經濟的 誘因制度 導入擴大를 위한 環境法上 環境政策手段의 比較硏究

박 정 훈*

<차 례>

Ⅰ. 序 論
Ⅱ. 環境政策手段
Ⅲ. 命令·指示制度의 效果 分析
Ⅳ. 經濟的 誘因制度의 效果 分析
Ⅴ. 經濟的 誘因制度 導入의 장애 요인
Ⅵ. 結 論

Ⅰ. 序 論

지난 해 10월 31일 수도권지역의 종합적인 대기오염저감대책의 추진과 대기오염원의 체계적인 관리를 토대로 대기환경의 개선 및 지역주민의 건강 보호와 쾌적한 생활환경 조성을 위해 「수도권 대기 환경 개선에 관한 특별법(안)」[1]이 입법예고 되었다. 동 법안의 제정이 갖는 중요성은 교토메카니즘(Kyoto Mechanism)의 하나인 '배출권거래제도(오

* 경희대학교 법과대학 교수, 법학박사

1) 환경부공고 제2002-142호.

염권거래제도 ; Emission Trading)[2]'의 도입 근거가 국내 환경법상 마련되었다는 점이다.

배출권거래제도는 정부가 특정 오염물질에 대해 일정량의 오염배출권(pollution permits) 혹은 면허(licenses)를 발행한 다음, 정해진 방식에 따라 오염배출권을 초기 분배한 후에 인위적으로 오염배출권시장을 형성하여 오염배출권을 소지하고 있는 사람이나 기업만이 오염물질을 방출할 수 있게 하는 제도이다.[3] 환경정책 수단 중 경제적 유인제도로 분류되는 배출권거래제도는 앞으로 적용대상이 크게 증가할 것이다.

최근의 환경문제는 한 국가의 문제로 한정되지 않고 여러 국가와 관련되어 발생하고 있으며, 그 양상은 복잡하게 나타나고 있다. 따라서 새롭게 등장하고 있는 환경문제의 해결을 위한 대책의 수립이 그 중요성을 더 하고 있다. 주목할만한 것은 지금까지 환경정책수단의 많은 비중을 차지하고 있는 명령지시제도의 환경문제 해결 효과가 떨어지고 있다는 사실이다. 이러한 현실로 인해 명령지시제도를 대체할 수 있는 환경정책수단인 경제적 유인제도의 도입에 관한 연구의 필요성이 절실하게 제기되고 있다.

본 연구는 이러한 연구의 필요성에 부합하고, 향후 예상되는 경제적 유인제도 도입에 일조하고자 수행되었다. 환경정책수단의 평가 기준인 환경적 유효성, 경제적 효율성, 형평성, 행정비용과 편의성, 수용성 등 5가지 기준을 이용하여 명령지시제도의 문제점을 분석하고, 경제적 유인제도를 평가하여 그 결과를 제시하는 것을 주요 내용으로 하고 있다.

---

2) 배출권거래프로그램(emission trading programmes), 거래자격시스템(tradeable entitlement system), tradeable emission quotas, credit system or averaging 등의 명칭으로 활용되고 있다.

3) T. H. Tietenberg, Emission Trading: An Exercise in Reforming Pollution Policy, Resources for the Future, 1985, p.324.

이러한 평가기준을 이용하여 환경정책수단의 분석이 시도된 것은 환경정책 수단의 선택에 있어 '사회적 최소 비용과 최대 효과'가 중요한 기준이 되어야 하기 때문이다.

Ⅱ. 環境政策手段

1. 環境政策手段의 出現과 發展

환경문제는 근본적으로 인간의 경제활동에서 발생한다. 인간은 환경의 지원을 기초로 경제활동에 필요한 재화를 생산·공급하여 생활을 유지함과 동시에 부수적으로 폐기물(waste)도 생산하여 물, 공기, 토양 등에 유해한 영향을 미치게 된다.

인간의 경제활동에 대한 환경의 지원이 가지는 일정한 한계를 환경의 수용력(capacity)이라고 한다. 따라서 인간의 경제활동은 환경의 수용력의 범위 내에서 이루어지는 경제활동 지속성의 한계(not sustainable)속에서 유지되고 있는 것이다.[4] 결국 환경문제는 인간의 경제활동이 환경의 수용력을 초과하여 이루어질 때 발생하게 되는 것이다. 인간이 환경의 수용력을 무시하여 경제활동을 확대·지속할 수도 있지만, 이는 환경문제의 심화를 가져와 결국은 인류의 파멸로 이어질 것이다. 결국 적절한 환경의 수용력을 가지는 환경수준을 유지한다는 것은 실제적으로 인류

4) Environment Agency Government of Japan, Regarding the Utilization of Economic Instruments such as Taxation and Charges in Environmental Policies, 1996, p.2.

의 생활을 유지시키고 향상시키는 경제활동을 지속시킨다는 의의를 갖는다.[5)]

또 환경문제가 발생하는 다른 원인으로 공기나 물과 같은 환경에 대한 소유권의 불명확성 또는 비설정으로 인해 발생하는 시장의 비효율적인 자원배분을 지적할 수 있겠다. 예를 들면 공기는 공동소유이지, 어느 한 개인에 귀속시킬 수 없으며, 개인별로 나누어 갖고자 하더라도 이를 실행하기는 사실상 불가능하다. 공동소유라는 것은 누구도 소유하지 않는 것과 같은 의미로 환경을 책임지고 관리하려는 유인을 약화시키고, 서로간에 책임 회피적 행동을 일으키게 되어 환경문제로 이어지는 것이다.

따라서 인간은 이러한 환경의 경제활동에 대한 지원을 유지시키고, 비효율적인 시장의 자원배분을 시정하기 위한 제도적 해결수단으로 다양한 형태의 환경정책을 고안·실시하였다. 과거에는 환경문제가 지역적으로 산재되어 발생하였기 때문에 경제활동과 그 결과로 인한 피해 사이의 관계를 파악하는 것이 비교적 용이하여 명령·지시제도 중심의 직접규제 방법(direct regulatory measures)이 중요한 환경정책수단의 역할을 수행하였다.

그러나 지역적인 차원의 환경문제는 급속하게 진행된 인간의 사회경제적 발전과정에서 환경문제의 범위와 규모가 확대되어, 최근에는 지구온난화(global warming), 오존층 파괴(the ozone layer depletion), 도시와 가정 오염물(urban and domestic pollution), 고형폐기물의 증가 등과 같은 심각한 환경문제가 등장하였다. 이러한 최근의 환경문제는 지역적 차원의 문제임과 동시에 범지구적 차원의 문제이며, 인류의 생존

5) 강운산, "환경법상 경제적유인제도에 관한 법경제학적 연구", 경희대학교 대학원 박사학위논문, 2000. 8, 2면.

과 직결되는 심각한 사회문제라고 할 수 있다. 따라서 환경정책 수단의 하나인 명령·지시제도는 이러한 심각한 환경문제의 해결에 있어 한계를 표출하게 되었다.

이에 인류는 현재의 사회경제적 체계 내에서 환경의 수용력을 유지하기 위해 환경과 경제를 통합시킬 수 있는 수단을 강구하기 시작하였다.[6] 이러한 노력은 우선적으로 환경에 대한 인식의 전환으로부터 시작되었다. 구체적으로 환경을 무한하게 사용할 수 있는 자유재(free good)이라는 인식을 버리고 선조들이 우리에게 그랬던 것처럼 장래 세대에게 그들의 경제활동을 위해 되돌려 주어야 하는 유한한 희소재로 인식하기 시작하였다.[7]

이러한 인식의 전환은 지속적인 환경의 지원을 유지할 수 있는 수준의 환경보호를 위한 비용(the cost to conserve the environment), 즉 '지구사용에 대한 합리적인 가격(price to use earth)의 지불 개념'을 수용하게 하였다.[8]

이러한 개념을 기초로하여 하나의 환경정책수단으로 등장한 것이 시장질서를 기초로 운영되는 경제적 유인제도(economic instruments)이다. 경제적 유인제도는 예상되는 인류의 경제활동의 모든 부분을 비용적(costly)으로 접근하는 환경정책수단이며, 전세계적으로 많은 종류의 경제적 유인제도가 채택되어 사용되고 있다.

우리 나라의 경우 직접 규제방식인 명령·지시제도를 중심으로 환경정책을 시행하여 왔으나, 1983년 경제적 유인제도의 한 종류인 배출부

---

6) Environment Agency Government of Japan, p.3.
7) OECD, Economic Instruments for Pollution Control and Natural Resources Management in OECD: A Survey, 1998, p.15.
8) R. J. McCann, "Environmental Commodities Markets: Messy versus Ideal Worlds", *Contemporary Economic Policy*, Vol.14, No.3, 1996, p.87.

과금제도가 처음으로 도입된 후 환경개선부담금과 폐기물예치금·부담금 등이 도입되어 환경정책수단으로 시행되고 있다.

2. 環境政策手段의 基礎

인간의 환경에 대한 관심은 긴 역사를 가지고 있어 기원전 바빌로니아, 앗시리아 등의 도시지역에 관한 기록과 Moses의 律法에서도 발견할 수 있다. 이러한 인간의 환경에 대한 관심이 제도화된 것이 환경정책이다.

환경정책이란 '건강하고 인간다운 生活의 기반이 되는 환경을 보전시키기 위해 토양, 대기, 물 및 동식물 등 생태계를 인간활동의 유해한 영향으로부터 보호하고 인간의 활동으로 야기된 손해를 제거하기 위한 수단의 총체'[9]를 의미한다. 이러한 환경정책의 중요한 실현수단은 環境法이라고 할 수 있다. 환경법은 환경보전을 실현하기 위해 제정된 법규의 총체로 인간, 기타의 모든 생명체 및 생태계가 일정한 한계를 넘어 위해를 받지 않도록 인간의 행동을 조정하고 규율함을 목적으로 하고 있다.[10]

환경정책의 기초는 인류가 필요로 하는 환경자원이 무한대로 사용할 수 있는 自由財가 아니라, 환경오염부하와 이용가능성의 한계를 가진 유한성의 인식에서 시작한다. 이러한 환경의 유한성이 부각되지 못하는 이유는 환경이 가지고 있는 재생산력, 환경오염은 경제활동의 당연한 귀결이라는 잘못된 환경관, 그리고 오염과 더불어 향상된 생활 수준으

9) Hoppe, Umweltrecht, s. 15ff.
10) Hoppe, Umweltrecht, s.23 ; Bender, Umeltrecht, s.5.

로 인한 이에 대한 대비력의 약화에 있다.[11]

환경정책의 주된 목표는 환경문제를 환경이 수용할 수 있는 상태까지 저감하고 향후 중요한 환경문제가 발생하는 것을 방지하는데 있다. 환경이 수용할 수 있는 상태의 판단은 한 나라의 환경의 재생산력, 환경문제에 대한 대비책의 수준, 다른 사회적 목표와의 적정한 조화를 기존으로 도출되어진다.

환경정책의 첫 번째 목표는 환경의 이용가능성이 제한되어 있기 때문에 환경의 사용은 강제적 배분 또는 희소가격을 통하여 가용급부량과 조화시키는 것이다.[12] 이를 뒷받침하는 것은, 환경은 하나의 양적으로 제한적으로 재생산되고 부분적으로 소모되는 특정한 공공자산의 일부로 간주하는 공공자산 또는 공물로서의 환경자원이용이론이다.

환경정책의 두 번째 목표는 외부효과이론을 근거로 한다. 외부효과이론은 후생이론의 기초에서 우선 원인자에게 환경오염의 사회적 비용을 부담시켜 개인적 비용과 국민경제의 총비용을 일치시키고 가격기구의 왜곡과 생산요소의 비적정투입을 방지하여야 하는 목표를 만들어 낸다. 이 목표에서 다른 조건이 동일할 경우 개별원인자가 환경매체를 차별적으로 오염시킬 수 있는 경우에 생기는 시장의 왜곡을 제거하는 것이 파생되어 나온다.

