

Discussion Paper Series

B No. 40

環境経済論の最近の展開 2011

Recent Developments in Environmental Economics
2011

久保庭真彰 編

June 2011

INSTITUTE OF ECONOMIC RESEARCH HITOTSUBASHI UNIVERSITY

IER Discussion Paper Series (B) No. 40

環境経済論の最近の展開 2011

Recent Developments in Environmental Economics
2011

久保庭真彰 編

一橋大学経済研究所

2011年6月

目次

はしがき	v
久保庭眞彰（一橋大学経済研究所）	
ガス化するドイツ	1
良永康平（関西大学経済学部）	
エコロジー近代化から見たロシア	25
徳永昌弘（関西大学商学部）	
中古車貿易と国際資源循環に関する政策研究	59
阿部新（山口大学教育学部）	
中国の廃車台数に関する検討	73
平岩幸弘（一橋大学大学院経済学研究科）	
中国における大気汚染の進展と背景 —改革開放以降に焦点を当てて—	91
傅喆（一橋大学大学院経済学研究科）	
カーボンフットプリントから見た日中韓の貿易と環境 —1995、2000、2005年国際産業連関表による 数量分析—	131
長谷部勇一（横浜国立大学院国際社会科学研究所）	

2011年3月30日環境ワークショップ・プログラム

10:00 開会の挨拶 久保庭 眞彰 氏(一橋大学)

午前

第1部 自動車と環境問題

10:05—11:00(報告30分, 討議15)

平岩 幸弘 氏 (一橋大学)

「中国の廃車統計に関する検討」

11:05—12:00(報告30分, 討議15)

阿部 新 氏 (山口大学)

「中古車貿易と国際資源循環に関する政策研究」

午後

13:10—14:05(報告30分, 討議15)

中谷 勇介 氏 (神奈川大学)

「廃棄物リサイクル産業のモデル分析」

第2部 世界の環境問題

14:10—15:05(報告30分, 討議15分)

良永 康平 氏 (関西大学)

「ガス化するドイツ」

15:20—16:15(報告30分, 討議10分)

長谷部 勇一 氏 (横浜国立大学)

「カーボンフットプリントから見た日中韓の貿易と環境—2005年アジア国際産業連関表による数量分析—」

16:20—17:15(報告30分, 討議10分)

徳永 昌弘 氏(関西大学)

「エコロジー近代化論から見たロシア」

17:20 閉会の挨拶 寺西 俊一 氏 (一橋大学)

参加者:寺西俊一(一橋大学)、久保庭眞彰(一橋大学)、平岩幸弘(一橋大学)、阿部新(山口大学)、中谷勇介(神奈川大学)、良永康平(関西大学)、長谷部勇一(横浜国立大学)、徳永昌弘(関西大学)、日臺健雄(一橋大学)、志田仁完(一橋大学)。

はしがき

このPROCEEDINGSは、2011年度末の3月30日に一橋大学経済研究所において開催された「環境ワークショップ2011」の報告論文を収録しています。3.11東日本震災・原発災害の直後という難しい状況下でのワークショップ開催となってしまいました。国立市が計画停電地域に入ってしまう、当日のプレゼンにも影響が出ると心配されましたが、幸い当日は停電が実施されませんでした。安全とはいいがたい東京にわざわざ来て報告の労をとられた良永教授・徳永准教授の両氏に感謝しています。

本PROCEEDINGSは両氏のレポートを中心に環境経済論の最新の研究成果を掲載しています。ドイツの最近のガス化傾向を扱った良永論文は、本文中に記されていますように同国のエネルギー政策に直結するもので、福島原発のグローバルショック・ウェーブの大きさも読み取ることができます。徳永論文も北欧発の環境コンセプトの重要性を強調しており、読み応えのあるものとなっています。乗用車廃棄の問題を取り扱った阿部・平岩両氏の論文も先進的な内容で、今後、この問題が一層重要性を増すことを予感させます。傳論文は、平岩報告同様、経済大国中国を対象にしています。世界No.1の新興国中国の経済・環境動向は目の離せないことですので、貴重なレポートとなっています。ワークショップでは収録論文の他、長谷部・中谷両氏からも、拡張アジア国際産業連関表による分析や廃車問題の数理分析が披露されました。中国中心の東アジア地域国際分業体系へのシフトとリンクされた環境問題を扱った長谷部報告は聴き応えのあるものでした。アジア国際産業連関表2005年版が未公表であること、また同氏が4月から研究科長の要職にあること、こうした事情により、ここでは報告用スライドのみ収録することにしました。中谷報告は、試論であるとはいえ、今後の可能性を感じさせるものであったため、このPROCEEDINGSに収録できなかったことが残念です。

ワークショップには、これまで同様、環境経済論のパイオニアである寺西俊一教授にもご参加・協力を賜りました。また、当日は、子育て支援のため、参加できませんでしたが、山下英俊准教授にもワークショップにご協力いただきました。また、この報告書の編集実務は志田仁完氏によって進められました。

このPROCEEDINGSが、環境経済論に関心のある研究者・学生コミュニティの拡大と交流の一助になれば幸いです。

2011年6月14日

久保庭眞彰

ガス化するドイツ

良永康平[†]

はじめに

本ワークショップは本来 2011 年 3 月 17 日に開催されるはずであったが、3 月 11 日に発生した東日本大震災の影響で福島原発が停止し、電力不足による計画停電が実施されることになったため、3 月 30 日に延期して実施された。この地震は世界の人々に地震・津波の危険性を改めて実感させるとともに、原子力発電の安全性についても問題を提起することとなった。

ちょうどこの大震災とワークショップの間の 3 月 27 日には、ドイツ南西部のバーデン・ヴュルテンベルク州で州議会選挙があり、メルケル政権の連立与党であるキリスト教民主同盟 CDU・自由民主党 FDP が敗北を喫し、1953 年以来保守の牙城だった同州で初めて政権を失うことになった。その最大の争点となったのも福島原発が惹起した原発の安全性問題であった。原発推進派の CDP・FDP に代わって、原発撤廃派の社会民主党 SPD・緑の党が躍進したことはメルケル政権にとって大打撃となるだろう。メルケル政権は、2000 年当時に SPD のシュレーダー政権が打ち出した 2020 年までに原発を撤廃する計画を修正し、期限を 12 年間延長する方針を策定していたからである。今後は、ドイツばかりか EU でもエネルギー政策の議論が高まる可能性がある。

本報告は、主にはドイツのエネルギー政策を環境の観点から考察したものであるが、このような日本や世界の状況から、期せずしてタイムリーな報告となった。さらにドイツ国内に限ることなく、EU 国際産業連関表による分析や EU 各国のエネルギー消費にも触れている点で、幅広い観点からの考察ともなった。全体として 4 節構成であり、まず第 1 節では EU 各国のエネルギー消費動向について触れ、続く第 2 節では、筆者が試作した EU 国際産業連関表による分析を試みている。さらに第 3 節では、エネルギー消費のシフトが捉えられるようにした要因分解式によって、ドイツのガス化を分析している。最後に第 4 節では、ガス化のためにドイツ及び EU 諸国が輸入に依存している国を挙げ、今後の動向を検討した。以下では各節での報告を、図表を交えて簡単に要約しておく。

1 EU 諸国のエネルギー消費動向

第 1 節では、OECD のエネルギーバランス(2010 年版)を用いて、ドイツを中心として EU 諸国のエネルギー消費を検討した。図①～③は OECD の北米大陸、太平洋諸国、EU 諸国といった具

[†] 関西大学経済学部。

合に全体を捉えたものであり、図④からはEU各国を国内生産額の降順に列挙している。各地域・各国とも左側 (Figure4) では、最終エネルギー消費を産業、輸送、その他 (家計・政府等) に分けてその内訳とその変化が棒グラフで示され、また右側 (Figure5) は、エネルギーのうちで電力はどのようなエネルギー源から転換されて作られているかを、1971年以降示している。いずれの図表もOECDのエネルギーバランスから抽出したものである。

これをみるとまず北米、アジア等太平洋、ヨーロッパのなかでは、家計・その他におけるガス化が顕著なのはヨーロッパであり、他方で発電に用いる石炭の割合が上昇しているのがアジア太平洋諸国である。図④以降のEU各国別の情勢をみると、家計等におけるガス化は顕著な傾向として多くの国にみられるが、発電においては各国の事情や政策によって様々である。イギリス、イタリア、スペイン、オランダ、ベルギー、アイルランド、ポルトガル等ではガスによる発電割合が高まっているが、フランスでは原子力発電が圧倒的であり、ベルギー、スウェーデン、チェコ、ハンガリー、スロバキアでも核エネルギーへの依存は顕著である。またスウェーデンやオーストリアでは水力発電にも大きく依存している。他方でポーランドはほとんどが石炭に依存しており、ギリシャやチェコなどでも半分以上は石炭による発電に依存している。

このように様々なエネルギー源を消費していることが、次節でみるように、各国の二酸化炭素排出にも大きな影響を及ぼすことになる。

図① OECD 北米大陸

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

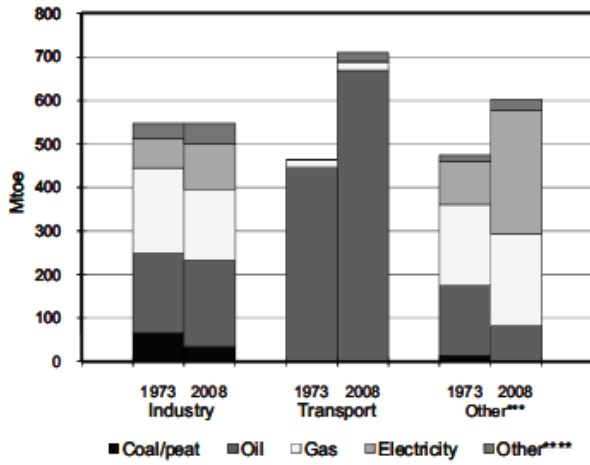
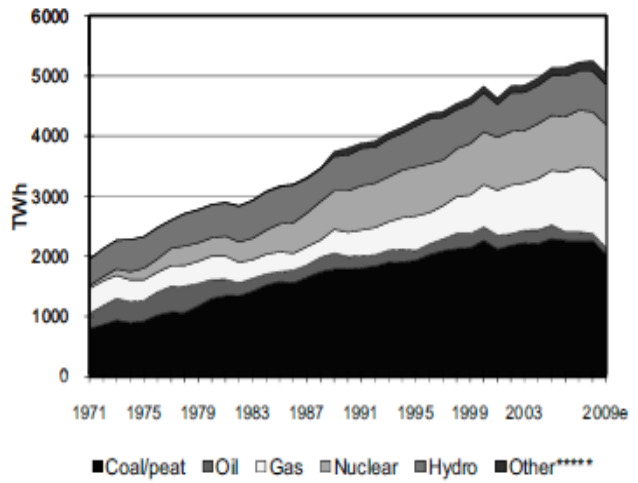


Figure 5. Electricity generation by fuel



図② OECD 太平洋

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

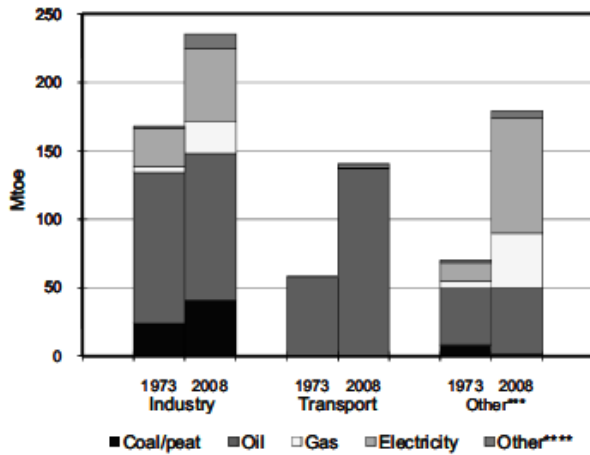
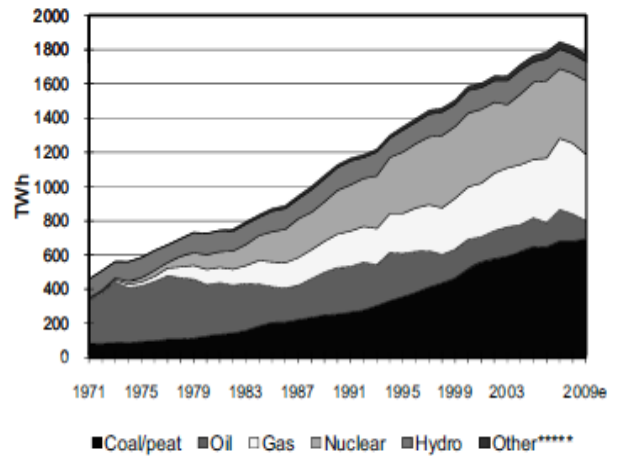


Figure 5. Electricity generation by fuel



図③ OECD ヨーロッパ

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

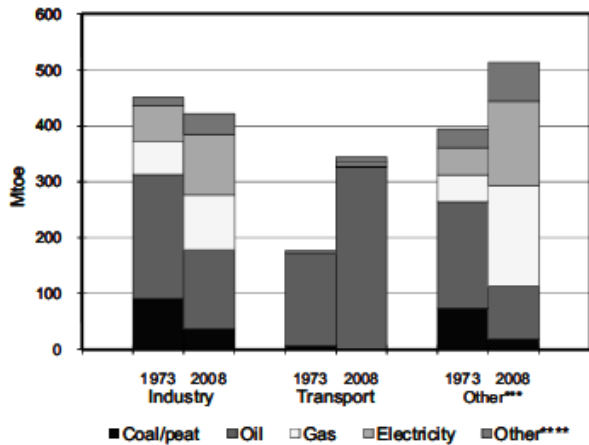
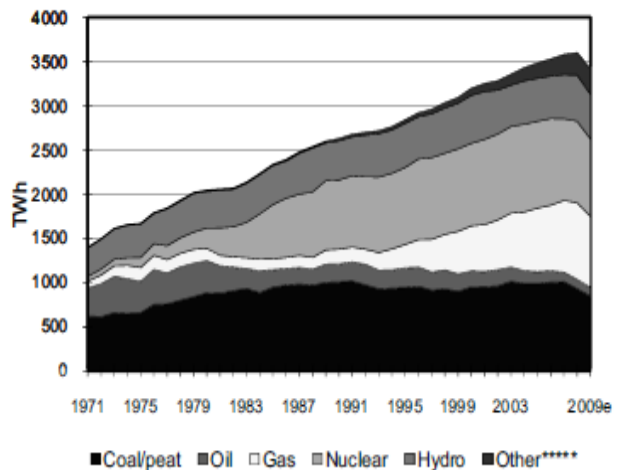


Figure 5. Electricity generation by fuel



図④ ドイツ

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

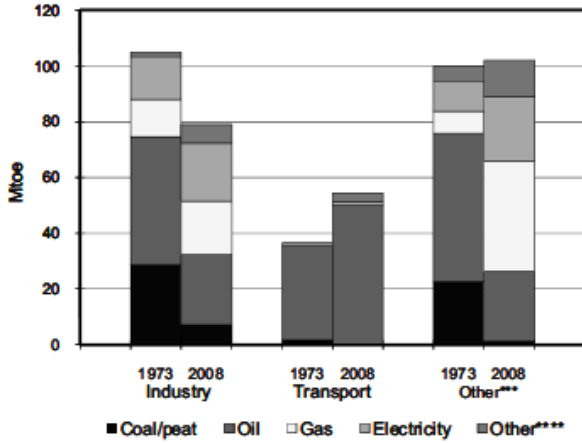
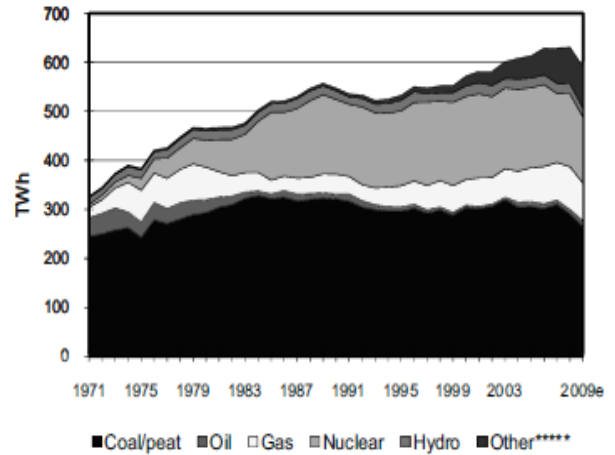


Figure 5. Electricity generation by fuel



図⑤ イギリス

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

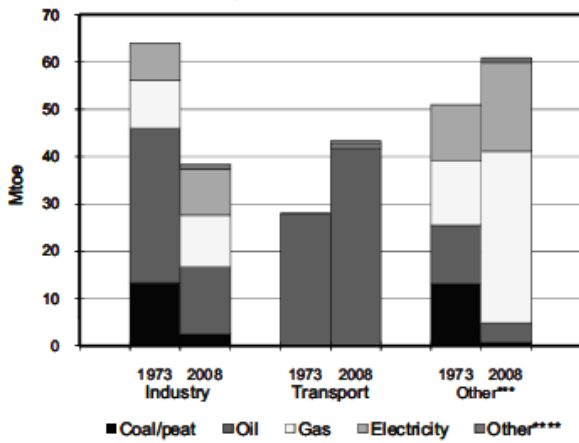
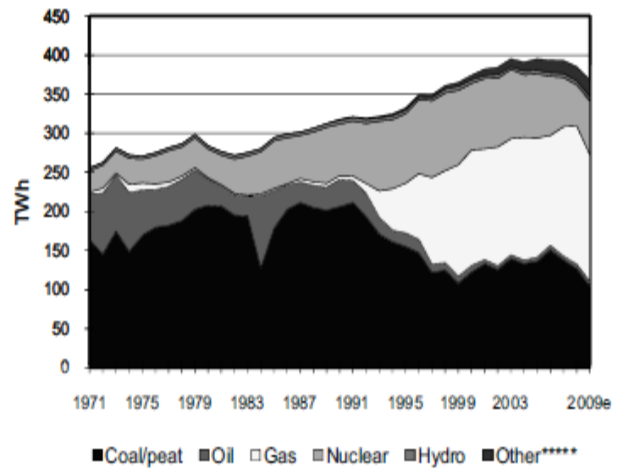


Figure 5. Electricity generation by fuel



図⑥ フランス

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

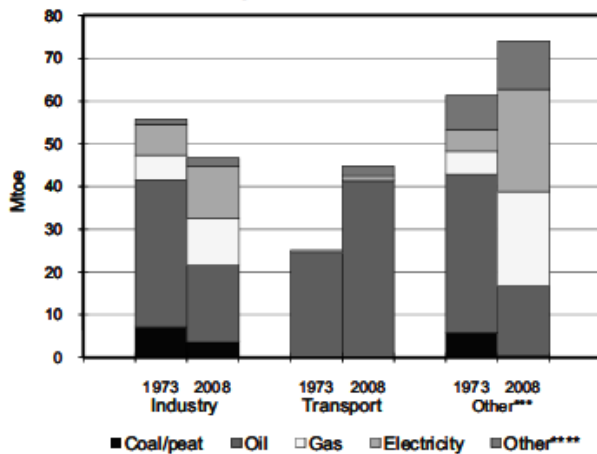
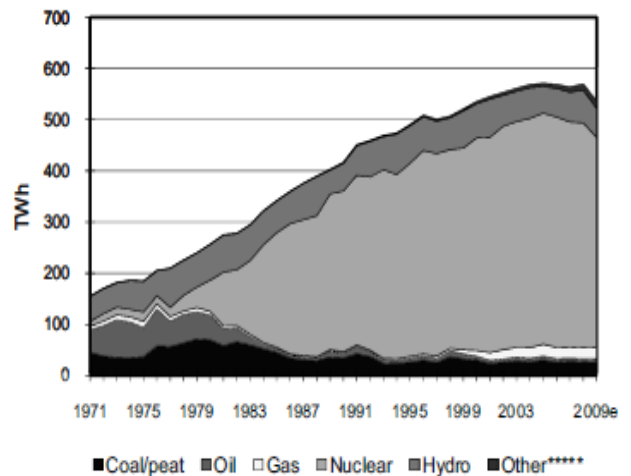


Figure 5. Electricity generation by fuel



図⑦ イタリア

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

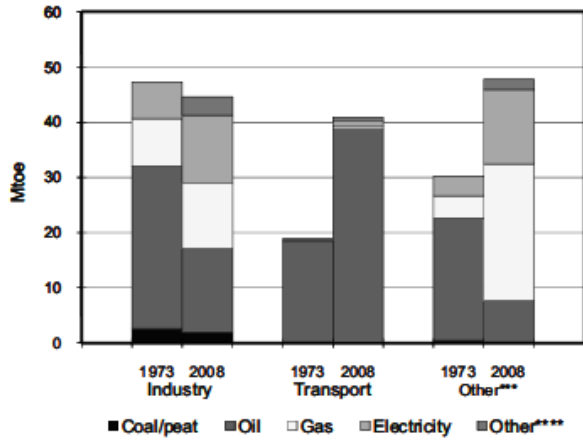
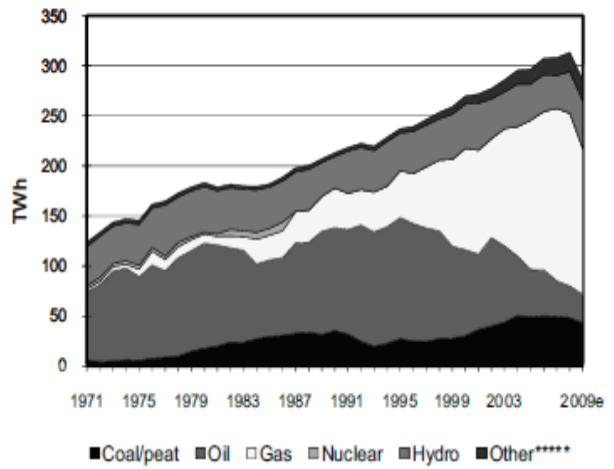


Figure 5. Electricity generation by fuel



図⑧ スペイン

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

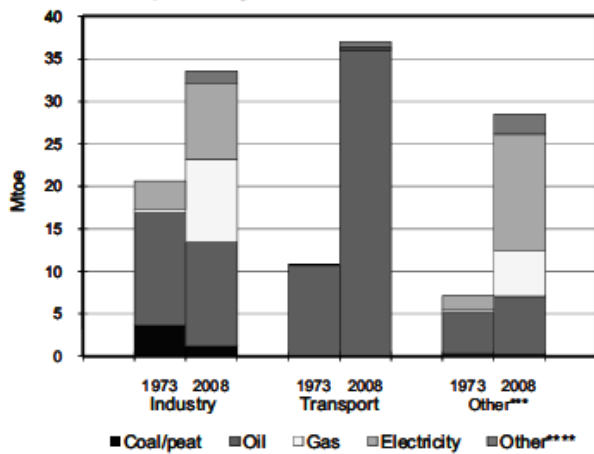
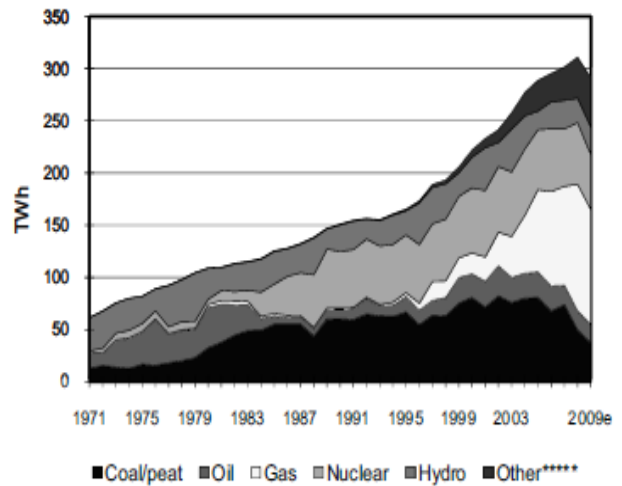


Figure 5. Electricity generation by fuel



図⑨ オランダ

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

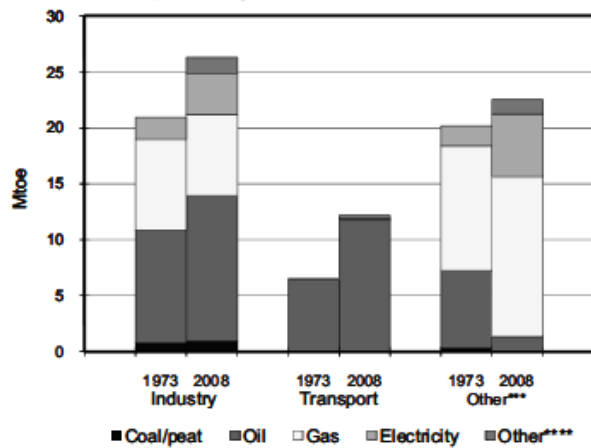
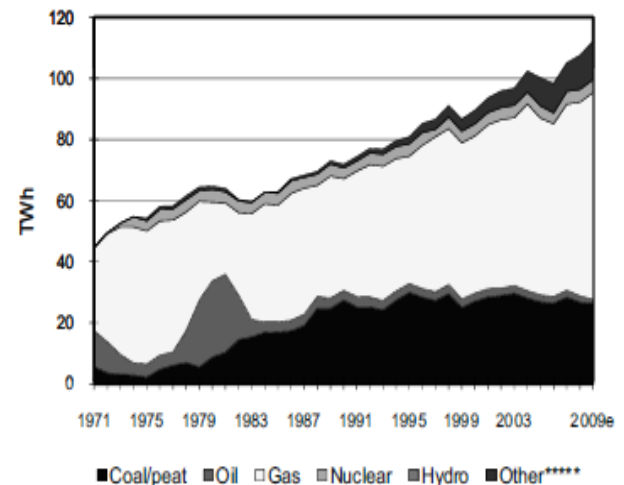


Figure 5. Electricity generation by fuel



図⑩ ベルギー

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

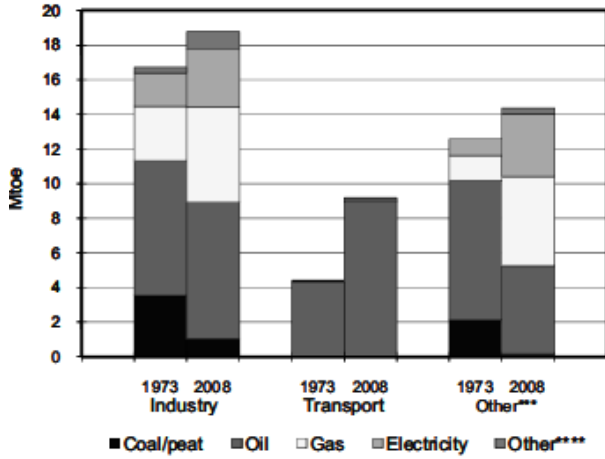
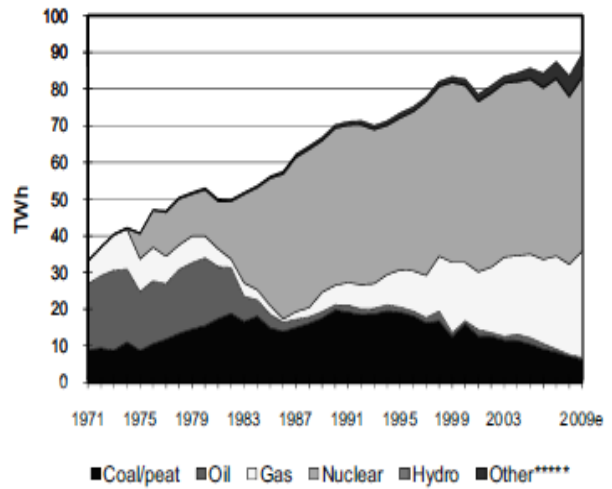


Figure 5. Electricity generation by fuel



図⑪ スウェーデン

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

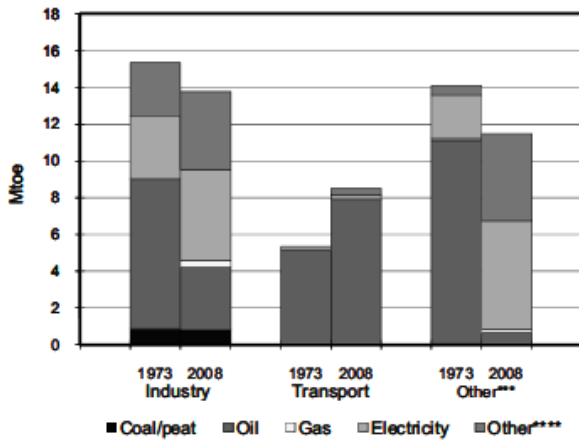
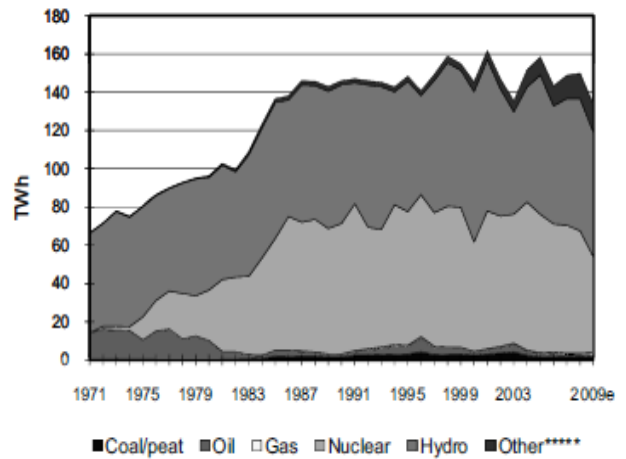


Figure 5. Electricity generation by fuel



図⑫ ポーランド

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

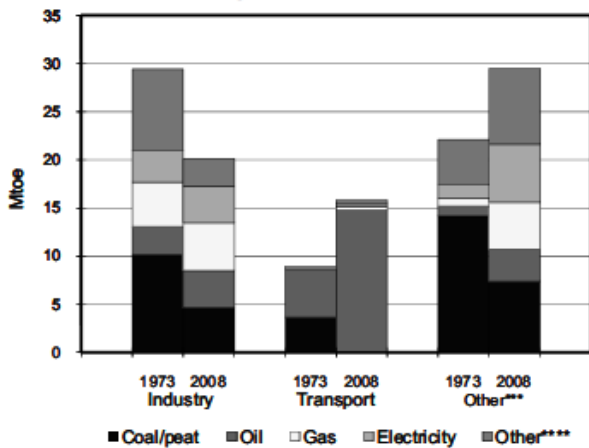
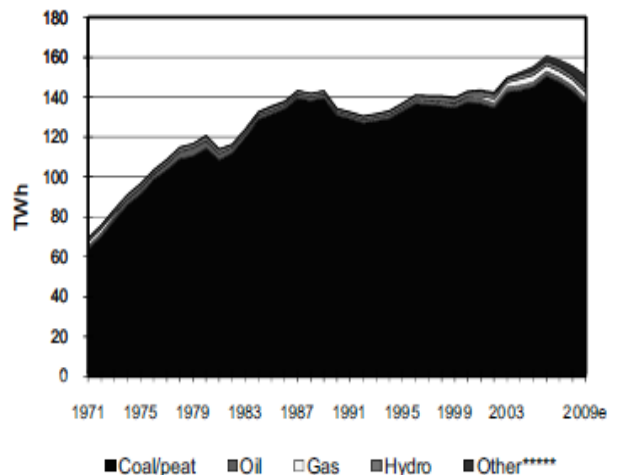


Figure 5. Electricity generation by fuel



図⑬ オーストリア

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

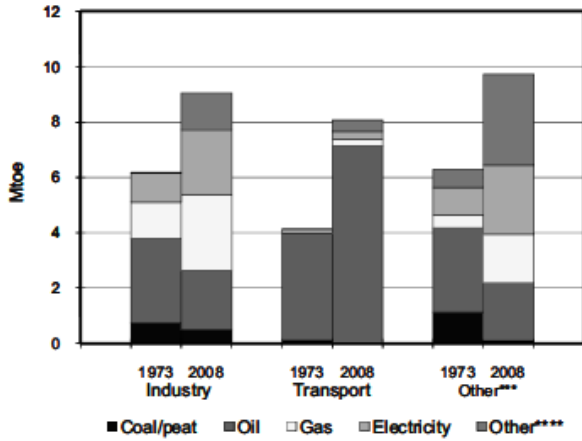
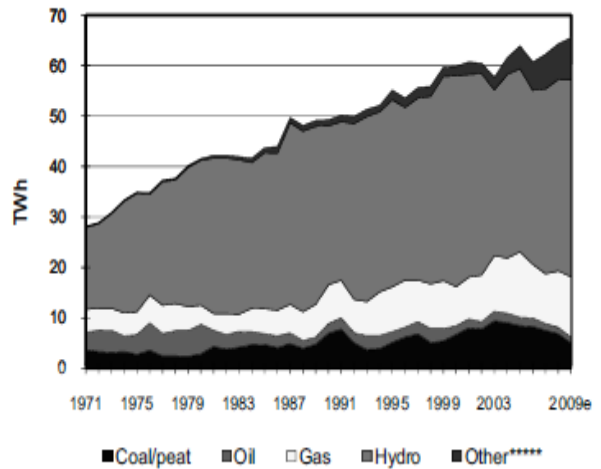


Figure 5. Electricity generation by fuel



図⑭ デンマーク

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

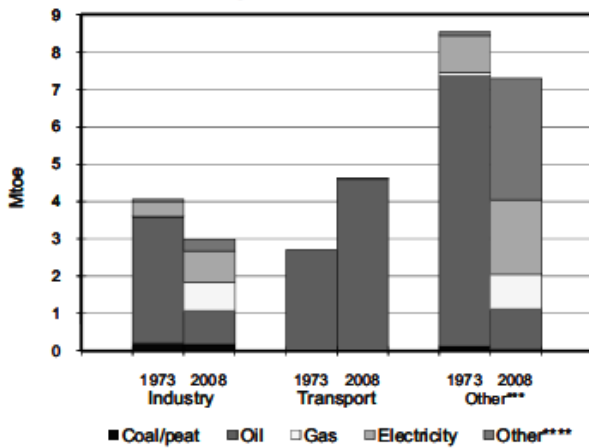
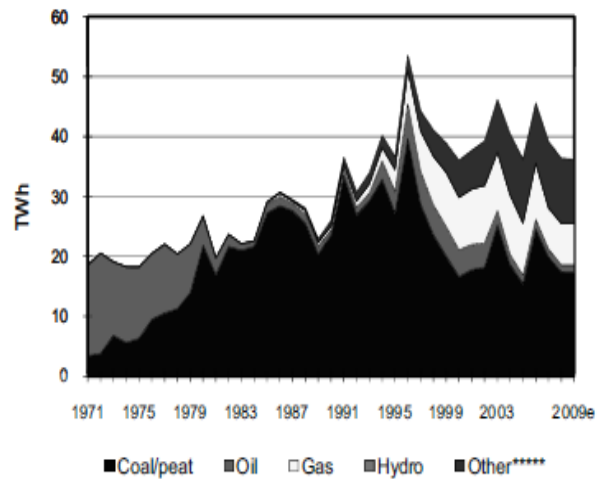


Figure 5. Electricity generation by fuel



図⑮ アイルランド

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

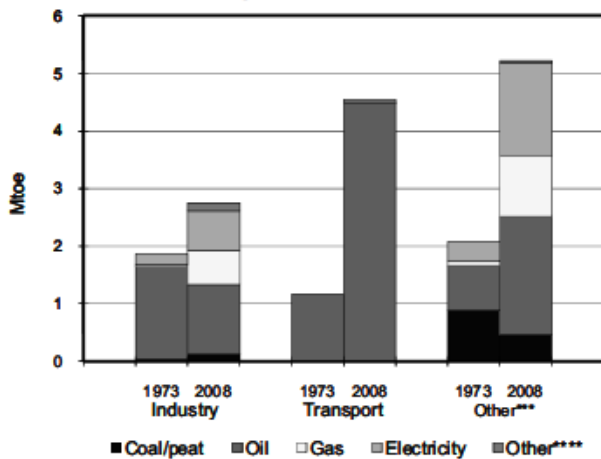
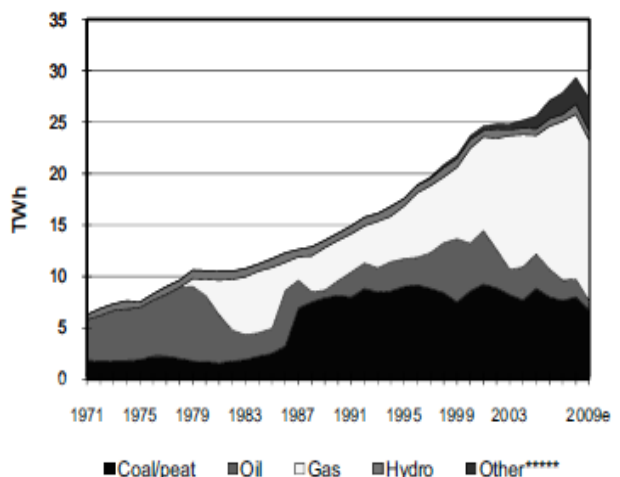


Figure 5. Electricity generation by fuel



図⑬ フィンランド

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

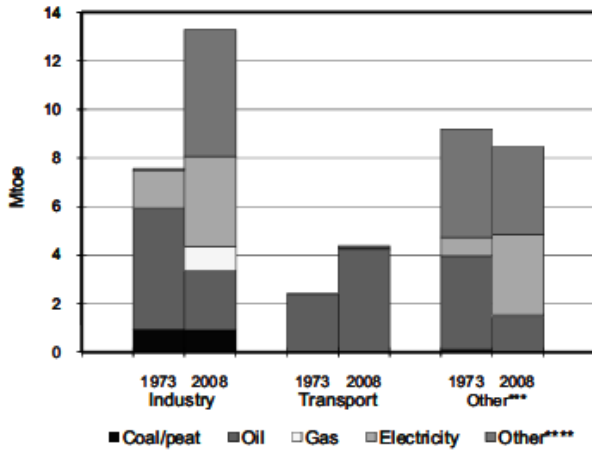
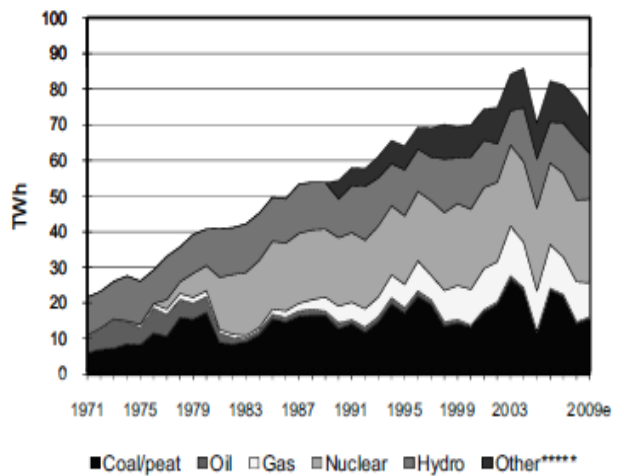


Figure 5. Electricity generation by fuel



図⑭ ギリシャ

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

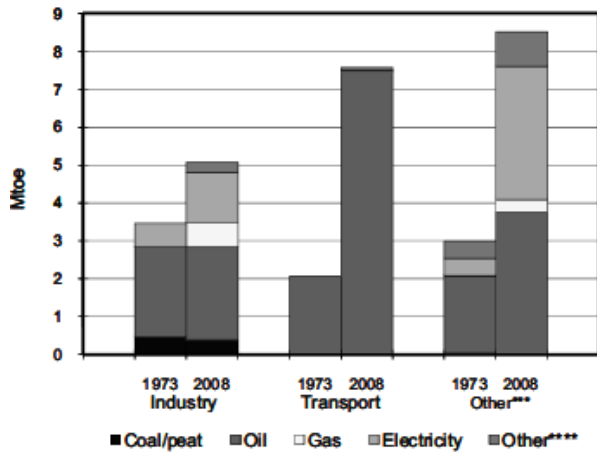
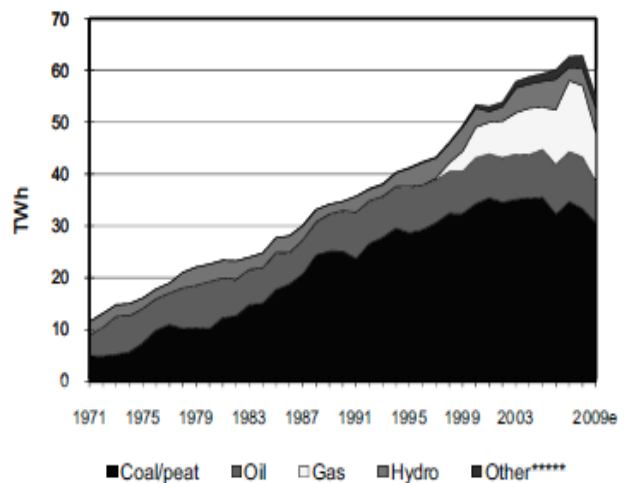


Figure 5. Electricity generation by fuel



図⑮ ポルトガル

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

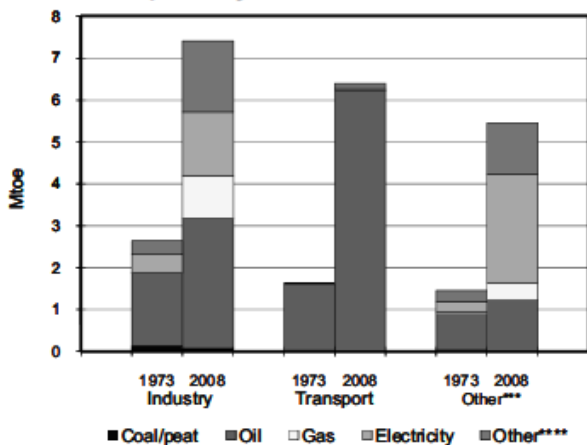
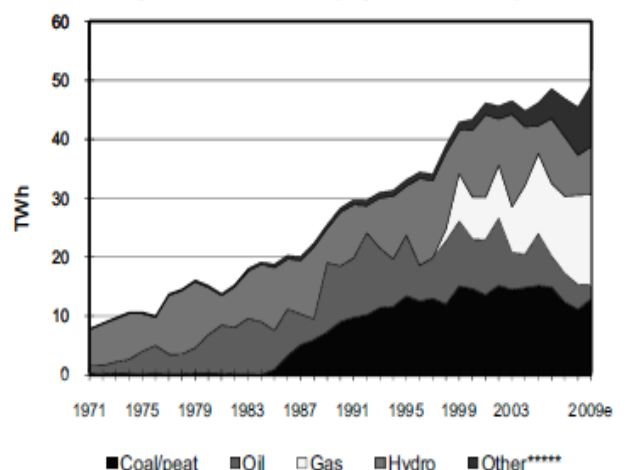


Figure 5. Electricity generation by fuel



図⑱ チェコ

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

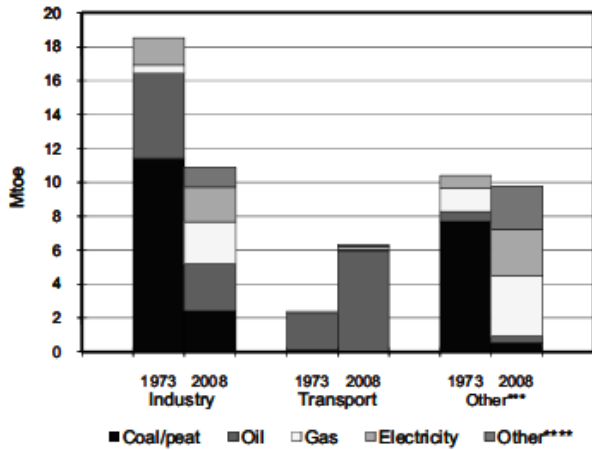
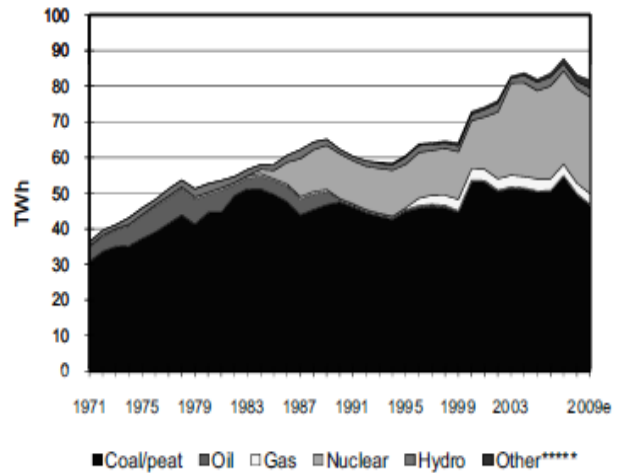


Figure 5. Electricity generation by fuel



図⑳ ハンガリー

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

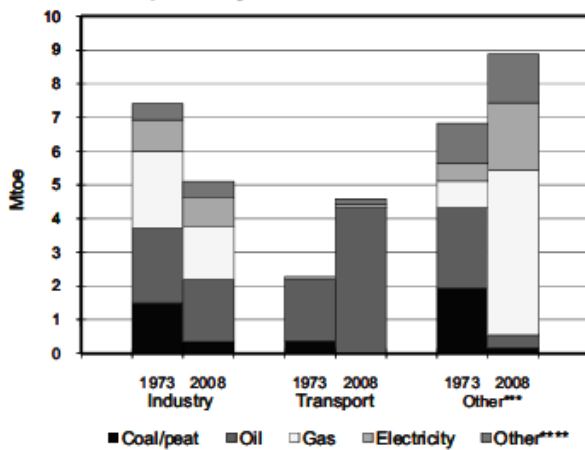
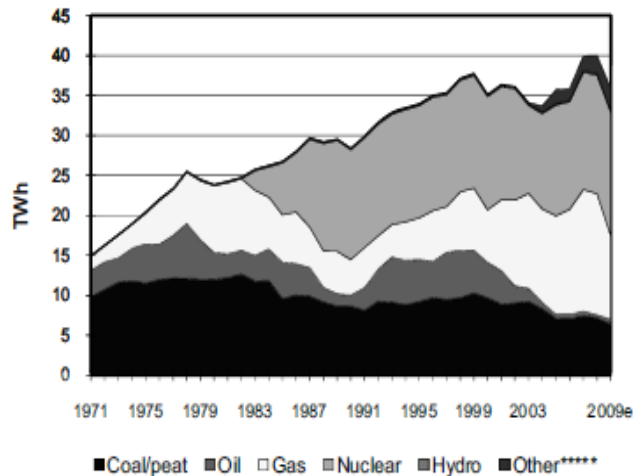


Figure 5. Electricity generation by fuel



図㉑ スロバキア

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

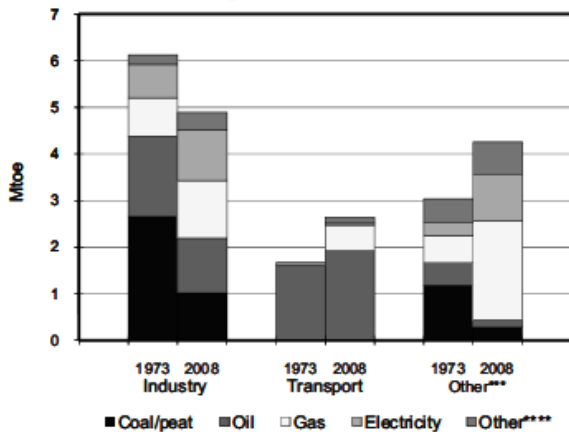
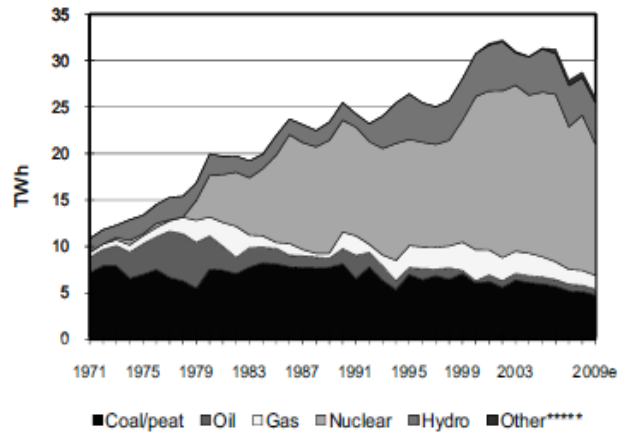


Figure 5. Electricity generation by fuel



図⑳ 参考:日本

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

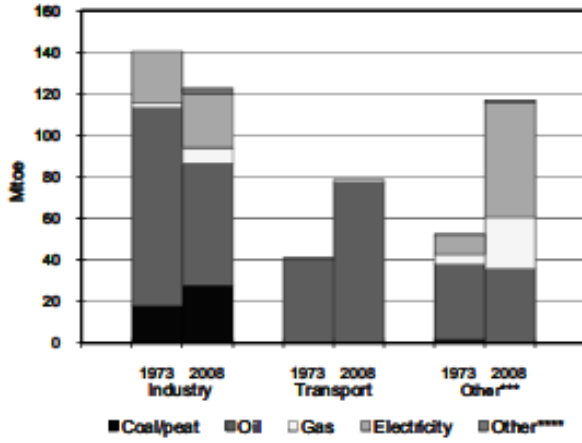
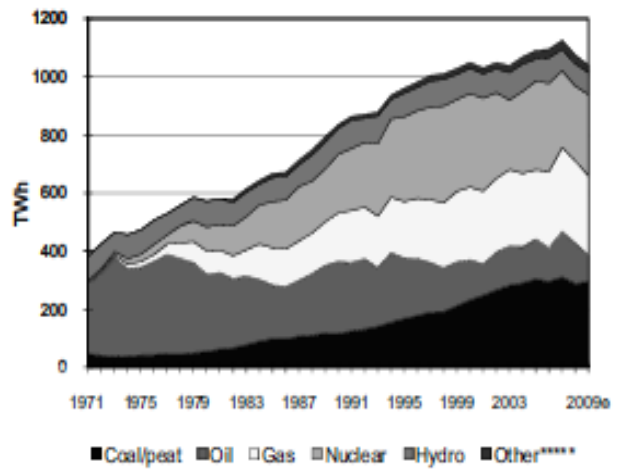


Figure 5. Electricity generation by fuel



図㉑ 参考:アメリカ合衆国

Figure 4. Breakdown of sectorial final consumption by source in 1973 and 2008**

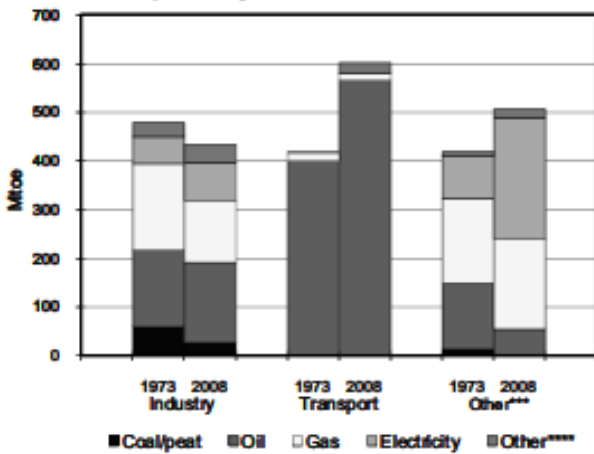
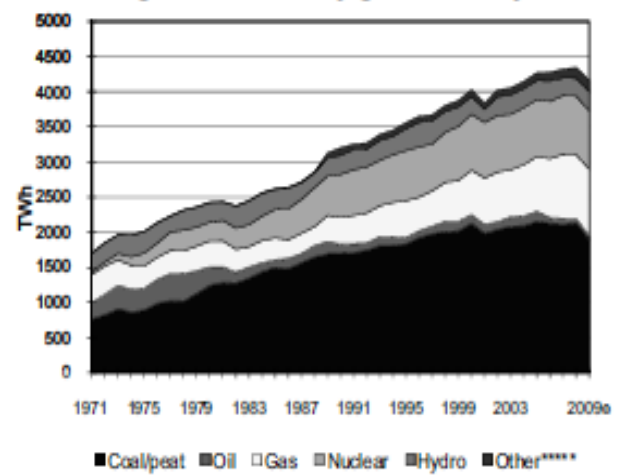


Figure 5. Electricity generation by fuel



2 EU 国際産業連関表(試作暫定版)による域内 CO₂ 排出構造の分析

第 2 節では、まず筆者が試作している EU 国際産業連関表の枠組を紹介した。次頁に簡略版表⑭を掲載しているが、

EU21 カ国をリンクした国際産業連関表である。それぞれの国の産業は 21 に分類されているため、実際には 21 産業×21 カ国=441 産業となり、内生部門は 441 行×441 列の行列である。また最終需要部門はそれぞれの国で、民間最終消費、政府最終消費、総資本形成、ROW (Rest of the World) への輸出という 4 項目から構成されているため、次頁の最終需要にはこの 4 項目を合計した結果が示されている。国際産業連関表としての特徴は、(1) 中欧やバルト諸国を含む最も包括的な EU 国際産業連関表だということ、(2) 生産者価格ではなくて基本価格ベースであること、等を挙げることができるが、(3) EU を考える上では重要なイギリスが、本国で産業連関表が未作成・未公表であるためにここでも含まれていないこと、等の問題が存在している。

この国際産業連関表を用いて分析する前に、図⑮、⑯及び⑰で事前の考察を試みている。たとえば図⑮をみると、EU 諸国は国内生産の規模では、ドイツ、イギリス、フランス、イタリア、スペインといった順であるのに、図⑯の二酸化炭素の排出規模ではフランスとイタリアの順序が入れ替わっている。理由はもちろん、フランスが発電に際し二酸化炭素を表面上は排出しない核燃料に依存しているためである。これと逆なのがポーランドである。生産額では EU の僅か 2%をしめるだけであるが、二酸化炭素では 7%もしめて、スペインの次の 6 番目に位置している。第 1 節でもみたように、石炭への依存割合が高く、その石炭は単位エネルギー当たりの炭素含有量が他の化石燃料よりも多いためである。ギリシャ、チェコ、ルーマニア、ポルトガル等もこれと同様のケースである。中欧のエネルギー消費についてはあまり知られていないが、では図⑰では二酸化炭素の排出状況をグラフ化した。東欧革命によって市場経済化して以降は、二酸化炭素の排出も低迷していることがみと取れる。

表⑱以降が国際産業連関表を用いた分析であるが、まず各国・各産業別に生産額当たりの二酸化炭素発生量(直接排出係数)を計算したものが表⑲、他方、その産業だけではなく、原材料を生産する国・産業での間接的な発生をも含めて計算した直接・間接の発生量(ここでは排出原単位と呼ぶ)が表⑳である。表㉑の数値は間接的な発生量を含む分、ほとんど表⑲の数値よりも高くなっている。また、二酸化炭素の排出係数が高い国からの輸入が多い国や産業の排出源単位も高くなる傾向がある。全体として目立っているのが、排出係数においても原単位においてもフランスの低さである。特に群を抜いて低いのが、フランスの電気・ガス・水道の排出係数や原単位である。もちろんこれは二酸化炭素を発生しない原子力発電の影響である。電気・ガス・水道の排出係数ではフランスに次いでスウェーデンが低いが、原単位でみると原子力だけではなく水力にも依存したスウェーデンの方が低くなっている点は興味深い。逆に排出原単位の高さが目に付くのがポーランドやエストニア、チェコ、ルーマニア、ギリシャ等であり、旧東欧諸国は一般的に高くなっている。

表⑩は各国の最終需要(ROW;第3国への輸出含む)が、そのための生産を通して排出している二酸化炭素量を計算し、その割合(依存度)を求めたものである。貿易を通じた環境への負荷とも言えるだろうし、輸出財・サービスに体化(embody)した二酸化炭素含有量とも言えるだろう。たとえばベルギーは2005年に8,663万トンのCO₂を排出したが、その7%にあたる608.6万トンはドイツへの輸出、8.6%にあたる746.4万トンはフランスへの輸出のための生産によって発生したものである。依存度の表では、他国への輸出が排出している二酸化炭素の5%を超えるような大きな割合には網掛を付しているが、特にドイツへの輸出が誘発している割合が高くなっている。たとえばチェコで排出している二酸化炭素の11.3%、オーストリアの11.8%、スロバキアの9.4%、オランダの8.1%がドイツへの輸出によって排出されているといった具合である。他にも、スロベニアの9.3%がイタリアへの輸出、スロバキアの7.4%がチェコへの輸出、ポルトガルの7.0%がスペインへの輸出によってそれぞれ排出されている計算となる。このように地理的にも地続きで、経済関係も緊密になるほど、貿易を通じた環境への負荷も高まる傾向にあり、今後も国際産業連関表による分析は重要となってくるだろう。

表 24 2005年EU国際産業連関表

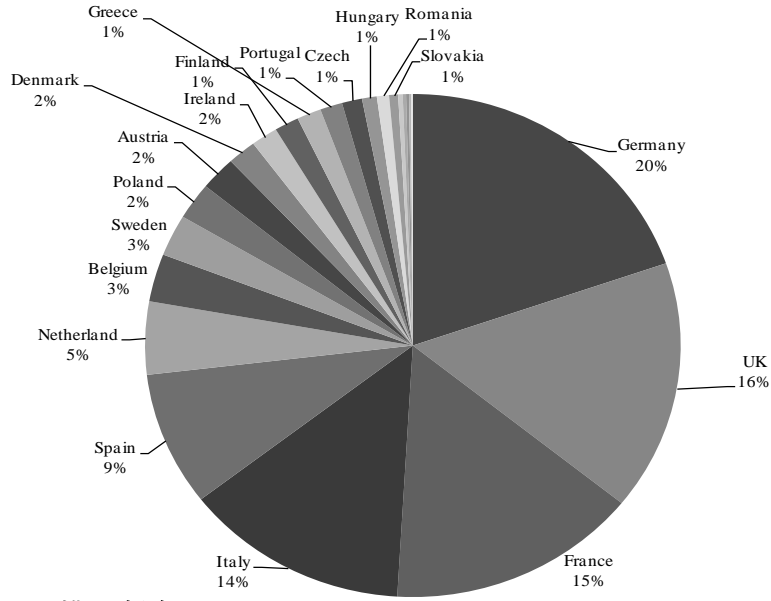
内生部門

Table with 32 columns (countries) and 32 rows (economic sectors) showing input-output data for domestic industries. Includes Belgium, Czech, Denmark, Germany, Estonia, Ireland, Greece, Spain, France, Italy, Lithuania, Hungary, Netherlands, Austria, Poland, Portugal, Romania, Slovakia, Finland, Sweden, and total aggregates.

