

**Discussion Paper Series**

**B No.28**

**Recent Development in Environmental Economics 2003**

**Edited by Masaaki Kuboniwa**

**March 2003**

**INSTITUTE OF ECONOMIC RESEARCH HITOTSUBASHI UNIVERSITY**

*Recent Development in Environmental  
Economics 2003*

*Edited by  
Masaaki Kuboniwa*



## *Preface*

This volume presents a collection of papers which were read at the annual workshop on Environmental Economics and Satellite System held on March 10 in 2003 at Institute of Economic Research, Hitotsubashi University.

The first paper, “An Economic Analysis of Polluter-Pays Principle: Introducing 'Allocated Costs' between Agents”, written by Professor Hideo Koide presents a reappraisal of the PPP by employing a simple general equilibrium model. This may be the first attempt to clarify a configuration of economic mechanisms based on PPP.

The second paper, “Japanese Long Term Environmental Statistics estimated by using Integrated Environmental and Economic Accounts”, written by Mr. Zoltan Denes (a Ph.D. candidate of Hitotsubashi University) provides a Japanese long term environmental estimate for 1955-1995 employing the NNW, SEEA and NAMEA with additional data. This may be the first long term environmental estimate based on national accounts.

The third paper, “Survival of the Coal Industry: Adaptation of the US coal Industry to Challenges faced since 1949”, written by Mr. Peter Galante (a graduate school student of Hitotsubashi University) presents his efforts to clarify developments of the US coal industry as the major source of electric power in a historical perspective. Although this paper needs to be completed in a more academic manner, its topics and main assertions are rather interesting.

The fourth paper, “Developments in the Californian RECLAIM Scheme (in Japanese)”, written by Professor Sung-Chun Jung clarifies recent developments in the RECLAIM (Regional Clean Air Incentives Market) scheme in California as an attempt of implementation of emissions trading scheme.

The final paper, “Tasks and Prospects of Waste Processing Institutions (in Japanese)” written by Mr. Arata Abe (a Ph.D. candidate of Hitotsubashi University) provides his preliminary observations on institutional frameworks for processing wastes in a comparative view.

The volume will be useful for all economists who are interested in the analyses of sustainable development and environmental problems.

March, 2003

Masaaki Kuboniwa



# Contents

## Preface

Masaaki Kuboniwa

<b>An Economic Analysis of Polluter-Pays Principle: Introducing 'Allocated Costs' between Agents</b>	1
--	---

Hideo Koide

<b>Japanese Long Term Environmental Statistics Estimated by Using Integrated Environmental and Economic Accounts</b>	29
--	----

Zoltan Denes

<b>Survival of the Coal Industry: Adaptation of the US Coal Industry to Challenges Faced Since 1949</b>	55
---	----

Peter Galante

<b>カリフォルニア州における RECLAIM 制度の最近の動向報告</b>	77
--	----

鄭成春

<b>廃棄物処理制度の課題と展望</b>	109
----------------------	-----

阿部新



*Recent Development in Environmental Economics 2003*

**An Economic Analysis of Polluter-Pays Principle:  
Introducing 'Allocated Costs' between Agents**

**Hideo KOIDE**





# **An Economic Analysis of Polluter-Pays Principle: Introducing ‘Allocated Costs’ between Agents\***

**Hideo KOIDE\*\***

## **abstract**

The aim of this paper is to clarify both original and extended definitions of “Polluter-Pays Principle,” point out the shortcomings of the theoretical analysis frequently used in environmental economics, and then build a simple general equilibrium model showing several ways of internalizing social costs emerged by pollution from production of goods, with an introduction of so called “allocated costs” between economic agents concerned. This is an economic attempt to determine whether the Polluter-Pays Principle could be held or modified depending on informational certainty about abatement costs.

As a result of obtaining efficiency under the externalities, a “Complete Polluter-Pays Principle” is required only if the social costs due to pollution are internalized by setting allocated and abatement costs and the latter are known to both the polluter and the pollutee. In contrast, when the pollutee does not know the abatement costs while the polluter does, they should bear the external costs fifty-fifty as the allocated ones while the polluter bears the abatement ones as well. The former situation can be expressed as an “Equally-Pays Principle.” Furthermore, a “Complete *Pollutee*-Pays Principle” is required when the abatement costs are unknown to both agents and thus the allocated ones are only available. Finally, it is almost impossible to internalize the social costs without the allocated ones.

---

\* Financial support from the Sumitomo Foundation as the Grant for Environmental Research Projects in 2002 is gratefully acknowledged to prepare this paper.

\*\* Department of Economics, Seinan Gakuin University, 6-2-92 Nishijin, Sawara-ku, Fukuoka-shi, Fukuoka, Japan. Tel; +81-92-823-4318 E-mail; koide@seinan-gu.ac.jp

## 1. Introduction

The aim of this paper is to clarify both original and extended definitions of “Polluter-Pays Principle,” point out two shortcomings of the theoretical analysis frequently used in environmental economics, and then build a simple general equilibrium model showing several ways of internalizing social costs emerged by pollution from production of goods, with an introduction of so called “allocated costs” between economic agents concerned. This is an economic attempt to determine whether the Polluter-Pays Principle could be held or modified depending on informational certainty about abatement costs which the polluter should bear<sup>1</sup>.

In recent years, the meanings of the Polluter-Pays Principle have varied considerably between objectives of environmental laws or policies and countries enforcing them, although the original one proposed by OECD about thirty years ago was quite simple. This paper does not follow up the history of the Principle steadily, since Nash (2000) carries out the thorough survey (see also Otsuka (2002) in cases of Japanese environmental laws). As the economic interpretation of the Polluter-Pays Principle, a work by Pezzey (1988) is very useful for classifying many types of Principles adopted into a “Standard PPP” and an “Extended PPP,” and Turner *et al.* (1994) refer to it effectively in their elementary explanation. In discussing a nature of the Polluter-Pays Principle, environmental economists frequently use a diagrammatic model for minimization of the social costs, defined as the sum of abatement costs and external ones, showing that the social optimality is obtained at the point where the marginal abatement costs are equal to the marginal external ones.

Additionally, Stevens (1994) points out that the Polluter-Pays Principle has two

---

<sup>1</sup> In this paper, two verbs, to “pay” some costs and to “bear” the ones will be used in the same meaning. Thus, they would appear interchangeably in the text. The reason is that, as a basic analysis, it concerns only *efficiency*, not *equity*. Therefore, the actual incidence of the costs remains to be solved on another occasion.

essential functions, which are a “Cost Internalization” and a “Cost Allocation.” However, the existing analyses have mostly discussed the former within a partial equilibrium framework, that is, how much should be paid for internalizing externalities due to pollution. The model presented in this paper investigates the latter as well, that is, who should pay the costs related to such pollution, or what proportion of the costs should be paid by each agent, namely, a polluter and a pollutee. It is easily found that we can say nothing about the cost allocation using the existing model where only the polluter is active, although the concept of the cost allocation is much important in the real world where bearing the social costs among multiple agents related by market transactions is quite common. This is a reason why the allocated costs must be introduced to internalize externalities among the agents concerned within a general equilibrium framework.

We can say that, as a result of obtaining efficiency under the externalities, a “Complete Polluter-Pays Principle” or the Extended PPP by Pezzey’s definition is required only if the social costs due to pollution are internalized by setting allocated and abatement costs and the latter are known to both the polluter and the pollutee. In contrast, when the pollutee does not know the abatement costs while the polluter does, they should bear the external costs fifty-fifty in the form of the allocated ones while the polluter bears the abatement ones as well. This situation can be expressed as an “Equally-Pays Principle” combined with the Standard PPP by Pezzey’s definition. Furthermore, a “Complete *Pollutee*-Pays Principle” is required when the abatement costs are unknown to both agents and hence the allocated ones are only available! Finally, it is almost impossible to internalize the social costs without the allocated ones, regardless of informational certainty about the abatement ones.

The paper proceeds in the following. We begin by showing the definitions of the original and extended Polluter-Pays Principles and the related useful terminology in Section 2.

The existing diagrammatic model is also presented in that section with pointing out the analytical weaknesses. Next, in Section 3, we introduce a simple general equilibrium model with externalities and derive the Pareto optimum conditions. Additionally, in Section 4, we examine whether such optimality can be obtained using the allocated and/or the abatement costs to internalize the social ones, dividing the possibilities into four cases according to informational certainty about the abatement costs or the allocated ones. Finally, we conclude this analysis with some remarks in Section 5.

## 2. Discussions on the Polluter-Pays Principle

In this section, we first show the definitions of the original and extended Polluter-Pays Principles and the related useful terminology. Remember that we do not follow the long history of these Principles in detail but focus on the theoretical ways of sorting them out to clarify the points at issue. Then, we present briefly the famous diagrammatic model of explaining the Principles, and point out its analytical weaknesses which could be overcome by the model shown in the next section.

The Polluter-Pays Principle was originally proposed by OECD in 1972. The following paragraph is cited from Annex I to “Recommendation of the Council on Guiding Principles Concerning International Economic Aspects of Environmental Policies” (underlined by the author)<sup>2</sup>.

The principle to be used for allocating costs of pollution prevention and control measures to encourage rational use of scarce environmental resources and to avoid distortions in international trade and investment is the so-called “Polluter-Pays Principle”. This principle means that the polluter should bear the expenses of

---

<sup>2</sup> Paragraph 4 of Annex I to “Recommendation of the Council on Guiding Principles Concerning International Economic Aspects of Environmental Policies,” C(72)128, OECD, 26 May 1972.

carrying out the above-mentioned measures decided by public authorities to ensure that the environment is in an acceptable state. In other words, the cost of these measures should be reflected in the cost of goods and services which cause pollution in production and/or consumption. Such measures should not be accompanied by subsidies that would create significant distortions in international trade and investment.

As we can see, the original Principle is quite simple in that it requires (1) the allocation or burden of the costs for pollution prevention and control, and (2) the imposition of the burden of these costs on the polluter. It can be understood that, from this passage, the polluter's responsibility is limited and some compensation for his/her polluting activity to the pollutee is not necessary. Also notice that, to avoid needless confusion, this Principle calls for realizing or improving cost *efficiency* by nature, not some distributional *equity* between the economic agents concerned. The latter is in fact another problem.

Since this recommendation was made, the notion of the Polluter-Pays Principle has been gradually developed in thirty years, especially in industrialized countries coping with their serious environmental problems including pollution ones<sup>3</sup>. At the same time, it has caused many different interpretations or abuses of the Principle<sup>4</sup>. To get rid of the confusion and make its essence clearer, Pezzey (1988) classifies many Principles into two types, such as (1) a "Standard PPP" and (2) a "Extended PPP." The former requires that, in net terms, the polluter should pay the costs of optimal effluent control, but *not* for the pollution damage done by the remaining optimal effluent or residual pollution. In contrast, the latter requires that, also

---

<sup>3</sup> The short report distributed by OECD (1992) gives an outline of developments of the Polluter-Pays Principle after twenty years from adopting the original one ("The Polluter-Pays Principle: OECD Analyses and Recommendations," OCDE/GD(92)81, OECD, Paris).

<sup>4</sup> For the detailed history of the Polluter-Pays Principle, see Nash (2000). The recent report prepared by Henri Smets (Association pour le développement de l'économie et du droit de l'environnement, Paris) is also useful ("The Polluter-Pays Principle as it Relates to International Trade," COM/ENV/TD(2001)44/FINAL, OECD, 23 Dec 2002).

in net terms, the polluter should pay the costs of optimal effluent control *and* for the pollution damage done by the remaining optimal effluent<sup>5</sup>.

In terms of environmental economics, it can be said that the Standard PPP corresponds to paying “Abatement Costs (AC),” and the Extended PPP to the sum of them and “External Costs (EC).” Needless to say, the original Polluter-Pays Principle by OECD matches the first definition by Pezzey, that is, the payment of AC only. Rather, the second one or the payment of both AC and EC has been mainly applied to the practices of cost bearing and compensation for the damage caused by pollution activities in various contexts. Economic analyses have tried to clarify how the external costs can be “internalized” to the individual economic decisions made by the polluter or other agents since A. C. Pigou. Here it is important to point out that there may be the case where the abatement costs cannot be fully internalized or these are unknown to a particular agent for some practical reasons. In this situation, the Principles mentioned above may be insufficient to realize the efficiency even if the externalities can be internalized.

One more useful point of view is proposed by Stevens (1994). He argues three interpretations of the existing Polluter-Pays Principles, such as (i) a “Cost Allocation” for domestic environments, (ii) a “Cost Internalization” for them, and (iii) a Cost Internalization for shared (or global) environments<sup>6</sup>. The Cost Allocation asks *who* should pay, while the Cost Internalization matters *how much* should be paid. It seems that the previous analyses of the externalities have been devoted mostly to examine the latter (for example, deriving optimal values of a tax or subsidy rate and a price of a tradable permit that the polluter pays or receives), but giving little attention to the former. The reason is that the costs are unable to be allocated since the models assume no agent except the polluter. Moreover, it is important to

---

<sup>5</sup> Pezzey (1988), pp.208-209.

<sup>6</sup> Stevens (1994), pp.579-589.

consider whether the abatement costs could be internalized besides the external ones, as mentioned previously.

The representative model frequently used to explain the Polluter-Pays Principle can be described as follows. Assume that a producer of goods is also a polluter because one unit of production  $Q$  yields the same unit of pollution. The abatement costs are assumed to be  $c(\bar{Q} - Q)$ , where  $\bar{Q}$  is the maximum pollution in the absence of abatement. The remaining pollution, not abated by the polluter, imposes external costs  $e(Q)$  on society. Assume that these costs are increasing and convex in each variable, namely,  $c' > 0$ ,  $c'' > 0$ ,  $e' > 0$ , and  $e'' > 0$ . As a rule, the social costs are defined as the sum of the abatement and the external costs.

Using these assumptions, we obtain the optimum of this model by minimizing the social costs. Figure 1 shows only the result, where *MAC* and *MEC* represent the marginal abatement costs and the marginal external costs curves, respectively. The intersecting point *SO* expresses the social optimum where the social costs are minimized, and the optimal amount of production or pollution  $Q^*$  is derived by the first-order condition  $c'(Q^*) = e'(Q^*)$ . The corresponding abatement costs and external ones are represented by the areas of *AC* and *EC*, respectively. According to the definitions by Pezzey, the polluter should pay only *AC* as the Standard PPP, while paying both *AC* and *EC* as the Extended PPP. Notice that, in this model, the abatement costs are certainly internalized by the polluter.

<< Figure 1. The Optimum of the Partial Equilibrium Model. >>

We point out two analytical weaknesses of this model. First, there is no way of cost allocation since it is a partial equilibrium model containing only a polluter. Hence, we cannot



give any theoretical answer to the issue about allocating the costs mentioned by Stevens. More assumptions should be introduced to examine this theme. Second, pollution abatement should be distinguished from a reduction in production in order to allow other effective activities, such as reuse, recycling, and recovery of used goods. The assumption placed on the abatement of pollution is so simple that it may exclude possibilities to prevent or control the pollution which are *independent* of the production of goods. It seems natural that, in order to reduce pollution, the polluter would prefer to use some cost effective means rather than reduce the amount of production itself if he/she has some alternatives. This also reflects the present situations advancing numerous technologies of pollution control or recycling.

Regarding these points, we present a general equilibrium model which involves both cost internalization and its allocation in the next section. Before doing, we introduce two more important factors. The one is called “Allocated Costs (LC).” These are in the form of *internalizing* external and/or abatement costs, distributed to the two economic agents concerned. The agents assumed in the model are a polluter who is also a producer, and a pollutee who is also a consumer. The notion of the allocated costs allows us to find the appropriate cost allocations. Another factor is the informational certainty about the abatement costs or the allocated ones. The previous model assumes perfect information, while we investigate several uncertain cases to see whether the absence of information affects the results of cost internalization and its allocation. It will be found that it does.

### 3. Theoretical Model

In this section, we present a general equilibrium model in the presence of externalities due to pollution emitted by a producer, and derive the Pareto optimum conditions in assuming only interior solutions. As previously mentioned, we assume two representative economic agents, which are a “polluter” who is also a “producer,” and a “pollutee” who is also

a “consumer.” The former produces consumption goods, emits pollution accompanied by the production, and reduce or abate the pollution. Both production and abatement must use labor provided by the latter that consumes the goods and suffers damage from the pollution as an increase in disutility.

In the following paragraphs, we introduce mathematical assumptions of the model.

First, a consumer’s utility function is assumed to be

$$U \equiv u[Q, L, E], \quad (1)$$

where  $Q$ ,  $L$  and  $E$  are the amounts of consumption goods, leisure and “net” pollution, respectively. The term “net” is used since the “gross” pollution from production can be reduced by using labor as described below. We assume that either increases in the first two variables or a decrease in the other increase the utility marginally, that is,  $u_Q > 0$ ,  $u_L > 0$  and  $u_E < 0$ . Assume also that this function is concave in each variable and that all the cross partial derivatives are zero for simplicity, such as  $u_{QQ} < 0$ ,  $u_{LL} < 0$ ,  $u_{EE} < 0$  and  $u_{QL} = u_{QE} = u_{LE} = 0$ .

Second, we give assumptions on the side of the producer. A production function of the consumption goods is simply defined as

$$Q \equiv f(X^Q), \quad (2)$$

where  $X^Q$  is the amount of labor used for the production<sup>7</sup>. In addition, it is assumed to be an increasing function and exhibits concavity, that is,  $f' > 0$  and  $f'' < 0$ . On the other hand, the producer also engages in pollution abatement whose function is assumed to be linear<sup>8</sup>, such as

$$A \equiv \beta X^A, \quad (3)$$

---

<sup>7</sup> Some material could be introduced as an input combined with labor to make the model more realistic, but it has no effect on the main implications of this analysis.

<sup>8</sup> Linearity is the simplification of the model. Assuming nonlinear function needs the inverse function of  $A$  to be substituted for Equation (5), as described in Footnote 10.

where  $A$  and  $X^A$  are the amounts of abatement and labor used, respectively.  $\beta$  is a positive coefficient and called a “marginal abatement of labor.”

Third, an external costs function is defined as

$$EC \equiv E \equiv e(Q, A). \quad (4)$$

For simplicity, we assume that a unit of net pollution corresponds to the one of the external cost exactly, so that Equation (4) can be also seen as a net pollution function. We assume that the costs are increased by either an increase in the amount of production or a decrease in that of abatement,  $e_Q > 0$  and  $e_A < 0$ . It means that the production of goods causes external costs while the abatement of pollution yields external *benefits* to the contrary. Assume also that this function is concave in each variable and that the cross partial derivative is positive, or  $e_{QQ} < 0$ ,  $e_{AA} < 0$  and  $e_{QA} > 0$ <sup>9</sup>.

Finally, a resource constraint closing this model is set to be

$$\bar{X} = X^Q + X^A + L, \quad (5)$$

where  $\bar{X}$  is the total time given to the consumer.

Now we are ready to examine a Pareto optimization problem which is represented by the maximization of the representative consumer’s utility subject to the constraints shown above. Set a Lagrangean for this optimization,

$$\begin{aligned} L &\equiv u[Q, L, E] + \lambda[f(X^Q) - Q] \\ &= u\left[Q, \bar{X} - X^Q - \frac{A}{\beta}, e(Q, A)\right] + \lambda[f(X^Q) - Q] \end{aligned} \quad (6)$$

where  $\lambda$  is the Lagrangean multiplier for the production constraint. Note that the resource

---

<sup>9</sup> The last assumption means that the marginal pollution of production,  $e_Q$ , increases as the amount of abatement increases since the pollution underlain is less than before. There may be the opposite case in some types of pollution. However, this change of the sign would affect almost no modification of the results.

constraint and the pollution abatement function have been already substituted for leisure in the utility function, and also the net pollution has been replaced by the external costs function.

Consider only the possibility of interior solutions. The Pareto optimum conditions of this problem are, therefore,

$$u_Q + u_E e_Q = \lambda, \quad (7)$$

$$u_L = \lambda f', \quad (8)$$

$$u_L = u_E e_A \beta, \quad \text{and} \quad (9)$$

$$f - Q = 0. \quad (10)$$

The LHS of Equation (7) must be positive at the optimum, although its second term is negative due to the marginal disutility of pollution. In Equation (9), multiplying the disutility by the marginal pollution reduction due to abatement makes the RHS positive, which must be equal to the marginal utility of leisure, as appeared in Equation (8). The last equation is the constraint on the production of goods which is the same as Equation (2), of course.

Combining equations (7) to (9), we obtain a familiar condition in general equilibrium theory that the marginal rate of substitution is equal to that of technical substitution at the optimum,

$$\frac{u_Q + u_E e_Q}{u_L} = \frac{u_Q + u_E e_Q}{u_E e_A \beta} = \frac{1}{f'}. \quad (11)$$

It is not our purpose to clarify the properties of the equilibrium itself further, but to find ways of efficient cost internalization and allocation in decentralized decision makings by the economic agents. Before doing this, however, it may be informative to show whether the pollution abatement is promoted by increasing its productivity  $\beta$ . As shown in Lemma 1 and its proof below, this expectation is right in some range, but the production and hence the emission of the gross pollution will be also promoted at the same time! The *net* amount of pollution does not necessarily increase in these cases, however.

[Lemma1] If the marginal abatement of labor  $\beta$  is increased in assuming that  $\Omega \equiv f'W + u_{LL}/\beta$  is positive or negative but small in absolute values, (i) the amount of production *increases*, (ii) the amount of abatement increases, and finally, (iii) the net amount of pollution increases or decreases. Conversely, for sufficiently negative  $\Omega$ , all the directions of these changes are uncertain.

*proof.* See Appendix.

#### 4. Internalization of Social Costs: Four Cases

In this section, assuming perfectly competitive markets, we try to examine whether the Pareto optimality previously mentioned can be obtained using so called allocated costs (LC) and/or abatement costs (AC) to internalize the social costs (SC) in several situations. We divide the possibilities into four cases according to informational certainty about AC or LC. It can be said briefly that, after the following analysis, a difference in uncertainties about AC requires the different ways of cost allocation between agents concerned in addition to its internalization, and that the lack of LC fails to internalize the social ones.

##### 4-1. Using LC and AC when both agents know AC.

First, we examine a basic case where both LC and AC are available for cost internalization and both agents, the polluter and the pollutee, know AC precisely. This implies that AC should be borne primarily by the former since he/she is the only one that engages in abatement in the model. Notice that, as defined in Section 1, SC is the sum of AC and the external costs (EC). Therefore, the question is whether EC can be internalized by LC. The answer is yes, and it should be imposed on the polluter entirely.

We assume that profits of the producer or the polluter are written by

$$\Pi \equiv P^Q Q - P^X \left( X^Q + \frac{A}{\beta} \right) + \lambda^c [f(X^Q) - Q] - \theta c(Q, A), \quad (12)$$

where  $\lambda^c$  is the multiplier for the production constraint,  $0 \leq \theta \leq 1$  is the “allocation rate” between the polluter ( $\theta$ ) and the pollutee ( $1-\theta$ ), and  $c(Q, A)$  is the LC function.

Furthermore, we assume its linearity for simplicity, such as

$$LC \equiv c(Q, A) \equiv C^Q Q + C^A A. \quad (13)$$

On the other hand, the AC function in this model is expressed as linear in  $A$ ,

$$AC \equiv P^X X^A = \frac{P^X A}{\beta}. \quad (14)$$

Maximization of the profits (12) gives the first-order conditions as follows.

$$P^Q = \lambda^c + \theta C^Q, \quad (15)$$

$$P^X = \lambda^c f', \quad (16)$$

$$\frac{P^X}{\beta} = -\theta C^A, \quad \text{and} \quad (17)$$

$$f - Q = 0. \quad (18)$$

Now we turn to a problem solved by the consumer or the pollutee. Set a Lagrangean for his/her utility maximization to be

$$L^c \equiv u \left[ Q, \bar{X} - X^Q - \frac{A}{\beta}, \bar{E} \right] + \sigma \left[ P^X \left( X^Q + \frac{A}{\beta} \right) - P^Q Q - (1-\theta)c(Q, A) \right], \quad (19)$$

where  $\bar{E}$  is the level of net pollution unable to be controlled by him/her, and  $\sigma$  is the multiplier for the budget constraint which contains the portion  $(1-\theta)$  of LC as his/her costs. Conversely, AC is a benefit for him/her since it is received as a payment for providing labor to the pollution abatement.

The first-order conditions for this maximization are,

$$\sigma P^Q = u_Q - \sigma(1-\theta)C^Q, \quad (20)$$

$$\sigma P^X = u_L, \quad (21)$$

$$\frac{\sigma P^X}{\beta} = \frac{u_L}{\beta} + \sigma(1-\theta)C^A, \quad \text{and} \quad (22)$$

$$P^X \left( X^Q + \frac{A}{\beta} \right) - P^Q Q - (1-\theta)c = 0. \quad (23)$$

To realize the Pareto optimality under the decentralized decisions made by both agents, we require the following four conditions. First, by equations (16) and (21), the marginal utility of labor is equal to  $\sigma\lambda^c f'$ , which yields

$$\lambda^c = \frac{\lambda}{\sigma}. \quad (24)$$

Second, by equations (15) and (20), we have  $u_Q - \sigma C^Q = \sigma\lambda^c$ . Hence,

$$C^Q = \frac{-u_E}{\sigma} e_Q > 0. \quad (25)$$

This is the optimal marginal allocated costs in increasing production or pollution.

Third, we find that, combined by equations (17) and (22), the marginal utility of labor is also equal to  $-\sigma C^A \beta$ . It needs a parameter

$$C^A = \frac{-u_E}{\sigma} e_A < 0. \quad (26)$$

Since it is negative, Equation (26) represents the optimal marginal allocated *benefits* in increasing pollution abatement.

Finally, the equality  $\sigma(1-\theta)C^A = 0$  must be held from equations (21) and (22).

For any  $\sigma > 0$  and  $C^A < 0$  in Equation (26), the allocation rate must be unity, or

$$\theta = 1. \quad (27)$$

Therefore, LC is not allocated in effect, but is imposed on the polluter entirely. Considering the circumstances mentioned above, we derive the following proposition and lemmas by the equations (27), (25) and (26).

**[Proposition1] The polluter should bear the social costs alone at the Pareto optimum when both allocated and abatement costs are available and both agents know the latter.**

[Lemma2] The marginal costs in increasing pollution with production borne by the polluter should be equal to the marginal disutility in monetary terms at the optimum.

[Lemma3] The marginal *benefits* in increasing pollution abatement received by the polluter should be equal to the marginal utility in monetary terms at the optimum.

In this case, the cost allocation supported by Proposition 1 can be interpreted as a “Complete Polluter-Pays Principle,” or the Extended PPP by Pezzey’s definition. This analysis proves that these Principles have the theoretical validity in order to internalize SC efficiently. In addition, two Lemmas show the way of cost internalization in the form of the optimal marginal costs and benefits.

Even if AC is not known to the pollutee and/or the polluter for some reasons (difficulties in measuring them precisely or asymmetric information not obtained by the outsiders, etc.), EC can be internalized using LC although the ways of optimal cost allocation would be different one another. It is assumed that, for simplicity, no knowledge of the costs means inability to control them. The possibility that only the pollutee knows the abatement costs is ruled out since he/she cannot reduce the pollution directly in this model.

#### 4-II. Using LC and AC when only the polluter knows AC.

In this case, the producer has the same condition as Equation (17), yielding  $C^A = -(u_L/\sigma)(\beta\theta)^{-1}$  by substituting Equation (21). On the other hand, the corresponding equation in the utility maximization becomes  $-(u_L/\beta) - \sigma(1-\theta)C^A = 0$  simply, so that  $C^A = -(u_L/\sigma)(\beta(1-\theta))^{-1}$ . The equalization of the two gives the allocation rate

$$\theta = 1/2. \quad (28)$$

Hence, LC should be divided between the polluter and the pollutee *equally*, while AC is borne by the polluter, as is the previous case. This way of cost allocation can be



expressed as an “Equally-Pays Principle,” combined with the Standard PPP by Pezzey’s definition.

As for cost internalization, the marginal costs in increasing pollution are the same in Equation (25), while the marginal benefits in increasing pollution abatement are represented by

$$C^A = -2 \frac{u_E}{\sigma} e_A < 0. \quad (29)$$

It is negatively twice as much as (26) in the previous case.

