

なぜ日本で温暖化対策として Cap & Trade が採用されないのか

山口光恒*、澤 昭裕[†]、信岡洋子[‡]

1、費用効果の概念に欠ける日本の温暖化対策

つい3年ほど前まで温暖化国内対策としての経済的手法の中心は炭素税導入の是非であった。それから2年半が経過した現在焦点は専ら排出権取引に移っている。この明確な理由は不明であるが、増税が現実問題として困難という見通しに加えて、EUが2005年1月から域内Cap & Trade (EU ETS) を始めたこと、昨年11月のアメリカ中間選挙において上下両院で民主党が勝利しその後陸続とCap & Trade¹を含む温暖化法案が提出されたこと、さらに昨年あたりから一部のメディアが国内対策としてCap & Trade導入の論陣を張ったこと、経済財政諮問会議の民間議員の一部がCap & Tradeに前向きな発言をしていること²などが原因ではないかと推測される。実際、7月6日に開催された中央環境審議会地球環境部会・産業構造審議会地球環境小委員会の温暖化に関する第19回合同会合の場で、国内対策としてのCap & Trade導入の是非につき5名の委員による意見陳述が行われ、それを基に活発な意見交換が行われた³。こうした討論を経て本年8月10日の第21回合同会合に提出された「京都議定書目標達成計画の評価・見直しに関する中間報告(案)」ではCap & Tradeに関する各種意見を列挙の上、「中期的な我が国の温暖化にかかる戦略を実現するという観点も含め、他の手法との比較やその効果、産業活動や国民経済に与える影響等の幅広い論点について、総合的に検討していくべき課題である」⁴として、京都議定書第1約束期間(2008年～2012年)の導入は見送られた。なぜ日本で温暖化対策としてCap & Tradeが採用されないのか、これを探るのが小論の目的である。

結論を先に言えば、最大の理由は日本では例外を除き政策の費用効果は重要な関心事ではない、ということである。政策評価の判断基準(criteria)は一般的に環境効果、費用効果、衡平性、実現可能性である⁵(温暖化問題でこれに加えるとしたら技術開発への誘因があげられる)。こうした判断基準のうちどれがどの程度重要かはそれぞれの国の価値観が反映される。このうち費用効果とは所与の目的をどの程度安い費用で達成出来るかと言うことである。環境政策の内(税と並んで)Cap & Tradeの最大の利点は費用効果にある。も

* 東京大学先端科学技術研究センター客員教授

[†] 東京大学先端科学技術研究センター教授

[‡] メリルリンチ日本証券(前地球産業文化研究所)

¹ 以下排出権取引とCap & Tradeを区別して扱う。前者には例えば削減プロジェクトの実施により取得したクレジットの取引(ベースライン&クレジット)も含まれるが、後者は予め絶対排出量(cap)を課しその取引を可能にする制度のみを指す。

² 伊藤隆俊「排出権取引がなぜ重要なのか」週間東洋経済2007年8月25日

³ 4名分のプレゼンテーション資料は浅岡(2007)、大塚(2007)、関澤(2007)、山口(2007a)の通り。<http://www.env.go.jp/council/06earth/y060-60.html>から入手可能(資料7-1～7-4)。

⁴ 最終的な表現は議長一任となったので変わる可能性があるが、実質的な変化はない。

⁵ IPCC(2007)に次の記述がある。”Four main criteria are used to evaluate policies and instruments: environmental effectiveness, cost effectiveness, distributional effects, including equity, and institutional feasibility” p. 27

し何らかの事情で税の導入が困難であればCap & Tradeが費用効果的な唯一の政策である（実はCap & Tradeは経済学の教科書が教えるほど費用効果的ではないのだが、この点はしばらくおく）。これにより各主体の限界削減費用が均等化し、社会全体として最小費用で目的を達成できる⁶。従って、もし社会が費用効果に関心がなければ当然この項目の重要性は減ずる。つまりCap & Tradeの必要性が減少する。そして日本は費用効果にほとんど関心を示さない世界でも希な国である。この点については本文中で詳述するが、一つだけ決定的な例を挙げよう。

先述の両審議会第21回合同会合の参考資料1として「委員からの質問への国土交通省の回答」という文書があり、この文書の最後の頁（参考資料3）として運輸部門の対策のコストに関する質問に対する国土交通省の回答がある⁷（質問者は本稿の共同執筆者の山口）。その回答の全文は下記の通りである。

- 1、国土交通省としては、CO₂1トン削減あたりのコストは試算しておりません。
- 2、その理由は、国土交通省としては、削減コストの計算方法を有していないためです。現在、政府部門において、国民経済に与える削減費用についての算出方法として統一的な考え方が無く、試算することは困難です。産業部門、家庭部門、業務部門とも共通した統一的な算出方法なしに運輸部門のみ個別の考え方で算出したとしても、部門間を通じた全体の比較は出来ないものと思われま

一言でいえば、運輸部門の対策のコストは試算していないということである。実はこれは運輸部門に限ったことではない。日本の京都議定書目標達成計画全体の費用が不明なのである。欧米の政策との著しい相違である。しかも合同会合でこの点を指摘する委員は経済学者の中でさえごく一部にとどまっている。不思議なのは費用効果を特長とするCap & Tradeの導入を主張する人（経済学者ではない）からもこの点の指摘がないことである⁸。政策当局者、産業界、NGO、アカデミアが集まる会議でこの有様であるので、このことは日本において政策の費用に対する関心が著しく低い、つまり政策の判断基準としての費用効果の優先順位が極めて低い証拠である。これが費用効果を最大の利点とするCap & Tradeが日本に導入されない根本的理由である⁹。

⁶ Cap & Tradeの利点として削減の確実性を挙げる論者もいるが、これは直接規制でも実現可能である。

⁷ <http://www.env.go.jp/council/06earth/y060-62/ref01.pdf>から入手可能

⁸ このことは実は導入論者の本当のねらいが費用効果ではないことを示している。つまり本来のCap & Tradeの利点を活かすための導入論ではないのである。

⁹ 政府内の全ての部門が対策の費用に関心が無いわけではない。例えば経済産業省では2005年度に「温暖化対策の費用対効果に関する政策評価研究会」、翌2006年度には「温暖化対策の政策評価に関する研究会」を組織して個別政策の費用効果の研究を行っている。しかし例えばベースライン排出量（対策を実施しなかった場合の排出量）をどう見るか、また手法により同じ政策について費用効果が異なって算出されるなどいくつかの困難があつて未だ実用化されていないのが実情である。今後この研究が更に進むと共に、政府の関係全省庁にこうした関心が広まることを期待する。

2、Cap & Trade を巡る日・米・EUの比較

上記を指摘した上で、EUでCap & Tradeが導入され、アメリカでも州レベルでは導入が決まり（カリフォルニア州の温暖化ガス削減の法律および東部諸州の電力を対象とするRegional Greenhouse Gas Initiative）、連邦レベルでもCap & Trade法案の審議が進行中であるのに、なぜ日本ではそうならないのかにつきもう一步突っ込んで分析した結果、彼我の差は次の仮説により説明できるのではないかとの結論に至った。

仮説1：政策の正当性証明必要性の有無

仮説2：企業行動原理の相違、この裏返しとしての市場への信仰の程度の差

仮説3：経済モデルに対する信頼性の相違

仮説4：政策判断基準の優先順位の差

仮説5：政府と産業界の信頼関係の相違

勿論上記の欧米との差は相対的であり、更に、一口で欧米といってもアメリカとEUではかなり事情が異なる（EUの方が上記仮説は適合する。勿論EUでも国により違う）。こうした点を踏まえつつ、以下では上記の切り口から日本とEU・アメリカを比較してみたい。

ところで通常Cap & Tradeと比較されるのは直接規制である。しかし京都議定書のように国として絶対排出量のCapをかぶり、産業・エネルギー部門（以下産業部門）もその一部として総量規制の必要がある場合を念頭に置くと、Cap & Tradeに比較すべきはむしろ自主協定或いは自主行動計画（以下自主協定）である。というのは総量が一定のもとのCap & Tradeと直接規制では日本の産業界といえども疑いなく前者を採るであろうからである。具体的には産業部門に対する総量規制に際し、直接規制で業種と企業に排出上限を割り当てその目標を各企業が自力で達成するという直接規制よりも、割り当てられた排出量を取引できる方が望ましいに違いないからである（これは個別企業の事情であり、岡・山口（2007）指摘の通りこれにより全主体の限界削減費用が均等化し、最小費用での目標達成とはならない）。ここで注意が必要な点はCap & Trade、直接規制どちらの場合も初期配分が可能であることを前提としている点である。欧米（特に欧州）と比べて上記5点でかなり事情を異にする日本で果たして納得のいく初期配分が可能であろうか。

