

# 環境会計による環境評価手法の提案<sup>1</sup>

下村恭民（法政大学・人間環境学部） : 援助評価  
稲葉敦（東京大学・人工物工学研究センター） : LCA  
クロード・シーゲンターラー（法政大学・人間環境学部） : 環境会計

## I 提案の目的、意義、理論的枠組み

### I-1 環境会計の視点を導入する目的と意義

### I-2 LCA の理論的枠組み

### I-3 LCA の適用における留意点：途上国での情報・データの制約

### I-4 DSM プロジェクトに関する現地調査

## II DSM プロジェクトに関する LCA 分析の結果

### II-1 LCA の概要

### II-2 冷蔵庫のライフサイクル・インベントリ分析

### II-3 蛍光灯のライフサイクル・インベントリ分析

## III 結論と提言

### III-1 LCA 分析が示す DSM プロジェクトの環境改善効果

### III-2 LCA 手法の有効性

### III-3 環境影響評価手法に関する提言

補論 LCA（による CO<sub>2</sub> 排出量評価）の発電所事業への応用

Appendix 1 タイの発電電力量

Appendix 2 MTEC による冷蔵庫の CO<sub>2</sub> 排出量の分析

## I 提案の目的、意義、理論的枠組み

### I-1 環境会計の視点を導入する目的と意義

本提案の目的は、援助事業を対象とした環境会計理論の適用による、環境影響評価手法の拡充である。

援助事業が環境に与える影響は、これまでも多様な手法によって測定・評価されており、貴重な知見が蓄積されてきた。環境会計理論に基づいた評価手法を導入することにより、新たな付加価値が実現すると期待される。従来の環境評価手法は、もっぱら「当該事業が実施された結果、環境にどのような変化が生じたか」の視点から、環境への影響を測定し評価してきた。「事業が実施された“with”の状況」と「事業が実施されなかった“without”の状況」を対比し、二つの状況の比較を通じて当該事業の環境への影響を把握する手法である。たとえば本提案のための調査と平行して実施されたタイ「電力消費効率促進事業」の PEDACS 評価では、需要管理(Demand Side Management: DSM)による電力消費抑制、化石燃料使用量削減、二酸化炭素排出量の抑制などを推定し、これを当該事業のインパクトとする正統的なアプローチが採用されている。いいかえれば標準的な評価手法は、「事業それ自体の環境影響」に焦点を絞ったものである。

ただ、かりに当該事業それ自体が有効に環境負荷を抑制するとしても、当該事業を準備する段階、当該事業に使用される素材（たとえばセメントや鋼材など）の生産段階で、排出される環境負荷物質はどうだろ

<sup>1</sup> 本報告書の作成に当たり、タイ国科学技術省・金属物質技術センター(MTEC: National Metal and Materials Technology Center, Ministry of Science and Technology)の Dr. Thumrongrut Mungcharoen および Ms. Viganda Varabuntoonwit から貴重な助力をえた。特に記して感謝したい。

うか。また事業が使命を果たして廃棄される段階で、どれだけの環境負荷物質が排出されるだろうか。準備や廃棄の段階で発生する環境負荷物質の排出を考慮することにより、環境に対する事業の影響の全体像を、よりの確に把握することが可能となる。これが環境会計の視点である。

環境会計の視点の導入によって、当該事業それ自体を超えた広い範囲、あるいは長い時間軸で生じる環境負荷の増減を推定することが可能となり、間接的な影響をも含めた事業全体の環境への影響の把握を通じて、援助事業の環境影響評価の精度も高まると期待される。

環境会計のこのような意義を具体化するために、本提案では、環境会計の理論体系の中で、この目的に最も適したライフサイクル・アセスメント(Life Cycle Assessment, LCA)の手法を採用し、タイ「電力消費効率促進事業」(以下 DSM プロジェクト)を事例とする LCA の適用を試みた。

## I-2 LCA の理論的枠組み

LCA は、ある事業または製品のライフサイクルの環境影響を、全体論的(ホーリスティック)に測定・評価する手法であり、その「原則および枠組み」が国際標準規格(ISO-140140)となっている。基本的な考え方を DSM プロジェクトに即して説明すると以下のようになる。

DSM プロジェクトの主要な目的の一つは、省エネルギー製品の導入によるエネルギー抑制と、二酸化炭素など環境負荷物質の排出量の抑制である。これは事業の直接的効果である。LCA では、一方で i) 省エネルギー製品の製造に必要な素材の製造過程、ii) 省エネルギー製品自体の製造過程、および iii) 当該製品の使用が終って廃棄される過程の 3 段階について、エネルギー消費量、資源消費量、環境負荷物質の排出量を測定する。同時に、省エネルギー製品が導入される以前の従来モデルの製品についても、上記 3 段階の測定を行う。

エネルギー消費の少ない高効率機器とエネルギー効率の劣る従来モデルの機器の二つについて、ライフサイクル全体の環境負荷物質排出を測定し、その結果の比較を通じて両者の環境影響の差異を把握する。ここで把握される差異を間接的効果と呼ぶことができる。直接的効果と間接的効果を総合したものが、事業(DSM の場合には冷蔵庫・蛍光灯などの製品)の全体的な環境影響である。

$$[\text{事業全体の環境影響}] = [\text{直接的効果}] * + [\text{間接的効果}] **$$

\*従来の手法による影響評価

\*\*LCA による影響評価

なお今回の調査においては、DSM プロジェクトに関わる CO<sub>2</sub> 排出削減量に絞って LCA を実施する。

## I-3 LCA の適用における留意点：途上国での情報・データの制約

LCA の導入は環境影響評価の視点の多角化に貢献するが、援助事業に適用するうえで重要な制約がある。先進工業国の場合と比較して、開発途上国では LCA を実行するために必要な情報・データの整備が著しく不足している。途上国で LCA を適用するためには、したがって、調査を可能とするような情報・データの入手がカギとなる。今回のタイ「電力消費効率促進事業」への適用は、途上国での LCA の実効性を探るためのパイロット・プロジェクトとして位置づけられよう。パイロット・プロジェクトの経験を通じて、途上国での LCA を実施するうえでの困難さと、一定の実効可能性とを探ることができる。

LCA に必要な情報・データの入手が不可能な場合には、日本など LCA の実績のある国々の情報・データを援用することによって、制約条件の克服を図ることとする。

## I-4 DSM プロジェクトに関する現地調査

### 4.1 調査目的

DSM プロジェクトの下で生産される省エネルギー製品(高効率製品)のうち、下記の 3 製品(特に①および②)に焦点を当て、素材製造過程、機器製造過程、および機器が使用後に廃棄される過程の 3 段階での、エネルギー消費量、資源消費量、環境負荷物質の排出量を比較する。分析作業の具体的な内容は II に

記載する。

- ①冷蔵庫
- ②蛍光灯
- ③安定器(low-loss ballast)