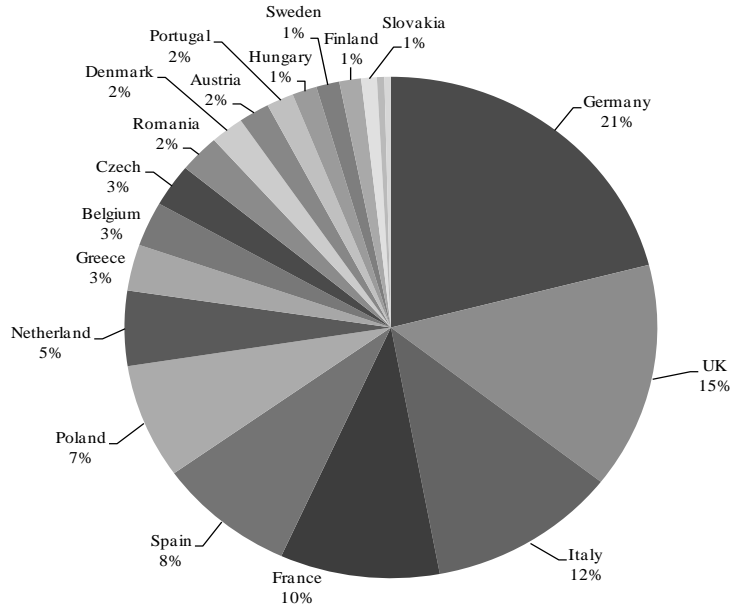
最終需要部門

Table with 32 columns (countries) and 32 rows (economic sectors) showing final demand data. Includes Belgium, Czech, Denmark, Germany, Estonia, Ireland, Greece, Spain, France, Italy, Lithuania, Hungary, Netherlands, Austria, Poland, Portugal, Romania, Slovakia, Finland, Sweden, and total aggregates.

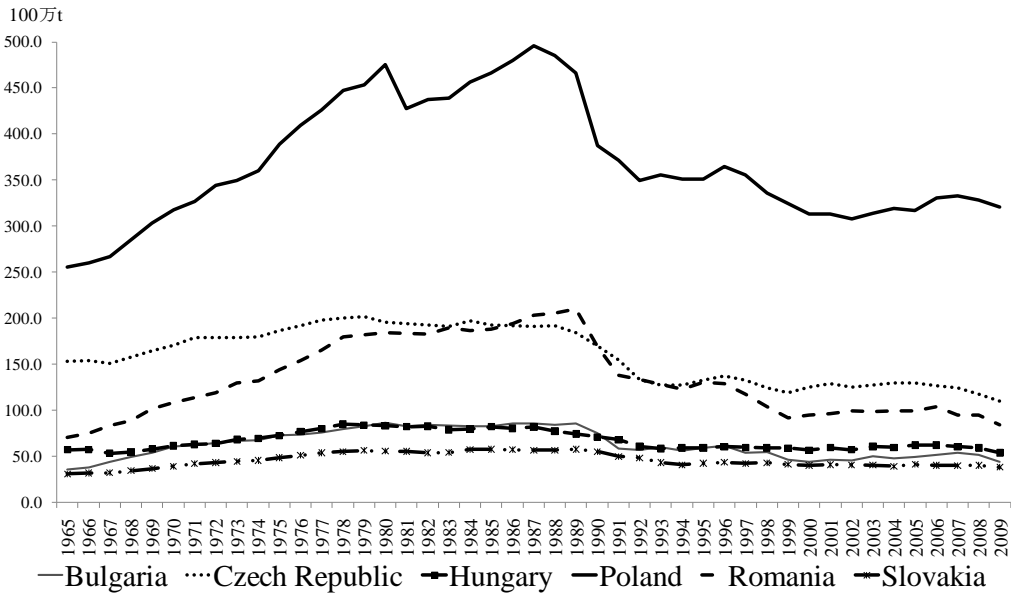
図②⑤ 2005年の域内生産構成



図②⑥ 域内CO₂排出割合



表②⑦ 第5次拡大時加盟諸国の二酸化炭素排出状況



表⑧ 二酸化炭素直接排出係数 (t/1000EURO)

	Belgium	Czech	Denmark	Germany	Estonia	Ireland	Greece
農林水産業	0.410	0.467	0.286	0.186	0.175	0.109	0.875
鉱業	1.136	1.968	0.304	0.454	0.588	0.273	3.844
食料品・飲料・煙草	0.087	0.171	0.103	0.080	0.130	0.000	0.098
繊維・衣料・皮革	0.160	0.139	0.047	0.058	0.117	0.000	0.427
木材・木製品・製紙	0.104	0.125	0.049	0.097	0.144	0.016	0.369
コークス・石油・核燃料	0.070	0.231	0.292	0.381	16.475	0.000	0.480
化学・化学製品	0.292	1.150	0.055	0.233	0.224	0.000	0.330
ゴム・プラスチック・その他	0.514	0.309	0.581	0.435	1.347	1.302	0.358
基礎金属・金属製品	0.415	0.777	0.054	0.308	0.063	0.513	0.023
一般機械・設備	0.037	0.050	0.030	0.020	0.026	0.427	0.097
電気・光学・精密機械	0.147	0.016	0.011	0.015	0.004	0.000	4.671
輸送機械	0.038	0.021	0.030	0.017	0.026	0.000	0.098
その他の製造業	0.438	0.062	0.023	0.033	0.203	6.622	0.181
電気・ガス・水道	3.023	6.401	2.848	4.387	19.999	3.521	7.532
建設	0.015	0.077	0.055	0.040	0.045	0.001	0.015
商業・修理	0.011	0.052	0.029	0.049	0.077	0.016	0.027
運輸・通信	0.131	0.323	0.932	0.228	0.236	0.184	0.488
金融・保険	0.013	0.009	0.002	0.013	0.001	0.005	0.011
不動産・ビジネス	0.012	0.043	0.008	0.011	0.006	0.011	0.022
公務・社会保障	0.010	0.064	0.038	0.053	0.040	0.006	0.003
その他のサービス	0.018	0.079	0.012	0.049	0.031	0.013	0.008

	Spain	France	Italy	Lithuania	Hungary	Netherland	Austria
農林水産業	0.284	0.177	0.178	0.106	1.052	0.411	0.383
鉱業	0.356	0.365	0.174	0.001	0.346	0.150	0.647
食料品・飲料・煙草	0.070	0.126	0.087	0.130	0.086	0.089	0.079
繊維・衣料・皮革	0.094	0.064	0.095	0.012	0.078	0.064	0.053
木材・木製品・製紙	0.101	0.108	0.116	0.003	0.084	0.095	0.180
コークス・石油・核燃料	0.707	0.452	0.485	0.000	0.088	0.516	0.919
化学・化学製品	0.221	0.199	0.038	0.330	0.671	0.353	0.304
ゴム・プラスチック・その他	1.083	0.461	0.814	0.469	0.382	0.210	0.541
基礎金属・金属製品	0.257	0.251	0.174	0.000	0.717	0.321	0.617
一般機械・設備	0.023	0.041	0.035	0.000	0.014	0.017	0.018
電気・光学・精密機械	0.006	0.025	0.027	0.128	0.018	0.022	0.019
輸送機械	0.005	0.022	0.056	0.000	0.014	0.015	0.009
その他の製造業	0.031	0.272	0.027	0.083	0.301	0.044	0.027
電気・ガス・水道	2.487	0.602	1.981	2.324	2.154	1.899	0.749
建設	0.011	0.024	0.021	0.024	0.020	0.035	0.064
商業・修理	0.039	0.032	0.055	0.017	0.019	0.029	0.047
運輸・通信	0.297	0.193	0.185	1.201	0.612	0.394	0.251
金融・保険	0.004	0.011	0.009	0.079	0.024	0.011	0.012
不動産・ビジネス	0.003	0.010	0.016	0.052	0.019	0.025	0.013
公務・社会保障	0.014	0.044	0.025	0.012	0.090	0.040	0.025
その他のサービス	0.023	0.059	0.031	0.055	0.224	0.105	0.036

	Poland	Portugal	Romania	Slovenia	Slovakia	Finland	Sweden
農林水産業	0.542	0.184	0.067	0.176	0.067	0.261	0.454
鉱業	0.250	0.650	1.430	0.372	2.098	0.482	0.186
食料品・飲料・煙草	0.156	0.072	0.003	0.096	0.134	0.036	0.053
繊維・衣料・皮革	0.466	0.113	0.206	0.120	0.258	0.285	0.049
木材・木製品・製紙	0.171	0.168	0.186	0.314	0.311	0.166	0.077
コークス・石油・核燃料	1.065	0.647	0.001	0.000	0.200	0.132	0.357
化学・化学製品	1.068	0.760	0.936	0.085	0.882	0.231	0.160
ゴム・プラスチック・その他	0.578	1.169	1.762	0.295	0.835	0.261	0.556
基礎金属・金属製品	0.719	0.055	1.173	0.160	1.060	0.425	0.209
一般機械・設備	0.099	0.088	0.137	0.024	0.044	0.011	0.010
電気・光学・精密機械	0.273	0.003	0.475	0.034	0.115	0.023	0.003
輸送機械	0.026	0.004	0.158	0.011	0.043	0.078	0.012
その他の製造業	0.312	0.024	0.382	0.008	0.335	0.277	0.036
電気・ガス・水道	9.940	2.236	5.679	4.663	1.496	3.926	0.711
建設	0.011	0.110	0.103	0.023	0.021	0.010	0.086
商業・修理	0.029	0.069	0.034	0.045	0.026	0.013	0.035
運輸・通信	0.912	0.366	0.830	1.036	0.206	0.176	0.254
金融・保険	0.010	0.001	0.088	0.012	0.047	0.024	0.003
不動産・ビジネス	0.009	0.016	0.044	0.010	0.038	0.014	0.010
公務・社会保障	0.030	0.100	0.015	0.002	0.012	0.018	0.029
その他のサービス	0.125	0.076	0.049	0.038	0.061	0.011	0.013

表㊸ 二酸化炭素排出原単位 (t/1000EURO)

	Belgium	Czech	Denmark	Germany	Estonia	Ireland	Greece
農林水産業	0.637	0.899	0.562	0.441	1.014	0.289	1.251
鉱業	1.446	2.685	0.333	0.935	2.277	0.603	4.843
食料品・飲料・煙草	0.359	0.756	0.450	0.404	1.272	0.178	0.742
繊維・衣料・皮革	0.367	0.518	0.251	0.358	0.940	0.114	0.824
木材・木製品・製紙	0.323	0.683	0.296	0.385	1.108	0.081	0.865
コークス・石油・核燃料	0.246	0.743	0.548	0.520	18.201	0.127	0.586
化学・化学製品	0.580	1.895	0.246	0.515	1.834	0.059	0.835
ゴム・プラスチック・その他	0.811	1.015	0.862	0.810	2.466	1.691	1.426
基礎金属・金属製品	0.775	1.683	0.298	0.710	0.830	0.850	0.964
一般機械・設備	0.256	0.633	0.205	0.245	0.622	0.591	0.482
電気・光学・精密機械	0.300	0.265	0.183	0.186	0.252	0.059	5.182
輸送機械	0.234	0.483	0.249	0.288	0.643	0.148	0.402
その他の製造業	0.674	0.444	0.251	0.281	1.003	7.197	0.649
電気・ガス・水道	3.134	8.202	3.148	4.965	22.343	4.565	8.757
建設	0.246	0.536	0.257	0.243	0.750	0.211	0.562
商業・修理	0.123	0.350	0.244	0.189	0.629	0.081	0.250
運輸・通信	0.311	0.699	1.143	0.427	0.770	0.297	0.727
金融・保険	0.064	0.241	0.061	0.070	0.163	0.023	0.140
不動産・ビジネス	0.073	0.325	0.111	0.055	0.317	0.070	0.153
公務・社会保障	0.059	0.346	0.131	0.143	0.667	0.118	0.323
その他のサービス	0.112	0.481	0.126	0.157	0.969	0.115	0.288

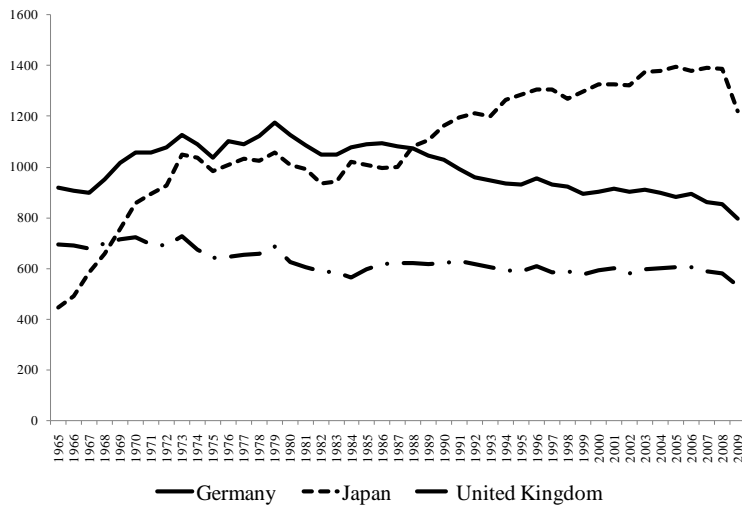
	Spain	France	Italy	Lithuania	Hungary	Netherland	Austria
農林水産業	0.517	0.334	0.356	0.322	1.531	0.790	0.673
鉱業	0.812	0.542	0.421	0.498	0.652	0.402	0.859
食料品・飲料・煙草	0.479	0.338	0.386	0.605	0.834	0.401	0.368
繊維・衣料・皮革	0.385	0.200	0.325	0.305	0.344	0.231	0.223
木材・木製品・製紙	0.427	0.273	0.365	0.355	0.461	0.283	0.451
コークス・石油・核燃料	0.873	0.559	0.595	0.000	0.256	0.617	1.112
化学・化学製品	0.548	0.392	0.314	0.527	1.066	0.650	0.563
ゴム・プラスチック・その他	1.619	0.680	1.196	0.918	0.802	0.483	0.818
基礎金属・金属製品	0.637	0.491	0.448	0.328	1.304	0.637	1.032
一般機械・設備	0.325	0.215	0.289	0.352	0.370	0.195	0.262
電気・光学・精密機械	0.330	0.183	0.231	0.472	0.160	0.182	0.217
輸送機械	0.334	0.237	0.334	0.306	0.264	0.227	0.213
その他の製造業	0.381	0.442	0.266	0.350	0.612	0.205	0.261
電気・ガス・水道	3.223	8.836	2.340	2.809	2.527	2.866	1.772
建設	0.362	0.172	0.291	0.235	0.369	0.213	0.287
商業・修理	0.243	0.110	0.224	0.227	0.254	0.148	0.153
運輸・通信	0.570	0.304	0.358	1.509	0.803	0.547	0.441
金融・保険	0.071	0.058	0.066	0.225	0.125	0.064	0.073
不動産・ビジネス	0.119	0.051	0.101	0.220	0.156	0.102	0.093
公務・社会保障	0.161	0.094	0.106	0.210	0.209	0.146	0.098
その他のサービス	0.157	0.123	0.144	0.346	0.435	0.219	0.134

	Poland	Portugal	Romania	Slovenia	Slovakia	Finland	Sweden
農林水産業	1.268	0.445	0.471	0.356	0.354	0.496	0.632
鉱業	1.071	1.104	2.820	0.685	2.560	0.866	0.335
食料品・飲料・煙草	1.164	0.425	0.518	0.465	0.548	0.386	0.328
繊維・衣料・皮革	1.113	0.396	0.778	0.378	0.495	0.476	0.201
木材・木製品・製紙	1.015	0.513	0.728	0.736	0.743	0.564	0.331
コークス・石油・核燃料	1.376	0.765	1.397	0.170	0.430	0.294	0.469
化学・化学製品	2.187	1.199	2.851	0.367	1.548	0.527	0.292
ゴム・プラスチック・その他	1.609	1.804	3.099	0.708	1.467	0.538	0.764
基礎金属・金属製品	1.900	0.452	3.004	0.718	1.530	0.822	0.449
一般機械・設備	0.918	0.375	1.182	0.371	0.480	0.260	0.181
電気・光学・精密機械	0.902	0.294	1.079	0.288	0.362	0.137	0.112
輸送機械	0.665	0.284	1.042	0.381	0.277	0.333	0.180
その他の製造業	1.109	0.378	1.105	0.315	0.712	0.552	0.235
電気・ガス・水道	10.830	3.850	7.677	5.647	2.615	4.248	0.821
建設	0.682	0.545	0.779	0.337	0.383	0.264	0.243
商業・修理	0.541	0.268	0.264	0.244	0.226	0.178	0.130
運輸・通信	1.608	0.620	1.492	1.437	0.426	0.367	0.448
金融・保険	0.325	0.069	0.370	0.107	0.138	0.150	0.039
不動産・ビジネス	1.067	0.118	0.612	0.107	0.216	0.191	0.095
公務・社会保障	0.333	0.247	0.437	0.146	0.169	0.147	0.109
その他のサービス	0.679	0.257	0.506	0.193	0.298	0.144	0.079

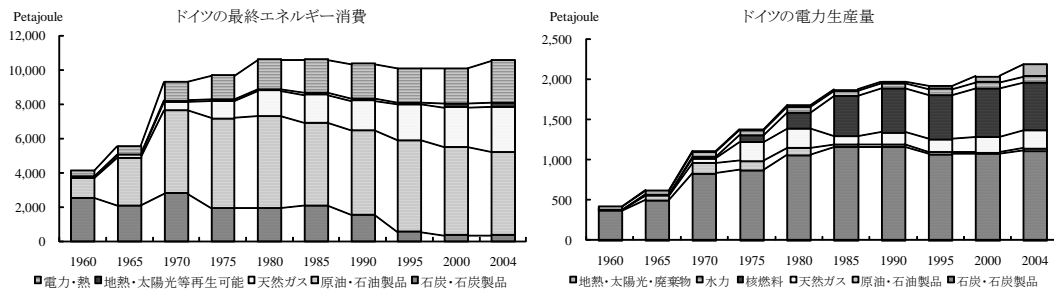
3 ガス化するドイツ ——エネルギー消費とCO₂排出の要因分解——

第3節が本報告のメインとなる部分であるが、ドイツに絞ってガス化、すなわち他の化石燃料からガスへのエネルギーのシフトが二酸化炭素削減の鍵となっていることを明らかにする。まずその前に、図③①によって二酸化炭素排出傾向を日独英で比較し、また図③②～③④によってエネルギーの消費動向も比較した。

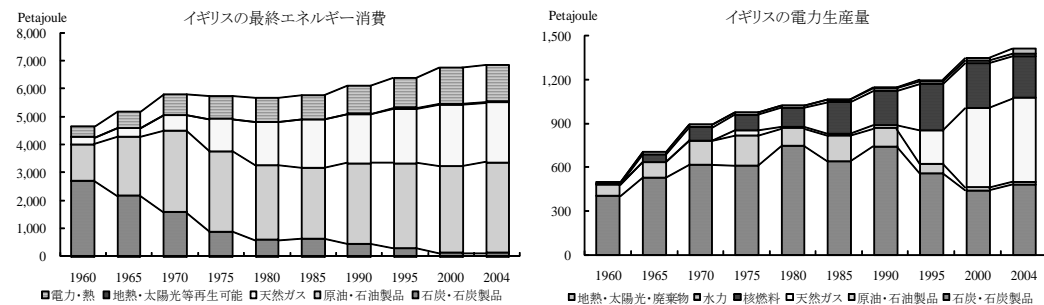
図③① 日独英の二酸化炭素排出動向(1965-2009年)



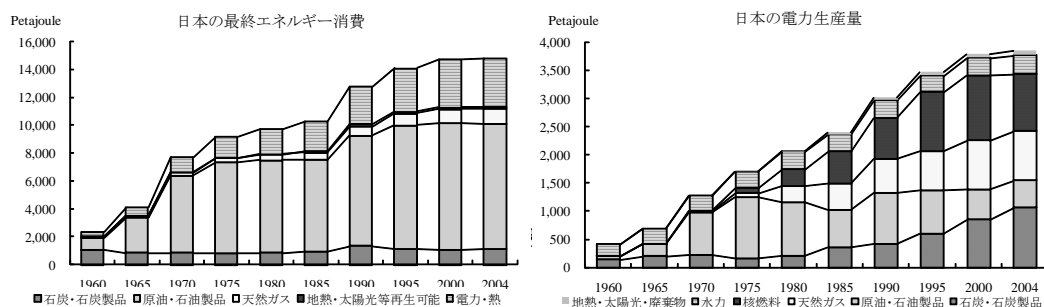
③②



③③



③④



次に、家計のエネルギー消費状況を日独で比較してみた。表㉔は、産業連関表の付帯表として公表されている物量表から、民間最終消費支出として記載されている家計の直接のエネルギー消費をまとめたものである。電力やガスの消費が増加していることは日独共通であるが、特にドイツでは家計の暖房がガスに代替する形で灯油の使用が減少している。また石炭の消費が急激に減少し、ディーゼルに代替する形でガソリンの使用も減少している。各エネルギーを発熱量(joule)に換算し構成比をとった数値や、人口で割って1人当たりの使用量を求めた数値をみても、家計のガス化傾向は明らかである。

表㉔ 民間最終消費(家財)におけるエネルギー利用

	単位	ド イ ツ				日 本			
		1991	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
エネルギー使用(各物的単位)									
電力	100万kWh	125,112	130,393	132,057	141,300	139,941	179,063	281,828	204,380
熱供給	Terajoule	166,246	166,687	140,500	153,667	1,288	2,596	3,267	1,029
ガス	100万m ³	19,834	27,637	28,644	30,095	8,496	9,288	10,170	10,534
石炭・褐炭	1000t	12,340	4,621	1,797	1,625	30	9	5	2
ガソリン	1000t	27,396	26,793	25,490	24,163	24,263	28,866	36,916	38,826
ディーゼル	1000t	3,259	3,893	4,554	9,134	530	2,578	2,743	2,667
暖房用灯油	1000t	25,567	26,353	22,748	18,295	9,554	14,189	15,570	16,871
液体ガス	1000t	679	902	965	737	5,057	6,371	7,117	7,380
エネルギー使用(熱量換算;テラジュール)									
電力	Terajoule	450,403	469,415	475,405	508,680	503,787	644,627	1,014,581	735,768
熱供給	Terajoule	166,246	166,687	140,500	153,667	1,288	2,596	3,267	1,029
ガス	Terajoule	672,880	880,307	937,699	985,192	269,630	294,749	322,739	334,300
石炭・褐炭	Terajoule	256,745	104,003	35,843	32,405	721	188	104	49
ガソリン	Terajoule	1,133,912	1,108,971	1,055,041	1,000,134	1,056,492	1,256,919	1,607,442	1,690,594
ディーゼル	Terajoule	140,013	167,246	187,319	375,721	22,645	110,099	117,146	113,889
暖房用灯油	Terajoule	879,642	906,707	782,646	629,439	408,019	605,923	664,897	720,462
液体ガス	Terajoule	31,168	41,505	37,668	28,754	232,069	292,332	326,562	338,644
合計	Terajoule	3,731,008	3,844,841	3,652,120	3,713,992	2,494,651	3,207,433	4,056,738	3,934,734
構 成 比									
電力	Terajoule	12.1%	12.2%	13.0%	13.7%	20.2%	20.1%	25.0%	18.7%
熱供給	Terajoule	4.5%	4.3%	3.8%	4.1%	0.1%	0.1%	0.1%	0.0%
ガス	Terajoule	18.0%	22.9%	25.7%	26.5%	10.8%	9.2%	8.0%	8.5%
石炭・褐炭	Terajoule	6.9%	2.7%	1.0%	0.9%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
ガソリン	Terajoule	30.4%	28.8%	28.9%	26.9%	42.4%	39.2%	39.6%	43.0%
ディーゼル	Terajoule	3.8%	4.3%	5.1%	10.1%	0.9%	3.4%	2.9%	2.9%
暖房用灯油	Terajoule	23.6%	23.6%	21.4%	16.9%	16.4%	18.9%	16.4%	18.3%
液体ガス	Terajoule	0.8%	1.1%	1.0%	0.8%	9.3%	9.1%	8.0%	8.6%
合計	Terajoule	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1人当たりエネルギー使用(メガジュール)									
電力	Megajoule	5,611	5,737	5,779	6,170	4,076	5,134	7,993	5,759
熱供給	Megajoule	2,071	2,037	1,708	1,864	10	21	26	8
ガス	Megajoule	8,382	10,759	11,399	11,951	2,181	2,347	2,543	2,616
石炭・褐炭	Megajoule	3,198	1,271	436	393	6	1	1	0
ガソリン	Megajoule	14,125	13,554	12,826	12,132	8,547	10,010	12,664	13,232
ディーゼル	Megajoule	1,744	2,044	2,277	4,558	183	877	923	891
暖房用灯油	Megajoule	10,958	11,082	9,514	7,635	3,301	4,825	5,238	5,639
液体ガス	Megajoule	388	507	458	349	1,877	2,328	2,573	2,650
合計	Megajoule	46,478	46,993	44,398	45,052	20,181	25,609	31,961	30,796

(出所) 日独ともに各年産業連関表の付帯表(物量表)より計算。

次に産業連関表を利用して、産業におけるエネルギー消費や二酸化炭素排出の減少要因を分析した。分析に当たって、本報告の第2節でも行ったような二酸化炭素排出係数(二酸化炭素排出量/国内生産額)のみを用いた要因分解式ではエネルギー使用の変化(シフト)が捉えられない点も考慮し、以下のようなコンセプトで要因分解式を導出した。

- ① あるエネルギー源から別のエネルギー源への消費のシフトを捉えられるように、エネルギー源別投入係数をエクспリシットに組み込む。
- ② 輸入による国内生産の代替を中間財・最終財別に捉えられるようにする。

部門別・エネルギー源別エネルギー投入係数行列 (Terajoule) を E 、レオンチェフ逆行列 $(I - A^d)^{-1}$ を B 、最終需要項目別総額(輸入含)対角行列を \hat{Y} 、最終需要項目別構成(構造)行列を S (ただし輸入を含む総額にしめる割合)、最終需要の国産化率を表す行列を D 、輸入を含む競争輸入表の最終需要構成を行列 T 、中間投入係数行列の国産化率を表す行列を O 、単位エネルギーあたりの二酸化炭素発生量を c (物理学的に一定)とすると、 $t \sim t + 1$ 期における二酸化炭素排出量の変化は、以下のようなエネルギー投入量の変化に分解される。

$$\Delta C = c \cdot \Delta(ESY) = c(E_{t+1}B_{t+1}S_{t+1}Y_{t+1} - E_tB_tS_tY_t)$$

このとき、部門別のエネルギー利用変化は以下のように分解される(ただし \otimes はアダマール積)。(詳細は良永康平「ガス化するドイツ」環太平洋産業連関分析学会『産業連関イノベーション&IOテクニーク』13巻1号、2005年を参照)

$$\begin{aligned} \Delta(ESY) &= \frac{1}{2} \Delta E (B_t S_t \hat{Y}_t + B_{t+1} S_{t+1} \hat{Y}_{t+1}) && \dots \text{エネルギーの投入係数の変化による効果} \\ &+ \frac{1}{4} [E_t B_t \{(O_{t+1} + O_t) \otimes \Delta A\} B_{t+1} S_{t+1} \hat{Y}_{t+1} && \dots \text{中間投入係数行列} \\ &\quad + E_{t+1} B_{t+1} \{(O_{t+1} + O_t) \otimes \Delta A\} B_t S_t \hat{Y}_t] && \text{の変化による効果} \\ &+ \frac{1}{4} [E_t B_t \{\Delta O \otimes (A_{t+1} + A_t)\} B_{t+1} S_{t+1} \hat{Y}_{t+1} && \dots \text{投入の国産化率(輸入率)} \\ &\quad + E_{t+1} B_{t+1} \{\Delta O \otimes (A_{t+1} + A_t)\} B_t S_t \hat{Y}_t] && \text{の変化による効果} \\ &+ \frac{1}{4} [E_t B_t \{\Delta D \otimes (T_{t+1} + T_t)\} \hat{Y}_{t+1} && \dots \text{最終需要の国産化率(輸入率)} \\ &\quad + E_{t+1} B_{t+1} \{\Delta D \otimes (T_{t+1} + T_t)\} \hat{Y}_t] && \text{の変化による効果} \\ &+ \frac{1}{4} [E_t B_t \{(D_{t+1} + D_t) \otimes \Delta T\} \hat{Y}_{t+1} && \dots \text{最終需要の構成} \\ &\quad + E_{t+1} B_{t+1} \{(D_{t+1} + D_t) \otimes \Delta T\} \hat{Y}_t] && \text{の変化による効果} \\ &+ \frac{1}{2} (E_{t+1} B_{t+1} S_{t+1} + E_t B_t S_t) \Delta \hat{Y} && \dots \text{最終需要規模の変化による効果} \end{aligned}$$

表36

エネルギー消費量変化の要因分解分析(ドイツ、1995～2000年)

単位: Terajoule

エネルギー消費量変化の要因分解分析	Factor 1 エネルギー投入係数	Factor 2 中間投入係数行列	Factor 3 中間投入輸入率	Factor 4 最終需要輸入率	Factor 5 最終需要構成変化	Factor 6 最終需要規模変化	合計
1 石炭・石炭製品	-83,277	-125,585	-128,522	-68,306	-97,794	368,839	-134,645
2 褐炭・褐炭製品	-16,969	-110,857	-118,096	-49,635	-80,084	250,747	-124,895
3 ガソリン	-34,166	7,253	-3,782	-4,005	-2,148	27,728	-9,119
4 ディーゼル燃料	-19,189	29,220	-19,358	-17,327	-21,694	143,511	95,163
5 ジェット燃料	18,126	17,409	-8,164	-7,419	-5,694	53,878	68,135
6 灯油(軽)	-202,866	5,183	-12,893	-12,967	-7,607	78,156	-152,994
7 灯油(重)	-96,134	-7,101	-11,324	-9,500	-7,174	44,872	-86,361
8 その他の石油製品	-28,093	-5,031	-25,207	-20,802	-4,110	75,640	-7,602
9 ガス	44,090	-46,091	-106,612	-89,649	-54,496	426,387	173,628
10 再生可能エネルギー	31,701	-6,727	-8,059	-3,697	-5,595	19,029	26,653
11 合計	-386,776	-242,327	-442,017	-283,307	-286,396	1,488,785	-152,037

エネルギー消費量変化の要因分解分析(寄与率)

エネルギー消費量変化の要因分解分析(寄与率)	Factor 1 エネルギー投入係数	Factor 2 中間投入係数行列	Factor 3 中間投入輸入率	Factor 4 最終需要輸入率	Factor 5 最終需要構成変化	Factor 6 最終需要規模変化	合計
1 石炭・石炭製品	-54.8%	-82.6%	-84.5%	-44.9%	-64.3%	242.6%	-88.6%
2 褐炭・褐炭製品	-11.2%	-72.9%	-77.7%	-32.6%	-52.7%	164.9%	-82.1%
3 ガソリン	-22.5%	4.8%	-2.5%	-2.6%	-1.4%	18.2%	-6.0%
4 ディーゼル燃料	-12.6%	19.2%	-12.7%	-11.4%	-14.3%	94.4%	62.6%
5 ジェット燃料	11.9%	11.5%	-5.4%	-4.9%	-3.7%	35.4%	44.8%
6 灯油(軽)	-133.4%	3.4%	-8.5%	-8.5%	-5.0%	51.4%	-100.6%
7 灯油(重)	-63.2%	-4.7%	-7.4%	-6.2%	-4.7%	29.5%	-56.8%
8 その他の石油製品	-18.5%	-3.3%	-16.6%	-13.7%	-2.7%	49.8%	-5.0%
9 ガス	29.0%	-30.3%	-70.1%	-59.0%	-35.8%	280.4%	114.2%
10 再生可能エネルギー	20.9%	-4.4%	-5.3%	-2.4%	-3.7%	12.5%	17.5%
11 合計	-254.4%	-159.4%	-290.7%	-186.3%	-188.4%	979.2%	-100.0%

エネルギー消費変化の要因分解結果(表36)をみると、中間投入係数行列の変化を含め、最終需要規模の変化を除くほとんどの項目でマイナスを示している。しかも中間投入も最終需要も、輸入による国内生産の代替効果はかなり大きく、エネルギー投入係数の変化による効果をも上回っているほどである。他の EU 諸国とは地続きで、相互依存状況が進展しているドイツの特徴かもしれない。特に90年代以降のEUの拡大に伴って、農産物や軽工業品は新規加盟国からの輸入代替が大いに進展した。いずれにしても最終需要規模が拡大しエネルギー需要が増大したプラス要因を、他の5つのマイナス要因で相殺し、全体としての減少を達成している。エネルギー源別にみると、石炭・褐炭や灯油から天然ガスへのエネルギーシフトが浮き彫りにされている。全体としてのエネルギー消費の削減には、やはり石炭・褐炭消費の削減が大きく寄与している。

このそれぞれの要因の変化によるエネルギー需要変動効果に、二酸化炭素排出係数行列を掛けたものが、エネルギー源別・最終需要別の二酸化炭素排出量の変化である。

表37

二酸化炭素排出量変化の要因分解分析(ドイツ、1995～2000年)

単位: CO₂-1000t

二酸化炭素排出量変化の要因分解分析	Factor 1 エネルギー投入係数	Factor 2 中間投入係数行列	Factor 3 中間投入輸入率	Factor 4 最終需要輸入率	Factor 5 最終需要構成変化	Factor 6 最終需要規模変化	合計
1 石炭・石炭製品	-16,710	-7,066	-6,419	-2,698	-17,373	40,791	-9,475
2 褐炭・褐炭製品	-19,259	-2,621	-3,105	-2,375	-15,454	28,080	-14,733
3 ガソリン	-2,588	321	-212	-152	-542	2,033	-1,140
4 ディーゼル燃料	17	908	-1,486	-948	-3,324	12,307	7,474
5 ジェット燃料	338	2,472	-126	-155	-1,730	3,938	4,739
6 灯油(軽)	-7,309	-2,003	-969	-1,147	-1,395	4,627	-8,195
7 灯油(重)	-14,096	-242	-647	-625	-1,146	5,592	-11,164
8 その他の石油製品	4,726	-3,681	-1,006	-2,535	-1,391	4,133	246
9 ガス	-2,042	-2,383	-4,851	-3,257	-5,906	24,456	6,018
10 再生可能エネルギー	948	-5	-61	-33	-167	414	1,096
11 合計	-55,974	-14,298	-18,881	-13,926	-48,427	126,371	-25,135

二酸化炭素排出量変化の要因分解分析(寄与率)

二酸化炭素排出量変化の要因分解分析(寄与率)	Factor 1 エネルギー投入係数	Factor 2 中間投入係数行列	Factor 3 中間投入輸入率	Factor 4 最終需要輸入率	Factor 5 最終需要構成変化	Factor 6 最終需要規模変化	合計
1 石炭・石炭製品	-66.5%	-28.1%	-25.5%	-10.7%	-69.1%	162.3%	-37.7%
2 褐炭・褐炭製品	-76.6%	-10.4%	-12.4%	-9.5%	-61.5%	111.7%	-58.6%
3 ガソリン	-10.3%	1.3%	-0.8%	-0.6%	-2.2%	8.1%	-4.5%
4 ディーゼル燃料	0.1%	3.6%	-5.9%	-3.8%	-13.2%	49.0%	29.7%
5 ジェット燃料	1.3%	9.8%	-0.5%	-0.6%	-6.9%	15.7%	18.9%
6 灯油(軽)	-29.1%	-8.0%	-3.9%	-4.6%	-5.5%	18.4%	-32.6%
7 灯油(重)	-56.1%	-1.0%	-2.6%	-2.5%	-4.6%	22.2%	-44.4%
8 その他の石油製品	18.8%	-14.6%	-4.0%	-10.1%	-5.5%	16.4%	1.0%
9 ガス	-8.1%	-9.5%	-19.3%	-13.0%	-23.5%	97.3%	23.9%
10 再生可能エネルギー	3.8%	0.0%	-0.2%	-0.1%	-0.7%	1.6%	4.4%
11 合計	-222.7%	-56.9%	-75.1%	-55.4%	-192.7%	502.8%	-100.0%

上表(表37)をみると、ドイツは二酸化炭素の排出削減に成功していることがわかるが、それはすでにみたようにエネルギーの使用自体の削減に成功していること、そしてエネルギーシフトによって、単位あたりの二酸化炭素排出が多い石炭・褐炭や灯油から、より二酸化炭素の排出が少ない天然ガスへの移行が進行しているためである。最終需要の増加に伴って生産が増加し、それは二酸化炭素の排出を増加させる効果があったが、エネルギー投入係数や最終需要構成の変化がこれを相殺・減少させる効果を発揮した。表からは、ガスは使用が増えたとしても、エネルギーほど二酸化炭素の増加には寄与しない、したがって環境により優しいエネルギーであること、逆にたとえば褐炭はエネルギーの削減以上に二酸化炭素の排出削減に大きな意義を持つこと等も明らかである。

良永康平(2009)「地球温暖化問題における二酸化炭素排出格差」岩井浩・福島利夫編著『格差社会の統計分析』北海道大学出版では同様の手法で日本の動向も分析・考察している。

4 ガス化社会のゆくえ——ロシア&ノルウェーへの依存——

最後に、このようなガス化を支えるガスの輸出入フローを、パイプラインと液化天然ガス(LNG)に分けて BP 統計から要約し、ドイツにとってはロシアやノルウェーからのパイプラインによる輸入が重要となっている現状を指摘した。従来は原油のフローのみ注目されることが多かったが、低炭素社会の構築が急務となっている昨今の状況を踏まえるならば、天然ガス等も含めた総合的なエネルギーのフローを捉えることが重要である。

38

Natural Gas: Trade movements 2010 by pipeline

輸出国	輸入国																			Total exports
	Austria	Belarus	Belgium	Czech	Finland	France	Germany	Hungary	Ireland	Italy	Netherlands	Poland	Russia	Slovakia	Spain	Turkey	Ukraine	United Kingdom		
Belgium	-	-	-	-	-	1.10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.74	2.54	
Denmark	-	-	-	-	-	-	1.14	-	-	-	1.65	-	-	-	-	-	-	-	4.01	
Germany	1.46	-	0.80	-	-	3.30	-	0.70	-	1.40	2.50	0.50	-	-	-	-	-	-	12.80	
Netherlands	-	-	6.17	-	-	6.40	22.40	-	-	7.51	-	-	-	-	-	-	-	6.44	49.67	
Norway	1.08	-	6.39	3.00	-	15.95	30.08	-	-	5.92	7.60	-	-	-	1.91	-	-	23.70	95.72	
U.K.	-	-	1.65	-	-	0.30	3.70	-	5.08	0.24	1.20	-	-	-	-	-	-	-	12.17	
Azerbaijan	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4.96	-	-	7.19	
Kazakhstan	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10.30	
Russia	5.44	15.94	-	6.40	4.10	8.20	31.50	7.20	-	20.80	4.26	7.15	-	5.40	-	17.26	24.15	-	176.48	
Turkmenistan	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9.82	-	-	-	-	-	16.73	
Uzbekistan	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.50	11.86	-	-	-	-	-	15.70	
Iran	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5.25	-	-	5.67	
Algeria	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21.37	-	-	-	-	6.94	-	-	-	31.77	
Libya	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9.17	-	-	-	-	-	-	-	-	9.17	
Total imports	7.98	15.94	15.01	9.40	4.10	35.99	88.82	8.10	5.08	66.41	17.21	9.15	32.34	5.40	8.99	27.47	24.15	30.88	633.77	

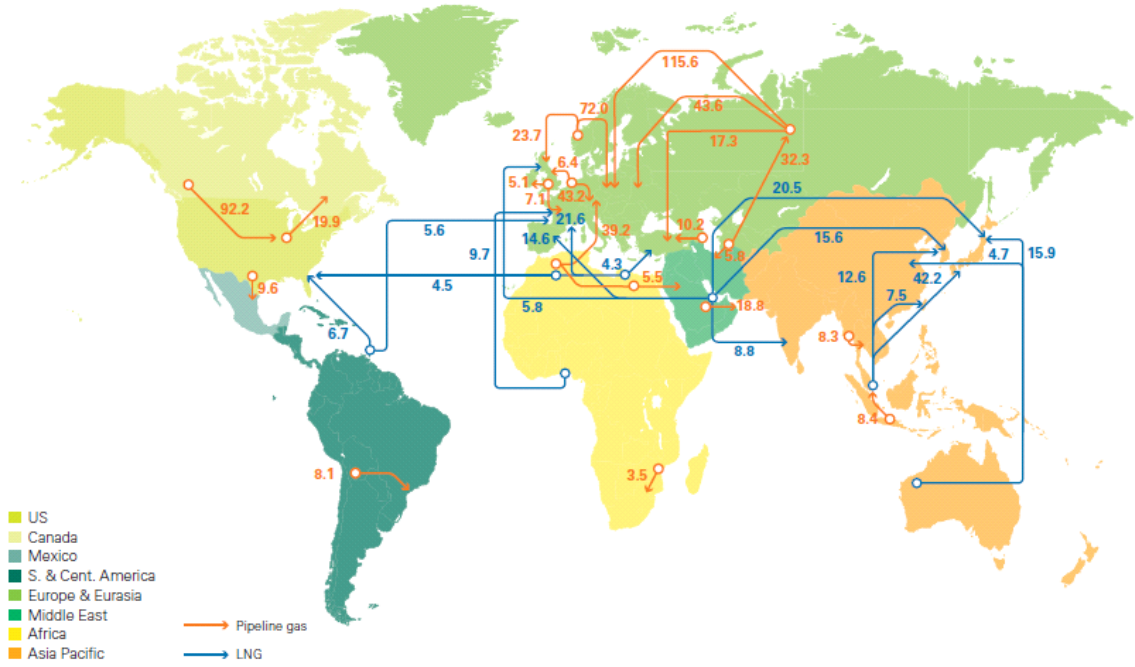
39

Natural Gas: Trade movements 2009 - liquefied natural gas (LNG)

輸出国	輸入国															Total exports
	North America		Europe							Asia Pacific						
	US	Mexico	Belgium	France	Greece	Italy	Portugal	Spain	Turkey	United Kingdom	China	India	Japan	South Korea	Taiwan	
Trinidad & Tobago	6.68	0.16	0.16	0.72	0.04	-	0.40	4.18	0.08	1.97	0.08	0.68	0.14	0.90	0.08	19.74
Norway	0.84	0.09	0.17	0.44	-	-	-	1.38	-	0.26	-	-	-	-	-	3.17
Russia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.25	0.67	3.69	1.35	0.24	6.61
Oman	-	-	-	-	-	-	-	1.30	0.08	-	0.09	0.35	3.44	6.05	0.16	11.54
Qatar	0.36	0.12	6.03	0.17	-	1.55	-	4.98	0.32	5.75	0.55	8.25	10.29	9.28	1.56	49.44
UAE	-	-	-	-	-	-	0.08	-	-	-	-	0.17	6.75	-	-	7.01
Algeria	-	-	-	7.68	0.53	1.27	0.11	5.19	4.20	1.68	-	0.16	-	0.08	-	20.90
Egypt	4.54	0.34	0.09	1.63	0.17	0.08	-	4.10	0.08	0.51	0.08	0.33	0.24	0.31	0.08	12.82
Equatorial Guinea	-	-	-	0.08	-	-	0.09	-	-	-	0.08	0.25	1.70	1.52	0.67	4.72
Nigeria	0.38	2.69	0.08	2.35	-	-	2.14	4.99	0.94	-	0.08	0.32	0.77	0.23	0.93	15.99
Australia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.08	4.75	1.12	15.87	1.75	0.60	24.24
Brunei	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.11	0.70	-	8.81
Indonesia	-	0.08	-	-	-	-	-	-	-	-	0.72	0.08	17.25	4.10	3.77	26.00
Malaysia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.88	0.25	16.79	7.81	3.71	29.53
Total imports	12.80	3.55	6.53	13.07	0.74	2.90	2.82	27.01	5.71	10.24	7.63	12.62	85.90	34.33	11.79	242.77

Major trade movements

Trade flows worldwide (billion cubic metres)



エコロジー近代化から見たロシア

徳永昌弘[†]

はじめに

本稿の課題は、1980年代半ばに欧州で誕生した「エコロジー近代化」(ecological modernization)という概念を手がかりにして、世界最大のエネルギー輸出大国、中国と並ぶ世界のエネルギー浪費国、世界第3位の温室効果ガス排出国であるロシアの環境ガバナンスの長期的展開を検討することにある。

エコロジー近代化に関する議論は多面的で、かつ時代の趨勢とともに変化してきた。それを踏まえてエコロジー近代化の要点を簡潔に述べれば、これまでの産業社会の発展を否定的に捉えるのではなく、その延長上に環境面から望ましい近代化の経路を見出そうとする試みといえる。国際連合の「環境と開発に関する世界委員会」(ブルントラント委員会)の報告書(1987年)を機に注目された持続的発展と基本的な視角は一致しており、環境と開発の両立を実現するために必要な具体的方策の探求を重視する。エコロジー近代化は単なる掛け声にとどまらず、環境と開発の両立の量的基準を明示した上で、先進国における「成功した環境政策」の実証分析を前面に押し出したことから、環境重視の姿勢を戦略的に押し進めた欧州で産官学を問わず人口に膾炙した¹。

他方、エコロジー近代化の概念規定は統一されているわけではなく、新しい社会理論として提起される場合から環境基準・技術一般を指す場合まで、多分野でさまざまな使われ方をしている。それゆえ、同概念を実証分析に用いる際には、あらかじめ議論の枠組みと分析手法を明確にしなければならない。本稿では、エコロジー近代化の代表的論客である M. イェニック (Martin Jänicke) らの研究グループ(ベルリン自由大学環境政策研究所)の業績に依拠して、次のように把握する。第1に、経済成長と環境負荷のデカップリングもしくは後者の絶対的減少という定量的基準に基づき、環境負荷の低減を促す産業構造転換をエコロジー近代化と規定する²。第2に、公権力が担う環境政策だけでなく、企業、環境 NGO、マスメディア、研究・教育機関、一般市民なども関与する環境ガバナンスの実効性に焦点を当て、社会全体の「環境政策能力」(capacity for

[†] 関西大学商学部。

¹ エコロジー近代化に関する包括的な解説は、Murphy, J. “Editorial: Ecological Modernisation”, *Geoforum*, 31:1 (2000), pp. 1-8; Spaargaren, G. “Ecological Modernization Theory and the Changing Discourse on Environment and Modernity” in Spaargaren, G., Mol, A. and Buttel, F. (eds.) *Environment and Global Modernity* (London: SAGE Publications, 2000), pp. 41-71; Young, S. “Introduction: The Origins and Evolving Nature of Ecological Modernisation” in Young, S. (ed.) *The Emergence of Ecological Modernisation: Integrating the Environment and the Economy?* (London and New York: Routledge, 2000), pp. 1-39などを参照。

² M. イェニック・H. ヴァイトナー編(長尾伸一・長岡延孝監訳)『成功した環境政策』有斐閣、1998年。

environmental policy and management)の形成と向上を促す定性的要件をエコロジー近代化と理解する³。こうした概念規定は、かつての社会主義諸国の公害・環境問題に関する実証分析を踏まえて提起された「環境収斂論」(environmental convergence theories)、すなわち、経済体制を問わず産業社会は環境破壊・汚染を惹起するという立論が抱えていた方法論上の難点に対し、ひとつの解決策を示している。従来の環境収斂論は公害・環境問題への取り組みの成否を測る基準や根拠を明らかにしないまま、それを環境破壊・汚染の事例研究で代置し、同程度の環境破壊・汚染ゆえに環境政策能力の水準も同等としていたためである。また、環境政策の制度面だけでなく、その実効性や運用能力に焦点を当てる議論は、ソ連崩壊後のロシアの経済改革の過程でクローズアップされた制度論と問題意識を共有しており、特に市場経済機構に基づく新しい環境政策の柱と期待された諸施策が約10年間の運用後に事実上廃止された同国にとって、実効性のある環境ガバナンスの構築は極めて切実な問題である。実際、廃止されてから10年後の2010年代になっても、環境政策の根本的な見直しを求める声は続いており⁴、体系的で実効性のある誘因システムを環境政策に取り入れられない問題はソ連時代から続く宿痾といえる。

以下では、社会主義諸国の環境ガバナンスに対するエコロジー近代化の議論を確認した上で、ソ連時代を含め、ロシアの環境ガバナンスの長期的展開を検証し、その特徴と問題点を明らかにする。第1に、エコロジー近代化論が提起したモデルに準拠して、ロシアにおける経済成長と環境負荷の関係を検証する。もっとも単純なモデルを用いて両者のデカップリングの動向を確認した後、同国の近代化路線が大きく旋回した体制転換後に焦点を当て、エコロジー近代化の観点から産業構造の変化の影響を考察する。第2に、環境面から近代化を制御するという意味で、上記の環境政策能力はエコロジー近代化の成否を占うカギである。そこで、その計画経済機構下での特徴を概観した上で、体制転換前後の社会変動がもたらした特異な状況を検討し、エコロジー近代化が国是のように提起されている中国とは対照的に、ソ連崩壊後の経済危機がロシアのエコロジー近代化の道を閉ざしたことを明らかにする。

1 経済成長と環境負荷の長期的趨勢

1-1 社会主義諸国のエコロジー近代化

かつての社会主義諸国で顕在化した深刻な公害・環境問題は、エコロジー近代化の議論の形成過程に少なからず影響した。例えば、1980年代末から1990年代初頭にかけてイエニッケらはエコロジー近代化の東西比較を試みており、東欧諸国では政治・経済構造の両面でエコロジー近

³ 詳細は、Jänicke, M. “The Political System’s Capacity for Environmental Policy” in Jänicke, M. and Weidner, H. (eds.) *National Environmental Policies: A Comparative Study of Capacity-Building* (Berlin and New York: Springer, 1997), pp. 1-24を参照。Andersen, M. and Massa, I. “Ecological Modernization: Origins, Dilemmas and Future Directions”, *Journal of Environmental Policy and Planning*, 2:4 (2000), pp. 337-345 は、エコロジー近代化を生産効率性の向上と同一視する見方をしりぞけ、環境ガバナンスの問題を正面から議論すべきと主張している。

⁴ 例えば、「Время Новостей» 15 декабря 2010 годаを参照。

近代化を阻むメカニズムが強力であったと述べている⁵。エコロジー近代化は環境至上主義(radical environmentalism)に対する対抗概念として編み出されたこともあり、その背後にある反資本主義の思想には批判的である。また、欧州社会を震撼させたチェルノブイリ原発事故(1986年)は、再帰的近代化やリスク社会論の提唱で社会学に大きな足跡を残したU. ベック(Ulrich Beck)の理論形成に貢献した事例として知られるが、その終末論的な論調を批判しつつも理論面での補完性を強調したことで、エコロジー近代化は欧州の環境社会学の分野で一大潮流を形成した⁶。

他方、「ベルリンの壁」崩壊に象徴される社会主義諸国の体制転換、すなわち政治の民主化と市場原理の普及は、エコロジー近代化を前進させる重要な歩みとして高く評価される。今日ではエコロジー近代化論の第一人者と目される A. モル(Arthur Mol)は、市場経済機構の制度化が社会主義諸国の環境ガバナンスに与える影響に早くから関心を寄せる一方で⁷、最近是中国の動向の分析に傾注し、欧州とはかなり様相が異なるものの、エコロジー近代化が進行中と結論している⁸。同国を含め、計画から市場へ経済運営の舵を大きく切った新興市場経済の環境ガバナンスは、エコロジー近代化の理論面の有効性を吟味する格好の研究対象であろう。エコロジー近代化に関する近年の研究潮流、すなわち、各国・地域のエコロジー近代化の比較分析に依拠しながら、先進国とは大きく異なる新興国の政治・経済・社会的条件下でのエコロジー近代化の可能性、いわゆる後進性の優位を活かした別様の近代化路線の模索(先進国の後追いではなく、より効率的なエコロジー近代化の実現)、その際に克服すべき新興市場経済に特有の障害などが議論されている⁹。特に中国では、2007年1月に中国科学院がエコロジー近代化に関する大部の報告書を出版し、内外で注目された。エコロジー近代化でみた世界ランキングは全118カ国中の100位と現状に厳しい評価を下しつつも、先進国とは異なるエコロジー近代化の経路を示し、その

⁵ Jänicke, M. "Conditions for Environmental Policy Success: An International Comparison", *The Environmentalist*, 12:1 (1992), pp. 47-58; Jänicke, M., Monch, H., Ranneberg, T. and Simonis, U. "Economic Structure and Environmental Impacts: East-West Comparisons", *The Environmentalist*, 9:3 (1989), pp. 171-183.

⁶ Mol, A. "Ecological Modernisation and Institutional Reflexivity: Environmental Reform in the Late Modern Age", *Environmental Politics*, 5:2 (1996), pp. 302-323; Mol, A. "Globalization and Environment: Between Apocalypse-Blindness and Ecological Modernisation" in Spaargaren et al. *Environment and Global Modernity*, pp. 121-149; Mol, A. and Spaargaren, G. "Environment, Modernity and the Risk-Society: The Apocalyptic Horizon of Environmental Reform", *International Sociology*, 8:4 (1993), pp. 431-459; Spaargaren, G. "Ecological Modernization Theory and the Changing Discourse on Environment and Modernity" in Spaargaren et al. *Environment and Global Modernity*, pp. 41-71などを参照。再帰的近代化およびリスク社会論の登場は、エコロジー近代化の受容と発展にとって重要な画期であった(Blühdorn, I. "Ecological Modernization and Post-Ecologist Politics" in Spaargaren et al. *Environment and Global Modernity*, p. 211; Buttel, F. "Ecological Modernization as Social Theory", *Geoforum*, 31:1 (2000), p. 62)。両者の関係については、秋山幸子「エコロジー的近代化論における社会構想論的視角——森林認証制度を事例として」『名古屋大学社会学論集』第27号、2006年、pp. 43-61; 福士正博「リスク社会論——環境近代化論批判」『人文自然科学論集』(東京経済大学)第110号、2000年、pp. 119-140; 満田久義「持続可能な社会論」『社会学部論集』(佛教大学社会学部)第36号、2003年、pp. 87-104なども参照。

⁷ Mol, A. and Opschoor, J. "Developments in Economic Valuation of Environmental Resources in Centrally Planned Economies", *Environment and Planning A*, 21 (1989), pp. 1205-1228.

⁸ Carter, N. and Mol, A. (eds.) *Environmental Governance in China* (London: Routledge, 2007); Mol, A. "Environment and Modernity in Transitional China: Frontiers of Ecological Modernization", *Development and Change*, 37:1 (2006), pp. 29-56.

⁹ *Environmental Politics*, 9:1 (2000)および *Environment and Planning A*, 33 (2001)に所収の各論文を参照。

入口に中国は立ったところと論じている¹⁰。他方、管見のかぎり、ロシアでは経済学および社会学の主要な国内学術誌に同国のエコロジー近代化を扱った論考はなく¹¹、インターネット検索でヒットした件数も中国の10分の1程度の約1,600件に過ぎない¹²。そもそもエコロジー近代化の枠組みでロシアを研究対象とする試み自体が少なく、一部を除けば、事実上ひとつの研究グループに限られる¹³。中国が新興市場経済のエコロジー近代化論のいわば最前線にいるのに対し、その射程にロシアが入らない理由はどこにあるのだろうか。

1-2 実証分析の困難性——データの問題について

エコロジー近代化に関する実証面の分析は、経済成長と環境負荷のデカップリングを重視しているが、総量ベースの環境負荷の減少と抑制も「成功した環境政策」の重要な指標とみなされている。国単位の比較研究では、①工業国で高レベルの構造的な環境負荷をもたらす製品の生産量の動向、②産業部門別にみた資源利用量の変化、③産業構造を規定する要因（技術水準、産業部門構成、経済成長）別にみた環境負荷量の変化が重視される。いずれも環境負荷を低減させる産業構造転換の進捗度の検証を目的としているが、入手可能なデータの範囲に応じて選択されるモデルは異なる。上述のイエニッケらによるエコロジー近代化の東西比較では、有意な比較分析を可能にするデータの入手が極めて限られているという事情から、もっとも単純な①が用いられている。

ここで、ソ連時代に遡り、ロシアにおける経済成長と環境負荷の関係を検証する場合、既存の公式統計だけでは、産業部門別のデータが必要な②と③はいうに及ばず、①の検討さえも困難

¹⁰ Zhang, L., Mol, A. and Sonnenfeld, D. “The Interpretation of Ecological Modernisation in China”, *Environmental Politics*, 16:4 (2007), pp. 659-668.

¹¹ 以下の学術誌に発表された1991～2007年の論文を参照した。Эко; Экономист; Мировая экономика и международные отношения; Общество и экономика; Регион: Экономика и социология; Российский экономический журнал; Социологические исследования; Вестник МГУ: серия «Экономика»; Вестник СПбГУ: серия «Экономика»; Вопросы экономики.

