

# ドン・フラートン『簡潔な環境経済学・環境政策入門』、2001年

Don Fullerton “A Framework to Compare Environmental Policies”, *Southern Economic Journal* 2001, 68(2), 224-248

翻訳: 加志村拓、朴勝俊(関西学院大学)2014年2月\*

## 1 はじめに

環境政策案を分析するには、ある政策が他の政策よりも機能するような条件を明確にすることが重要である。汚染に対する課税が許可証取引やその他の政策よりもうまく機能するのはどんな場合だろうか？ 実施や執行が容易な政策はどれだろうか？ ある政策は、特定の種類の汚染物質に対して、他の汚染物質に対しても相性が良いのだろうか？ 立法化される可能性が高いのはどの政策だろうか？ 本論文は、代替的な政策を比較する枠組みを与えるものである。それぞれの状況において、各々の物質に対しては、効率性の観点からある政策が優れているかもしれない。しかし、行政上の効率性、政治的な実行可能性、公平性など相反する目的については、他の政策の方がより優れているかもしれない。

この枠組みを用いて、本論文では八種類の環境政策を分析していく。言うまでもないが、ひとつの政策措置が、どんな場合でも最高に機能するということはない。ある状況では、CAC 手段(指令統制, Command and Control)が必要であるが、これには二つの形態がある。ひとつは排出の制限であり、これは「達成基準」とも呼ばれる。もうひとつは何らかの技術制限の形態を取るもので、「設計基準」ともよばれる。例えば、排出の測定が困難か不可能な場合でも、すべての発電所に排煙脱硫装置(スクラバー)の設置や、すべての自動車に触媒装置を搭載することなどを義務付けることは、規制当局にとっても可能なことである。

別の場合においては、課税や補助金、排出権などのインセンティブ型の措置を、CAC 規制の代わりに用いるべきである。Pigou(1932)は汚染の問題に、(1)汚染排出に対する課税、または(2)汚染削減に対する補助金を用いることで対応できることを示唆している。ピグー税は、生産された財の量よりも、汚染物質そのものに適用され、限界環境被害(MED)に等しい税率で課税される。この「インセンティブ型政策措置」という言葉は、ピグー税と排出削減に対する補助金に加え、1990年の改正大気汚染防止法の下で用いられた、電気事業者の間で取引可能な排出許可証に関する2つの政策も含んでいる。2つの許可証政策の第1は「グランドファザリング方式」と呼ばれ、過去の排出実績を考慮して許可証を配分する方法であり、第2は「オークション方式」と呼ばれ、政府が許可証を競売方式で販売する方法である。以下では単純な分析モデルを用いて、政府が許可証を販売する方法(オークション方式)と、ピグー税が等価であることが示される。

---

\* 著者の快諾のもとに翻訳・配布した(Translated and uploaded under friendly consent of the Author)。

多くの環境経済学の文献は、インセンティブを利用する方が CAC 規制よりも費用効率的であることを明らかにしてきた<sup>1</sup>。不完全な情報の下では、どれが一番安い汚染削減技術なのかを規制当局が把握できるとは限らない。したがって、CAC 規制は必要以上に高価な技術を必要とする可能性がある。しかし、汚染排出一単位あたりの税や価格を設定することによって、各々の企業は許可証を購入するよりも安価で済むなんらかの削減技術を、探求・実行するインセンティブを持つことになる。この場合、最も安価な汚染削減措置のみが導入されるため、インセンティブ型政策措置は、目指すべき汚染削減レベルまで到達させるための総費用を最小化できる。ここまで、費用効果性に関する議論は、税と補助金、無償配布と有償配布の排出許可証制度を区別していない。

しかし許可証が無償配布されれば政府は収入が得られない。そのため最近の環境経済学の文献では、政府収入をもたらす政策(課税や許可証の売却)と、政府収入をもたらさない政策(許可証の無償配布や CAC 規制)の区別に注目している<sup>2</sup>。この区別を考える上でも、以下のモデルは有用であろう。

ここまで我々は、2つの CAC 政策、2つのピグー的解決策、2種類の排出許可証取引制度について述べた。しかし、所有権が明確に定義されていないいくつか状況においては、たとえ汚染が存在したとしても、民間市場がおのずと経済的効率性を達成しうることを Cause(1960)は示した。法制度によって所有権を明確に定義すること以外には、政府は全く介入する必要がない。コースの解決策は、(1)「被害者」が汚染されない権利を有し、企業がその権利を買わなければならない場合と、(2)「汚染者」が汚染する権利を有し、被害者が企業に支払いをしなければならない場合の、いずれかを想定している。コースが出した驚くべき結論は、上記のいずれの場合にも効率性が達成されるという点である。企業が汚染をもう 1 単位増やすかどうかを考えると、被害者にお金を払うか、或いは被害者から受け取るお金を諦めるかという、全く同じインセンティブに直面するためだ。

コースの前提条件が崩れる場合には、政府は汚染税か直接規制によって経済厚生を改善できる。それぞれの政策についてはこれまで長い間、何度も議論・分析されてきたが、この論文の目的は、これらを一つのモデルに統合して、どんな場合にこれらが等価で、どんな場合にどのように異なるのかを明らかにすることである。

分析の出発点は単純であり、行政コストが存在せず、執行上の問題がなく、企業は競争的で、完全な確実性(完全情報)があるものとする標準的なモデルである。このような条件のもとで、汚染排出税と有償配分型許可証取引が等価であることを私は明らかにする。両者は汚染に対して同等の効果を持ち、同額の政府収入をもたらすのである。8 種類の政策すべてについて、同じモデ

---

<sup>1</sup> Bohm and Russel (1985), Cropper and Oates (1992) and Stavins (2000)のこの文献に関するレビューを見よ。

<sup>2</sup> 例えば、Parry (1997)および Goulder, Parry and Burtraw (1997)を見よ。Fullerton and Metcalf (2001)は民間に希少性レントが発生しない政策にできるかぎり、政府収入が発生しなくても効率性を高められることを示した。以下を参照せよ。

ルを用いて利潤、消費者、そして環境保護の受益者への影響を示す。その後には本論文では、さらに複雑な事象を考慮し、政策担当者の政策選択の一助としたい。例えば、不確実性が存在する場合には、税と許可証取引は等価ではなくなるのである(Weizman 1974)。

汚染物質が違えば、立法化されやすく、行政費用が低く、執行が容易な政策も異なるかもしれない。例えば二酸化硫黄の場合には、大型の点汚染源が電力会社であり、低コストでの監視が可能なので、排出許可証制度の実施に必要な連続的排出モニタリングの導入に規制当局は成功している。しかし別の種類の排出源は測定が困難か不可能であろう。通常、本論文は以下の基準にそって政策を評価するものとする：

- (1) 経済的な効率性
- (2) 行政上の効率性
- (3) モニタリングと執行の実行可能性
- (4) 必要となる情報と、不確実性の影響
- (5) 政治的・倫理的な配慮
- (6) 所得階層間・年齢階層間・地域間で負担を移転しうるような、価格への影響
- (7) 税金や不完全競争、貿易障壁などによる、その他の経済的な歪み
- (8) 経済的な変化や動学的な調整に対応するための、規制の柔軟性

## 2 分析モデル

まず本節では、分配問題を捨象するために、自らが保有する時間(労働)と資源を市場で売却して、財を購入するための収入を手に入れるような、 $N$ 人の同様の個人が存在する単純なモデルを考える。効用は様々な非汚染財、汚染財、余暇活動、環境の質、政府が供給する財(公共財)によって定義され、各個人はその効用を最大化する。まず外部性が補正されていない当初の均衡状態を示し、次に「社会的に最適」な均衡状態を示す。最も単純なモデルにおいて、異なるいくつかの政策は、同じように経済を社会的に最適な資源配分へと移行させることになる。モデルの中の汚染財とは、タバコやガソリンのように消費において外部性を発生させるものや、或いは電力や鉄鋼のように生産段階で外部性を発生させるものをいう。これらの財の1単位が一定量の汚染をもたらすこともあれば、生産量1単位あたりの汚染量が変化することもある。

汚染産業の生産関数では一般的に、左辺に生産量  $Y$  と廃棄副産物  $Z$  が示され、右辺に労働  $L$  や資本  $K$ 、その他資源  $R$  が生産における投入財として表現される。しかし、環境経済学でよく用いられる方法にしたがって、以下のように他の変数で生産量を説明する形に方程式を表現し直すことができる：

$$Y = F(L, K, R, Z) \dots (1)$$

言い換えれば、我々は汚染排出を投入要素とみなし、その限界生産物曲線は右下がりであると想定する(汚染を増やすにつれて、その追加的な 1 単位は、生産にとって重要ではなくなっていくということである)。したがって、私たちのモデルでは、「汚い」生産物(汚染財)が、労働、資本、その他の資源、そして「汚染排出」によって生産されることになる。これらの排出物には排気、廃液、固体廃棄物が含まれるだろう。これらの排出物はそれ自体、除去・処理のためにある程度の私的限界費用(PMC)を企業に負担させる。

この静学的モデルはほんの 1 期間だけを考慮しており、貯蓄の決定は含まれない。さらに私は、取引費用がないこと、完全情報、完全競争、そして生産規模に対する収穫一定の生産関数を仮定する<sup>3</sup>。そのため、上記の変数は 1 人当たりの量として表現されるが、環境全体の質は汚染の総量によって決定される：

$$E = E(NZ) \dots (2)$$

1 人当たりの非汚染財( $X$ )、汚染財( $Y$ )、家庭で生産される財( $H$ )の量、および政府資金で供給される非排他性の公共財( $G$ )の量と環境の質( $E$ )から各個人は効用を得るものとし、以下のように表現する：

$$U = U(X, Y, H, G, E) \dots (3)$$

個人は予算制約の下でこの効用を最大化する。各自は時間と資源をあらかじめ保有しており、 $X$  財や  $Y$  財を購入するために賃金所得と不労所得を得るべく、保有量のうちどれだけを市場で売却するかを決定する。残された時間と資源は家庭で生産される財  $H$ (子育てや園芸、余暇)のために投入される。各個人は  $X, Y, H$  を選択するのだが、所与の  $G$  と  $E$  の量にも各自は直面する。言い換えると、環境の質は社会全体が決めるので、個人が選ぶことはできない。式 2 において  $Z$  が  $E$  にマイナスの影響をもたらすとすれば、汚染財の生産と消費は他の人々に外部不経済をもたらす。汚染排出の限界増加量(1 単位の追加)に伴う全個人の効用損失分を貨幣価値で表したものが限界外部費用(MED)である。

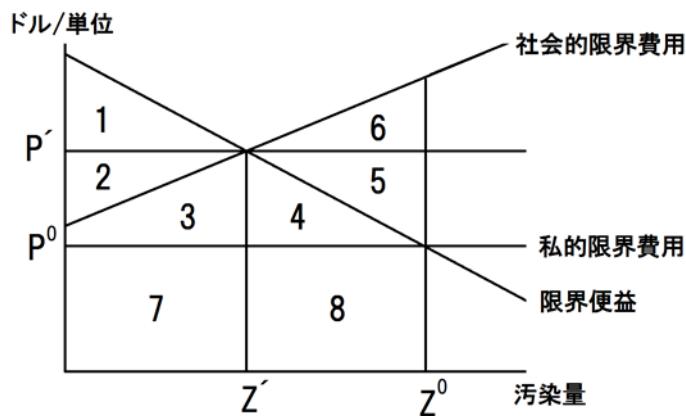
複数の市場や価格を伴う一般均衡モデルを定式化するのに、これらの仮定は十分なものである。既存文献には、そのような一般均衡モデルの例がたくさんある<sup>4</sup>。しかし、表現を容易にするために、私はこの一般均衡モデルを、ただ 1 つの市場に関する部分均衡モデルへと単純化することとする。そのために、さらにここでは 3 つの仮定を加える。第 1 に、特定の種類の汚染排出 1 単

