

国際協力銀行受託研究

中国環境円借款貢献度評価に係る調査
- 中国環境改善への支援（大気・水） -

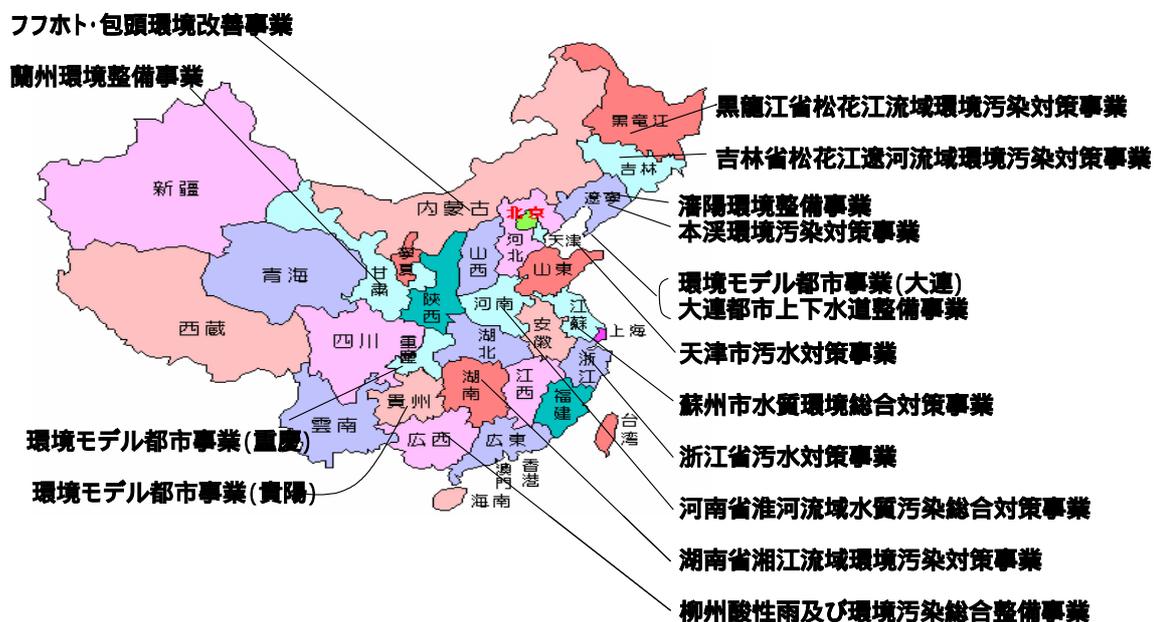


2005年11月

京都大学大学院経済学研究科

(表紙) 写真左 貴陽市 貴陽セメント工場 1998年3月(菱田一雄氏提供)
写真右 北京市 北京高碑店下水処理場 2005年3月(永礼英明氏撮影)

地図 本調査対象 16 事業



略語一覧

ADB	アジア開発銀行 (Asian Development Bank)
BOD	生物化学的酸素要求量 (Biochemical Oxidan Dissolved)
BOT	民間企業が建設・運転を行い、一定期間の後政府に所有権を移転 (Build-Operate-Transfer)
COD	化学的酸素要求量 (Chemical Oxidan Dissolved)
DAC	開発援助委員会 (Development Assistance Committee)
JBIC	国際協力銀行 (Japan Bank for International Cooperation)
LPG	液化プロパンガス (Liquefied Petroleum Gas)
OECD	経済協力開発機構 (Organization for Economic Cooperation and Development)
PM10	10ミクロン以下の浮遊粒子状物質
SEPA	国家環境保護総局 (State Environmental Protection Agency)
SO ₂	二酸化硫黄 (Sulfur Dioxide)
TSP	総浮遊粒子状物質 (Total Suspended Matters)
UNDP	国連開発計画 (United Nations Development Program)

中国環境円借款貢献度評価に係る調査
- 中国環境改善への支援（大気・水） -

目 次

地図	i
略語一覧	ii
目次	iii
第1章 調査の目的と方法	1-1
第2章 中国環境政策の分析	2-1
補論 2-1 国家水污染防治管理体制の問題点	2-33
第3章 中国環境円借款の概況	3-1
第4章 DAC5 指標による中国環境円借款の概評	4-1
第5章 環境円借款が中国の環境政策及び制度発展に果たした役割	5-1
補論 5-1 中国の環境政策と財政状況	5-26
第6章 環境政策による汚染物質排出量削減効果	6-1
第7章 今後の中国環境政策と対中環境協力の課題	7-1

第1章 調査の目的と方法

1.1 調査の背景と目的

中国は、1978年に改革開放政策を導入して以来、この25年余りで目覚ましい発展を遂げ、経済規模は世界第6位（2004年）となった。しかし、成長に伴う矛盾も顕在化しており、資源・エネルギー浪費型の経済構造、深刻な環境汚染、拡大傾向にある所得格差など、もはや先送りできない多くの課題に直面している。

このような現状に鑑み、中国は2002年の中国共産党第16回党大会で、GDPを2020年に2000年の4倍とし「全面的な（バランスのとれた）小康社会（よりゆとりのある社会）」を実現する目標を掲げた。この目標からも、中国が、長期にわたって社会的安定を保ちながら経済成長を続けると同時に、資源・エネルギーを浪費せず、環境汚染物質の排出も抜本的に抑制できる国に移行すること、言い換えれば、従来型の経済成長優先の発展パターンから、経済、社会、環境面で調和のとれた「持続可能な発展」パターンへの脱皮を目指していることが読み取れる。現在策定中の第11次5カ年計画（2005～2010）でも「科学的発展観（人間本位の調和のとれた持続可能な発展観）」がキーワードになっている。実現には多大な困難が伴うとはいえ、中国が目指すこの方向性は、日本をはじめとする国際社会の利益とも合致しているといえる。

中国政府が「持続可能な発展」を従来の環境政策を包含する上位政策として導入し、環境政策、環境投資に本格的に力を入れ始めたのは、1992年の国連環境開発会議を契機に環境重視が世界的潮流となった1990年代のことである。一方、日本政府も、同時期に、「政府開発援助大綱（ODA大綱）」（1992年）において環境の保全を基本理念のひとつとして掲げ、中国政府との政策対話をベースに、1990年代後半より本格的に中国に対する環境協力を開始した。対中環境協力の柱のひとつである環境円借款を日本側の事業実施機関として担う国際協力銀行（JBIC）も、1988年以降、特に96年に開始された第4次円借款（1996-2000年）以降、多くの中国環境円借款事業を実施してきた。一部の事業は既に効果を発揮し始めている。

現在、中国は自国の発展パターンを、上述のように日本にとっても望ましい方向に切り替えようと努力し始めており、これまで対中環境協力を力を入れてきた日本としても、中長期的視点から今後の取り組みの方針を早急に検討すべき時期に来ているといつてよい。中国環境円借款全体としては多くの事業が実施段階にあり、まだ事後評価を行う段階には至っていない。しかし、既に発揮し始めている効果を、事後評価前とはいえども、タイミングよく把握することは、今後の対中環境協力のあり方を考える上で、極めて有用であるといつてよい。

そこで、本調査では、中国に対する環境円借款の効果を把握し今後の課題を検討することを目的として、第4次円借款の対象となった環境円借款16事業を対象に、大気及

び水環境分野に絞って、その有効性と環境政策・制度の改善に果たした役割を分析するとともに、中国の環境政策実施による環境負荷抑制効果をシミュレーションにより推定した。

1.2 調査の方法

本調査では、まず、文献研究、国内の専門家を招聘しての勉強会、中国側研究機関が執筆したバックグラウンドペーパー及び現地での関係機関に対するヒアリング等をもとに中国の大気・水環境分野の環境政策の分析を行った。次に、JBIC や中国側協力機関より提供された情報や5回にわたる現地調査をもとに、対象となった環境円借款事業の概括的な評価を行うと共に、政策・制度の改善に果たした役割について検討を行った。さらに、中国側研究機関との共同研究により、大気及び水環境分野における環境政策実施による環境負荷抑制効果を、それぞれシミュレーションにより推定した。

報告書ドラフト完成後、2005年7月に湖南省長沙市、内蒙古自治区フフホト市、北京市、10月に京都市にて都合4回フィードバックセミナーを開催し、さらに10月30~31日北京で開催された中国で調査概要をフィードバックし、日中の専門家からのコメントをもとに報告書の加筆修正を行った。

なお、本調査は、対象16事業の効果をタイミングよく把握するために、事後評価実施にさきがけて実施するものであり、個別事業の詳細な評価は、今後実施される予定の事後評価の結果を待つ必要がある。

1.3 調査の実施体制

本調査を実施するに当たり、京都大学大学院経済学研究科は、他研究科の協力を得て、複数研究科に跨る専門家チームを組成した。チームメンバーは次の通りである。

氏名	担当業務	所属
山本裕美 ヤマモトヒロミ	団長 中国経済専門家	経済学研究科教授 上海センター長
植田和弘 ウエダカズヒロ	環境政策専門家	経済学研究科教授 地球環境学堂教授
森 晶寿 モリアカサ	環境政策専門家	地球環境学堂助教授
山本浩平 ヤマモトコウヘイ	大気環境専門家	エネルギー科学研究科助手
永禮英明 カガレヒデアキ	水環境専門家	工学研究科講師

また、京都大学の中国での調査研究ネットワークを活用し、清華大学環境科学与工程系の馬永亮副教授、温宗国博士との共同研究を実施するとともに、中国人民大学環境学院の馬中教授、宋国君副教授、北京林業大学経済管理学院の高嵐教授、呉鉄雄教授、中国環境規勸院の葛察忠副研究員、発展改革委員会能源研究所の姜克隽研究員、胡秀蓮研究員、国家林業局樹造林司の王春峰処長、北京排水集団工程諮詢公司、日中友好環境保全センターにバックグラウンドペーパーの執筆を依頼した。調査に当たっては、中国財政部、国家発展改革委員会、国家環境保護総局、湖南省人民政府、重慶市人民政府、貴陽市人民政府、本溪市人民政府、フフホト市人民政府、包頭市人民政府、張坤民立命館アジア太平洋大学教授、小島麗逸大東文化大学名誉教授、谷口真人総合地球環境学研究所研究部助教授、国家環境保護総局規勸与財務司・日中プロジェクト協力弁公室朱銘氏、森尚樹 JICA 環境分野資金連携専門家、JBIC プロジェクト開発部野田邦雄氏、JBIC 北京駐在員事務所竹下昌孝駐在員をはじめとする多数の関係機関及び専門家の協力を得た。研究会や現地調査には、経済学研究科や地球環境学堂の修士・博士課程に在籍中等の劉春發、何彦旻、吉本崇史、金紅実、孫穎、万玉萍各氏も参加した。

1.4 報告書の構成

本報告書の構成は次のとおりである。第2章では中国の主に大気・水環境分野の環境政策の分析をその変遷、問題点の把握、経済発展政策との整合性といった点に焦点を当てて行う。第3章では中国環境円借款全体の概況と本調査対象となった16事業の位置づけを示す。第4章ではOECD 開発援助委員会(DAC)の評価指標に基づき16事業の概括的評価を行うとともに、汚染物質削減効果を推計する。第5章では、環境円借款供与の経緯と個別事例の分析をもとに、円借款事業が中国の環境政策・制度の改善に果たした役割について論じる。第6章では、大気及び水環境分野における環境政策実施による環境負荷抑制効果を、それぞれシミュレーションにより推定するとともに、中国の大気汚染・水質汚濁の国境を越えた影響に関する文献レビューを行う。第7章では、今後の日本の対中環境協力について論じる。

第2章 中国環境政策の分析

2.1 中国環境政策の形成過程とその特徴

本節では、中国環境政策の形成過程を要約するとともに、その特徴を分析する。主に第 8 次 5 ヶ年計画（1990-1995）以降の中国における環境政策を大気と水質の保全を目的とする政策を中心に俯瞰する。環境政策体系の形成過程については、法と制度の枠組みに焦点をあてて整理し、その特徴を明らかにする。

2.1.1 中国環境政策の形成

中国で環境問題が公共政策上重視されるようになった契機は、1972 年のストックホルムで開催された国連人間環境会議に政府代表団を派遣したことにあるとされている（馬中・宋国君（2005）p1）。その後 73 年には第 1 次全国環境保護会議が開催され、「環境の保全と改善に関する若干の規定（試行）」が採決された。また、78 年には第 5 期全国人民代表大会（全人大）第 1 回会議で新憲法が採決され、はじめて憲法に環境規定が盛り込まれた。そして、79 年には「環境保護法（試行）」が全人大で採決された。これが中国における環境保護に関する最初の法律である。「環境保護法（試行）」も 1978 年 12 月以来進められた法制建設の一環であり、これ以降中国における環境問題の解決は、国家の統治機構として設けられた政府・行政部門と司法機関が中心的に担う形式が整備されていった。またこの形式は実態としても徐々に内実を持ち実質化されつつある。

先進国において総合的な環境保全のための基本法が制定されるのは、例えばアメリカでは 1969 年（国家環境政策法制定）であり、日本が実質的に 1970 年¹であったことと比較すると、中国においては経済発展における比較的初期の段階に国家レベルで環境政策が位置づけられたと見てよいであろう。ただしそのことが直ちに環境政策の進展を保障するものではないことは言うまでもない。

1983 年には第 2 次全国環境保護会議が開催され、環境政策が国策のひとつとして位置づけられた。この時期に「三同時」制度（プロジェクトの設計、施工、検収の各段階で同時に環境保全措置を講ずることを義務づける制度）、汚染物排出費徴収制度（以下「排污費徴収制度」）、環境影響評価制度が漸次導入されるとともに、関連法規が整備されていった。これらの制度は少なくとも理念的には国際的にも優れた環境管理制度といえることができる。ただ当時の中国における環境問題は経済成長一般が原因というよりもより中国固有の原因によって深刻になっていた。当時の中国における工業化の発展段階からすると、同程度の経済発展段階の国に比して環境への負荷は相対的に大きくなっていったと思われる。なぜなら軍事的・政治的要因に基づく生産施設配置の遺産がまだ色濃く残っており、重化学工業に偏重した生産設備の

¹ 1967 年に公害対策基本法を制定、1970 年のいわゆる公害国会において公害対策基本法を大幅改訂するとともに、自然保護法を制定した。

拡張や内陸部への分散的な生産設備の配置が行われていたからである。そのため、同じ経済発展段階の他国と比較して、環境負荷やエネルギー消費が相対的に大きかったし、環境汚染の分散的拡大も招いていた（植田(1995)）。

「環境保護法（試行）」は、1979年から10年間にわたる適用の経験とその後の経済及び環境状況の変化をふまえて、1989年12月26日に廃止された。同年現行の「環境保護法」が制定されたが、そこでの環境は極めて広範囲で、大気や水、海洋、自然資源（土地、鉱業、森林、草原など）、野生生物などの自然環境のほかに、文化財（人文遺跡）や都市と農村の生活環境まで含めて、政府が保護し、改善する対象になっている。中国の環境保護法は、主には、汚染問題に対処する環境保全のための法律と自然資源や自然環境の保護の法律という2つの領域がある。中国における持続可能な発展政策の枠組みを、環境保全の法律・法規、自然資源保全の法律・法規、その他の環境保全と資源利用に関する法律・法規に限定して示せば、表2-1のとおりである。

表 2-1 中国の持続可能な発展政策の枠組み

分類	環境保全	自然資源保全	その他
法律：32件 (内訳) 環境保全：8件 自然資源保全： 15件 関連法律：9件	環境保護法（1989） 大気汚染対策法（2000） 水汚染対策法（2000） 海洋環境保護法（1999） 環境騒音汚染対策法（1996） 環境影響評価法（2002） 放射能汚染対策法（2003） 固形廃棄物環境汚染対策法（2004）	野生動物保護法（1988） 森林法（1998） 水土保持法（1991） 土地管理法（1998） 草原法（2002） 水法（2002） 漁業法（2000） 鉱物資源法（1996） 洪水防止法（1997） エネルギー節約法（1997） 地震予防・災害軽減法（1994） 石炭法（1996） 防砂治砂 ^{*1} 法（2001） 再生エネルギー法（2005） 海域使用管理法（2001）	郷鎮企業法（1996） 都市計画法（1989） 文物（＝文化財）保護法（2002） 対外貿易法（1994） 農業法（2002） 電力法 道路法（1997） クリーナープロダクション促進法（2002） 人口と計画出産法（2001）
行政法規：47件	淮河流域水質汚染対策暫定実施条例（1995） 医療廃棄物管理条例（2003） 河川管理条例（1991） 建設プロジェクト環境保護管理条例（1998） 排污費徴収使用管理条例（2003）	自然保護区管理条例（1994） 退耕還林 ^{*2} 条例（2002） 自然保護区条例（1994） 基本農田 ^{*3} 保護条例（1998） 中華人民共和国野生植物保護条例（1996）	
行政部門規則： 163件	環境保護計画管理規則（1995） 危険廃棄物取扱許可証規則（2004）等	造林基金管理暫定実施規則 水土保持法実施条例（1993） 森林法実施条例（2000）等	クリーナープロダクション審査暫定実施規則（2004）

分類	環境保全	自然資源保全	その他
			鉱物資源補償費徴収 管理規定（1993）等
国家環境基準： 471 件	大気環境質基準（1996） 地表水環境品質基準（GHZB 1 －1999） 国家汚染物質排出基準	国家平原緑化建設基準 （1988）	

注) *1 中国語は「防沙治沙法」。砂漠化防止と砂による被害抑制のための整備・対処を指す（日本語訳註、以下同様）。

*2 傾斜地にある耕地を草原・林地に戻すこと。

*3 農業専用農地を指す。これに指定された農地を非農業目的に転用することは禁じられる。

出所) 馬中・宋国君(2005)、表 1

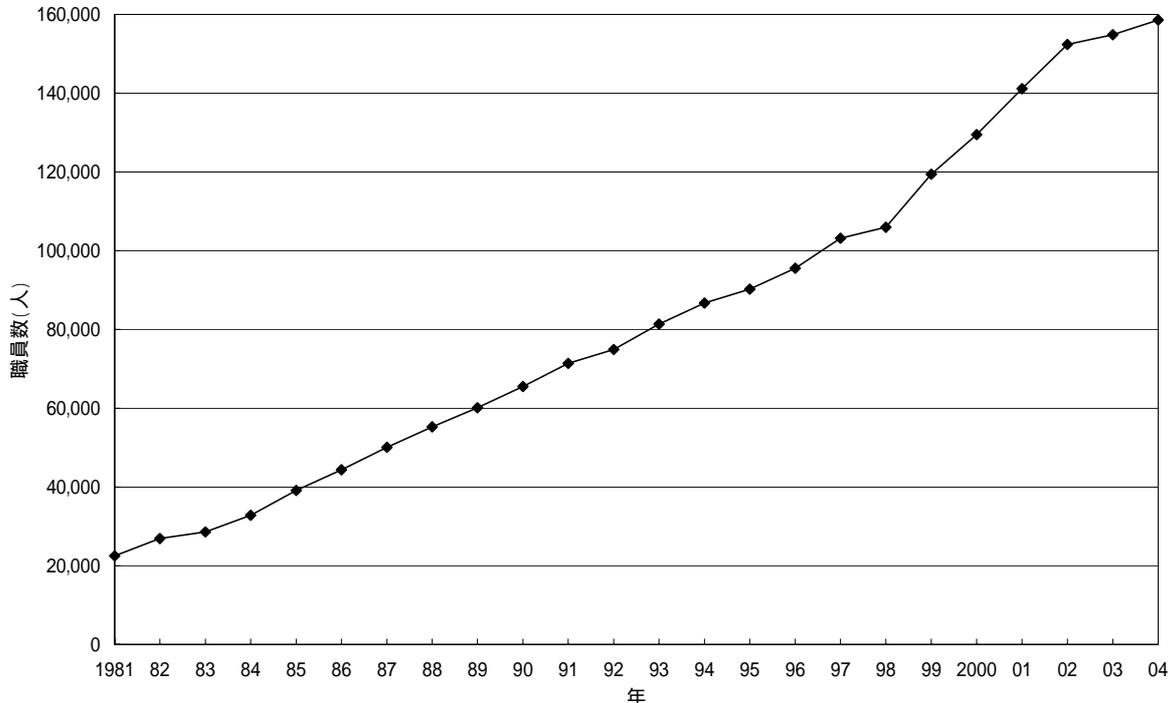
1990年代においては、環境管理のために上述の3制度に5つの制度（環境保護目標責任制度、都市環境総合整備に関する定量的考査制度、排出申請登記制度及び環境保護許可証制度、汚染集中規制制度、期限内汚染改善制度）を加えた8つの制度を推進していくことが決定された。

一方この頃、国際的には環境問題が一層広がり深刻化してきていた。工業国による汚染の問題だけではなく、貧困と深い関連をもつ生態系破壊や地球規模の環境問題なども顕在化していた。さらに、そうした環境問題の基本的原因は従来の経済発展パターンそのものにあることが認識されるなかで、1987年にブルントラント委員会（国連の環境と開発に関する世界委員会）の報告書で、「持続可能な発展（Sustainable Development）」という概念が提起された。その後1992年の国連環境開発会議（リオ・地球環境サミット）、2002年の持続可能な開発に関する世界首脳会議（ヨハネスブルグ・サミット）等を通じて、「持続可能な発展」は、環境的持続可能性に加えて、経済的持続可能性と社会的持続可能性を包括した概念で、それらが相互に作用しながら持続可能な発展を遂げていくという含意をもって、世界的に定着してきた。中国はこの持続可能な発展の考え方をいち早く国内政策に導入している。リオ・地球環境サミットが開催された1992年には、持続可能な発展戦略として「我が国の環境と発展の十大対策」²を發布した。また、1994年には、UNDPの支援を受けて、環境保護部門に限らず多くの関連部局が参画して、『中国アジェンダ21』が公表された。

以上簡潔に見てきたように、中国環境政策は常に国際的動向を意識しつつ、特に1978年以降急速に法と制度の枠組みを整備してきた。現時点ではすでに先進国における環境関連の法体系に匹敵する枠組みを持っていると評価することができる。またその法体系の執行を司る環境行政の職員数も着実に増加してきている（図2-1参照）。ただ、中国の環境法が内容的にみて体系的に一貫した整備がなされているか否かについてはより立ち入った検討が必要である（片岡(1996)）。さらに、環境行政機構の執行体制が十分なものか否かについても分析されなければならない。

² 正式名は、「国連環境開発会議に出席した状況及びその対策に関する報告」。

図 2-1 環境行政の職員数の推移



注) 環境保護局系列で各地方レベルの環境行政に携わる職員数(地方の環境科学研究所の職員も含む)を示す。国レベルの職員数は含まれていない。なお、国レベルの職員数は1998年まで環境統計に計上されていなかった。2004年時点で地方レベルの担当者数158,593人に対し国レベルの人員は1,653人。
出所) 国家環境保護局編(1994)『中国環境統計資料編1981-1990』、中国環境科学出版社 pp 204-205、
『中国環境年鑑』1994~1995各年版、『中国環境統計年報』1998~2003各年版、『全国環境統計公報』1995~1997、2004各年版をもとに作成

2.1.2 各5ヵ年計画の概要

以下、まず第8次(1991~95年)から第11次(2006~10年)までの各5ヵ年計画について、国家環境保護総局³が担当する部門別計画である「環境保護5ヵ年計画」に焦点を絞って、その概要を環境政策上の目標と特徴に着目して整理しておくことにする。

2.1.2.1 第8次5ヵ年計画(1991~95年)

「全国環境保護10年計画及び第8次5ヵ年計画」(以下「環境8・5計画」)は要約版も公表

³ 「国家環境保護総局」の名称は次の通り変遷しているが、本稿では便宜的に「国家環境保護総局」で統一する。1972年の国連人間環境会議以降に国家計画委員会の主導で国务院環境保護指導グループ設立準備室が設けられ、74年10月に同指導グループ及び事務局として弁公室が設立された。82年5月に城郷建設環境保護部の設立に伴いその内局として環境保護局が設けられた(国务院環境保護指導グループ・同弁公室は廃止)。84年5月に国务院環境保護委員会が設立され、84年12月には城郷建設環境保護部の管轄下に、同委員会の事務局として国家環境保護局が設立された。88年4月には、城郷建設環境保護部から独立し、国务院直属機構(副部級:財政部などの「部」に次ぐ組織)となった。98年4月には国务院直属の国家環境保護総局(正部級:「部」と同等の組織)となり、同時に国务院環境保護委員会は廃止された。(出所: <http://sdep.cei.gov.cn/hgzw/92301.htm>)

されておらず、詳細は不明であるが、策定に当たっての主な指導思想は次の4点である。①経済発展と環境保護の調和的発展を堅持する戦略思想、②環境計画を国民経済発展計画に組み入れることを強調、③環境管理強化と科学技術進歩に基づくことが90年代中国環境保護事業の土台、④都市と工業を90年代中国環境保護の重点とする。環境8・5計画の目標は、「環境汚染の進展を抑制し、一部重点都市・地区の環境質を改善し、自然生態環境の悪化の趨勢を抑制、一部地区で好転させ、2000年における環境目標達成の基礎とする」とされている。

環境8・5計画の重要な部分を構成している下位計画として、「全国都市環境保護10年計画及び第8次5ヵ年計画」（以下「都市環境8・5計画」）が挙げられる。都市環境8・5計画の概要では、都市環境保護目標と重要な計画措置を示し、主要な計画指標を52の環境保護重点都市に配分し、合計24の総量規制指標と7つの環境指標を設けている（中国環境年鑑1992、P144）。都市環境8・5計画の目標は、「都市環境汚染の悪化を緩和し、一部都市の環境を改善し、環境基準を達成した都市や地区をつくる」とされている。

都市環境8・5計画の特徴を箇条書き的に列挙すれば、以下のとおりである。①都市機能区域別の管理と都市環境総合計画を実行すること、②8つの制度（「三同時」制度、排污費徴収制度、環境影響評価制度、環境保護目標責任制度、都市環境総合整備定量的考査制度、排出申請登記制度及び環境保護許可証制度、汚染集中規制制度、期限内汚染改善制度）を推進し、環境管理を強化すること、③各地の実情に合った環境資金調達ルートを開拓すること、④重点工業汚染源対策をすすめること、⑤都市環境インフラ（污水处理場、ゴミ処理場、ガス供給）を整備すること、⑥集中型飲用水水源地保全すること、⑦住宅文教観光地区の水環境、大気環境を保全すること。

2.1.2.2 第9次5ヵ年計画（1996～2000）

「国家環境保護第9次5ヵ年計画及び2010年長期目標」（以下「環境9・5計画」）は、「環境管理体制と中国の実情に合った環境法体系を整備し、環境汚染と生態系悪化を食い止め、一部都市と地区で環境を改善し、経済発展と環境保全、生態系保全のモデル都市と地区を整備する」ことを目標としている。

環境9・5計画の特徴を箇条書き的に列挙すれば、以下のとおりである。①環境と開発の統合的政策決定を実施し、経済成長の質的転換を促すこと、②環境法を整備すること、③環境計画を5ヵ年計画に組み込み、環境投資額を増加すること。汚染物の総量規制を実施し、「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト計画」の実施により重点汚染対策事業に集中的に取り組むこと（第5章で詳述）、④政府の環境保全の役割を強化し、環境管理を強化すること、⑤環境技術を発展させ、環境産業を振興すること、⑥環境広報教育を強化し市民参加を広めること、⑦国際協力を推進し、技術と資金を導入すること。

汚染対策は水・大気環境を重点とし、対象地域は、水質汚濁対策は「三河三湖」（淮河、海河、遼河、太湖、滇池（デンチ）、巢湖）、大気汚染対策は「2つの抑制区」（酸性雨抑制区、SO₂汚染抑制区、詳細後述）、都市環境対策は北京市、海洋汚染対策は渤海がそれぞれ重点となった

（「33211」と呼ばれる）。生態環境保全については、三峡ダム地域、珠江デルタ地域、晋陝蒙隣接地域（山西、陝西、内蒙古の隣接地域）、内蒙古アラシャン地域、海南省に重点がおかれた。

さらに、1998年には積極的な財政政策を策定し、環境インフラ整備に重点をおき、国債資金を優先的に下水処理場やごみ処理場の建設に配分した⁴。

第9次5ヵ年計画中の環境分野でのパフォーマンスに対して中央政府は「相当の進展、前進があったとしながらも、一部地域では依然として深刻な悪化が続いている」と指摘している。

なお、生態環境保全分野では、中国政府は1998年の大洪水直後の99年1月に「全国生態環境建設計画」を制定・公布した。林業、水利、農業、環境保護の4分野に跨る今後50年間の環境保全の枠組みであり、短期・中期・長期のそれぞれの数値目標や、2010年までに重点を置くべき4地域⁵及び重点プロジェクト等を定めている。

2.1.2.3 第10次5ヵ年計画（2001～2005）

「国家環境保護第10次5ヵ年計画」（以下「環境10・5計画」）は、「環境汚染を軽減し、生態系悪化を食い止め、大中都市と重点地区の環境を改善し、中国の実情に合う環境保全の法律、政策、マネジメント体制を確立」することを目標にしている。地域的には、環境9・5計画に引き続き「33211」地域に重点が置かれている。大気汚染対策については、2000年より二酸化硫黄(SO₂)の排出量を10%削減すること、「2つの抑制区」ではSO₂の排出量を20%削減することを目標にしている。中国国家環境保護総局（SEPA）はこのマクロ目標に基づき、省毎に目標値を配分している。さらに、大気汚染対策の手段と沿海部の電力・エネルギー源の確保を目的とした天然ガスパイプラインの建設事業である「西気東輸」事業が、国家事業として本格的に着手された。また、水質汚濁対策として、都市部の生活排水処理率を45%まで向上することが目標として掲げられた。水質汚濁対策については、都市部の生活排水処理率を45%まで向上することが目標として掲げられた。

環境10・5計画の特徴を箇条書き的に列挙すれば、以下のとおりである。①環境と開発の統合的政策決定を実施し、調和的発展を実現すること、②環境法体系を整備すること、③政府制御と市場メカニズムを活用して環境投資を増加すること、④経済刺激策を導入し、環境保護推進の良好な条件づくりをすること、⑤環境管理能力の向上を図ること、⑥環境科学技術研究を強化し、技術力によって環境保全を推進すること、⑦環境産業を規範化して振興すること、⑧環境広報教育を強化し、国民の環境意識の向上を図ること、⑨地球環境問題解決に関与し、広く環境国際協力を進めること、⑩環境保護責任制を実施し、実施効果を確かなものとする。

環境10・5計画は、環境9・5計画の経験をふまえて、政策を確実に推進している。ただ、経

⁴ この流れは第10次5ヵ年計画（2000～2005年）でも継続している。

⁵ 黄河上中流域：山西、陝西、内蒙古、甘肅、寧夏、青海、河南；長江上中流域：四川、貴州、雲南、重慶、湖北、湖南、江西、青海、甘肅、陝西、河南；砂漠化地帯：東北西部、華北北部、西北部；草原地帯：内蒙古、新疆、青海、四川、甘肅、チベット

済成長率は当初計画の 7.3%よりも高く実績は 9.0%になったので、排出量は増加しており、SO₂については当初掲げた目標の達成が危ぶまれている。また、環境 10・5 計画は都市の大気汚染対策に重点を置いており、汚染源を都市の中心部から郊外に移転させ、都市の土地利用を規制している。例えば、北京市では主要な大気汚染源とされていた製鉄所（首都鋼鉄集団）の河北省唐山市への移転が進行中である⁶。

2.1.2.4 第 11 次 5 ヶ年計画（2006～2010）

国家發展改革委員会国土開發地区經濟研究所や社会科学院持続可能な發展研究センターによれば、現在策定中の第 11 次 5 ヶ年計画の特徴的内容のひとつとして、中国を資源節約型の国にすることが計画されている⁷。これを実現するために次の点が検討されている。①循環經濟の実施すること。具体的なモデルは、川崎市や北九州市等のエコタウンが想定されている、②資源利用の面から環境に敏感な都市でのエネルギー効率の向上、③生態環境の悪化を止めるための修復・改善、④グリーン消費という意識の浸透、が必要。

また、現在策定中の第 11 次 5 ヶ年計画における持続可能な發展戦略では、「科学的發展觀（人間本位の調和のとれた持続可能な發展觀）」が打ち出され、そこで 5 つの調和が述べられている。その優先順位は、①地域と經濟の調和、②都市と農村の調和、③經濟と社会發展の調和、④人間と自然の調和、⑤国内と對外政策の調和である。④が直接環境に関連するものである。

2005 年 10 月に開催された中国共産党第 16 期中央委員会第 5 回全体會議で採択された「第 11 次 5 ヶ年計画制定に関する中国共産党中央建議」をみても、「科学的發展觀」がその基底を成し、資源節約・環境保護が極めて重要視されていることがわかる。

2.1.3 中国環境政策の変化と特徴

これら環境法の枠組み及び第 8 次から第 10 次までの 5 ヶ年計画で推進された中国環境政策がどれだけの効果を發揮しているか、またどこに問題点があるかを把握するために、まず中国環境政策のここ 20 年来の変化とその特徴を確認しておこう。以下の記述は、主として大気汚染問題を主要な対象として念頭においたものである。

第 1 に、中国においては、既に述べたように、これまでの先進国における環境政策の導入時期と対比してみると、經濟發展レベルで言えば比較的早い段階で国家レベルでの環境政策が位置づけられたことである。

第 2 に、少なくとも理念的には先進国と比較しても進んだ環境管理制度が整えられていることである。中でも代表的な環境管理制度として、「三同時」制度、排污費徴収制度、環境影響評価制度があげられる。こうした制度の内容及び制度導入に伴う成果と課題については後述する。

⁶ <http://www.business-i.jp/news/china-page/news/200510170003a.nwc> (2005 年 11 月 3 日)

⁷ 2005 年 2 月のインタビュー

第3に、環境管理システムの改革が進展していることである。その内容はいくつかある⁸。1つは、汚染の防止・制御に加えて生態環境保護をも重視するように、環境政策の対象が拡大されてきていることである。1998年の長江の大洪水以来、国民は上流の生態保護による災害防止の重要性を認識したと言われている。また、中国政府は退耕還林政策（傾斜地にある耕地を草原・林地に戻すために、農民に対して食料補助政策を実施）を導入し、天然林の伐採も禁止するようになった。しかしながら、戦略的環境影響評価における評価項目は環境汚染項目が重点になっており、生態系の評価項目は不十分だと指摘されている。

環境保護投資のGDPに占める割合も1991年の0.79%から2004年の1.40%に増えたが（図5-1参照）、先進国のピーク時の投資割合と比べると未だに低い水準に止まっている⁹。さらに、西部開発にあたって「西部開発、生態優先」というスローガンを打ち出し、環境保護区域の建設も強化されているが、資金不足で管理が行き届いていないのが現状である。2つには、汚染の防止・制御においてエンド・オブ・パイプ型のアプローチからソース・コントロール型アプローチへの転換が図られていることである。ただこの転換は容易に実現することではない。1993年からソース・コントロール型アプローチへの転換を目指していたが、実施は困難を伴った。1996年から2000年の間、80,000あまりの重点汚染工場を閉鎖した。2000年に全国23万8千の汚染のひどい工場に汚染抑制の指令を出したが、その90%が基準を達成したと言われている。3つには、同じく汚染の防止・制御においてポイント・ソースから広域エミッション・コントロールへの転換である。1996年から二つの重要な政策が打ち出された。一つは、総量規制であり、もう一つは第9次5ヵ年計画と連動する「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト計画」である。1996年に、中国では、12種類の汚染物質に対する総量規制が導入された。また、「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト計画」では、前述の「33211」（「三河三湖」、
「2つの抑制区」、北京市、渤海）等を対象に重点的に汚染削減のプロジェクトが行われた。

第4に、環境政策が、国策としての環境保護から国策としての持続可能な発展戦略に位置づけられた環境政策に進化していることである。前述のように、1983年に中国政府は環境保護を国策の一つとして打ち出し、90年代の世界的潮流の中で、環境政策を包含する上位政策として、持続可能な発展政策を導入した。96年には、第9次5ヵ年計画に、5ヵ年計画として初めて持続可能な発展政策が本格的に導入された。持続可能な発展は、その後中国の環境政策も包含した開発政策の基本概念として定着してきており、近年提唱されている「科学的発展観」、「小康社会の実現」、「調和社会」といった新たな政治的スローガンの基礎的概念としてとしても捉えることができるという見方もある。ただし、持続可能な発展概念はそれ自体あいまいさがあり、国際的にもさまざまな定義がされていることもあって、中国において実際に政策としてどう具体化されているかが問題である。

中国の実情に合わせた持続可能な発展の進展度合を測定する指標はない。但し、いくつか

⁸ この項の記述は、張坤民 立命館アジア太平洋大学教授の京都大学での講演（2005年1月27日）に基づいている。

⁹ この点については各国で環境保護投資の定義に違いがある場合もあり、注意が必要である。

の試みはなされている。浙江省は、グリーンGDPに関する地方政府としての考え方を発表している（例えば、GDP1 万元あたりの原材料、エネルギー・水の消費、排水・排ガスをGDP計算の要素に入れる等）¹⁰。持続可能な発展を保証するためには、実施面において、①法制手段（省エネ法など）、②経済手段（排污費徴収制度、SO₂排出権取引制度）、③技術対策（古いものを新しいものへ）、④行政手段、の4つの手段をとる必要があるとされている。

第5に、地球温暖化防止に向けて気候変動枠組み条約や京都議定書を批准しただけではなく排出権取引やCDMにも取り組んでいることである。直接的取引はないもののCDM（Clean Development Mechanism）への対応や排出権取引の研究や実験はすすめられている。CDMについては、現在CDM管理弁法の改定に向けて、日本を含め内外の専門家の意見を聴取しており、改訂後CDM事業の実施を促進する予定である¹¹。ヨーロッパ諸国が中国の植林事業に興味を示している。発電所はSO₂だけでなくCO₂も排出するので、発電所の改善事業が優良なCDM案件となる可能性は高い。

排出権取引については、SO₂排出権取引について酸性雨プログラムの実績があるアメリカ環境保護庁の協力を得てSO₂排出権取引に係る研究・実験が行われているものの、市場・政策が実際に形成されているわけではない。現在、中国にはSO₂排出権を売る事業者がいる状態にはない。珠江デルタと香港では、PM10の排出権取引を実施する予定と言われている。

第6に、以上述べてきたような中国環境政策の進展はあるものの、環境汚染問題に限定してもそれに伴う被害は甚大なものがあり、環境問題が社会問題として重大化しつつあることである。被害に対する補償や救済がどの程度どういう制度的仕組みによって実施されているのかは不明である。『中国環境年鑑』および『中国環境統計年報』に「環境汚染及び破壊事故」の統計は掲載されているものの、環境汚染に伴う被害の実態調査が十分には行われていないように思われる。同時に、中国国内でNGOによる被害者支援活動も始まっており（中国環境問題研究会編（2004）、pp160-179）、損害賠償の請求や訴訟も現実のものになっていることをみると、環境汚染に伴う被害は健康被害も含めてかなり広範囲に広がっているのではないだろうか。

2.2 中国環境問題・環境政策の現状と問題点

2.2.1 中国の環境問題の深刻さ：被害と損失

個別の環境政策に入る前に、中国の環境問題がどれほど深刻なのかという問題であるが、環境問題の深刻さを測る1つの指標は環境汚染に伴う損害の大きさがどれほどかということである。中国における環境損害の大きさについての正確な見積もりは現状ではない。環境汚染に伴う健康被害も生じているといわれているが、実態調査は十分には行われていない。あるいは少なくとも公表されていない。環境汚染に伴う健康被害や物的損害を公的に調査しそ

¹⁰ 国家環境保護局と国家統計局は2004～2006年にかけて、全国8省市を対象に「グリーンGDPテスト省市環境汚染損失調査」を実施中であり、浙江省も対象省として選ばれている。

<http://www.china-epc.cn/eic/649086811032780800/20041026/2582.shtml>（2005年11月3日）

¹¹ 05年10月より施行されている。http://www.kyomecha.org/pdf/chinacdm_jp_05oct24.pdf（2005年11月3日）

の結果を公表することはそれ自体汚染を引き起こした責任は誰にあるのか、被害の救済や損害の賠償は誰が行うのか、といった問いを突きつけることになるので責任を負わされる可能性のある主体の側からはすすんでは行われたい。また、損害賠償や被害救済について何らかのことが行われているのか、また制度的な仕組みがあるのかも不明である。中国環境統計年鑑等に記載されている「環境汚染および破壊事故による死傷者数」及び「汚染被害面積」は、表 2-2 及び表 2-3 に示すとおりである。

表 2-2 環境汚染および破壊の事故による死傷者数

	死傷者 (人)		
		うち中毒・輻射傷害	うち死者
1993	1,436	1,417	12
1994	4,671	4,668	3
1995	42,765		5
1996	33		1
1997	188		1
1998	152		6
1999	261		2
2000	578		10
2001	187		2
2002	97		2
2003	416		3

注) 「うち中毒・輻射傷害」の項目は 1993 年と 1994 年のみ存在。1993 年の「うち中毒・輻射傷害」の数値は、「死傷者」から「うち死者」を差し引いた数値より小さかったが、1994 年には一致している。1995 年の死傷者のうち、40000 人が内モンゴルの死傷者である。ところが、当年の環境統計年鑑にはこのように大きな事故が記述されておらず信頼性には疑義がある。

出所) 『中国環境年鑑』1994～2002 年版(各前年のデータ)、『中国環境統計年報』2002・03 年分から作成。

表 2-3 汚染被害面積 (m²)

年	農作物	養魚場	自然保護区
1993	133,211,554	28,701,826	477,746
1994	92,507,356	44,924,025	328,504
1995	56,315,553	57,546,527	343,340,000
1996	113,484,000	64,868,000	686,908,000
1997	68,062,884	72,023,575	686,740,000
1998	32,003,711	10,136,692	1,350,587,767
1999	100,386,272	6,567,692	39,450
2000	432,015,448	38,106,786	201,846
2001	220,595,662	73,382,218	15,574
2002	71,931,334	16,332,492	37,476
2003	59,797,801	5,163,325	45,080

出所) 『中国環境年鑑』1994～1998 年版(各前年のデータ)、
『中国環境統計年報』1998～2003 年版から作成。

表 2-4 環境悪化による被害の経済評価

研究者	研究対象年	名目被害額(億元)		被害の GNP 比率 (%)
		環境汚染	生態破壊	
Liu & Wang(1998)	1980	440	265	16.67
過孝民、張慧勤(1990)	1983	381	498	15.14
曲格平(1994)	1988	950	—	6.75
Smil(1996)	1988	437	1,248	9.5
Smil & Mao Yushi(1998)	1990	357.5	961.9	7.1
孫炳彦(1996)	1992	1,096.5	—	4.11
夏光(1998)	1992	986.1	—	3.7
徐高齢(1998)	1993	964	2,395	9.7
鄭易生(1997)	1993	1,085	—	17.0
社会科学院(1998)	1993	1,085	2,360	9.97
中国環境年鑑(1997)	1995	120	—	1.7
世界銀行(1997)	1995	4,394	—	7.67
Panayotou & 章(2000)	1999	8,062.9	—	9.7 (対 GDP 比)

出所) 李志東『中国の環境保護システム』、東洋経済新報社、1999年、p48、表 1-29

厉以寧&Jeremy Warford 等著『中国的環境与可持續發展—CCIED 環境經濟工作組研究成果概要』、經濟科学出版社、2004年、p105表 6.1、p127表 6.6

環境汚染に伴う経済損失についてこれまで行われた主な推計は、表 2-4 に示すとおりであり、これらの推定によれば環境汚染に伴う経済損失はGNP比で数%の規模に達している¹²。また各推計値はかなりばらついているが、共通してかなり大規模に健康被害が生じていることが類推され、不可逆的な損失が生じていないか危惧されるところである。大気汚染に伴う被害の項目では死亡を取り上げている推計もあり、一種の公害病が生じている可能性も高い。いずれにしても環境汚染に伴う被害に関する本格的な調査研究が望まれる。

2.2.2 環境管理制度の執行状況

本節では中国において国際的にみても比較的進んだ理念をもつといわれる環境管理制度のうち、「三同時」制度と環境影響評価制度についてその執行状況を分析する。排污費徴収制度の効果については次節で分析する。

2.2.2.1 「三同時」制度

「三同時」制度は、プロジェクトの設計、施工、検収の各段階で同時に環境保全措置を講

¹² 「環境汚染及び破壊事故」に伴う直接経済損失額は毎年公表されているが、2003年で総額 3375 万元に止まり、経済損失の推計額と比較すると、極めて限定された統計であることが推察できる。

ずることを義務づける制度であり、環境保護法第26条に定められている。「三同時」制度は、1973年に国務院が批准した「環境を保護、改善する若干の規定について（試行）」に端緒があり、79年の環境保護法（試行）で具体化されたものである。「三同時」制度という名称はもちろんのこと、その内容としてもこの制度は中国特有の制度である。中国政府が公表しているデータ（表2-5参照）によると、「三同時」制度の執行率と執行合格率はここ10年間で改善されている。しかし、制度が所期の目的どおり十分に機能しているかについては、例えば、汚染処理施設の稼働率が低いという指摘がある（李志東1999）。2001年の全国環境監理工作会議における環境監察司副司長の報告によれば、2000年の汚染処理施設の稼働率は61%となっており、稼働率は高いとは言えない。