そもそも「納得がいく」初期配分とは何かが問題である。抽象的には皆が衡平(equitable)と考える配分と言うことになる。しかし経済学でも法律の分野でも皆が認める衡平性の客観的な基準はないのである。一見オークションによる配分が衡平に見えるが、これは政府と産業界という構図にとらえると産業界から政府への資金移転を伴うので産業界から見て明らかに衡平性に欠け、実現可能性がない。EU ETSやアメリカ大気浄化法のSO₂を対象としたCap & Tradeが基本的に無償配分(グランドファザリング)としているのはこの為である。

全量オークションの場合は当事者が政府と産業界のみであるが、無償配分の場合には無数の当事者間での衡平性の担保が必要であり、EU ETSでも初期配分はアキレス腱である¹⁰。

¹⁰ “Allocation is at the heart of the EU ETS; it is also potentially its Achilles heel”. Grubb and

つまり実現可能性のある Cap & Tradeは無償配分を前提としたものであり、この場合納得のいく配分は期しがたい。この点は直接規制でも同様である。従って、Cap & Tradeか直接規制 (Capのみ) かと言う比較はあまり意味がない。つまり政府による個別業界や企業への Capの導入 (Tradeの有無を問わない) が困難な中で、総量規制の実施に際して比較すべき対策は自主協定である。更に、日本での Cap & Trade導入の是非を巡る議論はすべて産業部門対策であり、ここは現在自主行動計画で自主的に総量規制を実施している。この点からも比較の対象は自主協定である¹¹。

この比較は最後に論ずるとして、以下欧米との相違点につき順を追って検討する。

仮説 1 : 政策の正当性証明の必要性

まず第 1 の仮説は、欧米では政策の正当性を証明する必要があるのに対し、日本ではその必要性が極めて薄い、これが日本で Cap & Trade が採用されない理由ではないかというものである。実際 EU やアメリカの政策を検討してみると、なぜその政策を実施するのかに関して政府が説明すると共に、特にアメリカでは議会で十分に議論されていることに気づく。これに対し日本の場合政策は専ら政府が策定すると共にその議論の際少なくとも国民にわかりやすい形で他の政策に比べて当該政策が優れているという説明がない。この観点から Cap & Trade 導入につき検討する。

政策の正当性証明の必要性から温暖化対策につき Cap & Trade を採用する典型は EU である。EU の特徴を一言でいえば中央集権・トップダウンでの政策決定である。1991 年のマーストリヒト条約で欧州議会に拒否権を与える共同決定 (Co-decision) プロセスが導入されて以降欧州議会の権限が強化されたとはいえ、欧州委員会 (Commission) の権限が強力で、且つ政策提案のイニシアティブはそのほとんどを欧州委員会が握っている。温暖化に関しては EU としての政治的目標 (2°C 目標) が決定している中で、その目的に向けての政策実施が必須である。こうした中で重要なのは、所与の目標 (2°C) を実現するために欧州委員会が提案する政策が他の選択肢に比べて最善であることを証明することである (政策の正当性の証明)。

若干脇道に逸れるが、ここで EU の政策決定プロセスにつき簡単に説明をしておく。EU の意志決定はトップダウンであり、そのイニシアティブは欧州委員会が握っていることは説明したとおりであるが、これは実質であって形式的には各利害関係者 (stakeholder) の意見を聞いて纏める形をとっている。EU ETS の成立過程を例にこの点を説明する。

1997 年の京都会議では排出権取引に反対した EU であるが、最終的にこれが京都議定書に取り入れられたのを受け翌 1998 年には早くも欧州委員会からグリーンペーパー (一種の

Neohoff (2006) p.7

¹¹ 諸富他 (2007) は 2005 年度の日本 (産業部門ではない) の温室効果ガス (GHG) 排出量が 8.1% 増となったことを受けて (排出絶対値が減少している) 産業部門への Cap & Trade を提案している。このことは Cap & Trade の狙いを (削減の確実性ではなく) 費用効果と認識していることを示している。それはともかくなぜこの提案の中で自主協定との比較を行っていないのかは理解に苦しむところである。

たたき台)が出された (EU (1998))。この内容は、排出権取引に参加する主体 (企業) に対しては法的拘束力のある割当量が必要だとし、費用効果的に目標を達成する姿勢を明示すべく 2005 年までにスキームを創設し、2008 年からの国際排出権取引に備えるべしと言うものである。翌年欧州委員会は域内排出権取引 (実質的には Cap & Trade のこと) の提案と論点を整理した文書 "Preparing for Implementation of the Kyoto Protocol" (EU (1999)) を公表すると共に、2000 年には外部機関への委託調査等を基にまとめた "Green Paper on greenhouse gas emissions trading within the European Union" (EU (2000)) において Cap & Trade の費用効果性を数値で示して加盟国政府・産業界・NGO など利害関係者のコメントを求めている。これによれば、PRIMES という経済モデルを使い域内全加盟国で Cap & Trade を実施した場合と加盟国独自で削減した場合の費用を比較すると前者が 20%、金額にして年間 17 億ユーロ節約との結果となっている。こうした経緯を経て 2003 年に EU ETS 指令が成立するが、それまでの流れは末尾の図 1 の通りである。形式的に利害関係者の意見を十分採り入れた形はとってはいるものの、政策のイニシアティブは常に欧州委員会の手の中にある¹²。

本題に戻り、政策の正当性はどのように証明することが出来るだろうか。既述の通り政策の判断基準として環境効果、費用効果、衡平性、実現可能性があるが、政策の環境効果は京都議定書目標達成であり、他の政策であってもこの点に変わりはない。また、衡平性に関しては判断の客観的数値基準がない。これに対し費用効果は数値で明確に比較することが可能である。従って政策の正当性を証明するのに最もわかりやすいのは、他の対策との比較で提案する政策の費用効果性を示すことである。Cap & Trade は税と並んで所与の目的 (京都議定書目標達成) を最小費用で達成することが出来、しかも EU で失敗の経験のある税に比べて実現可能性の面で優れている。こうしたことから、Cap & Trade は費用効果面での優位性を前面に出してその正当性を立証できるという意味で理にかなっている¹³。勿論これは理論の世界の話で、現実に EU ETS フェーズ 1 では初期配分が過大であったためにそもそも削減の必要性が無く、効率性とはほど遠い現状になっている点はよく知られた通りである。しかし、少なくとも政策提案の時には効率性を強調することが重要な要素となる。

アメリカはどうか。京都議定書から離脱し、国内対策としても 2002 年～2012 年にかけて温室効果ガス (GHG) の排出原単位を 18% 改善する目標しか掲げていなかったが、2007 年 1 月のブッシュ大統領の演説で代替燃料の導入と自動車燃費の CAFE (Corporate Average Fuel Economy) 規制の強化で今後 10 年間でのガソリン使用量 20% 削減を打ち出し

¹² "The Commission has the formal monopoly to initiate EU legislation and can take member states to the ECJ (European Court of Justice). ... However, the Council occasionally puts pressure on the Commission to (re)submit a proposal, while the 1999 Maastricht Treaty granted the EP (European Parliament) the right to request legislative proposals". Wurzel (2002) P. 64。かっこ内加筆は筆者。なお、この文献第 I 部第 3 章には欧州委員会 (Commission) と加盟国との関係、環境総局と産業総局の関係など EU の内部事情の詳細が記述されている。

¹³ 同様の動きが英国でもある。2050 年にかけての排出量 60% 削減を目指す Draft Climate Change Bill が本年 3 月に発表され、この中に民生業務及び公的部門での Cap & Trade による CO₂ 削減対策が含まれている。これについても英国政府は外部コンサルタントのレポート等を使って費用効果性を訴えている。

た (Twenty in Ten)。この目標達成の手法は直接規制と補助金である。他方、本年8月末現在議会にはGHG削減法案が10本提出され、このほとんどがCap & Tradeを含んでいる¹⁴。このようにアメリカは政府と議会が異なるメッセージを発信している。果たしてアメリカで政策の正当性の証明のためにCap & Tradeが有効か否か。アメリカがEUと異なっている点は政策評価の基準に費用便益分析が入ること、それに議会の力が強いことである。こうしたEUとの違いを踏まえつつ検証する。