#### 4.2 調査体制

調査の実施に当たっては、援助評価専門家、環境会計専門家、および LCA 専門家の 3 名から構成される法政大学の調査チームと、タイ政府内で LCA の手法導入に取り組んでいる科学技術省(Ministry of Science and Technology)の傘下にある研究部門(MTEC: National Metal and Materials Technology)との連携という体制をとった。MTEC との連携は、現地での持続的な情報収集活動にとって有効であったが、同時に、本調査を通じて MTEC のスタッフが LCA の実務を経験する技術移転の効果も期待できる。前述のように、途上国で LCA を実施する際の基本的な制約条件は情報・データの入手の困難なことであるが、この制約条件を克服して LCA の適用範囲を広げるためには、途上国の LCA に関する技術水準の向上が先決であり、そのためには、本調査で試みたような連携が有意義と考える。

#### 4.3 調査の実施

法政大学の調査チームは、2006 年 8 月にバンコクを訪問し、事業実施者であるタイ電力公社(EGAT)および調査対象製品を製造する下記 3 企業から情報収集を行った。

東芝(Thai Toshiba Lighting) : 蛍光灯、安定器  
シャープ(Sharp Appliances (Thailand)) : 冷蔵庫  
フィリップス(Philips Electronics (Thailand)) : 蛍光灯

LCA の目的に沿った所定のフォーマットに従った情報・データの提供を依頼し、調査チームの帰国後は MTEC のスタッフが情報収集のフォローアップ作業を担当した。今回の調査では、タイの企業関係者が日常業務で取り扱っていない種類の情報・データが求められるうえに、製造過程での詳細に触れる企業機密の要素もあり、どれだけの情報・データが入手できるか懸念されたが、最終的にシャープおよびフィリップスから情報・データの提出があった。

入手したデータ、情報に基づく分析作業結果を II に述べ、LCA による DSM プロジェクトの評価の意義を III に記述する。

## II DSM プロジェクトに関する LCA 分析の結果

### II-1 LCA の概要

LCA の実施方法は国際環境基準 ISO-14040 に示されている。そこでは、LCA を「サービスを含む製品に付随して生じる影響をより良く理解し、軽減するために開発された一つの技法」とし、図 2-1 のように、「目的と調査範囲の設定」、「インベントリ分析」、「影響評価」、「結果の解釈」という 4 つのステップが明確にされている。

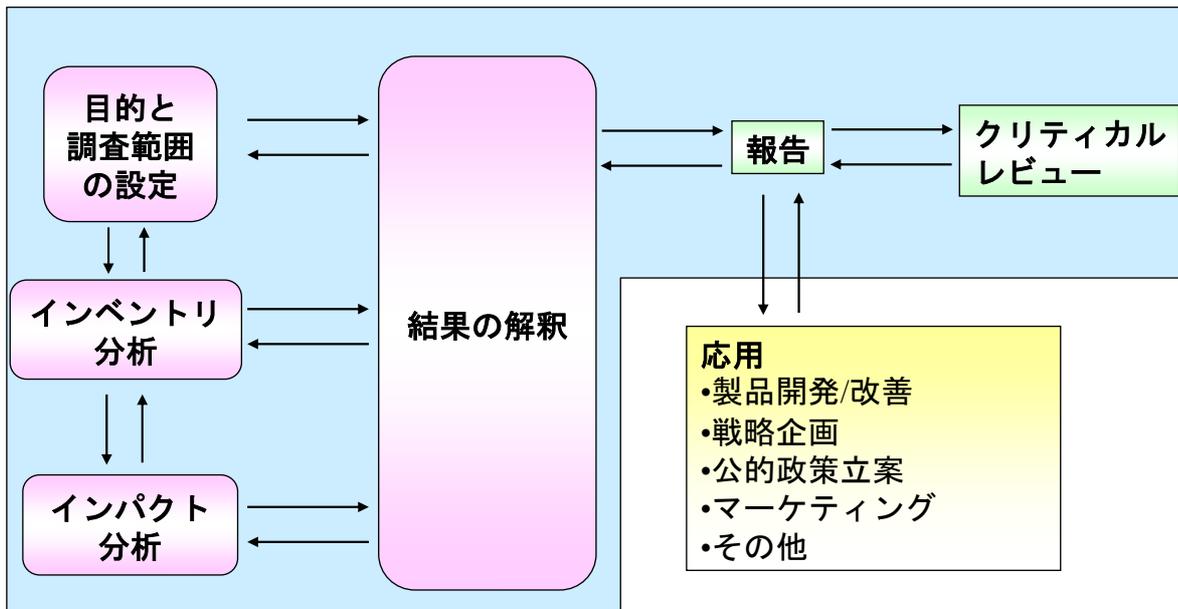


図 2-1 LCA の構成段階 (ISO14040 をもとに改変)

### 1.1 目的と範囲の設定 (Goal and scope definition)

このステップでは、対象とする工業製品やサービスを定め、LCA を実施する目的を明確にする。LCA の結果はこれらの設定によって多様な形をとる。その結果は設定した範囲内で有効なものであり、それを利用するには前提条件等をすべて踏まえた上で行う必要がある。たとえば、「冷蔵庫の温暖化に対する影響」を評価することを定める。そして、その目的にしたがって計量すべき排出物を決め、それを収集する範囲を定める。

### 1.2 インベントリ分析 (Inventory analysis)

LCA 対象となる製品やサービスに関して、投入される資源やエネルギー(インプット)および生産または排出される製品・排出物(アウトプット)のデータを収集し、環境負荷項目に関する入出力明細表を作成するステップである。

### 1.3 インパクト評価 (Life cycle impact assessment)

LCA での影響評価は、一般的に、分類化、特性化、総合評価の 3 つの部分から成る。分類化では、資源消費や排出物を予想される環境影響の種類に基づいた影響カテゴリに振り分ける。特性化では、排出物量と、その物質が指定された影響カテゴリに対して与える影響を相対的に評価した特性化係数を掛け合わせ、「カテゴリ・インディケータ」として指標化する。ISO-14040 では、この分類化・特性化までを影響評価の必須要素とし、対象となる地域全体での排出量と比較する正規化(Normlization)や、カテゴリ間の重み付けは付加的要素(optional elements)と位置づけている。

### 1.4 結果の解釈 (Interpretation)

LCA では、実施した調査の範囲の相違、インベントリ分析におけるシステム境界の定義や配分方法、および影響評価における特性化係数の選択によって、異なる結果が導かれる可能性がある。これらの実施方法による結果への影響が「解釈」で考察される。

ここでは、タイの DSM プロジェクトにおける CO2 の排出削減量について LCA 手法を用いて評価するが、CO2 の排出削減量を算出することが目的なので、インパクト評価は必要とされず、インベントリ分析だけを実施する。

## II-2 冷蔵庫のライフサイクル・インベントリ分析

インベントリ分析を実施するには、まず対象とする製品の製造・使用・廃棄に直接係わるデータを収集することが必要である。これらのデータをフォアグラウンド・データと呼ぶ。次に、製品に使用される素