**[Proposition2] The polluter and the pollutee should bear the external costs fifty-fifty at the Pareto optimum when allocated and abatement costs are available and only the polluter knows the latter and so bears it.**

#### 4-III. Internalizing SC with LC only

This corresponds to a case where it is desirable to use both LC and AC to internalize SC but neither of the agents knows AC. Thus, it is LC that is available in this case.

Suppose the lack of information on AC in the decision makings of both agents. Instead of Equation (17), we have a simpler condition  $-\theta C^A = 0$  which requires  $\theta = 0$  and/or  $C^A = 0$ . However, the latter makes  $\beta$  in Equation (22) *infinite* in order to hold the condition without AC or the terms involving  $P^X$ , which seems to be unrealistic and so neglected. On the other hand, the former possibility means that the *pollutee* must bear SC entirely while the polluter has no financial obligation.

In this case, as the way of cost internalization, we have the same marginal allocated costs as in the equations (25) and (26), except the allocation rate that is

$$\theta = 0. \quad (30)$$

This result can be called a “Complete Pollutee-Pays Principle.”

**[Proposition3] The pollutee should bear the social costs alone at the Pareto optimum when only allocated costs are available.**

One reason why this curious phenomenon occurs is that, as seen in the solution process, we use the “linear” abatement function in the model. If the nonlinear one is assumed instead, the Complete Pollutee-Pays Principle is not necessarily efficient since we can accept a possibility of no abatement<sup>10</sup>. Hence, the theoretical validity of Proposition 3 seems to be limited within this simplified framework.

#### 4-IV. Internalizing SC with AC only

When LC is not available for some reasons, the internalization of SC with the remained AC will be much difficult. There are two reasons for this difficulty. Here we examine only a case where both agents know AC because the conclusions will be almost unchanged in other uncertain cases.

The first-order conditions for profit maximization of the producer are modified such as

$$P^Q = \lambda^c, \quad (15)'$$

$$P^X = \lambda^c f', \quad (16)'$$

---

<sup>10</sup> This footnote describes the nonlinear abatement case quite briefly. Assume a function  $A \equiv g(X^A)$ ,  $g' > 0$ ,  $g'' < 0$  and the inverse one  $X^A = g^{-1}(A) \equiv G(A)$ ,  $G' > 0$ ,  $G'' > 0$ . In this setting, zero  $C^A$  implies  $u_L G' = 0$ , resulting no abatement ( $A = 0$ ) if a possibility of no leisure is excluded. This in turn induces  $u_E e_A$  to be zero, which is consistent with no abatement since  $e_A$  is equal to zero in that case. Therefore, in contrast to the main result, the allocation rate in equilibrium needs not to be zero. By the way, the conclusions in the previous cases remain the same in the presence of the nonlinearity.

$$\frac{P^X}{\beta} = 0, \quad \text{and} \quad (17)'$$

$$f - Q = 0. \quad (18)'$$

Equation (17)' requires  $\beta$  to be infinite for any positive price of labor, which is the first difficulty as we have seen the same possibility above<sup>11</sup>.

Similarly, the first-order conditions for utility maximization of the consumer are modified to be

$$\sigma P^Q = u_Q, \quad (20)'$$

$$\sigma P^X = u_L, \quad (21)'$$

$$\frac{\sigma P^X}{\beta} = \frac{u_L}{\beta}, \quad \text{and} \quad (22)'$$

$$P^X \left( X^Q + \frac{A}{\beta} \right) - P^Q Q = 0. \quad (23)'$$

Obviously, equations (21)' and (22)' are the same.

These conditions will match the Pareto optimum ones if

$$\lambda^e = \frac{\lambda}{\sigma}, \quad \text{and} \quad (24)'$$

$$u_E e_Q = 0. \quad (31)$$

The former condition has no problem. As for the latter,  $u_E = 0$  means that the externality does not exist because of *no pollution* due to perfect abatement (a case where the amount of production is equal to that of abatement, for example), while  $e_Q = 0$  indicates *no production*. Needless to say, both possibilities are extreme. Therefore, there seems to be no effective way of cost internalization, and it is appropriate to conclude that

---

<sup>11</sup> In nonlinear case as in Footnote 10, Equation (17)' is replaced by  $P^X G' = 0$  that can be held in the absence of the abatement. However, the second difficulty cannot be overcome by itself, and the inconsistency may arise with the extreme situations regarding Equation (31) in the following text. For reference, Equation (22)' is replaced by  $\sigma P^X G' = u_L G'$  which is of course the same as Equation (21)'.

**[Proposition4] The internalization of the social costs will fail without applying allocated costs to the agents concerned.**

Before finishing this section, we put all the results of the analysis in order using Table 1.

<< Table 1. Four Cases of Cost Internalization and its Allocation. >>

## 5. Concluding Remarks

This paper has clarified both original and extended definitions of the Polluter-Pays Principle, pointed out the shortcomings of the theoretical analysis frequently used in environmental economics, and built the simple general equilibrium model showing several ways of internalizing social costs emerged by pollution from production of goods, with the introduction of allocated costs between economic agents concerned.

Although the meanings of the Polluter-Pays Principle have varied considerably between objectives of environmental laws or policies and countries, the economic interpretation of the Principles by Pezzey is quite useful which classifies them into the Standard PPP and the Extended PPP. Moreover, Stevens points out the Cost Internalization and the Cost Allocation as the essential principles. The analysis we develop in this paper has used these terms as possible to evaluate the economic efficiency of the principles, although some unfamiliar terms have been introduced to express new results derived from the general equilibrium model.

We repeat the four propositions here. First, the Complete Polluter-Pays Principle or

the Extended PPP by Pezzey's definition is required if the social costs due to pollution are internalized by setting allocated and abatement costs and the latter are known to both agents concerned. Second, when the pollutee does not know the abatement costs while the polluter does, the Equally-Pays Principle combined with the Standard PPP by Pezzey's definition should be enforced. Third, a Complete Pollutee-Pays Principle is required when the abatement costs are unknown to both agents and so the allocated ones are only available. Finally, it is almost impossible to internalize the social costs without the allocated ones, regardless of informational certainty about the abatement ones.

We have three remarks for the development of this research. First, the form of allocated costs and the ways of the allocation should be examined further. This analysis has shown that, with a simple modeling, allocated costs are the most important tools to internalize social costs as well as external ones. The situations must be more complicated if more agents and transactions are considered. Recently, OECD (2001) defines the practical meanings of the Extended Producer Responsibility as it includes physical and/or financial responsibilities, and also full or partial ones<sup>12</sup>. Hence, how the costs should be allocated among the agents concerned must be highly important in the area of policy making, which depends on the form of the costs crucially.

Second, the formal analysis of imperfect information should be applied to this problem. We have seen that the types of information on abatement costs affect both cost internalization and its allocation on the quite rough assumption that no knowledge of the costs means inability to control them. The theoretical sophistication must be needed for further examination.

Third, we should clarify any incentives for the agents to avoid bearing the costs. In

---

<sup>12</sup> OECD (2001), p.18.

Section 4, we have examined the four cases separately. By comparing the results, it is found that pretending ignorance of information could benefit for the polluter, since it can shift the burden of the costs (abatement as well as allocated) to the pollutee! This work also requires much sophistication, as mentioned in the second remark.

## References

- Nash, Jonathan Remy (2000)**, Too Much Market? Conflict between Tradable Pollution Allowances and the “Polluter Pays” Principle, *Harvard Environmental Law Review* 24, pp.465-535.
- Organisation for Economic Co-operation and Development (2001)**, *Extended Producer Responsibility: A Guidance Manual for Governments*, OECD, Paris.
- Otsuka, Tadashi (2002)**, *Kankyō-hō (Environmental Law)*, Yūhikaku, Tokyo (in Japanese).
- Pezzey, John (1988)**, “Market Mechanisms of Pollution Control: ‘Polluter Pays’, Economic and Practical Aspects,” in Turner, R. Kerry ed., *Sustainable Environmental Management: Principles and Practice*, Belhaven Press, London, Chapter 9.
- Stevens, Candice (1994)**, Interpreting the Polluter Pays Principle in the Trade and Environment Context, *Cornell International Law Journal* 27, pp.577-590.
- Turner, R. Kerry, David Pearce and Ian Bateman ed. (1994)**, *Environmental Economics: An Elementary Introduction*, Harvester Wheatsheaf, Hemel Hempstead.

Appendix; Proof of Lemma 1.

Total differentiation of the equation system from (7) to (10) yields

$$\begin{bmatrix} V & 0 & W & -1 \\ 0 & Y & u_{LL}/\beta & f' \\ W & u_{LL}/\beta & Z & 0 \\ -1 & f' & 0 & 0 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} dQ \\ dX^Q \\ dA \\ d\lambda \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 \\ u_{LL}A/\beta^2 \\ (u_{LL}A - \beta u_L)/\beta^3 \\ 0 \end{bmatrix} d\beta, \quad (\text{A1})$$

where

$$V \equiv u_{QQ} + u_{EE}e_Q^2 + u_E e_{QQ} < 0, \quad W \equiv u_{EE}e_Q e_A + u_E e_{QA}, \quad (\text{A2})$$

$$Y \equiv u_{LL} + \lambda f'' < 0, \quad \text{and} \quad Z \equiv \frac{1}{\beta^2} u_{LL} + u_{EE}e_A^2 + u_E e_{AA} < 0.$$

The determinant of the matrix (A1),  $\Delta$ , must be negative for this maximization that can be expressed as

$$\Delta = -Z(f'^2V + Y) + 2\frac{f'}{\beta}u_{LL}W + \frac{1}{\beta^2}u_{LL}^2 + f'^2W^2. \quad (\text{A3})$$

Note that the first term of this equation is negative, the second is uncertain because of the sign of  $W$ , and the others are positive, respectively.

The comparative statics conclude that

$$\frac{dQ}{d\beta} = \frac{1}{\Delta} \frac{f'}{\beta^3} [-\beta Z u_{LL} A + (u_{LL} A - \beta u_L) \Omega], \quad (\text{A4})$$

$$\frac{dX^Q}{d\beta} = \frac{1}{f'} \frac{dQ}{d\beta}, \quad \text{and} \quad (\text{A5})$$

$$\frac{dA}{d\beta} = \frac{-1}{\Delta} \frac{1}{\beta^3} [(u_{LL} A - \beta u_L)(f'^2V + Y) - \beta u_{LL} A \Omega], \quad (\text{A6})$$

where

$$\Omega \equiv f'W + \frac{u_{LL}}{\beta}. \quad (\text{A7})$$

Because the first term of Equation (A7) has either sign while the second one is negative,  $\Omega$  may be positive or negative.

As the first equation (A4) shows, with an increase in the marginal abatement of



labor, the amount of production or gross pollution is *increased* if  $\Omega$  is positive, or negative but small in absolute values. Likewise, Equation (A5) states that the amount of labor for the production changes in the same direction as this.

In contrast, as we can see in Equation (A6), the amount of abatement is increased with this marginal change if  $\Omega$  is positive.

Finally, the net amount of pollution could change in either direction since

$$\begin{aligned} \frac{dE}{d\beta} &= e_Q \frac{dQ}{d\beta} + e_A \frac{dA}{d\beta} \\ &= \frac{1}{\Delta} \frac{1}{\beta^3} \left[ -\beta u_{LL} A (f' Z e_Q - \Omega e_A) + (u_{LL} A - \beta u_L) (\Omega f' e_Q - (f'' V + Y) e_A) \right] \end{aligned} \quad (A8)$$

Q.E.D.

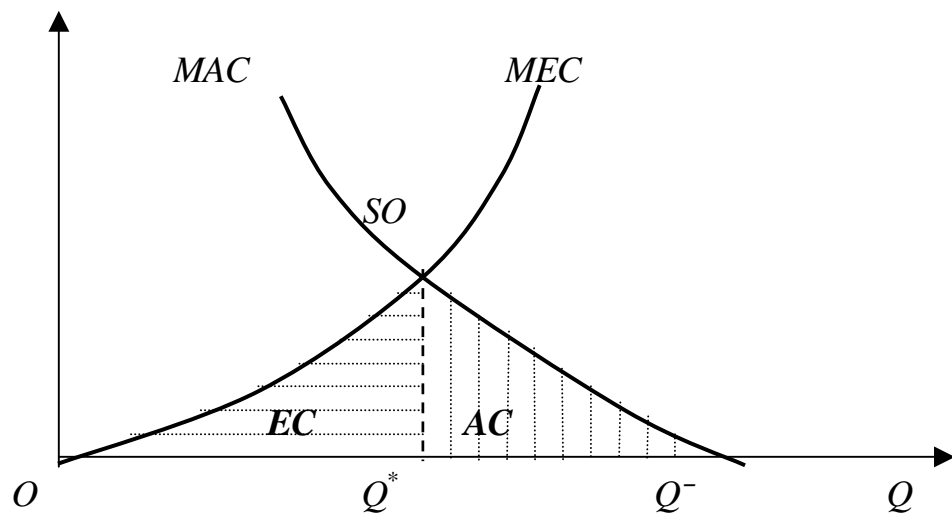


Figure 1. The Optimum of the Partial Equilibrium Model.

To internalize SC with	Type of AC	Cost Internalization	Cost Allocation
LC and AC	<b>I.</b> Both know AC	Possible	Complete <b>Polluter</b> -Pays (= Extended PPP)
	<b>II.</b> Only the polluter knows AC	Possible	<b>Equally</b> -Pays with Standard PPP
	<b>III.</b> Neither knows AC	Possible -LC internalize EC and AC-	Complete <b>Pollutee</b> -Pays
AC only -not using LC-	<b>IV.</b> Both know AC	Almost impossible as long as externalities exist.	

Table 1. Four Cases of Cost Internalization and its Allocation.

*Recent Development in Environmental Economics 2003*

**Japanese Long term environmental statistics estimated by using  
integrated environmental and economic accounts**

**Zoltan Denes**



Zoltan Denes

Hitotsubashi University, Graduate School of Economics

This paper was presented at the Environmental Workshop

March 10, 2003. Institute of Economic Research, Hitotsubashi University

**Japanese Long term environmental statistics estimated by using integrated  
environmental and economic accounts**

I. Introduction

The System of National Accounts (SNA) is a comprehensive, standardized economic accounting system for regular collection, and consistent, rigorous presentation of economic data. It helps economic analysis, policy-making, and provides a number of economic indicators. It was designed to support economic theories that include that part of the environment only which qualify as economic assets. Other than economic assets (resource) depletion, environmental concerns are treated as an externality. It is also difficult to trace environmental-related spending and activities within the SNA accounts.

In the 1990's, however, the call for integrated environmental and economic theories and a supporting accounting system has got stronger, in light of the increasing scarcity of natural resources, and the continuous degradation of environmental quality due to excessive pollution. Not only do we have to attend immediate threats, but also strong evidence makes us believe that future generations will have to pay the price for our careless use of the environment. Therefore, the integration of environmental concerns and economic goals should rank high in any policy debate. What we want to achieve is generally referred to as 'sustainable development'. One of the cornerstone documents

of sustainable development, the Agenda 21 report (U.N. 1993/a), directly calls for the development and utilization of an integrated environmental and economic accounting framework.

Two major integrated accounting approaches emerged in the 1990's: The Satellite System of Integrated Environmental and Economic Accounts (SEEA) advocated by the United Nations, and the National Accounting Matrix including Environmental Accounts (NAMEA) developed mainly in the Netherlands, and now widely used in the European Union. Approximately twenty countries published estimates based on one of the two systems. To the authors knowledge Japan is the only one, which published estimates for both frameworks (as of 2003), and the only country with NAMEA estimates outside Europe. SEEA estimates were published for every fifth year between 1970 and 1995. Major indicators in the NAMEA were published for 1985, 1990 and 1994, but the full matrix was only published for 1994.

Interest in accounting systems that include the environment goes back to the 1960's and 70's in Japan. The 'Net National Welfare' framework was developed, and estimates made for every fifth year between 1955 and 1970. Estimation methods in the NNW served as a reference when the SEEA was developed.

This paper will present the NNW, SEEA and NAMEA estimates in extended time-series from 1955 to 1995, and will observe as to what degree the environmental-economic reality in Japan is reflected in the integrated accounts, and what trends can be identified. At the same time, we can draw conclusions on how well these frameworks and estimates can serve the achievement of sustainable development, and give some ideas for future research. Before the presentation of the time-series, each framework is briefly introduced in the next section.

## II. Basic principles of integrated environmental and economic accounting frameworks

## II.1 The Net National Welfare

There was a certain degree of dissatisfaction with the GDP as the foremost indicator of a country's economic performance in the 1950's and 60'. Research on the relationship between national income, welfare, production, consumption, environmental concerns and the measurement of these led to the first trials attempting to put the arguments into frameworks different from the SNA. The aim was to constructing a macro indicator that expresses welfare in monetary terms better than GDP.

In 1973, NNW Committee of Japan suggested a framework and an indicator, the NNW, which can be considered as the first such accounting system<sup>1</sup> (NNW Measurement Committee, 1973). The NNW is a forerunner of today's 'green GDP' concept, thus an important contribution to integrated environmental and economic accounting. Such work at the time was prompted by the large-scale environmental damage in Japan, mainly in the form of industrial pollution, partly attributed to the high economic growth after World War II. Thousands of people fell ill or died in serious industrial pollution incidents, such as Minamata disease (mercury poisoning) or 'itai-itai' disease (cadmium poisoning).

During the construction of the new indicator, the NNW, items that were either thought to have a negative effect on welfare, or did not have an immediate welfare increasing effect were subtracted from the NDP. At the same time, new categories, not part of the SNA, were made, monetary values imputed and added to or subtracted from the NDP, depending on their welfare effect. Although NNW is clearly a better welfare indicator than the NDP, it was not a comprehensive welfare measure, as it did not take income distribution, allocation of social capital, and social factors of welfare into account.

---

<sup>1</sup> In 1972, Nordhaus and Tobin published a paper titled "Is growth obsolete?". The indicator calculated in the paper is the Measure of Economic Welfare. However, it was based on models, surveys and indirect measurement methods specific to the United States. Moreover, MEW was designed to be a one-time estimate only, rather than an accounting framework for future use.



The NNW is comprised of 9 categories: government consumption and private consumption expenditure, services from government capital stocks and from personal durables, leisure hours, household work, environmental maintenance costs, environmental pollution, and losses due to urbanization. Results of the estimation indicated that while the NDP had an annual growth rate of 4.9% between 1955 and 1970, NNW grew only 2.4%. The main factor behind the lower growth rate was the dramatically increased pollution and its imputed costs that were subtracted from the NDP. As this paper concentrates on the environmental linkages, two categories<sup>2</sup>: the environmental protection costs and the imputed costs of environmental pollution will be discussed and used in the analysis in section III.

## II. 2. The Satellite System of Integrated Environmental and Economic Accounts (SEEA)

The SEEA system, proposed by the United Nations (U.N. 1993/b and 2000), expands asset boundaries with non-economic natural assets, and establishes several subcategories for those already in the SNA. In addition to economic (natural) assets, natural assets include biological assets, land with its ecosystem, subsoil assets, water, and air. The quality and/or the quantity of the natural assets are recorded in physical terms first, and monetary valuation is strongly advocated where it is possible. Depletion is accounted for by the 'net price' or user 'cost method'<sup>3</sup>; whereas degradation (deterioration of environmental quality by pollution) is calculated by maintenance costing, which will be discussed in section III. The total amount of imputed costs of depletion and degradation is

---

<sup>2</sup> Losses due to urbanization covered only two categories: increased commuting time and injuries from traffic accidents, which are not environmental concerns in the author's opinion.

<sup>3</sup> Net price method estimates the value of a resource at the beginning of a period by multiplying the volume of total extractions during the lifetime of the resource with the difference between its unit market price and the unit cost of production. The user cost method calculates the difference between net returns from the sales of an exhaustible resource through its lifetime and the "perpetual income stream" that that results from the investment of the user cost at a given interest rate.

subtracted from the NDP to arrive at the ‘environmentally adjusted domestic product’ (EDP), often referred to as ‘green GDP’, which is the foremost indicator derived from the SEEA. Between 1970 and 1995 the total imputed environmental costs decreased. As a result, the difference between GDP and EDP decreased, implying that the growth rate of the EDP exceeded the growth rate of the GDP.

### II.3. The National Accounting Matrix including Environmental Accounts (NAMEA)

The NAMEA framework addresses integration without monetary valuation. It is a direct extension of the National Accounting Matrix with environmental data without modifying the core system. In its original version, it includes two additional accounts for the environment; a ‘substances account’ to record physical flows of pollutants and resources, and an ‘environmental themes account’, which is the aggregation of substances into categories to reflect major environmental problems. These categories in the Japanese NAMEA are identical to those found in the Dutch NAMEA (de Haan and Keuning, 1996): acidification, eutrophication, waste, change in natural resources as national issues; global warming and ozone layer depletion as global problems. An environmental indicator for each of these issues is derived from the NAMEA, each of them having its own unit of measure, while the traditional economic indicators, such as GDP, are kept unchanged.

A common feature of the SEEA and the NAMEA is the disaggregation of the SNA to identify environmental protection related expenditures, goods and services. The aim is to show the burden on industries to meet environmental standards, which affect their international competitiveness; and also to identify the growing business opportunities in the environmental protection industry.

### III. Long term time-series by linking estimates from the NNW to the SEEA and the NAMEA

### III.1 Monetary accounts

Monetary accounts are the core of the NNW and the SEEA frameworks. The results of monetary estimations will be analysed first. As the NNW estimates cover the period from 1955 to 1970 and the SEEA estimates extend from 1970 to 1995, it gives us the unique opportunity to try to establish extended time-series from 1955 to 1995. Presenting the findings in absolute monetary values, either in current or even constant prices would not give us enough insights on the trends, because of rapid economic growth of this period. Comparing values of environment-related monetary estimates to GDP provides us with a more comprehensible picture. Two time-series will be presented, the environmental-related expenditure, which was used to maintain environment quality at a certain level, and the imputed values of pollution by maintenance costing. Only key points of the estimations will be presented here, for further details see the original reports (NNW Measurement Committee (1973), Economic Planning Agency of Japan (1998), Ike (1999)).

In the NNW the environmental protection costs are calculated by adding up (a) government current expenditures for the pollution control<sup>4</sup>, (b) annual current costs imputed from capital stock for the prevention of pollution by the government sector, covering sewage and excrement treatment, and domestic wastes, (c) the same as (b) for the private sector, covering air and water pollution control, and waste treatment. The recording of environmental protection related data in the SEEA is more detailed. Environmental related products and services, environmental protection activities, and environmental protection assets are all accounted for. For the present time-series we will only look at the environmental protection spending, as asset accounts were not part of the NNW estimates. Environmental protection activities are those activities that produce environment-related goods and services and are either external or internal if done by industries, or they can also be carried out by the government. External activities, which are sold to other industries,

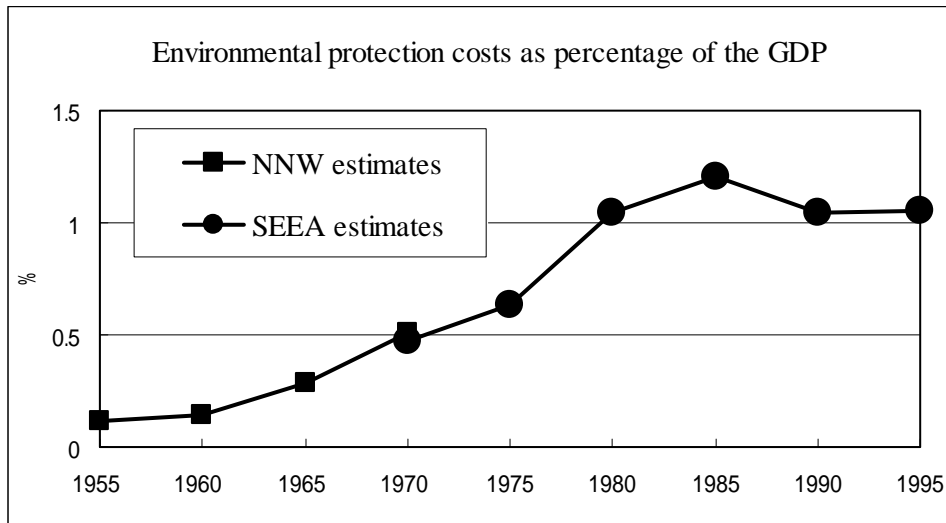
---

<sup>4</sup> Data was not available before 1967, but the amount was considered to be negligible, anyway.

covered waste disposal services, recycling, and environment assessment services. Internal environmental protection activities by industries covered air and water pollution control activities, and waste treatment. These activities were carried out within the same industry, where the pollution occurred. Government environmental protection activities covered waste water treatment and waste disposal services. We can see that the areas targeted for the estimations are largely the same in the NNW and in the SEEA, with the exception of environmental services, but these can be assumed negligible before 1970. There is a difference in the method of valuation, as the annual current costs of environmental protection related assets are not calculated in the SEEA, but estimates are based on investment values. The current costs imputed from capital stock in the NNW are close to the value of annual investment, albeit somewhat lower. Here, the original imputed values will be used.

Presenting the environmental spending as the percentage of GDP, we can observe a very consistent trend (Figure 1). Environmental protection spending as percentage of the GDP steadily increased between 1955 and 1985, and after a slight drop in the second half of the 80's it levelled off at around 1%. By looking at the components of these expenditures we can see that the government shouldered the majority of the costs in the first 20 years. Industries accounted for only about a third of the costs in 1965, whereas they covered two thirds of those in 1995.

Figure 1.



Source: NNW Measurement Committee, 1973; Economic Planning Agency, 1998

During the rapid industrialization after World War II private firms paid little or no attention to the environment, and government regulations and control were mostly absent too. The Basic Law for Environmental Pollution Control, which established environmental quality standards, was enacted in 1967, the Air Pollution Control Law in 1968, Water Pollution Control Law in 1970, and by 1973 most of the important pollution control legislations were introduced. The Environmental Agency was established in 1971, and regular monitoring of environmental quality started. Strict regulations forced the industries to immediately spend more on pollution control in the 70's and early 80's, thus environmental spending constantly increased. During the 1980's the Japanese industrial structure saw a shift towards services and high value added industries (OECD, 1994), thus environmental spending stabilized at around 1% of the GDP. As a result of large necessary environmental-related investments, environmental protection related assets saw a nearly 8 fold increase between 1970 and 1985, while the total of man-made assets increased less than 3 times during this period. This meant that share of environmental protection related assets increased from 1.3% to 3.4% and remained at that level until the end of the observed period.

To arrive at the most commonly quoted indicator from the SEEA framework, the environmentally adjusted domestic product (often referred to as green GDP), we have to subtract the hypothetical costs of pollution that actually occurred and the value of the natural resource depletion. Due to theoretical concerns regarding such an operation<sup>5</sup>, this will not be done here, but estimated values will be compared to magnitude of the GDP, as it was done with environmental spending.

Japan has virtually no subsoil resources, and forests are not depleted. The value of depletion of resources, though calculated in the SEEA, is negligible<sup>6</sup> and will be excluded from the calculations here. The costs of pollution represent a much larger magnitude. The calculation of such hypothetical costs is still debated, but both in the NNW and in the SEEA the maintenance cost valuation method is applied. These are expenses that *would* have been incurred during the accounting period to avoid or mitigate the environmental damage that was actually caused, i.e. maintaining a certain level of environmental quality. The rationale behind it is the internalisation of the social cost of pollution that is not paid by the polluters, and these values, of course, have no relation to the magnitude of the damage that is actually done.

In the NNW estimates the pollution itself was divided into water pollution, air pollution and waste categories, which were further detailed, finally to arrive at the substances that cause pollution.

- Air pollution: immobile sources: SO<sub>x</sub>, soot & dust; mobile sources: NO<sub>x</sub>, CO, HC (hydrocarbon)
- Water pollution: BOD (biological oxygen demand)
- Waste: industrial and domestic waste

Imputed cost of environmental pollution dramatically grew throughout the whole period

---

<sup>5</sup> For details see: de Haan and Keuning, 1996

<sup>6</sup> Fish stock may have been depleted, but that was not targeted for calculation in the trial estimates.

observed, and came to a staggering 6000 billion yen annually in 1970, more than 16 times of actual environmental protection spending in that year.

The SEEA originally targeted the following areas for monetary valuation under the maintenance cost approach:

- Emissions to air: SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub>, (CO<sub>2</sub>)
- Water pollution: BOD, COD, (nitrogen, phosphorus)
- Land development and deforestation
- Restoration of natural assets: polluted rivers, agricultural land: these values are added

The monetary valuation of nitrogen and phosphates releases was not implemented, because there were doubts if it is justifiable to impute values based on the national volumes for these mainly local problems. The monetary valuation of CO<sub>2</sub> emissions was also given up, because currently there is no way to avoid or prevent emission, neutralize CO<sub>2</sub>, or calculate forgone profits, had fossils fuels not been used. Therefore, these substances are in brackets above.