EUの説明の際、気温上昇幅を2℃以内にするというEUの政策目標を所与として扱った。EUがこの目標を定めたのは1996年の閣僚理事会であるが、この際費用と便益を比較考量して目標値を設定した形跡はない¹⁵。アメリカでは法律制定の判断基準として費用効果 (cost effectiveness) と共に費用便益分析 (cost benefit analysis) の観点を考慮することが多い。政策導入の費用が便益を上回る場合には導入を取りやめる。Hahn et al. (2003)は1990年代のアメリカの環境政策を費用便益分析 (以下CBA)、費用効果、衡平性の観点から分析しているが、それによるとアメリカではCBAについては政府と議会で意見が分かれるが費用効果については一致していると述べている。このうち特に興味深いのはCBAに対する民主党と共和党政権の相違である。

1993年から8年続いたクリントン政権は副大統領に環境派のゴアがいたこともあり特に環境重視の姿勢が強く、経済学者及び経済分析は重視されなかった。例を挙げよう。2000年4月17日のアースデイにおける演説で当時の環境保護庁長官キャロル・ブラウナーは、環境保護は費用に関わりなく (without regard to cost) 進めると明言した¹⁶。もう一つの例であるが、各大統領は行政命令 (Executive Order、EO) を発し年間費用が1億ドルを超えるような政令についてはCBAの実施を義務づけている¹⁷ (法律に関してはこのような規定はない)。クリントンのEOは基本的にはレーガンのそれと同じであるがよく見ると大きな違いがある。レーガン時代には政令実施に際し便益が費用を「上回る (out-weight)」ことを求めていたが、クリントンのそれは便益が費用を「正当化 (justify)」できれば実施可であり、また、比較の際には便益と費用の全ては金銭換算出来ないこと、そして非金銭的損害を重視すべきことも記している (Hahn et al. (2003) p.382)。そしてこの結果として大気浄化法の基準汚染物質であるオゾンの規制強化の年間費用 (127億ドル) が便益 (20～112億ドル) を大きく上回ったにも関わらずこれを実施した例を挙げている (同 p. 394, 413)。仮に次の大統領選挙で民主党の候補が勝ちこの候補がより環境重視派だとすると、

¹⁴ 10本の内Boxer/SandersはCap & Trade導入はオプションであるが、これ以外は全て強制導入の案となっている。

¹⁵ 2℃目標の理由付けは次の下線部分の通り、” Given the serious risk of such an increase and particularly the very high rate of change, the Council believes that global average temperatures should not exceed 2 degrees above pre-industrial level ---“ EU (1996)。下線は筆者

¹⁶ “--- the nation committed itself to the task of eliminating pollution, to restoring our lands and waters to their uses, and to protecting public health without regard to cost. Let me repeat those last four words—without regard to cost.” <http://www.epa.gov/history/topics/epa/30a.htm>

¹⁷ しかし酸性雨対策を含む1990年の大気浄化法改正 (CAAA1990) のように、政省令制定 (基準汚染物質の濃度制定) の際にCBAを行わないと法律で定めることもある点に注意すべきである。

費用便益分析の結果で政策の正当性を証明する必要性は低減するかもしれない。

次に費用効果面はどうか。一般論としては政府、議会の間で費用効果重視の姿勢は共通している。しかし実績から判断すると、政府、議会双方とも費用効果をもった政策の正当化を図っているとは言えない状況である。再びHahn et al. (2003)から引用すると、1984年から1991年にかけて環境保護庁（政府）が制定した規則から12件を選び、それらが人を一人救う（確率的生命価値）ために必要とした費用を比較すると、最低と最高額の間には最大8000倍もの差がある（p. 414 Table 4）。また、酸性雨対策としてSO₂のCap & Tradeを導入した1990年大気浄化法（Clean Air Act of 1990）もよく見ると、実は基準汚染物質以外の有害物質には技術ベースの規制を取り入れるなど、必ずしも法律全体に亘って費用効果の考え方が貫かれているわけではない。

アメリカの場合 EU や日本に比べると議会の権限が強く、ここで実質的な審議が行われる。従って議会の行動原理を知る必要がある。ここに登場するのが、議員にとって重要なことは地元や支持団体の意向を踏まえて行動することで再選を狙うことであるという考え方である。Bailey (1998)はこれを *electoral incentive paradigm* と呼び、学会での支配的理論となっているとしている（p. 9）。具体的には議員は特定の利害関係者の直接的利益になるがその費用は全員に分散する（そして出来れば将来の支出となる）ように行動するとの仮説である。著者はこれに対して便益は長期に亘るが費用は直ちに発生するような大気汚染についてこの仮説の適用性に疑問を呈するとともに、もし選挙民の間で大気汚染への関心が高ければこの仮説はある程度当てはまるかも知れないが、本当に再選を狙うのであれば大気汚染問題などに取組まずにもっと人気とりに役立つ政策を取り上げた方が遙かに効果的だとしている。

Bailey (1998)は第7章（Policy Struggle）において1977年から1990年にかけての大気浄化法改正に向けての一連の動きを活写している。正に議会で規制強化派（Stafford、Chafee 両上院議員、Waxman下院議員など）と反対派（Byrd上院議員、Dingell下院議員など）、それに産業界やNGO等の利害関係者が手を変え品を変え死闘を繰り返しており¹⁸、読み物としても面白いほどである。最終的に環境派を標榜するBush大統領（現大統領の父）の登場とその決断で酸性雨条項（SO₂のCap & Trade）を新たに加えた大気浄化法が成立した（成立の経緯については山口光恒（1991）参照）。この攻防から議員の行動を観察すると、やはり地元や支持業界の利益を最重視していることが明白である（最もこれは世界どこでも同様であるが）。大気浄化法改正では固定発生源、移動発生源それぞれに論点があったが、このうち特に大きな争点の一つは酸性雨対策としてのSO₂規制である。これについては酸性雨によって被害を受ける北東部諸州や規制により相対的に有利になる西部諸州の議員は規制強化を主張し、規制強化により追加費用が嵩む諸州（硫黄分の多い石炭の産地である中西部

¹⁸ 1979-80年の第96議会では上院に提出された大気汚染関連法案は少なかったが下院には79件が提出され、1981-82年の第97議会には下院77、上院35、少し飛んで1989-90年の第101議会には下院83、上院48件の法案が提出されている。

及びアパラチア地方)の議員は反対するという構図が明白に出ている。規制強化派の議員の選挙地盤を見ると Mitchel (民主党—以下D—、メイン州)、Waxman (D、カリフォルニア州)、Jeffords (共和党—以下R—、バーモント)、Conte (R、マサチューセッツ) などであり、反対派はByrd (D、ウエストバージニア)、Rahall (D、同)、Dingell (D、ミシガン)、Eckart (D、オハイオ) などの面々である。民主党、共和党を問わず、選挙母体の州によってははっきりと色分けされていることが分かる。温暖化に関するByrd-Hagel決議で有名なByrd上院議員が反対するのは、規制強化はアパラチアやオハイオ州の炭坑での失業を増やし中西部全体の電気料金が上昇すると産業界が主張したからであり、ウエストバージニアの硫黄含有分の高い炭坑のシェアが減少することをおそれたからである (Bailly (1998) pp. 220, 226)。また、Dingell下院議員はデトロイトを選挙区としている関係上、自動車業界に悪影響を与える法案には基本的に反対の態度をとってきた。大気浄化法改正においても自動車からの厳しい排ガス規制に反対し、最終局面でその時期を遅らせることに成功した (同p. 235)。こうして10年に亘る攻防の末大気浄化法改正が成立したが、この過程からの教訓として、地域や業界の利害が対立する法律の成立には長い期間がかかること、一般論として費用効果の重要性は認識しているものの、議員の行動は必ずしも原理原則に従わないことである。

つまりアメリカの場合、議会の権限が強く、そこで実質的な審議が行われる為、費用効果性は政策の正当性の証明の一要素とはなるが、それ以上の役割は果たしていないということである。このことはアメリカで市場メカニズムを利用した環境政策がほんの少ししか導入されていないこと¹⁹、また、仮に導入された場合でも費用最小化という理想の姿とはかけ離れた形になっていること (Bressers & Huitema (2000) p. 69) からも推測できる。大気浄化法について言えば、既述の通り酸性雨対策のみCap & Tradeが採用されたが、それ以外の対策は直接規制という具合である。