외부효과이론 또는 사회적부가비용이론에서 도출될 수 있는 환경정책의 세 번째 목표는 앞의 두 번째 목표와 밀접한 관련을 가진 것으로 생산과 소비과정에서 발생한 외부불경제는 피해자에 대한 피해보상에 의해 해결되어야 한다는 사실이다.

---

11) 윤서성, "원인자부담원칙의 적용에 대한 고찰", 「환경법연구」(환경법학회) 제11권, 1989, 19면.

12) 윤서성, 앞의 논문, 1989, 10면.

이러한 환경정책의 목표는 개별적으로 검토되어서는 아니되며, 환경보전은 인류복지의 많은 결정요소 가운데서 단지 한 요소에 불과하기 때문에 국민경제의 총체적 목표체계 하에서 조정되어야 한다. 환경문제의 해결은 몇 가지 경우를 제외하고는 비용, 재화 및 용역의 투입과 연결되어 타 부문의 소비 및 투자의 포기를 요구하여 다른 사회경제적 평가 및 목표실현이 저해된다. 따라서 항상 개별목표간의 비교형량을 실시하는 것, 즉 환경문제 해결을 위한 지출이 타 목표실현과 적정한 비례원칙을 충족시켜야 한다. 또 환경보전이 사회적 생산의 규모 및 성장에 대해서 미치는 영향, 고용 및 소득효과 그리고 국제경쟁력 확보라는 측면의 작용을 깊이 유의하여야 한다.

환경정책 수단은 환경정책의 목표를 달성하기 위한 방법으로 명령·지시제도, 경제적 유인제도, 권고제도 등이 있다. 일반적인 환경문제는 인간행동의 결과이므로 환경법은 인간행위에 적합한 방식으로 영향을 주는 다양한 법적 수단을 사용하고 있다. 환경정책의 목표를 달성하기 위하여 대부분의 국가가 전통적으로 사용한 법적 수단은 許可, 命令, 强制를 특색으로 하는 명령·지시規制方式이었다.

그러나 이와 같은 직접적 규제방법은 오늘날의 복잡하고 심각한 환경문제를 해결하는 데 있어 여러 가지 측면에서 非效率性이 있는 것으로 지적되었다.[13] 이러한 직접규제의 단점을 補完하기 위해 환경부과금제도, 보조금제도, 배출권거래제도 등의 間接的 行爲規制方式인 경제적 유인제도가 제안되어 실시되고 있다.[14]

---

13) R. W. Hahn, "Regulatory Constraints on Environmental Markets", *Journal of Public Economics*, Vol.42, No.2, 1990, pp. 149~150.

14) 정하중, "배출부과금의 제도적 근거와 법적 개선방향", 「환경법연구」(환경법학회) 제15권, 1993, 44면.

환경정책 수단의 구분에 대해서도 다양한 의견이 있지만 본 논문에서는 환경정책을 크게 명령·지시제도(직접규제), 경제적 유인제도, 권고제도로 구분하여 논한다.

3. 環境政策手段의 種類

(1) 命令·指示制度

명령·지시제도(command & control instruments)[15]는 기준, 금지(bans), 허가(permit), 구역설정(zoning), 할당(quota), 사용제한(use restrictions) 등과 같은 직접적 규제방법을 사용하는 환경정책을 의미한다.

명령·지시제도의 가장 전형적인 내용은 환경기준(environmental quality standard)과 배출기준(effluent, emission standard)을 통한 규제이다. 환경기준이라 함은 일반적으로 특정환경에 요구되는 일정조건을 전제로 이를 위하여 유지될 것이 요청되는 구속력 있는 법적 기준이라 할 수 있다.[16] 이러한 환경기준의 개념설정은 오염발생원의 수와 종류, 규모가 확대되어 환경오염의 심화가 환경의 질을 저하시키는 것에 대비하기 위해 일정 수준의 환경의 질을 확보하기 위한 조건의 유지필요성에 기인하는 것이다.[17] 배출기준을 통한 규제는 일정한 배출기준을 초과하는 오염물의 배출을 억제하여 환경오염을 방지하는 수단이다. 이러한

15) 명령·지시제도를 coercive instruments로 사용하는 연구도 있다(P. H. Sand, "International Economic Instruments for Sustainable Development : Sticks, Carrots and Game", Indian Journal of International Law, Vol.36, 1996, p.17.

16) 이선용, "한국의 배출부과금제도에 관한 고찰", 「환경법연구」(환경법학회) 제10권, 1988, 59면.

17) M. A. Cohen, "Monitoring and Enforcement of Environmental Policy", *International Yearbook of Environmental and Resource Economics*, Vol.II, 1998, p.45.

환경기준과 배출기준은 서로 다른 이질적 개념이 아니라 상호연관성을 가지는 기준이다. 즉, 특정환경에서의 목표개념으로서의 환경기준을 달성하기 위해서 각 오염물질의 배출기준을 준수하도록 하여, 배출억제라는 수단을 통하여 총체로서의 환경기준을 달성하고자 하는 것이 법적 규제의 기본적 정신이다.[18] 따라서 법적 규제에 있어서의 환경기준과 배출기준은 목표와 수단의 관련을 가지는 것이다.

명령·지시제도는 구체적으로 환경오염의 종류에 따라 독특한 규제수단으로서 대기오염에 대하여 연료규제와 비산먼지의 규제, 자동차 배출가스규제, 악취발생물의 소각금지 및 생활악취의 금지 등이 있다. 또 수질오염에 관하여 투기행위의 금지, 공공수역 점용·매립에 대한 오염방지, 하수·폐수·분뇨종말처리장의 유지·관리, 수산물의 재배제한 등이 있다. 또 소음진동에 관한 것으로는 생활소음의 제한, 교통소음방지시설의 설치, 자동차소음기준, 소음규제지역 내에서의 각종 소음규제조치가 있으며, 토양오염에 대해서는 투기행위의 방지, 농경지의 오염방지, 농산물의 재배제한 등이 있다. 그 외에도 환경오염방지시설업의 규제, 환경오염방지사업비의 부담, 산업폐기물처리의 규제 등이 있다.

(2) 經濟的 誘因制度

경제적 유인제도란 "오염을 유발하는 경제주체들의 비용과 편익 함수에 이들의 오염행위로부터 초래되는 사회적 비용을 內部化시킴으로써 경제주체들의 의사결정에 영향을 미쳐 오염자의 자율적인 대응을 유도하는 환경보호 정책"[19] 또는 "環境財의 사용을 시장기구에 맡겨 적

18) E. H. Tiller and P. T. Spiller, "Strategic Instruments : Legal Structure and Political Games in Administrative Law", *The Journal of Law·Economics and Organization*, Vo.15, 1999, pp. 349~351.

정오염배출을 유도하는 제도"[20] 등으로 정의되고 있다.

또한 외국 문헌의 정의를 보면 "경제활동의 주체에 대해 강제적인 기준 또는 기술적 제한보다는 인센티브 체계의 변화를 통해 경제활동 주체의 변화를 유도하여 외부효과가 발생하는 환경보호비용 또는 환경파괴비용을 시장내재화하기 위한 정책제도(Any instrument that aims to induce a change in behaviour of economic agents by internalizing environmental or depletion cost through a change in the incentive structure that these agents face rather than mandating a standard or a technology qualifies as an economic instrument)"[21] 또는 "환경에 긍정적인 영향을 주는 방향으로 행위자에게 영향을 주는 효과가 있어 경제행위자가 대안적 행위의 비용·편익을 선택하도록 하는 제도(instruments that affect costs and benefits of alternative actions open to economic actors, with the effect of influencing behavior in a way that is favorable to the environment)"[22] 등으로 정의한다. 즉, 경제적 유인제도는 환경문제를 유발하는 경제주체의 비용과 수입에 가격기구를 통해 영향을 줌으로써 환경에 유익한 방향, 즉 오염물질의 배출을 억제하도록 오염유발자의 의사결정을 유도하는 일련의 환경정책을 의미한다.

경제적 유인제도는 경제행위자(오염자)들에게 대안의 비용·편익 평가에 영향을 미칠 때에 "經濟的"이라고 할 수 있다. 이러한 영향은 경제행위자(오염자)들의 의사결정과 행동에 영향을 주어 환경적으로 바람

19) 김홍균, "경제적 유인제도의 개선 방향-환경정책의 효율성 제고 중심으로", 한국환경기술개발원, 1995, 12, 4~5면.
20) 환경부, 「환경백서」, 1999, 103면.
21) T. Panayotou, Instruments of Change-Motivating and financing Sustainable Development, UNEP, Earthscan Publications, 1998, p. 4.
22) OECD, "Guide lines for the Application of Economic Instruments in Environmental Policy", 1991, pp. 30~31.

직한 결과를 가져오는 대안을 선택할 수 있도록 하는 것이다.[23]

경제적 유인제도는 일반적으로 조세 및 부과금, 보조금, 배출권거래제도, 예치금상환제도 등의 4가지로 대별되며, 현재 약 150여 종류의 경제적 유인제도가 OECD 14개 국가에서 활용되고 있으며 그 가운데 부과금 및 조세수단이 약 80여 종을 차지하고 있다.[24]

여기서 환경정책 수단으로서의 경제적 유인제도에 대한 인식에 있어서 주의하여야 할 점이 있다. 우선 경제적 유인제도는 본질적으로 가장 우월한 정책수단은 아니며, 다른 수단들과 비교하여 어떠한 장점과 단점을 가지고 있다는 인식이 필요하다. 또한 일반적으로 환경정책 수단들은 단독적 또는 개별적으로 사용되지 않는다는 사실이다.[25]

일반적으로 경제적 유인제도는 일정한 명령·지시제도적 수단들과 함께 사용된다. 대부분의 부과금은 허가제도와 연결되어 있으며, 배출권거래제도의 경우 필연적으로 정치적 결정을 기초로 시행되기 때문이다.

경제적 유인제도와 명령·지시제도의 근본적인 차이는 경제적 유인제도는 경제행위자에게 자율성을 제공한다는 점이다. 즉, 명령·지시제도는 경제행위자에게 기준의 준수 또는 위반이라는 두 가지의 선택을 제공하지만, 경제적 유인제도는 경제행위자에게 다양한 선택을 제공하여 환경재의 사용을 시장기구에 맡겨 적정오염물질 배출을 유도하는 것이다. 경제적 유인제도는 명령·지시제도에 비해 오염물질 상호간 연계관계를 고려할 수 있고, 비점오염원이나 전국적인 환경오염에 대해

23) L. Heinzerling, "Selling Pollution, Forcing Democracy", *Stanford Environmental Law Journal*, Vol.14, 1995, pp. 325~326.

24) 지길홍·오문석, "환경관련 경제적수단으로서의 환경세에 관한 일고찰", 「대전대 사회과학논집」 제14권 제2호, 1995, 338면.

25) T. L. Anderson and D. R. Leal, Free Market Environmentalism. San Francisco, Westview Press for the Pacific Research Institute for Public Policy, 1991, p. 67.

규제할 수 있고, 경제적·사회적 정책과의 연계관계를 잘 고려할 수 있다는 장점이 있다.

(3) 勸告制度

환경정책수단 중 권고제도(suasive instrument)는 일반대중의 양심과 공공심, 즉 도덕적 호소를 통해 환경정책의 목적을 달성하고자 하는 정책수단이다. 예를 들면, 납이나 유황을 함유하지 않은 기름, 인산염이 없는 세제와 같은 재화의 사용 장려 또는 기업에 대한 사회적 책임의 강조 등의 방법이 이에 해당한다. 권고제도는 인간의 행동이 환경에 바람직하지 않다는 사실을 인지하고 이에 대해 책임을 가질 때 궁극적으로 환경이 인간으로부터 보호받을 수 있다는 데에 그 의의를 가지고 있다.

