

途上国における環境政策の効率的実施とは何か？

—規制の諸手段と効率性—

松岡 俊二

広島大学大学院国際協力研究科

E-mail: smatsu@hiroshima-u.ac.jp

1. はじめに

21 世紀の国際開発研究における環境分野の課題や方向性を明確にし、今後の途上国の環境問題とそれに対処する環境政策のあり方を考察することが筆者に与えられた課題である。課題そのものが非常に大きいし、また様々なアプローチが可能なテーマである。

本論文は環境経済学の視点からこの分野の主要な課題である環境政策のあり方に焦点をあて、とりわけ途上国における環境政策の効率的実施という視点から課題へアプローチすることにしたい。従来の環境政策における効率性をめぐる議論は、規制の伝統的手法である排出基準や技術基準にもとづく直接規制 (Command and Control: CAC) と排出課徴金や譲渡可能排出権制度などの市場的手法 (Market Based Instruments: MBIs) との比較を中心に行われ⁽¹⁾、そこでは直接規制の非効率性と市場的手法の効率性が主張されてきた (Turner, Pearce, and Bateman 1993, Moran 1995)。

日本、アメリカ、ヨーロッパなどの従来の環境政策は直接規制を主としたものであったが、財政制約や規制項目の多岐化・複雑化のため、より効率的な政策手段の導入が課題となり、市場的手法が注目されている (Kosobud & Zimmerman 1997, Sorrell and Skea 1999, Kosobud 2000)。他方で、途上国においても近年、環境政策の効率的実施のた

め市場的手法の導入が盛んである (OECD 1993)。もちろん、こうした傾向は途上国、先進国を問わず規制緩和と民間活力の利用という市場重視の政策指向を反映したものである。

しかし途上国の環境政策において市場的手法が強調される根拠の一つは、直接規制の実施に必要なとされるモニタリング技術や行政能力を欠いている点でもある (Huber et al. 1998)。政府部門が直接規制を実施する能力がないために、またそうしたキャパシティ・ビルディングは短期では達成できないため、直接規制ではなく市場的手法の導入が主張されている。これは効果論 (目標達成度) であって、効率性論 (費用便益基準) ではない。ラテン・アメリカとカリブの 11 カ国を対象に環境政策における市場的手法を調査した世界銀行リポートでも、必ずしも市場的手法が直接規制に比べて費用が少ないとはいえないが、市場的手法は企業や個人への経済的動機付けによって、より良い結果が得られる、としている (Huber et al. 1998, p. vi)。このように途上国の環境政策における効率性論は、先進国における議論とは異なる文脈で議論されることも多い点に注意が必要である。この点では本論文は効率性評価を中心テーマとするが、環境政策の効率性を検討する前提として環境基準などの政策目標の達成度という効果論をおいている。

またこうした点と同時に、環境政策の効率的実施を議論する上で途上国、先進国を問わ

ず、より本質的かつ普遍の問題があるのではなからうか。すなわち、直接規制とは何で市場的手法とは何か、こうした政策手段の実際の作動条件は何なのか、といった一連の問題である。実のところ現在までの環境経済学は理論的に市場的手法が静学的かつ動学的に効率的であること、あるいは理論的な最小汚染削減費用との比較で直接規制の非効率性を主張することが多く、上記の基本的問題点が十分に解明されているとは言えない。

本論文はこうした本質的かつ普遍の問題を整理・分析するとともに、途上国における効率的環境政策のあり方を考察し、今後の国際開発における環境政策研究の重要な方向を示そうとするものである。

本論文の構成は以下のとおりである。まず2と3において、従来の主流派経済学における環境政策の手段と効率性に関する議論を批判的に検討し、環境政策の実態との関連で従来の議論の問題点を明らかにする。2では直接規制を、3では市場的手法を論じる。こうした検討のもとに4において、途上国における環境政策の効率的実施のあり方について論じる。最後に5において、以上の分析から得られた今後の国際開発における環境政策研究の課題と方向性を述べ、本論文の結論とする。

なお、本論文における環境問題は主として大気汚染や水質汚濁などの産業公害型および都市公害型を念頭において議論を行う。

2. 直接規制と効率性

(1) 直接規制は非効率なのか？

まず直接規制と効率性に関する従来の議論を批判的に検討する。なぜなら、環境経済学の多くの文献では直接規制が非効率であるという主張、あるいは直接規制が市場的手法に比べて効率的でないという主張のもとに、市場的手法の様々なタイプが記述されているが、直接規制が本当に効率的でないのかどうかはそれほど明確ではない。また、実際の環

境政策の圧倒的な部分は直接規制に基づいてきたことを考えると、直接規制とは何かについても一度考えてみる必要があろう。こうした直接規制の再検討は、市場的手法を導入する前提としても重要である。

直接規制と効率性をめぐって、例えば、天野は「直接規制は、静学的にも動学的にも非効率であると批判される。環境汚染防除のための費用に関して政策当局が十分な情報をもっていないため、与えられた状況の下で費用が最小になるような措置を講じることが出来るとは限らない。排出規制は、しばしば排出主体に対して一律の規制を課すかたちをとるが、低費用で排出削減が出来る主体と高費用でしかそれが実現出来ない主体がある場合には、この方法は削減に必要な全体の費用を高めてしまう。」(天野 1997, p. 197)と述べている。

また、ターナーらは「第1に、直接規制のためには、政府は汚染者がすでに持っている情報を得るために資源の消費を必要とする。例えば、汚染者は汚染除去にどれだけの費用を要するのかについて政府よりはるかによく分かっているが、直接規制では政府はこうした情報を入手しなければならない。第2に、汚染者によって汚染削減費用が異なる。直接規制では、各汚染者は、通常、指定された技術にもとづき設定された環境基準を達成しなければならない。こうした技術にもとづく環境基準はヨーロッパや北米で広く採用されている。こうした直接規制は、汚染削減の費用を最小化することに焦点があてられていないという点に基本的特色がある。」(Turner, Pearce and Bateman 1993, p. 144, 訳は一部要約している)と述べている。

以上のように、直接規制の非効率性が、情報収集に要する取引費用の存在と個々の排出主体における汚染削減の限界費用が均等化しないことを理論的根拠として「一般的に主張」されているのが現状である。こうした一般的な主張に対して、クロッパーとオーツはこのような単純化は公平な政策比較ではなく、実際の直接規制には様々なタイプがあり、効

率性においても多様な可能性があり、逆に実際の市場的手法が理論的最小費用を達成するとは限らないと指摘している (Cropper and Oats 1992, p. 699)。また、ヘルファンドや岡は直接規制が本当に非効率なのかについて環境経済学は十分な答えを用意していないとし、直接規制にも様々なものがあり、効率性の観点だけからみても異なった型の規制を区別する必要があるだろうとの問題提起をしている (Helfand 1991, 岡 1997)。

確かに引用したターナーらは技術基準型の直接規制を念頭において議論しているし、天野も一律規制という特定の型の直接規制を議論しており、こうした議論が直接規制の様々なタイプにどこまで適用できるのか、あるいは理論と実際の関係がどうかは不明である。

(2) 直接規制の諸類型

そもそも直接規制とは、政府が人々に社会的に望ましい行動をとらせるため、刑罰などに裏付けられた法律で人々の行動を規定し、そうした行動を人々に強制する公共政策である。環境政策以外にも、交通安全規制、食品規制、医薬品規制など様々な社会的規制や独占禁止法などの経済的規制が存在する。

環境政策における直接規制は、環境質の改善に関する基準に基づく。こうした基準は、環境基準 (Ambient Standard)、排出基準 (Emission Standard)、技術基準 (Technology Standard) という3つに類型化できる (Field 1997)。

環境基準とは、大気質や水質などに関しては一定時間内の平均濃度などで規定された基準値で、気象的・地理的条件や人口・汚染源の配置などを考慮して公的に設置された測定局や測定点で、それを越えてはいけない値、あるいはそれを達成することが望ましい値である。環境基準を達成するためには各汚染源への基準設定が必要である。こうした基準が排出基準や技術基準である。

排出基準は地域の大気拡散モデルや河川の

水理モデルなどに基づき、環境基準が達成できるように各汚染源に割り当てられる汚染量である。排出基準は、一定時間当たりの排出量 (1時間当たりのSOx排出kg)、排出濃度 (排水のBOD値)、産出当たりの排出量 (発電Kwh当たりのSO₂排出量)、投入当たりの排出量 (エネルギー消費当たりの汚染量)、排出削減率 (リサイクル率) などで示される。排出基準は汚染者が汚染削減行動により達成した結果に基づくもので、その意味で成果基準 (Performance Standard) とも言われる。こうした結果に基づく規制は、職場の労働災害数、農産物の残留農薬、自動車の最高速度規制など多くの規制で採用されている方法である。