¹² ロシア語版 google の検索エンジンを利用した (<http://www.google.ru/>, accessed 8 July 2008)。中国語版 google を用いた検索では、2007年2月8日時点で約15,000件がヒットしたという (Zhang et al. “The Interpretation of Ecological Modernisation”, p. 666)。

¹³ 東フィンランド大学(フィンランド)および独立社会学研究センター(ロシア)の共同研究で、主にロシア北西部の林産業の動向をエコロジー近代化の枠組みで論じている。その主要な研究業績は、Kortelainen, J. and Kotilainen, J. *Contested Environments and Investments in Russian Woodland Communities* (Helsinki: Kikimora Publications, 2006); Kotilainen, J., Tysiachniouk, M., Kuliasova, A., Kuliasov, I. and Pchelkina, S. “The Potential for Ecological Modernisation in Russia: Scenarios from the Forest Industry”, *Environmental Politics*, 17:1 (2008), pp. 58-77; Massa, I. and Tynkkynen, V. *The Struggle for Russian Environmental Policy* (Helsinki: Kikimora Publications, 2001); *Кюлясов И. Экологическая модернизация: теория и практики. Санкт-Петербург. 2004; Тысячнюк М. (ред.) Роль гражданского общества в стимулировании корпоративной социальной ответственности в лесном секторе России. Москва. 2008* などである。以上は、東フィンランド大学および独立社会学研究センターでのヒアリング調査(2008年12月19日および2009年6月2日)で確認した。ロシアのエコロジー近代化に関する他の先行研究としては、徳永昌弘「ロシアの環境ガバナンス——『閉ざされた』エコロジー近代化の道」『国民経済雑誌』第199巻、第1号、2009年、pp. 47-66; Katayama, H. “Ecological Modernization in Northeast Asia” in Tabata, S. (ed.) *Energy and Environment in Slavic Eurasia: Towards the Establishment of the Network of Environmental Studies in the Pan-Okhotsk Region* (Sapporo: Slavic Research Center, Hokkaido University, 2008), pp. 185-201; Tokunaga, M. “Environmental Governance in Russia: The ‘Closed’ Pathway to Ecological Modernization”, *Environment and Planning A*, 42 (2010), pp. 1686-1704 などが挙げられる。

である。第1に、ソ連時代の経済統計の信頼性をめぐり問題がある。1980年代末に公式統計を大きく下方修正する代替的な推計値がソ連共産党の機関誌に発表されると¹⁴、欧米諸国では早くから指摘されていたソ連の経済統計の上方偏向は揺るぎがたい事実となった。エコロジー近代化は経済成長のテンポを基準として他の諸指標の動向を検証するため、ソ連経済の代表的な発展指標である社会的総生産や鉱工業生産を国内総生産(GDP)の代わりに用いても、ベースラインの妥当性が疑問視されるかぎり有意な分析は不可能である。

第2に、ソ連からロシアへの体制転換に伴い、統計指標が根本的に見直されただけでなく、国自体が全く異なるため、現在のロシアを対象とする時系列分析は統計値の整合性の点で大きな困難に直面する。例えば、エコロジー近代化の国別分析でよく用いられるOECD(経済協力開発機構)およびIEA(国際エネルギー機関)のエネルギー関連指標やUN(国際連合)のSNA(国民経済計算)統計は、一部の推計値を除けば、1992年以降のデータしかロシアについて掲載していない。これを1991年以前のソ連のデータに「接ぎ木」したとしても、生産性のある分析は期待できないであろう。

第3に、上記の②と③の検証は産業部門別の正確なデータを必要とするが、ロシアのSNA統計における各産業部門のGDP比率は、マクロ経済の実態を十分に反映していない。特に、同国の政治経済の中核に位置する石油・天然ガス産業がGDPに占める比率は、著しく過小に評価されている。企業グループ内で石油・ガスの採掘部門から販売部門への移転価格を人為的に低く設定することで、課税対象が広い前者の利潤を圧縮し、販売部門の利潤に付け替えているためである¹⁵。それゆえ、公式のGDP統計にみられる商業部門の「肥大化」と鉱工業部門の「空洞化」は、ロシア経済の実態を必ずしも正確に反映しているわけではない¹⁶。エコロジー近代化は産業構造転換の推進による環境負荷の削減を追求しているだけに、産業構造の正確な把握が実証分析の前提となる。

以上の事情から、既存の公式統計だけでは、経済成長と環境負荷のデカップリングに関するエコロジー近代化のモデルをロシアに適用できないことが分かる。実証分析に最低限必要なデータが揃わないことは、同国がエコロジー近代化論の射程に入らない理由のひとつであろう。

¹⁴ Ханин Г. Экономический рост: альтернативная оценка // Коммунист. 1988. No. 17. С. 83-90.

¹⁵ 移転価格の詳細と実態については、塩原俊彦『現代ロシアの経済構造』慶應義塾大学出版会、2004年、pp. 36-47 および Shiobara, T. “Oversights in Russia’s Corporate Governance: The Case of the Oil and Gas Industry” in Tabata, S. (ed.) *Dependent on Oil and Gas: Russia’s Integration into the World Economy* (Sapporo: Slavic Research Center, Hokkaido University, 2006), pp. 85-114 を参照。この点を考慮した修正版の産業連関表を用いて、石油・ガス産業部門がGDPに占める比率を再計算すると公式統計の倍以上になる(Kuboniwa, M., Tabata, S. and Ustinova, N. “How Large Is the Oil and Gas Sector of Russia? A Research Report”, *Eurasian Geography and Economics*, 46:1 (2005), pp. 68-76; 久保庭真彰「石油・ガス産業の利潤と資本」田畑伸一郎編著『石油・ガスとロシア経済』北海道大学出版会、2008年、pp. 101-124; 田畑伸一郎「経済の石油・ガスへの依存」同上書、pp. 77-100などを参照)。なお、世界銀行も同じ問題に取り組み、同部門の付加価値の修正値を別の手法で算出している(The World Bank *From Transition to Development: A Country Economic Memorandum for the Russian Federation* (Washington DC: The World Bank, 2005), p. 63)。

¹⁶ 久保庭真彰「ロシアにおける産業空洞化と商業肥大化」『比較経済体制学会年報』第40巻、第1号、2003年、pp. 18-29。

1-3 構造的環境負荷の変化(1960～1991年)

そこで、以下ではエコロジー近代化の検証で用いられる指標の一部を修正し、推計値も交えながら時系列分析を試みる。まず、構造的環境負荷をもたらす工業製品の生産量の動向を経済成長のテンポと比較する作業から始めたい(上記①の手法)。環境負荷の低減を促す産業構造転換の動態を描くには単純すぎるが、統一的な議論の枠組みでエコロジー近代化の東西比較を試みたイェニツケらの意を汲んで、ソ連時代のロシアの経済成長と環境負荷の関係を検証する。

1960年を起点として公式統計の鉱工業生産とGDP推計値の動向を比較すると、曲線の形状(山と谷の位置)は一致するが、後者は前者を大きく下回っている¹⁷。急速な工業化と経済成長を誇示していたソ連の鉱工業生産指数の計算には、原価の多重計算の可能性が大きい総額ベースでの生産額の算出、インフレーション・バイアスを十分に除去しない指数計算、企業任せの計算作業など、数多くの問題点を抱えていた¹⁸。そこで、新生ロシアの中央統計局にあたる国家統計委員会(現在のロシア統計局)附属の研究所員が1960～1988年の鉱工業生産指数の計算式を見直し、再計算したところ、同期間の実質的な伸び率は2.7倍にとどまるという分析結果を得た(ただし、公式に認められた修正値ではない)¹⁹。上述の推計GDPの伸び率(1960～1988年の間に2.95倍)²⁰と大きな開きはないことから、この間にロシア経済はおおむね3倍弱の成長を遂げたと考えられる。

エコロジー近代化の国際比較研究は、自然環境に有害な基幹産業を代表するという意味で構造的環境負荷の高い工業製品の生産量を調べ、その伸び率が当該国のGDP成長率を下回る場合には、経済成長と環境負荷のデカップリングがみられると判断する。逆の場合は、エコロジー的に有害な成長パターンである²¹。

図1および図2は、ロシアの構造的環境負荷を示すにふさわしいと考えられる鉱工業製品の生産量の動向を公式統計の鉱工業生産とGDP推計値の動向に重ねている。既存の国際比較研究で採用された製品の一部(アルミニウムなど)は、ソ連時代の鉱工業統計が非鉄金属類の生産量を非公開にしていたため、割愛せざるを得なかった。同統計に記載されていない品目は、同種の製品に置き換えた(塩素の代わりに硫酸と苛性ソーダ、セメントの代わりに鉄筋コンクリートなど)。さらに、ロシア経済にとって最重要と考えられる製品を追加した(石油、天然ガス、石炭)。貨物輸送については、整合性のある時系列データがなく、欧州や日本のように面積の小さい国々と輸送条件も大きく異なるため、分析の対象外とした。

¹⁷ Kuboniwa, M. "Economic Growth in Postwar Russia: Estimating GDP", *Hitotsubashi Journal of Economics*, 38 (1997), pp. 21-32.

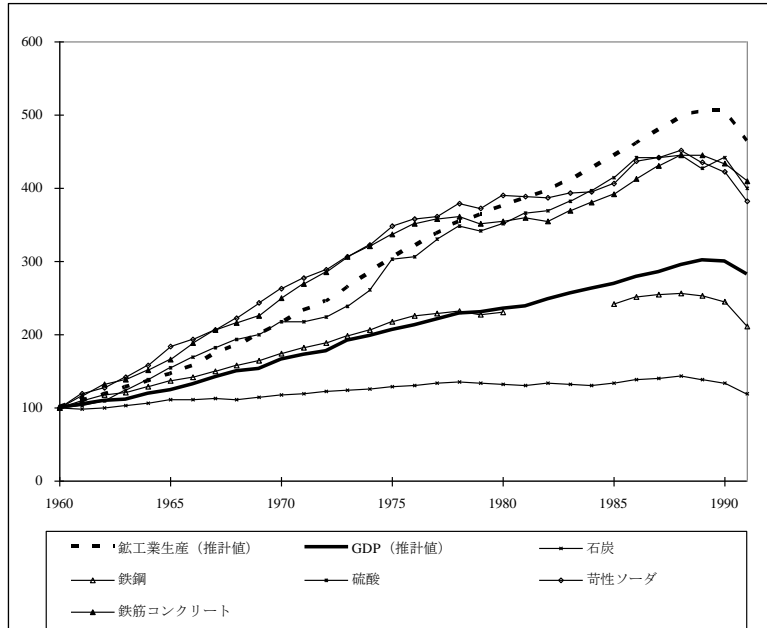
¹⁸ Кудров В. Надежны ли расчеты темпов роста экономики СССР и России? // Вопросы экономики. 1993. No. 10. С. 123-124.

¹⁹ Эйдельман М. Пересмотр динамических рядов основных макроэкономических показателей // Вестник статистики. 1992. No. 4. С. 26.

²⁰ Kuboniwa "Economic Growth", p. 27.

²¹ Jänicke, M., Binder, M. and Mönch, H. "Dirty Industries": Patterns of Change in Industrial Countries", *Environmental and Resource Economics*, 9:4 (1997), pp. 467-491; Jänicke, M., Mönch, H. and Binder, M. "Structural Change and Environmental Policy" in Young *The Emergence of Ecological Modernisation*, pp. 133-152.

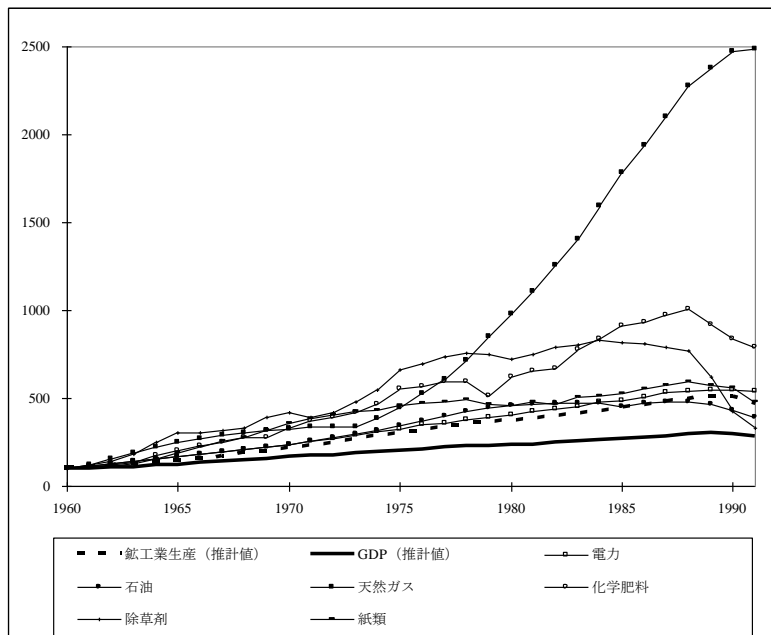
図1 経済成長と環境負荷(1960~1991年)——デカップリングのケース



(注) 1960年を100とした指数で表示している。空白の箇所(1981~1984年の鉄鋼)はデータの欠損による。

(資料) Kuboniwa, M. "Economic Growth in Postwar Russia: Estimating GDP", *Hitotsubashi Journal of Economics*, 38 (1997); *Госкомстат России Народное хозяйство Российской Федерации*. Москва, 1992; *ЦСУ РСФСР Народное хозяйство РСФСР ежегодное издание*. Москва から作成。

図2 経済成長と環境負荷(1960~1991年)——非デカップリングのケース



(注) 1960年を100とした指数で表示している。(資料) 図1に同じ。

便宜上、経済成長率が正から負に転じる 1990 年以前の時期に、経済成長と環境負荷のデカップリングが観察されるケース(図 1)と観察されないケース(図 2)に分けて表示している。公式統計の鉱工業生産をベースラインとすると、計画経済機構下での経済成長期にデカップリングが見られたケースは 5 つの製品である。推計 GDP を基準とすれば、鉄鋼と石炭だけである。他方、同期間内にデカップリングが見られず、推計 GDP あたり環境負荷が増大ないし横ばいの傾向にあるのは、資源・エネルギー産業を中心にロシア経済の近代化に不可欠な品目が並ぶ。エコロジー近代化の国際比較研究の結論に従えば、環境負荷の相対的低減に繋がる産業構造の転換に失敗した典型的な事例のひとつである²²。

それでは、1980 年代末から始まる市場原理の導入と普及は、エコロジー近代化の観点から好ましい変化をロシアにもたらしたのだろうか。

1-4 産業構造と環境負荷——*Effekt* の測定

資本主義経済への転換がロシア経済を大きく揺るがし、産業構造の変化を誘発したことはよく知られている。そこで、経済発展のあり方を規定する要因(技術水準、産業部門構成、経済成長)別にみた環境負荷量の変化を検証し、エコロジー近代化が追求する産業構造転換の有無を確認したい(上記③の手法)。

ここでは、最終エネルギー総消費量を環境負荷の指標とする。エコロジー近代化の観点で体制転換の動態を捉えるのにひとつの指標だけに頼るのは不十分だが、次の理由から現時点では最良の選択である。第 1 に、末端処理型の対処療法で排出量の削減が可能な硫黄酸化物や窒素酸化物よりも、産業構造の抜本的な転換が効率性の向上に必要とされるエネルギー関連のデータの方がエコロジー近代化の指標として望ましい²³。第 2 に、産業部門別の環境負荷の動向が検証できるデータは、最終エネルギー総消費量だけである。第 3 に、同データは長年にわたり OECD および IEA が標準化して提供しており、時系列・地域別比較が可能である。

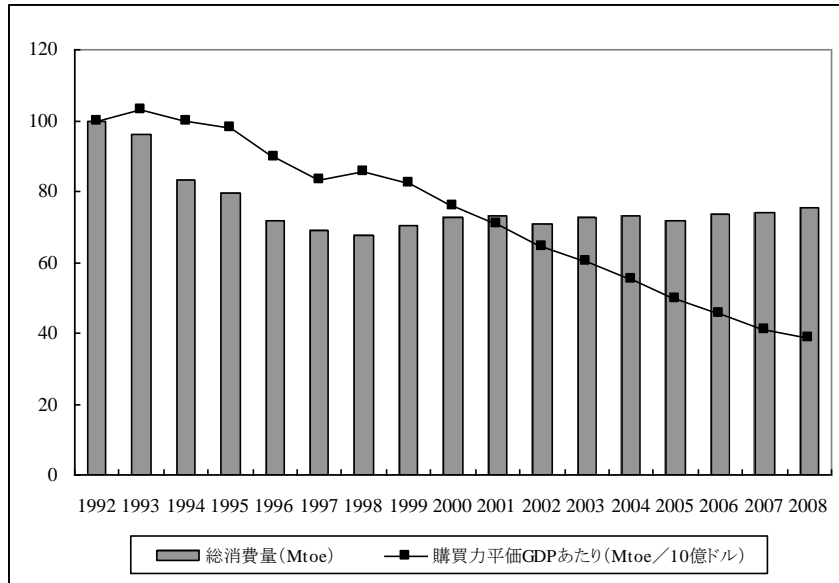
図 3 が示すように、ロシアで市場経済機構の制度化が本格的に始まる 1992 年以降の動向をみると、GDP あたり最終エネルギー総消費量は減少傾向にある。特に、ソ連崩壊後の経済危機を脱した 1998 年以降は減少幅が大きくなり、経済成長と環境負荷のデカップリングが生じている。計画経済から市場経済への転換と経済成長がエネルギー効率性を高めることは、ロシアを含む多くの国々で観測されている²⁴。

²² エコロジー近代化に関する構造転換の失敗例として、イェニックらはギリシアとブルガリアを挙げ、両国の構造的環境負荷の推移を図示している(Jänicke et al. “Dirty Industries”, pp. 477-482)。

²³ Andersen, M. “Ecological Modernization or Subversion? The Effect of Europeanization on Eastern Europe”, *American Behavioral Scientist*, 45:9 (2002), pp. 1403-1406.

²⁴ OECD *Environment in the Transition to a Market Economy: Progress in Central and Eastern Europe and the New Independent States* (Paris: OECD, 1999), pp. 31-59.

図3 ロシアにおける最終エネルギー総消費量の動向



(注) Mtoe は Million tonne of oil equivalent (石油換算 100 万トン) の略称 (以下同じ)。
 (資料) International Monetary Fund *World Economic Outlook Database*,
 October 2010 (<http://www.imf.org/external/data.htm>, accessed 18 February 2011);
 OECD/IEA *Energy Balances of Non-OECD Countries various issues* (Paris: OECD)
 から作成。

以下では、イエニッケらが考案した環境負荷量の計算式をベースにして、製造業だけでなく他の産業部門も分析対象に加えることで産業構造の変化の影響を捉えようとしたモデルに基づき²⁵、ロシアの産業構造と環境負荷の関係を検討する。具体的には、次式を用いて、産業構造に関わる要因別に環境負荷量を分解し、各要因の影響度を測る。

$$E_{ij} = \frac{E_{ij}}{Y_{ij}} \times \frac{Y_{ij}}{Y_i} \times \frac{Y_i}{Y_0} \times Y_0$$

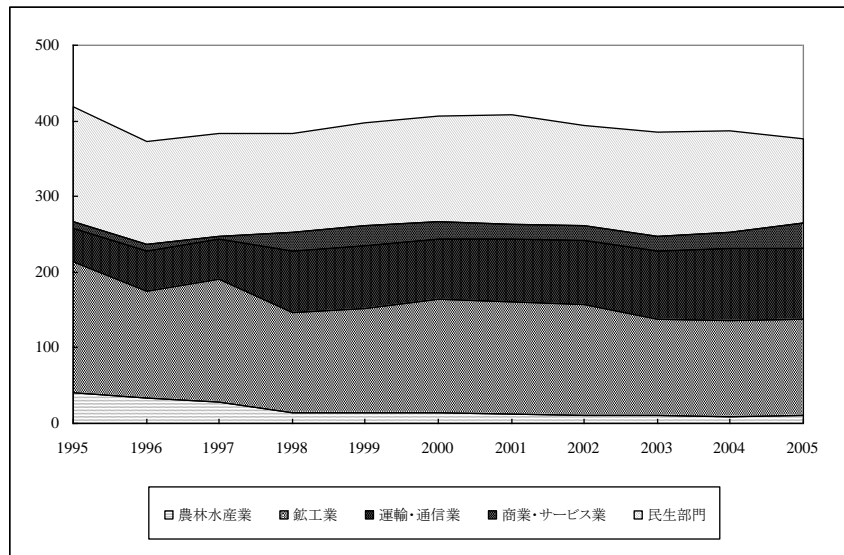
E_{ij} : 比較年 i の産業部門 j による環境負荷量、
 Y_{ij} : 比較年 i の産業部門 j の付加価値額、
 Y_i : 比較年 i の産業部門全体 (Σ_j) の付加価値額、
 Y_0 : 基準年 0 の産業部門全体 (Σ_j) の付加価値額。

右辺は、順に各産業部門の技術水準(第1項)、各産業部門の構成比(第2項)、産業部門全体の経済成長(第3項)を表す。すなわち、環境負荷の小さい生産技術の導入、環境負荷の大き

²⁵ 詳しくは、孫穎「産業構造転換と環境負荷の関係——北九州市と大連市の比較研究を中心に」『福祉社会研究』第4・5号、2005年、pp. 69-96 および八木信一「産業構造の転換と環境負荷」『調査と研究』(京都大学経済論叢別冊)第19号、2000年、pp. 50-69を参照。イエニッケらの原典は独語で書かれているため、以下の記述は、もっぱら八木「産業構造の転換と環境負荷」、pp. 50-52による。ただし、用語・記号の一部は変更し、実証分析の手法で異なるところもある。

い「汚染産業」から小さい「クリーン産業」への転換、経済成長の抑制は、それぞれ環境負荷の低減に寄与する。まず、各産業部門の環境負荷量の実測値(実負荷量)を求め(図4を参照)、次に各要因のひとつを基準年の値で固定して得られた計算値(仮定負荷量)との差を *Effekt* (独語で「効果」の意味)と呼ぶ。例えば、第1項を基準年の値で固定すれば、当該の産業部門で技術水準の変化が起こらないと仮定した場合の計算値が得られる。技術水準の変化が実際に及ぼす影響は実測値に反映されているため、両者を比較すれば、技術水準の変化の影響度が環境負荷量として求められる。すなわち、実負荷量が仮定負荷量を下回れば(負の *Effekt*)、技術水準の変化が環境負荷の低減をもたらしたことになる、逆に上回れば(正の *Effekt*)、環境負荷の増大を意味している。同じく、第2項を基準年の値で固定すれば産業構造転換の影響度が求められ、第3項を同様に固定すれば経済成長の影響度が測られる。

図4 部門別の最終エネルギー総消費量の動向 (Mtoe)



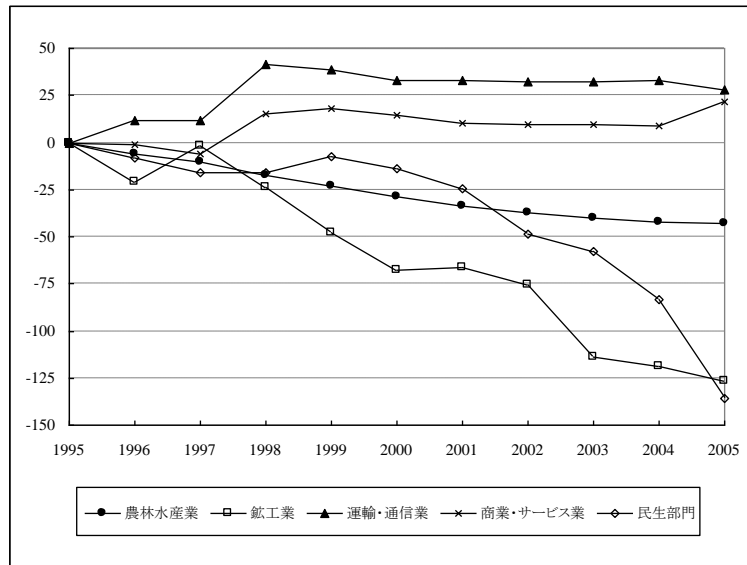
(資料) OECD/IEA *Energy Balances of Non-OECD Countries various issues* (Paris: OECD) から作成。

通常は、時系列で比較可能な産業別の環境負荷の指標と SNA 統計が揃えば、上記の計算式で産業構造と環境負荷の関係が検証できる。しかし、上述したように、ロシアの公式 SNA 統計では産業構造を正確に把握できない。ロシアの基幹産業である石油・ガス産業の採掘部門(鉱工業)から販売部門(商業・サービス業)へ付け替えられた付加価値額は、時に GDP 全体の 10%を超えることもあり、この点の修正が施されたデータを用いなければならない。現時点で入手可能な修正値は 1995~2005 年の 11 年間に限られるが²⁶、ロシア経済が縮小から拡大へ転換する重要な画期

²⁶ 久保庭「石油・ガス産業の利潤と資本」、pp. 114-115 の表 5-9 および Kuboniwa, M. *Growth and Diversification of the Russian economy in Light of Input-Output Tables*, RRC Working Paper 18, Russian Research Center, The Institute of Economic Research, Hitotsubashi University, Tokyo, June 2009, p. 5, Table 2 を参照。両表中の数値

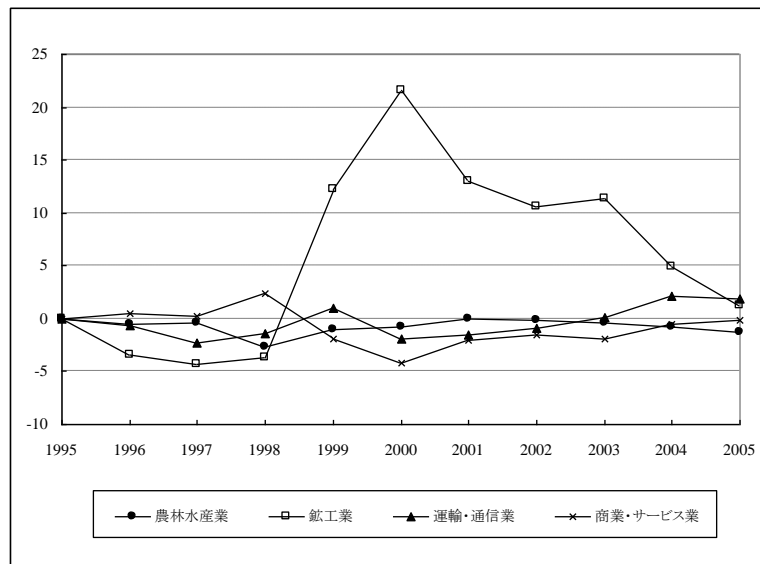
であり、経済成長と環境負荷のデカップリングの背景を探るために分析を試みた。

図 5 ロシアにおける *Effekt* の変化(技術水準)



(資料) 図 4 の資料および久保庭真彰「石油・ガス産業の利潤と資本」、pp. 114-115; Kuboniwa *Growth and Diversification*, p. 5; United Nations *National Accounts Statistics: Main Aggregates and Detailed Tables, 2005, Part III* (New York: UN, 2007), pp. 370, 373-374 に基づき筆者算出。

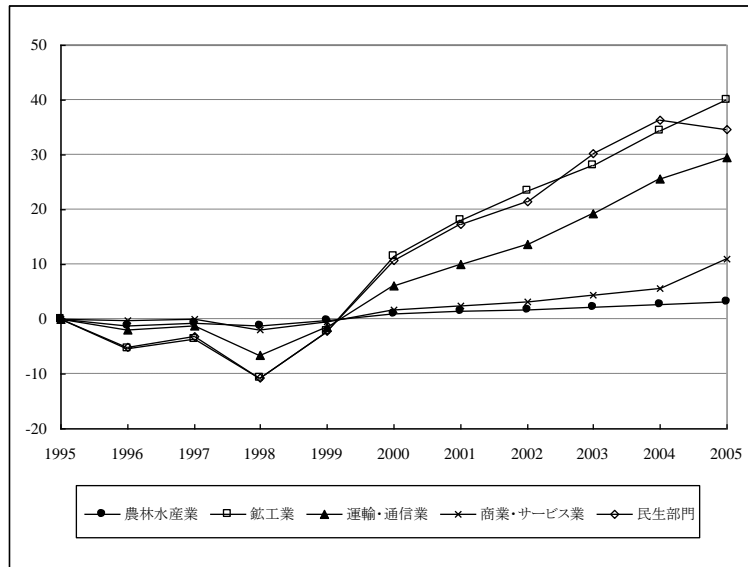
図 6 ロシアにおける *Effekt* の変化(産業構造転換)



(資料) 図 5 に同じ。

に基づき、公式統計では商業部門に計上されている石油・ガス産業の付加価値を鉱工業部門に移動して、各産業部門の *Effekt* を算出した。

図 7 ロシアにおける *Effekt* の変化(経済成長)



(資料)図 5 に同じ。

図 5 から図 7 は、最終エネルギー総消費量を環境負荷の指標として、1995～2005 年における各部門(農林水産業、鉱工業、運輸・通信業、商業・サービス業、民生部門)の技術変化、産業構造転換、経済成長の *Effekt*(単位は石油換算 100 万トン)の推移を図示している²⁷。基準年は 1995 年である。実負荷量で見ると、図 4 が示すように鉱工業と民生部門がともに 3 割を超え、両者に運輸・通信業を加えると 9 割近くになる。この点を踏まえて、各系列の *Effekt* の推移をみると、第 1 に技術水準の変化が環境負荷の低減にもっとも寄与している²⁸。言い換えれば、絶対的な負荷量の大きい鉱工業と民生部門で、環境負荷の低減に繋がる技術的变化がエネルギー集約度の低下というかたちで生じ、経済成長と環境負荷のデカップリングを実現している。とりわけ、2000 年代前半に産業部門のエネルギー集約度は劇的に低下したという²⁹。第 2 に、ロシア経済の転換期(1998～1999年)を境に、*Effekt*の動きに変化がみられる。特に、2000 年以降は経済成長の *Effekt* が年々増大し、技術水準の変化の効果を相殺している。第 3 に、産業構造転換の *Effekt* を見ると、経済成長期に入ってから鉱工業の *Effekt* が正の値を記録している。この点は OECD 諸国の趨勢とは対照的で³⁰、ロシア経済の成長の原動力が鉱工業であることを示唆している。他方、他部門の *Effekt* は横這いで推移している。それゆえ、ロシア経済の実態をより反映した修正値を用いると、

²⁷ 八木「産業構造の転換と環境負荷」、pp. 52-67 の手法に基づき、民生部門の *Effekt* の計算には家計最終消費支出額を用いた。ただし、産業構造転換の分析に同部門を含める意味はないため、図 6 では削除した。

²⁸ 図 5、図 6、図 7 の *Effekt* のスケールの違いに注意されたい。

²⁹ Баумаков И. Российский ресурс энергоэффективности: масштабы, затраты и выгоды // Вопросы экономики. 2009. No. 2. С. 74. その他の重要な改善要因として、エネルギー消費量全体が低下する中で、その一次供給源が石油・石炭から天然ガスに移行したことが挙げられる(Korppoo, A. et al. *Towards a New Climate Regime? Views of China, India, Japan, Russia and the United States on the Road to Copenhagen*, The Finnish Institute of International Affairs, FIIA Report 19, 2009, p. 88)。

³⁰ 八木「産業構造の転換と環境負荷」、p. 60 の第 14 図を参照。

環境負荷の持続的減低に繋がるような産業構造転換が同国で進行しているとはいえない。

以上、信頼性の高いデータが揃う1995～2005年における*Effekt*の動向を分析すると、ロシアではエコロジー近代化論が重視する汚染産業からクリーン産業への転換は見られず、2000年代前半の経済成長は環境負荷を一方向的に高めているにもかかわらず、経済成長と環境負荷のデカップリングが生じている。相矛盾するような現象を解き明かすカギは、エネルギー効率性の極端な悪さにある。環境負荷として用いている最終エネルギー総消費量を他の主要国と比較すると、図8が示すように、ロシアのGDPあたりの数値の高さと減少率の大きさが一目瞭然である。つまり、計画経済の下で形成された非効率的な産業構造を引き継いだことと、その改善の余地の大きさが、ロシアにおける経済成長と環境負荷のデカップリングを支えていた。しかし、よく知られているように、体制転換後は企業の設備投資が滞り、生産設備の老朽化が急速に進行した。OECDの推計によると、1999年の固定資本形成の水準は1990年の4分の1以下で、生産設備の約25%は実用に耐えないほど老朽化していた³¹。ロシアの公式統計でも、1990年代に鉱工業の資本設備の平均使用年数が急伸し、設備更新が停滞していたことは確認できる³²。それゆえ、上記のデカップリングは設備更新や技術革新の成果ではなく、老朽化した生産設備の休停止がエネルギー効率性の向上に著しく寄与したと考えられる。もっとも、こうした「伸びしろ」は無限ではなく、いずれは消滅する可能性が高い。現に、中国は1990年代に目覚ましいペースで経済成長と環境負荷のデカップリングを実現してきたが、2002年以降は停滞局面に入ったため、継続的な経済成長が環境負荷の総量を急増させている³³。総量ベースでみると、経済成長期のロシアの環境負荷は微増傾向にあり(図3を参照)、デカップリングの余地が消滅すれば、経済成長が続くかぎり中国と同じ道を歩むことになる³⁴。

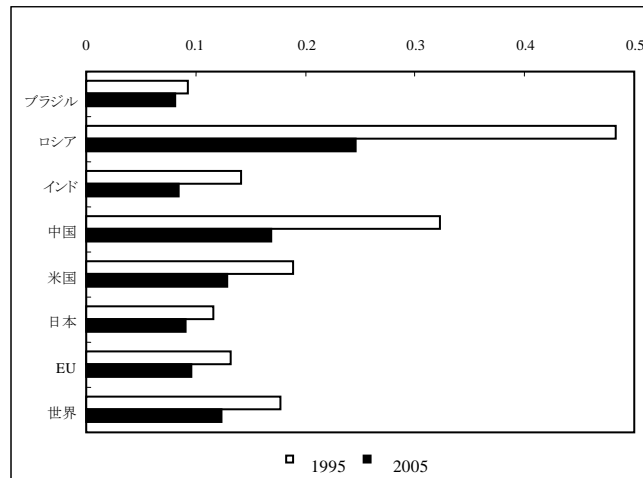
³¹ OECD *The Investment Environment in the Russian Federation: Laws, Policies and Institutions* (Paris: OECD, 2001), p. 11. ただし、生産設備の更新状況は産業部門間で大きく異なる。2000年末の時点で、鉱工業全体の固定資本の平均使用年数は15.7年であるが、石油精製業(同23.5年)、鉄鋼業(同23.3年)、医療機器産業を除く機械製作・金属加工業(同21.7年)は20年を超え、業績が好調な石油採掘業(同7.1年)とガス産業(同8.0年)は10年を下回っている(Глисин Ф. О конкуренции на рынках промышленной продукции в 1999-2000 гг. // Экономист. 2001. No. 4. С. 42)。

³² Госкомстат России Российский статистический ежегодник. 2002. Москва, 2002. С. 355-356. ただし、生産設備の更新状況は産業部門間で大きく異なる。2000年末の時点で、鉱工業全体の資本設備の平均使用年数は15.7年であるが、石油精製業(同23.5年)、鉄鋼業(同23.3年)、医療機器産業を除く機械製作・金属加工業(同21.7年)は20年を超え、業績が好調な石油採掘業(同7.1年)とガス産業(同8.0年)は10年を下回っている(Глисин Ф. О Конкуренции на Рынках Промышленной Продукции в 1999-2000 гг. // Экономист. 2001. No. 4. С. 42)。

³³ 徳永昌弘「新興市場経済におけるエコロジー近代化——予備的考察」水野一郎 編著『上海経済圏と日系企業——その動向と展望』関西大学出版会、2009年、174-179ページ。

³⁴ 2008年秋以降の世界金融・経済危機はロシア経済の成長に急ブレーキをかけたため、経済成長と環境負荷の関係は新たな局面を迎えている。2009年のGDPが前年比マイナス7.8%と落ち込んだため、ロシアのエネルギー集約度は一時的に上昇すると予想されている(Mitrova, T. *Strategy of the Russian Energy Sector Development with Its Implication for the technologies*, ロシアNIS貿易会「日露石油ガス技術交流セミナー」2011年2月21日、大阪)。

図 8 購買力平価 GDP あたり最終エネルギー総消費量の変化
(Mtoe/10 億ドル)



(資料) 図 3 に同じ。

2 環境政策能力の展開

環境負荷を低減する技術改良に努め、汚染産業からクリーン産業への構造転換を促したとしても、急速な経済成長が両者の効果を相殺してしまうことは自明の理である。しかし、先述したように、エコロジー近代化の論者は環境至上主義に批判的で、経済成長の積極的な抑制策には首肯しない。そのため、環境よりも経済を優先していると批判されてきた。広義の環境ガバナンスを意味する環境政策能力という概念が提起された背景には、社会全体による適切な経済運営の必要性を強調することで、エコロジー近代化に向けられた批判の矛先をかわす意図もあろう。あるいは、欧州伝統のコーポラティズムをエコロジー近代化の議論に取り入れようとする試みともいえる。

一連の「成功した環境政策」の実証分析を踏まえて、イエニッケは環境政策の成否を決する要因を次の 5 点にまとめた。すなわち、①政策決定に関わる関係者の構成、②長期的な環境保護戦略の有無、③政策行為の枠組みを形成する構造的条件、④短期的な政治・経済・社会情勢(状況的文脈)、⑤環境破壊・汚染の内容と性格である。政治学の概念に依拠して環境政策の動態分析に求められる議論の枠組みを提供することで、「能力開発」(capacity building)を通じた政策効果の向上に焦点を当てつつ、環境政策能力の国際比較研究を展望している³⁵。前節で取り組んだ経済成長と環境負荷のデカップリングの検証を量的な比較研究とすれば、各国の環境政

³⁵ Jänicke “The Political System’s Capacity”, pp. 1-24 を参照。環境政策能力の国際比較に関する実証研究としては、Andersen, M. “Ecological Modernisation Capacity: Finding Patterns in the Mosaic of Case Studies” in *Young The Emergence of Ecological Modernisation*, pp. 107-131; Weidner, H. “Capacity Building for Ecological Modernization: Lessons from Cross-National Research”, *American Behavioral Scientist*, 45:9 (2002), pp. 1340-1368; Weidner, H. and Jänicke, M. (eds.) *Capacity Building in National Environmental Policy: A Comparative Study of 17 Countries* (Berlin: Springer, 2002) などが挙げられる。

策の成否に関する検討は質的な比較研究を課題としている。ただし、実証分析に歩を進めると、選択される指標やモデルで結果が大きく変わるだけでなく、法制度が存在することと適切に機能することは別問題であるため、環境政策能力の国際比較研究に対して懐疑的なエコロジー近代化の論者もみられる³⁶。実際のところ、イエニツケが提起した5点の要因をすべて指標化することは不可能で、環境政策能力の検討には定量的な分析だけでなく記述的な考察も求められる。そこで、イエニツケが念頭に置いている環境政策の実効性が発現する諸条件に留意して、ロシアにおける環境政策能力の展開を検討したい。

表1および表2は、環境法制の制度化の動向と環境政策能力の展開を示している。前者では環境政策を制度として支える法定面に焦点を当て、その実態を考慮するため、後者では上記の5点の要因別に環境政策の機能面を整理している。ソ連時代にまで遡ると、ロシアの環境政策の動向は5つの時期に大別される(表1を参照)。以下では、計画経済機構下のロシアの環境政策能力を検証した上で、環境面から近代化を制御する試みが1980年代末に大きく転回した後に、体制転換後の経済危機が環境政策能力を侵食したため、同国のエコロジー近代化の道が閉ざされていく過程を明らかにする。

表1 環境法制の制度化(略年表)

時 期	内 容
ロシア革命後～1920年代中葉	自然保護に関する15の法令施行 自然保護区の設置開始
1930年代	公衆衛生行政の実施(直接規制開始)
第Ⅰ期 (揺籃期)	1938年 ソ連人民委員会に自然保護区委員会設置
1949年	大気汚染撲滅および公衆衛生改善に関するソ連閣僚会議決議 ソ連保健省に国家衛生監督官設置(汚染物質モニタリングに従事)
1955年	ソ連科学アカデミーに自然保護委員会設置
1957年～1968年	連邦共和国の自然保護法制定と自然保護国家委員会設置
1968年～1981年	6大資源基本・保全法(土地・水・鉱物・森林・大気・動物)および保健法制定
1972年	ソ連共産党中央委員会・閣僚会議決議「自然保護の強化と天然資源の利用の改善について」
1976年	国民経済発展年次計画に「自然保護と天然資源の合理的利用」編を追加 環境分野の国家規格承認
第Ⅱ期 (発展期)	1970年代後半 公害防止目的の設備投資伸張
1977年	ソ連憲法(改正)に環境権明記
1978年	ソ連共産党中央委員会・閣僚会議決議「自然保護の強化と天然資源の利用の改善に関する追加的諸措置について」 ソ連水文気象・自然環境監視国家委員会の設置(環境モニタリングに従事)
1981年	ソ連閣僚会議幹部会に自然環境保護および天然資源の合理的利用委員会設置(環境法制遵守の監督)

³⁶ エコロジー近代化の分析手法として事例研究を重視するモルらは、国単位の国際比較研究だけでは環境政策の成否は論じられないとしている(Sonnenfeld, D. and Mol, A. “Environmental Reform in Asia: Comparisons, Challenges, Next Steps”, *The Journal of Environment and Development*, 15:2 (2006), pp. 112-137)。

エコロジー近代化から見たロシア

	1985年	ソ連最高ソビエト決定「自然保護と天然資源の合理的利用に関する法律の要求の遵守について」
	1988年	ソ連共産党中央委員会・閣僚会議決議「わが国における自然保護活動の抜本的なベレストロイカについて」 ソ連自然保護国家委員会の設置(連邦レベルで初の環境省庁) 汚染課徴金の導入(間接規制の本格的運用)
	1989年	ソ連自然保護国家委員会の報告書作成(初の環境白書)
第III期 (転換期・高揚期)	1991年	ソ連自然保護省の設置(国家委員会から昇格) ロシア共和国法「自然環境の保護について」 ロシア共和国エコロジー・天然資源省の設置
	1991年 ソ連崩壊とロシア誕生(体制転換)	
	1993年	ロシア憲法に環境権明記 環境保護・天然資源省の設置(組織再編による改称)
	1993年以降	環境保護に関する連邦法および天然資源に関する法規の制定と改正
	1994年	大統領令「環境保護と持続的発展の保証のためのロシア国家戦略について」
	1994年以降	環境保護と天然資源利用に関する連邦政府の行動計画策定
	1995年	連邦法「国家環境審査について」
	1996年	大統領令「持続的発展へのロシアの移行構想」(1992年国連環境開発会議採択「アジェンダ21」への対応) 環境保護・天然資源省の分割(自然環境保護国家委員会と天然資源省の併設) 連邦法「省エネルギーについて」
	1999年	連邦法「公共団体について」(NGOに対する規制強化)
	2000年	自然環境保護国家委員会と連邦林野局の廃止(業務の一部は天然資源省に移管)
第IV期 (後退期)	2001年	連邦政府計画「ロシアのエコロジーと天然資源(2002～2010年)」(特定連邦プログラム) 同「2002～2005年および2010年までを展望した『エネルギー効率的経済』」(同上)
	2002年	連邦法「環境保護について」(1991年ロシア共和国法「自然環境の保護について」廃止) 連邦政府指令「ロシア連邦の環境基本原則(ドクトリン)」
	2003年	連邦法「省エネルギーについて」改正
	2004年	天然資源省の再編(自然保護局の廃止と資源の適正利用に関する4部局の設置) 気候変動枠組条約第3回締約国会議採択「京都議定書」の批准
	2006年	連邦法「ロシア連邦法令の一部改正について」(通称「ロシアNGO法」)
	2008年	エコロジー・技術・原子力監督局および水文気象・自然環境モニタリング局の編入に伴う省名変更(天然資源省から天然資源・エコロジー省へ)
第V期 (修正期)	2009年	連邦法「省エネルギー、エネルギー効率性の向上、ロシア連邦の各種法令の変更について」 「ロシア連邦の気候基本原則(ドクトリン)」(連邦政府承認・大統領署名)
	2010年	非営利団体への支援に関する連邦法案の提出(大統領から下院へ)

(資料) 各種資料から作成。

表2 環境政策能力の展開

時 期	政策決定に関わる関係者の構成	長期的な環境保護戦略の有無	政策行為の枠組みを形成する構造的条件	短期的な政治・経済・社会情勢(状況的文脈)	環境破壊・汚染の内容と性格
1950年代	企業の所管・監督省庁、保健省、研究機関		社会主義、計画経済、一党独裁		産業公害
1960年代	地方ソビエト、自然保護協会、学術団体、マスメディア			ヤースナヤ・ポリャーナ(トルストイ生家)の煤煙問題 「バイカル問題」(バイカル湖流域の環境汚染)	開発と環境の調和
1970年代	産業省庁から独立した国家機関(人民監督委員会、水文気象・自然環境管理国家委員会など)			アラル海域の生態系破壊(灌漑・運河建設の影響) 国連人間環境会議(ストックホルム)	自然改造計画の影響
1980年代				チェルノブイリ原発事故	放射能汚染
1990年代	環境保護に特化した国家機関の設立、NGO・市民団体の増勢	ロシア大統領令「環境保護と持続的発展の保証のためのロシア国家戦略について」、同「持続的発展へのロシアの移行構想」	ベレストロイカ(市場経済導入)体制転換(ソ連崩壊) 資本主義、市場経済、多党制	国連環境開発会議(リオデジャネイロ)	持続的発展
2000年代	環境保護に特化した国家機関の分割・廃止、NGO・市民団体への国家介入の強化	ロシア連邦政府計画「ロシアのエコロジーと天然資源(2002-2010年)」		京都議定書の批准	地球環境問題

(資料) 各種資料から作成。

2-1 計画経済機構下の環境政策能力——環境規制の強化

第I期は、第2次世界大戦後の工業化で顕在化した産業公害に対応した時期で、環境政策の揺籃期と呼べる。産業公害に対応した環境政策が公衆衛生行政の一環として1950年代に本格化し、環境規制の法制化は1950年代末から進められるなど、世界の工業国の中でソ連は比較的早くから公害問題に取り組んでいた。世界で初めて飲料水の水質基準の規制値を設定・導入した国はソ連である。その当時に中心的役割を果たしていた政府機関はソ連保健省であった。同省は傘下の医学アカデミーや教育訓練施設と協力して、汚染物質の排出基準に関する研究に従事し、関係機関と協議しながら規制値に相当する「最高許容濃度」(предельно допустимые концентрации)を決定しただけでなく、全国に張り巡らされた衛生・防疫機関を通じて、企業の立地先の選定、操業状況に対する監督と勧告、一時停止もしくは閉鎖の発令など、その「生き死に」に関わる権限も名目上は有していた。公衆衛生の観点でのみ汚染物質の排出規制を定めた国は、ソ連が最初である³⁷。さらに、生活環境の保全を目的とした公衆衛生行政は、ゾーニングの手法を用いた都市整備計画と結びつき、地域レベルの立地規制としても機能していた。その最大の成果がモスクワの大気汚染対策で、環境政策における社会主義の優位性に否定的な論陣の急先鋒を務めた米国のソ連研究者 M. ゴールドマン(Marshall Goldman)でさえ、ソ連の環境政策の成功例としていた³⁸。公衆衛生の改善はモスクワ市域の当初の開発計画から重視され、モスクワ中央保健所を中心に、大気汚染のモニタリング、汚染因子の研究、規制値の設定と勧告、幅広い疫学調査などが積み重ねられた。このように、公衆衛生行政に立脚した環境政策は都市部の大気汚染の改善に貢献し、有効な直接規制として内外から高く評価された。当時の環境政策は世界的にも直接規制が主流で、厳格な法規制の存在が環境重視の姿勢を表すと考えられていたことも、評価を高めた一因である。

他方で、厳格な直接規制の効果は大規模な環境政策に限られ、企業レベルでは逆説的な事態が生じていた。企業に環境対策の強化を促したい当局の意向に反して、環境破壊・汚染を招いても生産計画の遂行を優先しようとする行動様式が直接規制の強化でむしろ助長された。当時の技術水準に照らすと余りにも厳格すぎた規制値は、いわば努力目標と受け止められたことに加え、環境対策の執行を企業に促すメカニズムが働いていなかったためである。そこで、環境規制の強化だけでなく、環境破壊・汚染の防止に向かわせる経済的誘因を企業に与える仕組み作りが求められ、実効的な間接規制の構築を模索したが、市場原理に基づく間接規制を計画経済機構の枠内で運用することは社会主義国ソ連に特異な難点を突きつけた。その一例は、1967年7

³⁷ 「生活環境の快適な条件を維持することを大気汚染防止の主目的として、最高許容濃度を国家レベルで設定した世界最初の国はソ連である。...しかも、それは対策技術の現状とは無関係に、あくまでも衛生の立場だけを根拠としてきめている点は注目すべきであろう」(清浦雷作『世界の環境汚染——その実態と各国の対策』日本経済新聞社清浦、1974年、p. 239)。なお、当時の衛生・防疫行政の内容と権限は、ソ連および連邦構成共和国の基本保健法の第3章に記されている(稲子恒夫・片山良一訳「ソ連の基本保健法」『名古屋大学法政論集』第57号、1973年、pp. 106-127)。

³⁸ Goldman, M. *The Spoils of Progress: Environmental Pollution in the Soviet Union* (Cambridge, Massachusetts: M.I.T. Press, 1972) [M. ゴールドマン(都留重人監訳)『ソ連における環境汚染——進歩が何を与えたか』岩波書店、1973年、pp. 137-149].

月に導入された天然資源使用料をめぐる論争である。本来の目的は、天然資源の採掘部門の原価構成を大きく左右する自然条件の差を平準化し、企業活動の効率性を公正に評価することにある。しかし、資源の適正利用を目的とした環境対策の機能も併せ持たせるために、資源利用に対する金銭的な補償措置の導入が要求された³⁹。実際に導入された天然資源使用料は、「利潤方式への移行」と呼ばれた経済改革と連動して、その柱のひとつである生産基金の有償化の過程で国庫に上納する定額納付金の一種として処理されたため、限界原理に基づく鉱山地代の域を出なかった⁴⁰。それゆえ、天然資源の有償制の道は開いたが、環境政策の見地からは不満が残り、資源の適正利用を促す経済的誘因の弱さが批判された。

第 II 期は環境政策の発展期で、1972 年にストックホルムで開催された国連人間環境会議を契機に到来した。経済成長と環境保護の両立の必要性を訴えた同会議が、ソ連を含む世界の工業国に環境重視の姿勢を促し、「環境の時代」をもたらしたことはよく知られている。西欧の先進諸国と同様に、当時のソ連でも産業公害の進行に歯止めがかからず、大きな社会問題として認知されていた。そのため、環境政策の強化が政治的に重要な議題となり、それに対応した国家機構の再編も行われた。例えば、ソ連共産党中央委員会・閣僚会議で 2 度にわたり自然保護の強化と天然資源利用の改善が決議され、環境モニタリングに従事する連邦政府機関としてソ連水文気象・自然環境監視国家委員会（現在のロシア天然資源・エコロジー省水文気象・環境モニタリング局の前身）を設置した。さらに、環境分野の国家規格が登場し、経済発展の年次計画の中に環境政策の編が追加されるなど、産業省庁と傘下企業は所定の環境対策の遂行を厳格に求められるようになった。計画経済機構下での環境ガバナンスの構築をめぐる政策論争を経て、1970 年代以降は環境政策・対策の強化がハイレベルの統治機構で繰り返し要求され、産業省庁から独立した政府機関に企業監督の任を与える一方で、公害防止目的の設備投資用の基金を設けて各企業に環境対策の実行を促すなど、西欧の先進国と同様の措置が執られた。実際、公害防止目的の設備投資は 1970 年代後半に大きく伸長し、公害・環境問題に対して計画機関は一定の政策的対応を見せたと理解できる⁴¹。それゆえ、同問題は決して放置されていたわけではなく、環境政策における社会主義の優位性を護持するために環境収斂論に対しては徹底的なイデオロギー闘争を挑む一方で⁴²、デタントの流れの中で米国と環境分野の技術・研究協力を積極的に進めたり、北欧諸国に視察団を派遣したりするなど、環境政策・対策の現場では実利的な対応をしていた。そのかぎりで、ブレジネフ政権の「停滞の時代」は、既存の近代化路線が招来した公害・環境問題に本腰を入れて取り組まざるを得なくなった「環境の時代」であったといえる。

³⁹ Кислова Т. Экономическая оценка естественных факторов производства о плате за природные ресурсы // Экономические науки. 1966. No. 6. С. 54-58; Струмилин С. О цене «даровых благ» природы // Вопросы экономики. 1968. No. 8. С. 60-72; Шкатов В. Цены на природные богатства и совершенствование планового ценообразования // Вопросы экономики. 1968. No. 9. С. 67-77などを参照。

⁴⁰ 宮鍋幟「ソ連の経済改革とファンド有償制」『経済研究』（一橋大学）、第 19 卷、第 1 号、1968 年、pp. 36-37。

⁴¹ Sätre Åhlander, A. *Environmental Problems in the Shortage Economy: The Legacy of Soviet Environmental Policy* (Aldershot, Brookfield: Edward Elgar, 1994), pp. 62-67.

⁴² Лантнев И. Идеологические аспекты экологических проблем // Коммунист. 1975. No. 17. С. 65-73などを参照。

そして、企業に環境対策強化の経済的誘因を付与する間接規制の必要性は、この時期によりいっそう高まった。提起された有力案のひとつは、汚染課徴金制度の導入である。その狙いは、利潤指標に環境保護に関する項目を組み込むことで、環境対策の進展に寄与する施策の選択に企業を向かわせるだけでなく、管理機能を担う行政機関が課徴金の料率を管理上のパラメーターとして利用すれば、環境保護計画の最適化問題の設定が可能になり、環境政策の効率性を向上させることにもある⁴³。しかし、上述の天然資源使用料の対象とされた一部の鉱物資源を除けば、天然資源の「無償使用」の原則が貫かれていたため、その有償制が前提となる汚染課徴金制度の提案は現実味を欠いていた。実際に採用された間接規制の強化案は、経済改革の進捗状況を踏まえて企業別に最大許容排出量を設定し、経済法的な責任強化を図る手法である。具体的には、許容量を超えて排出された汚染物質を不良の生産物ないし副産物に見立て、その分については生産計画の遂行実績を所定の比率で下方修正し、企業内に留保される資金(経済的刺戟ファンド)を削減するという内容であった(1978年12月のソ連共産党中央委員会・閣僚会議決議「自然保護の強化と天然資源の利用の改善に関する追加的諸措置について」で承認)。罰金等の懲戒規程と比べれば生産計画の未達成に敏感な社会主義企業の行動様式に合致していたが、環境対策の促進に直接結びつく制度設計ではなく、計画経済機構の枠組みの中で初めから射程の限られた間接規制にとどまっていた⁴⁴。計画経済機構の分権化構想に通じる汚染課徴金制度は、1980年代末のペレストロイカの登場によって機が熟すまで、長い間傍流に置かれたのである。

2-2 ペレストロイカ以降の環境政策——高揚から後退へ、そして見直しへ

第 III 期は、1980年代後半のゴルバチョフ政権のペレストロイカを契機とする環境政策の転換期・高揚期である。それまでは計画経済機構を前提とした厳格な環境規制が敷かれていたが、実際には環境対策の強化を求める政府方針に公然と反旗を翻す企業も少なくなかった⁴⁵。国家と企業の利害の不一致は、1960年代半ばに地下出版され、国外に流出した経済学者 A. アガンベギャン(Абел Аганбегян)の報告で指摘されていた問題である⁴⁶。実際の法令遵守よりも、理想的目標の設定や啓蒙・教育の役割の方が重視されるという特有の法概念に加え⁴⁷、産業省庁・企業内での環境対策の優先度の低さ(生産計画の遂行を最優先)、その執行をチェックする監督機関に対する政治的圧力と実際上の権限行使の制約(産業省庁の強大な政治力)、環境政策の執行機関の重複と責任の分散(単一の環境行政機関の欠如)、法令違反に対する罰金中心の罰則体系

⁴³ 久保庭真彰「社会主義における『公害』規制論」『経済評論』第24巻、第13号、1975年、p. 160。

⁴⁴ 大江泰一郎「ソ連における環境保護法の展開——大気保護法の制定過程を中心に」社会主義法研究会編『社会主義における生活と法』法律文化社、1981年、pp. 34-41。

⁴⁵ Kramer, J. “Environmental Problems in the USSR: The Divergence of Theory and Practice”, *The Journal of Politics*, 36:4 (1974), pp. 886-899.

⁴⁶ Hanson, P. *The Rise and Fall of the Soviet Economy: An Economic History of the USSR from 1945* (London: Longman, 2003), pp. 100-101.

⁴⁷ Ziegler, C. *Environmental Policy in the USSR* (Amherst: The University of Massachusetts Press, 1990), pp. 78-81.