<sup>3</sup> このことは政策手段の選択にも影響するかもしれない。以下に述べるように、他のモデルは不確実性(Weizman 1974)、監視・執行費用(Russel 1990)、取引費用(Stavins 1995)を分析している。

<sup>4</sup> その例として、Ballad and Medema (1993), Bovenberg and de Mooij (1994), Goulder, Parry and Burtraw (1997), Fullerton and Metcalf (2001)がある。

位あたりの私的費用を価格( $P^0$ )に固定する。この価格は廃物の除去・処分に必要な資源のコストを反映している。第 2 に、汚染排出に対する需要曲線は固定されていると仮定する。これは汚染排出が生産にもたらす限界便益を反映している(また、これは最終財を購入することが可能な消費者の便益も反映している)。この需要は、排出権に対する個人の支払意志額を表している。第 3 に、一括税(lump-sum tax)が利用可能で、他の市場(例えば労働や投資)に悪影響を及ぼすような税を用いることなく、政府はすべての必要な収入を入手できるという仮定である。後の説明の中で、この仮定を緩めてゆくこととする。

図 1 政策手法が違ってても効率性への影響は等しい



これらの仮定のおかげで、私たちは汚染排出の「市場」を他の市場から切り離して、図 1 にあるような部分均衡のグラフとして見るができる。横軸は汚染量( $Z$ )を、縦軸は価格或いは限界費用を示す(汚染排出 1 単位あたりのドル換算)。汚染排出 1 単位あたりの私的費用は( $P^0$ )は一定であるから、企業が直面する私的限界費用(PMC)は水平である。汚染排出に対する需要曲線(「限界便益」と表記されている)は、まず高いところから出発するが、それはある程度の最小限の汚染排出が生産にとって重要なためであり、追加的な 1 単位の汚染排出が重要でなくなるに連れて低下していく。生産量 1 単位あたりの汚染排出が一定である特別な場合では、汚染排出の需要曲線は、生産量に対する需要曲線と解釈してもよい。この特殊な場合に限って、生産物に対する課税が環境被害を効率的に減少させる。規制や課税がない状況においては、企業や消費者は限界便益が私的費用を超えている限り汚染排出量を増やし、限界便益曲線が私的限界費用曲線と交わるところで排出を止める。したがって、規制がない状況での汚染量は  $Z^0$  となる。

しかし現実には他の人々に外部費用が及ぶので、汚染の社会的費用は私的費用よりも大きい。汚染排出の社会的限界費用(SMC)は私的限界費用と限界外部費用との和である。図 1 における社会的限界費用曲線は、最初の 1 単位の汚染排出による外部費用は小さいという想定のもと、

私的限界費用よりもわずかに高い位置から描き始める。しかし、排出量の増加につれ、追加的な 1 単位の排出による費用が徐々に上昇するとの想定で、右上がりの曲線として描かれている。また例えば、すでに大気が汚染されており、追加的な 1 単位の汚染が多くの人を病院送りにするほどであれば、私的限界費用曲線は非常に急な勾配を描くかもしれない。

私たちは電気やその他の汚染財を享受しているので、汚染排出は社会的便益をもたらしていると考えることもできるが、汚染財は社会的な費用も生じさせている。社会的限界便益が社会的限界費用を上回る限り、社会的純便益を大きくしてゆくことができる。両曲線の交点で最適汚染量  $Z'$  が示されており、したがって政策の課題は汚染量  $Z^0$  を  $Z'$  まで減らすことになる。

汚染量 1 単位ごとに、最適汚染量における限界外部費用に等しい  $t_z$  の税率で課税することが、ピグーの解決策だ。ピグー税は汚染排出の私的限界費用を  $P^0$  から  $P' = P^0 + t_z$  へと上昇させる。これによって企業(或いは消費者)は  $P'$  の限界費用に直面し、汚染を  $Z'$  のところで止める<sup>5</sup>。税収は、課税後の汚染排出量に税率をかけたもの、つまり図1の長方形 2+3 である。ファーストベストな世界では、それ以外に経済的歪みは存在せず、社会的厚生は三角形 5+6 だけ改善する。この部分は、汚染排出量が  $Z'$  から  $Z^0$  までの各汚染排出単位について、社会的限界便益と社会的限界費用との差を積み上げたものである。様々な経済主体に対する影響を見るために、ここでいったん図 1 の他の領域について考えてみよう。第一に、汚染排出の総便益は、限界便益曲線の下側の領域である。最初の一単位の汚染排出権を買う者の支払意志額は高いであろうが、以後  $Z^0$  に向かうに連れて支払意志額は低下していく。したがって、汚染排出による総便益を示す領域は 1+2+3+4+7+8 となる。しかし、彼らは単位あたり  $P^0$  だけ支払えば良いので、排出量  $Z^0$  の時の私的費用は領域 7+8 である。「消費者余剰」は費用を超えた部分の便益と定義される。すなわち消費者の純便益は領域 1+2+3+4 である。ここで、課税が行われた場合を考えてみよう。汚染の費用が  $P'$  まで上昇するので、消費者余剰は領域 1 まで縮小してしまう。消費者余剰の減少分は台形 2+3+4 である。これは環境保護のための費用といえる。

被害者はもちろん環境保護から利益を受ける。汚染排出の社会的総費用は社会的限界費用曲線の下側の領域 3+4+5+6+7+8 である。この社会的費用の一部は、企業が負担する私的費用(領域 7+8)なので、被害者にもたらされる外部費用はその差である(領域 3+4+5+6)。最初の一単位の汚染排出による外部費用は小さく、だんだん  $Z^0$  に向かって単位あたり外部費用が上昇していくことを思い出してほしい。政策により排出量が  $Z^0$  から  $Z'$  まで削減できれば、残余の汚染による外部費用は領域 3 のみとなる。汚染による外部費用の削減分は、すなわち被害者の利益であり、領域 4+5+6 に示される。

企業には何が起きるだろうか？ 先に仮定した完全競争と規模に対する収穫一定の条件下では、企業は生産活動から正常利益しか獲得できない。生産量一単位あたりの汚染排出量が一定の場合、企業は  $Z^0$  を単位あたり  $P^0$  で販売するので、収入は領域 7+8 となる。しかし、生産の私的

<sup>5</sup> 代わりに、汚染排出量の増加に応じて税率が上昇するようにすれば、企業は SMC 曲線に直面させられる。企業は限界便益と SMC を比較して  $Z'$  を選択する。この点を深めたければ、Kaplow and Shavell (1997) を参照。

費用単価も  $P^0$  なので、総費用も領域 7+8 である。均衡における利潤はゼロである。ここで税金が課され、コストが  $P'$  になっても均衡価格も  $P'$  まで上昇するため、企業の利潤はやはりゼロである！

労働者には何が起きるだろうか？ 当初の均衡では、企業は収入（領域 7+8）のすべてを生産要素（労働や資本、その他の資源）に対して支払うので、利益を手にすることができなかった。新たな均衡においては、彼らは投入も生産量も減少させるのだが、やはり税引き後の収入のすべて（今回は領域 7 のみ）を生産要素に支払う。領域 8 は、均衡の変化によって不必要になった生産要素に対して、これまで支払われていた金額である。しかしながら、ここで議論されている単純な競争モデルでは、他の市場の価格変化を伴わずに、この市場での価格と生産量の変化だけを考慮している。言い換えると、「部分均衡」とは賃金率と利子率が固定されている状況を意味している。労働と資本の移動性が保証されているので、彼らは苦しい思いをせずに済む。つまり、もしこの産業で失業してしまっても、かつてと同じ稼ぎをもたらす別の産業での仕事を見つけることになる。だから彼らが痛手を被ることはない。

ほとんどの経済学者はこの結果が完全に明白だと考えており、それ以外のほとんどの人は経済学者が完全に間違っていると考えている。もしも課税前も課税後も企業は利益をあげられないとすれば、なぜ彼らは税負担を気にするのだろうか？ しかし産業内の誰かが確実に打撃を被るからこそ、税負担回避のために長らく激しいロビー活動を行っているのである。この謎への答えは、ひとつの均衡から他の均衡への移行の中にある。まず課税がなされた時、この産業内の企業は資本損失を被り、生産を減らし、設備を売り、労働者を解雇する。その労働者らは移動し、職業訓練を受け、新しい仕事を見つける。「新たな均衡」が意味するところは「舞い上がったホコリがすべて落ち着いたあと」ということだ。結局、すべての資源はかつてと同じ稼ぎを受けられる形で再雇用される。移行の際に発生する費用は、このモデルで把握できないのである。

私はまず単純なモデルを用いて、均衡での影響をすべて明らかにし、それぞれの政策が理論的に等価であることを明らかにする。その次に、政策ごとどこが異なっているのかを明らかにするために、モデルの外にある事柄を検討する。また、特に 1 節を割いて、移行時の影響を説明するつもりである。

### 3 政策の選択肢のメニュー

以下で、8 種類の環境政策について概観する（4 つの見出しごとに 2 つのタイプがある）。

#### ■ ピグー的解決策

##### ・汚染排出への課税

課税によるすべての均衡影響は、表 1 の 1 行目に示した。買い手は商品に対して多くの金額を支払うことになり、領域 2+3+4 だけの消費者余剰を失う。企業は引き続きゼロの利潤を得る。

政府が領域 2+3 の税収を得るために、ここまでの純損失は領域 4 である。被害者は環境被害の減少によって領域 4+5+6 に相当する利益を得るので、上述のように最終的な社会的利益は 5+6 である。この利益こそが、外部性の補正に伴う「効率性効果」である。これは超過汚染の社会的費用が便益(領域 5+6 の分)を超過していたことを意味する。これらの図と表からの結論は明らかである。一部の人は社会的便益を理由にこの改革を推進するかもしれないが、誰もがその利益にありつけるわけではない。消費者が損をし、環境保護主義者が得をするため、両者が改革の利益について合意できるとは思えない。また解雇される労働者も反対することになりかねないので、純便益を実現するのは困難だろう<sup>6</sup>。

表 1 代替的な政策による分配効果の違い

代替的政策		消費者	生産利潤	政府収入	被害者	純利得
ピグーの 解決策	汚染への課税	-(2+3+4)	0	2+3	4+5+6	5+6
	削減への補助金	-(2+3+4)	2+3+4+5	-(4+5)	4+5+6	5+6
許可証	無償配布	-(2+3+4)	2+3	0	4+5+6	5+6
	有償配布	-(2+3+4)	0	2+3	4+5+6	5+6
CAC 型 政策措置	量的規制	-(2+3+4)	2+3	0	4+5+6	5+6
	量的+価格規制	-4	0	0	4+5+6	5+6
コースの 解決策	被害者に所有権	-(2+3+4)	2+3-B	0	4+5+6+B	5+6
	汚染者に所有権	-(2+3+4)	2+3+C	0	4+5+6-C	5+6

