

地方自治体における廃棄物処理政策の経済分析*

金 栄 緑
伊ヶ崎 大 理
福 山 博 文

1 はじめに

高度経済成長期以来、家庭から排出されるごみは多種多様化した。近年において、家計から出される一般廃棄物の排出量は減少傾向になるものの、ごみ処理場の残余年数は、2009年度において18.7年となっており（データは環境省による）、リサイクルやごみ減量化の必要性が指摘されている。ごみ減量化を進めるためには、家計にごみを減らすようなインセンティブを与えることが重要である。その一つとして考えられるのが廃棄物処理を有料化（ごみ有料化）することである。ごみ有料化により、家計はごみを出すことによる負担を考慮しながら行動するようになるため、ごみの減量化には有効であると考えられる。その一方でごみ有料化は家計のインセンティブを変化させ、それは企業の行動の変化ももたらすかもしれない。また、リサイクルを進めるため、通常地方自治体はごみの分別回収を行うようになるであろう。ごみ分別の細分化はリサイクルの促進、ごみの減量化に繋がる一方で、家計の負担を大きくする。ごみの分別が複雑になればなるほど、不適切なごみの分別がなされる可能性が高まるであろう。ゆえに、ごみ有料化やごみ分別などの問題をモデル化し、各経済主体の行動や経済厚生にどのよ

うな変化が生じるのか、あるいは政府の適切な政策とは何かといったことを分析することは興味深い。

本稿の構成は以下ようになる。まず、第2節では、廃棄物処理に関する理論モデルを展開する。このモデルは、Choe and Fraser (1999)のモデルを、企業による「ごみの種類」（可燃ごみあるいは資源ごみ）の決定問題、家計によるごみの分別行動、資源ごみのリサイクル市場成立条件の3つの要素を新たに導入することで拡張を試みている。このような拡張によって、以下のような2つの新しい知見が得られている。新しい知見の第1は、家計のごみの分別行動と企業の環境配慮型の製品設計行動をモデル化し、行政のごみ処理政策が企業の環境配慮レベルや家計のごみ分別努力レベル、ヴァージン資源採取レベルに与える影響について考察を行っている点である。第2に、リサイクル市場が成立するための条件を導出し、最適なごみ処理政策とはどのようなものかを明らかにしている点である。第3節では、ごみ処理有料化を行っている韓国の事例を紹介する。そして、第4節では、熊本におけるごみ有料化について理論モデルや韓国の事例と照らし合わせながら考察していく。最後に第5節では、本論文のまとめを行う。

* 本稿は、2007-2008年度熊本学園大学産業経営研究所「地方自治体における廃棄物処理政策の理論的・実証的分析」の研究成果を刊行したものである。当初、本研究は、2007-2009（平成19-21）年度にかけて実施する予定であったが、2007-2008年度へと変更された。

2 廃棄物処理の経済分析 - 理論モデル -

本章では、廃棄物処理の理論モデルを提供する。これまで、廃棄物処理に関する経済理論研究は、部分均衡アプローチ (Choe and Fraser (1999), Walls and Palmer (2001) 等), 一般均衡アプローチ (Fullerton and Kinnaman (1995) 等), 動学的アプローチ等の手法を用いて、1990年代から進められてきた。廃棄物の収集・運搬・処理を行う際のコストや不法投棄コストは誰が負担すべきなのか、これらのコストを内部化する政策手段とはどのようなものを明らかにすることがこれらの研究の最大の目的である。本節では、廃棄物処理の基本的な経済モデルを紹介する。

2.1 基本モデル

本稿で取り扱うモデルには、家計、企業 X (ヴァージン資源を使って財を作る企業)、企業 Y (リサイクル資源を使って財を作る企業)、ヴァージン資源採掘業者、リサイクル業者、そして政府の 6 主体が存在している。

2.1.1 企業 X (ヴァージン資源を利用する企業)

企業は財を生産・供給する際に生産要素を投入するが、ここでは、生産要素としてヴァージン資源を投入する企業 X を考える。企業 X の生産関数を $x=f(v)$ とおき、 v をヴァージン資源投入量、 x を財の生産量とする。ここで、 $f'>0$, $f''<0$ を仮定する。

また、企業 X はヴァージン資源の投入量を決めると同時に、財が消費された後に発生するごみの種類に影響を及ぼす環境デザイン投資水準を決める。環境デザイン投資水準を $\alpha(0<\alpha<1)$ とおくと、可燃ごみ (リサイクルできないごみ) の発生量は $(1-\alpha)x$ 、資源ごみ (リサイクルできるごみ) の発生量は αx で表されるものとする。すなわち、 x を固定したとき、 α を高めると資源ごみの量が増加し、可燃ごみの量が減少することを意味する。ここで、環境デザイン投資コストとして財 1 単位あたり

$\theta(\alpha)$ のコストがかかるものとする。なお、 α を高めると投資コストが上昇するものとする ($\theta'>0$, $\theta''>0$)。

ヴァージン資源の投入に対する課税率を τ_v 、財の価格を p_x 、ヴァージン資源の価格を p_v とおくと、ヴァージン資源を利用する企業 X の利潤は以下ようになる。

$$\begin{aligned}\Pi_x &= p_x x - (p_v + \tau_v)v - \theta(\alpha)x \\ &= p_x f(v) - (p_v + \tau_v)v - \theta(\alpha)f(v).\end{aligned}\quad (1)$$

企業 X は (1) 式の利潤を最大にするようにヴァージン資源の需要量 v 、環境デザイン投資水準 α を決める。したがって、利潤最大化の一階条件は、

$$(p_x - \theta(\alpha))f'(v) = p_v + \tau_v, \quad (2)$$

$$\frac{dp_x}{d\alpha} = \theta'(\alpha) \quad (3)$$

のように表わせる。ここで、(3) 式の左辺の $dp_x/d\alpha (>0)$ は、環境デザイン投資水準 α の 1 単位の増加に対して企業 X が受け取りたいと思う金額を表している。このように財の価格 p_x が財の特性を表す要素のひとつである環境配慮レベル α の関数となっているとき、このような価格 p_x はヘドニック価格と呼ばれる。