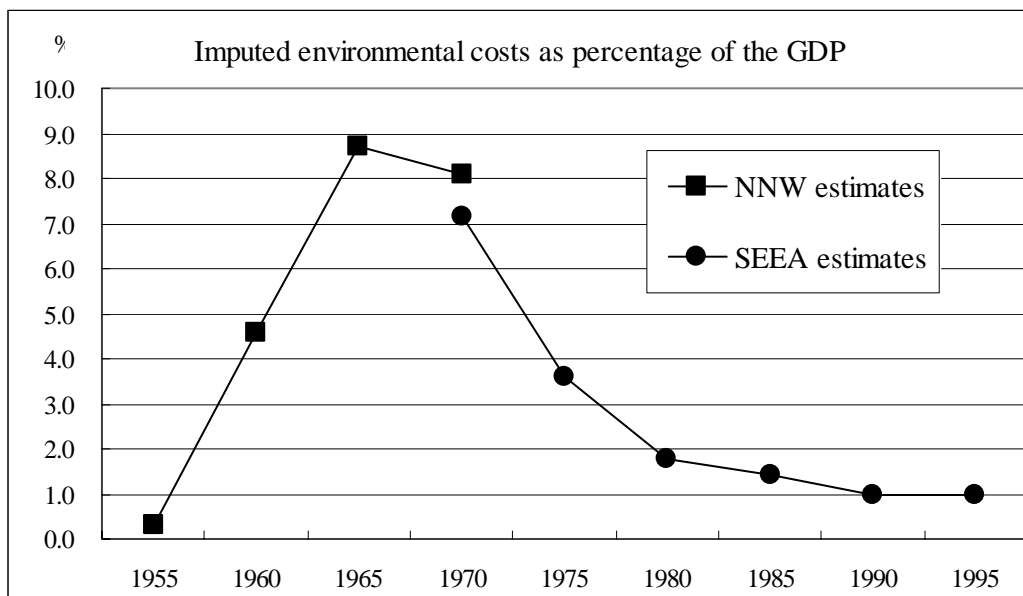
Imputed maintenance costs increased until 1975, dropped sharply between 1975 and 1980, and remained around that level for the rest of the observed period. In 1995 these costs were less than actually spent environmental protection costs. This is substantial improvement compared to the ratio of 16 to 1 in 1970, mentioned above.

The targeted problems for the estimation are similar in the NNW and in the trial SEEA. Air pollution included SO<sub>x</sub>, and NO<sub>x</sub> (NO<sub>x</sub> only from mobile sources in the NNW), and BOD as water pollution. Although the SEEA also covered COD, but the measures to reduce COD or BOD were thought to be the same, therefore the larger of the two values was used when estimating the imputed cost. BOD and COD discharges in physical terms were close. Therefore, we assumed here

that the imputed maintenance costs are those necessary to reduce BOD discharge. Both in the NNW and in the SEEA, the sum of air and water pollution is responsible for the majority of the costs. There are some differences in the targeted problems in the two frameworks. HC and CO emissions, as well as waste discharge were included in the NNW, but were not part of the SEEA. Conversely, land development, deforestation, and restoration of natural assets in the SEEA were not part of the NNW, but with the exception of land development, the amounts are very small in magnitude.

Due to these differences we cannot expect perfectly smooth time-series, as the two values for 1970 (the common year for estimations) will show these differences. Similarly to environmental-related expenditure, presenting the maintenance cost values as a percentage of the GDP shows a clear trend, however (Figure 2)<sup>7</sup>.

Figure 2.



Source: NNW Measurement Committee, 1973; Economic Planning Agency, 1998, Economic and

<sup>7</sup> The calculations in Figure 2 are based on current values, both for the GDP and for the maintenance costs. Establishing time-series based on constant prices is troublesome. While time-series of GDP in constant prices is available for the whole period, it would be difficult to establish a suitable deflator for hypothetical costs based on given technologies, some of which were never employed.



The share of imputed environmental costs increased dramatically in the 1950's and 1960's, peaking at nearly 9% in the late 1960's. The share of costs decreased sharply between 1970 and 1985 and levelled off at around 1% of the GDP after that. This means that both the share of environmental related spending, discussed earlier, and the imputed environmental costs settled at approximately 1% of the GDP in the 1990's. The picture we can see here shows very clearly how pollution got out of hand in Japan in the 1960's, and how effective the strict regulations were introduced between 1967 and 1973.

### III.2. Physical accounts

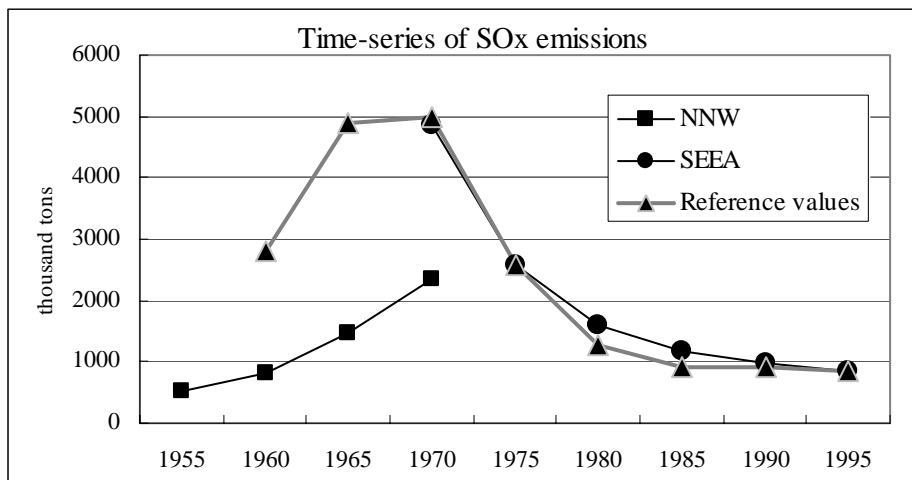
Although physical accounts are part of all three frameworks taken up for analysis here, there are principle differences regarding their roles. In the NNW and in the SEEA they mainly serve as the basis for monetary valuation, whereas in the NAMEA, physical accounts and indicators are the ultimate goal. The monetary accounts have the advantage that they have a common unit, therefore can be aggregated, and a final black or white picture drawn on the trends, as we saw in the previous section. Physical accounts and indicators based on them have different units, and while there may be an improvement in one, there could be a decline in another, which is often the case in reality.

The NNW and the SEEA include pollution data in physical units, but there is no aggregation of these into environmental problem areas. Only the monetary values of their maintenance costs are aggregated. In the NAMEA, however, raw emission figures are aggregated into environmental problem categories (themes), as described in section II. In the NNW framework SO<sub>x</sub>, soot & dust, emission from automobiles (NO<sub>x</sub>, CO, HC), BOD and waste were accounted for.

Emission of SO<sub>x</sub>, the discharge of BOD and domestic waste was chosen for the time-series here. Soot & dust do not appear in the NAMEA or in the SEEA, and NO<sub>x</sub>, HC and CO emissions only appear in the 1994 NAMEA, which is insufficient data for time series.

Figure 3 shows the SO<sub>x</sub> release into the atmosphere between 1955 and 1995 as it was estimated in the NNW and in the SEEA. As we can see, there is a large difference in the values for 1970. NNW estimates were based only on industrial fossil fuel use, but emissions from privately owned mobile sources were not estimated. SEEA estimates included those, however. Estimates for 1975 (OECD, 1991) reveal that emissions from mobile sources were just over 4% of the total, which means that private cars could not have been responsible for more than 1-2%. Thus, correcting the estimates for private cars would not help to close the large gap.

Figure 3.



Source: NNW Measurement Committee, 1973; Economic Planning Agency, 1998; Li and Dai, 2000; OECD, 1991 and 1997; The Government of Japan, 1997

Due to limited details in the NNW report, the author could not trace the root of largely different estimates, but instead, tried to establish a reference series to see which of the two estimates is more realistic. No reference values were found for 1955. Values for 1960-65 were taken from Li

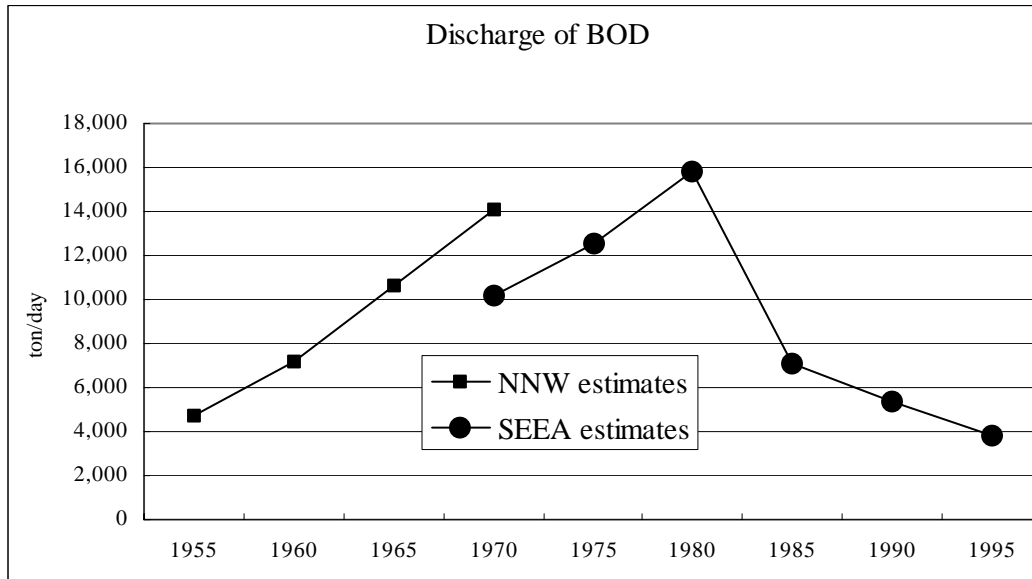
and Dai (2000); for 1970-1985 from OECD Environmental Compendium (1991 and 1997); for 1990 immobile source emissions were assumed to be the same as for 1989 (no data available for 1990) and added to stationary source emissions for 1990 (OECD, 1997); 1995 emissions were assumed to be the same as emissions for 1994 in Japan's Second National Communication under the UNFCCC (The Government of Japan, 1997). The reference values are very close to estimates in the SEEA. It is very likely that emissions in the NNW were underestimated. Despite lower emission figures in the NNW framework, the trends are similar to that observable in the reference figures. Emissions increased sharply until 1970, and dramatically decreased after that, showing how powerful the measures were introduced in 1968 in the Air Pollution Control Law.

In Figure 4 we can see how BOD discharge changed during the 40-year period. As with the SO<sub>x</sub> figures, there is a difference in the 1970 values. This is the result of different surveys and models used in the estimation for the generation and removal of the pollutants<sup>8</sup>. No reference values could be established regarding total BOD discharge as various data sets reviewed by the author detail concentration only. Despite different discharge values, not only can the sharply increasing trend until 1980 identified, but also the rate of increase in the two estimates are very close, as it can be seen in Figure 2. After 1980 discharge values dropped dramatically following the installation of equipment removing BOD.

---

<sup>8</sup> In the NNW: survey of the Industrial Location Center and data from the Ministry of Construction & the Environmental Agency (non of these further specified), in the SEEA: Kunimatsu, T and Muraoka, K (1990). *Model Analysis of River Pollution* (in Japanese) Tokyo: Gihoudo Press and Japan Association of Industrial Machinery Manufacturers (various years). *Production of Environment Equipment* (in Japanese). Tokyo

Figure 4



Source: NNW Measurement Committee, 1973; Economic Planning Agency, 1998

The demand for technologies reducing SO<sub>x</sub> emission and BOD discharge resulted in a dramatic increase in environmental equipment output, reaching its peak in 1976 at around ten times of the output ten years earlier (Nett21, 2003). Pollution-related investment in the private sector was 21% of total investment expenditure in 1975, while this dropped to 2.5% in 1985. (OECD, 1994) (Environmental equipment output picked up again in the 1990's to deal with dioxin emissions.)

We have seen that while trends can be identified, there is a large gap between physical data sets regarding emissions. If we used the same emission values, would not it change the relatively consistent picture of monetary values we discussed in the previous section? To check this, the original NNW emission data for SO<sub>x</sub> and BOD was modified to match the SEEA estimates, but the monetary valuation methods and models kept unchanged. For example, SO<sub>x</sub> emissions in the SEEA were about two times higher in 1970 than in the NNW estimates. Using this factor, the maintenance cost values (to remove SO<sub>x</sub>) in the NNW estimates were doubled. The same adjustment was made for BOD. At the same time, waste treatment costs were excluded, since they

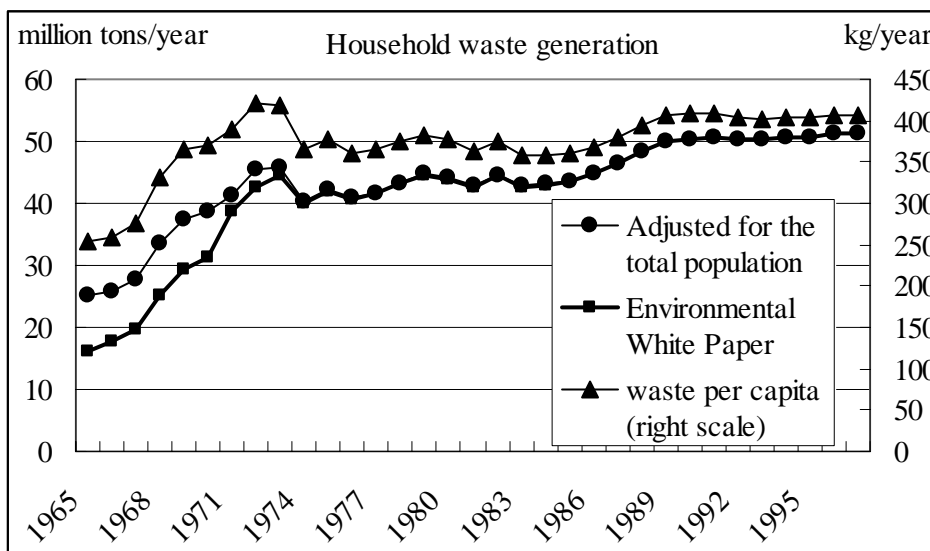
were not part of the SEEA. Similarly, categories other than water and air pollution were excluded from SEEA estimates. Calculations were made only for 1970 in current prices. Adjusted maintenance costs in the NNW came to 4807 billion yen, whereas modified SEEA estimates came to 4904 billion yen. The difference is only 98 billion yen, which is less than 2% of adjusted maintenance costs and 0.13% of the GDP. This difference is surprisingly little, considering that the original technical assumptions and valuation methods were kept.

The SO<sub>x</sub> and BOD time-series can easily be connected to the trends seen in the monetary accounts. While some serious pollution problems started to decrease dramatically in the early 1970's, such as the release of SO<sub>x</sub>, some, such as the BOD only improved a decade later, mainly during the first half of the 1980's. As a result, imputed maintenance costs improved the most when several serious pollution problems declined simultaneously. BOD treatment facilities require large investments, which explain the sharp increase in environmental protection related assets, especially until the mid 80's.

Finally, we will look at the household waste problem covered in the NNW and the NAMEA estimates. There is data for five years only: 1965, 1970 (NNW), 1985, 1990 and 1994 (NAMEA). We can observe a consistent, slowly increasing trend in the generation of domestic waste. The reason for this is partly the growing population, and the few legal or economic incentives to reduce waste. Recycling only gained ground in the 1990's, and maybe the reason behind the fact that there is almost no increase between 1990 and 1994. As with the SO<sub>x</sub> emissions, a reference database was used to check the data and to fill the gaps in the time-series. The Ministry of Environment (formerly the Environmental Agency) keeps records of collected waste and publish figures in the annual Environmental White Paper. In fact, NNW and NAMEA estimates also used this database, so there is no surprise that the figures in the estimates match the reference data. The only exception is the year 1970, when figures in the NNW estimates are nearly 3 million tons, about 10%, less than the reference data, because waste transported by the generators of waste themselves

to incinerators was excluded. The figures published in the Environmental White Papers include only waste that was generated within the boundaries of the waste collection areas. For total generation of waste we have to adjust the figures for the whole population. This is presented in Figure 5. We can see that the total of generated waste is largely underestimated until 1974, after which waste collection nearly covered the whole of Japan, but reached 100% only in 1992. A third line in Figure 5 shows the waste generation per capita. We can see that per capita waste increased less than the total, because of the growing population. The generated waste is only about 10% more than in 1970.

Figure 5

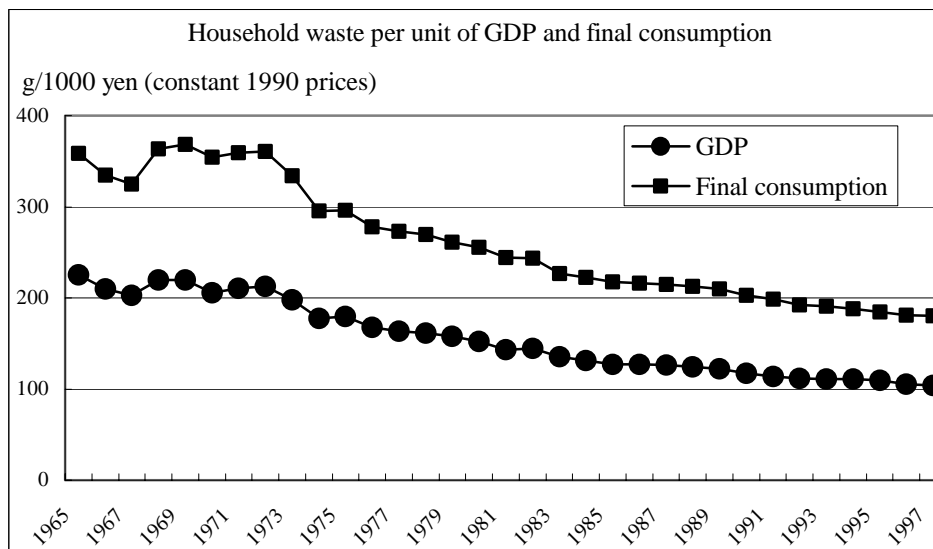


Source: Environmental Agency, Ministry of Environment: Environmental White Papers (various years), Ministry of Public Management, Home Affairs, Post and Telecommunication, 2002

As detailed in section II, the Japanese NAMEA includes six environmental themes, which are constructed by the aggregation of numerous substances released. Apart from waste, however, no other category can be connected to the NNW estimates. Nevertheless, a brief introduction of the results will show how complex the picture of the national environment is for period between 1985

and 1994. Eutrophication decreased by around 8%, and ozone layer depletion declined by over 80%. At the same time, acidification worsened by 9%, total waste generation increased nearly 25%, and emission of global warming substances grew by 32%<sup>9</sup>. We can see rather substantial changes - good and bad - in all categories of environmental concerns.

Figure 6



Source: Environmental Agency, Ministry of Environment: Environmental White Papers (various years), Economic and Social Research Institute (2001)

#### IV. Concluding remarks

1. After observing the trends in both the monetary and physical time-series, we can conclude that the worst period in the Japanese national environmental history was from the late 1960's to the early 1980's. Strict regulatory measures introduced around 1970, resulted in a much better

<sup>9</sup> The values are expressed in theme equivalents: eutrophication in eutrophication equivalents (EEQ), ozone layer depletion in ozone depletion equivalents (ODP), acidification in potential acidification equivalents (PAE), waste in kilograms (kg) and global warming in global warming potential (GWP).

environmental performance in several areas about a decade later. This is especially true concerning SO<sub>x</sub> emissions, which are among the lowest in the OECD (OECD, 2002).

2. The common unit of money can cover worsening environmental problems, as there may be substantial improvements in others and opposite changes cancel out each other. The Japanese SEEA estimates showed a stable, moreover, slightly improving national environment between 1985 and 1995, whereas in the NAMEA estimates we saw that the picture is rather mixed if change is expressed in physical units. Environmental distributional matters are not reflected in imputed maintenance costs. GDP and other aggregate indicators do not show distributional concerns, either, but while real money can be redistributed, environmental gains (or losses) cannot. Improved ozone layer depletion cannot be compensation for worsening eutrophication. Therefore, it is important to always present the physical indicators along with monetary ones. Monetary estimations should have a major role in policy-making for the present or future. They have limited usefulness as indicators by themselves.
3. Monetary valuation of environmental problems has serious theoretical and practical limits. This is true even for maintenance valuation, which is the most easily executable among monetary valuation methods. CO<sub>2</sub> emissions, nitrogen, and phosphorus emissions were excluded from the estimates due to such limits. Numerous environmental concerns, such as nuclear waste, noise pollution, dioxin, heavy metals, harmful chemicals, and others were not even considered for monetary valuation. Environmental problems covered in the SEEA had a rather limited scope.
4. There is a large amount of data in many different environmental categories in Japan. Most of these are published in annual reports or 'white papers'. Despite such publications, there are no official figures for several basic environmental data sets, which are necessary for national integrated accounting purposes. Regular and consistent record and publication of the most important environmental data is of primary importance. The first such publication, the Collection of Environmental Data (Ministry of Environment, 2002) is a promising step in this



direction.

## References

- Commission of the European Communities, International Monetary Fund, Organization for Economic Cooperation and Development, United Nations and World Bank (1994): *System of National Accounts*. 1993. Sales No. E.94.XVII.4.
- de Haan, M. and Keuning, S. J. (1996): Taking the environment into account: The NAMEA approach. *Review of Income and Wealth*. Series 42. No. 2.
- de Haan, M. (1999): On the international harmonization of environmental accounting: comparing the National Accounting Matrix including Environmental Accounts of Sweden, Germany, the UK, Japan and the Netherlands. *Structural Change and Economic Dynamics*, Vol. 10. Issue 1, pp.151-160.
- El Sarafy, S. (1997): Green accounting and economic policy. *Ecological Economics* No. 21, pp. 217-229.
- Economic Planning Agency of Japan (1998): *Outline of Trial Estimates for Japan's Integrated Environmental and Economic Accounting*. Cabinet Office of the Japanese Government, [www.cao.go.jp](http://www.cao.go.jp)
- Harrison, A. (1997): The SEEA in 1997. *National Accounts and the Environment. Papers and Proceedings from a Conference*. Ottawa Canada June 17-20 1997. Progress Reports: Eurostat.
- Fukami, Masatoshi (1998): Wakariyasui green GDP (Easily understandable green GDP). *Shigen kankyou taisaku*, vol.34. No.16.
- Ike, Toshihiro (1999): A Japanese NAMEA", *Structural Change and Economic, Dynamics* Vol.10. Issue 1, pp. 123-149.
- Economic and Social Research Institute, Cabinet Office, Government of Japan (2001): Referential estimates of former GDP on SNA68, on 1990 basis, <http://www.esri.cao.go.jp/en/sna/menu.html>

Environmental Agency, Ministry of Environment: *Kankyou hakushou*. (Environmental White Paper) various years from 1972-1999.

Li, Zhi Dong and Dai, Yan De (2000) *iou sankabutsu o senntaisakuni kansuru ni'chu hikakubunseki* (Japan-China Comparative Analysis on Measures Against Sulfur Oxides Pollution. The Institute of Energy Economics, Japan

Ministry of Environment (2002) *Kankyou toukeishu heisei 14 nenban* (Collection of Environmental Data for 2002), Gyousei.

Ministry of Public Management, Home Affairs, Post and Telecommunication (2002): *Nihon no toukei* (Statistics on Japan)

NETT21 (2003): GEC Environmental Technology Database.

<http://nett21.unep.or.jp/gec/database/> (accessed on 6<sup>th</sup> March 2003)

NNW Measurement Committee, Economic Council of Japan (1973): *Measuring net national welfare of Japan*, Ministry of Finance.

Oda, K. et al. (1998): Japan: the System of Integrated Environmental and Economic Accounting (SEEA) – trial estimates and remaining issues. In: Kimio Uno and P. Bartelmus eds., *Environmental Accounting in Theory and Practice*, Kluwer Academic Publishers.

OECD (1991) Environmental Data Compendium 1991

OECD (1994): OECD Environmental Performance Reviews: Japan.

OECD (1997): Environmental Data Compendium 1997

OECD (2002): OECD Environmental Performance Reviews: Japan

The Government of Japan (1997): Japan's Second National Communication Under the United Nations Framework Convention on Climate Change

United Nations (1993/a): 'Agenda 21' Report on the United Nations Conference on Environment and Development. Volume I. New York

United Nations (1993/b), *Integrated Environmental and Economic Accounting*, Interim version,

Sales No. E.93.XVII.12, New York.

United Nations (2000): *Integrated Environmental and Economic Accounting*, An Operational

Manual. Sales No. E.00.XVII.17, New York.



*Recent Development in Environmental Economics 2003*

**Survival of the Coal Industry: Adaptation of the US Coal Industry to  
Challenges Faced Since 1949**

**Peter Galante**



# **Survival of the Coal Industry: Adaptation of the US Coal Industry to Challenges Faced Since 1949**

**Peter Galante**

The civilization in which we live was built on and continues to run on fossil fuel and coal has played a major role in this. Coal was the main power source in the US until it was displaced by oil as the major fossil fuel in the mid 20<sup>th</sup> century.<sup>1</sup> Along with the positive benefits derived from the use of coal in the five major sectors of the economy<sup>2</sup>, there were also many negative impacts, which helped to bring environmental issues to the forefront of public interest in the 1960's. These concerns were embodied in environmental laws aimed at improving the quality of air in the US. In addition to environmental concerns, coal faced increasing competitive pressure from nuclear energy, which in the late 1960s and early 1970s was seen as an inexhaustible source of energy which would become the fuel of choice for electricity production.

With increasing environmental constraints (albeit weak at first) and increasing competition it seemed as if coal would be reduced to a minor role in the US energy landscape. Yet, coal has proved resilient and has successfully adapted to the continually constraining conditions and market competition and in 2001 coal production reached an all time high<sup>3</sup>.

There were four main reasons behind the resiliency of the coal industry and they are as follows: growth in demand for electricity, which increased demand for coal used for electricity generation; failure of coal's competitors, namely nuclear power; adaptation to environmental legislation and increased market competitiveness. This paper aims to look at these 4 factors.

## **Reason 1: growth of demand for coal from the electricity production sector**

---

<sup>1</sup> Energy in the US 1635-2000

<sup>2</sup> defined as industrial sector, residential, transportation, energy production, commercial

<sup>3</sup> Coal Producer Survey 2001



In 1949, final consumption of coal by the electricity production sector was only 17% of the total final consumption of coal.<sup>4</sup> At this time, by far the largest consumer of coal was the industrial sector at 44% of total final consumption.<sup>5</sup> The third largest consumer sector of coal, behind the electricity production sector, was the transportation sector at 15%, followed by the commercial sector at 13% and the residential sector at 11%.<sup>6</sup> The total amount of coal produced for final consumption totaled roughly 500 million short tons of coal.<sup>7</sup>

The present situation is significantly different. In 2000 the electricity production sector accounted for 91% of the total final consumption of coal.<sup>8</sup> The industrial sector accounted for 8% of total final consumption, and the transportation, commercial and residential sectors were all below 0.5%.<sup>9</sup> Total final consumption of coal has increased more than two fold since 1949 to 1.3 billion short tons in 2000.<sup>10</sup>

The following chart shows a comparison between the 1949 and 2000 breakdown of final consumption of coal by sector.

Sector	1949	2000	Change in % from 1949
Electricity	17%	91%	+74%
Industrial	44%	8%	-36%
Residential	11%	0.5%	-10.5%
Commercial	13%	0.5%	-12.5%
Transportation	15%	0.5%	-14.5%
Total coal cons <sup>11</sup>	500 mst	1.3 bst	+160%

Coal as a Source of Production for Electricity in the US

<sup>4</sup> Annual Energy Report 2001 (hereon referred to as AER 2001) Coal

<sup>5</sup> ANR 2001 Coal

<sup>6</sup> ANR 2001 Coal

<sup>7</sup> ANR 2001 Coal

<sup>8</sup> ANR 2001 Coal

<sup>9</sup> ANR 2001 Coal

<sup>10</sup> Coal Industry Annual 2001

<sup>11</sup> Total coal consumption, mst=million short tons bst=billion short tons

While the situation of total final consumption of coal has changed dramatically, the situation of coal's market share as a source of electricity production has remained relatively constant, as coal has managed to maintain its large market share as a source of energy used for electricity production. Coal has been and continues to be the dominant source of fuel for electricity production in the US.