材の製造や、使用段階で消費される電力を発電する時の排出物量などを調査する。これらをバックグラウンド・データと呼ぶ。フォアグラウンド・データにバックグラウンド・データを結合させることで、製品の製造・使用・廃棄段階のCO2排出量を算出することになる。以下に冷蔵庫のインベントリ分析を示す。

## 2.1 冷蔵庫の製造・使用段階の材料とエネルギー使用量（フォアグラウンド・データ）<sup>2</sup>

表2-1にSHARP APPLIANCES (THAILAND) LTD.から得た冷蔵庫の製造に必要なとされる素材使用量、使用段階の電気消費量を示す。1997年当時の製造機1種と、現行2機種のデータが示されている。

表 2-1 冷蔵庫に使用される素材量 (SHARP APPLIANCES (THAILAND) LTD.提供)

		現行機種	現行機種	1997年モデル	
モデルの名前		43AT	47AT		40BP
容量(L)		347	384		368
電力消費量(kWh/y)		708	744		804
総重量 t(kg)		70	72		73
物質/部材	詳細	重量 (g)	重量 (g)		重量 (g)
ポリスチレン	PS	9,142	9,142		6,120
ポリスチレン(HI)	PS	1,150	1,150		5,214
EPS(発砲スチロール)	PS	430	500		1,100
PP (ポリプロピレン)	PP	1,895	1,895		4,707
ABS樹脂	ABS	1,045	1,045		1,383
ABSシート	ABS	5,475	5,862		3,019
保温材	ポリウレタン	8,759	9,232		7,665
外部板	塗装鋼板	9,570	10,140		10,900
ドア板	塗装鋼板	4,420	4,750		4,450
背板	メッキ鋼板	2,440	2,630		2,060
底板	メッキ鋼板	1,435	1,435		1,128
その他メッキ鋼板	メッキ鋼板	6,671	6,671		6,964
銅管	銅	880	950		1,602
圧縮機	鉄:銅=9:1	10,500	10,500		11,000
電線類	銅:塩ビ=30:1	550	550		700
紙		70	70		90
蒸発機	43/47型:アルミニウム 40BP型 アルミ:銅=3:5	521	521		830
ドアガスケット	塩ビ:磁石=2:1	750	850		1,100
ファンモーター	鉄:銅:その他=5:3:1	500	500		500
その他		3,797	3,607		2,468
R134a		105	105		120
ダンボール		7,500	8,500		8,500
緩衝材	EPS	1,800	1,800		2,000

本体

冷媒

包装材

表 2-2 には、冷蔵庫の製造に必要なエネルギー消費量を示す。タイでの製造エネルギーを入手するこ

<sup>2</sup> SHARP APPLIANCES (THAILAND) LTD.竹中康雄氏のご協力に対し深く感謝する。

とができなかったため、ここでは、日本電機工業会（2004）が公表している 400 リットルクラスの 1999 年度の製造エネルギーのデータを使用する。表 2-1 に示した機種の違いによる製造エネルギーの違いを考慮しないことになる。また、素材の使用量に関しては、冷蔵庫の製造段階での歩留まりを考慮する必要があるが、データが入手できなかったためここでは考慮しない。

冷蔵庫の使用段階の電気消費量は表 2-1 に示されている。タイの現行機 (43AT) の電気消費量 708kWh/y は、日本の同容量タイプの冷蔵庫の電気消費量 640kWh/y より若干大きい。ここでは冷蔵庫は 10 年使用されることを仮定する。

廃冷蔵庫の処理についても日本電機工業会（2004）が公表している 400 リットルクラスのデータを使用する。シュレッダーで粉砕することが想定され、1 台あたり 1.31kWh の電力が必要とされている。

表 2-2 冷蔵庫の製造エネルギー（1 台あたり；日本電機工業会,2004）

電力 kWh	2.99E+01 kWh
燃焼・LPG kg	5.50E-03 kg
燃焼・都市ガス 13A m3	1.50E+00 m3
燃焼・A 重油 L	9.70E-01 L

注：E+01 は10の1乗、E-03 は10のマイナス3乗を意味する

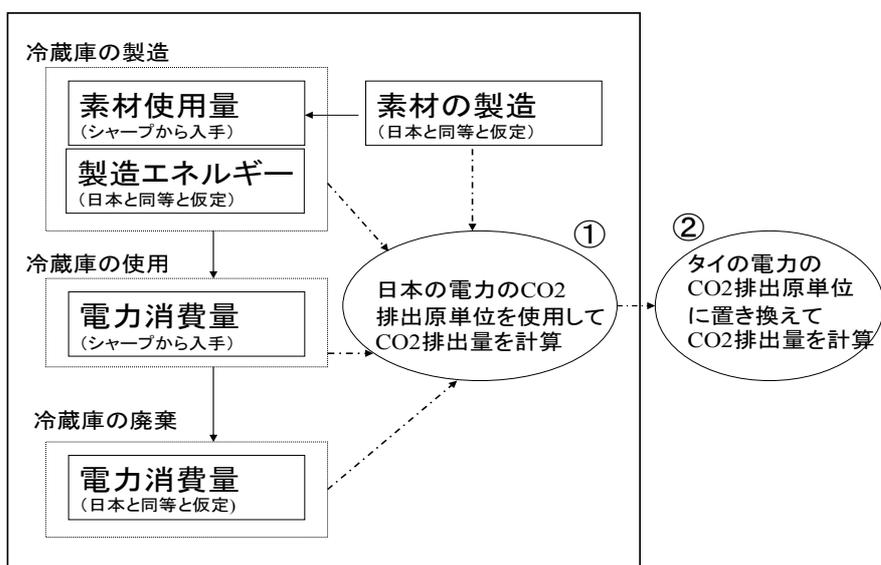
## 2.2 ライフサイクルでの CO2 排出量の算定

### 2.2.1 CO2 排出削減量の算出

上述のタイで製造される冷蔵庫のデータを用いてインベントリ分析を行うためには、冷蔵庫に使用されるそれぞれの素材がタイで製造される時の CO2 排出量を知ることが必要である。しかし、タイでの各素材の製造に関するライフサイクル・インベントリ・データベースが存在せず、タイでの各素材の CO2 排出量のデータの入手ができない。

そこで、ここではまず、シャープから入手した表 2-1 に示した冷蔵庫が日本で製造・使用・廃棄されることを想定した時の CO2 排出量を算出し、電力起因の CO2 排出量だけをタイの電力による CO2 排出量で補正することにする。この仮定は、日本とタイの素材製造プロセスに関するエネルギー消費量は同等であり、電力 1kWh を発電する時の CO2 排出量だけを異なると想定するに等しい。この計算方法を図 2-2 に示す。

