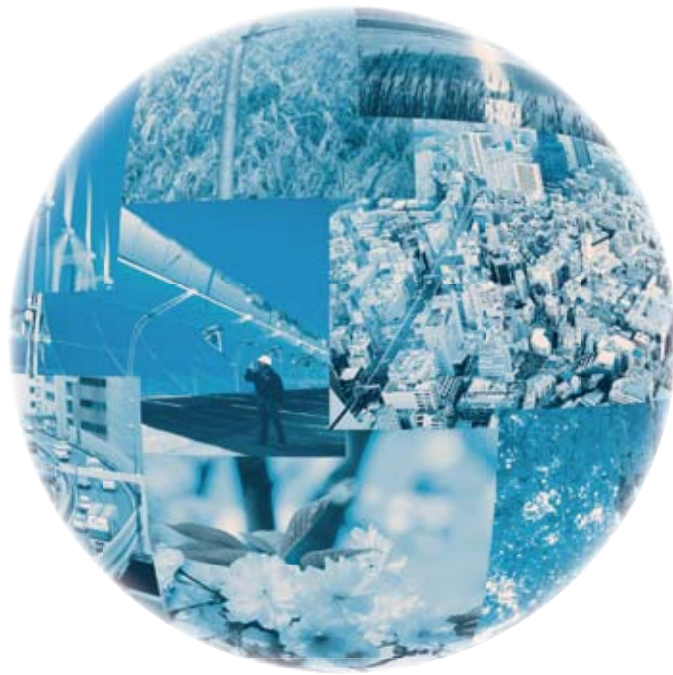




WWF®

for a living planet®

脱炭素社会に向けた ポリシーミックス提案



WWF ジャパン 2010 年報告書

諸富徹／編著

兒山真也 清水雅貴 鈴木靖文 東愛子 藤川清史

脱炭素社会に向けた ポリシーミックス提案

WWFジャパン2010年報告書

諸富徹／編著

兒山真也 清水雅貴 鈴木靖文 東愛子 藤川清史

2010年4月

はじめに

2009年8月に行われた衆議院選挙で勝利し、歴史的な政権交代を経て成立した民主党政権は、そのマニフェストにおいて意欲的な温暖化対策を掲げていた。そこには1990年比で温室効果ガス排出を2020年までに25%削減するという目標をはじめ、それを達成する手段としての排出量取引制度、炭素税、再生可能エネルギーの全量固定価格買取制度の導入が盛り込まれていた。

これらの内容は後に、地球温暖化対策基本法案の策定という形で具体化することになる。2010年3月12日に閣議決定されたこの法案は、条件付きだが25%削減目標を書き込んだだけでなく、2050年までに温室効果ガス排出を90年比で80%削減する長期目標も明記した点で画期的であった。しかし、法案策定過程でもっとも議論が集中したのは、排出量取引制度のあり方であった。

法案の当初案では、排出量取引制度は対象部門の温室効果ガス排出総量に厳格な上限を画し、その下で取引を許容するキャップ&トレード方式とすることが明記されていた。しかし、報道によれば経済産業省、産業界、さらには労働組合までもが、キャップ&トレード方式は産業に与える影響が大きく、その国際競争力を弱め、成長を阻害すると反発した。結局、法案では企業に総排出量の上限を課す「総量規制方式（つまりキャップ&トレード方式）」を基本としつつも、「原単位方式」もあわせて検討することが明記された。

しかし、原単位方式は排出総量をコントロールできないという点できわめて問題が多い。原単位方式とは、企業の排出を原単位、つまり生産1単位あたりの排出量で規制する方式を指す。原単位方式だと、仮に原単位が一定に保たれていても、分母となる生産量が増加すれば、定義からいって排出量の増加は許容される。つまり、原単位方式で規制を実行しても排出総量のコントロールには失敗するのである。

この原単位方式はたしかに、2002年にイギリスで導入された英国排出量取引制度（UK ETS）で採用された。しかし、2005年に欧州連合排出量取引制度（EU ETS）が導入されたことで、その対象となった大口排出者はEU ETSのスキームに移行し、UK ETSは残存する中小排出者のみによる小規模な制度として残存しているにすぎない。アメリカの下院で可決されたワックスマン＝マーキー法案、上院で審議されているケリー＝ボクサー法案、同じくアメリカの東北部10州が共同で導入したRGGI、そしてオーストラリアで審議中の排出量取引制度法案は、いず

れもキャップ&トレード方式である（本報告書第6章参照）。たしかにカナダは当初、原単位型排出量取引制度の検討を表明していたが、アメリカがキャップ&トレード方式の導入を目指す方針を打ち出して以来、カナダはそれに追随する意向を表明している。

このようにキャップ&トレード方式が台頭してきている背景には当然合理的な根拠がある。それは、各国とも自らの排出削減目標を達成するために、キャップ&トレード型排出量取引制度によって総量をしっかりとコントロールしようとしているからである。炭素税と比較した場合の排出量取引制度の最大の利点は、その量的コントロールの堅牢さにある。したがって、この利点が発揮できない原単位方式では、何のための排出量取引制度なのか分からなくなってしまう。

いずれにせよ、温暖化対策基本法案では、法案成立後、1年以内をめどに成案を得るとされており、これから日本でも排出量取引制度の制度設計論議が本格化する。すでに、環境NGOの気候ネットワークや東京都環境局からも、国レベルの排出量取引制度の設計についての具体的な提案が相次いでいる。本報告書の目的は、まさにこのタイミングで、国内排出量取引制度の具体的な設計論議に貢献することにある。

ここで、本報告書の成立経緯を若干説明しておきたい。この報告書は、2009年5月に開始されたWWFジャパンと京都大学による排出量取引制度についての第2次共同研究の成果である。第1次共同研究の成果である『脱炭素社会と排出量取引』（諸富徹・鮎川ゆりか編、2007年、日本評論社）は幸いにして各方面で反響を呼び、多くの読者を得て版を重ね、現在に至っている。本報告書は、この第1次共同研究の成果を引き継ぐものである。しかしそれだけでなく、その後のさまざまな国内外の情勢変化や研究の進展を踏まえ、さらに提案内容を発展させる目的をもって企画された。

われわれは、今回もまた産業・エネルギー転換・工業プロセスの3部門を対象とする下流型の排出量取引制度の設計を基本としている。しかし、それだけでカバーできない部門に対しては異なる政策手段の導入で補完し、全体として日本の温室効果ガス排出を効果的かつ効率的に削減するためのポリシーミックス提案となるよう意を注いだ。そのためには、それぞれ独自の排出特性をもつ家庭・業務・運輸の各部門に関する専門家の力を結集する必要があった。また、本書の政策提案が、日本経済に対してどのようなインパクトを与えるのか、産業に対してどのような影響を与えるのかを定量的に評価して提示することもきわめて重要だと考えた。最後に、本提案を各国で実施あるいは議論されている排出量取引制度の最新の知見を踏まえて設計し、さらにそれらの知見を読者と共有しておくことが重要であると判断し、最新の各国政策情報の整理と評

価を行うことにした。そのため今回は、これらの問題領域に関する専門的知見を持つ研究者の参画を仰ぎ、彼らによる研究プロジェクトを組織した。本報告書はその成果であり、以下のプロジェクトメンバーによって分担執筆されている。

諸富徹（京都大学大学院経済学研究科・教授、研究プロジェクト代表、排出量取引制度担当、「はじめに」および第1章執筆）

兒山真也（兵庫県立大学経済学部・准教授、運輸部門担当、第2章執筆）

鈴木靖文（ひのでやエコライフ研究所・代表取締役、家庭部門担当、第3章執筆）

東愛子（京都大学大学院経済学研究科・研究員、業務部門担当、第4章執筆）

藤川清史（名古屋大学大学院国際開発研究科・教授、第5章執筆）

清水雅貴（横浜国立大学経済学部非常勤講師、第6章執筆）

本報告書の作成に至る過程では、上記研究プロジェクトメンバーとWWFジャパン・気候変動チームによる合計6回にわたる検討会を開催し、2009年9月27日～10月11日には、研究プロジェクトメンバー3人（諸富、清水、東）による欧州およびアメリカへの排出量取引制度海外調査を実施した。欧州連合（EU）日本政府代表部・一等書記官の田中良典氏、在アメリカ日本大使館・一等書記官の小紫雅史氏には、われわれの現地調査を助けて頂いただけでなく、当地の最新の政策情報をご提供頂いた。この場をお借りして御礼申し上げたい。

2009年11月27日には、それまでの調査研究の成果をまず報告書第1版として記者発表した。これに対して本報告書は、その後に専門家による査読を受け、第1版に大幅な加筆修正を行った結果として生み出された第2版である。

大変ご多忙の折、本報告書の査読をお引き受け頂いた故天野明弘氏（神戸大学・関西学院大学・名誉教授）、外岡豊氏（埼玉大学経済学部・教授）、明日香壽川氏（東北大学東北アジア研究センター・教授）、濱崎博（富士通総研経済研究所・主任研究員）、上岡直見氏（環境自治体会議環境政策研究所・主任研究員）には、研究プロジェクトチームを代表して心より感謝申し上げます。もちろん、本報告書におけるあらゆる誤りは本報告書執筆メンバーの責任に帰すことは言うまでもない。

なかでも天野明弘先生には、われわれの報告書を大変詳細に読んで頂いただけでなく、A4用紙で54ページ、合計4万8千字超にも上る膨大な量のコメントをお寄せいただき、われわれの概念上の混乱から誤字脱字に至るまで、正して頂いた。その真摯なお仕事ぶりには感銘を受け、ま

た研究者として教えられるところ多く、ここに特筆して感謝を申し上げる次第である。残念ながら、天野先生は、2009年12月31日にわれわれにコメントを送ってこられてからわずか3カ月後の3月25日に、病のために逝去された。天野先生のコメントに応えようと格闘しながら本報告書を仕上げる作業中だった我々は、突然の訃報に衝撃を受けた。天野先生に本報告書を捧げるとともに、ご冥福をお祈りする次第である。

最後に、本研究プロジェクトを企画立案するだけでなく研究資金を調達し、さらに、研究開始以降は、研究プロジェクトメンバーが研究を遂行しやすいようさまざまな面でサポートしてくださったWWFジャパン・気候変動プログラムの山岸尚之氏、小西雅子氏、池原庸介氏には、心より御礼申し上げたい。各人はいずれも高度な専門的知見を有し、かつ自然保護の理念の実現に向けてキャンペーンや交渉をこなす、一級のNGO活動家である。このような有能な人材が環境NGOの世界に育ってきたことを一研究者として非常にうれしく思う。共同研究の過程を通じて彼らと行った議論には本当に多くの刺激を受け、かつ楽しいものであった。当方の諸事情のために当初のスケジュールを何度も延期させてもらったにもかかわらず、そのたびに柔軟に対応してくださった点は大変ありがたかった。また、森田系太郎氏（気候変動プログラム・アルバイト）には、本書に採録された多くの図表作成を担当していただいた。検討会の準備等では、古澤千明氏（同上）にもお手伝い頂いた。以上の支援に対して、本研究プログラムメンバーを代表し、この場をお借りして厚く御礼申し上げたい。

2010年4月8日

諸富 徹

1) 『脱炭素社会に向けたポリシーミックス提案』は、京都大学の諸富徹教授をはじめとする研究チームによって作成された。具体的なメンバーは以下の通り。諸富徹（京都大学大学院経済学研究科・教授；排出量取引制度および全体総括）、兒山真也（兵庫県立大学経済学部・准教授；運輸部門）、鈴木靖文（ひのでやエコライフ研究所・代表取締役；家庭部門）、東愛子（京都大学大学院経済学研究科・研究員；業務部門）、藤川清史（名古屋大学大学院国際開発研究科・教授；GTAPによる定量分析）、清水雅貴（横浜国立大学経済学部非常勤講師；国際動向調査）。要約は、WWFジャパンが作成した。本体報告書は以下のURL参照。http://www.wwf.or.jp/torihiki

2) ただし、以下で具体的に見るように、それぞれの部門について、固有の排出量取引制度を構築することはできる。

要約 WWFジャパン作成¹⁾

本提案の目的と概要

2009年夏の総選挙によって誕生した鳩山新政権は、温室効果ガス排出量に関する中期目標として、2020年までに1990年比で25%削減するという目標を掲げた。

WWFは、気候変動による悪影響を最小限に抑えるためには、先進国全体として、2020年までに1990年比で少なくとも40%の削減をすることが必要と考えている。「25%」という日本の目標は、この先進国全体で必要とされる目標に対して、決して十分ではないが、責任ある貢献ができる目標といえる。

今後は、「25%削減」目標を達成しつつ、より長期的には、日本全体を“脱”炭素社会へと導いていくための政策をどのように導入していくかが極めて重要である。

『脱炭素社会へ向けたポリシーミックス提案』は、その政策議論に**具体的な提案**をもって貢献するために作成された。

中心となるのは、**エネルギー転換、産業、工業プロセス**という3つの部門を対象とする**キャップ&トレード型の排出量取引制度**である。同制度は、現在では先進国における気候変動政策のスタンダードとなりつつあり、現政権もすでに導入については決定している。

しかし、排出量取引制度は万能ではない。排出量取引では対象とすることができない部門についても、適切な政策を導入し、日本全体として、温室効果ガスの排出量削減を進めていかなければならない。そのために、本提案では、**排出量取引制度では通常対象とすることができない、運輸、家庭、業務**といった分野についても²⁾、それぞれ**独自の政策**を提案し、総合的な“ポリシーミックス”を提案している。表1は、「25%目標」を国内削減で達成しようとした時の、各分野での削減率のイメージである。

ただし、本提案では、各部門における個別対策による削減量の積み上げには重点をおいていない。むしろ、**各部門で必要とされる対策を後押しするような「仕組み」としての政策**に重点を置いている。以下では、それぞれの部門における政策のポイントについて紹介をする。

表 1：ポリシーミックス全体の削減率のイメージ

	1990	2007	90年比	2020	90年比
経済全体	1,259	1,374	9%	945	-25%
CO ₂ 全体	1,143	1,304	14%	857	-25%
ETS対象部門全体	770	881	14%	557	-28%
キャップ				514	
新規排出源の取り置き(5%)				26	
オークションの取り置き(10%)				51	
エネルギー転換	318	440	38%	179	-44%
産業	390	387	-1%	240	-38%
工業プロセス	62	54	-13%	18	-71%
非ETS対象部門					
運輸	211	242	15%	171	-19%
業務	84	88	5%	63	-25%
家庭	57	63	11%	45	-21%
廃棄物	22	31	41%	21	-5%
裾きり対象				43	

※非ETS対象部門の削減率はあくまで参考値。2020年時点でも、各部門の排出量の割合が2007年時点と同じになると仮定して、非ETS対象部門に求められる削減率から計算をしている。
(出所) WWFジャパン作成。

1. 排出量取引制度 (産業・エネルギー転換・工業プロセス)

1.1. 排出量取引制度の全体像

本ポリシーミックス提案の中で、排出量取引制度は大規模排出者を対象とする中核的な制度となる。日本全体として、2020年までに温室効果ガス排出量を1990年比25%削減し、2050年までに同80%削減するような排出量削減と統合的な制度となるような設計を検討した。

具体的な制度の形は、表2のようになる。また、ここで示されている排出枠配分の考え方を図示したのが、図1である。

排出量取引制度の制度設計の中でも、キャップの設定と排出枠の配分方法は、制度の有効性を左右する重要論点である。したがって、この概要では、その2つの論点に重点をおいて本提案の中身を紹介する。

鍵となるキャップの設定方法

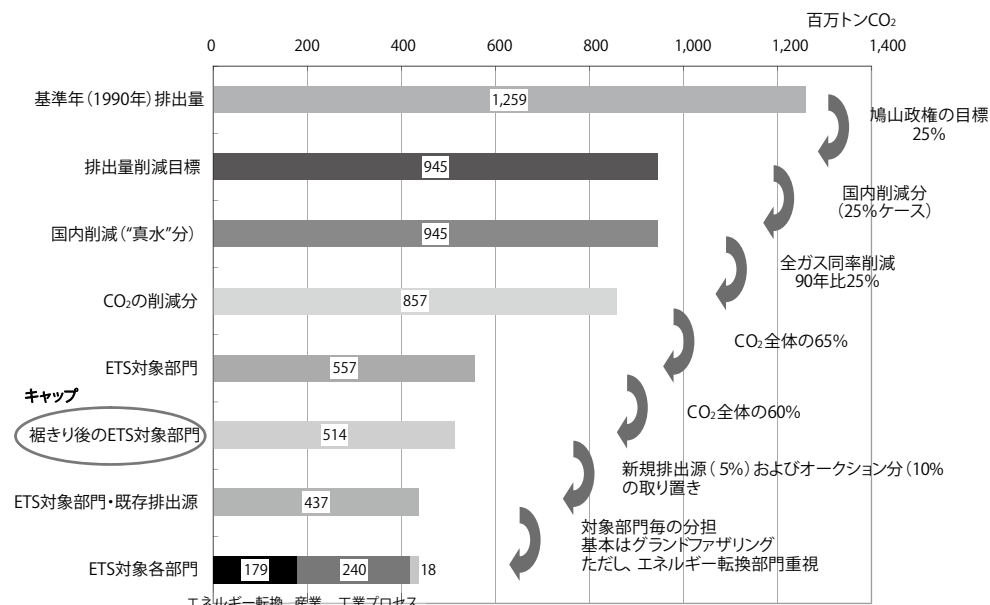
キャップ&トレード型の排出量取引制度においては、その環境的効果を決定するものとして、キャップ設定の方法が鍵となる。本提案では、2020年に温室効果ガス排出量を1990年比25%削減するという目標に合致したキャップを作るため、図1のようなステップを経てキャップを導出した。

表 2：排出量取引制度の概要

項目	制度内容
国全体の温室効果ガス排出量削減目標	2020年までに90年比25%削減、2050年までに90年比80%削減。
国内削減の割合（“真水”部分）	原則として、25%を全て国内削減で行う（「推奨ケース」）。ただし、幅を示すために、10%分をオフセット・吸収源で行う15%国内削減（「オフセット・吸収源最大限活用ケース」）も検討。
対象とするガス	基本はCO ₂ 。ただし、他のガスを状況に応じて追加することは否定しない。
規制段階・規制する排出方式	下流/直接排出。省エネ法第1種以上の事業所。
対象部門/カバー率	エネルギー転換・産業・工業プロセス。CO ₂ 全体の約65%をカバーする。
約束期間	第1期（2012年～2015年）、第2期（2016年～2020年）。以降、5年で区切ることを原則とする。
部門間・業種間の排出削減努力分担	エネルギー転換部門に重点的に削減を求める。各“業種”に対してはグラントファザリング方式で割り当てる。
事業所レベルの排出枠の配分方式	<p>▼第1期：2012年～2015年</p> <p>キャップの90%は無償配分；10%はオークションを実施する。無償配分については、ベンチマーク方式（詳細は下記）での配分を基本とするが、ベンチマーク設定が不可能な業種はグラントファザリングを適用。</p> <p>▼第2期：2016年～2020年</p> <p>キャップの90%は無償配分。原則として全てベンチマーク方式による配分。</p> <p>▼第3期以降：2021年～2025年（以降は5年毎を基本とする）</p> <p>全量オークションへと移行。</p>
新規排出源	新規排出源用の無償配分枠として各時期にキャップの5%分を確保。
カーボン・リーケージ国際競争力への配慮	2021年以降の全量オークションへの移行時に、国際競争力上の懸念が大きい業種のみ、ベンチマークによる無償配分を継続する。国境調整は現状では課題が多いため、行わない。
オークションの設計	方式：封印入札・均一価格方式。 参加者：非規制対象者も参加可とする。 購入量上限：初期においてのみ、期限付きなら検討する。 下限価格の設定：初期においてのみ、期限付きなら検討する。 実施頻度：少なくとも月1回、実施が可能であれば週1回。
オークション収入の使途	低炭素経済構築のための研究開発投資 低炭素経済構築のためのインフラ整備 消費者保護 労働者に対する教育訓練投資 「適応」や「植林」などを目的とした途上国への資金還流
炭素税とのミックス	炭素税を上流で導入。 下流で排出量取引制度対象者には還付を行う。

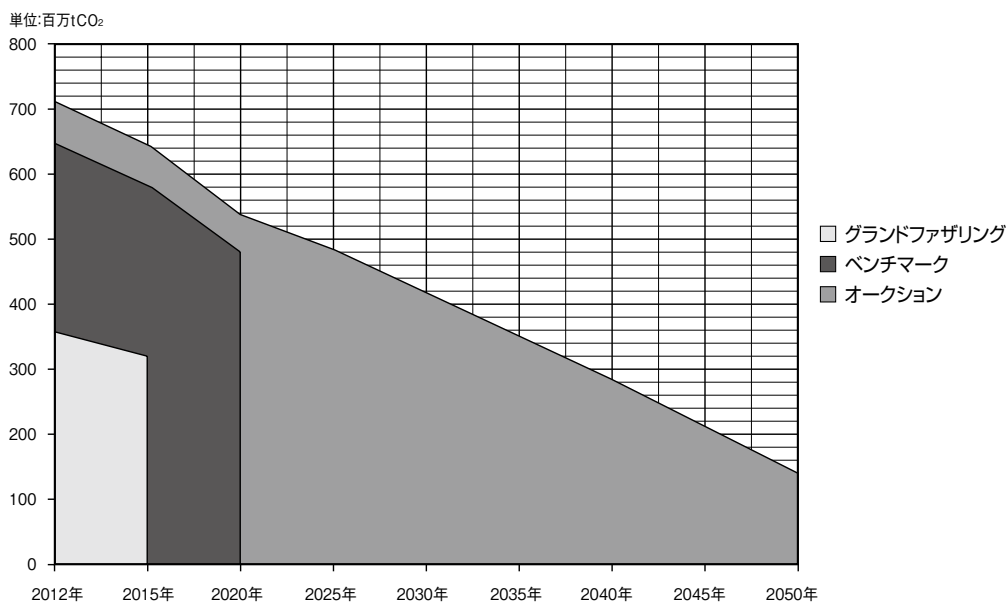
(出所) WWFジャパン作成。

図 1：キャップ設定のプロセス



(出所) WWFジャパン作成。

図 2：提案された初期配分方式に基づいた配分の時系列的变化のイメージ



(出所) 諸富徹作成。(本書第1章より)

ベンチマーク方式の詳細

表2の制度概要で見たように、本提案の2020年までの排出枠配分においては、ベンチマーク方式が主要な役割を果たす。したがって、そのベンチマークをどの様に設定し、個別事業所の排出枠の量を決定するかは、制度設計においても非常に重要な意味を持つ。

ベンチマーク方式を用いて排出枠の配分量を決める作業は、実際には、定められた排出量のベンチマークに何がしかの活動量をかけて、配分量を決定するという作業になる。したがって、ベンチマーク方式を実施す

るに当たっては、1) ベンチマークに何をかけて排出枠量を決めるのか、2) 基準とすべきベンチマークを、何を基準に決めるのか、という2点それぞれについて異なる選択肢がある。本提案では、表3にあるような理由から、ベンチマークに掛け合わせるものとして「設備能力」を選択し、ベンチマーク基準の決定は「相対比較ベース」で行うことを提案する。

表3：ベンチマーク方式の種類と選択

排出枠量決定のためにベンチマークに掛け合わせるもの	生産量 (過去生産量 将来予測生産量)	生産量ベースでは、次期もより排出枠量を増やしたいとの考えから、排出枠量ギリギリまで生産を行う誤ったインセンティブが働く。燃料種別・技術種別では、たとえば、石炭火力からガス火力へのシフトにインセンティブが働かないなど、より低炭素の技術に移行するインセンティブが弱くなってしまう。したがって、操業率決定等の課題を十分に検討した上で、 設備能力 をベースとするのが望ましい。
	設備能力	
	燃料種別・技術種別	
ベンチマークの基準	技術ベース (利用可能な最良技術 (BAT))	最良技術を定義する作業は実は難しく、情報を被規制者に依存しなければならない部分が多い。したがって、技術ベースよりも、 相対比較ベース を選択すべき。また、相対比較ベースとするとき、上位何%とするか、それとも平均値をとるかが課題になるが、これは全ての主体に無償配分がされる場合はそれほど大きな問題にならない。ただし、2021年以降の「原則」全量オークションを見据えると、排出枠配分の量を限定する必要があるため、 上位10% とする。
	相対比較ベース	

(出所) WWFジャパン作成。

オークション設計

本提案では、2021年以降の排出枠配分方式は原則として全量オークションとすることを提案している。その前段階として、制度開始の当初(2012年)からも、全体の排出枠配分量のうち10%をオークションによって配分すべきとしている。

オークションには複数の方式があるが、本提案では、「封印入札・均一価格方式」のオークションを採択することを提案している。封印入札とは、一回切りの入札で価格を決定してしまう方式である。その他の方式としては、何度か入札を繰り返しながら価格を発見していく「競り上げ入札」方式もある。「競り上げ入札」の方が、価格発見能力の点で優れていると考えられていたが、これまでの研究結果からそうでもないことが分かっている。また、制度の簡明さから言っても、封印入札の方が優れている。そして、封印入札方式の中でも、実際の価格をどのように決定していくかによって複数の選択肢があるが、本提案では、落札したすべての参加者に均一の価格で排出枠を販売する「均一価格」方式を採用することを提案している。

オークションの運営にあたっては、価格暴落や激しい変動性への懸念から、参加者の制限、購入上限、下限価格を設定するという選択肢もある。

しかし、本提案では、オークションが本格化する2021年までに排出量取引市場が十分な厚みを持って機能していれば、そうした懸念は小さくなると想定している。また、オークションの実施頻度をなるべく高くし、少なくとも月1回、可能なら週1回とすることで、そうした問題を回避できる。

産業の競争力問題への対応

排出量取引制度を無償配分から有償配分に移行させていくと、産業に対する影響が大きくなっていく。しかし、ある産業に対して排出量取引制度が大きな影響を与えるかどうかは客観的に分析されなければならない。その指標として、本提案では、EUおよびアメリカでも検討されている2つの指標に着目することを提案する。1つは、排出量取引制度がもたらす負担増が、当該産業分野の企業の粗付加価値や出荷額にどの程度の影響を与えるか、という指標である。もう1つは、当該産業が、どれくらい国際競争に実際にさらされているか、つまり、年間の売上や出荷額にしめる輸出入額の割合である。こうした客観的な指標を使用して、当該産業が国際競争力問題にさらされているかどうかを検討し、必要であれば対応する措置をとるべきである。

その措置の候補としては、国境調整や無償配分の割合を増やすことなどが考えられる。前者は現状では法的・技術的な課題が多く、実施は困難であるため、無償配分の割合を増やすことで対応するのが望ましい。

1.2. ポリシーミックスの全体像

炭素税とのミックス

本ポリシーミックス提案の中では排出量取引制度が中核的な政策ではあるが、既に述べたように、それだけでは全ての部門をカバーすることができない。排出量取引制度部門ではカバーできない部門をカバーする政策の1つとして、炭素税を導入することを提案する。

ただし、排出量取引制度を既に導入している部門においては、過重な負担となることを避けなければならない。そこで、化石燃料利用の流れの中の上流で炭素税を課税し、下流で（排出量取引制度対象者については）還付がされる仕組みを導入するべきである。

他部門での政策とのミックス

炭素税とのミックスに加え、以下で説明する個別部門における政策を組み合わせることで、ポリシーミックスが構成される。表4は、その全

体像を示したものである。それぞれの部門では、独自の排出量取引制度（ETS）を導入する部門もあるが、それらはいくまで本体の排出量取引制度とは独立したものとして設計し、相互には接続しない。

表 4：ポリシーミックスの全体像

		エネ転	産業	業務	家庭	運輸
化石燃料	上流	上流型炭素税				
	下流	ETS本体				
電気・ガス				業務ETS	コンシェルジュ制度	

(出所) 諸富徹作成 (本書第 1 章より)

2. 運輸部門において講ずべきCO₂排出削減対策

日本における運輸部門のエネルギー起源CO₂排出量は2007年度に2.49億トン（旅客60.4%、貨物39.6%）であり、1990年比で14.6%増、総排出量の19.1%であった。約9割が自動車からの排出である。運輸部門からのCO₂排出削減のための政策実施にあたっては、運輸部門の多様性を見落とさず、交通市場に無用な歪み（公共交通にとっての競争条件悪化など）をもたらさないよう留意する必要がある。

当面とるべき対策としては以下が挙げられる。ただし、部分最適に陥ることがないよう総合的な観点から実施することが重要である。

- ・ 自動車の単体対策（次世代自動車の開発・普及、エコドライブの普及促進など。リバウンド効果に注意）
- ・ 環境負荷の小さい都市構造・地域構造（コンパクト化。都市計画税の見直しなど）
- ・ 道路整備に依存しない交通流対策（誘発需要に注意。自転車活用の条件整備など）
- ・ モーダルシフトと物流の効率化（ロードファクターの向上など）
- ・ 公共交通機関の利用促進とエネルギー効率の一層の向上
- ・ 地方の公共交通機関の維持
- ・ 自動車の利用者による適切な費用負担（自動車の社会的費用を考慮した燃料税率の戦略的な引き上げなど。エコカー減税・補助金は限定的に）
- ・ 確実性の高いCO₂削減策の実施（排出量取引など）

短期的に重要な課題

1) 高速道路無料化・土日祝日1000円の撤回

高速道路料金の無料化や大幅割引は、交通需要マネジメント（TDM）の観点から見ても逆モーダルシフト政策というべきもので、CO₂排出増加、公共交通の経営悪化、高速道路の渋滞、財政負担といったマイナス面が非常に大きく撤回すべきである。

2) 自動車関係諸税の税率水準維持

日本のガソリン税率は国際的に見ても低く、また最近10年間でガソリン税率を引き上げている国が大半である中、日本では一定である。暫定税率廃止により自動車燃料税率を引き下げるとは、世界の環境政策の趨勢に逆行するものであり、自動車を節度なく使用することを認め、自動車に依存した交通体系とCO₂の大幅な増加をもたらすことになる。平成22年度税制改正大綱により、暫定税率が概ね維持されたことは評価できるが、民主党が公式に撤回した形跡は見当たらず、地球温暖化対策税に関する議論を通じ同様の提案が改めて息を吹き返すおそれがある。暫定税率の実質的な撤廃は回避すべきである。

中長期的に重要な課題

1) 自動車燃費規制

1999年に策定されたトップランナー基準は、車両重量区分ごとに設定されており、重い車両ほど緩い基準が適用されている。現状では、車両の小型化が徐々に進んでいるが、経済の好転などにより今後仮に大型化の方向へシフトした場合、燃費が悪化する可能性がある。2007年度に策定された乗用車等の新燃費基準でも、重量区分ごとに基準が設定されており、今後は、この重量区分ごとの基準を改める必要がある。ただし、全体としての燃費基準のレベルは、ほぼ欧米の最新規制並みとみられ、概ね適切といえる。今後はより長期のビジョンも掲げるべきであり、次世代自動車の普及を考慮した燃費基準からCO₂排出基準への移行や、走行段階だけでなく上下流におけるCO₂排出（ライフサイクルでの排出基準）も考慮した評価手法の導入を検討する必要がある。

燃費基準より厳しい水準に、強制力を持たない「燃費標準」を設定することも考えられる。「燃費標準」が新たな参照点となり、それより燃費が劣る自動車を選択することに対する抵抗感から、低燃費車の選択を促進する効果が期待される。

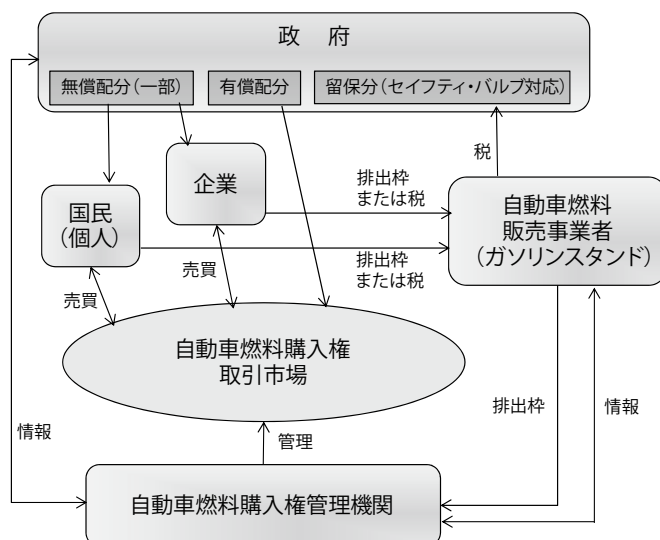
2) 国内運輸部門における排出量取引

自動車交通については、取引参加者が膨大なため導入は困難という考え方もあるが、排出量取引への運輸部門の参加は今や特別のことではない。ここでは、運輸部門での排出量取引制度（運輸ETS）として自動車燃料購入権の取引について提案する。

- ・ 政府は1年間の自動車燃料（ガソリン、軽油、LPG、CNG）の消費に伴うCO₂排出許容量を決定し、それに対応した燃料購入権を発行する
- ・ 燃料購入権の取引には、既存のシステムを最大限活用した電子的取引システムを構築し、ICカードなど電子記録媒体を用いてリアルタイムで行う
- ・ 燃料購入権の売買は相対取引ではなく、株式取引のように多数の参加者のもとで行われ、取引価格は変動する
- ・ 消費者（個人・法人）は、主にインターネットを用いて株取引と同様の手続きと操作により市場取引に参加する。また、コンビニエンスストア、ガソリンスタンドなどでも行えるようにし、例えばガソリンスタンドで自動車燃料を購入する際は、保有する燃料購入権の残高を引き落とすか、その場で市場価格で購入する
- ・ 燃料購入権のうち一定割合について当面は無償配分し、残りは市場価格で放出する
- ・ 無償配分については全国民に対し1人当たり等量を配分し、自由な取引に委ねる
- ・ 自動車燃料消費量が少なければ売却収入を得ることができ、燃料消費削減のインセンティブとなる
- ・ 既存レベルの情報システムを活用することで、過度なコストをかけずに実行できる

本取引制度の最大のメリットは、自動車からのCO₂排出削減の確実性が高い点である。燃料税も資源配分上効率的であるが、CO₂の排出を年々削減するには、税率を徐々に引き上げる必要があり、一部無償配分が可能な燃料購入権の方が受け入れやすい可能性がある。

図 3：自動車燃料購入権取引の概略図



(出所) 兒山真也作成 (本書第 2 章より)

その他の課題

1) 国際バンカー燃料

京都議定書の附属書 I 国、非附属書 I 国ともに、国際バンカー燃料起源のCO₂は増加しており、削減のためのルールづくりが急務である。日本も受身ではなく、国際ルールの構築に主体的に関与すべきである。

2) 運輸部門からのCO₂削減のための国際協力

インフラ建設や整備・運営・維持管理など日本の高い鉄道技術の海外における活用により、持続可能な交通の実現に寄与できると考えられる。そのためには、適切な官民の役割分担や有効な資金メカニズムの構築が必要である。

3. 民生家庭部門対策

3.1. 省エネコンシェルジュ制度の提案

家庭部門は、主に電力消費による間接排出が多くを占める。従来の日本政府の手法では、国民運動による普及啓発や、エコポイントなどの一時的なキャンペーンに、その対策のほとんどを頼ってきたが、より削減量確保に効果的な方法として、以下の規制的手法を提案する。

家庭部門の地球温暖化対策としては、個々の家庭への適切な情報提供と、省エネ機器補助等のインセンティブ付与が不可欠である。そこで、家庭におけるCO₂排出削減を、エネルギー供給業者の義務とし、エネル

ギー価格に上乗せして徴収したお金を活用して、温暖化対策を進める制度を提案する。欧米ではすでに、エネルギー供給業者が家庭の省エネ対策の一翼を担う制度が、主要な施策として定着している。こうした事例を参考に、日本の特徴を生かす工夫を加え、「省エネコンシェルジュ制度」として整理を行った。

制度の概要

省エネコンシェルジュ制度は、「エネルギー供給業者（電力会社、ガス会社）に、家庭のCO₂排出削減対策を行うことを義務づける」制度である。家庭の現場で、省エネコンシェルジュと呼ばれる資格を持った人が、省エネ診断、提案、評価を担う。

家庭でのCO₂削減対策を、CO₂削減量ベースで、エネルギー供給量に応じて、供給事業者

に義務づける。直接業者が、「省エネコンシェルジュ」を育成して、家庭の対策を行う以外に、診断企業やNPOなどが実施した家庭のCO₂対策量を買い取った

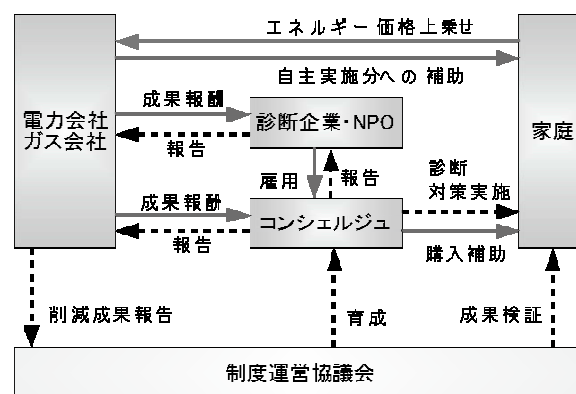
り、家屋の居住者が自ら対策を行った対策量を買い取りもできるようにする。

CO₂削減に関わる経費については、販売量が減少することによる機会便益の損失も含めて、エネルギー価格への上乗せを認める。この仕組みは、現状のエネルギー供給業者を、エネルギー供給量増大によってしか利益を上げられない構造から解放し、省エネが求められる社会に合う公共的事業者に変換することを可能とする。

省エネコンシェルジュは、家庭の省エネ調査を行い、使い方や要望を配慮した上で、効果的な省エネ対策を提案し、それに基づいて家庭でCO₂削減対策を行うところまでをサポートする。対策により家庭でCO₂対策をできた量を、規定の計算方法に従って定量評価し、これを成果として報告し、報酬を受け取ることができる。

なお、省エネ型機器更新にあたっては、家庭の自主的な申請によってもエネルギー供給業者からのペイバックが受けられるが、省エネコンシェルジュを通じた対策のほうが、客観的な確実性が高いことから、ペイバック価格を高くする仕組みを制度に組み入れる。これにより、省エネコン

図 4：省エネコンシェルジュ制度の概要



(出所) 鈴木靖文作成 (本書第3章より)

シェルジュのニーズを増やすこともできる。

CO₂削減量算出の手法と削減目標について

家庭のCO₂削減見込み量の推計方法としては、対策による削減量を積み上げる方法が現実的と考えられる。協議会で基準となる計算手法および対策メニューを設定し、技術改善等に応じて適宜見直していくものとする。また、実際に対策を行った家庭についてサンプル調査を行い、計算による削減見込み量が適切であるかどうか、検証を行い、改善をすることで、信頼性をもつ削減効果とみなすことができる。

家庭の温暖化対策のポテンシャルは大きいですが、削減目標を高くするほど費用負担も大きくなる。現2020年までに1990年レベルから温室効果ガス排出量を25%減らすことが掲げられているが、1990年以降の増加が激しい家庭部門では、この削減率を達成することは難しい。現実的な削減量として現状から39%（7,033万トン-CO₂）の削減を想定した。今後10年間で、国内全ての家庭（約5,000万世帯）に対して、省エネコンシェルジュサービスが提供されるものとする。

費用について

年間500万世帯に対してサービスを提供するために、1万人程度の省エネコンシェルジュが活動し、1人あたり年間500世帯を担当することを想定、人件費等として年間1,000億円の費用が想定される。

さらに、省エネ対策を行った場合の家庭向けのインセンティブとして、年間8,400億円の補助を用意する試算を行った。この金額は、現在の太陽光発電装置への設置補助額を参考にし、各種対策によるCO₂削減1tあたり8,500円の補助額として想定したものである。

この合計、年間9,400億円を、家庭向けの電気およびガスの販売価格に上乗せをすると、1世帯あたり年間1万9,000円程度（約10%）の価格上昇となる。別途検討が進められている環境税や、排出量取引におけるオークション収入などをあてることも考えられる。

ちなみに2009年度第1次補正予算で、家電エコポイントの予算が2,946億円、エコカー補助金が3,702億円、第2次補正予算では住宅エコポイントが1,000億円計上されており、合計で8,000億円程度となり、これらは税金からまかなわれている。この同オーダーの金額で、より効果的な削減を見込むことができるといえる。

削減ポテンシャル評価

対策を着実に進めた場合、2020年時点で太陽光を除いた民生家庭部門としては現状から29%減、太陽光を家庭の対策として含めた場合39%減

となる結果となった（世帯数やエネルギー消費レベルの増減含まず）。家庭の負担する追加投資額は55.1兆円だが、最終的に71.1兆円の光熱費減になると推計された。

制度導入にあたっての課題

施策に必要となる金額をエネルギー料金に上乗せする仕組みは、2009年度中に始まる太陽光発電余剰電力固定買取制度で導入されているが、これは「エネルギー供給構造高度化法」に基づいて施行されている。もともと電気事業法やガス事業法において、需要者の省エネ推進が事業項目として位置づけられるわけではないため、役割について、法律を改正し、明文化することが求められる。

3.2. 網羅的な温暖化政策としての ポリシーミックス提案

排出量取引は、温室効果ガスを大量に排出する事業者間の取引に適しているため、家庭部門は対象に入っていない。環境税が家庭部門をカバーしているが、インセンティブ効果をさらに高めるため、エネルギー需要者での効率改善支援制度を導入することにより、網羅的な対策とすることができる。

4. 業務部門に対する排出削減政策

業務部門排出量取引制度（業務ETS）の導入

本提案では、エネルギー転換部門やエネルギー集約的な産業部門には、直接排出ベースの排出量取引を導入し、そしてその対象外となる部門には炭素税を課することが前提である。その上で本章では、業務部門独自の排出量取引制度（業務部門排出量取引制度、以下、業務ETS）の導入を提案する。

ETSの導入は、法的拘束力を持った削減目標を明示的に課すことによって、確実かつ効率的に削減実績をあげると共に、省エネに対する認識や投資インセンティブを即効的に高める補完政策として重要な意義を持つ。東京都とイギリスでは、2010年4月より業務部門のエネルギー効率の向上、CO₂削減を目的とした排出量取引制度が導入される³⁾。しかしながら、両制度は、制度設計内容が大きく異なる。

本章は、両制度内容の比較を踏まえた上で、**業務ETSの導入を主軸に**、我が国の業務部門CO₂削減政策を設計していく。

3) 東京都「温室効果ガス排出総量削減義務と排出量取引制度」、イギリス「Carbon Reduction Commitment, 炭素削減公約, 以下CRC)」のもとで、業務ETSが導入される。

東京都とイギリスの業務部門対策制度比較

表5は、東京都とイギリスの業務ETSを①効果、②効率性、③削減インセンティブ・省エネ投資の認識改善の観点から比較検討したものである。より効果の高いと思われる手法がハイライトされている（分析は本章参照）。ここから精査して組み合わせ、我が国の制度設計を試みた。

表 5：東京都排出量取引とイギリスCRCの比較

制度評価項目	ETS制度内容	CRC	東京都
① 効果	制度方式	キャップ&トレード	ボトムアップ型キャップ&トレード ⁴⁾
	対象	事業者 (年間電力使用量6000MWh以上) (電力料金を支払う事業者) 5,000事業者、5,300万tCO ₂	事業所 (燃料・熱・電気使用量1500kl以上) (原則、事業所の所有者) 1,400事業所、1,000万tCO ₂
	削減目標	第1期間：キャップなし 第2期間：キャップあり ・2015年までに150万tCO ₂ /年削減 ・2020年までに360万tCO ₂ /年削減	第1計画期間：基準排出量×-8% 各排出源に対する「排出可能上限量」を設定
② 効率性	排出枠配分方法	全量オークション（各年度期首）	
	排出枠取引方法	全量オークション・セカンダリマーケット ・セイフティバルブ	相対取引
③ 省エネ投資の認識改善 削減インセンティブ	対象	事業者 (年間電力使用量6,000MWh以上) (電力料金を支払う事業者) 5,000事業者、5,300万tCO ₂	事業所 (燃料・熱・電気使用量1,500kl以上) (原則、事業所の所有者) 1,400事業所、1,000万tCO ₂
	期間	2010年4月開始 第1期間：2010-2012年（3カ年） 第2期間：2013年以降	2010年4月開始 第1計画期間：2010-2014年（5カ年） 第2計画期間：2015-2019年
	成果の公表・評価	削減成績のランキングを公表 削減成績に基づくオークション収入の還付	「地球温暖化対策計画書」の公表 「優良特定地球温暖化対策事業所」の削減義務率軽減措置
	バンキング	第1期間から第2期間へのバンキングなし	第1期間から第2期間へのバンキングあり

(出所) 東愛子作成（本書第4章より）

4) 東京都のETSは各排出源に対して排出可能上限量を設定する。これを積み上げた総計が対象部門のキャップに相当するものと解釈される。したがってここでは、純粋なキャップ&トレード方式のETSと明確に区別するために、東京都の制度方式を「ボトムアップ型キャップ&トレード」と呼ぶ。各排出源が排出可能上限量を下回る削減を行ってはじめて、それが取引可能な「超過削減量」として認証される。

対象部門の排出総量一定を担保する政策効果の観点や、取引参加者の限界削減費用が均等化する効率性の観点から、キャップ&トレード方式の排出量取引の導入が望ましい。東京都の採用するようなボトムアップ型キャップ&トレード方式の排出量取引は、新規排出源の流入によっては総排出量が増加する可能性がある。また、許可証売り手に対する制限や相対取引である点で、取引を通じた効率性の達成ではなく、あくまでも自主削減に重点が置かれた規制色の強い制度となる。

建築基準とのポリシーミックスの必要性

省エネ投資阻害要因の一つに挙げられる「投資インセンティブの分割（ビルオーナーとテナントの省エネに関する利害・認識が一致しないこと）」については、テナントが排出量取引の対象である場合、対象者に建物そのもののエネルギー効率性改善への投資インセンティブは働かな

い。したがって、建築物にかかる法律の省エネ関連項目の強化や、不動産の環境評価指標を整備し、建物の省エネルギー・省資源化にインセンティブを与える環境不動産市場の形成促進を図る必要がある。エネルギー運用面での改善を図る排出量取引制度と組み合わせることによって、省エネに対する補完的かつ包括的な制度体制となる。

我が国の業務ETS提案と留意点

1. **[制度方式・対象]**：本章で提案する業務ETSは、政策効果・効率性の観点から、「キャップ&トレード方式」のETSとする。導入期を2012年とし、対象は、現行の改正省エネ法における第1種・第2種エネルギー管理指定工場の指定を受ける事業所とし、民生業務部門の1割程度をカバーする。省エネ法が2010年より事業者対象へ変更されることから、将来的には対象を「特定事業者」及び「特定連鎖化事業者」へ移行し、民生業務部門の5割程度の事業者をカバーする。
2. **[目標]**：業務部門全体のキャップは、これまで温対法に基づく「温室効果ガスの算定・報告・公表制度」のデータより設定する。
3. **[初期配分+評価手法]**：初期配分はオークションとし、オークション収入は対象者に全額還付するものとする。すなわちCRC型である。このような組み合わせを選択する理由には以下が挙げられる。まず、排出枠の初期配分において、事業者の早期対策を正確かつ簡便に反映させる手法としてオークションを選択する。オークションは対象者に財政的負担を強いる手法であるが、これをオークション収入の還付によって解消する。この還付は、業務部門が直接排出部門の削減コスト転嫁によるエネルギー価格の上昇に直面することを考慮し、二重負担を解消する措置でもある。さらに、オークション収入の還付の際には、削減成績に基づく還付ボーナスを付与し、省エネインセンティブが高める措置を講じる。
4. **[バンキング]**：早期対策を促すために、キャップを段階的に絞ることを規制当局が早期に表明するとともに、排出枠のバンキングを認める措置が必要である。
5. **[建築基準とのポリシーミックス]**：業務ETSの導入に加えて、省エネ対策の講じられた環境不動産の資産価値を高める評価・公表の義務付けが必要である。また、新規建築物の省エネ基準を引き上げる必要がある。

[留意点1]：直接排出ベースの排出量取引における排出枠と、間接排出ベースの排出枠を1対1で取引することは、電力会社ごとに排出係数が

異なることから、整合的ではない。したがって、直接排出ベース（ETS本体）と間接排出ベース（業務ETS）の排出量取引制度の市場は基本的にリンクさせない。

[留意点2] 直接排出ベースの排出量取引が導入されている場合、間接排出部門の削減量をこれに上乗せし、国全体の削減量に計上することはダブルカウントとなる。そのため直接排出ベースと間接排出ベースの排出量取引で達成された削減量はリンクしない。

我が国の業務部門ETS構築へ向けて

業務ETS導入には、対象者の削減量や削減努力を規制当局が評価するシステムが必要不可欠である。評価システムの構築にあたっては、現行の改正省エネ法や温対法に基づく「温室効果ガスの算定・報告・公表制度」や、自治体の「地球温暖化対策計画書制度」を発展的に利用することが可能である。双方とも、対象事業者や事業所の排出量を把握する段階にとどまっているのが現状であり、収集したデータを評価し、フィードバックする段階にステップアップすることが課題である。

但し、全ての自治体が個別に評価システムを構築することは困難である。また企業誘致等の個別事情から、総量削減義務を課すことが難しい自治体もある。従って、全国的な業務ETSの導入によって地域差をなくし、改正省エネ法や温対法を利用した全国一律の評価システムの構築が望ましい。

業務ETSの導入は、エネルギー需要者側からエネルギー供給業者の中長期的な投資意思決定を刺激することもできる有効な施策となりうるものである。全国的な業務ETSにおいて、電力供給元の排出係数が事業者の排出量算定に利用されれば、需要家は電力調達先も含めた経営判断が可能となる。

5. CO₂国内排出量取引の経済効果

本提案の中核を占める排出量取引制度の導入については、経済的な影響を危惧する声も多数ある。こうした懸念を客観的に検討するため、本提案では、**GTAP-E**というCGEモデル（計算可能な一般均衡モデル）を用いてシミュレーションを行った。このGTAP-Eモデルの基礎となっているGTAPモデルは、各国政府が貿易自由化交渉を行う際に、その各国への影響を分析するために実際に使われてきており、信頼度の高いモデルである。

比較のために、3つの制度を想定した。1つは、排出量取引もしくは

全産業共通税率の炭素税が導入される制度。2つ目は、産業毎に異なる炭素税がかかる制度である。これは、一般的にイメージされる「炭素税」（炭素含有量に応じた全産業共通の税率）とは異なるが、取引が無い状態で炭素制約がかかることを想定している。そして3つ目は、（エネルギー代替の難しい）石油石炭製品・鉄鋼についてはやや軽めの税率を、その他の産業部門についてはやや重めの税率を設定したグループ別炭素税の制度である。

シミュレーションは、15%、20%、25%、そして30%を現状から削減するケースを想定し、それぞれ炭素税課税の効果と国内排出量取引の効果を比較した。ただし、排出量制度と炭素税は原理的に同じ効果を持つ制度であり、モデルの中で区別をつけることはできない。したがって、今回の検討では、産業別に炭素価格が異なるものを「炭素税」（つまり、産業間で取引がない制度）と便宜上定義している。

5) モデルの中の排出量取引制度については、以下の点に注意することが必要である。まず、「初期配分」が全量オークションに相当する。そして、その初期配分とは、このモデルでは現状の排出量を意味する。オークション価格は、本来であれば取引等を経て事後で決まる排出枠の価格と同じである。実際の取引がモデルの中でシミュレートされるわけではなく、当該産業は、排出枠を超えた場合は多く支払い、排出枠に達しなかった場合には、少なくとも支払うということを意味する。

試算結果は、以下の表6および表7の通りとなった⁵⁾。

表 6：GDPへの影響（基準値からの乖離%）

	対象産業のCO ₂ 削減率	アメリカ	EU	日本
制度1 国内排出量取引	15%削減ケース	-0.01	-0.03	-0.02
	20%削減ケース	-0.03	-0.04	-0.04
	25%削減ケース	-0.04	-0.06	-0.06
	30%削減ケース	-0.06	-0.09	-0.08
制度2 産業別炭素税	15%削減ケース	-0.03	-0.33	-0.21
	20%削減ケース	-0.06	-0.47	-0.32
	25%削減ケース	-0.10	-0.63	-0.42
制度3 グループ別炭素税	30%削減ケース	-0.15	-0.80	-0.57
	15%削減ケース	-0.01	-0.02	-0.02
	20%削減ケース	-0.03	-0.04	-0.04
	25%削減ケース	-0.04	-0.06	-0.05
	30%削減ケース	-0.06	-0.09	-0.08

(出所) 藤川清史作成（本書第5章より）

表 7：マクロでのCO₂削減率（基準値からの乖離%）

	対象産業のCO ₂ 削減率	アメリカ	EU	日本
制度1 国内排出量取引	15%削減ケース	-7.2	-5.7	-6.7
	20%削減ケース	-9.6	-7.6	-9.0
	25%削減ケース	-12.0	-9.5	-11.2
	30%削減ケース	-14.4	-11.4	-13.4
制度2 産業別炭素税	15%削減ケース	-8.5	-8.1	-10.4
	20%削減ケース	-11.9	-10.8	-14.3
	25%削減ケース	-15.5	-13.6	-17.7
制度3 グループ別炭素税	30%削減ケース	-19.0	-16.3	-21.6
	15%削減ケース	-7.1	-5.7	-6.7
	20%削減ケース	-9.5	-7.6	-9.0
	25%削減ケース	-11.9	-9.5	-11.2
	30%削減ケース	-14.4	-11.4	-13.4

(出所) 藤川清史作成（本書第5章より）

得られた結果について

1. 「産業別炭素税」も「国内排出量取引」も、主要産業での30%削減というキャップを設けても、マクロではさほど大きな影響を与えない。GDPの削減は、産業別炭素税では1%未満、国内排出量取引では極めて小さい。
2. ただ、両者の影響は小さいながらも、その大小を比較すれば、同じ削減量を実現するためのGDPロスは、「国内排出量取引」の方が小さい。国内排出量取引は、社会的コストを抑えることができる政策手段であるといえる。
3. 産業別にみると、影響の大きさは、エネルギーとその他要素との代替の弾力性の大きさに依存する。エネルギー間およびエネルギーと資本の代替の弾力性が小さい場合には、要素価格の変化に応じて、生産量の縮小を余儀なくされる。そうした産業に対しては、削減率の軽減（いいかえれば税率の軽減）を適用することによって、影響を緩和できる。こうした「グループ別炭素税」制度を用いた場合、マクロ経済への影響は「国内排出量取引」とほぼ同じであった。
4. 雇用量の変化は興味深い。労働と資本・エネルギーの代替を仮定すると（実際本章のモデルでは仮定されている）、相対的に高くなったエネルギーを代替するべく労働者が使われることになり、排出制限のかかった産業では、かえって雇用者が増加することになる。

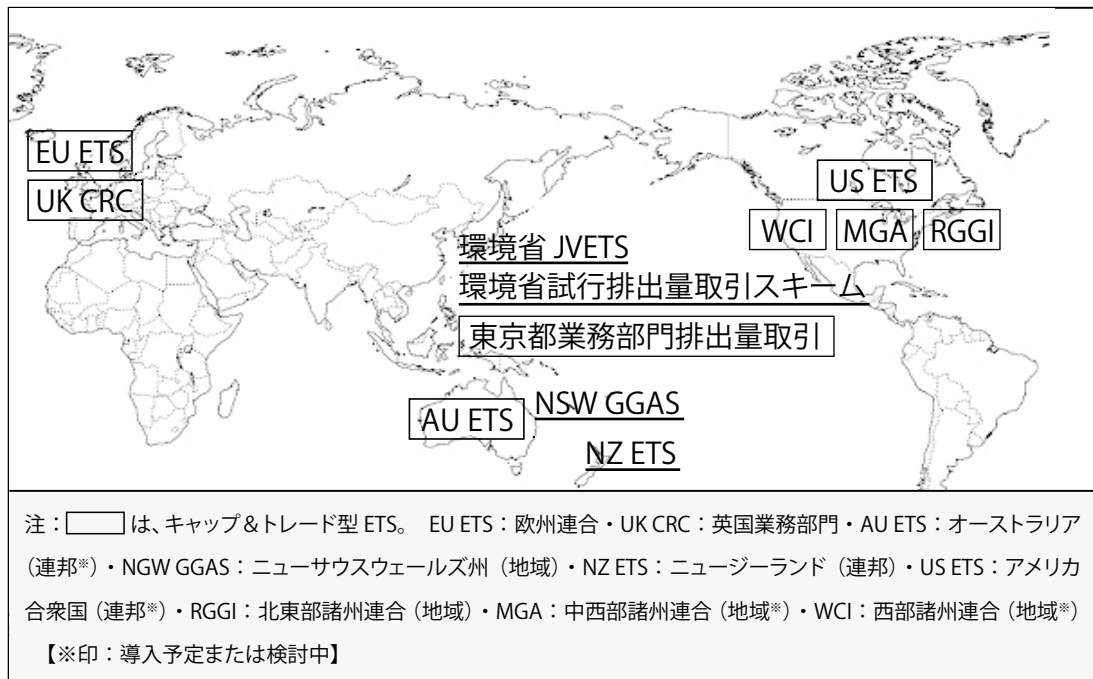
結果の解釈について

1. CGEモデルが仮定するように、生産要素の移動が価格変化に対して感応的であるならば、炭素税の課税であれ排出量取引の導入であれ、たいした影響は出ない。さらに、こうした政策手段によって、エネルギー節約的な技術進歩が起こるとすれば、この影響はさらに小さくなる。
2. しかし現実には、生産要素の代替は、本章の一般均衡モデルが想定するほど、弾力的ではないかもしれない。その場合には、生産要素の代替はこのモデルほどは起こらず、生産の縮小と雇用の減少が起こるかもしれない。実際、これまで労働を資本で代替してきたという歴史を踏まえると、資本を労働で代替するというオプションはほとんどないようにも感じる。ただ、その場合でも、エネルギー効率の改善で、対象産業の生産の縮小や雇用の減少を防げる可能性はある。今後の課題になるが、どの程度のエネルギー効率の改善が、炭素課税の効果を相殺する効果を持つかの検討が必要になるだろう。

6. 排出量取引制度の世界動向

現在、世界各国・各地域で排出量取引制度の制度設計とその導入が進んでいる。国家単位での導入にとどまらず、地方政府やその連合によってもキャップ&トレード型排出量取引制度が導入または検討されている。

図 5：世界に広がる排出量取引制度



（出所）小西・清水・山岸（2008）の図を更新して清水雅貴作成（本書第6章より）

EUでは、2005年よりキャップ&トレード型排出量取引が導入され、市場規模・取引量ともに世界をリードしている。アメリカでは、ニューヨーク州などの北東部7州（のちに10州）による「地域温室効果ガス・イニシアティブ（Regional Greenhouse Gas Initiative :RGGI）」（2005年12月）など、地域レベルでの排出量取引制度の検討が先行しているが、近年では、連邦レベルでも排出量取引制度の導入を中心とした数多くの法案が議会に上程されている。現在最も実現可能性がある法案としては、下院・The American Clean Energy and Security Act of 2009（通称：ワックスマン・マーキー法案）と、上院・The Clean Energy Jobs and American Power Act of 2009（通称：ケリー・ボクサー法案）が挙げられる。連邦レベルで排出量取引制度が成立した場合は、地域レベルの排出量取引制度は連邦の制度に統合・廃止される見込みとなっている。

オーストラリアは、2011年よりキャップ&トレード型排出量取引制

度の導入を予定している。政府は2009年5月に排出量取引制度関連法案である炭素汚染削減計画（Carbon Pollution Reduction Scheme; CPRS）法案を提出した。ニュージーランドでも、2008年9月に排出量取引関連の気候変動対応（排出量取引）修正法2008（Climate Change Response（Emissions Trading）Amendment Act 2008）法案が可決されており、2008年より取引が一部開始されている（ただし、排出原単位に移行）。

以上のように、キャップ&トレード型の排出量取引制度は、世界で広く導入されようとしている。将来的に世界共通の取引をおこなう上で、国際的な排出量取引制度の連携システムを検討するための国際組織として、国際炭素活動パートナーシップ（The International Carbon Action Partnership：ICAP）が発足している。ICAPには欧州委員会・EU加盟10カ国・ニュージーランド、オーストラリア、ノルウェーのほか、各国地方政府として、アメリカ10州・カナダ4州と東京都が加盟しており、キャップ&トレード型排出量取引制度の国際的な連携に向け、専門的な議論・意見交換を行っている。

EUにおける排出量取引制度の特徴

第1期・第2期からの教訓

第1期（2005年-2007年）・第2期（2008年-2012年）では、発電部門と産業部門を対象とし、初期配分のほとんどでグラントファザリング方式の無償配分を行ったが、この配分方法では、過去に排出量削減を実施してこなかった企業が有利になる可能性がある。また、第1・2期における初期配分をめぐる大きな問題としては、過剰な排出枠配分による排出枠の市場価格の暴落と、発電部門によるウインド・フォール・プロフィット（タナボタ利益）問題に集約される。これらの問題点を解決するために、第3期では大幅な制度設計の変更が試みられた。

EUETS第3期の特徴

2013年からはじまる第3期では、第1・2期と比較すると次の点で相違がある。

- ・削減目標（キャップ）が「毎年一定削減目標」から「毎年逡増削減目標」へ移行
- ・初期配分方法についてNAP（国家配分計画）方式を廃止し、EU全域での一つのキャップ制度へ移行
- ・初期配分を無償配分中心から原則有償配分へ移行（無償配分の場合でもベンチマーク方式を積極的に採用）

- ・炭素価格安定化対策の盛込み

アメリカにおける排出量取引制度の特徴

アメリカ北東部諸州連合の排出量取引制度（RGGI）

RGGIは、ニューヨーク州などの北東部10州において2009年から導入された全米で初めての排出量取引制度である。各排出源における2000年から2004年の間で最も排出量の多い3年間から年間排出平均量を算出し、それらの積み上げがRGGI全体の最大許容排出枠（キャップ）となる。初期配分において、過去の排出量に基づき無償配分できる排出枠の割合は最大75%となっており、各州の裁量でオークション比率を決定することができる。実際、2009年の制度開始以来、各州の初期配分の50%以上はオークションによって売却されている。オークション収入の用途は、各州ともおおむね、①エネルギー効率改善プログラム、②電力料金の上昇に伴う低所得者向け助成、③グリーンエネルギーの研究開発を目的とした支出、となっている。他の特徴としては、柔軟性措置としてのオフセットの容認およびセイフティ・バルブ（安全弁）が挙げられる。

ワックスマン＝マーキー法案の概要と特徴

ワックスマン＝マーキー法案（以下、下院法案）の排出枠の配分対象は発電部門・産業部門など、全米排出量の約85%をカバーしている。制度開始当初は全排出枠の約85%を無償配分とし、15%がオークションによって有償配分される。オークション比率は2020年以降、段階的に上昇する。オークション収益は、主に、戦略的留保ファンドへの拠出や海外オフセットクレジットの購入、低所得消費者の負担軽減、労働者の雇用調整・訓練に関する投資などに充当される。また、オークションには最低価格が設定してあり、いわゆる「プライス・フロア」と呼ばれる下限価格の支持策が規定されている。下院法案では、オフセットが大幅に認められており、戦略的留保による排出枠の確保とともに、海外オフセットの拡大によって、排出枠価格の高騰を防ぐ、いわゆる「プライス・キャップ（セイフティ・バルブ）」と呼ばれる上限価格支持の機能を有している。このように、下限価格と上限価格の規制が入ることにより、「プライス・カラー」と呼ばれる価格高騰・暴落を一定限度にとどめる機能が付加されている。

政府機関による下院法案の経済的影響分析

EUETSでは、産業部門間の公平性や国際競争力の担保については工夫がなされているが、発生する費用を誰が負担するのか、そして市場価格

に影響を与える部分に対して政策的な手当ては考慮されていないと考えられる。他方アメリカでは、たとえば電力料金への転嫁が低所得消費者に与える影響を重視し、政策的な手当てをするためのオプションを設ける点が強調されている。つまり、制度導入によって生じる費用負担者への手当てについても政策手段として構築する必要性を考慮しており、この点がEUETSとの最大の相違点といえる。

下院法案とケリー＝ボクサー法案との比較

ケリー＝ボクサー法案は、下院法案と内容的にほとんどの部分が共通しているが、主な相違点としては、削減目標として2020年20%の削減を掲げていること（下院法案は17%）、オークション比率が引き上げられていること、全オフセット許容量に含め得る海外オフセットの量を毎年最大12億5000万トンまで認めていること（下院法案は15億トン）、などが挙げられる。

目 次

第1章 排出量取引制度	1
1-1. はじめに：本提案の問題意識	1
1-2. 「試行スキーム」から「キャップ&トレード」へ	5
1-2-1. 「試行排出量取引スキーム」とは何か	5
1-2-2. 「事後清算」方式の問題点	8
1-2-3. 「試行スキーム」からキャップ&トレード型排出量取引制度へ	11
1-3. 排出量取引制度設計の具体論	13
1-3-1. 下流型、直接排出方式での導入	13
1-3-2. 長期削減目標と排出量取引制度対象部門に対するキャップ設定	20
1-3-3. 排出枠の初期配分	30
1-3-4. 事業所レベルでの排出枠の配分 [1]：ベンチマーク方式	50
1-3-5. 事業所レベルでの排出枠の配分 [2]：オークション方式	59
1-4. 低炭素経済への移行プロセスとオークション収入の用途	65
1-5. 価格変動性／価格高騰への対処～「マネーゲーム論」批判	68
1-5-1. 定義の不明確な「マネーゲーム論」	68
1-5-2. 排出量取引制度と金融	69
1-5-3. 「価格高騰」と「価格変動性」への対処法	72
1-6. 産業の国際競争力問題への対応	78
1-6-1. 排出量取引制度とその産業影響をめぐる議論	78
1-6-2. 国境調整は可能か？	80
1-6-3. 国境調整の困難さとその克服の方途	82
1-7. ポリシーミックスの全体像	83
1-7-1. 排出量取引制度と税のポリシーミックス	83
1-7-2. 上流課税と下流還付の組み合わせ	86
1-7-3. 排出量取引制度本体と他の部門の政策手段との関係	88
第2章 運輸部門の温室効果ガス削減対策・政策	95
2-1. はじめに	95
2-2. 運輸部門とCO ₂	95
2-2-1. 運輸部門からのCO ₂ 排出量の現状と傾向	95
2-2-2. 運輸部門の多様性	99
2-2-3. 自動車の販売と保有の動向	100
2-2-4. 京都議定書目標達成計画と運輸部門	102

2-3.	運輸部門において当面とるべき対策の概要	103
2-3-1.	自動車の単体対策	103
2-3-2.	環境負荷の小さい都市構造・地域構造	103
2-3-3.	道路整備に依存しない交通流対策	104
2-3-4.	モーダルシフトと物流の効率化	105
2-3-5.	公共交通機関の利用促進とエネルギー効率の一層の向上	105
2-3-6.	地方の公共交通機関の維持	106
2-3-7.	自動車の利用者による適切な費用負担	106
2-3-8.	確実性の高いCO ₂ 削減策の実施	108
2-4.	短期的に重要な課題	108
2-4-1.	高速道路無料化・土日祝日1,000円の撤回	108
2-4-2.	自動車関係諸税の税率水準維持	111
2-5.	中長期的に重要な課題	116
2-5-1.	自動車燃費規制	116
2-5-2.	国内運輸部門における排出量取引	118
2-6.	その他の課題	124
2-6-1.	国際バンカー燃料	124
2-6-2.	運輸部門からのCO ₂ 削減のための国際協力	125
第3章	家庭部門の温室効果ガス削減対策・政策	128
3-1.	省エネコンシェルジュ制度の提案	128
3-2.	制度の概要	128
3-2-1.	エネルギー供給業者への義務づけ	129
3-2-2.	省エネコンシェルジュの任務	129
3-2-3.	CO ₂ 削減対策量算出の手法	129
3-2-4.	事業規模の想定	130
3-3.	海外の事例	131
3-3-1.	イギリス EEC / CERT	131
3-3-2.	ドイツ エネルギーパス	132
3-3-3.	アメリカ合衆国 National Action Plan for Energy Efficiency, …	132
3-3-4.	イギリス TEN Lifestyle Management社 Green Concierge Service	133
3-4.	家庭におけるCO ₂ 削減ポテンシャル	133
3-4-1.	対策の区分	133
3-4-2.	削減ポテンシャル評価	134
3-5.	省エネ診断技術と診断事例	136
3-5-1.	省エネ提案ソフトとアルゴリズム	136

3-5-2. 診断員育成と診断事業	137
3-6. 制度導入にあたっての課題	137
3-6-1. 法律改正の必要性	137
3-6-2. 提案から機器導入への誘導	138
3-6-3. 家庭との信頼関係の構築	138
3-6-4. エネルギー供給業者の参画を促す政策	138
3-6-5. 現行の補助制度との関係	139
3-7. 省エネ機器のインセンティブと診断員報酬に関する考察	139
3-7-1. 費用対効果の追求の視点	140
3-7-2. 診断を通じない補助の設定	140
3-7-3. 省エネ機器の市場ステージの考慮	141
3-7-4. コンシェルジュ（診断員）の報酬設定	142
3-8. 排出量取引制度との関連	142
第4章 業務部門の温室効果ガス削減対策・政策	144
4-1. はじめに	144
4-2. イギリスの業務・公共部門対策：CRCにおける排出量取引	145
4-2-1. 排出量取引の導入背景：補完政策の必要性	145
4-2-2. 排出量取引の制度方式	147
4-2-3. 排出量取引の対象	148
4-2-4. 排出量取引の規定：オークションとオークション収入の全額還付	150
4-3. 東京都排出量取引制度	152
4-3-1. 排出量取引制度の導入背景	152
4-3-2. 排出量取引の制度方式	152
4-3-3. 排出量取引の対象	153
4-3-4. 排出量取引の規定	153
4-4. 業務ETS制度比較：ETSとポリシーミックスの必要性	155
4-4-1. ETSの効果・効率性に関わる制度設計	155
4-4-2. 省エネ投資阻害要因と制度設計：建築基準とのポリシーミックス	157
4-5. 業務部門排出量取引制度提案	162
4-5-1. 地域推進計画、地球温暖化計画書制度の現状と課題	163
4-5-2. 業務ETS提案と留意点	164
第5章 CO₂国内排出量取引の経済効果	169
5-1. この章の目的	169
5-2. GTAPモデル	170

5-2-1. GTAPモデルの成り立ち	170
5-2-2. GTAPモデルの構造	171
5-2-3. GTAP-Eモデルの構造	174
5-3. シミュレーション	176
5-3-1. モデルの想定・前提	176
5-3-2. シミュレーションの想定	178
5-3-3. マクロ経済への影響	180
5-3-4. 日本の個別産業への影響	181
5-4. 小括	184

第6章 排出量取引制度の世界動向 189

6-1. 排出量取引制度の世界動向	189
6-1-1. 世界に広がるキャップ&トレード型の排出量取引制度	189
6-1-2. 欧州連合排出量取引制度 (EU ETS)	190
6-1-3. アメリカの排出量取引制度 (連邦議会下院・上院法案)	190
6-1-4. アメリカ北東部諸州連合の排出量取引制度 (RGGI)	190
6-1-5. アメリカ西部諸州連合の排出量取引制度 (WCI)	191
6-1-6. アメリカ中西部諸州連合の排出量取引制度 (MGA)	191
6-1-7. オーストラリアの排出量取引制度	192
6-1-8. ニュージーランドの排出量取引制度	192
6-1-9. 排出量取引市場の統合へ向けた模索 (ICAP)	193
6-2. EUにおける排出量取引制度	195
6-2-1. EU ETS第1期・第2期からの教訓	195
6-2-2. EU ETS第3期の特徴	195
6-3. アメリカにおける排出量取引制度の特徴	198
6-3-1. アメリカ北東部諸州連合の排出量取引制度 (RGGI)	198
6-3-2. ワックスマン＝マーキー法案の概要と特徴	201
6-3-3. 政府機関による下院法案の経済的影響分析	204
6-3-4. ワックスマン＝マーキー法案とケリー＝ボクサー法案の比較	205
6-4. 小括	206

1) 京都大学大学院経済学
研究科教授・諸富徹

第1章 排出量取引制度¹⁾

1-1. はじめに：本提案の問題意識

2009年11月11日に国立環境研究所によって発表された温室効果ガス排出量速報値によれば、日本の2008年温室効果ガス排出量は、昨年秋以来の世界的な不況を反映して前年比-6.2%と大幅に減少した。しかし、京都議定書の基準年である1990年比で見れば、なお1.9%上回っている状態である。未曾有の不況が、幸か不幸か日本の排出状況に変化をもたらし、きわめて困難だと見られていた京都議定書の排出削減目標の達成を視野に収めるかのごとく、排出トレンドを減少に転じさせたのは皮肉なことである。しかし、この状況は2009年に入って変わってきている。つまり、各国政府の経済対策が効果を発揮し、中国を中心として需要の顕著な回復が見られたために日本でも生産が上昇局面に入っている。経済対策の効果が切れ、二番底に落ち込む危険も消えていないが、この状況が続けば、再び日本の温室効果ガス排出動向も上昇に転じることは間違いないであろう。さらに、2013年以降を見通せば、京都議定書で求められている以上の排出削減を求められることは必至である。

日本はこのことに備えをしておかなければならない。つまり、有効な政策手段を導入し、費用効率的な形で有効に温室効果ガスを制御しうるしくみを、この市場経済の中に組み込んでおかなければ、これまでと同様に経済成長と環境保全が対立した状況のまま、古色蒼然とした「経済か環境か」の論争を延々と続けなければならなくなるだろう。このような論争は既に欧州では終止符を打たれている。つまり、適切な政策手段を市場経済の中に埋め込むことで、環境と経済を両立させながら我々の社会を21世紀に適合的な低炭素社会に移行させることは可能なのである。そして、その中核をなす政策手段こそ、排出量取引制度である。欧州の後にはアメリカ、オーストラリア、そしてニュージーランドなどの諸国が続こうとしている。とはいえ、排出量取引制度を導入したのはまだ一部の国々ではないかという理由からこれらの動きを過小評価してはならない。既に韓国や中国などアジアの隣国では排出量取引制度の導入を真剣に検討しており、いずれそれは世界的な潮流になっていくであろう。

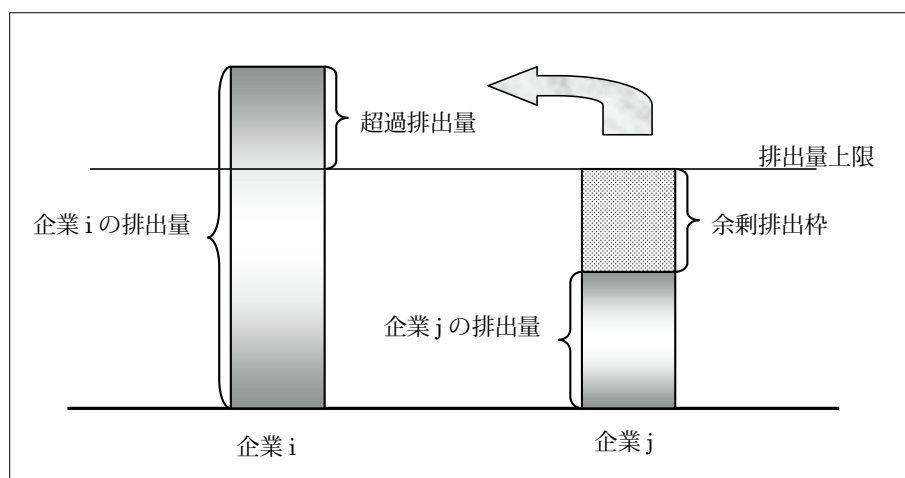
排出量取引制度とは、政府が決定する温室効果ガスの許容排出総量（キャップ）の下で、各企業が排出許可証（保有排出枠）を売買する仕組みを指す。ここでいう許容排出総量とは個別企業に対する排出上限ではなく、一国全体、あるいは規制対象全体にとっての排出上限であることに注意する必要がある。また排出許可証とは、企業の温室効果ガス排

出に対して政府がいったん規制をかけた上で、例えば1年間にXX t-CO₂だけの排出を、政府が許可することを示す証書を意味する。排出量取引制度導入後は、操業時に化石燃料を燃焼させてCO₂を排出する企業は、生産のために必ずこの許可証を取得するよう求められる。本書では、政府の規制下に置かれた温室効果ガス排出のことを「排出枠」と呼び、この許可証に記載されている排出量のことを、企業が暫定的に政府から排出を許可されている排出量という意味で「保有排出枠」と呼びたい。

政府は日本全体、あるいは規制対象全体に対するキャップを決定すれば、その下で各産業部門レベル、そして各企業レベルへと段階的に降りて、キャップを一定の基準に基づいて分割していく。そして最終的に事業所レベルに到達したところで、個々の事業所に配分される排出量が「排出枠」となり、規制も事業所レベルで行われる。もっとも、「排出枠」は必ずしも排出上限を意味しない。排出実績が保有排出枠を上回れば、他の企業から余剰排出枠を購入して遵守してもよいからである。ただ、期末においては排出実績に等しい保有排出枠を政府に提出しなければならない。

さて、政府はキャップに合致するだけの排出枠を個々の事業所に無償か有償で配分し、各企業には、一定期間の排出量に等しい排出許可証を、期末に政府に提出する義務が生じる。排出実績が保有排出枠を超過する場合は、排出枠まで排出を削減するか、あるいは他企業から新たに排出枠を買ってこなければならない。逆に、排出削減を積極的に進める企業の手元には余剰排出枠が生まれるので、それを他企業に売却して収入を得て、自らの事業拡張に使ったりすることができる。それでも排出枠を遵守できない企業には、市場価格の数倍もの罰金が課される。

図 1-1：排出量取引制度の仕組み



図は、このことを分かりやすく示したものである。企業 i と j がいて、

企業*i*は排出削減に大変高いコストがかかるが、企業*j*は低コストで削減可能だとしよう。排出量取引制度が導入されると、それぞれの企業に排出量上限が課される。年度の終わりに、企業*i*は排出量上限を守れず、図に示されているだけの超過排出量が発生したとする。

他方で、企業*j*は排出量上限を守っただけでなく、超過削減を達成し、図に示されているだけの余剰排出枠を生み出したとしよう。図では、「超過排出量の大きさ」＝「余剰排出枠の大きさ」となっている。排出量取引制度の下では、企業*i*は、企業*j*から余剰排出枠を購入することで排出量上限を満たすことが認められる。

これで企業*i*の超過排出量は、企業*j*の超過削減によって相殺されるので、両企業の排出量を足し合わせた総排出量は、両企業とも排出量上限を守った場合の総排出量とまったく同じになる。さらに、低コストで削減できる企業*j*が削減を進めるので、全体としても低コストで排出総量を減らせる。このように排出量取引制度は、個別企業には規制達成の柔軟性を認めながら、経済全体として費用効率的に排出総量をコントロールできる仕組みだといえよう。図1-2は、排出量取引制度が、総量規制を費用効率的に達成できることを、経済学の論理を用いて説明するための図である。