次に、ヴァージン資源の採掘業者 (供給者) の行動について考える。ヴァージン資源採掘の限界コストを c_v とおくと、ヴァージン資源の採掘業者の利潤は以下のように表される。

$$\Pi_v = p_v v - c_v v. \quad (4)$$

ここで、完全競争を仮定すると、

$$p_v = c_v, \quad (5)$$

が成り立つ。

2.1.2 企業 Y (リサイクル資源を利用する企業)

ここでは、生産要素としてリサイクル資源を投入する企業 Y を考える。企業 Y の生産関数を $y=h(r)$ とおき、 r をリサイクル資源投入量、 y をリサイクル財の生産量とする。ここで、

$h' > 0$, $h'' < 0$ を仮定する。

リサイクル資源の投入に対する補助金率を s , リサイクル財の価格を p_y , リサイクル資源の価格を p_r とおくと, リサイクル資源を利用する企業 Y の利潤は以下ようになる。

$$\begin{aligned}\Pi_y &= p_y y - (p_r - s)r \\ &= p_y h(r) - (p_r - s)r.\end{aligned}\quad (6)$$

企業 Y は (6) 式の利潤を最大にするようにリサイクル資源の需要量 r を決める。したがって, 利潤最大化の一階条件は,

$$p_y h'(r) = p_r - s, \quad (7)$$

のように表わせる。

次に, リサイクル資源の供給者 (リサイクル業者) の行動について考える。リサイクル業者は家計から価格 τ_r で資源ごみを受け取る¹⁾。資源ごみの受取量 (リサイクル資源の供給量) を r とし, 資源ごみのリサイクル (再資源化) の限界コストを c_r とおくと, リサイクル業者の利潤は以下のように表される。

$$\Pi_r = (p_r + \tau_r)r - c_r r. \quad (8)$$

ここで, 完全競争を仮定すると,

$$p_r + \tau_r = c_r, \quad (9)$$

が成り立つ。

2.1.3 家計

ここでは, 家計の消費選択行動とごみ分別行動を考える。家計は 3 つの財を消費することで満足を得るものとする。1 つ目は企業 X が生産・供給している (ヴァージン資源で作られた) 財の消費 (以降, X 財と呼ぶ), 2 つ目は企業 Y が生産・供給している (リサイクル資源で作られた) 財の消費 (以降, Y 財と呼ぶ), 3 つ目は合成財 (貨幣) の消費である。経済に存在する家計はすべて同質であり, 次のような準線形の

効用関数²⁾ をもつものとする。

$$u(x, y) + m. \quad (10)$$

ただし, x , y , m は, それぞれ, X 財, Y 財, 合成財 (貨幣) の消費量である。ここで, $u_x > 0$, $u_{xx} < 0$, $u_y > 0$, $u_{yy} < 0$ を仮定する。また, 任意の (x, y) の組み合わせに対して $u_x(x, y) > u_y(x, y)$ が常に成り立つことを仮定する。これは, ヴァージン資源から作られた財の方がリサイクル資源から作られた財よりも常に限界効用が高いことを意味している。

家計は X 財, Y 財を消費するとごみを排出する。X 財を x 単位消費すると x 単位のごみが発生し, Y 財を y 単位消費すると y 単位のごみが発生するものとする。X 財の消費によって発生するごみは企業 X の環境デザイン投資水準 α に依存してごみの種類が異なり, $(1-\alpha)x$ が可燃ごみの発生量であり, αx が資源ごみの発生量である。一方, 分析の簡単化のため Y 財の消費によって発生するごみはすべて可燃ごみであるとする。

ここで, 家計はごみの分別を行わなければならない, 資源ごみとしてごみを出すためには分別努力による不効用が発生するものとする。例えば, 食品や弁当のプラスチックのトレーを資源ごみとして出すためには水で洗って乾かしてから出す必要があるし, ペットボトルについても包装を剥がしてから出す必要があり, この行為は家計にとって不効用をもたらすと考えられる。資源ごみの分別努力水準を β ($0 \leq \beta \leq 1$) とおくと, ごみの総量 x のうち家計が資源ごみとして排出する量は $\alpha\beta x$ で表され, 可燃ごみとして排出する量は $(1-\alpha\beta)x$ で表される。すなわち, x 単位のごみのうち $(1-\alpha)x$ が可燃ごみであり, αx が資源ごみであるが, 家計は資源ごみ αx のうち $\alpha\beta x$ だけ分別して「資源ごみ」として排出し, 残りの資源ごみ $\alpha(1-\beta)x$ は可燃

1) ここで, 資源ごみの価格 τ_r は正にもなりうるし, 負にもなりうることに注意されたい。

2) 準線形の効用関数は所得効果がゼロになるという性質をもつことに注意されたい。

ごみ $(1-\alpha)x$ と合わせて「可燃ごみ」として排出する。ごみ 1 単位あたりの資源ごみの分別努力による不効用を

$$\frac{B}{2}\beta^2 \quad (11)$$

とおく。 B は不効用の大きさを表すパラメータであり、分別努力水準 β の上昇に対して不効用が大きくなることを意味している。(10) 式と (11) 式より、家計の効用関数を次のように定義する。

$$U(x, y, m, \beta) = u(x, y) + m - \frac{B}{2}\beta^2 x. \quad (12)$$

家計はごみを分別して排出する際、可燃ごみの排出に対して課税率 τ_g を政府 (地方自治体) に支払い、資源ごみの排出に対して価格 τ_r をリサイクル業者に支払う³⁾。したがって、家計の予算制約式は、所得を I (パラメータ) とすると、

$$I = p_x x + p_y y + m + \tau_g((1-\alpha\beta)x + y) + \tau_r \alpha \beta x, \quad (13)$$

