

# 鉄鋼産業における廃プラスチック利用のライフサイクルインベントリとコスト評価

嶋田 雅俊\*・宮本 教一\*<sup>2</sup>・平尾 雅彦\*<sup>3</sup>・中村 崇\*<sup>4</sup>

Life Cycle Inventory and Cost Analysis of Waste Plastics Utilization in the Steel Industry

Masatoshi SHIMADA, Kyoichi MIYAMOTO, Masahiko HIRAO and Takashi NAKAMURA

**Synopsis :** Environmental impact and cost of waste plastics utilization in the steel industry as feedstock materials for blast and electric furnaces were evaluated using scenario-based life cycle assessment technique. These processes were compared with conventional processes including liquefaction and incineration with electric power generation. Since existent process inventory data do not include an input flow of plastic materials and cannot be used for the analysis of scenarios varying plastics flow rate, new process inventory models, which have an input flow of plastics and have other input/output flows depending on the flow rate of plastics, were developed.

A case study of the utilization of the industrial waste plastics from Aichi district was performed using our life cycle model. Total emission of carbon dioxide and total energy consumption were used as environmental indices and costs of transportation, investments and utilities were estimated as well. We found that every process is effective from the view point of the reduction of carbon dioxide emission and energy consumption. Especially, the blast furnace has large potential to reduce carbon dioxide emission. The transportation does not have significant contribution to environmental impacts and total cost. As a result, waste plastics utilization in the steel industry is an effective technology to reduce environmental impacts.

**Key words:** waste plastics utilization, life cycle inventory analysis, cost analysis, blast furnace, electric furnace, process modeling

## 緒言

廃プラスチックは再資源化が期待される原油由来の物質であり、そのポテンシャルを最大限に利用できる処理方法が望まれる。これまで多くの廃プラスチック処理技術が開発されているが、技術を選択し導入する際の意思決定を行うためには、その技術を使用した際の効果や影響を比較・評価する必要がある。

現在、高炉・コークス炉・電気炉といった鉄鋼産業のプロセスにおける廃プラスチックの原料利用が提案・実施されている。しかし、原料化を行った際の鉄鋼産業に与える変化及び影響は、高炉原料化についてCO<sub>2</sub>排出量削減効果の詳細な検討<sup>1)</sup>は実施されてはいるが、輸送や経済性を含め詳細に検討した事例は少ない。本研究では、鉄鋼産業における廃プラスチック原料化技術について調査し、廃プラスチックを使用した際の各プロセスをモデル化した。さらに、その他のプラスチックリサイクル処理技術も含めたライフサイクルモデルを作成し、このモデル上にて、高炉や電気炉などの鉄鋼産業の既存設備にて原料化するケースと、油化や固化燃料(RDF)専焼炉などの廃プラスチック

専用技術にて再利用するケースについて、CO<sub>2</sub>排出量、エネルギー使用量の観点からシナリオ評価型ライフサイクルアセスメント(LCA)を実施し、コスト評価も合わせて比較を行った。

## 1. シナリオ評価型LCA

シナリオ評価型LCA<sup>2)</sup>では、Fig. 1のように産業システムや社会システムを物質とプロセスの繋がりとしてモデル化したライフサイクルモデルを使用し、このモデル上のパラメタによってシナリオを表現してLCA評価を行う。Fig. 1に破線で示された境界をシナリオバウンダリと呼ぶ。評価の際には、参照シナリオとLCA実施者が選択肢として考える選択シナリオを、一つのライフサイクルモデル上に表現し、各シナリオにおけるシナリオバウンダリへの物質の入出力量を算出する。しばしば、参照シナリオとして現状のシステムを設定するが、評価の目的によって設定すればよい。この入出力量と式(1)~(3)を用いて、ライフサイクル全体の環境負荷の差を計算する。ここで計算された $\Delta E(a, alt)$ を比較の際の評価値として用いる。この手法で

平成16年4月14日受付 平成16年7月28日受理 (Received on Apr. 14, 2004, Accepted on July 28, 2004)

\* 東京大学大学院生 (現・みずほ情報総研(株)) (Graduate Student, The University of Tokyo, now Mizuho Information & Research Institute, Inc., 7-3-1 Hongo Bunkyo-ku Tokyo 113-8656)

\*2 東京大学大学院生 (現・(株)JCB) (Graduate Student, The University of Tokyo, now JCB Co. Ltd.)

\*3 東京大学工学系研究科 (School of Engineering, The University of Tokyo)

\*4 東北大学多元物質科学研究所 (Institute of Multidisciplinary Research for Advanced Materials, Tohoku University)

は一つのライフサイクルモデルで評価を行うため、共通のシステムバウンダリや機能単位の下で比較評価を行うことができる。

$$\Delta \ln(t, alt) = \ln(t, alt) - \ln(t, ref) \dots \dots \dots (1)$$

$$\Delta \text{Out}(t, alt) = \text{Out}(t, alt) - \text{Out}(t, ref) \dots \dots \dots (2)$$

$$\Delta E(a, alt) = \Delta \text{Out}(a, alt) + \sum_i \Delta \ln(t, alt.) \times \phi(a, i) - \sum_i \Delta \text{Out}(t, alt.) \times \phi(a, i) \dots \dots \dots (3)$$

