

中国からの越境大気汚染問題

大沼あゆみ研究会
空気パート

小穴杏子
花井一寛
光暢之
谷口久章
吉木瞳

Es ist nichts schrecklicher als eine tätige Unwissenheit.

—Johann Wolfgang von Goethe

—活動的な無知ほど恐ろしいものはない—

目次

序章

第1章 日本の越境汚染の現状

1. 1 日本における大気汚染の歴史
1. 2 日本の大気汚染の現状

第2章 越境汚染の仕組み

2. 1 日本における季節風
2. 2 原因地域と被害地域の特定

第3章 中国大気汚染の現状

3. 1 中国のエネルギー事情
3. 2 石炭使用の実態
3. 3 大気環境
3. 4 大気汚染の被害

第4章 中国の将来の発展と大気汚染の推移予想

4. 1 中国の大気汚染の推移予想
4. 2 中国に起因する日本への大気汚染の予想推移
4. 3 中国からの越境汚染増加による日本への影響

第5章 解決策に向けて

5. 1 望ましい解決策とは
5. 2 技術移転と資金援助

第6章 モデル分析

結論

序章

中国経済は近年非常に発展している。国内エネルギー生産量は年々着実に増加し続け、GDP成長率も毎年10%前後の伸び率を示している。その発展のさなか、中国では大気汚染が深刻な問題となっている。世界銀行によると重度の大気汚染により、喘息被害などの呼吸器疾患で年間11万人が早死にしたと言われている。その大きな被害の原因となっているのが、石炭の大量使用である。2003年度において中国では石油に比べて安価な石炭が国内エネルギー需要の約67%を占めているとされており、急速な経済発展を支えるため、先進国に追いつけ追い越せと、環境負荷を軽視して石炭が大量に使用されているのが現状である。その結果、多くの二酸化硫黄などの大気汚染物質が大気中に放出され、それらは酸性雨を始めとする様々な公害問題を引き起こしている。さらに、この中国における大気汚染の問題は必ずしも中国国内のみに止まらず、国境を越えて近隣諸国にも影響を及ぼしている。現段階において日本国内では明確な被害は出ていないものの、このまま何も対策を講じなければ近い将来汚染被害が拡大する可能性が高いため、今後の対策について早急に考える必要がある。もちろん中国の石炭使用を抑制できれば汚染は確実に縮小していくであろうが、それは経済発展の妨げになりうる。天然ガスなどの新エネルギーの導入による需要の代替で、経済発展を妨げずに石炭使用を抑制する可能性もあるが、急激な経済発展の中、中国が生産面においてよりコストパフォーマンスの高いエネルギーを選択することを考えると、それが達成される可能性は低い。経済発展を図る中国と、越境汚染被害を受ける日本。この論文では、両者が納得するような、経済成長と汚染削減の両立をどう達成するかを考察する。

論文の構成としては、まず第1章で日本の越境汚染による被害の現状について述べる。第2章では越境汚染の仕組みについて説明し、第3章で中国の大気汚染の現状、第4章で中国のこれからの経済発展による大気汚染の増加を想定する。第5章では予想される将来の越境汚染を防ぐために最適な方法について模索し、第6章でモデルを使って分析する。

第1章 日本の越境汚染の現状

1. 1 日本における大気汚染の歴史

高度経済成長を遂げていた1960年代から70年代にかけて、日本における大気汚染による被害は最も激しいものであった。中でも特に顕著であったのが四日市市における喘息被害である。四日市市では1960年頃に大規模な石油コンビナートが営業を始めたが、翌年から住民の喘息被害が目立ち始め、1963年6月頃に至ってその訴えが顕著となった。これは、1963年から64年にかけて汚染状況が最もひどかったことと明確に関係しているといえよう。ちなみに、当時その石油コンビナートで扱われていた重油の硫黄含有量は3%前後であり、年間の硫黄酸化物排出量は13万~14万トン（二酸化硫黄換算）と見積もられていた。また、同市磯津地区では1964年次の二酸化硫黄濃度の年平均値は0.075ppmと、現在の環境基準の概ね4倍弱まで達していた。

このような大気汚染による健康問題が日本国内各地で明らかになるにつれ、これらの問題への対処を求める声が強くなっていった。この声に押されるように、1962年6月に制定された「ばい煙の排出の規制などに関する法律」を皮切りに、1967年6月に「公害対策基本法」が成立、翌年6月には前述の「ばい煙の排出の規制などに関する法律」を廃止し、新たに「大気汚染防止法」が制定されるなど次々と法整備が行われた。さらに1971年には環境庁が設立されるなど、環境対策の大枠が整えられ、徐々にこうした大気汚染による被害も減少していった。その後、「公害対策基本法」の「環境基本法」への改定などの各法の改正や新法の設立、さらには環境庁の省への格上げなどを通じて、日本の大気汚染対策は進められてきた。

1. 2 日本の大気汚染の現状

現在の日本において、大気汚染が引き起こしていると考えられている主な問題は、喘息などの健康被害のほか、光化学オキシダントによる都市部での光化学スモッグ問題、二酸化炭素排出による地球温暖化問題、そして硫黄酸化物や窒素酸化物の排出による酸性雨の問題などが挙げられる。当論文ではこの内、特に酸性雨による問題に注目した。

酸性雨問題は世界各地で発生している環境問題であり、降水や降雪のpHが自然の状態の5.6を下回る値を示している時にいわれる。近年ではこうした降水・降雪の酸性化以外にも、主要な原因物質である二酸化硫黄(SO₂)や窒素酸化物(NO_x)などがガスや粒子の形で直接飛来する現象があることが確認されており、これを乾性沈着、従来の酸性雨を湿性沈着と呼び、この2つを合わせて酸性沈着と言われる。よって、当論文で扱う酸性雨もこの酸性沈着の問題として取り扱う。

酸性雨によって最も急性の影響を受けるのは植生・湖沼などである。また、土壌に酸性物質が徐々に蓄積することによって土壌が酸性化し、長期的にも地域全体の植生に悪影響を及ぼす。これらは樹木の病気や気候変動への耐性を弱め、森林を枯死させてしまう。ちなみに、酸性雨被害がいち早く顕在化したスウェーデンの例によると、環境省(2006)内の表8.14より1985年の時点でpH4.2~4.4程度の酸性雨が通年で観測され、この結果、山中直(1991)によると全湖沼約85,000のうち、魚類がほぼ全て死滅したpH5.0以下の湖沼が4,500、ほぼ全ての生物が死滅したpH4.0以下の湖沼が1,800観測されている。

日本での酸性雨問題も近年明確になってきた。環境省（2004）内の添付資料「酸性雨対策調査総合取りまとめ報告書（概要）」によると、日本全国の測定地域から観測された降水の pH 分布は図 1-1 のようであり、全平均 pH は 4.77 であった。生態系に急性の影響がある pH3 点台以下の降水は無かったとしながらも、一方で pH4 未満を示すデータも全体の約 5% 観測されており、酸性雨問題が日本より先に顕在化した欧州の現在のレベルに匹敵する酸性の降雨が確認されたとしている。さらに重要な点として図 1-2、図 1-3 が示す通り、非海塩性硫酸イオン及び硝酸イオン（硫黄酸化物や窒素酸化物が、空气中で電離したもの）の沈着量の季節変動が、太平洋側や瀬戸内海沿岸では夏季に最大値を示すのに対し、山陰地方や本州中北部日本海側では冬季に最大を示しており、その原因として大陸由来の汚染物質の流入が考えられる。

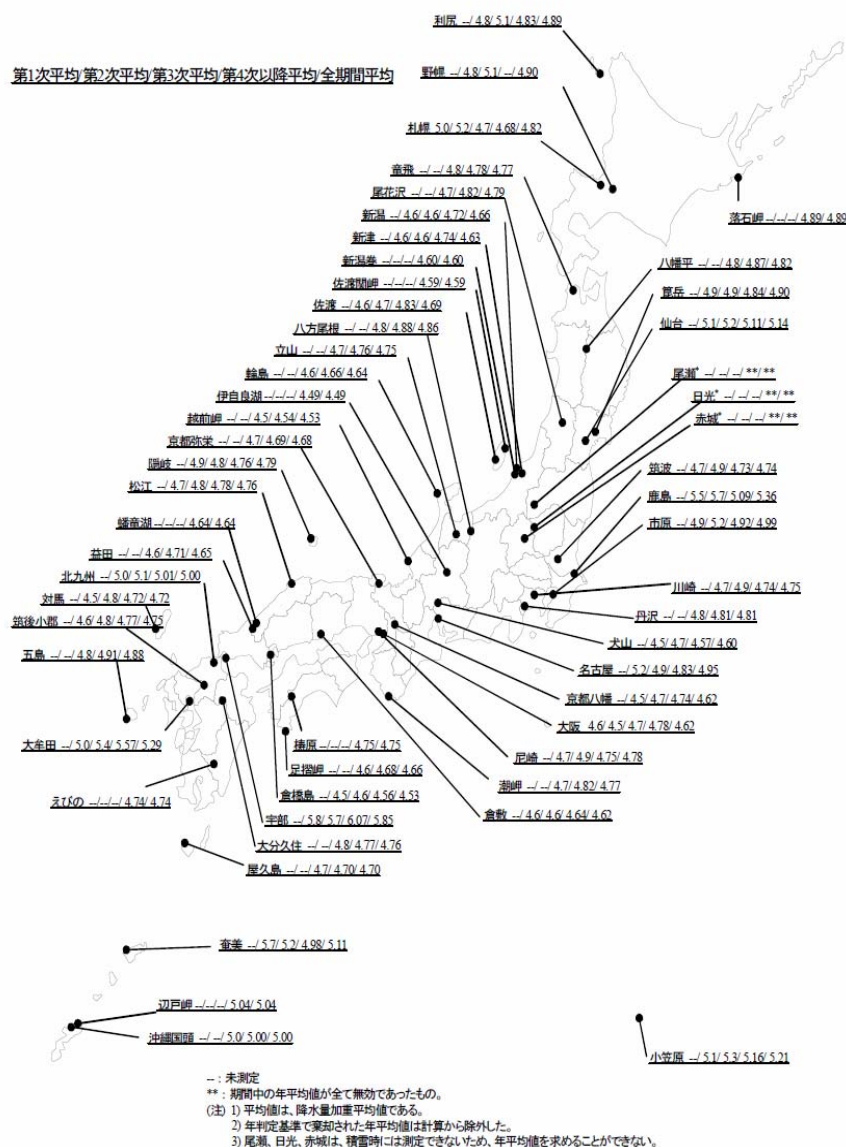


図1-1 全国の降水の pH 分布図

出典：環境省（2004），「酸性雨対策調査総合取りまとめ報告書について」，添付資料（参考 2）

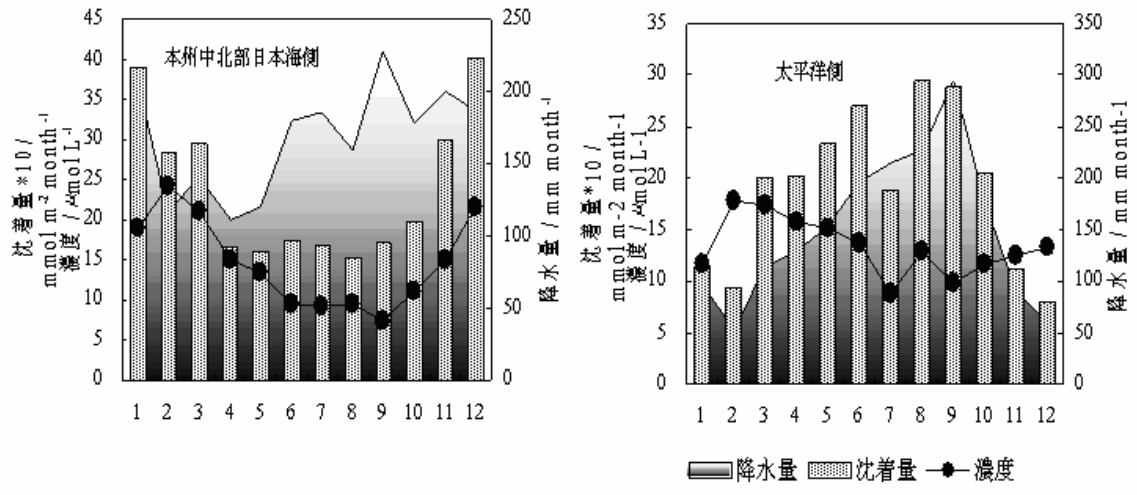


図1-2 非海塩性硫酸イオン濃度と沈着量及び降水量の地域別季節変動

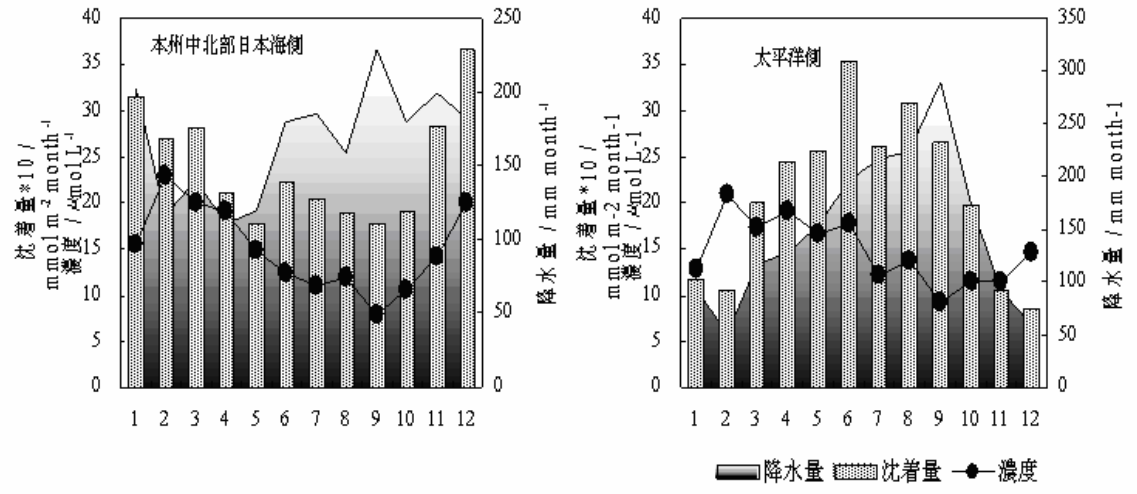


図1-3 硝酸イオン濃度と沈着量及び降水量の地域別季節変動

出典：環境省（2004），「酸性雨対策調査総合取りまとめ報告書について」，添付資料（参考3）

さらに、同報告書内の参考資料、「中国における酸性雨原因物質の排出量とその影響について」によると、中国からの影響が大きいと考えられる冬季における1ヶ月間（1999年1月15日から1ヶ月）について、日本の二酸化硫黄沈着量のうち、中国の発生源からの寄与率が62%であると推定された。また図1-4にも示すように、この時期の沈着量は日本海側で特に高くなっているのが観測された。

