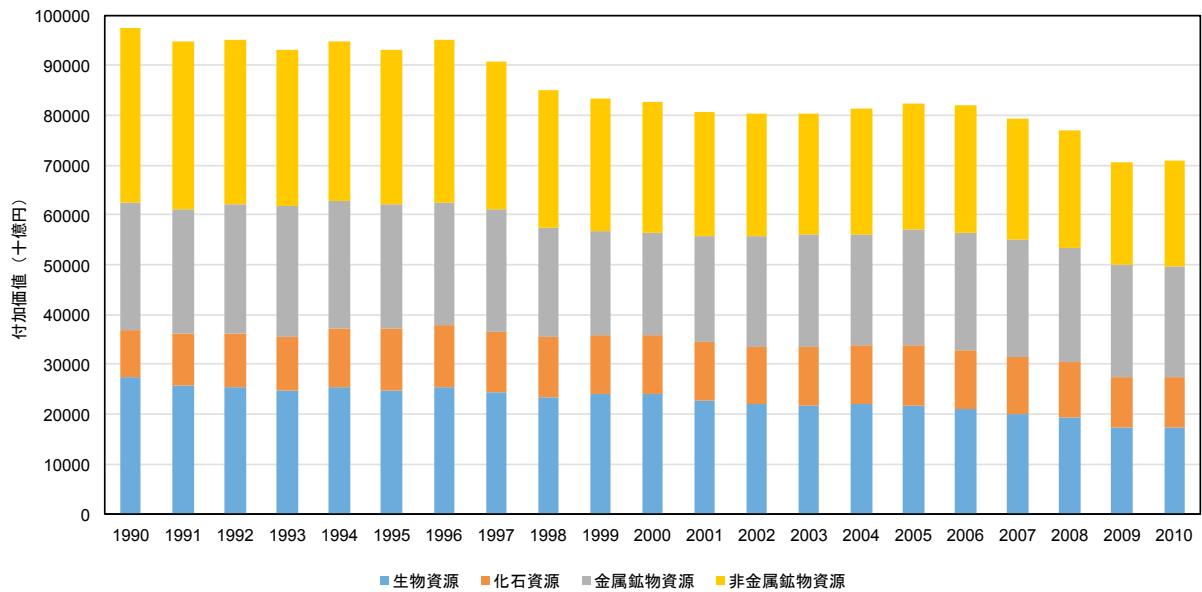


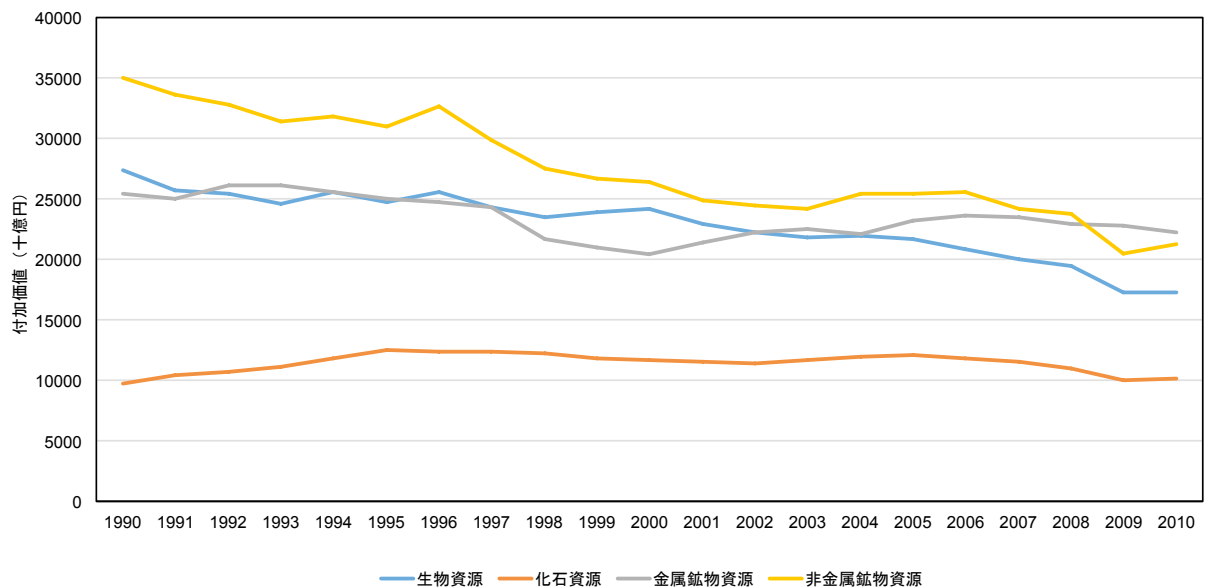
(c) 付加価値の推計結果

全ての対象物質

まず、全ての対象物質利用で生み出された総付加価値(2011年基準実質値)の推計結果を図II.4.3(2)-aa～図II.4.3(2)-acに示す。1990～2010年における総付加価値は、減少傾向にあると推計された。対象物質利用で生み出された付加価値は、順位が逆転する年もあるものの、全体としては、非金属鉱物資源で高く、化石資源で低い結果となった(図II.4.3(2)-aa、図II.4.3(2)-ab)。化石資源、金属鉱物資源は、増減はあるものの横ばい傾向であったが、生物資源、非金属鉱物資源は、減少傾向を示す結果となった。また、生物資源、金属鉱物資源、非金属鉱物資源の付加価値がそれぞれ25-30%を占め、化石資源は、1990年には10%程度であったが、2010年には15%となった(図II.4.3(2)-ac)。



図II.4.3(2)-aa 日本の物質利用で生み出された総付加価値の推移(資源別)



図II.4.3(2)-ab 日本の物質利用で生み出された総付加価値の推移(資源別)

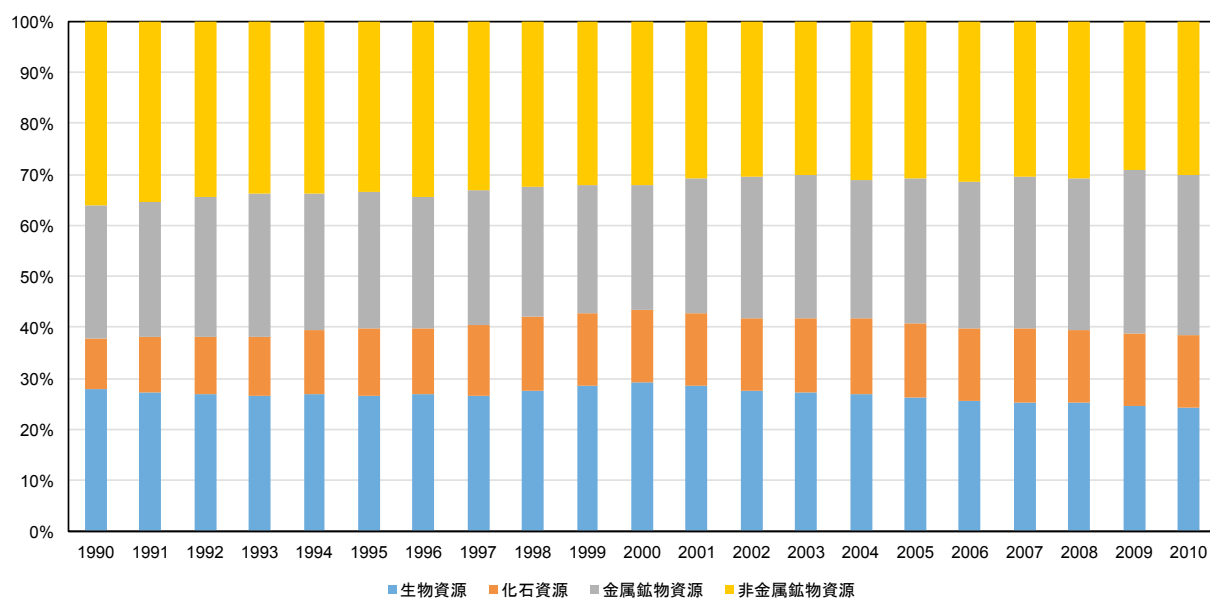


図 II.4.3(2)-ac 日本の物質利用で生み出された総付加価値の内訳の推移(資源別)

生物資源

生物資源に関わる対象物質の利用に伴う付加価値の推計結果を図 II.4.3(2)-ac～図 II.4.3(2)-ag に示す。全体的には、減少傾向にある。

最も大きな付加価値を示した物質グループは木材製品であり、農業製品、畜産製品、それに続き、紙製品、漁業製品の順となった(図 II.4.3(2)-ac、図 II.4.3(2)-ad)。木材製品の減少が、生物資源全体の減少を牽引しており、その全体に占める割合も、対象期間中に40%から30%まで減少した(図 II.4.3(2)-ae)。住宅着工などの減少が影響しているものと考えられる。農業・漁業製品において絶対量の減少傾向、一方、畜産製品の増加傾向が見られた。それに伴い、全体の中で畜産製品の割合が増加した。

個別対象物質の付加価値の推移をみると(図 II.4.3(2)-ag)、木材製品は総じて減少傾向、農業製品の減少傾向は、特に玄米の減少傾向の影響を受けた。

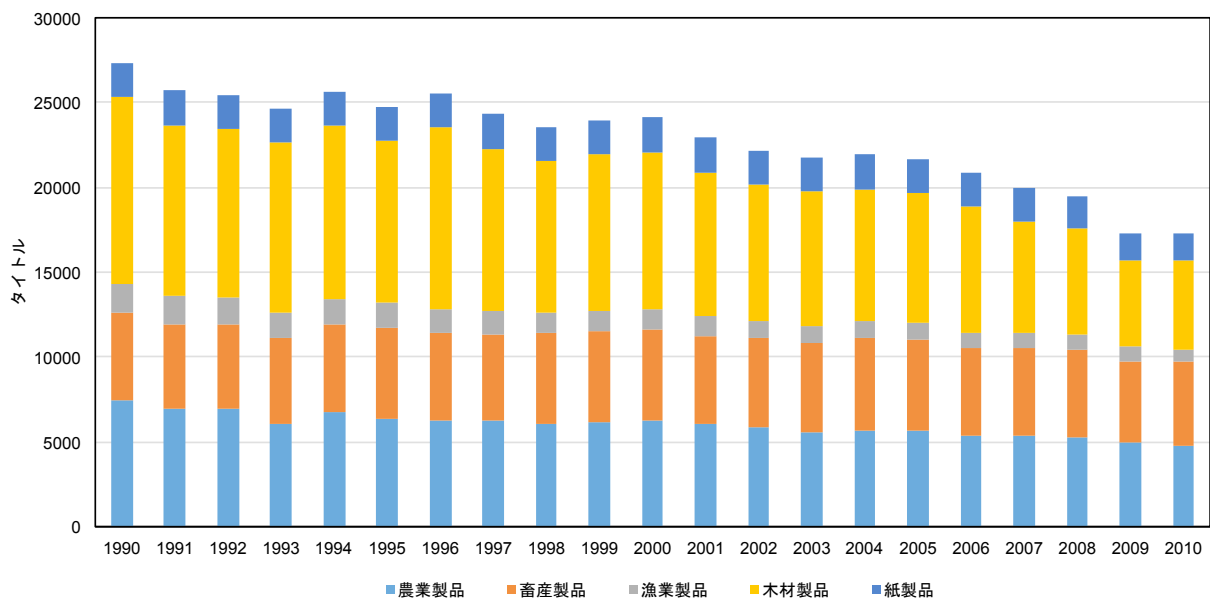


図 II.4.3(2)-ad 日本の物質利用で生み出された総付加価値の推移(生物資源)(物質グループ別)

