

韓國 環境政策의 經濟的 評價

文 錫 雄*

<目 次>
I. 머 리 말
II. 環境政策 評價의 基準
III. 現政策의 內容과 問題點
IV. 政策改善의 方向
V. 맺 음 말

I. 머 리 말

일반적으로 경제학자들이 생각하는 環境汚染 심화의 원인은 환경(大氣, 물, 土壤, 海洋, 自然生態界)이 다른 財貨와 달리 사용자들 사이에 財產權이 설정되어 있지 않는 公共財로서, 環境財에 대해서 시장이 형성되지 않기 때문이다.¹⁾

환경은 인간에게 생존에 필수적인 물질들을 供給해 주는 동시에 물질들의 유통경로가 되면서, 생물과 인간들이 만들어 내는 排出物과 廢棄物들을 고스란히 그 품에 받을 수 밖에 없는 폐쇄된 체계이다.²⁾ 利己的인 經濟主體들은 자신의 생존과 번영을 추구하면서 각각 상이한 목적으로 환경을 활용한다. 그러나 公共財라는 특성으로 인해 아무도 재산권을 행사할 수 없기 때문에, 자신의 이익을 방해하는 他人의 환경사용을 배제하거나 사용료를 받아낼 수 없어 상호 간에 만들어 내는 外部效果를 통제할 수 없다. 한편 生態系는 생물체의 존재에 유리하도록 스스로 환경의 상태를 조절하기도 하지만, 생태계가 받는 충격과 변화가 그 自淨能力을 초과하게 되면 인류의 존립자체가 위협받게 된다.³⁾ 결국 사회는 상충하는 이해관계를 조정하고 共

* 慶星大學校 經濟學科

1) Coase(1960)와 Walter and Starret(1976) 참조.

2) Boulding(1966)은 지구를 물질을 더 받아들이 수도 내보낼 수도 없는 폐쇄된 우주선에 비유하였다.

3) 하나의 생명체로서 인식되는 지구의 자율적인 조절능력에 대해서는 Lovelock(1987) 참조.

同善을 추구하기 위해서 정부를 통한 規制를 모색할 수 밖에 없는 것이다.

현실적으로 이러한 規制는 암묵적으로나마 제도와 관련법규의 설정을 통해서 환경에 대한 일종의 財産權을 경제주체들 사이에 배분하게 된다. 만일 환경에 대하여 명백하게 재산권을 설정하게 되면, 환경은 종래의 無償財로부터 有償財로 전환되고 環境財에 대한 市場의 형성도 가능하게 된다. 環境財에 대한 경쟁적 시장이 형성된다면, 환경오염은 價格의 信號機能에 의해 효율적으로 조절될 수 있을 것이다. 그러나 환경제에 대해 재산권을 명백하게 설정하기는 어려우며 비록 재산권이 정립되더라도 당사자들 간의 자유로운 협상이나 환경제에 대한 競爭的 市場의 형성은 매우 어렵기 때문에 결국 政府가 시행착오의 과정을 거치면서 환경제의 가격을 설정해 나갈 수 밖에 없게 된다.⁴⁾ 이때 정부가 설정하는 가격이 너무 낮게 책정되면 汚染을 유발하는 생산활동이 지나치게 이루어져 그 副産物인 非財貨(환경오염)의 과잉생산을 초래하여 國民의 福祉水準은 더욱 왜곡될 것이다.

本 研究의 목적은 環境財를 둘러싼 여러 가지 갈등을 조절하기 위해서 제정된 법률체계에 대하여 경제적 분석방법을 적용해 보는 것이다. 環境關聯 法律은 비록 암묵적이긴 하지만, 환경제에 관한 재산권의 배분 그리고 환경제의 가격을 규정하고 있기 때문에 당사자들 사이의 分配問題와 깊이 관계되어 있다. 따라서 本稿의 관심은 정부의 環境保全政策의 골격을 이루고 있는 법률적 구조가 오염생산자와 피해자 사이의 형평에 대하여 어떻게 규정짓고 있는가라는 점이다. 또 정부에서 설정하고 있는 환경제에 대한 가격구조가 환경제의 社會的 價値와 그 훼손으로 인한 社會的 費用을 적절하게 반영하고 있는가에 대해서이다.

본 논문의 구성은 머리말에 이어 Ⅱ節에서 環境政策의 衡平을 평가하는 기준으로 선정한 汚染者負擔 原則을 살펴본다. Ⅲ節에서는 現制度의 기초를 이루고 있는 배출시설 설치허가제도와 초과배출 부과금제도를 약술한 다음, 그 경제적 의의와 문제점을 분석하고자 한다. Ⅳ節에서는 現制度의 문제점을 보완하기 위하여 외국에서 채택하고 있는 다른 제도들을 소개하고 그 도입가능성을 논한다. 끝으로 Ⅴ節에서 본 연구의 한계와 요약 및 결론을 서술하고자 한다.

Ⅱ. 環境政策 評價의 基準

經濟史學者 Douglas C. North의 “신고전파이론은 게임의 패배자들에 대해서는

4) Coase의 접근방법에 대한 비판은 Pearce(1986)와 Boadway and Wildasin(1984, Ch. 5), 李正典(1982) 참조.

아주 간단하게 무시하고 있을 따름이다”⁵⁾는 표현을 빌리지 않더라도, 전통적 경제학은 外部效果를 시정하기 위한 여러 가지 방안들을 평가하면서 항상 效率의 개념을 논의의 중심에 두어 왔었다. 衡平이라고 하는 목표는 전혀 고려되지 않거나 또는 부차적인 사항에 지나지 않았다.⁶⁾

우리나라의 경험에서도 확인되듯이 經濟開發은 逆進的인 환경재의 再配分을 촉진시키게 된다. 고소득층은 제한된 범위에서나마 環境染汚에 대응할 수 있는 다양한 수단을 가지고 있는 반면, 低所得層은 오염을 완화시키거나 대체할 수 있는 방법이 없어서 환경오염의 주된 희생자가 되어 왔다.⁷⁾ 한 사회심리학적 연구결과는 고도의 환경오염이 피해 주민들의 疎外感을 증대시키고 계층 간의 갈등을 악화시킨다는 것을 보여주고 있다.⁸⁾ 環境財의 역진적인 재배분은 소득 및 재산상 分配構造의 惡化와 함께 사회적 통합을 위협하는 중요한 요소가 되고 있다. 그러므로 환경정책을 논하면서 그 정책이 초래하는 분배효과는 효율 못지 않게 경제학자의 「따뜻한 마음」을 끌게 된다.

현실적으로 정부의 공공정책이나 규제가 순전하게 파레토 改善的인 것(Paretian improvement)은 있을 수가 없다. 政府는 여러가지 이익집단들로부터 이해관계가 상충하는 요구와 압력을 받게 된다. 그리하여 어떤 정책이든지 한쪽에는 유리한 결과를 제공하게 되고, 그로 말미암아 다른 한쪽은 손실을 받게 되는 것이 「政府規制의 鐵則」(iron law of regulation)이다.⁹⁾ 따라서 정책의 결과 일어나는 재분배가 형평에 부합하는지를 논의하기 위해서는 분배상의 어떤 변화가 소망스러운 것인가에 대한 價値判斷의 基準이 필요하다. 이러한 가치판단을 위한 기준은 논자에 따라 다양한데, 예를 들면, Pearce(1986)는 환경오염을 시정하는 여러 가지 방안 중 피해자의 實質所得이 오염자와 비교하여 상대적으로 악화되는 결과를 초래하면 공정한 정

5) Watts(1986, p.14).

6) 예를 들어서 'Coase theorem'은 환경재에 대한 재산권을 오염자와 피해자 중에서 어느 쪽에 부여하느냐에 따라서 分配의 結果는 사뭇 달라지는 데도 불구하고, 財產權의 설정에 의해서 效率性이 달성될 수 있다는 것만을 강조한다. 전통적 경제학이 외부효과를 다루면서 衡平의 문제에 접근하는 방법에 대한 상세한 논의는 Nijkamp(1986) 참조.

7) 환경재의 소비 또는 환경보전에 소요되는 비용과 그 혜택의 배분이 경제주체들과 계층간에 불균등하게 배분되는 데 대한 논의와 문헌소개는 Baumol and Oates(1988, ch.15) 참조. 한국에서의 소득계층별 공해방지 비용 부담비율에 대한 연구는 경진승·노상환(1987) 참조.

8) Gillwald(1986) 참조.

9) 파레토 최적을 가져오는 정책이 관련자들 모두에게 厚生의 손실을 초래할 수도 있음을 Baumol and Oates(1988, pp.237-240)는 이론적으로 例示하고 있다. 政府規制의 分配效果가 고르지 않다는 것에 대한 실증적 연구는 Leone(1986), Pashigian(1984), Crandall(1983), Leone and Jackson(1981) 참조.

책이 될 수 없다고 한다.

본 연구에서는 단지 새로 개정된 「環境政策基本法」에서 정부가 스스로 천명하고 있는 「汚染者負擔 原則」(polluter pays principle)을 기준으로 삼고자 한다.¹⁰⁾ 오염자 부담 원칙에 의하면 환경재는 기본적으로 환경오염으로 말미암은 잠재적 피해자들 또는 公共大衆에게 속하는 것이며, 환경오염의 社會的 費用은 오염자가 부담해야 하는 것이다. OECD(1985)는 汚染者負擔 原則에 대해서 다음과 같이 설명하고 있다.