From 1949 through 2000 coal has averaged a 51.1% market share as a source of electricity production.<sup>12</sup> As can be seen in the chart, only for the 1970's, which were highlighted by environmental laws coming into effect and "great expectations" of nuclear power, did coal average less than a 50% market share of electricity production.<sup>13</sup> In fact except for the period between 1969-1979 coal has had over a 50% market share every year from 1949 through 2000.<sup>14</sup> During the same period hydropower has seen a gradual decrease in market share due to overall growth of the electricity market. Oil, after peaking in the mid 1970s has seen its market share reduced to all time low levels. As for natural gas, market share increased until the mid 1970s where upon market share was reduced and continued on a decreasing trend until during the 1990s when this trend was reversed.<sup>15</sup> Nuclear energy is the only major source of electricity production to significantly increase its market share.

	1949-1959	1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-2000	1949-2000
Coal	51.0%	52.5%	45.3%	54.6%	52.0%	51.1%
Gas	17.0%	21.8%	17.7%	12.2%	13.8%	16.5%
Hydro	24.5%	18.5%	14.6%	11.6%	8.9%	15.5%
Nuclear	0.0%	0.5%	7.1%	14.9%	19.4%	8.7%
Oil	7.4%	6.7%	15.2%	6.3%	3.2%	7.6%

Coal has maintained its market share under the background of an explosion in the electricity

---

<sup>12</sup> AER 2001 Coal

<sup>13</sup> AER 2001 Electricity

<sup>14</sup> AER 2001 Coal

<sup>15</sup> expected to do so statement based on plans for future gas powered plants which dominant type of applications for power plants

market, as since 1949 the US the *electricity market*<sup>16</sup> has increased over 14 fold (through 2001).<sup>17</sup> Total electricity end use in 1949 was 254,511,334 thousand kilowatt hours, and in 2001 it increased to 3,396,763,520 thousand kilowatt hours.<sup>18</sup> During the period of 1949-2001 electricity growth has had an average year-on-year increase of 5.3%.<sup>19</sup> Coal use for electricity generation<sup>20</sup> increased at almost the same pace, averaging a 5.0% year-on-year increase during the same period.<sup>21</sup> Coal used for electricity generation shows a close correlation to growth of the electricity market. It is this growth that has allowed coal to keep its high market share of the sources of electricity market.

For comparison, over the same period GDP had an average year-on-year increase of 3.6%<sup>22</sup>, year-on-year average household growth in the US was 1.7%<sup>23</sup> and average year-on-year population growth was 1.2%.<sup>24</sup>

Type of Growth	1949-59	60-69	70-79	80-89	90-99	1949-1999
Population	1.8%	1.3%	1.0%	0.9%	1.0%	1.2%
Household	2.1%	1.8%	2.2%	1.2%	1.1%	1.7%
GDP	4.2%	4.4%	3.3%	3.0%	3.0%	3.6%
Electricity	9.9%	7.4%	4.7%	2.9%	2.4%	5.3%
Coal <sup>25</sup> for Electricity	7.4%	6.3%	5.5%	3.9%	1.9%	5.0%
Coal <sup>26</sup>	-1.9%	3.0%	2.9%	2.8%	1.8%	1.6%

(for reference purposes numerical data is included in the chart below)

<sup>16</sup> defined in terms of total retail sales and direct use

<sup>17</sup> AER 2001 Electricity

<sup>18</sup> AER 2001 Electricity

<sup>19</sup> year on year percentage change, calculated with data from ANR 2001

<sup>20</sup> not overall coal use, coal used exclusively for electricity production

<sup>21</sup> AER 2001 Electricity

<sup>22</sup> GDP data was calculated using 1996 chained dollars ANR 2001

<sup>23</sup> US Census Bureau CPS <http://www.census.gov/population/www/socdemo/hh-fam.html>

<sup>24</sup> US Census Bureau CPS

<sup>25</sup> year on year change in Coal used for electricity only ANR 2001 Coal

<sup>26</sup> total production

Type of Growth	1949 Average	59	69	79	89	2000
Population <sup>27</sup>	149,188	177,829	202,676	225,055	246,819	290,368 <sup>28</sup>
Households <sup>29</sup>	42,182	51,435	62,214	77,330	92,830	104,705
GDP <sup>30</sup>	1550.9	2319	3571.4	4912.1	6591.8	9224
Electricity <sup>31</sup>	254,511	646,887	1,313,833	2,071,099	2,754,980	3,604,815
Coal <sup>32</sup> for Electricity	83,963	168,423	310,640	527,051	767,378	967,079
Coal <sup>33</sup>	483,237	385,062	516,413	680,542	894,999	1,084,094

(causes of increase in electricity could cover another paper in itself and will not be further addressed in this paper)

## **Reason 2: Failure of nuclear energy, coal's major competitor**

With the emergence of the commercial nuclear energy sector in the 1960's it seemed coal would be reduced to a minor role in the US energy scenario. The beginning of the commercial atomic energy industry can be traced back to the 1954 Atomic Energy Amendment, which established a licensing procedure for parties interested in establishing private reactors.<sup>34</sup> The Atomic Energy Committee would now accept safety analyses from applicants, review the analyses and decide whether or not to issue construction permits. "The period from 1963 to 1975 became known as the Great Bandwagon Market, a term coined by Philip Sporn in 1967".<sup>35</sup> As the nuclear industry gained momentum and expectations of nuclear energy being an inexhaustible supply of electricity increased, orders for plants and the number of permits issued also increased. As can be seen in the chart below, beginning with the middle of the 1960s

---

<sup>27</sup> in thousands of people

<sup>28</sup> population clock, US Census home page

<sup>29</sup> in thousands of households

<sup>30</sup> in billions of 1996 chained US dollars,

<sup>31</sup> in million kilowatt hours

<sup>32</sup> in thousand short tons

<sup>33</sup> in thousand of short tons

<sup>34</sup> Atomic Energy Act of 1954 <http://www.ametsoc.org/AMS/sloan/cleanair/cleanairlegisl.html>

<sup>35</sup> [http://nuclearhistory.tripod.com/nuclear\\_power.html](http://nuclearhistory.tripod.com/nuclear_power.html)

to the end of the decade, orders and number of construction permits issued increased significantly.

	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969
Orders	1	0	2	4	0	7	20	29	16	9
Construction Permits	7	0	1	1	3	1	5	14	23	7

In addition, in the early 1970's orders for nuclear energy plants remained strong and the number of construction permits issued also remained strong up until 1978. The following chart shows orders and construction permits for the 1970's:

	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980
Orders	14	21	38	42	28	4	3	4	2	0	0
Construction Permits	10	4	8	14	23	9	9	15	13	2	0

Electricity from nuclear plants began to come on line, and by 1978 nuclear energy was producing 11.3% of US electricity.<sup>36</sup>

	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978
Nuclear	2.4%	3.1%	4.5%	6.1%	9.0%	9.4%	11.8%	12.5%	11.3%

The commercial nuclear energy industry came to a standstill on March 1979 as the worst nuclear accident in US history occurred at Three Mile Island.<sup>37</sup> This accident reinforced negative public sentiment towards nuclear power, and has left the US nuclear energy in a state of limbo. Since 1978 there has not been another order for nuclear plant and the last construction permit was granted in 1979.<sup>38</sup> "In 1974 it had been projected that there would be 850-1400 nuclear plants in operation by the turn of the

<sup>36</sup> AER 2001 Coal

<sup>37</sup> US Nuclear Regulatory Commission

<sup>38</sup> US Nuclear Regulatory Commission

century, there are currently 104.”<sup>39</sup>

With nuclear power in a state of limbo, coal again became the pillar of electricity generation in the US.

### **Reason 3: Adaptation to environmental legislation**

The second major threat to the coal industry was rooted in environmental legislation. Environmental legislation of the second half of the 20<sup>th</sup> century began with the 1955 Air Pollution Control Act.<sup>40</sup> This act centered on research of air quality standards, and was the first of three clean air acts 1955, 1963 and 1970.<sup>41</sup> This act was followed by the 1963 Clean Air Act that made inroads into attempting to control air pollution by setting emission standards.<sup>42</sup> “The 1970 Air Quality Standards Act was significant in that it set a national standard for emission standards for stationary sources.”<sup>43</sup>

The first major development of the 1970s was passage of the Clean Air Act of 1970, which set “National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) for seven pollutants—particulates, sulfur oxides, carbon monoxide, nitrogen oxides, ozone hydrocarbons, and lead.”<sup>44</sup> New Source Performance Standards, which strictly regulated emissions of a new source entering an area. All new plants, or major additions to existing plants needed to adhere to New Source Performance Standards, in addition lowest achievable emissions rate (LAER), which is the lowest emissions rate achieved by a similar source in a SIP anywhere in the country, and a new source wishing to enter a PSD area needs to use the best achievable

---

<sup>39</sup> <http://www.ametsoc.org/AMS/sloan/cleanair/cleanairlegisl.html>

<sup>40</sup> Air Pollution Control Act 1955 <http://www.ametsoc.org/AMS/sloan/cleanair/cleanairlegisl.html>

<sup>41</sup> Air Pollution Control Act of 1955 amendments in 1960, 1962

<sup>42</sup> Clean Air Act of 1963, amendments 1965,1966,1967(Air Quality Act, 1969

<sup>43</sup> 1970 Clean Air Act excerpt <http://www.ametsoc.org/AMS/sloan/cleanair/cleanairlegisl.html>

<sup>44</sup> 1970 Clean Air Act excerpt

control technology BACT.”<sup>45</sup>

These laws were responsible for the beginning of a long term trend in which the coal industry began to combat emission standards by shifting to lower sulfur content coal located in mines West of Mississippi River.<sup>46</sup> As can be seen in the chart below, during the 1970s there was an average year-on-year increase of 21% in coal mined West of the Mississippi.

	1949-1959	1960-1969	1970-1979	1980-1989	1990-1999	1949-2001
West of Miss	-5.4	5.1	21.0	5.7	3.8	6.0
East of Miss	-0.1	2.7	0.6	0.9	-0.9	0.6

At the beginning of the decade coal produced from mines West of the Mississippi river accounted for 9% of produced coal.<sup>47</sup> By the end of the decade coal produced West of the Mississippi accounted for 30.3% of produced coal.<sup>48</sup>

	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979
West % <sup>49</sup>	9.1%	10.7	12.8	15.1	16.9	19.9	23.5	27.3	28.3	30.3

The first major development of the 1990s was passage of the Clean Air Act Amendments by George Bush in 1990. The 1990 CAAA was aimed at reducing SO<sub>2</sub> NO<sub>2</sub>- but included no legislation on CO<sub>2</sub>- and requires electric utilities to reduce emissions of SO<sub>2</sub> to 10 million tons below their 1980 levels in 2 phases, before and after 2000.<sup>50</sup> “Allowances to emit SO<sub>2</sub> were issued to cover actual emissions setting the basis for the only current emissions market in the world, SO<sub>2</sub> emissions market.”<sup>51</sup>

---

<sup>45</sup> 1970 Clean Air Act excerpt

<sup>46</sup> AER 2001 Coal

<sup>47</sup> AER 2001 Coal

<sup>48</sup> AER 2001 Coal

<sup>49</sup> % of total coal production originating West of the Mississippi

<sup>50</sup> CAAA

<sup>51</sup> IEA report 32

“The two phase implementation schedule (2.5 lbs SO2 per million Btu emission limit by January 1, 1995, and Phase 2 requirements of 1.2 lbs SO2 per million Btu by January 1, 2000) allowed utilities to develop transition plans to achieve compliance on a system-wide basis.” The CAAA 1990 has played a large role in influencing the strategies of consumers and producers of coal.<sup>52</sup> “Strategies for meeting SO2 emissions include the following: fuel switching, co-firing or coal blending, installing flue gas scrubber systems, and purchasing or bundling SO2 emission credits.”<sup>53</sup>

The trend of coal produced West of the Mississippi gaining market share continued in the 1990s as coal West of the Mississippi became the majority supplier of coal for the first time ever in 1998 supplying 51.9% of coal total coal produced. This trend is continuing as highly productive Western mines continue to take market share from the East.

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
% of west	41.0%	45.4	45.2	47.3	47.0	46.8	48.9	51.8	52.7	53.1

#### **Reason 4: Increased competitiveness**

At this point it may be appropriate to look at coal prices, which have been declining since the mid 1970s. Coal prices declined after 1950, and then leveled off until the 1970s when a there was a sudden increase in prices due to the 1973 OPEC oil crisis.<sup>54</sup> After reaching a peak price in 1976 of 46.32 US dollars per short ton,<sup>55</sup> coal prices began to decline, and in 2000 reached a price of 15.68 US dollars per short ton.<sup>56</sup>

---

<sup>52</sup> lewis 5

<sup>53</sup> Lewis Ronald

<sup>54</sup> AER 2001

<sup>55</sup> AER 2001 Coal

<sup>56</sup> chained 1996 dollars



	1950	1960	1970	1975	1980	1985	1990	1995	2000
Coal Prices <sup>57</sup>	29.74	21.77	21.82	46.32	43.22	34.20	25.15	19.19	15.68

Increases in productivity of the coal industry during the 1980s and 1990s have played a major role in lowering the prices of coal and increasing coal's competitiveness. Increases in productivity were highlighted by the following trends:

- 1) shift to highly productive Western mines
- 2) closing of inefficient mines
- 3) increased mine size
- 4) consolidation of the coal mining industry
- 5) reduction of workers
- 6) equipment and technology improvements
- 7) change in purchasing structure

1) Shift to highly productive Western mines

Western coal reserves<sup>58</sup> are located near the surface and are more easily accessible than Eastern coal. Western coal is predominantly mined using surface mining techniques. From 1984-1989 total productivity<sup>59</sup> of both regions East and West of the Mississippi showed an increase every year. In fact, with the exception of a slight decline in productivity in underground mining West of the Mississippi in 1985, there was an increase in productivity each year for both surface and underground mining both East and West of the Mississippi. This trend continued through the end of the century. Although there were productivity increases both East and West of the Mississippi, it is apparent from the data below that Western mines are much more productive than their Eastern counterparts. The biggest difference can be

---

<sup>57</sup> dollars/short ton

<sup>58</sup> defined by coal located west of the Mississippi River

<sup>59</sup> total productivity=avg of underground and surface mining productivity

seen in a comparison between Western and Eastern surface mines as Western surface mines are almost 4 times as productive as Eastern surface mines.

East of Miss	1984	1985	1986	1987	1988	1989
Underground	1.69	1.75	1.96	2.16	2.32	2.39
Surface	2.56	2.52	2.75	2.97	2.99	3.13
Total	1.98	2	2.21	2.42	2.54	2.63

West of Miss	1984	1985	1986	1987	1988	1989
Underground	2.49	2.45	2.8	3.39	3.55	3.92
Surface	8.15	8.61	9.02	9.86	10.73	11.86
Total	7.07	7.4	7.9	8.73	9.38	10.21

The 1990s were similar to the 1980s in that productivity of both types of mines East and West of the Mississippi increased, but as can be seen by the data below Western mines are far more productive than their Eastern counterparts. The following charts shows worker productivity increases over the past decade in surface and underground mines from 1990-2000.<sup>60</sup> The most noticeable point is the extremely high productivity of western mines.

East of Miss	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Underground	2.46	2.59	2.82	2.81	3.02	3.19	3.36	3.63	3.69	3.74	3.9
Surface	3.32	3.49	3.61	3.74	3.85	4.03	4.25	4.49	4.31	4.48	4.84
Total	2.73	2.86	3.07	3.11	3.28	3.45	3.63	3.89	3.89	3.97	4.19

West of Miss	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Underground	4.01	4.53	4.85	5.18	5.93	6.32	7.03	6.82	6.76	7.45	7.73
Surface	12.26	12.36	12.49	13.94	15.19	16.23	17.89	18.63	18.82	19.57	20.06
Total	10.41	10.79	11.03	12.14	13.22	14.18	15.66	16.04	16.27	17.18	17.67

US total productivity increases can be directly correlated to the increase in coal produced West

---

<sup>60</sup> Coal Industry Annual

of the Mississippi. In 1949 coal West of the Mississippi accounted for just 6.4% of total production.<sup>61</sup> In 1960, coal west of the Mississippi actually decreased to 5.2% of total production, and bottomed out at 5.1% in 1966.<sup>62</sup> But by 1979 coal produced West of the Mississippi accounted for 30.3% of total coal produced.<sup>63</sup> During the 1980s market share of coal produced West of the Mississippi increased another 10% to 40.6% by 1990.<sup>64</sup>

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
% West	32.8%	32.7	35.1	34.4	36.8	36.6	36.7	39.0	38.9	38.8	40.6

The trend of coal produced West of the Mississippi gaining market share continued in the 1990s as coal West of the Mississippi became the major supplier of coal for the first time ever in 1998 supplying 51.9% of coal total coal produced. This trend has continued as the highly productive West continues to take market share from the East.

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
% of west	41.0%	45.4	45.2	47.3	47.0	46.8	48.9	51.8	52.7	53.1

## 2) Elimination of inefficient mines

Another factor directly related to the increase in productivity is the closing of inefficient mines. From 1986 through 1997 the number of coal mines declined from 4,424 in 1986 to 1,453 in 2000 down 68% percent from 1986 totals.<sup>65</sup>

---

<sup>61</sup> AER 2001 Coal

<sup>62</sup> AER 2001 Coal

<sup>63</sup> AER 2001 Coal

<sup>64</sup> AER 2001 Coal

<sup>65</sup> Coal Annual Industry 2000

	1986	1991	1996	2000	91-2000 % Change
No Mines	4,424	3,022	1,903	1,453	-7.8%
East of Miss		2,867	1,787	1,355	-8.0
West of Miss		155	116	98	-5.0

Source: Coal Industry Annual 2000

There has been a large drop in the number of mines since 1986, while at the same time coal production and productivity has continued to increase.<sup>66</sup> Since 1991 the majority of the mines closed were located East of the Mississippi, which is comparatively inferior to the West. In addition, Phase II of CAAA came into effect in January 2000 and has contributed to this trend as the market for high and moderate sulfur content coal, which is predominantly located in the East, is shrinking.<sup>67</sup>

### 3) Mine size

Strongly correlated with the closing of inefficient mines is the increase in mine size<sup>68</sup>, as the percentage of coal produced from mines of at least 1 million short tons per year rose to 63.5% in 1990 from 44.4% in 1980.<sup>69</sup> In 1997 the percent of coal produced by million-ton-plus coal mines accounted for 75.5% of US production.<sup>70</sup> In 2000 although the number of mines producing over 1 million or more short tons of coal decreased to 184 from 208 in 1997, the percentage share of total number of mines of 1 million or more short tons of coal increased to 12.2% in 2000 from 11.4% in 1997.<sup>71</sup> In addition, production (in million short tons) reached 854.7 million short tons, a 3.9% increase over the 1997 total of 884.2 millions short tons in 1997 total, which resulted in the percentage of total production of tonnage increasing to 79.6% in 2000 from 75.5% in 1997.<sup>72</sup>

---

<sup>66</sup> Bonskowski 1

<sup>67</sup> Bonskowski 8

<sup>68</sup> mine size defined as actual tonnage of coal produced

<sup>69</sup> Bonskowski 2

<sup>70</sup> Bonskowski 2

<sup>71</sup> Coal Industry Annual 2000

<sup>72</sup> Coal Industry Annual 200

#### 4) Consolidation

Increased mine size is intern highly correlated with the further consolidation of the coal industry. In 1990 the top ten coal producing companies<sup>73</sup> produced 383.4 million short tons of coal which accounted for 37% of total coal production. By 1998 this total almost doubled increasing to 692 million short tons of coal which accounted for 62% of total production. This trend has continued as by 2001 the top ten companies accounted for 68% of total coal production. Peabody Energy Corporation is the best example of this as production has increased more than two fold over the past decade, increasing to 194.4 mst in 2001 up from 93.3 mst in 1990.

#### Continued consolidation

Producer	1990 mil/t	Producer	1998 mil/t	Producer	2001
Peabody	93.3	Peabody	168.5	Peabody	194.4
CONSOL	54.6	Arch Coal	105.4	Arch Coal	118.4
Amax	44.0	Kennecott	102.6	Kennecott	117.5
Exxon	30.7	CONSOL	74.3	CONSOL	73.7
Texas Utilities	30.6	Cyprus-Amax(RAG)	70.3	RAG	65.6
ARCO	29.4	AEI Resources	51.0		
NERCO	28.7	Massey	37.9		
Shell Mining	24.6	North America	31.6		
Sun Coal	24.1	Texas Utilities	28.3		
Arch Mineral	23.4	Pacific Corp	22.1		
Total	383.4	Total	692.0		
*	37%	*	62%		68%

\* Represents percent of total US coal production mined by the top ten companies<sup>74</sup>

Another example of consolidation can be seen in the Southern Powder River Basin located in highly productive Wyoming, where 93% of current output is controlled by four mining companies, through 12

<sup>73</sup> largest producers defined by coal production in millions of tons

<sup>74</sup> National Mining Association

operations, 2 by Arch Coal Inc., 2 by Cyprus Amax Mineral Co., 4 by Kennecott Energy Co., and 4 by the Peabody Group, which total 271.9 million tons of coal in 1998.<sup>75</sup>

Company	No. of operations	1998 (m of t)	% of SPRB
Arch Coal Inc.	2	49.8	17.0
Cyprus Amax Min Co.	2	40.6	13.8
Kennecott Energy Co.	4	85.6	29.2
The Peabody Group	4	95.9	32.7
Total	12	271.9	92.7

#### 5) Reduction of workers

Employment in the coal industry has been in a declining trend since the 1980s, while at the same time productivity continues to rise. The US coal industry average annual percent change of total employment from 1991-2000 was -5.6%, East of the Mississippi averaged -6.7% over the ten year span, while West of the Mississippi averaged -.2% over the same period.<sup>76</sup>

In 1990 the total number of workers in the coal industry was 120,602.<sup>77</sup> In 2000 the total number of workers in the mining industry was 71,522, down 40% from its 1991 level. The number of workers East of the Mississippi was 56,124 in 2000 down 47% compared with 1990 levels, and West of the Mississippi was 15,398 2% lower than 1990 levels.<sup>78</sup> Over the same period total productivity is up almost 75%.

The following chart exhibits how productive Western mines are as Western mines produce

---

<sup>75</sup> Lewis

<sup>76</sup> CIA 2000

<sup>77</sup> CIA 2000

<sup>78</sup> CIA 2000

more coal than Eastern mines with 1257 less mines, and 40,726 workers.<sup>79</sup> A closer look at Western mines reveals the remarkable productivity of Wyoming surface mines. Wyoming surface mines in 2000 accounted for 31.5% of total coal production in 2000, utilizing just 20 mines (surface) or 1.4% of US mines.<sup>80</sup> In addition, the Wyoming coal industry employment has gone against the industry trend and has actually added 1,276 workers since 1991 up 41.9%, while at the same time increasing productivity from 23.11 short tons per mining hour in 1991 to 38.60 in 2000.

Data for 2000	Number of workers	Production Thousand st	Productivity <sup>81</sup>	Mines
East of Miss	56,124	507,517	4.19	1355
West of Miss	15,398	566,094	17.67	98
Wyoming Surface Mines <sup>82</sup>	4,319	337,691	38.60	20
Total	71,522	1,073,612	7.02	1,453

Data for 1991	Number of workers	Production Thousand st	Productivity <sup>83</sup>	Mines
East of Miss	104,907	591,294	2.86	2,867
West of Miss	15,695	404,690	10.79	155
Wyoming Surface Mines <sup>84</sup>	3,043		23.11	
Total	120,602	995,984	4.09	3,022

#### 6) Equipment and technology improvements

Underground techniques, include long wall techniques, helped to increase productivity significantly. For surface mines larger, more efficient equipment, automation, computerization and

<sup>79</sup> AER 2000

<sup>80</sup> CIA 2000

<sup>81</sup> average of surface and underground measured in mining hours per worker

<sup>82</sup> there is one underground mine in Wyoming and statistics are included in West of Miss

<sup>83</sup> average of surface and underground measured in mining hours per worker

<sup>84</sup> there is one underground mine in Wyoming and statistics are included in West of Miss

satellite mapping have all helped to increase productivity. In addition enhanced management skills including, planning, communication and information flow all helped to increase productivity.

7) Change in purchasing structure

During the 1970's and 1980's many US utilities signed long term of coal contracts for periods of 20-30 years at fixed prices with coal producers, which did not take into account the advancements in technology and other future market changes. The result was locked prices well above market prices as coal prices began to decrease in the 1980's. "Over the last decade, 1990s, the policy of acquiring coal with short-term contracts ranging from 1 to 3 years has become increasingly popular. The 1990 strategy for coal to purchase coal through short-term contracts with the difference made up with purchases on the spot market, 1-6 months."<sup>85</sup>

This is exemplified in the following example of the Powder River Basin in Wyoming, which reveals the shift toward open market purchases. From 1990 to 1998 the amount of coal purchased through spot purchases was up 119%, and the amount of coal purchased by 5 year or less contracts in 1998 was up 347%. At the same time the amount of coal purchased through contracts of 5 years or more was down 23% from 1990 levels.

Type of Sale <sup>86</sup>	Public Utility Sales tons-millions	
	1990	1998
Spot	26.9 <sup>87</sup>	58.8
5yr of less Contract	38.7	173
Greater than 5-yr term	129.6	99.3
Total	195.2	331.1
% Contract Sales Tonnages Greater Than 5-yr	77.0	36.5

<sup>85</sup> Watkins Jeff

<sup>86</sup> Lewis Ronald

<sup>87</sup> amount of coal in million tons



Source: Lewis 8

## **Current Situation**

Ronald Lewis described the coal industry with the following terms at the 1<sup>st</sup> US International Coal Conference in Washington, D.C. on June 12, 2000.

“Coal Industry characteristics, stagnant coal prices, decreased earnings, despite increased productivity, inherent liabilities, environmental impositions, deregulation of electricity sector, comp w/ other fuels-gas, poor public perception”<sup>88</sup>

In spite of this, coal is forecast to continue to maintain a large market share as a source of electricity. Although coal share's of electricity generation is expected to drop from 51% in 1999 to 45% in 2020<sup>89</sup>, there are signs that coal may not lose market share after all.

First nuclear energy is in a state of limbo, with the reasons behind this including strong public opposition to nuclear energy, which has stopped development of new facilities and all increases in nuclear energy have come from increased capacity.<sup>90</sup> Nuclear capacity, no new plants being built, and assuming nuclear plants are retired after 30, 40 or 50 years. If operating costs exceed the cost of power from replacement capacity. Result in retirement of 9.7 gigawatts of nuclear capacity.

Second, doubts over new emerging competitors. Market share of electricity generation of natural gas is expected to increase from 15% to 32%, but this is growth is expected to only slightly reduce coal's market share. In addition, sharp increases in natural gas prices at the end of the 1990s, has questioned the stability of natural gas prices. Renewable energy is expected to grow, but not to an

---

<sup>88</sup> Lewis 2

<sup>89</sup> IEA report

<sup>90</sup> IEA report

adequate level to reduce coal's market share.<sup>91</sup> The same can be said for nuclear energy, which is forecast to lose market share as electricity production from nuclear energy is expected to remain constant over the next 20 years.

Without the emergence of a stable competitor or environmental legislation dealing with CO<sub>2</sub>, it seems coal will be able to maintain a large market share of the US electricity production market.