とはいえアメリカで費用効果が一つの判断基準であることは間違いのないところである。この例として国連気候変動枠組み条約交渉で対象ガスを6種類を増やして **What Flexibility** を確保したこと、温暖化交渉で国際排出権取引を提案したこと、途上国に **Cap** を課して全体の費用低減を目指す **Byrd-Hagel** 決議が採択されたこと、京都議定書合意後大統領府経済協議会 (CEA) 議長の Yellen 女史をして議定書遵守費用を恣意的に安く発表したこと (Toman (2003) p. 16) など、費用効果に対するアメリカの高い関心を窺い知ることが出来る。

以上から政策の正当性証明のために経済的手法を採用するという考え方はEU、アメリカ共にあるが、EUで特に強いと考えられる。

日本はどうか。既述の通り日本はそもそも費用効果という概念が政策決定者にな

¹⁹ “In reality, market-based policy instruments are used to implement only a very small fraction of environmental regulation in the United States”. (Hahn et al. (2003) p.404)

策決定者に「エコノミスト」がほとんどおらず²⁰、その上国民もコストに鈍感である。この良い例が京都議定書批准に際しての国会論議（衆議院及び参議院外務委員会での論議）である。この議事録を全て調べてみたが、議定書を批准することのコストに全く触れないという信じられない状況である。国会がこの有様で、政府も同様であるにもかかわらず、学識経験者も参画する政府の審議会でも費用の議論が出ない。これはそもそも国民の間に最小費用での目標達成という概念がないと結論せざるを得ない。日本にあるのは環境効果の議論だけであって費用効果の議論はない。Cap & Tradeを必要としないのである。

ここまではCap & Tradeが費用効果的だという前提で話を進めてきた。しかし岡・山口（2007）が明らかにしたように、寡占市場の下での生産量に基づく無償配分方式でのCap & Tradeの場合、全量オークションでない限り限界削減費用が均等化せず最小費用での目標達成は実現しない²¹。こうした認識が広まればCap & Trade導入論は下火になろうが、現在でも引き続きCap & Trade論議が盛んなのはこの方式が依然として費用効果の面で優れていると信じられているからである。従って以下の議論は一応Cap & Tradeが費用効果的だとして進めることとする。

仮説2：短期的利潤極大を目指した企業行動と市場信仰

そもそも経済学はヨーロッパで生まれアメリカに広がった。現在主流を占めているのは新古典派と呼ばれる流派であるが、この中心は静学的（短期的）な効率性であり、そこでは企業や個人という経済主体は短期の利潤を極大化すべく行動する（これが合理的な行動とみなされる）と仮定することが一般的である²²。そして自由な市場で企業が利潤を極大化し、消費者が効用最大化行動をとることで社会的に最適な状況が達成される（パレート最適状態が実現する）、これが市場信仰である。勿論欧米でも企業行動が常に短期の利潤極大で動くわけではないしその実例はいくらでもある。たとえば最近流行のCSR（企業の社会的責任）などはこの例であるし、アメリカで知る権利法が制定され企業からの有害物質が公表されることになっただけでこうした物質の排出量が10年間で46%も減少したことも事実である（Hahn et al. (2003) p.398）。また、欧州でも企業が（短期の利潤極大ではない）フルコスト価格付け原理（註21参照）で行動しているとの調査結果もある（岡・山口（2007）

²⁰ この点は経済学者にも反省すべき点が多い。完全競争のような非現実的状況を基に、経済的手法の理論的優位性を主張するだけで、当該政策の実現可能性を一切考慮しない。こうした状況が続いた結果、政策当事者のみならず、他の学問分野からも経済学一般に対する信頼が損なわれている状況に陥っている（これに類した記述がBressers and Huitema (2000)の随所にある（pp. 68-69, 70 など））。

²¹ これはフルコスト価格付け原理で企業が行動している場合を前提にしている。フルコスト価格付け原理とは標準的な生産量の下で平均費用に所定の利潤率を加えて価格付けを行う行動原理を指す。日本の電力料金は一部を除いて法律で総括原価主義が認められているほか、鉄鋼業へのヒアリングでも平均費用を基準に価格付けをしている実態が確認された。仮にフルコストではなく限界費用での価格付けを前提とするクールノーモデルの場合には、生産量（CO₂排出量）に依存しない1回限りの無償初期配分であればCap & Tradeは最小費用での目標達成にかなり近づくことが出来る。しかし、クールノーモデルが実際の企業行動に適用されると信じている経済学者や企業経営者はほとんどいないだろう。

²² 勿論経済モデルによっては技術習熟を内生化した動学的なものもあるが、例えばCap & Trade導入の是非を巡る論議はこうした静学的効率性の仮定の下で行われている。

p. 18)。とはいえ日本企業との対比で言えば、欧米（特にアングロサクソン）の企業行動の基本にあるのは短期の利潤極大であり、政府もこの前提で市場を整備するだけで後は企業の自由な（利潤追求の）活動に任せるのが最善であると考えて政策を導入している（小さな政府の考え方）。この場合初期配分をただ（Capをかけた）だけで後は市場に任せる（Trade）のが最善の策となる²³。

欧米の企業は日本企業との相対比較では Incentive があればそちらに向かい、Disincentive があればそれを避けるという行動を取る。逆に言えば、罰則（罰金や実刑）のないルール（自主協定）は守られないし、罰則があってもそれが高くなければ遵守の Incentive が落ちる。具体例はいくつもある。その最たるものが 1993 年に当時のクリントン大統領によって制定された Climate Change Action Plan である。この計画は 2000 年の CO₂ 排出量を 1990 年水準に戻すことを目標として制定された。内容は産業用モーターのエネルギー効率向上、電力会社との GHG 削減共同計画、グリーンライトプログラムやエナジースタープログラムの拡大など政府と産業界によるパートナーシップによる 50 近いプログラムからなっている。この行動計画の特徴は全て自主的手法からなっており、罰則がないことである。その結果、2000 年の排出量は 1990 年のそれを 17% も超過する結果となった。反対に酸性雨対策として導入された Cap & Trade は大幅削減という所期の目的を達したが、その背景には（取引後の）年間排出量が排出枠を超えた場合トンあたり 2,000 ドルの罰金（毎年インフレ調整され、2005 年は 3,042 ドル）を科されるのに加え、翌年に超過分をオフセットしなくてはならないとの規定があった。同様の規定が EU ETS にもあるが、これは EU ETS 導入を検討した文書（EU (2000), EU (2001)）に遵守を確保するために厳しい罰金の必要性が指摘されていたからである。

この点に関しアメリカの環境法専門の弁護士と議論した際に、アメリカ企業として罰則と違反の利益を天秤にかけて行動している企業は少ないとの反論があった。これは事実であろう。しかしアメリカでは法律に違反した場合の罰金の法的上限値が 1 件 1 日 3 万 2500 ドルであるという事実（Civil Penalty Adjustment Rule による最新状況）、また日本の自動車燃費トップランナー方式の罰金が 1 社あたり 100 万円であるのに対し、アメリカの自動車燃費 CAFE 規制違反の罰金は 1 台あたり且つ違反の程度に応じて課され、メルセデスベンツは 1991 年型車のみで 1900 万ドルを支払った事実²⁴を見ると、やはり Disincentive の大きさ（つまり利潤への悪影響の大きさ）が法の順守につながると考えざるを得ない。このような土壌がある場合には企業から見て Disincentive のみの直接規制よりも Incentive もある経済的手法の方が望ましいし、政府から見ると罰則のない自主協定は守られないと映る。

²³ EU加盟国の中でこの点に関して温度差はかなりあると思われるが、経済理論に基づくロジックとしてはこの通りなので、全体のとりまとめとなるとこのような形になるのではないかと思う。実際、ドイツの政府や産業界と話しているところからこの点に関する不満を耳にすることが多い。まして十数年前まで計画経済の下にあった中・東欧諸国では随分状況が異なっていると思われる。

²⁴ GATT (1994), "United States – Taxes on Automobiles, report of the Panel", DR31/R, 11 October 1994