稀少한 環境資源을 경제주체들이 합리적으로 사용하도록 하기 위하여 환경오염을 방지하고, 汚染者들이 이 費用을 부담해야 한다는 것은...생산과 소비과정에서 환경오염을 유발시키는 제화와 용역의 비용 속에 반드시 환경보전비용이 포함되어 있어야 함을 의미하는 것이다....¹¹⁾

이상에서 말하고 있는 바는 오염의 사회적 비용이 오염자의 생산 또는 소비과정 속에 「内部化」되어야 한다는 것이며, 정부에서 環境稅를 부과하거나 오염산업을 규제하는 것은 결국 내부화를 誘導하는 수단이 된다. 그러면 内部化를 誘導하는 방법으로서 排出賦課金(effluent fee) 제도를 실시할 경우, 오염자가 오염억제 비용과 부과금을 소비자에게 轉嫁시킬 수 있다면 오염자부담 원칙을 지해하는 것일까? 그렇지 않다. 私的利潤만을 추구하는 이기적인 기업가가 生産過程에서 발생시키는 환경오염의 사회적 비용을 고려하지 않는 것과 마찬가지로, 過剩 消費慣行에 젖어 있는 현대사회의 이기적인 소비자들도 오염을 유발하는 生産物의 사회적 非效用을 망각하고 있기 때문이다. 즉 그러한 생산물에 대한 수요곡선은 진정한 사회적 한계효용을 반영하지 못하고 있는 것이다. 따라서 환경오염의 사회적 비용이 價格機構를 통한 轉嫁過程을 거쳐서 생산자와 소비자 상호간에 분담되는 것은 오염자부담 원칙에 배치되는 것이 아니다. 오히려 이러한 過程을 거쳐서 수요가 억제되고 결과적으로 汚染生産이 감축된다면, 그것이 바로 資源의 효율적 이용을 위해서 소망스러운 결과를 가져다 준다.

그러나 汚染者負擔 원칙을 구체적으로 적용하고자 할 때 과연 環境汚染의 사회적 비용을 어떻게 算定할 것이며, 이를 어떤 형식으로 부담시킬 것인가에 관한 문제에 봉착한다. 周知하듯이 환경오염의 사회적 비용을 算定하기 위해서는 두 가지 단계의 難題를 해결해야 한다. 첫째는 汚染抑制費用(pollution control cost) 뿐만 아니라, 오염물질이 생태계와 인간에 대하여 直・間接적으로 끼치는 영향, 즉 오염물

10) 1990년 7월에 개정된 環境政策 基本法(7조)에서는 “환경오염 원인제공자는 그 오염의 방지와 오염된 환경회복, 피해구제에 소요되는 비용을 부담토록 한다”고 명시하고 있다.

11) Pearce *et al.* (1989, p.157)에서 재인용.

질 的 有害函數(damage function)에 대한 완전한 정보가 있어야 한다. 둘째는 그 有害函數를 경제적 가치로 환산할 수 있어야 한다. 예를 들어서 Ruff(1970)가 했듯이 두 가지 단계에서 完全한 情報를 가정한다면, 정부는 사회적 가치를 올바르게 반영할 수 있는 環境財의 가격을 설정할 수 있을 것이고 따라서 효율적인 환경보전이 가능할 것이다. 즉 규제자가 적절한 세율을 찾을 수 있는 경우, Pigou稅를 부과하는 방법은 Coase의 방법을 쫓아서 재산권을 오염의 잠재적 피해자에게 부여하는 방법과 함께 效率과 衡平을 동시에 이룩할 수 있는 방안이 되는 셈이다.¹²⁾ 그러나 현재 관련 學問의 수준은 이 모두에 대해서 충분한 지식을 제공할 수 있는 상태에 도달해 있지 않으므로 汚染者負擔原則을 구체화 시키는 것 뿐만 아니라, 효율적인 정책집행이 제약을 받고 있다.

실제적으로 이러한 제약 때문에 정부는 먼저 사회가 추구하는 環境質의 목표치를 설정한 다음 「價格規制」와 「數量規制」중에서 어느 한 가지를 선택하거나 혼용하는 방식을 택하여 목표로 정한 환경기준을 달성하고자 한다. 그런데 어떤 방법을 택하더라도 시행착오의 과정을 거치면 환경기준치를 달성할 수는 있겠지만, 두 가지 제도의 시행과정에서 초래되는 분배의 결과는 다르게 된다. 따라서 현실의 제도는 환경보전을 요구하는 측과 생산의 투입요소로서의 환경오염이 계속 필요한 측 사이에서 대립하는 利害를 조정하는 政治的 過程을 통해서 구체화되는 것이다. 일반적으로 「가격규제」방식은 「수량규제」방식 보다도 衡平의 原則 즉 오염자부담 원칙이 더 잘 반영되는 제도이면서 經濟的 誘因과 效率의 관점에서도 우월한 것으로 알려져 있다.¹³⁾ 그러나 오염자에게는 보다 불리한 제도인 것이다.

이하 Ⅲ節에서는 경제적 분석방법을 통해서 現制度가 실제로 오염자부담 원칙에 부합되지 않는다는 것을 보이고자 한다.

Ⅲ. 現政策의 內容과 問題點

환경오염을 예방하기 위한 정부의 環境保全 綜合對策은 배출시설 설치허가제도,

12) 환경오염을 규제하는 여러가지 대안들과 형평의 관계에 대한 상세한 논의는 Pearse (1986)와 Boudway and Wildasin(1984, Ch.5) 참조.

13) 여기서 말하는 效率은 費用最小化로서의 효율을 의미한다. 불완전 정보를 전제하고 있기 때문에 파레토효율의 달성은 불가능해진다. 단지 배출허용기준 또는 環境質의 목표 수준이 정해지면 이를 最小費用으로 달성한다는 의미인 것이다. 이런 의미에서 파레토효율은 최소비용을 당연히 함축하지만, 최소비용의 방법이 파레토효율을 보장하는 것이 아님을 유의해야 한다. Baumol and Oates(1988, Part II), Tietenberg (1974, p.4) 참조.

초과배출부과금 제도, 自家測定 제도, 환경영향평가 제도 등을 중심으로 하고 있다.¹⁴⁾ 本稿에서는 특히 배출시설 설치허가 제도와 초과배출 부과금 제도를 중점적으로 고찰하고자 한다. 그 이유는 바로 이 제도가 水質汚染과 大氣汚染을 규제하는 관련 법규의 중심이 되고, 韓國의 環境政策이 시설기준 중심 또는 수량규제 방식을 채택하고 있다는 기본 성격을 분명하게 보여주고 있기 때문이다.

1. 現制度의 骨格

現制度 아래에서 汚染物質을 배출하는 시설을 설치하고자 하는 자는 법이 정하는 요건을 갖추어 오염물질을 배출허용기준 이하로 배출하겠다는 경우에 한해, 국가는 일반적 규제를 해제하여 배출시설의 설치와 운영을 개별적으로 허용해 주고 있다. 정부는 排出施設을 설치하고자 하는 자가 시설을 설치하기 전에 제출한 허가신청 서류의 내용을 심사하고, 일정 요건 충족을 前提로 배출시설의 설치를 事前에 허가해 주는 것이다.¹⁵⁾

排出施設의 설치허가는 법령에 특별한 규정이 없는 한 適法한 허가신청이 있는 경우에는 반드시 허가를 해 주어야 하는 羈束許可라 할 수 있다. 따라서 법적으로 허가요건이 충족되더라도 公益의 우선 여부를 판단하여, 허가를 보류할 수 있는 자유 재량허가가 아니다.¹⁶⁾ 그리고 허가의 유효기간도 한정되어 있지 않을 뿐 아니라, 허가갱신제도도 없어서 최초허가를 얻어서 설치한 배출시설이 존재하는 한 許可의 效力은 지속된다는 점도 특징이라고 볼 수 있다.

정부에서 오염물질을 배출하는 시설에 대하여 許可制를 실시하는 목적은 환경목표로서 설정한 環境基準을 달성하기 위한 것이다. 배출시설 허가제의 핵심은 규제대상이 되는 각종 오염물질에 대하여 일반배출 허용기준을 설정하고, 이를 주요 규제수단으로 삼아서 행정목표로 세운 環境基準을 달성하고자 한다는 것이다. 大氣 분야에 있어서는 오염물질로 규정된 55개 중에서 오염비중이 큰 黃酸化合物 등 21개

14) 本節의 논의 중에서 현 제도에 관한 서술은 環境處(1988)에 근거하고 있다. 1990년 7월 임시국회에서 환경관련 법규들이 개정되었으나 기본 골격에는 변함이 없고, 과거보다도 더욱 엄격한 법적용의 근거를 제공하고 있다. 현행 법률은 단순히 排出賦課金 제도라고 命名하고 있지만, 경제학에서 일반적으로 쓰이고 있는 「effluent fee」와 혼동을 피하기 위하여, 초과배출부과금 제도라고 부르기로 한다.

15) 設置許可의 요건으로는 배출시설의 設置內譯書, 工程圖, 원료(연료와 用水 포함)의 사용량 및 제품의 생산량과 오염물질 등의 배출량을 예측한 내역서, 오염 방지시설의 설치내역서 등의 구비서류를 첨부하고, 그 내용의 검토 결과 오염물질의 배출을 허용기준 이하로 억제하는 것이 가능하다고 판정되는 것이다.

16) 배출시설이 배출허용기준을 준수하더라도 주변에 유해한 영향을 끼칠 우려가 있는 上水보호구역에 위치하거나, 또는 이에 인접한 지역에서 특정 유해물질을 배출하는 시설에 대해서는 허가를 제한할 수 있다.