1991年に制定された「工業汚染源監測管理弁法」に基づけば、企業は汚染処理施設の竣工時に環境保護部門に申請し検査を受けなければならないが、申請せずに操業を開始した企業が後を絶たない。例えば、2001年に上海で行った上海市重点プロジェクトに対する「三同時」制度の実施状況に関する調査では、218のプロジェクトのうち、71プロジェクトは検査を受けずに操業を開始していた。上海市はそれらの企業に対して2万～3万円の罰金を徴収する処置を取った。

表2-5 「三同時」制度の執行率と合格率

年度	当該年度に実行すべき「三同時」事業(1)	実際に実行した事業(2)	執行率(%) (2)/(1)	合格数(3)	執行合格率(%) (3)/(1)	実際に実行した事業の投資総額(億元)	実際に実行した事業の環境投資額(億元)
1995	21,215	19,453	91.7	16,830	79.3		
1996	19,937	17,938	90.0	15,904	79.8		
1997	17,529	16,650	95.0	15,179	86.6	2,425.2	128.8
1998	18,948	18,063	95.3	17,049	90.0	3,485.2	142.0
1999	22,985	22,522	98.0	21,639	94.1	4,289.9	191.6
2000	29,321	28,709	97.9	27,831	94.9	4,375.4	260.0
2001	37,000	36,020	97.4	35,520	96.0	9,349.0	336.4
2002	53,287	51,882	97.4	51,196	96.1	7,550.4	389.7
2003	63,904	63,191	98.9	61,648	96.5	8,532.7	333.5
2004	79,456	78,907	99.3	76,038	95.7	11,802.1	460.5

出所) 各年「全国環境統計公報」(SEPA ホームページに掲載)より作成。2000年については「全国環境統計公報(2000年)」のデータに疑義があるため「中国環境統計年報2000」による。執行率、執行合格率は事業数から再計算したので出所と一致しない箇所がある。

2.2.2.2 環境影響評価制度

環境影響評価制度は対象となるプロジェクトが及ぼす環境への影響を予測・評価する制度で、環境保護法第13条に定められている。環境汚染をもたらすプロジェクトは、環境影響評価書を作成して所管の環境保護行政主管部門の承認を受けなければならない。環境影響評価制度は既に1979年の環境保護法（試行）において位置づけられていた。1986年に制定された「建設項目環境保護管理弁法」、87年の「建設項目環境保護設計規定」、89年の「建設項目環境保護影響評価証書管理弁法」において、環境影響評価の範囲、内容、審査、許可方法等の詳細が定められた。本制度が対象とする範囲は、工業、交通、水利、農業、商業、衛生、文教、科学研究、旅行事業、行政等多岐にわたる。各プロジェクトの実施主体が環境影響評価の概要及び報告書を作成し、実施主体に対応した各級の環境保護局が審査及び承認を行う。

実施主体から委託されて環境影響評価を行う法人は、評価資格証書の交付を受ける。評価資格証書は二種類あって、甲級資格は全国範囲の業務を担当でき、乙級は所在省、自治区、直轄市各級人民政府が審査認定するプロジェクトを担当する。1999年の「建設項目環境影響評価資格証書管理弁法」でも同様な内容が定められている。

各級の環境保護局が審査及び承認を行うことに関連して、1986年に制定された「建設項目環境保護管理弁法」では、次のように定められている。①環境に対して比較的影響が小さい、大中規模のインフラプロジェクト又は限度額以上のプロジェクトについては省級環境保護部門の確認を経て、環境影響評価報告表のみ作成する。②小規模インフラプロジェクト又は限度額以下のプロジェクト（郷鎮、街道、個人経営者の事業を含む）については、環境に対する影響が比較的大きいと県及び県レベル以上の環境保護部門が認めた場合に、環境影響評価報告書を作成する。③大中規模のインフラプロジェクト又は限度額以上のプロジェクトについては、環境影響評価報告表または環境影響評価報告書を作成し、省級以上のプロジェクト主管部門の予備審査を経て、所在地省級環境保護部門の承認を受け、同時に国家環境保護総局に報告する。

2003年9月から施行された「環境影響評価法」では、プロジェクトに対する環境影響評価制度に加えて、新たに計画に対する環境影響評価を義務づける戦略的環境アセスメントが導入された。同法では、プロジェクト計画案の提出・承認の前に、論証会や公聴会の開催を義務付けし、パブリック・インボルブメントを明確化した。プロジェクトの環境影響評価では、環境保護行政主管部門によるフォローアップ検査の実施が規定された。また、2003年施行の「建設項目環境影響文書分級審査承認規定」では、投資規模や建設規模、環境影響の度合いに応じて、審査や承認を行う機関が定められた。例えば、化学、印刷・染色、農薬及び其の他の著しく環境を汚染する可能性のあるプロジェクトについては、その環境影響評価文書は地級市レベル（省の次の行政区画である「地区」（二級行政区）レベルの市）以上の環境保護行政主管部門の審査承認を受けなければならない。

ここ10年間における環境影響評価制度の執行率は、表2-6に示すとおりである。執行率は改善されてきており、2000年代には95%以上に到達している。

表 2-6 環境影響評価制度の執行率

	プロジェクト 件数	環境保護部門への申請件数	執行率%
1995	74,071	64,069	86.5
1996	80,220	65,438	81.6
1997	79,848	68,226	85.4
1998	83,180	78,871	94.8
1999	102,382	94,905	90.4
2000	139,258	135,148	97.0
2001	193,793	187,980	97.0
2002	237,155	233,129	98.3
2003	281,137	278,118	98.9
2004	323,264	320,997	99.3

注) 1999年の執行率は再計算すると92.7%となるが「中国環境統計年報1999」で確認すると確認の申請件数の合計が94,905件に一致しないため、あえて原典のままの数値を記載している。

出所) 各年「全国環境統計公報」より作成

日本における環境影響評価制度の法制化は先進国の中ではもっとも遅かった。中国の環境影響評価制度は、日本の制度と比較して進んでいると思われる面があると同時に、効果が不明瞭な面がある。中国ではプロジェクトの環境影響報告書等については事業許可の前提となっているのに対して、日本の制度では事業許可に当たり環境影響評価の内容は配慮事項にすぎない。従って中国の制度の方が少なくとも建前上は環境保護局の権限がより強力である。各級の計画、土地管理、基本建設、技術改革、銀行、物流、工商行政管理等の部門は、各自の業務内容に環境影響評価を組み入れるように要求されている。また、環境影響報告書または環境影響報告書の承認を得ていないプロジェクトについて、計画部門は設計任務書の審査受付をしない、土地管理部門は土地徵用手続きをしない、銀行は融資を行わない、などの部門間の協力事項が規定されている。

中国の環境影響評価制度についていくつかの問題点を指摘することができる。第1に現制度はプロジェクトすべてを対象にした義務的な環境影響評価制度ではなく、環境に影響を与える可能性のあるプロジェクトのみに対する査定に過ぎない。第2に、審査基準の問題がある。審査の手順は、①プロジェクトの実施主体が環境影響報告書を作成、②プロジェクトの行政主管部門の予備審査、③環境保護部門の審査を経て承認となっているが、そもそも審査基準が明確に規定されておらず、地方環境保護局の裁量権に委ねることになっている。そのため、いわゆる地方保護主義が強い場合には、例えば、本来厳格に審査されるべきプロジェクトであっても審査基準がゆるめられる可能性を否定できない。

第3に、政府主導の開発事業に対する環境影響評価を厳正に行えるか否かについて疑問が残ることである。環境影響評価業務を行う評価会社—行政直属部門として運営されるのが主流である—と地方環境保護局、そしてプロジェクトの実施主体が、三者とも行政主導の部門

である場合、政府の開発事業、特に地方政府の開発事業（経済開発区等）において三者間の癒着が懸念される。また法律上このような傾向に歯止めをかける規制項目がない。実際、地方政府の公共事業や開発事業の中には、自然環境への影響が懸念される大型プロジェクトが数多く存在する。また第4に、戦略的環境影響評価に不可欠な代替案の検討を欠いていることも指摘しておかなければならない。

2.2.3 大気環境政策の現状と問題点

2.2.3.1 大気質の現状と大気汚染対策の枠組み

最近10年間ほどの大気質の現状については、PMやSO₂を指標にしてみると、都市の大気質は改善もみられるが、抜本的な改善がはかられるところまではいっていない。SO₂の総排出量については、1995年の2,370万トンから2002年の1,927万トンへと14.1%減少したとの報告（堀井(2005) p23）もあるが、本調査の推計（第6章参照）ではむしろ増加している。中国環境統計年鑑では、1990年、1995年、2000年、2003年におけるSO₂排出量はそれぞれ1,494万トン、2,370万トン、1,995万トン、2,159万トンであるのに対して、各エネルギー排出部門における排出量＝エネルギー消費量×部門別排出係数、という形で表せることをふまえて中国エネルギー統計での石炭消費量のデータを用いて推計すると、上記の各年においてそれぞれ1,702万トン、2,092万トン、2,122万トン、2,920万トンという値が得られている。推計値に違いが生まれる原因としては、脱硫効果の見積もり誤差、統計データの問題などが考えられる。ただ、この分野において継続的に研究・推計を行っているアメリカの研究者の推計結果と比較してみると、2000年においては本報告書における推計とほぼ同程度の値になっている。あらゆる政策の基礎は正確な現状把握にあることを考えると、環境統計の信頼度を高めることは緊急の課題である。

また、後述する大気汚染防止法で酸性雨とSO₂汚染の抑制を強化すると規定されている「2つの抑制区」（酸性雨抑制区、SO₂汚染抑制区）では状況に改善がみられたと言われているが、それでも2003年においてSO₂規制地域内の64の都市の中で、濃度目標を達成しているのは40.6%の都市にすぎない。また、116の酸性雨抑制区内の都市の中でも、目標達成した都市は47.1%である（姜克雋他(2005) p31）。

以下、大気汚染対策の枠組みについてSO₂汚染抑制政策に焦点をあてて述べる。2003年末時点で有効なSO₂汚染抑制政策は表2-7に示すとおりである。

表 2-7 二酸化硫黄汚染抑制政策

法規類別	法規名称	施行日	採択機関
法律	中華人民共和国大気汚染対策法	2000.9.1	全国全人大常務委員会
	中華人民共和国環境影響評価法	2003.9.1	全国全人大常務委員会
国務院行政法規	汚染物排出費徴収使用管理条例（国務院令369号）	2003.7.1	国務院

法規類別	法規名称	施行日	採択機関
部門規則	汚染物排出費徴収基準管理規則（国家計委令 31 号）	2003.7.1	国家計画委員会、財政部、国家環境保護総局、国家経済貿易委員会
	汚染物排出費の徴収使用管理規則（財政部、国家環境保護総局令 17 号）	2003.3.20	財政部、国家環境保護総局
規範的文書	汚染物排出費の減免及び納入緩和の関連問題に関する通知（財総[2003]38 号）	2003.7.1	財政部、国家発展改革委員会、国家環境保護総局
	環保部門の收支の二本立て管理実施後の経費割当に関する実施規則（財建[2003]64 号）	2003.7.1	財政部、国家環境保護総局
	「2つの抑制区」の酸性雨と二酸化硫黄汚染対策 10・5 計画に関する国務院の返答（国函[2002]84 号）	2002.9.19	国務院
	大気汚染対策重点都市画定方案（環発[2002]164 号）	2002.12.2	国家環境保護総局
	大気汚染対策重点都市の期限付基準到達事業に関する通知（環弁[2003]1 号）	2003.1.6	国家環境保護総局弁公庁
	「国家環境保護 10・5 計画」に関する国務院の返答（国函[2001]169 号）	2001.12.26	国務院
	「国家環境保護 10・5 計画」印刷・配布に関する通知（環発[2001]210 号）	2001.12.30	国家環境保護総局、国家発展計画委員会、国家経済貿易委員会、財政部
	二酸化硫黄排出費徴収試行関連問題に関する国務院の返答 国函[1996]24 号	1996.4.2	国務院
	酸性雨と二酸化硫黄汚染規制区関連問題に関する国務院の返答 国函[1998]5 号	1996.4.2	国務院
	郷鎮企業の土法（＝旧式法）による硫黄精製の汚染対策事業強化に関する通知 環発[1993]農（企）字第 17 号	1993.10.14	農業部 国家環境保護総局
	汚染物物質排出申告登録の全面的推進に関する通知 環発[1997]020 号	1997.1.13	国家環境保護総局
	9・5 期間における全国主要汚染物質排出総量規制実施方案（試行） 環控[1997]383 号	1997.6.10	国家環境保護総局
	二酸化硫黄排出の法執行による観測問題に関する回答 環監発[1998]81 号	1998.11.30	国家環境保護総局監督司
	二酸化硫黄汚染規制区範囲明確化に関する返答 環控発[1999]23 号	1999.5.13	国家環境保護総局汚控（＝汚染抑制）司
	石油ボイラーと火力発電所における二酸化硫黄の石炭火力発電所排出基準参照に関する解釈 環函[1999]195 号	1999.6.1	国家環境保護総局
	二酸化硫黄汚染規制区関連問題に関する返答 環控発[1999]24 号	1999.6.13	国家環境保護総局汚控司
	大気汚染物排出基準関連問題に関する返答 環函[2000]	2000.12.29	国家環境保護総局
	高汚染燃料区分に関する規定 環発[2001]37 号	2001.3.30	国家環境保護総局
	石炭燃焼の二酸化硫黄排出汚染対策技術政策 環発[2002]26 号	2001.12.19	国家環境保護総局、国家経済貿易委員会 科技部

法規類別	法規名称	施行日	採択機関
	石炭ボタの二酸化硫黄排出汚染費徴収関連問題に関する返答 環函[2001]359号	2001.12.31	国家環境保護総局
環境基準	大気汚染物質総合排出基準 (GB16297-1996)	1996.12.06	国家環境保護総局
	火力発電所大気汚染物質排出基準 (GB13223-2003)	2004.1.1	国家環境保護総局 国家質量監督検査検疫局
	ボイラー大気汚染物質排出基準 (GB13271-2001)	2002.1.1	国家環境保護総局 国家質量監督検査検疫局
	環境空気質基準(GB3095-1996)	1996.12.06	国家環境保護総局
	工業ボイラー・キルン大気汚染物排出基準 (GB9078-1996)	1996.12.1	国家環境保護総局
	コークス炉大気汚染物排出基準 (GB16171-1996)	1996.3.7	国家環境保護総局

出所) 馬中・宋国君(2005)、表2

大気汚染対策の基本的枠組みは大気汚染対策法によって定められている。大気汚染対策法は大気汚染の防止・改善のために1987年に制定され、その後1995年および2000年に改正された。大気汚染の排出規制の基本は、汚染物質の排出源に対する濃度による規制である。以下主だった規制の枠組みについて述べる。

国家大気環境質基準と国家排出基準は、国務院の環境行政部門が定める。排出基準の数値は大気環境質基準の達成を目標とするものである。汚染物質の排出源は、国が定める国家大気汚染物排出基準あるいは省・自治区・直轄市政府が定める地方排出基準を超える汚染物質を排出してはならない。省レベル政府は、上乘せ（国より厳しい）あるいは横だし（国が未制定のもの）の地方排出基準を制定できる（7条）。また省レベル政府は地方大気環境質基準を制定できる。ただ、排出基準の場合とは違い、横だしの権限だけが認められている（6条）。排出基準違反の大気汚染行為は、期限付きで改善することが要求されるほか、過料の行政処罰を科される（48条）。

日本における大気汚染対策で効果を発揮した総量規制制度も導入されている。大気污染防治法第15条によれば、一定地域で大気汚染物質の排出総量を抑制するために、総量規制制度がある。国務院と省レベル政府が指定した総量規制区では、企業あるいは事業組織に対して、主要な大気汚染物質の排出総量がそれぞれ割り当てられ、達成することが求められる。ただし総量規制制度には、排出規制のような強制的手法は用意されておらず、規制制度の実効性については不明なところもある。

総量規制の対象として指定できる地域は、大気環境質基準が達成できていない地域、酸性雨抑制区、SO₂汚染抑制制区の3つである。酸性雨抑制区とは、すでに酸性雨が発生しているか発生する可能性のある地域である。SO₂汚染抑制制区は、SO₂汚染の深刻な地域である。両者は、国務院の承認を得て指定される（第18条）。「2つの抑制区」は1995年改正法で導入され、98年2月に地域指定が行われている。「2つの抑制区」では10・5計画期間に、2005年目標でSO₂の総排出量を2000年比で20%削減することになっている。なお、排出可能な汚

染物質の総量は、環境容量に基づいて設定された許容排出総量ではなく、削減量を決めて相対的に汚染改善を進める量的目標値である。2004年段階で、環境容量に基づく許容排出総量規制へ移行するための作業が進められている。

日本のSO₂削減の経験に照らして考えると、以上概括した大気汚染対策の枠組みが明確な目標設定の下で適切に執行されるならば大幅な削減が可能であると思われる。ところが現実にはすでに述べたようにSO₂の総排出量は増加している。本調査で行った1990年以降のSO₂排出量の変化と、脱硫効果、エネルギー源の変化、省エネルギーによる効果に関する推計では図6-3に示すように、燃料代替などで一定の効果は上がっているものの、それを上回ってSO₂排出量が増加しているため、SO₂削減に大きな効果を上げているというところまでに達していない。この原因に関する検討は後で行いたい。

2.2.3.2 排污費徴収制度

中国の大気環境政策は既に述べた汚染物質排出源に対する濃度による排出規制および一部総量規制制度などのいわゆる指令・統制型（command-and-control）規制に加えて、以下に述べる排污費徴収制度という経済的手段が導入されており、一種のポリシーミックスになっている。

排污費徴収制度は環境保護法第28条に定められており、事業者が工場等から汚染物を排出する場合に事業所から一定の費用を徴収する制度である。汚染者負担の原則の具体化であるとともに、環境保護資金を調達する目的をも有する。中国の排污費徴収制度はドイツの排水課徴金制度（1976年9月制定）を参考に78年に提起され、79年の環境保護法（試行）において正式に規定された。その後、国務院から発布された「排污費徴収暫行弁法」（82年）、「汚染源治理専門資金有償使用暫行弁法」により具体的な手続きが決められた。排污費徴収制度は現在まで、何度か改訂されつつ存続している。

現行の排污收費制度は2003年の排污費徴収使用管理条例に基づいているが、それは、以下に述べるいくつかの重要な変化が見られる。

第1に、騒音を除いて、その他の汚染物質（汚水、廃ガス、個体廃棄物）に対しては、基準排出量からの超過分について排污費を支払う方法から、汚染排出量の総量に対し排污費を支払う方法に変わった。その上、基準を超えて排出する場合は、更に罰金を取ることとなっている。第2に、排污費の対象となる物質を1種から3種に増やしたことである。単一汚染源徴収のもとでの一種の汚染物質しか排污費を徴収しなかった制度から、汚染物質の種類ごとに汚染当量を計算し、合計して排污費を算出する方法へと変えた。第3に、排污費の単価が汚染削減に対する費用（この費用の具体的内容と算出根拠については検討を要する）より高い水準へ引き上げられることが決定された。その変化は表2-8のようにまとめられる。しかし、企業に対して急な負担増にならないように、徴収基準が次第に引き上げることにした。例えば、SO₂の場合は2005年までの3年間をかけて年に0.2元/汚染当量ずつ上昇させることとなっている。

以上のような変化で、2003年の排污費総額は73.1億元に対し、2004年の徴収総額は94.2億に増加した。徴収企業も44.8万から73.3万に増加した。

表 2-8 新旧徴収基準の比較

種類	旧徴収基準	新徴収基準
汚水	0.05 元/t	0.7 元/汚染当量
排ガス	0.2 元/kg	0.6 元/汚染当量
ばいじん	3~6 元/t	1~20 元/t
固体廃棄物	0.1~0.3 元 (t/月) 貯蔵・処置施設がない場合	5~30 元/t
危険物	1.2~5 元/t 水域に流す場合 2~36 元/t	1,000 元/t

出所)『中国排污收費制度 改革と設計』に基づいて作成。

徴収した排污費の用途については、排污費徴収使用管理条例制定後、銀行が環境部門に替わって排污費を徴収し、中央と地方の財政部門が使用・管理するようになった。その結果、排污費の用途が中央と地方の二つの系統に分かれたことになる。1982年に排污費制度が開始した当時の環境行政は予算が不足しており、制度が変わる2003年まで排污費が実際の環境対策以外に「流用」されているとの指摘もあった。ただ、表 2-9 に示すように、1990年代における排污費は徴収額、使用額ともに増加し続けた。排污費が中国における環境保護投資に占める比率は低下傾向にあったけれども、使用される総額は増加した。当時は地方の財政局が排污費を環境保護局に配分し、環境保護局が各企業、事業等に配分していた。その後、環境保護局が自らの運営費を賄っている等の批判を受け、現在は地方の財政局が予算策定の際に、環境保護局と相談のうえ直接環境事業に配分している。その結果、環境保護部門が排污費による収入を経費として使用することができなくなり、補助金として排出者に回すこともできなくなった。排污費徴収使用管理条例によると、徴収された排污費の中の10%が国庫に上納され、中央の環境保護専門資金として管理し、使用される。残りの90%が地方財政に収められ、地方の環境保護専門資金として管理し、使用される。地方環境保護局はSO₂の観測機器を設置する必要があり、そのために必要となる経費が十分保障されていないことに対して不満があるといわれる。

2003年の制度改正により、排污費による収入の用途は以下の四つに限定された。

- (1) 重点汚染源における汚染の防止及び処理
- (2) 広域汚染の防止及び処理
- (3) 汚染の防止または処理する新技術の開発、普及および応用
- (4) 其の他の国务院が定める汚染の防止及び処理項目

排污費による収入は環境行政補助としての使用が禁止され、衛生、緑化及び新規汚染源の

汚染処理の目的での使用も禁じられた。しかし、中部及び西部地域¹³においては過渡的措置として、2005年まで排污費の一部を環境保護機構の行政経費として使用することが認められた。

排污費徴収制度の効果については、インセンティブ効果の側面と財源調達効果の側面について検討する必要がある。また、効果に影響を及ぼす要因としては制度設計上の問題と実際の適用に伴って生じる実態上の問題とがある。改正以前の制度の下では、排污費の水準が排出源の限界削減費用に比べて低すぎたため、企業に対策を促すインセンティブ効果は小さかったという指摘が多い。すなわち排污費の水準が圧倒的に低かったので、脱硫装置等の環境対策設備の導入しようとはならなかった。現在は排污費を高くして排出総量に課しているが、今なお限界削減費用と比較すると低水準であると指摘されている。

また中国では地域間経済格差が大きいので、排污費改定にあたっては、幾つかの省の調査結果を基に、経済発展の段階に応じて差をつけ、物価の高低によっても差をつける方法も提案された。例えば、西部の貧困地域では課徴金に0.8、一般では1.0、東部の沿岸地域では1.2を乗じる。ただ、このような複雑な基準にすると改定案の導入にあたって更なる議論が必要であるため、財政部や国家発展改革委員会が単純な方法を望んだ結果、排污費は全国一律となった。そのため排出比は地域ごとで異なった効果を持つ可能性がある。

排污費の徴収にも問題がある。地方政府が行政課徴金を徴収する際に不正を行った例が多く見られたため、①不正を犯した企業に2～4倍の罰金を課す、②排污費徴収の担当者を行政処分にする、③監察部と共同で徴収権を取り上げ、上級の環境部門が直接徴収できる等、厳しい対応がなされた。

表 2-9 排污費徴収額及び使用状況の推移

年	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003*3	2004
徴収額(億元)	20.1	23.9	26.9	31.2	37.3	41.0	45.2	49.0	55.5	58.0	62.2	67.4	73.1	94.2
使用額(億元)	17.8	21.7	24.8	27.0	32.2	39.6	45.8	48.6	54.6	62.8	59.8	66.6	32.3	n. a.
環境保護投資額に占める割合(%)	10.5	10.5	9.2	8.8	9.1	9.7	9.1	7.4	6.6	6.2	5.4	4.9	2.0	n. a.
環境汚染対策(億元)*1	13.4	16.2	18.2	19.1	20.4	23.0	26.5	27.3	31.1	37.1	26.7	35.8	16.3	n. a.
環境保護補助金(億元)*2	4.4	5.5	6.6	7.9	11.8	16.6	19.3	21.3	23.5	25.7	32.2	30.8	16.0	n. a.

注)*1 総合汚染対策への補助を含む。

*2 総合汚染対策と環境保護局自身の基盤整備に当てられたとされている。

*3 「排污費徴収使用管理条例」が2003年7月1日より施行されたことに伴い、2003年の排污費使用額は条例施行前の半年分を計上。

出所) 高樹婷等「中国的环境保護基金—現状与展望—」『環境投融资戦略』中国環境科学出版社 2003年 p104、「全国環境統計公報」2003、2004年版をもとに作成

¹³ 東部、中部、西部の地域区分は次のとおり。

東部：北京市、天津市、河北省、遼寧省、山東省、上海市、江蘇省、浙江省、福建省、広東省、海南省

中部：吉林省、黒龍江省、湖南省、湖北省、河南省、江西省、山西省、安徽省

西部：重慶市、四川省、雲南省、貴州省、陝西省、甘肅省、寧夏回族自治区、広西壮族自治区、内蒙古自治区、青海省、新疆ウイグル自治区、チベット自治区

2.2.3.3 若干の考察

中国環境政策の効果を検証するには、まずその政策目標が達成されたか否かを見てみる必要がある。第10次5ヵ年計画期間には、SO₂の総排出量を2000年比で全体として10%、特定の地域では20%削減するという目標が立てられていたが、その達成は困難であると言われている。ここでその原因を明確にしておく必要がある。目標が達成できない原因についてはいくつかの側面からの検討が必要である。エネルギー政策と環境政策との整合性が基本的な原因としてあると思われるが、それは後述するとして、ここでは政策手段特に排污費徴収制度について若干考察を行っておきたい。

排污費徴収制度は2003年改革によってその性格が変化した、あるいは少なくとも変化させようと試みられているといえる。すなわち、環境対策のための財源調達手段としても活用されることには変わりはないけれども、それに加えて従来の排污費が基準遵守を促すための制裁金的性格を持つ課徴金だったのに対して、2003年以降の排污費は効率的な汚染削減のための経済的インセンティブとしての課徴金をめざすものへと、その法的・経済的性格を移行させつつある(桜井 2005)。ただ排污費による経済的負担の増加がどの程度の汚染削減インセンティブをもたらすかについては不透明な部分もある。それでも、排污費の徴収基準の引き上げと排出総量に対する賦課方式への転換は経済的インセンティブが働くようになる可能性をつくりだしたことは確かだし、徴収した排污費の使途も明確化されることで、環境投資を加速させる機能を持つと考えられる。しかしこれもすべて汚染物質排出に関するモニタリングと環境行政能力の裏付けなしでは進みえない。この点では徴収した排污費が環境行政経費に使うことができなくなることが環境行政能力向上を妨げる要因にならない保証が必要である。正確なモニタリングや環境行政の基本的な体制を確立するための経費は一般的な行政経費として認められなければならないが、中国の税体系や政府間財政関係がこうした経費を保証するものになっているか否か、また経済発展に伴って必要になる行政サービスと増加する税収とのバランスと配分の問題に留意しておかなければならない。

一方、汚染削減のための設備投資等により排出基準を遵守している企業やサービス業、畜産業にとっては、基準は守っていても排出総量に応じて排污費の支払額は増加するので、特に負担感が強い制度改革となった。今後これら排出基準を遵守している企業にどこまで受け入れられるのかが注目される。また、この点では発電所への排煙脱硫装置の導入に力点が置かれた大気汚染対策に伴うコスト負担の大きさも危惧される。堀井(2005)の試算によれば、排煙脱硫装置の設置を一律に義務づけた場合には、初期投資額として1,188億元もの投資コストが必要であり、これは2000年のGDP総額の1.3%、同固定資産投資総額の3.6%に相当するという。また運転費用についても681億元/年と巨額になると見積もられている。こうした対策コストの巨額さから排出源の負担能力と対策の実行可能性を危ぶむ指摘も少なくない。

徴収された排污費がもつ環境政策の財源としての機能に着目すると、その用途が汚染処理関係に限定されたことにより、重点汚染源への汚染処理補助費が増加することが見込まれる。

環境行政機関内部には汚染被害者に対する補償目的への課徴金の使用を訴えるものもいるという。今後、中国の排污費徴収制度の機能は、徴収された排污費の使途に影響されるし、制度の評価を左右する1つの重要なポイントになると思われる。

2.2.4 水環境政策の現状と問題点

水質汚濁対策の政策体系は、直接または間接的に汚染物質排出を抑制する目的の政策体系であり、表 2-10 が政策のリストである。そのなかでも水汚染の防止改善のための中心的な法律である「水污染防治法」は、1984年に制定された後、1996年に改正された（以下の記述は、片岡直樹(2004)に依拠している）。

表 2-10 水質汚濁対策政策体系リスト

	政策名称	公布機関	実施機関
法律	中華人民共和国環境保護法(1989)	全人代常務委員会	国家環境保護総局
	中華人民共和国クリーナープロダクション促進法(2000)	全人代常務委員会	国務院経済貿易行政主管部門
	中華人民共和国海洋環境保護法(1999)	全人代常務委員会	国家環境保護総局
	中華人民共和国水汚染対策法 (1996)	全人代常務委員会	国家環境保護総局
	中華人民共和国固形廃棄物環境汚染対策法(2004)	全人代常務委員会	国家環境保護総局
	中華人民共和国環境影響評価法(2002)	全人代常務委員会	国家環境保護総局
行政法規	汚染物質排出費徴収・使用管理条例(2003)	国務院	国家環境保護総局
	中華人民共和国水汚染対策法実施細則(2000)	国務院	国家環境保護総局
	建設プロジェクト環境保護管理条例(1998)	国務院	国家環境保護総局
	淮河流域水汚染対策暫定実施条例(1995)	国務院	国家環境保護総局
	中華人民共和国陸地発生源による汚染物質による海洋環境汚染対策管理条例(1990.8.1)	国務院	国家環境保護総局
	中華人民共和国海岸工程建設プロジェクトによる海洋環境汚染対策管理条例(1990)	国務院	国家環境保護総局
	中華人民共和国船舶解体による環境汚染防止管理条例(1988.5.18)	国務院	国家港湾事務監督、国家漁政・漁港監督管理部門、軍隊環境保護部、国家海洋管理部門及び重要河川の水質保全機関
	中華人民共和国海洋投棄管理条例(1985)	国務院	国家海洋局及びその派遣機関
中華人民共和国船舶による海域汚染防止管理条例(1983)	国務院	中華人民共和国港湾事務監督	
部門規制	クリーナープロダクション審査暫定実施規則(2004)	国家発展改革委員会、国家環境保護総局	国家発展改革委員会及び国家環境保護総局
	環境影響評価審査専門家バンク管理規則(2003)	国家環境保護総局	国家環境保護総局

	政策名称	公布機関	実施機関
	汚染物質排出費徴収・使用管理規則 (2003)	財政部、国家環境保護総局	財政部、国家環境保護総局
	汚染物質排出費徴収基準管理規則 (2003)	国家発展計画委員会、財政部、国家環境保護総局、国家経済貿易委員会	国家環境保護総局
	建設プロジェクト環境影響評価文書のレベル別審査規定(2002)	国家環境保護総局	国家環境保護総局
	淮河と太湖流域の重点水質汚濁物質排出許可証管理規則 (試行) (2001)	国家環境保護総局	国家環境保護総局
	家畜飼育汚染対策管理規則 (2001)	国家環境保護総局	国家環境保護総局
	汚染源観測管理規則(1999)	国家環境保護総局	
	環境基準管理規則(1999)	国家環境保護総局	国家環境保護総局
	建設プロジェクト環境影響評価資格証書管理規則(1999)	国家環境保護総局	国家環境保護総局
	漁業水域汚染事故調査処理手順規定(1997)	国環境保護総局	漁政漁港監督管理局
	環境統計管理暫定実施規則(1995)	国家環境保護総局	国家環境保護総局
	汚染物質排出申告登録管理規定(1992)	国環境保護総局	県クラス以上の環境保護局
	飲料水水源保護区汚染対策管理規定(1989)	国家環境保護総局、衛生部、建設部、水利部、地質鉱産部	国家環境保護総局
	建設プロジェクト環境影響評価料金徴収基準の原則と規則(1989)	国家環境保護総局	国家環境保護総局、国家物価局
	製紙業の水汚染対策に関する規定(1988)	国务院環境保護委員会、軽工業部、農業部、財政部	国家環境保護総局
	汚水処理施設環境保護監督管理規則(1988)	国家環境保護総局	国家環境保護総局
	水質汚濁物質排出許可証管理暫定実施規則(1988)	国家環境保護総局	国家環境保護総局
規範と基準	兵器工業水質汚濁物質排出基準弾薬装填 GB 14470.3—2002	国家環境保護総局	国家環境保護総局
	兵器工業水質汚濁物排出基準火薬 GB 14470.1-2002	国家環境保護総局	国家環境保護総局
	兵器工業水質汚濁物排出基準加熱加工薬剤 GB 14470.2-2002	国家環境保護総局	国家環境保護総局
	地表水と汚水の観測技術規範 HG/T91-2002	国家環境保護総局	国家環境保護総局
	水質汚濁物質排出総量観測技術規範 HJ/T92-2002	国家環境保護総局	国家環境保護総局
	都市汚水処理汚染物質排出基準 GB18919-2002	国家環境保護総局、国家質量監督検査検疫総局	国家環境保護総局
	家畜飼育業汚染物質排出基準 GB18596-2001	国家環境保護総局、国家質量監督検査検疫総局	国家環境保護総局

政策名称	公布機関	実施機関
製紙工業水汚染排出基準 GWPB2-1999	国家環境保護総局	国家環境保護総局
アンモニア合成工業水質汚濁物質排出基準 GWPB4-1999	国家環境保護総局	国家環境保護総局
污水総合排出基準 GB8978-1996	国家環境保護総局	国家環境保護総局
苛性ソーダ、ポリ塩化ビニール工業水汚染物質排出基準 GB15581-1995	国家環境保護総局	国家環境保護総局
磷酸肥料工業水質汚濁物質排出基準 GB15580-1995	国家環境保護総局	国家環境保護総局
地方における水質汚濁物質排出基準制定の技術的原則と規則 GB3839-93	国家環境保護総局	国家環境保護総局
ロケット推進燃料水質汚濁物質排出基準 GB14374-93	国家環境保護総局	国家環境保護総局
肉類加工工業水質汚濁物質排出基準 GB13457-92	国家環境保護総局	国家環境保護総局
紡績染色工業水質汚濁物質排出基準 GB4287-82	国家環境保護総局	国家環境保護総局
鉄鋼業水質汚濁物質排出基準 GB13456-92	国家環境保護総局	国家環境保護総局
海洋石油開発工業の含油污水排出基準 GB4914-85	国家環境保護総局	国家環境保護総局
船舶工業汚染物質排出基準 GB4286-84	都市・農村建設環境保護部	中国船舶工業総公司
船舶汚染物質排出基準 GB3552-83	都市・農村建設環境保護部	交通部

出所) 馬中・宋国君(2005)、表 4

水汚染関連の基準としては、国家水環境質基準を国務院環境行政部門が制定し、省・自治区・直轄市政府は横だし（国が未制定のもの）の地方補充基準を制定できる（6条）。水環境質基準を達成するために、排出基準が定められる。国家水汚染物排出基準は、国家水環境質基準と国家の経済・技術条件とを考慮して国務院の環境行政部門が制定する（7条）。省レベル政府は、上乘せ（国より厳しい）あるいは横だし（国が未制定のもの）の地方水汚染物排出基準を制定できる（同条）。

各汚染源が排出基準を達成しても、水環境質基準が達成されないような水体に対しては、重点汚染物質に対する総量規制が実施でき、企業に対して排出量が割り当てられる（法 16条）。総量規制は、総量規制計画を定めて実施される。同計画では、総量規制区域、重点汚染物質とその排出総量、必要削減量と削減期限が決められる（実施細則 7条）。総量規制計画はさらに、総量規制実施プランを定めて実施される。同プランには、排出量の削減が必要な汚染源、汚染源ごとに削減すべき汚染物質の種類と排出総量規制指標・削減量・削減期限が決められる（同 8条）。排出総量規制指標を超えて排出している場合には、期限付き改善が命じられることになっている（同 10条）。ただし法の規定上は、総量規制は汚染源への強制的な制度とはなっていないと指摘されている。

水汚染物質を排出する企業と事業組織に対しては、排出基準の遵守を求め、基準を超えた排出者に対しては基準超過排污費（超標排污費）が課されるほか、改善計画を作って実施することになっている（15条）。大気汚染の場合とは異なり、排出基準違反の水汚染を止めさせるための強制的な手法は用意されていない。ただし有害物質や油などによる水汚染は禁止されており、過料の行政処罰が科される。

水環境問題の現状については一定の改善がみられる。本調査の推計（第6章参照）によれば、中国全土において、工業系、生活系あわせ、1995年には2,600万トン/年のCODが発生し、そのうち400万トン/年が除去され、残り2,200万トン/年が環境中に放出されていた。03年にはCOD発生量は95年と同じく2,600万トン/年であったが、環境中への放出量は1,400万トン/年と95年よりも減少している。第10次5ヵ年計画では下水道整備も推進されたが、都市生活系での除去量は少なく2003年で200万トン/年で発生量の18%にすぎない。むしろ工業系での対策が進み、除去量が1995年の380万トン/年から2003年には1,000万トン/年と大幅に増加している。

以上、対策特に工業系排出源に対する対策については成果もあがりつつあるが、いくつかの問題点を指摘することができる。第1に、污水处理場の経営問題である。現状では下水料金が安く投資回収ができず経営状態が良くないところが多い。下水料金は政府一般財源からの繰り入れもあって安価に抑えられているが、今後環境効果、効率性、公平性の観点をふまえた料金体系を検討していく必要がある。また中央政府は地方政府より金利負担が軽いこともあって、流域管理の観点からは中央政府が国家プロジェクトとして投資すべきであろう。

第2に、安全な水の供給をいかに確保するかという問題である。中国国内では病原性微生物・有害化学物質・重金属による健康被害が少なからず発生している。住民の健康を守るという観点からは上水道整備が急がなければならない。

第3に、循環経済とも関連する工場廃水・汚泥の処理の問題である。多くの下水処理場では、汚泥を肥料として利用することはできていない。実施機関によれば、理由は汚泥中の重金属による農地汚染を考慮しているためである。工場は排水を処理した後、下水管へ排水することになっているが、現実には守られていないケースがあり、重金属を含む排水が下水処理場へ流入し、結果として下水処理過程で発生する汚泥にも重金属が含まれるのではないかと推察される。そのため、工場廃水のモニタリングと規制が必要である。日本における経験では大阪市下水道での水質使用量も参考になるかもしれない。汚泥の野積みや遮水構造を持たないサイトへの埋め立てでは汚泥処分に伴う土壌汚染が生じる可能性がある。汚泥中及び処分場周辺土壌中の重金属濃度を測定し、重金属を含む汚泥は適正に処分される必要がある。

2.3 中国の環境政策と経済発展政策との整合性の分析：エネルギー政策と環境政策の統合と整合性

経済発展にはエネルギーと交通が不可欠である。同時にエネルギーと交通は最大の汚染源であるので、エネルギー政策と交通政策に環境配慮が組み入れられ、エネルギー・交通政策と

環境政策を統合的に扱う公共政策がいかに関係していくかを検討することが、環境政策と経済発展政策の整合性を分析する手がかりを与える。ここではエネルギー政策と環境政策の統合過程と整合性に注目して検討していくことにする。

2.3.1 エネルギー政策と環境政策

中国では1973年に「工業、三廃排出試行基準」(GBJ4-1973)が公布され、火力発電の大気汚染物に対してはじめて国家基準による排出規制が実施された。その意味では中国においては1970年代にエネルギー政策に環境の考え方が導入されていたといえる。

また第8次5ヵ年計画から、エネルギー政策の中に環境に関する表現が入った。例えば排污費徴収制度やSO₂汚染抑制区は、電力消費を抑制することになるので、現在は環境政策がエネルギー政策より優先されているという指摘もある。しかし形式的に環境政策の優位性がうたわれていることや環境政策を優先する方針が打ち出されていることをもって直ちに環境政策が優先されているということとはできない。形式や方針を現実に具体化する条件や仕組みが整えられなければ、方針は絵に画いた餅に終わりがねないからである。

2.3.2 電力セクターの汚染対策

エネルギー開発は利益を生むものであるが、環境保全は利益を生まない投資といわれる。営利企業や開発行政を推進している(地方)政府においては、エネルギーや交通の開発・整備には熱心であっても、環境保全を推進するインセンティブは働きにくい。また、中国における人口一人当たりのエネルギー消費水準はヨーロッパと比較するとまだ5分の1程度であり、生活水準の向上にあわせて今後ともエネルギー消費量は増加していくものと見なければならぬ。特に電力消費量は増加していくであろう。電力の生産を担う電力セクターについては電源の大半を石炭に頼ってきたこともあって、これまでも最大の汚染物質排出源であったが、今後の電力需要の伸びを考えるならば、将来にわたっても排出源として大きな比重を占めることは疑う余地がない。従って、大気汚染防止の観点からは電力セクターの汚染対策をいかに進めるかが現在においても将来のことを考えても決定的に重要である。

中国において現在の大気汚染対策の柱となっているのは、すでに説明した大気汚染防止の法体系を基礎としつつ、1998年に提唱され、2002年頃より本格的に実施されるようになった「2つの抑制区」政策である(以下の記述は、堀井(2005)に多くを依拠している)。第10次5ヵ年計画における中国全体のSO₂削減目標は、2005年にSO₂排出量を2000年レベルと比較して10%削減するというものであるが、「2つの抑制区」内においては同20%削減することを目標としている。「2つの抑制区」は酸性雨被害とSO₂排出の深刻な地域として、全国で27省175都市(県級市、地区を含む)を指定し、集中的に政策資源を投じ、実効性のある汚染管理を行おうとするものである。「2つの抑制区」は全国の国土面積の11%、人口で39%を占めるが、GDPでは67%、SO₂排出量は全体の60%近くを占めている。したがって、「2つの抑制区」で集中的に対策をとることは環境的には必要でもあるし、費用対効果的にもよいと考えられて

いる。

SO₂削減のための具体的な政策の内容は、各地域で多少の違いはあるが、堀井(2005)によれば中心的な政策の枠組みは以下のようなものである。

- (1) 対象地区内の小規模な石炭焚きボイラー、飲食店などにおける石炭の使用を禁止、クリーンエネルギー（天然ガス、LPG等）への転換を進める。
- (2) 対象地区内に「ゼロ石炭地区」を設置する。
- (3) 高硫黄炭の使用を禁止する。具体的には、対象地区内においては、石炭の品質（硫黄分）規制を導入する。
- (4) 今後新設される発電プラントには、排煙脱硫装置の設置を義務づける。
- (5) 市街区内に新規に建設される排出源には、モニタリングのためにオンラインの連続汚染排出測定機器(Continuous Emission Monitors: CEMs)の装備を義務づける。

以上中国におけるSO₂削減政策の基礎体型は、小型の排出源については一律に石炭を禁止し、中規模以上のものについては使用する石炭の品質を規定するという直接規制である。また「2つの抑制区」の規制対象区に限らないことであるが、今後の大気汚染対策の重点のひとつとして発電所への排煙脱硫装置の導入に力点が置かれている。2002年1月30日時点の規定では、以下の条件ごとに発電所の汚染対策が決められている。

①高硫黄炭を燃料とする発電所、②新設および増設の発電所、③既設の発電所の中で、SO₂排出基準、あるいは排出総量規制を未達成で、残された設計寿命が10年以上のものについては、排煙脱硫装置の設置が義務づけられるとしている。また、④既設の発電所の中でSO₂排出基準、あるいは排出総量規制を未達成で、残された設計寿命が10年未満のものについては、低硫黄炭への燃料転換あるいは同等の汚染削減効果を持つ措置、すなわち簡易脱硫装置などの設置を高じなければならないとしている。したがって、⑤都市適切な発電所で排出基準が遵守できている発電所はこうした環境対策の要求には従う必要はないとの規定はあるが、実際には少なからぬ発電所が上の①～④に該当し、排煙脱硫装置の設置を迫られると考えられる。

またさらに、①硫黄含有量2%以上の燃料、あるいは200MW以上のユニットについては、湿式世界石一石膏法を優先的に導入し、脱硫率90%以上、発電設備稼働時の95%以上を運転することを保証しなければならない、②硫黄含有量2%以下の中小発電所(200MW未満)あるいは残された設計寿命が10年以下の老朽ユニットについては、半乾式あるいは乾式で費用の安い成熟技術を導入し、脱硫率75%以上、発電設備稼働時の95%以上を運転することを保証しなければならないとしている。

すでに述べたように、排煙脱硫装置の設置を一律に義務づけた場合には、初期投資額として1188億元もの投資コストが必要であるという試算もある(表2-11参照)。今後中国の発電所建設は電力需要の増加に伴って一層加速すると考えられており、ある予測では石炭焚きおよび石油焚き火力発電の設備容量の合計は2010年に3億235万kWと2000年のおよそ1.4倍、2020年には4億7961万kWと同2.3倍にまで成長するとされている。このように発電設備自