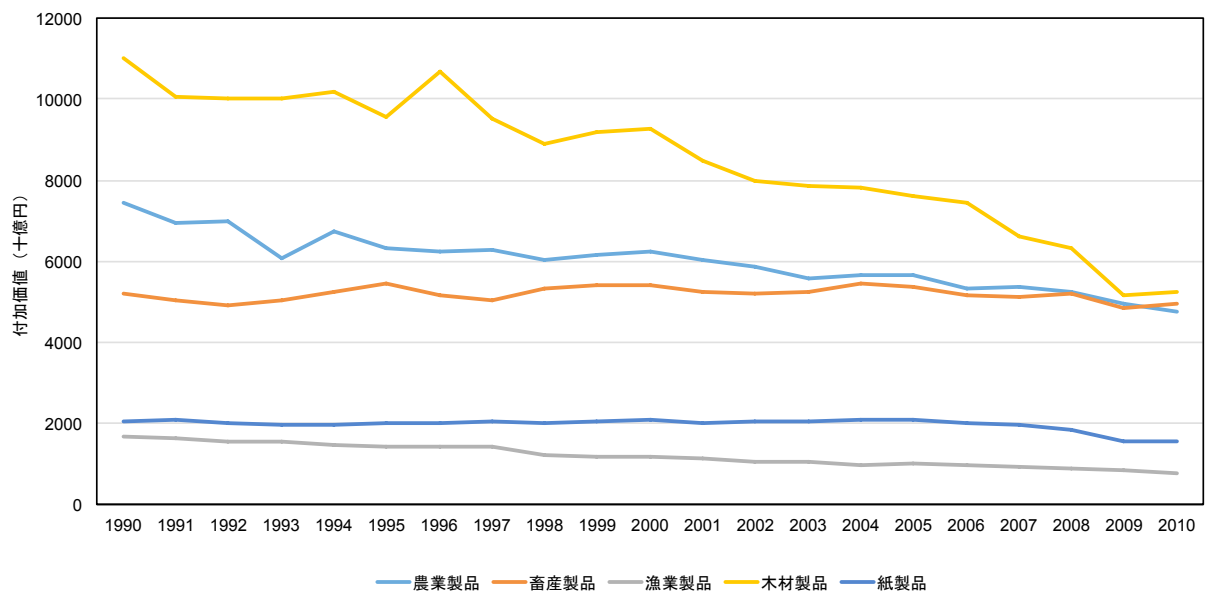


図 II.4.3(2)-ae 日本の物質利用で生み出された総付加価値の推移(生物資源)(物質グループ別)

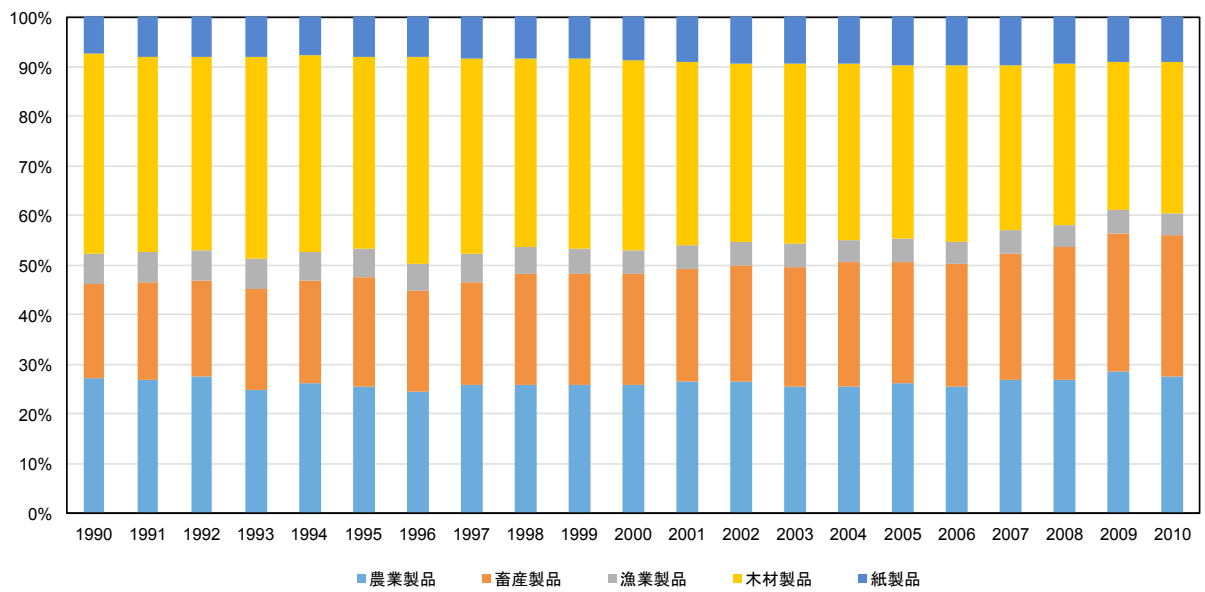


図 II.4.3(2)-af 日本の物質利用で生み出された総付加価値の内訳の推移(生物資源)(物質グループ別)

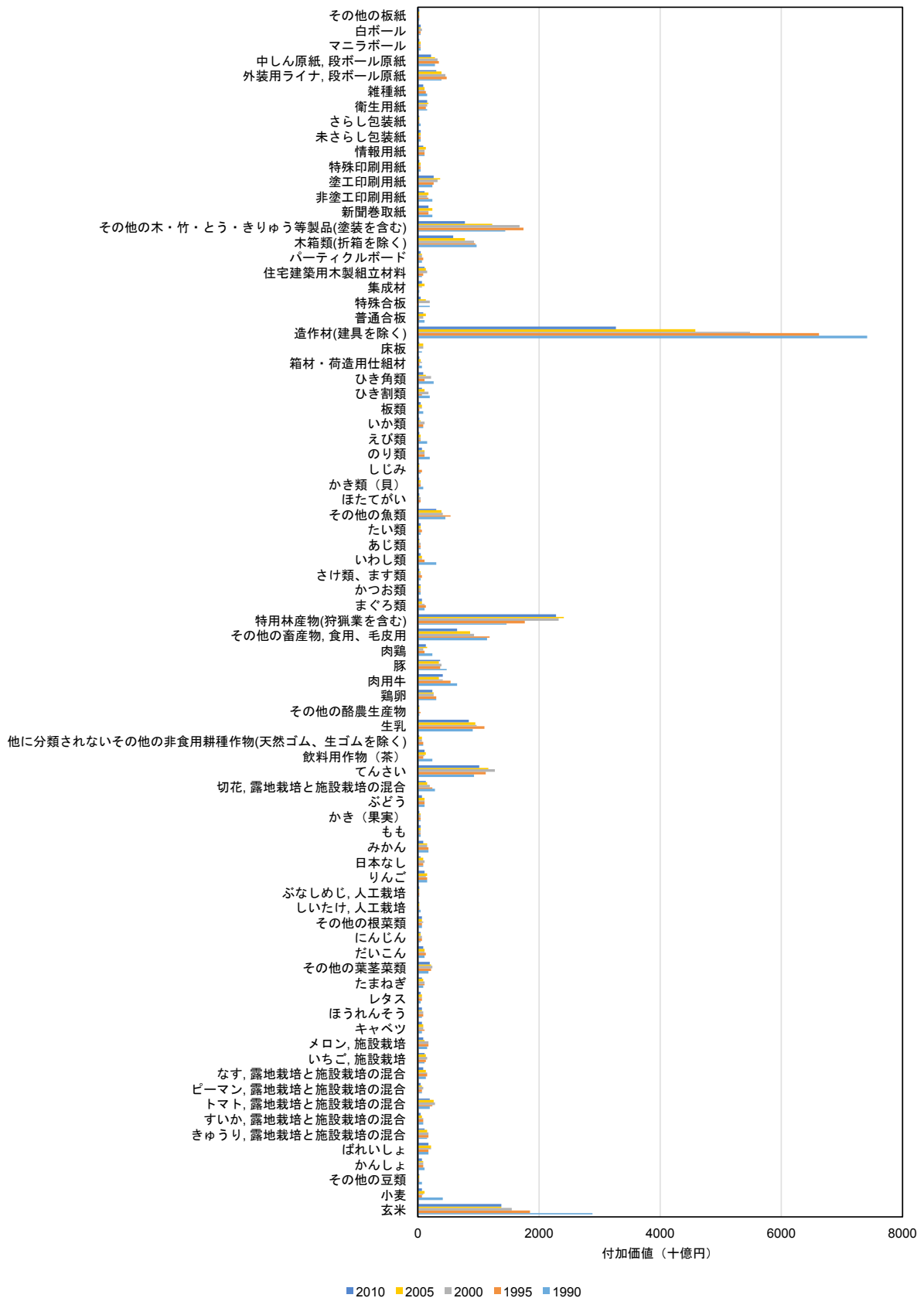


図 II.4.3(2)-ag 日本の物質利用で生み出された総付加価値の推移(生物資源)(対象物質別)

化石資源

化石資源に関わる対象物質の利用に伴う付加価値の推計結果を図 II.4.3(2)-ah～図 II.4.3(2)-ak に示す。全体的には、1995 年までは増加で推移してきたが、それ以降 2005 年まで横ばい、その後は減少傾向を示している。2008 年の経済危機の影響を受けて 2009 年において相対的に大きな減少幅を示した。

物質グループ別に見ると(図 II.4.3(2)-ah、図 II.4.3(2)-ai)、最も大きな付加価値を示したのは、石油石炭製品であり、他と比して 6～10 倍程度の値となっている。次に、プラスチック、有機化学工業製品と続く。有機化学工業製品、プラスチックは、横ばい/微増傾向を示していたが、経済危機の影響を受けて、2009 年に減少傾向となっている。内訳においては、石油石炭製品の絶対量の変化を受けた変化が見られた。

個別対象物質について見ると(図 II.4.3(2)-ak)、ガソリン・重油・軽油・灯油などの燃料系の石油石炭製品が大きな値を示し、つづいて、主要プラスチック類および合成ゴムが大きな値を示している。