물질에 대하여 배출시설별로 배출의 最大許容濃度를 설정하고 있다. 이외에 粉塵・煤煙에 대해서도 배출시설별로, 소음・진동에 대해서는 시간별, 지역별로 그리고 惡臭에 대하여도 그 기준을 정해두고 있다. 한편 水質規制를 위하여는 COD, BOD, 수은, 카드뮴 등 22가지에 대하여 환경기준치가 다르게 설정되어 있는 각 지역에 따라서 差等的으로 배출 최대허용농도가 정해져 있다.¹⁷⁾

規制의 제 1 단계로서 설정한 일반배출 허용기준은 정부가 설정한 최저기준으로 규정되어 있는 것이다. 環境基準이 이 단계의 규제로서 달성될 수 없는 경우에 대비하여 특정지역을 특별 대책지역으로 지정하여 특별엄격배출 허용기준을 설정하거나, 연료의 사용을 규제할 수도 있다. 나아가 토지의 이용과 시설설치에 제한을 가하거나, 總量規制를 실시할 수 있도록 되어 있다. 한편 오염자가 배출허용기준을 초과하는 행위에 대하여는 개선명령, 조업정지, 경고, 고발, 폐쇄 등의 행정적 규제를 조치함과 아울러, 개선명령 또는 이전명령을 받고도 배출허용기준을 초과하는 오염물질을 배출하는 경우 초과배출 부과금의 납부를 명하게 되어 있다.

法規違反이 적발된 기업이 납부하는 부과금은 環境汚染 防止基金이라고 하는 특별 기금계정으로 산입되어서 환경오염 방지사업과 환경오염으로 인한 피해구제, 오염 방지시설투자에 대한 장기 저리융자를 위한 財源으로 활용된다. 私益을 추구하는 오염자들은 오염물질의 배출을 기준치 이하로 억제하는 데 드는 비용이 법규를 위반할 때 부담하게 될 기대비용보다도 크다고 하면, 법규위반의 기대이익이 陽의 값을 가지므로 위반을 감행하려고 할 것이다. 賦課金의 납부명령이 기업들의 自發的인 법규준수를 誘導할 수 있기 위해서는, 부과금의 수준이 실제의 정상적인 오염처리 비용보다도 적어도 같거나 높아야 할 것이다. 따라서 초과배출부과금 제도의 입법취치가 법규준수의 강제를 위한 수단으로서인지, 아니면 財源確保인지는 실제 오염처리 비용에 대한 부과금의 상대적 수준을 보면 알 수 있을 것이다.

부과금의 수준을 오염자의 실제적인 오염처리 비용과 비교해 보기 위해서는 별도의 실증적 연구가 필요하다.¹⁸⁾ 현재 이에 대한 실증적 연구가 없다 하더라도 환경청의 단속 결과 또는 국민들이 체험하고 있는 환경오염 상태를 보아서 추측하면, 현재의 초과배출 부과금 제도가 법규의 준수 내지는 自發的인 오염억지 노력에 대한 誘因을 缺하고 있음을 알 수 있다.

環境廳의 집계에 의하면 과거에 비하여 지도・단속이 무척 강화된 해였던 1989년

17) 환경청(1988, pp.222-8, 333-334 참조).

18) 李正典(1987, p.277)은 한가지 예를 들고 있다. 즉 廢水 400m³/日, COD 약 230ppm, 浮遊物質 130ppm인 섬유공업의 경우 活性汚泥 방법으로 처리할 경우 처리비용은年間 약 3千萬원임에 반해 엄격히 적용된 초과배출 부과금은 2,200萬원에 불과하다.

말 현재, 공해관리 상태가 양호하다고 판정된 「청색」 업소는 전체의 41%(수질분야 32.5%, 대기분야 45.9%)에 지나지 않고, 「녹색」업소는 42%, 「황색」업소는 13.6%, 「적색」업소가 3% 등으로 나타나 있다. 특히 年間 연료사용량이 1만톤을 넘는 대형 대기오염물질 배출업소 20곳과 하루 폐수량이 3천톤 이상인 대규모 폐수 배출업소 1곳 등 모두 21개소가 「적색」으로 나타나, 大企業 가운데 공해방지시설 조차 제대로 갖추지 않은 곳이 상당수 있는 것으로 밝혀졌다.¹⁹⁾

결과적으로 서울은 중국의 선양, 이란의 테헤란에 이어 세계에서 3번째로 아황산 가스 오염이 심한 도시라는 불명예를 갖게 되었고,²⁰⁾ 전국 주요 도시의 食水源의 水質은 악화되어 왔다. 오염물질 배출기준에 맞는 공장폐수의 절반이 먹이사슬을 파괴하고 암을 일으킬 가능성이 있기 때문에 현행 廢水 排出基準을 근본적으로 고쳐야 한다는 지적도 제기되고 있다.²¹⁾ 따라서 현재의 초과배출 부과금 제도는 법규의 강력한 집행에 대한 의지보다도 財源 확보가 우선이어서 環境汚染을 조장하는 부작용을 낳고 있는 것으로 보인다.

2. 現制度的 經濟的 意味

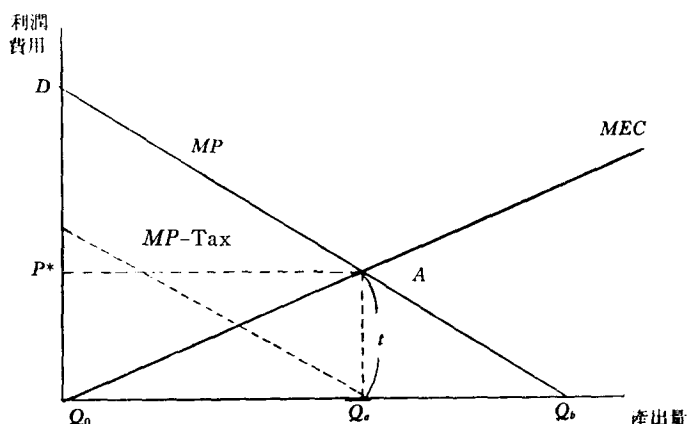
현행 排出施設 設置許可制度의 經濟的 의미를 설명하기 위하여, 먼저 <그림 1>을 이용하여 완전정보와 지식을 가정할 경우에 「價格規制」와 「數量規制」가 형평의 관점에서는 전혀 다른 결과를 초래한다는 것을 살펴 보고자 한다. 비록 이상적인 상황 설정 하에서 논의를 전개하지만 두 가지 상이한 規制方式의 차이가 示唆하는 바는 큰 것이다.

<그림 1>에서 MP 는 汚染者가 기업이라고 가정하였을 때에 이 기업이 汚染的 生産活動으로 인하여 얻을 수 있는 限界利潤函數(marginal profit function)를 나타낸다. MEC 는 限界外部費用函數(marginal external cost function)로서 오염물질의 배출로 말미암아 생태계와 피해자들이 입게되는 限界損失(marginal damage)을 경제적 가치로 측정하여 나타난 것으로, 자원의 효율적 배분을 위해서는 내부화되는 것이 바

19) 環境廳은 해마다 과거 2년 동안의 公害排出業所에 대한 지도, 점점 실적을 감안하여 靑, 綠, 黃, 赤의 등급을 매기고 낮은 등급을 받은 업소를 집중 단속하고 있다. 지난 2년 동안 한 차례도 위반사실이 적발되지 않은 업소는 「청색」, 신규업소나 고의가 아닌 위반횟수가 3회 이하인 업소는 「녹색」, 3회 이상 위반 및 고의성 위반업소는 「황색」 그리고 공해방지 시설이 미흡하여서 상습적으로 위반하거나 유해물질을 다량 배출하는 업소는 「적색」으로 분류된다. 1990년 개정법률에서는 배출시설 및 방지시설의 비정상 운영행위에 대해서는 형사처벌기준을 강화하고(15조, 57조), 이전명령이나 폐쇄명령을 받기도 이행하지 않는 경우에는 관계기관에게 斷電이나 斷水조치를 요청할 수 있도록 하는 조항(21조)을 추가하였다.

20) 地球環境監視體制(GEMS) 報告書 (1990년 5월).

21) 노경구·김용화 (1990).



〈그림 1〉

람적하다. 논의의 편의를 위해서 汚染物質의 排出量은 산출량의 선형함수라고 가정한다. 非볼록성(non-convexity)의 문제를 논외로 하고 완전경쟁을 가정하면, MP 와 MEC 가 교차하는 점(Q_0)까지 오염을 허용하게 되면 市場의 失敗가 시정되고 파레토 효율적인 성과가 이루어지는 셈이 된다.²²⁾

이렇게 되기 위해서는 오염자로 하여금 산출량을 결정할 때에 第3者에게 끼치는 非效用을 감안하도록 유도해야 하는데, 규제자에게 완전한 정보와 지식이 주어진다 고 가정할 때, 파레토 최적상태에서 MEC 와 일치하는 오염물질 단위당 稅額(〈그림 1〉에서 t)을 찾아서 이를 오염기업에게 부과하면 된다. 그러면 汚染者의 利潤函數는 하방 이동하여 $MP-Tax$ 로 되고, 課稅後 이윤을 극대화하는 기업은 그 산출량을 稅前의 Q_0 대신, 사회적 최적산출량 곧 最適汚染許容 수준에 적합한 산출량, Q_s 로 결정하게 될 것이다. 이때의 세액 t 는 환경재의 社會的 價値를 반영하는 가격이 되는 것이며, 따라서 생산자와 소비자는 언제든지 환경오염의 대가를 지불하게 된다. 그 대가의 분담은 供給과 需要의 彈力性에 따라서 생산자와 소비자 사이에 분담 비율이 결정되어 진다.²³⁾ 그리고 租稅收入($Q_0 P^* A Q_s$)은 피해자에 대한 보상, 환경보전 관련사업 등에 대한 투자를 통해서 국민의 복지증진에 사용되어 지

22) 이 그림의 기본 모형은 Pearce(1986)로 부터 따 왔다.