ここで、

$\ln(t, s)$  : シナリオ  $s$  における物質  $i$  のシナリオバウンダリへの入力量

$\text{Out}(t, s)$  : シナリオ  $s$  における物質  $i$  のシナリオバウンダリからの出力量

$\Delta E(a, s)$  : シナリオ  $s$  における環境負荷物質  $a$  の排出量の参照シナリオとの差

$\phi(a, i)$  : 製品  $i$  製造までの累積  $a$  排出原単位

$ref$  : 参照シナリオ

$alt$  : 選択シナリオ

である。

## 2. 目的及び対象の設定

再資源化の対象は、愛知県を中心とし三重県北部、岐阜県南部、静岡県西部を含む愛知地区において産業から排出される年間112,000 tonの廃プラスチックで、これらは廃棄時に分別され、組成はポリエチレン(PE) 50 wt%・ポリプロピレン(PP) 50 wt%であり、ポリ塩化ビニル(PVC)は混入していないものとした。この廃プラスチックを、鉄鋼産業の高炉あるいは電気炉で利用した場合とRDF化、油化、焼却発電を行った場合のCO<sub>2</sub>排出量、エネルギー使用量、コストを評価し、比較することを目的とした。

## 3. 評価のためのモデル化

### 3.1 ライフサイクルモデル

対象とする廃プラスチックを高炉・コークス炉・電気炉等の各プロセスで利用するシステムの比較を行うには、プロセス単体を評価するだけではなく、廃プラスチックを利用することによって影響を受ける全てのプロセスが含まれるライフサイクルを評価する必要がある。そこで、廃プラスチックを各処理プロセスで利用するシナリオを設定し、ライフサイクル全体における環境影響変化を評価した。

まず、廃プラスチックの利用に関わる物質及びプロセスを含むライフサイクルモデルをFig 1のように構築した。

### 3.2 プロセスインベントリのモデル化

Fig 1の破線で示されるシナリオバウンダリ外部のプロセスは、シナリオによらずプロセス原単位が一定であるものとし、シナリオバウンダリに入出力する物質に対して既往の研究で算出された累積原単位データ<sup>3,4)</sup>を使用した。シナリオバウンダリ内部に含まれるプロセスについては、調査と推定によって以下のようにインベントリのモデル化を行った。

プロセスはその入出力物質の量の比(入出力比)が、量によらず一定としてモデル化を行った。しかし、各プロセスは評価対象とする全てのシナリオが表現できるように、その入出力比を関数形式で表現する必要がある。例えば、高炉プロセスでは、廃プラスチックをコークスの代替物として利用するシナリオと廃プラスチックを使用しないシナリオのどちらも表現できる必要がある。すなわち、出力物質が入力物質組成によって変化するモデルでなければならない。しかし、本研究のモデル化過程において、高炉において廃プラスチックをコークス代替原料として利用した際のプロセスインベントリは既知ではなかった<sup>3,4)</sup>。他のプロセスについても同様であった。そこで、これらの不足データに対し、燃焼熱・化学量論などに基づいた推定を行

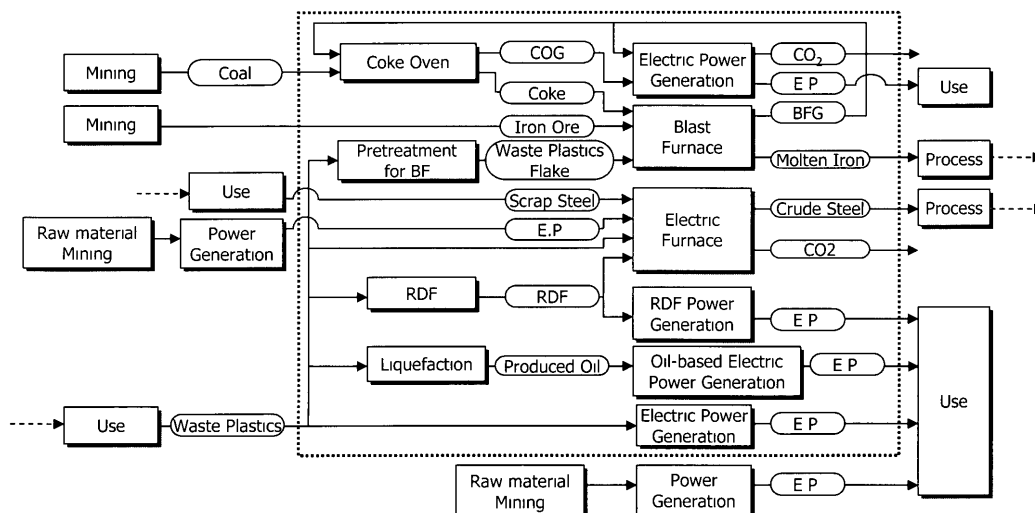


Fig. 1 Life cycle model for the evaluation of waste plastics utilization. Scenario boundary is shown by dashed line.

