

# 自然環境の経済的評価に関する研究

(平成 26 年度研究報告書)

平成 27 年 3 月

公益財団法人 日本環境教育機構

## はじめに

本研究は平成 26 年度において、自然環境の保全のために、その保全の経済的価値を分析し、その事業の公共的経済的根拠を明らかにし、広く公共の理解を求めるために行ったものである。

既に農業および森林などの経済効果に関する定量的評価は、主として代替法などによって行われてきたが、その研究は、行政の一部として行われているのみで、今回更めて新たな視点で専門家の協力を得て評価・検討を行ったものである。

平成 27 年 3 月

公益財団法人 日本環境教育機構

## I. 自然環境の経済的評価に関する基本理論の考察

### 序章 自然環境経済評価の意義

地球における人類の経済活動を原因とする環境に対する諸々の影響は、20世紀後半よりローカルな規模よりグローバルな規模へと展開している。その影響の度合いは、公害から生態系の構造変化、気象変動、種の多様性の喪失など、過去の水準を超えて大きなものとなっている。この環境的危機は21世紀には人類のみならず地球上の生命活動にとっても脅威となる可能性があり、生態系と人類の経済活動システム(経済系)との間の矛盾の解決が強く求められている。

人類の経済活動は、自然の環境、生態系などのエコシステムから資源を採取し、エコシステム(経済活動)に資源(有機物質、無機物質)を投入する。生産から消費に至るまですべての過程で、資源はその形状を変えつつ循環し、余分なエントロピーを廃物・廃熱の形で排出する、いわばエントロピーの受け渡しプロセスとして経済活動は進展し、これが停滞すると物質循環システムは立ち行かなくなる。

経済活動が活発化し自然から採取する資源量が増える一方の現実の中で、インプットとアウトプットにアンバランスが生じ、そのツケが環境破壊につながっているといえよう。経済活動には、経済系における生産過程で資源を採取し、これらの資源を最終商品に転換しつつ、消費過程を経て廃棄物を生み出し、これらを自然に対して排出する循環活動である。環境に対する影響を含めて経営の成果を図るためには、資源の採取から最終商品の使用後の廃棄までをとらえた全過程の評価、ライフサイクル全体にわたるアセスメント(LCA)が必要となる。

経済活動でアウトプットされる廃棄物の量や質が、エコシステムの自然浄化能力の範囲内に収まっていれば、廃棄物の処理については大きな環境負荷を生ずることはない。しかし、その自然浄化能力を超えた規模のものに達すれば、やがて汚染の形でエコシステムへの負荷を与え、そのストック能力を低下させ、さらには年々の経済活動に対する供給能力をも低下させることになるのである。

いかに公害の少ない、マイナスの環境負荷の少ない廃棄物にするか。また、自然能力を超えるような廃棄物を戻さないといった経済活動をしなければならないといえる。この場合の環境負荷の基準として、エコ指標などの計量化が図られる。これが一つの節度の基準となる。経済活動における生態系への配慮は、資源の採取に当っては、次の二つのケースについて考える必要がある。

採取対象の資源が再生資源の場合は、自然の再生能力を超える採取はしないということである。自然の再生能力を超えないで採取が行われている場合には、そのことによって将来の再生能力が増加することによって、将来収益を増やす可能性すら生じる。

現実の状態がすでに破壊に近く、再生能力そのものが低下している場合は、正常なレベルまで回復を図ることが、当面の原則となろう。回復が長期にわたる可能性がある場合は、状況をいま以上に悪化させないことが不可欠である。つまり、現状のストック状態とその再生能力を保ち得る持続的な基準によらなくてはならない。

再生資源に対する環境影響評価基準としては、失われた環境便益(便益価値)、資源として

の市場価値、資源として回復するための費用(再生価値)などがある。地球資産の再生能力への食い込み分は、再生のための補償として何らかの費用の参入が求められるところである。採取コストとともに、そのために生じた破壊に対する再生補償は、不可欠なエコロジーであるといえよう。

これに対して枯渇資源の場合には、採取を行えばその資源は減耗していく一方である。したがって、この種の資源の採取に関しては、再生のための費用補償は不可欠である。しかし、この場合にも採取、搬出によって減耗する資産の価値は、客観的に確認することができるので、それらの減耗資産額を基準として減耗償却積み立てを行うことも不可能ではない。これを財源として、新たな代替資源の開発を進めることが望ましい。

産業廃棄物処理・処分費用は、最終産業廃棄物の処理コストと、産業廃棄物のうちで再利用できるものを再資源化するコストとの二つに分かれ、両者の合計が最小限の費用負担となるべきである。また、自然の浄化能力を超えて汚染を生じた場合、環境に対するマイナスの環境負荷額を社会的コストとして支払わねばならないだろう。当然、そうした汚染を防止するための防除費用もかかってくる。

生産部門においても、単に生産に要する原価投入額だけでなく、産業廃棄物処理コストあるいはそれによって生ずる環境への損害額も、社会的コストとして認識していかなければならないであろう。

消費部門では、生産部門より生産物を受け取り、これを必要に応じて消費し、そのうち家計産業廃棄物処理プロセスのなかで分別収集し、公共処理部門へ出していくものと、再利用資源としてリサイクル産業部門へと供給するものに分かれていく。公共処理部門では、処理の後、最終的な一般廃棄物としてそれを自然環境へ排出したり、再利用資源として使われるものはリサイクル産業部門へと供給していく。

こうした一連の廃棄物処理費は家計や地方自治体の負担となるが、分別などのリサイクルコストは、その一部はリサイクル産業部門からの還元金(デポジットなど)によって相殺される可能性がある。しかし、リサイクルコストを賄うに足るだけのデポジットなどの還元金が得られない場合は、還元金などを差し引いた残額が、家計や地方自治体の実質負担としてのリサイクルコストということになる。また、消費部門から排出される一般廃棄物の排出が自然の浄化能力を超えた場合には、その超えた分に対する環境への負担分を社会的コストとして支払わねばならない。

以上のように人類の経済活動は生態系との有機的関連性のもとで成立しており、環境を含めた経済活動のあり方を考えることによって、生態系と経済系とのバランスを確立することが可能となる。しかし、このバランスの確立は必ずしも容易ではない。例えば、採取する資源についても、コスト負担のうえで市場財のルートが得られるものだけでなく、自由財的にコスト負担のない単なる環境財(便益)として与えられるものがあるからである。

環境経済統合勘定は、これらのネックを解決するための環境経済統合活動の成果計算であり、これによって、人類が環境を含めた持続的経済発展を行うための主要な一つの指標とすることができると思われる。

## I. 自然環境経済評価にかかわる基本理論の整理と考察

### (1) 環境を含めた経済的均衡の理論

#### ① 市場での資源の最適配分との関連

##### (a) 公共性をもつ環境財の特質

市場機構における資源の最適配置の問題については、基本的に社会全体のPareto均衡条件の追求によって、その内容が明らかとなった。すなわち、そこでは各消費主体の効用無差別曲線は原点に凸であること（限界効用の逓減性）、各生産主体における生産無差別曲線は原点に凸であること、変形曲線は原点に凹であること（限界変形率の逓増性）などの安定条件と、供給における技術的制約条件のもとで、生産の均衡条件、消費の均衡条件、生産物代替の均衡条件が成立する。これらの条件のもとで、Pareto均衡解の多数の存在の中から、最適中の最適を決定するためには、社会的厚生関数の導入が必要であり、変形関数の制約のもとで、社会的厚生関数の最大を求めることによって、best pointの決定が可能となる。

すなわち、われわれは経済の効率性のみ均衡を求めるのではなく、資源の社会的な最適配分の立場からの修正が必要と考える。すなわち、“分配の公平”という観点から、Pareto均衡性をもつすべての状態を社会的に最適と考えるのではなく、環境便益や環境負荷を含めた社会的評価基準と照応して、真のbest pointが決定されると考えるのである。

したがって、経済の“効率”と分配の“公平”という二大目標を同時追求するためにはbest pointを決定しうる社会的価値判断の導入が必要であり、社会構成員個別の評価を社会的評価として総合する社会的意思決定課程の創出と、これに基づく社会的評価関数の決定が必要となる。

また、今日においては、市場機構はその史的展開の帰結として、すでに純粋完全競争状態から不完全競争状態を現出するに至り、加えて、環境破壊、大気汚染などの負の外部効果の発生と、公害規制、生活環境整備の問題に当面するに至って、その限界が明らかとなってきた。

都市における混雑現象を頂点とし、各地に広げられた環境破壊を防ぐためにその対応措置として、社会的に必要不可欠な自然保護対象の森林、湖沼、海洋などの生態系、社会資本など純粋公共財、またはそれに準ずる公共財などの範囲にある環境財の公共財としての供給が必要となりつつある。社会的厚生を維持し高めるために、所得分配の公平化とともに、総合的な公共政策と関連した市場政策が不可欠な段階にある。

市場の補完的供給システムとしての公共部門の供給サービス、すなわち、公共支出サービスには、次のものがある。

- a 利用によるサービス…一定のキャパシティを超えると、私的財と同じく利用するうえで経済主体間での競争を生ずる。教育、公共病院、高速道路などの例がある。
- b 利用便益を提供するサービス(利用機会の保証、安心と期待を与える)
- c 環境維持のサービス(存在するだけで環境維持になる)

bとcは R.Dorfman のいう集合的消費財、共同消費財で、R.A.Musgrave のいう非排他性(利用から何人も排除しない)、非競合性(特定個人の消費が他の消費を妨げない)という公共財の性質をもつ。

公共財の性質として4つの代表的なものを挙げると、(a)非競合性(R.A.Musgrave)=特定個人の消費が他人の消費と競合しない。(b)非排除性(R.A.Musgrave)=利用からいかなる経済主体も排除されない(供給側よりみて)、(c)非選択性(E.J.Mishan)=一度供給したら自由な数量的選択はできない。(d)不確実性(B.A.Weisbrod,R.Zeckhauser)=実際に利用される数量、確率は予測しえない。などの特性をもつといえよう。

公共財供給の効率性に関する基礎的modelとしては、消費の外部効果を基礎として、公共財供給の均衡条件を求めたSamuelsonによるものがある。Samuelsonによれば、公共財供給の均衡条件の導出に当たって、私的財と公共財の選好の程度は、各主体とも異なった個別効用関数を前提とし、さらに私的財と公共財を生産する社会の技術的可能性を制約条件として均衡条件に求めている。

個別主体にとっては、私的財はその所得の大きさと消費の選好度に従って自由に数量が決定されているが、公共財については共同消費、等量の消費を前提としている点が異なっている。この均衡解の導出過程は以下のとおりである。