P 는 가격, MC 는 私的 限界費用을 나타낸다고 할 때,

$MP = P - MC = MEC$ 이면

$P = MC + MEC =$ 社會的 限界費用

이고 이는 바로 파레토 最適의 條件을 나타낸다.

23) 예를 들어서 해당 산업의 공급곡선이 수평선을 이룬다면, 피구稅의 全額은 소비자 부담으로 귀착케 된다. 한편 해당 산업이 지불하게 되는 총세액은 MEC 의 기울기에 따라서 사회에 끼치는 총손실 금액에 비하여서 많거나, 적거나, 같아지는데 이에 대한

거나 다른 조세의 부담을 경감시키는 등 再分配機能을 수행할 수 있을 것이다.

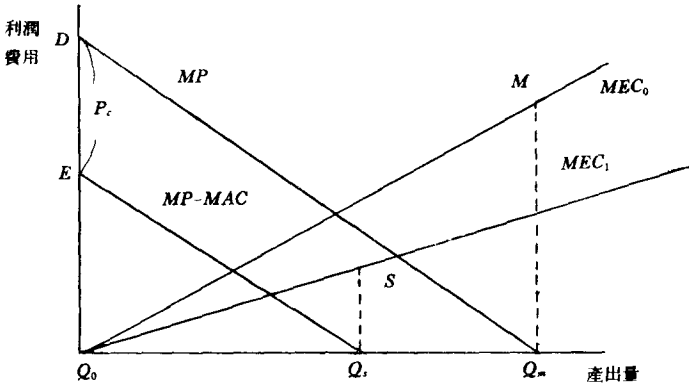
規制者가 상기 논의에서처럼 市場原理를 이용하는 가격에 의한 접근방법을 취하게 될 경우 결과적으로 파레토 效率과 衡平(汚染者負擔 原則)을 동시에 충족시키게 된다. 뿐만 아니라 기업이 오염을 적게 유발하는 새로운 技術의 開發, 工程의 개선, 대체원료의 개발, 산출물들의 비율변경, 품질의 변화, 낡은 시설의 改替, 오염 억제시설의 설치 등의 방법을 통해서 t 보다도 저렴한 가격으로 산출량 單位當 오염배출을 억제할 수 있는 기업은 그렇게 하고자 할 誘因을 갖게 될 것이다.

이제 규제자가 數量規制 방식을 택하여 오염기업의 산출량을 직접 할당하는 경우를 살펴본다. 역시 규제자에게 완전한 정보와 지식이 주어진다고 가정하면, 자원 배분에 있어서는 價格規制와 똑같은 결과를 유도해 낼 수 있는 배출허용량을 계산해서 그와 결부된 산출량(Q_a)을 해당 기업에게 배정할 수 있을 것이다. 이때 기준을 위반하는 오염자에 대해서는 P^* 또는 그 이상의 벌금을 부과함으로써 배출허용기준의 준수를 강제할 수 있을 것이다. 말하자면 일종의 二重稅率構造로서 오염자는 허용기준 이내의 범위에서는 합법적인 「汚染權」을 부여 받게 되는 셈이며, 이 限度까지는 생산의 不可缺少한 투입요소인 환경재를 無償으로 사용할 수 있는 것이다. 環境財의 價格은 Q_a 와 결부되는 한도까지 완전히 零이 되고, 피해자는 오염자가 공급해 주는 非財貨로 인한 厚生損失(Q_0AQ_a)을 고스란히 감수해야 한다. 한편 오염자는 가격에 의한 규제방식 때와 비교하여 보다 많은 生産者剩餘(Q_0DAQ_a)를 향유하게 되므로 당연히 數量規制 방식을 선호하게 될 것이다.²⁴⁾ 또한 오염자에게는 無償으로 환경재를 사용할 수 있는 한 오염물질의 배출을 억제하기 위한 제반 노력을 기울일 誘因이 價格規制 방식에 비교하여 약화될 것이다.

數量的(또는 시설기준에 의한) 접근방식을 택하고 있는 현행 배출시설 설치허가제도의 경제적 의미는 <그림 2>를 통해서 단순화된 설명을 시도해 볼 수가 있다. 이번에는 규제자가 MP 와 MEC 의 형태와 위치에 대한 정보를 갖고 있지 못하고, 다만 현재의 환경오염 상태에 대한 지식만을 갖고 있다고 가정한다. 따라서 정부는 환경기준치를 설정한 다음 각 오염자에게 排出許容基準을 결정해 주고, 환경오염 정도에 따라서 허용기준을 강화하는 시행착오과정을 거쳐 환경기준치를 달성할 수 있다고 가

상제한 논의는 Baumol and Oates(1988, pp.52-54) 참조. 또한 동일한 오염물질을 배출하는 기업일지라도, 그 지리적 특성에 따라서 사회에 끼치는 損傷의 정도가 다를 때에는 單一稅額으로는 파레토 최적의 달성되지는 않는다. Tietenberg(1974) 참조.

24) 규제자는 뿐만 아니라 수량규제에 의해서 해당 산업에 일종의 進入障壁을 설정해 주는 효과를 초래하여 기존 기업들이 사실상 카르텔을 형성할 수 있게 된다. 이에 대해서는 Buchanan and Tullock(1975) 참조.



〈그림 2〉

정한다. 또 편의상 정부의 배출허용기준을 지키기 위해서 기업이 추가로 부담하게 되는 汚染抑制限界費用(marginal abatement cost)이 일정하며, 해당 財貨에 대한 수요곡선이 아주 탄력적이어서 소비자에게 이 비용을 轉嫁시킬 수 없다고 가정한다. 따라서 〈그림 2〉에서 기업이 오염방지시설을 가동할 경우의 限界利潤函數를 나타내 주는 $MP-MAC$ 는 MP 에 평행하다. 정부에서 설정하고 있는 허용기준을 강화할수록 $MP-MAC$ 는 좌측으로 평행이동하게 된다. 한편 기업이 오염방지시설을 正常的으로 가동할 경우에는 財貨의 산출량 단위당 오염물질의 배출량이 감소할 것이므로, 방지시설을 가동하지 않을 경우의 MEC_0 보다도 가동할 경우의 MEC_1 이 더욱 완만한 기울기를 갖게 된다.

기업이 방지시설을 정상 가동하게 되면 利潤極大化 산출량은 Q_0 가 될 것이며, 그 범위까지 오염자는 無償으로 환경을 오염시킬 수 있게 된다. 만일 Q_0 와 결부된 오염물질의 방출량이 환경의 自淨能力을 毀損시키지 않는다면, 즉 전혀 內部化되지 않아도 좋은 수준이라면, 이 범위내에서 환경재의 사용가격이 零이 되어도 좋을 것이다.²⁵⁾ 그러나 이미 自淨能力을 상실했거나, 한계에 달하고 있거나 또는 불확실한 상황하에서는, 정부가 法에 의해서 정상처리된 폐수의 잔류오염물질에 대해서도 陽의 가격을 설정하는 것이 오염자부담 원칙에 부합하는 것이 된다.

이제 超過排出 賦課金을 비롯하여 법규를 위반한 기업에 대한 벌칙의 기대수준이 기업의 汚染抑制限界費用(P_c) 보다도 낮을 경우, 기업은 위반을 감행하여서 Q_m 까지 산출량을 확장하게 될 것이다. 따라서 기업의 위반이 적발되지 않을 경우 生産

25) 그러나 인구의 증가, 경제성장으로 인한 새로운 오염원의 증가 등으로 인하여 환경의 自淨能力은 약화되어 갈 것이므로, 장기적으로는 그 범위의 오염대가가 零이 되도록 허용하는 것이 불가능할 것이다.

者剩餘는 Q_0EQ_m 에서 Q_0DQ_m 로 증대되는 반면, 피해자들의 후생손실은 Q_0SQ_m 로부터 Q_0MQ_m 로 확대될 것이다. 기업은 防止費用과 위반시의 期待費用 간의 차액이 클수록 법규를 위반하여 환경재를 원하는 수준까지 거의 無償으로 사용하려는 유혹을 받게 된다.

지금까지 정부의 環境保全政策이 失效政策으로 전락하게 된 근본 원인은 정부가 국민들의 공동소유물인 環境財를 오염원인자들이 일정 범위 내에서, 나아가 그 범위마저 준수하도록 철저히 강제되지 않았기 때문에 사실상 환경재를 無償으로 사용할 수 있도록 한 制度的 결함에 있는 것이다. 현재와 같은 제도 하에서 오염원인자들에게 환경재의 사용가격 또는 오염의 대가는 거의 零에 가까운 것이다. 바로 현행 제도의 이러한 특성 때문에 지금까지 환경오염이 가속적으로 진행되어 온 것이다. 물, 공기와 같은 사회적 필수자원을 私的 利益을 위해서 사용하면서 오염시킬 때는 반드시 그 가격을 지불하도록 해야 함에도 불구하고, 환경재의 공동소유권자인 국민들은 지금까지 자기 소유물의 일부를 오염자들에게 無償으로 임대해 주어 환경오염을 自招해 왔을 따름이다.