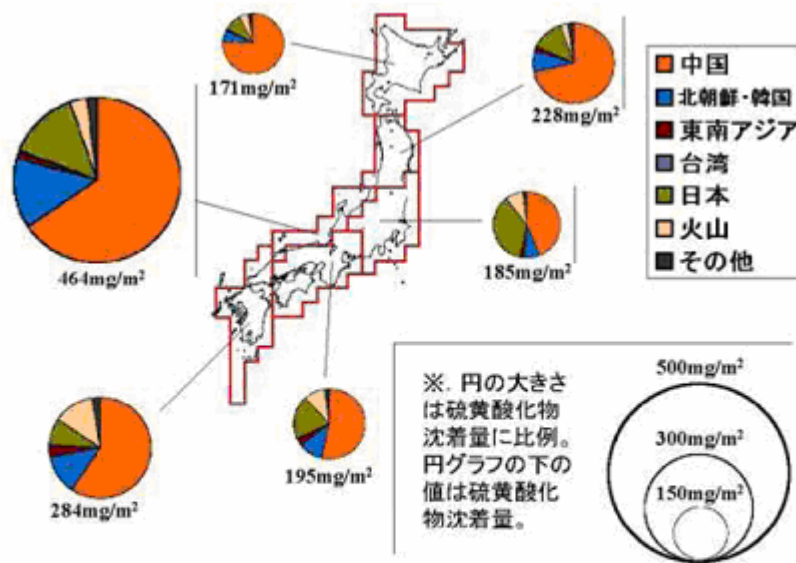


図1-4 1999年1月15日～2月15日の間の日本の硫黄酸化物沈着量とその発源地域別割合

出典：環境省地球環境研究総合推進費終了研究報告書「東アジア地域の大气汚染物質発生・沈着マトリックス作成と国際共同観測に関する研究」研究代表者：村野健太郎（(独)国立環境研究所）（平成11年度～平成13年度）

同報告書では植生モニタリングや土壌・陸水モニタリングの結果からは、日本国内において酸性雨による被害は現状では顕在化しているとは言い難いとの結論に達している。しかし、前述のような海を越えた汚染物質の飛来が確認されている以上、日本国外の状況如何においてはこの状況が重大な局面に一変する可能性もある。特に、中国は現在急激な経済発展を遂げる一方、それに見合った公害対策が採られていないことが近年表面化しており、日本への越境汚染の影響も十分に考えられる。よって、これからの章では特に視点を中国に絞り、こうした越境汚染が発生するメカニズム、そして中国国内の大气汚染が日本に与える影響について論じる。

第2章 越境汚染の仕組み

2. 1 日本における季節風

大気汚染物質はどのようにして日本に運ばれてきているのであろうか。日本の上空では偏西風や季節風が吹いているが、偏西風は世界規模で1年中一定方向に吹く風であるのに対し、季節風は特定の地域で季節ごとに違う方向に吹く風である。このそれぞれの特徴の違いから、越境汚染に関わるのは地域がある程度限定された季節風であると推定される。さらに、雨を降らせる雲が生成されるのは対流圏であるが、偏西風は対流圏界面で吹いている。したがって越境汚染による酸性雨問題を考えるにあたり、偏西風が与える影響は弱いといえる。それに対し、季節風は日本の気象に影響をもたらすものであるから、直接関わると考えることが出来る。季節風とは、海と陸の温度差によって生じる気圧の差が生み出す風のことである。海は暖まりにくく冷めにくい、陸は暖まりやすく冷めやすい性質をもち、夏は海の方が比較的低温、逆に冬は陸の方が低温となる。気温が低いところは下降気流が発生し、高気圧が生まれるため、夏は海側から陸側へ、冬は陸側から海側へと風が吹く。つまり日本では夏季は太平洋からの南東の風、冬季は大陸側からの北西の風、ということになる。

2. 2 原因地域と被害地域の特定

ここで注目したいのが冬季に発生する北西の季節風である。この季節風は冬季に発生するシベリア寒気団によるものであり、この寒気団はモンゴルを中心に中国、時にはシベリアまで広範囲にわたり存在し、日本に到達するまでに中国、韓国等を経由してくる。下の図2-1は鳥取県の大山に到達する気塊がどこを経由してきたかを調べたもので、AとDの地域を通ってきたものを合わせると全体の54%にも達する。

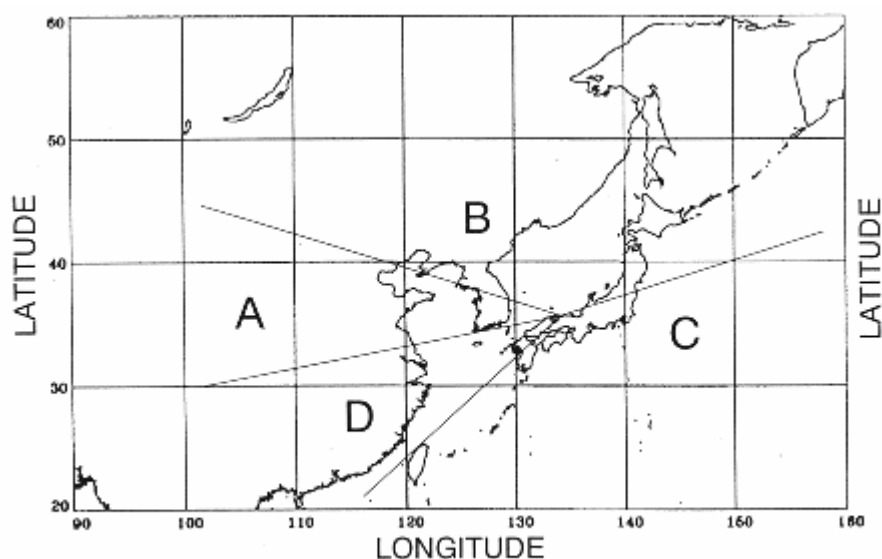


図2-1

出典：畠山史郎（1998），「アジア大陸からの酸性・酸化性物質の輸送と発生源対策技術」

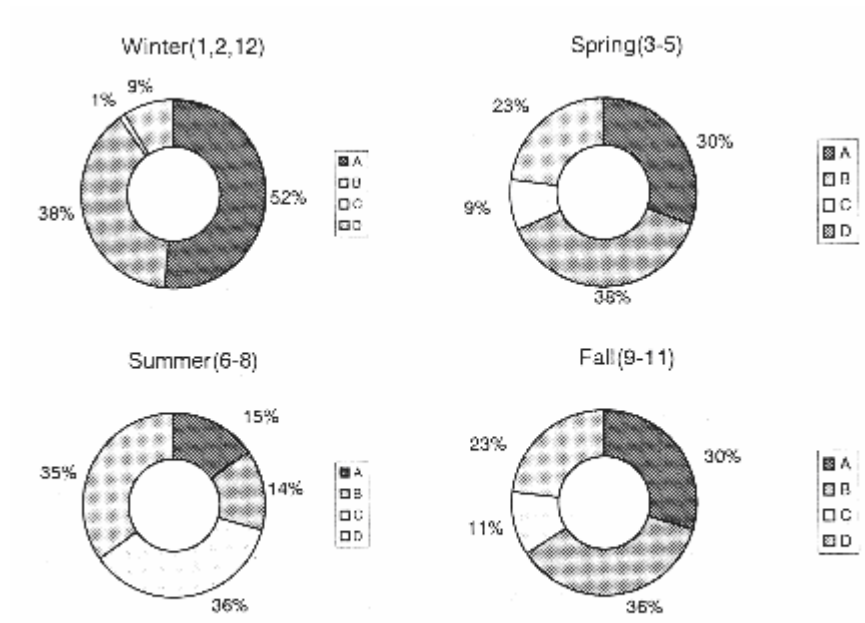


図2-2

出典：畠山史郎（1998），「アジア大陸からの酸性・酸化性物質の輸送と発生源対策技術」

図 2-2 は、同じく大山の山頂に到達した気塊の経路を 1 年間計測し、季節ごとに分けたものである。これを見ると、季節風の影響で冬季に中国、韓国上空を経由して日本に到達する気塊の割合がいかにも多いかが分かるだろう。このことから、冬季の季節風によって、中国で発生した汚染物質が日本に運ばれてきていると考えられる。冬季の季節風の風上にあたる地域には、どんな都市があるのだろうか。

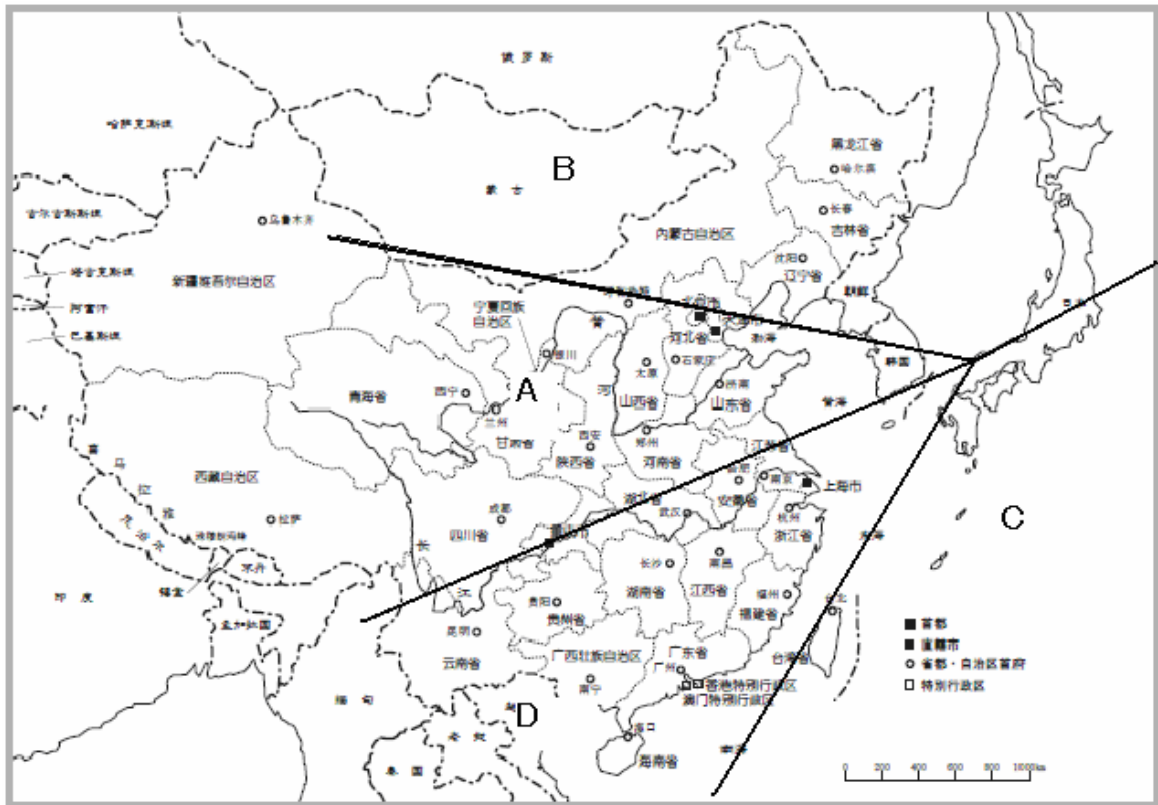


図2-3

図 2-3 は中国全土の省境と主要都市を掲載した地図である。この図を先ほどの A~D の分けと照らし合わせてみると、A の領域には山西省、河北省、山東省、D の領域には四川省、重慶市など、工業の石炭業や工業が支柱産業となっている地名が並んでいる。さらに領域 B の A に近い所には北京市、天津市、遼寧省なども並ぶ。

それでは、実際にこのような都市における汚染物質の排出状況はどうなっているのだろうか。次章ではそれを中国のエネルギー事情と絡めて説明する。

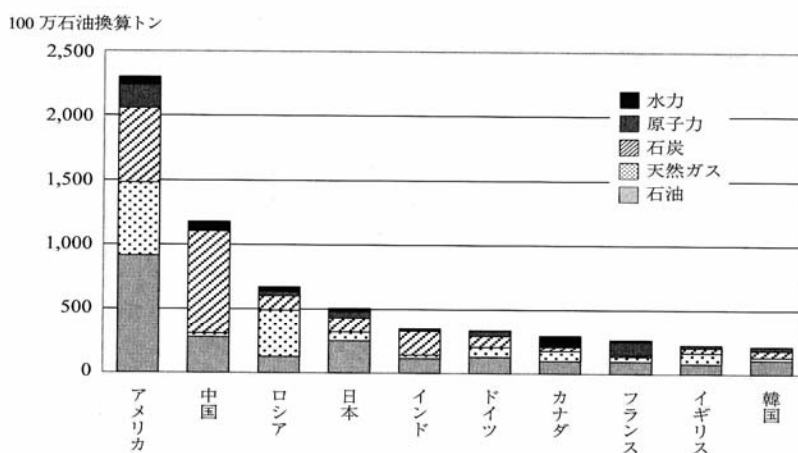
第3章 中国大気汚染の現状

中国のエネルギー事情はどのようになっており、またその環境に与える影響はどのようなものであるか。経済発展とエネルギー、そして環境への影響を中国の統計データを用いて把握し、中国の環境汚染の現状を述べる。