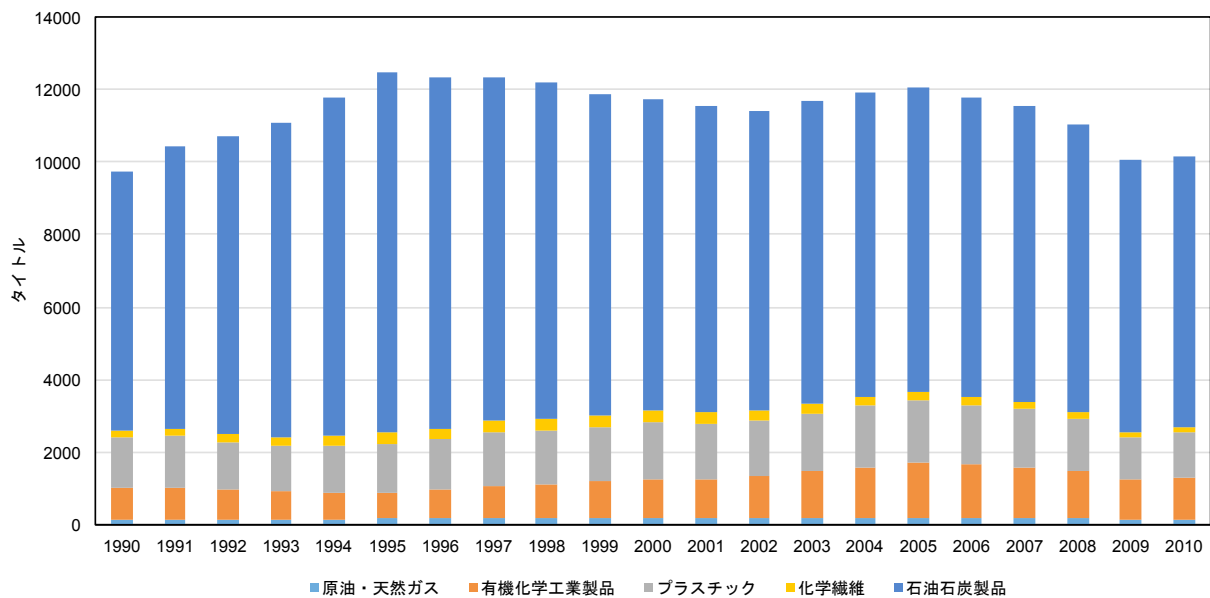


図 II.4.3(2)-ah 日本の物質利用で生み出された総付加価値の推移(化石資源)(物質グループ別)

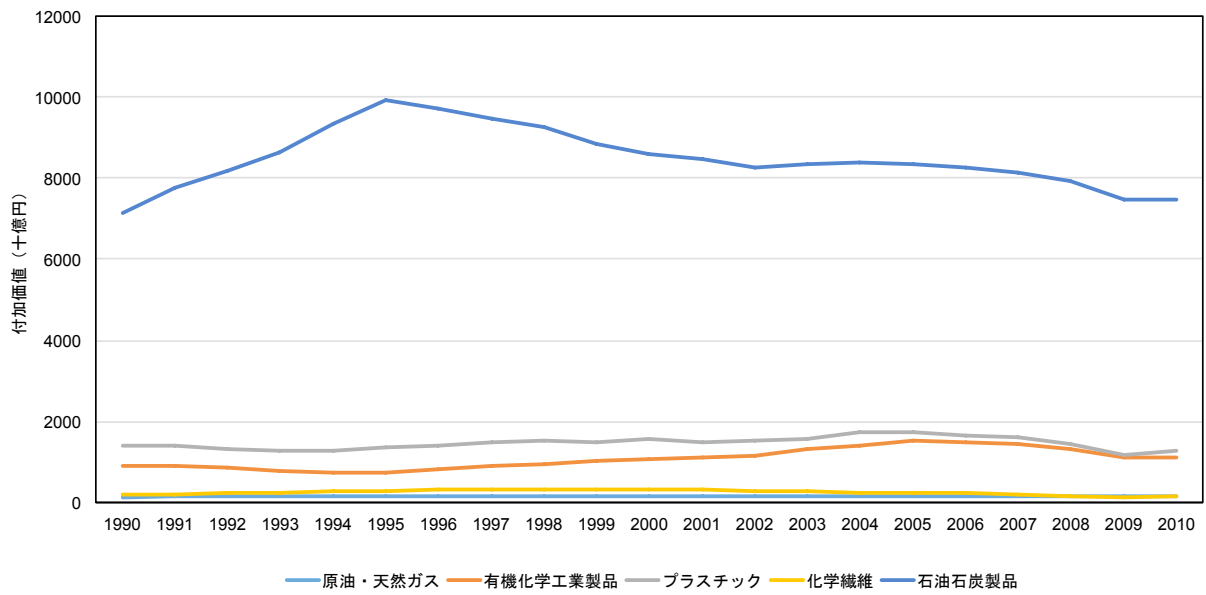


図 II.4.3(2)-ai 日本の物質利用で生み出された総付加価値の推移(化石資源)(物質グループ別)

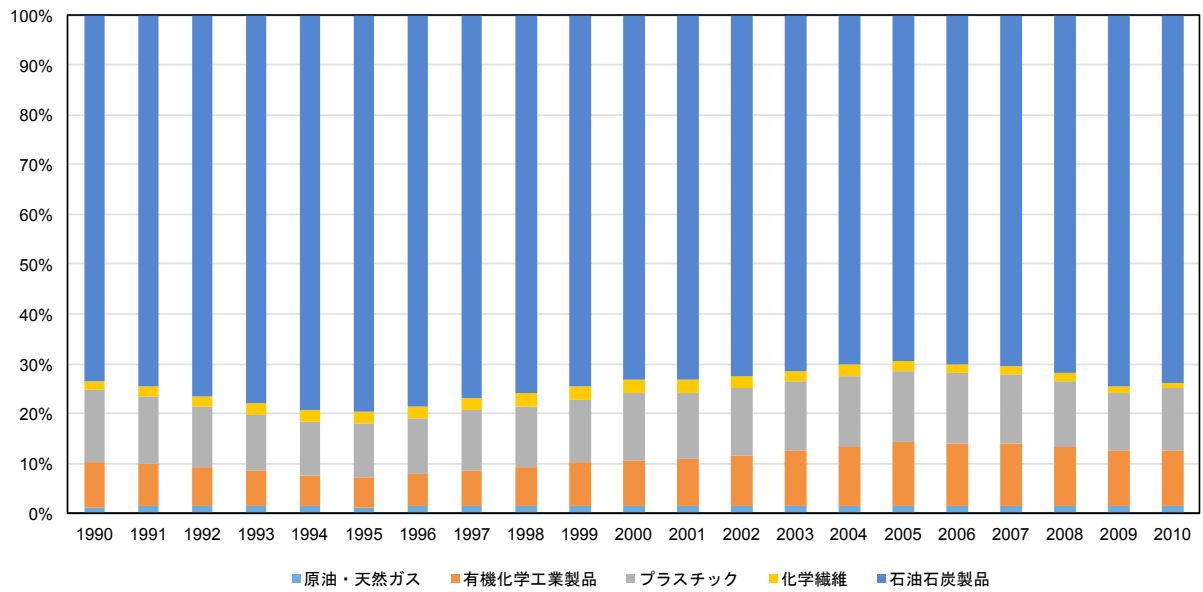


図 II.4.3(2)-aj 日本の物質利用で生み出された総付加価値の内訳の推移(化石資源)(物質グループ別)

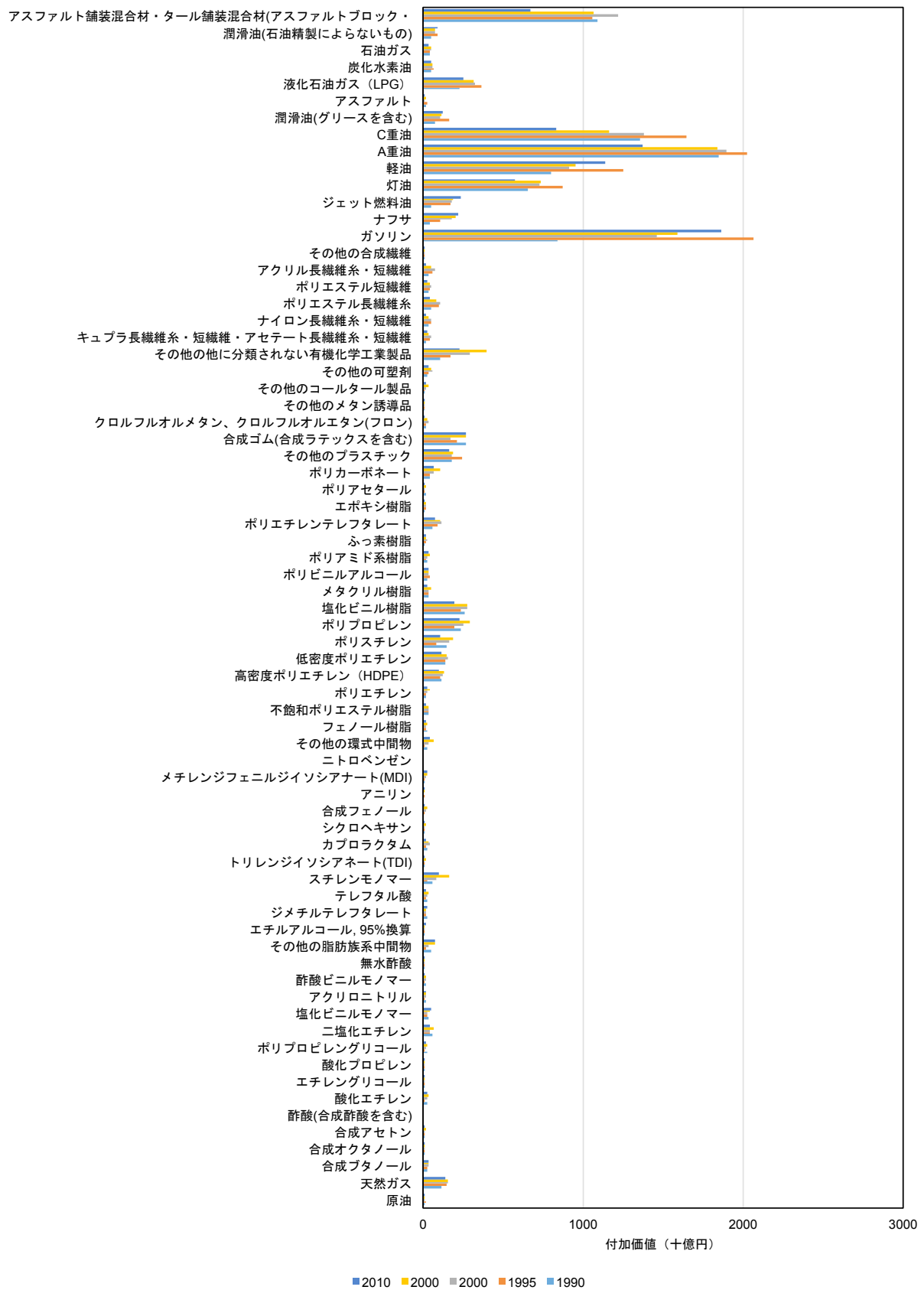


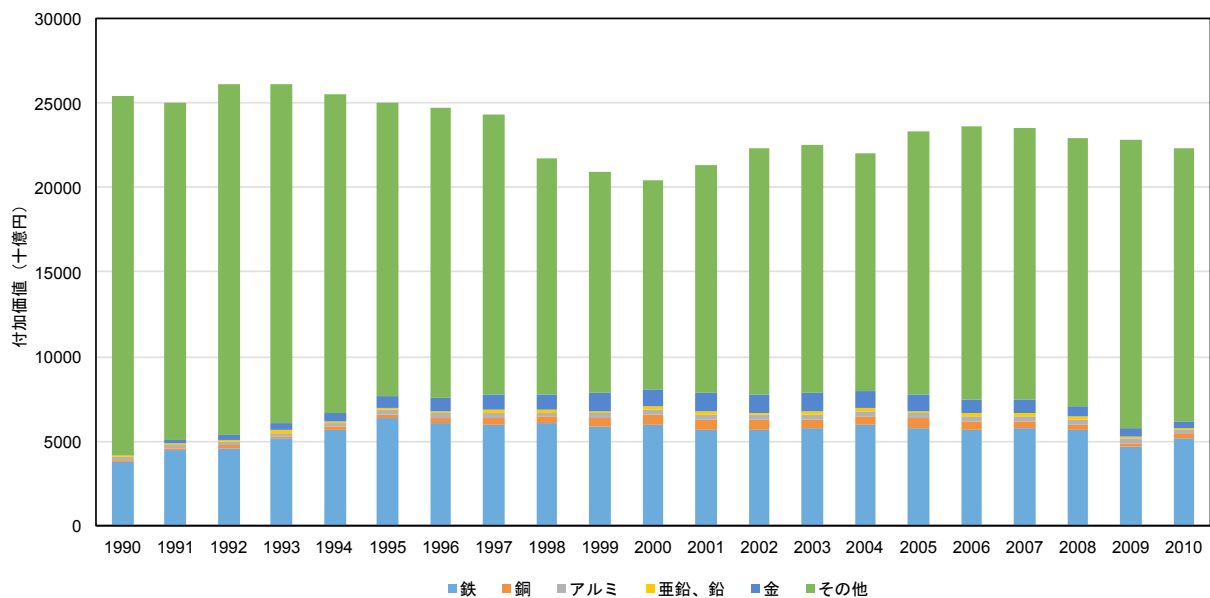
図 II.4.3(2)-ak 日本の物質利用で生み出された総付加価値の推移(化石資源)(対象物質別)