권고적 방법이 다른 정책수단에 비해 가지고 있는 장점은 개인태도의 자발적인 변화에 기초한다는 점으로 여기에는 사회적 압력, 협상 및 기타 "도덕적 권고" 형태 뿐만 아니라 교육, 정보확대, 훈련 등과 같은 방식이 포함된다.

이러한 권고적 기능은 정부뿐만 아니라 개인 또는 민간단체에 의해 수행되기도 한다. 환경운동과 종교적인 접근은 사람들에게 소비의 절감을 유도하거나 정신적 또는 도덕적인 미덕에 관심을 집중하게 할 수도 있다. 또 권고제도는 다수의 참여나 동의가 없을 때에도 이용될 수 있다. 권고제도에 해당하는 수단은 환경기관과 민간부문간의 협상에 기초하여 달성되는 자발적 협상이다.

그러나 권고제도는 일부 학자들에게 회의적인 방법으로 인식되고 있으며, 그 효과도 미미한 것으로 나타나고 있다. 이는 최대만족을 추구하는 인간의 본성을 도덕적 관념을 이용해 억제하는데 한계가 있음을 입

증하는 것이다. 이러한 이유에도 불구하고 환경정책수단으로서 권고제도가 가지는 의의는 다음과 같다. 우선 일반적으로 환경정책의 수행에 많은 비용이 소요되는 데 권고제도는 다른 수단에 비해 비용이 많이 소요되지 않는다는 점이다. 두 번째는 짧은 기간동안 심각한 환경오염의 위협이 있거나 예측 불가능한 위기의 경우에 유익하다는 점이다. 세 번째는 정책화가 곤란하거나 대체적 수단이 비효과적이고 비용이 많이 드는 감시, 감독을 필요로 할 때 유리하다는 점이다. 마지막으로 개개인의 행동의 누적으로 발생한 환경문제에 대한 적절한 정책수단이라는 점이다.

(4) 環境政策手段間의 相互關係

앞에서도 언급하였지만 명령·지시제도와 경제적 유인제도의 가장 중요한 차이는 융통성(flexibility)이다. 경제적 유인제도는 행위자가 특정한 자극(기준, 비용)에 대해 스스로 생각하여 가장 이익적인 방법을 선택할 수 있도록 하지만, 명령·지시제도는 정해진 기준의 준수 또는 기준의 위반으로 법적 또는 행정적 절차에 의한 벌칙의 직면이라는 두 가지 선택 밖에는 없다.

이러한 융통성 요인을 제외하면 공통적인 성격을 가지는 측면도 있다. 경제적 유인제도는 기본적으로 정책적 수단 또는 장치로 규제적인 측면(regulatory aspects)이 있다. 경제적 유인제도의 대표적인 예인 부과금제도는 정부가 과세대상과 세율을 정하고, 세금을 부과하고 징수하며 세금을 납부하지 않은 자를 처벌하는 규제적인 요소를 가지고 있다.[26] 또한 배출권거래제도의 경우도 정부는 범위를 설정할 책임이 있

26) G. A. Boyd and J. D. McClelland, "The Impact of Environmental Constraints on Productivity Improvement in Integrated Paper Plants", *Journal of*

고, 오염배출권을 분배하고, 오염배출권의 거래를 감시하며, 명령·지시제도도 종종 금전적인 부담(monetary component)을 부과하는 경우가 있다.

참고적으로 경제적 유인제도와 명령·지시제도가 부분적으로 결합하는 형태가 있는데 명령·지시제도가 잔류배출물(residual emission)에 대한 부과금 또는 배출권거래제도와 결합하여 최소한의 기준을 설정하는 경우이다.

환경협약은 기업의 태도를 자발적으로 변화시킨다는 점에서 권고제도에 해당한다. 이러한 권고적 측면을 가짐과 동시에 기업에게 융통성이 부여되고, 가장 비용 효과적인 방법으로 오염이나 위험의 감소를 달성한다는 측면에서 경제적 유인제도의 성격도 가지게 된다. 또한 환경협약은 오염물배출에 있어서 내부적인 시장을 형성하거나 전체적인 시설을 양적으로 제한·관리하는 명령·지시제도적 측면도 있다. 이를 자세히 보면 환경협약은 일반적으로 특별한 요구내용이 있고 이러한 요구를 준수하지 않으면 벌칙 또는 엄격한 규제가 이어진다는 측면에서 명령·지시제도의 측면을 가지는 것이다.[27]

또한 정보전략은 환경표시제(eco-labeling), 환경뮤추얼펀드(green mutual fund), 소비자 정보 등과 같은 것을 의미한다. 정보전략은 친환경적인 제품을 구입하기 위한 소비자 태도의 자발적인 변화라는 점에서 권고적 측면이 있다.

Environmental Economics and Management, Vol.38, 1999, pp. 121~122.

27) R. M. Lyon, "Regulating Bureaucratic Polluters", *Public Finance Quarterly*, Vol.2, 1990, p.202.

Ⅲ. 命令·指示制度의 效果 分析

최근 많은 나라에서 환경정책수단은 위기를 맞고 있다. 이러한 위기는 일반적으로 환경정책의 목표와 기준의 공식화에 대한 인식과 실제 실행간의 괴리에서 발생한다는 것이다. 이러한 환경정책의 성과가 여러 분야에서 아주 짧은 기간 내에 실패하는 것을 정책실패(a policy failure)라고 한다. 이러한 위기의 실제적인 원인이 환경정책수단의 선택 실수에 있기 때문에 엄격한 기준과 더 종합적이고 강화된 규율방법으로 이를 해결할 수는 없다.[28]

명령·지시제도는 현재의 환경정책수단의 많은 비중을 차지하고 있다. 이러한 명령·지시제도의 기본적인 방법은 오염원에 대한 해당 오염원별로 양적 제한을 부과하는 것이다.[29] 이러한 오염원별 오염량의 제한에 있어서 높은 이행비용과 행정비용, 혁신의 저하, 구조적 왜곡(structural distortions)과 같은 문제점[30]을 발생시킨다.

여기서는 명령·지시제도의 문제점으로 지적되는 내용을 환경적 유효성, 경제적 효율성, 형평성, 행정적 비용과 편의, 수용성 5가지 기준별로 분석하도록 한다.

---

28) S. Shavell, "The Optimal Structure of Law Enforcement", *Journal of Law & Economics*, Vol.36, 1993, p.265.

29) R. B. Stewart, 1996, p.10.

30) L. N. Chinn, "Can the Market be Fair and Efficient? An Environmental Justice Critique of Emissions Trading", *Ecology Law Quarterly*, Vol.26, No.1, 1999, pp. 87~88..

1. 環境的 有效性

환경적 유효성(environmental effectiveness)이란 오염감축목표의 달성가능성을 말한다. 명령·지시제도의 가장 큰 장점은 적절하게 실행될 경우 주어진 자원에 의해 발생한 오염량이 특정한 양을 초과하지 않는 것을 보장한다는 데에 있다. 이는 오염시설의 설치를 제한하는 데 사용될 수도 있다.

명령·지시제도의 환경적 유효성은 명령·지시제도가 원활하게 시행되는 상황에 그 효과가 크게 나타난다. 오염에 대한 통제가 미약하거나 거의 없던 때에는 명령·지시제도의 사용은 비교적 낮은 경제적·행정적 비용으로 효과적인 오염의 감축을 달성할 수 있었다.

그러나 명령·지시제도를 통해 높은 단계의 오염 통제를 시도할 경우 행정비용, 이행비용, 제도의 경직성과 비효율성은 크게 증가하게 된다. 가장 심각한문제는 명령·지시적 제도에 기초한 규제방법은 고비용의 결과를 초래한다는 것이다.[31]

이와 같이 명령·지시제도의 환경적 유효성은 경제적 효율성과 상반된 측면을 갖는다. 또 경제적 유인제도에 비해 정태적, 동태적, 분배적 효율성의 관점에서 비효율적이어서 환경적 유효성을 확보하는데 그 효과가 크지 않다.

2. 經濟的 效率性

경제적 효율성은 정태적(통계적, static) 효율성, 동태적(dynamic) 효율성, 분배적(allocative) 효율성으로 나누어 분석할 수 있다. 우선 정태

31) R. B. Stewart, 1996, p.10.

적 효율성은 오염방지기술이나 생산공정이 변하지 않는다는 전제하에 기존의 오염방지기술 및 생산공정을 이용하여 환경목표를 달성하는 데 소요되는 총비용이 최소화되는 것을 의미한다. 이 총비용이 최소화되기 위해서는 모든 오염원의 한계오염감축비용이 같아지도록 오염물질 배출량이 배분되어야 한다. 오염감축 한계비용이 낮은 오염자가 오염물질을 보다 많이 감축할 때 총비용이 낮아진다.

동태적 효율성은 오염자의 장기적인 대응을 포함하는 기준이다. 따라서 환경정책수단의 동태적 효율성을 평가할 때 중요한 것은 그 정책수단이 오염감축비용을 낮출 수 있는 새로운 환경기술 개발 및 도입을 얼마나 유도할 수 있는가 하는 점이다. 따라서 환경기술혁신을 촉진하여 오염물질 배출량을 지속적으로 감소시킬 유인을 제공하는 정책수단은 동태적 효율성이 높다. 경제적 유인제도가 동태적 효율성을 갖기 위해서는 오염자들이 배출하는 오염물질에 대해 계속적으로 비용을 지불하도록 그 내용이 계획되어야 한다.[32] 그 이유는 오염자들은 생산과정의 변화, 새로운 오염저감기술 도입 등의 항구적인 경제적 誘因을 부여받게 되기 때문이다. 이러한 동태적 효율성의 실증적인 사례는 오일쇼크시기에 공기저항을 줄여 연료의 소비를 줄이기 위한 차의 모형이 만들어졌다는 사실을 들 수 있다. 동태적 효율성은 새로운 기술에 소요되는 비용에서 새로운 기술의 개발로 발생하는 비용의 절약분을 차감하는 방식으로 계산할 수 있다.[33]

---

32) E. A. Helme and J. A. Gille, Joint-Implementation: From Policy to Practice., in R. F. Kosobud and J. M. Zimmerman, Market-Based Approaches To Environmental Policy: Regulatory Innovations to the Fore, Van Nostrand Reinhold, 1997, pp. 237~238.

33) P. M. Kort, "Pollution-Control and the Dynamics Of the Firm-the Effects Of Market-Based Instruments On Optimal Firm Investments", Optimal Control Applications and Methods, Vol.17, No.4, 1996, p. 268.

마지막으로 분배적 효율성은 사회적으로 적절한 방법으로 자원이 분배될 때 달성되는 경제적 효율성과 관계가 있다. 정태적 효율성과 동태적 효율성은 특정 기업에 대한 영향과 관련이 있는 부분적인 균형에 관한 것이고, 분배적 효율성은 경제 전체적인 효과와 관련이 있는 전체적인 균형에 관한 것이다.[34]

(1) 情態的 效率性

명령·지시제도 하에서 경제행위자(economic actors)는 정해진 환경정책을 이행하느냐 아니면 이행하지 않고 벌금을 내느냐 하는 두 가지 선택을 할 수 있다. 따라서 명령·지시제도 하에서 경제행위자는 규제에 대한 履行費用(cost of compliance)과 不履行費用(cost of non-compliance)을 비교하게 될 것이다. 비교결과 불이행비용이 이행비용보다 낮다면, 환경규제를 준수하지 않고 벌금 등의 불이행비용의 지출을 결정하게 될 것이고, 반대로 불이행비용이 이행비용보다 높다면 환경규제를 준수하게 될 것이다.