いま、経済が2つの企業からなっており、図1-1の場合と同様、企業*i*は排出削減に高い費用がかかるのに対して、企業*j*は低コストで削減が可能だと仮定しよう。この状況を表現したのが、図1-2における限界排出削減費用 MC_i と MC_j である。図の横軸には排出量、縦軸には価格と限界費用がとられている。ただし、企業*i*の原点を O_i 、企業*j*の原点を O_j としてそれぞれの限界排出削減費用曲線が描かれている点に留意して頂きたい。やはり、通常想定されているように、排出量をゼロに向けて削減していくにつれて、その限界費用は上昇していくとしよう。

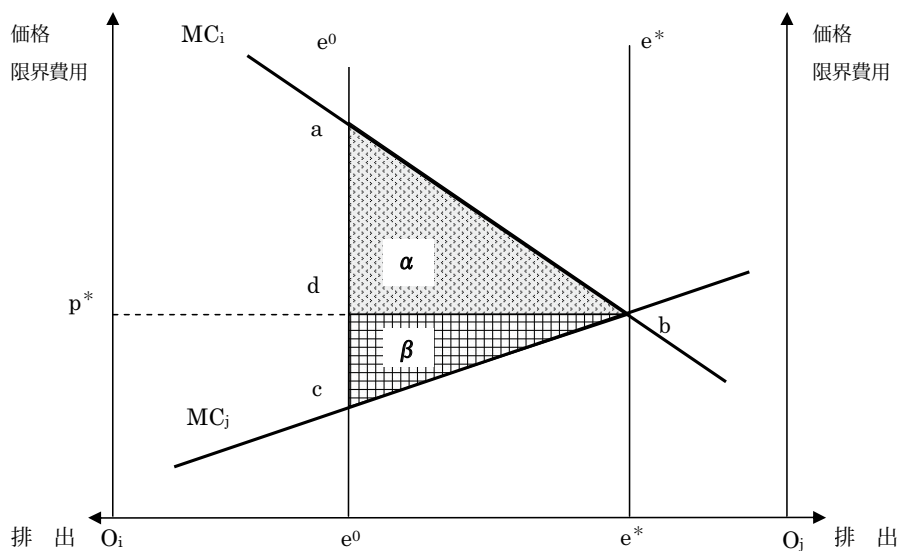
企業*i*と*j*を合わせた排出量合計は、図の O_iO_j の長さによって表わされる総量規制によって限界を画されている。排出許可証は O_iO_j の長さに相当する量だけしか発行されないから、取引によって排出許可証が企業*i*と*j*の間でどのように配分されようとも、両企業の排出量合計が O_iO_j を越えることはない。

いま、出発点として各排出源は直接規制によって e^0 の水準を満たすよう求められているとしよう。企業*i*と*j*の限界排出削減費用は異なっているため、排出量 e^0 を実現するための限界的な費用は、企業*i*にとっては非常に高くつくが（図の点aの高さ）、企業*j*にとっては相対的に低いものとなる（図の点cの高さ）。ここに、両企業間で排出量取引が行われる動機が存在する。 e^0 から出発してどこまで取引が行われるかという点で、両企業の限界費用が一致する e^* までである。この点で均衡排出枠価

格 p^* が成立し、両企業の限界費用が均等化される結果、総削減費用の最小化が実現される。

企業iは e^* まで削減するだけでよくなった代わりに、 $[e^* - e^0]$ に相当する排出枠を企業jから価格 p^* で購入することになる。それでも企業iにとっては図の $abd = \alpha$ だけの経済的余剰が発生する。なぜなら、もし自ら e^0 の水準まで排出を追加的に削減しようとするならば、企業iの費用負担は abe^*e^0 になるが、排出枠購入額は dbe^*e^0 なので、その差額 $abd = \alpha$ が企業iにとっての経済的余剰となるからである。

図 1-2：排出量取引制度の費用効率性



他方、企業jは図の $dbc = \beta$ だけの経済的余剰を得る。企業jは e^0 からさらに e^* まで追加的に排出削減を行うことになるが、その費用 $cb e^*e^0$ に対して、排出枠売却収入 dbe^*e^0 を企業iから得ることができるので、その差額 $dbc = \beta$ だけの経済的余剰が発生するからである。以上より、この取引の結果として合計 $abc = \alpha + \beta$ だけの経済的余剰が発生することが分かる。これが、同一の環境基準を実現するならば、直接規制よりも排出量取引制度の方が費用効率性の観点からみて望ましいとされる理由である。

さて、このような温室効果ガスの排出量取引制度に先鞭をつけたのは、イギリスが2002年に導入したイギリス排出量取引制度（UK ETS）である。しかし、排出量取引制度の国際的な普及にとって大きな推進力となったのは、何と云っても、2005年に導入された欧州排出量取引制度（EU ETS）である。その後、アメリカでも北東部10州で2009年1月に「地域温室効果ガス・イニシアティブ（Regional Greenhouse Gas Initiative：RGGI）」が導入されている。連邦レベルでは、2009年6月29日に「アメ

リカにおけるクリーン・エネルギーおよびエネルギー安全保障法 (American Clean Energy and Security Act: ACES Act、いわゆるワックスマン＝マーキー法案)」が219票対212票で下院本会議にて可決された。さらに、上院では「クリーン・エネルギー雇用およびアメリカ電力法 (The Clean Energy Jobs and American Power Act、いわゆるケリー＝ボクサー法案)」が同年11月5日に上院公共事業委員会を通過した。2010年前半のうちにこれら法案の一本化とその両院での可決が成し遂げられるかが今後の注目点である。また、ニュージーランドは2010年から排出量取引制度を導入している。オーストラリアでは排出量取引制度導入法案が下院で可決され、上院でも審議されたが、2009年8月に否決された。しかし、引き続き導入論議は継続される予定である。

このような潮流の延長線上にあるのは、グローバル・カーボン・マーケットの形成であろう。残念ながら、炭素税が国家主権の壁に阻まれてグローバルな政策手段になりえない現状では、グローバルな環境問題である気候変動問題に対して、グローバルに対処しうるほとんど唯一と言っていい政策手段が排出量取引制度なのである。日本が、温室効果ガスの1990年比25%排出削減という野心的な政策目標だけでなく、国内排出量取引制度の導入と、その将来的なグローバル・カーボン・マーケットへの発展に対してどの程度国際的な貢献ができるかが我々に投げかけられた課題である。残念ながら我々はこれまでのところ、「排出量取引試行スキーム」という不完全な形での排出量取引制度か、あるいはまだ小規模な自主参加型排出量取引制度しか持っていない。これを、産業からの排出をほぼ包含する本格的なキャップ&トレード型排出量取引制度にいかに移行させることに成功しうるか否かが、今後の日本の温暖化対策を占う上での試金石となる。本提案が、そのための政策議論に一石を投じることができれば幸いである。

1-2. 「試行スキーム」から「キャップ&トレード」へ

1-2-1. 「試行排出量取引スキーム」とは何か

われわれは、2007年に出版した国内排出量取引制度に関する研究成果の中で、(1) 部門別に分断されており、横断的に効果を発揮する仕組みになっていないこと、(2) 排出削減の量的な確実性が担保されていないこと、(3) 費用効率性の実現が保障されていないこと、そして、(4) 技術革新へのインセンティブが与えられるような制度設計となっていないこと、以上4点を挙げて、日本の気候変動政策の現状に対する批判を行った(諸富・鮎川 2007, pp.19-24)。その本質は、現在になっても基

本的に変わらない。したがって、ここでは以前に行った批判の論点を確認するに留め、むしろその後の日本の温暖化対策で変化が生じた点、具体的には「試行排出量取引スキーム」を中心に検討を行いたい。

こうした政策上の変化はもともと、福田康夫元首相が洞爺湖サミットの開催に焦点を合わせて排出量取引制度の導入を検討したことによって引き起こされた。結果として「福田ビジョン」が2008年6月に打ち出され、排出量取引制度を「試行」という形で実験的に導入することが決定された。この制度は、2008年7月末に自民党政権下で閣議決定された「低炭素社会づくり行動計画」に基づいて導入され、「試行排出量取引スキーム」（以下、「試行スキーム」と略す）と呼ばれている。しかし結論から言えば、これは経団連自主行動計画の焼き直しに他ならず、本格的なキャップ&トレード型の排出量取引制度とは大きな隔りがある。したがって、日本で本格的なキャップ&トレード型の排出量取引制度を導入する場合には、この制度はその土台とはなりえない。地球温暖化対策基本法案を閣議決定した鳩山政権は、むしろ「試行スキーム」の問題点から学び、それらを克服できるしっかりとした制度を新たに作り直すべきである。

他方で、この試行スキームには、自主行動計画に含まれている諸要素が色濃く反映されている。さらに、産業界のさまざまな懸念に対する回答もまた、その制度設計に組み込まれている。したがって今後、地球温暖化対策基本法案の下で本格的に排出量取引制度の導入が議論される場合には、試行スキームに組み込まれている諸要素を改めて組み込むべきだという要求が起きてくることは当然予想される。したがって、ここでは、試行スキームの特徴を浮き彫りにするとともに、それがなぜ、温室効果ガスの排出を費用効率的に削減するという目的からみて問題が多い制度なのかをみていくことにしたい。

さて、「試行スキーム」は、初年度における参加企業の実績審査・確認（2009年11月）、そして目標達成の確認（同12月）が終わり、その結果が2009年12月末に公表されている。参加企業数は、累計715社に達したという。これら参加企業には、「目標設定参加者」と「取引参加者」の2つのカテゴリーがある。前者は、自ら排出削減目標を負う事業所、個別企業、あるいは企業グループを指す。後者は、自らは目標を負わないが、排出枠の取引を仲介することを目的として参加する企業、具体的には金融業者や商社などを指す。

試行スキームへの参加企業は、自主的な目標を申請しなければならない。そして、それを達成したかどうかを期末にチェックされる。もし、目標排出量に対して実績排出量が上回ってしまった場合には、次の3つの方法で目標達成を行う。第1は、他の企業から排出枠を購入して目標

を満たすことである。第2は、翌目標年度から排出枠を借り入れる（「ボローイング」）ことで目標を満たす方法である。この場合、当然のことながら来期の目標排出量からボローイングによる借入量が差し引かれることになる。第3は、「京都クレジット」と「国内クレジット」を活用することで目標を満たす方法である。

「京都クレジット」とは、京都議定書によって定められている「クリーン開発メカニズム（Clean Development Mechanism：CDM）」などの京都メカニズムを利用して得られたクレジットを指す。もう1つの「国内クレジット」とは、試行スキーム参加企業が中小企業に資金を提供して排出削減投資を行い、排出削減が達成された場合にそれをクレジットとして認めて目標達成に用いることを指す。

以上とは逆に、目標排出量に対して実績排出量が下回った場合には、余剰排出枠を次の2つの方法で処理することができる。1つは、余剰排出枠を他企業に売却して収入を得ることである。もう1つは、余剰排出枠を次期に持ち越し（バンキング）、翌目標年度の目標達成に用いることである。ただし、バンキングとボローイングによるクレジットは、最大でも目標年度として設定可能な2012年までしか有効ではない。

以上が、試行スキームの骨格である。これだけであれば、キャップ&トレード型排出量取引制度となんら変わらない制度内容を備えているように見える。しかし実際には、左端に自主行動計画、右端にキャップ&トレード型排出量取引制度を置いた水平軸上においては、試行スキームは限りなく自主行動計画に近い位置に置かれるべき制度なのである。なぜなのか。次にその理由を順にみていくことにしよう。

第1に、試行スキームではそもそも、制度への参加そのものが自主的である。キャップ&トレード型の排出量取引制度は規制手段なので、原則として温室効果ガスを排出する排出源すべてが対象となり、対象となる企業は強制参加となる。ここに試行スキームが規制手段ではなく、あくまでも政策実験だという特色が色濃く表れている。

第2に、試行スキームにはキャップがない。キャップ&トレード型排出量取引制度のもとではキャップを決め、それと整合的な形で排出枠を各企業や各事業所に分割して割り当てていく。逆にいえば、企業や事業所に配分された排出枠の合計は、ちょうどキャップに等しくなっているはずである。これを、全体と部分が整合的であるという意味で、「トップダウン・アプローチ」という。これに対して試行スキームでは、各企業が自主的に申請する目標を足し合わせた合計量が全体の排出量になるという意味で、それを「ボトムアップ・アプローチ」と呼ぶことができるだろう。しかしこの方法では、排出総量をコントロールできるという排出量取引制度の最大の利点が全く発揮されない。

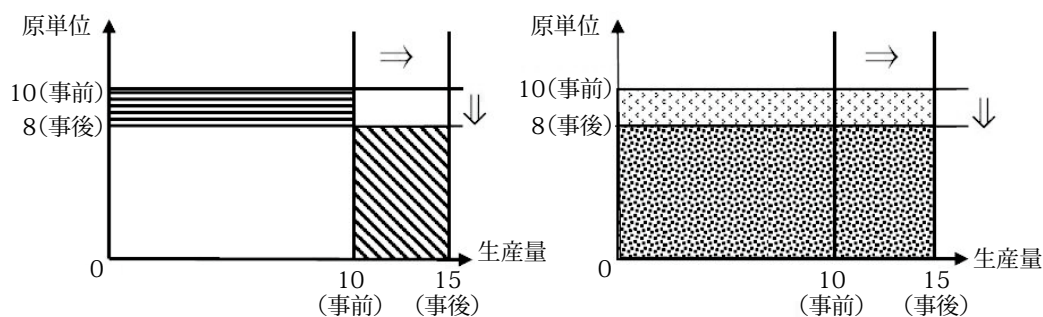
第3の特徴は、目標の設定が選択制となっている点にある。キャップ & トレード型排出量取引制度ならば、参加企業の目標はCO₂排出量（トン／CO₂）の上限で定義されなければならない。しかし、このスキームの場合には、参加企業が量的目標を避けて、原単位目標（CO₂排出量／生産量）を選択してもよいことになっている。原単位目標のもとでは、原単位が一定に保たれていても、生産量が増加すれば、排出量はそれと比例的に増加することになる。つまり、原単位目標を許容するということは、排出量の厳格なコントロールを放棄することを意味する。

1-2-2. 「事後清算」方式の問題点

第4に、目標達成を確認する際に、キャップ&トレード型では許されない「事後清算」が試行スキームでは認められているという特徴がある。キャップ&トレード型では、過去の平均排出量等の基準に基づいて、期首（事前）に排出枠が交付され、それは期末まで変更されることはない。期末に目標達成確認をする際には、この期首（事前）に配分された排出枠と、現実の排出量実績が合致しているかどうかをチェックすることになる。こうしておけば、参加企業は自らに与えられた排出枠を意識することになり、その範囲内に排出実績を収めようとするだろう。

これに対して「事後清算」とはいったい何を意味するのだろうか。これは、試行スキームが原単位目標を認めていることと深い関係がある。原単位目標の下では、企業は原単位改善には責任をもつが、生産量の変化には責任をもたない点に特徴がある。したがって「事後清算」とは、このような生産量の変化による排出量変動を事後的に確認し、清算する目的をもっている。この場合、参加企業が目標達成したか否かは、事後的な生産量の観点から評価され、その下で原単位を改善できたかどうかだけが評価基準となる。


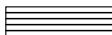
図 1-3：「事後清算」の仕組み




このことを図で示したのが、図1-3である。図1-3の左側の図は通常のキャップ&トレード型のように、排出枠が「事前交付」される場合を

示している。これに対して、右側の図は「事後清算」の場合を示している。これら両者でどのような違いがあるのだろうか。まず、「事前交付」の場合から説明すると次のようになる。

図の縦軸には、ある企業のCO₂排出の原単位（CO₂排出量／生産量）がとられている。これに対して、横軸にはその企業の生産量が示されている。したがって、原単位（CO₂排出量／生産量）と生産量をかけ合わせた面積は、この企業のCO₂排出量を示すことになる。

試行スキームの期首（事前）において、この企業の排出量は左側の図に描かれているように10、原単位もまた10である。この場合、排出量は（10×10＝）100となる。ここから出発して、この企業は期末までに努力して原単位を10から8に下げること成功したとしよう。他方でこの企業の生産量は、10から15に増加したとしよう。この結果、期末に目標達成を確認する時点での排出量は（8×15＝）120に増加し、事前と事後を比較すると20の排出増加となる（**図1-3**では  から  を差し引くと20となる）。

キャップ&トレード型排出量取引制度の下では、企業は排出実績に等しい排出枠を確保しなければならないので、排出増加分に等しい排出枠を同じキャップの中にいる他企業から購入するか、あるいは自分の翌目標年度から借り入れ（ボローイング）を行い、それに相当する排出量を排出目標から差し引かなければならない。こうすることで、排出量増加分は他の企業が行った削減と相殺され、キャップそのものは維持されることになる。つまり、排出総量は増加しないのである。

ところが「事後清算」の場合、結果として排出総量の増加が許容されることになる。それを示したのが、右側の図である。事後清算は、その企業の目標達成を事後的な生産量の観点から評価する。左側の図でみたように、この企業は原単位を改善したにもかかわらず生産量が増加したので、排出量は事後的に20増加しているという設定であった。しかし、事後清算の場合は、事後的な生産量実績（この場合は15）に基づいて排出量を評価するので、事前と事後の排出量の差は、「事前原単位」－「事後原単位」×（事後的な）生産量実績で定義される。つまり、キャップ&トレード型の場合と逆に、原単位を改善した分だけ、（10－8）×15＝30の排出削減が行われたという評価になる。こうしてこの企業には30の排出枠余剰（右側の図の  の面積に相当）が生じる。これは、他企業に売却して収入としてもよいし、翌目標年度の達成に用いてもよい。

このことからわかるように、原単位方式の下で「事後清算」方式を採用するということは、生産量の増加による排出増加分については当該企業に責任を問わないことを意味する。したがって、現実には排出量増加

が生じていても、それをキャップ&トレード型のように同じキャップ内の他企業が行った排出削減量と相殺する必要がない。結果として、事後清算を認める試行スキームは、排出総量のコントロールに失敗することが運命づけられているといえよう。

なぜこのようなことが認められることになったのであろうか。この議論の背景には2000年代の景気拡大があった。つまり、2000年のITバブル崩壊から世界経済が立ち直り、2008年のリーマン・ショックで再び景気後退に陥るまでの数年間は、新興国における急速な経済成長がもたらす景気拡大の期間でもあった。このため日本の素材産業は、新興国需要の爆発的な増加の恩恵を受けていた。それまで縮小傾向だったこれらの産業の生産量は、一転して右肩上がりの増加過程に入った。こうした景気拡大局面で排出量取引制度の導入論議が行われたため、キャップ&トレード型排出量取引制度の導入が、生産拡大の足かせになるのではという懸念が強く表明されたのである。「事後清算」の議論が景気拡大局面という景気循環のある特定の局面を強く反映した制度設計だという点は、留意しておく必要がある。なぜなら、局面が変わって景気後退局面になれば、生産量の縮小にともなって目標は容易に達成できるからである。この場合には、わざわざ事後清算を設ける根拠はなくなってしまう。いずれにせよ、「事後清算」が許容され、生産拡大による排出量増加が不問に付されることになったのは、日本の産業界がエネルギー生産性の改善には熱心なので、「原単位改善」は受け入れやすいが、排出総量のコントロールは場合によっては生産拡大に対する制約にもなりうるので嫌悪感を示しがちだ、という事情がある。

しかし、キャップ&トレード型排出量取引制度は生産量に対する制限を行うわけではない。それが焦点を当てているのは生産量ではなくCO₂の排出量である。たしかに、対象となる産業の排出総量をキャップという形で定め、個々の企業に排出枠を交付するが、目標の達成にかなりの柔軟を認めているのがキャップ&トレード型排出量取引制度である。生産量が増加したなら、それを上回る原単位改善を行えば、目標は達成できる。また、費用が高すぎて原単位改善が難しい場合には、同じキャップ内の他企業がより安い費用で削減したクレジットを購入することで目標を達成できる。

さらに、2008年にリーマン・ショックがやってきて需要が「蒸発」し、それにともなって生産量も激減したように、永遠に右肩上がりの生産量増加が続くわけではない。景気の下降局面では、原単位改善がなくても生産量縮小によって排出量が減少し、目標は容易に達成できる。排出枠はむしろ余り、売却や預け入れ繰越（バンキング）に回すことができるだろう。

さらに、キャップ&トレード型排出量取引制度は、排出枠の借り入れ（ボローイング）を認めており、数年間の目標達成期間内に目標を達成すればよい。つまり、目標達成期間を長めにとれば、景気の上昇局面と下降局面が目標達成期間に含まれることになり、景気上昇局面の生産量増加は景気下降局面の生産量減少で相殺されるだろう。キャップ&トレード型排出量取引制度は、排出総量に関しては厳格に管理しているが、参加企業は、それを原単位改善で達成しても生産量の調整で達成してもどちらでもよいという柔軟性をもっている。景気後退局面では、まちががなく生産量の減少が目標達成を容易にするだろう。

したがって、「事後清算」は参加企業の不安を鎮める効果をもつかもしれないが、それは、キャップ&トレード型排出量取引制度を柔軟に設計しておくことで十分に対処可能である。「事後清算」は、排出総量の厳格なコントロールという排出量取引制度の最大目的を犠牲する点で、そのメリットよりも弊害のほうがはるかに大きい。

1-2-3. 「試行スキーム」からキャップ&トレード型排出量取引制度へ

表1-1は、2008年度の試行スキームの実績を示している。目標設定参加者は204社、そのうち、45社が目標超過達成、30社が削減不足という結果になった。この表の1番右の列は、業種別に目標から排出量実績を指し引いたものである。削減不足となった30社中、27社は削減不足を翌目標年度から借り入れ（ボローイング）することで満たしたという。ずば抜けて大きな削減不足を記録した電気事業は、削減不足量9,293万トンのうち、6,356万トンを京都クレジットで満たしたという。結局、試行排出枠の取引で目標を満たしたのはたったの1社だったという。

ここから見えてくるのは、おそらく2008年秋のリーマン・ショックの影響ではないかと思われるが、大部分が目標を達成し、削減不足に陥ったのは、数的にも量的にもわずかであったこと、そして、仮に削減不足に陥ったとしても極力、取引（制度用語でいう「試行排出枠」）に頼らないで目標達成をしようという傾向があること、であろう。排出枠の潜在的に大きな買い手となるはずの電気事業が、今回はすべて京都クレジットで目標を満たし、排出枠取引を全く使わなかったのは象徴的である。もちろん、その最大の理由は、国内で排出枠を購入するよりは、京都クレジットを購入するほうが安いからであろう。

これに加えて、排出枠取引が少なかったのはそもそも取引規模を抑制するための措置が入っていることも寄与していると考えられる。具体的には、排出枠の事前交付を受けた場合には、期首から期末までの間に排出枠の売買をしてもよいことになっているが、「安易に売りすぎること

を防止するため」という理由で、交付された排出枠の1割しか売買対象としてはならない、と規定されているのである。これはきわめて「日本的」な規定である。というのは、アメリカでも欧州でも、事前交付を受けた排出枠は、期末に排出実績に等しい排出枠を政府に提出する（これを「償却」という）ことができさえすれば、中途段階でどれだけ売買しようが自由だからである。排出量取引制度をめぐる日本的文脈の中では「マネーゲーム」に対する恐れがきわめて強く、この規定はそれを反映したものであろう。つまり、自由な売買を認めれば、投機業者が入ってきていわゆる「マネーゲーム」が始まり、「ものづくり企業」を餌食にして暴利をむさぼっていくだろう、との懸念である。

表 1-1：試行排出量取引スキームの実績

部門	業種	排出実績		
		超過達成者数	削減不足者数	目標と実績の差分 (万t-CO ₂)
産業	鉄鋼	1		624
	化学等	5	3	36
	製紙	5	2	-13
	セメント・板硝子等	4	3	43
	電機・電子	10	2	50
	自動車	1		125
	その他製造業等	7	1	19
エネルギー転換	電気事業		9	-9,239
	石油精製	4	2	47
業務その他	商社・銀行等	5	8	0.3
運輸	航空・貨物	3		28
	合計	45	30	-8,333

(出所) 経済産業省、環境省「施行排出量取引スキーム 2008年度目標設定参加者実績等について」

しかし、取引をあまりにも強く抑制してしまうと取引が不活発となり、結局、排出枠の価格形成がうまくいかないの、一定の価格の下で各企業が最適な意思決定を行うことにより、排出削減目標を最小費用で達成するという排出量取引制度本来のよさが失われることになる。

以上みてきたように、日本の試行スキームは、排出量取引制度の副作用を抑えようとするあまり、それ本来の目的の達成を妨げてしまう制度設計となっている。つまり、現状の試行スキームのように、排出総量の制限もできなければ、費用効率的な排出削減も達成できないということでは、何のために取引制度なのかまったく理解不能である。日本が2050年に向けて排出を80%削減するのであれば、この試行スキームを脱ぎ捨て、排出総量を有効にコントロールできる、本格的なキャップ&トレード型排出量取引制度の導入が不可避になる。

1-3. 排出量取引制度設計の具体論

1-3-1. 下流型、直接排出方式での導入

上流型か下流型か

排出量取引制度を設計する際に第1に決定しなければならないのが規制ポイントである。化石燃料が輸入され、精製された上で石油製品として販売され、消費されていく一連の流れの「上流」で総量規制を実施するのか、それとも「下流」に規制ポイントを置くのかという点である。「上流」とは、化石燃料の採取・輸入・精製の段階を指すのに対し、「下流」は化石燃料の最終消費段階を指す。ここでは、化石燃料の流れ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」と呼ぶことにしたい。

上流型排出量取引制度では、輸入・精製業者に対して日本の排出削減目標に等しいキャップをかける。これは当該業者が輸入・精製して需要家に対して販売する化石燃料を燃焼させたときに排出されると想定される温室効果ガスの排出総量にキャップをかけるという方法をとる。その上で政府は、キャップを分割し、個別事業所に対して、排出枠を何らかのルールに基づいて配分する。配分された排出枠の総量は、ちょうどキャップに等しくなっていなければならない。

輸入・精製業者にとって、もし排出実績が、配分された排出枠を上回る場合には、同じキャップの中で規制を受けている他の輸入・精製業者から排出枠を購入し、キャップを遵守しなければならない。逆に、排出削減が順調に進んで排出実績が排出枠を下回った事業者は、自らの保有排出枠を売却して収入を得ることができる。こうして、排出枠の過不足がキャップの中で取引されることを通じて調整され、排出総量（キャップ）が費用効率的な形で達成される。これに対して下流型排出量取引制度は、実際に化石燃料を使用して生産活動を行う事業者に対してキャップをかけることになる点が異なるだけで、基本的なメカニズムは上流型と同じである。

この上流型と下流型のどちらが望ましいのであろうか。両者ともに利害得失があり、何に重点を置くかによってどちらが優れているか結論は異なってくる。上流が優れている第1の利点としては、まず、そのカバー率の高さを挙げることができる。日本は化石燃料のほぼ100%を輸入に頼っているため、上流型排出量取引制度の場合、排出量取引制度を上流で実施した場合にそのカバー率はほぼ100%となり、事実上すべての経済主体が排出量取引制度の仕組みに包含されることになる。上流型の第2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、したがって当該業者の化石燃料輸入・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、この点は上流型の問題点と表裏一体の関係にある。第1に、輸入業者や精製業者が排出量取引制度の対象となることで、取引市場参加者数が限られ、経済学における完全競争の条件が満たされなくなる。結果として、取引主体による戦略的行動の恐れが高くなり、本来は取引によって得られるはずの効率性改善の便益が得られないか、小さなものになってしまう可能性がある。第2に、上流で排出量取引を通じて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されるが、現実には転嫁がどの程度行われるのかは、経済学が教えるように市場構造次第である。つまり、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転嫁は決定されるため、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。

この点、下流型排出量取引制度には、以下のような利点がある。第1に、下流型では取引参加者が多数存在する、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、欠点にも転化する。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う。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ため、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。

第2に、より重要な利点として、下流型では企業に対してより効果的に排出削減へのインセンティブを与えることができる。つまり、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、上流型よりも有効に発揮できると考えられる。もちろん経済学的には、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、アメリカの法学者カラブレッジによる「最小回避費用原則」

の議論が示しているように、問題に予防的に対処することが望ましいけれども、誰にその責任を負わせるべきか我々の知識が不確かである場合には、「そもそも予防を行うべきかどうか、行うとすればどのような規模と範囲で、そしてどのような方法で行うべきか」という問いに対して正しく決定するインセンティブを持つ主体に責任を負わせることが望ましい。カラブレッジは、そのような主体こそ製品の製造業者であり、彼らに厳格責任を課することが望ましいとした（Calabresi 1975）。つまり製造業者には、製品そのものやその製造過程に関する知識と技術が備わっており、それを扱うことのできる人的資源がある。したがって、製造業者に厳格責任を負わせれば、事故費用と事故回避費用を足し合わせた総費用を最小化するインセンティブが働くはずである。これを我々の議論に応用すれば、下流に排出削減の責任を課することが望ましいという結論になる。

実際、下流排出者が排出量取引制度の対象となれば、温室効果ガスの排出を自らモニタリング・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、さらに第3者機関による検証を受ける責任は下流排出者に課せられることになる。また、保有排出枠は企業会計上、資産または負債として貸借対照表にも入ってくる。このため、財務会計上、環境政策が企業経営上どのような影響を与えるのかが明瞭な形で意識されるようになってくる。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つねに検証するようになるだろう。

下流排出者はこの点で、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に規制ポイントを置くことができれば、上流からの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。

この点、上流型はどうであろうか。上流型の場合は、排出削減を実行するための技術、情報、人的資源が輸入・精製業者に備わっているわけではないため、当該業者は自らにかかってきた費用を単純に下流に転嫁

することしかできない。炭素価格が仮に完全に転嫁されるとすれば、それは理論上、下流企業に対して炭素税が上流で課されたのと同じ効果を発揮し、下流企業による最適な排出水準への調整が行われるはずである。しかし現実には、上流では明示的に見えていた炭素価格が、下流では価格の中に含まれてしまって見えなくなっており、温室効果ガスの排出が企業に費用上昇をもたらすことが意識されにくい。さらに下流企業は、直接排出枠を配分され、それが企業会計の中に明示的に入ってくることもないので、それを意識した行動が促されることもない。ましてや、上流での炭素価格が下流に完全転嫁されなければ、下流企業が炭素価格に反応して調整を行うインセンティブはさらに小さくなるであろう。以上の理由から、我々は下流型排出量取引制度を提案することにしたい。

直接排出か間接排出か

直接排出方式の利点

以上の議論を踏まえて下流型排出量取引制度を導入する場合、排出量取引制度によってカバーできる範囲が上流型に比べて低くなるという問題点が残る。この点については、本提案では産業・工業プロセス・エネルギー転換部門の一定規模以上の事業所に対して排出量取引制度を導入するとともに、それ以外の部門に対しては炭素税その他の政策手法で補完する「ポリシーミックス」を構築することで対応することを提案したい。ポリシーミックスの詳細については、本章の第2章～第4章で詳細に展開することにしよう。

さて、次にカバー率に影響を与えるもう一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規制対象として「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。これは、電力・ガス部門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論点に他ならない。「直接排出」とは、化石燃料の燃焼を通じて温室効果ガスを直接排出している主体からの排出総量を指す。「直接排出」の考え方の中では、石炭火力発電といった電力・ガスの生産に伴って発生する温室効果ガスはエネルギー転換部門の排出とみなされる。これに対して、電力についてはその生産側ではなく需要家側の排出とみなすのが「間接排出」の考え方である。両者に一体、どれほど違いがあるのかと訝る読者もいるかもしれない。しかし、この区別は排出量取引制度の制度設計上、きわめて重要である。

というのは、直接排出の考え方をとるということは、排出をコントロールする責任が電力・ガスの生産者の側にあるという考え方に立脚することを意味するからである。これに対して間接排出の考え方は、排出をコントロールする責任が電力・ガスの需要家側にあるという考え方に立脚

することを意味する。よく、「電力会社には安定供給の義務が課されており、環境規制が課されたからといって電力生産量を落とし、停電を引き起こすわけにはいかない。したがって環境規制は直接排出ではなく間接排出の考え方に立って設計されるべきだ。」との主張を耳にする。しかし、電力会社は電力生産を一定に保ちながらも、より炭素排出の少ない電源選択を行うことで温室効果ガス排出を削減できる。逆に、間接排出の考え方に基づいて企業・業務・家庭部門に規制をかけ、地道な省エネ努力で排出削減に成功しても、近年実際に起きたように、電源で石炭火力発電へのシフトが行われれば、そのような削減努力など一瞬にして吹き飛んでしまう。だからといって我々は需要家側の努力が無意味だということをおおとして言おうとしているのではない。むしろ逆であり、後の章で展開するように、電力・ガスの需要家側に働きかけるポリシーミックスを我々は提案する。ここでの問題意識は、間接排出の考え方を採用してしまうと、電力・ガスの生産側に対して直接的に排出削減を促す手立てを我々は失ってしまうという点にある。この点こそまさに、間接排出方式の最大の欠陥だといえよう。

したがって、我々は直接排出の考え方に基づいて制度設計を行うことで、エネルギー転換部門に対して直接コントロールを加え、電源選択や燃料選択に影響を与える必要がある。たしかに、エネルギー転換部門は、いったん電力・ガスの生産のための設備を建設すると、次の更新までに30年はかかるため、排出量取引制度が導入されても直ちに反応することができない。まさにこの論拠から排出量取引はあたかもなんらの有効性を発揮しないかのような議論が行われる場合がある。しかし、重要なことは、長期的観点から排出量取引制度のキャップが段階的に縮小することを明示的にスケジュールとして示すことである。欧州は2020年まで、アメリカは2050年までのキャップ縮小のスケジュールを示している。こうしておくことで、投資家に予見可能性を与え、低炭素社会への移行とそのための設備投資が不可避であることを悟らせる必要がある。そして、高度成長期に建設された発電所が今後順次、更新期を迎えていく。明示的なキャップ縮小のスケジュールが示されていれば、エネルギー転換部門は、旧設備の設備更新のタイミングが来れば将来の炭素制約の強まりを意識し、賢明な投資判断を行うであろう。ところが、もし間接排出方式をとってしまうと、このような長期的観点からのインセンティブを効かせることができなくなってしまうのである。

もともと、直接排出の考え方に立脚して制度設計を行う場合には、規制にともなって発生する費用上昇分を電力消費者に転嫁してもよいとの保証を政府が電力会社に対して与えておくことが重要になる。もちろんそれは産業や家庭のエネルギーコストの上昇を生み出す。しかし、むし

るそうすることで電力需要家は電力料金の上昇という形で間接的に炭素価格に直面し、省エネへのインセンティブが働く。ここでは、電力料金への費用転嫁が事実上、炭素税と同様の機能を果たすことにすらなる。このインセンティブは、排出量取引制度の初期配分を、グランドファザリング方式からオークション方式へ移行させることで、さらに大きくなるであろう。したがって、直接排出の考え方に基づく排出量取引制度は、費用の需要家側への転嫁を考慮に入れるならば、エネルギーの生産者側と需要家側の両者に対して同時に排出削減へのインセンティブを与える政策手段だといえよう。この点でも、直接排出方式は間接排出方式よりも優れている。

間接排出方式による制度信頼性の低下問題

以上、直接排出方式の優位性について論じてきたが、間接排出方式で排出量取引制度を導入することには、そもそも次のような根本的な問題点があることにも留意しておかねばならない。

つまり間接排出方式の下では、産業の電力使用量分について、どのような基準に基づいて初期配分を行うのかきわめて難しい計算を強いられるのである。一般に、間接排出の考え方を採用する場合は、電力消費に由来する温室効果ガス排出を計算するために「排出係数 (t-CO₂/kWh)」を用いる。この係数に実際の電力使用量を掛け合わせて算出された値がその企業の電力由来のCO₂排出量だということになる。しかし、そもそもこの排出係数をどう設定するのかが一大問題である。つまり、全国平均の排出係数を用いるのか、それとも電力会社ごとに異なる排出係数を用いるのかがまず問題になる。後者の考え方をとるならば、たまたま石炭火力の比率が高く、排出係数の高い電力会社の管内に立地する企業は、それだけで電力由来の排出量が増大するという矛盾に直面することになる。また、電力使用者側の努力いかんにかかわらず、石炭火力発電比率の増大や事故による原発稼働率の低下など、需要家側の努力とは無関係な要因によって排出係数が増大し、排出量が増大してしまうという問題は、すでに多くの企業が間接排出に基づいて排出量の算定・報告を行う際に実感していることであろう。逆に、何らかの要因によって排出係数が低下すれば、需要家側が何の努力をしなくても排出量が減少する。この場合、間接排出方式の排出量取引制度の下では、実際の削減努力が行われなくとも余剰排出枠（ホットエア）が生まれ、それを売却して収入を得るというトリックすら可能になる。

このように、自らコントロールできない要因で排出量が変わってしまう間接排出方式は、排出量取引制度を不安定かつ不確実なものにしてしまい、その分だけ制度に対する信頼性を低下させることになる。したがっ

て、以上の問題点や矛盾点を回避し、信頼性の高い排出量取引制度を確立するには、直接排出に依拠することが望ましい。

直接排出方式による排出量取引制度の設計

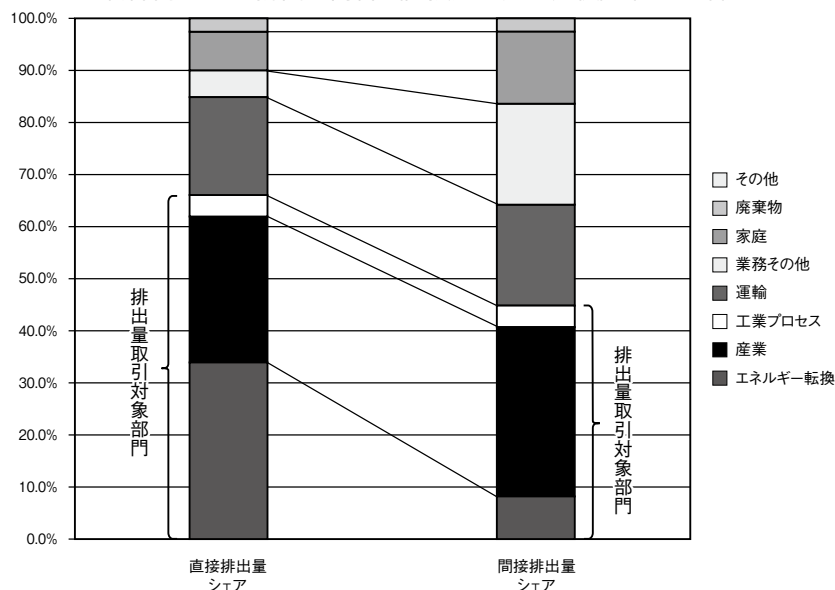
さて、直接排出方式の排出量取引制度の設計を行う場合は、産業・エネルギー転換・工業プロセス部門が対象となる。これ以外の業務・運輸・家庭部門からの直接排出については、個々の排出源からの排出量はわずかであるにもかかわらず、その対象者は膨大な数にのぼるため、排出量取引制度実施のための行政費用がその実施による便益を上回る。したがってこれらの部門は制度対象から外し、産業・エネルギー転換・工業プロセスの3部門を対象とせざるをえない²⁾。もっとも、直接排出方式はエネルギー転換部門を対象とすることで、業務・家庭部門も電力・ガスを使用する限り間接的にこの制度に含まれるので、結果としてカバー率はその分だけ向上するといえる。

2) ただし、第2章および第4章で指摘するように、非対象部門についても、それぞれの部門特有の排出量取引制度を設立するという可能性はある

間接排出方式の場合も、対象部門は直接排出方式の場合と同様に3部門とならざるをえないだろう。このことから、直接排出方式のカバー率は間接排出方式を上回ることになり、この面からも、下流型排出量取引制度を直接排出方式で導入することのメリットは大きい。もっとも本提案は、業務部門対策として東京都のように都道府県レベルでの間接排出方式に基づく排出量取引制度の導入を提言しているのので、総体としてみると直接排出方式と間接排出方式のハイブリッド型だといえよう。

図1-4：「直接排出」と「間接排出」の比較

各部門のCO₂排出量割合（直接／電力配分後）（2007年）



(出所) 温室効果ガスインベントリ（2009年4月30日版）より作成。

図1-4は、各部門からの排出量構成比率を、2007年の排出実績に基

づいて直接排出と間接排出に区別してみたものである。直接排出と間接排出の考え方の相違は、エネルギー転換部門の排出比率の違いによく現れている。つまり図1-4の直接排出をみると、エネルギー転換部門の排出が33.9%も占めているのに対し、間接排出をみるとわずか6.4%でしかない。これは間接排出では、火力発電所のCO₂排出が産業、業務、家庭など電力の需要家側の排出としてカウントされるからである。この結果、例えば産業部門からの排出は、直接排出だと28.1%だが、間接排出だと34.5%とかなり大きくなるのが分かる。

さらに、直接排出方式と間接排出方式のカバー率の違いを確認しておきたい。直接排出に基づいて排出量取引制度を実施する場合、エネルギー転換、産業、そして工業プロセスの3つの部門が対象となる。これらの部門の排出量は、図1-4が示すように全体の67.6%になる（裾切り基準は考慮しない場合）。これに対して、間接方式で同じ部門を対象とする排出量取引制度を導入すれば、そのカバー率は46.6%となり、直接排出に比べて大幅に低下する。

1-3-2. 長期削減目標と排出量取引制度対象部門に対する キャップ設定

キャップ設定の手順

こうして、排出量取引制度を下流型直接排出方式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、排出量取引制度のキャップをどのように決定するかという点になる。キャップ&トレード型の排出量取引制度では、取引制度の対象となる部門の総排出量に対して政府がキャップを設定し、それに相当する排出枠しか配分しないため、その枠内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。したがって、キャップ&トレード型排出量取引制度の成否の鍵を握っているのは、このキャップを環境政策上の目標と整合的に設定できるか否かという点にある。キャップを決めるためには、以下の手順を踏む必要がある。

- (1) 日本全体の温室効果ガス排出削減目標を決定すること
- (2) 上記(1)の目標のうち、どれだけを国内で実質的に削減（いわゆる「真水」）するのかを決定すること。逆にいえば、クリーン開発メカニズム（Clean Development Mechanisms：CDM）を通じて生み出されたクレジットの購入など海外で行われた削減分と、日本国内での森林吸収源から生み出される吸収分をどれだけ日本国内の削減としてカウントすることを許容するのかを決定すること
- (3) 上記(2)で決定された日本国内の温室効果ガス6ガスで定義さ

れた排出削減目標のうち、CO₂のみによる排出削減目標を確定すること

- (4) 上記(3)で決定されたCO₂排出削減目標を達成するために、産業・エネルギー転換・工業プロセス・業務・運輸・家庭の各部門間でどのようにして排出削減努力を配分すべきかを決定すること（排出削減努力の部門間配分の考え方については後述）
- (5) 本提案の直接排出方式に基づく下流型排出量取引制度は産業・エネルギー転換・工業プロセスを対象部門とするので、これら3部門からの排出量目標をキャップ設定のベースとすること
- (6) 排出量がそれほど大きくない一定規模以下の事業所については、排出量取引制度実施にともなう行政費用が大きいいため、制度対象から外すことで（いわゆる「裾切り」）キャップを最終的に確定すること

日本全体の排出削減目標

以上より、最初に取り組むべき問題は、日本の排出削減目標を中期（2020年）と長期（2050年）の両方で確定させることである。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キャップ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。そのためには現在の科学的知見に基づいて「産業革命以来の全球的な平均気温上昇を2度未満に抑える」という目標を設定し、それを達成するために必要な排出削減量を各国に割り振る必要がある。現在、温暖化防止をめぐる政策論議に大きな影響を与えている「気候変動に関する政府間パネル」（Intergovernmental Panel on Climate Change : IPCC）が発表した『第4次評価報告書』（2007年）で示された科学的知見を受けて、全世界の産業革命以来の平均気温上昇を2～3℃に抑えなければ不可逆的な地球温暖化問題が発生する恐れがあるとの認識が広まっている。そして、そのような事態を回避するには世界で2050年までに温室効果ガス排出を半減させる必要がある、という点についても各国でコンセンサスがほぼ得られつつある。

しかし、途上国や特に新興国は、経済発展にともなってまだまだ排出が増加するので、「世界で半減」を達成するには先進国はそれ以上、具体的には80～90%も排出を削減しなければならない。現在、先進国で2050年までに80%削減を掲げている国が日本をはじめとして多いのはこのような事情による。2050年を目標年次とするこうした国別排出削減目標は、「長期目標」と呼ばれる。

とはいえ、2050年は今から40年後なので、長期目標に到達する途上の中間地点でも目標を持っておくことが望ましい。それが「中期目標」であり、現在では「中期目標」といえば、2020年に達成すべき排出削減量（あるいは削減率）を定めた目標のことを指している。

インドネシア・バリ島で開催された第13回京都議定書締約国会議（COP13）では、その下に設けられた特別作業部会が、IPCCの第4次評価報告書の科学的知見に基づくならば「先進国は2020年にまでに90年比で25～40%削減することが求められる」と明示した文書を採択した。われわれは、このような科学的知見の積み重ねと、それに基づく国連での議論を踏まえれば、2050年までに温室効果ガスを世界で半減すること、そして先進国は同様に2050年までに80%、2020年までに25%以上の温室効果ガス排出を削減することが必要だと考える。

鳩山政権の掲げる2020年までに1990年比25%削減、2050年までに80%削減という中長期目標は、ほぼこのような議論の軌道に乗る形で目標設定が行われているという点で評価できる。しかし、他の先進国がここまで野心的な目標を掲げていないことから、日本の政策目標は他国に比べて「突出」しており、これを実現すべく政策を実行する場合には産業の国際競争力に大きな負の影響を与え得るため、日本経済にとって大打撃になるという批判が展開されている。たしかに多くの国々の中期目標は日本ほど野心的ではないが、しかしイギリスの中期目標は1990年比で34%減、ドイツは同じく90年比で40%減と、日本を上回る削減率を設定している。さらに、中期目標はそれほど野心的でなくとも、長期目標を見れば、ほぼ80%削減が必要という点については先進国間で意見の一致がみられる。さらに、中期目標については2005年比17%減と、とても野心的とはいえなくてアメリカですら、下院で可決された「ワックスマン＝マーキー法案」をみると2050年には83%減を掲げている。

日本では、国別排出削減目標の公平性を求める議論が根強く、それも、1人あたり排出量の均等化という公平性ではなく、排出削減の限界費用の均等化がもっぱら強調される嫌いがある。公平性についてはさまざまな基準を設定することが可能であり、たしかに日本に厳しい削減率をもたらさない基準という点では、「限界費用均等化」のほうが、「1人あたり排出量均等化」よりも望ましいということになる。しかし、これは公平性に関する数ある基準の1つであって、唯一無二の基準ではない。「限界費用均等化」は、全世界における排出削減費用を最小化することが他のどの目的よりも望ましいという点に承認が得られるならば正当化する論理であろう。しかし、地球上のどの1人も、同じ量だけの温室効果ガス排出を行って生存する権利があるとの立場に立てば、「1人あたり

排出量均等化」の論理の方に軍配が上がる。こちらの基準に立てば、仮に限界費用が高かろうとも、日本はより厳しい排出削減目標を負い、それを達成する責任があるということになる。公平性基準にはこれ以外にも存在するが、いずれにせよ、いずれかの基準がいずれかの基準に対して排他的に優位性を主張できるわけではない。

日本で、産業界を中心として「限界費用均等化」を公平性基準として支持する声が強いの、すでに日本の産業界は省エネがかなり進んでおり、これ以上排出削減を進めることの難しい、限界費用の高い領域に到達しているとの前提がある。しかし、本当に25%削減目標は産業界に大きな費用負担をもたらすことを通じて日本経済に大打撃を与えるのだろうか。この結論を得るには、一定の仮定を前提しなければならない。つまり第1に、日本の産業界はすでに高い限界費用に直面しており、しかも、これ以上の技術革新の余地はないという仮定である。第2に、仮に日本の産業界が排出削減のために費用上昇に直面するとしても、それは費用負担をもたらすだけに終わり、新たな需要創出を生み出すことはないとの前提である。第3に、費用上昇に直面する産業界で失われる付加価値や雇用は、これから生まれてくる新しい産業界が生み出す付加価値や雇用よりも小さいという前提である。

実際には、これまでの数々の事例が示しているように、規制は技術革新によって乗り越えられてきたし、今後もそうなるであろう。技術革新と量産効果による価格低下とを組み合わせられれば、今よりも野心的な排出削減を、それほど大きくはない費用で達成することも可能になる。また、規制強化はエネルギー集約型に集中的に費用上昇をもたらすが、それ以外の産業界に対してはそれほど大きな費用上昇をもたらすわけではない。むしろ、費用がかかるということは、省エネルギーやエネルギー転換に費用がかかることを意味し、これらを可能にする製品やサービスを提供する企業に対する需要が増加することを意味する。つまり、エネルギー集約型産業界から低炭素産業界に対して所得移転が行われることになる。もし後者の成長によって、前者で失われるよりも大きな所得と雇用が創出されるならば、国民経済全体としては所得と雇用は増大することになる。

以上のように考えるならば、25%削減目標は、日本経済にとって大打撃どころか、長期的にはかえってチャンスをもたらす可能性すらある(諸富・浅岡 2010)。2050年には各国とも80%削減を打ち出していることを勘案するならば、後は、日本のように早くそこに到達するのか、それともゆっくり到達するのかという違いが残るだけである。いずれ80%削減が必要なら、日本は先行して削減を進め、それを通じて低炭素経済に適合的な産業界を育て、その製品やサービスを国内市場で鍛える

ことによって国際競争力を高めていくことが望ましい。逆に、短期的な費用負担の大きさから必要な改革を先送りしてしまえば、日本の産業構造を固定化することにつながり、将来の日本経済の発展を遅らせてしまう恐れすらある。

以上の理由から、われわれは排出量取引制度導入の目的を、90年比で2020年までに温室効果ガス排出を25%削減するという目標を達成する点に置くことにしたい。もちろん、排出量取引制度だけで25%削減すべてを達成できるわけではない。排出量取引制度でカバーできない部門については、他の政策手段とのポリシーミックスを構築することで総体としてこの目標を実現することが望ましい。本報告書は以下の章を通じて、そのための政策体系を示していくつもりである。

国内での排出削減（いわゆる「真水」）をどこまで見込むか

以上のように、中期目標と長期目標を定めたとして、今度はキャップを確定するためには、実際に国内でどれだけを削減するかという問題に回答を与えなければならない。1つの考え方は、あくまでも25%削減分すべてを国内で達成すべきだというものである。もう1つの考え方は、そのうち一定割合については国外で行った削減であっても、その削減量がちゃんと検証可能であって、なおかつ削減が永久的に保証されるのであれば、それを「オフセット」として活用し、国内削減の代替として認めようという立場である。ここでおそらく「オフセット・クレジット」として想定されるのは、京都メカニズム（もしくはそれが改革された新しいメカニズム）から創出された海外クレジットと、国内の「吸収源（LULUCF）」から生み出されるクレジットの活用である³⁾。もっとも我々は、オフセットの活用はあくまでも国内削減に対する「補完的」な手段であると考えている。

その前提に立ってオフセットを認める場合に、一体どの程度の範囲でそれを許容すべきかを考えるために、1つの試算として4つのケース（25%削減、20%削減、15%削減、10%削減）を検討してみたい。表1-2は、実際に必要となる排出量削減に、オフセット・吸収源が占める割合がどの程度になるかを計算してみたものである。ここで注意すべきは、この計算における分母は、2013～2020年の間に、「BAU（Business As Usual）比で」必要とされる排出削減量としている点である⁴⁾。BAUとしては、前政権下で行われた中期目標検討委員会の試算のうち、基準ケースとされた選択肢1（2020年時点で1990年比+4%のケース）を使用した。したがってこの試算は、BAUをどのように想定するかによって、大きく結果が変わってくる点に留意する必要がある。

3) また、現在の京都議定書の枠組みの下では認められていないが、「途上国における森林減少・森林劣化からの排出量の削減（REDD）」についても、なんらかの形で海外削減分が国内削減として認められる仕組みが導入される可能性もある。

4) たとえば、25%削減のうち20%を国内削減とした場合、5%分がオフセット・吸収源使用分ということになる。しかし、 $5 \div 25 = 20\%$ がオフセット・吸収源使用割合になるかといえ、そうとも限らない。なぜなら、25%や20%、5%というのは1990年の排出量に対する割合であるが、実際の排出量は1990年から変化しているから、どれくらいの削減が必要かは、それによって異なるからである。1990年を起点として考える考え方は、実績を基にしているためデータに不確実性がないが、他方で、実際の必要削減量を過小評価する恐れがある。

表 1-2：各ケースでのオフセット・吸収源使用割合

国内削減割合	2013～2020年での BAU比累積削減量 [万tCO ₂]	オフセット・吸収源 使用割合	吸収源2.9%を 想定した場合の オフセット使用割合
25% (全部国内削減)	1,992	0%	0.0%
20% (オフセット・吸収源5%)	1,709	14.2%	0.0%
15% (オフセット・吸収源10%)	1,426	28.4%	12.8%
10% (オフセット・吸収源15%)	1,142	42.7%	27.0%

(出所) WWFジャパン試算。

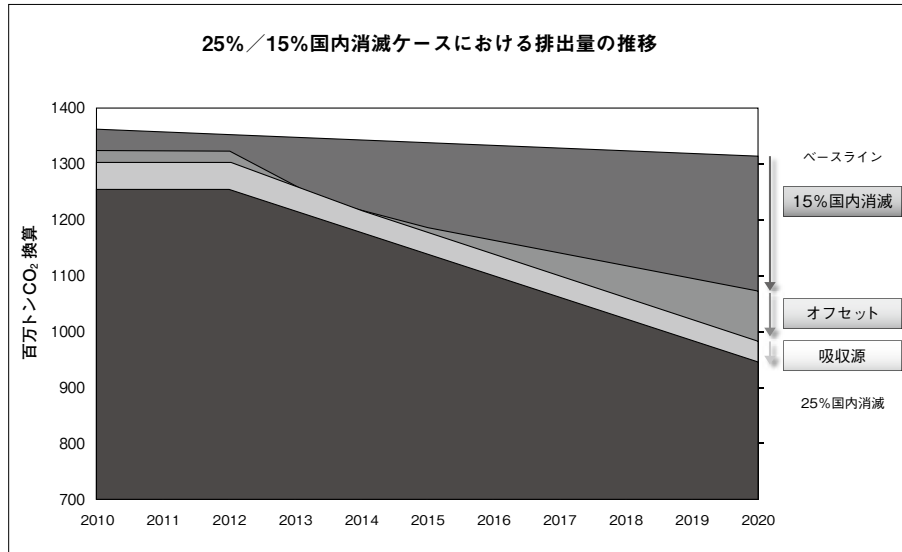
試算結果によれば、20%国内削減（オフセット・吸収源が5%）の時には約17%、15%国内削減（オフセット・吸収源が10%）の時には約1/3、10%国内削減（オフセット・吸収源が15%）の時には約半分がオフセット・吸収源の削減によって達成されることになる。

このうち、国内削減10%（オフセット・吸収源が15%）のケースは、削減努力の半分を海外もしくは森林に頼ることになる。このようなケースでは、国内削減にとってオフセットの使用が「補完的」であるといえなくなってしまう。国内削減15%についても、約1/3がオフセットもしくは吸収源に由来することになり、決して望ましくはないが、現実的には起こりうるケースではある。したがって本報告書では以下、国内で25%すべてを削減するケースと15%を国内で削減し、残り10%をオフセット・吸収源で満たすケースを両極端として検討することにしたい。

長期目標と排出削減スケジュール

将来のオフセット使用量についての試算は存在しないが、吸収源については、前政権下の中期目標委員会において試算がなされたほか、コペンハーゲンへ向けた国際交渉の中で条約事務局に対して一部データが提出されている（天野2009；The Government of Japan 2009）。吸収源による吸収量（排出量）は、どのような算定アプローチをとるかによって大幅に変わるが、現行の算定アプローチが継続とした場合（グロスネット方式で、かつ京都議定書第3条4項の活動を組み入れ可能とした場合）、政府試算は2015年時点で3.1%、2020年時点で、1990年度比2.9%の削減分相当の吸収量が見込めるとしている。

図 1-5 : 25%および15%国内削減ケースにおける排出量の推移



(出所) 天野 (2009), 温室効果ガスインベントリオフィス (2009), 内閣官房 (2009), The Government of Japan (2009) よりWWFジャパン試算・作成.

そこで、この政府試算を用いて吸収源が使用される量を想定し、その量と15%国内削減ケースにおけるオフセット・吸収源使用量（総量）との差分をとることで、オフセット使用量を推計したのが、**図1-5**である。この図から、25%を実質的に国内で削減する場合の削減量と、オフセット・吸収源の活用で国内実質削減を15%とする場合の削減量の相違が、視覚的に明らかになる。

対象部門の決定と「裾切り基準」

こうして国内排出削減目標が定まれば、それをどのような政策手段によって達成するかを議論すべき段階に入る。本提案において、排出量取引制度の対象となるのは、上述のように産業・エネルギー転換・工業プロセスの3部門である。また、排出量取引制度の対象ガスは、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大半がCO₂であることから、当面はCO₂のみに絞ることにしたい。これはもちろん、将来時点で他のガスに対象を拡張していくことを妨げるものではない。現行の京都議定書の下で排出量削減の対象となっている温室効果ガスは6種類だが、2013年以降の将来枠組みの中では、NF3等の新しいガスを加えることも検討されているからである。

キャップを設定する上で最後に決めなければならないのは「裾切り基準」である。本提案は、排出量取引制度において規制を受ける主体の単位を現行の改正省エネ法のように「事業者」ではなく、「事業所」とすべきだと考えている。改正省エネ法は、規制対象をそれまでの「事業所」単位から「事業者」単位に切替え、2010年から施行に移す予定である。

これは、「事業者」傘下の工場等「事業所」のエネルギー使用量（原油換算値）が合計で1,500キロリットル以上であれば規制対象に含めることで、それまでは規制対象から外れていた小規模事業所を取り込もうという目的を持っている。これは一見、望ましいことに思えるが、残念ながら、排出量取引制度の規制単位としては避けたほうがよい。なぜなら、「事業者」を規制単位とすると、以下のようにさまざまな弊害が生じることが予見されるからである。

まず第1に、「事業者」を単位としてしまうと、個々の「事業所」の情報は「事業者」単位でまとめられてしまい、個々の「事業所」情報は覆い隠されてしまう。このことは、情報把握の透明性という点で疑義を生じさせる。というのは、排出量取引制度にとって、排出量情報把握の正確性は、制度の信頼性構築にとって決定的な重要性を持っている。排出量取引制度が創設されると、排出枠そのものに経済的な価値がつくようになるため、この点で疑義が生じるようだと、排出枠の価値を裏付けている排出削減の実体そのものが怪しいということになり、取引の信頼性が崩壊するからである。排出量取引制度の単位を「事業者」単位にするということは、排出量の算定、報告、モニタリング、そして検証の過程すべてが事業者単位でよいということを意味する。そうすると、政府や第三者機関には「事業者単位」で合算された情報しか届かず、個々の「事業所」に対しては目が届かなくなってしまう。

第2に、情報把握の正確性という点でも「事業所」を単位とすることが重要になる。排出量の把握を正確に行うには、バウンダリ（境界）を厳密に確定する必要がある。つまり、その事業所で行われる活動（生産活動だけでなく、流通も含めて）のどこまでがその「事業所」の活動に含められ、CO₂排出の算定対象としなければならないかが確定されねばならない。これはマイナーだが大変重要な作業で、微に入り細を穿った検討を要する。この作業の正確性を期すためには、当然のことながら、小規模も含めていくつもの事業所の合算を許す結果、曖昧さと不正確さを許してしまう「事業者」単位とするのではなく、「事業所」を単位とすることが条件となる。「事業者」参加に含まれる小規模事業所は、CO₂のモニタリングと算定そのものが正確に行えないところが多く、そのような情報を合算しても、集計情報の信頼性は担保されないからである。

第3に、排出量取引制度の実施にとって、規制対象を「事業者」単位とすることのデメリットに比べ、そのメリットをほとんど見出すことができないか、あったとしてもきわめて微小だからである。改正省エネ法が、小規模事業所をも規制対象に含めようとしたその趣旨は悪くないが、以下で議論するように、これら小規模事業所を対象に含めても、排出量取引制度のカバー率はほとんど上昇しない。むしろ、上述のように、「事

業者」単位とすることで制度の正確性と透明性が失われることによるデメリットの方がよほど大きい。改正省エネ法でも、従来からの第1種・第2種指定工場の指定は残されているので、そちらを活用すべきであろう。

さて、規制単位を「事業所」単位としたとして、どの規模の事業所までを制度対象とすべきかが次の問題となる。環境NGO「気候ネットワーク」は、省エネ法の下で集められている燃料使用に関するデータの開示請求を行い、開示されたデータを基に排出量の試算を行っている（気候ネットワーク 2004；2005；2008）。これらのデータを基に、省エネ法第1種の事業所からの排出量とそれが全体に占める割合を計算したのが表1-3である⁵⁾。

5) ただし、省エネ法はここ数年改正が繰り返されているため、単純な経年での比較はできない。

表 1-3：省エネ法第1種の事業所からの排出量とその割合

年	省エネ法第1種事業所からのデータ					試算			
	事業所数	データ開示事業所数	開示事業所の合計排出量	業務関連開示事業所数	業務関連開示事業所からの排出量	国全体のCO ₂ 排出量	国全体のCO ₂ 排出量に開示事業所が占める割合	ETS3部門排出量	ETS3部門に開示事業所が占める割合
			[百万tCO ₂ 換算]		[百万tCO ₂ 換算]	[百万tCO ₂ 換算]		[百万tCO ₂ 換算]	
2000	4,004	3,317	406	N.A.	N.A.	1,255	32%	794	51%
2003	5,033	4,283	482	962	0	1,284	38%	822	59%
2005	7,441	6,829	508	1,553	8	1,287	39%	834	60%

(出所)

気候ネットワーク (2004) 「省エネ法のエネルギーデータの分析」 気候ネットワーク <http://www.kikonet.org/research/disclosure.html> (アクセス: 2009年11月12日)

気候ネットワーク (2005) 「2003年度大規模排出事業所からの排出について」 気候ネットワーク <http://www.kikonet.org/research/disclosure.html> (アクセス: 2009年11月12日)

気候ネットワーク (2008) 「2005年度大規模排出事業所からの排出について」 気候ネットワーク <http://www.kikonet.org/research/disclosure.html> (アクセス: 2009年11月12日)

この表を見ると一見、それぞれの年において、第1種事業所が国全体のCO₂排出量に占める割合が小さく見えるが(32～39%)、これはデータを開示しなかった事業所の中に大規模排出事業所が存在するためと考えられる。

気候ネットワークは非開示事業所に関しても公開情報から推定を行い、それらを開示事業所のデータと加えて別途推計を行っている。これによれば、開示した事業所と非開示の事業所の双方を合わせたCO₂排出量は全体の約6割を占め、上位150位～180位の事業所によって、全体の約5割の排出量が排出されているという。

以上を勘案すると、省エネ法第1種エネルギー管理指定工場を規制対象とすれば⁶⁾、排出量取引制度対象3部門の排出量(全CO₂排出量の約65%)はほぼ全てをカバーできると想定しても問題はない。やや保守的に考えても、小規模な事業所の裾切りをした場合のカバー率は、CO₂全体の約60%になると想定される。

6) ただし、本来であれば、より直接的に温室効果ガスの排出量を対象としている温室効果ガス排出量算定・報告・公表制度のデータを参照すべきではある。直接排出のデータが抽出できるようになれば、こちらをベースに考えて行くことが必要である。

キャップの決定

こうしてようやくキャップを決定する段階に到達した。表1-4には、25%国内削減の「25%削減ケース」と15%国内削減の「15%削減ケース」の場合に分けて、キャップ導出の過程を示している。このうち、京都議定書の基準年である1990年と確定データの存在する直近の2007年については実績値が書き込まれている。これに対して2012年、2020年、2050年の数値には網かけが行われているが、これらは全て、まだ実現していない目標値である点に留意する必要がある。

表 1-4：これまでの国内排出量推移および25%/15%削減ケースのキャップ（単位：百万t-CO₂）

年		1990	2007	2012	2020	2050
25%削減	経済全体	1,143	1,304	1,185	857	229
	ETS対象部門（エネ転換+産業+工業プロセス）	770	881	770	557	149
	同上（裾切り後）	—	—	711	514	137
15%削減	経済全体	1,143	1,304	1,185	972	(229)
	ETS対象部門（エネ転換+産業+工業プロセス）	770	881	770	632	(149)
	同上（裾切り後）	—	—	711	583	(137)

（出所）温室効果ガスインベントリオフィス（2009年4月30日版）より作成。

さて、キャップを導出するためには、まず排出削減目標に沿って経済全体の排出量目標を決定し、次に、排出量取引制度（ETS）対象部門となるエネルギー転換、産業、工業プロセスの3部門の排出量目標を決定する必要がある。最後に、これらの部門のうち小規模事業所を排出量取引制度の対象から除くことによって、ようやくキャップが確定する。具体的にこのことを、表1-4の「25%削減ケース」に沿って見てみたい。

まず、表1-4の25%削減ケースの第1段目「経済全体」の排出量目標をみると、2012年排出量目標については、京都議定書の目標を満たすとの前提の下に、オフセット・吸収源を考慮に入れて試算した実質的な国内削減分を反映させた目標となっている。2020年と2050年の排出量目標については、それぞれ1990年比で25%および80%の削減値となっている。次に、表の25%削減ケースの上から2段目、ETS対象部門の排出量目標だが、これまでETS対象部門の経済全体に占める排出量比率が約65%で推移してきたことから、今後もその比率が2050年まで維持されるだろうと仮定し、経済全体の目標のうち65%がETS対象部門の目標となるよう計算することで、2020年と2050年の目標値を設定した。もちろん、2050年までには産業構造が大きく変わるだろうから、この想定が現実と合わなくなっていく可能性が大きい。したがって、排出量取引制度の期間更新（updating）が行われるたびに、ETS対象部門の排出量目標はその時点での産業構造の変化を踏まえて絶えず見直されるべきである。

最後に、表の25%削減ケースの第3段目、裾切り後のETS対象部門の

排出量目標については、省エネ法第1種事業者からの排出量が全体の約60%を占めるという前節での議論を受け、経済全体の排出量目標の60%として2020年と2050年の目標値を設定している。これがキャップの大きさに他ならない。

1-3-3. 排出枠の初期配分

初期配分における「有償配分」と「無償配分」

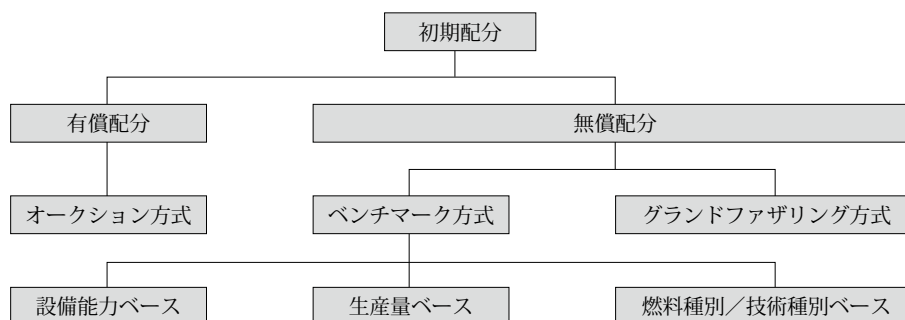
排出量取引制度の成否は、その「初期配分方法」をうまく設計できるかどうかにもかかっている。排出量取引制度は、これまで私的所有権制度も市場も存在しなかった温暖化問題の領域で、初めて人為的な市場を創出するのだから、その前提として私的所有権に相当する「排出枠」の配分を政府が企業に対して行わなければならない。ここでいう排出枠とは、排出量取引制度創設の際に政府から企業に与えられる排出許可証に記載される許容排出量を意味する。各企業は、その排出枠の範囲内で温室効果ガスを排出することを許可される。本報告書は、キャップ&トレード型排出量取引制度を念頭に置いているので、個別企業に配分された排出枠の合計はちょうどキャップに等しくなっていなければならない。

排出許可証は「初期」、つまり排出量取引制度が創設される時点、それから、期間更新が行われる場合には、その新しい期間が始まる期首の時点で政府から企業に与えられる。逆に言えば、期間が終了した時点で企業が保有していた排出許可証は失効し、無価値となる。その意味で排出許可証の配分は、排出する権利を未来永劫に政府が保証するものではない点で私的所有権の配分とは異なっている。

企業に対する許可証の配分は、当然のことながら何らかの公平性の原理に基づいていなければならない。もちろん、何をもちて公平とするかについては複数の基準を考えることができるが、排出量取引制度についてはこれまでのところ、(1) 過去の排出実績に比例的に配分する方法(グラッドファザリング方式)、(2) 原単位(排出量/生産量)指標に基づく場合(ベンチマーク方式)、(3) オークション、つまり、高い値を付けた者から順番に排出枠を獲得していく方法(オークション方式)、の3つにほぼ配分方法が集約されている。

以下では、具体的にどのようなルールに基づいて、このような初期配分を行えばよいのかをより詳しく見ていくことにしたい。

図 1-6：初期配分方式の体系



(出所) 著者作成。

図1-6に示されているように、初期配分の方法は大きく分けて「有償配分」と「無償配分」に分けられる。無償配分とは、政府が規制対象となる企業に対して対価を取ることなく排出枠を一定の基準に基づいて配分することを指す。これに対して有償配分は、一定の対価を取って企業に排出枠を配分することを指す。この対価はオークションによって決められるので、有償配分といえばオークション方式のことを指す。

これに対して無償配分は、「グラントファザリング方式」と「ベンチマーク方式」に分類される。無償配分は、参加企業の経済的負担が小さく、導入へ向けての政治的抵抗が比較的小さい。とりわけ、「グラントファザリング方式」の下では、過去数年間の平均排出量に基づいて初期配分が行われることが多いため、既得権益の承認としての側面をもっている。ところが、この方式にはいくつかの問題点があり、第1期EU ETS（2005～2007年）における最大の欠陥の1つとして指摘されてきた。その問題点は、以下3点にまとめられるだろう（諸富 2008a）。

まず第1に、「初期努力」を反映させることができない点である。つまり、排出量取引制度発足よりかなり以前から排出削減努力をまじめに行った企業ほど、直近の過去数年間の実績排出量は少なくなっており、結果として配分される排出枠は小さくなる。これは、過去の排出削減努力が初期配分において報われないという点で公平性を欠くといえる。したがって、排出枠をグラントファザリング方式で配分する際には、必ずといっていいほど初期努力に対する特別規定を設け、何らかの形でその努力に対して報いることができるよう制度設計することが多い。

第2に、グラントファザリング方式には、期間更新にともなって誤ったインセンティブを排出企業に対して与えてしまうという欠点がある。ここでいう期間更新とは、EU ETSの第1期（2005～2007年）と第2期（2008～2012年）のように期間を区切り、排出枠配分の基礎となる基準年を更新しながら実施していくことを指す。つまり、第1期で配分された排出枠は期間終了とともにいったん失効し、第2期間開始時には新

たに初期配分をやり直すことになる。もし第1期に引き続いて第2期でもグランドファザリング方式が採用され、第1期の実績が第2期に反映されることを企業が知っているとするれば、その企業はどのような行動をとるであろうか。おそらく排出削減を実施するよりも保有排出枠いっぱいに出発を行い、第2期でも大きな排出枠の配分を受けようとするだろう。この場合、排出量取引が排出企業に期待している行動とは全く逆の方向にインセンティブが働いてしまう。

第3の問題点として、新規排出源に対する無償配分と施設閉鎖の際の排出枠の没収がある。新規排出源とは、制度発足後に新設された排出源を指すが、それらに対しては、既存施設と同様に排出枠を無償配分してやらなければ公平ではないという理由から、排出枠が無償配分されることになっている。これは新規企業であってもよいし、既存企業の設備拡張であってもよい。このような配分が許容されていると、炭素制約を考慮することなく生産をどんどん拡大するインセンティブが与えられてしまう。また、施設閉鎖の場合にはもはやその排出枠は無用になったと判断され、排出枠が没収されることになっているが、このことを知っている企業は、排出枠を没収されまいとして温存するため、効率の悪い施設を効率のよい新しい設備に転換する動機が阻害されてしまう。

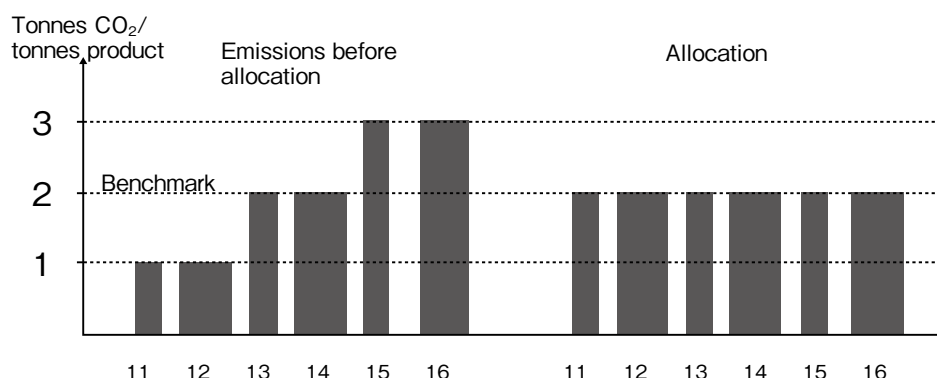
このようにグランドファザリング方式は、制度創設にともなう初期配分を円滑に実施するには適しているかもしれないが、公平性と効率性の観点からみて大きな問題を孕んでいる。

これらグランドファザリング方式の問題点を克服しつつ、無償配分の利点を生かすには、ベンチマーク方式を採用すればよい。ベンチマーク方式は、業種別平均、あるいは業者別トップ10%などの原単位（排出量／生産量）基準に活動量（＝生産量）を掛け合わせて算出された排出量に基づいて排出枠を配分する方式である。ベンチマーク方式はさらに分母の生産量を生産量実績（「生産量ベース」）ではなく設備能力を基準とした生産量とする場合（「設備能力ベース」）、生産量以外にそれが使用する燃料種別や技術を考慮する場合（「燃料種別／技術ベース」）の3通りに分類することができる。

図1-6はそれらの選択肢を示したものだが、ここでベンチマーク方式とは何かを説明するための1つの事例として、CO₂排出の業種別平均原単位を基準指標にとった生産量ベースのベンチマークを念頭に置こう。この場合、排出枠は平均的な排出効率の企業に合わせて配分されるので、それよりも効率の高い企業の手元には余剰排出枠が生じ、将来の事業拡張や売却収入の確保に用いることができることになる。これに対して、平均以下の排出効率の企業は、平均水準まで排出削減努力を行うか、あるいは他企業からの排出枠購入を迫られる。

これを図示したのが図1-7である。図の縦軸には原単位（排出量 t-CO₂ /生産量）がとられ、横軸には各企業の事業所がとられている。図の左が現在の排出状況、右はベンチマークに基づいて配分された排出枠を示している。それぞれ6つある棒は各事業所の排出量を示しているが、その縦の長さはその事業所の原単位を示し、横の長さは生産量を示している。さて、図1-7の左には原単位の異なる6つの事業所の排出量が描かれている。いま仮に、これらの事業所の中で平均的な原単位（2t-CO₂）のところまでベンチマークが設定され、それに基づいて排出枠が配分されたとしよう。配分後の結果を示したのが図1-7の右側である。

図1-7: 業種別平均効率に基づくベンチマーク方式



(出所) Åhman and Zetterberg (2005) , p.612, Figure 5.