(刑事罰は一罰百戒としてのみ適用)⁴⁸、統制された環境保護運動の限界(言論や結社の自由の制限)などが、環境政策の運用能力を低水準にしていた。上述の直接・間接規制の問題は、社会主義企業に環境対策強化の法的・経済的誘因を付与するメカニズムの構築に関わるが、ここでは環境対策の確実な履行を可能にする企業管理メカニズムの不備が問われていた。

環境政策の成否を決する要因としてイエニッケが提起した論点に従えば(表2を参照)、環境破壊・汚染の進行が開発と環境の調和を要請し、1970年代初頭の国連人間環境会議(ストックホルム)を契機に「環境の時代」が到来すると、環境規制の強化が政治的に重要な議題となり、それに呼応した国家機構の再編も行われたという点では、当時の西欧諸国と変わらない。長期的な環境保護戦略を欠きながら、重大な公害・環境問題として社会的に認知された事例に対して、直接規制を中心とする政策体系で対応した点も同様であろう⁴⁹。他方、同問題の政治化の経路がハイレベルの統治機構に限定され⁵⁰、環境行政の日常的活動や環境保護運動を通じた経路は封じられていたこと、さらに環境政策・対策の強化が政治的に承認されても、それを法的および経済的に運用する仕組みが企業内で構築できなかったことは、イエニッケの言葉を借りれば「政策行為の枠組みを形成する構造的条件」、すなわちソ連経済システムの構造的要件(社会主義、計画経済、一党独裁)に帰因する。計画経済機構下の環境政策能力への疑念はチェルノブイリ原発事故やアラル海域の生態系破壊で決定的となり、社会全体の環境ガバナンスの破綻が完全に露呈した。特に、チェルノブイリ事故は制御不能で破局的な放射能汚染を招いたという重大性ゆえに、それまでの環境政策の運用能力をめぐる議論に一石を投じただけでなく、全般的な社会変革の必要性を痛感させたことでペレストロイカへの道を開いたと言われる(表2「短期的な政治・経済・社会情勢(状況的文脈)」「環境破壊・汚染の内容と性格」を参照)。そして、環境破壊・汚染の情報開示を求める内外からの圧力は、ペレストロイカのキーワードのひとつであったグラスノスチ(情報公開)を実現し、それを機に一気に昂揚した環境保護運動は、抗議活動の先鋭化と政治化に伴って各共和国の主権や独立を要求する民族運動と結びつき、ソ連崩壊に至る政治対立の舞台を準備したことで、ソ連経済システムの構造的要件の変革、すなわち体制転換を導いたのである⁵¹。

⁴⁸ 違反者の逮捕と刑事罰の適用は稀であったが、マスメディアで大きく報道された。例えば、『ソビエトグラフ』1972年10月号、45-49ページは、ロシア共和国刑法第223条に基づき環境汚染の刑事犯として告発された企業長の裁判の様相を紹介している

⁴⁹ 長期的な環境保護戦略と見なされる国家環境計画の策定が世界的に始まるのは、1980年代末以降である。また、直接規制と間接規制の政策統合に関しても、OECD諸国で議論が本格化したのは同時期からであった。

⁵⁰ 伊藤美和「旧ソ連におけるエコロジーと政治——河川転流計画争点化の一考察」ソビエト史研究会編『旧ソ連の民族問題』木鐸社、1993年、pp. 191-213は、1980年代末にシベリアから中央アジアに河川を転流する計画が凍結された政治的経緯を検証した上で、環境保護の重要性を訴える要求が実現したケースは、ハイレベルの政治家が関与した場合に限られていたと述べている。

⁵¹ 社会主義諸国の環境保護運動の全般的動向については、Carter, F. and Turnock, D. (eds.) *Environmental Problems of East Central Europe* (London and New York: Routledge, 2002, 2nd ed.); Pavlínek, P. and Pickles, J. *Environmental Transitions: Transformation and Ecological Defense in Central and Eastern Europe* (London and New York: Routledge, 2000); Yanitsky, O. *Russian Greens in a Risk Society: A Structural Analysis* (Helsinki: Kikimora Publications, 2001)などを参照。民族運動との関係に焦点を当てたものとしては、マーシャル・ゴールドマン「環境保護主義とナショナリズム——展望なき方向での展望なき旋回」『公害研究』第20巻、第1号、1990年、pp. 10-15; 藤田整「ソ連における環境問題と民族問題の重層性——その経済的根拠と文学的表現」『経済学雑誌』(大阪市立大学)第90巻、第5・6号、1990年、pp. 129-14; 吉川元「社会主義と人権・開発・環境問題」

1988年1月に告示されたソ連共産党中央委員会・閣僚会議決議は、1970年代に発表された2度の決議と比較すると、環境政策の抜本的な見直しに着手したことが分かる(表3を参照)。すなわち、イデオロギーの希薄化(社会主義の進取性と結びつけられていた過去の環境政策の否定)、間接規制の全面的導入(天然資源使用料、汚染課徴金、エコロジー基金の導入)、単独の環境行政機関の設立(ソ連自然保護国家委員会の新設と権限の集約)の3点は、計画経済機構下の環境政策に内在した問題点を踏まえてのことである。共産党の指導的役割や価格統制の余地を残すなど、一党支配と計画経済機構の枠組みを全面的に放棄したわけではないが、新しい政策体系の構築を目指していた。同時期に見られた環境保護運動の隆盛と併せて、1980年代末から1990年代前半にかけてロシアの環境政策は高揚期を迎えたと言われる。ところが、こうした新制度は政治・経済改革と連動して本格的運用に移されたものの、実際の成果は芳しくなく、次に述べるように事実上10年余りで終止符が打たれた。

表3 環境政策の改善に関するソ連共産党中央委員会・閣僚会議決議の概要

1972年決議	1978年決議	1988年決議
○環境政策の成果を評価	○環境政策の成果を評価	○過去の環境政策を否定(過誤と誤謬が問題を悪化)
○環境政策の問題点の指摘 ・各機関の業務の未遂 ・公害防止技術開発の後れ	○環境政策の問題点の指摘 ・各機関の業務の未遂 ・公害防止技術開発の後れ ・土壌破壊・浸食の影響の増大 ・環境汚染の基礎研究の後れ	○環境政策の問題点の指摘 ・業務の重複と責任の分散(無責任の体系) ・経済的手法の過小評価 ・技術進歩の摂取の失敗 ・「残余原則」の蔓延 ・企業活動に対する不十分な監督
○環境政策の改善要求 ・各機関による業務の徹底化 ・企業活動に対する監督の強化 ・経済計画の改善(環境政策の年次ならびに長期計画を作成) ・公害防止技術の研究開発と導入の促進 ・生活環境の改善 ・啓蒙活動の推進	○環境政策の改善要求 ・各機関による業務の徹底化 ・企業活動に対する監督の強化 ・ソ連水文気象・自然環境管理国家委員会の権限強化(企業立地や操業差し止めに関する決定に参加) ・地域計画の改善 ・公害防止技術の研究開発と導入の促進 ・バム鉄道開発圏の環境対策の実施 ・啓蒙活動の推進	○環境政策の改善要求 ・ソ連自然保護国家委員会の設立(各省庁から人員、設備、権限を移譲) ・地方の環境政策の強化 ・天然資源使用料と汚染課徴金の全面的導入 ・エコロジー基金の創設 ・価格体系の見直し ・天然資源の保護政策と公害防止技術の研究開発体制の強化 ・環境標準規格の導入 ・国際協力の促進 ・環境法の制定 ・啓蒙活動の推進

(資料) Об усилении охраны природы и улучшении использования природных ресурсов // Постановление ЦК КПСС и СМ СССР от 29 декабря 1972 года; О дополнительных мерах по усилению охраны природы и улучшению использования природных ресурсов // Постановление ЦК КПСС и СМ СССР от 1 декабря 1978 года; О коренной перестройке дела охраны природы в стране // Постановление ЦК КПСС и СМ СССР от 7 января 1988 года から作成。

第IV期は1990年代中葉に始まる環境政策の後退期で、1996年に当時のロシア環境保護・天然資源省が環境行政機構と資源行政機構に分割されたことを発端とする。1991年に環境行政

臼井久和・綿貫礼子 編『地球環境と安全保障』有信堂、1993年、pp. 138-158 などがある。

機構に組み込まれた資源管理の担当部局のうち、地下資源と水資源の管理機関が 1996 年に離脱し、後述の天然資源省の設立母体となった。同時に、環境保護を担当する行政機構は省から国家委員会へ降格され、その自然環境保護国家委員会の長は閣議での発言権を失うなど、行政上の権限が著しく縮小した。そして、2000 年 5 月のプーチン政権誕生後に実施された行政再編で、森林保護を含む営林事業を長らく手がけてきた連邦林野局とともに上記委員会は廃止され、業務の一部は天然資源省(当時)に移管された。さらに、それを引き継いだ同省内の自然環境保護局も、プーチン大統領 2 期目の大規模な行政改革に伴う機構再編(2004 年 5 月)で廃止され、全職員が職を解かれた。以上の動きは、従来から対立関係にあった開発推進派と環境保護派のうち、前者が省内を掌握したことを示唆している。開発志向の強い地質学の専門家で構成され、ソ連時代には将来世代の資源利用を保証するための時間割引率の設定にさえ抵抗していた⁵²。その結果、環境行政の実務の多くが地方政府に委ねられ、サマラ州やサハ共和国などは機敏に対応し、各地域の実情に応じた環境行政を再構築できたが、ボログダ州の一部では環境行政の実務が完全に麻痺するなど、連邦政府の行政改革の影響は甚大であった⁵³。

環境政策を遂行する組織だけでなく、間接規制を中心とする政策の内容も大幅に見直された。新しい環境政策の柱になると期待されていた汚染課徴金と、それを原資とした予算外基金(特別会計扱いの政府基金)のエコロジー基金については、2001 年 10 月 11 日付ロシア政府決議第 721 号⁵⁴で後者が廃止されたのに伴い、前者は一般会計に組み込まれた。そのため、汚染企業から徴収した課徴金は環境政策との直接的な関係を失い、その性格が大きく変化した。しかし、こうした一連の措置が環境政策の強化を促したとする見方は少なく、2000~2005 年におけるロシアの環境政策の動向を検証した OECD の報告書は、同時期の経済成長の恩恵が環境政策に配分されず、資金難と政策効果の悪さが引き続き問題として残されていると述べている⁵⁵。

本稿の冒頭で述べたように、近年の環境政策の担い手は政府機関に限られず、企業、業界団体、環境 NGO、マスメディア、研究・教育機関、一般市民などの関与も重視されている。ロシアの場合、この点は前記の転換期・高揚期(第 III 期)に一過性の高揚を見せてから、急速に冷え込んだ。その際、政府が各種 NGO の国家登録制を導入・強化する一方で、官製市民団体を組織化したことが特に問題視された。NGO の国家登録制は 1995 年に始まり、1999 年に再登録が要求され、2006 年以降は毎年の登録更新と収支・活動報告書の提出が義務付けられた⁵⁶。2006 年の法改正は欧州連合(EU)や米国の政府首脳が懸念を表明する中で進められ、その施行後は人権擁護

⁵² Hønneland, G. and Jørgensen, J. "Federal Environmental Governance and the Russian North", *Polar Geography*, 29:1 (2005), pp. 32-37; Кто есть кто в экономике природопользования. Энциклопедия. Москва, 2009. С. 74.

⁵³ Crotty, J. "The Reorganization of Russia's Environmental Bureaucracy: Regional Response to Federal Changes", *Eurasian Geography and Economics*, 44:6 (2003), pp. 462-475; Hønneland and Jørgensen "Federal Environmental Governance", pp. 37-40; Kortelainen and Kotilainen *Contested Environments and Investments*, pp. 63-76.

⁵⁴ О Ликвидации федерального экологического фонда Российской Федерации // Постановление Правительства РФ от 11 октября 2001 года No. 721.

⁵⁵ OECD *Mobilising Financial Resources for the Environment in Russia* (Paris: OECD, 2007), pp. 1-52.

⁵⁶ Crotty, J. "Making a Difference? NGOs and Civil Society Development in Russia", *Europe-Asia Studies*, 61:1 (2009), pp. 88-89.

団体や環境 NGO の活動に支障を来したため、国際的な批判を浴びた⁵⁷。他方、政府の支援を陰日向で受けながら市民代表を標榜する団体が、国家の施策に反対する個人・団体への対抗手段として組織され、市民フォーラムなどの場で発言力を高めてきた⁵⁸。こうした事態も、とりわけプーチン政権下での環境政策の後退を強く印象付けることになった。そのため、社会科学系の環境研究者の間では、同時期のロシアの環境ガバナンスに対する評価が辛く、環境の「没落」(subversion)や「脱制度化」(deinstitutionalization)、あるいは「全面的リスク社会」(society of all-encompassing risk)といった辛辣な表現がされている⁵⁹。

第V期は、2008年5月のメドベージェフ政権誕生を契機とした環境政策の修正期である。環境問題に対して冷淡ないし無関心という印象が強かったプーチン前政権と比べて、メドベージェフ現政権は「環境に優しい」と表現できる。気候変動問題への意欲的な取り組み、積極的な省エネルギー対策の策定、環境行政機構の再編と改称は、確かに前政権からの変化を示唆している。その意味で、前段の整理に従えば、現在のロシアの環境政策は修正期に入ったといえる⁶⁰。しかし、プーチン前政権に対する批判の声に応え、積み残された諸問題に取り組むことこそがメドベージェフ政権の課題のひとつであると考えれば、変化の存在自体がプーチン前政権との決別を意味するわけではない⁶¹。むしろ、問われるべきはどのような内外情勢の中で変化が生じているかである。

省エネルギーに代表される環境負荷の軽減策を経済成長に結びつける戦略は EU が主導し、他の主要国はむしろ牽制してきたが、最近の数年間に世界標準となりつつある。その理由は各国・地域で異なるが、ロシアの場合は、2008年夏以降の原油価格の下落と景気後退が経済の構造改革の必要性を強く認識させたためと考えられる。ロシアのエネルギー消費量は 1990年代の不況期に急減し、その後に経済状況が好転してからも安定的に推移してきたが、GDP 原単位でエネルギー効率性の国際比較を試みると、図 8 が示すように同国のエネルギー効率性の悪さは一目瞭然である。こうしたロシア経済の弱点は、その近代化を声高に唱えたメドベージェフ大統領の年次教書演説(2009年11月)にも色濃く繁栄された。したがって、一連の省エネルギー対策は環境政策としてだけでなく、産業政策の機能も合わせ持っていると理解すべきで、米国の「グリーン・ニューディール」や日本の「緑の経済と社会の変革」と同様に、環境投資を切り口とした国内産

⁵⁷ 例えば、米国の保守系シンクタンクとして知られるヘリテージ財団は、自由と民主主義の担い手である NGO に対する弾圧として一連の措置を厳しく非難した(Volk, Y. "Russia's NGO Law: An Attack on Freedom and Civil Society", *Web Memo* (published by The Heritage Foundation), No. 1090, 2006, pp. 1-3)。

⁵⁸ Crotty "Making a Difference?", pp. 85-108; Henry, L. "Shaping Social Activism in Post-Soviet Russia: Leadership, Organizational Diversity, and Innovation", *Post-Soviet Affairs*, 22:2 (2006), pp. 99-124; Яницкий О. Актеры и Ресурсы Социально-Экологической Модернизации // Социологические Исследования. No. 8. С. 3-12.

⁵⁹ Andersen "Ecological Modernization or Subversion?", pp. 1394-1416; Mol, A. "Environmental Deinstitutionalization in Russia", *Journal of Environmental Policy and Planning*, 11:3 (2009), pp. 223-241; Yanitsky *Russian Greens in a Risk Society*, pp. 83-99.

⁶⁰ 徳永昌弘「メドベージェフ政権の環境政策」『ロシア NIS 調査月報』2010年4月号、pp. 30-49。

⁶¹ 中村逸郎『ロシアはどこに行くのか——タンデム型民主主義の限界』講談社、2008年、185-188、pp. 215-217。

業の競争力強化と産業構造の多様化を目指している⁶²。こうした取り組みはプーチン前政権下でも行われており⁶³、その実現可能性が取り沙汰されているところも変わらない。特に、地方での具体案の作成が遅れている模様で、事業者の省エネルギー推進に対する誘因の付与が十分に練られていないことも問題視されている⁶⁴。体系的で実効性のある誘因システムを環境政策に取り入れられない問題はソ連時代から続く宿痾であり、一朝一夕には解決できないであろう。

2-3 エコロジー近代化への挑戦と挫折

以上の考察から明らかなように、ペレストロイカを契機とした環境政策の転換は、環境政策能力の向上を図るという意味でエコロジー近代化を指向していた。前述したように、その論者も社会主義諸国における政治の民主化と市場原理の普及をエコロジー近代化への布石として歓迎した。しかし、ロシアでのエコロジー近代化への挑戦は挫折し、社会全体の環境ガバナンスの向上を目指す世界の潮流に背を向けるように、環境ガバナンスの劣化が進行した。特に、プーチン政権下の行政再編で連邦政府の環境行政は大幅に縮小され、計画経済から市場経済への転換に対応するために国際機関や西欧諸国の支援を得て制度化された環境政策も事実上放棄された。政策理念と実態の乖離に加え、1990年代の経済危機に由来する「環境政策なき環境改善」が政策体系の見直しに拍車をかけたと考えられるが、環境法規の選択的な適用を疑わせる資源外交を展開し、国際社会からの非難を承知で同国で活動する NGO への統制を強化したプーチン前政権の政治路線も上記の政策転換を促したと見られる。そこで、ロシアで新体系の環境政策が根付かなかった背景を検証してみたい。

市場原理に基づく間接規制の運用

環境政策における経済的誘因を利用した間接規制の採用は、1980年代末以降の世界的な潮流である。経済的手法は効率性の点で規制的手法よりも優れ、莫大な対策費が必要な地球環境問題の時代に費用対効果の議論を避けては通れないからである⁶⁵。その際、「環境と経済の統合」の推進母体のひとつである OECD によると、間接規制の導入は産業界と環境保護団体の双方から批判され、しばしば政治的な受容性という壁にぶつかるという⁶⁶。ロシアの場合、その壁を乗り越えるきっかけとなったのがペレストロイカである。前出のソ連共産党中央委員会・閣僚会議決議(1988年)は、企業改革と連動しながら経済的手法に基づく環境政策へ移行しなければならないと述べた上で、汚染課徴金の導入とそれを原資にしたエコロジー基金の創設を命じている(表3を

⁶² 日本、米国、英国、ドイツの概況については、諸富徹・浅岡美恵『低炭素経済への道』岩波書店、2010年、pp. 177-236を参照。

⁶³ 片山博文「国際炭素市場とロシア移行経済」池本修一・岩崎一郎・杉浦史和 編著『グローバル化と体制移行の経済学』文真堂、2008年、pp. 130-133。

⁶⁴ «Время Новостей» 23 сентября 2010 года。

⁶⁵ 橋本道夫・不破敬一郎・佐藤大七郎・岩田規久男編(大来佐武郎監修)『地球環境と経済』中央法規出版、1990年、pp. 85-86。

⁶⁶ OECD *Sustainable Development: OECD Policy Approaches for the 21st Century* (Paris: OECD, 1997)[OECD編(井上昭正・松嶋美由紀訳)『グローバル時代の環境戦略』三修社、1999年、pp. 45-49]。

参照)。その狙いは、大規模な開発プロジェクトを除いて汚染者負担の原則 (polluter pays principle) を貫徹することで、効率的な環境対策に向かわせる経済的誘因を企業に与え、「行政環境主義」(国家による集権的・権威主義的な環境政策)⁶⁷の弊害を一掃することにあつた。1989年に発表されたソ連自然保護国家委員会の報告書でも、国有企業法(1987年)および協同組合法(1988年)に基づく企業改革と環境政策の刷新との一体性を強調している⁶⁸。新制度の柱であつた汚染課徴金とエコロジー基金はパイロット研究を経て1991年に実用化され、環境破壊・汚染の被害リスクに応じて賦課率を決定し、徴収された課徴金はもっぱら環境政策に充てられるという目的税に近い仕組みが構築された⁶⁹。1991年末に成立したロシア共和国法「自然環境の保護について」(第20条および第21条)⁷⁰で法的な裏付けを得て、ソ連崩壊後に一連の政府決定と省庁通達を通じて制度が整備され、汚染課徴金とエコロジー基金は「環境保護の経済メカニズム」の要として動き始めた⁷¹。

市場原理を援用した新しい政策体系は、国際機関や西欧諸国の支援を得て構築されたこともあり、制度改革を成し遂げた点は高く評価された。しかし、その実効性には多くの疑問が寄せられ、「新しい環境政策の企図するところと、それを実行し、政策目標を行動に移していくこととの間に存するギャップは、ますます広がりつつある」⁷²とまで言われた。つまり、2つの政策手段をめぐる運用の仕方に問題があり、課徴金の未払いや現物払いの横行、インフレーションに追いつかない料率改定による実質支払額の低下、特定の産業部門を対象にした支払額の上限設定、公害防止目的の設備投資と引き換えの免除制度、エコロジー基金の財政難と他目的への流用などが指摘された。制度設計の面では、当該企業と監督機関の合意に基づき暫定的な排出基準と賦課率を設定できるため、汚染物質の排出削減に向かわせる経済的誘因を企業に与えるという理念は事実上失われていた⁷³。さらに、こうした方法では現場での環境対策の促進よりも、汚染課徴金を原資

⁶⁷ 片山博文「ソ連の環境保護理念と行政システム」『スラブ研究』第42巻、1995年、pp. 117-119。

⁶⁸ Государственный комитет СССР по охране природы Доклад. Состояние природной среды в СССР в 1988 году. Москва. 1989. С. 146-153.

⁶⁹ Kjeldsen, S. "Financing of Environmental Protection in Russia: The Role of Charges", *Post-Soviet Geography and Economics*, 41:1 (2000), pp. 56-60. 当初は1991年中の導入を予定していたが、翌92年からに延期された(Кто есть кто. С. 67)。

⁷⁰ Об охране окружающей природной среды // Закон РСФСР от 19 декабря 1991 года No. 2060-1.

⁷¹ 片山博文「ロシアにおける環境汚染料・エコロジー基金制度」『一橋論叢』第116巻、第6号、1996年、pp. 95(1121)-114(1140)。

⁷² Kotov, V. and Nikitina, E. *Russia's Environmental Policy during 1990s* (Moscow: Russian Academy of Sciences, Working Paper, March 1998), p. 3.

⁷³ 1990年代の汚染課徴金とエコロジー基金の問題点については、E.アントノワ「ロシア連邦における環境保護活動の経済的手段——形成過程・制約・展望」京都大学経済研究所、KIER Discussion Paper Series No. 0707、2008年3月、pp. 1-23;伊藤美和「ロシアのエコロジー行政と極東」『ロシア研究』第24号、1997年、pp. 60-77;伊藤美和「移行期ロシアの環境——エコロジー状況・環境行政の近年の傾向」『サハリン北東部大陸棚の石油・ガス開発と環境 I』スラブ研究センター研究報告シリーズ No.69、1999年、pp. 49-65;片山「ロシアにおける環境汚染料」、pp. 95(1121)-114(1140);Kjeldsen "Financing of Environmental Protection", pp. 48-62; Kozeltsev, M. and Markandya, A. "Pollution Charges in Russia: The Experience of 1990-1995" in Bluffstone, R. and Larson, B. (eds.) *Controlling Pollution in Transition Economies* (Cheltenham: Edward Elgar, 1997), pp. 128-143.; OECD *Environmental Financing in the Russian Federation* (Paris: OECD, 1998); OECD *Environmental Performance Reviews: Russian Federation* (Paris: OECD, 1999), pp. 125-155; OECD *Environment in the Transition*, pp. 103-126; Söderholm, P. "Environmental Policy in Transition Economies: Will Pollution Charges Work?", *The*

とするエコロジー基金の財源確保が優先されがちなため、制度の目的と手段が逆転しているとも言われた⁷⁴。以上の諸問題は、理論上は効率的な間接規制に基づく環境政策が現場の能力開発の向上に結びついていないことを意味し、市場経済機構に即した制度構築と施行の間に存するギャップの克服の困難性を示唆している。新制度が期待したように機能しない、もしくは理念と実態の乖離が解消されない問題は計画経済機構下での経済改革の過程で遍く見られた現象である。そのかぎり、体制転換後のロシアで問題視されたソ連社会からの惰性ないし連続性が強く作用していた。

環境行政の分権化

計画経済機構下での環境行政の実務は多数の政府機関に割り振られ、機能面では分散していた。他方、事実上の決定権は産業省庁が握っていたため、管轄企業を含む省庁内での環境対策の優先度の低さと、その執行に対する監督機関の活動の制約が環境政策能力の向上を阻んでいた。そこで、ゴルバチョフ政権は機構再編で大舵を振るい、1988年に新設したソ連自然保護国家委員会に環境行政の権限を産業省庁から委譲させ(統合化)⁷⁵、地方への業務の浸透を図る一方で、国有企業法(1987年)で環境対策の執行を各企業の責務と明記して(分権化)⁷⁶、それまでの「集権・分散システム」を「分権・統合システム」へ大きく転換しようと試みた⁷⁷。その理念は行政機構の再編に反映され、前述の間接規制と同様に制度改革はおおむね成し遂げられたものの、企業レベルの具体的な成果は乏しかった。1988年の公害防止目的の設備投資は予定額の90%を消化し、前年を上回ったにもかかわらず、新規導入された公害防止設備の処理能力は大きく下回った。一部の地域では新しいシステムがほとんど機能せず、カザフ共和国とアゼルバイジャン共和国の排水浄化設備の設置計画はわずか1~2%の達成率であった⁷⁸。その後も事態は好転せず、第12次5カ年計画(1986~1990年)で新規導入された公害防止設備の処理能力は、第11

Journal of Environment and Development, 10:4 (2001), pp. 365-390などを参照。

⁷⁴ Kjeldsen “Financing of Environmental Protection”, p. 60. ただし、環境破壊・汚染の発生源から財源を徴収する点に環境税の意義を積極的に見出そうとする考え方もあり、効率的な経済的手法としてのモデル(ピグー税やポーモル=オーツ税など)からの乖離のみを指摘して、現存する制度の非効率性を強調する議論は視野が狭いとも言える(植田和弘・岡敏弘・新澤秀則 編著『環境政策の経済学——理論と現実』岩波書店、1997年、pp. 113-127)。

⁷⁵ 同委員会の設立は、環境保護関連の業務の引き渡しを望まない産業省庁側から激しい抵抗を受けたが、最終的にゴルバチョフ政権の上層部が強権を発動して、機構再編を成し遂げたという(Peterson, D. *Troubled Lands: The Legacy of Soviet Environmental Destruction* (Boulder: Westview Press, 1993), pp. 159-168)。

⁷⁶ ソ連共産党中央委員会・閣僚会議決議「わが国における自然保護活動の抜本的なペレストロイカについて」(1988年)は、企業などに課せられた環境対策をソ連自然保護国家委員会とその地方機関が代行することを禁じている(О коренной перестройке дела охраны природы в стране // Постановление ЦК КПСС и СМ СССР от 7 января 1988 года No. 32)。

⁷⁷ 片山「ソ連の環境保護理念」、pp. 125-128 および *OECD Environmental Performance Reviews*, pp. 50-51 を参照。

⁷⁸ *Государственный Комитет СССР по охране природы* Доклад. С. 137-146. また、*Госкомстат СССР Народное хозяйство в 1988 году*. Москва, 1989. С. 252 は、公害防止設備の設置計画の進捗状況を示す表にわざわざ注を設けて経過説明していることから、こうした事態は政府首脳の中で深刻に受け止められていたと考えられる。

次 5 カ年計画(1981～1985 年)どころか第 10 次 5 カ年計画(1976—1980 年)の実績をも下回る結果に終わった⁷⁹。

ソ連崩壊後は集権的な行財政システムの後退が環境行政の分権化を押し進め、環境行政機構の地方機関が各地に設立された。1990 年代の環境行政の基本法であるロシア共和国法「自然環境の保護について」(1991 年)に基づき、環境政策に関する連邦政府と地方政府の管轄事項を整理すると、両者の共管事項と解釈できる箇所は多いが、資源利用や廃棄物排出の許認可、環境プログラムの作成と実施、汚染源の操業制限・休止・停止の決定など、重要な施策の権限が地方に下ろされている。しかし、ここでも理念と実態は大きく乖離し、「より身近な者による民主的な問題解決を通じて、より豊かな[社会的]土壌に根付いた自然保護活動が実践される」⁸⁰姿からはほど遠かった。環境行政機構の地方機関は連邦政府予算で運営されるはずであったが、政治的混乱や財政危機の影響で予算執行が滞り財政難に陥ったため、出先の地方政府に資金面で大きく依存するようになった⁸¹。そのため、環境行政の現場で地方政府の意向が強くなるようになり、資源開発の許認可を手中に収めた官僚層の一部は「エコ・テクノクラート」とも呼ばれた⁸²。ロシア各地から報告された事例によると、カレリア共和国やサハ共和国など環境重視の施策を展開した地方もみられたが⁸³、多くの場合、疲弊した地域経済と深刻な財政難を背景に以前にも増して開発への欲求が高まり、客観的な政策運営の余地はむしろ狭まった。特に、豊かな天然資源を擁するシベリア・極東地域では資源開発への圧力がいっそう強まり、当地に進出した外資系企業に対し、地方政府が環境規制を緩和したことで環境破壊・汚染が進行した問題や、政府首脳自らが森林の違法伐採を組織化していた疑いのあるスキャンダルなどが明るみに出た⁸⁴。

上記のロシア共和国法「自然環境の保護について」が施行され、環境行政の分権化が進展した 1990 年代は、新生ロシアの連邦制をめぐる対立と妥協で中央と地方の関係が大きく揺れた時期である。連邦政府との「権限区分条約」⁸⁵の締結を通じて、連邦国家を構成する地方(以下、定訳の連邦構成主体とする)の間で主権の相違が明白になり、地方分権の中身が個別の交渉で決

⁷⁹ Госкомстат СССР Народное хозяйство в 1990 году. Москва, 1990. С. 277.

⁸⁰ Shaw, D. *Russia in the Modern World* (Oxford: Blackwell, 1999), p. 141.

⁸¹ Peterson, D. “Building Bureaucratic Capacity in Russia: Federal and Regional Responses to the Post-Soviet Environmental Challenge” in DeBardeleben, J. and Hannigan, J. (eds.) *Environmental Security and Quality after Communism: Eastern Europe and the Soviet Successor States* (Boulder: Westview Press, 1995), pp. 109-111 によると、環境行政機構の地方機関の設立後間もない 1992 年に連邦政府予算からのファイナンスがすべて打ち切れ、支援要請を余儀なくされたことで地方政府に随従するようになったという。

⁸² Kotov and Nikitina *Russia's Environmental Policy*, pp. 7-9.

⁸³ Kortelainen and Kotilainen *Contested Environments and Investments*, pp. 45-62.; Yakovleva, N. and Alabaster, T. “Ecological Modernisation: The Case of the SAPI Foundation in the Republic of Sakha (Yakutia)” in Massa and Tynkynen *The Struggle for Russian Environmental Policy*, pp. 107-122; Тысячнюк Роль гражданского общества. С. 40-61, 104-125.

⁸⁴ Katasonov, V. “Joint Ventures Could Mean Environmental Devastation: Capitalizing on Perestroika”, *Earth Island Journal*, spring 1990, pp. 40-41; Newell, J. and Wilson, E. “The Russian Far East: Foreign Direct Investment and Environmental Destruction”, *The Ecologist*, 26 (1996), pp. 68-72; Rosencranz, A. and Scott, A. “Siberia, Environmentalism, and Problems of Environmental Protection”, *The Hastings International and Comparative Law Review*, 14:4 (1991), pp. 929-947 などを参照。

⁸⁵ 正式名称は「ロシア連邦と連邦構成主体の国家権力機関の間における管轄事項および権限の区分に関する条約」で、1994 年 2 月から 1998 年 6 月までに計 46 の連邦構成主体が同条約を締結した(兵頭慎治「連邦システムから見た将来のロシアの国家像」『防衛研究所紀要』第 3 巻、第 1 号、2000 年、pp. 68-70)。

められていく中で、環境行政の分権化の実態を如実に表していたのが前出のエコロジー基金である。同基金は連邦、連邦構成主体、郡の3層で構成され、連邦構成主体のエコロジー基金が汚染課徴金を徴収し、その30%を自らの原資とした後に、連邦と郡のエコロジー基金にそれぞれ10%と60%を配分すると定められていた。しかし、実際には所定の配分率の約半分、すなわち全体の5%程度が連邦に納められただけで⁸⁶、一部の連邦構成主体はまったく上納していなかった。例えば、1997年に納付しなかった連邦構成主体は、バシコルトスタン共和国、イングーシ共和国、タタルスタン共和国、チェチェン共和国、チュバシ共和国、アルハンゲリスク州、オレンブルグ州、エベンキ自治管区(2007年1月にクラスノヤルスク地方に統合)で、一般的により多くの主権を認めさせていた共和国が中心を占めている。納付していた共和国も、その金額は地方・州に比べて明らかに少なかった⁸⁷。したがって、地域主権のひとつとして資源主権を主張していた地方のエコロジー基金は⁸⁸、「統一予算外国家エコロジー基金システム」と呼ばれた枠組みから事実上離脱するか、連邦のエコロジー基金と個別に交渉して納付額を決定していた。さらに、同基金は特別会計扱いの予算外基金と定められていたにもかかわらず、21の連邦構成主体(当時は計89の連邦構成主体が存在した)と3つの閉鎖都市⁸⁹では一般予算に組み込まれ、環境政策以外の用途に供されていた可能性が高かった⁹⁰。以上から、権限区分条約をはじめとする政治関係の中で浮かび上がった中央と地方の間の勢力争いが、環境行政の領域でも繰り返されていたことが分かる。ここでも、本来は効率的であるはずの環境行政の分権化が環境政策能力の強化ではなく、その低下をもたらしていた。その推進者のOECDをして、環境政策に関する説明責任の徹底、透明性の確保、市民参加機会の提供という条件が満たされなかったため、「[ロシアのいくつかの地方では、]分権化が環境保護を弱体化させたように見える」⁹¹とまでいわしめる事態が生じていた。

2-4 「閉ざされた」エコロジー近代化の道

計画経済から市場経済への転換が本格化する1990年代以降のロシアと中国を比較すると、急速な経済成長が公害・環境問題を顕在化させ、効果的な環境対策の実施が内外から要求された

⁸⁶ Kjeldsen “Financing of Environmental Protection”, p. 56.

⁸⁷ «Зеленый мир» 1998. No. 10. C. 11.

⁸⁸ 資源の地域主権を目指す地方の動向とエコロジー基金の運用を結びつける視点は、中村泰三「資源主権をめぐる連邦と地方」『ユーラシア研究』第20号、1999年、pp. 33-38から得た。

⁸⁹ 軍事産業もしくは原子力産業の中核を担う機関が立地する市町を指し、正式名称は「閉鎖行政領域体」(通称ЗАТО)である。その指定と解除は連邦法で行われ、行政上は連邦構成主体に所属する自治体であるが、安全保障の観点から連邦政府が予算面を含めて管理する。ソ連時代は慣用的に秘密都市と称された「閉鎖行政領域体」の概況については、片桐俊浩『ロシアの旧秘密都市』東洋書店、2010年、pp. 2-23; Brock, G. “The ZATO Archipelago Revisited: Is the Federal Government Loosening Its Grip?”, *Europe-Asia Studies*, 52:7 (2000), pp. 1349-1360を参照。

⁹⁰ 1998年度ロシア財務省決算報告書(Министерство финансов РФ Сводный месячный отчет об исполнении местных бюджетов. 1998)で、歳入の中に「[当該]領域のエコロジー基金」という項目が計上されている地方予算を数え上げた。なお、こうした事態の背景には、本来は予算外基金であるはずのエコロジー基金が、毎年の予算法ではそのように規定されなかったことがある(Kjeldsen “Financing of Environmental Protection”, pp. 54-55; OECD *Environmental Performance Reviews*, pp. 147-148)。

⁹¹ OECD *Environment in the Transition*, p. 68.

ために、エコロジー近代化をいわば「強いられた」中国とは対照的に、ロシアはあらゆる局面でエコロジー近代化が「閉ざされた」状況にある⁹²。市場経済機構の導入後の経済実績の明暗が、エコロジー近代化に向けた歩みの分水嶺となった。急速な経済成長に伴い、資源利用による環境負荷が急増する一方で、環境対策や省エネルギー対策は後手に回るという点では、中国は典型的な新興市場経済の様相を呈している。高度経済成長期の日本の経験も同様であろう。他方、ロシアは転換不況の時期に環境負荷の絶対的減少を示したことが、順調な経済成長を遂げてきた国々とは異なる環境ガバナンスの形成を促した。端的に言えば、環境政策能力の向上がみられず、環境ガバナンスのあり方を市場原理に任せているような状況にある。

第 1 に、1990 年代の構造不況期における汚染産業の衰退が図らずも環境負荷の劇的な低下をもたらし、積極的な環境政策ではなく、いわば市場の強制力がロシアの産業公害の解決に道筋をつけた。エコロジー近代化が要請する「エコロジー的産業構造転換」(ecologically motivated industrial structure change)ではなく、「自然発生的な産業構造転換」(spontaneous motivated industrial structure change)の極端な事例であり⁹³、「環境政策なき環境改善」と形容される事態の副産物である。最小の政策費用で短期間に環境汚染の改善が認められた反面、次に述べるように、政府の環境行政の強化や市民の環境意識の向上という点では中長期的にマイナスの影響を及ぼした⁹⁴。

第 2 に、環境行政機関の昇格と人員強化が進められた中国とは対照的に、ロシアの環境行政は 1990 年代半ばから後退局面に入った。上述したように、省から委員会への降格(1996 年)を経て、2000 年の行政機構再編で自然環境保護国家委員会は廃止された。同時に、森林保護を含む営林事業を長らく手がけてきた連邦林野局も解体され、環境行政は天然資源省(当時)の傘下に入った。資源開発の管轄省庁が同時に環境保護の機能をも担う管理体系は、ソ連時代の環境行政に見られた大きな特徴である⁹⁵。エコロジー近代化論は、国家の戦略的な産業構造調整と環境政策を「エコロジー的産業構造転換」の条件としており、いわゆる市場原理主義とは一線を画している。したがって、1990 年代の不況期に「環境政策なき環境改善」を成し得たことが、ロシアのエコロジー近代化の道を閉ざしたと考えられる。また、同省内の天然資源利用監督局は、同国で資源開発事業を行う外国資本に対して環境法規を恣意的に適用することで、国内資本のガスプロム

⁹² 徳永「新興市場経済におけるエコロジー近代化」、p. 186。

⁹³ 両者の違いについては、Jänicke et al. “Structural Change and Environmental Policy”, pp. 144-149 を参照。

⁹⁴ Oldfield, J. *Russian Nature: Exploring the Environmental Consequences of Society Change* (Aldershot, Hants: Ashgate, 2005), p. 107 は、1990 年代の大気汚染の改善が余りにも劇的であったため、経済成長の局面に入ってから悪化傾向を示しても、内外の関心を呼んでいないと指摘している。

⁹⁵ 徳永昌弘「地方からみたロシアの環境マネージメント——バイカル湖の環境汚染にみられる公害・環境問題の『共有』」『ロシア研究』第 33 号、2001 年、p. 72。ロシアの環境行政機構の変遷については、伊藤「移行期ロシアの環境」、pp. 49-65; 片山博文「ロシアの環境行政について」『サハリン大陸棚石油・天然ガスの「開発と環境」に関する学際的研究』スラブ研究センター研究報告シリーズ No. 62、1998 年、pp. 21-28; Hønneland and Jørgensen “Federal Environmental Governance”, pp. 32-37; Kortelainen and Kotilainen *Contested Environments and Investments*, pp. 63-76; Oldfield *Russian Nature*, pp. 81-86; Peterson, D. and Bielke, E. “The Reorganization of Russia’s Environmental Bureaucracy: Implications and Prospects”, *Post-Soviet Geography and Economics*, 42:1 (2001), pp. 65-76 などを参照。

やロスネフチへの権益譲渡を迫ったと批判されている⁹⁶。サハリン沖石油・天然ガス開発の事例のように環境法に違反する事実があり、権益譲渡自体は純然たるビジネスとして行われたが⁹⁷、取引の交渉手段として公害・環境問題を「悪用」しているという謗りは免れないであろうし、環境行政に関係する政府機関の職権乱用に近い振る舞いはロシア各地で報告されている⁹⁸。

第3に、1980年代末の環境保護運動の高揚期を経て、体制転換後のロシアでは社会意識の「脱エコロジー化」(de-ecologization)が進行した。環境保護一般に対する支持率や支持層の点で、ロシアと他の先進国を隔絶するほどの大きな差異があるわけではなく、環境破壊・汚染の悪影響に懸念を表明する声も高まっている⁹⁹。しかし、その一方で、環境主義(environmentalism)への支持は1990年代にあらゆる社会層で減退し、単に不況期に特有の経済事情を優先してというだけではなく、意識の面で首尾一貫性を欠き、政治・社会運動との結び付きを失った¹⁰⁰。そして、ロシアの一般市民に見られる特徴として、環境保護は専門家(官僚や科学者)の仕事であり、自らが積極的に関与する分野ではないと考える風潮がある¹⁰¹。環境NGOの活動に対する官民双方の否定的な態度も考慮すると¹⁰²、こうした事態はロシアの環境政策能力を損ない、エコロジー近代化に向かう歩みを阻んでいる。同国で活動する国際的な環境NGO(グリーンピースやWWFなど)が、環境保護キャンペーンを通じて大きな成果を上げてきたことは事実だが、現状の環境保護運動は全般的に脆弱でまともに欠け、上述した環境行政の後退を補って余りあるほどの活躍をし

⁹⁶ 「サハリン-2」プロジェクトのオペレーターを務めるサハリン・エナジー社にガスプロムが出資するため、ロイヤル・ダッチ・シェル、三井物産、三菱商事から同社の株式50%+1株を2006年12月に74.5億ドルで取得した。それに先立つ2006年9月に、当時の天然資源省傘下の天然資源利用監督局が環境法違反を理由に事業凍結を命じたため、権益譲渡問題との関連を疑う報道が各所で見られた(経緯の詳細は、小田博「サハリン II とロシア環境法」『e-NEXI』(日本貿易保険 Web Magazine)2007年1月号、http://nexi.go.jp/service/sv_syuppan/magazine/index_frame.html, accessed 11 May 2009 を参照)。また、イルクーツク州北部のコピクタ天然ガス田の権益を保有するBPも同局からたびたび警告を受けているが、ガスプロムやロスネフチへの権益譲渡を求める政治的圧力と理解されている(例えば、Newsweek, 24 February 2010, <http://www.newsweek.com/2010/02/23/so-long-salad-days.html>, accessed 25 March 2011)。

⁹⁷ 本村真澄「ロシア:サハリン-2 問題をどう見るか?」『石油・天然ガスレビュー』第41巻、第1号、2007年、pp. 51-62。また、三井物産はガスプロムの参画を歓迎し、ロシア側の提案を支持したと伝えられている(『週刊ダイヤモンド』2010年11月20日号、p. 15)。

⁹⁸ E. アントノワ(2008)「環境から見たロシアのエネギー戦略」『比較経済体制研究』第14号、pp. 100-102; 徳永「メドヴェージェフ政権の環境政策」、pp. 43-45などを参照。ただし、現在の天然資源・エコロジー省(旧天然資源省)は、しばしば誤解されるように資源ナショナリズムの先兵ではなく、外資規制を含む地下資源開発のルール策定の過程では、より透明性が高く外資規制を抑制する方向での法案作成に腐心し、資源の国家管理を強化したい当時の産業・エネギー省や連邦保安局と対立することがしばしばあった(Adachi, Y. "Subsoil Law Reform in Russia under the Putin Administration", *Europe-Asia Studies*, 61:8 (2009), pp. 1393-1414; Fortescue, S. "The Russian Law on Subsurface Resources: A Policy Marathon", *Post-Soviet Affairs*, 25:2 (2009), pp. 160-184)。上記の「サハリン-2」をめぐるトラブルでも、同省大臣は事業凍結に否定的な見解を述べており(«Время Новостей» 23 октября 2006 года)、問題は傘下の部局を統制できていない点にある。

⁹⁹ Сосунова И. Социально-экологическая напряженность: методология и методика оценки // Социологические исследования 2005. No. 7. С. 94-104; Тихомирова Н. Экологическая обстановка глазами Россиян // Мониторинг общественного мнения. 2005. No. 4. С. 102-107。

¹⁰⁰ Whitefield, S. "Russian Mass Attitudes towards the Environment, 1993-2001", *Post-Soviet Affairs*, 19 (2003), pp. 95-113。

¹⁰¹ Авдонин А, Камаев Р., Рыжневская Д. Экологическое сознание: состояние и причины пассивности // Социологические исследования. 1997. No. 8. С. 88-92; Тихомирова Экологическая обстановка глазами Россиян. С. 102-107。

¹⁰² Yanitsky *Russian Greens in a Risk Society*, pp. 101-113。

ているとは言い難い¹⁰³。

第4に、国際関係に目を向けると、ここでも1990年代の転換不況がロシアのエコロジー近代化を阻む一因となった。気候変動枠組条約第3回締約国会議(COP3)で採択された京都議定書は、第1約束期間(2008～2012年)におけるロシアの温室効果ガス排出量の削減率を1990年比で0%(1990年と同水準の排出量)と定めたが、転換不況の時期のエネルギー消費量の大幅減に伴い、二酸化炭素排出量が大幅に減少したため、削減義務は事実上免除された。換言すれば、温室効果ガスの排出削減を求める国際社会の圧力がロシアに向けられないことを意味し、経済成長の局面に入ってから二酸化炭素排出量が増え始めても、エネルギー効率改善に向けた経済の構造改革の動きは鈍く、京都議定書への関心の低下に繋がった¹⁰⁴。京都議定書終了後の温室効果ガス排出量の削減枠組みが議論された2009年末の気候変動枠組条約第15回締約国会議(COP15)の場でも、1990年実績の約4割減という排出実績に基づき、今後の排出量の増加を前提にした2020年までの削減シナリオをロシア政府は提示した(図9を参照)。こうした動向は、京都議定書で削減義務が課されていないにもかかわらず、絶えず議論の俎上に乗せられ、排出量の削減を強く求められている中国やインドとは対照的である。環境負荷の増大によって地球環境を脅かしている両国とは文脈が異なるが、国際的な気候変動対策の安定性と持続性を損なうおそれがあるという点で、ロシアは将来のリスク要因となっている¹⁰⁵。

欧米先進国の理念に沿った資本主義の姿にならなかったために、ロシアのエコロジー近代化は「閉ざされた」のであろうか。欧米諸国におけるロシア経済の専門家の間では、国家介入の水準や手法、経済主体のレント・シーキング行動などの点で、ロシア経済が「正常な」(normal)市場経済からいかに逸脱しているかを問う論調が強い¹⁰⁶。しかし、中国の「強いられた」エコロジー近代化は、理念型の資本主義から乖離していても、エコロジー近代化が受容されることを示している。また、ロシア経済研究の泰斗 A. オスルンドが強調するように、ロシア流の国家主導の資本主義といえども市場原理の支配から免れるわけではなく、それに対抗するよりも有利な仕方を受容するようにプーチン政権以降のロシアは動いている¹⁰⁷。それゆえ、エコロジー近代化の観点から問われるべきロシアの問題は、その資本主義の性格や類型ではなく、資本主義への適応過程にあり、政治・経済・社会の全面に及んだ破壊的な資本主義化の過程は¹⁰⁸、環境ガバナンスの発展にとつ

¹⁰³ Mol “Environmental Deinstitutionalization in Russia”, p. 236.

¹⁰⁴ 片山博文「ポスト京都議定書——ロシアの環境への取り組みとわが国への影響」『高圧ガス』第43巻、第3号、2006年、pp. 14(198)-18(202)。

¹⁰⁵ 徳永昌弘「新興国と地球環境問題——ロシアのケース」北海道大学スラブ研究センター「ロシアのエネルギーと環境問題の現状」研究会、2011年2月26日。

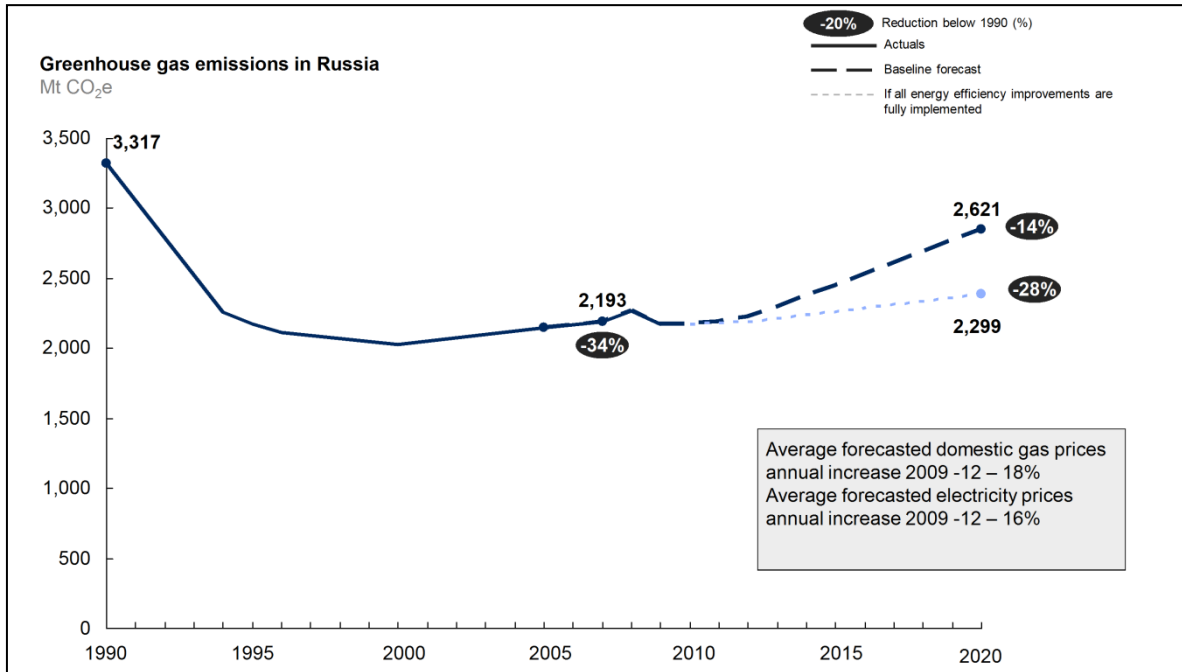
¹⁰⁶ Ericson, R. “The Russian Economy: Market in Form but “Feudal” in Content?” in Cuddy, M. and Gekker, R. (eds.) *Institutional Change in Transition Economies* (Aldershot, Hants: Ashgate), pp. 3-34; Rosefielde, S. “Russia: An Abnormal Country”, *The European Journal of Comparative Economics*, 2:1 (2005), pp. 3-16などを参照。

¹⁰⁷ Åslund, A. “Russia’s Energy Policy: A Framing Comment”, *Eurasian Geography and Economics*, 47:3 (2006), pp. 1-8.

¹⁰⁸ 1990年代のロシアは「失敗した国家」のひとつである(徳永昌弘「ロシア経済のマクロ動向」上原一慶 編著『躍動する中国と回復するロシア——体制転換の実像と理論を探る』高菅出版、2005年、p. 102、注4。資本主義の受容に伴うロシア社会の破壊的な変貌ぶりについては、*Рывкина Р Драма перемен: экономическая*

て予期せぬほどの影響を残したのである。

図9 ロシア政府による温室効果ガスの削減シナリオ



(注)ロシア経済発展省の資料(2009年12月30日公表)。

(資料)Ministry of Economic Development of the Russian Federation *Russian Priorities in Improving Energy Efficiency and Reducing Greenhouse Gas Emissions*, December 2009, (http://www.economy.gov.ru/minec/activity/sections/efficiency/doc091230_1151 accessed 14 January 2010)の一部を転載。

おわりに

先進国の事例研究から始まったエコロジー近代化論は、かつての社会主義諸国を含め、各国で異なる政治・経済・社会的条件下で環境ガバナンスの発展を考える議論の枠組みを提供している。エコロジー近代化論の発祥地である欧州から世界に目を向け、各国・地域の比較研究を通じて理論的發展にフィードバックさせることは、エコロジー近代化に与えられた課題のひとつである。

ロシアの場合、計画経済機構下で環境負荷の相対的低減に繋がる産業構造の転換に失敗した典型的な事例であることに加え、市場経済機構の導入後の転換不況が短期的な環境改善と引き替えに、中長期的なエコロジー近代化の歩みを阻むことになった。公的な環境行政の後退だけでなく、経済情勢に左右され、受け身の姿勢が顕著な環境意識、国際社会からの関心の低下なども考慮すると、ロシアの環境政策能力の向上は望み薄の状況にある。世界の環境研究の焦点も、1990年代半ばに旧ソ連・中東欧諸国から離れ、中国とインドをはじめとするアジア地域にシフ

социология переходной России. Москва, 2001 を参照。

トしたという¹⁰⁹。現在のメドベージェフ政権は、大統領を筆頭にエコロジー近代化と親和性の高いレトリックを多用し、環境よりも経済優先の姿勢を隠さなかった前政権とは異なる政治的言説を展開しているが、実際の政策対応は場当たりな印象が強く、環境政策能力が向上しているとは言い難い¹¹⁰。

こうした事態を受けて、「エコロジー近代化」ならぬ「エコロジー没落化」(ecological subversion)もしくは「環境の脱制度化」(environmental deinstitutionalization)とまで称された¹¹¹。換言すれば、順調な経済成長を前提としたエコロジー近代化論のアプローチではロシアは想定外の事例であり、転換不況の副産物といえる「環境政策なき環境改善」が中長期的な環境ガバナンスの発展を閉ざしている。一般にエコロジー近代化は市場経済機構の浸透と深化を歓迎するが、ロシアの場合、その影響は両義的である。市場経済の圧力で産業構造の転換が強制的に促され、環境指標は劇的に改善した反面、そのことでエコロジー近代化の道は「閉ざされた」ことになった。それゆえ、環境ガバナンスの向上の前提条件として市場経済機構を単に措定するだけではなく、両者が繋がる経済発展の経路を各国・地域の実情に応じて見出していくことが、エコロジー近代化論の彫琢と精緻化に必要な課題のひとつであろう。市場経済機構の浸透と資本主義経済の深化から切り離せない経済危機や構造的な不況の問題を理論的に追究し、実践的には環境ガバナンスの発展への悪影響を減じる政策的措置について思慮することがいかに重要かをロシアの事例は提起している。

¹⁰⁹ 森田恒幸・松岡譲「アジアの環境問題の現状と展望」『環境情報科学』第26巻、第3号、1997年、p. 2。

¹¹⁰ 詳細は、徳永「新興国と地球環境問題」を参照。

¹¹¹ Andersen “Ecological Modernization or Subversion?”, pp. 1394-1416; Mol “Environmental Deinstitutionalization in Russia”, pp. 223-241.

