材料製造時の環境負荷発生を考慮した 自動車のライフサイクル環境負荷に及ぼす 部品軽量化効果の定量的評価

柴田 清[†] 杉山 静一^{††}

齋藤 文良 早稲田嘉夫

東北大学素材工学研究所

J. Japan Inst. Metals, Vol. 63, No. 7 (1999), pp. 809-816

Effects of Weight Reduction and the Material Production Process of Vehicular Parts, on Mitigation of Environmental Load

Kiyoshi Shibata[†], Seiichi Sugiyama^{††},
Fumio Saito and Yoshio Waseda

Institute for Advanced Materials Processing, Tohoku University, Sendai 980-8577

Automobile transportation is one of the predominant sources of air pollution, producing CO₂, NO_x, and SO_x. The weight reduction of automobiles is essential for reducing the environmental burden during their life cycle. High-tension steel, aluminum alloy and resin are candidates for such purpose. However, substituting aluminum for steel is not always beneficial with respect to reducing the burden on the environment, because the energy consumption during aluminum production is considerably greater than that for steel. A generalized equation has been derived to describe the relationship between the driving distance, weight reduction, materials production route, and change in environmental performance. In particular, the effect of the difference of electricity source for aluminum smelting on life cycle CO₂, NO_x, and SO_x, by substituting aluminum for steel in automobile parts, is discussed. The reduction of CO₂ emission can be expected for all cases, if 50% of mass reduction is made. On the other hand, aluminum produced by the uncontrolled coal fire power is not capable of reducing NO_x emission. It is also suggested that a reduction of SO_x emission can only be obtained when using very clean aluminum.

(Received September 25, 1998; In Final Form February 12, 1999)

Keywords: automobile, environmental burden, aluminum, steel, electricity, hydropower, coal fire power, carbon dioxide, sulfur oxide, life cycle assessment

I. 緒 言

自動車による輸送はその優れた便益性のために急速に普及したが、その一方で地球温暖化の原因とされるCO₂、あるいは光化学スモッグや酸性降下物の原因物質である窒素酸化物等の主要な排出源となっている。例えば、我が国のCO₂排出総量の18%を自動車を主体とする運輸部門が占めるとの報告がある⁽¹⁾。そのため、近年自動車輸送に関わる環境負荷軽減が強く求められ始めている。

自動車に関わる資源の採取から最終的廃棄に至るライフサイクルを通した環境負荷発生の実態調査が行われている。その結果によれば、CO₂排出やエネルギー消費の70~86%が

走行段階で発生しており、一方、自動車用材料の製造段階や組み立て段階の負荷発生割合は14~23%である⁽²⁾⁻⁽⁴⁾。このことにより、環境負荷軽減のためには、燃費改善が有効と考えられ、高張力鋼板による薄肉化やアルミニウム合金や樹脂の利用が検討されている。一方、一般的にアルミニウムの製錬過程で発生する負荷は鋼のそれよりもはるかに大きい。そのため、鋼製部品をアルミニウム合金で置き換える場合には、ライフサイクルを通して負荷削減に対して実質的な寄与が認められるか注意深い検討が必要である。このような視点に立ち、Life Cycle Assessment(LCA)の手法を応用した検討が数多く行われている。

鉄鋼製自動車部品のアルミニウム合金による置き換えに関する主要な検討例をあげれば、まずALCOA⁽⁵⁾はアルミニウム合金の利用により軽量化が達成でき、ライフサイクルを通じて11%のCO₂削減、12%のエネルギー消費削減が可能としている。また小林⁽⁴⁾はアルミニウム材の利用増加による

[†] 現在：新日本製鐵㈱(Present address: Nippon Steel Corp.)

^{††} 東北大学学生、現在：㈱関電工(Undergraduate Student, Tohoku University, Present address: KanDenko)

10%軽量化についてCO₂発生もエネルギー消費も改善効果は得られると報告している。これに対し、国際鉄鋼連盟の作業部会⁽⁶⁾は鋼製でも現状ボディより20%の軽量化が可能であり、アルミニウムを採用した30%軽量化車に対しても、ライフサイクルを通したCO₂排出量およびエネルギー消費量で優位であるとしている。近田⁽⁷⁾はボディ等のアルミニウム化やマグネシウム部品の採用による25%軽量化を現行車と比較し、CO₂削減効果はあるものの、エネルギー消費量削減と言う点では効果は不十分で、アルミ展伸材の大量利用による軽量化はあまり得策とはいえないと結論している。またHan⁽⁸⁾は鋼製とアルミニウム製のボディについて、粉塵、SO₂、液体廃棄物、固形廃棄物に関しては鉄鋼の方が有利であり、CO₂、炭化水素、NO_xではアルミニウムが優れていると示している。その他、燃料タンク⁽⁹⁾⁽¹⁰⁾、フェンダー⁽¹¹⁾⁽¹²⁾、吸気マニフォールド⁽¹¹⁾、オイルフィルター⁽¹¹⁾、バンパー⁽¹¹⁾、フェンダー⁽¹¹⁾、ホワイトボディ⁽¹¹⁾、エンジンブロック⁽¹³⁾など、樹脂製も含め部品毎の材料転換による軽量化効果の検討が数多く行われている。