図 2-2 CO2 排出量の計算手順



CO<sub>2</sub> 排出量の算定には、(独) 産業技術総合研究所で開発され(社) 産業環境管理協会が市販している LCA 用ソフトウェア JEMAI-Pro と、それに搭載されているデータを使用した。このソフトウェアでは、日本の 2003 年の電気 1 kWh の CO<sub>2</sub> 排出量は 0.4156kg と計算される。日本の電源構成と発電効率、燃料の輸送が考慮されており、国内で 0.3995kg/kWh、海上と海外で 0.0161kg/kWh となっている。原子力発電及び水力発電による CO<sub>2</sub> 排出量は無いものと見なされている。

表 2-3 に、1997 年当時に製造されていた冷蔵庫 (40BP) が、現在(2003 年)の日本で製造され、10 年間使用されることを想定した場合のインベントリ分析結果を示す (図 2-2 の①に相当)。冷蔵庫のライフサイクル全体で見ると、使用段階での CO<sub>2</sub> 排出量が 94.35%でありこの全てが電力に起因している。製造段階の CO<sub>2</sub> 排出量はライフサイクル全体の 5.51%であり、その 19.4%が電力に起因している。

表 2-3 40BP(1997 年機種)が現在(2003 年)の日本で製造・使用されることを想定した場合の CO<sub>2</sub> 排出量

	合計	電力以外	電力	輸送
製造	1.95E+02	1.49E+02	3.78E+01	8.52E+00
使用	3.34E+03		3.34E+03	
廃棄	5.87E-01	1.16E-01	4.70E-01	
合計	3.54E+03	1.49E+02	3.38E+03	8.52E+00

一方、タイの発電による CO<sub>2</sub> 排出量は、National Metal and Materials Technology Center (MTEC) で LCA を担当している部門の Cleaner Technology And eco-Product development group (CTAP)の分析によれば、表 2-4 のようになっている。送電ロスは無視されている。表 2-4 の CO<sub>2</sub> 排出量を計算するために使用した電源構成を巻末の付表 1 に示す。

表 2-4 タイでの発電による CO<sub>2</sub> 排出量

Substance	Unit	Electric1993	Electric1995	Electric2003	Electric2004	Electric2005
CO <sub>2</sub>	kg/kWh	0.660	0.627	0.527	0.590	0.592
日本(2003)との比		1.59	1.51	1.27	1.42	1.42

出所：MTEC

したがって、表 2-3 に示した 40BP(1997)が現在の日本で製造・使用されることを想定した場合の CO<sub>2</sub> 排出量のうち、電力起因分を表 2-4 に示した 1993 年のタイ電力で置き換えると、タイで 1993 年に製造し、電力の CO<sub>2</sub> 排出原単位が 1993 年から 10 年間変化しないと仮定した場合の CO<sub>2</sub> 排出量を推定することができる (図 2-2 の②に相当)。これを表 2-5 に示す。電力の CO<sub>2</sub> 排出原単位は表 2-4 に示すように年々改善されてきているので、10 年間使用している間に使用の段階の CO<sub>2</sub> 排出量は表 2-5 に示した数値より減少することになる。

表 2-5 40BP(1997 製造機種)がタイで 1993 年に製造され、1993 年と同一の CO<sub>2</sub> 排出原単位の電力で 10 年間使用されることを想定した場合の CO<sub>2</sub> 排出量

	合計	電力以外	電力	輸送
製造	2.18E+02	1.49E+02	6.01E+01	8.52E+00
使用	5.31E+03		5.31E+03	
廃棄	8.63E-01	1.16E-01	7.47E-01	
合計	5.53E+03	1.49E+02	5.37E+03	8.52E+00

次に同様の手順で、現行機種 (43AT) が日本 (2003 年) で製造・使用・廃棄される場合の CO<sub>2</sub> 排出量を表 2-6 に示す (図 2-2 の①に相当)。

表 2-6 43AT(現行機種)が現在(2003 年)の日本で製造・使用されることを想定した場合の CO2 排出量

	合計	電力以外	電力	輸送
製造	1.90E+02	1.45E+02	3.71E+01	8.04E+00
使用	2.94E+03		2.94E+03	
廃棄	5.63E-01	1.12E-01	4.51E-01	
合計	3.13E+03	1.45E+02	2.98E+03	8.04E+00

表 2-5 を導いたと同じ過程で、43AT(現行機種)がタイで 2005 年に製造され、2005 年と同一の CO2 排出原単位の電力で 10 年間使用されることを想定した場合の CO2 排出量を表 2-7 に示す。また、同表に 40BT(1997 年機種)が 1993 年に製造され、1993 年の電力の CO2 排出原単位で 10 年間使用される場合(表 2-5) との差を示す。表 2-8 に示すように、10 年間の使用では 1150kg-CO2/台が削減される。これは、冷蔵庫の効率向上と電力の CO2 排出原単位の改善が同時に寄与している

表 2-7 43AT(現行機種)がタイで 2005 年に製造され、2005 年と同一の CO2 排出原単位の電力で 10 年間使用されることを想定した場合の CO2 排出量、及び 40BT(1997 年機種)が 1993 年に製造され、1993 年の電力の CO2 排出原単位で 10 年間使用される場合との差

	合計	電力以外	電力	輸送	40BT との差
製造	2.06E+02	1.45E+02	5.27E+01	8.04E+00	△1.20E+01
使用	4.17E+03		4.17E+03		△1.14E+03
廃棄	7.16E-01	1.12E-01	6.04E-01		△1.47E-01
合計	4.38E+03	1.45E+02	4.22E+03	8.04E+00	△1.15E+03

## 2.2.2 CO2 排出削減の要因の検討

表 2-7 に示した 43AT は現在タイで生産されている機種であるが、表 2-7 の電力起因の CO2 排出量を 1993 年のタイ電力の CO2 排出原単位を用いて再計算することで、1997 年製造機種である 40BT との差を知ることができる。表 2-7 に 43AT(現行機種)がタイで 1993 年に製造され、1993 年と同一の CO2 排出原単位の電力で 10 年間使用されることを想定した場合の CO2 排出量を示す。

表 2-8 43AT(現行機種)がタイで 1993 年に製造され、1993 年と同一の CO2 排出原単位の電力で 10 年間使用されることを想定した場合の CO2 排出量、及び 40BT(1997 年機種)との差

	合計	電力以外	電力	輸送	40BT との差
製造	2.12E+02	1.45E+02	5.90E+01	8.04E+00	△6.00E+00
使用	4.67E+03		4.67E+03		△6.40E+02
廃棄	8.29E-01	1.12E-01	7.17E-01		△3.00E-02
合計	4.88E+03	1.45E+02	4.73E+03	8.04E+00	△6.46E+02

表 2-8 には表 2-5 に示した 40BT (1997 年機種) との差を示した。冷蔵庫の効率向上による使用の段階での CO2 排出削減量は、1993 年のタイの電力の CO2 排出原単位を基礎として考えれば、10 年間で 640kg-CO2/台と考えることができる。同時に、製造段階でも 6.0kg-CO2/台の CO2 が削減されている。