中古車貿易と国際資源循環に関する政策研究

阿部新[†]

はじめに

ここ数年、国際資源循環論という名のもと、主として使用済み製品の貿易について、どのようにしてコントロールすべきかという議論がされてきた¹。使用済み製品は解体・分別を目的として取引され、とりわけ廃棄物処理制度が十分に整備されていない国や地域で健康被害や分別後の廃棄物の不適正処分が問題視された。それには、中古品と称した使用済み製品の貿易も含まれ、多くの政策的な議論がなされ、実際の政策に進展したものもある。

一方、財として再使用(リユース)する目的で輸入される中古品についても、同様に実態調査が進められ、代表例の自動車に関しては、過去数年、筆者を含めてその流通や廃棄の実態が記録され、蓄積された。そこでは輸入国その他でリユースされ、便益を生んでいるが、同時に適正とは言い難い処理がなされていることが報告された。阿部(2010)では、蓄積された実態を整理し、政策論が進展している使用済み製品との視点の違いを示し、どのように実態分析を進めていくかが示された。ただし、使用済み製品のように、輸出国としての日本の政策に関する議論については、方向性さえも示されていない状況である。

中古品は財であって、新品と同じく輸入国の消費者に便益をもたらす。その点で、この貿易を輸出側が阻む理由がなく、そもそも政策は必要ないかもしれない。ただし、不適正処分がある中で、政策が必要ではない根拠も十分に議論されていない。そこで、本稿では、中古品の貿易について、どのような経済学的な枠組みで論じられるべきかを見ていき、政策的な議論を進めるための論点を整理したい。

具体的には、続く第1節で国内の廃棄物問題に対して経済理論モデルと実際の政策の方向性の違いを見ていき、第2節、第3節では、越境する廃棄物問題に関して、先行研究を見ながら、どのような分析が求められるのかを検討していく。そして、それらを受けて、政策に関する論点を提示する。

1 廃棄物問題と経済理論モデル

廃棄物問題に関する経済理論モデルにおいては、廃棄物は外部費用を生むものとして、消費者の効用関数に不効用として現れることが多い。Fullerton and Kinnaman (1995) がその代表例で

[†] 山口大学教育学部、a_abe@yamaguchi-u.ac.jp

¹ 代表的な文献として、小島編(2005、2008)などがある。

ある。このモデルでは、外部費用の内部化のための政策として、限界外部費用などに応じた最適な税や補助金を提示する。そして、製品の課税と廃棄物処理価格への補助金の組み合わせが最適であるとし、様々な状況の政策パターンが提示されている。しかし、よく指摘されているように、このような枠組みは、実際の政策に応用する場合、外部費用（または限界外部費用）をどう計測するかという問題がある。

廃棄物の問題の一つは、不法投棄であり、これが外部費用に当てはまる。また、法的に適正処理とされる行為であっても、埋め立てや焼却で排出される物質が環境を汚染している場合も少なくはない。さらに、漏出事故などで河川や大気が汚染される状況も、外部費用として分析に適用することができる。これに対して、実際の政策は、いずれの問題も、外部費用を所与として、その内部化のための税・補助金を設定することよりも、外部費用を発生させてしまう不法投棄や漏出事故をどのように防ぐか、ということを重視する。最適な解の存在を示すことは、経済学として必要な作業である。だが、それが実際の政策として議論され、追求されているかと言うと、そうとは言い難い状況にある²。

1990年代から2000年代初頭にかけて日本全国で広く顕在化した産業廃棄物の不法投棄に対して、国が行った政策は、処理業者の許可基準、監視、罰則を厳しくするものだった。また、これに委託する排出者の責任の範囲を広げ、行為基準や罰則を厳しくし、同時にこれら関係業者間の情報管理を徹底させた。さらに、公共関与型の処分場を設置するほか、自動車のように個別のリサイクル法を制定し、資金や物品の流れを変えることもあった。これらは、不法投棄が起こることを前提として外部費用の内部化を目指すというよりも、外部費用の原因となる不法投棄をなくすことに重きを置いたものと考えられる。

一方、日本では、2000年代に「産業廃棄物税」が各地方自治体より創設された。これは、廃棄物の排出量や処分量などに応じて課されるものであり、場合によっては排出抑制やリサイクルの促進のインセンティブを与えうる。排出者に課されれば、不法投棄を含めた廃棄物処理市場における外部費用の削減は、理論モデルが想定する状況に似たもののように見える。しかし、これは、各自治体が設定するもので、国によるものではない。不法投棄を所与として、それに応じた最適な税を追求するものでもなく、不法投棄に対しては別途国により予防策が選ばれ、理論モデルが実際の政策に進展したようには思えない。

統計上の産業廃棄物の不法投棄は減少しているものの³、完全にはなくなっていない。その理由として考えられるのは、発覚しなければ罰せられない、という発覚の不確実性、行政側と投棄実行者あるいは委託する排出者と処理業者の情報の非対称性が挙げられる。これはかねてより指

² 仮に不法投棄による限界外部費用の計測ができ、税額の設定が可能であったとしても、不法投棄をする者から税の負担を求められるかという問題もある。また、不法投棄がないものとして、処分場や焼却施設が生む環境汚染を外部費用とすればモデルの想定に近づくが、不法投棄という課題に対応できない。

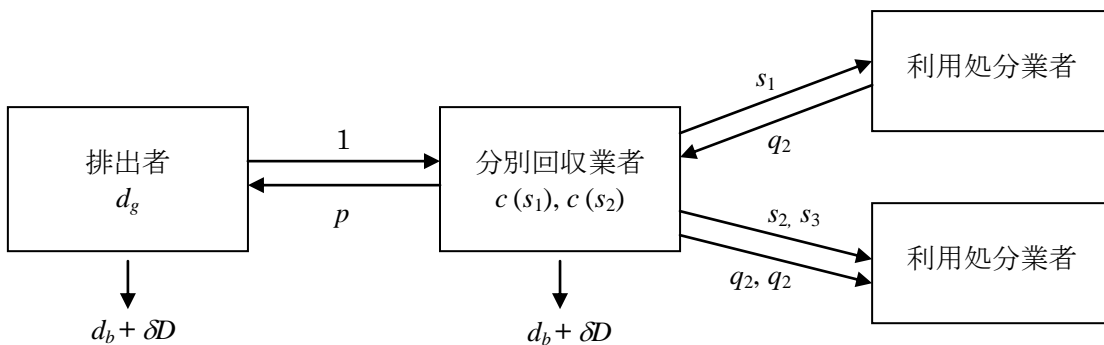
³ 不法投棄が減少している理由は、別途議論が必要である。例えば、過去より蓄積された大規模案件の発覚が一巡したこともあるだろうし、資源価格の高騰による廃棄物の資源化の影響もあると考えられ、政策によって不法投棄がなくなったとは容易には言うことができない。

摘されてきたことであるが⁴、監視の限界があることから、いくら罰則や監視を強化したとしても完全にはなくなる。適正処理のインセンティブ、あるいは適正処理に通じる引き渡しのインセンティブを作り出すための制度設計が日本の廃棄物政策における課題であると考えられる。

日本では、1990年代から2000年代にかけて、各種リサイクル制度が成立した。これは、製品の生産者が使用済みの製品およびその部分品を回収し、リサイクルをする義務を課すものである。その目的は様々だが⁵、自動車リサイクル法(使用済自動車の再資源化等に関する法律)は、適正処理のインセンティブ、あるいは適正処理に通じる引き渡しのインセンティブの創出に効果的であったと言ってよい⁶。

同法は、使用済み後に部品、資源を分別・回収することで発生する不要物として、フロン、エアバッグ類、シュレッターダストの処理費用を計算し、その金額を「リサイクル料金」として前払いさせる。これらの前払いした分は、使用済み時に支払う必要がなくなり、使用済自動車の価値を上げる。この結果、使用済自動車そのものの不法投棄をなくすのみならず、適正な処理業者が不適正な処理業者よりも有利な価格で引き取ることで、適正に引き渡すインセンティブを与える。

この自動車リサイクル法のような処理費用前払い方式によって創出されるインセンティブに関して、以下の図のような使用済み製品の排出とその処理過程で確認してみる。



排出者は、1 単位の使用済み製品を分別回収業者(解体業者や破砕業者など)に引き渡すとし、この売却価格を p とする。つまり、この使用済み製品は、分別回収業者に価格 p で買い取られる。 $p < 0$ の場合は、排出者が価格 p を支払って、使用済み製品を分別回収業者に引き渡すことになる。また、排出者には引き渡し費用があるが、これを無視する。

分別回収業者は、使用済み製品を n 種類に分別し、回収する。 s_i は分別回収品 i ($= 1, \dots, n$) の重量割合であり、 $\sum s_i = 1$ とする。 s_n は、 $n - 1$ 種類の物品を分別回収した後に残されるもの、す

⁴ 例えば、細田(1999、2008)、阿部(2004)など。

⁵ 各種リサイクル制度は、生産者に回収義務を課すことで、発生抑制を促進させる目的のほか、例えば、容器包装類や家電のリサイクル制度のように、地方自治体の責任および財政負担の軽減を目的の一つとするものもある。

⁶ 使用済自動車は、車両そのものの不法投棄のほか、解体・破砕後の不要物(シュレッターダスト、廃オイル、廃タイヤなどの産業廃棄物として区分されるもの)の不法投棄が問題視された。

なわち残余物である。

単純化のために、以下では $n = 3$ とする。また、分別回収品は、グッズとバツズの 2 つに分類される。グッズは正の価格で取引されるもの、バツズは非正の価格で取引されるものとする。ここで、分別回収品 1 をグッズ、分別回収品 2 をバツズとする。また、分別回収品 3 は残余物であり、バツズである。

それぞれの分別回収品は、取引価格 $q_i > 0$ で利用処分業者（鉄鋼メーカー、セメントメーカー、埋め立て業者など）に引き渡される。グッズである分別回収品 1 に関して、分別回収業者はこれを回収し引き渡すことで $q_1 s_1$ だけの金銭を受け取り、かつ正の利潤を得るとする ($q_1 s_1 - c(s_1) > 0$)。一方、バツズである分別回収品 2、3 に関して、分別回収業者は $q_2 s_2$ 、 $q_3 s_3$ の処理料金を利用処分業者に払わなければならない。また、分別回収にかかる費用を $c(s_i)$ とし、残余物である分別回収品 3 に関して $c(s_3) = 0$ とする。

これらの想定から、分別回収業者の利潤 Π は、以下のようになる。

$$\Pi = (q_1 s_1 - c(s_1)) - (q_2 s_2 + c(s_2)) - q_3 s_3 - p$$

この分別回収業者は、分別回収品 2、3 を回収、処理にそれぞれ $q_2 s_2 + c(s_2)$ 、 $q_3 s_3$ だけの費用がかかっていることになる。利潤をゼロとすると、使用済み製品の価格は以下のようになる。

$$p = (q_1 s_1 - c(s_1)) - (q_2 s_2 + c(s_2)) - q_3 s_3$$

不法投棄をする場合、単位あたり $d + \delta D > 0$ の費用がかかるとする。 $q_3 > d + \delta D$ であれば、分別回収品 3 (残余物) を不法投棄したほうが費用が安い。また、 $q_2 > d + \delta D$ の場合も不法投棄したほうが安くなり、そもそも $c(s_2)$ の費用をかけて分別回収品 2 を回収することはしない (分別回収品 3 と一緒に投棄すれば回収費用分を削減できる)。さらに、 $-p > d + \delta D$ になれば、使用済み製品そのものも不法投棄されることになる。

このような状況で、分別回収業者が回収した分別回収品 2、3 を生産者が無料で引き取るとする ($q_2, q_3 = 0$)。しかも、その分別回収にかかった費用 $c(s_2)$ を生産者が分別回収業者に支払うとする。この結果、 $p^* > 0$ となり、使用済み製品の不法投棄がなくなる。また、分別回収品 2 は不法投棄をしたら費用 $d + \delta D$ がかかるが、適正に回収し引き渡せば、処理料金がゼロになると同時に、回収費用も補われ、全体の費用もゼロになる ($q_2 s_2 + c(s_2) = 0$)。よって、費用のかかる不法投棄と選択せず、分別回収品 2 は適正に回収される。分別回収品 3 についても同様で、分別回収業者にとっては適正に引き渡したほうがよい状況になる。

このような分別回収品 2 の回収費用 $c(s_2)$ 、処理費用 $q_2 s_2$ 、分別回収品 3 の処理費用 $q_3 s_3$ の合計は、リサイクル料金として車両購入時にユーザーに支払わせる。つまり、この構造が自動車

リサイクル法の基本的な枠組みである⁷。リサイクル料金を R^* とすると、 $R^* = q_2 s_2 + c(s_2) + q_3 s_3$ になる。

リサイクル料金が R^* より大きい場合の価格 p^{**} は、 $p^{**} > p^*$ となり、使用済自動車の価格が上昇する。これは、同じく不法投棄のインセンティブはないが、新車の価格に上乘せされることから、取引量の減少に影響する。一方、 R^* より小さければ、分別回収品2または3の回収・処理費用を一部補填できなくなり、その分の費用を負担しなければならない。それが不法投棄費用 $d + \delta D$ よりも大きくなるのであれば、不法投棄のインセンティブが生まれうる。

このような処理費用前払い方式を取っている自動車リサイクル法では、実際に、ユーザーから排出された車両の行方について、統計上で確認できない数量は大幅に減少しており(阿部、2007)、不適正処理業者への引き渡しのインセンティブが弱まっていることが窺える⁸。この料金方式は、購入時に製品に上乘せし、廃棄時の処理費用が一部減免され、既存の理論モデルが想定した税・補助金政策と似たようなものとなっているが、外部費用を所与とするよりはそれをなくすための制度であり、料金設定の根拠は、残余物の処理費用であって限界外部費用等ではない点で異なるものと思われる⁹。

2 国際資源循環と既存の経済理論モデル

上述の通り、国内では、不法投棄などの外部費用を発生させないことに目が行くことから、外部費用を前提とした税・補助金などの議論は実際の政策論として進展しにくいところがある。そのため、外部費用を発生させないシステムを分析することが重要になり、非対称情報問題を考慮すれば、自動車リサイクル制度のような廃棄物の処理費用を前払いさせるシステムの有効性が見えてくる¹⁰。

一方、国境を越える場合、同じような枠組みは可能だろうか。実際の日本の自動車リサイクル法でも、国境を越える場合は、制度は継続されず、輸出後の所有者は、購入の際に前もって処理費用を支払うことはない。輸出後は、それぞれの国の廃棄物処理制度の下、車両を手放すときに処理費用を支払うことで処理していくことになる。排出者、占有者責任といった廃棄物処理制度があったとしても、情報の非対称性により、不法投棄などで処理費用を節約する安い処理業者が選ばれうる。尤も、廃棄物処理制度がなく、不適正な処分が自由になされる場合もある。

このような中、自動車リサイクル法のような処理費用前払い制度が国境を越えて継続すること、

⁷ 実際のリサイクル料金には、これらの費用のほかに情報管理費用などの諸経費が加わっている。また、リサイクル料金に含まれないバツもある。

⁸ ここで言う「適正処理業者」は、許可を受けた解体業者のことであり、彼らが不適正な行動を取る可能性はなくはない。例えば、リサイクル料金に含まれないオイルやタイヤなどの処理については、その処理費用(資源価格の変動によって負の価格で取引されうる)の程度によっては不適正な行動が起こりうる。

⁹ この点はより入念な分析が必要である。

¹⁰ ただし、前払いさせるシステムが外部費用の観点から有効であっても、その資金管理をどうするかなどの別の課題はある。

あるいは他国でも同様の制度を構築することなどが望まれるが、現状では、それは時間を要すると思われる。そのため、まずは輸出側の日本がどうすれば環境負荷を最小限に抑えることができるのかという議論になると考えられる。

先行研究では、中古品貿易を分析するものが一つの参考になる。Sen (1962) のように、中古品貿易の要因を分析するもの、Clerides (2008) のように中古品貿易で得られる余剰を示すもの、または Grubel (1980) のように双方に言及しているものと様々だが¹¹、これらの先行研究を応用するとすれば、中古品の輸入後の環境問題すなわち外部費用を導入し、自由貿易の状態と規制をした状態とを比較することが一つ考えられる。

また、国際経済学の分野で、外部費用を考慮した貿易モデルを応用することもできる。例えば、Baumol and Oates (1989) のように環境政策による貿易財の価格や取引量の変化を示すもの、Krutilla (1991) のように、生産や消費に環境汚染を伴う貿易財に対する環境税の効果を分析するもの、さらに Copland (1991) のように廃棄物そのものの取引における最適な税を求めるものもある¹²。これらに中古品の利用による効用を加えることにより、本稿が想定するテーマでモデル分析ができるかもしれない。

このような中、Yokoo and Kinnaman (2010) では、先進国(A国)で生産し初期に使用される耐久財を、途上国(B国)で中古品として輸入し、使用、廃棄するという状況をモデル化している¹³。枠組みは、一般均衡モデルであり、それぞれの国の消費者の効用関数に廃棄物による不効用を含め、A国の政策として消費者の予算制約に廃棄物税と輸出税双方を考慮している。そして、競争均衡がパレート最適となるための最適な廃棄物税と輸出税を求め、A国の輸出税は耐久財の限界生産性、B国の廃棄物限界不効用とともに大きくなることなどを示している。また、輸出税をゼロとした場合に、A国を廃棄物税は、B国の外部性にも依存し、場合によっては負になり、廃棄物処理に補助がされることなども示されている。

前節で述べたように、国内の廃棄物問題に関しては、外部費用を所与とした税・補助金政策よりも外部費用そのものを発生させない政策を求める傾向があるといえるが、国境を越える場合、輸入国の外部費用を発生させないように輸出国が介入することは難しく、Yokoo and Kinnaman

¹¹ Sen (1962) では、粗利益から価格を引いたものを価格で割った利益率を用いて、途上国は低賃金であり、メンテナンスコストが安いことが、中古機械を購入する要因となることを示している。Clerides (2008) では、中古車輸入国であるキプロスをケースとして、離散選択モデルを用い、貿易自由化の状況と制限がある状況について、消費者の効用の違いを数量的に分析している。Grubel (1980) では、図を用いて中古車貿易の自由化による経済厚生増加とともに、交通事故などの外部費用を説明している。

¹² Baumol and Oates (1989) では、富裕国と貧困国を取り上げ、貿易財の生産において貧困国で環境汚染が伴う状況を想定している。分析は図によるものと数式によるものがあるが、貧困国の汚染コントロールコストを政策として、そのコストを下げた場合に、貿易財の価格が下がり、需要が増大するなどの命題を示している。例えば、Baumol and Oates (1989) のように環境政策による貿易財の価格や取引量の変化を示すもの、Krutilla (1991) のように、貿易財の生産あるいは消費に伴い発生する環境問題をテーマとし、生産者あるいは消費者に対する環境税の効果を分析する。そして、生産、消費起因の環境問題ごとに総余剰を設定し、輸出または輸入関税の収入を含め、総余剰を最大化する最適な環境税を提示し、図を用いて余剰の変化を示している。さらに、廃棄物の越境移動に関するモデルとして有名な Copland (1991) は、一般均衡の枠組みを用いて、越境移動する廃棄物が不法投棄される状況を想定し、それを前提とした最適な税を求めている¹²。

¹³ 同論文はディスカッションペーパーであり、今後の改訂がなされる可能性は十分にある。

(2010) が想定する外部費用を所与とした政策は現実味があるように思える。また、輸出先によるリユースの効用を考慮したモデルは他にはなく、同論文は経済学の分析としての貢献もあると考えられる。

3 輸出側の政策

輸出国が輸入国の廃棄物問題に政策的に介入することはできず、Yokoo and Kinnaman (2010) が想定するように、外部費用を所与としたものにならざるを得ないところがあるが、問題は同論文が示したような廃棄物税と輸出税という政策が現実的に進展していくかどうかである。それは、国内の廃棄物問題に関する理論モデルと同じように、限界外部費用をどのように計るかという問題がやはりあり、また、日本のように輸出国の国内でまず不法投棄を最小限に抑えた制度が構築された中で、廃棄物税や輸出税を課すことで、国内の流通がどのように変わるかという問題もある。さらには、そもそも輸出国にそれを実施する利点があるかどうかである。これらを考慮すると、国内の不法投棄を最小限に抑えた現行の制度を考慮しつつ、制度を改変したときに余剰はどう変わるかという点にまずは注目すべきであると思われる。

現行の自動車リサイクル法では、自動車ユーザーは、車両を購入する際に、リサイクル料金を支払っている。ユーザーが車両を手放すときには、それが国内で中古車として転売できれば、中古車の車両価値に加えて、リサイクル料金が返還される。また、使用済自動車として処理されれば、処理費用からリサイクル料金が差し引かれた分だけ高い金額で使用済自動車の車両価値が提示される。つまり、どちらに引き渡されたとしても、支払ったリサイクル料金分だけ車両価格に追加され、ユーザーにとっては自動車リサイクル法がない状態から得も損もしない。

一方、中古車が輸出される状況を考えてみる。国内での最終所有者は、往々にして輸出業者になるが、彼らは、オークション会場などで前の所有者から車両価値に加えてリサイクル料金を支払っている。そして、中古車を輸出した事実が確認されれば、輸出業者には、資金管理人(自動車リサイクル促進センター)からリサイクル料金分が返還される。輸出業者は、先のユーザーと同じように、自動車リサイクル法がない状態から得をしているわけではない。しかも、輸出業者は、中古車輸出を目的として事業を行っているため、使用済自動車としての引き渡しという選択肢は想定しておらず、前の所有者から購入する際は、リサイクル料金の返還を想定した価格設定をする¹⁴。

これら輸出業者とユーザーで異なるのは、購入時の負担感である。ユーザーは、将来的にリサイクル料金分が補填されることを考慮して、車両を購入しているかどうかである。仮に、これを考慮

¹⁴ 自動車リサイクル法の制定当初は、リサイクル料金の返還が中古車輸出を促進させることが予想されたが、上記の理由から実際はそうならない可能性がある。また、リサイクル料金の返還のための手数料や手続きにより、むしろ輸出を阻害している可能性もある。中古車輸出台数は貿易統計で確認できる2001年から2008年まで増加してきている(2009年はロシアの関税強化や世界同時不況などにより大幅に減少している)。2005年1月の自動車リサイクル法がこの増加に拍車をかけたかどうかについてデータによる分析が別途必要である。

していなければ、購入時にリサイクル料金分の負担が追加され、その結果、車両の取引量が減少する。これに対して、輸出業者は、輸出目的で買い付けしており、すぐにリサイクル料金が返還されることを想定している。つまり、リサイクル料金を購入時に前払いしたとしても、車両価格や取引量に影響しない。

このような状況で、輸出業者にリサイクル料金を仮に返還しなかったらどうなるだろうか。この場合であっても、使用済自動車やその分別物の適正流通、適正処理のインセンティブは変わらないと考えられる。つまり、不法投棄を最小限にしたシステムを変えることなく、付加的な政策により、国境を越える問題について検討できるということである。

まず、変わってくるのが輸出業者の利潤構造である。彼らは、前の所有者に支払う仕入れ価格を下げるなどで対応することになる。その結果、前の所有者であるユーザーなどは、輸出業者に売却することで得る収入が減り、抹消登録を取りやめ、保有を延長するかもしれない。あるいは、使用済自動車のほうが相対的に有利となり、そこに流れるかもしれない。

また、輸出時のリサイクル料金の未返還が新車の価格や取引量まで影響するかどうかである。個人差はあるだろうが、ユーザーが中古車輸出を想定して新車を購入することはあまり現実的に考えられない。つまり、輸出業者に対するリサイクル料金の未返還政策において影響があるのは、ユーザーの抹消登録量、中古車輸出量、使用済自動車量であり、新車販売量には影響がないと考えられる。

この抹消登録量を供給量、中古車輸出量、使用済自動車量を需要量とすると、リサイクル料金の未返還という政策は、関税政策の効果と同じようなものと思われる。つまり、輸出に対して価格に付加的に料金がかかることにより、供給量が減少するとともに、国内の需要は増加する。自動車を手放さず、保有し続けるとともに、国内の使用済自動車としての引取量が増加する。

以下の式で、中古車の供給量、輸出国(A国)の需要量、輸入国(B国)の需要量を $S(p)$ 、 $D^A(p)$ 、 $D^B(p, r)$ とする。輸入国の需要量は、価格に加え、リサイクル料金の返還に依存する。リサイクル料金が返還されれば $r=0$ である。それぞれの p または r に関する微分は、 $S_p > 0$ 、 $D^A_p < 0$ 、 $D^B_p < 0$ 、 $D^B_r < 0$ という性質があるとする。供給量と需要量が等しいとすると、

$$S(p) = D^A(p) + D^B(p, r)$$

となる。これを全微分することにより、

$$S_p dp = D^A_p dp + D^B_p dp + D^B_r dr$$

が導かれる。さらに、これを変形すると、

$$dp/dr = D^B_r / (S_p - D^A_p - D^B_p)$$

となる。 $D_r^B < 0$, $S_p > 0$, $D_p^A < 0$, $D_p^B < 0$ から $dp/dr < 0$ となることがわかる。つまり、正のリサイクル料金の設定により、価格は下がる。価格が下がれば、供給量が減少し、国内の取引量は増加する。この結果として、中古車輸出量は減少することになる。

余剰に関しては、関税の効果が示すように、国内の取引量の増加により消費者余剰は増加するが、供給量と輸出の減少による生産者余剰の減少のほうが大きくなる。死加重も含めて、リサイクル料金の未返還は輸出国の総余剰を減少させる。同様の結果は、新熊(2010)においても示されている¹⁵。

輸入国については、中古車の輸入量が減少することで、その分の消費者余剰が減少するとともに、中古車起因の外部費用も減少することは明らかである。よって、外部費用の減少の度合いによってリサイクル料金の未返還がその国の総余剰を改善する可能性があるが、外部費用が計れないので、その答えは出ない。

このようなシンプルな経済学の枠組みを見てわかるように、中古品の輸出を制限することは輸出国の余剰を改善させない。そのため、輸出国がこれを実施するインセンティブは生まれにくい。ただし、上記はシンプルな枠組みであり、今後は、これをベースとしてモデルを複雑化、精緻化あるいは、数量的に分析するなどして、改めて総余剰を分析、比較することが求められる。

4 輸出国の責任に関する論点

中古品は財として規制されていないが、有害廃棄物の場合は、輸出の際にバーゼル条約 (Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and their Disposal) によって規制されている。この下では、輸出国側は有害廃棄物の許可や事前通告を行わなければならない。また、予定した契約条件どおりに完了しなかったり、不法投棄などが起きた場合は、輸出国側が自国に引き取らなければならない。このような制度の下で、輸出後の責任を負わされることがあれば、その分、輸出の費用は高くなる。

前節で議論された余剰の想定で、取引する財を使用済み製品とし、B 国で分別後の廃棄物が不適正に処分されるとする。バーゼル条約がなければ、輸出国は貿易を制限しないことが総余剰を最大化させるが、輸出国が不適正処分の責任を負わされるのであれば、輸出国の余剰に外部費用分を差し引くことになる。

理論では、この外部費用に関して、限界外部費用に一致する環境税を課すか、総量規制によ

¹⁵ 新熊(2010)では、家電を想定し、[新品消費者の便益－費用]+[中古品輸出者の便益－費用]+[使用済み製品リサイクラーの便益－費用]を社会厚生関数として、新品の消費量と中古品輸出量に関して偏微分をし、社会厚生を最大化のための条件を提示している。そして、廃棄段階でリサイクル費用を支払う DF (Disposal Fee) 方式と購入段階で支払う ADF (Advance Disposal Fee) 方式を比較対象として、消費者にとっての中古品輸出と使用済みという選択肢は無差別であるという均衡式と、効用関数の最大条件を照らし合わせ、先の社会厚生最大化のための必要条件に合致するものが DF 方式であるとしている。

って次善策を求めるかもしれない。しかし、現実には、輸出に対して許可制を敷いており、不法投棄になりうるような取引については許可を与えない。つまり、不確実性はあるものの、不適正な取引をふるいわけ、排除するという行動が起きる。そうすることによって、外部費用を極力発生させない。仮に、中古品に関して、輸出者または輸出国が輸出後の外部費用の責任を負うことになったとしたら、あるいは社会的責任を考慮するようになったとしたら、どういう行動を取るかである。税や総量規制などで外部費用を内部化する政策なのか、外部費用そのものを削減するものなのか。後者であれば、輸出国の輸出業者や生産者などによる自主的なトレーサビリティ、モニタリングあるいはインセンティブシステムの構築が考えられる。

この点はさらなる分析が必要だが、いずれにしろ、輸出された中古品の廃棄に対して、輸出国に責任が課されるかどうかで輸出国の余剰が変わり、政策を実施するインセンティブも変わってくることを考慮しておくことが重要である。そのため、並行して、やはり輸出国（輸出者その他）の責任を議論していかなければならない。これについては、法学の領域にもなると思われ、慎重な議論が求められる。以下に論点を提示しておきたい。

バーゼル条約との違い

先述したように、バーゼル条約は、有害廃棄物などの越境移動に関して規制する。ただし、輸出者または輸出国は、予定した契約条件どおりに完了しなかったり、不法投棄などが起きた場合に、責任を負う可能性があるもので、大塚(2010)によると、廃棄物が処分者の占有となった後に生じた損害については、処分者が責任を負うという。つまり、輸出国側はその時点で責任範囲の外に位置する。これは、輸出国は引き渡しに対して責任を負うのであって、引き渡した後の契約外のことについては行為義務がなく、その結果の責任は負わない。国内の排出者責任には、最終処分までの状態を確認し、それを報告する義務などがあるが、バーゼル条約にはそのような義務はないことになる。

バーゼル条約における対象物は、同条約に定められた有害廃棄物のほか、締約国の国内法令により有害廃棄物と定義されたものも含まれる。そのため、中古品であっても、バーゼル条約の対象になりうる。ただし、リユースされる中古品の場合、輸入後、消費されることから、処分する際は、輸出者から離れた者の占有になる。日本国内でも、中古品の排出者は、廃棄物の排出者のような処理責任はない。このような中で、輸入国で中古品がリユースされた後の廃棄物問題について、輸出国が責任を負わなければならないのかどうかということになる。

国内制度における役割との違い

中古品は財であり、一般的に廃棄物とされない。取引においても、使用済み製品の価格は、分別して得られる中古部品や各種再生資源の価格、さらに廃棄物処理費用の影響を受けるが、中古品の価格は、機能やデザインなどの影響を受け、廃棄物処理費用は関係がない。そのため、このような物品に規制することは、過度に取引を阻害することになりうる。

自動車リサイクル法下の国内流通でも、中古車は財として扱われ、その引き渡しに関して、排出者の処理責任はない。つまり、AがBに中古車として車両を引き渡し、Bがそれを使用した後に不法投棄をしたとしてもAにはその不法投棄に対する責任はなく、撤去などの義務はない。これは、国内でも海外でも同じ扱いである。

ただし、国内では、自動車リサイクル法下で、結果的に中古車として引き渡すにしろ、購入時にリサイクル料金を支払う行為がある。この行為の意味をどのように捉えたらよいかという疑問がある。これに対して、輸出されたものについては、同じように中古車で財として扱われるが、購入時にリサイクル料金を支払う行為はない。つまり、このような行為がなぜ国内で行われて、海外で行われないのか、この行為が廃棄物処理においてどのように位置づけられるかである。

新品ユーザーの負担

小島・鄭(2010)では、「中古品の越境移動に関する費用を全面的に禁止するのは望ましくない」とする一方、現在の発展途上国のガバナンス能力に照らすと、輸入規制、公害規制あるいは拡大生産者責任を適用したリサイクル制度を輸入国が作ったとしても十分に機能しない可能性があるとも言う。また、ブラウン管ガラスのように規制により再利用先がなく、フェードアウトしていく物質は、処理能力の乏しい中・低所得国で結果的に不適切なリサイクルや処理に繋がり、「問題と考えられる」と述べている。

そして、寺西(1997)で述べられている応能原理、応益原理、応因原理を紹介し、「これらの原理をあてはめると、新品のユーザーが何らかの高い負担を行うことが求められる」とする。具体的には、応能原理からは「新品のユーザーは、所得が高く、支払い能力も、中古品のユーザーより高いと考えられる」こと、応益原理からは「新品での利用の効用が、中古品の利用の効用よりも高いとみなせる」こと、応因原理から「新品のユーザーが購入しなければ、その製品を廃棄する必要は生まれないと考えられる」ことがあてはまるとしている。そしてさらに「したがって、中古品の輸出国は、中古品として利用された後のリサイクルに関して、何らかの資金負担を行う責任があると考えられる」と記されている。

新品のユーザーが負担するというのは、自動車やコンピュータのように新品購入時にリサイクル料金を支払わせるという状況であると考えられる¹⁶。そこでプールした費用を中古品として輸出された後に、輸入国に対して「何らか」の負担を行う。自動車で言えば、中古車輸出時のリサイクル料金を返還させずに、海外のリサイクル費用などに充てることと考えられる。コンピュータは、輸出に関しては現在でもリサイクル料金は返還していないが、そこでプールされた資金を海外で利用するというものと考えられる。

ユーザーが支払った資金の用途に関して、小島・鄭(2010)では、「個別製品のライフサイクル全体を管理し、最終的なリサイクルが行われるところで、適切なリサイクルができるように資金を配

¹⁶ 後払い方式の家電などでは、中古品として輸出されるものであっても、リサイクル料金を取るということになるが、国内流通の中古品に対して料金を取らなければ、新品のユーザーの負担にならないと思われる。

分するといったしくみは、モニタリングコストも高く、難しい」と述べている。そして、「政府のガバナンス力の向上、政策形成に対する支援などにあて、また、フェードアウトする物質の適正処理にあてべきであろう」としている。

このような新品ユーザーの負担という考え方が経済学の枠組みでどのように展開できるか、議論しておくことも必要である。

拡大生産者責任の議論と越境問題

先の小島・鄭(2010)では新品ユーザーの負担が示される一方で、生産者がどのような位置付けなのかは示されていない。拡大生産者責任制度を国境を越えて適用させるという考え方であれば、回収時に生産者が登場してくるだろうが、小島・鄭(2010)では言及していない。ライフサイクル全体の管理の難しさなどが記されているため、必ずしも生産者の責任を国境を越えて適用させるものを主張していない。いずれにしろ、上記の越境における新品ユーザーの負担という考え方が生産者にどう影響するのかについても、議論が必要になってくる。

また、「新品ユーザーの負担」とあるが、それは、日本のように「リサイクル料金」を製品価格と別料金で取る方式の場合である。仮に、そのような「リサイクル料金」を取らずに、生産者に回収責任のみを負わせるという方式を取った場合、どのようなことになるか。価格が上乗せされ、結果的に新品ユーザーの負担は同じになるケースもあるだろうが、異なるケースもある。その議論を改めてしたうえで、中古品が越境する際にどのようなことになるのか、分析をしていく必要がある。さらに、越境したものについて、生産者が回収責任を負う場合に、現実的にどのような回収あるいは費用負担がなされるのかについても課題となる。

まとめ

本稿では、国際資源循環の政策論において、あまり議論されてこなかった中古品の貿易について、論点を整理した。まず、第1節では、国内の不法投棄問題に対する経済理論の枠組みと実際の政策の方向性の違いについて言及した。そこで重要なのは、外部費用を前提に政策がされるかどうか、不法投棄の予防対策が可能であればそれを実施するのではないかという点である。これに対して、第2節では、国境を越える物品について検討し、国内とは異なり、輸出国は輸入国の不法投棄問題に介入できず、それを前提とした政策を実施せざるを得ない点が示された。そして、国内の問題と比べると、外部費用を前提とする経済理論の枠組みは、比較的現実的であると述べられた。

ただし、国境を越える物品を考慮するとき、国内で不法投棄を最小限に抑えている状態を変えることができるかどうかという問題、あるいは輸出国に輸入国の問題へ対応するインセンティブがあるかどうかという問題がある。第3節では、国内の不法投棄を最小限に抑えている代表例として、自動車リサイクル法の枠組みを所与とし、輸出の際にリサイクル料金を返還しないという政策を付

加的に行った場合に、取引量や余剰はどうなるのかを検討した。これにより余剰は減少し、輸出国にこれを実施するインセンティブが生まれないことが示された。

これらを受けて、第4節では、輸出国の余剰は輸出国の責任の度合いによって変わってくるということが言及されている。つまり、結局は、輸出国の責任をどう考えるかという議論は避けられないということであり、最後に同節において輸出国の責任に関する論点をいくつか示した。

以上のように、本稿において、国際資源循環の政策論における中古品の問題に関して、分析や議論の方向性を少なからず整理、提示することはできた。しかし、個々の作業課題も多いことは確かである。今後は、これらをベースとして、議論を深めていくこととしたい。

参考文献

- 阿部新(2004)「廃棄物処理委託と排出者責任の経済分析」『現代経済学研究』、11号、pp. 47-73。
- 阿部新(2007)「使用済自動車の流通フロー:100万台は「消えた」のか」『環境と公害』、36(4)、pp. 24-30。
- 阿部新(2010)「中古車の越境移動と国際資源循環:政策分析に向けた論点整理」『一橋大学経済研究所 Discussion Paper Series』、A-No. 530。
- 大塚直(2010)『環境法 第3版』有斐閣。
- 金子林太郎(2009)『産業廃棄物税の制度設計—循環型社会の形成促進と地域環境の保全に向けて』白桃書房。
- 小島道一編著(2005)『アジアにおける循環資源貿易』アジア経済研究所。
- 小島道一編著(2008)『アジアにおけるリサイクル』アジア経済研究所。
- 小島道一・鄭城尤(2010)「国際リユースの課題—新たな国際的な取組の必要性—」小島道一編『国際リサイクルをめぐる制度変容』第10章、アジア経済研究所。
- 新熊隆嘉(2010)「国際資源循環と拡大生産者責任」植田和弘・山川肇編『拡大生産者責任の環境経済学』第8章、昭和堂。
- 寺西俊一(1997)「<環境コスト>と費用負担問題」『環境と公害』、26(4)、pp. 2-8。
- 細田衛士(1999)『グッズとバズズの経済学—循環型社会の基本原則』東洋経済新報社。
- 細田衛士(2008)『資源循環型社会—制度設計と政策展望』慶應義塾大学出版会。
- Clerides, S. (2008), “Gains from Trade in Used Goods: Evidence from Automobiles”, *Journal of International Economics*, 76, pp. 322–336.
- Copeland, B. R. (1991), “International Trade in Waste Products in the Presence of Illegal Disposal”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 20, pp.143-162.
- Fullerton, D. and T. C. Kinnaman (1995), “Garbage, Recycling, and Illicit Burning or Dumping”,

Journal of Environmental Economics and Management, 29, pp. 78-91.

Grubel, H.G. (1980), “International Trade in Used Cars and Problems of Economic Development”, *World Development*, 8, pp. 781–788.

Krutilla, K. (1991), “Environmental Regulation in an Open Economy”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 20, pp. 127-42.

Sen, A.K. (1962), “On the Usefulness of Used Machines”, *Review of Economics and Statistics*, 44, pp. 346–348.

Yokoo, H. and T. C. Kinnaman (2010), “Global Reuse and Optimal Waste Policy”, *Discussion Paper No. E-09-002*, Research Project Center, Graduate School of Economics, Kyoto University.

中国の廃車台数に関する検討

平岩幸弘[†]

はじめに

中国は自動車大国となった。2009年の自動車保有台数は約6280万台、生産台数は1393万台に達している。このことは、リサイクルの観点からすると、中国が「廃車大国」になることを意味する。しかしながら、中国の廃車リサイクルには数多くの深刻な問題が存在している¹。その大きな要因の1つになっているのが、廃車の「見えないフロー」である。すなわち、発生した廃車のうちの相当量が、フォーマルな手続きを通じて回収されることなく、何らかのインフォーマルな経路を通じて違法回収業者のもとに集まっているのである。しかし、実際にどれだけの量の廃車がインフォーマルセクターに流出しているのかは定かではない。そこで本稿では、一般に公開されている『中国自動車工業年鑑』や『中国自動車市場年鑑』(旧『自動車貿易年鑑』)などの自動車統計を用いて、フォーマルに回収されている廃車台数、およびインフォーマルセクターに流出している廃車台数について検討してみたい。

中国では、公安部や業界団体によって集計されているフォーマルな廃車統計(以下、公式廃車統計)が存在しており、1980年代から公表されている。そのこと自体は歓迎すべきことなのだが、複数の統計が混在しており、残念なことにそれらは必ずしも整合的ではない。本稿執筆にあたり改めてサーベイしたところ、

- ① 公安部による自動車登録制度等、政府部門の車両管理に基づく廃車台数(以下、廃車管理台数)の統計
- ② 政府が認定する廃車回収解体企業(以下、認定企業)が実際に回収解体した廃車台数(以下、実際回収台数)の統計

という2種類に大別できることを確認した。公式廃車統計を取り上げる際には、少なくとも、それがどちらの種類なのかを確認することが必要である。

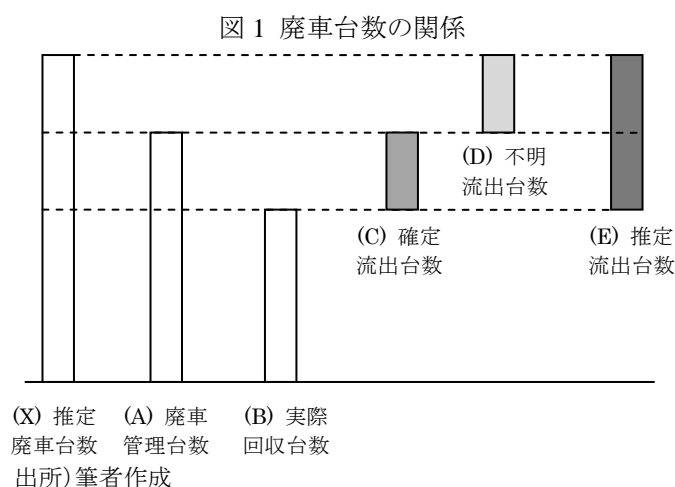
[†] 一橋大学大学院経済学研究科 e-mail: EZH03343@nifty.com

¹ たとえば、『中国資源综合利用』2009年6月号では以下のような点が挙げられている。(1)廃車量に対して解体能力が過剰で、競争秩序が混乱している。(2)廃車回収解体企業の数は多いが、規模が小さく、年間解体量100台以下の企業が6~7割を占めている。多くは手作業で、専用設備と工具が不足し、機械化の程度や解体効率は低く、資源浪費と環境汚染を引き起こしている。(3)正規ルートで回収される廃車が少なく、多くの廃車が農村や個人経営者のもとに流入している。大量の廃車や改造車が交通事故の潜在的原因となっている。(4)解体作業員の資質は低く、政府による技術的支援も不足している。(5)業界団体は影響力を有効に発揮できておらず、廃車に関する権限が政府部門に集中している。(6)廃車回収解体業は政府管理の特殊業界であり、廃車管理は市場行為ではない。しかし現実には多くの矛盾が発生しており、市場に委ねるのか政府が統制するのかについての規定が必要である。(7)自動車には多くの重金属や化学液体等の物質が含まれており、環境に対する悪影響がある。

以上を踏まえた上で、本稿では次の2つの作業を行う。第1に、公式廃車統計に基づいてインフォーマルな流出量を把握する作業である(第1節)。政府が定める自動車登録手続きや廃車回収解体制度に従うならば、認定企業が廃車を回収した後に必要書類を政府(公安部)の車両管理部門に提出することによって、自動車登録が抹消されることになる。つまり本来であれば、廃車管理台数と実際回収台数はおおむね一致するはずである。しかし、もし廃車管理台数>実際回収台数ならば、その差の部分は、政府部門が廃車台数を把握しているにも関わらず認定企業のもとには回収されずに、何らかの方法でインフォーマルセクターに流出しているということになる。その部分を「確定流出台数」とする。

第2は、中国で発生したと考えられる廃車の台数(以下、推定廃車台数)を計算し、それと公式廃車統計を用いてインフォーマルな流出量を推測する作業である(第2・3節)。もし、推定廃車台数>廃車管理台数ならば、その差の部分に政府が把握できていない廃車が含まれている可能性がある。この部分を「不明流出台数」とする。また、推定廃車台数>実際回収台数ならば、その差の部分は確定流出台数と不明流出台数の合計となる。この部分を「推定流出台数」とする。

推定廃車台数を X、廃車管理台数を A、実際回収台数を B、確定流出台数を C、不明流出台数を D、推定流出台数を E とすると、以上に示した各廃車台数の関係は図1のように整理される。



また、回収率・廃車率等については、自動車保有台数を S として以下のように設定する。

- (a) 回収率 = 実際回収台数 / 廃車管理台数 (= B / A)
- (b) 推定回収率 = 実際回収台数 / 推定廃車台数 (= B / X)
- (c) 廃車率 = 廃車管理台数 / 自動車保有台数 (= A / S)
- (d) 回収廃車率 = 実際回収台数 / 自動車保有台数 (= B / S)

これらの表記は、本稿内の表のアルファベット部分と対応している。中国の廃車台数の推計を行っている文献は、管見の限りでは、中国汽车技術研究中心(2003)、張・宋(2008)などがある。本稿でも参考としたが、推計のために用いたデータはそれら先行文献と異なっている。最後に 4 節

において結びとする。なお本稿では、フォーマル・インフォーマルの廃車台数を明確にすることのみに焦点を当てている。なぜインフォーマルセクターへと流出するのか、あるいは、どのような手法・ルート・業者を通じて流出するのか、流出した廃車がその後どのように利用されるのかについては、稿を改めて検討したい。

1 フォーマルな廃車統計に関する検討

本節では、1980年代から2009年までの公式廃車統計を検討する。先述したように複数の統計が存在しており、一定の期間をカバーした比較的大きな統計として、

- イ) 廃棄更新計画の統計:1980年代～2000年
- ロ) 物資再生協会発表の統計:2000～10年
- ハ) 民用自動車廃棄状況の統計:2002～07年

の3つが確認された。これら以外にも、1～3年程度の期間の統計もいくつか存在する。以下では、イ)～ハ)の3つの公式廃車統計を中心に、それぞれの内容を確認しておきたい。

1.1 廃棄更新計画の統計:1980年代～2000年

中国では1980年代から2000年まで、自動車の廃棄更新を計画的に行なってきた。更新すべき自動車の台数(以下、更新計画台数)が中央政府によって示され、その確認のために廃棄更新された台数(以下、廃棄更新台数)も集計されていた。このうち、後者の廃棄更新台数は廃車管理台数に相当する。表1は、1986～90年の“七五”(第7次五カ年計画)、1991～95年の“八五”(第8次五カ年計画)および1996～2000年の“九五”(第9次五カ年計画)における更新計画台数および廃棄更新台数の推移を示したものである。

更新計画台数・廃棄更新台数 1980年代の更新計画台数は、当初、1982～92年の10年間で50万台であったが、その後の七五期間では毎年10～15万台に上方修正された。同期間の廃棄更新台数の詳細は不明だが、90年の政府文書によると、1986～89年の4年間の廃棄更新台数は、「不完全な統計ながら」、43万台となっている。

1990年代からは詳細な数量が公表されており、各地域(省級・計画単列市)・中央政府部門・軍部について、トラック・ジープ・乗用車・バス・その他という車種ごとに集計・公表されている²。更新計画台数については、「自動車廃棄標準」がベースになっているとみてよい³。『汽車貿易年鑑』1996-97年版によると、九五期間では、合計196万8384台のうち、廃棄標準に達したものが187万2890台であった。このことから、おおむね廃棄標準に沿って更新計画台数が設定されていたと

² こうした詳細なデータのうち、筆者が確認できたのは、更新計画台数については1995、1998、2000年のみ、廃棄更新台数については1995～97、1999、2000年のみである。

³ 自動車廃棄標準とは、新規購入時点から起算して、ある一定の使用年(あるいは走行距離)を経た車両を、強制的に廃車させるという制度である。年限(走行距離)は、車種別・用途別に定められている。1986年から開始され、現在もマイカー以外は廃棄標準が設定されている。

考えられる。廃棄更新台数については、達成率(=廃棄更新台数/更新計画台数)は平均して105%であることから、全体的にはほぼ計画通りに廃棄更新が実行されていたといえよう⁴。

表1 更新計画台数・廃棄更新台数の推移(1986~2000年)

年	S		A		c
	自動車保有 台数	更新計画 台数	廃棄更新 台数	達成率 (%)	廃車率 (%) (=A/S)
1986	3,574,463			-	-
1987	4,122,939			-	-
1988	4,776,382	100,000~	430,000	-	-
1989	5,274,663	150,000		-	-
1990	5,835,865		-	-	-
七五期合計		50,000~75,000	-	-	-
1991	6,114,089	150,000	156,800	104.5	2.6
1992	7,014,681	150,000	164,182	109.5	2.3
1993	8,175,835	200,000	219,104	109.6	2.7
1994	9,419,533	250,000	257,456	103.0	2.7
1995	10,400,029	250,000	253,685	101.5	2.4
八五期合計		1,000,000	1,051,227	105.1	(Av. 2.6)
1996	11,000,764	300,000	339,956	104.0	3.1
1997	12,190,900	300,000	347,011	115.7	2.8
1998	13,193,034	350,000	403,164	115.2	3.1
1999	14,529,413	400,000	405,710	101.4	2.8
2000	16,089,101	450,000	571,000	126.9	3.5
九五期合計		1,800,000	2,066,841	105.0	(Av. 3.1)

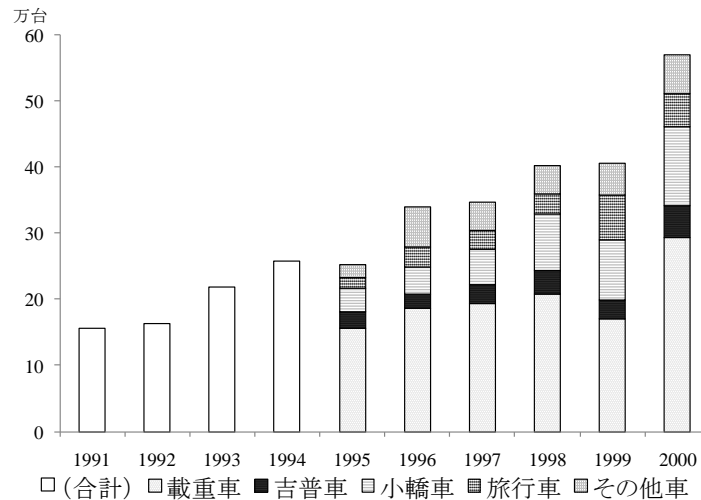
(注) 達成率=廃棄更新台数/更新計画台数。保有台数は『汽車工業年鑑』の「汽車保有量」を利用した。なお、保有台数には軍用車両は含まれていないが、更新計画台数、廃棄更新台数には軍用車両も含まれている。

(出所)『汽車工業年鑑』、『汽車市場年鑑』(旧『汽車貿易年鑑』)各年版より筆者作成。

⁴ ただし、地域単位で見ると必ずしも一定ではない。各地を平均すれば達成率は毎年100%前後になるが、年・地域によって大きな差異があり、200%を超えている部分もあれば、この4年間で全く達成できていない地域もあった。おおよその傾向として、たとえば北京、天津、ハルビン、瀋陽、大連、上海、広州、成都、重慶などの大都市部では計画以上の車両が廃棄更新されているが、それに対してチベット自治区、寧夏自治区、新疆自治区などは極端に達成率が低かった。

車種別の廃棄更新台数をみると、1995年時点では廃車の6割が載重車(トラック)で占められている(図2)。その後は乗用車やバスなどの載客車の割合が増加したものの、廃車の半分近くは載重車であった。1994年以前は詳細が不明であるが、おそらく前に遡るにつれて載重車の割合が増加していくと考えられる。

図2 廃棄更新台数の推移(車種別、1991~2000年)



(注) 1991~1994年までは車種別情報なし。1995~97年、1999年は実データ。1998、2000年は、更新計画台数における各車種のウェイトを廃棄更新台数に乗じて計算した。

(出所)『自動車市場年鑑』(旧『自動車貿易年鑑』)各年版より筆者作成。

実際廃車台数・確定流出台数 1995年および2000年は別の公式統計が存在し、実際廃車台数が示されている(表2)。1995年の実際廃車台数は、国内貿易部が(江蘇省・海南省を除く)29の省・市・自治区の認定企業793社から回収した調査票に基づいており⁵、2000年のそれは、認定企業の業界団体である物資再生協会が全国の認定企業730社に対して行った調査に基づいている⁶。

注目すべきは確定流出台数の部分である。1995年の実際回収台数は(不完全な統計ながら)17.4万台であるため、8万台がインフォーマルセクターに流出していたことになる。また2000年は、36.2万台が回収されているが、20.8万台は流出している。回収率(=実際回収台数/廃棄更新台数)はいずれも7割以下で、政府が把握している廃車のうち3~4割がインフォーマルセクターに流出していたことが確認できる。

⁵ 厳密には全ての認定企業による実際回収量ではないが、31省・市・区のうち、2つの省を除く29地域をカバーしているため、ここでは数値を採用した。

⁶ ただし、この数値には農用車両や低速トラックなどが含まれている可能性がある。詳しくは次節参照。

表 2 実際廃車台数(1995、2000年)

	S	A	B	C	d	b
	自動車保有 台数	廃棄更新 台数	実際回収台 数	確定流出 台数 (=A-B)	回収率 (%) (=B/A)	回収廃車率 (%) (=B/S)
年						
1995	10,400,029	253,685	174,112	79,573	68.6	1.7
2000	16,089,101	571,000	362,602	208,398	63.5	2.3

注)『汽車貿易年鑑』1998年版、物資再生協会(2002)および『汽車工業年鑑』各年版より筆者作成。

1.2 物資再生協会発表の統計:2000~10年

先述した中国物資再生協会は、2006-07年版『汽車市場年鑑』から「汽車報廃政策及現状」という章を担当し(龍、2007、2009、2010)、その中で廃車統計について言及している(画像1、表3)。詳細なデータが示されているのは2009年分だけで、2008年についてはそこから逆算した数値である。

龍(2010)には「公安部交通管理局の統計数字分析に基づく」とあり、「汽車報廃量(注銷登記車両)」と定義していることから⁷、画像1・表3の汽車報廃量は公安部による廃車管理台数とみてよい。また、実際回収量は、同協会が認定企業から回収した調査票に基づいた数値である。したがって、画像1のグラフ中の汽車報廃量と実際回収量の差の部分は、インフォーマルセクターへの確定流出台数ということになる。具体的な数値は不明だが、2000年以降、両者の差は徐々に拡大しており、特に2008年からは実際回収量が大きく減少しているため、確定流出台数が急増している。表3によると、2008、09年の実際回収台数はそれぞれ45.7万台、41万台、回収率も35%、20%にとどまっており、確定流出量は83.9万台、161.2万台に達している。廃車率は2%台だが、回収廃車率はわずかに0.5~0.7%である。

ただし、この統計で用いられている自動車保有量には、三輪車や低速トラックの保有台数が含まれていることに注意しなければならない。一般的に用いられている『汽車工業年鑑』や『中国統計年鑑』等に記載されている自動車保有台数(「民用汽車保有量」)にはそれらは含まれていない。たとえば2009年で比較すると、前者は7741万6500台であるのに対して、後者は6280万6086台である。また、汽車報廃量や実際回収量にも三輪・低速トラックが含まれている。このうち実際回収量については車種別の数値が示されているので、三輪・低速トラックを除いた数値を使って部分的に再計算したのが表4である。2008、09年の実際回収台数はそれぞれ43.4万台、38.5万台で、回収廃車率は0.85%、0.61%となった。

⁷ 「汽車報廃量」とは自動車報廃量、「注銷登記車両」とは登録抹消車両という意味である。

画像 1 汽車報廃量、実際回収量の推移(2000~09年)

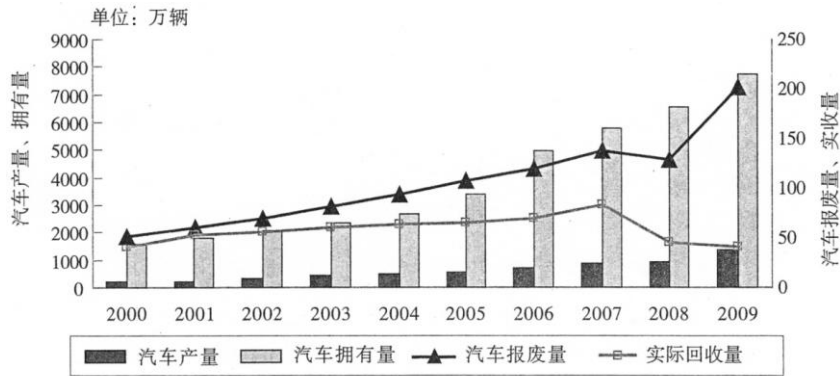


图4 历年中国报废汽车回收量与汽车生产量及保有量增长情况

(出所)『汽車市場年鑑』2010年版、p. 223より転載。

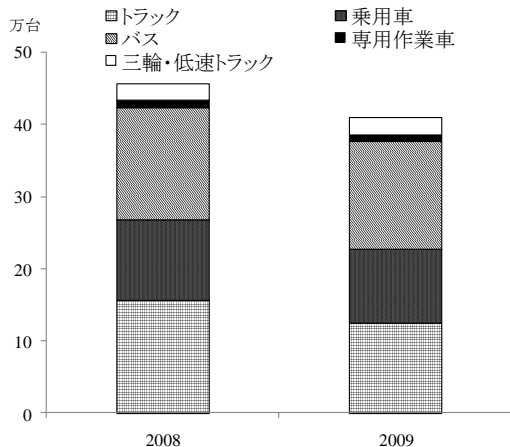
表 3 物資再生協会発表の統計(2008、09年)

	S'	A'	B'	C'	a'	c'	d'
	自動車保有量	自動車報廃量	実際回 収量	確定流出 台数	回収率 (%)	廃車率 (%)	回収廃車率 (%)
年				(=A'-B')	(=B'/A')	(=A'/S')	(=B'/S')
2008	65,710,000	1,295,000	456,500	838,500	35.3	2.0	0.69
2009	77,416,500	2,022,200	410,200	1,612,000	20.3	2.6	0.53

(注)2008年の数値は、2009年の数値に記載されていた前年比より算出した。

(出所)龍(2010)より筆者作成。

図 3 実際回収量の構成比(2008、09年)



(注)2008年の数値は、2009年の数値に記載されていた前年比より算出した。

(出所)龍(2010)より筆者作成。

表 4 実際回収台数(2008、09年)

	S	B	d
	自動車保有 台数	実際回収 台数	回収廃車率 (%)
年			(=B/S)
2008	50,996,094	434,270	0.85%
2009	62,806,086	385,400	0.61%

(注)実際回収台数は、表3の実際回収量から

三輪・低速トラック部分を除いた数値。

(出所)龍(2010)および『汽車工業年鑑』2010年版より筆者作成。

1.3 民用自動車廃棄情況の統計:2002～07年

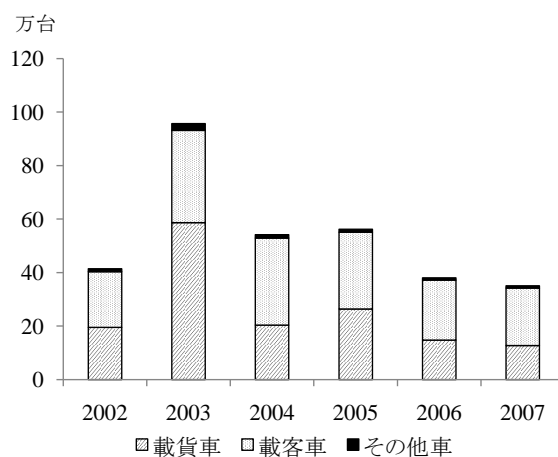
2002～07年にかけては、別の公式廃車統計として『汽車工業年鑑』および『汽車市場年鑑』において「民用自動車廃棄情況」が公表されていた(表5、図4)。そこに掲載された廃車台数(以下、廃棄情況台数)は、公安部による自動車統計と同様に、省級別に載貨車(重・中・軽・微型)、載客車(大・中・小・微型)、その他車という分類で廃車台数が集計されている。

表5 廃棄情況台数の推移(2002～07年)

	S	B	d
	自動車保有台数	廃棄情況台数	回収廃車率(%)
年			(=S/B)
2002	20,531,677	414,543	2.0
2003	23,829,254	956,797	4.0
2004	26,937,137	541,539	2.0
2005	31,596,629	562,025	1.8
2006	36,973,531	380,560	1.0
2007	43,583,550	350,557	0.8
合計		3,206,021	(Av. 1.95)

(出所)『汽車市場年鑑』、『汽車工業年鑑』各年版より筆者作成。

図4 廃棄情況台数の推移(車種別、2002～07年)



(出所)『汽車市場年鑑』、『汽車工業年鑑』各年版より筆者作成。

この廃棄情況台数が、廃車管理台数なのか、それとも実際回収台数なのかは定かではない。掲載された分類などから勘案すると公安部の車両管理部門による集計と思われるが、前節の

自動車報廃量や実際回収量とも明らかに異なっている点は奇妙である。本稿では、おおよその傾向としては実際回収量に近似していると判断し、廃車情況台数を実際回収台数と見なして分析を進める。

さて、2002～07年の廃車情況台数の合計は320.6万台であった。車種別にみると、90年代に比べて載貨車の割合が減少し、代わりにバスや乗用車などの載客車の割合が増加している。2004年以降は比率が逆転し、載客車が全体の約6割を占めるようになった。

2002年は41.5万台だったが、翌2003年には95.7万台に達した。なぜ2003年にこのように急増したのかは不明である。制度面での変化としては、2002年末に公布された「老旧自動車廃棄更新補助資金管理暫行弁法」の影響があるのかもしれない。更新補助金制度自体は1995年から実施されていたが、2002年の同弁法により大型のトラックやバスを対象に最大で約1万円の更新補助金が給付されることになり、一気に廃棄更新が進んだ可能性がある。また、同年6月に全国的規模で行われた違法業者の一斉取り締まりがあったのも影響している可能性もある（公安部が没収した廃車はすべて認定工場に持ち込まれて解体処理される）。しかしその後は減少傾向が続く。2004・05年は60万台以下になり、2006・07年は40万台以下にまで減少した。回収廃車率も、2003年こそ4%だったが、それ以降は下落し、2008年にいたっては0.7%になっている。2006年頃からは廃棄標準から私用車（マイカー）が除外されたので、そのことが影響しているのかもしれない。

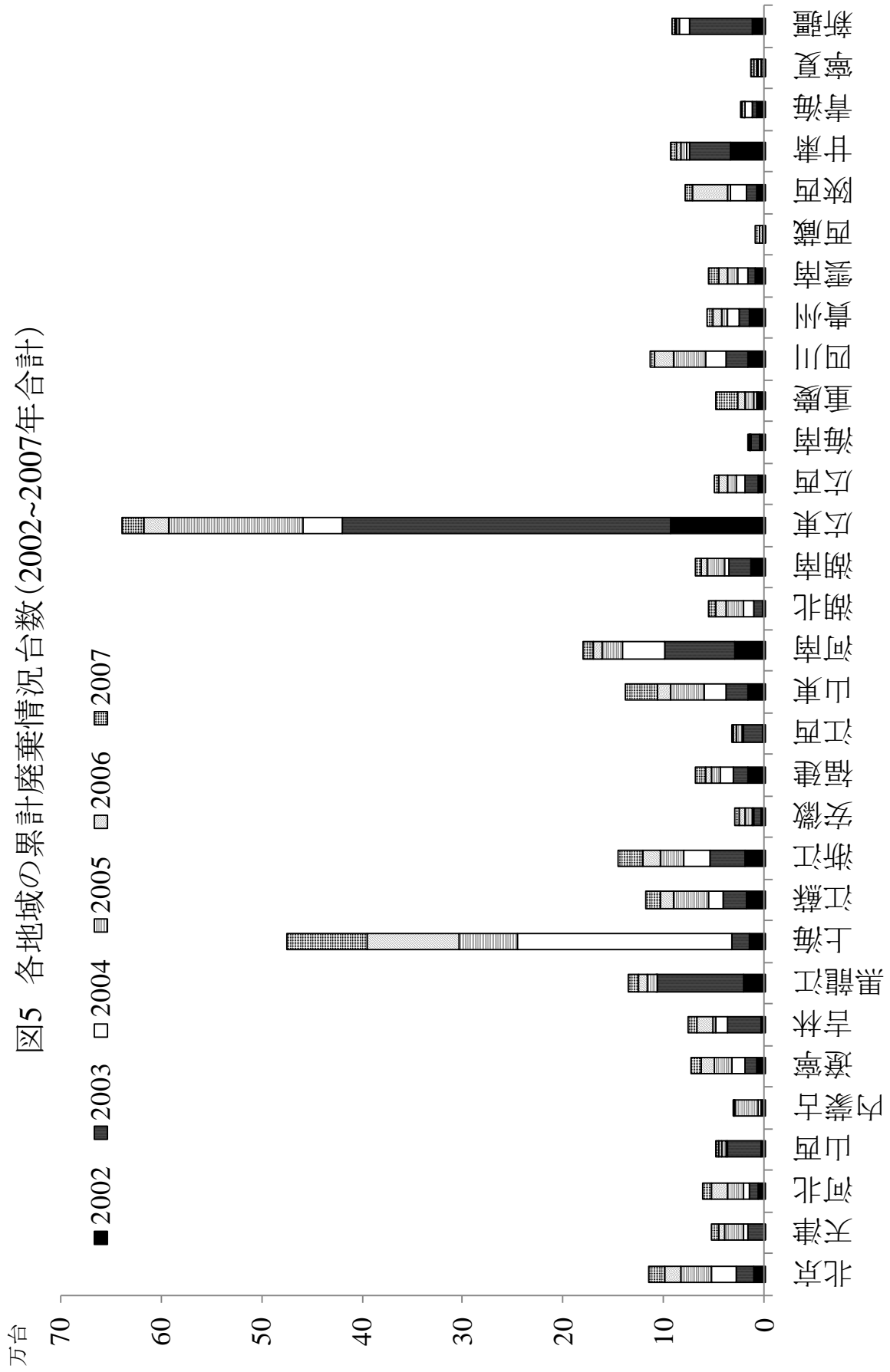
各地の状況 図5は2002～07年までの地域ごとの廃棄情況台数の合計である。

最も特徴的なのは、上海市と広東省が突出して多いことである。同期間の全国合計320.6万台のうち、両市だけで111.6万台、全国の35%を占めている。上海市は2004年に21.4万台（同年対全国比39%）、2006年に9.2万台（24%）、2007年に8万台（23%）を廃車している⁸。一方の広東省では、2002年に9.4万（23%）、2003年に32.6万台（34%）、2005年に13.3万（24%）を廃車した。広東省では載貨・載客がほぼ半々であるのに対し、上海市では大半が載客車で、その中でも小型（乗用車）の割合が高い。上海市と広東省・広州市は、2002年から廃車回収解体の実証拠点ともなっており、特に上海市ではナンバープレート・オークションによる車両管理が厳しい地域でもある。こうしたことが影響している可能性がある。