興味深いことに、アメリカは汚染に対するピグー税の良い例をひとつも採用していない。アメリカ合衆国国内歳入庁 (IRS) の収入統計には、(1) 油流出責任トラスト基金とスーパーファンドに対する石油課税、(2) スーパーファンドに対する化学工業原料課税、(3) 一般財源となるオゾン層破壊物質課税、(4) 漏洩地下貯蔵タンク基金のための自動車燃料課税が、4 つの「環境税」として挙げられている。この種の税が環境税と呼ばれているのは、それが汚染を減らさせるためではなく、汚染土壌の浄化のためのスーパーファンドなど、その収入を環境対策に充てることを目的としているからである。税は、すべての石油および化学物質の購入に適用されるが、これらの廃棄物には適用されず、したがってこれらの投入物のうち汚染副産物となる比率には影響しない。これらの税は汚染を減らさせるためではなく、汚染の責任者とされる者からお金を集めるように設計されているのである<sup>7</sup>。

<sup>6</sup> 政府収入(2+3)は、他の税を引き下げて消費者余剰の損失(2+3+4)の一部を埋め合わせるのに使える。異なる個人間では、汚染財の購入量が平均未満の人が、差し引きプラスの利得を得るであろう。

<sup>7</sup> しかしながら、フロンに対する税は汚染浄化基金の資金調達目的ではない。ピグー税と同様に、それは将来のオゾン層破壊物質の使用量を抑制し、被害が増加するのを抑制するのである。これは、環境破壊を引き起こす活動にも、環境被害の程度に応じてよくあてはまる(Barthold 1994)。



#### ・削減への補助金

ピグーが提唱する解決策のもう一つは、汚染物質の削減を行った企業に対して政府が補助金を与えることである。汚染量  $Z^0$  からの削減量の 1 単位ごとに  $t_z$  (前述の  $P'-P^0$  と同様の値) が各企業に支払われると宣言されたでしょう。すると企業は汚染排出の 1 単位ごとに、排出を減らさないともらえなくなる補助金と同じだけの「費用」に直面することになる。汚染排出の限界総費用は  $P'$ 、すなわち私的限界費用に補助金率を加えたものに相当する。企業は限界便益が限界総費用を超えている限り、 $Z'$  の水準まで汚染排出を行う。つまり、削減に対する補助金は企業の削減を促すのである。削減量は前述のもの (課税) と同じであるから、効率性の純便益もやはり先程と同じになる (領域 5+6)。

もちろん、表の 1b に示されているように支払いの方向は全く異なる。領域 2+3 の収入を得る代わりに、政府は  $Z^0$  から  $Z'$  に至るまで汚染排出 1 単位ごとに  $t_z$  を支払い、企業がそれを受け取るのである。さらに、補助金の機会費用を含めて、企業の単位生産費は  $P^0$  から  $P'$  に上昇し、均衡価格も  $P'$  まで上昇する。消費者はこの価格上昇分を支払い、領域 2+3+4 だけ消費者余剰を失う。企業はこの利益 (領域 2+3) に加えて、さらに補助金 (領域 4+5) を手にすることとなる。被害者が得るのは領域 4+5+6 である。列合計が純利得 (領域 5+6) となる。

ここで、完全競争にもかかわらず、企業はどのようにして利益を手にするのか？ その答えは、市場がもはや競争的でなくなっているためである。政策変化が行われた時点での既存企業だけが、従来よりも汚染排出量を減らせば補助金が手に入るということになる。それ以外に補助金を受け取ることができる者はいないので、既存汚染者は特殊な利益を得られる。実際、問題をよりはっきりと見据えるならば、企業が共謀して生産量を下げ、価格を上げ、利益を得ることを、政府は反トラスト政策によって禁止しているということを考えてほしい。この環境政策は実際には、企業に対して生産量を減らし、価格を上昇させ、利益をあげることにに対して支払いを行っているのである。結局、これは持続可能な政策ではない。それにもかかわらず、私が補助金政策を取り上げているのは、以下の 3 つの理由からである。第 1 に、完全ナリストによって政策間の対称性が示されることである。様々に異なる政策も、同様のインセンティブを与え、同じような効率性の純便益を実現できる。しかし、それらの分配効果は異なるのである。第 2 に、この補助金政策は、生産量の削減に応じた補助金を農家に与え、農産物価格を引き上げ、農家へ所得移転を行う政策に近いものがある。第 3 に、提案された政策の特定の側面が参入を制限する傾向を有する場合には、こうした制限は生産物価格を不必要に上昇させるので、環境政策のこのような側面は重要となりうる。

それ以外の補助金政策は、価格を上昇させ、利益をもたらすことはないであろう。もしもすべての企業が汚染削減装置の購入に対する補助金を与えられるのならば、すべての企業の生産費が低下することとなる。したがって、この政策は生産物の均衡価格を低下させる可能性がある。そ

の差は、一括税がない場合について、以下に述べる「その他の歪み」にとって非常に重要なものとなる<sup>8</sup>。

#### ■ 排出許可証取引

環境経済学者は、様々な状況において、長らく排出許可証取引の導入を提案してきた<sup>9</sup>。実際の最良の事例が 1990 年の改正大気汚染防止法である<sup>10</sup>。図 1 においては、この政策は  $Z'$  に相当する取引可能な排出許可証を設定する。二酸化硫黄 1 トンごと排出許可証は、シカゴ商品取引所において 150 ドルで販売されている。排出権がほしい者は、1 トンあたりの汚染処理費用に 150 ドルを上乗せした単価に直面する。生産費が上昇すれば、生産物の均衡価格は  $P'$  まで上昇する。

政府が汚染排出の総量を制限することによって「希少性による不労所得(希少性レント)」が生じる。そして、消費者は残余の生産物に対してより大きな価値を置くこととなる。希少性レントは  $Z'$  分の排出許可証の価値であり、図 1 の領域  $2+3$  である。価格が  $P'$  まで上昇すれば、消費者余剰は領域  $2+3+4$  だけ失われる。汚染の被害者は汚染排出の削減によって利益を得る。その利益の金銭的価値は領域  $4+5+6$  である。純便益(表 1 の行和)は、これまでと同じく  $5+6$  である。残された問題は、誰が希少性レントを獲得するのかにある。

#### ・排出許可証を企業に対して無償で配分する場合(グランドファザリング方式)

改正大気汚染防止法や、それ以外の提案においては、排出許可証の初期配分は前年の排出量の一定比率として行われる。企業はこの規制自体が非常に厄介なのだから、排出許可証は無償配分されるべきだと主張するだろう。しかし、許可証を得た者は、いずれもこの許可証を新たな高い価格で商品を販売することに利用できる。実際の単位費用は  $P^0$  のままなので、企業は領域  $2+3$  の利益を得ることが可能だ。ところで 1 単位ごとの排出許可証は 150 ドルで販売できるので、排出許可証を得たものが産業から退出するかどうかは重要な問題ではない。排出許可証の初期配分を無償で得たものは、個人的な利益を与えられたことと同然なのだ。

#### ・排出許可証をオークションで有償配分する場合(オークション方式)

上述の排出許可証を無償配分するのではなく、政府がオークションで売却することもできる。生産量が  $Z'$  に制限されるので、企業は生産物の均衡価格が  $P'$  であることを知っている。彼らの実際の生産費は  $P^0$  であり、排出許可証の各単位に対して  $P' - P^0$  の金額を支払う意志がある。その価格に  $Z'$  だけの許可証の量に乗じたもの(長方形  $2+3$ )が政府の収入になる。表 1 には、このモデルによれば許可証販売制度(行 2b)の総影響がピグー税と等価であることが示されている。

<sup>8</sup> 環境補助金政策に関する包括的な分析として Ballard and Medema (1993)および Parry (1998)を参照。

<sup>9</sup> このような提案と議論は Hahn (1989)および Stavins (2000)に見られる。

<sup>10</sup> Pub.L 101-549, November 15, 1990, 104 Stat. 2399.

いずれの場合も、消費者余剰は領域  $2+3+4$  だけ失われ、政府は  $2+3$  の収入を獲得し、被害の削減によって  $4+5+6$  だけの環境利益が生じる。総利益から損失を引いたものが純利益であり、それは領域  $5+6$  である。この議論は、税と許可証販売の分配効果が同じであることを示している（ただし、後述する不確実性に関する節で、両者がどのように異なるのかを示す）。

## ■ 直接規制

上述の通り、米国の環境政策においては、汚染排出量を削減するための税は用いられていない。その代わり、実際の政策は直接規制を利用する傾向にある。図 1 のモデルでは、直接規制の「成果基準」は「汚染排出量が  $Z'$  を超えてはならない」という命令で表現することができる。適切に設計され、政府収入が問題でなければ<sup>11</sup>、この種の規制は最適汚染削減量 ( $Z'$ ) を実現し、同じ三角形の厚生利得 (領域  $5+6$ ) をもたらす。この図は「技術基準」を同じように表現することはできないが、2 つの直接規制の違いを比較するのに利用できる。我々はまず量を制限して価格の上昇を許す成果基準を検討し、次に価格上昇を防ごうとする政策を検討する。

### ・量的制限

規制当局が排出量を  $Z'$  以下に制限すると仮定しよう。汚染排出の限界便益は  $Z'$  において私的限界費用を超えるので、企業は法的制限いっぱいまで排出を行う。この点で、依然として汚染排出の限界的 1 単位には  $P^0$  の私的処理費用がかかるが、汚染排出の限界便益あるいは生産上の価値は  $P'$  である。排出の権利に対して支払いを要求されるか否かに関わらず、企業は排出の権利に対してその差 ( $P' - P^0$ ) を支払う意志がある。取引が認められなければ、そしてその価値が市場価格として観察されなければ、その差 ( $P' - P^0$ ) は「シャドー・プライス」である。制限された汚染の権利を割り当てられた者は、汚染の 1 単位を  $P^0$  の費用で、 $P'$  に相当する価値を創造するのに用いることができる。その差が利益、あるいは希少性レントである。

少なくともある程度まで、汚染排出量の制限は生産量の制限であり、企業は均衡において生産物の価格を引き上げることができる<sup>12</sup>。生産物価格が高くなれば、汚染の権利は更に高価となる。希少性レントは 1 単位の汚染排出権の価値の増分である。例えばそれは、二酸化硫黄 1 トンあたりの取引可能な許可証の価格に反映されている。それに対して、排出制限の直接規制も、汚染権が取引不能であっても同じような希少性レントを発生させる。生産量 1 単位あたりに一定の汚染排出が必要となる生産技術のもとで、政府が各企業に汚染物質排出量を昨年の 80% まで削減するように求めるという単純な場合を想定する。すると、企業は昨年度の 80% の水準まで汚染排出量を削減しなければならない。市場がクリアするために生産物の価格は上昇せねばならないが、実際の生産費は変化しない。通常、企業は生産量を制限する協定を結ぶことを禁じられ

<sup>11</sup> 労働や資本に対して歪みをもたらす税を用いなくても、政府は必要な税収を一括税で確保できるという、ここでの暫定的な仮定を想起されたい。

<sup>12</sup> Buchanan and Tullock (1975) あるいは Maloney and McCormick (1982) を参照。

ているが、この種の環境規制は本質的には、企業に生産量の制限を要求するものである。その結果、正常水準以上の利潤が生じるのである。

生産物 1 単位あたりの排出量が増える場合、規制政策は生産量よりも汚染排出量を制限するものとなるが、この場合にも希少性レントが発生する。例えば、たくさんの同一の企業が存在する単純な場合で、政府が各企業にこれまでの排出量の 80%に相当する排出許可証を無償配分することを想定しよう。これらの許可証は確実にプラスの価格で取引され、上述の理由で企業に利潤をもたらす。しかし、すべての企業が同一であれば、これらの企業はお互いに排出許可証を売り買いする理由がない。彼らにとっては、許可証が取引できるかどうかはどうでもよいことだ。したがって、80%の厳格な量的規制は、昨年水準の 80%に相当する貴重な許可証を無償で与えることと、全く同じ効果をもたらすものに違いない。つまり、生産量 1 単位あたりの汚染排出量が増える場合にも、直接規制の量的制限は排出許可証取引と全く同様の希少性レントを生じさせることとなる。