이행은 행정대상집단의 외현적 행동이 법규·지시·규정과 일치할 경우이며, 불이행은 정책대상집단의 외현적 행동이 법규·지시·명령에서 일탈할 경우로 정의할 수 있다. 그러나 정책집행과정에서 이행과 불이행이 외현적 행동으로 나타난 것에만 만족할 수 없다. 이행은 정책대상집단의 내면의 진정한 의사에 기반을 두고 있어야 한다. 이행과 불이행은 명확한 형태로 나타나지 않을 경우도 있다. 대개의 경우 부분적 이행 또는 형식적 이행이 발생할 경우도 있다.[35] 따라서 정책집행의 이행과 불이행을 명확하게 구별하는 것보다 정책과정에서 일련의 연속적인 것으로서 정도의 문제로 파악하는 것이 바람직하다.

---

34) OECD, Recommendation of the council, 1991, p. 12.
35) T. H. Tietenberg, 1995, p. 129.

1) 不履行費用

불이행비용은 불이행가능성[36], 처벌을 받은 경우 납부해야 하는 벌금인 직접 손해, 처벌을 받을 경우 사회적 비난 또는 사회적 명성의 손실 등으로 발생할 수 있는 간접적 손해 등의 결합으로 나타낼 수 있다. 이를 공식으로 표시하면 다음과 같다.

불이행비용 = 불이행가능성×(직접 손해+간접 손해)[37]

여기서 불이행가능성은 환경규제를 강제하고 환경오염을 감시하는 담당기관의 노력에 크게 영향을 받는다. 환경기관의 엄격하지 않은 감시와 규율은 불이행가능성과 불이행비용을 감소시켜 환경규제에 대한 불이행의 증가를 가져오게 된다.[38] 개발도상국 국가에서 환경정책이 많이 실패한 것은 바로 이러한 요인 때문이다. 직접 손해는 사법적 벌금과 행정벌금[39], 환경규제를 위반한 회사의 대표나 고용자의 사법처리로 발생하는 손실, 행정적·사법적 절차를 위한 변호사 비용 등이 포함된다. 간접 비용은 환경문제에 관한 사회적인 인식과 개별적인 회사의 상황에 영향을 받는데,[40] 기업의 명성이 높다면 이 부분을 중요하게 고려할 것이다. 불이행비용은 엄격한 모니터링, 엄한 처벌, 사회적인 환경에

36) 해당 규제를 불이행할 경우 해당기관으로부터 처벌을 받을 가능성을 말한다.

37) Hyungjin Kim, "A case study on the application of economic instruments for international environmental problems", Dissertation JSD New York Univ School of Law, 1997, p. 30.

38) T. H. Tietenberg, 1995, pp. 127~129.

39) 재정적인 영향의 관점에서 보면 행정적 벌금과 사법적인 벌금의 차이는 없다. 또한 법적인 측면에서 행정벌금이 사법적인 심판을 받고 제한적인 경우에 사법적인 벌금을 부과하기 때문에 행정적 벌금과 사법적 벌금의 차이는 없다.

40) A. S. Malik, "Markets for Pollution Control When Firms are NonCompliant", *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.18, No.2, 1990, p. 101.

대한 인식을 제고하기 위한 환경교육을 통해 증가하게 될 것이다.[41] 기업의 입장에서 불이행비용이 이행비용보다 낮을 경우 환경문제가 발생하게 된다. 정태적 효율성에 관한 논의는 하나의 환경정책수단이 특정한 환경목표를 달성했을 때 그 의의가 더욱 크다.

정책집행에서 불이행의 문제는 정책대상집단이 정책집행으로 인해 불이익을 받게 되어 정책목표를 완화 또는 정책자체를 폐지시키고자 하는 의사표시이다. 정책집행과정에서 불이행요인[42]을 살펴보면 다음과 같다. 첫째, 정책의 모호성과 기준의 복잡성이다. 이는 정책이 애매모호하거나 정책기준의 혼란 및 정책대상집단에게 정책의 전달이 실패하게 된다. 이 경우 정책집행의 비일관성으로 정책대상집단의 불이행원인을 제공하게 된다.[43]

둘째, 경제적 편익이다. 어떤 정책을 불이행하여 경제적 편익을 얻게 될 경우 주어진 정책을 불이행할 수 있다. 환경정책집행에 정책대상집단이 순응할 경우 시설투자와 운영에 비용부담이 되어 경제적 손실을 입는다. 그러나 정책에 불응하면 그에 상당하는 경제적 편익을 얻게 된다.

셋째, 동료 또는 구성원의 영향이다. 이는 정부(법)에 대한 태도, 불법행위에 대해 정책대상집단의 도덕성의 차이에 따라 달라진다.[44]

넷째, 기술의 제약이다. 이러한 경우에는 규제기준을 준수할 수 있는

41) 이는 empirical한 연구의 결과로 Smith에 의하면 미국의 경우 지난 20년 동안 환경범죄에 있어 매내저나 directors에 대한 동시 처벌은 이들의 행위를 변화시키는 특별한 장치가 되었다고 한다(S. L. Smith, Changing Corporate Environmental Behavior: Criminal Prosecutions as a Tool of Environmental Policy, in Robyn Eckersley(ed.), Markets, the State and Environment: Towards Integration, Macmillan Education Australia Pty Ltd, 1995, p. 261).

42) W. J. Baumol and W. E. Oates , 1988, pp. 17~23.

43) A. S. Malik, p. 102.

44) T. H. Tietenberg, 1995, p. 57.

기술적 능력이 확보되어야 되기 때문에 기술수준의 저하는 불이행요인으로 작용할 수 있다. 정책대상집단이 규제기준을 이행하기 위해서는 규제기준이 설정되기 전에 그 제약의 타당성이 검토되어야 함은 물론 전문가의 확보와 기술축적이 전제되어야 한다.[45]

다섯째, 현재의 가치체계와 사회적 관습에 대립되는 정책이 집행될 경우 불이행요인이 된다. 개인 또는 집단은 자기중심적 고정관념에 집착하여 정책집행에 대해 불이행하는 결과를 가져 온다. 이것은 특정 정책의 목표와 기준이 특정 시대와 상황에서 특정 가치 및 신념과 대립되기 때문이다. 실제적으로 이러한 정책불이행요인들은 정책집행과정에서 한 두 가지 요인에 의해 발생한다기 보다 여러 불이행요인들이 복잡하게 결합되어 발생하고 있어 정확한 파악이 어렵다.

2) 履行費用

불이행비용이 이행비용보다 높다면 경제행위자들은 환경규제를 준수하려 할 것이다. 그러나 획일적인 명령·지시제도 하의 이행비용은 오염감소의 비용이 시설간의 다양성을 인정하지 않고, 오염 효과의 지역적인 다양성을 인정하지 않기 때문에 경제적으로 비효율적이다. 따라서 명령·지시제도는 일반적으로 상이한 한계통제비용(marginal control costs)을 가져온다. 명령·지시제도의 비효율성은 기업에 대한 한계통제비용이 규모가 증가하는 것에 의해 크게 달라지므로 지역적인 규모에 영향을 받는다. 따라서 명령·지시제도의 비효율성은 특정 국가적 차원에서는 심각한 문제는 아니지만 지구 전체적인 측면에서는 매우 큰 문제로 발생하게 된다.[46]

---

45) A. S. Malik, pp. 98~100.

46) J. J. Laffont and J. Tirole, "Pollution Permits and Compliance Strategies", *Journalof Public Economics*, Vol.62, No.1-2, 1996, pp. 85~90.

명령·지시제도의 정태적 비효율성은 몇 개의 경험적인 연구가 이를 뒷받침하고 있다. 미국에서의 다양한 대기오염의 규제비용에 대한 12개의 연구 중에서 7개의 연구결과는 전통적인 명령·지시제도가 최소한의 비용에 의한 해결보다 4배 정도 비용이 더 들었다고 지적하였고, 4개의 연구결과는 75% 더 비용이 소요되었다고 지적하였으며, 1개의 연구가 적정한 비용을 7%정도 초과하였다고 발표하였다.[47]

따라서 개선된 시스템이 이러한 비용의 33%만 절감한다면 미국에서만 대기오염규율에 지출되는 비용을 1년에 $14bililon을 절감할 수 있는 것이다. 실제로 미국에서 잠재적인 절감의 규모는 1990년에 $115billion이고, 2000년에 $185billion이다.[48]

앞에서 언급한 정책집행의 불이행요인을 염두에 두고 그 반대개념인 이행을 확보하기 위한 이행요인들을 다음과 같이 몇 가지로 지적할 수 있다. 첫째, 정책의 正當性(legitimacy)에 대한 신뢰가 있어야 한다. 정당성은 개인 또는 집단의 가치나 신념체계가 어떤 정책이나 제도 혹은 법률을 지지하는 것이 정당하다고 동의하는 경우이다.[49] 그래서 국민의 지지를 확보하려면 정책이 헌법과 법률에 근거하여 정치적으로 권한있는 기관에서 정당한 절차를 통하여 이루어져야 한다.

둘째, 집행에서 오는 個人的 利益(self-interest)이다. 이는 정책집행에서 환경대상집단이 정책목표와 설정된 기준을 수용함으로써 직접 또는 간접으로 편익을 받을 경우에 보다 적극적으로 이행하게 되는 것을 의

47) B. A. Ackerman and R. B. Stewart, "Reforming Environmental Law: The Democratic Case for Market Incentives", *Columbia Journal of Environmental Law*, Vol.13, 1988, pp. 75~76.

48) R. B. Stewart, 1995, p. 6.

49) A. G. Keeler, "Noncompliant Firms in Transferable Discharge Permit Markets: Some Extensions", *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.21, No.2, 1991, p.183.

미한다.[50]

셋째, 합리적 의식적 수용(form of reasoned conscious acceptance)이다. 이것은 정책에 대한 수용이 개인과 집단의 수용이익과 손실의 문제가 아니고, 대상 정책이 합리적인 것으로 판단하여 발생하는 이행심을 말한다.

넷째, 집행의 强制性을 들 수 있다. 집행대상자들이 정책집행의 법규와 행정명령을 불이행할 경우 가해지는 벌금이나 구속과 같은 물리적 강제성 때문에 순응하게 되는데 이것은 물리적 강제 또는 강압적 권력과 일치되는 것이다. 그러나 이 방법은 자발성이 결여되기 때문에 정책이행에 한계가 있으며, 정책이나 법의 내용이 국민적 합의의 정당성을 결여한 채 강제하는 경우 각종 통제법만 있을 뿐 이행이 이루어지지 않는다.

다섯째, 誘引이다. 이것은 이행과 불이행에 대한 정책대상집단의 비용과 편익의 계산에 영향을 주어 정책대상집단의 선택에 영향을 미치는 것이다. 이 유인은 실제적 보상의 형태를 띠는 경우도 있지만 단지 구속의 형태를 띠는 수도 있다. 그러나 강제와 달리 유인의 전제는 불이행의 기대가치를 낮추는 것보다 이행의 기대가치를 높이는 것이 효율적이다.

여섯째, 사회와 집단의 압력(social or group pressure)이다. 이것은 정책대상집단에 대한 외부환경의 영향을 의미한다. 정책대상집단이 사회나 집단의 평가나 압력에 민감하게 될 경우 그들이 속한 사회규범이나 집단규범을 이행하도록 유도하게 된다.

일곱째, 집행기간의 경과이다. 정책대상집단의 정책수용은 기간이 지

50) J. J. Laffont and J. Tirole, pp. 88~97.