**(b)市場での環境財供給の最適条件**

ここでは、社会構成員として個別主体1,2を前提とし、エコ消費財を含む私的消費量を  $x_1, x_2$  , 公共財の消費量を共同消費財の消費量として位置付け  $y$  , 効用関数を  $U_1 = U_1(x_1, y), U_2 = U_2(x_2, y)$  とする。

$$\begin{aligned}
 &U_1 = U_1(x_1, y) \max. \\
 &\text{sub.to } \bar{U}_2 = U_2(x_2, y) \text{ const.} \\
 &F(X, Y) = 0 \quad \text{ただし } X = x_1 + x_2, \quad Y = y \quad \dots\dots\dots (1) \\
 &\lambda, \mu : \text{Lagrange's multiplier} \\
 &U_1^* = U_1(x_1, y) + \lambda \{U_2(x_2, y) - \bar{U}_2\} + \mu \{F(X, Y)\}
 \end{aligned}$$

$$\frac{\partial U_1}{\partial x_1} + \mu \frac{\partial F}{\partial X} \cdot \frac{\partial X}{\partial x_1} = U_{1x} + \mu F_x = 0 \quad \dots\dots\dots (2)$$

$$\lambda \frac{\partial U_2}{\partial x_2} + \mu \frac{\partial F}{\partial X} \cdot \frac{\partial X}{\partial x_2} = \lambda U_{2x} + \mu F_x = 0 \quad \dots\dots\dots (3)$$

$$\frac{\partial U_1}{\partial y} + \lambda \frac{\partial U_2}{\partial y} + \mu \frac{\partial F}{\partial Y} = U_{1y} + \lambda U_{2y} + \mu F_y = 0 \quad \dots\dots\dots (4)$$

(2),(3),(4)より

$$\begin{pmatrix} U_{1x} & 0 & F_x \\ 0 & U_{2x} & F_x \\ U_{1y} & U_{2y} & F_y \end{pmatrix} \begin{pmatrix} 1 \\ \lambda \\ \mu \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 0 \\ 0 \\ 0 \end{pmatrix} \quad \dots\dots\dots (5)$$

係数行列を  $A$  とすれば、係数行列の行列式から次の結果がえられる。

$$\det A = U_{1x}U_{2x}F_y - F_xU_{2x}U_{1y} - F_xU_{2y}U_{1x} = 0 \quad \dots\dots\dots (6)$$

$$\therefore U_{1x}U_{2x}F_y = F_xU_{2x}U_{1y} + F_xU_{2y}U_{1x} \quad \dots\dots\dots (7)$$

$$\therefore \frac{U_{1y}}{U_{1x}} + \frac{U_{2y}}{U_{2x}} = \frac{F_y}{F_x} \quad \dots\dots\dots (8)$$

(8)の結果は、公共財と私的財間の各個別主体における限界代替率の社会全体についての総計が、公共財と私的財間の限界変形率に等しいことを示しており、これは私的財のみの市場におけるPareto最適条件(各個別主体における私的財間の限界代替率が、私的財間の限界変形率と均等)とは異なった均衡条件を示している。

すなわち、個別主体における公共財に対する効用の水準によって、公共財の供給が調整されねばならず、所与の技術的制約条件のもとで、公共財の供給を増大するためには、私的財のごとく市場価格による調整は不能であるから、公共支出による政策的措置に待つほかなく、このための社会的意思決定を必要とするということになる。

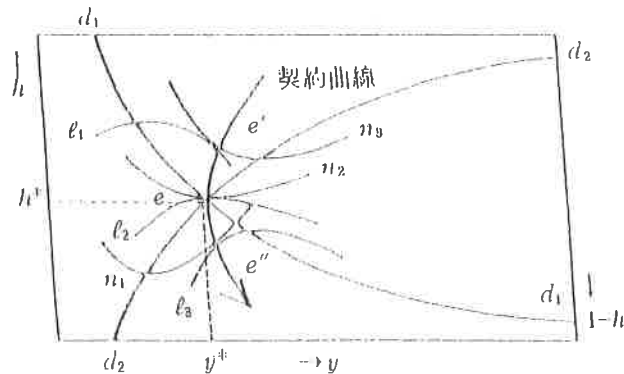
## ②環境財の最適条件

### (a)環境財の受益者負担と均衡

公共財に対する受益者負担(支払容認価格) $R$ が社会的に決定されている場合には、消費主体間の受益者負担率(主体1が $h$ ,主体2が $1-h$ )を用いて、公共財の最適供給条件を求めることができる。

すなわち、各主体において、それぞれ受益者負担率を変える。(公共財価格の変化と捉えられる)ことによって、公共財需要曲線を捉えることができる。

公共財供給において、相互に負担をいかに行うかが次に決められなくてはならない。



縦軸に受益者負担率( $h, 1-h$ ), 横軸に公共財供給量を取り、これらに囲まれたボックス図内に、主体1,2の公共財需要曲線を描くと、 $d_1, d_2$  (主体1)と $d_1, d_2$  (主体2)とが相対する位置関係におかれる。

それぞれの個別需要曲線にかかわる効用無差別曲線は主体1については、 $l_1, l_2, l_3$ 主体2については $n_1, n_2, n_3$ などとなる。

ここで $l_1$ と $n_3$ は $l'$ 点で $l_2$ と $n_2$ とは $l$ 点で、 $l_3$ と $n_1$ とは $e''$ 点でそれぞれ接する。

これらを結ぶと、このケースでの契約曲線が得られる。なお、これらの契約曲線のうえの点のうち、最適な点は、それぞれの個別需要曲線の交点 $e$ である。各主体にとって個別需要曲線のうえが、最適行動の軌跡だからである。

$e$ 点が決まることによって、主体1の受益者負担率 $h^*$ が、主体2の受益者負担率 $(1-h^*)$ が、均衡解として得られる。対応して $y^*$ が公共財の最適供給量となる。

### (b)支払容認価格のもとでの環境財の最適供給

このモデルでは、 $x_i$ を市場財、 $y$ を環境財とし、効用関数を $U_i = U_i(x, y)$ とおく。構成員

の分配家計所得は  $Y_i = Px_i + Rhy$  (ただし  $h$  は構成員1の環境財への受益者負担率), ここで  $R$  をウイリングネス・ツー・ペイ(環境財への支払容認価格),  $P$  を市場財の価格とすると, 均衡は次のようになろう。

$$L = U_1' = U_1(x_1, y) - \lambda_1 | Px_1 + Rhy - \bar{Y}_1 | \\ - \lambda_2 | U_2(x_2, y) - \bar{U}_2 | \dots \dots \dots (1) \\ - \lambda_3 | Px_2 + R(1-h)y - \bar{Y} + \bar{Y}_1 |$$

(1)式について, 変数連続, 微分可能として極値条件を求める。

$$\left. \begin{array}{l} \frac{\partial U_1}{\partial x_1} - \lambda_1 P = 0 \\ - \lambda_2 \frac{\partial U_2}{\partial x_2} - \lambda_3 P = 0 \\ \frac{\partial U_1}{\partial y} - \lambda_1 Rh - \lambda_2 \frac{\partial U_2}{\partial y} - \lambda_3 R(1-h) = 0 \\ - \lambda_1 Ry + \lambda_3 Ry = 0 \end{array} \right\} \dots \dots \dots (2)$$

$$\begin{bmatrix} \frac{\partial U_1}{\partial x_1} & -P & 0 & 0 \\ 0 & 0 & -\frac{\partial U_2}{\partial x_2} & -P \\ \frac{\partial U_1}{\partial y} & -Rh & -\frac{\partial U_2}{\partial y} & -R(1-h) \\ 0 & -Ry & 0 & Ry \end{bmatrix} \begin{bmatrix} 1 \\ \lambda_1 \\ \lambda_2 \\ \lambda_3 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \end{bmatrix}$$

係数行列について解くと, 最終的に次の均衡条件が求められる。

$$\therefore \frac{\frac{\partial U_1}{\partial y}}{\frac{\partial U_1}{\partial x_1}} + \frac{\frac{\partial U_2}{\partial y}}{\frac{\partial U_2}{\partial x_2}} = \frac{U_{1y}}{U_{1x}} + \frac{U_{2y}}{U_{2x}} = \frac{R}{P} \dots \dots \dots (3)$$

以上の解は, 各構成員における限界代替率(環境財・市場財間)の社会的合計が, 環境財に対する評価率(支払容認価格)と市場財価格との間の価格比に均等になるよう調整されるならば, 社会的な効用(福祉, 厚生)は最大になる可能性があることを示していると考えることができる。

### ③環境財供給と社会的厚生の最大化

公共財と私的財を併存させたsystemのもとでの均衡条件を示す多数の解の存在が明らかになされたとしても, 多数の解を無差別に選択するとしたならば, 単に経済の効率化の追求のみにとどまり, 分配の公平化という方向での福祉を達成することはできない。真の福祉が何であるかを絶対的に追求することは困難であっても, 社会的厚生関数  $S, W, f$  の導入によって, 相対的に福祉の座標をとらえることは可能であろう。  $S, W, f$  を  $W$  とすると, 社会的厚生の最大条件は次の過程を経て導出される。



$$\begin{aligned}
U_1 &= U_1(x_1, y_1), U_2 = U_2(x_2, y_2) \\
X &= x_1 + x_2, Y = y_1 = y_2 \\
W &= W(U_1, U_2) \max \text{ sub.to } F(X, Y) = 0 \\
W^* &= W(U_1, U_2) - \mu \{F(X, Y)\}
\end{aligned} \tag{9}$$

$$\frac{\partial W}{\partial U_1} \cdot \frac{\partial U_1}{\partial x_1} - \mu \frac{\partial F}{\partial X} \cdot \frac{\partial X}{\partial x_1} = W_1 U_{1x} - \mu F_x = 0 \tag{10}$$

$$\frac{\partial W}{\partial U_2} \cdot \frac{\partial U_2}{\partial x_2} - \mu \frac{\partial F}{\partial X} \cdot \frac{\partial X}{\partial x_2} = W_2 U_{2x} - \mu F_x = 0 \tag{11}$$

$$\frac{\partial W}{\partial U_1} \cdot \frac{\partial U_1}{\partial y} + \frac{\partial W}{\partial U_2} \cdot \frac{\partial U_2}{\partial y} - \mu \frac{\partial F}{\partial Y} \cdot \frac{\partial Y}{\partial y} = W_1 U_{1y} + W_2 U_{2y} - \mu F_y = 0 \tag{12}$$

$$(10)(11) \text{より} \quad W_1 U_{1x} = W_2 U_{2x}, \frac{W_2 U_{2x}}{W_1 U_{1x}} = 1 \tag{13}$$

$$(10)(11)(12) \text{より} \\
\therefore \frac{W_1 U_{1y} + W_2 U_{2y}}{F_y} = \frac{W_1 U_{1x}}{F_x} = \frac{W_2 U_{2x}}{F_x} \tag{14}$$

$$\therefore \frac{W_1 U_{1y} + W_2 U_{2y}}{W_1 U_{1x}} = \frac{W_1 U_{1y} + W_2 U_{2y}}{W_2 U_{2x}} = \frac{F_y}{F_x} \tag{15}$$

$$\therefore \frac{W_1 U_{1y}}{W_1 U_{1x}} + \frac{W_2 U_{2y}}{W_2 U_{2x}} = \frac{F_y}{F_x} \tag{16}$$