これらの結果は、それぞれの立場で一定の示唆を提示していることになるが、検討対象とするシステムの境界設定における相違、自動車のライフサイクル走行距離、アルミニウム製錬過程の負荷の見積もり、部品毎の軽量化の実現性評価等により、異なる結果が得られている。これらは客観性の十分な定量的指針が示されていない現状をあらわしている。

これらの現状を踏まえて本研究では、材料代替による環境負荷軽減効果が現れるライフサイクル走行距離評価の一般的枠組みを提示した。さらにそれを基に鋼製部品をアルミニウム合金製部品で代替する際に、部品毎に要求される力学的特性で規定される軽量化率と、アルミニウム製錬へのエネルギー供給源が及ぼす影響について、定量的検討を試みた。

II. 軽量化による環境負荷軽減効果評価式の導出

自動車のライフサイクルを通した環境負荷物質発生量の大部分は、走行に伴う燃料消費によるが、材料製造段階の負荷も無視できない。そこで、本研究では走行と材料製造の負荷のバランスから、以下のように材料代替効果を表す指標として環境負荷軽減効果が現れる走行距離の式を導くことを考えた。

走行に伴う環境負荷の発生は、燃料消費量に比例すると考え、その係数(以降、走行負荷発生係数)を br とすると、燃費改善による走行時の負荷減少 ΔBr は次式で表される。

$$\Delta Br = brL\{1/(R + \Delta R) - 1/R\} \quad (1)$$

ここで、 L は走行距離(km)、 R は燃費(km/L)であり、単位は慣例にしたがった。

次に、国産ガソリンエンジン乗用車85種に関するデータ⁽¹⁴⁾を基に車重と燃費との関係として、Fig. 1に示す相関から次式を得た。

$$R = 13900/W \quad (2)$$

Fig. 1 Relationship between automobile weight and fuel rate.

ここで、 W は車重(kg)ある。ここで部品毎の軽量化の燃費改善への寄与は均一であるとすれば、質量 w の自動車部品の構成材料1を材料2に代替することによって Δw の軽量化が実現される場合の燃費改善量は次式で求められる。

$$\Delta R = -13900\Delta w/W(w + \Delta w) \quad (3)$$

一方、それぞれの材料の製造過程における単位質量当りの環境負荷(以降、材料負荷発生係数)をそれぞれ bm_1 , bm_2 とすると、材料1から2への転換によって生じる材料製造に伴う負荷の変化 ΔBm は次式で表される。

$$\Delta Bm = bm_2(w + \Delta w) - bm_1w \quad (4)$$

従って、材料代替による全体での改善効果は、加工組み立てや補修段階での発生負荷に変化が無いと考えると、次式で求められる。

$$\Delta B = w\{-brL\alpha/13900 + bm_2(1 - \alpha) - bm_1\} \quad (5)$$

ただし、 α は軽量化率であり、 $\alpha = -\Delta w/w$ と定義した。さらに、製造過程で増加する負荷と、走行過程で減少する負荷がつりあう距離 Le は式(5)の右辺を0とおいて、次式で求められることになる。

$$Le = 13900(1/\alpha)\{(bm_2/br)(1 - \alpha) - (bm_1/br)\} \quad (6)$$

III. 負荷発生係数値の見積もり

前節において導いた式(5)、あるいは式(6)により材料転換の効果を評価するためには、走行負荷発生係数 br 、および材料負荷発生係数 bm_1 , bm_2 の値を見積もらなければならない。LCAの実施を目的として各材料製造に伴う環境負荷データなどが公表されているが、例えば同じ材料名であっても大きな数値の差異が存在することが少なくない⁽¹⁵⁾。これは具体的な調査対象の相違や検討するシステムの境界設定の違い等⁽¹⁶⁾⁽¹⁷⁾によって、各データが必ずしも常に一般的な材料としての代表性を有するに至っていないためである。異なる材料の比較検討のためには現状では個別データの精度に

こたわるよりも、改善可能性を検討するために相互比較が可能な変数として考えるべきである。そこで、本研究では検討の基準となる数値として、以下の手順で、走行によるガソリン消費、各素材の製造過程における CO_2 , NO_x , SO_x の発生係数を求めた。また、アルミニウム製錬工程に大きな影響を及ぼす発電段階に関しては3種の場合を検討した。

1. 走行時の燃料消費に伴う負荷発生係数

本研究ではガソリンエンジン車を対象とし、走行中の燃料消費だけでなく、燃料の製造・流通段階をも含む値として、 br の値を見積もった。具体的には、産業連関表に基づく解析結果⁽¹⁸⁾⁽¹⁹⁾を基に CO_2 については 0.76 kg-C/L , NO_x , SO_x については $2.8 \text{ g-NO}_2/\text{L}$, $0.12 \text{ g-SO}_2/\text{L}$ とした。なお、燃料中の全ての炭素分が CO_2 となると考えれば、 CO_2 発生量は 0.64 kg-C/L 程度と見積もられるので、上述の値との差が精製・流通段階で発生する量と考えられる。