表 2-8 に示すように 1993 年の電力の CO2 排出原単位を用いると、冷蔵庫の効率向上による CO2 排出削減量は 640kg-CO2/台であるが、表 2-7 では電力の CO2 排出原単位の改善を加えると、使用段階の CO2 排出量の削減が 1140kg-CO2/台に倍増することが示されている。表 2-1 に示すように 40BT(1997 年機種)に比べ 43AT (現行機種) は電力消費量が約 12%少なくなっている。また表 2-4 に示すように、電力の CO2 排出原単位は 1993 年に比べ、2005 年では約 10%改善されている。これらの相乗効果によって大きな CO2 排出削減が果たされていることが理解できる。

## 2.3 フロンの放出による地球温暖化への影響

フロン排出削減は DMS 事業の対象に含まれていないが、DMS 事業の下での高効率機器の導入に伴って温室効果ガス排出量が抑制されるので、これを DMS 事業の温室効果ガス抑制の一環として検討する。表 2-1 に示した冷蔵庫の冷媒は HFC-134a (HFC : ハイドロフルオロカーボン : いわゆる「代替フロン」) が使用されている。SHARP APPLIANCES (THAILAND) LTD によれば、同社は 1996 年頃から CFC-12 (CFC : クロロフルオロカーボン : いわゆる「フロン」) から HFC-134a への変更を進めている。したがって、DMS 事業が開始された 1993 年当時はまだ CFC-12 が使用されていたと考えることができる。日本電気工業会によれば、日本で CFC-12 から HFC-134a に変更した当時は、同型の冷蔵庫で、200g の CFC-12 が 180g の HFC-134a に変換されている。1997 年機種である 40BP には 120g の HFC-134a が使用されているので、日本での代替比率がそのまま適用できると仮定すれば、同型機種での CFC-12 の使用量は、 $120 \times (200/180) = 133.3\text{g}$  と考えることができる。1993 年当時はこれが全て大気に放出されていたと考えられる。一方、現在では 43AT で使用されている 105g の HFC-134a が全量大気に放出されていると考えられる。

1993 年当時使用されていた CFC-12 も、また現在使用されている HFC-134a も温室効果ガスである。気候変動に関する政府間パネル (IPCC; Intergovernmental Panel on Climate Change) は、CFC-12 は同じ質量の CO<sub>2</sub> に比べ地球温暖化に 10600 倍の影響を与え、HFC-134a は 1300 倍の効果を与えると計算している。

したがって、フロン放出を考慮した温室効果ガスの排出削減量は表 2-10 のように推定できる。40BP (1997 年機種) から 43AT (現行機種) への変更により温室効果ガスの削減量は 2426kg-CO<sub>2</sub> 相当/台 と計算できる。CO<sub>2</sub> の排出削減量 1140kg の約 2 倍の削減量となっている。

表 2-9 フロンの放出を考慮した CO<sub>2</sub> 相当排出量の算定 (単位 : kg)

	40BP(1997 年機種)	43AT (現行機種)
ライフサイクルでの CO <sub>2</sub> 排出量	5530 <sup>*)</sup>	4380 <sup>**)</sup>
133.3g の CFC-12(GWP=10600)の放出の CO <sub>2</sub> 相当量	1413	-
105g の HFC-134a(GWP=1300)の放出の CO <sub>2</sub> 相当量	-	136.5
合計(kg-CO <sub>2</sub> 相当量)	6943	4517

\*)1993 年の電力の CO<sub>2</sub> 排出原単位での製造・10 年間使用・廃棄を仮定

\*\*\*)2005 年の電力の CO<sub>2</sub> 排出原単位での製造・10 年間使用・廃棄を仮定

## II-3 蛍光灯のライフサイクル・インベントリ分析<sup>3</sup>

蛍光灯についても冷蔵庫の場合と同様に CO<sub>2</sub> 排出削減量を算定する。

### 3.1 製造・使用・廃棄段階の素材とエネルギー消費量のデータ

表 3-1 に Philips Electronics (Thailand) Ltd. から入手した蛍光灯の製造段階のデータを示す。DMS 事業では、T12 から T8 への変更を進めて来た。

表 3-1 Philips Electronics (Thailand) Ltd. の蛍光灯の製造・使用に関するデータ

モデル	T8	T12
照度 (watt)	36	40
総重量 (g)	194	290
耐用時間 (hr)	15,000	15,000
エネルギー消費	10% 削減	

<sup>3</sup> Philips Electronics (Thailand) Ltd. の Mr.Jatupong および Mr.Luono 両氏のご協力に深く感謝する

物質名	詳細	重量 (g)	重量 (g)
ガラス	ガラス	180	270
蛍光塗料		2	3
無機ガス	Kr/Ar (l)	0.02	0.045
水銀	Hg	0.003	0.0414
アノードリング	アルミニウム被覆炭素鋼	0.5	0.75
電極	タングステン + Sr-Ca-Ba カーボネート	0.05	0.075
リード線	鉛	0.5	0.75
ステムガラス	ガラス	5	7.5
キャップセメント	エタノール, フェニルホルムアルデヒド等	2	3
キャップ	アルミニウム	2.5	3.75
コンタクトピン	黄銅	1	1.5
電力	kWh	0.0026	0.0026
天然ガス	m3	0.02	0.02
Opp テープ	プラスチック	130m/1000 Pcs.	
スリーブテープ	紙	0.31	0.465
外箱	紙	0.016	0.0024
緩衝材	コルゲート紙	0.032	0.048

蛍光灯 1 本の重量に占めるガラスの比率は、T8・T12 共に約 95%であり、CO2 排出量に関してはガラスの製造が最も大きな寄与であることが推察される。次いで AL が重量で約 1.3%を占める。製造に要するエネルギー消費量は、T8 と T12 では変化がなく、ステムガラスを含むガラスが 92.5g 削減されていることが CO2 排出量の削減に最も大きく寄与していることがわかる。

使用段階のエネルギー消費量は、T12 から T8 に変更することで、4Wx15000h=60kWh 削減されている。さらに DMS 事業では Low Loss Ballast の普及を進めており、EGAT からの報告では、通常は 10W のエネルギー消費量である Ballast が 6 W の消費エネルギーにまで削減されている。したがって、Low Loss Ballast を合わせて使用することで、さらに 60kWh の電力消費の削減が見込まれる。

### 3.2 CO2 排出削減量の算定

製造段階でのガラスの使用量削減に伴う CO2 の排出削減量を算定するために、ここでも (独) 産業技術総合研究所で開発され (社) 産業環境管理協会が市販している LCA 用ソフトウェア JEMAI-Pro と、それに搭載されているデータを使用した。それによれば、ガラス 1kg を製造する時に 1.097kg の CO2 が排出されるが、そのうち電力に起因する排出量は 0.0062kg にすぎない。したがって、素材の製造については電力の CO2 排出原単位の改善による CO2 排出量の削減を無視することにする。使用段階では、蛍光灯本体の省エネルギーによる削減 (60kWh) と Low Loss Ballast の改善による削減 (60kWh) の合計 120kWh が削減される。T12 から T8 への変更による CO2 排出削減量を表 3-2 に示す。1993 年の電力を用いて計算すると CO2 排出削減量は 79.3kg/本と計算される。2005 年の電力を用いて計算すると、CO2 排出削減量は 71.1kg/本と計算される。その差 8.2kg が発電の効率化による CO2 排出削減量と考えることができる。