図1-7の左側と右側を見比べれば分かるように、事業所11や12のように原単位の小さい事業所は、排出実績を上回る排出枠の配分を受けることができ、余剰排出枠を売却して収入を得ることもできるし、それをバンキングして将来の事業拡張にともなう排出増加に用いてもよい。これに対して、その原単位が平均に等しい事業所13と14は、排出実績にちょうど等しいだけの排出枠の配分を受けることができ、過不足ゼロとなる。これに対して、原単位の大きい事業所15や16は、排出実績を下回る排出枠しか配分されない。したがって、排出枠に等しい水準まで排出を削減するか、そうでなければ排出枠を他企業から購入しなければならない。

こうして、ベンチマーク方式に基づく排出量取引制度では、原単位の小さい企業が明確に報われることになる。つまり、この方式の下では、原単位改善へのインセンティブが働くようになることが、グラッドファザリング方式とは異なるこの方式のメリットである。また、制度発足以前から省エネに努力し、原単位を下げていた企業が報われるという意味で「早期努力」が評価される点でも、グラッドファザリング方式の欠点をこの方式は是正している。さらに、無償配分なので企業の負担も軽く、

導入への政治的抵抗もそれほど大きくないといえよう。欠点としては、基準指標設定のために生産工程や生産技術に関する膨大な情報収集が必要になること、多様なベンチマークの設定方法のうちどれが公平なのかを決めるのが困難なことが挙げられる。

排出量取引制度におけるオークション利用拡大の傾向

これに対してオークション方式とは、有償で政府が規制対象となる企業に排出枠を配分する方式を指す。この場合、政府があらかじめ決められた公定価格で排出枠を売却する方式もありうるが、これまでのところ、ほぼ全てのケースにおいて有償配分される排出枠の売却価格はオークションを通じて決定されている。したがって事実上、有償配分を行うことは、オークション方式による配分を実行することと同義である。

これは、排出枠の配分を望む企業に対して排出枠への需要（価格と需要量の組み合わせ）を表明させ、他方でそれを、固定的な供給量をもつ排出枠供給とマッチングさせることで需給をバランスさせ、排出枠価格を決定する配分方式である。決定された均衡排出枠価格の下で、応札した企業は高い付け値を付けたものから順番に排出枠を落札していく。逆に、均衡排出枠価格よりも低い付け値を付けた応札者は、排出枠の落札に失敗する。

こうしてオークション方式は、過去にその企業がいくら排出したか（グラウンドファザリング方式）、あるいは、その企業の原単位が業種の中でどれくらいの位置づけになるのか（ベンチマーク方式）、といった過去の事情にいっさい関係なく、その時点で表明された需要情報だけに基づいて排出枠を配分できるという特徴をもつ。したがって、新規排出源と既存排出源の区別が、オークション方式の下では一切取り払われるほか、とりわけグラウンドファザリング方式に付きまっていた既得権益保護の色彩が、ここでは完全に払拭されている。こうして、新規排出源を既存排出源と区別しない点、過去の情報を引きずって現在を決定しようとする点で、オークション方式は新規排出源にとって「公正」だといえよう。

また、グラウンドファザリング方式の下では、企業が保有排出枠いっぱいに出排を行おうとする誤ったインセンティブが与えられていたが、オークション方式の下ではそれも消滅することになる。排出を必要以上に増やせば、その分だけ費用負担が増大するからである。この結果、企業は排出量を増大させることのメリットと、費用負担が増加することのデメリットを比較考慮して、最適な排出量を見出さざるをえなくなる。

さらにまた、EU ETS第1期で生じた電力部門における「たなぼた利益」（ウィンドフォール・プロフィット）の発生が、無償配分に対するオークション方式の優位性をさらに強める役割を果たした。この問題のより

詳しい説明は別の箇所に譲るが（諸富・鮎川 2007, pp.76-83）、これは、排出枠の無償配分を受けた電力会社が、排出量取引制度導入による限界電源（火力発電所）の費用増加分に相当する額を、発電された全ての電力の料金に上乗せしたことによって発生したといえる。つまり、非化石燃料による発電分については、炭素価格の上昇がないために費用増加は起きなかったはずだが、それらへも一律に電力料金の値上げを適用したために、その分だけ電力会社にまるまる収益増加をもたらしたのである。これは、電力の需要家側である企業の側から大きく問題視された。というのは、電力料金の必要以上の値上げは、需要家側の生産費上昇をもたらす、ひいては国際競争力を弱めることになるからである。

この「たなぼた利益」問題にEUが対応した結果、排出枠の初期配分方式における無償配分からオークション方式への移行が望ましいという結論が引き出された。電力会社はオークション方式に基づいて排出枠の配分を受け、その費用負担を電力料金に転嫁する。電力料金値上げによる増収分は、オークションによる費用負担増加によって相殺されるので、電力会社の手元にもはや「たなぼた利益」は残らない。その上で第3期 EU ETSでは、費用負担が増加する企業に対して、国際競争上それが大きな問題を引き起こすと認められる場合には、ベンチマーク方式に基づく無償配分が行われることになった。

最後に、オークション方式のもう1つ大きな特徴は、政府に収入が発生する点である。その用途のあり方は、排出量取引制度の成功を大きく左右することになるだろう。またオークション方式の導入は、無償配分の場合に比べて被規制企業の費用負担を大幅に増加させるため、それをどのように緩和するかも問題となる。上述のように、企業の国際競争力に顕著な影響を及ぼすと認められる場合には、無償配分を継続するというのが選択肢の1つである。これに対して、オークション収入を企業の費用負担増加を緩和するための措置に用いることもできるだろう。もっともそれは、数あるオークション収入の用途のほんの一例である。この点については、後の第1-5節でより詳しく取り扱うことにしたい。

以上、排出量取引制度における3つの初期配分方式をみてきた。これらを比較してみると、なぜ、EU ETSでグランドファザリング方式からオークション方式への移行が試みられ、世界的にみてもオークション方式活用の傾向が強まっているのかが理解できるだろう。EUは、第1期（2005～2007年）にほぼすべての初期配分量をグランドファザリング方式で無償配分した。第2期（2008～2012年）についても、オークション比率10%を限度として加盟国にその積極的な活用が促されたものの、大半はグランドファザリング方式を依然として用いている。しかし、イギリスなどは総初期配分量の7%をオークションを通じて配分し、オー

クシオン方式に関する知見を蓄積しつつ第3期に備えている。

第3期EU ETS（2013～2020年）では、オークシオン方式が本格的に導入される。発電部門や二酸化炭素回収・隔離技術（Carbon-dioxide Capture and Storage：CCS）について全量競売とし、他の部門についても2013年には無償配分の割合を80%とし、その後漸減させていって2020年には全面的にオークシオン方式に移行することになっている。もっとも、国際競争にさらされ、生産拠点を海外に流出させる可能性のある業種については、無償配分の継続が認められることになっている。

積極的なオークシオンの活用という点でさらに注目すべきなのは、アメリカの北東部10州が共同で実施している「地域温室効果ガス・イニシアティブ（Regional Greenhouse Gas Initiative：RGGI）」である。RGGIオークシオンは、アメリカで実施されている温室効果ガスを対象とした義務的な排出量取引制度における最初の競売事例だが、各州ともオークシオンを実施し、うち5州は配分予定の排出枠全量をオークシオンとしている。連邦レベルでも、下院で可決されたワックスマン＝マーキー法案で最初からオークシオンが用いられ、その比率を2050年に向けて段階的に引き上げる結果、2050年時点では大半がオークシオンによって配分されることになっている。

以上の世界的な潮流を踏まえるならば、我々は制度導入の当初こそ激変緩和のために無償配分を用いるものの、ある時点から全面的なオークシオン方式の導入を図ることが必要だと考える。我々は、以前に排出量取引制度提案を行った際（諸富・鮎川 2007）、排出枠の初期配分において当初は全面的にグランドファザリング方式を採用し、段階的にベンチマーク方式、そしてオークシオン方式へと移行していくことを提唱した。しかし、EU ETSの経験を通じてこれだけグランドファザリングの弊害が明らかになったいま、改めてEU ETSの後を追いかけて、その過ちを追体験する必要はもはやないだろう。そこで我々は、制度立ち上げ当初は、初期配分の大部分を無償配分に頼るけれども、それを原則ベンチマーク方式で実施、2020年以降は全面オークシオンに移行することを提案したい。

長期目標と初期配分方式の組み合わせ

初期配分方式については、欧州もアメリカも中長期的観点から無償配分と有償配分を組み合わせ、時間の経過とともに有償配分の比率を高めるよう設計している。このように、時間軸の視点を入れて、異なる初期配分方式の組み合わせを動的に描くためには、その前提として、排出量取引制度の「期間」を定めなければならない。「期間」とは排出量取引制度の初期配分のベースとなる時間軸のことであり、この「期間」を

対象として配分された排出枠については、その保有、移転の権利が排出者に保証される。また、保有排出枠と実際の排出量を合致させる遵守期間はあくまでも1年ごとになるが、「期間」内であれば、排出枠のバンキングとBORROWINGが比較的自由に（極端な場合は無制限に）認められるため、「期間」内であれば遵守を比較的柔軟に達成することが可能である。

本提案では、排出量取引制度を2012年に導入し、第1期間を2012～2015年（4年間）、第2期間は2016～2020年（5年間）、以後、2050年まで5年ごとに期間更新を行うと想定する。このように、期間更新を5年ごとに行うことを提案する根拠は、アメリカのワックスマン＝マーキー法案にも入っている科学的知見の再検討と、それに基づく制度見直しの可能性を重視しているからである。IPCCにおいても、報告書が5～6年の周期で発表されており、それをベースに考えると、その最新の科学的知見をタイムリーに反映して排出削減目標を見直し、それに基づいてキャップを調整していくためには、5年間で「期間」を区切るのが望ましい。

これに加えて、産業構造の転換を制度に反映するためには、やはり5年程度の「期間」で区切っていくのが望ましい。以下で詳しくみていくように、初期配分の際には産業構造を一定と仮定して排出量目標を定める。しかし産業構造が変化していけば、その仮定そのものを見直す必要が出てくる。もし「期間」を10年に取れば、現実と仮定の乖離は非常に大きくなってしまふ恐れがある。この意味でも、排出量取引制度の「期間」は5年としておくのが望ましいであろう。

さて、以上を前提として、排出量取引制度対象部門に対する「キャップ」を示したのが図1-8である。制度導入は2012年、そして長期目標年次である2050年までのキャップ縮小のスケジュールが示されているが、これは1-3-2で議論した結果と整合的である。その下で、排出枠の初期配分を当初は大部分を無償配分で行い、2020年以降は全面的なオークションに移行することを提案したい。

図 1-8：排出量取引制度対象部門に対する初期配分方式の組み合わせ

単位：百万 t-CO₂



まず、導入当初は既存排出源に対するキャップのうち90%を無償配分とし、原則としてベンチマーク方式を用いる（図の■の部分）。しかし、2012年までにベンチマーク策定が間に合わない業種もあると思われるので、そういう業種に限って、第1期間（2012～15年）のみは例外的にグランドファザリング方式を活用する（図の▨の部分）。なお、キャップのうち10%はオークションにかける（図の▩の部分）。これは、早期にオークションを始めることでオークション方式に関する実験と知見の蓄積を行い、2020年からの全面的なオークション方式の実施に備えるためである。同時に、制度発足当初から産業に大きな負担がかからないように、最初はオークション比率を抑制するためでもある。

第2期間（2016～20年）に入ると、グランドファザリング方式は終了させ、無償配分はすべてベンチマーク方式に移行する。ただし、キャップの90%は依然として無償配分とし、残り10%をオークション方式で配分する。しかし、第3期（2021～25年）に入ると、全面的なオークションに移行する。逆にいえば、早期にこのような以降スケジュールを示しておくことで、全面的なオークションへの準備を企業に進めてもらうよう促すことができる。そういう意味では、第1期（2012～2015年）と第2期（2016～2020年）は、激変緩和のための準備期間として位置づけることができる。

もっとも、2020年以降に全面的なオークションに移行した場合には、産業の国際競争力に影響が生じる可能性に対してどのように対処すべきかという問題が生じる。これについては、(1) 国境調整を行う方法、(2) オークションによる費用負担の上昇が、その産業の国際競争力に対して

大きな影響を与えると認められる場合に、無償配分に切り替えること、という2つの方法のどちらかによって対処することができる。(1)の方法は以下で詳しく検討するように有力な方法だが、法的・技術的に未解決な問題を多く残しており、現状では(2)の無償配分を残す方法を用いる方が現実的である。したがって2020年以降も例外的にはこのような場合に限って、ベンチマーク方式に基づく無償配分が継続することになる。しかし、エネルギー転換部門のみは、国際競争にさらされていないこと、費用負担上昇分の料金への転嫁が可能なこと、先述のように「たなぼた利益」の発生を排除すること、以上の理由から例外なく全面オークションによる配分を適用すべきであろう。

排出削減努力の部門間配分

こうしてキャップとその長期的な縮小スケジュール、さらに初期配分方式の組み合わせが決まれば、それに基づいて事業所レベルでの排出枠配分を行うことが可能になる。そのための最初のステップは、排出量取引(Emissions Trading Scheme:ETS)対象部門(産業・エネルギー転換・工業プロセス)と非ETS対象部門(業務・運輸・家庭・廃棄物)の間で排出削減努力を配分すること、その後さらに、それぞれの部門内で業種別レベル、さらに下の企業別レベル、もう一つ下の事業所レベルまで降りて、排出削減努力を配分することである。部門間で排出削減努力を配分する方法として、(1)排出削減の限界費用を部門間で均等化させる方法、(2)イギリスのように、経済モデルによって各部門の成長予測を行い、それに基づかせる方法、(3)グランドファザリング方式に基づく方法、の少なくとも3つが考えられる。もちろん、ベンチマーク方式を用いることも可能だが、生産物も生産技術も異なる部門間で共通のベンチマークを設定することは至難の業であり、部門間での排出削減努力の配分に関してはベンチマーク方式を用いることはしないのが普通である。

このうち、(1)の部門間で限界費用を均等化させる方法については、他の箇所に説明を譲ることにし(諸富・鮎川 2007, pp.52-53)、本提案では、(3)のグランドファザリング方式を基本とし、それに(2)の考え方を加味して部門間の排出削減努力を配分することにしたい。

ETS部門と非ETS部門の間で、グランドファザリング方式に基づいて排出削減努力をどのように配分するかについては、表1-5に示したとおりである。その結果、裾切り前のETS対象部門の排出量目標は、「25%削減ケース」の場合で2012年に7億7,000万トン、2020年に5億5,700万トンになる。したがって非ETS部門の排出量目標は、経済全体の排出量目標から、裾切り前のETS部門の排出量目標を差し引いたものになる。非ETS部門では、さらにその中で運輸・業務・家庭・廃棄物の各部門に

対してグラントファザリング方式に基づいて排出削減努力を配分する。このことは、「25%削減ケース」の場合を示した、表1-5の非ETS部門の各セクター（表1-5の [8] ～ [11]）の排出量目標内訳に示されている。

表 1-5：「25%削減ケース」における既存排出源への排出削減努力の配分
(単位：百万t-CO₂)

年		1990	2007	2012	2020	
無償配分枠の導出	[1] キャップ	—	—	711	514	
	[2] 新規排出源の取り置き(キャップの5%)	—	—	36	26	
	[3] オークション枠の取り置き(キャップの10%)	—	—	71	51	
	ETS対象部門	[4] 対象部門既存排出源への無償枠 ([4]=[1]-[2]-[3])	—	—	604	437
		[5] エネルギー転換(ETS部門比率)	318(41%)	440(50%)	302(50%)	179(41%)
		[6] 産業(同上)	390(51%)	387(44%)	266(44%)	240(55%)
		[7] 工業プロセス(同上)	62(8%)	54(6%)	36(6%)	18(4%)
非ETS部門	[8] 運輸(非ETS部門比率)	211(56%)	242(57%)	237(57%)	171(57%)	
	[9] 業務(同上)	84(23%)	88(21%)	87(21%)	63(21%)	
	[10] 家庭(同上)	57(15%)	63(15%)	62(15%)	45(15%)	
	[11] 廃棄物(同上)	22(6%)	31(7%)	29(7%)	21(7%)	
	[12] その他(裾切り対象からの排出)	—	—	(59)	(43)	
排出量総計(1990&2007年, [2]～[8]の合計)および 排出量目標(2012&2020年, [1]および[5]～[9]の合計)		1,143	1,304	1,185	857	

(出所) 温室効果ガスインベントリ (2009年4月30日版) より作成。

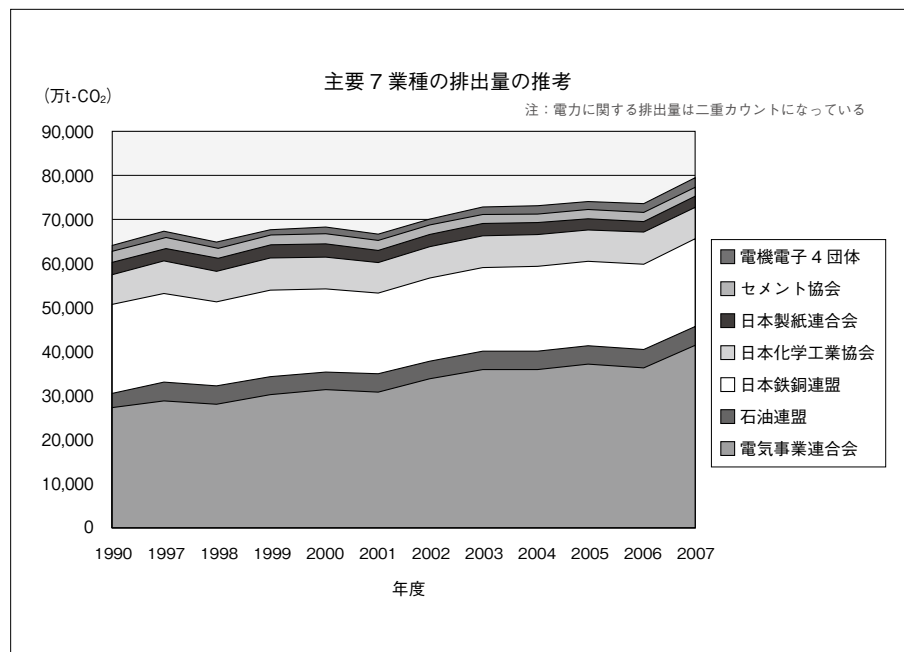
さて、肝心のETS対象部門の各セクターへの排出削減努力の配分は、次のような段階を経て行われる。まず、国内25%削減ケースにおいて、ETS対象部門の裾切り後の排出量目標は、表1-4 (p.1-1) と表1-5より、2012年に7億1,100万トン、2020年に5億1,400万トンになることが分かる。これがキャップの規模となる。ここから、制度発足時点では存在しないが、制度発足後に生まれてくる新規排出源に対する初期配分枠を、あらかじめキャップから取り置いておかねばならない (表1-5の [2])。これは、既存排出源に対して無償配分が行われるならば、新規排出源に対しても競争条件の均等化を図る上で、無償配分が行われる必要があるからだ。そのための排出枠をあらかじめキャップから取り置いておくことで、制度発足後に新規排出源からの排出が増加しても、キャップの規模を維持したままにしておくことができる。本提案ではその割合をキャップの5%と仮定した。

次に、我々の提案における初期配分の基本方針は、キャップの10%を制度発足当初からオークションにかけることを謳っているので、キャップのうち10%がやはり取り置かれなければならない (表1-5の [3])。こうして、表1-4に示されているように「25%削減ケース」では、2012年に6億400万トン、2020年に4億3,700万トンがETS対象部門に対する無償配分枠となる (表1-5の [4])。ここまできてようやく、ETS

対象部門となる産業、エネルギー転換、そして工業プロセスに対する削減努力の配分を行う段階に至る。

我々は以前の提案において、排出量取引制度対象部門間で排出削減努力を割り振る際にも、グラウンドファザリング方式を適用することを提案した（諸富・鮎川 2007, pp.53-66）。しかし、今回の提案は、これとは異なる考え方に基づく。

図 1-9：主要7業種の排出量推移



(出所) 経団連、経産省自主行動計画フォローアップ結果よりWWFジャパン作成。

それは、ETS対象部門のうち、エネルギー転換部門に対してより厳しい削減を求めるというものである。その代わりに、それによる費用上昇分については、電力・ガス料金に転嫁できることを政府がエネルギー転換部門に対して保証する。エネルギー転換部門に対してより厳格な排出削減を求める根拠は、第1に、エネルギー転換部門の排出総量に占める比率の大きさにある。この部門は、2007年の確定値で約34%と最大の排出比率を占めているほか、表1-5にも示されているように、ETS対象部門に占めるエネルギー転換部門のCO₂の排出量は、1990年の3億1,800万トン（ETS対象部門の41%）から2007年の4億4,400万トン（同50%）へと一貫して絶対的な意味でも相対的な意味でも増加してきた。これは、エネルギー需要の増大に電力・ガス会社が対応したこともあるが、特に電力部門で石炭火力発電を増やしたことがCO₂排出量の増加に大きく寄与したことは否定できない。その様子は、経団連自主行動計画フォローアップ結果から取ったデータに基づいて作成した図1-9によく示されている。これを見ると、電力部門が1990年以降、一貫して排出

を増加させてきたことが分かる。このことは逆にいえば、電力部門からの排出削減の可能性が大きいものであることをも示唆している。したがって、日本におけるCO₂排出量削減目標の達成は、現時点で最大の排出部門であり、またその比率を近年急増させてきたエネルギー転換部門の一層の努力なしには成し遂げられないことが分かる。

エネルギー転換部門に厳格な排出削減を求める第2の理由は、それが国際競争にさらされない産業部門であって、規制強化にともなう費用上昇分の料金転嫁が容易であるという点にある。電力・ガスの系統は海外のそれと接続しておらず、国内電力・ガス会社は海外企業との競争にさらされていない。また、公益事業として政府から地域独占も認められているために、規制強化がもたらす費用増加の転嫁は、政府がその料金への上乗せを認可すれば直ちに可能になる。これは何も突飛な発想ではない。実際、EU ETSの第1期国家配分計画（National Allocation Plan: NAP1/2005～2007年）で、部門間削減努力の配分から事業所への排出枠配分に至るまで、すべてをグランドファザリング方式で一貫させていたドイツ政府が、第2期国家配分計画（NAP2/2008～2012年）では方針転換し、電力部門により大きな削減努力を求めるイギリスの国家配分計画の考え方に近づいた点は象徴的である（Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2006）。そのイギリス政府は、第2期国家配分計画において、ETS対象部門におけるほとんどすべての排出削減を電力部門に負わせる決定を下した（Department for Environment, Food and Rural Affairs 2007）。

こうして表1-5に示されているように、ETS対象部門の各セクターへの排出削減努力の配分を決定することができる。つまり、排出量取引制度発足の2012年時点での排出量目標は、激変緩和のために、2007年時点での各セクターのETS対象部門に占める排出比率を維持するように決定する。エネルギー転換部門の場合でいえば、その比率50%が保たれるよう、3億200万トン（6億400万トン×0.5）が排出量目標となる。以下、産業部門は2億6,600万トン（6億400万トン×0.44）、工業プロセスは3,600万トン（6億400万トン×0.06）となる。

これに対して、中期目標の2020年時点ではエネルギー転換部門に厳格な排出削減を求め、そのETS対象部門に占める排出比率を50%から41%に引き下げるよう排出量目標を設定する。なぜ41%なのかという点だが、これは、ETS対象部門の排出を減らすには、エネルギー転換部門が占める排出比率を現行（2007年）の50%から、かつて（1990年）の水準である41%にまで減らす必要があるし、それは技術的にも十分可能だという根拠に基づいている。つまり、この20年間ずっと石炭火力発電所が増設され、それがエネルギー転換部門における排出増加の最

大要因となっているのだから、石炭から天然ガスに転換するなど、火力発電所からの排出を削減しなければ、25%削減目標などをととも見通すことはできない。以上が、表1-5におけるエネルギー転換部門の排出量目標1億7,900万トンという数字の根拠である。

また、工業プロセスからの排出については、1990年から2007年にかけての比率の減少傾向がさらに2020年にかけて継続すると想定し、2020年の排出量比率が4%となるよう排出量目標（1,800万トン）を設定する。工業プロセス部門の排出で問題になるのは、具体的には、セメント産業で石灰石が熱分解される工程で排出される、原料起源の温室効果ガス排出である。しかし、セメント産業の国内製造能力は1980年以降、約1億2,600万トンから2009年の6,300万トンへとちょうど半減している。これは、一方で公共事業の減少などで国内セメント需要が縮小していること、他方で新興国など需要が伸びつつある海外に生産拠点をシフトさせていることがその要因である。こうしたことが、表1-5に見られるような工業プロセス部門における排出減少傾向の背後にある事情だと考えられる。そうだとすれば、この傾向は、人口減少を背景とする国内需要のさらなる縮小と、グローバル化による生産拠点のさらなる海外移転によって加速こそすれ、逆転することはないであろう。これが、2020年時点でETS対象部門における工業プロセス部門の排出量比率を4%に設定する理由である。

さて、残る産業部門の排出量目標は、ETS対象部門に対する2020年時点での無償配分枠4億3,700万トンから、エネルギー転換部門の排出量目標1億7,900万トンと工業プロセスの排出量目標1,800万トンを差し引いた2億4,000万トンとして計算されている。

以上の説明から明らかのように、ETS対象部門内における排出削減努力の配分の基本方針は、まずエネルギー転換部門にもっとも大きな排出削減努力を割り振り、次に工業プロセスにおける排出の自然減を考慮に入れ、それらを差し引いた残余が産業部門の排出削減努力だということになる。したがって、単純にグランドファザリング方式で割り振ったときに比べて他の部門の削減率が相対的に大きくなるため、逆に産業部門の削減率は軽減されることになる。ただし、上述のように、エネルギー転換部門で生じる費用上昇は料金に転嫁されるので、結局は、その費用上昇分を需要家が負担することになる。したがって、産業部門もその生産過程で電力を大量に使用する限り負担増加が生まれ、その分だけ省エネに向けて炭素税的な効果が働くといえよう。

こうして、ETS対象部門でそれぞれのセクターの排出量目標が決定されると、今度はその内部でさらに排出削減努力を配分する必要がある。産業部門を例にとると、表1-5のように産業部門の排出量目標を、産業種

別ごとに割り振っていくことになる。ここでも、その方法は部門間の場合のように、少なくとも3つ挙げることができる。つまり、(1) 産業種別間で限界費用を均等化させるよう割り振るやり方、(2) イギリス政府のように、産業種別ごとにそれぞれの成長予測を行い、それに応じて可変的に配分するやり方、そして(3) ドイツ政府のようにグランドファザリング方式で割り振るやり方である。(2) のやり方の下では、(3) と異なって産業種別ごとの排出削減率が異なってくる。つまり成長産業には甘めに、衰退産業には厳格に排出削減努力を割り振ることになる。これは、産業政策と一体になったやり方であり、衰退産業に早期の退出を促す効果をもちかねない。これは、そのようなやり方に対する広範な支持があれば別だが、日本でそのようなことを想定できるとは限らないので、本提案ではグランドファザリング方式に基づいて、各産業種別に比例的な排出削減を求めることを想定している。

表1-6は、グランドファザリング方式に基づく業種別排出削減努力の典型的な方法を示している。この表では、本提案執筆時点(2010年3月)で入手できる最新の過去5年間の産業種別ごとのCO₂排出量推移を示している。例えば鉄鋼産業を例に取ると、2003～2007年の過去5年間の平均排出量が1億5,500万トンで、ちょうど産業部門全体のこの期間の平均排出量の約40%を占めている。グランドファザリング方式の下では、鉄鋼産業には将来もこの排出比率を産業部門の中で占め続ける権利があると考えられる。産業部門の排出量目標は、2012年に表1-6より2億6,600万トンへと現時点よりも減少することになるが、その中で鉄鋼産業は約40%の排出比率を占めるとすると、その排出量目標は1億700万トン(2億6,600万トン×0.4)となる。他の産業種別についても同様である。

表 1-6：産業部門における産業種別ごとの排出量目標の配分
(2012年時点, 単位100万トン)

産業部門	1990	2003	2004	2005	2006	2007	平均排出量	比率	排出量目標
農林	6	9	9	8	9	9	9	2	5
水産	15	6	5	5	5	5	5	1	3
鉱業	1	1	1	1	1	1	1	0	0
建設業	13	12	12	12	11	11	12	3	8
食料品	13	11	10	9	9	8	9	2	5
パルプ紙板紙	26	27	27	26	24	23	25	7	19
化学繊維	10	10	9	8	7	7	8	2	5
石油製品	11	18	20	20	20	19	19	5	13
化学	55	52	52	51	51	52	52	14	37
ガラス製品	3	2	2	2	2	2	2	1	3
窯業土石	41	37	36	35	35	35	36	9	24
鉄鋼	150	155	155	152	154	159	155	40	107
非鉄地金	6	3	3	3	3	3	3	1	3
機械	18	8	8	9	9	10	9	2	5
他業種・中小製造業	51	51	58	57	62	58	57	15	40
重複補正	-29	-18	-17	-16	-15	-15	-16	-4	-11
合計	390	384	390	382	387	387	386	100	266

(出所) 温室効果ガスインベントリ(2009年4月30日版)より作成。

このように、ETS対象部門と非ETS対象部門の間、非ETS対象部門の内部、さらには産業種別間での排出削減努力の配分に至るまでグラウンドファザリングの考え方を多用するのは、それに必要な情報量が少なく、関係者の合意形成が得られやすいと考えられるほか、産業構造に対してその時点では中立的だからである。他方で、この方法には欠陥もある。つまり、この方法は過去の傾向が将来もそのまま継続すると仮定して排出量目標を決めるので、産業構造を固定化する弊害が生まれる。したがって、この欠陥を克服するという点では、経済モデルを用いた将来予測によって産業構造の変化を配分に反映させるイギリス方式の方が望ましいといえる。しかし、グラウンドファザリング方式を採用するとしても、上述のように5年ごとの期間更新を行い、そのたびにその時点での産業構造を反映させた排出削減努力の配分を行っていけば、グラウンドファザリング方式の欠陥を補正することに寄与するであろう。

ところで、産業種別間で排出削減配分を行う場合にも、理論的にはベンチマーク方式を用いることは可能である。しかし、異なる製品、異なる生産技術を擁する様々な産業種別に横断的な形で共通ベンチマークを策定することは、やはり困難だと思われる。したがって、欧州でも産業種別間で排出削減努力を配分するときは、ベンチマーク方式は用いられていない。これは基本的に、1つの産業種別の内部で、各事業所に対して排出枠を配分する際に用いられるべき方法だといえよう。

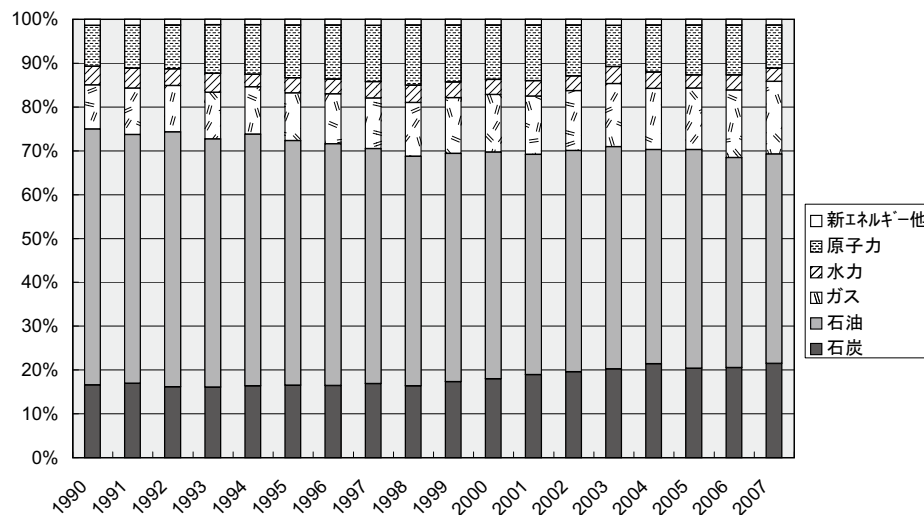
電力部門における排出削減努力の重要性

上述のように、日本の排出削減目標の達成には、電力部門からの排出削減が鍵を握っていることは何度強調しても強調しすぎることはない。**図1-9**で明らかなように、電力部門は1990年以降、石炭火力発電所の増設に走り、それが大きな要因となって温室効果ガスの排出を増加させてきた。このような石炭火力発電の著増ぶりが1990年以降の日本の排出増加の大きな背景要因となっていることは疑いない。この排出増加傾向を減少に転じさせ、せめて1990年の水準に戻すことができるならば、それだけで大きな規模の排出削減が可能になるのである。ここでは、電力部門の排出増加の裏にどのような事情があったのか、その傾向を逆転させる可能性はどこにあるのかを探ってみることにしたい。

まず**図1-10**は、一次エネルギーに占めるエネルギー源ごとの寄与度を示している。これによれば、過去20年間に、一次エネルギーに占める石炭の比率が一貫して上昇してきたことがわかる。1990年には16.6%だったその比率は、2007年には21.4%にまで上昇している。また、**図1-11**は電源ごとの年間発電電力量への寄与度を示している。これをみれば、年間発電電力量に占める石炭火力発電の比率が、かなり顕著に増

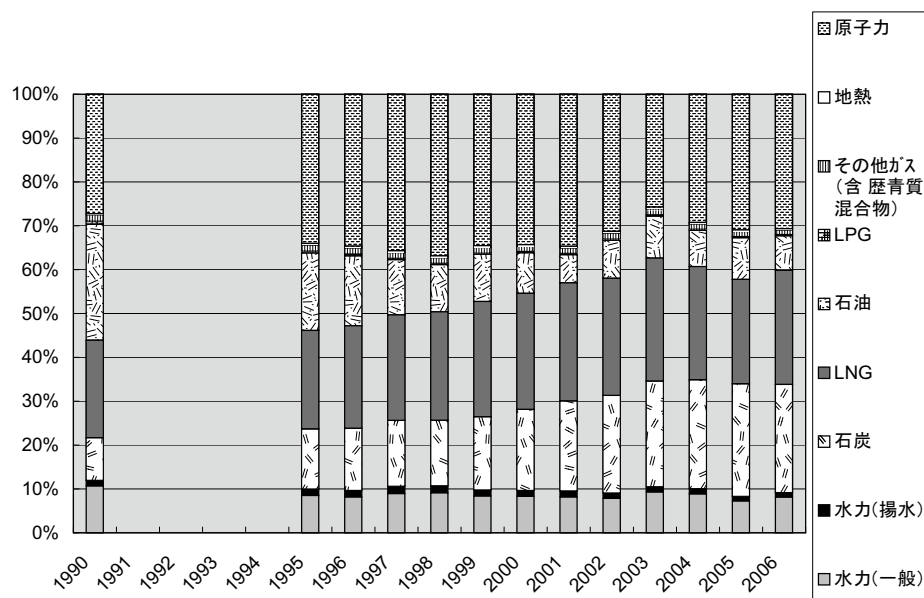
加してきていることが分かる。その比率は、1990年には9.7%だったが、2007年には24.5%にまで顕著に増加しているのである。このように、1990年以降における日本の排出増の主要因の1つは、このように電力部門において石炭火力発電に対する急速なシフトが進み、それが温室効果ガス排出の増加につながっていったという構図が読み取れる。

図 1-10：一次エネルギー供給の推移 (%)



(出所) 財団法人 日本エネルギー経済研究所 計量分析ユニット編 (2009), p. 36よりWWFジャパン作成。

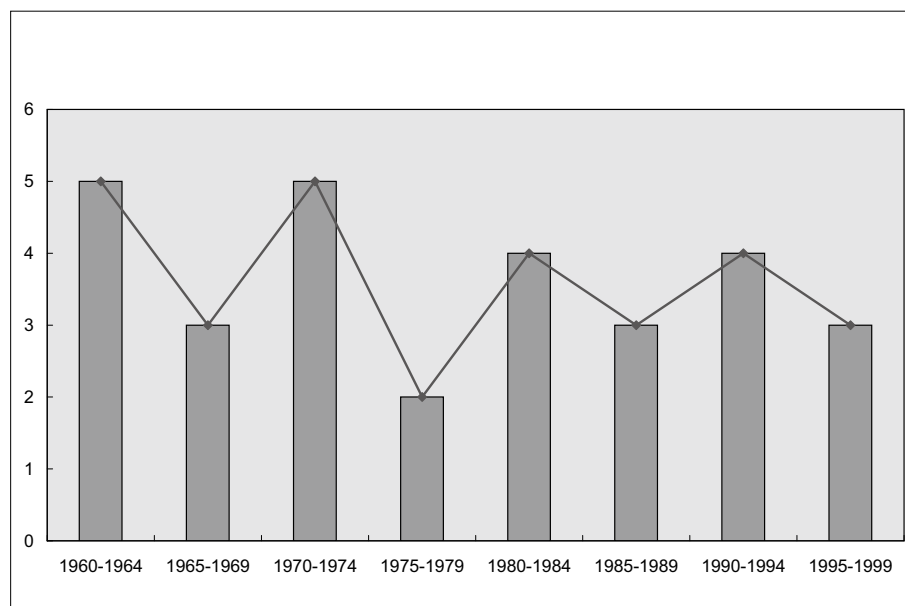
図 1-11：年間発電電力量構成の推移 (%)



(出所) 経済産業省 資源エネルギー庁電力・ガス事業部編 (2008), pp. 212-213よりWWFジャパン作成。

そこで、次に問われるべきは、なぜ石炭火力発電へのシフトが1990年以降進行したのかという問題である。まず、**図1-12**は150万kW以上の火力発電所が、どの時期にどれだけ運転を開始したのかを示している。これをみると、1960年代～70年代に高水準で火力発電所の建設が行われたことがわかる。火力発電所の耐用年数は30～40年といわれているので、この図から、高度成長期に建設された火力発電所が、今後次々と更新期を迎えることが分かる。たしかに、発電所は立地決定から実際の稼働までの期間が長いだけでなく、いったん建設されれば、30～40年稼働し続ける。したがって、仮に排出量取引制度が導入されたとしても、それが短期的に電力会社の行動に影響を与えることはないといわれる。

図 1-12：150万kW以上の火力発電所の運転開始時期別基数

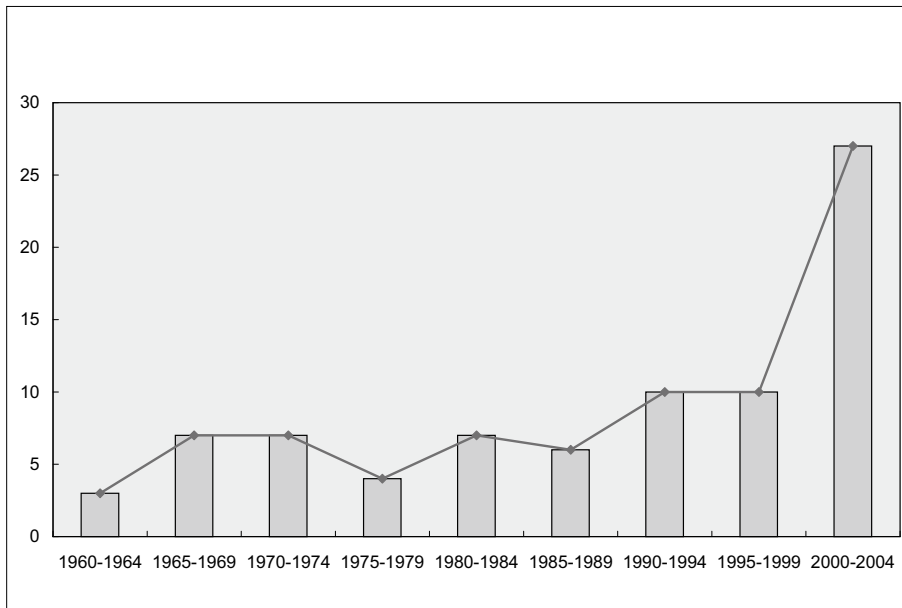


(出所) 電気事業連合会統計委員会編 (2008) よりWWFジャパン作成。

しかし、この図から明らかなように、過去に建設された発電所の建て替えが順次やってくるのであり、それに対して政策は影響を及ぼすことができるはずである。炭素にしっかりと価格付けを行うことで、温室効果ガスを大量に排出する発電所を建設するならば、多大の費用負担が発生する仕組みが入っている場合とそうでない場合とでは、当然、電力会社の投資判断は異なってくるだろう。

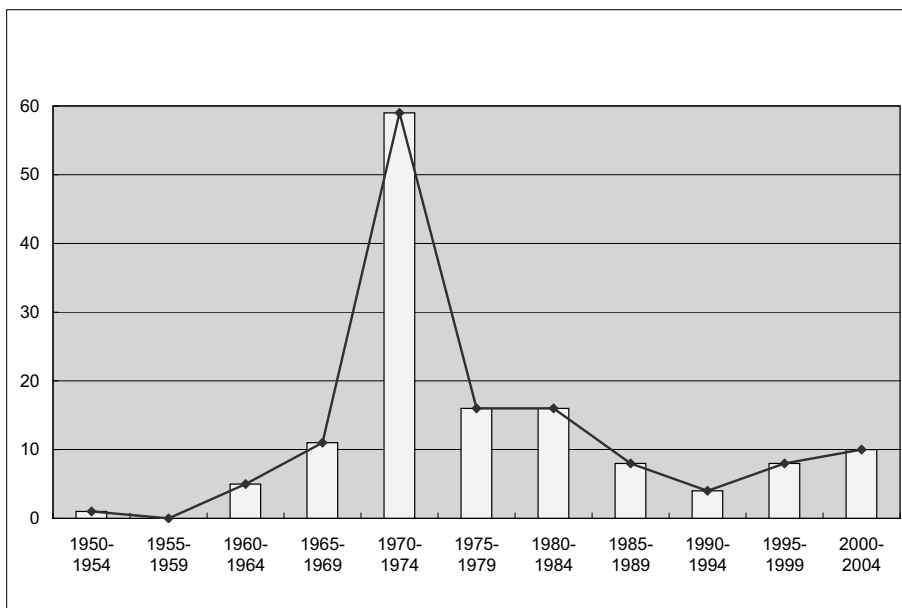
つづいて、火力発電の内訳をみることにしたい。まず、**図1-13**は石炭火力発電所の運転開始時期別の基数を示している。これをみれば、2000年以降に石炭火力発電所の新規運転開始が激増していることが読み取れる。これに対して**図1-14**は、石油等火力発電所の運転開始時期別基数を示している。ここから容易に、1973年の第1次石油ショック前に激増した石油

図 1-13：石炭火力発電所の運転開始時期別基数



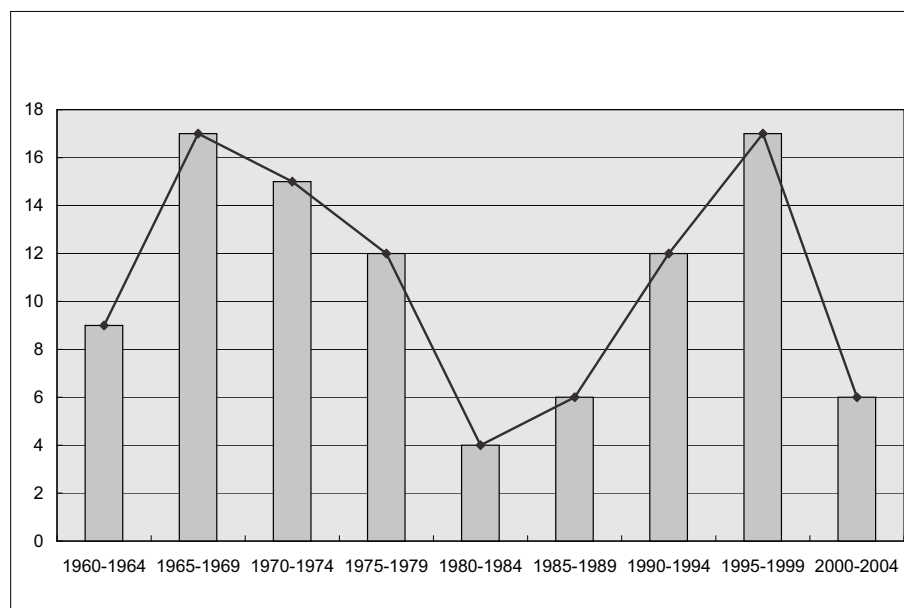
(出所) 電気事業連合会統計委員会編 (2008) よりWWFジャパン作成。

図 1-14：石油等火力発電所の運転開始時期別基数



(出所) 電気事業連合会統計委員会編 (2008) よりWWFジャパン作成。

図 1-15：LNG火力発電所の運転開始時期別基数



(出所) 電気事業連合会統計委員会編 (2008) よりWWFジャパン作成。

等火力発電が、石油ショックによる原油高騰により激減し、現在に至るまで回復していないことが読み取れる。最後に、**図1-15**は、LNG火力発電の運転開始時期別基数を示している。ここから、LNG火力は1980年以降順調に増えていたが、2000年以降激減し、石炭火力と好対照を成していることが分かる。このことは、新規に建設される発電所が、2000年以降はより炭素排出の少ないLNGではなく、化石燃料の中でもっとも炭素排出の多い石炭火力で占められているという実態が浮かび上がってくる。

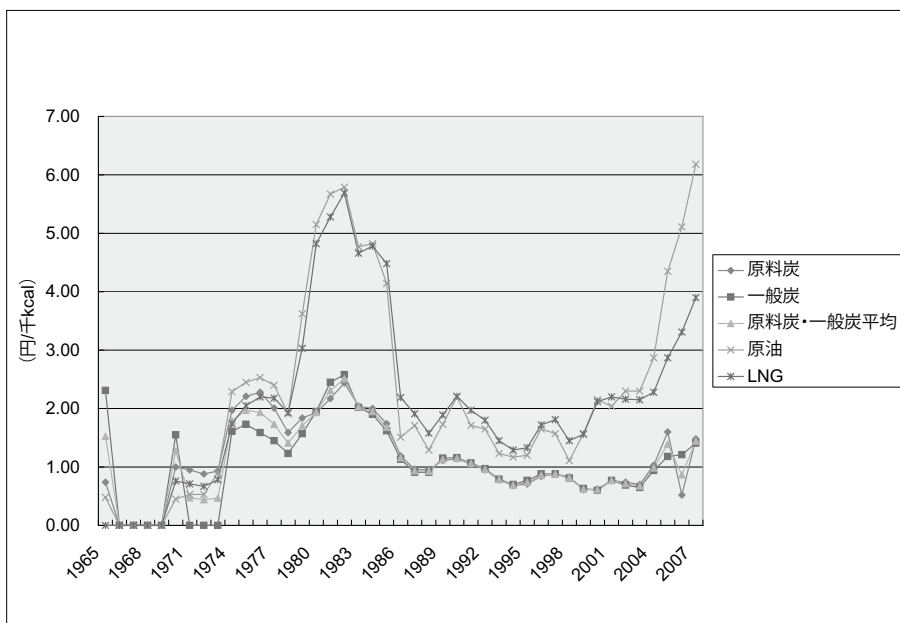
こうして、1990年以降に石炭火力の比率が増加したのは、火力発電所に占める石油の比率が石油ショック以降激減し、代わりに比較的高い比率を保っていたLNGが2000年を境に激減し、1990年以降増えていた石炭火力が2000年以降激増するという形で、その構成比率にこの20年間大きな変化があったためだということが明らかになった。

そうすると残る問題は、なぜ火力発電の中で電源の構成比にこのような変化が起きたのかという点になる。もちろん、国策としてエネルギー安全保障の観点から石炭の比率を増やすという政策が行われたからだという説明をわれわれはよく聞く。しかし、**図1-16**が示すように、化石燃料の価格動向が構成比の変化に大きな影響を及ぼしたとわれわれは考えざるをえない。

図1-16は、1965年以降の石炭、原油、液化天然ガス (LNG) の3種の化石燃料の価格推移を示している。これをみれば、石炭火力が増える1990年に先立つ10年間あまり、石油とLNGに比較して明らかに石炭の価格が低い時代が続いていた。1990年代に入ると石炭価格の相対的優位性は和らぐが、2000年代に入ると再び、石炭とその他の化石燃料の格差は開いて

いく。こうした石炭価格の低値安定性は、民間会社であり、収益性を追求する電力会社にとってきわめて魅力的であると思われる。しかし、この石炭価格には、その燃焼過程で温室効果ガスが排出されることによる「外部費用」は組み込まれていない。したがって、温室効果という外部効果が市場価格に適切に反映されないまま、それが相対的に安いからという理由で石炭が選択されていったことは、この図から明瞭に読み取れるように思われる。したがって、このトレンドを是正するには、石炭の燃焼がもたらす外部効果を適切に反映させること、つまり炭素に価格付けを行うことで、石炭価格を引き上げる必要がある。この点で、排出量取引制度の果たすべき役割はきわめて大きい。

図 1-16：エネルギー源別輸入価格（円）の推移（千kcal当たり）



(出所) 日本エネルギー経済研究所 計量分析ユニット編 (2009), pp. 54-55よりWWFジャパン作成。

1-3-4. 事業所レベルでの排出枠の配分 [1]：ベンチマーク方式

ベンチマーク方式3つのタイプとその利害得失

上述のような過程を経て産業種別ごとの排出量目標が決まれば、いよいよその下で各事業所に対して配分すべき排出枠を決定できる段階に至る。**表1-6**の鉄鋼産業のケースでいえば、1億700万トンの排出枠を、鉄鋼産業に属する各会社（新日鉄、JFE、神戸製鋼、住友金属、等）が所有する各製鉄所に対して配分していくことになる。その際に用いるのがベンチマーク方式である。既に説明したように、ベンチマーク方式とは、産業種別ごとに当該産業の生産1単位当たり排出量を基準として排出枠の配分を行う方式を指す。例えば鉄鋼産業であれば、粗鋼1トンあたりのCO₂排出量とべ

ンチマークとして決定することになるだろう。

ベンチマークが決定されれば、次に問題になるのは、ベンチマークの水準である。これにはさまざまな考え方がありえる。つまり、当該産業の平均的な原単位をベンチマークとする方法もあるし、上位10%、あるいは25%にベンチマークを置くこともできる。事業所に配分される排出枠は、ベンチマークに設定された原単位に活動量(=生産量)を掛け合わせることで算出される。いずれの水準にベンチマークを設定するにせよ、ベンチマークよりも優れた原単位を持っている企業は、排出実績よりも大目の排出枠が交付されるので、それを市場で売却して収入を得たり、あるいはそれを将来の自らの事業活動に用いてもよい。逆に、ベンチマークよりも効率の悪い原単位をもつ企業は、ベンチマークまで原単位を改善するか、あるいは不足排出枠を他企業から購入しなければならない。このような配分方式の下では、各企業に対してできる限り原単位(二酸化炭素排出量÷生産量)を改善しようとするインセンティブが働く。

もっとも、先述のようにベンチマーク方式にはいくつかのタイプがあり、主要なものだけで少なくとも、以下のように3つのタイプを区別することができる。以下、その内容とそれぞれの利害得失について整理することにした。

生産量(歴史的排出量、将来予測排出量)ベース
設備能力ベース
燃料種別・技術種別ベース

生産量ベース

このタイプのベンチマーク方式では、まずベンチマークを、「CO₂排出量/当該製品の生産量」という形で設定する。その上で、ベンチマークに当該事業所の生産量を掛け合わせて排出量を算出し、最後にその事業所が所属する産業の調整率(調整は、削減の場合と増加の場合がある。前者であれば調整率とは削減率であり、後者であれば調整率とは割増率を指す)を掛け合わせることで配分量を算出する。ここでいう生産量は、過去の生産量(典型的には過去3~5年間の平均生産量をとる)の場合もあれば、将来予測生産量の場合もある。ただし、現在排出量を用いることだけは除外されなければならない。というのは、現在排出量は期末(年末あるいは年度末)でなければ確定しない。したがって、現在排出量をとるということは、排出量が確定した後でそれに等しい排出枠を事後的に配分する「事後清算」を行うことを意味する。したがって、事前に排出者に排出枠を交付できず、原単位(排出係数)目標だけを持ってもらうことになる。これは、日本の排出量取引制度試行実施と同じやり方である。しかし、容易に理解できる

ように、原単位目標だけ持って量的目標をもたない場合、排出総量のコントロールができなくなってしまう。これはキャップ&トレード型排出量取引制度の根幹にかかわる問題であり、したがってEU ETSではその使用が禁じられている。以上の理由から、生産量ベースのベンチマーク方式が用いられる場合には、生産量に過去生産量か将来予測生産量が用いられなければならない。

また、調整率が必要なのは、単純にベンチマークに生産量を掛け合わせて排出量を算出し、排出枠を配分しただけでは、その総計が当該産業に与えられた排出目標を超過してしまう可能性が高いからである。当然のことながら、排出量目標は現行排出量よりも小さなものになっているはずである。

以上の考え方を、式の形で表せば以下のようなになる。

$$\text{配分量}_{\text{事業所}} = \text{生産量}_{\text{事業所}} \cdot \text{当該生産年} \times \text{ベンチマーク}_{\text{当該部門・基準年}} \times \text{調整率}_{\text{当該部門}} \cdots (1)$$

ここで、 $\text{ベンチマーク}_{\text{当該部門・基準年}} = \text{排出量}_{\text{当該部門・基準年}} / \text{生産量}_{\text{当該部門・基準年}}$
また、 $\text{調整率} = \text{配分量}_{\text{当該部門}} / \text{排出量}_{\text{当該部門・基準年}}$

また、(1) 式をより簡潔な形に直すと、以下のようなになる。

$$\text{配分量}_{\text{事業所}} = [\text{生産量}_{\text{事業所・基準年}} / \text{生産量}_{\text{当該部門・基準年}}] \times \text{配分量}_{\text{当該部門}} \cdots (2)$$

上の(2)式は、実は生産量を基準にとるベンチマーク方式が、グランドファザリング方式と本質的に同じ配分方式であることを示している。つまり、期間更新に際しては、前の期により多くの排出を行っていた企業により多くの排出枠が配分される仕組みになっている点で、グランドファザリングと同じ欠陥をもっているといえる。

しかし、グランドファザリングと異なるのは、排出枠の配分にあたって排出原単位の良し悪しが考慮されるという点にある。というのは、(1)式にあるようにベンチマークが考慮されるからである。ベンチマークをどの水準に設定すべきかが実は大問題なのだが、ここでは当該部門の平均原単位を基準として設定するとしよう。そうすると、平均よりも効率のいい企業の場合、その企業の実際生産量に、その企業が属する産業部門の平均排出係数を掛け合わせて算出した排出量が排出枠(=キャップ)となるので、その企業の実際排出量よりも大きい排出枠が配分される。この企業は、余剰排出枠を売却して収入を得てもよいし、それを自社の事業拡張に用いてもよい。これに対して平均よりも効率の悪い企業の場合は、反対に配分される排出枠が実際排出量よりも少なく、そのような企業は他社から排出枠を買ってくるか、あるいは排出量を配分された排出枠に等しくな

る水準まで排出を削減することが求められるようになる。

設備能力ベース

このタイプでは、ベンチマークに生産量を掛け合わせるのではなく、設備能力を掛け合わせる点に特徴がある。もう少しいうと、設備能力から推定される生産量を掛け合わせるのがこの方式である。なぜ設備能力を採用するのかといえば、生産能力ベースのベンチマーク方式に内在する欠陥を、これによって乗り越えるためである。(2)式に示されているように、生産量ベースのベンチマーク方式は、我々の提案する5年ごとの期間更新にともなってグランドファザリング方式が陥ったのと同じ欠陥を露呈する可能性がある。つまり排出者には、費用最小化を図るよう最適な排出水準までCO₂排出を削減するのではなく、次期により多くの排出枠を保有したいとの動機から、排出枠いっぱいに出す「誤った」インセンティブが与えられてしまうという問題である。

このようなインセンティブを消し去るには、このような動機に基づいて生産量を調整することが無意味になるような設計を行えばよい。この点で、設備能力から推定される生産量は、一旦政府から認定されれば現実の生産量の変動に関わらず一定に保たれるので、排出枠の確保を目的とした生産量の調整が、このタイプの下では全く意味を成さなくなるという利点をもつ。なお設備能力には、さらに操業率を掛け合わせておくことが重要である。というのは、かつて第1期EU ETSで操業率を掛け合わせないまま設備能力に対してそのまま排出枠を配分したところ、現実の操業率が100%を大幅に下回って排出枠の過剰配分が起きてしまったからである。この操業率については、業種別に標準化を行って、個別事業所の事情を一切勘案しない場合(以下の(3)式)と、当該事業所の基準年操業率を用いる場合(以下の(4)式)とがある。

$$\text{配分量}_{\text{事業所}} = \text{設備能力}_{\text{事業所}} \cdot \text{当該生産年} \times \text{操業率}_{\text{事業所}} \cdot \text{標準化} \times \text{ベンチマーク}_{\text{当該部門}} \cdot \text{基準年} \\ \times \text{調整率}_{\text{当該部門}} \dots\dots\dots (3)$$

ここで、 $\text{ベンチマーク}_{\text{当該部門}} \cdot \text{基準年} = \text{排出量}_{\text{当該部門}} \cdot \text{基準年} / \text{生産量}_{\text{当該部門}} \cdot \text{基準年}$
また、 $\text{調整率} = \text{配分量}_{\text{当該部門}} / \text{排出量}_{\text{当該部門}} \cdot \text{基準年}$

または

$$\text{配分量}_{\text{事業所}} = \text{設備能力}_{\text{事業所}} \cdot \text{当該生産年} \times \text{操業率}_{\text{事業所}} \cdot \text{基準年} \times \text{ベンチマーク}_{\text{当該部門}} \cdot \text{基準年} \\ \times \text{調整率}_{\text{当該部門}} \dots\dots\dots (4)$$

(3) 式の下では、過去実績に基づいて標準化された操業率が、その業種全体に一律適用される。その意味で、次期により多くの排出枠の獲得を狙って操業率を人為的に引き上げるといった操作を行うインセンティブをあらかじめ消しておくことができる。また、操業率は景気循環とともに当該産業の各企業・事業所で同じように上下動すると考えられるので、標準化された操業率を景気の波とともに上下動させるよう心がけておけば、(3) 式を適用することにそれほど大きな問題は生じないように思われる。しかし、もし当該業種において操業率に事業所間で大きな相違が存在する場合には、業種一律の操業率適用は不適切となる。その場合には、(4) 式に基づいて各事業所の事情を勘案しながら配分を行う必要がある。

燃料種別・技術種別ベース

この方法による配分は、燃料あるいは技術の種別ごとに個別にベンチマークを設定していく点に特徴がある。例えば、電力生産に必要な燃料の種別ごと（天然ガス、石油、石炭など）にベンチマークを設定することが想定される。これは、初期配分が、排出者側の「必要性」に対して丁寧に対応していくことができることを意味する。このタイプの下での配分方法を式の形で表わせば、以下のようになる。ここでは、生産量でも設備能力でもなく、投入燃料使用量に対してベンチマークが掛け合わされている点に特徴がある。

$$\text{配分量}_{\text{事業所}} = \text{投入燃料使用量}_{\text{事業所}} \cdot \text{当該生産年} \times \text{ベンチマーク}_{\text{当該部門} \cdot \text{基準年}} \times \text{調整率}_{\text{当該部門}}$$

$$\begin{aligned} \text{ここで、ベンチマーク}_{\text{当該部門} \cdot \text{基準年}} &= \text{排出量}_{\text{当該部門} \cdot \text{基準年}} / \text{投入燃料使用量}_{\text{当該部門} \cdot \text{基準年}} \\ \text{また、調整率} &= \text{配分量}_{\text{当該部門}} / \text{排出量}_{\text{当該部門} \cdot \text{基準年}} \end{aligned}$$

他方でこの方法は、より炭素排出の少ない燃料への転換や、同様に低炭素技術への転換を促すインセンティブが失われてしまうという欠陥をもつ。したがって、これらの燃料種別や技術種別間で、技術的な代替がきわめて難しいという例外的な場合を除いて、この方法を用いることは控えることが望ましい。

どのタイプのベンチマーク方式を用いるべきか

以上、異なるタイプのベンチマーク方式の特徴とその利害得失を明らかにしてきた。そこで今度は、それらを相互に比較し、どのタイプのベンチマーク方式を用いることが望ましいのかを決定する必要がある。

表1-7では、期間更新にともなって様々な初期配分方法がもたらす負の影響がまとめられている。○印は、その初期配分方式が該当する負の影響

を与える可能性があることを示し、×印は、そのような負の影響を与える可能性がないことを示している。表より、グランドファザリング方式からベンチマーク方式に移行すれば、どのタイプであれ少なくとも排出係数改善へのインセンティブを企業に与えることで、問題点の1つを解決できることが分かる。

表 1-7：方式の違いで異なる初期配分の影響

初期配分がもたらす影響		設備更新への影響		設備運営への影響		効率性への影響
初期配分方式によって生じる具体的な負の影響		旧設備の保持	高炭素燃料・低効率技術の維持	生産量の増大	高炭素燃料・低効率技術依存の拡大	排出係数の悪化
オークション方式		×	×	×	×	×
ベンチマーク方式	設備能力ベース	○	×	×	×	×
	設備能力種別	○	○	×	×	×
	生産量ベース	○	×	○	×	×
	燃料・技術種別	○	○	○	○	×
グランドファザリング方式		○	○	○	○	○

(出所) Neuhoff, K., Martinez, K.K. and M. Sato (2006) のp.83, Table 2 を修正。

とはいえ、ベンチマーク方式を採用したとしても、表1-7から分かるように、いくつかの問題点は残る。例えば、生産量ベースのベンチマークでは、生産量を増加させることで、次期により多くの配分を受けようというインセンティブが、グランドファザリング方式の場合と同様に働いてしまうし、燃料・技術種別のベンチマークでは、燃料転換や技術転換への動機づけが阻害されてしまう。しかし、これらの問題点は同様に表1-7から分かるように、設備能力ベースのベンチマークを採用することによって克服可能である。したがって我々は、ベンチマーク方式に基づいて初期配分を行う場合には、設備能力ベースに基づかせることを提案したい。

そして、あらゆる負の影響から免れた理想的な初期配分方式が、オークション方式に他ならないことも、表1-7に示されている。これがなぜ、我々が2020年に全面オークションに移行すべきだと我々が考えているかを説明する論拠に他ならない。

ベンチマーク水準の決定

以上、ベンチマークが定まっているという前提の下で、3つのタイプのベンチマーク方式を比較した。しかし、そもそもベンチマークの水準をどのように決定するかが大きな問題である。ここでは、この点について詳細に論じることにしたい。

一般にベンチマークの水準を決定するには、(1)「技術ベース」による場合と、(2)「相対比較ベース」による場合がある。(1)の「技術ベース」による場合は、典型的には「利用可能な最良技術 (Best Available Technology: BAT)」を用いて、それが各事業所で採用されたと仮定した場合の排出

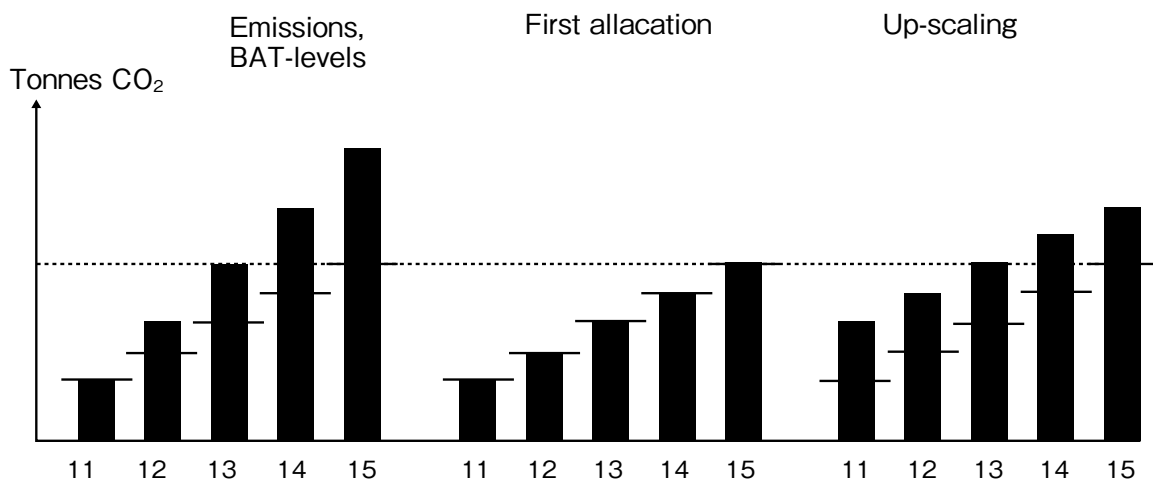
量を、排出枠配分の基礎とする。「利用可能な最良技術」とは、その名の通り、利用可能な技術のうちもっとも優れたエネルギー効率性をもち、それを導入することによって現状よりもCO₂排出を削減できる技術のことである。これに対して(2)の「相対比較ベース」の場合は、日本(あるいは先進国)における当該業種の事業所のうち、上位X%の排出効率性を基準にとってベンチマークを設定する。以下、それぞれの場合の排出枠配分プロセスについて詳しくみてみたい。

まず、「技術ベース」に基づくベンチマーク設定を行う場合、利用可能な最良技術を定義し、それを各事業所に対して導入したと仮定した場合の排出量を見積もる。最良技術に基づくベンチマークは、次のように定義できる。

$$\text{配分量}_{\text{事業所}} = \text{生産量}_{\text{事業所}} \cdot \text{生産年} \times \text{ベンチマーク}_{\text{最良利用可能技術}} \times \text{割増率} \dots (5)$$

ここで、ベンチマーク_{最良利用可能技術}とは、生産設備に最良利用可能技術が導入されたと仮定した下での排出係数を指す。ここで図1-17は、どのようにして最良技術に基づくベンチマークを通じて初期配分が行われるのかを説明している。なお、この図では簡単化のため、どの事業所の生産量も同規模だと仮定されている。まず、この図では排出量が縦軸にとられ、垂直に立つそれぞれの棒は、各事業所(I1、I2、I3…)からの排出量を示している。次に、図の一番左側では、各施設に最良技術を適用したときに得られるはずのCO₂排出量が水平線で各事業所に対して描かれている。次に、図の真ん中に描かれているように、各事業所の生産量に、最良技術の導入を前提としたベンチマークを掛け合わせることによって、各事業所に対する配分排出枠が決定される。ところが、すべての施設に最良技術が導入されれば、この産業からの排出総量は、その産業に割り当てられた排出量目標を下回る可能性が高い。したがって、配分排出枠と業種別排出量目標を一致させるため、配分排出枠に割増率をかける。もし業種別排出量目標が110、最良技術に基づく配分排出枠が100だとすれば、割増率は1.1となり、これをすべての事業所に対して一律に適用することになる。この結果が、図の右側に描かれている。

図 1-17：最良技術に基づくベンチマーク方式の適用



(出所) Åhman and Zetterberg (2005) , p. 612, Figure 8

(2)の「相対比較ベース」に基づいてベンチマークを設定する場合も、同様の議論が可能である。まず、事業所に対して配分される排出枠の計算は、下記のように定式化できる。ベンチマークは、当該業種の事業所の中で上位X%の排出効率をとって、それを基準に設定することになる。どの水準にとるかについては、上位10%、上位25%、上位50%（平均値）の可能性が考えられる。2013年からの第3期EU ETSで想定されているように上位10%をとる場合には、**図1-17**と同じような状況が生まれ、割増率を掛け合わせることで配分排出枠と業種別排出量目標を合致させる必要が出てくるだろう。これに対して上位50%、つまり平均値をとる場合は、もはや割増率を用いる必要がなくなる。もし、配分排出枠のほうが業種別排出量目標を上回る恐れが出てくる場合には、逆に遵守率（<1）を掛け合わせる必要がある。上記（1）～（4）式では、すべて遵守率が掛け合わされている。

$$\text{配分量}_{\text{事業所}} = \text{生産量}_{\text{事業所}} \cdot \text{生産年} \times \text{ベンチマーク}_{\text{上位X\%}} \times \text{調整率（割増率あるいは削減率）} \dots\dots\dots (6)$$

このように、最後に割増率で調整する必要があるのは、我々の提案では2012～2020年の第1期と第2期に、キャップのうち90%を無償配分枠とし、それを原則としてすべてベンチマーク方式で配分することになっているからである。このように、あらかじめ無償配分枠が確定しており、そのすべてが排出者に配分されるのであれば、実はベンチマークの水準がどこにあろうと、あまり大きな問題ではない。「相対比較ベース」の場合、上位10%をとるならば割増率を掛け合わせることで調整するし、平均値をとって配分排出枠が排出量目標を上回る場合は、遵守率を掛け

合わせることで調整し、つねに無償配分枠に合致させるからである。したがってここでは、ベンチマークの絶対的な水準ではなく、事業所の相対的な排出効率性のみが問題になってくる。したがって、上位10%をとるべきか、上位25%、あるいは平均値をとるべきかという問題は、ここでは本質的な問題ではないといえよう。

しかし、我々の提案でいう2020年以降は、ベンチマーク方式活用の意味が異なってくる。2020年以降は、「原則」オークション方式であり、産業国際競争力上、炭素リーケージの恐れありと認められる産業に対してのみ、ベンチマーク方式による無償配分を認めることになる。2020年以降は明確な「無償配分枠」はもはや存在しないので、ここで初めてベンチマーク水準の設定が重要になってくるのである。

この場合に、上位10%をとってベンチマークを設定するのと、平均値にベンチマークをとるのとでは大きな相違が生まれる。つまり、上位10%をとるということは、ベンチマークによる無償配分枠をできる限り限定しようとしていることを意味する。これに対して、平均値をとるということは、その業種全体でみた場合には、ほぼ排出者の「必要性」を満たすように無償配分が行われることを意味する。しかし2020年以降、ベンチマークによる無償配分の役割はもはや、このような形でオークションによる費用負担増への「経済的補償」を行うことではなくなる。その役割は、国際競争力における競争均等化の観点から、炭素リーケージを防ぐために影響の大きい産業に絞って限定的な形で影響緩和を行うことである。したがって、2020年以降はあくまでも初期配分の原則はオークションであり、ベンチマークによる無償配分は補足的・限定的なものとなさなければならない。その意味では、「相対比較ベース」のベンチマーク方式を採用するのであれば、上位10%を選択するのが望ましい。

最後に、「相対比較ベース」と「技術ベース」のどちらを採用すべきかという問題が残る。結論を先に述べれば、「相対比較ベース」を採用すべきだということになる。というのは、最良技術を明確に定義することは、実はきわめて難しいからである。しかも、生産技術の異なる場合には、技術種別ごとに個別に最良技術を定義してやらねばならない。その過程では、企業と政策当局の対話が必要になるだろう。これは大変な行政コストをもたらすので、それによって得られる便益との対比が必要になる。また、最良技術を定義するにはどうしても技術に関する解釈と評価がともない、その過程で政策当局が被規制者である事業所が提供する情報に依存せざるを得ないという矛盾がある。このような情報非対称性の中で、規制当局が本当にここにイメージしているような形での最良技術を規定できるかどうかは定かではない。それに失敗すれば、直ちに

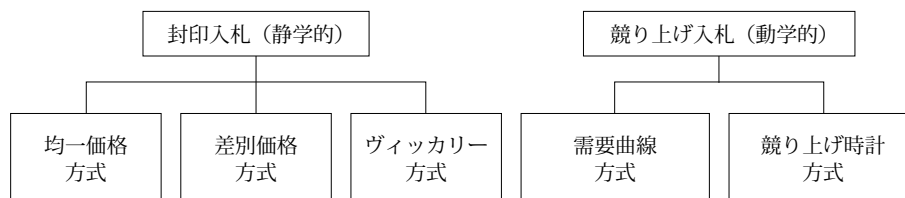
排出枠の過剰配分に陥るといいう危険性がある。これはまさに、公的規制をめぐる経済学の中で往々にして問題になる“regulatory capture”の状況に他ならない。したがって、技術内容に深く踏み込むことを回避し、外形的に明らかな情報に基づいてベンチマークを設定するには、「相対比較ベース」に依拠するのが望ましいといえよう。

1-3-5. 事業所レベルでの排出枠の配分 [2]：オークション方式

オークション方式の分類

我々は、排出量取引制度発足当初から、キャップの10%をオークションで配分すべきだと考えている。これは、産業の負担増を抑えながらもオークションを実験的にでも早期に開始することで、その制度設計と実施体制について経験を通じた知見を得ることができるというメリットがあるからだ。オークションには図1-18に示したように複数の方式がある。まず大まかに言って、「封印入札」(Sealed-Bid Auction)と「競り上げ入札」(Ascending-Bid Auction)を区別しなければならない。前者は一回きりの入札で価格を決定してしまう方式であり、後者は何度か入札を繰り返しながら価格を発見していく方式である。

図 1-18：オークション方式の分類



封印入札と競り上げ入札には、それぞれ利害得失がある。競り上げ入札の利点としては、入札回を経るごとに参加者が他の参加者の選好や値付けについて情報を得ることができ、自らがどのように適切な値付けを行うべきかを、オークション過程を通じて学習できる点を挙げることができる。この結果、オークション参加者にとっての不確実性は減少し、結果として落札価格の高騰や暴落を回避することができる。特にオークション対象が、いったん落札されると再販売されないような場合、つまり「取引市場」が存在しない場合には、「発行市場」であるオークションの重要性がとりわけ高くなる。もっとも、EU ETSの場合は第1期、第2期を通じて排出枠の取引市場がすでに存在しているので、この利点は特段当てはまらないといえる。

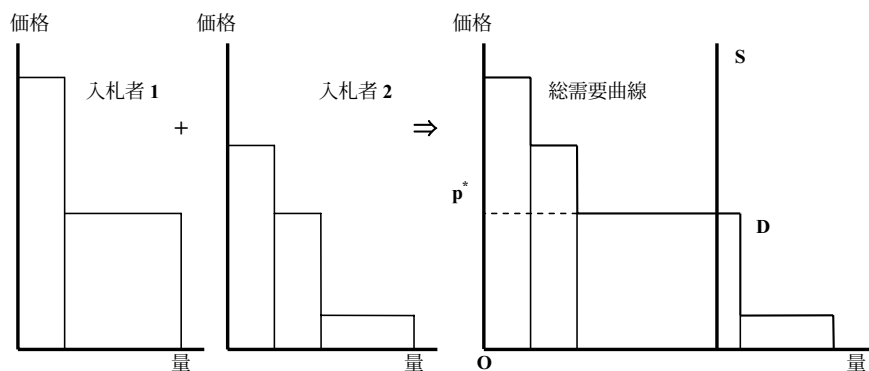
これら封印入札と競り上げ入札は、さらにその価格決定方式によって異なる方式に分類することができる。封印入札は「均一価格方式」、「差

別価格方式」、そして「ヴィッカー方式」に分類することができる。また、競り上げ入札は大きく「需要曲線方式」と「競り上げ時計方式」に分類することができる。これまでの経験から、排出量取引制度におけるオークションは、ほぼ「封印入札・均一価格方式」で実施するのが望ましいという点で、合意形成が図られつつあるように見える。したがって日本でオークションを導入する際にも、この「封印入札・均一価格方式」を採用することが想定される。このため、以下ではこの「封印入札・均一価格方式」とは何かについてより詳しくみておきたい。

封印入札・均一価格方式

「封印入札」とは、上述のように一回きりの入札で価格を決定してしまう方式である。この入札方式においては、入札者は事前に価格と購入希望量の関係を示す需要曲線を提出する。典型的には、その需要曲線は階段状の形状をなしている。図1-19に例示的な需要曲線が描かれている。この図で、入札者による個々の需要曲線を足し合わせた総需要曲線と垂直の供給曲線が交わる点で均衡価格が決定される。この均衡価格に等しいか、それを上回る入札価格を示した者の需要はすべて満たされ、それ未満のものはすべて却下される。

図 1-19：封印入札の仕組み



こうして落札者が決定された後、落札者が一律に均衡価格（図1-19の p^* ）で排出枠の購入を行うのが「均一価格方式」にほかならない。この方式の利点は、顕著な市場支配力を持つ参加者がいない場合には、誰も市場価格を操作することができず、結果としてこの価格の下で効率的な資源配分を実現し、排出枠に対して最も高い価格付けを行うものから順番に希望購入量を落札していくことができる。

オークション方式に関してチェックをしておかなければならないのは、それが価格操作を許して、市場の歪みを引き起こす余地はないかと

いう点である。具体的には、大口需要者が真の選好を隠して低めの価格で入札することで、価格に影響を与え、落札価格を引き下げようとする戦略的行動に出ることは十分考えられる。しかし「均一価格方式」の場合、仮にそれに成功したとしても、正直な選好表明に基づいて相対的に高い値付けを行った他のオークション参加者の落札比率が高まるだけでなく、彼らもまた、価格下落の恩恵を被る。結果としてこのことは、大口需要者の市場占有率を低めるよう作用する。さらに、均衡価格が本来あるべき水準よりも低い水準に留まっているとすると、新規参入が促され、市場競争が激化していくことになる。

以上の要因を勘案すれば、大口需要者の当初の意図とは反対に、彼らの市場支配力はむしろ弱められる方向に働くであろう。つまり、均一価格方式の下では、市場に大口需要者の市場支配力強化に対する「自己正機能」が内蔵されている点に、その大きな特徴が存在する。

排出量取引制度で「封印入札・均一価格方式」が支持される理由

実際、封印入札に基づく均一価格方式はその後、米国のRGGIやEU ETSにおけるオークションで採用され、これが世界的には標準的なオークション方式として定着する傾向がみられる。『『地域温室効果ガス・イニシアティブ』の下でのCO₂排出許可証売却のためのオークション・デザイン』と題された、ニューヨーク州エネルギー研究開発機関(NYSERDA)の委託による報告書(Holt et al. 2007)は、なぜ、「封印入札・均一価格方式」が支持されるのかを知る上で興味深い研究である。

報告書では、実験の手法を用いて複数の代替的なオークション方式のどれが相対的に望ましい性質を持つかが検証された。その結果、均一価格方式に基づく封印入札がもっとも望ましい性質を持つことが明らかになった。そして落札価格は、落札に失敗した中で最高の値を付けた入札価格に設定することが望ましいという。これは、入札者が行う可能性のある価格操作をあらかじめ無意味にしておくことで、均一価格方式の下で生じる価格操作への誘引を断ち切るとともに、真の選好表明を誘導するための制度的工夫である。また、均一価格方式に基づく封印入札は、その簡明さ、透明性、そして参加者がその使用価値に近い入札価格で必要量を購入できる傾向からいっても、推奨できる方式だと報告書は述べている。さらに、「価格発見」機能の点でも、実験結果によればこの方式は非常に良好な結果を収めたという。この研究の参加者たちは当初、「競り上げ(あるいは競り下げ)時計方式」が望ましいと考えていたが、実験を行って検証してみた結果、この方式は必ずしも封印入札に比べて価格発見機能の点で優越性をもっていないことが判明したという。

EU ETSへの適用を念頭に置いたオークション研究においてもまた、

封印入札に基づく均一価格方式が優れていると結論づけられている(Matthes and Neuhoff 2007)。その理由は、既取引市場で排出枠価格に関する参考情報が流通しており、それをもとに判断すれば、参加者は入札価格の決定に大きな困難を覚えないはずだし、「価格発見機能」の点で競り上げ入札に見劣りすることはないという点にある。また、EU ETSへの参加企業数はきわめて大きな規模に達しており、一定の企業が結託して市場価格に影響を与えることも難しい。たしかにEU ETSのように、まず無償配分に基づく排出量取引制度が創設され、その下で取引市場が十分な厚みを持って発展した後に、オークションが本格的に導入されれば、オークション参加者は取引市場の価格情報を参考に入札できるであろう。

オークション運営上の諸問題

オークションを成功裏に実施するためには、それができる限りシンプルで透明性が高く、すべての参加者にとって理解可能な形で運営される必要がある。この点で、オークション運営に関する制度設計上、いくつか留意すべき点がある。つまり、オークション参加者の範囲と規模、オークション価格の制限、オークションの実施頻度である。以下では、これらの点について検討したい。

オークションへの参加に対する制限について

オークション参加者をどのような範囲とするかは、排出量取引制度の設計思想とも関わってくる重要な論点である。1つの考え方は、排出量取引制度の下で総排出量に上限を画され、排出総量をその範囲内に限定されている被規制主体のみに市場参加者を限定すべきだというものである。これによれば、金融業者や仲介業者はオークションからは排除されることになる。もちろん、被規制者側からこのような考え方が出てくるのは、金融・仲介業者が投機的行為を行うことで落札価格が高騰したり、あるいは乱高下したりすることを恐れるからである。他方で、彼らが市場に流動性を供給し、安定的な価格形成機能を促進する役割を果たしていることも事実である。例えば、もし大口排出者が戦略的行動をとって落札価格を下げようと動くならば、どうなるだろうか。実際にそれで価格が下がれば、落札価格が本来の排出枠価格よりも過小評価されている判断した金融業者や仲介業者が排出枠の買いに入り、再び価格は上昇に転じるであろう。彼らがそうするのは、本来の価格水準と考えられるところまで価格が上昇した時点で売却することで利益を得られると判断するからである。逆に、価格が本来よりも高く評価されていると判断した場合には、彼らは排出枠を売りに出し、価格を下げる役割を果たす。こ

のように、市場の主潮流とは逆の方向に動くことで、彼らは市場価格を安定化させる役割を果たす。したがって、規制対象者以外の適切な主体に対しても市場参加を認めることが、オークションの円滑な実施にとって有益ではないだろうか。

オークション参加の制限に関するもう1つの論点は、1回のオークションで単一の参加者が購入できる量に、上限を設けるべきかどうかという問題である。これは、大口排出者が排出枠を買い占めることで排出枠が不足したり、価格が高騰したりする恐れから、排出上限を設けるべきではないかとの考えに基づいている。実際、RGGIでは売り出される排出枠総量の25%、ワックスマン＝マーキー法案では5%という購入上限が設けられている。しかし、仮にこのような購入上限を設けても、その有効性はきわめて限られる点にも留意しておく必要がある。というのは、排出枠を買い占めようとする企業は、子会社を作ったり、他の参加者と結託して購入を勧めたり、あるいは仲介業者を通じて注文を出したりすることで、容易に購入上限をすり抜けることができるからである。