すなわち、これらの解のうち、(13)は公共財供給に関するSamuelsonの社会的関数における最適条件の総括的な解を示しているが、公共財を含むsystemのもとでは、社会的厚生を最大を実現するためには、(16)の解を追加することができる。この解は、公共財と私的財間の各個別主体における限界社会重要度に加重された限界代替率の社会全体についての総計が、社会における公共財と私的財間の限界変形率に等しいことを示している。

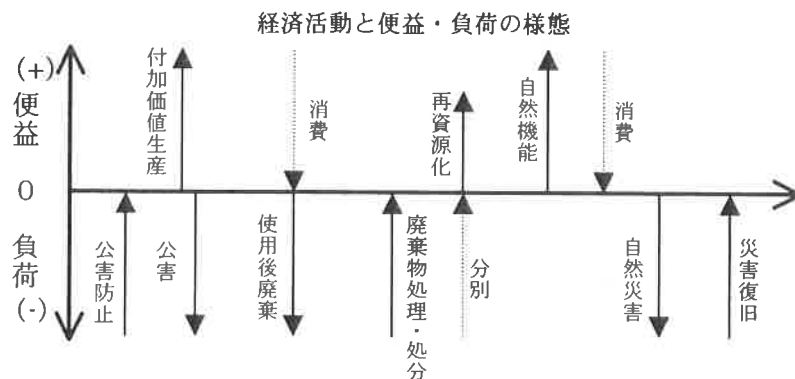
公共財を保全すべき環境財と捉えているので、この均衡条件は厳正なエコ経済の均衡条件といえることができる。

## (2) 環境を含めた環境経済統合勘定の理論

### ① 価値の評価・認識の理論

#### (a) 便益・負荷の態様

内部経済(市場経済)、外部経済を含めて、便益・負荷についてその態様を示すと、以下の表のとおりである。



動脈過程の生産加工過程においては、生産要素の投入によって付加価値生産が行われ、生産物としてプラスの便益を生み出すことができる。したがって、生産物は市場価格によって評価され、便益は価格と収益によって把握される。

しかし、その過程で、処理を誤れば、公害を生じ、これはマイナス負荷を生ずる。

生産加工過程、流通過程を経て消費過程などで排出される使用後廃棄物は、そのまま放置されればマイナス負荷となる。

特定の有害化学物質はいうに及ばず、公害物質とはされなくともCO<sub>2</sub>のような物質の排出も広くは地球環境への脅威となるので、マイナス負荷を生じているといえよう。

これに対して、静脈過程の廃棄物処理・処分過程では、マイナス負荷をもつ廃棄物の処理・処分によってマイナス負荷をなくし、負荷0の状態までもっていくことになる。

動脈における生産加工のようにプラスの便益を生み出すのではなくとも、マイナスの大きな負荷を0にまでなくすことはプラスの方向への便益を増やしていることを示し、その意味で処理・処分の事業は負荷のマイナスを0とする積極的な便益創出を行っているといえる。さらに、再資源化は、廃棄物とはならないことによって、潜在的なマイナス負荷は打ち消され、再資源化技術の有効な適用によってプラスの便益をもたらすことになる。

自然環境財は多元的な機能をもち、その機能は、自然の価値、自然の便益としてプラス便益と認識される。しかし半面、自然には災害が発生しマイナス負荷を生ずる。自然もこうした効用・非効用をもつが、ネットとしての効用の方が大きいことが自然の持続性を保つことの目標である。

#### (b)環境財要素の価格評価

便益・負荷の態様からみて、環境財要素の価格評価のためには、市場財要素とは異なる評価方法・体系が必要となる。環境財要素については、既に市場をもつもの、いまだもないものに区分され、さらに環境便益(外部経済)、環境負荷(外部不経済)などの評価、これに対応すべき費用の配分など、いわゆる「環境価値」、「環境価格」の認識と測定が、要素価格決定に関連して回避できない問題となっている。

#### (c)市場価格評価法 market value method, MVM

##### a. 競り、入札法

市場の原型として卸売市場、市売市場においては、通常取引方法として、売買双方の特定個別の相対取引による「付け売」と、現物縦覧のうえに市場参加者(買い方業者)による競(セ)り売、または入札による競争が行われる。この結果、競り落ち、落札によって売買の成立と価格決定が行われる。

このように市場価格が成立すれば(成立する確実な可能性の場合を含め)、これによって環境財要素価格は直接決定できる。様々な排出権に伴う取引などもこうした市場の方式を受けつぐものである。

##### b. 取引事例法

近傍類似の場所などで、実際に行われた取引事例に従って、価格を決定する方法である。例えば、地価表示制度によって、標準的な地価を公示することがある。これをどのようなウェイトで扱うかは標準的公示値が実勢をどの程度反映しているかによって異なるが、一つの重要な参考資料となることは否定できない。農地・森林の素地価格などの帰属価格などを把握するのに有効である。

### c. 市場化逆算法

確実な製品(生産物)市場が成立し、そこでは競争によりまさに需給均衡の結果として価格が決定されている。この客観的なデータをもととして、その市場へ出荷・搬出する運輸コストなどを差し引いて、逆算してネットのメーカー(出荷者)サイドの受取可能価格を算定する。さらに、メーカーの生産加工コストなどを差し引けば、原材料の逆算価を算定することができる。環境便益が実在的にこのような現実の経済過程に対応して節約的に提供される場合にはとくに有効となる。

### (d) 仮想市場評価法 contingent valuation method, CVM

以上の市場価値評価法の持つ客観性、確実性に比して、現実的効力で劣る方法である。しかし、他に方法がない場合、代わってこの方法をとることは止むを得ない。名の通り、存在しない市場を、仮想として成立していると考え、例えば需要・供給双方の担い手(主体)を想定し、そこで取引される商品(ただし、この商品が市場をもっていないので、その商品の特性・機能などを明確に位置づけておく必要がある)の設計を明確に行い、その取引が行われているものとする。商品の量・質、需給の時期などを詳細に想定しなくてはならない。

このようにして市場のモデルをつくり、そのなかでの消費者行動から、消費者の支払容認価格willingnes to pay, WTP, を引き出すことになる。もちろん、この支払容認価格を支払う前提として、消費者の効用(便益)評価に十分な情報・知識を与えるのでなくてはならないということになる。

なお、CVMを展開するに当たって、プロジェクトの財政予定コストをFCとすると、 $FC > WTP$ (不足財源)、 $FC = WTP$ (均衡)、 $FC < WTP$ 余剰金の変換などの事情が生じることもあろう。

環境の質の改善(水質、大気、景観、森林、河川、海洋、沿岸など)については、良い状態と悪い状態との健康被害の差、心理的安らぎの差など心理的生理的科学的指標の差など、十分な受益者の認識なしには、信頼できる支払容認価格はえられない。また、環境税を課すに当たっても、このことが明らかであると、適正税率の賦課へとつながる可能性がある。

### (e) 帰属価格評価法 hedonic price method, HPM

物財や用役は、市場においては、それ自体のトータルとしての需給均衡価格で顕在化した形で評価できるが、環境などの潜在的な要因の変化が、変化をもたらしたとき、例えばその潜在的価値の上昇がどれほどの物財やサービスの価値を高めるか、属性の一つの変化が、評価価値 $P$ を増加させることが判れば、便益の増分を測ることができ、例えば、環境の良化が地価を上げるなどといった場合、環境の良化による地価の増加分は、環境の帰属価格である。このように属性の変化に基づいた評価額増分を原因属性の帰属価格という。

環境を良くするためのコストの投入が有効性もつことの説明が可能となる。物財の価値を $P$ とし、この物財の属性(特性因子)を $x_1, \dots, x_n$ とし、これにかかわる環境の質のレベルを $E$ とすると、

$$P = f(x_1, x_2, \dots, x_n, E) \dots\dots\dots (1)$$

全微分式をとると

$$dp = \frac{\partial f}{\partial x_1} \cdot dx_1 + \frac{\partial f}{\partial x_2} \cdot dx_2 + \dots\dots\dots + \frac{\partial f}{\partial x_n} \cdot dx_n + \frac{\partial f}{\partial E} \cdot dE \dots\dots\dots (2)$$

帰属する特性の一つ、例えば環境が良化すると、 $\partial f / \partial E > 0, dE > 0$ で $dp > 0$ となる。これを便益増分として推計することにより環境良化による物財の価値増分を決定することができる。

緑地や都市林の整備が、近隣の住宅の住宅環境を良くし、宅地価格を上げたり、逆に有害廃棄物の不法投棄や野焼きをする施設があれば環境の負荷の増大で、宅地価格が下がるなどのことがおきるなどの問題に関連して、帰属価格法をとることができる。

**(f)取得原価法 acquisition cost method, ACM**

物財、用役の生産に当たって要した生産原価は、投下したすべての犠牲を費用として計上したものであり、価格とは対照的にまた客観性をもつものである。市場においては、あるいは消費者の支払容認価格などが、不鮮明な場合は、この伝統的なコスト概念によることも許容される。

ただし、この取得原価にも、いろいろなステージがあると考えられる。

a.歴史的原価、名目原価

現在に至るまでの過去からのすべての費用を名目額のまま合計したもの。

b.購買力原価

過去それぞれの時点から、現在までの物価の変動率を以て、それぞれの過去の費用を修正して合計したもの。

c.現在原価

現在の物価水準に直して過去の費用を合計したもの。

d.再生産原価

現在、同一のものを再生産するための必要な費用を合計したもの。

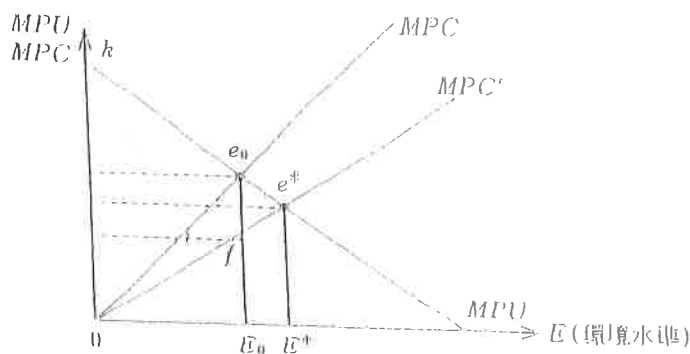
e.取替原価

現在、同一のものをそのまま調達、取替えるのに必要な費用の合計。

**(g)回避費用法 averting expenditure method, AEM**

社会の生産条件や環境条件が、何らかの手段によって改善を加えられれば、個別経済主体に対して、ある種の便益がもたらされることは否定できない。生産者にとっても、消費者にとっても、条件改善に伴って、例えば限界私的費用の減少がもたらされると考えられる。