こうしたことから総量規制の手法としては直接規制か Cap & Trade の選択となり、この場合後者が採用される素地が多分にある。

翻って日本の自主行動計画をみると、これがうまく機能するのは欧米人には全く理解不能である。具体的には産業界全体で 2010 年の CO₂ 排出を 1990 年レベルで安定化させることをコミットしているが、まず罰則規定がない。その上、万一ほとんどの業種が目標を達成しているにもかかわらず 1-2 の業種が自己の目標を大幅に超過してしまった為に全体で目標を遵守できなかった場合の規定がない。さらに個別業種の目標はあっても個別企業のそれはない（もしあっても外部には公表されていない）。特定企業の不心得によって当該業種が目標未達成になった場合の規定も当然ない。それにもかかわらず電力、鉄など排出量が多く、自主行動計画の中核をなす業種（企業）はそれぞれの業種、ひいては全体の目標達成のために CDM クレジットの購入に多額の投資を行っている（本年 6 月の両審議会合同会議の資料によるとその時点で合計 5800 万トン相当分を購入済みであるが、本年 7 月 16 日の新潟県中越沖地震による原子力発電所停止の影響で更に購入量がふくらむ見通しである）。自主行動計画では罰則がないので、こうした支出は自社にとり短期の利潤極大に明らかに反する。場合によっては株主から株主代表訴訟を提起されるリスクがあるほどである。これほどの出費を伴ってもこうした行動に出るのは全体として自主行動計画が約束不遵守になり、何らかの規制（含む Cap & Trade）が導入されるのを防ぐためである。こうした行動を全体の長期的利益を優先することと考えれば理解できる。

これは日本企業の行動原理が欧米企業（特にアングロサクソン企業）と大きく異なることを示す格好の例である。この場合、自社の削減費用が排出権価格よりも低いので削減を進めてこれを販売することで利益を得、反対に削減費用が高い場合には市場から排出権を購入することで得る眼前の利益は、業種の長期的利益の前には魅力的に映らない。つまり企業の行動原理の相違が経済的手法の導入の差となって現れてくるのではないかと思う²⁵。

仮説 3、経済モデルに対する信頼性の相違

日本でも 1998 年の温暖化対策推進大綱策定の際には慶應義塾大学の KEO モデルを中心に各経済主体が合理的行動を取る前提で BAU 排出量（特段の対策を採らない場合の排出量）を算定しこれを基に 2010 年の CO₂ 排出量を 1990 年水準に抑える対策を立てた。しかしその前提とする経済成長率等は既にバブルがはじめていたにもかかわらず政府が予め定めた数値に拘束され（2000 年までは年平均 3%、以後の 10 年間は 2%程度）、また、BAU 排出量には原子力発電設備 21 基の増設（設備要領 2500 万 kW、CO₂ 換算で 1.1 億トン削減に相当する）を含むなど恣意的な要素が混入していた。こうしたことも一因となり、こ

²⁵ 諸富他（2007）は産業部門の国内排出権取引を提案しているが、遵守を確保するため「罰金は予測される排出権市場価格の 4～5 倍程度の高さに設定する必要がある」とし（p. xi）、その理由を図で説明している。そこでは遵守の費用と不遵守の罰金との比較（つまり短期の利潤極大）で企業が行動するとの前提に立っている。この見方は全ての企業が経済学の教科書にある西欧流の行動原理で動くとの誤った前提に立っていることを示す。

の大綱（後に京都議定書目標達成計画と改名された）は制定時点からその実効性を疑問視する見方が多かったが、実際4年後に目標達成が困難であることが明らかになり最初の改訂が行われた。これを皮切りにこれまでに2度改訂が行われ、本年中にも3回目の改訂が行われる見込みである。

モデルでは当然のことながら、全ての経済主体が短期的利潤極大化あるいは費用最小化を目指して合理的な行動をとることを前提としている。しかし既述の通り日本の企業は必ずしも欧米流の「合理的」理論で行動しているわけではない。こうしたことから、そもそも日本では経済モデルに対する信頼性が低いことに加え、前述の通り政府の都合でモデルに恣意的要素が介在し、その結果モデルで描いた姿と現実が大きく乖離してしまうと言うことが重なってモデルに対する信頼性が下がってしまっているのである。

これと対照的なのが EU ETS フェーズ2における加盟国の対象部門への割当上限の決定方式である。加盟国は自国の NAP (National Allocation Plan、国家割当計画) の中で ETS 対象部門（以下産業部門）とそれ以外の部門の配分をまず設定し、次いで産業部門への配分の範囲内で対象施設への初期配分を決めて欧州委員会に提出して審査を仰ぐ。欧州委員会は審査に際して産業部門全体の排出上限を次の方式で算定することを公表している（EU (2006)）。

$$\text{産業部門の排出上限} = 2005 \text{年排出実績} \times \text{GDP 成長率} \times \text{炭素原単位改善率} + \alpha$$

つまり 2005 年の検証排出実績に GDP 成長率と炭素原単位改善率を乗じて得た数値を上限とする方式である（ α は対象施設の定義変更による追加分）。このうち経済成長率と炭素原単位改善率は PRIMES と呼ばれるモデルで計算した数値である。なお炭素原単位改善率は、EU ETS による炭素価格上昇により加速されると予想し、モデルの改善率に更に毎年 0.5% の上乗せをした数値である。

ここまでは理解できるとして更に驚くべきは欧州委員会の態度である。2007 年 2 月 EU ETS の直接の責任者である Peter Zopf 氏と面談した際当方から、「この式は参考としては十分に意味があると思うが国により色々事情もあるので最終的にはそれらを勘案して決めるのではないかと水を向けたところ、同氏の答えは、この式は絶対である。どのような事情があろうともこれを上回る産業部門への総排出量の配分は欧州委員会として認めない。もしこの欧州委員会の決定に不満があるならば加盟国は欧州裁判所に提訴すべきで、その場合欧州委員会は受けて立つとのきわめて断定的なものであった。実際ドイツの NAP がこの規定に抵触し欧州委員会が当該分を削減した決定を下したことに對し、ドイツ政府は欧州裁判所への提訴を検討したが最終的に断念したという例がある。当方から更に他にもいくつかモデルがあるはずでそうした不満は出ないかと聞いてみたが、PRIMES は過去に実績があり加盟国からの信頼性も高いのでこれで文句は出ないとの答えであった。

上記は本年 2 月時点の状況である。しかし懸念していた通りその後ポーランド、チェコ、など旧共産圏諸国 7 カ国はこの配分を不服として欧州裁判所への提訴に踏み切った。この

理由は明白である。末尾の表1を参照願う。いずれもこれら諸国からの申請上限値を PRIMES モデルに基づき欧州委員会に大幅にカットされた国である。例えばラトビアの削減率は 57.1%と最大である他、大国のポーランドのそれも 26.7%にも及んでいる（新規加盟国の平均削減率は 25%）。もともとこれらの国は経済自体の停滞でホットエアーがあった訳だが、フェーズ2で産業部門に対してはこれを認めず同じ公式を使って計算したことからこうした結果になった。これに対して以前から EU に加盟していた 15 カ国（EU15）では訴訟が1件もない（先述の通りドイツは一時訴訟を考慮したが）。これをどう見るか。筆者の見方としては、PRIMES モデルは EU15 には強弱はあるもののある程度の幅で実態を反映したものになっている（主要国の削減割合は低く、特にイギリスとフランスの両国は削減率がゼロである）。勿論個々の加盟国の内には不満はあるがこれは表面化しない程度のものである。これに加えて EU 統合を推し進めようとの政治的意志が強く働いたというものである。環境問題に限らず加盟国はそれぞれ不満を抱えているが、そこで無理を通すと折角ここまで進んできた EU 統合が頓挫するリスクがある。これは絶対に避けねばならないというのが EU15 に共通している。これに対し新規加盟の旧共産圏諸国は市場経済への移行過程を通して経済が大きく後退し、その分 PRIMES モデルの適用度が低下した。しかし EU 統合につき EU15 ほどの理念の共有はない。これが訴訟の背景であろう。しかし経済が落ち着くに従ってモデルの適用度は上昇していくと思われる。訴訟の帰結が待たれる。

以上をまとめると EU ではモデルに対する信頼性が相対的に高く、また、EU27 カ国をまとめるにはこうした方式しか無いということであろう。いずれにしても日本では考えられないことである²⁶。