下限価格を導入すべきか

オークションでは、価格が予想以上に低いところに落ちてしまい、環境保全に対する投資が抑制されたり、オークションの回ごとに落札価格が乱高下したりするような事態を回避するために、下限価格を設けるべきだという意見も強い。例えば、「リアルオプション理論」によれば、価格変動が激しい場合は投資のリスクが高まるために、投資家は投資決定を遅らせることになる。これは、RGGIオークションのように、まだ取引市場が存在しておらず、参照情報もない状態で制度創設時点からいきなり発行市場としてのオークションを実施し、それがきわめて重要な価格発見機能をもつ場合には、当てはまる論拠であろう。

しかし、EUのように既に十分な厚みを持った取引市場が存在し、それが価格暴落や激しい変動性に見舞われていない限り、発行市場のみがそれらの問題に襲われるとは想像しにくい。したがってEU ETSのように一定程度、取引市場が育った後にオークションを導入するのであれば、特に下限価格を設ける必要はないと思われる。

オークションの実施頻度

上述のような問題は、オークションの実施頻度を上げることによって、ある程度回避可能である。なぜなら、オークションを頻繁に実施することは、オークションに付される排出枠1回分のロットが小さくなることを意味するので、その分だけ、単回のオークションが排出枠市場の価格動向に与える影響は小さくなるからである。また、そのオークションが

たまたま開催された、その時の外部環境によってオークション結果が大きく左右される度合いも小さくなる。さらに入札者にとっても、単回のオークションによって結果が大きく左右されるリスクが小さくなるのは望ましいことであろう。

「結託」や「戦略的行動」の恐れに対しても、頻繁にオークションを実施することは、有効な対策になりうる。なぜなら、「結託」や「戦略的行動」を組織したり維持したりすることの取引費用が増大するからである。もっともアメリカの国債発行市場では、金融業者や仲介業者がオークションで買い占めを行い、ポートフォリオ上、国債を一定比率で持っておかなければならない他の金融機関に、それを取引市場で高く転売することで利益を上げるという事例がみられるという。排出量取引市場でも、遵守のために排出枠を必ず必要としている排出者に高く転売して利益を上げる投機が行われる可能性がある。しかし、これは仮に成功したとしても、頻繁にオークションを実施しておけば、その次の回から他の参加者の値付けも高くなるため、オークションの落札価格は上昇し、結果として転売から得られる利益も小さくなる。オークションを頻繁に行うと同時に、1回分のロットを小さくすることは、買い占められる量を減らすと同時に、彼らが上げる収益を削減することで、このような投機的行為の抑制につながる。この理由から、少なくとも月1回、できれば週1回の頻度でオークションを開催することが望ましいといえよう。

オークション設計の基本的な考え方

このように、オークションを実行するには、「オークション・デザイン」だけでなく、それが円滑に実施されるよう実施方法と実施体制についても決定がなされなければならない。とくに、オークション参加者による戦略的行動や、投機等による価格の変動性を回避するためには、(1) 市場はできる限りシンプルで誰にでも分かりやすく設計すること、(2) 金融・仲介業者を含めてオープンな参加を許容すること、(3) オークションの開催頻度を頻繁にし、少なくとも月に1回、制度が軌道に乗れば週1回のペースで開催すること、(4) 制度の透明性と予見可能性を高めること、そして、(5) 公平な競争条件を確保することが条件になる。日本では、排出量取引制度に対してマネーゲームだとの批判があり、仲介・金融業者を市場から排すべきだとの意見もあるが、むしろ彼らを市場に参入させ、流動性供給によって市場を円滑に機能させることが重要である。

下院で可決されたワックスマン=マーキー法案、あるいは上院で審議中のケリー=ボクサー法案に見られるように、アメリカでは市場価格の変動性を防ぐために「下限価格（最低価格）」の導入が議論されたり、

買占めによる価格高騰を防ぐために「購入量上限」の導入といった措置が検討されている。しかしこれらは市場の価格形成を人為的に歪める恐れもあり、基本的には導入しないことが望ましい。これらの恐れは、オークションが上述の意味で頑健に設計され、十分に厚みのある排出枠の取引市場が存在していれば、回避できる問題である。我々の提案で、2020年から全量オークションが導入される場合には、既に第1期と第2期を通じて取引市場が形成されるだろうから、オークション市場にこのような措置を導入する必要はないであろう。

とはいえ、我々の提案では制度発足と同時に、キャップのうち10%をオークションで配分することになっている。この場合は、まだ十分に取引市場が存在していないだろう。したがって、価格変動性や買占めによる価格高騰の恐れがあると認められる場合には、最低価格や購入量上限を設けることも考慮されてよい。ただし、それはオーストラリアがそうしているように、期限付きにしておくのが望ましい。我々の提案の場合でいえば、第1期のみ、延長されても第2期の終了とともにそのような措置は停止されるべきであろう。

もちろん、オークション市場で生じる「反競争的行為」や「市場操作」には厳格な対処が必要である。日本でオークションを実施する場合には、その実施機関を創設するだけでなく、金融庁、そして公正取引委員会が協力して、市場監視・調査、そして違反が行われた場合の罰則の執行等の体制が整備されるべきであろう。

1-4. 低炭素経済への移行プロセスと オークション収入の使途収入の使途

本提案に示されるように、2020年以降、排出枠の初期配分をオークションで行うようになれば、政府にはその売却収入が入ってくる。これを一般財源とする方法もあるが、本報告書は、それを低炭素経済への移行にともなって生じるさまざまな社会的摩擦を解決するための財源とすることを提案したい。

実は、EU ETSでも、アメリカの排出量取引制度法案でも、オークション収入の使途については上がってくる項目にそれほど大きな違いはない。まず、EU ETS指令に掲げられているオークション収入の使途は、下記のようにになっている。

EU ETSの場合

各加盟国は、オークション売却益の少なくとも50%を、下記の目的に用いることとする。

- (1) 適応
- (2) 再生可能エネルギー
- (3) 途上国における森林伐採回避及・新規植林・再植林
- (4) 欧州における森林吸収
- (5) 炭素回収・貯留技術（CCS）
- (6) 公共交通
- (7) 研究開発
- (8) 低中所得者家庭への財政支援
- (9) EU ETS の管理費用

ワックスマン＝マーキー法案の場合

オークション収入は、下記の目的に配分される。

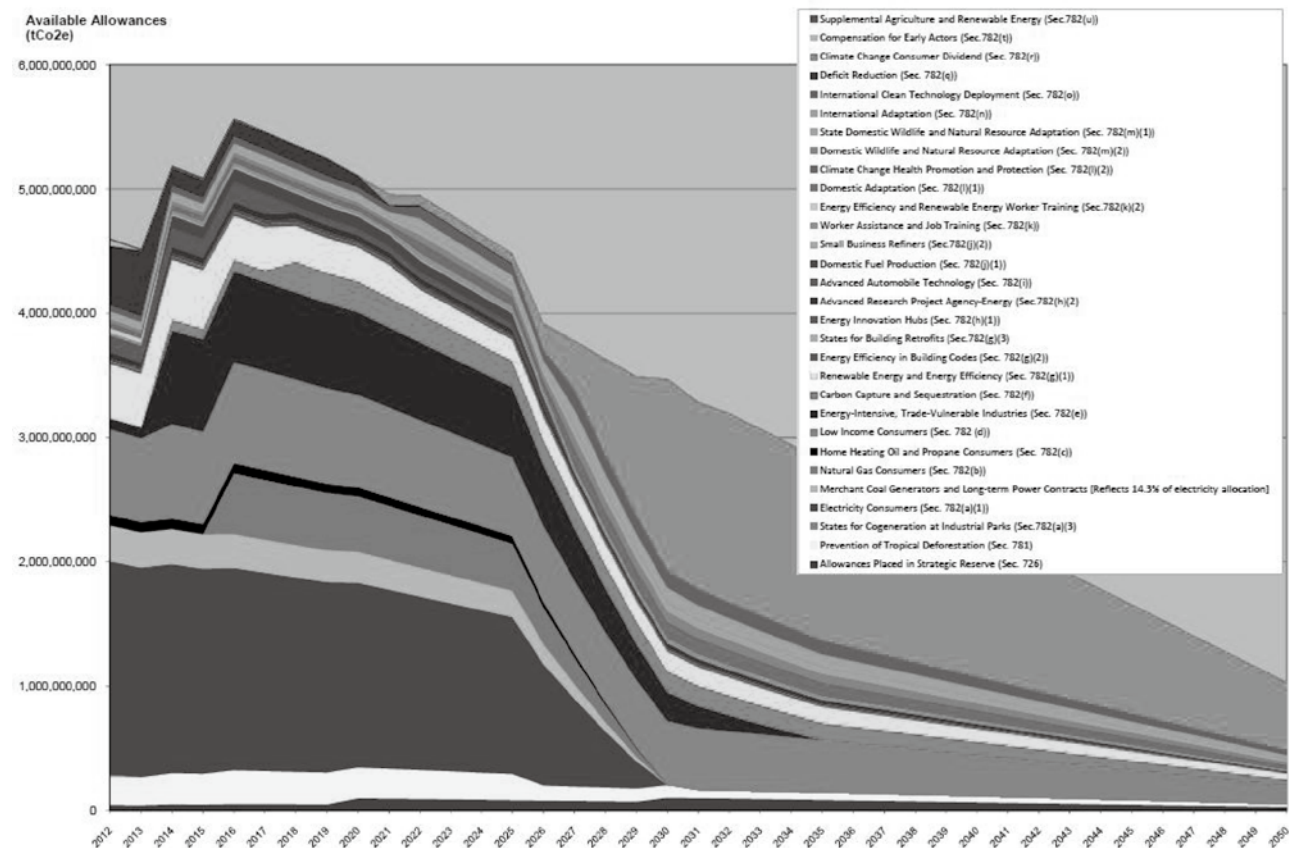
- (1) 戦略的留保オークション
- (2) エネルギー部門
- (3) 貿易集約型産業
- (4) 早期努力
- (5) 消費者/労働者支援
- (6) エネルギー技術
- (7) 農業部門
- (8) 適応
- (9) 森林伐採回避
- (10) 財政赤字軽減
- (11) 気候変動消費者還付

これらに共通して見られる特徴としては、「適応」や「植林」等の目的のために、途上国に資金還流を行うための資金源としてオークション収入が考えられていることである。また、「エネルギー技術」、「研究開発」、「CCS」、「再生可能エネルギー」など、低炭素経済を築くために必要不可欠な技術基盤の確立のための財源にしようという意図も鮮明である。この点でより詳細な議論を行っているのは「ワックスマン＝マーキー法案」なので、こちらについてより詳しくみてみることにしたい。

この法案は、キャップ&トレード型の排出量取引制度を中核とした気候変動対策を定めたものだが、前述のように2050年には2005年比で83%の排出削減を目標としている。その排出削減スケジュールを、ワシントンにあるシンクタンクのPew Centerが描いたのが、**図1-20**である。2012年の施行を想定しているこの法律では、数年間は対象を拡張していくために温室効果ガスの排出が増加するように描かれているが、やがてピークを打って減少に入り、図の右端の2050時点では2005年比

83%減となるよう描かれている。

図1-20：ワックスマン=マーキー法案におけるオークション収入配分先



(出所) Pew Center ホームページ (<http://www.pewclimate.org/>)。

ここで関心を引かれるのは、排出枠売却収入の使途である。この法案では、排出枠は原則として温室効果ガスの排出者に対してオークションを通じて売却されることになっている。したがって、政府にはオークション収入が入ってくる。図1-20の右上に掲げられた箱の中にある説明は、このオークション収入がどのような使途に充てられるのかを説明しており、図はそれが時間の経過とともに金額的にどのように変化していくのかを示している。

興味深いのは、2025年までは3割程度、それ以降は4～5割は占められると思われる「電力消費者」、「消費者配当」と名づけられている使途である。排出量取引制度が導入されれば、電力会社の費用負担が増加し、彼らがそれをそのまま料金転嫁（料金値上げ）すれば、低所得者の生活困難が生じる恐れがある。電気は「必需財」だからである。そこで、この法案はまず、電力会社に対して「無償」で排出枠を配分し、彼らにそれを市場で売却して収入を得ることを許容する。その代わりに、それを原資として使い、低所得者に対する料金値上げを控えるよう求めている。こうして法案は、排出枠の売却収入を用いて低所得者層の電力消費者を

保護する規定を設けているのである。「電力消費者」のカテゴリーはまさにそのために充てられる財源の大きさを示しているし、「消費者配当」は、電力以外でも生じうる消費者価格の上昇に対して、消費者を保護する政策に用いる財源の大きさを示している。

この他にも、図の右上の箱の中の説明から、オークション収入の1部が上述した、労働者に対する教育・訓練投資に充てられることがわかる。これは、低炭素経済に移行していくにあたって、一方で、エネルギー集約型産業など、縮小していく産業が生じ、他方で低炭素経済に必要な製品やサービスを提供する産業はますます拡大することが予見される。したがって、前者から後者に円滑に労働者に移ってもらうことで、低炭素経済移行にともなう痛みを最小限に和らげなければならない。

アメリカがこのように、40年かけて温室効果ガスの排出削減を行い、低炭素経済に移行するという大目標を掲げたことは、ブッシュ前政権時代を想起すると画期的である。しかし、この法案の真に興味深いところは、このように、その移行過程を平和裏に公平な形で推移させるために、生じうる問題や摩擦を解決する方途をもあわせて規定している点にある。つまりこの法案は、長期の排出削減スケジュールと、失業や分配問題といった影響の緩和策を同時決定しているのだ。それが、排出枠のオークション収入の用途を詳細に決めておくという形になって現れている点は、われわれにとっても大いに参考になる。

本稿報告書では、以上のような欧米の状況も踏まえ、オークション収入を以下のような用途に用いることを提案したい。

- (1) 低炭素経済構築のための研究開発投資
- (2) 低炭素経済構築のためのインフラ整備
- (3) 消費者保護
- (4) 労働者に対する教育訓練投資
- (5) 「適応」や「植林」などを目的とした途上国への資金還流

1-5. 価格変動性／価格高騰への対処～ 「マネーゲーム論」批判

1-5-1. 定義の不明確な「マネーゲーム論」

排出量取引制度の導入をめぐるっては、それが「マネーゲーム」を引き起こすとの観点からの批判がとりわけ根強い。これらの批判は、2008年秋のリーマン・ショック以降強まった、投機的金融取引に対する批判を追い風に、排出量取引制度に対する批判として一定の影響力を持つ可

能性が出てきている。また、「実業（ものづくり）」を尊重する立場から「虚業（金融）」を批判するという観点が打ち出されることも多く、「マネーゲーム論」が、日本人の心性にある程度訴えかけるものを持っているのも事実である。

しかし、これまで行われている「マネーゲーム論」は、厳密な概念規定をもたず、定義もあいまいな用語を用いて排出量取引制度を批判しようとしていることが多い。そのため、何が論点なのか不明確で、単に「排出量取引＝マネーゲーム＝悪」というレッテル貼りをしているだけのことが多い。そして、なぜそれが悪いのかについて説明を与えようとしているケースは、ほとんど見出すことができない。したがって、アカデミックな論文の中で、「マネーゲーム」というテーマがまともに取り上げられることはまずないといってよい。しかし本報告書は、排出量取引制度に対してレッテル貼りが行われ、イメージが流布して風評被害のようなダメージが広がるのを座視することはできない。そこでこの機会をとらえ、反論を加えておくことにしたい。

もっとも、定義もあいまいで、捉えどころのない「マネーゲーム論」を捕まえて、改めて批判するというのは、簡単なことではない。したがって、批判に先立って「マネーゲーム」とはいったい何を指しているのか、「マネーゲーム論」は何を主張しようとしているのかを、こちら側でいったん抽出し、その上で、それに対して反論を加えるという手順をとることにしたい。

1-5-2. 排出量取引制度と金融

なぜ排出量取引制度は金融的側面をもたざるをえないのか

排出量取引制度は元来、第1-1節でも触れたように、厳格な総量規制の達成を容易にする柔軟な手段であり、全体として目標達成のための費用を最小化する役割をもっている。この規制手法では、排出総量だけが問題とされ、個々の排出源の排出が基準を満たしているかどうかは問わないという特徴をもつ。

しかし、このような規制手法は比較的新しいもので、公害問題に対して多用された伝統的な直接規制の考え方に立てば、すべての排出源に同一の濃度規制を適用すべきだということになる。つまり、個々の排出源がその基準を達成できれば、全体としても排出総量を、適正な水準以下に抑えることができるだろうという発想である。もしその排出源が規制値を達成できなければ、勧告、改善命令、立ち入り検査及び指導等が政策当局によって行われ、それでも改善がなされない場合は、最終的に工場閉鎖に至るという一連の手続きが用意されている。ここでは、その排出源が基準を満たしているか否かが問題であって、そこに、目標達成者

と目標未達者の間で「取引」を行うという発想は入り込む余地がない。

しかし排出量取引制度は、すべての排出源が規制値を満たす必要は必ずしもなく、排出総量が目標の範囲に収まっていればよいという発想に立つ。したがって、個々の排出源は必ずしも規制値を満たす必要がない。これは、大きな規制哲学上の転換を意味する。なぜなら、排出総量さえしっかりコントロールできるなら、個々の排出源は規制のくびきを外れ、かなり柔軟に振る舞うことができるようになるからだ。この柔軟性を担保するための手段が「取引」である。冒頭の図1-1にも示したように、企業iの超過排出を企業jの超過削減で相殺することで、排出総量（キャップ）を一定に保つ方法を「発見」したことは、1970年代における環境政策発展史上の一大画期であった。

こうしてキャップの下での取引が許容されるならば、もちろん企業同士の取引は、円滑に行われることが望ましい。取引に際しては、当事者が独力で買い手あるいは売り手を探すのは、きわめて骨が折れ、時間もかかる。したがって、取引主体がこのような「取引費用」を節約したいという欲求をもつことが、売り手と買い手を結びつける仲介機能発生の背景要因となる。これは、貨幣の発生要因を説明する論理とまったく同じである。

取引が活発に行われることのメリットは、単に取引主体の取引費用を減らすという点にとどまらない。取引のもう1つの大きな利点は、それを通じて排出枠の市場均衡価格が形成される点にある。排出枠の取引は相対で行われるため、取引数の少ない初期段階では、個々の取引ごとに情報が分断されており、異なった価格がつくことになる。しかし、取引が活発になってくると、価格が異なっている場合には仲介業者が裁定取引を行うために、結果として価格が均衡価格に向かって収斂していく。これは、アメリカの酸性雨プログラムで実施されている排出量取引市場で実際に起きたことである。

こうして市場均衡価格が形成されると、それは企業や投資家が低炭素プロジェクトの投資を行う際の判断基準になる。つまり、排出枠の市場価格と、自ら削減を実行する場合の費用とを比較考慮し、自ら削減する費用の方が小さい場合は削減を実行し、そうでない場合は排出枠を購入する。こうして費用の小さい削減プロジェクトから順番に実行に移されていく。逆にいえば、均衡市場価格の形成は、削減費用の最小化を達成するための前提条件となる。こうした価格形成機能が円滑に発揮されるためにも、ある程度の規模の取引量と、それをさばく取引所や仲介業者の存在が重要な役割を果たすのである。

「マネーゲーム」とは何か

こうして、取引が活発に行われ、仲介業者が取引主体をつなぐ役割を果たすことで、排出量取引制度がそれ本来の機能を果たせるようになる。しかし、排出量取引市場でこのような価格形成機能がいったん確立すると、排出量取引制度は環境規制としての側面だけでなく、金融手法としての側面を帯びるようになる。というのは、均衡市場価格は需給関係によってつねに変動するので、取引主体は価格変動リスクをあらかじめ回避しておきたいと考えるからである。ここから、リスクヘッジの手段として、先物取引（将来の一定日時に一定の価格で売買することを現時点で約束する取引）や、スワップ取引（直物の売り〔あるいは買い〕と先物の買い〔あるいは売り〕を同時に同額で行うことで、リスク回避を行うための手法）が生まれてくる。しかし、ここまで来ると、複数のリスク回避手段を組みわせる、さらに複雑な金融派生商品の誕生も視野に入ってくる。

こうしてようやく、「マネーゲーム」の定義問題に行きつく。つまり、マネーゲーム批判の多くは、排出量取引市場で投機的取引が行われることを「マネーゲーム」と呼んで問題にしている。しかし、何ををもって「投機」と呼ぶかが、実は難しいのである。投機のもっとも広い定義は、実需の決済手段として行われる貨幣のやり取り、例えば、企業が企業から排出枠を購入するためにその対価を支払うという類の金融取引以外のすべての金融取引を、「投機的」取引だと規定する。この定義によれば、先物取引やスワップ取引、その他の金融派生商品のやり取りはすべて、投機的取引だということになる。

しかし先物やスワップは、実需に基づいた取引を行おうとする者が、価格変動リスクを避けるために利用する手段であって、それ自体を単純に投機的とみなすことはできない。とはいえ、先物もスワップも将来に関する取引であるため、不確実性がともなう。約定価格は、将来時点での実現価格と必ずしも一致しないため、その差分が収益や損失を生み出す源泉になる。ここに、あえてリスクを引き受けて将来の収益機会につなげようとする投機的仲介業者の入り込む余地が発生する。したがって、先物とスワップには実需的な側面と、投機的な側面の両側面がつきまとう。これらが「投機的」だという理由で、その利用を禁止してしまえば、実需取引にともなうリスク回避手段をも奪うことになる。先物やスワップの禁止は、実需取引の意欲をも冷ますことになるだろう。

このように投機的取引といっても、何ををもって「投機的」と呼ぶのかによって定義が異なり、実需と投機の間には明らかな線を引くのは困難である。あえて実需取引と投機的取引を区別するならば、実需取引以外のす

すべての取引を「投機的」と規定し、そのような取引を禁止することが考えられる。こうすれば、「マネーゲーム」は確かに撲滅できるが、排出量取引を「物々交換」の世界に引き戻し、そのメリットを大幅に失わせることになる。

「マネーゲーム論者」がこのような意味で投機的取引の撲滅を求めるのならば、排出量取引だけでなく、外為市場や株式市場、さらには土地や不動産の取引市場に対してもそれを求めなければ、その主張は首尾一貫しているとはいえない。あるいは、中には排出量取引だけは例外だと考えているケースもあるように思われる。筆者の知る限り、「マネーゲーム」論者で、首尾一貫してあらゆる市場の投機的取引が撲滅されるべきだと主張している論者はいない。ということは、彼らは排出量取引市場だけに、投機的取引の撲滅を求めているのである。

このような例外主義を求める根拠はどこにあるのだろうか。それが環境を取り扱うからだろうか。もしそうだとすれば、なぜ環境を取り扱う市場においてのみ、投機的取引は禁止されるべきなのか、その根拠が明示されるべきであろう。筆者の知る限り、環境を取り扱う市場においてのみ投機的取引が禁止されるべき正当な理由を挙げている「マネーゲーム論」は、まったく見当たらない。

1-5-3. 「価格高騰」と「価格変動性」への対処法

「マネーゲーム論」のポイント

実際には、上述のような形で「マネーゲーム」を規定し、排出量取引を実需取引に絞るべきだという極端な主張を行っている論者は意外に少ない。たいていの論者は、排出量取引が大なり小なり投機的取引を含むものだと前提している。その上で、「マネーゲーム論」が行っている典型的な排出量取引批判を集約すれば、以下の4つのタイプに類型化できるだろう。

第1の類型は、日本企業が、排出枠を売って儲けたい投機的仲介業者の「いいお客さん」、あるいは「いいカモ」にされてしまうというものである。その背景には、すでに石油ショック以来、日本企業は省エネを進めており、これ以上の排出削減が難しいという事情があるとされる。これは、排出削減を進めて余剰排出枠を生み出し、その売り手に回ることのできる企業が少ないことを意味する。そうすると、市場では排出枠の売り手が不足する一方で、規制を遵守するための需要は厳然として存在するので、排出枠価格が高騰することが予想される。そこに投機業者の付け入る隙が発生する。つまり、規制遵守のためにどうしても排出枠価格を調達しなければならぬ企業の足元を見て、高く売りつけようとする投機的仲介業者が暗躍するというわけである。したがって、「マネー

ゲーム論」の論点として、価格高騰の可能性が取り上げられることが多い。しかし、「価格高騰」とはいったい、どう定義されるのか、価格上昇はつねに「悪」なのか、という疑問がたちどころに生じる。

さらに、この議論が成立するためには、日本の企業にもはや排出削減の余地がまったくないという「神話」が、実証的な意味で証明されなければならない。しかし実際には、このような主張を一方的に聞かされることはあっても、それが実証的かつ客観的に証明されたケースを筆者は見ることがない。既存技術の延長線上でのさらなる削減が難しいとされる鉄鋼産業ですら、高炉から電炉への転換、あるいは水素還元法の採用など、技術的なオプションは存在する。また、排出枠価格が高騰することは一見、問題なように見えるが、他方でそれが、それまで経済的に割の合わなかった排出削減プロジェクトの採算性を改善し、国内の排出削減投資を活性化させる効果をもつことも事実である。つまり、排出削減技術は確立しているが、それが高価なために経済性を持たないケースがかなりあるのだ。この場合には、排出枠の価格上昇こそが、その技術の経済性を高め、削減余地を広げる可能性がある。逆に、価格があまりにも低すぎると、大半の排出削減プロジェクトの採算性を悪化させ、投資を冷え込ませる。したがって、排出枠価格はある程度高い方が望ましいとすらいえる。そうだとすれば、問題はどれだけ価格が上昇すれば、それを「価格高騰」と呼ぶのかを明確に定義しておくことである。残念ながら筆者は、どの水準に価格が到達すればそれを価格高騰と呼ぶのか、厳密に定義した「マネーゲーム論」に出会ったことがない。

「マネーゲーム論」第2の類型は、排出量取引市場が金融的機能をもつにつれ、先物をはじめとする金融派生商品が創出され、それが本来の規制手段としての枠組みを超えて一人歩きする結果、起きてくるさまざまな帰結を問題視する。とりわけ、リスクの高低さまざまな商品が細分化されて組み合わせられ（混ぜ合わされ）、真のリスクが見えなくなったサブプライム・ローンを想起させながら、リスク管理が甘くなり、バブルの発生とその崩壊による金融災厄の危険性が排出量取引市場でも同様に生じる恐れがあるとの指摘がなされる場合もある。

たしかに指摘の通りであり、他の市場で生じた問題は、排出量取引市場でも起きる可能性がある。だからこそ、現在検討されている金融規制強化の枠組みに排出量取引市場も同様に服することになると思われる。これはしたがって、排出量市場に固有の問題というよりも、金融市場一般に当てはまることだといえよう。問題なのは、この第2類型の批判が、「だから排出量取引制度を導入すべきでない」という結論をここから導き出している点である。しかし実際は、アメリカでもサブプライム・ローン問題が生じたから、不動産取引市場を廃止しようという結論には至っ

ていない。したがって、もしそのような立論をしたいなら、なぜ排出量取引市場に対してのみ、他の金融市場でも生じうる同等の金融リスクの存在を理由に市場の創設そのものが否定されねばならないのか、その例外主義的立場の根拠をしっかりと示すべきであろう。

排出量取引制度が金融的側面を帯びるのは、取引がもたらす大きなメリットを全面的に活用するためであり、その結果として引き起こされる恐れのある副作用については、排出量取引市場を否定することによってではなく、金融規制の網をそれに対しても同様にかけることで対処するのが筋である。この論点に関連して、排出量取引制度は「実体のない取引」であるゆえ、不動産という実体があって取引されていたサブプライム・ローンよりもさらに危険だ、という言い方がなされる場合もある。たしかに、排出量取引は政府による規制が存在して初めて排出枠が価値をもつ。逆に言えば、規制がなくなれば排出枠の価値もゼロになるという意味で、取引対象がそれ自体で価値をもつ他の市場と比べると「実体がない」ようにみえる。しかし、今後気候変動政策は強化されることはあっても、それが弱体化したり消滅したりすることはありえない。したがって今後も、規制に支えられた「実体」が消滅するわけではない。

もっとも、排出量取引市場だけが政府による環境規制に支えられ、人為的に創出された市場だとみなされがちだが、他の市場、例えば株式市場や土地取引市場は、人為的要素のない自生的な市場だといえるのだろうか。その答えは否である。どの市場も、「私的所有権」の創設によって初めて法的に可能になった人為的な市場だという点で変わりはない。株式市場は、法人という形態で事業を営むことに対する政府の特権付与がその背後に存在するし、土地の場合にも私的所有権の法的確立が前提である。逆に言えば、それが存在しなかった明治以前には、土地取引市場は日本では存在しなかったのである。温室効果ガスに対しては、規制と表裏一体になる形でその利用権が、法的に初めて確立され、それに立脚した市場創設が行われる時期に、日本もようやく到達したのだといえる。

さて、「マネーゲーム論」第3の類型は、価格変動性を問題視するものである。それによれば、特に市場が未成熟な段階では、排出量取引市場の価格変動が相対的に大きくなる可能性があり、そうすると裁定取引による収益機会が増大するために、投機的仲介業者が参入し、価格変動性がいっそう激しくなる恐れがあるというわけである。この点については、たしかにそのような問題が生じる可能性があるといえよう。したがって以下で論じるように、その制度設計においてこのような価格変動性を制御する措置をあらかじめ組み込んでおくべきか否か、組み込むべきだとすれば、どのような手法を採用すべきなのかが検討されねばならない。

「マネーゲーム論」第4の類型は、一部の大口需要家が市場で支配的地

位を占める場合、彼らによる戦略的行動が引き起こされ、価格操作が行われる可能性についての指摘である。この点についても、やはり、懸念がまったくないわけではない。取引主体の多い排出枠の流通市場はともかくとして、参加者が比較的限定される排出枠の発行市場たるオークションでは、この懸念が現実のものとなる恐れがある。したがって、アメリカの排出量取引制度（案）では、連邦レベル、州レベルを問わずこの点は問題視されており、大口排出者の排出枠購入制限が規定されている。この点については、本報告書のオークションを取り扱う節（「第1-3-5節 事業所レベルでの排出枠の配分：オークション方式」参照）でより詳しく検討したので、ここでは省くことにしたい。

「マネーゲーム」がもたらす負の帰結への対処法

以上のような諸問題に対する対処法としては、以下の2つの選択肢がありうる。まず第1は、EU ETSにおける欧州委員会のように、仮にこれらの問題への懸念があるとしても、政策当局がそれを理由に常時市場に介入するようになってしまうと、市場の機能自体に歪みが発生する恐れがあること、また、投機的仲介業者は、政府の市場介入をあらかじめ読み込んで投機的行為を行うために、問題をいっそう増幅しかねないこと、以上の2点を理由に介入に極めて慎重な態度をとる立場である。欧州委員会は、異常な価格高騰時や緊急事態を除いて、基本的には市場をオープンに保ち、公正な取引市場の確立に注力することで「マネーゲーム」に対処するべきで、市場介入は望ましくないとのスタンスをとっている。

ここでいう緊急事態とは、予想を超えて急速な価格高騰が生じる場合である。その場合には、あらかじめ「サーキットブレーカー」や、「値幅制限」を導入できると定めておき、事態の進展に応じて弾力的に対応するといったことが考えられる。

またEUは、市場における公正取引を保障するため、EC条約の第81条及び第82条において協調的行動、結託、市場支配力の濫用を禁止しており、「反競争的行為および市場支配力の濫用」および「市場操作」への厳格な対処を求めている。ここでいう「市場操作」には、インサイダー取引、そして市場価格操作が含まれる。EUの市場濫用防止指令（Market Abuse Directive：MAD）[2003/6/EC]のもとで、規制当局は、市場操作を防止するために必要な権限と機能を与えられている。彼らはさらに、市場監視および調査権限を有し、違反がおこなわれた場合の罰則の付与、関連政府機関の調整等の役割を負うことになる。

とはいえ、異常な価格高騰が長期にわたって継続するような事態、つまり、誰が見ても「価格高騰」と呼べるような事態が生じるかもしれない。EUはそのようなきわめて例外的な事態については、市場介入を行

う用意を持っている。つまり、EU ETS指令第29条において、そのような例外状態として、「もし、6連続月以上にわたって、排出枠価格が欧州炭素市場の過去2年間の平均価格の3倍以上に高騰した場合」には、「(a) 加盟国に将来のオークション枠の一部を前倒しして売却するか、(b) 新規排出源のための取り置きのうち25%までをオークションにかける」と対処法を定めている。これは、キャップ&トレードの枠組みを崩すことなく、つまり、キャップを掘り崩すことなく対処できる措置となっている点に特徴がある。

これに対して、議会における価格高騰への強い懸念を背景として、公正な取引市場の確立というスタンスを超えて積極的な予防措置を講じようとしているのが、アメリカにおける排出量取引法案の立場である。アメリカの排出量取引法案から明示的、あるいは暗黙裡に読み取れる価格高騰予防措置を整理して掲げると、下記のようにまとめることができる。

a) キャップを維持したまま対処する方法

a-1) 柔軟措置

バンキング

ボローイング

a-2) 政府による排出枠供給の増加

キャップの一定割合の取り置き（「戦略的留保」）……価格高騰時に供給

キャップの将来枠からの借り入れ・・・次期キャップの縮小をともなう

b) キャップの膨張を許容する方法

b-1) 上限価格制（プライスカップ）

b-2) 国内外オフセットの活用

c) 価格下落時の対処

c-1) 下限価格制（プライス・フロアー）

c-2) 排出枠の政府による購入と償却

このように、上限価格と下限価格が同時に議論されているのがアメリカの特徴であり、もしこれらの措置が同時に導入されることになれば、それは「プライス・カラー（collar：襟）」と呼ばれ、価格変動性を上と下から挟み込んで上下限価格の範囲内に収めるような政策手段となる。これは、排出量取引という量的規制と、上下限価格制という価格規制とのポリシーミックスが形成されることを意味する。ここまで来ると、排

出量取引制度がもたらす副作用への対処という次元を超えて、その本質を大幅に変更することを意味する。

以上、「マネーゲーム論」のポイントをまとめながら、それらへの反論と、その対処法について論じてきた。しかも、対処法の基本スタンスが欧州とアメリカで大きく異なる点は、きわめて興味深い。いずれにせよ、「マネーゲーム論」は排出量取引制度の本質の1つである金融的側面に対する批判であって、論点によっては現実に問題化する批判が含まれている。しかし、それに対する対処法はここに掲げたように十分準備されており、排出量取引制度の導入がそれによって否定されるべき問題とはいえない。しかし、どのような対処法を採用すべきかは、その国における排出量取引制度をめぐる環境や世論に強く依存しており、きわめて多様な選択肢の中からその国自身が選び取っていくべき問題である。

その上で、われわれは、価格高騰や価格変動に対して政府が市場に対してかなり深い介入を常時行えるような制度設計は避けるべきだと考えている。それをやり過ぎると、異常時の対応のために、平常時における排出量取引制度のメリットをかなりの程度打ち消すことになってしまうからだ。したがって、基本的には市場をできる限りオープンで透明性の高い形で設計しておき、悪い意味での投機的取引が行われないよう予防しておく必要がある。同時に、不公正取引に対する市場監視を行うとともに、万一そのような問題が発生した場合には、断固たる措置が取れるよう政策当局に権限を付与しておく必要がある。

もちろん、価格高騰が長期にわたって継続するようなケースに対しては何らかの対処を用意しておく必要がある。したがって、例外的事象としての「価格高騰」は、いったいどういう状態を意味するのかを、あらかじめ法律か施行細則で定めておくべきであろう。価格動向が、その「価格高騰」の定義に当てはまる状況に入ったときに、価格高騰を冷ませる措置が政府によって発動される。しかし、それは上限価格制のように、キャップを完全に外してしまい、その意味を失わせるような方法に基づくのではなく、あらかじめ緊急時のために取り置いておいたキャップの1部か、あるいは来期のキャップの1部を政府が取り置いて市場に放出するという方法をとるのが望ましい。こうすれば、放出された排出枠に等しい量だけ、今期、あるいは来期のキャップから排出枠が取り除かれるから、排出総量は維持される。こうして、緊急時への対処にもかわらず、排出総量はしっかりとコントロールできるという点に、この方法の利点がある。

1-6. 産業の国際競争力問題への対応

1-6-1. 排出量取引制度とその産業影響をめぐる議論

排出量取引制度の初期配分を、無償配分から有償配分に移行させるにつれて、当然のことながらその産業への影響は大きくなる。欧州でも、2013年からスタートする第3期EU ETSにおいて、オークション比率が飛躍的に高められることが明らかになったことで、排出量取引制度と産業の国際競争力との関係が重要な研究対象となった。とくに、ケンブリッジ大学を中心とする研究グループが精力的にこの問題を探求し、そこで排出量取引制度の導入が、イギリスの産業に対してどれほどの影響を与え、また、産業国際競争力に対してどの程度阻害要因となるのかという点について、かなりの程度、解明が行われた。

図1-21は、彼らの研究結果がまとめられたものである。この図の縦軸は、当該産業の粗付加価値に占める、排出量取引制度導入による費用上昇分の比率を示している。これによって、排出量取引制度の導入がどの程度当該産業の利潤を圧迫するかが示される。また、図中には棒が何本も描かれているが、これは、炭素制約が入ってくると、産業ごとに費用上昇が粗付加価値に占める比率がどの程度になるのかを示している。棒の上限は、排出枠が有償配分されたときの費用上昇、下限は排出枠が無償配分されたときの費用上昇を示している。さらに、横軸は非EU経済圏への貿易依存度を示している。したがって、右へ行けば行くほど、貿易依存度は高まる。これによって、当該産業がどの程度国際競争にさらされているかが判別される。

この図から分かるのは、排出許可証のオークションが電力部門のみに適用され、その他の部門は排出許可証の無償配分を受ける場合、その費用上昇分が粗付加価値に占める比率はきわめて低く、産業の国際競争力に対して大きな阻害要因とはならないということである。これに対して、全量オークションで排出枠を配分する場合には、その費用上昇分は電力、セメント、鉄鋼、石油産業などで顕著であり、この場合にはこれらの産業に対して、その国際競争力を低下させないための何らかの方策を導入することが必要であることが分かる。実際、EU ETSおよびワックスマン=マーキー法案では、下記の条件に該当する場合は、排出枠をオークションによる有償配分ではなく、無償配分によって行うとの定めがある。

EU ETSの場合

(1) EU ETS 実施にともなってもたらされる直接的・間接的費用の粗付加価値に占める比率が5%以上、かつ貿易集約度が10%より大きい場合

または、

(2) EU ETS の実施にともなってもたらされる直接的・間接的コストの粗付加価値に占める比率が30%以上の場合、または、貿易集約度が30%より大きい場合

▶ただし、貿易集約度 = (欧州域外への輸出総額 + 欧州域外からの輸入総額) / (年間売上高 + 欧州域外からの輸入総額) により求める。

ワックスマン＝マーキー法案の場合

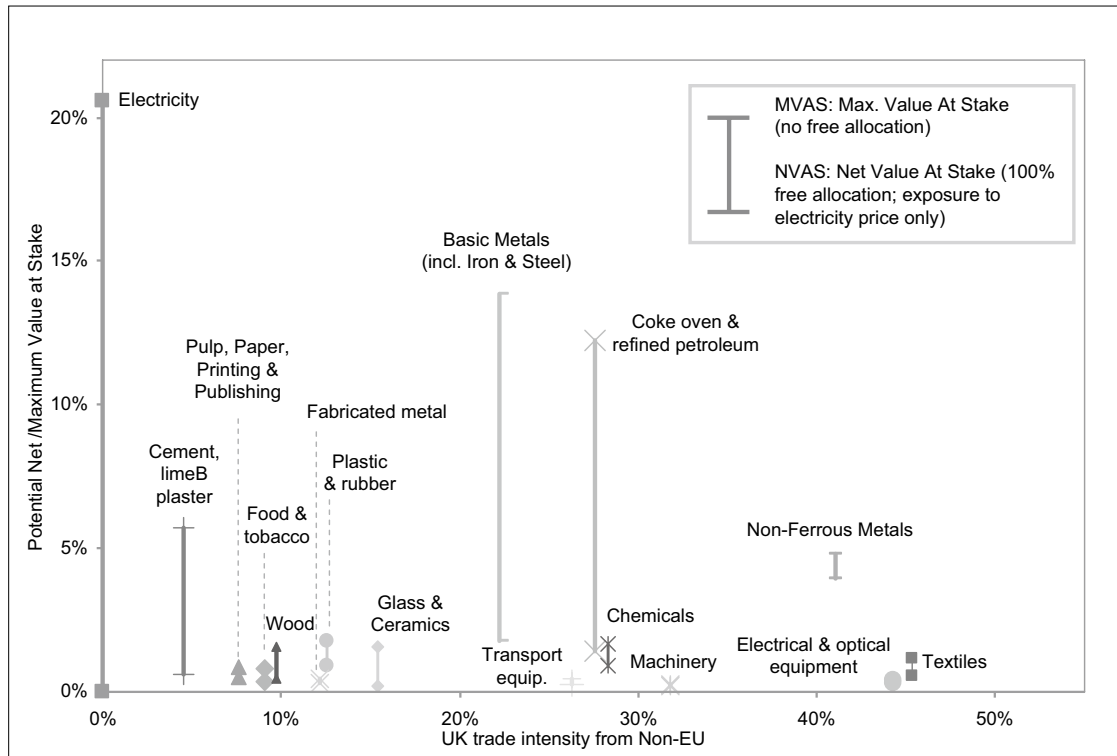
(1) エネルギー集約度 [(電力料金 + 燃料購入代金) / 出荷額] > 5%、またはGHG集約度 [(GHG排出量 × 20) / 出荷額] > 5%、かつ貿易集約度 [(輸入額 + 輸出額) / 出荷額] > 15%

または、

(2) エネルギー集約度かGHG集約度のどちらかが20%以上

日本でも、東北大学の明日香・壽川らによって、上記研究と同様の方法に基づき、排出量取引制度の導入が日本の産業国際競争力に対して与える影響の大きさに関して、熱延薄板を例にとった研究が行われている(明日香・金本・盧 2009)。それによれば、日本国内製の熱延薄板の場合、排出枠が有償(炭素価格3,000 円/t-CO₂)で配分されると、その費用上昇分が製品価格に完全転嫁されるとの想定を置く場合でも、予想される製品価格変化、需給変化、そして貿易パターンの変化の度合いは、実際に過去10年間に起きた貿易パターンなどの変化に比較すれば小さいという。また、結果として国内製品の需要減少は、EU および米国の鉄鋼製品に関する同様の先行研究結果とほぼ同じレベルの約-3%程度と推算されること、そして、貿易相手国、特に中国でのエネルギー効率の改善やエネルギー価格の上昇を考慮すると、炭素制約の違いによる国際競争力喪失や炭素リーケージのリスクは過大評価されている可能性があること、を指摘している。これらのことから、明日香らは、初期配分は原則オークションで行うことが望ましく、国際競争力喪失のリスクがある産業部門に対してのみ、限定的にベンチマークによる無償配分を残すのがよいとしている。

図 1-21：イギリス産業の主要業種に対するEU ETSの影響



(出所) Hourcade, Damailly, Neuhoff and Sato (2007), p. 17, Figure 2.

本提案でも、2020年まではキャップのうち10%をオークションにかけるだけなので、その費用上昇分が産業の国際競争力に与える影響はそれほど大きなものではないと考える。しかし2021年以降、初期配分方式が全量オークションに移行すれば、当然、産業の国際競争力を維持する観点から、何らかの影響緩和策を講じる必要が出てくる。したがって以下では、このような対応策のあり方について検討を行うことにしたい。

1-6-2. 国境調整は可能か？

初期配分を全量オークションに移行させる際に、産業の国際競争力を維持するための対応策として挙げられるのは、第1に「国境調整」、そして第2に、該当産業に絞り込んだ、ベンチマーク無償配分の継続、という2つの方法である。このうちまず、第1の方法の可能性を検討してみよう。

ここでいう「国境調整」とは、その名の通り、国境で環境政策の導入にともなう費用負担の増大を調整することを指す。例えば日本で炭素税を導入するが、日本と国際貿易で競合状況にある産業が立地している国では炭素税が導入されていない場合を考えよう。この場合、産業国際競争力の悪化を避けながらも環境改善のために炭素税導入を日本が決断するならば、次のような国境税調整を行うことになる。つまり、炭素税を

課されていない海外製品が日本に輸入される場合には炭素税相当分の輸入税をかけ、逆に、炭素税のかかった日本製品を炭素税が存在しない国に輸出する場合には、炭素税相当分の払戻しを実施するのである。こうすることで、炭素税が貿易に及ぼす影響を中立化できる。これは、自由貿易のルールと環境保護を両立させる1つの有力な方策である。

これを排出量取引制度に応用すれば、自国と同等の環境政策を実施していない国からの製品輸入に際し、輸入業者に対する排出枠購入とその政府への提出を義務づけ、実質的にこの輸入関税に等しい効果を持たせるということが想定される。したがって以下では、このような形での国境措置を念頭に置きながら議論したい。

国境調整の導入を検討する際に一番問題になるのは、それがWTO（World Trade Organization：世界貿易機関）の自由貿易ルールに反しないかという点である。GATT（General Agreement on Tariffs and Trade：関税および貿易に関する一般協定）の第1条は、「最恵国待遇」について定めており、特定の国に対する差別的な取り扱いを禁じている。また、同第3条は「内国民待遇」について定め、輸入品を不利に取り扱うことを禁じている。つまり、財・サービスの販売、購入、輸送、配置、そしてその使用まで含めた内国販売に影響を与えるあらゆる法、規制、要求に関連して、内外製品を等しく取り扱うことが求められている。そして第3条第2項は、この原則を次のように述べることによってさらに具体化している。つまり、外国製品は、直接的にせよ間接的にせよ、同等の国内製品に直接的・間接的に課せられている内国税やその他の課徴金を超えるいかなる負担にも服しないということである。このことを、国境関税が可能になる条件について規定している第2条第2項（a）と合わせて解釈すると、税や課徴金が同等の国内製品に課されているものと同等であれば、外国政府にも負担を課す権限を各国政府に与えていると読むことができる。つまり、輸入税は同第2条第2項で認められているし、払戻しも「補助金および相殺措置に関する協定」（SCM（Subsidies and Countermeasures）協定）第3条において許容されていると解釈できる。したがって、原理的にはGATT／WTOルールと整合的な形で炭素税の国境税調整を導入することは可能だと考えられる。

実際、アメリカではスーパーファンド税とオゾン層破壊物質税について国境税調整が実施されている。スーパーファンド税は、土壌汚染対策のための基金財源の一つとして1986年に導入されたものであり、指定化学物質および指定化学物質を用いた製品に対して課せられた内国消費税に関して、国境税調整が実施されている。これに対してカナダ、メキシコ、EUが撤回を求めて提訴したが、GATT パネル（紛争解決の任に当たるパネリストから構成される小委員会で、係争事案について裁定を下

す)は1987年にアメリカの調整措置を是認する裁定を下した。

ただ、それでも問題は残る。スーパーファンド税、オゾン層破壊物質税とも、国境税調整の方法として第1に、輸入者が指定化学物質の使用量を示し、その情報に基づいて課税する方法を採用するが、それが不明な場合には第2に、標準的な生産方法を想定して作成されたリストに依拠して課税する方法が採用され、それでも困難な場合には第3の方法として、価格の5%を一律に課税するという方法が採用されている。スーパーファンド税に関するGATTパネル裁定では、前2者の方法についてはGATT / WTOルールに抵触しないが、第3番目の方法についてはルール違反になる可能性があると指摘している。なぜなら、最終製品の中に生産過程で用いられた当該物質がどれだけ含まれているのか特定せずに課税しているために、輸入に際しては海外製品に不当に高い輸入税をかけ、輸出にあたっては国内製品に事実上の輸出補助金を支給して、差別的取り扱いを行っているともみなされかねないからである。

1-6-3. 国境調整の困難さとその克服の方途

これに対して、仮に、国境調整が「最恵国待遇」と「内国民待遇」に違反するという事になった場合でも、両条項の例外規定を用いることでそれを正当化することも可能である。つまり、GATT20条は、気候・エネルギー政策上の関心から行われる国境調整について、二つの例外規定を含んでいる。1つは、人間、動物、あるいは植物や健康を守るために必要な措置であり（GATT第20条 (b)）、他は、枯渇性資源の保全に関する措置である（GATT第20条 (g)）。気候変動問題に排出原単位やエネルギー投入原単位に基づく国境調整で対処することで、地球環境の効果的な保全を推進するという目的であれば、これらの規定に合致するであろう。気候変動問題をめぐる十分な国際協調が得られない場合には、国境調整はこの例外規定の下で許容可能だと認められる可能性がある。

とはいえ、法的な不確実性は残る。これらに関する規定はあまりにも不明確な部分が多く、その条文は多様な解釈を許容する構造になっている。法的な観点からは、一国単独で政策を導入して国境措置を組み合わせるよりも、多国間で協調して政策導入を図る方が、法的な不確実性の削減という意味で望ましい。

これに加えて、実際に国境調整を実施しようとする、技術的困難に直面するという問題もある。つまり、直接排出の影響に加えて間接排出、つまり電力価格の上昇が生産コストに跳ね返ってくることによる影響も考慮しなければならない。しかし、電力価格の上昇が、国境調整の対象となる最終製品の価格をどれだけ上昇させたのかを確定することは、現実には難しい。さらに、仮に自国企業の製品輸出に対して払戻しをする

場合は、その製品に含まれている炭素関連費用を抽出することは可能かもしれないが、海外企業からの輸入製品に関しては、その製品の製造過程や投入物に関する情報を入手することは難しく、輸入業者に対してどれほどの量の排出枠確保を義務づけるべきか、確定させるのが難しいという問題もある。

このような困難を克服して国境調整を可能にするためには、天野明弘は「WTO加盟国が合意する多国間環境協定の一覧表を作成し、それに含まれる協定の条文において、(標準的な)生産過程・生産方法に基づいて人、動物、植物の生命・健康または環境の保護を目的とした貿易制限措置を許容することが明示的に定められている限り、WTOがそれを認知する旨の協定条文解釈了解書を採用する」という原理的解決を導入することの必要性を強調している(天野 2006)。もしそうなれば、自由貿易ルールの中に環境保全の原則が埋め込まれることになり、国際貿易政策と環境政策は統合されることになる。この点では、きわめて影響の大きいエネルギー集約型産業のみに国境税調整の対象を絞り込んだ上で、標準的な生産方法を想定した国境税調整の方法を確立することが問題解決の一番近道になるだろう⁷⁾。

7) 例えばノイホフとドレーゲは、「利用可能な最善技術」(Best Available Technology)に基づいて生産活動が行われると想定して国境税調整を実施すれば、無差別原則をクリアできると提案している(Neuhoff and Droegge 2007)。

これまでは、スーパーファンド税やオゾン層破壊物質税のように、限定的な物質や製品を対象に国境税調整を行っていただけたが、温室効果ガスの場合、経済の全過程に関わる問題となってくる。しかもオークションの採用となると問題の規模と拡がりはこれまでと異なって格段に深化する。したがって自由貿易ルールの硬直的な適用が、進歩的な環境政策採用の妨げにならないように、一定の条件下で体系的に国境税調整を実施することを可能にする国際合意と、「標準的な生産方法」をめぐる各国間の相互理解が、国境調整を円滑に実施するには必要になるだろう。

しかし、このような国際合意が我々の提案で本格的にオークションが活用される2021年までに可能とならない場合には、顕著な費用上昇のために国際競争力喪失の懸念が強い産業部門に対して、ベンチマークによる無償配分を継続するという方法を用いるのがより現実的であろう。その場合には、炭素集約度と貿易集約度(定義についてはEU ETSあるいはワックスマン=マーキー法案の場合を参照)を基準として、対象産業を絞り込む必要がある。

1-7. ポリシーミックスの全体像

1-7-1. 排出量取引制度と税のポリシーミックス

以上で、産業、エネルギー転換、工業プロセスの3部門を対象とする、

下流型直接排出方式の排出量取引制度について、その制度設計案を提示した。しかし、そのカバー率は約6割であり、業務、運輸、家庭部門はその対象外となっている。したがって、これらの部門に対しては他の政策手段を適用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必要がある。これらの部門それぞれに適用される具体的な政策手段については、以下の各章で議論されるが、ここでは排出量取引制度の被規制部門以外の部門に対して税を適用することを提案したい。

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、既に炭素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、排出量取引制度と炭素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、上流部門、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、炭素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、いったん下流型炭素税を導入した上で、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。

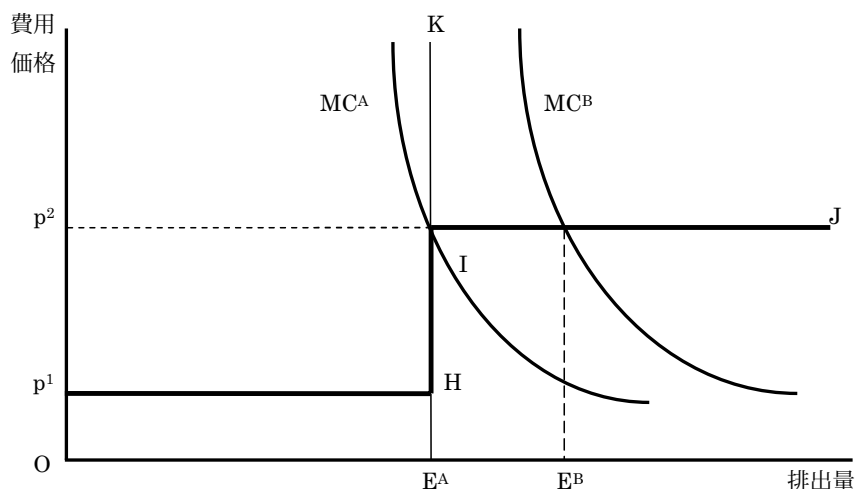
さて、排出量取引制度と炭素税の具体的な組み合わせ方は、**図1-22**に基づいて説明することができる。いま、図の MC^A は産業、工業プロセス、エネルギー転換のETS対象3部門の限界排出削減費用、 MC^B は日本全体の限界排出削減費用を示している。炭素税が導入され、税率が p^2 の水準に設定されているならば、その下で日本全体の排出量は E^B の水準で決定される。この E^B がちょうど日本の京都議定書上の排出削減目標に等しくなるよう税率 p^2 が決定される必要がある。

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^A が設定されることになる。具体的には、第一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3,000kl/年」を満たす事業所はすべて、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^A 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 $E^A E^B$ 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。

点 E^A における垂線 $E^A K$ は、キャップを示している。言い換えればこれは、政府によってコントロールされている排出枠の供給量を示している。これは価格によらず一定量が供給されるので、価格の高低にはその形状が依存しないため、垂線となっている。なお、図の MC^A はETS対象3部門の限界費用曲線を示している。これは同時に、排出枠に対する需要曲線をも意味している。したがって、排出量取引市場では、排出枠の供給曲線 $E^A K$ とその需要曲線 MC^A の交点で均衡価格 p^2 が決定される。この場合、たまたま炭素税率 $p^2 = \text{排出枠価格} p^2$ となっているが、もちろん、両者は異なるのが普通であろう。

図 1-22：税と排出量取引制度のポリシーミックス



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、炭素税の割引税率 p^1 が適用されることになる。 p^1 は例えば、 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、炭素税の税率は、図の $p^1 H I J$ で描かれる屈曲曲線となる。このように、排出量取引制度対象部門に対しても、軽減税率とはいえ炭素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。

1-7-2. 上流課税と下流還付の組み合わせ

ここは炭素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、炭素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。ここでいう課税段階としての上流は、排出量取引制度の場合と同じで、化石燃料の輸入・精製段階で課税することを意味する。これに対して下流課税は、化石燃料の消費段階で課税することを指す。表1-8は、日本における現行の化石燃料課税が、上流と下流で実際にどのように行われているのかを示している。上流では幅広くすべての化石燃料に石油石炭税が課せられており、下流では、暫定税率の廃止が問題になっているガソリン税、軽油引取税のほか、石油ガス税、航空機燃料税がかけられており、さらに電力に対しては電源開発促進税が課税されている。

この中で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）を行うこと、つまり、石油石炭税と同じ徴税ポイントで炭素税を課税することである。その上で、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えば、徴税費用をかけずに課税しつつ、還付を行うことが可能になる。上流課税の下では、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。

表 1-8：既存エネルギー関連税の課税ベース

		課税対象								
上流	課税標準	天然ガス	石油・石油製品						石炭	電力
	税目	石油石炭税								
下流	課税対象	天然ガス	ガソリン	軽油	LPG	灯油	重油	ジェット燃料	石炭	電力
	税目		ガソリン税*	軽油引取税	石油ガス税			航空機燃料税		電源開発促進税

■は現行税制の下で課税されている課税対象を示す。

注1 表の「課税対象」とは、ここでは課税が行われる油種を意味し、「税目」とは、その課税対象に課されている税の名称を意味する。

注2「ガソリン税」とは、揮発油(=ガソリン)に課税ベースを置く「揮発油税」と「地方道路税」を総称する名称である。

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(=p²)×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うからである。

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のが望ましい。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上流課税と、家庭、運輸、業務部門に対する下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、主として家計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。例えば中小規模（「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%課税を受けない。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前者の方式が、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点で、より望ましいといえることができる。

1-7-3. 排出量取引制度本体と他の部門の政策手段との関係

政策手段相互の関係

以上、炭素税と排出量のポリシーミックスのあり方について論じてきた。以下では、第2章で運輸部門、第3章で民生家庭部門、そして第4章で業務部門における政策提案がそれぞれ展開される。そこで、第1章と以下の章をつなぐ本節では、全体として本報告書が提案する様々な政策手段相互の関係がどうなっているのか、つまり、ポリシーミックスの全体像がどうなっているのかを示すことにしたい。

さて図1-23は、第1章で検討してきた下流型排出量取引制度と、本報告書の以下の章で提案されている政策のポリシーミックスのあり方を示している。図の縦軸には化石燃料の上流段階と下流段階、および電気・ガスの消費段階を示している。これに対して横軸は、本報告書は、エネルギー転換、産業、業務、家庭、運輸の各部門を示している（工業プロセス部門は本図では省略）。

そして、図の枠で着色をされている部分は、本報告書において政策手

段の導入が提案されている部分を示している。そして、それぞれの枠でどのような政策手段が入るのが一覧できるよう政策手段名が書き込んである。以下、それぞれの政策手段について概略を説明しておきたい。

図 1-23：ポリシーミックスの全体像

		エネ転	産業	業務	家庭	運輸
化石燃料	上流	上流型炭素税				
	下流	ETS本体				
電気・ガス				業務ETS	コンシェルジュ制度	

まず、化石燃料の流れの上流では、上述のように上流型炭素税が課される。日本では、ほぼ100%近くの化石燃料が輸入されるため、化石燃料の輸入・精製段階で炭素税を導入すれば、全ての化石燃料に課税できる。そして炭素税の負担は、価格転嫁を通して下流に行き渡り、石油製品の価格上昇を通じて全ての部門に炭素税のインセンティブ効果とその費用負担がもたらされることになる。図では、化石燃料の上流部分に部門横断的に上流型炭素税が課されるように描かれているのは、その効果と費用負担が、エネルギー転換部門から運輸部門に至るまですべての部門に及ぶからである。

次に、化石燃料の流れの下流では、本章で検討してきたように、燃料転換と産業部門に対して下流型排出量取引制度（ETS本体）が導入される。同時に、運輸部門の政策を取り扱う第2章で提案されるように、同じ化石燃料の流れの下流、つまりガソリンの消費に対して「自動車燃料購入権取引制度」が導入される。したがって化石燃料の下流段階では、ETS本体と運輸部門に限定されたETSの両者が導入されることになる。

これに対して、二次エネルギーである電力・ガスの消費にともなう排出については、第3章および第4章で提案されるように、業務部門と家庭部門でそれぞれ政策手段を導入し、その消費を適正な水準に誘導するようなインセンティブを付与する。まず、民生家庭部門では、「省エネコンシェルジュ制度」を導入する。これは、エネルギー供給会社にエネルギーの需要家である家庭部門の省エネ対策をとることを義務づけるものである。もっとも、その対策には費用がかかる。この費用を全額電力料金に上乗せして改修することも考えられるが、本報告書では、上流型炭素税の税収の一部を、このコンシェルジュ制度に充てることを提案したい。

さて、業務部門では、2010年4月から施行される東京都排出量取引

制度や、イギリスのCRCを念頭におきながら、業務部門を対象とする排出量取引制度を導入する。つまり、ビルなどの電気・ガス使用から計算される間接排出を対象としてキャップをかけ、ビルの所有者に省エネを進めるインセンティブを付与することがここでは意図されている。

二重規制や二重負担の恐れはないか？

このようにわれわれは、産業部門とエネルギー転換部門にその対象が限られてしまう下流型排出量取引制度の導入を、それ単独で提案するのではなく、このような形で全ての部門を政策手段の組み合わせによってカバーできるポリシーミックスとして提案する。そして、エネルギーの生産段階だけでなく、エネルギーの消費段階に対しても、省エネ促進のために規制の網の目をかぶせることが必要だと考えている。それが、電力・ガスの消費段階で、業務・民生家庭部門に対する政策手段の導入を提案する理由である。

この場合、排出量取引制度は本体を合わせて、3つ存在することになるが、それぞれは接続しないことが前提である。そうすることで、クレジットの二重発生やキャップの膨張といった問題をあらかじめ回避する。したがって、我々はエネルギーの生産段階と消費段階に導入される政策手段はそれぞれ別の政策目的をもって対象に適用される別個の政策手段であり、二重規制には当たらないと考えている。

また、ETS本体と業務部門ETSについては、やはり同じ化石燃料の流れに対してエネルギーの生産段階と消費段階で二重に規制していないかという問題が発生するが、上述の理由から問題は発生しないと考えている。さらに、国レベルで導入するETS本体は直接排出を対象として規制を実施するのに対して、業務部門ETSは、東京都のように都道府県レベルで実施され、しかも間接排出に対して規制を実施するという形で整理すれば、明快な役割分担とすみわけが可能になると考えられる。

最後に、ここで導入が提案されている排出量取引制度は、少なくとも2020年まではいずれも無償配分で排出枠が配分されることになっている。したがって、上流ではたしかに炭素税が導入され、下流では排出量取引制度が導入されることで二重負担が発生する恐れがあるように見えるが、排出量取引制度の側で無償配分が行われる限り、その心配はない。もっとも、将来的にETS本体ではオークションに移行することが予定されているので、その場合には、炭素税負担との調整が必要になるだろう。

参考文献

- 明日香壽川・金本圭一郎・盧向春（2009），「排出量取引と国際競争力：現状と対策」
<http://www.cneas.tohoku.ac.jp/labs/china/asuka/ETS-competitiveness.pdf>（アクセス：2009年11月12日）。
- 天野明弘（2006），「貿易と環境の国際的統合化を求めて」環境経済・政策学会編『環境経済・政策研究の動向と展望』東洋経済新報社，27-39ページ。
- 天野正博（2009），「次期枠組みにおける森林吸収量の推計について」中期目標検討委員会第5回会合資料（2009年2月24日）<http://www.kantei.go.jp/jp/singi/tikyuu/kaisai/dai05tyuuki/05gijisidai.html>（アクセス：2009年11月12日）。
- 温室効果ガスインベントリオフィス（GIO）（2009），日本の温室効果ガス排出量データ（1990～2007年度）（2009年4月30日）<http://www-gio.nies.go.jp/aboutghg/nir/nir-j.html>（アクセス：2009年11月12日）。
- 気候ネットワーク（2004），「省エネ法のエネルギーデータの分析」<http://www.kikonet.org/research/disclosure.html>（アクセス：2009年11月12日）。
- 気候ネットワーク（2005），「2003年度大規模排出事業所からの排出について」<http://www.kikonet.org/research/disclosure.html>（アクセス：2009年11月12日）。
- 気候ネットワーク（2008），「2005年度大規模排出事業所からの排出について」<http://www.kikonet.org/research/disclosure.html>（アクセス：2009年11月12日）。
- 気候ネットワーク（2009），「地球温暖化対策税と国内排出量取引制度の提案」<http://www.kikonet.org/iken/kokunai/2009-09-30.html>（アクセス：2009年11月12日）。
- 財団法人 日本エネルギー経済研究所 計量分析ユニット編（2009），『EDMC/エネルギー・経済統計要覧（2009年版）』財団法人 省エネルギーセンター。
- 資源エネルギー庁電力・ガス事業部編（2008），『平成19年度 電源開発の概要』奥村印刷。
- 電気事業連合会統計委員会編（2008），『電気事業便覧 平成20年版』オーム社。
- 地球温暖化問題に関する閣僚委員会（2009），「タスクフォース中間報告（座長取りまとめ）」地球温暖化問題に関する閣僚委員会・第3

- 回タスクフォース会合資料（2009年11月2日）<http://www.kantei.go.jp/jp/singi/t-ondanka/>（アクセス：2009年11月12日）。
- 内閣官房（2009）、「地球温暖化の中期目標の選択肢」中期目標検討委員会第7回会合資料（2009年4月14日）<http://www.kantei.go.jp/jp/singi/tikyuu/kaisai/dai07tyuuki/07gjisidai.html>（アクセス：2009年11月12日）。
- 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，97-119ページ。
- 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，140-166ページ。
- 諸富徹・鮎川ゆりか（2007）、『脱炭素社会と排出量取引—国内排出量取引を中心としたポリシーミックス』日本評論社。
- 諸富徹（2008a）、「排出量取引制度を擁護する」『世界』2008年7月号，204-214ページ。
- 諸富徹（2008b）、「排出量取引制度本格実施へ向けて」『世界』2008年10月号，296-306ページ。
- 諸富徹・浅岡美恵（2010）、『低炭素経済への道』岩波新書。
- 110th Congress（2007）, *A Bill to Direct the Administrator of the Environmental Protection Agency to Establish a Program to Decrease Emissions of Greenhouse Gases, and for Other Purposes: America's Climate Security Act of 2007.*
- Ahman, M. and L. Zetterberg（2005）, *Options for Emission Allowance Allocation under the EU Emissions Trading Directive.*
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit（2006）, *Nationaler Allokationsplan 2008-2012 für die Bundesrepublik Deutschland.*
- Burtraw et al.（2007）, *Auction Design for Selling CO₂ Emission Allowances under the Regional Greenhouse Gas Initiative, Phase 1 Research Report (Draft)* .
- Calabresi, G.（1975）, “Optimal Deterrence and Accidents: To Fleming James, Jr., il miglior fabbro”, *The Yale Law Journal*, 84（4）, pp. 656-671.
- Commission of the European Communities（2008）, *Proposal for a Decision of the European Parliament and of the Council on the Effort of Member States to Reduce Their Greenhouse Gas Emissions to Meet*

- the Community's Greenhouse Gas Emission Reduction Commitments up to 2020*, COM (2008) 17 final.
- Cook, G. Solsbery, L. Cramton, P. C. and L.M. Ausubel (2005) , *EU ETS: Planning for Auction or Sale*. UK Department of Trade & Industry.
- Cramton, P. and S. Kerr (1998) , *Tradable Carbon Allowance Auction*, Center for Clean Air Policy.
- Department for Environment, Food and Rural Affairs (U.K.) (2007) , *EU Emissions Trading Scheme: Approved Phase II National Allocation Plan 2008-2012*. <http://www.defra.gov.uk> (Access: November 12, 2009) .
- Ecofys (project leader) , Fraunhofer Institute for Systems and Innovation Reserch Oeko-Institut (2009) , *Methodology for the Free Allocation of Emission Allowances in the EU ETS Post 2012, Report on the Project Approach and General Issues*.
- Entec UK Limited, and NERA Economic Consulting (2005) , *EU Emissions Trading Scheme Benchmark Research for Phase 2*.
- Environment Agency (2008) , *Using Science to Create a Better Place, EU Emissions Trading Scheme –Further Approaches to Benchmarking in Steel and Cement Sectors*.
- European Commission (2009) , *Technical Aspects of EU Emission Allowances Auctions: Consultation Paper*.
- The Government of Japan (2009) , *Japan's Additional Informal Submission on Information and Data to Facilitate Further Consideration of the LULUCF Options*. Paper submitted to UNFCCC for the discussion of AWG KP. http://unfccc.int/meetings/ad_hoc_working_groups/kp/items/4907.php (Access: November 12, 2009) .
- Hohne, N. And S. Moltmann. (2009) , *Sharing the Effort under a Global Carbon Budget*. Ecofys. (A report commissioned by WWF International) .
- Holt, C. et al. (2007) , *Auction Design for Selling CO₂ Emission Allowances under the Regional Greenhouse Gas Initiative, Final Report*.
- Hourcade, J.-C., Damailly, D., Neuhoff, K. and M. Sato (2007) , *Differentiation and Dynamics of EU ETS Industrial Competitiveness Impacts: Final Report*.
- Matthes, F. C. and K. Neuhoff (2007) , *Auctioning in the European Union Emissions Trading Scheme, Final Report Commissioned by*

- WWF.
- Matthes, F. C., Repenning, J., Worrell, E., Phylipsen, D. and N. Mueller. (2008) , *Pilot on Benchmarking in the EU ETS: Report prepared for the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety and the Dutch Ministry of Economic Affairs*.
- Mehling, M., Meyer-Ohlendorf, N. and R. Czarnecki (2008) , “International Trade Policy in a World of Different Carbon Prices”, European Parliament, Policy Department Economic and Scientific Policy, *Competitive Distortions and Leakage in a World of Different Carbon Prices: Trade Competitiveness and Employment Challenges When Meeting the Post-2012 Climate Commitments in the European Union*, pp. 23-34.
- Monjo, S. and P. Quirion (2008) , “Border Adjustments–Implications of Design Options”, European Parliament, Policy Department Economic and Scientific Policy, *Competitive Distortions and Leakage in a World of Different Carbon Prices: Trade Competitiveness and Employment Challenges When Meeting the Post-2012 Climate Commitments in the European Union*, pp. 35-43.
- Neelis, M., Worrell, E., Mueller, N. and T. Angelini (2009) , *Developing Benchmarking Criteria For CO₂ Emissions*.
- Neuhoff, K. (2007) , *Auctions for CO₂ Allowances–A Straw Man Proposal*, Climate Change Strategies.
- Neuhoff, K., Keats, K. and M. Sato (2006) , *Allocation, Incentives and Distortions: The Impact of EU ETS Emissions Allowance Allocations to the Electricity Sector*.
- Neuhoff, K. and S. Droege (2007) , “International Strategies to Address Competitiveness Concerns”, Climate Strategies Working Paper, p. 12.
- Schleich, J., Breitschopf, B. and Diekmann, J. (2009) , *Methodological Design and Institutional Arrangements for Auctions in EU Emission Trading System (EU-ETS)*, Umweltbundesamt.
- Schneider, L. (2007) *Is the CDM Fulfilling Its Environmental and Sustainable Development Objectives?: An Evaluation of the CDM and Options for Improvement*. (Report prepared for WWF) Öko-Institut

1) 兵庫県立大学経済学部
准教授・兒山真也

第2章 運輸部門の温室効果ガス 削減対策・政策¹⁾

2-1. はじめに

運輸部門から排出されるCO₂は9割近くが自動車に起因する。必然的に自動車が対策の中心となる。多岐にわたる対策メニューが考えられるが、基本的な目標は自動車の低燃費化・省エネルギー化と大量輸送機関の活用となる。また移動の必要性を減らすとともに大量輸送機関の活用を可能とする都市構造の形成も重要である。そのための手段として、税・料金・補助金といった経済的手法を適切に活用する必要がある。しかし高速道路無料化や自動車関係諸税の軽減といった政策提案が一定の支持を集めることからわかるように、経済的手法のうち税・料金の積極的な活用は政治的に難しい面があり、代替案を提起することが求められている。

本章では、2-2で運輸部門から排出されるCO₂の動向について述べる。2-3では運輸部門のCO₂対策の中から重要なものを取り上げ、実行する上で留意すべき事柄について論じる。2-4では短期的に重要な課題として、高速道路料金引き下げと自動車関係諸税引き下げについて批判的に検討する。2-5では中長期的に重要な課題として、自動車燃費規制のあり方を検討し、また国内運輸部門における排出量取引（運輸ETS）を提案する。排出量取引は税・料金が十分に活用できない場合に特に重要性を持つ。最後に2-6では、その他の課題として国際バンカー燃料の問題とCO₂排出削減のための国際協力に触れる。

2-2. 運輸部門とCO₂

2-2-1. 運輸部門からのCO₂排出量の現状と傾向

GIO温室効果ガスインベントリによれば、日本における運輸部門のエネルギー起源CO₂排出量は2007年度に2.49億トンであり、1990年比で14.6%増、総排出量の19.1%であった。1990年代は業務・家庭部門とともに急増したが、2001年度の2.68億トンをピークとして減少傾向にある。

表2-1に示すように、2007年度における運輸部門からのCO₂排出量は旅客が60.4%、貨物が39.6%である。旅客は1990年度比で34.4%増であ

るのに対し、貨物は6.3%減である。ただし旅客は2001年度に1990年度比43.4%増となった後、徐々に減少しつつある。貨物も1990年代前半は増加傾向であったが、1996年度に1990年度比10.4%増となった後、削減が進んでいる。

表 2-1：運輸部門のCO₂排出量の詳細

	1990年度 (千t-CO ₂)	2007年度 (千t-CO ₂)	割合(%) (2007年度)	増減率 (%)
自動車	94,656	128,985	51.8%	36.3%
乗用車	89,785	124,408	49.9%	38.6%
自家用	84,822	120,107	48.2%	41.6%
家計利用寄与	53,949	77,784	31.2%	44.2%
企業利用寄与	30,873	42,323	17.0%	37.1%
営業用/ 効用	4,962	4,302	1.7%	-13.3%
バス	4,871	4,577	1.8%	-6.0%
自家用	1,076	833	0.3%	-22.6%
営業用	3,795	3,744	1.5%	-1.4%
鉄道	6,680	7,755	3.1%	16.1%
船舶	4,795	4,631	1.9%	-3.4%
航空	5,937	9,207	3.7%	55.1%
旅客計	112,068	150,578	60.4%	34.4%
貨物自動車/トラック	94,572	88,668	35.6%	-6.2%
営業用	34,225	44,963	18.0%	31.4%
自家用	60,347	43,704	17.5%	-27.6%
貨物輸送寄与	45,009	32,015	12.8%	-28.9%
乗員輸送寄与	15,338	11,689	4.7%	-23.8%
鉄道	578	508	0.2%	-12.1%
船舶	8,936	7,781	3.1%	-12.9%
航空	1,226	1,669	0.7%	36.1%
貨物計	105,312	98,625	39.6%	-6.3%
運輸計	217,379	249,203	100.0%	14.6%

(出所) GIO温室効果ガスインベントリより作成

自家用乗用車からの排出が運輸部門全体のほぼ半分を占め、1990年度比41.6%増加している。自家用乗用車のうち約2/3が家計利用寄与、約1/3が企業利用寄与である。図2-1に示すように、企業利用によるものが2001年度まで急増した後、減少傾向を示したのに対し、家計利用によるものは頭打ちとなつてはいるものの明らかな減少傾向は見せていない。

貨物については自家用貨物で排出が減少している一方、航空と営業用貨物での排出増が目立つ。しかし営業用貨物の排出増については、CO₂排出原単位が相対的に大きい自家用貨物からの転換を反映した結果であるため、単純に問題があるとは言えない。

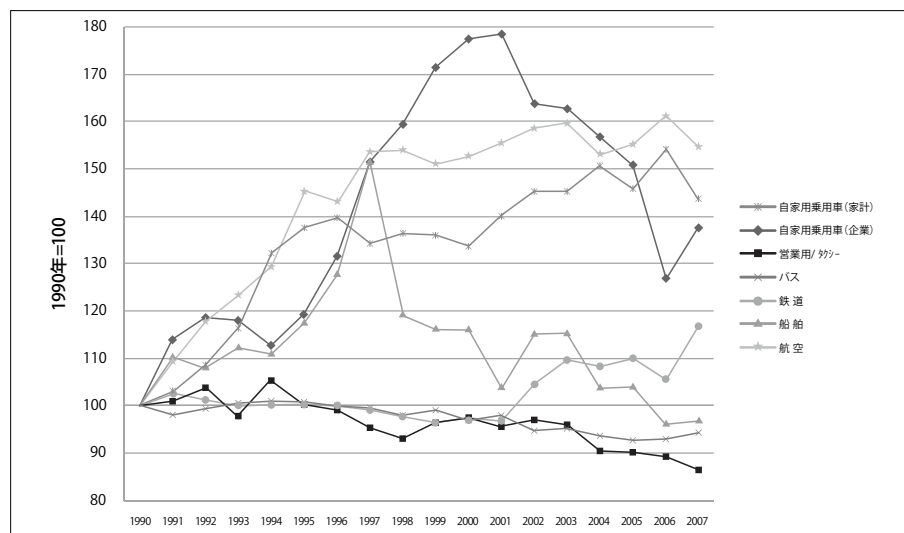
OECDの統計から運輸部門の1人当たりCO₂排出量を計算すると、図2-3に示すように日本は1.2トンであり、米国の4.2トン、カナダの4.0トン、OECD平均の2.0トンよりはるかに少ない。欧州勢と比較してもスペインの1.0トンよりは多いものの、英国の1.5トン、フランスの1.5トン、ドイツの1.6トンを下回る。環境先進国とされるスウェーデンは1.9トン、

デンマークも1.7トンである。

同じ統計からCO₂総排出量に占める運輸部門の割合を計算すると、**図2-4**に示すように日本は20%足らずであり、米国の31%、カナダの29%、OECD平均の26%を大きく下回る。ドイツの19%よりやや大きい、英国の23%、フランスの32%、スペインの29%、スウェーデンの39%、デンマークの25%を下回る。

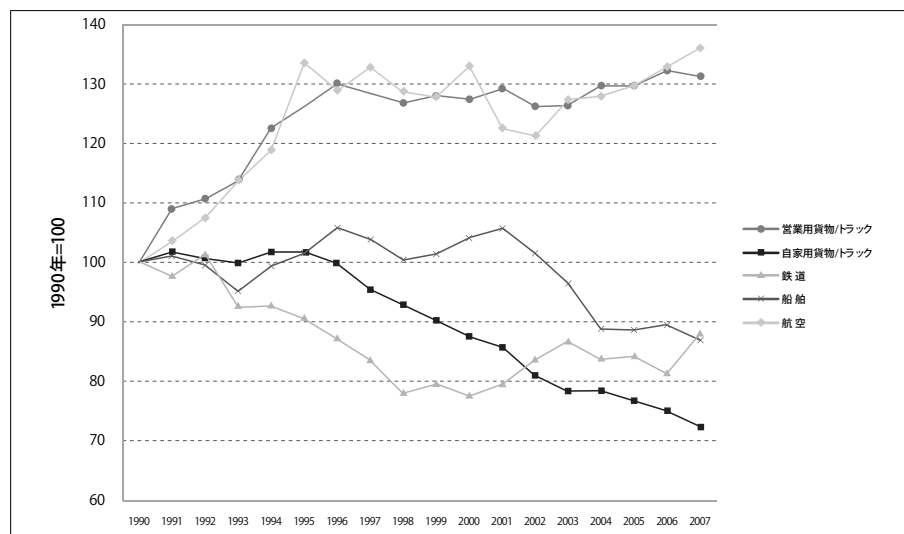
このように日本では運輸部門からのCO₂排出量が先進国の中で比較的少ない。最近の減少傾向については低燃費車の普及の貢献も大きい、CO₂排出量が低い水準に保たれてきたことについては公共交通がよく利用されていることが寄与しており、その整備や運営を担う交通事業者の役割は大きい。