図 1 では、直接規制の量的制限によって価格は  $P'$  まで上昇し、消費者余剰は領域 2+3+4 だけ失われる。企業は  $Z'$  単位のそれぞれについて  $P' - P^0$  だけの希少性レントを稼ぐ。つまり領域 2+3 の利益である。環境外部効果がない場合には、この合法的なカルテルによる独占利潤から生じる損失は領域 4 である。しかし、環境影響が存在するので、汚染の減少によって外部被害が減少する(領域 4+5+6)。純利益(表 1 の行和)は領域 5+6 である。表 1 は、このモデルでは直接規制の量的制限のすべての効果(行 3a)が、排出許可証の無償配分の効果(行 2a)と等しいことを示している。

#### ・量的規制と価格規制

この種の量的規制をまともに検討すれば、すぐに議会は企業が値上げをして異常な利益を獲得しうること気付くだろう。消費者を保護すべく、立法者は価格上昇を禁じる誘惑にかられるだろう。仮に、企業が  $Z'$  を超える汚染排出を認められず、 $P^0$  を超える価格を設定できないよう、法律で定められたとしよう。図 1 によれば、もしもこの政策がうまくいけば、消費者は  $P^0$  という低価格で  $Z'$  単位を購入することが可能で、領域 1+2+3 の消費者余剰を手にすることができる。しかし、彼らはそれを超える所望の単位を低価格で購入できないので、領域 4 の消費者余剰を失う。また表の 3b 列を見れば、環境保護主義者(被害者)は領域 4+5+6 の利益を得られることがわかる。

この分析の要点のひとつは、この単純なモデルにおける代替的な政策はすべて、効率性に与える影響が全く等しいということである(領域 5+6 の純利得)。彼らはみな「最適な」な汚染量まで削減を行い、経済的効率性は量的な資源配分として定義されている。唯一の差は、誰が希少性による不労所得を獲得するかという分配効果に関するものである。長方形(領域 2+3)は、企業の利益にもなりえるし、政府の税金や消費者余剰にもなりえるのだ。

ただし、価格  $P^0$  と排出量  $Z'$  の組み合わせは、需要曲線上にはないということに注意されたい。 $P^0$  の低価格だと、消費者はもっと財を購入したいと考えるはずである。この超過需要のせいで、

資源配分の仕組みを法律に規定する必要があるだろう。どの消費者が、人為的に設定された低価格で購入することを許されるのだろうか？ 法律によって「クーポン券(整理券)」が割り当てられるかもしれないが、それは前述の「許可証」と本質的には同じであり、その保有者が領域 2+3 に相当する希少性の不労所得を懐に入れる結果となる。その権利の取引が法的に認められなければ、闇取引が生じる。買い手は依然として、領域 2+3+4 の消費者余剰を失うことになる。

その代わりに、誰もが行列に並ぶことができるという方法で、限られた量を配分することが、法律に定められるかもしれない。この場合は、多くの人が不必要に時間を無駄にしてしまう。実際、彼らが行列に並んでもよいと考える時間の価値は、厳密には彼らが  $P^0$  の低価格で財を購入する権利に対して支払ってもよい価値 ( $P' - P^0$ ) である。この場合、領域 2+3 は完全に、行列に並ぶことで浪費される。その他の分配ルールでは、潜在的な受給者は人為的に設定された低価格で購入する権利を獲得するためのロビー活動を行うために、領域 2+3 の資源を費やしてもかまわないと考えるだろう。この行為と浪費的な結果は、クルーガーによって「レントシーキング(私益のため政府に働きかけること)」と呼ばれる。消費者は実際には  $P'$  の高価格を支払うことになるが、領域 2+3+4 を失い、希少性による不労所得を獲得できるものは誰もいない。環境負荷はやはり領域 4+5+6 の分だけ減少するが、社会全体にとっての純利得は、領域 5+6 の利得と、領域 2+3 の費用との関係次第でプラスにもマイナスにもなりえる。

これらのすべての理由から、「量的規制と価格規制の組み合わせ」は推奨できない。これを載せたのは完全なカタログにするためであり、同時に整理券や行列によって希少な資源を配分しようとする政策の落とし穴を明らかにするためにすぎない。需要曲線上に存在しない組み合わせ ( $Z'$ 、 $P^0$ ) を無理に実現しようとする試みが、問題の根本にあるのだ。言い換えれば、議会は需要と供給の法則を無視することができないのである。

## ■ コースの解決法

上述されたすべての政策は、民間市場の失敗を補正するための政府介入である。したがって、これらの政策を適正に分析するには、いっとうやっぺ市場の失敗が発生するのかを注意深く正確に見極めなければならない。Coase (1960)は、生産が環境に対して悪影響を与える場合にも、政府が介入しなくても民間市場が自ら完璧に機能する条件を明らかにした。被害者が生産者を訴え、被害補償の支払いを求めることができる場合には、企業は真の社会的生産費用に直面する。企業は、価格(消費者の限界便益)が真の社会的費用(図 1 における社会的限界費用曲線)を超える限りにおいて生産を続けるのだ。社会的に最適な生産量に相当する量  $Z'$  で企業は損得がなくなる。さらに増税されれば、生産量は最適な量よりも小さくなるであろう。

これには 3 つの条件が必要である。第 1 に、所有権がよく定義されていないといけない。被害者が汚染されない権利(企業が排出する権利に支払いをすることになる)を有するか、あるいは企業が排出する権利(排出を減らすコストを他者が支払うことになる)を有するかの、いずれかでなければならない。第 2 に、これらの当事者にとって、相手を見つけ、価格を交渉し、「最適な」交

渉結果を執行できるよう、取引費用が十分に低くなければならない。第 3 に、排除可能でなければならない。最後の点は、この交渉結果に第三者がただ乗りできないということである。一部の被害者が企業に対して、削減と引き換えに支払いをした場合、支払いをしなかった者も削減による利益にただ乗りするかもしれない。すると彼らには汚染削減に対する真の支払意志額を低く報告するインセンティブが働き、被害者と企業との合意はすべての社会的な費用と便益を反映できない。排除性があるおかげで、支払った者のみが対価を得られるのであるから、非排除性はかえって市場の失敗につながるのである。

これらの条件は、当事者の数がかなり少ないことを意味している。汚染者と被害者がただ一人の場合は、おそらくそれぞれが相手を見つけ、一定の結果 ( $Z'$ ) を保証するための一定の支払いを明記した契約を結ぶことができよう。しかし、当事者が何千人もいれば、交渉は困難か不可能である。この汚染物質に関する市場を作るにあたって当事者が多すぎるというのは、どんな場合だろうか。それは個々の状況に応じて決まるだろう。単にコースの解決法は機能するかもしれないということがここでの要点であり、私はそれがどう機能するのかを示すために、同じ図式を使うことができる。

コースの定理の驚くべき点は、民間市場が機能し、おのずから最適量を達成するというだけでなく、上述の 3 つの条件が満たされる場合、どちらの当事者が所有権を有していても、最適解が保証されるということだ。所有権の割り当ては分配に影響するが、経済的効率性(配分)には影響しないのだ。

#### ・被害者が所有権を有する場合

企業が  $Z'$  まで生産し、価格  $P^0$  を設定していると仮定しよう。そして、企業が被害者に支払いをせねばならぬよう、所有権が定められたとしよう。コースの定理の前提条件が満たされていれば、企業に支払いをさせることができよう。すると、図 1 において私的限界費用曲線が社会的限界費用曲線まで上昇し、企業は  $Z'$  の量を  $P'$  の価格で販売する。消費者はより高い価格を支払い、領域 2+3+4 の消費者余剰を失うことになる。また領域 4+5+6 だけ外部不経済は減少する。その結果、領域 2+3 が誰かの物になる限り、上と同じように純利得は領域 5+6 になる。では誰がこの不労所得を手にするのだろうか？ 答えは契約の中身次第である。法に基づくと、この場合被害者は企業が十分な支払いに応じない限り、生産をすべて停止させることができる。需要曲線の位置がきちんと測定されるなら、 $Z'$  で生産し  $P'$  の価格で売る権利に対して、領域 2+3 が企業の(最大限の)支払意志額である(なぜなら、生産費は  $P^0$  なのだ)。もちろん、企業はそれ以下の支払いにとどめたい。他方、 $Z'$  の生産量は領域 3 にあたる環境被害を引き起こすので、それが被害者の最小限の受取意志額となる。言うまでもなく、被害者はもっと多くを求めるであろう。したがって、文字「B」で示される支払額は、領域 3 の大きさと領域 2+3 の大きさの間で決まる。表1の行 4a には、企業は 2+3-B を受け取ることになる(もし B が最大の 2+3 になれば、企業の利益はなくな

る)。被害者は領域  $4+5+6$  の被害の改善に加え、 $B$  を受け取る(これは少なくとも、残余被害の額に相当する領域  $3$  より大きい)。しがってこの場合、被害者はうまく救われることになる。

#### ・汚染者が所有権を有する場合

他方、汚染者が好きなだけ生産できると仮定しよう。私的限界費用曲線に従えば、生産量は  $Z^0$  に達するであろうが、ここでも競争によって超過利潤が無くなると仮定しておこう。販売価格は  $P^0$  とする。領域  $3+4+5+6$  だけの被害を受ける被害者は不幸であるが、生産者と交渉することで彼らの置かれた状況を改善することが可能だ。なお、政府は全く不要である。生産量を  $Z^0$  から一単位減らしてもらうごとに、その一単位の生産がもたらす限界外部費用までの金額を、被害者は支払う意志がある。そして、このような申し出は生産費[限界費用]を社会的限界費用の水準まで高めるであろう。社会的限界費用は限界生産費用と、被害者からの支払を拒むことのコストの和である。したがって、総余剰を最大にする交渉結果は  $Z'$ 、すなわち社会的に最適な生産量に導くものである。この交渉結果は、上述したように一単位当たりの金額[単価]で示すことも、生産量を直に効率的な水準まで減らすための支払額[金額]で示すこともできる。交渉の結果、被害者の支払額  $C$  が領域  $4+5+6$  にあたる環境改善利得よりも小さければ、彼らは経済効率改善の分け前を得ることができる。彼らの純利得である領域  $4+5+6-C$  はプラスであるか、少なくともゼロである(そうでなければ、彼らは交渉結果に合意しない)。生産量が  $Z'$  まで減少することにより、生産者は消費者に対して  $P'$  の価格を課して利益を増やすことができるうえ、さらに被害者からも支払いを受ける( $2+3+C$ )。消費者は  $2+3+4$  の消費者余剰を失うので、全体の純利得(行合計)はやはり  $5+6$  になる。