남에 따라 증가되는 경향이다. 이것은 처음에 논란이 있었던 정책이 시간의 흐름에 따라 친밀해진 결과 당연히 수용하여야 하는 정책으로 인식하여 이행하는 것을 의미한다. 환경정책집행에서 규제기준이 높게 규정되어 기업은 비용부담으로 정책을 불이행하게 되나, 기준을 준수함으로써 사회에 기여한다고 인식할 때까지 기간은 오랜 시간이 소요된다.

(2) 動態的 效率性

동태적(dynamic) 효율성의 측면에서 명령·지시제도는 경제적 효율성의 증가를 가져올 새로운 생산절차와 기술의 개발, 새로운 상품의 선택 등에 대한 부정적인 영향을 주게 된다. 즉, 명령·지시제도는 환경오염의 저감을 가져오는 신기술의 개발에 대한 강력한 경제적 유인을 제공하지 못하고, 실제적으로는 신기술의 개발을 저해하는 결과를 가져온다.[51]

명령·지시제도는 신제품의 개발과 생산 절차에 많은 경제적 부담을 부과하는 경우도 있다. 또 최적이용가능기술(BAT) 기준은 생산성과 이익성이 높은 산업에 대해 적절하지 못한 경제적 부담을 부과하는 경우도 있다.[52]

(3) 分配的 效率性

1) 不履行費用

불이행비용이 불이행이 처벌될 가능성에 영향을 받는다고 해도, 불이행비용은 장기적으로 재화의 비용에 영향을 받는다.[53] 따라서 불이행비

51) W. J. Baumol and W. E. Oates, 1988, p. 123.
52) R. B. Stewart, 1996, p. 5.

용이 사회적 비용을 전체적으로 반영할 경우, 역설적으로 불이행은 사회적으로 적절한 자원의 분배를 가져오게 될 것이다. 그러나 실제로는 불이행비용은 불이행이 처벌될 가능성, 직접 손해, 간접 손해 등이 개별적인 기업의 상황에 영향을 받거나, 규제자들에 의하여 통제될 수 없는 요인들을 가지고 있기 때문에 사회적 비용을 전체적으로 반영하지는 않는다.

2) 履行費用

명령·지시제도 하에서 오염배출량 기준(quantitative standard)은 잔류오염물(residual pollutions)을 고려하지 않는다. 따라서 잔류오염물이 반영된 사회적 비용은 잔류오염물의 원 재료에 의해 생산된 재화와 용역의 비용에 영향을 주지 않는다.

이행비용의 확대는 명령·지시제도가 잔류오염물에 대하여 묵시적 조세(implicit tax)를 부과하기 때문에 동태적 효율성의 관점에서 적절하지 않다.[54] 또 묵시적 조세 규모는 개별 기업의 기술과 시설 등에 따라 다르고, 잔류오염물의 사회적 비용을 전체적으로 반영하지는 않을 것이다.

3. 衡平性

오염시설의 지역적인 비형평성에 관한 몇 개의 연구결과 명령·지시제도는 경제적 유인제도보다 지역간의 환경오염에 대한 기준을 동일하

53) 직접 손해가 직접적인 면에서 재화의 비용에 영향을 준다면, 간접적 비용은 재화의 가격에 간접적으로 영향을 준다. 예를 들어 환경규제를 위반한 기업은 공공관계의 명성(reputation by public relations)을 회복하기 위한 추가적인 금액의 납부를 하거나 공공목적을 위한 기부를 하여야 한다.

54) R. B. Stewart, 1996, p. 15.

게 제시하는 것으로 나타났다.[55] 그러나 환경규제의 순응비용은 일반적으로 전체적인 소득의 분배에 큰 영향을 주며, 환경보호프로그램은 부자들에게 적절하지 못한 이익을 제공하는 결과를 가져온다.[56] 또 정치적 파워가 있는 기업은 경쟁기업으로부터 규제순응비용의 이익을 얻기 위하여 명령·지시제도의 틀과 실체에 영향을 주어 정치적인 파워가 약한 기업들에게 형평적이지 못한 상황을 조성하는 문제점이 있다.

4. 行政的 便宜와 費用

행정적 편의와 비용(administrative feasibility and cost)은 모든 종류의 정책수단의 시행 및 집행을 위한 조직 등에 필요한 비용을 의미한다.[57] 명령지시제도의 기초가 되는 최적이용가능기술(BAT)은 다양한 오염원의 관리를 위해 과학, 공학 그리고 경제성 등을 종합적으로 고려하여 결정한 기준이다.[58] 이러한 기준은 행정관리자에게 방대한 정보수집과 시행에 많은 비용이 소요될 수 있고, 또 특별한 시설이나 생산물에 대한 획일적인 기준의 적용은 바람직하지 않은 결과를 가져올 수도 있다.[59]

명령·지시제도상의 기준을 설정하기 위해서는 전체 오염원에 대한 철저한 경제적 분석이 있어야 한다. 실제로 이러한 기준을 개별기업(배

55) P. S. Menell and R. B. Stewart, pp. 127~137.
56) D. Chapman and T. Drennen, "Equity and Effectiveness of Possible CO_2 Treaty Proposals", *Contemporary Policy Issues*, Vol.8, No.3, 1990, pp. 16~18.
57) T. Tietenberg and D. Victor, p. 45.
58) S. R. Milliman and R. Prince, "Firm Incentives to Promote Technological Change in Pollution Control", *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.17, No.3, 1989, p. 251.
59) R. B. Stewart, 1996, p. 5.

출원)들에 적용할 경우에는 각 배출원들의 특성에 따라 많은 비용이 소요될 것이다. 또 기업은 정부에 대하여 기업의 정보를 정확히 공개하지 않으려 한다는 문제점도 있다. 그 이유는 기업의 정보 제공은 결국 기업의 지출을 증가시키는 결과를 가져올 것이라고 인식하기 때문이다.

5. 受容性

명령·지시제도의 가장 큰 장점은 기존 시설 또는 공장의 이익을 보호하는 데 효과적이라는 점이다. 그 이유는 기존 시설들은 신규시설과 다른 기준이 적용되기 때문이다.[60] 이러한 사실이 명령·지시제도의 수용성을 제고하는 요인이었으나 다음과 같은 실패사례도 있다.

러시아와 동유럽의 사회주의 국가와 개발도상국에서 명령·지시제도가 실패한 이유는 소비자의 요구와 관리자의 노력으로 새롭게 탄생한 경쟁시장의 장점을 살리지 못하였다는 점이다.[61] 명령·지시제도는 신뢰성이 결여된 중앙계획의 형태로 시행되었으며, 환경보호에 있어서 경쟁시장 원리가 작용하는 것을 저해하였다.

또 명령·지시제도는 잠재적으로 민주적 책임성을 저해한다는 문제점이 있다. 환경문제를 해결하기 위해 필요한 자원의 결정은 정치적 절차를 통해 이루어진다. 이러한 정치적 의사결정과정은 관료적 목적, 감시를 위한 특별한 지식과 자원을 가진 이익집단의 "內部人(insider)"에

60) M. W. Khanna and R. H. Quimio(et. al.), "Toxics Release Information: A Policy Tool for Environmental Protection", *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 36, No.3. 1998, pp. 243~45.

61) R. W. Hahn and R. L. Axtell, "Reevaluating the Relationship between Transferable Property Rights and Command-And-Control Regulation", *Journal of Regulatory Economics*, Vol.8, No.2, 1995, p. 127.

의한 형식화, 그들의 고객에 대한 관심의 결정에 대한 영향 등으로 나뉘어진다. 이러한 이유로 환경정책은 공식적인 정치적 절차를 통한 감시와 관리가 대단히 어렵게 된다.[62]

Ⅳ. 經濟的 誘因制度의 效果 分析

1. 環境的 有效性

환경적 유효성(environmental effectiveness)이란 오염감축목표의 달성가능성을 말한다. 정부는 정해진 환경목표 수준을 달성하기 위해 오염물질의 배출량을 설정된 기준 이하로 억제하려고 하며, 주어진 오염감축목표를 달성할 가능성을 바탕으로 정책수단을 평가하게 된다. 환경정책수단의 주어진 오염감축목표를 달성할 가능성이 클수록 환경적 유효성이 크다.

경제적 유인제도가 환경적 유효성을 높이기 위해서는 오염물질의 저감이라는 정책목표와 이를 달성하려는 수단 사이의 연관관계가 높아야 한다.[63] 환경정책수단이 오염물질의 저감이라는 목표로 유도하는 기능이 강하면 강할수록 환경적 유효성은 커지게 된다.[64]

환경적 유효성은 지역에 오염물의 집중에 대한 명확한 제한을 규정하는 것 또는 지역적이거나 지구 전체적으로 정의될 수 있는 명확한

62) Hyungjin Kim, p. 35.
63) T. Tietenberg and D. Victor, p. 23.
64) 김인중, 앞의 논문, 22면.

기준의 규정과 관련이 있다. 대안적으로 환경적 유효성은 지역적이거나 지구 전체적인 오염물의 전체적인 배출의 한계를 요구하는 것이다. 선택된 환경정책의 환경적 유효성은 이러한 환경적 목적에 적합하게 결정되어야 한다. 또한 정책수단의 환경적 유효성은 오염원인자의 자발적인 반응 또는 능력에 의하여 결정된다.[65]

환경문제가 특정 화학물의 현재 또는 장래의 사용으로부터 발생하는 위험이 수용가능 여부와 수용 불가능할 경우 대응방법의 결정 등과 관련이 있는 경우에 배출권거래제도의 적용은 용이하지 않다. 환경보호를 위해 시도된 많은 규제적 시도는 화학품, 농약병, 약품 또는 음식폐기물이 시장에서 유통되거나 시장으로 유입되어도 안전한 것인지를 결정하거나 충분히 안전하지 못할 경우에 이러한 환경적으로 유해한 성분의 사용에 어떠한 제한을 부과해야 하는지를 평가하는 것에 집중되어 있다.[66]

그러나 이러한 배출권이 1년 단위로 경매된다면, 매년 경매되는 오염배출권의 양은 위험에 관한 최근의 가장 과학적인 자료에 영향을 받을 것이다. 오염배출권의 연간경매가 불특정한 사업환경의 악화를 초래할 경우 이는 오염배출권의 미래시장을 통하여 완화될 수 있다.[67] 환경부과금은 이러한 새로운 정보 및 자료로 인한 조정의 용이성으로 더 융통적이다. 명령·지시제도의 내용 및 기준은 위험단계를 새로운 정보와 자료를 토대로 조정되어 그 내용이 개선된다.

일반적으로 새로운 조세의 성격을 가지고 부과되는 환경부과금의 중

65) OECD, Environmental Policy: How to Apply Economic Instruments, OECD, 1991a. p. 18.
66) W. F. Pedersen Jr., "The Limits of Market-Based Approaches to Environmental Protection", *Environmental Law REP*, Vol.24, 1994, p. 107~13.
67) Hyungjin Kim, p. 62.

요한 문제점은 환경오염을 줄이는 활동의 가격탄력성, 즉 부여된 가격의 증가가 얼마나 많은 감소를 발생시키는 지에 대한 불확실성이다.[68] 과학적 불확실성은 요구되는 한계가 무엇인지 파악하는 것을 곤란하게 하는 경우도 있고 절대적인 제한수준을 요구하는 경우도 있다. 예를 들어 독성 화학물 규제의 경우는 환경세는 적합하지 않다. 그러나 배출권 거래제도는 절대적인 제한을 제공하므로 적합하다.

배출권거래제도는 환경문제가 자동차 또는 공기청정기 등과 같은 다수의 작은 오염원으로부터 발생한 경우에는 적절하지 않으나, 휘발유 등을 사용하는 경우에는 이러한 문제의 해결이 용이하다.