이처럼 현재의 시설기준에 의한 直接規制 방식은 衡平의 원칙에 배치될 뿐 아니라, 개별 오염자들의 汚染抑制費用 上的 차이를 전혀 고려하지 않고 같은 범주에 속한 모든 오염자들에게 똑 같은 배출허용기준을 배정해 주고 있으므로, 費用最小化의 관점에서 非效率的인 제도이다. 정해진 환경기준을 달성하면서 사회 전체적으로 오염방지비용을 최소화하기 위해서는, 동일 오염물질에 대하여는 같은 가격을 지불케 함으로써 모든 오염자들이 그 가격과 한계비용이 같아지는 수준까지 오염물질을 배출할 수 있도록 허용되어야 한다.²⁶⁾ 특히 오염처리기술에 規模의 經濟가 작용할 경우 현제도는 대규모 오염자에게 유리하게 된다. 따라서 環境汚染防止를 위해서 국가 전체적으로 필요 이상의 비용을 지출하고 있는 것이며, 이러한 非效率은 環境保全을 위한 노력에 큰 제약을 가하고 있다.

IV. 政策改善의 方向

衡平和 效率을 提高하면서 환경보전을 도모할 수 있는 제도개선의 방향은 본래적 의미의 배출부과금 제도를 비롯하여 시장원리를 응용하는 제도를 우리 사정에 맞게 도입하는 것이라고 생각한다. 이하에서는 실제로 水質分野에서 이러한 제도를 채택

26) 보다 개괄적인 설명에 대하여는 李正典(1987) 참조. 비용최소화를 위한 조건에 관한 수학적 증명은 Baumol and Oates(1988, pp.165-173) 참조.

하고 있는 독일의 「聯邦水質保全法」(Wasserhaushaltsgesetz, 1976)과 「排出賦課金法」(Abwasserabgabengesetz, 1976) 및 미국에서 주로 대기오염방지와 관련하여 응용되고 있는 「汚染權 發賣制度」(marketable permits)를 소개하면서, 이러한 제도의 우리나라에서의 定着可能性을 논하고자 한다.

1. 獨逸型 排出賦課金制度²⁷⁾

1970년대초 獨逸의 環境水準은 급격한 공업화로 인하여 상당히 저하되어 하천의 自淨能力이 크게 위협을 받았으며, 많은 지역에서는 水質이 악화되어 食用水源으로서 적합치 않게 되었다. 마침 당시에 시장원리를 도입하는 방법에 대한 정치적 지지가 점점 더 확산되는 것을 배경으로 하여 제안된 초기의 법안은, 경제학자들의 주장대로 共有河川의 用水를 사용함으로써 초래되는 훼손에 비례해서 배출물질에 부과금을 매기는 것이었다. 그러나 일부 지방 州政府은 이러한 급격한 변화에 반대하여 비교적 온건한 賦課金制度를 채택할 것을 주장하였다. 1976년에는 종래의 규제방식에 부과금제도를 혼합한 방식이 득세하게 되었는데, 이 제도는 오염을 억제하기 위한 충분한 誘因을 주기 위해서 高率의 부과금을 매기는 동시에 행정적 관리를 계속하는 것이었다.²⁸⁾

새로운 법에 의하면 聯邦政府는 배출허가의 조건을 설정하고, 일부 주요 오염물질에 대해서는 균일한 배출기준, 또 地方自治體의 하수처리장과 기업들이 반드시 지켜야 할 처리기술의 최저기준을 정할 수 있었다. 전국의 모든 하천이나 수역에 적용되는 최저한도의 水質基準을 설정할 수 있는 권한도 연방정부에게 주어졌다. 이에 따라 연방정부는 第2等級을 목표치로 설정하였다. 2級水란 어느 정도 오염은 허용할지라도 다양한 해조류, 가재, 곤충의 유충과 고기들의 생존을 보장하는 충분한 溶存酸素를 유지하는 수질을 의미한다. 처리기술의 기준은 배출물질이 산업체에 기인한 것인지 또는 地方自治體에 기인한 것이냐에 따라서 다르게 설정되며, 산업체 중에서도 산업에 따라서 다른 기준이 적용되게 되었다.

발부되는 배출허가는 두 가지 기본사항을 포함하고 있다. 첫째는 폐수와 관련되는 모든 物理的, 化學的, 生物學的 자료(pH, 온도, 생물학적 산소요구량, 기타 농축물질)와 폐수의 점검절차, 그리고 정해진 단위기간 내의 최대배출량을 명기한다.

27) 유럽에서는 水質 분야에서는 이미 프랑스와 네덜란드가 1969년부터 유사한 배출부과금제도를 실시하고 있었다. 독일의 水質保全制度에 대한 상세한 논의는 Brown and Johnson(1984) 참조, 독일도 대기오염 분야에서 부분적으로 汚染權 發賣制度에 근거한 排出量去來制度(emission trading)를 도입하고 있다.

28) 일정한 최저시설 기준을 계속 요구하고 있다는 점에서 이상적인 제도라고 볼 수는 없다.

명기된 폐수의 수질은 연방정부의 규정에 의한 최저조건을 충족시켜야 한다. 물체는 배출부과금을 설정하는데 필요한 모든 자료들을 포함하고 있다. 賦課金算定의 대상이 되는 오염물질들은 固形沈澱物(settleable solids), 化學的 酸素要求量(COD), 카드뮴, 수은 그리고 어류에 해로운 유해물질 등으로 허가서에는 年間 방류할 수 있는 수량도 명시하게 된다. 일반적으로 賦課金算定의 근거는 실제의 수준보다도 배출업자가 예상하는 농도와 방출량이 되며 배출금도 쉽게 계산된다. 배출허가의 신청자가 제시한 자료는 「排出賦課金法」의 부록에 명시되어 있는 賦課係數들을 이용하여 바로 有害單位(damage units)로 환산된다.²⁹⁾ 부과금은 이 有害單位를 근거로 계산되고 1981년에는 단위당 12DM이던 것이 1986년에는 40DM으로 인상되었다.

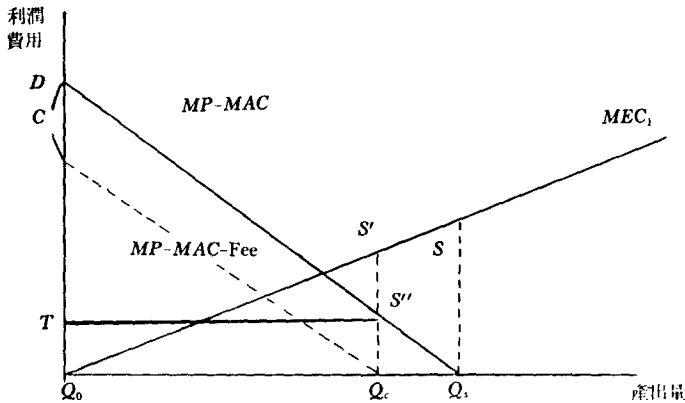
한편 排出業者들이 설정한 최저기준을 충족시키도록 하는 經濟的 誘因으로서 연방정부의 최저기준을 지키는 배출업자에게는 단위당 부담금을 半減시켜 주었다. 만약 州政府가 훨씬 엄격한 기준을 설정한 경우 州의 기준을 지키는 업소에 대해서 50% 할인혜택을 주게 된다. 통상적으로 신청자들의 기대값은 기준을 초과하지 않았으나, 판정기준은 최근 5회 점검 측정치의 평균이 되었다. 실제 배출량이 이 기준을 초과하는 경우 배출업자는 허가정지와 함께 50% 할인혜택을 상실하도록 하였다.³⁰⁾

이상에서 간략하게 소개한 獨逸의 排出賦課金制度는 우리나라의 현제도에 비교적 용이하게 접목시켜서 衡平과 效率을 동시에 提高할 수 있는 모델을 제시해 주고 있다. 獨逸型 制度를 도입하게 되면 각 하수처리장과 개별오염자들은 법규의 기준에 따라서 正常處理된 폐수의 잔류오염물질에 대해서도 일정한 가격을 지불하게 된다. 이 제도의 도입으로 인한 分配的 側面的 變化는 <그림 3>을 통해서 단순화해 볼 수 있다.

<그림 3>에서 *MP-MAC*는 현재 「청색업체」로 분류되어 있는 한 假想的 기업의 限界利潤函數를 나타내고 있다. 즉 이 기업은 防止施設을 정상적으로 가동하여서 현행의 배출기준을 엄격하게 준수하고 있다. 이제 배출부과금제도의 도입으로 잔류오염물질에 대해서도 단위당 *C* 만큼의 부과금을 납부해야 하고, 이를 소비자들에게 轉嫁시킬 수 없다고 가정한다. 정부는 배출업소에 대한 直接規制 대신에 이제는 부과금수준의 조절을 통하여 環境基準值를 달성하려고 하는 것이다. 이 기업은 오염

29) 예를 들면 COD에 대해서는 연간 100kg당 2.2를 곱한다.

30) 1981년 현재 배출업자의 절반 이상이 50% 감면혜택을 받고 있으며, 일부 州에서는 90%가 혜택을 받는 것으로 알려져 있다. 한편 부과금의 징수로 인하여 증대하고도 심각한 경제적 난관에 직면케 되는 기업에게는 일시적으로 부과금을 면제해 주는 조항도 있다. 이 경우 부과금의 일부 또는 全額을 면제해 줄 수 있다.