このシナリオでは生産者が山賊みたいに思われるかもしれない。好きなだけ生産する権利がある上に、生産量の削減を要求する者は、生産者に支払いをせねばならないというのだ。ひどい話のように聞こえるが、2つの点を指摘しておきたい。第1に、彼ら(生産者+被害者+消費者)は全く別の集団ではないということだ。私達の多くはいくらかの株式を保有している。私達はみな空気を吸い、商品を購入している。同一の個人が  $N$  人いる最も単純化されたモデルにおいては、全員が純利得(領域  $5+6$ )の等しい分け前を共有している<sup>13</sup>。実際の分配結果は、企業の株式が一部の裕福な者の手にあるか、年金積立を通じて全アメリカ人が保有しているかどうかにかかっている。同様に、特定の汚染物質の影響は一部の不幸な人にふりかかるかもしれないし、全アメリカ人が被るかもしれない。要点は、被害者から企業への支払いは必ずしも、分配効果に悪影響をもたらすとは限らないということである。例えば、地方の川沿いに住む貧しい土地保有者が鉱業廃棄物を投棄する権利を持ち、裕福な行楽客がその権利を買い取り、鉱業を廃業させ、その川を余暇のためのつり場にしようとするかと仮定しよう。この取引結果は環境を改善するであろうが、誰も分配効果を問題にしないだろう。

<sup>13</sup> 実際、 $N$ 人の株主兼被害者にとっては、8種類の解決策の選択は重要ではない。株主も汚染の被害を受けるのであり、交渉や政策がなくとも、 $Z'$ まで汚染を減らすよう全員一致で投票するであろう(Gordon 1990)。

2 点目は、コースも指摘しているように、どんな外部性も相互的[お互い様]なのである。ある企業のオーナーが何年間も操業し、とても必要とされる商品を消費者に供給してきたとする。彼らは、最近になって近所に住みはじめて不満を言う人たち以外には、自分たちの経済活動が問題にはならないと考えるだろう。見方によって、当事者の一方が被害者となり、加害者となる。さらに最後の例として、その川が商業用の漁場と水運業に用いられ、互いに業務の妨げになっているとすれば、どちらが被害者だろうか？ Coase (1960)はこのように外部性が相互的な例を多く用いた。

例えば関係当事者が多数の場合によくあるように、コースの定理がうまくいかない状況では、政府が、ピグー税や補助金、その他の規制を用いて潜在的に厚生を改善しうる。しかしそれでも、介入が必ずしも正当化されるわけではない。たとえ政策が経済的効率性の利得をもたらすとしても、さらに行政費用や遵守費用、執行費用が発生するのだ(表には示されていない)。しかも、政府はしばしば失敗する。政策の設計が不完全なこともある。政策の選択肢を評価する上で、経済効率性は数多くの判断基準のひとつでしかない。これらすべての基準に関しては、次項で取り上げて議論しよう。

#### 4 目標や目的の矛盾

さて前項までは、同じ効率性を達成する上で、8種類の解決策がどのように設計されているのか、いかに異なる分配効果をもたらすのかを示した。ここでは、これらの政策のその他の相違点について議論を進めていく。政策担当者は絶えず、競合する政策目標のトレードオフに頭を悩ませている。事実、以下に示す 8 つの目的はそれ自体、政策選択に影響を及ぼしうる数多くの検討事項や基準を含んでいる<sup>14</sup>。

##### 1: 経済効率性

本論文の前半は最適汚染量という観点から経済効率性を議論している。この理論では、伝統的な直接規制、或いは汚染 1 単位あたりの価格を上乗せする課税や排出許可証などの市場に基づく政策措置(MBI)によって、生産を抑制しうる。しかしより一般的には、経済効率性としては削減を達成する費用の最小化も求められる。これに基づけば、両者は異なる結果につながりやすい。汚染 1 単位ごとに価格を支払うことを避けるために、廃物を制御するための最も安価な政策を企業は選択できる。つまり、「古い生産工程を廃棄して新たな技術を導入するのにいくら支払うか」、「より高価で汚染の少ない原材料に切り替えるのにいくら支払うか」、「それでも残る汚染に対していくら支払うか」という決定を、各々の企業が行える。したがって、インセンティブが総削減費用の最小化を達成可能にする。一方で、技術標準のような直接規制政策が効率性を満たし

---

<sup>14</sup> 相対立する政策目的に関する同様のリストは Break and Pechman (1975)と Bohm and Russel (1985)に示されている。Baumol and Oates (1988)、Cropper and Oates (1992)、Barthold (1994)、Stavins (2000)など、たくさん文献が政策手段の選択について論じている。



うるのは、削減技術のどのような組み合わせが費用を最小化するかを正確に知っており、「どれだけ新しい技術を購入すべきか」、「どれだけ燃料転換を行うべきか」、「どれだけ生産量を減らすべきか」、「どれだけ工場間で生産調整を行うべきか」ということを、個々の企業に対して正確に支持できる場合に限られる。その際、必要な情報量は莫大なものとなる。

一般に、企業は規制当局に比べて、様々な削減技術の費用や効率性について、より多くの情報を有しているであろう。また、直接規制よりも市場に基づく政策措置の方が、最小費用の削減手段の組み合わせを企業が見つけるように誘導するので、経済的費用を小さくすると言えそう。 「業績基準型(一定量の削減を達成させる方式)」の直接規制の場合には、企業は削減技術を自分で選べるが、それもふつうはすべての企業に同じ比率で削減を行うことを求めるであろう。しかし課税や許可証制度の場合には、削減費用の小さい一部の企業が総削減量のほとんどを削減し、削減費用が高くつく企業はほとんど削減しないであろう。それでも、削減費用が高いついてしまう、或いは消費者需要が弾力的な場合(値上げすれば需要が大きく減る)には、一部の企業は廃業するかもしれない。研究者たちはこれまで、これらの政策の相違点について実証的に研究してきた。そして、課税や許可証といった市場メカニズムを活用した政策によって可能となった最小の削減費用と比べて、典型的な直接規制の場合には 6 倍から 10 倍も費用が高くなることを、彼らは明らかにしたのである<sup>15</sup>。

## 2: 行政上の効率性

2 つ目の目的は、政府にとっての行政費用と、企業や納税者の遵守費用を最小化することである。税や規制が複雑化すれば、より多くの指導が必要となり、書類に記入するのに時間がかかり、監査も困難になる。しかし、特定の汚染活動を同定するのに、ある程度の複雑さは必要であろう。有害廃棄物に対する税はうまく汚染行為を抑制できるかもしれないが、原料化学物質や石油の使用に対する税の方がおそらく行政上は取り扱いやすい。

IRS(米国歳入庁)の予算は年間約 80 億ドルであり、それには設備や賃貸料などの支出の他に、職員や監査人や弁護士の報酬が含まれている。この行政費用は連邦収入(2000 年は約 2 兆ドル)の 0.5%より少ないので米国は徴税に関してはかなり効率的である<sup>16</sup>。IRS は個別の税の徴税費を区分しておらず、米国にはそもそも汚染税が存在しないので、環境税を徴収するための行政費用の推定値を我々は持っていない。

---

<sup>15</sup> 例えば Atkinson and Lewis (1974)、Seskin, Anderson and Reid (1983)、および Cropper and Oates (1992)でサーベイされているその他の研究を参照。

<sup>16</sup> これらの数値は米国政府 2002 年度予算に含まれる(<http://www.whitehouse.gov/omb/budget>)。IRS の徴税費用が比較的小さい理由は、納税者にコストの大部分を押しつけているからである。遵守費用は会計士や弁護士に支払われた金額だけでなく、領収証を保存し、説明書を読み、書類に記入するのに要した全ての時間の価値が含まれる。個人所得税については、遵守費用総額が税収の 5~7%であることを Slemrod and Sorum (1980)が明らかにした。だとすれば、遵守費用は IRS の行政費用の 10 倍に達することになる。

環境規制にも行政費用がかかる。EPA(環境保護局)の予算は年間約 76 億ドルであるが、これは 2 つの理由から適切な指標とは言えない。第 1 に、EPA の予算には行政費用だけでなく、州に対する補助金と、実際の汚染除去費用が含まれているためである。第 2 に、それ以外の環境行政費用を、内務省や環境影響報告書を作成するほぼすべての行政機関が支出しているためである。すべての行政機関が、企業が読み、解釈し、評価し、遵守すべき規則を公表している。これらの遵守費用は政府の行政費用を簡単に超過しうる。

伝統的な直接規制と、環境税や許可証取引などの代替的な政策では、どちらの行政費用が低いかということは、個々の汚染問題の性質や程度によって決まってくる。いくつかの汚染物質では、実際の汚染物質排出量を測定しようとするより、簡単な実施規則を利用することで、行政費用を下げるができるであろう。また有害廃棄物の不法投棄に対する課税は、実施が比較的難しいであろう。他の場合はまた別である。二酸化炭素排出に対する課税は、化石燃料の炭素含有量を測定し、市場での燃料購入量を記録し、燃焼における CO<sub>2</sub> 排出量と炭素含有量との科学的な関係を利用することで、比較的容易に行うことができる。

ガソリンに対する課税はこのトレードオフの好例である。いつどこで私たちが車を運転してもよいかという規則に比べれば、ガソリン税ははるかに単純であり、自動車の排ガスそれ自体に課税するよりもはるかに簡単である。Harrington, Walls, and McConnell (1994)は、自動車の排気ガスをうまく測定しうる車載装置や遠隔感知技術を紹介しているが、その行政費用と遵守費用は高くつくことだろう。

最後に、行政活動と遵守活動が規模の経済性を示す可能性があることを述べておこう。ほとんどの書類作業の費用は課税ベースを計算する「固定」費用であって、与えられた課税ベースに対する税の比率を高めることによって徴税額を増やすための限界費用ではない。したがって、税率が上がり、課税ベースが大きくなるにつれて、税収に占める行政費用や遵守費用の比率は小さくなるであろう<sup>17</sup>。このことが意味するのは、特定の外部性問題に対する課税を行う意味があるのは、十分に高い税率を正当化できるほど外部性が大きく、経済効率性の改善分が行政費用と遵守費用を上回る場合に限られるということである。

### 3: モニタリングと執行

3 つめの目的は、規制対象の汚染物質の量を、ごまかそうと思わせないような方法で測定することである。政策は、回避やごまかしの方法を考慮する必要がある。認可された処分施設に搬入される廃棄物の 1 単位ごとに課される税は、廃棄物の社会的被害を反映させ、廃棄物の発生

---

<sup>17</sup> Slemrod and Blumenthal (1993)によれば、「課税の遵守費用における規模の経済性という知見は、国が違って、税の種別が違って共通である」という(p.6)。行政費用と税率を最適化する体系に関する議論は Slemrod (1990)を見よ。

を抑制するよう設計しうるであろう。しかし一方で、認可された処分施設以外の、よりひどい環境被害をもたらす不適切な処分方法への移転を助長するだけかもしれない<sup>18</sup>。

また政策はモニタリング能力を反映すべきである。ピグー税が排出量の測定を必要とするのに対し、設計基準の場合は、特定の汚染除去装置を使用していることを規制当局が確認するだけでよい。EPA の検査官にとって、運転中の排煙浄化装置が存在することを確認するのはごく簡単なことだが、ある種の排出物に関しては、排出税や排出枠価格を徴収するために正確な排出量を確定することは非常に難しい。したがってモニタリングと執行という目的は、ある種の直接規制の方がより簡単に達成できる。

現行の米国ガソリン税は、インセンティブ志向の環境税の事例としては、おそらく最良のものであろう(確かに、汚染浄化プログラムの資金調達に使われないので、環境税とは呼ばれていないが)。ガソリンはわかりやすい商品であり、ガソリンスタンドで計量することができ、かなりの税収をもたらす(2000 年で 350 億ドル)。これは、省エネルギーと大気質の改善に役立つので、環境にとって好ましいインセンティブ効果がある。とはいえ、これも例としてはやはり不完全だ。汚染排出から生じる環境被害とガソリンとの関係はごく弱いためだ。Walls and Hanson (1999)は、自動車の車齢やメンテナンス状況、運転スタイルによって、排出係数が大きく違ってくることを明らかにしている<sup>19</sup>。

