわらず、日本の温室効果ガスの排出動向は、依然としてその増加傾向に歯止めがかかっていない。2005年度の温室効果ガス排出量速報値によれば、2005年度の温室効果ガス排出量は前年度に比べて0.6%の増加、1990年比で8.1%増となっている（環境省2006）。このことは残念ながら、地球温暖化推進対策大綱（1998年、2002年）と京都議定書目標達成計画（2005年）に基づく日本政府の気候変動政策が、その成果を上げていないことを意味する。これは、「経済的手法」ではなく「自主的な取り組み」や「啓蒙・普及政策」を重視し、日本全体を見渡した体系的な規制よりもセクターごとに分断された部分的な規制の集積を、そして社会構造の転換よりも技術的解決を志向する、日本のこれまでの気候変動政策の限界を示すものと言えよう。部分的には、トップランナー方式や温室効果ガス排出量の算定・報告・公表制度など、政策の方向性としては評価できる要素もあるが、いずれもそれらを推進するための強力な政策手段を欠いているために、これまで十分な成果をあげていない。

折しも2007年度は、京都議定書目標達成計画（以下、「目達計画」と略す）の評価・見直しの年に当たっている。そしてすでに、経済産業省の産業構造審議会環境部会地球環境小委員会と、環境省の中央環境審議会地球環境部会が合同開催され、その場で目達計画の評価・見直しが進められている。これまで、とりわけ環境税の導入をめぐる、政府部内では環境省と経済産業省の抜き差しならぬ対立が続いてきたことによって政策が停滞し、閉塞感すら漂う状態であった。したがって、このような形で両省審議会が合同部会を開き、打開策を検討すること自体は望ましい。そしてこの場で、日本の気候変動政策の現状についての共通認識が形成され、気候変動政策をめぐる議論の膠着状態が破られるならば、それは歓迎すべきことである。ただし検討の結果、結局は既存路線の延長線上に位置づけら

れるような政策しか打ち出せないならば、目達計画の評価・見直しは失敗に終わったと評価されるであろう。日本の温室効果ガス排出を、増加傾向から減少傾向に転化させるためには、日本の気候変動政策そのもののイノベーションを図らねばならない。

我々はいまこそ、企業や家庭が脱炭素社会へ向けて行動することを促すような政策体系を導入し、気候変動政策の実効性を高めていくことを提言したい。そのためには排出量取引制度や環境税などの経済的手法の導入が必要である。排出量取引制度も環境税も、市場価格に「炭素価格」を反映させ、温室効果ガスの排出を抑制することを目的としている。このようなメカニズムが導入されると、温室効果ガス排出を減らせば経済的負担が軽くなり、逆ならばその負担は増えることで、環境に望ましい行動が経済的に報われるようになる。これは、排出量取引制度の場合でも環境税の場合でも同じである。ただし、環境税と比較した場合、排出量取引制度の強みは次の点にみられる。つまり、それは何よりも温室効果ガスの排出量を、量的にみて確実にコントロールできることである。環境税の場合は、炭素価格を税率という形で固定するが、結果として排出量がどの水準で決定されるかは不確実になってしまう。したがって、京都議定書で定められた排出削減目標のように、政策目標が量的に定義されている場合には、排出量取引制度は、量的コントロールの確実性という点でその強みを発揮する。

我々が排出量取引制度に注目するのは、その量的コントロールの確実性に加えて、以下のような点を重視するからである。まず第1に、排出量取引制度は、一定の排出削減目標を最小費用で実現することに寄与する。現在、産業界は自主行動計画に基づいて、主として原単位での排出削減目標を達成する努力を行っている。しかしこのような方法では、企業間での限界排出削減費用は必ずしも均等化されず、したがって排出削減費用は最小化されない。むしろ自主行動計画から排出量取引制度に移行する方が、産業界自身のみならず、国民経済全体にとっても目標達成のための費用負担を抑制できるという利点が生まれる。

第2に、気候変動政策に関する世界的な潮流を観察すれば、環境税が続々と導入された1990年代から2000年代初頭に引き続いて、新たに排出量取引制度導入の波が押し寄せてきていることがわかる。2005年1月に開始されたEU ETSはもちろんのこと、アメリカの北東部7州での導入が予定されている「地域温室効果ガス・イニシアティブ (Regional Greenhouse Gas Initiative : RGGI)」、すでにオーストラリアのニュー・サウス・ウェールズ州で導入されている

「温室効果ガス削減計画（NSW GGAS）」など、世界各地で排出量取引市場が立ち上がりつつある。これらは、当初こそ地理的な限定性を持つものの、やがては市場相互が連結し、グローバルな排出量取引市場が形成されるであろう。そのような将来時点に備えるためにも、日本でも国内排出量取引市場を創出し、それを海外の取引市場と連結することによって、国内企業がグローバルな排出量取引市場に参加するためのノウハウの蓄積と、インフラ整備を行っておかなければならない。

我々は、以上の観点から排出量取引制度の早期導入が必要だと判断し、それを国内でも導入するための制度設計のあり方や、他の政策手段とのポリシー・ミックスのあり方を検討した。本報告書では以下、第Ⅱ章で日本における温室効果ガスの排出状況を概観するとともに、日本の気候変動政策を批判的に検討する。第Ⅲ章では、第Ⅱ章を受けて具体的な排出量取引制度の制度設計案を提示していきたい。第Ⅳ章では、第Ⅲ章で論じ切れなかった運輸、民生（業務・家庭）、中小企業に対する対策を議論し、排出量取引制度本体とのポリシー・ミックスのあり方を論じる。そして補論では、以上の制度設計がもたらす経済的影響について、定量分析を行う。

我々としては、このような排出量取引制度の導入提案が、日本の気候変動政策をめぐる議論に一石を投じ、新しい政策手段の導入や新しいポリシー・ミックス構築に寄与することができれば幸いである。

Ⅱ 日本における温室効果ガス排出と気候変動政策の現状

1 日本の温室効果ガス排出状況

次章で排出量取引制度の制度設計を論じる前提として、本章ではまず、日本の温室効果ガス排出の現状を把握するとともに、日本の気候変動政策のどこに問題があるのかを明らかにしたい。

まず、温室効果ガス排出動向だが、表 2-1 と図 2-1 に示されているように、日本の温室効果ガス排出量は、その増加傾向を止めることができず、2005年度速報値では2004年度に比べて0.6%の増加、京都議定書の基準年である1990年比で8.1%の増加となった。昨冬が厳冬であったという季節要因も直近の増加に寄与しているが、仮にこの要因がなくとも、昨今の景気回復に伴って、来年以降も総排出量が増加していく可能性があると考えておいたほうがよいだろう。

表 2-1 によれば、温室効果ガス総排出量に占めるCO₂の比率は、2005年度で95%にも上っている。排出量推移でも、メタン、一酸化炭素、代替フロン等3ガスの排出が基準年比で減少しているのに対し、CO₂排出のみが増加傾向にある。とりわけ、エネルギー

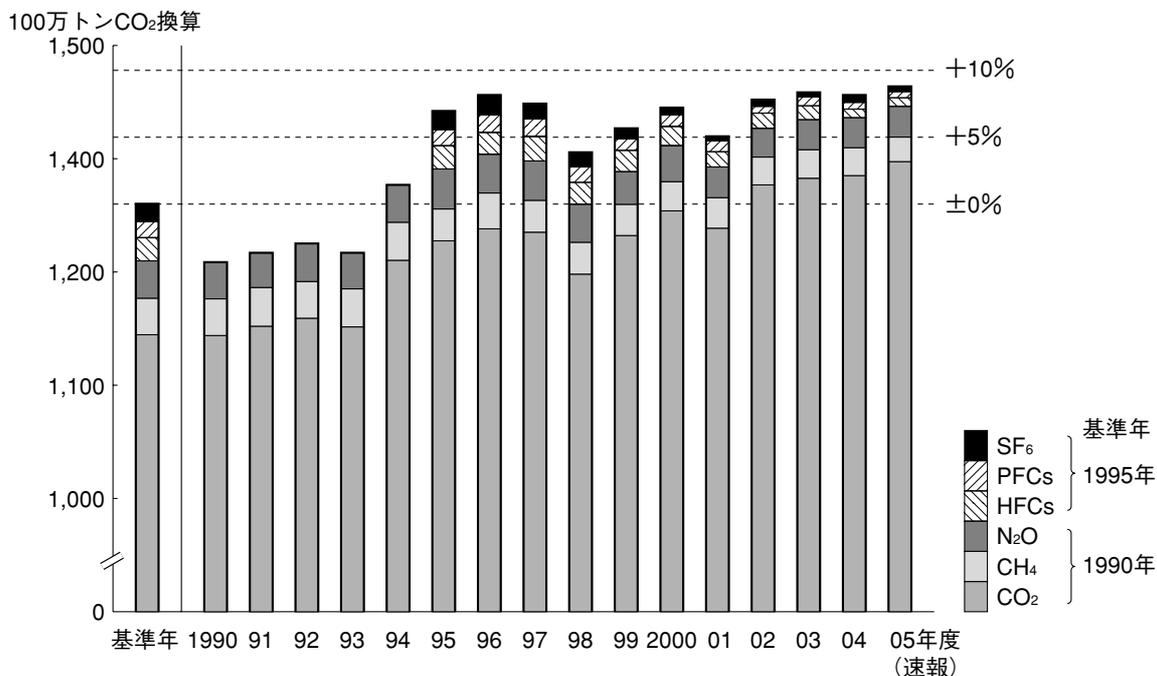
表 2-1 温室効果ガスの総排出量

	京都議定書の基準年	2004年度(基準年比)	2007年度からの増減	2005年度速報値(基準年比)
合計	1,261	1,355 (+7.4%)	→+0.6%→	1,364 (+8.1%)
二酸化炭素 (CO ₂)	1,144	1,286 (+12.4%)	→0.8%→	1,297 (+13.3%)
エネルギー起源二酸化炭素	1,059	1,196 (+13.0%)	→+0.8%→	1,206 (+13.9%)
非エネルギー起源二酸化炭素	85.1	89.4 (+5.2%)	→+1.1%→	90.4 (+6.3%)
メタン (CH ₄)	33.4	24.4 (-26.8%)	→-1.1%→	24.2 (-27.6%)
一酸化二窒素 (N ₂ O)	32.7	25.8 (-21.2%)	→-0.2%→	25.8 (-21.3%)
代替フロン等3ガス	51.2	19.1 (-62.6%)	→-11.6%→	16.9 (-66.9%)
ハイドロフルオロカーボン類 (HFCs)	20.2	8.3 (-58.7%)	→-14.5%→	7.1 (-64.7%)
パーフルオロカーボン類 (PFCs)	14.0	6.3 (-55.0%)	→-10.2%→	5.7 (-59.6%)
六フッ化硫黄 (SF ₆)	16.9	4.5 (-73.6%)	→-8.1%→	4.1 (-75.7%)

単位：百万トンCO₂

[出所] 環境省 (2006)、1 ページ、表1

図 2-1 温室効果ガス総排出量の推移



[出所] 環境省 (2006)、2 ページ、図1

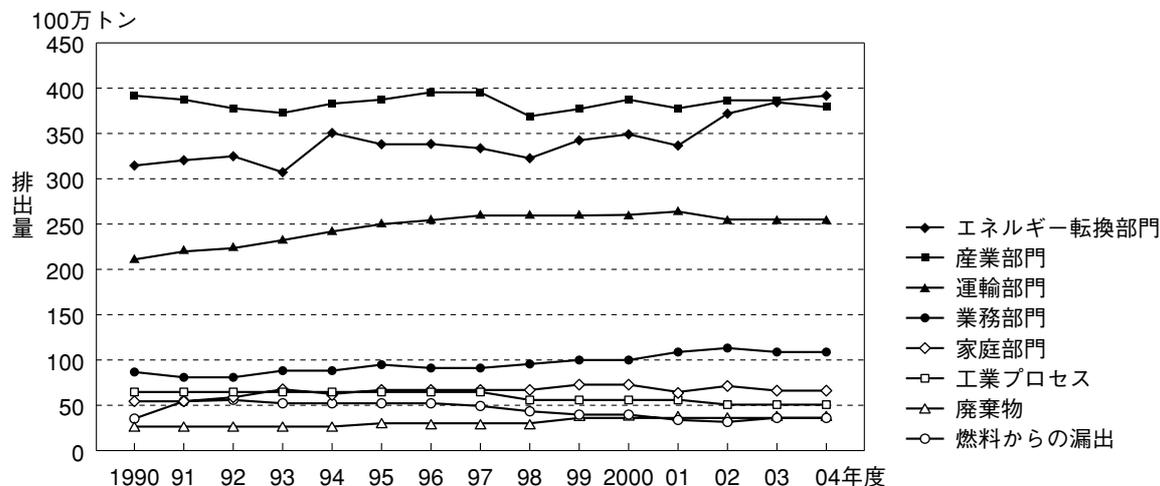
起源CO₂は温室効果ガス総排出量の88.4%を占め、その伸びも他のガスと比べて顕著である。

したがって、排出の絶対水準とその増加率の両面からみて、CO₂排出の抑制に政策の焦点を当てなければならないことがわかる。

図 2-2 と図 2-3 は、CO₂排出に絞って各部門からの排出動向をみたものである。なお、ここでのCO₂排出量は、「直接排出」を示している点に注意を要する。つまり、発電所等のエネルギー転換部門からの排出は、そのままエネルギー転換部門からの排出とみなし、各部門に割り振らないまま (熱電力配分前)、各部門からの直接排出量を算定している。図 2-2 によれば、2004年の排出量でみてもっとも大きいのは工場等の産業部門からの排出であり、3億8,900万トンとなっている。続いてエネルギー転換部門 (3億8,200万トン)、運輸部門 (2億5,400万トン)、さらに商業・サービス・事業所等の業務部門 (1億600万トン) が続いている。

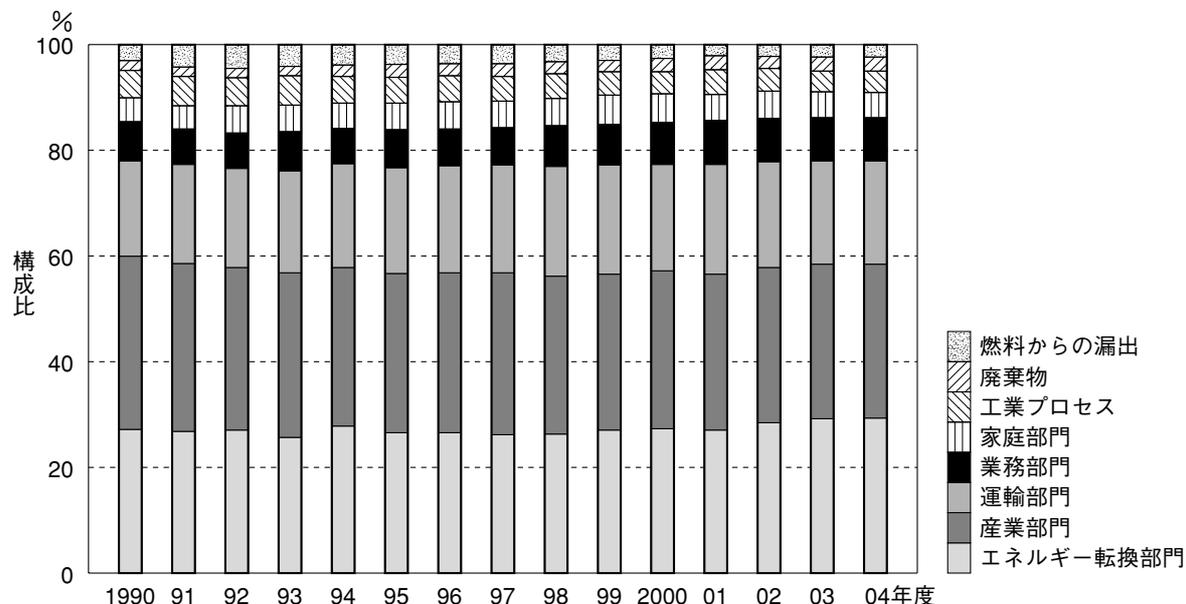
図 2-3 に示されているように、排出の構成比をみると、産業部門とエネルギー転換部門だけで総排出量の約6割 (58%) に達する。これに運輸部門を加えれば約8割 (78%)、さらに業務部門を加えれば、86%と9割近くになる。排出量取引制度の導入を考える場合は、取引制度のカバー率 (総排出量のうち、取引制度によってカバーされる排出量の比率) が高ければ高いほどよいが、このカバー率を高めるためには、できる限り広範な部門を取引制度の対象

図 2-2 各部門からのCO₂排出量（直接排出）



[出所] 温室効果ガスインベントリ（2006.08.30版）より作成

図 2-3 各部門からのCO₂排出量構成比（直接排出）

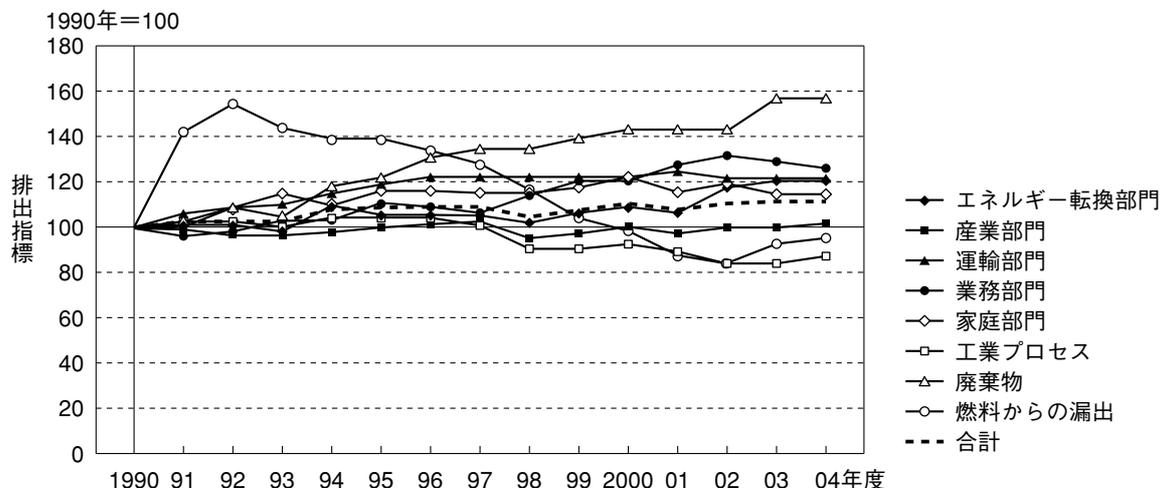


[出所] 温室効果ガスインベントリ（2006.08.30版）より作成

とすることが望ましい。この観点からすれば、まずは産業部門とエネルギー転換部門が対象となる。これに加えて、排出量の比較的大きな運輸部門と業務部門をどのように取り扱うかを議論していく必要がある。この点については、排出量取引制度の設計を取り扱う次節においてより詳しく論じたい。

もっとも、日本の気候変動政策をめぐる議論においては、産業からの排出量は横ばいか減少に転じており、上昇傾向が著しい運輸や家庭部門への対策をむしろ強化すべきだという主張がよくなされる。この主張は、どの程度妥当性を持つのだろうか。図 2-4 は、1990年のCO₂排出量を100とした場合の経年変化を示している。こ

図 2-4 各部門からのCO₂排出量の90年比増減（直接排出）



[出所] 温室効果ガスインベントリ（2006.08.30版）より作成

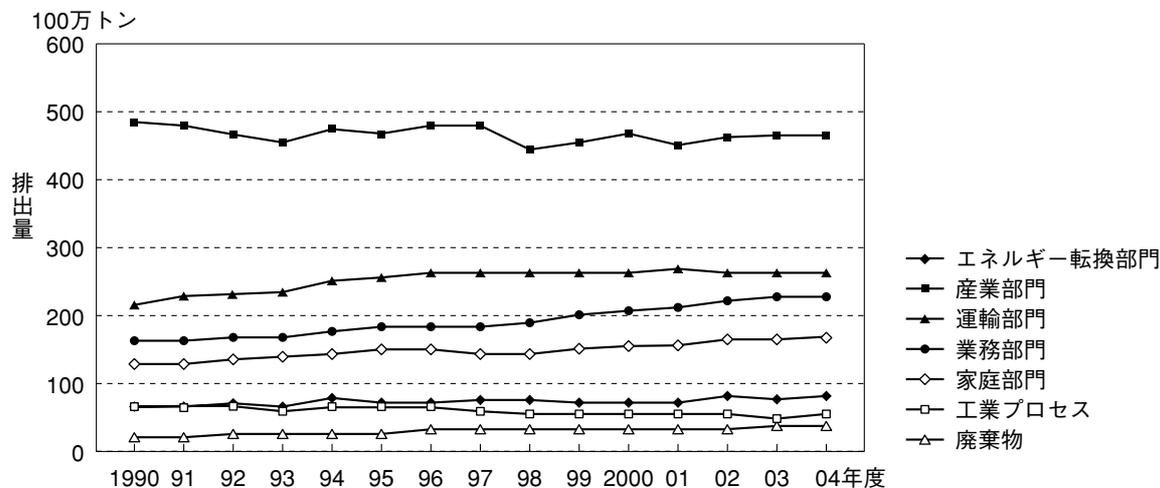
れをみると、産業部門の排出は確かに横ばいか減少傾向にあるが、これは90年以降、日本経済全体が不況期にあったことを考慮に入れるべきであろう。一方、運輸、業務、家庭部門からの排出はそれぞれ、2004年度で基準年と比べて20.6%、26.9%、13.9%の増加を示している。

この傾向は、排出動向を「間接排出」でみると一層はっきりする。「間接排出」とは、電気事業者の発電、および熱供給事業者の熱発生に伴う排出量を、「電力消費量」や「熱消費量」といった、需要家側の消費量に応じて各部門に割り振って算出された排出量である（熱電力配分後）。つまり、発電や熱供給に伴って発生するCO₂排出は、需要家による電力・熱需要によって引き起こされたものなので、需要家側に排出責任があるという考え方がその背後にあるといえよう。この間接排出の考え方にしたがってCO₂排出量の推移を示したのが図 2-5 である。

図 2-2 と図 2-5 を比べればわかるように、エネルギー転換部門からの排出が大幅に減少し、代わりに、産業、運輸、業務、家庭など、他の部門の排出水準が増大している。2004年度の排出水準を1990年と比較すると、産業部門からの排出が減少気味なのとは対照的に、やはり運輸、業務、家庭部門からの排出が増加傾向にあることがわかる。

このように、運輸、業務、家庭の各部門の排出は、その絶対的な水準では産業部門に及ばないものの、傾向的には増加傾向にある。したがって、これらの部門に対しても対策を強化していく必要がある。ただし、排出量取引制度がこれらの部門も含めた形で設計されるべきかどうかという点については、より詳細な議論が必要である。

図 2-5 各部門からのCO₂排出（間接排出）



[出所] 温室効果ガスインベントリ（2006.08.30版）より作成

しかし、仮にこれらの部門を排出量取引制度に含めないとしても、別の政策手段とのポリシー・ミックスによって対応する必要がある。

2 日本の気候変動政策の何が問題か

2.1 京都議定書目標達成計画の問題点

以上のように、増加傾向が止まらない排出動向に対して、日本の気候変動政策は有効な手を打っているのだろうか。気候変動政策の体系を構築するにあたって、われわれが考慮しなければならない原理は次の3点である。第1に、それは環境政策上の効果が確実にもたらされるものでなければならない。第2に、いったん政策目標が決まれば、それを費用効率的に達成できることが望ましい。そして第3に、政策が技術革新を促すような経済的動機づけを与えることができるよう配慮される必要がある。

これらは、結果として産業、運輸、業務、家庭といった部門を横断する包括的な政策体系を要請する。そして、排出削減が経済的に報われるようなメカニズムを組み込むことで、規制や命令ではなく、自ら排出削減に取り組むような経済的インセンティブが働くことが望ましい。排出量取引制度や環境税はこの要請を満たすことができるであろう。そして、気候変動政策が機能するためには、各経済主体からの排出量が正確に把握されていなければならない。排出量情報の正確な把握は、排出量取引制度や環境税実施の基盤ともなる。

したがって、気候変動政策を成功に導くためには、そのための情報的基盤の整備が不可欠になる。

これに対して、日本の気候変動政策の基本方針を定めている京都議定書目標達成計画（地球温暖化対策推進本部2005）は、これらの要請を満たしているのだろうか。目達計画は、温暖化対策の基本方針について、以下のように述べている（23～24ページ）。

●点から面へ

エネルギー需給構造そのものを省CO₂型に変えていくため、面的な広がりを持った視点からエネルギー需給構造を捉え直すこととする。すなわち、都市や地域の構造、公共交通インフラを含め、我が国の経済社会構造を変革し、省CO₂型の都市や交通システムをデザインすること等を通じて、省CO₂効果の最大化を図る。

●主体間の垣根を越える

エネルギーの需要・供給に関連するそれぞれの主体は、自らが直接管理する範囲にとどまらず、他のエネルギー需要・供給者と連携してエネルギー効率のさらなる向上を目指す。

●需要対策に重点を置いた需給両面からのアプローチ

省CO₂対策を効果的に実施するためにはエネルギー需給両面の対応が必要であるが、第1約束期間までに対策の効果を顕在化させるため、まずはエネルギー需要面の対策に重点を置く。

●原単位の改善に重点を置いたアプローチ

省CO₂対策を着実に進展させるため、エネルギー利用の効率化を通じてエネルギー消費原単位及びエネルギー消費量あたりの二酸化炭素排出原単位を改善していくことに重点を置く。

●排出量の増大要因に対応した効果的な取組

産業・運輸（貨物自動車及び公共交通機関等）部門における対策の着実な推進を図るとともに、業務その他・家庭・運輸（自家用乗用車）部門において効果的な対策を重点的に講ずる。

これらは、社会構造の変革が重要であること、領域横断的な政策が必要であること、供給側の対策とともに需要管理が重要な役割を果たすこと等、公害問題とは異なる性質をもつ気候変動問題に対処していくうえで、必要となるアプローチを的確に指し示しており、政府の政策の方向性として望ましいものといえる。にもかかわらず、目達計画に書き込まれた気候変動政策の具体論を詳細にみていくと、やはりその実効性に大きな疑問符をつけざるをえない。

第1の問題は、これらを実施していくうえで環境政策上の確実性が保障されていない点である。京都議定書における日本の達成目標が温室効果ガスを1990年比で6%削減するという形で量的に与えられている以上、その量的目標の達成が担保されるような政策手段を導入する必要がある。たしかに、目達計画には各部門のさまざまな対策メニューが書き込まれており、目達計画に付随している「別表1」でこれらの個別メニューの排出削減見込み量が推定されている。これらを積み上げていけば、表2-2で示されているように目標達成は可能だというのが目達計画の趣旨である。しかし、これらが確実に実現されるためには、実効性ある政策手段の導入によって、

表2-2 エネルギー起源二酸化炭素の各部門の目安としての目標

算定結果	基準年 (1990年度)	2002年度実績		2010年度の各部門の 目安としての目標		〈参考〉2010年度の目安としての 目標と2002年度実績との差
	A	B	(B-A)/A	C	(C-A)/A	
	百万トンCO ₂	百万トンCO ₂	部門ごとの 基準年比増 減率	百万トンCO ₂	部門ごとの 基準年比増 減率	
エネルギー起源 CO ₂ 合計	1,048	1,147		1,056		
産業部門	476	468	(-1.7%)	435	(-8.6%)	今後、対策・施策を講じなければ、 経済成長による生産量の増大等を通 じて排出量が増加していくことが見 込まれるなか、対策・施策により20 02年度実績から3,300万トンの削 減が図られると試算される。
民生部門	273	363	(+33.0%)	302	(+10.7%)	
業務その他部門	144	197	(+36.7%)	165	(+15.0%)	今後、対策・施策を講じなければ、 ビル等における床面積の増加等を通 じて排出量が増加していくことが見 込まれるなか、対策・施策により20 02年度実績から3,100万トンの削 減が図られると試算される。
家庭部門	129	166	(+28.8%)	137	(+6.0%)	今後、対策・施策を講じなければ、 世帯数や一世帯あたりの機器保有 率の増加等を通じて排出量が増加 していくことが見込まれるなか、 対策・施策により2002年度実績 から2,900万トンの削減が図られ ると試算される。
運輸部門	217	261	(+20.4%)	250	(+15.1%)	今後、対策・施策を講じなければ、 自動車保有台数の増加等を通じて 排出量が増加していくことが見込 まれるなか、対策・施策により200 2年度実績から1,100万トンの削 減が図られると試算される。
エネルギー転換部門	82	82	(-0.3%)	69	(-16.1%)	発電所、石油精製施設等の自家消 費分であり、これらの施設等にお ける効率的なエネルギー利用が引 き続き着実に進展していくことに より、2002年度実績から1,300 万トンの削減が図られると試算され る。

[出所] 地球温暖化対策推進本部 (2005)、14ページ、表3

「排出削減量の積算時に見込んだ前提」が実現されていく必要がある。ところが、この「前提」の実現を担保するような政策的保障は、トップランナー方式、「温室効果ガス排出量の算定・報告・公表制度」、そして新エネルギー導入を促進する「電気事業者による新エネルギー等の利用に関する特別措置法（平成14年法律第62号）」（通称RPS法）など1部を除いて、極めて脆弱なのが実情である。それに加えて、目達計画に書き込まれている対策メニューは個別政策の集積といってよく、体系性がほとんどみられないのも問題である。これらの対策メニューが相互にどのような関連性を持ち、脱炭素社会に向けて社会構造をどのように変えていくのかについて、目達計画の内容からその方向性を窺うことはほとんどできない。

第2の問題点は、費用効率性の欠如である。目達計画に記載されている対策メニューは、現在考えうるあらゆる個別対策の集積といった観を呈しており、それらの費用対効果がどの程度であるかが分析されているとしても、それが目達計画に反映されたという形跡は見当たらない。本来ならば、これら個別対策の費用効果分析を実施し、費用効果性の高い対策から優先的に実施し、総体として最小費用で目標達成が可能な政策体系を構築すべきであろう。そのためにもっとも有効で行政費用も安価な方法が、環境税や排出量取引制度を導入することである。これらの政策手段によって「炭素価格」を指標として示すことができれば、費用効果的な対策の導入が自動的に選択されていくはずである。炭素価格が存在するもとでは、炭素価格よりも低い限界費用で実施可能な対策は導入されるけれども、それよりも高い限界費用に直面する対策は採用されず、市場で自動的に対策の採否が費用効果性の観点から決定されていくからである。ところが目達計画では、環境税については「国民、事業者などの理解と協力を得るように努めながら、真摯に総合的な検討を進めていくべき課題である」、排出量取引制度に関しては「他の手法との比較やその効果、産業活動や国民経済に与える影響等の幅広い論点について、総合的に検討していくべき課題である」としているのみで、その導入へ向けた道筋はほとんど見えない。これでは、わざわざ費用効率性の実現を放棄しているようなものである。

第3の問題点として、技術革新へのインセンティブの有無があげられる。目達計画ではもちろん、温暖化対策につながる技術開発は重視されている。しかし、「技術開発を進める」「支援を行う」「促進を図る」「普及に取り組む」との文言が並ぶだけで、技術革新をどのようなスケジュールで、どのような政策手段を用いて促していくのかについては、検討は行われていない。補助制度や税制優遇を

設けるとの記述はあり、それらが一定のインセンティブを与えることは事実である。また、技術開発のリスクが高い場合や研究開発に巨額の資金が必要な場合など、政府が一定の役割を果たすことが重要な場合もある。しかし、補助や税制優遇を実施するには、対象となる技術を特定化しなければならず、技術開発の方向性を政府があらかじめ固定してしまうという弊害も生じる。そもそも、政府に長期的な技術発展の方向性を見通す情報的基盤がない以上、補助や税制優遇を行うための支援技術の対象選定は、短期的視点で行われざるをえない。このことから、政府が技術開発の方向性を見誤ることで、技術開発が誤った方向に導かれるというリスクも考慮に入れておかなければならないだろう（伊藤 2005）。

むしろ、政府の役割として重要なのは、技術革新へ向けた経済的インセンティブを与えることではないだろうか。技術革新の主体はあくまでも民間経済主体である。したがって、彼らが温室効果ガス排出の削減に向けての投資を決断できるよう、政府が脱炭素社会に向けた長期的な社会構造の変革について、見通しを与えることが必要である。そうすれば、各経済主体は、その下で長期的な観点から最適と判断される技術開発に投資を行うだろう。また、そのような技術を開発することが、経済的にみて「割に合う」ことが理解される必要がある。そのためにはイギリスのように、政府がかなり長期的な視点で脱炭素社会への移行に向けたシナリオを示し、それにしたがって順次政策手段を投入していくという意思を明確にする必要がある。

この観点からみてもっとも避けなければならないのは、政府の腰が定まらないことである。環境省と経済産業省が対立したまま有効な政策手段を投入することができず、それをみた民間の側でも技術開発への確信が持てないまま投資が停滞し、ズルズルと排出だけが増加していくというのが最悪のシナリオである。したがって政府の役割は、短期的視点から補助をつけて政府が技術開発の方向性を固定してしまうことなく、長期的な社会変革の方向性を明確に示し、社会に対してシグナルを発することである。そして、長期的な視点からみて、温室効果ガス排出を削減するような技術への投資が経済的に報われるという確信を民間経済主体に与え、実際にそれを可能にするような政策的枠組みを用意することである。この観点からみれば目達計画は落第であり、やはり排出量取引制度や環境税の導入によって、市場に明快なシグナルを送る必要がある。

2.2 いくつかの注目すべき政策手段の検討

とはいえ目達計画には、日本の気候変動政策の前進に向けて、その萌芽となるべきいくつかの重要な政策手段が書き込まれている。以下では、排出量取引制度の導入を提案する本報告書の観点からみて、注目すべきいくつかの政策手段を取り上げて検討することにした。

温室効果ガス排出量算定・報告・公表制度

この制度は、2005年6月17日に公布された地球温暖化対策推進法改正法によって導入された。本制度によって、2006年4月1日から、温室効果ガスを大量に排出する者（特定排出者）は、自らの温室効果ガス排出量を算定し、国に対して報告することが義務づけられた。表2-3に掲げられた対象者は、毎年度、事業所ごとに温室効果ガスの排出量等を報告しなければならない。また、これらの報告内容は例外的な場合を除いて、一般に公開されることになる。

このような算定・報告・公表制度が日本でも導入されたことの意義は高く評価されてよい。確かにこれ自体は、排出量取引制度や環境税のように、直接的に排出削減を促す手段とはなりえない。しかし、温室効果ガス排出量の正確な把握は、排出量取引制度を含めたあらゆる気候変動政策の基礎になりうる貴重なインフラである。また、情報の公開が義務付けられていることから、これを一種の基盤的政策手段として位置づけることも可能である（植田1996、107～

表2-3 算定・報告・公表制度の対象者（特定排出者）

温室効果ガスの種類	対象者（特定排出者）
エネルギー起源二酸化炭素（CO ₂ ） （燃料の燃焼、他者から供給された電気 または熱の使用に伴い排出されるCO ₂ ）	省エネ法の第一種エネルギー管理指定工場および第二種エネルギー管理指定工場の設置者 省エネ法の特定貨物輸送事業者、特定荷主、特定旅客輸送事業者および特定航空輸送事業者
エネルギー起源二酸化炭素以外の 温室効果ガス	温室効果ガスの種類ごとに次の要件に合致する事業所の設置者（事業者全体で常時使用する従業員の数が21人以上である者に限る）
非エネルギー起源二酸化炭素 メタン（CH ₄ ） 一酸化二窒素（N ₂ O） ハイドロフルオロカーボン類（HFCs） パーフルオロカーボン類（PFCs） 六フッ化硫黄（SF ₆ ）	排出量が3,000トン以上 排出量がCO ₂ 換算で3,000トン以上 排出量がCO ₂ 換算で3,000トン以上 排出量がCO ₂ 換算で3,000トン以上 排出量がCO ₂ 換算で3,000トン以上 排出量がCO ₂ 換算で3,000トン以上

[出所] 環境省・産業省「温室効果ガス排出量算定・報告・公表制度について」（「制度概要紹介」ページ）

108ページ)。つまり、排出量情報を、各企業の事業所レベルにまでさかのぼって一般に公開することで、外部から企業の取り組みを監視・評価することが可能になる。たとえば、環境NGOの気候ネットワークは、すでに省エネ法で報告が義務付けられている事業所のエネルギー使用量について情報公開請求を行い、開示された情報を分析している。このように、情報公開によって外部からチェック機能が働くようにすることで、排出者側には、そうでない場合よりも排出抑制への意識が高められることになるだろう。

また、本報告書が提案する排出量取引制度にとっても、この制度の意義はきわめて大きい。なぜなら、この制度によって各事業所の温室効果ガス排出量を把握できるようになるため、この制度を、取引制度を実施するための情動的基盤として利用することが可能になるからである。なお、算定・報告・公表制度は、その実施を容易にするうえで「エネルギー使用の合理化に関する法律」（2005年度改正、以下、改正「省エネルギー法」あるいは「改正省エネ法」と略す）と密接な関係を持っているので、次にこの法律を検討することにした。

改正「省エネルギー法」

改正「省エネルギー法」は、2005年8月に成立・公布され、2006年4月より施行されている。上述の算定・報告・公表制度との関係で重要なのは、表2-3に示されているように、エネルギー起源のCO₂排出に関して報告義務を課される「特定排出者」が、省エネ法上の規定と合致する形で定められている点である。

今回の改正によって、従来は分かれていた熱と電気の管理について一体的に管理が求められるようになり、結果として、指定工場の裾切り基準が事実上引き下げられた。これによって対象工場・事業所数は、約1万から約1万3,000に増大した。指定工場は第一種と第二種に分かれ、以下のような義務が課されることになった。

●第一種エネルギー管理指定工場

(エネルギー使用量原油換算3,000kl/年)

- ・エネルギー管理者の選任義務
- ・中長期計画の提出義務
- ・エネルギー使用状況等の定期報告

●第二種エネルギー管理指定工場

(エネルギー使用量原油換算1,500kl/年)