排出基準のように最終的な成果・結果にもとづく規制と異なり、あらかじめ汚染者が採用すべき生産や汚染除去に関する技術、手法などを規定するのが技術基準である。自動車への三元触媒やシートベルトの義務化は技術基準に基づく直接規制の典型である。発電所への特定タイプの排煙脱硫装置や脱硝装置の設置が法律で義務化されれば、それは技術基準の実施である。自動車の排ガス処理技術などにみられる生産物規制や石炭・重油の硫黄分含有率といった投入規制など、様々な技術基準に基づく規制がありうる。

フィールドも述べているが、投入や産出に関する規制については排出基準が技術基準かの区別が難しい場合もある (Field 1997, p. 213)。しかし、基本的な違いは、排出基準 (成果基準) は行動の結果に対する基準 (目標) であり、基準 (目標) を達成するための手段の選択は人々にゆだねられているが、技術基準はそうではなく、人々の行動・手段そのものを指定するものである。

それでは次に、こうした直接規制のタイプの違いがどのような効率性の違いとなって現れるのかを検討しよう。

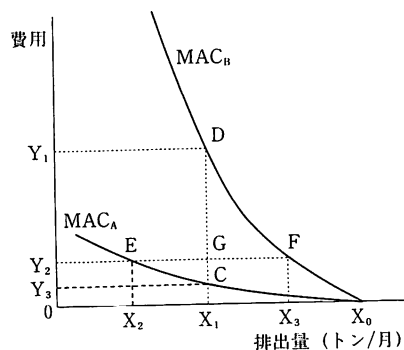
(3) 効率性と排出基準および技術基準

環境経済学は効率性を静学的効率性と動学

的効率性に分けて論ずるのが普通である (Lesser et al. 1997, Tietenberg 2000)。静学的効率性とは、時間変化を考慮しない条件下での効率性で、特に技術変化を考えないということが重要である。反対に、動学的効率性は時間の変化、特に技術革新による汚染削減コストの低下を考慮した概念である。この2つの効率性の考え方は、直接規制だけでなく市場的手法の効率性においても基準となる考え方である。

図1により静学的効率性基準を説明する。図より、汚染者A、汚染者Bは何も規制がない場合、それぞれ X_0 トン/月の汚染物質

図1 静学的効率性

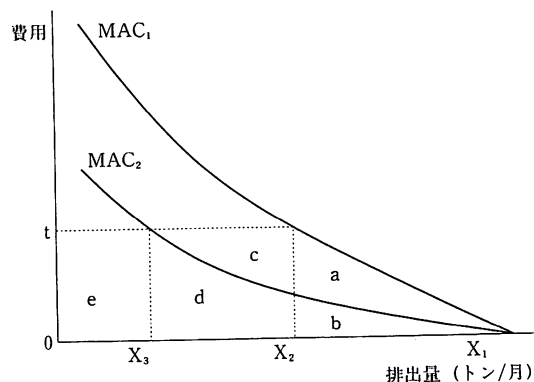


(例えば SO_x) を排出するが、技術水準が異なるため、汚染削減の限界費用曲線 MAC_A 、 MAC_B は異なる。同じ量 (率) だけの汚染を削減するのに要する費用はBの方がAよりも大きく、BはAに比べて技術水準が低いことがわかる (同一業種の場合)。この地域の環境基準が1ヶ月当たり X_0 トンであるとき、その達成の仕方は各汚染源が同じ比率で削減をする場合と、異なる比率で削減する場合がある。同じ50%削減とすると、AもBも月 $X_0/2 (=X_1)$ トン削減することになり、その時の費用はそれぞれ X_0CX_1 、 X_0DX_1 となり、総費用は $X_0CX_1 + X_0DX_1$ である。

次に異なる比率で削減するケースを考える。例えばAの削減量を少し増やし、Bは少し減らすようにし、それぞれの排出削減量の合計が X_0 になるようにすると、Aの費用は増加するがBの費用は減少し、総費用は減少する。総費用が最小になるのは、AとBの限界削減費用が同一になるように設定したときで、そのときAは X_2 トン/月、Bは X_3 トン/月、それぞれ削減することになり (ただし、 $X_2 + X_3 = X_0$)、総費用は $X_0EX_2 + X_0FX_3$ である。この $X_0EX_2 + X_0FX_3$ が理論的な最小費用であり、静学的効率性とはこの理論的最小費用を基準として判断される。

図2に動学的効率性の概念図を示した。あ

図2 動学的効率性



る時点での限界削減費用曲線が MAC_1 で、技術革新によりこの曲線が MAC_2 へシフトすると考える。環境基準が X_2 のとき、 MAC_1 での汚染削減費用は $a+b$ であるが、技術革新後の MAC_2 での費用は b であり、技術革新により a 分の費用が削減される。このように技術革新が進むことによる費用低下が動学的効率性であり、こうした技術革新は費用低下をインセンティブとするものである。

さて、こうした道具立てのもとで、排出基準と技術基準における効率性を比較してみよう。技術基準は特定の技術の採用を強制するため汚染削減率は一律となりやすい。これに対して、排出基準も一律の削減率の方が、各汚染者に平等に扱われているとの公平感を与えやすく、規制の社会的受容が容易であるといえる。このように静学的効率性の観点からは、技術基準も排出基準も効率的ではない。

しかし実際の排出基準の設定においては、排出源への調査や非公式な交渉など様々なチャンネルにより、規制当局がそれぞれの排出源の汚染削減情報を入手するケースも多い。特に、全国的な規制基準をもちながらも、実際の規制が分権的に運用されるとき、地方政府と企業との間でこうした情報の共有がみられる。この点は、地方自治体が先行して公害対策を行ってきた日本の場合に限らず、アメリカでも大気浄化法 (Clean Air Act) や水質浄化法 (Clean Water Act) の実際の運用は州政府とその下の自治体が担っており、同じことが言える。こうして汚染源にあわせて一律でない柔軟な排出基準が設定される場合、排出基準による直接規制は静学的効率性に近づく可能性を持っている。

次に動学的効率性について検討する。この点でも、技術基準の下では、個々の汚染者は自ら進んでより効率的な技術を採用することが出来ず、動学的効率性は期待できない。しかし、成果基準である排出基準では、個々の汚染者に新技術の採用による費用低下のインセンティブが働く。特に厳しい排出基準が設定されるほどインセンティブは強く、動学的

効率性も強く働く⁽²⁾。

直接規制はその仕組みが単純・明快であり、基準 (目標) 達成への見通しも立てやすいため、環境政策の最も一般的な手段として採用されてきた。通常、経済学で議論する直接規制は非常に硬直的な技術規制あるいは一律規制を念頭におき、その不効率性や実施費用が大きいことが強調されがちであるが、実際の排出基準にもとづく直接規制は柔軟性をもち、効率的である可能性を有しているといえよう。

ただし、こうした可能性を具体化するには、分権的な規制実施と同時に、そうした規制機関が地道に着実に綿密に汚染の状況と汚染者の状況を把握している必要があり、高い組織的・技術的能力と財政資金の裏付けが前提となることを忘れてはならない。また、排出基準に基づく直接規制を効率化するための汚染者に対する一率でない取り扱い、規制プロセスを不透明にし、規制の公平感を損なう可能性が大きい点も重要である。

3. 市場的手法と効率性

(1) 市場的手法の諸類型

直接規制が公権力にもとづく行動の強制であったのに対して、市場的手法は環境資源の利用に価格をつけたり、利用にあたっての権利を設定したりすることにより、人々の行動に経済的インセンティブを与え、人々が自ら創意工夫を行うことを促し、汚染の削減を効率的に行おうとするものである。こうした政策アイデアは1960年代にさかのぼるが (Dales 1968)、1970年代からヨーロッパ、アメリカなどで採用されてきている (OECD 1996, DECD 1997a)。

市場的手法に何を含めるのかについてはいろいろな考え方があり、スターヴィンスは課徴金・税、排出権取引制度、市場障壁の軽減、政府補助の削減、という4つの類型化という幅広い解釈を示している (Stavins 2000)。市場障壁の軽減には製造者責任制度、

エコ・ラベリング、情報公開などを含めている。通常、政府補助は課徴金と同じ作用を果たす市場的手法として扱われることが多いが、スターヴィンスは実際面からの判断を優先している。

本節は直接規制の基本的類型の違いによる作動条件や効率性の違いと対比させ、市場的手法の基本的類型を検討することが目的であるため、市場的手法を、価格に依拠した排出課徴金制度 (Emission Charges) と量に依拠した譲渡可能排出権制度 (Transferable Discharge Permits) という 2 類型に分ける。