図2-1：旅客輸送のCO₂排出量変化（1990年=100）



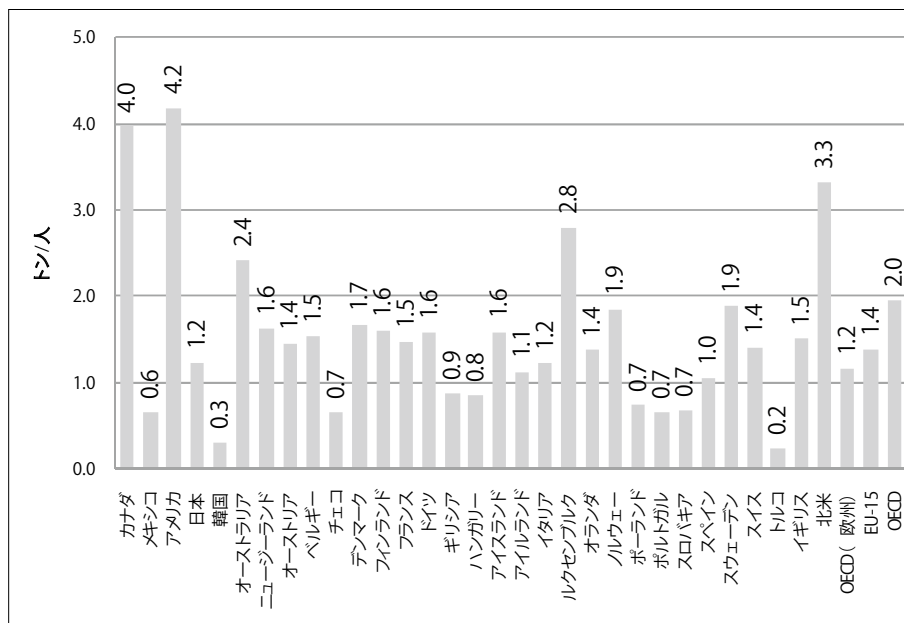
(出所) GIO温室効果ガスインベントリより作成

図2-2：貨物輸送のCO₂排出量変化（1990年=100）



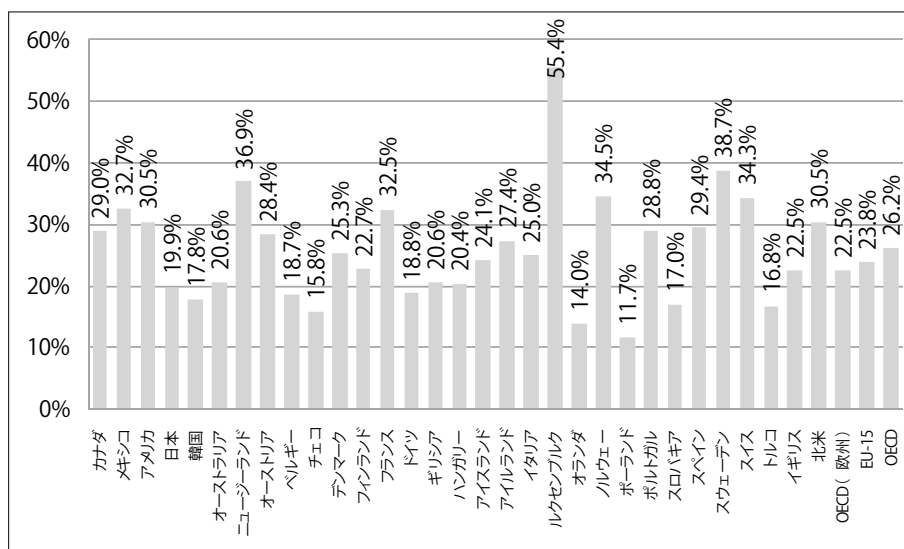
(出所) GIO温室効果ガスインベントリより作成

図2-3：OECD加盟国における運輸部門の1人当たりCO₂排出量



(出所) OECD Environmental Data Compendium 2006/2007より作成

図2-4：OECD加盟国における運輸部門からのCO₂排出割合



(出所) OECD Environmental Data Compendium 2006/2007より作成

交通エコロジー・モビリティ財団（2008）およびGIO温室効果ガスインベントリによれば、2006年度の国内旅客輸送（人キロベース）のうちJRが17.7%、民鉄が10.5%を担っている。しかし鉄道（旅客）のCO₂排出量は、運輸部門（旅客）の4.6%にとどまる。また国内貨物輸送（トンキロベース）のうち鉄道が4.0%を担っているが、鉄道（貨物）のCO₂排出量は、運輸部門（貨物）の0.5%にとどまる。河田・高橋（2005）が指摘するように、公共交通事業のサービス提供、利便性向上そのものが地球環境への貢献であり、CSR（企業の社会的責任）であるともいえる。国内旅客輸送については、鉄道のシェア（人キロベース）が2003年度以降、わずかずつではあるが上昇に転じた。自動車のシェアは2003年度以降、低下に転じた。モーダルシフトに成功しつつあるようにも見えるが、旅客輸送による1人当たりCO₂排出量を1990年と比較すると、大都市圏を除き大幅に増加している（国土交通省、2008）。鉄道のシェア向上は、公共交通機関のシェアが高い大都市圏への人口集中が大きな要因である可能性が高い。大都市圏だけでなく地方圏でも公共交通が利用しやすい条件を整える必要がある。公共交通の路線やダイヤの設定を工夫すること、乗降施設や車両を改良すること、利用者への情報提供のあり方を改善すること、運賃水準や運賃体系を工夫することなどが必要であり、商業施設、住宅、事業所の立地に対する適切な規制や誘導も必要である²⁾。

2) より具体的には、交通政策審議会 交通体系分科会 地域公共交通部会（2007）、地域公共交通会議をよりよいものとするための調査検討会（2008）、国土交通省総合政策局（2008）国土交通省自動車交通局（2009）、バス産業勉強会（2009）も参照のこと。

2-2-2. 運輸部門の多様性

運輸部門からのCO₂排出削減のための政策実施にあたっては、運輸部門の多様性を見落とさず、交通市場に無用な歪みをもたらさないよう留意する必要がある。端的な例を挙げれば、エコカー購入に対する補助金は環境負荷の小さい自動車の選択を促すことで環境改善をもたらす面があるが、自動車の購入にともなうコストを引き下げることによって公共交通の相対的な競争力を弱めることにも留意すべきである。

交通は国境を跨ぐか否かにより、国内交通と国際交通に分けられる。日本の場合、国際交通は空運と海運に限定され、国内交通市場と国際交通市場が分離されているため、両者を別個に論じても大きな問題はない。本章における議論の対象は2-6を除き国内交通に限定する。

交通は輸送される対象から旅客輸送と貨物輸送に分けられる。また輸送される対象と輸送する主体との関係から自家輸送と営業輸送に分けられる。自家輸送、営業輸送を問わず、輸送する主体の事業規模等により、大企業、中堅企業、中小企業、零細企業、個人事業主、個人等に分けられる。

交通空間からは陸運、海運、空運に分けられ、交通モードからは乗用

車、バス、鉄道、船舶、航空、トラック、自転車、徒歩等に分けられる。各交通モードに対応してガソリン、軽油、重油、電力といったエネルギーが使用されるが、天然ガス、バイオ燃料、水素などエネルギーの多様化も進みつつある。

こうした運輸部門の多様性をふまえ、CO₂排出削減のための政策は、部分最適に陥ることがないように総合的な観点から実施する必要がある。

2-2-3. 自動車の販売と保有の動向

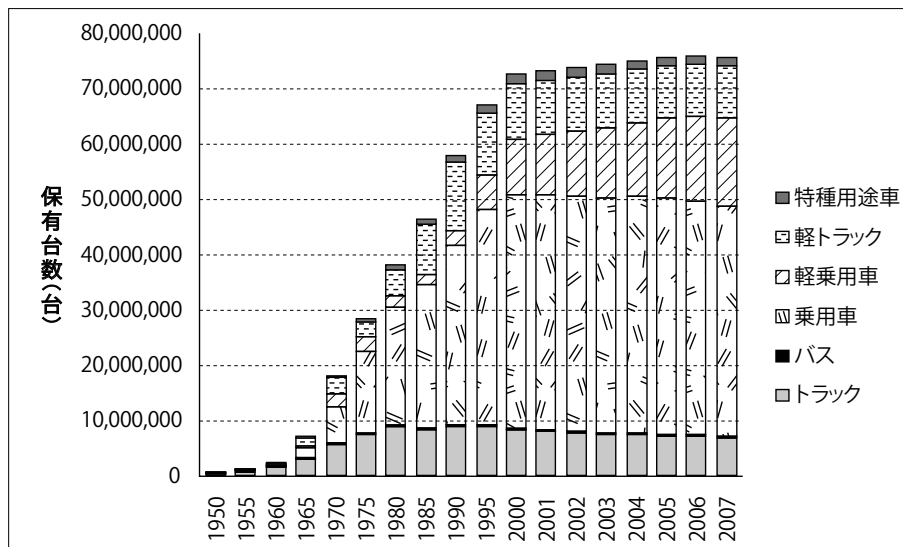
日本の自動車保有台数は2006年にピークの7,583万台となり、2007年度に初めて減少した（図2-5）。人口減少や高齢化に伴い、今後も基調としては減少傾向が続くと思われる。保有台数の減少に先行して、新車販売台数の減少は1990年代半ばから始まっている。バブル期の1990年度にピークに達した後に急減し、1996年度に向けて増加に転じたものの再び落ち込み、現在に至るまで販売は低迷が続いている。これは経済的にはマイナスであるが、CO₂排出削減の観点からは概ね望ましい傾向である。ただし新車販売台数の減少の一部は平均車齢の伸びを反映したものであり、低燃費車への買い替えが遅れるというマイナス面もある。自動車からのCO₂排出量は次のように分解できる。

$$\text{CO}_2\text{排出量}[\text{g-CO}_2] = \text{自動車燃料の排出係数}[\text{g-CO}_2/\ell] \times \text{平均燃費}[\ell/\text{km}] \\ \times 1\text{台あたり走行距離}[\text{km}/\text{台}] \times \text{自動車保有水準}[\text{台}/\text{人}] \times \text{人口}[\text{人}]$$

右辺第2項の平均燃費については、燃費基準の強化や税制によるインセンティブを用いた一層の燃費改善が求められる。右辺第3項の1台あたり走行距離については、燃費の改善の結果として生じるリバウンド効果により伸びる可能性がある。したがって燃料消費段階における課税のインセンティブ効果は重要である。

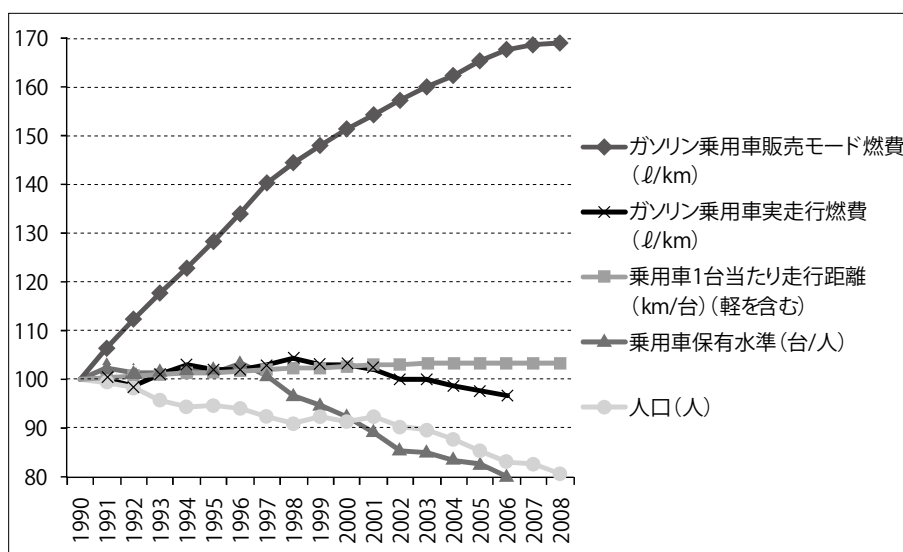
右辺第4項と第5項の積である自動車保有台数は上述のように減少に転じた。右辺第4項の自動車保有水準が低下する要因としては、若者などのクルマ離れや高齢化、大都市居住者の比率上昇などが挙げられる。クルマ離れの背景としては嗜好の変化だけでなく、所得水準の低下や不安定化、環境意識の向上も考えられる。右辺第5項の人口が減少することも確実であり、自動車保有台数の減少が運輸部門からのCO₂削減の要因となってくる可能性がある。ただし自動車保有水準は郊外化が進展すれば上昇するほか、人口減少により都市部でも人口密度が低下し、公共交通のサービス水準低下により自動車を持たざるを得なくなるというケースも考えられる。今後は郊外の新たな開発を抑制するとともに、地方都市においては生活圏をコンパクト化し、公共交通の利用を前提とし

図2-5：自動車保有台数の推移



注) 自動二輪車を含まない
(出所) 国土交通省『交通関連統計資料集』より作成。

図2-6：乗用車からのCO₂排出量を決定する各要素の経年変化 (1990年=100)



(出所) 国土交通省監修 (2007)、国土交通省編 (2008) 総務省統計研修所 (2009)、国土交通省『自動車輸送統計年報』、自動車検査登録情報協会資料より作成。

た土地利用を誘導するような政策が求められる。

図2-6は乗用車から排出されるCO₂について、1990年=100として各要素の経年変化を示したものである。保有水準向上が顕著であるが、頭打ちとなっていることがわかる。平均燃費は販売モードでは大きく改善、実走行モードでも改善しつつある。1台当たり走行距離は低下を続けており、人口は図に示した期間全体では微増であるが減少に入っている。

2-2-4. 京都議定書目標達成計画と運輸部門

国土交通省（2009）では、『京都議定書目標達成計画』³⁾の国土運輸部門施策スキームとして、運輸部門における対策を示している。(1)自動車単体対策及び走行形態の環境配慮化、(2)交通流の円滑化、(3)物流の効率化、(4)公共交通機関の利用促進、(5)鉄道・船舶・航空のエネルギー消費効率の向上、として整理されている。これらによる2010年度の排出削減・吸収量（他省庁分を含む）を単純に合算すると、5,610～6,030万t⁴⁾となる。これは1990年度における運輸部門からのCO₂排出量の26～28%にも相当する。

産業部門からの温室効果ガス排出については、日本経団連が環境自主行動計画を策定し、フォローアップも行ってきた。運輸部門も13業種・企業（定期航空協会、日本船主協会、日本内航海運組合総連合会、全日本トラック協会、全国通運連盟、日本民営鉄道協会、JR7社）がそれに参加し目標を設定している。また4業種（日本バス協会、全国乗用自動車連合会、日本港運協会、日本旅客船協会）は日本経団連の自主行動計画には参加していないものの自主行動計画を策定しており、国土交通省がフォローアップを実施している⁵⁾。

日本民営鉄道協会の場合、環境自主行動計画（2007年度決定）における目標は「2008年度～2012年度にエネルギー使用原単位（平均値）を1990年度比15%改善する」というものである（日本経済団体連合会2008）。言い換えれば、車両走行距離を生産活動の指標として測定した1990年度のエネルギー使用原単位を1とすると、2008～12年度に0.85以下となることが目標である。2007年度のエネルギー使用原単位実績は0.87であり、2010年度には0.85を達成する見込みである。

ただしCO₂排出原単位指数は1990年度の1に対してこれまで横ばいを続け、2007年度は1.02と悪化している。ところが2010年度には一気に0.73まで改善する見通しとされている。この改善は購入電力量の炭素排出係数が1990年度の1.011（t-C/万kWh）から0.809へと20%減少することが最も強く効いている。この排出係数は日本経団連が示している2008～12年の5ヵ年平均目標の係数である。

逆にCO₂排出原単位が2006年度（0.92）から2007年度（1.02）にか

3) 閣議決定『京都議定書目標達成計画』（2005年4月策定、2006年7月一部改定、2008年3月全部改定）

4) 高速道路料金引下げやスマートインターチェンジ（自動料金収受方式による通過を前提として設置された無人の料金所）の増設など、具体的内容を検討中の施策によりさらにα万tが削減されるとしている。

5) 社会資本整備審議会環境部会・交通政策審議会交通体系分科会環境部会第5回合同会議資料、2007年9月13日

けて悪化したのも炭素排出係数が10.6%上昇したことによる影響が大きい。目下のところ鉄道事業におけるCO₂排出量はエネルギー効率化の努力よりも炭素排出係数の変化に強く影響されているという面がある。鉄道事業者自身の努力が及ぶ範囲で目標を設定するという意味で、エネルギー使用原単位を目標とすることはやむを得ないともいえるが、駅の屋根を活用した太陽光発電の拡大といった努力は可能である。

2-3. 運輸部門において当面とるべき対策の概要

6) 『京都議定書目標達成計画』(2005年4月策定, 2006年7月一部改定, 2008年3月全部改定)

7) 『低炭素社会づくり行動計画』(2008年7月29日閣議決定)

8) エンジンとモーターなど2つの動力源を持つ自動車。

9) 家庭用のコンセントに接続してバッテリーに充電できるハイブリッド自動車。

10) 2009年10月の排ガス規制(ポスト新長期規制)に対応したディーゼル自動車。

11) 例えばSmall and Van Dender (2007)、Mizobuchi (2008)、Sorrell, Dimitropoulos and Sommerville (2009)を参照。

運輸部門においてとるべき対策は『京都議定書目標達成計画』⁶⁾や『低炭素社会づくり行動計画』⁷⁾で包括的に示されている。本節ではこれらを参考にしつつ、重要かつ何らかの留意を要するものについて、実行する上で考慮すべき事柄について論じる。

2-3-1. 自動車の単体対策

自動車の単体対策を確実に推進することが必要である。自動車の燃費基準の強化などを通じて燃費の改善を進めることは重要である。次世代自動車(ハイブリッド自動車⁸⁾、電気自動車、プラグインハイブリッド自動車⁹⁾、燃料電池自動車、クリーンディーゼル車¹⁰⁾、CNG自動車等)もライフサイクルの環境負荷を見極めつつ開発・普及を進めるべきである。エコドライブ(急発進を避けたり停車時のアイドリングを止めたりするなどにより運転時の環境負荷を小さくすること)の普及促進による実走行燃費の改善も単体対策と同様の効果がある。

ディーゼル乗用車はガソリン乗用車と比較して燃費がやや優れているとされるため、厳しい排ガス基準をクリアしていることを前提に、普及を妨げるべきではない。ただし1ℓ燃焼当たりのCO₂発生量は軽油の方が約13%多いことから、燃費の優位性の一部が相殺されることにも留意すべきである。ディーゼル乗用車の普及をあえて推進するほどの優位性はないと考えられる。

燃費が改善するとドライバーにとっては実質的に燃料価格が低下することになる。そのため走行距離が増加するリバウンド効果が発生する可能性があり、それを実証的に示した研究も少なくない¹¹⁾。単体対策への過大な期待は慎むべきである。

2-3-2. 環境負荷の小さい都市構造・地域構造

環境負荷の大きいマイカーに依存せず、公共交通機関が優位性を発揮できる都市構造・地域構造に向かう必要がある。そのためには既存市街地への都市機能の集約(コンパクト化)が必要である。郊外における大

規模集客施設に対して立地規制を行うことや、郊外に移転する傾向があった病院・庁舎といった公共施設を都市部に回帰させることが必要である。

固定資産税・住民税のインセンティブ機能を活用した都心回帰の誘導や都市部の土地利用の活性化も検討に値する。環境省（2007）では、撤退すべき地域に対してこれらの税率を高くし、再結集を図るべき地域には低く設定するという「固定資産税・住民税のグリーン化」が提案されている。ユニークな発想であるが、「撤退すべき地域」の指定をはじめ、実現には大変な困難を伴うだろう。

同じ考えに立脚しつつもより穏健な方法として、都市計画税の廃止が考えられる。都市計画税は固定資産税と同じく、土地・家屋等の所有者を納税義務者とし、固定資産の価値に応じて課税する市町村税である。しかし市街化区域内の土地・家屋に課税する都市計画税は、上記提案とは逆に「再結集を図るべき地域」の固定資産に限定して課税するようのものである。そこで都市計画税の廃止によって、税制のグリーン化とまでは行かずとも中立化が可能である。都市計画税（制限税率0.3%）廃止に伴う税収減を補填する手法として、例えば固定資産税の超過課税が考えられよう。固定資産税は標準税率が1.4%であるが、制限税率はなく自治体が自由に設定できる。

意図が立地選択に対するインセンティブとは異なるものの、このような税制改正を実施したのが兵庫県豊岡市である。同市は2005年に旧1市5町（豊岡市、城崎町、竹野町、日高町、出石町、但東町）が合併して発足したが、2009年度から、旧豊岡市のみで課されていた都市計画税（0.3%）を廃止し、固定資産税（1.4%→1.5%）と個人市民税所得割（6.0%→6.1%）の超過課税を実施している。これは合併後に住民税率、使用料・手数料などを統一する中で、地域間の不公平を是正するという観点で行ったものである。とはいえ税のインセンティブ機能に着目すると、固定資産税のグリーン化の先進事例ととらえることができる。

2-3-3. 道路整備に依存しない交通流対策

渋滞は走行距離当たりCO₂排出量を増加させるため、交通流の円滑化は必要である。ただし自動車の走行条件改善は誘発需要を招き、自動車利用が増大する結果として交通流の円滑化が達成できない可能性がある。道路ネットワークの拡大、道路拡幅、バイパス整備、ボトルネック解消といった施策はいずれもこのような結果をもたらす可能性があるため、慎重に進めるとともに効果を過信しないことが重要である。

ETC¹²⁾の利用拡大は、有料道路において料金所がボトルネックとなる渋滞を解消するうえで効果があるが、料金所により通過交通量が抑制

12) 有料道路料金をノンストップで支払える電子式料金收受システム(Electronic Toll Collection System)。

されていたため容量以下の交通量となり目立った渋滞が発生していなかった近隣の交差点など、別の場所で新たなボトルネックが顕在化することも考えられる。ETC装着車に対する、料金徴収コストの削減分に見合う以上の安易な割引は避けるべきである。

交通容量の拡大に依存した交通流対策は効率性が低く、中長期的には人口減少による混雑緩和効果も見込まれる。交通流対策の主要な手段は自動車交通需要の調整によるものとすべきである。公共交通機関の利用促進のほか、健康増進のようなコベネフィットも考慮し、歩行や自転車の活用のための条件整備を推進する必要がある。

2-3-4. モーダルシフトと物流の効率化

物流の効率化によるコスト削減の取り組みは、環境負荷の低減につながるケースも多いと考えられるが、自動車（トラック）による輸送、とりわけ多頻度少量輸送は環境負荷を増大させる。鉄道や船舶へのモーダルシフトを推進する必要がある。

モーダルシフトが困難な場合であっても、ロードファクター（輸送トンキロ／能力トンキロ）を向上させる必要がある。しかし脱炭素型ロジスティクス研究会(2010)によれば、営業用トラックのロードファクターは1990年度の58.9%から2006年度の44.2%へと低下傾向にある。ロードファクターは実車率（輸送距離／走行距離）と積載率（輸送重量／最大積載重量）により決まる。しかし現実にはトラック輸送の小ロット化が進んでおり、トラックが1回に輸送する貨物の重量は、1990年の2.05トン／件から2005年の1.08トン／件へと半減した。小ロット化は積載率の低下につながり、ロードファクターの低下要因となっていると考えられる。実車率と積載率向上のため、共同輸配送、帰り荷の確保、物流拠点の集約化などを推進する必要がある。改正省エネ法により、2006年4月から荷主に対しても省エネルギー計画の策定やエネルギー使用量の報告など、取り組みを求めようになったことは大きな前進である。

自家貨物輸送と比較すると営業貨物輸送はCO₂排出原単位がかなり小さい。帰り荷の確保、混載、適切な車両サイズを選択などで優位性のある営業貨物輸送の一層の活用によりトラック輸送を効率化し、CO₂を削減する余地はまだ残っているものと考えられる。

2-3-5. 公共交通機関の利用促進とエネルギー効率の一層の向上

運輸部門からのCO₂削減のため公共交通機関が果たすべき役割は極めて大きい。公共交通の利用促進と同時に、エネルギー効率の一層の向上が求められる。

公共交通の利用効率が低い地方圏では、公共交通のCO₂排出原単位が

マイカーより大きくなることは十分あり得る。しかしこのような場合、CO₂排出量を輸送量（人キロ）で割った平均値であるCO₂排出原単位を根拠として、公共交通の利用は環境負荷が大きいと結論づけることは必ずしも適切ではない。福祉や教育といった目的のため、高齢者の日常生活の足や、学生・生徒の通学の足として、公共交通機関が必要とされるケースは多い。そうした目的のためのネットワークやサービス水準を所与とした場合に、公共交通の追加的な利用に伴うCO₂排出量は極めて小さく、地方圏でも公共交通機関の利用を推進する必要がある。

公共交通を担う運輸事業者の中には大企業もあり、エネルギー効率を向上させCO₂を削減する責務があると一般にみなされるが、マイカーなどによる自家輸送と競合関係にあるため、公共交通のみが過重な義務やコストを負うことがないよう留意する必要がある。

2-3-6. 地方の公共交通機関の維持

全国ほとんどの地域で人口が減少する見通しであり、減少率は大都市よりも中小都市や非都市で大きくなると見込まれる。それに伴い渋滞が緩和され自動車の利用条件が向上することから、公共交通機関の相対的の魅力は低下する。その中でなお自動車へのシフトを押しとどめ、公共交通を維持することには大きな困難がある。公共交通の供給には「生産要素の不可分性」といわれる性質があり、例えば運航船舶数や運行車両数を増減させる単位を限りなく小さくすることはできない。利用者数が低下した場合、サービスの供給量を維持して低利用率・低収益率に甘んじるか、供給量を不連続的な幅で削減して利用者に大きな不便を強いるかという選択に迫られる。さらに利用水準が最小限の運航（行）を可能とするような閾値を下回るまで低下すると、潜在的な利用者がゼロではないにもかかわらず、サービスの廃止により公共交通の分担率がゼロとならざるを得ない。各地の鉄道路線やバス路線における「乗って残そう」というスローガンにみられるように、よく利用することで路線を支えようという沿線住民などの努力が必要である。それとともに、公共交通サービスに対しては、環境改善効果、地域の歴史や個性を象徴するものとしての価値、必要になればいつでも利用できるという安心感など、運賃としての支払いに表れない多様な価値を含めて評価し、補助金や利用促進活動などを通じて地域や国が適切に支援する必要がある。

2-3-7. 自動車の利用者による適切な費用負担

排ガス規制や燃費基準の強化により自動車の環境性能は向上したとはいえ、大気汚染、CO₂、騒音・振動、事故、渋滞による社会的損失は無視できない大きさであり、また道路インフラの建設や補修、維持管理に

は多額の費用を要する。こうした社会的費用の原因者に対して金銭的な負担を求める税・料金の仕組みが必要である。自動車の取得・保有・走行及び燃料消費の各段階における負担のバランスについては検討の余地があるものの、日本の自動車関係諸税の水準は国際的にみて必ずしも高くない。とりわけガソリンと軽油に対する課税は2-4-2で述べるように低い水準にある。税率を戦略的に引き上げることが必要である。道路特定財源制度の廃止により、ガソリン税等の暫定税率を撤廃するという議論が一時有力であった。しかしこれはガソリン消費とCO₂排出量を増やす効果をもたらし、あらゆる政策を総動員してCO₂排出削減に取り組むという現政権の方針にも反するものである。

高速道路料金については、混雑の発生する地域では特急料金ないしは混雑料金としての性格から無料化が好ましくないことが広く理解されている。今後も利用者に対し、適切な料金負担を求めるべきである。混雑の発生していない地域の高速道路については、公共財の非競合性という性質を根拠として、無料ないしきわめて低額の料金でよいとする議論もある。しかし費用構造が異なる公共交通との競争を考慮すると、独立採算が明らかに不可能な低い料金水準の設定は適切ではない。

13) 日本で2009年度に実施されたエコカー減税は、「環境性能に優れた自動車に対する自動車重量税・自動車取得税の特例措置」を指す。環境性能や車齢による自動車税の軽減・重課は「自動車税のグリーン化」である。エコカー補助金は「環境対応車への買い換え・購入に対する補助制度」を指す。

いわゆるエコカー減税・補助金は¹³⁾、低燃費車・低排出ガス車の普及を促進する手段として一定の意義は認められる。自動車関係諸税の賦課基準を排気量や重量からCO₂、NO_x、PMなどの環境負荷へ、また取得・保有段階から走行段階（燃料税、ロードプライシング、対距離課金など）へと切り替える税制・料金制度改革は検討に値する。また自動車産業は裾野が広いことから、エコカー減税・補助金を日本経済全体の再生のために緊急避難的、限定的に用いる必要性は全否定できない。しかし対象となる自動車の範囲、補助の大きさ、期間が過大となり、全面的な自動車減税・補助政策となれば、公共交通が競争上不利になることにも留意すべきである。

14) 『週刊東洋経済』2010年1月30日号 p. 63による。期限が多少変更された国もある。例えば米国やドイツでは前倒しで補助を打ち切っている。英国では2010年3月まで延長される。

エコカー補助金と同様の措置は、経済危機を受け2009年度に世界各国でも実施されたが、米国では2009年11月、ドイツとフランスでは同年12月が期限とされた。英国でも2010年2月が期限である¹⁴⁾。日本のエコカー補助金は2010年3月末が期限であったが、2010年9月末まで延長された。開始時期が同一ではなく、補助金額も異なるので単純比較はできないが、日本は諸外国と比較して期間が長い。エコカー減税も自動車重量税が2012年4月末まで、自動車取得税が2012年3月末までとされている。2010年3月末に期限を迎える自動車税のグリーン化も、2012年3月末まで2年間の延長が決まった。自動車販売台数に占める自動車重量税・自動車取得税の減免措置対象割合は、2010年1月には登録車・軽自動車の73.9%にも達している¹⁵⁾。特定産業への支援を恒久的

15) 日本自動車工業会ウェブサイト「2009年度自動車重量税・自動車取得税の減免措置対象台数（販売）」http://www.jama.or.jp/tax/exemption/subject_sale.html

に続けることなく、補助・減免税措置の縮小に向かうべきである。

自動車の利用に対し適切な負担を求めることは、短期的には公共交通機関の利用促進や貨物輸送のモーダルシフトを進める上で必須である。また中長期的には各交通モードを利用する金銭的・時間的費用が居住地や事業所の立地にも影響を及ぼすことから、交通体系と都市構造は一体のものであるといえる。したがって自動車の利用に対し適切な負担を求めることは、環境負荷の小さい都市構造・地域構造を実現する上でも必須である。

2-3-8. 確実性の高いCO₂削減策の実施

自家用乗用車を使用することでCO₂を排出する主体は小規模かつ多様であるため、自家用乗用車の使用から得られる便益のばらつきが大きく、環境意識や削減努力水準もばらつきが大きい。自家用乗用車によるトリップから排出されるCO₂の一部については低コストで削減が可能であると考えられるが、自主的取り組みへの依存は効率的ではなく確実性も低い。

燃料を消費するあらゆる主体に影響を及ぼす燃料課税は効果的である。自家用乗用車からのCO₂排出削減のための中心的な手段となり得る。しかし不適切な選挙公約など何らかの制約により燃料課税を十分に活用できない場合や、消費者の金銭的負担を抑えたいような場合には、排出量取引の活用が考えられる。自動車燃料を対象とした排出量取引を導入した国や都市は世界的にも例がないが、いくつかの具体的提案があり、技術やコストの面では可能だと考えられる。排出量取引については2-5-2で詳しく述べる。

2-4. 短期的に重要な課題

2-4-1. 高速道路無料化・土日祝日1,000円の撤回

2009年3月から、大都市圏を除く地方部の高速道路で料金の休日特別割引として「土日祝日普通車・軽自動車片道上限1,000円」が開始された。2009年8月30日の衆議院総選挙を受けて民主党を中心とした連立政権が誕生したが、高速道路無料化とガソリン税等自動車関係諸税の暫定税率廃止が同党の主要な公約に含まれていた。

2010年2月の国土交通省の発表¹⁶⁾によれば、全国37路線、1,626km(首都高速道路・阪神高速道路を除く高速道路供用延長の約18%)で2010年度に高速道路無料化社会実験が開始される(6月から)。また2010年4月の発表¹⁷⁾によれば、土日祝日の上限1,000円は廃止され、西日本・

16) 国土交通省「平成22年度高速道路無料化社会実験計画(案)」(2010年2月2日)
<http://www.mlit.go.jp/common/000057575.pdf>

17) 国土交通省「高速道路の再検証結果と新たな料金割引」(2010年4月9日)
<http://www.mlit.go.jp/common/000112017.pdf>

東日本・中日本高速道路株式会社が管理する高速道路では2,000円、本州四国連絡高速道路では3,000円の上限价が曜日にかかわらず試行的に導入される計画である。原則無料化は撤回されたわけではなく、社会実験により影響を確認しながら2011年度より段階的に無料化を実施するという。

条件により例外はあるものの、一般に旅客輸送をマイカーから公共交通機関に転換させ、貨物輸送をトラックから鉄道や船舶に転換させることで環境負荷が削減される。こうした輸送手段の転換がモーダルシフトであり、その必要性は政策上も認められてきた。しかし高速道路料金的大幅割引や無料化はこれに逆行する、逆モーダルシフト政策というべきものである¹⁸⁾。

18) モーダルシフト(modal shift)は輸送手段の転換を意味するから、マイカーの分担率が上昇することもモーダルシフトであるという解釈も不可能ではないが、一般には自動車以外の、環境負荷の小さい大量輸送機関の分担率上昇がモーダルシフトであると解されている。なお日本政府がモーダルシフトという用語を用いるのは貨物輸送に限られており、旅客交通についてはこれに近い用語としては「公共交通機関の利用促進」が用いられている(例えば『京都議定書目標達成計画』:2008年3月28日全部改定)。

上限1,000円や無料化公約のインパクトが強かったため陰に隠れてしまった感があるが、高速道路料金の引き下げはこれまで様々なメニューで実施されてきた。2008年9～10月にも、首都高速や阪神高速を除く全国の高速道路で、平日深夜の割引率拡大(3割引から5割引へ)、平日夜間割引時間帯の拡大(22時～0時にも3割引を適用)、普通車・軽自動車に対する休日昼間割引(5割引)などが開始されている。この時は、平日昼間は全車種が正規料金、休日昼間は中型車・大型車・特大車が正規料金であった。

2009年3月からは普通車・軽自動車の上限1,000円が開始されたが、同時に全車種に対し平日昼間割引(3割引)が開始された。ただし中型車・大型車・特大車には依然として休日昼間は正規料金が適用されている(高速道路料金を最大30%割り引く休日バス割引が登録制で7月4日から始まった)。

道路混雑緩和などを目的として交通需要を管理する手法の体系は、交通需要マネジメント(TDM)とよばれる。TDMにより期待される交通行動の変化は一般に、①手段の変更、②経路の変更、③時間帯の変更、④発生源の調整、⑤自動車の効率的利用、の五点に分類される(例えば交通需要マネジメントに関する調査研究委員会,1996)。高速道路料金の引き下げがもたらす交通行動の変化は、TDMにより期待される変化の逆の現象を考えることにより次のように整理できる。ここでは主として2009年3月から実施されてきた「土日祝日普通車・軽自動車片道上限1,000円」を念頭に置いている。

①**交通手段の変化**: 代替的交通機関に対する高速道路サービスの相対価格が低下するため、代替効果によって鉄道やフェリー・航空機から自動車へと交通手段の転換がもたらされる。高速道路サービス利用の前提となる自動車を購入したり、レンタカーを利用したりするインセン

タイプも刺激される。普通車・軽自動車の料金のみを引き下げられる場合には、中型車・大型車・特大車から普通車・軽自動車への転換が強く促される。高速バスからマイカーへの転換はこのような現象である。全車種を等しく無料化するような場合でも、トリップの1人当たり総費用の低下率はマイカーの方が大きくなるため、やはりマイカーへの転換が促される。

- ②**走行経路の変化**：高速道路サービスの相対価格が低下するため、高速道路と代替される一般道路から高速道路への転換をもたらす。この点においては一般道路の渋滞緩和とCO₂の排出削減がもたらされる可能性があり、その反面で高速道路の渋滞とCO₂の排出増加がもたらされる可能性がある。なお、高速道路だけでは道路サービスは完結せず、一般道路と高速道路には補完性がある。同一の一般道路についても、あるトリップにとっては高速道路と代替的である一方、別のトリップにとっては高速道路と補完的となり得る。代替、補完のいずれが多いかは不明であるが、高速道路と並走する幹線道路は代替路としての性格が強く、インターチェンジ周辺や、高速道路によるアクセスに適した観光地等周辺の道路は補完路としての性格が強い。いずれにせよ一般道路にもたらされる効果が渋滞緩和のみではないことに留意すべきである。
- ③**走行日時の変化**：割引率の大きい曜日や時間帯にシフトする。特定の車種のみを割引対象とする場合には、割引対象外の車種は混雑を避けるためその他の曜日や時間帯にシフトする傾向を持つ。なお、走行日時に影響を及ぼさない料金体系がベストではなく、混雑する曜日や時間帯の料金を相対的に高くして交通需要を平準化することは混雑緩和や道路の有効利用の観点から合理的である。
- ④**新たなトリップの生成や目的地の変更**：他の消費活動に対する高速道路サービスの相対価格が低下するため、高速道路を利用したトリップ数やトリップ距離が増加し、高速道路サービスと補完的な財・サービスの消費も増加する。上限1,000円や無料化は料金水準の変化であると同時に料金体系の変化でもある。走行距離と無関係な定額料金は遠距離走行の料金を特に割安にすることから、遠距離トリップが増加するような目的地の変更をもたらす。長期的には高速道路利用に有利な土地が選好され、居住地や事業所の立地の変化ももたらされる。
- ⑤**自動車の非効率な利用**：1人当たりの高速道路料金を少なくするため相乗りするインセンティブが阻害され、1人乗りなどの非効率な自動車利用が増加する。

交通行動変化にとどまらない消費全般への影響に関しては、料金引き

下げによる実質所得の増加はあらゆる消費を増加させる要因となる。しかし相対価格の変化による影響は一様ではない。高速道路サービスと補完的な財・サービスの消費が増加する一方で、代替的な財・サービスの消費は減少する。例えば高速道路によるアクセスに適した観光地や商業施設では宿泊等を含めた消費が喚起されるが、高速道路によるアクセスに適さない観光地や商業施設の消費は低迷する可能性が高い。また当然ながら、他の地域から消費が流入する可能性だけでなく、ストロー効果という言葉で知られるように、他の地域へ消費が吸い上げられる可能性も考えられる。大都市圏から比較的遠い地方の観光地等では「お得感」が強く、来客増となる一方、大都市近郊では伸び悩むことも考えられる。

こうした可能性がどれだけ現実のものとなっているか、部分的には明らかになりつつある。とりわけ深刻なのはフェリー、鉄道、高速バスといった公共交通機関の利用者数減少と自動車交通増加によるCO₂排出量増加である。例えば運輸調査局（2009）は上限1,000円によるCO₂排出量の増加を年間204万トンと推計しており、上岡（2009）により推計された年間245万トン（無料化の場合は835万トン）とも近い値となっている。

また連休等の高速道路渋滞が深刻となり、物流業界にも被害が及んでいる。観光施設への入場者数も増加する地域と減少する地域が混在しており、大都市圏近くの観光地が素通りされる傾向や、高速道路のインターから遠い観光地の苦境が報告されている¹⁹⁾。高速道路無料化が実行されれば負の影響もますます深刻なものとなる。

2008年秋からの料金引き下げに年間2,500億円、2009年3月からの上限1,000円にはさらに年間2,500億円を要する。高速無料化には6,000億円を要するとされている。フェリー業界への支援をはじめ、多方面への補助が必要となれば支出はさらに膨らむ。

高速道路料金の水準や体系、さらには高速道路事業の経営形態や整備・管理手法、道路政策全般について基本に立ち返って再構築する意義は否定しない。しかし高速道路無料化はCO₂排出増加や財政負担をはじめとしたマイナス面が非常に大きく撤回すべきである。

2-4-2. 自動車関係諸税の税率水準維持

自動車関係諸税の一部（揮発油税、地方道路税、軽油引取税、自動車取得税、自動車重量税）に適用されてきた暫定税率を廃止することが、2009年8月の衆議院総選挙に際しての民主党の主要な公約のひとつであった。その後2009年12月に閣議決定された『平成22年度税制改正大綱』²⁰⁾によれば、10年間の道路整備計画を根拠とした暫定税率は廃止されるものの、揮発油税、地方道路税、軽油引取税、自動車取得税につい

19) 国土交通省道路局（2009）、岡本・入江・高田（2009）を参照。

20) 『平成22年度税制改正大綱～納税者主権の確立へ向けて～』2009年12月22日閣議決定。

ては当分の間、現行の税率水準が維持される。自動車重量税は減税されるが、当分の間、本則税率の2倍（自家用乗用車の場合）の税率が設定され、若干の減税にとどまる²¹⁾。非常にわかりにくい表現ながら、暫定税率が実質的に概ね維持されたことは評価できる。

太田（2009）が指摘するように暫定税率廃止は、道路特定財源が2009年4月に一般財源化された以上、当然の論理的帰結ではある。また自動車関係諸税の本来あるべき水準について十分な考察が必要である²²⁾。しかし同水準またはそれ以上の水準の税を別途賦課することなく暫定税率を廃止すると、自動車からのCO₂排出の大幅な増加を招くなど問題が大きい。特にガソリン税や軽油引取税については、課税根拠を改めたうえでむしろ税率を引き上げるべきである。英国で1993年から1999年に実施された燃料税の自動引き上げ（Fuel Price Escalator, FPE）も参考になる。

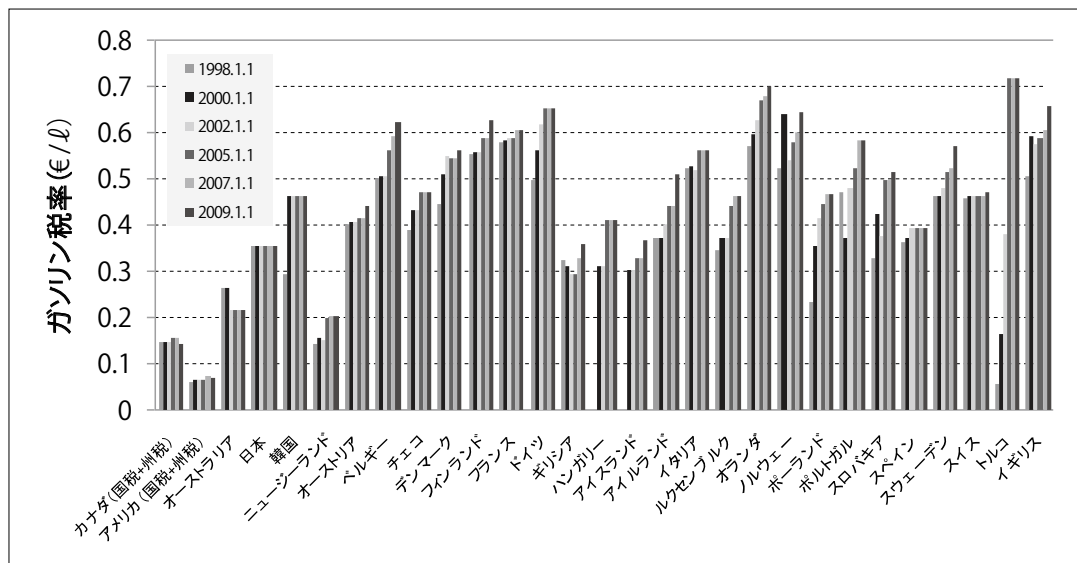
図2-7に示すように、国際比較の上では日本のガソリン税率は低い水準にある。また最近10年間でガソリン税率を引き上げている国が大半であるのに対し、日本では一定である。図2-8に示すように、軽油の税率についても同じことが言える。

もし暫定税率が単純に廃止されると影響は小さくないだろう。2008年4月、暫定税率の期限切れにより1ヶ月間だけガソリン税等の暫定税率が適用されなかった。購入時期の繰り下げや繰り上げといった消費者による調整の効果が多少は上乘せされていると考えられるが、図2-9に示すように2008年4月にはガソリン消費が大きく伸びている。

21) これらをもって暫定税率が廃止になったという理解が定着するかどうかは不明だといわざるを得ない。

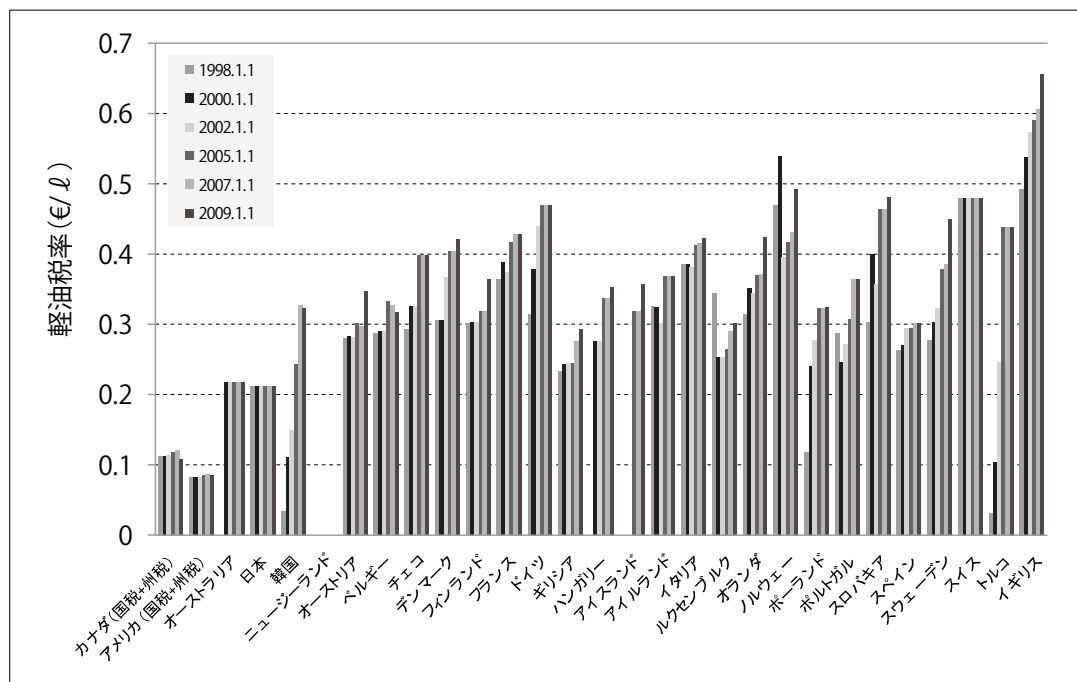
22) 例えばParry and Small (2005)、川瀬 (2008) を参照。

図2-7：ガソリン税率の国際・経年比較



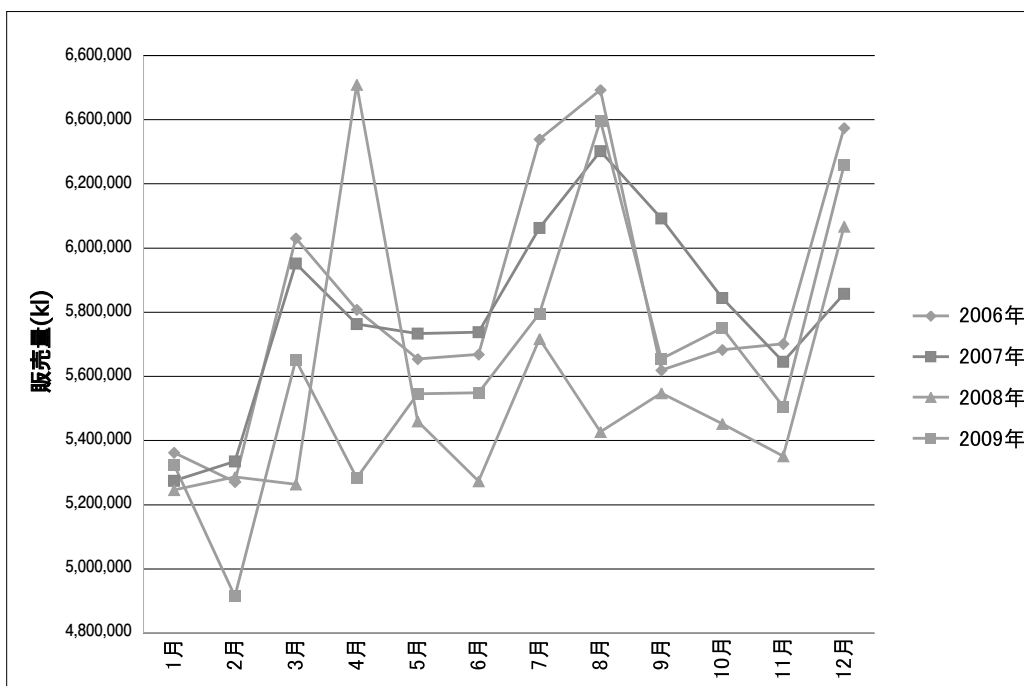
(出所) European Environmental Agency ウェブサイト
 “Comparisons of developments in tax rates over time” (<http://www2.oecd.org/ecoinst/queries/index.htm>)

図2-8：軽油税率の国際・経年比較



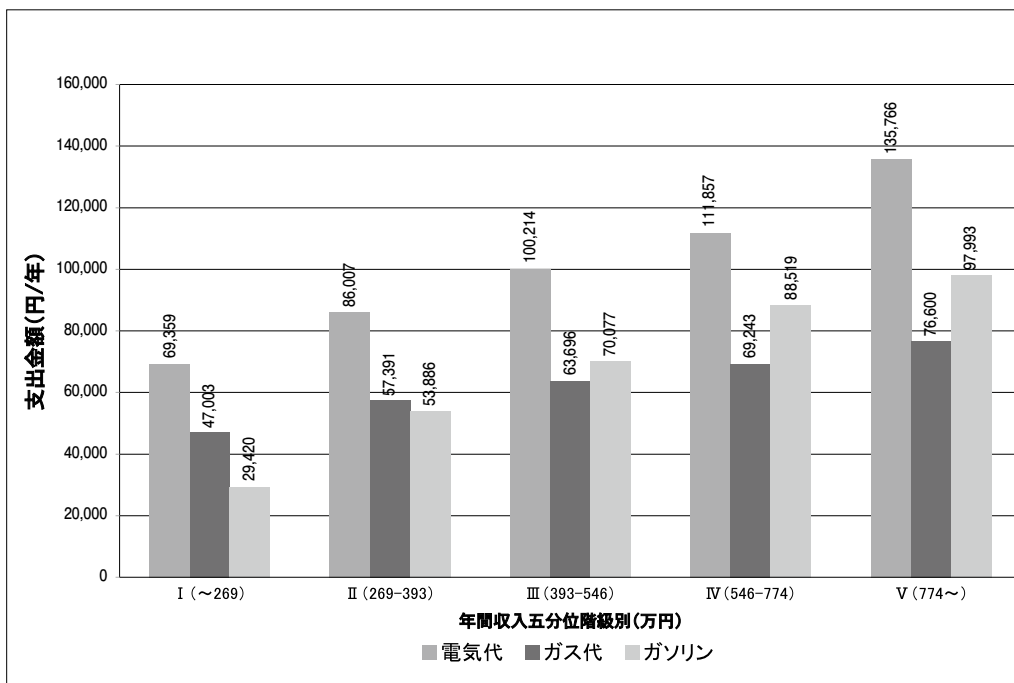
(出所) European Environmental Agency ウェブサイト
 “Comparisons of developments in tax rates over time” (<http://www2.oecd.org/ecoinst/queries/index.htm>)

図2-9：自動車用ガソリン月別販売量



注) 自動車用高級・並級ガソリンの消費者・販売業者向販売の合計
 (出所) 経済産業省生産動態統計(資源・エネルギー統計)年報・製品月表(石油)
 「製造業者・輸入業者品種別、月別消費者・販売業者向販売及び在庫内訳」より作成。

図2-10：収入階級別電気代・ガス代・ガソリン支出(2008年)



(出所) 総務省統計局(2009)より作成。

23) 環境省『平成22年度税制改正要望 地球温暖化対策税の具体案』2009年11月
<http://www.env.go.jp/policy/tax/plans/0911/0911a.pdf>

24) 2009年9月16日、藤井裕久財務大臣(当時)はガソリン税の暫定税率廃止は当然のこととして2010年度の廃止を明言した(朝日新聞2009年9月17日)。同年10月8日の政府税制調査会初会合で確認される2010年度税制改正の主な措置のひとつに、揮発油税などの暫定税率の廃止が含まれていた(日本経済新聞2009年10月8日)。同年10月30日の参院本会議において、揮発油税などの暫定税率について、鳩山由紀夫首相は「まず廃止するのは当然だ」と答弁し、藤井財務大臣(当時)は「あたり前だ」と強調した(日本経済新聞2009年10月30日夕刊)。同じく10月30日、鳩山首相は温暖化対策税への衣替えについても否定的な考えを示した(日本経済新聞2009年10月31日)。同年12月16日に民主党が暫定税率の原則維持を含む来年度予算要望を政府に提出したが(日本経済新聞2009年12月17日)、鳩山首相は翌12月17日にも「廃止すべきだと申し上げてきた。国民に対する誓いだと思っている」としている(日本経済新聞2009年12月17日夕刊)。鳩山首相が暫定税率の実質維持をようやく表明したのは税制改正大綱が閣議決定される前日の12月21日であり、「仕組みそのものはいったん廃止するが、税率を維持することにした」としている。小沢一郎民主党幹事長は暫定税率を維持して税収を確保すべきだと求めていた(日本経済新聞2009年12月22日)。

自動車関係支出が高所得者ほど多ければ、暫定税率廃止は所得分配上の問題も生む。事実、家計調査(総務省統計局, 2009)によれば、2008年のガソリン消費支出は収入に比例している。図2-10に示すように、高所得者(年間収入第V五分位)では低所得者(年間収入第I五分位)の3.3倍の支出金額である。他のエネルギー消費を見ると、電気代は2.0倍、ガス代は1.6倍にとどまっている。しかも電気代は逓増型料金体系であるから、使用量の差は支出金額で見るとより小さい。ガソリンは相対的には奢侈品であると考えられ、所得分配上の配慮からガソリンに対する高めの課税を回避する必然性は乏しい。

自動車の保有についても、1,000世帯当たり保有台数は所得200万円未満では414台であるのに対し、所得2,000万円以上では4.4倍の1,823台となっている(平成16年全国消費実態調査)。必需品と考えられる他の財として例えば冷蔵庫について見ると、前者で1,080台、後者で1.5倍の1,659台に過ぎない。

もし暫定税率が廃止されることで自動車燃料税率が大幅に引き下げられれば、自動車を節度なく使用することを認め、自動車に依存した交通体系を是認するというメッセージを発することになる。世界の環境政策の趨勢にも逆行する。他のエネルギーに対する課税を強化する一方で、自動車燃料税率を大幅に引き下げることは不適切である。

環境省が2009年11月に明らかにした「地球温暖化対策税の具体案」²³⁾では、全化石燃料への上流段階での課税(原油、石油製品は2.78円/ℓ)が提案されている。ガソリンに対しては、さらに上乗せ課税(17.32円/ℓ)を行い、現行の暫定税率(25.1円/ℓ)より5円/ℓ低いながら本則税率を超えた税率を維持する提案となっている(軽油については税制調査会において別途ガソリンに準じて検討が必要とされている)。また平成22年度税制改正大綱では、現在の石油価格が安定していること、化石燃料消費が地球温暖化に与える影響を度外視できないこと、財政事情が非常に厳しいことを理由として挙げ、揮発油税、地方道路税、軽油引取税について、当分の間現在の税率水準を維持するとしている。

こうした情勢を踏まえると、暫定税率が実質的に撤廃されるのではないかという懸念は杞憂かもしれない。しかし2011年度の実施に向け検討が進められる地球温暖化対策税が導入される際には、当分の間とされた上記の税率も併せて見直すこととされている。平成22年度税制改正の過程では、暫定税率分をそのまま撤廃する形で大幅な減税とする案が一時有力となった²⁴⁾。このような案は現時点では有力視されていないものの、民主党が公式に撤回した形跡は見当たらず、地球温暖化対策税に関する議論を通じ同様の提案が改めて息を吹き返すおそれがある。暫定税率の実質的な撤廃は回避すべきことを改めて強調しておきたい。

2-5. 中長期的に重要な課題

2-5-1. 自動車燃費規制

大型化による燃費悪化を防ぐ仕組み

1998年の省エネ法改正で、自動車燃費基準にいわゆるトップランナー基準の考え方が導入された。トップランナー基準とは、現在商品化されている自動車の燃費性能をベースとし、技術開発の将来の見通し等を踏まえて策定した自動車燃費性能の基準値である。自動車メーカーは目標とされる年度までに平均燃費値（出荷台数で加重調和平均した値）をこの基準値以上にしなければならない。1999年には乗用車と車両総重量2.5t以下の小型貨物自動車についてトップランナー基準が策定され、目標年度はガソリン車が2010年度、ディーゼル車が2005年度とされた。

ガソリン乗用車の場合で、1995年比22.8%の燃費改善が見込まれるとされた。ただしこれは車両重量区分ごとの出荷台数比率が1995年から変化しないと仮定した場合の燃費改善率である。燃費基準値は9段階の車両重量区分に分かれており、重い車両ほど緩い基準が適用されている。最も軽い702kg以下（21.2km/l）と最も重い2,266kg以上（6.4km/l）とでは燃費基準値に3.3倍もの開きがある。隣り合った重量区分間でも燃費基準値に最大で23.8%の開きがある。減税対象外の自動車にオプションを付けて重量が増すことで、減税対象となるケースもみられる。こうして重い車両が増加すれば、平均的な燃費改善効果の一部は相殺されることになる。

乗用車の大型化は1989年の物品税廃止・自動車税減税・消費税導入後に急速に進んだ。国土交通省（2008）によれば、乗用車保有台数に占める排気量2.0 l以上の乗用車の割合は1989年の6.5%から2006年の22.0%へと増加した。ただし軽乗用車も同じ時期に6.3%から26.6%へと増加しており、両極化が進んだといえる。また2002年になると、排気量2.0 l以上の乗用車の割合はわずかながら低下した。他方、減少を続けていた排気量1.0～1.5 lの乗用車の割合も上昇に転じており、徐々に小型化が始まったとみられる。

乗用車全体としての燃費は2004年度に15.0km/lとなっており、2010年度の目標まで0.1ポイントに迫っている。乗用車の大型化に歯止めがかかったことから、大型化による燃費改善効果の相殺は限定的であった。しかし大型化への歯止めは日本経済の長期停滞が大きな原因であると考えられ、経済の好転という望ましい変化が起きた場合にも乗用車の大型化を抑制するようなメカニズムが燃費規制に内在するわけではない。大型化による燃費悪化の可能性は現在も残っている。

25) スポーツ・ユーティリティ・ヴィークル (sport utility vehicle) = 多目的スポーツ車のこと。SUVの安全および環境上の問題を告発したニューヨーク・タイムズ元デトロイト支局長・ブラッドシャー氏の著作 (Bradsher, 2004) は邦訳もされている。

26) ただし規制値自体が非常に緩いという問題のほか、乗用車とSUVとか別のカテゴリーに分類されていたため、乗用車からSUVへのシフトを抑えることができないという問題があった。

27) 従来の10・15モードと比較すると細かい速度変化で運転したり、コールド・スタート (エンジンを冷めた状態から始動させること) の測定を加えたりすることから、表面的には燃費が概ね1割程度悪化したように示されるが、より最近の走行実態に即した方法とされている。

28) 朝日新聞2009年12月3日。

29) 総合資源エネルギー調査会省エネルギー基準部会自動車判断基準小委員会・交通政策審議会陸上交通分科会自動車交通部会自動車燃費基準小委員会 (2007)。

この問題に対処する方策としては、米国における1975年以来の自動車燃費規制方式となっている、CAFE規制 (Corporate Average Fuel Economy Regulation) が考えられる。米国では乗用車と小型トラック (バンとSUV²⁵⁾ を含む) の2カテゴリーについて、各メーカーが販売する自動車の燃費を加重平均した値が基準値を達成するように規制してきた。大型車の燃費改善率を高めない限り、大型車の販売を増加させると目標達成が難しくなる²⁶⁾。EUのCO₂排出基準も類似した方式を採用している。

しかし日本で2007年に策定された乗用車等 (乗用車、小型バス、小型貨物車) の新燃費基準 (2015年度燃費基準) では、やはり重量区分ごとに基準が設定された。燃費の試験方法としてJC08モードが採用されることになり²⁷⁾、国際的な統一を図るという観点から乗用車の重量区分が16段階に細分化された。燃費基準にもこの細分化された重量区分が適用された。CAFE方式とは逆方向への変化である。ただし2012年度を目途に決定される2020年度燃費基準では、重量区分ごとの基準を改めることも検討されているという報道もある²⁸⁾。

トプラランナー基準の強化

1999年に設定された2010年度燃費基準では、設定後早々に基準達成車が高い割合を占めるカテゴリーがみられた。2000年度における基準達成車の割合は早くも、1,516 ~ 1,766kgの区分で47%、703 ~ 828kgの区分で43%に達した²⁹⁾。いくつかの重量区分については、特に目標達成が容易であった可能性がある。2005年度時点では、出荷ベースで8割以上のガソリン自動車が目標を達成している。

乗用車全体としての燃費も、2004年度には15.0km/lとなっており、2010年度の目標基準値まで0.1ポイントに迫っている。自動車メーカーの努力は称賛に値するが、かくも早期に目標に迫っているのは、1999年時点で10年以上も先の2010年度に目標時点を設定したこと、そして長期の目標であれば当然高い目標レベルを要求すべきところ、長期目標としては不相応に低いレベルを設定してしまったことも要因であると考えられる。

2015年基準の設定は2007年であり、目標までの期間は短縮されている。重量区分ごとの出荷台数比率が2004年度から変化しなかった場合には2004年度比23.5%の燃費改善が見込まれる。全体としての燃費基準のレベルについては、ほぼ米国およびEU (CO₂排出基準) の最新規制並みとみられ、概ね適切だといえるだろう。

今後はメーカーの努力により現行技術の延長線上で達成できる可能性が高い、比較的短期の燃費基準値に加え、革新的な技術開発の時期や水準の目安を示す、より長期のビジョンも掲げるべきである。EUのCO₂排

出規制では、2015年度までに販売する乗用車のCO₂排出基準値は130g/kmであるが、2025年には95g/kmに抑制するとしている。

また次世代自動車の普及が無視できない割合になってくると燃費基準のスタイルも再検討を要する。燃費基準からCO₂排出基準に移行することや³⁰⁾、走行段階だけでなく、車両、その原材料、燃料の採掘、加工、製造、輸送、保管、廃棄、リサイクルといった上下流におけるCO₂排出パターンも考慮した評価手法の導入を検討する必要がある³¹⁾。

強制力を持たない「燃費標準」の設定

燃費基準は必ず遵守すべきものであるが、これとは別に、より厳しい水準に強制力を持たない「燃費標準」を設定することも考えられる³²⁾。これは行動経済学で言われる価値関数の参照点依存性や損失回避性を考慮した方策である。参照点依存性とはある基準からの変化で満足度が決まるという特性であり、損失回避性とは同じ大きさの変化を考える時、改善する場合の満足度向上の度合いに比して、悪化する場合の満足度低下の度合いが大きいという特性である。

自動車燃費基準について考えると、供給側、需要側双方にとって、燃費基準を満たしていることが重要であって、燃費が基準以上に優れていることに対する評価はさほど高くない。そこで燃費基準より厳しい水準に「燃費標準」を設定し、遵守の義務は課さないものの達成度合いの公表を義務付ければ、それが新たな参照点となり得る。「燃費標準」よりも燃費が劣る自動車を選択することに対する抵抗感が生まれ、燃費に優れた自動車の選択を促進する効果が期待される。

「燃費標準」は必ずしも国が設定する必要はなく、自治体が独自に設定してもよい。有力な自治体を実施すれば、その自治体の外部の消費者の選択にも影響を及ぼすだろう。また燃費基準とは別の物差しを用いた標準、例えばCO₂排出標準であってもよい。

2-5-2. 国内運輸部門における排出量取引

自動車交通を対象とした排出量取引

2009年度に開始された「試行排出量取引スキーム」には、運輸部門である航空運送事業者（全日本空輸、日本航空）、貨物運送業者（秋田運送、甲陽運送）が目標設定参加者として参加している。また石油精製業者（出光興産、極東石油工業、ジャパンエナジー、昭和シェル石油、新日本石油、東燃ゼネラル石油）も参加している。

欧州では2012年から航空部門をEU ETS（欧州排出量取引制度）の対象とすることになっている。2008年6月に欧州議会とEU理事会議長の

30) 米国で2010年4月1日に発表された、2012年から適用される乗用車と軽トラックに関する新たな国家基準は、燃費改善に加え温室効果ガス排出抑制も明示したものであり、2016年において250g-CO₂/マイル（155.3g-CO₂/km）とされている（USEPA News Releases 2010年4月1日）。

31) 次世代自動車が増加するとガソリンや軽油の消費量が減少するため、自動車燃料税のあり方を再考する必要も生じる。考えられるひとつの方向性として、一般道路を含めた道路の利用に対する課金が考えられる。欧州では2003年7月、「道路インフラ課金に対する提案」が欧州委員会から提出され、2006年5月に欧州理事会で採択された。EUではこれをふまえてGPS（全地球測位システム）を活用した道路利用距離に応じた課金が広がりつつある。以前よりベルギー、オランダなどでは、高速道路を走行する重量貨物車に対してユーロヴィニエットとよばれる料金が課されてきたが、これは1日単位や1年単位で証紙を購入する方式であり、料金と走行距離や汚染物質排出量との相関が弱かった。しかし新欧州指令により、EUは対距離課金へと明確に向かうこととなった。高速道路以外の幹線道路の走行も課金対象となり、車両も12t以上から3.5t以上へと拡大された。対距離課金はすでにスイス、オーストリア、ドイツで実施されている。2012年に対距離課金を導入予定のオランダでは道路税や自動車税を廃止して対距離課金に一本化するという。欧州の道路課金についてはEEA（2004）、鈴木（2007）、根本・味水（2008）を参照。

32) 齊藤誠・一橋大学教授による建築物の耐震性能基準に関する考察（行動経済学会第2回大会特別セッション「行動経済学は政策

に役立つか？」2008年12月20日)からヒントを得た。
http://www.econ.hit-u.ac.jp/~kmkj/papers/panel_discussion_081220.pdf

33) 欧州議会プレスリリース2008年6月27日“MEPs and Council Presidency reach deal on airline emissions”
<http://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?language=EN&type=IM-PRESS&reference=20080627IPR32955>

34) 本稿が参考にしたRaux (2008) は“tradable fuel rights”または“tradable fuel consumption rights”という用語を、Watters and Tight (2007) は“tradable fuel permits (TFP)”という用語を用いている。

間で詳細が合意され、EUの空港を離着陸する航空輸送（大陸間輸送を含む）が対象となる³³⁾。

英国の『気候変動プログラム2006』（HM Government, 2006）によれば、英国政府はCO₂排出量取引への陸上交通の組み入れについて検討が進められている。英国のみで実施するケースと、将来的にEUレベルで実施するケースが想定され、費用や便益の見積りが行われることになっている。

これらの例にみられるように排出量取引への運輸部門の参加は今や特別のことではない。しかし自動車交通については、大手運輸事業者のみを対象とするのでない限り、取引参加者が膨大な数にのぼるので困難だという通念があるかもしれない。

しかし運輸部門での排出量取引制度（運輸ETS）の中でも、マイカーを含む自動車交通を対象とした制度について近年いくつかの具体的検討がなされている。燃料供給事業者の排出量取引への参加、燃料購入権の取引、走行権の取引（特定の場所や時間に限定することも考えられる）、環境基準の超過達成分・未達成分の取引、自動車（またはナンバープレート）購入権の取引など、様々なタイプが考えられる。

また英国では自動車燃料を含む家庭からのCO₂排出を対象とした「個人炭素取引スキーム」が議論されている。環境食料農村省は2006年、家庭用のガス、電力、石炭、石油、自動車燃料を対象とした「個人炭素取引スキーム」のアイデアを報告書（Roberts and Thumin, 2006）として公表した。さらに2008年には同スキームの技術的可能性や費用に関する報告書（Lane, Harris and Roberts, 2008）を公表し、克服不能な障害は見当たらないとしている。

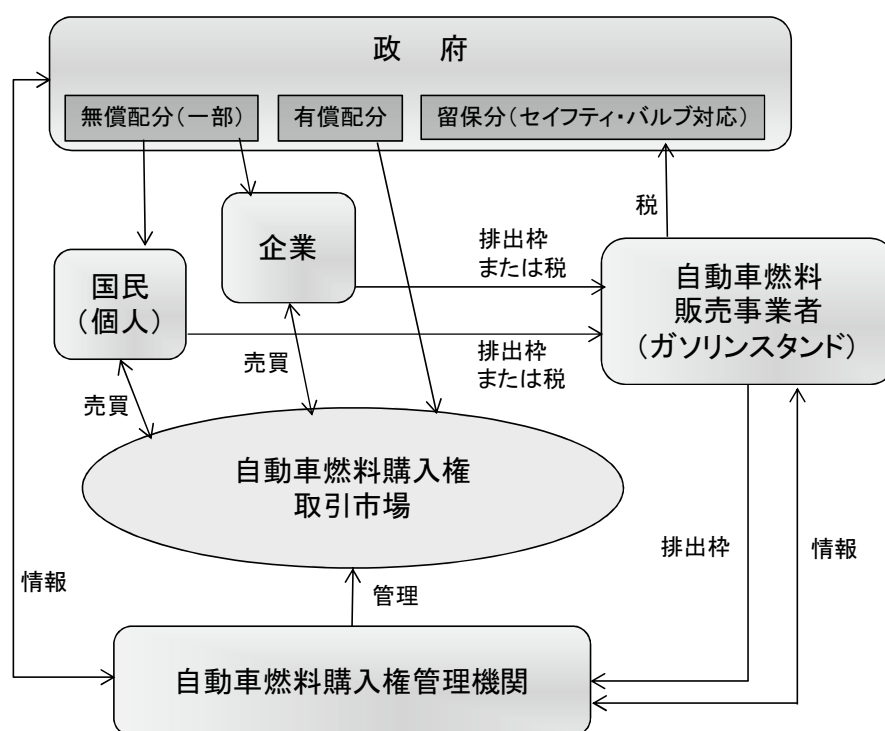
ここでは主としてRaux (2008)、Watters and Tight (2007) を参考に、自動車燃料購入権の取引³⁴⁾を提案する。自動車燃料購入権の取引とは、自動車燃料の購入と自動車からのCO₂排出、PMなど大気汚染物質排出、騒音の発生など複合的な環境影響が必然的に結びついていることに着目し、自動車燃料を購入する際に、これら環境影響に関する譲渡可能な排出枠の提出を求めるものである。排出枠の対象がCO₂の排出に限定される場合、これはCO₂の排出量取引の一形態である。本提案ではCO₂の排出量取引を基本ケースと位置付けるが、その他の環境影響に関する排出枠としての性格も併せ持つ燃料購入権の取引についても否定しない。

マイカーを含む自動車交通を対象とした排出量取引は世界的にも実施例はなく、本提案も概略的なたたき台にとどまるが、すでに実現されているレベルの情報システムを活用することで、過度なコストをかけることなく実行できる提案を示す。図2-11は後に述べる提案の概略図である。

本提案はもともと、揮発油税等の暫定税率が撤廃される公算が大きい

かったことを前提に、自動車燃料税に代わって運輸部門から排出されるCO₂を削減する手法として検討したものである。したがって2010年度の暫定税率実質維持が決まっている現時点（2010年3月）では、緊急性がやや低下したといえる。しかし、地球温暖化対策税が2011年度の導入に向けて検討される際には当分の間として維持された暫定税率も改めて見直されるが、その方向性は定かではない。また運輸部門から排出されるCO₂のさらなる削減のため、暫定税率を超えるレベルへ増税することは政治的に容易ではなく、別の手段が必要となる。さらに運輸部門で自動車燃料購入権取引の仕組みを構築できれば、運輸部門と同様に取引参加者が多数にのぼる家庭部門への展開も視野に入れることができる。

図2-11：自動車燃料購入権取引の概略図



基本的仕組み

政府は1年間の自動車燃料（ガソリン、軽油、LPG、CNG）の消費に伴うCO₂排出許容量を決定し、それに対応した燃料購入権を発行する。単位液量当たりの炭素含有量が燃料種別で異なることから、例えば軽油1ℓを購入する権利はガソリン1.13ℓを購入する権利に相当するものとする。年間排出許容量は毎年削減し、またそのことを事前に周知する。厳格に適用すれば、通常は困難視されている自動車燃料からのCO₂排出を確実に削減することができる。

自動車燃料購入権の取引のため、既存のシステムを最大限活用した電子的取引システムを構築する。各燃料購入者が保有する購入権やその売買の情報管理は、ICカードなど電子記録媒体を用いてリアルタイムで行う。自動車燃料購入権の売買は相対取引ではなく、株式取引のように多数の参加者のもとで行われ、取引価格は変動する。消費者は主にインターネット株取引と同様の手続きと操作により市場取引に参加する。各家庭のインターネットのほか、銀行や証券会社、コンビニエンスストア、ガソリンスタンドなどでも行えるようにする。取引には個人・法人とも参加できる。

ガソリンスタンドなどで自動車燃料を購入する際には、保有する燃料購入権の残高を引き落とすか、その場において市場価格で購入する。タンク渡しなど店頭以外での取引については、燃料購入権の引き落としをインボイスに記載して管理することも考えられる。

初期配分

燃料購入権のうち一定割合について当面は無償配分し、残りは市場価格で放出する。売り切れるまで一定の価格で販売するという代替案も考えられるが、転売目的の購入が多くなり不公平感を高めるおそれがある。無償配分については全国民（個人）に対し1人当たり等量を配分し、自由な取引に委ねる。自動車燃料消費量が少なければ売却収入を得ることができ、燃料消費削減のインセンティブとなる。

目安を得るための試算として、2007年度に家計利用の自家用乗用車から排出されたCO₂（7,778万t-CO₂）を人口（1億2,777万人）で割ると609kg-CO₂となり、ガソリン262ℓに相当する。これに対して支払われているガソリン税（揮発油税と地方道路税）のうち暫定税率分は25.1円/ℓ、計6,580円であり、本則税率分は28.7円/ℓ、計7,525円である。仮に暫定税率を廃止し、家計に100%（7,778万t-CO₂）を無償配分すれば、1人当たり6,580円（合計8,408億円）相当を配分することになる³⁵⁾。

自動車1台当たり等量を配分するという代替案も考えられるが、自動車保有に対する補助の機能を果たしてしまう。1人当たり等量とすれば、自動車を保有していない人が新たに自動車を持つことに対する抑制効果が期待できる。ただし個人以外に対しても一定の無償配分を行うとすれば、貨物自動車、乗合自動車、営業用車については1台当たり等量を配分することも考えられる。シンプルな仕組みとなることを優先し貨物自動車のサイズに対する綿密な考慮はしない。

なお鉄道用車両や機械動力など特定の用途に供される軽油については軽油引取税が免除となっている。これらについては燃料購入権の取引制度にも含めないものとする。

35) 2009年に実施された定額給付金では、給付額は1人当たり12,000円（65歳以上と18歳以下は20,000円）、全国の給付率は2009年12月18日時点で97.7%に達した（総務省報道資料2009年12月25日）。

導入と運営のコスト

導入と運営のためのコストを正確に見積もるのは難しいが、Raux (2008) に従えば、ATMのソフト変更、電子カードの製造と配布、インフォメーション・キャンペーン、市場の管理などのコストが考えられる。しかし取引や認証の仕組みの大部分を現行のクレジットカードによる取引システムに統合するならば大きい金額とはならない。導入コストは最大でもカード1枚当たり3～4ユーロ、運営コストも少額の取引手数料を課すだけでまかなえるとしている。

英国の「個人炭素取引スキーム」は自動車燃料以外も対象であるが、初期費用は7億～20億ポンド、ランニングコストは年間10億～20億ポンドと試算されている (Lane, Harris and Roberts, 2008)。

自動車燃料購入権価格とセイフティ・バルブ

1年間に発行される自動車燃料購入権が削減されると燃料購入権価格は上昇する。このときもし燃料税率が引き下げられれば燃料購入権価格は税率の引き下げ分だけ上昇する。逆に燃料税率が引き上げられれば燃料購入権価格は税率の引き上げ分だけ下落する。発行される自動車燃料購入権を削減すると消費者の負担は全体として増すが、その原因は自動車燃料購入権の削減であって、燃料購入権と燃料税との二重の負担が原因ではない。無償配分の有無や規模は所得分配上の影響を及ぼすが、燃料購入権価格には影響を及ぼさない。

取引価格の高騰や不安定化のリスクは、当該年分の燃料購入権の市場への放出量を価格上昇時に増やし価格低迷時に減らすなど、タイミングを適切に見計らうことである程度防ぐことができる。翌年分を一部前倒しで放出するといったことも考えられる。より強力な対策が必要だとすれば、ガソリン1ℓ (または1kg-CO₂) 当たりt (円) のセイフティ・バルブを設定しておくこともひとつの選択肢である。市場価格pがtより大きくなった場合、tだけ支払うことで燃料を購入できる。その結果、市場価格pの上限值はtとなり、不安定化は排除できる。ただしCO₂排出量を確実に抑制するという利点が失われるから、tはあまり低く設定しないことが重要である。運輸部門からのCO₂を削減することが前提であるから、もし燃料税率が引き下げられるのであれば、tは燃料税率引き下げ幅を上回る水準とし、将来的にはtを徐々に引き上げる。tの上昇率はインフレ率を上回るものとする³⁶⁾。

燃料購入時に電子記録媒体を所持していない場合や、何らかの理由により燃料購入権取引制度に参加したくない場合も、セイフティ・バルブtに相当する金額を支払うことで燃料を購入できるようにすることも可

36) 英国で行われた燃料税自動引き上げ (Fuel Price Escalator, FPE) では、1993年から燃料税率が毎年インフレ率+3%引き上げられた。後にインフレ率+5%とされ、さらにインフレ率+6%とされた。

能である。

メリット

自動車燃料購入権取引の最大のメリットは自動車からのCO₂排出削減の確実性が高い点である。また資源配分上効率的である。燃料税も資源配分上効率的であるが、CO₂の排出を年々削減するためには、税率を徐々に引き上げる必要がある。しかしそれには政治的な困難を伴う。英国で1993年から1999年に実施された燃料税の自動引き上げが2000年に停止せざるを得なかったのも大規模な抗議行動（fuel protest）が原因のひとつだとされている。現在の日本では逆に燃料税が引き下げられようとしているような状況であり、燃料税引き上げによるCO₂排出削減よりも、一部無償配分が可能な燃料購入権の方が受け入れられやすい可能性がある。逆に、もし燃料税率引き上げによるCO₂排出削減が十分可能であれば、導入・運営コストを考慮すると自動車燃料購入権取引制度の優位性は薄れる。しかし導入・運営コスト低減の見通しが立てば有力な手法となる。

他のメリットとして、他部門への発展可能性を挙げることができる。運輸部門で自動車燃料購入権取引の仕組みを構築できれば、運輸部門と同様に取引参加者が多数にのぼる家庭部門への展開も視野に入ってくる。ただし運輸部門ではマイカー利用の削減やエコカー購入といった対策が個人レベルでも比較的明確であるのに対し、家庭部門では事情が異なり、有効性も異なる可能性がある。

無償配分の対象を全国民とする場合は、低所得者など自動車を保有せず燃料を購入しない人々は事実上の補助金を受け取ることができる。これも所得分配政策上のメリットと考えることができる。

他の排出量取引市場との関係

自動車燃料購入権取引制度の目的がCO₂排出削減のみであれば、他のセクターにおける排出量取引市場と長期的には統合に向かうことが望ましい。その場合、制度が安定的に運営されるようになるまで当面は独立の市場とする。

独立の市場の段階で、現在の自動車燃料消費量に相当する自動車燃料購入権を発行し、同時に暫定税率を撤廃すれば、燃料購入権価格は暫定税率（ガソリン税で25.1円/ℓ）に近い水準となるだろう。しかしCO₂の排出量取引として他のセクターの排出量取引市場と統合すれば、裁定取引の結果、統合前の自動車燃料購入権価格より低下するとみられる。やや高めと思われる5,000円/t-CO₂を想定しても、ガソリン1ℓ当たりで11.6円程度にしかならず、自動車燃料消費に伴う負担は小さくなる。その結果自動車燃料消費量が増大し、自動車からのCO₂排出量が増大す

る。これはCO₂排出量のみに着目した純粋炭素税がもたらすものと同じ効果であり、暫定税率がCO₂のみのシャドープライスとしては高すぎることによるものである。よって自動車が引き起こす問題がCO₂の排出のみであれば、燃料購入権価格が低い水準となることに何ら問題はない。

しかし交通政策および環境政策上の目的はCO₂排出削減だけではない。例えば大気汚染、騒音、事故といった外部不経済の削減や、公共交通の福祉・教育的側面からの要請による公共交通の維持など、他の目的も同時に達成する必要がある。自動車燃料購入権取引市場と他の排出量取引市場とを統合するのであれば、暫定税率の撤廃は前提とはならない。他の目的の達成のために自動車燃料税や対距離課金を十分に活用する必要がある。

2009年後半に暫定税率撤廃案が有力となったように、自動車燃料税の引き下げを与件として考えざるを得ない場合は、自動車燃料購入権取引を、公共交通中心の交通体系による様々なコベネフィットを得るための手段としても位置付けることが考えられる。この場合、自動車燃料購入権取引市場は恒久的に独立の市場とし、CO₂削減のみを目的とする場合よりも燃料購入権の発行数は少なくする。CO₂削減以外の目的のためには他の手段を講じる方が効率的な可能性もあり総合的に考えるべきであるが、自動車燃料税という有力な政策手段が封じられた場合には重要な代替案となる。

2-6. その他の課題

2-6-1. 国際バンカー燃料

国際航空・国際海運で使用される燃料である国際バンカー燃料 (international bunker fuel) 起源のCO₂については、京都議定書のもとでは各国の排出量としてカウントされず、削減目標に含まれない。国連気候変動枠組条約 (UNFCCC) 事務局のデータによれば、2007年における附属書 I 国が排出する国際バンカー燃料起源のCO₂は5.3億トン (1990年比40%増)、CO₂排出量の3.6%であった。うち航空が2.8億トン (同65%増)、海運が2.5億トン (同20%増) であった。国際バンカー燃料起源のCO₂は非附属書 I 国でも増加しており、削減のためのルールづくりが急務である。EUでは2012年に国際航空がEU ETSの対象となり、日本の航空会社にも影響が及ぶことになる。日本も受け身ではなく、国際バンカー燃料起源のCO₂削減のため、国際ルールの構築に主体的に関与すべきである。

2-6-2. 運輸部門からのCO₂削減のための国際協力

公共交通中心の交通体系がCO₂削減につながることは日本の経験が示すところである。公共交通が選択されるためには、高水準のサービスを提供する必要があるが、日本の鉄道は世界一の技術水準だとされる。しかし交通事業の国際化は十分とはいえず、海外において日本が貢献する余地は大きいと思われる。高速鉄道にとどまらず都市公共交通についても、またインフラ建設にとどまらず整備・運営・維持管理まで視野に入れた海外展開により、先進国、途上国を問わず持続可能な交通(sustainable transport)の実現に寄与できる。

途上国における公共交通の整備にあたっては適切な官民の役割分担や、有効な資金メカニズムの構築が必要である。しかしCDM (Clean Development Mechanism; クリーン開発メカニズム) については交通分野での活用が進んでいない。2010年2月3日現在、国連CDM理事会に登録済みのCDMプロジェクト2,029件のうち、運輸部門はわずか2件(インド・デリーにおけるメトロの電力回生ブレーキ、コロンビア・ボゴタにおけるBRTシステム)にとどまっている。プログラム型CDM³⁷⁾、政策関連CDM³⁸⁾といった手法の可能性もさらに追求する必要がある。

37) 通常のプロジェクト・ベースのCDMとは異なり、活動プログラム(programme of activities)のもとでの複数のプロジェクト活動を単一のCDMプロジェクト活動として登録するもの。小規模・多数の排出削減について手続きの負担が軽減できる。2005年の京都議定書第1回締約国会合(COP/MOP1)での決定により可能となった。

38) 温室効果ガスを削減する政策をCDMプロジェクトとすること。ただし、COP/MOP1で地方・地域・国の政策や基準はCDMプロジェクトとならないことが決定されたため、京都議定書のもとでは不可能である。

参考文献

- 運輸調査局(2009),『「高速道路料金引き下げに関する研究会」報告概要』(2009年10月2日) http://www.itej.or.jp/archive/koushin/20091002_release.pdf (アクセス:2010年4月8日)
- 太田和博(2009),「道路特定財源の一般財源化と道路政策の再構築」『高速道路と自動車』第52巻第7号, 5-9ページ.
- 岡本憲明・入江学・高田成四(2009),「特集『1000円高速道路』特需の明暗—全国主要300観光地・47知事アンケート」『日経グローバル』No.131, 8-29ページ.
- 上岡直見(2009),『高速道路政策に関する検証ペーパー』気候ネットワーク.
- 川瀬晃弘(2008),「最適課税論からみたガソリン税率:日米英比較」RIETIディスカッションペーパー 08-J-045.
- 河田守弘・高橋一則(2005),「交通分野における企業の社会的責任(CSR)に関する研究」『国土交通政策研究』51ページ.
- 環境省地球環境局(2007),『地球温暖化対策とまちづくりに関する検討会 報告書 環境にやさしく快適に暮らせるまちを目指して』.
- 交通エコロジー・モビリティ財団(2008),『運輸・交通と環境 2008年版』.