2. 素材製造に伴う負荷発生係数

本研究では自動車部品用素材として鉄鋼とアルミニウムを検討対象として、 bm_1 と bm_2 を見積もった。鉄鋼は国内で生産されるものがほとんど使用されるので、我が国の製造状況に促した値を見積もる。アルミニウムに関しては1次地金供給量の99%が海外からの輸入であり、1994年の統計⁽²⁰⁾によれば、アルミニウム1次地金の主要な輸入元とその占める割合はブラジル21.6%、オーストラリア20.6%、ロシア13.6%、ヴェネズエラ8.1%、アメリカ6.7%である。アルミニウム製錬は電力多消費のプロセスであり、環境負荷発生量はこれらの国の電源構成あるいは発電設備における環境対策設備の有無により大きく異なるはずである。従って、アルミニウムの製造に伴う環境負荷物質発生量を見積もるためにはこれらの国の電源構成および火力発電の効率を考慮しなければならない。例えば、ブラジルは電力用1次エネルギーの93.2%が水力、火力は6.8%、オーストラリアは10.1%が水力、火力は89.9%である⁽²¹⁾。このような事情から、本研究では特定の国におけるアルミニウム生産に伴う負荷発生量を見積もることは行わず、仮想的ではあるが典型的な例を対象とすることとし、各材負荷発生係数の推定に先立ち、発電に伴う負荷発生を、水力発電によるもの、環境対策設備を備えていない石炭火力発電によるもの、およびその中間として我が国の平均的電力によるものについて検討することとした。

(1) 発電に伴う負荷発生

発電に伴う負荷発生は主にその1次エネルギー源と環境対策設備に依存する。本研究では、以下の3種の電力について、設備建設や燃料採取・輸送を除く、発電時の発生負荷のみを評価した。

(i) 環境対策設備を未設置の石炭火力：発熱量 26 MJ/kg 、炭素含有量72%の一般炭による発電効率33%の場合を想定すると、 300 g-C/kWh となる。 NO_x , SO_x は先進工業諸

国のデータ⁽²²⁾の中から比較的大きな値を選び、 $3.0 \text{ g-NO}_2/\text{kWh}$, $9.0 \text{ g-SO}_2/\text{kWh}$ とした。

(ii) 水力：発電段階での CO_2 , NO_x , SO_x の発生は無いものとした。

(iii) 我が国の平均的電力：電気事業連合会の報告⁽²²⁾より、 100 g-C/kWh , $0.34 \text{ g-NO}_2/\text{kWh}$, $0.27 \text{ kg-SO}_2/\text{kWh}$ とした。

なお、内山は発電形式毎に設備建設や燃料採掘を含む CO_2 発生量を、石炭火力では 0.27 kg-C/kWh 、水力に関しては 0.0048 kg-C/kWh 、我が国の平均は、 0.128 kg-C/kWh と推定している⁽²³⁾。

(2) 鉄鉱石を原料とし高炉転炉法による鋼材

日本鉄鋼協会の資料⁽²⁴⁾によれば、溶銑1トン当りの石炭使用量は、コークス用として 525 kg 、羽口からの吹込み燃料として 54 kg である。また他の CO_2 源としては石灰石から 27 kg-C 、さらに圧延段階までを含めたユーティリティ用に 22 kg-C があり、計 628 kg-C/t-pig を消費している。この内タール・軽油等の副産物やロス・不明分を控除し、さらに製鋼段階での鉄歩留まりを96.5%とすると、鉄鋼製品1トンあたりの炭素排出量は 594 kg-C となる。

なお、この値はスクラップの利用により多少小さくなると考えられる。また、Akiyama と Yagi⁽²⁵⁾ は近い将来の到達可能値として 394.6 kg-C/t-pig という数字を求めている。

NO_x , SO_x は Yazaki らの報告⁽²⁶⁾ にならい、それぞれ $0.0014 \text{ kg-NO}_2/\text{kg}$, $0.0011 \text{ kg-SO}_2/\text{kg}$ とした。なお、海外からの鉄石等の海上輸送に伴う NO_x , SO_x の排出量は上記の生産時の値に匹敵するとの試算⁽¹⁹⁾があるが、本研究では材料間の比較では桁の相違が問題となるので、これらの海上輸送の負荷は無視することとした。また、本研究は素材の利用を目的に追加的な生産がなされる場合を想定しているので、副産物への負荷を割り付けることは考慮しなかった。これは以下の各素材も同様である。