---

<sup>91</sup> IEA report 73

## Bibliography

- 1) Annual Energy Report 2001. EIA US Government
- 2) Atomic Energy Act of 1954 excerpt <http://www.ametsoc.org/AMS/sloan/cleanair/cleanairlegisl.html>
- 3) Bonskowski, Richard The US Coal Industry in the 1990's: Low Prices and Record Production
- 4) Energy in the US 1635-2000 <http://www.eia.doe.gov/emeu/aer/eh/intro.html>
- 5) Clean Air Act Amendments 1990 <http://www.epa.gov/asmdner/cleanair.html>
- 6) Coal Industry Annual EIA. 200
- 7) Coal Producer Survey 2001 National Mining Association[
- 8) Energy Policy in America Since 1945 Richard H. K. Vietor. Cambridge University Press. 1984.
- 9) Lewis Ronald. The Ownership Changes in the US Coal Industry and the Effects on the International Coal Market. 1<sup>st</sup> US International Coal Conference.
- 10) International Energy Agency US Energy Market
- 11) US Census Bureau CPS
- 12) US Census Bureau <http://www.census.gov/population/www/socdemo/hh-fam.html>
- 13) US Nuclear Regulatory Commission <http://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/>
- 14) Watkins, Jeff. Overview of the International Steam Coal Market and Review of Nova Scotia Power's Coal Purchasing Practices. December 2001

*Recent Development in Environmental Economics 2003*

## **カリフォルニア州における RECLAIM 制度の最近の動向報告**

**鄭成春**



# カリフォルニア州における RECLAIM 制度の最近の動向報告

鳥取環境大学

鄭成春

## 1. はじめに

排出権取引制度 (emissions trading scheme) は経済の成長と環境目標の同時的達成のための有力な政策手段として注目を集めている。この政策は特にアメリカを中心として展開され、現在にはいくつかの国が大気汚染対策の政策手段として活用している。最近には、気候変動に対する国際的取り決め (1992年の気候変動枠組み条約とその法的文書としての1997年の京都議定書) が具体化されるにつれて、温室効果ガスの費用効果的削減手段として排出権取引制度を国内削減政策の中心的基盤に位置付ける国が登場している。イギリスはその代表的な国であり、すでに2002年に国内向けの包括的排出権取引市場をスタートさせている。その他、EU、オーストラリア、ニュージーランド、ドイツなどの国は、現在、温室効果ガスの排出権取引制度の具体的なデザインに取り掛かっており、これらの国々では、いずれかは排出権取引制度の実施に乗り出すことが予想されている。各々の国内向けの排出権市場を国際的にリンクさせ、地球的規模の温室効果ガス排出権市場が誕生する可能性もあると思われる。

以上のような動向は、排出権取引制度に関する理論的成果を踏まえた動きではあるが、理論的にその性能が証明されたからといって、その制度がスムーズに現実の制度として定着するとは限らない。多くの国がこの制度の導入に踏み切った背景には、この制度が一応は実験済みの制度で成功の確率はかなり高いという信頼が得られたからであろう。というのは、実際、アメリカは1970年代以降、大気汚染対策の政策手段として排出権取引制度を活用してきており、その中のいくつかは環境目標の達成と削減費用の節約に成功したと評価されている。

カリフォルニア州の南沿岸大気質管理局 (South Coast Air Quality Management District: SCAQMD) が実施した RECLAIM プログラムは、その成功例の一つとして挙げられている。

RECLAIM とは、Regional Clean Air Incentives Market の略語であり、この言葉には、カリフォルニアの大気質の「再生」(reclaim には再生という意味が含まれている)に向けた政策当局の強い意志が含まれている。

しかし、2000年の夏を境に、この制度を取り巻く内外的環境の変化を契機にして、RECLAIM 制度は大きな危機に直面するようになった。アメリカの電力市場の規制緩和に起因したと言われるカリフォルニアの電力危機が外的環境変化の最も重要なものであるが、これが RECLAIM 制度に大きな打撃を与えたのである。電力危機とは電力供給が需要を賄えない状況で停電を繰り返す状況を意味するが、このような電力不足は外部の電力がカリフォルニアに供給されにくくなったことに起因し、このエネルギー問題を解決するために、カリフォルニア州は州内にある老朽発電施設の稼働及び新たな発電施設の建設を州知事の命令で電力会社に強く要請した。これは、電力会社の窒素酸化物排出権 (NO<sub>x</sub> RECLAIM Trading Credits: 以下、NO<sub>x</sub> RTCs) に対する需要を急増させ、2000年の NO<sub>x</sub> RTCs の価格が1999年に比べてほぼ10倍も跳ね上がるという事態を招いてしまった。

本稿の目的は、以上でみたような RECLAIM 制度を取り巻く環境の変化に対して RECLAIM 制度の運営主体である南沿岸大気質管理局がどのように対応してきたかについて、最近の動向を中心に紹介することである。本稿は以下のように構成されている。第2節では、RECLAIM 制度の導入の歴史的背景及び制度設計上の主な特徴を紹介する。第3節では、RECLAIM 制度を取り巻く内外的環境の変化とそれに起因する諸問題を紹介する。第4節では、これらの諸問題に対する南沿岸大気質管理局の対応について紹介する。第5節では、以上の考察から得られる排出権取引制度の実施及び運営への示唆についてまとめる。

## 第2節 RECLAIM 制度の概要

### 1. 背景

南沿岸大気質管理局は、South Coast Air Basin(いわゆるロサンゼルス盆地)及び Salton Sea Air Basin や Mojave Desert Air Basin の一部における大気質管理のため、1977年に設立された行政組織である。この地域の面積は約1万平方マイルで、人口は急速に増加してきて、1950年に約500万人であったのが、現在には約1400万人に至っている。これはカリフォルニア州人口の約半分であり、アメリカ全土でも2番目の人口密集地域である。

この地域は、気温が暖かく、沿岸部から内陸の方に風が吹く気象条件を持っている。また、内陸には高い山脈が聳えており、そのため、一つの大気盆地を形成している。したがって、大気はスムーズに移動せず、大気盆地で発生した汚染物質がその地域に留まると同時に、強い太陽光の影響で人体に有害な汚染物質が化学反応を通じて発生するという悪条件の下に置かれている。

この地域における大気環境質は、連邦大気環境基準及びカリフォルニア州の大気環境基準を大幅に上回る状況にあり、未だにその目標は達成されていない。この地域はいわゆる「未達成地域」(non-attainment area)としてよく知られている地域である。1950年の最高オゾン濃度は約0.7 ppm だったが、これは現在の連邦大気環境基準(0.12 ppm, 1-hr avg)及び州大気環境基準(0.09 ppm 1-hr avg)の約7倍に至っていた。また、1990年代初頭においても、少し改善されたものの、最高オゾン濃度は依然として環境基準を2倍上回る状況が続いており、環境基準を上回る日が約120日もあったのである。一酸化炭素(CO)及び粒子状物質(PM10)濃度もオゾン濃度と同様で、1993年現在、環境基準を約1.5倍上回る状況にあった。1999年現在における汚染物質の濃度を見ると、一酸化炭素、二酸化窒素、二酸化硫黄などの汚染物質の濃度はかなり改善を見せているものの、オゾン及び粒子状物質は未だに連邦及び州大気環境基準を達成していない。

以上のような状況を打開するために、1977年南沿岸大気質管理局が設立されたわけであるが、南沿岸大気質管理局の主な任務は、点排出源(stationary sources)からの排出量の削減であった。しかし、オゾン形成寄与度を排出源ごとに見ると、移動排出源(mobile sources)が約6割、点排出源が約4割を占めており、この点から見る限り、点排出源だけの規制では不十分



であることは明らかである。ちなみに、移動排出源の管理はカリフォルニア大気資源管理局（California Air Resource Board: CARB）及びEPAが担当している。

このような限界があるものの、南沿岸大気質管理局は大気環境基準を達成するために様々な政策を実施する重要な行政組織であり、この機関の主な政策手段は「大気質管理計画」(Air Quality Management Plan: AQMP)の作成、計画実現のためのRegulationやRule作り及びその執行である。これらの手段は、周知のとおり、排出施設ごとの排出基準、技術基準の適用、排出施設の稼働許可、その遵守状況の監視と執行といった、コマンド・アンド・コントロール政策であった。

しかし、1990年代初頭のアメリカ経済は厳しい不況にみまわれていて、南沿岸大気質管理局は、環境規制の強化と景気回復という矛盾する二つの課題に直面していたのである。この矛盾を突破するための切り札として登場したのがRECLAIMプログラムである。この政策は約3年間の議論を経て導入されたが、その導入をめぐる当時の議論には、数多くの企業関係者が参加していて、おそらく企業側の強い圧力がこの制度の導入の原動力だったのではないかと推測される。

## 2. 削減目標及び初期配分

南沿岸大気質管理局は、2010年までに、連邦の大気環境基準を達成する義務を負っていた。この目標を達成するために、1991年大気質管理計画が採択されたわけであるが、この計画は主にコマンド・アンド・コントロール政策によるものであった。しかし、その後の3年間の議論の末、RECLAIMプログラムの導入が決定され、コマンド・アンド・コントロール政策の相当の部分がこのプログラムによって代替されることになった。

1991年の大気質管理計画は、2003年までに、NO<sub>x</sub>及びSO<sub>x</sub>排出量の80%削減を目標に掲げていた。RECLAIMプログラムは、1991年の大気質管理計画の掲げた削減目標をそのまま引き受け、これと同等の排出削減を達成することを目標にし、それに合わせて初期配

分を行なった。初期配分は無償配分であった。

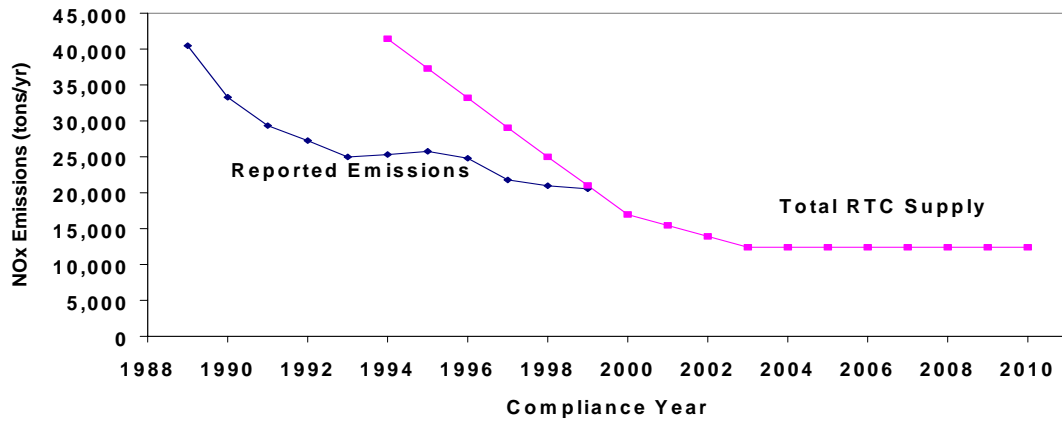
表2 - 1はNO<sub>x</sub> RTCの初期配分を示している。1994年のNO<sub>x</sub>の総排出枠は約4万1千400トンで、2003年のそれは約1万2千400トンであり、約70%の排出削減を目標にしていた。1994年以降、排出枠は同一比率で減少していき、2004年からは一定となる。このような初期配分は、主に過去の生産実績に基づいて算出された。特に、1989年から1992年までの生産実績のうち、ピーク時の生産実績をベースにして算出されるが、ピーク時の生産量に排出係数をかけて排出量を算出する。これは今後の経済成長に負担をかけないための措置であったと考えられる。その結果、1994年の初期配分は同年のNO<sub>x</sub>排出量の実績を大幅に上回る事となった。表2 - 1から分かるように、1994年のNO<sub>x</sub>排出量の実績は約2万5千トンあまりであったが、NO<sub>x</sub> RTCの配分量は実績の約1.6倍に達しており、1994年の実績ベースでの2003年までの削減割合は約50%であることが分かる。

表2 - 1 : NO<sub>x</sub> の初期配分

	初期配分			1994年排出量 ( tpy )	実質削減義務
	1994 ( tpy )	2003(tpy)	削減割合		
Utility	9,401	1,744	81%	5,306	67%
Refinery	13,888	4,596	67%	8,914	48%
Other	18,139	6,055	67%	11,094	45%
Total	41,428	12,395	70%	25,314	51%

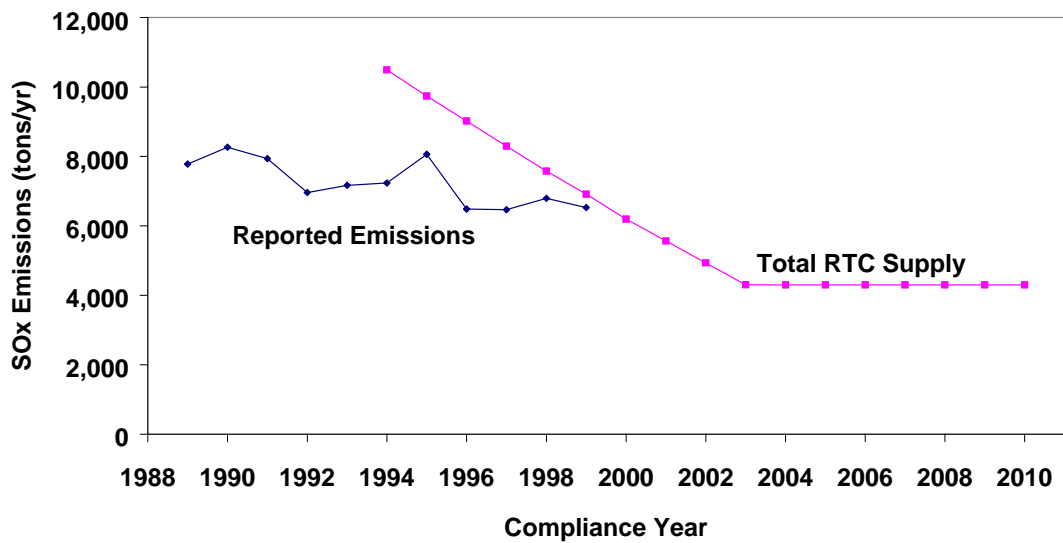
出所：[White Paper on Stabilization of NO<sub>x</sub> RTC Prices](#), SCAQMD, 2001.

図 2 - 1 : NOx RTC の初期配分と NOx 排出量の実績



出所 : White Paper on Stabilization of NOx RTC Prices, SCAQMD, 2001.

図 2 - 2 : SOx RTC の初期配分と SOx 排出量の実績



出所 : White Paper on Stabilization of NOx RTC Prices, SCAQMD, 2001.

### 3 . 対象汚染物質及び参加者

RECLAIM プログラムの対象となる汚染物質は、オゾン形成の主な原因物質である NOx と

SO<sub>x</sub> である。南沿岸大気質管理局から許可を受けて稼働している施設のうち、NO<sub>x</sub> あるいは SO<sub>x</sub> の年間排出量が4トン以上の点排出源 (stationary sources) に対しては、このプログラムへの参加が義務付けられている。ただし、公共的性格の強いいくつかの施設 (例えば、ごみ処分場) はこのプログラムの適用対象から除外された。また、それ以外の排出施設のプログラムへの自由参加は可能である。現在、約350程度の排出源がこのプログラムに参加している。

参加者は、電力会社 (Utility)、石油会社 (Refinery)、その他に分けてみると、電力会社と石油会社の比重が非常に高いことが分かる。表2-1を見ると、これらの業界のNO<sub>x</sub> 排出量 (1994年) は1万4千220トンで、総排出量 (25,315トン) の56%を占めている。また、これらの企業への初期配分 (1994年) も全体の56%を占めており、少数の大規模な電力会社や石油会社の行動が RTC 市場の動向に大きな影響を与える可能性が高い。

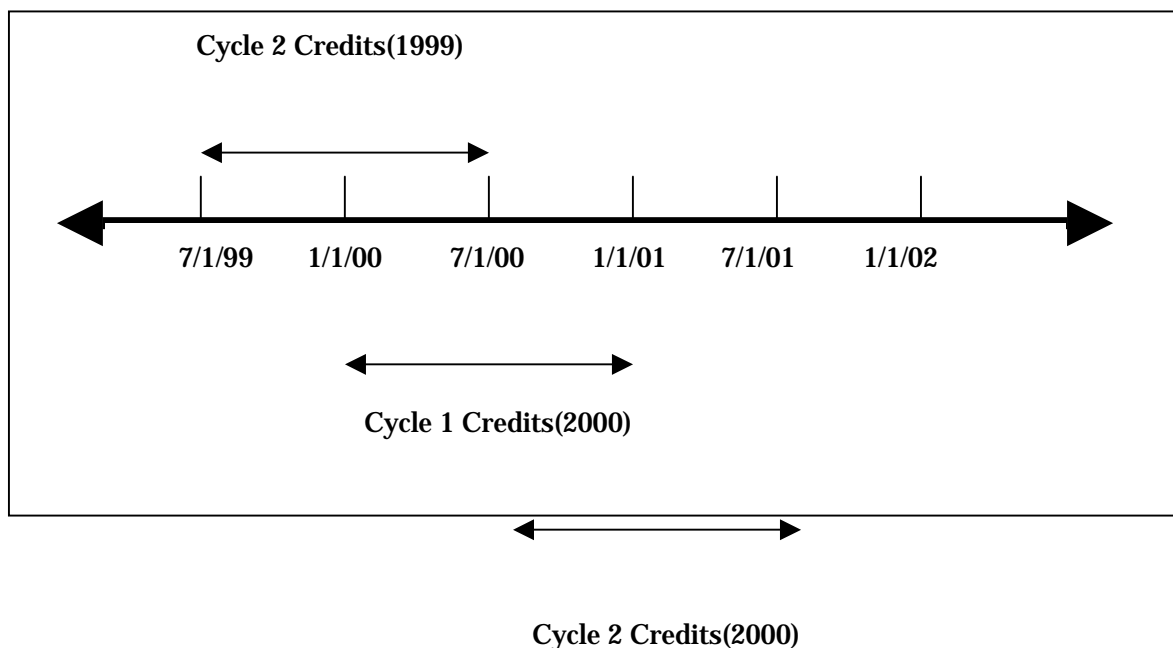
#### 4. RTC, 遵守メカニズム, RTC の取引

RTC は RECLAIM Trading Credits の略語で、1単位の RTC は有効年度に当該汚染物質を1ポンド排出する許可証のようなものである。RTC の種類には、それぞれ NO<sub>x</sub> RTC と SO<sub>x</sub> RTC がある。これは、法的に完全に保障される財産権ではなく、南沿岸大気質管理局は、場合によっては、これらの許可を取り消すことができる。RTC は1年間有効であり、RECLAIM プログラムに参加する企業は当該年度の排出実績と同量の RTC を保有しなければならない。

RTC には二種類があって、一つは1月から12月まで有効な RTC (calendar year RTC) と、もう一つは、7月から次年度の6月まで有効な RTC (fiscal year RTC) である。二つのタイプの RTC は、参加企業にランダムに配分される。このように二つの RTC を用意したのは、急激な RTC 価格の変動を防ぐためである。RECLAIM プログラムは RTC のバンキング制度を設けていない。したがって、RTC は有効期限が過ぎるとその効力も同時に消滅する。もし一時点ですべての RTC が消滅してしまうと、RTC の価格が急騰するおそれがあり、また、RTC の取引市場にも大きな困難が生じるおそれもある。そこで、二つのタイプの RTC を用意して、それぞれの

RTC の自由な取引を認めると、以上のような困難は避けられるかもしれない。また、ある程度のバンキング制度のような効果も期待できるのである。

図 2 - 3 : 二つのサイクルの RTC



出所：White Paper on Stabilization of NOx RTC Prices, SCAQMD, 2001.

参加企業は、遵守年度の排出量を南沿岸大気質管理局に自主的に報告しなければならない。大規模な排出源は連続的排出モニタリングシステム (continuous emission monitoring system: CEMS) の設置が義務付けられているが、小規模の排出源は排出量を算出するためのデータ (例えば、生産量、燃料使用量など) を記録し、報告しなければならない。これらのデータに基づいて各参加企業の排出量を算出し、また、これを RTC 保有量と比較して、当該年度における排出規制の遵守を決定する。このような査定プロセス (reconciliation process) は遵守期間終了後 2 ヶ月間にわたって行なわれる。もし、超過排出量が発生したならば、超過排出量は次年度の RTC 排出枠から差し引かれる。なお、違反した 1 日当たり最高 500 ドルの罰金が科せられる。

RTC の取引には誰でも参加できる。また、取引を円滑に行なわせるために、南沿岸大気質管理局による取引の事前承認は不要である。ただし、取引を行なった購買者及び販売者は、取引

の内容を当局に報告する義務はある。これらの取引の内訳は、南沿岸大気質管理局のホームページに公開され、取引の動向が広く知らされるようになっている。さらに、取引を促すために、電子掲示板が設けられ、更なる情報発信が試みられている。

RTC の取引によるホットスポット問題（汚染集中発生地域問題）を回避するために、取引地域は二つの地域に分けられた。一つは沿岸地域であり、もう一つは内陸地域である。沿岸地域に位置する排出源に配分された RTC はその地域のみで取引が可能であるが、内陸地域の RTC は両地域で取引が可能である。これは風が沿岸地域から内陸地域に流れるという気象条件に起因している。つまり、人口が密集している沿岸地域に内陸地域の RTC が流れ込み、沿岸地域における排出量が増加することを防ぐための地域区分なのである。

以上のような取引を通じて、RECLAIM プログラムは、以下のような効果が期待されていた。第 1 は、削減費用の節約である。排出権取引制度に関する経済学の理論が指摘しているように、排出源ごとの限界削減費用に大きな差があるほど削減費用を節約する余地は多い。限界削減費用が低い排出源は大幅な削減を行い、あまった RTC を他の排出源に販売する。一方、限界削減費用が高い排出源は、RTC を購入し、排出量を増やすことができる。結果、排出源の限界削減費用は均等化され、社会全体の削減費用は最小化される。

第 2 は、技術開発の促進効果である。RTC の取引は企業に技術開発へのインセンティブを与えることはよく知られている。技術開発にかかる費用より新技術による排出削減から得られる収益が多いと期待されるならば、企業は新技術の開発と導入に力を入れるはずである。

第 3 は、企業の経済活動の自由度が増加し、また、地域の経済活性化の余地を残しているという効果がある。すなわち、企業は、南沿岸大気質管理局の排出基準、技術基準のようなきめ細かい規制を受けることなく、自由に汚染対策を選択できるのである。市場に出回っている RTC の購入も一つの立派な汚染対策になり、ある意味では、規制から開放されるような気分を味わうことができると考えられる。また、新規参入する企業も市場からの RTC を確保することによって、自由な営業ができる。

第 4 に、確実な排出削減が期待できる。全体の排出枠を確実に決めている中で、それぞれの

企業の排出量をチェックし、排出枠を越える企業に対して厳しい制裁を加える仕組みの下では、コマンド・アンド・コントロールと同様の確実な環境効果が得られると期待されたのである。

以上が RECLAIM プログラムの概要であるが、果たして、このプログラムの性能はどうだったのだろうか。結論から言うと、どうやらこのプログラムはあまりうまく機能しなかったように見受けられる。

その証拠は、2000年6月以降、NO<sub>x</sub> RTC 価格が急騰した事実である。この価格上昇の背後で一体何が起こっていたのか。RTC 市場にも当然需要と供給の原理が働いたはずであるので、RTC に対する需要と供給を分析することによって、このプログラムの性能を把握することは十分可能であると考えられる。第3節では、RTC 市場の動向について分析する。

### 第3節 RTC Market

#### 1. NO<sub>x</sub> RTC 価格の急激な上昇

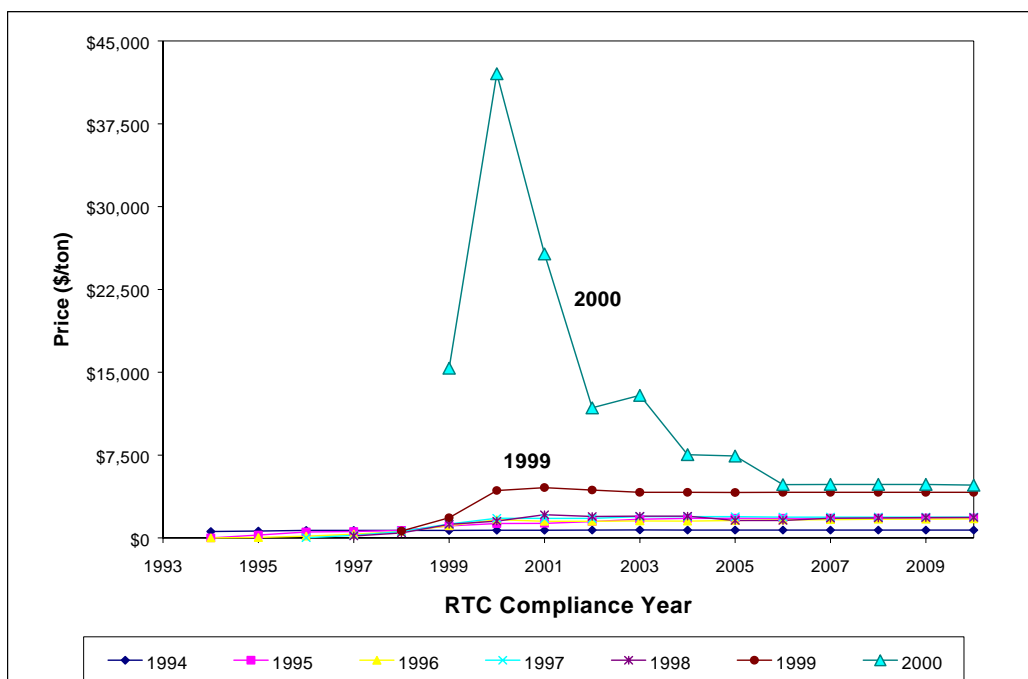
図2-1が示すように、1994年のNO<sub>x</sub> RTCの初期配分は実際のNO<sub>x</sub>排出量を大幅に上回っていた。これはNO<sub>x</sub> RTCの供給が需要を大きく上回ることを意味し、その結果、1994年から1999年までの間では、NO<sub>x</sub> RTC価格は非常に安定していた。1994年から1997年までの平均価格は1トン当たり500ドル以下であった。このような市場条件下で、プログラムに参加した企業にとっては、「NO<sub>x</sub> RTCの購入による遵守」という遵守手段が最も安上がりであり、実際、電力会社や石油会社はNO<sub>x</sub>排出量を削減するための投資を怠ってきたのである。

しかし、NO<sub>x</sub> RTCの供給量は2003年までには毎年減少しつづける仕組みになっており、図2-1が示すように、1999年には、NO<sub>x</sub>排出量がNO<sub>x</sub> RTCの供給量を上回る、いわゆる「クロスオーバー・ポイント」(crossover point)に到達し、NO<sub>x</sub> RTCの供給量がNO<sub>x</sub>排出量を下回るような需給逼迫の状態に陥ってしまった。さらに、2000年夏には、カリフォルニア

ア電力危機という予想せぬ事態が発生し、この外的衝撃が NO<sub>x</sub> RTC に対する需要をさらに増加させるようになった。

以上のような要因が重なって、2000年6月以降、NO<sub>x</sub> RTC 価格は急上昇し、RECLAIM プログラムは、その制度の導入以来、最初の試練を迎えるようになった。2000年6月に消滅する1999年サイクル2の NO<sub>x</sub> RTC の価格についてみると、1999年の平均価格が1トン当たり1千827ドルだったのが、2000年には、1万5千377円に取引され、ほぼ10倍の値上がりを見せていた。2000年12月に消滅する2000年サイクル1の NO<sub>x</sub> RTC の価格についてみると、状況はより深刻であった。この NO<sub>x</sub> RTC は、1999年1トン当たり4千284ドルで取引されたが、2000年には、4万5千ドルに値上がりしたのである(図3-1参照)。このような価格上昇は、誰も予想しなかった、突然で急激な衝撃であったため、市場はパニックに陥ってしまった。

図3-1：NO<sub>x</sub> RTC の平均価格



出所：White Paper on Stabilization of NO<sub>x</sub> RTC Prices, SCAQMD, 2001.