排出課徴金制度は、公権力の課税権に依拠した集権的手法であり、行政部門は直接的かつ継続的に汚染者と接触していくことが必要である。他方、譲渡可能排出権制度は分権的手法であり、一度基本的なルールが設定されると、汚染者間あるいは汚染者と利害関係者との間での経済的交渉過程を通じて自ずから機能していくものと想定されている。ヨーロッパにおける市場的手法は主に排出課徴金制度が使われ、最近のアメリカでは 1990 年修正大気浄化法に基づく酸性雨対策プログラムなどの譲渡可能排出権制度が注目されている (Hahn 1995, Klaassen 1996)。

(2) 排出課徴金制度と効率性

まず排出課徴金制度の作動条件と効率性から検討する。基本的な排出課徴金制度は、汚染者はいくら汚染物を排出してもよいが、全ての汚染物排出に対し排出単位 (例えば SO_2 トン) 当たり一定額の課徴金を支払わなければならないというものである。単位当たり排出課徴金が設定されると、汚染者は環境を利用することに対する費用を考慮し、労働や資本を節約するのと同じように環境を節約して利用する (汚染を削減する) ことへの経済的インセンティブを持つ。

前出の図 1 によって排出課徴金制度の仕組みを説明する。ある汚染物の排出課徴金が 1 トン当たり Y_2 円と設定されると、 MAC_1 と

いう限界汚染削減費用曲線をもつ汚染者 A は限界削減費用が Y_2 円である X_2 の汚染物排出をおこなうとき、もっとも環境規制費用を節約することが出来る。この時の汚染削減費用は X_0EX_2 で、課徴金額は OX_2EY_2 となり、総費用 (環境規制費用) は $X_0EX_2 + OX_2EY_2$ となる。汚染排出量が X_2 より大きくても小さくても、総費用は $X_0EX_2 + OX_2EY_2$ より大きくなる。例えば、汚染排出量を X_1 と大きくすると、汚染削減費用は X_0CX_1 に減少するが、課徴金額は OX_1GY_2 へ増加し、最適ケースと比較すると、総費用は CGE 分だけ増加してしまう。

このように排出課徴金制度の下では、汚染者 (企業) が競争的条件にあり、自らの限界汚染削減費用曲線をよく把握している場合、単位当たり排出課徴金と限界汚染削減費用が同じになるように経済的インセンティブが働き、その点で汚染排出量が決まる。したがって競争的な複数の汚染源 (汚染者) では、図 1 で説明すると、単位当たり課徴金 Y_2 円という制度下では、汚染者 A は X_2 という最適点を選択し、汚染者 B は X_3 という最適点を選択することになる。もし $X_2 + X_3$ という汚染排出量が環境基準 (目標) を満たすものであれば、最小費用で目標を達成することが出来るという意味で、排出課徴金制度は静学的に効率的であるといえる。

しかし、電力・ガスのように公益事業として自然独占が認められている場合や、企業会計制度が整ってなかったり汚染削減の経験が浅かったりして企業自身が自らの限界削減費用曲線を充分に把握していない場合は、課徴金制度が理論どおりに機能する保証はない。

また、市場が競争的で企業が自らの限界汚染削減費用曲線をよく把握している場合で、全ての汚染者が単位当たり汚染排出課徴金と限界削減費用が同じになる点で汚染を排出しても、その汚染量が環境基準を満たすものかどうかは事後的にしか分からない (Helfand 1999)。事前に環境基準を満たすような課徴金を設定しようとする、効率的な直接規制 (排出基準) の必要条件と同じく、規制当局

があらかじめ個々の汚染者の限界削減費用を知っていなければならない。

これに対して、試行錯誤で環境基準を満たすような最適課徴金額を決定するというボーム・オーツ税的な考えもあるが (Baumol and Oats 1988)、現実の政治世界では納税者は同時に有権者であり、一度決めた税額をたびたび変更することは不可能である。また、どれだけ課徴金を上げ・下げすると汚染量がどれだけ増減するのは、限界削減費用曲線の傾きにより決定されるため、試行錯誤のためにも曲線の形状を知っている必要がある。さらに、河川・湖沼の富栄養化などの場合には試行錯誤のための時間的余裕があるかもしれないが、大気汚染等による健康影響がある場合には、試行錯誤的政策は人々の環境政策への信頼感を大きく損なうことになりかねない。

また、汚染者の費用負担という点で排出課徴金制度と直接規制 (排出基準) とを比較すると、課徴金制度の方が重い。図 1 で汚染者 A の排出量が同じ X_2 であっても、直接規制では汚染削減費用 X_0EX_2 だけ負担すればよいが、課徴金制度ではその上に OX_2EY_2 という税金を支払わなければならない。そのため、汚染者自らの排出モニタリングおよび排出量の記録および報告において、直接規制におけるよりも過少記録・過少報告への強いインセンティブが働きやすく、これを避けるためには精密なモニタリング制度と立ち入り調査などが必要で、直接規制以上の行政コストの負担が必要となる。

実際にヨーロッパ等で採用されている排出課徴金制度のほとんどは、課徴金制度により効率的に環境基準を達成しようという目的で実施されているのではなく、環境基準の達成は排出基準などの直接規制的手法で担保し、環境分野への行政投資などの財源調達的手段として使用されている (OECD 1996, OECD 1997a)。そこでは必要な財源額が最初にあり、それを予測汚染量で除することで課徴金額が決定されている。

以上のように、排出課徴金制度が静学的効

率性基準を満たすためのハードルは、ある意味で排出基準に基づく直接規制よりも厳しいと言えよう。

次に動学的効率性について前出の図 2 でみてみよう。すでに説明したように直接規制 (排出基準) では、技術進歩により MAC_1 から MAC_2 へ限界汚染削減曲線がシフトすることにより、削減費用は $(a+b)$ から b となり、 a 分だけ減少した。課徴金率を t とする排出課徴金制度では、当初の $(a+b+c+d+e)$ から $(b+d+e)$ となり、 $(a+c)$ 分だけ減少する。通説では、 $(a+c) > a$ であることで、課徴金制度における動学的効率性へのインセンティブが直接規制 (排出基準) より大きいとしている (Field 1997, pp. 243-244)。

しかし費用減少率でみると、直接規制 (排出基準) が $a / (a+b)$ であるのに対して、排出課徴金は $(a+c) / (a+b+c+d+e)$ であるが、一般的に $\{a / (a+b)\} > \{(a+c) / (a+b+c+d+e)\}$ であるため⁹⁾、直接規制における費用減少率の方が大きい。また、実際の課徴金制度が財源調達制度として使われるとき、その課徴金は低い価格で設定されるため、 $(a+c)$ の絶対的大きさそのものが小さい。

このように、静学的効率性基準からだけでなく動学的効率性基準からも実際の排出課徴金制度における効率性へのインセンティブは常に強いとはいえず、排出課徴金制度が直接規制 (排出基準) より優れているとは必ずしも評価し得ない。

なお、各汚染者の限界汚染削減費用を知っていないと最適排出課徴金が設定できないという課徴金制度の制約条件をゆるめた制度として、炭素税や低燃費自動車課税などのいわゆる環境税がある。これは汚染物の排出そのものへの課税ではなく、汚染物を出す可能性のある投入財や生産物への課税であり、規制機関は課税対象とする財の需要の価格弾力性を知っていれば最適な課税レベルを設定できるという点で排出課徴金制度と異なる。こうした環境税制度は途上国でも効果的に利用可

能と考えられるので、後の途上国の環境政策の検討において詳しく述べる。

(3) 譲渡可能排出権制度と効率性

排出課徴金制度が課徴金率の設定と汚染状況の監視および徴税業務という政府の行政能力に依存したシステムであるのに対して、譲渡可能排出権制度は汚染物の排出を譲渡可能な権利として分割し、個々の汚染者を排出権所有者とすることにより排出権市場を創出するという分権的システムである。譲渡可能排出権制度を、決められた排出量より削減した分のみ排出権を与えるという認証制度 (Credit Program) と、排出総量に排出権を設定するキャップ取引制度 (Cap and Trade System) に分ける考え方もある (Stavins 2000)。しかし、前者は後者の限定された形態であり、ここではキャップ取引制度を念頭に論じる。

譲渡可能な汚染排出権は一定期間内における単位汚染排出量 (トンなど) などとして権利証書にされ、100 単位の排出権証書を所有する汚染者は最大 100 単位の汚染物を排出することが出来る。こうした単位排出権の総量が排出量の上限となり、環境基準を満たすように設定される。排出権は、お互いが合意した価格で売買することが認められる。ただし環境基準との関係で、排出権の取り引きしうる地理的範囲に制限が設けられることがある。こうした取引の地理的制限は譲渡可能排出権制度の効率性を大きく損なう可能性があるが、この点は後に述べる。