- 交通需要マネジメントに関する調査研究委員会（1996），『わが国における交通需要マネジメント実施の手引き 平成8年度版』。
- 交通政策審議会 交通体系分科会 地域公共交通部会（2007），『報告書 地域による地域のための公共交通の活性化・再生を目指して』。
- 国土交通省監修（2007），『交通経済統計要覧2006・07』運輸政策研究機構。
- 国土交通省編（2008），『国土交通白書2008』ぎょうせい。
- 国土交通省総合政策局（2008），『地域公共交通の活性化・再生への取り組みのあり方 報告書』。
- 国土交通省編（2009），『国土交通白書2009』ぎょうせい。
- 国土交通省道路局（2009），『高速道路料金引下げについて』 <http://www.mlit.go.jp/common/000045629.pdf>。
- 国土交通省自動車交通局旅客課（2009），『地域公共交通づくりハンドブック』。
- 総合資源エネルギー調査会省エネルギー基準部会自動車判断基準小委員会・交通政策審議会陸上交通分科会自動車交通部会自動車燃費基準小委員会（2007），『合同会議 最終取りまとめ 自動車のエネルギー消費効率の性能の向上に関する製造事業者等の判断の基準等の改正について』。
- 鈴木賢一（2007），「交通インフラ政策－欧州横断ネットワークの構築－」 国立国会図書館編『総合調査 拡大EU－機構・政策・課題－』 <http://www.ndl.go.jp/jp/data/publication/document/2007/200705/158-174.pdf>。
- 総務省統計局（2009），『家計調査年報（家計収支編）平成20年』日本統計協会。
- 総務省統計研修所（2009），『日本統計年鑑2010』総務省統計局。
- 脱炭素型ロジスティクス研究会（田中達之輔・下村博史・北條英）（2010），未公開資料。
- 地域公共交通会議をよりよいものとするための調査検討会（2008），『地域公共交通をよりよいものとするためのガイドライン』。
- 日本経済団体連合会（2008），『環境自主行動計画〔温暖化対策編〕 2007年度フォローアップ調査結果（2006年度実績）個別業種版』。
- 根本敏則・味水佑毅編著（2008），『対距離課金による道路整備』勁草書房。
- バス産業勉強会（2009），『バス産業勉強会報告書 バス産業の向かうべき方向性』。
- Bradsher, K. (2004) , *High and Mighty: The Dangerous Rise of the SUV*, Public Affairs, US [邦訳:ブラッドシャー, K. (片岡夏実訳) (2004)]

『SUVが世界を轢きつぶす』築地書館] .

European Environmental Agency (2004) , *Transport Price Signals*,
Technical Report No 3/2004.

HM Government (2006) , *Climate Change The UK Programme 2006*.

Lane, C., B. Harris and S. Roberts (2008) , *An Analysis of the Technical
Feasibility and Potential Cost of a Personal Carbon Trading Scheme: A
Report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs*.
Accenture, with the Centre for Sustainable Energy (CSE) .DEFRA

Mizobuchi, K. (2008) , “An Empirical Study on the Rebound Effect
Considering Capital Costs”, *Energy Economics*, 30, 2486-2516.

Parry, I. W.H. and K. A. Small (2005) , “Does Britain or the United
States Have the Right Gasoline Tax?” *American Economic Review*,
95, 1276-1289.

Raux, C. (2008) , “How Should Transport Emissions be Reduced?:
Potential for Emission Trading Systems”, *OECD/ITF Joint Transport
Research Centre Discussion Papers 2008/1*, OECD, International
Transport Forum.

Roberts, S. and J. Thumim (2006) , *A Rough Guide to Individual Carbon
Trading: The Ideas, the Issues and the Next Steps*, Report to Defra,
Centre for Sustainable Energy.

Small, K. A. and K. Van Dender (2007) , “Fuel Efficiency and Motor
Vehicle Travel: The Declining Rebound Effect”, *Energy Journal*, 28
(1) , 25-51.

Sorrell, S., J. Dimitropoulos and M. Sommerville (2009) , “Empirical
Estimates of the Direct Rebound Effect: A Review”, *Energy Policy*, 37
(4) , 1356-1371.

Watters, H. M. and M. R. Tight (2007) , “Designing an Emission
Trading Scheme Suitable for Surface Transport”, February 2007,
*Report Prepared for the Climate Change Working Group of the
Commission for Integrated Transport*

第3章 家庭部門の温室効果ガス削減対策・政策¹⁾

1) ひのでやエコライフ研究所代表取締役・鈴木靖文

3-1. 省エネコンシェルジュ制度の提案

家庭部門の地球温暖化対策としては、個々の家庭への適切な情報提供、行動への誘導、および省エネ機器補助等のインセンティブ付与が不可欠である。しかし個別の対策や制度は進められているものの、消費者行動の視点に立って、行動転換を促していくには至っていない。

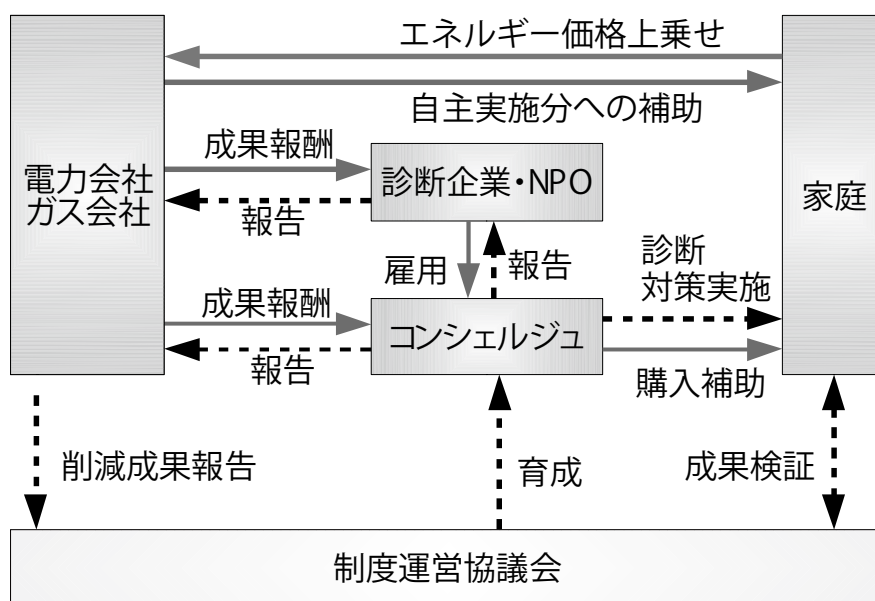
そこで、家庭におけるCO₂排出削減をエネルギー供給業者の義務とし、エネルギー価格に上乗せして徴収したお金を活用して温暖化対策を進める制度を提案する。欧米ではすでにエネルギー供給業者が家庭の省エネ対策の一翼を担う制度が主要な施策として定着している。こうした事例を参考に、日本の特徴を生かす工夫を加え、「省エネコンシェルジュ²⁾制度」として整理を行った。

2) concierge(仏)。原義は、受付、アパートなどの管理人。親身になって的確に誘導してくれる人という意味で、この言葉を選んだ。横文字を使うのはためらわれるが、下宿のおばちゃんだと再意識すると親しみが沸く。

3-2. 制度の概要

省エネコンシェルジュ制度は、1)「エネルギー供給業者（電力会社・ガス会社）に、家庭のCO₂排出削減対策を行うことを義務づける」制度であり、2)家庭の現場で「省エネコンシェルジュ」と呼ばれる資格を持った人が、省エネ診断・提案・評価を担う。

図 3-1: 省エネコンシェルジュ制度のモデル図



3-2-1. エネルギー供給業者への義務づけ

家庭でのCO₂削減をCO₂削減対策量ベースでエネルギー供給量に応じて義務づける。直接エネルギー供給業者が自らコンシェルジュを育成して家庭の対策を行う以外に、認定された企業やNPOなどが実施した家庭のCO₂削減対策量の買い取りや、家屋の居住者が自ら対策を行ったCO₂削減対策量を買い取りできるようにする。

こうした制度改正を通じて、エネルギー供給業者の位置づけを、単にエネルギーの安定供給を担う会社から、省エネという社会的ニーズをサービスする会社へと、変えていくことができる。現状のエネルギー供給業者は、エネルギー供給量増大によってしか利益を上げられない仕組みである以上、省エネが求められる社会においては、「悪者」として位置づけられかねない。公共的事業者として、再び社会のニーズに合うよう、転換していくことが望ましいと考えられる。

なおCO₂削減に関わる経費については、販売量が減少することによる機会便益の損失も含めて、エネルギー価格への上乗せを認める。

3-2-2. 省エネコンシェルジュの任務

家庭の省エネ調査を行い、使い方や要望を配慮した上で効果的な省エネ対策を提案し、それに基づいて家庭でCO₂削減対策を行うところまでをサポートする。対策により家庭でCO₂削減できた量を規定の計算方法に従ってCO₂削減対策量として定量評価し、この量に応じて報酬を受け取ることができる。

単なる省エネ提案のみならず、具体的な機器のリプレイス等も斡旋することから、一定の倫理遵守が求められる。強制的な販売を行ったり、特定事業者と癒着することがないように、制度的にも配慮する必要がある。また家庭もCO₂削減対策量に応じてエネルギー供給業者からペイバックを受けられるようにする。これは家庭にとっては、現在の税金でまかなわれている、家電・住宅エコポイントの制度と同じ形となる。ただし、省エネコンシェルジュを通じた対策のほうが確実性や推計精度が高いことから、ペイバックの金額を高くする仕組みを制度に組み入れることにより、省エネコンシェルジュのニーズを高めることができる。

3-2-3. CO₂削減対策量算出の手法

家庭のCO₂削減対策量の把握方法としては主に、1) 家庭の削減前後のエネルギー消費量を比較する、2) 対策による削減推計量を積み上げる、という2種類の方法がある。

1) のモニタリングの方法は実際の削減を担保できるが、対策項目以

外の家庭の変動要因が多く、評価が出てくるまで時間がかかり、事務コストも大きい。また評価における恣意性も入りやすい。

2)の方法で対策量を積み上げる方法は実際の成果を示すものではないが、導入前に評価をすることができ、幅広く実施するにあたって現実的と考えられる。

削減推計量は機器ごとに固定値とするのではなく、導入世帯の保有機器や利用実態に応じて計算されるものとする。協議会で基準となる計算手法および対策メニューを設定し、技術改善等に応じて適宜見直していくものとする。また、実際に対策を行った家庭についてサンプル調査を行い、計算による削減推計量が適切であるかどうかの検証を行い、改善をすることで、国内対策として1)による評価と同レベルの信頼性をもつとみなすことができる。

3-2-4. 事業規模の想定

家庭の温暖化対策のポテンシャルは大きいですが、削減目標を高くするほど費用負担も大きくなる。2020年の政策目標として1990年比25%減が掲げられているが、増加が激しい家庭部門³⁾ではこの削減率を達成することは難しい。現実的な削減量として現状(2007年)から43%(797万トン-CO₂)の削減(1990年比20%減)を想定した(p.3-126の表3-1)。また今後10年間で、国内全ての家庭(約5,000万世帯)に対して、省エネコンシェルジュサービスが提供されるものとした。1年間に換算すると、500万世帯に対してサービスを提供することになる。

年間500万世帯に対してサービスを提供するために、1万人程度の省エネコンシェルジュが活動し、1人あたり年間500世帯を担当することを想定した。このコンシェルジュサービスの提供の人件費等として年間1,000億円の費用が想定される。加えて、省エネ対策を行った家庭へのペイバックとして、年間8,400億円を想定した(価格設定の根拠については後述)。

この年間9,400億円(1,000+8,400億円)を、家庭向けの電気およびガスの販売価格に上乗せをすると、1世帯あたり年間1万9千円程度(約10%)の価格上昇となる。全てをエネルギー価格へ転嫁をすると、光熱費増への影響が大きいため、別途検討が進められている炭素税や、排出量取引におけるオークション収入などをあてることも考えられる。

ちなみに2009年度第一次補正予算で家電エコポイントの予算が2,946億円、エコカー補助金が3,702億円、第二次補正予算では住宅エコポイント1,000億円が計上されており、合計で8,000億円程度となり、これらは税金でまかなわれている。

3) 国立環境研究所温室効果ガスインベントリオフィスによる2008年度の速報値では、民生家庭部門は1990年比34.7%増となっている。出典：温室効果ガスインベントリオフィス(GIO)(2009)、日本の温室効果ガス排出量データ(1990～2008年度)(2009年11月11日)<http://www-gio.nies.go.jp/aboutghg/nir/nir-j.html>(アクセス：2010年4月8日)

3-3. 海外の事例

エネルギー供給業者の義務として家庭等の省エネを進める政策は欧米ですでに導入がされている。また、家庭の省エネサービスを担う企業も登場してきている。

3-3-1. イギリス EEC / CERT

イギリスでは家庭の省エネを進める施策として、2002年4月から2008年3月までの6年間にEEC（Energy Efficiency Commitment：エネルギー効率コミットメント）と呼ばれる制度が導入された。EECでは電力およびガスの供給業者に対し、エネルギー供給量に応じた省エネ対策を個別家庭において実施することが義務づけられている。第一期（2002～2005年）では、エネルギー供給業者がエネルギー請求書毎に年間4ポンド上乗せして約1.5億ポンド（約220億円）の対策を実施することで、家庭において640億kWhの削減（≒炭素換算40万トンのCO₂を削減）することが義務として掲げられた⁴⁾。省エネによって、消費者1人あたり平均で年間10ポンドの便益が生じるとしている。

第二期（2005年～2008年）では1,300億kWの削減が義務づけられたが、それを上回る1,850億kWhの削減が達成された（図 3-2）⁵⁾。

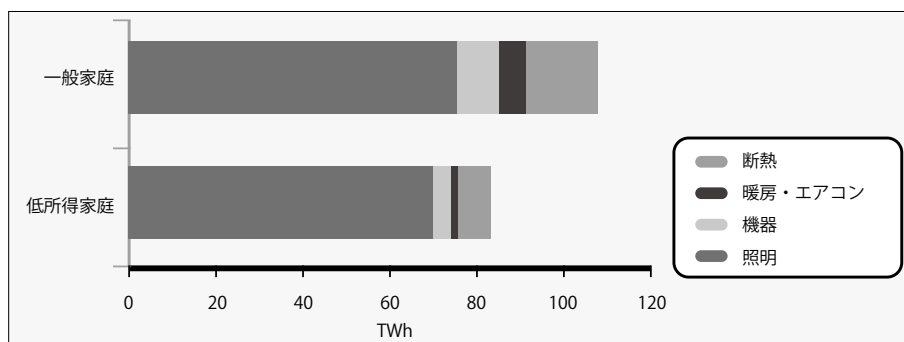
対策技術とそのCO₂削減量はあらかじめメニューで用意されており、どれを導入するかはエネルギー供給業者の自由となっている。直接供給業者が対策を行うことも可能であるが、他の事業者（コンサルタント）やNPOなどが対策を行い、その費用をまかなう形で責任を担う方式が一般的となっている。政策として低所得層への補助がうたわれており、対策義務量のうち半分を低所得層で実施することも義務づけられている。

2008年4月以降は家庭のCO₂削減を目的とするCERT（Carbon Emission Reduction Target：炭素排出削減目標）に取って代わられており、機器効率だけでなく再生可能エネルギーへの補助も含めて、家庭部門から420万トンのCO₂を削減することを目標にしている。

4) Department for Environment, Food and Rural Affairs (U.K.) (2001), Energy Efficiency Commitment 2002-2005 Consultation Proposals

5) Ofgem (U.K.) (2008), EEC Update issue24

図 3-2 イギリスEECによる家庭のエネルギー消費削減成果



3-3-2. ドイツ エネルギーパス

EUでは、中古物件を含む建築物の取引にあたって、1年間に必要なエネルギー消費量を表示するエネルギーパスを表示する仕組みを順次義務化することが定められている⁶⁾。ドイツでは2009年1月から開始され、家屋の省エネ診断を担う「エネルギーコンサルタント」が約6,500人程度育成されている⁷⁾。調査員になるためには、自費で数日間の講習を受ける必要がある⁸⁾。

また、省エネ性能の高いほど高い価格で取引がされるために、家主が省エネ構造化を進めるインセンティブにもなっている。費用は建物の規模と調査の質により1戸当たり数千円から数万円程度かかる。

3-3-3. アメリカ合衆国 National Action Plan for Energy Efficiency^{9,10)}

2005年から始まったNAPEE (National Action Plan for Energy Efficiency : エネルギー効率改善行動プラン) は、官民共同で持続可能なエネルギー効率の改善を進めることを目的とした実施計画で、電力会社・ガス供給会社・規制当局 (エネルギー省と環境庁)・その他の関係者の協力によって成り立っている。家庭・ビル・学校などで費用効率の高い全てのエネルギー効率改善を2025年までに達成することを目標としている。

これに基づいて多くの州でエネルギー供給業者に対して家庭の省エネ投資を促進する義務が課せられている。販売量に応じて利益を上げる既存の枠組みではエネルギー供給業者にとって負担でしかないが、「大きな変化の時であり、成功のためのビジネスチャンスである」との認識となりつつある¹¹⁾。エネルギー価格への上乗せは0.03 ~ 3%が想定されており¹²⁾、エネルギー供給業者にとって損とならないように各種の利益補填の制度も導入されている¹³⁾。

ロングアイランド電源公社 (Long Island Power Authority) のクリー

6) EU Richtlinie 2002/91/EG [EPBD Energy Performance of Buildings Directive]

7) 松田雅央 (2009),「あなたの住宅、暖房は効きやすいですか? -ドイツのエネルギーパス制度 (2/2)」(2009年1月27日) http://bizmakoto.jp/makoto/articles/0901/27/news019_2.html(アクセス:2010年4月8日)。

8) Öko-Zentrum NRW (n.d.),「エネルギーパスについて」<http://www.oekozentrum-nrw.de/809.html> (アクセス:2010年4月8日)。

9) U.S. Environmental Protection Agency (n.d.), “National Action Plan for Energy Efficiency”. <http://www.epa.gov/cleanenergy/energy-programs/napee/index.html> (Access: April 8, 2010) .

10) The U.S. Department of Energy and U.S. Environmental Protection Agency (2006), “National Action Plan for Energy Efficiency”. http://www.epa.gov/cleanenergy/documents/napee/napee_report.pdf (Access: April 8, 2010) .

11) McLean-Conner, P. (2009), Energy Efficiency: Principles and Practices, PennWell, p. 13.

12) The U.S. Department of Energy and U.S. Environmental Protection Agency (2007), “Aligning Utility Incentives with Investment in Energy Efficiency”. www.epa.gov/rdee/documents/incentives.pdf (Access: April 8, 2010) .

13) USEPA : Aligning Utility Incentives with Investment in Energy Efficiency

ンエネルギープログラムでは、1999年からの6年間で2.29億ドルの投資を行い、296MWのピークカット、93万7,402トンのCO₂削減、4,500人の雇用創出の効果があつたとされている。National Energy Efficiency 全体では、2006年時点での想定で、毎年80億ドル程度必要となるものの、15年後に4.1億トンのCO₂を削減できるとされている。

2009年12月には、アメリカ合衆国復興・再投資法（ARRA）に基づき雇用創出の視点を含めたエネルギー効率迅速対策キット（Rapid Development Energy Efficiency Toolkit）が提示され、その一つとして家庭の省エネ診断が位置づけられている。2011年までの3年間で860万ドルの経費で184人を雇用し、44GBtu（440万kWh）の削減を目指している¹⁴⁾。

14) U.S. Environmental Protection Agency (n.d.) , "Rapid Deployment Energy Efficiency Toolkit". http://www.epa.gov/RDEE/energy-resources/ee_toolkit.html (Access: April 8, 2010)

15) <http://www.greenhomeslondon.co.uk/>

3-3-4. イギリス TEN Lifestyle Management社 Green Concierge Service¹⁵⁾

TEN社ではロンドン市の協力のもとで2006年から家庭向けのグリーン・コンシェルジュ・サービスを提供している。家庭の訪問診断と1年間の電話サポートがついて199ポンドの有料サービスとなっており、家の気密度調査や赤外線画像撮影による断熱調査など、居住者に情報を見せながら診断と対策提案を行ったうえで、審査を通じて適切な販売者を選別して紹介するサービスまで行っている。

2009年11月までに1,196件の評価を行い、772件の対策を実施し、年間CO₂を538トン削減する成果をあげている。

さらに、幅広い層への展開をすすめるため、より簡易な調査を通じて10項目に限った提案をおこなう（Home Energy Efficiency Program）のモデル展開を始めている。モデル実施では10項目中平均7.5項目が実施され、友人に推薦したいという回答が99%に達している¹⁶⁾。

16) IGES関西研究センター国際シンポジウム(2009),「家庭のCO₂大幅削減に向けて」配付資料(2009年11月19日).

3-4. 家庭におけるCO₂削減ポテンシャル

3-4-1. 対策の区分

家庭における対策としては大きく3種類の方法がある。削減効果を定量的に評価し施策に反映させやすいのは(2)の手法であるが、省エネコンシェルジュとしてはより踏み込んで(3)の視点も含めていくことが望ましい。

(1) 生活の工夫・無駄の見直し

古くから提案され続けてきた手法で、「チームマイナス6%」（現在は

「チャレンジ25」などのキャンペーンでも引き続き行われている。行政などの公的機関による呼びかけにより、個々の「省エネ」が社会的に評価されうるという認識が広まってきた。

ただし、呼びかけがよくされる時期には対策が進められるものの、長続きや定着につながらず、また提案される対策によるCO₂削減量が小さく、マクロ指標で削減には結びついていない。

(2) 省エネ機器の導入

機器効率が大幅に向上し、家庭部門の主要なエネルギー消費機器である給湯・エアコン（冷暖房）・テレビ・冷蔵庫・照明などについては以前の半分以下の消費エネルギーで同じサービスを提供する技術が普及している¹⁷⁾。また住宅の断熱性能も向上し、少ない冷暖房需要で快適な室内環境を得ることができるようになっている。

家庭分野における温暖化対策は主にこの省エネ機器の導入で積み上げられている。市場流通している省エネ機器であれば、適切な誘導施策によって省エネ型機器の選択・導入を促すことにより、家庭部門において大幅にCO₂を削減できる可能性がある。

17) 省エネルギーセンター（2009），省エネ性能カタログ<http://www.eccj.or.jp/catalog/index.html>（アクセス：2009年11月12日）。

(3) 豊かさの方向転換

家庭の温暖化対策だけであれば、省エネ化（集約技術による効率化）によって解決に向かう可能性はある。ただし、資源有効利用・有害化学物質・生態系保全など多様な環境問題を考慮しながら持続可能な社会（sustainable society）を目指すのであれば、「豊かさの方向転換」という視点は不可欠となる。

物質の大量消費に依存して成り立っている現状の豊かさを考え直すことができれば、CO₂排出量も大幅に削減することができる。

「もったいない」、「足るを知る」といった、持続可能な社会をつくるにあ



Photo by © Tomo.Yun URL (<http://www.yunphoto.net>)

たって根底を支える思想が必要となってくる。ただし、どうやって社会的合意を作っていくのかについては今後の模索が必要である。

3-4-2. 削減ポテンシャル評価

家庭における主要な温暖化対策の削減効果とそれに係る経費、光熱費

削減額等について試算を行った（表3-1：家庭における温暖化対策メニュー（削減効果と費用見積もり試算））。自家用車については、省エネコンシェルジュ制度に含めることができるが、部門別の削減量を明確にするために、以下の表からは除いた。

表 3-1:家庭における温暖化対策メニュー（削減効果と費用見積もり試算）

個別対策 細区分	単位削減CO ₂ kg-CO ₂ /年/世帯	最大導入数		想定 寿命 年	CO ₂ 削減効果 細区分 万トン/年	導入世帯あたり金額			国内総計金額				
		2020年 年平均				導入費	追加費	補助費	光熱費削減	追加費	補助費	光熱費削減	
		万世帯	万世帯										万円
太陽光発電の導入	1,640 4kW設置				1,804								
新築	1,640	300	30	20	492	160	160	28.0	250	4.8	0.8	7.5	
既存住宅	1,640	800	80	20	1,312	160	160	28.0	250	12.8	2.2	20.0	
太陽熱温水器の導入	339 給湯40%減	300	30	15	102	40	40	4.3	17	1.2	0.1	0.5	
省エネ型給湯器の導入					318								
エコキュート	169 給湯20%減	500	50	10	85	60	40	1.4	50	2.0	0.1	2.5	
エコジョーズ	85 給湯10%減	2,500	250	10	212	20	3	0.7	10	0.8	0.2	2.5	
エネファーム	212 給湯25%減相当	100	10	10	21	150	130	1.8	20	1.3	0.0	0.2	
省エネ機器の購入					3,953								
エアコン	173 効率30%向上	5,000	500	10	866	30	10	1.5	9.3	5.0	0.7	4.6	
冷蔵庫	148 効率40%向上	5,000	500	10	740	15	3	1.3	7.9	1.5	0.6	4.0	
照明	148 効率40%向上	5,000	500	10	740	5	2	1.3	7.9	1.0	0.6	4.0	
テレビ	114 効率50%向上	5,000	500	10	569	10	2	1.0	6.1	1.0	0.5	3.1	
待機電力削減	68 家庭の3%減	5,000	500	10	338	5	1	0.6	3.6	0.5	0.3	1.8	
節水シャワーヘッド	85 給湯10%減	3,000	300	10	254	0.1	0.05	0.1	4.5	0.0	0.0	1.4	
電力表示装置	111 電力5%減	4,000	400	10	446	3	3	1.0	6.0	1.2	0.4	2.4	
断熱構造化					567								
戸建て新築	442 暖房50%減	500	50	50	221	1,200	200	18.8	118.5	10.0	0.9	5.9	
既存住宅	88 暖房10%減	2,000	200	30	177	50	50	2.3	14.2	10.0	0.5	2.8	
浴槽	85 給湯10%減	2,000	200	20	169	80	10	1.4	9.1	2.0	0.3	1.8	
熱源転換					1,053								
暖房ヒートポンプ	350 電気以外暖房50%減	3,000	300	20	1,049	0	0	0.0	20.4	0.0	0.0	6.1	
バイオマス暖房	442 暖房の50%代替	10	1	20	4	100	80	7.5	25.8	0.1	0.0	0.0	
合計	全対策 太陽光除く				797 993					55.1 37.5	8.4 5.3	71.1 43.6	

注)
 ・「CO₂削減効果」は2020年まで導入がすすんだ場合の2020年時点での年間CO₂削減量で、現保有機種・現状に対する削減量。
 ・「導入費」は各機器の販売・設置価格、「追加費」は普及タイプに比べて追加的に必要となる価格で家庭の追加的支出となる。太陽光発電装置など将来的な価格下落の見通しも含めて価格設定を行った。
 ・「光熱費削減」は機器寿命期間における光熱費削減額の合計。10年間に限らない。
 ・国内合計の「追加費」「補助費」は、2020年までの10年間における合計の金額。
 ・「補助額」は、現在の太陽光発電の設置補助額1kWあたり7万円を参考に、CO₂削減量あたりの補助額をすべての対策で公平にした場合（8,500円/t-CO₂）の金額を設定した。ただし、節水シャワーヘッド・暖房ヒートポンプについては設置価格のほうが安いために、その範囲の補助とした。
 ・家庭の負担額は、「追加費」から「光熱費削減」を引いた額になる。「補助額」は家庭へ還元される金額であるが、光熱費に上乗せする設定であるため、負担には含まない。

対策を着実に進めた場合、2020年時点で、太陽光を除いた民生家庭部門としては現状（2007年）から33%減、太陽光を家庭の対策として含めた場合は43%減となる結果となった。ただし、世帯数やエネルギー

消費レベル（ぜいたく度）の増減は含めていない。家庭の負担する追加投資額は55.1兆円と推計されたが、最終的に71.1兆円の光熱費減となる。

機器導入を促すための補助金としては10年間で8.4兆円を想定し、年間では8,400億円となる。この金額は、現在の太陽光発電装置への設置補助額を参考にし、各種対策によるCO₂削減1トンあたり8,500円の補助額を想定したものである。ただしこの金額で、この規模の対策導入が進むことを保障するものではなく、戦略的に見直していくことが必要である。これに加えて、省エネコンシェルジュの制度を動かしていくために年間1,000億円程度の費用がかかると見込んだ。

3-5. 省エネ診断技術と診断事例

家庭の省エネ診断については国内各地で模索が行われており、一定の実績をあげている。顔と顔を合わせての省エネ提案は、広報やマスコミ情報と違って相手の要望を組むことができ、相談者の満足度も高く、実際の行動につながりやすいというメリットがある。こうした診断技術は、日本オリジナルの仕組みで、開発やモデル実施が進められているものである。

3-5-1. 省エネ提案ソフトとアルゴリズム

家庭のエネルギー消費の実態は多様であり、一般的に有効な対策でも全ての家庭に有効というわけではない。逆に、一般的ではない対策であっても、特定の家庭にとっては有効である場合もある。家庭の実態を把握した上で、適切な提案を行うことが望まれる。

大規模な事業所・工場向けの省エネ診断としてはESCO（Energy Service Company）が産業として成立している。ただし、ESCOを実施するほど詳細な診断にはコストがかかる

図 3-3：うちエコ診断ソフト



ため、アンケート等で簡易な調査を行い、対策効果を導き出す取り組みが求められる。

家庭向けの省エネ提案ソフトとしては、2008年に兵庫県で開発された「うちエコ診断」（図3-3）がある。家庭において有効と考えられる140項目の対策について評価を行い、CO₂削減効果・経費・光熱費削減

額などを動きのある画面でわかりやすく示すされるようになっている。家庭ごとに提案内容は異なるが、おおむね3割以上の削減提案がなされ、太陽光発電と組み合わせることで家庭のCO₂排出量を0にすることができる家庭もみられる。

3-5-2. 診断員育成と診断事業

現在、京都市・京都府・滋賀県・高知県・大阪府豊中市・兵庫県・山口県・静岡県等で、家庭向けの省エネ診断を行う講座を受講した診断員が育成され、実際に診断を行っている。地域ごとに模索がなされているのが特徴で、各地のノウハウを結びつけることで省エネコンシェルジュ制度の基本型を構築できると考えられる。

こうした省エネ診断については地域の特性があり、また地域で人材育成をしていく必要があるため、地方自治体の果たすべき役割は大きい。

(1) 京都市・京都府 省エネ相談所

これまで約30名の省エネ相談員が育成されており、また京都市内の区役所やイベント会場など年間30カ所で「省エネ相談所」が開設されている。1回15分程度の診断で、年間2,000件程度の診断が行われている。20項目の簡単なエコチェックをしてもらうことを通じて、省エネの相談に乗り、効果的な対策をアドバイスする仕組みになっている。一方的な情報伝達ではなく話に乗ってもらえることから、利用者の満足度も高くなっている。

(2) 兵庫県 うちエコ診断事業

2008年度に行ったパイロット事業では約30名の診断員を養成し、約100件のモニター家庭に対して診断を実施した。この実施後のアンケート結果では75%の家庭が「いままで気づいていなかった分野のCO₂排出が多かった」と回答しており、97%の家庭で「今後の省エネを進める上で役に立った」との回答があった¹⁸⁾。診断を通じて、省エネ行動の転換のみならず、太陽光発電装置の導入などの実績もあがっている。

2010年度には、全国地球温暖化防止活動推進センター（JCCCA）を通じて全国への展開も検討されている。

18) 兵庫県うちエコ診断協議会「兵庫県『うちエコ診断』事業のご紹介」パンフレット。

3-6. 制度導入にあたっての課題

3-6-1. 法律改正の必要性

施策に必要な金額をエネルギー料金に上乗せする仕組みは2009

年11月から始まった太陽光発電余剰電力固定価格買取制度でも導入されているが、これは「エネルギー供給事業者による非化石エネルギー源の利用及び化石エネルギー原料の有効な利用の促進に関する法律（通称：エネルギー供給構造高度化法）」に基づいて実施されており、このときに電気事業法の改正は行われていない。

ただし、「電気事業法」や「ガス事業法」において需要者の省エネ推進が事業項目として位置づけられているわけではなく、省エネコンシェルジュ制度を導入するにあたっては、エネルギー供給事業者の新たな役割についても、法律で明文化することが求められる。

3-6-2. 提案から機器導入への誘導

各地で診断員の模索が続いているが、実際に家庭のCO₂削減対策の導入にまで至る例は少なく、提案や情報提供にとどまっている。

診断を行った各家庭で30～40%程度のCO₂削減を実践するためには、提案された内容が実際に導入されるためのインセンティブ提供（購入補助など）が求められる。また機器更新など、導入に適した時期がある対策については、その時までサポートをしていく必要もある。

3-6-3. 家庭との信頼関係の構築

他人である診断員を自分の家に入れることに対しては抵抗が強く、家屋の状況を調査することは難しい。特に、訪問販売ではないかと疑われると対面することさえも困難となる。現在の日本では、家の中に入れるのは電気屋とガス屋に限られる。

診断や提案にあたって家庭の情報をうまく引き出すことが不可欠であり、適切な信頼関係を構築していく手段が求められる。制度が広く社会的評価を受け、認知されることで改善されることが考えられるが、家庭と応対する技術についてもノウハウを構築することが求められる。

3-6-4. エネルギー供給業者の参画を促す政策

いままでの電力・ガス会社は適正価格・安定供給などが社会的役割とされており、多くのエネルギーを販売することで利益をあげてきた。これが近年、政策としても個人においても省エネや温暖化対策が求められるよう変化してきた。しかし、エネルギー供給業者にとって省エネ対策は販売量を削減することにつながり、ビジネスとして消極的な姿勢をとらざるをえない立場にある。

ただし、省エネに消極的であったとしても、エネルギー消費量が削減に向かうことは避けられず、今までの「販売量で稼ぐ」ビジネスモデルでは頭打ちとなってしまふことには変わりがない。新たなエネルギー関

連のビジネスとして「省エネ分野」があるが、これにエネルギー供給業者が参入するためには、価格制度を変更して誘導する必要がある。

海外では、エネルギー供給業者が省エネ対策をした場合、削減量に応じて利益を認めるほか、販売量の低減を補填する各種制度を導入することにより、エネルギー供給業者に「省エネ」という新たなビジネス分野を提供することが進められている。

具体的には、「分離 (decoupling)」、「修正利益率構造 (modified rate structures)」、「基本料金 (fixed customer charge)」、「損失に基づく収入 (loss-based revenue)」といった手法で「利益率設定 (rate-making)」をすることにより、エネルギー供給業者の持続的なエネルギー効率改善投資 (energy efficiency investment) を促すことが模索されている¹⁹⁾。

ただし、海外で導入が進んできた理由として、上述のような制度に加えて、より効率的な省エネ提案ができるノウハウを維持しなければ他社との競争に勝てないという、電力自由化が進んだ環境がある。需要端の省エネについてノウハウもインセンティブも欠けている日本においてそれを新たな業務として位置づけていくにあたっては少し時間がかかる可能性がある。

3-6-5. 現行の補助制度との関係

現在のエコポイント制度は、国家予算の一般財源を用いて、省エネ型の製品や住宅への補助がされている。ただし、単なる地球温暖化対策だけではなく、買い替え促進を通じた景気対策、テレビ放送のデジタル化対策の意味も含まれた補助となっており、期限を定めた一時的なものである。そのほか、省エネ型給湯器、エコカーなどについても、個別に補助が設定されている。

省エネ機器への補助という観点では、省エネコンシェルジュ制度にペイバック（補助）として含めており、既存の補助制度のうち、地球温暖化対策に関する部分を引き継ぐことができると考えられる。地球温暖化対策は長期にわたるものであり、投資を促すためにも、継続的で安定した制度が求められる。

ただし、地球温暖化対策の補助においては、単に導入促進の目的だけではなく、先進的技術の市場化を促すための補助もある。これについては、省エネコンシェルジュ制度ではマネジメントできない範囲であり、別途推進施策を実施する必要がある。

3-7. 省エネ機器のインセンティブと診断員報酬に関する考察

省エネコンシェルジュ制度の導入にあたっては、消費者のインセン

19) McLean-Conner, P. (2009), Energy Efficiency: Principles and Practices, PennWell, p. 10.

タイプ（診断を受けることでメリットがある）、コンシェルジュのインセンティブ（より多くのCO₂削減導入をすることでメリットがある）、エネルギー供給業者のインセンティブ（効率的にCO₂削減導入を進めることで事業を拡大できる）、をそれぞれ考慮し、お互いにとってWin-Winの関係になることが望ましい。このほかに、家電販売者や、住宅関連企業など、多様な主体が関わることになる。

これらは、ステイクホルダーが集まった協議会で決定し、状況に応じて見直していくことが望ましい。どの機器にいくら補助をするのかについては、政策的に決定することができるが、効率的かつ公平に設定するためには、どのような視点が必要なのか、考察した。

3-7-1. 費用対効果の追求の視点

補助制度のみで温暖化対策を進めていくのであれば、理論上はCO₂削減量あたりの補助額を同じにすることが最も効率的となる。ただし、家庭の行動は、完全な合理性に基づいているわけではない。たとえば公的補助があることに対しては、その金額以上に受け取るメリットを感じていることが知られており、こうした消費者心理を考慮し、幅広い機器への補助設定が求められる。

また、費用対効果が高い対策から導入を促すことは望ましいことであるが、費用対効果の低い対策まで含めて導入が進まないと、大幅なCO₂量の削減を達成することは難しい。診断実施家庭ごとに現状から4割程度のCO₂削減まで積み上げられる程度の対策を実施されるよう、「光熱費削減で初期投資の元がとれにくい」対策に厚く補助をすることも視点として含める必要がある。

3-7-2. 診断を通じない補助の設定

診断には大きな手間がかかるために、全ての家庭の診断を行うために10年かかる想定としている。診断を行わなくても、適切に省エネ型機器を選択することが誘導できるのであれば、既存の家電エコポイント制度と同様に、補助もあわせて行うことが望ましい。

ただしこの場合には、実際にCO₂削減となる確実性が薄くなるため、診断を通じて買換を行った場合に比べて補助額を割り引くことが考えられる。例えば省エネ型テレビであれば、省エネ性能の高い機種が販売されているものの、大型機種に買い替えた場合には、結果的に電気消費量を減らせない場合も出てくる。こうした視点を考慮し、対策により期待される平均的なCO₂削減量から、標準偏差の1.5倍程度を差し引いた値をCO₂削減対策量として設定するなどの割引が考えられる。この場合、太陽光発電装置のように、効果がほぼ確実に出てくる対策については、診

断を通じなくても同じ程度の補助が出てくることになる。

利用状況によって変動する可能性が大きい場合には、診断を通じるほうが、補助額が大きくなり、これがコンシェルジュ制度への申込みをするインセンティブになると考えられる。例えば年間8,400億円の補助のうち、3分の1をコンシェルジュによる診断を通じた追加補助とすると、コンシェルジュ診断を通じた対策により1世帯平均5.6万円の補助が追加されることになり、診断申込みへの大きなインセンティブとなると考えられる。

3-7-3. 省エネ機器の市場ステージの考慮

省エネ機器は、技術開発されてから普及し、旧式市場を淘汰するまで、多様な市場ステージがある。ステージ毎に価格補助をどのように設定すべきか考察するにあたり、省エネ機器の価格、費用対効果、消費者や販売店などステイクホルダーにとってのメリットなどの視点から、整理を行った。

「旧製品を駆逐」している状態では、既存設置機器からの買い替えでCO₂削減にはなるものの、旧機種が市場にないために、補助がなくてもCO₂削減になる。この場合には、補助の意味が薄くなる。この状況では、すでに保有機器ベースで省エネ型が一般的になっていると考えられ、3-7-2. で論じた診断を通じない補助の設定により、補助が自然に0になっていると考えられる。ただし新製品を購入する費用を工面できずに、使い続けている場合などが考えられ、この場合には補助を行って買い替えを促すことも意味がある。低所得層への補助を別途考慮し、診断を通じた補助は有効としておくことも望ましい。

「旧製品を席卷」している状態での有効な施策は、補助ではなく旧型機種の販売停止であると考えられる。トップランナー基準の見直しや、それに応じた補助対象の見直しを通じて、より省エネ型製品の選択を促進することも重要である。

費用対効果を考えた場合には、短期的には「旧機種と対等」な時期に適切な補助を打つことで、促進をすることができると考えられる。ただし、技術改善を通じた新たな省エネ機器の導入を進めるために、「先駆的販売」の段階での補助を通じて、技術の後押しをすることも不可欠である。効率性を重視すると、こうした長期的視点がおろそかになりがちであり、注意が必要である。

表 3-2：省エネ機器の市場ステージ

	市場ステージ				
	開発中	先駆的販売	旧機種と対等	旧機種を席卷	旧機種を駆逐
販売価格	非常に高い	割高	元がとれる	割安	(比較なし)
導入促進にあたっての補助	高い補助が不可欠	購入時期による公平性を考慮した補助が望ましい	あると効果的	あまり効果的でない	必要でない
開発者にとっての補助	○	△	×	×	×
メーカーにとっての補助	△	△	○	○	○
販売者にとっての補助	× (あまり売れない)	△	○	○	○
消費者にとっての補助	× (機器で元が取れない)	△	○	○	○
販売量・補助額 (価格一定の場合)	とても少ない	少ない	多い	とても多い	とても多い

○：メリットが大きい、△：メリットは限定的・一部に限られる、×：あまりメリットはない

3-7-4. コンシェルジュ（診断員）の報酬設定

家庭の効率的な対策が実行に移される診断・提案技術の改善を促す必要があり、CO₂削減対策量に応じて報酬が支払われる仕組みとすることが望ましい。効果の大きな対策は、被診断者にとっても大きなメリットとなるように設定されており、提案がしやすくなると考えられる。ただし、「うちエコ診断」などの診断ツールを使用した場合であっても、恣意的に削減量を多く見積もることも可能であり、診断における誠実性が求められる。

診断からしばらく経過した後に対策が実行される場合もあり、タイムラグも管理しながら報酬が提供できる仕組みが求められる。

また、コンシェルジュ業務での収入が一定担保されることも、質の高いコンシェルジュを確保するためにも不可欠である。

3-8. 排出量取引制度との関連

排出量取引は、温室効果ガスを大量に排出する事業者間での取引に適しており、小規模な排出源にとってはなじみにくい。個々の家庭が直接排出量取引に参加することは、自らの排出量を実感してもらう啓発的意味としては有効であるが、どの対策が効率的・有効であるかといった情報が十分伝わっておらずその判断が困難な現状では、市場に任せても機能しない可能性が高い。時間をかけた概念の周知と、入念な制度設計が必要となると考えられる。

また本稿では、排出量取引制度の対象でない部門には、基本的に炭素税がかかっている前提である。家庭部門へは、個々の製品への炭素税の価格転嫁によって、間接的に影響が行使されていることになる。しかし、間接的な価格転嫁だけでは、インセンティブの効果が弱い。

こうした視点から、家庭部門での地球温暖化対策施策として、エネルギー需要者での効率改善支援制度を導入することで、施策をより網羅的なものとすることができる。

また、当面の排出量取引の対象外となるような小規模な事業所に対しても、適切な情報と誘導施策がネックとなっている現状をかんがみると、家庭部門と同様の仕組みを導入することが有効であると考えられる。

第4章 業務部門の温室効果ガス削減対策・ 政策：イギリスCRCと東京都排出 量取引制度の比較と発展性¹⁾

1) 京都大学大学院経済学
研究科研究員・東愛子

4-1. はじめに

我が国の業務部門（商業・サービス・事業所など）の2006年度CO₂排出量は、間接排出ベースで2億2900万tCO₂であり、総排出量の18%（内、10%は電力由来）を占める。特筆すべきは、これが1990年排出量に対して39.5%の増加率を記している点である。産業部門の排出量が4.6%減少していることに鑑みると業務部門は対策の急がれる部門であると言えよう。

1章で論じられたCO₂削減政策提案の枠組みは、エネルギー転換部門・炭素集約的な産業部門に対して排出量取引を導入し、その対象外となる部門に対して炭素税を課すことによって、国全体を網羅する仕組みになっている。すなわち、本章で分析対象とする業務・公共部門は、炭素税が課せられていることが前提である。その前提の上で、本章は、業務部門のCO₂削減を刺激するために、この部門に対してどのような追加的・補完的な政策が必要、もしくは可能であるかを検討する。

検討に際して、本章は排出量取引制度の導入を軸に置く。既に、業務部門のエネルギー効率の向上、CO₂削減を目的とした排出量取引制度が、2010年4月から東京都とイギリスで導入されることが決まっている。両制度は、この部門に対して法的拘束力を持つCO₂削減目標を課した初の取り組みとして注目されるものであるが、その制度設計において大きく性格を異にするものである。従って、本章ではまず、両制度の内容を精査し、制度設計上の相違点が、政策の効果や効率性に与える影響を比較検討する。この比較検討を踏まえたうえで、我が国の業務部門におけるCO₂削減政策の発展性を考えることにしたい。

以下第4-2節ではイギリスの業務・公共部門政策について述べる。特に、イギリスが業務・公共部門を対象とした排出量取引の導入に至った背景を示し、業務・公共部門の補完政策の必要性について検討すると共に、排出量取引制度の制度設計内容について主要な特色を述べる。第4-3節においては、東京都の排出量取引制度について同様に検討する。第4-4節においては、4-2節・4-3節で得られた知見を比較検討し、排出量取引の制度設計がその効果・効率性に与える影響や、業務・公共部門

固有の問題に対する必要策を考える。以上の分析を踏まえ、第4-5節では我が国の業務部門に対する排出量取引制度の発展性について述べる。

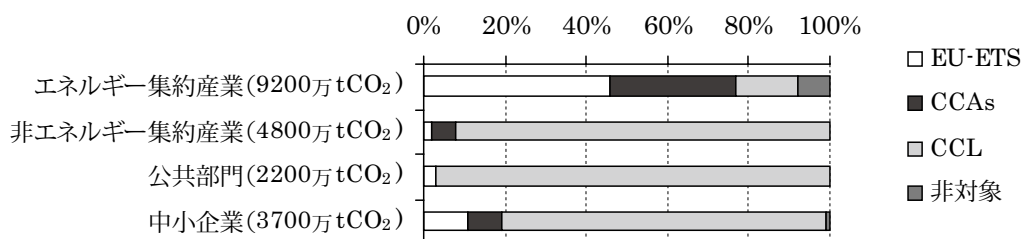
4-2. イギリスの業務・公共部門対策：CRCにおける排出量取引

4-2-1. 排出量取引の導入背景：補完政策の必要性

イギリスは2010年4月より、業務・公共部門に対して明確なCO₂削減義務（Carbon Reduction Commitment、炭素削減公約、以下CRC）を課し、その下で排出量取引制度を導入する。

イギリスでは2001年より気候変動税（CCL）が導入されており、かつ、エネルギー転換部門や炭素集約的な産業部門はEU域内排出量取引制度（EU ETS）の対象となっている。政府とエネルギー集約型産業の間では気候変動協定（CCAs）が締結され、事業者が自主的に設定する削減目標を達成した場合は、CCLの80% 減税措置が採られる。

図 4-1：産業・業務・公共部門に対する既存政策のカバー率



（出所）Carbon Trust（2005）より筆者作成。

図4-1は産業・業務・公共部門に対する既存3政策のカバー比率を示したものである。括弧内は、2002年度における各部門のCO₂排出量を間接排出ベース（電力由来を含む）で表わしている。既存政策でカバーされている排出量総計は1億9,000万tCO₂になる。非エネルギー集約型産業や公共部門は、ほとんどEU ETSやCCAsの対象とはなっておらず、CCLのみでカバーされている²⁾。従って、新たに導入されるCRCおよび、この下での排出量取引制度は、既存のCCLやエネルギー集約産業に対するEU ETS・CCAsを補完する位置づけにある。

CRCを導入するに至った背景としては、EU ETSの第3期以降の制度変更も要因として挙げられる。EU ETS第1期、第2期では、国別に各部門の削減計画（National Allocation Plan）を策定していた。それが第3期以降は欧州委員会が各国の排出枠を決定する役割を担うと共に、制度運営の効率化を図るため大規模排出源に対象が絞られる予定である。イ

2) 非エネルギー集約産業には、自動車製造業、電子部品・電子機器製造業、機械器具製造業、プラスチック製品製造業、印刷業、繊維工業、小売業、卸売業、宿泊業、飲食業、建設・不動産業が含まれる。また、公共部門とは、官公庁などの行政部門、大学・学校等の教育部門、病院等の医療福祉サービス部門の総括であり、日本においては、民生業務部門に内包される。

ギリスでは2020年までに温室効果ガスを1990年比34%削減、2050年までに80%削減する中長期削減目標を掲げており、この目標を達成するためには、EU ETSの対象から外れる部門に対してもCO₂削減政策を追加し、既存政策を補完する必要があると考えられたのである。2008年11月に制定された気候変動法では、EU ETS対象外の各部門に対して排出量取引制度を導入する規定が盛り込まれ、業務・公共部門に対するCRC導入の法的基盤が整った（浅岡、2009）。

ではなぜ、業務・公共部門に対して、直接的な削減目標を課す補完政策（CRC）を導入する必要があるのだろうか。既述したように、エネルギー転換部門や産業部門はEU ETSでカバーされており、業務・公共部門はCCLが課せられている。EU ETSの直接対象である電力会社はその削減費用を電力価格に転嫁すれば、EU ETSはエネルギーコストの上昇を通じて間接的に、業務・公共部門のエネルギー使用量の削減を促すことになるだろう。つまり、業務・公共部門は既に、EU ETSとCCLを通じて、2重のエネルギーコスト上昇に直面しているのである。一般的に、省エネ投資コストをエネルギーコストの削減によって回収できるか否かのコスト・ベネフィット評価が良好であれば、省エネ投資は刺激される。Carbon Trust（2005）は、CCLを100%負担し、さらに電力会社がEU ETSにおける削減費用の50%を価格転嫁すると想定した場合、業務・公共部門の直面する電力価格は2010年に1.07ペンス/kWh、2020年に1.28ペンス/kWh上昇すると試算している。一方で、CBI（2007）の限界削減費用推計によれば、ボイラーの転換、ビルの省エネ対策、電灯設備の省エネ転換等はマイナスの限界削減費用であることが示されている。両者の結果は、業務・公共部門における省エネのコスト・ベネフィット評価が良好であることを意味する。すなわち、本来は、CCLおよびEU ETSによって、業務・公共部門には省エネに対する十分なインセンティブは存在しているはずである。

しかしCarbon Trust（2005）は、業務・公共部門においては、他の要因が、コスト・ベネフィット評価のもたらす省エネ投資のインセンティブを阻害していることを指摘している。表4-1はその阻害要因を示したものである。

表 4-1：業務・公共部門における省エネ投資の阻害要因

推進力と障壁	定義	例
①投資インセンティブの分割	省エネ投資のベネフィットを阻む市場構造の問題	テナントと所有者の関係
②削減行動のインセンティブ・モチベーション	組織内でエネ効率改善の投資に関するモチベーションや認識が異なること。	省エネ投資に対する優先順位が低いこと。 省エネポテンシャルが認識されていないこと。 省エネによるコスト削減幅が、人件費削減や生産機器再配置などの意思決定よりも小さいこと。

（出所）Carbon Trust（2005）より筆者作成。

阻害要因の第1に挙げられるのが、①投資インセンティブの分割である。ここには、省エネ投資とエネルギー使用の主体が異なることが含まれる。これはビルの所有者と実際にエネルギーを使用するテナントとの関係において往々に見られるものである。例えば、ビルの所有者が建物全体のエネルギー効率を上げるように投資を行ったとしても、運用面において省エネが意識されなければエネルギー使用量は増加し、投資効果は十分に発揮されない。逆の場合も同様である。すなわち、建物の所有者と運用者の省エネに対する利害・認識を一致させることが、業務・公共部門の省エネ促進には必要とされるのである。また、投資回収年限や年間の予算制約も、複数年にまたがる省エネ投資を妨げていると考えられる。

阻害要因の第2としては、②削減行動やモチベーションの低さが挙げられる。これは、業務・公共部門は他部門と比較して、事業費に占めるエネルギーコストの比率が小さいことが影響を与えていると考えられる。既に述べたように、業務・公共部門の省エネ投資収益率は、他の資本投資と比しても十分に高いと考えられる。しかしながら、事業費に占めるエネルギーコストの比率が小さいがゆえに、事業費に大きな比率を占める人件費等の削減が組織内で優先され、省エネのポテンシャルや収益率が認識されず、投資が後手に回ってきたきらいがある。

以上に挙げた理由から、イギリスにおいては、業務・公共部門に対しても明確な排出目標を課し、運用面における省エネ意識や、組織内の省エネ順位・認識を即効的に高める必要があると考えられた。これが、イギリスが業務・公共部門に明確なCO₂削減義務、すなわちCRCを課し、排出量取引を導入するに至った理由である。

4-2-2. 排出量取引の制度方式

イギリスのCRCは、事業者エネルギー使用量の管理を義務付け、キャップ&トレード方式の排出量取引を導入することによって、業務・公共部門のエネルギー効率性改善を促す制度である。

キャップ&トレード方式の排出量取引では、規制当局が対象部門全体に許容される年間排出量上限（キャップ）を設定し、それが排出枠総量として発行される。発行された排出枠は初期配分方法に基づいて各排出源に配分される。一般的にはキャップを一定に保つために、新規参入者に対する排出枠を取り置き、残りの排出枠を既存排出源に配分する措置が採られる。ただし、CRCにおける排出量取引では、後述するように排出枠が全量オークションで配分されるため、新規参入者に対する取り置きは必要ない。実際の排出量が排出枠配分量以下となる排出源は余剰排出枠を販売し、逆に、排出量が配分量を上回る排出源は排出枠を購入することになるが、この売買を通して、取引者間の限界削減費用は均等化

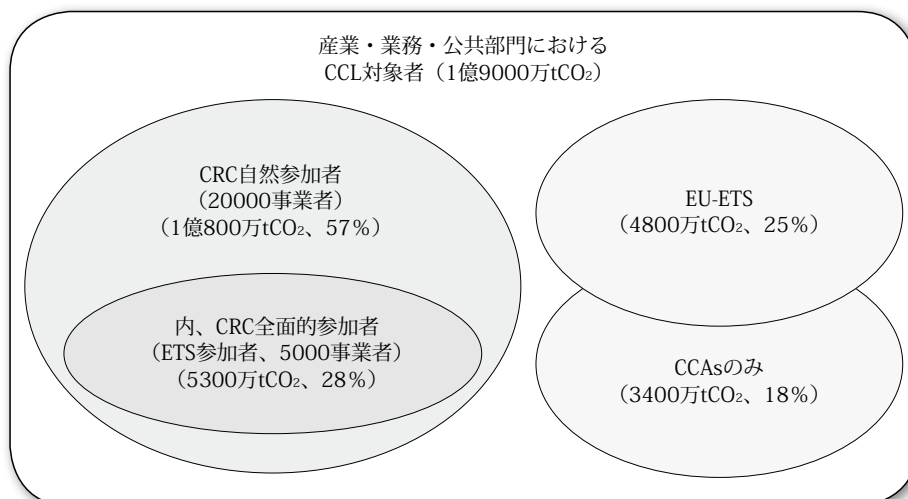
し、最小コストで排出目標を達成することができる。すなわちキャップ & トレード型の排出量取引は、排出総量一定による政策効果の確実性と、限界削減費用均等化によるコスト効率性の2つが同時に満たされる点で、他の環境政策手法に対して優位な手法である。

キャップ& トレード方式の排出量取引制度設計において規制当局の担う重要な役割は、対象部門のキャップ設定と初期配分方法の決定にある。これは、どのような排出目標を、誰に、どのように課すかの問題である。以下では、イギリスCRC における排出量取引の対象範囲の特定問題と初期配分方法について検討する。

4-2-3. 排出量取引の対象

イギリスCRCの対象は業務・公共部門の事業者である。図4-1 に示したように、イギリスの産業・業務・公共部門において、CCLでカバーされる2002年度排出量総計は1億9,000万tCO₂である。このうち、EU ETS対象者やエネルギー使用量の25%以上が気候変動協定 (CCAs) でカバーされている事業者はCRC の対象外となる。従って、現在CCLのみでカバーされている約1億800万tCO₂がCRC 対象の排出量となる見込みである。これは産業・業務・公共部門排出量の57%、イギリス総排出量の20%をカバーする。図4-2は、CCL対象者のうちCRCの対象となる内訳を示したものである。

図 4-2 : CRCの対象



(出所) Carbon Trust (2005)、DECC (2009c) より筆者作成

CRC の下では、排出量取引制度が導入される。ここで重要な点は、事業者のうち、誰が明確な排出削減義務を負い、排出量取引に参加しなければならないかという、排出量取引の対象者と対象範囲の特定である。排出量取引参加者の特定は、基準認定年 (qualification period) の電力

使用量を基に行われる。CRCでは第1フェーズが2010年4月から2013年3月までの3年間、第2フェーズが2013年以降に設定されている。

第1フェーズの基準認定年は2008年である。全事業者に2008年度年間電力使用量の報告義務が課せられており、事業者はこのデータに基づき、CRCへの「全面的参加者」と「自然参加者」に区分される。「全面的参加者」とは、2008年電力使用量が6,000MWh以上の電力料金を支払う事業者である。全面的参加者には、年間エネルギー使用量の報告義務が課せられ、さらに、その使用エネルギーから発生するCO₂排出量に一致する許可証の提出が義務づけられる。一方で「自然参加者」とは、2008年電力使用量が6,000MWh未満の事業者を指す。自然参加者には年間エネルギー使用量の報告義務が課せられるが、許可証の提出義務はない。すなわち、2008年電力使用量が6,000MWh以上という対象規模要件を満たす事業者が、排出削減義務を負い、排出量取引の参加者となるのである。CRC自然参加者は20,000事業者であるが、このうち排出目標を負う全面的参加者は5,000事業者程度と見込まれている。これは、産業・業務・公共部門排出量の約28%を対象とすることになる。

このように電力使用量を認定基準に用いるため、イギリスでは電力供給者に対しても、各ユーザーの電力消費量・契約者名・住所・電力料金情報を政府と需要者双方に提供することが義務付けられている。

使用電力量の報告は、事業者グループの親組織が一括して行うことになっている。下部組織は電力供給者から提供された自身の電力使用量やCO₂排出量を親組織に報告し、親組織は全ての組織の電力使用量を一括して政府に報告する。政府は事業者からの報告とエネルギー供給者からの報告量をクロスチェックすることが可能であり、排出目標を負う事業者の特定作業を簡便化し、行政コストの抑制を図る仕組みとなっている。

このように、CRCは事業者を対象とするため、下部事業所もグループ組織の一部に組み込まれる。すなわち、年間電力使用量が6,000MWh以下である組織もグループ組織の一員として排出目標を負う可能性がある。よって、排出量取引の対象となるか否かを判断するためには、全ての組織がその属する組織構造を把握しなければならないのである。組織構造の一例としては、フランチャイズ本部とフランチャイズ加盟店、行政機関と学校、大学組織などの関係が想定される。

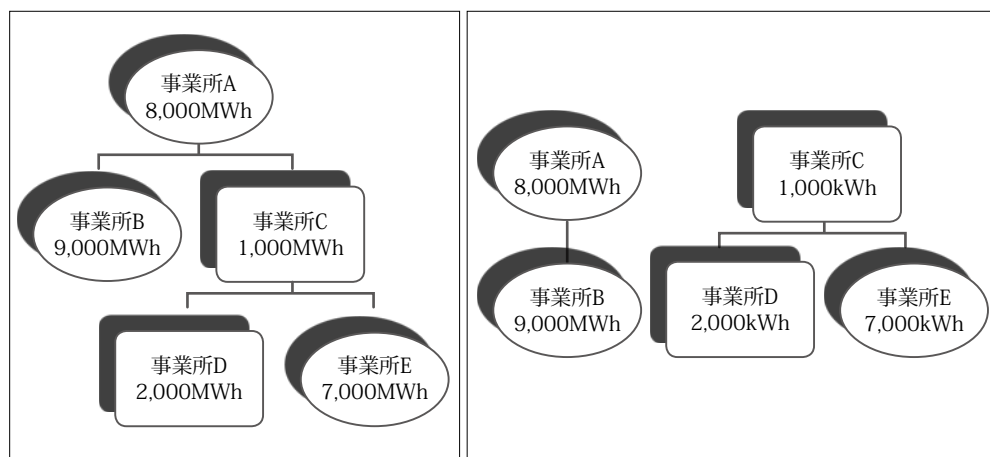
例えば図4-3左に示すような、事業所AからEで構成される事業者グループを考える。この組織は事業所Aの下で、事業所B、Cが存在する。事業所Bは下部組織を持たないが、事業所Cはさらにその下に、事業所D・Eを保有する。仮に事業所単位で排出量取引の参加資格が決定されるとすれば、年間電力使用量が6,000MWh以下である事業所C・Dは対象から外れる。しかし、CRCの場合、事業者レベルで規模

要件が適用されるため、事業所C・Dも対象として組み込まれ、対象範囲は拡大する。

このように、年間電力使用量が6,000MWh以上の対象規模要件を満たし、子会社組織を持たない単一の事業所、もしくは親組織と下部組織を含めた一定のグループ組織を、CRCでは重要事業者グループ (Significant Group Undertakings、以下SGU) と呼ぶ。図4-3左は、事業所AからEまでが一つのSGUを形成し、排出量取引の対象となることを意味している。SGU最上位に位置する事業所Aには、SGU全体のエネルギー使用量やCO₂排出量を政府に報告する義務が課される。

しかしながら、あまりに多くの事業所が一つのSGUを形成する場合、エネルギー使用量の把握および排出量の算定・報告に大きな負担が生じることや、下部組織に十分な削減インセンティブがもたらされないという問題が生じる。そこで、CRCでは一つの事業者グループが複数のSGUを形成することを認めている。例えば図4-3左では事業所AからEまでの一つの事業者グループが一つのSGUを形成していたが、これを、図4-3右のようにA-B、C-D-Eの二つに分割し、各SGUが別個に排出目標を負うことも可能である。但し、複数子会社のみでSGUを形成することはできない。具体的には、事業所D・Eは総計すると対象規模要件を満たすが、双方ともに子会社組織であるがゆえに、独立したSGUを形成することはできないのである。

図 4-3 : SGUの設定



(出所) DECC (2009a) より筆者作成

4-2-4. 排出量取引の規定：オークションとオークション収入の全額還付

CRCの第1フェーズ（導入フェーズ）は2010年から2012年の3年間である。図4-4は、CRC全面的参加者の第1フェーズのタイムスケジュール

ルを示したものである。まず、2008年度電力使用量が6,000MWh 以上の対象規模要件を満たす事業者は、2010年4月から9月の間に、組織構造や電力使用量について登録する義務が発生する。また、2010年4月より2011年3月までの年間エネルギー使用量とCO₂排出量について、モニタリングの義務が課せられる。1年目終了後の2011年4月から6月までの間には、それらを報告しなければならない。報告すべきエネルギー使用量には、電力の他にガスの使用量も含まれる。同時に、年間CO₂排出量に等しい排出枠の引き渡しをする必要がある。

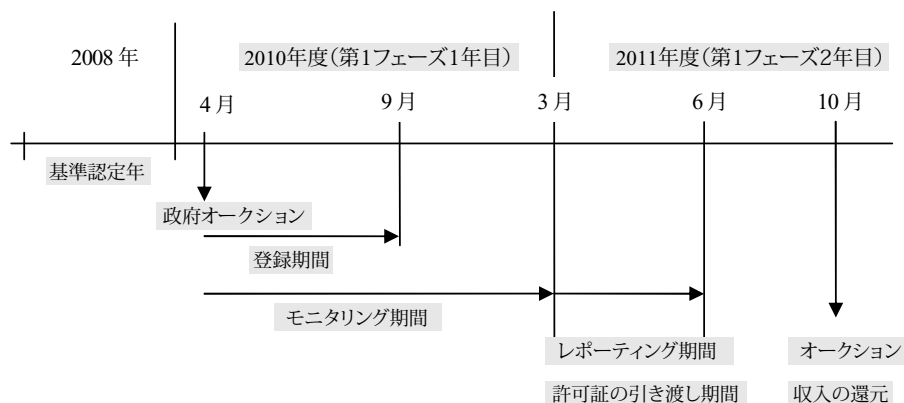
排出枠は各年度期首の4月に政府からオークションで発行され、参加者は年間排出予測量を購入する。第1フェーズは、事業者が排出量取引のスキームに慣れるとともに、政府がCRC 参加事業者数や排出量を把握する期間として位置づけられており、総オークション量に制限がなく、排出枠は固定価格（12 £/tCO₂）で販売される³⁾。オークション以外の排出枠調達手段としては、セカンダリーマーケットやEU ETS市場からのセーフティバルブを通じた購入がある⁴⁾。

2013年以降の第2フェーズは、対象部門に対する排出許可総量が固定される「キャップ設定フェーズ」となる。排出許可総量であるオークション総量については、第1フェーズの排出動向や対象部門に見込まれる削減量を精査した上で、気候変動委員会が決定する。すなわち、CRCでは第2フェーズ以降に、完全なキャップ&トレード方式の排出量取引制度が実施されることになる。このCRC導入によって、2015年までに1.5MtCO₂/年（全面的参加者排出量の-3%）、2020年までに3.6MtCO₂/年（-7%）の削減が見込まれている。

3) すなわち、CRC第1フェーズはキャップ&トレード型の排出量取引ではない。第1フェーズはオークション総量（キャップ）に制限がないため、第2フェーズ以降へ許可証のバンキングは認められない。

4) セーフティバルブを通して排出枠を購入する場合、参加者は政府に対して必要量の発行を依頼し、金額をデポジットする。政府はEU ETS から依頼量を調達し、実際の排出枠価格に基づいて追加支払の要求や返金を行う。但し、価格は12 £/tCO₂を下回らないように設定される。EU ETS からCRCにおける排出量取引市場に回った排出枠については、削減量の整合性を保つためにEU ETS から抹消される。

図 4-4 : CRC第1フェーズのタイムスケジュール



(出所) DECC (2009b) より筆者作成

オークション収入は参加者の削減成績に基づいて全額還付される。成績は①排出削減の絶対量、② CRC導入以前の排出削減量、③削減量の増加率、の3指標に基づきランキングされ、その結果が公表される。②

は早期対策の有無を評価に組み込むための指標であり、③は企業の成長率を考慮するための指標である。第1フェーズの1年目は②によってランキングが行われるが、2年目以降この比率は低下し、絶対量での削減量が重視される。第2フェーズでは②は完全に使用されない。オークション収入の還付はランキングに基づいて行われ、成績の上位順に還付ボーナスが付与される。従って、平均以上に削減を行った参加者はオークション支出が少なくなり財政負担が軽減されると共に、還元ボーナスを受け取ることができるため、2重のベネフィットとなるわけである。

4-3. 東京都排出量取引制度

4-3-1. 排出量取引制度の導入背景

東京都では、2000年12月に「都民の健康と安全を確保する環境に関する条例」（以下、「環境確保条例」という）が施行された。これに基づき「地球温暖化対策計画書制度」が創設され、2002年4月に第1次の施行が始まっている。第1次は、排出量報告と自主的削減目標の設定を促すものであった。「環境確保条例」は2005年に改正され、「地球温暖化計画書制度」の強化が図られるとともに、都の指導・助言、評価・公表の仕組みが導入された。ここまでの改正において、東京都では計画的に温室効果ガス削減の実施を進める法的基盤が整備された。さらに2008年の「環境確保条例」改正では、対策の実施を求める制度からさらにステップアップし、対象者の削減結果を確実に求めることに重点が置かれるものとなった。この結果、2010年度より排出削減義務を課した排出量取引の導入されることとなったのである。

4-3-2. 排出量取引の制度方式

2010年4月より導入される「温室効果ガス排出総量削減義務と排出量取引制度」は、我が国初の法的拘束力を持った温室効果ガスの削減政策として注目される。しかしながら東京都の排出量取引は、EU ETSやCRCにおけるキャップ&トレード方式の排出量取引とは性格を異にするものである。

最大の相違点は、対象部門全体ではなく、各対象排出源に対して排出許可量が設定される点にある。東京都ではこれを「排出可能上限量」と呼ぶ。このように、各排出源に対して設定される排出可能上限量は、ベースラインに相当するものである。

ベースラインを設定する手法の代表例としては、京都メカニズムの一つであるCDMが挙げられる。CDMにおけるベースラインとは、削減プ

プロジェクトがなかった場合の仮想排出量を意味する。排出源は削減プロジェクトを実施し、排出量がベースラインを下回った場合、その差分が取引可能なクレジットとして認証される。

これに対し、東京都の「排出可能上限量」は、過去の排出実績に一定の削減率を乗じた値を採用する。この点で、CDMにおけるベースラインとは区別が必要である。また、各排出源の「排出可能上限量」総計は、対象部門に対する総排出許可量（キャップ）に相当するものと考えることができる。すなわち、各排出源の排出許可量を積み上げてキャップを設定する方式といえよう。従って本稿では、EU ETSやCRCにおけるキャップ&トレード方式の排出量取引や、CDMに代表されるベースライン&クレジット方式と明確に区別するために、東京都の排出量取引制度方式を、「ボトムアップ型キャップ&トレード方式」と呼ぶものとする。

4-3-3. 排出量取引の対象

東京都の排出量取引は、燃料、熱・電気使用量が、原油換算で1,500kl以上の事業所を対象とする。まず、前年度のエネルギー使用量が規模要件に該当する事業所は「指定地球温暖化対策事業所」となり、計画書の提出、組織体制の整備、削減目標の設定などの義務を負う。さらに、エネルギー使用量が3カ年連続して1,500kl以上の事業所は、「特定地球温暖化対策事業所」に指定される。2010年度の新制度移行時には、2006年から2008年度の3カ年のエネ使用量が連続して1,500kl以上である事業所が「特定地球温暖化対策事業所」となり、排出総量の削減義務を負う。各事業所は自身の年間エネルギー使用量、温室効果ガス排出量を算定し、登録認証機関の検証を受ける必要がある。東京都の場合、CRCのようにエネルギー供給事業者に対して需要者情報の提出を条例で義務付けてはいない。しかし、事業所がエネルギー使用量の算定を行う際には電力・ガスの使用量を把握する必要がある。従って現在、東京電力や東京ガスは事業所に対してエネルギー使用データの提供を行っている。

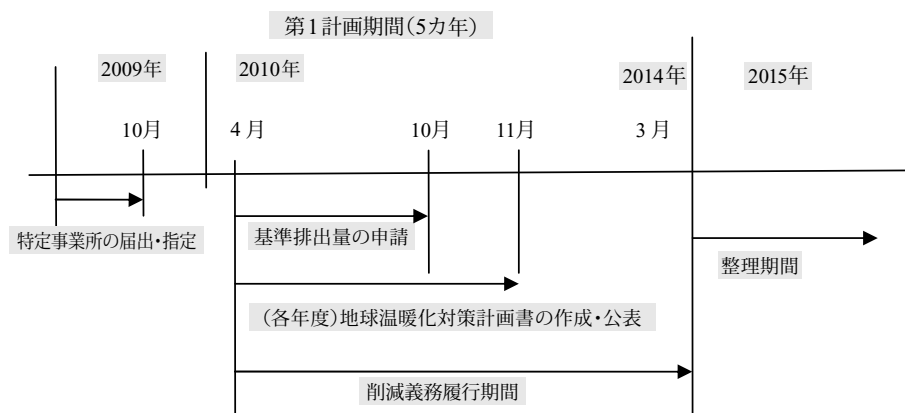
事業所が対象であるため、CRCと比較して対象範囲の設定が容易である。但し、エネルギー供給を受ける地点が同一である場合、もしくは熱供給施設で連結されている事業所は、複数建物を1事業所とみなされる。また、建物や施設が隣接・近接している場合、合計のエネルギー使用量が対象規模要件を超えれば「指定地球温暖化対策事業所」となる。

4-3-4. 排出量取引の規定

東京都の排出量取引では、削減計画期間は5カ年毎に設定されており、第1計画期間は2010年から2014年である。図4-5は、排出総量目標を

負う「特定地球温暖化対策事業所」の第1計画期間のタイムスケジュールを示したものである。

図 4-5：東京都第1計画期間のタイムスケジュール



(出所) 東京都 (2009a) より筆者作成。

「特定地球温暖化対策事業所」はまず、基準排出量を決定する必要がある。第1期間の基準排出量は原則として2002から2007年度間の連続する3カ年度の平均排出量が用いられる⁵⁾。新規排出源も、3カ年連続して対象規模要件を満たせば総量削減義務が発生する⁶⁾。