体への投資が急増する基本状況の中で、果たしてそれに合わせて排煙脱硫装置への投資費用も調達できるか疑問視する向きもある。ただ排煙脱硫装置技術の国産化も進展しており、投資費用はそれほど大きくなりすぎず十分賄えるとの意見もある。また国産技術を利用する場合には、脱硫装置の設備投資費用を支払う電力産業にはコストになるけれども、マクロ経済で見ればマイナスになるとも限らないとの見方もでていいる。それでもSO₂削減政策をスムーズに進める観点からは、排煙脱硫装置以外の対策も費用効率性に応じて適用可能とする政策も考えられてよいだろう。

表 2-11 排煙脱硫装置をすべての石炭火力発電所に設置した場合の試算

	基数 (基)	設備容量 (万 kW)	初期投資額 (万元)	運転費用 (万元/年)
200MW 以上の発電ユニット	452	12,592.5	8,424,383	2,619,024
200MW 未満の発電ユニット	2,467	7,254.0	3,452,904	4,194,640
合計	2,919	19,846.5	11,877,287	6,813,664

注) 基数、設備容量については、2000 の数値 (『中国電力年鑑 2001 年版』)。初期投資額、運転費用については、湿式石灰石-石膏法の場合は単位当たり投資額 669 元/kW および 1 基当たり費用 5794.3 万元/基、乾式 LSD 法の場合は同 476 元/kW および同 1700.3 万元/基を用いて算出した (データはいずれも 1995 年価格、王・楊・Grumet・Schreifeds・馬等編[2002:78])。

なお、200MW 以上の発電ユニットの設備容量は 1998 年次点における排煙脱硫装置の設置状況 (1680MW) を踏まえ、この普及分は減じてある。

出所) 堀井 (2005) p31、表 1

ただ第 10 次 5 カ年計画が未達成に終わろうとしている基本的な原因は、SO₂削減対策のコストが大きすぎることや費用対効果的な対策がとられていないことにあるのではない。むしろエネルギー需要の増加で燃料転換はある程度行ったとしても、石炭使用量自身は減少せず、小規模で非効率な発電所を閉鎖することもできないまま発電所の増設が進んでいるからである。一言で言えば、急増するエネルギー需要を満たすことが優先されたため、SO₂削減のための規制の枠組みが執行できなくなったということである。言い換えればエネルギー需要の抑制まで含めてSO₂削減目標を達成するだけの政策体系が用意されていなかったということであるし、政府にはそれだけの政策体系を確立する能力も意思もなかったというべきかもしれない。

2.4 環境インフラの整備状況とその評価

既に述べたように環境政策を推進するためには、汚染原因者を規制する手段を講じることに加えて、環境インフラを整備するなど公共機関自身による活動も重要である。

表 2-12 は、中国における環境保護投資額の推移を示したものである。環境保護投資額は全体として増加しているが、環境保護投資に占める都市環境インフラ (下水道を含む排水、都市ガス、地域熱供給、園林緑化、環境衛生を含む) の割合は、1997 年以降高くなってきてい

る。また表 2-13 は、中国における中国全国都市建設固定資産投資の推移を示したものである。それぞれの項目の具体的内容を吟味する必要はあるが、都市インフラ建設における環境投資の増加率は、道路・橋梁の建設投資の増加率とほぼ平行である。ただこうしたマクロレベルでの数値とは別に、整備された個々の環境インフラがどの程度の環境効果をあげたか、またその効率性や公平性について検証が必要である。

表 2-13 中国全国都市建設固定資産投資の推移 (億元)

年	当該年投資 総額	環境インフ ラ投資	道路橋梁 建設投資
1990	121	30	31
1991	171	56	52
1992	283	72	91
1993	522	106	192
1994	666	113	280
1995	808	131	292
1996	949	171	354
1997	1,143	257	432
1998	1,478	389	616
1999	1,591	412	660
2000	1,891	516	738
2001	2,352	596	856
2002	3,123	789	1,182
2003	4,462	1,072	2,041

出所) 『中国城市建设統計年報 2003』、p163

2.5 地方・中央政府間関係と中国の環境政策の課題

環境汚染問題は常に現場のある問題であり、環境政策が実効をあげるか否かは現場での対策を指揮する地方政府の能力に依存するところが大きい。環境汚染の規制、下水処理場の建設等は、法体系上、地方政府に権限と責任がある。しかし中国環境政策遂行上の最大の問題の1つは、その地方政府には環境対策に取り組むインセンティブが乏しいことである。

一般に中国において地方政府は、環境保護よりも地域開発を第一義に考えているといわれている。生活系からの排出物の処理責任は地方自治体が、産業系からのそれは企業が処理責任を負うことになる。産業系の規制は法律で定められており、汚染者負担の原則 (Polluter-pays-principle : PPP) が適用されるが、守られない場合は罰金が科せられる。罰金は企業に返還され、汚染対策に使われる。PPP 執行上の問題点は、①企業がだまって排水を流すこと、②企業は就業機会の増加、税収の面で地域に貢献しているため、地方政府が違法なケースを見逃すケースも多いこと等が挙げられる。

地方政府の行政能力に問題がある場合も少なくないが、制度上制約されている場合もある。たとえば、中央政府は債券発行ができるが、地方政府にはそのような権限がない。もちろんもし債券を発行できたとしても、その資金は高速道路の建設に配分され、環境セクターに資

金が配分されないことも十分考えられる。対外開放の一環として、BOT や TOT などの方法で外資の導入を進めているが、契約、リスクをどうするのかといった問題に対応できる人材がない。地方政府にとって、人的・制度的制約をいかに克服していくかは大きな課題である。

中央政府は地方政府に対して単に指導監督の役割しかなく、中央政府として環境政策上個別的重点を置いて取り組んでいる地域以外は、地方政府に対して直接に影響力を行使する手段にも能力にも乏しい。この問題は、1つには、中国における中央と地方の政府間関係、すなわち各級政府間の事務、税源、財源等の配分に関わる問題であり、行財政システム全般の改革と深い関連をもつ。同時に、各現場で生じている環境問題を解決しようとする政策的動機付けがどのようなチャンネルを通じて地方政府に働くのかという問題でもある。地方の首長の人事考課にグリーン GDP などの環境に関する要素を加えていくことになっているのもその1つの方策かもしれない。また、環境問題をめぐる利害関係が地方政府の政策決定に影響を与える経路も重要である。中国における今後の地方環境政策の進展度合いとその方向性は、中国環境政策における情報公開や公衆参加が制度的・実質的にどのように展開するか、またより根本的には地方政治の民主化度合いに、大きな影響を受け規定されるであろう。

地域間に経済格差があることも環境問題の解決を困難にする場合がある。北方（東北、西北、華北）では、水不足に加え水質汚染が進行しており、使用できる水が不足している。これらの地域は、上流は貧困地域、下流は産業が発展した地域である。汚染対策は地方政府に任されているが、上流域にある地方政府は資金不足であることが多く、環境対策を実施できないでいる。

地域間経済格差を是正することは、中国においては持続可能な発展政策の一部を構成しているが、その具体的内容が環境問題との関連でも問題になろう。経済的に発達した地域は沿岸部に存在している。地域格差の是正のため、中央政府は西部大開発計画を実施中である。また、2003年には東北地方、現在は中部地方を発展させる政策が検討されている。しかしながら、様々な場所で開発を計画すると、結局投資が平均的になってしまい、どこも発展できない結果になるのではないかという危惧がある。ある調査によれば、東部の沿岸地域と西部とでは経済格差は拡大しているという結果が出ている。一部の貧困地域では配給制をとっている一方で、財政・税金の多くは大都市に使われているというアンバランスがある。貧困地域は石炭等の資源を流出する一方で、資金は流入しない。地域格差を無くすためには、①西部大開発、東北振興などの地域開発、②農業税を無くすこと（3分の1は既に廃止）、③東部臨海地域の企業を内陸に誘致するため、優遇政策をとることが考えられている。しかし、西部大開発や東北振興などの地域開発は持続可能な発展に名を借りた大規模開発という面があり、そのことが大規模な自然破壊や環境汚染を抱かないという保障はどこにもない。

2.6 中国環境政策の課題

中国環境政策の課題についてはそれぞれの項目のところで述べてきたので若干重複すると

ころもあるが、本節でまとめの意味もかねて整理しておきたい。

第1に、環境負荷量の大幅な削減が必要なことである。それはこれまでに推計された中国の環境汚染に伴う被害や損失の大きさが大幅に軽減されたという確たる根拠は見出せないからである。逆に大気についてはむしろ、本報告書では環境中へのSO₂の排出量は増加していると見積もられている。

この問題とも関連するが第2に、中国環境問題の現状や深刻さについての正確な把握が緊急に求められるという点である。本報告書における中国環境問題の把握も一国全体での発生量や排出量の推計にとどまっており、中国環境問題の全貌を把握したとはとてもいえない段階である。特に大気汚染や水汚染の影響はきわめて地域的なものなので、とりわけ各都市や地域レベルでの問題状況の把握が重要になる。これは、中国政府が公表している統計の項目や詳細さ、精度の問題とも深く関係している。また、環境汚染の影響や被害の大きさを把握することは、環境政策の目標を正確にたてるためにも不可欠な課題である。

第3に、環境目標の設定という点では、その科学的根拠を明確にし、そのことを説明できるようにする必要がある。それとともに、不可逆的な被害を起こさない予防原則的な考え方を適用した目標設定に留意すべきである。

第4に、中国ですすめられている改革の方向が環境問題や環境政策に及ぼす影響を分析しておく必要がある。具体的には市場経済化とりわけ国有企業改革によって非国有企業の割合が急増しているが、この改革は環境政策にはどのような影響を及ぼしているのだろうか。一面ではこの改革は重点汚染国有企業で業績の悪化したものは倒産することになり汚染源が消滅するという点からは望ましい。ただ一方で急増した郷鎮企業が新たな汚染源になっている面もある。非国有企業の営利性が強まると環境保全投資に消極的になることも考えられる。そうした企業に環境対策を促進するインセンティブを与える市場制度や公共政策のあり方が検討されなければならない。

この問題とも関連して第5に、環境政策に取り組むインセンティブを各級政府が持つための条件や可能性を検討していかなければならない。地方政府の場合について考えると、中央政府をはじめとして他のレベルの政府との間の事務配分、権限や財源の配分などの問題や、同一政府の組織内部における行政組織間関係の問題も関連している。またより広く考えれば、政府の環境政策の決定要因は政府の内部だけではなく、企業や住民の行動や意見にも影響されるはずであり、そうした政治的・社会的チャネルの機能と構造が検討される必要がある。

最後に、中国において急速に都市化が進行していることを踏まえるならば、今後における中国環境政策の主要な課題の1つは、持続可能な都市を実現していくための課題と解決方向を明確にしていくことであるといっても過言ではない。特に、都市の成長管理や都市環境管理計画と環境インフラの整備・運営が整合性を持って行われる必要がある。またそれをふまえた、環境インフラの運営主体と地方政府との間の都市計画上と財政上の関係が構築される必要がある。

参考文献

- 植田和弘(1995)「中国の工業化と環境問題」中国研究所編『中国の環境問題』新評論、pp12-23
- 植田和弘(2003) 石弘光・寺西俊一編『環境保全と公共政策』岩波書店
- 馬中他(2005)「中国の持続可能な発展政策に関する評価」(本調査バックグラウンドペーパー)
- 王金南他(2005)「中国における電力工業汚染対策に対する評価」(本調査バックグラウンドペーパー)
- 姜克雋他(2005)「中国のエネルギーと環境政策の発展」(本調査バックグラウンドペーパー)
- 片岡直樹(1997)『中国環境汚染防治法の研究』成文堂
- 片岡直樹(2004) 中国環境問題研究会編『中国環境ハンドブック 2005-2006 年版』蒼蒼社
- 桜井次郎(2005)『中国汚染課徴金制度の仕組みとその運用』名古屋大学大学院国際開発研究科博士論文
- 中国環境問題研究会編(2004)『中国環境ハンドブック 2005-2006 年版』蒼蒼社
- 李志東(1999)『中国の環境保護システム』東洋経済新報社
- 堀井伸浩(2005)「中国における大気汚染対策の評価－費用効率性と政策実施コストの観点から－」寺尾忠能・大塚健司編『アジアにおける環境政策と社会変動』アジア経済研究所

補論 2-1

国家水污染防治管理体制の問題点

1. 国家水污染防治管理体制の現状¹⁴

1.1 概況

中国の水污染防治管理体制は、環境保護法、水污染防治法と水法による法体制と、国務院が1994年に公布した「水利部の職能配置、内設機構、人員編成方案（以下これを三定方案という）¹⁵」による行政権により形成されている。この水利部の方案の第1条では水利部が水利産業管理と水資源管理の統一管理を強化することを規定している。中国の中央政府においては国家環境保護総局が国務院の環境保護統一監督管理部門の職責を担い、水污染防治の実施の責任を負い、水利部、建設部、農業部等の部門と協調して水環境管理に参加している。省、地区・市、県・市・区水污染防治管理機構は中央政府と基本的に一致している。

このような管理体制は一言で言えば1つの環境保護部門が主管し、多くの部門が参加する「一竜主管、多竜参与」の管理体制である。この体制において協調機構は現在改革中の機構であり、具体的には流域汚染防止連席会議、指導小組、弁公室（政府が設立した専門の弁公室）等である。

中央政府部門の水污染防治協調体制は、流域水資源保護指導小組、流域水污染防治指導小組連席会議、流域水污染防治指導小組等3種の形式がある。しかし、有効に活動しているのは後2者である。地方政府部門の協調体制では、流域水資源保護指導小組、流域水污染防治指導小組、流域保護委員会、環境保護委員会等がある。

1.2 水污染防治主管部門としての環境保護部門

(1) 流域水資源保護指導小組

この組織は水資源保護関係単位の責任者を集中でき、協調、監督の面において有利である。指導小組弁公室は實際上流域水資源保護管理局に設けられている。この指導小組は淮河流域水資源保護指導小組として1989年設立された。国家環境保護総局と水利部の流域水資源保護管理局に対する職責と2重指導体制に対して大きな分裂が存在していることから中央機構編成委員会は2001年に流域水資源保護管理局に対する2重管理体制を中止する意見を提出したが、依然としてこの指導小組体制は存続している¹⁶。

(2) 流域水污染防治指導小組連席会議

国家環境保護総局は国務院指定の汚染統制主管部門となり、流域内地方環境保護部門を主

¹⁴ 本節は王他（2003）、謝（2004）によるところが大である。

¹⁵ 「水利部職能配置、内設機構和人員編成方案」1994年1月10日国務院国弁発7号通知印発。（水利部ホームページ：<http://www.mwr.gov.cn>）

¹⁶ 淮河汚染問題については王他（2003）が詳しいが、最新の状況については大塚（2005）を参照されたい。なお中国の環境問題の監督検査体制の変化については大塚（2002）が参考になる。環境保護総局の形成については金（2005）が要領よくまとめている。また中国の環境法の形成については王曦他（2005）を参照されたい。

として各関係単位を配置した。太湖流域水污染防治管理形式がこの方式を採用している。温家宝首相が太湖流域污染防治第3回工作会議においてこの流域水污染防治指導小組連席會議制度を決定した。この連席會議制度は環境保護部門の協調保持の下に地方政府と関係部門の水汚染統制への積極的参加を促進するものであり、現実には良好な効果を納めており、応用の利く流域汚染統制管理モデルである。

2. 水污染防治管理体制に存在する問題¹⁷

2.1 部門間の権限の交叉重複

環境保護部門と水利部門の水污染防治権限の交叉が比較的に多いのが問題である。「水污染防治法」¹⁸では、環境保護総局は水環境管理行政部門であり、監督管理を実行すると規定しているが、他方の「三定方案」は、水利部が水資源に対する統一管理を実行すると明確に規定している。

水環境と水資源の区別があるが、また連係しているために、両部門の権限が明確ではない。実際には、環境保護部門は岸上、水利部門は水上ということになっており、水環境の統一管理と監督管理には不利となっている。事実上、統一管理と監督管理は関係があり、他方区別もある。監督管理は国家の水関係の法規政策の実施を監督することを指し、統一管理は水資源経営管理の統一を指しており、一種の資源産業の管理である。

もし統一管理モデルをもって監督管理に代えるならば遂行者であり、裁判官である現象が発生することになる。環境保護部門と水利部門の権限交叉は以下の如くである。

- (1) 流域管理機構の位置が不明である。流域管理機構は水利部の下部単位であり、環境保護部門との関係が不明である。環境保護部門はすでに手を引くと声明している一方、水利部門は継続して保留している。
- (2) 環境保護部門の水環境保護規則・水污染防治と水利部門の水資源保護計画との関係が不明である。新「水法」¹⁹に基づけば、水環境保護計画は水資源保護計画の構成部分である。但し、「水污染防治法」に基づけば、水污染防治計画は環境保護部門が全権限を持っている。
- (3) 環境保護部門の水環境効能区画と水利部門の水効能区の区別が不明確である。現在この2つの工作は同時に実行されている一方、各々がその法的基礎を求めているのでこの際相関した管理体系を建立することが望まれている。
- (4) 一定の重複した流域水環境質量観測工作がある。水文観測所と環境観測所は重複していない。重複した観測情報が公布されている。水利部は『水資源公報』において水質情報や排污総量を公表して2つの異なる政府情報を作り出している²⁰

¹⁷ 本節は王他（2003）によるところが大である。

¹⁸ 「水污染防治法」（1984年制定法改正）1996年5月15日。『人民日報』1996年5月20日。

¹⁹ 「水法」（2002年8月29日第9届全国人民代表大会常務委員会第29次會議通過）『人民日報』2002年8月31日。

²⁰ 例えば、大塚（2005）によれば、2003年の淮河のCOD排出量について国家環境保護総局の推計は70万トンであるのに対して水利部淮河水利委員会の推計は123万トンである。

2.2 部門間協調における問題点

実務上、これらの部門間の協調は一定の問題を抱えている。

- (1) 各部門が各自の利益を考慮するために衝突と矛盾が存在する上に、交流を欠いていることが、部門間の協調に影響を与えている。
- (2) 多数の行政主管部門が水の共同管理を行うために、場合によってはこれらの部門の部分的作業はその単一の目標管理政策を取るために水環境の全体管理を欠き、更には各部門の利益関係を考慮するために、水環境流域水管理に不利な政策・措置をもたらすことになる。
- (3) 水環境管理は総合政策が必要であるが、決定システムから見れば部門により細分化されており、利益の衝突もあり、指導小組や連席会議等のような一種の協調体制も存在するが、依然として完全な水資源管理も形成されておらず、利用と保護の総合決定体制も形成されていない。
- (4) 環境保護部門は、名義上は水污染防治行政機構であるが、実際には多数の部門が水環境管理に介入するために、水污染防治の統一管理が困難である。
- (5) 国務院の職責分業では、水利部門は主として水量管理に責任を負い、都市建設部門は都市生活用水、都市污水处理場建設、地下水資源開発・保護に責任を負う。水量と水質は相互に関連しているために、水利部門の量的統制は水環境質量に影響を与える。例えば、淮河流域の過度の取水は水の自浄能力に影響を与えており、更には水質改善にも影響を与えているのである。

3. 地方政府責任制と流域水管理²¹

水利部は現在流域機構改革を推進しているが、流域水污染防治体制には以下の6つの議論がある。

3.1 2重指導と単一指導

1980年代から中国は5大流域と太湖流域に関して水利部と環境保護総局の2重指導の流域水資源保護管理局を設立した。この2重指導体制は1980年代中期まではさして問題はなかった。ただし、1990年代になって環境保護部門の監督管理能力が高まるとともに水利部と環境保護総局の水環境保護面における協調体制（特に流域の水環境質量観測と情報公布）にいくつかの問題が生じた。その結果、流域水資源保護管理局の2重指導体制は次第に消滅の方向に向かった。

現在国家環境保護総局の流域水資源保護管理局に対する指導力はもはや存在していない。基本的に水利部指導下の流域水資源保護管理局となっている。

3.2 事業単位と政府機構

現在の流域水資源保護管理局は流域水利委員会の副局級事業単位となっている。しかも流域水利委員会も事業単位となっている。中国では国務院直属の事業単位の外の事業単位は通常

²¹ 本節は王他（2003）によるところが大である。

行政上の権限も法律上の権限もなく、ただの一般の諮問機構か仲介機構に過ぎない。従って、もし流域水資源保護管理局の流域水資源と水環境保護の統一管理を実行するならば、流域水資源保護管理局の事業単位性を弱化して政府監督職能を高めなければならない。そのためには流域水資源保護管理局を全人代通過の法律によるか、または上級政府部門によって政府機構として成立させなければならない。

3.3 監督管理と委員会決定

一旦流域水資源保護管理局が国務院の環境保護行政主管部門の出先機関となるならば、流域機構は1つの運行モデルの選択に直面する。すなわち、流域機構は1つの純粋な法的監督管理部門となるか、あるいは1つの委員会型の決定機構となるかという問題である。現在の流域水利委員会から見ると委員会の委員は水利部の任命か指定によっており、国務院のその他の部門、地方政府、流域関係の受益集団の成員から出ている委員はない。流域水資源保護管理局の幹部の人選と構成は基本的には水利委員会と同じで水利部の派遣か任命によるものである。従ってこの流域機構は真の意味での委員会型の協調と決定の機構ではあり得ないのである。短期的にはこの種の協調決定型の流域水資源保護委員会の可能性は薄いと言わざるを得ない。

3.4 水環境質量観測と情報公布

流域水環境質量観測は現在国家環境保護管理総局と水利部の流域水環境管理面における論争点の1つである。この両部門の採用した水環境質量評価基準は水環境質量基準と指標に至るまですべて合致しておらず、時には流域水資源総合評価の結論が完全に矛盾していたことがある。水利部門は、2001年以前の環境保護部門が実行した基準は部門の基準であり、国家基準ではなかったと言明している。現在は協調の初歩的成果として国家環境保護管理総局の統一管理規格の下に、統一観測基準を採用している。環境保護部門と水利部の共同の水質観測の最終結果は環境保護部門が統一的に公布している。

3.5 環境保護部門間の協調

環境保護部門自身の流域水質量管理方面からのみ言うと、まだ多重の分業と管理の問題がある。例えば、国家、省・地方環境保護部門、省市には上下流関係が存在している。上下流水環境効能区の協調は越境水質の保証監督、汚染物排放総量指標の配分、跨区域断面水質監督等の矛盾が存在している。

3.6 流域上下流補償システム問題

国際的に見ても、現在成功した流域補償システムの事例はほとんどない。現在、専門家の間では流域補償システムの研究が進行している。しかしながら、協調型の流域管理システムが未だ完成されていないために、短期的には流域補償システムを確立することは不可能であ

る。もし流域上下流利益補償の根拠が水資源資産（水量水質を含む）であるならば、まず各々の受益水資源の価値を計算する必要がある。中国の関係法律に基づけば、大河の水資源は国家所有であるから、補償価値を計算する最適な補償方式は何であるかという問題が生じるのである。

環境管理面の改革をみると過去においては行政管理が主であったが、市場経済化時代では住民参加を総合的に実施する必要がある。結論としては、環境政策においての計画経済時代からの行政管理型から規則プラス市場による管理型へ移行するとともに市場の失敗を避けるためには住民参加が必要であろう。すでに淮河流域では環境NGOが参加している事例も出て来ているのである²²。

参考文献

- 大塚健司 (2005) 「再評価を迫られる中国淮河流域の水汚染対策」『アジア研ワールド・トレンド』第 112 号、pp36-39
- 大塚健司 (2002) 「中国の環境政策実施過程における監督検査体制の形成とその展開—政府、人民代表大会、マスメディアの協調—」『アジア経済』第 43 巻第 10 号、pp26-57
- 金冬霞 (2005) 「中国の中央環境行政管理機関」平野孝編『中国の環境と環境紛争』日本評論社
- 王曦・秦天宝 (2005) 「リオ・サミット後 10 年間の中国の環境法と環境行政」平野孝編『中国の環境と環境紛争』日本評論社
- 包曉斌 (2004) 「中国流域環境総合管理」『中国農村経済』2004 年第 1 期
- 王浩、阮本清、身体軍 (2003) 『面向可持續發展的水價理論與實踐』北京 科学出版社
- 王金南、葛察忠、張勇、叶文虎、J.Nygaard (2003) 『中国水污染防治—体制與政策』北京 中国環境科学出版社
- 謝永剛 (2004) 『水權制度與經濟績效』北京 經濟科学出版社
- 楊志峰、馮王烜、張文国 (2003) 『流域水資源可持續利用保障体系—理論與實踐』北京 化学工業出版社

²² 例えば、大塚 (2005) を参照されたい。

第3章 中国環境円借款の概況

本章では、中国環境円借款全般及び調査対象 16 事業の概況について述べる。まず、対中円借款における環境円借款の位置づけを明らかにし、次に中国環境円借款の供与時期ごとの特徴について述べる。次に、調査対象となった第 4 次円借款の 16 事業について概説する。

3.1. 対中円借款における環境円借款の位置づけ

中国に対する円借款（以下「対中円借款」）は、1979 年度以降、中国の改革・開放政策を支援する目的から実施されてきた¹。2000 年度までは、複数年度ごとに供与目処額及び対象事業の大枠を事前に合意する多年度供与方式（ラウンド方式）が採用された。これは、中国の各 5 ヶ年計画における国家重点事業（経済社会インフラ）を中心とする資金ニーズに対応するものであった。第 1 次円借款（79～84 年度）は運輸を中心に 7 事業 3,309 億円、第 2 次円借款（84～89 年度）は運輸、通信、電力を中心に 17 事業 5,400 億円、第 3 次円借款（90～95 年度）は従来分野に加えて農業など 52 事業 8,100 億円、第 4 次円借款（96 年度～00 年度）は、さらに社会的サービス（環境）が強化され 93 事業 9,698 億円（前 3 年、後 2 年に分かれる²）が供与された。88 年度には日本政府の「資金還流措置」により 700 億円が追加供与された。00 年度には特別円借款 2 事業 172 億円が供与された（図 3-1）。

2001 年度以降については、日本の厳しい経済・財政事情と中国の目覚ましい経済発展を背景に、2001 年 10 月に外務省が公表した「対中国経済協力計画」に基づき対中 ODA 政策の見直しが行われ、これまでの多年度供与方式に代わり単年度供与方式が採用されることになった³。01 年度から 04 年度の間、環境、人材育成を中心に 60 事業 4,651 億円が供与された。

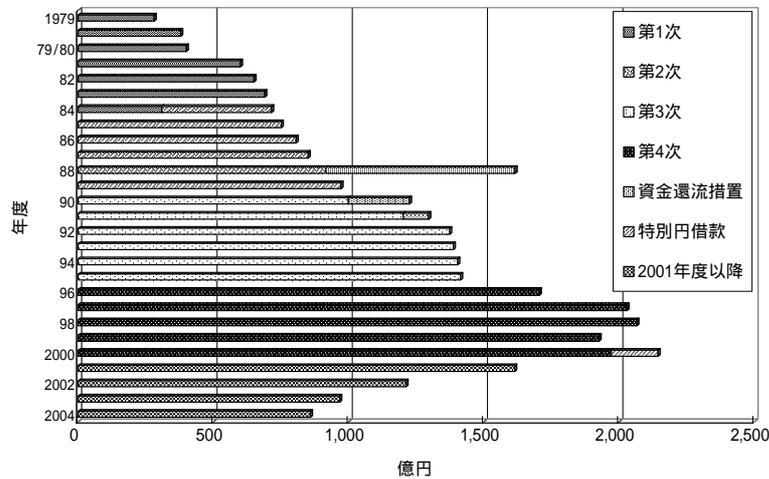
次に、部門別のシェアを今日予想額ベースで見ると、運輸部門（39.5%）、電力・ガス供給（19.8%）などの経済インフラ整備が中心で、上下水道等環境事業を中心とする社会サービス部門（19.3%）は 3 番目になっている（図 3-2）。

¹ 「対中国経済協力計画」（2001 年 10 月）によれば次のとおりである。「我が国は、中国が 78 年 12 月に改革・開放路線へ転換し、翌 79 年に円借款供与の要請を行ったことを踏まえ、同年 12 月に、訪中した大平総理（当時）が、我が国の中国に対する ODA の供与を約束した。これは、中国の改革・開放政策を支援することが中国や我が国のみならず、アジア地域、ひいては世界の安定と繁栄に資するとの考えによるものである。」http://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/oda/kunibetsu/enjyo/china._h.html#3-1

² 第 4 次円借款は、多年度供与の期間を前 3 年（96～98 年度）、後 2 年（99～00 年度）に分けて、それぞれ約 5,800 億円（当初 40 事業）、約 3,900 億円（当初 28 事業）の供与が 94 年 12 月と 98 年 11 月に両国間で合意された。

³ 「対中国経済協力計画」では次のように記述されている。「今後の対中 ODA の実施に当たっては以下の重点分野・課題を中心として具体的事業の審査・採択を行う。これにより、我が国の対中 ODA は従来型の沿海部中心のインフラの整備から、汚染や破壊が深刻になっている環境や生態系の保全、内陸部の民生向上や社会開発、人材育成、制度作り、技術移転などを中心とする分野をより重視する。また日中間の相互理解促進に資するよう一層の努力を払う。」以下の重点分野・課題とは、①環境問題など地球的規模の問題に対処するための協力、②改革・開放支援、③相互理解の増進、④貧困克服のための支援、⑤民間活動への支援、⑥多国間協力の推進、の 6 点。

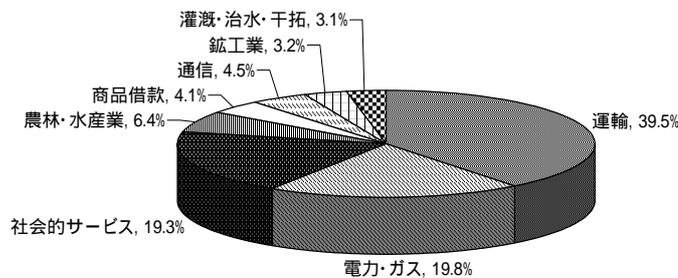
図 3-1 対中円借款の供与額推移



注) 2005年3月31日現在。

出所) 『中国円借款の概要』国際協力銀行(2001)及び国際協力銀行プレスリリースをもとに作成。

図 3-2 対中円借款の部門別割合

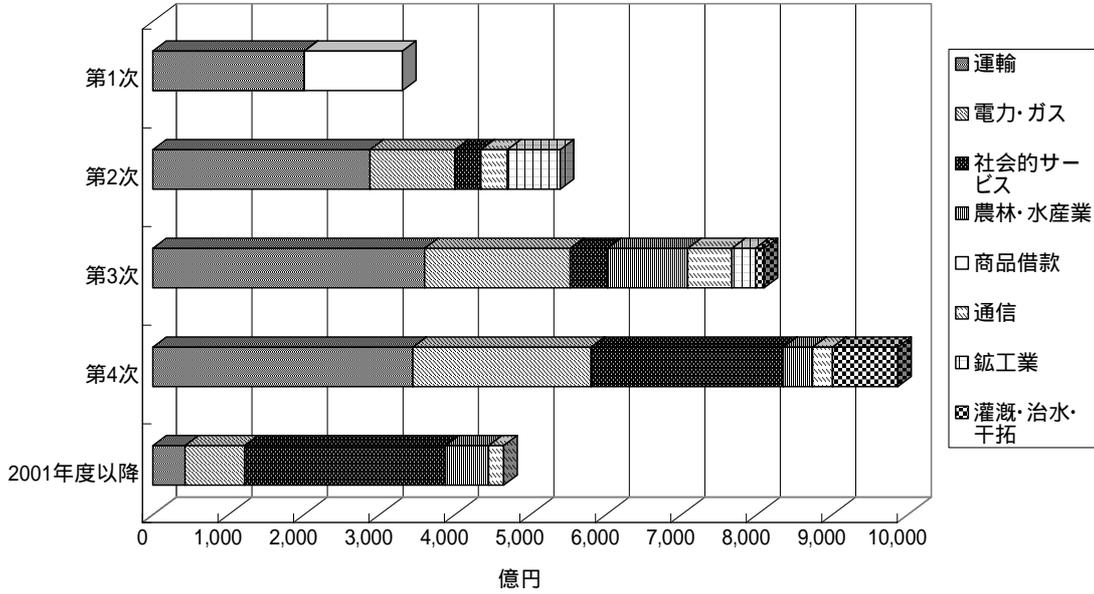


注) 2005年3月31日現在

出所) 『中国円借款の概要』国際協力銀行(2001)及び国際協力銀行プレスリリース、同ホームページ「円借款案件検索」<http://www.jbic.go.jp/japanese/oec/info/index.php> 等をもとに作成。

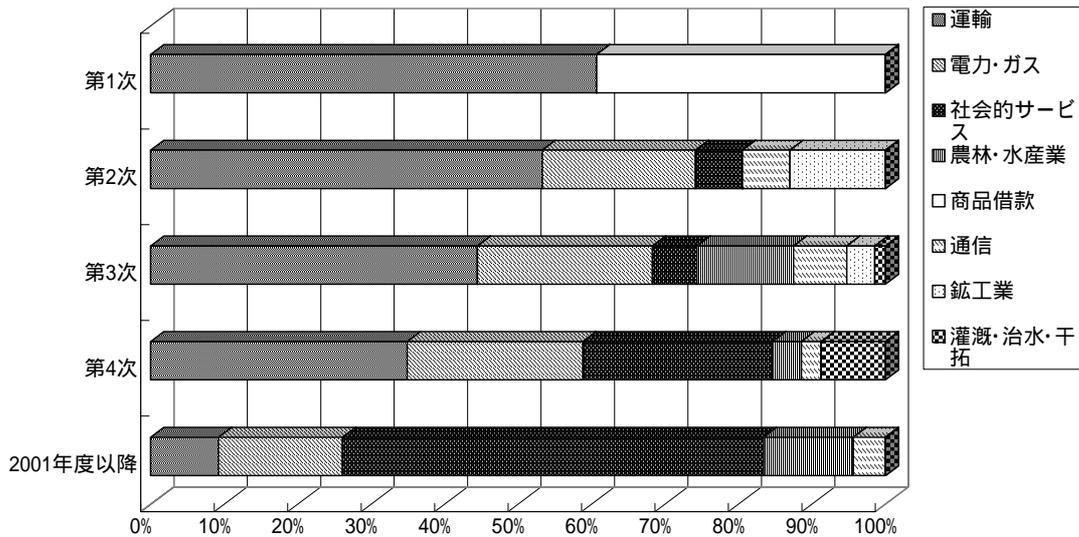
これを供与時期ごとにみると、第4次円借款では、第3次に比べ社会的サービス部門に対する供与額及び割合が大幅に増え、2001年度以降の累計では、その割合はさらに増加している(図3-3、3-4)。

図 3-3 対中円借款の部門別供与額推移



注) 第2次、第3次円借款には資金循環措置分を含む。第4次円借款には特別円借款を含む。
出所) 図 3-2 に同じ。

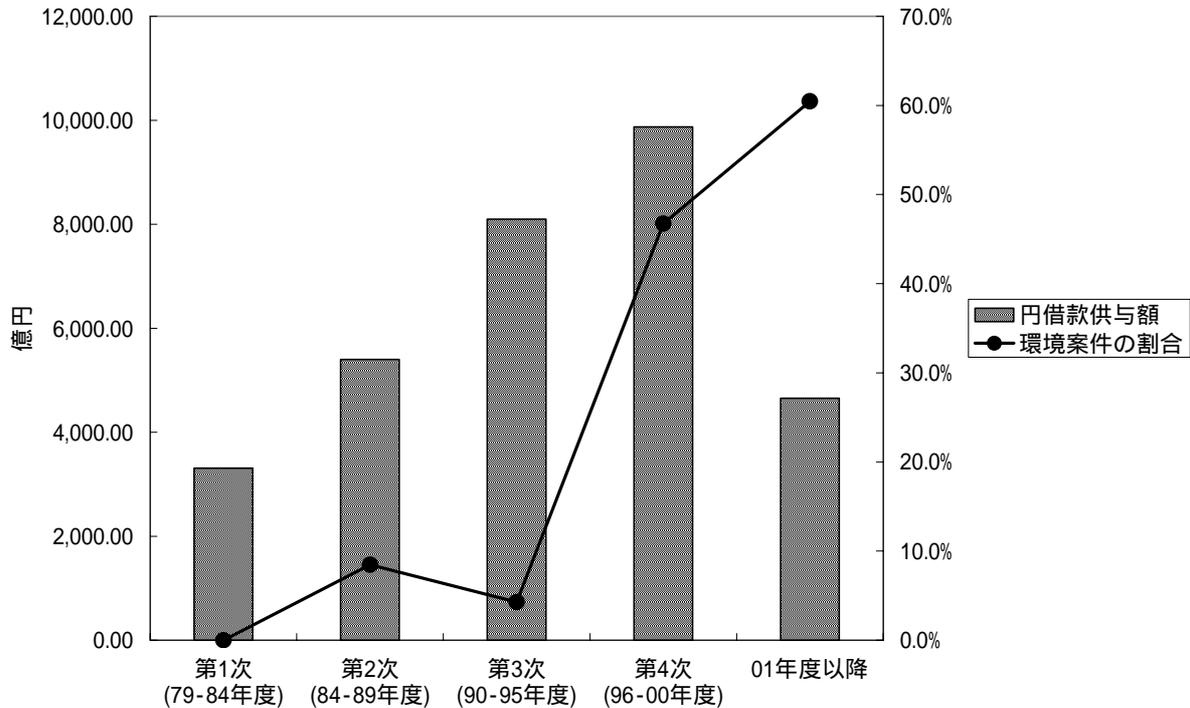
図 3-4 対中円借款の部門別供与割合の推移



注) 第2次、第3次円借款には資金循環措置分を含む。第4次円借款には特別円借款を含む。
出所) 図 3-2 に同じ。

特に環境保全を目的とした円借款（以後「環境円借款」）は、第3次円借款までは10%以下の割合でしかなかったのが、第4次円借款では46.7%を占めるまで増加した（図3-5）。

図3-5 対中円借款に占める環境円借款の割合



注) OECD の開発援助委員会 (DAC) に環境円借款事業として報告された事業の他、DAC が統計作業を開始する以前の事業及び DAC に未報告の都市ガス事業を含む。

出所) JBIC の HP 及び提供資料をもとに作成。

http://www.jbic.go.jp/japanese/environ/support/kaigai_kankyo/kougai_1.php (2005年9月13日)

日本が環境 ODA を強化するようになったのは、1992年6月にリオで開催された国連環境開発会議において、92～96年度の5年間で環境 ODA を9,000億円から1兆円を目途に大幅に拡充することを表明して以来のことである。同年に閣議決定された「政府開発援助大綱 (ODA 大綱)」においても基本理念のひとつとして、環境の保全が掲げられた⁴。これを踏まえて、日本政府は、94年前後に行われた第4次円借款に関わる日中間の協議においても、軍事費抑制、内陸部重視とともに環境対策を重視する方針を中国政府に伝えた。第5章で述べるように、中国政府は自発的というよりも、日本政府の環境対策を重視すべきとの要求に応える形で環境分野への円借款を要請したが、一方、中国の環境保護部門にとっては環境保全5ヵ年計画の実効性を担保する手段として円借款をはじめとする外国資金を活用する方針に合致するものであった。

このような内陸部重視・環境対策重視の方針は、その後の環境 ODA 政策の展開も踏まえ

⁴ 外務省「日本の対中環境 ODA」http://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/oda/kouhou/pamphlet/china_e/

で⁵、上述の「対中国経済協力計画」に反映され、基本的には 2001 年以降の円借款にも受け継がれ、また強化されてきた。2001～2004 年度の供与額累計では環境円借款の割合は 60.5% にまでに達している。

3.2 本調査における環境円借款事業の定義

環境円借款の範囲は定義によって変わりうるが、本報告書では、1989 年以降に OECD の開発援助委員会（DAC）に環境事業として報告されたものを環境円借款事業として定義した⁶。ただし、DAC が統計作業を開始する以前の事業、及び DAC に未報告の都市ガス事業（少なくとも 94 年度以前は環境事業としては報告されていなかった）については環境円借款に含めた。具体的には次のとおりである。

- ①都市環境インフラ整備：下水道、地域熱供給（熱電併給を含む）、都市ガス、ごみ処理
- ②工業汚染対策：大気汚染対策、火力発電所排煙脱硫装置、水質汚染対策、総合対策（工業廃棄物対策含む）、環境モニタリング⁷
- ③生態環境保全：植林・植草
- ④上水道
- ⑤その他環境：都市交通システム、小規模水力発電、揚水発電、火力発電所（排煙脱硫装置部分）、送配電網の拡充・整備、洪水対策の中で環境効果が明確に把握されているもの

これら 5 つのカテゴリーに含まれる円借款事業のうち、1988～2004 年度に供与されたものは、事業数ベースで 81 件、円借款供与額は 8,228 億円にのぼる。これらの事業の中には複数のサブプロジェクトから構成されるものもあり、1 事業の中に異なる分野のサブプロジェクトが存在し、複数年にわたって円借款が供与されたものも少なくない。全ての環境円借款事業と審査段階での全サブプロジェクトについては別表のとおりである。貸付条件は、最も優遇されたもので、金利 0.75%、返済期間 40 年（うち据置期間 10 年）と譲許性が高く、且つ中央政府が地方政府に転貸する際にも条件を変更しないため、中国の地方政府が収益性の低い環境事業に充当するインセンティブになっている。

3.3 環境円借款の分野別・地域別内訳

環境円借款の分野別内訳、地域別内訳を示したのが表 3-1～3-4 である。以下、これらの表をもとに、5 ヶ年計画期ごとに環境円借款の分野別・地域別の特徴を概観する。第 2 次円借款の後半

⁵ 「我が国の環境 ODA の取り組み」 <http://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/kankyo/oda.html>

⁶ 環境円借款事業として認定された事業の多くは、円借款環境金利が適用されている（事業コンポーネントの一部に環境金利が適用されている場合を含む）。ただし、2002 年 7 月以降に事前通報が行われた事業については、供与条件の改定により、上水道等は環境円借款事業であっても優遇金利の適用外となっている。なお、第 4 次円借款の道路等環境配慮を必要とする事業で、コンサルタント部分に対する特別環境金利が適用されているものもあるが、DAC 報告対象とはなっておらず、本調査対象外としている。

⁷ 環境モニタリングに対する投資は、中国の環境投資統計は都市環境インフラには含まれないため、便宜的に工業汚染対策に含める。

期に承諾された事業は、便宜的に第8次5ヵ年計画時の事業として計上してある。

表 3-1 環境円借款事業の分野別構成（承諾時のサブプロジェクト件数）

円借款供与年度	対応する5ヵ年計画	都市ガス・地域熱供給	上水道	下水道	ごみ処理	環境モニタリング	工業汚染対策	生態系保全	その他	合計
1985～1995	8・5	5 23.8%	14 66.7%	2 9.5%	0 0.0%	0 0.0%	0 0.0%	0 0.0%	0 0.0%	21 100.0%
1996～2000	9・5	22 11.6%	31 16.4%	32 16.9%	3 1.6%	7 3.7%	70 37.0%	3 1.6%	21 11.1%	189 100.0%
2001～2004	10・5	18 22.0%	20 24.4%	28 34.1%	1 1.2%	0 0.0%	6 7.3%	7 8.5%	2 2.4%	82 100.0%
	合計	45	66	62	4	7	76	10	23	294

出所) JBIC 提供資料をもとに作成。

表 3-2 環境円借款承諾額の分野別構成 (%)

円借款供与年度	対応する5ヵ年計画	都市ガス地域熱供給	上水道	下水道	ごみ処理	環境モニタリング	工業汚染対策	生態系保全	その他	合計	環境円借款承諾額(億円)	円借款承諾額に占める割合
1985～1995	8・5	25.8	70.1	4.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	803.33 258.65	6.0 1.9
1996～2000	9・5	8.0	21.8	11.4	0.3	0.3	13.2	2.6	42.3	100.0	4,612.27 1,597.60	46.7 16.2
2001～2004	10・5	22.0	11.9	30.1	0.3	0.0	4.9	20.9	10.0	100.0	2,812.41 1,988.87	60.5 42.8
										合計	8,228.01 3,387.71	26.3 12.3

注) 環境円借款承諾額は、承諾額のうち環境コンポーネントのみの合計額。下段は、同承諾額から上水道単体の事業、生態系保全、及びその他を差し引いた額。円借款承諾額に占める割合は、当該期間中の円借款承諾額に占める割合。但し、合計については、円借款承諾額を第1次円借款を含む円借款承諾額全体として計算。

出所) 表 3-1 に同じ。

表 3-3 環境円借款事業の地域別構成（承諾時のサブプロジェクト件数）

円借款供与年度	対応する5ヵ年計画	西部	中部	内陸部(西部+中部)	東部	小計
1985～1995	8・5	6 28.6%	2 9.5%	8 38.1%	13 61.9%	21 100.0%
1996～2000	9・5	59 31.2%	49 25.9%	108 57.1%	81 42.9%	189 100.0%
2001～2004	10・5	48 59.3%	28 34.6%	76 93.8%	5 6.2%	81 100.0%
	小計	114	79	193	100	293

出所) 表 3-1 に同じ。

表 3-4 環境円借款承諾額の地域別構成 (%)