譲渡可能排出権制度は最初は、規制機関が排出権総量を決定し、それを個々の汚染者へ配分する。通常、排出権総量は制度導入以前の排出総量より減少するため、どのような方法で各汚染者へ配分するのかは難しい問題である。現状からの一率削減で配分することは公平感を得やすいが、すでに汚染削減に積極的に取り組んできた汚染者にとっては公平とは言えないからである。

次に何らかの方法で排出権が配分された

として、譲渡可能排出権制度と効率性の関係を検討する。再び図 1 によって説明しよう。汚染者 A、汚染者 B はそれぞれ排出権を X_1 持っているが、この時の A の限界汚染削減費用は Y_3 、B の限界汚染削減費用は Y_1 である。 $Y_1 > Y_3$ なので、B にとっては Y_1 より安い価格で排出権が購入できるのであれば、排出権を購入して自らの排出量を X_1 より増加させることにより汚染削減費用 ($X_0 - DX_1$) を減少させることが出来る。また、A にとっては Y_3 より高い価格で排出権が売れるのであれば、 X_1 より排出量を減少させ、あまった排出権を売ることにより利益を上げることが出来る。

最適なのはお互いの限界削減費用が等しくなる点で、その時の A の排出量は X_2 、B の排出量は X_3 である。このとき、A が販売した排出権 ($X_1 - X_2$) と B が購入した排出権 ($X_3 - X_1$) は等しく、取引は Y_2 の価格で行われる。A は ($X_1 - X_2$) 分の排出削減のために $X_1 CEX_2$ の費用を要したが、この分の排出権を Y_2 で販売することで $X_1 GEX_2$ の売り上げがあり、CGE 分の利益を得る。同じように購入側の B は FDG 分の汚染削減費用を節約できる。

取引所の設置や公認ブローカー制度などの排出権取引市場の整備が進み、市場への参加者が増えることにより市場経済のメリットが働き、売り手と買い手の双方の余剰は増加する。こうした市場メカニズムが自律的に機能するようになると、譲渡可能排出権制度は自律的に効率的に機能するようになる。このように譲渡可能排出権制度は、静学的効率性を達成することが排出課徴金制度に比べてはるかに容易なシステムと考えられる。こうした排出権取引市場が効率的に機能するためには、市場のルールが簡単・明瞭に定められ、取引を認可する監督官庁があまり介入しないことが望ましい。

しかし実際の環境政策として譲渡可能排出権制度を考察するとき、さまざまな問題が存在する。市場の活用という点では、出来るだけ広い範囲を一つの市場とすることが望まし

いが、環境基準の達成という点からすると大気・風上地域、河川の上流域へ排出権が移転されると汚染が深刻化する地域 (hot spot) が出る可能性がある。そのため、取引可能な地理的範囲を設定することが必要になる。実際にアメリカの排出権取引制度 (Emission Trading Program) では、ニューヨーク州などは風上地域への排出権移転を認めていない (Field 1997)。こうした地理的制限は環境保全のためには必要だが、逆に排出権市場を狭めることになり取引を成立しにくくするものである (Schmalensee et al. 1998)。また全て市場で出来るわけではなく、規制機関は各汚染者が保有している汚染権の量と各汚染者の排出量のモニタリングを行うことが必要である。

動学的効率性という点では、譲渡可能排出権制度は排出課徴金制度と同じ効果を持つ。しかし、譲渡可能排出権制度は課徴金制度と異なり、環境基準を達成出来るように排出権総量が決められるため、実際には課徴金制度以上の動学的効率性が期待できる。

以上のように、譲渡可能排出権制度は排出課徴金制度に比べて、はるかに市場的手法の目的である (静学的に) 効率的な環境政策の実施を可能にする制度である。しかし、行政費用、特にモニタリングに関しては課徴金制度と同じように高い費用を要する可能性がある (この点の詳細は後述)。また、実際の運用面では環境保全のため効率性の発現を制限せざるを得ないこともあり、理論どりの静学的効率性が達成されるかどうかは分からない。また、動学的効率性については実際の課徴金制度より優れていると考えられるが、直接規制 (排出基準) より優れているとは一概にはいえない。

4. 途上国における環境政策のあり方

(1) 社会的環境管理能力と環境政策の実施条件

途上国の環境政策は、汚染モニタリング技

術の低さ、環境管理にまわせる財源の不足、監督官庁の人的・制度的実施能力の不足といった様々な制約条件の下におかれている。こうした経済成長と社会的環境管理能力に規定された要因は短期間には変化しないが⁽⁴⁾、途上国の持っているメリットは先進国の数 10 年間にわたる環境政策の実施経験から得られた教訓を生かせる可能性 (後発性の利益) を持っていることである。

近年の途上国の環境政策研究では、こうした観点から市場的手法導入の条件や可能性が注目されている (O'Conner 1994, Krupnick 1997)。また、チリなどの中南米や中国などの途上国における市場的手法の経験も蓄積されてきている (Huber et al. 1998, OECD 1997b, World Bank 1997)。

本節ではまず、直接規制や市場的手法などの環境政策の実施において、どのような社会的環境管理能力が必要条件とされるのかを検討する。直接規制にしろ市場的手法にしろ、その実施のためには汚染とその被害の現状を把握し、汚染源を特定するとともに規制への社会的合意を形成するために情報公開が必要である。こうした調査・解析・情報公開のもとに具体的な汚染対策の目標とルールを法律として明確に策定しなければならない。また、実施されたルールが正しく運用され、環境基準 (目標) を達成しているのかどうかを評価するためには、汚染排出状況などの環境質モニタリングが重要である。

こうした一連のプロセスを実施しうる能力が社会的環境管理能力である。社会的環境管理能力とは社会経済状態、法制度や社会的規範に規定された国家や企業・市民などのマクロ的・ミクロ的環境管理主体の管理能力の総体であり、大気環境管理を念頭におくとき大気質のモニタリング能力は要の位置にあると考えられる (松岡・松本・河内・岩瀬 2000)。以下では特に直接規制と市場的手法の実際の効率性がモニタリングとどのように関連するのか検討し、途上国における環境政策の効率的実施の前提条件を明らかにする。

大気質モニタリングの技術的発展は、測定

点におけるサンプリングとそれを研究室に持ち帰り測定するという手分析段階と、自動計測器を備えた測定局の整備という自動測定段階という2段階に分けられる。さらに、手分析段階は自動サンプリングが否かにより区別され、自動測定段階はテレメーター等による常時モニタリング(Continuous Monitoring)か否かによって区別される。

理想的には常時モニタリングが望ましいが、そのためには機器の精度管理などを行う高い技術力が必要とされ、また自動計測機器の設置やその維持管理のための高い費用を負担しなければならない。こうした常時モニタリングに要する費用は、費用項目や算定方法により異なるため正確なことはいえないが、アメリカの硫酸酸化物排出プログラムの1企業当たりの年間費用(資本費+維持管理費)は124,000ドル(Schmalensee 1998)、スウェーデンの窒素酸化物課徴金制度の1企業の年間維持管理費用(資本費除く)が39,000ドルという研究報告がある(Lovgren 1994)。また、筆者らが1999年に調査した広島市では6つ程度の汚染物質を測定している一般測定局19の年間維持管理費用が約5,000万円(モニタリング担当行政職員の人件費は入っていない)、1つの汚染物質測定機の資本費は200~300万円程度で耐用年数は約10年であった⁽⁵⁾。アメリカ、スウェーデンは排出源モニタリング、広島市の事例は環境基準モニタリングという違いがあるが、いずれにしろ途上国にとっては高価な技術である。

排出基準に基づく直接規制と市場的手法である排出課徴金および譲渡可能排出権制度を比較すると、すでに指摘したように、通説とは異なり市場的手法の方がモニタリングなどの実施費用が大きいと考えられる(Blackman & Harrington 1999)。なぜなら、課徴金あるいは排出権制度では、汚染者の規制順守費用は直接的に自らの排出量により決まるが、排出基準では基準を満たしている限り直接関係しないからである。市場的手法では常時正確なモニタリングをしていないといくら

の課徴金を納付すべきか、あるいは排出権をいくら売れるのかが分からないし、正確なモニタリングがないとそもそも制度そのものの信頼が損なわれる。また、市場的手法導入への社会的合意も公正で正確なモニタリングが条件となるからである。

従来、排出基準に基づく直接規制は排出基準を満たしているのかどうかをチェックするために高いモニタリング費用がかかると言われてきた。しかし、実際の排出基準の運用では環境基準を測定する一般測定局が整備されていれば、個々の排出源のモニタリングは生産設備や汚染除去装置の状況を勘案し、定期的あるいは抜き打ち的に行うことで十分対応が可能である。したがって、排出基準が有効に機能するためには環境基準モニタリング体制の整備が条件となる。これに対して、排出課徴金制度や譲渡可能排出権制度では、環境基準モニタリングだけでなく、個々の排出源そのものの正確なモニタリングが必要条件となる。