3. 1 中国のエネルギー事情

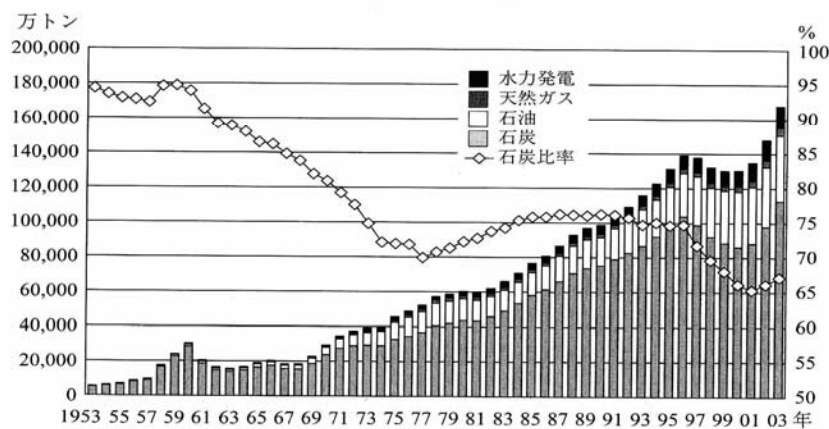
改革開放以降の1980年頃から、中国は高度成長期に入り、毎年10%前後経済成長している。現在、2005年度の中国の国内総生産(GDP)は18兆2321億元(1元約14円)で前年比9.9%成長となり、GDPは1980年より約7倍、ドル建てで30倍以上となった。図3-1は世界のエネルギー消費量上位10国のエネルギー消費量、図3-2は中国の1次エネルギー消費量の推移である。中国の急速な経済成長に欠かせないエネルギーも、それに伴って消費量を伸ばしていることが見て取れる。

図3-1 世界の一次エネルギー消費量トップ10 (2003年)



(出所) "BP statistical review of world energy 2004" (<http://www.bp.com/>) から作成。

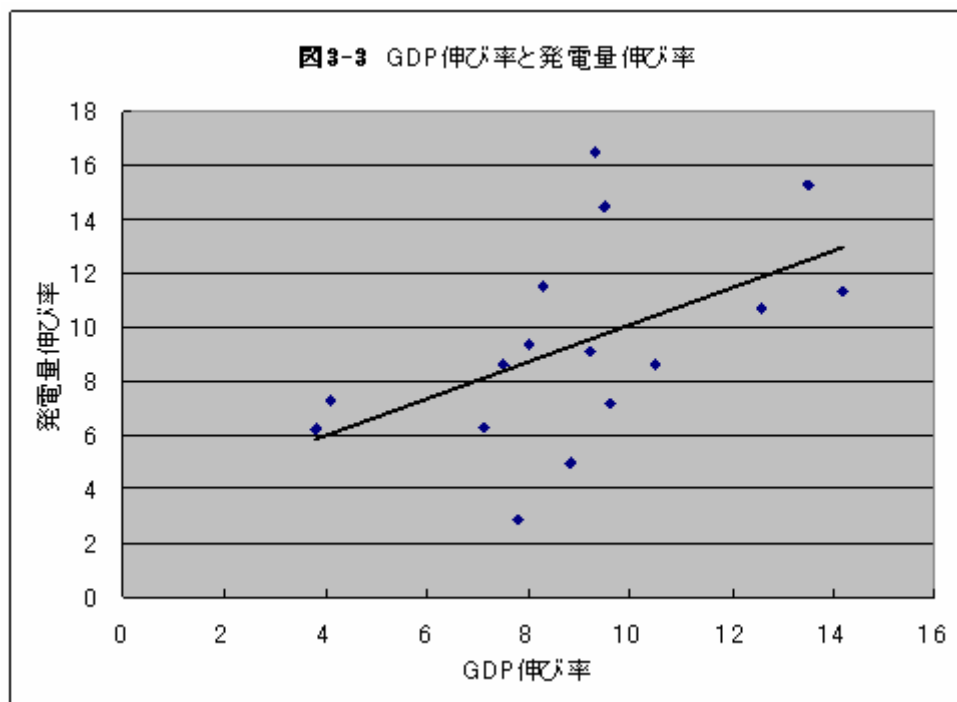
図3-2 一次エネルギー消費量



(出所) 『中国能源統計年鑑』『中国統計年鑑』各年版から作成。

出典：中国環境問題研究会編 (2006)、『中国環境ハンドブック 2005-2006年版』, 蒼蒼社.

GDP の急激な増加に対し、エネルギー消費量は省エネルギーが進んだことで 1980 年に比べて約 3.5 倍の増加で収まった。それでも近年は 13~15% の伸び率で消費量が増加しており、世界的にみても高い水準であると言える。また、都市部の北京では 1980 年に比べ一人当たりの電力消費量が約 5 倍となっており、各地域でも同様に電力消費量が伸びる可能性が高いことから、当分の間エネルギー消費量が伸び続けることが予想される。こうして、現在中国はアメリカについて世界第 2 位のエネルギー消費大国になったと同時に、大気汚染などの環境問題が深刻化しているのである。



出典：日本国際貿易促進協会（2000），『中国省別経済 1999 年版』，日本国際貿易促進協会

3. 2 石炭使用の実態

それでは中国のエネルギー消費を支えているのは何であろうか。ここで中国のエネルギー問題で注目すべき特徴は、図 3-1、3-2 から分かるように石炭への依存が強いことである。ここから 80 年頃からの高度成長に伴い必要となったエネルギーは、石炭の増産で対応してきたと読み取れる。

中国ではエネルギーを石炭に大きく依存しているが、これは石油の埋蔵量がそれほど多量ではない代わりに、石炭が豊富に採掘できるという要因が大きい。しかし、外貨獲得のため良質の石炭は海外へ輸出するので、国内で消費する石炭は褐炭や泥炭といった質の悪いものである。このような石炭は燃やしても発熱量が少ないばかりか、硫黄含有量も多く、燃やすと大量の有機物質を含む煙が発生する。代表的なものが公害の原因となる二酸化硫黄である。

石炭による二酸化硫黄が原因で悪化していく環境に歯止めをかけるべく、1998 年より多くの郷鎮（日本でいうところの村、郡）炭鉱と呼ばれる非国営の小型石炭炭鉱が強制的に閉鎖された。これは、非採算的で質の悪い石炭しか生産出来ないそれらの炭鉱を直接規制し、国営の大規模な炭鉱で管理的に質の良い石炭を生産して、採算性を高め汚染も抑えようという考えによ

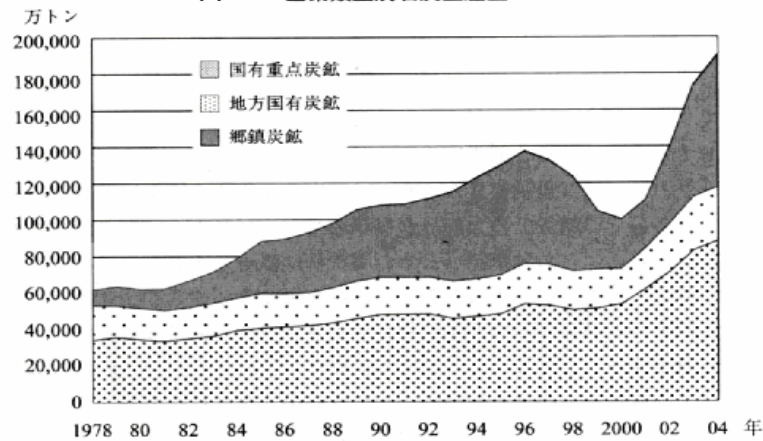
るものである。図 3-4 より石炭使用料が 1996 年の約 14 億トンから 2000 年には約 10 億トンに急激に減少しているのはそのためである。しかし、この急激な減少の原因を説明するのは困難であり、つまりは統計には出ないヤミの取引、特に未登記の小さな私営炭鉱や、合理化のために政府によって閉鎖されたはずなのに実際には操業している（せざるを得ない）小炭鉱からの石炭産出がかなりの部分あると考えられる。（明日香.2003）。このヤミ操業の割合は全体の 4 割にも及ぶと言われており（日本国際貿易促進協会.2000）、やはり高度成長に基づく需要に応えるため、中小の炭鉱がヤミ操業であっても再び採掘を行わざるを得ない状況があるためである。これらが問題となるのは大規模炭鉱の質の良い石炭は大企業へ、小規模の質の悪い石炭は中小企業へという二重構造が完全に出来上がってしまっている点である。国営の大規模炭鉱の石炭はヤミ炭鉱の石炭の価格の数倍高い。貧しい労働者が限りなく低い賃金で安い石炭を生産し、中小企業はその安くて劣悪な質の使わざるを得ず、より環境汚染物質が発生するという流れが続いている。環境対策の出来ない中小企業へはより質の悪い石炭しか流れない現状が、国の環境対策がうまく進まない要因ともなっている。

さらにこのようなヤミ炭鉱では浸水事故やガス爆発による生き埋めなど事故が後を立たない。特に冬場の石炭需要の高まりを受けて 11 月頃からは各地で死者が多数出る事故が多い。国家安全生産監督管理総局の李毅中局長は 2006 年 11 月 25、26 日に起きた雲南省富源県の昌源炭鉱など合計 98 名の死者が出た 4 つの大規模事故に対し事故原因を、

- ▽すでに閉鎖され、取り締まられた不法炭鉱が操業を再開している
 - ▽閉鎖炭鉱が閉鎖しておらず、生産停止炭鉱が生産を停止していない
 - ▽業界調整の名を借りて、立ち後れた生産所を保護している地方がある
 - ▽生産能力の査定をごまかしている炭鉱がある
 - ▽基礎業務が薄弱で、安全管理が混乱している
 - ▽いくつかの炭鉱は能力・強度・定員以上の生産を行っている
- と指摘した。（「人民網日本語版」2006 年 11 月 28 日）

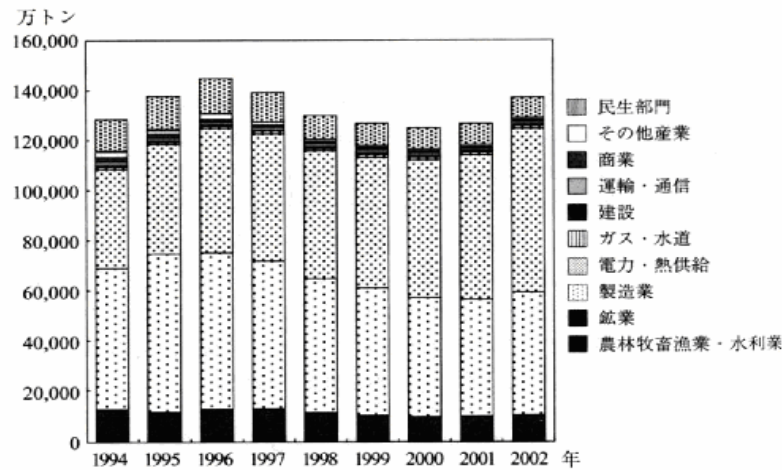
このように、環境面のみならず人道的にも現在の中国の石炭生産および、流通には大きな問題があると感じられる。

図3-4 企業類型別石炭生産量



注：2004年については政府発表の年央の見込値。
 (出所)『中国煤炭工業年鑑』各年版から作成。

図3-5 部門別石炭消費量推移



(出所)『中国能源統計年鑑』各年版から作成。

出典：中国環境問題研究会編（2006），『中国環境ハンドブック 2005-2006年版』，蒼蒼社。

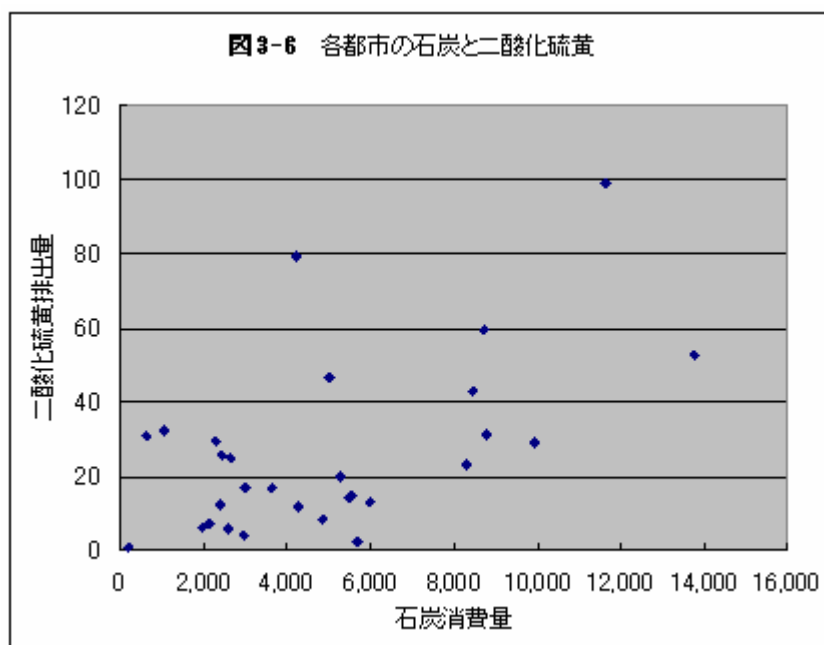
上記の通り 98年頃から郷鎮炭鉱での石炭生産は減少したものの、2000年を過ぎて再び生産量が伸び、全体としても石炭の再度の増加傾向が見られる。その石炭は何に使われているかというと、図表3-5より電力部門が最も多く、続いて製造業となっている。ここで製造業は主に鉄鋼業に使用されるものと考えられ、中国は急速な経済発展によって必要となったエネルギーを重工業の基礎となる鉄鋼に大部分使用していると分かる。