仮に日本で京都議定書目標達成に向けて排出権取引を導入すると考えよう。国としての排出上限が決まっている以上産業部門だけ有利に割り当てることは出来ない。その場合産業部門とそれ以外の部門との合理的な排出量の配分はモデルを使わざるを得ない。その際の考え方はいくつかあり得るが、日本全体の排出量の伸び、産業界全体及び各業種の伸びや効率改善率などの基礎数値はやはりモデルに頼らざるを得ないであろう。この場合、産業界及び各業種がモデルの結果だからといって納得するとは到底考えられない。その理由は経済モデルに対する信頼性がないからである。まして Grandfathering による個別企業への初期配分の場合にはこれは資産の無償譲渡に等しい。余分に排出権を得た企業や業種は排出権の売却によって利益を得るのに対して、そうでない企業ははじめから排出権購入の立場に立たされる。つまり割当排出権の量そのものが企業の大きな関心事で、これを一律モデルで決めることは事実上不可能であろう²⁷。

勿論 EU でも加盟国の産業部門への最大割当量だけを上記の式で決めるのであって、その

²⁶ 以上は日本と EU の相違点を客観的に述べたもので、モデルの性能そのものに対する価値判断を伴うものではない。モデルに対する信頼性は、良いモデルが（政府の干渉を受けずに）活用されることで高まる。この点で最近中堅・若手で国際的に注目を集めている研究者が輩出しているのは頼もしい限りである。

²⁷ こうした中で唯一可能性があるのは特定業種だけを対象にした Cap & Trade であろう。しかし後述の通り自主行動計画が有効に機能する場合にはわざわざ Cap & Trade を導入する意味は薄い。

範囲で加盟国がどのように業種（及び企業）に割り当てるのかは自由である。フェーズ1は事実上BAUに基づくGrandfatheringであったので問題は表面化しなかったが、フェーズ2あるいはその後の段階で割当量が大幅に削減されるような場合には、この段階でも何らかのモデルが用いられることと思う。ここで日本と同様な問題が発生するであろう。EUの場合には既にETSを実施しており俄にこれを変更することは困難かもしれないが、どのような状況が発生するか注目に値する。日本は未だにこれを導入していない。まして企業行動の基準が欧米の合理性に基づく度合いが少ない日本で合理的行動を前提とするモデルによる配分（産業界全体及びその中での業種や個別企業への配分）は極めて困難である²⁸。

アメリカではEUほどモデルを信用しないという点は日本と同じである。しかし公害物質であるSO₂を対象に1990年の大気浄化法改定でCap & Tradeが採用されたのは何故か。これは対象が電力業界だけで、その他業種、一般家庭やオフィス、運輸などとの間で合理的な電力全体のCapを決める必要がなかったからである。こうしたことから個別発電所に対する実績とベンチマーク方式の組み合わせによる配分が可能であったのである。また、初期配分は実績に対して大幅な排出減を伴うものであったのに実施が可能だった背景として削減技術の存在（排煙脱硫装置）、またよく言われるようにそもそも従来の基準値が緩かったことも大きな要素である（若林・杉山（2007） p.34の図13参照）。

仮にCO₂のように省エネ等を除いて削減技術が成熟化していない物質を対象に、国全体のCapが決まっている中で産業部門全体を対象とする排出権取引を導入するのは、相当難しいのではないかと思う。本年8月現在連邦議会にGHG削減法案が10本提出されていることは既に述べた。このうち4本は電力のみを対象としたものであり、残りの6本のうち経済全体にCapをかける案は4本となっている。このうちマケイン・リーバーマン法案など3本は下流割り当てによるCap & Trade、ビンガマン・スペクター法案のみ上流割り当てによるCap & Tradeである。後者の初期配分はオークションと無償部分に分かれ、無償部分については大まかではあるが産業部門の業種別配分も提案されている。問題はこの根拠が不明なことで、この法案が成立するような状況になれば業種別配分の根拠を巡って対立が起こるのは必至と思う。他方前者は、①アメリカ全体の排出量のうち対象部門（エネルギー・産業部門）への割り当て、②そのうちそれぞれの業種への割り当て、③個々の企業への割り当て、を決めなければならない。このうち難問は①と②であるがこれらを含め全面的に環境保護庁に丸投げしている。各方面から信頼されているモデルなしに納得のいく数値を決めることはほとんど不可能ではないかと思う（アメリカ議会に提出されている法案の分析については山口光恒（2007b）を参照）。

以上要するに、モデルに対する信頼性が低く、EUのように主権を制限してまで経済統合

²⁸ 諸富他（2007）はこうした点を認識の上、実現可能性の観点から実績に基づく初期配分を提案している（ほぼEU ETSのフェーズ1と同じ考え）。しかし削減幅が厳しくなるにつれ（全量オークションでない限り）この方式は破綻する。産業構造の変化、業種別の将来の伸びを全く考慮していないからである。他方、こうした点を考慮した経済モデルによる初期配分もまた（モデルに対する信頼性の欠如故に）納得感を得られず、実現困難である。

を進めるといふ絶対目標のない日本及びアメリカでは、産業部門の多くの業種を巻き込んだ Cap & Trade の実施は極めて困難だということである。

仮説4、政策判断基準の優先順位

Cap & Trade が直接規制や自主協定に勝っている点は費用効果だと信じられている。筆者はこれは特殊な場合にしか当てはまらないと主張しているが、仮に費用効果的であったとしても政策判断の基準は他にもある。政策の実施を考慮した場合、官僚や政治家にとって費用効果は最重要な基準でないばかりか、主要な課題でもない (Bressers and Huitema (2000) p. 70)。実現可能性を考慮する場合、むしろ重要なのは衡平性である。Bressers and Huitema (2000)はコースの定理を引きつつ、Cap & Trade の初期配分の内容は社会全体としては費用効果に影響を及ぼさないが、これは所得分配に影響を及ぼし実現可能性を下げるとしている (同 p. 74)。さらに政策は産業界と環境保護団体からの支持を得られるかどうか重要で、この観点から新規参入企業に厳しく既存企業に緩い規制が最も実現しやすいとの Hahn の仮説も紹介している (同 p. 78)。少なくとも環境政策に関する限り、欧州はどちらかという「べき論」が先行するのに対し、アメリカは現実主義的な態度で対応してきたと言える。政策が費用効果的であればあるほど少ない費用で同じ目的を達成出来、その結果環境政策の機会費用が安くつく、換言すれば環境政策で節約した資源を他の同じく重要な問題に投入出来る。EU の場合加盟国の多さとその多様さ、国内問題ではないので人々の意識がやや低いこと、そして EU 統合は進めねばならぬとの共通認識がある中で、アメリカ議会のように自身の再選も視野に入れて体を張って地元や支援産業の利害を代弁するような政治風土が余り無い (以前に比べて欧州議会の活躍ぶりを見違えるほどであるが、アメリカ議会のそれに比較すべきもない)。こうしたこともあって費用効果の優先順位がかなり上位にあるものと思われる。この場合 Cap & Trade は有用な政策手段である。

アメリカはどうであろうか。理念としても費用効果の重要性は衡平性に勝るとも劣らない。先述したが、気候変動枠組み条約交渉で対象ガスを CO₂ のみから 6 ガスに増やしたこと、京都議定書交渉で柔軟性メカニズム導入を主張したこと、現在連邦議会に提出されている 10 本の GHG 削減法案のうち 9 本までが強制的 Cap & Trade 条項を含んでいることが良い証拠である。また、ブッシュ大統領が京都議定書離脱の理由としてあげたアメリカ経済への影響も遵守費用重視を示している。他方、環境政策制定に際し行政府がリーダーシップを発揮する日本や EU と異なり、アメリカでの主役は議会といっても過言でない。この場合の議員の行動原理は選挙区の事情を反映したものであることも既に述べたとおりである。しかしよく考えてみると議会の行動はそれなりの合理性を有している。単に政策を主張するだけでなくそれを成立させ、実際に執行することを考えた場合、多様な利害関係者の賛同を得ねばならず、費用効果は多数ある判断基準の一つに埋没してしまい、仮に費用効果が政策に含まれていても採択された政策はおおよそ経済理論という費用効果とはかけ離れたものになってしまう。実現可能性を考えると重要なことは利害の調整であり、こ