(3) スクラップを原料とする電炉法による鋼

電炉法による鉄スクラップ溶解における原単位は、電力 387.9 kWh/t 、酸素 $25.95 \text{ Nm}^3/\text{t}$ 、電極 2.46 kg/t 、助燃ガス 91.12 MJ/t 、加炭材 11.44 kg/t という値⁽²⁴⁾を採用した。日本における電力生産に伴う CO_2 発生量を 0.127 kg-C/kWh 、酸素製造の電力消費を 0.7 kWh/Nm^3 、ガス中の炭素を 0.0199 kg/MJ 、加炭材の炭素を 0.827 kg-C/kg とし、さらに製鋼工場補助エネルギーとしての 9.5 kg-C/t 、棒鋼圧延用エネルギーとしての 30.95 kg-C/t を加えれば⁽²⁴⁾、 106 kg-C/t となる。 NO_x , SO_x の発生量に関しては電力使用に伴う部分は前項の我が国の発電時の発生原単位を基に、燃料ガス消費に伴う部分は燃料別の発生係数⁽²⁷⁾から求めた。従って電気炉内で発生する NO_x は含まれておらず、実際には本研究で用いた数値より大きい値となる可能性がある。

また、特殊鋼も自動車の主要な構成材料であるが、使用されている種類が多岐に渡り、組成毎の差異が大きいため、本研究では組成的に普通鋼に近い機械構造用炭素鋼のみを検討対象とし、普通鋼の値で代用することとした。

Table 1 Emission factors for CO₂, NO_x and SO_x.

Material	Process /source of electricity	Raw material	CO ₂		NO _x		SO _x	
			<i>bm</i> kg-C/kg	<i>bm/br</i> l/kg	<i>bm</i> kg-C/kg	<i>bm/br</i> l/kg	<i>bm</i> kg-C/kg	<i>bm/br</i> l/kg
Steel	BF-BOF	Iron ore	0.59	0.78	0.0014	0.50	0.0011	9.2
Steel	EAF	Scrap	0.09	0.12	0.00022	0.079	0.00014	1.2
Cast iron	Cupola	Scrap	0.11	0.15	0.00007	0.025		
Cast iron	Cupola	Iron ore	0.66	0.87	0.0015	0.54	0.0011	9.2
Aluminum	Hall-Heroult/Coal fire	Bauxite	5.9	7.8	0.074	26.	0.15	1300.
Aluminum	Hall-Heroult/Hydro.	Bauxite	0.90	1.2	0.0024	0.86	0.00006	0.50
Aluminum	Hall-Heroult/Japan Mix.	Bauxite	2.5	3.3	0.008	2.9	0.0046	38.
Aluminum	Reverberatory	Scrap	0.10	0.13	0.00044	0.16	0.000055	0.46
			<i>br/kg-C/l</i>		<i>br/kg-NO₂/l</i>		<i>br/kg-SO₂/l</i>	
			0.76		0.0028		0.00012	

なお、スクラップの利用の評価に当っては、原料として回収された時点での負荷はゼロであると考えた。実際の電炉操業では素材加工段階で発生する加工屑も利用しており、これは後述する加工歩留まりの仮定と矛盾するが、本研究で取り扱っている数値の精度上は無視できる範囲と考えた。

(4) 鉄鋼スクラップを溶解した鑄鉄

キューボラによる溶解で消費する炭素量は、熱風キューボラで 100.5 kg-C/t、冷風・酸素吹込みキューボラでは 122.6 kg-C/t と報告されている⁽²⁴⁾。そこで本研究では、コークス製造に伴う発生量を合わせて CO₂ 発生量として 110 kg-C/t と見積もった。NO_x、SO_x に関してはコークス製造に伴う発生量を計上した。

なお、誘導溶解炉の消費電力は 500~650 kWh/t⁽²⁸⁾ と言われており、環境負荷物質発生量はキューボラによる溶解に比べて若干少ない可能性がある。

(5) 高炉銑を溶解した鑄鉄

銑鉄までの製造を評価するために、Ⅲ-2-(2)節で推定した高炉転炉鋼に関する値を、製鋼段階の鉄歩留まり 96.5% で割り戻し、圧延工程等でのユーティリティ分を控除した上で、前項で推定したキューボラによる負荷発生を加えた。実際の鑄鉄製造過程ではスクラップと銑鉄を混合使用していると考えられるが、その混合比は明らかでないので、本研究では上記の 2 ケースを分けて考える。

(6) アルミニウム 1 次地金

アルミニウムは通常単独ではなく Si、Mg 等との合金として自動車部品に使用されるが、これら添加元素の負荷発生原単位への影響は無視することとした。

ボーキサイト銑石をバイヤー法、ホール・エルー法で製錬する過程に要するエネルギーは電力 16810 kWh/t、石油類 180 kg/t、石炭類 195 kg/t、天然ガス類 55 m³/t、陽極炭素消費量を 500 kg/t とし⁽²⁹⁾、Ⅲ-2-(1)節で求めた発電時の(i)~(Ⅳ)の発生負荷別に各負荷発生係数を計算した。また、NO_x、SO_x は発電時の発生に加えて、燃料燃焼に伴う発生量を計上した。

(7) アルミニウム 2 次地金

スクラップを原料とし、単純な再溶解で鑄物・ダイキャスト

材を製造する場合のエネルギー消費は電力 115 kWh、石油類 110 リットル、ガス類 1 m³ とし⁽²⁹⁾、電力は我が国の平均電源構成で供給されと考え、CO₂ 発生量を合計で 104 kg-C/kg と見積もった。