それに対して他の地域は低調である。上海市、広東省を除く地域では、2007年時点での保有台数と2002～07年の6年間の廃車台数合計との相関係数が0.7であることから、保有台数が多い地域ではより多く廃車されている傾向が窺える。しかし、北京市や河北省、江蘇省、浙江省、山東省といった保有台数が多い地域でも、上海市や広東省と比べると圧倒的に廃車台数が少ない。このことは、逆にいえば、上海市や広東省が特に優れて廃車回収に成功しているとも見ることができよう。

⁸ ただし、筆者の調査によると、上海市の認定企業の回収量は、廃棄情況台数より過小であった。つまり同市については、「廃棄情況台数」イコール「認定企業により回収解体された台数」というわけではない。

図5 各地域の累計廃棄情況台数(2002~2007年合計)



2 廃車台数の推計

本節では中国で実際にどれくらいの廃車が発生しているのかを検討する。廃車台数を推計する方法はいくつかあるが、ここでは以下のような最も一般的でシンプルな計算式を用いる。今、対象とする国・地域の自動車統計において、 t 年末の自動車保有台数を S_t 、 t 年期間における新規増加台数を N_t とする。一般に多くの国・地域では、保有統計や新車統計はある程度整備されているため、 S_t や N_t は入手可能である。しかし、それ以外の変数(廃車台数を含む)は未知である場合が多い。したがって、 S_t と N_t のデータのみを用いて、以下の式から t 年期間における推計廃車台数 X_t が計算される。

$$X_t = S_{t-1} + N_t - S_t \quad (1)$$

このように $S_{t-1} + N_t - S_t$ の残差をもって推定廃車台数としているわけだが、いくつか留意すべき点がある。こうして算出された X_t には、廃車台数だけでなく、その他の様々な変数や統計上の誤差なども含まれている⁹。逆に、そもそも自動車統計に含まれていないような自動車が存在している場合、それらは走行中であろうと廃車されていようと、(1)の推計式には全く反映されないことになる。

以下、2.1 では公安部の統計を用いて、2.2 では自動車卸売・輸出入統計を用いて、それぞれ推定廃車台数を計算する。なお、本稿では、データの制約上、中古車の輸出入については加味しないこととする。

2.1 公安統計による検討

まず、公安部によって公表されている自動車統計を用いて検討する。中国の自動車登録制度について若干付記しておく、2004年5月施行の「機動車登記規定」(公安部令第72号)では以下の5つの登録(「登記」)手続きが定められている。

- (1) 新規登録(「注冊登記」): 新車購入時などにおける、ナンバープレートおよび「機動車走行証」の初回申請・受領時の手続き。
- (2) 変更登録(「変更登記」): 登録済みの自動車の車体・フレーム、エンジン、用途、所有者の住所などを変更したときの手続き。
- (3) 移転登録(「転移登記」): 登録済みの自動車の所有権を変更するときの手続き。
- (4) 抵当登録(「抵押登記」): 登録済みの自動車の所有権を保持したまま、登録状態を停止するときの手続き。
- (5) 抹消登録(「注銷登記」): 登録済みの自動車を廃棄するとき、あるいは盗難等により紛失し

⁹ もちろん、あらかじめ他の変数が判明している場合は、それらを計算式に加味することで、より正確な推計廃車台数を求めることができる。

たときの手続き。

このうち、年鑑等において公表されているのは、「民用自動車及其他機動車保有量」および「新規登録民用自動車情況」である。前者は中国国内で登録されている自動車の総数であり、1950年代からデータが揃っている。後者については2004年から公表されている。

推定廃車台数 α さて以上を踏まえた上で、上述の(1)式に基づいて計算を行なってみよう。データセットが揃う2004～09年を対象として、各年の保有台数を S_t 、新規登録台数を N_t^α とすると、推定廃車台数 X_t^α は表6のようになった。

2004年は140.4万台となっていたが、その後は2005年が62.7万台、2006年が35.4万台と減少している。しかし、2007年にはマイナス55.1万台、2008年もマイナス2千台というようにマイナスの値となってしまった。2009年は再びプラスに転じて65万台となっている。

このように、値が大きく変動し、しかも符号が反転する年がいくつかあることは解釈に苦しむ。1つの可能性として、新規登録台数が実際の新規増加台数よりも何らかの理由で過少になっていることが考えられる(次節参照)。その場合は推定廃車台数が過少となってしまう、マイナスになる可能性がある。さらには、(2)～(4)の各登録が反映されていないといった可能性もある。これらの点は今後の検討課題としたい。

表6 推定廃車台数 X_t^α の計算結果(2004～09年)

年	S_t	N_t^α	X_t^α
2003	23,829,254		
2004	26,937,137	4,511,823	1,403,940
2005	31,596,629	5,286,287	626,795
2006	36,973,531	5,730,432	353,530
2007	43,583,550	6,058,903	-551,116
2008	50,996,094	7,410,395	-2,149
2009	62,806,086	12,459,452	649,460

(出所)筆者作成。

2.2 自動車卸売・輸出入の統計を用いた検討

保有台数については年鑑上には「民用自動車保有量」しか存在しないためにそれを用いるしかないが、新規増加台数については、別の統計から“見かけ”の新車販売台数を計算し、利用することができる。見かけ新車販売台数は、新車卸売台数および新車輸入・輸出台数から求められる。このうち、新車卸売台数は中国汽车工業協会から発表されている「全国汽車生産販売量」を、輸入・輸出台数は税関統計をもとに中国汽车工業協会が作成した「自動車製品輸出入量及金額」をそれぞれ利用する。そこで、 t 年における新車卸売台数を W_t 、新車輸入台数を IM_t 、新車輸出台数を EX_t とすると、見かけ新車販売台数 N_t^β は以下のように計算される。

$$N_t^\beta = W_t + IM_t - EX_t \quad (2)$$

さてここで、見かけ新車販売台数 N_t^β と前節の新規登録台数 N_t^α とを比較すると、両者が大きく乖離していることがわかる(表 7)。全体的に見かけ新車販売台数のほうが新規登録台数よりも多く、2004 年は 60 万台の差があり、近年では 100 万台以上の差が生じている。当然、どちらを採用するかによって、結果は大きく異なってくる。なぜこのような差異が発生するのかは、残念ながら現時点では不明である。一見すると新規登録台数のほうが公式統計であるから望ましく思えるが、中国の新車小売台数や自動車市場の規模を測る際の統計として一般的に用いられるのは見かけ新車販売台数の数値である¹⁰。見かけ新車販売台数のほうがより現実を反映していると考えられており、どうやら新規登録台数は新車販売の統計としての信頼性があまり高くないようである。

また、新規登録台数に比べて見かけ販売台数の方が有利な点として、より長期にわたるデータセットを揃えられる点が挙げられる。前者が公表され始めたのは 2004 年以降だが、後者が公表されたのは 1994 年以降で、それより前は新車卸売台数を新車生産台数で代用することにより(多少の誤差は含みつつも)1950 年代から現在までカバーすることができる¹¹。

もちろんデメリットもある。言うまでもなく、卸売台数をベースとしているため、実際の販売(小売)台数とは一致しない。不一致要因の 1 つが、新車ディーラーにおける在庫の存在である。詳細は不明だが、中国汽车流通協会の資料によると 2007 年末で約 20 万台と見られており、さらに近年はディーラー在庫が増加傾向にある。また、保有統計と生産・卸売統計、輸入・輸出統計では車種の区分が微妙に異なっており、しかも、時系列で見るとそれぞれ区分が少しずつ変化している。当然、地域別に集計されているわけではない。そのため、車種ごとのデータセットを作るのが非常に難しく、地域別のデータセット作成は不可能であるため、自動車全体・中国全体でのみ利用可能である。

表 7 見かけ新車販売台数と新規登録台数(2004～09 年)

年	N_t^β	N_t^α	$N_t^\beta - N_t^\alpha$
2004	5,111,044	4,511,823	599,221
2005	5,763,745	5,286,287	477,458
2006	7,099,919	5,730,432	1,369,487
2007	8,491,241	6,058,903	2,432,338
2008	9,065,087	7,410,395	1,654,692
2009	13,695,460	12,459,452	1,236,008

(出所)筆者作成

¹⁰ 例えば八杉(2009)でも、「中国では小売台数統計が一般には整備されておらず、自動車メーカーが工場から出荷した数としての卸売台数を販売台数として扱っているため、(中略)便宜上「卸売台数＝販売台数」とする。なお、市場規模とは「国内卸売台数－輸出台数＋輸入台数」で算出」、としている。

¹¹ 中国汽车技術研究中心(2003)では生産台数を用いて計算している。

推定廃車台数 β そこで、見かけ新車販売台数 N_t^β を用いた場合の、推定廃車台数 X_t^β を計算してみる。対象は1994～2009年とし、各年の保有台数は前節と同じである(表8)。また参考として、1960～2009年までの推定廃車台数の推移を示しておく(図6)。

まず、新車生産台数を用いて算出した1960年から1993年までについては、1979年まではおおむね数千～10万台程度で推移しているが、1980年には16万台、1984年には19.6万台、翌1985年には34.2万台、1991年に52.5万台に達している。増加と減少を繰り返しながら、全体の山の高さは徐々に大きくなっていくというパターンが観察できる。ただし、推定廃車台数がマイナスの値をとる年が何度もあり、とくに1986年はマイナス17.8万台となっている。

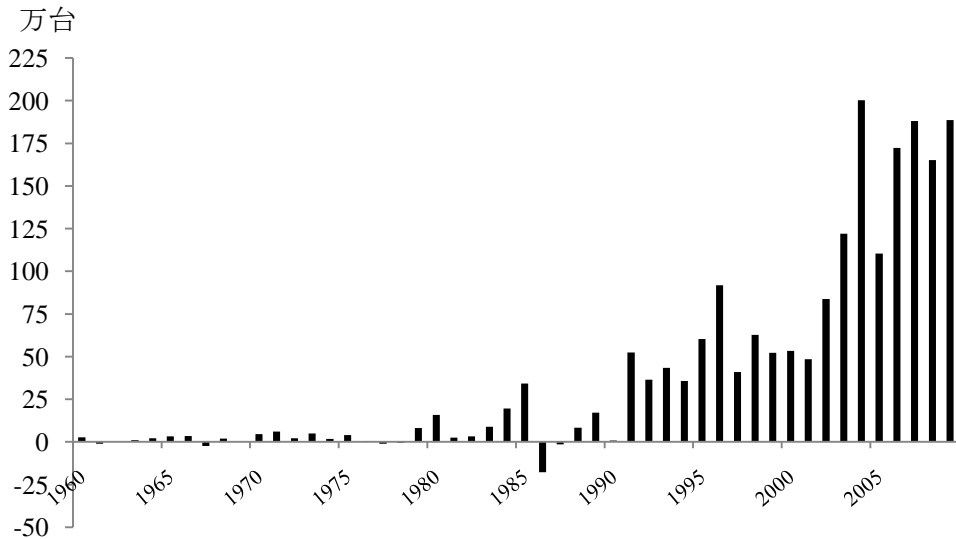
それに対して、見かけ新車台数を用いた1994年から2008年まではマイナスの値になることなく推移している。1995年に91.9万台に達したが、2001年に48.5万台まで下落する。翌年から再び増加し始め、2004年はこれまでで最高の200.3万台に増加した。翌2005年に110.4万台に下落したが、2006年から2009年は170～190万台で推移している。一概には言えないものの、1994年以降の方が相対的に信頼性は高いと考えてよいだろう。

表8 推定廃車台数 X_t^β の計算結果(1994～2009年)

年	S_t	N_t^β	X_t^β
1993	8,175,835		
1994	9,419,533	1,601,713	358,015
1995	10,400,029	1,583,147	602,651
1996	11,000,764	1,519,417	918,682
1997	12,190,900	1,600,075	409,939
1998	13,193,034	1,629,643	627,509
1999	14,529,413	1,858,073	521,694
2000	16,089,101	2,093,949	534,261
2001	18,020,408	2,416,414	485,107
2002	20,531,677	3,348,061	836,792
2003	23,829,254	4,517,570	1,219,993
2004	26,937,137	5,111,044	2,003,161
2005	31,596,629	5,763,745	1,104,253
2006	36,973,531	7,099,919	1,723,017
2007	43,583,550	8,491,241	1,881,222
2008	50,996,094	9,065,087	1,652,543
2009	62,806,086	13,695,460	1,885,468

(出所)筆者作成。

図6 見かけ廃棄台数の推移(1960～2009年)



(出所)筆者作成。

3 インフォーマルな流出台数はどれくらいか

さて、第1節で確認したように、中国には政府等が公表している公式廃車統計がある。それらを前節で求めた推計廃車台数から差し引くことによって、インフォーマルセクターに流出した廃車台数を推測することができる。冒頭の図1を改めて整理すると、次の式のように表わされる。

$$X_t - A_t = D_t \tag{3}$$

$$X_t - B_t = C_t + D_t = E_t \tag{4}$$

両式において、廃車管理台数 A_t は政府が把握している廃車台数で、実際回収台数 B_t は認定企業が実際に回収解体した廃車台数であるのに対し、推定廃車台数 X_t には廃車台数を含む様々な変数が含まれている。したがって、不明流出台数 D_t は「政府が把握していない廃車のインフォーマルな流出量」を含む値であり、(4)式の推定流出台数 E_t も「実際に回収解体されていない廃車」を含む値であることに注意しなければならない。

以上を踏まえた上で、(3)・(4)式にしたがってA～Eを算出したものが表9・図7である。まず、1994年から2000年までをみてみよう。廃車管理台数と実際回収台数の2つが判明しているのは1995年と2000年である。1995年は、推定廃車台数が42.9万台で、その内訳は確定流出台数が8万台、不明流出台数が34.9万台となる。2000年については、確定流出台数こそ20.8万台であ

ったが、推定廃車台数<廃車管理台数となっており、不明流出台数はマイナス 3.7 万台となってしまった。同年の廃車管理台数や実際回収台数に農用車や低速トラックなどが含まれているためにそのような結果になった可能性がある。両年以外については不明流出台数のみ算出できた。1996 年は 57.9 万台、1997 年は 6.3 万台と変動が激しいが、むしろ重要なことは、確定流出台数が含まれていないために、実際には不明流出台数以上の廃車がインフォーマルセクターに流出している可能性がある、という点である。

表 9 インフォーマルセクターへの流出台数の推計結果(1994～2009 年)

年	X	A	B	C	D	E
	推定廃車 台数	廃車管理 台数	実際回収 台数	確定流出 台数	不明流出 台数	推定流出 台数
				(=A-B)	(=X-A)	(=X-B)
1994	358,015	257,456	-	-	100,559	-
1995	602,651	253,685	174,112	79,573	348,966	428,539
1996	918,682	339,956	-	-	578,726	-
1997	409,939	347,011	-	-	62,928	-
1998	627,509	403,164	-	-	224,345	-
1999	521,694	405,710	-	-	115,984	-
2000	534,261	571,000	362,602	208,398	-36,739	171,659
2001	485,107	-	-	-	-	-
2002	836,792	-	414,543	-	-	422,249
2003	1,219,993	-	956,797	-	-	263,196
2004	2,003,161	-	541,539	-	-	1,461,622
2005	1,104,253	-	562,025	-	-	542,228
2006	1,723,017	-	380,560	-	-	1,342,457
2007	1,881,222	-	350,557	-	-	1,530,665
2008	1,696,719	-	434,270	-	-	1,262,449
2009	1,885,468	-	385,400	-	-	1,500,068

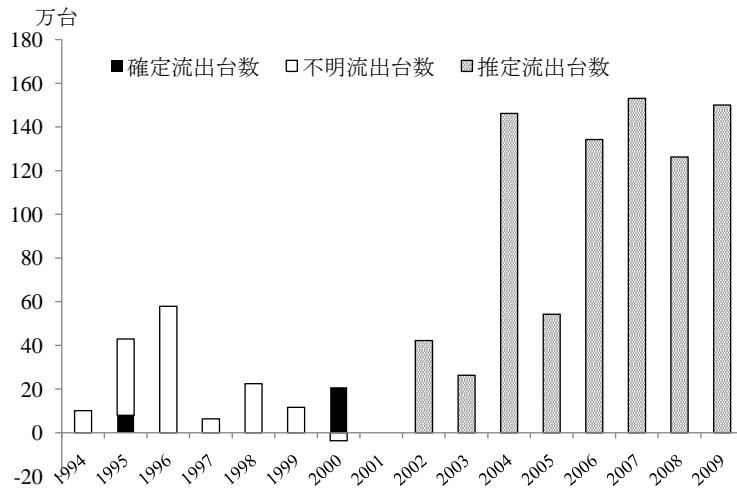
(出所)筆者作成。

次に 2002 年以降をみると、実際回収台数のみ判明しているため、推定流出台数のみ算出可能である。実際回収台数が最大となった 2003 年は推定流出台数が 26.3 万台となったが、2004 年および 2006～09 年については 130～150 万台となっている。

もちろん、重要な変数を加味できていないために推定流出台数が過大になっている可能性がある。前節で述べたように、推定廃車台数には少なくとも新車ディーラーにおける新車在庫が含ま

れており、中古車の輸入・輸出についても考慮していない。しかし残念ながら、現時点で入手している統計資料ではこれ以上の精緻な分析は不可能である。

図7 インフォーマルセクターへの流出台数(1994～2009年)



(出所)筆者作成。

4 小括

本稿では、主に1990・2000年代の公式廃車統計を検討し、推定廃車台数を計算した上で、それらを比較することでインフォーマルに流出している可能性のある廃車台数を推測した。

仮に2節で計算した推定廃車台数(X_t^p)がある程度正しいとするならば、3節での計算結果から、正規の手続きや認定企業を経ることなく、大量の廃車がインフォーマルに流出している可能性を指摘することができる。1990年代は、廃車管理台数が推定廃車台数に比べると全体的に過少で、不明流出台数は10～50万台ほどあり、実際の流出台数を加えるとそれ以上の廃車がインフォーマルに流出している可能性がある。2000年代になると、推定廃車台数に対して実際回収台数はかなり少なく、とくにここ数年は130万台以上がインフォーマルに流出している可能性がある。

確実に言えることは、中国の自動車市場や廃車回収等の状況を調べる際に廃車統計を使用する場合、公式廃車統計のみを利用することは注意を要する、という点である。確かにフォーマルセクターの統計ではあるが、中国の廃車台数の実態を正確に反映していない可能性がある。

今後は、公安部の自動車統計の詳細な検討(集計方法など)や、別の新たな統計資料の発掘などを通じて、誤差の部分をできるだけ明らかにしていかなければならない。また、別の推計方法による廃車台数の推計も必要であろう。同時に、インフォーマルセクターへと流れた廃車が、その後どのような状態になっているのか(違法業者によって解体されているのか、違法中古車として違法に流通・利用されているのか、あるいは合法ルートに乗って何らかの自動車統計にカウントされている

のか等)も検証しなければならない。これらを明らかにすることを通じて、中国の廃車統計に関して一層精査していく必要がある。残された数多くの疑問点は今後の課題としたい。

* 本稿は、日本学術振興会 科研費補助金 基盤研究(B)「中国の地方環境ガバナンスと日中環境協力に関する政策研究」(代表:寺西俊一)による成果の一部である。

参考文献

中国汽车技術研究中心(2003)『中国汽车報廢制度研究』。

龍少海(2009)「汽車報廢政策及現状」『中国汽車市場年鑑』2009年版、pp. 253-255。

龍少海(2010)「汽車報廢政策及現状」『中国汽車市場年鑑』2010年版、pp. 219-229。

張広利・宋剛(2008)「運用汽車報廢率来推導汽車産業需求規模」『汽車工業研究』2008年第6期。

『中国汽車工業年鑑』各年版。

『中国汽車市場年鑑』各年版。

阿部新(2007)「使用済み自動車の流通フロー —100万台は「消えた」のか」『環境と公害』(岩波書店)36巻4号、pp. 24-30。

八杉理(2009)「外資系と民族系メーカーの発展戦略」上山邦雄編著『巨大化する中国自動車産業』、pp. 189-222。

中国における大気汚染の進展と背景 —改革開放以降に焦点を当てて—

傅 喆[†]

はじめに

改革開放以降、中国はめざましい経済発展を遂げ、今なお成長を続けている。先進国では、経済成長とともに様々な環境問題、公害がもたらされた。中国でも様々な環境問題が顕在化し、深刻な地域も現れた。本稿で取り上げる大気汚染もその1つである。

本稿は、改革開放以降に焦点を当て、改革開放がどのような経済成長をもたらしたのか、そして経済成長に伴い、煤煙型大気汚染の進展と複合型大気汚染の顕在化の背景として、エネルギー消費、自動車保有動向¹、都市化を検討するとともに、大気汚染対策が大気汚染の進展にどのように影響したかを検討するものである。

以下では、まず、改革開放の内容と改革開放がもたらした中国の経済成長の特徴について整理する(第1節)。次に、汚染物質濃度の推移により、煤煙型大気汚染と複合型大気汚染の進展を確認した上で、エネルギー消費(石炭消費)、自動車保有動向、都市化をそれら大気汚染の背景とし、その背景の特徴を検討することで、背景の「地域差」について明らかにする(第2節)。そして大気汚染対策の進展を整理し、大気汚染の推移と背景とのかわりについて改めて論じる(第3節)。最後に、本稿の検討結果を整理するとともに残される課題についてまとめる。

1 改革開放と中国経済

1-1 改革開放の始まり——1980年代——

1978年12月の中国共産党第11期中央委員会第3回全体会議において、改革開放路線が決定された。しかし、改革開放は一気に進められたのではなく、漸進的に進められた。

農村改革 中国政府が、当初行った改革の1つは農村改革である。「農業生産請負制」²を導入するとともに、人民公社を解体した。人民公社制度(集団労働体制)の下では、食糧以外の作物生産、副業としての家畜飼育等が厳しく制限されていた。その結果、農家の現金収入源も制限

[†] 一橋大学大学院経済学研究科博士後期課程 Graduate School of Economics, Hitotsubashi University
〒186-8601 東京都国立市中2-1 E-mail: zhe0123@gmail.com

¹ 自動車保有動向を取り上げる理由は、これがモータリゼーションを特徴付ける基礎となるからである。

² 「農家請負制」、「家族営農請負制」ともいわれる。農家が政府から生産を請け負い、一定数量の農作物を政府に納めた残りは農家が自由に処分することができる制度。1980年2月の「全国農村人民公社経営管理会議」で公式に認められ、その後全国に普及する。

されていた。「農業生産請負制」の導入によって、農産物の増産と農家の所得上昇へとつながり、「万元戸」（年収が1万円を超える農家）と呼ばれる農家も出現した。これは、人民公社から農家へと経営自主権を与えることにより、農家の生産意欲を向上させたことによる。また人民公社の解体により、農村行政区画として「郷」、「鎮」が設立された³。

国有企業改革 2つ目の改革としては、国有企業の改革である。経営自主権の拡大は、国有企業に対しても行われた。1979年5月に、首都鉄鋼公司等8つの大型国有企業を改革実験企業として選び、経営自主権の拡大を行った。その後、この改革は急速に進み1980年上半期には、実験企業数は6,600社へと急増した。1981年7月から「利潤請負制」⁴が試行導入され、1982年以降実験企業数も急増し、大中国有企業から一般の集団所有制企業、郷鎮企業においても経営自主権が拡大されていった。経営自主権が拡大する中で、各企業は経済効率性を重視し、生産性を上昇させるとともに労働者の所得水準も向上した⁵。こうした改革は、「旧来の過度な集中指導体制と、経済組織の大規模化に頼りすぎる経済運営方式を改めるものとなり、中国の経済改革の初期段階における基本的な手法」（王、1996、p. 68）であった。

開放政策 他方、経済建設の新たな推進策として、1978年の上海宝山製鉄所建設に見られるような外国からのプラント・技術の導入拡大を行った。こうしたプラント・技術の導入は、鉄鋼・石油・石炭・電力などを中心に国民経済の基幹となる重工業・化学工業・エネルギー産業において行われた。また、1980年、改革開放の「開放」を示す経済特区が広東省の深圳市、珠海市、汕頭市、福建省の廈門市に設立された。とりわけ香港に隣接する深圳市、珠海市には、香港資本を中心とした外国資本が殺到し、両市の国民総生産は飛躍的に成長した。これらの経済特区の成果により、1984年にはさらに大連市、秦皇島市、天津市、煙台市、青島市、連雲港市、南通市、上海市、寧波市、温州市、福州市、広州市、湛江市、北海市の14沿海都市を開放し、「両頭在外（原材料を輸入し、製品を輸出する）」による輸出産業の発展と外国企業の誘致による沿海地域の経済発展を推し進めた⁶。1988年には、長江デルタ地域、珠江デルタ地域、閩南デルタ地域、遼東半島、山東半島、渤海湾、広西沿海地域を沿海経済開放区とした。1980年代の開放政策は、「沿海地区経済発展戦略」による輸出志向型の「外向型経済」を目指すものであった。

1-2 改革開放の進展——1990年代以降——

1990年には、国務院は上海市浦東新区の開発・開放を決定し、1992年に浦東新区⁷が設置された。浦東新区は、その背後にある長江デルタ地域から長江流域の経済発展を担う役割を持った。

社会主義市場経済の明文化 1992年1月、鄧小平は武漢市、深圳市、珠海市、上海市などを

³ 詳細については、例えば、王(1996)、p.59-65を参照。

⁴ 一定の利潤請負額を達成した場合、残りの利潤を企業内に留保できるという制度。

⁵ 詳細については、例えば、王(1996)、pp. 65-69を参照。

⁶ 詳細については、例えば、王(1996)、pp. 71-85を参照。

⁷ 楊浦区、黄浦区、南市区と盧湾区の浦東部分と川沙県、上海県三林郷が合併し、副省級市に昇格した。

視察し、「南巡講話」を行った。「南巡講話」の背景の 1 つに、1989 年頃から始まる東欧の自由化と 1991 年のソビエト連邦の崩壊がある。これを「西側の転覆陰謀」によるものとした対外開放批判勢力を抑える狙いもあった。「南巡講話」は、資本主義か社会主義かの問題にこだわらず、改革開放の判断基準は主に社会主義社会の生産力の発展に有利かどうか、社会主義国家の総合国力の向上に有利かどうか、人民の生活レベルの上昇に有利かどうかによって決めなければならないと説いたのである。この「3 つの有利」が、1990 年代以降中国の「社会主義市場経済」発展の重要な価値基準となった。

鄧小平の「南巡講話」を受け、1992 年 10 月の中国共産党第 14 回全国代表大会は市場メカニズムの導入による「社会主義市場経済」の樹立を明文化した。

開放政策の進展 さらにこの第 14 回全国代表大会では、沿海、沿江(長江)、沿境(国境)の開放⁸を意味する総合的全方位開放戦略「三沿開放」の方針を打ち出した。沿江開放都市として、1992 年、蕪湖市(安徽省)、九江市(江西省)、武漢市(湖北省)、岳陽市(湖南省)、重慶市(四川省)が指定されている。

同全国代表大会では、1986 年以來申請していた GATT(関税及び貿易に関する一般協定。1995 年に世界貿易機関(World Trade Organization、以下 WTO)が設置され解消された)への復帰を実現するために、開放政策として第三次産業への外国資本の参与を認め、外資企業の国内市場での製品販売も容認した。計画経済下の管理貿易から、社会主義市場経済下の自由貿易へと改革を強化したのである。

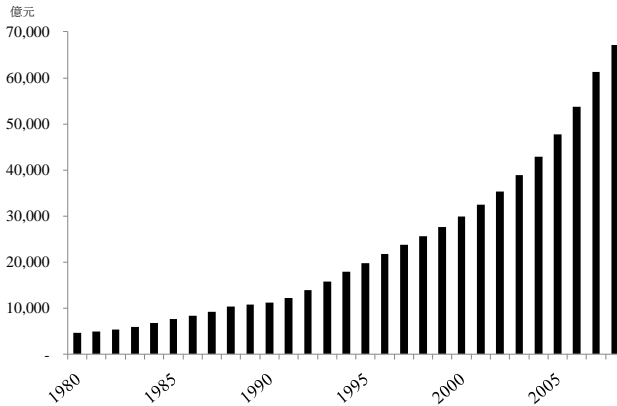
鄧小平の「南巡講話」から、改革開放は新たな段階へと進んだ。「沿海地区経済発展戦略」による輸出志向型の「外向型経済」から全方位的開放へ、すなわち沿海地区経済だけではなく中国経済全体の国際化が開放政策の目標となった。そして 2001 年、中国は WTO に正式加盟した。

1-3 改革開放以降の中国経済

中国の経済成長の特徴 改革開放は、着実に中国経済を発展させた。図 1 は、1980 年からの実質国内総生産(GDP)の推移を表したものである。1980 年の実質 GDP は 4,568 億元。1990 年には倍以上の 11,093 億元(1980 年不変価格。以下同じ)を達成した。高い経済成長はその後も続き、2000 年には 29,923 億元、2008 年には 67,213 億元を生産した。1980 年から 2008 年までの平均実質経済成長率は 10.1%と高い水準であった。そして 2010 年、名目国内総生産額において、中国は日本を抜き世界第 2 位となった。

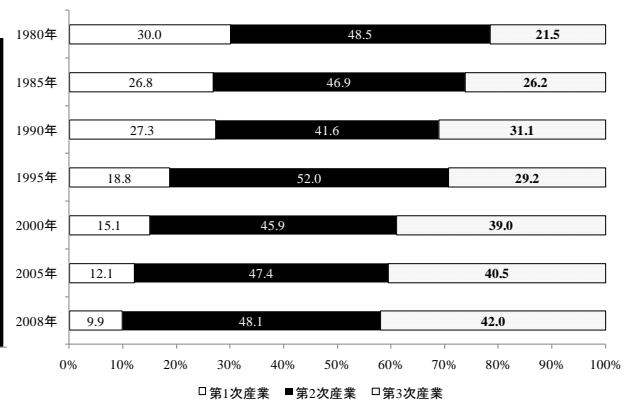
⁸ 1992 年に黒河・綏芬河(黒龍江省)、琿春(吉林省)、滿州里・エレンホト(内モンゴル自治区)、伊寧・博樂・塔城(新疆ウイグル族自治区)、馮祥・東興(広西チワン族自治区)、畹町・瑞麗・河口(雲南省)が国境開放都市に指定された。

図1 改革開放以降の実質 GDP の推移



(出所)『中国統計年鑑』2010年版より作成。
(注)1980年不変価格を基に計算している。

図2 中国の実質国内総生産の産業別構成比



(出所)『中国統計年鑑』2010年版より作成。
(注)1980年、1985年は1980年不変価格国内総生産を基に計算。1990年、1995年は1990年不変価格国内総生産を基に計算。2000年は2000年不変価格国内総生産を基に計算。2005年、2008年は2005年不変価格国内総生産を基に計算。

中国は、最近では諸外国企業により「世界の市場」として注目を集めているが、以前は中国を「世界の工場」と称していた。図2は、改革開放以降の実質 GDP の第1次産業、第2次産業、第3次産業による構成比を示したものである。改革開放以来、工業部門を中心とする第2次産業の割合が大きいことを示し、「世界の工場」を裏付けている。実質 GDP に占める第2次産業の構成比が大きいという中国経済の特徴は、日本の構成比の推移と比べればより明確となる。

図3は、高度経済成長期を含む日本の実質 GDP の産業別構成比の推移をまとめている。高度経済成長期に第2次産業の構成比は上昇し、1970年に40.4%を占めた。その後、低下傾向を示している。日本経済と比べると、中国経済においては工業部門を中心とした第2次産業の生産が、長期にわたり実質 GDP の成長を支えていることが分かる。

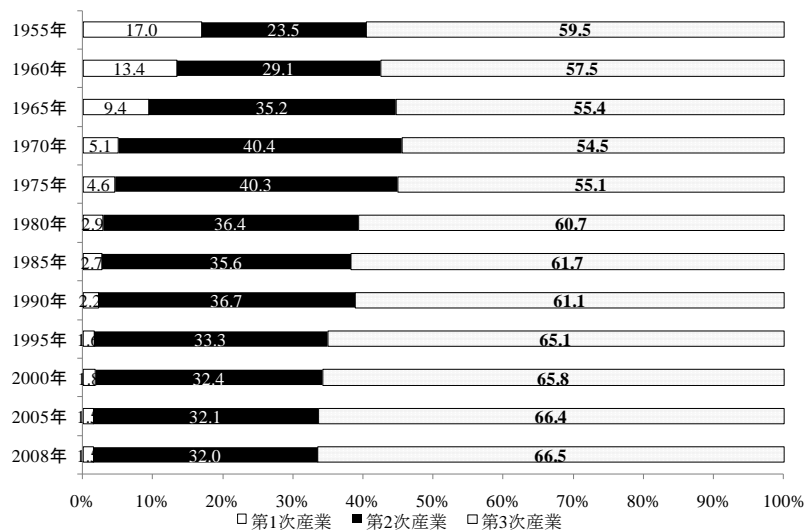
中国の工業化 渡辺・白砂(1993)は、中国の経済発展を「工業化」の視点から検証し、他の発展途上国と比べて特異な経済条件を有していることを示した。第1に、1人当たり GNP(国民総生産)と工業化率(鉱業、製造業、建設業、電力・水道・ガスなどを含む広義の工業部門生産額の GDP に占める比率)の関係において、中国は1人当たり GNP がインド、パキスタンと並び低い水準にもかかわらず、工業化率は先進国の水準に達していることを明らかにした(1990年時点)⁹。第2に、1990年時点で工業化率が高かったのは、改革開放が始まる以前から重工業化の速度が速かったことによる。機械・金属・化学部門生産額の工業生産額に占める比率(重工業化率)は、

⁹ 渡辺・白砂(1993)、p. 3、図1-1、を参照。

1980年以前において既に経済成長を果たした韓国よりもその比率は著しく大きかったのである¹⁰。重工業化は、重化学工業部門への高い投資によって進められた¹¹。そもそも重工業化は、1953年に始まる第1次5カ年計画より、ソビエト・モデルによる重工業優先的発展戦略の採用において始まった。しかし重工業化を高度化していった背景の1つに、1950年代半ば以降の中ソ対立、1960年代のベトナム戦争による中米対立等、軍事的緊張が続く中での政治的要因も大きい。戦争の危険を避けるため、重要工場の一部を奥地に疎開させるなどの奥地開発政策「三線建設」¹²が推し進められた。しかも生産要素の地域的賦存状況を無視した自己完結型工業体系（重化学工業—軽工業—資源産業の循環経済）の構築が地方において進められたのである¹³。これにより、「工業化を進める素地が中国全体にひろがった」（西川、1989、p. 299）との見方もある。

改革開放以降の中国経済は、改革開放以前の工業化を基礎に工業部門を中心とした第2次産業の発展により経済成長を推し進めたのである。

図3 日本の実質国内総生産の産業別構成比



(出所) 1955年から1975年については、「3-5 経済活動別の国内総生産及び要素所得—平成2年基準(68SNA) (昭和30年～平成10年)」、<http://www.stat.go.jp/data/chouki/03.htm> (アクセス日:2011年3月6日)。1980年から2008年については、「平成21年度国民経済計算(平成12年基準・93SNA)」の「4.主要系列表(3)経済活動別国内総生産<固定基準年方式)」、<http://www.esri.cao.go.jp/sna/h21-kaku/23annual-report-j.html> (アクセス日:2011年3月6日)

(注) 中国の産業分類に併せて、鉱業と電気・ガス・水道業を第2次産業として計算をした。また第3次産業は、第1次産業(農林水産業のみ)と第2次産業の合計の残余として計算している。

¹⁰ 渡辺・白砂(1993)、p. 3、図1-2を参照。

¹¹ 渡辺・白砂(1993)、pp. 74-75を参照。

¹² 「三線建設」とは、軍事的防衛ラインとして沿海地域を一線、内陸の平野部を二線、内陸奥地を三線と見なし、四川、雲南、貴州等西南・西北地域11省の工業化建設を指す。

¹³ 中兼(1989)、pp. 198-200、西川(1989)、pp. 297-300を参照。

2 大気汚染の進展とその背景

2-1 大気汚染問題の顕在化

中国の大気汚染の概要 先進国において、経済成長は様々な環境問題を引き起こした。大気汚染問題もその1つである。しかし、中国における大気汚染問題は、改革開放以前より存在した。それは、改革開放以前の重工業優先発展戦略の下、中国経済の工業化が改革開放以前より始まっていたことによる。工業化と石炭の消費は、必然的に煤煙型大気汚染問題を中国の各地にもたらしていた¹⁴。「目に見える」煤煙型大気汚染問題は、改革開放以前より各地で対策が始まっていた。改革開放が始まった1980年代には、政府による環境問題への関心の高まりと環境保護法制の整備が進むにつれ、石炭燃焼に伴う「目に見えない」汚染物質、すなわち二酸化硫黄に対しても注意が注がれるようになっていく。さらに1990年代半ばには、北京市、広州市、上海市で窒素酸化物による大気汚染も深刻となり、一部の大都市では複合型汚染問題として認識されるようになった¹⁵。

汚染物質濃度の推移 表1、表2、表3はそれぞれ、各省の省都と直轄市における二酸化硫黄(SO₂)濃度、窒素酸化物(NO_x)・二酸化窒素濃度(NO₂)、総浮遊粒子状物質(TSP)・浮遊粒子状物質濃度(PM₁₀)について、1990年以降5年ごとに2009年までの推移をまとめたものである。二酸化硫黄濃度の推移は、多くの都市で減少傾向にある。1990年から1995年にかけて19の省都・直轄市が減少し、1995年から2000年にかけては80%を超える25の省都・直轄市が減少している。しかし、2000年から2005年にかけて減少する都市は減り、22の省都・直轄市(約71%)は増加傾向を示した¹⁶。2005年から2009年にかけては再び減少する都市が増加し、24の省都・直轄市が減少している。2009年現在、多くの都市が減少傾向を示す中、海口市、ラサ市、銀川市は、1990年水準を上回っている(ラサ市については1995年水準を上回っている)。

表1では、1990年以前の各省都・直轄市の二酸化硫黄濃度の推移は明らかではない。しかし、表1にある1990年は改革開放後およそ10年が経過した年である。1990年の二酸化硫黄濃度の数値は、改革開放以降10年間で生じた中国の変化を反映した値としてみることができる。同じことは、1990年以降の減少傾向にもいえる。二酸化硫黄濃度が減少するような中国社会の変化があったのである。改めて、本稿はこの変化を生み出した背景等について検討しようとするものである。

¹⁴ 石炭燃焼による汚染問題は1950年代に屋内汚染問題として既に存在した。家庭において調理・暖房用として主に石炭・練炭が使用されていたことによる。Chen et al. (2004) は、1950年代の瀋陽における総浮遊粒子状物質(TSP)は、100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度で推移していたが、時にはそれを数倍超えるときもあったことを紹介している。

¹⁵ 『1995年中国環境状況公報』を参照。

¹⁶ 濃度が同じ値で推移した場合も「増加」と判断している。以下、同様。

表 1 各都市の二酸化硫黄(SO₂)濃度の推移(単位:mg/m³)

直轄市・省	都市名	1990年	1995年	2000年	2005年	2009年
北京	北京	0.099	0.094	0.071	0.050	0.034
天津	天津	0.125	0.082	0.056	0.076	0.056
河北	石家庄	0.269	0.129	0.169	0.054	0.045
山西	太原	0.394	0.211	0.200	0.077	0.075
内モンゴル	フフホト	0.092	0.093	0.034	0.050	0.049
遼寧	沈陽	0.146	0.105	0.062	0.054	0.059
吉林	長春	0.054	0.021	0.012	0.026	0.034
黒龍江	ハルビン	0.040	0.023	0.029	0.042	0.046
上海	上海	0.098	0.053	0.046	0.061	0.035
江蘇	南京		0.062	0.029	0.052	0.035
浙江	杭州	0.097	0.068	0.044	0.060	0.041
安徽	合肥	0.055	0.050	0.013	0.018	0.023
福建	福州	0.086	0.026	0.014	0.016	0.014
江西	南昌	0.072	0.069	0.039	0.050	0.054
山東	済南	0.117	0.132	0.059	0.060	0.050
河南	鄭州	0.065	0.063	0.039	0.059	0.053
湖北	武漢	0.048	0.040	0.037	0.054	0.044
湖南	長沙	0.186	0.113	0.116	0.081	0.039
広東	広州	0.100	0.057	0.049	0.053	0.039
広西	南寧	0.062	0.070	0.034	0.058	0.032
海南	海口	0.002	0.005	0.007	0.012	0.007
重慶	重慶	0.338	0.338	0.120	0.073	0.053
四川	成都	0.082	0.077	0.047	0.077	0.038
貴州	貴陽	0.372	0.424	0.161	0.063	0.058
雲南	昆明	0.055	0.019	0.021	0.055	0.041
チベット	ラサ		0.002	0.001	0.010	0.008
陝西	西安	0.051	0.060	0.041	0.044	0.048
甘肅	蘭州	0.062	0.102	0.060	0.068	0.059
青海	西寧	0.046	0.046	0.012	0.029	0.042
寧夏	銀川	0.019	0.085	0.057	0.054	0.044
新疆	ウルムチ	0.201	0.060	0.134	0.116	0.093

(出所) 1990年、1995年、2000年のデータは、『中国環境年鑑』各年版より作成。

2003年から2009年のデータは、『中国統計年鑑』各年版より作成。

窒素酸化物、二酸化窒素濃度の推移(表 2)については、データの整合性、欠損等により明確な傾向を読み取ることができないが、二酸化硫黄濃度の推移とは異なる特徴を示している。1990年から1995年にかけて窒素酸化物濃度が減少する省都・直轄市は14都市で、15都市が増加している。1995年から2000年にかけての増減は、欠損値が多いため全ての省都・直轄市について比較することができないが、1990年から1995年に減少し1995年から2000年に増加に転じた都市は、天津市、太原市、南昌市、長沙市、南寧市、ウルムチ市の6都市ある。1990年から1995年に増加した都市の中で、さらに2000年にかけて増加した都市は、北京市、石家庄市、上海市、銀川市の4都市である。広州市は1990年から2000年にかけて減少傾向を示しているが、北京市に

並び高い水準で推移している。

表 2 各都市の窒素酸化物(NO_x)・二酸化窒素(NO₂)濃度の推移

(単位:mg/m³)

直轄市・省	都市名	1990年	1995年	2000年		2005年	2009年
		NO _x	NO _x	NO _x	NO ₂	NO ₂	NO ₂
北京	北京	0.083	0.123	0.126	0.071	0.066	0.053
天津	天津	0.052	0.050	0.053	0.045	0.047	0.040
河北	石家庄	0.061	0.061	0.090	0.057	0.041	0.035
山西	太原	0.065	0.055	0.093		0.020	0.022
内モンゴル	フフホト	0.022	0.032		0.031	0.041	0.040
遼寧	沈陽	0.060	0.074		0.035	0.036	0.037
吉林	長春	0.056	0.064		0.028	0.035	0.043
黒龍江	ハルビン	0.056	0.030		0.022	0.056	0.054
上海	上海	0.059	0.075	0.091	0.061	0.061	0.053
江蘇	南京		0.049	0.048	0.037	0.054	0.048
浙江	杭州	0.049	0.054		0.046	0.058	0.052
安徽	合肥	0.058	0.053		0.046	0.025	0.027
福建	福州	0.036	0.041	0.039		0.042	0.040
江西	南昌	0.034	0.029	0.043		0.031	0.037
山東	済南	0.041	0.045			0.024	0.025
河南	鄭州	0.140	0.095			0.039	0.046
湖北	武漢	0.059	0.043		0.049	0.050	0.054
湖南	長沙	0.050	0.041	0.044		0.036	0.042
広東	広州	0.133	0.129	0.118	0.068	0.068	0.056
広西	南寧	0.014	0.013	0.027	0.026	0.038	0.028
海南	海口	0.019	0.016		0.012	0.015	0.016
重慶	重慶	0.058	0.069		0.044	0.048	0.037
四川	成都	0.058	0.074		0.037	0.052	0.055
貴州	貴陽	0.033	0.053	0.032		0.013	0.026
雲南	昆明	0.052	0.033			0.038	0.046
チベット	ラサ		0.015	0.025		0.025	0.021
陝西	西安	0.048	0.056	0.040		0.032	0.046
甘肅	蘭州	0.088	0.104		0.053	0.037	0.043
青海	西寧	0.061	0.048	0.037		0.026	0.032
寧夏	銀川	0.027	0.028	0.037		0.025	0.031
新疆	ウルムチ	0.136	0.070	0.084		0.056	0.068

(出所) 表 1 と同じ。

二酸化窒素濃度の推移については、2000年のデータの欠損値が多いため、2000年から2005年にかけての増減を全ての省都・直轄市について比較することができないが、14の都市が増加している。2005年から2009年にかけて18の都市が増加し、この期間の二酸化硫黄濃度の推移とは異なる特徴を示している。

総浮遊粒子状物質、浮遊粒子状物質濃度の推移(表 3)については、多くの都市で減少傾向にある。総浮遊粒子状物質濃度は、1990年から1995年にかけて18の省都・直轄市が減少し、1995年から2000年にかけては25の省都・直轄市が減少している。浮遊粒子状物質濃度は、2005年から2009年にかけて27の省都・直轄市が減少している。

表3 各都市の総浮遊粒子状物質 (TSP)・
浮遊粒子状物質 (PM₁₀) 濃度の推移(単位: mg/m³)

直轄市・省	都市名	1990年	1995年	2000年	2005年	2009年
		TSP	TSP	TSP	PM ₁₀	PM ₁₀
北京	北京		0.370	0.353	0.141	0.121
天津	天津	0.360	0.306	0.304	0.106	0.101
河北	石家庄	0.617	0.308	0.431	0.132	0.104
山西	太原	0.760	0.568	0.401	0.139	0.106
内モンゴル	フフホト	0.660	0.410	0.451	0.097	0.074
遼寧	沈陽	0.460	0.374	0.265	0.118	0.110
吉林	長春	0.474	0.381	0.265	0.099	0.085
黒龍江	ハルビン	0.480	0.359	0.242	0.104	0.101
上海	上海	0.317	0.246	0.156	0.088	0.081
江蘇	南京		0.317	0.107	0.110	0.100
浙江	杭州	0.159	0.265	0.141	0.112	0.097
安徽	合肥	0.158	0.141	0.170	0.095	0.111
福建	福州	0.216	0.188	0.113	0.072	0.064
江西	南昌	0.274	0.279	0.180	0.089	0.079
山東	済南	0.590	0.472	0.173	0.128	0.123
河南	鄭州	0.608	0.474	0.291	0.109	0.099
湖北	武漢	0.320	0.211	0.253	0.119	0.105
湖南	長沙	0.449	0.249	0.179	0.122	0.092
広東	広州	0.277	0.295	0.185	0.088	0.070
広西	南寧	0.182	0.200	0.162	0.067	0.050
海南	海口		0.055	0.077	0.040	0.038
重慶	重慶	0.428	0.322	0.261	0.120	0.105
四川	成都	0.320	0.366	0.198	0.125	0.111
貴州	貴陽	0.418	0.330	0.209	0.076	0.074
雲南	昆明	0.138	0.253	0.152	0.082	0.067
チベット	ラサ		0.328	0.266	0.070	0.050
陝西	西安	0.300	0.370	0.351	0.129	0.113
甘肅	蘭州	0.670	0.732	0.668	0.158	0.150
青海	西寧	0.570	0.444	0.433	0.114	0.141
寧夏	銀川	0.390	0.242	0.342	0.090	0.090
新疆	ウルムチ	0.507	0.515	0.501	0.114	0.140

(出所) 表1と同じ。

以上、1990年を起点とした汚染物質濃度の推移を見てきた。多くの都市で1990年は濃度が高い都市である。1990年以降、汚染物質濃度の推移に影響する中国の変化(背景、大気汚染対策等)はどのようなものであったのか、あるいは1990年以前の変化はどのようなものであったのか、この点について、まず次項で大気質を規定する背景について検討を行い、次節で中国の大気汚染対策について検討を行う。

2-2 大気汚染問題の背景——エネルギー消費に焦点を当てて——

2-2-1 エネルギー消費と効率性

エネルギー消費量の推移 改革開放以降の中国経済は、工業部門を中心とした第2次産業の

発展により経済成長を推し進めた。第2次産業による生産の進展は、エネルギー消費の増大を伴う。表4は、1985年から5年ごとに、2009年までのエネルギー消費量と、石炭・コークス等エネルギー源の消費量の推移をまとめている。

表4 エネルギー消費量と各種エネルギー源消費量の推移

年	エネルギー消費量 (万トン標準煤)	石炭消費量 (万トン)	コークス消費量 (万トン)	原油消費量 (万トン)	ガソリン消費量 (万トン)	灯油消費量 (万トン)	ディーゼル油消費量 (万トン)	燃料油消費量 (万トン)	天然ガス消費量 (億m ³)	電力消費量 (億kW・h)
1985年	74,950	85,862 ⁽¹⁾								4,120
1990年	95,387	105,525	6,934	11,783	1,788	246	2,563	3,397	153	6,223
1995年	133,660	144,783	10,330	14,886	2,799	377	3,737	3,430	177	10,103
2000年	150,576	146,921	10,249	21,707	3,411	625	5,275	3,542	235	13,684
2005年	263,458	265,473	22,552	30,893	6,081	1,088	10,674	4,365	462	25,219
2009年	357,235	351,182	33,275	39,123	8,390	1,625	14,886	3,720	968	37,211

(出所)『中国能源統計年鑑』各年版より作成。

(注1) 1985年の石炭消費量は1986年の消費量である。

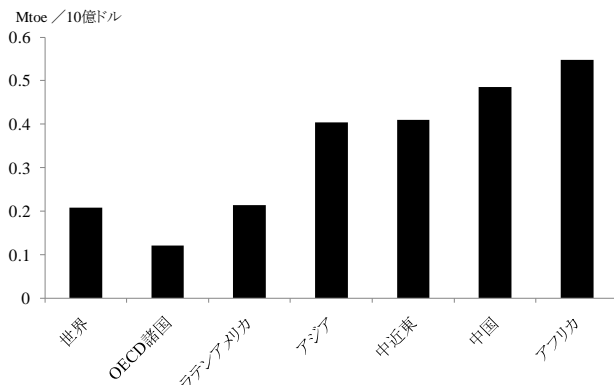
表4によれば、エネルギー消費総量は1985年から2009年の間に4.77倍増している。石炭、コークスの消費量は1995年から2000年にかけては大きな消費増加は見られないが¹⁷、石炭消費量は1986年から2009年の間に4.09倍、コークス消費量は1990年から2009年の間に4.80倍に増加している。その他のエネルギー源としては燃料油を除いて同様の増加傾向がみられる。中でも電力消費量の増大は最も大きく、1985年から2009年の間に9.03倍も増加している。しかも、電力生産における主要投入物は石炭である。経済成長が進展する中で、石炭を中心としたエネルギー消費もまた増大したのである。

効率性 エネルギー消費の増大は、環境に負荷を与える。しかし、負荷の程度は、エネルギー使用の効率性に依存する。図4は、改革開放以来、中国の経済成長が著しく発展した2008年のエネルギー原単位の地域別比較を表している。エネルギー原単位とは、GDP1単位を生産するのに使用されたエネルギー消費量のこと、この値が低いほどエネルギーが効率的に使用されていることになる。中国のエネルギー原単位はOECD諸国に比べエネルギー使用は未だ非効率的で、環境への負荷はこれらの国よりも高いといえよう。

表5は、改革開放以来の中国のエネルギー原単位の変化をまとめたものである。2000年から2008年のエネルギー原単位の平均値は5.15であるが、それ以前の数値は高い値を示している。改革開放が始まった1980年代は、現在よりもエネルギー使用はかなり非効率的で、環境に対する負荷がより大きかったと予測することができる。

¹⁷ 表4には明示されていないが、1990年代後半期は(特に1997年から)石炭消費は減少傾向にある。これは、他のエネルギー源による代替が進んだのではなく、アジア経済危機などの影響もあり経済成長が鈍化したことによるとの見方が一般的である。実際に、2000年代に入り石炭消費は増加している。結局、この時期の経済成長により生じたエネルギー需給圧迫には、石炭の増産で対応したのである。中嶋他(2005)、pp. 36-37を参照。

図4 エネルギー原単位の比較(2008年)



(出所) International Energy Agency (2010) *Key World Energy Statistics* 2010 より作成。

http://www.iea.org/textbase/nppdf/free/2010/key_stats_2010.pdf

(注) エネルギー原単位とは、エネルギー消費量(石油換算) / GDP である。各地域の GDP は 2000 年 US ドル価格で計算されている。

表5 エネルギー原単位平均値の推移

	エネルギー原単位
1985-1989年平均値	9.21
1990-1999年平均値	6.53
2000-2008年平均値	5.15

(出所)『中国統計年鑑』、『中国能源統計年鑑』各年版より作成。

(注) エネルギー原単位とは、エネルギー消費量(万トン標準煤) / 実質 GDP (1980 年不変価格) である。

2-2-2 石炭消費と汚染物質の排出

中国の大気汚染問題は、煤煙型汚染として顕在化した。その基本的原因は石炭燃焼によるものである。

表6と表7は、それぞれ大気汚染物質である煤塵と二酸化硫黄の排出量を1985年から2009年まで、地域別に5年ごとにまとめたものである。各地域を合計した中国全体の煤塵排出量はこの期間約3分の2に減少しているのに対し、二酸化硫黄排出量は逆に約1.7倍増している。しかし、地域別に見てみると、排出量の動向には地域差がある。

煤塵排出量の動向 1985年時点で100万トンを超える地域は、遼寧省、黒龍江省、山東省の3地域であり、四川省も93万トンを排出している。これらの地域は1995年まで他の地域よりも高い排出量が続いている。また山西省、内モンゴル自治区、陝西省は、1985年時点50万トン未満であったものが1995年には倍増している。他に、新疆ウイグル族自治区と甘肅省の煤塵排出量の絶対量は1995年時点で40万トン未満と他の地域よりも少ないが、1985年との比較では排出量が倍増している。

1985年から1995年にかけて中国の煤塵排出量動向の特徴をまとめると、四川省と中国東北部の煤塵排出量は相当多く、西北部の煤塵排出量は他の地域と比べると2倍を超える増加を示し、地域的特徴を示している。他方、1985年から1995年の間に減少したのは11地域である。

ちなみに、1960年代の東京都における降下煤塵量は約25.6万トンから38.4万トンの間で推移した¹⁸。直接に比較することはできないが、1960年代の東京都と比べると、1990年時点でみた直

¹⁸ 1960年代の東京都の降下煤塵量は、10t/月・km²から15t/月・km²の間で推移した。本文中の数値は、東京都の面積を2135km²(1965年時点)として求めている。この時期の日本で最も降下煤塵量が多かったのは、川崎市

轄市である北京市、天津市、上海市の降下煤塵量は少ないことが分かる¹⁹。

表 6 煤塵排出量

(単位:万トン)

	1985年	1990年	1995年		2000年		2005年		2009年	
				工業		工業		工業		工業
北京	40	25	28	12.4	10.0	5.2	5.8	1.8	4.4	1.9
天津	15	18	20	9.3	17.2	11.2	9.1	7.7	7.1	5.9
河北	69	76	68	44.6	78.8	67.2	73.3	56.0	51.9	33.0
山西	41	81	83	36.2	98.5	79.1	112.2	91.0	64.7	43.8
内モンゴル	45	66	94	39.7	48.4	30.3	77.9	60.4	49.4	32.1
遼寧	106	105	97	60.5	79.7	54.7	74.5	51.7	61.3	40.1
吉林	77	86	65	36.7	36.3	28.3	41.3	32.7	38.4	27.7
黒龍江	130	128	109	46.1	50.8	40.9	54.8	45.4	43.3	31.9
上海	20	19	19	13.3	14.1	8.3	11.6	5.0	10.2	3.6
江蘇	77	62	41	54.1	39.6	37.5	45.2	42.6	33.0	30.1
浙江	34	28	26	14.7	25.4	24.7	21.2	19.9	19.0	18.0
安徽	55	31	63	26.0	28.1	24.3	29.8	25.3	28.0	23.0
福建	11	10	12	9.0	11.5	10.4	13.1	11.8	11.3	7.1
江西	31	30	38	28.0	24.0	23.4	24.6	23.0	16.4	13.9
山東	120	121	130	60.6	67.3	54.3	61.9	48.5	41.7	30.2
河南	62	59	69	47.9	73.5	69.1	92.8	85.7	59.7	52.1
湖北	36	47	43	19.2	36.3	32.1	33.0	26.6	21.7	17.9
湖南	45	38	32	30.7	44.1	38.1	53.9	45.3	34.1	27.6
広東	27	22	23	20.8	27.6	26.4	27.9	27.1	30.1	24.8
広西	27	30	50	30.0	59.8	59.1	55.0	53.8	25.9	24.7
海南		1	1	1.2	1.8	1.8	1.1	1.0	0.9	0.8
重慶					21.4	12.2	21.6	13.1	19.1	10.9
四川	93	80	138	59.7	90.4	79.9	79.1	63.4	28.5	19.6
貴州	25	25	40	24.9	50.6	34.2	36.4	20.5	44.0	11.8
雲南	29	29	28	16.1	28.6	23.3	22.7	17.1	17.8	12.4
チベット			0.5	0.5	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2	0.1
陝西	34	49	70	47.7	41.1	37.2	39.4	29.2	20.2	15.1
甘肅	17	20	37	17.8	16.7	12.5	16.2	12.4	16.2	9.2
青海	6	7	9	3.9	8.2	6.4	7.7	5.7	7.6	5.4
寧夏	9	11	11	9.4	15.1	12.6	12.4	10.2	9.8	7.9
新疆	14	19	34	17.2	20.5	8.4	27.0	15.0	31.7	22.0
合計	1295	1323	1478	838.0	1165.4	953.3	1182.7	949.1	847.7	604.4

(出所)『中国統計年鑑』各年版より作成。

1995年から2000年の間に煤塵排出量が減少した地域は20地域に増え、増加地域は10地域である²⁰。増加した地域についても2倍増の地域はなくなった。ただし、減少している地域の中で、天津市、浙江省、福建省、湖北省、青海省は地域全体としては減少するものの工業部門の排出量は増加している。この特徴は中国全体としてもみられる。中国全体としての煤塵排出量は減少