い、入出力比を関数形式化した。関数形式のモデル化の例を高炉と電気炉について以下に示す。

3 2 1 高炉モデル

高炉へ廃プラスチックを投入した場合、廃プラスチックはコークスの還元能力および発熱能力を代替し、コークス消費量を削減する効果がある。また、廃プラスチックとコークスの化学組成は異なるため、高炉ガス(BFG)の組成および流量も変化することが想定される。そこで高炉プロセスを以下のようにモデル化した。

投入する廃プラスチック  $x$  [kg]中には複数種のプラスチックが存在し、各プラスチック種  $i$ の重量を  $x_i$  [kg]とする。3章で設定した対象プラスチックの場合、 $x_{PE}/x = x_{PE}/x = 0.5$ となる。モデル化された高炉プロセスのインベントリを Table 1 に示した。

(1) 廃プラスチックのコークス代替

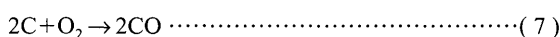
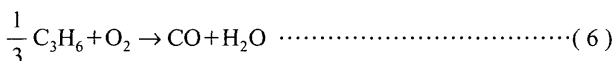
廃プラスチックを投入しない場合は、熔銑 10,000 kg あたり 5,000 kg のコークスが必要である<sup>5-7)</sup>。廃プラスチックを投入する場合は、コークス中に含まれる炭素と廃プラスチックの還元能力の合計がコークス 5,000 kg 中に含まれる炭素の還元能力と等しくなればよいものとし、コークス投入量  $c$  と廃プラスチック投入量  $x$  との関係を、コークスの炭素含有率  $\alpha_{COKE}$ 、プラスチック  $i$  の炭素に対する還元能力比  $\beta_i$  を用いて式(4)で表した。

$$c\alpha_{COKE} + \sum_i \beta_i x_i = 5000\alpha_{COKE} \dots\dots\dots(4)$$

ここで、 $\alpha_{COKE}$  は 0.9 とした。また、プラスチックの  $i$  炭素の還元能力比  $\beta_i$  は、廃プラスチック中の炭素と水素が全て還元用に用いられるものとし、Table 2 に示した BFG 中の成分  $j$  のモル分率  $BG_j$  と、酸素 1 mol と反応して CO 及び CO<sub>2</sub> を発生する際に消費する炭素とプラスチック  $i$  の重量比  $\beta_{i,CO}$  および  $\beta_{i,CO_2}$  を用いて式(5)で表されるものとした。

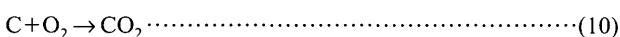
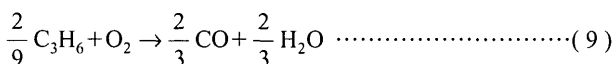
$$\beta_i [\text{kg-C/kg-i}] = \frac{\beta_{i,CO} BG_{CO} + \beta_{i,CO_2} BG_{CO_2}}{BG_{CO} + BG_{CO_2}} \dots\dots\dots(5)$$

例として、PPの還元能力比  $\beta_{PP}$  は以下のように計算される。



反応式(6),(7)およびプロピレンの分子量42から、

$$\beta_{PPCO} = \frac{2 \times 12}{1/3 \times 42} = \frac{12}{7} \dots\dots\dots(8)$$



反応式(9),(10)より、

Table 1 Process inventory of blast furnace modeled in the present study

Input	Amount
Iron ore	16000 kg
Plastics	$x$ kg
Coke	$c$ kg
Pulverized coal	900 kg
Air	46.7 Nm <sup>3</sup>
Nitrogen	2.53 Nm <sup>3</sup>
Water	210 l
Output	Amount
Molten iron	10000 kg
BFG	$V_{BFG, out}$ Nm <sup>3</sup>
Slag	3350 kg

Table 2. Molar composition of blast furnace gas.

Component	Fraction
CO	0.23
CO <sub>2</sub>	0.20
H <sub>2</sub>	0.03
CH <sub>4</sub>	0.00
N <sub>2</sub>	0.54

$$\beta_{PP,CO_2} = \frac{12}{2/9 \times 42} = \frac{9}{7} \dots\dots\dots(11)$$

$BG_{CO} = 0.23, BG_{CO_2} = 0.20$  より

$$\beta_{PP} = \frac{12}{7} \times \frac{0.23}{0.23 \times 0.20} + \frac{9}{7} \times \frac{0.20}{0.23 \times 0.20} = 1.515 \dots\dots\dots(12)$$

ポリエチレンも炭素水素比は同様なので  $\beta_{PE} = 1.515$  となる。

(2) 廃プラスチック投入による BFG の変化

廃プラスチックの投入量はコークス量に比べて十分にならないので、BFGの組成は廃プラスチックの投入によらず Table 2 の状態で一定であると仮定し、投入されるコークスおよび廃プラスチックに含まれる炭素と BFG 中に含まれる炭素との量論バランスを考慮して、BFGの排出量  $V_{BFG, out}$  は、プラスチック  $i$  の炭素含有率  $\gamma_i$  を用いて式(13)で表されるものとした。

$$V_{BFG, out} [\text{Nm}^3] = \frac{22.4 \left( \alpha_{COKE} c + \sum_i \gamma_i x_i \right)}{12(BG_{CO} + BG_{CO_2})} \dots\dots\dots(13)$$