以上、推定した各素材の製造負荷発生係数を Table 1 にまとめて示す。なお、圧延や加工等の工程内でスクラップが発生する。特にアルミニウム展伸材ではこの歩留まり落ちの効果は小さくないと考えられるが、各部品毎の加工工程での歩留まりを推定することは容易ではないので、本研究では素材製品のままの値を用いることとした。従って実際の素材製造過程の発生負荷は Table 1 の数値よりやや大きいと考えるべきである。また、NO_x、SO_x に関しては過小評価の可能性が少なからずあるが、桁の比較を行う上では問題はないと考えた。

Ⅳ. 自動車用材料代替による軽量化効果の計算結果と考察

1. 材料製造負荷と必要軽量化率の関係

具体的な材料代替による環境負荷の軽減効果を検討するに先立ち、材料の性質と製造に許容される負荷との関係について一般的傾向を把握するため、走行時に対する材料製造時の負荷発生係数の比(以降、相対的負荷係数)を用いて検討する。Fig. 2 に被代替材料の相対的負荷係数 *bm₁/br* が 0.1, 1.0 および 10 の場合に、5 万 km, 10 万 km および 20 万 km の走行に伴う負荷軽減幅と素材製造時の増加が釣り合うために最小限必要となる軽量化率を示す。被代替材料の製造時負荷が大きい場合、ならびに代替材料が相対的に大きな製造時負荷を有する場合には、軽量化率が大きくなければならない。一方、走行距離が長くなれば必要となる軽量化率は低くとも環境負荷軽減につながる。Table 1 に示すように高炉転炉法による鋼材の相対的 CO₂ 発生係数はほぼ 1 であり、同係数が 10 倍の石炭火力によるアルミニウムによる代替によって、10 万 km の走行で環境負荷軽減の効果を出すためには軽量化率が 60% 程度必要であることが Fig. 2 の結果より容易に分かる。

Fig. 3 は代替材料の軽量化率が所与の場合に、その材料

Fig. 2 Weight reduction rate, which is required to reduce environmental burden, as a function of burden associated with material production and fuel consumption.

Fig. 3 Environmental burden associated with material production for reducing that of automobile life cycle by material substitution, as a function of that of original material and life cycle driving distance.

製造過程で許容される負荷を示す。鋼材からアルミニウムへの代替で実現される軽量化率はその部品に要求される特性によって異なるが、同じ被代替材料に対して、高い軽量化率が実現できれば製造負荷がより大きい材料であっても代替の意義が生じることを示している。例えば、被代替材料の相対負荷が1.0の場合、その材料に対し仮に30%の軽量化が可能であれば、約5倍以内の負荷で製造できる材料でなければならないこと、50%まで軽量化が可能であれば、負荷は約10倍まで許容されること等の情報が得られる。

2. アルミニウム合金化による軽量化率

部品毎に材料に要求される特性が違い、同じ材料の代替に

よっても軽量化率は異なる。鉄鋼のアルミニウムへの代替では、単に体積が同じであれば良い場合には65%の軽量化が期待できるが、アルミニウム合金の縦弾性係数は軟鋼の1/3程度しかないため、板状の部材として剛性を要求される場合には1.44倍の板厚が必要となり、軽量化率は50%に留まる。また、矩形断面を有する材料の曲げ剛性を等しくしようとするれば、アルミニウム合金の板厚は鋼の3倍以上も必要となり、サイドシルやピラー類等の構造部品はアルミニウム合金による軽量化の対象とは考えにくい。また、アルミニウム合金鋳物を鋳鉄と比較すれば、縦弾性係数は70%程度であるから、曲げ剛性を等しくするための条件では約50%の軽量化が期待でき、軟鋼に対するよりも軽量化を目的とした代替の効果が得やすい。実際のアルミニウム合金の採用による軽量化例では、エンジンブロックで43%の軽量化⁽¹³⁾、フードやトランクリッド等ボディパネル部品が28%~57%⁽¹²⁾⁽³⁰⁾⁻⁽³²⁾、フロントフェンダーで47%⁽³²⁾、サンルーフリッドで42%⁽³²⁾などという例がある。また衝撃強度が要求されるフロントフレームのアップアーム取付け部より前方では31%、タイヤホイールの低圧鋳造法アルミニウム合金採用で23%という事例も報告されている⁽³³⁾。

Fig. 4~6には材料製造に伴う負荷の増加分と、走行時の負荷の減少分が等しくなる走行距離(break even distance, L_e)を、各材料負荷発生係数をパラメータとして、軽量化率に対して計算した結果を示す。それぞれ被代替材料の負荷発生係数が0.1, 1.0および10とした場合の計算結果であり、Fig. 4は被代替材料がスクラップを原料にした鉄鋼および鋳鉄の場合の CO_2 と NO_x 、Fig. 5は同様に高炉転炉法による鉄鋼を代替する場合の CO_2 とスクラップを原料とする場合の SO_x の変化、Fig. 5は鉬石を原料とする鉄鋼の場合の SO_x に相当する。鉬石を原料とする場合の NO_x に関してはFig. 4と5の中間に相当する。