또 독성이 강한 오염물질의 배출이 한 지역의 다른 오염원(sources)으로부터 발생할 경우 배출권거래제도의 사용이 적절하지 못하다는 주장이 있다.[69] 예를 들어 1990년 미국의 공기정화법(US Clean Air Act)이 "위험한(hazardous)"[70] 200개의 대기오염물을 규제한 것과 같이 이러한 모든 오염물에 대하여 거래범위 및 원칙(trading schemes)을 확립하는 것은 어렵다.[71] 그러나, 공기정화법에 의해 위임된 것과 같이 산업내 거래의 경우는 오염물의 다양성에 의해 방해받지 않는다.

수질의 변화는 오염세가 부과되는 지역성에 민감하다. 수질오염원은 건설현장, 경작지, 포장도로, 또는 주차시설과 같이 작고 예상하지 못하는 방향으로 발생하는 경향이 있다. 이러한 이유로 수질보호는 어느 정도 토지사용규제를 필요로 하는 경우가 있고, 이것은 규제의 대상을 넓

68) F. R. Sagasti and M. E. Colby, Eco-Development and Perspectives on Global Change for Developing Countries, in Nazil Choucri (ed.), Global Accord: Environmental Challenges and International Responses, The MIT Press, p. 196.
69) W. F. Pedersen Jr., p. 10713.
70) 42 U.S.C. §7412, ELR STAT. US CAA §112.
71) W. F. Pedersen Jr., p. 10713.

게 하여야 한다. 그러나 Zoning의 거래(zoned trades) 또는 차등수수료는 이러한 문제의 해결방안이 될 수 있다.

시장에서는 간단한 내용의 제한이 최선의 효과를 가져올 수 있으나, 이를 위해 정부가 환경문제를 지나치게 단순화하는 것은 환경적 유효성을 저해할 수 있다.

2. 經濟的 效率性

광의의 의미에서 경제적 효율성(economic efficiency)은 자원의 최적 배분에 의해 달성되며, 협의의 의미로는 환경기준의 달성에 필요한 경제적 비용의 최소화를 의미한다.[72] 오염자는 오염물질을 감축하기 위한 비용을 부담해야 한다. 오염물질을 일정수준으로 감축하려 할 때 소요되는 총비용이 낮을수록, 그리고 총비용을 지속적으로 감소시킬 보다 많은 유인이 제공될수록 그 정책수단은 경제적 효율성이 높다.

(1) 情態的 效率性

경제적 유인제도 하에서 오염자의 시설물(facility)은 발생시킨 오염의 가격의 합을 최소화하기 위해 오염수준과 오염통제방법의 선택에 융통성을 가진다.[73] 개별적인 오염자는 한계저감비용이 오염에 대해 지불하여야 하는 가격과 일치하는 수준까지 오염을 저감한다.[74]

모든 오염원에 대한 동일한 가격은 모든 오염원의 한계통제비용을

72) OECD, Recommendation of the council, on the use of Economic Instruments in Environmental Policy, 1991, p. 11.
73) R. B. Stewart, "Environmental Regulation and International Competitiveness", Yale Law Journal, Vol.102, 1993, p. 2040.
74) E. A. Helme and J. A. Gille, 1997, p. 242.

동일한 점에서 모이게 하는 경향이 있다.

우선 배출권거래제도는 오염감축의 한계비용과 균형을 이루면서 경제 전체적으로 효율성을 최대화하며, 비용분담 가능성을 증가시키고, 비효율적으로 분배된 자원에 대한 재분배를 가져온다. 그러나 배출권거래제도는 경제적인 효율성이 감소할 경우 비축 또는 독점할 가능성이 크다.

환경부과금은 생산과 소비의 투입과 산출을 향상시키기 위해 지속적인 인센티브를 제공하는 반면 외부효과의 양을 화폐적으로 정확하게 산정하는 데에는 어려움을 가진다.

추가적으로 환경부과금이 오염에 대한 매단위당 비용(per-cost for the pollution)의 균형을 가져온다 해도 환경세는 오염물배출에 있어 한계저감비용(속 marginal cost of reduction)의 균형을 가져오지는 않는다. 또한 환경세가 효율성이 높은 청정기술에 대한 직접투자의 제고에 필요한 충분한 가격신호를 보내고 있는지는 확실하지 않다.[75]

마지막으로 경제적 유인제도의 통계적 효율성은 여러 오염원들이 오염감축의 한계통제비용이 크게 다를 때 최대화된다.[76] 따라서 몇몇 나라에서 한계통제비용의 작은 차이에 대한 논의가 있었으며, 그 결과 경제적 유인제도에서 발생하는 경제적 효율성은 크게 차이가 나지 않았다.[77] 상대적으로 산업화의 역사가 짧은 국가 또는 국가의 규모가 작은 국가의 경우에는 한계통제비용의 감소 요인이 확대될 수 있다.

그러나 비교적 산업화 역사가 짧은 국가라 할지라도 중국의 경우는 외국인이 투자한 비교적 청정하고 효율적인 벤처시설과 함께 오래된

75) S. Borenstein, pp. 357~358.
76) OECD, 1991, p. 12.
77) S. Borenstein, "On the Efficiency of Competitive Markets for Operating Licenses", *Quarterly Journal of Economics*, Vol.103, No.2, 1988, pp. 357~358.

정부소유의 오염도가 높고 비효율적인 시설들이 혼합되어 있다.[78] 또한 지리적, 생태학적, 인구 통계적 변화가 작은 국가의 경우에 상대적으로 작은 오염원에 대한 명령·지시제도의 비효율성이 낮을 경우에도 한계 통제비용은 변화하지 않을 것이다.[79] 또한 정태적 효율성의 측면은 충분하지 않아도 경제적 유인제도의 동태적, 분배적 효율성 측면이 확보되어 경제적 유인제도는 제 기능을 다하게 될 것이다.[80]

(2) 動態的 效率性

명령·지시제도 하에서 기업은 법에 의해 요구되는 것보다 높은 수준의 오염방지와 통제를 달성할 수 있는 새로운 방법의 채택과 개발에 투자하는 것에 대한 강력한 경제적 유인을 가지지 못한다.

반면, 경제적 유인제도는 이러한 기술에 대한 예상비용이 사회적 이익보다 작아 자원효율성이 높은 기술 등의 오염감축을 위한 기술혁신과 투자에 긍정적인 인센티브를 제공한다.[81]

이러한 요인은 통제비용과 잔류오염물에 대해 지불하여야 하는 가격을 하락시킬 수 있으며, 이를 통해 환경오염 방지와 통제를 위한 유익한 기구도 만들 수 있다.

---

78) N. Becker and M. Shechter, "Decentralized Economic Incentives under Technological Indivisibilities: A Cooperative Game Approach", *Ecological Economics*, Vol.17, No.1, 1996, p. 10.

79) M. S. Anderson, "The Use of Economic Instruments for Environmental Policy-A Half Hearted Affair", www.mbnet.mb.ca/linkages/consume/skou.html(1999.3.18), pp. 1~12.

80) S. Borenstein, p. 358.

81) M. D. Young and B. J. McCay, Building Equity, Stewardship, and Resilience into Market-Based Property Rights Systems, in S. Hanna and M. Munasinghe, Property Rights and the Environment: Social and Ecological Issues, The Beijer International Institute of Ecological Economics and The World Bank, 1995, pp. 87~88.

추가적으로 경제적 유인제도는 오염에 대해 지불하는 가격이 동일하기 때문에 새로운 생산품과 생산절차 또는 더 유익하고 혁신적인 산업에 대한 적절하지 않은 부담을 부과하지 않는다.

(3) 配分的 效率性

명령·지시제도는 오염물질 배출량 기준을 준수한 오염원(기업)이 발생시킨 잔류오염물에 대한 가격을 부과하지 않기 때문에 잔류오염물의 사회적비용은 그 자원이 생산한 재화와 용역의 가격에 영향을 받는다.[82]

반면, 경제적 유인제도는 비교적 높은 오염을 발생시키는 자원들과 산업에 의해 생산된 재화와 용역의 가격을 높이는 잔류오염물에 대한 가격을 부과한다.[83]

이러한 가격신호는 소비자의 수요를 오염유발이 높은 기업의 제품에서 환경오염유발이 낮은 기업의 제품으로 이전시키는 경향이 있다.

3. 衡平性

어떤 정책수단이든 소득계층, 지역 등에 분배적 영향을 미친다. 이러한 분배효과는 경제적 유인제도의 도입에 중요한 제약요인이다. 그 이유는 제품부담금, 환경부과금은 간접세의 성격을 가지고 있으므로 소득의 분배에 역진적일 가능성이 높기 때문이다.[84]

---

82) R. B Stewart, p. 15(추가적으로 명령·지시제도하의 불이행의 경우에도 불이행비용을 사회적 비용에 반영하는 것은 실패한다).

83) R. B. Stewart, p. 16.

84) N. Becker and M. Shechter, "Decentralized Economic Incentives under Technological Indivisibilities: A Cooperative Game Approach", *Ecological*

특히 연료 등의 에너지에 환경세가 부과될 경우 저소득층일수록 소득 중 에너지비용이 차지하는 비율이 높으므로 부담이 저소득층에 가중되는 경향이 있다. 따라서 일어날 가능성이 있는 분배효과를 확인하고, 심각한 장애가 될 수 있는 분배문제를 감소시키는 방안의 마련이 중요하다.

환경정책수단의 형태에 따라 분배적 결과는 달라진다.[85] 많은 국가에서 소득의 분배는 정치적으로 민감한 정책 기조이며, 이러한 분배적 효과의 조정은 형평의 균형과 밀접한 관계가 있다.

형평성은 빈자와 부자 간의 소득 분배에 있어 환경정책수단의 효과에 관한 것이며, 국내적인 부분에 한정하는 것이 아니라 국제적인 부분에도 적용된다.[86] 국제적인 차원에서 선진국과 개발도상국간의 분배적 효과는 정책수단의 선택에 있어 가장 중요한 요인이다.

분배적 효과는 실제적으로 사용되고 있거나 제안된 주요 경제적 유인제도를 둘러싼 정책의 논의에 있어서 중요한 요소이다. 탄소세와 같은 환경세에 관한 논의는 내국세가 가난한 자들에게 악영향을 미치는지, 석탄광산의 작업을 중단시키는지, 수출산업을 곤란하게 하는지 등에 초점을 두고 이루어져 왔다.[87] 환경세는 에너지와 재료(material)에 대해 부과된 간접세이므로 간접세 비율의 증가는 소득세와 같은 직접세

Economics, Vol.17, No.1, 1996, pp. 12~14.

85) OECD, 1991. p. 18.

86) D. Letson, "Investment Decisions and Transferable Discharge Permits: An Empirical Study of Water Quality Management under Policy Uncertainty", *Environmental Resource Economics*, Vol.2, No.5, 1992, p. 449.

87) R. Nelson and T. Tietenberg, "Differential Environmental Regulation: Effects On Electric Utility Capital Turnover and Emissions", Review of Economics and Statistics, Vol.75, No.2, 1993, p. 373 ; OECD, Applying Economic Instruments to Environmental Policies in OECD and Dynamic Non-Member Economics, Paris, OECD, 1994b, p. 109.

와 비교하여 가난한 자들에게 경제적 부담으로 작용한다. 이러한 분배적 효과는 스웨덴의 탄소세와 EU에서 제안한 탄소세의 계획에서 중요한 검토 사항이었다.[88] 국제적인 측면에서 세계적인 조세의 조정을 통해 경제적 재분배를 회피하는 시도가 개발도상국에 영향을 주고 있다.