金属鉱物資源

金属鉱物資源に関わる対象物質の利用に伴う付加価値の推計結果を図II.4.3(2)-al～図II.4.3(2)-aoに示す。全体的には、1995年までは横ばい傾向を示したが、以降2000年まで減少し、それ以降は増加したものの、2008年の経済危機の影響を受けてやや減少した。

物質グループ別に見ると(図II.4.3(2)-al、図II.4.3(2)-an)、最も大きな付加価値を示したのは、その他の金属(全体の70%以上)であり、2000年まで減少傾向を示した後増加に転じている。続いて鉄(全体の20%以上)が続き、1995年までは増加傾向を示した後、横ばい傾向を示した。

個別対象物質について見ると(図II.4.3(2)-an)、最も大きい付加価値となっているのは、「非鉄金属(一次製錬・精製によるもの)」である。この物質の付加価値は、特に下流側の自動車部品・鋼板などで発生する付加価値の影響をうけていた。白金などが影響しているものと考えられるが、今後、含まれる金属種の内訳などを確認し精査する必要がある。「非鉄金属(一次製錬・精製によるもの)」に続いて大きな値を示した物質は、粗鋼(転炉法)、粗鋼(電炉法)である。



図II.4.3(2)-al 日本の物質利用で生み出された総付加価値の推移(金属鉱物資源)(物質グループ別)

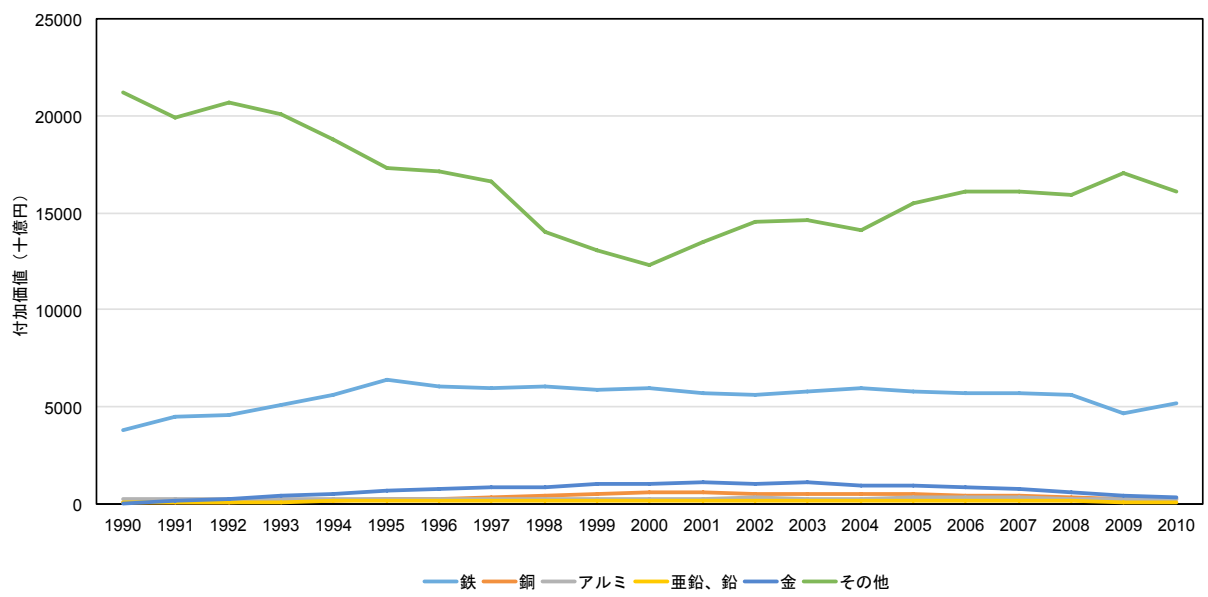


図 II.4.3(2)-am 日本の物質利用で生み出された総付加価値の推移(金属鉱物資源)(物質グループ別)

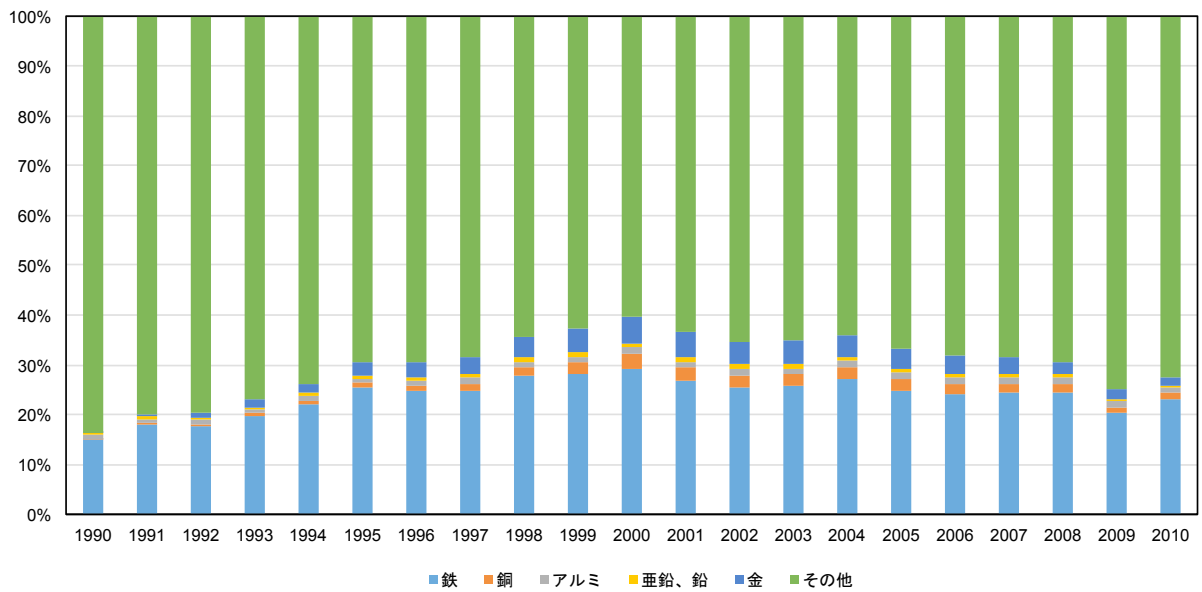


図 II.4.3(2)-an 日本の物質利用で生み出された総付加価値の内訳の推移(金属鉱物資源)(物質グループ別)

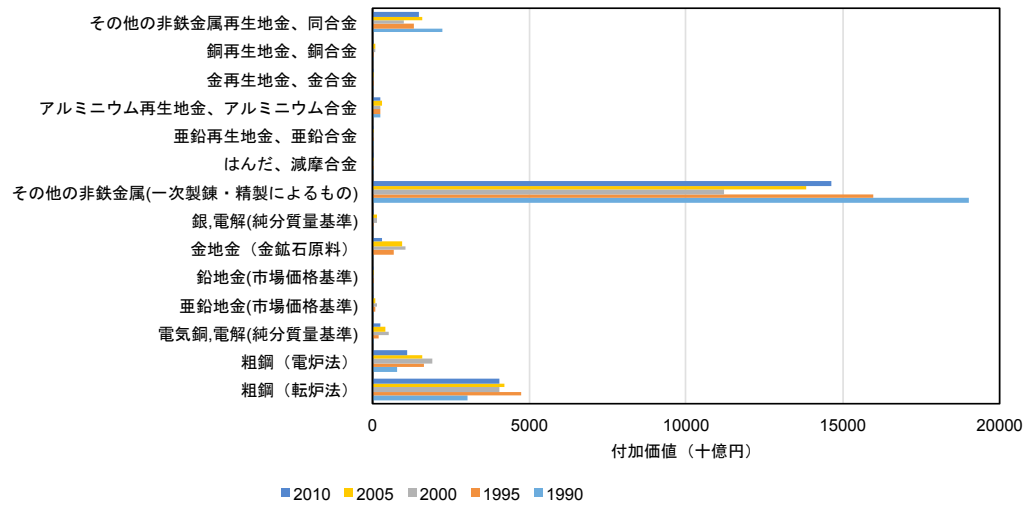


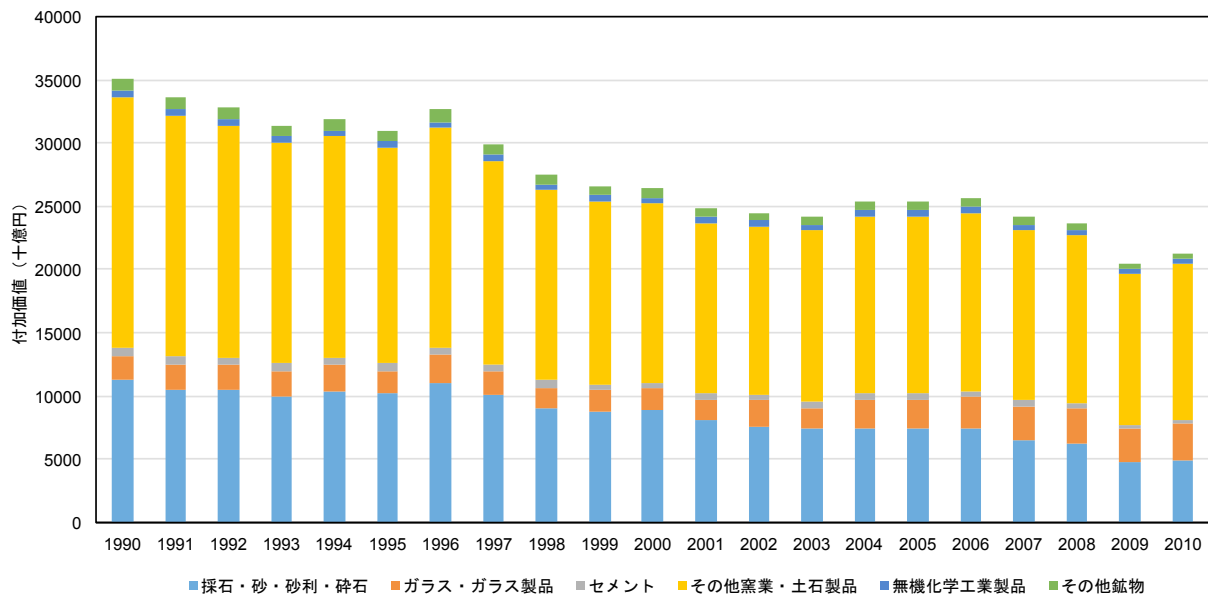
図 II.4.3(2)-ao 日本の物質利用で生み出された総付加価値の推移(金属鉱物資源)(対象物質別)