3. 3 大気環境

高い割合での石炭の利用が中国の経済発展を支えてきたことがわかったが、これにより中国の大気汚染の現状はどのようなものになったのか。実際、中国の大気汚染は未だ深刻である。大気汚染の指標として二酸化硫黄の排出量の推移を説明する。

・硫黄酸化物（二酸化硫黄）

硫黄酸化物とは、かつて日本の高度成長期やロンドンスモッグで公害の元凶となった酸性化合物である。排出された硫黄酸化物（ SO_2 , SO_3 など）は水に溶けると強い酸性を示す硫酸（ H_2SO_4 ）となり、樹木などに悪影響を及ぼす酸性雨の原因になっている。硫黄酸化物は、火山の噴火や海塩からの流出などによって自然発生するが、人為的には石炭等の化石燃料や原料中の硫黄分の燃焼により発生する。特に石炭の二酸化硫黄排出に対する寄与率は他の燃料に比べて高く、石炭を 100 とすると石油は 69、天然ガスは 0 である。図 3-6 は各主要都市の二酸化硫黄排出量とその都市の石炭使用量の関係を示したものである。やはり石炭使用量が多いほどやはり二酸化硫黄排出量が多いことがわかり石炭が都市の大気汚染の原因と言える。



出典：日本国際貿易促進協会（2000），『中国省別経済 1999年版』，日本国際貿易促進協会

表 3-1 全国排気中主要汚染物質排出量（単位：万トン）

項目	二酸化硫黄排出量			煙塵排出量			工業粉塵 排出量
	合計	工業	生活	合計	工業	生活	
1997	2,266	1,772	494				
1998	2,090	1,593	497				
1999	1,857.5	1,460.1	397.4	1159	953.4	205.6	1,175.3
2000	1,995.1	1,612.5	382.6	1,165.4	953.3	212.1	1,092
2001	1,947.8	1,566.6	381.2	1,069.8	851.9	217.9	990.6
2002	1,926.6	1,562	364.6	1012.7	804.2	208.5	941
2003	2,158.7	1,791.4	367.4	1,048.7	864.2	202.5	1,021
2004	2,254.9	1,891.4	363.5				
2005	2,549	2,168	381				

出典：中華人民共和國 国家環境保護総局（2003），「中国環境状況広報 2003年版」（一部追加）

表 3-1 は全国の排気中の主要汚染物質の排出量である。これによると年々二酸化硫黄排出量は増加しており、特に工業部門での増加が目立つ。経済発展と二酸化硫黄の排出量の関係を日本と比べてみると、日本では 1960 年代以降高度成長期から 1996 年までで GDP が 3.5 倍になった際、一時二酸化硫黄排出量は増加したものの、環境法の整備などにより逆に二酸化硫黄排出量は 0.17 倍と減少した。対して中国では著しい経済発展とそれを支える莫大なエネルギーを石炭に頼らざるを得ない状況と、法整備や効果的な対策の遅れなどによって 2005 年度二酸化硫黄排出量は 1980 年より約 2 倍に増加するに至った。現在中国の硫黄酸化物排出量はアメリカを抜いて世界 1 位となり、大気汚染は深刻化する一方である。

・窒素酸化物

窒素酸化物とは炭素燃料を燃焼させる時に必然的に発生するガスで、現在二酸化炭素とともに地球規模で大気を汚染している代表的な酸化物である。窒素酸化物の中で代表的なものは、NO（一酸化窒素）と NO₂（二酸化窒素）であり、NO₂ は鼻、ノドに刺激的に作用し、呼吸器系統に障害を与える。その窒素酸化物の石炭の寄与率は 67%といわれ、車の排ガスに多く含まれている。これが光化学反応によりオゾンやアルデヒドといった物質に変化し光化学スモッグとなり、大気中の窒素酸化物は最終的に酸性雨という形で土壌や地下水を汚染している。また、世界規模で大量にまかれている肥料には窒素酸化物が大量に含まれており、農作地近郊の河川や井戸水に高濃度の窒素酸化物が混入し、生態系を破壊し、健康被害を引き起こす事件も世界中で頻発している。

3. 4 大気汚染の被害

このように中国では経済発展に伴うエネルギー消費量の増加と石炭使用の増加により、公害の原因となる汚染物質が大量に撒き散らされている。日本の場合、二酸化硫黄濃度の年平均値は 1986 年以降は 0.03mg/m³ (0.010ppm) 以下に安定している。一方、中国の場合、都市部の年平均濃度は 1987 年 0.117mg/m³ (0.041ppm) をピークに緩やかに低下したものの、1997 年に 0.066mg/m³ (0.023ppm) となり日本の約 3 倍となっている。世界銀行(1997)によると、1995 年において、中国都市部の室外大気汚染によって 17.8 万人、石炭などの燃焼に起因する室内空気汚染によって 11.1 万人が早死にしたと推定しており、とても無視できない状況である。

*ヨーロッパの事例については付録 1 を参照

第4章 中国の将来の発展と大気汚染の推移予想

4. 1 中国の大気汚染の推移予想

これまで中国から来る越境汚染を主に硫黄酸化物(SOx)と窒素酸化物(NOx)についてみてきたが、ここからは硫黄酸化物に焦点を絞って考察する。これは、硫黄酸化物のほうがより石炭の燃焼による発生量が多く、なおかつ窒素酸化物の排出量は日本においても1970年代以降不変、あるいは漸増しているため、硫黄酸化物の排出抑制のほうがより大きな効果を期待できると考えられるためである。

越境による大気汚染の影響が現状では直ちに環境破壊という形で表れるレベルではないということは、第1章でも述べた通りである。問題なのは、中国が現在急激な発展を遂げ、世界有数の経済大国へと発展していくとともに、公害大国になろうともしていることである。

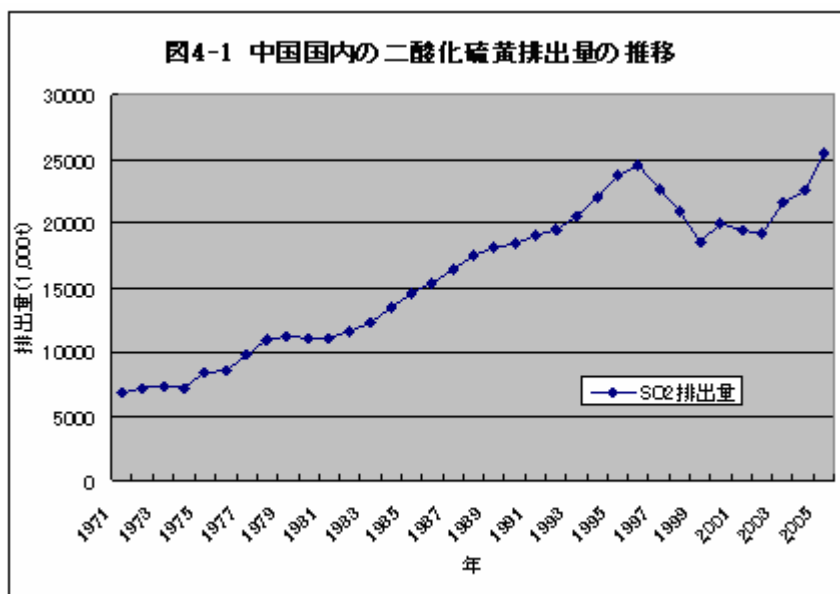
表4-1 中国の二酸化硫黄関連指標の推移

	SO ₂ 排出量	実質GDP	エネルギー消費量	化石燃料消費量	SO ₂ 発生量	エネルギー消費	化石燃料	総SO ₂ 含有率	総SO ₂ 排出率	SO ₂ 排出のGDP原単位	SO ₂ 排出のGDP原単位	大気中のSO ₂ 濃度	
	(tSO ₂)	(GDP)	(ENE)	(CRN)	(tSO ₂)	(tNE/GDP)	(CRN/ENE)	(SO ₂ /CRN)	(SO ₂ /PSO ₂)	(tSO ₂ /GDP)	(tSO ₂ /GDP)	PPM	mg/m ³
	1,000トン	10億元	1,000TOE	1,000TOE	1,000トン	TOE/100万元	%	%	%	kg/100万元	kg/100万元		
1971	6,798	800	233,994	233,414	9,012	295.10	98.91	3.80	75.43	8,509.58	11,269.44		
1972	7,136	830	252,184	249,260	9,461	303.80	98.84	3.80	75.43	8,597.01	11,397.30		
1973	7,287	896	263,659	260,391	9,661	294.37	98.76	3.71	75.43	8,136.06	10,786.22		
1974	7,259	916	271,314	267,616	9,624	296.10	98.64	3.60	75.43	7,922.28	10,502.79		
1975	8,466	996	313,484	309,614	11,224	314.74	98.77	3.63	75.43	8,509.31	11,269.18		
1976	8,556	980	327,134	323,213	11,343	333.79	98.80	3.51	75.43	8,730.07	11,573.77		
1977	9,758	1,055	368,821	364,727	12,937	349.74	98.89	3.55	75.43	9,253.64	12,267.89		
1978	10,952	1,178	411,213	407,378	14,520	349.10	99.07	3.56	75.43	9,297.75	12,326.37		
1979	11,207	1,267	418,514	414,205	14,858	330.20	98.97	3.59	75.43	8,842.19	11,722.36		
1980	11,084	1,366	413,176	408,170	14,695	302.40	98.79	3.60	75.43	8,112.37	10,754.80		
1981	11,044	1,437	407,211	401,548	14,641	283.30	98.61	3.65	75.43	7,683.45	10,186.17	0.040	0.115
1982	11,612	1,568	423,257	416,831	15,395	269.91	98.48	3.69	75.43	7,404.88	9,816.92	0.040	0.115
1983	12,270	1,739	445,134	437,670	16,266	255.96	98.32	3.72	75.43	7,055.21	9,353.34	0.033	0.094
1984	13,459	2,003	481,709	474,179	17,843	240.44	98.44	3.76	75.43	6,717.82	8,906.03	0.032	0.092
1985	14,507	2,274	516,998	508,962	19,232	227.36	98.45	3.78	75.43	6,379.74	8,457.85	0.037	0.105
1986	15,375	2,474	547,946	539,716	20,384	221.48	98.50	3.78	75.43	6,214.73	8,239.05	0.037	0.106
1987	16,401	2,761	583,804	575,095	21,743	211.45	98.51	3.78	75.43	5,940.20	7,875.11	0.041	0.117
1988	17,425	3,073	620,560	611,047	23,100	201.94	98.47	3.78	75.43	5,670.25	7,517.23	0.033	0.094
1989	18,100	3,199	645,635	635,305	23,996	201.83	98.40	3.78	75.43	5,658.21	7,501.29	0.037	0.105
1990	18,456	3,321	655,805	644,748	24,467	197.50	98.31	3.79	75.43	5,558.01	7,368.43	0.034	0.098
1991	19,072	3,626	680,765	669,762	25,285	187.74	98.38	3.78	75.43	5,259.89	6,973.21	0.031	0.090
1992	19,431	4,141	699,055	687,524	25,760	168.82	98.35	3.75	75.43	4,692.43	6,220.91	0.034	0.096
1993	20,480	4,700	745,308	731,374	27,152	158.58	98.13	3.71	75.43	4,357.60	5,777.01	0.034	0.098
1994	22,040	5,292	795,146	777,229	29,231	150.25	97.75	3.76	75.43	4,168.37	5,523.49	0.030	0.086
1995	23,700	5,848	852,556	833,286	31,420	145.79	97.74	3.77	75.43	4,052.75	5,372.87	0.028	0.081
1996	24,579	6,409	890,718	871,125	32,585	138.97	97.80	3.74	75.43	3,834.92	5,084.08	0.028	0.079
<年平均伸び率：%>													
1971-79	6.45	5.93	7.42	7.43	6.45	1.41	0.01	-0.92	0.00	0.49	0.49	-	-
1979-89	4.91	9.70	4.43	4.37	4.91	-4.80	-0.06	0.52	0.00	-4.37	-4.37	-	-
1989-96	4.47	10.44	4.70	4.61	4.47	-5.19	-0.09	-0.14	0.00	-5.40	-5.41	-3.98	-3.98
1979-96	4.73	10.00	4.54	4.47	4.73	-4.96	-0.07	0.25	0.00	-4.80	-4.80	-	-
<GDP伸び率=Xの年平均伸び率/GDP年平均成長率>													
1971-79	1.09	1.00	1.25	1.25	1.09								
1979-89	0.51	1.00	0.46	0.45	0.51								
1989-96	0.43	1.00	0.45	0.44	0.43								
1979-96	0.47	1.00	0.45	0.45	0.47								