最も成功した排出課徴金制度といわれているスウェーデンの窒素酸化物課徴金制度も、同じくもっとも成功した譲渡可能排出権制度といわれているアメリカの酸性雨プログラム(硫酸酸化物排出権)もともに、その成功の大きな要因として正確で徹底した高価なモニタリング・システムと行政部門の管理能力の高さが指摘されている(Blackman & Harrington 1999, p. 27)。

逆にこうした条件を欠いた中国の排污收費制度⁽⁶⁾やポーランドの大気汚染物質課徴金制度⁽⁷⁾は、政治的な駆け引きともあいまって課徴金レベルを汚染企業の限界汚染削減費用より低く設定せざるをえず、財源調達として機能しても、環境改善へのインセンティブとしては必ずしも十分に機能していない(Blackman & Harrington 1999, pp. 18-23)。

(2) 規制実施における「間接的手法」

高いモニタリング費用を回避する方法とし

ては、常時モニタリングにかわるより安価で簡便な方式の採用という方法とモニタリングにあまり依存しない政策手段を採用する方法が考えられる。

前者の方法としては、汚染排出を決定する主要な要素を取り出し係数を推定し汚染排出量決定式をつくり、使用燃料量や設備稼働率などで汚染排出を算定する方法や、投入と産出の物質収支に基づき汚染排出量を推定する方法などがあるが、いずれも正確性を欠き、硫酸酸化物には使えても設備の維持管理状況や運転技術により差が出る窒素酸化物やPM(浮遊粒子状物質)には使えない。

後者のモニタリングにあまり依存しない方法としては、直接規制における技術基準と市場的手法における環境税がある。こうした手法は、汚染物を間接的にコントロールする手法であり、規制実施における間接的手法といわれるものである(Eskeland and Jimenez 1992)。

技術基準は採用する生産技術や汚染削減技術そのものを規定することにより汚染をコントロールしようとするもので、設備が適切に維持管理され、運転されれば環境上の目的が達成出来る。しかし、規制機関は公害対策技術に関する詳しい情報を持っていないならぬし、汚染者もこうした設備を適切に運用できる能力が要求される。こうした条件を途上国で満たすのは難しい。

もう一つの有力な方法は、汚染物を含む投入財や汚染を出す可能性のある商品への課税である。こうした課税としては二酸化炭素を排出する化石燃料への炭素税、高硫黄含有石炭・石油への硫黄税、有鉛ガソリンへの鉛税、低燃費自動車税などがあり、一般に環境税(Ecotax)といわれるものである(Stern 1996)。排出課徴金制度で述べたように、環境税は汚染排出と税額は直接には関係していないため汚染削減の効果は間接的であるが、モニタリング等の費用は小さい。以下では、モニタリングなどの環境管理能力が相対的に低い途上国を念頭に、正確なモニタリングに要求される高い費用や高い技術を回避

しうる間接的手法としての環境税について検討する。

環境税は、自動車などの汚染を伴う最終財への課税、石炭など投入財として汚染を排出する財への課税、石炭中の硫黄含有量など汚染物質そのものへの課税という3種類に類型化できる(Blackman & Harrington 1999)。環境税は課徴金と異なり汚染排出への課税ではないため、静学的効率性が満たされる保証はなく、動学的効率性も課徴金制度以下しか期待しえない。

こうした環境税の効果としては、環境改善に使用しうる財源調達という効果と汚染物質の排出削減という環境改善効果がある。しかし、2つの効果は課税対象財の需要の価格弾力性に依拠してトレードオフの関係にある。すなわち、需要の弾力性が小さい場合には課税をしても需要が大きく減少しないため、財源調達効果は大きく、環境改善効果は小さい。逆に弾力性が大きい場合は課税すると代替財へシフトするため、財源調達効果は小さく、環境改善効果は大きい。したがって、有鉛ガソリン課税のように課税対象を削減目標とする汚染物質へ絞り込んだ環境税の方が、ガソリン全体への課税より大きな環境改善効果が得られる。

途上国における環境税実施の大きなメリットは、排出課徴金制度や譲渡可能排出権制度と異なり、制度の実施・管理が比較的容易な点である(Blackman & Harrington 1999)。これは以下の理由による。第1に、課税対象財のモニタリングは汚染排出のモニタリングよりはるかに容易である。第2に、環境税は環境規制機関ではなく通常の税務行政により実施されることが多いが、多くの途上国では税務行政組織の方が環境規制組織より行政能力が相対的に高い。また、実際に石油・石炭などへの燃料課税は途上国においても一般的である。第3に、適切な税額設定に必要とされる情報は排出課徴金制度より少ない。すでに述べたように、適切な排出課徴金の設定には各汚染者の限界汚染削減費用に関する情報が必要であったが、環境税では需要の弾力性

に関する情報で充分であり、こうした情報は市場データから得られる。

環境税にはこうした実施におけるメリットと同時に汚染排出そのものを課税対象としていないため、汚染削減へのインセンティブが弱いというデメリットがある。また、燃料などの必需財への課税は貧困層への影響が大きいといった公平性の問題がある。しかしこうしたデメリットも、石炭課税ではなく高硫黄石炭に課税するといった汚染物質への課税や環境税から得られた財源により貧困層への対策を行うといった代替処置により、緩和される可能性がある (OECD 1996)。

以上のように、モニタリング能力などの環境管理能力が十分に形成されていない途上国においては、直接的に汚染排出を対象にする政策である排出基準 (直接規制)、排出課徴金や譲渡可能排出権よりも、次善策 (Second Best) として間接的手法である技術基準 (直接規制) や環境税を実施の方が実効性があると考えられる。また間接的手法の中でも環境税は、課税対象や財源使用先などを適切にデザインすると、その環境改善効果が大きいと期待されている (Eskeland & Jimenez 1992, Huber et al. 1998)。

しかし同時に、途上国において効果的な環境税を実施するためには次のような問題点を考慮しなければならない (Blackman & Harrington 1999)。第1に、環境改善のためには高い税率を設定することが必要だが、多くの場合そうしたことは産業界などからの政治的圧力により困難である。特に住民運動や環境 NGO などが相対的に弱い途上国では政治的障害が大きい。第2に、租税体系および課税業務を担う行政組織への社会的合意および信頼がないと環境税の導入および効果の実施は難しい。行政能力に乏しい途上国においては、環境税の導入が租税体系の歪みや脱税などのモラル・ハザードを強める可能性がある。第3に、環境政策としての実効性を求めれば求めただけ、環境税における環境改善機能と財源調達機能のトレードオフは大きく、環境対策の財源調達は別に求めなければ

ならない。予算編成における環境対策費のプライオリティが低い途上国においては、環境改善効果のある程度犠牲にして財源調達を優先することが行われやすい。

(3) 途上国の環境政策の方向

すでに20年以上も前にポーモルとオーツは、直接規制にしろ市場的手法にしろそれぞれの政策手段は長所もあれば短所もあり、状況に応じた選択をすべきことを明確に述べるとともに、実際に有効な環境政策は様々な政策手段から成り立つことを強調していた (Baumol and Oats 1979, pp. 230-231)。また最近では、各国の様々な市場的手法をレビューしたスターヴィンスは、従来の直接規制にかわって市場的手法が採用されているわけではなく、また市場的手法が期待されたような成果を生みだしているとは限らないことに注意を払うことを求めている (Stavins 2000)。

途上国における今後の環境政策の方向を展望する際に、こうした指摘を生かすために筆者は次の2つの視点を強調したい。

第1は、社会経済状況や法制度状況などをふまえた政策選択である。筆者らの研究グループではこうした状況を社会的環境管理能力という視角から把握しようとしてきた (松岡・河内・白川 1999, 松岡・松本・河内・岩瀬 2000)。その結果、途上国間においても環境管理能力の形成度合いは大きく異なることが明らかとなった。東南アジアの大気環境常時モニタリング・システムの整備についてみると、経済成長の程度を強く反映し、シンガポールは整備が完了し、マレーシアやタイではほぼ整備が終わり今後は精度管理や有効測定率の向上などの質的改善・充実が課題であるのに対して、インドネシアは首都圏から地方都市への整備が進みつつある段階である (松岡・松本・河内・岩瀬 2000)。

こうした途上国間におけるモニタリング能力の違いは、選択しうる政策手段と政策デザインの違いとして現れる。モニタリング体制

が整備され、その運用や維持管理が適切に行われていれば、排出基準に基づく直接規制、さらには排出課徴金制度や譲渡可能排出権制度などの直接的な手法を採用しうる可能性が広がるし⁽⁸⁾、モニタリング網の整備が遅れている途上国では技術基準に基づく直接規制や環境税などの間接的手法が適している。もちろん、こうした全ての政策手段は先進国も含めて使われており、単純な経済発展段階論や状況決定論に陥ることは避けなければならない。