분배적인 문제와 관련된 이슈는 누가 이익을 얻고, 누가 피해를 볼 것인가 하는 것과 관련이 있다.[89] 예를 들어 오염배출권을 분배하는 기준은 1990년 미국의 공기정화법의 산성비 조항에 대한 논쟁에서 가장 오랫동안 제기된 이슈 중의 하나였다. 이와 비슷한 논쟁은 California의 Los Angeles Basin에서 도시스모그를 처리하기 위한 오염배출권거래프로그램을 지역이 개발하면서 있었다.[90] 소규모사업들과 노동자그룹은 그들에 악영향을 주는 환경프로그램에 관심이 있는데 이는 환경프로그램의 조정을 요구하여 손실을 피하고자 한다.[91]

환경프로그램의 분배적 효과에 관한 연구는 몇 건 수행되었지만, 경제적 유인제도의 분배적 효과에 대한 연구는 찾아보기 어렵다. 그 이유는 분배적 효과를 평가하는 것이 어렵기 때문이다. 그러나 소수의 연구결과는 오염통제비용이 감소하는 경향을 제시하고 있으며, 고소득가구보다 저소득가구의 부담률이 높다는 사실을 지적하고 있다. 또한 환경부과금의 사용이 감소하는 경향을 보여주고 있으며, 환경부과금과 배출권거래제도는 실질적으로 부의 전환을 가져온다는 결과를 제시하고 있다.[92]

---

88) OECD, 1994b, p. 109.
89) D. A. Malueg, "Welfare Consequences of Emissions Credit Trading Programs", *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.18, No.1, 1990, pp. 66~67.
90) OECD, 1994b, p. 109.
91) R. Nelson and T. Tietenberg, p. 369.
92) OECD, 1994b, pp. 99~100.

모든 정책들은 손실자와 이익자를 만들어낸다. 따라서 경제적 유인제도 하에서도 손실이 있는 그룹이 있게 되는데, 이들은 그들의 손실에 대한 보상이 필요하다고 주장한다. 이 경우 보상이 필요하다고 생각되며 그 이유는 다음의 두 가지가 있다. 하나는 실용적인 측면으로 잠재적 손실자에 대한 보상이 이루어지지 않을 경우 이들이 경제적 유인제도의 도입을 반대하게 될 것이라는 사실이다. 손실자들은 특별히 다수이거나 조직화된 단체일수록 경제적 유인제도로의 전환을 반대하는 경향이 있다.[93]

다른 하나는 규범적인 규칙의 형평과 관련이 있는 것으로 손실이 사회의 행복하지 않은 사람들에게 발생한 경우에 보상은 정당화된다는 사실이다.[94] 예를 들어 저소득집단들이 대규모실업에 저항하는 것과 같은 경우는 이러한 기준에 의해 그들에 대한 보상의 방법을 발전시키는 것에 정당성이 있게 된다.[95]

경제적 유인제도의 사용으로부터 발생하는 모든 손실을 방지하거나 제거한다는 것은 불가능하다. 그러나 경제적 유인제도의 재분배적 영향을 회피하는 것은 가능하다. 환경부과금은 몇몇 소비자들, 산업들, 근로자들에게 더 큰 영향을 줄 수 있으며, 환경세는 제품과 재료에 대한 간접세이기 때문에 소득세와 같은 직접세에 비해 가난한 자들을 의기소침하게 할 수 있다. 그러나 환경세의 소득재분배 효과는 가난한 자들에 대한 소득세의 면제를 통한 세원(tax revenues)을 재활용하는 다양한 방법으로 보상이 이루어질 수 있다.

---

93) OECD, 1994b, p. 101.

94) W. J. Baumol and W. E. Oates, "The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment", *Swedish Journal of Economics*, Vol.73, 1971, p. 45.

95) OECD, 1994b, p. 101.

4. 行政的 便宜 및 費用

행정적 편의와 비용은 배출감시의 비용과 용이성, 주요 목표그룹의 범위, 기존 법제도의 성격과 깊은 관련이 있다. 어떤 정책수단의 성공은 정책의 기본적인 내용들이 전체적으로 명확성과 안정성 여부에 큰 영향을 받는다.

명령·지시제도는 많은 오염원의 다양한 오염배출을 통제하기 위해 복잡한 과학적, 공학적, 경제적 문제와 집중화된 행정적 결정이 요구된다. 반면, 경제적 유인제도는 특별한 오염원의 오염통제의 적절한 수준과 방법에 대해 상세한 공학적·경제적 이론을 토대로 가격체계를 통하여 분산화된다.

정부는 배출권거래제도 하에서 오염배출권의 소유 상황에 대해 지속적으로 관리하여야 하며, 이전 내용을 기록하여야 한다. 따라서 배출권거래제도의 관리와 규율에는 비용이 많이 소요되어 개발도상국이 이 제도를 이용하는 것은 어렵다.[96] 배출권거래제도의 높은 행정비용은 배출권거래제도의 순수한 효율성을 저해하며, 환경세의 경우 규제에 기초한 세금의 징수를 위한 행정비용이 있다.[97]

환경세와 배출권거래제도는 배출과 쓰레기 발생에 대한 정확한 감시와 세금을 납부하지 않은 자 또는 허가한도를 초과한 자에 대한 제재가 요구된다. 그러나 철저한 감시와 규율은 경제적 유인제도 뿐만 아니라 명령·지시제도에서도 핵심적인 요소이다. 또한 경제적 유인제도는 정부의 세수가 부족할 경우 정부에 상당한 경제적 이익을 제공할 수 있다.

---

96) W. D. Montgomery, "Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs", *Journal of Economic Theory*, Vol.5, No.3, 1972, pp. 396~340.
97) T. Tietenberg and D. Victor, p. 34.

5. 受容性

수용성(acceptability)은 환경보호를 위한 정책수단이 조직적이고 정책적인 공백 없이 시행되는 것을 의미한다. 따라서 새로운 정책수단의 계획에 있어 목표그룹, 일반공중, 현존하는 제도적 구조하에서 수용 가능한 것인지를 반드시 검토하여야 한다.

우선 목표그룹(target group)의 경우 그들에게 부과되는 정책수단의 수용여부가 결정적으로 중요하다. 목표그룹이 새로운 정책수단으로 인해 손실이 있을 것이라고 판단할 경우 새로운 정책수단의 적용을 반대할 수 있다.[98]

특정한 이익집단의 저항은 형평성을 제고하는 방법을 통해 감소된다. 따라서 수용성의 기준은 형평성의 기준과 밀접한 관계가 있다. 또 정책에 대한 반대 가능성은 적절한 홍보, 목표그룹에 대한 설득, 적절한 예상기간 등에 의해 감소된다.

또한 정책수단의 투명성은 목표그룹이 정책수단 도입에 대한 타당성과 환경적 목적에 대해 분명한 시각의 확립을 도와주며, 기존 기업의 이익은 명확한 조건 내에서 보호되어야 한다.

새로운 정책수단의 적용에 대한 저항은 일반공중(general public)으로부터 발생할 수 있는데 그 이유는 새로운 정책수단이 일반적으로 공공의 윤리적·정치적 선택에 반대되기 때문이다. 일반공중은 새로운 정책수단의 장점을 제고하는 것과 구성원을 설득하는 것을 통해 변화된다.

또 현존하는 정치적 행정적 구조가 특별한 정책수단의 실행과 폐지에 영향을 준다. 경제적 유인제도가 현존하는 재무제도와 같이 주요 현

98) OECD, Economic Instruments for Environmental Protection, Paris, OECD, 1989, p. 19.

행 제도적 구조에 적합한 것이라면 이 정책수단의 수용성은 증가할 것이다.

환경정책수단의 선택에 있어서 또 다른 검토사항은 규제완화의 추진과 정부의 개입을 줄이는 것이다. 또 환경정책 수단과 산업, 교통, 농업 등 다른 정책 수단과의 적절한 조화를 유도하는 것이 중요한 문제이다.

V. 經濟的 誘因制度 導入의 장애 요인

1. 倫理的(道德的) 側面

경제적 유인제도는 윤리적 이유에서 많은 비난을 받아왔다. 우선 경제적 유인제도, 특히 배출권거래제도는 환경을 경제적 재화로만 취급하여 환경을 적절하지 않게 이용하고, 환경에 대한 공공의 관심에 깔려있는 비경제적 가치를 무시하는 측면이 있다. 경제적 유인제도는 환경오염의 방지와 환경보존으로 보호되는 비경제적인 문화와 도덕적 가치 등의 요인들을 포함한다.

다음으로 명령·지시제도는 실제적으로 행위의 옳고 그름에 대한 판단으로 오염과 오염을 발생시키는 활동을 비난하는 것이다. 반면, 경제적 유인제도는 행위의 적절한 기준을 통해 오염자의 이기주의를 지지하는 결과를 가져온다는 비판이 있다.[99] 따라서 경제적 유인제도를 통하여 얻는 효율성은 환경 윤리(environmental ethics)의 저하에 의해서 상쇄될 수 있다.

99) R. B. Stewart, 1996, p. 30.

이러한 논쟁은 환경적으로 수용가능한 행위와 수용 불가능한 행위 사이에 명확한 구분이 있을 경우 의미가 있을 수 있으나, 대부분의 환경 문제는 환경적으로 수용 가능한 행위와 수용 불가능한 행위의 명확한 구분이 없다.

또 경제적 유인제도는 오염 면허 또는 도덕적 죄에 대한 면죄부의 판매라는 비판을 받는다. 그러나 많은 환경문제들의 경우 잔류물을 완전하게 없애는 것은 기술적으로도 이루어질 수 없고 상업적으로도 바람직하지 않다.

마지막으로 경제적 유인제도가 법의 정의 이념(ideals of justice)을 침해한다는 비판이 있다. 그러나 경제적 유인제도의 수용성의 차이는 의무의 적절한 차이에 의해 인식되어야 한다. 평등한 정의를 달성하기 위해서 환경규제는 동일한 오염에 대해 여러 오염원들의 오염 방지와 통제의 한계 비용이 균형을 이루도록 하여야 한다. 이러한 관점에서 명령·지시제도는 단기적으로는 실제적인 형평의 이념을 달성하는 것을 실패하였고, 한계비용 만큼의 경제적 의무를 부과하였다. 반면, 경제적 유인제도는 한계통제 비용이 균형을 이루는 모든 오염원의 오염단위당 비용을 동일하게 부과하여 환경적 정의를 향상시켰다.

2. 政策的 側面

환경세는 국내적으로 구조적 문제를 발생시킬 수 있다.[100] 예를 들어

100) K. Conrad and J. Wang, On the Design of Incentive Mechanism in Environmental Policy, in J. B. Opschoor and R. K. Turner(eds), Economic Incentives and Environmental Policies: Principles and Practice, Dordrecht : Kluwer Academic Publishers, 1994, p. 79.

탄소세는 이산화탄소 배출억제의 비효율성이 높아 무연탄가격이 천연가스나 석유보다 높아지게 될 수도 있다. 예를 들어 독일은 석탄산업에 대해 역사적·정치적인 이유로 많은 보조금을 지원하고, 무연탄을 천연가스로 대체하기 위해 화력발전소(석탄원료)의 건설이 허용되지 않는다.

몇몇 국가의 정부는 인플레이션을 우려하여 환경세의 채택을 주저하고 있으며, 환경세를 채택한 경우에도 낮은 세율을 유지하고 있다. 한국의 경우는 배출부과금, 제품부과금, 예치금상환제도 등을 도입하였는데 국제경쟁력 저하의 우려와 결합된 잠재적인 인플레이션 압력으로 그 비율이 의도적으로 낮게 책정되어 있다. 이는 개선이 절실한 부분이다.

이처럼 다른 정책과의 충돌로 인해 발생하는 문제점은 다른 정부정책의 확립된 핵심적 요인을 환경적 측면에서 검토하는 방법으로 해결할 수 있다.