- ・エネルギー管理員の選任
- ・エネルギー使用状況等の定期報告
- ・従来の熱・電気の区分を廃止、熱と電気を合算して（原油換算）規制

上記の義務の履行に関して、判断基準に照らして著しく不十分であると認められる場合には、大臣による勧告が行われる。改正「省エネルギー法」は、このようにエネルギー使用量についての報告を求めるものだが、エネルギー使用とCO₂の排出の間には一定の関係があるので、これをCO₂排出量に換算することは比較的容易である。

排出量取引制度にとって、本制度が重要なのは、CO₂排出量の正確な把握以外に「裾切り基準」と関わるからである。排出量取引制度の導入を考える際に、すべての排出事業者を対象にすることはできない。なぜなら、そのために必要な行政費用やモニタリング費用が高くつきすぎてしまうからである。したがって、排出量取引制度の対象事業者を一定規模以上に限定せざるをえなくなる。他方で、あまりこの点を強調しすぎて対象を限定すると、今度は排出量取引制度のカバー率が小さくなりすぎる。行政費用やモニタリング費用の節約と、カバー率の拡大という、相反する要求のバランスをとることができるポイントで「裾切り基準」を定める必要があるが、改正省エネ法はそのための現実的な基準を提供してくれる。つまり、第二種エネルギー管理者指定工場の裾切り基準である「エネルギー使用量1,500kl／年」を、排出量取引制度の裾切り基準としても用いることが現実的なアプローチであろう。

経団連自主行動計画

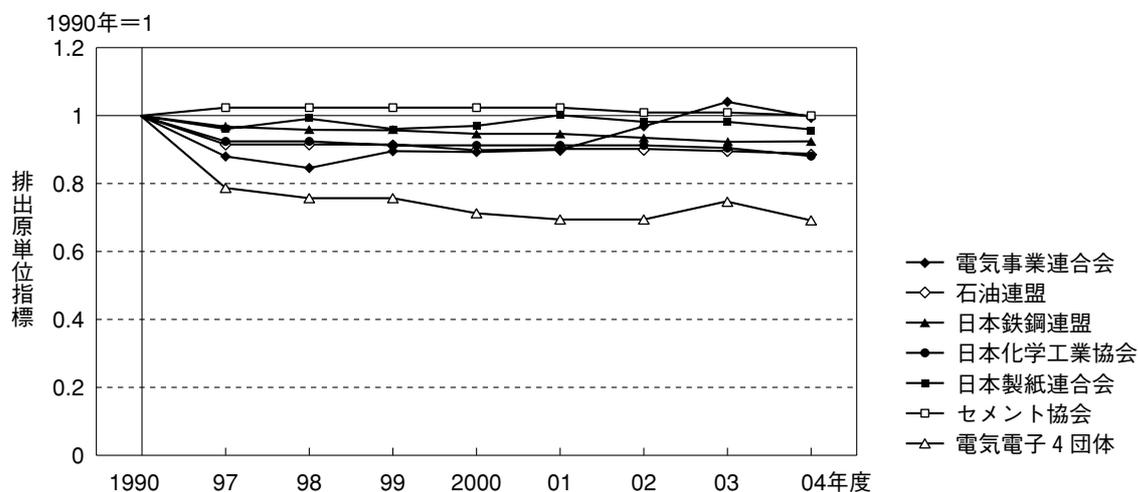
経団連は、製品あたりのエネルギー消費量、あるいはCO₂排出量という形で、「原単位」で目標を自主的に設定するか、あるいはエネルギーやCO₂排出量そのものという形で、「絶対量」で目標を自主的に設定し、目標の達成度について毎年レビューし、その結果を公表している。これは政府の政策によらず、自ら目標を定めて行動するという意味で「自主行動計画」と呼ばれている。経団連総体としては、「2010年度に産業部門およびエネルギー転換部門からのCO₂排出量を1990年度レベル以下に抑制するよう努力する」という目標を掲げている。

経団連の「2005年度フォローアップ結果」によれば、産業・エネルギー転換部門から合計35業種が参加しており、これらの業種からのCO₂排出量は1990年基準で日本全体の45%、産業・エネル

ギー転換部門の82%を占めるという。フォローアップの結果、2004年度のCO₂排出量は1990年比で0.5%減少し、(2003年度比では0.1%増加)、2000年度から5年連続で目標をクリアーしていることが判明したとしている(日本経済団体連合会2005、1ページ)。

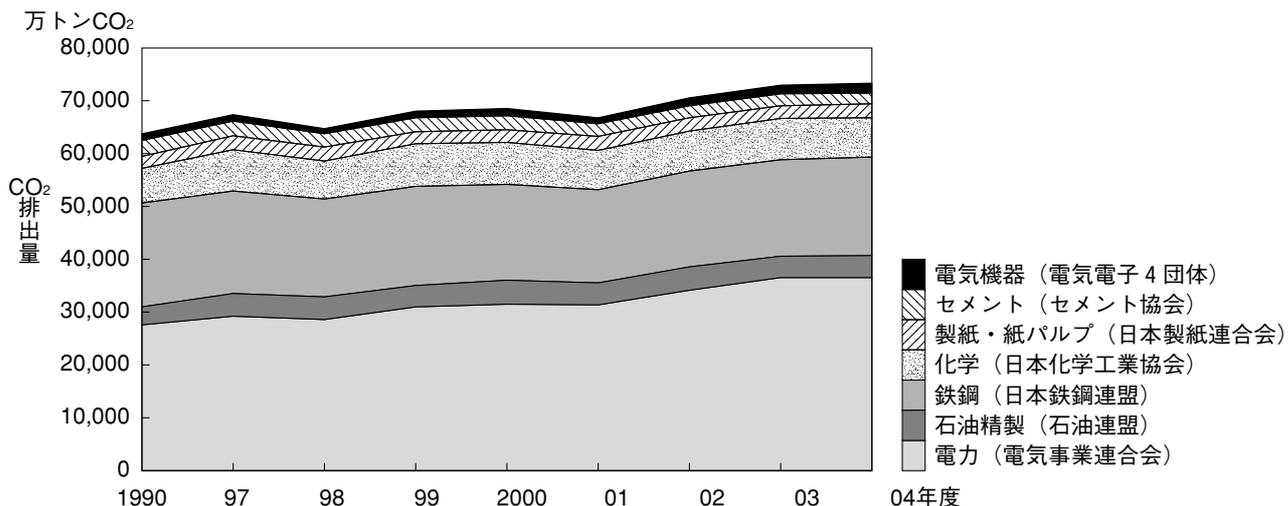
このことを少し詳細に検討してみよう。図2-6は、主要7業種における、1990年時点での排出水準を1とした場合のCO₂排出原単位指標の推移を示している。この図が示すように、たしかにエネルギー転換部門も含めた主要7業種に注目すると、CO₂排出原単位は1990年比でほぼ横ばいか、改善傾向がみられる。これに対して、同じ主要7業種のCO₂排出量の推移をみたのが、図2-7である。図から明らかなように、総体として排出量は1990年比で増加傾向

図2-6 主要7業種のCO₂排出原単位の推移



[出所] 経団連、経産省自主行動計画フォローアップ結果

図2-7 主要7業種のCO₂排出量の推移



[出所] 経団連、経産省自主行動計画フォローアップ結果

注：このグラフでは、電力以外の業種における電力由来の排出量もカウントされているため、一部ダブルカウントが生じている。

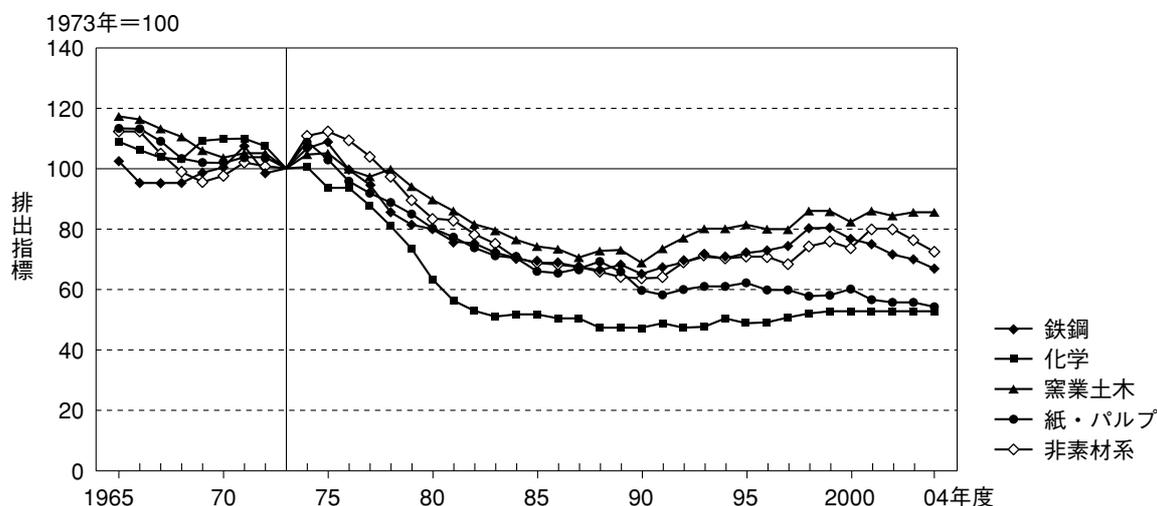
にあることが見て取れる。これは、図 2-6 に示された原単位改善を上回る生産量の増大が行われたためだと考えられる。近年、素材産業は一時の不況から立ち上がって再び活況を呈してきており、このことが今後の排出量増大の傾向をいっそう強めていく可能性すらある。

また、素材産業についてエネルギー消費原単位をみたのが図 2-8 である。この図に示されているように、紙・パルプを除いて、いずれの業種も軒並み、1990年以降は原単位指標を悪化させていることがわかる。この図を見れば、石油ショックによって引き起こされた原油価格の高騰が、日本の産業にとってエネルギー効率性改善への大きな圧力となったものの、近年はその傾向がわずかながらも逆転し、むしろエネルギー効率性が低下しつつある点が気になるところである。これは、1999年に原油の価格高騰が始まるまでは、原油価格が比較的低位で推移したために、エネルギー効率性改善への経済的なインセンティブが失われていたためと推察される。

以上の検討から、確かに経団連の自主行動計画は、原単位指標で表されるエネルギー効率性の改善や排出量の削減に一定の成果をあげていることが評価できよう。にもかかわらず以下の理由から、自主行動計画の実施が、今後も産業部門に対する追加的な政策投入を拒否する理由にはならないと考える。

第1に、自主行動計画上の目標が原単位で定義されている業種も多く、その場合には仮に自主行動計画上の目標が達成されたとしても、上述の主要7業種のように、生産量が原単位改善効果を上回って増加する場合には結局排出量の増大を招いてしまう。したがって環境政策上の効果の確実性という観点からみると、原単位で目標を

図 2-8 製造業IIPあたりエネルギー消費原単位の推移



[出所] 日本エネルギー研究所、計量分析ユニット (2006) より作成

定義している自主行動計画には問題が多い。第2に、費用効率性の欠如である。自主行動計画上の目標は業種ごとに個別に決定されるため、業種間で限界排出削減費用を均等化するメカニズムが働かない。したがって、自主行動計画を排出量取引制度に移行させ、経団連が掲げる同じ排出削減目標を最小費用で実現できるならば、そのことは産業界にとってのみならず、国民経済全体にとっての利益となる。第3に、すでに温室効果ガス排出量算定・報告・公表制度や、改正省エネルギー法によって、CO₂排出量やエネルギー消費量を絶対量で正確に把握するために必要な情報的基盤は整いつつある。原単位で定義されてきた各業種の目標を、これらの情報的基盤に基づいて絶対量に切り替えることは、技術的にはそれほど困難ではないはずである。現在の自主行動計画を一步前に進めるならば、あらゆる業種で目標を原単位から排出絶対量に切り替えることが促されるべきだろう。そしてそのことを妨げる技術的障壁はすでに取り除かれているのである。

自主参加型排出量取引制度

環境省は、2005年から自主参加に基づく排出量取引制度の実験的な試みを行っている。この自主参加型排出量取引制度への参加には2つの方法がある。第1は、「目標保有参加者」であり、一定量の排出削減を約束して、省エネルギー・石油代替エネルギーによるCO₂排出抑制の設備導入に対する補助金と、排出枠の交付を受ける参加者をさす。第2は、「取引参加者」であり、排出枠等の取引を目的として登録簿に口座を設け、取引を行う参加者をさす。なお、取引参加者には排出枠の初期配分は行われない。

目標保有参加者は、2006年度排出量の算定を行い、検証機関による検証を受けることになる。そして、目標保有参加者は、自社の排出状況に応じて、他の目標保有参加者・取引参加者と排出枠の取引を行うことができる。期末には初期配分を受けた排出枠と現実の排出量を付き合わせ、不足が生じれば取引を通じた排出枠の購入によって埋め合わせることができるが、それができずに目標が未達成となる場合、補助金の返還が求められることになる。

ただし、これはあくまでも自主的な参加に基づく制度であって、産業部門全体を対象とした政策手段とはいえない。実際、取引制度第1期となる2005年度は、目標保有参加者が32事業者、取引参加者が8社であり、第2期となる2006年度は目標保有参加者が23事業者と、参加者数が極めて限定されているのが実情である。したがって、自主参加型排出量取引制度は、将来における本格的な排出量

取引制度実施を念頭に置いた、実験的な試みとして位置づけることができよう。そうだとするならば、この制度は、インフラ整備の必要性や制度設計上の課題の整理という点で、貴重な経験と学習の機会を提供するという意味を持つことになるだろう。

以上のように、日本の気候変動政策はこれまでのところ、その環境政策上の確実性、費用効率性、技術革新へのインセンティブのいずれの点においても問題が多い。このままでは、脱炭素社会への移行の道筋はおろか、京都議定書に定められた日本の排出削減目標すら、その達成に目処が立たない状況である。他方で目立たない形ではあるが、将来の政策の前進へ向けた基盤整備とも言える、いくつかの法改正が行われてきたことも事実である。これらは、それ自体としては環境政策上の有効性を持たないが、排出量取引制度を実施するうえでは不可欠な情動的基盤をなすものとしてその意義を評価しなければならない。したがって、実は排出量取引制度を導入するという政治的意思決定さえなされれば、それを実施していくための情動的基盤はすでに整っているといえよう。我々はこれらのツールを、より実効性ある気候変動政策の構築のために有効に使っていくべきであろう。問題は、どのような国内排出量取引制度を設計すべきかという点である。以下では、この制度設計問題についてより詳細に議論することにした。

Ⅲ 下流型排出量取引制度の提案

1 排出量取引制度の理論的基礎

1.1 排出量取引制度を導入することのメリット

排出量取引制度はもともと、カナダ・トロント大学のデイルズによって提唱され (Dales 1968a ; Dales 1968b)、その後モンゴメリーによって理論的に厳密に定式化された (Montgomery 1972)。デイルズは、環境に対して利用権を設定し、その利用権を取引可能にすれば、適切な環境利用の価格付けが行われ、結果として環境利用権の効率的な配分が可能になると主張した。たとえば湖沼のように、湖に流れ込む総負荷量を一定以下に抑制しなければならない場合、許容総負荷量に相当するだけの環境利用許可証を各流域の排出源に配分し、保有許可証に合致した排出しか許さないとすれば、総排出量のコントロールが可能になる。また、許可証保有者間で許可証の取引を可能にすれば、より費用効率的な総量規制が実現できるというわけである。モンゴメリーは、このようなシステムの下で、総量規制を最小費用で実現できることを理論的に示した。

このように、1970年代には排出量取引制度の理論的根拠が確立していたが、その現実への適用は遅れた。1970年代のアメリカでは、大気保全法の枠内で「ネッティング」、「オフセット」、「バブル」、「バンキング」という4つの政策手段からなる「排出取引プログラム」が実施された。これは排出量取引制度の萌芽といえるが、これらは既存の環境規制の柔軟化としての色彩が強く、まだまだ本格的な取引制度の導入には程遠かった。この結果、その費用削減効果は期待されたほどではなかったと評価されている。これは、集積性汚染（汚染物質がある特定地域で集中的に排出され、それが一定濃度を超えると激甚な環境被害を引き起こされる現象）を引き起こす可能性のある大気汚染物質を取引対象としているために、完全に自由な取引を許容することができなかったことによる。「排出取引プログラム」では取引に伴う手続きが煩雑であり、取引の結果として地域環境を悪化させないという証明を行うことも求められた。

本格的な排出量取引制度の導入は、1990年の大気浄化法改正によって導入された酸性雨プログラムによってなされた。これによって、二酸化硫黄（以下、SO₂）の排出量取引が可能となった。この制度は、初めての本格的なキャップ&トレード型の排出量取引制度であり、その費用削減効果も大きなものであったと評価されている。

SO₂排出量取引制度は、それまでの大気汚染・酸性雨対策の失敗と、カナダとの酸性雨論争（金 2005）を解決するために導入された経緯がある。取引の対象になるのはSO₂で、2000年以降、全米発電プラントからのSO₂の排出を1980年水準から年1000万トンの削減を目指し、年890万トンを上限に排出を制限することを義務付けている。全米規模のこのプログラムは、世界初の排出総量規制を伴う（キャップ&トレード型）排出量取引制度である。1995年から1999年までの5年間を第一期間（フェーズⅠ）とし、1980年水準から年500万トン削減の年1390万トンを上限、2000年以降を第二期間（フェーズⅡ）とし、1980年水準から年1000万トン削減の年890万トンを上限とした。不遵守の場合の罰則は、排出超過1トンあたり2000ドル（物価スライド）の罰金を科せられ、さらに翌年に超過した排出量を市場から調達しなければならない。

酸性雨プログラムの初期配分では、グランドファザリング方式を採用し、既存排出源に対して許可証を無償配分している。初期配分として割り当てられる基準割当量は、過去5年間に投入された燃料の年平均熱量から算出している。

また、新規参入した適用条件に該当するプラントの新設には、事前に排出予想量と同等の許可証を調達しなければならない義務があり、初期配分がないまま全許可証を市場で調達しなければならず、膨大なコストがかかるため、既存プラントと比べて不利になる。その不公平を緩和する意図で、オークション制度が整えられている。

酸性雨プログラムの成果については、プログラム導入後すべての年で実排出量があらかじめ決められた許容総排出量を大幅に下回っており、その初期配分と実排出量の差である余剰許可証がバンキングとして次年度以降に繰り越された。また、排出削減未達成または、許可証保有量と比べたとき排出量が超過している排出源は皆無であった。つまり、全米規模においては排出許可証取引制度の導入により、大幅な排出削減が実現された。また、費用効率性の面からの評価は、代表的なものとしてEllerman, et al（2000）が、酸性雨プログラムにおける許可証取引市場の成長がSO₂の排出削減と一定の費用節約効果に貢献していると評価した。

しかし、初期配分に関しては、酸性雨プログラムの導入過程でお

こなわれた政策形成（中西部選出議員による強い抵抗）によって、中西部諸州の大排出源を多く持つ地域に対しての排出削減緩和策としてさまざまな補助制度が組み込まれた（浜本2002d）。特に、3州上乗せ条項（Three-state Bonus）では、イリノイ・インディアナ・オハイオ各州の対象プラントにあわせて毎年20万アラウアンスの許可証を無償で上乗せ配分を行った。これらの中西部地域は、全米有数の工業地帯であり、また、プラントの老朽化も著しくSO₂の排出量が多いための措置であるが、全米のどのプラントも基準排出量から算定された許可証を配分されるはずの初期配分ルールに対し、不公平な配分が行われている。また、このことが硫黄酸化物特有の集積性汚染をもたらす原因ともなっており、州政府によるさまざまな直接規制を制定させている（清水2007）。

このようにSO₂排出量取引制度は、硫黄酸化物という、集積性汚染を引き起こしうる物質を扱っていたことに伴って規制取引に対する規制が伴わざるをえなかったこと、そして、州レベルで公益事業規制が存在していたことによって、理論が想定するような費用効率性は実現できなかったといわれている。これに対して温室効果ガスは、地域的な集積性汚染を引き起こす可能性のない物質であり、このことを理由とした取引制限をかける必要がないという意味で、取引制度がその潜在的な可能性を最大限に発揮しうる対象だといえる。実際、2000年代に入って各国で次々と温室効果ガスを対象とした排出量取引制度の導入が行れるようになっていく。

先陣を切ったのはデンマークであり、2000年に電力部門に限ったCO₂の排出量取引制度を導入した。また、イギリスも2002年から国内排出量取引制度を導入している。これらは、2005年に導入された欧州排出量取引制度（EU ETS）によって取って代わられることになる。さらに、アメリカの北東部7州での導入が予定されている「地域温室効果ガス・イニシアティブ（Regional Greenhouse Gas Initiative：RGGI）」や、すでにオーストラリアのニュー・サウス・ウェールズ州で導入されている「温室効果ガス削減計画（NSW GGAS）」など、世界各地で排出量取引市場が立ち上がりつつある。これらの市場はやがて相互に連結し、世界規模で排出量取引が活発に行れるようになるだろう。このようなグローバルな排出量取引市場の出現の可能性を前にして、日本でも国内企業の参加を促すべく、取引市場の開設とそれを可能にするための情動的基盤や制度的基盤、そして取引ルールの整備を行っていく必要がある。我々が国内排出量取引制度の導入を提案するのは、いずれグローバルな排出量取引市場が形成されるのであれば、それに対応する国内

市場を早期に立ち上げ、日本企業もそこに積極的に参加していくべきだとの判断に基づいている。

しかし、我々が国内排出量取引制度の導入を重視するのは、何よりもそれが環境政策上の確実性、費用効率性、技術革新へのインセンティブという、気候変動政策上の基本原理に最もかなった政策手段のひとつだと考えるからである。そのことを、**図 3-1**と**図 3-2**を用いて確認しておきたい。

図 3-1は、排出量取引制度の費用効率性を説明するための図である。縦軸には費用と価格、そして横軸には温室効果ガスの排出量がとられている。簡単化のために排出者は i と j の2者しかいないとしよう。排出者 i の限界排出削減費用は MC_i 、排出者 j の限界排出削減費用は MC_j で表されている。排出者 i にとっての原点は O_i 、排出者 j にとっての原点は O_j でとられている。ここで「限界費用」という言葉を用いたが、これは経済学でよく用いられる概念である。ここでいう「限界」とは、「追加的」と言い換えてもよい。つまり、現状から出発して、追加的に1単位の汚染物質を減らそうとすれば、それに伴って追加的にどれくらいの削減費用がかかるのかを示すのが、限界費用という概念の意味内容である。

排出削減は、生産量を低下させることによって可能になるが、これは一番安易な方法でしかない。何の努力をすることもなく、単に操業率を低下させるだけでいいからである。しかし、この方法は利潤最大化を図ろうとする企業行動とも矛盾するであろう。したがって以下では、企業は新しい環境制約の下で、利潤を最大化するよう生産量を決定するものと仮定する。このとき企業は、当然そのためにかかる費用を最小化しようとする。

さて、生産量の削減以外で排出を削減するには、次の方法が考えられる。第1に原料、あるいは燃料の転換である。たとえば、火力発電所で石炭を用いていたのを石油に切り替えれば、同じ発電量でもずいぶん CO_2 排出が減る。これは、化石燃料の炭素含有量が異なるからである。石炭など炭素含有量の高い原料から、石油、さらには天然ガスなど炭素含有量の低い原料に切り替えることは、 CO_2 排出を減らす有力な手段になる。第2の方法は、エネルギー効率性を高めるような生産過程の転換である。この様な転換を行えば、より少ない化石燃料消費で同じ生産水準を維持でき、 CO_2 排出量も減少する。第3は、排出口での排出除去装置の装着である。 SO_2 の場合は、排出口での除去装置の装着が重要な役割を果たした。 CO_2 の場合は、その吸収・吸着技術は発展途上にあり、排出を削減する手段の選択肢として浮上するのはまだ先になりそうである。

図 3-1 排出量取引制度の費用効率性

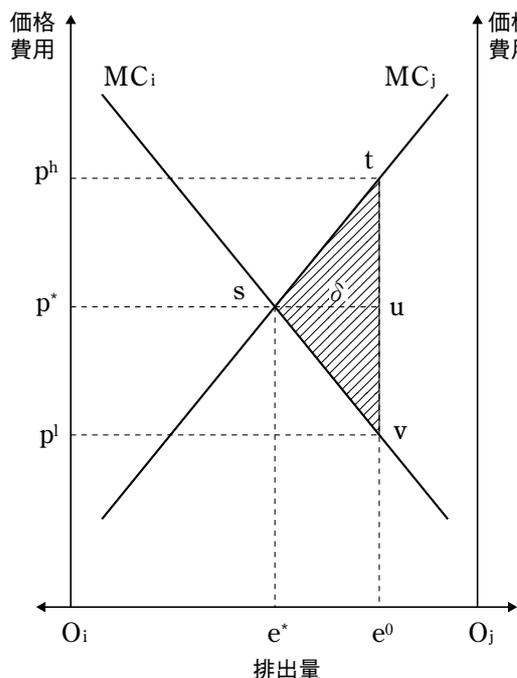
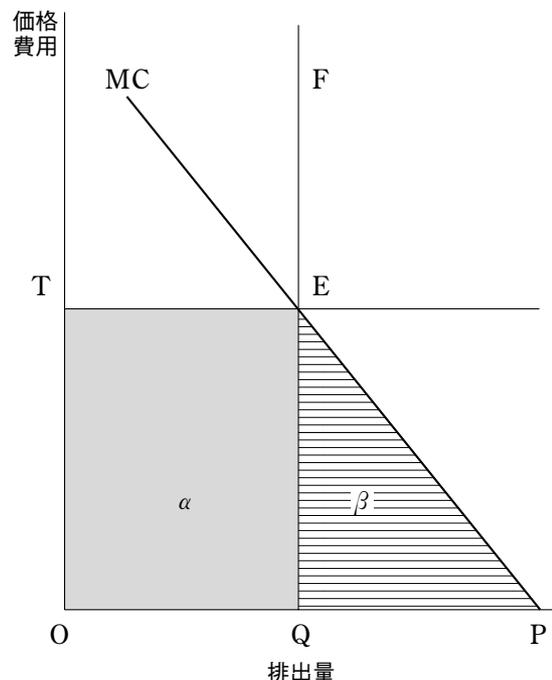


図 3-2 排出量取引制度の経済的性質



いずれにせよ、排出を削減する場合には以上の方法を組み合わせ、最小費用で目標を達成できるよう行動するのが企業にとって望ましい。その具体的なプロセスは次のようになる。図 3-1 の MC_i 曲線は、上述の排出削減方法のうち、費用の小さなものから順番に右から左へ並べることによって描かれたものと解釈することができる。当初の排出量を e^0 とすると、この e^0 から追加的に 1 単位排出を削減する場合には、上述の削減手法の選択肢の中から、もっとも費用のかからない方法をまず選択することになる。さらにもう 1 単位排出を削減する場合には、次に費用のかからない方法を選択することになる。こうして、追加的な排出削減を行うたびに、より安価な排出削減方法からより高価な排出削減方法へと移っていく。これが、排出者 i にとっての限界排出削減費用 MC_i が右下がりに描かれている理由である。つまり、排出量をゼロ（原点 O_i ）に向けて追加的な削減を進めれば進めるほど、技術的な困難性が増し、限界（追加的な）費用が増加していくからである。同様のことは O_j を原点とする排出者 j に対しても当てはまる。

さて、図 3-1 の設定どおり、現行の排出水準が図の e^0 であるとしよう。このとき、排出者 i は O_i e^0 だけの排出を行い、排出者 j は、 O_j e^0 だけの排出を行っている。そこで排出量取引制度が導入され、この 2 者が相互に取引を行うものとしよう。図の O_i O_j で示されている長さは総量規制の規模を示し、排出者 i と j の間で排出枠がどのように取引されようとも、排出者 i と排出者 j の排出量を合わせた排

出総量は、総量規制の枠内に収まることを意味している。

そうすると、 e^0 から出発して、どこまで両者の間で取引が行れるかといえば、2つの限界排出削減費用が交わる e^* までということになる。このとき、両者の限界排出削減費用は均等化し、均衡排出価格 p^* が成立する。なぜなら、両者にとって、 e^0 から e^* に移る経済的な動機付けが働いているからである。まず e^0 では、排出者 i が p^i の高さの限界費用に直面している。そこで排出者 i にとっては、追加的に排出削減を進めて排出者 j に対して排出枠を売却できれば、 p^* と p^i の差に相当する収益を獲得できる。逆に p^j の高さの限界費用に直面する排出者 j にとっては、排出者 i から排出枠を購入することによって排出量を追加的に増やすことができれば、 p^j と p^* の差に相当する費用節約が可能になる。このように、両者の限界排出削減費用に相違が存在する限り、両者にとって相互に取引を行うメリットが存在する。このメリットが消滅するのは、取引を通じて排出枠の配分が図の e^* に達し、両者の限界費用が均等化したときである。

以上の結果、図3-1より排出量取引を行うことによって発生する経済全体での純便益は、網掛けをした δ の面積に相当することがわかる。排出者 i にとっては、排出水準 e^0 から e^* に移ることによって、追加的な排出削減費用 $sv e^0 e^*$ を負担しなくなりますが、他方で、排出者 j に対して価格 p^* で $e^0 e^*$ に相当する排出枠を売却できることで、 $su e^0 e^*$ に相当する売却益を得ることができる。したがって、排出者 i にとっては、 $su e^0 e^*$ から $sv e^0 e^*$ を差し引いた suv の面積が純便益の大きさになる。これに対して、排出者 j にとっては、排出水準 e^0 から e^* に移ることによって、排出削減費用 $st e^0 e^*$ を節約することができる。他方、排出者 i から排出枠を購入する費用は $su e^0 e^*$ である。したがって、排出者 j にとっては $st e^0 e^*$ から $su e^0 e^*$ を差し引いた stu の面積が純便益となる。経済全体での純便益は suv と stu の合計なので、 stv 、つまり δ で示される網掛けをした面積がそれに相当することになる。

このように排出量取引制度は、排出総量をコントロールしながら市場メカニズムを働かせることで限界排出削減費用を均等化し、最小費用で政策目標を達成することを可能にする。直接規制や自主行動計画ではこのようなメカニズムは働かない。

このことを、図3-1を用いて説明すると次のようになる。経団連の自主行動計画において、業種 i の限界排出削減費用が MC_i 、業種 j の限界排出削減費用が MC_j で示されるとしよう。 $O_i O_j$ は、1990年レベルの排出水準に合致しており、産業界総体としては経団連自主行動計画上の排出削減目標を達成しているとしよう。また、自主

行動計画上の目標策定の結果として、業種*i*は $O_i e^0$ の排出を、業種*j*は $O_j e^0$ の排出を行っているものとする。このとき、両業種間では限界費用が均等化されておらず、まだまだ費用削減の余地がある。ところが自主行動計画の下では、業種*i*と業種*j*の間で排出枠を取引するメカニズムが存在しないために、両業種の間で限界排出削減費用が均等化されない。つまり、**図 3-1** で言えば、 e^0 から e^* に移ることによって全体として効率性改善を成し遂げるメカニズムが働かないのである。これでは、排出量取引制度を導入すれば得られるはずの純便益 δ が得られないままとなってしまう。逆に言えば、経団連自主行動計画を排出量取引制度に移行させることのメリットは、このように、純便益 δ の実現という点に求められるだろう。

1.2 環境税との比較

図 3-2 は、排出量取引制度の経済的な性質を他の政策手段との比較において明らかにするための図である。ここでは、**図 3-1** と同様に、経済全体の限界排出削減費用が図のMCで表され、排出をゼロに近づけていくにしたがって逡増していくと想定されている。Qは排出削減目標であり、日本の場合、1990年の温室効果ガス排出量の94%がこのQに相当する。排出量取引制度が導入されると、ちょうどこのQに合致するだけの排出枠が初期配分されることになる。排出枠の供給量は、価格水準に関わらず政府によってQの水準で量的にコントロールされているから、その供給曲線は**図 3-2** に示されているように垂直になる。限界排出削減費用MCは、横に読めば、その価格でどれだけ排出を行うのかを示しているから、排出枠に対する需要曲線を意味している。したがって、排出価格は排出枠に対する需給が均衡する水準Tで決定される。

これに対して、ボーモル＝オーツ税タイプの環境税が導入され、ちょうど排出削減目標Qを実現するような水準Tで税率が決定されたとしよう。この場合、排出者にとっては限界排出削減費用と税率が等しくなる水準で排出量を決定すれば費用を最小化できるので、結果としてQの排出水準が実現される。したがって理論上は、両者とも価格T（＝税率）に対して排出量Qを実現するという意味で、両者の及ぼす資源配分上の効果は全く同一になる。これを、両政策手段が資源配分上は「等価」であるという。

もっとも、排出量取引制度の場合は、量を事前に固定することで価格が事後的に決まるのに対し、環境税の場合は、価格（＝税率）を事前に固定することで、量が事後的に決定されるという違いがあ

る。実際、排出量取引制度の場合、**図 3-5** (p.56) のように価格の変動は激しく、価格高騰あるいは暴落の危険もある。これに対し、環境税の場合は税率という形で価格を固定してしまうことによって、排出削減費用の大きさを管理できるという利点がある。

他方で、税の下では量的なコントロールの確実性が弱まってしまふという問題点がある。そもそも最適な排出水準を達成するためには、試行錯誤によって最適な税率 T を見出さなければならない。通常は限界排出削減費用に関する情報を政府は保有していないので、どの水準に税率定めれば Q が実現するのかわ、政府は事前に知りえない。したがって、税率 T を発見するためには、いくつかの水準の税率を試すことによって、試行錯誤的に排出量 Q が達成されるような税率を見出すほかない。このように環境税では、炭素価格を固定することはできるが、最適な税率に達するまでは試行錯誤が必要になり、結果として政策目標を確実に達成できるかどうか不確実になるという問題を持っている。

さて、今度は分配面に目を移すと、排出量取引制度と環境税とではその影響にどのような違いがあるのだろうか。排出量取引制度も環境税も、税率 (= 価格) が最適な水準 T で決まっており、結果として排出水準 Q が実現しているものとしよう。この場合、両政策手段が及ぼす分配上の影響は、排出量取引制度の初期配分が有償 (オークション) で行われるのか、あるいは無償 (グランドファザリング) で行われるのかに依存する。**図 3-2** で元々の排出水準が P にあり、それが政策手段 (排出量取引制度、または環境税) の導入によって Q まで削減されるとしよう。環境税がもたらす費用は、排出削減費用 β と、税負担 α の合計、つまり $\alpha + \beta$ となる。

これに対して排出量取引制度の場合は、同じく排出削減費用 β と、排出枠購入負担額 α の合計、つまり $\alpha + \beta$ となる。したがって有償配分のもとでは、環境税と排出量取引制度がもたらす分配影響は、まったく同一にある。しかし、もし初期配分が無償で実行されるなら、排出枠購入負担額 α の負担は消滅し、 β だけの負担が残る。したがって無償配分の場合は、排出量取引制度のほうが、環境税よりも分配影響は小さくなる。このような負担の抑制は、政策手段の導入を政治的に容易にする効果を持つであろう。そしてこのことが、これまでに導入されたほとんどの排出量取引制度において、無償で初期配分が実施されている理由に他ならない。

もっとも、上の想定では環境税収は必ず国庫に入ると想定していたが、

- α に相当する税収額を全額、社会保険料雇用者負担分の引き下げ、あるいは法人税引き下げの形で企業に還付する
- 排出削減目標Qを満たせば、残余排出量に対する税率をゼロとする

というような制度設計を行えば、排出量取引制度の無償配分の場合と同じ分配結果が生じることになる。

2 国内排出量取引制度設計上の基本論点

2.1 上流型と下流型の排出量取引制度の比較

国内排出量取引制度を導入するにあたって、まず問題となるのは、それをエネルギーフローの「上流」で実施するのか、それとも「下流」で実施するのかという点である。「上流」とは、化石燃料の採取・輸入・精製の段階をさすのに対し、「下流」は化石燃料の最終消費段階をさす。以下では、エネルギーフローの上流で実施される排出量取引制度を上流型排出量取引制度、下流で実施される排出量取引制度を下流型排出量取引制度と呼ぶことにしよう。上流型と下流型には、それぞれ利害得失があるので、まずはそれを整理することにした。

2.1.1 上流型の利害得失

上流型排出量取引制度の最大の利点は、そのカバー率の高さである。日本の化石輸入依存度は限りなく100%に近いので、上流で排出量取引制度を導入すれば、事実上すべての国内経済主体をカバーすることが可能になり、そのカバー率はほぼ100%となるであろう。具体的には、輸入・採取された化石燃料の炭素含有量に基づいて換算すれば、温室効果ガス排出量の計算が可能になる。化石燃料の輸入・採取業者は、自らが輸入・採取する化石燃料がもたらす温室効果ガス排出量に合致する排出枠の獲得を求められることになる。そして、排出枠の過不足が生じる場合は、業者同士による取引を行って期末に排出量に相当する排出枠を獲得していることを政府に対して証明する、という流れになる。このような仕組みの下で上流型排出量取引制度が導入され、取引が開始されれば、排出枠に価格がつくことで炭素価格が形成される。さらに、上流の取引主体によっていったん負担された費用は、価格転嫁を通じて下流に価格シグナル

として伝達される。価格転嫁が完全に行われ、下流において炭素価格が正しく反映される限り、限界排出削減費用は下流の直接排出者間で均等化されることになり、最小費用で排出削減目標の達成が可能になる。

上流型の第2の利点は、その環境政策上の確実性である。カバー率が100%に近いということは、上流における排出枠の供給量を厳格にコントロールしておくことで、完璧に量的コントロールを実施することが可能になる。これは、京都議定書上の排出削減目標が量的に与えられていることとも整合的であり、それを完璧な形で行えることは、上流型の強みである。

上流型の第3の利点は、制度執行の行政費用を抑えることができる点にある。下流で排出量取引制度を実施する場合に比べて、上流での排出量取引制度参加者は相対的に数が絞られており、したがって彼らの化石燃料輸入・採取量や精製量をモニタリングし、排出枠の保有に関して不遵守等の問題が生じた場合に罰則を執行するのは比較的容易であり、それに要する行政費用もそれほど大きなものにならないであろう。

しかし、この点はまさに両刃の剣であり、上流型の問題点にも転化する。つまり、取引参加者数が少ないということは、経済学における完全競争の条件から離れることを意味する。このことから、取引主体による戦略的行動が生じ、結果として取引によって得られるはずの効率性改善の便益が限定されたものになる可能性がある。また、そもそも市場での取引が散発的なものになり、同様に取引から得られるはずの効率性改善の便益が十分に汲み尽くされないままに終わる可能性もある。