第2は、環境基準の達成という環境政策の実効性を担保するためにも、直接規制と市場的手法などの複合型規制 (Mixed Regulatory System) をデザインすることが重要である (Bates et al. 1994)。評価の高いスウェーデンの硫黄税 (環境税) や窒素酸化物課徴金制度は直接規制の強化と並行的に実施されている。

モニタリング能力や行政能力の不足や政治的状況から、途上国においては環境税や課徴金制度が主に環境対策の財源調達として機能しており、環境目標の達成は直接規制に依存し、市場的手法は目標達成を効率性面で補助するものと位置づけられる。特に中国などの比較的工業化が進んでいる途上国の主要な汚染源の一つは郷鎮企業などの小企業であるが、こうした小企業は環境税や課徴金制度に捕捉されにくい。また大企業においても税率が限界削減費用より低く、そうした税負担が租税控除となっている場合、汚染削減へのインセンティブは働かない。こうした市場的手法の実際上の短所を補うためにも直接規制が必要である。

ポーランドの大気汚染排出課徴金を分析したバツツらは、小企業には直接規制による高硫黄燃料の使用禁止、大企業には直接規制と課徴金および排出権の組み合わせという複合型規制 (Mixed Regulatory System) を提案している (Bates et al. 1994)。譲渡可能排出権制度は、直接規制などとは切り離し、市場を市場として効果的に機能させることが必要であると考えられ、複合型規制には適さな

い。しかし各国の経験から、環境税や排出課徴金制度は直接規制との組み合わせで実施されることが普通であり、複合型規制に適していると考えられる。その際、重要なのは市場的手法の導入と直接規制の強化が並行して実施されるとき、汚染削減という効果と汚染削減の社会的費用の低下という効率性が同時に現れる可能性があることである。

5. おわりに

21世紀の途上国における環境政策の効率的実施の方向性を、直接規制や市場的手法の種類の違いによる効率性の違いとその作動条件および環境効果という基本的問題に立ち返り検討をおこなった。行政能力や財源が限られた途上国においては、世界銀行などの国際機関の政策指向を反映し、先進国と同様かそれ以上に市場的手法の導入が推奨される傾向が強い。しかし、先進国が実際に行ってきた様々な政策手段が十分に分析され、教訓化されているのかというと必ずしもそうではない⁽⁹⁾。本論文は、こうした政策手段の経済的特性に関する基本的問題と同時に政策手段の実際の作動条件を明らかにし、途上国の状況にあった環境政策のあり方を検討し、以下のような結論を得た。

第1に、排出基準に基づく直接規制は、分権的に実施され、一律でない排出基準が適用されるとき、静学的にも動学的にも効率性になりうる。技術基準は静学的にも動学的にも効率性ではないが、実施が比較的容易な間接的手法として途上国で活用しうる余地がある。直接規制は環境目標への到達見通しははっきりしており、効果 (目標到達度) がみやすい。

第2に、排出課徴金制度は静学的効率性を達成できるが、環境目標を達成するのは難しく、動学的効率性という点でも必ずしも優れているとは言えない。また、モニタリング費用などの規制実施費用は直接規制以上である可能性がある。しかし、実際の運用が直接規制の強化と並行してなされると、効率的に環

境改善がすすみうる。

第3に、譲渡可能排出権制度は、静学的にも動学的にも効率的に環境目標を達成しうる制度であるが、環境改善の効果と効率性が両立しない場合もあり得る。また、排出課徴金と同様に、モニタリング費用などの規制実施費用は直接規制以上である可能性がある。さらに、排出権制度は複合型規制には適していない。

第4に、途上国の環境政策の選択においては、社会経済状況や法制度状況などを踏まえた政策選択と複合型規制という2つの視点が重要である。モニタリング能力や行政能力の相対的に低い途上国においては、汚染排出の正確なモニタリングを必要としない間接的手法である環境税が適していると考えられる。しかし、先進国でも同様だが、先進国以上に途上国において効率的・効果的に汚染削減が進むように税率を設定することは難しい。こうした問題点を克服しうる方法として直接規制と市場的手法を組み合わせた複合型規制がある。複合型規制には、汚染の大小により適用する政策手段をかえることや、排出基準と環境税・課徴金を組み合わせる方法がある。複合型規制では、環境目標の達成は直接規制で担保され、環境税や課徴金は効率的に目標に到達する補助手段として位置づけられるとともに環境対策のための財源調達の機能を果たしうる。

なおこうした結論、特に途上国の環境政策のあり方を論じた第4の結論を、途上国で効率的で実効性のある唯一の政策アプローチと理解すべきではない。本論文では、途上国におけるモニタリング能力や行政能力の低さを前提条件として途上国の環境政策を論じたが、重要なのは途上国の環境管理能力の形成過程やその状態にあわせた政策手段の選択であり、そうした政策の実施によりモニタリングなどの環境管理能力の形成が促進され、政策選択の幅が広がるという環境管理におけるダイナミックな好循環を創出することである。先進国から途上国への環境協力も、こうした環境管理能力のダイナミックな形成を促

し、支援することが重要である。

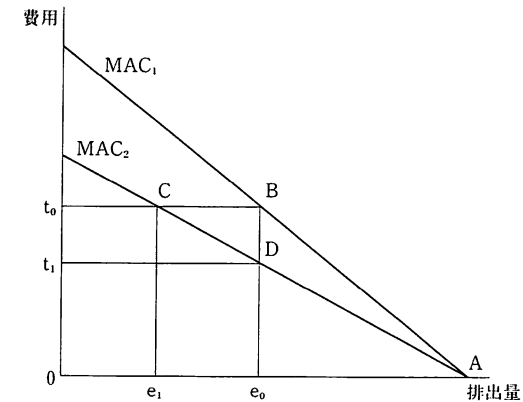
付記・謝辞

本論文は筆者が文部省在外研究員としてワシントン D. C. のアメリカン大学に滞在中にまとめたものである。本論文の作成にあたっては査読者からのコメントの他、松本礼史（東亜大学）、河内幾帆（Duke 大学院・広島大学院）、岩瀬誠（国際協力事業団）、村上一真（三和総合研究所）の諸氏から丁寧なコメントをいただいた。記して謝意を表します。

注記

- (1) 今日の環境政策は、直接規制と市場的手法（経済的手法）だけでなく、米国の TRI (Toxics Release Inventory) や日本の PRTR (Pollutant Release and Transfer Register) のような情報公開や環境会計の導入などによる企業行動への自主的・ボランティア的誘因手段や、エコ・ラベリングや環境教育などを通じた消費者行動への誘因手段など多種多様化している。特にボランティア的手法については、直接規制、市場的手法に続く第三の波として重視する見方もある (Tietenberg 1998)。途上国では公的部門の能力不足を補うという観点からもこうしたボランティア・アプローチが注目されている (Pargal and Wheeler 1996)。いずれにしろ、従来の政府分門を中心とした「マクロ的環境管理」に対して、こうした市民社会におけるさまざまな「ミクロ的環境管理」の比重が増すことは間違いない。しかしその際にも、政府（国家）と市民社会の役割分担の見直しが必要であり、直接規制と市場的手法をめぐる議論はこの点からも重要である。
- (2) 本来、排出基準は排出削減技術を指定しないが、アメリカにおける現実の排出基準は公的に認定された技術を採用するようという強いインセンティブが働き、実際には各汚染者は無難な技術を採用し、革新的な技術を採用しない。そのため、排出基準は技術基準と変わらず、静学的にも動学的に

図3 動学的効率性と費用削減率



も効率的である可能性はないという見解もある (Blackman & Harrington 1999, p. 6)。

- (3) 直接規制（排出規制）と課徴金制度における技術革新にともなう費用削減率の大小関係を、単純化のため限界削減費用曲線を直線として描いた図3により説明する。環境基準は e_0 、そのための課徴金率は t_0 、技術革新後に同じ環境基準 e_0 を満たすように改正された課徴金率を t_1 とする。直接規制（排出基準）の費用削減率は ABD/ABe_0 、課徴金率が技術革新後も t_0 のときの課徴金制度における費用削減率は ABC/ABt_0O 、課徴金率が t_0 から t_1 へ改正されたときの費用削減率は $(ABD+Bt_0t_1D)/ABt_0O$ である。このとき、 $\{ABD/ABe_0\} = \{(ABD+Bt_0t_1D)/ABt_0O\}$ および $\{(ABD+Bt_0t_1D)/ABt_0O\} > \{ABC/ABt_0O\}$ であるので、 $\{ABD/ABe_0\} > \{ABC/ABt_0O\}$ である。したがって、課徴金率が変化しないとき、直接規制（排出基準）における費用削減率の方が排出課徴金制度における費用削減率より大きい。
- (4) 経済成長と社会的環境管理能力の形成との関係について、環境経済学は環境クズネッ