Fig. 4から6の計算結果において、ライフサイクル走行距離を10万kmとすると、水力発電によるアルミニウムあるいはリサイクル材を利用する場合、軽量化が CO_2 , NO_x , SO_x の削減効果に結びつくことを示している。一方、環境対策が未実施の石炭火力の電力を利用した場合では、たとえ50%の軽量化が実現できる部材であっても、 CO_2 についてはある程度削減効果があるものの、 NO_x および特に SO_x に関しては軽量化が環境負荷軽減に結びつかない可能性が大きいことを示している。鉄鋼をアルミニウムで置き換える場合、現実には70%以上の軽量化はほとんど不可能である。従って、 bm_2/br が100以上の場合、すなわち石炭火力によるアルミニウムは SO_x 削減に関する限り貢献は全く望めないと考えらるべきである。

3. ケーススタディ

本節ではより具体的な乗用車を想定して、軽量化の効果の定量的検討を行う。本研究では特殊鋼倶楽部⁽³⁴⁾が調査した車両重量1338 kg、総排気量1988 ccの4ドアハードトッ

Fig. 4 Break-even distance as a function of weight reduction rate depending on environmental burden associated with materials production, when $bm_1/br=0.10$.

Fig. 6 Break-even distance as a function of weight reduction rate depending on environmental burden associated with materials production, when $bm_1/br=10$.

Fig. 5 Break-even distance as a function of weight reduction rate depending on environmental burden associated with materials production, when $bm_1/br=1.0$.

プ、後輪駆動車を例として取り上げた。

上記調査結果で報告されているのは、構成材料のうちガラス、タイヤ、バッテリー、モータ等を除く金属を主体とする部分 722 kg である。アルミニウム合金はシリンダヘッドおよびそのカバー、インテークマニホールド、トランスミッション等のハウジングやケース類などに主に鋳造あるいはダイキャスト材が 57.45 kg 使用されている。一方、鋳鉄はシリンダブロック、ブレーキディスクなどに計 123.12 kg、機械構造用炭素鋼はシャフト類やサスペンション関係など 93.61 kg、その他の特殊鋼は 92.6 kg、普通鋼はボディ関係を中心に 280.16 kg (亜鉛メッキ鋼 159.57 kg 表面処理鋼 11.69 kg 高張力鋼 52.15 kg その他普通鋼 56.09 kg) 使用されている。

一般にアルミニウム合金の鋳物やダイキャストは複雑形状

部品の生産性に優れるなどの利点のため、インテークマニホールド、エアコン熱交換器、ハウジング、カバー類など強度をあまり要求されない部品、あるいはエンジンや足回り部品のように走行性能に対する軽量化の効果が大きい部分に採用されてきた。今後の軽量化の効果を推定するためには、アルミニウム化が可能となる部品と、それらの軽量化率を推定しなければならない。これらの軽量化効果は部品ごとに異なるので、本研究では衝撃による変形を抑制する目的で鉄鋼材料が採用されている部品についてはアルミニウム合金化により 20%、他の部品については 50% の軽量化が実現できるとし、特殊鋼倶楽部の調査結果を基に、以下の場合を想定して材料代替の効果を検討した。

Case-1: アルミニウム合金の採用により現状で 50% の軽量化がなされていると考え、これらの部品を質量で 2 倍の鋳鉄に戻した場合。

Case-2: 全ての鋳鉄製部品をアルミニウム合金製とし、50% の軽量化が実現できる場合。

Case-3: 上記 Case-2 に加え、サスペンション系の 14.27 kg を除く 78.33 kg の機械構造用炭素鋼部品をアルミニウム合金製とし、50% の軽量化が実現できる場合。

Case-4: 上記 Case-3 に加え、普通鋼利用部品のうち、ボディパネルなど 50% の軽量化が期待できる 167 kg 分をアルミニウム合金製とする場合。

Case-5: 上記 Case-4 に加え、普通鋼製の部品のうちで衝突強度や曲げ剛性が要求されるサスペンション系部品、メンバ類やピラー、サイドシル、およびホイールなど 113 kg 分と Case-2 で除外した構造用炭素鋼製部品 14 kg 分をアルミニウム合金化により 20% 軽量化する場合。

それぞれの場合、素材製造時と 10 万 km 走行時の燃料消費に伴う CO_2 、 NO_x 、 SO_x 排出量の変化を比較した結果を Table 2 に示す。ここで、Case 2, 3 については 2 次アルミ

Table 2 Comparison in materials in use and life cycle CO₂, NO_x and SO_x emission.