- (注) 1.ESO₂は、1995年は『中国環境年鑑1996年』から取った。その他年次については、1995年実績と硫黄含有率との比率を固定し、それに各年次の硫黄含有率をかけて算出した。総合脱硫率が1995年より高い年次では、排出量が過大推計、低い年次では、排出量が過小推計となる。
 2.実質GDPは1995年価格で、『中国統計年鑑1998年』に基づき算出した。
 3.ENE, CRNはIEA統計から取った。
 4.PSO₂は源別一次エネルギー消費量に、硫黄含有率をかけて算出した。天然ガスの硫黄含有率は科学技術庁科学技術政策研究所(1992/4)を参考に、TOE当たり0.046%と仮定した。石油の硫黄含有率は国産原油0.3%、輸入石油1.0%、石炭の硫黄含有率は原炭トン当たり1.15%と仮定した。
 5.二酸化硫黄濃度は都市部の年平均濃度で、『中国環境年鑑』(各年版)から取った。
 6.1ppm=2.860mg/m³。
 7.単位について、TOEは石油換算トン(1kg=10,000kcal)、kgはキログラムである。

出典：李志東、戴彦徳(2000)、「硫黄酸化物汚染対策に関する日中比較分析」

表 4-1 は 1971 年から 1996 年までの中国の二酸化硫黄排出量などを表したものである。また、表 3-1 で示した 1997 年以降のデータを追加してグラフに表すと、下図のようになる。



左端のデータ、「SO₂ 排出量 (ESO₂)」を参照すると、経年とともに二酸化硫黄排出量が増加しており、「年平均伸び率」を参照すると 4.5%ほどの水準かそれ以上の値を示しながら急激に増加していることがわかる。これは、経済成長によるエネルギー消費の増大を主に石炭の使用によって賄ってきたことによるところが大きい。そのため、石炭の消費量の推移を示した図 3-4 とほぼ同じ推移をみせている。また、1996 年から 2002 年にかけて石炭の使用量が落ち込むと、それと共に二酸化硫黄の排出量が減少したが、2004 年までにかけて石炭の使用量が 1996 年までの需要の伸びから予想される量とほぼ等しい値まで回復すると同時に二酸化硫黄の排出量も年平均 9%以上の増加という急激な増加を示し、2005 年にはそれまで排出量が最大であった 1996 年の排出量を上回った。

中国経済が予測されている発展を順調に遂げ、急増するエネルギー需要を賄おうとするとき、国内に豊富で安価な石炭資源が存在し、かつ既に国内石油資源が枯渇気味であることを考えれば、今後石炭が大きな代替もなく高い需要を保ったまま使用量を増していくことは明白である。このままの状況が続けば、2030 年には二酸化硫黄の排出量は 5727.7 万トンまで増加すると日本エネルギー経済研究所 (2002) は示している。

4. 2 中国に起因する日本への大気汚染の予想推移

第 1 章でも述べたとおり、日本に飛来する中国由来の硫黄酸化物の沈着量がどれだけの割合を占めるかについては表 4-2 のように幾つかの説があるが、一般的な見解として 10~30%と見積もられている。日本国内の硫黄酸化物の人為起源排出量推計値は 1999 年推計値で 110 万トンとされているが、日本に沈着する硫黄酸化物の国内発生源の寄与度を 40%、中国の発生源の寄与度を 30%と仮定すると、日本国内の全硫黄酸化物年間沈着量はおおよそ 275 万トンと予測され、そのうち 82.5 万トンが中国由来であるということになる。

表4-2 日本に沈着する硫黄酸化物の発生源寄与度の見積もり (%)

実施主体	対象期間	発生源				
		日本	火山	中国	朝鮮半島	その他
世界銀行 (RAINS-Asia)	1990年	38	45	10	7	0
電力中央研究所	1988年10月～ 1989年9月	40	18	25	16	1
大阪府立大学	1990年	37	28	25	10	0
山梨大学	1988年	47	11	32	10	0
中国科学院	1989年	94		3	2	1

出典：環境省（2004），「酸性雨対策調査総合取りまとめ報告書について」 添付資料（参考5）

ここで、4章1節の大気汚染の推移予測を当てはめる。1999年次の排出量と2030年の予測排出量を比較すると、およそ3.08倍に増加することが予測される。単純に2030年に飛来量が3.08倍になると考えると、中国由来の硫黄酸化物は171.6万トン増加して254.1万トンに達すると考えられる。現在日本の硫黄酸化物排出量が横ばい傾向で安定していることを踏まえて国内の排出量に変化せず、その他火山や朝鮮半島由来の硫黄酸化物飛来量も変化しないと考えると、中国由来の硫黄酸化物沈着量は日本全体の約56.9%を占める計算になる。

4. 3 中国からの越境汚染増加による日本への影響

先ほど述べたように、2030年には日本は中国から254.1万トンの硫黄酸化物が越境してくると考えられる。また、主に越境汚染の被害を受ける日本海側の都道府県（秋田・山形・新潟・富山・石川・福井・京都・兵庫・鳥取・島根・山口）の11県の国土面積を合計すると、およそ7.5万km²になる。越境する硫黄酸化物は季節風の関係から冬季3ヶ月に集中すると仮定し、中国由来の硫黄酸化物をこれら11県の面積で割った値と、他地域由来のものを日本全体の国土面積で割った値を合計すると、硫黄酸化物の降下量はおよそ141g/m²となる。これは、汚染が存在しないときの酸化物降下量のおよそ193倍の値である。pHは酸性物質濃度が10倍になると値が1下がるという性質をもち、降雨のpHは汚染がない状態で5.6であることを考えると、2030年の冬季の最も越境汚染が激しい期間には、上記11県においてpHが3点台の降雨が観測される可能性が十分に考えられる。土壌や湖沼に酸性物質が蓄積され、危険に晒されるレベルの一般的な基準としてそれぞれpH4.0、5.3という値があるが、降雨pHが3点台というのはそれらのレベルを超え、かつそれ以上の影響を与える余地が十分に残る、非常に酸性の強い値である。これらにより、第1章で示したスウェーデンの事例のような事態、あるいはそれ以上の影響が将来の日本において観測される可能性が極めて大きいといえるのである。

留意すべきなのは、酸性雨の原因物質としては硫黄酸化物以外にも、先に考察対象からはずした窒素酸化物などの影響もあるため、より酸性濃度が上昇する可能性も想定できることである。2006年現在の日本海側道府県のpHは平均4.7程度であり、特に大きな被害は出ていな

い。しかし、前述したような事態を想定すれば、少なくとも今の pH の値を維持できる程度まで中国の越境汚染を食い止める必要がある。

それでは日本が中国からの越境汚染、すなわちその原因となる中国での排出量の削減を目指すための解決策について次の章で述べる。

第5章 解決にむけて

5. 1 望ましい解決策とは

この章では当問題の解決策を考察する。本来ならば、汚染者支払の原則に従い、汚染者である中国が外部費用を内部化した排出量を決定し、日本にしかるべき補償を行うべきである。しかし実際には、日中両国の間には経済面・技術水準などの面で大きな格差があるため、汚染者支払の原則に従った中国側の行動を期待することは極めて困難である。それは大きな格差が存在する中で、日本の要求を中国が受け入れることはないと予想されるからである。さらに、国家間の問題であるため上位機関がなく、規制などの強制は難しい。そのため、交渉による解決策が考えうるが、これも難しい。

このとき日本としての対応策として考えられるのは、次の二つである。一つ目は中国から越境してくる汚染物質の分だけ日本国内での排出を抑えるというもの、二つ目は日本が中国国内で汚染物質の削減を行うことである。これらを考えたときに、日本での削減費用は汚染物質の飛来分のみであっても中国で削減する場合よりも圧倒的に高いため、二つ目の対応策が望ましい。これらを総合して考えると、この問題を解決するためには被害者である日本が排出削減のための費用を負担せざるを得ないこととなる。

この章では解決策として、日本政府（ODA）による（1）技術移転と（2）資金援助を考えてみる。

5. 2 技術移転と資金援助

（1）技術移転

一般的に技術移転とは、相手国に適した技術開発、訓練、普及のための技術指導、機器供与のみではなく、移転された技術が確実に定着して、日本の協力終了後も相手国が自身でプロジェクトを実施していく自立的発展のために必要な組織、制度づくりも含まれている。

今回の解決策として想定している技術移転の内容は、中国への脱硫装置の提供・設置、専門員の派遣、人材育成である。

<メリット>

- ・初期投資によるスピルオーバー効果が期待できる
- ・自立的発展につながる

<デメリット>

- ・局所的な投資になってしまう
- ・即効性が劣る

ここで仮定するスピルオーバー効果とは、主に技術移転によって提供された公共財的な性格を持つ技術・知識が拡散していくことである。これは、技術提供を受けた企業・政府などの主体から子会社など他の主体が有用な技術や知識を獲得していくことによって、その技術が波及し、結果的に全体的な生産性の向上や効果的な被害の削減が可能になる効果を指す。

(2) 資金援助

資金援助には無償援助と有償援助の二種類があり、無償援助とは返済義務を課さない資金供与で、有償援助とは緩やかな条件（低金利、長期返済期間）による資金貸与である。そしてこの資金援助はODAの活動として最もポピュラーな形式となっている。

<メリット>

- ・資金を提供するのみなので、実施が容易
- ・効果を広範囲に及ぼすことが可能
- ・短期間で効果を出せる

<デメリット>

- ・本来の目的のために適切に資金が使用されない可能性がある
- ・自立的発展につながりにくく、一時的である

ここでそれぞれの具体的な事例を見ていく。

(1) 技術移転

案件：中国石油化学工業廃ガス処理技術 国名：中華人民共和国

期間：1995年11月1日～2001年10月31日

<協力内容>

中国石油化工集团公司（SINOPEC）の傘下企業に対し、石油化工プラントの適正な廃ガス処理技術を指導できるのと同様に SINOPEC 傘下の撫順石油化工研究院（FRIPP）の技術者に対し、廃ガス分析、触媒燃焼、有害ミスト、悪臭ガス吸着の各分野で技術移転を行った。

1) 上位目標

SINOPEC 傘下企業における廃ガス処理設備設置状況が改善される。

2) プロジェクト目標

FRIPP が SINOPEC 傘下企業に石油化工プラントの適正な廃ガス処理技術（廃ガス分析、触媒燃焼、有害ミスト、悪臭ガス吸着）の指導を実施できるようになる。

3) 成果

- 1) 廃ガス処理技術のカウンターパートが養成される。
- 2) 廃ガス処理技術研究手法が向上する。
- 3) 対象工場に対する廃ガス処理プロセスの提言が行えるようになる。
- 4) 廃ガス処理技術に係る啓蒙・普及活動を実施できるようになる。

4) 投入

日本側：

長期専門家派遣	10名	機材供与	2.70億円
短期専門家派遣	33名		
研修員受入	20名		

相手国側：

カウンターパート配置	36名	ローカルコスト費用	3,865万元（4億円 人件費含む）
------------	-----	-----------	--------------------

<成果>

1) 有効性

実証試験は、既に対象4分野（廃ガス分析、触媒燃焼、有害ミスト除去、悪臭ガス吸着）中、悪臭ガス吸着を除く3分野5工場に対して実施され、残りの2工場（その内1工場は2分野において実施）についてもプロジェクト終了時まで実証試験を終了。また、技術移転達成状況は、全ての対象分野で目標レベルに達している。

2) 効率性

協力規模、タイミング、運営体制は概ね適切に計画され、投入は効果的に成果に転換されている。特に、長期専門家は拡大するFRIPPの業務に対応するため、中国側とのコミュニケーションを確保し柔軟に対応した結果、協力の質の向上を高めることに大きく貢献した。

日本側の供与機材は利用度が高く、有効に利用されている。

3) インパクト

実証試験対象工場の一つである広州石油化工有限公司では、工業化試験（工場への設備の設置）に代表される排ガス処理技術の実用化に向けた取り組みが始まっている。また、中国石化儀征化繊でも同様に実用化への期待が高まっている。さらに、SINOPECは国際化を進めつつある先進企業であり環境対策の強化は発展の必須条件であるため、利潤追求と環境対策を調和させることを経営理念に掲げており、また傘下企業の環境対策に資金を配分したりしている。これらのことから、上位目標である「SINOPEC傘下企業における廃ガス処理設備状況が改善される」の達成可能性が高まっている。また、上記以外にも以下のような正のインパクトが見られた。

1) FRIPPの廃ガス処理技術は、実証試験対象工場選定に伴う廃ガス技術紹介活動により、SINOPEC傘下企業に広く知られるようになった。

2) また、SINOPECはその他の二大石油関連会社とともに様々な環境関連活動を実施しており、今後はFRIPPの技術をSINOPEC傘下企業のみならず、これらの石油関連会社との間にも波及させることができる。

3) 実証試験対象工場では従業員の環境に対する意識の変化や作業環境に関する関心が高まっている。

4) 自立発展性

中国側は自立発展計画を既に作成しており、プロジェクト終了後についても自主的に運営する体制はできている。財政的な面においては、廃ガス処理技術研究に関するSINOPECからFRIPPへの様々な支援があり、FRIPPから他の工場への廃ガス処理技術供与による自己収入も期待できることから、FRIPPの廃ガス処理技術の自主発展に必要な資金は十分に確保できる。また、技術的な面においては、FRIPPは新たな分野への研究活動も活発に行っており、研究活動を継続することにより、さらに発展していくと判断される。以上から、プロジェクトによる諸投入およびFRIPPの努力により、引き続き廃ガス処理技術研究開発を行うための基礎および能力は整備されたと思われる。

出典：国際協力機構（2001）より一部抜粋

(2) 資金援助

案件：河南省大気環境改善計画 国名：中華人民共和国

期間：2002年

<協力内容>

河南省内の5市において天然ガス供給設備を建設し、石炭依存型のエネルギー構造を天然ガスへ転換することにより、各種大気汚染物質の排出量削減を図る。

<供与限度額（億円）> 192.95

<給与条件>

金利（%） : 0.75

償還期間（年）/うち据置期間（年）：40/10

調達条件 : 一般アンタイト

<事業実施者> 河南省人民政府

<効果>天然ガス供給設備を整備し、石炭等の燃料を天然ガスに転換することにより、大気環境が改善。

出典：政府開発援助（2002）より一部抜粋

以上の事例より、技術移転、資金援助ともに効果を挙げていることがわかる。そこで、技術移転と資金援助のどちらが今回の解決策として適しているのか、次の第6章でモデル分析を行い、経済学的に考察する。