ツ仮説の成否を中心に議論してきた。筆者らの研究グループでは、 SO_x 、 NO_x 、 CO_2 、安全な水への非アクセス率、衛生施設への非アクセス率、森林減少率を対象に分析し、環境クズネッツ仮説が成立するのは今のところ SO_x だけであることを明らかにした (松岡・松本・河内1998)。

- (5) 1999年6月9日、広島市環境保健センターへのヒアリング調査による。
- (6) 中国の排污收費制度が水質汚濁に関して汚染削減機能を果たしているとの研究もある (Wang and Wheeler 1996)。しかし、筆者らの研究グループは、Wang らのモデルを新しいデータによって検証したが、排污收費が有効に機能しているとの統計的有意性は常にみられるものではなかった (藤・松岡・松本2000)。
- (7) ポーランドの排出課徴金制度は、排出基準までの Normal Fee とそれを越えた排出に課される Penalty Fee という二段構造になっている (中国も同じ)。Penalty Fee については、1991年以降の改訂により現在では世界有数の高い課徴金と評価されているが、Normal Fee のレベルは低い (Anderson and Fiedor 1997, Stavins 2000)。

- (8) メキシコシティー（メキシコ）、サンティアゴ（チリ）、コルゾフ（ポーランド）、アルマティ（カザフスタン）において譲渡可能排出権制度が試みられているが、あまり成果は上がっていないと評価されている（Blackman and Harrington 1999）。また、クルティラは取引費用という視角から、途上国における排出権取引制度の実施そのものに疑問を投げかけている（Krutilla 1999）。
- (9) 本論文は環境政策の諸手段と効率性という環境経済学における理論と実際をめぐる基本問題から途上国の環境政策のあり方を議論したが、環境政策の効率性評価に関して残された基本問題として以下の3点を指摘しておきたい。第1は、過去の様々な環境政策の効率性評価である。もちろん環境経済学におけるこうした研究は、少し前のTietenberg 1985、Oates et al. 1989、Portney 1990から最近のBurtraw 1998などまで多数存在するが、費用や便益の定量化の範囲や評価方法をめぐって十分な合意が形成されているとはいえない。なお、日本における環境政策の効率性評価研究は非常に少ない。これは、公害被害の深刻さやその補償問題、また公害対策基本法における環境保全と経済成長との調和条項の削除問題などにより、環境政策の効率性評価そのものを拒否する社会的風潮が強かったためと考えられる。しかし、緊急避難的公害対策から慢性的長期低曝露の汚染によるリスク対策へと環境政策の重点が変化することで、限られた資源を有効に使って様々なリスクへ効果的に対応するためにも環境政策の効率性評価は重要となってきた。筆者らの研究グループでは、こうした観点から日本の大気汚染対策の効率性評価を行ってきた（Kochi, Matsuoka, and Matsumoto 2000）。第2は、そもそも効率性論は環境政策の決定過程や評価の中でのどのような位置をしめるのかという問題である。例えばDavies and Mazurek 1998は、次のような5つの評価基準を立て、その第

2基準として効率性をおいている。1. 効果基準（Effectiveness）。効果は、(1)目標到達度と(2)目標の妥当性から測定される。2. 効率性基準（Efficiency）。3. 社会的価値基準（Social Values）。これには、環境政策が市民参加・情報公開やエンパワメントを促進したかどうか、環境規制が市民的自由・私権・プライバシーを侵害していないかどうか、公平性・公正性への影響はどうかなどが含まれる。4. 国際比較基準（Comparison with Other Countries）。他国との比較により自国の制度の特徴・改善点がより明確になる。5. 将来課題への対応能力基準（Ability to Meet Future Problems）。現在の環境目標の達成度だけでなく、将来の課題へ対応する能力が形成されているかどうかが重要である。第3に、今後重要になるであろう課題として、環境リスク管理政策の効率性評価をどのように行うのかという問題がある（中西 1995、岡 1999、河内・松岡 2000）。これからの環境政策の焦点の一つは、化学物質の長期低曝露汚染による健康リスクをどのようにコントロールするかという環境リスク管理である。こうした環境リスク管理の実施に際しては、①どのような環境リスクを制御対象として、そのリスクをどれだけ低減させるのか、②公共政策が対象とする労働安全規制や製品安全性基準などの様々な社会的リスク管理と環境リスク管理との優先順位づけ、という2つの点で効率性評価が重要となる。前者は環境リスク内の様々なリスク削減政策間の効率性比較であり、後者は環境リスク削減政策とそれ以外のリスク削減政策との効率性比較である。この点、アメリカでは1981年のレーガン政権E. O. 12291による社会的規制政策への費用便益分析の実施と1993年クリントン政権E. O. 12866によるその修正、1990年代の共和党主導議会における政策決定に際しリスク分析と費用便益分析の実施を義務化する立法化の動き、環境保護庁（EPA）や食品医薬品庁（FDA）などにお

けるリスク管理政策の実施などの過程で、費用効果分析や費用便益分析などの効率性評価が試みられている（OMB 1996 & 2000）。また実際の政策動向を反映し、研究においても比較リスク分析（Davies 1996, Viscusi 1996）、規制の経済分析（Hahn 1996, Morgenstern 1997）、リスク削減における便益評価に際しての「統計的生命の価値」（VSL: Value of a Statistical Life）推計（Fisher et al. 1989, Viscusi 1992 & 1993, Revesz 1999, Hammitt 2000）などが活発に行われている。

参考文献

- 天野明弘（1997）総合政策・入門、有斐閣
- Anderson, G. and B. Fiedor (1997) Environmental Charges in Poland; in R. Bluffstone and B. A. Larson, eds., *Controlling Pollution in Transition Economies*, Edward Elgar, Cheltenham
- Bates, R., J. Cofala, and M. Toman (1994) Alternative Policies for the Control of Air Pollution in Poland, *World Bank Environment Paper 7*, The World Bank, Washington D. C.
- Baumol W. J. and W. E. Oats (1979) *Economics, Environmental Policy, and the Quality of Life*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs
- Baumol W. J. and W. E. Oats (1988) *The Theory of Environmental Policy*, 2nd ed., Cambridge University Press, New York
- Blackman, A. and W. Harrington (1999) The Use of Economic Incentives in Developing Countries: Lessons from International Experience with Industrial Air Pollution, *Resources For the Future Discussion Paper* 99-39, Resources for the Future, Washington D. C.
- Burtraw, D., A. Krupnick, E. Mansur, D. Austin, and D. Farrell (1998) Costs and Benefits of Reducing Pollutants Related to Acid Rain, *Contemporary Economic Policy*, 16: 379-400
- Cropper, M. L. and W. E. Oats (1992) *Environmental Economics: A Survey*, *Journal of Economic Literature*, 30. 2: 675-740
- Dales, J. (1968) *Pollution, Property and Prices*, University of Toronto Press, Toronto
- Davies, J. Clarence ed. (1996) *Comparing Environmental Risks: Tools for Setting Government Priorities*, Resources for the Future, Washington D. C.
- Davies, J. C. and J. Mazurek (1998) *Pollution Control in the United States*, Resources for the Future, Washington D. C.
- Eskeland, G. S. and E. Jimenez (1992) Policy Instruments for Pollution Control in Developing Countries, *The World Bank Research Observer*, 7. 2: 145-169
- Field, B. C. (1997) *Environmental Economics*, 2nd ed., McGraw-Hill, Boston
- Fisher, A., L. C. Chestnut, and D. Violette (1989) The Value of Reducing Risks of Death: A Note on New Evidence, *Journal of Policy Analysis and Management*, 8. 1: 88-100
- Hahn, R. W. (1995) Economic Prescriptions for Environmental Problems: Lessons from the United States and Continental Europe, in R. Eckersley ed., *Markets, the State and the Environment: Towards Integration*, Macmillan Education Australia, Melbourne: 129-156
- Hahn, R. W. ed. (1996) *Risks, Costs, and Lives Saved: Getting Better Results from Regulation*, Oxford University Press, New York
- Helfand, G. E. (1991) Standards versus Standards: The Effects of Different Pollution Restrictions, *American Economic Review*, 81. 3: 622-634
- Helfand, G. E. (1999) Standards versus taxes in pollution control, in Jeroen C. J. M. van