Case		Base	1	2	3	4a	4b	4c	4d	5a	5b	5c	5d
Electricity for Al smelting				All 2nd.	All 2nd.	Coal fire	Hydro.	Jap. Mix.	All 2nd.	Coal fire	Hydro.	Jap. Mix.	All 2nd.
Material for parts	Cast Aluminum/kg	57	0	119	158	242	242	242	242	344	344	344	344
	Rolled Aluminum/kg	0	0	0	0	84	84	84	84	174	174	174	174
	Cast Iron/kg	123	237	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Structure Steel/kg	93	93	93	14	14	14	14	14	0	0	0	0
	Ordinary Steel/kg	280	280	280	280	113	113	113	113	0	0	0	0
Vehicle Weight/kg		1338	1395	1277	1237	1154	1154	1154	1154	1129	1129	1129	1129
Change in materials	Primary Al/kg		0	0	0	84	84	84	0	174	174	174	0
	Secondary Al/kg		-57	62	101	158	158	158	242	170	170	170	344
	Secondary cast iron/kg		114	-123	-123	-123	-123	-123	-123	-123	-123	-123	-123
	EAF-Steel/kg		0	0	-79	-79	-79	-79	-79	-93	-93	-93	-93
	BOF-Steel/kg		0	0	0	-167	-167	-167	-167	-280	-280	-280	-280
LC CO ₂	Change in balance/kg-C		320	-340	-600	-570	-990	-860	-1100	-190	-1100	-780	-1200
	Break Even Distance/km			<0	<0	51000	1900	18000	<0	99000	8300	37000	<0
LC NO _x	Change in balance/kg-C		1.1	-1.2	-1.2	2.4	-3.6	-3.1	-3.8	-3.9	150	-2.9	-4.3
	Break Even Distance/km			1500	<0	170000	3100	16000	<0	6900	3700000	30000	<0
LC SO _x	Change in balance/kg-C		0.046	-0.049	-0.17	12	-0.26	0.13	-0.26	26	-0.30	0.49	-0.30
	Break Even Distance/km			6500	<0	790000	<0	180000	<0	14000000	<0	370000	<0

ニウムを利用するとし、Case 4, 5 に関しては、ボディパネルが現状の技術では展伸材で製造されるため、前節で求めた3種の1次アルミニウム、および2次アルミニウムを使用する場合を比較検討した。表から明かなようにCO₂については全てのCaseについて素材製造時に環境負荷の増加があっても、10万kmの走行距離でそれらが回収できるが、環境対策未実施の石炭火力による電力を使用する場合には改善幅が小さい。また、Case 4-bと5-bあるいは4-dと5-dを比較すれば、石炭火力あるいは我が国の平均電力による場合、20%の軽量化ではCO₂の削減効果が減少していることが分かる。一方、NO_x, SO_xに関しては条件によって改善効果が生れないケースがある。すなわち石炭火力によるCase 4-a, 5-a, あるいは4-c, 5-cのSO_xのみについては材料代替による効果が発生するためには、非現実的な走行距離が必要である。したがって、NO_x, SO_x削減の観点からはこれらの条件での材料の代替は必ずしも好ましくないことが示唆される。

CO₂の削減幅が最大になるのはCase 4-dの1200 kg-Cである。ここで前提とした10万kmの走行が10年間で達成されるとすれば1年間当りの1台の乗用車によるCO₂削減効果は120 kg-C/yearとなり、このような乗用車が年間450万台増加するとすれば、54万トンのCO₂削減となり、我が国全体の排出量の0.17%程度となる。同様にNO_x, SO_xに関してはそれぞれCase 5-d, 5-bの削減幅が最も大きく、1年間に製造される450万台の乗用車による寄与は1900 t-NO₂, 140 t-SO₂となる。全国其自然発生量も含めた総発生量をそれぞれ250万t, 240万t⁽³⁵⁾とすれば、0.076%および0.0058%に相当する。この軽量化による削減幅は必ずしも大きくはないが、環境問題においては有意義で可能な手段は積極的に取り入れるべきであり、エンジンのエネルギー効率の改善や走行抵抗の削減などと合わせて、材料の転換による軽量化を進めることは必要と考えられる。

V. 結 論

自動車のライフサイクルを通した環境負荷軽減を検討することを目的に、材料代替による車体軽量化の効果について評価する一般式を導出した。環境負荷軽減効果はアルミニウム製造過程の負荷発生量と、部材毎の材料代替による軽量化率および自動車のライフサイクル走行距離に依存する。本研究で導いた式は、材料代替が環境負荷軽減の意義を発揮するために有すべき、これらの相互関係を定量的に示すことが出来る。

アルミニウム合金による自動車用鉄鋼材料の代替に関しては、アルミニウム電解用電力の供給源により評価は大きく異なり、評価対象に適合したデータを得ることが極めて重要である。具体的には、50%の軽量化が実現できる部材に関しては、10万km以上走行すれば、どのような生産過程を経たアルミニウムでもCO₂削減効果は期待できる。しかし、NO_xに関しては環境対策が未実施の石炭火力発電によるアルミニウムでは改善効果は期待出来ない。さらに、SO_xに関しては環境負荷が極めて小さいアルミニウムでなければ代替効果は生じにくい。

本研究結果、少なくとも自動車部品の軽量化に伴う環境負荷軽減に対する効果を定量的に議論できる手段を提示できた。また、同時に環境負荷が小さなりサイクル材の利用促進、あるいは材料の品質を決定するスクラップ中不純物の効果的な除去プロセスの開発が、資源リサイクルを拡大する際に極めて重要であることを示唆している。