さらに、上流で形成された炭素価格は、価格転嫁を通じて下流にも伝達されると想定していたが、本当に価格転嫁は完全に行れるのであろうか。価格転嫁に関しては、2つの問題点がある。第1に価格転嫁の絶対的な水準についてであり、第2は、価格転嫁の度合いに化石燃料種別ごとに違いが発生する可能性があるという点である。第1点目については、価格転嫁がどの程度行われるかは、化石燃料をめぐる需要と供給の価格弾力性の相対的な関係に依存して決定されるため、炭素価格が100%価格転嫁を通じて下流に伝達されるとは限らない。転嫁率が小さくなればなるほど、上流型排出量取引制度が、下流の経済主体に対して与える価格インセンティブ効果は弱くなってしまう。第2に価格転嫁の度合いについてであるが、価格転嫁が石炭、石油、重油、軽油等のさまざまな石油製品ごとにまったく同一であるという保証はない。むしろ、価格転嫁率はこれ

ら化石燃料ごとに異なっているとみるのが妥当ではないだろうか。もしそうならば、下流で限界費用は排出者間で均等化せず、上流型排出量取引制度の費用効率性は失われることになる。

2.1.2 下流型の利害得失

これに対して、下流型排出量取引制度には、次のような利点がある。第1に、下流では実際のエネルギー消費者と規制ポイントが一致するため、排出量取引制度による排出削減へのインセンティブ効果は、もっとも有効に発揮できると考えられる。経済学的には、下流型排出量取引制度で形成される炭素価格であろうと、上流からの価格転嫁に基づく炭素価格であろうと、その資源配分上の効果はまったく同一だということになる。しかし、価格転嫁に基づく価格シグナル効果という点では、下流で環境税を導入しても同じ効果を期待することができる。むしろ、エネルギーの消費段階と規制ポイントを一致させることの意味は、上流型排出量取引制度の場合よりも、エネルギー消費の主体に直接的なインセンティブ効果を及ぼすことができる点にある。

つまり、下流排出者が排出量取引制度の取引主体になれば、温室効果ガスの排出を自ら算定・報告し、期末に保有排出枠と排出量が合致していることを政府に対して立証し、そしてモニタリングを受けると同時に、その結果が妥当なものであるかどうか、第三者機関による検証を受けることになる。これら一連のプロセスがもたらす排出削減への効果は、定量的に立証することができないものの、無視できない大きさだと考えられる。これら一連のプロセスの結果として、会計監査と同様のプロセスが温室効果ガスの排出に対しても導入されることになり、各企業内で自らの温室効果ガス排出量についての管理システムが立ち上げられるほか、これまでは企業の経営判断にとって考慮の外にあった、最適な排出枠保有量とその費用負担問題の検討が、企業の意思決定にとっての重要問題となってくる。この結果、企業は自らの生産工程を見直し、より安価な排出削減機会がないかどうかを再検証しようとするだろう。下流排出者は、エネルギーの消費を実際に行っていることから、排出削減を行う場合にはどのような方法がありうるのか、そのためにどのような技術開発をすべきかについて情報を持ち、判断を下せる立場にある。したがって、下流排出量取引制度の導入によってエネルギー消費と規制ポイントを合致させることができれば、単なる価格転嫁に任せる場合よりも、排出削減に関する情報と技術を保有する主体に、排出削減に向けたより強力なインセンティブを与えることができると考え

られる。

下流型の第2の利点は、取引参加者が多数に上ることによって、経済学における完全競争市場の条件に近づくことになり、参加者による戦略的行動が引き起こされる余地が小さくなることである。この結果、取引も活発となり、排出量取引制度導入による効率性改善から得られる便益を最大限汲み尽くすことが可能になるだろう。しかし、このことは反対に、欠点にも転化しうる。つまり、もし下流型排出量取引制度が大規模排出源から個人に至るまですべての排出者を対象に含めようとする、参加者数が膨大となって行政費用が極めて大きくなってしまふ。したがって、下流で排出量取引制度を実施する場合には、何らかの割り切りによって大規模排出源を対象を絞る必要が出てくる結果、そのカバー率は上流型に比べて低下するという問題点がある。

2.1.3 「直接排出」と「間接排出」

上流型か下流型かという選択肢をめぐっては、すでに上流（比例還元）型排出量取引制度を提案する西條辰義らによる優れた研究がある（西條 2006）。しかし我々は、上流型と下流型に関する以上の比較から、カバー率の低下という欠点を意識しながらも、下流型が持つさまざまな利点を重視し、下流で排出量取引制度を導入することを提案したい。下流の長所を生かしながら、その欠点であるカバー率の低さを補うためには、排出量取引制度と他の政策手段のポリシー・ミックスによって、カバー率を事実上引き上げるような方策が必要である。行政費用の大きさを理由として下流型排出量取引制度の対象外とせざるをえないのは、主として運輸、業務、家庭部門なので、これらの部門に対して何らかの追加対策が必要になる。

我々は第IV章で論じるように、これら取引制度の対象外部部門にも税や排出量取引制度を導入することで政策を補完するようなポリシー・ミックス提案を行いたいと考えている。我々のポリシー・ミックス提案とは異なるが、これらの対象外部部門をどのようにして気候変動政策のポリシー・ミックスの枠内に組み込むかという点では問題関心を共有する、天野明弘の「上下流ハイブリッド型排出量取引制度」の提案も、この問題を考えるにあたってはひとつの参考になる（天野 2000）。

さて、これらの対策の詳細については第IV章に譲ることとし、ここではカバー率に関するもうひとつの重要な論点を議論することにしたい。それは、下流型排出量取引制度のベースとして、「直接排出」を選択するのか、それとも「間接排出」を選択するのかという問

題である。具体的には、電力セクターを含めたエネルギー転換部門の取り扱いをどうするのかという問題に他ならない。

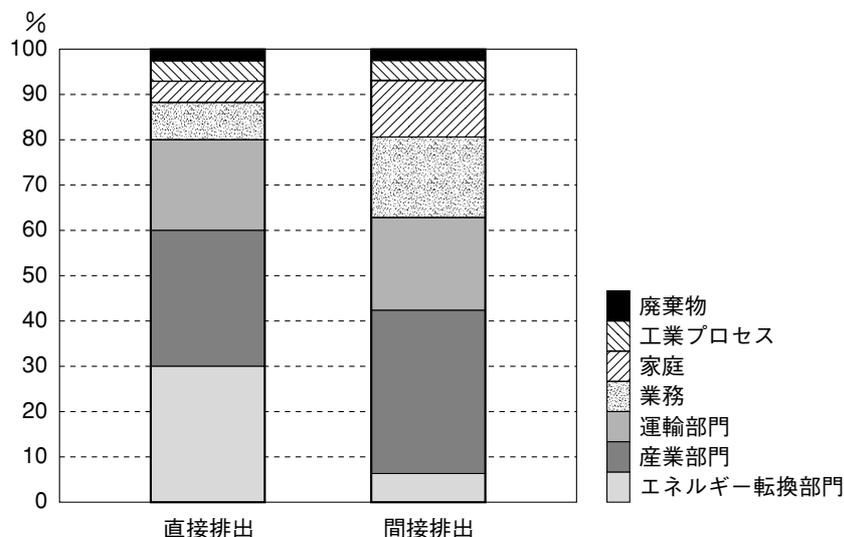
すでに第Ⅱ章で議論したように、各部門別の排出量を捉えるには、熱電力配分前の「直接排出量」で捉える場合と、熱電力配分後の「間接排出」で捉える場合がある。排出量取引制度を下流で実施すると決定した場合でも、それを「直接排出」に基づいて実施するのか、それとも「間接排出」に基づいて実施するのかによって、実際の制度設計は異なってくる。そして、それに応じて取引制度のカバー率も異なってくるのである。

「直接排出」に基づく制度設計を行う場合は、産業部門とエネルギー転換部門が対象となるのに対し、「間接排出」に基づく制度設計を行う場合は、産業、エネルギー転換部門に加えて、運輸、業務、家庭の各部門が取引制度の対象となる。前者の場合は、温室効果ガス排出の直接排出者に対して直接的に規制をかけることで、排出削減へのインセンティブを与えることができる。産業とエネルギー転換部門は、実際に排出削減技術を保有しており、彼らに排出削減へのインセンティブをかけられるという利点は重要である。また、電力部門を対象とすることで、電力消費が主たる排出要因となっている業務、家庭部門も間接的にこの制度に含めることができることになる。

これに対して「間接排出」を取引制度の対象とする場合は、運輸、業務、家庭部門に対して省エネに向けたインセンティブを与えることが可能になるものの、これらの部門における無数の主体を制度に含めなければならず、その行政費用の大きさのために実行は困難になるだろう。したがって我々は、下流型排出量取引制度を「直接排出」に基づいて実施することを提案したい。

図3-3は、各部門からの排出量構成比率を、直接排出と間接排出に区別してみたものである。直接排出に基づいて排出量取引制度を実施する場合、図ではエネルギー転換、産業部門、そして工業プロセスの各部門が対象となるため、カバー率は64%となる（裾切り基準は考慮しない場合）。こうすることで、電力消費が主たる排出要因となっている業務、家庭部門も間接的にカバーされることになる。もし、運輸部門を何らかの形で排出量取引制度の対象とすることができれば、カバー率は84%となって十分な水準に達することができると思われる。

図 3-3 排出量取引制度のカバー率



[出所] 温室効果ガスインベントリ (2006.08.30版) よりWWFジャパン作成

2.2 キャップ&トレード型排出量取引制度の設計

2.2.1 長期目標と短期目標

一旦、排出量取引制度を下流型で導入すると決めたならば、次に制度設計上の問題になるのは、排出量取引制度の最大許容排出枠(キャップ)をどのように決定するかという問題である。これまで明示的には論じてこなかったが、排出量取引制度には、キャップ&トレード型とベースライン&クレジット型があり、我々これまで、暗黙のうちにキャップ&トレード型の排出量取引制度を前提として議論してきた。キャップ&トレード型では、取引制度の対象となる部門の総排出量に対して政府が最大許容排出枠を設定し、それに相当する排出枠しか配分しないため、その下でどのように取引が行われようとも、量的コントロールは確実となる。

これに対してベースライン&クレジット型では、何も対策をしない場合の予測排出量(ベースライン)に対して、対策を行ったことによって実現した現実の排出量との差を、対策の実施によって新たに生み出された排出削減量とみなし、その分だけ排出クレジットの発生を認めるというものである。ベースライン&クレジット型は、発展途上国でクリーン開発メカニズムを実施する場合など、主として絶対量での排出削減目標が定められていない場所で、排出削減への取り組みを促すメカニズムとして導入されている。しかし、ベースラインの設定にあたっては、事後的に「対策がなかったならば実現したであろう仮想的な排出量」を導き、それを「現実の排出量」

と比較しなければならないため、どうしても恣意性を免れることができない。また、ベースライン&クレジット型の最大の問題点は、結果として実現する排出量が、最大許容排出枠と合致する保証がまったくない点である。このような理由から、我々は以下、もっぱらキャップ&トレード型の排出量取引制度を念頭において議論を進めることにしたい。

キャップ&トレード型の排出量取引制度を設計するにあたって、最も重要な設計問題は当然のことながら、どのようにして最大許容排出枠（キャップ）を決定するかという点にある。我々の究極の目標が、温室効果ガスによってもたらされる気候への不可逆的な悪影響を回避するという点にあるならば、大気を安定化させるために必要となる全球規模での排出削減量を見込み、国際的合意の下にそれを達成できる国内最大許容排出枠を各国が決定することで、排出削減努力を分かち合うべきであろう。実際、欧州を中心として、気候への不可逆的な悪影響を回避するために、全球的にどの程度の温室効果ガス排出削減が必要なのかをめぐって、科学的な知見が積み重ねられつつある。

世界80カ国以上の温暖化防止に関わる環境NGOのネットワークである「気候行動ネットワーク（CAN）」は、IPCC第3次報告をもとに、産業革命以来の地球平均気温を2℃以内の上昇に抑えることが、気候や生態系への不可逆的な悪影響を回避するためには必要だという報告書「危険な気候変動を防止するために」を2002年に発表した。その後「2℃未満」は危険な温暖化を防止するためのある閾値という認識が浸透してきた。もちろん、1℃の上昇であってもサンゴ礁の白濁化などの影響は生じるが、2℃を超えると、海洋大循環や生態系への影響、そして社会経済的な影響が飛躍的に高まるリスクが大きくなるという認識が強まってきている（原沢2005）。この「2℃未満」という目標を達成するためには、温室効果ガスをいったいどれだけ削減する必要があるのだろうか。

通常、この点に関しては450ppm～550ppmという濃度目標がよく言及される。しかし、550ppmの濃度では、2℃以内に気温上昇を抑える難しいと指摘する研究が出てきた（Meinshausen 2005）。この研究によれば、550ppmでCO₂の大気中濃度を安定化させるシナリオの場合、もっとも楽観的なシナリオでも、気温上昇が2℃以上となってしまうリスクは68%だという。逆に、400ppm～450ppmの範囲であるならば、2℃を上回ってしまう可能性は小さくなる。2005年2月、イギリス政府主催で開かれた「危険な気候変動を防止するために」というシンポジウムで発表された研究では、

2℃という目標を60%以上の蓋然性で達成するには、温室効果ガス濃度を400ppmの水準で安定化させなければならないという(Meinshausen 2005)。そして、排出経路に関しては、2015年に排出水準のピークを打ったあと大幅に減少方向に向かわせ、2050年までに全世界で1990年比50%の排出削減を行う必要があるという。

この点について、日本ではどんな議論が行われているだろうか。脇岡靖明によれば、2℃目標達成のためには温室効果ガス濃度を475ppmに抑える必要があり、日本にとってこの目標は2020年時点での1990年比約10%削減、2050年時点における1990年比約50%削減を意味する(脇岡 2005)。また、松岡譲によれば、475ppm目標を達成するためには、2050年時点で1990年比80%削減と、さらに厳しい削減が必要になるという(松岡 2005)。

以上のように、仮に2℃目標について合意が形成されたとしても、それを達成するために大気中の温室効果ガス濃度をどの水準で安定化させるべきか、そして、そのために必要な排出削減量がどの程度であるのかについては、科学者の見解に一定の幅がみられる。にもかかわらず、科学的知見の蓄積によって2℃目標の妥当性はますます支持されるようになってきている。したがって長期的観点からは、京都議定書上の削減目標を超えてさらに、2050年までに1990年比で50%以上の大幅な排出削減を図らねばならないという点については、意見の一致を見ているようである。本来ならば、日本政府はこのような科学的知見に基づいて長期的観点から排出削減目標を設定し、そのゴールにいたる経路を指し示す必要がある。その中で、京都議定書に定められた排出削減目標は、長期目標にいたる経路上の「一里塚」として改めて位置づけ直す必要があろう。

我々はしたがって、目の前に迫っている京都議定書の約束期間をどう乗り切るかという観点だけではなく、もっと長期的な観点から、温室効果ガスによる不可逆的な悪影響を回避するための目標を定め、それと整合的な形で短期的な目標を設定することが必要だと考える。実際、イギリス政府やドイツ政府は、京都議定書との関連で定められているEUバードン・シェアリングという短期目標を超えて、2050年までの長期的な排出削減目標を定めている。日本でもそろそろ、当面の短期目標である京都議定書の排出削減目標を超えて、長期目標の策定に関する議論を始め、気候変動政策の長期的な戦略的一貫性を追求すべき時期に来ている。排出量取引制度はこのように、「京都議定書後」を見据えた日本の気候変動政策の中核的要素のひとつに位置づけられるべきだろう。

2.2.2 最大排出許容枠(キャップ)の設定～初期配分～

さて、以上を前提として、排出量取引制度の対象部門に対する最大許容排出枠を設定するには、まず日本全体の最大許容排出量を決定し、その枠内で排出量取引制度の対象部門に対して設定される最大許容排出量を決定する必要がある。これは、排出量取引制度の対象となる部門とそれ以外の部門とで、どのように排出削減の責任を分担するかという問題に他ならない。

本報告書では、京都議定書上課せられた日本の排出削減目標を、上述した長期目標に至る「一里塚」として位置づけ、排出量取引制度の設計問題を、当面の短期目標達成という観点から検討する。したがって、最大許容排出枠の設定にあたっては、目達計画に準拠することになる。なお、以下の配分で用いる排出量の数字は、目達計画が採択された当時のものに依拠している点に留意していただきたい。以下、最大許容排出枠の設定のためには以下のステップを踏む必要がある。

1) 日本全体の温室効果ガス最大許容排出量の決定

日本全体の温室効果ガス最大許容排出量は、京都議定書によって日本に課せられた排出削減義務に合致するので、基準年である1990年に比べて6%減の11億6,300万トン(CO₂換算)となる。

2) CO₂排出に対する最大許容排出量の決定

京都議定書上の目標は、温室効果ガス6ガスで定義されているが、排出量取引制度の実施にあたっては、モニタリングの正確性が要求されること、そして、温室効果ガス排出の太宗がCO₂であることから、取引の対象を欧州排出量取引制度と同様に、当面はCO₂のみに絞ることにしたい。実際、表2-1と図2-1からも明らかなように、CO₂の比率は2005年度で温室効果ガス総排出の95%にも上り、排出量推移でみてもメタン、一酸化炭素、代替フロン等3ガスの排出が減少傾向なのとは対照的に、CO₂は増加傾向にある。しかし、このことは他のガスを取引から排除するものではない。モニタリング技術の向上によってその正確性が増大すれば、いずれは取引対象に含めるべきであろう。

さて目達計画は、2010年に目標年度を定め、この年までにCO₂排出を11億2,600万トン(エネルギー起源CO₂は10億5,600万トン、非エネルギー起源CO₂は7,000万トン)にまで削減すると謳っている。したがって、本報告書でもこの排出水準の達成を排出量取引制度に

おける最大許容排出枠を決定するにあたっての前提としたい。

3) 排出量取引対象部門に対するCO₂最大許容排出枠の決定

日本全体に対するCO₂の許容排出量が決定されれば、その下で排出量取引制度の対象となる部門に対して、最大許容排出枠を決定する必要がある。もっとも本来は、最大許容排出枠の決定に際してCO₂以外の温室効果ガスの削減可能性、吸収源や京都メカニズムの活用分も含めて総合的に検討したうえで、CO₂分に関する最大許容排出枠が決定されなければならない。特に吸収源については、目達計画の中で見込まれている3.9%分の吸収量（2006年8月30日のデータ変更を反映すると3.8%）を確保することは難しいと予測されている。しかし、それらの詳細な検討は本報告書の範囲を超えるため、暫定的な措置として、ここでは目達計画におけるCO₂排出削減目標の想定に準拠して以下の議論を展開することにした。吸収量が想定どおりに見込めないことが判明した場合には、CO₂の最大許容排出枠をより厳しく（低く）設定し直さなければならない可能性が出てくる。にもかかわらず、このような場合であっても最大許容排出枠を決定する際に用いられる原則そのものは変わらないので、提案の中身そのものに大きな影響はないと言える。

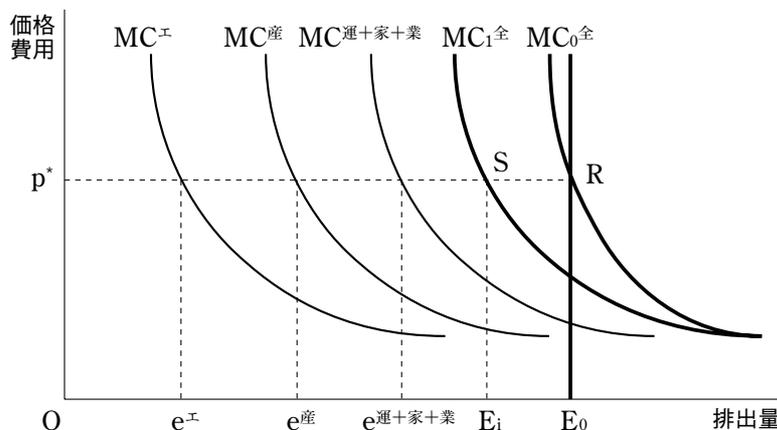
以上の点を念頭に置いたうえで、最大許容排出枠を決定するためには、排出量取引対象部門となる、産業、エネルギー転換、工業プロセスの各部門と、対象から外れるそれ以外の部門に対して、排出削減努力の配分を行わなければならない。以下では、この配分をどのような基準に基づいて行うべきかを論じていくことにしたい。

部門間での排出削減努力の配分

気候変動政策が依拠すべき原理は、すでに第Ⅱ章で述べたように、環境政策上の確実性、費用効率性、そして技術革新へのインセンティブであった。これに加えて、公平性の基準も重要であろう。したがって、初期配分方式の良し悪しは、これらの基準を満たしているか否かで判断することができる。上述のように、排出枠配分のための最初のステップは、産業、エネルギー転換、工業プロセスからなる排出量取引制度対象部門と、家庭、運輸、業務からなるそれ以外の部門との間で、排出削減努力の配分を行うことである。以下ではまず、以上の基準のうち、環境政策上の確実性と費用効率性を満たす配分方法を検討することにした。

図3-4は、最小費用で最大許容排出枠が達成されるよう、部門間で排出削減努力を配分するための方法を示している。図のMCは、

図 3 - 4 各部門間での効率的な排出削減努力の配分



各部門の限界排出削減費用を表している。添字の「エ」はエネルギー転換部門、「産」は産業部門、「運+家+業」は運輸、家庭、業務部門の限界排出削減費用を集計したもの、そして「全」は全部門の限界排出削減費用を集計したものを表している。いま、CO₂排出の日本全体での最大許容排出量がE₀に決定されたとしよう。その下で、E₀にちょうど等しいだけの排出枠が日本政府によって供給されるとする。排出枠の供給は価格によらずE₀で固定されているため、図ではその供給曲線が垂直に描かれている。これに対して、MC₀^全は経済全体の排出枠に対する需要を表すから、排出枠の需給均衡価格はp*の水準で決定される。この下で、各部門にとっては、限界費用と排出枠価格が等しくなる水準で排出量を決定するのが最適なので、エネルギー転換部門はe^エ、産業部門はe^産、その他の部門はe^{運+家+業}で排出量を決定し、排出枠の配分が決まる。このとき、限界排出削減費用は部門間で均等化され、最小費用で最大許容排出枠E₀が達成される。

しかし実際には、家庭、運輸、業務部門が排出量取引制度に参加するわけではないので、上記のような費用効率性にかなう配分が市場で自動的に達成されるわけではない。そこで、MC^エ、MC^産、MC^{運+家+業}、MC₀^全といった限界排出削減費用の推計に基づいて、均衡排出枠価格p*を政府が見出すことができるならば、その下でe^エ、e^産、e^{運+家+業}といった各部門の排出量を最適な形で確定することができ、それらを各部門の排出削減目標とすることができるだろう。しかし、この方法には問題がある。なぜなら、そもそも図3-4の限界費用曲線を推計するには、個別経済主体の限界費用に関する情報とその集計情報が必要だが、これらの推計に必要なデータを満足のいく形で集めることはきわめて困難だからである。仮に、図

3-4のような限界費用曲線が得られたとしても、それはあくまでも大まかな推計として得られたものであって、その位置や形状には不確実性が伴う。したがって、このように不確実性を伴う推計に基づいて配分を行うことに、当事者の合意を取り付けるのは難しいと考えられる。

初期配分方式の検討

以上のように、各部門間での排出削減努力を費用効率性にかなう形で実施するのが難しいとすれば、次善の方法としてグランドファザリング方式を採用せざるをえないと我々は考える。なぜならこの方法は、環境政策上の確実性を満たしながら、ある種の公平性を満たすことができ、当事者間の合意を取り付けやすいからである。グランドファザリング方式とは、過去の排出量実績に基づいて配分する方法をさす。具体的には排出量取引制度発足前の数年間の排出量実績の平均値をとり、それを基準として排出枠を配分する。これは、過去の実績を基準にするという点で既得権益を変更しないため、社会的合意を得やすいという特徴を持つ。グランドファザリング方式を採用すれば、マクロレベルの部門間配分からミクロレベルの事業所間配分に至るまで、すべて過去の平均的な排出実績に基づいて配分できるという点で方法論的にも一貫性を持つことができる。しかし、グランドファザリング方式は、初期配分における唯一の配分方法ではない。むしろ、我々はグランドファザリング方式にも問題点が多く、したがって、それは将来的には他の配分方法によって取って代わられるべきだと考えている。

そこで、グランドファザリング方式による配分の具体的な方法に入る前に、初期配分方式のさまざまな方法について整理し、グランドファザリング方式を相対化する視点を獲得しておくことにしたい。まず、初期配分方式には大きく分けて、有償配分によるものと無償配分によるものがある。有償配分とは具体的にはオークションを用いて配分する方式を指し、初期配分の方法としては理論的に最も優れているといえる。オークションには複数の方法があるが、その利点は第1に、費用効率性にかなう配分を達成できること、第2に、そのために政府が要する情報量が少なく済むこと、そして第3に、配分決定の過程に政治的恣意性が入り込む余地がないことをあげることができる。

前節では、**図 3-4** を用いて費用効率性にかなう排出削減努力の部門間配分が、理論上は可能であることを示し、そのうえで、実際には限界費用に関する情報制約のために、そのような配分を実現す

るのは困難であることを示した。しかし、もしすべての部門が参加するオークションが実施可能なら、この困難は解消される。政府が図の E_0 に等しい排出枠を供給し、これを入札にかければ、価格 p^* の下でそれぞれにとって最適な排出量が決定されるからである。これが第1の利点である。また、オークション方式の第2の利点として、排出削減努力の配分にあたって、政府が各部門の限界費用に関する情報をあらかじめ保有しておく必要がないという点を指摘した。つまり、オークションの過程を通じて自動的に最適な排出枠配分が達成されるので、各部門の限界費用に関する情報を必ずしも必要としないのである。我々の提案では、排出量取引制度の対象となるのは産業、工業プロセス、そしてエネルギー転換部門であるため、実際には家庭、業務、運輸部門も含めた形での部門間配分にオークションを使うことは想定していない。むしろ、このオークションの強みは、取引制度対象部門に対して初期配分を行う際に遺憾なく発揮されるであろう。

オークションの方法を適切にデザインしさえすれば、排出枠の配分に政治的介入を招かずに済むという点は、オークション方式第3の利点として数えることができる。これまでに実施されてきた排出量取引制度の事例が示しているように、排出枠を無償で配分しようとする、その配分ルールをめぐって利害関係者間の争いや、激しいロビー活動を招き、結果として費用効率性も公平性も満たさない形で排出枠の配分が行われ、往々にして「声の大きい者が得をする」結果となる。したがって、このような排出枠の「分捕り合戦」を予防するためにも、我々はオークション方式の採用が望ましいと考えている。

ただ、その唯一の問題点は、それが排出者側に大きな費用負担をもたらしてしまう点である。これまで実施されてきた排出量取引制度において、オークション方式の採用事例が数少ないのは、まさにこの点がネックとなったからである。したがって、社会的に合意が得られる形でオークション方式を活用していくにはどうすればよいかを今後、検討していく必要がある。

さて、初期配分のもうひとつの方法は無償配分だが、無償配分にはグラウンドファザリング方式だけでなく、「ベンチマーク方式」も存在する。ベンチマーク方式とは、産業ごとに、標準的な生産方法の下での基準排出量を定め、それに基づいて排出枠を配分する方式をさす。ベンチマークケースよりも現実の排出量が多いと、配分排出枠を超過してしまい、逆にベンチマークケースよりも排出量が少ないと、余剰排出枠が生じることになる。このように、ベンチマー

ク方式の特徴は、平均よりも進んだ排出削減を行った企業が報われる仕組みになっている点に見出すことができる。この結果、ベンチマーク方式の下では、各企業に平均的な水準を超えて排出削減を進めようとするインセンティブが働くことになる。これに対して、グラントファザリング方式の場合は、過去に排出量が多いと、かえってその分だけ多めに排出枠が配分されるので、むしろ排出削減へのインセンティブを阻害する可能性すらある。この点が両方式の大きな相違点であり、ベンチマーク方式がグラントファザリング方式に比べて優れている点である。

しかし、ベンチマーク方式は、今すぐ実施するのが難しいという問題点を持っている。というのは、この方式を実施するうえで最も中核的な要素となる、ベンチマークの設定そのものが現状では困難だからである。ベンチマークをどこに定めるかは、産業ごとに何が標準的な技術水準かを評価したうえでなければ決めることができない。すべての産業にわたって調査を行い、標準的な技術水準を見出すために必要な時間と情報量は膨大なものとなる。また、鉄鋼、化学、造船・・・という形で、ベンチマークを産業種別ごとに大きくくりで設定すべきなのか、それとも同じ鉄鋼でも生産技術が異なれば、異なるベンチマークを設定すべきなのか、という問題がある。他方で、あまりにも細かく生産技術ごとにベンチマークを設定してしまうと、比較対象数が少なくなりすぎて、ベンチマークが比較基準としての機能を果たさなくなってしまう。以上のように、ベンチマーク方式を実施するためにあらかじめ決定しておかならない事項や必要な情報量は多く、現時点では必要な体制が整っているとは言えない。したがって、その採用は将来時点での検討課題とせざるをえないだろう。

以上より、我々は初期配分の方法として、将来時点でのオークション方式やベンチマーク方式への移行が望ましいとしても、上述の理由から、当面はグラントファザリング方式を採用せざるをえないことがわかる。したがって以下では、マクロ的な部門間での排出削減努力の配分から、ミクロ的な事業所間での排出枠の配分に至るまで、グラントファザリング方式で一貫させることにしたい。

グラントファザリング方式による初期配分

表3-1は、最大許容排出枠の導出に至る過程を解説するための表である。本報告書では、目達計画に定められた排出削減目標を達成するための政策手段として排出量取引制度を位置づけているので、目達計画上定められたCO₂の目標排出量を議論の出発点として

表 3-1 最大許容排出枠の導出①

A 京都議定書目標達成計画上の目標排出量（2010年）	
①エネルギー起源CO ₂	1,056
②非エネルギー起源CO ₂	70
③合計 [①+②]	1,126
B 産業・エネルギー転換・工業プロセスに対する最大許容排出量	710
C 最大許容排出枠からの除外分	
④オークション取り置き分（5%）	35.5
⑤新規排出源用取り置き分NER（5%）	35.5
⑥裾切り基準（考慮せず）	0
D 最大許容排出量 [B-④-⑤-⑥]	639

単位：百万トン

採用する。なお、目標年次は2010年である。表 3-1 に示されているように、エネルギー起源と非エネルギー起源のCO₂排出目標量は、合計で11億2,600万トンになる（表 3-1 のA③）。

最大許容排出枠を導出するために次に行うべき作業は、この11億2,600万トンを排出量取引制度対象部門とそれ以外の部門とに配分することである。目達計画では図 2-2 のように、各部門に対する「目安となる目標」が定められている。これにしたがって配分を行う方法もあるが、ここでは採用しない。なぜなら、それがどのようなプロセスを経て決定されたのか不透明であり、目達計画、配分ルールが明示されていないからである。また、仮にルールがあったとしても、それがいかなる公平観念に基づいているのか、目達計画は不明だからである。

さて、無償配分の方法にはさまざまなやり方があるが、ここで採用するグランドファザリング方式にしたがえば、過去の排出実績を尊重し、それに比例的に排出枠を配分することが公平であるという考え方に基づいて配分を行うことになる。そのためには、排出実績を計算するためのベースとなる基準期間を設ける必要がある。基準期間は単年度でもよいが、景気の波やさまざまな偶発的要因によって排出量が左右される可能性があるため、単年度に基準期間を取るとは望ましくない。したがって、欧州排出量取引制度（EU ETS）の国家配分計画（National Allocation Plan：NAP）でも、3～5年の期間をとるのが通常である。本報告書では、国内排出量取引制度を2008年に導入し、京都議定書の約束期間である2012年までの5年間を第1期の運用期間とする。ただし、目標排出量は2010年を基準として定められている。もし、2008年に制度を始動させるならば、データの入手可能性も考慮に入れて、理想的には2002～2006年の5年間、あるいは2004年～2006年の3年間を基準期間としてとり、この期間の排出実績に基づいて排出枠の配分を行うこと

が望ましい。

もっとも、本報告書の執筆時点（2006年11月）では、2005年の排出実績に関する速報値が出た段階なので、データの入手の制約上、2000年～2004年を基準期間としたい。基準期間を3年間ではなく、比較的長い5年間とするのは、いわゆる初期排出削減努力（early action）をこのことによって考慮に入れるためである。初期排出削減努力の問題は、あまり直近の短い基準期間のみを初期配分のベースに設定してしまうと、それ以前に行われた排出削減努力が無視されてしまい、対照的に、直近まで何も対策を講じてこなかった排出者がより多くの排出枠を配分されてしまうという矛盾から生じる。ドイツの第1期国家配分計画では、基準期間が2000年～2002年と比較的短いために初期努力を反映できない。その代わりに、初期配分ルールの中に初期排出削減努力のための特別規定を設けている。しかし、そのことがかえって恣意性と新たな不公平性を発生させている点で問題が多い。ドイツも、第2期国家配分計画ではこの反省から初期排出削減努力に対する特別規定を削除する予定である。これに対してイギリスの第1期国家配分計画では、1998年～2003年の6年間という比較的長い基準期間をとることで初期排出削減努力に報いる以外は、一切特別規定を設けていない。イギリス方式の方が、初期配分ルールを無用に複雑化させることがないために、より望ましいと考えられる。

表3-2は、2000年～2004年を基準期間としつつ、どのようにしてグランドファザリング方式による各部門への配分を行うかを説明するための表である。まず、各部門の基準期間における平均排出量を導出する必要がある。たとえば、エネルギー転換部門であれば、平均排出量は表3-2より、3億6,500万トンということになる。次に、基準期間の総排出量の平均値（12億6,800万トン）を求める。そうすると、基準期間に各部門の平均排出量が全体に占める割合を求めることができる。たとえばエネルギー転換部門の場合だと、それは29%になる。これが、エネルギー転換部門の過去の排出実績として認められ、この比率に相当する排出枠を配分される権利があるということになる。2010年における目達計画上の目標排出量は11億2,600万トンなので、このうち29%、つまり3億2,700万トンがエネルギー転換部門に配分されることになる。

こうして、表3-2のエネルギー転換（3億2,700万トン）、産業（3億3,800万トン）、工業プロセス（4,500万トン）の3つの部門に対して配分された排出量を合計したものが、国内排出量取引制度の対象部門に対する最大許容排出量となる。その合計は、7億1,000万

表 3-2 最大許容排出枠の導出②

排出源	1990	2000	2001	2002	2003	2004	2000～2004年 平均排出量	比率 (%)	配分排 出量	配分排出枠 (構成比)
エネルギー転換部門	318	348	340	371	385	382	365	29	327	294 (46%)
産業部門	390	387	377	384	384	389	384	30	338	307 (48%)
運輸部門	211	259	262	257	255	254	257	20	225	—
業務その他部門	84	101	107	111	108	106	107	9	101	—
家庭部門	57	69	66	68	65	65	67	5	56	—
工業プロセス	62	57	55	53	52	53	54	4	45	38 (6%)
廃棄物	23	33	33	33	36	36	34	3	34	—
その他部門	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—
合計	1,144	1,255	1,239	1,277	1,284	1,286	1,268	100	1,126	639 (100%)

単位：百万トン

[出所] 温室効果ガスインベントリ（2006.08.30版）より作成

トンであり、表 3-1 の「B 産業・エネルギー転換・工業プロセスに対する最大許容排出量」に記載されている。ただしこの段階では、まだ厳密には取引制度対象部門に対する最大許容排出「枠」、つまり「キャップ」の設定には至っていない。というのは、ここからさらにいくつかの排出量を差し引かなければならないからである。

オークションと新規排出源の取り扱い

まず差し引かれるべきは、オークションによって配分される排出枠である。これまで述べてきたように、排出枠の配分は基本的にはグランドファザリング方式によって配分されるとしていたが、産業・エネルギー転換・工業プロセスに対する最大許容排出量 7 億 1,000 万トンのうち、5% (3,550 万トン) のみは、オークションによって配分することにしたい。欧州排出量取引制度の場合も、EU 指令において最大許容排出量のうち、第 1 期 (2005～2007 年) は 5% 以下、第 2 期 (2008～2010 年) は 10% 以下をオークションで配分してもよいと定められている。第 1 期については、欧州で実際にこの規定を使ってオークションを実施した国はほとんどなかったが、第 1 期におけるグランドファザリングの経験から、欧州の実務担当者は、ますますオークションに対する評価を高めている。実際、イギリスは第 2 期国家配分計画で最大許容排出枠のうち 7% をオークションにかけることを提案している。オークションに対する評価が高まっているのは、後に述べるようにグランドファザリング方式にも問題点が多いからである。欧州の政策担当者や研究者の間では、いずれグランドファザリング方式からオークション、あるいはベンチマーク方式に移るべきだという意見が有力になってきており、そのような意見が出てくる背景には、グランドファザリング方式がも

たらした弊害に対する反省がある。

したがって、この教訓を生かすならば、全量をグランドファザリング方式で配分するのではなく、第1期は少なくともその1部だけでもオークションで配分し、第2期以降にはオークションによる配分比率を徐々に高めていくことを考えるべきであろう。わずか5%であれば、費用負担がもたらす分配問題はそれほど大きくなりだろろうし、将来における最適なオークション方式のあり方を探るためにも、第1期から一種の「実験」としてオークションを試行してみるのもよいであろう。以上の理由により、排出量取引制度対象部門に対する最大許容排出枠のうち5%を、有償配分枠として差し引く(表3-1のC④)。

次に問題になるのは、新規排出源の取り扱いである。結論から言えば、排出量取引制度対象部門に対する最大許容排出枠から、新規排出源のための取り置き分(New Entrants Reserve, NER)をさらに除外しなければならない。このような取り置きを行うのは、既存排出源と新規排出源を公平に取り扱うことで、排出量取引制度が当該産業への新規参入に対する妨げにならないようにするためである。有償配分の場合は、このような工夫は必要ない。単純に両者とも市場価格で排出枠を購入すればよいという点で公平性が確保されているからである。ところが無償配分の場合、既存排出源に対してのみ無償で排出枠を配分し、新規排出源は市場価格で排出枠を購入しなければならないのであれば、両者の間で競争条件が異なってしまう。このことは、排出量取引制度が事実上、新規排出源に対する参入障壁となることを意味する。したがって、このような問題を取り除くには、既存排出源だけでなく、新規排出源に対しても無償配分を行わなければならない。