表 3-2 T12 から T8 への変更による CO2 排出削減量

	CO2 排出削減量(kg-CO2/本)
製造段階のガラスの減少(92.5g)	(1.097)x(0.0925)=0.101
使用段階の電力消費量削減(120kWh)を 1993 年の電力の CO2 原単位 (0.66kg-CO2) で計算した場合の CO2 削減量	(0.66)x(120)=79.2
使用段階の電力消費量削減(120kWh)を 2005 年の電力の CO2 原単位 (0.592kg-CO2) で計算した場合の CO2 削減量	(0.592)x(120)=71.04
合計	79.3 または 71.1

参考文献

(日本電機工業会,2004)

LCA データベース 2004 年度版,LCA 日本フォーラム (事務局; (社) 産業環境管理協会)

III 結論と提言

III-1 LCA 分析が示す DSM プロジェクトの環境改善効果

冷蔵庫と蛍光灯の二つを選び、省エネ (高効率) 機器導入の効果把握を目的として実施した LCA 分析の結果は、II の表 2-5、表 2-7、表 2-8、表 2-9 などを総合して以下のように要約できる。

表III-1-1 CO2削減効果の全体像

(単位:kg)

		使用段階 (比重: %)	他の段階 (比重: %)	合計	
<b>冷蔵庫</b>	冷蔵庫効率改善	640	6	646	
	電力CO2原単位低下	500	4	504	
	(小計)	1140	10	1150	
	フロン放出量減少*	1276.5		1276.5	
	合計	2416.5	99.59%	10 0.40%	<b>2426.5</b>
<b>蛍光灯</b>		8.16	98.79%	0.1 1.21%	<b>8.26</b>
総計		2424.7	99.59%	10.1 0.41%	2434.8

\*CO2 相当量を示す

表 III-1-1 は、次のような点を示唆している。

1) エネルギー消費の少ない高効率機器の導入は、製造・10 年間の使用・廃棄のライフサイクルにおいて、冷蔵庫 1 台 : 2426.5CO2 相当 kg、蛍光灯 1 本 : 8.3 CO2 相当 kg の温室効果ガス削減効果を持ち、地球温暖化にとって有効な方策である。

2) 冷蔵庫・蛍光灯のいずれについても、温室効果ガス削減の中で使用段階が圧倒的な比重を占めている。これは製造および廃棄の段階で、高効率機器の導入効果を相殺するような負の影響が見られないことを意味する。ライフサイクル全体の削減効果からみて、省エネ型機器への転換を志向した DSM プロジェクトの構想は、基本的に妥当であったと判断する。

3) 表 2-4 に見るように、1993 年から 2005 年までの期間に、タイの電力の CO2 排出原単位は約 1 割改善されているが、冷蔵庫の CO2 排出削減 (1150kg) の 44%に相当する 504kg は、タイの電力の CO2 排出原単位改善によるものであり、「機器それ自体の改善」と「電力インフラの改善」が総合して、冷蔵庫 1 台あたり 2426.5kg という効果につながったことが分かる。

4) 冷蔵庫の場合には、CO2 削減効果全体の約 53%に相当する 1276.5kg が、機種転換に伴う冷媒の転換の結果である。冷媒の改善 (フロン/代替フロン排出の抑制) が地球温暖化問題に占める重要性を示している。

なお、高効率機器の導入による CO2 排出量の変化を精査すると、①機器の耐用年数、②送電ロス率、③発電における CO2 排出量などの前提の置き方によって、排出に顕著な影響が生じることが分かる<sup>4</sup>。これらの前提の妥当性に留意しつつ、LCA を適用することが必要である。

### III-2 LCA 手法の有効性

本パイロット調査の意義は二つの点で認められる。第一に、DSM プロジェクト下で促進された省エネ機器（高効率機器）への転換が、温室効果ガスの抑制に与えた影響を、「直接的効果と間接的効果を総合した全体像」として測定した。第二に、現地側の関係者の理解と協力があれば、途上国においても LCA の評価手法が有効に機能することが明らかになった。援助の事前・事後評価における環境会計理論の適用によって、対象事業の環境への影響評価手法を拡充しうることが示された。

### III-3 環境影響評価手法に関する提言

本パイロット調査の結果に基づいて、環境影響評価の改善のために、以下を提言したい。

#### 提言 1

援助対象事業の環境への影響を、より体系的・総合的に把握する視点から、環境会計理論の活用を図るべきである。今回のパイロット調査は、環境 ODA 事業である DSM プロジェクトを対象として実施したが、活用の可能性は環境 ODA に限られるわけではなく、「補論」に見るように、円借款の中心的な活動領域であるインフラ事業についても LCA の実効性が見込まれる。インフラ事業への適用の試みが望ましい。

#### 提言 2

国際援助社会に対して、日本が積極的に環境会計の有効性を主張し、評価手法としての活用のイニシアティブをとることが望ましい。これまでのところ、世界銀行、OECD を含めた国際援助社会では、LCA に代表される環境会計理論に関する認識が十分とはいえない。この現状は、日本がドナー社会での存在を主張するうえで有利な状況である。日本が先行して実績を蓄積すれば、環境技術面の強みと合わせて、大きな優位性を形成できるであろう。

事後評価に関して、日本の援助関係者の一部には、DAC の評価枠組みの消化・吸収・解釈に腐心する傾向が見られるが、そうした受身の姿勢から脱却し、LCA の適用を中核とする「日本型の環境評価モデル」を、国際援助社会に発信することが望ましい。

#### 提言 3

I に述べたように、LCA の手法を援助の領域に導入するうえで最大の障害は、途上国におけるデータ・情報の制約である。この課題の緩和のためには、途上国とドナーの連携による長期的なデータ整備の努力が不可欠であるが、今回のパイロット調査の経験が示すように、途上国側の信頼できるパートナー（今回の場合は MTEC）の確保は、現状打開のカギとなろう。

「日本型の環境評価モデル」の実現に向けた、途上国側のデータ・情報の整備、人材の育成、専門組織の設立を、技術協力の柱の一つとすることが望まれる。

## 補論 LCA（による CO2 排出量評価）の発電所事業への適用

本報告では、DSM 事業を対象として LCA 手法の適用可能性を検討したが、最後に、日本の有償資金協力において大きな比重を占める、インフラストラクチャ事業への適用可能性に触れたい。LCA 手法による発電プラントの CO2 排出量の評価は、電力中央研究所等で 1990 年頃から行われて来た（内山,1991,1992）。ここでは田原らによる分析（tahara,1997）を紹介する。