となる。家計は (13) 式の予算制約式のもとで (12) 式の効用を最大にするように、消費選択 (x, y, m) と分別努力 β 、そして企業の環境デザイン投資に対する需要 α を決める。家計の効用最大化の一階条件は、

$$u_x = \frac{B}{2}\beta^2 + p_x + \tau_g(1-\alpha\beta) + \tau_r \alpha \beta, \quad (14)$$

$$u_y \leq p_y + \tau_g, \quad (15)$$

$$B\beta \geq (\tau_g - \tau_r)\alpha, \quad (16)$$

$$\frac{dp_x}{d\alpha} \geq (\tau_g - \tau_r)\beta, \quad (17)$$

となる。ここで、(17) 式の左辺の $dp_x/d\alpha (>0)$ は、企業の環境デザイン投資水準 α の 1 単位の増加に対して家計が支払ってもよいと思う金額を表している。

また、(16) 式と (17) 式より、もし $\tau_g - \tau_r < 0$,

すなわち、(16) 式と (17) 式が不等号で成り立つならば、家計は $\alpha=0, \beta=0$ を選択することになる。これは、可燃ごみの排出よりも資源ごみの排出の方がコストが大きければ、家計は環境デザイン投資水準の高い (α が高い) 財を購入しなくなることを意味する。したがって、ここでは、 $\tau_g - \tau_r > 0$ 、すなわち、(16) 式と (17) 式が等号で成り立つケースを想定して話を進めていく。

2.1.4 市場均衡

ここでは、市場均衡を考える。まず、(3) 式と (17) 式より、環境デザイン投資水準 α に対して企業が受け取りたいと思っている金額 ((3) 式の左辺) と家計が支払ってもよいと思う金額 ((17) 式の左辺) は市場均衡において等しくなることから、

$$\frac{dp_x}{d\alpha} \geq (\tau_g - \tau_r)\beta, \quad (17)$$

成り立つ。

したがって、(2), (5), (7), (9), (14), (15), (16), (18) の 8 つの式に、X 財の需給均等式である $x=f(v)$ 、Y 財の需給均等式である $y=h(r)$ 、資源ごみの需給均等式である $r=\alpha\beta x$ の 3 つの式を加えた合計 11 式を解くことによって、 $(v, \alpha, \beta, x, y, r, p_x, p_v, p_y, p_r, \tau_r)$ の 11 の変数が市場均衡解として求められることになる。なお、これらの市場均衡解は、政府 (地方自治体) の政策変数である (τ_g, τ_v, s) の関数となっている。

ここで、上の 11 の式をさらにまとめることにする。まず、(16) 式と (18) 式より、

$$B\beta^2 = \alpha\theta'(\alpha), \quad (19)$$

が成り立つ。また、(5) 式を (2) 式に代入し p_x の式に変形して (14) 式に代入し、さらに、(18) 式を τ_r の式に変形して (14) 式に代入してまとめると、(14) 式は以下ようになる。

3) τ_g は政府 (地方自治体) の政策変数であるのに対し、 τ_r は資源ごみ市場の需給で決まる内生変数である。

$$u_x f' - \frac{B}{2} \beta^2 f' - c_v - \tau_r - \theta(\alpha) f' - \tau_g f' + \alpha \theta'(\alpha) f' = 0. \quad (20)$$

また、(18) 式を τ_r の式に変形し (9) 式に代入し、 p_r の式に変形して (7) 式に代入する。さらに、(15) 式を (7) 式に代入してまとめると、(7) 式は以下ようになる。

$$u_y h' \beta - \theta'(\alpha) - c_r \beta - \tau_g h' \beta + \tau_g \beta + s \beta = 0. \quad (21)$$

以上の式変形によって、(19)、(20)、(21) の 3 つの式を解くことによって市場均衡解 (\hat{v} , $\hat{\alpha}$, $\hat{\beta}$) が求められることになる。

2.2 社会的最適解

本節では、まず、社会的余剰を定義し、社会的余剰を最大にする最適なヴァージン資源の使用量 v^* 、環境デザイン投資水準 α^* 、分別努力水準 β^* を導出する。その後、市場均衡解を社会的最適解に一致させるようなごみ処理政策が存在するの否かを検証する。

2.2.1 社会的最適解

まず、本稿が想定する経済において、社会的に望ましいヴァージン資源の使用量 v^* 、環境デザイン投資水準 α^* 、分別努力水準 β^* をもとめる。ここで、消費者余剰と生産者余剰の和から 3 つ外部費用 (ヴァージン資源採取で生じた自然環境破壊による外部費用、可燃ごみを焼却する際に発生する外部費用、資源ごみを焼却する際に発生する外部費用) を差し引いたものを社会的余剰と定義すると、

$$\begin{aligned} SW = & u(f(v), h(\alpha\beta f(v))) - \frac{B}{2} \beta^2 f(v) - c_v v \\ & - \theta(\alpha) f(v) - c_r \alpha \beta f(v) - D(v) \\ & - \underline{d}((1-\alpha)f(v) + h(\alpha\beta f(v))) \\ & - \bar{d}\alpha(1-\beta)f(v), \end{aligned} \quad (22)$$

のように表わせる。(22) 式の第 1 項は 2 つの

財の消費によって家計が得る満足を表わしており、第 2 項は家計の分別努力による不効用を表わしている。第 3 項はヴァージン資源の採取コスト、第 4 項は企業の環境デザイン投資コスト、第 5 項は資源ごみのリサイクル (再資源化) コストを表している。また、第 6 項はヴァージン資源採取で生じた自然環境破壊による外部費用を表しており、 $D' > 0$ 、 $D'' > 0$ を仮定する。第 7 項は可燃ごみを焼却処分した際に発生する外部費用を表しており、可燃ごみ 1 単位あたりの費用を \underline{d} とおく。第 8 項は資源ごみを焼却処分した際に発生する外部費用を表しており、資源ごみ 1 単位あたりの費用を \bar{d} とおく。ここで、注意すべき点は、可燃ごみとして排出されたごみの総量 $(1-\alpha\beta)f(v) + h(\alpha\beta f(v))$ のうち、 $(1-\beta)f(v)$ は「資源ごみ」であるけども分別されず「可燃ごみ」に混じって排出されたごみである。これらの資源ごみは可燃ごみに混ざって同じように焼却されるが、プラスチック等を含む資源ごみであるので焼却の際、有害な物質を発生させる可能性がある。したがって、可燃ごみ 1 単位を焼却する際の外部費用 \underline{d} よりも資源ごみ 1 単位を焼却する際の外部費用 \bar{d} の方が大きいと仮定する ($\underline{d} < \bar{d}$)。