ただし、無制限に新規排出源に対して排出枠を無償配分してしまえば、最大許容排出枠を設ける意味がなくなってしまう。そこで、最大許容排出枠とは別に、新規排出源にとって必要だと予測される排出枠をあらかじめ取り置くことで、最大許容排出枠の膨張を防ぎながら新規参入に対する障害を取り除くことができる。

問題は、どの程度の量の取り置きを行っておけばよいかという点である。この問いに一律の回答はない。たとえばドイツはわずか0.6%の枠しか用意していないし、逆にイギリスは6.3%の枠を設けている。つまり各国のおかれた状況や初期配分に対する考え方の相違によって、新規排出源に対してどのくらい取り置き分を用意するかは大きく異なってくる。取り置き分の設定のためには、経済成長率や産業の将来動向に関する予測が必要になるが、ここではそのよ

うな予測を行う余裕はないので、仮置きで排出量取引制度対象部門に対する最大許容排出枠のうち5%の枠を、新規排出源への配分枠として差し引くことにしたい（表3-1のC⑤）。

もちろん、用意した取り置き分は、事後的に不足することが判明するかもしれないし、また使い切れずに余るかもしれない。余った場合は市場でそれを売却するのが望ましいだろう。逆に不足が生じた場合は、国庫に余裕があるなら、不足分を政府が無制限で購入したうえで新規排出者に対して無償配分してもよいし、国庫に余裕がない場合は、「早い者勝ち」（first come, first served）ルールに基づいて配分を行い、枠を使い切った時点で無償配分を終了するという方法もある。前者がドイツのルールであり、後者がイギリスのルールである。ドイツの場合、わずかな排出枠しか用意していないために、このようなルールが採用されたのだと考えられる。これに対して、イギリスは十分な枠を用意しているので、むしろ余剰分が発生することを予測してこのようなルールになったのだと考えられる。

最大許容排出枠（キャップ）の決定

最大許容排出枠を決定するための最後のステップは、排出量取引制度の対象となるエネルギー転換部門と産業部門のうち、規定によって対象から外すことになっている排出量を差し引くことである。欧州排出量取引制度においてもアルミニウムなど、いくつかの産業が産業政策上その他の理由により、排出量取引制度の対象から外されている。したがって、これらの産業に対する排出量を見積もり、それに相当する排出量を差し引く必要がある。しかし、本報告書ではすべてのエネルギー転換、産業部門を対象とするため、このような差し引きを行う必要はない。

これに対して、中小排出者に対する裾切り基準については本報告書でも考慮する必要がある。すでに述べたように無数の小規模排出者を制度に含めると、制度運営の行政費用が大きくなるため、一定の裾切り基準によって、小規模排出者については制度の対象外とすることになる。その基準は、すでに述べたように改正省エネ法に準拠することにし、第二種エネルギー管理者指定工場の裾切り基準である「エネルギー使用量1,500kl/年」を、国内排出量取引制度の裾切り基準として採用することにしたい。ただし、この基準によって除外されるべき排出量が量的にみてどの程度になるのかを確かめる情報が手元にないので、ここでは、このような除外が必要であることを指摘するとともに、排出枠配分の計算上は小規模排出者も含めたままとしよう（表3-1ではC⑥においてゼロと設定）。

以上のプロセスを経てようやく、最大許容排出枠が決定される。こうして表3-1より、産業・エネルギー転換・工業プロセスに対する最大許容排出量7億1,000万トン(表3-1のB)から、オークション、新規排出源に対する取り置き分、そして裾切り基準による除外分を差し引いた6億3900万トンが、最大排出許容枠(いわゆる「キャップ」となる(表3-1のD))となる。

2.2.3 部門内の各セクターに対する配分

最大許容排出枠が決定されれば、今度はそれをさらに部門内の各セクターに割り振っていくという作業が必要になる。上述の最大許容排出枠6億3,900万トンを、エネルギー転換、産業、そして工業プロセスの各部門にその構成比に基づいて配分すると、たとえば産業部門に対する最大許容排出枠は、表3-2の最右欄上から2段目より、3億700万トンになる。これをさらに鉄鋼、化学、石油製品その他のセクターに過去の排出実績に基づいて配分することになる。配分の方法は、各部門間での配分に用いた方法とまったく同一である。つまり、2000年から2004年の5年間の期間を基準期間として、セクターごとの平均排出量を算出する。そして、それぞれのセクターが産業部門全体の2000～2004年間の平均排出量に占める比率を割り出す。最後に、産業部門に対して与えられた最大許容排出量を、この比率にしたがって各セクターに配分していくというわけである。

たとえば、表3-3の鉄鋼業であれば、過去5年間の平均排出量が1億5,200万トンであり、鉄鋼業の排出が産業部門全体に占める比率は40%なので、産業部門に対して与えられた最大許容排出量3億700万トンのうち、ちょうど40%が排出枠として鉄鋼業に対して配分される。この結果、表3-3の「配分排出量」の欄にあるように、1億2,300万トンが鉄鋼業に対して配分される排出枠として決定される。

以上が、欧州排出量取引制度において「トップダウン・アプローチ」、あるいはドイツで「マクロ配分計画」と呼ばれている配分プロセスであり、主としてドイツの第1期国家配分計画の方法を踏襲したものである(Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety 2004)。この配分方法は徹頭徹尾、過去の平均排出量に基づいて配分するという点で方法的に一貫性がある。たしかに、これがある種の公平観念に適い、比較的社会的合意を得られやすい配分方法であることが、欧州排出量取引制度において多くの国々で採用されている理由だが、欠点もある。つまりこ

表 3-3 産業部門内の各セクターに対する排出枠の配分

産業部門	1990	2000	2001	2002	2003	2004	平均排出量	比率 (%)	配分排出量
農林	6	8	9	9	9	10	9	2	6
水産	15	8	7	7	6	6	7	2	6
鉱業	1	1	1	1	1	1	1	0	0
建設業	13	14	13	12	12	12	13	3	10
食料品	13	13	13	12	12	12	12	3	10
パルプ紙板紙	26	29	28	28	27	27	28	7	21
化学繊維	10	10	10	10	10	10	10	3	10
石油製品	11	15	15	15	18	20	16	4	12
化学	55	57	55	53	52	52	54	14	43
ガラス製品	3	2	2	2	2	2	2	1	3
窯業土石	41	38	36	36	38	37	37	10	31
鉄鋼	150	150	148	153	155	155	152	40	123
非鉄地金	6	3	3	3	3	3	3	1	3
機械	18	9	8	8	8	8	8	2	6
他業種・中小製造業	51	48	47	51	50	53	50	13	40
重複補正	-29	-18	-18	-18	-19	-19	-18	-5	-17
合計	390	387	377	384	384	389	384	100	307

単位：百万トンCO₂

[出所] 温室効果ガスインベントリ（06.08.30版）より作成

の方法は、過去の排出実績がそのまま将来にも延長されると想定して排出枠配分を行っているわけだが、産業ごとの成長率や将来性は異なっているのが通常である。

したがってイギリスの国家配分計画のように、産業ごとの成長率の相違を配分過程に組み込む必要があるかもしれない。この場合は、成長産業に対しては、単純なグランドファザリングによる場合よりも多くの排出枠が配分されることになる。実際、イギリスの場合はモデル計算に基づいて各産業の排出量の将来予測を行い、それにもとづいて配分を行っている点で、ドイツとは異なる配分方法を採用している点が興味深い。また、英独を含め、欧州の国家配分計画(NAP)では通常、既存のエネルギー政策や気候変動政策の効果も織り込まれる。さらにイギリスのように、当該産業がどの程度国際競争にさらされているのか、あるいは、さらなる排出削減の余地がどの程度あるのかという情報も、配分にあたっての参考情報として用いられる場合もある。表 3-4 は、イギリスの第 1 期国家配分計画における、産業部門のセクター別配分を示している。一番右の欄には、配分の結果として 2003 年度の排出水準と比較してどれくらいの排出削減を迫られるのかが示されている。これをみると、表 3-3 のように、すべてのセクターが同一の削減率を適用されるわけではないことがわかる。それどころか、かなりのセクターが排出増すら許容される一方、電力セクターに対しては 21% 減と、かなり

表 3-4 イギリスの国家配分計画における産業部門のセクター別配分

	Annual allocation before subtracting NER	% of sector total allocated to New Entrant Reserve (NER)	Annual allocation to existing installations (i. e. after NER)	Average annual emissions (1998-2003)	Annual emissions (2003)	% change between annual emission in 2003 and total allocation
	MtCO ₂	%	MtCO ₂	MtCO ₂	MtCO ₂	%
Power Stations	136.9	4.6%	130.6	155.01	174.37	-21.5%
Refineries	19.8	2.0%	19.4	17.74	18.03	9.8%
Offshore	19.1	8.1%	17.5	16.62	17.47	9.1%
Iron & Steel	23.7	15.6%	20.0	18.33	19.85	19.4%
Cement	11.2	14.3%	9.6	8.84	9.71	15.7%
Chemicals	10.4	8.8%	9.4	9.02	9.41	10.0%
Pulp & Paper	5.1	2.2%	4.9	3.66	4.53	11.6%
Food, Drink & Tobacco	3.9	3.7%	3.8	3.08	3.95	-1.3%
Non-Ferrous	3.1	2.1%	3.0	2.72	2.80	9.1%
Lime	2.7	1.4%	2.6	2.29	2.22	20.3%
Glass	2.2	7.9%	2.0	1.72	1.92	13.9%
Services	2.1	2.9%	2.0	1.78	2.03	1.6%
Other Oil & gas	1.9	18.3%	1.6	1.42	1.92	1.5%
Ceramics	1.8	4.3%	1.8	1.73	1.79	3.4%
Engineering & Vehicles	1.3	2.7%	1.3	1.08	1.19	8.6%
Other	0.4	10.5%	0.4	0.34	0.38	4.7%
TOTAL	245.43	6.3%	229.85	245.37	271.55	-9.6%

[出所] The UK Government (2005)、p.20、Table 1

大きな排出削減が要求されていることがわかる。この理由として、電力セクターが外国の電力会社との国際競争にさらされていないこと、そして電力セクターは他のセクターと比較して、まだまだ排出削減の余地が大きいことがあげられている（The UK Government 2005, p.21）。

しかし、イギリスの国家配分計画は、客観的な排出予測に基づいているとはいえ、かなり政府側の恣意性が入り込む余地があり、本当に公平性が担保されるのかという点で課題が多い。イギリスの場合は、いわば産業政策と気候変動政策が融合した結果、このような配分方式が採用されたとみることができよう。

2.2.4 事業所に対する排出枠の配分

排出量取引制度を実施するためには、各産業セクターレベルだけでなく、事業所レベルにまで降りて排出枠の配分を行わなければならない。これは、どのような方法で行われるのだろうか。また、事業所レベルで配分された排出枠を当該産業で集計した総量は、その産業に与えられた最大許容排出枠に合致していなければならない。これはどのように担保されるのだろうか。この問題は、「トップダウン・アプローチ」と「ボトムアップ・アプローチ」の整合性とい

う問題に他ならない。ドイツの国家配分計画では、「マクロ配分計画」と「ミクロ配分計画」の整合性ということになる。

まず、事業所レベルでの排出枠の決定は、「ボトムアップ・アプローチ」と呼ばれる、以下のような過程を経て行われる。つまり、事業所レベルでの排出枠は、「トップダウン・アプローチ」に対応して各事業所の2000～2004年の過去5年間の平均排出量に基づいて行われる。「トップダウン・アプローチ」の場合と異なるのは、過去の排出実績をいったんはそのまま既得権として認めて配分を行う点である。そのうえで、その事業所が属する産業の全事業所に配分された排出量を集計する。そうすると当然のことながら、当該産業の排出量は、単純に過去5年間の平均排出量を足し合わせただけなので、表3-1で決定された最大許容排出枠を超過してしまうことになる。これでは、「ボトムアップ・アプローチ」と「トップダウン・アプローチ」の整合性が取れない。そこで、両アプローチによる配分を一致させるために用いられるのが「遵守率」である。

遵守率とは、当該産業セクターにおける「最大許容排出枠」の「過去5年間平均排出量」に対する比率によって定義される。つまり、その産業の最大許容排出枠が90であり、過去5年間平均排出量が100であれば、遵守率は0.9となる。こうして当該産業の遵守率が決定されれば、それをボトムアップ・アプローチによって一旦配分された各事業所に対する排出枠に乗ずることで算出される排出量が、各事業所に対して配分される排出枠ということになる。こうして、産業ごとにそれぞれの遵守率を用いることによって、「トップダウン・アプローチ」と「ボトムアップ・アプローチ」の整合性が取れることになる。以上のプロセスをまとめると、以下のようになる。

当該事業所に与えられる排出枠

＝当該事業所の過去5年間の平均排出量×遵守率

遵守率

＝当該産業セクターに対する最大許容排出枠／当該産業セクターにおける過去5年間の平均排出量

事業所レベルでの配分に関して残る論点としては、事業所の拡張や閉鎖に関するルールがある。というのは、これまでは既存排出源に対してどのようにして排出枠を配分するかという観点から初期配分問題を取り扱ってきたが、いったん排出量取引制度が動き出すと、時間の進行に伴って既存事業所の拡張や閉鎖が生じ、それらの事業

所に配分された排出枠をどのように取り扱うべきかという問題が発生するからである。したがって、これらの問題を取り扱うために下記のような一連のルールを設けておく必要がある。

1) 新規排出源ルール

すでに述べたように、現時点で参入が判明していない新規参入者に対しては、実際に新規参入が生じた時点で、新規排出源に対する取り置き分（NER）からの配分が行われる。また、取引制度発足時点ではまだ参入していないが、制度運用開始後の新規参入が確実視されている排出者も存在するだろう。これら新規参入企業に対しては、当該産業における最良の技術水準（Best Available Technology）を基準とするベンチマーク方式で配分を行うことにする。このように、新規参入企業に対してのみ部分的に、最良の技術水準に基づくベンチマーク方式を活用するのは、以下、2つの理由による。

第1は、新規参入企業の場合、既存企業のように過去の排出実績に関するデータが存在しないという理由である。したがってグラウンドファザリング方式の採用は困難である。この場合、オークション方式を用いることも可能だが、既存企業には無償配分が適用されることになっているため、新規企業に対してのみオークション方式を採用すると、排出量取引制度が新規企業に対する参入障壁となってしまう可能性がある。したがって、この問題を回避するには、新規企業に対しても無償配分、つまりベンチマーク方式を活用することが望ましい。

第2の理由は、新規企業に対してベンチマーク方式が採用されるならば、その産業分野の標準的な技術ではなく、最先端かつ最良の技術がベンチマークとして採用されるべきだとの考えからである。その産業分野の標準的かつ平均的な技術をベンチマークとするのは、既存企業・新規参入企業を含め、当該産業すべてに対してベンチマーク方式を採用する場合であって、新規企業に対してのみベンチマーク方式を部分的に採用する場合は、そのベンチマークに最良の技術水準を用いるべきである。

2) 移転および閉鎖ルール

既存の事業所（工場等）に配分された排出枠を、その事業所が閉鎖された場合、どのように扱うのかを決めておく必要がある（閉鎖ルール）。その方法には基本的に2つあり、ひとつは、いったん初期配分時に配分してしまったものは、当該の運用期間および次期運

用期間までの間であれば（例：第1期に閉鎖した場合は第2期の間まで）、事業者が保持し、別の事業所に移転しても構わないとする方法である（移転ルール）。もうひとつは、ドイツ政府のように、既存の事業所を閉鎖したことによって生み出された過剰排出枠は、期末に政府に対して返還しなければならないと定める方法である。

古くて効率の悪い事業所を閉鎖し、新規の効率の良い事業所での生産活動に切り替えるというのは、排出量取引制度の下で期待される削減行動のひとつであるため、それを促すことのできる前者が基本的には望ましい。また、後者を採用した場合、「閉鎖」の定義によっては、低い操業率で工場を動かしながら将来時点での事業拡張のためか、あるいは高値での売却を狙って排出枠を保持し続けようとする動機付けが事業者側に働くであろう。この問題は、“cold reserve”と呼ばれる。この問題に対処するために、ドイツ政府は「操業率調整ルール」を設けており、それによれば、異常に低い水準の操業率（20%以下）を示している工場は、事実上「閉鎖」されたものとみなして、その排出枠の政府の返還を求めることになっている。しかし、新規排出源ルールと同様、この点に関してドイツ政府と欧州委員会の間でその妥当性をめぐって係争が発生している。こうした問題を避けるうえでも、前者の移転ルールを設ける方法の方が望ましいと言える。

ただし、閉鎖後も排出枠を維持し、他の事業所へ移転を可能とする場合でも、以下の2点には注意をする必要がある。

1つ目は、閉鎖後の排出枠の移転先に関する問題である。閉鎖後も排出枠を保持し、排出枠の移転を行う場合、移転先としては、既存事業所と新規事業所の2種類が考えられる。新規のより効率の良い事業所への移転であれば、排出量取引制度の意図する方向性と合致するため、問題は少ないが、既存事業所への移転を認める場合は、海外へのリーケージを促進してしまう可能性がある。つまり、対象となる国内での事業所を閉鎖し、排出枠を国内の他の事業所に移転したうえで、閉鎖された事業所の生産設備を海外へ移転することで、事実上は全く削減が起きていないのにもかかわらず、余剰の排出枠を既存事業所に対して与えるということが生じてしまう可能性がある。したがって、既存事業所への移転の場合は、閉鎖した事業所からの生産設備が別の国内の事業所に移転されたことを確認できる場合に限り、既存事業所への移転を許すなどの条件付けを行う必要がある。

2つ目は、上述の新規排出源の制度とのバランスをとることである。新規排出源への配分が（ベンチマーク方式を用いるにしても）

無償で行われる場合、移転ルールによって排出枠がさらにそれに追加されるとすると、既存排出源との間で公平性の問題が生じる可能性がある。したがって、新規排出源に対する配分方法とのバランスを考え、新規排出源に対する移転も、一定の割合で割り引くなどの措置を講ずる必要がある。効率の良い施設への切り替えを促しつつ、過剰な排出枠を与えないようにしなければならない。

このように、新規排出源への配分ルールや、閉鎖・移転ルールは、排出量取引制度の細則と見られがちであるが、排出主体にどのような動機付けが与えられるかという観点からは非常に重要な意味を持っているため、これらの相互作用を考慮したうえで慎重に制度設計がなされなければならない。

以上が事業所レベルでの配分方法であり、これまで述べてきたところまでで、初期配分に関する主要な論点についてはすべて説明を行った。次節では、排出量取引制度の運用にあたって議論しておかねばならない、初期配分以外の主要論点について本提案の考え方を提示することにした。

2.2.5 バンキング、ボローイング、罰則規定、上限価格制

バンキングとは、期末時点において、配分された排出枠を下回る排出しか行っていなかったことが判明した場合、その余剰排出枠を次の期に持ち越し、次期に配分される排出枠に上乗せして使用することができるというルールである。これに対してボローイングは、期末時点において、配分された排出枠を上回る排出が行われていたことが判明した場合、その時点で不遵守に対する罰則を加えるのではなく、不足分の排出枠を次の期から借り入れて埋め合わせてもよいというルールである。これらのルールは、景気や気候の変動などの一時的要因や、偶発的要因による排出量の変動を考慮に入れることができる点で、排出者側にとっては好都合なルールである。また、排出削減技術に対する最適な投資タイミングが必ずしも今期ではなく、来期であるようなケースが存在するかもしれない。この場合、今期はこの排出者に対してボローイングによる超過排出の埋め合わせを認め、逆に来期には、排出削減目標の超過達成を義務付けることができるならば、一定期間内で最大許容排出枠を守りながらも、短期的には、柔軟措置によって排出者の経済的負担を平準化することができるだろう。

このように、「通時的な資源配分の効率性」という観点からは望ましい性質を持つバンキングとボローイングだが、それが環境政策

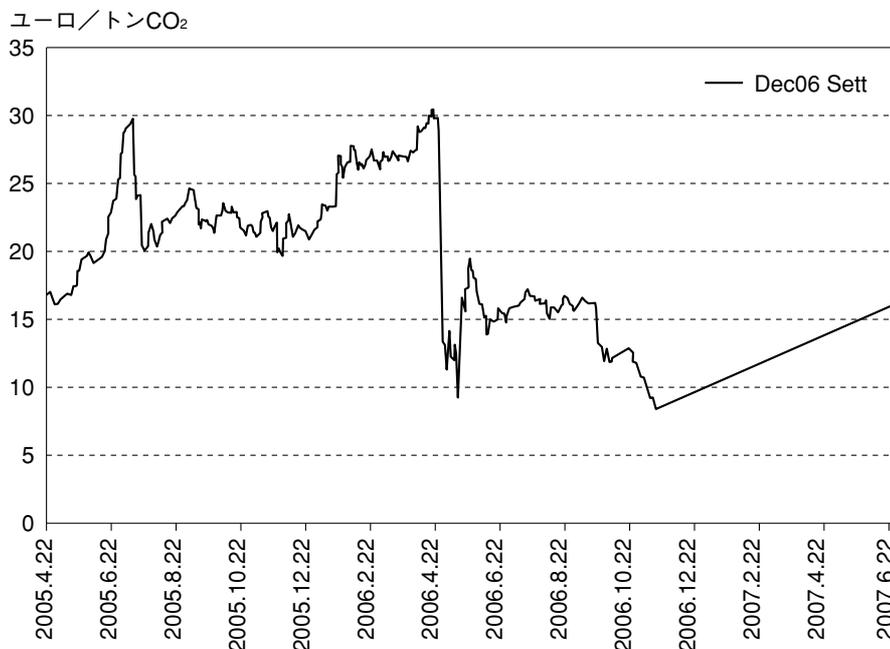
上の確実性を掘り崩してしまう可能性がある場合は、その適用を避けるべきである。とりわけポローイングを無制限に認めてしまうことは、最大許容排出枠を設けることの意味をまったく失わせてしまう。したがって、ポローイングを認める場合は、必ず期間限定を設ける必要がある。バンキングについても、第1期に配分された排出枠が既得権化して第2運用期間に持ち込まれることは望ましくない。第1期の初期配分で排出者が獲得する排出枠は、それ以前の排出実績が既得権として認められた結果だが、第2期の初期配分では、仮にグランドファザリング方式を継続するとしても、配分のベースとなる基準期間の設定そのものがより直近の期間に移行してしまう。つまり、第1期に認められた既得権そのものが一旦消滅してしまうのである。また、そもそも第2期の初期配分でグランドファザリング方式が採用されるとは限らず、オークションやベンチマーキングが用いられるかもしれない。これらの理由により、第1期初期配分によって排出者に与えられた排出枠はあくまでも第1期に限って有効であり、その既得権は、第2運用期間への移行とともに消滅すると考えるのが自然であろう。

したがって、バンキングにせよ、ポローイングにせよ、運用期間をまたがる使用については禁止しておくことになる。つまり、排出量取引制度の運用期間内に関する限り、バンキングもポローイングも自由に認めるが、次の運用期間への余剰排出枠の持ち越しや、あるいは次期運用期間からの排出枠の借入れはできないということになる。

以上のルールを定めたうえでもなお、保有排出枠と実際の排出量が一致しない場合に備えて、罰則規定を設けておく必要がある。罰則には2種類あり、排出量の報告そのものが虚偽であったような場合に与えられる罰則と、排出量が排出枠に一致しなかった場合に与えられる罰則がある。ここで議論したいのは後者の不遵守に対する罰則である。欧州排出量取引制度の場合、不遵守の場合は、第1期については40ユーロ/CO₂トン、第2期については100ユーロ/CO₂トンの罰金が設定されている。この罰金の高さはいったいどのような意味を持つのであろうか。

図3-5は、欧州排出量取引制度における排出枠価格の推移である。かなり変動が激しいが、これをみるとおおむね10～30ユーロ/CO₂トンの間を変動している。この価格推移を前提とすると、第1期の40ユーロという罰金の高さはそれほど高いとはいえず、潜在的には均衡排出枠価格のほうが罰金を上回る可能性すらあるといえる。この場合、罰金は事実上の「上限価格」と化し、最大許容

図 3-5 EU ETSにおける排出枠価格の推移



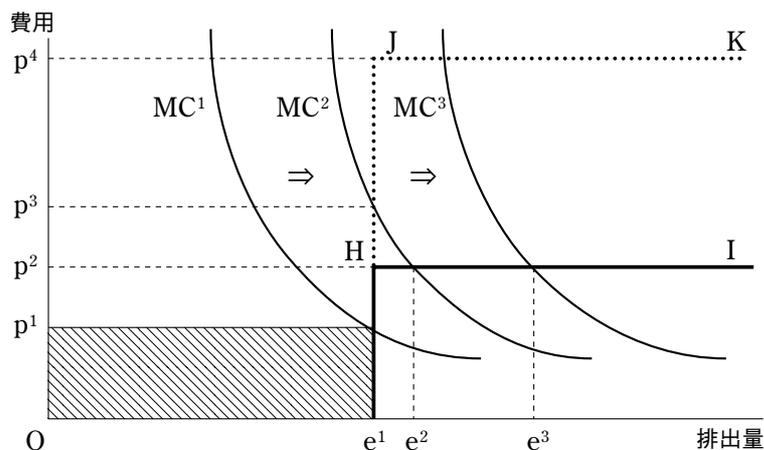
[出所] FCX CFI Features Contracts : Historic Data 2005 & 2006より作成

排出枠が突破される可能性が生じる。というのは、現実の排出量が排出枠を上回る場合、市場で排出枠を追加的に購入するよりも、罰金を払うほうが安上がりだからである。

図 3-6 は、市場価格と罰金の関係を示している。現在、最大許容排出枠は、 e^1 の水準で設定されており、排出枠の供給曲線は、図の e^1 で垂直に描かれている。また、経済全体の限界排出削減費用(=排出枠に対する需要曲線)の位置が MC^1 の位置にあるとしよう。このとき、排出枠の需給を均衡させる市場価格は p^1 の水準で決定される。欧州排出量取引制度の経験から、 p^1 は10ユーロから場合によっては30ユーロに達する可能性がある。 p^2 は罰金を示しており、第1期は40ユーロに設定されている。いま、何らかの理由で排出枠に対する需要が増大し、需要曲線が MC^1 から MC^2 にシフトしたとすると、それに伴って価格も p^1 から p^3 と、40ユーロを超える水準に上昇する。この場合、排出者にとっては p^3 の価格で排出枠を購入するよりも罰金を払って排出枠を超過するほうが経済的にみて合理的である。したがって、排出水準は p^2 (=40ユーロ)と MC^2 が等しくなる水準 e^2 で決定され、最大許容排出枠は突破されてしまう。

これに対して、第2期の100ユーロという罰金の高さは、過去の価格推移から言って、恐らくそれを均衡価格を超えることのない十分な高さを持っているといえよう。図 3-6 では、 p^4 が100ユーロに相当する。このような設定の下では、最大許容排出枠 e^1 は維持されたまま、均衡排出枠価格が p^3 で決定される。したがって罰金を、最

図 3-6 罰金と上限価格



大許容排出枠が有効に機能するのに十分な水準に設定しようとするれば、予測される市場価格の4～5倍程度の高さに設定する必要があるだろう。さらに、欧州排出量取引制度で行われているように、超過排出量に相当する排出枠を次期運用期間の初期配分からあらかじめ差し引くことにしておけば、遅れを伴ってはいるが、最大許容排出枠を維持することが可能になる。

もっともアメリカでは、排出枠の価格高騰に対する懸念が強く、それを抑えるためにここでいう罰金を、むしろ「上限価格」として積極的に捉える「セイフティ・バルブ（安全弁）」という考え方が提案されている（Kopp, Morgenstern, Pizer and Toman 1999）。今となっては京都議定書を離脱したアメリカだが、当初、彼らが最も懸念していたのは数値目標を遵守することになった場合に、そのコストが莫大なものになるのではないかという点であった。したがって「安全弁」という名に表れているように、この考え方は無制限に膨張しかねない温暖化対策のコストを、一定の範囲内に抑えるという目的を持っている。

「安全弁」の考え方を、図 3-6 を用いて説明すると次のようになる。総量規制の導入に伴う排出枠価格高騰のリスクを抑えるために、この提案は安全弁としての上限価格（ $=p^2$ ）を導入し、この価格で排出者が排出枠をいくらでも購入できるようにする。したがって、価格が p^2 以上に達したときには、総量規制の枠は事実上はずされ、排出量は上限価格 p^2 と需要曲線 MC^2 が等しくなる水準 e^2 にまで増大する。需要が何らかの理由によってさらに拡大し、需要曲線が MC^3 にまでシフトすれば、それに伴って排出量も e^3 にまで増大する。つまりこの提案は、価格が許容範囲に収まっている間はキャップ&トレード型の排出量取引制度として機能するが、排出枠価格が上限

価格を超えると最大許容排出枠を放棄し、自動的に上限価格による価格規制に移行するという特徴を持っている。これは、価格規制と量的規制のポリシー・ミックスに他ならないが、価格が上限価格を超えると量的コントロールが効かなくなってしまうという欠陥がある。

以上の「安全弁」の考え方からすれば、上限価格は、 p^3 のように最大許容排出枠の遵守を促すような高い水準ではなく、 p^2 のように許容できる価格上限に設定することが望ましいということになる。このように、罰金にどのような意味を持たせるのかによって、その水準設定の考え方は異なってくる。しかし、我々が排出量取引制度を提案するのは、環境政策上の確実性に注目してのことであるから、罰金の水準は p^3 のように最大許容排出枠の意味を十分に担保できる水準に設定すべきだと考える。

2.2.6 排出量取引制度相互の接続問題と グローバル炭素市場の形成

近年急速に、温室効果ガスを対象とした排出量取引制度は世界的な広がりを見せだしている。世界で初めての温室効果ガスを対象とした排出量取引制度は、2000年から短期間運用されたデンマークの電力部門排出量取引制度であった。これに続いたのが、イギリスで2002年から運用が開始されたUK ETSである。さらに2005年からEU ETSが開始され、これに加えて州レベルでの導入だが、オーストラリア、アメリカでも排出量取引制度の導入は広がりを見せている。今後、排出量取引制度の導入国（地域）は、世界規模でさらに増加することが見込まれる。

これに加えて、途上国で実施される「クリーン開発メカニズム」(Clean Development Mechanism、以下CDMと略す)や、京都議定書批准国で実施される「共同実施」(Joint Implementation、以下JIと略す)から生み出されるクレジット(CDMから生み出されるクレジットは「認証削減量(Certified Emission Reduction Unit : CERs)」、JIから生み出されるクレジットは「排出削減単位(Emission Reduction Unit : ERUs)」と呼ばれる)をどう扱うかという問題がある。これらはキャップ&トレード型ではなく、ベースライン&クレジット型である点で、たしかに排出量取引制度とは異なる。しかし、これらは「京都メカニズム」の一環として位置づけられ、そこから生み出されたクレジットは、すでに取引の対象として価格づけが行われている。このようなプロジェクトベースのクレジットを、キャップ&トレード型の排出量取引制度の枠組みにおい

てどのように取り扱うべきかが、制度設計上の重要な論点になる。

世界のさまざまな排出量取引制度は将来的には相互に接続され、やがてグローバルな炭素市場の出現をもたらす可能性がある。他方で、各国の異なったタイプの排出量取引制度を接続することで、環境政策上の効果、費用効率性、そして公平性の実現がかえって阻害されてしまわないのか、慎重な検討が必要である。現時点では、まずは各国の国内排出量取引制度の整備が先決であり、取引制度相互の接続問題は緊急の課題とはなっていない。しかし、ここでは将来時点におけるグローバルな炭素市場の形成をにらみながら、接続問題に関わる論点の提示を行っておきたい。

接続問題に関わって問題となってくるのは、以下のようなケースに整理できる。

①京都議定書批准国同士での接続

- a. EU ETS、あるいはその類似型となるキャップ&トレード型排出量取引制度との接続
- b. ベースライン&クレジット型排出量取引制度との接続

②CDMとJIの取り扱い

③京都議定書を批准していない国との接続

まず第1に、京都議定書批准国同士の排出量取引制度を接続する場合は、そこから発生するクレジットは基本的に「割当量単位」(Assigned Amount Unit : AAU) に裏打ちされているので、問題がないといえるだろう。EU ETSや、それとほぼ類似型のノルウェーの排出量取引制度との接続は、いずれもキャップ&トレード型であり、本提案の排出量取引制度との互換性を持たせることが可能である。また、ベースライン&クレジット型のものであっても、そこで生み出されたクレジットがAAUによって裏打ちされている限り、接続は可能である。

第2に問題となるのは、CDMとJIの取り扱いである。京都メカニズムを構成するCDMとJIから生み出されるクレジットが国内排出量取引市場において取引可能になることは、世界全体でより安価な削減機会の利用を可能にし、総排出削減費用の節約に結びつく点で基本的に望ましい。しかし、AAUが京都議定書の下での各国割当量に依拠し、量的な意味でもしっかり定義されているのに対し、プロジェクトベースの排出削減活動によって生み出される他のクレジットは、ベースラインの設定次第によって、その量的な意味が大きく変わってくるという性質を持っている。また、京都議定書上で

はCDM、JIがあくまでも補足的な位置づけとされている点にも留意しなければならない。したがって、補足性の解釈については、今後の議論の中で決定していくべきである。なお、CDM・JIのクレジットが使用される場合は、クレジットの「質」についても留意が必要である。とくに本提案では、CDM・JIプロジェクトの持続可能性への貢献をチェックする認証基準であるゴールド・スタンダードが優先されるべきだと考える（WWFジャパン 2005）。

参考までに、EUのETSではこの問題がどのように取り扱われているかを紹介しておきたい。この問題を扱っているのは、いわゆる「接続指令（linking directive）」（European Parliament and the Council 2004）である。この指令は第1に、CDMとJIの補足性を根拠として、CERとERUの使用比率に上限を定めようとしている。EUとして何らかの上限を設定するわけではないが、加盟各国がそれぞれCERとERUの使用比率に上限を設けることが想定されている。第2に、原子力からのクレジットは使用を控えること（2001年「マラケシュ合意」に沿ったもの）、第3に、これまで認めてこなかった植林からのクレジットについては、2008年以降の第2期EU ETSからの使用を検討すること、そして第4に、水力発電プロジェクトで規模が20MWを超えるものから生じるクレジットを使用する場合には、そのプロジェクトを承認する際に、世界ダム委員会等の国際基準を満たしているかどうかを加盟国が保証しなければならないことを定めている。

第3の問題は、京都議定書を批准していない国で導入される排出量取引制度との接続である。具体的に念頭にあるのは、本章第4節で論じられるアメリカのRGGIとの接続であるが、結論から言えば、RGGIを含めた議定書非批准国との接続はしないほうがよいということになる。第1の理由は、RGGIから生み出されたクレジットがAAUによって裏打ちされていないという点にある。そして第2の理由は、RGGIが厳密な意味でのキャップ&トレード型ではない点にある。RGGIは一種のセイフティ・バルブを組み込んだ排出量取引制度であり、価格が上限に達した場合は、上限価格の下で無制限に排出量を拡大することを許容する。したがってRGGIとの接続は、本提案の排出量取引制度による温室効果ガス排出量コントロールを危うくする可能性があるため、あえて接続する必要はないということになる。

3 EU ETS から得られる教訓を踏まえた制度設計提案

以上が、国内排出量取引制度提案の骨格部分である。この制度設計案は、日本の気候変動政策に組み込むべく、目達計画に依拠して目標設定を行い、主として制度設計のあり方についての基本原理の提示と、初期配分のための大まかな試算、そして環境政策上の確実性を担保するための遵守制度のあり方についての検討を行った。この提案を行うにあたっては、欧州排出量取引制度の制度設計から学んだ部分が多かったため、そこから長所を引き出すようにしたが、他方で、そこで起きている問題点を繰り返さないようにすることも必要である。その意味で以下、欧州の経験より、排出量取引制度を実施していくうえで問題となるいくつかの論点について注意を喚起するとともに、それらの問題を繰り返さないで済むためにどうすればよいのか、そのための制度提案をここで挙げておくことにしたい。

第1の問題点は、初期配分において最大許容排出枠の設定が非常に甘かったという点である。実際、比較的評価の高いイギリスの第1期国家配分計画においても、電力セクターと食品、飲料、タバコ産業以外はすべて、排出量の増加を認められている。他の国々の国家配分計画でも、現状の排出傾向を大きく削減する必要がない水準に最大許容排出枠が設定されている。この結果、配分された排出枠を現実の排出が超過してしまい、他の排出者から排出枠を購入せざるをえなくなる排出者はわずかでしかないとみられている。このため、排出枠が供給過剰に陥ることが2005年度期末に判明し、このことが排出量取引市場における2006年4月の価格暴落につながったのである。現在も市場での取引は続いているが、そのうち実需に基づく取引はわずかだとみられている。さらに、排出量取引制度対象部門に対する最大許容排出枠の設定が甘いということは、京都議定書の排出削減目標を遵守する限り、他の部門からの排出を想定以上に削減しなければ辻褄が合わなくなる。しかし、運輸、業務、家庭部門に対して、より大きな排出削減を促す政策手段が追加的に投入されているわけではなく、そのままでは国全体としての排出量はむしろ膨張してしまう。これら問題点は、これまでに提出された主要国の第2期国家配分計画においても妥当するという（WWF 2006）。

いずれにせよ、緩すぎる最大許容排出枠の設定は、排出量取引制度の環境政策上の意義を失わせる可能性があるだけでなく、そもそも市場にとって排出枠需給のバランスを大きく失わせることで、取引を低調にさせ、価格を不必要なまでに低落させるという点で、市場形成そのものにとって破壊的な作用を及ぼす。したがって、環境政策上の理由だけでなく、良好な市場環境の形成という点からも、最大許容排出枠の設定は厳格になされるべきである。