工業地域であった。1961年には50t/月・km²を超えていた。傅・寺西(2009)、p.122を参照。

¹⁹ 1990年に直轄市の煤塵排出量が1960年代の東京よりも低い水準であったとはいえ、1990年の直轄市の煤塵排出量あるいは1985年の煤塵排出量がピーク値であったわけではない。例えば、北京市郊外の1981年の降下煤塵量は33.7t/月・km²、1982年は29.7t/月・km²であった。前掲注を参照。北京市地方志編纂委員会編著(2003)参照。

²⁰ 1997年に重慶市は四川省から分離され直轄市となったため、1995年時点の重慶の煤塵排出量は存在しない。ここでは、重慶ならびに四川省についてはその増減については考慮していない。

しているものの、工業部門全体は増加している。

2000年から2005年の間に煤塵排出量が減少した地域は17地域となり、増加地域が増えた。1995年から2000年に減少したものの、2000年から2005年に増加した地域は、内モンゴル自治区、吉林省、黒龍江省、江蘇省、安徽省、福建省、江西省、新疆ウイグル族自治区である。1985年から一貫して増加傾向にある地域は、山西省、河南省である。2000年から2005年にかけて工業部門全体の煤塵排出量は減少するものの、中国全体としては増加に転じている。

2005年から2009年にかけてほとんどの地域で煤塵排出量は減少し、中国全体としても工業部門全体としても減少している。

表7 二酸化硫黄排出量

(単位:万トン)

	1985年	1990年	1995年	2000年	2005年	2009年
北京	32	34	38	22.4	19.1	11.9
天津	22	22	33	33.0	26.5	23.7
河北	63	89	116	132.1	149.6	125.3
山西	47	78	101	120.2	151.6	126.8
内モンゴル	38	53	74	66.4	145.6	139.9
遼寧	92	97	109	93.2	119.7	105.1
吉林	24	26	32	28.6	38.2	36.3
黒龍江	26	32	34	29.7	50.8	49.0
上海	34	42	49	46.5	51.3	37.9
江蘇	76	100	92	120.2	137.3	107.4
浙江	30	44	54	59.3	86.0	70.1
安徽	32	38	49	39.5	57.1	53.8
福建	10	12	17	22.5	46.1	42.0
江西	55	30	36	32.3	61.3	56.4
山東	160	193	232	179.6	200.3	159.0
河南	37	49	66	87.7	162.5	135.5
湖北	56	56	54	56.0	71.7	64.4
湖南	67	55	56	77.3	91.9	81.2
広東	29	40	56	90.5	129.4	107.0
広西	36	60	76	83.0	102.3	89.0
海南		1	2	2.0	2.2	2.2
重慶				83.9	83.7	74.6
四川	165	148	223	122.3	129.9	113.5
貴州	45	50	72	145.0	135.8	117.5
雲南	32	23	36	38.6	52.2	49.9
チベット				0.1	0.2	0.2
陝西	59	59	80	62.3	92.2	80.4
甘肅	32	36	42	36.9	56.3	50.0
青海	3	3	3	3.2	12.4	13.6
寧夏	10	13	23	20.6	34.3	31.4
新疆	13	16	35	31.1	51.9	59.0
合計	1325	1499	1890	1965.9	2549.4	2214.4

(出所)『中国統計年鑑』各年版より作成。

二酸化硫黄排出量の動向 全体として煤塵排出量の動向とは大きく異なる。1985年から1995年の10年間で、24地域で二酸化硫黄排出量が増加している。これらの増加地域について煤塵

排出量の動向と比較すると、北京市、河北省、遼寧省、吉林省、黒龍江省、上海市、江蘇省、浙江省、湖南省、広東省の 10 地域が、この期間に煤塵排出量は減少している。他方、この期間に二酸化硫黄排出量が減少したのは、江西省、湖北省、湖南省のわずか 3 地域にすぎない²¹。ちなみに、湖南省を除いた 2 つの地域は、この時期煤塵排出量は増加している。3 分の 1 以上の地域 (12 地域) で、二酸化硫黄排出量と煤塵排出量の動向は逆の動きを示し、中国全体としての二酸化硫黄排出量は増加している。

1995 年時点で二酸化硫黄排出量が 200 万トンを超える地域は四川省と山東省で、この 2 つの地域は 1985 年より 100 万トンを超える排出を続けている。他に、遼寧省、河北省、山西省が、1995 年時点で二酸化硫黄排出量が 100 万トンを超えている。煤塵排出量で 109 万トン (1995 年) を排出していた黒龍江省は、二酸化硫黄排出量は 34 万トン (1995 年) に過ぎない。こうした二酸化硫黄排出量と煤塵排出量の動向の違いは、石炭に含まれる硫黄分の違いによって生じている。この点については、後で検討する。

1995 年から 2000 年の動向を見てみると、二酸化硫黄排出量は中国全体としては増加しているものの、減少地域は 14 地域と増加した。なお、増加地域も 14 地域である²²。先に見たように、この時期煤塵排出量は中国全体としては減少している。

2000 年から 2005 年にかけては二酸化硫黄排出量増加地域が再び増え、27 地域が増加し、中国全体の排出量も増加している。減少したのは北京市、天津市、重慶市、貴州省の 4 つに過ぎない。

2005 年から 2009 年にかけて二酸化硫黄排出量は 27 地域で減少し、中国全体としてもようやく減少に転じる。減少しているとはいえ、2009 年の中国全体の二酸化硫黄排出量は 2000 年よりも多い。この時期多くの地域が減少している中で、二酸化硫黄排出量が増加しているのは、海南省、チベット自治区、青海省、新疆ウイグル族自治区の 4 地域のみである。

煤塵排出量と二酸化硫黄排出量の動向の違い この 2 つの排出量の動向の違いは、1 つは石炭に含まれる硫黄含有量の違いを挙げることができる。これ以外に、石炭消費量が増加する中で、煤塵排出量が減少したのは煤塵対策が実施されたことを示唆する。すなわち、煤塵排出量と二酸化硫黄排出量の動向には大気汚染対策の進展の違いが影響を与えたと考えることができる。具体的な大気汚染対策の進展については次節で整理する。ここでは、これら 2 つの要因が排出量の動向に影響を与えているかを確認しよう。この確認のため、石炭消費量 (表 8) に占める煤塵排出量の割合 (以下、煤塵排出率) と、二酸化硫黄排出量の割合 (以下、二酸化硫黄排出率) の推移について検討を行う。表 9 と表 10 は、煤塵排出率と二酸化硫黄排出率の推移をまとめたものである。各表には平均排出率と標準偏差の計算結果も示している。

²¹ 1985 年のチベット自治区と海南省のデータは存在しないため、この 2 つの地域については増減の判断は除外している。

²² 1997 年に重慶市は四川省から分離され直轄市となったため、1995 年時点の重慶の二酸化硫黄排出量は存在しない。ここでは、重慶ならびに四川省についてはその増減については考慮していない。また、1995 年のチベットのデータは存在しないため、チベットについても増減の判断は除外している。

表 8 各地域別石炭消費量

(単位:万トン)

	1986年	1990年	1995年	2000年	2005年	2009年
北京	2,156	2,413	2,692	2,720	3,069	2,665
天津	1,527	1,788	2,428	2,473	3,801	4,120
河北	6,585	7,875	10,983	12,115	20,542	26,516
山西	6,172	7,659	15,015	14,262	25,872	27,762
内モンゴル	3,014	3,953	4,420	5,908	13,954	24,047
遼寧	7,075	8,252	9,363	9,582	12,710	16,033
吉林	3,132	4,015	4,816	4,213	6,447	8,589
黒龍江	5,038	6,517	6,188	5,815	8,524	11,050
上海	2,305	2,742	3,944	4,496	5,306	5,305
江蘇	4,787	6,223	8,936	8,770	17,159	21,003
浙江	1,839	2,486	4,231	5,385	9,681	13,276
安徽	2,779	3,428	4,965	5,909	8,323	12,666
福建	1,008	1,307	1,677	2,160	4,717	7,109
江西	2,018	2,266	3,039	2,469	4,243	5,356
山東	5,522	7,256	9,759	8,698	26,056	34,795
河南	5,659	6,099	7,960	8,725	18,468	24,445
湖北	2,981	3,343	5,404	6,051	8,873	11,100
湖南	3,809	3,956	5,591	3,335	8,739	10,751
広東	1,924	2,991	4,941	5,890	9,853	13,647
広西	1,117	1,562	2,330	2,228	3,619	5,199
海南		68	168	192	326	537
重慶				2,942	4,196	5,782
四川	5,613	6,646	8,909	4,862	8,513	12,147
貴州	1,829	2,709	3,946	5,146	7,921	10,912
雲南	1,684	2,194	2,765	3,062	6,682	8,886
陝西	2,299	2,728	3,779	2,766	6,049	9,497
甘肅	1,605	1,858	2,547	2,480	3,751	4,479
青海	432	471	462	522	949	1,310
寧夏	576	885	1,079	1,042	3,277	4,781
新疆	1,377	1,835	2,448	2,702	3,854	7,418
合計	85,862	105,525	144,783	146,921	265,473	351,182

(出所)『中国能源統計年鑑』各年版より作成。

(注)石炭消費量のデータは1986年より利用可能。チベットの石炭消費量は欠如している。

大気汚染対策と排出動向 まずは大気汚染対策の影響を確認する。これら2つの統計量により、
 煤塵排出率と二酸化硫黄排出率の推移は明らかに異なることを示している。

表 9 煤塵排出率

(単位:%)

	1986年	1990年	1995年	2000年	2005年	2009年
北京	1.76	1.04	1.04	0.37	0.19	0.17
天津	1.90	1.01	0.82	0.69	0.24	0.17
河北	1.20	0.97	0.62	0.65	0.36	0.20
山西	0.83	1.06	0.55	0.69	0.43	0.23
内モンゴル	1.99	1.67	2.13	0.82	0.56	0.21
遼寧	1.50	1.27	1.04	0.83	0.59	0.38
吉林	2.52	2.14	1.35	0.86	0.64	0.45
黒龍江	3.69	1.96	1.76	0.87	0.64	0.39
上海	0.82	0.69	0.48	0.31	0.22	0.19
江蘇	1.55	1.00	0.46	0.45	0.26	0.16
浙江	2.39	1.13	0.61	0.47	0.22	0.14
安徽	1.58	0.90	1.27	0.47	0.36	0.22
福建	0.99	0.77	0.72	0.53	0.28	0.16
江西	0.94	1.32	1.25	0.97	0.58	0.31
山東	2.34	1.67	1.33	0.77	0.24	0.12
河南	1.11	0.97	0.87	0.84	0.50	0.24
湖北	1.17	1.41	0.80	0.60	0.37	0.20
湖南	1.21	0.96	0.57	1.32	0.62	0.32
広東	1.35	0.74	0.47	0.47	0.28	0.22
広西	2.86	1.92	2.15	2.69	1.52	0.50
海南		1.47	0.60	0.94	0.34	0.17
重慶				0.73	0.51	0.33
四川	1.50	1.20	1.55	1.86	0.93	0.23
貴州	1.15	0.92	1.01	0.98	0.46	0.40
雲南	1.54	1.32	1.01	0.93	0.34	0.20
陝西	1.91	1.80	1.85	1.49	0.65	0.21
甘肅	0.75	1.08	1.45	0.67	0.43	0.36
青海	1.39	1.49	1.95	1.56	0.81	0.58
寧夏	1.22	1.24	1.02	1.45	0.38	0.20
新疆	1.09	1.04	1.39	0.76	0.70	0.43
平均値	1.51	1.25	1.02	0.79	0.45	0.24
標準偏差	0.68	0.38	0.51	0.50	0.27	0.12

(出所)『中国統計年鑑』各年版、『中国能源統計年鑑』各年版より作成。

(注)石炭消費量のデータは1986年より利用可能。チベットの石炭消費量は欠如しているため、計算からのぞいている。

平均煤塵排出率は、1986年以降石炭消費が増加する一方で、着実に低下し(1986年の1.51%から2009年の0.24%)、しかも標準偏差も減少している(1986年の0.68%から2009年の0.12%)。煤塵対策が進展したことを予想させる。統計学的仮説検定により、これを確認しよう。

1986年から2009年まで、煤塵対策が進展しなければ、煤塵排出の地域差には変化がなく、各年の煤塵排出率の分散は一定で、平均煤塵排出率も同じであると考えられる。そこで1986年と1990年、1990年と1995年、1995年と2000年、2000年と2005年、2005年と2009年の煤塵排出率の分散の等質性のF検定を行った。その結果、1986年と1990年、2000年と2005年、2005

年と2009年については、分散が等質であるという帰無仮説は上側検定5%有意水準で棄却され、これらの期間において、煤塵排出の地域差に変化があったと考えられる。1990年と1995年、1995年と2000年については、帰無仮説は棄却されず、これらの期間において地域差の変化があったとは考えられない。その上で、平均煤塵排出率の差についてt検定を行ったところ、1986年と1990年、1990年と1995年、1995年と2000年については、両側検定10%有意水準で帰無仮説は棄却され、2000年と2005年、2005年と2009年については、両側検定5%有意水準で帰無仮説は棄却され、平均煤塵排出率は1986年以降着実に低下したといえる。

1986年以降、中国全体としての煤塵排出率が減少するとともに、煤塵排出率の地域差も縮小した。これは、石炭消費が増大する中で煤塵排出対策が進展したことによるものと考えられる²³。

他方、平均二酸化硫黄排出率は1986年から2000年まで大きな低下は見られない(1986年は1.46%、2000年は1.34%)。標準偏差も同様に減少傾向は見られない。二酸化硫黄対策が進展しなかったことを予想させる。統計学的仮説検定により、これを確認しよう。

1986年から2000年まで、二酸化硫黄対策が進展しなければ、二酸化硫黄排出の地域差には変化がなく、各年の二酸化硫黄排出率の分散は一定で、平均二酸化硫黄排出率も同じであるとされる。そこで1986年と1990年、1990年と1995年、1995年と2000年の二酸化硫黄排出率の分散の等質性のF検定を行った。その結果、分散が等質であるという帰無仮説は上側検定5%有意水準で棄却されることはなく、この期間、二酸化硫黄排出の地域差に変化はなかったと考えられる。その上で、平均二酸化硫黄排出率の差についてt検定を行ったところ、両側検定5%有意水準で帰無仮説は棄却されることなく、この期間、平均二酸化硫黄排出率は変化がなかったと考えられる。

2000年と2005年の二酸化硫黄排出率についてF検定を行ったところ、帰無仮説は上側検定5%有意水準で棄却され、2000年と2005年の二酸化硫黄排出の地域差に変化があったと考えられる。その上で、平均二酸化硫黄排出率の差についてt検定を行ったところ、両側検定5%有意水準で帰無仮説は棄却され、この期間、平均二酸化硫黄排出率は減少したと考えられる。同様の結果は、2005年と2009年の比較についても得られる。2000年以降、二酸化硫黄対策が進展したと考えられる。

二酸化硫黄排出の原因は石炭燃焼以外も考えられる。2000年代に入り、石油等の消費量が増大している(表4)。石油等消費の増大により二酸化硫黄排出が増加する場合、2000年以降の二酸化硫黄排出率は上昇することが考えられる。しかし、実際には減少しており、2000年以降の石炭燃焼を原因とする二酸化硫黄排出に対して、大気汚染対策は進展したといえよう。

以上の分析により、1986年から2000年の間は、二酸化硫黄対策は進展することではなく、進展するのは2000年以降である²⁴。

²³ 煤塵排出対策の詳細については、次節で検討する。

²⁴ 二酸化硫黄排出対策の詳細については、次節で検討する。

表 10 二酸化硫黄排出率

(単位:%)

	1986年	1990年	1995年	2000年	2005年	2009年
北京	1.44	1.41	1.41	0.82	0.62	0.45
天津	1.57	1.23	1.36	1.33	0.70	0.57
河北	1.05	1.13	1.06	1.09	0.73	0.47
山西	0.76	1.02	0.67	0.84	0.59	0.46
内モンゴル	1.39	1.34	1.67	1.12	1.04	0.58
遼寧	1.20	1.18	1.16	0.97	0.94	0.66
吉林	0.70	0.65	0.66	0.68	0.59	0.42
黒龍江	0.52	0.49	0.55	0.51	0.60	0.44
上海	1.56	1.53	1.24	1.03	0.97	0.71
江蘇	1.57	1.61	1.03	1.37	0.80	0.51
浙江	2.12	1.77	1.28	1.10	0.89	0.53
安徽	1.04	1.11	0.99	0.67	0.69	0.43
福建	0.89	0.92	1.01	1.04	0.98	0.59
江西	2.13	1.32	1.18	1.31	1.44	1.05
山東	3.10	2.66	2.38	2.06	0.77	0.46
河南	0.69	0.80	0.83	1.01	0.88	0.55
湖北	1.51	1.68	1.00	0.93	0.81	0.58
湖南	1.13	1.39	1.00	2.32	1.05	0.75
広東	1.46	1.34	1.13	1.54	1.31	0.78
広西	2.69	3.84	3.26	3.73	2.83	1.71
海南		1.47	1.19	1.06	0.67	0.41
重慶				2.85	1.99	1.29
四川	2.14	2.23	2.50	2.52	1.53	0.93
貴州	2.95	1.85	1.82	2.82	1.71	1.08
雲南	1.72	1.05	1.30	1.26	0.78	0.56
陝西	2.57	2.16	2.12	2.25	1.52	0.85
甘肅	1.87	1.94	1.65	1.49	1.50	1.12
青海	0.93	0.64	0.65	0.61	1.31	1.04
寧夏	1.74	1.47	2.13	1.98	1.05	0.66
新疆	0.80	0.87	1.43	1.15	1.35	0.80
平均	1.46	1.42	1.31	1.34	0.96	0.63
標準偏差	0.69	0.67	0.61	0.76	0.49	0.30

(出所)『中国統計年鑑』各年版、『中国能源統計年鑑』各年版より作成。

(注)石炭消費量のデータは1986年より利用可能。チベットの石炭消費量は欠如しているため、計算からのぞいている。

硫黄含有量と二酸化硫黄排出率の地域差 石炭中の硫黄含有量が大きく、二酸化硫黄排出対策が実施されなければ二酸化硫黄排出率も大きいと考えられる。

石炭産地の違いにより硫黄含有量は大きく異なる。劉他(1985)の研究によれば、黒龍江省産の石炭が最も低い硫黄含有量で、その平均硫黄含有量は0.25%であったという。これにより、1985年時点の煤塵排出量に比べて黒龍江省の二酸化硫黄排出量は低い水準にあったと考えられる(表6、表7参照)。また黒龍江省は1986年時点の煤塵排出率は最も大きな値を示しているのに対し、二酸化硫黄排出率は最も小さい値を示している。

劉他(1985)によれば、硫黄含有量は産地が南下するにつれ上昇する。例えば、吉林省産の石炭の平均硫黄含有量は0.66%、遼寧省産の石炭は1.43%へと上昇する。同様に、中国西北地域の産地から東南方向へと産地が南下するにつれ、石炭中の硫黄含有量は上昇する。例えば、青島省産の石炭の平均硫黄含有量が0.27%、新疆ウイグル族自治区産0.61%、甘肅省産1.11%、寧夏回族自治区産1.46%、陝西産2.84%と上昇する。中国南部地域と西南地域産の石炭の平均硫黄含有量は4%と高く、中でも四川省産の石炭の中には8%を超えるものもあることを明らかにした。石炭産地による平均硫黄含有量の違いは、1986年時点の二酸化硫黄排出率の地域差とほぼ一致している。

前述の分析と併せて考えると、2000年までは二酸化硫黄対策が進展せず、石炭産地による石炭の硫黄含有量の違いにより各地域の二酸化硫黄排出率が規定され、石炭消費量の増加と共に各地域の二酸化硫黄排出量は増加したと考えられる。

2-3 大気汚染問題の背景——自動車保有動向に焦点を当てて——

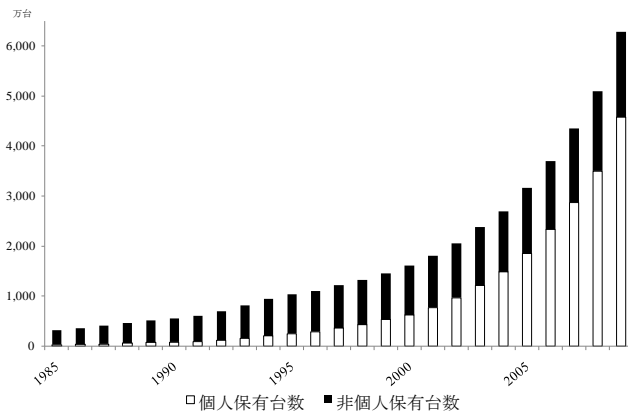
自動車保有の増加 1990年代半ば、中国の一部の大都市、北京市、上海市、広州市では窒素酸化物を含めた複合型大気汚染問題が現れた。窒素酸化物(あるいは二酸化窒素)は石炭燃焼によっても生成されるが、他の発生源によっても生成される。特に注目されるのが、自動車排ガスである。自動車排ガスによる二酸化窒素汚染の進展は、モータリゼーションの動向と排ガス規制を含めた大気汚染対策に依存する。

モータリゼーションとはいうまでもなく、世帯での自動車(特に乗用車)保有が増加するとともに、生活の中で自動車利用が増加する社会現象である。自動車利用の増加は、都市における交通量の増加を招き、排ガス規制を含めた大気汚染対策が実施されなければ、都市の環境を悪化させる。大気汚染対策については次節で検討する。ここでは、モータリゼーションの基礎となる自動車保有動向について検討を行う。

モータリゼーションは豊かな生活の代名詞でもあり、改革開放以降の経済成長の成果の1つとして見ることもできる。図5は、中国における自動車保有動向の推移を示している。個人保有台数の増加が、中国における自動車保有を押し上げてきたことが分かる。

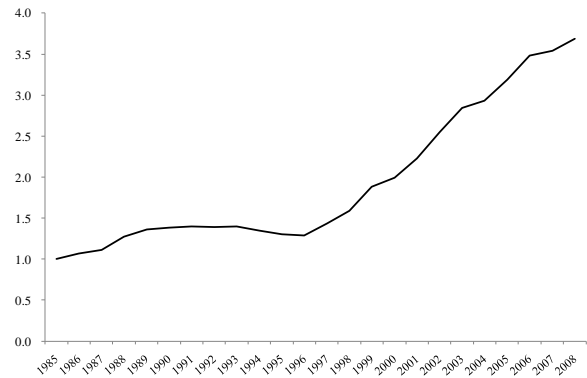
また、改革開放政策の1つとして、1992年、中国共産党第14回全国代表大会で、自動車産業を「支柱産業」と位置づける決定を行った。その具体策として、1994年2月、13章61条からなる「自動車工業産業政策」を策定した。中国におけるモータリゼーションの進展は、自動車産業の発展を支える1つの要因にもなっている。実際、2010年1月11日、中国自動車工業協会は、2009年の中国自動車生産台数が1,379万1,000台、販売台数は1,364万4,800台となり、アメリカを抜いて世界最大の自動車生産、販売国となったことを明らかにした。

図5 中国における自動車保有台数の推移



(出所)『中国統計年鑑』各年版より作成。

図6 個人保有の増加指数/GDP増加指数



(出所)『中国統計年鑑』各年版より作成。

自動車保有の要因 中国の自動車保有動向には、中国固有の特徴があることが指摘されている。一般的に、自動車の保有動向を規定する要因として、GDP、人口、都市人口等の増加が考えられている²⁵。GDPの成長により家計の自動車購買力が上昇し、自動車の個人保有が上昇する。人口成長はそれだけで財・サービスの消費規模を拡大させ、自動車についても需要を増大させる。都市人口の成長は都市の発展を促し、自動車に代わる交通機関を発展させ、逆に、都市の自動車保有を減少させるというものである。しかし、中国の自動車保有動向については、こうした一般的要因は十分な説明を与えない。例えば、人口成長については、中国は「一人っ子政策」を実施し人口成長率を低い水準に抑えている。それでも自動車保有台数は上昇した。都市人口の成長については、後で見るように中国の「都市化率」は改革開放以降上昇したもののその水準は50%未満であり、自動車に代わる交通機関が発展している地域はかなり少ない。自動車保有動向を規定する一般的要因の中でGDPの成長のみが、中国の自動車保有動向を説明しそうである。

GDPと自動車保有 図6は、1人当たりGDPの増加と個人保有の増加との関係を示している。それぞれ1985年を1として基準化し、個人保有増加指数と1人当たりGDP増加指数の比をとったものである。図6から分かるように、1997年までは個人保有の増加ペースと1人当たりGDP増加ペースの乖離はそう見られない(1から1.5未満で推移)。しかし、1998年以降、個人保有の増加ペースは、1人当たりGDP増加ペースを急速に上回る勢いで推移している。こうした増加の違いは、1人当たりGDP増加に関する弾力性が、1997年以前と1998年以降で異なることを端的に示している。これは、世界の自動車保有動向について、所得水準が低い段階では弾力性が小さく、所得水準の上昇と共に弾力性が大きくなることを示した先行研究と一致しているように見える²⁶。

中国固有の要因 GDP要因は中国の自動車保有動向を規定する要因として説明力を持つが、

²⁵ 例えば、Riley (2002)、Dargay et al. (2007) を参照。その他の要因として、自動車の保有・維持コスト、道路の整備状況等もある。

²⁶ 例えば、Dargay et al. (2007) を参照。Dargay et al. (2007) は、さらに所得水準が上昇し、自動車保有の飽和率が高くなる状況では、弾力性が低下することも指摘している。Dargay et al. (2007)、figure 3、figure 4 を参照。

それだけでは十分ではないとの研究がある²⁷。それらの研究は、中国の自動車保有動向には世界とは異なる要因があることを指摘している。中国固有の要因として指摘されているのは、中央の政策と地方独自の政策の存在、そしてそれによる「地域差」である。

そもそも中国で個人による自動車保有が奨励されるのは、先に示した 1994 年の「自動車工業産業政策」の公布による(第47条、第48条)²⁸。しかし、地方政府は、地域保護主義のため独自の税制・課徴金制度・購入手続き等により、個人の自動車保有を妨げた²⁹。これにより、1997 年まで GDP の増加ペースに比べて個人保有の増加ペースが伸びなかったとの見方も存在する³⁰。かくして地方政府の独自政策により、GDP の増加ペースに対する個人保有の増加ペースの割合には地域差が存在する。

自動車保有の地域差 この地域差を確認するために、まず、2008 年のデータを用いて、各直轄市・省の 1 人当たり GDP と 1000 人当たりの自動車個人保有台数の関係を見てみる(図 7)。

図 7 1 人当たり GDP と 1000 人当たりの個人保有の散布図

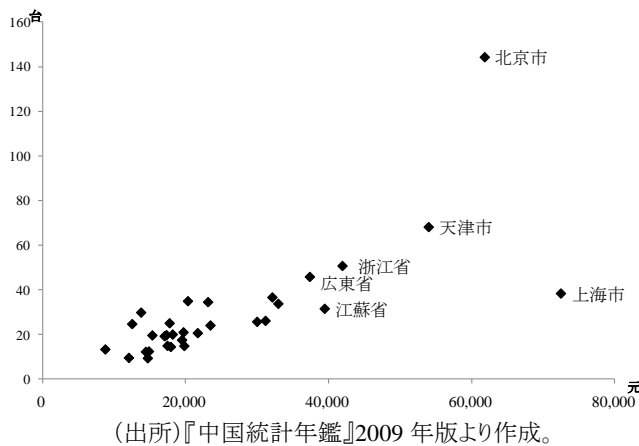
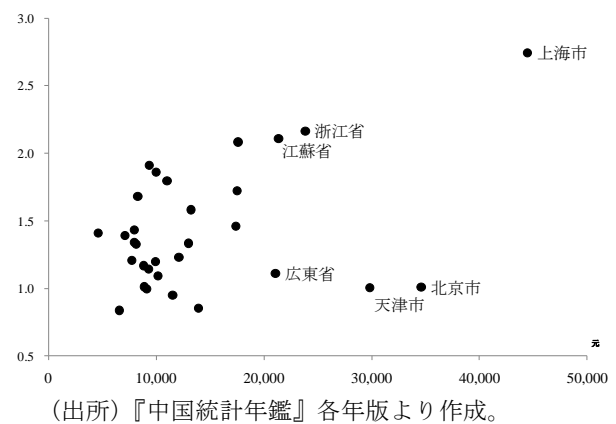


図 8 1 人当たり GDP 平均値と 1000 人当たりの個人保有台数の弾力性



上海市を除いて見てみると、地域の 1 人当たり GDP が上昇するとともに地域の 1000 人当たりの自動車個人保有台数は上昇している(上海市を除いた相関係数は、0.8533)。(上海市を除いた)中国全体では、GDP の上昇が自動車の個人保有を増加させるという関係をここでも確認することができる。しかし、1999 年から 2008 年までの各直轄市・省のデータを用い、1000 人当たりの個

²⁷ Riley (2002)、劉 (2005)、Deng (2007) 等を参照。

²⁸ 1994 年 3 月、国は自動車消費と価格政策につき新規定を制定した。個人の自動車消費を奨励し、本人が十分な身分証明書を持ち、正当な資金で自動車を購入する個人に、いかなる地方も部門も行政的経済的手段で干渉してはならないことを規定し、また自動車メーカーは市場の需要に基づいて自身で自動車価格を決定することができることも規定した。劉 (2005)、p. 318 を参照。

²⁹ 劉 (2005)、pp.299-300 を参照。

³⁰ 劉 (2005) は、これ以外に 1993 年から 1997 年までの国による緊急財政政策の結果、社会の購買力が減少し、1990 年代の個人による自動車需要は低成長に留まったとも指摘している。また 1998 年からの積極財政政策が、自動車需要を加速させたとみている。劉 (2005)、p. 319。

人保有の1人当たりGDPに関する弾力性を計算すると、GDPの増加ペースに対する個人保有の増加ペースの割合の地域差を見ることができる。

図8は、各直轄市・省の1人当たりGDPの(推定期間で計算した)平均値と弾力性の散布図である。すなわち、各直轄市・省の1人当たりの平均GDPで弾力性の違いを評価したものである。1人当たりの平均GDPが高い地域では弾力性が大きいことが期待されるが、図8はこれとは異なる結果を示している。上海市は1人当たり平均GDPが最も大きく、弾力性もまた最大値を示している。しかし、1人当たり平均GDPが2番目に大きい北京市の弾力性は小さい。天津市と上海市の比較についても同様のことがいえる。1人当たりGDPが2万元から3万元の間に位置する浙江省と江蘇省は、広東省よりも弾力性が大きい。1人当たり平均GDPが2万元以下の地域でも弾力性には違いがあることを示している。こうした地域差は、各地の自動車保有動向の進展の違い、そしてモータリゼーションの進展の違いとして現れる。例えば、「2010 中国自動車市場展望」によれば、北京市における2009年の高所得層の自動車購入は、買換え周期に入っていることが指摘されている³¹。すなわち、北京市の自動車個人保有は、上海市よりも進んでいるのである。同じことは、広東省と浙江省・江蘇省との比較においてもいえる。

先行研究が示した自動車保有動向の地域差は、地方政府の独自政策の結果である。上海市の場合、「ナンバープレート・オークション制」という他の都市には見られない自動車保有制限政策を実施している³²。

自動車保有と大気汚染 自動車保有動向の進展の違い、そしてモータリゼーションの進展の地域差は、自動車排ガスによる大気汚染の地域差をもたらすと考えられる。1990年代半ばに窒素酸化物による複合型大気汚染問題が顕在化したのは、自動車保有が進んでいる北京市、広東省の広州市であったことを指摘しておく。なお、自動車保有台数では北京市に及ばない上海市でも、この時期、窒素酸化物による複合型大気汚染が問題となった。複合型大気汚染問題は、自動車保有動向だけでは論じることができないことを示している。都市におけるモータリゼーションの進展について、さらに検討が必要となる。

2-4 大気汚染問題の背景——都市化に焦点を当てて——

都市の環境問題を規定する要因の1つとして、都市人口の増加が指摘されている。都市人口が急増する場合、良好な住環境を支えるインフラ建設が間に合わなければ、都市の環境は悪化する³³。ただし、ここでは前項で指摘した自動車保有との関係で中国の都市化について整理しよう。

中国の都市化 改革開放以降の経済成長により、中国では「都市化率」が進展した。中国における「都市化率」とは、各行政地域が都市部と農村部に分けられ、都市部に居住する人口の割合

³¹ 国家信息中心・国家発展和改革委員会産業協調司編『2010 中国自動車市場展望』、p. 255、参照。

³² 傅(2010)は、特に上海市のモータリゼーションに注目し、その特徴について論じている。

³³ 例えば、東アジア諸国では「圧縮型工業化」の過程において「爆発的都市化」を進展させ、複合型の公害・環境問題を深刻化させたという。日本環境会議・「アジア環境白書」編集委員会編(1997)、pp. 7-16を参照。

を示すものである。基本的に、「工業化」は各地域の都市部において進められてきた。したがって、都市部の「工業化」による経済発展のためには「都市化率」の上昇により、労働力の確保が不可欠となる。表 11 に見るように中国全体で見た都市化率の割合は増加している。改革開放以降、中国全体として各地域の都市部の人口は増加したのである。しかし、2009 年時点でも都市化率は 50%未満であり、半分以上の人口が未だ農村に居住している³⁴。

表 11 改革開放以降の都市化率の推移

年	都市		農村	
	人口数	割合(%)	人口数	割合(%)
1980年	19,140	19.39	79,565	80.61
1985年	25,094	23.71	80,757	76.29
1990年	30,195	26.41	84,138	73.59
1995年	35,174	29.04	85,947	70.96
2000年	45,906	36.22	80,837	63.78
2005年	56,212	42.99	74,544	57.01
2009年	62,186	46.59	71,288	53.41

(出所)『中国統計年鑑』各年版より作成。

流動人口 中国の都市化率は各直轄市・省の地域ごとに計算されるもので、地域を超えて人口が流入する都市の状況を説明するものではない。そもそも中国の戸籍制度により、人の移動には制限が加えられている。しかし改革開放は、この制限を超えて大都市に人口の流入をもたらした。例えば、1990 年代初頭の改革開放の象徴である上海市浦東新区の開発は、流動人口の増加を上海市にもたらした。広義の流動人口の増加は、常住人口と戸籍人口の差の増加として現れる。1990年の上海市常住人口は1,334 万人であったが、その内 3.80%が上海市戸籍を持たない流動人口であった。2009 年には上海市常住人口は 1,921 万人に増加し、その内 27.10%が上海市戸籍を持たない流動人口であった。

1997 年の上海市による流動人口調査によれば、流動人口の内、安徽省出身が 21.8%、江蘇省が 21.1%、浙江省が 12.1%、四川省が 8.3%を占めていたという³⁵。上海市の発展と共に市外からの人口流入が増加したのである。同様の現象は北京市でも見られる。1990 年の北京市の常住人口は 1,086 万人、その内、北京市戸籍を持たない人口の割合は 4.95%、2009 年には北京市人口は 1,755 万人に増加し、その内 29.01%が北京市戸籍を持たない流動人口であった。1979 年に「一人っ子政策」が推進されて以来、戸籍を持つ人口の増加率は低く抑えられたものの、上海市

³⁴ 都市化率が 50%を下回る状態を危惧する意見もある。これは地方の中小都市の都市化率が低いことによるもので、地方の中小都市の工業化ならびに地方都市の発展を阻害し、一部の大都市に負担を強いていると指摘している。http://japanese.china.org.cn/life/txt/2011-03/08/content_22083302.htm (アクセス日:2011 年 3 月 12 日)

³⁵ 上海市における流動人口の問題については、若林・荒井(2002)、pp. 197-206 を参照。

や北京市といった大都市では流動人口の増加により、人口を増加させていった³⁶。また上海市と北京市の「都市化率」は、現在 80%を超え、中国の中でも最も高い都市化率を実現している。

上海市、北京市のような大都市の人口増加は、都市のインフラ建設を必要とした。その 1 つが、増大する交通需要に対して道路網を整備・建設することであった。自動車に代わる交通機関の建設（軌道交通の整備・建設）は遅れて始まった。人口の集中とモータリゼーションが、大都市に環境問題をもたらし、都市の開発を必要としたのである。自動車に代わる交通機関の建設が、上海市や北京市といった大都市で自動車利用を減少させるのかは、今後、注目しなければならない。

3 大気汚染対策の進展

3-1 環境保護法制の整備

環境問題への関心 中国における環境問題への対応は、1972 年の第 1 回国連人間環境会議への出席に始まる。これを契機に、翌年、「全国環境保護会議」を開催し、「環境の保護と改善に関する若干の規定」が採択された。これは、中国における環境保護の基本法のひな型となるものである。またこの「環境の保護と改善に関する若干の規定」では、「三同時」制度の実施が提起された。「三同時」制度とは、新築・改築・増築などで生産能力を拡張する場合、汚染処理施設もまた同時に建設することを要求するものである。1974 年には「国務院環境保護指導小組」も組織され、環境政策を実施する上での行政組織の整備も始まった。

環境保護法制の進展 1978 年の憲法改正では、第 11 条 3 項「国家は環境と自然資源を保護し、汚染とその他の公害を防治する。」により、憲法の中に環境保護が明示された。そして 1979 年、「環境保護法（試行）」も制定された。これにより、先に提起された「三同時」制度は法的根拠が与えられ、遵守すべき法律規定の政策となった。また「環境保護法（試行）」により、「環境汚染の未然防止原則」と「汚染者負担原則（誰汚染誰治理）」が確立した。

1981 年に国務院は、「国民経済調整時期における環境保護工作の強化に関する決定」を通知した。これは、汚染の未然防止（予防）という点から、既に建設が始まっている新規建設プロジェクトの中で汚染がひどく、有効な対策がないものに対しては生産を停止することを規定し、また新規建設プロジェクトへの環境影響報告書の提出と三同時の厳格な実施も規定した。そして国務院は、汚染者に費用負担をさせるための「排污費徴収暫定弁法」を 1982 年に公布した。これは、一定の排出基準を超えて汚染物質を排出する者に対して基準超過排污費という課徴金を課す制度である。

1983 年、第 2 回全国環境保護会議が開催された。この会議により、環境保護は国策の 1 つとして明確化され、環境管理の強化が確認された。そして環境管理の強化のため、1984 年に「国家

³⁶ 植田(2002)によれば、東アジア諸国とは異なり、中国は「一人っ子政策」と「戸籍制度」により都市人口の爆発的増加を制御することに成功し、社会的混乱と経済的対立の発生が相対的に軽微に止まっているとして、評価している。植田(2002)、p. 17 を参照。

環境保護局」が設置される。大気汚染対策としての法整備も、この時期行われている。1982年に「大気環境質基準(GB3095-82)」が、1983年に「ボイラー煤塵排出基準(GB3841-83)」がそれぞれ制定された。大気汚染対策の基本法となる「大気污染防治法」は、1987年に制定された。

1989年、第3回全国環境保護会議が開催された³⁷。この会議では、引き続き、環境管理を強化し、三同時制度、環境影響評価制度、排污費制度を実施することを確認した。そして第3次全国環境保護会議までに各地で実施された、環境保護目標責任制度、都市環境総合整備の定量審査制度、汚染物排出許可証制度、期限付き汚染処理制度、汚染集中制御制度の5つの制度の有効性が確認された。そして同年12月、「環境保護法(試行)」が改正され、「環境保護法」が制定された。

こうして1980年代末には、先進国とほぼ同様の環境保護法制が整備された。以下では、固定発生源と移動発生源による大気汚染問題に焦点を当てて、その対策の進展について検討する。

3-2 固定発生源対策の進展

中国では煤煙型大気汚染問題は早くから顕在し、例えば、1960年代初めには上海市では石炭の節約などを指示するなど煤塵汚染対策を始めた地域もある。前項で見たように、1970年代に入り、中央政府による環境問題への対応が始まるが、濃度規制を規定する「大気環境質基準」が制定されるのは1982年であり、主要な煤塵排出源の1つであるボイラーに対する規制、「ボイラー煤塵排出基準(GB3841-83)」は1983年に制定されている。

北京市の煤塵対策 この間、北京市などでは、観測体制を整備するなど独自の大気汚染対策を進めていた。1977年に、北京市は、重点地域を選択した上で集中的にボイラー改造を行うことを決定した。その後、重点地域を拡大し、顕著な効果を上げたという³⁸。さらに、1981年と1982年の深刻な煤塵汚染に対しては、硫黄含有量が少ない品質の良い石炭を調達することで降下煤塵量を減少させた³⁹。中国の環境対策は、こうした地域の先行的取り組みの成果を確認しながら、国全体として進めていくという特徴を持つ⁴⁰。

ボイラー対策の進展 1983年の「ボイラー煤塵排出基準」の制定は、各地で煤塵を排出する工業ボイラーの集塵効率を高める対策を促した。さらに、1987年に国務院環境保護委員会は「都市煤塵抑制と管理方法」(「城市煙塵控制区管理弁法」)を制定し、その中である一定の条件を満たす「煤塵抑制区域」を規定した。これにより、1988年の全国環境保護庁局長会議は、北京市など

³⁷ この会議では、環境保護対策の総目標の下方修正が行われた。以前の目標は、願望から出発し、高すぎる、急ぎすぎる目標で、実現不可能なものであった。しかし、下方修正された「環境汚染の発展を抑える目標」は、汚染増大速度を抑える目標であり、汚染量の増大を予定したものであるとして、片岡(1997)は「汚染状況の悪化を公認するもの」と指摘している。片岡(1997)、pp. 40-41を参照。また、小島(2000)も参照。

³⁸ 1977年には、毛沢東記念堂周辺、長安街、二龍路等12の街路を、1979年には和平里等40の街路を、1980年には万寿路等54の街路を選定した。北京市地方志編纂委員会編著(2003)を参照。

³⁹ それまでの北京市の石炭調達先は河南省・平頂山市であり、硫黄含有量が多い石炭を使用していた。北京市地方志編纂委員会編著(2003)を参照。

⁴⁰ 後に実施される「酸性雨抑制区域」と「二酸化硫黄汚染抑制区域」における総量抑制もまた、先行都市により実施されている。

全国 32 重点都市に対し、1990 年までに煤煙抑制基準を達成することを要求した。具体的には、「煤塵抑制区域」の総浮遊粒子状物質濃度を $400\text{mg}/\text{m}^3$ 以下に抑制し、その区域にある 90% 以上のボイラー等については黒煙基準を、80% 以上のボイラー等については煤塵濃度基準を達成することを要求した。

1980 年代の大気汚染対策は、ボイラー等の集塵効率を高める煤塵対策が主であった。その成果については、前節で見たように、煤塵排出量は全国的に減少し、地域差も縮小した。しかし、煤塵対策は必ずしも全国的に同じペースで進んだわけではない。馬(1997)は、内モンゴル自治区・フフホト市のボイラーの除塵機の改善状況について、除塵器の製造メーカーは品質基準に基づいて除塵器を生産していないなど深刻な問題があったことを指摘している。こうした問題は、杜・李(1987)も指摘している。杜・李(1987)は、甘粛省・蘭州市の総浮遊粒子状物質が基準を超えるのは、蘭州市の地理的条件・気象条件等の要因もあるが、ボイラーによる煤塵排出濃度が高いことも大きな要因であると指摘した。しかもボイラーによる煤塵排出濃度が高いのは、環境保護管理部門がボイラー設置にあたり「三同時」を厳しく検査せず、また一部のボイラーは審査を受けずに建設されるなど集塵効率が低いボイラーが多くを占めたことによると指摘している。地域によって煤塵対策の進展に違いがみられるというこれらの事実は、前節の分析で煤塵排出率の分散の違いの 1 つとして現れたと考えることができる。

1980 年代は、煤塵対策以外に、民生用ガス化を普及させ、汚染が深刻で短期的に改善が見込まれない工場・企業に対し、閉業・生産停止・合併・転業・移転等を実行している⁴¹。

二酸化硫黄対策の始まり 1991 年に、「火力発電所大気汚染物質排出基準(GB13223-91)」が制定され、二酸化硫黄の排出に対しても濃度規制が本格化する。中国では、火力発電所は二酸化硫黄排出の主要な汚染源の 1 つである。

しかし、こうした濃度規制は十分な成果を上げることができなかつた。中でも、大気汚染濃度に最も影響が大きい火力発電所の排煙脱硫装置の採用は遅れ、二酸化硫黄排出削減は進まなかつた。1995 年 12 月、全国環境保護庁局長会議で、「汚染物質排出総量抑制の実施(以下、総量抑制)」と「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト計画」の 2 つの措置が提起された。1996 年 7 月、第 4 次全国環境保護会議において、国家環境保護「九五」計画が打ち出され、汚染物質の排出総量抑制が初めて環境政策の柱として位置づけられた。

総量抑制の導入 総量抑制の実施方法は、1997 年 6 月 10 日に国家環境保護局が公布した「第九次五カ年計画期間における全国主要汚染物質排出総量抑制实施方案(試行)」により示された。各レベルの政府環境保護部門は、期限付き基準達成プロジェクトに対して監督検査を行い、2000 年にはすべての汚染源による排出は基準を達成すること。計画通りに基準を達成できない

⁴¹ 北京市の場合、1972 年から 1990 年まで、汚染のために閉業・生産停止・合併・転業・移転した工業鉱業企業数は合わせて 324、改造されたのは 30、生産が移譲されたのは 29、閉業は 49、合併は 80、移転は 136 あつた。北京市地方志編纂委員会編著(2003)を参照。

企業に対しては、断固として「閉鎖、停止、禁止、是正、転業」をさせることとした⁴²。環境保護に向けた強い意志を示したのである。

また 1995 年の「大気污染防治法」の改正により、「酸性雨抑制区域」と「二氧化硫黄汚染抑制区域」が規定された⁴³。総量抑制は、この 2 つの区域と大気環境質基準未達成地域を対象とし、1998 年に総量抑制の対象地域が決定された。そして、2000 年以降の「十五」計画において総量抑制は本格化する。二氧化硫黄については、「九五」計画期間末に比べて全体として 10% 減少させるとして、総排出量を 1,796 万トン(2 つの抑制区域では、1,053 万トン)に抑制することを目標とした。

しかし、表 7 からわかるように「十五」計画期間において総量抑制を達成することはできなかった。その要因として、電力産業の発展速度が予測されたよりも早く、全国の発電容量は 5.17 億 kW まで増大し、計画よりも 1.27 億 kW 超過していたのである。これは、2001 年の WTO 加盟後の「十五」計画期間中の経済成長率は増加傾向⁴⁴にあり、電力需要増加に対応した結果である。こうした状況は石炭への需給圧迫を生み出し、石炭消費を増加させた。この時期、脱硫設備を備えた発電所は少なく、2004 年末現在で脱硫設備を設置した発電所は、全設備容量のわずか 6.2% (約 2,000 万 kW) にすぎなかったという⁴⁵。設置にはまだコストがかかったのである。

総量抑制に失敗したとはいえ、表 10 が示すように二氧化硫黄排出率は減少している。これは、脱硫設備設置が進まなかった火力発電所以外で、低硫黄含有量の石炭消費が進んだことが考えられる。

総量抑制の進展 2006 年から始まる「十一五」計画では、総量抑制の実現のために「約束性」と「激励性」のある新たな施策が取り入れられた。「約束性」とは総量抑制の強化・強制を意味し、「激励性」とは二氧化硫黄排出削減のためのインセンティブ創出を意味した。インセンティブ創出として、設置した脱硫設備の運転資金確保のために、その分を電気料金に上乗せすることを認める等を行った。ようやく「十一五」計画期間において、火力発電所における脱硫設備の設置が進展する。これは、脱硫設備の国産化が進んだことも大きく貢献している⁴⁶。

2000 年代後半に入ってから火力発電所における脱硫装置設置の進展は、二氧化硫黄排出の大幅な減少に寄与した。前節で見たように、二氧化硫黄排出率の地域差は 2000 年まで変化がなく、2000 年以降、二氧化硫黄排出対策が進展したことを示していた。しかも、省都・直轄市の二酸化

⁴² 呉編(2002)、pp. 133-135 を参照。

⁴³ 「酸性雨抑制区域」と「二氧化硫黄汚染抑制区域」の中で、二氧化硫黄を排出する火力発電所とその他の大中企業は、低硫黄石炭を利用できない新設設備は脱硫・集塵装置を敷設し、あるいは他の二氧化硫黄排出、集塵を抑制する措置を取らなければならない。既に建設された企業で、低硫黄石炭を使用しない企業は、二氧化硫黄排出、集塵を抑制する措置を取るべきである。国家は、企業が先進的脱硫・集塵装置を採用することを奨励する。企業は、徐々に石炭燃焼で発生する窒素酸化物の抑制措置を採用すべきである、とした。

⁴⁴ 「十五」計画期間中の実質 GDP 成長率の平均値は、9.71% であった。

⁴⁵ 海外電力調査会編(2006)、p. 190 を参照。

⁴⁶ 2009 年までの脱硫設備の国産化率は 90% 以上を実現。脱硫コストについても、海外の技術設備が 1000 余元/kW であったのに対し、国産技術で 200 元/kW 前後まで低下させることができた。「脱硫脱硝我国節能減排進入新發展階段」『人民網』(2009 年 7 月 29 日)。<http://www.envir.gov.cn/info/2009/7/729717.htm> (アクセス日: 2011 年 3 月 12 日)

硫黄濃度の推移を見れば、2000年から2005年にかけて多くの都市が上昇し、2005年から2009年にかけて減少している。これらの二酸化硫黄排出量と濃度の推移は、本項で見てきた1990年代以降の二酸化硫黄対策の進展と対応するものである。

以上、固定発生源に対する煤塵対策と二酸化硫黄対策の進展について見てきたが、大気汚染物質はこれ以外にもある。火力発電所からは窒素酸化物もまた大量に排出されることが知られている。火力発電所における脱硝設備の設置は、未だ立ち遅れている。固定発生源対策は、新たな段階を必要としている。

3-3 移動発生源対策の進展

排ガス規制の始まり 1983年、中国で初めての自動車排ガス汚染規制「ガソリン自動車汚染物質排出基準」が施行された。これは、ガソリン車、総重量450kg以上、最大時速50km/h以上を出走することができる車に対して基準を定めたものである。

「ガソリン自動車汚染物質排出基準」施行後、1990年に国家環境保護局、公安部、交通部など6部局共同による「自動車、オートバイ排気汚染防止技術政策」を公布した⁴⁷。

「自動車、オートバイ排気汚染防止技術政策」⁴⁸では、ガソリン自動車・オートバイなどから排出される汚染物質に対して、まず一酸化炭素(CO)と炭化水素(HC)を制御し、ディーゼル車から排出される汚染物質に対しては、まず黒煙を制御することと定めた。次いで、環境の要求に従って徐々に、ガソリン自動車・オートバイから排出される窒素酸化物を制御し、ディーゼル車から排出される一酸化炭素、炭化水素、窒素酸化物および浮遊粒子状物質などを制御すると定めた。自動車・オートバイなどの汚染物質の制御は、省エネを伴うことを要請している。さらに、自動車、オートバイの新生産車の排ガス測定方法も定めた。

1993年には、「轻型自動車排ガス汚染物質排出基準」改訂(表12)、「車用ガソリンエンジン排ガス汚染物質排出基準」、「ガソリン車燃料蒸発汚染物質排出基準」、「自動車クランク室汚染物質排出基準」、「アイドリング時のガソリン車汚染物質排出基準」、「加速時におけるディーゼル車の排煙排出基準」、「ディーゼル自動車の満載時における排煙排出基準」からなる「自動車排出総合基準」⁴⁹を施行した。

⁴⁷ これ以外に、「自動車排気汚染監督管理法」も公布した。自動車排ガス汚染の監督管理を強化し、大気汚染を防止するため、各省、自治区、直轄市の地方政府の環境保護行政管理部門が自動車排ガス汚染を管理する上での統一的管理監督機関であると定め、各自動車排ガス汚染監督管理部門を指導、協力させることを規定。また、地方政府の環境保護行政管理部門は、その地域の自動車メーカーが生産する自動車、及びエンジン部品の排ガス汚染に監督管理を実施する。さらに、各地方政府の公安交通管理部門は国家環境保護法規に基づいて、使用過程車の排ガス汚染に具体的な監督管理を実施する、等々を規定した。詳細については、<http://www.ahga.gov.cn/FaLv/JTGL/BMGZ/1072.htm> (アクセス日:2011年3月12日)を参照。

⁴⁸ 詳細については、<http://www.ep898.com/view1.asp?id=1935> (アクセス日:2011年3月12日)を参照。

⁴⁹ 詳細については、<http://www.vecc-mep.org.cn/index/1212ningjie/yinzi.htm> (アクセス日:2011年3月12日)を参照。

表 12 1993 年軽型自動車排ガス汚染物質排出基準
(単位:g/kWh)

重量(RW/kg)	CO	HC	NO _x
RW ≤ 750	65	10.8	8.5
750 < RW ≤ 850	71	11.3	8.5
750 < RW ≤ 1020	76	11.7	8.5
1020 < RW ≤ 1250	87	12.8	10.2
1250 < RW ≤ 1470	99	13.7	11.9
1470 < RW ≤ 1700	110	14.6	12.3
1700 < RW ≤ 1930	121	15.5	12.8
1930 < RW ≤ 2150	132	16.4	13.2
2150 < RW	143	17.3	13.6

(出所)「軽型自動車排気汚染物排出基準(GB14761-93)」。

(注)RW:自動車空車重量+100kgを指す。

1980年代より、自動車排ガス規制に取り組んできたが、90年代に入り自動車保有は急速に増大し、1990年台半ばには窒素酸化物による複合型大気汚染問題が指摘される都市が現れた。モータリゼーションの進展に伴い、自動車排ガス汚染による都市の大気質への悪影響が、日に日に深刻となっていったのである。こうした状況を受け、国家環境保護局、科学技術部、機械工業局は共同して、「これは、これまでの自動車排ガス基準が緩く、しかも排ガス制御技術も遅れていることに起因する。技術レベルでいえば、使用過程車の大半の排出制御技術は、他国の70年代のレベルに過ぎず、自動車単体からの排出汚染物質は多く、しかも排出関連部品技術水準が低い」と分析をしたうえで、1999年5月、「自動車排出汚染防止技術政策」⁵⁰を公布した。しかし、機械工業局は単独で、「大気汚染防止法」と国务院の「環境保護の若干の問題に関する決定」に基づいて、1998年、「自動車排ガスの目標と工作方針の説明」を公布していた。この中で、自動車排ガスの制御について「現段階では欧州の1980年代中ごろの水準に、2002年には欧州の1990年代初期の制御水準に、2010年には国際的制御水準と同じにする」と定めた⁵¹。

排ガス規制の進展 1999年の「自動車排出汚染防止技術政策」は、明確にEURO基準を導入すること、そしてその達成目標年度を定めた⁵²。乗用車については、排ガス水準として、2000年にはEURO1基準相当水準に達することとした。最大総重量3.5t以下のその他の軽型自動車(ディーゼル車を含む)の排ガス水準は、2000年以降にEURO1基準相当の水準に達し、すべての軽型自動車(乗用車を含む)の排ガス水準は、2004年前後にEURO2基準の相当水準に達し、

⁵⁰ 詳細については、<http://www.jxepb.gov.cn/cyjs/hbcy/content/jdcfzjs.htm> (アクセス日:2011年3月12日)を参照。

⁵¹ 北京市はこれを受け、1998年、全国に先駆けて軽型自動車についてEURO基準を適用した。

⁵² Gallagher (2006) は、ユーロ基準相当を導入にしても、大気質の改善にどれだけ貢献するかを測ることはできないと批判した。その理由として、そもそも排ガス技術についての何の情報も収集せずに導入した点を挙げている。Gallagher (2006)、p. 389を参照。

2010 年前後には国際排ガス規制基準に達することを目標とした。

最大総重量が 3.5t より重い重型自動車、オートバイの排ガス水準は 2001 年前後までに EURO I⁵³ 基準相当水準に達し、2005 年前後までに、ディーゼル車は EURO II 基準相当水準に達し、2010 年前後には国際排ガス規制基準に達することを目標とした。

2001 年には、軽型自動車に対して EURO 基準に相当する中国の自動車排ガス基準を「国家標準」として正式に導入した。

2003 年、中国政府は、「ディーゼル車排出汚染防止技術政策」⁵⁴を公表し、ディーゼル車による窒素酸化物と粒子状物質を重点規制対象として追加した。これにより、2004 年前後に新規型式認証車は EURO2 基準相当を達成することとし、2008 年前後には EURO3 基準相当を達成し、2010 年には国際排出基準を達成することとした。

軽型自動車の排ガス規制に関する各段階の具体的な国家標準については、表 13 と表 14 にまとめている。なお、国 III 基準(国 III 基準とは、「国家第 III 段階自動車排出基準」を指す。以下、同様)、国 IV 基準の達成に当たり、型式認証済み軽型自動車については 1 年猶予し、それぞれ 2008 年 7 月、2011 年 7 月までに達成することとした。

表 13 軽型自動車(第 1 種車両)の排ガス基準

(単位: g/km)

段階	実施期日	CO		HC+NO _x			HC	
		ガソリン車	ディーゼル車	ガソリン車	副室式ディーゼル車	直噴式ディーゼル車	ガソリン車	ディーゼル車
国 I 基準	2000.01.01	2.72			0.97	1.36	—	—
国 II 基準	2004.07.01	2.2	1	0.5	0.7	0.9	—	—
国 III 基準	2007.07.01	2.3	0.64	—		0.56	0.2	—
国 IV 基準	2010.07.01	1	0.5	—		0.3	0.1	—
段階	実施期日	NO _x		PM				
		ガソリン車	ディーゼル車	副室式ディーゼル車	直噴式ディーゼル車			
国 I 基準	2000.01.01	—	—	0.14	0.2			
国 II 基準	2004.07.01	—	—	0.08	0.1			
国 III 基準	2007.07.01	0.15	0.5	0.05				
国 IV 基準	2010.07.01	0.08	0.25	0.025				

出所:「軽型自動車汚染物排出限度値及測定方法(Ⅰ)」(GB18352.1-2001)、「軽型自動車汚染物排出限度値及測定方法(Ⅱ)」(GB18352.2-2001)、「軽型自動車汚染物排出限度値及測定方法(中国Ⅲ、Ⅳ段階)」(GB18352.3-2005)より作成。

注) 第 1 種車両とは、第 1 種車両:定員数 6 人以下(運転手を含む)、かつ最大重量 2.5t 以下の M1 類車両。M1 類車両とは、少なくとも 4 つのタイヤがあり、あるいは 3 つのタイヤがあり、かつ最大重量は 1t を超え、運転手座席を含み 9 つ以下の座席を持つ車両。

⁵³ 軽量自動車と大型車の各 EURO 段階の数字表現は、EU の慣例に従い区別している。

⁵⁴ 詳細については、http://kjs.mep.gov.cn/hjbhzb/bzwb/wrfzjszc/200607/t20060725_91283.htm (アクセス日: 2011 年 3 月 12 日)を参照。

表 14 軽型自動車(第 2 種車両)の排ガス基準

(単位:g/km)