(22) 式の社会的余剰最大化の一階条件は以下の 3 式のように表される。

$$\begin{aligned} \frac{dSW}{dv} = & u_x f' + u_y h' \alpha \beta f' - \frac{B}{2} \beta^2 f' - c_v - c_r \alpha \beta f' \\ & - \theta(\alpha) f' - D'(v) - \underline{d} f' ((1-\alpha) + h' \alpha \beta) \\ & - \bar{d} \alpha (1-\beta) f' = 0, \end{aligned} \quad (23)$$

$$\begin{aligned} \frac{dSW}{d\alpha} = & u_y h' \beta - \theta'(\alpha) - c_r \beta + \underline{d} (1 - h' \beta) \\ & - \bar{d} (1-\beta) = 0, \end{aligned} \quad (24)$$

$$\frac{dSW}{d\beta} = u_y h' \alpha - B\beta - c_r \alpha - \underline{d} h' \alpha + \bar{d} \alpha = 0. \quad (25)$$

上の (23)、(24)、(25) の 3 式を満たす (v^* , α^* , β^*) が社会的最適解となる。

2.2.2 社会的最適解の実現可能性

ここでは、(23)、(24)、(25)の3式から得られる社会的最適解 (v^*, α^*, β^*) に(19)、(20)、(21)の3式から得られる市場均衡解 $(\hat{v}, \hat{\alpha}, \hat{\beta})$ を一致させるようなごみ処理政策(可燃ごみ排出への課税率 τ_g 、ヴァージン資源使用への課税率 τ_v 、リサイクル資源使用への補助金率 s)が存在するかどうかを見てみる⁴⁾。

社会的最適解の2つの条件式である(24)式と(25)式より、

$$B\beta^2 = \alpha\theta'(\alpha) + \alpha(\bar{d} - \underline{d}), \quad (26)$$

を得ることができる。ここで、市場均衡解の条件式である(19)式を満たす $(\hat{\alpha}, \hat{\beta})$ を社会的最適解の条件式である(26)式に代入すると、

$$B\hat{\beta}^2 = \hat{\alpha}\theta'(\hat{\alpha}) + \hat{\alpha}(\bar{d} - \underline{d}), \quad (27)$$

となるがこれは(19)式に矛盾する。これは(19)式がごみ処理政策 (τ_g, τ_v, s) に依存しないためであり、市場均衡解を社会的最適解に一致させることは不可能であることが分かった。

以下では、社会的最適解を実現できなかった原因を探り、社会的最適解を達成するために必要な新たな政策を提案する。まず、現行のごみ処理政策 (τ_g, τ_v, s) の問題点を探ってみる。本節のモデルにおける外部不経済は、ヴァージン資源採取による外部費用、可燃ごみの排出による外部費用、資源ごみの排出による外部費用の3つである。ヴァージン資源の投入に対しては τ_v を企業Xに課すことで外部費用を内部化し、可燃ごみの排出に対しては τ_g を家計に課すことで外部費用を内部化することができる。しかしながら、資源ごみが分別されず可燃ごみに混じって排出された場合、資源ごみ1単位の排出

に対して発生する外部費用は可燃ごみに比べて $\bar{d} - \underline{d} > 0$ だけ大きい。その一方で、家計に課される税率は可燃ごみと同じ水準である τ_g であるので、資源ごみの排出に対して発生する外部費用が完全に内部化されていないことになる。また、リサイクル資源の投入に対する補助金 s の効果についても、(7)式から分かるようにリサイクル資源の需要の大きさ r には影響を与えるが、その中身については影響を与えない。すなわち、補助金 s の上昇は r を増加させるものの、それは家計の分別努力 β を上昇させて r を増加させた訳ではないのである。したがって、現行のごみ処理政策 (τ_g, τ_v, s) では家計に対して資源ごみの分別努力への十分なインセンティブを与えることができないと言える。

この問題点を解消するためには新たな政策を追加しなければならない。最大の問題点は家計に分別されずに資源ごみが可燃ごみに混ざって排出されている点であり、資源ごみの排出に対して十分な費用負担がなされていないことに原因がある。したがって、分別されなかった資源ごみに対して罰金を科すような政策を追加することが必要であろう。このような追加的な政策に関する詳細な分析は、福山・伊ヶ崎(2008)を参照されたい。

3 韓国における廃棄物処理政策

3.1 概要

本節では、韓国の廃棄物処理政策について検討することにしよう⁵⁾。韓国では、2008年時点において、ごみの有料化⁶⁾(従量制)を全体の行政区域の99.7%で実施している。日本の有料化実施率は、2011年4月時点で60.1%(全

4) 本稿では、 τ_g および τ_v による税収は一般財源化されるものとし、 s については一般財源から拠出されるものとする。なお、本稿では、分析の簡単化のため一般財源の収支については考慮しないものとする。