円借款供与年 度	対応する5カ 年計画	西部	中部	内陸部(西 部+中部)	東部	合計
1985～1995	8・5	26.9	8.1	35.0	65.0	100.0
1996～2000	9・5	41.4	26.4	67.8	32.2	100.0
2001～2004	10・5	48.7	43.0	91.6	8.4	100.0

注) 円借款承諾額は、環境コンポーネントのみの合計額。

出所) 表 3-1 に同じ。

3.3.1 第 8 次 5 カ年計画期の環境円借款事業 (第 2～3 次円借款)

この時期の環境円借款事業は、事業実施機関が、主に都市建設を担当する建設部であり、環境保全というよりも、主に上水をはじめとする都市インフラのボトルネック解消の観点から事業が実施されたといつてよい。分野別の内訳は、上水道整備がサブプロジェクトベースで 14 件、承諾額ベースで同時期の環境円借款事業の 70.1% を占める。ガス供給事業は 5 件(承諾額ベースで 25.8%)、下水道整備は 2 件(承諾額ベースで 4.1%)となっている。地域別では、承諾額ベースで東部が 65.0% を占める。

3.3.2 第 9 次 5 カ年計画期の環境円借款事業 (第 4 次円借款)

第 2 章でも述べたように、環境 9・5 計画では、汚染物の総量規制を実施し、「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト計画」の実施により重点汚染対策事業に集中的に取り組んだ。重点汚染地域としては「33211」地域(「三河三湖」(淮河、海河、遼河、太湖、滇池(デンチ)、巢湖)、「2つの抑制区」(酸性雨抑制区、SO₂汚染抑制区)、北京市、渤海)などが挙げられる。

第 9 次 5 カ年計画期間中に承諾された第 4 次円借款(1996～2000 年度)の環境円借款事業の特徴のひとつは、都市交通や揚水発電などその他に分類されている事業の割合が件数ベースでは 11.1% ながら、承諾額ベースで 42.3% を占めることである。ただし、その発現効果等に関する分析は今後の調査研究を待ちたい。それ以外の環境円借款事業の中核部分は基本的に都市環境インフラ整備、工業汚染防止という環境 9・5 計画の基本方針に沿ったものである。工業汚染対策事業はサブプロジェクトの件数で最多の 70 件、全体の 37.0% を占めた(ただし、工業汚染対策は一件当たりの金額が小さく、承諾額ベースのシェアは 13.2% と少ない)。環境 9・5 計画中の環境投資の約 4 割を占める下水道整備は、同 32 件、16.9% (承諾額ベースでは 11.4%)。都市ガス・地域熱供給が同 22 件、11.6%、承諾額ベースで 8.0% を占めた。ごみ処理、環境モニタリング事業への支援もこの時期より開始された。上水道整備は 31 件あり、下水道整備とほぼ同様の件数だが、承諾額ベースでは下水道整備の約 2 倍となっている。また、生態環境保全事業(植林事業)が第 9 次 5 カ年計画期間の最終段階で 3 件実施された(件数ベースで 1.6%、承諾額ベースで 2.6%)。

地域的には河南省、天津市、吉林省、浙江省、蘇州市の水質汚濁対策事業は「三河三湖」流域に、本溪市、瀋陽市、蘭州市、フフホト・包頭市、黒龍江省(松花江流域)、湖南省(湘

江流域)、柳州市、貴陽・重慶・大連環境モデル都市の大気汚染対策事業は「2つの抑制区」に位置している。また、3件の植林事業(山西省、陝西省、内モンゴル自治区)は「全国生態環境建設計画」の重点地域をカバーしている。

地域別の円借款環境事業の分布を見ると、中部、西部あわせた内陸部における承諾件数、承諾額の割合がそれぞれ57.1%、67.8%とともに半数を超えている。

第9次5ヵ年計画期間中の環境円借款事業(1996~2000年度承諾)⁸の総事業費は264億元であり、これは環境9・5計画の環境投資総額4,500億元(計画値、生態環境投資は含まない)⁹の5.9%、実際の投資額3,600億元の7.3%を占める。また、同計画の外国資金調達目途40億米ドルのうち環境円借款は13億ドルで約30%を占めている。

3.3.3 第10次5ヵ年計画と環境円借款事業(2001年度以降)

環境10・5計画でも前述の「32211」地域に重点が置かれた。第10次5ヵ年計画期間中に承諾された環境円借款事業(2001~04年度承諾分)では引き続き都市環境インフラ整備や、砂漠化防止や長江流域の生態環境保全に力点を置いており、環境10・5計画や「全国生態環境建設計画」の基本方針に沿っている。環境10・5計画で、都市部の生活排水処理率を45%まで向上することが目標として掲げられたことを背景に、環境投資の39%を占める下水道が、サブプロジェクト数で最多の28件を占め、件数、承諾額とも9・5計画期間に比べ増加した(件数ベースで34.1%、承諾額ベースで33.5%)。都市ガス・地域熱供給の割合も、承諾額ベースで8.0%から22.0%と大幅に増えている。一方、工業汚染対策は大原市の事業1件のみ、サブプロジェクト数でも6件(件数ベースで7.3%、承諾額ベースで4.9%)で、特に件数としては9・5計画期間の約10分の1と著しく減少している。また、上水道のシェアも9・5計画期間に比べ承諾額ベースで半減している。生態環境保全事業は9・5計画期間と比べて件数でも、承諾額ベースでも増加している(件数ベースで8.5%、承諾額ベースで20.9%)。なお、その他環境事業の割合は承諾額ベースで10.0%まで減少した。

地域的には、河南省、安徽省、包頭市、鞍山市、太原市の大気環境改善事業は「2つの抑制区」にあたり、北京市の環境改善事業も「33211」地域のひとつである北京市、重慶市の水質環境改善事業は三峡ダム地域の水質改善を目的としており、これらは5ヵ年計画重点地域に分布している。また、河南省、安徽省、包頭市、北京市の事業は、第2章で述べた「西気東輸」事業等の天然ガスを都市部に供給する石炭代替事業である。寧夏回族自治区、内モンゴル自治区、甘肅省、河南省、江西省の植林・植草事業や四川省の生態環境保全事業は、「全国生態環境建設計画」の重点地域をカバーしている。

地域別分布を見ると、件数ベースで西部59.3%、中部34.6%、承諾額ベースで西部48.7%、中部43.0%と、件数、金額ともに90%以上が内陸部に集中している。これは、中国の西部大

⁸ 上水道単体としての事業、生態環境保全(植林・植草)事業及びその他環境事業を除いた本調査対象16事業。同期間の年平均為替レート1円=13.9円で計算。

⁹ 国家環境保護総局規劃与財務司編(2002)、p14。

開発政策と日本側の内陸部重視の方針の反映といえる。

第10次5ヵ年計画期間中に承諾された環境円借款事業（2001～04年度承諾分）の総事業費は254億元（上水道単体としての事業、生態環境保全（植林・植草）事業及びその他環境事業を除いた15事業、同期間の年平均為替レート1円＝14.4円で計算）であり、これは同計画期間中の環境投資総額6,500億元（計画値、7,000億元から生態環境投資の500億元を差し引いた金額）¹⁰の3.9%を占める。

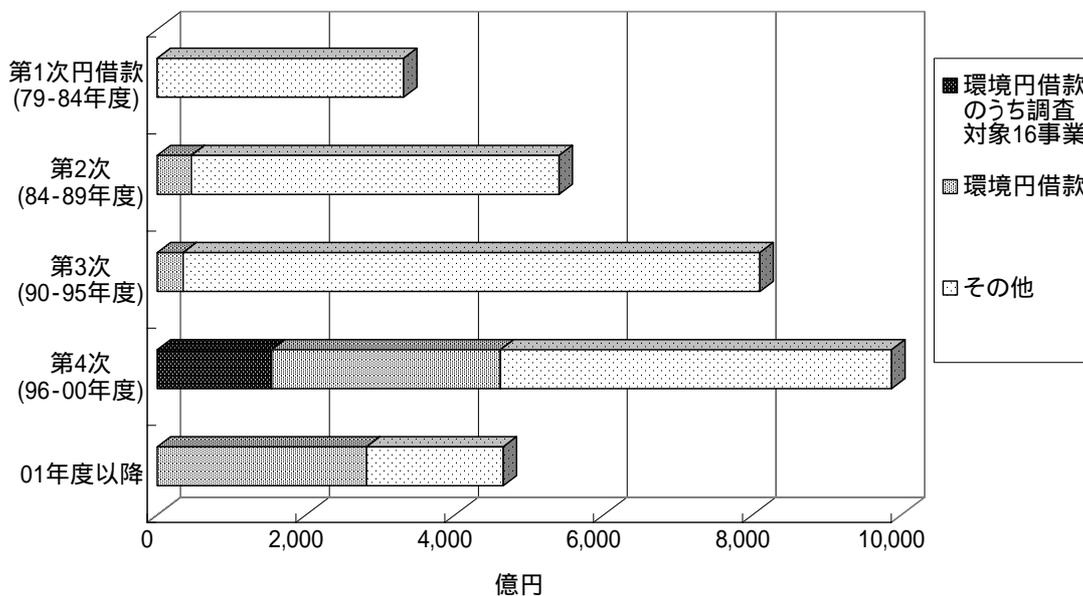
その他、環境円借款事業ではないが、内陸部の大学人材育成事業が14省、1市、4自治区で実施されており、借款対象となっている省レベルの重点大学の環境教育研究レベルの底上げ効果が期待できる。

3.3 調査対象事業の概況

3.3.1 調査対象事業の位置づけ

次章の概評では、第9次5ヵ年計画期間中に承諾された環境円借款49事業のうち、上水道単体としての事業、生態環境保全（植林・植草）事業及びその他環境事業を除いた16事業（以下、「16事業」）を対象とする。16事業の承諾額合計は1,597.60億円で、これは同期間の円借款総額の16.2%、環境円借款総額の34.6%を占める（図3-6参照）。事業概要は表3-5のとおり

図3-6 調査対象16事業の位置づけ



出所) 表3-1に同じ。

¹⁰ 国家環境保護総局規画与財務司(編) (2002)、pp201-205。生態環境投資は、中国の環境投資統計には含まれておらず、その内容に植林など円借款対象事業が含まれるかどうか未確認のため除外した。

りである。毎年度の円借款総額には限度があるため、資金需要に応じて複数年次にわたって借款契約が締結されている。16事業の資金調達は、平均でみると総事業費の43.5%を円借款、それ以外を中国側が自ら資金を調達することになっている。

地域的には、内陸部の事業が計9件（黒龍江省・吉林省・甘粛省・内蒙古自治区・河南省・湖南省・広西自治区・貴州省・重慶市各1件）と第4次円借款の内陸部重視の方針が反映されており、沿海部の事業は計7件（遼寧省4件、江蘇省・浙江省・天津市各1件）となっている。地域特性としては、東北三省（遼寧省、吉林省、黒龍江省）の事業が7件と集中している（プロジェクトの位置図は目次の前に添付）。

表 3-5 調査対象 16 事業の概況

(百万円)

	事業名	事業目的	実施機関	借款契約数	円借款 借款承諾額 (A)	事業 総額 (B)	円借款 比率 (A)/(B)
1	浙江省汚水 対策事業	近年の工業化、都市化の進展に伴い、水質汚染が著しい浙江省3都市（杭州市、紹興市、嘉興市）において、水質改善・汚染防止のため汚水処理施設を建設するもの。	浙江省 人民政府	1	11,256	33,076	34.0%
2	天津市汚水 対策事業	天津市市街地の未処理汚水による海河・渤海の汚染に対処するため、天津市において下水道施設を建設するもの。	天津市 人民政府	1	7,142	28,592	25.0%
3	大連都市上 下水道整備 事業	慢性的な生活用水・産業用水不足及び河川汚染に対処するため、遼寧省大連市において上水道施設及び下水道施設を建設するもの。	大連市 人民政府	1	3,309	9,234	35.8%
4	蘭州環境整 備事業	甘粛省蘭州市にて民生用都市ガス・熱供給施設を整備による大気汚染の改善、下水処理場建設・上水道拡張による水質改善を図らんとするもの。	蘭州市 人民政府	1	7,700	19,880	38.7%
5	瀋陽環境整 備事業	遼寧省瀋陽市にて、市内の銅精練工場等の改造、移転や熱供給事業の拡充により、深刻な問題となっている大気汚染の緩和を図らんとするもの。	瀋陽市 人民政府	2	11,196	24,305	46.1%
6	フフホト・包頭 環境改善事 業	石炭消費による大気汚染が深刻となっている内蒙古自治区のフフホト・包頭市にて都市ガス供給事業・熱集中供給事業の拡充を行うことにより石炭消費の効率化を図り、大気汚染の改善を図らんとするもの。	内モン 古自治 区人民 政府	2	15,629	32,070	48.7%
7	柳州酸性雨 及び環境汚 染総合整備 事業	広西壮族自治区柳州市にて都市ガス事業拡充及び固形廃棄物処理場建設を行うことにより、同市の環境を総合的に改善せんとするもの。	柳州市 人民政府	3	10,738	14,489	74.1%

	事業名	事業目的	実施機関	借款契約数	円借款 借款承諾額 (A)	事業総額 (B)	円借款 比率 (A)/(B)
8	本溪環境汚染対策事業	大気、水質等の総合的環境改善を図るため、遼寧省本溪市で上水取水場、環境観測タワー、工場の設備更新および汚染防止設備の設置等を行うもの。	本溪市人民政府	3	8,507	21,845	38.9%
9	河南省淮河流域水質汚染総合対策事業	淮河の水質を改善するため、河南省内3都市に下水道を整備し、工場排水処理設備（1件）を設置するもの。	河南省人民政府	2	12,175	32,176	37.8%
10	湖南省湘江流域環境汚染対策事業	湖南省の都市・工業汚水による湘江水質悪化を改善するとともに、大気汚染の改善、ゴミ処理を行なうために下水道、排水処理設備、ガス供給、ゴミ処理場を建設し、モニタリング機器の導入（更新）を行うもの。	湖南省人民政府	2	11,853	25,008	47.4%
11	黒龍江省松花江流域環境汚染対策事業	黒龍江省において、松花江流域の水質・大気汚染の環境改善を図るため、工場廃水処理、下水道整備、集中熱供給等の事業を行うもの。	黒龍江省人民政府	1	10,541	19,725	53.4%
12	吉林省松花江遼河流域環境汚染対策事業	吉林省において、松花江、遼河の水質汚染の環境改善を図るため、工場廃水処理、下水道整備等の事業を行うもの。	吉林省人民政府	1	12,800	28,176	45.4%
13	環境モデル都市事業（貴陽）	貴陽市において深刻化しつつある大気汚染の対策として専門家委員会で推薦された主要汚染源施設改良等のサブ・プロジェクトを行うもの（環境モデル都市構想の一環）。	貴州市人民政府	2	14,435	28,639	50.4%
14	環境モデル都市事業（大連）	大連市において深刻化しつつある大気汚染の対策として専門家委員会で推薦された主要汚染源施設改良等のサブ・プロジェクトを行うもの（環境モデル都市構想の一環）。	大連市人民政府	2	8,517	14,684	58.0%
15	環境モデル都市事業（重慶）	重慶市において深刻化しつつある大気汚染の対策として専門家委員会で推薦された主要汚染源施設改良等のサブ・プロジェクトを行うもの（環境モデル都市構想の一環）。	重慶市人民政府	2	7,701	18,971	40.6%
16	蘇州市水質環境総合対策事業	近年の工業化、都市化の進展に伴い、水質汚染が著しい江蘇省蘇州市において、水質の総合的環境改善を図るため汚水処理施設、導水施設等を建設するもの。	蘇州市人民政府	1	6,261	16,578	37.8%
	合計			27	159,760	367,448	43.5%

出所) 『中国円借款の概要』 国際協力銀行(2001)及びJBIC 提供資料に基づき作成。

3.3.1 サブプロジェクトの構成

16事業に含まれるサブプロジェクトは、実施ベースで131件である（表3-6）。実施段階でサブプロジェクトが追加、あるいは取りやめとなったケースがあるため、サブプロジェクト数は円借款承諾時（139件）と若干の相違がある。承諾時の分野別の構成を表3-7に示す。シェアの高いほうから工業汚染対策、下水道、都市ガス・地域熱供給の順となっている。

表3-6 調査対象事業のサブプロジェクト構成 (件)

事業名	地域熱供給 (含熱電併給)	ガス供給	上水道	下水道	ごみ処理	工業汚染対策	環境モニタリング	合計
蘭州環境整備	1	1	1	1				4
瀋陽環境整備	2 (3)					1 (2)		3 (5)
フフホト・包頭環境改善	2	2 (3)		1		14 (14)	1	20 (21)
柳州酸性雨及び環境汚染総合整備		1			1	4		6
本溪環境汚染対策		1	2			14 (16)	1	18 (20)
河南省淮河流域水質汚染総合対策				5 (4)		6 (7)		11 (11)
湖南省湘江流域環境汚染対策		3		9 (7)	2	7 (9)	1	22 (22)
黒龍江省松花江流域環境汚染対策	3 (2)			3 (2)		4 (6)	1	11 (11)
吉林省松花江遼河流域環境汚染対策				5		2 (3)	1	8 (9)
環境モデル都市（貴陽）		1				4 (5)	1	6 (7)
環境モデル都市（大連）	1 (2)					3		4 (5)
環境モデル都市（重慶）		2				1	1	4
蘇州市水質環境総合対策				4				4
浙江省污水対策				3				3
天津市污水対策				3				3
大連都市上下水道整備			2	2				4
合計	9 (10)	11 (12)	5	36 (32)	3	60 (70)	7	131 (139)

注) 括弧内の数字が示されているところは、円借款承諾時と実施段階でサブプロジェクト数が異なる場合で、括弧内は承諾時のサブプロジェクト数。括弧内の数字が大きい場合は、承諾時には含まれていたサブプロジェクトが実施段階で取り止めとなったこと、また、括弧内の数字が小さい場合は、承諾時には含まれていなかったが実施段階でサブプロジェクトが追加されたことを示唆している（両者が相殺しているケースもある）。ツーステップローンの対象候補サブプロジェクトも括弧内に計上してある。

出所) JBIC 提供資料により作成。

事業のタイプとしては、沿海部（大連市、天津市、蘇州市、浙江省）の下水道を中心とした4事業を除き、12事業では特定の都市もしくは流域において複数分野を対象としたサブプロジェクトを実施することにより、大気もしくは水環境のいずれかに軸足をおいた総合的環境改善対策を行うアプローチを採用している。これら12事業の準備・実施段階では、なんらかのかたちで環境保護総局が関与していることも特筆される。2004年末の時点で、全サブプロジェクトの約75%が完成している。

表 3-7 調査対象事業のサブプロジェクト構成（承諾時ベース）

	都市ガス・地域熱供給	上水道	下水道	ごみ処理	環境モニタリング	工業汚染対策	合計
サブプロジェクトの件数	22 15.8%	5 3.6%	32 23.0%	3 2.2%	7 5.0%	70 50.4%	139 100.0%
円借款承諾額 (百万円)	37,110 23.2%	6,108 3.8%	52,563 32.9%	1,401 0.9%	1,572 1.0%	61,006 38.2%	159,760 100.0%

出所) 表 3-6 に同じ。

参考文献

外務省 (2001) 『対中国経済協力計画』 外務省

国際協力銀行 (2001) 『中国円借款の概要』 国際協力銀行

国家環境保護総局規劃与財務司(編) (2002) 『国家環境保護“十五”計画読本』 中国環境科学出版社

別表 環境円借款関連サブプロジェクト一覧（承諾時）

供与時期	事業名	サブプロジェクト名	円借款供与額 (百万円)
第2次	北京市上水道整備	北京市上水道整備	15,480
	北京市下水処理場建設	北京市下水処理場建設	2,640
	四都市ガス整備	ハルビン	14,990
		福州	
		寧波	
		貴陽	
	四都市上水道整備	南京	12,580
		成都	
徐州			
鄭州			
第3次	三都市上水道整備(天津・合肥・鞍山)	天津上水道	8,866
		合肥上水道	
		鞍山上水道	
	三都市上水道整備(アモイ・重慶・昆明)	アモイ上水道	10,403
		重慶上水道	
		昆明上水道	
	青島開発計画(上水道・下水道)	上水道施設	2,513
		下水道施設	
	西安市上水道整備	フェーズ1	7,139
		フェーズ2	
天津第三ガス整備	天津第三ガス整備	5,722	
第4次前3年	フフホト市上水道整備	フフホト市上水道整備	5,446
	北京第9浄水場第3期建設	北京第9浄水場第3期建設	14,680
	貴陽市西郊浄水場建設	貴陽市西郊浄水場建設	5,500
	湛江市上水道整備	湛江市上水道整備	5,519
	蘭州環境整備	都市ガス供給	7,700
		熱供給	
		汚水処理	
		上水道拡張	
	瀋陽環境整備	冶煉廠改善	11,196
		熱供給	
		合金公司環境処理	
		太原街集中熱供給	
		金山熱電拡張	
	フフホト・包頭環境改善	フ市都市ガス供給	15,629
		フ市熱供給	
		包頭都市ガス供給	
包頭熱供給			
包頭モニタリング			
フ市炭酸カルシウム製造工場排気処理*			
フ市化繊工場排水処理*			
フ市ゴム化学工場ボイラー更新*			

供与時期	事業名	サブプロジェクト名	円借款供与額 (百万円)
		フ市製糖工場排水処理*	
		包頭アルミ工場フッ素含有排気処理*	
		包頭レアアースメタル工場移転*	
		包頭第一発電所石炭灰利用*	
		包頭製鉄所COガス回収*	
		包頭下水処理場建設	
		包頭製鉄所コークス炉ガス精製	
		包頭製鉄所総合排水処理	
		フ市製鉄所排ガス発電	
		フ市化学工場苛性ソーダ製造工程改善	
		フ市都市ガス供給拡張	
		フ市石炭灰综合利用	
		フ市清水河県セメント工場粉塵対策	
	柳州酸性雨及び環境汚染総合整備	ガス供給	10,738
		ゴミ処理場建設	
		柳州化学肥料工場排気対策	
		柳州製鉄所コークス燃焼ガス脱硫	
		柳州亜鉛工場移転	
		柳州発電所脱硫装置設置	
	本溪環境汚染対策	本溪電気機器工場排ガス排水処理	8,507
		本溪製鉄所第二工場転炉排気対策	
		本溪ゴム化学工場DMSOプラント移転改善	
		本溪セメント工場防塵	
		本溪合金工場W・Mo製造工程排気排水処理	
		本溪鈦物化学工場カーバイド製造工程排気対策	
		環境観測センター拡充	
		北台製鉄所高炉排気利用	
		上水取水場建設	
		石炭灰综合利用	
		本溪銅加工工場排気排水処理	
		本溪製薬工場排水処理	
		本溪プラスチック化学工場苛性ソーダ製造工程改善	
		飲料水汚染対策	
		第五期都市ガス化	
		北台製鉄転炉排気対策	
		化学工場汚染対策	
		溶剤工場汚染対策	
		潤滑油工場汚染対策	
		北台製鉄コークス炉環境汚染対策	
	河南省淮河流域水質汚染総合対策	鄭州市下水道	12,175
		平頂山市下水道	
		許昌市下水道	

供与時期	事業名	サブプロジェクト名	円借款供与額 (百万円)
		開封化学肥料廃水処理	
		漯河パルプ	
		遂平パルプ	
		汝州パルプ	
		周口パルプ	
		駐馬店下水	
		駐馬店化学	
		舞陽パルプ	
	湖南省湘江流域環境汚染対策	永州市下水道	11,853
		岳陽市下水道	
		常德市下水道	
		株州精錬廃水処理	
		株州化学廃水処理	
		クロム廃滓処理	
		湘江肥料廃水処理等	
		湘潭製紙水質対策	
		鉍山水質対策	
		邵陽市ガス供給	
		株州市ガス供給	
		衡陽市ゴミ処分	
		モニタリング	
		湘鋼排水排ガス	
		瀏陽パルプ排水	
		株州下水	
		臨湘長安河下水対策	
		長沙開発区下水対策	
		長沙市ゴミ衛生処分	
		長沙市都市ガス供給	
		瀏陽窒素肥料工場	
		張家界自然区対策	
	大連上水道整備	大連上水道整備	5,500
	黒龍江省松花江流域環境汚染対策	黒龍江モニタリング	10,541
		牡丹江都市下水	
		延寿県都市下水	
		黒龍江製紙工場対策	
		通河製紙工場対策	
		ハルビン製薬工場対策	
		大慶石油化学工場対策	
		林源精油工場対策	
		鶏東県熱電併給	
		伊春市熱電併給	
		ビール工場対策	
	吉林省松花江遼河流域環境汚染対策	吉林都市下水	12,800
		松原都市下水	

供与時期	事業名	サブプロジェクト名	円借款供与額 (百万円)
		長春都市下水	
		長春双陽区都市下水	
		吉林鉄合金対策	
		吉林ニッケル対策	
		吉林製紙対策	
		松花江モニタリング	
		遼源都市下水	
	山東省煙台市上水道・治水施設整備	門樓ダム上水道整備	6,008
		王屋ダム上水道整備	
		城子ダム上水道整備	
		王河地下ダム上水道整備	
		防潮堤	
	陝西省韓城第2火力発電所建設	韓城第2火力発電所脱硫装置	1,383
	河南省磬石頭ダム建設	河南省磬石頭ダム建設	6,734
湖南省沅水流域水力発電	洪江ダム	17,664	
	碗米坡ダム		
配電網効率改善(重慶)	配電網効率改善(重慶)	13,754	
第4次後 2年	環境モデル都市(貴陽)	貴陽ガス増設	14,435
		貴陽製鉄工場大気汚染対策	
		貴州セメント工場粉塵処理	
		貴州有機化学(猫跳河水質改善)	
		貴陽発電所大気汚染対策	
		モニタリング	
		林東クリーン炭工場建設	
	環境モデル都市(大連)	大連製薬工場環境保護対策	8,517
		塩島化学工業区熱電工場建設	
		春海熱電工場増設	
		大連セメント粉塵処理	
		大連鋼鉄電炉汚染対策	
	環境モデル都市(重慶)	天然ガス供給システム拡張	7,701
		天然ガススタンド建設	
重点汚染源自動モニタリングシステム整備			
重慶発電所西工場排煙脱硫装置設置			
蘇州市水質環境総合対策	下水処理場	6,261	
	下水管網		
	水路整備		
	導水		
浙江省污水対策	杭州市	11,256	
	嘉興市		
	紹興市		
広西自治区都市上水道整備	南寧上水道整備	3,641	
	桂林上水道整備		
昆明市上水道整備	昆明市上水道整備	20,903	

供与時期	事業名	サブプロジェクト名	円借款供与額 (百万円)
	成都市上水道整備	成都市上水道整備	7,293
	重慶市上水道整備	重慶市上水道整備	6,244
	江西省都市上水道整備	景德鎮上水道整備	4,147
		・ 州上水道整備	
		吉安上水道整備	
		南康上水道整備	
	湖南省都市洪水対策	湖南省都市洪水対策	24,000
	湖北省都市洪水対策	湖北省都市洪水対策	13,000
	江西省都市洪水対策	江西省都市洪水対策	11,000
	天津市污水対策	紀庄子処理場	7,142
		咸陽路処理場	
		東南郊処理場	
	大連都市上下水道整備	瓦房店上水道	3,309
		庄河上水施設	
		瓦房店下水施設	
		旅順口下水施設	
	長沙市上水道整備	長沙市第8浄水場	4,850
	營口市上水道整備	營口市上水道整備	2,504
	唐山市上水道整備	古冶区	2,841
		灤南	
		遷西県	
		遷安県	
		唐海県	
		豊南県	
	陝西省黄土高原植林	陝西省黄土高原植林	4,200
	山西省黄土高原植林	山西省黄土高原植林	4,200
	内モンゴル自治区黄土高原植林	内モンゴル自治区黄土高原植林	3,600
	四川省紫坪鋪水資源開発	発電部分等	8,648
	甘肅省水資源管理・砂漠化防止	甘肅省水資源管理・砂漠化防止	6,000
	新疆自治区水資源管理・砂漠化防止	新疆自治区水資源管理・砂漠化防止	14,400
	重慶モノレール建設	重慶モノレール建設	27,108
	山東省泰安揚水発電所建設	山東省泰安揚水発電所建設	18,000
	湖北省小水力発電所建設	長陽	9,152
		恩施	
		保康	
	甘肅省小水力発電所建設	竜首	6,543
		漢坪咀	
	武漢都市鉄道建設	武漢都市鉄道建設	2,894
	北京都市鉄道建設	北京都市鉄道建設	14,111
01年度	西安市環境整備	第3下水処理場建設	9,764
		第4下水処理場建設	
		下水管網整備	
	鞍山市総合環境整備	地域熱供給	14,525

供与時期	事業名	サブプロジェクト名	円借款供与額 (百万円)	
		都市鉄道改良	14,144	
		上水道整備		
		下水処理		
	太原市総合環境整備	コークス乾式消火		
		コークス炉ガス処理		
		コンバインドサイクル発電		
		炉頂圧発電		
		電炉環境改善		
		スラグ処理		
		下水処理		
	重慶市環境整備	唐家沱下水処理場		9,017
		鷄冠石下水処理場		
	北京市環境整備	熱電併給		8,963
	寧夏自治区植林植草	寧夏自治区植林植草		7,977
山西省西龍池揚水発電所	山西省西龍池揚水発電所	23,241		
02年度	河南省大気環境改善	焦作市天然ガス供給施設	19,295	
		漯河市天然ガス供給施設		
		平頂山市天然ガス供給施設		
		信陽市天然ガス供給施設		
		駐馬店市天然ガス供給施設		
	安徽省大気環境改善	巢湖市天然ガス供給施設	18,558	
		滁州市天然ガス供給施設		
		阜陽市天然ガス供給施設		
		合肥市天然ガス供給施設		
		淮南市天然ガス供給施設		
		馬鞍山市天然ガス供給施設		
		銅陵市天然ガス供給施設		
	蕪湖市天然ガス供給施設			
	宜昌市水環境整備	下水道整備	8,460	
上水道整備				
南寧市水環境整備	竹排水路環境総合整備	12,115		
	琅東下水処理場2期			
	江北地区下水管網			
甘肅省植林植草	甘肅省植林植草	12,400		
内モンゴ自治区植林植草	内モンゴ自治区植林植草	15,000		
湖南省環境整備・生活改善	上水道整備	2,190		
03年度	江西省植林	江西省植林	7,507	
	湖北省植林	湖北省植林	7,536	
	フフホト市水環境整備	公主府下水道	9,747	
		辛辛板下水道		
		如意白塔下水道		
章蓋營下水道				
雨水管網				
04年度	陝西省水環境整備	西安都市排水管網整備	27,264	

供与時期	事業名	サブプロジェクト名	円借款供与額 (百万円)
		西安袁楽村下水処理場建設	
		西安都市給水整備	
		西安西郊配水路整備	
		西安西南郊地区下水処理場建設	
		西安北郊下水処理場建設	
		咸陽市上水	
		銅川市上水	
		榆林市上水	
		藍田県上水	
		鳳翔県上水	
		隴県上水	
		宝鶏県上水	
		扶風県上水	
		千陽県上水	
		華県上水	
		合陽県上水	
		富平県上水	
		白水県上水	
	長沙市導水及び水質環境	導水及び浄水場	19,964
		新開鋪下水処理場	
		花橋下水処理場	
	新疆自治区伊寧市環境総合整備	上水道整備	6,462
		下水道整備	
		廃棄物処理施設整備	
		集中型熱供給施設整備	
		天然ガス供給施設整備	
		植林	
	包頭市大気環境改善	包頭市大気環境改善	8,469
	四川省長江上流地区生態環境総合整備	長江上流地区生態環境総合整備	6,503
	貴陽市水環境整備	新庄下水道	12,140
		小河下水道2期	
		後午片区下水道	
		站街下水道	
		百花湖下水道	
	合計		822,801

注) DAC 報告には含まれていないが、今次環境事業として含めている事業は次のとおり。

1988 年度：北京上水道整備・四都市上水道整備（2 年度にわたって円借款を供与、89 年度は OECD に報告）、北京下水処理場建設、四都市ガス整備整備（2 年度にわたって円借款を供与）、89 年度：四都市ガス整備、94 年度：天津第三ガス整備。

*は、審査当初、ツー・ステップ・ローンの対象候補だったサブプロジェクト。

出所) 図 3-5 に同じ。

第4章 DAC5 指標による中国環境円借款の概評

本章では、主に本調査対象である中国環境円借款 16 事業について、OECD の開発援助委員会 (DAC) が開発援助事業の評価指標として提示している 5 指標 (以下、「DAC5 指標」) 即ち、事業の妥当性、有効性、インパクト、費用効率性、及び持続性の観点から概括的な評価を行う。ただし、第 3 章で述べたように、16 事業は全て完成しているわけではないため、最終的な DAC5 指標によるレーティングや総合評価は事後評価報告書に委ねることとする。

4.1 中国環境円借款の妥当性

4.1.1 環境 9・5 計画との整合性

第 5 章で詳述するように、環境円借款 16 事業は、「国家環境保護第 9 次 5 ヶ年計画及び 2010 年長期目標」(以下「環境 9・5 計画」) 及びそのプロジェクトリストである「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト計画」と整合的であるだけでなく、それを実施するための資金を担保することで、実質的にその始動を可能にした¹。まず資金額としては、前章で述べたように、環境 9・5 計画で計画された環境投資額 4,500 億元のうち外国資金調達目途 40 億米ドルの約 30%にあたる 13 億ドルが円借款で供与された。このことにより、地方政府や企業は、環境 9・5 計画に基づいた国家環境保護総局 (SEPA) の政策が実効的であることを認識した。しかも、円借款供与額は円借款事業の事業費の 43.5%にすぎず、残り半分以上の資金は、事業を実施する地方政府や企業が、自己資金や銀行融資などにより調達しなければならなかった。このことにより、環境円借款は、単に環境 9・5 計画と整合性を持つだけでなく、より積極的に SEPA の作成した環境保全計画に従って地方政府や企業が環境投資を行っていくという、環境政策を実施的に始動させる上で極めて重要な役割を果たしたと言える²。

また地域に関しても、第 3 章でも触れたように、環境円借款 16 事業は、「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト」で重点に指定された地域、特に「三河三湖」を含む 7 大河川流域、3 大湖沼、重点沿岸都市及び近海、並びに「2 つの抑制区」(酸性雨規制区及び二酸化硫黄規制区) の環境改善プロジェクトを支援してきた³。具体的には、流域の水質汚濁対策では、河南省 (淮河流域)、天津市 (海河流域)、黒龍江省 (松花江流域)、吉林省 (松花江流域、遼河流域)、湖南省 (長江の支流である湘江流域)、蘇州市及び浙江

¹ 「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト計画」で提示されたプロジェクトリストは、SEPA ウェブサイト (www.sdep.cei.gov.cn/zhce/files/ka92301.htm 及び www.sdep.cei.gov.cn/zhce/files/ka92301.htm) を参照されたい。

² この点に関する分析は、5.1 節で行う。

³ ただし、サブプロジェクト件数の多寡は、単に重点汚染地域に含まれているかだけでなく、地方政府が環境改善や費用効果性の観点から、サブプロジェクトの選定・形成・検討・準備・管理を十分に行ってきたかどうか、十分に行う能力を持っていたかどうかにも依存していた。

省（太湖流域）、大連市（重点沿岸都市）がこれに相当する。また大気汚染対策では、湖南省、柳州市、貴陽市、重慶市（酸性雨抑制地区）及びフフホト・包頭市、本溪市、瀋陽市、蘭州市、大連市（二酸化硫黄抑制区）がこれに相当する。

また環境円借款 16 事業がカバーする分野も、環境 9・5 計画で重点分野とされた都市環境インフラ整備及び工業汚染対策に集中していた。承諾時ベースでみると、工業汚染対策は、サブプロジェクト件数の 50.4%、承諾額では 38.2%を占め、次いで下水道整備が件数ベースで 23.0%、承諾額ベースで 32.9%、都市ガスや地域熱供給などの大気汚染対策が件数ベースで 15.8%、承諾額ベースで 23.2%を占めた（表 3-7 参照）。

4.1.2 地方政府の環境 9・5 計画との整合性

汚染の著しい都市や地域を抱える省や市では、「環境保護目標責任制度」と「都市環境総合整備に関する定量的考査制度都市環境総合整備定量的考査制度」が導入されたこともあり、環境対策を行うべきとの認識を持っていた。しかし実際には、多くの地方政府は地域の経済成長を優先し、環境保護を後回しにしてきた。このため、地方政府の環境への取り組みは、必ずしも日本で見られたような中央政府よりも革新的な取り組みをより早期に実施していくというものではなかった。

そこでSEPAは、汚染対策を重点的に進めるべき「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト計画」を作成し、その内容を環境 9・5 計画に反映させることで、地方政府に環境保全を経済・社会発展計画の中に組み入れさせようとしてきた。ただし、「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト計画」でリストアップされた汚染排出の著しい排出源や、重点的に進めるべき汚染対策は、地方政府が選定したものをSEPAが評価して決定された。そして地方政府の「環境保護第 9 次 5 ヶ年計画」で設定された汚染削減目標も、SEPAの指導を受けながら決定された。この意味で、地方政府は、独自の先駆的な環境政策や持続可能な発展政策を主導してきたわけではなく、SEPAが設定した環境政策・計画を、自らの経済・社会発展政策の枠内で実施するという立場にあった⁴。

第 4 次円借款は、中央政府を經由して地方政府、特に重点汚染地域に指定された都市の市政府に環境事業を実施する資金を供与してきた。そして地方政府に資金を供与したことで、多くの地方政府では、資金が供与された環境事業の実施に向けて、資金調達や進行管理などの努力を行うようになった。この意味で、環境円借款が環境 9・5 計画と整合性を持っていたことは、基本的には、地方政府の環境保全施策とも整合していたと見なすことができる。

以下、事例として現地調査を行った重慶市の状況について述べる。重慶市は、国家事業としての三峡ダムの上流に位置することから、1997 年に北京・上海・天津市と同ランクの直轄市に格上げされ、中央政府と直接交渉できる立場となった。重慶市は、中

⁴ 例えば包頭市は、SEPAからの指示こそが経済成長一辺倒の政策から環境保全投資を含む政策へと転換する契機であった（包頭市環境局への聞き取り調査（2005 年 7 月 24 日）による）。

中央政府の方針に基づいて、市レベルの持続可能な発展戦略を構想しており、その中でも三峡ダム事業の社会面、環境面での持続性を担保することが重要課題となっている。中央政府も、同様の観点から、三峡ダム上流の生態環境の保全を重視し、環境対策のための国家財政資金・国債資金・外国援助などの資金を優先的に重慶市に配分してきた。ところが、これらの資金は、事業の総経費を部分的に充当するにすぎない。このため、実際に実施するためには、重慶市も自らの財政資金などから資金を調達することが不可欠であった。この結果、重慶市は、第8次5ヵ年計画期間中には、対域内GDP比で0.6%にすぎなかった環境投資を、第9次5ヵ年計画期間中には0.9%、65.8億元にまで引き上げた。そして2000年には、対域内GDP比で1.3%の環境投資を行った⁵。

また同時に、三峡ダム周辺の開発と移住者の生計の確保の観点から、中央政府は重慶市が高い優先順位を置いていた電力や交通などの経済インフラ事業にも、国家財政資金・国債資金・外国援助などの資金を優先的に配分してきた。

この中で円借款も、中央政府が地方政府に配分する重要な資金源として、重慶市に優先的に配分されてきた。具体的には、重慶市に対しては、環境モデル都市事業や下水道整備事業だけでなく、配電網効率改善、モノレール建設、内陸部人材育成事業（環境関連の学部学科を含む）などの広義の環境事業を実施する資金としても円借款が配分され、実施されてきた。それぞれの事業は、重慶市の持続可能な発展戦略に位置づけることが可能であり、その意味で、円借款は同戦略と整合的であったと評価することができる。

4.1.3 個別事業の妥当性

個別の事業に関しても、国際協力銀行（当時は海外経済協力基金）は現地のコンサルタントや日本の専門家を雇用して事前調査を行い、さらに審査をとおしてサブプロジェクトを含めて、その妥当性を確認していた。しかし、外部環境の変化等の理由により、書類上では妥当性が高いと判断された事業でも、実施プロセスで妥当性を失ったものもあった。対象とした139件のサブプロジェクトのうち、キャンセルされたものは20件あった⁶。そして12のサブプロジェクトが差し替え、あるいは追加された。この結果、最終的には131件のサブプロジェクトが実施された（表3-6参照）。実施された事業の中にも外部環境の変化により影響を受けたり、当初採用予定だった技術が変更された事例があった。サブプロジェクトのキャンセルや変更の要因としては、以下の4点が挙げられる。

第1は、市場経済化や国有企業改革の中で対象とした工場が倒産ないし運転を停止する、エネルギー供給源が変更されるなど事業を取り巻く外部環境が大きく変化したこと

⁵ 『重慶統計年鑑2001』, 62頁。

⁶ この中には、他のサブプロジェクトがキャンセルされた後に差し替えられたもので、キャンセルになったサブプロジェクト2件が含まれる。

である。このために、黒龍江省、瀋陽市、本溪市、大連市、フフホト・包頭市および河南省の工業汚染対策サブプロジェクトの一部は、実施できなくなった。市場経済化や国営企業改革の進展に伴って製品の市場競争が激化し始めたが、地方政府が手厚く保護してきた国営企業では経営意識の改革の遅延から、また小規模な企業では人材や技術面で利用可能な資源の制約から、急激な外部環境の変化に対応できなかった。このため、環境保全型技術が導入された後、ないし導入が決定した後に製品の市場競争力を失い、工場の存続・雇用の確保と環境改善を両立させることができず、あるいは生産そのものを停止させざるを得なくなったものも現れた。

第2章でも触れた「西気東輸」事業⁷も、環境円借款事業の実施環境を外部条件として大きく変化させた要因であった。例えば、長沙市液化プロパンガス（LPG）空気混合燃料ガス供給事業は、深刻な酸性雨による悪影響を緩和するために、市の中南部の住宅地や飲食店で利用されていた石炭を代替することを目的として、LPG貯蔵タンクとLPG空気混合燃料ガス生産と配送システムを新設するものであった。この結果、試運転を始めた2001年以降、硫黄酸化物及び総浮遊粒子物質（TSP）の濃度は着実に低下した（表4-1）。しかもガス供給が行えるようになったことで、郊外での都市開発もガス供給と一体化して進められるようになった。しかし、LPG供給費用は必ずしも安くはなく、必ずしも全ての住民や商業施設が積極的に代替したわけではなかった。そして2004年末以降原油価格が高騰すると、LPG供給費用はさらに上昇した。さらに忠武天然ガスパイプラインの支線（湖北省潜江市から分岐して湖南省湘潭市に至る支線パイプライン）が建設され、2005年7月から天然ガスが供給されるようになると、天然ガスの生産・配送費用の低さから、LPG供給は競争力を失い、LPG供給を中止せざるを得ない状況に追い込まれてしまった⁸。

表 4-1 長沙市街区の大気汚染及び酸性雨の推移

	1996	1998	2000	2002	2003
SO ₂ (mg/m ³)	0.103	0.130	0.116	0.111	0.088
TSP (mg/m ³)	0.226	0.228	0.203	0.142	0.134
降雨平均 pH	3.43	4.74	4.80	4.35	4.03
酸性雨頻度 (%)	100	76.0	48.7	84.6	84.5

出所) JBIC 提供資料

⁷ 「西気東輸」事業は、狭義には新疆から上海まで天然ガスを輸送する幹線パイプラインの敷設プロジェクトを指す。しかし広義には、忠武ガスパイプライン、即ち重慶市忠県から湖北省武漢市までの幹線パイプラインや、長呼ガスパイプライン、即ち陝西省長慶油田の天然ガスを内モンゴル自治区フフホト市に輸送するパイプライン敷設プロジェクトも含まれる。

⁸ ただし、配送システムは、天然ガス供給にも用いることができる。このため、円借款で投資された設備が今後全く使われなくなってしまうというわけではない。

同様にフフホト市の都市ガス供給拡張事業も、計画ではコークスガスを製造し供給する予定であったのが、2003年に陝西省長慶油田からの天然ガスが長呼ガスパイプラインを通じて供給されるようになったことから、天然ガスを市内供給用ガスとすることが決定された。この結果、事業そのものの必要性はなくなってしまった。ただし、円借款で整備された石炭ガスを市内に供給するパイプラインは、天然ガスも配送できるように予め計画されて整備されたため、有効に活用されている。蘭州市の都市ガス供給事業も、実施段階で石炭ガスから天然ガスにガス源を変更しているが、既に効果を発揮している。

第2の要因は、中国側が自己資金で実施し円借款を必要としなくなったことである。この具体的な例として、貴陽市環境モデル事業のサブプロジェクトのひとつである火力発電所の排煙脱硫事業を挙げることができる。これは、国家政策である「西電東送」(エネルギー資源の豊富な西部で発電し、エネルギー消費地である東部に送電するという政策)を期限どおりに達成するため事業の実施を早める必要が生じたが、円借款手続き(入札や承認手続きなど)に則ると実施が遅れ期限までに事業が完成できないため、自己資金で実施することとなった。反対に、自己資金が不足して実施できなかった例もあった。