## 2. 排出削減努力の不足

今回の急激な値上がりの主な原因は、言うまでもなく、NO<sub>x</sub> RTC に対する超過需要の存在であった。実際、RTC 市場における取引は順調であったと評価されている。1994年から2000年までのNO<sub>x</sub> RTC の取引総額は2億6千万ドルで、約28万5千トンのRTC が取引された。取引の大半（約21万トン）は組織内部における移転（価格なし）であったが、にもかかわらず、約7万トンのRTC が組織間で取引され、RTC 市場は市場影響力を持つ誰かの操作に操られたと判断するのは難しい。だとすれば、RTC 市場はある程度の競争の力が働き、今回の値上がりは、市場における需給関係の結果として現れたと評価するのは妥当である。

それでは、何が需給の逼迫をもたらしたのだろうか。まず、RTC の供給側から見ると、RTC の供給は、1991年のAQMP に示されているNO<sub>x</sub> 排出削減目標に合わせてすでに「初期配分されたRTC」と移動排出源や面排出源の排出削減分から「転換されるRTC」との二種類がある。前者はすでに供給量が確定されており、若干の追加配分の可能性は残っているものの、その供給量は少量に過ぎず、これ以上の大幅な供給増加は期待できない。

排出削減クレジット(MSERCs, ASCs)のRTC への転換はどうだっただろうか。表3-1は、1994年から2002年までの状況を示している。この表からも分かるように、この方法によるRTC の供給量はかなり限られたものに過ぎない。RECLAIM プログラムの外から得られる排出削減を利用するためには、EPA やCARB のような他の管理当局の協力が必要不可欠であり、この協力体制はまだ整っていなかった。そのため、参加企業は転換されたRTC の利用に躊躇しており、この方法による供給増加には転換プロセスの改善が必要だったのである。

一方、より正確なデータ（生産量や排出率に関するデータ）に基づいた初期配分の調整、プログラムのスタート以降6ヶ月間限定の排出削減クレジット(ERCs)のRTC への転換など、いくつかの方法による供給増加もあった。以上のすべての方法によるRTC の供給増加量は、1994年、2千683トン（7%増）、2000年、3千234トン（23%）、2003年、2千70トン（20%）であった。しかし、以上のような供給増加があったにもかかわらず、

RTC 価格は大幅に値上がりしたのである。

表 3 - 1 : NO<sub>x</sub> RTC への転換実績

年	転換(トン)	転換元
1994	33	Rule 1610 (Old Vehicle Scrapping)
1995	36	Rule 1610 (Old Vehicle Scrapping)
1996	36	Rule 1610 (Old Vehicle Scrapping)
1997	4	Rule 1610 (Old Vehicle Scrapping)
1999	50	Rule 1612 (Credits for Clean On-road Vehicles)
2000	150	Rule 1612 (Credits for Clean On-road Vehicles)
2000	68	Rule 2506 (Area Source Credits for NO <sub>x</sub> and SO <sub>x</sub> )
2001	10	Rule 1612 (Credits for Clean On-road Vehicles)
2001	68	Rule 2506 (Area Source Credits for NO <sub>x</sub> and SO <sub>x</sub> )
2002	68	Rule 2506 (Area Source Credits for NO <sub>x</sub> and SO <sub>x</sub> )

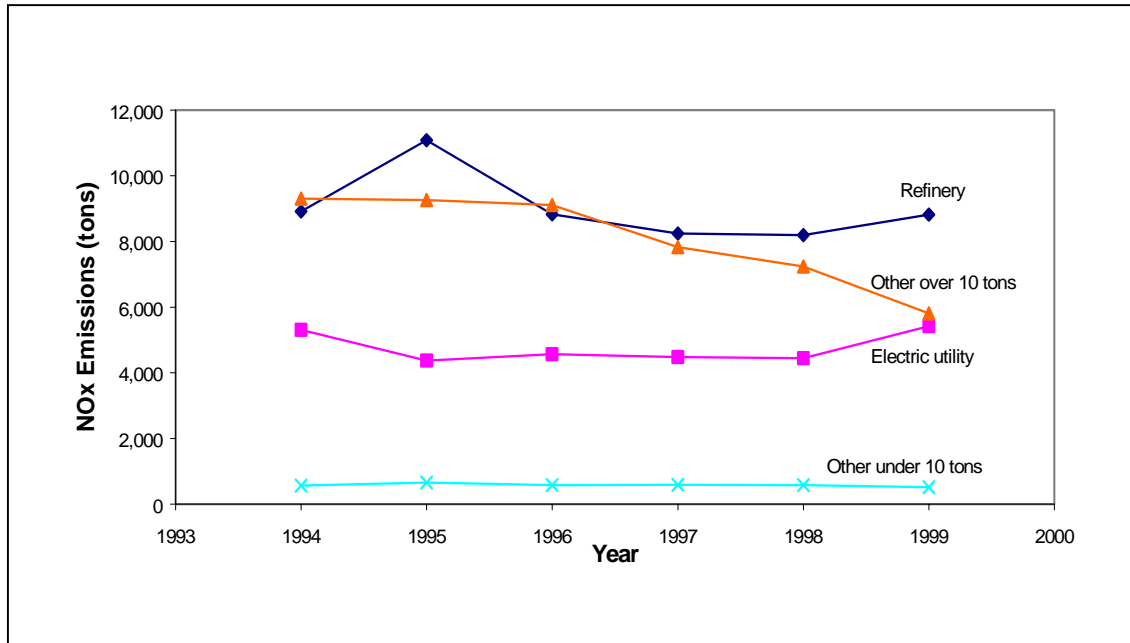
出所：[White Paper on Stabilization of NO<sub>x</sub> RTC Prices](#), SCAQMD, 2001.

今回の値上がりの主な原因が需要側にあったことは明らかである。すなわち、価格安定化のためには、RTC に対する需要を大幅に減らすことが求められたが、需要を減らす方法は、いうまでもなく、NO<sub>x</sub> 排出量を削減することである。しかし、RECLAIM プログラムが導入された以降の NO<sub>x</sub> 排出量の動向を見ると、残念ながら、プログラム導入以前に比べて、その実績が劣っていることは、図 2 - 1 から明らかである。

図 3 - 2 は NO<sub>x</sub> 排出量の動向をより詳しく示したものである。この図は、2000 年以前までに稼動を中止した施設を除いた施設からの排出量の動向であるが、この図から明らかのように、電力産業と石油産業からの NO<sub>x</sub> 排出量は逆に増加した。これら既存施設の多くは排出削減のための努力を怠っていたのである。また、全体としての排出削減（図 2 - 1）は、主に、既

存施設の稼働中止によるものであったことが判明された。

図3 - 2 : RECLAIM 施設からの NO<sub>x</sub> 排出動向



出所 : White Paper on Stabilization of NO<sub>x</sub> RTC Prices, SCAQMD, 2001.

それでは、超過需要の規模は一体どの程度だったのか。表3 - 2は1999年の排出実績と2003年のNO<sub>x</sub> RTC配分量を示している。2003年の目標を達成するために、1999年の排出量を基準にして、電力産業は63%削減、石油産業は44%、10トン以上のその他の施設は25%、10トン未満の施設は36%、RECLAIM施設全体では41%の排出削減が必要である。

表 3 - 2 : NO<sub>x</sub> RTC の超過需要

産業区分	排出量	RTC 保有量(削減必要比率%)		
	1999	2001	2002	2003
電力	5,512	2,798(43)	2,777(50)	2,065(63)
石油	8,847	5,861(34)	5,203(41)	4,927(44)
その他(10トン以上)	5,911	5,335(10)	5,106(14)	4,446(25)
その他(10トン未満)	644	501(22)	458(29)	411(36)
RECLAIM 施設以外	0	656	362	546
総計	20,914	15,151(28)	13,906(34)	12,395(41)

出所：White Paper on Stabilization of NO<sub>x</sub> RTC Prices, SCAQMD, 2001.

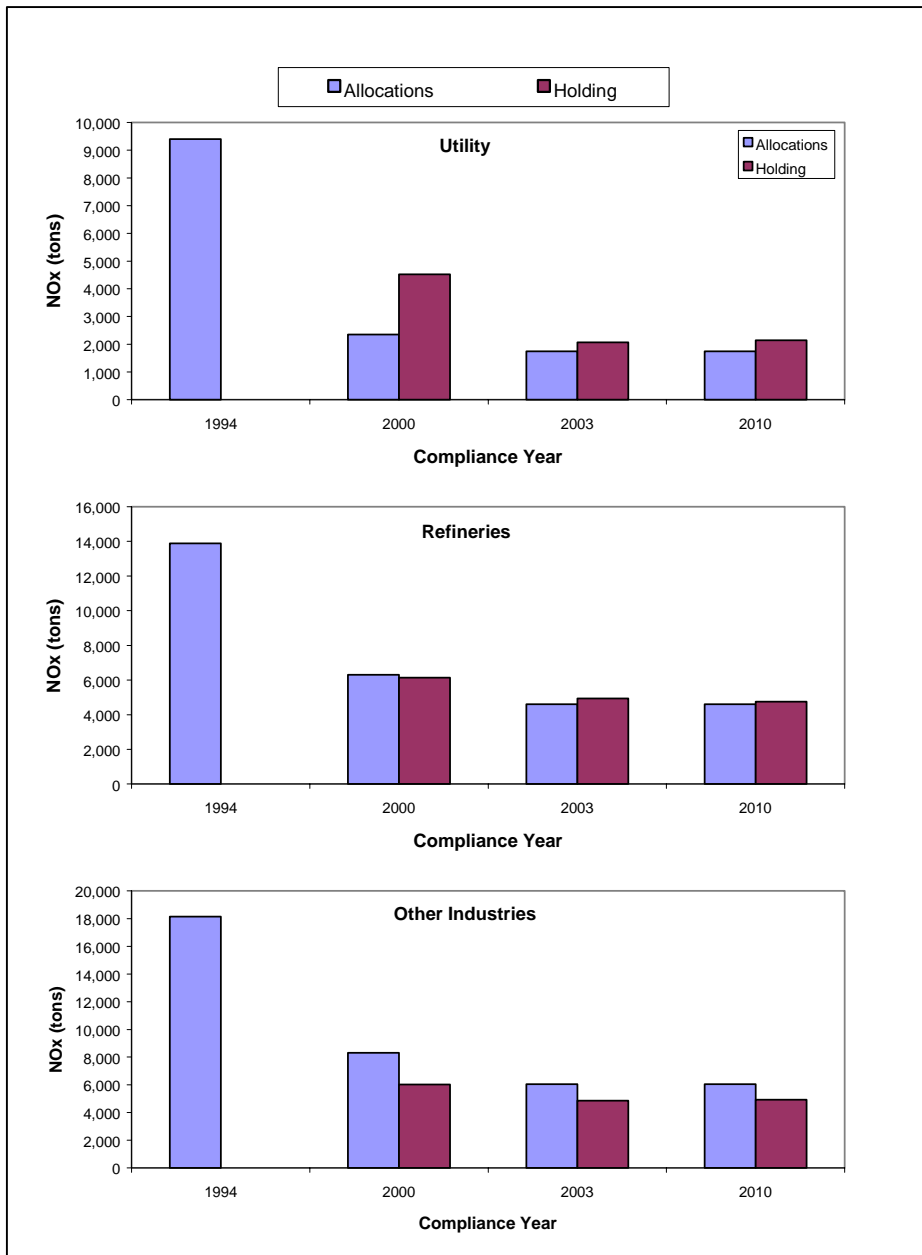
### 3 . 削減技術の存在

一方,排出削減を実施するためには,経済的に妥当な技術が必要なわけであるが,果たして,低費用で利用できる技術は存在していただろうか. 2000年10月に行なわれた南沿岸大気質管理局の技術評価では,経済的に妥当な削減技術がすでに存在していたことが判明された. この評価によると,2000年の RTC 配分枠から2003年の配分枠までに必要な削減(1日12.5トン,年間で4千562.5トン)を達成するために必要な設備投資には年間約1千5百万ドルがかかると推定した.これは,1トン当たり約3千300ドルの費用であり,この費用を NO<sub>x</sub> RTC の価格に比べると,かなり低水準であることが分かる.このように,低費用の削減技術はすでに存在しており,RECLAIM 施設がなぜこれらの技術を導入しなかったかについての疑問は募るばかりである.

### 3 . 2000年における RTC 取引

2000年に行なわれた RTC の取引で主要な購入者は電力及び石油関係の施設であった。2000年6月に消滅する RTC の取引量のうち、60%は電力産業、21%は石油産業によって買い取られた。2000年12月に消滅する RTC も事情は同様で、電力産業が67%を買い取っていた。一方、RTC の主要な販売者は仲介業者とその他の施設であった。このことから、2000年の急激な値上がりの原因は、削減努力を怠ってきた電力や石油産業の大手の排出施設が、RTC の需給が逼迫する中で、RTC を無差別に買い取り、市場に出回る RTC が急激に減少したことである。その結果、電力と石油産業の RTC 保有量は初期配分枠を大きく上回るようになった(図3-3)。

図3 - 3 : RTC の初期配分と保有量



#### 第4節 対策

2000年10月、南沿岸大気質管理局は、制度改善のための諮問委員会を立ち上げた。諮問委員会には、RECLAIMに参加する様々な企業(100社以上)、RTCの取引にかかわる組織やブローカ、環境保護団体の代表(3団体)、米国環境保護庁(EPA)、カリフォルニア州大気資源管理局(CARB)、カリフォルニア州エネルギー委員会(CEC)の代表らが参加し、この場でRTCの急激な価格上昇問題への対策が議論された。2000年11月から2001年1月までの議論を踏まえた上で、南沿岸大気質管理局は、以下に示すような対策を提案した。

##### 1. 移動排出源(mobile sources)及び面排出源(area sources)から得られる排出クレジット(MSERCs, ASCs)をRTCに変換するプロセスを強化する

そもそもRECLAIM制度はMSERCs及びASCsをRTCに変換するルールを備えていたが、実際に、参加企業はこれらのクレジットの利用を躊躇してきた。これには、RECLAIMのクレジット変換ルールが州政府やEPAによって正式に認定されていなかったという事情があった。移動排出源からのクレジットを利用してRECLAIMの排出規制を遵守しても、EPAがそれを認めない可能性が残っていたし、また、環境保護団体から告訴される危険もあったからである。このような法的不安定性をなくすために、州政府は変換ルールを州実行計画(State Implementation Plan: SIP)の一部としてきちんと位置付けるとともに、EPAがこの計画を承認するというプロセスが必要であり、このプロセスを通じて、変換されるRTCの法的地位を確立することが求められた。

このような措置はRTCの供給を増やし価格を安定させる効果があると期待される。このソースから得られるRTCの供給量は小規模のものに過ぎないが(表3-1参照)、このソースは価格を安定させるための貴重な供給源であり、このソースを積極的に活用することは言うまでもなく重要である。

より具体的に見ると ,AQMD Governing Board は ,2001年3月16日に ,Rule 1612 . 1 - Mobile Source Credit Generation Pilot Program を採択した . さらに ,同年5月11日には ,Rule 1631 , 1632 , 1633 , 2507 を新たに採択した . これらのルールは ,車 ,船舶 ,トラックの冷蔵庫の動力源として使われている古いディーゼルエンジンを新規のエンジンや電気エネルギーに切り替えることによって ,NOx の排出量を削減することを目的にしている . これらのプログラムによって達成された排出削減は RECLAIM Reserve にプールされるか ,直接に RECLAIM 企業が規制の遵守に利用することができる .

## 2 . 大型発電所 (50 MW 以上) を RECLAIM の枠から一時的に排除する

大型発電施設は ,すでに紹介したように ,RTC の主な需要者として現れており ,これらの施設を2001年から2003年まで一時的に RECLAIM の枠から排除して RTC に対する巨大な需要を除去することができる . なお ,排除された発電施設は ,これらの施設の RECLAIM への復帰が他の参加施設に悪影響を及ぼさないこと ,また ,カリフォルニア州におけるエネルギー供給の安全性が確保されることを AQMD の Governing Board が承認した上で ,RECLAIM プログラムに復帰することとなっている . したがって ,排除された大型発電施設は ,初期に配分された RTC 及び2001年1月11日以前に購入した RTC 以外の RTC は排出規制の遵守のために用いることができない . まず ,これらの施設が遵守のために購入できるクレジットは ,自社内の他の排出源が保有する RTC と MSERC などに限定される . しかし ,これらの施設は保有する RTC を管理当局に販売することは可能である (1ポンド当たり7.50ドル以下の価格で) .

また ,排除された大型発電施設に対しては ,排出抑制施設の設置計画の提出を求め ,速やかな排出削減を達成するよう誘導する . 排出削減を達成するために ,管理当局は ,早速の BARCT (best available retrofit control technology) の設置を義務付けた . ただし ,ボイラーについては2003年まで ,タービンについては2004年までの期限付きの義務付けである . また ,2001年から2005年まで ,毎年 ,排出状況や汚染制御に関する新しい情報を管理当局に報告



しなければならない。

### 3 . Mitigation Fee Program

配分された排出枠を越えた大型発電施設に対しては、超過排出量 1 ポンド当たり 7 . 5 0 ドル ( 1 トン当たり 1 万 5 千ドル ) の汚染軽減負担金 ( Mitigation Fee ) が賦課される。汚染軽減負担金制度は車、船舶、農地等における NO<sub>x</sub> 排出削減に必要な経費を賄うという意味を持っていたが、この制度のより重要な意義は、大型発電施設が規制を遵守するための手段を提供するという点である。すなわち、新しい汚染防止施設を建設し、排出削減を達成するまでは時間が必要であるが、RTC の購入による規制遵守という道は閉ざされており、だからといって発電施設の稼働を中止することもできなかった。なぜなら、カリフォルニアの電力危機はこれを許さなかったからである。そこで登場した方法が汚染軽減負担金制度である。その意味では、この制度は一種の抜け穴であるといわざるを得ない。

超過排出量は、次年度の排出枠から差し引かれるのが RECLAIM のもともとのルールであったが、このルールはかなり緩和されるようになった。すなわち、AQMD は汚染軽減負担金の財源を用いて大型発電所の代わりに NO<sub>x</sub> の排出削減を行なうわけであるが、この排出削減が十分な場合には、超過排出量は差し引かないことになったのである。このような緩和政策にもかかわらず、大型発電所からは将来の差し引きについてかなりの懸念の声があがった。しかし、AQMD は環境質への悪影響を考慮し、さらなる緩和措置は取らなかった。

以上のような措置はコマンド・アンド・コントロール的な手法 ( 排出抑制施設導入の計画書、削減協定、排出基準の適用など ) に基づいた強制的な排出抑制施設の導入であり、汚染削減に関する様々な意思決定は企業に委ねるという RECLAIM の基本精神に違反する措置である。しかし、このような強制的な措置を採らざるを得ない現実には、排出権取引制度の夢と現実の厳しさの間に、まだまだ大きなギャップが存在していることを物語っている。

#### 4 . RECLAIM Air Quality Investment Program (AQIP)

RTC に対する需要を減らすために、一時的な AQIP を実施する(2001年から2004年まで。勧告では2001年から2003年まで)。AQIP とは、自発的な排出削減プログラムであるが、これを RECLAIM プログラムにリンクさせ、これらの自発的プログラムによって達成される排出削減を RECLAIM プログラムにおける排出削減とみなそうとする仕組みである。RTC 市場で恒常的な RTC の購入者として現れる一部の企業 ( structural buyers ) や新規に建設される発電所を対象にするプログラムである。AQIP を遵守手段として利用できる企業は、新規施設、あるいは、小規模施設で最低限 BARCT の施設を備えている施設であり、追加的な排出削減の限界費用が比較的に高い施設である。

これらの企業は常に RTC の需要者であるから、これらの企業の需要を市場から取り除くことは、RTC 価格の安定化を図る上で意義をもつ。市場からこれらの企業を取り除くために、AQMD はこれらの企業が RTC に頼らなくても規制をクリアする道を用意した。すなわち、保有する RTC を超過する NO<sub>x</sub> 排出量 1 ポンド当たり 7.50 ドル(1 トン当たり 1 万 5 千ドル)を AQMD に支払えば、規制をクリアしたことにみなされるのである。これらの資金は AQIP を実施するためのファンドを形成し、固定排出源、面排出源、移動排出源が NO<sub>x</sub> を削減するための投資活動への支援金として用いられる。排出削減が RECLAIM に参加しない排出源から得られた場合、これらの削減は RTC に変換され、RTC の供給量を増やすことに繋がる。諮問委員会に参加したすべての環境団体は、このようなクレジット供給量を増やす対策には強く反対した。

1 ポンド当たり 7.50 ドルは、実際の削減費用より高めの料率であるといわれている。2000年の AQMD の技術評価によると、これより低い費用で NO<sub>x</sub> を削減できる技術が実際存在していたと評価されているからである。だから、RTC に依存してばかりいる企業は若干高めの料率で費用を払い、AQMD はその資金を NO<sub>x</sub> 削減プロジェクトに適切に配分することによって、費用効果的な削減を実施する、といった仕組みである。

結局、この対策も、本来なら RECLAIM に参加する企業同士の自発的取引 ( RTC の取引 ) に

よって行なわれるべきプロセスが管理当局の介入によって補われる、という特徴をもっているといえる。一方では、恒常的需要者の購入活動を制御しながら、他方では、費用効果的な削減が可能な排出源の削減活動を支援するような仕組みを管理当局が強制的に実施する格好になっているのである。

さらに重要な点は、RECLAIM の達成すべき削減責任の一部が企業から管理当局に移転されてしまう事実である。恒常的購入者は、規制遵守の責任から逃れてしまうことができ、一方、管理当局は、これらの企業の超過排出量をどこかで削減する義務を負うことになるからである。ただし、企業が AQIP の適用を受けるためには、事前の排出削減が達成されなければならないとされている。すなわち、AQMD が RECLAIM プログラムの範囲外のところで NO<sub>x</sub> 排出量を削減した後、この削減分を AQIP の適用を受ける企業が規制の遵守に用いる仕組みである。だから、企業の超過排出量に対しては次年度の配分枠から控除されない点に注意する必要がある。

## 5. 遵守計画の提出要求

RECLAIM の枠にまだ残っている排出源のうち、大規模な排出源に対しては、2001年から2005年までの遵守計画を作成し提出することが求められた（諮問委員会による勧告は2001年から2003年まで）。

まず、1999年の遵守期間中の NO<sub>x</sub> 排出量が50トン（勧告は25トン）以上の排出源に対しては、「遵守計画」（compliance plan）の提出を求める。この計画は必ずしも汚染防止施設の設置を求めるのではなく、RTC の購入計画を含めた、排出源にとってはかなり柔軟性を持つ計画である。遵守計画は法的拘束力を持つ強制手段である。ただし、法的拘束力は連邦政府による執行ではなく、あくまでも AQMD による執行で確保されることになっている。遵守計画は外部の条件の変化とともに変更することができ、また、すでに述べたように、RTC の購入を含めた多数の選択肢を持つ柔軟な計画であり、企業側の要求をかなり受け入れた形のものである。

一方、25トン以上50トン未満（勧告は10トン以上25トン未満）の排出源に対して、毎年「予測報告書」(forecast report)の提出を求める。これは情報提供という意味は持つものの、法的拘束力を持つものではない。諮問委員会は、年間排出量が10トン以上のすべての排出源に対して、遵守計画の提出及び速やかな汚染防止施設の設置を勧告したが、この勧告は産業界の反対で受け入れられるには至らなかった。

このような遵守計画や予測報告書の作成及び提出の要求は、今まで軽視されてきた汚染防止施設の導入への注意を呼びかける効果を持つとともに、将来におけるRTCの需給に関する予測をある程度可能にし、今回のような外的衝撃に対応する能力を高めるという効果をも持つと期待された。この対策も、RECLAIMの導入の本来の趣旨から見ると、RECLAIMによって代替されるべきものであったが、市場の失敗によってこの手法の再導入が強いられるようになったのである。

#### 6. 「削減命令」(Stipulated Order for Abatement)

削減命令とは、規制をクリアできなかったRECLAIMの参加企業に対して、一定の条件の下で規制をクリアしたとみなす方法の一つである。多くの参加企業は、2000年6月以降の急激なRTC価格の上昇に驚いたわけであるが、これらの企業はこのような高い価格でRTCを購入し規制をクリアしようとしたら、その経済的負担があまりにも大きいのでそれはできないと訴えていた。そこで、これらの企業の経済的負担を軽減するとともに、速やかな排出削減を促すための方法として、この措置が取られたのである。ここでの一定の条件とは、(1)排出削減のための汚染制御施設設置を前倒し(on an expedited schedule)に実施すること、(2)超過排出量は次年度の排出枠から差し引くこと、(3)排出超過分に対する罰金を支払うことの三つが挙げられる。罰金の水準はあらかじめ決まっているのではなく、当該企業の支払能力を勘案しながら、なおかつ、不当な経済的恩恵を与えないような水準で、管理当局と企業との協議の下で定めることになっている。

結局、この対策は、「排出削減の先送り」という意味で、RECLAIM プログラムの大きな後退に過ぎないといわざるを得ない。また、排出権取引制度の基本精神、すなわち、厳格な市場原理に基づいた汚染削減という基本精神にも反する措置であるといわざるを得ない。なぜなら、本来ならば、RTC の価格が高いか低いかにかかわらず、RTC の確保によって規制をクリアすべきだったのに、市場価格の上昇とそれに伴う企業負担の増加を軽減するために、市場の原則を破ったからである。このような限界を持ちながらも、この対策は、高値で RTC の確保ができない企業、あるいは、高値でも RTC を確保しようとした企業の RTC に対する需要を取り除く効果をもたらし、RTC の価格安定化に寄与することが期待された。

## 7. その他

電力危機を契機にして生じた RTC の価格急騰とこの問題をめぐる諮問委員会での論争を見ると、排出源を運営する企業側と大気環境質の改善を望む市民側の意見の対立が一目瞭然と浮かび上がる。ここでは、実際には採用されなかったがそれぞれの利益集団から提案された意見を簡単に述べ、企業側と市民側の意見の対立を示したい。

排出源を抱える企業側の主な主張は、如何にして企業側の負担を軽減し、また、RTC 市場での新規の RTC 供給量を増やすかに集中している。例えば、「包括的クレジット取引制度」(Universal Trading Credits Program: UTC) の導入はその典型的事例である。これは、RECLAIM プログラムが実施する RTC 市場を他のプログラムとリンクさせることによって、RTC だけでなく ERCs や NO<sub>x</sub> 以外の汚染物質と関係するクレジット(例えば、VOC ERCs)の利用を可能にする、RTC 市場の拡大戦略である。RTC 市場を RECLAIM プログラムに参加する企業に限定せず、他の様々な排出源の活動から得られるクレジットにまで拡大することは、当然、市場へのクレジットの供給を増やすことになり、RTC の価格安定化に貢献する。しかし、この政策は、RECLAIM プログラムに参加する企業が負うべき削減責任を他のグループに転嫁する効果を持ち、環境団体や EPA などの反発を招いてしまった。

環境団体は、UTC の他、RTC の供給量を増やすあらゆる政策に対して、大気質悪化を理由に反対していた。例えば、AQIP の実施による ERCs の RTC への転換、既存の ERCs の RTC への転換、罰金の使途としての RTC 供給量増加への反対などがその例である。また、環境団体は、現在の削減を将来に移転する政策、すなわち、削減の先送り政策にも強く反対していた。例えば、削減命令政策は排出枠を越えた企業に対して、一定の罰金と次の年における排出枠の削減を条件にして、超過排出を認める政策であるが、すでに述べたように、これは明らかに削減の先送り政策である。

一方、管理当局の立場としては、短期的には、RTC の価格上昇に歯止めをかけると同時に、中長期的には、RTC の購入に頼りすぎてきた企業の体質を改めつつ排出削減への設備投資を促進することが主な課題であった。すなわち、RECLAIM プログラムによって導入された RTC 市場の基本的な構造を維持しながら、そもそもこのプログラムが狙っていた設備投資へのインセンティブ提供という大きな挑戦が失敗に終わったことを如何に修正していくかというのが管理当局の主な悩みであったと考えられる。

RECLAIM プログラムの放棄や RECLAIM プログラムの現状維持という極端な提案もあったが、これらの意見は採用されなかった。現在の州法及び RECLAIM のルールによると、RTC はいわゆるプロパティ (property) ではなく、あくまでも一次的に導入された排出許可証に過ぎない。このような法的状況の中で、RECLAIM プログラムは完全な市場制度でもなければ、完全な直接規制でもない。すなわち、汚染物質を排出する行為は、法的に保護される財産権の行使でもなければ、違法行為でもない、非常に曖昧な性格を持つものになっているのである。このような法的曖昧さが問題解決をより困難にしている要因の一つであることは確かである。

以上のように、諮問委員会に提案された様々な意見を見る限り、企業側は削減負担を RECLAIM プログラムの外にある排出源及び将来への転嫁を求める一方、環境団体はこのような転嫁を防ぎながら、できる限り企業側が排出削減を達成するための設備投資を実施することを主張した。結局、実際に実施された対策は、企業側の要求と環境団体側の要求が折衝される形を取った。

## 第5節 論点

### 1. 企業への信頼は揺さぶられたのか

NO<sub>x</sub> RTC の異常な値上がりをめぐる以上の経緯を踏まえながら、本節では、排出権取引制度の原点に立ち戻って、その制度の意義と限界をもう一度考えてみたいと思う。この制度の本来の意図は、コマンド・アンド・コントロール政策の弱点を克服し、企業側の経営上の便宜を図ると共に環境上の目的を費用効果的に達成することであった。そのときポイントとなるのは、「企業側の削減意欲と能力への強い信頼」(市場への信頼)である。削減活動を強制するのではなく企業に一任し、その結果だけをチェックする仕組みを作っておこう、というのがこの制度の核心部分を成しているのである。