このモデルでは炭素収支を合わせるために水素収支が厳密には合わなくなるが、投入する廃プラスチックに含まれる水素がすべて BFG になるとしたときの Table 2 の BFG 組成の最大変動幅を推定し、その最大値に変動させて同様の

計算を行っても結果への影響が十分に小さいことを確かめた。

### 3.2.2 電気炉モデル

廃プラスチックの電気炉原料化は未開発・未実施の技術であるが、廃プラスチックを電気炉に直接投入・RDF化後に投入の二通りが可能であるものとし、従来は電力によって溶解している鉄スクラップを廃プラスチック・RDFの燃焼熱によって溶解することで電力を代替すると想定した。その際、直接投入とRDF投入では着熱効率（鉄の溶解に使用された熱量／燃焼熱量）が異なるとし、また、廃プラスチックの投入による電力消費量原単位の減少とともに、電極消費量原単位も比例して減少することとした。これらを考慮して、電気炉プロセスインベントリを以下のようにモデル化した。

投入する廃プラスチック  $x$  [kg] は高炉モデルと同様であり、投入するRDF  $y$  [kg] の組成も廃プラスチックと同様であるととし、 $y_{pp}/y = y_{pe}/y = 0.5$  とした。電気炉のプロセスインベントリを Table 3 に示した。

#### (1) 廃プラスチックの電力代替

従来の電気炉において排熱利用をした場合、粗鋼 1,000 kg に対して 359 0 kWh の電力を使用する。廃プラスチックやRDFを投入した際にはその燃焼熱によって消費電力量が削減されるため、消費電力量  $e$  は投入する廃プラスチック及びRDF重量  $x_i, y_i$ 、廃プラスチック及びRDFの着熱効率  $a_x, a_y$ 、プラスチック  $i$  の燃焼熱電力換算値  $Q_i$  を用いて式(14)で表される。

$$e = 3590 - \sum_i (a_x x_i + a_y y_i) Q_i \quad \dots\dots\dots (14)$$

ここでは、 $a_x = 0.3, a_y = 0.5$  を使用した。

#### (2) 廃プラスチック投入によるCO<sub>2</sub>排出量の変化

CO<sub>2</sub>排出量  $d$  [kg] については、従来の排出量に加えて廃プラスチック・RDFの燃焼による排出量があることを考慮し、化学量論から式(15)で求めた。

$$d = 548 + \frac{44}{12} \sum_i \gamma_i (x_i + y_i) \quad \dots\dots\dots (15)$$

## 4. CO<sub>2</sub>排出量・エネルギー使用量評価

### 4.1 廃プラスチック利用シナリオの評価

評価する選択シナリオ (Sce 1 から Sce. 5) と参照シナリオ (Sce 6) の概要を Table 4 に示した。各選択シナリオの評価は、シナリオを導入する以前の状態である参照シナリオとの差を求めることによって行う。例えば、高炉原料化によるCO<sub>2</sub>排出量変化を評価するには、同じシナリオバウンダリにおいて、高炉へ廃プラスチックを投入する選択シナリオでのライフサイクルシステムからのCO<sub>2</sub>排出量と、

Table 3 Process inventory of electric furnace modeled in the present study.

Input	Amount
Scrap iron	1,010 kg
Electrode	$4.635 \times 10^{-3} e$ kg
Electricity	$e$ kWh
Electricity for shredding	$0.13x$ kWh
Oxygen	28.6 Nm <sup>3</sup>
Plastics	$x$ kg
RDF	$y$ kg
Output	Amount
Crude steel	1,000 kg
CO <sub>2</sub>	$d$ kg

Table 4. Selected scenarios for the evaluation of waste plastics utilization

Scenario No	Scenario description
<b>Sce. 1</b>	Fed to blast furnace
<b>Sce. 2</b>	Directly fed to electric furnace (T.E. = 30%)
<b>Sce. 3</b>	Fed to electric furnace after processed to RDF (T.E. = 50%)
<b>Sce. 4</b>	Fuel for electricity generation after processed to RDF (G.T.E. = 40%)
<b>Sce. 5</b>	Fuel for electricity generation after liquefaction (G.T.E. = 40%)
<b>Sce. 6 (Reference)</b>	Fuel for electricity generation (G.T.E. = 10%)

T.E. = Thermal Efficiency  
G.T.E. = Gross Thermal Efficiency

参照シナリオにおける同じシステムからのCO<sub>2</sub>排出量との差によって評価する。ここでは、発電効率を10%とした焼却発電を参照シナリオとした。

次に、Table 4 に示した各シナリオにおいて1 tonの廃プラスチックを処理した際のCO<sub>2</sub>排出量およびエネルギー使用量の評価を行った。この結果を Fig 2, 3 に示す。

CO<sub>2</sub>排出量は、参照シナリオに対してすべての選択シナリオで削減となる。削減効果は高炉で利用する Sce 1 が最も高く、次いでRDF化+焼却発電の Sce 4, RDF化+電気炉投入の Sce 3, 油化+焼却発電の Sce. 5, 電気炉投入の Sce 2 となった。特に高炉利用は 3.67 ton-CO<sub>2</sub>/ton-plastic での他の利用方法に比べて削減効果が大きく、愛知地区における廃プラスチック 112,000 ton-plastic/year の処理の場合は  $4.11 \times 10^5$  ton-CO<sub>2</sub>/year の削減となる。これは1990年の日本全体におけるCO<sub>2</sub>総排出量  $1.07 \times 10^9$  ton-CO<sub>2</sub>/year の約 0.035% に当たる。