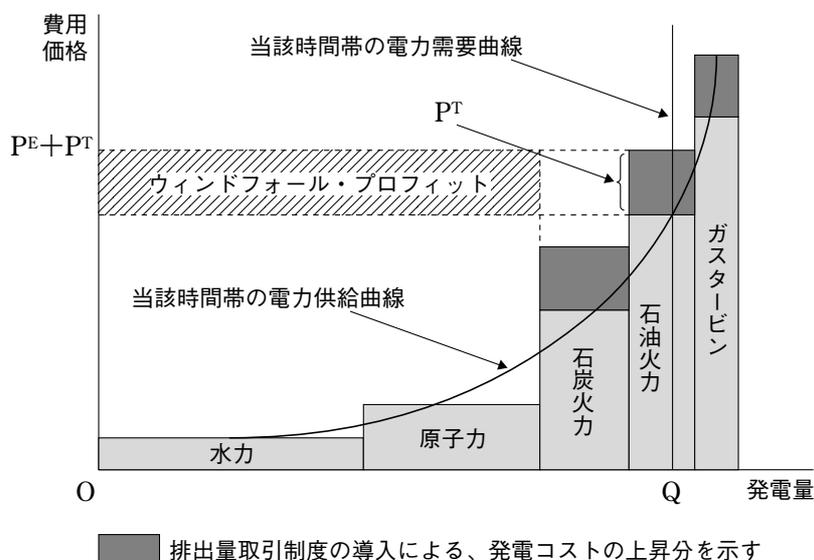
第2の問題点は、グランドファザリング方式に伴う問題である。グランドファザリングでは、過去の排出実績を認め、それに比例的に排出枠の配分を行う。これは、既得権を承認するという点で、ある種の公平観念に訴えながら、しかも無償で配分を実施するため、排出者間での合意を得やすい。しかし、過去の排出実績がこれからも将来時点での排出枠配分のベースになることが排出者に認識されるようになるにつれて、彼らに誤ったインセンティブが与えられることになる。つまり、与えられた排出枠を超える排出削減を行って余剰排出枠を生み出しても、次の運用期間の初期配分では与えられる排出枠を減らされてしまうので、むしろ排出枠を一杯に使って排出を行って、次の期もその排出量をベースに排出枠の配分を受けるほうが有利だと排出者は判断するであろう。もちろん、このようなゲーミング（gaming）と呼ばれる排出者の行動は、基準期間をある時点ですっと据え置いたままであれば発生する可能性が小さくなる。つまりゲーミングは、基準期間を定期的に見直し、より直近の期間を基準期間に設定し直す（アップデートする）場合に、発生する可能性が高まるというわけである。

いずれにせよ、欧州の専門家がほとんど異口同音に主張しているように、ゲーミングを誘発しないためには、初期配分において制度立ち上げ当初こそグランドファザリング方式の採用もやむをえないが、徐々にオークション方式やベンチマーク方式の比率を高めていき、やがて全面的にこれら配分方式のいずれか、あるいはその組み合わせに移行することが重要になる。

第3にウィンドフォール・プロフィット（棚からぼた餅）の問題がある。ウィンドフォール・プロフィットとは、電力セクターが排出量取引制度導入に伴う費用上昇分を価格転嫁することで発生する、「棚からぼた餅」式の利益のことを意味する。このことを、**図3-7**を用いて説明すると次のようになる。

図は、電力自由化後の欧州の電力価格決定モデルを表現したものである。欧州では電力自由化以降、電力価格は、電力市場における入札を経て決定されるようになっているが、図は英国で1990年か

図 3-7 ウィンドフォール・プロフィットの発電



ら11年間運用された「英国型プールシステム」をモデル化したものである。これは、2001年にはNETA (New Electricity Trading Arrangements) によって取って代わられたが、電力市場の形成方法として世界的に影響を及ぼすことになった点で重要である (南部・西村 2002、第7章)。

図の縦軸には、各電源の平均発電コストおよび電力価格がとられている。これに対して、横軸には発電量がとられている。入札に際して、電力の買い手側 (配電会社) は、どれだけの電力が必要かという量のみを入札する。それらを足し合わせたものが、図のQで垂直に立っている電力需要曲線で表現される (これに対して北欧型プールシステムでは、買い手側も、どれだけの価格でどれだけの電力を買うのかという組み合わせを入札するので、図の電力需要曲線は右下がりに描かれることになる)。

これに対して電力の売り手、つまり発電事業者は、当該時間帯にどれだけの価格でどれだけの量を売るかという組み合わせを入札する。プール運用者は、札を開いて入札価格の低いものから順 (メリット・オーダー) に並べていく。そして、売り手の発電量の合計がちょうど需要Qに一致する点で、当該時間帯の電力価格が決定されることになる。つまり、図でも描かれているように、メリット・オーダーを近似した電力供給曲線と垂直の需要曲線の交点で、電力価格 P^E が決定されることになる。このように電力市場では、限界的な電源の入札価格が電力価格を決定することになる。

以上を前提に、排出量取引制度が導入されるとどのような変化が生じるのかを確認しておきたい。排出量取引制度が導入されると、

温室効果ガスの排出削減費用と（必要な場合は）排出枠購入費用の合計からなる追加費用 P^T が、化石燃料を使用する発電事業者に発生する。この発電事業者はそれを入札価格に上乗せするため、図に描かれているように、化石燃料を用いた発電の入札価格は P^T の高さだけ上昇することになる。限界的な電源の価格上昇が電力料金の上昇に反映されるので、結果として電力価格は P^E から $P^E + P^T$ に、 P^T に相当する大きさだけ上昇する。

以上のような価格上昇は、化石燃料による発電については、排出量取引制度の導入に伴う費用上昇をカバーするものであって特別利潤を生むわけではない。ところが、水力と原子力による発電については、排出量取引制度導入による追加費用が発生しないので、電力価格の上昇分がそのまま図の斜線部の大きさに相当するウィンドフォール・プロフィットとなって、電力セクターに特別利潤をもたらす。

これは、排出量取引制度そのものの内在的な欠陥から生じるものではない。つまり、排出量取引制度における環境政策上の有効性を失わせたり、資源配分上の歪みをもたらす問題ではなく、本質的に分配上の問題として捉えられる。欧州委員会が、この問題に注意を払いながらも、制度設計上変更を要する本質的な問題は見出せないとの立場をとっているのは、このためである。

だからといってこの問題を放置できないのは次の理由による。まず第1に、欧州の産業競争力への影響である。欧州排出量取引制度は下流型なので、産業部門は最大許容排出枠を遵守するために、**図 3-2**の β に相当する排出削減費用を負担している。ところがそれに加えて、電力セクターが**図 3-7**の P^T に相当する費用を電力価格に上乗せして転嫁してくるので、大規模電力消費者である産業部門にかかってくる費用負担の大きさが、制度の想定以上に大きくなってしまい、結果として彼らの国際競争力を低下させる。

第2は分配の公平性である。産業セクターと電力セクターは、排出量取引制度下で、同じ直接排出者として規制を受けている。両者とも、自らの排出削減費用を負担している限りでは何の問題も生じない。しかし、ウィンドフォール・プロフィットの問題は、電力料金の上昇という形で、前者から後者に所得移転が行われていることを示した。このような所得移転はもともと、CO₂排出の削減という公共目的のために排出量取引制度を導入したことが原因となって引き起こされた。こうしてこの「棚からぼた餅」式の利益は、公共目的にかなう規制の導入によって可能になったのであり、その意味で、電力セクターが電力料金を通じて産業部門から所得を吸い上げ、そ

れを占有することに合理的な理由は見出せない。その結果としてもたらされた分配状態もまた、公平とは言えないであろう。

このような「棚からぼた餅」式利益の発生は、電力市場が自由化され、料金が限界費用価格形成原理に基づいて決定されるようになったことと関係をもっている。このような価格形成原理を抑制することは、ルール上政府にもできない。というのは、政府は自由化後の市場に対しては介入できない建前になっているので、それを修正するメカニズムも働かないからである。他方、自由化後の電力市場は完全競争市場とは程遠く、たとえばドイツでは少数の電力会社が市場に対して強い支配力を行使する寡占状態に置かれているという。したがって、ウィンドフォール・プロフィットに相当する費用部分を料金引き上げの形で需要家に転嫁しても、より安い電力価格を提示する競争相手に顧客を奪われるという競争圧力が働かない。こうしてウィンドフォール・プロフィットは、電力市場への政府非介入と市場寡占化という両要因の組み合わせによって助長されているといえよう。

日本の場合、電力小売りの自由化は2000年に契約電力2,000kW以上、2004年に500kW以上、さらに2005年には50kW以上の需要家を対象に順次拡大されてきたが、家庭向け電力小売りを含めた全面自由化については自由化が先送りされることになった。また、卸電力取引については相対取引が主流であったが、2005年4月によりやく卸電力取引市場が開設されたことによって、卸電力に関する市場価格の形成が図られるようになった。しかし、日本型電力自由化の度合いは、欧州に比べると限定的であり、したがって電力会社の行動を市場感応的なものに変えてしまうほどのインパクトを持ち得ないように思われる。

もしそうであれば、欧州で問題になっているような形でウィンドフォール・プロフィットが日本でも問題になる可能性は小さいと考えられる。とはいえ、日本でも電力自由化が進められているのは事実なので、ウィンドフォール・プロフィットの発生が予見される場合には、その芽をあらかじめ摘むような制度設計が必要になる。その対処法は以下の2とおりに分けて考える必要がある。第1に、政府がなお電力料金を規制できる場合である。この場合、電力料金の決定には旧来どおり総括原価主義が適用され、発電費用の積み上げ計算が行われるはずである。政府はその費用見積もりが妥当なものであるかどうかを、許認可過程でチェックすることができる。もし、排出量取引制度の導入がもたらした直接的な費用上昇を越える費用部分の料金転嫁が認められる場合には、政府はその料金引き上げを

認可しないという形で、ウィンドフォール・プロフィットの発生を防ぐことができるであろう。

第2のケースは、電力市場の自由化が進み、政府が料金に対する規制権限を失っている場合である。この場合には、ウィンドフォール・プロフィットの発生を政府が未然防止する手段はもはや備わっていない。したがって、ウィンドフォール・プロフィットの発生を前提として、それを間接的にコントロールするほかない。第1の方法は事前的な対処法であり、初期配分の過程で調整を図るという方法を用いる。具体的には、グランドファザリング方式の下での電力部門に対する配分枠を削減し、本来認められる水準よりも低い水準でしか枠を配分しないことである。その分、他の部門の配分枠が拡大する。こうしてウィンドフォール・プロフィットの発生を前提として、初期配分過程で排出枠配分を利用した分配調整を行うわけである。これはEU ETSの第1期国家配分計画でイギリス政府が用いた方法である。第2の方法は、事後的な対処法である。具体的には、ウィンドフォール・プロフィットに対する課税を行うことで、それを政府が吸収するという方法が考えられる。もっとも、ウィンドフォール・プロフィットを理由とした課税を電力会社に対してだけ実施することが可能なのか、可能だとしても、政府が課税ベースとなるウィンドフォール・プロフィットの大きさを現実に認定できるのかという問題が生じる。これらの点を考慮すると、第2番目の、課税によるウィンドフォール・プロフィットの吸収よりも、第1番目の、初期配分過程による調整のほうが実行可能性の高い対処法だといえるだろう。

最後に、排出量取引制度がもたらした経済的影響に関する問題点がある。排出量取引制度を導入することによってもたらされる経済的影響についての詳細は補論に譲るが、欧州排出量取引制度は、雇用や産業の国際競争力に対してどのような影響を及ぼしたのであろうか。これらの論点に関する既存研究のレビューによれば、排出量取引制度が国際競争力や雇用に対して与えた影響は、何も対策がとられなかった場合と比較しても軽微なものであったという(Oberndorfer et al 2006)。また、他の政策手段が採用される場合と比較してみても、排出量取引制度は目標を費用効率的に達成するメカニズムであるために、他の政策手段を採用する場合に比べて費用が小さくなる。もちろん、この結果は、初期配分が無償で行われたことも大きく作用しているであろう。いずれにせよ、初期配分を基本的に無償で行う限り、排出量取引制度は経済に対して大きな負の影響を及ぼすことなく、環境政策上の目標を達成する手段として政

策手段としてきわめて有効である。ただ、上述のようにグランドファザリングによる無償配分には問題が多く、これを長い期間継続することは副作用をもたらす。したがって、オークション方式による有償配分に徐々に切り替えるか、あるいは無償配分を継続するのであれば、ベンチマーク方式の導入を図るのが望ましい。

以上4点が、欧州排出量取引制度の教訓として、我々が日本の制度設計に際して欧州をモデルとして考える場合には、留意しておかねばならない点である。そしてこれら諸問題の起源をさかのぼっていくと、結局は初期配分問題に行き着くことになる。つまり、初期配分の設計の巧拙が、排出量取引制度の成否を左右する要素が大きいということである。この提案では、制度発足当初こそ、受け入れやすさを優先して、グランドファザリング方式を取り入れたが、将来的にはベンチマーク方式、オークション方式に移行することを前提として、制度設計を深めていく必要がある。

4 アメリカの排出量取引制度から得られる教訓とグローバル炭素市場形成への示唆

4.1 アメリカにおける地球温暖化対策の排出量取引制度

国内排出量取引制度の設計を考えるにあたっては、欧州だけでなく、アメリカ合衆国（以下、アメリカ）にも注目する必要がある。アメリカは前述（第Ⅲ章1.1）のとおり、酸性雨問題についてSO_xを対象としたキャップ&トレード型の排出量取引制度を運用してきた長い蓄積を持つ国である。その長い経験からは、排出抑制を実現するために、簡素な遵守ルールの設定と、市場メカニズムの最大活用が念頭に置かれ、取引制度が構築されてきたという特徴を有する。また、アメリカが将来的に地球温暖化対策の国際的枠組みに再参加する可能性を視野に入れた場合、今後、アメリカ国内で行われる温室効果ガス排出量取引の動向についても考慮するべきである。そこで本節では、アメリカにおける地球温暖化対策の国内排出量取引制度について取り上げ、特に、州政府とその連合が独自に排出量取引制度を導入しようとする試みについて検討する。

4.1.1 連邦による地球温暖化対策の動向と州による排出量取引制度導入の意義

アメリカにおける温室効果ガスの排出量は増加傾向にある。一方で、ブッシュ政権による地球温暖化対策は、2001年に京都議定書からの離脱後、独自の政策を展開している。そこでは、「環境保護と両立する経済成長の促進」を掲げ、温暖化防止技術の開発促進や補助、産業の自主的な削減努力に基づく国内目標達成を目指すことに留まり、排出量取引制度の導入や排出抑制達成義務は設定されていない。このような連邦政府の消極的政策に反発して、アメリカ上院では、地球温暖化対策について、特に排出量取引制度の導入を中心として前向きな態度をとりはじめている。代表的なものをあげると、2003年、キャップ&トレード型の排出量取引制度を導入することを規定したマケイン＝リーバーマン法案は、否決されたものの、地球温暖化対策に関する政策意識転換の契機となった。また、2005年に提案され、可決したビンガマン＝ドメニチ決議では、「議会は温室効果ガス排出に対し、強制力のある市場に基盤を置いた制限とインセンティブをもたらす包括的かつ効果的な国家計画を制定すべきである」とし、決議自体は法的拘束力を持たないものの、強制力を持った温室効果ガス規制政策の必要性を求めた。しかしながら、依然として連邦政府の政策として排出量取引制度は成立していない。このような背景から、アメリカでは州政府が京都議定書から離脱している連邦政府に先んじて二酸化炭素の排出量取引を導入する状況となっており、具体的に、北東部諸州の連合による地域的な排出量取引制度の構築が試みられている。そして、この排出量取引は排出削減を行ううえで、遵守を容易にするためにいくつかの柔軟措置が付加されており、導入議論の段階で被規制者との間で合意が得やすい制度となっている。この点が他のETSにはない大きな特徴となっているとともに、今後の世界的な排出量取引制度導入議論の流れにおける一形態として意義づけることができるであろう。そこで以下では、地域温室効果ガス・イニシアティブ（Regional Greenhouse Gas Initiative：RGGI）について詳細な検討を行う。

4.1.2 地域温室効果ガス・イニシアティブ（RGGI）

ニューヨーク州ジョージ E パタキ知事（当時）は、2003年4月に北東部10州（ニューヨークを含め11州）と共同して二酸化炭素の排出削減をおこなう排出許可証取引制度の構築するための提案を行った。その後、2005年12月に、ニューヨーク州などのアメリカ

北東部7州（コネティカット、メイン、ニューハンプシャー、バーモント、デラウェア、ニュージャージー、ニューヨーク各州）は、排出総量規制を伴う（キャップ&トレード型）排出量取引制度の導入を目指す、温室効果ガス排出削減の地域協定「地域温室効果ガス・イニシアティブ（Regional Greenhouse Gas Initiative：RGGI）」に合意した。

RGGIに関する覚書（Memorandum of Understanding：MOU）に署名した各州は、2009年から2014年まで（第1期間）、各州内発電所（燃料に化石燃料を50%以上使用し、25メガワット以上の発電所）のCO₂排出量を現在のレベルで維持することを目標とした、下流型・キャップ&トレード型の排出量取引制度に取り組むことを約束した。また、2015年から毎年2.5%ずつ年間排出枠を削減し、2018年まで（第2期間）に10%の排出量削減を行うこととしている。

最大許容排出枠（キャップ）の決め方は、各排出源（発電所）における2000年から2004年の間で最も排出量の多い3年分から年間排出平均量を算出し、それらの積み上げをRGGI全体の最大許容排出枠（現時点参加州のCO₂合計値：およそ1億2,125万3,550ショートトン〔1ショートトン=0.9072トン〕）としている。各排出源には定められた最大許容排出枠に対し、最大75%分の排出枠が過去の排出量に考慮して無償で初期配分される。25%の不足分については、追加的に削減努力を行うか、排出枠の購入によってまかなわなければならない。また、遵守（罰則）規定としては、各排出源は毎年末に、その年に決められた許容排出枠と同量の排出枠を保持していなければならない。これに違反した場合は、翌年以降の初期配分より超過した排出量の3倍の排出枠が没収される。

次に、RGGIが持つ特徴的なシステムについて考察していくと、第1に、初期配分時の取り置き（留保）がある。アメリカでは、以前から導入されている排出量取引制度でも排出枠の取り置きが存在していた。たとえば、酸性雨プログラムでは、毎年、最大許容排出枠の2.8%が政府によって取り置かれ、その一部がオークションによって売却された。これは、主に新規参入者に配慮するといった目的で導入されている。過去の排出量に考慮して既存排出源に排出枠が無償で初期配分される場合、一般的に、新規参入者は排出量に見合った排出枠の全量を市場から調達する必要があり、膨大な費用がかかってしまう。そのほとんどを無償配分されている既存排出源と比較すると、著しい不公平が生じるため、これを是正するために取り置きが存在する。RGGIでは、毎年、最低でも25%を取り置くこととなっており、その規模の大きさが特徴になっている。このことは、

取り置きが既存排出源へ無償配分される排出枠を圧縮することで、追加的な削減努力を付与すると同時に、オークション等を通じた取り置き排出枠の売却により、新規参入者の排出枠を確保している。また、初期配分と取り置きは各州政府がそれぞれの判断で割り当てることが可能とされており、州によっては25%以上の取り置きも可能となる（MOU：2-G参照）。他方で、この取り置き排出枠を売却することで得られる資金を、消費者利益の保護と、エネルギー戦略を目的とした施策に割り当ててを規定している点も特徴のひとつである。第一の目的である消費者利益の保護とは、電力事業者が排出削減費用を電力料金へ転嫁して最終電力消費者に負担させながら、排出削減によって生まれた余剰排出枠の売却収入をすべて利益としてしまうと、ウィンドフォール・プロフィットを主に想定しており、これを是正しようとするものである。そして、第二の目的であるエネルギー戦略目的とは、州政府がエネルギー効率の改善、または、再生可能エネルギー等、特にCO₂の削減効果に貢献する技術の開発を促進するために資金を提供することである。以上のようにRGGIでは、州が排出枠を大幅に取り置きすることで、多目的な問題解決の手段として活用しようとしている点が見て取れる。

第2の特徴は、排出削減への措置として、オフセットを認めている点である。オフセットとは、規制排出源の排出削減とは別に、他の排出削減プロジェクトによって削減した排出量を排出枠に算入できる仕組みである。オフセットを認めることにより、実質上、決定されている最大許容排出枠が広がってしまうものの、一般的に柔軟措置として扱われている。RGGIについては、無制限なオフセットの行使を防ぐために、各排出源の許容排出枠の3.3%までがオフセットを利用できる上限と定められている。そして、オフセット対象となるプロジェクト項目もあらかじめ決められており、現時点では、①埋立地から発生するメタンガスの回収・焼却 ②六フッ化硫黄の回収・リサイクル ③植林 ④エンドユーズの天然ガス・石油等の省エネ ⑤農業におけるメタンの回収、による削減プロジェクトについて排出枠の付与が認められている（2006年11月現在）。また、プロジェクトを行うことが可能な地域をアメリカ国内のみと限定しており、さらに、RGGI参加州以外の地域でのプロジェクトの場合は1排出枠獲得のために2倍の排出削減をしなければならない。つまり、RGGI参加州内でのオフセットでは1CO₂換算トンの排出削減につき1排出枠が付与されるが、RGGI参加州以外の地域でのオフセットについては2CO₂換算トンの排出削減をすることで1排出枠が付与される。

第3の特徴は、対象となる排出源が、2009年プログラム開始前までに排出削減を行った場合、早期排出削減クレジットを付与することができるようになっている点である。ただし、実質的な削減行為が伴った排出率の改善による削減、または同一発電所内の一部(ユニット)の完全廃止による削減に限り付与される。つまり、既存発電所の稼働率を低下させることによって排出を抑えることを削減とは認めていないということである。これについても制度開始前までの排出枠が開始後に算入されることにより、実質的に最大許容排出枠を広げてしまうことになる点が指摘できる。

第4の特徴は、セイフティ・バルブ(安全弁)である。排出量取引制度は、汚染を目標値で確実に制御するといった点で利点を持つ。一方で、環境税が税率を通じて排出削減に関する費用負担額を固定化できることに対して、排出量取引制度では、排出削減に関する費用負担額がどれほどになるかは、市場の排出枠価格の動向に左右されてしまう。そのため、RGGIにおいて排出枠価格の急高騰は、排出源の排出削減に関する費用負担額を増大させる恐れがあり、また、その費用が最終消費電力価格に高額転嫁されてしまうといった問題にも直結している。そこでRGGIでは、プログラム施行後、このような市場における排出枠価格の急高騰を防ぐために、市場取引価格に間接的にプライスカップが行われる仕組み(広義のセイフティ・バルブ)が排出枠価格の高騰度合いにより3段階で発動されるようになっている。これにより、投機的売買の抑制と、排出削減に関する費用負担額の抑制をしようとしている。ここでいう、間接的なプライスカップとは、当局による強制的な取引価格の固定・引き下げを伴う市場への直接介入とは異なったものである。遵守期間の延長や、オフセット利用可能範囲の拡大を通じて、市場取引価格を低下させようとするものである。具体的には、はじめに第1段階として、「オフセットトリガー(Offsets Trigger)」がある。これは、プログラム開始から1年2ヶ月(プログラム開始から14ヶ月を市場沈静化期間[Market Settling Period]と設定している。)以降に、12ヶ月間のCO₂排出枠平均価格が7ドル(ただし、消費者物価指数に連動)以上になった場合、①オフセットを行うことのできるプロジェクトの対象範囲が北米にまで広げられる。②すべての地域のプロジェクトに1CO₂換算トンの削減につき1排出枠が与えられる。③オフセットによってRGGIの排出枠として算入できる割合が5%まで引き上げられる仕組みである。そして、これが有効に機能しなかった場合、第2段階として、「セイフティ・バルブトリガー(Safety Valve Trigger)」が発動される。これは、市場沈静化期間

以降に、12ヶ月間のCO₂排出枠平均価格が10ドル以上になった場合、遵守期間を1年間延長する措置がとられる仕組みである。また、平均価格が10ドルを下回るまで連続3年間まで延長ができる。それでも価格の下落が見られない場合は、第3段階として、「セーフティ・バルブ・オフセットトリガー (Safety Valve Offsets Trigger)」が発動される。これは、セーフティ・バルブトリガーが2年連続で2回発生した場合、①オフセットを行うことのできるプロジェクトの対象範囲が京都議定書下の国際市場取引にまで広げられる。②すべての地域のプロジェクトに1 CO₂換算トンの削減につき1排出枠が与えられる。③2015年から2018年のプログラム実施期間（第2期間）についてはオフセットによってRGGIの排出枠として算入できる割合が20%まで引き上げられる仕組みである。

ここにあげた特徴のうち、オフセット、早期排出削減クレジット、セーフティ・バルブについては、遵守を容易にするための柔軟措置として、導入議論の段階で被規制者との間で合意が得やすい制度構築に寄与している。しかし反面で、取り決められている最大許容排出枠を実質的に広げてしまうことになり、キャップ&トレード型の排出量取引の持つ最大の利点である確実な排出量制御といった観点からは、問題を生じさせていることに注意をしなければならない。

4.2 RGGIにおける問題点とグローバル炭素市場形成への示唆

以上のとおり、RGGIについて制度とその特徴について論じてきたが、次にRGGIにおける問題点について指摘しておきたい。その際、将来に向けたグローバルな炭素市場の形成を視野に入れ、異なったルール・システムを持ったETS間での取引の可能性や、制度間競争を念頭において、メリットとデメリットを明らかにしていく。

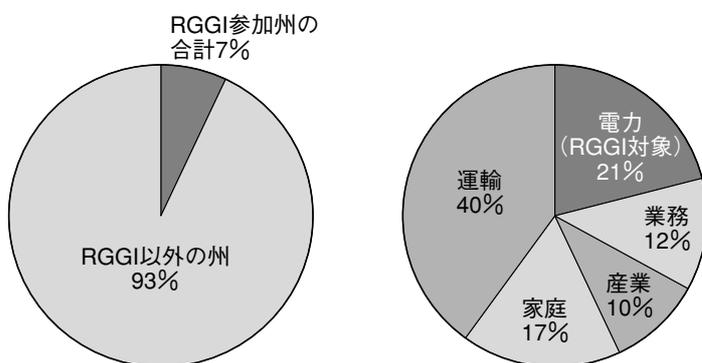
4.2.1 RGGIにおける問題点

RGGIでは、削減目標が、2009～2014年：2005年で固定、2015～2018年：2005年から10%削減（段階的に）と、京都議定書を批准していると仮定すれば、2004年現在、1990年比全米で約23%の削減が必要であることから考えても、十分とはいえない。また、柔軟措置により、最大許容排出枠が実質的に広がってしまう点からも、環境改善性については疑問が残る。反面で、京都議定書による拘束がないために段階的な削減プロセスや柔軟措置が提案でき、利害関

係者間で制度導入への合意が取れたと見ることもできる。いずれにしても、今後、ポスト京都議定書をめぐる国際的枠組みを考えた際には、削減目標の見直しが必要になるだろう。また、RGGIでは、電力部門、特に大規模発電施設にのみ最大許容排出枠を義務付けている。全米の電力・業務・産業・家庭・運輸各部門の化石燃料燃焼によるCO₂排出合計に占めるRGGI参加州のCO₂排出合計の割合を図3-8に示すと、全米で57億7,300万トンの排出のうち、RGGI参加州合計は4億4,600万トンで、全体の7%を占めるに過ぎない。さらに、RGGI参加州CO₂排出量合計のうちRGGIで対象となる電力の占める割合を示すと、電力部門が21%を占めるに過ぎず、一方で、運輸部門が40%と非常に大きい割合であることから、排出量取引制度のカバー率としては低いものとなっている。電力部門は、その他の産業のように海外移転を心配する必要がないこと、また、1排出源あたりの排出量が極めて大きいため行政コストをかけずにモニタリングできることなどを理由に、排出量取引制度の対象とされた経緯がある。しかし、これらの指標が示すとおり、部門間での排出削減費用の公平負担といった観点からは不公平が生じていることがわかる。

次に、RGGIにおける初期配分では過去の排出量に基づく無償配分が行われている。この点については前述したとおり、電力部門におけるウィンドフォール・プロフィットの問題が指摘できる。このことへの解決策としては、州が取り置く25%以上の排出枠の売却益をいかに最終電力消費者の利益に還元できるか（たとえば電力関連税への減税や、直接的な価格上昇分の補助など）が重要になってきており、現在その部分に関する詳細な取り決めは州による個別の

図3-8 全米に占めるRGGI参加州のCO₂排出割合（左）とRGGI参加州に占める各部門間のCO₂排出割合（右）



※（左）は化石燃料の燃焼のうち、電力・業務・産業・家庭・運輸各部門の排出合計。両図とも2003年データ。電力は小規模発電も含む。

【出所】 EPA [2006] US Greenhouse Gas Inventory Reportsより作成

政策方針に委ねられている。このように、無償配分にすることで既存排出源の初期費用負担を最小化しながら、一定割合について取り置きを行い、かつ、オークションを導入していくことは、既存排出源と新規参入者、さらには、電力部門と最終電力消費者との間でCO₂排出削減に関わる公平な費用負担を担保できる方策といえる。

そして、最後に指摘する問題はセーフティ・バルブについてである。第1の問題としては、国際的にすべてのETSがセーフティ・バルブを適用できるかどうかといった観点から問題が指摘できる。つまり、EUや日本などにおいては、京都議定書による約束期間が設けられていることにより、RGGIのような遵守期間の延長を活用したタイプのセーフティ・バルブは適用できない。こういった場合、将来のグローバルな炭素市場では、セーフティ・バルブを導入したETSと導入しないETSが並存することになるだろう。また、第2の問題としては、前述のとおり、セーフティ・バルブの導入が、最大許容排出枠を実質的に広げてしまうことになり、確実な排出制御ができなくなってしまう点である。このことから、セーフティ・バルブを導入するかしないかにより、性格の異なったETSが形成されると予想される。これらセーフティ・バルブをめぐる2つの問題からは、同じキャップ&トレード型の排出量取引であっても、排出制御を確実にしようとするETSと、導入時の合意形成を容易にしようとするETSといった、異なる2つのタイプが存在するというを示しているだろう。

4.2.2 小括：RGGIからみたグローバル炭素市場形成への示唆

以上の検討から、RGGIは排出削減を行ううえで、遵守を容易にするために柔軟な制度設計がされており、このことが、制度導入議論の段階で被規制者との間で合意が得やすい制度を形成していることがわかった。しかし、このような柔軟性が付与できたことについては、京都議定書に拘束される必要がないといった背景が大きく影響しているということも明らかである。この点について、我々が提案する京都議定書下での排出量取引制度に照らして考えた場合、問題があると言わざるをえない。ただし、京都議定書より離脱しているアメリカであっても、排出量取引制度の導入へと動き出しているといった事実や、初期配分における大幅な排出枠の取り置きやオークションの実施については評価できるものであり、今後の制度開始に向けたRGGIの動向についても注目していきたい。

最後に、将来、世界規模で排出量取引が活発に行われると、海外

のETSとの排出枠の売買、すなわち、接続問題（リンケージ）について考慮する必要が出てくる。本節を通じ、同じ下流型・キャップ&トレード型の排出量取引制度であっても、EU ETSのような厳格に量的コントロールを求めようとするタイプとは別に、RGGIのような対象部門、排出削減目標、初期配分の取り置き率、柔軟措置の有無など、諸制度の異なったタイプの排出量取引制度が存在することが明らかになった。そもそもリンクを考える前提として、州レベルと国家といった主体の違いが問題になるが、グローバルな排出量取引市場を構想するうえで、異なるタイプのETS同士がリンクできるかどうかといった課題に、RGGIは重要な論点を与えている。

IV 運輸、民生(業務・家庭)、中小企業を対象としたポリシー・ミックス

1 ポリシー・ミックス提案の考え方

第Ⅲ章で提案した排出量取引制度は、下流型、かつ「直接排出」を対象とするため、産業、エネルギー転換、工業プロセスの3部門を含むものであり、移動排出源である運輸、また排出の半分以上が電力使用による「間接排出」である家庭、業務部門は直接対象となっていない。しかし第Ⅰ章で確認したように、排出量の伸び率でみた場合には、後者3部門からの排出の伸び率の方が前者3部門よりも相対的に高い。さらに、排出量取引制度の対象となっている部門内でも、比較的規模の小さい事業所¹⁾(以下、「中小事業所」)は、モニタリング費用等の観点から対象外となっている。これらの部門にも、削減するインセンティブを与える気候変動政策がないと、有効な政策体系とはなりえない。また、上流排出量取引制度との比較でも、カバー率の低さが下流型排出量取引制度での課題であり、その意味でも後者3部門および中小事業所に対する対策を政策提案の一環として位置づける必要がある。本章では以下、運輸、家庭、業務部門および中小事業所に対してどのような政策手段を導入すべきか、また、その政策手段を排出量取引制度本体とリンクすることが可能な場合は、どのようにリンクすべきなのかについて論じることにした。

1) 本報告書では、改正省エネ法の裾切り基準以下(第二種特定事業者以下)の事業者としている。

家庭・業務部門をくくった「民生部門」については、照明・OA機器、家電品を含む「動力他」からの排出が最も多く、次いで給湯、暖房、冷房と続く。そのため、民生部門対策としては、機器の効率改善と建物に焦点をおいて検討した。運輸部門や中小事業所については、いかに追加的な削減インセンティブを与えることができるかという視点から検討を行った。

また、民生・運輸のように、排出主体の数が極端に多い部門では、規制的手法、情報的手法を効果的に活用することが有効である場合がある。これらの点について議論することは、必然的に2つ以上の

政策手段を組み合わせ、つまりポリシー・ミックスの構築を意味する。したがって本章では、排出量取引制度を中心としたさまざまなポリシー・ミックスの可能性を提示する。

「ポリシー・ミックス」とは、環境政策の方法であり、経済的手法、規制的手法、情報的手法、自主的手法など、さまざまな手法を効果的に組み合わせて、ひとつの政策パッケージにすることである。それぞれの特徴を生かすことにより、環境保全と経済発展といった複数の政策目的を同時に達成できると考えられており、その最適なあり方が求められるものである。

ここでは、第Ⅲ章で提案された排出量取引制度を柱として、直接的に規制対象とならない、運輸、家庭、業務部門および中小事業所に対し、どのような削減インセンティブが与えられるかを考える。その際、経済的手段とその他の手段（規制的手法、情報的手法）について、それぞれ検討を行うことにしたい。

2 排出量取引制度と経済的手法のポリシー・ミックス

2.1 排出量取引制度と税のポリシー・ミックス

本節ではまず、排出量取引制度と税という2つ政策手段の組み合わせを議論することにしたい。排出量取引制度と税は、これまではそれぞれの経済的性能をより深く分析するためにも、別個に論じられることが多かったが、現実には気候変動政策が進展するにつれて両者が併用されるケースが目立ってきている。たとえばイギリスでは、「気候変動税」とともに「協定制度」と「排出量取引制度」が導入され、3つの政策手段のポリシー・ミックスとなっている（諸富2001）。また、北欧諸国やドイツでは、すでに環境税が導入されているが、2005年に欧州排出量取引制度が導入されたことによって、排出量取引制度と環境税のポリシー・ミックスとなっている。

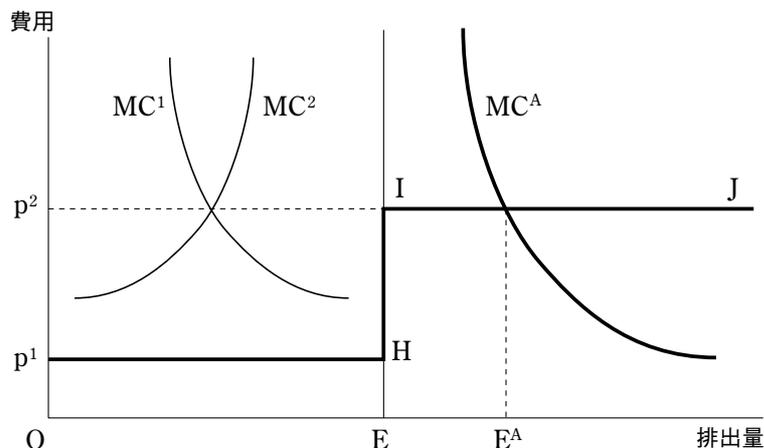
排出量取引制度と税の組み合わせには、次のような利点がある。第1に、産業、エネルギー転換、工業プロセスのような、排出量取引制度に適した部門には下流型排出量取引制度を実施し、他方で、排出量取引制度から除外される部門に対しては税で対応するという形で、両者の長所を生かしながら役割分担し、気候変動政策総体としてカバー率を高めることができる。第2に、排出量取引制度によってカバーされる部門は、環境税の税率を割り引くことによって、

過重な負担がそれらの部門にかからないように設計することができる。これらの部門には、激しい国際競争にさらされている企業も多く、彼らの国際競争力に負の影響を与えないためにも、このような税率設計が必要だからである。実際、イギリスで導入されている気候変動税は、まさにこのような形になっている。イギリスは、いったん下流型環境税を導入したうえで、政府と協定を結んだ企業には本来の税率を80%割引いた税率を適用し、さらに協定締結企業同士による排出量取引を容認するという形で、3つの政策手段を組み合わせている。

さて、排出量取引制度と環境税の具体的な組み合わせ方は、**図4-1**に基づいて説明することができる。いま、**図**の MC^A は日本全体の限界排出削減費用を示している。環境税が導入され、税率が p^2 の水準に設定されているならば、その下で日本全体の排出量は E^A の水準で決定される。この E^A がちょうど日本の京都議定書上の排出削減目標に等しくなるよう税率 p^2 が決定される必要がある。さて、次に排出量取引制度が導入され、両者のポリシー・ミックスになったとしよう。産業、エネルギー転換、工業プロセス部門は排出量取引制度によってカバーされ、これら取引制度対象部門に対して、最大許容排出枠 E が設定されることになる。具体的には、第二種エネルギー管理者指定工場の裾切り基準である「エネルギー使用量1,500kl/年」以上の事業所はすべて、この排出量取引制度の枠組みに入ることになる。したがって、**図**の OE は産業、エネルギー転換、工業プロセス部門からの排出合計量を示し、**図**の EE^A は、家庭、運輸、業務部門からの排出量合計を示していることになる。