汚染排出税と同じような総削減費用最小化のインセンティブをガソリン税はもたらさない。つまり、汚染排出度の高い車を廃車にしたり、排ガス関連装置の故障を修理したり、安全運転するインセンティブにはならないのだ。ただ、汚染量に応じた排出税によってこのようなインセンティブが与えられるかもしれないが、自動車の排ガスの測定には相当の費用がかかるし、正確な測定はのぞめない。したがって、ガソリン税は経済的効率性には劣るものの、モニタリングと執行が容易なのだ。これらの適切なバランスという問題に議会はいま直面しているかもしれないが、測定技術の進歩によってこのトレードオフが変化するかもしれない。

#### 4: 情報と不確実性

上述の単純な部分均衡モデルは完全情報を仮定していたが、経済学の多くの分析は不完全情報という問題を取り扱っている。これらの経済モデルでは、全員の情報が不完全だという状況は、必ずしも重要な政策的示唆を与えるものではない。例えば図 1 では、予想される限界外部被害を反映した税率表によって、予想される社会的限界生産費用に全企業を直面させ、社会的公

---

<sup>18</sup> いくつかの場合、逸脱行為は容易である。例えば、廃物を満載したタンク車を洗車場にいれ、洗車中に車体下部の放出口を開けばよい。それ以外には、廃油缶を道路脇や線路脇に投機すれば見つかりにくい。

<sup>19</sup> 廃車措置に関する研究では、1980 年以前の自動車では現在、排ガスの炭化水素排出係数の平均(6.6 グラム/マイル)が、現在の新車基準(0.25 グラム/マイル)の 26 倍に達していることを Alberini et al. (1994)が明らかにしている。比較的新しい自動車でも、汚染除去装置が故障すれば新車時と比べて数倍の排出係数となる。起動時の排出量が大きいため、5 マイルの移動は 20 マイルの移動と比べて、同じ速度でも 3 倍の排出係数となることを Burmich (1989)が示した。Sierra Research (1994)によれば、攻撃的な運転の場合(39 グラム/マイル)は通常運転(2.2 グラム/マイル)にくらべて一酸化炭素の排出係数が 20 倍も大きくなる。

正を最大化すると期待される行動をとるよう誘導する(Kaplow and Shavell 1997)。しかしながら、情報が一方的である場合、つまり何が最小費用の技術であるか、実際の排出がどのようなものかについて、企業の方が政府よりもよく知っている場合には、これらの結果は変わってくる。どの企業が偽っているのかを規制当局がよく知らないモデルでは、税率や企業に対する監査の頻度、不正者に対する制裁金の料率という、3つの政策変数を規制当局は設定しなければならない。これらのモデルによって、最適な数の企業に遵守を促すだけの、「最適」な監査頻度と制裁金料率を計算することができる<sup>20</sup>。

その他の文献は、実施可能な税やその他の政策の種類について、政府が十分な柔軟性を有していない状況を検討している。特にWeitzman (1974)は、図1のように予想限界外部費用が上昇してゆくのを反映した税率表を、政府が設定できない状況を検討している。むしろ政府が汚染のすべての単位に単一の税率しか設定できない状況を彼は仮定したのである。彼は何ら執行の問題を仮定していないが、図1の曲線の位置については不確実性を考慮している。税は、汚染の各単位の価格を $P^0$ から $P'$ へと引き上げる一方で、量的な反応について不確実なので、「価格的手段」と呼ばれる。逆に「量的手段」として、汚染排出を $Z^0$ から $Z'$ に制限すべく一定量の許可証を政府が発行することができるが、この場合には価格の反応が不確実となる。

このモデルを用いて、この2種類の政策の選択においては、いずれの不確実性を甘受する方がより高コストなのかを考慮すべきであることをWeitzmanは示した。削減技術の限界費用曲線の傾きが限界外部費用曲線よりも急な場合、汚染排出量を一定量で制限するためには、企業は非常に高価な削減策を実施するか、或いは許可証に非常に高い価格を支払わなければならない。社会が環境保護のために過大な支払いをすることも問題である。ここでの、結果として過大な支払いになってしまうことは、価格的手段によって妥当な汚染排出価格を設定し、量を不確実なままにしておくことによって回避できる。この量的な不確実性は、例えばグランドキャニオンの訪問者が景色をよく見通せるか否かという意味に過ぎないのであれば、大きな問題にならないであろう。

他方で、眺望の損失ではなく人命の損失の場合には、汚染排出の限界費用(被害)曲線の傾きが限界削減費用曲線よりも急なものとなり、汚染排出量が不確実な場合には非合理的に高い費用が環境被害からもたらされるであろう。もし政府が削減費用の高騰を避けようと汚染排出に対する価格付けを行ったとする。その場合の問題点は、気温の激変による人の死亡などの「破局的」費用を避けるのに十分なほどの削減が、政策によって実現できないかもしれないことである。この危険性は、汚染排出の量を臨界的な閾値未満に抑えることによって避けることができるが、社会はそのとき許可証価格や削減費用についての不確実性に直面することになる。

したがって、最適な選択は二つの曲線の相対的な傾きに依存する。限界削減費用曲線が限界汚染被害曲線よりも急な傾きをしていれば、政府は価格を設定して量の不確実性を許容すべき

---

<sup>20</sup> 重要なモデルは Hanley, Shogren and White (1997, pp. 79-84)にいくつか見られる。

である。しかし、限界汚染被害費用曲線の方が限界削減費用曲線より急な場合には、量制限の方が最適な政策となる<sup>21</sup>。

## 5: 政治的・倫理的な考慮

提案すべき政策を選択する上で、計画者は政治的な実行可能性を考慮せねばならない。議会で成立しなければ、「社会的厚生を最大化する政策」も無意味である。現在の政治的環境においては、実行可能性の低さを考えれば、新たな「税」は生まれた時から死んでいるようなものであろう。またピグー補助金も、政府収入を損ない、それを既存税の増税によってまかなわねばならないとすれば、同様に無意味である。それに対して、様々な直接規制の方が人気だったのは、消費者にとっての費用負担が明示的でなかったためであろう。また、規制的な命令を用いれば、立法者は有権者に対して汚染が制御されることを「保証」することができるが、税の場合には企業が汚染を削減するよう誘導されるという理論に頼る必要が生じる。さらに、(既存の企業に無償で排出枠を割り当てる) 排出枠取引制度の方が、汚染排出量のすべてに課税する案よりも、既存企業の支持が得られるであろう<sup>22</sup>。

これ関連する政策目的は、倫理的・道徳的考慮に関係するものである。汚染は「自然に対する犯罪」であり、税を支払うだけで許されるべきではなく、法的規制による汚辱を与えられるべきだという見方がある。明らかな利己心、費用効率的な削減、或いは商業慣行などと、宗教的信念とは無関係なのかもしれない。これらのふるまいは経済モデルに落とし込むのが難しい。政治的意志決定に関する既存のゲーム理論でも、環境保護主義者たちは、企業にとっての削減費用を最小化する効率的なインセンティブ手段よりも、何らかの制度的規制を求めてロビー活動をすると思われる。

こうした恣意的制限に企業は賛成するかもしれない。特に、このような制限が不労所得をもたらさう場合は、そうであろう。表 1 の行 3a は、量的制限が環境浄化とともに、企業にとっての利益をもたらさうから、この二つのグループ(環境団体と企業)は強力な連合を形成しうる(Buchanan and Tullock 1975)。新たな規制は費用を高め、利益を減らし、株価を下げると考えられるかもしれないが、Maloney and McCormick (1982)は、綿塵(綿織物工場労働者の肺疾患の原因となるわたぼこり)に対する新基準の実施が、繊維企業の株価を高める効果があったことを明らかにした。したがって、表 1 の行 3a の基礎となっている理論は検証・確認されたと言える。

環境保護主義者と工業主義者の驚くべき連合が生じるのは、消費者にとっての損失は極めて薄く広いのに対し、利得はこの 2 つの集団に集中するからである。損失を被る消費者は活発に政治的活動をしないだろう。しかも、Fullerton and Metcalf (2001)が示したように、不労所得を発生させずに環境を改善しうるその他の直接規制に比べても、量的制限の代償は大きい。汚染削減

<sup>21</sup> 汚染の限界被害に関する不確実性が、汚染防止策の限界費用に不確実性と相関する場合にも、最適な政策は変わってくる(Stavins 1996)。

<sup>22</sup> Keohane, Revesz, and Stavins (1999) あるいは Joskow and Schmalensee (1998)を参照。

技術の費用を高め、企業に利益をもたらすという二つの理由から、汚染排出量の制限は消費者価格を引き上げるためにある。環境保護の費用は必要以上に高くなり、実際、環境保護からの利得を上回るかもしれない。したがって、環境保護主義者、企業、消費者の幅広い支持を得られる経済効率的な政策提案をどのように設計するかが課題である。

## 6: 公平性と分配効果

この論文の前半では、高い価格を支払う消費者、利益を得るかもしれない株主、環境保護からの利得を得るかもしれない被害者の間の分配効果を説明した。しかし、彼らは別々の個人とは限らない。私たちのほとんどは、この 3 つの役割すべてを演じている。すると、様々な人口動態的カテゴリ間の純効果が重要な問題となる。公正さという政策目標は、都市と農村の、若年と老年、男性と女性、異なる所得階層の、分配効果に関係してくる。したがって、完全な分析をしようと思えば、カテゴリ別に分けられた大量のサンプルの家計に関するデータを用いて、(価格変化、利潤、環境保護の便益も含んだ)各集団の純便益・純損失を計算する必要があるのだ。

環境保護からどの集団が利益を得るのかについては、研究が限られている(Baumol and Oates 1988)。また、環境規制から生じる利潤の分配効果に関する研究は遥かに少ない。既存の分配効果の計測事例のほとんどは価格上昇の影響に関するものである<sup>23</sup>。これらの文献のほとんどは、一般的な租税帰着の方法に従い、これを特に環境税に応用している。

租税帰着研究における別の概念は、環境規制の分析にも極めて有用である。第 1 に、「垂直的公平性」の概念は、高所得層と低所得層の個人の相対的な取り扱いに関連している。環境規制が何らかの生産物の価格を上昇させるとき、私たちが知りたいのは、低所得層と高所得層のいずれが、不釣り合いに、所得をこれらの生産物に支出しているかということである。また、私たちが知りたいのは利潤の変化や環境保護の便益がそれぞれの所得階層に及ぼす効果である。

第 2 に、「水平的公平性」の概念は、同じ所得水準の異なる個人間の相対的な取り扱いに関連している。言い換えれば、公正さという目標の一つは、新たな法律が同様の人々に対して異なった取り扱いをする度合いを最小化することである。例えば、同様の特徴を有するある地域かそれ以外の地域に一件の有害廃棄物焼却炉を設置する場合、一部の集団に対して極めて恣意的なパターンで損失が発生しないように、補償が必要となるかもしれない。同じ所得水準の二人の個人間でも、価格が上昇する商品に対する支出や、規制される産業に対する株式の保有量、環境保護からの便益に違いがあるかもしれない。一部の人々は汚染されない地域に住んでいるので大気浄化の便益は受けないが、呼吸器系の疾患を引き起こすような大気汚染問題を抱えている都市に住んでいる人々は、大気浄化の便益を大きく受けることになる。

環境破壊に関する第 3 の公平性の概念は「汚染者負担原則」である。この概念は上で、経済的効率性の原則として議論された。税の目的は汚染排出の限界価格を修正し、汚染排出を抑制