〈그림 3〉

처리 한계비용이 C 와 같아지는 수준까지 오염물질의 배출을 억제하거나, 오염처리 한계비용이 C 보다 높으면 현재의 오염물질 배출량 전부에 대하여 부과금을 납부할 것이다. 즉, 오염물질을 보다 싸게 처리할 수 있는 기업은 오염물질의 배출량을 많이 줄이게 되고 처리비용을 비싸게 지불하는 기업은 배출량을 늘일 수 있으므로 사회 전체적으로는 더욱 저렴한 處理費用을 지불하게 된다.

만일 企業의 汚染處理 限界費用이 C 보다 높다면 이 기업의 限界利潤函數는 $MP-MAC-Fee$ 로 좌측이동하게 되고 산출량은 Q_c 로 감소되어 생산자 잉여도 감축된다. 한편 오염피해자들의 厚生損失은 Q_0SQ_s 에서 $Q_0S'Q_c$ 로 감소되고, 동시에 $Q_0TS''Q_c$ (단, $Q_0T=C$) 만큼의 부과금수입이 창출되어서 공공부문의 재원으로서 활용될 수 있게 된다. 만일 독일에서처럼 이 수입으로부터 環境保全 행정비용의 전부 또는 일부가 조달될 수 있게 되면 환경행정을 강화하는 데 크게 유익할 것이다.³²⁾

뿐만 아니라 이러한 부과금제도가 定着되면 항상 비용최소화를 추구하는 산업체들이 오염방지 또는 처리기술을 발전시키도록 장려하는 적절한 內在的 誘因裝置가 될 수 있다. 인구의 증가와 경제성장으로 오염물질의 배출이 증가하는 추세를 고려한다면, 현재의 수질이 만족스럽다거나 適正施設을 갖추고 있는 기업에 대해서도 오염처리기술의 발전과 오염을 유발하지 않는 생산기술의 개발, 工程改善 등을 계속 추구하도록 유도해야 하는데, 부과금은 비록 料率이 낮을 경우에도 기업들이 비용

31) Brown and Johnson(1984, pp.945-946)에 의하면, 독일에 있어서 1981년의 경우 부과금 수입총계는 약 3억 5,000만 DM에 달하였으며, 이 수입금은 州政府의 수질관리를 위한 행정비용, 또는 기업의 工程改善을 포함하여 수질보전과 提高에 유익한 프로젝트들을 지원하는데 이용되었다. 행정관리비로 지출되는 몫은 州政府에 따라 다르지만 어떤 州는 초기에는 약 50%에 이르렀으나, 점차 20~25%로 감소될 것이 예상되었다. 또 부과금수입은 공해방지시설투자에 대한 보조금의 중요 자금원이 된다.

최소화를 추구하는 한 그러한 노력을 지속케 할 것이기 때문이다.³²⁾ 한편 많은 종류의 租稅가 소망스럽지 못한 부작용을 초래하여서 여러 가지 방법으로 경제활동을 歪曲시키기 때문에 경제에 지나친 부담을 지우는 데 반하여, 배출부과금은 오히려 유익한 부수효과를 수반한다. 배출부과금은 경제내의 歪曲을 是正하면서 동시에 공공수입을 창출해 내는 것이다.³³⁾

汚染者負擔原則의 확립으로써 형평의 원칙이 관철되고 비용의 절약을 기대할 수 있다는 점 이외에 또 의미깊은 효과는 이 제도가 汚染者들의 環境財에 대한 인식과 행위양식을 바꾸어 놓으리라는 점이다. 국민 1인당 賦課金料率이 가장 높은 것으로 알려지고 있는 네덜란드를 대상으로 한 실증적 연구에 의하면, 배출부과금 제도가 오염물질의 감축뿐만 아니라 企業의 行動樣式에 상당한 영향을 끼친 것으로 나타나고 있다.³⁴⁾ 또한 부과금의 料率은 실시 이래로 조금씩 꾸준히 증가해 왔는데, 料率의 인상은 오염물질의 감소와 상관관계가 있었으며 Brown and Bresser(1986, pp.5, 10)에 의하면 15년(1969~84) 동안에 오염정도는 90% 정도 감소한 것으로 알려지고 있다. 이 외에도 美國의 일부 도시에서는 매립장에 쓰레기를 버릴 때에도 톤당 부과금을 지불하도록 하고 있다. 유럽과 美國에서는 유독성 폐기물질에 대해서도 직접 폐기물의 양에 또는 폐기물의 산출과 흔히 상관관계가 있는 원료에 대하여 세금을 부과하는 제도를 사용하고 있다. Brown(1984)에 의하면 이러한 부과금제도에 의해서 기업들은 원료의 활용, 투입원료와 산출물의 대체 등의 다양한 기술을 통해서 排出量을 削減하기 위한 비용지출을 증대하게 된다는 것이 입증되었다.³⁵⁾

그러나 제도의 변화가 가져올 富의 再分配效果를 보면 기득권자의 희생을 요구하기 때문에, 이 制度의 導入과 부과금 수준의 결정이 국민적 合意過程과 정치적 결단을 요구할 것임을 알 수 있다. 따라서 유럽의 국가들이 그러했듯이 初期에는 아주 낮은 수준의 부과금을 始發點으로 삼아야 할 것이다.

오염물질 배출업소와 하수처리장에 대하여 法定許容基準値 이하의 잔류오염물질

32) 미국의 Dow Chemical Co.는 1958년부터 회사 내부에서 배출부과제를 실시해 온 것으로 알려져 있다. 독일의 거대한 화학회사인 BASF는 1975년부터 각 부서에 대하여 COD의 농도와 배출량에 따라서 부과금을 매기는 內部責任制度를 도입하여 오염물질 배출량을 20% 감축할 수 있었다. 이 회사는 축적된 기술을 이용하여 2개의 대도시와 인구 300,000이 넘는 3개의 小都市의 하수를 맡아 처리하고 있다. 그것도 대규모의 종합처리과정을 이용하여 단위당 처리비용을 낮추었을 뿐 아니라, 부과금을 지불하는 것 보다는 처리비용이 싸기 때문에 수질의 정화수준도 당초 기대되었던 것보다 높다고 한다. Brown and Johnson(1974, pp.943-944) 참조.

33) Baumol and Oates(1988, p.180) 참조.

34) 1983년 현재 네덜란드의 1인당 배출부과금은 17달러였으며, 서독에서는 6달러, 불란서에서는 2달러였던 것으로 알려지고 있다. Hahn(1989, p.105).

35) Hahn(1989, pp.105-106) 참조.

에 대하여 세금을 부과하는 제도의 도입으로 오염처리를 위한 社會的 費用은 節減 되겠지만,³⁶⁾ 개별 기업과 산업의 고용, 생산에 대해서는 직·간접의 추가적인 압박을 초래할 것이다.³⁷⁾ 많은 기업들은 水質汚染源인 동시에 大氣汚染源이므로, 수질보전법과 大氣汚染法에 동시적으로 이런 제도를 도입한다면 기존 오염자들의 추가 부담은 너무나 커져서 이런 제도의 도입이 불가능해질 수도 있을 것이다.³⁸⁾ 그러한 경우에는 제도개혁을 위한 政治的 절충방안으로 水質保全法에는 獨逸型의 제도를 도입하고, 大氣汚染法에는 일부 특정물질에 대하여 선별적으로 도입하거나, 오염기업의 기득권을 인정해 주면서 전체적인 오염처리비용 節減效果를 가져올 수 있는 汚染權 發賣制度(marketable permits)를 도입할 수 있으리라고 생각된다.

2. 汚染權 發賣制度(Marketable Permits)³⁹⁾

많은 환경론자들로부터 용어가 풍겨주고 있는 語感 때문에 반발을 받고 있는 이 제도는 경제학자가 아니고 정치학자였던 Dales(1968)에 의해 최초로 제기되었으며 대개 다음과 같은 요소들로써 구성되고 있다. 첫째, 목표로 하고 있는 환경기준치가 설정되고 이 목표를 달성하기 위하여 오염물질별로, 영향권별로 總排出許容量이 규정되어야 한다. 둘째, 이 總量을 근거로 圈域內의 각 배출업소에게 배출허용량을 割當하고 각 업소는 정해진 限度 內에서 오염물질의 배출허가를 發給받는다. 셋

36) 環境問題에 관한 專門家委員會에 의하면, 配出賦課金 政策은 確立적 시설기준정책보다도 1/3 정도로 총비용이 저렴한 것이다. 오염물질의 73%를 除去하는 데에 40DM (1974년도 가격)의 賦課率으로써 총비용은 12억 DM으로 추정된 반면, 確立적 기준에 의하면 年間 18억 DM 정도 소요될 것으로 추산되었다. 產業界도 부과율제도로 말미암아 경제적 이득을 얻을 수 있다. 많이 인용되고 있는 한 연구의 자료에 의할 것 같으면 같은 공해 과다배출 산업 중에서도, COD의 80% 제거를 규정하는 確立적 기준 아래에서는 화학공업이 식품가공업에 비교하여 限界處理費用이 2배 이상이 높았다. Brown and Johnson(1984, pp.942-943) 참조.