第6章 モデル分析

日本が中国の硫黄酸化物排出を削減するために、最適な方法をモデルを使って分析していく。ここで j が日本、 c が中国、 c' が技術革新後の中国とし、以下の記号を用いる。

$$\text{被害関数 } D_i \quad (i=j,c) \quad (D_i' > 0, D_i'' > 0)$$

$$\text{汚染削減費用関数 } C_i \quad (i=c,c') \quad (C_i' > 0, C_i'' > 0)$$

中国の排出量 Q

中国の BAU(Business As Usual)排出量: Q_0 (何も対策をしない時の排出量)

越境汚染: T

(T は中国が排出したもののうち、どの程度国外へ越境していくかを示す関数である。従い、独立変数は Q である。また、排出したものがどれくらい越境していくか、というのを排出したものの割合であると単純に考えられるため、 $T = tQ$ ($t; 0 < t < 1$ の定数) という関数になる。)

このとき中国の被害関数は以下の式で表せる。

$$D_c = D_c(Q - tQ)$$

また、日本の被害関数は以下の式で表せる。

$$D_j = D_j(tQ)$$

同様に中国の削減費用関数を表すと

$$C_c = C_c(Q_0 - Q)$$

ここで $Q_0 - Q$ は中国での削減量であり、排出増加の可能性は考慮しないため、 $Q_0 > Q$ である。ここで、中国側について、 $\text{Min}(D_c + C_c)$ を考える。

上記の式より、

$$\begin{aligned} \frac{dD_c}{dQ} &= -\frac{dC_c}{dQ} \\ \rightarrow (1-t)\frac{dD}{dQ} &= -\frac{dC_c}{dQ} \end{aligned}$$

が導かれる。これは中国にとって、越境せず自分の国に残る分の限界被害が限界削減費用と等しくなることを示す。これを満たす Q を Q_m とし、現在中国は Q_m を排出している。

次に日本と中国両国にとっての社会的最適点を考える。

両国の利潤を最大化することを考えると、

$Min((D_c + D_j) + C_c)$ となる。

これを解くと、

$$\frac{dD_c}{dQ} + \frac{dD_j}{dQ} = -\frac{dC_c}{dQ}$$

$$\rightarrow (1-t)\frac{dD}{dQ} + t\frac{dD}{dQ} = \frac{dD}{dQ} = -\frac{dC_c}{dQ}$$

が導かれる。つまり、中国が排出したことによる限界被害の和が中国の限界削減費用となればよい。これを満たす Q を Q^* とする。

以上のことをグラフにまとめると図 6-1 のようになる。

ここで、中国で排出した硫黄酸化物のうち割合 a だけ日本に越境してくるので、日本の限界費用曲線 MD_j は中国の限界費用曲線 MD_c より低く、 $MD_j < MD_c$ となる。

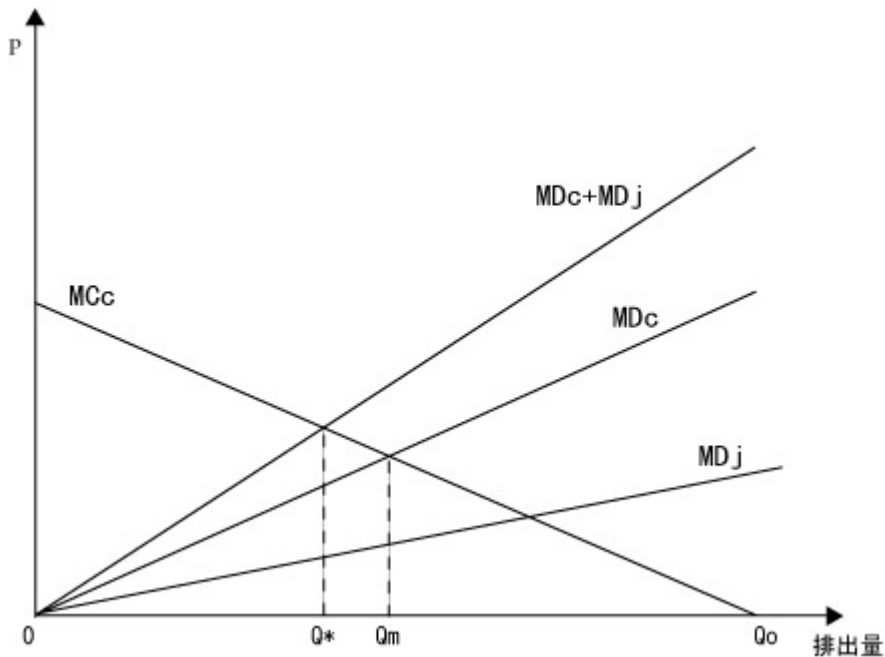


図 6-1

よって、図の通り、 $Q^* < Q_m$ であり、社会的最適点を達成するためには、さらなる削減が求められる。それではどのようにして長期的に見て、社会的最適点は達成できるのであろうか。

ここで、私たちは、(1) 日本が中国に大きな初期投資をして、中国の削減技術の革新を促す場合と、(2) 日本が中国に排出削減費用として資金援助をし続け、排出を削減する場合の二つの削減方法について考える。またこれらを考える上で、第一期・第二期に分けて時間的な分析を行い、どちらが望ましいかを明らかにする。

(1) 技術移転

まず、日本が中国に投資し、技術革新を促す場合について考えていきたい。日本からの投資によって日本が得られる便益は二つ考えられる。それは削減設備向上によって限界削減費用曲線がシフトすることによる便益と、それに伴うスピルオーバー効果によって得られる便益である。この二つの便益には時間の面で違いがあるため、前者の便益が得られる時期を第一期、後者を第二期として考えていく。

第一期において、日本は中国に投資を行い、それによって削減費用を減少させる。ここで日本が中国に行う投資を I とする。日本の投資 I による削減設備の向上によって、中国の限界費用曲線は下にシフトする。日本は社会的最適点を目指すため、 MD_c と社会的最適点 Q^* で交わるように MC_c を MC_c' にシフトさせる。これを表したのが下の図である。なお、この図における日本の限界削減費用は $p=0$ を通る横軸であり、日本にとっての最適点は $Q=0$ の点である。

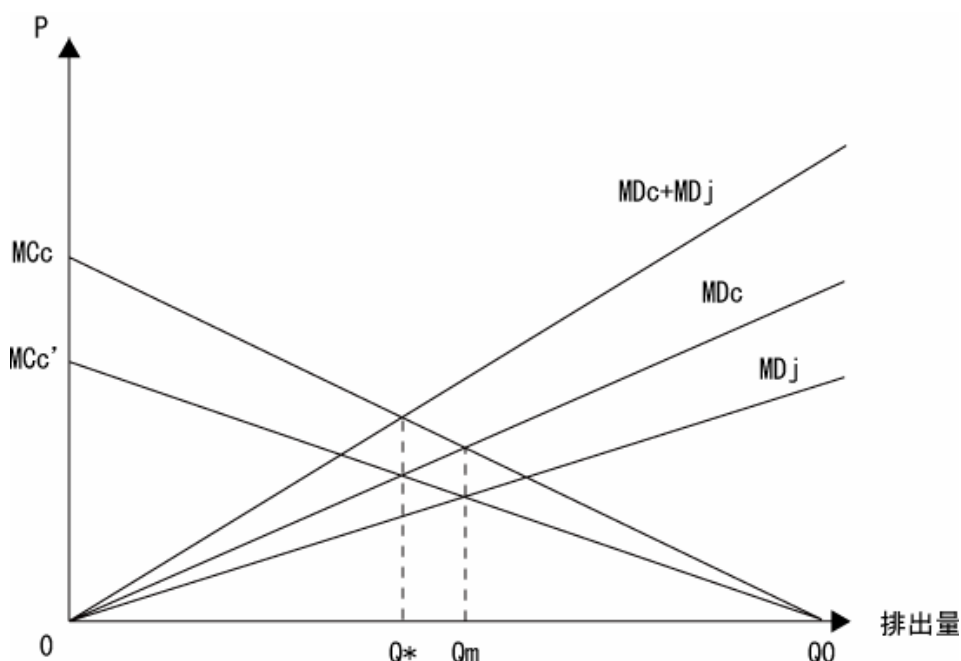


図 6-2

次に第二期である。第二期においては、第一期の投資によって向上した削減技術が、スピルオーバー効果によって拡散していくと考えられる。そのスピルオーバー効果によって、第一期で下がった限界削減費用曲線 MC_c がさらに下にシフトする。この場合、図は下のようになる。

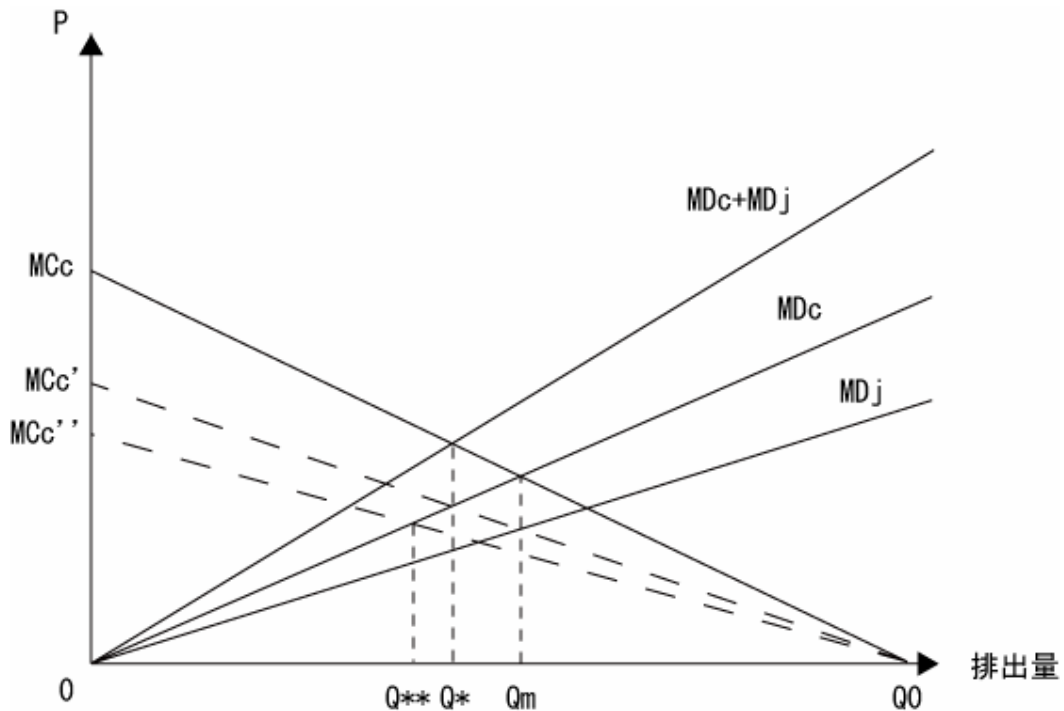


図 6-3

(2) 資金援助

次に資金援助について見ていきたい。中国の排出量をシフトさせる際、技術移転を考えない、すなわち MC_c はシフトさせないとなると、中国側では厚生損失が発生してしまう。そこで日本がその損失分を補填するという意味での資金援助を行うと考える。ここで日本からの資金援助は毎期にわたり同額であると仮定し、一期・二期において違いは起こらないものとする。ここで日本が負担する限界費用を表したのが MC_j である。これは中国が Q_m よりも排出を減らす際の損失分と等しいため、 $MC_j = MC_c - MD_c$ となる。このとき同時に $MD_j = MC_j$ となるため、日本の利潤最大化も達成されている。

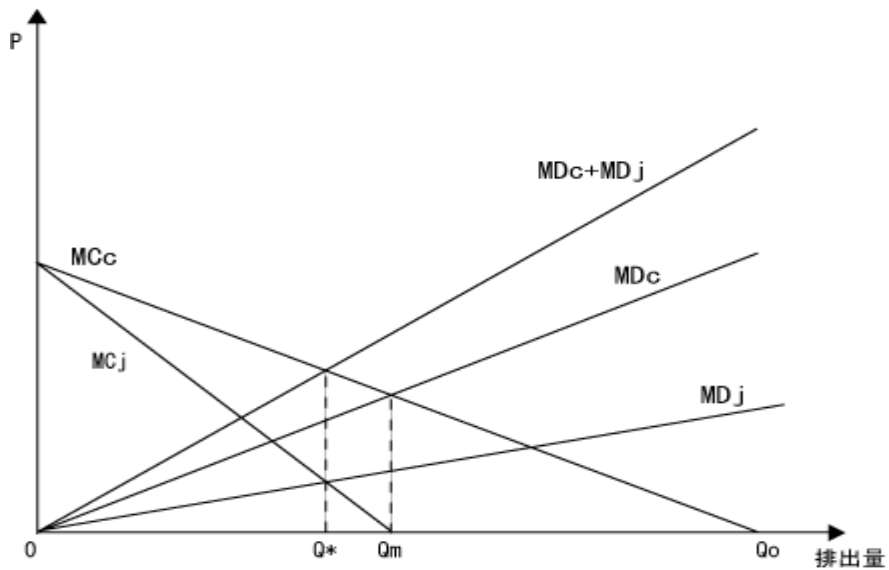


図 6-4

以上、2つの解決策を提示した。被害+費用最小化の観点から、技術移転にしても資金援助にしても、費用効果的な方法を選択するのがベストである。静学的観点から見れば、現段