ところが、このような企業への信頼は果たして信頼できる信念なのか。RECLAIM プログラムの現在までの経緯を見る限り、この信念はまったく根拠のない無謀な確信に過ぎないのではないか、との疑念をどうも追い払うことができない。経済的に妥当で利用可能な技術が存在していたにもかかわらず、なぜ多くの発電所や石油会社は汚染コントロールを怠ってきたのか。彼らはただひたすら汚染コントロールの先送りを繰り返してきたのである。それは一体なぜなのか。

### 2. 危機への責任は電力危機だったのか

一つの弁明として考えられるのは、2000年夏の電力危機であろう。既存の発電施設の稼働、新規の発電所の建設など、電力産業としては、排出量を増やす材料が一気に増えたという事情があったのである。しかし、もし仮に、電力危機がなかったとしても、1999年までの排出量の動向を見る限り、RTCの値上がりは必至であったと思われる。2000年の価格急騰は決して電力危機という外的衝撃のみによって生じた現象ではなかったと思われる。今回の危

機は、長年にわたる削減の先送りの結果であり、電力危機はその規模をさらに増幅させた一つの要因に過ぎないのである。

### 3. 過剰な初期配分には問題がなかったのか

もう一つの原因として考えられるのは、過剰な初期配分である。AQMD は、RECLAIM プログラムに参加する企業の生産増加を見込んだ上での初期配分を行なった。そのために、初期配分は不況以前の時期におけるピーク生産量を基準にして行なわれ、その結果、RTC は実際の排出量を大きく上回ったのである。これは、RTC 価格の低下をもたらし、1994年から1997年までの平均価格が1トン当たり500ドルを下回ったことはすでに述べたとおりである。

このような低価格のRTCの大量な出回りは、企業の排出削減に対する意思決定に大きな影響を及ぼしたと考えられる。なぜなら、2000年の技術評価によると、現在の利用可能な技術を用いてNO<sub>x</sub>1トンを削減する費用は約3千300ドルであり、1997年までの状況下では、RTCを購入するほうが汚染をコントロールするほうよりはるかに安かったからである。この観点から見ると、企業の行動は極めて合理的で正しい選択だったと考えるべきである。むしろ、今回の騒動の責任は、過剰な初期配分を行なったAQMDにあり、企業の行動は「RTCへの頼りすぎ」ではなく「極めて合理的な選択」だったというべきかも知れない。

### 4. 企業はRTCの需給に関する長期的観点を欠けていたのではないか

しかし、だからといって企業の責任はまったくないかといったら必ずしもそうではないと思われる。なぜなら、RECLAIMに参加した企業は、将来のRTCの需給に関して十分な予測を行い、その価格動向を見込んだ上での行動を取るのが、市場経済の筋であるからである。将来の予想を誤って大きな損失を被る企業が、それは市場管理者の責任であるというのは言語道断である。この原則は当然RTC市場にもそのまま適用される。



プログラムへの参加企業数は約350個あり、RTCの取引量もある程度確保されていた以上、将来の需給に関する情報は市場に出回っていたかもしれない。もし、それが事実であったならば、RTCの価格上昇に対応することを怠った企業の責任は問われるべきであろう。ある意味では、窮地に追い込まれるとAQMDが何とかしてくれるかもしれないと、半分期待しながら汚染コントロールを怠ってきたかもしれない。

もし、将来の需給に関する情報が不十分であり、価格上昇はまったく予期せぬ事態だったとすれば、これはRTC市場の不完全性によるものであり、この市場をより完全なものにする努力を怠ったAQMD及び市場参加企業の責任である。いずれにせよ、企業は今回の騒動の責任を逃れることはできず、その信頼性も大きく落ちてしまったといわざるを得ない。

#### 5. 市場構造には問題がなかったのか

AQMDは、RECLAIMプログラムの設計に当たり、単純なRTC取引市場の導入を決定した。このような決定の背景には、明らかに、1970年代以降の排出削減クレジット（Emission Reduction Credits: ERCs）政策の失敗の経験がある。排出削減クレジット制度（Bubble, Netting, Offset）では、クレジットの認証及び取引に管理当局が深くかかわったため、取引費用が高くなり、結局は失敗に終わったのである。

このような経験から、AQMDは最初から管理当局の介入を最小化する市場ルールを導入し、RTCの取引を促進しようとした。RTCの取引は順調に進んできたが、その反面、市場の動きを予測するための情報が市場の内部から生産されず、その結果、今回の価格急騰が生じたのではないかと疑われている。RTCの需給動向を予測するためには、当然、各排出源の削減計画に関する情報が必要となる。しかし、将来の削減に関する企業の計画を反映する市場指標は存在せず、なお、各企業が競争相手の将来計画を入手することはできない。それでは、誰がこの情報生産活動を行なうのか。仲介業者がやるのか。仲介業者にもそのような権限や能力はないかもしれない。だとすれば、このような仕事はプログラムの管理当局が行なうべきであり、AQMD

は各企業から将来の削減計画に関する情報収集及び分析を行なうべきであったかもしれない。しかし、すでに述べたように、AQMD は市場での取引の促進を図るために、このような介入を怠ったのである。

現在、AQMD は長期的課題として、RTC 市場の構造改編を進めている。キーワードは「管理当局によって統制される市場」(central market) である。この市場の具体的な姿はどのようなものかについてはまったく知られていないが、今回の対策を見ると、その一角は見えてくる。すなわち、各企業に将来の遵守計画 (compliance plan) 及び削減計画 (forecasting report) の提出を義務付け、この情報を分析し、将来の需給状況を予測する仕組みを導入したのである。結局、市場取引に必要な情報生産の役割を AQMD が担う形で、企業への要求が増えるようになった。これ以外にも市場取引に必要な様々な情報生産及び普及の仕組みを導入する必要があり、この責任を怠った AQMD の責任は厳しく問われるべきだと思われる。

## 6. 今回の対策はどう評価すべきか

一言で言うと、今回の対策は、抜け道を作ってほしがる企業側の要請とそれに反対する環境団体の要請との折衝であると言わざるを得ない。対策を論じる諮問委員会での議論の中には、プログラムを廃止しコマンド・アンド・コントロールに戻るべきだという意見から、プログラムにはまったく手を入れずに、現在のルールをそのまま実行すべきだという意見まで、様々な意見が交わされたわけであるが、結局、今回の対策は、価格安定化のための緊急対策としての様々な救済措置の導入に決着がつく形で終わってしまった。

その中身についてはすでに詳しく述べたとおりであるが、一方では、高値の RTC の確保ができない企業に規制を逃れるための様々な道をふんだんに創ってあげるような餽政策と、他方では、強制的な排出削減を求める鞭政策 (コマンド・アンド・コントロール) の混合型である。結局は、この対策は、RECLAIM プログラムの崩壊を逃れるために緊急避難的に作り上げた政策に過ぎず、その後の長期的見通しはまったく立たない形となってしまったのである。

この対策のおかげで、現在、NO<sub>x</sub> RTC の価格は正常に戻っている。2002年有効の RTC の平均価格（2002年8月から2003年3月まで）は、筆者の計算によると、2千271ドルであった。かなりの価格低下である。しかし、価格が安定したからといって、RECLAIM プログラムに向けられた人々の疑念は払拭されていない。

我々は、アメリカの RECLAIM プログラムの経験から、市場メカニズムを利用した環境対策が如何に複雑なシステムなのかについての教訓を得た。「企業に任せよ」、「企業に意思決定の柔軟性を与えよ」、「市場は効率的なのだ」、「直接規制はいらないんだ」といった言葉で表現される市場万能主義的な発想が如何に危険かという教訓である。確かに市場により多くの役割を与えるような制度を導入するのが現在の主流になっているように見えるが、まだまだ、管理当局の役割と責任は重く受け止めるべきなのではないだろうか。

*Recent Development in Environmental Economics 2003*

## 廃棄物処理制度の課題と展望

阿部新



# 廃棄物処理制度の課題と展望

阿部新<sup>1</sup>

## 1 はじめに

昨今、国内外の廃棄物・リサイクル制度に動きがある。わが国では、1970年に制定された廃棄物処理法（廃棄物の処理及び清掃に関する法律）が1991年、1997年、2000年と3度にわたって大きな改正が行われている。そこでは、不法投棄の実行者に対する罰則が強化されたり、産業廃棄物の排出事業者に対する責任が強化されるなど関係主体の役割が厳しくなっている。ドイツでも、1994年に循環経済・廃棄物法が制定されており、廃棄物を広く定義し、事業者に対する処理の義務にリサイクル義務を含めるなど廃棄物処理について大幅に見直しを図っている。

一方、これと並行する形で、個別の廃棄物に関して、処理およびリサイクルを制度化する動きもある。この動きにおいて注目されるのは、処理過程において生産者を組み入れていることである。つまり、生産者がこれまで消費段階までの範囲に限られていた何らかの責任を廃棄段階に拡大するという拡大生産者責任（Extended Producer Responsibility）の概念を取り入れるものである。この概念を具体化することによって、既存の処理の流れを大きく転換させ、廃棄物処理、リサイクルをより効果的かつ効率的にするのである。

拡大生産者責任の特徴として多くの論者によって論じられているのは、処理責任が地方自治体から生産者に移転されるという点である<sup>2</sup>。つまり、容器包装類や家電のような家庭系廃棄物

---

<sup>1</sup> 一橋大学大学院経済学研究科博士課程。e-mail: fwht3171@mb.infoweb.ne.jp

<sup>2</sup> 拡大生産者責任に関する最新のサーベイとして浅木[1]がある。なお、処理責任は必ずしも当該の廃棄物を生産者が受け取って処理するという物理的責任とは限らず、金銭的な責任も含まれる。

(または一般廃棄物)を対象としているのである。ただし、自動車のように既に廃棄物処理市場が形成されている廃棄物にも適用されつつあり、社会問題となっている産業廃棄物の不法投棄にも影響を与えうると考えられる。

さて、財の生産、消費、廃棄における一連の流れのなかで、関係主体を大きく、生産者、消費者、排出者、処理者と分ける。ここで、廃棄物の排出から処分までの過程において、どのようなタイプの関係主体が関わっていくかを見ていくと、以下の3つのタイプが考えられる。

1. 排出者、処理者によって廃棄物が市場で取引される。
2. 上記1の流れに公共主体が関係する。
3. 上記1の流れに生産者が関係する。

1はわが国でいえば産業廃棄物、2は一般廃棄物の処理構造のタイプである。また、昨今では、処分場の逼迫、処理費用の高騰、不法投棄の増加などの時代の変化がある。そのような中で、最近の容器包装類や家電に関するリサイクルの制度化は2から3の動きであり、自動車のリサイクルの制度化は1から3への動きである。さらに、産業廃棄物処理の公共関与のように1から2への動きや、罰則の強化、排出者責任の強化のように1を維持しつつ、関係主体の責任を強化するという動きもある。

本論文では、このような廃棄物処理制度にさまざまな動きがある状況で、市場によって廃棄物処理を行なう1のタイプに注目する。このタイプでは、適正処理を実現するために、関係主体に何らかの責任を課し、またはこれを強化することで対応している。しかし、必ずしもこれによって適正処理が実現できるとは限らない。わが国の産業廃棄物においても、依然として不法投棄は減少する傾向は見えてこないのである。よって、本論文は、わが国の産業廃棄物処理を中心に、市場で処理を行なう制度の課題を指摘するとともに、その可能性を明らかにすることを目的とする。

## 2 既存の処理制度の課題

わが国の産業廃棄物処理において、廃棄物処理法は排出者となる事業者処理責任を課すこ

とで、適正処理を実現しようとしている。この排出者責任は、1970年の廃棄物処理法制定時より課されているが、産業廃棄物の排出事業者に対しては、自ら処理できない場合を考慮して、行政からの許可を取得した処理業者に委託することを認めている。その結果、関係主体の責任下で廃棄物処理が市場における委託構造になっている。しかし、不法投棄が今なお問題となっているように、関係主体に責任を課したとしても、この制度が十分に機能していないということとは明らかである。本節では、わが国の産業廃棄物処理制度の現状から、責任ルールにどのような欠陥があり、どのような課題があるのかを検討する。

## 2.1 排出事業者責任の欠陥

豊島事件以降、不法投棄対策がより一層クローズアップされ、廃棄物処理法は幾度も改正され、関係主体の責任が強化されている。特に、2000年の改正では、産業廃棄物の排出事業者責任が強化されている。それ以前は、排出事業者が許可業者に委託することによって処理責任を果たしたとされていたが、許可業者の不法投棄が観察されたことから、2000年の改正によって、許可業者への委託であっても、必ずしも処理責任を果たしたとはしなくなった。具体的には、委託した処理業者が不法投棄をし、原状回復の費用をすべて負担できるほどの資力を持ちえない場合で、

- ・ 排出事業者が委託した処理業者に適正な処理料金を支払っていないとき、
- ・ 排出事業者が委託した処理業者の不法投棄行為を知っていたか、知ることができたとき

のいずれかのケースに、この排出事業者にも原状回復措置命令の対象とすることができるとしている。これによって、排出事業者は、許可の有無に関わらず委託した処理業者の処理内容により注意をするようになり、不法投棄をするような業者が市場で存在したとしても、これを避け、仕事を与えないことによって未然に不法投棄を予防することが期待できるのである。

しかし、阿部[2]で指摘しているように、排出事業者責任によって不法投棄業者を避けるインセンティブが生まれたとしても、排出事業者と処理業者には情報の非対称性という障壁がある。つまり、適正処理業者のふりをする不法投棄業者に委託して、結果的に不法投棄が起こる可能性がある。また、排出事業者が情報の非対称性を解消する努力をし、仮にこの非対称性が解消



されたとしても、排出事業者責任が課されるためには、以下の問題をクリアしなければならない。

1. 不法投棄が発覚されるかどうか（発覚率の問題）
2. 投棄実行者が特定されるかどうか（摘発率の問題）
3. 処理ルートを特定できるかどうか（マニフェストの問題）
4. 委託事業者が法制度上の排出事業者かどうか（排出事業者の定義の問題）

これらをクリアしてはじめて処理責任として排出事業者に不法投棄の影響が及ぶのであるが、このような不確実性を排出事業者側が認識していれば、責任ルールを軽視して不法投棄業者に委託して処理費用を節約しようとするインセンティブが生まれるかもしれない。

## 2.2 不法投棄の発覚率

環境省が毎年発表するデータによると、産業廃棄物の排出量は年間約4億トンであり、このうち、不法投棄されるのはその1000分の1にあたる40万トン程度である<sup>3</sup>。しかし、不法投棄はその関係者にとっては隠すものであることから、実際の投棄量はより多いと思われる。

実際の不法投棄量を推計するためにはまずその処理ルートなどの実態を把握しなければならず、困難を要するものと思われる。これに対して、千葉県産業廃棄物対策の職員である石渡正佳氏はその著書（石渡[3]）の中で、実際の不法投棄量を4000万トンという推計を行なっている。これは、環境省が公開している投棄量の100倍である。

石渡氏の4000万トンという数字は、以下のように算出している。まず、総排出量4億トンのうち、半数が自社処理および自社リサイクルされるとすると、残りの2億トンが委託処理される。この2億トンの廃棄物は破碎、圧縮、焼却などの中間処理施設に運ばれ、縮減される。縮減率は50%としていることから、中間処理施設から排出される廃棄物は1億トンということになる<sup>4</sup>。中間処理施設では、処理能力以上の廃棄物を受託していると言われ、そのオーバーフロ

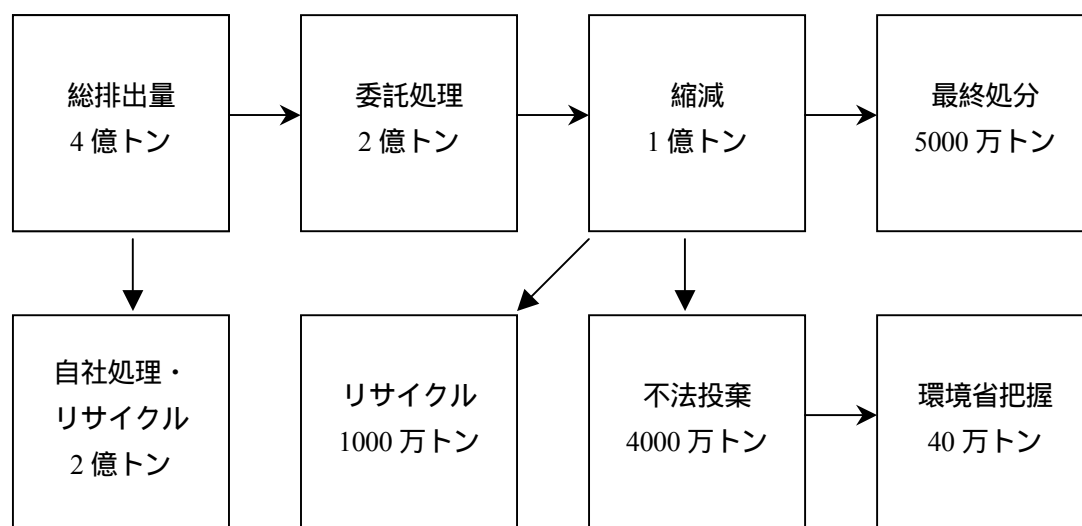
<sup>3</sup> ここ数年、不法投棄量は40万トン前後であったが、2002年12月に発表された2001年度の不法投棄量は24万トンと大幅に減少している。ただし、件数は増加しており、不法投棄がなくなってきたとは言えない。

<sup>4</sup> 縮減率 = 排出量 / 受託量 × 100 である。これより、施設処理ではなく、重機による破碎や未処理の

一率をここでは 200%としている<sup>5</sup>。オーバーフロー分の廃棄物は、重機破碎や未処理のまま再委託される。

さて、中間処理されたものは最終処分場に運ばれるが、ここに運ばれるものは、中間処理施設で適正処理されたものである。つまり、オーバーフロー率が 200%であることから、中間処理施設からの排出量 1 億トンのうち、半分の 5000 万トンである。この 5000 万トンという数字は、環境省が発表した 2000 年度の最終処分量と一致する<sup>6</sup>。残りの 5000 万トンのうち、1000 万トンがリサイクルや輸出に回り<sup>7</sup>、さらに残った 4000 万トンが不法投棄に流れる量とするのである。

図 1：不法投棄量 4000 万トンの推計



ままの廃棄物の再委託をすれば、より縮減されにくくなり、縮減率は低くなることわかる。なお、石渡[3, 236-237 ページ]によると、施設処理、重機破碎、未処理再委託を組み合わせることによって、縮減率が 50%程度となっているという。ほかに参考となる数字として、例えば、国土交通省[17]によると、廃木材（木くず）の焼却による縮減率が 45%となっている。また、施設処理における縮減率は、リサイクル（100%）、焼却系処理（90%）、破碎・圧縮系処理（60～80%）、汚泥系（脱水）処理（80%）であり、重機破碎による縮減率は 30%にすぎない。

<sup>5</sup> 石渡[3, 235-236 ページ]によると、オーバーフロー率は中間処理施設におけるマニフェストの積み上げ計算をすればわかるとし、その実態は 200%を超えていると述べている。

<sup>6</sup> なお、2003 年 1 月に発表された 2001 年度の実績によると、総排出量は 4 億 600 万トンと微増しているが、最終処分量は 4500 万トンと減少している。

<sup>7</sup> ここでは、「リサイクル量は、手選別ラインで、受託量の 10～20%程度」としているが、「受託量」は 2 億トンであり、その 10%としても 1000 万トンの数字に合わない。確認を要するが、恐らく中間処理施設からの「排出量」1 億トンの 10%としているのであろう。

この数字はあくまでも推計であって、正しいとは限らない。特に、リサイクル量 1000 万トンが不明瞭であり、その大きさ次第で不法投棄量が少なくなる可能性がある。とはいえ、仮に不法投棄量が 4000 万トンとすると、産業廃棄物の総排出量の 10%が不法投棄されていることになり、また、環境省によって把握されている不法投棄量が 40 万トンであることから、不法投棄の発覚率は 1%であるということにもなる<sup>8</sup>。

一方、この数字が妥当であるか否かは別として、不法投棄が発覚したとしても、その投棄実行者まで特定されとは限らないという問題もある。環境省の公式統計において、2001 年度の投棄実行者の内訳をみると、投棄量では全体の 19%、投棄件数では 34%が投棄者不明となっている。つまり、不法投棄が発覚しても投棄者が特定されるのは、70～80%である。

また、排出事業者の特定も困難である。これはマニフェスト伝票を辿ることで明らかになるが、これを交付していない可能性がある。特にはじめから不法投棄に関与することを意図しているのであればなおさらである。さらに、以下でも述べるように、廃棄物の定義によって法制度上の排出事業者にならない場合があり、このときマニフェストを交付しなくても合法である。そのような場合、マニフェストを頼りにできず、契約書や領収書などを期待しなければならない。

マニフェスト以外で処理ルートを辿り、排出事業者を特定する方法としては、現場の廃棄物を調べることである。廃棄物の中に伝票類などの何らかの情報が含まれている可能性がある。青森・岩手県境の不法投棄事件では、この方法を含め、排出事業者を割り出し、2002 年 12 月 24 日集計時点で 10721 社の排出事業者を特定している<sup>9</sup>。この方法は、大変な時間と費用がかかる作業であるが、排出事業者の特定は不可能ではないことを示しており、排出事業者に対して脅威を与える<sup>10</sup>。ただし、排出事業者が特定されたとしてもさらに各排出事業者が委託基

---

<sup>8</sup> また、石渡氏は、別の推計方法で不法投棄量を年間 4000 万トンと算出している（全国産業廃棄物連合会[19]）。これによると、首都圏で活動している不法投棄のダンプ（10 トン車）が 3000 台と確認されているという。それから全国では 1 万台とし、そのダンプが連日不法投棄をすることで 4000 万トンとなるのである。ここでも、全国で 1 万台という推計をどのようにしたのか、またそのようなダンプが毎日不法投棄をしているのかなど疑問は残る。

<sup>9</sup> 東奥日報 2002 年 12 月 26 日より。

<sup>10</sup> 青森県は、排出事業者の調査・責任追及対策のほか環境再生計画、汚染拡散防止対策を含めて 20 人体制でこの事件の対策チームを作っている。なお、潜在的な排出事業者に対して 10721 社がどの

準違反をしているかどうかを一つ一つ事実確認しなければならない。また、廃棄物が中間処理をされていればより特定しにくくなるという難点もある。

以上のように、不法投棄の発覚、排出事業者の特定は十分とはいえず、この影響によって排出事業者に不法投棄に関するインセンティブが生まれる可能性がある。これに対して、青森・岩手県境事件における地道な排出事業者の割り出しは、排出事業者責任の脅威を生み出すものとして評価できるだろう。

### 2.3 有価物取引の逆選択

多くの論者が指摘しているように、廃棄物の処理委託は、不法投棄によって逆選択の状況が生まれている<sup>11</sup>。つまり、不法投棄をして低コストを実現する業者が低価格で受注可能であり、そのため、適正処理をしているまじめな業者が淘汰されるのである。

このような状況は、有価物であっても起こりうる。わが国では不要物であっても、それが有価で売却可能であれば、廃棄物とはみなされず、その処理委託も廃棄物の処理委託にはならない。そのため、有価物の取引の場合は、引渡し側は法制度上の排出事業者にはならず、引取り側も廃棄物処理業者としての許可を必要としない。しかし、有価物の処理委託は、廃棄物の処理委託における逆選択と同じようなことは起こりうる。以下では、ある事業者（元請業者）が他者（下請業者）に引き渡す不要物が有価である場合を考えてみよう。

下請業者が元請業者より  $x$  の量の不要物を単位当たり  $w$  の価格で買い取るとする。この  $x$  のうち、部品のリユースや素材のリサイクルで  $1 - \alpha \in [0, 1]$  の割合が販売可能であり、その（平均）価格を  $p$  とする。一方、 $\alpha$  の割合が廃棄物として処理され、そのために支払う処理（委託）費用を  $c$  とする。この費用は、適正に処理するとき  $c_g$ 、不法投棄するとき  $c_b$  の費用がかかり、 $c_g > c_b$  とする。これらより、下請業者の利潤は、 $\alpha px - w - (1 - \alpha)cx$  となり、これがゼロ以上であるとする、不要物の買取価格は、 $w \leq \alpha px - (1 - \alpha)cx$  となる。ここで、適正処理をする場合は、

---

程度の割合を占めるかは定かではない。

<sup>11</sup> 細田[21]ほか。

$$w_g \leq \alpha p x - (1 - \alpha) c_g x \quad (1)$$

不法投棄をする場合は、

$$w_b \leq \alpha p x - (1 - \alpha) c_b x \quad (2)$$

となる。両式ともに等号で成立するとすると（つまり、元請業者が下請業者に対して利潤ゼロを強要することができるとする）、 $w_g < w_b$ であり、不法投棄をする業者のほうが高い価格で不要物を買取することができる<sup>12</sup>。その結果、この不要物をより高値で売却することを望む元請業者は、何らかの責任ルールがない限り、この不法投棄業者を選択するのである。

このような現象は、外部不経済を含んだ取引関係に共通するものである。つまり、外部不経済によって低コストを実現できるものであれば、有価物の取引であっても、まじめな業者は淘汰させられ、逆選択が起こりうるのである。しかも、有価物取引の場合は、業者を選択する側にとっては、低価格を享受することができるのみで、なんら責任は課されないのである。

問題なのは、ある主体から不要物として排出されるものが他者にとって価値があり、その価値が不要物全体ではなく、その一部である場合である。より大きな事例として、自動車解体業者がディーラーなどから廃車を仕入れる際に、年式の新しいもの（高年式車）と古いもの（低年式車）を抱き合わせて仕入れ、平均価格で取引をすることによって、本来逆有償で処理を受託するような低年式車に価格がつくことがある。仮に、高年式車の価格を  $w_H$ 、低年式車の価格を  $-w_L$  とする（ $w_H, w_L \geq 0$ ）。つまり、低年式車は自動車解体業者がディーラーから処理料金の支払いを受けるものとする。それぞれの台数を  $x_H, x_L$  とすると、その平均価格  $w = (w_H x_H - w_L x_L) / (x_H + x_L)$  は正になる可能性がある。

これに対して、1台ごとに価格を設定すれば、低年式車は逆有償価格  $-w_L$  で取引される。このとき、廃棄物の処理委託となり、取引当事者双方に費用および手間が発生する。引渡し側のディーラーは、排出事業者として処理責任が課されることで、委託した業者が不法投棄をすれば、場合によっては原状回復費用を負担することもありうる。また、そのような期待損失と

<sup>12</sup> 両式ともに右辺がマイナスの場合、 $w \leq 0$ になる。つまり、価格は逆有償価格になり、元請業者が下請業者に処理料金を支払って廃棄物処理を委託する形となる。この場合も  $w_g < w_b$  となりうり、不法投棄をする業者のほうが低い処理料金で廃棄物処理を受託することができる。

もに、マニフェストの交付のような事務手続きの手間も要する。他方、引取り側の解体業者も廃棄物処理としてこれを受けるため、行政より廃棄物処理業の業許可を必要とし、そのための事務手続き、施設整備を要するのである。よって、引渡し価格、数量が実質的に変わらず、平均価格が正になるのであれば、抱き合わせで処理委託をしたほうが双方ともによく、そのような契約が成立しうるのである。

## 2.4 不法投棄予防のためには

排出事業者処理責任を与えることによって、不法投棄をする処理業者を避け、適正処理をする処理業者を選択することで、不法投棄のない廃棄物処理市場が形成されうるが、上記で見たように、発覚率に対する懸念、投棄実行者や排出事業者の特定の困難性、有価物と見せかけた廃棄物処理委託などの排出事業者責任の抜け穴がある限り、これは十分に機能するとはいえない。これらを踏まえた上で、改めて不法投棄予防策を考えなくてはならないだろう。

まず考慮すべきことは、上記で指摘したような排出事業者責任の抜け穴を可能な限り塞ぐことが重要である。つまり、(1)監視の強化、(2)廃棄物の定義の見直しをしなければならない。(1)は、不法投棄の発覚率、関与者の特定率を向上させることを意図するものである。これには、監視要員を増やすことが重要と思われる。また、マニフェスト制度のように処理ルートを通る仕組みについて再度見直す必要もあるだろう。(2)は、有価物を廃棄物の範囲に含めないことから生まれる排出事業者責任の抜け穴を塞ぐことを意図するものである。しかし、単純にこの範囲を拡大すればよいとは限らず、有価物を廃棄物とする問題点を整理しなければならない。