また、エネルギー使用量もすべての選択シナリオで削減となるが、効果はRDF化後に電気炉で利用する Sce. 3 が最も大きく、以下 Sce. 1, Sce 2, Sce. 4, Sce. 5 の順となった。CO<sub>2</sub>排出量削減効果の結果とは順序が異なり、特にCO<sub>2</sub>排

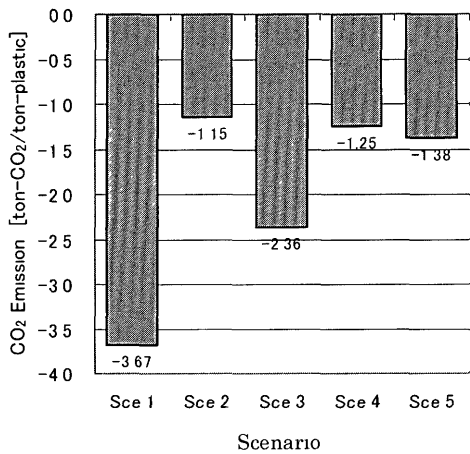


Fig 2. Change of CO<sub>2</sub> emission from reference scenario by introducing scenarios described in Table 4.

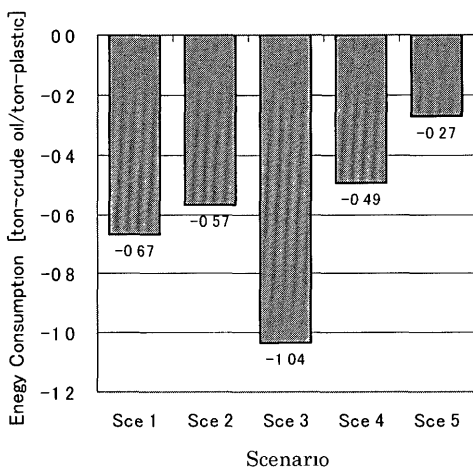


Fig 3. Change of energy consumption from reference scenario by introducing scenarios described in Table 4.

出量削減効果における Sce 1 の優位性はエネルギー使用量削減効果においては見られなかった。これは、廃プラスチックが代替するコークスと電力の CO<sub>2</sub> 排出に対する特性に由来する。コークス代替では、1 ton の廃プラスチックで約 1.5 ton の炭素を代替する。それに対し、電力は水力や原子力など炭素由来ではないエネルギー資源からも作られており、プラスチックで代替しても、使用炭素量の削減効果は低い。例えば、着熱効率 0.3 にて電気炉原料化した場合、1 ton の廃プラスチックで電力 3.84 MWh を代替する。電力の累積 CO<sub>2</sub> 排出原単位 0.48 ton-CO<sub>2</sub>/MWh を炭素換算した炭素使用量原単位 0.13 ton-C/MWh を用いて計算すると、1 ton の廃プラスチックでは約 0.5 ton の炭素を代替することになる。このため、CO<sub>2</sub> 排出量削減効果は高炉原料化では大きく、電気炉原料化では小さくなる。また、エネルギー使用量削減効果で見ると、高炉原料化ではコークスの製造に使用するエネルギーが減少するが、コークス炉ガス (COG) の生産量が減少し COG による発電量が減少するため、高炉原料化のエネルギー使用量削減効果の相対的位置は CO<sub>2</sub> 削減効果のそれと比べて低くなる。

Table 5. Amount of waste plastics discharged from each area in Aichi district

Area name	Amount of waste plastics [ton/year]
Toyota	60,000
Nagoya	25,000
Toyohashi	15,000
Mie	5,000
Gifu	2,000
Hamamatsu	5,000

Table 6. Transport distances between areas

From \ To	Toyota	Nagoya	Toyohashi	Mie	Kawasaki
Toyota	5	30	/	/	330
Nagoya	30	5	/	/	350
Toyohashi	50	65	5	/	290
Mie	/	50	/	5	400
Gifu	/	50	/	/	400
Hamamatsu	85	100	35	/	250

また、Sce 5 の油化発電シナリオのエネルギー使用量削減効果の相対的位置は CO<sub>2</sub> 排出量削減効果のそれと比べて低くなっている。これは、本研究では油化プロセスから排出される生成ガス・可燃残渣を評価していないためである。すなわち、これらの排出物に炭素が固定されて燃焼されずにシステム内にとどまっていることになる。しかし、生成ガスや可燃残渣が実際にどのように処理あるいは利用されているかが不明であるため、これ以上の評価を避けた。よって、Sce. 5 の評価結果は他の結果に比べて不確実性が高い。

#### 4.2 輸送の評価

日本国内では、高炉は地理的に偏在しており、電気炉は各地域に分散している。油化・焼却発電設備は少数であり、原料の安定供給が必要であることから、偏在するタイプの設備であると考えられる。一般に処理地が分散していた方が、輸送距離は少なく、輸送に伴う CO<sub>2</sub> 排出量、エネルギー使用量及びコストは低減されると予想できる。そこで、輸送の影響を評価するために、廃プラスチックを陸上輸送する際の輸送モデルを構築した。