5) なお、本節では特に断りのない場合には、韓国における事情を述べている。

6) 韓国では、ごみの処理が「無料」から「有料」ではなく、「定額制」から「従量制」に変更したと解釈されており、「ごみ有料化」という表現は使われていない。

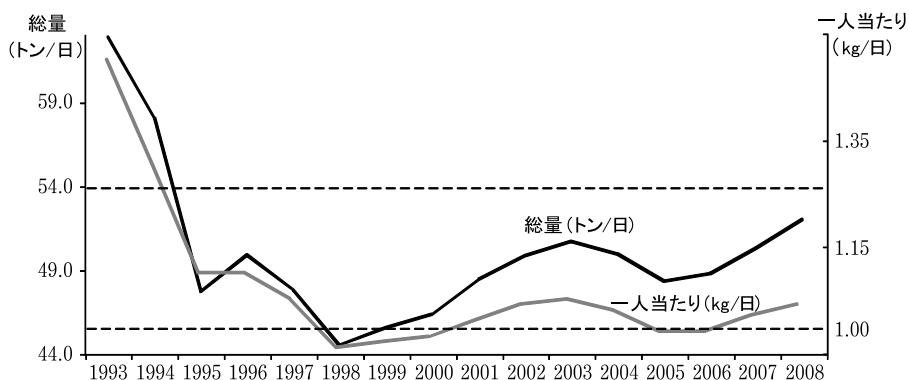
国 1,747 市区町村のうち 1,051 市区町村で有料化を実施している)であり、都市部においては、53.7%である。日本と比べ韓国のごみ有料化は進んでいるといえるであろう。韓国のごみ有料化を全国的に実施したのは、17年前の1995年からである。廃棄物処理の法的根拠は「環境法」である。環境法は、韓国憲法第35条で保障される環境権を具体化した法である。環境法によって規定される環境政策は、1960年代工業化推進政策によって発生する環境汚染に対処するために制定した環境基本法である「公害防止法」から始まったといえるだろう。「公害防止法」は、施行令・施行規則、組織、予算措置などを規定していなかったため、その後の重化学工業の成長による環境汚染問題は、深刻な社会的問題になった。1977年12月に「公害防止法」が廃止され、「環境保全法」が制定された。1980年代に入って、自動車排気ガス、生活ごみ、自然生態系の破壊など消費汚染問題が発生したため、憲法に環境権に関する条項が入り、環境庁が発足し環境政策が形成された。1990年代に入ってから公害、汚染、環境破壊などによる社会問題の発生や地球環境問題が台頭し、環境庁の環境部への昇格改変や、環境関連法律が強化されたことにより、韓国の環境政策が大きく変化していった。2000年からは、既存の事後的

環境管理から事前予防的環境管理政策に転換するようになり、細分化、専門化したのである。ごみ処理の費用の定額制から従量制が実施されたのは1995年であり、「資源の節約と再活用促進に関する法律(2002年2月)」によりすべての使い捨て用品の使用が規制されたのは2003年7月からである(以上、「環境政策の歴史」韓国環境部よりまとめ)。

韓国のごみ処理の有料化政策は、工業産業化と経済成長による大量生産・消費の副産物であるごみによる深刻な社会問題(環境問題)への対応として、また環境問題を除いてもごみ処理に必要な物理的空間の確保においても深刻な問題が生じたことへの対応として行われた政策である。1995年導入した「ごみの従量制(有料化)(全国の実施、廃棄物処理法第13条)」の実施前までは、住宅の大きさや固定資産税額から一定の金額を賦課する定額制であったが、従量制の実施によってごみの排出量分の費用を排出者が負担することとなったのである。

ごみ従量制実施による成果の一つは、ごみの排出量が減少したことである。図1は従量制実施前の1993年から2008年までの家庭ごみ(生活廃棄物)の発生量の推移を表したものである。ごみの総量は、1995年は48,000トン、2008年は52,000トンとなっている。これは、ゴミ有

図1 生活廃棄物の排出量の推移(韓国)



注：韓国環境部『全国廃棄物発生及び処理現状』各年版から筆者作成

料制実施前の1993年(63,000トン)と比較すると、それぞれ、24%、17%の減少に相当する⁷⁾。1995年と比較して、2008年の韓国経済が75%以上の成長をしたことを考えると、生活廃棄物の減少は著しい⁸⁾。また、1人当りの排出量においても、1993年1.5kgから1995年には1.1kgに、2008年には1.04kgに減少したことが確認できる。韓国の1人当りの排出量は、アメリカ(2.0kg)、イギリス(1.6kg)、日本(1.1kg)およびOECD30カ国の平均1.6kgより少ない(韓国環境部「報道資料」2006年1月)。ただし、次節でみるように、熊本県と比較すると多い。

しかし、生活ごみの排出量が減少したことよ

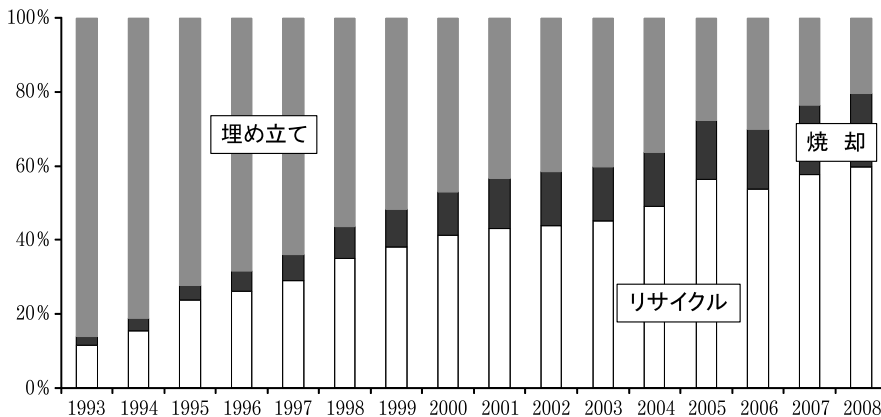
りも有意義なことは、ごみの処理方法別構成の変化であると思われる。表1と図2は韓国のごみの処理方法別の推移を表したものである。表1と図2が示すように、ごみ処理において、埋め立て率が減少リサイクル率の増加がその成果である。リサイクル(再活用)は、従量制実施前の1995年に比べて2008年249%の増加が確認でき、一方埋め立ての方は、78%減少したのである。リサイクル率の増加は、最終ごみとして処理される量が減少することを意味する。すなわち、従量制実施に伴い、ごみ発生量の減少効果とリサイクルによる最終処理されるごみの減少という2つの効果が得られたのである⁹⁾。

表1 廃棄物処理方法別の推移(韓国)

	トン/日									
	1993	1994	1995	1996	1998	2000	2002	2004	2006	2008
埋め立て	5.4	4.7	3.5	3.4	2.5	2.2	2.1	1.8	1.6	1.1
焼却	0.1	0.2	0.2	0.3	0.4	0.5	0.7	0.7	0.8	1.0
リサイクル	0.7	0.9	1.1	1.3	1.6	1.9	2.2	2.5	2.8	3.1