第3の要因は、当初導入を計画していた環境保全型技術が必ずしも適切ではなかったことである。まず、石炭灰の回収・再利用事業は、回収した石炭灰かられんがを生産して建築材料として再利用することで、廃棄物削減と利潤の両方が実現すると期待されていた。しかし実際には、質の高いれんがを生産することのできた再利用工場はなかった。このため、れんがは市場性を持ち得ず、再利用も進まなかった。そこで、石炭灰を排出工場の中には、石炭灰の再利用をあきらめ、流動床炉を導入することでばいじんと石炭灰の排出を抑制し、かつ排出された石炭灰も燃料として再利用することで、排出そのものの最小化へと方針を転換するものも現れた。

また、小規模の化学工場の汚染対策事業では、対象として選定された工場は、汚染の排出が著しく対策の必要性の高さという観点からは妥当であったとしても、生産規模が小さいゆえに既存の生産技術に追加的に環境保全型技術、特に末端処理技術を設置しても、必ずしも末端処理技術を効果的に稼働させられるわけではなかった。しかも、末端処理技術の処理能力の方が著しく大きいために、生産規模が小さい工場では、そもそも末端処理技術を効率的に稼働させることができず、その一方で大きな維持管理や運転費用を支払わなければならなかった。このため、特に外部からの指導や監督が十分に行われなくなった事業の中には、円借款資金の供与後に企業から環境保全型技術設置の進捗状況や導入した技術の運転状況を確認できなくなったものも存在した。この中には選択された技術や方法、あるいは対象とされた工場そのものが妥当ではなかった事業が含まれていた可能性がある。

第4の要因は、個別事業の妥当性というよりも事業スキームにかかわることだが、当初予定していた環境ツーステップローン(環境低利融資)による企業の汚染対策の支援がうまく機能しないことが明らかになったことである。円借款承諾時点では、工業汚染

対策のサブプロジェクトは、フフホト市・包頭市では 14 件、柳州市では 4 件を予定しており、この中には環境ツーステップローンの対象候補もそれぞれ 8 件と 2 件含まれていた。環境ツーステップローンが機能するためには、汚染削減に妥当な環境保全型技術が選定され、資金を借りた企業がその技術への投資を行い稼働させて汚染を削減するだけでなく、企業が確実に資金を返済できるだけの財務力や担保を提供できることが条件となる（Mori(2003)、Mori, Lee and Ueta(2005)）。ところが、実際の対象工場の選定に際しては、市政府が地域経済や地域政治への影響、あるいは環境対策の重要性の観点から選定を主導することが多く、取扱銀行が金融面での審査を行うことはほとんどなかった。そこで、環境ツーステップローンは機能しないと判断され、中止された⁹。環境ツーステップローンでの融資を検討していた候補サブプロジェクトは、JBICが審査を行う通常の形態に変更された¹⁰。

4.2 環境円借款事業の有効性

4.2.1 都市別の汚染物質削減効果

環境円借款の有効性を検討する指標として、ここでは環境円借款事業での削減対象物質とされた二酸化硫黄（SO₂）と化学的酸素要求量（COD）との削減量を取り上げる。これは、個別のサブプロジェクトで事業実施以前に設定された計画削減量が必ずしも採用された技術の能力を反映していないため、計画削減量の達成度を指標としても、サブプロジェクトの有効性を必ずしも測定したことにはならないためである。

SO₂に関しては、集中熱供給やガス供給事業が実施された 9 都市を対象に、環境円借款による削減効果を定量的に分析する。CODに関しては、環境円借款を用いて都市污水处理施設を建設した 20 都市を対象に、COD排出量の削減効果を定量的に分析する。さらに、都市別の分析ができなかったサブプロジェクトの汚染物質削減効果を加えて、16 事業トータルとしての定量的削減効果を推計する。

4.2.1.2 都市別の二酸化硫黄排出量削減への効果

2003 年時点で、当該都市の二酸化硫黄排出量の削減に対する円借款事業の寄与度は、本溪市（22.3%）、蘭州市（22.2%）、フフホト市（19.4%）では比較的高く、逆に柳州市（0.7%）、大連市（0.1%）、長沙市（0.4%）と極端に低い都市も存在する（表 4-2）。長沙市・大連市・柳州市で寄与度が低いのは、1 つには未完成の事業が多いことである。特に柳州市では、全ての事業が完成し適切に稼働されると、寄与度は 5.4%まで上昇することが期待されている。また大連市では、円借款事業が実施される以前に他の事業で大幅にSO₂の排出量を削減してきたことが、寄与度を低くしている。

⁹ JBIC北京事務所での聞き取り調査（2003 年 11 月 24 日）による。

¹⁰ 候補サブプロジェクト計 10 件のうち 9 件に円借款が供与され、2004 年末時点ではほぼ完成している。

表 4-2 都市別の二酸化硫黄排出削減量と環境円借款の効果 (ton/年)

都市名 *1	排出源	当該都市 全体にお けるSO ₂ 総排出量 (2002年)	当該都市 全体にお けるSO ₂ 総排出量 (2003年)	当該都市 全体にお けるSO ₂ 削減量 (2003年)	当該都市全 体におけ るSO ₂ 総排 出量(削減 量も含む (2003年))	完成し た円借 款事業 による SO ₂ 削 減量	未成分 も含む 円借 款事業 による SO ₂ 削 減量見 込	SO ₂ 総排 出量に占 める完成 した円借 款事業に よる削減 量の割合	SO ₂ 総排 出量に占 める未成 分も含む 円借 款事業に よる削減 量の割合 見込
		(A)	(B)	(C) 生活分 については (B)-(A)と 仮定*2	(D)= (B)+(C)	(E)	(F)	(E)/(D)	(F)/(D)
蘭州市	合計	72,707	71,447	4,575	76,022	16,900	16,900	22.2%	22.2%
	工業	59,910	59,933	3,292	63,225				
	生活	12,797	11,514	1,283	12,797				
瀋陽市	合計	105,849	93,886	33,753	127,639	10,341	10,399	8.1%	8.1%
	工業	31,535	36,908	16,417	53,325				
	生活	74,314	56,978	17,336	74,314				
フフホト市	合計	44,685	45,848	13,144	58,992	11,466	11,466	19.4%	19.4%
	工業	24,383	36,505	2,185	38,690				
	生活	20,302	9,343	10,959	20,302				
包頭市	合計	157,484	150,972	68,344	219,316	32,278	32,278	14.7%	14.7%
	工業	117,205	120,732	58,305	179,037				
	生活	40,279	30,240	10,039	40,279				
柳州市	合計	66,301	117,089	161,904	278,993	1,863	15,088	0.7%	5.4%
	工業	64,381	111,219	165,854	277,073				
	生活	1,920	5,870	-3,950	1,920				
本溪市	合計	48,833	48,111	4,766	52,877	11,790	12,341	22.3%	23.3%
	工業	46,913	46,191	4,766	50,957				
	生活	1,920	1,920	0	1,920				
貴陽市	合計	310,031	303,667	84,162	387,829	22,139	60,946	5.7%	15.7%
	工業	210,000	205,840	81,958	287,798				
	生活	100,031	97,827	2,204	100,031				
大連市	合計	105,200	101,911	169,125	271,036	230	4,096	0.1%	1.5%
	工業	62,295	69,522	158,609	228,131				
	生活	42,905	32,389	10,516	42,905				
重慶市	合計	699,359	748,478	306,113	1,054,591	76,000	114,000	7.2%	10.8%
	工業	551,820	613,139	293,913	907,052				
	生活	147,539	135,339	12,200	147,539				

注) *1 大気汚染対策を主体とした円借款事業が実施された都市のみを対象。

*2 生活部門からの削減量(C)を2003年の総排出量と2002年の総排出量の差と仮定しているのは、1年間では人口や生活環境の急激な変化は起こりにくいと考えられるためである。

出所) 『中国環境統計年報』2002、2003年版及びJBIC提供資料をもとに計算

他方、瀋陽市、フフホト市、包頭市、重慶市では、生活部門からのSO₂削減量が10,000ton以上削減されている。これらの都市では共通して、地域熱供給施設や都市ガス供給施設が完成し、生活部門へのガス供給が行われるようになっており、このことが生活部門起源のSO₂排出量の削減に寄与したものと考えられる。そして4都市とも共通して円借款で地域熱供給施設、都市ガス供給施設やパイプラインなどの建設を支援してきた。

なお、表4-2は中国環境統計年報のデータと円借款サブプロジェクトの個別データをベースに作成したものであり、両者は必ずしも整合性がとれていないことに注意する必要がある。例えば本溪市に関しては、円借款事業によるSO₂削減量が当該都市におけるSO₂削減量よりも大幅に大きいのは、削減量の推計方法の違いによるものと推察される。

4.2.1.1 都市別の COD 排出量削減効果

まず環境円借款事業が2003年時点で都市全体のCOD削減にどの程度寄与したのかを検討する。表4-3をみると、長沙市(59.5%)、包頭市(62.9%)、紹興市(64.8%)、鄭州市(61.5%)において環境円借款で建設された下水処理場や工場廃水処理施設の寄与度が50%を超えている。逆に20%を下回るのは、岳陽市(7.4%)、嘉興市(18.4%)、平頂山市(12.8%)、ハルビン市(19.8%)、大慶市(7.6%)となっている。

次に、環境円借款事業による削減効果が、都市全体のCODの総排出量に対してどの程度の大きさのものであったのかを検討する¹¹。20%を上回っているのは、包頭市(26.5%)、紹興市(47.5%)、鄭州市(29.0%)となっている。このことから、包頭市、紹興市、鄭州市は円借款事業を実施したことで、都市全体のCOD総排出量の削減に大きく寄与してきたと評価することができる。しかも3都市とも下水処理場の稼働率はさらに高まる見込であり、寄与度もさらに大きくなることが期待される。

表4-3 都市別の COD 排出削減量と環境円借款の効果 (ton/年)

都市名	排出源	当該都市全体におけるCOD排出量(2003年) (A)	当該都市全体におけるCOD削減量(2003年) (B)	当該都市全体におけるCOD総排出量(2003年) (C)=(A)+(B)	完成した円借款事業によるCOD削減量(2003年) (D)	未完成分を含む円借款事業によるCOD削減見込量(稼働率100%と仮定) (E)	都市全体のCOD除去率(%) (B)/(C)	COD総排出量に占める完成した円借款事業による削減量の割合(%) (D)/(C)	完成した円借款事業による削減割合(%) (D)/(B)	未完成分を含む円借款事業によるCOD削減割合見込(稼働率100%と仮定) (E)/(B)+(E)-(D))
湖南省 株洲市	合計	63,534	11,076	74,610	3,837	15,570	14.8%	5.1%	34.6%	68.3%
	工業	21,258	10,067	31,325	2,828	8,621	32.1%	9.0%	28.1%	54.4%
	生活	42,276	1,009	43,285	1,009	6,949	2.3%	2.3%	100.0%	100.0%
湖南省 長沙市	合計	60,472	16,652	77,124	9,914	24,822	21.6%	12.9%	59.5%	78.6%
	工業	5,108	5,303	10,411	642	9,304	50.9%	6.2%	12.1%	66.6%
	生活	55,364	11,350	66,714	9,272	15,518	17.0%	13.9%	81.7%	88.2%
湖南省 岳陽市	合計	95,566	35,083	130,649	2,582	10,144	26.9%	2.0%	7.4%	23.8%
	工業	36,947	30,191	67,138		3,370	45.0%			10.0%
	生活	58,619	4,892	63,511	2,582	6,774	7.7%	4.1%	52.8%	74.6%
湖南省 常德市	合計	101,339	11,357	112,696	2,782	5,858	10.1%	2.5%	24.5%	40.6%
	工業	57,315	8,853	66,168	278	586	13.4%	0.4%	3.1%	6.4%
	生活	44,024	2,504	46,528	2,504	5,272	5.4%	5.4%	100.0%	100.0%
湖南省 張家界市	合計	13,336	299	13,635		1,840	2.2%			86.0%
	工業	1,971	299	2,270			13.2%			0.0%
	生活	11,365		11,365		1,840	0.0%			100.0%
蘭州市	合計	45,807	38,573	84,380		29,000	45.7%			42.9%
	工業	4,438	20,173	24,611		7,481	82.0%			27.1%
	生活	41,369	18,400	59,769		21,519	30.8%			53.9%
包頭市	合計	35,608	25,839	61,447	16,254	21,414	42.1%	26.5%	62.9%	69.1%
	工業	11,721	8,645	20,366	8,074	8,074	42.4%	39.6%	93.4%	93.4%
	生活	23,887	17,194	41,081	8,180	13,340	41.9%	19.9%	47.6%	59.7%
蘇州市	合計	91,694	267,800	359,494		9,384	74.5%			3.4%
	工業	56,595	223,077	279,672		3,158	79.8%			1.4%
	生活	35,099	44,723	79,822		6,226	56.0%			12.2%

¹¹ 『中国環境統計年報』に記述されている「都市全体のCOD排出削減量」とは、過去の排出削減量の累積値を示す。従って、2003年のCOD排出削減量は、過去から2003年までに削減されたCOD負荷量を意味する。

都市名	排出源	当該都市全体におけるCOD排出量(2003年) (A)	当該都市全体におけるCOD削減量(2003年) (B)	当該都市全体におけるCOD総排出量(2003年) (C)=(A)+(B)	完成した円借款事業によるCOD削減量(2003年) (D)	未完成分を含む円借款事業によるCOD削減見込量(稼働率100%と仮定) (E)	都市全体のCOD除去率(%) (B)/(C)	COD総排出量に占める完成した円借款事業による削減量の割合(%) (D)/(C)	完成した円借款事業による削減割合(%) (D)/(B)	未完成分を含む円借款事業によるCOD削減割合見込(稼働率100%と仮定) (E)/((B)+(E)-(D))
浙江省 杭州市	合計	126,885	404,161	531,046	83,767	170,619	76.1%	15.8%	20.7%	34.7%
	工業	80,935	292,688	373,623	18,727	38,144	78.3%	5.0%	6.4%	12.2%
浙江省 紹興市	合計	62,338	171,962	234,300	111,367	162,379	73.4%	47.5%	64.8%	72.8%
	工業	43,910	143,787	187,697	90,572	132,059	76.6%	48.3%	63.0%	71.3%
浙江省 嘉興市	合計	42,487	133,328	175,815	24,531	106,298	75.8%	14.0%	18.4%	49.4%
	工業	18,964	124,722	143,686	18,029	78,122	86.8%	12.5%	14.5%	42.3%
天津市	合計	130,438	164,637	295,075		40,300	55.8%			19.7%
	工業	40,995	112,736	153,731		18,606	73.3%			14.2%
大連市	合計	56,575	29,367	85,942		7,562	34.2%			20.5%
	工業	16,615	10,582	27,197		530	38.9%			4.8%
河南省 鄭州市	合計	60,394	54,038	114,432	33,242	43,783	47.2%	29.0%	61.5%	67.8%
	工業	15,640	21,956	37,596	2,126	2,800	58.4%	5.7%	9.7%	12.4%
河南省 平頂山市	合計	31,347	59,824	91,171	7,665	7,665	65.6%	8.4%	12.8%	12.8%
	工業	10,841	55,165	66,006	3,006	3,006	83.6%	4.6%	5.4%	5.4%
吉林省 吉林市	合計	56,271	43,137	99,408		41,955	43.4%			49.3%
	工業	17,251	34,528	51,779		32,568	66.7%			48.5%
吉林省 長春市	合計	61,489	46,396	107,885	13,682	20,818	43.0%	12.7%	29.5%	38.9%
	工業	6,825	30,471	37,296	1,495	2,275	81.7%	4.0%	4.9%	7.3%
黒龍江 省ハル ビン市	合計	113,943	38,494	152,437	7,640	7,991	25.3%	5.0%	19.8%	20.6%
	工業	9,993	35,824	45,817	7,640	7,427	78.2%			20.9%
黒龍江 省牡丹 江市	合計	103,950	2,670	106,620		564	2.5%			17.4%
	工業	38,645	15,145	53,790	2,720	12,410	28.2%	5.1%	18.0%	50.0%
黒龍江 省大慶 市	合計	9,157	12,425	21,582			57.6%			0.0%
	工業	29,488	2,720	32,208	2,720	12,410	8.4%	8.4%	100.0%	100.0%
黒龍江 省大慶 市	合計	37,791	57,650	95,441	4,365	5,076	60.4%	4.6%	7.6%	8.7%
	工業	17,685	51,916	69,601	400	465	74.6%	0.6%	0.8%	0.9%
黒龍江 省大慶 市	合計	20,106	5,734	25,840	3,965	4,610	22.2%	15.3%	69.2%	72.3%
	工業									

注) *1 各都市のデータは省に次ぐ行政区画である地区級市のもので、中心市街区だけでなく、郊外の県級市も含んでいるとして作表した(瀏陽市及び長沙開發区(長沙県)は長沙市、臨湘市は岳陽市、延寿县はハルビン市、瓦房店市は大連市にそれぞれ属する)。従って、蘇州市のように環境円借款が中心市街区しかカバーしていない場合には寄与度は相対的に低めにできる可能性がある。

*2 下水処理場における工場廃水起源のCOD削減量は、工業に計上してある。

*3 中国環境統計年報のデータと円借款サブプロジェクトの個別データの整合性がとれないケースにおいては、中国環境統計年報のデータを基準として個別データを適宜調整してある。

出所)『中国環境統計年報』2003年版(A、B)及びJBIC提供資料(D、E)をもとに計算。

将来的には、これらの都市の多く、及び張家界市、蘭州市、蘇州市、天津市、大連市、吉林市で建設中の円借款事業が完成して稼働を開始すると、環境円借款事業による削減

効果が大きくなることが期待される¹²。ただし期待された削減効果が実現するには、完成した円借款事業の稼働率が十分に高いことが不可欠である。岳陽市で寄与度が低くなっているのは、完成した円借款事業の稼働率が低いことが大きく影響している。適切な環境保全型技術の選択やその十分な維持管理、そして下水道整備事業では管渠の建設もまた、円借款事業の有効性を高めるためには不可欠である。

4.2.2 調査対象 16 事業全体の汚染物質削減効果

次に、調査対象 16 事業全体の、SO₂及びCODの削減効果を推計する。表 4-2、表 4-3 に示された都市別の削減効果に、これらの表ではカバーされていない市や県のサブプロジェクトのSO₂及びCODの削減量を加えると、調査対象 16 事業全体の削減量を求めることができる。表 4-4 に推計結果を示す。SO₂については、2003 年時点で年間 19 万ton削減されており、全てのサブプロジェクトが完成すれば、30 万tonの削減が期待できる。CODについては、2003 年時点で、工業系で 16 万ton、生活系で 18 万ton、合計 34 万tonが削減され、全てのサブプロジェクトが完成すれば、合計 78 万tonの削減が期待できる。

表 4-4 調査対象 16 事業の汚染物質削減効果 (万 ton/年)

汚染物質		2003年時点	完成後見込 (稼働率100%)
SO ₂		19	30
COD	工業系	16	36
	生活系	18	42
	合計	34	78

出所) JBIC 提供資料をもとに計算

なお、同様の手法で、2001 年度以降に承諾された環境円借款の汚染物質削減効果を推計すると、SO₂については 15 万ton、CODについても 15 万tonの削減効果が期待できる。但し、事業効果の指標にSO₂やCODの削減量が含まれていないものも少なくなく、低めの推計値になっていることに注意する必要がある。また、今回調査対象にはなっていないが、SO₂削減効果が期待できるのは、エネルギー効率を高める配電網改善事業、再生可能エネルギーとしての揚水発電所、自動車を代替できる都市鉄道、また環境円借款対象外であるが燃焼効率の高い火力発電所などが挙げられる。

4.2.3 都市の環境汚染濃度へのインパクト

たとえ各都市・流域が 5 ヶ年計画で設定した目標を達成したとしても、そのことは環境汚染による健康被害をなくしたことを意味しない。最終的には、人間や生態系への悪影響を及ぼさなくなる水準まで排出量や環境中濃度を下げる必要がある。

¹² 蘇州市の円借款事業は 2004 年に完成したが、データは 2003 年のものを用いているため、表 5-3 に含めていない。

この観点から各都市のSO₂とTSPの大気中濃度を検討する。まずSO₂に関しては、瀋陽市、フフホト市、本溪市、大連市が国家2級基準、即ち住居地域・一般工業地域等において達成すべき大気環境基準である年平均0.06 mg/m³を達成している。他方、蘭州市、包頭市、柳州市、貴陽市、重慶市では、近年再び悪化した蘭州市以外は大幅な改善が見られるものの、国家3級基準、即ち特定の工業地域において達成すべき大気環境基準である年平均0.1 mg/m³を達成したにすぎない。しかも重慶市は、円借款事業で実施された石炭火力発電所の排煙脱硫装置が本格稼働していないことも相俟って、2003年のSO₂濃度は0.115mg/m³と国家3級基準すら達成できていない(表4-5)。

またTSP濃度に関しても、柳州市を除くと改善傾向が見られる。しかし、必ずしも国家2級基準である年平均0.2 mg/m³を達成したわけではなかった(表4-6)。

表 4-5 環境円借款事業実施都市のSO₂濃度の推移 (mg/m³)

	1993	94	95	97	98	99	2000	01	02	03
蘭州市	0.084		0.102				0.060	0.067	0.093	0.086
瀋陽市		0.114	0.105				0.062	0.071	0.064	0.052
フフホト市	0.110		0.093				0.034	0.037	0.036	0.039
包頭市	0.136		0.110				0.087	0.073	0.067	0.081
柳州市	0.217			0.164						0.070
本溪市	0.190				0.150					0.060
貴陽市			0.424			0.140	0.161	0.122	0.098	0.089
大連市			0.061			0.038	0.017	0.031	0.035	0.039
重慶市			0.338			0.171	0.120	0.108	0.091	0.115

注) 大気汚染対策を主体とした円借款事業が実施された都市のみを対象。濃度は年平均値。出所)『中国環境年鑑』各年版及びJBIC提供資料

表 4-6 環境円借款事業実施都市のTSP濃度の推移 (mg/m³)

	1990	93	95	97	98	2000	01	02	03
蘭州市	0.950		0.732			0.668	0.892	0.663	
瀋陽市	0.455		0.374			0.265	-	-	-
フフホト市			0.410			0.451	0.448	0.411	0.395
包頭市			0.485			0.380	0.395	0.381	
柳州市	0.203	0.227		0.176					0.206
本溪市		0.510			0.473				0.282
貴陽市	0.407		0.330			0.209	-	-	-
大連市	0.340		0.338			0.088	-	-	-
重慶市	0.490		0.322			0.261	-	-	-

注) 大気汚染対策を主体とした円借款事業が実施された都市のみを対象。濃度は年平均値。なお、瀋陽市、貴陽市、大連市、重慶市では2001年以降、浮遊粒子状物質の環境中濃度の指標をTSPからPM10に変更したため、TSP濃度のデータがない。出所)『中国環境年鑑』各年版及びJBIC提供資料

このことから、環境円借款事業は、既に完成し稼働された事業が多い都市では、SO₂やTSP濃度の改善に一定の役割を果たしてきたものと推察される。そして今後さらに多く

のサブプロジェクトが完成して稼働されるようになると、その大気環境改善へのインパクトも大きくなるものと期待される。しかし、そのインパクトは、全ての対象都市で国家 2 級基準を達成するほどには大きくはなかったと総括することができる¹³。他方で環境 10・5 計画は、2005 年までに「2 つの抑制区」での国家 2 級基準の達成を求めている。環境 10・5 計画の目標を達成するには、円借款事業だけでなく、中国国内での環境政策のさらなる強化と実施が求められる。

また、国家 2 級基準が達成されれば、環境への悪影響がなくなるわけではないことに留意する必要がある。国家 2 級基準で設定されている基準は、年平均値であり、1 日平均値や 1 時間平均値で設定されているわけではない。このため、例えば冬季の午前中など、SO₂ や TSP の排出が最も著しくなる時間帯に基準値が達成されていなくても、それ以外の季節に基準を大幅に下回っていれば、年平均では基準を達成できることになる。このことは、国家 2 級基準を達成した都市でも、環境汚染による人間や生態系への悪影響を回避するためには、さらに厳しい目標を設定して実現するための施策を実施する必要があることを意味する。

4.2.4 都市環境インフラサービスの供給

環境円借款で整備された下水道、地域熱供給施設、都市ガス施設、ごみ処理施設はいずれも、単に大気汚染や水質汚濁物質の排出量を削減するだけでなく、都市環境インフラからのサービスを楽しむ人口を増やすことで、都市住民の生活の質の向上にも寄与してきた。

まず污水处理サービスに関しては、環境 9・5 計画で目標に掲げられた新規污水处理能力 1,000 万 m³/日の約半分に相当する 493.7 万 m³/日の処理能力が追加される見込である。この結果、環境円借款事業によって新たに 1,300 万人以上、ないし環境円借款で下水道整備が実施された都市の市街区人口¹⁴の 33% が污水处理サービスを受けられるようになる見込である(表 4-7)。そして環境 10・5 計画で目標とされている 2005 年までの都市生活排水処理率を 45% 以上への引き上げは、環境円借款で下水道整備を実施した 28 都市のうち少なくとも 10 都市で、2003 年末までに達成した¹⁵。なお、紹興市の下水道整備

¹³ 環境円借款対象都市で、SO₂、TSP を含む総合指標で国家 2 級基準を達成しているのは、大連市、瀋陽市(2003 年に達成)、フフホト市(2004 年に達成)。

¹⁴ 『中国城市統計年鑑』の「市辖区人口」のことを指す。以下同様。

¹⁵ 都市污水处理率は、国家環境保護総局が『中国環境統計年報』で公表している「城鎮生活污水处理率」(都市生活排水処理率)と、建設部が『中国城市建设統計年報』で公表している「城市污水处理率」(都市污水处理率)とがある。前者は、下水処理場で処理される生活排水量の都市全体の生活排水量に占める割合である。下水処理場で処理される工業廃水量は含まれない。後者は、下水処理場及びその他の廃水処理施設(工業団地の廃水処理施設等)で処理される污水处理量の都市全体の工業廃水も含めた污水排水量に占める割合である。さらに建設部統計では、「污水处理場集中処理率」(下水処理場で処理される污水处理量の都市全体の工業廃水も含めた污水排水量に占める割合)も公表している。2003 年の全国レベルの処理率は、「城鎮生活污水处理率」が 25.8%、「城市污水处理率」が 42.12%、「污水处理場集中処理率」が 27.48%となっている。と

表 4-7 下水道整備によるサービス供給人口の増加

	下水道整備サブプロジェクト件数*1	処理能力の合計 (万m ³ /日)	環境円借款によるサービス供給人口増加分 (万人)	当該都市市街区人口 (万人)*2	サービス供給人口比率 (%)	(参考)都市生活排水処理率(2003年)*3 (%)
蘭州市	1	20	49	195	25	33
包頭市	1(3)	12	48	178	27	51
河南省	5	83	184	429	43	
鄭州市	1	40	100	240	42	49
許昌市	1	8	25	38	66	-
平頂山市	1	15	44	93	47	37
駐馬店市	1	10	15	58	26	-
信陽市	1	10	-	-	-	-
湖南省	9(11)	87.2	179.6	687	26	
永州市	1	10	25	108	23	-
株洲市	1	10	25	80	31	7
長沙市*4	2	26	39.5	196	20	45
瀏陽市	1	8	15	15	100	-
岳陽市	1	10	17.5	94	19	31
臨湘市	1	6	7.6	10	76	-
常德市	1	15	34	137	25	24
張家界市	1(3)	2.2	16	47	34	-
黒龍江省	3	17	84.7	201	42	
牡丹江市	1	10	53	77	69	15
大慶市	1	5	25.7	118	22	56
延寿县	1	2	6	6	100	-
吉林省	5	62.5	238	587	41	
吉林市	1	30	130	180	72	17
長春市	2	17.5	40	310	13	65
松原市	1	5	31	52	60	-
遼源市	1	10	37	45	82	-
蘇州市	1(2)	14	64	217	30	49
浙江省	3	90	249.6	537	47	
杭州市	1	30	80	393	20	68
紹興市	1	30	130	64	203	50
嘉興市	1	30	39.6	80	50	34
天津市*4	2	99	206	759	27	53
大連市	2	9	33	304	11	67
大連市	1	3	9	275	3	-
瓦房店市	1	6	24	29	83	-
合計	32(38)	493.7	1,335.9	4,094	33	

注) *1 括弧内は、サブプロジェクトが複数の下水処理場を含んでいる場合の下水処理場数。

*2 『中国城市統計年鑑 2004』における 2003 年末の「市轄区人口」。延寿县については、日中友好環境保全センターの実施機関へのヒアリングに基づく。

*3 生活排水処理率は『中国環境統計年報 2003』に基づく。

*4 2カ所のサイトのうち、長沙市星沙経済開発区は長沙県に属しており、厳密に言うと長沙市の市街区には属さないが、同開発区は市街区と一体化しつつあることから長沙市の下水処理場として位置づけてある。

*5 環境円借款事業のスコープには一部既存施設の拡張が含まれており、便宜的に拡張後の全施設のサービス人口を計上してある。

出所) JBIC 提供資料及び『中国城市統計年鑑 2004』、『中国環境統計年報 2003』に基づき作成。

表 4-8 地域熱供給事業によるサービス供給人口の増加*1

なっており、前者の方が後者よりも処理率が高くなる傾向がある。本調査では、COD排出量統計との整合性に鑑み「城鎮生活污水处理率」を採用した。

	環境円借款によるサービス供給人口増加分(万人)*2	当該都市市街区人口(万人)*3	比率(%)
蘭州市	17.5	195	9
フフホト市	30	109	28
包頭市	28	178	16
黒龍江省	18.9	105	18
鶏東県	3.6	10	36
密山県	8	11	73
伊春市	7.3	84	9
合計	94.4	587	16

注) *1 瀋陽市と大連市においても熱供給事業があるが、サービス人口に関する情報が不足しているため除外した。

*2 1戸あたり3.5人で算出。完成したサブプロジェクトは実績値、未完成のものは計画値。

*3 『中国城市統計年鑑2004』における「市轄区人口」。鶏東県については、日中友好環境保全センターの実施機関へのヒアリングに基づく。

出所) 表4-6に同じ。

表4-9 都市ガス供給事業によるサービス供給人口の増加 (万人)

都市名	環境円借款で追加されたガス供給設備の種類と規模(万m ³ /日)*5	円借款による都市ガスサービス供給人口増加分(万人)*1(A)	当該都市における石炭ガス/LPG使用人口*2(万人)(B)	都市ガスサービス供給人口増加分の割合*3(A)/(B)(%)	当該都市市街区人口*4(D)	都市ガス利用人口の比率(A)/(D)(%)
蘭州市	石炭ガス：54.0 天然ガス	87.5	82	107%	195	45
フフホト市	石炭ガス：16.4 天然ガス	28	48	58%	109	26
包頭市	石炭ガス：14.6 LPGガス：5.0 合計：19.6 天然ガス	5 30 35	51.1 34	10% 88%	178	20
柳州市	石炭ガス：4.8 LPGガス：6.9 合計：11.7	9.1 35 44.1	19.1 55.2	48% 63%	96	46
本溪市	石炭ガス：21.6	22.8	48	48%	96	24
湖南省	29.8	64.8			339	19
珠州市	石炭ガス：12	15.8	27.2	58%	80	20
長沙市	LPGガス：6.8 天然ガス	35 14	29.3 10	119% 140%	196 63	18 22
邵陽市	石炭ガス：11					
貴陽市	石炭ガス：30.0	24.5	86	29%	200	12
重慶市	天然ガス：257.0	87.5	-	-	1,010	9
合計	440.1 石炭ガス：164.4 LPGガス：18.7 天然ガス：257.0	394.2 206.7 100 87.5	371.4 118.5	56% 84%	2,223	18

注) *1 JBIC 提供資料により作成。1戸あたり3.5人で算出。完成したサブプロジェクトは実績値、未完成のものは計画値。

*2 中国都市統計年鑑2004年版における「石炭ガス、LPGガス使用人口」。

*3 長沙市、邵陽市で100%を超えているのは、環境円借款事業による都市ガスサービス供給人口増加分(A)がサブプロジェクト建設中のため計画値であるのに対し、ガスパイプライン等の設置の遅れにより、実際の利用人口(B)は増加していないためと推測される。

*4 中国都市統計年鑑2004年版における「市轄区人口」。

*5 蘭州市、フフホト市、包頭市、長沙市では、石炭ガス/LPGを天然ガスで代替しているがデータ不足により、表には反映されていない。

出所) 表4-6に同じ。

事業でサービス人口が市街区人口を上回っているのは、市街区に含まれない郊外で発生

した汚水も下水処理場で処理していることが要因と考えられる。

次に地域熱供給サービスに関しては、環境円借款事業は寒冷地における住民 90 万人以上、環境円借款で地域熱供給設備が建設された都市の市街区人口の約 16%に熱供給サービスを提供することが可能となる見込である(表 4-8)。都市ガス供給サービスに関しては、環境円借款事業で、環境 9・5 計画で目標に掲げられた新規ガス供給量 800 万 m^3 /日の 60%以上に相当する約 440 万 m^3 /日の供給を可能にする配送設備を設置し、約 395 万人、環境円借款で都市ガス供給事業が実施された都市の市街区人口の約 18%が新たに都市ガス供給サービスを受けられるようになる見込である¹⁶。都市ガスの種類別では、コークスガスが 164.4 万 m^3 /d (8 都市)、LPG空気混成燃焼ガスが 18.7 万 m^3 /d (3 都市)、天然ガスが 257 万 m^3 /d (1 都市)である。環境円借款事業の結果新たにサービスを受ける人口の割合は、石炭ガスでは、当該都市の利用者全体の 56%、LPGでは 84% (平均)を占める(表 4-9)。ただし、蘭州市、フフホト市、包頭市、長沙市では、前述のように石炭ガスやLPGガスを「西気東輸」事業で供給される天然ガスで代替しており、天然ガスの方が石炭ガスやLPGガスよりもカロリーが高いため、同じ都市ガス供給施設であってもサービス供給人口はさらに増える可能性がある(データ不足で表 4-9 には反映されていない)。

4.2.5 中国の日本との環境技術協力・交流の促進・強化

第 5 章で詳述される環境政策・制度の改善に果たした役割の他に、環境円借款は、中国の日本との技術協力・交流の促進・強化の効果をもたらしてきた。その中でも、特に北京下水処理場建設事業¹⁷、環境モデル都市事業(大連)、環境モデル都市事業(重慶)では、都市間の枠組みでの技術協力・交流が、環境モデル都市事業(貴陽)では都市間という枠組みを超えた技術協力・交流が活発に行われてきた。

北京下水処理場建設事業では、50 万 m^3 /日の処理能力を持つ高碑店下水処理場が建設された。しかし当時中国では、このような大規模な処理能力を持つ下水処理場の計画・施工・運営の経験はほとんどなかった。北京市と友好都市関係にある東京都の下水道局は、環境円借款事業以前より事業実施機関であった北京市市政工程局(現在の北京城市排水集団有限責任公司(「北京排水集団」))と技術交流を続けてきたが、事業のコンポーネントの一部として、水処理技術や管理技術などの研修、及び新設下水処理場の立ち上げに関する研修などの受入を行ってきた。これらの研修が功を奏して、その後同下水処理場は順調に施工・稼動を行うことができた。しかも、研修参加者の中からは、北京排水集団の董事長、総経理、チーフエンジニア、北京京城水務集団の副総経理、北京市市

¹⁶ 5.4 節で述べるように、供給及び運搬体制が整備されたからといって、人々が自動的かつ急速に石炭や練炭からガスへの燃料転換を行うわけではない。

¹⁷ 北京下水処理場建設事業は第 2 次円借款期間中である 1988 年に円借款が供与された事業であり、調査対象 16 事業には含まれないが、環境円借款の先駆けとしての役割を果たしていることから本報告書で事例として取り上げる。

政設計総院の副チーフエンジニアなどを輩出しており、総経理は中国の下水道界のリーダーの一人として活躍しているなど、研修のインパクトはさらに拡大している¹⁸。また、高碑店下水処理場はその後処理能力を 100 万³/日まで拡張し、中国最大の下水処理場として内外の多くの見学者を受け入れるだけでなく、近年処理場内に研修施設を新設するなど中国の代表的な下水処理場としての役割を果たしている。

環境モデル都市事業（大連）は、もともと大連市と北九州市の間の都市間環境技術協力から始まったものであった。北九州市は、大連市の代表的企業を対象としたクリーナープロダクション¹⁹に関する調査及び企業の技術者等へのセミナーを実施する一方で、大連市に「大連環境モデル地区計画」を提案した。これが国際協力機構（JICA）によるマスタープランの作成につながった。そして作成されたマスタープランに基づいて、環境円借款による環境モデル都市事業が実施されることになり、そして環境モデル都市事業の実施が民間レベルや市民レベルでの環境交流をさらに活発化させるという形で展開してきた。

環境モデル都市事業（重慶）は、大阪市が自治体間協力として進めようとしてきた天然ガスの高度利用に関する技術協力を補完する役割を担った。環境円借款事業で天然ガスのタンクやパイプラインの建設を実施することで、重慶市での天然ガスの利用は急速に進展することが予測される。大阪市はこのような重慶市のニーズを踏まえて、自動供給システムなどのガス供給技術、ボイラー・炉など工業分野の燃焼技術、ガス漏れなどの検知技術に関する共同研究を行った（尾田(2003)）。そしてこの経験を踏まえて、環境円借款で河南省の天然ガス供給施設の建設を支援することになった際には、大阪市は河南省の各都市に対して大気汚染改善に関する技術支援を実施するなど、都市間の技術協力・交流を促してきた（地球環境センター(2004)）。ただし、これらの協力は、現在のところ、市民交流や企業間のビジネスベースの関係を強化するには至っていない。

最後に環境モデル都市事業（貴陽）では、環境円借款事業として主要な汚染源（鉄鋼、セメント、発電所など）の汚染排出対策やモニタリングシステムの構築が実施された。そして円借款事業を形成する過程で、貴陽市が環境対策を進める上でクリーナープロダクションが重要であることを認識した。その後、国家環境保護総局から「循環経済型生態建設実験都市」に指定されたが、貴陽市政府は循環経済都市を形成する上で、日中友好環境保全センターによる橋渡しを受けつつ、日本の政府・大学・コンサルタント・企業などの間で活発な情報交換を行ってきた。

4.3 対中環境円借款事業実施の費用効率性

事業の費用効率性は、通常、投入した財・サービスからどれだけの産出（アウトプット）が得られたか、の観点から評価される。ところが環境事業では、環境保全型の設備

¹⁸ 北京排水集団工程諮詢分公司の提供資料、及び『日本下水道新聞』1993年8月30日。

¹⁹ 企業の利益を損なうことなく環境汚染を削減できる省エネ省資源型生産技術の総称。

の完成度や技術の導入の期間の観点から評価するのみでは十分ではない。環境保全型技術そのものの費用効率性、即ち環境保全型技術がどれだけ費用効率的に汚染を削減できるのか、というアウトカムを評価することも同時に重要となる。

そこで本節では、まず 4.3.1 節でアウトプットである環境保全型技術や設備の完成度と完成に要した期間、及び事業費の計画値と実現値の差異から、投入の費用効率性を検討する。次に 4.3.2 節で、アウトカムである汚染排出量の削減、具体的には、SO₂及びCODの排出量を年間 1ton削減するのに要した環境保全型技術や設備の建設費用を用いられた技術ごとに比較することで、環境改善の観点からの費用効率性を検討した。

4.3.1 投入に対するアウトプットの費用効率性

4.3.1.1 アウトプットの完成度の概況

調査対象 16 事業に含まれるサブプロジェクト 131 件のうち、2004 年末時点で、完成したものが 94 件（72%）で、未完成のものが 36 件（27%）、未確認のもの 1 件となっている²⁰。

現在未完成のサブプロジェクトの中には、事業内容の変更の影響を受けたものが少なくない。事業内容が変更されたのは、以下の理由による。第 1 に、当初のサブプロジェクトが妥当性をなくしたことを受けて、円借款承認後にサブプロジェクトの変更、中止を行わざるを得なくなったことである。4.1 節で例示した市場経済化・国有企業改革などの外部環境の変化などが理由として挙げられる。この結果、最初にコミットしたサブプロジェクトをキャンセルして、他の工業汚染対策あるいは下水道整備事業などの都市環境インフラ事業などに差し替えられることもあった²¹。しかし、差し替えられたサブプロジェクトでは、改めてフィージビリティ調査や審査を行わなければならなくなった。このことから、実施の開始が遅れ、現在建設中となっているものが比較的多い。

第 2 の理由は、当初計画していた環境保全型技術が変更されたことである。まず、円借款承諾時には、新たな開発を要する最新式のを想定していたのが、既存でかつ効果が証明されたものに変更された。具体的には、柳州市のサブプロジェクトのひとつである火力発電所の排煙脱硫設備設置事業が挙げられる。この事業では、承諾時点では、排煙脱硫技術として最新型の電子ビーム法を用いることを想定していた。しかし事業実施段階になると、従来から中国国内で導入されてきた石灰—石膏法が国内の技術向上と市場の拡大によって技術の信頼度を得るとともに、その投資費用も大幅に低下してきた。このことを踏まえて、最終的には、技術を石灰—石膏法に変更した。ところが、この技術選択の検討に数年を要したために、2004 年末時点では、まだ建設に着工した段階にすぎない。

第 3 の要因は、事業サイトの変更である。セメント（大連市）、亜鉛（柳州市）、パル

²⁰ 完成したものの中には、主要な部分は完成・稼働しているが、一部建設中のものも含まれる。

²¹ 瀋陽市、本溪市、大連市、貴陽市では代替事業は実施されていない。

ブ（河南省）などの工業汚染対策では、フィージビリティ調査の段階では、工場の郊外移転とクリーナープロダクション技術の導入のパッケージが検討されていた。ところが、実施段階では、当初の予定地域が急速に都市化されたため、移転された工場が都市住民等に影響を及ぼす可能性が高まった。そのため当該地域の住民等の了解が得られにくくなってきた。この結果、工場移転候補地の選定に長期間を要し進捗に影響を及ぼしている。

4.3.1.2 アウトプットの費用効率性の詳細分析

次に、対象をデータが比較的完備されているサブプロジェクト 16 件（既に完成しており、SO₂、COD 削減の実績値あり）に限定して、より踏み込んだ分析を行った。

まずアウトプットに関しては、国際協力銀行（2004）に従って、完成度を「計画の 80%以上」、「計画の 50%以上 80%未満」、「計画の 50%未満」の 3 つに分類した。この結果、100%のサブプロジェクトが計画通り完成していることが明らかになった（表 4-10）。

表 4-10 アウトプットの完成度

分野	計画の 80%以上	計画の 50%以上 80%未満	計画の 50%未満	合計
地域熱供給	1			1
都市ガス	4			4
下水道	3			3
工業汚染対策	8			8
合計	16 (100%)			16 (100%)

出所) JBIC 提供資料

次に事業完成までに要した期間については、対象を上記のうちデータのある 16 件に絞り、国際協力銀行（2004）に従って、「計画の 125%以下」、「計画の 125%以上 200%以下」、「計画の 200%以上」に分類した。この結果、「計画の 200%以上」というパフォーマンスの悪いものが 19%存在した（表 4-11）。この数値は、事業開始時期を便宜的に借款契約締結時として計算したことから慎重な解釈が必要であるが、この要因としては、そもそもサブプロジェクトの当初計画が不十分であったこと、また実施段階で地方政府がローカルコスト調達を計画通りに調達できなかったことなどが考えられる。

最後に事業費についても、国際協力銀行（2004）に従って、「計画の 125%以下」、「計画の 125%以上 200%以下」、「計画の 200%以上」に分類した。この結果、「計画の 125%以下」が 55%、「計画の 125%以上 200%以下」が 35%、「計画の 200%以上」が 5%であった（表 4-12）。費用超過の要因については、主として事業スコープの変更と事業実施の遅延が考えられる。

表 4-11 事業完成までに要した期間

分野	計画の 125% 以下	計画の 125%以 上 200%以下	計画の 200%以 上	合計
地域熱供給			1	1
都市ガス	1	2	1	4
下水道	1	2		3
工業汚染対策	5	2	1	8
合計	7 (44%)	6 (37%)	3 (19%)	16 (100%)

注) 事業開始時期は、データ制約の関係から便宜的に借款契約締結時とした。
出所) 表 4-10 に同じ。

表 4-12 事業費の効率性

分野	計画の 125% 以下	計画の 125%以 上 200%以下	計画の 200%以 上	合計
地域熱供給	1	0	0	1
都市ガス	2	2	0	4
下水道	3	0	0	3
工業汚染対策	7	1	0	8
合計	13 (65%)	3 (35%)	0 (0%)	16 (100%)

出所) 表 4-10 に同じ。

4.3.2 都市環境インフラの単位当たり環境負荷削減の設備建設費用

都市環境インフラ設備の「標準」的な単位当たり環境負荷削減費用を算定するのは容易ではない。初期条件、つまり地形や気象条件、用地確保の容易さ、既存の環境インフラ設備や周辺設備の有無、必要とされる投資規模などによって大きく変わりうるからである。同時に適切な技術や設備も、それらの初期条件によって変わりうる。