階で費用の低い方でやればいい。しかし、日中間の越境汚染を考えるにあたって、被害が今後拡大していくことを考慮すると、ある程度将来のことまで考えるべきである。そこで、上記で説明した技術移転・資金援助それぞれにおける一期目・二期目の総純便益を、割引率などを考慮した上で比べてみる。

まず、第一期における技術移転の便益を考えてみる。技術移転の費用はグラフ上では現れないため、技術移転への費用を投資 I とする。技術移転においては、第一期に投資 I によって排出量を削減し、 Q^* を達成、さらに第二期にそれによるスピルオーバーによってさらなる削減が達成される。第二期に技術移転のスピルオーバー効果によって、さらなる削減が行われた後の排出量を Q^{**} とする。ここで、スピルオーバー効果の割合は第一期の削減量 $Q_m - Q^*$ の変数となるから、スピルオーバーの割合 s を用いて、 $Q^{**} = Q^* - s(Q_m - Q^*)$ となる。これらを使って技術革新と資金援助による日本の純便益を計算していく。

(1) 技術移転の純便益

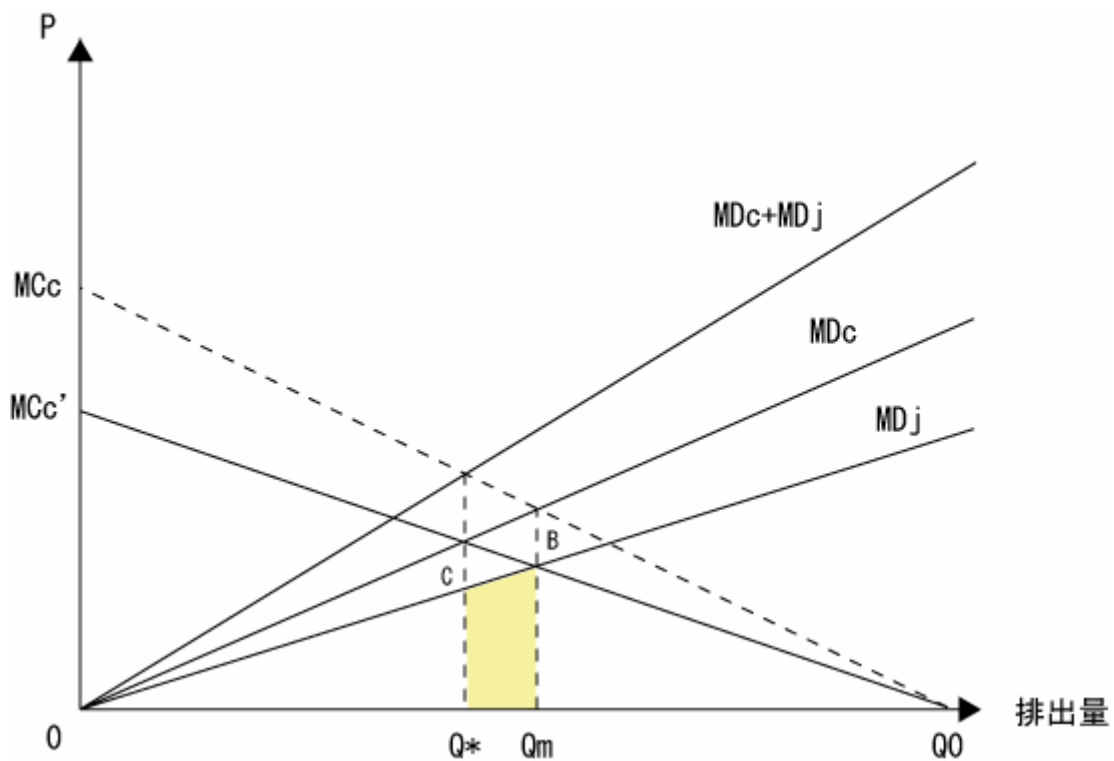


図 6-5

技術移転によって第一期に増える日本の便益は上図の台形 BCQ_mQ^* であるから、面積は

$$\frac{1}{2}(MDj(Q^*) + MDj(Q_m)) \times (Q_m - Q^*)$$

費用は投資 I であるから日本の純便益は

$$\frac{1}{2}(MDj(Q_n) + MDj(Q_m)) \times (Q_m - Q_n) - I \quad \text{--- ①}$$

である。

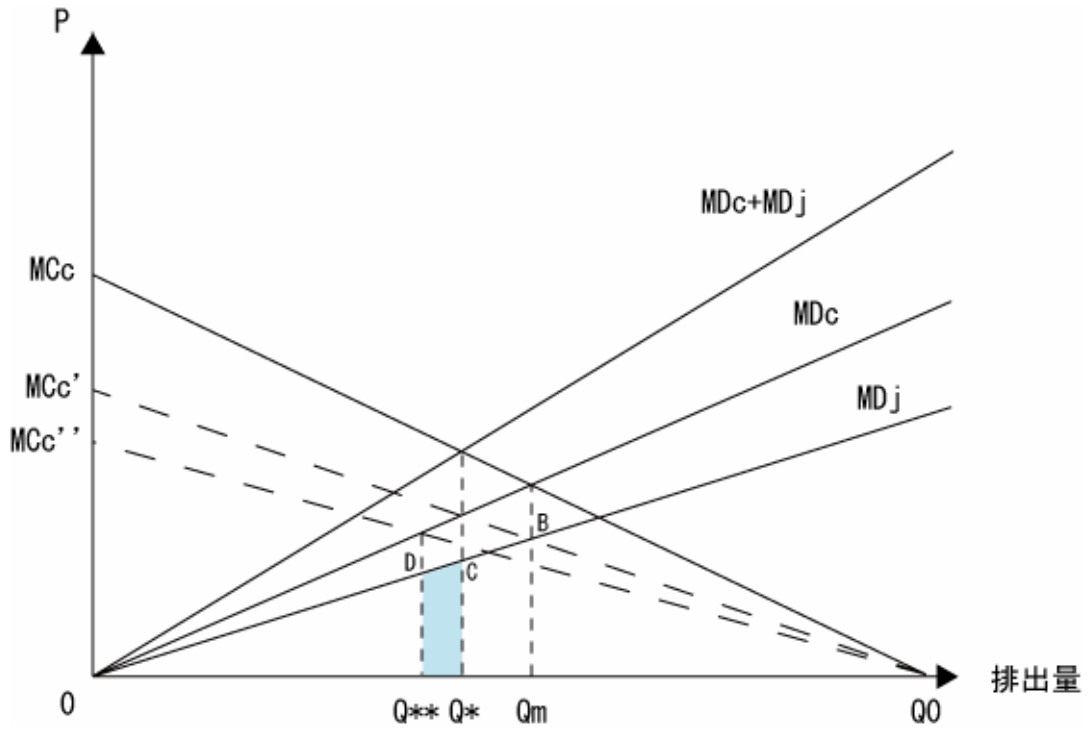


図 6-6

次に第二期である。第二期の日本の技術移転の便益は台形 CDQ^*Q^{**} になるから、面積は

$$\frac{1}{2}(MD_j(Q^*) + MD_j(Q^{**})) \times (Q^* - Q^{**})$$

第二期には投資を行わないので、費用はゼロとなり、この便益は純便益となる。

これに割引率 r を考慮して、

$$\frac{1}{2(1+r)}(MD_j(Q^*) + MD_j(Q^{**})) \times (Q^* - Q^{**}) \quad \text{---②}$$

技術革新による純便益の和①+②を計算すると

$$\frac{1}{2}(MD_j(Q_n) + MD_j(Q_m)) \times (Q_m - Q_n) - I + \frac{1}{2(1+r)}(MD_j(Q^*) + MD_j(Q^{**})) \times (Q^* - Q^{**}) \quad \text{---③}$$

次に資金援助についてである。

(2) 資金援助の純便益

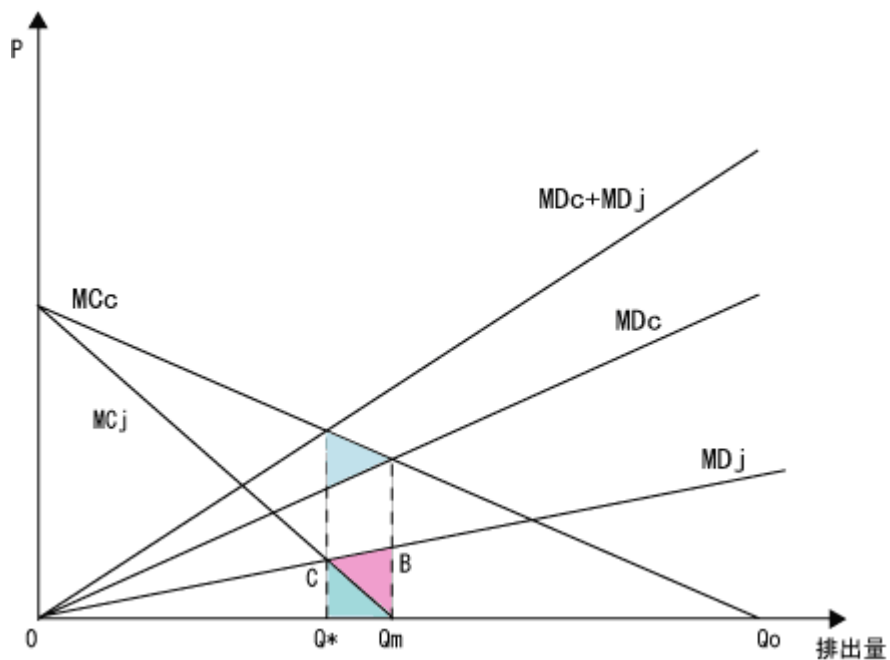


図 6-7

第一期に資金援助によって得られる日本の純便益は、三角形 CBQ_m であるから、面積は

$$\frac{1}{2} MD_j(Q_m) \times (Q_m - Q^*) \quad \text{---④}$$

次に第二期についてである。第二期も日本は同じ便益を達成できるように同じ面積分援助をするので、面積は等しい。それに割引率をかけて、

$$\frac{1}{2(1+r)} MD_j(Q_m) \times (Q_m - Q^*) \quad \text{---⑤}$$

資金援助による純便益の和④+⑤を計算すると

$$\frac{1}{2} MD_j(Q_m) \times (Q_m - Q^*) + \frac{1}{2(1+r)} MD_j(Q_m) \times (Q_m - Q^*) \quad \text{---⑥}$$

そして⑥-③ > 0 となる場合技術移転が効率的で、⑥-③ < 0 の場合資金援助がより効率的ということになる。

* 関数を特定化した計算

ここでパラメーター数値を利用してこれまでの関数を式で表す。

削減費用関数 $Cc = aQ^2 + bQ$

被害関数 $D = cQ^2$

割引率 = r スピルオーバー割合 = s

$Dc = (1-t)D$ $Dj = tD$

$MCc = 2aQ + b$ $MD = 2cQ$ $MDc = 2c(1-t)Q$ $MDj = 2ctQ$

$$Q_0 = -\frac{b}{2a} \quad Q_m = \frac{b}{2\{(1-t)c-a\}} \quad Q^* = 2\frac{b}{(c-a)}$$

$MCj = 2aQ + b - 2(1-t)cQ$

技術移転第1期

純便益 = $tc(Q^{m2} - Q^{*2}) - I$

技術移転第2期

純便益 = $\frac{s}{1+r}tc(Q^{m2} - Q^{*2})$

資金提供第1期

純便益 = $tcQ^m(Q^m - Q^*)$

資金提供第2期

純便益 = $\frac{tc}{1+r}Q^m(Q^m - Q^*)$

技術移転と資金援助の純便益の差⑥-③をこれらの式を用いてあらわすと、

$$\frac{1+s}{1+r}ct(Qm^2 - Q^{*2}) - I - \frac{2+r}{1+r}ct(Qm^2 - QmQ^*)$$

これが0以下となる s の条件式を解くと、

$$I < \frac{Qm - Q^*}{1+r}ct\{(1+s)(Qm + Q^*) + (2+r)Qm\} \quad \text{---⑦}$$

という式が導かれる。これを満たす I とは、すなわち日本が技術移転をした方が好ましいと言えるための投資額を示している。

各数値の大小関係から結論を導くと、技術移転が有利となるのは技術移転の投資額 (I) が小さい又は、右辺が大きくなる時である。それをまとめると

s (スピルオーバー割合)、 t (越境する割合)、 c (被害関数係数)、 $Qm - Q^*$ (社会的最適点と中国の最適点との差) が大きい時、

r (割引率) が小さい時

である。資金提供が効率的となるのはこの逆である。

この条件式に具体的な数値を入れていく。

Q_0 は全く削減を行わなかったときの中国の硫黄排出量である。全く削減が行われない場合の状況を日本における四日市ぜんそく被害の時と等しいと想定し、四日市ぜんそく時の硫黄排出量を四日市市の面積で割り、それに中国の排出地域の面積をかけたものを Q_0 とする。式で表すと、

$$Q_0 = \text{四日市ぜんそく時の四日市の排出量} \times \frac{\text{中国の排出地域の面積 (km}^2\text{)}}{\text{四日市市の面積 (km}^2\text{)}}$$

これに値を代入して

$$= 1.4 \times 10^5 \text{ トン} \times \frac{\text{約} 1.0 \times 10^6 \text{ km}^2}{205.16 \text{ km}^2} = 6.8 \times 10^8$$