- den Berge, *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Edward Elgar, Cheltenham
- Hammit, J. (2000) Valuing Mortality Risk: Theory and Practice, *Environmental Science and Technology*, 34. 8: 1396-1400
- Huber, R., J. Ruitenbeek, and R. Seroa da Motta (1998) Market Based Instruments for Environmental Policymaking in Latin America and Caribbean: Lessons from Eleven Countries, *World Bank Discussion Paper* No. 381, The World Bank, Washington D. C.
- Klaassen, G. (1996) *Acid Rain and Environmental Degradation: the Economics of Emission Trading*, Edward Elgar, Cheltenham
- Kochi, I., S. Matsuoka, and R. Matsumoto (2000) Cost Benefit Analysis of the Sulfur Dioxide Emissions Control Policy in Japan, submitted to the *Journal of Environmental Economics and Policy*
- 河内幾帆・松岡俊二 (2000) 米国の環境リスク管理政策における効率性評価の意義と限界, 環境経済・政策学会 2000 年大会報告要旨集, 252-253
- Kosobud, R. F. and J. M. Zimmerman (1997) *Market-Based Approach to Environmental Policy: Regulatory Innovations to the Fore*, Van Nostrand Reinhold, New York
- Kosobud, R. F. ed. (2000) *Emission Trading: Environmental Policy's New Approach*, John Wiley & Sons, New York
- Krupnick, A. J. (1997) Urban Air Pollution in Developing Countries: Problems and Policies, in Dasgupta, P. and Maler, K-G (eds.), *the Environment and Emerging Development Issues*, Vol. 2, Clarendon Press, Oxford: 425-459
- Krutilla, K. (1999) Environmental Policy and Transactions Costs, in Jeroen C. J. M van den Berge, *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Edward Elgar, Cheltenham
- Lesser, J. A., D. E. Dodds, and R. O. Zerbe (1997) *Environmental Economics and Policy*, Addison-Wesley, Reading
- Lovgren, K. (1994) Instrument for Air Pollution Control in Sweden, in Klaassen, G. and Forsund, F. eds., *Economic Instruments for Air Pollution Control*, Kluwer Academic Press, Boston
- 蘆峻・松岡俊二・松本礼史 (2000) 中国・排污收費の政策効果に関する研究, 環境経済・政策学会 2000 年大会報告要旨集, 168-169
- 松岡俊二・松本礼史・河内幾帆 (1998) 途上国の経済成長と環境問題: 環境クズネツ曲線は成立するか, 環境科学会誌 11. 4: 349-362
- 松岡俊二・河内幾帆・白川浩 (1999) 国際環境協力プロジェクトの社会的評価—日本のタイへの環境協力を中心に—, 国際協力研究誌 (広島大学大学院国際協力研究科), 5. 1: 11-22
- 松岡俊二・松本礼史・河内幾帆・岩瀬誠 (2000) 東アジアにおける社会的環境管理能力の形成について, アジア経済研究合同学会報告書, 国際東アジア研究センター, : 3-27
- Moran, A. (1995) Tools of Environmental Policy: Market Instruments versus Command-and-Control, in R. Eckersley ed., *Markets, the State and the Environment: Towards Integration*, Macmillan Education Australia, Melbourne: 73-85
- Morgenstern, R. D. ed. (1997) *Economic Analyses at EPA: Assessing Regulatory Impact*, Resources for the Future, Washington D. C.
- 中西準子 (1995) 環境リスク論, 岩波書店
- Oats, W. E., P. R. Portney, and A. M. McGartland (1989) the Net Benefit of Incentive-Based Regulation: A Case Study of Environmental Standard Setting, *American Economic Review*, 79. 5: 1233-1242
- O'Conner, D. (1994) *Managing the Environ-*

- ment with Rapid Industrialisation*, OECD, Paris
- OECD (1993) *Economic Instruments for Environmental Management in Developing Countries*, OECD, Paris
- OECD (1996) *Implementation Strategies for Environmental Taxes*, OECD, Paris
- OECD (1997a) *Evaluating Economic Instruments for Environmental Policy*, OECD Paris
- OECD (1997b) *Applying Market-Based Instruments to Environmental Policies in China and OECD countries*, OECD, Paris
- 岡敏弘 (1997) 直接規制, 植田和弘・岡敏弘・新澤秀則 (編), 環境政策の経済学: 理論と現実, 日本評論社: 129-146
- 岡敏弘 (1999) 環境政策論, 岩波書店
- OMB: U. S. Office of Management and Budget (1996) *Economic Analysis of Federal Regulations under Executive Order 12866*, OMB, Washington D. C.
- OMB: U. S. Office of Management and Budget (2000) *Report to Congress on The Costs and Benefits of Federal Regulations*, OMB, Washington D. C.
- Pargal, S. and D. Wheeler (1996) Informal Regulation of Industrial Pollution in Developing Countries, *Journal of Political Economy*, 104. 6: 1314-1327
- Portney, P. R. ed. (1990) *Public Policies for Environmental Protection*, Resources for the Future, Washington D. C.
- Revesz, R. L. (1999) Environmental Regulation, Cost-Benefit Analysis, and the Discounting of Human Lives, *Columbia Law Review*, 99. 4: 941-1017
- Schmalensee, R. P., P. I. Joskow, A. D. Ellerman, J. P. Montero, and E. M. Bailey, E (1998) An Interim Evaluation of Sulfur Dioxide Emissions Trading, *Journal of Economic Perspectives*, 12. 3: 53-68
- Sorrell, S. and J. Skea (1999) *Pollution for Sale: Emissions Trading and Joint Implementation*, Edward Elgar, Cheltenham
- Stavins, R. (2000) Experience with Market-Based Environmental Policy Instruments, *Resources For the Future Discussion Paper* 00-09, Resources for the Future, Washington D. C.
- Stern, T. (1996) Environmental Tax Reform: Theory, Industrialized Country Experience and Relevance in LDCs, in Lundahl, M. and B. J. Ndulu, *New Directions in Development Economics: Growth, Environmental Concerns and Government in the 1990s*, Routledge, London
- Tietenberg, T. (1985) *Emission Trading: An Exercise in Reforming Pollution Policy*, Resources For the Future, Washington D. C.
- Tietenberg, T. (1998) Disclosure Strategies for Pollution Control, *Environmental and Resource Economics*, 11. 3-4: 587-602
- Tietenberg, T. (2000) *Environmental and Natural Resource Economics*, 5th ed., Addison-Wesley, Reading
- Turner, K. R., D. Pearce, and I. Bateman (1993) *Environmental Economics*, The Johns Hopkins University Press, Baltimore
- Viscusi, W. K. (1992) *Fatal Tradeoffs: Public & Private Responsibilities for Risk*, Oxford University Press, New York
- Viscusi, W. K. (1993) The Value of Risks to Life and Health, *Journal of Economic Literature*, 31. 4: 1912-1946
- Viscusi, W. K. (1996) Economic Foundations of the Current Regulatory Reform Efforts, *Journal of Economic Perspectives*, 10. 3: 119-134
- Wang, H. and D. Wheeler (1996) Pricing Industrial Pollution in China: An Econometric Analysis of the Levy Sys-

tem, *World Bank Policy Research Working Paper* No. 1644, The World Bank, Washington D. C.

The World Bank (1997) *China 2020: Clear Water and Blue Skies*, the World Bank, Washington D. C.

Abstract

Environmental Policy in Developing Countries: Instruments and Efficiency of Regulations

Shunji MATSUOKA

Graduate School of International Development and Cooperation, Hiroshima University

E-mail: smatsu@hiroshima-u.ac.jp

This article focuses on the efficient implementation of environmental regulations in developing countries and discusses following five issues, 1) different efficiency by the different pattern of the Command and Control (CAC) and the Market Based Instrument (MBIs), 2) theoretical implementation conditions, 3) the environmental effectiveness, 4) actual implementation conditions of the each instrument, and 5) the ideal way of environmental policy design in developing countries, followed by conclusions.

Firstly, if the CAC based emission standard would be executed by local governments, and if it would not be uniformly applied, the CAC based on the emission standard can achieve efficiency statically and in dynamically. Although the technology standard is theoretically inefficient, it has an advantage of relatively easy execution in developing countries.

Secondly, it is difficult to achieve the environmental target effectively though the Emission Charges. Moreover, the monitoring costs and administrative costs of the Emission Charges might be more than those of the CAC. However, the environmental improvement can proceed efficiently if the Emission Charges would be implemented concurrently with the reinforced CAC.

Thirdly, the Transferable Discharge Permits is a system by which an environmental target can be achieved with statical and dynamical efficiency. However, this efficiency does not always coexist with effectiveness. Moreover, the monitoring costs and the administrative costs to implement this system might be more than those of the CAC.

Lastly, it is important to take into account two aspects of environmental management system such as social capability and the Mixed Regulatory System in the selection of environmental policy in developing countries. Although indirect regulatory methods like Environmental Tax might be suitable in developing countries, the Mixed Regulatory System can be much more useful considering the difficulty of tax rate setting.