しかしながら、同じ環境インフラ設備を建設した場合に、単位当たり環境負荷削減費用が著しく異なるのであれば、それを正当化する根拠が要求される。同様の初期条件の下で同様の設備を採用しながら単位当たり環境負荷削減費用が高い場合、費用効率性は悪く、かつインフラサービスは赤字経営を余儀なくされて、財務持続性は担保されなくなることが懸念されるためである。そこで、単位当たり環境負荷削減に要した設備建設費用は、事業の費用効率性と財務持続性を分析する重要な指標となる。

分析の結果、下水道整備の費用に関しては、COD を年間 1ton 削減するのに要した費用も、下水処理場の処理規模当たりの費用も、明確な傾向は見られなかった。ただし、環境円借款事業で実施された下水道整備サブプロジェクトは、COD の削減能力が 1 日当たり 10 万 ton 以下のものが 21 件 (62%) と過半を占めており、この中には、単位規模あたりの建設費が他と比較して著しく高いものも存在する。建設費の中には、管渠が含まれているものもあるため、より厳密な検討が必要であるが、こうした処理施設の中

には、必ずしも費用効率性が高くないものも含まれている可能性がある。

また地域熱供給施設、都市ガス供給施設、発電所の排煙脱硫設備でSO₂を1単位削減するのに要した建設費用に関しては、既存の設備を活用したものは費用が低く、新設を伴うものは費用が高いということを除くと、明確な傾向は見られなかった。ただし、同じLPG空気混成燃焼ガス供給事業でも、柳州市の都市ガス事業の方が長沙市のものよりも約2倍高く、費用効率性に相違がある可能性は否定できない。

4.4 対中環境円借款事業の持続性

4.4.1 建設された都市環境インフラの有効活用のための制度

たとえ費用効果的に環境負荷を削減できる都市環境インフラが建設されたとしても、多くの市民にそれを実際に利用しなければ、期待された環境改善効果は実現されなくなる。

下水道整備事業では、管渠の建設と流入污水に見合った処理技術の選択が鍵となる。まず管渠の建設に関しては、大連市（瓦房店市）、河南省の平頂山市、湖南省の長沙市（第1（金霞））の各下水道整備事業では、管渠の建設が優先的に実施された。このため設計容量に比した処理率が高く、高い費用効果性を実現している。逆に、地方政府の資金調達の遅れから管渠の建設が遅れている下水処理場、例えば、吉林省の長春市（双陽区）、河南省の許昌市、駐馬店市、湖南省の岳陽市、常德市（江北区）では、処理率が低いため、汚染負荷削減の費用効率性を下げている。次に流入污水に見合った処理技術の選択に関しては、例えば浙江省の嘉興市では、工場排水の受入が想定されていたにもかかわらず、OD法が採用されたために、CODの除去率を低下させている。

都市またガス供給事業では、配管網の建設だけでなく、家庭や商業施設がどれだけ新たにガス器具を購入し、石炭や練炭から燃料を転換するかが、費用効率性に大きく影響を及ぼす。特に貧しい地域や既存の石炭・練炭の利便性が高く費用が低い地域では、配管網が建設されても、都市ガスに転換する誘因が弱く、普及までに長期間を要してしまう。この結果、期待された費用効率性が実現できなくなる。湖南省や柳州市では、新たな開発地域でのガス使用を義務づけることで、都市ガス転換を促進しようとしてきた。しかしこの措置の執行は、家庭や商業施設に追加的な資金負担を求めることになるため、必ずしも容易ではない。そこでフフホト市では、一定の汚染排出要件を満たす限り都市ガス使用の義務を免除している。また湖南省や柳州市でも、既存の開発地域に都市ガス使用の義務化していくために、家庭や商業施設に補助金や低利融資を供与している。しかし、この措置は財務上の持続性を損なうことになりかねない。

4.4.2 都市環境インフラの財務的持続性

4.4.2.1 料金水準と徴収率

都市ガス供給、地域熱供給、下水処理、ごみ処理などの都市環境インフラ事業が持続

的にサービスを提供し、環境を改善していくためには、施設の運営維持管理に関する技術面での強化、サービス供給の質の向上、運転費・建設費の回収や新規設備投資のための資金の確保といった財務面の持続性の確保が重要となる。

ところが、一部の分野を除くと、財務持続性の確保は、必ずしも担保されているわけではない。料金水準は市政府が省政府に申請し、省の議会（「人民代表大会」）の承認を得て決定されることになっている²²。しかし所得水準の低い地域では、住民の支払い能力が低いと見なされており、多くの省では、維持管理・運転費を賄う料金水準を承認していない。このため、運転赤字が拡大する事業も現れている。

汚水処理に関しては、1996年に改正された「水汚染対策法」で、汚水排出者に対して汚水処理費の徴収が可能になった。環境円借款で下水道整備を行った地方政府は、排水量に応じた汚水処理費を設定した。その中で蘇州市の福星・婁江など一部の下水処理場では、料金水準を 1.15 元/ m³と比較的高めに設定して維持管理費や運転費だけでなく、建設費（減価償却費）も料金で回収している²³。ところが、それ以外の多くの都市では、建設費用はおろか、維持管理や運転費用を回収できる水準に設定されていない（表 4-13）。

表 4-13 下水処理場の維持管理・運転費と料金水準（2004 年）（元/m³）

地域	維持管理・運転費（減価償却費）	料金水準		
		生活	工業	商業
包頭市	0.95 ~ 1.2	0.25	0.45	0.45
河南省	0.6 ~ 0.8 (0.173 ~ 0.304)	0.6	0.7	0.8
湖南省	0.6 ~ 0.8 (0.098 ~ 0.28)	0.4	0.4	0.4
吉林省	0.6 ~ 1.3 (0.28 ~ 0.52)	0.15 ~ 0.4	0.5 ~ 0.9	0.5 ~ 1.6
浙江省	0.7 ~ 1.5 (0.27 ~ 0.72)	0.5 ~ 1.0	0.7 ~ 2.2	0.7 ~ 1.5
蘇州市	0.9 前後 (0.235 ~ 0.323)	1.15	1.15	1.15

注) 減価償却費は維持管理・運転費には含まれていない。
出所) JBIC 提供資料に基づき作成。

しかも、実際の徴収においては、設定された通りの額が徴収されているわけではない。これは、1996年改正の「水汚染対策法」で規定された下水道使用料金が、汚水処理料金というよりはむしろ下水処理場への接続料と認識されてきたことに一因がある。例えば湖南省の規定では、下水処理場の受入基準を満たしていない工場からは、設定された水準通りの処理料金を徴収するが、受入基準を満たした工場に対しては、接続料のみ支払えばよいと考え、半額に免除している。さらに小規模工場や一部の国営企業からは、

²² 都市の汚水処理費の料金水準を承認する権限は、省の議会が保有している。中央政府（建設部）は指導価格を提示するだけであるため、実際的水準は全国一律ではなく、市によって異なる。

²³ 蘇州市では、下水処理場建設と別立てで市街区の水管渠の建設事業が円借款事業として実施されている。このため、管渠の建設費用を含めた投資費用を回収できているかどうかは、不明である。

料金支払い能力の欠如を理由に、超過排污費だけでなく、污水处理料金も徴収できないでいる。さらに貧困層に対しても、負担能力を考慮して月 4ton までは料金を免除している。

ガス供給に関しては、天然ガス供給では、原材料費が相対的に安価でかつ単位当たり熱供給量が大きいことから、運転費用は相対的に低い。この結果、重慶市のように 1m³ 当たり料金を 1.11 元と低水準に設定しても、運転費用を回収できるものもある。また石炭ガス供給では、包頭市やフフホト市のようにコークス工場のコークス炉の余剰ガスを活用している都市では、低料金でガスの供給が可能である。ただし、所得水準の低さを考慮して料金を低水準に設定しているために、運転費用を賄えていない。

他方でLPG空気混合燃料ガス供給のように、外部からの原材料の購入が必要な場合には、料金水準は高水準に設定されている。例えば、長沙市では 1m³ 当たり 2.8 元に、包頭市では 2 元、柳州市では 4 元に設定している。しかしこのような高い水準であっても、運転費を回収できているわけではない（表 4-14）。そして、2004 年以降原料である原油価格が世界的に高騰すると、料金水準の引き上げが迅速には行えないことから、運営赤字は拡大していった。前述のように、天然ガスのパイプラインが敷設された長沙市では、パイプラインを通じたLPG供給が停止された。

表 4-14 ガス供給事業の維持管理・運転費と料金水準（元/m³）

地域	維持管理・運転費	料金水準
包頭石炭ガス	0.65	0.8
フフホト石炭ガス	1.24	0.8～1.4
柳州 LPG ガス	9.00	4.0
長沙 LPG ガス	4.90	3.8
重慶天然ガス	1.06	1.1

出所) 表 4-13 に同じ。

地域熱供給に関しては、表 4-15 に挙げられた包頭市、フフホト市、黒龍江省では、料金水準は運転費用と比べて低く、維持管理・運転費用を賄えるわけではない。

表 4-15 熱供給事業の維持管理・運転費と料金水準（元/m²・月）

地域	維持管理・運転費	料金水準
包頭市	4～4.2	2.6
フフホト市	3.45	2.67
黒龍江省	3.4～4.8	3.3～4.0

出所) 表 4-13 に同じ。

さらに、ごみの収集・処理事業では、管理システムを整備した地方政府がまだ少ないこともあって、料金徴収に関する規定はほとんど策定されていない。長沙市では、円借款で整備されたごみの収集・処理事業の費用を回収するために、「都市ごみ料金徴収に関する規定」が作成され、1 家庭当たり 1 月 3～5 元の料金徴収が計画されている（表

4-16)。しかし 2005 年 6 月現在、議会（人民代表大会）で審議されており、まだ実施には至っていない。また実施されたとしても、貧困層を含め全ての家庭から徴収することは困難と見られている²⁴。

表 4-16 都市ごみ処理事業の維持管理・運転費と料金水準（元/戸・月）

地域	維持管理・運転費	料金水準
柳州市	約 10	徴収せず
長沙市	約 10	3 - 5 * ¹

注) 長沙市が湖南省に提案した水準。

出所) 表 4-13 に同じ。

このように運転費用が回収できていない事業では、直接的には市政府が財政補填を行っている。それはまだ都市環境インフラ施設が相対的に少なく、市政府による財政補填額も比較的少ないからである。しかも現在の急速な地域の経済成長の中で、地方政府の財政収入も大幅に増大していることから、財政補填も市政府の財政に大きな負担をかけているとは認識されていない²⁵。しかも都市ガス供給に関しては、今後「西気東輸」事業がさらに進展して多くの地域で天然ガスの利用が可能になれば、その生産・運送費用の低さから、財政補填の必要性は小さくなる可能性もある。

4.5.2.2 徴収した料金を維持管理・運転費や建設費に充当する制度

その一方で、徴収された料金を確実に汚水処理のための維持管理や運転費に配分するための制度は確立されてきた。実際の汚水処理料金は、水道メーターで測定された水供給量に基づいて決められたことから、汚水処理料金は水道会社（「自来水公司」）が水道料金と一緒に徴収していた。ところが 2003 年以前は、徴収された料金はそのまま下水道の維持管理や運転費に充当されたわけではなかった。徴収された料金はまず市政府の財政に組み入れられ、そして下水道部門の資金ニーズに応じて市の財政局が資金を交付してきた。このため、市の財政局は必ずしも下水道の維持管理や運転に要する資金を十分に配分したわけではなく、予算不足のために運転を停止せざるを得ない下水処理場も存在した。

しかし 2003 年の排污費徴収制度の改革²⁶後は、下水道使用料金は汚水処理料金として徴収されるようになった。このため、水供給公社が徴収した汚水処理料金は、市の財政収入と予算化されるのではなく、ほぼ自動的に汚水処理施設に配分されるようになった。そこで汚水処理施設は、汚水処理料金収入を安定的な財源として確保することができるようになった。

²⁴ 長沙市城市固定廃棄物処理有限公司への聞き取り調査（2005 年 6 月 13 日）による。

²⁵ 湖南省発展改革委員会・財政局・環境局、及び環境専門家への聞き取り調査（2005 年 6 月 13 日）による。

²⁶ 詳細については第 2 章を参照されたい（2.2.3.2 節）。

なお、ガス及び熱のサービス供給料金は、汚水処理料金とは異なり、供給会社が直接利用者から徴収する方式が取られている²⁷。つまり、徴収した料金が供給会社の収入となることが制度的に保証されている。

4.4.3 工業汚染対策事業の持続性

環境改善及び生産効率改善の効果が証明されたクリーナープロダクション技術を導入した大規模工場、特に製鉄所などでは、その経済効果ゆえに投資したクリーナープロダクション技術を運転し続ける誘因を持つ。このため、環境円借款事業による環境改善効果も持続するものと考えられる。

また発電所の排煙脱硫装置への投資に関しても、中国政府が 2003 年に新規石炭火力発電所への設置を義務づけたことから、環境対策の相違によって競争力が低下することにはなくなった。また、24 時間連続モニタリングを義務づけられたことから、排煙脱硫装置を設置しても経費節約のために運転しないという行為も抑止されるものと見込まれ、環境改善効果も持続するものと考えられる。

しかし化学工場、特に小規模の化学工場の汚染対策に関しては、必ずしも環境改善効果の持続性が担保される条件が揃っているわけではない。特に汚水処理施設など生産性を改善しない末端処理施設の投資のみを行った企業では、市場競争の激化の中で競争力が低下すると、地方の環境保護局のモニタリングの有無にかかわらず、処理施設の稼働を停止する可能性があり、環境改善効果の持続性は担保されない。

最後に、資源の循環利用を目的とした環境事業は、必ずしも財務的持続性を確保できているわけではない。水不足が深刻な中国北部で実施された下水道整備事業では、下水処理場から発生する処理水を再利用する設備も併設されるようになってきている（表 4-17）。また、汚泥の資源化も試みられている。しかし再利用事業の財務的持続性は、汚水処理料金水準に依存しており、多くの場合、料金水準が低いために財務的持続性を確保できていない。

また石炭灰の再生利用事業は、再生利用製品として生産されたれんがの品質が悪かったことから市場性を持たず、財務的持続性を確保できなかった。唯一改善が見られたのが、フフホト市の熱供給プラントである。この事業では、流動床炉を導入して石炭灰の排出量を最小化するとともに、排出された石炭灰の質を向上させようとしてきた。この結果、まだ実験段階ではあるものの、建設用コンクリートの安定剤としての利用が見込まれるようになり、逆有償での売却を回避できる見込みが立っている²⁸。

²⁷ 料金は、利用者が供給会社の銀行口座への振り込み、ないしプリペイドカードの購入を通じて支払うことが多い。

²⁸ フフホト市熱供給会社での聞き取り調査（2005 年 7 月 24 日）による。

表 4-17 円借款事業において資源循環利用を導入した事例

資源循環利用・資源節約技術	技術導入した円借款事業名	効果など
下水処理場での資源再利用 ・汚泥を発酵させた消化ガスを場内のボイラー燃料として利用 ・汚泥を肥料として利用 ・高度処理した水(中水)の利用	天津市紀荘子、吉林省吉林市、長春市西郊、河南省鄭州市、湖南省永州市の下水道整備 天津市紀荘子の下水道整備 包頭市北郊、大連市瓦房店、吉林省吉林市、吉林省遼源市、河南省許昌市、河南省平頂山市の下水道整備	
発電所等からの廃棄物利用 ・石炭灰を利用して建築材料などを生産 ・排煙脱硫の副産物(石膏)を建築用材などとして販売	フフホト市、包頭市、本溪市の石炭灰総合利用 重慶市発電所脱硫	フフホト市：市内の発電所から排出される石炭灰の 27% を利用。石膏の販売年間約 450 万元*1。
クリーンコールによる石炭節約と廃棄物削減 (石炭中の高硫黄分を除去し、低硫黄石炭と混合・製造)	貴州省クリーンコール製造	石炭節約:年間 5 万 ton 石炭ボタ削減: 13 万 ton

注) *1 計画値。

出所) JBIC 提供資料に基づき作成。

参考文献

大塚健司(2005)「再評価を迫られる中国淮河流域の水汚染対策」『アジア研ワールド・トレンド』112号、pp36-39

尾田晃一(2003)、「重慶市とのエネルギー利用に関する環境協力事業」、『資源環境対策』39巻1号、2003年、134-138頁。

外務省経済協力局(1989)(編)『我が国の政府開発援助(O DA 白書)1989』上巻、国際協力推進協会、1989年。

国際協力銀行、『円借款事業評価報告書概要版2004』、国際協力銀行、2004年。

地球環境センター、「中華人民共和国・河南省の『大気環境改善事業支援調査』」、『地球環境センターNews Letter』25号、2004年、2頁。

Mori, Akihisa, 2003. "Effectiveness of the environmental soft loan program for industrial

pollution prevention: A case study of JBIC's program in Indonesia and Thailand," *Working Paper No.75. Faculty of Economics, Shiga University.*

Mori, Akihisa, Soo Cheol Lee and Kazuhiro Ueta, 2005. "Economic incentives to promote compliance: Japan's environmental soft loan program," in Bianchi, Adriana, Cruz, Wilfrido, and Nakamura, Masahisa (Eds.), *Local Approaches to Environmental Compliance: Japanese Case Studies and Lessons for Developing Countries.* Washington, D.C.: World Bank Institute, pp.89-100.

Pharr, Susan J. and Ming Wan, 1998. "Yen for the earth: Japan's pro-active China environment policy," in McElroy, Michael B., Chris P. Nielsen and Peter Lydon (eds.), *Energizing China: Reconciling Environmental Protection and Economic Growth.* Cambridge: Harvard University Press. pp.601-638.

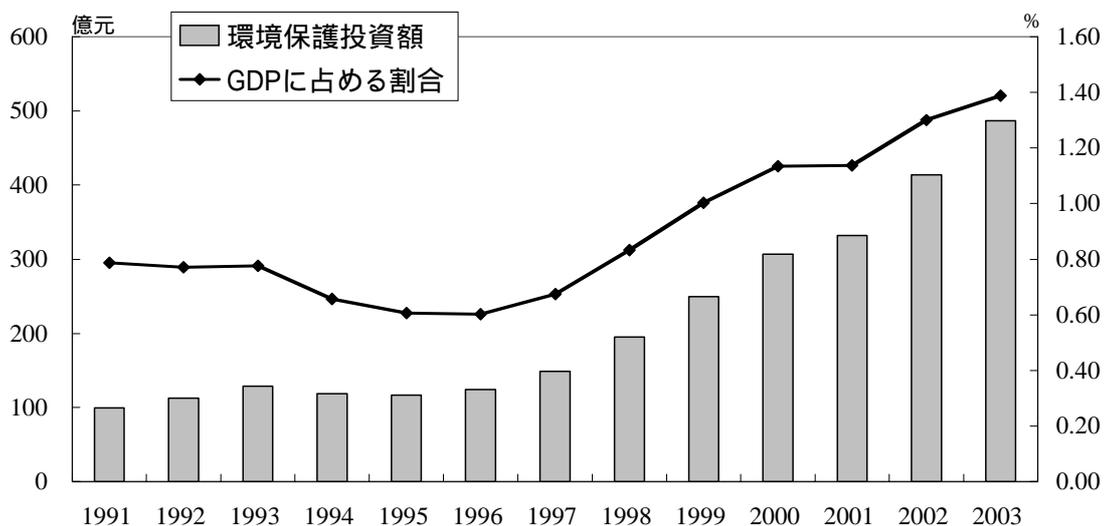
第5章 環境円借款が中国の環境政策及び制度発展に果たした役割

本章では、環境円借款が、中国の環境政策及びそれを実効的に執行するための制度の発展にどのような役割を果たしたのかを、3つの経路を検討することで明らかにする。第1は、環境円借款が直接中国の中央政府、特に国家環境保護総局の政策の発展とその執行能力の強化に及ぼす経路である。第2は、個別のサブプロジェクト、ないし特定の分野や都市・地域で実施されたサブプロジェクトから得られた知見や経験が、直接他の環境改善事業で活用されるようになるという経路である。第3は、個別のサブプロジェクト、ないし特定の分野や都市・地域で実施されたサブプロジェクトが、その有効性や環境改善効果を向上させる上で不可欠となった中央政府や地方政府の政策や制度の構築を促し、そして構築された政策や制度を通じて他の環境改善事業の環境改善効果にインパクトをもたらすという経路である。

5.1 中国の環境政策実施の資金的下支え効果

第4次円借款(1996~2000年)に関する政府間の交渉が行われていた1994~95年は、中国の中央政府が財政収入の増加の目途が立たない中で、国家環境保護総局が安定的な環境投資のための資金源の確保を模索している時期であった¹。環境投資額は、名目額

図5-1 中国の環境投資額と対GDP比の推移



注) *中国の環境投資に含まれるのは、工業汚染対策費と都市環境インフラ建設費である。
**金額は実質額で表示するため、1985年=100とした消費者物価指数でインフレ調整を行った。
出所) 曹東他(2004) p43表3、「全国環境統計公報」各年版、『中国統計年鑑2004』等をもとに作成。

¹ 第9次5ヵ年計画実施以前の環境政策と環境財政については、補論5-1を参照されたい。

ースでは、毎年増えてきた。しかし、GDPに占める割合は、1991年をピークに1996年まで下がり続け、また実質額ベースでも1993-95年には減少していた（図5-1）。つまり、国家環境保護総局が環境政策や環境計画を立案しても、それを実現するのに十分な資金を確保する見込みは立っていなかった。このため、地方政府や企業からは、立案された政策や計画が厳格に執行されるとは見なされていなかった。

この点に鑑みると、第4次円借款期間中に供与されたの環境円借款は、以下3つの経路を通じて中国が環境政策を本格的に始動させ、中央政府及び省政府レベルの経済成長戦略を、環境保全を組み込んだものに転換することに直接的にインパクトを及ぼしてきたものと評価することができる。第1の経路は、円借款事業の内容を環境分野にシフトしたことで、中国政府が外国資金を環境保全にも利用するようになり、同時に一定規模の国内資金を環境投資に動員させたことである。第2の経路は、環境円借款を地方政府や企業が実施する事業に配分したことで、地方政府や企業に環境改善を行う責任を持たせたことである。第3の経路は、環境円借款事業に都市環境インフラの整備や企業の利益を損なうことなく環境汚染を削減できる生産技術（クリーナープロダクション技術）への投資など、地方政府や企業にとっても魅力のある事業内容を含めたことで、環境投資を行う誘因を与えたことである。

5.1.1 外国資金の環境分野への配分

第4次円借款の内容は、日本政府の強い要望で、環境対策と内陸部への重点的な配分が盛り込まれることになった。これは、第3次円借款（1991～95年）の際と同様に経済インフラの整備への円借款を要望する中国政府にとっては、外国政府の資金の利用に関わる方針を大きく転換させることになった。

中国政府は、「国家環境保護第9次5ヵ年計画及び2010年長期目標」（「環境9・5計画」）が正式に承認される2年以上前の1993年11月に、日本政府と第4次円借款に関する協議を開始した²。そして1994年の年初までには、国家計画委員会は第4次円借款にかかる9件、136億元の環境候補案件を正式に決定し、非公式に日本政府に伝達した³。これは、中国政府が自発的に要望したというよりは、むしろ日本政府の軍事費抑制や環境対策を重視すべきとの要求に応えたものであった⁴。その後日本政府による事前調査団の派遣などを経て、1994年12月に、環境案件15件（大気汚染・水質汚濁対策9件、上水道整備6件）を含む第4次円借款の前3年分40件、5,800億円の供与が決定された⁵。そして実際にも、第9次5ヵ年計画期間中（第4次円借款）の環境円借款は、都市ガス、

² 『中国対外経済貿易年鑑1994』、p864。

³ 『中国環境年鑑1995』、p87；『東京読売新聞』1994年3月20日朝刊9面。

⁴ 『日本経済新聞』1994年2月24日朝刊1面。

⁵ 『日本経済新聞』1994年12月23日朝刊5面。ただし、1994年初までに、第4ラウンド円借款は、5年間の一括方式ではなく、前3年と後2年とに分割することが決められていた（第3章参照）。

地域熱供給、下水道、ごみ処理、環境モニタリング、工業汚染対策といった中国の環境投資統計の定義に含まれる事業の承諾額に限ると 16 事業 1,597.60 億円で、第 8 次 5 年計画まで（第 2、3 次円借款）の 4 事業承諾額 258.65 億円の 6.2 倍に増加した。また同定義の環境円借款の円借款総額に占める比率も 16.2%と、それまでの 1.9%と比較すると、飛躍的に上昇した（表 3-2）⁶。

このことは、国家環境保護総局にとっては、予算不足のために「国家環境保全第 8 次 5 年計画」では積み残しとなった総量規制の導入をはじめとする課題を実現するための確実な財源が確保されることを意味していた。しかも協議が開始されたのは、環境 9・5 計画案が正式承認される以前のことであった。このため、環境円借款事業の内容を予め環境 9・5 計画の目標や内容、プログラムに反映させることで、国家計画委員会をはじめとする国家環境保護総局以外の中央政府部局にも、環境保全計画が資金の裏付けのある実現可能なものであることを認識させようとした。そこで、環境 9・5 計画での導入を目指していた汚染物質の総量規制の裏付けとして「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト計画」案を作成することで、国家環境保護総局は外国資金及び国内資金を具体的にどの環境改善事業に配分するかを決めていった。実際、国家環境保護総局が 1995 年 7 月に総量規制を含む環境 9・5 計画案及び「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト計画」案を党中央及び国務院に提出した際には、50 件の環境改善事業計画に約 30 億ドルの外国借款の配分が確保されていたと報告されている⁷。この外国資金確保額も含めて、国家環境保護総局は環境 9・5 計画で、期間中の環境投資の計画総額を 4,500 億元に設定した。こうしたプロセスを経て、総量規制と「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト計画」をふたつの柱とする環境 9・5 計画は 1996 年 9 月に国務院で正式に批准され、国家の第 9 次 5 年計画（「国民経済と社会発展第 9 次 5 年計画」）の中に組み込まれた⁸。

第 9 次 5 年計画期間中に始まった円借款の環境分野へのシフトは、第 10 次 5 年計画期間中にはいっそう強まった。2001～04 年度の 4 年間に承諾された環境円借款事業は、上水道単体、生態環境、その他を除いたものだけでも 15 事業 1,610.97 億円で、円借款総額に占める比率も 42.8%とさらに高まっている⁹。

もともと中国の環境投資金額に占める割合からすると、環境円借款の承認額は必ずしも大きな割合を占めたわけではなかった。第 9 次 5 年計画期間中の環境円借款 16 事業の総事業費は 264 億元¹⁰であり、これは環境 9・5 計画の環境投資総額 4,500 億元（計

⁶ 上水道を含む。環境円借款全体の分析については、第 3 章を参照されたい。

⁷ 『中国環境年鑑 1996』、p111。

⁸ 環境円借款、総量規制、及び「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト計画」の関係については、京都でのワークショップ(2005 年 10 月 24 日)での立命館アジア太平洋大学の張坤民教授の発言等に基づいている。

⁹ 環境円借款全体の比率は 60.5%と、過半を占めている。

¹⁰ 本調査対象 16 事業（総事業費 3,674.48 億円、環境円借款供与額 1,597.60 億円）。同期間の年平均為替レート 1 円=13.9 円で計算。

画値、生態環境投資は含まない)¹¹の5.9%、実際の投資額3,600億元の7.3%を占めていた。

しかし、第9次5ヵ年計画が策定される時点では、中央政府は開発のための予算すら不足していた状況であった。このため、環境投資のための予算が確実に国家予算の中から配分されるとは限らず、計画を作成しても資金不足からほとんど実施できなくなり、環境保全計画の実施に対する信頼が得られない可能性が高かった。こうした状況の中で、外国資金としての環境円借款は、環境投資のための確実な資金が担保し、環境政策や環境投資の推進の信頼性を疑い協力をしてこなかった中央政府部局、地方政府、企業に環境保全計画に対する信頼度を高めさせ、協力して環境投資を行わざるを得なくする効果を持ったと考えることができる。実際、環境円借款は、上述のように事業費ベースでのシェアは小さくとも、国内の資金不足を補うための外国資金調達目途40億米ドルの中では約30%を占めており、これは無視できない額であるといえる¹²。この結果、第10次5ヵ年計画以降、経済発展計画に環境保全を組み込むことが、通常の慣行となっていたものと考えられる。中国の環境投資額も経済成長率以上の伸びを示し、対GDP比も、第9次5ヵ年計画期以降、順調に改善され、2004年にははじめて1.40%に達した(図5-1)。

5.1.2 中国の優先度の高い事業への支援

国家環境保護総局は、「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト計画」の中に、1993年に実施された「全国環境状況報告」で汚染が顕著なことが明らかになった地域での環境改善事業をリストアップした。このうち水質汚濁対策に関しては、まず7大河川流域、即ち、「三河」(淮河、遼河、海河)及び、松花江、黄河、珠江、長江が重点流域に指定された。そしてリストアップした650の水質改善事業を全て行えば、生活排水からのCOD排出量が毎年201万ton、工業廃水からのCOD排出量が毎年136万ton除去され、重点都市での水質が目標値を達成することになると推計された。そしてこのうち270事業が外国資金利用希望事業としてリストアップされた。さらに「三湖」、即ち、太湖、滇池(ゲンチ)、巢湖が重点地域に指定され、35事業がリストアップされた。そしてこれらの事業が全て完成すると、毎年COD26万ton、全窒素2.9万ton、全リン3,200tonが削減され富栄養化が改善されると推計された。最後に重点沿岸都市として大連や青島などの16都市が指定され、99事業がリストアップされた。これらの中で、「三河三湖」の水汚染問題は、市民の関心が高い問題で、かつ地方政府には実施計画があつたにもかかわらず、関連地域の面積が広範さ、関連する分野の多さ、対策の難易度の高さ、そして資金不足のために、長い間対策が実施されてこなかった。

¹¹ 国家環境保護総局規画与財務司(編)(2002)、p14。

¹² 北京でのワークショップ(2005年7月25日)において、国家発展改革委員会の担当者からも環境円借款の効果として同様の論旨の発言があつた。

これらの事業のうち、環境円借款では、河南省（淮河流域）、天津市（海河流域）、吉林省（遼河流域）、蘇州市及び浙江省（太湖流域）、吉林省・黒龍江省（松花江）、湖南省（長江の支流である湘江）の流域汚染対策事業に対して支援を行ってきた。

また大気汚染対策に関しては、酸性雨汚染重点地域として西南部や南部地域の9省2特別市が指定された。特に、重慶市、貴陽市、長沙市、柳州市は酸性雨の出現頻度が高い地域であった。そこで109の酸性雨対策事業がリストアップされ、そのうち67事業が外国資金利用希望とされた。また大気汚染の重点都市として、長年ばいじんや二酸化硫黄（SO₂）による汚染に悩まされてきた重慶市、大連市、貴陽市、柳州市、瀋陽市、長沙市等の23都市が選定された。そして、219の大気汚染対策事業がリストアップされ、そのうち136事業が外国資金利用希望とされた。

この中で、環境円借款では、酸性雨汚染重点地域に指定された湖南省、柳州市、貴陽市、重慶市の大気汚染対策事業を支援してきた。また大気汚染重点都市に指定されたフフホト・包頭市、本溪市、蘭州市、瀋陽市、本溪市の改善事業に対しても支援を行ってきた。この結果、「一部地域の長年の難題を解決し、生存と発展の空間をさらに広げた。その効果は計り知れないものである」と評価されるようになった¹³。

5.1.3 地方政府の環境投資の促進

環境改善事業への円借款をはじめとする外国資金の確保は、2つの点で地方政府の環境投資を促してきたと評価することができる。第1に、国家環境保護総局と国家計画委員会が、中央政府の各部局及び地方政府に、環境9・5計画が資金の裏付けのある実効的な計画であることを周知させ、地方レベルでも環境保全計画を「国民経済と社会発展計画」の中に組み入れさせるように要求することを可能にしたことである。国家環境保護総局と国家計画委員会は1995年9月に、省政府、計画単列市（通常の市よりも権限を多く委譲された都市）の計画委員会及び環境保護局を招集して、「全国環境保全計画工作会議」を開催した。そこでは、

- ① 中央政府の第9次5ヵ年計画に地方政府の計画を整合させること
- ② 各レベルで「環境保全第9次5ヵ年計画」を「国民経済と社会発展計画」に組み入れるべく積極的に取り組むこと
- ③ 地方政府の「環境保全第9次5ヵ年計画」に環境保護目標と指標だけでなく、環境改善事業と資金についても組み込むこと
- ④ 環境改善事業と資金計画を5ヵ年計画だけでなく年度計画にも組み込むこと
- ⑤ 総量規制計画案を早急に検討すること

が結論として提示された¹⁴。その上で、環境投資のための資金調達原則として、汚染

¹³ 湖南省環境保護局、『円借款を利用した湘江流域汚染対策プロジェクトの調査報告書』、2004年5月。

¹⁴ 『中国環境年鑑1996』、p111。

者負担原則の強化による企業自身の調達、都市環境インフラの建設のための地方政府の資金調達、及び中央政府の国内銀行融資と外資利用による支援という役割分担が提示され、同時に事業実施の原則として、地方政府と企業による実施が主であり、中央政府による支援はあくまでも従であることが打ち出された。

この各部局・地方政府との協議プロセスを経たことが、地方政府の財政資金や企業の投資資金を環境改善事業に動員することを容易にした。まず中央政府が「第9次5ヵ年計画期間における全国の主な汚染物質排出総量規制計画」を承認し、主な汚染物質の排出削減目標を提示したことで、計画と環境改善事業の進展を管理する裏付けが確立された¹⁵。そして「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト計画」にリストアップされた事業では、実施責任の所在が明記された（中央政府、地方政府ないし企業）。その上で外国資金の配分が決定された事業については、外国資金でカバーできない事業費を地方政府や企業が自己資金で、あるいは銀行融資を通じて調達せざるを得ないと認識させることができた。

実際に、第4次円借款で支援を行った調査対象16事業のうち、総事業費に占める円借款の比率は43.5%でしかなかった（表3-5）。特に火力発電所や製鉄所の排煙脱硫設備や化学工場での環境保全型技術など外国技術の導入が不可避であったものを除けば、企業の汚染防止対策事業、あるいは企業の汚染対策を主目的とした都市インフラの建設事業を多く含む事業では、総事業費に占める円借款資金の比率は相対的に低かった。このことは、多くの地方政府や企業は、事業を実施するために総事業費の半分以上を自ら調達しなければならなかったことを意味した。

こうした中央政府主導の計画作成・周知と外国資金の利用可能性というパッケージ手段は、1990年代後半以降の中国の流域水汚染防止対策、特に「三河三湖」汚染防止対策のモデルとなった淮河流域の汚染対策でも用いられ、中央政府主導で決定した汚染対策の実効性を担保してきた。1994年の流域規模の水汚染事故以降、淮河流域では、中央政府主導で本格的な水汚染対策が取られるようになった。具体的には、まず国務院が1995年に「淮河流域水質汚染対策暫行条例」を公布し、中国で初めて大河川流域を単位にしたCOD（生物化学的酸素要求量）排出量の総量規制を導入した。次に流域水系に水質に大きな影響を及ぼしていた麦藁を原料とした化学パルプ工場からの廃水に対する規制を強化し、期限付きで深刻な汚染を引き起こし処理の見込みのない年間生産量5,000ton以下の小型製紙工場のパルプ生産設備を全て強制的に閉鎖ないし生産停止を行うことを決定した。さらに条例公布を受けて、流域全体のCOD総量規制を実現するための「淮河流域水質汚染対策計画及び第9次5ヵ年計画」が策定され、河南・安徽・江蘇・山東省における工業汚染対策や汚水処理施設の建設など、総事業費166億元の環境投資が計画された（大塚(2005)）。

¹⁵ ただし、総量規制の各単位への配分方法が策定されなかったことから、総量規制の実施には法的根拠がなかったとの見解もある。

この中で環境円借款が供与された河南省淮河流域水質汚染総合対策事業では、淮河の最上流部にあたる河南省を対象にサブプロジェクト 11 件(実施時点)を支援してきた。このうち 4 件がパルプ製紙工場排水対策、2 件が化学肥料工場排水対策、そして 5 件が工業廃水と生活排水の両方を受け入れる下水処理場の建設であった。承諾時点で総事業費 23 億元(うち環境円借款 121.75 億円=8.8 億元)¹⁶であった。この環境円借款承諾額は、総投資計画額に比すると僅かな額にすぎないように見える¹⁷。これは、同計画では、河南、安徽、江蘇、山東の 4 省の省・市政府及び企業が総事業費の 90%以上(153 億元)を調達することになっており、中央政府は外国資金を含めて 13 億元の資金供与を行うだけとなっていたためである。それでも、最終的には計画投資額 166 億元のうち 110 億元の投資を引き出すことに成功している(大塚(2005))¹⁸。

地方政府の環境投資を促進した第 2 の理由は、地域熱供給や都市ガス供給のような都市の経済発展や人々の経済面での生活の質の向上をもたらす事業も、環境改善事業としてリストアップしたことである。一部の沿岸部の都市を除くと、第 9 次 5 ヶ年計画の開始時には市政府の予算は限られており、こうした都市インフラ整備のための資金の調達も困難であった。ところが円借款では、環境改善事業として、地方政府、特に内陸部の都市が実施する地域熱供給や都市ガス供給施設の拡張や整備、配管の整備事業にも資金を提供してきた。これは、家庭や商業施設などの小規模排出源を廃止し、循環流動床ボイラーもしくは電気集塵機や排煙脱硫設備を設置した大規模かつ効率的な供給施設で石炭を燃焼させた方が、SO₂やTSPの排出量を削減することが期待できるからである。また、国有の製鉄所から直接大気中に排出されていた石炭ガスを回収して都市ガスとして供給できるようにすることで、追加的な投資をあまり行わずに、環境改善と生活環境の改善の両方を実現することができたことも、資金を提供した要因として挙げられる(表 5-3)。

このように、地方政府が実施する誘因を持つ事業を環境改善事業として円借款の支援対象に含めたことが、地方政府に環境投資のための資金を調達し、実際に投資を行う誘因を与えたものと考えられる。

¹⁶ 1 元=13.9 円で計算。

¹⁷ なお、同時期に円借款以外で淮河流域の水汚染対策に導入できた外国資金としては、ノルウェーが酒粕液の総合利用事業に、スペインがクリーナープロダクション事業に借款を供与しただけであった。その後の淮河流域の水汚染対策への支援としては、世界銀行が 2001 年に承諾した淮河下流部にあたる安徽・山東省の水質汚染対策事業(下水処理場建設等)等が挙げられる。

Huai River Pollution Control Project

<http://web.worldbank.org/external/projects/main?pagePK=104231&piPK=73230&theSitePK=40941&menuPK=228424&Projectid=P047345>

¹⁸ 下水処理場に関しては、河南、安徽、江蘇、山東の 4 省で 59 の処理場を建設する計画になっていたのが、2003 年時点で完成したのは 31 のみであった(環境円借款で建設された追加分を含めて 5 ヶ所の下水処理場はいずれも完成して稼働中である)。この要因は、主に地方政府の資金調達の遅れにあるとされる。しかもその遅れの原因の 1 つは、地方政府の負担率が高すぎたことであった。このことを受けて、国家環境保護総局は、第 10 次 5 ヶ年計画期間には、計画に掲げられた環境投資を確実に実施する目的から中央政府からの資金供与比率を引き上げている。

5.1.4 工業汚染対策投資の促進

環境改善事業への円借款をはじめとする外国資金の確保は、中央政府及び地方政府

表 5-3 地域熱供給事業・都市ガス供給事業による環境改善効果

資源循環利用・資源節約技術	技術導入した環境円借款サブプロジェクト名	効果など
製鉄所等の排ガス利用 ・民生用都市ガスとして利用 ・発電燃料として利用	蘭州ガス供給 包頭ガス供給 フフホトガス供給 本溪ガス供給 湖南省ガス供給 本溪北台製鉄汚染対策	石炭代替効果（年間） 44 万 ton 12 万 ton 9 万 ton 11 万 ton 11.5 万 ton 4 万 ton
低品質石炭を燃料として利用	黒龍江省鶏東供熱	年間採掘・廃棄される経済的に価値のない脈石（「煤矸石」）（年間 60～80 万 ton）のうち 40 万 ton 以上を利用。
集中熱供給による石炭節約（小規模分散型から大規模集中型石炭燃焼によるエネルギー効率化）	包頭供熱 フフホト供熱 蘭州供熱 黒龍江省供熱（3 都市）	石炭節約効果（年間） 8 万 ton 10 万 ton 22 万 ton 25.5 万 ton

出所) JBIC 提供資料により作成。

が著しい汚染を排出していると指定した企業に環境投資を促してきた。環境 9・5 計画及び「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト計画」を作成するプロセスで、国家環境保護総局は地方政府から汚染排出の著しい企業に関する情報を入手して、それらを重点汚染企業に指定した。このことによって、地方政府の環境保護局によるモニタリングが強化されることになった。そして重点汚染地域に立地している重点汚染企業の多くは、「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト計画」に優先的にリストアップされた。そしてそれらの環境改善事業に外国資金を配分することで、企業に環境投資の誘因を与えようとしてきた。

ところが企業は、環境投資が利益をもたらさない限り、積極的には投資を行おうとはしなかった。特に円借款や世界銀行からの資金は、無償ではなく、低利とはいえ融資であった。このため、生産規模の拡大や生産性の向上をもたらさない環境保全型技術は、積極的には導入されなかった。

そこで円借款事業では、末端処理技術への投資だけでなく、クリーナープロダクション技術、省エネルギー・省資源技術、及び廃棄物中に含まれていた有価物の回収・再利用を可能にする技術への投資に対しても支援を行ってきた（表 5-4）。そして、具体的なプロジェクトの形成プロセスで案件形成調査などの技術支援を行うことで、利用可能な

クリーナープロダクション技術に関する情報を提供し、企業にクリーナープロダクション技術の採用を促していった¹⁹。このことにより、企業が環境投資の費用を回収し、さらに利潤を得ることができることを示してきた。

表 5-4 環境円借款によるクリーナープロダクションの導入事例とその効果 (万 ton)

業種	環境円借款事業の対象工場 (生産工程改造内容)	主要削減汚染物質 (ばいじん、二酸化硫黄、COD、BOD、SS 以外)	省エネ効果＝年間石炭換算節約量	その他節水効果等
製鉄	包頭製鉄所 (転炉、排水システム改造)	排気中のフッ化物、排水中の石油類、鉛等	7.6	水循環 95% 5,500 万 ton/年排水削減
	本溪北台製鉄所 (コークス炉、転炉改造)	排気中のコールタール煙、排水中のシアン化合物等	14	水循環 92% 節水 200 万 t/年以上
	湖南省湘潭鉄鋼所 (転炉等改造)	排水中のシアン化合物、鉛等	5	水循環 95%以上 7,800 万 t/年排水削減 廃棄物 50 万 ton/年の再利用
	貴陽特殊鉄鋼所 (加熱炉等改造)	粉塵	2.8	節水 41 万 ton/年
非鉄	包頭アルミ工場 (電解システム改造)	排気中のフッ化物、アスファルト煙等	2	
化学	フフホト化学工場 (カーバイド炉改造)	粉塵、残渣	1.6	
	フフホト苛性ソーダ工場 (電解システム改造)	排水中のアスベスト、アスファルト、ばいじん等	1	水循環 92% 節水 40 万 ton/年
	本溪ゴム工場 (全面改造)	二硫化炭素等	2.7	
	本溪プラスチック工場 (電解システム改造)	排水中の鉛、アスファルト等	1.5	
	貴州有機化学工場 (酢酸合成工程改造)	水銀		水循環 92% 原料リサイクル 40%以上
パルプ・製紙	河南省銀鳩パルプ工場 (パルプ生産改造)	有機塩素化合物		節水 1,500 万 ton/年
	黒龍江省製紙工場 (水回収システム改造)			節水 800 万 ton/年 繊維 1,700ton/年回収
セメント	貴州セメント工場 (全面改造)	粉塵	3.2	水循環 99% 節水 13 万 ton/年 固形廃棄物約 20 万 ton/年の再利用

注) 効果は計画値。

出所) 表 5-3 に同じ。

¹⁹ JBIC に対する聞き取り調査 (2005 年 6 月 3 日) による。

例えば豊富な鉄鉱石と石炭を産出し、鉄鋼業を中心とした重工業都市である本溪市は、『衛星から見えない都市』と言われたほど深刻な大気汚染に苦しんできた。そこで1989年に、中央政府が主導して「本溪環境改善7ヶ年計画」を立案し、地方政府からの財政資金等を用いて、環境改善対策が行われてきた。しかし、資金のほとんどが企業の末端処理技術への投資のために供与されたこと、そして排出源モニタリングが十分に なされていなかったことから、設置された汚染防止設備も稼働されないことが多く、環境も改善されなかった²⁰。

この状況を踏まえて本溪市政府は、「本溪市環境保護第9次5ヶ年計画および2010年長期目標」を1995年12月に作成し、2000年の年平均二酸化硫黄濃度、二酸化硫黄排出量、排出削減量を設定するとともに、それを満たすために必要な大気、水質分野などの環境投資として71件、総事業費28.7億元の事業を列挙した。このうち環境円借款を供与した本溪環境汚染対策事業では、計画に列挙された中の件数では25%、金額では53.6%の事業を対象として支援を行った²¹。このうち16件が汚染排出の著しい重点企業の汚染排出対策に向けられたが、その中には、生産工程の変更を伴うクリーナープロダクション技術や、廃棄物中の有価物の回収・再利用を可能にする技術への投資を支援するものが含まれていた。