既に改善される前におかれていた費用条件に対して、改善されてからの費用条件はそれより低くなることはあきらかである。(MPCはMPC'に減少)



改善前の環境の質  $E_0$  では  $MPC = MPU$  で社会的余剰は  $oe_0k$

改善後の環境の質  $E^*$  では  $MPC' = MPU$  で社会的余剰は  $oe^*k$

両者の社会的余剰差は  $\Delta Oe_0e^*$  (余剰増分) となる。

改善前に消費者が支払ってよいと考えていたであろう費用額は  $Oe_0e^*E^*$

改善後に消費者が支払う額は  $Oe^*E^*$

両者の差をとると

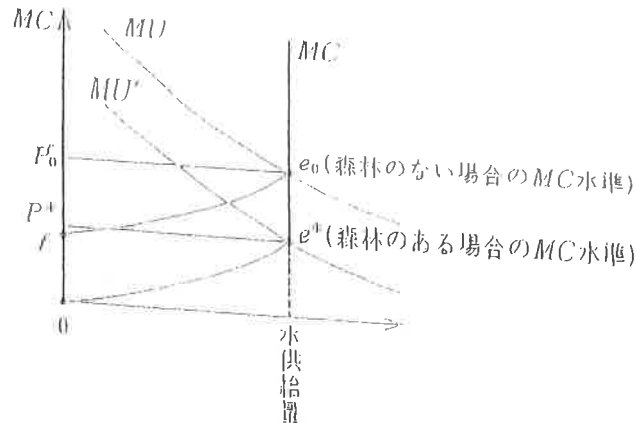
$$Oe_0e^*E^* - Oe^*E^* = \Delta Oe_0e^*$$

と支出は軽減し、環境の質は上がったので、 $E_0$ での消費者の費用額  $Oe_0E_0$  をもとにする  
と改善後  $E_0$  までの費用支出は  $\Delta OfE_0$  で、比較して  $\Delta Oe_0f$  は便益の増分となる。

#### (h) 代替費用法 replacement cost method, RCM

環境の質を維持するための自然環境財の機能を代替財の費用負担の支出を想定して、この代替財に代替して自然環境財が節減している費用を用いて、便益の価値を計ることができる。

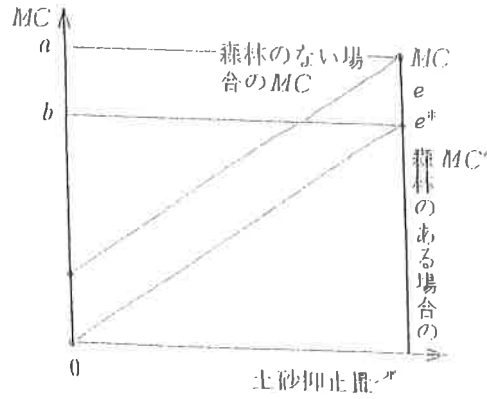
すなわち、一定の水供給量の確保のためにダム及び森林が使われていると仮定し、ダムのみによって水供給する場合の費用に比べて、森林のある場合の費用は低く、両者の対比より、ダムに代替して節減していく費用を計り、この価額を以て提供している便益を評価する。



森林のある場合と、ない場合との対比では同一の水供給量で図の  $\square P_0e_0e^*P^*$  の費用の代替(節減)が示される。

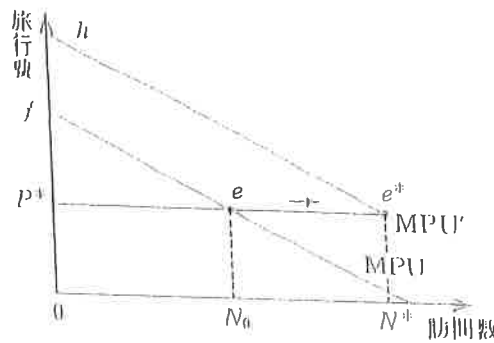
森林は山崩水防止、土砂防止など、土石流の排出を抑止している。砂防ダムを含め抑止量が決定される。しかし、森林がない場合はダムの増設などで費用は高くなるが、森林がある場合は軽減されている。

森林は増設を必要とするダムに代替して、土砂抑止に貢献している。図の  $\square aee^*b$  は森林のあることによって代替され、節減されている費用である。これを森林の便益として評価することができる。



(i) 旅行費用法 travel cost method, TCM

旅行費用法（トラベルコスト法）は、保健休養などの便益評価に用いられる方法である。保健休養の場までの交通費、宿泊費その他費用を基礎資料として、訪問頻度、訪問者数などが推計される。すなわち、図の  $MPU$  は森林の整備されていない場合の利用者の需要曲線、 $MPU'$  は森林の整備が行われた場合の利用者の需要曲線である。

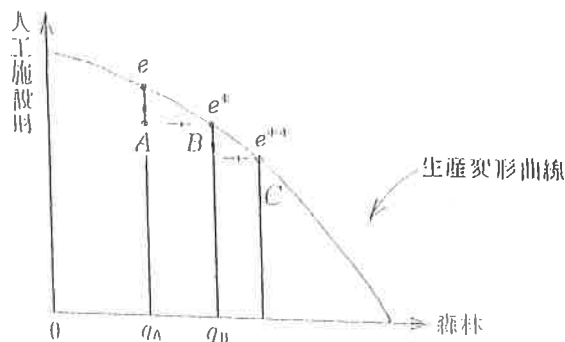


図で  $efhe^*$  が、森林の整備による便益の増加として評価できる部分である。

(j) 機会費用法 opportunity cost method, OCM

人工施設か自然施設かの代替関係を基本とし、生産変形曲線を構成する。図に示す通り、森林の増加を計れば、人工施設財は減少する。森林をレベルAからレベルBにもっていく場合には、人工施設財は  $eA$  を失うことになる。森林を  $AB$  だけ増やすために  $\overline{eA}$  の人工施設財が犠牲となる。

ここで  $\overline{eA}$  を森林を  $q_A$  より  $q_B$  にもっていく  $\overline{AB}$  の機会費用という。この機会費用によって、森林  $AB$  の便益価値の評価をすることができる。



### (k)投票評価法 political referendum method, PRM

市場では、競り、入札などによって、商品に対する評価を直接行うことができるが、市場をもたぬ場合、これに代わる受益者の直接の評価が必要となる。この評価のための値付けを投票を以て行う方法である。

しかし、単なる主観的な個々の価値判断の集計ではなく、投票の有効な結果を導く、客観的情報の提供が必要である。また、投票する側の年齢差、性別の差異があり、投票の結果は、多変量の影響のうえに成り立つといえる。投票権者の範囲などについても適正なものではなくてはならない。

廃棄物処理場・処分場の立地決定、都市林などの緑地の確保など、環境負荷や環境便益に対する住民の評価が公共的な意思決定にもつながる。

### (l)環境リスク評価法

#### a. オゾン層破壊によるクロロフルオロカーボンのリスク評価事例

クロロフルオロカーボンについては「オゾン層を減少させる物質に関するモントリオールにおけるプロトコール」(1987年3月)に基づき、各国で一斉に規制が進められている。米政府によるこの地球規模のクロロフルオロカーボンの削減対策の効果分析の結果が発表されている。この効果は、クロロフルオロカーボンによる環境被害の除去にあり、その評価はそのままクロロフルオロカーボンの使用にとまらうリスク評価と考えてもよい(クロロフルオロカーボンの使用量を1986年の水準50%に抑え、生産水準を65%に抑える削減を前提として評価している)。

この分析によれば、皮膚ガンの患者の増加を回避することによって613億ドル、皮膚ガンによる志望者の増加を回避することによって、6兆3500億ドル、白内障患者の増加を回避することによって、25億7000万ドル、農作物収量の減少を回避することによって234億ドル、漁獲量の減少を回避することによって55億ドル、対流圏オゾンの増加に伴う農作物収量の減少を回避することによって124億ドル、塩化ビニール製品などの劣化を回避することによって31億ドル、海水面の上昇に伴って生ずる湾港での被害の回避によって43億ドルになり、1986年より1999年末までに回避された費用の総額は約6兆4630億ドルと推定している。ちなみに、これに対応するクロロフルオロカーボン類などの削減対策費用は約270億ドルにとどまる。

1986年レベルの50%削減が1999年までにないとすれば、無規制状態でのクロロフルオロカーボンの利用に伴うオゾン層の破壊によるリスク総額は既出のリスク評価からみると、環境負荷の総額は約12兆9260億ドル(日本円レート100円としても約1292兆6000億円)という巨額なレベルであり、わが国の2000年代初頭のGNPレベルの2.6年分に達する額である。

#### b. 公害訴訟を通したリスク評価事例

わが国では1950年代から1970年代にかけて、公害による訴訟や損害賠償問題が続出した。経済成長の一方において有害化学物質などの環境汚染による外部不経済が拡大し公害病の発生という最悪の事態をひきおこした。そのほか、騒音、振動、悪臭、地盤沈下、大気汚染、水質汚染、土壌汚染などが、廃棄物との絡みももちながら、いわゆる公害として環境規制の対象となった。公害基準、のちの環境基準による数値基準が定められ、漸くリスク評価の基礎的観測と資料作りが始められた。

4大公害訴訟といわれる「イタイイタイ病訴訟」(1968年富山地裁提訴)、「阿賀野川有機水銀中毒事件訴訟」(1967年新潟地裁提訴)、「四日市ばい煙(ぜん息など)訴訟」(1967年津地裁提訴)、「メチル水銀水俣病訴訟」(熊本地裁提訴)をはじめ、大気汚染の激化による呼吸器疾患、光化学スモッグ、BHC、DDT等塩素系農薬による農作物被害、ヒ素ミルク中毒事件、各港湾のヘドロ、有害化学物質、青潮、赤潮などによる魚の大量死など、空港や高速道路、新幹線の騒音など、PCBからダイオキシン汚染など、広汎な公害に伴う被害や苦情が1967年来の公害対策基本法による規制にも拘らず増大している。

「神通川イタイイタイ病判決(1972年)」では被告(三井金属鉱業)に損害賠償額を死者1000万円、患者800万円、「阿賀野川有機水銀中毒事件判決(1971年)」では被告(昭和電工)に死者1000万円、患者(症状ランク別に、1000万円、700万円、400万円、250万円、100万円)、「四日市公害事件判決(1972年)」では被告(石油コンビナート6社)に死者400~500万円、患者200~300万円)、「メチル水銀水俣病訴訟判決(1973年)」では死者1800万円、患者については超重症1800万円、重症1700万円、中症1600万円(そのほか、配偶者、親子に対しても相応の金額)など、それぞれ損害賠償額の支払が命じられた。公害病による死者や患者に対する損害賠償という厳粛な社会的費用の支払となった。