非金属鉱物資源

非金属鉱物資源に関わる対象物質の利用に伴う付加価値の推計結果を図II.4.3(2)-ap～図II.4.3(2)-asに示す。全体的には減少傾向にあり、特に近年大きく減少している。

物質グループ別に見ると(図II.4.3(2)-ap～図II.4.3(2)-ar)、最も大きな付加価値を示したのは、その他窯業・土石製品であり、続いて採石・砂・砂利・碎石、ガラス・ガラス製品、その他鉱物、セメントの順となった。その他窯業・土石製品の付加価値は、約60%を占め、絶対量は減少した。採石・砂・砂利・碎石においても絶対量の減少傾向が見られた。全体の内訳としては、ガラス・ガラス製品の増加傾向と、採石・砂・砂利・碎石の減少傾向が見られた。

個別対象物質について見ると(図II.4.3(2)-as)、「その他の他に分類されない炭素製品」が顕著に大きな値を示し、その他窯業土石製品グループの付加価値を牽引している。続いて、「採石、砂・砂利・玉石」、「碎石」、「衛生陶器」、「その他の他に分類されないガラス・同製品」などが続く。いずれも減少傾向を示している。



図II.4.3(2)-ap 日本での物質利用で生み出された総付加価値の推移(非金属鉱物資源)(物質グループ別)

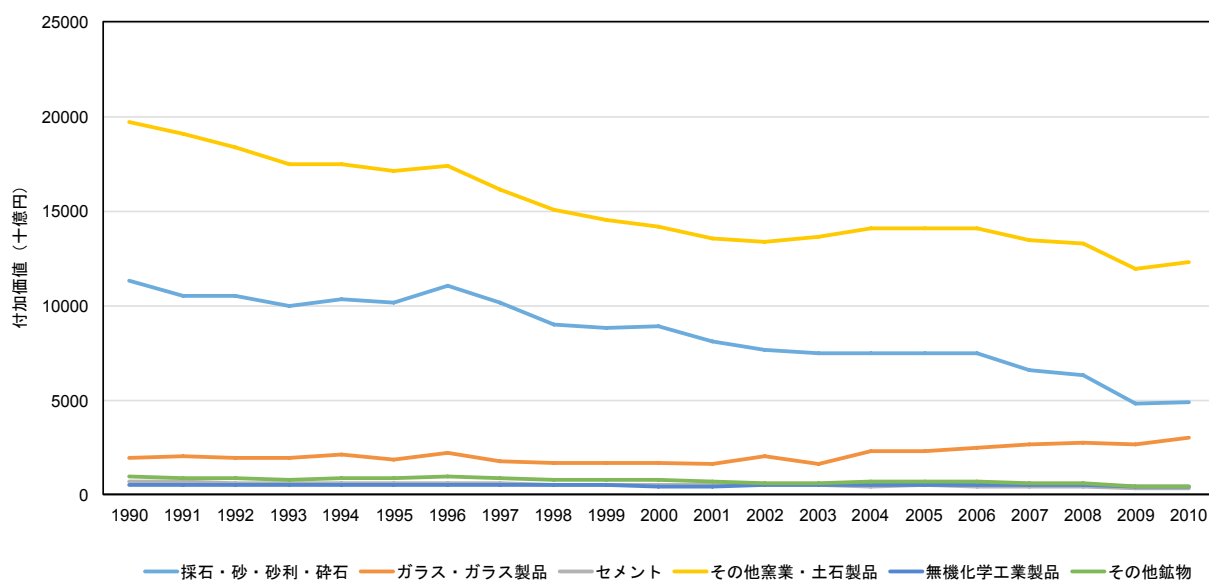


図 II.4.3(2)-aq 日本の物質利用で生み出された総付加価値の推移(非金属鉱物資源)(物質グループ別)

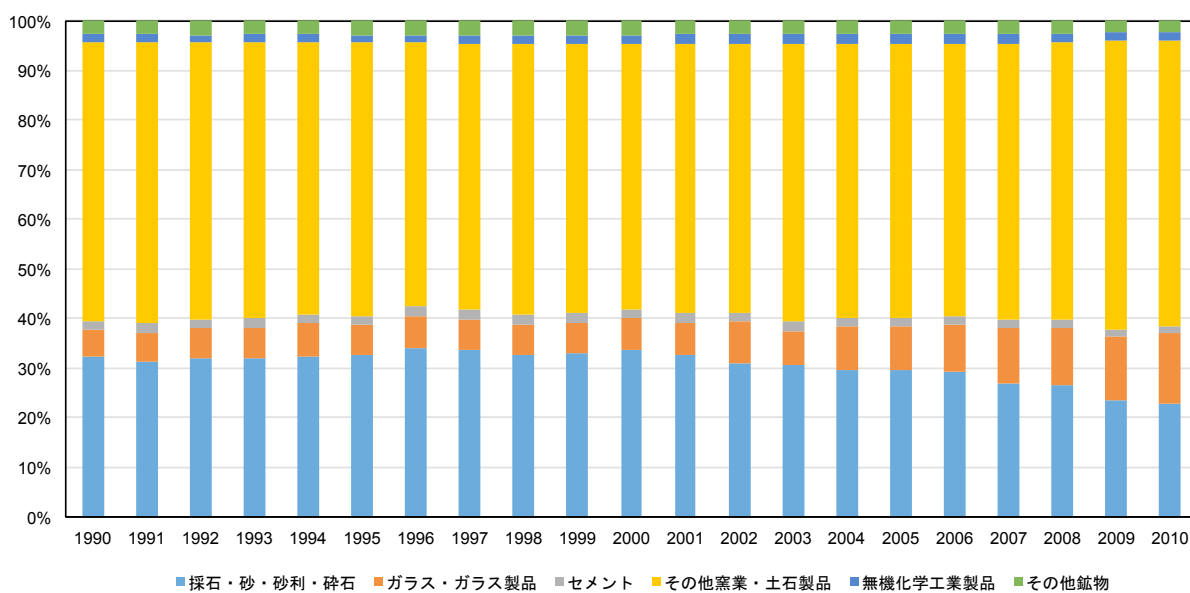


図 II.4.3(2)-ar 日本の物質利用で生み出された総付加価値の内訳の推移(非金属鉱物資源)(物質グループ別)

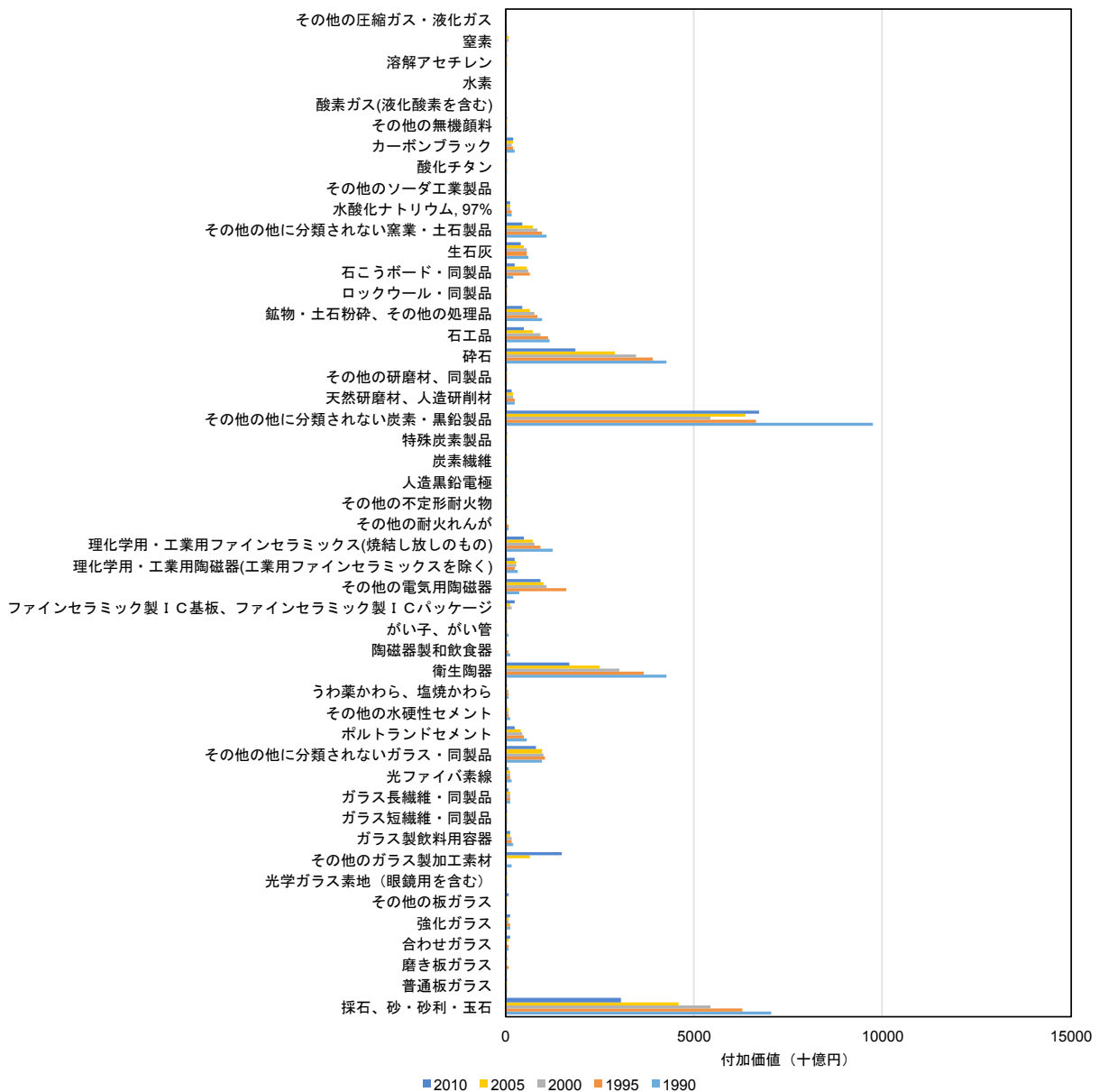


図 II.4.3(2)-as 日本の物質利用で生み出された総付加価値の推移(非金属鉱物資源)(対象物質別)

(3) 関連するマクロな統計との比較・検証

ここでは、関連するマクロな統計として日本の温室効果ガス排出量(環境省、2012)を用い、本研究で推計された温室効果ガス排出量との比較を行った。表 II.4.3(3)に示す通り、本研究で推計された温室効果ガス排出量はいずれも日本の排出量を下回っており、本研究では対象外となる排出もあることを考慮すると妥当な推計結果であると考えられる。なお、IDEAversion2に含まれる財・サービスは、とりわけ下流側について網羅性に乏しいことから、各排出量において下流側の割合が小さい。しかしながら、IDEAversion2に含まれる財・サービスからの温室効果ガス排出量のうちCO₂については、2010年の日本の排出量(環境省、2012)を上まわっていることに留意する必要がある。

表 II.4.3(3) 温室効果ガス(GHG)排出量の比較

	日本の GHG 排出量(2010 年) (環境省、2012)	本研究で推計された GHG 排出量(2010 年)	IDEAversion2 に含まれる財・ サービスからの GHG 排出量
CO ₂ (百万トン)	1,192	535	1366
CH ₄ (千トン)	971	722	927
N ₂ O(千トン)	71	33	54