このようなクリーナープロダクションや廃棄物の回収・再利用技術への投資を支援したことで、企業は環境投資が生産効率の改善、省エネや省資源によって利益を生み出すことを理解し、さらなる環境保全投資を企画する誘因を持つようになった。また市政府も、重点汚染企業への対応が工場閉鎖か汚染を排出しながら操業を続けるかの二者択一ではなく、「経済成長しながら環境改善」を行うことが可能であることを認識し、そして「生産プロセスの上流からの汚染防止」の重要性を理解するようになった²²。

また淮河流域水汚染対策の中でも、パルプ製紙工場の排水対策として、小規模工場の生産ラインを停止して中規模工場を新設し、新設された中規模工場では麦藁パルプの連続蒸解工程とアルカリ回収および污水处理施設をセットで導入する事業を支援してきた。このような中規模工場への生産集約化とクリーナープロダクション技術導入への一括支援は、麦藁パルプ工場の廃水対策を地域経済への悪影響を最小限にしながら行えることを示してきた²³。

²⁰ 筆者と日中友好環境保全センター合同の本溪市財政局・環境保護局・クリーナープロダクションセンターへの聞き取り調査（2005年6月16日）による。

²¹ 円借款承諾年の年平均為替レート1元=14.2円で換算。

²² 筆者と日中友好環境保全センター合同の本溪市財政局・環境保護局・クリーナープロダクションセンターへの聞き取り調査（2005年6月16日）による。

²³ JBIC提供資料による。

5.2 サブプロジェクトから得られた知見・経験の直接的普及

5.2.1 下水処理場における汚水処理技術の選定

第9次5ヵ年計画期間中に環境円借款が供与されたことで、下水処理場の建設が著しく進展しただけでなく運転・維持管理の経験も蓄積された。このプロセスで、適切な目標の設定、汚水処理システムの設計、処理技術の選定、費用効率性の検討、投資額の制御、単位建設コスト、品質管理など汚水処理システムの構築に関わる多くの基本的事項を決定するための枠組みが関係者の間で共有されるようになった²⁴。

第1に、汚水処理技術の選定基準に関する知見が蓄積された。第9次5ヵ年計画期間以前にも、汚水処理技術に関する情報はコンサルタント会社などを通じて入手することは可能であった。実際に地方政府の中には、酸化溝法、標準活性汚泥法、嫌気・好気法などの技術を選択し、導入してきたものもあった。しかし、処理技術の選定基準が定まっていなかったため、必ずしもその土地の条件に見合った処理技術が選択されてきたわけではなかった。ところが、円借款事業で多くの下水処理場が建設されていく中で、選定基準として、対象の規模・濃度、処理水利用の必要性、投入可能な資金額の3つを用いるべきであることが知見として蓄積されるようになった。まず工場廃水の割合の高い地域では、排水の量・濃度の変化に対応できる嫌気・好気法ないし嫌気・無気・好気法を選択すべきことが提案されるようになった²⁵。次に処理水再利用の必要性に関しては、水不足が深刻な華北以北の地域では、処理水の中水利用を想定した設計を行うことが指針とされた。最後に投入可能な資金額が大きい地域では、汚泥の消化処理や、その過程で発生するメタンガスの回収と発電利用を検討すべきことが提案された。

第2に、円借款事業で下水処理場を建設・運転していく中で、適切な技術選択や単位当たり建設費用や運転費用などの知見が蓄積された。これまでの下水道整備事業では、設計や技術選択が現地の汚染削減目標に対して必ずしも適切でないものもあり、施工も公開入札などを通じて適切な企業を選定していたわけではなかった。この結果、COD1ton 当たり処理に要する建設費や運転費が他と比較して高くなる下水処理場も少なからず存在した。しかも、円借款承諾後に立地や技術が変更されたものさえあった。さらに管理が適切に行われていなければ、運転費用はさらに高くなり、費用回収を行うことは非常に困難になる。そこで円借款事業を進める中で得られた費用効果性に関する情報を科学的知見に基づいた参考情報として用いることで、不適切な設計や「地方保護主義」による費用超過や過大な費用推計を排除することが期待できるようになった。

第3に、管渠の建設を下水処理場の建設と同時にあるいは先行して行うことが処理場の効果発現に必要不可欠であることが強調されるようになった。環境円借款事業の中で

²⁴ JBIC提供資料、及び湖南省経済発展改革委員会・財務局・環境保護局・環境専門家への聞き取り調査（2005年6月13日）による。

²⁵ 残留性有機汚染物（POPs）や重金属類汚染物を含む工業廃水に関しては、下水道へ排出する前に工場内で前処理が行われるべきということは十分に認識されている。ただし、モニタリングの不十分さもあり、実際には前処理が十分に実施されていたわけではなかった。

も、下水処理場は円借款や中央政府からの財政資金で建設されても、管渠は地方政府が自ら資金を調達して建設しなければならないことが多かった。ところが、地方政府の資金調達は遅れがちで、場合によっては調達できないこともあった。このため、管渠の建設が遅れ、下水処理場に流入する汚水量は処理能力を遙かに下回することは稀ではなかった。この結果、下水処理場が建設されたにもかかわらず、収集されずに河川や水路に直接排出され、水質汚濁や悪臭の原因となっている排水の量も急速には減少しなかった。そのため、下水処理場の処理能力を無駄にしないためにも、管渠の建設を先行すべきことが強調されるようになった。

5.2.2 工業汚染対策プロジェクトの選定

第9次5ヵ年計画期間中には、環境円借款を用いた工業汚染対策も数多く行われた。この中で、工業汚染対策事業の選定に関する知見も蓄積されてきた。

第1に、生産工程・技術の更新や変更なしに末端処理技術のみに投資を行っても、生産工程・技術との不整合や市場化の中での競争力の喪失により、企業の存続は確保されず、投資が無駄になりやすいことが明らかになった。

第2に、鉄鋼など比較的大規模な工場の環境対策事業は期待される効果が実現されることが多い反面、小規模な化学工場などでは十分な効果が達成するのが困難なことが明らかになった。この要因としては、小規模企業では人材や資金、設置可能な技術に制約があること、企業の中に環境部門を設置していないこと、そのために事業計画・F/S作成・実施段階での事業の管理が十分ではないこと、そして市場化が進展する中で競争力を喪失したことなどが挙げられる。

第3に、石炭燃焼後に発生する石炭灰のセメント利用プロジェクトは、廃棄物の再利用効果が期待されたにもかかわらず、ほとんど所期の効果を得られないことが明らかになった。そこで石炭灰のセメントやれんが利用をあきらめ、石炭灰残渣の最小化と蒸気回収・資源利用を目的とした流動床炉を導入するようになりつつある。

5.2.3 技術的知見の普及

5.2.3.1 下水処理場の設計・処理技術・管理方法の普及

中国では円借款で下水処理場が建設され始めた1980年代後半には、大規模な下水処理場の設計、施工、運営の経験はほとんどなかった。そこで円借款事業のコンポーネントの中でもしくは事業終了後に施工や運営に関する技術協力が行われた。その後、下水処理場の運営主体に移転された設計、施工、運営に関する技術や知見が他の事業に普及していく事例も見られた。

1988年に円借款が供与され93年より運転を開始した北京市高碑店下水処理場²⁶は、

²⁶ 北京市高碑店下水処理場は、標準活性汚泥法を用いた1日当たり処理能力50万m³の当時中国最大の下水処理場であった。その後スウェーデン政府の借款で第2期工事が行われた結果、現在

東京都下水道局による汚水処理技術や管理技術、処理場の初期の運転に関する研修が行われたことで、順調な施工と運転が担保された。そしてこの研修や実際の運転管理で得られた技術や知見は、研修を受けた人材が事業実施機関である北京排水集団のトップになり、あるいは中間管理職や鍵となる技術者を北京排水集団が北京に新設した他の下水処理場に配置することなどを通じて、移転されてきた。同時に、中国政府の「大西部開発」スローガンに呼応して、経験豊富な技術者を派遣して青海省海東地区の6県の下水処理場のフィージビリティ調査（F/S）実施を支援するなど、他省の下水道関係者への技術や知見を積極的に移転している（Beijing Drainage Group Co.Ltd(2005)）。さらに中国の汚水処理・管理技術の普及基地としての役割を拡大してきている。まず、研修センターを設置して、全国の小中高・大学からの見学を受け入れ、特に水処理工学専攻の大学生、専門学校生に研修・実習を受け入れている。次に、汚水処理に関する大学教科書などで事例として取り上げられ、情報が広く普及されるようになってきている。そしてさらなる環境教育拠点化を目的とした汚水処理理科教育普及展覧館の建設を計画している²⁷。

また円借款事業で処理能力が拡張された長沙市第1（金霞）下水処理場でも、事業実施プロセスで、事業実施者責任制度、公開入札、工程管理、予算・決算の審査制度などが導入された。下水道を管轄する長沙市公用事業管理局は、第1下水処理場の技術者や管理者を新規の下水処理場建設事業に派遣し、これら新たに得た技術や管理方法を普及させようとしている。

5.2.3.2 地域熱供給施設の技術と建設費に関する情報の普及

中国北部では、小規模ボイラーの廃止による大気汚染改善を目的として、大規模な地域熱供給施設への投資資金として円借款が活用されてきた。フフホト市は5.1km²の市街地に地域熱供給サービスを提供することを目的として、1996年に円借款を用いて大規模な地域熱供給施設の建設を開始した。このプロジェクトでは、東北工場に29MWの循環流動床ボイラー4基を、東南工場に58MWの循環流動床ボイラー5基を設置した。

フフホト市で58MWの循環流動床ボイラーを用いて市街地の地域熱供給を可能にしたことは、小規模汚染源からの大気汚染に直面してきた他の都市に2つのインパクトを与えた²⁸。1つめは、内モンゴル自治区の他の都市で地域熱供給事業が実施されるようになったことである。包頭市をはじめ自治区内の8つの都市で、環境円借款やアジア開発銀行等から資金を調達して、地域熱供給事業を実施してきた。この結果、各市では、SO₂やTSPの大気中濃度が国家2級水準を満たす日数が確実に多くなってきている。

の処理能力は1日当たり100万m³となり、現在でも中国最大の下水処理場である。第4章の記述も参照されたい。

²⁷ 北京市高碑店下水処理場発行のパンフレット及びウェブサイト（www.chinasewage.com）を参照されたい。

²⁸ 以下の記述は、「中国環境円借款のインパクト調査に関わる評価」フフホト市フィードバックセミナー（2005年7月24日）でのフフホト市熱供給公社の発言に基づく。

2 つめは、58MWの循環流動床ボイラーという地域熱供給の技術が自治区を越えて他の都市にも広がったことである。フフホト市が流動床ボイラーへの投資を決定した1996年には、国産可能な流動床ボイラーの最大容量は58MWであった²⁹。その後フフホト市での設計や設置及び運転がうまくいき、その技術設計が天津市から表彰された。そこで「熱供給能力が証明された都市環境インフラ技術」として中国全土に情報が普及し、-天津市、瀋陽市、ウルムチ市で58MWかそれ以上の能力を持つ循環流動床ボイラーが導入されていった。

5.2.3.3 工業汚染対策技術や費用効果性に関する情報の普及

多くの企業が汚染防止投資を積極的に行うようになるためには、企業がクリーナープロダクションや資源の回収・再利用に関する技術情報や技術そのものに簡単にアクセスすることができ、かつそれらの技術を導入する余地があることを認識することが重要となる。環境円借款事業で実施された工業汚染対策には、クリーナープロダクションや資源の回収・再利用が含まれていたことから、環境円借款事業は技術情報を普及させ、また企業の汚染防止投資の誘因を高める可能性がある。

円借款で環境改善事業を実施した国営の企業の中には、採用した技術やその管理方法、効果などに関する経験や情報を同業他社と無償で共有している事例が見られる。例えばフフホト市の国有化学工場（その後上場）は、円借款で環境改善事業を実施するに当たり、生産技術だけでなく環境保全型技術に関しても、中央政府の化学工業部（当時）から技術や価格に関する情報を入手することができた。それによって同工場は、既存の生産工程に適合し、かつ効果が証明済みのクリーナープロダクション技術を導入して、製品の品質向上とエネルギーと水使用量を削減し、排水による環境負荷を削減することができた。同工場は、この経験を、業界団体である中国石油和化学工業協会³⁰を通じて、団体加盟の他企業に無償で普及している³¹。また遼寧省の国有製鉄所でも、新たに導入した生産技術や環境保全型技術やその管理方法、効果に関する経験と情報を、省内の他の製鉄所と共有しているという。

しかし、こうした技術や経験に関する情報がどれだけ他企業に普及し、その環境投資に対する意思決定に影響を及ぼしたのかは、必ずしも明らかではない。本溪市の場合、環境円借款事業を通じて導入されたクリーナープロダクション技術を、他の企業が自己資金で導入した事例は、ほとんど見られなかった³²。

²⁹ 2004年までには、70MWの容量を持つ流動床ボイラーが国産技術で設計・設置できるようになっている。

³⁰ 前身は化学工業部。詳しくはhttp://www.cpcia.org.cn/xhdt/xhdt_xhjs.jspを参照されたい。

³¹ 内蒙古三聯化工股份有限公司への聞き取り調査（2005年7月23日）による。なお化学協会は、化学工業部の解体の後に設立された業界団体である。

³² 本溪市の環境円借款対象企業に対する聞き取り調査（2005年6月16-17日）による。

5.3 環境円借款事業からの経験蓄積・政策・制度の構築とその波及

5.3.1 循環型経済及びクリーナープロダクションモデルの確立

円借款では、地域経済の成長や個別企業の利益を損なわずに汚染排出を削減することを可能にする工業汚染対策や都市環境インフラ整備を多く支援してきた（表 5-3 及び 5-4）。対象としては、主に国家環境保護総局が重点地域に指定した地域の重点事業に焦点を当ててきた。これらの地域で、環境目標や環境基準を達成するためには、まず環境円借款事業の環境改善効果を持続させることが不可欠である。そして同時に、それ以外の汚染源からの排出を削減していく必要がある。それも、企業を存続させて地域の雇用を確保しつつ、である。

環境改善効果を持続させるためには、地方政府幹部の人事異動や経済状況の変化があっても、汚染物質削減が持続的に行われるような政策・制度を、市政府ないし省政府レベルで構築することが不可欠となる。そして構築された政策・制度を執行することのできる能力を市政府ないし省政府が持つことが重要となる。国家環境保護総局は、貴陽市や遼寧省を、市政府の政策の中に、クリーナープロダクション、生態工業団地の建設を通じた副産物利用の促進、廃棄物処理産業の育成など、循環型経済（「循環経済」）を推進するための制度を統合する制度を構築する実験都市及び実験省に指定した。そして中央政府自身も、循環型経済を政策として立案し、第 11 次 5 ヶ年計画に反映させようとしている。こうした動きの中で、環境円借款は、中国の循環型経済政策やそれを促進する制度の構築を、間接的に促すインパクトを与えたと評価することができる。

貴陽市は、政策面では 2004 年 11 月に中国で初めての循環型経済づくりに関する条例（「貴陽市循環経済生態都市建設条例」）を策定するとともに、循環型経済のマスタープランを作成し、プロジェクトベースでは生態工業・生態農業及びグリーンツーリズムのパイロット事業を展開している。これらは直接的には、清華大学の研究グループや国際協力機構（JICA）専門家の支援を受けて実現したものであった。即ち、マスタープランと個別の生態工業事業に関しては、国家環境保護総局から委託を受けた清華大学の研究グループが、貴陽市に設立された循環経済弁公室と共同で立案してきた。他方条例に関しては、JICAからの日本人専門家の派遣を含めた多様な技術協力の中で、日本の循環型社会形成諸立法の情報を得、それを参考にしながら策定された³³。

円借款で実施された貴陽市環境モデル都市事業では、工業汚染対策事業が 3 つの国有企業で実施されたが、その全てが生産設備の更新を伴うものであった。貴陽市政府は、環境モデル都市事業を立案し実施するプロセスで、環境改善のための資金や技術だけでなく、地域経済の成長や個別企業の利益を損なわずに汚染排出を削減することが可能であることを学んだ。そこで貴陽市でのさらなる展開を目指して自らの資金で日本を視察したが、視察の中でゼロエミッションの概念と実践方法に関する情報を得た。そして貴陽市内の新たな開発区で実践しようとしたが、この時に国家環境保護総局から貴陽市全

³³ 貴陽市政府循環経済弁公室での聞き取り調査（2005 年 11 月 2 日）による。

体で実施することを提案された。2002年に国家環境保護総局から中国で初めて「循環経済生態建設実験都市」に選定され、清華大学やJICA専門家による直接的な支援につながっていった。この意味で、円借款で実施された貴陽市環境モデル都市事業は、貴陽市で循環型経済を展開ための制度や政策を構築する上での基本的なアイデアを提供したと評価することができる³⁴。

また遼寧省本溪市では、国連開発計画（UNDP）の支援を受けてクリーナープロダクションセンターを設立し、1996～2001年に企業のクリーナープロダクション診断（cleaner production audit）に対する支援や、診断士（cleaner production auditor）の育成のための支援を行ってきた。診断は国連開発計画が無償資金で実施したため、多くの企業が受けてきた。しかし、診断の結果クリーナープロダクションのオプションを提示されても、実施費用は自ら調達しなければならないことから、低費用のものであってもオプションはほとんど実施されなかった。また診断士の資格取得に必要な技能水準は低くはなく、資格を取得するのは容易ではなかった。そこでUNDPは、市政府にISO14001認証を取得するための支援を行い、「全国都市環境保全10年計画及び第8次5ヵ年計画」の中で推進された「環境保護目標責任制度」に類似した目標責任を市の各部局に負わせることで、市の環境改善を図ろうとしている。

本溪市に対する環境円借款は、工場を対象とした汚染対策と、市政府の環境モニタリング能力の強化を対象としてきたため、基本的にはこうした国連開発計画の支援とは無関係に実施されてきた。しかし工業汚染対策の中で、実質的に企業のクリーナープロダクション技術への投資を促してきた。そして円借款によるクリーナープロダクション事業に携わった企業のエンジニアが、退職後にクリーナープロダクション診断士の資格を取得して、他企業の診断を行う事例も見られる。このことから、円借款は本溪市が本格的にクリーナープロダクションを促進する能力を構築する上での道筋をつけるとともに、能力強化にも資してきたと捉えることができそうである。

そして、こうした本溪市での取り組みが、遼寧省の他の都市、例えば大連市や瀋陽市でのクリーナープロダクションや生態工業建設、経済技術区での環境産業の育成などの取り組みと相俟って、国家環境保護総局が、遼寧省全体を循環型経済の発展のモデルに指定し、循環型経済発展のモデル事業を遼寧省の「国民経済と社会発展5ヵ年計画」及びその年次計画に組み込むための基盤を構築したものと考えられる。

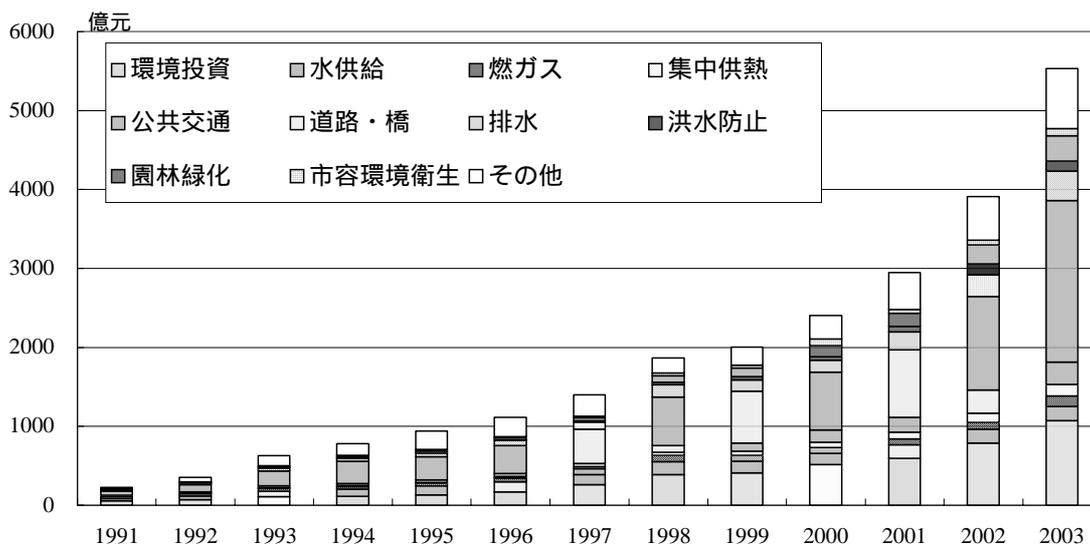
5.3.2 都市計画・政策への環境保全の組み込み

中国でも、工業化・都市化の進展の中で、生産設備や生産活動に必要な道路などの経済インフラは優先的に整備されてきた。しかし、都市ガス供給、地域熱供給、下水道、

³⁴ 貴陽市政府循環経済弁公室での聞き取り調査（2005年11月2日）によれば、当時「循環経済生態都市建設条例」の作成を担当していた趙副市長は、繰り返し「中日環境モデル都市事業を基礎として、循環型経済のアイデアが生まれた」と評価しているという。

ごみ処理など都市インフラの整備は、財源不足を理由に後回しにされてきた。そこで環境9・5計画では、環境投資により達成すべき目標として、1,000万 m^3 /日の汚水処理能力の増大と、800万 m^3 /日の都市ガス供給の増大を掲げ、地方政府に投資を促してきた（図5-2）。

図5-2 分野別都市建設固定資産投資の推移



出所) 『中国城市建设統計年報 2003』に基づき作成。

第9次5ヵ年計画期間中に行った投資の結果、既存の市街地での環境改善に一定のめどをつけた都市では、新たな都市開発を計画している地域への先行投資として都市環境インフラの整備を行うようになってきた。また新たな経済技術開発区を開発する際に、立地企業に環境影響評価を求め、モニタリングを強化するなど、環境保全を最初から組み込み、そこに既存の中心市街地に立地していた環境負荷の大きい工場を移転させるようになってきている。環境円借款は、市政府が新たな都市開発・工業地域開発の際に環境保全を組み込むことを、間接的に促してきたと見なすことができる。

大連市では、環境モデル都市事業のサブプロジェクトとして、工場移転と近代化・生産設備の更新への支援が行われたが、この事業の背後には、1992年から実施されてきた北九州市との都市間環境協力や、それを通じた提案を受けて実施されたJICAの開発調査「大連市環境モデル都市建設計画」が存在した。この開発調査は、大連市中心市街地を対象に、大気汚染・水質汚濁・廃棄物対策等を都市計画に含め、総合的かつ集中的に実施するための計画（マスタープラン）を作成することを目的としていた（自治体国際化協会(2001)）。円借款事業は、このようなプロセスを経て作成された計画を実施する梃子の役割を果たした。同時に、マスタープランを作成し実施していく中で、環境政策が大連市の都市計画に反映されるようになり、そのことを通じて環境局の地位や発言力

も向上させていった。この点で円借款は、間接的であるものの、環境政策を都市政策・都市計画に統合する上で重要な役割を果たしたと評価することができる³⁵。

また湖南省でも、都市化率の上昇を見こして、下水道整備やごみ処理システムへの先行投資を行ってきた。例えば長沙市では、適切なごみ処理システムの不在が、湘江周辺での都市廃棄物の不適正処理・河川水質汚濁と都市開発の障害の原因と認識していたことから、用意周到にフィージビリティ調査（F/S）を実施し、環境影響評価と住民の合意形成のための会合を繰り返し実施した。この結果、埋立処分地は市街地から 30km 離れた地点に新設されることになった。円借款では、埋立処分地の建設のみを支援することになっていたが、長沙市では同時に、ごみの圧縮・大型車両への積み替えのための中継地の建設と、埋立処分地から発生するメタンガスの回収・発電利用を計画した。そしてそれらが実施されると、中継地での有価物回収・再生利用を検討するようになった。この事例は、円借款が、市政府のごみ処理・リサイクルシステムの構築を促し、都市化の障害を除去する役割を間接的に果たしてきたものと評価できる。

この背景の 1 つとして、湖南省では円借款担当部門（円借款弁公室）が当時の省計画委員会（現在の省発展改革委員会）に設置され、発展改革委員会が環境保護局や財政庁などと役割分担をしながら密接な協力の下に円借款事業を実施してきたことが挙げられる。つまり、環境投資が外国資金の導入を可能にすることを認識したことで、発展改革委員会は省全体の発展計画を策定する際に、環境投資を含める誘因を持ったと言える。

ただしこのことは、発展改革委員会に円借款弁公室が置かれた地方政府の全てに当てはまるわけではない。地方政府の中には依然として環境保護局の権限や能力が弱く、地方政府の発展改革委員会の意思決定プロセスで環境改善事業やプログラムの内容に関する意見を言い、反映させられるとは限らない。

5.3.3 汚水処理費徴収制度の確立

インフラサービスは、国民経済または都市経済が安定的に機能するために必要不可欠である。特に市民の基本的生活に関わる財・サービスのうち、必要度が高く代替性の低いものは公共財としての性格を持ち、政府による負担が正当化されうる。日本の汚水処理では、「雨水公費・汚水私費」の原則が採用され、公共的役割の強い雨水処理は政府負担で行うことが原則とされている。ただし実際には、維持管理・運転費用に加えて建設費用まで汚染者負担のみで回収するのは困難な状況である。多くの自治体は、私費から徴収されるべきとされている汚水処理の費用の少なくとも一部を負担しているのが実情である。

中国でも、近年下水処理場建設促進のための財源確保を目的に、汚水処理料金（「汚

³⁵ 北九州市が作成した大連市との友好都市に関するパンフレット、北九州市関係者からの聞き取り調査、及び日中友好環境保全センタープロジェクト・ウェブサイト（www.sepa.gov.cn/japan）に基づく。

水処理費」が本格的に導入され、さらに汚水処理費を、速やかに下水処理場の維持管理、運転費用及び建設費用（減価償却費）が全て回収できる水準まで引き上げること（フルコストリカバリー原則）が目標として設定されるようになった³⁶。この背景には、円借款などの資金によって整備されてきた都市下水道を財務的に持続的に運転するためには、維持管理費用や運転費用、建設費用の回収が不可欠と認識されたことが挙げられる。

国家発展改革委員会・建設部・国家環境保護総局は、2002年に『都市下水・ごみ処理産業化発展に関する意見』を公表し、料金徴収の義務付けや料金設定（改定）に関する基本原則を提示した³⁷。さらに水質汚染の深刻な淮河流域を抱え、円借款などを資金源として多数の下水処理場を建設してきた河南省政府³⁸は、2003年に「都市汚水処理費の徴収を強化し、都市汚水処理産業化発展を促進することに関する通達」を公表し、各市・県の汚水処理費の徴収基準を平均 0.7 元/m³まで引き上げることと決定した。そのうち、都市住民からの生活污水は 0.6 元/m³、特殊業種および自家水道施設からの汚水は 0.8 元/m³、商業部門を含むその他の汚水は 0.7 元/m³に設定し、汚水処理費を徴収していない市・県政府に期限付きで基準に基づく汚水処理費の徴収を開始することを求めた（表 4-13）³⁹。さらに国家発展改革委員会は、2004年に淮河流域 4 省に対して汚水処理料金を 0.8 元に引き上げるべきとの通知を出した。これを受けて、河南省政府は 2005 年に 0.8 元に引き上げた⁴⁰。

このような中央政府による基本原則や通知の公布は、経済的にはあまり豊かではない省・市政府が汚水処理料金を引き上げるのを容易にした⁴¹。例えば湖南省では、2003 年

³⁶ 「都市水供給・節水・水汚染対策強化に関する国务院の通達」（2000 年 11 月）で「保本微利」（フルコストリカバリー）の原則が打ち出され、さらに「都市水道料金改革を促進することに関する国家計画委員会、財政部、建設部、水利部、国家環境保護総局の通達」（2002 年 4 月）では、下水処理場建設促進のため 2003 年末までに全ての都市に対して汚水処理費の徴収を求めるとともに、既に汚水処理費を徴収している都市では料金水準を速やかに「保本微利」（フルコストリカバリー）のレベルまで上げるよう求めている。また貴陽市で環境円借款（2004 年度）による支援を受けて実施されている下水道整備事業でも、建設費と運転費の全てを料金で回収できるように、料金を現在の 1m³当たり 0.4 元から 1.3 元に引き上げること、水道サービス供給地域内の住民に対して、下水サービスが供給されていなくても下水道料金を水道料金と一括して徴収することが検討されている（橋本(2005)）。ただし現状では、多くの都市では目標水準にまで達しているわけではない。

³⁷ 詳しくは、<http://www.cin.gov.cn/city/other/2002092701.htm>（2005 年 11 月 23 日現在）を参照されたい。

³⁸ 公共サービス料金は、省政府が各県・市政府からの申請を受けた後、他の物価水準や低所得者層への影響等を勘案して承認することとなっている。

³⁹ 河南省では「河南省都市汚水処理費徴収使用管理弁法」が 2005 年 10 月より施行されている。

⁴⁰ 詳しくは、http://www.shanghaiwater.gov.cn/jujiao/jujiao_show.jsp?fileId=10003558（2005 年 11 月 23 日現在）を参照されたい。

⁴¹ 湖南省経済発展改革委員会・財務局・環境保護局・環境専門家への聞き取り調査（2005 年 6 月 13 日）による。湖南省では、2003 年に「都市汚水処理費徴収使用管理を強化し都市汚水処理施設建設を促進することに関する湖南省人民政府弁公庁の通達」が

に汚水処理サービスを開始した時点では、処理料金を 0.2 元/m³に設定していた。しかし建設部が指導価格を設定した後は、0.4 元/m³に引き上げ、2005 年 6 月時点では 0.6～0.8 元/m³への引き上げを計画している。そしてこの水準への引き上げが実現すれば、下水処理場によっては、維持管理・運転費用だけでなく建設費用の回収も可能となる。このことが、5.2.3.1 節で述べた研修を受けた人材の利用と相俟って、長沙市が今後建設を計画している 5 カ所の下水処理場のうちの 2 カ所を、民間企業による BOT（民間企業が建設・運転を行い、一定期間の後政府に所有権を移転する）方式での実施を可能にした。汚水処理料金水準の設定と引き上げが、下水道整備事業への民間参入の条件を整備する効果を持ったと評価することができる。

比較的経済的に豊かな地方政府では、高い処理料金を徴収しているところも見られる。例えば蘇州市では、1m³当たり 1.15 元の料金を設定し、建設費用を含めたフルコストリカバリーを実現しようとしている。また北京市では、水不足への対応から処理水の再利用設備を導入し、重症急性呼吸器症候群（SARS）への対応から汚泥の消化・メタン回収設備の導入を進めた。このことが、設備の建設費用及び維持管理・運転費用を高騰させた。そこで、生活排水に対して建設部の指導価格よりも高い 1m³当たり 0.9 元の料金を設定している⁴²。ただし多くの都市では、汚水処理料金は制度として確立しても、フルコストリカバリーを実現する水準にまで達していないのが現実である。

汚水処理料金制度の構築と徴収は、2003 年の排污費徴収制度改革の内容にも影響を及ぼした⁴³。排水に関わる排污費は、2003 年の改革以前から、排出量に比例して徴収する汚水排污費、基準を超過した排水から徴収する超過排污費の 2 種類から構成されてきた。ところが、各都市で下水処理場が建設され、工場廃水を処理するようになると、下水処理場では汚水処理料金を工場に求めるようになった。そうすると、工場は汚水排污費、超過排污費に加えて汚水処理料金も支払わなければならないため、都市下水道に工場廃水を排出する誘因を持たなくなる。そこで、都市下水道に工場廃水を排出する工場に対しては、排水受入基準の遵守と下水処理場への接続料として排水 1ton 当たり 0.02 元を求め、残りの処理料金は市政府が負担してきた。

ところが、全国的に都市汚水処理施設が増えてくると、市政府が負担に耐えられなくなることが懸念されるようになった。そこで 2003 年の排污費徴収制度改革では、「下水処理場での効率的な集中処理と各汚染源での一次処理」を推進する観点から、排污費と汚水処理料金との間で調整が行われた。具体的には、下水処理場に汚水処理料金を支払っている工場からは汚水排污費を徴収しないこと、基準超過した工場廃水に対して 2 倍の基準超過排污費を徴収することが定められた⁴⁴（国家環境保護総局(2003)）。

⁴² 北京市高碑店汚水処理場での聞き取り調査（2005 年 3 月 21 日）による。

⁴³ 排污費徴収制度については、2.2.3.2 節を参照されたい。

⁴⁴ もっとも現実に執行する段階では、基準を超えた工場廃水に対して、汚水処理費と超過排污費の両方を厳格に徴収している地方政府は必ずしも多くはない。湖南省では、資金不足を理由に、工場からは超過排污費だけでなく汚水処理費も徴収できていないと言う（湖南省環境保護局に対

5.3.4 市政府の環境行政能力の強化

環境円借款事業のうち、一部の省や市では環境モニタリング能力を強化するためのサブプロジェクトが含まれている。その多くは、一般環境のモニタリングや、発生源の定期・不定期のサンプリング調査と分析を行う能力を向上させることに主眼がおかれてきた。この支援によって、汚染事故が発生した際に汚染源を確定してその後の対応を行えるようになった。そして機械化によって分析精度が向上したことで、モニタリング結果に基づいた法的措置を取ることが可能になった。

また 2003 年には、大規模発電所など一部の大規模汚染源に対しては、連続モニタリング設備の設置が法的に義務づけられた。このことにより、市の環境保護局の規制執行能力が強化されることが期待されていた。しかしこのモニタリング方法は、必ずしも環境行政能力の強化とその洗練された執行をもたらしたわけではなかった。著しい汚染が一時的に大量に排出された場合でも、住民からの通報で環境保護局の職員が汚染排出源に駆けつけた時には、既に排出された汚染物質を検出できないなど、政策を実施する上で必ずしも十分な根拠を提供できるものではなかった。

そこで、環境モデル都市事業（重慶）と環境モデル都市事業（貴陽）では、円借款を用いて発生源と環境保護局をオンラインで結ぶ 24 時間連続のリアルタイムのモニタリング設備を導入した。重慶市では、重点汚染源として企業 50 社、排水の排出口 75 ヶ所、排ガス排出口 50 ヶ所の合計 125 ヶ所にオンラインで接続された連続自動モニタリング設備を設置した。また貴陽市では、7 企業に対し大気汚染源のオンラインモニタリング設備を設置した。そして両方の都市とも、収集したデータを自動的に監視センターに集め、オンラインで管理をするようになった。

オンラインの連続モニタリングシステムは、重慶市では 2005 年 3 月時点ではまだ設置されたばかりで試運転の段階でしかない。また貴陽市では、市政府との間でのデータの共有は 2006 年以降に開始されることになっている。しかし、既に 2 つの効果をもたらしたとされる。1 つは、排污費の徴収を客観的なデータに基づいて行えるようになったことである⁴⁵。これまでは、排污費徴収額の決定は、企業の自己申告データと市政府の定期排出源モニタリングの際のデータに依存していたため、必ずしも汚染排出の実態を反映したものではなかった。他の 1 つは、汚染事故が発生した場合などの緊急時対応が迅速になったことである⁴⁶。モニタリング設備によってリアルタイムで観測された汚

する聞き取り調査（2005 年 7 月 21 日）による。また廈門市では、汚水処理費は一度徴収した後、具体的な事情に基づいて還付することが、廈門市の汚水排污費徴収弁法に明記されている（<http://www.waterchina.com/main/Web/Article/2005/05/19/0843341562C59208.aspx>）。

⁴⁵ 重慶市環境保護局環境モニタリングセンターでの聞き取り調査（2005 年 3 月 25 日）による。ただしこの効果は貴陽市ではまだ実現していない。

⁴⁶ 本溪市環境保護局環境モニタリングセンターでの聞き取り調査（2005 年 6 月 18 日）による。

染物質排出量や環境質データが活用できるようになったことで、工場自身が緊急時対応を迅速に行えるようになった。同時に市政府が汚染事故による環境への悪影響を拡散モデル等で予測することで、住民に避難勧告を出すなどの対応を行えるようになった。これらの効果は、本格運転されるようになると、いっそう高まるものと期待することができる。

もっとも、市政府の法規制の執行部門は、連続モニタリングシステムから得られたデータを活用して、企業の生産工程や汚染防止設備を改善する命令を出したり、生産停止や閉鎖命令を出したりするようになってはいるわけではない。また円借款事業で工場汚染対策を行った企業の全てに対して、排出モニタリング設備が設置されたわけではない。排出モニタリング設備は、汚染排出の著しい重点企業に優先的に設置された。このことは、円借款事業による実際の環境改善効果を把握することを困難にしている。

5.3.5 構築された制度・政策の普及

5.3.1 から 5.3.4 節で検討してきた環境円借款が中国の環境政策及び制度発展に与えたインパクトのうちいくつかについて、中央政府は熟知し、既に政策や指針として取り入れている。例えば、クリーナープロダクションは促進法を 2001 年に制定しており、循環型経済は、国務院が 2005 年 7 月に「循環型経済の発展を加速することに関する国務院の意見」を公表し、「国民経済と社会発展第 11 次 5 ヶ年計画」の中にも実現すべき目標として提示されることになっている。また、汚水処理技術に関する知見は、建設部・国家環境保護総局・科学技術部の「都市汚水処理と処理技術に関する政策」（2000 年 5 月公表）に、また詳細な技術基準や管理方法は、建設部の「都市下水道計画規範（GB50318-2000）」（2000 年 12 月公表、2001 年 6 月施行）にまとめられている。そしてこの政策の中で、2010 年までに達成すべき都市の汚水処理率目標が設定されたことが、市政府や省政府に下水道整備を促進する誘因を与えている⁴⁷。

ところが、循環型経済にしても、都市汚水処理技術にしても、中央政府はそれを政策として法制化し、普及させるための経済的誘因を必ずしも十分に与えているわけではない。貴陽市の循環型経済構築では、中央政府は基本的な方向性を支持し、副産物利用を可能にする工場群の配置計画の立案を支援はしている。しかし具体的な投資に対する資金支援を行っているわけではない。このことは天津経済技術開発区や大連経済技術開発区の循環型経済構築についても当てはまり、中央政府は基本的な方向性について承認するだけで、減免税や資金支援などの経済的誘因は、経済技術開発区の予算の中からしか提供されていない。

また都市下水道に関しては、中央政府は、国債発行によって調達した資金を地方政府の都市下水道建設の資金源として活用するようになってはいる。そこでこうした中央政府

⁴⁷ 具体的目標値は、2010 年における全国の都市（市及び「建制（日本語で言えば町制）鎮」）の汚水平均処理率は 50%以上、市の汚水処理率は 60%以上というもの。

からの資金支援を行う際の要件として、「都市下水道計画規範」を遵守させることも可能ではある。しかし国債資金や外国資金で調達されたのは、都市インフラ建設・維持管理費の僅か3%にすぎない。しかも2001年からは、それらよりも大きな額が地方財政から直接支出されるようになってきている（図5-7）。地方保護主義の影響を強く受ける地方政府では、中央政府からの財政資金や低利融資を受けずに独自に都市下水道建設を進め、「都市下水道計画規範」が遵守されないことも十分に起こりうる。

このことは、現在の中央・地方政府間財政関係の下では、ある地方政府がうまく構築して中央政府に蓄積された知見や制度を、中央政府が他の地方政府に普及させるのは、必ずしも容易ではないことを示唆する。特に「地方保護主義」から地域の経済成長を優先する地方政府がプロジェクトを主導する場合には、特に妥当することが予想される。

要約すると、たとえ円借款事業を通じて制度や政策が構築され、環境管理に関する知見が中央政府に蓄積できたとしても、現行の制度の下でそれを他の地方政府に移転することは必ずしも容易ではない。

5.4 まとめ

第4次（1996-2000年）の環境円借款は、環境9・5計画を実施する上で必要な投資資金を、正式承認以前に確保するのを支援したことで、中央政府の財政資金不足にもかかわらず、国家環境保護総局が計画した総量規制と「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト計画」を地方政府と企業に実施させることが可能になった。それにより、同計画の信頼性を高めるとともに、地方政府と企業に環境改善の責任を持たせることを可能にした。そして環境円借款を地方政府に転貸して地方政府にとって需要の高かった都市環境インフラ整備への投資を支援し、また企業のクリーナープロダクション技術への投資を支援したことで、地方政府や企業の環境投資のための資金動員を促し、環境投資額とGDPに占める環境投資の比率を高めることに貢献した。

また環境円借款事業の中には、他の環境改善事業の実施や改善に直接的な影響を及ぼしたものもあった。特に地域熱供給技術や汚水処理技術、国有製鉄所や化学企業で導入されたクリーナープロダクション技術に関する情報と経験は、他都市や同業他企業に普及していった。そして地域熱供給技術に関しては、同様の技術が実際に導入された。また汚水処理技術に関しては、その後のプロジェクトの技術選定や管理運営の改善に一定の寄与をしたものと考えられる。

さらに環境円借款を実施するプロセスで、地方政府が持続可能な発展を実現する上で不可欠な制度や政策を構築することにも寄与した事例も見られた。第1に、クリーナープロダクションの実施を資金支援したことで、中央政府がその有効性を認識し、2001年に「クリーナープロダクション促進法」を法制化した。その後中央政府はクリーナープロダクションの残された課題を克服することを目的として、循環型経済モデルを構築し、循環型経済を促進する条例や政策を立案することになった。第2に、都市の拡張や

経済技術開発区を新たに開発する際に、環境保全を組み込むことを促し、都市環境インフラの整備を同時に行うようになりつつある。第3に、都市環境インフラの維持管理や運転・建設に関する知見が蓄積され、普及しつつある。集中熱供給や都市ガスだけでなく、環境円借款で多数の都市で下水道が整備されていく中で、中国政府は汚水処理の料金制度（汚水処理費徴収制度）を確立する必要性を認識するようになった。そこで、汚染者負担原則を念頭に置いた料金制度が多く地方政府で導入されつつある。また下水処理場の設計や施工、運転技術や会計管理に関する方法は、日本から技術移転された後に、中国国内でも普及しつつある。そして下水処理場の汚水処理技術の適切な選定に関する知見の一部は、建設部のガイドラインとして公布された。第4に、地方政府の環境モニタリング能力を強化することで、地方政府の環境行政を洗練することに寄与してきた。

ところが、これら構築された制度・政策を他の企業や他の地方政府に普及し実施させていくのは必ずしも容易ではない。「地方保護主義」から経済成長を優先する地方政府ほど、環境法規制や行政能力の強化を遅らせ、費用効率的な環境保全技術の導入を軽視する傾向にある。他方で中央政府は、ガイドラインを法制化し、また遵守させるための経済的誘因は十分構築してきたわけではなかった。同時に、それを遵守させる誘因を持つほどには住民からの圧力は強くなかった。このため、中央政府で制度・政策として確立されたとしても、必ずしも他の地方政府が取り入れていくとは限らない。

しかも、これら構築された制度・政策でも、持続可能な発展、あるいは持続可能な都市を実現するには、必ずしも十分ではない。1つは、円借款事業を通じて、工業汚染対策が進化したとしても、重点汚染地域の終点汚染企業以外の工業汚染対策も同様に進展しているとは限らない。汚染源が重点汚染地域から環境行政能力の弱い他の市や県に移転している可能性も否定できない。しかし、こうした実態が十分に正確に把握されていない可能性もある。

2つめは、2000年以降経済成長が再加速する中で、中央政府も地方政府も、環境保全計画で設定された目標の達成よりも経済成長を優先するようになってきている。特に電力供給能力は、経済成長に伴って各地で需要が増大し続け、計画停電をせざるを得なくなっており、経済成長のボトルネックと認識されている。このために、新規の火力発電所の建設が積極的に進められている。他方で二酸化硫黄の総量排出目標を達成するために、小規模発電所の閉鎖と大規模化、排煙脱硫装置の設置、低硫黄石炭の使用も義務づけられた。ところが、現実には電力不足を解消するという目標が優先され、環境保全目標を達成する上で必要とされる既存の小規模でかつ高硫黄石炭を使用する火力発電所の閉鎖は進展していない。このため、環境円借款事業で実現した環境負荷削減効果は、増加し続けるエネルギー生産・需要による環境負荷の増大によって相殺されてしまっている。同じことが、急速な都市化に伴う生活や消費による環境負荷の増加についても言える。

環境円借款事業を通じて、新たな都市開発の際に都市環境インフラや都市内公共交通にも同時に投資を行うなどの環境保全の要素を組み込むようになってはきている。他方で中国政府が目標として掲げる小康社会の実現のためには、農村から都市への一定の人口流入とそれに伴う都市化、環境負荷の増加は避けがたい。とはいえ都市化が無限に続けば、こうした投資のための資金や建設したインフラの維持管理のための資金を調達することがますます困難になることが予想される。そこで、将来的には都市の成長管理を視野に入れた都市政策や都市計画を準備しておくことが重要になってくる。