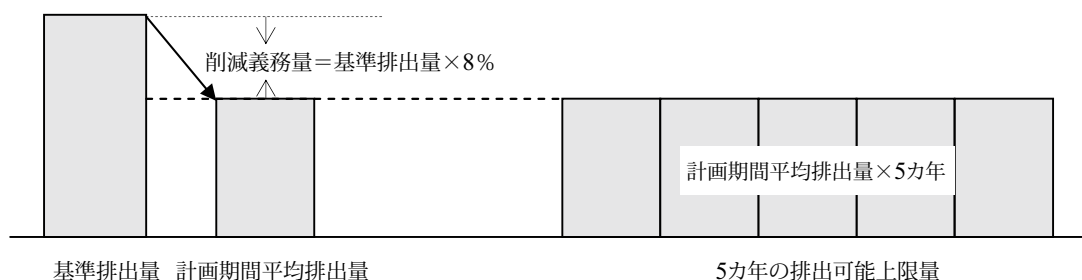
この基準排出量を用いて、各事業所の削減義務量が計算される。図 4-6は、削減義務量と排出可能上限量の決定プロセスを示したものである。削減義務量＝削減義務率×基準排出量であり、第1計画期間の削減義務率は8%である⁷⁾。但し、東京都ではこれまで「地球温暖化計画書制度」に基づき各事業所の計画書制度や対策実施状況についてランク付けが行われており、2002から2007年度の間、既に削減実績のあると認められる事業所や「優良特定地球温暖化対策事業所」として指定を受ける事業所は、削減義務率が1/2もしくは3/4に軽減される。これによって、早期対策が評価される仕組みとなっている。第1計画期間における年間平均排出量＝基準排出量－削減義務量であり、5カ年の排出可能上限量＝平均排出量×5カ年で計算される。

5) 基準年の選定は対象者の自由であるが、その期間の排出量に関しては登録検証機関の検証が必要である。

6) 新規排出源に対しても、基本的には3カ年の平均排出量が基準排出量の算定に用いられるが、この3カ年の運用対策が不十分と判断される場合は、都の定める排出標準原単位に基づいて基準排出量が計算される。これは、基準排出量を過大にするインセンティブを避ける措置である。

7) 一般的なオフィスビルもしくは地域冷暖房施設に対する値。オフィスビルのうち地域連暖房をから供給されるエネルギーが20%以上を占める事業所、またはオフィスビルや地域冷暖房施設以外の工場等の事業所に対する削減義務率は6%。

図 4-6：東京都における排出可能上限量の決定プロセス



(出所) 東京都 (2009a) より筆者作成。

総量削減義務を負う事業所は、計画期間5カ年の排出総量が排出可能上限量以下となるよう、削減義務を履行しなければならない。この履行手段として、①自らの事業所での削減と②排出量取引での削減量調達の2つがある。調達が認められるものには、①超過削減量のほかに、②都内中小クレジット、③再生エネクレジット、④都外クレジットがある。①超過削減量とは、総量削減義務を負う対象者が、削減義務量を超えて削減を行った量を指す。東京都の計画期間は5カ年であるが、計画期間終了前においても、各年度において「削減義務量の一定割合」を超える削減実績を挙げた事業所は超過削減量の売却が可能である。但し、景気動向等で対策によらず大幅な削減を行ったとみなされる事業所が過大な売却益を得ないように、「基準排出量の1/2を超えない量」までしか売却することはできない。

「地球温暖化対策計画書」については、これまでに引き続き事業所に毎年度の作成・提出義務が課せられ、東京都がその内容（削減目標や削減対策の計画・実施状況、削減義務履行状況）を確認するとともに、助言や公表するシステムを採る。

4-4. 業務ETS制度比較： ETSとポリシーミックスの必要性

CRC と東京都における排出量取引は、業務・公共部門に対して法的拘束力を持った削減目標を明示的に課すことによって、確実かつ効率的に削減実績を上げると共に、短期的に省エネに対する認識や投資インセンティブを上げることを目的とした政策である。しかし、前節までで示したように、両者は、制度方式や排出目標の設定方法、対象範囲の設定方法において大きく異なる。本節では、それら制度設計上の相違点が、排出量取引そのものの①効果・②効率性や、③削減インセンティブ・省エネ投資認識の3つの観点に対して与える影響について比較検討を行う。③は4-2-1節で取り上げた業務・公共部門における省エネ投資阻害要因に対して、排出量取引の制度設計がどのような改善効果をもたらすかについて検討するものである。比較検討の結果は、表4-2にまとめて示す。なお、①、②、③の観点においてより効果の高いと思われる手法は表4-2においてハイライトされている。

4-4-1. ETSの効果・効率性に関わる制度設計

CRCと東京都の制度の相違点を一言で言い表すならば、東京都の方が規制色の強い制度と言える。それは、東京都が純粋なキャップ&トレード方式ではなく、各排出源に「排出上限可能量」を設定するボトムアップ

型キャップ&トレード方式を採用し、各排出源の自主削減を優先するがゆえである。ここでは、それを政策効果・効率性の観点から説明する。

まず、排出量取引そのものの「効果」には、制度方式の選択が関わる。制度方式の点では、CRCの採るキャップ&トレード方式の排出量取引は、対象部門のキャップが一定に保たれるため、政策効果の確実性が保障された方式といえる⁸⁾。これに対して、東京都の採るボトムアップ型キャップ&トレード方式は、既存排出源に対する効果は保障されるが、新規排出源が参入すれば総排出量が増加する可能性を無視できない。

また、対象を事業所とするか事業者とするかは、政策のカバー率に関わる。対象を事業所単位とする場合、規模要件を満たすのは大規模事業所のみである。一方、事業者単位では、単独では規模要件を満たさない事業所も対象に組み込むことが可能である。2009年4月の「エネルギー使用の合理化に関する法律」（以下、改正省エネ法）や「地球温暖化対策の推進に関する法律」（以下、温対法）に基づく温室効果ガスの算定・報告・公表制度の改正もこの観点が盛り込まれたものである。改正前の改正省エネ法は、事業所を対象とし、年間エネルギー使用量が原油換算で3,000kl以上の事業所が「第1種エネルギー指定工場」、1,500kl以上の事業所が「第2種エネルギー指定工場」として、エネルギー管理が義務付けられていた。これは実質的に大規模工場や大企業本社ビルなどが対象であり、小規模オフィスやコンビニエンスストアなどは対象外であった。しかし、民生業務部門のエネルギー使用量・温室効果ガスの排出量の増加が全部門の中で顕著であることを受け、この部門の省エネ対策を強化するために2009年度に対象が事業者・フランチャイズチェーン単位に改正されたのである。改正後は年間エネルギー使用量が原油換算で1,500kl以上の事業者が「特定連鎖化事業者」となり、エネルギー使用の中長期計画の策定、定期報告、エネルギー管理統括者・企画推進者の選任が義務付けられる。これに伴い温対法も改正となり、排出量の算定・報告・公表が事業者単位で義務付けられることとなった。この改正の結果、コンビニエンスストアならば30-40店舗程度、ファーストフードでは25店舗程度を保有するフランチャイズチェーンも対象に組み込まれ、民生業務部門における対象者は従来の1割から5割に拡大する見通しである。従って、事業所単位よりも事業者単位の方がより多くの排出量をカバーすることができるという利点を持つ。

8) もちろん、対象部門に対してどの程度のキャップがかけられるかが政策効果を左右することは言うまでもない。CRCの場合、第2フェーズ以降がキャップ設定フェーズであるから、効果の評価に関しては第2フェーズ以降の動向が待たれることになる。

表 4-2：東京都排出量取引とイギリスCRCの比較

制度評価項目	ETS制度内容	CRC	東京都
① 効果	制度方式	キャップ&トレード	ボトムアップ型キャップ&トレード
	対象	事業者 (年間電力使用量6000MWh以上) (電力料金を支払う事業者) 5,000事業者、5,300万tCO ₂	事業所 (燃料・熱・電気使用量1500kl以上) (原則、事業所の所有者) 1,400事業所、1,000万tCO ₂
	削減目標	第1期間：キャップなし 第2期間：キャップあり ・2015年までに150万tCO ₂ /年削減 ・2020年までに360万tCO ₂ /年削減	第1計画期間：基準排出量×-8% 各排出源に対する「排出可能上限量」を設定
② 効率性	排出枠配分方法	全量オークション (各年度期首)	
	排出枠取引方法	全量オークション・セカンダリーマーケット ・セイフティバルブ	相対取引
③ 省エネ投資の認識改善・削減インセンティブ	対象	事業者 (年間電力使用量6,000MWh以上) (電力料金を支払う事業者) 5,000事業者、5,300万tCO ₂	事業所 (燃料・熱・電気使用量1,500kl以上) (原則、事業所の所有者) 1,400事業所、1,000万tCO ₂
	期間	2010年4月開始 第1期間：2010-2012年 (3カ年) 第2期間：2013年以降	2010年4月開始 第1計画期間：2010-2014年(5カ年) 第2計画期間：2015-2019年
	成果の公表・評価	削減成績のランキングを公表 削減成績に基づくオークション収入の還付	「地球温暖化対策計画書」の公表 「優良特定地球温暖化対策事業所」の削減義務率軽減措置
	バンキング	第1期間から第2期間へのバンキングなし	第1期間から第2期間へのバンキングあり

(出所) 筆者作成。

次に、排出量取引の「効率性」の観点ではどうであろうか。ここでいう「効率性」とは、取引者間の限界削減費用が均等化し、対象部門全体の削減コストが最小化されることを意味する。CRCの場合、全ての対象者がオークション市場に参加し、かつセカンダリーマーケットでの排出枠売買が制限なく自由であるため、対象部門全体の中で削減コストの安い順に削減が進み、結果的に効率性は担保される。一方で東京都の場合は、削減量が与えられた削減義務量を下回ってはじめて、それが取引可能な超過削減量として認証される仕組みである。但し、この超過削減量の売却量についても、一定率の制限が設けられている。このような排出枠売り手に対する制限や相対取引である点で、東京都の制度は取引を通じた効率性の達成ではなく、あくまでも自主削減に重点が置かれた規制色の強い制度といえることができる。

4-4-2. 省エネ投資阻害要因と制度設計：建築基準とのポリシーミックス

4-2-1節で述べたように、業務・公共部門では、省エネ投資のコスト・ベネフィット評価が良好であっても、他の要因がそれを阻害していることを示した。その阻害要因は、大きく分けて2つある。第1が、省エネ

認識や投資順位の低さ、第2が省エネ投資主体とエネルギー使用主体が異なる投資インセンティブの分割である。ここではCRCと東京都が、2つの阻害要因を改善すべく、どのような制度設計を行っているか、改めて検討しておきたい。

第1の阻害要因である省エネ認識や投資順位を高めるためには、数値目標の設定・削減対策の評価が必要である。両制度とも、明示的な排出目標を課すことによって、省エネに対する認識を短期的に上げることが意図している。さらに、その取り組みを評価・公表し、削減負荷の軽減や対象者の評判とリンクさせることによって、省エネ投資のインセンティブを高める措置が採られる。CRCでは削減成績がランキング・公表されるとともに、それがオークション収入の還付ボーナスに反映される。従って、対策を講じた企業はオークション支出の軽減と還付ボーナス付与という2重のベネフィットを得ること可能であり、これが削減インセンティブを引き出す制度設計になっている。一方で東京都の場合は、削減履行状況を含めた「地球温暖化対策計画書」が評価・公表されると共に、優れた削減対策を講じていると判断される事業所は削減率が軽減される。

また、早期対策をどのように評価するかも削減を促進する上で重要である。キャップ&トレード方式の排出量取引の場合、排出枠配分方法・中長期的なキャップ量の見通し・バンキングの有無が早期削減を促すかを左右する。CRCの場合は、全量オークションによって許可証が配分されるため、対策を講じた事業者はオークション支出が少なくなる点で、過去の削減投資が正確に反映されていると言えよう⁹⁾。但し、CRCでは第2フェーズ以降のキャップが決まっていなかったことや、第1フェーズから第2フェーズへの許可証のバンキングが認められていないことから、第1フェーズの間に省エネ投資が刺激されるかは疑問である。

これに対して東京都の場合、過去の排出実績に基づいて削減義務量が決定されるが、過去に削減実績があると認められる事業所は削減率が軽減される措置が採られ、早期対策が反映される仕組みとなっている。また、第1計画期間から第2計画期間への許可証のバンキングが可能であることや、各期間が5年という長いスパンになっているため、複数年にわたる省エネ投資に対しても投資インセンティブを持たせる設計がなされていると評価できる。

加えて、対象を事業者とするか事業所とするかは、グループ組織内の省エネへの投資優先順位に対して影響を与える。事業者を対象とすることは、政策のカバー率を高める上で重要であることは先に述べたが、さらに組織全体で省エネ投資の優先順位を上げるためにも、事業者を対象に設定することには意義がある。しかし、執行面から考えると、事業者

9) 許可証配分方法としては、グランドファザリング手法とオークション手法がある。グランドファザリングの場合、過去排出量が一定率保障される点や基準年の設定によっては過去の削減投資が反映されず、早期に削減対策を採った企業に対する不平等が生じる点が問題となる。

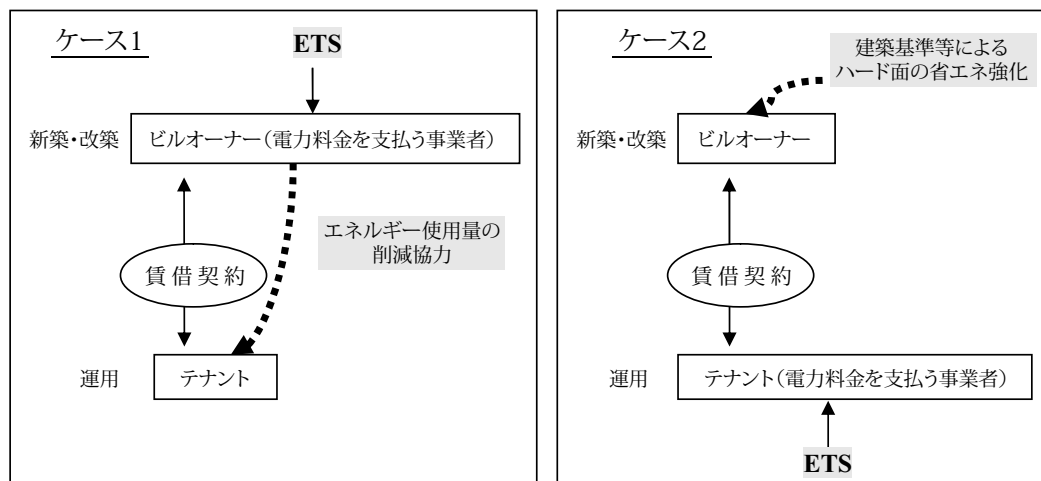
単位とすることは対象範囲の把握が猥雑になり、対象範囲や排出量を正確性に捉えることができるかという規制者側の問題が生じる。CRCの場合、規模要件を電力のみに絞り、電力会社にもデータ提出義務を課すことによって、データの正確性や対象範囲設定の猥雑性を避ける仕組みとなっている。また、対象者側からすれば、事業所単位の方がエネルギーを使用する単位で削減行動が評価されるため、省エネ投資に対するインセンティブが大きいという利点がある。CRCが、SGU 単位でCRC 参加を認める措置をとった理由は、できるだけ各事業所の削減活動と評価を直結することによって、子会社組織の削減インセンティブを高める意図があるからである。したがって、情報の正確性やエネルギー使用サイトごとの削減の削減インセンティブを高める上では、事業所単位の制度設計の方が効果的である。

残る問題は、省エネ投資阻害要因の第2に挙げられる「投資インセンティブの分割」を、ETS導入によってどのように解消するかである。率直に言えば、ETS導入のみでこの問題に対処することは難しい。ここでは一例として、ビルオーナーとテナントとの関係を挙げる。東京都の場合、事業所を対象とするため、基本的にはビルオーナー側に総量削減義務が発生する。CRCでは電力供給契約を結び電力料金を支払う事業者がETSの対象となるため、それによってどちらが排出削減義務を負うかが異なる。従ってここでは、ケース1：ビルオーナーがETSの対象となる場合、ケース2：テナントがETS対象となる場合、に区分し、それぞれのケースにおいて「投資インセンティブの分割」の解消措置がどのように採られているか、また、ETSを補完する政策ミックスの必要性について考える。

まず図4-7左は、ケース1（ビルオーナーがETS対象）について表わしたものである。この場合、実際にエネルギーを使用するテナントに対しては省エネのインセンティブがなく、ビルオーナーはテナントのエネルギー消費量をコントロールすることができない。従って、運用面の省エネ促進には、ビルオーナーの削減履行に対してテナントの協力が必要である。東京都においては、延床面積が5,000㎡以上もしくは年間電力使用量が600万kWh以上のテナント事業者は「特定テナント」に指定され、ビルオーナーに「特定テナント等地球温暖化対策計画書」を提出し削減履行に協力する義務が発生する。CRCの場合は、テナントの協力を要請するものの、計画書等の提出義務等はなく、省エネコストやベネフィットの分配については個々の賃借契約に一任される見通しである（DECC、2009a）。

次に、図4-7右は、ケース2（テナントがETS対象）となる場合を表わしたものである。この場合、ETSはエネルギー運用面を対象とし、建物そ

図 4-7：投資インセンティブの分割に対する必要措置



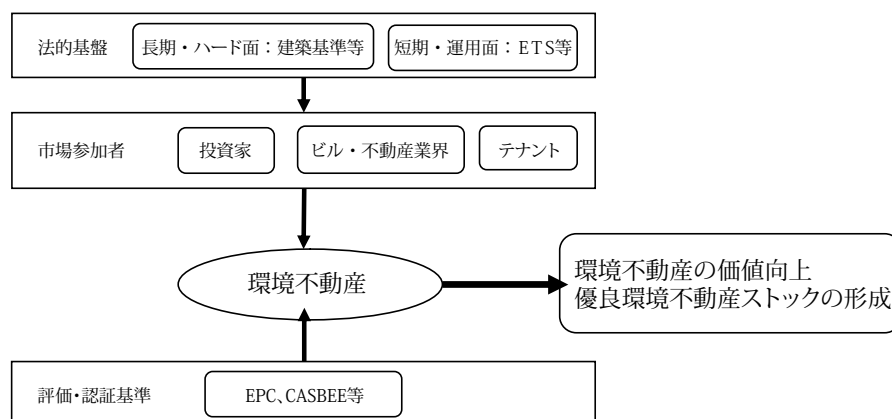
(出所) 筆者作成。

のもののエネルギー効率性改善を法的に義務付けるものではない。また、建築物のライフサイクルが30年から50年であることから考えると、ビルの省エネを促進するためには、運用面における施策に加えて、ビルの新築・改修・設備更新等のハード面における省エネを包括的に推進するシステムが必要である。

そのシステムとして着目されるのが、環境不動産（グリーンビル、サステイナブルビル）をめぐる動きである。これは、建築物に係る法律の省エネ関連項目の強化や、不動産の環境評価指標を整備し、この連携をもって建物の省エネルギー・省資源化を重要視した環境不動産市場の形成促進を図るものである。図4-8は、環境不動産価値を市場で評価する仕組みを示している。

例えばEUにおいては、2003年1月に「建築物のエネルギー性能に係る欧州指令」が出され、これを受ける形でイギリスは2006年4月に建築基準法の改正を行った。ここで法律のパートF：換気、パートL：省燃料・省電力部分が改正され、全建築物のエネルギーパフォーマンスの計算手法やそれに基づくCO₂排出量計算について、住居・非住居、新築・既築別に設定している。さらに、新規建築物に関しては、最低エネルギー基準を満たすことが義務付けられている。イギリスではこの建築基準法改正によって、98万tCO₂の削減を見込んでいる。さらに、2008年10月からは「エネルギー効率パフォーマンス証書」（以下、EPC）の表示が義務付けられている。これは、建築物の購入・売却、及び賃貸借に際し、建築物のエネルギー効率評価証明書の表示を義務付けることによって、建築物のエネルギー効率を売買や賃貸借意思決定の指標に組み込むことを目的としたものである（Communities and Local Government、2008）。2010年導入のCRCによってエネルギー使用の運用面が強化されたことで、

図 4-8：環境不動産価値を市場で評価する仕組み



(出所) 国土交通省 (2009) を筆者加筆修正。

省エネに対する補完的かつ包括的な制度体制が整ったといえる。

我が国では、建築物の省エネ措置に関する規定は、建築基準法ではなく省エネ法に盛り込まれている。省エネ措置の判断基準は、平成11年通商産業省・建設省告示第1号「建築物に係るエネルギーの使用の合理化に関する建築主等及び特定建築物の所有者の判断の基準」(2006年最終改正)による。省エネ法の住宅・建築物に係る措置は、2005年8月の改正によって、延床面積が2000㎡以上の建築物の新築・改修の際には省エネルギー措置(建築物の外壁・窓等の断熱化・空調設備等の効率的利用)の届出や、その維持保全状況を報告することが義務付けられた。また2008年5月の改正では、届出に係る措置が著しく不十分であると判断され改善指示に従わない場合は、指示係数に従うよう命令できる罰則の強化が図られた(2009年4月1日以降適用)。また、延床面積が2,000㎡未満の建築物の新築・増改築に際しても、省エネ措置の届出と維持保全状況の報告の義務が課され、対象が拡大している(2010年4月1日以降適用)。但し、現在ではほとんどの新築ビルにおいて現行省エネ基準を満たしており、中長期的なCO₂削減を考えれば、新規建築物の省エネ性能を高めるために基準の引き上げ強化が必要とされる(経済産業省、2009)¹⁰⁾。しかし、既存建築物の現行省エネ基準達成率は約2割程度に留まっている。したがって、既存建築物の更新・改修のインセンティブを高めるためには、省エネ措置の講じられた建物の不動産価値を正に反映する環境不動産市場の早期構築が求められる。環境不動産市場の形成においては、省エネに対する法的基盤の整備のほかに、建築物の省エネ性能の評価付けが必要である。我が国では、建築物の総合的な環境性能を評価する手法として、2001年から国土交通省主導の下「建築物総合環境性能評価システ

10) 経産省(2009)では、2010年度中に現行基準の3割程度の強化基準の策定を提言している。

ム」(CASBEE)の開発が進められ、その普及が図られている。しかし、現行においてはこの評価・認証が任意である点で、イギリスのEPCに一步後れをとった形であり、この強化が望まれる。

ビル・不動産業界では、オフィスビルの省エネに対する自主的取り組みの指針作りも進められている。2007年に国土交通省と関係業界において構成される「オフィスビルの地球温暖化防止対策検討会」が設置され、2008年6月に日本ビルディング協会連合会が主体となって「ビルエネルギー運用管理ガイドライン」が策定された。ガイドラインはハード面(①設備機器の改修・更新、②設備システムの変更・建物更新時の技術導入)、運用面(設備機器の運用改善)双方の費用対効果を考慮した対策メニューが講じられたものである。具体的には、①高効率機器への更新、②熱回収ヒートポンプの導入、③ボイラー等の空気比調整・空調等立ち上がり運転時間の調整、などが挙げられる。また、テナントとの連携・協働が不可欠であり、テナントの省エネ意識を高めるために、テナント専用部分ごとのエネルギー使用量や省エネの定量評価とデータの提示方法、及び、テナントの省エネ努力が反映される空調・照明コスト負担等を盛り込む契約方式のあり方について今後検討が進められることとなっている(国交省、2007)。

4-5. 業務部門排出量取引制度提案

第1章で述べられたように、本提案ではエネルギー転換部門や炭素集約的な産業部門には直接排出ベースでの排出量取引、その他部門には炭素税が導入されることが前提である。その上で業務部門に対して排出量取引を導入し、直接的に排出目標を課すことは、エネルギー効率改善に対する認識・モチベーション・行動を即効的に変化させる補完政策として重要な意義を持つ点は第4-2節で述べたとおりである。

前節では、業務・公共部門の法的拘束力を持った対策として先行するCRC、東京都排出量取引制度を、効果・効率性や省エネ投資阻害要因に対する対策の面から比較した。本節はその比較分析によって明らかになった両制度の利点・欠点を踏まえて、我が国の業務部門対策の発展性について考えたい。

但し、我が国の業務ETSの導入に当たっては、既に施行されている制度基盤の発展的利用が現実的であると考え。具体的には、改正省エネ法や温対法に基づく「温室効果ガスの算定・報告・公表制度」や、自治体の「地球温暖化対策計画書制度」を発展的に利用することが挙げられる。前者を利用するならば、国主導の全国一律の業務ETSの導入、後者を利用するならば、東京都のように自治体主導の業務ETSを形成することになる。

前節までに省エネ法や「温室効果ガスの算定・報告・公表制度」については説明を加えたので、ここでは自治体の「地球温暖化計画書制度」について触れ、どちらの発展的利用が可能かを考察した上で、我が国の業務ETS制度の提案を行う。

4-5-1. 地域推進計画、地球温暖化計画書制度の現状と課題

2002年の温対法改正により、その第20条には、地方公共団体に対し、温室効果ガスの排出抑制のための計画（地域推進計画）の策定、実施に努めることが求められている。これに基づき、環境省は2005年8月に「地球温暖化対策地域計画策定ガイドライン」を作成・公表し、2007年までにほとんどの都道府県・政令指定都市レベルにおいて、地域推進計画が策定された。2007年3月のガイドライン第3版への改訂においては、排出量算定などの定量評価手法や具体的な対策手法を示すことによって、中小規模レベルの自治体を含め、より実効性のある地域発温暖化対策の実施を促すことが目的とされている。また近年は、「地球温暖化防止条例」を制定し、「地球温暖化計画書制度」（以下、計画書制度）もしくはこれに類する制度を盛り込む自治体が増加している（中口、2007）。2009年度現在、計画書制度を保有する自治体は、29都道府県7政令指定都市である。東京都の排出量取引制度の導入は、この計画書制度に基づいた先駆例である。

では、東京都のように、計画書制の導入から総量義務を課す排出量取引の導入まで至るには、どのようなステップが必要とされるのであろうか。端的に言えば、それには行政側が事業者（所）の取り組みを評価するシステムの構築が必要である。

計画書制度は3段階のレベルで区分できる。まず第1段階は各自治体が対象事業者や事業所の排出量を把握する段階である。ここでは、自治体が温室効果ガス排出量の算定方式や対策計画・報告書の作成方法を定め、対象事業者（所）に温暖化に対する自主的取り組みや削減目標を記載した計画書の提出や排出状況の報告を義務付け、公表が行われる。

第2段階は、自治体が提出されたデータを分析し、評価を行う段階である。分析・評価に基づいて、対象者の削減ポテンシャルを把握すると共に、対象者の削減活動に対する助言や指導を行うこともこの段階に含まれる。さらに第3段階は、ここまで得られた情報を利用し、排出量取引制度の導入等への発展の段階と位置付けられる。

東京都が排出量取引制度の導入までに至った理由は、計画書制度の第2段階、すなわち、集計情報の分析・評価の充実にある。分析・評価は計画書段階と排出報告量段階にそれぞれで実施される。東京都ではまず、2007年8月末までに1,000事業所から提出された計画書制度を5段階で評

価している¹¹⁾。評価の段階で計画策定の不十分な事業所に対しては東京都が指導・助言を行うこと、もしくは立ち入り調査を行うことが条例に定められている。このような分析・評価、さらに情報のフィードバック(指導・助言)のサイクルが整っている点が、東京都の先駆性である。結果、第1次(2007年8月末時点)の計画書評価がA以上の事業所が48%であったのに対し、第2次(2007年12月末時点)の計画書評価ではそれが98%以上に拡大し、削減量も14万tCO₂(25%)増加することとなった。また、業務部門のうちでも、建物の用途別に評価を行うことによって、どの用途におけるどのような対策が必要、もしくは可能かについて特定化が行われている。このように分析・評価・情報のフィードバックまでを条例で定めた計画書制度を有する自治体は少なく、多くの計画書が情報の収集段階に留まっている。第2段階、第3段階へのステップアップには、自治体の情報解析能力の増強や評価のノウハウの普及が必要である。

但し現実には、各自治体が個別に収集データを評価しフィードバックを行うシステムの構築が困難と考えられる。業務ETSの導入によってCO₂削減効果を上げるためには、業務部門のキャップ、もしくは個別排出源の排出上限を設定しなければならない。この設定が削減インセンティブや政策効果そのものを左右する。業務部門の投資意思決定や投資回収年限は、エネルギー転換部門のそれより短いとはいえ、規制当局が削減目標の中長期計画を示し、キャップを段階的に絞ることを表明することは、早期対策の促進に不可欠である。また、東京都における「優良特定地球温暖化対策事業所」の削減義務率軽減措置や、CRCにおけるオークション収入の削減成績に基づいた還付は削減インセンティブを付与する仕組みになっているが、これらの設定には、評価システムの充実が不可欠である。さらに、個別の事情により、総量削減義務を課すことのできない自治体もある。例えば、企業誘致に積極的な自治体にとって、総量削減義務は相反する施策と捉えられ、両立が難しい。このような実情を考えると、自治体の「計画書制度」を利用した地域個別の業務ETSよりも、全国的なETS導入によって地域差をなくし、省エネ法や温対法を利用した一律の評価システムのもとでの業務ETSの導入が望ましいと考える。

したがって本章の提案においては、「温室効果ガスの算定・報告・公表制度」を利用した国主導の業務ETSの構築を前提とする。

4-5-2. 業務ETS提案と留意点

業務ETSの導入は事業所(者)の省エネ促進を意図するものであるから、電熱配分後のエネルギー使用量に基づく排出量(つまり、間接排出ベース排出量)をもとに制度を構築する。制度案としては、東京都型とCRC型の利用が挙げられる。

11) 5段階評価の内容は、AA(目標対策の削減率が5%以上)、A+(目標対策の削減率が2%以上)、A(基本計画を全て計画化)、B(基本対策不十分、運用対策のみ)、およびC(基本対策不十分、運用対策なし)とされる(東京都、2009b)。

まず第1案は、東京都型を採る場合とする。これは、省エネ法の第1種・第2種エネルギー管理工場の指定を受ける業務部門事業所を対象とする、ボトムアップ型キャップ&トレード方式のETSである。この場合、業務部門事業所数の約1割をしめる大規模排出源をカバーする制度となる。ボトムアップ型の場合、各排出源の基準排出量を決定する必要があるが、この決定には2006年4月から施行された「温室効果ガスの算定・報告・公表制度」で得られた排出実績を用いる。例えば2012年の制度開始を目指すならば、2006年度から2010年度の5年間の平均排出量を基準排出量とし、基準排出量×削減義務率を各排出源に対する削減義務量として与える。この削減義務量を上回る削減を行った場合、それが取引可能な排出枠として認証されることになる。期間は複数年にわたる省エネ投資を刺激するために5カ年とする。早期対策を正当に評価するため、第1期間においては、業務ETS導入以前、すなわち2006年から2010年において省エネの早期対策が講じられたと認められる事業所に関しては、削減義務率を軽減する措置を採る。

このような東京都型は、これまでの省エネ法や温対法によって事業所単位でのエネルギー使用量やCO₂排出量情報の蓄積があることや、2010年以降の改正省エネ法においても第1種・第2種エネルギー管理指定工場の指定が残る点からみても、我が国においては最も現実的な制度方式であると考えられる。但し、前節で述べたように、ボトムアップ型キャップ&トレード方式は、対象部門の排出総量が一定に保てないことに加え、排出枠の売り手への制限や事後清算方式によって取引量や取引機会が減少してしまう欠点を持つ。すなわち、ボトムアップ型キャップ&トレード方式は、ETS本来の効果・効率性の達成を保障するものではなく、むしろ直接規制に近い手段である。しかし、業務ETSをあくまでも炭素集約産業やエネルギー転換部門のETSを補完し、自主削減に重点を置く制度として位置付けるならば、既存法的基盤を利用しやすいボトムアップ型キャップ&トレード方式の導入が現実的である。

第2案としては、ボトムアップ型キャップ&トレード方式の欠点を解消すべく、同じく第1種・第2種エネルギー管理指定工場の指定を受ける事業所を対象としたキャップ&トレード方式の業務ETSの導入を挙げる。第1案同様導入期を2012年とし、各期を5年に設定する。キャップは「温室効果ガスの算定・報告・公表制度」を利用し、対象事業所の排出量実績の総計に、削減率を掛けた量に設定する。各期5年間はキャップ量を一定とする。早期対策を促すため、5年毎にキャップを絞るが、次期への排出枠バンキングを認めるものとする。キャップから新規排出源への採り置き分を差し引いた上で、残りの排出枠を既存排出源に配分する。配分はグラントファザリングもしくはオークションで行う。業務部門は本体ETS

対象部門の価格転嫁によってエネルギーコストの上昇に直面するため、業務ETSの導入が二重負担にならないように制度を設計する必要がある。排出枠がグランドファザリングで無償配分された場合、過去の排出量が一定量保障される点で負担が軽減されている。但し、グランドファザリングを採る場合、業務ETS以前に省エネ措置を講じた事業所の配分量が少なくなるため、不公平が生じる。したがって、2006年から2010年において省エネの早期対策が講じられたと認められる事業所に関しては、配分量を多くする措置が必要である。

このような二重負担問題や早期対策評価の問題を最も明快に解決する手法が、オークションとオークション収入の全額還付の組み合わせである。すなわちCRC型である。CRCの場合、削減インセンティブを付与するという観点から削減成績に基づく還付が行われるため、オークション支出の全額が保障されるわけではないが、対象者の二重負担は解消される。また、早期対策を講じた事業所はオークション支出が減少することから、公正な評価ができる仕組みである。

省エネ法の改正に伴い、2010年以降は事業者単位で温室効果ガスの算定・報告が義務付けられるが、業務ETSを事業者対象のキャップ&トレード方式とするには、キャップの設定のために数年間の排出量情報の蓄積を待たなければならない。したがって、まず第1種・第2種エネルギー管理指定工場の指定を受ける事業所を対象とした制度を構築した上で、第2期間以降改めてキャップの選定を行い、事業者対象に切り替えることも可能である。事業者を対象とする業務ETSの場合、事業者の5割程度を網羅する制度となる。

ここまで述べてきたように、業務部門ETSの導入は、明示的なCO₂排出目標を課すことによって、省エネの認識・モチベーション・インセンティブを即効的に高める手段として期待される。改正省エネ法や温対法に基づく「温室効果ガスの算定・報告・公表制度」を発展的に利用すれば、我が国においても全国的な業務ETSの導入が可能である。東京都やCRCでは、CO₂算定に際し、電力の排出係数は一定値に固定される。しかし、全国的な業務部門ETSにおいては、電力供給元の排出係数がCO₂算定に利用されることになるため、需要家は電力調達先も含めた経営判断が可能になる。したがって全国的な業務ETSは、需要者側から中長期的なエネルギー供給業者の投資意思決定を刺激するという意味でも、有効な施策となりうると考える。

但し、業務ETSは電熱配分後のエネルギー使用量に基づくCO₂排出量を規制対象とする制度である。したがって、業務ETSの構築に当たっては、以下の3点に留意する必要がある。まず第1に、直接排出ベースの排出量

取引とのリンクの問題がある。業務部門における排出の多くが電力由来の排出量である。CRCでも東京都排出量取引でも、電力由来の排出量の計算に単一の排出係数を用いるが、これは実際には電力会社によって異なる。従って、直接排出ベースの排出量取引における許可証と、間接排出ベースの許可証を1対1で取引することは整合的ではない。CRCではセーフティバルブを通してEU ETSからの許可証調達が認められてはいるものの、基本的には、直接排出ベースと間接排出ベースの市場はリンクさせないことが原則である。

第2に、削減量のカウントの問題が生じる。直接排出ベースの排出量取引が導入されている場合、間接排出部門の削減量をこれに上乘せし、国全体の削減量に含めることはダブルカウントになる。なぜなら、間接排出部門の削減量は、電力や他のエネルギー使用量の削減を通して達成されたものであり、エネルギー供給量の減少を通して直接排出部門の削減量にカウントされているためである。従って、エネルギー供給元が直接排出ベースの排出量取引対象者である場合は、ダブルカウントを避けるべく直接排出ベースと間接排出ベースの排出量取引で達成された削減量をリンクしてはならない。

第3に、業務部門に対する炭素税や排出量取引制度の導入は、あくまでも既存事業所の運用面におけるエネルギー使用の抑制や効率性改善を意図している点を留意しなければならない。前節で述べたように、特にオフィスビルの効率改善においては、省エネ対策の講じられた環境不動産の資産価値を高めるべく、運用面・ハード面の基準強化に加えて、評価の義務付け・公表が必要である。日本ではこの評価・公表が義務付けられておらず、今後の環境不動産市場の発展にはこの点の強化が不可欠である。

参考文献・資料

浅岡美恵編著（2009），『世界の地球温暖化対策』学芸出版社。

環境省（2007），「地球温暖化対策地域推進計画策定ガイドライン第3版」
http://www.env.go.jp/earth/ondanka/suishin_g/3rd_edition/full.pdf
（アクセス：2010年4月9日）。

経済産業省（2009），「ZEB（ネット・ゼロ・エネルギー・ビル）の実現と展開について」
<http://www.meti.go.jp/report/downloadfiles/g91124d01j.pdf>（アクセス：2010年4月9日）。

国土交通省（2007），「オフィスビルの地球温暖化防止対策検討会中間とりまとめ」
<http://www.mlit.go.jp/kisha/kisha07/01/011221/01.pdf>（アクセス：

- 2010年4月9日).
- 国土交通省 (2009), 「環境価値を重視した不動産市場のあり方研究会」
関係資料
<http://tochi.mlit.go.jp/tocjoh/kankyou/index.html> (アクセス: 2010
年4月9日).
- 中口毅博 (2008), 「地球温暖化防止における自治体の役割と地球温暖化
防止条例」『自治体法務研究』第11号, 24-30ページ.
- 東京都 (2009a), 「大規模事業所に対する『温室効果ガス排出総量義務
と排出量取引制度』」関係資料
<http://www2.kankyo.metro.tokyo.jp/sgw/daikibo/index.htm> (ア ク セ ス : 2010年4月9日).
- 東京都 (2009b), 「地球温暖化対策管理者ハンドブック 第四訂版 (講
習会テキスト)」.
- CBI (2007) , *Climate change: Everyone's Business—Options for Greenhouse
Gas Reduction in the UK*. [http://climatechange.cbi.org.uk/uploaded/
climatereport2007full.pdf](http://climatechange.cbi.org.uk/uploaded/climatereport2007full.pdf) (Access: April 9, 2010) .
- Carbon Trust (2005) , *Carbon Reduction Commitment Allocation
Regulations*. [http://www.carbontrust.co.uk/Publications/pages/
publicationdetail.aspx?id=CTC518&respos=0&q=The+UK+Climate+Ch
ange+Programme% 3a+potential+evolution+for+business+and+the+pu
blic+sector&o=Rank&od=asc&pn=0&ps=10](http://www.carbontrust.co.uk/Publications/pages/publicationdetail.aspx?id=CTC518&respos=0&q=The+UK+Climate+Change+Programme%3a+potential+evolution+for+business+and+the+public+sector&o=Rank&od=asc&pn=0&ps=10) (Access: April 9, 2010) .
- Communities and Local Government (2008) , *Requirements for Energy
Performance Certificates (EPCs) When Marketing Homes for Sale or Let*.
[http://www.communities.gov.uk/documents/planningandbuilding/
pdf/995136.pdf#search='Requirements for energy performance
certificates'](http://www.communities.gov.uk/documents/planningandbuilding/pdf/995136.pdf#search='Requirements+for+energy+performance+certificates') (Access: April 9, 2010) .
- Department of Energy and Climate Change (2009a) , *Consultation on the
Draft Order to Implement the Carbon Reduction Commitment*. [http://
www.decc.gov.uk/en/content/cms/consultations/crc/crc.aspx](http://www.decc.gov.uk/en/content/cms/consultations/crc/crc.aspx)
(Access: April 9, 2010) .
- Department of Energy and Climate Change (2009b) , *The Carbon
Reduction Commitment User Guide*. [http://www.decc.gov.uk/en/
content/cms/what_we_do/lc_uk/crc/user_guidance/user_guidance.
aspx](http://www.decc.gov.uk/en/content/cms/what_we_do/lc_uk/crc/user_guidance/user_guidance.aspx) (Access: April 9, 2010) .
- Department of Energy and Climate Change (2009c) , *Updated Regulatory
Impact Assessment on the Carbon Reduction Commitment*. [http://www.
doeni.gov.uk/carbon_reduction_commitment_-_regulatory_impact_
assessment_final_12_03_2009.pdf](http://www.doeni.gov.uk/carbon_reduction_commitment_-_regulatory_impact_assessment_final_12_03_2009.pdf) (Access: April 9, 2010)

1) 名古屋大学大学院国際
開発研究科教授・藤川清史

第5章 CO₂国内排出量取引の経済効果¹⁾

5-1. この章の目的

どのような制度であれ、新制度の導入には何らかの抵抗が付きものである。国立大学入試の「共通一次試験」導入もそうであったし、衆議院選挙の小選挙区制導入もそうであった。とくに新しい税金や課徴金の導入となると、財布に直結するのでその抵抗は大きくなる。旧聞になるが、1989年の消費税導入に対して、当初中小事業主や消費者団体は大反対であった。消費財の価格が上昇することへの拒否反応はもちろんであるが、消費税導入が自分たちの将来にどんな影響があるかよくわからないという不安感がそうさせたのであろう。しかしながら、実際に消費税が導入されてみると、消費税反対運動はしだいにおさまっていった。その理由は、実際に制度を運用してみると、厳密な計算をしない「帳簿方式」であるために低コストであり、そのうえ例外規定（制度完成までの移行措置）の「簡易課税制度」や「事業者免除点制度」が設けられたことにより、中小事業者の税負担は額面通りではなく、手元には「益税」が残ることがわかってきたからである²⁾。政府は意識して益税を消費税導入の交換条件にしたわけではないので特異な例かもしれない。しかしこの例は、新制度導入の影響の大きさを事前に推計し、大きな影響を被りそうな主体に何らかの緩和措置を設けることの重要性を教えてくれた教訓でもあった。

この章は、CO₂国内排出量取引を実施した場合に、マクロ経済にそして産業別にどのような影響が出るのかを予測することを主な目的としている。分析に関しては、様々な手法が考えられるが、この章では「応用一般均衡モデル」を用いる。この日本語を英語にするとApplied General Equilibrium Model (AGEモデル)になるのだが、この章では「応用」の意味を、理論だけではなくて現実の経済にも応用できるということ、つまり「計算可能な」という意味で使うことにする。そこで今後は、この章のモデルをComputable General Equilibrium Model (CGEモデル)と呼ぶことにする³⁾。

2) ここで「益税」とは、消費者が支払い、事業者が預かった消費税のうち、事業者に納税義務がなく合法的に事業者の手元に残ることによる「利益」や、事業者が預かった消費税を納付時期まで運用することによる運用利益をさす。

3) 計算可能な応用一般分析には、2つの研究系譜があるとされる。1つは、Scarf (1967, 1973) によるスカーフ・アルゴリズムの発見と、それを利用したShoven and Whalley (1972) の実証研究に始まる系譜である。もう1つは1930年代のレオンチェフの産業連関分析に由来し、1960年代のヨハンセン・モデル (Johansen (1960)) を経て、世界銀行モデル (Adelman and Robinson (1978)) から本格的に発展する系譜である。前者の系譜をAGEモデル、後者の系譜をCGEモデルと区別する場合もある。実際、Ginsburgh and Keyzer (1997) では、AGEモデルとCGEモデルを区別している。しかし、一方で、研究系譜上は、CGEモデルを扱っているDixon, Parmeter, Powell, and Wilcoxon (1992) では、本文中でAGEモデルという言葉を使用し、また「AGEとCGEは同義である」との記述もある。本章で用いた「GTAPモデル」は、単に計算可能という意味だけでなく、研究系譜、モデルの仮定からみてもCGEモデルの範疇である。

数量分析を行う研究者として最も気がかりなのは「結果の独り歩き」である。本章の目的は「排出量取引が経済にどのような影響をおよぼすのかを予測する」と書いたが、この「予測」は、巷間でいう「予測」のイメージとはかなり違う。どのような経済モデルであれ、経済モデルにはいくつもの想定や前提がある。それらは経済理論的要請や計算技術上の要請からのものもあり、必ずしも現実経済を反映しているとは限らない。本章での予測もそうした一定の前提の上での予測である。

本章の構成は次の通りである。5-2節では、本章の用いたCGEモデルの概説を行う。やや冗長に見えるかもしれないが、その想定・前提について必要な範囲の説明である。5-3節では、実施したシミュレーション分析のシナリオを説明し、その結果を報告する。5-4節は本章のまとめである。

5-2. GTAPモデル

5-2-1. GTAPモデルの成り立ち

本章ではGTAP (Global Trade Analysis Project) モデルと呼ばれる一般均衡モデルを用いる。GTAPモデルはオーストラリアで開発されてきたORANIモデル (オーストラリア1国モデル) を出発点としている。ORANIモデルはその後、オーストラリア産業委員会によってアジア太平洋地域を対象とするSALTER (Sectoral Analysis of Liberalizing Trade in the East Asian Region) モデルという多地域モデルに拡張された。さらにこのモデルは、パーデュー大学のハーテル教授を中心に世界モデルへと拡張され、「GTAPモデル」と呼ばれるようになった。データベース管理とハンドリングのソフトウェアであるGEMPACKがモナシュ大学のピアソン教授を中心に開発された。GTAPモデルの最大の特徴はその使いやすさである。現在のGTAPモデルは、(係数パラメータを含む) CGEモデルの本体、データベース、オペレーションのためのソフトウェア (Run-GTAP) の3つから構成されている。データベースの作成は各国の公的機関が担当しており信頼性が高い⁴⁾。また、オペレーションソフトは、データベースに含まれる産業や国/地域を統合し、その統合に合わせてモデルの係数パラメータも調整してくれる。

初版のGTAPモデルでは、産業分割は37産業部門であったが、起源がオーストラリアということもあり農林畜産部門が他産業に比較してアンバランスに詳細だという問題があった。また地域分割も15地域と比較的粗かった。しかし、その後このプロジェクトに先進国政府や世界銀行・OECD等の国際機関が参加し、多様な分析目的に対応可能とすべく、パー

4) 日本では内閣府・経済社会総合研究所がデータベースの更新を担当している。

ジョンアップが何度も重ねられた。その結果、本章で用いたGTAP第6版（2001年基準）では、地域分割が87地域、産業分割が57産業部門へと大幅に拡張されている。

GTAPモデルを用いた政策評価は、国際間での協定を締結する場合の事前情報としてとくに有効である。関係各国は協定締結の経済的影響についてお互い独自に試算した数量的な分析結果を提示して議論していたが、その基礎となる経済モデルの背景が異なれば、おのずと議論がかみ合わなかった。これに対してGTAPモデルは、モデルの構造、代替の弾力性などのパラメータ、および基準時点でのデータが公開されている。モデルの透明性の向上という意味でのGTAPモデルの貢献は大きいだろう。モデルの構造も改善の余地はあろうし、またモデルが想定しているパラメータも必ずしも統計的検証を受けたものではないという問題もあろう。ただ、その開発には多くの国際機関や政府機関が開発に関わっており信頼性も高く、政策協調や国際協定の経済効果を共通の土俵で（つまり同じモデルで）分析できるという利点がある。

また、上述のように、分析者は、研究目的に合わせて、地域分割や産業分類を調整できるので、足元の経済事象に対して機動的にシミュレーション分析ができる。日本国内での研究例としては、旧経済企画庁による規制緩和の経済分析、日本経済研究センターによる中国のWTO加盟の効果分析、アジア経済研究所による日韓自由貿易協定の影響分析等でもGTAPモデルが利用された⁵⁾。近年の改定版では、サービス産業やエネルギー産業が拡充され、モデルの構造も新たなものが提案されているので、規制緩和や環境政策の効果分析などにも応用分野が広がっている⁶⁾。

5) 旧経企庁経済研究所の研究は伴金美（1999）、日本経済研究センターの研究は堤（2000）を参照。2000年9月に日韓共同シンポジウムが東京で開催されたが、その報告書が日本貿易振興会アジア経済研究所（2000）、韓国対外経済政策研究院（2000）である。

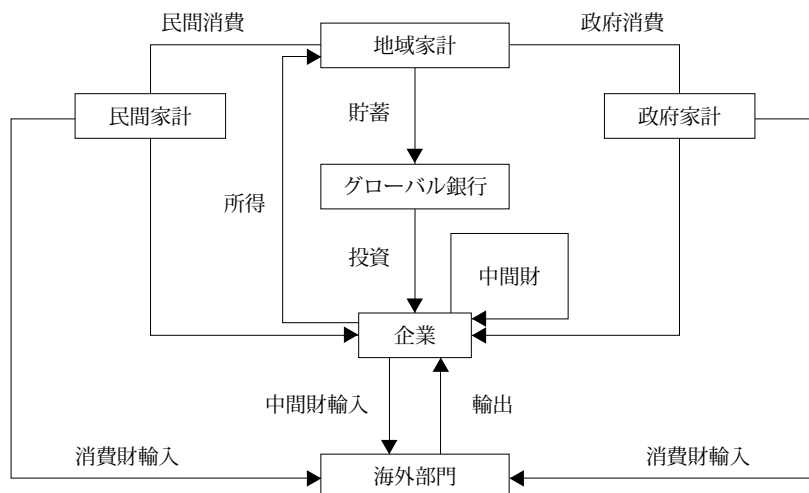
6) 岡川・濱崎（2005）、爲近・伴（2009）はGTAP-Eモデルを用いている。前者は、温暖化対策税導入よりも排出量取引の導入の方が、社会的コストは小さいことを示した。後者はCDMの実施により、温室効果ガスの国際取引価格を下げることを示した。

5-2-2. GTAPモデルの構造

図5-1にGTAPモデルのマクロでの基本構造を示した。GTAPモデルは多国間のモデルであるが、ここでは簡単化のために、ある一国／地域と海外部門だけで描いている。図中の矢印は、資金の流れであって、財サービスの流れはその反対向きとなる。まず、各国／地域は大きく消費部門である「地域家計」と生産部門である「企業部門」に分かれる。家計が、いわゆる家計と政府の支出を決定する構造になっているのがGTAPモデルの特徴である。GTAPモデルでは世界全体の貯蓄と投資は一致するが、各国／地域においては貯蓄と投資は一致するとは限らない。したがって、各国／地域で生じた貯蓄と投資の不均衡を調整するために仮想的主体として「グローバル銀行」が用意されている。グローバル銀行は、各国での（予想）収益率が等しくなるように貯蓄を配分することで、貯蓄と投資が均等する仕組みになっている。国際輸送について「グローバル輸送部門」を想定する。これは、各国／地域が、どの国／地域の国際輸送サー

ビスを利用したかがわからないからである。グローバル輸送部門は各国／地域の国際輸送サービスを投入し、これらの国際輸送サービスの集計財を供給する仕組みになっている。

図 5-1 : GTAPモデルの基本構造



(出所) Hertel eds. (1997) をもとに著者作成
(注) 国際輸送部門は簡単化のために捨象

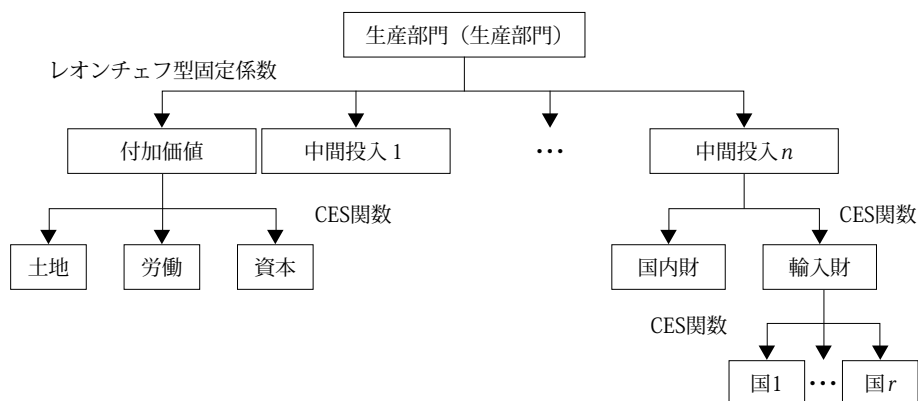
GTAPの国内部門は企業部門（生産部門）と「地域家計」と呼ばれる消費部門に分かれる。地域家計はGTAP独特の概念であり、通常の経済学でいう家計部門と政府部門を統合した主体である。

図5-2には生産部門の構造を示した。生産部門の構造は、投入財の決定、国内財と輸入財の決定、輸入財の場合は輸入先国の決定という3段階構造になっている。まず、中間投入各部門については投入物間の代替性がないというレオンチェフ型（固定係数型）の生産構造である⁷⁾。ただ、中間投入の内訳としての国内財と輸入財はある一定の弾力性で代替が可能なCES（Constant Elasticity of Substitution）関数となっており、内外の相対価格の変化に対応してそのシェアが変化する。また、国際間の価格変化にも対応して、輸入相手国間の代替もCES関数で表わされている。一方付加価値部門は国内の労働、資本、および土地・天然資源から構成されており、これらはCES関数で付加価値を決定する。

GTAPモデルでは、生産関数の生産要素間の代替の弾力性、中間投入での国内財と輸入財の代替の弾力性、および輸入財間の代替の弾力性の各パラメータは、産業ごとには異なる値が想定されているものの、国／地域ごとには同一であると仮定されている。ヘクシャーオリーン理論でのそれに近くなっているのだが、現実対応という意味では確かに問題がある。産業部門を統合する際には、これらのパラメータは当該産業の生産量構成比をウェイトとした加重平均値として再計算される。

7) 多くの場合、CGEモデルのパラメータは裁量的な当てはめや経済理論の要請できめられる（これをカリブレーションという）。また想定される生産技術や消費者の選好も分析者の裁量である。実際ほとんどのCGEモデルで、中間投入物需要はレオンチェフ型かコブ・ダグラス型に仮定されている。

図 5-2 : GTAPモデルの生産構造



(出所) Hertel eds. (1997) をもとに著者作成

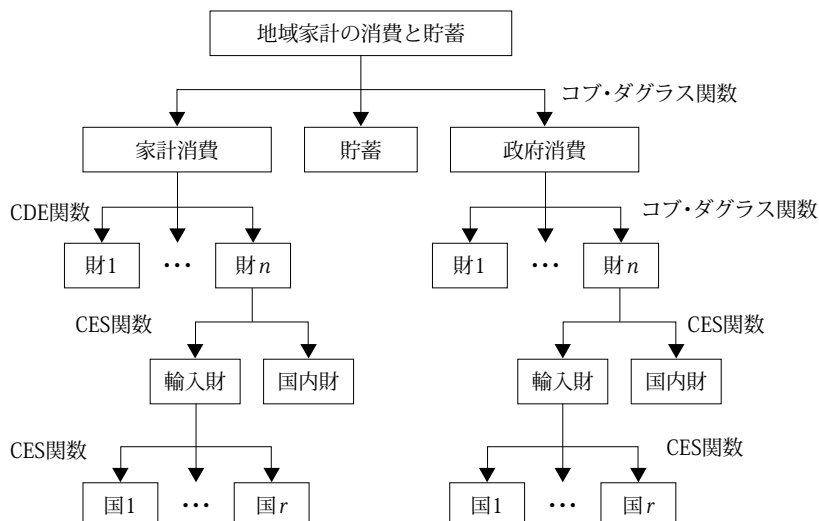
図5-3が地域家計の構造を示したものである。各国／地域の地域家計は家計消費、政府支出および貯蓄を要素とする、代替の弾力性が1であるコブ・ダグラス型⁸⁾の効用関数を持っており、それを最大化するように消費と貯蓄を決定する。家計消費と政府支出の構造も、企業投入（企業消費）と同様の三段階構造である。家計消費は（GTAP独特の関数である）CDE（Constant Difference of Elasticity）関数で各消費財に振り分けられ⁹⁾、さらに各消費財はCES関数で国内財と輸入財とに振り分けられ、そして、さらに輸入財の輸入元もCES関数で各輸入先国に振り分けられる。政府支出の決定も家計消費と同様の仕組みである。

政府支出は、マクロ経済学のテキストでは、外生変数（政策変数）として扱われるのが通常だが、GTAPモデルでは内生変数として扱われるのが大きな特徴である。また余談ではあるが、CGEモデルはすべての市場が均衡していることを前提とするモデルであり、経済効果とは旧均衡点から新均衡点へのシフトを意味する。したがって、事前に失業等の不均衡を仮定している「政府支出乗数」といった概念は存在しない。

8) コブ・ダグラス型関数とは、代替の弾力性が1となるCES型関数の特殊ケースである。

9) GTAPモデルのユーザーとしては不勉強なのであるが、筆者はCDE関数がうまくイメージできていない。この点はGTAPモデルのユーザーとしての今後の課題にしたい。川崎(1999)には次の説明がある：「CDE型関数は、 i 財と k 財の代替弾力性を σ_{ik} 、 j 財と k 財の代替弾力性を σ_{jk} とすれば、その差 $\sigma_{ik} - \sigma_{jk}$ が一定となる性質を持っている、その意味で、CES型関数と比べれば、柔軟性が高い関数形であると言える」

図 5-3 : GTAPモデルの地域家計



(出所) Hertel eds. (1997) をもとに著者作成

GTAPモデルでは、以上のように国内の生産と消費が決定される。モデルが1国封鎖経済対象であれば、すべての生産要素と財市場が均衡している状態では、ワルラス法則より、その国の貯蓄と投資は均等している。しかし、国際間の取引があるモデルにおいては、すべての生産要素と財市場が均衡している状態において1国内では貯蓄と投資は均等せず、世界全体での貯蓄と投資が均等することになる。そこでGTAPモデルでは、貯蓄が仮想的なグローバル銀行に集約され、その銀行が世界全体の資金配分を決定するという仮定をおいている。また、投資の決定には次の二つのオプションがある。投資の期待収益率が資本ストック増加とともに低下すると仮定し、各国/地域の期待収益率の変化率が均等化するように国際配分を決定する場合と、各国/地域の資本ストック存在量シェアが事前と事後で変化しないように国際配分を決定する場合である。前者は国際資本移動が自由な場合、後者は国際資本移動が制限されている場合を想定している。本章では、資本移動が自由であるという前者の想定でシミュレーションをおこなっている。

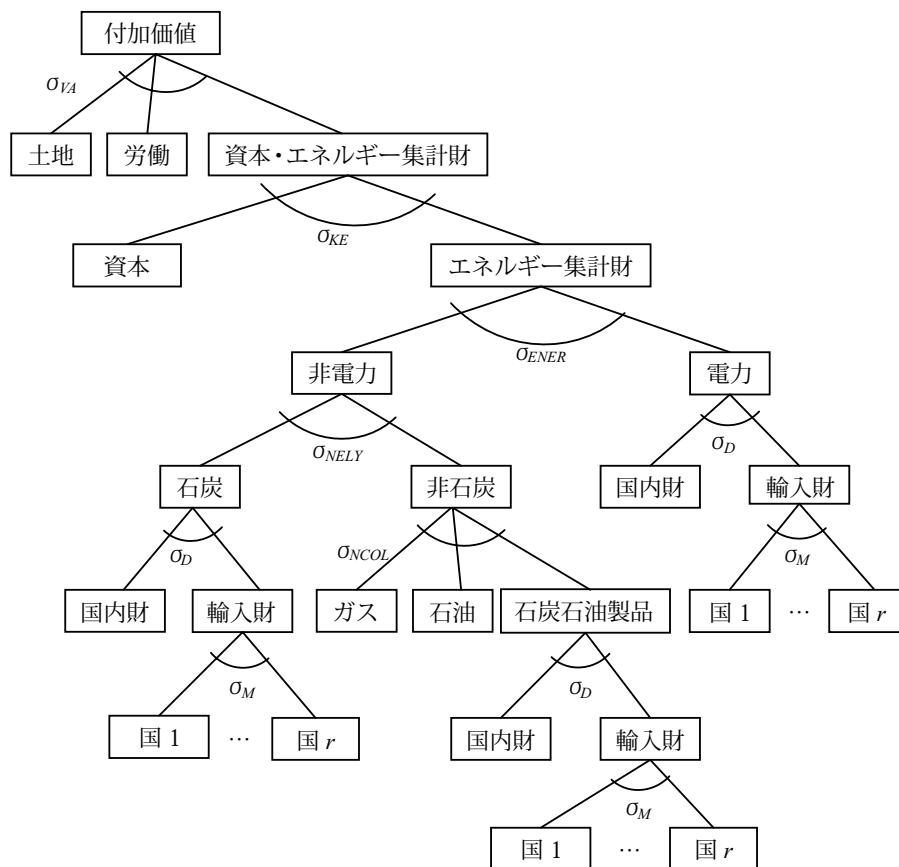
5-2-3. GTAP-Eモデルの構造

従来型のGTAPモデルの企業部門の中間投入部分は、レオンチェフ型の固定投入係数になっている。仮にエネルギー消費が課税されることになっても、企業活動の中間消費としてのエネルギーは他の投入財と代替されることはない。従来型のGTAPモデルで炭素税を導入したとしても、産業が原材料として消費する化石燃料消費は変わらず、エネルギー集約財の供給価格が他の財に比較して高くなるだけである。だから、数量面での効果は、消費者がエネルギー、あるいはエネルギー集約財の消費を

抑制するので、エネルギー産業、あるいはエネルギー集約財産業の規模が縮小するという効果があるのみである。こうした問題点を解決するために改良されたGTAPモデルがGTAP-Eモデルである (Hamasaki and Truong (2001))。GTAP-Eモデルでは、企業活動の投入物としてのエネルギー消費は、生産要素と同様の扱いがされ、エネルギーと資本の代替など、生産要素間の代替性が考慮されている。したがってGTAP-Eモデルでは、生産と消費の両面でエネルギー課税の効果を分析することができる。さらに、GTAP-Eは世界経済モデルであるので、国際間のCO₂排出量取引や何らかの政策のカーボン・リーケージ (carbon leakage) の分析を可能にした点で高く評価されている¹⁰⁾。

10) 議論が先走るが、本章が想定するのは、国内排出量取引だけである。

図 5-4 : GTAP-E モデルの生産構造 (付加価値部分)



(出所) Burniaux and Truong (2002) をもとに著者作成

図5-4にGTAP-Eモデルでの生産構造を示した。すでに述べたように、資本とエネルギーとで「資本・エネルギー集計財」を構成しているのが、従来型GTAPモデルとの大きな相違である。「資本・エネルギー集計財」のエネルギー部分は、「電力」と「非電力」に分けられ、非電力は、「石炭」と「非石炭」に分けられる。「非石炭」は「石油」「ガス」「石油石炭製品」に分けられている。そして、その他の投入財と同じように、そ

れぞれが国内財と輸入財に分けられ、輸入財は各輸入先国／地域に分けられている。エネルギー間の代替の弾力性や輸入財・国内財の代替の弾力性など、各種 σ は次の節で紹介する。

5-3. シミュレーション

5-3-1. モデルの想定・前提

シミュレーションで用いたモデルは、Truong (2007) 版のGTAP-Eである。その際、エネルギーと資本の代替は生産関数のみで採用し、効用関数は標準のGTAPモデルと同様のものとした。データベースは、2001年のグローバル経済対応のGTAP 第6版を利用し、CO₂データについては、GTAP 第6版に対応したGTAP CO₂ Emissions (for V6) 2007年版(Lee (2007)) を利用した¹¹⁾。地域分類はTruong (2007) と同様で、①アメリカ (USA)、②欧州連合 (EU)、③東欧・旧ソ連 (EEFSU)、④日本 (JPN)、⑤その他のANNEX I (RoA1)、⑥エネルギー輸出国 (EEx)、⑦中国・インド (CHIND)、⑧その他の世界 (RoW) の8地域である¹²⁾。産業分類は、①農林水産業 (農林水)、②石炭、③石油、④ガス・ガス供給 (ガス)、⑤石油石炭製品、⑥電力、⑦食品、⑧紙製品・出版 (紙製品)、⑨化学、⑩窯業土石、⑪鉄鋼、⑫その他産業 (その他) の12産業とした。これはTruong (2007) の産業分類とは異なり、Truong (2007) では「エネルギー集約産業」にまとめられていた「化学」、「窯業」、「鉄鋼」を分離し、また「その他産業」まとめられていた「紙製品・出版」と食品加工関連産業を「食品」として分離した (詳細については付表5-1、付表5-2を参照)。

11) GTAPデータベースV6に対応したLeeのCO₂データベースは、2005年版、2006年版、2007年版の3種類ある。2005年版と2006年版の相違点は石油石炭製品部門の石油石炭製品の消費分をカウントするかしないかである。さらに、2006年版と2007年版の相違点はニュージーランドの化学工業部門のガス製造・供給部門からの投入分をカウントするかしないかである。

12) ただし、Truong (2007) ではGTAP 第5版を利用しているのに対し、本章の研究は第6版を利用している。

13) Truong (2007) 版のGTAP-Eでは、8産業8地域のパラメータが準備されている、本研究で拡張した産業のすべては、Truong (2007) で属していたエネルギー集約産業かその他の産業に属しており、その σ_{VA} はTruong (2007) においても各国共通で、標準GTAPの σ_{VA} と同じパラメータを利用している、したがって、本章でもそのように扱った。

表 5-1：付加価値・エネルギー集計財内の代替の弾力性 (σ_{VA})

	USA	EU	EEFSU	JPN	RoA1	EEx	CHIND	RoW
農林水産業	0.03	0.15	0.09	0.22	0.15	0.12	0.11	0.12
石炭鉱業	4.00	3.99	4.00	4.00	3.97	3.93	3.99	3.92
石油鉱業	0.40	0.39	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	0.39
ガス	0.04	0.35	0.95	1.31	1.03	0.76	0.87	0.39
石油石炭製品	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26
電力	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26
食品	1.12	1.12	1.12	1.12	1.12	1.12	1.12	1.12
紙製品	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26
化学	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26
窯業土石	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26
鉄鋼	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26	1.26
その他産業	1.36	1.36	1.36	1.36	1.36	1.36	1.36	1.36

(出所) Truong (2007) 版のGTAP-Eをもとに著者作成¹³⁾

表 5-2：エネルギー投入間の代替の弾力性（国／地域共通）

	資本・エネルギー O_{KE}	電力・非電力 O_{ENER}	石炭・非石炭 O_{NELY}	ガス・石油 O_{NCOL}
農林水産業	0.5	1.0	0.5	1.0
石炭鉱業	0.0	0.0	0.0	0.0
石油鉱業	0.0	0.0	0.0	0.0
ガス	0.0	0.0	0.0	0.0
石油石炭製品	0.0	0.0	0.0	1.0
電力	0.5	1.0	0.5	1.0
食品	0.5	1.0	0.5	1.0
紙製品	0.5	1.0	0.5	1.0
化学	0.5	1.0	0.5	1.0
窯業土石	0.5	1.0	0.5	1.0
鉄鋼	0.5	1.0	0.5	1.0
その他産業	0.5	1.0	0.5	1.0

（出所） Truong (2007) 版のGTAP-Eをもとに著者作成¹⁴⁾

14) 拡張した産業についてはTruong (2007) で属していた産業のパラメータと同様のものを用いた。

CGEモデルのなかで重要なパラメータに「代替の弾力性」がある。代替の弾力性は、ある投入要素の相対価格が1%変化したときに、当該要素の投入比率が何%変化するか（の絶対値）を示したものである。労働と土地とを例にとって、代替の弾力性が2.0であるとする、相対賃金が1%上昇した時に労働・土地比率が2%減少するということである。ただ、注意を要するのはモデルでの時間軸である。容易に想像がつくように、要素価格が変化しても、要素投入比率が瞬時に変更されるわけではない。生産方式の変更には時間がかかるので、代替の弾力性は長期で考えるほど値が大きくなる。では、GTAPモデルの代替の弾力性はどの程度の時間軸を考えているかということ、マニュアルにそれ自体の記述はないが、著者が以前ハーテル教授の講演会で聞いたところによると、「5年から10年」というイメージだという。

表5-1に示したのは、GTAPモデルでの、各国／地域での付加価値（土地、労働、資本エネルギー集計財）内での代替の弾力性である。代替の弾力性は、農林水産業では低く、石炭鉱業では高く想定されている。農林水産業は土地を他の生産要素で代替することが難しいということである。ただその中でも、日本ではやや高い弾力性になっている。また、石炭鉱業では他産業より代替の弾力性が高い。石炭鉱業では、低賃金の場合には労働者が採掘することも可能だということである。

表5-2に示したのは、エネルギー投入の代替の弾力性である（これは国／地域によって共通）。弾力性がゼロの場合は、代替なし（レオンチェフ型固定係数）であることを表している。電力と非電力（石炭と非石炭の集計財）およびガスと石油は代替の弾力性が1.0であるが、これらは比較的弾力的に代替がおこるコブ・ダグラス型であることを表している。石炭と非石炭の代替の弾力性は、その中間の0.5と想定されている。

5-3-2. シミュレーションの想定

まず、CO₂排出制限を設ける国／地域は、日本、欧州、アメリカであり、これら国／地域で、同時に排出枠を設定することを想定している。

次に、排出枠を設ける産業であるが、本章では、日米欧州の各国／地域とも、石油石炭製品、電力、紙製品、化学、窯業土石、鉄鋼の6産業を対象産業とすることにした。CO₂排出量の削減率については、現実には、国／地域ごと産業ごとに、異なった削減率を設定することになるだろうが、この章では、削減率は、国／地域と各産業で共通であると想定した。想定した共通の削減率は、各産業の現状の排出量に対して15%、20%、25%、30%の4つのケースである¹⁵⁾。ちなみに、対象とした産業でのCO₂排出の合計は、日本の場合、全体の半分弱である。したがってこの想定は、日本全体での削減率でみると、そのほぼ半分と考えればよい。

最後に、CO₂排出削減をどういう方式で実現するかであるが、本章では次の3つの制度を想定した。

【制度1：国内排出量取引（あるいは共通炭素税）】

排出削減義務がある産業間でCO₂排出量取引を国内のみで行うものであるが、排出量取引というと、企業ごとに初期配分量を決定し、その後の排出量削減の過程で、過剰削減の企業と削減不足の企業が取引を行うというのは一般的な了解であろう。しかし、ここでの想定はいくつかの意味でそうではない。やや長くなるが、説明しておこう。

- 1) 取引を行うのは企業ではなく産業である。各産業に1つの企業しかないと考えてもよい。
- 2) 初期配分量は現状（2001年の時点）の排出量である。各産業は排出したCO₂分の取引価格相当分の費用を負担する。つまり、初期配分量も有償であり、その配分時の価格は事後的な取引価格と同じであるという想定である。
- 3) 排出量の取引が実際に行われるわけではない。当該産業の排出量が制限枠よりも多ければその分だけ支払いが多くなり、少なければその分だけ支払いが少なくなる、という仕組みである。この制度は、事前も事後も各産業が共通のCO₂価格に直面しており、事前に現在の排出量（これが排出枠）をその価格で購入したうえで、事後に排出枠を超えた場合は追加的に支払い、排出枠を超えなかった場合は還付を受けるというのと、結果的に同じになる。

つまり、この制度では対象産業に共通の「炭素税」を賦課するのと同じなのである。排出量取引と炭素税との違いは、数学的な表現をすれば、

15) 現状に対して」というのは、本章のモデルでは「2001年の現状に対して」ということになる、ただ、構造パラメータが同じ、初期値だけが現在より古いということなので、シミュレーション結果を「現状との差 (%)」でみる限り、さほどおおきな問題ではないと考えられる。

前者は排出削減率が外生変数でCO₂価格が内生変数の場合、後者は、CO₂価格が外生変数で、排出削減率が内生変数の場合ということになり、前者後方で同じCO₂価格であれば、前者と後方で同じ削減率になる、また、念のため書き添えておくと、このケースでは、当該国の内部では取引価格が共通であるが、日本、欧州、アメリカの国ごとに取引価格が異なる。

【制度2：産業別炭素税】

上記の産業ごとの削減率が産業ごとに実現されるように、産業ごとに異なる税率で「炭素税」を賦課する制度である。これは、産業間の取引を全く行わない制度であるといってもよい。ただこれも、産業ごとに税率が異なるという点で、いわゆる炭素税とはイメージが異なるだろう。炭素税という用語を用いずに、むしろ炭素にかかる「産業別間接税」といった方がよいかもしれない。酒税は酒類製造産業のアルコール使用料にかかる間接税であるが、税率は日本酒、ビール、焼酎といった製品ごと（業界ごと）に異なる。ここでの炭素税の想定は、それと同じタイプの税金と考えてもらえばよい。CO₂の税率は鉄鋼産業でのCO₂と電力産業でのCO₂で異なるのである。

【制度3：グループ別炭素税】

産業を次の二つのグループに分けて、異なる炭素税率を適用する。第1グループ：石油石炭製品と鉄鋼、第2グループ：電力、紙製品、化学、窯業土石。第1グループは、エネルギー消費の代替が難しいといわれている産業である。そういう理由で、第1グループの産業の炭素税率は、制度1での価格の80%とする。そのうえで、対象6産業のCO₂排出量削減の合計量が当初想定量になるように、第2グループの炭素税率を決定するという制度である。この制度3では、制度1での炭素税率に比較して、第1グループの税率が低くなり、第2グループの税率が高くなる。

【シミュレーションを解釈する上での注意点】

本章のシミュレーションは、相対価格の変更によって、要素投入比率が変化する、その変化の効果を見ただけである。相対価格の変更によって相対的に価格が上昇した要素を節約する技術開発が促進されるが、そうした効果は盛り込まれていない。また、現実には炭素税が導入された場合には、その税収は省エネ技術や新エネ技術の開発資金に振り向けられることだろう。その結果、さらに生産技術は相対的に価格が上昇した要素を節約する方向に変化するが、そうした効果も考慮されていない。

議論を先取りすることになるが、（その規模については想像の域を出

ないにしても) こうした効果を考慮すれば、CO₂の削減効果は大きくなり、GDPの減少はさらに小さくなり増加する可能性もある。

5-3-3. マクロ経済への影響

CGEモデルはその名の通り「均衡モデル」である。つまり、現在存在している労働や資本を完全雇用するように、価格が調整されることを意味する。当然のことながら、経済全体での雇用量の変化はない。また、経済の規模に関しても、CGEモデルを用いる限りでは、産業間で資源配分を変更するだけであるから、GDPの削減は巷間での危惧ほどには大きく推計されない。

表5-3に各国のGDPへの影響を示した。どのケースもCO₂排出の30%削減を想定した場合に注目しよう。共通の税率を課す制度1:「国内排出量取引」では、アメリカで0.06%の低下、EUで0.09%の低下、日本で0.08%の低下であり、殆ど影響なしと言える程度である。産業ごとに異なる税率となる制度2:「産業別炭素税」では、アメリカで0.15%の低下、EUで0.80%の低下、日本で0.57%の低下となる。制度1:「国内排出量取引」に比べて、GDPの低下幅は一桁大きくなる。これは、産業ごとに同率でCO₂排出を削減するために負担を産業間でシェアできず、それがGDP全体に影響する¹⁶⁾。制度3:「グループ別炭素税」であるが、GDPへの影響は制度1とほとんど変わらないことが分かった。エネルギー間の代替がきかない産業の税率を軽くすることで、GDPへの影響が緩和できるようである。

16) とくに石油石炭製品産業がボトルネックになっているようある、表5-2に示したように、石油石炭製品産業でのエネルギーの間の代替がほとんどない、そのため、生産を縮小しなければ、CO₂削減を実現できない。

表 5-3 : GDPへの影響 (基準値からの乖離%)

	対象産業のCO ₂ 削減率	アメリカ	EU	日本
制度1 国内排出量取引	15%削減ケース	-0.01	-0.03	-0.02
	20%削減ケース	-0.03	-0.04	-0.04
	25%削減ケース	-0.04	-0.06	-0.06
	30%削減ケース	-0.06	-0.09	-0.08
制度2 産業別炭素税	15%削減ケース	-0.03	-0.33	-0.21
	20%削減ケース	-0.06	-0.47	-0.32
	25%削減ケース	-0.10	-0.63	-0.42
	30%削減ケース	-0.15	-0.80	-0.57
制度3 グループ別炭素税	15%削減ケース	-0.01	-0.02	-0.02
	20%削減ケース	-0.03	-0.04	-0.04
	25%削減ケース	-0.04	-0.06	-0.05
	30%削減ケース	-0.06	-0.09	-0.08

表 5-4：マクロでのCO₂削減率（基準値からの乖離%）

	対象産業のCO ₂ 削減率	アメリカ	EU	日本
制度1 国内排出量取引	15%削減ケース	-7.2	-5.7	-6.7
	20%削減ケース	-9.6	-7.6	-9.0
	25%削減ケース	-12.0	-9.5	-11.2
	30%削減ケース	-14.4	-11.4	-13.4
制度2 産業別炭素税	15%削減ケース	-8.5	-8.1	-10.4
	20%削減ケース	-11.9	-10.8	-14.3
	25%削減ケース	-15.5	-13.6	-17.7
	30%削減ケース	-19.0	-16.3	-21.6
制度3 グループ別炭素税	15%削減ケース	-7.1	-5.7	-6.7
	20%削減ケース	-9.5	-7.6	-9.0
	25%削減ケース	-11.9	-9.5	-11.2
	30%削減ケース	-14.4	-11.4	-13.4

表5-4に経済全体でのCO₂削減率を示した。各国／地域で、制度2：「産業別炭素税」での削減量の方が、制度1：「国内排出量取引」よりも多くなっている。日本の「対象産業30%削減」ケースでは、制度2：「産業別炭素税」で21.6%削減、制度1：「国内排出量取引」で13.4%削減である。これは、上で述べたように、産業炭素税では各産業で排出枠まで確実に削減する一方で、国内排出量取引では各産業が必ずしも排出枠を実現する必要がないからである。また、グループ別炭素税の制度でのCO₂排出量の削減は、GDPへの影響と同様に、制度1とほとんど変わらないことが分かった。エネルギー間の代替が容易でない一部産業に低減税率を適用しても、（対象産業の削減の総量が同じであればという前提であるが）一国経済全体でのCO₂排出量はほとんど変わらない。

表 5-5：制度1：「国内排出量取引」での各国／地域の取引価格(ドル/t-CO₂)

対象産業のCO ₂ 削減率	アメリカ	EU	日本
15%削減ケース	6.0	7.7	9.7
20%削減ケース	8.7	11.2	14.2
25%削減ケース	11.9	15.6	19.7
30%削減ケース	15.7	20.9	26.4

表5-5に各国／地域の、制度1；「国内排出量取引」での取引価格を示した。国内排出量取引での取引価格は、対象産業CO₂排出のトン当たり限界削減費用に相当する。30%削減ケースで、日米欧州を比較すると、アメリカ15.7ドル、EU20.9ドル、日本26.4ドルであり、日本で最も高くなる。相対的に省エネが進んでいる日本でCO₂を削減するには、アメリカ・欧州でよりも費用がかかるということである。日本の産業界の不公平感の根拠はここにある。