れは一種の衡平性といってよい。こうしたことから費用効果に関心が深いアメリカの環境政策のほとんどが直接規制なのである。

ここで政策の費用効果につき再考してみたい。従来この問題を論じる際の観点は政策が導入されたあとの費用と効果の比較であった。つまり政策導入のコストはゼロとの前提で議論しているのである。日本で環境税がある程度整理された形で提起されたのは2003年8月に中央環境審議会総合政策・地球環境合同部会地球温暖化対策税制専門委員会による「温暖化対策税制の具体的な制度の案～国民による検討・議論のための提案～」をもって嚆矢とする。以来毎年のように修正された案が提案され、国会を始め多くの場で論議がなされたが未だに実現していない。1990年のアメリカの大気浄化法改正も10年がかりで議会で論議した結果である。即ち、費用効果的な手法であっても政策導入コストを考えると必ずしも費用効果的ではないかも知れないのである。議会で徹底的に議論を尽くすアメリカで実際問題として費用効果の判断基準の重要性が低いのは、こうした点も影響をしているかも知れない。

日本は我々が直感的に分かっているように横並び（一種の衡平性重視）の社会である。政府が規制を導入しようとする時に如何にその規制が社会全体にとり効率的である（最小費用で所期の目的を達成できる）と説明してもそれほど効果はない（実際にはそうした説明はあまり聞いたことがなく、あったとしてもかなり表面的なものであった）。企業にとっては全体の効率性よりも自社（あるいは自社の属する業界）と競争相手（あるいはその属する業界）のポジションに変化が生じるかどうかの方を重視する。たとえば直接規制の場合でも自社のみ（あるいは自社の属する業界のみ）の規制には強く反対するが他社（あるいは他社の属する業界）も同じ規制を受けるのであれば受け入れる。個別企業や業種のこうした行動は欧米でもある程度は同じであるとも考えられるが、これに対して日本では国民や議会が社会的効率性の観点から問題指摘をするということがほとんど無い。つまり国民の中にも横並び意識が染み込んでいるのである。

もう1点は、日本（特に伝統的な業種）の場合、圧倒的な力を持つ業界リーダーがおり、これに反抗して業界秩序を破壊するよりもこの秩序の下で動いた方が長い目で良いと考える経営者が多かったということも効率性の相対的軽視につながっているのかもしれない。

仮説5、政府と産業界の信頼関係

EU、アメリカ、日本の3極の間には政府と産業界の信頼関係にかなりニュアンスの差がある。何と言ってもトップダウンのスタイルに最も近いのはヨーロッパである。EUでは政策決定に際して利害関係者の意見を聴取していることは既に述べた通りであるが、政策立案そのものは政府（EUの場合には欧州委員会）が行い、その後で関係業界等利害関係者の意見を求めるというプロセスが主たるものようである。たとえばEU ETSや英国におけるClimate Change Billなどがその例である。

これに対してアメリカでは政策立案過程で議員のスタッフが利害関係者と情報交換を密

に行いその意向を反映させるべくつとめるという例が多いようである。しかしこの場合であっても議会と産業界は協力関係と言うよりは対立（Confrontation）がベースにある中でロビーイングである。もう1点アメリカの環境に関する立法過程で欠かせないのはNGOの力である。たとえば連邦議会に提出されたGHG削減法案の一つであるKerry-Snowe法案の提出に際してKerry議員が強調していることは、これがいくつかのNGOの支持を得ている点である²⁹。

日本と欧米の政府と産業界の関係の大きな相違点は、日本の場合対立しつつも信頼関係が構築されていることである（但しこれはどちらかという経済産業省の場合に最もよく当てはまる）。この最大の理由は所轄官庁の原課と関連業種の接触を通して技術水準も含めてお互いのコミュニケーションがよく、それによって共通の情報に基づく議論が可能だからである。加えてアメリカのようにしっかりとした学問的基礎にたつて政府に政策提言をするNGOが少ない点も政府と産業界の間で政策が遂行される一つの要素となっている³⁰。

政府と産業界のコミュニケーションの善し悪しを示す良い例として日・英・独の自主協定（日本は自主行動計画）がある。京都議定書締結の半年前に開始された日本経団連の自主行動計画は色々と批判を受けつつも政府審議会でのレビューや独立の第三者評価委員会の評価を経て当初目標達成に向けて着々と進んでいる。これに対し英国の自主協定及びドイツの自主宣言（自主協定に先立つもの）はいずれも目標の（大幅）過剰達成という事態となった。まず英国であるが、自主協定開始は2000年、最終目標年は2010年、2年ごとの見直しとなっている。しかし最初の見直し時点である2002年の数値を見ると、目標が3.4Mt/CO₂の削減であったところ、実際は13.5Mt/CO₂と実に4倍近い削減になった。業種で見ても2002年時点で2010年の目標を達成してしまった業種が13業種にも達した。また、ドイツでも自主宣言（1990-2005）の中間年の1998年時点で既に多くの業種が目標達成あるいは達成目前の状況であった（RWI (2000) p. 67）。この原因の一つは政府が業界の実情を把握していなかったことにあるが（イギリス環境省担当者の話）³¹、日本ではあり得ない事態である。

政府の産業界の信頼関係或いはコミュニケーションが確立していない限り自主的手法の採用はあり得ず、総量規制としては直接規制かCap & Tradeとなる。こうしたこともEUでCap & Tradeが採用されている要素ではないかと考える。

3、結論

以上、EUで温暖化対策としてCap & Tradeが採用され、アメリカでは議会に提案され

²⁹ Kerry said the bill has been endorsed by a range of environmental and public interest groups, including the National Wildlife Federation, Defenders of Wildlife, Natural Resources Defense Council, and U.S. Public Interest Research Group. BNA Daily Environment Report February 2, 2007

³⁰ 但しこうしたことは逆に政府と産業界のなれ合いによる産業界の利益擁護に結びつきやすいというリスクも孕んでいる点に注意が必要である。

³¹ これに加えて、もしかしたら企業自身が自己の排出量を正確に把握していなかったのではないかとの疑念もある。

ているのに、なぜ日本ではこれが採用されず自主協定が機能しているのかにつき色々な方面から考察してきた。この過程で明確になってきたのは EU、アメリカ、日本で事情がかなり違うことである。このうちでは EU が最も経済的手法を採択しやすい土壌にあり、次いでアメリカ、そして日本の順である。アメリカについては前述の通り国として Cap をかぶり、それを ETS 対象部門とそれ以外に分け、更に多くの業種に対象部門の総排出量を割り当てるという EU スタイルの ETS は困難である。かといって罰則のない自主協定では実効性が挙がらない。そこで実行可能性があったら特定業種（たとえば電力）での Cap & Trade だけであろう。これに対して日本はアメリカと基本的には同様の事情にあるが、アメリカと違って自主協定（自主行動計画を含むことは冒頭説明の通り）が機能するので、もしこの協定内容が政府・国民にとっても納得できるものであり、それが遵守されるのであれば、特定業種（たとえば電力）のみを対象に政府・業界共に納得感のない初期配分に基づく Trade を行うよりも、全業種が参加する自主協定の方が実効性があるということだと思ふ。この場合参加業種の限界削減費用が均等化しないという犠牲を払うことになるが、そもそも政府・議会・国民共に効率性に関心が薄い以上、産業部門の温暖化対策の要は環境効果のある自主協定を結び、これを着実に実行することではないかと思ふ。

もう 1 点考慮すべきは政策導入費用である。日本の場合自主行動計画が既に存在し、政府審議会でのヒアリング等を経て内容が徐々に厳しくなっている³²。これをやめて新たに Cap & Trade 導入を目指す場合、その導入費用（或いはエネルギー）は膨大なものになる。この意味でも自主的手法の継続が望ましいが、その為には削減目標の遵守が絶対条件である。産業界が自主的手法の継続を主張する場合、それだけの覚悟が必要である。

最後に一言付言したい。これまで述べてきた点から明らかなように、産業部門の総量規制としての自主行動計画は遵守の担保がないとの理由で、欧米の政府や学会では理解を得るのが極めて困難な状況である。共同執筆者である山口は第 3 次 IPCC 報告の政策・措置のリードオーサーとして自主協定を執筆した経験からこの点を人一倍感じている。海外が Cap & Trade だから日本も云々とはあまりにも思考停止の態度である。これを打破するには日本の状況を正しく理解させることである。これにはどうしても海外のしっかりした学術雑誌に英語で発信する必要がある。産業界がデータを公開し、学界と協力して現在の自主行動計画の実効性や費用効果性を検証する。そして改めるべき点があればこれを率先して改める。その上でしっかりしたものが出来れば日本発の新たな手法として海外に発信する。関係者全員がこうした視点を共有することが求められている。