37) 환경관련 비용지출의 증가가 巨視經濟 변수에 끼치는 영향에 대한 종합적인 실증적 연구는 OECD(1985) 참조. 당시 독일에서 수질을 오염시키는 26개 산업에 대하여 예상되는 충격을 분석한 연구에 의하면 펄프, 이스트, 가죽산업을 제외하고는 同法規로 인한 추가비용은 買上金額의 2% 以內였다. 각 분야의 국내, 국제적인 경쟁력에 관한 광범위한 연구가 불가능하긴 하지만, 1~2% 정도의 추가인상으로 害가 없다고 볼 수는 없을 것이다. 그러나 이 만큼의 인상은 광고비, 이자, 임금, 그리고 원자재 비용의 年間 변동율에 비교하면 작은 편이라고 볼 수 있다.

38) 부과금으로 인한 租稅收入은 사회전체 입장에서는 인종의 移轉支給이지만 기업에 대해서는 추가적인 비용이 되는 셈이다. 어떤 실증적 연구에 의하면 할로카본(halocarbons)의 대기중 방출을 제한하는데 있어서 직접규제방식 하에서는 2억3천만불이 소요되지만, 부과금제도하에서는 그 비용을 약 50% 절감할 수 있었다. 그러나 오염자들에 대한 총비용은 약 6배나 증가되었다. Baumol and Oates(1988, p.179) 참조.

39) 이 제도에 대한 개략적인 소개는 Hahn(1989), Baumol and Oates(1988, Ch.12) 참조.

제, 업소들은 이 汚染排出權을 상호간에 매매할 수 있도록 허용된다. 이때 「汚染權 賣買市場」이 경쟁적으로 운용된다는 것과 배출업소가 총 비용을 최소화한다고 가정하면, 정해진 환경기준치를 달성하는 데 소요되는 사회 전체의 비용은 최소화될 수 있다.⁴⁰⁾

이 제도가 오염자부담 원칙에 부합되기 위해서는 汚染排出權을 초기에 發賣할 때에 자유경쟁입찰에 의해서 有償으로 配分해야 할 것이다. 단지 기득권을 인정해 주어서 현재까지의 평균 배출실적에 따라 오염권을 할당하게 되면 형평에는 위배되지만, 확실적인 시설 또는 수량기준에 의거하는 전통적 규제방식에 비하여 훨씬 效率的인 것으로 알려져 있다. 예를 들면, 汚染權 發賣制度에 관한 여러가지 연구들을 개괄한 Tietenberg(1985, pp. 43-44)는 경우에 따라 비용이 무려 90%나 절감될 수도 있으리라고 하였다. 물론 이러한 결과는 오염권 발매시장이 競爭的으로 조성될 수 있다는 것과 법규의 집행과 감시가 용이하게 이루어질 수 있다는 가정 밑에서 가능한 것이다.

기본적으로 汚染權 發賣制度의 아이디어를 바탕으로, 현재 美國에서 대기오염을 통제하기 위하여 부분적으로 시행되고 있는 방식으로는 기존오염원 간에 배출허용량을 상호 교환하거나 거래할 수 있도록 허용하고 있는 「Netting」, 「Offsets」, 「Bubbles」, 「Banking」으로 命名되어진 방식들이다. 이러한 제도들은 비록 형평의 要件을 충족시키지는 못하지만 오염자들에게 보다 폭 넓은 裁量을 부여함으로써 산업체의 오염방지비용을 절감시키는 것을 주된 목표로 삼고 있다. 1974년에 도입된 「Netting」은 기업이 기존 공장에 새로운 오염물질 배출원을 신설하면서 공장 내의 다른 배출원의 오염물질 배출량을 삭감하여 공장 전체의 배출량이 증가하지 않게 할 경우, 신설 공장에 적용하는 엄격한 배출기준의 적용을 면제받도록 한 제도를 말한다. 따라서 「Netting」은 배출물질의 거래를 企業内部에 한정하여서 허용한 것이다.

「Offsets」은 「大氣保全法」(Clean Air Act, 1970)에 의해서 설정된 환경기준치를 1975년까지 달성하지 못한 지역에 적용하는 제도이다. 大氣保全法은 이러한 지역에 대해서는 오염원의 신규증설을 금지하고 있어서 이 지역들이 입게될 경제적 타격이 우려되었다. 따라서 環境處(EPA)는 신규 오염원이 건설될 수 있는 條件을 제시하였다. 그 조건은 기존 오염원에서 신규 오염원의 배출량보다도 더욱 많이 배출량을 삭감한다는 것으로 기업의 内部去來 뿐만 아니라, 企業間의 去來도 허용하였다. 「Bubbles」은 1979년 이후에 시행된 것으로서, 기존 汚染源을 중심으로 제한된 권역을 설정해 주고, 이 圈域 내에서는 동일한 오염물질에 한하여 각 오염원들끼리 內

40) Montgomery(1972) 참조.

〈表 1〉

區 分	內部去來回數 (推定值)	外部去來回數 (推定值)	費用節減效果 (推定值, 백만 달러)	環境改善에 대한 影響
Netting	5,000~12,000	없 음	\$ 25~\$ 300 (허가행정비용) \$ 500~\$ 12,000 (방지비용)	큰 차이 없음
Offsets	1,800	200	수억 달러	큰 차이 없는 듯함
Bubbles	129	2	\$ 435	큰 차이 없음
Banking	100 미만	20 미만	작음	큰 차이 없음

資料 : Hahn and Hester(1986), Hahn(1989, p.100)에서 再引用

部 및 外部거래를 할 수 있도록 허용하는 것이다. 즉 「Bubbles」에 전체적으로 적용되는 총오염물질의 허용량을 초과하지 않는 범위 내에서 개별 오염원들이 보다 융통성 있는 汚染抑制技術을 적용할 수 있게 된다. 「Banking」은 「Bubbles」과 연계되어 고안된 개념으로서, 기업들이 현재 배출물질을 기준치 이내로 삭감시킨 만큼 장래 어떤 시점에서 오염물질 배출량의 거래에 이용할 수 있도록 許容하는 것이다.

Hahn and Hester(1986)가 추정한 排出量 去來制度의 성과는 〈表 1〉에 요약되어 있다. 〈表 1〉에 나타나 있는 바대로 企業間의 외부거래가 활발하지 못한 것은 거래비용이 높기 때문인 것으로 보이며, 바로 이러한 점이 부과금제도 보다 못한 약점이기도 하다. 그러나 「Netting」과 「Bubbles」에 의한 費用節減效果는 팔목할 정도이다. 특히 「Netting」은 행정비용과 오염방지 비용을 모두 합쳐, 적으면 5억 2천5백만 달러에서 많으면 120억 달러에 이르는 비용절감이 있었던 것으로 추정된다. 한편 「Offsets」은 오염정도가 심한 지역에 오염원을 신규로 또는 변경하여 설치하려고 하는 기업에게 중요한 經濟的 利得을 제공하는 것으로 그 이득을 추정하기 어렵지만 대개 수억 달러에 이를 것이라고 한다.

이상과 같은 제도들은 효율을 提高하는데 유용할 뿐 아니라 앞으로 우리나라에서 環境汚染이 尤甚한 특별대책지역이나, 신설 공단지역에 환경수준의 악화를 방지하기 위하여 總量規制方式을 실시할 경우, 기존 오염원과 새로운 오염원의 관계를 설정하는 모델을 제시해 준다. 總量規制를 실시하면서 권역 내의 배출업소들에 대하여 총배출허용량을 할당할 때에, 예컨대 단순히 종전까지의 배출허용기준을 一律的으로 삭감하는 경직된 방식을 택하면, 圈域 內에 공장신설 또는 증설의 여지를 봉쇄해 버리는 결과를 가져올 수도 있다. 이는 해당지역의 경제발전을 저해할 뿐 아니라 특정산업에 대하여 완전한 進入障壁을 설정하는 것과 같은 것이 된다.

따라서 總量規制를 실시할 때에는 대상지역의 환경기준 유지와 경제성장으로 인하여 증가하는 환경오염에 대한 새로운 수요를 충족시켜야 하는 相反된 目標을 조

화시킬 수 있는 방법을 고려해야 하는 것이다. 특별대책지역에 연차적인 總量規制 목표치를 설정하는 계획과 함께 「Offsets」이나 「Bubbles」의 개념을 도입하게 되면 배출업소들은 보다 많은 裁量權을 얻게 되어서 비용을 절감할 수 있을 뿐 아니라, 오염처리기술을 계속 발전시킬 誘因도 갖게 된다.

이러한 방식은 무엇보다도 엄밀한 감시기술과 측정방법이 구비되어야 실효를 거둘 수 있다. 현재 울산·온산 공업단지를 비롯하여 대기오염 자동측정소와 대형 배출업소의 굴뚝에 굴뚝감시측정기(stack monitor)를 지역통제센터의 컴퓨터와 연결하는 自動監視體制(telemetry system)가 構築되어 가고 있는 만큼, 이런 지역에 우선적으로 기업체의 내부 또는 기업체 사이의 배출량거래제도의 도입을 검토하는 것이 적절하리라고 본다.

V. 맺 음 말

정부의 環境保全政策은 실질적으로 環境財에 대한 財產權의 내용과 그 가격을 설정함으로써 分配問題에 영향을 끼치는 정치적 과정의 반영이다. 무릇 각종 富와 財貨에 대한 財產權制度는 경제사회의 발전과 더불어서 단계적으로 형성되어 온 것으로 현대에 와서 環境財에 대하여 財產權을 논의하는 것이 이상할 것은 없다. 오히려 현재의 환경오염문제를 해결하기 위한 바탕은 환경재는 後世代를 포함하는 공공대중 또는 오염의 잠재적 피해자들의 것이라고 하는 재산권적 인식이 확고하게 자리잡는 데 있다고 본다. 이러한 인식은 바로 맑은 물과 공기를 私的 利益을 위해서 오염시킬 때는 반드시 대가를 지불하도록 해야 한다는 汚染者負擔 原則의 제도적 확립으로 나타나야 하는 것이다.