### c. 環境リスクと補償責任の実態

「戦争により発生する環境負荷」は、現実に行われた軍事行動によって派生したものであり、実害を生じているにも拘らず、戦闘者がこれによって生じた被害や損害に対する賠償(自然に対しても、人間に対しても)を何ら支払っていないことは問題である。戦争により生じた外部不経済に対する人類社会に対する社会的費用の負担の義務と責任は、戦闘を選択したものにあり、平和と平等を目指す国際社会においては適確に処理されるべきである。第一義的に実際に発生した負荷について、物量表示、数量表示であっても、適確に公害として把握されていなくてはならない。

これが、すべての問題解決の第一歩だからだ。

「クロロフルオロカーボンによるオゾン層破壊による環境負荷」は、現実には発生が予想される環境負荷を、人命や健康および産業や野生生物などへの影響の視点でとらえ、とくに健康阻害による医療費などを基準として、負荷自体を貨幣表示によって、社会の行う環境保全的経済的対応の経済効果を示し、対策の緊急の必要性を訴えている。ここでは、仮想補償の方法で(contingent compensation method)でリスクを評価をしている。クロロフルオロカーボンによるオゾン層の破壊によって生ずると予想されるオゾン濃度の減少と短波長の紫外線の照射量の増加に伴う、地上への物理的生理的影響の評価を基礎として、悪い影響の大きさを価格に変え、シャドウ プライス(潜在価格・影の価格)を導き出している。この評価基礎額は、一定のレベルの医療技術とその医療費用などに基づいて算定されている。しかし、発生者が多数あり、社会的にもペナルティなど補償の責任も明文化されていない。

これに対して「公害訴訟を通したリスク評価」は、現実には生じた公害による人命や健康に対する影響を、現実の医療行為とそれに要した医療費用を基礎として算定し、社会的客観的に証明のできる、リスク評価となっている。明らかに公害発生者の原因行為と被害結果との因果関係が立証され、リスク評価はそのまま発生者に対してその責任として補償金の支払が課せられることになる。

公害に対するリスクの責任は、本来、社会的厚生立場に立てば、公害の発生者に全面



的に負担させられるべきことは言うまでもないが、これを有効にするためには、公的規制の一定の実施も平行すべきである。公的規制があれば免れることのできた公害が多かったからである。市場システムの責任といっても、価格が生態系保全などの費用を含まない限り、自律的自動的制御は難しい。ここに公的システムの介入が求められる。

同時にわれわれは、自由財がフリーのグッズ(goods)として取り扱われるのと対照的に公害をもたらすにも拘らず、マイナスの自由財(無責任に放置された廃棄物、有害化学物質、ヘドロなど)として、フリーのバズ(bads)化しているものが多く、憂慮すべき状態が続いているということができよう。

#### d. 公害賠償責任の原理

損害賠償制度は、法律の適用、判例の積み重ねのなかで、リスク評価としての発生者の責任、負担費用の概念を概ね次の3つに区分されている。第1は、直接の人的・物的損害に対する賠償などの支払い、公害防止のための費用の支払いで、第1次費用である。この費用を最小にすることがリスク対応の「効率性」を維持することになる。この費用は、当事者責任のほか、第三者負担という形で、社会に負担を求める。

第2に、第1次費用の負担を、社会の構成員に配分したり、何年度かに分けて負担したりすると、発生にかかわりがない年度に属する所得分配の「公平性」を妨げる惧れがある。この偏り、歪みが第2次費用である。

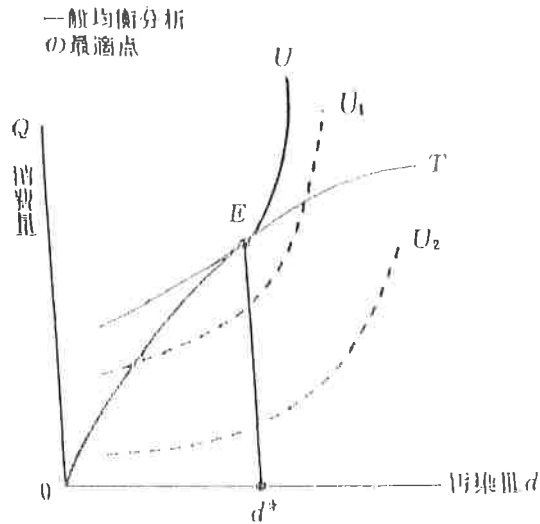
第3に、公害に伴う損害賠償請求のための訴訟、被害者保護のための費用、関連する司法上の費用、損害保険の費用などが、公害処理のための追加費用として必要となる。これが第3次費用である。

なお、これらの費用支払いの前提として求められてきたのは「正義」の概念である。いかなる費用負担にも先立って、「正義」=公平性がすべてに優先する(正義とその他の目標との間にはトレード・オフの関係ではなく、辞書式の選好順位があり、正義が優先する)という原則である。

「効率性」を求めるためには、まず第1次費用の最小化を計らねばならない。公害に対する直接規制としての環境基準の厳しい適用、間接規制としての環境税や課徴金の適用がある。しかし、最も効率的には市場の働きのなかでの調整が望ましい。

単純化して、このモデル(公害賠償責任の経済的分析については、1997年に先駆的研究として、浜田宏一「損害賠償の経済分析」(東大出版会)PP37-55, PP90-107がある)では消費財1個、汚染の種類1個のみの社会のモデルを対象としている。当然、公害の原因となっているのは消費財の生産であり、生産の増大とともに汚染物質の排出が増大している。生産量の増加は汚染量の増加と正の相関で相伴っているといえる。また、このことは消費量の増加も同様に汚染量の増加を伴っていることになる。

消費量の増大は、所得分配を一定として、消費者の消費の満足は増加するが、限界私的効用は消費量の増加とともに逓減する性質をもち、消費量の増加に対応して、汚染量も増加すると、消費者の受ける限界被害も増加し、社会全体の限界被害も増加する。



$U_1, U_2$ をそれぞれの消費者の効用無差別曲線とみると、この合計が社会効用無差別曲線  $U$  となり、この  $U$  が  $T$  (消費量・汚染量間の関連を示す変形曲線) とただ1点 ( $E$  点) で接する点が最適点となる。ここでは、理論的には消費量・汚染量間の限界代替率の社会全体の和が、消費量・汚染量間の限界変形率に等しいということになり、通常の公共財の最適供給条件を満たすことになる。

このような最適な制御を行うためには、汚染量の限界1単位ごとに対応して正確な補償金を支払わせることが必要である。

こうした累進的な課税は非現実的で、汚染量に一律に補償金を課すほかはないとの意見も多いが、一律に高過ぎたり、一律に低く過ぎたりすることによる不公平性も生じ混乱を生ずる恐れがあるので、可能な限り、限界被害額に対応した補償金の決定が望ましい。

#### e. 環境インパクト評価法

環境に対する汚染(環境に対する負荷)は、基本的には生物学的化学的物理的な情報として、技術的物質的生理的影響が客観的かつ計量的に把握されなくてはならない。

任意の産出量ベクトル  $x$  と対応した環境負荷(活動など)のベクトルを  $D$  とすると、そのインパクトとしての大きさは(1)で示される。

$$D = f(x) \dots\dots\dots (1)$$

任意の地域における環境負荷(汚染など)の濃度  $d$  は、拡散関数  $H$  を用いると、(2)となる。

$$d = H(D) \dots\dots\dots (2)$$

物的環境インパクトのベクトルを  $e$  とすると、影響関数として(3)のように示すことができる。

$$e = g(d), e = g[H(f(x))] \dots\dots\dots (3)$$

環境財に対する多元的物的効果を集計した価値を  $v$  とし、物的環境負荷ベクトル  $e$  に対して貨幣的測定単位  $\mu$  を乗ずると、環境インパクトによる社会的機能の損失額を把握することができる。

$$v = \mu \cdot e = \mu \cdot g[H(f(x))] \dots\dots\dots (4)$$

このように環境インパクトの貨幣評価は、環境的の経済的機能の損失(時には純便益)を示している(環境汚染の損害費用について20世紀後半の研究としてホイティング(Heuting)、ジャンセン(Jansen)、ミシャン(Mishan)、ネイカンプ(Nijkamp)などがまとめているが、ネイカンプにおいては、住宅資産に対する損害、農業生産に対する損害、産業用設備などの腐食によ

る損害,健康に対する損害,航空機あるいは交通による騒音公害,汚染・レクリエーション・公共投資による自然地域の損害,社会福祉・心理的安全に対する損害などが挙げられている)。このことは汚染の発生者がその汚染に関して損害費用,補償費用,防止費用などを負担しなければならないことは社会の絶対的ルールとなっているといえる。

## ②便益費用分析

経済的厚生は,単なる産業的な総生産だけではなく,経済系から生態系に対して排出されるさまざまな環境的影響を最小にとどめるような努力を払う経済活動を基準とするものではなくてはならなくなった。同時に,環境便益のように,生態系から発せられるさまざまな人間に対する便益を,最大限に調整し発揮できる経済活動を発展させるものとなった。

したがって,廃棄物処理のための費用,廃棄物処理に伴う汚染を防止するための費用,リサイクルなどの静脈的なプロセスに対する費用負担,自然の浄化能力を超えた環境汚染に対する補償のための費用負担,あるいは林業などによる自然の再生力を超えた資源の採取に対して自然の再生力を回復させるための補償費用,自然の再生力を持続的に維持するための費用負担など,経済系の生態系に対する多様な環境コストの配慮と負担が合理的に求められ,そのための技術の採択が市場をつくり,投資の対象ともされるようになった。

このように,一つのプロジェクトの展開について以上のような経済的評価を行うとすれば,環境便益を含めた費用・便益分析が求められる。一般的には,分析での純現在評価を  $NPV$  (net present value),市場便益を  $E_m$ ,環境便益を  $B_e$ ,市場便益に対応する費用を  $C_m$ ,環境便益に対応する環境保全費用を  $C_p$ ,環境被害を  $C_d$  とすると(なお,これらのものはすべて現存価値還元価である),  $NPV$  は次式で示される。

$$NPV = E_m + B_e - C_m - C_p - C_d \dots\dots\dots (1)$$

この場合,環境財の機能評価は,客観的な裏づけを持つ環境便益の経済的評価として不可欠なものである。物量的単位での評価とともに,このシャドウ プライスとしての経済的評価が可能となればベターといえよう。

なお,費用・便益分析では,一般に純便益の現在価値還元価の最大化を目指している。1期から  $T$  期までの時間の変化のなかでは,次式で示される。

$$NPV = \sum_{t=1}^T \frac{1}{(1+r)^t} (E_{mt} + B_{et} - C_{mt} - C_{pt} - C_{dt}) \longrightarrow \max.$$

この割引率  $r$  は,内部収益率(internal rate of return:IRR)である。また  $IRR$  は,費用と便益の現在価値を等しくする投資収益率である。すなわち,

$$\sum_{t=1}^n \frac{(E_{mt} + B_{et} - C_{mt} - C_{pt} - C_{dt})}{(1+r)^t} = 0$$