次に Q_m は将来の中国の排出量であるから、

$$Q_m = \text{将来の中国の排出量} = 5727 \times 10^4 = \text{約} 6.0 \times 10^7 t$$

b は中国の限界費用曲線の切片である。

排出量0時の限界費用の高さであるから、

$$b = \frac{\text{将来の中国の削減費用 (ドル)} \times 2 \times Q_0}{(Q_0 - Q_m)^2}$$

ここで、将来の中国の削減費用を現在の削減費用から推測すると、約85億ドルとなる。よって b は

$$b = \frac{85 \times 10^8 \times 2 \times 6.8 \times 10^8}{(6.2 \times 10^8)^2} \doteq 30$$

$$a = -2.2 \times 10^{-8}$$

$$c = 2.4 \times 10^{-7}$$

$$\text{よって } Q^* \doteq 2.3 \times 10^7$$

⑦にこれらの数値を代入して、

$$s > 1.5 \times 10^{-9} (1 + r)I + 0.72r + 0.44$$

よって、 s は割引率 r と提供資金 I を変数とする不等式となり、 s がこれを満たす時は技術移転、満たさない場合は資金援助をすることが日本の利潤を最大化し、社会的最適点を達成すると結論づけられる。

結論

戦後日本は高度成長を遂げ、現在の中国と同様に環境問題にも悩まされた教訓から、環境分野の技術は世界に誇る水準であり、かつてに比べ大気汚染は大きく減少した。しかし、近年新たな問題が生まれつつある。中国からの越境汚染である。

近年中国は年 10%前後の目覚ましい経済発展を遂げた。しかし、同時に死者が出るほどの深刻な環境汚染にも悩まされ、現在も環境問題は進む一方である。海を隔てた日本への被害は明確に実証されてはいないものの、中国からの汚染物質は偏西風、季節風に乗り飛来していることは、ほぼ確実であると考えられている。このまま効果的な対策が打ち出されないと、将来的に越境汚染は放置出来ない量になることが予想される。

本来ならば汚染者支払原則に則り対処しなければならないことではあるが、日中の国力の格差、そして環境技術先進国としてのあり方として、中国に協力することが必要である。既にODAを中心とした技術協力、資金提供がなされている。技術提供は機材の提供、人の育成を中心とし、現地の人の力で将来の対策を進めていける力を養うことを目的とする。対して、資金援助は直接資金を提供する。それぞれの特徴を踏まえた上で動学的に分析すると、技術提供の投資額、割引率、技術のスピルオーバーの割合によってどちらが効率的か決まる。この時、長期にわたる場合、すなわち割引率が大きい場合は技術提供の投資額が大きくても資金援助より効率的となり、さらにスピルオーバーの割合が小さい場合も技術提供への投資額を大きくできると結論付けられた。これらを踏まえた上で現実的な対策を考えた時、実際に被害が予想されるのはまだ先であることから、当論文では長期的にみて有利な技術提供の方が効率的だと考えられるとの結論に達した。

参考文献

- H. ジーベルト, 大沼あゆみ訳 (2005) 『環境経済学』, シュプリンガー・フェアラーク東京.
世界銀行 (1997), 『碧水藍天: 21 世紀中国環境の展望』, 中国財政経済出版社.
中国環境問題研究会編 (2006), 『中国環境ハンドブック 2005-2006 年版』, 蒼蒼社.
中嶋誠一編, ジェトロ (2005), 『中国経済統計 改革・開放以降』, 日本貿易振興機構.
日本国際貿易促進協会 (2000), 『中国省別経済 1999 年版』, 日本国際貿易促進協会.
- 明日香壽川 (2004), 「第 6 章 中国の環境問題と日本の ODA」
<http://www.mof.go.jp/jouhou/kokkin/tyousa/China-sintaisei.html>
環境再生保全機構
<http://www.erca.go.jp/>
環境省 (2002), 「第 4 次酸性雨対策調査取りまとめ」
<http://www.adorc.gr.jp/adorcjp/doc/text.pdf>
環境省 (2004), 「酸性雨対策調査総合取りまとめ報告書について」
<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=5052>
環境省 (2006), 「平成 18 年度 環境統計集」
<http://www.env.go.jp/doc/toukei/>
環境白書
<http://www.env.go.jp/policy/hakusyo/>
原子力百科事典
<http://mext-atm.jst.go.jp/atomica/>
国際協力機構 (2001), 「中華人民共和国 石油化学工業廃ガス処理技術 終了時評価報告書」
http://www.jica.go.jp/evaluation/end/files/13_1_60.html
政府開発援助 (2002), 「河南省大気環境改善計画」
http://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/oda/anken/gaiyou/odaproject/asia/china/contents_02.html#m021401
地球環境研究成果データベース
<http://www.airies.or.jp/wise/>
中華人民共和国国家環境保護総局 (2003), 「中国環境状況広報 2003 年版」
http://www.zhb.gov.cn/japan/env_info/3_7_2003.htm
日中友好環境保全センタープロジェクト
<http://www.zhb.gov.cn/japan/index.htm>
日本エネルギー経済研究所 (2002), 「2030 年までの中国の経済・エネルギー・環境予測」
http://www.ieej.or.jp/edmc/public/nl2002_china_3e.pdf
畠山史郎 (1998), 「アジア大陸からの酸性・酸化性物質の輸送と発生源対策技術」
<http://www-cger.nies.go.jp/cger-j/c-news/vol8-12/vol8-12-1.html>
山中直 (1991), 「酸性雨の現状と水質への影響」
<http://www.lbri.go.jp/omia/35/35-3.htm>

李志東, 戴彦徳 (2000) , 「硫黄酸化物汚染対策に関する日中比較分析」

<http://eneken.ieej.or.jp/data/old/pdf/enekei/iiousanka.pdf>

梁秀山 (2002) , 「中国の SO₂ 排出課徴金と許可商取引制度」

http://www.ps.ritsumei.ac.jp/assoc/policy_science/092/09212.pdf

付録1 ヨーロッパでの越境汚染

(1) ヨーロッパの越境汚染の歴史と現状

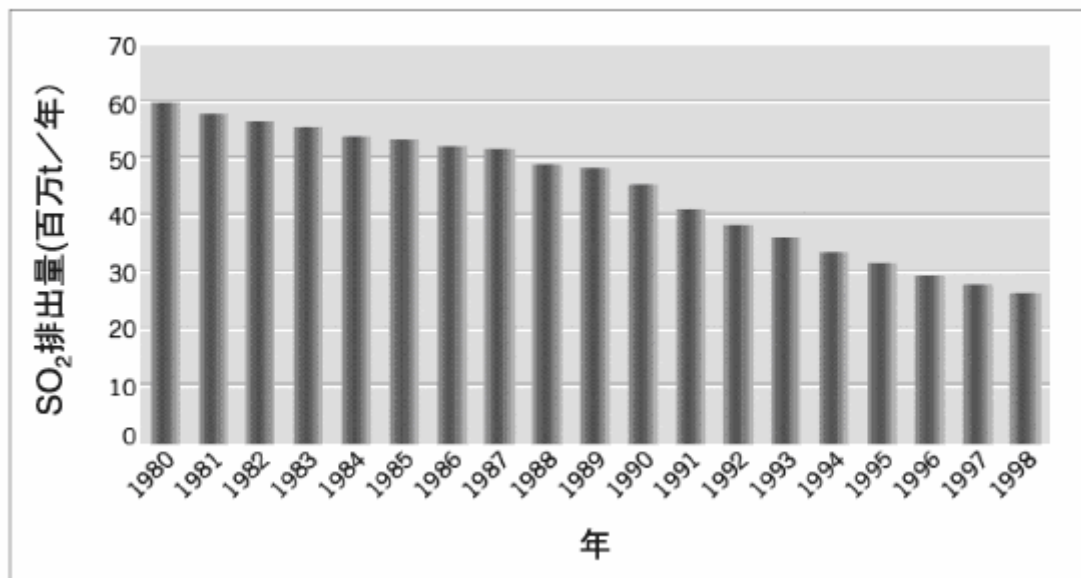
ヨーロッパは多くの国が陸続きに隣接している。そのため、昔から酸性雨原因物質の大気中の長距離移動による越境汚染が、深刻な問題として考えられてきた。1972年にストックホルムで開かれた人間環境会議では「国境を越えた大気汚染」という議題が取り上げられ、国際的な問題として注目を集めた。主催国のスウェーデンが、硫黄酸化物がイギリスとドイツの工業地帯から輸送してきて、被害を引き起こしていると提起したのである。そのためOECDの内部で国際的な研究が始まった。この研究は1977年に欧州監視評価計画(EMEP)と呼ばれる研究システムに発展し、ヨーロッパ全域に同一の観測マニュアルに基づいて、酸性雨の原因となる物質の排出量、またその被害の調査を行った。また、実際に汚染源が長距離を移動するのかということ、モデルをたて評価し、季節変動も入れて、汚染源と被害地域についての実証を始めた。これによって越境汚染が顕在化し、ヨーロッパ各国は自国のみならず、他国の環境の対応も必要となった。

そして1979年11月に長距離越境大気汚染条約が採択された。これは、酸性雨対策として硫黄酸化物・窒素酸化物をヨーロッパ全域で削減する国際条約で、1975年の全欧安全保障協力会議をきっかけとして作られたものであった。これに基づき、1985年にヘルシンキ議定書が終結する。これは、硫黄酸化物を1980年に比べ1993年までに30%削減を義務付けるというもので、1987年に発効した。さらに1987年にはソフィア議定書が採択され、1994年までに窒素酸化物の排出量の凍結を義務付けた。そしてその後新たに硫黄酸化物削減の議定書は1994年に改訂され、この議定書では、限界負荷の概念が採用され、科学データが国際条約と合体して利用された。具体的には、この区分領域には年間これだけしか落とすといけない、そして、その区分領域が限界負荷内に環境を保つためには、責任国は到達地点へのそのような影響を考えて国内対策を講じなければならないというものであった。このようにヨーロッパが越境汚染とともに辿ってきた歴史を表にまとめると下の表のようになる。

1972年	スウェーデンのストックホルムで人間環境会議開催 ⇒越境汚染が国際会議で初めて問題視
1977年	欧州監視評価計画（EMEP）発足 ⇒越境汚染を科学的に評価
1979年	長距離越境大気汚染条約締結
1985年	ヘルシンキ議定書採択 ⇒SO _x の30%削減を各国に義務付け
1987年	ソフィア議定書採択 ⇒NO _x 排出量の凍結を義務付け
1994年	ヘルシンキ議定書改訂 ⇒限界負荷の考えに基づき、削減量を決定

このように歴史的に見ると、ヨーロッパでは酸性雨の原因物質である硫黄酸化物・窒素酸化物の具体的な削減は各国の自主的な対応に任されてきたことがわかる。それによってヨーロッパでは各国の硫黄酸化物の排出を削減することに成功してきた。ヨーロッパでの硫黄酸化物の排出量の推移を示したのが下図である。

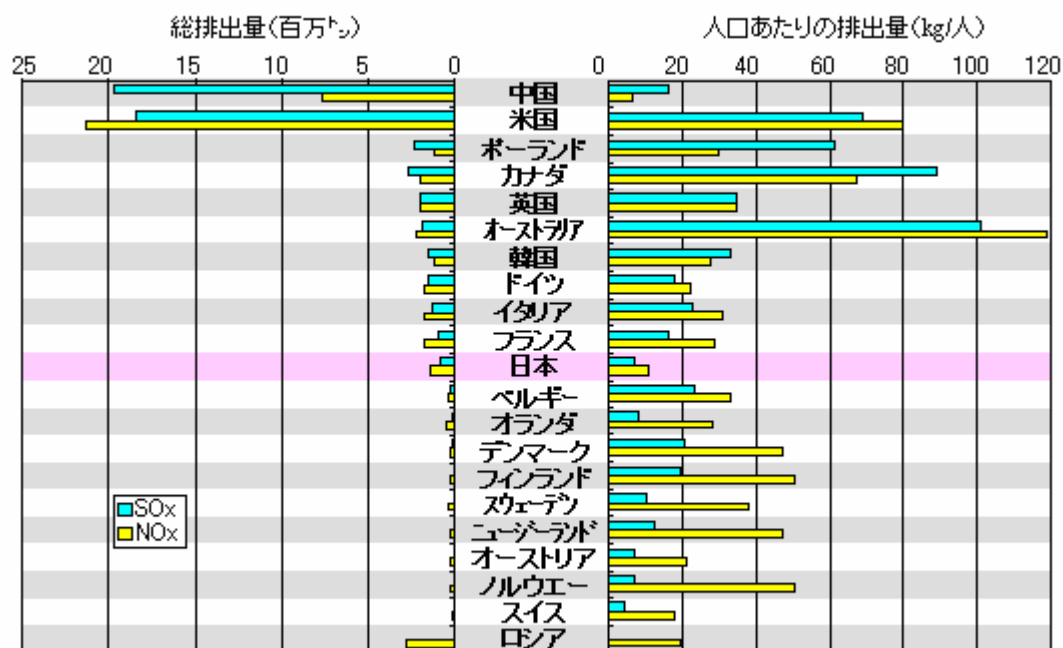
図7-1 ヨーロッパ（EMEP加盟国）におけるSO₂排出量の推移



出典：Global Environmental Outlook

ヨーロッパでは各国間の環境に対するある程度の共通の意識のもと、硫黄酸化物・窒素酸化物の削減を義務付け、現状ではある程度越境汚染を抑えることに成功した。下の図を見てもらいたい。下の図は硫黄酸化物・窒素酸化物の国別の排出量である。

図7-2 硫黄酸化物(SO_x)と窒素酸化物(NO_x)の排出量—国際比較



出典:「OECD ENVIRONMENTAL DATA COMPENDIUM 1999」
<http://www.asahi-net.or.jp/~PR9H-HJKT/1-1.HTML>

この図のとおり、ポーランド・英国・ドイツ・イタリア・フランスなどのヨーロッパ諸国は皆ある程度排出量が等しい値を示している。ヨーロッパは国ごとの排出量に大きな違いがなかったために、国際条約で硫黄酸化物・窒素酸化物の削減を協定できた。また上の図のとおり、ヨーロッパ諸国と異なり、日本と中国では排出量が大きく差があることから、日本と中国が協定などで排出量を削減することが困難であることがわかる。