前者の部門に対しては、最大許容排出量（キャップ）の受け入れと引き換えに、環境税の割引税率 p^1 が適用されることになる。 p^1 はたとえば、 p^2 の25%といったような値になる。それ以外の部門に適用される税率は p^2 のままなので、環境税の税率は、**図**の p^1HIJ で描かれる屈曲曲線となる。なお、すでに第三章で説明したように、排出量取引制度の初期配分はグランドファザリングによって行われると想定している点に留意して頂きたい。このように、排出量取引制度対象部門に対しても、軽減税率とはいえ環境税を課すべきだと考えるのは、次の理由による。第1に、 CO_2 排出がもたらす外部費用を、一部とはいえ排出者に負担してもらうことが環境政策上も、そして資源配分上も望ましいからである。第2に、排出量取引制度の対象部門が、課税をまったく免除されてしまうと、家庭、運輸、業務部門との税負担格差が大きくなりすぎるので、両者間で費用負担の公平性を担保するためにも、軽減税率での課税が望ましい。

図 4-1 税と排出量取引制度のポリシー・ミックス



ここは環境税の制度設計に関する詳細を展開する場ではないが、少なくとも課税段階については説明が必要である。なぜなら、環境税の設計にあたっては最少の徴税費用で二重課税や課税漏れなく課税を行い、気候変動政策全体のカバー率を最大限引き上げることが期待されるが、この点で課税段階（上流か下流か）の選択が大きな影響を及ぼすからである。最も徴税費用のかからない簡潔な設計方法は、まず化石燃料の流れの上流（化石燃料の輸入、あるいは精製段階）で、化石燃料すべてに対してその炭素含有量に応じた課税（炭素税）を導入し、次に下流で排出量取引制度対象企業、つまり改正「省エネ法」上の第一種および第二種エネルギー管理者指定工場すべてに対して、本来税率の75%に相当する税の還付を行うというものである。このような還付がなければ、排出量取引制度対象企業も家庭、運輸、業務と同水準の税負担をしなければならないため、還付の制度設計は必ず必要になるが、問題はそれをどのように行うかである。

この点では、「温室効果ガス排出量算定・報告・公表制度」に記載されたCO₂排出量を確認し、それを還付のための情報的基礎として用いることが望ましい。これを使えば、各事業所に対する還付額は、「温室効果ガス排出量算定・報告・公表制度」に記載されたCO₂排出量×通常税率(= p^2)×0.75で計算することができるからである。ところで、これまで「算定・報告・公表制度」をめぐるのは、企業が本当に正しい情報を報告し、公表するののかという疑問が提起されてきた。つまり、過少報告へのインセンティブが働くのではないかというわけである。しかし、上述のように環境税の還付と「算定・報告・公表制度」が連動するようになれば、正しい排出量を報告する動機づけが企業に与えられることになる。なぜなら、過少報

告を行うと、それに応じて還付額も小さくなってしまふからである。

これに対して、下流課税でも制度設計は可能である。この場合、排出量取引制度対象企業に対して、下流で「算定・報告・公表制度」に基づいて25%の割引税率で課税を行う。つまり、産業部門、工業プロセス、エネルギー転換部門のうち、一定の基準を満たす事業所が、この制度に基づく課税対象となる。他方、家庭、運輸、業務部門に対しては、本来の税率で課税することになるが、問題はこれらの部門の課税対象数が多すぎて徴税費用がかさみ、下流課税を実行するのが困難だという点である。

そこで、これらの部門に対しては上流課税を採用し、徴税費用を引き下げることが望ましい。この結果、産業、エネルギー転換、工業プロセス部門に対する下流課税と、家庭、運輸、業務部門に対する上流課税を組み合わせた「ハイブリッド型」になる。この場合、上流課税された化石燃料が、再び下流で25%課税されるという形で二重課税が生じないよう、産業・エネルギー転換、工業プロセス部門用途の化石燃料は、上流であらかじめ非課税にしておく必要がある。このことを効果的に行うためには、化石燃料の最上流に位置する原油に課税してしまうのではなく、原油を精製して生み出される石油製品種別ごとに課税を行うほうがよい。こうすれば、主として家庭で使用される化石燃料と、主として産業で使用される化石燃料とを区別して課税することができる。具体的には、石炭、重油、天然ガス、ジェット燃料は、主として産業、エネルギー転換、工業プロセス部門で用いられるので下流課税とし、逆に家庭、運輸、業務部門で主として使用される揮発油(ガソリン)、灯油、軽油、LPGに対しては、上流課税を実施する。

この課税方式の長所は、煩雑な還付手続きを省略できることである。つまり、課税段階と還付の段階が下流で一致しているので、排出量取引制度対象部門に対して、いったん課税してから還付するのではなく、最初から25%課税を行うだけでよい。他方、この方式の問題点は、どうしても課税漏れを防ぐことができないという点にある。たとえば中小規模(「エネルギー使用量1,500kl/年」未満)であるために、排出量取引制度対象部門から外れる企業は、下流で25%課税を受けることもない。したがってこれらの企業が石炭、重油、天然ガスなど、上流で課税がなされない産業用途の化石燃料を使用する場合は、上下流いずれのポイントでも課税を免れることになってしまう。

以上の利害得失を考慮に入れると、二重課税や課税漏れを防ぎな

がら確実に還付を行える課税方式として、前者の方式、つまり上流で化石燃料すべてに課税し、下流で排出量取引対象企業のすべてに還付するという方式の方が、環境政策上の確実性、徴税費用の最小化、課税の公平性という基準を満たすという意味で、より望ましいといえよう。

2.2 排出量取引制度本体と接続する、ベースライン&クレジット型排出量取引制度の導入

民生（家庭・業務）部門や運輸部門、そして中小事業所には、キャップ&トレード型の排出量取引を導入することは不可能であるが、ベースライン&クレジット型の排出量取引であれば、導入することができる。ベースライン&クレジット型の排出量取引とは、ある主体が温室効果ガス削減事業を実施し、それによって、当該事業が無かった場合よりも排出量が削減されたら、その分だけ排出削減クレジットが発行され、そのクレジットを排出枠と同様に他の主体と交換できる仕組みのことである。

キャップ&トレード型の排出量取引と大きく違うのは、ベースライン&クレジット型では、削減クレジットは配分されるのではなく、温室効果ガス削減事業の実施によってはじめて発生することである。個々の参加者は、キャップ&トレード型のように義務を負わないで済み、事業を実施して削減を達成した分だけその努力が認められることになるので、より参加しやすい。ただし、基本的には削減クレジットの「売り手」しか生み出さないで、「買い手」（キャップ&トレード型の制度への参加者）がいてはじめて成立する制度になる。

このように、ベースライン&クレジット型の排出量取引制度は、基本的に事業ベースで実施が想定されるため、削減のポテンシャルがありつつも、キャップ&トレード型の制度を全面的に導入することができない部門に対して導入するのが適している。

本報告書では、こうしたベースライン&クレジット制度を、民生・運輸部門およびキャップ&トレード型制度対象部門のうち、モニタリング費用等の観点から対象外とされた中小事業者（所）に適用することで、民生・運輸部門・中小企業における安価な削減機会を活かすことを提案する。具体的には、以下で述べるように、業務部門での大規模排出者、運輸部門のうち特に物流分野、エネルギー・産業部門で裾切り基準以下となった中小事業所を持つ中小企業を対象とした制度を考える。

制度の基本的な形はいずれの分野でも同じで、端的に言えば、日本国内でCDM事業を行うというイメージになる。実際のCDMの仕組みはすべて英語で、国連レベルにおいて行われるため、ルールや方法論等をすべて日本語化し、「CDM理事会に相当する日本版承認機関」を国内に設置することが必要である。また、日本の文脈に合わせて、部分的に変更を行うことも必要であろう。具体的には、1) 事業者がCO₂排出量削減事業を提案、2) 削減量をCDM理事会に相当する国内機関が承認、3) 事業の実施による削減量を第三者機関が確認、4) 2で述べた国内機関が、AAUで裏打ちされた国内削減クレジットを発行、という過程を経ることになる。

2.2.1 業務部門でのベースライン&クレジット

業務部門の中でも、大規模なビルや商業施設では、排出量の規模が大きく、削減のポテンシャルもあると考えられるため、ベースライン&クレジット型での削減事業を行う意義があると考えられる。業務部門における排出量の急激な増加は、問題視されつつも、その実態がデータの不足により十分に把握されていないことや、削減へ向けてのインセンティブがないことなどから、うまく進んでいない。この分野での排出削減努力を促し、安い削減機会を活用するために、ベースライン&クレジット型の制度を新設することを提案する。

想定される制度の形は、事業者が、一定規模以上の排出量を持つビルや商業施設において排出削減事業を行い、達成された排出削減量を他の事業者や排出量取引制度対象事業者に対して売却することができるようにするというものである。その際、排出削減量は絶対量にて算定されることが必要である。このような制度を作るにあたっては多くの課題が存在すると考えられるが、大きく2つの課題がある。

第1の課題は、削減クレジットの1トンの正確性を担保しつつ、手続き等を複雑にしすぎない制度にすることである。これは、本体のエネルギー・産業部門の排出量取引制度の環境十全性を損なわないようにしつつ、過度の負担が事業実施者にかからないようにするために重要である。また、将来的に他の国や地域の排出量取引制度と連携する際にも、信頼性のないクレジットが市場に出回らないようにするために重要である。この課題を克服するためには、まず正確な排出量の算定が必要であり、それに加えて、事業が本当に追加的な削減であるかを確認する追加性審査や当該事業が無かった場合の排出量、すなわちベースラインの設定が必要である。

排出量の正確な算定については、既存の「エネルギー使用の合理

化に関する法律」(2005年度改正、改正省エネ法)および「地球温暖化対策の推進に関する法律」(温対法)を活用することで、一定程度までは克服できると考えられる。まず、基礎となる排出量の算定については、改正省エネ法および温対法ですでに、一定規模以上の排出者については、温室効果ガスの算定・報告が義務付けられている²⁾。さらに、東京都においては、同じ基準で見た対象事業者について、報告だけでなく、温暖化対策計画書の提出を義務付けている。平成17年度の計画書の提出状況を見ると、業務用途の(産業用途でない)事業所で796件が提出されている³⁾。

このように、改正省エネ法・温対法による既存制度のみで、一定規模以上の排出者については、少なくとも排出量の算定は義務として存在する。また、東京都において実践されているように、その規模の事業所において、温暖化対策を計画することに妥当性はあるといえる。したがって、このベースライン&クレジット型の制度では、対象範囲を温室効果ガス算定・報告・公表制度下で報告義務がある事業者に限定することで、既存制度との整合性を図ることが望ましい。ただし、追加性審査やベースラインの設定のためには、より詳細な情報とさらに踏み込んだ分析が必要である。事業ベースでこうした制度を考える場合のベースラインの設定は、クリーン開発メカニズム(CDM)において行われているように、個別のケースについて、方法論を開発するか、同類の事業について開発された方法論を使用することになると考えられる。

この点についても、既存の改正省エネ法を2つの側面で活用できると考えられる。

ひとつは、第一種特定事業者に対して提出が義務付けられている「中長期計画」である。改正省エネ法で「第一種特定事業者」に分類される事業者(3,000原油換算klのエネルギーを使用)であれば、定期報告だけでなく、省エネに関わる措置を記載した中長期計画の提出も義務付けられている。

中長期計画では、原単位で年平均1%のエネルギー効率改善を図ることが努力目標になっているが、この中長期計画がすでにある場合は、これが実施されるとみなし、ベースライン設定や追加性審査においては考慮に入れる。もうひとつは、同じく改正省エネ法の下で、延床面積2,000m²以上の非住宅建築物の新築・増改築・大規模修繕について、届け出ることが義務付けられている「省エネに関わる事項」である。こちらは、増改築や大規模修繕の場合、届け出た部分にしか適用されないため、事業所全体の排出量のベースラインを検討するには不十分であるが、作成されるベースラインの妥当性

2) まず、2002年の省エネ法の改正によって、同法によって定期報告等を義務付けられる対象が業務部門にも拡大された。これと、2005年に行われた改正により、大きなオフィスビル、ホテル、映画館、大学・研究機関、ショッピングセンター、百貨店等で、エネルギー使用量が年間1,500kl以上の事業所を持つ事業者(第一種指定事業者および第二種特定事業者)は、最低限、定期報告を行うことが義務付けられている。また、同じく2005年度の温暖化対策推進法(温対法)の改正によって、改正省エネ法において報告義務のある事業者については、エネルギー起源のCO₂排出量の算定・報告義務が課せられている。

3) 東京都環境局のウェブサイト

(<http://www2.kankyo.metro.tokyo.jp/ondanka/index.html>)より。2006年12月24日現在。

を判断するひとつの材料にはなりうるであろう。

これらの改正省エネ法に基づく情報は、ベースライン設定に際して基礎となる情報を提供すると考えられるが、最終的には、個々のケースについて個別に検討を行なわなければならない。

この制度に関する第2の課題は、すでに本体のエネルギー・産業部門対象の排出量取引制度によってカバーされている電力および熱に関する削減努力に対して、二重にカウントされてしまうことをいかに避けるかという課題である。

これはたとえば、以下のような事例をさす。まず、Aという事業者は、大きなオフィスビルを所有しており、そこで排出削減事業を行った。その結果として、Xという量の削減クレジットが発生した。ところが、Aという事業者は実は、Bという電力会社から電力を購入しており、Xという量の削減クレジットは基本的に電力消費を減らした分を算定したものであった。したがって、Aという事業者の削減努力によって、電力消費が減っているため、Bという電力会社においては、発電電力量がX分減っている。このため、キャップ&トレード型の排出量取引に参加しているB社にとっての排出枠は、労無くしてX分余裕が生じたことになる。つまり、単一の排出削減事業から、X量の「削減クレジット」と、X量の「排出枠の余剰」というように、同じX量が2回カウントされてしまう。本来は、どちらか片方でなくてはならない。

これを避けるために、最も単純な方法をとるとすれば、Aという事業者における削減クレジットの算定に際して、電力に関する削減量は算定しないことにすればよい。しかし、それでは、Aという事業者にとっては、そうした排出削減事業を行うインセンティブがなくなってしまう。特に業務部門においては、電力消費によるCO₂排出の割合は多い。したがって、業務部門での取り組みは、電力利用に関係する事業が多くなると考えられる。同様の問題は、熱に関しても存在する。したがって、電力・熱に関する削減努力を算定できないようにしてしまうと、業務部門における削減ポテンシャルを活かす観点からは、著しくインセンティブを低下させることにつながってしまう。そこで、本報告書では、電力・熱に関する削減努力に対して削減クレジットを発行しつつ、全体としての整合性を保つための仕組みを提案する。

その仕組みとは、新規排出源のための取り置き分（New Entrants Reserve, NER）に似た「ベースライン&クレジット・リザーブ」を設けることである。具体的には、本体のエネルギー・産業部門の排出量取引制度において、排出枠のトップ・ダウンでの配

分を計画する際に、新規排出源のための取り置き分に加えて、このベースライン&クレジット・リザーブとして、一定量の排出枠をあらかじめ取り置く。これは、46～47頁において説明されている新規排出源のための取り置きと同様、個々の事業所に排出枠が配分される前に行われなければならない。そして、この業務部門（や後述する他部門）でのクレジット&ベースライン型の制度下で排出削減事業が実施され、削減が達成された場合は、排出量取引制度の対象となっている電力・熱供給会社から購入している電力・熱削減相当部分についてのみ、このベースライン&クレジット・リザーブから排出枠を削減クレジットとして発行して充当する。これにより、電力・熱供給会社側および消費者（事業者）側の双方で、排出削減が2回カウントされてしまう矛盾を解決することができる。

取り置く排出枠は、そもそも電力・熱での削減努力のために行うので、対象部門全体の排出枠からではなく、エネルギー転換部門の排出枠から取り置くのが望ましい。また、その量については、暫定的にエネルギー転換部門割当量の1%分とする。本来は省エネ事業がどれくらい行われるのかについての推定に基づいて、この値は決定されるべきであるが、現在のところ参考となるデータがない。実際に制度を実施して、どれだけの事業者がこの制度を活用するかを監視しつつ、次期における配分ではその量を調整していくことが必要である。

このベースライン&クレジット・リザーブ型であれば、電力会社や熱供給業者にとっても、日本全体の排出枠（キャップ）が守られつつ、顧客における省エネを推進するインセンティブを与えられるので、エネルギー・サービスの発展にもつながりうる。全体として制度を実際に運用させるためには、さらに細部の仕組みについても検討は必要であるが、以上のような形で行えば、実現可能性は十分にある。

2.2.2 物流部門でのベースライン&クレジット

運輸部門は、トップランナー基準による燃費規制や交通政策によるモーダルシフトなどによって基本的な対策が進められてきた分野である。しかし、運輸部門の中でも、特に物流という分野は、企業がまとまった量を一括して扱うという性質を持っているため、事業ベースでの取り組みに向いている分野であると考えられる。物流が含まれる貨物部門からの排出は、近年はあきらかに減少傾向が見られる。しかし、近年の景気の回復を受け、今後企業の生産活動が再び活発化し、それに伴って貨物輸送も増加することが予測されるた

め、対策を本格化させる意味でも、この分野に排出削減へ向けての追加的なインセンティブを与えることは重要である。したがって、この物流という分野についても、ベースライン&クレジット型の制度の導入を提案する。

具体的には、荷主・輸送事業者が、単独もしくは連携して温室効果ガス削減事業を行い、達成された削減量を他の事業者や排出量取引対象者に対して売却することを可能にする制度を設立すべきである。その基礎としては、改正省エネ法やグリーン物流パートナーシップを活用することができる。2005年度の改正省エネ法によって、荷主・輸送事業者も省エネ対策を実施することが必要になった。対象となるのは、一定規模以上の荷主および輸送事業者である。さらに、省エネ法改正に伴った温対法の改正によって、これらの事業者は排出量の算定・報告が義務付けられている。このため、同法の対象となっている事業者であれば、物流に関する基礎的な排出量データは算定されていると想定できる。ただし、現在までのところ、この改正省エネ法・温対法に基づく新たな取り組みは、現場レベルでの若干の混乱を呼んでおり、実際には、きちんと算定できているところはまだ少ないと推測される。課題の多い物流部門での対策を後押しするため、政府は荷主・輸送事業者間で連携したグリーン物流パートナーシップを設立し、議論を重ねてきている。このパートナーシップの一環で、荷主企業と物流企業が連携・協働して行うCO₂排出削減に向けた事業に対して、2005年度から補助が出されている⁴⁾。

4) 2005年度から、先進的な事例に対して1/2の補助を出す「モデル事業」を開始し、続いて、2006年度からは、「モデル事業」で得られた先進事例などの普及を目的として1/3の補助を出す「普及事業」を開始している。2007年度からは、これらに加えて、フィージビリティ・スタディ(F/S)を委託する「ソフト支援事業」も検討されている。

ベースライン&クレジット型の制度の導入にあたっては、こうした既存制度を踏まえる方が、導入しやすいと考えられる。よって、補助制度に追加する形で、事業者に対して、補助を受けるか、もしくは削減クレジットを本体の排出量取引制度に対して売却するかを選択することを可能にする制度を導入することが考えられる。これに加えて、後述する金融的手法を活用することも考えられる。

無論、そうした補助制度の対象となるような事業以外の事業でも、将来的にはベースライン&クレジット型の制度の対象とすべきであるが、初期においては、物流分野でのCO₂排出量(削減量)の算定に関する知見が十分に蓄積されていないと考えられる。したがって、「1トンの価値」を守るためには、少なくとも初期にはきちんと算定がされるものに限定すべきである。

運輸部門では、電車を除きほとんど電力使用は部門からの排出量に含まれていないが、「物流」として分野を区切った場合は、事業所における「包装」や「保管」といった活動も重要なプロセスとし

て含まれるため、産業・エネルギー部門における排出量との重複が生じる。これを避けるために、前述の業務部門のベースライン&クレジットで提案した「ベースライン&クレジット・リザーブ」を、この物流部門についても活用することとする。

2.2.3 中小企業のベースライン&クレジット

本報告書の排出量取引制度の対象となるエネルギー・産業部門においても、改正省エネ法の対象とならないような規模の小さい事業所については、制度対象から外れることになる。これは、モニタリングなどの行政費用を考慮した場合、費用対効果の面から仕方のないことであるが、対象外となる中小企業においても、排出削減に関するポテンシャルが存在するところは大量にあると推測される。したがって、この分野での排出量削減に対してインセンティブを与えるために、ここでもベースライン&クレジット型の制度を使うことを提案する。具体的には、中小企業が、大企業や自治体の支援を得て、もしくは単独で、排出削減事業を実施し、達成された削減量をクレジットとして、他の事業者に売却することができる制度を導入すべきである。

ただし、いかにモニタリングに費用がかかるといっても、1トンの価値を保つためには、排出削減量に一定の正確性を求めなければならない。そこで、本報告書では、中小企業からの排出削減事業においては、京都メカニズムの小規模CDMの仕組みを活用することを提案する。小規模CDMは、承認の手続きが通常のCDMよりも簡易化されている。たとえば、追加性の証明は、4つの障壁のうちのどれかの存在を示せばよく、最大の難関ともいえる方法論についても、CDM理事会によって準備された出来合いの方法論から選択して使用することができる。このため、通常規模のCDMと比較すれば、必要とされる労力は低い。

小規模CDMと同等の厳密さを確保できれば、この中小企業のベースライン&クレジットの仕組みから発生するクレジットの「1トンの価値」は国際的な標準レベルに達しているといえる。

ベースライン方法論は、理事会によって準備されているものやすでに承認されているものを活用できるが、それ以外のものを使用する場合は、実際にCDM理事会での承認を得なければならないものとする。これは、あくまで「1トンの価値」を国際標準にあわせるためである。ただし、燃料転換や基本的なエネルギー効率改善に関する方法論はすでに存在するため、実際にはそのケースは稀であると考えられる。電力・熱の削減部分に関しては、ここでもベースラ

イン&クレジット・リザーブを使用する。この制度は、副次的な効果として、大規模企業が小規模CDMを活用するための実践にもなり、実際に途上国で行う際の参考にもなりえる。

2.2.4 金融の側面からの環境への支援アプローチ

中小企業などが単独で温室効果削減事業を行う際に、大きなネットワークとなるのが、資金の調達の難しさであると考えられる。エネルギー効率を改善するための設備更新や新規設備導入には大きな投資が必要だが、そのための融資が得にくいのが実情である。中小企業が融資を受けにくいのは、まず企業そのものに信用力がないことがある。さらにプロジェクト融資では、本節で提案されているような、CO₂削減クレジットを伴う温室効果ガス削減事業が対象の場合は、プロジェクト終了後にしかクレジットが発生せず、しかも発生するクレジットの量やその価格の不確実性があり、資金回収の目処がたちにくいことがあげられる。ここでは金融面からの環境へのアプローチを支援、誘導する政策を、特に中小企業に絞って提案する。

まず金融機関の融資審査を軽減するために、政府側がプロジェクトの環境格付けの統一指標を確立する。環境への負荷（たとえばCO₂排出量）がどれだけ削減されるかを、貨幣換算することによって、環境融資の効率性の評価を実現し、統一指標とする。さらに環境優良中小企業の格付けとして認証制度を設ける。それには現在環境省が中小企業向けに実施している「エコアクション21認証・登録制度」などを発展させることが考えられる。「エコアクション21」とは、中小企業の環境対策を支援するため、ISO14001を中小企業向けに簡易化したものをガイドラインとして、それに基づき中小企業を認証・登録する制度である。温室効果ガス排出量の算定も参加条件のひとつとなっている。

また中小企業者の金融円滑化のために設立された「信用保証協会」という公的機関がある。その保証対象に、温室効果ガス削減事業活動を加える。現在すでに東京信用保証協会では、石油代替エネルギー施設の設置資金に対する保証や、工場などにおける省エネルギー事業の実施に要する資金に対する保証を行っているが、全国の保証協会の保証対象として温室効果ガス削減事業を加える。これにより、融資の際の最後のリスクを公的機関がとるという保証によって、民間金融機関の融資を行いやすくする。

さらに、民間からの資金を環境保全型ファンドなどで集めて資金源として活用するアプローチがある。これは、オランダのグリーンファンドスキームをベースにしたものである。上述のスキームと同

様に、政府側がプロジェクトの環境格付けを行い、審査を経て認定する。その後、金融機関が環境保全型ファンドや預金などを通じて個人から集めた資金をプロジェクトに投資し、税制優遇措置を行うことによって通常の商品と同様の金利を確保し運用する、というものである。ファンドの購入者、預金者にとっては、環境に悪影響を及ぼすプロジェクトに資金供与されないことが保証され、なおかつ税制優遇措置により、通常の商品と変わらないリターンを得ることができる。金融機関にとっては、通常の商品と同様のリターンを得られ、政府にとっては、プロジェクトに補助金を投入するよりも、財政負担が少ないというメリットがある。金融機関の審査能力を活用して、経済的に自立性のあるとみられるプロジェクトを、民間の資金を活用して支援することができるスキームである（重頭 2005）。

いずれのスキームも2.2.3の中小企業のベースライン&クレジット方式で提案された「CDM理事会に相当する日本版承認機関」を設置し、それをそのまま活用する。

3 排出量取引制度本体とは接続しない、民生・運輸部門・中小企業向けのその他の制度

3.1 省エネ量の取引

これはヨーロッパにおけるWhite Certificate制度からヒントを得たものである。ヨーロッパでは、EU ETSの対象とされていない部門で、省エネ目標を掲げ、省エネした分に対し、White Certificateを発行し、それを企業間で売買できる仕組みを動かす試みが始まっている。イタリアでは2005年より、フランスでは2006年より取り組んでいる。EU ETSで対象になっているのは、直接排出者である、発電事業者であり、日本と違って、別会社となっているエネルギー供給者、つまり送電、配電、小売事業者は対象になっていない。そのため、これらの分野の省エネインセンティブにつながらない、というEU ETSの欠点を補うことができる点で、注目に値する。対象とされていない事業所でエネルギーの供給者が省エネプロジェクトを行うことによって、削減したエネルギー使用量に対して、証書が発行され、これを省エネの義務を負っているエネルギー供給者どうしで売買し、省エネ目標を達成する方式である。

これを日本で応用する案として、第三章で提案した国内排出量取

引制度とはまったく別の制度として、間接排出事業者どうしで行う省エネルギー取引を提案する。日本には2005年度に改正された「エネルギーの使用の合理化に関する法律」(改正省エネ法)がある。第Ⅲ章で提案されている排出量取引の対象者は、改正省エネ法で言うところの第一種特定事業者、および第二種特定事業者のうちの工場の部分である。そこでこの制度は、排出量取引制度の対象となっていない第一種指定事業者、第二種特定事業者(業務、荷主を含む)とそれ以外の事業者、つまり、年間使用エネルギー量が1,500原油換算kl以下の、改正省エネ法の対象とならない中小事業者を対象とする。つまりこれは、排出量取引の行われない部門の取り組みとして、排出量取引制度を補完する制度である。

2.2節で取り上げた「ベースライン&クレジット」との違いは、これは使用エネルギー量の削減量の取引であり、CO₂排出削減クレジットの取引ではない点である。

改正省エネ法は、事業者すべてが遵守すべき「基準」部分と事業者の自主的な取り組みの目標とすべき「目標および措置」部分からなり、その「目標および措置」部分において、自主的取り組みとして「中長期的に見て年平均1%のエネルギー消費原単位の低減」があげられている。「基準」部分は設備の運用方法の改善で対応ができるものであるのに対し、「目標および措置」部分は既存設備の改造、新規設備の導入などでエネルギー消費効率を大きく向上させるものであり、エネルギー原単位を中長期的に年平均1%以上低減するという目標の実現に向けての将来的な努力を求めるものとなっている。しかし改正省エネ法は、「遵守・実行することが重要」とあり、計画を出させたり、変更を指示したり、その指示に従わない場合には罰金もあることから、改正省エネルギー法自体が、規制と言えなくもない。

そこでここでは、努力目標となっている「年平均1%のエネルギー消費原単位の低減」を改正省エネ法で定められている第一種指定事業者(大規模業務、荷主を含む)を対象として義務化し、これを数値目標とする。義務を負う第一種指定事業者は「省エネ証書」の買い手となり、義務を負わない第二種特定事業者のうちの業務、荷主、および改正省エネ法の対象外の中小事業所は、省エネプロジェクトを行うことによって発行される「省エネ証書」の売り手となる。義務を負う事業者は目標達成のために、この「省エネ証書」を買うことができる。このように省エネ義務に、「取引」の要素を加えることにより、より柔軟に「年平均1%のエネルギー消費原単位の低減」という省エネルギーの目標達成が実現される。さらに、「省

エネ証書」が売れるとなると、目標達成した後も、さらなる省エネルギーへ努力するインセンティブが続き、省エネルギーのポテンシャルを深堀できるようになる。

削減できた使用エネルギー量の計算には、ベースラインが必要であるが、改正省エネ法の中で設定し遵守しなければならない「管理標準」を考慮に入れ、それぞれのプロジェクトごとに設定する必要がある。2.2.で提案した「CDM理事会に相当する日本版承認機関」の考え方を参考にするのも良いだろう。

この制度は、省エネルギーを目的とするので、排出量取引のように直接CO₂排出の上限を定めるものではないが、CO₂削減に貢献するだけでなく、少ないエネルギーで快適な生活を求める脱炭素社会の構築に貢献する。またエネルギー安全保障の観点からも有益な制度である。

3.2 自動車のCO₂排出基準達成率買取制度

改正省エネ法に基づくトップランナー制度は、日本の自動車産業における燃費性能向上努力を促進してきた制度として一般的に評価が高い。しかし、制度の規制対象となっている、一定条件下での燃費（「カタログ燃費」）の向上が、実際のデータから導かれる燃費（「実走行燃費」）に十分に反映されていない等の課題も指摘されている。また、EUが現行の日本の基準（目標年次から「2010年基準」と呼ばれる）よりも厳しいと言われる基準を設定したり、中国も燃費基準の整備を開始したりと、諸外国での取り組みも進んできている。

温暖化対策としての重要性の高まりや既存基準の目標年次である2010年が近くなったこともあり、本報告書執筆時点で、政府はトップランナーの基準を見直し、2015年の基準の設定に取り組んでいる。運輸部門からの排出量のうち、自動車からの排出量は9割を超える。そこで、トップランナー基準の達成に対して、さらなるインセンティブを与える制度として、今後制定される2015年基準をベースとした、CO₂排出基準達成率買取制度を提案する（German 2006）。この制度は、以下のような手順を踏む。

第1に、現状のトップランナー制度は、基本的に車種別・重量別に燃費目標が設定されているが、この制度の中ではこれを統合し、車種別（普通車・貨物車）の目標とする。そのうえで、目標は、現在のいわゆる燃費基準（km/l）ではなく、1 kmの走行あたりのCO₂排出量（CO₂/km）に換算する。この目標を「CO₂排出効率基準」と呼ぶことにする。

第2に、自動車を製造し国内で販売している企業ごとに、現状の販売車種の平均CO₂排出効率（CO₂/km）を算定する。これは、米国のCAFE（Corporate Average Fuel Economy）制度の様に、販売台数で重み付けをしたうえで算出をする。

第3に、各社は、第1の手順で求めた基準に、第2の手順で求めた自社のCO₂排出効率が達しているかつ余分に達成している場合は、その余剰分を政府に売却することができるものとする。そして政府は、その余剰分については固定価格で買い取らなければならないものとする。その固定価格は、年毎に、その時々排出単価や燃費改善に必要とされる開発費用をベースにして算出され、あらかじめ通知しておく。制度のイメージとしては、自然エネルギーに関してドイツ等で実施されている自然エネルギー固定価格買取制度に近い。

逆に、目標に対して不足している場合は、特に罰則はないが、トップランナー制度下での従来どおりの規制は受けるものとする。2015年のトップランナー基準は、2015年までに達成されていればよい基準であるが、本制度では、前倒しでの達成を推し進めるため、2011年から、上記の形での売却を可能とする。政府が買取を行うための費用は、本体の排出量取引制度内で実施されたオークションによる収入を充当することが、ひとつの案として考える。この制度であれば、トップランナー制度の柔軟性を維持しつつ、さらなる燃費性能改善へ向けての追加的なインセンティブを生み出すことができる。

3.3 CASBEE発展形—建築前評価・ランキング・建築許可制度

5) Comprehensive Assessment System for Building Environmental Efficiencyの略

ここでは、建物に対するCASBEE⁵⁾方式を応用した規制的手法を提案する。CASBEEとは、建物総合環境性能評価システムのこと、情報的手法である。これは2001年に設置された「建築物の総合的環境評価研究委員会」により作られたもので、建築物を環境性能で評価し、格付けする手法である。CASBEEは「建築物の環境品質・性能（Q）」と「建築物の環境負荷（L）」の両面から評価するが、本提案では温暖化防止の観点から、「環境負荷（L）」の評価項目3点、エネルギー、資源・マテリアル、敷地外環境のうち、「エネルギー」に焦点を当てて評価を行い、5段階（A～E）にランク付けすることにする。

CASBEEにおける「エネルギー」の評価項目は、①建物の熱負荷抑制、②自然エネルギー利用、③設備システムの高効率化、④効

率的運用と4点に分かれており、日当たり・風通しをよくするための設計、高効率空調機高効率照明システム、太陽光発電パネルの設置、太陽熱温水器の設置の項目が入っている。しかし、効果が高いとされる、断熱の強化、外断熱、二重窓、床暖房（TES・潜熱回収型給湯器）、燃料電池コージェネレーション、コージェネレーションによる分散型発電と地域冷暖房などの項目は入っていない。家庭・業務においても、給湯・暖房の割合が多いことから、これらの項目は評価対象として加えるべきである。建物のエネルギー効率を向上させる方途は、この他にもいろいろある。それぞれを類型化し、シンプルな評価方法を開発し、それに基づき、レベル評価するようにする。

これらをもとに行われる評価・ランキングを、建物の設計段階で行う点で、この手法が情報的手法から規制的手法となる。建築されてしまった後では、評価が悪くても、改善できる余地はない。設計段階で詳細に評価・ランキングを行い、5段階評価のうち、A、B、Cまでは建築許可（建築確認）を出す。D、Eに関しては改善命令を出し、設計の見直しを行わせる。再度提出された設計書がA～Cに評価されたら、改めて建築許可（建築確認）を出す。こうすることにより、エネルギー大量使用型建築物を徐々に減らしていくことを可能にする。これは、建物のリフォームの際にも適用する。このランキング評価は、不動産案内で示し、賃貸料や不動産物件価格に反映させることが奨励される。

建築基準法の下でも、建物は建設前の設計段階で管轄行政の窓口、あるいは民間の建築確認機関で建築確認申請を行い、建築確認証を発行してもらわないと、建築に取り掛かれない。ゆえにこのランキングによる建築許可制度は新たに建築基準法の中に組み込む必要がある。建築基準法の第一条（目的）には「建築物の敷地、構造、設備および用途に関する最低の基準を定めて、国民の生命、健康および財産の保護を図り、もって公共の福祉の増進に資することを目的とする」とある。温暖化防止は「公共の福祉の増進」に適する。

改正省エネ法でも、住宅・建築物分野の省エネルギー対策強化をうたっており、前述したように延床面積が2000㎡以上の非住宅・住宅用建物の新築・増改築および大規模修繕等の際、省エネ措置にかかる事項を設計の段階で届け出ることが義務付けられた。その際、改正省エネ法の定める「判断基準」に著しく不十分と判断されると、指導・助言、変更指示、公表などの措置が行われる。3年ごとに定期報告義務もあり、不十分と判断されると勧告を行うこともある。しかしいずれも2000㎡以上の建築物に限られ、また建築基準法と

連動していないため、改正省エネ法のこの部分も、上述した評価・ランキングシステムとともに、建築基準法の中に組み込むことによって、強制力を持たせるべきである。

3.4 ラベリングの発展形

●機器の省エネラベル

トップランナー基準に基づくラベリング制度があるが、対象品は、大量に使用されている器具で、その使用に際し、相当量のエネルギーを消費し、その器具のエネルギー消費効率を向上させることが必要であるという条件を満たす21機器である。トップランナーの基準は商品化されている製品のうち最も優れている製品のエネルギー消費効率に、技術開発等により今後想定される効率改善分を上乗せして設定される。

その基準を達成しているものは、eマークの緑の方で示される。オレンジの方は、未達成のものにつけられる。最近では、冷蔵庫、エアコンなど一部の機器に関しては、年間消費電力量とともに、節約できる電気料金も表示されるようになったが、こうしたことは、すべての機器において示されるべき情報である。緑のeマークでも、達成度の大きさにより、A(100～199%)、AA(200～499%)、AAA(500%以上)と表示される。これは、カタログ等に記載されるだけだが、省エネラベルでももっとわかりやすく表示し、すべての機器に適用されるべきである。店頭表示を徹底させることも消費者の選択肢を広げ、選択眼を養うためにも当然行われるべきである。

●車のラベリング、グリーン税制

ヨーロッパでは2008年までに自動車からのCO₂排出量を走行距離kmあたり140gにすることを目ざしている。その観点から、車のラベリング制度が始まっており、各自動車のkmあたりのCO₂排出量が記されたラベルが、販売自動車に張られている。

日本では燃費によるラベリングがある。これにより、自動車取得税、毎年払う自動車税が優遇される「グリーン税制」が実施されている。しかしこれは2年間に限るものであり、さらに現行制度は平成19年度までで、その後はどうなるか決まっていない。この制度は今までも何回も検討しなおされ、その継続性はつねに不透明である。

グリーン税制がなくなると、ラベリング自体がなくなる可能性がある。情報的手法としての実効力を高めるためにも、税制との関連付けとその継続性が望まれる。

V 国内排出量取引制度提案の まとめと今後の課題

以上が「脱炭素社会」へ向けた我々の制度設計提案の全体像である。結果として最大排出量を占める産業、工業プロセス、エネルギー転換部門に対する排出量取引制度の導入だけでなく、運輸、民生、中小企業を対象とする政策を合わせた、総合的なポリシー・ミックス提案となるよう心がけたつもりである。

本報告書の主内容をなす排出量取引制度本体の制度設計提案に関しては、量的コントロールの確実性を重視して、大規模排出源に対するキャップ&トレード型の排出量取引制度を構想した。そのポイントをまとめておくと、まず排出量取引制度は化石燃料の下流段階で実施される。これは、それによって環境政策上の効果が最大限発揮されることを狙っているからだが、他方で、上流型に比べてそのカバー率が低くなってしまうという問題点も伴っている。この提案によって直接的にカバーされるのは、全CO₂排出量のうちの64%になる。したがって、我々の提案では第IV章で展開したように、運輸、民生、中小企業に対する新たな政策手段の導入とセットになったポリシー・ミックスでカバー率を引き上げることが必要だと考えている。ただし、この排出量取引制度は「直接排出者」を対象とすることで、エネルギー転換部門での電力会社・熱供給者の排出量をその対象に含むことになる。したがって、運輸、民生、中小企業の電力および熱使用は、その限りで間接的にこの排出量取引制度によってカバーされることになる。