(4) 日本の環境効率の時系列推計

4.3(2)における環境影響と付加価値の推計結果をもとに、日本の環境効率の時系列推計を行った。環境効率(Eco-Efficiency : EE)は、下式で定義される。

$$EE = \frac{V}{EI} = \frac{\sum V_i}{\sum EI_i}$$

ここで、Vは付加価値(value added)(円：実質値)、EIは環境影響(Environmental Impact : EI)(円)である。

まず、全ての対象物質利用に係る環境効率の時系列推計結果を図11.4.3(4)-aに示す。全対象物質の利用に係る環境効率は減少傾向と推計され、4資源ごとに見ると、非金属鉱物資源の環境効率が高く、生物資源の環境効率が低いと推計された。非金属鉱物資源、金属鉱物資源については、1990年代後半に減少傾向を示した後、2000年台はほぼ横ばいとなった。また、化石資源については、1990年代前半は微増、その後ほぼ横ばい傾向を経て2005年以降微減となり、生物資源については、一貫して微減傾向となった。日本の資源生産性はこの間約100%向上したが、環境効率は改善していないことが示唆された。この環境効率の推移に似た推移を示す関連指標として「土系資源投入量を除いた資源生産性」があるが、例えば、現在の「資源生産性」よりも「土系資源投入量を除いた資源生産性」をより重視することなどが今後の選択肢として考えられる。

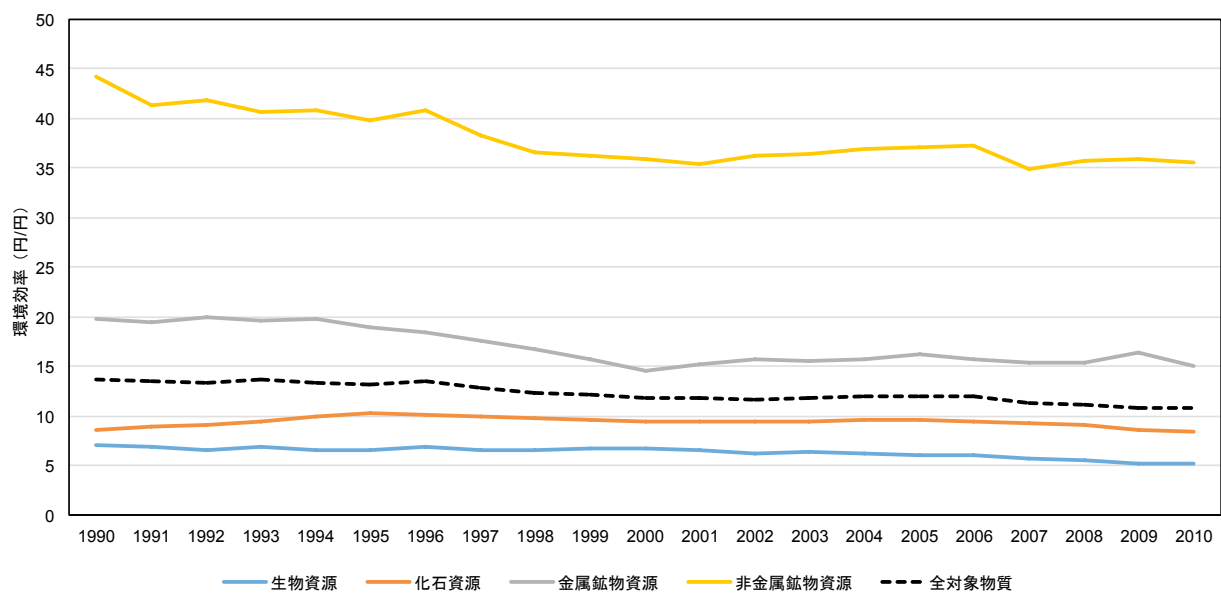


図11.4.3(4)-a 日本の物質利用に係る環境効率の推移(資源別)

次に、生物資源の対象物質利用に係る環境効率の時系列推計結果を図11.4.3(4)-bに示す。生物資源全体の環境効率は上述のとおり一貫して微減傾向と推計された。物質グループ別に見ると、漁業製品、木材製品の環境効率が高く、農業製品、畜産製品の環境効率が低いと推計された。漁業製品は、その環境影響(図11.4.3(2)-f)に対して生み出された付加価値(図11.4.3(2)-ae)が相対的に高いこと、木材製品は、建設業において利用する段階で多くの付加価値を生み出していることによるものと考えられる。ただし、いずれも減少傾向にある。また、農業製品、畜産製品の環境効率は横ばい傾向、紙製品はわずかに減少傾向と推計された。

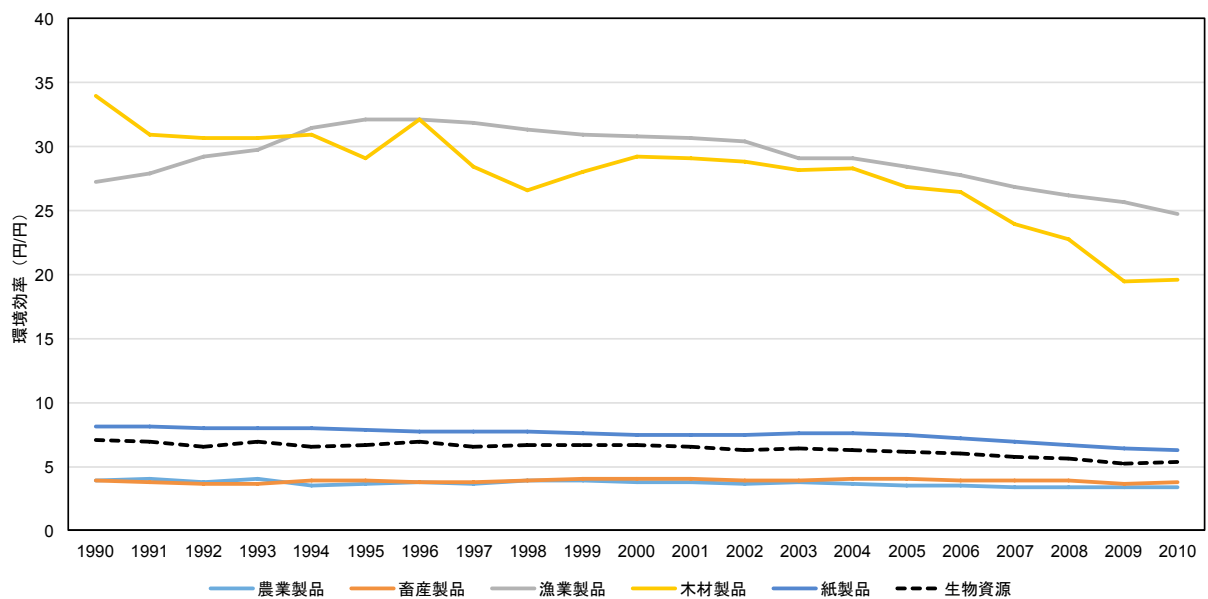


図 II.4.3(4)-b 日本の物質利用に係る環境効率の推移(生物資源)(物質グループ別)

化石資源の対象物質利用に係る環境効率の時系列推計結果を図 II.4.3(4)-c に示す。化石資源全体の環境効率は、上述のとおり 1990 年代前半は微増、その後ほぼ横ばい傾向を経て 2005 年以降微減していると推計された。環境影響が全体としてやや微増傾向にある一方で(図 II.4.3(2)-k)、付加価値が 1995 年までは増加推移してきたが、以降 2005 年まで横ばい、2005 年以降は減少傾向で推移した結果(図 II.4.3(2)-ah)が反映されている。物質グループ別に見ると、原油・天然ガスの環境効率が高く、有機化学工業製品の環境効率が低いと推計された。また、原油・天然ガス、化学繊維、石油石炭製品の環境効率は、1990 年代に上昇し、2000 年代は減少する傾向となった。一方、有機化学工業製品、プラスチックの環境効率は、1990 年代前半は減少し、その後上昇したが、2005 年以降減少する傾向となった。

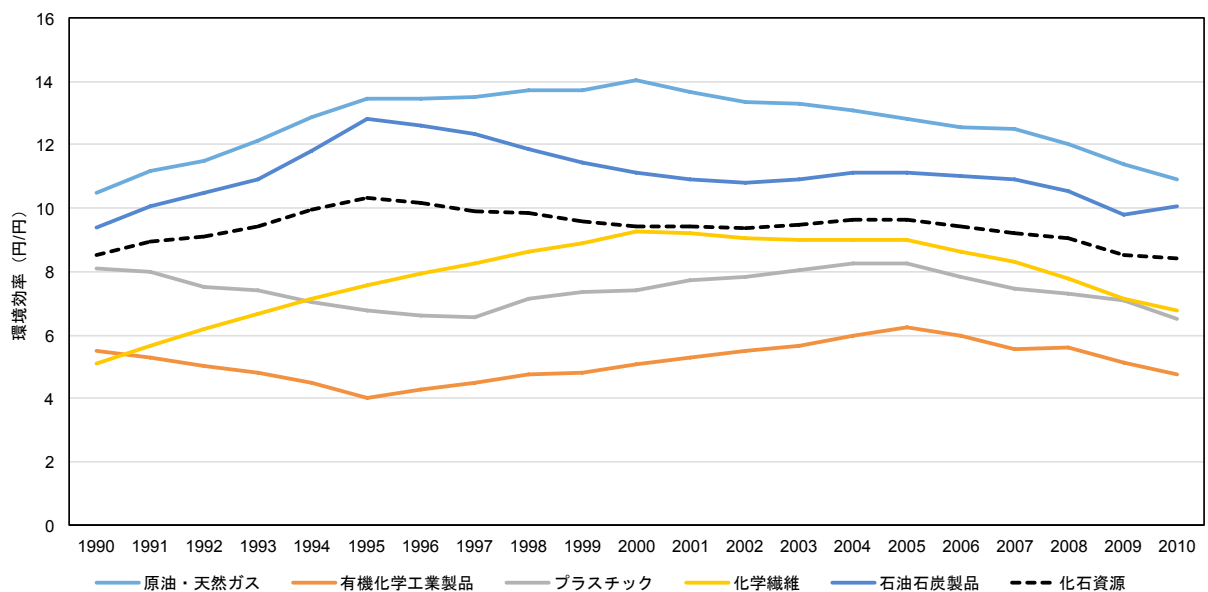


図 II.4.3(4)-c 日本の物質利用に係る環境効率の推移(化石資源)(物質グループ別)

金属鉱物資源の対象物質利用に係る環境効率の時系列推計結果を図 11.4.3(4)-d に示す。金属鉱物資源全体の環境効率は、上述のとおり 1990 年代後半に減少傾向を示した後、2000 年台はほぼ横ばいと推計された。環境影響が全体としてやや微増傾向にある一方で(図 11.4.3(2)-p)、付加価値が 1990 年代後半に減少し、その後微増傾向で推移した結果(図 11.4.3(2)-al)が反映されている。物質グループ別に見ると、その他の金属およびアルミニウムの環境効率が高く、銅の環境効率が低いと推計された。これは、その他の金属については、「非鉄金属(一次製錬・精製によるもの)」を中心に高い付加価値を生み出していること、アルミニウムについては、再生アルミニウムを対象としており、その環境影響が小さいことなどが影響していると考えられる。また、銅については、下流側で生み出される付加価値が小さく推計されたことが影響していると考えられる。