##### 4.2.1 輸送モデル

愛知地区を豊田、名古屋、豊橋、三重、岐阜、浜松の 6 地区に分割した。また、遠隔地の高炉に輸送することも考慮し川崎地区を設定した。各地区から排出される廃プラスチック量の設定値を Table 5、地区間輸送距離を Table 6 に示した。陸上輸送に伴うパラメータは以下のように設定した。

- 使用トラックは全て10トントラック、積載率は全て30%で輸送する。
- 集積地点と処理地点が同じ地区内にある場合は、輸送距離が5kmであるとし、違う地区に輸送する場合は中心都市間を結ぶ距離を地区間距離とする。
- 総走行距離  $L$  [km/year] は往復することを考慮し、式(16)で計算する。

$$L[\text{km/year}] = \frac{\text{Plastics}[\text{t/year}]}{10 \times 0.3[\text{t/trip}]} \times (\text{Distance} \times 2)[\text{km/trip}] \quad (16)$$

- 燃費  $m$  を 3.5 km/l-軽油、燃料消費による  $\text{CO}_2$  排出量 0.742 kg/km とする。

#### 4.2.2 処理設備数の設定

輸送シナリオを決定するために、各技術の廃プラスチック受入量について調査し各輸送シナリオにおける設備数を決定した。

#### 4.2.3 輸送による $\text{CO}_2$ 排出量・エネルギー使用量

設備の所在を変え輸送条件が変わったいくつかのケースで計算したとき、各ケース間の  $\text{CO}_2$  排出量差は最大で 0.16 ton- $\text{CO}_2$ /ton-plastic であった。これに対し、Fig. 2 に示した処理方法による  $\text{CO}_2$  排出量差は最小でも 1.3 ton- $\text{CO}_2$ /ton-plastic であり、輸送条件によって変わりうる  $\text{CO}_2$  排出量差の約8倍にあたる。このため、輸送条件は、処理方法の優位性を左右するほどには影響しないことが分かった。また、エネルギー使用量においても同様に、輸送条件による最大差が 0.05 ton-crude oil/ton-plastic であるのに対し、Fig. 3 に示した処理方法による消費量差は最小でも 0.1 ton-crude oil/ton-plastic であることから、輸送条件は優位性に影響しないことが分かった。

## 5. コスト評価

コスト評価の対象範囲は、廃プラスチックを利用する産業部門に相当する Fig. 1 の点線で囲まれた部分とした。「廃プラスチックが利用されておらず、廃プラスチック処理・利用施設が存在しない状態」を参照シナリオとして、各シナリオで新たに要する輸送・設備・ユーティリティを求め、輸送コスト・設備コスト・ユーティリティコストの3つをトータルコストとして算出した。

### 5.1 輸送コスト

廃プラスチックの輸送に必要な人件費と燃料費の和を輸送コストとして計算した。輸送モデルは5.2と同じである。人件費  $C_{labor}$  [yen/year] と燃料費  $C_{fuel}$  [yen/year] は、Table 7 に示した輸送パラメータと燃費  $m$  を用いて式(17)と(18)によって求めた年間総往復回数  $T$  [trip/year]、1日あたりの往復回数  $T_{day}$  [trip/day] から式(19)と(20)によって算出した。

Table 7. Parameters for the evaluation of transportation cost

$a$	Transport velocity	50 km/h
$b$	Loading time	1 hour
$c$	Unloading time	1 hour
$d$	Labor hours	8 hour/day
$e$	Unit labor cost	10,000 yen/day
$f$	Fuel price	29 yen/l

Table 8. Selected scenarios for the evaluation of transportation cost.

<b>Sce. t-1</b>	To two incinerating power plants at Nagoya and Toyota
<b>Sce. t-2</b>	To one blast furnace at Nagoya
<b>Sce. t-3</b>	To one blast furnace at Kawasaki, out of Aichi area
<b>Sce. t-4</b>	To two electric furnaces at Nagoya and Toyohashi
<b>Sce. t-5</b>	To four electric furnaces at Nagoya, Toyohashi, Toyota and Mie
<b>Sce. t-6</b>	To two liquefaction plants at Nagoya and Toyota

$$T = \frac{(\text{Amount of Plastics} [\text{t/year}])}{10 \times 0.3[\text{t/year}]} \quad (17)$$

$$T_{day} = \frac{d}{\frac{\text{Distance} [\text{km/trip}] \times 2}{a} + b + c} \quad (18)$$

$$C_{labor} = e \frac{T}{T_{day}} \quad (19)$$

$$C_{fuel} = f \frac{L}{m} \quad (20)$$

輸送コストに関わる選択シナリオとして Table 8 に示す5つのシナリオを検討した。

### 5.2 設備コスト

廃プラスチック利用設備の設備投資費と設備運転員の増加に伴う人件費の和を設備コストとして計算した。設備コストを求める際に必要となるパラメータ及び用いた値を Table 9 に示した。高炉と電炉は既存設備を前提としたので、その改修費と前処理設備新設の費用を推定し、設備投資費とした。減価償却年数は全て10年とした。設備コストに関わる選択シナリオとして Table 10 に示す5つのシナリオを検討した。

### 5.3 ユーティリティコスト

シナリオ設定によって増減する入力物質の購買費から出力物質の売却額を差し引いてユーティリティコストとした。入出力物質のコストを Table 11, 12 のように設定した。ユーティリティコストの選択シナリオとして、Table 13 に示す4つのシナリオを検討し、ユーティリティコスト計算

Table 9. Parameters for the evaluation of plant cost.