さて、この取引制度では、温室効果ガス6ガスのうち、当面はCO₂のみを対象とし、産業、工業プロセス、エネルギー転換の3部門に対して、京都議定書目標達成計画上のCO₂排出削減目標を達成することを目的とする。既存排出源に対する排出枠の配分は、グラントファザリング方式を用いて行われ、一部、オークション方式が併用される。新規参入企業に対しては排出枠を別途取り置き、ベンチマーク方式に基づいて無償配分することで対応する。バンキングとボローイングは取引制度の運用期間内ならば許容されるが、運用期間を超えての活用は認められない。また、罰則規定としては、実際の排出量に合致する保有排出枠を期末に提出できない場合には、

CO₂トンあたり市場価格の4～5倍の罰金が不遵守企業に対して課される。さらに、超過排出量に相当する排出枠を次期運用期間の初期配分からあらかじめ差し引くことにしておけば、遅れを伴ってではあるが、最大許容排出枠を維持することが可能になる。

排出量取引制度の運用にあたって留意しておくべき点がいくつかある。第1は、初期配分において最大許容排出枠の設定を厳格に行うことである。これが緩いものであれば、排出量取引制度によって量的コントロールを行うことの意味がなくなってしまう。第2に、当初はその限界を認識しつつもグランドファザリング方式を用いるが、徐々にオークション方式やベンチマーク方式の比率を高め、それらへの移行を図るべきである。第3に、ウィンドフォール・プロフィットの発生を予見し、あらかじめその予防措置を講じておくべきである。

排出量取引制度で直接的にはカバーされない運輸、民生、中小企業に対しては、上述のように別の政策手段とのポリシー・ミックスで対応することにする。そのようなポリシー・ミックスには大きく分けて2つの選択肢がある。第1は、排出量取引制度と環境税を組み合わせることである。第2は、排出量取引制度とベースライン&クレジット型の排出量取引制度を組み合わせることである。しかし、運輸、民生、中小企業の各部門でベースライン&クレジット型の排出量取引制度を実施するには、2つの問題を解決しなければならない。まずベースラインをしっかりと引き、そこから追加的な排出削減が行われたことを検証し、認定する仕組みの創設が必要である。次に、これらの部門から生み出されるクレジットが二重計算されてしまい、最大許容排出枠の膨張につながらないようにしなければならない。そのために、最大許容排出枠の中からあらかじめベースライン&クレジット型排出量取引制度のための取り置きを確保することにする。こうすることで、ベースライン&クレジット型排出量取引制度はキャップ&トレード型の排出量取引制度本体と矛盾のない形で接続が可能になる。これに加えて、排出量取引制度とは接続しないが、「省エネルギー取引制度」や、トップランナー基準を活用した運輸部門における余剰排出枠の固定価格買取制度、建物総合環境性能評価システムに基づく建築物に対する規制、そしてラベリング制度の導入なども、当該部門に排出削減への動機付けを与えるうえで有効な手法だと考えられる。

他方、本報告書では十分論じ切れなかった問題と、今後さらなる研究を必要とする課題も残った。その主要なものは以下の3点になる。

1) より厳密な定量分析に基づく政策影響評価

本報告書の補論では、排出量取引制度が導入された場合に、どのような経済的影響が生じる可能性があるのかという点について、定量的分析を試みた。しかしより厳密に、本制度設計提案が実施されたときに、排出枠の均衡市場価格がいくらになり、その下でマクロ的、ミクロ的な経済影響がどうなるのかについても、評価を行っておく必要があるだろう。たとえば、罰金をどの水準に設定すべきかという問題をひとつとっても、事前に予想排出枠価格に関する情報が手元になければ、予想市場価格の4～5倍といっても見当がつかない。さらに、排出量取引制度のもたらす産業影響の大きさがわかっていれば、それを緩和するための制度設計や分配調整のあり方について議論することも可能であろう。したがって、制度設計に関する研究と定量評価に関する研究は、政策論議にとっては車の両輪に他ならない。今回は、大まかな評価を補論で行っているが、より厳密な評価は今後の課題として残されている。

2) 初期配分の代替的なあり方の検討

排出枠の初期配分については、本報告書ではグランドファザリング方式の採用を前提として初期配分のあり方についての研究を行った。しかし、初期配分の方法としては、ほかにもオークション方式とベンチマーク方式があり、上述のように我々は、将来的にはむしろ後者の配分方式に移行するほうがよいと考えている。もっとも、オークションと一言でいっても、その方法には複数の方法が存在し、それぞれの方法の利害得失を整理したうえで、どの方法を採用するのが望ましいのかを議論する必要がある。また、ベンチマーク方式についても、何を比較基準に取るのか、どの範囲の産業、工程、あるいは技術領域を対象としてベンチマークを設定すればよいのかなど、検討すべき事項は数多い。したがって、これら配分方式の代替的方法についての研究を進め、相対的に望ましい初期配分方法を見出すための研究を行うことが今後の課題となる。

3) 排出量取引制度と電力市場の関係のさらなる研究

ウィンドフォール・プロフィット問題で論じたように、排出量取引制度の導入は電力部門に少なからぬ影響を与える。したがって、適切な政策を設計するためには、環境規制が電力会社の行動に対してどのような影響を与えるのかを考察する必要がある。排出量取引制度の導入は、おそらく電力会社の電源選択や自然エネルギー市場

の拡大に何らかの影響を与えていくことになるだろう。さらには、電力自由化の進展を通じてこれまでの規制のあり方が変化しつつある中では、同じ環境規制の下でも、その影響の現れ方が電力自由化前と自由化後では異なってくる可能性が高い。

したがって、日本におけるウィンドフォール・プロフィット発生の可能性とその対処法を議論するためにも、電力部門をめぐる規制と自由化の実態分析が必要であろう。排出量取引制度と電力部門、あるいは排出量取引制度と電力市場の関係は、上述のような事情から、EU ETS導入後の欧州ではかなり集中的に研究資源が投入されている、大変興味深い研究テーマのひとつにまでなっている。本報告書では残念ながらそこまで分析のメスを入れることはできなかったが、この問題が今後の研究課題であることをここでは指摘しておきたい。

最後に、我々が国内排出量取引制度の制度設計問題を考える際に、ずっと意識してきた問題について論じることで、制度設計提案のまとめとしたい。その第1点目は、長期的視点の重要性である。今回は、京都議定書上定められた政策目標を、ポリシー・ミックス提案が達成すべき政策目標とした。しかし、それはあくまでも2008～2012年という議定書の第1約束期間のみを念頭に置いた、短期的目標に過ぎない。むしろ、この報告書でも何度か強調したように、温室効果ガスの排出がもたらす地球温暖化については近年いっそう懸念が深まっており、おそらく我々は今世紀前半にさらなる排出削減を迫られることになるだろう。このような排出削減を可能にする社会を我々は「脱炭素社会」と呼んでいるが、排出量取引制度は京都議定書上の目標達成を超えて、長期的な観点から「脱炭素社会」への移行を促すための政策手段として我々は位置づけたいと考えている。

第2点目は、グローバルな視点である。温室効果ガスの排出を世界規模で削減するには、いうまでもなく国際協力が必要であり、国境を越えるグローバルな政策枠組みが必要である。ノーベル経済学賞受賞者でコロンビア大学教授のスティグリッツが提唱する「世界共通炭素税」の導入は、そのような提案のひとつとして貴重である(『日経新聞』2006年7月4日「経済教室」欄)。もっとも環境税を、国境を越える形で実施することは現状ではきわめて難しく、EUにおいてすら約10年をかけてようやく2004年1月1日より「EU内におけるエネルギー課税のより拡大された調和を規定する指令」が実施されているが、それは、欧州レベルで炭素価格を均等化するもの

ではない。国際的な環境税の導入が難しいのは、租税が国家主権の中核的な要素をなしているからである。たとえばEUでは、租税を含む財政問題は全会一致でなければ決定できない政策領域に属しており、1カ国でも反対が起きれば提案は否決される。

他方、排出量取引制度の場合はこのような困難性がなく、EU ETSでは、国家主権の問題に触れることなく国境を越える政策枠組みを構築できることが証明された。このように排出量取引制度には本来的に「グローバル性」が備わっており、地球規模での取り組みを必要とする気候変動問題に迅速に対処していくには、有効な政策手段としてますます注目を浴びるようになるだろう。

日本では、まずは国内排出量取引制度を立ち上げ、その運用に習熟する必要があるが、やがてはグローバルな炭素市場の出現が見込まれるし、日本としてもそのようなグローバル市場の形成とインフラの整備に積極的に貢献していくべきであろう。したがって、排出量取引制度を単なる規制手段としてのみ見るのではなく、グローバルな市場形成のための国内インフラ整備という視点からも見ていく必要がある。

第3点目は、市場経済における新しい公正競争ルールとしての排出量取引制度という視点である。排出量取引制度という政策手段は、産業界にとっては費用増加要因であって、その導入は歓迎されないものである。しかし最近では、アメリカですら産業界からキャップ&トレード型排出量取引制度導入を求める声が上がっている（「米国気候行動パートナーシップ、United States Climate Action Partnership：USCAP」によって2007年1月19日に発表された「米国気候行動パートナーシップの共同声明」）。これは、いったん温室効果ガスの排出削減が不可避だということになれば、むしろ透明で公正な競争ルールをもった政策枠組みが必要だとの認識が、アメリカの産業界でも急速に広まりつつあることの現れであろう。つまり、排出削減を行うかどうかを各企業の自主性に任せている状況下では、一見自由が与えられているようだが、実際には排出削減努力を自主的に行う企業が費用負担の面でライバルに対して不利になるので、結局は誰も率先して排出削減に取り組もうとしない。これに対して、キャップ&トレード型の排出量取引制度導入を求める声が出てきているのは、まさに産業界の側から、温室効果ガス排出削減の施策がいずれ近い将来に不可避になるとみて、そのために透明で公正な競争ルールの整備の一環として、排出量取引制度の導入を求める声が出てきたのだと解釈できる。

もし、キャップ&トレード型排出量取引制度が導入されれば、こ

れまでとは市場におけるゲームのルールが変わり、排出量を積極的に削減する企業ほど、その努力が報われるようになる。つまり、排出削減によって余剰排出枠を獲得し、それを自らの成長のために活用してもよいし、他企業に売却して現金収入を獲得してもよいのである。企業は、排出削減に取り組むことで、むしろライバルに対して競争上有利な地位を占めることができるようになる。こうして環境保全への動機づけと、利潤を追求するという動機づけの両者は、これまでこそ相互に競合的だったが、排出量取引制度導入後は相並び立たせることが可能になる。経済学ではこのことを「誘因両立的」というが、排出量取引制度は、まさに市場における新しい公正競争ルールとなって、誘因両立的な形で気候変動政策を設計していくことを可能にしてくれるであろう。

補論 国内排出量取引等の国内対策による経済・エネルギー需給への影響

1 分析の流れ

本章では、提案国内排出量取引がエネルギー・経済・環境に与える影響を、定量的に評価する。国内対策は限界削減コストが高いと言われる。確かに、国内で風力発電を増やす場合と、中国の石炭火力の効率向上をする場合、またはHFCやN₂Oの削減CDMを行う場合では、そのコスト差は大きいだろう。しかし、国内対策を行う場合、以下の2つのメリットがあることを考慮する必要がある。

- ①省エネルギーや再生可能エネルギー導入によるエネルギー輸入の減少
- ②国内に脱炭素技術産業が育成され、輸出産業が育成される（GDP、雇用の増加）

表 補-1 国内対策のメリット・デメリット

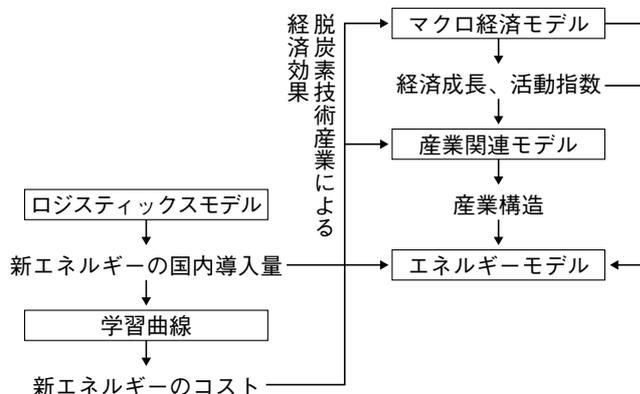
メリット	デメリット
①エネルギー輸入の長期的減少 ②脱炭素技術産業育成によるGDP・雇用増	③国内対策コスト>海外からの削減クレジット購入コスト

本分析では、マクロ経済モデル・産業関連モデル・エネルギーモデルを構築し、以上のメリット・デメリットを定量的に評価する。

2 構築モデル

本分析では、マクロ経済モデル・産業関連モデル・エネルギーモデルを構築し、分析を行った。また、補助的に新技術の普及をモデル化したロジスティックスモデル、技術の普及によるコスト低下をモデル化した学習曲線モデルを構築した。

図 補-1 構築モデルの構造



また、モデル推計には1965年～2004年度（最新データが入手可能な場合2005年度まで）の実績データを用い、推計期間は2005年度～2015年度とした。東洋経済新報社による「エコノメイト2003」「エコノメイトIO2005」を利用した（室田等2005）。

3 ケース設定

追加的国内対策を行わず、海外からの削減クレジット（CDMや国際排出量取引）によって目標達成をするケースをBAU（Business As Usual）とした。一方で、国内排出量取引を中心とした提案ポリシー・ミックスなどの国内対策を行うケースをETS（Emission Trading Scheme）ケースとした。

BAUケースでは、現在実効性を伴って導入されている対策以外を行わない。再生可能エネルギーについて言えば、現行RPSにおける2010年目標（122億kWh）のみが達成されるとした。

ETSケースでは、国内排出量取引を中心とした実効性のあるポリシー・ミックスの実施によって、京都議定書目標を達成する水準（CO₂排出量について90年比±0%）まで、国内のCO₂排出削減政策が実施される。

モデル計算の具体的方法としては、炭素税を段階的に課し、最大許容排出枠水準になるまで税率を上げることで国内排出量取引を中心としたポリシー・ミックスを表現した。なお、本モデル（エネルギーモデル）においては、炭素税は生産・エネ消費コスト増加による価格効果、エネルギー間の代替効果によって、エネルギー消費減少やエネルギー転換をもたらす影響しか持たない。よって、p.25の図3-2のβの対策コストが付加されることのみが経済的影響とな

表 補-2 ケース設定

BAU	現状維持ケース	追加的国内対策を行わず、足りない分を海外からの削減クレジット購入によって達成する。
ETS	国内排出量取引ケース	国内排出量取引を中心とした実効性のある国内排出削減政策を行い、その結果脱炭素技術産業が育成される。CO ₂ 排出量は2010年に90年比±0%を達成する。

る（表 補-1 の③国内対策コスト部分）。

加えて、このポリシー・ミックスが国内脱炭素技術導入にとっての十分なインセンティブになるとの想定を置き、脱炭素技術産業がロジスティックス曲線に乗った普及の道をとることとした。脱炭素技術産業は、普及による学習効果によってコストが低下する。取り上げた7つの脱炭素技術のうち、①太陽光発電、②風力発電、③エコカーについては、政府の財政的支援策が実施され、次項にて説明している「ポーター仮説」の関係より、独立投資・輸出（独立投資の50%分については公共投資を減額）が増加し、マクロ経済や雇用への影響が生じるとした。なお、技術選択については、これ以外にも多くの脱炭素技術が存在し、その全技術にとって同様の影響が期待できることも忘れてはいけない。

4 脱炭素技術育成の影響のモデル化

省エネルギーや再生可能エネルギー（新エネルギー）等の脱炭素技術の国内導入促進が、GDPや雇用の増加につながるという影響について、その理論的根拠とともにモデル化の方法を説明する。

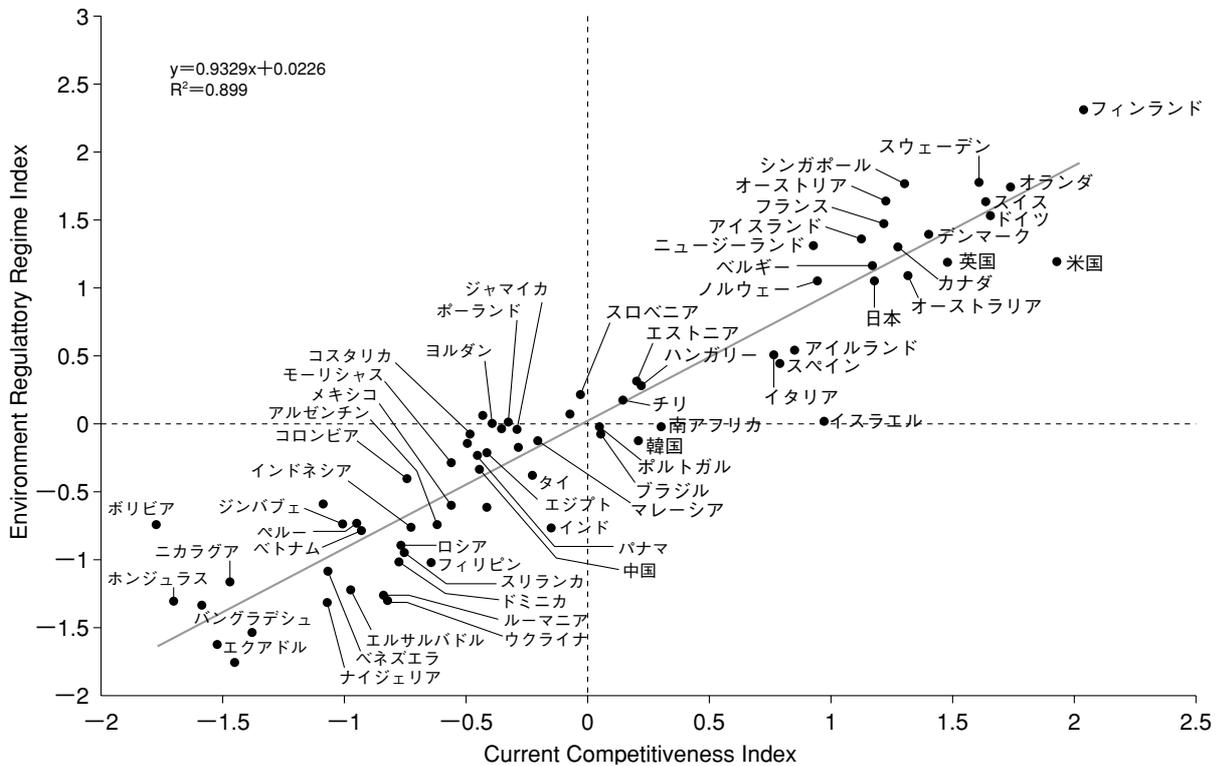
1) ポーター仮説

従来、環境対策はコスト増をもたらすものであり、よって国際産業競争力の低下につながるとの議論が中心であった。しかし、産業競争力の権威であるハーバード大のポーター教授が提唱した「ポーター仮説」は、環境規制が強い国ほど国際競争力が高いことを実証的に示した（Porter, 1995, Esty and Porter, 2002）。

図 補-2 は、世界71カ国について、環境規制指標と競争力指標のクロスセクションデータを作成し、その間に正の相関関係があることを実証したものである（Porter and Esty, 2002）。

こういった議論は、EUが域内排出量取引を実施する際にも考慮

図 補-2 環境規制と競争力の関係（ポーター仮説）



[出所] Esty D.C. and Porter M.E., “Ranking National Environmental Regulation and Performance : A Leading Indicator of Future Competitiveness?”, in World Economic Forum, The Global Competitiveness Report 2001-2002, Oxford Univ. Press, 2002

されている（Oberndorfer, Rennings, and Sahin, 2006）。世界に先駆けて競争力を高めることで、大きくなる脱炭素技術マーケットにおいて優位に立つことが、自国内での環境政策を実施する目的のひとつとなっているのである。参考までに、2007年の再生可能エネルギーの市場規模は958億米ドル（1ドル＝110円として、約11兆円）、2015年には1981億米ドル（1ドル＝110円として、約22兆円）にもなると推計されている（Helmut Kaiser, 2007）。

また、日本の得意とするハイブリッドカー等の省エネルギー分野については、この推計に含まれないことも考慮すると、再生可能エネルギー・省エネルギーの市場はより大きなものであると予想される。

2) ロジスティックス曲線

本分析では、国内対策を行うことによって脱炭素技術の国内導入が進み、技術の成熟から国際競争力が向上し、結果輸出産業として育つことをモデル化した。国内導入量については、飽和水準・技術進歩率等のパラメータを与えたロジスティックス曲線によって計算した。定式化は以下のとおり。

表 補-3 再生可能エネルギーの投資額、市場規模

	再生可能エネルギー市場		110円/ドルで 換算
	WCRE, 2006	今後20年間の年間平均投資	690億米ドル/年
Helmut Kaiser, 2007	市場規模	2007	958億米ドル/年
		2010	1244億米ドル/年
		2015	1981億米ドル/年
			11兆円/年 14兆円/年 22兆円/年

[出所] ①WCRE (The World Council for Renewable Energy), 2006.3,
②Helmut Kaiser Consultancy, 2007

表 補-4 飽和上限の設定値

	飽和上限
太陽光発電	8600万kW
風力発電	3500万kW
バイオマス	1384万kl
太陽熱利用	1621万kl
エコカー	5360万台
家庭コージェネ	5038万世帯
業務コージェネ	5000万kW

$$(K - R) / R = \ln a + bt + c \ln (K_{-1} - R_{-1}) / R_{-1} \dots\dots (1)$$

K : 飽和上限、 R : 導入量、 t : 時間、 b : 技術進歩率 ($b < 0$)、
 c : 一期前パラメータ ($c > 0$)

飽和上限については、太陽光発電、太陽熱温水器については、経済産業省による実際の潜在量（総合資源エネルギー調査会新エネルギー部会, 2001）、風力発電、バイオマス発電については、同潜在量についてオフショア発電を考慮していないなどの特徴と、国内導入が加速しており、2006年時点において政府目標よりも導入が進んでいることなどから、物理的潜在量（総合資源エネルギー調査会新エネルギー部会, 2001）を上限とした。エコカーについては、2004年度乗用車保有台数、家庭用コージェネレーションについては2004年度世帯数、業務用コージェネレーションについては2004年度火力発電設備容量の50%とした。

また、パラメータについては、 $b = -0.2$ 、 $c = 0.7$ とした。計算結果は表 補-5のとおり。

この国内導入量想定から、ETSケースではポーター仮説を根拠とした輸出産業の育成が行われる。国内導入想定と実績の輸出比率によって、輸出量を推計した。なお、輸出が行われるのは、①太陽光発電、②風力発電、③エコカー、の3種とした。コージェネレー

表 補-5 再生可能エネルギー国内導入量

	実績 (2004)	本計算			
		2010年		2015年	
	導入実績 (飽和率 ¹⁾)	BAU	ETS	BAU	ETS
太陽光発電	113万kW (1%)	254万kW (3%)	796万kW (9%)	360万kW (4%)	6,626万kW (77%)
風力発電	150万kW (4%)	386万kW (11%)	565万kW (16%)	638万kW (18%)	1,524万kW (44%)
バイオマス	65万kW (5%)	93万kW (7%)	292万kW (21%)	108万kW (8%)	577万kW (42%)
太陽熱利用 ²⁾	64万kW (4%)	51万kW (3%)	413万kW (25%)	36万kW (2%)	696万kW (43%)

- 1) ロジスティックス曲線の上限として用いたのは、太陽光発電、太陽熱については実際の上限、バイオマス、風力発電については物理的上限。
 2) 太陽熱温水器については、3立方メートルの設備1台あたりのコストを示している。

	実績 (2004)	本計算			
		2010年		2015年	
	導入実績 (飽和率 ³⁾)	BAU	ETS	BAU	ETS
エコカー	17万台 (0%)	51万台 (1%)	218万台 (4%)	102万台 (2%)	1,792万台 (32%)
家庭コジェネ	1.1万kW (0%)	5万kW (0%)	15万kW (0%)	11万kW (0%)	323万kW (6%)
業務コジェネ	159万kW (3%)	219万kW (4%)	1,153万kW (23%)	247万kW (5%)	2,119万kW (42%)

- 3) 上限として用いたのは、エコカーは2004年度乗用車保有台数、家庭コジェネは同年度世帯数、業務コジェネは火力発電所設備容量の約50%。

ション・バイオマス（発電・熱利用）・太陽熱温水器については、国内の脱炭素のみに貢献するものとした。

3) 学習曲線

また、国内導入量や輸出量を金額に換算するためには、各種脱炭素技術の価格を知らなくてはならない。現在の価格にて金額換算した場合、産業として育成された場合の価格より高くなってしまい、経済影響が過大評価されてしまう。よって、ここでは過去の太陽光発電システム等に関する実績データから学習曲線（楯屋, 1999）を推計し、産業育成によるコスト低下をモデル化した。学習曲線の定式化は以下のとおり。

$$Y_n = AX^{-\beta} \quad \dots\dots (2)$$

Y_n : n番ユニットの単位あたりのコスト、 X : 1からn番ユニットまでの累積生産量、 A : 第1番ユニットの生産コスト、 β : 累積生産に伴うコストの減少割合

なお、1989～2004年度の太陽光発電についての実績データより推計したパラメータによる進歩係数は76%となった。データ制約から、太陽光発電についての進歩係数を、他の技術に関しても利用した。なお、進歩係数とは、累積生産量が2倍になるときのコスト低下の割合を示しており、一般に資本集約的産業では小さく、労働

表 補-6 個別脱炭素技術のケース別コスト（計算結果）

		2004	2010		2015	
			BAU	ETS	BAU	ETS
太陽光発電	万円/kW	64	52	31	50	22
風力発電	万円/kW	30	26	24	25	23
バイオマス発電	万円/kW	40	38	28	39	28
太陽熱温水器	万円/台	30	-	17	-	15
エコカー	万円/台	400	315	231	284	174
家庭用コージェネ	万円/kW	28	30	15	33	9
業務用コージェネ	万円/kW	30	183	18	201	17

集約的産業では大きいことが知られている。樋屋（1999）によれば、過去の計測において、半導体産業では70～80％、機械組立て産業では80～90％とされている。

ロジスティクス曲線に乗った場合の国内導入量から累積生産量を計算し、その際のコストを計算したのが表 補-6 である。2004年度の実績コストデータに基づいてカリブレーションを行っているが、進歩係数は前述のとおり全技術において76％を想定している。

4) マクロ経済・雇用への影響

ロジスティクス曲線による国内導入量から輸出量を推計し、国内生産量合計を求め、それに学習曲線によって推計した単価を掛けることで、民間投資増加額、輸出増加額、公共投資減少額を求め、マクロ経済モデルによってそのマクロ経済的波及効果を推計した。

表 補-7 脱炭素技術産業の導入量とマクロ影響

A. 脱炭素技術産業による投資・輸出への一次的影響

	2010年				2015年度			
	BAU		ETS		BAU		ETS	
	2000年兆円	対GDP比	2000年兆円	対GDP比	2000年兆円	対GDP比	2000年兆円	対GDP比
国内投資	0.6	0.1%	1.5	0.2%	0.7	0.1%	4.4	0.7%
輸出	1.4	0.2%	2.9	0.5%	1.5	0.2%	8.9	1.4%
公共投資	-0.3	0.0%	-0.7	-0.1%	-0.3	-0.1%	-2.2	-0.3%

B. マクロ経済への波及効果

年度	2000年兆円、2000年=100（IIP）						%／年					
	1990	2004	2010年		2015年		1990／2004	2004／2010		2010／2015		
			BAU	ETS	BAU	ETS		BAU	ETS	BAU	ETS	
GDP	449	526	579	583	615	633	1.1%	1.6%	1.7%	1.2%	1.7%	
個人消費	244	298	326	328	344	353	1.4%	1.5%	1.6%	1.1%	1.5%	
民間投資	83	78	85	85	90	94	-0.4%	1.3%	1.5%	1.3%	1.9%	
公共投資	28	25	20	20	16	14	-1.1%	-3.3%	-3.7%	-4.9%	-6.9%	
IIP（鉱工業生産指数）	101.2	100.5	113.8	114.1	120.2	121.5	0.0%	2.1%	2.1%	1.1%	1.3%	

結果は表 補-7 に示すとおりである。なお、この経済影響については、エネルギーモデルにフィードバックしており、経済活性化によるエネルギー消費の増加といったリバウンド効果も考慮している。

2004～2010年のGDP成長率は、BAUにおいて1.6％／年であったが、ETSでは1.7％／年に上昇する。2010～2015年の成長率は、BAUにおいて1.2％／年であったが、ETSでは1.7％／年に上昇した。

5 結果

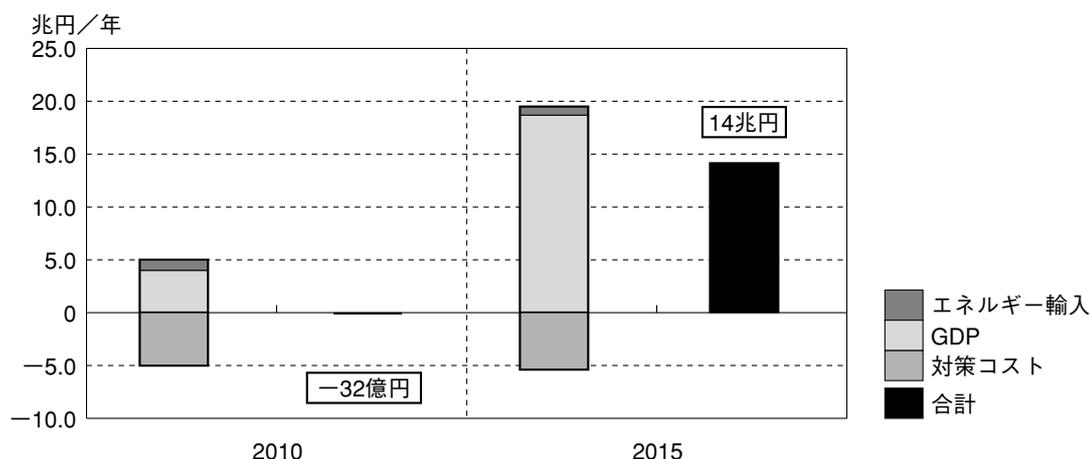
5.1 国内対策実施の経済影響（まとめ）

国内排出量取引を中心とした国内対策を実施した場合の1年あたりの経済影響を図 補-3 に示した。2010年時点では、対策コストは5.2兆円となり、GDP増を相殺することから、総合的には32億円のマイナスとなる。しかし、脱炭素技術産業が育成されるにつれ、GDPへのプラスの影響が対策コストを大きく上回り、2015年には14兆円のプラスとなる。

なお、計算時点では2012年以降の排出目標について不明のため、国内排出枠価格（炭素税率としてモデル化）が2015年まで同じ水準のまま課されるものとして計算した。しかし、本計算結果における2015年のCO₂排出量は、90年比-5％となったため、実際の対策コストはより低いものとなる可能性もある。

2010年、2015年ともに本推計による対策コストは、BAUケース

図 補-3 ETSケースにおける経済影響のまとめ（2000年価格）



注：対策コストは、BAUの場合炭素トン当たり3000円の平均コストがかかり、90年水準までのクレジットを購入することとした。ETSでは、2010年に90年水準となるよう最大許容排出枠を課し、それが2015年まで継続的に同水準で推移するものとした。

表 補-8 経済影響のまとめ (2000年価格)

		2010	2010
対策コスト	BAU	-0.1	-0.1
	ETS	-5.2	-5.5
	影響	-5.1	-5.4
GDP	BAU	579.0	614.6
	ETS	582.8	633.4
	影響	3.8	18.8
エネルギー輸入額	BAU	-15.7	-19.0
	ETS	-14.4	-18.3
	影響	1.2	0.6
合計	影響	0.003	14.0

単位：兆円／年

表 補-9 エネルギー源別エネルギー輸入額への影響

2000年兆円	ETSによる影響	
	2010	2015
エネルギー輸入	1.2	0.6
石油	0.6	1.5
天然ガス	-0.3	-2.0
石炭	1.0	1.1

注：ETSケースにおいてエネルギー輸入が減少した場合、経済的メリットとなるため、符合はプラスとなる。

におけるGDPの約1.8%程度となった。スターン報告による対策コストはGDPの約1%であることから、この対策コスト推計結果は妥当な範囲と言えよう。ただし、本分析による「対策」が十分である保証はなく、京都議定書を達成し、少なくともCO₂排出量削減軌道に乗るためのコストであることには留意する必要がある。

5.2 雇用への影響

前述の脱炭素技術産業へのシフト（公共投資は減額）によって、輸出牽引型のGDP増加とともに、生産構造が変化し、雇用構造にも変化が生じる。具体的には、マクロ経済モデルの結果である最終需要（表 補-7 B）から、生産誘発係数によって産業構造の変化を計算し、その産業構造における就業者数を計算した。なお、投資と輸出については脱炭素技術のうち輸出促進を想定した3技術についての生産誘発係数を推計し用いている。

国内排出量取引を中心としたポリシー・ミックスによって生じる雇用への影響を表 補-10に示した。2010年には28万人、2015年には140万人の雇用増となる。なお、業種別に雇用増が大きかったのが、対個人サービス（2010年11.5万人増、2015年57.6万人増）、商業

表 補-10 ETSケースの雇用影響

		2010	2015
失業率 (%)	BAU	5.3	6.3
	ETS	4.9	4.0
雇用増 (万人)	ETS-BAU	28	140

(2010年6.6万人増、2015年32.5万人増)、自動車(2010年4.7万人増、2015年22.2万人増)であった。逆に減少が大きかったのが、土木(2010年1.6万人減、2015年6.6万人減)、建築(2010年0.2万人減、2015年0.6万人減)であった。

5.3 CO₂・GDP・エネルギー

CO₂排出量は、BAUの場合、2010年に90年比17%増となる。2015年には人口の減少などの理由によって、90年比14%増にまで

図 補-4 両ケースにおける実質GDPとCO₂排出量

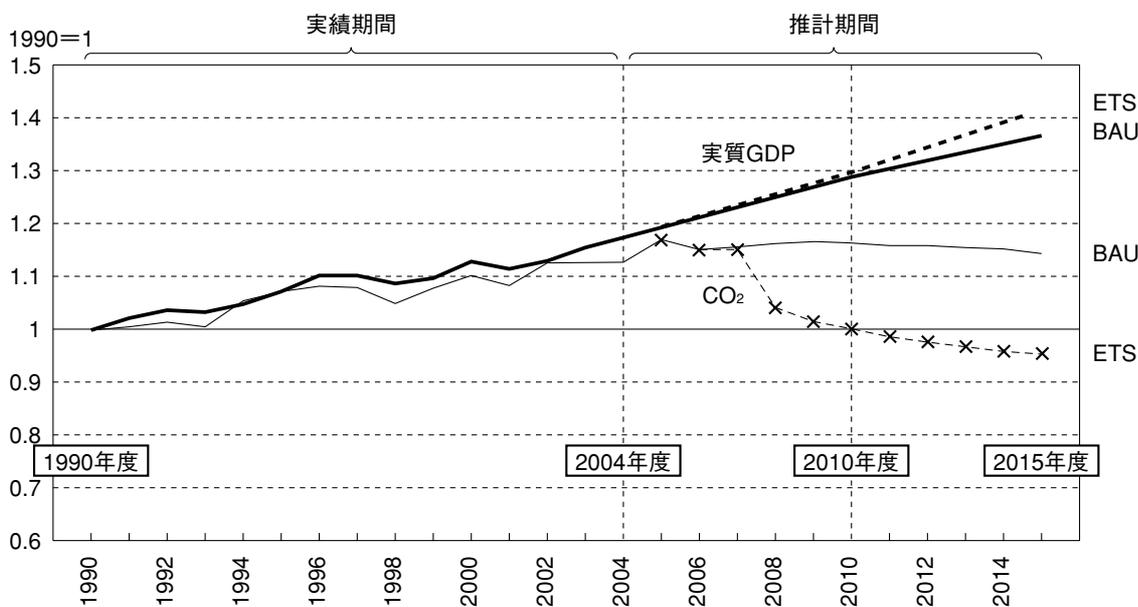
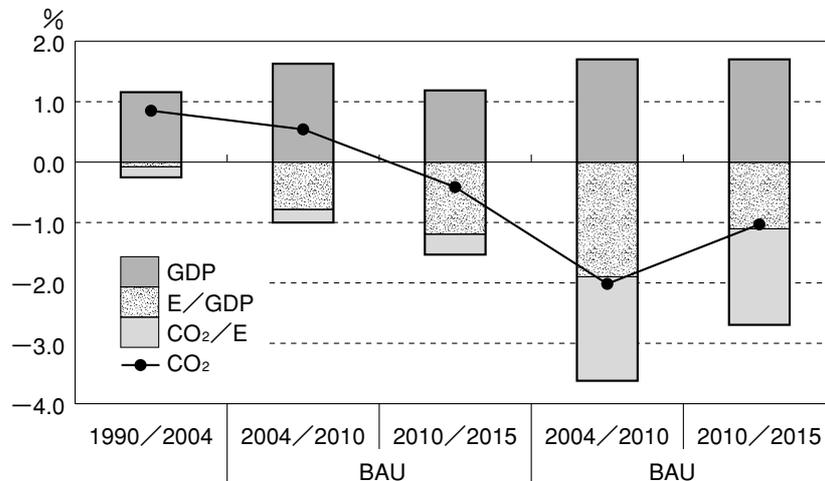


表 補-11 BAU・ETS両ケースのCO₂排出量、実質GDP、一次エネルギー供給(計算結果)

		1990	2004	2010	2015	1990/2004	2004/2010	2010/2015
CO ₂ 排出量 (MtCO ₂)	BAU	1,059	1,196	1,236	1,212	0.9%	0.5%	-0.4%
90年比			13%	17%	14%			
CO ₂ 排出量 (MtCO ₂)	ETS	-	-	1,060	1,005	-	-2.0%	-1.1%
90年比				0%	-5%			
実質GDP (兆円、2000年)	BAU	449	526	579	615	1.1%	1.6%	1.2%
	ETS	-	-	583	633	-	1.7%	1.7%
一次エネ供給 (PJ)	BAU	19,842	22,954	24,042	24,005	1.0%	0.8%	0.0%
	ETS	-	-	22,833	23,440	-	-0.1%	0.5%