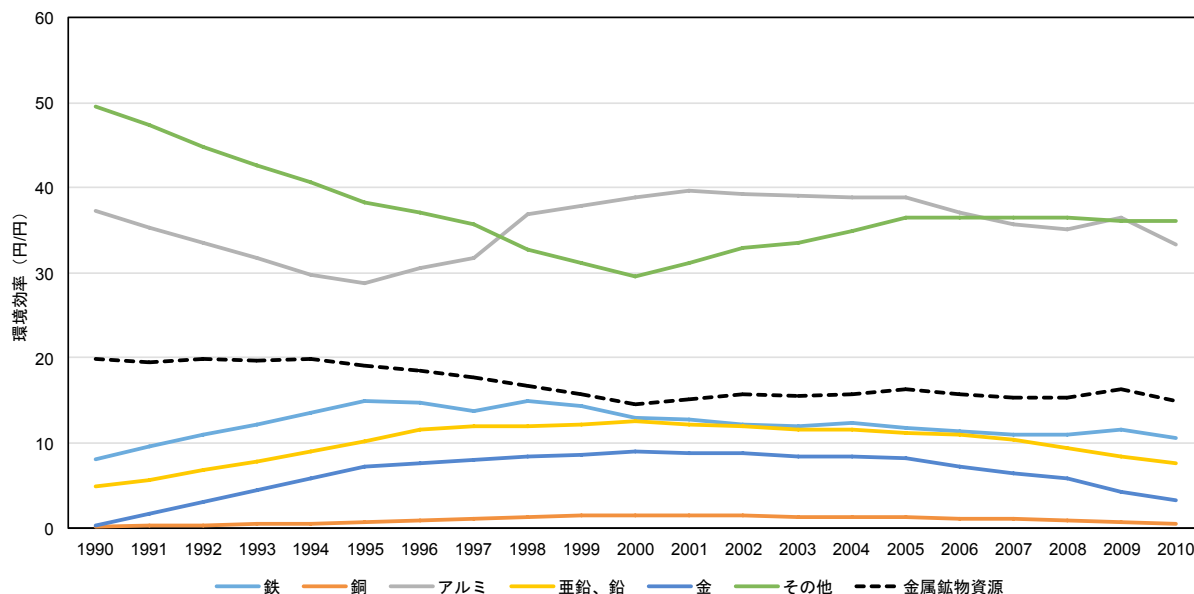


図 11.4.3(4)-d 日本の物質利用に係る環境効率の推移(金属鉱物資源)(物質グループ別)

非金属鉱物資源の対象物質利用に係る環境効率の時系列推計結果を図 11.4.3(4)-e に示す。非金属鉱物資源全体の環境効率は、上述のとおり 1990 年代後半に減少傾向を示した後、2000 年台はほぼ横ばいと推計された。物質グループ別に見ると、採石・砂・砂利・碎石の環境効率が高く、セメントの環境効率が低いと推計された。これは建設業において利用する段階で生み出される付加価値の大きさと、採石・砂・砂利・碎石の環境影響の小ささ、セメントの環境影響の大きさの相対的關係が影響しているものと考えられる。また、その他窯業・土石製品の環境効率が低いと推計されたが、これは生み出している付加価値の大きさを反映したものであり、この間の環境効率は減少傾向にあると推計された。また、ガラス・ガラス製品の環境効率は 2005 年以降微増、無機化学工業製品の環境効率はこの間減少傾向と推計された。

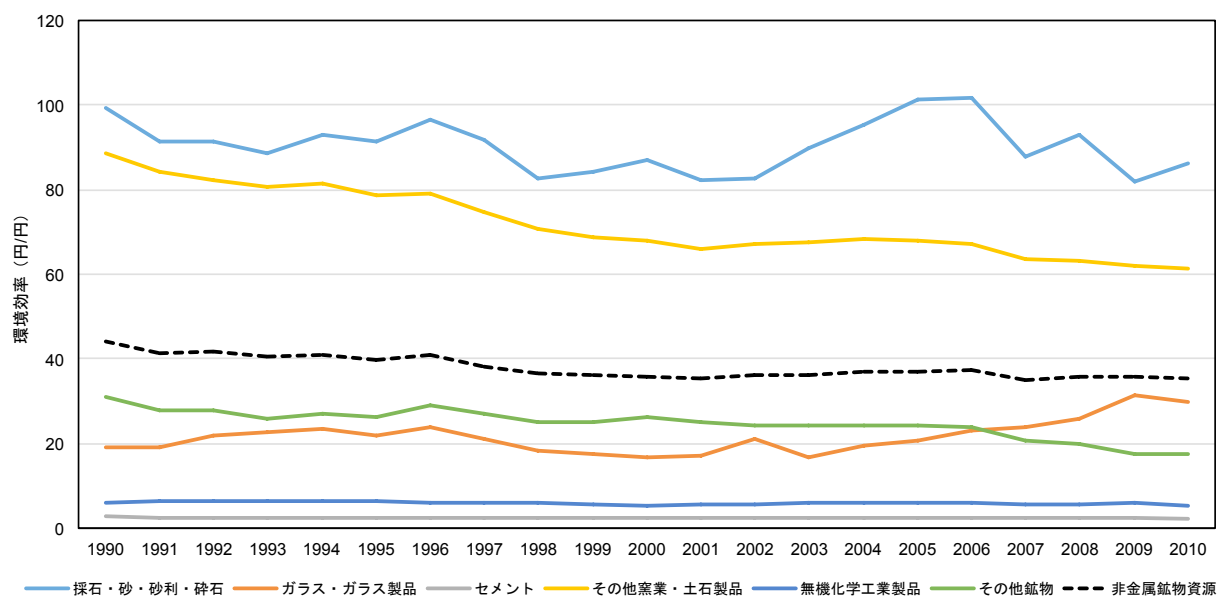


図 II.4.3(4)-e 日本の物質利用に係る環境効率の推移(非金属鉱物資源)(物質グループ別)

4.4 日本の環境効率の推移の要因分析

(1) 構造分解式と構造分解の方法

4.3(4)において推計した1990～2010年の日本の環境効率の推移の要因を検討するため、下式の構造分解を行った。ここでは、因子の解釈を容易にするため、環境効率(EE)の逆数を構造分解している。

$$\frac{1}{EE} = \frac{e_{tot}}{v_{tot}} = \sum_i \frac{e_i}{v_i} \times \frac{v_i}{v_{tot}}$$

ここで、 e_{tot} は全対象物質の環境影響、 v_{tot} は全対象物質の付加価値、 e_i は物質*i*の環境影響、 v_i は物質*i*の付加価値である。

第1因子の e_i/v_i ($= \alpha$ とする)は、対象物質*i*の環境効率の逆数である。したがって、この値が小さくなるほど左辺の環境効率は良くなる。

第2因子の v_i/v_{tot} ($= \beta$ とする)は、全対象物質の付加価値に占める対象物質*i*の付加価値のシェアである。したがって、環境効率の良い対象物質の付加価値のシェアが大きくなるほど左辺の環境効率は良くなる。

ここで、 y_1 年から y_2 年にかけての環境効率の差がこれらの2つの因子の和で説明できるとすると、以下のように表すことができる。 $\alpha effect$ 、 $\beta effect$ は、それぞれ第1因子(対象物質*i*の環境効率の変化による影響)、第2因子(全対象物質の付加価値に占める対象物質*i*の付加価値のシェアの変化による影響)に対応するものである。

$$\Delta \frac{1}{EE} = \frac{1}{EE_{y_2}} - \frac{1}{EE_{y_1}} = \alpha effect + \beta effect$$

各因子の大きさは、complete decomposition model(Sun, 1998)を用いて計算することができる。例えば、 y_1 年と y_2 年の環境効率の差分に対する $\alpha effect$ 、 $\beta effect$ は、

$$\alpha effect = \Delta\alpha\beta + \frac{\Delta\alpha\Delta\beta}{2}$$

$$\beta effect = \alpha\Delta\beta + \frac{\Delta\alpha\Delta\beta}{2}$$

となる。 $\Delta\alpha$ は $\Delta\alpha = \alpha_{y_2} - \alpha_{y_1}$ のように計算され、 $\Delta\beta$ も同様である。

(2) 要因分析の結果

図 II.4.4(2)-a は、基準年(1990 年、1995 年、2000 年、2005 年)から比較対象年(1995 年、2000 年、2005 年、2010 年)にかけての環境効率の逆数の変化に対する 2 つの因子の影響を推計した結果である。値が正の場合当該因子が環境効率を減少させる方向に、値が負の場合当該因子が環境効率を増加させる方向に働いていることを示している。

全体として、2000 年までは β effect(全対象物質の付加価値に占める対象物質 i の付加価値のシェアの変化による影響)が大きく、2000 年以降は α effect(対象物質 i の環境効率の変化による影響)が大きいと推計された。2005-2010 年以外のいずれの期間においても、 α effect(対象物質 i の環境効率の変化による影響)は負の値を示している。これは、基準年の対象物質の環境効率と比較して、比較対象年のそれが良くなり、全体の環境効率の改善に貢献したことを意味する。一方、2005-2010 年では、 α effect(対象物質 i の環境効率の変化による影響)は正の値となり、2005 年の対象物質の環境効率と比較して、2010 年のそれが悪くなり、全体の環境効率の悪化に寄与したと推計された。また、2005-2010 年以外のいずれの期間においても、 β effect(全対象物質の付加価値に占める対象物質 i の付加価値のシェアの変化による影響)は正の値を示している。これは、環境効率の悪い対象物質の付加価値のシェアが、比較対象年のそれよりも大きくなり、環境効率の悪化に寄与したことを意味する。一方、2005-2010 年では、 β effect(全対象物質の付加価値に占める対象物質 i の付加価値のシェアの変化による影響)は負の値となり、環境効率の良い対象物質の 2005 年の付加価値のシェアが、比較対象年のそれよりも大きくなり、環境効率の改善に寄与したと推計された。つまり、1990 年代は、各対象物質の環境効率が全体として上昇し(α effect)、付加価値生産のシェアがより環境効率の悪い対象物質にシフトした(β effect)ことにより、対象物質利用の環境効率が悪化したのに対し、2000 年台後半は、各対象物質の環境効率が全体として低下し(α effect)、付加価値生産のシェアがより環境効率の良い対象物質にシフトした、もしくはより環境効率の悪い対象物質のシェアが低下した(β effect)ことが示されている。

同様に各資源の影響を見ると、2000-2005 年において、生物資源および非金属鉱物資源の影響が負の値となったほかは、いずれの期間も正の値となった。1990-1995 年においては化石資源、金属鉱物資源の影響が大きく、1995-2000 年および 2005-2010 年においては生物資源、金属鉱物資源、化石資源の影響が大きくなった。非金属鉱物の影響はほかの資源と比較して小さかった。

α effect(対象物質 i の環境効率の変化による影響)を物質グループ別に見ると(図 II.4.4(2)-b)、農業製品、木材製品、銅、金等の影響が大きいと推計された。農業製品については玄米、小麦など、木材製品については普通合板、ひき角類、ひき割類などの環境効率の変化の影響が大きかった。農業製品については、1995-2000 年を除いて環境効率が悪化しているが、これは農業の大規模化・集約化による相対的な付加価値の減少によるものと考えられる。木材製品については、1990 年代の変化が大きいが、この理由については更なる検討が必要と考えられる。銅については、1990 年代に環境効率が改善したが 2000 年台は悪化する傾向にあり、金については、1990-1995 年に環境効率が大きく改善したと推計された。ほとんどの物質グループで、2005-2010 年に環境効率が改善していることも分かる。