Plant	Cost [10 <sup>6</sup> yen / plant]	Availability [ton-plastic / (year·plant)]	Worker [person/plant]	Installation Site
Power generation	80	230,000	24	Toyota, Nagoya
Liquefaction	100	60,000	24	Toyota, Nagoya
Blast furnace & pretreatment	40	356,000	8	Case 1.Nagoya Case 2.Kawasaki
Electric furnace & pretreatment	5	60,000	8	Toyota, Toyohashi Nagoya, Mie

Table 10. Selected scenarios for the evaluation of plant cost.

<b>Sc. p-1</b>	Two incinerating power plants
<b>Sc. p-2</b>	One blast furnace
<b>Sc. p-3</b>	Two electric furnaces
<b>Sc. p-4</b>	Four electric furnaces
<b>Sc. p-5</b>	Two liquefaction plants

Table 11. Buying prices of input materials and utilities.

Input	Buying price
Electricity	8.8 yen/kWh
Electrode	345 yen/kg
Paraffin	33 yen/l
Coke	13.4 yen/kg
Waste plastics	0 yen/kg
Light oil	29 yen/l
Heavy oil	22 yen/l
Coal	3.8 yen/kg
Water	0.03 yen/l

Table 12. Selling prices of output materials and utilities.

Output	Selling price
Electricity	8.5 yen/kWh
Ammonium sulfate	5 yen/kg
Crude light oil	20 yen/kg

の結果を Fig 4 に示した。負の値は利益が出ることを示す。焼却発電シナリオ(Sc. u-1)ではプラスチックの利用により、出力される電力すなわち売電量が増える。油化発電シナリオ(Sc. u-4)でも同様にプラスチック利用により、売電量が増える。電気炉原料化シナリオ(Sc. u-3)では、入力される電力が減る。つまり、この3つのシナリオでは入出力の電力量の要因が大きく、ユーティリティコストは負となり、その大小関係は Fig 3 に示したエネルギー使用量

Table 13. Selected scenarios for the evaluation of utility cost.

<b>Sc. u-1</b>	Incinerating and generating electric power (T.E.=10%)
<b>Sc. u-2</b>	Using in Blast furnace
<b>Sc. u-3</b>	Using in Electric furnace (TE =30%)
<b>Sc. u-4</b>	Liquefying and generating electric power (T.E.=30%)

(T.E.=Thermal Efficiency)

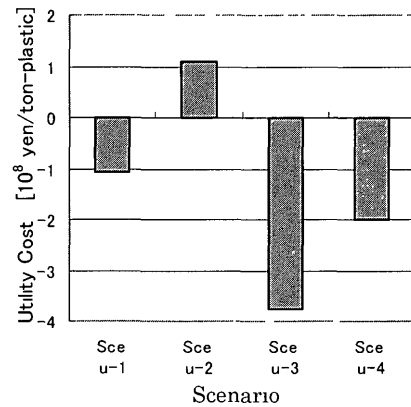


Fig 4. Change of utility cost by introducing scenarios described in Table 13.

の大小関係とほぼ同じになると考えられる。つまり、廃プラスチックを直接電気炉に投入し着熱効率30%で利用する Sc. u-3 に比べて、発電効率10%の Sc. u-1 や、一度油化してから効率40%で発電を行う Sc. u-4 はエネルギーロスが大きくなるため、ユーティリティコストにおける利益も比較的小さくなる。

また、高炉原料化シナリオ(Sc. u-2)では他の3つのシナリオと異なりユーティリティコストが正の値となっている。高炉利用ではBFG, COG 発電量が減るため売電量が減少する一方、高炉原料化に電力を使用するため買電量が増加する。石炭の投入量が減るが、石炭は電力に比べて圧倒的に安価であるため、ユーティリティコストは正になる。本シナリオでは石炭の購買価格を3.8千円/t-coalとしたが、8.7千円/t-coalが高炉原料化のユーティリティコストの損益分岐点になる。

#### 5.4 トータルコスト

Table 14 に示す6つの選択シナリオについて検討した。廃プラスチック1tonの再資源化の平均トータルコストを計算し、その結果を Fig 5 に示した。

トータルコストでは、電気炉原料化を行う Sc. total-4, Sc. total-5 が負、高炉原料化を行う Sc. total-2, Sc. total-3 はユーティリティコストが正であるためトータルコストでも正という結果になっている。また、主設備の新設を伴う Sc. total-1, Sc. total-6 ではユーティリティコストにおける

Table 14. Selected scenarios for the evaluation of total cost. A scenario is described by the combination of a transportation scenario (Table 8) and a plant scenario (Table 10) and a utility scenario (Table 13)