---

<sup>23</sup> Rogers (1995)および Metcalf (1999)を参照。

させるというものであった。しかし、これは公正さの原則と解釈することもできる。この場合、税の目的は、汚染排出に責任のある人々から、妥当な額のお金を徴収することである。ある税が、前者の目的なしに、後者の目的を達するために用いられるかもしれない。その一つの例が、化学原料に対する米国の課税で、スーパーファンド計画のもと、放棄された汚染地を浄化するのに支出されるものである。この税は、その汚染に責任があった者から集金し、事後的な公平性を実現しうるかもしれないが、将来的な廃物の発生や、その廃物の安全でない処分、汚染された土地の放置を防ぐインセンティブを与えて効率性を改善するものではない。

また、このような事後的公平性という形での汚染者負担原則には問題がある。重工業系の企業が汚染に「責任があった」としても、社会的費用の全額負担をまぬがれることによって、何ら利益を得ることはなかったかもしれないのだ。例えば、競争と規模に対する収穫一定の下では、均衡状態では企業の利潤はゼロである。もし企業の生産費(図1の私的限界費用)が下がれば、価格が低下し( $P^0$ )、消費者が便益を受けるのである。さらに、「責任ある企業」から集金する試みは、現在の株主、つまり汚染が発生した時点で企業の所有者ではなかったかもしれない人々に影響を与える可能性が高い。事後的には、過去の汚染から利益を受けた過去の株主か、或いは過去の消費者から集金することは不可能である。これらの理由から、事後的公平性という形での汚染者負担原則は機能しない。それに比べ、事前の効率性という形での汚染者負担原則は、汚染を抑制するとともに、購入する財の社会的費用のすべてを消費者に支払わせることができる。

## 7: その他の歪み

ピグー税やその他の環境規制の実施は、その他の税、市場構造、独占力、貿易協定、国際競争力などに関連する他の政策目標に対する考慮から、さらに複雑なものとなりうる(Barthold 1994)。

最も単純な例として、私的限界費用が一定で、生産量一単位あたりの汚染排出量も一定で、それ以外の歪みが存在しないような、1種類の財に関する完全に競争的な市場を考えてみよう。この場合、図1は生産物の市場を表すものとして利用できる。社会的限界費用は私的限界費用より大きいので、この競争市場は「過大な」生産をもたらす。それに比べ、競争的でない市場の問題はふつう、独占市場や寡占市場が「過小な」生産量をもたらすということである。さてここで、市場が同時に両方の問題を抱えているとしよう。独占者が環境を汚染する財の生産量を制限するとき、生産量は過大になるのか、過小になるのか? この単純な例が示すのが「セカンドベスト(次善)の理論」である(Lipsey and Lancaster 1956-1957)。1つの歪みが他の歪みを相殺しているので、社会的厚生を最大化する政策決定者には、1つの市場における歪みの数を減らすことさえできない。反トラストの問題が解決していない場合、汚染の問題をピグー税や他の生産量制限によって是正しようとする試みは、社会的厚生を低下させるかもしれないのである。

同様に、米国の政策決定者には国際貿易、人権、或いは軍事などの政策目的がある。たとえすべての米国人が全会一致で特定の環境目的に合意したとしても、他の政策目的のために、そ

の環境目的を諦める必要があるかもしれない。例えば、国際交渉においては、米国は中国に対して、貿易のために国を開き、人権侵害を止め、民主的な選挙を認め、イラクへの武器輸出を止め、化石燃料消費からの二酸化炭素排出を削減するように圧力をかけるかもしれない。米国の交渉担当官が目的のすべてを達成しえないのは明らかであるから、彼らは重要で達成可能な目的を取捨選択せざるを得ない。さらに、これらの国際的な目的によって、本論文の前半に列挙した国内環境政策の選択も影響を受けるかもしれない。同盟国や貿易相手国との協調のために、彼らと同様の政策を採用する必要が出てくる可能性がある<sup>24</sup>。

もう 1 つの問題群は、環境政策と課税政策の相互作用に関するものである。「二重の配当仮説」<sup>25</sup>に関する議論の中で指摘されたように、生産物価格を引き上げ、労働者が受け取る実質純賃金を引き下げ、それによって労働供給の歪みを助長するような、課税政策と同様の歪みを環境政策がもたらすかもしれない。したがって、労働税から環境税へのシフトは、2 つの配当をもたらすかもしれないし、もたらさないかもしれないが、セカンドベストの理論の要点は、配当の数を数えることにはあまり意味が無いということである。経済厚生への純効果を決定するには、既存の税や環境外部性、保険市場の欠落、寡占、その他の市場の失敗など、互いに増長しあい相殺しあう、重要な歪みのすべての効果を経済モデルに含める必要がある。

## 8: 柔軟性と動学的調整

最後の問題群は、経済が生産を調整する柔軟性と、政府が情報と測定方法の改善に応じて政策ルールを調整する柔軟性に関連している。特に、規制されている汚染物質の有害性や、影響を受ける人口の変化、被害の広がりや深刻さにかかわる気象条件に関するニュースに応じて変化できるよう、政策ルールは十分に柔軟でなければならない。政府はピグー税率や排出枠の発行総数、或いは技術基準を変更できなければならないだろう。議会が新法を通すのは比較的難しいので、環境保護局その他の規制当局にどれだけの権限を与えるべきかが問題となるだろう。

動学的効率性という点では、税や排出枠のような市場的手段は、新たな費用効率的な技術の開発に必要なインセンティブを与えるであろう。既存技術の採用を要求するような直接規制には、このようなインセンティブはない。

改革が意味をもつためには、将来のすべての効率性利得の現在価値が、調整に伴う短期的費用を上回らなければならない。この費用には、人的・物的資本の陳腐化や、労働者の失業、新

---

<sup>24</sup> これらについて考えることは、最近の環境政策に関する 2 つの最大の論点に関わってくる。これらの議論をここで十分に説明することはできないが、関心ある読者が文献を参照できるように、ここで言及しておく必要はあるだろう。1 つめは、環境基準がゆるい国は「汚染避暑地(pollution haven)」になりうるかということで、Cooper (1994)に概説がある。2 つめは、環境基準が厳しい国のほうが生産費を引き下げて国際競争力を高められるかという点であり、Porter (1991)とMohr(2001)を参照されたい。

<sup>25</sup> 「二重の配当」という用語は Pearce(1991)で初めて用いられた。これは環境税を、労働税などの歪みをもたらす税に置き換えることで、環境を改善すると同時に、税体系を改善することができることを示唆するものである。しかしながら Bovenberg and de Mooij (1994)は、環境税は労働供給と消費選択を歪めうることを示した。二重の配当に関するその他の文献は Goulder (1995)および Fullerton and Metcalf (2001)を参照。



たな地域の新産業に資本と労働を移動する費用、再訓練、特定の社会集団にとっての一時的なタナボタ利益や損失などがふくまれる。そのため、改革案には移行を容易にし、解雇された労働者を再訓練し、損失を被った人に補償する規定が書き込まれるかもしれない。

図 1 の部分均衡モデルでは、他のすべての価格は一定で、移動性は完全で、この産業から退出した労働者は費用ゼロで他の産業にうつり、同じ賃金の仕事を見つけると仮定されている。言い換えると、領域 8 は損失ではない。このモデルは、再訓練や、家族が別の州に移住するためのコスト、職を失うことの心理的費用を無視している。しかし、これらは無視できない費用だ。劇的ながら現実の例が、ワシントンポスト誌の以下の物語である。この特定の物語は政府の政策とは必ずしも関係がないが、法外な新規の環境保護は、このような産業の縮小と混乱、それに雇用の損失をもたらしているのである：

1991 年 1 月、激しいストライキの後、イースタン航空はすべての飛行機を永遠に着地させることとした。そして 30000 人の熟練・高級の被用者（ほとんどがこの会社で 20～30 年を過ごした人たちだ）が、一挙に失業者の列に加わることになった。わずか 11 ヶ月後、かつての航空界の巨人であったパンナム社が倒れた。残された 12000 人の被用者が 1991 年 12 月 4 日に会社を辞めたとき、警備員たちは彼らに、片付けのための 1 時間を与えただけだった。1 年半後、彼らレイオフされた労働者の間に、疫病のように大きな割合で自殺が広がった。パンナム社が倒産してから、元被用者のうち 8 人が自殺したのであるが、これは 40 代～50 代の男性の通常の割合の 2 倍にあたる。1989 年にイースタン航空のストライキが始まって以来、イースタン航空のパイロットの妻たちと同様に、元被用者のうちの少なくとも 14 人が自ら命を断った。機械技術者が子どもを射殺した事例もあった<sup>26</sup>。

## 5 目的間のトレードオフ

これらの 8 つの目標・目的カテゴリ間のトレードオフをさらに議論するために、米国のガソリン税の事例に立ち戻ろう。この税は、自動車運転を減らすことによって汚染を減らすインセンティブをもたらす、徴税費をまかなうのに十分なほど巨額であるが、その税率はガソリン消費一単位あたりの環境被害と比べれば、十分に高いものではない。これらの被害額は渋滞している主要都市<sup>27</sup>では極めて高く、人口が少ない地域では非常に低い。そのため、国全体で単一のガソリン税は必ずしも外部被害を反映することはできず、経済的な効率性を幾分損なうものだが、地理的に差別化されたガソリン税は管理が困難である（また憲法違反でもあろう）。これらは、南カリフォルニア

<sup>26</sup> Barbara Koepfel, "For Airline Workers the Crash Can Be Fatal," *Washington Post*, Sunday, September 5, 1993, p.C.1:1

<sup>27</sup> ロサンゼルス地域のみについて、1992 年の年間健康被害額の推定値は 36～200 億ドルである(Hall et al. 1992; Krupnick and Portney 1991)。

のように、大気汚染管理区域ごとに差別化した直接規制が米国で採用されている理由の一つであろう。

一般に改革案は、何らかの測定可能な汚染物質に直接に税(または排出枠価格)を適用し、効果的に汚染者に削減を促すことによって、効率性を高めるように設計できる。しかし、効率性が改善する一方で、行政上の非効率性、モニタリングの費用、執行上の困難といった損失が生じるかもしれない。上述のように、廃物 1 単位ごとに課税するよりも、すべての企業に排煙脱硫装置を設置させるという規制の方が、監視と執行が容易なのである。

政府にとって汚染物質の影響に関する情報を得ることが困難或いは高価である場合、政策の範囲は制限される。被害を受けている人々の方がよりよい情報を有し、汚染者に対して行動を起こすことができれば、Coase (1960)の解決策に従うことで、この問題が解決される。また、当事者の双方が契約を結び直すことができれば、Coase の解決策は状況変化に対しても柔軟である。他方、Coase の解決では通常、交渉と訴訟の費用が生じる。また、排除性が不完全で、当事者以外の人々が考慮されない場合、Coase の解決策は完全に効率的なものにはなりえない。にもかかわらず、一部の汚染問題については、情報と柔軟性に関する Coase の解決策の長所が、費用を上回る可能性がある。