出所：韓国環境部「全国廃棄物発生及び処理現状」各年版より

図2 ごみ処理方法別割合の推移



注：表1から筆者作成

7) 1994年には試験的に実施(93の市郡区)があり全国の実施は1995年1月からである。

8) 韓国の名目GDPは、1995年5,311億ドルから2008年9,314億ドルに上昇した。

9) 最終処理されるごみの量は、1994年は1日あたり49,191トンだったが、2004年には1日あたり25,419

表2は、韓国の生活廃棄物の管理予算の現状をまとめたものである。生活廃棄物管理予算(施設設置, 収集・運搬, 処理)において, 地方自治体費が占める割合は, 平均で79%を占めており, 生活廃棄物の処理は各自治体の管理下で行われていることがわかる。しかし, 2009年において, 予算のなか直接徴収額が占める割合は, 従量制実施前に比べ増加したものの, 全体の18%程度である。

韓国環境部による「報道資料」(2006年1月)の「ごみ従量制施行10年の成果評価の結果」では, ごみ従量制の成果を以下のようにまとめている。

- (1) 2004年度において, 1人当たりごみ排出量は施行前(1994)比23%減少し, リサイクル率は175%増加した。
- (2) ごみ処理費用の節減, リサイクル品の価値増加により10年間約8兆4百億ウォン(約5,200億円, 2011年10月におけるレート, 100ウォン=6.46円で計算。以下も同様である)の経済的便益が発生した。
- (3) リサイクル率の上昇, 焼却・埋め立て対象ごみの減少は, 大気汚染物質の減少など

国土環境保全効果があった。これにより, 埋め立て地の試用期間の延長による新たな埋め立て地に必要な費用が減少し, 国土利用の効率性が上昇した。

- (4) エコバッグの利用など生活形態が親環境に変化した。

今後の課題としては, (1)粗大ごみ処理のインターネット予約, 電子決済システムの導入, (2)ごみ袋価格の引き上げ等を通じた, 行政サービスの向上などがあげられている。2004年1人当たりごみ処理費用(収集・運搬, 処理)は, 21,000ウォン(約1,356円)であるのに対し, ごみ袋購入費用は9,000ウォン(約581円)となっており, 処理費用に占めるごみ袋購入費(個人負担)は43%であることから, 従量制の趣旨と相応してないとの判断が行ったのである¹⁰⁾。

家庭用の一般ごみの有料化以外に, 韓国では生ごみの処理においても有料化に取り組んでいる。現在一部自治体で試行中である生ごみの従量制¹¹⁾を2012年まで全国に拡大するための「飲食物廃棄物手数料従量制施行指針」を2010年9月制定した。施行指針では, 電子タッグ

表2 生活廃棄物の管理予算(韓国)

	単位: 億ウォン								
	1994	1995	1998	2000	2002	2004	2006	2008	2009
国	198	412	1,245	1,254	1,532	1,988	1,158	1,062	1,323
地方 割合(%)	9,842 82.5	11,058 74.0	18,342 80.1	16,669 78.5	18,942 78.2	23,336 77.4	25,840 80.5	26,091 78.4	26,878 77.2
その他	460	269	36	325	142	237	541	860	298
徴収額 割合(%)	1,428 12.0	3,207 21.5	3,277 14.3	2,989 14.1	3,600 14.9	4,587 15.2	4,541 14.2	5,278 15.9	6,313 18.1
合計	11,927	14,947	22,900	21,237	24,216	30,148	32,080	33,291	34,813

注: 韓国環境部 『全国廃棄物発生及び処理現状』各年版から筆者計算

トンに減少した。(韓国環境部報道資料「ごみ従量制施行10年の成果」2006)

- 10) 2008年, 韓国ごみ袋の全国平均価格は20リットル当たり463ウォン(約30円)である。これに対し, 日本の場合, 20リットル当たり20~25円である(「一般廃棄物処理有料化の手引き」, 環境省)。
- 11) 実施する地域は, 全国230の自治体の中144の市・区であり, 韓国人口の95%が居住している。

(RFID; Radio Frequency Identification) 方式、シール方式、有料指定ごみ袋方式など特徴を比較し各自治体に適切な方式を推奨している。それに加え過剰排出者には、割増料が適応する累進制も検討している(韓国環境部「報道資料」2010年9月)。

韓国は、資源の節約と環境保全の一環として、2003年2月「資源の節約と再活用促進に関する法律(2003年7月施行)」を制定、すべての使い捨て用品の使用を規制している。これにより、飲食店での割箸、使い捨て紙コップ、紙皿などの使用が規制されるようになった。また、使い捨ての買い物袋(レジ袋)、使い捨ての剃刀などの無償提供も規制されている。使い捨て使用規制が施行される当初、使い捨て容器の使用が多いファースト・フード店では紙コップなどに保証金(50~100ウオン)をかけた換金またはリサイクル促進基金に使う保証金制度を実施したが、業者と消費者の不便などの理由で2008年3月廃止され、現在は自発的参加方式に移行している。また、使用の利便性から毎年増加している使い捨て用品の使用を減らすため、韓国の大手量販店と「使い捨て買い物袋(レジ袋)ない店舗」協約を締結した(2010年8月25)。これにより、2010年10月から店舗では使い捨て買い物袋の販売が中止したのである。使い捨て買い物袋の代わりに「リサイクルごみ袋」販売の実施を検討している。「リサイクルごみ袋」は、買い物袋であるが、指定有料ごみ袋として使うものであり、価格も有料ごみ袋と同じである。環境部の資料によると、使い捨て買い物袋の使用中止からは、約6,390トンのCO₂削減と年間75億ウオン程度の社会的費用が削減できると予測している(韓国環境部「報道資料」2010年8月26日)

韓国は、資源の節約と環境問題への対応策として家庭ごみの有料化(従量制)実施してから15年が経過した。日本では、「有料化」という表現が公式的に使われているが、これは従来「無料」であったものが「有料」になるような

写真1 有料ごみ袋として使用できる買い物袋



出所：朝鮮日報
(Chosun.com 2010年4月28日)