使用記号

B : 材料製造と走行の全体での発生負荷(kg)

Bm : 材料製造に伴う負荷(kg)
 bm : 材料の製造過程における単位質量当りの環境負荷(材料負荷発生係数)(kg)
 Br : 走行時の負荷(kg)
 br : 走行に伴う環境負荷の発生係数(走行負荷発生係数)(kg)
 L : 走行距離(km)
 Le : 製造過程で増加する負荷と, 走行過程で減少する負荷がつりあう距離(km)
 R : 燃費(km/L)
 W : 自動車車重(kg)
 w : 部品質量(kg)
 α : 軽量化率($\alpha = -\Delta w/w$)

文 献

- (1) 森口祐一, 近藤美則, 清水 浩: エネルギー・資源, **14**(1993), 32.
- (2) 桜井茂徳: 鉄鋼界, **41**(1991), 27.
- (3) 森口祐一, 近藤美則, 清水 浩, 石谷 久: 第9回エネルギーシステム・経済コンファレンス講演論文集, (1993), 411.
- (4) 小林 紀: 自動車交通'94-95, 日産自動車, (1995), 20.
- (5) Aluminum Company of America: Aluminum in the Automobile—Life Cycle Consideration, (1994).
- (6) 鉄鋼界報: No. 1631, (1994).
- (7) 近田敏弘: 軽金属学会シンポジウムテキスト「地球環境を考慮に入れた自動車のアルミ化技術の動向」, (1994).
- (8) H. N. Han: JOM, (1996) Feb. 33.
- (9) P. J. Alvarado: JOM, (1996) July, 22.
- (10) M. Yamato and Y. Mituhara: Proc. 2nd. Int. Conf. EcoBalance, ECOMATERIALS Forum, JLCA and Japan LCA Forum, (1996), 612.
- (11) M. Schukert, H. Beddies, H. Florin, J. Gediga, K. Saur and P. Eyerer: Proc. 2nd Int. Conf. EcoBalance, ECOMATERIALS Forum, JLCA and Japan LCA Forum, (1996), 333.
- (12) P. J. Alestrini and A. Levizzari: Proc. 2nd. Int. Conf. EcoBalance, ECOMATERIALS Forum, JLCA and Japan LCA Forum, (1996), 618.
- (13) B. De. Beneditti, V. Badino and G. L. Baldo: Proc. 2nd. Int. Conf. EcoBalance, ECOMATERIALS Forum, JLCA and Japan LCA Forum, (1996), 339.
- (14) 三本和彦: 「辛口クルマ選び徹底ガイド」, 日本文芸社, (1996).
- (15) 稲葉 敦: 化学経済, (1996)7月号, 49.
- (16) 原田幸明: ふえらむ, **1**(1996), 520.
- (17) 柴田 清, 早稲田嘉夫: 東北大学素材工学研究所彙報, **52**(1996), 101.
- (18) 本藤祐樹, 西村一彦, 内山洋司: 「産業連関表を用いた財・サービス生産時のエネルギー消費とCO₂排出量」電力中央研究所, (1996).
- (19) 本藤祐樹, 外岡 豊, 内山洋司: 「産業連関表を用いた我が国の生産活動に伴う環境負荷の実態分析」電力中央研究所, (1998).
- (20) 通商産業省大臣官房調査統計部編: 平成7年度資源統計年報, 通産統計協会, (1995).
- (21) 矢野恒太郎記念会編: 「世界国勢図会'97/98」, 国勢社, (1997), 218.
- (22) 電気事業連合会: 「電気事業の現状1997-1998」(1998).
- (23) 内山洋司: 「私たちのエネルギー」, 培風館, (1996).
- (24) 日本鉄鋼協会: 「炭酸ガス抑制と製鉄プロセスの未来」, (1993).
- (25) T. Akiyama and J. Yagi: ISIJ International, **38**(1998), 896.
- (26) Y. Yazaki, H. Naoi and T. Fujita: Proc. Int. Conf. EcoBalance, ECOMATERIALS Forum, (1994), 294.
- (27) 五島隆彦, 加藤信夫, 大西 昭, 小川芳樹, 坂本 保: 「アジア地域のエネルギー利用と地球環境影響物質排出量の将来予測」, 科学技術庁科学政策研究所, (1993).
- (28) 田辺博司, 石原安典: 鋳物, **65**(1993), 437.
- (29) 山本龍太郎: エネルギー・資源, **7**(1986), 238.
- (30) 田中孝一, 藤倉潮三: 軽金属, **27**(1977), 145.
- (31) 日野光雄, 平野正和: 神戸製鋼技報, **38**(1988), p. 15.
- (32) Y. Kurihara: JOM, (1994), Feb., 33.
- (33) 「設計技術者のためのやさしい自動車材料」, 日経BP, (1993).
- (34) 特殊鋼倶楽部: 「平成8年度特殊鋼の部門別消費実態調査結果報告書」, (1997).
- (35) 外岡 豊: 第11回環境工学連合講演会講演論文集, (1996), 49.