5-3-4. 日本の個別産業への影響

表5-6に、日本での（産業ごとの）炭素税率および炭素価格を示した。国内排出量取引制度での取引価格は、表5-5で示したのと同じである。

「産業別炭素税」制度と「グループ別炭素税」制度では、表頭に示す削減を達成するための、各産業が直面する産業別炭素税率および、各グループが直面するグループ別炭素税率である。

産業別炭素税ケースの「石油石炭製品」に関しては、極めて高い税率（30%削減ケースでは3984ドル）が計算されている。これには、代替の弾力性の想定が関係している。表5-2に示したように、「石油石炭製品」では、資本・エネルギー間、電力・非電力間、石炭・非石炭間で代替の弾力性がゼロである。そのため、価格の上昇したエネルギーを節約して、例えば資本で代替するという力が働かない構造になっている。今回はオリジナルのパラメータを用いたが、この点は議論が必要であろう。その他の産業について、産業別炭素税ケースの30%削減を見ると、CO₂トンあたりの税率は窯業土石の18ドルから化学の49ドルの範囲にあり、ここでも産業ごとの散らばりがかなり大きい。一方で、国内排出量取引では、国内価格は1つになり、26.4ドルと推定される。グループ別炭素税制度では、第2グループの税率は、国内排出量取引制度での税率とほぼ同じになる。

表 5-6：日本での二酸化炭素排出量削減率と炭素税率・炭素価格(ドル／t-CO₂)

制度1 排出量取引	15%削減	20%削減	25%削減	30%削減
全産業共通	9.7	14.2	19.7	26.4
制度2 産業別炭素税	15%削減	20%削減	25%削減	30%削減
石油石炭製品	1,462.7	2,267.4	2,970.6	3,984.0
電力	8.5	12.4	17.1	22.8
紙製品	8.5	11.8	16.5	21.3
化学	15.5	23.8	34.4	48.6
窯業土石	7.1	10.0	13.9	18.1
鉄鋼	11.9	15.8	22.1	27.9
制度3 グループ別炭素税	15%削減	20%削減	25%削減	30%削減
石油石炭製品・鉄鋼の第1グループ	7.7	11.4	15.8	21.1
電力・紙製品等の第2グループ	9.7	14.3	19.9	26.7

産業別のCO₂削減量を見よう。表5-7に、30%削減ケースでの、日本の産業別のCO₂削減量を示した。一般均衡モデルの性質上、他の産業にも多少の影響が出るが、表を見やすくするために、他産業での排出変化は省略し、対象産業のみ表に掲げた。(制度2との差)とは、産業別の炭素税ケースとの差であり、当該産業が排出枠に比較して、どの程度排出を削減したかを表している。プラスの産業は制限枠以上に排出を削減し、マイナスの産業は制限枠を達成できなかったことを表している。

「産業別炭素税」の数字は、各産業の排出量の30%相当分である。「国内排出量取引」は、その削減量合計が同じという条件のもと、産業ごとに同一の炭素税を賦課するということになる。このモデルでは、電力産業のみが排出枠を達成しており、その他の産業は、排出枠を達成できない。つまり、電力会社は排出枠を販売し、他産業が電力事業者から排出

17) これが主原因と考えられるが、電力産業の投入構造の中で、電力と非電力が弾力的であり、電力を作るために、電力を用いるという想定になっている、この点は議論が必要であろう。

枠を購入するという構造になる。電力産業の特徴は（熱量当たりの炭素含有量が多い）石炭投入量が多いことである。CO₂排出に課金すると石炭投入を大幅に削減することになる（CO₂の30%削減ケースでは石炭投入の42%削減¹⁷⁾。他方、排出枠の購入が多い産業は鉄鋼であり、石油石炭製品産業・紙産業・化学産業に比較して、3~4倍購入量が多いという結果になった。

ただ、既に述べたように、本章のモデルは、実際に取引を行うわけではない。表5-7の例でいえば、電力事業者は本来支払うべき炭素税を節約することで利益を得るという解釈になる。

表 5-7:日本での産業別CO₂削減量(対象産業30%削減ケース、単位:万トン)

	制度2： 産業別炭素税	制度1：国内排 出量取引	(制度2との差)	制度3：グルー プ別炭素税	(制度2との差)
石油石炭製品	-161.3	-9.7	(-151.6)	-9.2	(-152.1)
電力	-10,860.6	-11,786.8	(926.2)	-11,862.4	(1,001.8)
紙製品	-519.8	-397.8	(-122.0)	-400.4	(-119.4)
化学	-563.4	-412.3	(-151.1)	-415.1	(-148.3)
窯業土石	-1,139.3	-1,077.1	(-62.2)	-1,083.4	(-55.9)
鉄鋼	-930.3	-491.0	(-439.3)	-404.2	(-526.1)
合計	-14,174.7	-14,174.7	(0.0)	-14,174.7	(0.0)

次に、生産量と雇用への影響を見よう。表5-8にCO₂の30%削減ケースを示した。完全雇用を仮定する一般均衡モデルの性質上、相対価格の変化だけでは、マクロの生産量にはあまり影響がないことを述べた。実は、産業別の生産量を見ても、きわめて高い税率を必要とした炭素税ケースの「石油石炭製品産業」を例外として、国内排出量取引制度および炭素税制度の両方で、それほど大きな影響は出ていない。

こうした結果が得られるのは、労働と「資本・エネルギー」が代替的だからである。具体的には、石炭を焚いていた発電（火力発電）を人力で行うということであり、ベルトコンベアーで運んでいたモノを人力で運ぶということである。表5-1に示したように、弾力性は1以上という大きな値なので、雇用量は各産業で増加し、その結果、生産量はあまり減少しない。

表 5-8:日本での生産量・雇用への影響(対象産業30%削減ケース、単位:%)

	国内排出量取引		グループ別炭素税		産業別炭素税	
	生産量	雇用量	生産量	雇用量	生産量	雇用量
石油石炭製品	-1.8	-1.5	-1.7	-1.4	-26.4	13.9
電力	-2.6	6.7	-2.6	6.7	0.3	9.8
紙製品	-0.3	1.1	-0.3	1.1	-0.5	1.1
化学	-0.2	0.8	-0.2	0.8	-1.2	3.4
窯業土石	-0.9	2.8	-0.9	2.8	-1.1	3.9
鉄鋼	-1.0	2.1	-1.0	1.9	-1.6	3.8

最後に、家計の最終消費の価格への影響をみておこう。表5-9にCO₂

の30%削減ケースでの各産業の供給価格の変化を示した。一般均衡モデルでは、価格の変化はCO₂の削減対象産業のみならず全産業におよぶが、当然ながら、削減対象産業での価格変化が大きい。国内排出量取引制度では電力産業の価格変化が大きく5.44%となる。また、産業別炭素税制度では石油石炭製品の価格変化が最も大きく32.38%、ついで電力産業の5.06%であった。グループ別炭素税制度での価格変化は、国内排出量取引制度での価格変化と殆ど変わらない。さて、化石エネルギーである石炭および石油そのものの価格は低下することに注意されたい。ここでのシミュレーションでは、化石エネルギーそのものには課税せず、それを使用する際に課税する制度を考えている。したがって、使用者にとっては価格が上昇する投入物である化石エネルギーへの需要量が減少し、そのために価格が低下することになる。

表 5-9: 日本での家計消費の価格変化(対象産業30%削減ケース, 単位:%)

	制度1: 国内排出量取引	制度2: 産業別炭素税	制度3: グループ別炭素税
農林水産業	0.14	0.84	0.14
石炭鉱業	-0.45	-0.36	-0.45
石油鉱業	-0.18	-4.40	-0.12
ガス	0.60	1.90	0.60
石油石炭製品	0.30	32.38	0.28
電力	5.44	5.06	5.48
食品	0.23	0.27	0.23
紙製品	0.80	0.79	0.81
化学	0.64	2.01	0.64
窯業土石	1.52	1.94	1.53
鉄鋼	1.81	2.70	1.65
その他産業	0.19	0.09	0.18

5-4. 小括

この章では、CGEモデルを用いて、炭素税課税の効果と国内排出量取引の効果と比較した。結果は次のように要約される。

- 「産業別炭素税」も「国内排出量取引」も、主要産業での30%削減というキャップを設けても、マクロではさほど大きな影響を与えない。GDPの削減は、産業別炭素税では1%未満、国内排出量取引では極めて小さい。
- ただ、両者の影響は小さいながらも、その大小を比較すれば、同じ削減量を実現するためのGDPロスは、「国内排出量取引」の方が小さい。国内排出量取引は、社会的コストを抑えることができる政策手段であるといえる。
- 産業別生産量への影響の大きさは、エネルギーとその他要素との代替の弾力性の大きさに依存する。エネルギー間およびエネルギーと資本の代替の弾力性が小さい場合には、要素価格の変化に応じて、

生産量の縮小を余儀なくされる。そうした産業に対しては、削減率の軽減（いいかえれば税率の軽減）を適用することによって、影響を緩和できる。こうした「グループ別炭素税」制度を用いた場合、マクロ経済への影響は「国内排出量取引」とほぼ同じであった。

- 雇用量的変化は興味深い。労働と資本・エネルギーの代替を仮定すると（実際本章のモデルでは仮定されている）、相対的に高くなったエネルギーを代替するべく労働者が使われることになり、排出制限のかかった産業では、かえって雇用者が増加することになる。
- 産業別の価格変化については、「国内排出量取引制度」では電力産業の価格変化が大きく5.44%となるが、「産業別炭素税制度」では石油石炭製品の価格変化が最も大きく32.38%、ついで電力産業の5.06%となる。「グループ別炭素税制度」での価格変化は、「国内排出量取引制度」での価格変化と殆ど変わらない。

さて、この結果をどのように読むかであるが、次の二通りに読むことができるであろう。

- CGEモデルが仮定するように、生産要素の移動が価格変化に対して感応的であるならば、炭素税の課税であれ排出量取引の導入であれ、たいした影響は出ない。さらに、こうした政策手段によって、エネルギー節約的な技術進歩が起こるとすれば、この影響はさらに小さくなる。
- しかし現実には、生産要素の代替は、本章の一般均衡モデルが想定するほど、弾力的ではないかもしれない。その場合には、生産要素の代替はこのモデルほどは起こらず、生産の縮小と雇用の減少が起こるかもしれない。実際、これまで労働を資本で代替してきたという歴史を踏まえると、資本を労働で代替するとオプションはほとんどないようにも感じる。ただ、その場合でも、エネルギー効率の改善で、対象産業の生産の縮小や雇用の減少を防げる可能性はある。今後の課題になるが、どの程度のエネルギー効率の改善が、炭素課税の効果を相殺する効果を持つかの検討が必要になるろう。

（付記）本章の研究は、神戸学院大学経済学部の伴ひかり教授との共同研究の一部である。

参考文献

- 岡川梓・濱崎博 (2005), 「地球温暖化防止のための国内制度設計の評価—GTAP-Eモデルによるシミュレーション分析」『日本経済研究』第52号, 88-102ページ.
- 川崎研一 (1999), 『応用一般均衡モデルの基礎と応用』日本評論社.
- 韓国対外経済政策研究院 (2000), 『21世紀の日韓経済関係緊密化に向けて』.
- 通商産業省 (2000), 『通商白書2000』大蔵省印刷局.
- 堤雅彦 (2000), 「進む域内統合と中国のWTO加盟」日本経済研究センター・ディスカッションペーパー, No. 60.
- 寺田貴 (2002), 「経済教室 東アジア統合へ日中協力」『日本経済新聞』(2002年2月18日).
- 中島朋義・権五景 (2001), 「日韓自由貿易協定の効果分析」環日本海経済研究所・ディスカッションペーパー, 0101.
- 西村和雄 (1990), 『ミクロ経済学』東洋経済新報社.
- 日本貿易振興会アジア経済研究所 (2000), 『21世紀の日韓経済関係はいかにあるべきか』21世紀日韓経済関係研究会報告書.
- 伴ひかり (2001), 「GTAPモデルの基本構造」『神戸学院大学論集』第33巻第3号, 121-136ページ.
- 伴金美他 (1999), 「規制改革による経済効果分析のための応用一般均衡モデルの開発」『経済分析—政策研究の視点シリーズ』第15号 <http://www.esri.go.jp/jp/archive/sei/sei020/sei015.html> (アクセス: 2010年4月8日).
- 爲近 英恵・伴 金美 (2009), 「排出権取引とCDM事業—供給独占への日本の対応」『日本経済研究』No. 60, 1-18ページ.
- 諸富徹・鮎川ゆりか編著 (2009), 『脱炭素社会と排出量取引: 国内排出量取引を中心としたポリシーミックス提案』日本評論社.
- Adelman I. and S. Robinson (1978), *Income Distribution Policy in Developing Countries: A Case Study of Korea*. Oxford University Press.
- Burinaux, J.-M. and T. P. Truong (2002), “GTAP-E: An Energy-Environmental Version of the GTAP Model: GTAP Technical Paper, 16 (Revised)”. <https://www.gtap.agecon.purdue.edu/resources/download/1203.pdf> (Access: April 8, 2010)
- Ginsburgh, V. and M. Keyzer (1997), *The Structure of Applied General Equilibrium Models*. The MIT Press.
- Goodstein, E. (2003), “The Death of the Pigouvian Tax? Policy Implications from the Double-Dividend Debate”. *Land Economics*, 79

(3) , pp. 402-414.

Hamasaki, H. and T. P. Truong (2001) , “The Costs of Green house Gas Emission Reductions in the Japanese Economy–An Investigation Using the GTAP-E model”. <http://www.gtap.agecon.purdue.edu/resources/download/304.pdf> (Access: April 8, 2010)

Hertel, T. W. eds. (1997) , *Global Trade Analysis–Modeling and Applications*. Cambridge

Johansen, L. (1960) , *A Multisectoral Study of Economic Growth (second edition 1974)* . North-Holland, Amsterdam.

Scarf, H. E. (1967) , “The Approximation of Fixed Points of a Continuous Mapping”. *SIAM Journal on Applied Mathematics* 15, pp. 1328-1343.

Scarf, H. E. (with T. Hansen) (1973) , *The Computation of Economic Equilibria*. New Haven: Yale University Press.

Shoven, J. B. and J. Whalley (1972) , “A General Equilibrium Calculation of the Effects of Differential Taxation of Income from Capital in U.S.”, *Journal of Public Economics*, 1, 281-322.

Truong, Truong P. (2007) “GTAP-E: An Energy-Environmental Version of the GTAP Model with Emission Trading, USER'S GUIDE,” (available at <https://www.gtap.agecon.purdue.edu/resources/download/3552.pdf>).

付表 5-1 地域分類

本章での分類	GTAPモデル・Ver6データベースでの分類
1 USA アメリカ	22 United States
2 EU	37 Austria, 38 Belgium, 39 Denmark, 40 Finland, 41 France, 42 Germany 43 United Kingdom, 44 Greece, 45 Ireland, 46 Italy, 47 Luxembourg 48 Netherlands, 49 Portugal, 50 Spain, 51 Sweden
3 EEFSU 東欧旧ソ連	54 Rest of Europe, 55 Albania, 56 Bulgaria, 57 Croatia, 58 Cyprus 59 Czech Republic, 60 Hungary, 61 Malta, 62 Poland, 63 Romania 64 Slovakia, 65 Slovenia, 66 Estonia, 67 Latvia, 68 Lithuania 69 Russian Federation, 70 Rest of Former Soviet Union
4 JAPAN 日本	6 Japan
5 RoA1 その他アネックスI	1 Australia, 2 New Zealand, 21 Canada, 52 Switzerland, 53 Rest of EFTA
6 EEX エネルギー輸出国	10 Indonesia, 11 Malaysia, 15 Vietnam, 23 Mexico, 25 Colombia, 27 Venezuela 28 Rest of Andean Pact, 29 Argentina, 72 Rest of Middle East 75 Rest of North Africa, 84 Rest of SADC, 87 Rest of Sub-Saharan Africa
7 CHIND 中国インド	4 China, 18 India
8 RoW その他世界	3 Rest of Oceania, 5 Hong Kong, 7 Korea, 8 Taiwan, 9 Rest of East Asia 12 Philippines, 13 Singapore, 14 Thailand, 16 Rest of Southeast Asia 17 Bangladesh, 19 Sri Lanka, 20 Rest of South Asia, 24 Rest of North America 26 Peru, 30 Brazil, 31 Chile, 32 Uruguay, 33 Rest of South America 34 Central America, 35 Rest of FTA, 36 Rest of the Caribbean, 71 Turkey, 73 Morocco, 74 Tunisia, 76 Botswana, 77 South Africa, 78 Rest of South African CU, 79 Malawi, 80 Mozambique, 81 Tanzania 82 Zambia, 83 Zimbabwe, 85 Madagascar, 86 Uganda

付表5-2 産業分類

本章での分類	GTAPモデル・Ver6データベースでの分類
1 農林水産業	1 Paddy rice, 2 Wheat, 3 Cereal grains nec, 4 Vegetables, fruit, nuts, 5 Oil seeds, 6 Sugar cane, sugar beet, 7 Plant-based fibers, 8 Crops nec, 9 Cattle, sheep, goats, horses, 10 Animal products nec, 11 Raw milk, 12 Wool, silk-worm cocoons, 13 Forestry, 14 Fishing
2 石炭鉱業	15 Coal
3 石油鉱業	16 Oil
4 ガス	17 Gas, 44 Gas manufacture, distribution
5 石油石炭製品	32 Petroleum, coal products
6 電力	43 Electricity
7 食品	19 Meat: cattle, sheep, goats, horse, 20 Meat products nec, 21 Vegetable oils and fats, 22 Dairy products, 23 Processed rice, 24 Sugar, 25 Food products nec, 26 Beverages and tobacco products
8 紙製品	31 Paper products, publishing
9 化学	33 Chemical, rubber, plastic prods
10 窯業土石	34 Mineral products nec
11 鉄鋼	35 Ferrous metals
12 その他産業	18 Minerals nec, 27 Textiles, 28 Wearing apparel, 29 Leather products, 30 Wood products, 36 Metals nec, 37 Metal products, 38 Motor vehicles and parts, 39 Transport equipment nec, 40 Electronic equipment, 41 Machinery and equipment nec, 42 Manufactures nec, 45 Water, 46 Construction, 47 Trade, 48 Transport nec, 49 Sea transport, 50 Air transport, 51 Communication, 52 Financial services nec, 53 Insurance, 54 Business services nec, 55 Recreation and other services, 56 PubAdmin/Defence/Health/Educat, 57 Dwellings

1) 横浜国立大学経済学部
非常勤講師・清水雅貴

第6章 排出量取引制度の世界動向¹⁾

2) 本章は2010年3月30日現在の情報をもとに記述している。それ以降の各制度や動向に関する最新情報については、環境省「排出量取引インサイト」ホームページ (<http://www.ets-japan.jp/index.html>) 等で入手可能。

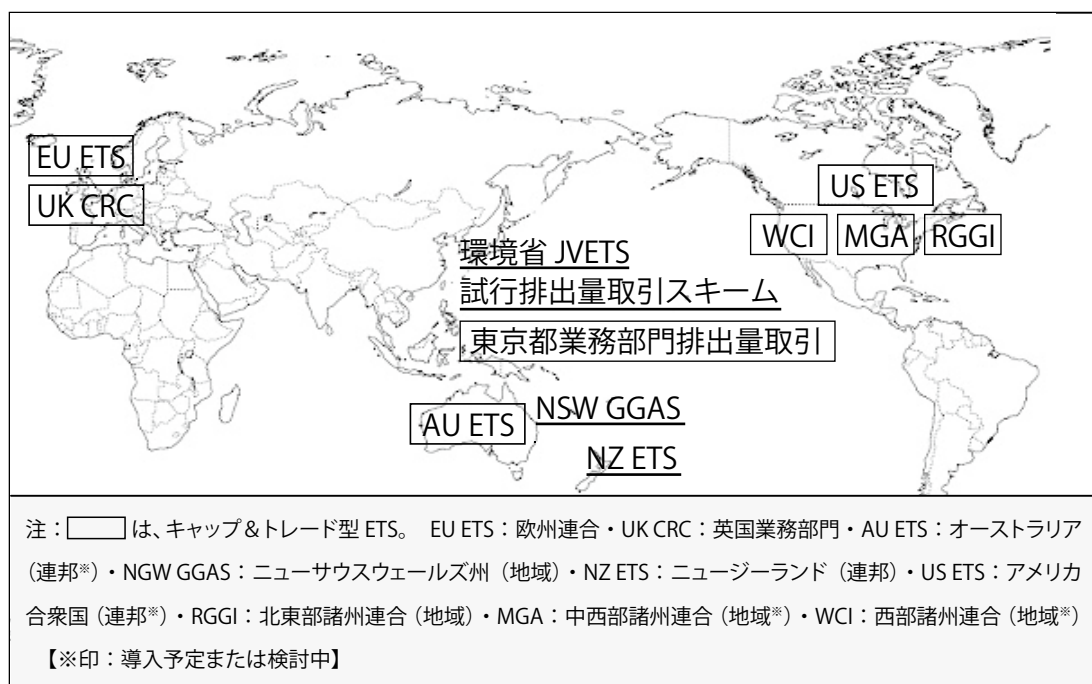
3) ここで定義する「キャップ&トレード型」とは、「排出量取引制度の規制対象排出源全体から、一定期間内に排出される汚染物質（ここでは温室効果ガス）の総量に限度を定めた、排出源全体の上限值（＝キャップ）」が設けられた制度を指す。なお、キャップ&トレードの定義の詳細については、天野（2009）p.107を参照。

6-1. 排出量取引制度の世界動向²⁾

6-1-1. 世界に広がるキャップ&トレード型の排出量取引制度

現在、世界各地・各国で排出量取引制度の制度設計とその導入が進んでいる。図6-1は世界で導入または導入予定の排出量取引制度を示している。そこでは、国家単位での導入にとどまらず、地方政府やその連合によっても排出量取引が導入されていることがわかる。そして、欧州、米国、豪州では、キャップ&トレード型³⁾ 排出量取引制度の導入を前提としており、本提案の制度設計においても参考となる点が少なからず存在している。そこで本章では、世界各地・各国で導入または導入予定・検討中のキャップ&トレード型排出量取引制度を取り上げ、それぞれの制度上の特徴を概観する（表6-1参照）。そして、本書の提案において特に参考となる事例として、導入経験が最も豊富な欧州連合（以下、EU）排出量取引制度（以下、EU ETS）と最大排出国であるアメリカ合衆国（以下、アメリカ）で導入、または導入が検討されている排出量取引制度について考察する。

図 6-1：世界に広がる排出量取引制度



（出所）小西・清水・山岸（2008）の図を更新して作成。

6-1-2. 欧州連合排出量取引制度 (EU ETS)

EUでは2005年にキャップ&トレード型排出量取引が導入された。現在は第二期間（2008～2012年）に入っており、市場規模・市場取引量ともに世界をリードしている。第2期間では、エネルギー転換部門（発電所）と産業部門とが規制対象となっている。排出枠の初期配分は、加盟各国が作成する国家配分計画（NAP2）に基づき対象施設に配分される。また、第二期間からは加盟各国の裁量で総排出枠の最大10%までをオークション用留保排出枠として取り置くことができる。

なお、2012年からは航空機のCO₂排出についても削減対象とされることが決まっている（EU ETSについては6-2で詳述）。

6-1-3. アメリカの排出量取引制度（連邦議会下院・上院法案）

近年、米国議会では排出量取引制度の導入を中心とした数多くの法案が議会上に上程されている。その中で、現在のところ最も実現可能性がある法案として、下院・The American Clean Energy and Security Act of 2009（通称：ワックスマン＝マーキー法案）と、上院・The Clean Energy Jobs and American Power Act of 2009（通称：ケリー＝ボクサー法案）とがある。これらの法案はともに発電部門と産業部門全般を規制対象とし、2005年比で2020年までに17%（上院法案は20%）、2030年までに42%、2050年までに83%削減を目標としたキャップ&トレード型の排出量取引制度である。初期配分については過去の実績に基づく無償配分とオークションを組合せ、段階的にオークションの割合を高めていく方式を採用している。その他、オフセットや早期排出削減クレジットなど、制度の遵守を促す目的で柔軟性措置が採用されている（連邦法案については6-3で詳述）。

6-1-4. アメリカ北東部諸州連合の排出量取引制度 (RGGI)

2005年12月にニューヨーク州などの北東部7州（のちに10州）が、キャップ&トレード型の排出量取引制度の導入を目指す「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は、2009年から2014年までの間、各州内発電所の温室効果ガス排出量を現在のレベルで維持し、2015年からは毎年2.5%ずつ年間排出枠を削減し、2018年までに10%の排出量削減を行うことを目標としている。各州の最大許容排出枠は、州内各排出源（各発電施設）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州全体の排出上限としている（2015年以降は州全体排出量から一定の削減率を設定）。初期配分に

については最低25%をオークションによって売却することを義務付けているが、ほとんどの州で初期割当排出枠の50%以上がオークションによって売却されている。

RGGIは地球温暖化対策として全米で一番早く導入された排出量取引制度であることから、その動向が注目を集めている。(RGGIについては6-3で詳述)。

6-1-5. アメリカ西部諸州連合の排出量取引制度 (WCI)

2006年9月、カリフォルニア州で「カリフォルニア州地球温暖化対策法 (California Global Warming Solutions Act : AB32)」が成立した。同法は、排出量取引の導入も含め2020年までに温室効果ガスの排出量を現状から25%削減し、1990年の水準まで下げることが目標としている。そして2007年2月には、カリフォルニア州を含む西部5州とカナダ2州(のちに11州)が排出量取引制度設立を目指す「西部気候イニシアティブ (Western Climate Initiative : WCI)」に合意した。また、2009年3月に「WCI排出量取引制度設計提案 (Design Recommendations for the WCI Regional Cap-and-Trade Program)」が参加州間で調印されている。

設計提案では2005年比で2020年までに15%の排出量削減を行うことが目標とされており、当面は参加州内の発電部門・産業部門が対象とされているが、将来的には運輸部門・家計部門に対するの燃料供給者等を対象とすることが検討されている。初期配分については、制度開始当初は各州が25～75%の範囲内の一定の割合でオークションを行うことが義務付けられている。しかし最終的には100%オークションにより配分すべきことが提案されている。2010年3月時点では、各州によるキャップ&トレード型排出量取引制度施行に向けた制度設計および法律の制定が進められている。

6-1-6. アメリカ中西部諸州連合の排出量取引制度 (MGA)

2007年11月にウィスコンシン州など中西部6州とカナダ・マニトバ州が「中西部温室効果ガス削減協定 (Midwestern Greenhouse Gas Reduction Accord)」に合意した。同協定では、将来的にキャップ&トレード型の排出量取引市場を創設することが合意されている。さらに、2009年6月には顧問団最終勧告草案 (Draft Final Recommendations of the Advisory Group) が、2009年10月には顧問団モデルルール草案 (Draft Model Rule for Advisory Group Review) が発表されている。

顧問団最終勧告草案では、2020年までに2005年比で最大20%の排出量削減を行うことが目標とされており、対象は参加州内の発電部門、産業部門、および燃料供給者を通じた運輸・業務・家計部門としている。

初期配分については、第一期間（2012～2014年）では各州に配分される排出枠のうち産業部門に配分される排出枠の95%を有償配分とし、さらに固定額での配分としている点が特徴となっている。また、RGGI・WCIなど周辺地域の排出量取引制度とのリンクについても検討事項とすることが勧告されている。

以上のとおり、アメリカの州レベルでは南部と中西部の一部を除く30以上の州が何らかの気候変動に関する政策を共同提案している。そして連邦レベルでは議会においてキャップ&トレード型の排出量取引制度の導入が検討されており、もし連邦レベルで排出量取引制度が成立した場合は、これらの地域レベルの排出量取引制度は連邦の制度に統合され、その結果廃止される見込みとなっている。

6-1-7. オーストラリアの排出量取引制度

オーストラリアは2011年よりキャップ&トレード型の排出量取引制度の導入を予定している。政府は2009年5月、排出量取引制度に関連のある炭素汚染削減計画（Carbon Pollution Reduction Scheme：CPRS）法案を提出した。同計画では排出量取引を含めた全体の削減目標として2020年までに2000年比で25%の削減を計画している。ただし、初年度についてはキャップを課さないとしている。対象部門には発電部門・産業部門・燃料供給者が含まれ、オーストラリア全排出量の約75%がカバーされている。対象ガスはCO₂だけでなく京都議定書で定められた6ガス全てが対象となっている。また初期配分については、一定期間、有償配分でかつ固定額で配分されることが特徴となっている。CPRSは2009年6月に下院で可決されたが、2009年8月に上院で否決された。この間に国際競争下にある産業（正式名称：EITE）を対象とした無償配分の拡大等の緩和措置が組み込まれている。同法案は2010年2月に再上程され、下院を通過し、2010年2月22日より上院で審議が継続されている。

6-1-8. ニュージーランドの排出量取引制度

ニュージーランドでは、2008年9月に排出量取引関連の気候変動対応（排出量取引）修正法2008（Climate Change Response（Emissions Trading）Amendment Act 2008）が可決されており、2008年より取引が一部開始されている。しかし、2008年11月に政権交代があり、2009年9月に改めて排出量取引関連の修正法案が提出され可決された。これには各部門における排出量取引開始時期の延期や、無償配分枠の設置とともに、政府によって定められた固定価格での販売による配分等が含まれている。対象ガスは京都議定書で定められた6ガス全てである。

対象となる温室効果ガス排出量の内訳は特有で、家畜の排泄物や肥料からのメタンガスなど、農業関連の排出が半分を占める。排出量取引は段階的に対象部門を広げていくことになっており、2008年から森林部門での運用が始まっている。2010年からは発電部門・産業部門・燃料供給者に適用され、2013年には合成ガス（HFCs・PFCs・SF6）輸入・廃棄物部門が、2015年からは農業部門がカバーされる。ここで注意しなければならないことは、政権交代後の修正法案では、「キャップによらない初期配分アプローチ（"An uncapped approach to allocation"）」へ変更がおこなわれ、各排出源の排出原単位に活動量を掛け合わせる形で算出される排出量の積み上げが全体の総量目標とされている点である⁴⁾。

4) 議会を可決した排出量取引制度では、結果として各排出源の排出原単位と活動量ベースによる排出量の積み上げ方式が採用されたため、各年度における総排出許容枠が示されていない。そのため、この制度をキャップ&トレード型の排出量取引制度と呼ぶことはできない可能性がある。しかし現段階で削減を義務づけている制度として参考になると判断し、言及することとした（キャップ&トレード型の排出量取引の定義に関しては、天野（2009）p.107を参照）。

2008年から開始された森林部門での排出量取引では、1990年以前に森林であった区域のCO₂総吸収量をベースラインとし、その後の森林伐採による吸収量減少分を取引する排出量取引となっており、排出枠はすべて無償配分されている。

2010年から開始された発電・産業・燃料供給部門については有償配分とされ、2012年までは移行期間として政府によって定められた固定価格（12.5NZドル）での販売が行われる。他方、特に温室効果ガスの排出が多く、国際競争下にある産業部門（アルミ産業など）へは無償配分が行われ、2011年については各排出源排出量の90%（排出量が中程度の排出源には60%）が無償で割り当てられる。2012年については排出量の50%が無償で割り当てられ、2013年以降は無償配分される割合が1.3%ずつ削減される。

農業部門については、2015年については各排出源排出量の90%が無償で割り当てられ、2016年以降は無償配分される割合が1.3%ずつ削減される。ここでいう「排出源」とは、例えば家畜の消化管内発酵・糞尿処理によって発生するメタン、化学肥料の農地散布によって発生する亜酸化窒素などで、一定以上の規模で排出する事業者が排出削減の対象とされる。

6-1-9. 排出量取引市場の統合へ向けた模索（ICAP）

ここまで見てきたように、キャップ&トレード型の排出量取引制度は世界で広く導入されようとしている。日本においても東京都が業務部門を対象に排出量取引制度を導入し、2010年4月からの制度開始を予定しているが、これは個別事業所の排出量を規制⁵⁾していくもので、東京都全体の総排出量に対するキャップではない点に留意する必要がある（詳細については第4章参照）。

5) このことを東京都では、「大規模事業所に対する総量削減義務の導入」と呼んでいる（東京都環境局CO₂排出量削減制度構築WG（2008）参照）。

上述の制度では各地域・各国の事情を反映した制度設計がされており、将来的に「グローバル・カーボン・マーケット」といった世界共通の取

引を行う場合、各制度がそれぞれ価格形成について異なる方式を採用していることが問題になると予想される。このような状況を反映して、2007年に、国際的な排出量取引制度の連携システムを検討するための国際組織として国際炭素活動パートナーシップ（The International Carbon Action Partnership：ICAP）が発足している。ICAPには欧州委員会・EU加盟10カ国・ニュージーランド・オーストラリア・ノルウェーのほか、各国地方政府として、アメリカ10州・カナダ4州と東京都が加盟している。これらの参加者はいずれも温暖化防止に関する義務的な削減目標・政策を掲げており、キャップ&トレード型の排出量取引制度の国際的な連携に向けて専門的な議論・意見交換を行っている。

表 6-1：世界で導入される排出量取引制度の概要

	削減対象範囲	削減目標	初期配分方法	その他特徴
EU ETS (第2期2008～2012)	発電部門 産業部門 CO ₂ (その他GHG追加可)	2012年までに2005年比5.6%の削減。	国家配分計画（NAP2）に基づくグランドファザリング。最大10%までオークション実施可。	2012年より航空部門へ拡大予定。
US ETS (下院法案。 2012年より開始予定)	発電部門 産業部門 GHG全般	2012年に2005年比3%、2020年に17%、2030年に42%、2050年に83%の削減。	年間総排出枠の85%はグランドファザリング。15%（うち、戦略的留保1%を含む）はオークション。	オフセット：年間20億トンまで許容（うち、海外は最大15億トンまで可）。
RGGI (2009-2018)	参加州内の 発電部門 CO ₂ のみ	2018年までに2005年比10%（2014年までは0%）の削減。	最低25%はオークションを義務付け。（2009年11月時点で5州が少なくとも50%以上のオークション導入）。	オフセット：20%まで許容。2014年までは参加州内のみ。価格高騰時にそれを相殺するようなオフセットの拡大をもたらすトリガー（引き金制度）あり。
WCI (2012年より開始予定)	参加州内の発電・産業部門及び燃料供給者を通じた運輸・家計部門GHG全般	2020年までに2005年比15%の削減。	各参加州の裁量で25%から75%内でオークション。残りの排出枠の処理についても各参加州で決定。	オフセット：2012～2020年までの削減量のうち、49%まで許容（他ETS排出枠を含める）。
MGA (2012年より開始予定)	参加州内の発電・産業部門及び燃料供給者を通じた、運輸・業務・家計部門GHG全般	2020年までに2005年比20%（最大）の削減。 2050年までに2005年比80%（予定）の削減。	2021年までは、州によって定められた固定価格での販売と、一部についてはオークション。それ以降は全量オークション。	オフセット：20%まで許容。2014年までは参加州内のみ。価格高騰時・下落時にそれを相殺するようなオフセットの拡大・縮小をもたらすトリガー（引き金制度）あり。
AU ETS (2011年より開始予定)	発電部門 産業部門 燃料供給者を通じた、運輸・業務・家計部門GHG全般	初年度のみキャップなし。全体として2020年までに2000年比25%の削減を目標（予定）。	政府によって定められた固定価格（10AUD）での販売と一部についてはオークション。国際競争産業についてはグランドファザリングを設定。	オフセット：削減対象から除外した農業分野の自主的な削減をクレジットとして認める。
NZ ETS (2008年：森林 2010年：発電・産業・漁業 2013年：合成ガス・廃棄物 2015年：農業)	森林（伐採による排出分）CO ₂ 発電部門・産業部門・燃料供給者・合成ガス輸入・廃棄物処理・農業・漁業GHG全般	1990年以前の森林の維持。 各排出源の排出原単位と活動量による排出量の積み上げを全体の総量目標とする。 最終的に国全体として2020年に、1990年比で10%から20%の削減を目標（ETS以外の削減も含む）。	グランドファザリング 発電・産業・燃料供給者は有償。2012年までは移行期間として、政府によって定められた固定価格（125NZドル）での販売。国際競争産業についてはグランドファザリングを設定。 農業：各排出源排出量の90%を無償配分（2016年から1年おきに1.3%ずつ減少）。	ボロイングの禁止。 海外クレジットの利用を認める。

（出所）各排出量取引制度資料より筆者作成。

6-2. EUにおける排出量取引制度

6-2-1. EU ETS第1期・第2期からの教訓

ここでは、欧州における排出量取引制度（EU ETS）について詳述したい。第1期・第2期については表6-2で示す通り、発電部門と産業部門を対象として初期配分のほとんどがグランドファザリング方式の無償配分方式で行われた。グランドファザリング方式の無償配分は過去に排出量削減を実施してこなかった企業が有利になる可能性があるなど、排出量削減の観点からは誤ったインセンティブを与えるとの批判が多かった。そして、これによって生じた問題点を解決するべく、第3期では大幅な制度設計の変更が試みられた。

第1・2期で生じた初期配分をめぐる問題は、おおむね次の2点に集約されるであろう。第一は、過剰な排出枠配分による排出枠価格への影響の問題である。国家配分計画⁶⁾（National Allocation Plan:NAP）により、自国の重要産業へ過剰な排出枠の配分がなされた結果、排出枠市場における排出枠の供給が過剰であることが判明し、2006年に排出枠の市場価格が暴落する事態に至った。これは、排出枠が第1期から第2期への排出枠の繰越（バンキング⁷⁾）ができないといった事情とも重なり、初期配分に対する制度設計見直しのステップとなった。

第二は、発電部門によるウインドフォール・プロフィット（たなぼた利益）問題である（朴2008）。この問題は火力発電所などのETS対象施設が削減費用を電力料金に転嫁する結果、電力価格が高まる。電力市場においては、卸売電力料金として原子力や水力などの削減義務を負わない発電電力に対してもこの価格が適用されるため、全体としてみれば発電部門が削減費用以上の収益をあげてしまうという現象である⁸⁾。この問題を電力価格規制ではない方法で解決する手段としては初期配分の有償配分が有効であるといったことがわかっており、この点からも無償配分を主流とした第1・2期EU ETSの初期配分に対する制度設計の見直しが求められた。

6-2-2. EU ETS第3期の特徴

2013年からはじまるEU ETS第3期では、第1・2期と比較すると次の点で相違がある（表6-2参照）。第一の相違は、削減目標（キャップ）がそれまでの「毎年一定削減目標」から「毎年逡増削減目標」へ移行している点である。たとえば、第2期では、2008～2012年の期間平均で2012年までに毎年2005年比5.6%の削減を目標としている。他方で、第3期からは、2020年のEUETS分野の排出総枠が2005年比で21%削減

6) EU加盟各国がEUで定められた自国内で総排出枠の配分・使用等を定める国家計画のこと。

7) バンキングとは配分された排出枠を当該期間中に使用せずに保有して、次期に用いる行為のこと。

8) ウインドフォール・プロフィットは朴[2008]が詳しい。

となるように毎年1.74%ずつ直線的に削減目標が増加するように策定されている。

第二に、初期配分方法について大幅な変更がなされている。第2期までは加盟各国が初期配分方法を国家配分計画（NAP）として策定し、欧州委員会の承認を経て初期配分が決定されてきた。これにより加盟各国の事情に基づいて異なる配分方法がとられてきた。しかし第3期からはNAP方式は廃止され、EU全域で一つのキャップが設定される制度となった。

第三に、初期配分を無償配分中心から原則有償配分へと移行している点である。それまでにはグランドファザリングを中心とした無償配分を行ってきたが、第3期からは発電部門を中心に大幅なオークションによる配分方法が導入される。無償配分の場合でもベンチマーク方式⁹⁾を積極的に採用する予定になっている。また各加盟国においてオークションによる収益の少なくとも50%を気候変動・エネルギー政策に用いるべきことが規定されている。

第四に、第3期においては炭素価格の安定化対策が講じられている。すなわち、排出枠の6カ月間の平均価格が過去2年間の平均価格を上回った場合に、欧州委員会は、①加盟国によるオークションの前倒しを求めるか、②新規参入者のための予備枠（総排出枠の5%）の最大25%をオークションとして供給する、のどちらかを発動すると定められている。

9) ベンチマーク方式とは排出枠の初期配分方法のひとつであり、標準的な生産方法等の下での基準排出量を産業ごとに定め、各企業の生産量や活動予想量などと掛け合わせた分を排出枠として認める方式のこと。

表 6-2 : EU ETS各施行期間の比較

	EU ETS第1期 (2005-2007)	EU ETS第2期 (2008-2012)	EU ETS第3期 (2013-2020)
対象ガス	CO ₂	CO ₂ のみ（各国単位による追加は可）	CO ₂ ・N ₂ O・PFC
削減目標	2007年までに2005年比+8.3%。	2012年までに2005年比5.6%の削減。	2020年にEUETSの排出総枠が2005年比で21%削減となるよう毎年1.74%ずつ直線下降的に削減する。
排出枠の配分対象主体	発電部門 産業部門（ただし、化学・運輸・廃棄部門は対象外）	発電部門 産業部門（ただし化学・運輸・廃棄部門は対象外とされているが、各国の判断で取り入れ可） 航空部門（2012年より）	発電部門 産業部門（化学・アルミ・CCS [Carbon Capture and Storage] を追加） 航空部門
排出枠の配分方法	各国が策定し、欧州委員会の承認を得た国家配分計画（NAP1）に基づく無償配分（基本はグランドファザリング）。最大5%までオークション実施可。	各国が策定し、欧州委員会の承認を得た国家配分計画（NAP2）に基づく無償配分（基本はグランドファザリング）。最大10%までオークション実施可。	各加盟国別の排出枠の配分計画（NAP）方式を廃止し、EU全域で一つのキャップを設ける。配分総量の5%は新規参入者向けに留保。

10) ボローイングは、将来の期間のために配分された排出枠を現在の期間における排出量を賄うために前倒しで使用する。

11) 共同実施と訳される。義務履行に利用できるクレジットをもたらずプロジェクトを先進国同士が定められた条件で実施すること。

12) クリーン開発メカニズムと訳される。排出削減義務を負う国（先進国）がその義務を負わない国（途上国）においてプロジェクトを実施し、認証された排出クレジットを取得できるメカニズム。

13) EU全体でキャップが設定され、オークションにより排出枠の配分が行われるようになった。そのオークションを実施する権利の一部を1人当たり所得の低い国に移すこと。当該国はオークション収入を用いて気候に優しい技術に投資する。

		航空部門は、2012年に2004～2006年の平均排出量から-3%、2013年以降は2004～2006年の平均排出量から-5%。2012年は排出枠の85%を無償配分。	発電部門は原則100%オークション。 特例として、①国内の電力ネットワークがEUネットワークと接続されていない加盟国、②電力部門における単一の化石燃料の発電比率が30%以上であり、かつ、一人当たりGDPがEU平均の50%以下である加盟国、などについては、オークション比率を2013年に最低30%とし、遅くとも2020年までに100%に引き上げる。 産業部門は、2013年には80%はベンチマーク方式により無償配分する。以後、毎年無償枠を削減して2020年に無償枠を30%とし、2027年には無償枠配分を全廃する（全量オークションへ移行する）。（国際競争力問題への対応）
不遵守時の罰則	引き渡した排出枠を超える排出量1トン（CO ₂ 換算）につき40ユーロの罰金。 罰金を支払っても義務履行は済まないため、不足する排出枠を調達でき次第、当局に引き渡す。 団体名の公表	引き渡した排出枠を超える排出量1トン（CO ₂ 換算）につき100ユーロの罰金。 罰金を支払っても義務履行は済まないため、不足する排出枠を調達でき次第、当局に引き渡す。 団体名の公表	引き渡した排出枠を超える排出量1トン（CO ₂ 換算）につき100ユーロの罰金。ただし、金額は物価変動にスライドさせる。 罰金を支払っても義務履行は済まないため、不足する排出枠を調達でき次第、当局に引き渡す。 団体名の公表
バンキングとボローイング ¹⁰⁾	第1期間内のバンキング可 ボローイング不可	第2期間内のバンキング可 第1期から第2期へのバンキング事実上不可。 ボローイング不可	第3期間内のバンキング可 第2期から第3期へのバンキング可。ボローイング不可
Joint Implementation (JI) ¹¹⁾ / Clean Development Mechanism (CDM) ¹²⁾	CDM可。参入上限は各国がNAPにて個別に策定する。（原子力発電による削減、森林による吸収増大から得られるクレジットは適用外）	CDM/JI可。参入上限は各国がNAPにて個別に策定する。総排出枠のうち原則10%（最大20%）まで利用可能。	国際合意に基づいてEU目標を深掘する場合、また1990年比30%の削減を想定した場合、2008～2020年の削減努力の50%に当たるCDM/JIクレジットの参入が可能とされる。
オークション対象排出枠におけるオークション権の加盟各国配分ルール ¹³⁾			総オークション対象排出枠の88%については2005年の確認排出量に応じて各加盟国にオークション権が配分される。 10%は1人当たりGDPの低い国にオークション権を配分。 2%は2005年に1990年に比べ20%以上削減した新規加盟9国にオークション権を配分。

オークション収入の用途			加盟各国は、オークション収入の少なくとも50%を域内外の気候変動・エネルギー政策に用いる。
炭素価格の安定化対策			排出枠の6カ月間の平均価格が過2年間の平均価格を上回った場合には、欧州委員会は委員会を招集。委員会は、①加盟国によるオークションの前倒し、②新規参入者のための予備枠（総排出枠の5%）の最大25%をオークションへ供出、のうちの一つを提案する。

（出所）欧州委員会Directive 2003/87/EC（13 October 2003）・Directive 2004/101/EC（27 October 2004）・欧州委員会Directive 2008/101/EC（19 November 2008）・欧州委員会Directive 2009/29/EC（23 April 2009）、駐日欧州委員会代表部資料、諸富・鮎川（2007）pp. 174-175を参考に作成。

6-3. アメリカにおける排出量取引制度の特徴

6-3-1. アメリカ北東部諸州連合の排出量取引制度（RGGI）

2009年、ニューヨーク州などの北東部10州（コネチカット・デラウェア・メイン・メリーランド・マサチューセッツ・ニューハンプシャー・ニュージャージー・ニューヨーク・ロードアイランド・バーモント州）では全米で初めて地球温暖化対策としての排出量取引が導入された。RGGIに参加する各州は下流型・キャップ&トレード型の排出量取引制度を導入し、2009年から2014年までの第1期間では、各州内で燃料として化石燃料を50%以上使用し、25メガワット以上の発電をする発電所のCO₂排出量を現在のレベルで維持することが目標とされている。そして2015年から2018年までの第2期間では、毎年2.5%ずつ年間排出枠を削減し、最終的に10%の排出量削減を行う、とされている。また、遵守（罰則）規定としては、排出量が保持排出枠を超過した場合、翌年以降の初期配分および保持排出枠より超過した排出量の3倍の排出枠が没収される。

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、それらの積み上げがRGGI全体の最大許容排出枠とされている。

各排出源に対しては、最大許容排出枠のうち最大75%分の排出枠が過去の排出量に基づいて無償で初期配分される。しかし、2009年の制度開始以来、各州初期配分の少なくとも50%以上の排出枠がオークションによって売却された（表6-3参照）。オークションは、RGGIの制度的特徴のひとつであり、これまでに計7回のオークションが開催され¹⁴⁾、CO₂1トン分の

14) 2010年3月10日 現在、第6回オークションまでは2009年排出枠と先物の売却。第7回オークションは2010年度排出枠と先物の売却。

15) 第1回から第7回までの現行年度排出枠落札価格の平均価格（先物は含まず）。

排出枠あたり平均2.78ドルで落札¹⁵⁾されている。EU ETSの市場価格や、後述の通り、連邦議会で審議されている下院法案におけるオークション最低価格の設定が10ドルであることを考えると、この落札価格は非常に低い価格で推移しているといえる。これはRGGIの削減義務対象が発電部門のみであること、さらに排出削減目標が当初は0%、2018年においても10%の削減と低く設定されていることなどが原因とされている。そのためRGGIでは、排出量取引制度の利点である価格インセンティブによって発電部門の行動を変えることはできていないと考えられる。しかし、排出枠の価格が低く推移しても、他方で州政府にはオークションによる排出枠の売却を通じて多額の収入がもたらされる。オークション収入の用途については、各州ともにおおむね、①エネルギー効率改善プログラム、②電力料金の上昇に伴う低所得者向け助成、③クリーンエネルギーの研究開発、を目的として支出されている。特にRGGIでは、全オークション収入の64.5%がエネルギー効率改善プログラムなどの発電所転換・改修事業に助成・投資されており、これにより温室効果ガス排出を削減できるという便益が得られていることになる。そのほか、オークション収益は、再生可能エネルギー等の研究開発や環境教育など、各州の裁量で様々な事業に支出されている（表6-3「オークション収入の用途」参照）。

RGGIにおける第二の制度的特徴は、排出削減への柔軟性措置としてオフセットを認めている点にある。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、事実上、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、一般的に被規制者が参加しやすくするための柔軟性措置として扱われている。RGGIでは、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（表6-3「オフセット」参照）。RGGIにおける第三の制度的特徴は「セイフティ・バルブ（安全弁）」である。セイフティ・バルブとは市場取引価格に設けられた「上限価格」のことで、無制限な温暖化対策費用の増大を一定範囲内に抑えようとするものである。RGGIにおいては排出枠平均価格が7ドルと10ドルになった時点で、参加州外などから購入してきた排出枠を算入できる「オフセット」の基準が緩和される仕組みになっている（表6-3「セイフティ・バルブ」参照）。

ここに挙げた特徴のうち、オフセット、セイフティ・バルブについては、遵守を容易にするための柔軟性措置として、また導入論議の段階では被規制者との間で合意が得やすい制度構築に、それぞれ寄与しているといえる。しかし反面で、取り決められている最大許容排出枠を事実上、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制度が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すると問題を生みだしているこ

とに注意をしなければならない。

以上のように、RGGIにおけるオークション、オフセット、セイフティ・バルブといった実際の制度運用によって得られた経験や問題点の発見は、後述する連邦議会で審議されている下院・上院法案における制度設計に少なからず影響を与えている。

表 6-3 : RGGIの概要

	地域温室効果ガス・イニシアティブ (Regional Greenhouse Gas Initiative : RGGI) (2009年～)																																																																
対象ガス	CO ₂																																																																
削減目標	2018年までに2005年比10% (2014年までは0%) の削減。																																																																
排出枠割り当て対象主体	発電部門																																																																
排出枠配分方法およびオークション	<p>規定上、年間総排出枠の最大75%分の排出枠が過去の排出量に基づいて無償配分。ただし、各州の裁量でオークション比を決定可能。 各州の初期配分におけるオークション比率</p> <table border="1"> <tr><td>コネチカット</td><td>77%</td></tr> <tr><td>デラウエア</td><td>50%</td></tr> <tr><td>メイン</td><td>85%</td></tr> <tr><td>メリーランド</td><td>80.4%</td></tr> <tr><td>マサチューセッツ</td><td>98.7%</td></tr> <tr><td>ニューハンプシャー</td><td>69%</td></tr> <tr><td>ニュージャージー</td><td>74%</td></tr> <tr><td>ニューヨーク</td><td>94%</td></tr> <tr><td>ロードアイランド</td><td>99%</td></tr> <tr><td>バーモント</td><td>99%</td></tr> </table> <p>注：2008～2009年のオークション (第6回まで) における、2009年排出枠での実績。</p>		コネチカット	77%	デラウエア	50%	メイン	85%	メリーランド	80.4%	マサチューセッツ	98.7%	ニューハンプシャー	69%	ニュージャージー	74%	ニューヨーク	94%	ロードアイランド	99%	バーモント	99%																																											
コネチカット	77%																																																																
デラウエア	50%																																																																
メイン	85%																																																																
メリーランド	80.4%																																																																
マサチューセッツ	98.7%																																																																
ニューハンプシャー	69%																																																																
ニュージャージー	74%																																																																
ニューヨーク	94%																																																																
ロードアイランド	99%																																																																
バーモント	99%																																																																
オークション収入の用途	各州におけるオークション収入の用途 (2009年、第6回までの実績)																																																																
	<table border="1"> <tr><td colspan="3">コネチカット (総収入：\$ 26,538,937)</td></tr> <tr><td>発電所エネルギー効率化促進 (補助金)</td><td></td><td>69.5%</td></tr> <tr><td>クリーンエネルギー基金</td><td></td><td>23%</td></tr> <tr><td>その他気候変動プログラムへの拠出</td><td></td><td>7.5%</td></tr> <tr><td colspan="3">デラウエア (総収入：\$ 11,499,052) ※第2回オークションから参加</td></tr> <tr><td>発電所エネルギー効率化促進 (補助金)</td><td></td><td>65%</td></tr> <tr><td>低所得者層への電力料金助成</td><td></td><td>15%</td></tr> <tr><td>温室効果ガス削減プロジェクトへの拠出</td><td></td><td>10%</td></tr> <tr><td>州政府による資金管理 (財政繰入含む)</td><td></td><td>10%</td></tr> <tr><td colspan="3">メイン (総収入：\$ 15,246,607)</td></tr> <tr><td>発電所エネルギー効率化促進 (補助金)</td><td></td><td>85%</td></tr> <tr><td>化石燃料型発電所の効率化促進</td><td></td><td>15%</td></tr> <tr><td colspan="3">メリーランド (総収入：\$ 96,271,577)</td></tr> <tr><td>発電所エネルギー効率化促進 (補助金)</td><td></td><td>17%</td></tr> <tr><td>低所得者層への電力料金助成</td><td></td><td>50%</td></tr> <tr><td>消費者への電力料金助成</td><td></td><td>23%</td></tr> <tr><td>環境教育と気候変動プログラムへの拠出</td><td></td><td>7%</td></tr> <tr><td>州政府による資金管理 (財政繰入含む)</td><td></td><td>3%</td></tr> <tr><td colspan="3">マサチューセッツ (総収入：\$ 79,095,098)</td></tr> <tr><td>発電所エネルギー効率化促進 (補助金)</td><td></td><td>80%</td></tr> <tr><td>消費者への電力料金助成</td><td></td><td>20%</td></tr> </table>		コネチカット (総収入：\$ 26,538,937)			発電所エネルギー効率化促進 (補助金)		69.5%	クリーンエネルギー基金		23%	その他気候変動プログラムへの拠出		7.5%	デラウエア (総収入：\$ 11,499,052) ※第2回オークションから参加			発電所エネルギー効率化促進 (補助金)		65%	低所得者層への電力料金助成		15%	温室効果ガス削減プロジェクトへの拠出		10%	州政府による資金管理 (財政繰入含む)		10%	メイン (総収入：\$ 15,246,607)			発電所エネルギー効率化促進 (補助金)		85%	化石燃料型発電所の効率化促進		15%	メリーランド (総収入：\$ 96,271,577)			発電所エネルギー効率化促進 (補助金)		17%	低所得者層への電力料金助成		50%	消費者への電力料金助成		23%	環境教育と気候変動プログラムへの拠出		7%	州政府による資金管理 (財政繰入含む)		3%	マサチューセッツ (総収入：\$ 79,095,098)			発電所エネルギー効率化促進 (補助金)		80%	消費者への電力料金助成		20%
コネチカット (総収入：\$ 26,538,937)																																																																	
発電所エネルギー効率化促進 (補助金)		69.5%																																																															
クリーンエネルギー基金		23%																																																															
その他気候変動プログラムへの拠出		7.5%																																																															
デラウエア (総収入：\$ 11,499,052) ※第2回オークションから参加																																																																	
発電所エネルギー効率化促進 (補助金)		65%																																																															
低所得者層への電力料金助成		15%																																																															
温室効果ガス削減プロジェクトへの拠出		10%																																																															
州政府による資金管理 (財政繰入含む)		10%																																																															
メイン (総収入：\$ 15,246,607)																																																																	
発電所エネルギー効率化促進 (補助金)		85%																																																															
化石燃料型発電所の効率化促進		15%																																																															
メリーランド (総収入：\$ 96,271,577)																																																																	
発電所エネルギー効率化促進 (補助金)		17%																																																															
低所得者層への電力料金助成		50%																																																															
消費者への電力料金助成		23%																																																															
環境教育と気候変動プログラムへの拠出		7%																																																															
州政府による資金管理 (財政繰入含む)		3%																																																															
マサチューセッツ (総収入：\$ 79,095,098)																																																																	
発電所エネルギー効率化促進 (補助金)		80%																																																															
消費者への電力料金助成		20%																																																															

	ニューパンプシャー（総収入：\$ 18,161,349）※第2回オークションから参加	
	発電所エネルギー効率化促進（補助金）	90%
	低所得者向けエコ家電更新助成	10%
	ニュージャージー（総収入：\$ 55,356,113）※第2回オークションから参加	
	商工業を含む発電所エネルギー効率化・ガス化 発電導入・再生可能エネルギー促進（補助金）	60%
	中低所得者向けエコ家電更新助成	20%
	地方自治体排出削減プログラムへの拠出	10%
	森林・湖沼保護プログラムへの拠出	10%
	ニューヨーク（総収入：\$ 180,678,717）※第2回オークションから参加	
	ビル・施設のエネルギー効率化促進	43.9%
	運輸部門の効率改善（研究費含む）助成	17.7%
	再生可能エネルギー等の導入促進	19.7%
	持続可能な農業とバイオエネルギー促進	1.9%
	労働者保護・気候変動研究・温室効果ガス削減 のための技術開発研究への助成	16.8%
	ロードアイランド（総収入：\$ 7,922,587）	
	発電所エネルギー効率化促進（補助金）	100%
	バーモント（総収入：\$ 3,652,071）	
	発電所エネルギー効率化促進（補助金）	100%
	注：総収入は第1回から第6回までのオークション売却収入の合計。	
オフセット	<p>オフセットは、各排出源の許容排出枠の3.3%までを利用上限とする。 オフセット対象は国内における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最終需要家の天然ガス・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が認められている。ただし、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倍の排出削減が必要とされる。</p> <p>海外オフセットは、2019年より毎年最大15億トンまで許容。 ただし、海外オフセットによる5トン分の海外クレジットは、4トン分の排出枠に交換できる。</p>	
セイフティ・バルブ（トリガー）	<p>第一段階「オフセット・トリガー（Offsets Trigger）」： プログラム開始から1年2カ月以降（プログラム開始から14カ月を市場沈静化期間[Market Settling Period]と設定している。）に、12カ月間のCO₂排出枠平均価格が7ドル以上（2005年の基準価格を7ドルとし、毎年消費者物価指数に2%をプラスして上乘せされる[Safety Valve Threshold]）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、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、そして、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。</p> <p>第二段階「セイフティ・バルブ・トリガー（Safety Valve Trigger）」： 市場沈静化期間以降に、12カ月間のCO₂排出枠平均価格が10ドル以上（オフセット・トリガーの際と同様に上乘せされる。）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。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。</p> <p>第三段階「セイフティ・バルブ・オフセットトリガー（Safety Valve Offsets Trigger）」： 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、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、そして、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%にまで引き上げられる。</p>	
不遵守時の罰則	翌年以降の保持排出枠より超過した排出量の3倍の排出枠が没収される。	
バンキング・ボローイング	バンキング可 ボローイング可	

（出所）RGGI事務局資料、諸富・鮎川（2007）、Environment Northeast（2009）より作成。

6-3-2. ワックスマン＝マーキー法案の概要と特徴

2009年5月、アメリカ議会下院のワックスマン（エネルギー・商業委員会委員長）とマーキー（エネルギー・環境小委員会委員長）はワックスマ

ン＝マーキー法案（The American Clean Energy and Security Act of 2009：ACESA／以下、下院法案）を提出した（表6-4参照）。下院法案は、その後委員会採択を経て、2009年6月に下院本議会において可決された。

同法案の対象ガスは、京都議定書で定めた6ガスにフッ化窒素（NF3）を加えて7ガスとされている。2005年比での削減目標としては2012年に3%、2020年に17%、2030年に42%、2050年に83%、の削減率が掲げられている。排出枠の配分対象は、発電部門・産業部門など全米排出量の約85%をカバーしている。制度開始当初は全排出枠の約85%を無償配分とし、15%がオークションによって有償配分される。オークション比率は2020年以降、段階的に高められることとなっている（図6-2参照）。オークションによって得られる収益は主に、戦略的留保ファンドへの拠出、海外オフセットを通じたクレジット購入、低所得消費者の負担軽減、労働者の雇用調整・訓練に関する投資、などに充当される。またオークションには最低価格が設定してあり、いわゆる「プライス・フロア」と呼ばれる下限価格の支持策が規定されている。

下院法案ではオフセットが大幅に認められている点が特徴として挙げられる。オフセットは排出量取引制度で対象となっていないCO₂削減に排出枠と同様の役割を認める仕組みで、同法案では毎年20億トンまでのキャップを上回るオフセットの利用を認めている。2019年からは、海外オフセットとして全オフセットのうち毎年最大15億トンまでの利用を認めている。オフセットは、戦略的留保による排出枠の確保とともに、海外オフセットの拡大によって排出枠価格の高騰を防ぐといった、いわゆる「プライス・キャップ（セイフティ・バルブ）」と呼ばれる上限価格支持の機能も有している。下院法案においては、下限価格と上限価格の規制が入ることにより「プライス・カラー（Yシャツのカラー〔襟〕程度の価格変動帯）」と呼ばれる価格高騰・暴落を一定限度にとどめる機能が付加されている点を指摘できる。

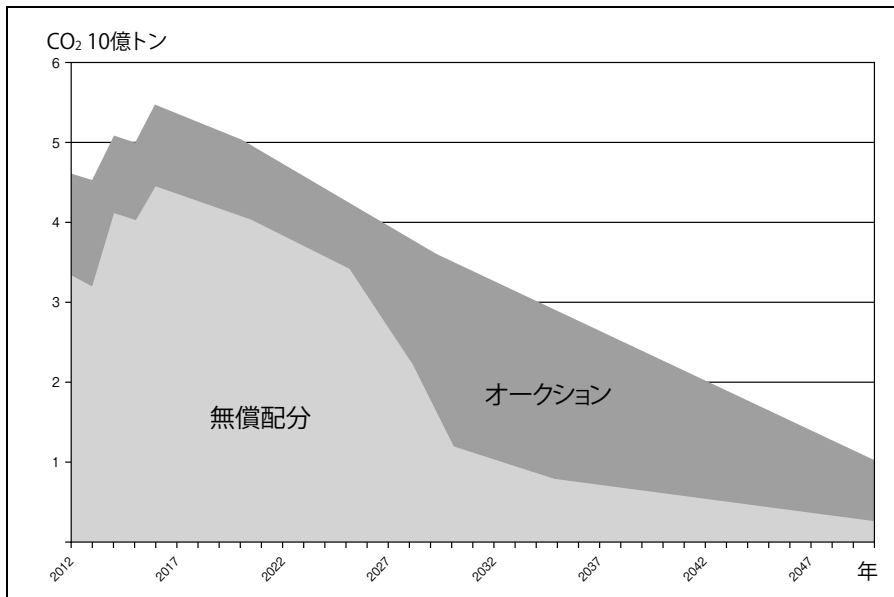
表6-4：ワックスマン＝マーキー法案の概要

ワックスマン＝マーキー法案（ACESA） （2012年～）				
対象ガス	CO ₂ ・CH ₄ （メタン）・N ₂ O（亜酸化窒素）・SF ₆ （六フッ化硫黄）・HFCs（ハイドロ・フルオロ・カーボン類）・PFC（パー・フルオロ・カーボン）・NF ₃ （三フッ化窒素）			
削減目標	2005年比の目標：2012年に3%、2020年に17%、2030年に42%、2050年に83%の削減。			
排出枠割り当て対象主体	発電部門 産業部門 CCS			
排出枠配分方法	年間総排出枠の85%はグランドファザリング。15%がオークション（うち1%は戦略的留保分）。2020年以降、段階的にオークション比率が高められる。 制度開始当初（2012年）の無償配分の内訳（カッコ内は数値算定当該年度）			
	<table border="1"> <tr> <td>戦略的留保</td> <td>1%（2012-2019）</td> </tr> <tr> <td>電力事業者</td> <td>44.6%（2012）</td> </tr> </table>	戦略的留保	1%（2012-2019）	電力事業者
戦略的留保	1%（2012-2019）			
電力事業者	44.6%（2012）			

	天然ガス事業者	9% (2016-2025)
	石油精製業者	2.25% (2014-2026)
	貿易集約産業	15% (2012-2013)
	クリーンエネルギー技術開発	1.5% (2012-2050)
	クリーン自動車インフラ整備	3% (2012-2017)
	国際クリーン技術開発	1% (2012-2021)
	CCS技術開発	1.75% (2014-2017)
	農業部門	0.28% (2012-2016)
	適応プログラム	3% (2012-2021)
	開発途上国森林破壊の回避	5% (2012-2025)
	各州の消費者支援	1.88% (2012-2013)
	各州による再生可能エネルギー導入への支援	9.55% (2012-2016)
	各州による建築物の省エネに対する推進策	0.5% (2012-2050)
	低所得消費者の負担軽減	0.15% (2012-2019)
	労働者の雇用調整・訓練に関する投資	0.005% (2012-2019)
	財政赤字補てん・消費者への還元	上記外余剰排出枠分
オークション	<p>戦略的留保分 (2012年：オークション対象排出枠の1% + 余剰排出量) 戦略的留保分における最低価格は、2012年が28ドル、2013年以降が前年の最低価格×5% (5%は物価スライド分)</p> <p>通常オークション (2012年開始当初：15%のオークション枠から戦略的留保分1%を除いた14%の排出枠と、ビンテージ排出枠と呼ばれる4年先までの通常オークション対象排出枠の一部) その最低価格2012年が10ドル、2013年以降は前年の最低価格×5% (5%は物価スライド分) (特別措置として、小規模石油精製業者向けに過去1年間のオークション平均価格で固定価格販売が行われる) 各オークション参加者はそれぞれのオークションにおいて売却される総排出枠の5%以上は購入できない。</p>	
オークション収入の用途	戦略的留保ファンドへの抛出 海外オフセット (森林伐採回避) によるクレジットの購入 低所得消費者の負担軽減 労働者の雇用調整・訓練に向けた投資	
オフセット	オフセットは、毎年20億トンまで許容 海外オフセットは、2019年より毎年最大15億トンまで許容 ただし、海外オフセットによる5トン分の海外クレジットは、4トン分の排出枠に交換できる	
不遵守時の罰則	「不足した排出枠の量×遵守年の最終オークションにおける落札価格の2倍」の罰金 翌年の排出枠を埋め合わせるための排出枠の購入義務化	
バンキング・ボローイング	バンキング可 ボローイング可 (次年度排出枠のボローイングは無利子。5年後までの排出枠は、償却義務量15%を上限として年率8%の利子)	
国際競争力問題への対応 (国境調整)	排出量取引制度の導入が炭素リーケージを引き起こしていると判断された場合、 ①貿易集約型産業への無償配分量を見直す ②アメリカへの製品輸入に際し排出枠の償却を求める のいずれかまたは両方を適用。	

(出所) The American Clean Energy and Security Act (as Passed by House of Representatives)、在米日本大使館資料、環境省資料より作成。

図6-2：下院法案の排出削減目標における無償配分とオークションの推移



(出所) Pew Center (2009b) から転載。

6-3-3. 政府機関による下院法案の経済的影響分析

下院法案については、経済的影響に関する分析がアメリカ環境保護庁 (EPA)・議会予算局 (CBO)・エネルギー情報省 (EIA) などで行われている。これらの分析は、主に2050年までの排出枠価格・家計への負担額・経済全体のコスト負担など推計している。いずれも、バンキングやオフセットの多寡によりケースシナリオを分析している。

表6-5は下院法案に対するEPAとCBOによる経済的影響分析の主要結果を示している。それによれば排出枠価格は2020年時点でおおむね20ドル前後、2050年時点では70ドル前後で推移する。またEIAの別の分析では、2030年の電力料金が20%上昇するとの結果が得られている。

このように、コスト上昇が予想される政策について政府機関による分析が公表される背景には、アメリカの政策当局が政策を導入する際のコスト上昇に対してどのように手当てを行うかについて、恒常的に注視している点が指摘できる。EUの場合、EU ETSの制度設計において産業部門間の公平性や国際競争力の担保については工夫がなされるが、一方で、発生する費用を誰が負担するのかといった点や、市場価格に影響を与える部分については政策的に手当てをする必要はないとの基本的立場をとっているように見える。これに対してアメリカでは、先に見たように、RGGIにおける制度設計を端緒として、連邦レベルにおいても、たとえば電力料金への転嫁が低所得消費者に与える影響を重視し、政策的な手当てをするためのオプ

ションを設けるといったような点が強調されている。そういった経緯から、アメリカにおける排出量取引制度は、単に炭素に価格を付けるための規制といった面だけでなく、例えばオークション収入を用いるなどした手当をいかに実施するかを同時に包摂しており、その視点に基づいて法案が設計されている点が、EU ETSとの最大の相違点であると思われる。

表6-5：下院法案に対するアメリカ環境保護庁と議会予算局による経済的影響の主要分析結果

		2020年	2030年	2050年
排出枠価格	EPA	16ドル/tCO ₂	26-27ドル/tCO ₂	69-70ドル/tCO ₂
	CBO	22ドル/tCO ₂	記載なし	記載なし
家計負担額	EPA	49-61ドル	99-132ドル	123-174ドル
	CBO	175ドル	記載なし	記載なし
経済全体コスト	EPA	1,000億ドル	1,000-2,000億ドル	5,000-7,000億ドル
	CBO	220億ドル	記載なし	記載なし

(出所) Pew Center (2009a) から転載。

6-3-4. ワックスマン＝マーキー法案とケリー＝ボクサー法案の比較

2009年10月、アメリカ議会上院でThe Clean Energy Jobs and American Power Act of 2009 (通称、ケリー＝ボクサー法案/以下、上院法案) が提出された。この法案は2009年11月に採択を経て委員会を通過している。

同法案は、下院法案と内容面においてほとんどの部分が共通している。主要な相違点は、削減目標として2020年に20%の削減を掲げていること(下院法案は17%)、オークション比率が引き上げられていること、毎年全オフセット許容量に含め得る海外オフセットの量を最大12億5千トンまで認めている(下院法案は15億トン) こと、などである。

そして、上院法案に対するEPAによる経済的影響分析(EPA, 2009b) では、下院法案で行ったモデル分析からの分析結果の変化は微小であり、先に見た下院法案の経済的影響分析と変わらない結果が導き出されるとしている¹⁶⁾(表6-6参照)。

他方、CBOの両院法案に対する経済的影響分析(費用試算)(CBO 2009b/2009c) では、法案が可決して施行された場合に、予想される収入と支出の差をそれぞれの法案で試算した分析が示されている。そこでは、表6-7の通り、下院法案が2010年から2019年までに生じる歳入と支出の差は90億ドルの純益、上院法案が214億ドルの純益をあげると試算された。このような差が生じる理由についてCBOは、およそ表6-6に見られる相違が影響を与えていることを示唆している。また、同様の理由により、排出枠価格については上院法案のほうが15%ほど高い価格で推移するといった試算結果も報告された。

16) これは、上院法案が、下院法案の草案段階と同じ削減目標としており、EPAではかつて下院法案の草案にて分析をしており、この分析による試算結果を流用できると解釈しているためである。EPA (2009b) p.3 参照。

表 6-6：上院法案と下院法案の主要な相違点とEPAによる分析結果

	下院法案	上院法案	下院法案と比較した場合のEPAによる上院法案分析の結果
キャップ	2020年における削減目標 2005年比17%	2020年における削減目標 2005年比20%	費用の若干の増加 排出枠価格の若干の上昇
オフセット上限	全体で年間20億トンの上限 国内：10億トン 海外：10億トン ※国内オフセットが9億トンまで利用された場合、海外オフセットを最大15億トンまで許容	全体で年間20億トンの上限 国内：15億トン 海外：5億トン ※国内オフセットが9億トンまで利用された場合、海外オフセットを最大12.5億トンまで許容	費用の若干の増加 排出枠価格の若干の上昇
戦略的留保（排出枠の取り置き）	2012～2050年の期間中、27億トンの留保 ※留保排出枠オークション時の最低価格は、過去3カ月間の排出枠平均価格の60%に設定。	2012～2050年の期間中、35億トンの留保 ※留保排出枠オークション時の最低価格は、2012年で28ドルとして、毎年5%の上昇率（2017年からは7%の上昇率）。	費用の若干の増加 排出枠価格の若干の上昇
オークション収入によるエネルギー効率改善・再生可能エネルギー促進方策規定	建築基準あり 効率度に応じた排出枠の優先割当設定。 効率基準やRE導入基準の設定	緩和された建築基準。 緩和された優先割当設定効率基準やRE導入基準なし	排出枠価格の若干の上昇
国内オフセットの対象	オフセット対象とする排出源が、排出基準により制限あり	制限なし	費用の若干の減少 排出枠価格の若干の下落
CCS技術開発への排出枠の（ボーナス）割当	53.2億アラウランス（排出枠）	41.9億アラウランス（排出枠）	排出枠価格の若干の上昇

（出所）EPA（2009b）p.29 Table5から抜粋。

表 6-7：CBOによる2010～2019年における両院法案の予想収入と直接支出の試算（単位：億ドル）

	下院法案	上院法案
予測収入総計（A）	8,728	8,542
予測直接支出総計（B）	8,638	8,328
予測損益（A）－（B）	90	214

注：試算にはETS以外に関係する収入や支出が含まれる。
（出所）CBO（2009b/2009c）から作成。

6-4. 小括

本章では、まず、世界で導入される排出量取引制度を概観し、キャップ&トレード型の排出量取引の施行状況を紹介した。さらに、欧州とアメリカの排出量取引制度に注目し、それぞれの制度設計の特徴について論じてきた。EUにおいては第1期・第2期の経験からより公平な初期配分を行うために有償配分（オークション）比率を高め、さらに無償配分部分についてもベンチマーク方式の採用により、無償配分による問題の発生などを回避する制度設計を構築しつつあることがわかった。

そして、アメリカにおいては、2009年よりRGGIによるキャップ&トレード型の排出量取引制度が導入されたことなどをきっかけとして連邦を中心とした排出量取引制度の導入機運が高まり、議会での法案提出・審議が活発に行われている。そこで議論されていることは、単に排出量取引制度の導入を目指すというだけでなく、制度導入によって生じる費用負担者への

手当てについても政策として十分な配慮を加える必要がある、というアメリカ特有の考え方があることがわかった。

このように、世界各地で、公平性のあり方や政策立案の理念が異なる排出量取引制度が乱立することは、前述したICAPなどが想定する、将来的な「グローバル・カーボン・マーケット」の構築に向けて大きな障壁になると考える。グローバル・カーボン・マーケットは、個別の市場では発生が避けられないような排出枠価格の乱高下を、複数で大規模な市場間の取引によって鎮静化させるといった利点を有している。しかし、市場間で排出枠の価値が著しく異なると、大量の排出枠の移転や流出・流入が起きてしまい、個別市場域内での削減努力が減じられてしまうといった問題が指摘できる。この点について、今後、キャップ&トレード型の排出量取引制度の国際的連携を構想する場合、議論は次の四点に収斂するだろう。たとえば、先行して導入されているEU ETSが連携ないし市場を接続しようとする別の排出量取引制度を評価する場合、第一点目は、キャップが課せられていることは当然として、さらに排出削減目標がどの程度高く規定されているかを評価するだろう。第二点目は、初期配分における無償配分枠の拡大など、特定産業への国際競争力維持を理由に設定される個別産業への配慮が過度に行われてはいないかといった点について評価するだろう。第三点目は、オフセットがどこまで許容されているか、つまり量的にも質的にもオフセットに依存し過ぎていないかどうかについて評価するだろう。第四点目はプライス・キャップやプライス・フロアといった排出枠価格の高騰や暴落への対応がどの程度施されているかを評価するだろう。

日本におけるキャップ&トレード型の排出量取引制度の導入に際しては、制度設計の過程で国内事情への対応が少なからず発生するとしても、他方では、上述のようなグローバル・カーボン・マーケットのメリットとデメリットを認識したうえで、将来的なグローバル・カーボン・マーケットを意識した排出量取引制度の設計が求められるだろう。

参考文献

- 天野明弘 (2009), 『排出取引』中公新書.
- 小西雅子・清水雅貴・山岸尚之 (2008), 「世界に広がる排出量取引制度」『経済セミナー』第638号, 40-45ページ.
- 東京都環境局CO₂排出量削減制度構築WG (2008), 「東京都がめざす気候変動対策」『経済セミナー』第638号, 46-51ページ.
- 朴勝俊 (2008), 「EU排出枠取引における電力業界の「タナボタ利益」に関する考察」『経済セミナー』第638号, 52-57ページ.
- 諸富徹・鮎川ゆりか編著 (2007), 『脱炭素社会と排出量取引：国内排出量取引を中心としたポリシーミックス提案』日本評論社.

- Environment Northeast (2009) , *RGGI Allowance Allocations & Auction Proceeds Distribution Plans December 4, 2009*.
- European Commission (2003) , *Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council of 13 October 2003*.
- European Commission (2004) , *Directive 2004/101/EC of the European Parliament and of the Council of 27 October 2004*.
- European Commission (2008) , *Directive 2008/101/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008*.
- European Commission (2003) , *Directive 2009/29/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009*.
- Pew Center (2009a) , “Cost of the American Clean Energy and Security Act of 2009 Found to Be Small According to Government Analyses”. *Climate Policy Memo #3*.
- Pew Center (2009b) , “Distribution of Allowances under the American Clean Energy and Security Act (Waxman-Markey) ”. *Climate Policy Memo #4*.
- U.S. Congressional Budget Office (2009a) , *The Economic Effects of Legislation to Reduce Greenhouse-Gas Emissions*.
- U.S. Congressional Budget Office (2009b) , *Congressional Budget Office Cost Estimate of H.R. 2454 American Clean Energy and Security Act of 2009* (June 26, 2009改訂版) .
- U.S. Congressional Budget Office (2009c) , *Congressional Budget Office Cost Estimate of S.1733 Clean Energy Jobs and American Power Act*.
- U.S. Energy Information Administration (2009) , *Energy Market and Economic Impacts of H.R. 2454, the American Clean Energy and Security Act of 2009*.
- U.S. Environmental Protection Agency (2009a) , *EPA Analysis of the American Clean Energy and Security Act of 2009 H.R. 2454 in the 111th Congress*.
- U.S. Environmental Protection Agency (2009b) , *Economic Impacts of S. 1733: The Clean Energy Jobs and American Power Act of 2009 October 23, 2009*.

脱炭素社会に向けたポリシーミックス提案

WWF ジャパン 2010 年報告書

2010 年 4 月 30 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/> climatechange@wwf.or.jp

印刷：栄光舎

©WWF ジャパン 本舎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 ジャパン (財団法人 世界自然保護基金ジャパン)
気候変動プログラム

〒105-0014
東京都港区芝 3-1-14 日本生命赤羽橋 6F
Tel: 03-3769-3509
Fax: 03-3769-1717
URL: <http://www.wwf.or.jp/>
Email: climatechange@wwf.or.jp