または,

$$\sum_{t=1}^n \frac{(E_{mt} + B_{et})}{(1+r)^t} = \sum_{t=1}^n \frac{(C_{mt} + C_{pt} + C_{dt})}{(1+r)^t}$$

このようにして求められる  $r$  は,この投資のために用いられる資金のコストとの対比において,その資金を  $r'$  とすると  $r > r'$  ならば投資は十分合理的であるといえるし,  $r < r'$  ならば投資は合理的ではないということになる。

また,このような分析では,しばしば  $C/B$  比が用いられる。これは割引便益(収益を含む)と割引費用との対比である。

$$B/C\text{比} = \frac{\sum_{t=1}^n \frac{(E_{mt} + B_{et})}{(1+r)^t}}{\sum_{t=1}^n \frac{(C_{mt} + C_{pt} + C_{dt})}{(1+r)^t}}$$

### ③国民経済計算体系における環境経済統合勘定の理論的特質

環境保全に配慮した経済成長を計り、それに対応する環境政策を導くような環境計画が求められる。そこでは、環境と経済の両立が目標とされ、国民所得から、すべての汚染物質による損害額が差し引かれ、純社会的所得が得られ、その最大化が計られなければならない。

産業別の付加価値係数ベクトルを  $v$ 、産業別産出額ベクトルを  $x$ 、汚染物質のシャドウ プライス(潜在価格)ベクトルを  $c$ 、汚染物質の排出ベクトルを  $d$  とすると、純社会所得によってつくられる社会的厚生関数  $w$  は、

$$w = vx - cd \cdots \cdots \cdots (1)$$

となる。

なお、汚染物質のシャドウ プライス  $c$  は環境の質の追加1単位に対する限界費用を意味する。環境基準(排出基準)を  $\bar{c}$  とし、これを超えることのない規制を行うとすれば、排出水準  $c$  は  $\bar{c} \geq c$  となるのが原則である。なお  $c$  は、環境基準を行うためこれに対応する貨幣的損害の影(代わり)の評価額である。

なお、汚染は各産業部門の産出量に比例して産出されるので、産出量の関数として捉えられる。各産業部門の産出と、これに対応する汚染排出防除の技術的水準によって、汚染の水準は異なる。

$$d = D \cdot x \cdots \cdots (2) \quad (D : \text{汚染係数のベクトル})$$

なお、 $x \leq \bar{x}$  ( $\bar{x}$  : 産業別産出量に対する最大需要量)

(1)では、社会的厚生をより高めるために、 $vx$  については付加価値を高め、産出額をより高める方向で引き上げる行動が働くであろう。 $cd$  については、汚染物資の排出を抑えシャドウ プライスを低める方向に働くであろう。

しかし、現実には、汚染排出の水準が高く、制約条件としての環境基準(排出基準)を超え続けるならば、超えていく汚染について、これを減らすか、それによって生ずる負荷の補いのための限界的外部費用(MEC)を増加させていくか、何れかになるであろう。(なお、このシャドウ プライスの決定についてはリニアプログラミングの双対解として解くことができる)。

マステンブレイク、ネイキャンプ(1976年)などの研究によれば、産業別経済成長に対して、汚染排出に対する環境基準をいかなる水準で決定するかは、汚染などの環境にかかわるシャドウ プライス水準にもかかわり、また産業別経済成長の機会費用として、汚染にかかわる限界的外部費用(MEC)が重要であるとしている。

このように、産業別成長は、 $vx$  の限界的付加価値成長と  $cd$  の限界外部費用(限界汚染)とのトレードオフによって成り立っているといえよう(多目的最適化問題の一つ)。

(1)に基づいてエコ産業、その他産業のそれぞれの社会的厚生関数を  $w_1, w_2$  とする。ただし、ここでは産業別付加価値係数にかかわる汚染物質のシャドウ プライスには差はなく、それぞれ産業別の産出額ベクトル、汚染物質の排出ベクトルについては、固有の技術的特性を示していると仮定する。

$$\left. \begin{array}{l} w_1 = ux_1 - cd_1 \\ w_2 = ux_2 - cd_2 \end{array} \right\} \dots\dots\dots (3)$$

エコ産業は汚染物質の排出を抑制し、その他産業が汚染物質の排出に失敗しているとする  
と、相対的には  $w_1$  は  $ux_1$  に近い水準を維持できるが、 $w_2$  は  $ux_2$  から相当額の限界外部費用  
(*MEC*)を差し引いて、ネットの  $w_2$  は減少する。環境保全に配慮しているエコ産業が、社会的  
厚生目的に対してはより望ましい産業成長を実現しているといえる。

#### ④国民所得と環境汚染

このような視点に立てば、社会的厚生に最大に合致するか、それに接近できる基準によっ  
て、国民経済や産業別成長の評価を行う必要があるといえよう。ミシャン(Mishan,1967)など  
は、欧米などの先進国においてはGNPベースの経済成長は、既に大きな社会的厚生を減少を  
伴いつつあると指摘している。

純社会的厚生(net social welfare,NSW)の考え方がそれである。GNPより控除されるべき  
は、通常行われている生産(設備)資本減価償却(*DPC*)だけでなく、水や大気、土、森林景観など  
生態系を構成する環境資本の減耗に対する償却(*DEC*)が必要だといっているのである。そこで  
*NSW* は次のようになる。

$$NSW = GNP - DPC - DEC \dots\dots\dots (4)$$

さらにノードハウス＝トーピンらは、社会的厚生基準(*MEW*)を、GNPより *DPC* を差し  
引き、環境資本の減耗償却 *DEC* に代えて、非市場行動と余暇から生ずる正の社会的快適性  
(*PSA*)を加え、*DEC* や軍備などのような社会的非快適性(*SDA*)を差し引いている。

$$MEW = GNP - DPC + PSA - SDA \dots\dots\dots (5)$$

これに対するコメントとしては、余暇やボランティア活動に対する貨幣評価、社会的非  
快適性を構成する汚染物質の把握と貨幣的評価、資源の枯渇に対する貨幣的評価などの事項  
が解決されなくてはならない等がある。

ホイティング(Hueting,1974)は、環境の悪化とは人間に対する機能(人間に対する環境成  
分の効用)の損失であるといっている。

人間に対する効用といっても、森林でも水でも土でも多面的な効用を持っている。

環境を構成する要素(因子)は量的、質的、空間的、時間的なものである。また、機能と機能との  
間にも多重な関係がある。とくに、これらの機能的展開と関連しつつ様々な原因ごとに機  
能の低下や喪失が生まれる。環境機能のシャドウ プライスはホイティングによれば、環境機  
能を最適水準にまで回復させるための限界除去費用と補償費用とすべきとしている。経済  
成長は、環境機能を含めた経済財の利用可能性の増加であり、したがって、GNPに対して、環  
境機能の変動(損失など)を含めた「修正GNP」を提唱している。しかし、これらの環境に対す  
る費用の多くは環境部門の中間投入とされ、汚染物質の除去と補償への支出は、中間部門の  
要素として含められなくてはならないことになる。このためGNP全項目についての再検討  
と、環境経済統合勘定の設定など新たなアプローチが求められよう。しかし、これらの勘定に  
おいては、環境便益などに対する配慮がなく、本調査研究としては、全く新たな方法の開  
発が必要と判断され、その方向で提案(後述)を行った。

#### ⑤物質収支モデルの均衡構造

エコ経済の展開においては、経済活動のもたらす外部性とそのもとにある廃棄物などを  
含めた物質収支に基づく均衡分析を行なう必要がある。クネーゼ(1976年)、リーおよびスタン

ダース(1972年), メイラー(1974年)などの研究のほか, ネイキャンプ(1977年)の研究がある。これらに準じて環境と経済の均衡について静的, 動的分析の基本モデルについて検討しよう。

### (a) 静的物質収支モデル

物質収支の最終構造は, 経済活動で採取した資源と同量の廃棄物が経済系から生態系へと排出されるという質量保存法則によって説明される。この物質収支がいかなる投入産出過程を経て成立するかが分析の焦点となる。

まず, 資源の採取においては, 各産業部門別, 生産物別に, 産出量に対応する必要な資源量が求められる。

$r_n$  を  $n$  種の資源,  $X_i$  を  $i$  種の産出量,  $a_{ni}$  を産出量1単位当たりの必要資源量とすると採取を要する資源量は(1)となる。

$$r_n = \sum_{i=1}^I a_{ni} x_i \quad \dots \dots \dots (1)$$

次に  $y_i$  を生産物  $i'$  に対する最終需要の物理的量とし,  $c_{ii'}$  を最終需要1単位当たりの産出量とすると, 産出量  $x_i$  は(2)となる。

$$x_i = \sum_{i'=1}^I c_{ii'} y_{i'} \quad \dots \dots \dots (2)$$

(2)を(1)に代入すると(3)が得られる。

$$r_n = \sum_{i=1}^I \sum_{i'=1}^I a_{ni} c_{ii'} y_{i'} \quad \dots \dots \dots (3)$$

次に  $S_v$  を  $v$  種のサービス量とし同様に(4)を求める。

$$S_v = \sum_{i=1}^I \sum_{i'=1}^I a_{vi} c_{ii'} y_{i'} \quad \dots \dots \dots (4)$$

なお, ここで  $a_{mi}$  は産出量1単位に対応する必要サービス量を示し, サービス(付加価値)と財  $i$  との間に対応する固定技術係数である。

また, 原料1単位当たり価格  $p_n^r$ , サービス1単位当たり価格  $p_v^s$ , 産出物1単位当たりの価格を  $p_i^x$  とすると(6)が得られる。なお, 環境からの資源の総量は

$$r = \sum_{n=1}^N r_n \quad \dots \dots \dots (5)$$

$$p_i^x = \sum_{n=1}^N \sum_{i'=1}^I a_{ni'} c_{ii'} p_n^r + \sum_{v=1}^M \sum_{i'=1}^I a_{vi'} c_{ii'} p_v^s \quad \dots \dots \dots (6)$$

物質収支としては最終部門への投入と最終部門からの流出は均等でなければならない。

$$y_i = \sum_{i'=1}^I R_{ii'} + w_i^F \quad \dots \dots \dots (7)$$

$R_{ii'}$  を最終部門  $i$  で生じ, 生産物  $i'$  に使われるリサイクル資源量とし, リサイクル過程での技術係数を  $d_{ii'}$  とすると  $R_{ii'} = d_{ii'} x_i$ , また  $w_i^F$  を最終部門  $i$  から排出される廃棄物量とすると, (8)(9)が得られる。

$$\therefore w_i^F = y_i - \sum_{i'=1}^I d_{ii'} x_i \quad \dots \dots \dots (8)$$

$$\therefore w_i^F = y_i - \sum_{i'=1}^I d_{i' i} \sum_{i''=1}^I d_{i' i''} c_{i' i''} y_{i''} \dots \dots \dots (9)$$