β effect(全対象物質の付加価値に占める対象物質 i の付加価値のシェアの変化による影響)を物質グループ別に見ると(図 II.4.4(2)-c)、同様に農業製品、木材製品、銅、金等の影響が大きいと推計された。農業製品については玄米、小麦など、木材製品については普通合板、ひき角類、ひき割類などの環境効率の変化の影響が大きかった。環境効率の低い農業製品については、その付加価値のシェアが減少傾向にあり、これが全体の環境効率の改善に寄与したと考えられる。また、銅や金の環境効率も低く、1990 年代にそれらの付加価値のシェアが増加したことが、同年代の全体の環境効率を悪化させる結果となった。

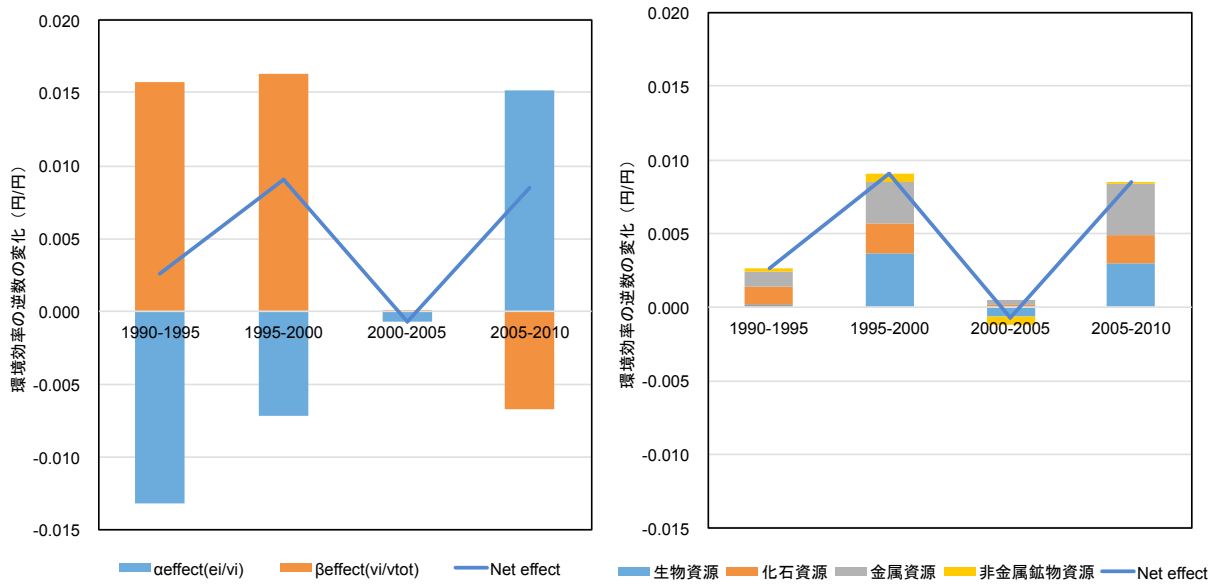


図 II.4.4(2)-a 日本の物質利用に係る環境効率の逆数の変化に対する各因子の影響

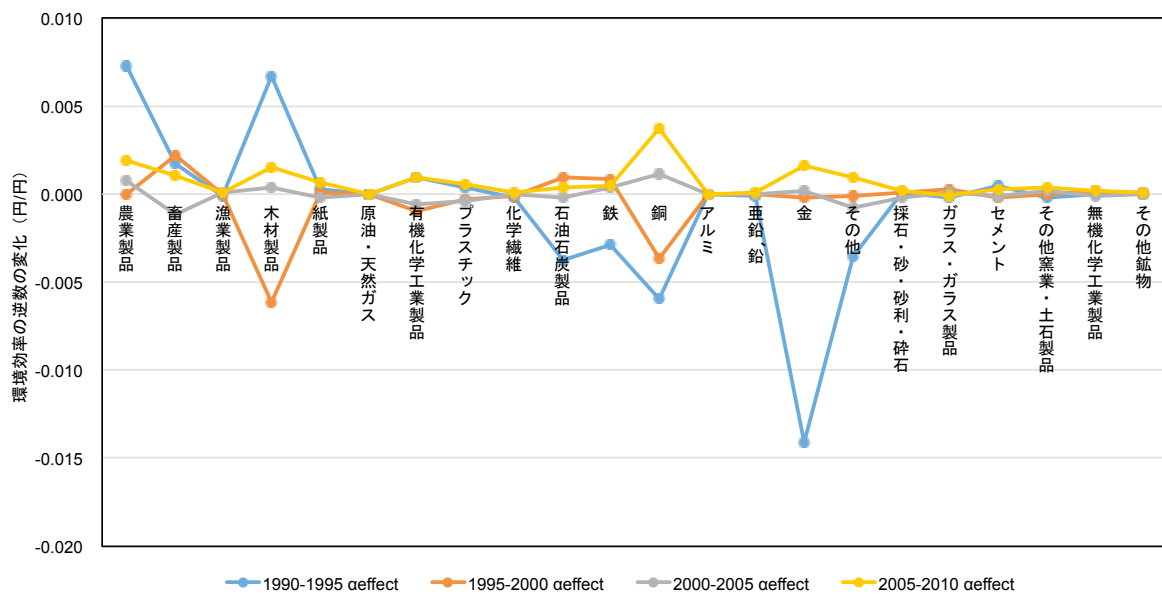
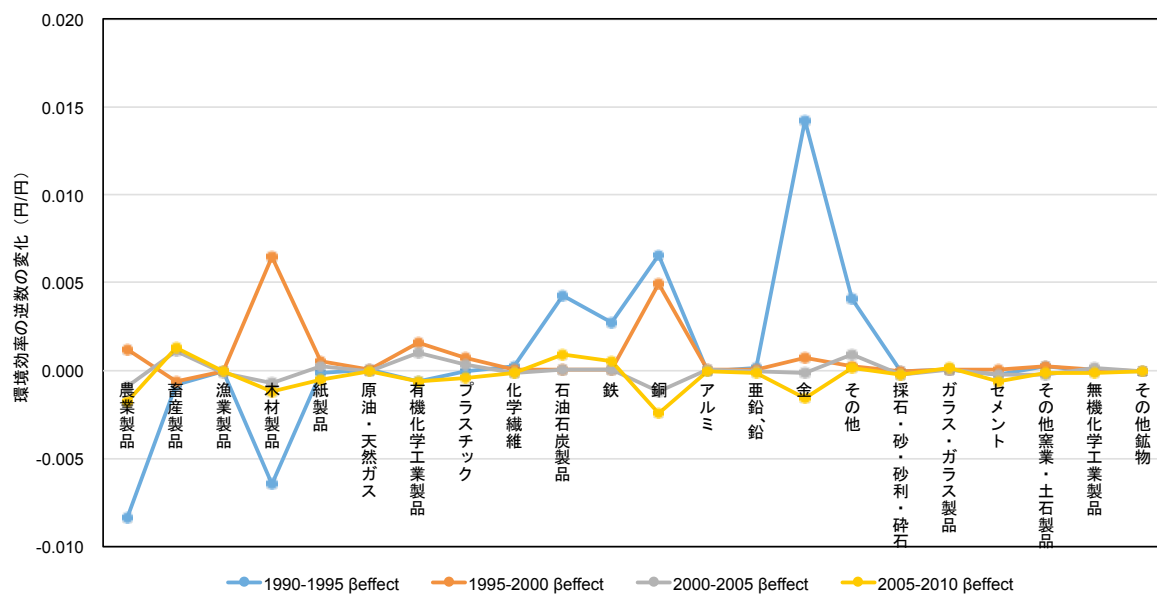


図 II.4.4(2)-b 日本の物質利用に係る環境効率の逆数の変化に対するα因子の影響(物質グループ別)



図II.4.4(2)-c 日本の物質利用に係る環境効率の逆数の変化に対する β 因子の影響(物質グループ別)

4.5 本研究の成果のまとめ

本研究の各項目に対応した主な成果は以下の通りである。

- ① 物質利用に着目した国レベルの環境効率の算定に関する既存研究において、環境影響のダブルカウントや物質生産以降の環境影響の考慮等の手法上の課題があることを整理した。
- ② 物質利用に着目した国レベルの環境効率の算定において、論理性・網羅性のある対象物質選定方法を構築するとともに、ある対象物質が別の対象物質の原材料となる場合の環境影響の配分方法、対象物質が使用される下流側で発生する環境影響の配分方法を提示した。
- ③ 日本の天然資源等消費量は1990～2010年の間約40%減少し、資源生産性も約100%向上したが、日本の物質利用に伴う環境影響はこの間ほぼ横ばいで推移し、物質利用に係る環境効率も減少していることを示した。
- ④ 日本の物質利用に係る環境効率の減少は、1990年代は各対象物質の付加価値のシェアの変化、2000年代後半は各対象物質の環境効率の変化によるものであることを示した。

これらの結果はさらなる検討・検証を要するものの、天然資源等消費量の減少が環境影響の減少に寄与していない状況が示唆されたことは、今後の環境政策の対象を再考する必要性を示唆している。例えば、通常の「資源生産性」よりも「土石系資源投入量を除いた資源生産性」をより重視することなどが考えられる。

なお、環境省が2016年度に設置した「循環基本計画分析・新指標検討ワーキンググループ」では、(1)第3次循環基本計画の進捗状況の点検・分析、(2)次期基本計画に向けた指標の検討、(3)次期循環基本計画の目標検討のためのモデル及び2030年・2050年の循環型社会の検討が行われたが、この第3回会合において、本研究プロジェクトの進捗報告を行い、指標検討の議論に貢献した。

III 添付資料

参考文献

- EC (2010a) ELCD core database version II. May 2010. <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetArea.vm>
- EC (2010b) ILCD Handbook – General guide for Life Cycle Assessment – detailed guidance. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability
- EC (2012) Life cycle indicators framework: development of life cycle based macro-level monitoring indicators for resources, products and waste for the EU-27. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability
- Sun, J. W. (1998) Changes in energy consumption and energy intensity: A complete decomposition model. *Energy Economics*, 20, pp.58-100
- van der Voet, E., L. van Oers, and I. Nikolic (2003) Dematerialization: Not just a matter of weight, CML report 160, Leiden University
- van der Voet, E., L. van Oers, and I. Nikolic (2004) Dematerialization: Not just a matter of weight, *Journal of Industrial Ecology*, 8(4), pp.121-137
- WRI and WBCSD (2011) Corporate Value Chain (Scope3) Accounting and Reporting Standard
- 伊坪徳宏・稲葉敦 (2014) LIME2—意思決定を支援する環境影響評価手法、産業環境管理協会
- 環境省 (2012) 2010 年度(平成 22 年度)の温室効果ガス排出量(確定値)
- 環境省・経済産業省 (2015) サプライチェーンを通じた温室効果ガス排出量算定に関する基本ガイドライン(ver 2.2)
- 産業技術総合研究所・産業環境管理協会 (2017) LCI データベース IDEA version 2

平成二十九年 度

環境経済の政策研究

資源循環に係る環境効率に関する調査・検討

研究報告書

平成三〇年三月

立命館大学