図 補-5 茅方程式によるCO₂排出の要因分析 (%/年)



減少する。一方、国内対策を行うETSケースでは、2010年に90年比±0%、脱炭素技術のさらなる進展により、2015年には90年比5%減にまで減少する。

一方、GDPは、脱炭素技術産業の育成と輸出の増加により、特に2010年以降にGDP成長率が上昇する。増加分は、2010年にGDPの0.7%、2015年には3.5%程度となる（波及効果考慮後）。

図 補-5 は茅方程式によってCO₂排出量の増加率（実線と●）を、「GDPのエネルギー集約度（E/GDP）」、「エネルギーのCO₂集約度（CO₂/E）」、「GDP成長率（GDP）」に要因分解をした結果を示したものである。BAUよりもETSケースにおいて、CO₂排出量の伸び率は小さいが（●部分）、その原因は、大きくなったGDPを相殺するだけのエネルギー集約度（E/GDP）とエネルギーのCO₂集約度（CO₂/E）の低下である。つまり、経済成長はするものの、その経済の質の変化と省エネルギー、エネルギー転換の進展によって、経済と環境の同時達成が実現される。

5.4 エネルギー需給構造

1) 部門別最終エネルギー需要

各ケースの部門別エネルギー需要について、国内排出量取引を中心とするポリシー・ミックスを導入した際（ETSケース）の影響を図 補-6 に示した。産業部門では、産業構造の変化や省エネルギーによる需要減が継続的に続く。一方、業務部門は、経済のサービス化によって本分析のETSケースでは増加する。運輸部門においては、エコカーの導入促進が進むにつれ、着実に需要が減少する。

図 補-6 ETSケースの部門別最終需要への影響 (ETS-BAU)、PJ

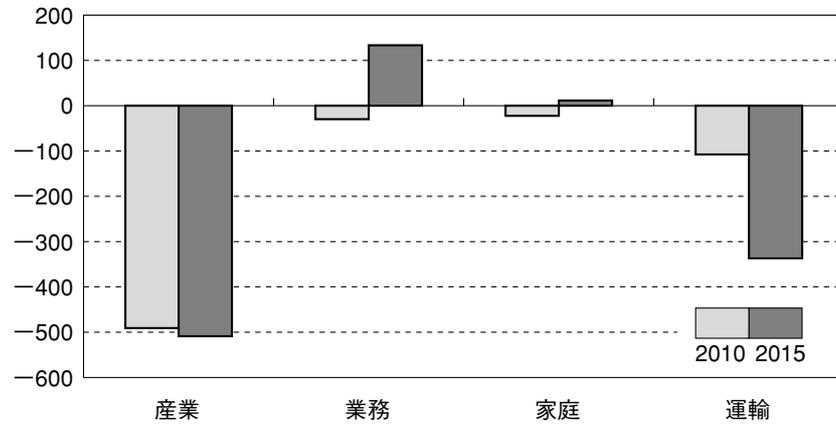


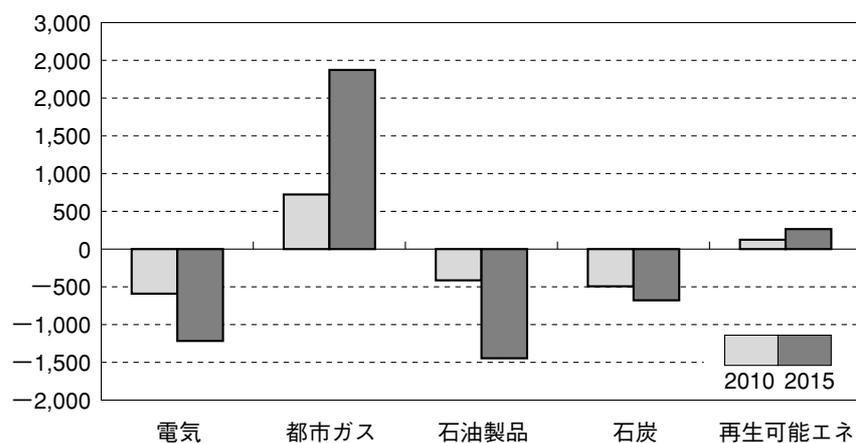
表 補-12 各ケースの部門別最終エネルギー需要

	PJ						年平均伸び率 (%)				
	実績		BAU		ETS		実績		BAU		ETS
	1990	2004	2010	2015	2010	2015	1990/2004	2004/2010	2010/2015	2004/2010	2010/2015
産業	6,678	7,606	7,791	7,810	7,300	7,303	0.9%	0.4%	0.0%	-0.7%	0.0%
業務	1,775	2,423	2,462	2,529	2,430	2,665	2.2%	0.3%	0.5%	0.0%	1.5%
家庭	1,657	2,142	2,280	2,323	2,255	2,333	1.8%	1.1%	0.3%	0.9%	0.6%
運輸	3,212	3,852	3,856	3,889	3,752	3,549	1.3%	0.0%	0.1%	-0.4%	-0.9%
旅客	1,684	2,373	2,410	2,459	2,381	2,404	2.5%	0.3%	0.3%	0.1%	0.2%
貨物	1,528	1,479	1,447	1,430	1,371	1,145	-0.2%	-0.4%	-0.2%	-1.3%	-2.9%
合計	13,323	16,023	16,390	16,551	15,737	15,850	1.3%	0.4%	0.2%	-0.3%	0.1%
	構成比 (%)										
産業	50%	47%	48%	47%	46%	46%					
業務	13%	15%	15%	15%	15%	17%					
家庭	12%	13%	14%	14%	14%	15%					
運輸	24%	24%	24%	23%	24%	22%					
旅客	13%	15%	15%	15%	15%	15%					
貨物	11%	9%	9%	9%	9%	7%					

2) エネルギー源別最終エネルギー需要

各ケースのエネルギー源別エネルギー需要について、国内排出量取引を中心とするポリシー・ミックスを導入した際（ETSケース）の影響を図 補-7 に示した。コージェネレーション導入の影響によって、都市ガス需要は大きく増加する。一方、石炭、石油製品需要は減少する。電力需要についても、分散化の進展によって、顕在化する需要は減少する。

図 補-7 ETSケースの部門別最終需要への影響（ETS-BAU）、PJ



注：電力需要は、コージェネによる発生電力分を含まない。

表 補-13 各ケースの部門別最終エネルギー需要

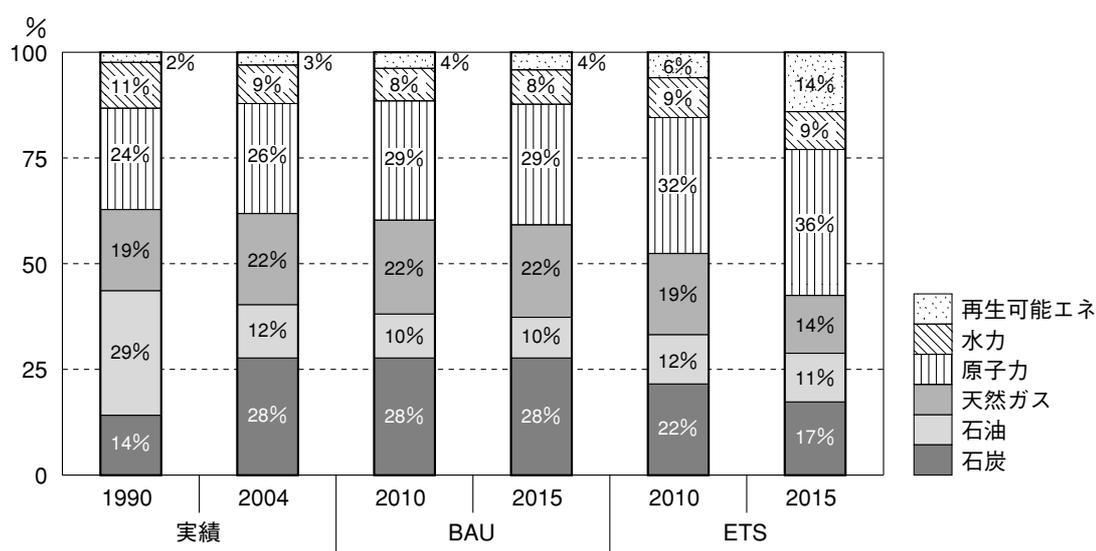
	PJ						年平均伸び率 (%)				
	実績		BAU		ETS		実績		BAU		ETS
	1990	2004	2010	2015	2010	2015	1990/2004	2004/2010	2010/2015	2004/2010	2010/2015
電気	2,699	3,498	3,937	4,025	3,350	2,788	1.9%	2.0%	0.4%	-0.7%	-3.0%
都市ガス	611	1,088	1,170	1,117	1,915	3,570	4.2%	1.2%	0.1%	9.9%	10.9%
石油製品	7,690	9,023	9,559	9,550	9,120	8,111	1.1%	1.0%	0.0%	0.2%	-1.9%
石炭	1,479	1,584	1,685	1,766	1,168	1,092	0.4%	1.0%	0.8%	-4.9%	-1.1%
再生可能エネ	53	43	38	32	184	290	-1.5%	-1.7%	-2.8%	27.7%	7.8%
合計	13,323	16,023	16,390	16,551	15,737	15,850	1.3%	0.4%	0.2%	-0.3%	0.1%
	構成比 (%)										
電気	15%	13%	12%	12%	13%	13%					
都市ガス	20%	22%	24%	24%	21%	18%					
石油製品	5%	7%	7%	7%	12%	23%					
石炭	58%	56%	58%	58%	58%	51%					
再生可能エネ	11%	10%	10%	11%	7%	7%					

注：電力需要は、コージェネによる発生電力分を含まない。

3) 電源構成

図補-8に投入ベースの電源構成を示した。BAUでは、2010年、2015年と電源構成に大きな変化はない。ETSでは、再生可能エネルギーの導入が促進され、石炭・石油から天然ガスへのシフトが進む。なお、水力については2004年横ばい、原子力については、表補-14に示した想定値を外挿し、両ケース共通で用いた。構成比における変化は、発電量の変化によるものである。

図補-8 電源構成(%)、投入ベース



表補-14 原子力発電の想定値

	2004	2010	2015
PJ	2,542	3,109	3,187
万kW	4,712	5,014	5,335

4) 一次エネルギー供給

図補-9に一次エネルギー供給構造を示した。BAUケースでは、2004年実績値から大きな構造変化は起こらないが、ETSケースでは、化石燃料内での天然ガスシフトが進む。また、再生可能エネルギーはBAUでは2010年、2015年ともに2%程度にとどまるが、ETSケースでは、2010年に3%、2015年に7%となる。

図 補-9 一次エネルギー供給

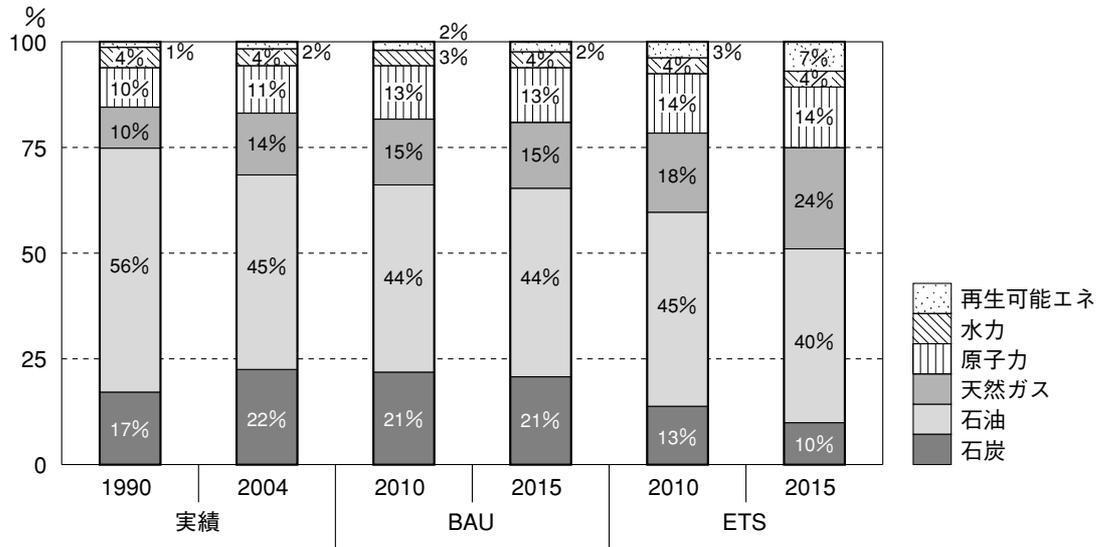


表 補-15 一次エネルギー供給

	PJ						年平均伸び率 (%)					
	実績		BAU		ETS		実績		BAU		ETS	
	1990	2004	2010	2015	2010	2015	1990/2004	2004/2010	2010/2015	2004/2010	2010/2015	
石炭	3,379	4,977	5,166	4,998	3,024	2,250	2.8%	0.6%	-0.5%	-8.0%	-4.8%	
石油	11,205	10,373	10,624	10,607	10,294	9,472	-0.5%	0.4%	-0.1%	-0.1%	-1.4%	
天然ガス	2,063	3,283	3,695	3,699	4,132	5,693	3.4%	2.0%	0.0%	3.9%	5.5%	
原子力	1,905	2,542	3,109	3,187	3,109	3,187	2.1%	3.4%	0.4%	3.4%	0.4%	
水力	841	841	841	841	841	841	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	
再生可能エネ	244	351	424	493	796	1,597	2.6%	3.2%	2.6%	14.6%	12.3%	
合計	19,842	22,954	24,042	24,005	22,833	23,440	1.0%	0.8%	0.0%	-0.1%	0.4%	
	構成比 (%)											
石炭	17%	22%	21%	21%	13%	10%						
石油	56%	45%	44%	44%	45%	40%						
天然ガス	10%	14%	15%	15%	18%	24%						
原子力	10%	11%	13%	13%	14%	14%						
水力	4%	4%	3%	4%	4%	4%						
再生可能エネ	1%	2%	2%	2%	3%	7%						

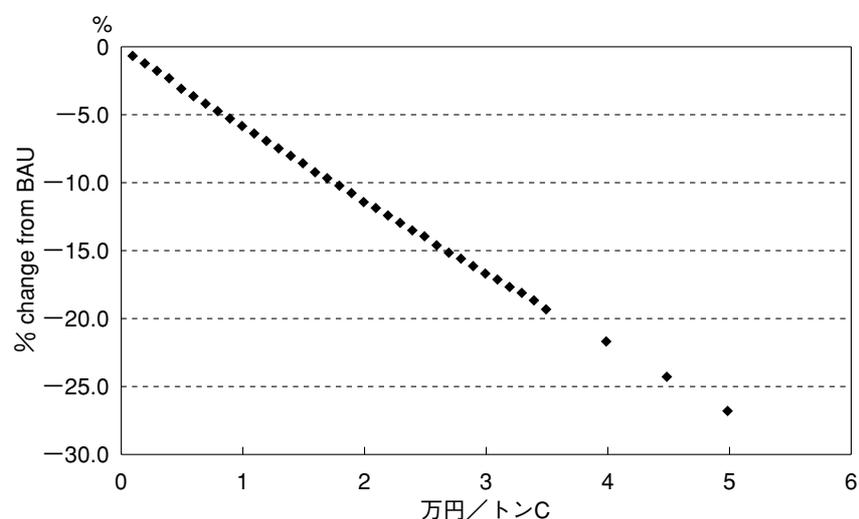
6 感度分析

以上、BAUケースとETSケースとして、提案排出量取引制度を中心としたポリシー・ミックスの影響を定量的に分析した。なお、モデルの特性や個別設定の影響を見るために、感度分析を行った。

6.1 炭素税率（国内排出枠価格）

次に、利用エネルギーモデルにおける炭素税率の感度分析を行った（図 補-10）。2万円の炭素税によってBAU比で約11%のCO₂排出量削減となった。なお、本モデルの推計式の性質上、限界削減コストの逡減が表現されていないため、本来は、税率が高くなるほど、本結果よりも低めの排出削減率となる可能性が高い。本モデルは過去の実績データよりパラメータを推計していることから、大きな構造変化を表現するには適していない。より高い税率による分析は、一般均衡モデル等による分析が好ましい。

図 補-10 炭素税率によるCO₂排出削減率の感度分析



7 まとめ

以上、本報告において提案する国内排出量取引を中心としたポリシー・ミックスを想定し、その経済、エネルギー需給、CO₂排出量への影響についての定量分析を行った。

国内排出量取引等の国内対策を行うことは、短期的には対策コストが高いが、今後20兆円以上の市場規模となることが予想される再生可能エネルギー市場、それに加えて省エネルギー市場への輸出競争力育成になることから、2015年には約14兆円の経済的メリットが生まれる。

短期的視点だけではなく、長期的な世界経済との関わりにおいて

温暖化対策を考えるならば、日本が脱炭素技術のリーダー国家として世界の脱炭素化を牽引することこそが、世界の温暖化問題解決と日本の経済を両立する唯一の方法となる。そのためには、EUや米国の流れに取り残されることなく、積極的な国内対策を行うことが必要だ。

参考文献

- 天野明弘 (1997), 『地球温暖化の経済学』 日本経済新聞社.
- 天野明弘 (1999), 「京都議定書における伸縮的手法と国内排出削減制度の構築」『総合政策研究』第8巻, pp.1-19.
- 天野明弘 (2000), 「二酸化炭素国内排出削減メカニズムの確立に向けて」『総合政策研究』第9巻, pp.1-16.
- 天野明弘 (2003), 『環境経済研究 - 環境と経済の統合に向けて - 』有斐閣.
- 有村俊秀 (2005), 「米国の二酸化硫黄承認証市場の実証研究: 報酬率規制の影響」『国民経済雑誌』第191巻第1号, pp.17-29.
- 井田均 (1994), 『カリフォルニアに発電風車が多い理由』 公人社.
- 伊藤康 (2005), 「環境技術開発に対する助成措置の役割 - 日本における脱硫技術開発の経験から - 」寺尾忠能・大塚健司編『アジアにおける環境政策と社会変動 - 産業化・民主化・グローバル化 - 』研究双書No.531 アジア経済研究所, pp.243-272.
- 植田和弘 (1996), 『環境経済学』 岩波書店.
- 植田和弘・岡敏弘・新澤秀則 (1997), 『環境政策の経済学 理論と実際』 日本評論社.
- エイモリー・ロビンス他 (1998), 『ファクター4』 省エネルギーセンター.
- 岡村りら・外純子・大塚直 (2006), 「ドイツ温室効果ガス排出権取引法 (TEHG)」『環境研究』No.140, pp.135-143.
- 温室効果ガスインベントリオフィス (2006), 「日本の温室効果ガス排出量データ (1990~2004)」.
(<http://www.gio.nies.go.jp/aboutghg/nir/nir-j.html>) .
- 温室効果ガスインベントリオフィス編・環境省地球環境局地球温暖化対策課監修 (2006), 「日本国温室効果ガスインベントリ報告書」.
(<http://www.gio.nies.go.jp/aboutghg/nir/nir-j.html>) .
- 蟹江憲史 (2005), 「中長期目標設定とその国際的最下に関する課題 - グローバルな温室効果ガス排出削減と日本の目標 - 」『環境研究』No.138, pp.84-92.
- 環境省 (2005), 「京都議定書目標達成計画」.
(<http://www.env.go.jp/houdou/gazou/5937/6699/2278.pdf>) .
- 環境省 (2006), 「2005年度 (平成17年度) の温室効果ガス排出量速報値について」.
(http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=8616&hou_id=7603) .
- 環境省・経済産業省, 「温室効果ガス排出量算定・報告・公表制度について」.
(<http://www.env.go.jp/earth/ghg-santeikohyo/>) .
- 気候ネットワーク編 (2005), 『地球温暖化防止の市民戦略』 中央法規出版.
- 気候ネットワーク (2006), 『2020年の30%削減社会ビジョンを描く』 気候ネットワーク.
- 金星姫 (2005), 「酸性雨プログラム導入の政治経済的背景」『財政と公共政策』第27巻第1号 (通号 37), pp.90-103.
- 金星姫 (2006), 「酸性雨プログラムにおける州政策および報酬率規制の排出

権取引への影響分析（1）」『経済論叢』第177巻第4号，pp.54-68.

経済産業省（2006），「新・国家エネルギー戦略」.
(<http://www.meti.go.jp/press/20060531004/senryaku-houkokusho-set.pdf>) .

経済産業省（2006），「平成17年簡易延長産業連関表（186部門取引額表[固定価格評価]【H18.12.27修正】）」.
(<http://www.meti.go.jp/statistics/>) .

経済産業省編（2006），『エネルギー白書 2006年版』ぎょうせい.

建築環境・省エネルギー機構（2006），「CASBEE－新築（簡易版）2006年版」.
(http://www.ibec.or.jp/CASBEE/about_cas.htm) .

西條辰義（2006），『地球温暖化対策 - 排出権取引の制度設計 - 』日本経済新聞社.

財団法人地球環境戦略研究機関 持続センター（IGES－CFS），「エコアクション21」.
(<http://www.ea21.jp/eco21/eco01.html>) .

財務省（2006），「貿易統計・統計品別表」.
(<http://www.customs.go.jp/toukei/info/index.htm>) .

重頭ゆかり（2005），「オランダにおける環境保全側プロジェクトへの資金供与」『調査と情報』3月号.

資源エネルギー庁長官官房総合政策課編（2006），『総合エネルギー統計 平成16年度版』通商産業研究社.

清水雅貴（2007），「排出許可証取引と地方政府の役割 - 米国酸性雨プログラム下の州政府による個別規制を中心に - 』『地方財政学会研究叢書』勁草書房，発刊予定.

新エネルギー・産業技術総合開発機構（NEDO）（2006），「米国北東部7州のCO2排出枠取引-7州間合意文書」『NEDO海外レポート』974号.

石油情報センター（2006），「価格情報」.
(<http://oil-info.ieej.or.jp/cgi-bin/index.cgi>) .

総合資源エネルギー調査会新エネルギー部会（2001），「新エネルギー部会報告書」.
(<http://www.meti.go.jp/report/downloadfiles/g10705bj.pdf>) .

地球温暖化対策推進本部（2005），「京都議定書目標達成計画」.
(<http://www.env.go.jp/houdou/gazou/5937/6699/2278.pdf>) .

地球温暖化対策推進本部事務局（2006），『京都議定書目標達成計画の全容：チームマイナス6%』小学館クリエイティブ.

中央環境審議会目標達成シナリオ小委員会（2001），「目標達成シナリオ小委員会中間取りまとめ（案）」.
(<http://www.env.go.jp/council/06earth/y061-07/ref01-02.pdf>) .

榎屋治紀（1999），「学習曲線による新エネルギーのコスト分析」『太陽エネルギー』25-6，pp.37-41.

東京工業品取引所（2004），「エネルギー使用合理化取引市場設計関連調査（排出削減量取引市場効率化実証等調査）」.
(<http://www.tocom.or.jp/rims/03/03a.html>) .

東京工業品取引所（2005），「エネルギー使用合理化取引市場設計関連調査

- (排出削減量取引市場効率化実証等調査)」。
<http://www.tocom.or.jp/rims/03/03a.html>) .
- 東京信用保証協会, 「その他の保障制度」 .
<http://www.cgc-tokyo.or.jp/business/gendo.html>) .
- 南部鶴彦・西村陽 (2002), 『エナジー・エコノミクス - 電力・ガス・石油 : 理論・政策融合の視点 - 』日本評論社.
- 新澤秀則 (1992), 「アメリカにおける排出権取引プログラムの導入と成果」 『神戸商科大学経済研究所研究資料』 第134号.
- 新澤秀則 (2003), 「排出権取引の経済学 (7) 上流型排出権取引」 『経済セミナー』 第585号, pp.75~79.
- 新澤秀則 (2003), 「排出権取引の経済学 (8) 欧州連合とイギリスの排出権取引」 『経済セミナー』 第586号, pp.84~89.
- 西村清彦 (2004), 『日本経済 見えざる構造転換』 日本経済新聞社.
- 日本エネルギー経済研究所計量分析ユニット編 (2006), 『エネルギー・経済統計要覧』 省エネルギーセンター.
- 日本経済団体連合会 (2005), 「温暖化対策 環境自主行動計画 2005年度フォローアップ結果 概要版」 .
<http://www.keidanren.or.jp/japanese/policy/2005/086/honbun.pdf>).
- 浜本光紹 (2001), 「米国二酸化硫黄排出許可証取引の機能とその評価 (I)」 『独協経済』 第74号.
- 浜本光紹 (2002a), 「米国二酸化硫黄排出許可証取引の機能とその評価 (II)」 『独協経済』 第75号.
- 浜本光紹 (2002b), 「米国二酸化硫黄排出許可証取引の導入をめぐる政策形成過程」 『計画行政』 第25巻第2号.
- 浜本光紹 (2002c), 「米国における排出権取引と衡平性」 『エコノミア』 第53巻第1号.
- 浜本光紹 (2002d), 「アメリカ合衆国における二酸化硫黄排出許可証取引 - 政策形成過程および成果に関する暫定的評価 - 」 『季刊環境研究』 No.124.
- 原沢英夫 (2005), 「地球温暖化がもたらす危険なレベルに関する考察」 『環境研究』 No.138, pp.47-58.
- 脇岡靖明 (2005), 「地球温暖化抑制のための温室効果ガス安定化レベルの検討」 『環境研究』 No.138, pp.67-76.
- 松岡譲 (2005), 「危険な気候変化のレベルと気候変動政策の長期目標」 『環境研究』 No.138, pp.7-16.
- 丸山康樹 (2005), 「Overshootシナリオと環境変化のヒステリシス」 『環境研究』 No.138, pp.37-46.
- 室田泰弘、伊藤浩吉、越国麻知子 (2005), 『パソコンによる経済予測入門』 東洋経済新報社.
- 室田泰弘、高瀬香絵 (2001), 「京都議定書離脱は経済的損失をもたらすか」 WWF International温暖化防止キャンペーン.
<http://www.wwf.or.jp/activity/climate/lib/index.htm>) .
- 諸富徹 (2000), 『環境税の理論と実際』 有斐閣.
- 諸富徹 (2001), 「環境税を中心とするポリシー・ミックスの構築 - 地球温暖化防止のための国内政策手段 - 」, 『エコノミア』 第52巻第1号, pp.97-119.
- 諸富徹 (2005), 「気候変動政策とポリシー・ミックス論」 『経済分析』 第175

- 号, pp.140-166.
- 渡邊理絵 (2004a), 「EU排出枠取引導入におけるドイツの経験 - 自主的取組みから排出枠取引へ」『環境研究』No.133, pp.73-85.
- 渡邊理絵 (2004b), 「京都議定書遵守に向けてのEU排出枠取引制定とその形成過程」『環境科学会誌』第17巻第3号, pp.233-238.
- 渡邊理絵 (2006), 「EU排出枠取引指令の国内法化 - ドイツ」『環境研究』No.40, pp.144-155.
- WWFジャパン (2005), 「ゴールド・スタンダードについて」.
(<http://www.wwf.or.jp/activity/climate/kyoto/goldstnd.htm>) .
- WWF ジャパン (2006) , 「アメリカ東部7州の取り組み (第3回排出量取引セミナー)」 .
(<http://www.wwf.or.jp/activity/climate/torihiki/index.htm>) .
- Austin, Duncan., Niki Rosinski, Amand Sauer and Colin le Duc. (2003), "Changing Drivers: The Impact of Climate Change on Competitiveness and Value Creation in the Automotive Industry", Sustainable Asset Management [SAM] and World Resources Institute [WRI].
(<http://climate.wri.org/changingdrivers-pub-3873.html>).
- Baron, R. and S. Bygrave (2002), Towards International Emissions Trading: Design Implications for Linkages, OECD and IEA Information Paper.
- Bohringer, C., T. Hoffman, A. Lange, A. Loschel, and U. Moslener. (2005) "Assessing Emissions Regulation in Europe: An Interactive Simulation Approach", Energy Journal, 26.
- Burtraw, Dallas., Kahn, Danny. and Palmer, Karen L. (2005), "CO2 Allowance Allocation in the Regional Greenhouse Gas Initiative and the Effect on Electricity Investors", RFF Discussion Papers, 05-55.
(http://www.rff.org/rff/Publications/Discussion_Papers.cfm).
- Burtraw, Dallas., Palmer, Karen L. and Kahn, Danny. (2005), "Allocation of CO2 Emissions Allowances in the Regional Greenhouse Gas Cap-and-Trade Program", RFF Discussion Papers, 05-25.
(http://www.rff.org/rff/Publications/Discussion_Papers.cfm).
- CAN (2006), Europe response to public consultation on green paper on energy efficiency, January 27.
- CAN (2002), "Avoiding Dangerous Climate Change" CAN Position Paper, 2002年10月31日発表 (和訳: <http://www.wwf.or.jp/activity/climate/lib/powerswitch/Adequacy041202JP.pdf>)
- Christiansen, Atle Christer. (2003), "Convergence or divergence? Status and prospects for US climate strategy", Climate Policy, 3.
- Council on Foreign Relations (2006), "Climate Security: Risks and Opportunities for the Global Economy," Speech by the Rt Hon Margaret Beckett, MP [September, 2006].
(<http://www.cfr.org/>).
- Dales, J.H. (1968a), Pollution, Property and Prices, University of Toronto Press.
- Dales, J.H. (1968b), "Land, Water, and Ownership", Canadian Journal of Economics, (4), pp.791-804.
- Defra (2006), Evaluation of the Energy Efficiency Commitment 2002-05 by Eoin Lees Energy, 28 th February.

- den Elzen, M.G.J. and Mainshausen, M. (2005), "Meeting the EU 2°C Climate Target: Global and Regional Emission Implications", Netherlands Environmental Assessment Agency.
(<http://www.gci.org.uk/briefings/rivm.pdf>).
- den Elzen, Michel. and Meinshausen, Malte. (2006), "Multi-Gas Emission Pathways for Meeting the EU 2 degree C Climate Target", Avoiding Dangerous Climate Change, Cambridge University Press.
- DETR (2000), Energy Efficiency Commitment 2002-2005, November.
- Ellerman, A.D. (2000), Markets for Clean Air: The U.S. Acid Rain Program, Cambridge University Press.
- Esty, D.C. and Porter, M.E. (2002), "Ranking National Environmental Regulation and Performance: A Leading Indicator of Future Competitiveness?", World Economic Forum, The Global Competitiveness Report 2001-2002, Oxford Univ. Press.
- European Commission (2005), Doing More with Less - Green Paper on Energy Efficiency, June 22.
- European Commission (2006), Report on the Analysis of the Debate of the Green Paper on Energy Efficiency, May 29.
- European Parliament and the Council (2004), Directive 2004/101/EC of the European Parliament and of the Council of 27 October 2004, amending directive 2003/87/EC establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading with the Community, in respect of the Kyoto Protocol's project mechanisms, Official Journal of the European Union.
- Euro White Cert project (2005), Open Workshop, Interaction and integration of white certificate schemes with other policy tools for sustainable energy, Milan, April, 2005.
(<http://www.eurowhitecert.org>).
- Euro White Cert project (2006), Workshop on white certificate trading systems in the European Union, Budapest, January, 2006.
(<http://www.eurowhitecert.org>).
- Euro White Cert project (2006), White Certificates: concept and market experience.
(<http://www.eurowhitecert.org>).
- Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (2004), National Allocation Plan for the Federal Republic of Germany 2005-2007.
(http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/nap_kabi_en.pdf).
- German, John. (2006), "American Honda Motor's submission to the United States Committee on Energy and Natural Resources on the paper prepared by Senator Pete V. Domenici and Senator Jeff Bingaman".
(http://energy.senate.gov/public/index.cfm?FuseAction=IssueItems.View&IssueItem_ID=38).
- Hansen, James et al. (2005), Earth's energy imbalance: confirmation and implications. Science, 308, pp. 1431-1435.
- Hargrave, Tim. (2000), "An Upstream/Downstream Hybrid Approach to Greenhouse Gas Emissions Trading", Center for Clean Air Policy [CCAP].
- Helmut Kaiser Consultancy, Clean Energy and Renewable Energy Market Worldwide 2007-2010-2015.
(<http://www.hkc22.com/renewableenergy.html>)

- Intergovernmental Panel on Climate Change (2001), "Climate Change 2001", IPCC Third Assessment Report.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2007), Climate Change 2007: The Physical Science Basis(Summary for Policymakers, Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change), February, 2007.
- Klaassen, Ger. (1996), Acid Rain and Environmental Degradation: The Economics of Emission trading, Edward Elgar.
- Liroff, Richard A. (1980), Air Pollution Offset: Trading, Selling, and Banking, The Conservation Foundation.
- Liroff, Richard A. (1986), Reforming Air Pollution Regulation: The Toil and Trouble of EPA's Bubble, The Conservation Foundation.
- Kopp, R., Morgenstern, R., Pizer, W. and M. Toman (1999), "A Proposal for Credible Early Action in U.S. Climate Change Policy".
(<http://www.rff.org/rff/Publications/weathervane/Features/1999/A-Proposal-for-Credible-Early-Action-in-US-Climate-Policy.cfm>).
- Matthes, F. (2004), "Greenhouse Gas Emissions Trading: Outline of an Emissions Trading Scheme for Japan", Discussion Paper for WWF International.
(<http://www.wwf.or.jp/activity/climate/lib/kyotoprotocol/20040928b.pdf>).
[邦訳：マテス，F.(2005), 『温室効果ガス排出量取引：日本の排出量取引制度の提案』WWFジャパン] .
(<http://www.wwf.or.jp/activity/climate/lib/kyotoprotocol/20050126a.pdf>).
- Meinhausen, M. (2005), "On the Risk of Overshooting 2°C", Paper presented at the Symposium "Avoiding Dangerous Climate Change" [Exeter, UK, February 1-3, 2005].
(http://www.stabilisation2005.com/14_Malte_Meinshausen.pdf).
- Meinshausen, M. (2006), "What does a 2 degree target mean for greenhouse gas concentrations?", Avoiding Dangerous Climate Change, Cambridge University Press.
- Montgomery, W.D. (1972), "Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs", Journal of Economic Theory, 5, pp.395-418.
- National Highway Traffic Safety Administration [NHTSA] (2005), "Summary of Fuel Economy Performance March 2005".
(<http://www.nhtsa.dot.gov/portal/site/nhtsa/menuitem.d0b5a45b55bfb582f57529cdba046a0/>)
- Nordhaus and Boyer. (2000), Warming the World: Economic Models of Global Warming, MIT Press, Cambridge, Mass.
- Oberndorfer, U. et al. (2006), "The Impact of the European Emissions Trading Scheme on Competitiveness and Employment: A Literature Review", A Report Commissioned by World Wide Fund for Nature [WWF].
(http://www.wwf.es/cambioclimatico/cambio_climatico_pdf/ZEW_EU_ETS_Impacts_Full_Report.pdf).
- Porter, M. and van der Linde, C. (1995), "Toward a New Conception of the Environment Competitiveness Relationship", Journal of Economic Perspective, Vol.9, No.4.
- Regional Greenhouse Gas Initiative [RGGI], RGGI Memorandum of Understanding [MOU].
(<http://www.rggi.org/index.htm>).

- Regional Greenhouse Gas Initiative [RGGI], RGGI Model Rule.
(<http://www.rggi.org/index.htm>).
- Sorrell, Steve. and Skea, Jim. (1999), Pollution for Sale, Edward Elgar.
- Sterk, W. et al. (2006), Ready to link up? : Implications of Design Differences for Linking Domestic Emissions Trading Schemes, Joint Emissions Trading as a Socio-Ecological Transformation[JET-SET] Working Paper I/06.
- Stern, N. (2007), Economics of Climate Change: The Stern Review, Cambridge University Press.
- The UK Government. (2005), EU Emissions Trading Scheme: Approved National Allocation Plan 2005-2007.
(<http://www.defra.gov.uk/environment/climatechange/trading/eu/nap/pdf/0505nap.pdf>).
- U.S. Environmental Protection Agency [EPA] (2006), U.S. Greenhouse Gas Inventory Reports.
(<http://www.epa.gov/climatechange/emissions/index.html>).
- The World Council for Renewable Energy [WCRE] (2006), The Challenge of Renewable Energy Market Deployment, [Article published by Wolfgang Palz, WCRE Chairman].
(<http://www.wcre.de/>)
- Weyant, John P. and Hill, Jennifer. (1999), "Introduction and Overview", The Energy Journal, Kyoto Special Issue, vii-xliv.
- Winkelman, Steve., Tim Hargrave and Christine Vanderlan. (2000), "Transportation and Domestic Greenhouse Gas Emissions Trading", Center for Clean Air Policy [CCAP].
- World Wide Fund for Nature [WWF] European Office (2005), WWF's Contribution to the Green Paper on Energy Efficiency, December.
- World Wide Fund for Nature [WWF]. (2006), WWF's Assessment: Key National Allocation Plans for Phase II of the EU Emissions Trading Scheme.
(<http://assets.panda.org/downloads/naps.pdf>).

脱炭素社会に向けた国内排出量取引制度提案

2006年度 WWF ジャパン 報告書

2007年3月3日発行

発行 **WWF気候変動プログラム**

WWF ジャパン

東京都港区芝3-1-14 日本生命赤羽橋ビル6F

TEL. 03-3769-1711 FAX. 03-3769-1717

<http://www.wwf.or.jp/climate/> climate@wwf.or.jp

DTP編集レイアウト：荒川俊児 印刷：栄光舎
©WWF ジャパン 本書から転載される際には、必ずWWF ジャパンにご一報ください



WWF's mission is to stop the degradation of the planet's natural environment and to build a future in which humans can live in harmony with nature, by:

- conserving the world's biological diversity
- ensuring that the use of renewable resources is sustainable
- promoting the reduction of pollution and wasteful consumption.

WWF 気候変動プログラム

WWF ジャパン
東京都港区芝3-1-14 日本生命赤羽橋ビル6F
TEL. 03-3769-1711
FAX. 03-3769-1717



Mixed Sources
Product group from well-managed
forests, controlled sources and
recycled wood or fiber

Cert no. SA-COC-1277
www.fsc.org
© 1996 Forest Stewardship Council