誤解を招く表現であり、市民の自発的参加の妨げになりうると筆者は考える。韓国では、有料化実施の初期から「定額制」から排出者が排出量分を負担する「従量制」への変更であることを強調し、「有料化」という表現は使われていない。

また、韓国では、ごみの有料化の実施と共に、使い捨て用品の使用規制、生ごみの分別など関連する環境政策を実施したのが日本と異なる点である。それに加えて、15年間の実績から得たノウハウをもとにより効率的かつ利便性高い新しい制度の立案に取り組んでいる。

現在日本において、ごみ有料化の実進が進んでいないが不十分であり、分別方法においても確立していない状況である。日本より先にごみ有料化を全国的に実施した韓国の統計資料からは、ごみの排出量の減少、費用削減、リサイクル率の上昇などの成果が得られたことを踏まえ、日本でもより積極的に取り組んでいくことが期待される。

4 熊本市における廃棄物処理政策

熊本における廃棄物の有料化は、2009年10月から実施された¹²⁾。ただし、有料化の対象

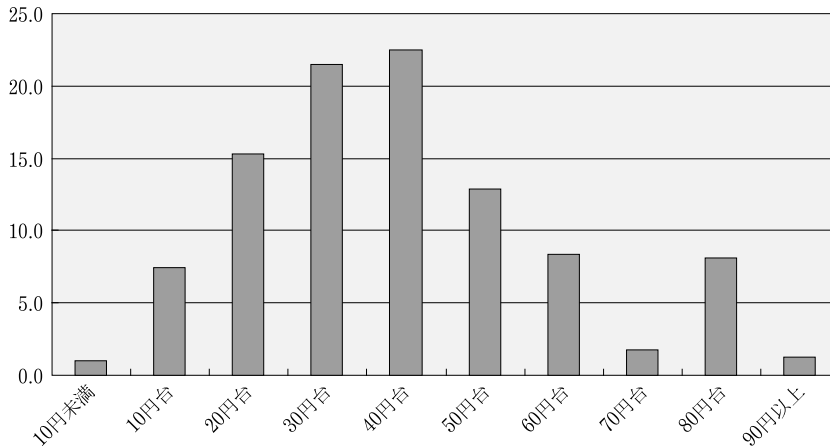
は、「燃やすごみ」と「埋め立てごみ」のみである。主にリサイクルされるであろう「紙」「資源物」「ペットボトル」「プラスチック製容器包装」などは無料となっている。

以下では、山谷(2011)を元に、熊本県や熊本市におけるごみ有料化を他の地域と比較することにしよう。山谷(2011)によれば2011年4月において、熊本県の45市町村のうちごみ有料化を実施しているのは、33市町村であり、73.3%の市町村がごみ有料化を実施している。都道府県別にごみ有料化を実施している市町村の割合を調べてみると、100%の佐賀から2.9%の岩手まで様々である。熊本県の73.3%は47都道府県中18位であり、九州・沖縄の8件中5位である。全国の市町村のうちごみ有料化を実施している割合は60.1%であるので(1,747市区町村のうち1,051市区町村で有料化を実施)熊本県の73.3%は比較的高い値であると考えても良いであろう。同調査は、大都市に

おいて有料化の実施割合が比較的低いこと(東京33.9%(42位)、神奈川9.1%(45位)、大阪41.9%(37位)、愛知38.9%(40位))、日本海側では比較的高く太平洋側では比較的低いことなども明らかにしている。

次に、熊本市におけるごみ有料化の料金(家計から見たら負担する費用)について考えることにしよう。多くの市町村同様、熊本市でも指定のごみ袋(指定袋)を作成し、家庭ごみを出す場合には、家計はその指定袋を使用するようになっている。ごみ袋の料金は燃やすごみも埋め立てごみも同じである。ごみ袋1枚当たりの価格は、大袋(45リットル)35円、中袋(30リットル)23円、小袋(15リットル)12円、特小袋(5リットル)4円となっている(ただし、埋め立てごみ用の特小袋は存在しない)。図3はごみ袋(大袋)1枚当たりの価格を見たものである¹³⁾。大袋1枚当たりの価格は40円台が最も多い。30円から59円で全体の56.8%、20円

図3 ごみ大袋1枚当たりの価格(構成比率)



注：山谷(2011)をもとに作成。山谷(2011)では縦軸が都市数になっているが、ここでは構成比率としている。

- 12) この有料化は韓国の事例における従量制と同様の制度である。これまで無料であったごみ処理であるが、市民は税金によってごみ処理に要する費用を負担していたのであり、無料だったものが有料となったわけではない。日本では通常「有料化」というので、本節でも便宜上有料化という言葉を用いることにする。
- 13) ただし、一般にごみ大袋といった場合、40リットルの場合と45リットルの場合がある。この2つの相

台から 60 円台で 80.5%を占めている。熊本市における価格 35 円は、全国的に見てやや低めであることがわかる。

ごみ有料化はごみの排出量にどのような影響を与えたのであろうか。2009 年度の熊本県の一般廃棄物の総排出量は 57 万 9,843 トン（前年度比 3.7%減）であった。1 人 1 日当たりの排出量は 863 グラムで前年度比 3.5%減であった。1 人 1 日当たりで見れば、沖縄に次いで全国で 2 番目に少ない値となっている。熊本市がごみ有料化を導入したのは 2009 年 10 月からであるので、2009 年度において有料化が実施された期間は半年であるが、この減少には、熊本市におけるごみ有料化が寄与しているといえるかもしれない¹⁴⁾。

熊本市によれば、平成 21 年度において、家庭ごみ処理経費は 56 億 6,700 万円（1 トンあたり 36,587 円、1 世帯当たり 19,586 円）となっている。推定される家庭ごみ処理料金はごみ大袋あたり 330 円程度となっている¹⁵⁾。2011 年現在ごみ大袋 1 枚当たりの価格が 35 円であるため、家計の負担割合は低いといえるかもしれない。これは第 2 節のモデルで見たように、家計のコストなどを考えた結果であると解釈することも可能である。