一方、排出事業者責任の抜け穴を塞ぐとしても、必ずしもこれが完全に塞がるとはいえない。よって、上記と並行して考えておかなければならないのは、処理ルート全体を改めて見直すことである。処理市場が形成されている処理ルートは、廃棄物の排出者がおり、これが処理費用を支払って専門業者へ委託処理などをするものである。これに対して、例えば、拡大生産者責任によって生産者を処理ルートに組み込ませることで、処理の流れを大幅に変えることができる。これらの変化を見つつ、これが果たして適正処理にどれだけ機能するのか、また、経済的

に効率的であるのか否かを整理する必要があるだろう。

このように、市場において廃棄物処理をする場合、不法投棄を予防するために排出事業者責任が重要であるが、これが機能するためには、さらに注意を要するといえる。以下では、上記の課題を踏まえて、果たして既存の処理ルートのもとで、それを支える責任ルールの欠陥をどの程度最小化できるのかについて詳しく見ていく。

### 3 監視強化の可能性

排出事業者責任が機能するためには、不法投棄または投棄実行者が十分に監視され、発覚率、摘発率を向上させる必要がある。これを実行するためには、不法投棄実行者に対して監視する量を増やす必要がある。監視の量を増やすとは、各監視要員の監視に要する時間を増やすとともに、人員を増やすことが考えられる。また、これ以外に監視しようとする主体の種類を増やすことも一つの方法である。

不法投棄を監視しようとするインセンティブが生まれるのは、不法投棄がその主体に何らかの損失を発生させるときであると思われる。不法投棄を監視するには費用を必要とするが、それがあつたとしても、不法投棄によって発生する損失分より小さければ、監視する意義はある。

不法投棄の影響を受ける主体としては地域住民、行政が考えられる。不法投棄は土壌や地下水を汚染し、地域住民に損失をもたらす、これへの対応によってその地域の行政に行政費用が生まれる。

これら以外の主体で不法投棄によって損失が発生する者として、投棄実行者に処理を委託した排出事業者が考えられる。これは、不法投棄で利益を得る当事者でもあるが、純粋に不法投棄を避けることを望む排出事業者にとっては、排出事業者責任が課されることによって損失が発生する。このように、排出事業者の場合は、処理責任という制度によって、不法投棄の監視が強化されうる。

また、投棄実行者や排出事業者が特定されなければ、行政が不法投棄の原状回復をすることがあり、ここにも行政費用が生まれる。この行政代執行による不法投棄の原状回復費用の一部

を排出事業者の業界団体から支出させる制度もある。これは不法投棄に関わっている排出事業者の同業者に発生する損失である。

同様に、投棄実行者の同業者にも損失が発生することがある。ドイツには、専門処理事業所認定制度がある。これは、行政が処理業者を認可を与えるとき、個々の業者に与えるのではなく、業界団体に与えるものである。よって、その団体に属する業者が不法投棄を行えば、連帯責任として同業者の業認可も取り消されるのである。また、業界団体に属するか否かに関係なく、同業者が被る損失はありうる。これは業界全体の評判である。世論には悪い評判が伝わりやすく、適正処理をしている業者が一部の不法投棄業者と同類と見られ、事業活動に支障をきたすことがあるのである。

以上を整理すれば、投棄実行者の不法投棄によって何らかの損失を被る主体は以下のとおりである。

1. 地域住民
2. 行政
3. 排出事業者
4. 排出事業者の同業者
5. 投棄実行者の同業者

これらの主体は、不法投棄がないほうがよいのであり、場合によってはこれらの主体に不法投棄を予防させる行動をとらせることができる。仮にそれが可能であれば、より発覚率、摘発率を向上させることができるだろう。本論文では、排出事業者責任が十分に機能していない状況を想定している。そのため、この流れから3の排出事業者による監視を除外し、以下では、地域住民・行政による監視量の増加の動向と、排出事業者の同業者、投棄実行者の同業者という2種類の主体による監視の可能性について注目していきたい。

### 3.1 監視量の増加

現在、不法投棄に対する監視は主に行政（郵便局員やタクシー運転手を含む）や地域住民、ボランティア団体を中心として行われている。北村[12, 58 ページ]によると、違反発見の端緒



は住民通報が多いようである。家電不法投棄の増加の影響もあるが、昨今では不法投棄に対する監視量は増大している。また環境行政担当部門に派遣もしくは出向する警察官を増員させて監視体制を充実させている都道府県もあり、その数は増加傾向にある（表1）。

表1：環境行政担当部門に対する警察官の派遣・出向状況（出所：北村[14]）

年度	1997	1998	1999	2000	2001
人数	19	36	73	101	125

ただし、財政上の理由などから単純に行政担当者を増員させることもできず、民間警備会社などに監視を委託するケースもあるという（環境省[9]）。さらに、環境省は情報通信機器を利用して不法投棄の位置情報や画像情報を供給するシステムを用いて、地方環境対策調査官事務所に配備し始めている。

### 3.2 排出事業者の同業者 - 原状回復基金制度

原状回復基金<sup>13</sup>制度は、1997年の廃棄物処理法の改正によって作られた制度であり、不法投棄の原因者不明のような場合に、不法投棄の原状回復の代執行を行政が行なうときに使用されるものである。このような状況の不法投棄の原状回復の費用は、過去の統計より年間8億円と算出されている<sup>14</sup>。このうち、都道府県は4分の1を支出し、残りの4分の3の6億円をこの基金から出すこととなっている。なお、基金は財団法人産業廃棄物処理事業振興財団が管理している。

この基金に毎年集められる6億円のうち、3分の2を産業界が負担し、残りを国が拠出することになっている。つまり、産業界が負担するのは4億円であり、原状回復費用と推計される8億円の半分にあたる。さらに、この4億円の負担をいくつかの業界で配分している。

<sup>13</sup> 正式には「産業廃棄物適正処理推進基金」と呼ぶようである（産業廃棄物処理事業振興財団[18]）。

<sup>14</sup> 不法投棄実態調査データ（1993～1995年度）から、投棄者不明の不法投棄量を約10万トンとし、法改正の抑制効果による低減の期待を割引いて8億円としている（産業廃棄物処理事業振興財団[18]を参照）。

この4億円の配分に関しては、環境省が公表する不法投棄の業種別のデータより、建設業界が圧倒的に多いことなどから、建設団体に70%（2.8億円）の負担を求め、産廃処理業界（全国産業廃棄物連合会）が10%（0.4億円）、その他産業界が20%（0.8億円）を負担することになっている<sup>15</sup>。

この基金は、既述のとおり、不法投棄の実行者が不明であるような場合に拠出されるものである。つまり、該当する不法投棄の当事者ではない者がその原状回復費用を一部負担するものである。業界団体に対して負担を求めている点は、業界全体の連帯責任を課すような性質を持っている。その結果、業界全体で適正処理に繋がる行動をとり、不法投棄を予防する方向に進むことを期待することもできるだろう。特に、不法投棄の多いとされる建設業界の排出事業者の業界団体にこれを求めているのは意義がある。

しかし、この制度は始まったばかりであり、課題は多い。まず、環境省が集計したデータ自体が正確かどうかはわからない。そもそも不法投棄される廃棄物は目に見えるものであればよいが、中間処理されたもので投棄者不明のものなどは判明しにくいからである。また、投棄される廃棄物は建設廃棄物に家電が含まれるなど多くの業種のものが混在しているケースがあるが、各都道府県の担当者がそれらをすべて建設廃棄物として記録していることもあると言われている。一方、業界団体外のアウトサイダーが不法投棄に関与しているという主張もある。そのため、基金を拠出している業界団体内のメンバーの行動ならまだしも、拠出していない全く関係のない者の不法投棄に対して、業界団体が連帯責任として費用を負担することは不都合だという批判が起こっている。さらに、直接関わりのない銀行のような業界団体もこの基金の負担割合に抵抗があるという<sup>16</sup>。

負担割合を定めるのは、客観的なデータが信頼性のない限り、困難である。反対に、この制度によって、負担割合を説得力のある方法で定めるために、客観的なデータの精度が高まるか

---

<sup>15</sup> その他産業界の0.8億円うち、鉄鋼、自動車、石油、家電、銀行の5団体が各10%ずつを負担し、残りの0.4億円を30から40の業界団体が負担している。

<sup>16</sup> なお、この基金の拠出は義務ではなく、あくまでも業界団体の自主的なものによるものとしている。そのため、上述のような不満があれば、拠出を見合すこともありうる。実際に、建設業（2.8億円）、他の産業（0.8億円）はそれぞれ2000年度、1999年度に見合している。

もしれない。また、業界団体外のアウトサイダーが不法投棄に関与しているという主張は、それを証明しない限り通用しない。大手建設業者の建設現場が不法投棄となった廃棄物の排出源となっている記事は年に数回見受けられる。むしろ、業界団体内が健全であるという証明を求めることができれば、少なくとも業界団体内では適正処理が実現され、この基金制度の存在が適正処理に機能するといえるであろう。

このように、現状では、制度に対する批判が中心であり、この制度が適正処理に機能しているとはいえないが、少なくともこの制度の存在によって産業界が不法投棄に関心をもち、これをどうするかという波紋は起こっている<sup>17</sup>。つまり、基金制度が投棄者不明の現場の原状回復に役に立つだけでなく、不法投棄の未然予防に機能する可能性は少なからずあると思われる。

### 3.3 投棄実行者の同業者 - 相互監視

不法投棄は、投棄実行者の同業者に対しても損失を生む。適正処理業者であれば、不法投棄業者の存在によって受注機会を失うのもある意味不法投棄による損失である。また、ドイツの専門処理事業所認定制度のように制度化して生まれるものもある。さらに、不法投棄によって業界全体の評判を落とすことがあれば、まじめに事業を行っている業者にとっては不都合なものとなる。

#### 3.3.1 ドイツ専門処理事業所認定制度

これは、1994年制定の循環経済・廃棄物法に盛り込まれた制度である。これによって廃棄物の処理業者は業界団体として組織化し、行政は業界団体単位で業の認可をすることになる。その結果、その業界団体が認可されれば、これに属する処理業者は優良業者の評判を得ることができる。反対に、同業者が不法投棄をし、業界団体全体が連帯責任として行政からの認可を失えば、まじめに事業を行っていたとしても優良業者の評判を失ってしまうのである。

---

<sup>17</sup> 以下の記述より基金制度が波紋を起こしていることが窺える。“全国銀行協会によると「負担割合の割り振りうんぬんというより『不法投棄そのものをどうしたらよいか』、この話を抜きに『基金がどうの』と言っても始まらない。まさに産廃の不法投棄根絶のあり方について検討を重ねた上で、基金の話は最後にくる」という。”(宮崎[25])

個々の業者に対しての認可については、行政はその業界団体に委ねている。同業者同士のほうが情報を入手しやすいというものがあリ、信頼のない業者はその団体に加盟させないことによつて排除することができるという効果が生まれる。これによつて、信頼のおける業者とそれ以外を明確に区別することができ、同時に行政の認可のための費用を削減することもできる。

この制度の問題は、処理業者は認可を受けていなくても事業が可能であるということである。つまり、認可もしくは業界団体への加盟は任意であつて、それがなくてもよいのである。業界団体に加盟するためには、適正処理を徹底することから相応の施設や手間を要する。加盟業者は適正処理の信頼性を生み出すが、費用が高いことから契約する処理料金も高くなる。一方で、非認可の未加盟業者は適正処理に対する信頼性は比較的十分ではないが、安価で処理をすることができる。

このような状況で、処理業者を選択する排出事業者が適正処理を重視するか、価格を重視するかによつて、認可、非認可の業者を選択することになるだろう。現状では価格が重視され、低価格の非認可業者が市場で選択される傾向があるという<sup>18</sup>。つまり、不法投棄の発覚率が低いなどで排出事業者責任が機能していない可能性があり、安価な処理業者に委託しても問題がないのかもしれない。他方で、非認可の処理業者が適正処理を行つており、認可業者とはさほど変わらない程度の信頼性を持っている可能性もある。これにはさらなる実態調査を必要とするが、いずれにしろ、専門処理事業所認定制度がその期待ほどに意味をなしていないのである。ただし、これを十分に分析することで、同業者による監視を制度化するヒントが生まれるかもしれない。

### 3.3.2 評判形成と業界の底上げ

上述のドイツのような制度を設けなくても、同業者の行動が外部性を生み、相互に監視しあうことがある。これは業界全体の評判である。つまり、暗黙裡に業界全体が一つの団体（グループ）となっているのである。まじめに従事している処理業者は、同業者が不法投棄をするこ

---

<sup>18</sup> もちろん、適正処理が絶対という案件に関しては、認可業者が選ばれているようである（大阪府産業廃棄物協会編[4]）。

とによって地域住民から同類とみなされたり<sup>19</sup>、行政から信頼性をなくし厳しい規制や事務手続きにこたえなければならなくなったりという影響を受ける。

これに対しては、業界団体を設立するなど、可能な限り同業者と親睦をはかり、相互に適正処理を求めるといったような方策が考えられる。また一方で、全ての潜在的な同業者がそのようなネットワークに加わるには限らない。このとき、アウトサイダーの行動には関与できないため、これには、自らの周囲の健全を持続するとともに、行政に悪質行為を摘発してもらうように情報を提供するしかない。行政がこれにこたえることによって、同業者による監視量がより増えることだろう。

## 4 廃棄物定義の見直しの可能性

前節では、排出事業者責任の欠陥を改善するための方策として2.4節で検討した2つの要素のうち、監視強化の可能性について見てきた。本節では、もう1つの要素である廃棄物定義の見直し、特に有価物の問題についての可能性を見ていきたい。

廃棄物の定義は各国さまざまであるが、少なくともわが国の廃棄物処理法では、有価物は廃棄物としていない。つまり、占有者が不要と思って廃棄するものでも、有償で売却されれば、それは廃棄物ではないのである。また、これを引き渡した者も廃棄物の排出者とはならない。事業者が排出する場合であれば、マニフェストの交付などの手続きも不要であり、受託する業者も行政からの許可を取得する手間を省ける。そのため、有価物であると見せかけて、廃棄物処理委託をすることもありうる。

### 4.1 ドイツにおける廃棄物の定義

ドイツは、1994年の循環経済・廃棄物法によって、新たに廃棄物の定義がなされた。廃棄物はその排出元から家庭系と事業系に区分され、処理方法より利用廃棄物と処分廃棄物に区分さ

---

<sup>19</sup> 投棄者不明の不法投棄現場の原状回復に助力した処理業者が地域住民に悪く言われたという話もある。

れる。利用廃棄物とはリサイクル目的で排出されるものである。それ以前の旧法<sup>20</sup>では、廃棄物は処分廃棄物のみとしていたが、同法によってその範囲が拡大され、ドイツにおいて廃棄物の処理とは処分だけでなく、リサイクルも含むようになったのである<sup>21</sup>。

価値の有無に関しては、特別な規定はない。ドイツの場合は、価値の有無に関わらず、それが客観的に廃棄されていると捉えられれば、廃棄物として扱うのであるから、有価物であっても廃棄物となりうる<sup>22</sup>。排出者は、わが国と同様、廃棄物の処理責任があるが、処理がリサイクルをも含むことから、処分のみならず、リサイクルに対しても義務を負うことになる。優先順位としては、基本的に処分よりもリサイクルが優先され、排出者はリサイクルが不可能な場合に当該の廃棄物を処分するのである。また、有価物に対してもそれが廃棄物とされる場合があり、排出者に処理責任が課されることから、前節のような有価物市場における逆選択は比較的起きにくいといえる<sup>23</sup>。

処理方法は、事業系の利用廃棄物は民間の処理業者によって処理されるが、残りは公共の処理業者によって処理される。つまり、事業系の処分廃棄物に関しては、これを排出する事業者は公共の処理業者に引き渡す義務があるのみであり、わが国の産業廃棄物の処理が全て民間の処理業者で行われ、排出者が最終処分まで見届ける義務があるのとは異なる。

廃棄物の区分と処理方法

	利用廃棄物	処分廃棄物
家庭系廃棄物	公共	公共
事業系廃棄物	民間	公共

ドイツの場合は、廃棄物処理に有料化しており、公共の処理業者（処分場）に引き渡す際も

<sup>20</sup> 廃棄物の回避および処理に関する法律。1986年制定。

<sup>21</sup> 廃棄物の範囲が拡大された結果、ドイツでは「廃棄物」とする量が約2倍になったという(織[5])。

<sup>22</sup> ドイツ循環経済・廃棄物法における有価物と廃棄物の概念についての研究として山田[26]がある。

<sup>23</sup> ただし、排出者責任による期待損失の大きさ（罰則が低い、発覚率が低いなど）や情報の非対称性などが原因で逆選択は起こりうる。

処理料金を支払う。したがって、利用廃棄物であっても処分廃棄物であっても処理料金を支払わなければならない。ここで問題になるのが事業系の利用廃棄物と処分廃棄物の境界である。利用廃棄物は市場で処理価格が決まることから、処分廃棄物として公共主体に引き渡して処理するよりも安価に処理可能と言われている。そのため、利用廃棄物と偽って処分廃棄物を民間の処理業者に委託することが横行しているのである。よって、ドイツの課題としてはそのような疑似リサイクルを予防するために利用廃棄物と処分廃棄物の境界を明確にすることにある。

上述のように、ドイツにおいては、排出者が最終処分までの適正処理を確認しなければならないのは、利用廃棄物のみである。この利用廃棄物に関しては、わが国と同様、処理業者に委託することを可能としている。この処理業者が仮に不法投棄をした場合、排出者はいかなる要件があっても免責されず、わが国よりも厳しい規定となっている。この点では、より適正処理を心がける業者を選択するインセンティブを生み出すと思われるが、このような厳しい規定であっても、先に示したように、不法投棄の発覚率などの不確実性が大きいのであれば、意味をなさなくなる。この実態に関してはより一層調査を要する。

## 4.2 わが国における廃棄物の定義に関する最近の議論

2000年の廃棄物処理法改正によって、長年主張されてきた産業廃棄物の排出事業者責任の強化が実現された。北村[13]は、このような進展を評価したうえで、適正処理に向けてさらなる残された課題の一つに、廃棄物の定義をあげている。同時に廃棄物処理の業界誌などでも廃棄物の定義に関する特集を設け、注目されていることが窺える。廃棄物の定義に関する議論は、かねてからあり、今に始まったことではないが、このような動きを見る限り、今後の重要なテーマの一つであることがわかる。

環境省は、2001年9月より中央環境審議会廃棄物・リサイクル部会内に廃棄物・リサイクル専門委員会を設立し、各種業界団体や市民団体、自治体など関係者に対するヒアリングを行っている。2001年12月に公表されたこのヒアリング結果（環境省[6]）によると、取引価値の有無に関係なく、不要物を広く廃棄物と定義すべきであるという意見がある。そのような報告書をベースに同部会で2002年1月から廃棄物の定義を含めた廃棄物の基本問題の見直しが議論

され、3月に中間報告（環境省[7]）、そして同年10月に最終的な報告書（環境省[10]）を作成している。環境省は3月に出示されたその中間報告よりパブリックコメントを求めているが、そのなかでも取引価値の有無に関係なく、廃棄物を定義すべきという意見が多く見受けられる。

これに対して、取引価値の有無に関係なく不要物を廃棄物と定義することで、これまで不要物を有価で購入してリサイクルに従事してきた業者も廃棄物処理法の許可を取得しなければならなくなる。しかも、都道府県知事または保健所設置市長の許可を必要とするため、そのようなエリアを越えた広い範囲で事業を行なうとき、複数の許可を取得しなければならなくなる。よって、リサイクル推進のための障害となっているという批判がある。

10月に公表されたこの最終的な報告書や制度の在り方に関する意見具申（環境省[11]）を見ると、曖昧であり明確には示されていないものの、取引価値の有無により廃棄物か否かを決定するという従来の考え方は転換すべきという方針が見受けられる。廃棄物は不要物であるリサイクル可能物も含め広く定義し、廃棄物か否かの判断要素は客観的に捉えるべきであるとしている。ただし、どこまでを廃棄物と捉えるかは、対象物を個別に見る必要があり、この定義が明らかになるのはまだ時間を要するものと思われる。なお、許可の手続きがリサイクルの障害になることに関しては、規制緩和によってその手続きを合理化するという方向で対応すべきという見解である。

このような環境省の動きに先行して、東京都廃棄物審議会においては、環境省の報告書が出示された1年前の2001年11月に廃棄物に関する答申の中で、廃棄物の定義について触れている。これによると、占有者の意思や取引価値の有無に関係なく、廃棄物を定義すべきであるという見解を出している（東京都廃棄物審議会[20]）。

一方、2002年に制定された自動車リサイクル法（使用済自動車の再資源化に関する法律）では、使用済み自動車をディーラーや整備業者などから引き取る自動車解体業者は、それを行なうための業許可を必要とする。この許可の具体的な内容については、現時点（2003年3月時点）で審議されている最中であるが、廃棄物処理法の業許可と同等となるものと言われている。つまり、ディーラーなどから有価物として使用済み自動車を引き取る際でも、解体業者は許可を必要とすることから、有価であっても使用済み自動車は廃棄物であるとみなしているものとい



える<sup>24</sup>。このように、個別の法律で廃棄物の定義をしていく可能性も考えられるだろう。

## 5 さらになる課題 - 処理ルートの見直し

本論文では、関係主体に対する責任ルールの下、市場において適正処理を実現させる廃棄物処理に関し、わが国の産業廃棄物処理制度を見ながら、考慮されるべき課題を指摘してきた。この結果、指摘される欠陥は、ある程度改善可能であることがわかった。

しかし一方、このような努力によっても責任ルールが機能する程度には改善できない場合もある。または、可能であってもこの努力が現実的に高コストであり、経済的に非効率的であることもある。このようなとき、2.4節において示したように、これと並行して処理ルート全体を改めて見直すことも重要であると思われる。最後にこの点について指摘しておきたい。

**経済的手法の見直し** まず、処理ルートにおける資金の流れに注目すると、廃棄物と処理料金の移動が同方向である廃棄物処理に対し、デポジット制度のようにその流れを別方向に変えるインセンティブ制度に注目することができる。デポジット制度は、かねてから廃棄物の収集においてその有効性が伝えられており、学術的にも多くの論文が発表されている。にもかかわらず、実際に具体化されているのは缶・びんを中心とした容器包装廃棄物や電池などに過ぎない。台湾のように多くの廃棄物で適用している国もあるが、わが国で積極的に導入しようという空気はなく、その有効性の反面、どのような問題があるのかを整理し、見直していかなければならない。

**生産者を組み込む** また、処理ルートにおける廃棄物（モノ）の流れに注目することによって、適正処理の可能性を検討することも考えられる。特に、昨今の拡大生産者責任のように、廃棄物処理ルートに生産者を加えることによって処理ルートが大きく転換することがある。そのため、それが適正処理に機能する可能性があり、どの程度機能するのか、そしてどの時点に

---

<sup>24</sup> 実際に環境省の担当官も審議会において使用済自動車は有価であっても廃棄物となることを明言している。

生産者の役割を加えるのが最も効果的かを、さまざまな事例を見ながら考察することも重要である。なお、拡大生産者責任は、処理ルートに大きな転換をもたらすだけでなく、生産者が廃棄段階を考慮して生産をするインセンティブを生み出すこともある。そのため、排出総量の削減に貢献する可能性があり、その場合、最終処分場の負担の軽減、処理価格の低下により、それが不法投棄の予防にも繋がるものと思われる。

**市場の過当競争の是正** 一方、廃棄物の処理の下請構造は、市場によって過当競争となっており、一部の処理業者が費用以上の料金をもらえないことがある。このとき、不法投棄という安易なコストダウンをする業者が現れ、市場価格が歪む恐れがある。そのため、この過当競争の取引構造を是正すべきという見方もある。その一つに、市場を介せず、一般廃棄物のように処理業者を公共化するという方法がある。また、市場を介したままにして、適正水準の価格を設定するという合法的な価格カルテルもある。これらは、経済学的に非効率を生み出すと予想されるが、一方で適正処理を実現するという点で望ましいかもしれない。また、これが必ずしも適正処理を実現しうるとは限らないため、それを含めた検討を要するだろう。

以上のように、廃棄物の適正処理に向けて検討すべき課題は大きい。しかし、昨今、多くの当事者の努力で不法投棄対策は進展している状況であり、その努力を中途半端にしたままにすることはできない。このような課題を検討するためには、不透明な部分が多く、不法投棄量の信頼性のある推計をすることによって処理制度の効果を分析するとともに、実態をより一層整理していかなければならないだろう。

## 参考文献

- [1] 浅木洋祐 (2002)「拡大生産者責任と廃棄物政策の研究動向と課題」『財政学研究』, 第 30 号, 102-110 ページ .
- [2] 阿部新 (2002)「産業廃棄物不法投棄の経済分析」, 未定稿 .
- [3] 石渡正佳 (2002)『産廃コネクション』, WAVE 出版 .
- [4] 大阪府産業廃棄物協会編 (2001)『循環経済・廃棄物法下におけるドイツ廃棄物処理市場及び専門処理事業所認定制度の実態 - わが国への優良事業所認定制度導入に際しての提言』, 大阪産業廃棄物協会 .
- [5] 織朱實 (2001)「廃棄物の定義 - 欧州との比較から」『いんだすと』, vol.16 , No.9.
- [6] 環境省 (2001)「廃棄物・リサイクル制度の基本問題に関する検討結果について」, 12 月 18 日 .
- [7] 環境省 (2002)「廃棄物・リサイクル制度の基本問題に関する中間取りまとめ」, 3 月 22 日 .
- [8] 環境省 (2002)「廃棄物行政に関する懇談会報告書」, 6 月 .
- [9] 環境省 (2002)「不法投棄防止及び原状回復に関する懇談会報告書」, 7 月 .
- [10] 環境省 (2002)「廃棄物・リサイクル制度の基本問題に関する制度面の見直し等について(報告)」, 10 月 18 日 .
- [11] 環境省 (2002)「今後の廃棄物・リサイクル制度の在り方について(意見具申)」, 11 月 22 日 .
- [12] 北村喜宣 (1998)『産業廃棄物への法政策対応』, 第一法規 .
- [13] 北村喜宣 (2000)「廃棄物処理法 2000 年改正法の到達点」『ジュリスト』, No.1184 , 9 月 1 日号 , 48-58 ページ .
- [14] 北村喜宣 (2001)「産業廃棄物不法投棄事犯に対する警察の対応」『いんだすと』, VOL.16 , No.11 , 14-19 ページ .
- [15] 北村喜宣 (2002)「廃棄物をめぐる最近の自治体法政策の動向」『都市清掃』, 第 55 巻 , 第 245 号 , 1 月号 , 6-8 ページ .

- [16] 国際比較環境法センター編（1998）『主要国における最新廃棄物法制』，商事法務研究会
- [17] 国土交通省（2001）「平成12年度 建設副産物実態調査結果」，  
<http://www.mlit.go.jp/kisha/kisha01/01/011225/011225.pdf>
- [18] 産業廃棄物処理事業振興財団（2003）『産業廃棄物等不法投棄原状回復支援事業の現況』，  
産業廃棄物処理事業振興財団．
- [19] 全国産業廃棄物連合会（2002）「廃掃法違反を巡る産業廃棄物処理事業者のリスクマネジメント」，日本廃棄物会議シンポジウム資料．
- [20] 東京都廃棄物審議会（2001）「東京の廃棄物と行政行動 - 都民、事業者とともにその先へ - 答申」，東京都，11月30日．
- [21] 細田衛士（1999）『グッズとバツズの経済学』，東洋経済新報社．
- [22] 中曽利雄編訳（1999）『循環経済・廃棄物法の実態報告 - 最新主要法令と実際』，エヌ・ディー・エス．
- [23] 中曽利雄（2001）「ドイツ循環経済・廃棄物法下における優良処理事業者制としての「専門処理事業所制度」の概要」『月刊廃棄物』，2001-3号．
- [24] 松村弓彦（1999）『環境法』，成文堂．
- [25] 宮崎文雄（2001）「正念場を迎えた原状回復基金」『いんだすと』vol16，No.11．
- [26] 山田洋（1996）「廃棄物と有価物」『東洋法学』40巻1号，97-125ページ．