<sup>4</sup> シーゲンターラー助教授が詳細な感度分析を行い、別途レポートを作成している。

表 A-3-1 に評価対象の発電プラントの概要を示す。

表 A-3-1 評価対象発電プラントの概要

発電プラント	発電電力量 [kWh/year]	規模 [MW]	参考文献
石炭火力	$6.084 \times 10^9$	1000	内山 1991
石油火力	$6.169 \times 10^9$	1000	内山 1991
天然ガス火力	$6.340 \times 10^9$	1000	内山 1991
水力	$3.932 \times 10^7$	10	Resource council, 1983
海洋温度差 (2.5MW)	$8.760 \times 10^6$	2.5	Resource council, 1983
海洋温度差 (100MW)	$5.696 \times 10^8$	100	Tahara, 1993
太陽光 (U)	$1.248 \times 10^6$	1	内山 1991
太陽光 (I)	$1.183 \times 10^7$	10	Inaba, 1995b
太陽光 (J)	$8.640 \times 10^6$	10	Inaba, 1995b

表 A-3-2 には火力発電所の建設に要する資材とエネルギーの使用量、並びに年間のエネルギー消費量が示されている。また、表 A-3-3 には、再生可能エネルギーの発電プラントを建設する時の資材量とエネルギー消費量が示されている。

表 A-3-2 火力発電所の建設資材量、建設エネルギー、運転エネルギー

発電プラント		石炭火力	石油火力	LNG 火力
鋼	[t]	62,200	51,130	51,130
アルミ	[t]	624		230
コンクリート	[t]	178,320	71,270	71,270
年間の燃料消費量	[t/year]	2,336,000	1,448,800	1,114,500
建設に要するエネルギー				
電力	[MWh]	12,700	8,900	8,900
石油	[t]	709	282	282
石炭	[t]	14,339	11,983	11,984

表 A-3-3 再生可能エネルギーの発電プラントの建設資材量と建設に要するエネルギー量

		水力	海洋温度差 (2.5MW)	海洋温度差 (100MW)	太陽光 (U)
steel	[t]	1,097.4	1,665.1	14,606.8	1,035.0
cement	[t]	7,900.0	3,750.0	37,500.0	500.0
stainless steel	[t]	7.3	6.0	179.0	-
silicon steel	[t]	30.9	-	-	-
copper	[t]	19.0	12.2	269.7	108.0
aluminium	[t]	1.0	-	-	40.0
titanium steel	[t]	-	560.0	4,144.0	-

chrome steel	[t]	-	1.2	13.0	-
FRP	[t]	-	1,281.0	14,216.0	-
CFC	[t]	-	200.0	-	-
ammonia	[t]	-	-	2,000.0	-
silicone	[t]	-	-	-	50.0
glass	[t]	-	-	-	240.0
paper	[t]	0.2	-	-	-
PE	[t]	3.7	-	-	-
PVC	[t]	4.0	-	-	-
insulator	[t]	4.2	-	-	92.0
insulation oil	[t]	8.1	-	-	-
epoxy	[t]	0.05	-	-	-
<hr/>					
建設に要するエネルギー					
electricity	[GWh]	7.43	2.98	24.90	1.70
oil	[t]	1,646.21	1,490.78	5,679.61	97.09
coal	[t]	6.45	198.00	1,496.77	29.03

これらのデータを基に、表 A-3-4 に示す素材の CO2 排出原単位と、エネルギー消費による CO2 排出原単位を用いれば、発電プラントの建設と運転に係わる CO2 排出量を計算することができる。結果を表 A-3-5 に示す。

表 A-3-4 素材製造の CO<sub>2</sub> 排出原単位

素材	CO <sub>2</sub> 排出原単位 [kg-CO <sub>2</sub> /kg]
iron and steel	1.180
aluminum	2.035
concrete	0.099
cement	0.719
stainless steel	3.325
silicon steel	1.563
copper	1.304
paper	1.685
PE	1.262
PVC	1.497
titanium steel	10.062
CFC	2.498
FRP	1.660
chrome steel	7.785
ammonia	1.107
silicone	86.241
glass	1.928
electricity[kWh]	0.438
coal	2.383
heavy oil	3.216

表 A-3-5 発電所の建設と運転に係わる CO<sub>2</sub> 排出量

	建設の CO <sub>2</sub> 排出量*	運転の CO <sub>2</sub> 排出量 (kWh あたり)	
	[kg-CO <sub>2</sub> /(kWh/year)]	[kg-CO <sub>2</sub> /kWh]	[kg-C/kWh]
coal	0.0221	0.9159	0.2498
oil	0.0164	0.7557	0.2061
LNG	0.0160	0.5630	0.1536
hydro	0.3954	0.0171	0.0047
OTEC(2.5MW)	2.2305	0.1190	0.0324
OTEC(100MW)	0.2554	0.0136	0.0037
PV U	3.5400	0.1534	0.0418
PV I	3.4143	0.1480	0.0404
PV J	4.3070	0.1866	0.0509

注 \*)建設の CO<sub>2</sub> 排出量を年間発電量で除した値

この結果を図示すると図 A-3 になる。再生可能エネルギーの発電プラントは建設時の CO<sub>2</sub> 排出量は大きい、運転時の CO<sub>2</sub> 排出量は小さいことが分かる。

再生可能エネルギーの発電プラントと火力発電プラントの交点の X 軸座標は、火力発電プラントを再生可能エネルギー発電プラントに置き換えた場合の CO<sub>2</sub> の償還年数 (CO<sub>2</sub> ペイバックタイム) を

示している。表 A-3-6 にこれを数値として示す。水力発電の CO<sub>2</sub> ペイバックタイムは大型の太陽光発電プラントよりも短いことが示されている。