参考文献

³² 日本の自主行動計画の実態は自主協定と何ら変わらない。ドイツやオランダでは自主協定の締結の際、政府が追加的な対策を導入しないとの一札を入れた上で協定締結にこぎ着けた経緯にある（このことが EU ETS のフェーズ 1 の初期配分が極めて甘かった原因である）。こうした観点から見ると、日本の自主行動計画は実質的に自主協定と同じであるにもかかわらず、政府はそれに対して何の義務も負っていない点に特徴がある。

浅岡美恵 (2007) 「国内排出量取引の早期導入に向けて建設的議論を急ぐべき」中央環境審議会地球環境部会・産業構造審議会地球環境小委員会第19回合同会合資料

<http://www.env.go.jp/council/06earth/y060-60.html>

大塚 直 (2007) 「国内排出量取引の導入の必要性について」中央環境審議会地球環境部会・産業構造審議会地球環境小委員会第19回合同会合資料

<http://www.env.go.jp/council/06earth/y060-60.html>

岡敏弘・山口光恒 (2007), 「EU 排出権取引 (EU ETS) の研究」平成18年度地球温暖化問題委託研究 研究報告書 2007年3月 経済産業省

<http://www.s.fpu.ac.jp/oka/euets070314.pdf>

関澤秀哲 (2007) 「Cap & Trade の日本鉄鋼業への影響」中央環境審議会地球環境部会・産業構造審議会地球環境小委員会第19回合同会合資料

<http://www.s.fpu.ac.jp/oka/euets070314.pdf>

若林雅代・杉山大志 (2007), 「排出権取引制度の実効性に関する事例研究レビュー 調査報告: Y06010 (財) 電力中央研究所

諸富徹他 (2007) 「脱炭素社会に向けた国内排出量取引制度提案 2006年度 WWF ジャパン報告書」諸富徹、清水雅貴、高瀬香絵 2007年3月

山口光恒 (1991), 「米国新大気汚染防止法のインパクトー成長より環境を優先したアメリカ」*NBL* No. 465, 1991年1月15日

山口光恒 (2007a) 「産業部門の国内排出権取引 効率性、環境効果、衡平性、実現可能性」中央環境審議会地球環境部会・産業構造審議会地球環境小委員会第19回合同会合資料

<http://www.env.go.jp/council/06earth/y060-60.html>

山口光恒 (2007b) 「相次ぐ温暖化防止法案の実像を探る」日経 BP ネット ECO マネジメント連載

<http://premium.nikkeibp.co.jp/em/column/yamaguchi/09/index.shtml>

Bailey C. J. (1998), “Congress and air pollution, environmental policies in the USA”, Manchester University Press,

Bressers H.T.A. and Huitema D. (2000), “What the doctor should know: Politicians are special patients. The impact of the policy-making process on the design of economic instruments”, Chapter 4 in Andersen M.S. & Sprenger R.U. ed. *Market-based Instruments for Environmental Management: Politics and Institutions* (International Studies in Environmental Policy Making. Edward Elger Publishing

EU (1996), “A Community Strategy to reduce CO2 emissions and improve fuel economy – Council Conclusions” 1939th Council meeting ENVIRONMENT Luxembourg, 25 June 1996

- EU (1998), “Communication from the Commission to the Council and the European Parliament Climate Change - Towards an EU Post-Kyoto Strategy”
COM(98)353final, European Commission
http://ec.europa.eu/environment/docum/pdf/98353_en.pdf
- EU (1999), “Preparing for Implementation of the Kyoto Protocol, Commission Communication to the Council and the Parliament” COM (99)230final
http://ec.europa.eu/environment/docum/99230_en.htm
- EU (2000), “Green Paper on greenhouse gas emissions trading within the European Union”, COM(2000)87final
http://ec.europa.eu/environment/docum/0087_en.htm
- EU (2001), “Final Report: ECCP Working Group 1 Flexible Mechanisms”, May 2001
http://ec.europa.eu/environment/climat/pdf/final_report.pdf
- EU (2006), “Communication from the commission to the Council and to the European Parliament on the assessment of national allocation plans for the allocation of greenhouse gas emission allowances in the second period of the EU Emissions Trading Scheme”, COM(2006)725final
http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/en/com/2006/com2006_0725en01.doc
- Grubb M. and Neohoff K (2006), “Allocation and competitiveness in the EU emissions trading scheme: policy overview” Climate Policy, 6
- Hahn et al. (2003), “Environmental Regulation in the 1990S : A Retrospective Analysis”, Hahn R.W., Olmstead S.M. and Stavins R.N., Harvard Environmental Law Review Vol. 27 pp. 377-415,
http://www.law.harvard.edu/students/orgs/elr/vol27_2/hahn.pdf
- IPCC (2007), “Working Group III contribution to the Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment Report Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change, Summary for Policymakers”
<http://www.ipcc.ch/SPM040507.pdf>
- RWI (2000), “Third Monitoring Report: CO2 Emissions in German Industry 1997-1998”, Buttermann H. G. and Hillebrand B. RWI papiere, Nr. 70
- Toman M.A. (2003), “Economic Analysis and the Formulation of U.S. Climate Policy” RFF discussion paper 02-59
- USA (2002), “U.S. Climate Change Strategy – A New Approach”, Feb. 14, 2002
- Wurzel R.K.W. (2002), “Environmental Policy-making in Britain, Germany and the European Union, The Europeanisation of air and water pollution control”, Manchester University Press, 2002

(表1) EU ETS フェーズ2の初期配分申請量と欧州委員会認定排出量 2007.8.31 現在

加盟国	参考フェーズ 1	申請排出量(A)	認定排出量(B)	(A) - (B)	削減率(%) A-B)/(A) × 100
オーストリア	(33.00)	32.80	30.70	2.10	6.4
ベルギー	(62.10)	63.30	58.50	4.80	7.6
キプロス	(5.70)	7.12	5.48	1.64	23.0
チェコ	(97.60)	101.90	86.80	15.10	14.8
デンマーク	(33.50)	24.50	24.50	0.00	0.0
エストニア	(19.00)	24.38	12.72	11.66	47.8
フィンランド	(45.50)	39.60	37.60	2.00	5.1
フランス	(156.50)	132.80	132.80	0.00	0.0
ハンガリー	(31.30)	30.70	26.90	3.80	12.4
ドイツ	(499.00)	482.00	453.10	28.90	6.0
ギリシャ	(74.40)	75.50	69.10	6.40	8.5
アイルランド	(22.30)	22.60	22.30	0.30	1.3
イタリア	(223.10)	209.00	195.80	13.20	6.3
ラトビア	(4.60)	7.70	3.43	4.27	55.5
リトアニア	(12.30)	16.60	8.80	7.80	47.0
ルクセンブル	(3.40)	3.95	2.50	1.45	36.7
マルタ	(2.90)	2.96	2.10	0.86	29.1
オランダ	(95.30)	90.40	85.80	4.60	5.1
ポーランド	(239.10)	284.60	208.50	76.10	26.7
スロバキア	(30.50)	41.30	30.90	10.40	25.2
スロベニア	(8.80)	8.30	8.30	0.00	0.0
スペイン	(174.40)	152.70	152.30	0.40	0.3
スウェーデン	(22.90)	25.20	22.80	2.40	9.5
イギリス	(245.30)	246.20	246.20	0.00	0.0
合計	(2142.50)	2126.11	1927.93	198.18	9.3

加盟国	参考フェーズ 1	申請排出量(A)	認定排出量(B)	(A) - (B)	削減率(%) A-B)/(A) × 100
EU14(ポルトガルを除く)	(1690.70)	1600.55	1534.00	66.55	4.2
2004年以降 新規加盟国 10 (ルーマニア、ブルガリアを除く)	(451.80)	525.56	393.93	131.63	25.0
合計	(2142.50)	2126.11	1927.93	198.18	9.3

出典：EU のホームページ 太字は欧州裁判所に提訴した国及びその削減量
なお、8月31日現在欧州委員会によるポルトガル、ルーマニア、ブルガリアに対する認定は未定

図1 EU ETS 指令成立までの過程