すべての部門*i*については合計すると、最終生産部門からの廃棄物量が得られる。

$$\sum_{i=1}^I w_i^F = \sum_{i=1}^I y_i - \sum_{i'=1}^I \sum_{i''=1}^I \sum_{i=1}^I d_{i' i} c_{i' i''} y_{i''} \dots \dots \dots (10)$$

$w_i^T$  は産業部門*i*からの汚染量を示し、*a* を最終部門から出るリサイクル物質の総量のなかで中間財部門で利用可能な割合を示す。中間財にかかわる物質収支は

$$\sum_{i=1}^I w_i^P = r - \sum_{i=1}^I y_i + a \sum_{i=1}^I \sum_{i'=1}^I R_{i' i} \dots \dots \dots (11)$$

また、リサイクル部門からの廃棄物は

$$\therefore \sum_{i=1}^I w_i^c = (1-a) \sum_{i=1}^I \sum_{i'=1}^I R_{i' i} \dots \dots \dots (12)$$

$$\therefore \sum_{i=1}^I (w_i^F + w_i^P + w_i^c) = r \dots \dots \dots (13)$$

これはすべての物質収支の均衡を示し、質量保存の法則に合致する。

このように、資源の採取から、廃棄物の排出を含む均衡を投入産出モデルを援用して、静学モデルとしての構造を把握することができる。

#### (b) 物質収支の動的的最適制御

エコ経済のプロセスを単にフロー面だけに限定せず、ストック面にも拡大して、環境の質のモデル(汚染などの管理も含めたモデル)を動的なものとして構築したのが動的物質収支モデルである。ネイキャンプ(1977年)のモデル開発以来、この種の動学体系による均衡の最適条件の研究の試みがなされている。以下、その基本モデルに基づき検討する。すなわち、 $w_{t+1}$  を (*t*+1) 期の部門  $i(i=1, \dots, I)$  から排出される廃棄物 *j* の量を示す要素  $w_{j,t+1}(j=1, \dots, J; t=0, 1, \dots, T)$  からなる (*J* × *I*) ベクトルとする。

$y_t$  は *t* 期における部門 *i* の産出量を表す要素  $y_{it}(i=1, 2, \dots, I)$  からなる (*I* × 1) ベクトルを示す。

$c_{it}$  は *t* 期における部門 *i* から産出される産出物に対する消費量を表す要素  $c_{ii}(i=1, i=1, \dots, I)$  からなる (*I* × 1) ベクトルを示す。

$i_t^A$  は *t* 期の部門 *i* における汚染物質に対する除去のための公害防止投資量を表す要素  $c_{ii}(i=1, \dots, I)$  からなる (*I* × 1) ベクトルを示す。

$\hat{D}$  は汚染物質 *j* の蓄積率を示す対角要素  $a_j(j=1, \dots, J)$  からなる (*J* × *I*) 対角行列を示す。

*B* は部門 *i* から排出される汚染物質 *j* の排出係数よりなる要素  $\beta_{ji}(j=1, \dots, J; i=1, \dots, I)$  からなる (*J* × *I*) 行列を示す。

*D* は部門 *i* からの産出物を消費することによって排出される、汚染物質 *j* の排出係数を示す要素

$$\delta_{ji}(j=1, \dots, J; i=1, \dots, I)$$

からなる (*J* × *I*) 行列を示す。

*E*: 汚染物質 *j* に関する部門 *i* の公害防止投資係数を示す要素  $r_{ji}(j=1, \dots, J; i=1, \dots, I)$  からなる (*J* × *I*) 行列である。

ここで、汚染物質の排出量については (1) とする。

$$w_{t+1} = \widehat{D}w_t + By_t + Dc_t - E_i^A \dots \dots \dots (1)$$

$t$ 期における部門別生産投資 $i_t^P$ , 公害防止投資を $i_t^A$ とすると, 総投資 $i_t$ は, この2つの総和であり, それぞれ $(I \times 1)$ ベクトルとなっている。

$k_{t+1}$ は部門別資本ストック $k_{i,t+1}(i=1, \dots, I)$ を要素にもつ $(I \times 1)$ ベクトルで,  $\widehat{d}$ は資本の減耗率を対角要素にもつ対角行列である。以上より, (2)式が成り立つ。

$$k_{t+1} = (I - \widehat{d})k_t + i_t \dots \dots \dots (2)$$

また,  $y_t$ は資本ストックとの間で, 固定技術資本係数を介して(3)の関係をもつ。なお,  $\widehat{a}$ は同係数を要素とする対角行列である。

$$y_t = \widehat{a}K_t \dots \dots \dots (3)$$

また消費についても, 国民所得理論に準じて恒等式として(4)が成り立つ。

$$c_t = y_t - i_t \dots \dots \dots (4)$$

以上より(5)が求められる。

$$\therefore w_{t+1} = \widehat{D}w_t + (B + D)\widehat{a}K_t - Di_t^P - (D + E)i_t^A \dots \dots \dots (5)$$

$$\therefore k_{t+1} = (I - \widehat{d})k_t + i_t^P + i_t^A \dots \dots \dots (6)$$

以上の(5)(6)のうち,  $w_t, k_t$ などは「状態変数」であり,  $i_t^P, i_t^A$ は「制御変数」としての役割を果たすことになる。この結果, 動的均衡システムとして(7)となる。

$$x_{t+1} = \pi_1 x_t + \pi_2 u_t \dots \dots \dots (7)$$

ここで,  $x_t, u_t$ は $t$ 期のすべての「状態変数」と「制御変数」のそれぞれのベクトルであり, また $\pi_1, \pi_2$ はこの均衡システムでの構造係数(推移行列)を示していると考えられる。ここでは状態変数と制御変数の現実値「 $x_t, u_t$ 」と理想値「 $x_t^*, u_t^*$ 」のウエイトづけされた2乗偏差を最小化する成果(パフォーマンス)基準 $w$ が基本となる。

$$w = \frac{1}{2} \sum_{t=0}^T \{(x_t - x_t^*)^2 + (u_t - u_t^*)^2\} \dots \dots \dots (8)$$

(9)の $L$ と $K$ は状態変数, 制御変数の現実値と理想値の偏差にかかわる対角要素からなる対角行列である。なお, (8)は $Ht$ (ハミルトニアン)によって解くことができる。なお,  $\lambda_{t+1}$ は(7)にかかわるシャドウ プライスのベクトルである。

$$\begin{aligned} H_t = & \frac{1}{2}(x_t - x_t^*)L(x_t - x_t^*) \\ & + \frac{1}{2}(u_t - u_t^*)K(u_t - u_t^*) \dots \dots \dots (9) \\ & + \lambda'_{t+1}(\pi_1 x_t + \pi_2 u_t) \end{aligned}$$

(9)についての均衡の1階条件は,

$$\lambda_t = \frac{\partial H}{\partial x_t} = \pi_1' \lambda_{t+1} + L(x_t - x_t^*) \dots \dots \dots (10)$$

ただし  $t = 0, \dots, T-1$



$$\lambda_T = L(x_T - x_T^*) \quad (11)$$

$$\frac{\partial H}{\partial u_t} = K(ut - u_t^*) + \pi_2' \lambda_{t+1} = 0 \quad (12)$$

なお、以上の均衡解を解いた後、状態変動についての最終的解が求められる。すなわち、

$$x_{t+1} = M(\pi_1 x_t - \pi_2 K^{-1} \pi_2' z_{t+1} + \pi_2 u_t^*) \quad (13)$$

なお、ここで

$$M = (I + \pi_2 K^{-1} \pi_2' Z)^{-1} \quad (14)$$

$$\therefore Z = L + \pi_1 (L^{-1} + \pi_2 K^{-1} \pi_2')^{-1} \pi_1 \quad (15)$$

(15)より

$$z_{T-1} = \pi_1 (L^{-1} + \pi_2 K^{-1} \pi_2')^{-1} (-x_T^* + \pi_2 u_{T-1}) - L x_{T-1} \quad (16)$$

(16)が求められる。これらの結果に基づき数値を導入すると、より具体的な結果が得られることになる。

以上に示したように、エコ経済の展開は、その基本構造としての、経済活動による投入産出に伴う物質循環に、一定の経済的管理の基準を適用するようになる。静学モデルでは資源の採取から廃棄物の排出を含む質量保存法則の立証のもとでコントロールを進めることになる。しかし、エコ経済は単に産出と汚染フローのコントロールにあるばかりではなく、環境の質のようなストックと関連を明らかにすることによって、より現実的な経済的均衡状態に接近することになる。本研究調査の主題たる環境便益・環境負荷を加えることによって、環境経済統合勘定をより現実的なものとすることができよう。これにより動学的体系でのここでの均衡は、ストックとフローの連関性に立つ現実のコントロールについてパフォーマンスの目標を示すことになろう。

## (参考1) 農業の環境機能評価算定式

(農林水産省農業総合研究所「農業・農村の公益的機能の評価結果 H10.12」に基づく)

### 1. 洪水防止機能

水田：評価額＝(水田の有効貯水量(低平地水田を除く))×(治水ダム貯水量当たり減価償却費＋治水ダム貯水量当たりの年間維持費)＋(低平地水田(受益する建物があるもの)の有効貯水量)×(治水ダム貯水量当たり減価償却費＋治水ダム貯水量当たり年間維持費)

畑：評価額＝畑の有効貯水量×(治水ダム貯水量当たり減価償却費＋治水ダム貯水量当たり年間維持費)

### 2. 水資源かん養機能

評価額＝水田の開発流量×(利水ダム開発流量当たり減価償却費＋利水ダム開発流量当たり年間維持費)＋外部地下水利用料×(水田灌漑地下水かん養率＋水田天水地下水かん養率)×地下水水価割安額＋外部地下水利用料×畑天水地下水かん養率×地下水水価割安額

### 3. 土壌侵食防止機能

評価額＝(耕作放棄された場合の推定土壌侵食量－耕作が維持されている場合の推定土壌侵食量)×砂防ダムの貯水量当たり建設費

### 4. 土砂崩壊防止機能

評価額＝(耕作放棄された場合の推定地滑り災害発生件数－耕作が維持されている場合の推定地滑り災害発生件数)×1件当たりの被害額

### 5. 有機性廃棄物処理機能

評価額＝田畑に投入された食物残渣等廃棄物量×処理経費＝(都市ゴミの耕地還元量×ゴミ処理費用＋し尿の耕地還元量×し尿処理費用)＋(下水汚泥の耕地還元量×汚泥処理費用)

### 6. 大気浄化機能

評価額＝田畑の大気汚染ガス推定吸収量×排煙脱硫・脱硝装置の処理量当たり減価償却費・維持管理費

### 7. 気候緩和機能

評価額＝水田の潜熱効果による気温低下度×影響を受ける世帯数×冷房日数×冷房電気料金×冷房時間

### 8. 保養休養・やすらぎ機能

評価額＝(レクリエーション目的の旅行者数×農村地域への旅行者の割合×レクリエーション目的の補正係数×1人1回当たりの消費額)＋(帰省者数×都市部以外の地区への帰省者の割合×帰省の際の支出費用)