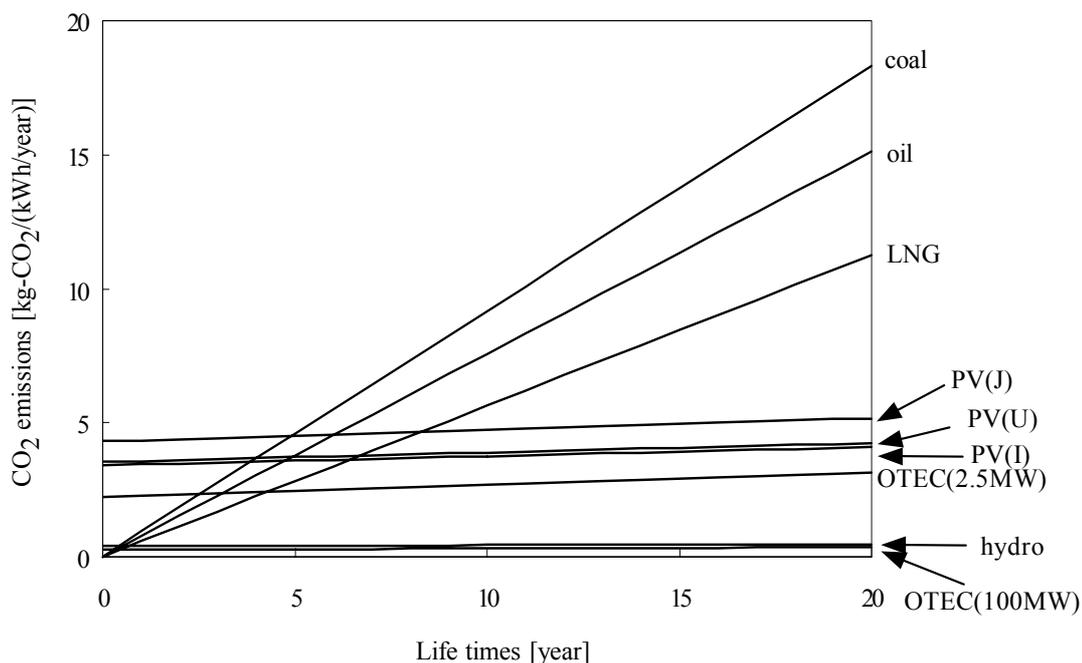


図 A-3. 発電プラントの CO<sub>2</sub> 排出量

表 A-3-6. CO<sub>2</sub> ペイバックタイム[year].

置き換える火力	石炭	石油1	LNG
水力	0.41	0.50	0.68
海洋温度差(2.5MW)	2.54	3.12	4.28
海洋温度差(100MW)	0.26	0.32	0.43
太陽光 U	4.00	4.90	6.69
太陽光 I	3.85	4.71	6.43
太陽光 J	4.91	6.03	8.26

参考文献

(内山,1991)内山ほか,発電プラントのエネルギー収支分析,電中研報告. No.Y90015.

(内山,1992)内山ほか、発電プラントの地球温暖化への影響分析,電中研報告. No. Y91005.

(Tahara,1997) K.Tahara, T.Kojima, A.Inaba ; Evaluation of CO<sub>2</sub> payback time of power plants by LCA,Energy Convers. Mgmt,38, Suppl.,S615-S620(1997)

## Appendix 1 タイの発電電力量

付表-1 タイの発電電力量

Structure of power generation plants	1993	1995	2003	2004	2005
石炭(リグナイト), MWh	13,830,940.00	14,840,390.00	17,133,530.00	17,505,820.00	18,334,450.00
石油, MWh	15,920,950.00	21,376,410.00	2,112,690.00	5,273,130.00	7,640,000.00
ディーゼル油, MWh	457,340.00	1,944,620.00	48,040.00	264,720.00	178,040.00
天然ガス, MWh	27,573,350.00	26,620,460.00	31,969,630.00	30,241,540.00	33,065,950.00
水力, MWh	3,799,230.00	6,684,580.00	7,741,420.00	5,915,470.00	5,671,180.00
IPP&SPP, MWh	596,680.00	7,712,870.00	57,738,140.00	66,118,110.00	69,937,090.00
その他, MWh	1,240.00	1,040.00			

注1) Ratchaburi 発電所は 2003 年以降 IPP&SPP に含まれている。

## Appendix 2 MTEC による冷蔵庫の CO2 排出量の分析

付表-2 に MTEC/CTAP (以下 MTEC) による冷蔵庫の CO2 排出量の分析結果を示す。1997 年機種である 40BP は 1993 年の電力の CO2 排出原単位で計算されている。使用段階の CO2 排出量は本報告書で表 2-5 に示した CO2 排出量と一致している。製造段階の CO2 排出量は表 2-5 と若干の相違がある。MTEC は欧州のデータを搭載した LCA 用ソフトウェア (SimaPro) を使用しており、素材の製造プロセスのデータが異なるためと思われる。

現行機種である 47AT は 2005 年の電力の CO2 排出原単位で計算されている。本報告書では 43AT について CO2 排出量を計算したので直接的な比較はできないが、40BT の結果から類推するとほぼ妥当な結果と思われる。

付表-2 MTEC による冷蔵庫の CO2 排出量

	40BP (1993)	47AT (2005)
<b>Total</b>	<b>5541.94</b>	<b>4633.40</b>
<b>Manufacturing</b>	<b>234.54 (4.23%)</b>	<b>230.05 (4.96%)</b>
R134a (coolant)	0.21	0.18
GI	26.30	27.70
ABS	13.80	21.70
PVC	1.37	1.08
Al	1.81	1.17
Packaging carton	-9.30	-9.41
EPS	4.18	4.81
PP	14.60	5.91
Copper	24.62	24.84
Steel	41.82	41.01
PS	60.42	50.11
PU	34.22	41.15
(sub total)	(214.04)	(210.26)
Electricity	19.78	19.78

Heavy fuel oil I	0.20	0.20
Natural gas (m3)	0.30	0.30
(sub total)	(20.28)	(20.28)
<b>Use</b>	<b>5307.391 (95.77%)</b>	<b>4403.358 (95.04%)</b>

図 A-2 に、付表-2 で示した冷蔵庫（40BP）の各素材の CO2 排出量の割合を示す。前述したように、MTEC は欧州のデータを搭載した LCA 用ソフトウェア（SimaPro）を使用しているが、素材の製造プロセスの詳細は明らかではない。タイにおけるデータベースの作成が望まれる。

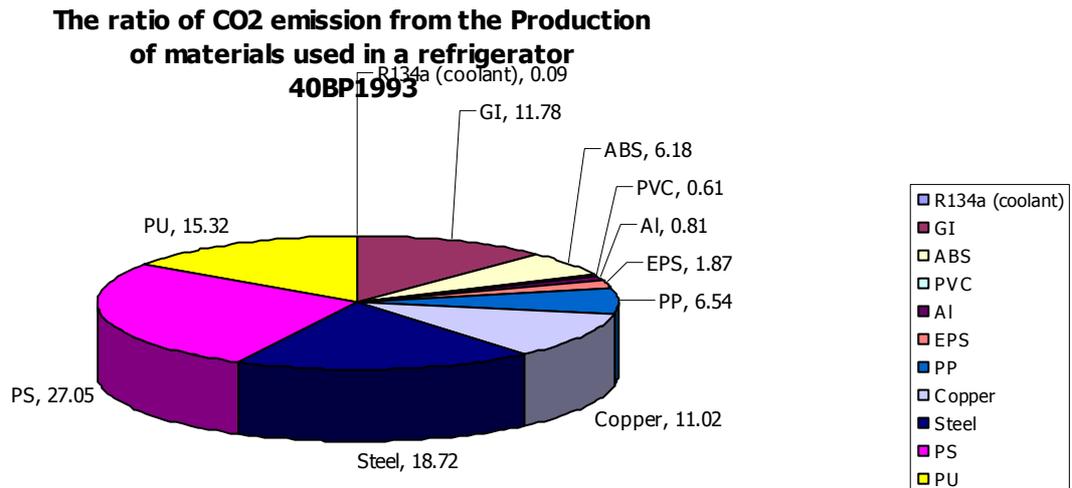


図 A-2 MTEC による冷蔵庫（40BP）の各素材の CO2 排出量の割合