さらに、経済効率性と分配公平性のトレードオフを考える必要がある。一方で、多くの環境破壊は、比較的到低所得の家計が住む都市や郊外に集中している(Been 1994)。この場合、汚染を減らすことの利益は不釣り合いなほどに、低所得の家計にもたらされるであろう。他方、多くの環境政策の便益は不釣り合いなほどに高所得の家計におよぶこともある。それは、彼らが食と住の基本的ニーズをすべて満たしており、空気がきれいですばらしい眺めの、手つかずの原野のような「奢侈品」を求めようとする場合である<sup>28</sup>。貧しい家計は栄養、住居、教育その他の財の改善を愛好するであろう。同時に、汚染防止の費用の分配も逆進的になりうる<sup>29</sup>。したがって、少なくとも一部の環境政策は、不釣り合いに大きな負担を貧しい集団に求める一方で、豊かな集団に不釣り合いに大きな利益をもたらす可能性が考えられるのである。そのような結果は、環境政策の公平性だけでなく、政治的実行可能性にとっても大きな問題となる。さらに、負担と便益を再分配すべく政策を修正する試みは、その政策を、経済的効率性の改善や上に述べた他の政策目的に関して焦点のぼけたものにしてしまうであろう。

柔軟性という目的は他の望ましい政策目的と、企業にもっと確実な税率や政策ルールを提供するという目的と衝突しうる。税率や環境規制を頻繁に変更すれば、投資家にとって将来の収益がさらに不確実なものとなり、資本形成が阻害される。資本所得への課税によってすでに投資が阻害されているので、政策に関する不確実性は経済的効率性を損なうかもしれない。言い換えれば、「ゲームの途中でルールを変える」試みによって、インセンティブが阻害されるのである。新

<sup>28</sup> Baumol and Oates (1988, Chapter 15)および Freeman (1972)の議論を参照。

<sup>29</sup> Gianessi and peskin (1980)あるいは Robison (1985)を参照。

しいルールを作ることの利得は、その変更そのものにまつわる損失を相殺するのに十分なものでなければならない。

確実性という目的は公平性にも関連してくる。なぜなら、政策の変更は資産価格への反映を通じて、タナボタ利益や意外な損失を発生させるからである。「貴重な生息地」を保護する決定や、有害廃棄物焼却炉をどこに設置するかという決定を考えてみよう。これらの政策決定は、ある土地の価格を低下させ、特定の所有者に予想外の損失をもたらさう。他の土地所有者は地価の上昇を経験するかもしれない。同様の境遇の土地所有者がこれほどに異なった変化を経験する場合、これらの政策は水平的公平性を損なう。また、低所得の周辺住民に悪影響が及ぶ場合には、垂直的公平性も損なわれるであろう。さらに、新たな量的規制が企業の株価を上昇させることを Maloney and McCormick (1982)が示したのとは逆に、特定技術の採用を求める新たな規制は企業の株価を引き下げることかもしれない。これらの企業の所有状況が詳しく分かるまでは、利得と損失のパターンは、適当に、恣意的に想定するほかない。

政策の相互作用が、これらの競合する目標・目的に複雑な効果をもたらすので、現在の政策がそれらの最適なバランスを実現しているという補償はない。しかも、技術的・社会的な選好は常に変化する。したがって、改革がこれらのトレードオフを改善できるかもしれない。理想的には、一つの改革が、他の目的を犠牲にすることなく、一つ以上の目的について改善をもたらすかもしれない。しかし一般的には、無償で何かを実現できる改革は存在しない。経済的効率性の改善には何らかの犠牲を伴うのであって、最もうまく競合する目的間の調和を実現する改革を設計することは、政策決定者の永遠の課題である。この論文で提案した枠組みは、トレードオフを明瞭にし、代替案を選択し、よりよい政策を設計するのに役立つことであろう。

## Literature

- Alberini, Anna, David Edelstein, Winston Harrington, and Virginia D. McConnell. 1994. Reducing emissions from old cars: The economics of the Delaware vehicle retirement program. Washington, DC: Resources for the Future, Discussion Paper 94-27.
- Atkinson, Scott E., and Donald H. Lewis. 1974. A cost-effectiveness analysis of alternative air quality control strategies. *Journal of Environmental Economics and Management* 1:237–50.
- Ballard, Charles L., and Steven G. Medema. 1993. The marginal efficiency effects of taxes and subsidies in the presence of externalities: A computational general equilibrium approach. *Journal of Public Economics* 52:199–216.
- Barthold, Thomas A. 1994. Issues in the design of environmental excise taxes. *Journal of Economic Perspectives* 8: 133–51.
- Baumol, William J., and Wallace E. Oates. 1988. *The theory of environmental policy*. New York: Cambridge University Press.
- Been, Vicki. 1994. Locally undesirable land uses in minority neighborhoods: Disproportionate siting or market dynamics? *Yale Law Journal* 103:1383–422.
- Bohm, Peter, and Clifford E. Russell. 1985. Comparative analysis of alternative policy instruments. In *Handbook of natural resource and energy economics*, Vol. 1, edited by A. V. Kneese and J. L. Sweeney. New York: Elsevier, pp. 395–460.
- Bovenberg, A. Lans, and Ruud A. de Mooij. 1994. Environmental levies and distortionary taxation. *American Economic Review* 94:1085–9.
- Break, George F., and Joseph A. Pechman. 1975. *Federal tax reform: The impossible dream?* Washington, DC: The Brookings Institution.
- Buchanan, James M., and Gordon Tullock. 1975. Polluters' profits and political response: Direct controls versus taxes. *American Economic Review* 65:139–47.
- Burmich, Pam. 1989. The air pollution–transportation linkage. Sacramento, CA: State of California Air Resources Board, Office of Strategic Planning.
- Coase, Ronald. 1960. The problem of social cost. *Journal of Law and Economics* 3:1–44.
- Cooper, Richard N. 1994. *Environmental and resource policies for the world economy*. Washington, DC: The Brookings Institution.
- Cropper, Maureen L., and Wallace E. Oates. 1992. Environmental economics: A survey. *Journal of Economic Literature* 30:675–740.
- Freeman, A. Myrick. 1972. The distribution of environmental quality. In *Environmental quality analysis: Theory and method in the social sciences*, edited by A. Kneese and B. Bower. Baltimore: The Johns Hopkins Press, pp. 243–78.
- Fullerton, Don, and Gilbert E. Metcalf. 2001. Environmental controls, scarcity rents, and pre-existing distortions. *Journal of Public Economics* 80:249–67.
- Gianessi, Leonard P., and Henry M. Peskin. 1980. The distribution of the costs of federal water pollution control policy. *Land Economics* 56:85–102.
- Gordon, Roger. 1990. Do publicly traded corporations act in the public interest? Cambridge, MA: National Bureau of Economic Research, Working Paper No. 3303.
- Goulder, Lawrence H. 1995. Environmental taxation and the 'double dividend': A reader's guide. *International Tax and Public Finance* 2:157–83.
- Goulder, Lawrence H., Ian W. H. Parry, and Dallas Burtraw. 1997. Revenue-raising vs. other approaches to environmental protection: The critical significance of pre-existing tax distortions. *RAND Journal of Economics* 28:708–31.
- Hahn, Robert. 1989. Economic prescriptions for environmental problems: How the patient followed the doctor's orders. *Journal of Economic Perspectives* 3:95–114.
- Hall, J., A. Winer, M. Kleinman, F. Lurmann, V. Brajer, and S. Colome. 1992. Valuing the health benefits of clean air. *Science* 225:812–6.
- Hanley, Nick, Jason F. Shogren, and Ben White. 1997. *Environmental economics: In theory and practice*. New York: Oxford University Press.
- Harrington, Winston, Margaret A. Walls, and Virginia McConnell. 1994. Shifting gears: New directions for cars and clean air. Washington, DC: Resources for the Future, Discussion Paper 94-26-REV.

- Joskow, Paul L., and Richard Schmalensee. 1998. The political economy of market-based environmental policy: The U.S. acid rain program. *Journal of Law and Economics* 41:37–84.
- Kaplow, Louis, and Steven Shavell. 1997. On the superiority of corrective taxes to quantity regulation. Cambridge, MA: National Bureau of Economic Research, Working Paper No. 6251.
- Keohane, Nathaniel O., Richard L. Revesz, and Robert N. Stavins. 1999. The positive political economy of instrument choice in environmental policy. In *Environmental economics and public policy: Essays in honor of Wallace E. Oates*, edited by P. Portney and R. Schwab. London: Edward Elgar, pp. 89–125.
- Krueger, Anne O. 1974. The political economy of the rent-seeking society. *American Economic Review* 64:291–303.
- Krupnick, Alan J., and Paul R. Portney. 1991. Controlling urban air pollution: A benefit-cost assessment. *Science* 252: 522–8.
- Lipsey, R. G., and K. Lancaster. 1956–1957. The general theory of second best. *Review of Economic Studies* 24:11–32.
- Maloney, Michael T., and Robert E. McCormick. 1982. A positive theory of environmental quality regulation. *Journal of Law and Economics* 25:99–123.
- Metcalfe, Gilbert E. 1999. A distributional analysis of green tax reforms. *National Tax Journal* 52:655–81.
- Mohr, Robert. 2001. Technical change, external economies and the Porter hypothesis. *Journal of Environmental Economics and Management*. In press.
- Parry, Ian W. H. 1997. Environmental taxes and quotas in the presence of distorting taxes in factor markets. *Resource and Energy Economics* 19:203–20.
- Parry, Ian W. H. 1998. A second-best analysis of environmental subsidies. *International Tax and Public Finance* 5:157–74.
- Pearce, David. 1991. The role of carbon taxes in adjusting to global warming. *The Economic Journal* 101:938–48.
- Pigou, Arthur C. 1932. *The economics of welfare*. 4th edition. London: MacMillan and Co.
- Porter, Michael E. 1991. America's green strategy. *Scientific American* 264:168.
- Robison, H. David. 1985. Who pays for industrial pollution abatement? *Review of Economics and Statistics* 67:702–6.
- Rogers, Diane. 1995. Distributional effects of corrective taxation: Assessing lifetime incidence from cross-sectional data. *Proceedings of the National Tax Association* (meetings of 1994), pp. 192–202.
- Russell, Clifford. 1990. Monitoring and enforcement. In *Public policies for environmental protection*, edited by P. R. Portney. Washington, DC: Resources for the Future, distributed by Johns Hopkins University Press, Baltimore, pp. 243–74.
- Seskin, Eugene P., Robert J. Anderson, and Robert O. Reid. 1983. An empirical analysis of economic strategies for controlling air pollution. *Journal of Environmental Economics and Management* 10:112–24.
- Sierra Research. 1994. Analysis of the effectiveness and cost-effectiveness of remote sensing devices. Sacramento, CA: Report No. SR94-05-05, prepared for the U.S. Environmental Protection Agency by Sierra Research.
- Slemrod, Joel. 1990. Optimal taxation and optimal tax systems. *Journal of Economic Perspectives* 4:157–78.
- Slemrod, Joel, and Marsha Blumenthal. 1993. *The income tax compliance cost of big business*. Washington DC: Tax Foundation.
- Slemrod, Joel, and Nikki Sorum. 1984. The compliance cost of the U.S. individual income tax system. *National Tax Journal* 37:461–74.
- Stavins, Robert N. 1995. Transaction costs and tradeable permits. *Journal of Environmental Economics and Management* 29:133–48.
- Stavins, Robert N. 1996. Correlated uncertainty and policy instrument choice. *Journal of Environmental Economics and Management* 30:218–32.
- Stavins, Robert N. 2000. Market-based environmental policies. In *Public policies for environmental protection*, edited by P. Portney and R. Stavins. Washington, DC: Resources for the Future, pp. 31–76.
- Walls, Margaret, and Jean Hanson. 1999. Distributional aspects of an environmental tax shift: The case of motor vehicle emissions taxes. *National Tax Journal* 52:53–65.
- Weitzman, Martin L. 1974. Prices vs. quantities. *Review of Economic Studies* 41:477–91.