## (参考2) 森林の環境機能評価算定式

(林野庁「森林の公益的機能の評価額について、H12.9」に基づく)

### 1. 流域貯留機能

#### ① 流域貯留量

都道府県ごとに、森林地帯への平均降水量から平均蒸発散量を差し引き、森林面積を乗じて貯留量を算出する。この場合、裸地においても降雨の10%は浸透するものと考え、森林地帯への平均降雨量に0.9を乗じる(裸地における流出係数0.9、洪水防止機能を参照)

\*流域貯留量(年間) = 森林面積 × (森林地帯への平均降雨量 × 裸地への流出係数 - 平均蒸発散量)

都道府県別の流域貯留量に基づき算定すると、流域貯留量の全国合計は1,864.25億 $\text{m}^3$ /年となる。これを1秒あたりの水量に割り戻すと、5,911.50 $\text{m}^3$ /secとなる。

\*1,864.25億 $\text{m}^3$ /年 ÷ (365日 × 86,400sec/日) = 5,911.50 $\text{m}^3$ /sec

#### ② 利水ダムの減価償却費及び年間維持費

利水ダムの総事業費、開発流量合計から、上水道開発水量あたりの原価償却費を償却期間80年、利率5%として計算し、年間維持費は減価償却費の1%とする。

\*利水ダム総事業費 = 9兆5,546.13億円

\*上水道開発水量計 = 333.040 $\text{m}^3$ /sec

\*上水道開発水量あたりの利水ダム総事業費 = 286.89億円/( $\text{m}^3$ /sec)

\*上水道開発水量あたりの利水ダム減価償却費

$$= 286.89 \text{ 億円}/(\text{m}^3/\text{sec}) \times 0.05 \times \frac{(1+0.05)^{80}}{(1+0.05)^{80}-1}$$

$$= \underline{14.64 \text{ 億円}/\text{年} \cdot (\text{m}^3/\text{sec})} \quad (\text{償却期間80年、利率5\%})$$

\*上水道開発水量あたり利水ダム年間維持費

$$= 14.64 \text{ 億円}/\text{年} \times 1\% = \underline{1,460 \text{ 万円}/\text{年} \cdot (\text{m}^3/\text{sec})} \quad (\text{減価償却費の1\%})$$

### 2. 洪水防止機能

#### ① 流量調節量

\*合理式による流量調節量

$$Q(\text{m}^3/\text{sec}) = A(\text{千ha}) \times R(\text{mm/h}) \times f \times (1,000 \div 360)$$

ここでQ:流量調節量、A:森林面積、R:100年確立雨量強度、

f:森林と裸地の流出係数の差(裸地0.9 - 森林0.6 = 0.3)

\*流量調節量の全国計 = 1,107,121 $\text{m}^3$ /sec

#### ② 治水ダムの減価償却費及び年間維持費

治水ダムの総事業費、洪水調節量合計から、洪水調節量あたりの減価償却費を償却期間100年、利率5%として計算する。年間維持費は減価償却費の1%とする。

\*治水ダム総事業費 = 8,321.00億円

1998年度治水ダム建設事業一覧表(『ダム年鑑』1999年、61~62ページ)より、43の治水ダムの総事業費。

### 3. 水質保全機能

#### ① 流域貯留量

\*流域貯留量 = 1,864.25 億 m<sup>3</sup>/年 (流域貯留機能で試算した隆起貯留量)

#### ② 雨水利用施設の減価償却費及び年間維持運転費

雨水利用施設は、利水を目的とするものと流出抑制を目的とするもの(浸透ますや調整池、遊水池など)に分けられるが、ここでは前者(狭義の雨水利用施設)を本機能の代替物として想定する。また、ここで想定する雨水利用施設は、代替水源として中水程度のものを供給することを目的とした施設とする。

この施設では、集水した雨水のうち、一部は集水ますにおいて不純物を取り除いた上で河川等へ放流し、残りは自然沈殿や碎石濾過程度の処理にとどまらず塩素消毒を施して中水として利用する。

### 4. 土砂流出防止機能

#### ① 森林による土砂侵食防止量

表 5-4 は、地質区分ごとの、有林地と無林地の年間侵食深、年間侵食土砂量、土砂侵食防止量を示している。これによると、森林による土砂侵食防止量(有林地と無林地の侵食土砂量の差)は 56.77 億 m<sup>3</sup>/年であり、1995 年の森林面積 2,515ha による補正(2,515ha ÷ 2,520ha)をかけると、50.65 億 m<sup>3</sup>/年となる。

\*土砂侵食防止量 = 56.77 億 m<sup>3</sup>/年 × (2,515ha ÷ 2,520ha) = 56.55 億 m<sup>3</sup>/年

#### ② 砂防ダム建設費

『砂防便覧』(1993 年度版)より、1985 年以降に着工した全国の主要砂防ダム(直轄)36ヶ所の建設費と計画貯砂量から、計画貯砂量 1m<sup>3</sup>あたりの砂防ダム建設費を算出する。なお、満砂後は使い捨てることを前提とするため年間維持費は含めない。

\*計画貯砂量 1m<sup>3</sup>あたりの砂防ダム建設費  
= 257.815 億円 ÷ 4,815.4m<sup>3</sup> = 5,354 円/m<sup>3</sup>

### 5. 土砂崩壊防止機能

#### ① 森林による崩壊軽減面積(年間)

現存する崩壊地 10 万ヶ所における実態調査結果であり、毎年崩壊面積の差を示したものではない。新規崩壊面積と復旧面積を同一とし、復旧治山が 3 年間で施工を完了するとすれば、同表の数量の 1/3 をもって毎年発生する崩壊面積と仮定することができる。従って、森林による崩壊権限面積(年間)は次のようにして求める。

有林地と無林地の崩壊面積

区分	1km <sup>2</sup> あたり崩壊面積(ha)
有林地	1.23
無林地	2.38

注:森林総合研究所資料。

\*森林による崩壊軽減面積(年間)

= (2.38ha - 1.23ha) ×  $\frac{1}{3}$  × 251,460km<sup>2</sup> = 96,393ha/年

(251,460km<sup>2</sup>;日本の森林面積)

② 1haあたり治山事業山腹工事費用

\*1997年度1haあたり治山事業山腹工=8,689万円/ha

\*97→98年の治山工事デフレター=1.0079

\*98年度1haあたり治山事業山腹工=8,689万円/ha×1.0079  
=8,758万円/ha

6. 保険休養機能

\*日本の人口(1997年10月1日現在、総務庁公表資料)

総人口126,166千人、うち15歳以上人口106,610千人(A)

\*宿泊観光レクリエーションの実態(1997年9月～98年8月)

参加率=55.7%(B)

参加者平均参加回数=2.22回/年(C)

旅行先の行動で「自然の風景を見る」者の割合=44.3%(D)

補正係数=0.791(E)

自然風景のうち、森林の占める割合は、土地白書の「我が国の国土利用の推移と現況」のうち、自然風景を構成すると考えられる地目である農用地、森林(2,512万ha)、原野、水面・河川・水路の面積構成(合計3,175万ha)から、79.1%とする(2,512万ha÷3,175万ha)。

平均旅行費用=41,790円/人・回(F)

旅行先の行動で自然(森林)の風景をみた延べ人数

=46,276千人・回/年(A×B×C×D×E)

宿泊による自然(森林)風景干渉旅行費用

=1兆8,108億円/年(A×B×C×D×E×F)

\*日帰り観光レクリエーションの実態(1997年9月～98年8月)

参加率=60.0%(G)

参加者平均参加回数=5.26回/年(H)

旅行先の行動で「自然の風景をみる」者の割合:15.9%(I)

補正係数0.791(E)

平均旅行費用=8,259円/人・回(J)

旅行先の行動で自然(森林)の風景をみた延べ人数

=42,392千人・回/年(A×G×H×I×E)

日帰り観光による自然(森林)風景鑑賞旅行費用

=3,501億円/年(A×G×H×I×E×J)

## 7. 二酸化炭素吸収機能

### ① 火力発電における CO<sub>2</sub> 対策前後の発電コスト差

\* CO<sub>2</sub> 対策コスト = (対策技術の発電コスト - 平均発電コスト) ÷ CO<sub>2</sub> 削減量

なお、CO<sub>2</sub> 排出原単位は石油火力 200 g-C/kWh に対し、LNG 火力は 178 g-C/kWh であり、また、発電コストも石油火力 9.6 円/kWh に対し、LNG 火力は 7.8 円/kWh で原子力発電の 9.0 円/kWh よりも有利であり (1976~95 年平均)、石油から LNG への燃料転換による CO<sub>2</sub> 削減は有効な CO<sub>2</sub> 削減技術とみられている。

\* 石油から LNG への燃料転換による CO<sub>2</sub> 対策コスト

$$= 21,700 \text{ 年円/t-CO}_2$$

### ② 火力発電所における化学的湿式吸着法による CO<sub>2</sub> 回収コスト

\* 火力発電所における化学的湿式吸着法による CO<sub>2</sub> 回収コスト

$$= (54 \text{ 億円/年} + 257 \text{ 億円/年} + 277 \text{ 億円/年}) \div 4,770 \text{ 千 t-CO}_2/\text{年}$$

$$= 606 \text{ 億円/年} \div 4,770 \text{ 千 t-CO}_2/\text{年}$$

$$= 12,704 \text{ 円/t-CO}_2$$

### ③ 木質バイオマス増減から算出する森林の二酸化炭素吸収量

森林の再生による木質バイオマスの増加と伐採による減少の差から森林の炭素貯蔵量 (または CO<sub>2</sub> 換算貯蔵量) の増減を計算する (1995 年時点)。

以上から木質バイオマスの増減を算出し、それをもとに森林の炭素貯蔵量または CO<sub>2</sub> 換算貯蔵量の増減を求めると以下の通りである。

\* 木質バイオマスの増減 (F-L) = 53,327 千 t/年 (M)

\* 炭素含有係数 = 0.5 (N)

\* 森林における炭素貯蔵量の増減 (M×N) = 26,664 千 t-C/年 (O)

\* 炭素から CO<sub>2</sub> への換算係数 = 44 ÷ 12 (P)

\* 森林の CO<sub>2</sub> 吸収量 (O×P) = 97,766 千 t-CO<sub>2</sub>/年 (Q)

なお、伐採による木質バイオマスの計算においては、切り捨て間伐による伐採分も含めることが望ましい。しかし、データの不足等の理由により、今回はそれを計算に含めず。

## 8. 酸素供給機能

酸素が市場で取引される時、ガスボンベに封入して酸素ボンベとして取引されるほか、液体酸素をタンクローリーで運搬して取引される場合がある。二酸化炭素吸収機能の評価において算出した森林の二酸化炭素吸収量から酸素放出量を求め、タンクローリーによる液体酸素価格で代替する。