<b>Sc. total-1</b>	<b>t-1 + p-1 + u-1</b>
<b>Sc. total-2</b>	<b>t-2 + p-2 + u-2</b>
<b>Sc. total-3</b>	<b>t-3 + p-2 + u-2</b>
<b>Sc. total-4</b>	<b>t-4 + p-3 + u-3</b>
<b>Sc. total-5</b>	<b>t-5 + p-4 + u-3</b>
<b>Sc. total-6</b>	<b>t-6 + p-5 + u-4</b>

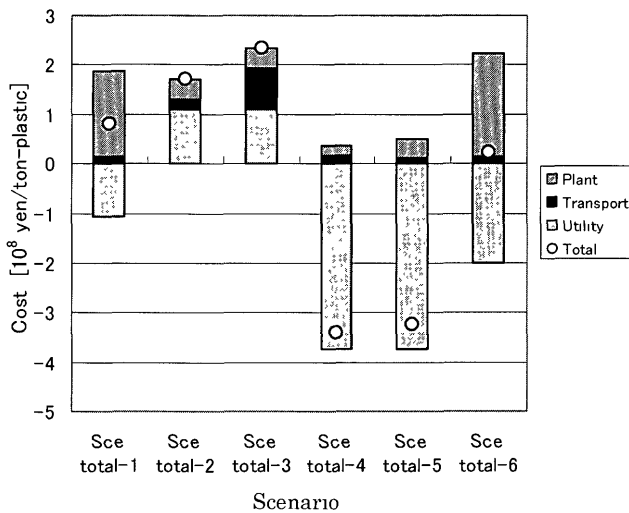


Fig. 5. Change of total cost and its detail by introducing scenarios described in Table 14.

利益を、設備コストと輸送コストの和が上回るためにトータルコストでは正の値をとることが分かる。ただし、Sc. total-6では油化発電の発電効率が40%であるのに対して、Sc. total-1では焼却発電の発電効率が10%であることから、Sc. total-1は発電効率の向上でトータルコストを削減あるいは負にできる可能性がある。

これらの結果より、設備コスト面では既存設備に小規模の増設で済み、ユーティリティコスト面では使用電力量が減るという理由から、トータルコストでは電気炉原料化シナリオが優れている。また、同じ電気炉原料化シナリオであるSc. total-4とSc. total-5を比較すると、Sc. total-5における処理地が分散することによる輸送コストの優位性より、Sc. total-4における増設設備数が2箇所より設備コ

ストの優位性のほうが勝っていることが分かる。しかし、Sc. total-3のような遠距離輸送シナリオ以外ではトータルコストはユーティリティコストと設備コストで決定され、輸送がトータルコストに及ぼす影響は小さい。

## 6. 結言

鉄鋼産業における廃プラスチックの原料化プロセスモデルを物性・化学量論などに基づいた推定を行うことによって作成し、これを含むライフサイクルモデルを構築した。ライフサイクルモデルを用いて、高炉原料化及び電気炉原料化、焼却発電、油化といった廃プラスチック利用方法に対して、CO<sub>2</sub>排出量・エネルギー使用量・コスト評価を行った。

評価結果より、いずれのシナリオでもCO<sub>2</sub>排出量・エネルギー使用量は削減できることが明らかとなった。特に石炭を代替する高炉原料化ではCO<sub>2</sub>排出量削減効果が高い。また、コストについては、電力を代替する電気炉原料化はトータルコストが負となる。高炉原料化は、代替する石炭の価格が低いため、トータルコストは正になる。焼却発電や油化は、設備費が大きいためトータルコストは正であるが、ユーティリティコストが負であるため設備投資の問題を別にできれば有利なシナリオとなりうる。輸送はCO<sub>2</sub>排出量、エネルギー使用量、コストのいずれに対しても影響は小さい。ただし、電気炉原料化においては、技術的可能性の検討を行っていないことに留意しなければならない。これらの結果から、鉄鋼産業における廃プラスチック原料化は、廃プラスチック専用技術と並び、CO<sub>2</sub>排出量、エネルギー使用量の面において有力な処理方法と結論できる。

本研究の実施に当たり(財)金属系材料研究開発センター金属系素材産業ポテンシャル活用モデル構築委員会、(社)プラスチック処理促進協会にご協力、ご助言いただいたことを感謝します。

## 文 献

- 1) N Narita, M Sagisaka and A Inaba *J Jpn Inst Met*, **65** (2001), 589
- 2) Y Fukushima and M Hirao *Int J Lifecycle Assess*, **7** (2002), 317
- 3) 廃プラスチック製品の使用量増加が地球環境に及ぼす影響評価、プラスチック処理促進協会編、東京、(1993)
- 4) 化学工業製品におけるトータル・エコバランスの分析手法に関する調査(III)、社団法人化学工学会、東京、(1996)
- 5) 平成10年度廃棄物燃料化事業普及基盤整備調査報告書、プラスチック処理促進協会編、東京、(1999), 28
- 6) 環境と省エネルギーのためのエネルギー新技術体系、(社)日本伝熱学会編、NTS、東京、(1996)
- 7) NKK 360°, NKK, **36** (1998)