段階	実施期日	基準質量(RM/kg)	CO		HC+NO _x			HC	
			ガソリン車	ディーゼル車	ガソリン車	副室式ディーゼル車	直噴式ディーゼル車	ガソリン車	ディーゼル車
国 I 基準	2001.01.01	RM ≤ 1250	2.72		0.97			1.36	—
		1250 < RM ≤ 1700	5.17		1.4			1.96	—
		RM > 1700	6.9		1.7			2.38	—
国 II 基準	2005.07.01	RM ≤ 1250	2.2	1	0.5	0.7	0.9	—	—
		1250 < RM ≤ 1700	4	1.25	0.6	1	1.3	—	—
		RM > 1700	5	1.5	0.7	1.2	1.6	—	—
国 III 基準	2007.07.01	RM ≤ 1305	2.3	0.64	—	—	0.56	0.2	—
		1305 < RM ≤ 1760	4.17	0.8	—	—	0.72	0.25	—
		RM > 1760	5.22	0.95	—	—	0.86	0.29	—
国 IV 基準	2010.07.01	RM ≤ 1305	1	0.5	—	—	0.3	0.1	—
		1305 < RM ≤ 1760	1.81	0.63	—	—	0.39	0.13	—
		RM > 1760	2.27	0.74	—	—	0.46	0.16	—
段階	実施期日	基準質量(RM/kg)	NO _x		PM				
			ガソリン車	ディーゼル車	副室式ディーゼル車	直噴式ディーゼル車			
国 I 基準	2001.01.01	RM ≤ 1250	—	—	0.14	0.2			
		1250 < RM ≤ 1700	—	—	0.19	0.27			
		RM > 1700	—	—	0.25	0.35			
国 II 基準	2005.07.01	RM ≤ 1250	—	—	0.08	0.1			
		1250 < RM ≤ 1700	—	—	0.12	0.14			
		RM > 1700	—	—	0.17	0.2			
国 III 基準	2007.07.01	RM ≤ 1305	0.15	0.5	0.05				
		1305 < RM ≤ 1760	0.18	0.65	0.07				
		RM > 1760	0.21	0.78	0.1				
国 IV 基準	2010.07.01	RM ≤ 1305	0.08	0.25	0.025				
		1305 < RM ≤ 1760	0.1	0.33	0.04				
		RM > 1760	0.11	0.39	0.06				

(出所)「軽型自動車汚染物排放限值及測量方法(Ⅰ)」(GB18352.1-2001)、「軽型自動車汚染物排放限值及測量方法(Ⅱ)」(GB18352.2-2001)、「軽型自動車汚染物排放限值及測量方法(中国Ⅲ、Ⅳ階段)」(GB18352.3-2005)より作成。

(注 1) RM: 自動車空車重量+100kg を指す。

(注 2) 第 2 種車両とは、本基準適用範囲内で第 1 種車両以外のその他のすべての軽型自動車。

重型自動車の排ガス規制に関する各段階の具体的な国家標準については、表 15 と表 16 にまとめている⁵⁵。

表 15 重型自動車(主にガソリン車)の排ガス基準

(単位:g/kWh)

段階	種類	実施期日	CO	NO _x	HC		HC+NO _x
					NMHC	THC	
国 I 基準	ガソリン点火式エンジン	1995.01.01～ 1997.12.31	54	—	—	—	22
		1998.01.01	34	—	—	—	14
国 II 基準	ガソリン点火式エンジン	2003.01.01	34	—	—	—	14
		2003.09.01	9.7, 17.4	—	—	—	4.1, 5.6
	NG、LPG点火式エンジン	2003.01.01	4.5	8	0.9	1.1	—
		2003.09.01	4	7	0.9	1.1	—
国 III 基準	ガソリン点火式エンジン	2009.07.01	9.7	0.98	—	0.41	—
国 IV 基準	ガソリン点火式エンジン	2012.07.01	9.7	0.7	—	0.29	—

(出所)「車用汽油機排気汚染物排放標準」(GB14761.2-93)、「車用点燃式發動機及装用点燃式發動機汽車排気汚染物排放限值及測量方法」(GB14762-2002)、「重型車用汽油發動機与汽車排気汚染物排放限值与測量方法(中国 III、IV 段)」(GB14762-2008)より作成。

表 16 重型自動車(ディーゼル車)の排ガス基準

(g/kWh)

実施段階	実施期日	CO	HC	NO _x	PM	
					≤85kW ¹⁾	>85kW ¹⁾
国 I 基準	2000.09.01	4.5	1.1	8	0.61	0.36
国 II 基準	2003.09.01	4	1.1	7	0.15	0.15
国 III 基準	2007.01.01	2.1	0.66	5	0.1	0.13
国 IV 基準	2010.01.01	1.5	0.46	3.5	0.02	
国 V 基準	2012.01.01	1.5	0.46	2	0.02	

(出所)「車用圧燃式發動機排気汚染物排放限值及測量方法」(GB17691-2001)、「車用圧縮燃焼式、気体燃料点火式發動機与汽車排気汚染物排出限度値与測定方法(中国 III、IV、V 階段)」(GB17691-2005)より作成。

(注 1) エンジンパワーを指す。

燃料品質の改善 EU がそうであったように、排ガス基準を達成するためには排ガス技術の改善だけではなく、燃料品質の改善も必要である。1999 年に国家環境保護局は『自動車用ガソリン有害物質抑制基準』を制定し、2000 年以降ガソリンの無鉛化を達成し、積極的に低硫黄分軽油を

⁵⁵ これら以外に、1999 年以降の排ガス規制の動向については、孫(2008)を参照。

普及させ、国が制定する基準に合う燃料品質を達成することを目標とした。また、燃料の運輸・貯蓄・販売の過程において安全性、信頼性を保証することも要求した。もし安全性、信頼性が保証されなければ、その過程において揮発による大気への汚染が懸念される。表 17 は、鉛と硫黄含有分についてのガソリン品質基準を、表 18 は硫黄含有分についてのディーゼル用軽油品質基準をまとめている。

表 17 ガソリンの品質基準(全国、北京、上海)

基準名称	段階	実施期日	鉛含有量(g/L)			硫黄含有量%(m/m)		
			90号	93号	97号	90号	93号	97号
GB484-1993		1993.07.01	≦0.35	≦0.45		≦0.15		
GWKB1-1999 ⁽¹⁾		2000.01.01	≦0.013			≦0.08 ⁽²⁾		
GB17930-1999	国Ⅰ基準	2000.07.01	≦0.005 ⁽³⁾			≦0.10 ⁽⁴⁾		
GB17930-2006	国Ⅱ基準	2006.12.06	≦0.005			≦0.05		
	国Ⅲ基準	2010.01.01	≦0.005			≦0.015		
GWKB1.1-2011	国Ⅳ基準	2011.05.01	≦0.005			≦0.005		
	国Ⅴ基準	未定				≦0.001		
DB11/238-2007 ⁽⁵⁾		2008.01.01	≦0.005			≦0.005		
DB31/427-2009 ⁽⁶⁾		2009.10.01	≦0.005			≦0.005		

(出所)各基準より作成。

(注 1)生産用のガソリンは 2000 年 1 月 1 日から実施する。販売用のガソリンは 2000 年 7 月 1 日から実施する。

(注 2)2000 年 7 月 1 日から北京、上海及び広州で実施する。2003 年 1 月 1 日に全国範囲で実施する。

(注 3)2000 年 1 月 1 日から全国で有鉛ガソリンが生産停止、及び 2000 年 7 月 1 日から全国で有鉛ガソリンの販売・使用が停止されることにより、2000 年 7 月 1 日までのガソリン販売においては 0.013g/L 以下の鉛含有ガソリンの販売を許可する。

(注 4)大都市環境保護の要求に対応するために、本基準は 2000 年 7 月 1 日より、北京、上海及び広州では硫黄含有量を 0.08% (m/m) 以下とする。2003 年 1 月 1 日より、全国で硫黄含有量を 0.08% (m/m) 以下とし、期限を 2003 年 6 月 30 日まで猶予する。

(注 5)北京市地方基準、DB11/238-2004 の代替。

(注 6)上海地方基準、EN228-2004 を参考。

(備考)基準名称

GB484-1993:「自動車用ガソリン」(「車用汽油」)。

GWKB1-1999:「自動車用ガソリン有害物質規制基準」(中国語:「車用汽油有害物質控制標準」)。

GB17930-1999:「自動車用無鉛ガソリン」(「車用無鉛汽油」)。

GB17930-2006:「自動車用ガソリン」(「車用汽油」)。

GWKB1.1-2011:「自動車用ガソリン有害物質規制基準(第四、五段階)」(「車用汽油有害物質控制標準(第四、五段階)」)。

DB11/238-2007:「北京市地方基準 自動車用ガソリン」(「北京市地方標準 車用汽油」)。

DB31/427-2009:「上海市地方基準 自動車用ガソリン」(「上海市地方標準 車用汽油」)。

表 18 ディーゼル用軽油の品質基準(全国、北京、上海)

基準名称	段階	実施期日	硫黄含有量% (m/m)
GB/T19147-2003 ⁽¹⁾	国Ⅱ基準	2003.09.01	≤0.05
GB19147-2009 ⁽²⁾	国Ⅲ基準	2010.01.01	≤0.035 ⁽³⁾
GWKB1.2-2011	国Ⅳ基準	2011.05.01	≤0.005
	国Ⅴ基準	未定	≤0.001
DB11/239-2007 ⁽⁴⁾		2008.01.01	≤0.005
DB31/428-2009 ⁽⁵⁾		2009.09.01	≤0.005

(出所)各基準より作成。

(注1) EN590-1998 を参考。

(注2) EN590-1999 を参考。

(注3) 期限を 2011 年 6 月 30 日まで猶予する。

(注4) 北京市地方基準、DB11/239-2004 の代替。

(注5) 上海地方基準、EN590-2004 を参考。

(備考) 基準名称

GB/T19147-2003:「自動車用ディーゼル基準」(「車用柴油標準」)。

GB19147-2009:「自動車用ディーゼル」(「車用柴油」)。

GWKB1.1-2001:「自動車用ディーゼル有害物質規制基準(第四、五段階)」(「車用柴油有害物質控制標準(第四、五段階)」)。

DB11/239-2007:「北京市地方基準 自動車用ディーゼル」(「北京市地方標準 車用柴油」)。

DB31/428-2009:「上海市地方基準 自動車用ディーゼル」(「上海市地方標準 車用柴油」)。

研究調査によると、国Ⅳ基準を満たさない使用過程車が国Ⅳ基準相当にかなう燃料を使用すれば、主要な汚染物質は 10%～15%程度減少するという⁵⁶。

燃費規制 1990 年の「自動車、バイク排気汚染防止技術政策」では、自動車・オートバイなどの排ガス制御だけではなく、省エネを伴うことも要請していた。他の条件を一定として、自動車燃料消費量が増加することは、大気汚染が深刻化する重大な要因でもある。

中国政府は、2004 年 6 月、ようやく「乗用車燃料消耗量限值」(以下、「燃費基準」と呼ぶ)を公表した。これは、乗用車の燃費基準を 2010 年までに 2003 年の燃費水準に比べて 15%以上改善するという目標を達成するための具体的な対策である。第 1 段階として、車両重量に応じて一定の燃費基準を設定し、新規型式認証乗用車は 2005 年 7 月から、型式認証済み乗用車は 2006 年 7 月からそれぞれ実施し、第 2 段階ではそれぞれ 2008 年 1 月と 2009 年 1 月から第 1 段階の目標より平均 10%向上させるというものである。ただし、「燃費基準」は、オートマチック車、あるいは座

⁵⁶ 上海市環境保護局 2009 年 5 月 26 日公表。<http://www.sepb.gov.cn/news.jsp?intKeyValue=17834> (アクセス日: 2010 年 3 月 2 日)を参照。

席が3列以上の乗用車に対しては約6%の基準緩和を設けた。さらに、2009年8月、第3段階として「乗用車燃料消費量評価方法及指標」を公表した。この基準は2012年から実施することを予定している。これは、乗用車の燃費基準を2015年までに2006年の燃費水準に比べて15%改善し、2015年頃に7L/100kmぐらいに達成するという目標である(表19参照)。

表19 乗用車燃費規制

(単位:L/100km)

重量(CM)/kg	マニュアル車			オートマチック車等		
	第1段階	第2段階	第3段階	第1段階	第2段階	第3段階
CM ≤ 750	7.2	6.2	5.2	7.6	6.6	5.6
750 < CM ≤ 865	7.2	6.5	5.5	7.6	6.9	5.9
865 < CM ≤ 980	7.7	7.0	5.8	8.2	7.4	6.2
980 < CM ≤ 1090	8.3	7.5	6.1	8.8	8.0	6.5
1090 < CM ≤ 1205	8.9	8.1	6.5	9.4	8.6	6.8
1205 < CM ≤ 1320	9.5	8.6	6.9	10.1	9.1	7.2
1320 < CM ≤ 1430	10.1	9.2	7.3	10.7	9.8	7.6
1430 < CM ≤ 1540	10.7	9.7	7.7	11.3	10.3	8.0
1540 < CM ≤ 1660	11.3	10.2	8.1	12.0	10.8	8.4
1660 < CM ≤ 1770	11.9	10.7	8.5	12.6	11.3	8.8
1770 < CM ≤ 1880	12.4	11.1	8.9	13.1	11.8	9.3
1880 < CM ≤ 2000	12.8	11.5	9.4	13.6	12.2	9.8
2000 < CM ≤ 2110	13.2	11.9	9.9	14.0	12.6	10.3
2110 < CM ≤ 2280	13.7	12.3	10.4	14.5	13.0	10.9
2280 < CM ≤ 2510	14.6	13.1	11.0	15.5	13.9	11.5
2510 < CM	15.5	13.9	11.7	16.4	14.7	12.2

(出所) 中国国家標準「乗用車燃料消費量限值」(GB19578-2004)、「乗用車燃料消費量評価方法及指標(征求意见稿)」(2009年8月)より作成。

(注) CM: 自動車空車重量を指す。

中国の「燃費基準」は、EUの自動車工業会(ACEA: European Automobile Manufacturers' Association)による自主規制とは異なり、強制執行型の国家基準である。この基準をクリアすることができなければ、生産することができない。2007年7月、国家発展改革委員会は基準をクリアした車種の実測燃費を公表し、クリアしていない55の自動車メーカーの444車種の生産停止を命じた⁵⁷。

大気汚染対策と都市の環境 移動発生源に対する排ガス規制等の大気汚染対策が進展するのは2000年代に入ってからである。2000年以降の省都・直轄市の二酸化窒素濃度の推移(表2)をみると、必ずしも排ガス規制等の大気汚染対策が全都市で進展したとは言えない。1990年代半ばに問題となった北京市は2000年から2009年にかけて二酸化窒素濃度は減少しているが、上海市、広州市は2000年から2005年にかけて改善せず、2005年以降減少している。その他の都

⁵⁷ 中華人民共和国国家発展和改革委員会公告 2007年第40号
http://www.sdpc.gov.cn/zcfb/zcfbgg/2007gonggao/t20070723_149373.htm (アクセス日: 2011年3月12日)を参照。

市については、増加傾向にあるものもある。これらの都市の二酸化窒素濃度の推移は、一様ではない。二酸化窒素濃度の推移は、必ずしも自動車排ガスだけによるものではないが、各都市のモータリゼーションの進展の違いを示唆していると考えられる。

各都市のモータリゼーションの進展の違いは、自動車保有動向だけではなく、都市の発展と人口集中、自動車交通量の増加等々、様々な要因によって規定される。したがって、2000年以降の省都・直轄市の二酸化窒素濃度の推移をみるかぎり、排ガス規制、燃料品質改善、燃費改善だけでは、中国のモータリゼーションによる都市の大気汚染問題を解決することができないことを示唆している。すなわち、自動車排ガスに対する大気汚染対策としては、排ガス規制等の技術的対策だけではなく、自動車利用を抑制し、自動車交通量を減少させる大気汚染対策が必要である。

おわりに

本稿は、改革開放により経済発展を遂げた中国の大気汚染の進展とその背景について検討しようとしたものである。最後に、検討結果について整理し、残された課題を示したい。

大気汚染の推移については、1990年以前は汚染物質濃度の統一的データが得られないため、確かなことは言えないものの、それ以降の数値と比較すると1990年の数値は総じて高い。改革開放以降の10年間はエネルギー使用の効率が悪く、環境への負荷が大きかったことを考慮すると、1990年までの大気汚染は深刻であったことが予想される。1990年以降は、汚染物質濃度が減少する都市が増加した。本稿は、こうした大気汚染の進展を生み出した背景を、(1)エネルギー消費、特に石炭消費と汚染物質(煤塵、二酸化硫黄)の排出関係から検討し、そして煤煙型汚染から複合型汚染へと変化する背景として(2)自動車保有動向を検討し、モータリゼーションと都市の環境問題に影響を与える(3)都市化について検討を行おうとした。

(1)については、石炭消費が増加する中で煤塵排出と二酸化硫黄排出では異なる排出動向であることを明らかにした。これは、大気汚染対策の進展の違いにより生じたもので、統計学的にも検証した。この結果は、第3節で見た具体的な大気汚染対策の進展と対応している。固定発生源に対する大気汚染対策は、一気に進んだわけではなく、まずは煤塵対策、そして二酸化硫黄対策と漸進的に進んでいった。しかし、煤塵排出量と二酸化硫黄排出量の動向には、地域差があり、一様に進んだわけではない。これは、中国の大気汚染問題をさらに分析するためには、地域固有あるいは都市固有の問題を適切に検討しなければならないことを示唆している。

(2)の自動車保有動向の検討は、モータリゼーションと都市の大気汚染問題の関係を探る手がかりとして検討を行った。モータリゼーションの基礎は自動車保有の増加によって築かれると考えたからである。自動車保有の基本的要因として1人当たりGDPを取り上げ、中国における自動車保有動向の特徴には、地域差があることを明らかにした。1人当たりGDPが同じ水準であったとしても、自動車保有の動向は異なる。特に、複合型汚染問題が顕在化した北京市、上海市の比較において自動車保有動向は著しく異なり、自動車保有の増加だけでは複合型汚染問題を明ら

かにすることはできない。自動車保有の増加以外に、モータリゼーションがもたらす都市固有の特徴(例えば、自動車交通の集中)などについても検討を行う必要がある。これは、第3節の「移動発生源対策の進展」で見たように、2000年以降排ガス規制等が進展するものの、省都・直轄市の二酸化窒素濃度の推移は一樣ではなく、都市固有の条件が存在することを示唆している。

(3)については、先進国に比べ中国全体としては都市化率は低く、自動車に代わる交通機関が地方の各都市で進展する状況には未だない。しかし、流動人口が増加し、都市化率も80%を超えた上海市や北京市では、最近になり軌道交通の整備・建設が進んだ。上海市や北京市のモータリゼーションと大気汚染の動向は、今後、注目しなければならない。

以上の整理より、残された課題は明白である。大気汚染の進展と背景を中国全体として一樣に論じることは、中国の各地域の固有の問題を見落としてしまう。固定発生源による大気汚染も地域差があり、移動発生源による大気汚染も地域差がある。中国の大気汚染問題や、大気汚染対策そしてその効果について分析するには、この地域差を念頭に置き、特定の地域・都市についてその固有の条件を明らかにしながら分析を行わなければならない。特に、移動発生源による大気汚染問題、すなわち自動車排ガス汚染問題は、単に自動車保有の増加だけでは説明することはできず、排ガス規制等の技術的対策だけでは解決できない。都市固有の特徴を明らかにしなければならないのである。

筆者は、既に、上海市を取り上げ、固定発生源による大気汚染の対策と課題について分析を行った。上海市における移動発生源による大気汚染の対策と課題については、別途論じる予定である。

参考文献

日本語文献

植田政孝(2002)「序章中国の歴史と北京・上海の二都物語」、植田政孝・古澤賢治編『アジアの大都市[5] 北京・上海』日本評論社、pp. 1-31。

王曙光(1996)『詳説中国改革開放史』勁草書房。

海外電力調査会編(2006)『中国の電力産業—大国の変貌する電力事情—』オーム社。

片岡直樹(1997)『中国環境污染防治法の研究』成文堂。

小島麗逸(2000)「第1章 環境政策史」『現代中国の構造変動 6 環境—成長への制約となるか—』東京大学出版会。

孫林(2008)「第7章 中国における自動車交通の諸問題と自動車技術政策」、三好博昭・谷下雅義編『自動車の技術革新と経済構成—企業戦略と公共政策の効果分析』白桃書房、pp. 143-174。

中兼和津次(1989)「中国の工業化とそのメカニズム」、山内一男編『岩波講座現代中国第2巻 中国経済の転換』岩波書店、pp. 193-221。

中嶋誠一・堀井信浩・郭四志・寺田強(2005)『中国のエネルギー産業—危機の構造と国家戦略—』重化学工業通信社。

西川潤(1989)「世界経済と中国」、山内一男編『岩波講座現代中国第2巻 中国経済の転換』岩波書店、pp. 283-316。

日本環境会議・「アジア環境白書」編集委員会編(1997)『アジア環境白書 1997/98』東洋経済新報社。

傅喆(2010)「上海における自動車保有台数の推移に関する一考察 :『ナンバープレート・オークション制』に着目して」一橋大学ディスカッションペーパー、No. 2010-10、pp. 1-17。

傅喆(2011)「上海における大気汚染対策と課題—二酸化硫黄を中心とした固定発生源対策に焦点を当てて—」『環境と公害』、40巻4号、pp. 14-20(近刊予定)。

傅喆・寺西俊一(2009)「日本の大気汚染問題の推移と教訓—固定発生源対策の歴史的省察を中心に—」『年報日本現代史』(現代史料出版)、第14号、pp. 117-142。

劉源張(2005)「第3部 中国の自動車産業—発展と課題」、市村真一監修『アジアの自動車産業と中国の挑戦』、創文社、pp. 187-397。

若林敬子・荒井直子(2002)「第7章 上海市における人口問題」、植田政孝・古澤賢治編『アジアの大都市[5] 北京・上海』日本評論社、pp. 181-208。

渡辺利夫・白砂堤津耶(1993)『図説中国経済』日本評論社。

中国語文献

北京市地方志編纂委員会編著(2003)『北京志・市政巻・環境保護志』北京出版社。

杜立公・李効孔(1987)「关于鍋炉煙塵排放狀況的調查」『環境研究』第4期、pp. 46-47。

劉英傑・陳鵬・袁家源・全錫愛・陳文敏(1985)「中国煤中硫分分布特徴的研究」『煤炭科学技術』第7期、pp. 8-12。

馬志彪(1997)「呼和浩特市供暖鍋炉冒黑煙嚴重原因的調查分析」『內蒙古環境保護』第9卷第4期、pp. 23-24。

吳忠標編(2002)『大氣環境和污染控制基礎』科学工業出版社。

英語文献

Chen Bingheng, Chuanjie Hong and Haidong Kan (2004), “Exposures and Health Outcomes from Outdoor Air Pollutants in China,” *Toxicology*, vol. 198, no. 1-3, pp. 291-300.

Dargay, Joyce, Dermot Gately and Martina Sommer (2007), “Vehicle Ownership and Income Growth, Worldwide: 1960-2030,” *the Energy Journal*, vol. 28, issue. 4, pp. 143-170.


Deng, Xin (2007), “Private Car Ownership in China: How Important is the Effect of Income?” [http://www.ecosoc.org.au/files/File/TAS/ACE07/presentations%20\(pdf\)/Deng.pdf](http://www.ecosoc.org.au/files/File/TAS/ACE07/presentations%20(pdf)/Deng.pdf) (アクセス日: 2011年3月10日)

Gallagher, Kelly Sims (2006), “Limits to Leapfrogging in Energy Technologies? Evidence from the Chinese Automobile Industry,” *Energy Policy*, vol. 34, pp. 383-394.

Riley, Kevin (2002), “Motor Vehicles in China: The Impact of Demographic and Economic Changes,” *Population and Environment*, vol. 23, no. 5, pp. 479-494.


環境ワークショップ
2011年3月30日
一橋大学経済研究所

カーボンフットプリントから見た日中韓の貿易と環境 —1995,2000,2005年国際産業連関表による数量分析—



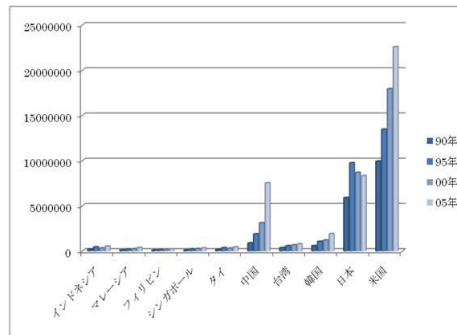
長谷部 勇一、シュレスタ ナゲンドラ、陳延天
(横浜国立大学)
藤川 学 (株式会社 地域計画連合)
金 丹(東京工業大学)

論文の構成

- 背景
 - 東アジアの相互依存の推移(1990—2005)
 - 分析手法
 - 先行研究
 - 国際産業連関表に基づくCO2排出集約度の計算モデル
 - データの推計
 - 結果・結論
- 

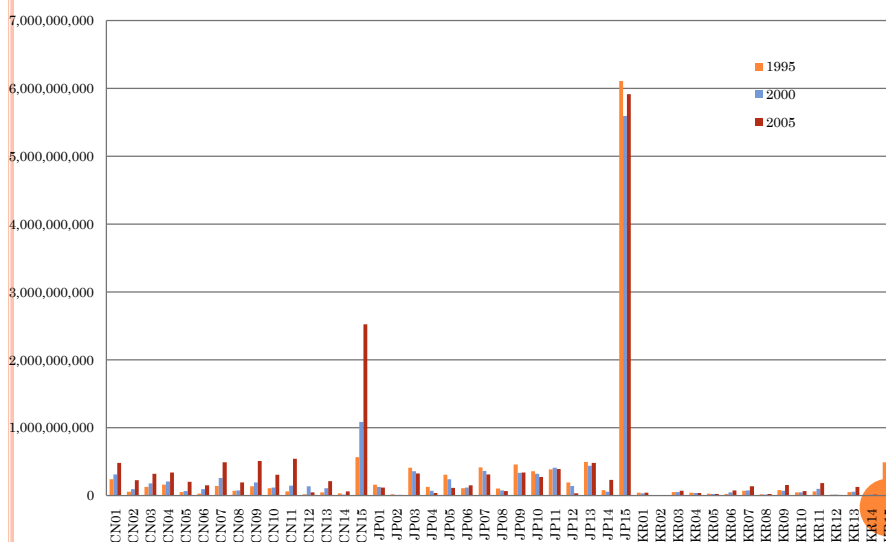
背景

- 1990年－2005年の東アジア、米国の高度経済成長
- 地域間貿易
 - 産業間貿易(intra-industry trade)
 - 分断的工程 (Fragmentation)
- 経済危機 (2008年秋以降)
 - デカップリング？

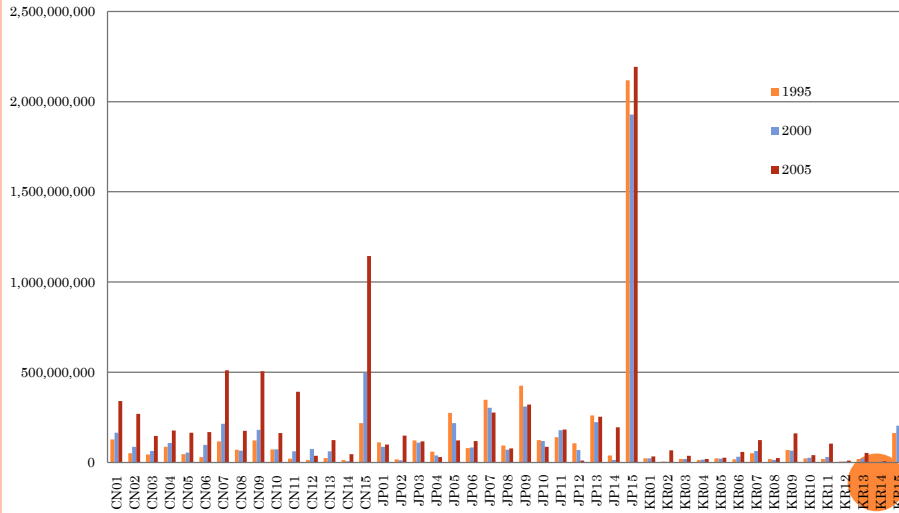


出所:T.Mori, H.Sasaki 'Interdependence of Production and Income in Asia-Pacific Economies: An International Input-Output Approach' Bank of Japan Working Paper Series No.07-E-26 November 2007

産業部門別成長率の推移



産業部門別中間財生産増加率



相互依存(生産誘発構造)の推移

1990	In	Ma	Ph	Si	Th	Ch	Tw	Kr	Jp	US
Indonesia	0.30			0.01						
Malaysia	0.16			0.06	0.01					
Philippines		0.65								
Singapore		0.04	0.02	0.34	0.03					
Thailand				0.01	0.06					
China		0.01		0.03	0.02	0.30				
Taiwan		0.02	0.03	0.03	0.03		0.55			
Korea		0.01	0.02	0.02	0.02		0.01	0.71		
Japan	0.02	0.11	0.10	0.21	0.12	0.02	0.13	0.11	0.93	0.02
USA	0.01	0.05	0.07	0.12	0.08	0.02	0.09	0.08	0.02	0.51
Hong Kong						0.02				
EU										
ROW	0.04	0.06	0.05	0.13	0.07	0.02	0.07	0.06	0.03	0.04

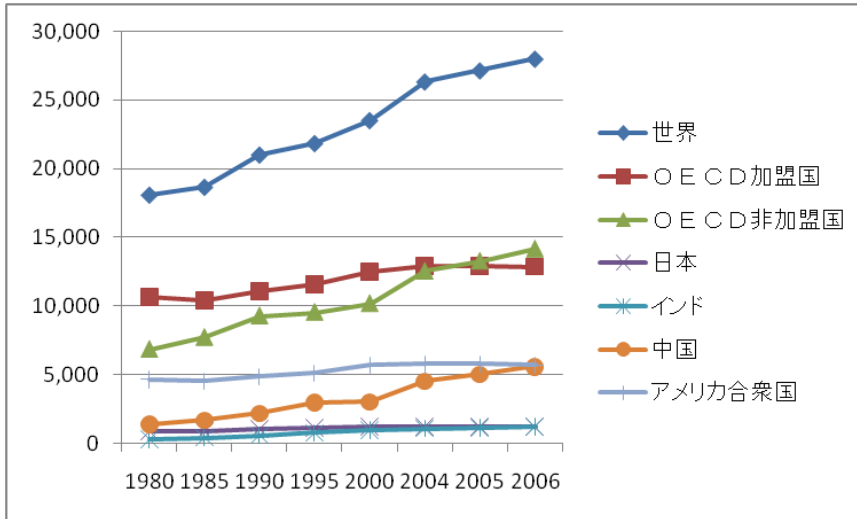
1995	In	Ma	Ph	Si	Th	Ch	Tw	Kr	Jp	US
Indonesia	0.66			0.01	0.02					
Malaysia	0.53			0.01	0.05	0.02		0.01		
Philippines		0.57								
Singapore		0.04	0.02	0.39	0.03			0.01		
Thailand				0.03	0.50					
China		0.02	0.02	0.02	0.02	0.37	0.02	0.03		
Taiwan		0.02	0.04	0.02	0.02		0.58	0.01		
Korea		0.02	0.03	0.04	0.02	0.01	0.02	0.66		
Japan	0.03	0.17	0.10	0.22	0.15	0.04	0.16	0.11	0.92	0.03
USA	0.02	0.08	0.08	0.11	0.08	0.02	0.09	0.08	0.02	0.50
Hong Kong			0.01			0.01				
EU										
ROW	0.04	0.07	0.06	0.07	0.06	0.03	0.07	0.06	0.02	0.04

2000	In	Ma	Ph	Si	Th	Ch	Tw	Kr	Jp	US
Indonesia	0.81			0.01	0.01					
Malaysia	0.61	0.40		0.02	0.07	0.03		0.03	0.01	
Philippines		0.01	0.42							
Singapore		0.07	0.03	0.39	0.03		0.02			
Thailand		0.02	0.01	0.02	0.43					
China	0.02	0.03	0.02	0.04	0.04	0.84	0.03	0.03	0.01	
Taiwan		0.04	0.04	0.02	0.03	0.02	0.56	0.02		
Korea	0.01	0.03	0.05	0.03	0.03	0.02	0.04	0.63		
Japan	0.04	0.15	0.17	0.17	0.14	0.04	0.15	0.10	0.90	0.03
USA	0.03	0.12	0.11	0.10	0.07	0.02	0.08	0.08	0.02	0.53
Hong Kong			0.01	0.01						
EU	0.01	0.03	0.03	0.02	0.03			0.02		0.01
ROW	0.05	0.06	0.05	0.10	0.05	0.02	0.06	0.06	0.02	0.04

=>最終需要面での相互依存の深化、
日本・アメリカへの依存低下
=>中間財を中心とする中国への依存
上昇

=>本報告の課題
貿易を通じた環境(CO2排出)への
影響分析

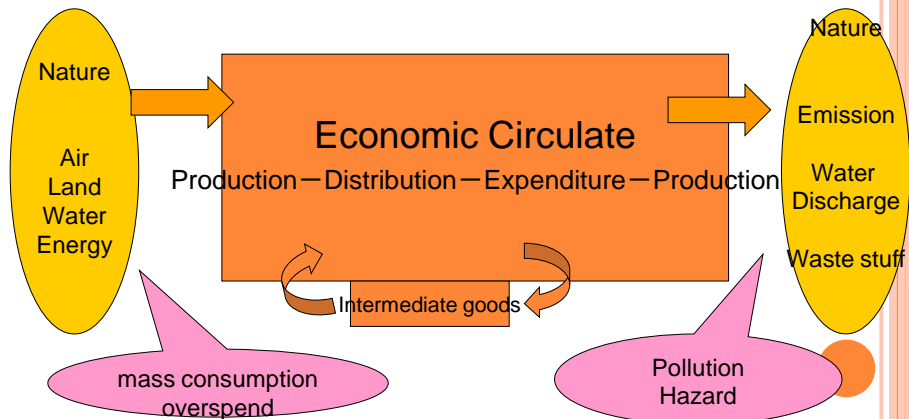
世界と主要国の二酸化炭素排出量の推移



=> 推移の背景にある要因の分析

分析方法：経済循環と環境の関係

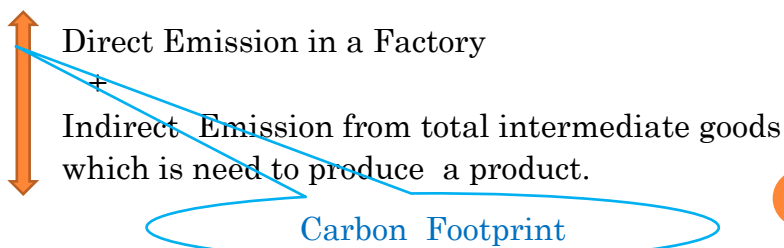
ECONOMIC CIRCULATE AND ENVIRONMENT



KEY WORD CONNECTING BETWEEN ECONOMY AND ENVIRONMENT

EIE; Embodied Intensity of Environment (環境負荷集約度) or Ecological Footprint

Total Environmental Load(Ecological Footprint) is;

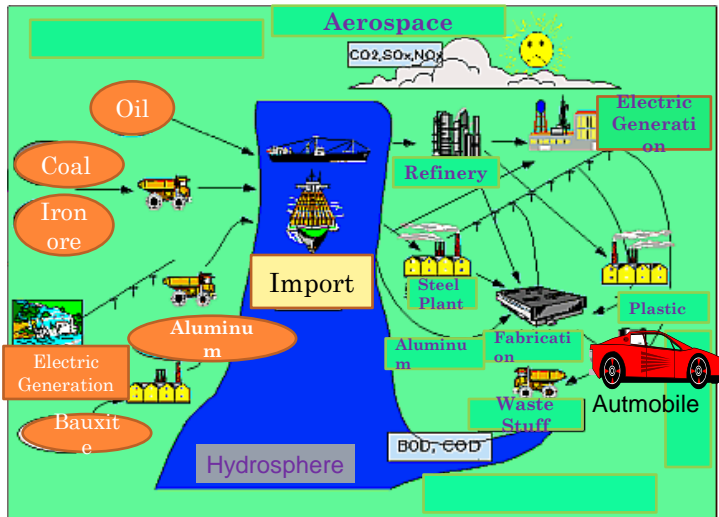


WHY FOOTPRINT ?

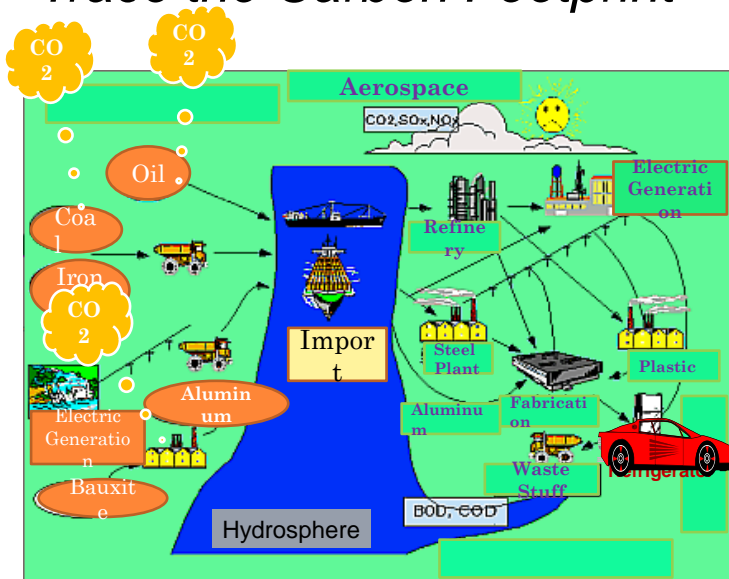


We must pay attention to not only the direct environmental load but also the **indirect environmental load**, that is **Ecological Footprint**

TRACE THE PRODUCTION PROCESS OF AUTOMOBILE INDUSTRY

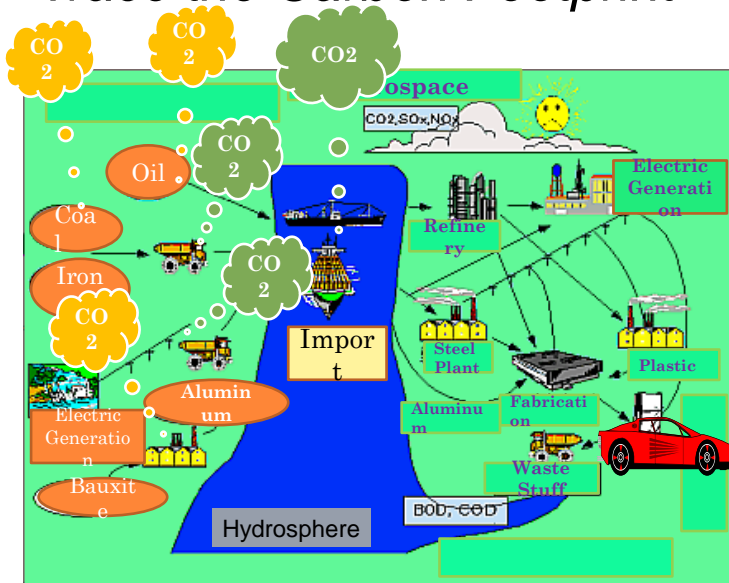


Trace the Carbon Footprint



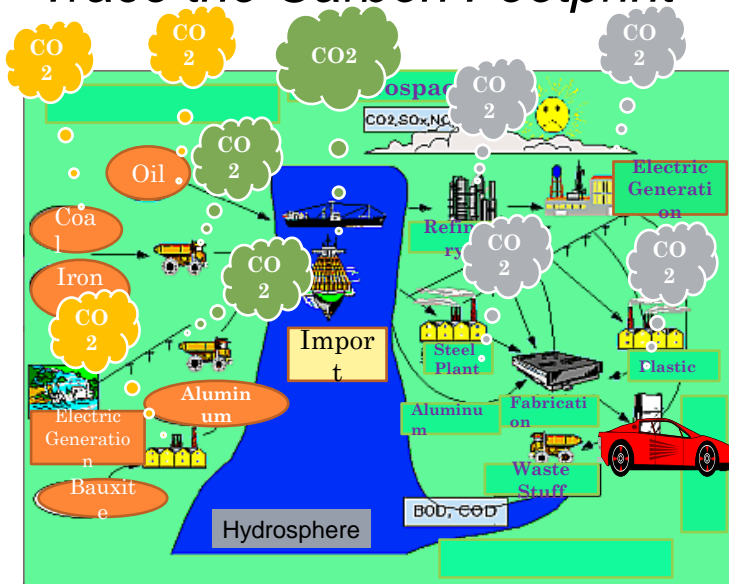
- Natural resources
- ↓
- Transportation
- ↓
- Production: Intermediate goods
- ↓
- Transportation
- ↓
- Production: Final goods
- ↓
- Consumption
- ↓
- Waste

Trace the Carbon Footprint

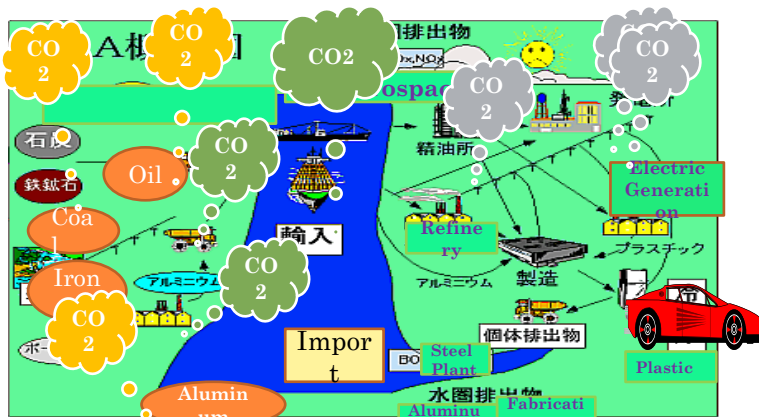


- Natural resources
- ↓
- Transportation
- ↓
- Production: Intermediate goods
- ↓
- Transportation
- ↓
- Production: Final goods
- ↓
- Consumption
- ↓
- Waste

Trace the Carbon Footprint



- Natural resources
- ↓
- Transportation
- ↓
- Production: Intermediate goods
- ↓
- Transportation
- ↓
- Production: Final goods
- ↓
- Consumption
- ↓
- Waste



=> As Input-Output Tables have inter-industry transactions between sectors, we can trace back indirect intermediate goods and services, and evaluate the indirect environmental loads.

環境負荷の計算： 環境分析用産業連関表

1995年日本産業連関表(3部門:単位 兆円)

	第一次産業	第二次産業	第三次産業	国内最終需要	輸出	輸入	総生産
第一次産業	1.9	10.1	1.3	4.9	0.0	-2.4	15.8
第二次産業	2.6	158.5	50.3	187.7	37.9	-32.6	404.4
第三次産業	2.3	82.9	122.0	309.6	8.9	-8.8	516.9
粗付加価値	9.0	152.9	343.3				
総生産	15.8	404.4	516.9				
CO2排出量	21	414	672	XXXX			1107

百万トン-CO2

環境負荷集約度

EIE; EMBODIED INTENSITY OF ENVIRONMENT

財やサービスの生産にあたり、直接・間接にどの程度、資源・エネルギーを使用したか、或いはどの程度、環境負荷(大気汚染、排水、廃棄物など)を与えたか、を示す指標。

LCA(Life Cycle Analysis)=工業製品の製造・使用・廃棄に係わるすべての工程での資源の消費・排出物量を計量し、環境への影響を評価する方法。**EIE**は、製造に関する指標。

産業連関分析によるEIEの計算(1)

各産業部門ごとに直接排出されるCO₂量を H_i とすれば、各産業部門の財1単位あたりのCO₂排出量(排出原単位) h_i は、 $h_i=H_i/X_i$ であらわされる。

また、第 i 財1単位あたりの生産に伴い、直接・間接に排出されるCO₂排出量(CO₂排出集約度)を t_i とする。 t_i には、第 i 部門で直接排出されるCO₂のみならず、使用される中間財の生産に伴って排出されたCO₂も含めなければならない。そこで、以下のように式が導かれる。

$$t_1 = t_1 \cdot a_{11} + t_2 \cdot a_{21} + h_1$$

$$t_2 = t_1 \cdot a_{12} + t_2 \cdot a_{22} + h_2$$

産業連関分析によるEIEの計算(2)

ここで、CO2排出集約度の行ベクトルを t 、CO2原単位の行ベクトルを h であらわし、行列表現すれば、次式のように表現できる。

$$t = t A + h$$

A は、投入係数行列を意味する。ここで、 t を未知数と考えることにより、連立方程式として解くことが可能になる。

$$t = h(I - A)^{-1}$$

二酸化炭素排出量の計算結果

－1995年日本産業連関表－

	CO2排出量 (百万t-CO2)	CO2排出原単位 (百万t-CO2 / 兆円)	CO2排出集約度 (Kg-CO2 / 千円)
第一次産業	21	1.30	2.15
第二次産業	414	1.02	2.29
第三次産業	672	1.30	1.97
総計	1,107		

⇒ CO2集約度の国際比較の必要

国際産業連関表の仕組み

	Intermediate demand				Final demand		Export (exo)	Total output	
	Econ1		Econ2		Econ1	Econ2			
Econ1	Sect1	z_{11}^{11}	z_{12}^{11}	z_{11}^{12}	z_{12}^{12}	f_1^{11}	f_1^{12}	e_1^1	x_1^1
	Sect2	z_{21}^{11}	z_{22}^{11}	z_{21}^{12}	z_{22}^{12}	f_2^{11}	f_2^{12}	e_2^1	x_2^1
Econ2	Sect1	z_{11}^{21}	z_{12}^{21}	z_{11}^{22}	z_{12}^{22}	f_1^{21}	f_1^{22}	e_1^2	x_1^2
	Sect2	z_{21}^{21}	z_{22}^{21}	z_{21}^{22}	z_{22}^{22}	f_2^{21}	f_2^{22}	e_2^2	x_2^2
Econ3	Sect1	z_{11}^{31}	z_{12}^{31}	z_{11}^{32}	z_{12}^{32}	f_1^{31}	f_1^{32}		
(exo)	Sect2	z_{21}^{31}	z_{22}^{31}	z_{21}^{32}	z_{22}^{32}	f_2^{31}	f_2^{32}		
Value-added input		v_1^1	v_2^1	v_1^2	v_2^2				
Total input		x_1^1	x_2^1	x_1^2	x_2^2				

内生国

外国

国際産業連関分析の問題

- レオンチェフ逆行列に基づく従来の方法
 - $(I-A)^{-1}$ 生産の直接間接効果の考慮
 - 国レベルだけではなく産業部門別、中間財・最終財別分析可能

しかし

- 内生国以外の国 (ROW) が対象外にする場合が多い
- 最新のデータによる分析困難

などの課題が残る

国際産業連関表による環境負荷集約度の計算モデル(1)

(a)

IP^J : 日本のCO₂総排出集約度
 IP^P : フィリピンのCO₂総排出集約度
 P^J : 日本のCO₂直接排出原単位
 P^P : フィリピンのCO₂直接排出原単位
 IP^W : その他の国々のCO₂総排出集約度
 $A^{JJ}, A^{PJ}, A^{JP}, A^{PP}, A^{WJ}, A^{WP}$:各投入係数行列

$$(IP^J \quad IP^P) = (IP^J \quad IP^P) \begin{pmatrix} A^{JJ} & A^{JP} \\ A^{PJ} & A^{PP} \end{pmatrix} + (IP^W) (A^{WJ} \quad A^{WP}) + (P^J \quad P^P)$$

国際産業連関表による環境負荷集約度の計算モデル(2)

ここで、 IP^W が IP^J および IP^P の加重平均で求められると仮定して、

$$(IP^W) = \begin{pmatrix} E_1 \\ E_2 \end{pmatrix} (IP^J \quad IP^P)$$

E_1 および E_2 は、それぞれ加重平均用の対角行列で、たとえば対角上に0.5を入れれば、ROWの集約度が日本とフィリピンの単純平均で決定されるとみなす。

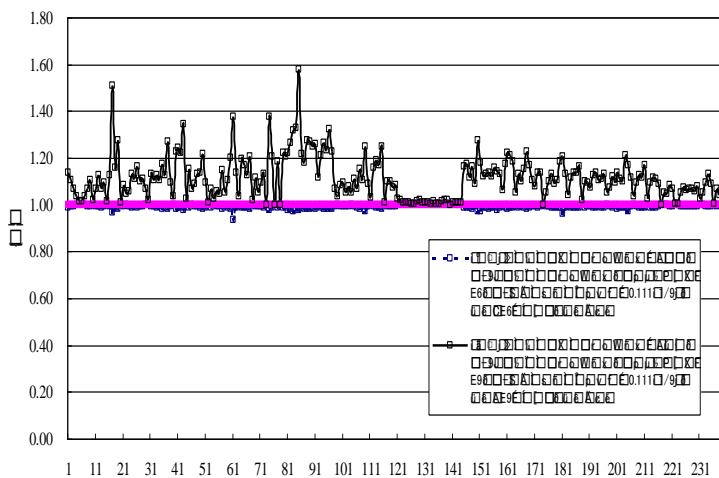
これを、整理すれば、

$$(IP^J \quad IP^P) = (P^J \quad P^P) \left[I - \left(\begin{pmatrix} A^{JJ} & A^{JP} \\ A^{PJ} & A^{PP} \end{pmatrix}^{-1} + \begin{pmatrix} E_1 \\ E_2 \end{pmatrix} (A^{WJ} \quad A^{WP}) \right) \right]$$

2010年CO2排出係数(1990年)

品名	単位: kg/1000円									
	CO2	CH4	N2O	HFC	PFC	SF6	その他	合計	CO2	その他
1 炭	50.17	74.80	42.98	0.00	69.77	635.64	64.92	37.19	45.68	0.00
2 石油	58.19	113.94	42.70	293.36	238.73	666.83	71.76	80.16	70.16	206.89
3 石炭	125.34	174.25	93.95	207.42	517.38	621.22	142.14	189.51	71.84	219.05
4 天然ガス	181.34	109.45	1310.81	0.00	57.59	379.70	35.89	45.83	53.03	119.96
5 電力	408.03	279.45	192.54	385.02	785.47	495.97	340.50	441.18	301.06	210.27
6 石油	315.22	468.97	89.54	0.00	358.39	1760.26	63.26	0.00	80.58	1492.82
7 石油	222.96	215.61	610.86	447.74	262.10	2246.15	280.25	202.28	108.58	2015.55
8 石油	126.17	217.87	280.22	255.41	422.80	987.57	171.98	163.81	115.06	204.85
9 電力	393.23	280.23	239.70	221.35	341.87	1051.69	281.10	265.71	119.54	217.57
10 電力	557.61	159.36	438.74	287.15	371.46	1416.76	199.40	218.51	96.07	219.83
11 電力	539.13	263.67	420.72	213.29	388.71	1808.08	326.71	261.84	121.24	240.60
12 電力	580.00	336.78	291.71	328.67	618.19	3367.00	480.47	345.46	227.16	379.97
13 電力	464.72	430.09	244.57	995.40	420.48	7764.55	624.73	481.70	375.80	876.33
14 電力	253.91	113.85	220.84	187.51	330.14	712.96	267.79	242.94	163.89	232.88
15 電力	1231.74	1029.04	1139.97	478.56	1026.52	3840.56	679.03	718.98	430.77	632.48
16 電力	463.34	402.34	403.42	342.04	552.83	3616.36	506.36	610.38	346.08	525.89
17 電力	178.24	314.77	191.04	188.07	248.25	1845.73	223.44	208.07	104.09	173.57
18 電力	187.73	99.28	176.81	210.42	241.01	1690.41	179.03	208.58	110.11	202.64
19 電力	311.47	280.82	203.47	249.67	285.37	1534.39	253.38	234.56	110.93	181.82
20 電力	3915.54	2193.34	2078.37	1462.31	3039.13	11015.60	1538.57	1690.73	747.20	2646.63
21 電力	433.16	396.93	323.98	317.61	386.89	2178.10	289.43	239.06	123.60	189.78
22 電力	308.61	300.65	362.78	344.56	425.38	1715.11	264.50	317.20	85.16	197.99
23 電力	207.89	157.72	143.87	140.31	205.42	1105.82	74.44	119.50	52.48	98.44
24 電力	135.09	156.83	138.51	182.14	178.82	923.12	131.03	168.29	57.11	0.00
電力	280.83	284.43	264.07	301.52	350.09	1488.00	216.58	228.81	101.88	220.65

加重平均(Ei)の変更による各国各部門の総排出集約度の変化



1990年CO2排出係数(1990年)と2024年CO2排出係数(1990年)の比較

カーボン・リーケージ(炭素の漏れ)とは

地球温暖化防止会議で先進国等(付属書I国)における温室効果ガスの排出削減目標の数値目標が設定されたが、この達成にむけて先進国が対策を講じた場合、先進国において相当量の排出削減効果を生じると同時に、**貿易などにより途上国のCO2排出量が増加するという影響**

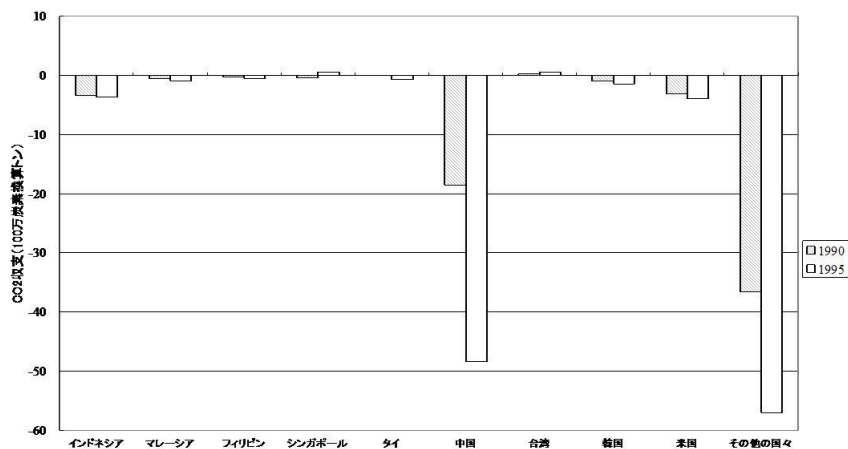
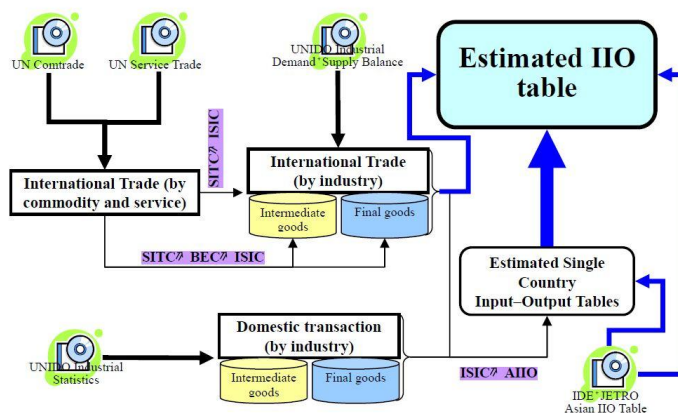


図3 日本の輸出入に付随する国別CO2排出収支

=> 2000年以降の発展の影響の分析

最新の国際産業連関表(2005年表)の推計方法



=> 国連貿易データなどから、継続的にIOベースに転換する方法の開発

出所: Shrestha and Sato (2008)

日中韓のCO2国際収支(1995年)

1995年	China	Japan	Korea	Subtotal	Sub Balance	ROW	Total	Total Balance
China	2359.7	109.7	29.1	2498.5	121.9	510.4	3008.9	475.5
Japan	7.6	1164.8	9.0	1181.4	-105.4	109.7	1291.1	-465.7
Korea	9.3	12.3	293.8	315.4	-16.5	84.0	399.5	-88.0
Subtotal	2376.6	1286.8	331.9					
ROW	156.8	469.9	155.6					
Total	2533.3	1756.7	487.5					

日中韓のCO2国際収支(2000年)

2000年	China	Japan	Korea	Subtotal	Sub Balance	ROW	Total	Total Balance
China	2463.1	86.0	21.2	2570.3	74.1	468.7	3039.0	369.6
Japan	11.7	1180.8	10.0	1202.5	-79.7	138.3	1340.8	-357.4
Korea	21.5	15.4	357.5	394.4	5.6	122.2	516.6	-30.2
Subtotal	2496.3	1282.2	388.7					
ROW	173.2	415.9	158.0					
Total	2669.4	1698.1	546.7					

日中韓のCO2国際収支(2005年)

(参考)2005	China	Japan	Korea	Subtotal	Sub Balance	ROW	Total	Total Balance
China	4843.3	132.6	62.7	5038.7	158.0	391.4	5430.0	549.4
Japan	14.4	1356.4	13.8	1384.7	-118.1	39.9	1424.5	-78.3
Korea	22.8	13.8	477.4	514.0	-39.9	21.5	535.5	-18.4
Subtotal	4880.6	1502.8	553.9					
ROW	0	0	0					
Total	4880.6	1502.8	553.9					

環境負荷のグローバル化への対応策

- 気候変動枠組み条約の国別インベントリーとして、生産ベース(=国内需要+輸出-輸入)の温室効果ガスインベントリーが利用。
- 貿易を通じた環境負荷の移転を考慮するとき、消費ベース(=国内需要+輸入-輸出)インベントリーで評価することが必要(帰属CO2排出量)。
- 生産者、消費者が排出量を分担する枠組み
先進国と途上国の差異のある責任分担論への応用
- 国際連帯税との連携(トービン税)
=>国際金融取引とともに環境負荷取引への拡大

今後の課題

- 2005年(推計)表による分析
 - 国際取引(15部門レベル ROW未完了)
 - 国内取引(15部門レベルほぼ完了)
- 1990-1995-2000-2005年表による78(63)部門レベルの分析

参考文献

- 藤川学「日本とアジア諸国間における二酸化炭素の国際収支—1990年および1995年アジア国際産業連関表による分析」『産業連関』2002年7月
- Shrestha Nagendra and K. Sato (2008), “An Estimation Algorithm of International Input-Output Table: How Get an Unpublished Year Table,” CITS WP 2008-01, Center for International Trade Studies, Faculty of Economics, Yokohama National University.
- J. J. Ferng; Allocating the responsibility of CO2 over-emissions from the perspectives of benefit principle and ecological deficit. *Ecological Economics* 2003, 46, (1)
- G. P. Peters; From production-based to consumption-based national emission inventories. *Ecological Economics* 2008.
- 金本圭一朗・外岡豊「わが国の貿易に伴うCO₂ 排出量の推計」*Journal of Japan Society of Energy and Resources*, Vol. 30, No. 2
- 渡邊、下田、叶、藤川「アジア太平洋地域の産業連関構造と相互依存に関する研究」日本国際経済学会第67回大会報告、2006