현행 排出施設 設置許可制度를 비롯하여 일련의 행정규제 중심의 환경보전 정책을 검토할 때에, 우리가 명백하게 인식해야 할 점이 있다. 즉 현재도는 사실상 국가가 오염자들에게 상당한 범위 내에서 無償으로 환경을 오염시킬 수 있는 권리 즉 汚染權을 부여함으로써, 이들의 오염행위를 합법화시켜 주고 합법적인 오염에 따르는 모든 社會的 費用을 비오염자들에게 轉嫁시키고 있는 제도라는 점이다. 이처럼 오염자들의 환경재에 대한 기득권을 옹호해주고 환경재의 가격을 지나치게 낮게 설정하고 있는 제도 아래에서는 새로운 가치관에 따라 漸增하고 있는 환경재에 대한 국민의 욕구를 충족시키지 못할 것이다.

오염자부담 원칙은 오염물질의 배출량에 따라서 그 가격을 지불하도록 하는 排出賦課金制度를 통해서 구체화된다. 배출부과금 제도의 도입은 형평에 대한 국민적

육구를 충족시킬 뿐 아니라 오염자들의 행위양식을 전환시킨다. 오염기업은 오염처리기술의 발전과 생산과정을 環境保全에 유익한 쪽으로 改變시키는 연구에 투자하게 될 것이다. 汚染者負擔 原則은 제도의 효율을 높여줄 뿐 아니라, 환경관련 공공사업에 소요되는 자금의 원천을 명확히 확립시켜 준다는 점에서도 매력에 있다. 예를 들어서 앞으로 전국의 주요 하천과 연안에 건설해야 할 하수처리장의 막대한 건설비용이나 일부에서 논의되고 있는 환경관련 특별회계의 재원은 반드시 오염자부담 원칙에 부응해야 할 것이다.

환경은 이제 더 이상 濫用의 대상이 아니며 持續的 經濟發展의 필수요소인 環境資本(environmental capital)으로서 인식되어야 한다. 국토와 자원의 생태계적인 보전과 유지에 經濟成長이 항상 가능하도록 보장해 주지만, 자원의 早期消盡과 국토와 환경의 파괴는 국민생활수준의 質的 惡化를 초래할 뿐 아니라 早晚間 바로 경제성장 자체를 제약한다. 우리나라에서도 「綠色經濟」의 이상을 향한 첫 걸음으로서 環境保全政策의 전반에 걸쳐서 오염자부담원칙을 관철시키는 작업이 필요하다 하겠다.

본 연구의 한계는 정부의 環境政策이 環境基本法을 비롯한 관련법규를 통해서 구체화되는 규제 뿐만 아니라 에너지와 산업 및 과학기술 정책 등을 통해서 광범위하게 구현되고 있으나, 그 일부만을 연구대상으로 삼았다는 것이다. 또 배출시설 설치허가제도는 특히 水質과 大氣汚染 업소들을 대상으로 하고 있어 기타 유독 폐기물이나 농약, 산업폐기물 등 시급한 환경문제와 地域汚染源과 移動汚染源에 대한 규제방식은 논의하지 못했다. 그러나 본 연구에서 강조하고 있는 오염자부담 원칙과 시장기능을 이용하는 誘因制度는 그 적용범위가 普遍性을 갖고 있는 원칙이라고 생각한다.

參 考 文 獻

1. 李正典, “公害排出賦課金制度의 改善方案에 관한 研究,” 『經濟社會發展 5個年計劃作成을 위한 專門家研究 報告書』, 經濟企劃院, 1987, pp. 237-283.
2. ———, “環境汚染防止對策에 관한 經濟的 考察”, 『環境論叢』, 서울大 環境大學院, Vol. 11, 1982, pp. 60-82.
3. 노정구·김용화, “水質汚染 및 産業廢水 管理의 根源的 問題,” 수질보존학회 보고, 한국화학연구소 안전성연구센터, 1990. 5. 19.
4. 鄭鎮勝·盧相煥, “經濟成長과 環境保全,” 『國家豫算과 政策目標』, 韓國開發研究院, 1987, pp. 395-409.
5. 鄭在吉, “排出賦課金制度의 意義와 比較法的 考察,” 『環境法研究』, Vol. 5, 1983, pp. 5-28.

6. 環境廳, 『環境保全』, 1988.
7. Baumol, W.J., and W.E. Oates, *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge University Press, 1988.
8. Boadway, R.W., and D.E. Wildasin, *Public Sector Economics*, Little Brown & Company, 1984.
9. Boulding, K.E., "The Economics of the Coming Spaceship Earth," in H. Jarrett(ed.), *Environmental Quality in a Growing Economy*, Baltimore: Johns Hopkins Press, 1966, pp.3-14.
10. Brown, G.M.Jr., "Economic Instruments: Alternatives or Supplements to Regulations?" *Environment and Economics*, Issue Paper, Environment Directorate OECD, June 1984, pp.103-120.
11. Brown, G.M.Jr., and J. Bresser, "Evidence Supporting Effluent Charges," Twente University of Technology, mimeo, The Netherlands, September 1986.
12. Brown, G.M.Jr., and R.W. Johnson, "Pollution Control by Effluent Charges: It Works in the Federal Republic of Germany, Why Not in U.S.," *Natural Resources Journal*, Vol. 24, 1984, pp.929-966.
13. Buchanan, J., and G. Tullock, "Polluter's Profits and Political Response: Direct Controls versus Taxes," *American Economic Review*, Vol. 65, 1975, pp. 139-147.
14. Coase, R.H., "The Problem of Social Cost," *The Journal of Law and Economics*, October 1960, pp.1-44.
15. Cooper, Charles, *Economic Evaluation and the Environment*, United Nations Environment Programs, Hodder and Stoughton Ltd, 1981.
16. Crandall, R.W., *Controlling Industrial Pollution: The Economics and Politics of Clean Air*, Washington, D.C.: Brookings Institution, 1983.
17. Dales, J.H., *Pollution, Property and Prices*, University of Toronto Press, 1968.
18. Gillwald, Katrin, "Environmental Elasticity: Social and Psychological Effects of Environmental Deterioration," in Schnaiberg *et al.*(eds.), *Distributional Conflicts in Environmental-Resource Policy*, 1986, pp.49-58.
19. Hahn, Robert W., "Economic Prescriptions for Environmental Problems: How the Patient Followed the Doctor's Orders," *Journal of Economic Perspectives*, Vol. 3, No.2. 1989, pp.95-114.
20. Leone, R.A., *Who Profits: Winners, Losers and Government Regulation*, New York: Basic Books, 1986.
21. Leone. R.A., and J. Jackson, "The Political Economy of Federal Regulatory Activity: The Case of Water Pollution Controls," in G. Fromm(ed.),

- Studies in Public Regulation*, The MIT Press, 1981, pp. 231-271.
22. Lovelock, J.E., *Gaia: a New Look at Life on Earth*, Oxford University Press, 1987.
23. Montgomery, W.D., "Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Program," *Journal of Economic Theory*, Vol. 5, 1972, pp. 395-418.
24. Nijkamp, Peter, "Equity and Efficiency in Environmental Policy Analysis: Separability versus Inseparability," in Schnaiberg *et al.* (eds.), *Distributional Conflicts in Environmental-Resource Policy*, 1986, pp. 59-84.
25. OECD, *The Macro-Economic Impact of Environmental Expenditure*, Paris: 1985.
26. Pashigian, B.P., "The Effect of Environmental Regulation on Optimal Plant Size and Factor Shares," *Journal of Law and Economics*, Vol. 27, 1984, pp. 1-28.
27. Pearce, D., "Efficiency and Distribution in Corrective Mechanisms for Environmental Externality," in Schnaiberg *et al.* (eds.), *Distributional Conflicts in Environmental-Resource Policy*, Gower Publishing Company Ltd., 1986, pp. 15-37.
28. Pearce, D., A. Markandya, and E.B. Barbier, *Blueprint for a Green Economy*, London: Earthscan Publications Ltd, 1989.
29. Ruff, L., "The Economic Common Sense of Pollution," *Public Interest*, 1970, pp. 69-85.
30. Schnaiberg, A., Nicholas Watts, and Klaus Zimmermann (eds.), *Distributional Conflicts in Environmental-Resource Policy*, Gower Publishing Company Ltd., 1986.
31. Tietenberg, T.H., *Emissions Trading: An Exercise in Reforming Pollution Policy*, Washington, D.C.: Resources for the Future, 1985.
32. _____, "Derived Decision Rules for Pollution Control in a General Equilibrium Space Economy," *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 1, 1974, pp. 3-16.
33. Walter P.H., and D.A. Starret, "On the Nature of Externalities," in Steven A.Y. Lin (ed.), *Theory and Measurement of Economic Externalities*, Academic Press, 1976, pp. 9-22.
34. Watts, Nicholas, "From Consensus to Dissensus: The Role of Distributional Conflicts in Environmental-Resource Policy," in Schnaiberg *et al.* (eds.), *Distributional Conflicts in Environmental-Resource Policy*, Gower Publishing Company Ltd., 1986, pp. 1-14.
35. World Commission on Environment and Development, *Our Common Future*, Oxford University Press, 1987.