5 おわりに

本稿では、廃棄物処理問題の理論を構築し、その後、韓国と熊本の実例を紹介した。第 2 節では、理論モデルを検討した。ここでは、

Choe and Fraser (1999) によって構築されたモデルに、企業による「ごみの種類」（可燃ごみあるいは資源ごみ）の決定問題、家計によるごみの分別行動、資源ごみのリサイクル市場成立条件の 3 つの要素を新たに導入することで拡張を試みた。また、家計の財消費後の行動として Fullerton and Kinnaman (1995) や Choe and Fraser (1999) が考察してきた不法投棄行動ではなく、家計によるごみの分別行動を分析し、社会的最適解を実現可能とする最適ごみ処理政策について考察を行った。第 2 節では、資源ごみが分別されずに可燃ごみに混ざって排出された場合、資源ごみ 1 単位の排出に対して発生する外部費用よりも低い課税率（可燃ごみ排出への課税率）でしか家計に費用負担を負わせることができないため、税と補助金とのポリシーミックスでは社会的最適解を導くことができないことを示した。このため、資源ごみを可燃ごみに混ぜて排出する不法分別に対する罰金政策を新たにごみ処理政策に加える必要がある。しかしながら、リサイクル財市場の存在条件を考慮に入れると、最適ごみ処理政策の組み合わせが制限されるという問題も生じるので、様々なバランスを考えた政策の組み合わせが必要となる。

次に第 3 節では、韓国における実例を紹介した。韓国では 1995 年にごみ処理の方法が従量制となった。それによって、ごみの排出が減少したこと、ごみの処理方法が大きく変わったこと等を紹介した。特に埋め立ては大きく減少する一方、リサイクルが大きく伸びていることは興味深い。最後に第 4 節では熊本におけるごみ

違をどのように処理しているかは不明である。

- 14) これについて熊本県廃棄物対策課は、熊本県内のごみ総排出量の 45.8%を占める熊本市で、家庭ごみの有料化が始まったことが大きいと分析した。また、2009 年度は、ごみ有料化実施期間は半年であったため、「さらに 2010 年度は減るはず。今後も排出量削減に取り組む」としている（熊本日日新聞 2011 年 7 月 9 日、毎日新聞 2011 年 7 月 16 日地方版）。
- 15) ごみの比重を 0.2（1 リットルあたりの重量（キログラム））と仮定してみよう。ごみ大袋（45 リットル）は 9kg に相当する。家庭ごみ 1kg あたりの処理費用は 36.6 円であるので、ごみ大袋 1 枚あたりの処理費用は 329.3 円となる。例えば、環境経済学のテキストである栗山・馬奈木（2008）ではごみ処理経費はごみ大袋 1 枚当たり 300 から 400 円程度であると述べているので、この結果は妥当なものであると考えられる。

処理について論じた。廃棄物政策が変化したことにより、韓国同様熊本でも家庭ごみが減少した可能性があるということが明らかになった。

今後の課題としては、シミュレーションやアンケート調査などを通じて望ましい廃棄物の政策を検討することなどが望まれるであろう。

参考文献

- Calcott, K. and M. Walls (2000), "Can Downstream Waste Disposal Policies Encourage Upstream 'Design for Environment'?" *American Economic Review*, Vol. 90, pp. 233-237.
- Choe, C. and Fraser, I. (1999), "An Economic Analysis of Household Waste Management," *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 38, pp. 234-246.
- Eichner, T. and R. Pethig (2001), "Product Design and Efficient Management of Recycling and Waste Treatment," *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 41, pp. 109-134.
- Eichner, T. (2005), "Imperfect Competition in the Recycling Industry," *Metroeconomica*, Vol. 56, pp. 1-24.
- Fullerton, D. and T. Kinnaman (1995), "Garbage, Recycling, and Illicit Burning or Dumping," *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 29, pp. 78-91.
- Fullerton, D. and W. Wu (1998), "Policies for Green Design," *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 36, pp. 131-148.
- Kolstad, C. (1999), *Environmental Economics*, Oxford University Press. (細江守紀・藤田敏之監訳, 『環境経済学入門』, 有斐閣, 2003年)
- 韓国環境部 (2006) 「ごみ従量制施行 10 年の成果評価」 環境部報道資料 (2006 年 1 月)
- 韓国環境部 (2010) 「飲食物廃棄物手数料従量制施行指針」 環境部報道資料 (2010 年 9 月)
- 韓国環境部 『環境統計年鑑』 各年版
- 韓国環境部 『全国廃棄物発生および処理の現状』 各年版
- 韓国環境部・韓国環境資源公社, 『ごみ従量制年報』 各年版
- 韓国環境部ごみ従量制 HP
(<http://one.me.go.kr/wastefee/sitemap.php>)
- 環境省「一般廃棄物処理有料化の手引き」
(http://www.env.go.jp/recycle/waste/tool_gwd3r/ps/index.html)
- 環境省「一般廃棄物の排出及び処理状況等(平成 21 年度)について」
(http://www.env.go.jp/recycle/waste_tech/ippan/h21/data/env_press.pdf)
- 熊本市「熊本市一半廃棄物(ごみ)処理基本計画」
(http://www.city.kumamoto.kumamoto.jp/Content/Web/Upload/file/Bun_56617_22zenbun.pdf)
- 熊本日日新聞 2011 年 7 月 9 日
- 栗山浩一・馬奈木俊介 (2008) 『環境経済学をつかむ』, 有斐閣.
- 朝鮮日報 2010 年 4 月 28 日
- 福山博文・伊ヶ崎大理 (2008), 「ごみの分別行動とリサイクルの経済分析」, 『経済学論集』(鹿児島大学), 第 70 号, pp. 29-41.
- 毎日新聞 2011 年 7 月 16 日
- 山谷修作「自治体アンケート調査」
(<http://www2.toyo.ac.jp/~yamaya/survey.html>)
- 「全国市区町村の有料化実施状況(2011 年 4 月)」,
「全国市区町村の有料化実施状況(2010 年 12 月)」,
「全国都市家庭ごみ有料化実施状況の県別一覧(2010 年 12 月)」, 「第 3 回全国家庭ごみ有料化調査(2008 年 2 月 - 3 月)」