3. 政治的 側面

경제적 유인제도의 채택에 있어 가장 큰 장애물은 정치적인 측면이다. 여러 국가에서 경제적 유인제도를 채택하기 위한 시도는 정치적인 이유에 의해서 종종 좌절되었다. 그러나 최근 미국과 EU회원국 같은 나라에서의 정치적 경향은 경제적 유인제도에 대해 긍정적인 자세로 변화되었다.

미국의 대부분의 환경조직들은 입법에 의존비중이 높은 명령·지시제도를 채택하고, 상대적으로 경제적 효율성과 융통성에 관한 관심을 기울이지 않았다.[101] 또한 미국의 환경주의자들은 조세에 대한 정치적

101) P. S. Menell and R. B. Stewart, Environmental law and Policy, Little

반대를 이유로 환경세를 반대하였고, 환경세가 실시되었지만 그 세율은 매우 낮았다. 그러나 산업부문은 새로운 조세를 지지하는 경향을 견지하였다. 또한 현행체제 하에서 적용되는 BAT규제를 준수할 경우 오염에 대해서는 금전적인 부담을 지지 않는다. 특별하게 낡은 공장의 경우는 다른 방법으로 이익을 제공받는다. 미국의 규제기관들은 일반적으로 환경세의 채택을 반대하였으며, 연방과 주의 환경기관들에 영향력이 있는 법률가, 엔지니어, 특별기술자 등에 의해 명령·지시제도가 더 좋은 것으로 인식되었다.

그러나 유럽대륙, 특히 북유럽에서는 경제적 가치의 관점에서 조세를 납부해야 하는 시민의 책임의 측면에서 접근하였다. EU는 연료의 탄소 함유량 부분을 기초로 에너지에 대한 세금을 도입하였다. 또한 몇몇 유럽국가들도 높은 세율의 탄소세를 실제적으로 채택하였다.[102]

환경세는 공식적인 입법절차를 통하여야 하기 때문에 명백한 이익과 가치의 충돌이 발생하고 다른 정책과의 조화를 어렵게 할 수 있다. 그러나 공식적인 입법절차는 민주적 책임의 관점에서 지역적인 관료의 이익 또는 이익집단이 영향력을 발휘하는 수많은 행정적 의사결정절차보다 더 이상적이다.

미국에 있어서 환경세가 정치적 장애물에 직면해 있는 반면 배출권 거래제도는 정치적 생명력(political viability)의 관점에서 환경세에 비해 중요한 이점을 가지고 있다.[103] 배출권거래제도 하에서 오염배출권의

Brown and Company, 1994, p. 382.

102) A. Rose and B. Stevens(et. al), A Global Marketable Permits Approach to CO2 Mitigation: Implications for U. S. Energy Demand, in International Environmental Economics: Theories, Models, and Applications to Climate Change, International Trade and Acidification. E. C. V. Ierland. New York, Elsevier, 1994, pp. 97~98.

103) S. Lohman, pp. 63~64.

매매 대신 현재 법률에 의해서 배출이 허용된 배출비율에 맞게 현재의 오염원에 대한 오염배출권의 용인(granting permits) 형식으로 실행될 수 있다. 이러한 방법으로 정치적 패배자들은 규제체제의 변화에 대한 보상을 받을 수 있을 것이다.[104] 시장의 기능이 원활하다면 더 효율적인 생산자는 오염배출권의 대부분을 구매할 수 있을 것이다.

그러나 유럽에서는 영국을 제외하고는 배출권거래제도에 대하여 관심이 없는데 그 이유는 정부의 민간부문에 대한 적절한 책임을 포기하는 것으로 인식하는 문화적 인식의 차이 때문이다.

4. 國際的 競爭力

경제적 유인제도의 채택에 있어서 국제적 경쟁력(international competitiveness)도 시행의 장애요인이 되는 경우도 있다. 예를 들어 탄소세의 채택과 관련하여 탄소세의 채택이 국제적 경쟁력의 손실을 가져올 것이라는 우려가 있었고, 이것은 EU와 미국에서 탄소세의 도입이 실패한 주요한 이유가 되었다. 또한 이것은 한국의 경우 배출부과금, 제품부담금, 예치금제도를 채택하는데 있어 기본적인 관심사항 중의 하나가 되었다. 이것은 경제적 유인제도의 폭넓은 도입과 사용을 저해하는 경제적 유인제도의 achilles건이다.[105]

일반적으로 명령·지시제도는 여러 가지 이유에서 보호무역론자들(protectionist)의 관심의 대상이 되었다. 첫째는 명령·지시제도가 경제

104) A. Rose and B. Stevens(et. al.), 1994, p. 110.

105) S. Ben-David and D. Brookshire(et. al.), "Heterogeneity, Irreversible Production Choices, and Efficiency in Emissions Permit Markets", Journal of Environmental Economics and Management, Vol.38, No.2, 1999, pp. 180.

적으로 환경보호비용의 비효율적인 지출을 용이하게 하고, 가격과 국제경쟁력에 직접적인 영향을 완화시키는 것을 이유로 경제적 유인제도에 비해 정부와 산업의 목적에 대한 부합성이 높다고 주장하였다.[106] 그러나 명령·지시제도의 이행비용은 경제적 유인제도보다 높다. 경제적 유인제도는 잔류오염물에 대한 가격으로 이러한 영향은 祖父化制度를 통한 오염배출권의 배분과 세수의 재순환으로 나타날 수 있다.

둘째로 환경적 자원의 사용에 대한 가격의 부과에 반대하면서 정부가 명령·지시제도를 통하여 제품생산기업의 환경적 유산의 희소 가치(the scarcity value)를 상실하게 한다.

셋째로 명령·지시제도는 새로운 기업의 시장진입을 제한하는 역할을 한다. 결국 기존 기업은 더 많은 시간에, 더 넓은 범위로, 좀 더 자주, 환경기준을 준수하기 위해 재정적 지원을 받게 된다. 배출허가와 면허의 불역성(양도불가능성, inalienability)도 기존기업에 유리하다. 현재의 협의절차로 인해서 기존 기업은 행정조직을 더 이용할 수 있으며, 필요한 허가와 면허의 취득에 유리하다.[107] 최근의 연구들은 위에서 제기된 문제점의 범위보다 확대된 내용인 환경통제비용의 국가적 차이는 국제무역의 수준과 패턴을 변화시키고, 산업경쟁력은 환경적 비용의 차이로 인해 무역전체와 투자에 중요한 영향을 주지 않는다는 결과를 제시하고 있다. 그러나 경제적 유인제도는 국제적 경쟁력을 심각하게 저해하지는 않는다.

106) H. Verbruggen, The Trade Effect of Economic Instruments in OECD, Environmental Policies and Industrial Competitiveness, OECD, 1993, p. 60.
107) G. S. Tolley and B. K. Edwards, p. 189.

5. 地代追求行爲

경제적 유인제도의 시행에 있어 발생하는 간과할 수 없는 문제는 경제적 유인제도의 시행으로 세수의 증가가 발생하는 즉, 지대추구활동(rent-seeking activities)의 결과가 발생한다는 사실이다.[108] 지대추구활동은 환경 목표의 달성에 긍정적인 기능을 수행하지 못한다.[109]

그러나 경제적 유인제도의 시행은 본래적으로 지대추구활동의 결과를 발생시킬 가능성은 없으나, 명령·지시제도 하에서는 지대추구활동의 결과를 가져올 수 있다.[110] 세수의 증가는 지대추구활동의 가능성이 있을지라도 정부의 입장에서 세원증가(raising revenue)는 다양한 방법으로 사용할 수 있기 때문에 경제적 유인제도의 긍정적인 利點이다.[111] 지대추구활동은 징수된 세원의 재분배 또는 세수중립성(revenue neutrality)의 적용과 같은 적절한 방법으로 방지될 수 있다.

V. 結 論

이상의 연구를 통해 환경문제 해결을 위한 환경정책수단의 선택 및 도입에 있어 명령지시제도에 비해 경제적 유인제도가 갖는 제도적 우

108) J. R. Boyce, "Rent-Seeking in Natural Resource Quota Allocations", Public Choice, Vol.96, No.3-4, 1998, p. 272.
109) G. T. Svendsen, Public Choice and Environmental Regulation: Tradable Permits Sytems in the United States and CO2 Taxation in Europe, Cheltenham, UK: Edward Elgar, 1998, p. 45.
110) J. R. Boyce, pp. 274~276.
111) Hyungjin Kim, p. 77.

월성은 상당 부분 입증되었다. 따라서 향후 경제적 유인제도의 선택 및 시행은 확대되어야 한다.

최근 가장 중요한 이슈로 부각되고 있는 인류가 채택한 가장 광범위한 국제협약인 기후변화협약에 대한 대응을 위해서도 훌륭한 대안으로 제시될 수 있다. 다만 경제적 유인제도의 도입시 다음과 같은 한계가 있음을 고려하여 도입한다면 그 부작용을 줄일 수 있을 것으로 판단된다.

우선 경제적 유인제도가 오염물질 배출량을 감축시키는 효과를 갖기 위해서는 오염자가 경제적 誘因에 대해 반응해야만 한다. 예를 들어 오염행위자가 경제적 유인을 무시하고 환경감시망의 허점을 이용하여 비양심적으로 오염물질을 배출할 경우가 문제가 된다. 공기업의 경우는 비용최소화의 인센티브에 의해 운영되지 않는 경우가 많으며 이런 점이 시장유인에 대한 반응을 제한한다.

둘째, 독점기업의 경우는 환경세나 부담금이 부과될 경우 생산량을 감소시켜 높은 가격을 유지하려 할 것이며 이것은 사회적 최적 상황으로부터 멀어지게 된다. 오염이 특정지역이나 특정기간에만 한정적으로 문제되는 경우는 경제적 유인제도는 명령·지시제도보다 효과적이지 못하다.

셋째, 경제적 유인제도는 경제적 효율성이 높지만, 효과의 불확실성과 요율 조정의 경직성 때문에 정치적 수용성이 낮다. 부담금 요율이 상황변화에 따라 신축적으로 조정될 수 없다면 오염억제 효과가 약하다. 시행초기에는 적정한 수준의 부담금이 책정되더라도 후의 상황변화 등에 요율 조정이 쉽게 이루어지지 않으면 유용성이 감소하게 된다.

넷째, 기업의 반발과 정치적 반대이다. 기업은 자체노력에 의해 오염을 제거한 이후 잔존하는 오염물질에 대하여 부과되는 부담금의 경제적 부담 때문에 이 방법을 선호하지 않는다.

또한 사회악을 제거하는데 있어서 정부는 단호해야 한다는 일반적인 통념에 비추어 경제적 유인제도는 재량성이나 선택성을 많이 부여함으로 일반인이나 정치인들을 설득하기 어렵다. 특히 오염배출권과 같이 합법적으로 오염을 유발할 수 있게 하는 제도에 대한 저항도 크다.

주제어 : 명령지시제도, 경제적 유인제도, 권고제도, 배출권거래제도, 부과금제도, 환경세, 보조금, 예치금상환제도

【ABSTRACT】

A Study of Comparison of an Environmental Policy Means as in the Law of Environment in order to Extend the Introduction of the Economic Incitement System

Park, Jeong-Hun

The purpose of this study try to analysis command & control instrument and economic instrument, using 5 evaluation's standards of environmental instrument, environmental effectiveness, economic efficiency, equity, administrative feasibility and cost, and acceptability. And this study suggests that economic instrument is more effective than command & control instrument in solution of environmental problems. When the introduction of new economic instrument, it must be preceding of fully investigation with environmental ethics sides, political sides, international competitiveness, rent-seeking activities, ets and sufficient preparation.