参考文献

- 曹東他(2003)「中国環境保護的投融資状況分析」王金南他編『環境投融資戦略』中国環境科学出版社、pp35-59
- 大塚健司(2005)「再評価を迫られる中国淮河流域の水汚染対策」『アジア研ワールド・トレンド』112号、pp36-39
- 国家環境保護総局(編)(2003)『排污收費制度』(試用)
- 国家環境保護総局規劃与財務司(編)(2002)『国家環境保護”十五”計画読本』中国環境科学出版社
- 自治体国際化協会(2001)『中国の環境問題と地方自治体の国際協力』CLAIR REPORT No213
- 橋本和司(2005)「水セクターにおける日中協力」『中国城鎮水務發展戰略国際検討会論文集：日本水管理、新技術以及中日合作検討会』
- Beijing Drainage Group Co.Ltd. (2005) "Industrial effect of Beijing Wastewater treatment plant" (本調査バックグラウンドペーパー)

補論 5-1

第 9 次 5 ヶ年計画実施以前の環境政策と環境財政

1. 環境 8・5 計画の成果と課題

第 8 次 5 ヶ年計画期間中には、いくつかの汚染物質に関しては、その集約度、即ち GDP 当たりの汚染物質の排出量の低下が見られるようになった。特に総浮遊粒子物質 (TSP) 排出量は、1981 年の 34.3 万 ton から 1993 年には 9.8 万 ton へと著しく減少した (Wang and Lui(1999))。

その原動力となったとされるのが、中国政府が、環境 8・5 計画の下位計画である「全国都市環境保護 10 年計画及び第 8 次 5 ヶ年計画」(以下「都市環境 8・5 計画」)の中で推進した環境保護目標責任制度と都市環境総合整備に関する定量的考査制度であった (Yu and Zhang(2002))。都市環境総合整備に関する定量的考査制度は、全国 37 の省都及び直轄市を中心とする大都市の環境業績を、環境質指標、汚染防止指標、及び都市環境インフラ指標を重み付けして総合評価するものである⁴⁸。また環境保護目標責任制度は、省長や市長が 1 ランク上級の官僚といつまでにとどれだけ環境業績を改善するかを契約し、その業績の結果によって省長や市長の業績を査定する制度である。

この 2 つの制度が導入されたことによって、対象となった都市の市長は、自らの都市の評価を上げることに関心を持つようになり、これまで地方政府の環境保護局の規定を無視してきた地方政府の経済部局や企業にも環境業績の改善に向けた努力をさせ、環境保護局との連携を図るようになってきた。そして天津市などのいくつかの地方政府では、環境質の変化を測定する目的でリアルタイムの総浮遊粒子物質のモニタリングが実施されるなど、環境行政能力を向上させてきた。このことが、企業に電気集塵機などの大気汚染防止設備を設置する誘因を与えた。さらに北京市や上海市などの大都市を中心に、都市ガスや下水道をはじめとする都市環境インフラが整備されるようになり、汚水処理やごみの適正処理・再利用が進んだ。

この結果、工業粉塵の回収率は、1981 年の 16% から 95 年の 82% へと顕著に上昇した。また工業排水の処理率も、81 年の 13% から 96 年の 81.6% へと顕著に上昇した⁴⁹。そして工業部門の生産額当たりの COD、SO₂、TSP の排出原単位も、90 年から 95 年の間に 3 分の 1 にまで低下した。その低下の程度は、東部地域では大きかった (表 補 5-1)。そこで、北京市や上海市では、経済活動の拡大にもかかわらず、環境質の悪化を防止することができたと評価されている (Yu and Zhang(2002))。

しかし中部や西部地域では、汚染源単位は低下したものの、東部地域と比較すると、依然として高い水準にあった (表 補 5-1)。しかも 1993 年の「大気環境質量管理報告書」

⁴⁸ 1996 年には対象都市は 46 都市に拡大された。第 2 章 2.1.2.1 節も参照のこと。

⁴⁹ 『中国環境年鑑』1994、95、96 年版

では、主要都市以外の都市や農村を含めた大気汚染物質の排出総量は、依然として生態系や人間の健康に悪影響を及ぼす水準にあることが明らかにされた⁵⁰。また水質汚濁に関しても、7大河川のうち遼河、海河、淮河の3河川でCODによる水質汚濁が進んでいることが明らかにされた。1990-95年の間には、主要な汚染源である工業部門からのCOD、SO₂、TSPの排出量は、どの地域でも増え続けた。その中でも、東部地域はSO₂、中部地域はCOD、西部地域はTSPの排出量の増加が大きかった（表 補 5-2）。

表 補 5-1 工業部門生産額当たり汚染排出原単位 (kg/万元)

	年	東部	中部	西部	合計
COD 排出原単位	1990	37.0	47.5	47.6	40.9
	1995	11.4	21.3	23.5	15.0
	1998	5.2	8.1	13.6	6.7
SO ₂ 排出原単位	1990	54.7	76.3	100.9	65.7
	1995	15.2	22.6	45.9	20.1
	1998	9.9	15.5	32.9	13.4
TSP 排出原単位	1990	40.2	85.6	71.8	55.5
	1995	11.2	29.4	38.6	18.4
	1998	5.5	14.4	30.0	9.9

出所) 王他 (2004)、pp113~114。

表 補 5-2 工業部門汚染排出量 (万トン)

	年	東部	中部	西部	合計
COD 排出量	1990	555	289	136	979
	1995	694	466	220	1380
	1998	413	241	146	801
SO ₂ 排出量	1990	820	463	288	1571
	1995	921	496	430	1846
	1998	781	460	353	1594
TSP 排出量	1990	604	520	205	1328
	1995	682	645	361	1688
	1998	431	426	322	1179

出所) 表 補 5-1 に同じ。

⁵⁰ 長江以南で酸性雨が降る地域の面積は 29%に達し、統計のある 73 都市のうちpH5.6 以下の都市が 49.3%に達していること、二酸化硫黄の排出量は全国で年間 1795 万トンに達し、そのうち北京、上海、青島の排出量は 30 万トンを超え、天津、石家庄、唐山、太原、瀋陽、大連、南京、烟台、洛陽、西安、蘭州などの都市でも 10 万トンを超えていたことが明らかにされた。

これは、そもそも中央政府が環境保全よりも経済成長に重点を置いた政策を実施してきた結果と言える。この状況では、既存の環境管理制度のみでは、一部の沿岸部の都市の工業粉塵の回収率や工業排水の処理率を上昇させることはできても、環境汚染を抜本的に解決することはできなかつた。「環境保護目標責任制度」と「都市環境総合整備に関する定量的考査制度」も、制度として、長期的に汚染物質の排出総量を抑制し、環境質を改善するには十分な効果を持ち得なかつた。まず、旧式の設備が多く、内陸部に立地し、資金調達が困難な都市に環境業績を向上させる誘因を十分に与えることはできなかつた。これらの都市では、環境業績を向上させることは構造的に困難であつた。他方で資金調達が容易な沿海部の都市では、都市環境インフラの整備を進め、かつ汚染集約的な産業を郊外に移転さえすれば、業績を向上させることができた。

次に、特定の環境業績のみを評価対象としたために、地方政府は中央政府が指定した指標の向上のみに関心を持ちがちであつた。このため、地方政府にとって優先度の高い環境リスクを確定し、それを削減するための費用効果的な方法を検討する誘因を与えることができなかつた。例えば、硫黄酸化物の排出に関しては、評価指標として都市の大気中濃度しか含まれなかつたこと、及び煙突が高くなるほど排出基準が緩くなる規制を採用していた。このため、企業に高煙突を採用させて汚染を拡散させさえすれば、環境業績を向上させることができた。

しかも、農業面源を含む河川流域や湖での水質汚濁や酸性雨といった環境影響が個別の都市単位を超える問題に関しては、地方政府は対策を行う誘因は全く持ちえなかつた。例えば淮河流域では1994年に3度も大きな水汚染事故が発生し、70kmにわたって汚染が拡大し、150万人にのぼる流域住民が断水の影響を被つた。しかし、地方政府は対応する誘因を持たず、また対応するだけの財源や人材も持っていなかつた。

最後に、計画は策定されても現実には実施されないことが多かつた。市長や行政官は、環境業績を向上させたことで上級政府への昇進を果たしたことはなく、むしろ環境保全に力を注いだ結果として経済業績が低下すれば昇進が遅れると認識していた。しかも上級政府からの環境補助金、即ち国家環境保護総局から各級地方環境保護局へ、及び地方の上級環境保護局からその下級の環境保護局への活動経費の補助や人員配分は行われなかつた(李(1999))。さらに、排污費を基礎とした環境保護基金からの環境投資資金も、1988年以降次第に無償供与から低利融資に切り替えられたことから、企業は環境保護基金から資金を調達して汚染防止投資、特に利益をもたらさない末端処理技術への投資を行う誘因を失つた⁵¹。また排出源に対する連続モニタリングが実施されていなかつたために、企業は費用の節約のために、汚染防止設備を設置しても、必ずしも常時運転させていたわけではなかつた。

⁵¹ ただし、フフホト市のように、企業が低利融資を用いて汚染防止投資を行った結果排出基準を満たせば元金の返済を免除するという措置を導入することで、環境保護基金を資金源とした汚染防止投資の誘因を持たせてきた地方政府も存在した(フフホト市環境局に対する聞き取り調査(2005年7月23日)による)。

要約すると、「全国都市環境保全10年計画及び第8次5ヵ年計画」は、環境質を改善するという目標を達成する上で、以下の4つの課題を残した。

- ・旧式の設備が多く、内陸部にある、資金調達が困難な都市や流域に環境投資のための十分な資金を供給すること。
- ・企業や地方政府の経済関連部局が汚染防止投資や汚染削減活動を行う誘因を持つように、中央政府や地方政府の環境保護5ヵ年計画を経済・社会発展計画に組み入れること。
- ・都市の範囲を超える流域や面源を含めた環境汚染に対応できる枠組みを構築すること。
- ・環境汚染の深刻さや環境リスクの高さに基づいた環境保全プロジェクトの優先順位を確定すること。

2. 中央政府の財政制約

環境投資資金の確保の課題を克服するために、国家環境保護総局は、1996年から始まる「国家環境保全第9次5ヵ年計画及び2010年長期目標」の策定の早期段階から、環境投資の増大とそのための資金の確保に向けて積極的に動いてきた。まず、第8次5ヵ年計画期間中には目標値として設定された対GNP比0.85%に対して0.7%、477億元しか実現されなかった環境投資を、1990年代には対GNP比で1%相当、21世紀に入って以降は1.5%以上にすることが目標として掲げられた⁵²。対GNP比1%という目標は、国民経済の発展に実質的な（減速）影響をもたらすことなく、マクロ的に見れば顕著な経済的、社会的、環境的便益をもたらすとの観点から打ち出されたものであった（李(1999)）。

とはいえ、中央政府、特に国家環境保護総局が環境投資のための資金の確保は容易ではなかった。そもそも国家歳入がGDPに占める割合は、1980年の財政請負制導入以降も低下し続けた⁵³（図補5-1）。そして中央政府歳入が国家歳入に占める割合も、1984年以降低下し続けてきた。この結果、中央政府は大幅な財政赤字を抱えてきた。特に1991年以降は財政赤字が急速に拡大し、100億元、財政支出の14%以上の財政赤字を抱えることになった。ところが、国内の国債市場の未整備などから国債発行による財政赤字の補填には限度があった。このため、財政赤字の補填は主に対外債務に依存せざるを得なかった（図補5-2）。そして対外債務調達額の増加に伴って債務返済額も増加した。このことは、財政支出を圧迫し、農業などの産業基盤や交通運輸などの経済インフラへの投資を削減せざるを得なくするものと認識されていた（廬(1996)）。

この歳入比率の低下の要因としては、主に3つが挙げられる。1つは、国有企業に対する減税・利益譲渡である。これは、計画経済の下で非効率化していた国有企業に対して経営自主権や利益留保を認めることによって、経営層や従業員などに経営効率改善の誘因を与えようとするものである（張(2001)）。この措置を拡大したことによって、国

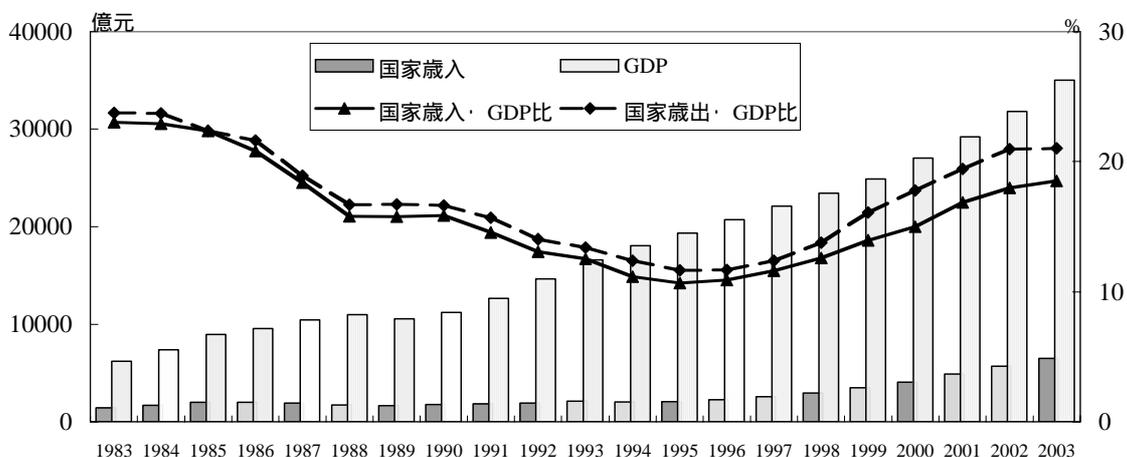
⁵² 『中国アジェンダ21』による。なお第10次5ヵ年計画で実際に目標として掲げられたのは対GNP比1.3%以上であった。

⁵³ 国家歳入は、中央政府と地方政府の歳入の合計から構成される。なお、中央政府歳入、地方政府歳入のそれぞれに国有企業との間の財政移転（上納金収入と補助金支出）が含まれる。

有企業から国家への収入が減少した。

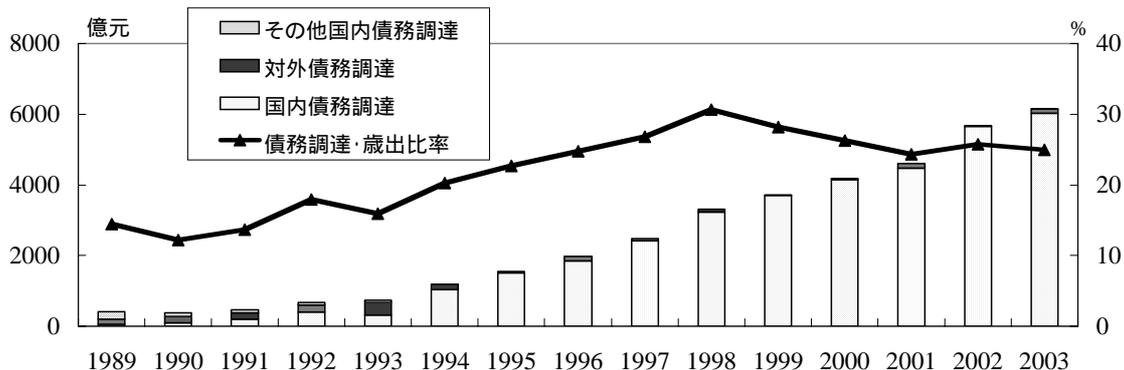
2つめは、経済特区や沿岸開放都市に対する様々な優遇措置の導入である。改革・開放政策では、沿岸地域に経済特区を設け、そこに外国企業を誘致することで、輸出加工型の経済成長をしようとしてきた。そして外国企業を誘致する手段として様々な優遇措置が導入されたが、投資減税や輸入減税などを含む優遇税制もそれらの中の1つに位置づけられ、導入された。この結果、外国企業に対する貿易減税の額は、1992年の導入以降増え続け、1996年には800億元に達した。また企業所得税も、実質GDPの成長率ほどには増えることはなく、むしろ1992-94年には減少すらした（図補5-3）。

図補5-1 国家歳入とGDP（1985年固定価格）



出所) 『中国財政年鑑』各年版、及び『中国統計年鑑』各年版に基づき筆者作成。

図補5-2 国家債務調達額と政府歳出に占める割合

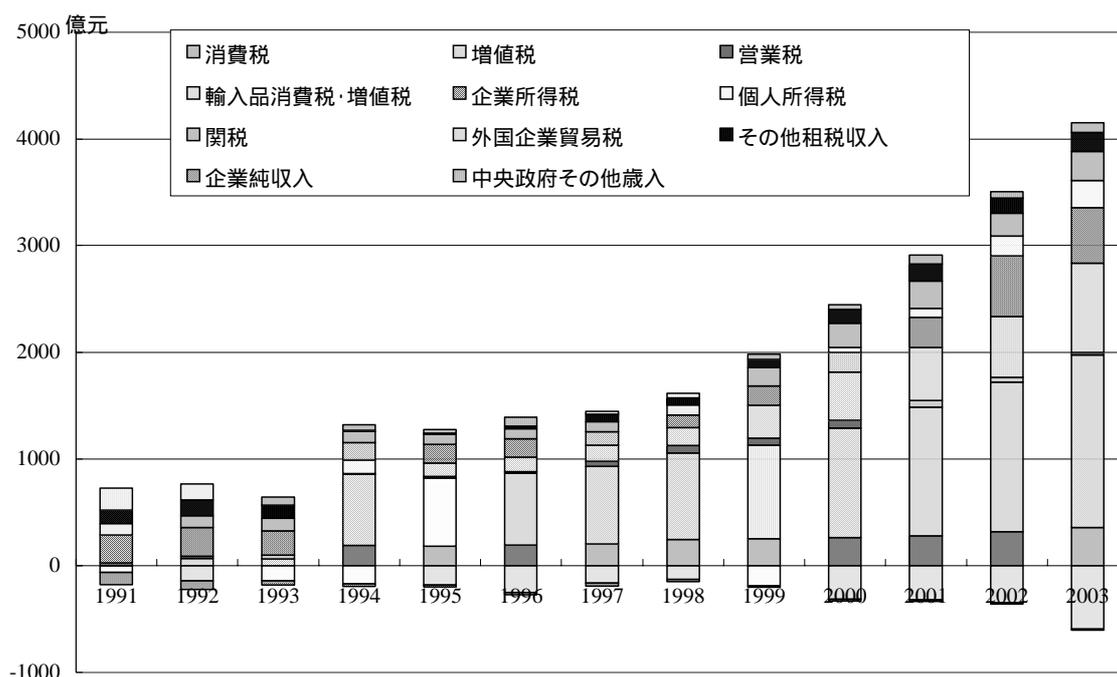


出所) 図補5-1に同じ。

3つめは、インフレーションの影響である。中国では、1980年代後半及び1993-97年

に、2桁のインフレ率を記録してきた。そしてインフレーションは、累進税制の下では実質額ベースでの税収を増やす一方で、財政赤字や政府債務を縮小させるため、政府財政を好転させる可能性を持つ。しかし、中国の中央政府歳入は、必ずしも常にインフレ率以上に増加したわけではなく、むしろ実質額ベースでは減少する年すらあった(図 補 5-3)。

図 補 5-3 中央政府の歳入構成 (1985年固定価格)



注) 外国企業貿易税がマイナスとなっているのは、外国企業に対する増値税の払戻額を表しているためである。また企業純収入のマイナスは、中央政府が国有企業から受け取る上納金よりも赤字補填のために支出する額の方が大きかったことを意味する。

出所) 図 補 5-1 に同じ。

3. 地方政府の財政制約

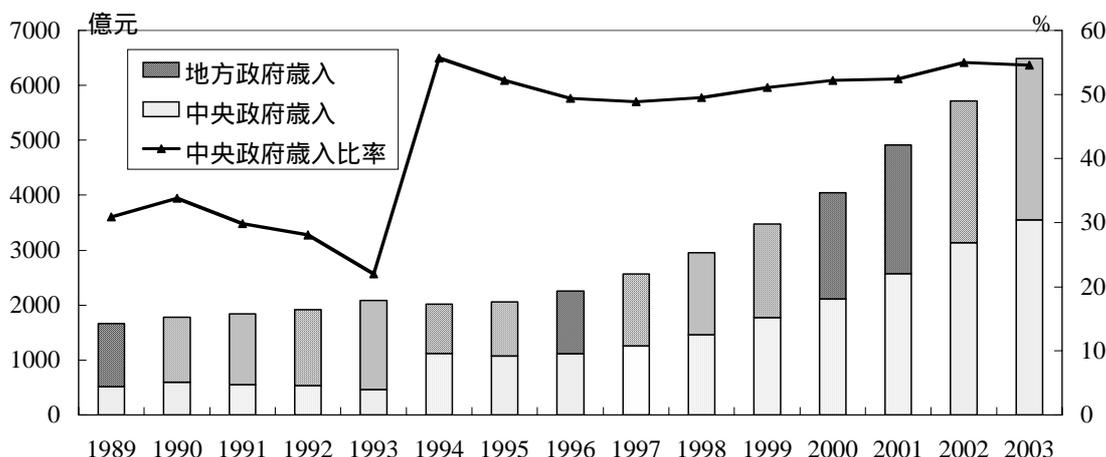
他方、地方政府の財政状況も、必ずしも豊かではなかった。地方政府歳入が国家歳入に占める割合こそ、1984年以降上昇してきたものの、財政請負制の下では、歳入は省政府・地級市政府・県政府・郷鎮政府などの各級政府に分散化されてきた。このこともあって、1988年以降、地方政府全体の財政収支は赤字に陥った。特に1988-91年は、中央政府からの純移転を含めた財政収支も赤字になった⁵⁴。この結果、地方政府の中には、正常な給料すら支払えなくなるものも現れた(張(2001))。

⁵⁴ 中央政府からの純移転とは、中央政府から地方政府への財政移転から地方政府から中央政府への上納金を差し引いたものである。

4. 分税制導入の影響

このような中央政府及び地方政府での実質額ベースでの緩慢な歳入の増加及び財政赤字は、1994年の分税制導入以降もほぼ変わらなかった。分税制の導入は、増値税や消費税などの集めやすい税項目を中央政府に割り当てることで、中央政府歳入を大幅に増加させることを目的としていた。そして実際にも、目標とされた国家歳入比率57%には届かなかったものの、中央政府歳入比率は大幅に上昇した（図補5-4）。しかし同時に、地方政府の既得権益を変えずに財政収入の中央集権化を実現すること、具体的には、地方政府が裁量的に使用できる財政支出額を変えないことが求められた。そこで、分税制導入前年の93年の中央政府と地方政府の歳出比率を基に、増税分の一定割合を地方政府に無条件で移転する税返還制度が創設された。この結果、中央政府が裁量的に使用できる歳出は、必ずしも分税制導入に即応して増大したわけではなかった。実

図補5-4 中央政府及び地方政府の歳入の推移（1985年固定価格）

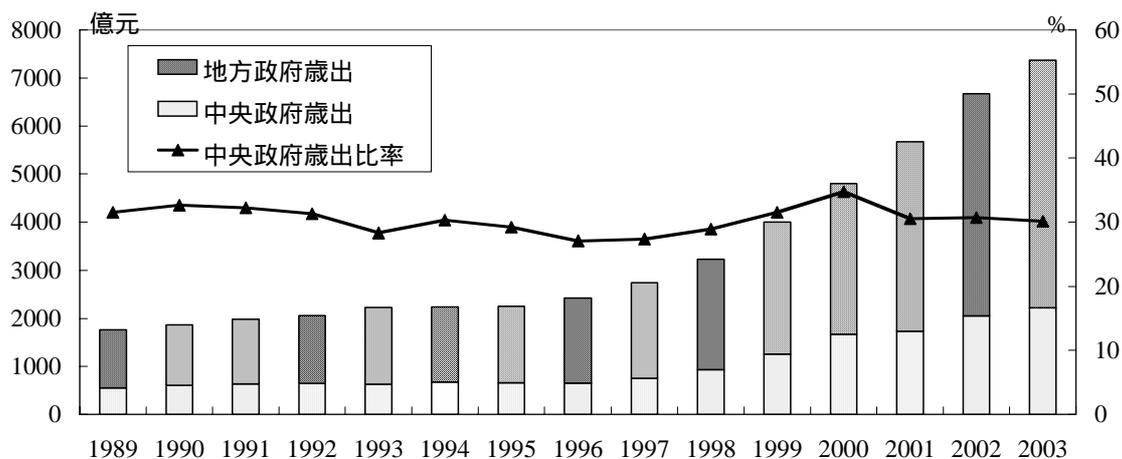


注) 地方政府歳入には、中央政府からの純財政移転を含めていない。

出所) 図補5-1に同じ。

質額ベースで見ると、地方政府への純移転を除く中央政府歳出は、96年までほぼ横ばいであった（図補5-5）。

図補5-5 中央政府・地方政府の歳出の推移（1985年固定価格）



出所) 図 補 5-1 に同じ。

この状況の下では、中央政府が環境保護のための歳出を財政収入の中から新たに捻出することは困難であった。しかもこの時期の国家環境保護総局の地位は「副部級」（財政部などの「部」に次ぐ組織）でしかなく⁵⁵、国家計画委員会や他のライン官庁と比較しても低い位置づけしか与えられていなかった。国家環境保護総局が地方政府に配分できる予算額は極めて限られており、しかもその予算も確実に配分される保証はなかった⁵⁶。

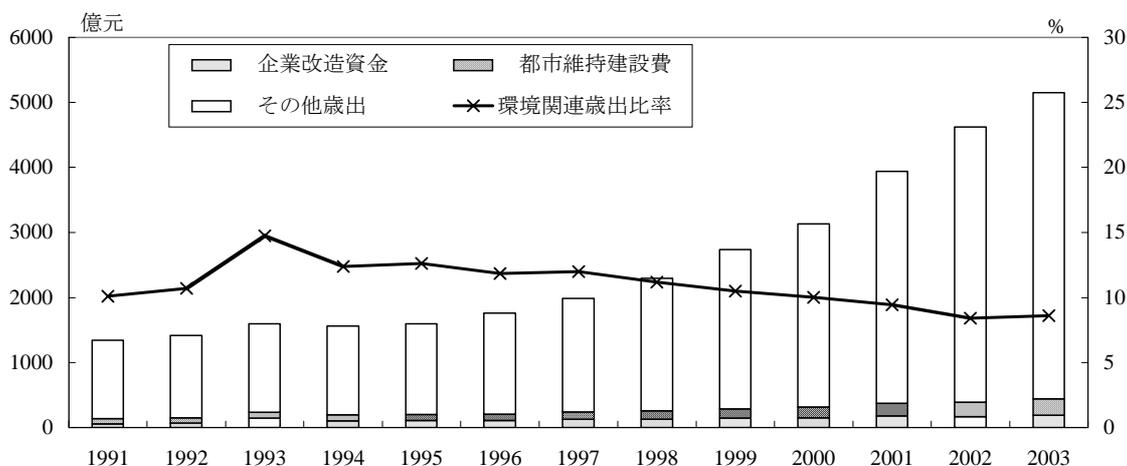
他方、地方政府歳出も、分税制導入以降、実質額ベースでも必ずしも減少したわけではなかった。これは、上述の通り、地方政府が裁量的に使用できる財政支出額を変えないように中央政府が地方政府への財政移転を増やしたためであった。ところが地方政府の歳入源として主に割り当てられた項目は、共有税としての増値税を除くと、営業税や所得税など景気に連動するものが中心であった。このため、実質額ベースで地方政府の財政収入が増加し始めたのは 1996 年以降であり、95~96 年までは、国有企業の汚染防止投資を含む設備更新支出や、都市環境インフラを含む都市維持建設支出を、実質額ベースでは増加させることはできなかった（図 補 5-6）。

工業汚染対策の資金は、主に企業の自己資金と、地方政府が徴収した排污費を資金源とする環境保護基金、国有商業銀行からの融資から調達されてきた。しかし国有企業は、国有・地方政府所有の別にかかわらず、経常赤字を抱えるものが多かった。そのため、総額で見ると、1980 年代後半以降、政府に納付した上納金よりも政府から供与された補助金の額の方が大きい状態が続いていた。このことは、国有企業の中で、自己資金で汚染対策を行う余力のあった企業の数に限られていたことを示唆する。

⁵⁵ 当時の名称は国家環境保護局。国家環境保護総局（正部級：「部」と同等の組織）となるのは 1998 年 4 月のことである。国家環境保護総局の変遷については、第 2 章、脚注 3 を参照されたい。

⁵⁶ 本調査に係る北京でのフィードバックセミナー（2005 年 7 月 25 日）での聞き取りによる。

図 補 5-6 地方財政歳出構成と環境関連歳出の占める割合（1985年固定価格）



出所) 図 補 5-1 に同じ。

また排污費収入は、地方政府の財政収入全体の1%にも満たなかった。しかも徴収額の20~30%は、地方政府の環境保護局の職員の雇用やモニタリング能力の強化のための予算として使用されてきた⁵⁷。そして残り70-80%の排污費徴収額から構成される環境保護基金からの低利融資も、市場環境の変化などから返済が困難になる企業も少なくなかったために、必ずしも環境改善効果を発揮せず、かつ融資のための原資が少なくなっていく地方政府もあった(Gao(2003))。さらに企業改革の中で国有企業の融資返済が滞るようになると、国営商業銀行も不良債権を抱えるようになり、次第に国有企業対象の融資を小さくしていった。

都市環境インフラ整備のための資金に関しても、地方政府や地方政府所属の国有企業が自ら、あるいは国有商業銀行から調達した資金が主要な資金源であった(図 補 5-7)。当時、中央政府が自らの財政資金を配分したのは、国家プロジェクトとして実施されたものに限定されていた⁵⁸。

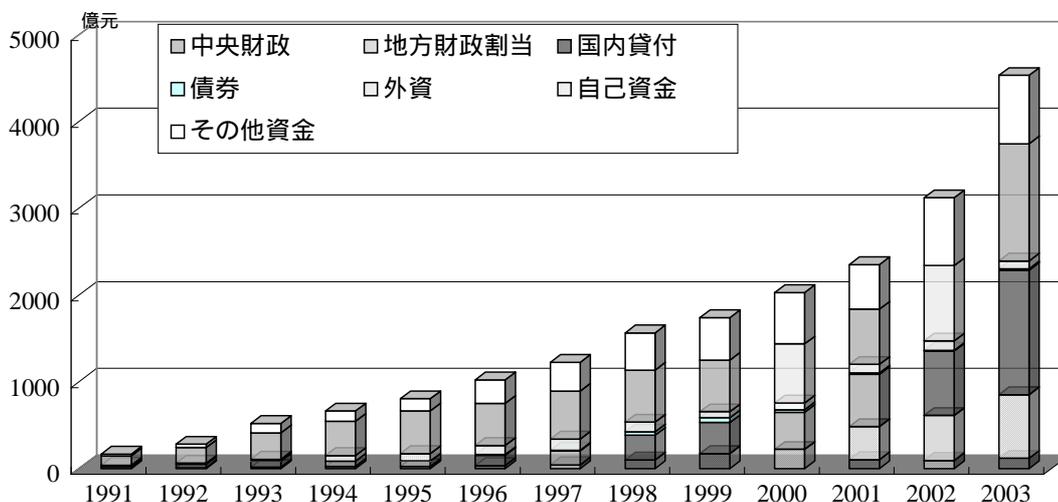
この結果、1993年から96年までは、環境保護投資額はインフレ調整後の金額はあまり増加せず、またそのGDPに占める比率は低下していった(図 5-1)。このため、中央政府は、地方政府に対して環境投資プロジェクトを実施する資金を配分することはできなかった⁵⁹。

⁵⁷ 規定によれば、徴収された排污費の20%が環境保護局の能力強化のための予算として配分されることになっていた。ところが、貧困地域では、徴収される排污費総額が少ないことから、中央政府は30%を能力強化のための予算として配分することを認めてきた(フフホト市環境局に対する聞き取り調査(2005年7月23日)による)。

⁵⁸ ただし、1998年以降は、深刻化したアジア経済危機を契機に、内需拡大による景気対策の一環として、年間1000~1500億元の建設国債を発行し(うち一部は地方政府に転貸)、地方政府や地方政府所属の国有企業が資金調達を行って進めようとしていた都市環境インフラ事業にも重点配分することで、同インフラ事業の建設を推進した。

⁵⁹ 本調査の京都でのフィードバックセミナー(2005年10月24日)における張坤民立命館大学

図 補 5-7 都市建設固定資産投資の資金源



注) 図 5-2 に見られるように、都市建設固定資産投資には、都市環境インフラのみでなく、道路建設などの都市インフラ投資一般を含む。そして道路投資の割合は常に、都市建設固定資産投資の 40% 程度を占めてきた。

出所) 『中国城市建设年鉴 2004』に基づき筆者作成。

5. 「国家環境保全第 9 次 5 ヶ年計画」実施資金の調達方策

このように、「国家環境保全第 9 次 5 ヶ年計画」を開始する前の期間は、中央政府は歳入不足から環境保全投資のための追加的な予算の確保が困難であった。このため環境保全投資の資金源は、企業や地方政府に依存せざるを得なかった。しかし、地方政府も全体としては財政赤字に陥っており、中央政府からの財政移転なしには円滑な財政運営が困難な地方政府も存在した。また国有企業も市場経済化の中で政府に経常赤字の補填を求めざるを得なくなっており、にもかかわらず企業や地方政府に環境保全投資を行うための資金上の誘因を持たせることはできなかった。これらの要因が相俟って、政府は立案した環境保全計画や環境保全投資を実現できずにいた。

そこで国家環境保護総局は、具体的な環境汚染対策事業を実施する資金として外国資金を充当することで、企業や地方政府に環境保全投資の誘因を持たせようとした。こうした意図から作成されたのが、「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト」であった。ただし利用可能な資金に限度があることから、環境保全プロジェクトに優先順位をつけて実施することが不可欠であった。そこで、「世紀を跨ぐグリーンプロジェクト」では、汚染の突出している地域・分野の優先、産業政策との整合性、事業のフィージビリティの確保、返済能力の 4 つを選定基準としてプロジェクトに優先順位をつけ、外国資金の要請を行った⁶⁰。この結果、外国資金は総額で 40 億ドル必要と見積もられた⁶¹。そして実際

アジア太平洋大学教授（元国家環境保護総局副大臣）の発言による。

⁶⁰ 『中国環境年鑑 1996』、p121。

には、51.34兆ドル（940億元）と必要額を上回る資金が調達され⁶²。第9次5ヵ年計画期間中の環境投資推進の原動力となった。

そして、一定の外国資金の獲得の目途を立てた上で、第9次5ヵ年計画期間中の環境投資の計画総額を4,500億元に設定し、環境投資を推進していった。

参考文献

王金南他(2004)「中国『十五』期間経済発展与環境保護的展望」王金南他（編）『中国環境政策 第1巻』中国環境科学出版社 pp106-124

張忠任(2001)『現在中国の政府間財政関係』お茶の水書房

李志東(1999)『中国の環境保護システム』東洋経済新報社

廬群(1996)『中国の対外債務』勁草書房

Gao, Shuting *et.al* (2003) "Environmental fund in China: Current status and issues", in Wang Zinnan, Ge Chazhong, Yang Jintian (eds.) (2003). *Environmental Financing Strategy*, China Publishing House of Environmental Sciences. pp.97-116. (in Chinese)

Wang, Hanchen and Lui, Bingjiang (1999). "Policymaking for environmental protection in China", in McElroy, Michael B., Chris P. Niesen and Peter Lydon (eds.), *Energizing China: Reconciling Environmental Protection and Economic Growth*. Cambridge: Harvard University Press. pp.371-403.

Yu, Fei and Chonghua Zhang(2002). "Improving the environmental performance of China's cities", in Rock, Michael T. (ed.), *Pollution Control in East Asia: Lessons from Newly Industrializing Economies*. Washington DC: Resources for the Future. pp.82-114.

⁶¹ 『中国環境年鑑 1996』、p122。

⁶² 『中国環境年鑑 2001』、p139。

第6章 環境政策による汚染物質排出量削減効果

中国国内において排出される環境汚染物質の一部は大気ならびに海洋を經由し日本、韓国など周辺域へもたらされる。そのため、中国国内で実施される環境施策は中国国内の環境を改善するのみならず、日本、韓国など周辺域の環境保全にも貢献していると考えられる。このような観点から、本章では中国において実施された環境諸施策が国内の環境改善にどの程度貢献し、さらには日本、韓国など周辺域の環境へどのような影響を及ぼしたのかを可能な範囲で検証する。本章の議論は単に過去の成果をとりまとめるだけではなく、今後さらなる経済発展が予想される中国での将来時点における環境事情、ならびに日本、韓国など周辺域への影響を見通すための情報を提供する。

本章は次のような構成からなる。まず、6.1 で中国の環境政策が実施される場合、及びされない場合のシナリオによる大気汚染物質排出量の推計を行い、環境政策の大気汚染物質排出量削減効果を検討する。次に、6.2 において、水質汚濁について同様に検討する。さらに、6.3 において、日本、韓国など周辺域への環境影響の推定に関し、文献レビューを行う。

6.1 環境政策によるSO₂排出量削減効果の推計

中国における二酸化硫黄(SO₂)排出量は『中国環境統計年報』に掲載されているが、その統計値の算出法は基本的に各事業所からの積み上げによるものであり、統計データの整合性および推計もれが生じる可能性がある。そこで本調査では、エネルギー消費量に関する統計データより、中国のSO₂排出量を推計する方法を試み、各種の分析を行った。

6.1.1 推計の方法

大気汚染物質の排出量は、一般に、

$$\text{【各エネルギー排出部門における排出量】} = \text{【部門エネルギー消費量】} \times \text{【部門別排出係数】}$$

という形で表せることを利用して各年のSO₂排出量を推計する。

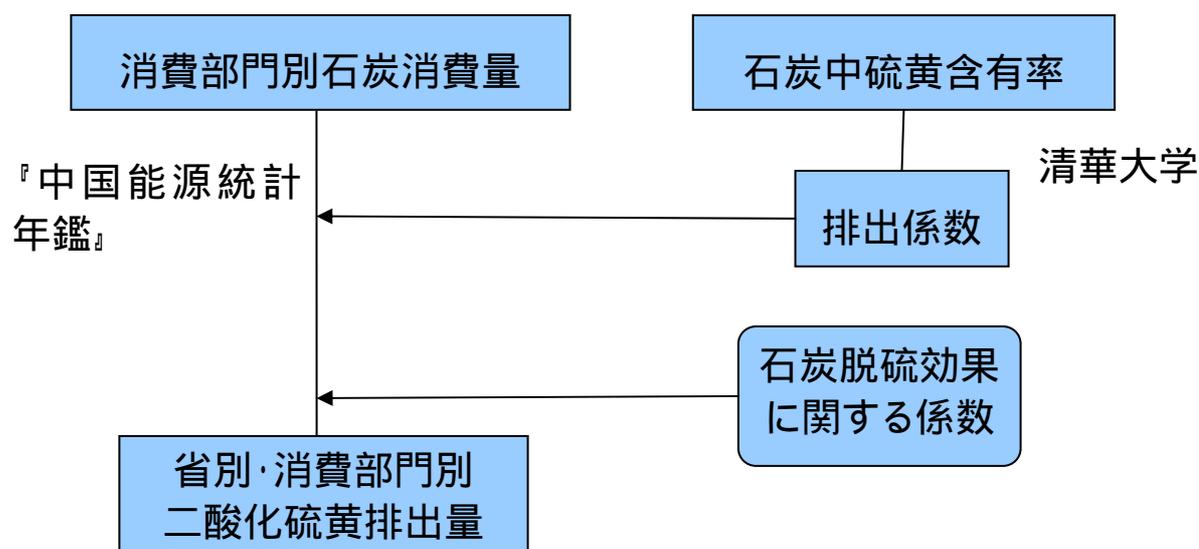
エネルギー消費量に関しては、『中国能源統計年鑑』中の省別、各消費部門(Sector)別のエネルギー消費量のデータを用い、部門別排出係数に関しては、中国清華大学で算出された値(省別、部門別)を用いた。排出係数は、本研究で対象とした分析年において一定の値をとるものと仮定した。

上述の排出係数に能源年鑑の該当部門におけるエネルギー消費量を乗じ、さらに工業部門、家庭部門においては、後述の通り、燃料中脱硫黄率に当たる係数を乗じることにより省別、部門別二酸化硫黄排出量を推計した。

石油燃焼に伴う排出に関しては、省別の硫黄含有率に関するデータが入手できなかったため、全国平均含有率について国内産および輸入原油中硫黄含有率から求め、それに総原油消費量を乗じることによりSO₂排出量を求めた。

計算対象年は1990、1995、2000、2002、2003年の5年とし、その経年変化を分析するとともに、石炭由来の排出量については脱硫設備の導入による影響、エネルギー源代替による影響に関して分析を加え、現実に即して推計した排出量との比較検討を行った。

図 6-1 石炭由来SO₂排出量の推計方法



6.1.2 推計結果

6.1.2.1 中国における年別SO₂排出量推計結果

1990、1995、2000、2002、2003年の省別のSO₂排出量を工業（発電を含まない）、発電、家庭の3区分に分類して推計を行った。ただし、チベットについては利用できるデータがなかったため計算しておらず、また2000年および2002年の寧夏回族自治区、2002年の海南省については利用可能なデータが見つからなかったため計算に入れていない。これら一部の年についてデータ欠損のある省は比較的排出量の少ない省であり、全体に対する寄与は相対的に小さいので、後述の省・地域別の排出量の分析に大きな影響は及ぼさないと考える。排出係数に関しては、原炭、洗炭、ブリケットの省別の硫黄含有量に各消費セクターの排出率を乗じて求めており、この値については、すべての年の計算で同じ値を使用した。その結果を表 6-1 に示す。国家環境保護総局（SEPA）が公表している各年の総排出量との比較については後段で論じる。

このうち、石油燃焼に伴う排出分に関しては、石炭燃焼に伴う排出の3~4%程度の排出量と少なく、以後の議論では、石炭消費に伴う排出量のみを用いて議論を行うが、そのことによる影響は少ないと考えてよい。

表 6-1 中国のSO₂排出量推計結果

(単位：Gg)

年	石炭由来の排出量（原油由来）	国家環境保護総局公表値
1990	17,480 (462.6)	14,940.0*1
1995	21,549 (601.9)	23,695.3*2
2000	22,052 (807.1)	19,951.0
2003	29,197 (981.4)	21,587.0

注) *1 主な工業のみ計上。

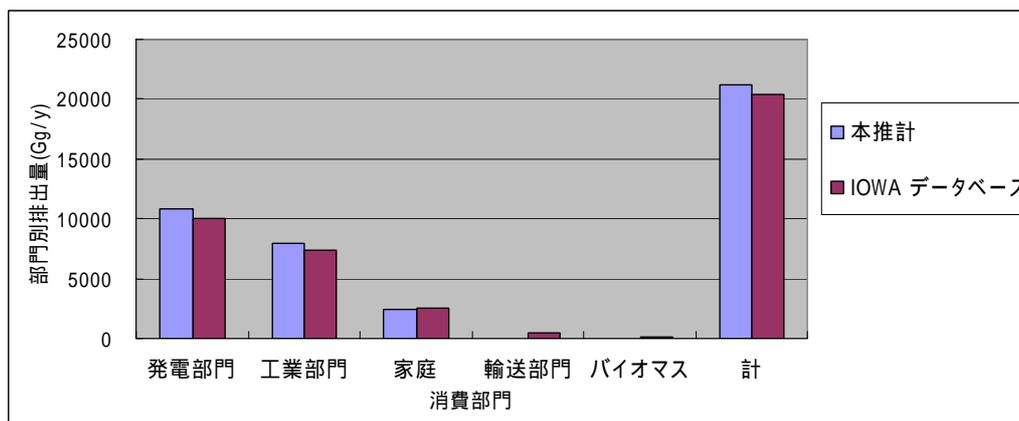
*2 中国環境統計年鑑の排出量に全国郷鎮工業汚染調査公報（1997）の郷鎮企業の排出量を加算したもの。

出所) 『中国環境統計年鑑』1991、1996年版、『中国環境統計年報 2003』、全国郷鎮工業汚染調査公報（1997）

6.1.2.2 他の研究者による推計との比較

アジアの大気汚染物質排出量に関しては、アメリカArgonne National LaboratoryのD. Streetsらが継続的に検討を行ってきており、アメリカアイオワ大学のWebサイト上でデータベース¹を公開している。2000年について本推計結果と比較してみたところ、運輸部門、バイオマス燃焼に伴う効果の有無など、考慮された項目の差が若干あるとはいえ、中国のSO₂排出総量としてはほぼ同程度の値となった。比較結果を図6-2に示す。

図 6-2 本推計とアイオワ大データベースとの比較



6.1.3 環境対策によるSO₂排出量削減効果の推計

(1) 脱硫設備の導入に関する分析

石炭含有硫黄分の脱硫設備の導入による排出量削減効果は以下の手法で推計した。

- 1) 工業部門および家庭部門からの排出における削減効果を見積もる。脱硫設備の装着

¹ アイオワ大学エミッションインベントリデータベース

http://www.cgrrer.uiowa.edu/EMISSION_DATA/anthro/table/so2_2000_final.htm

率や稼働率は不明なため、全施設の25%でばいじん除去施設を導入しており、同施設の湿性スクラバーの脱硫効率は15%であると仮定する。

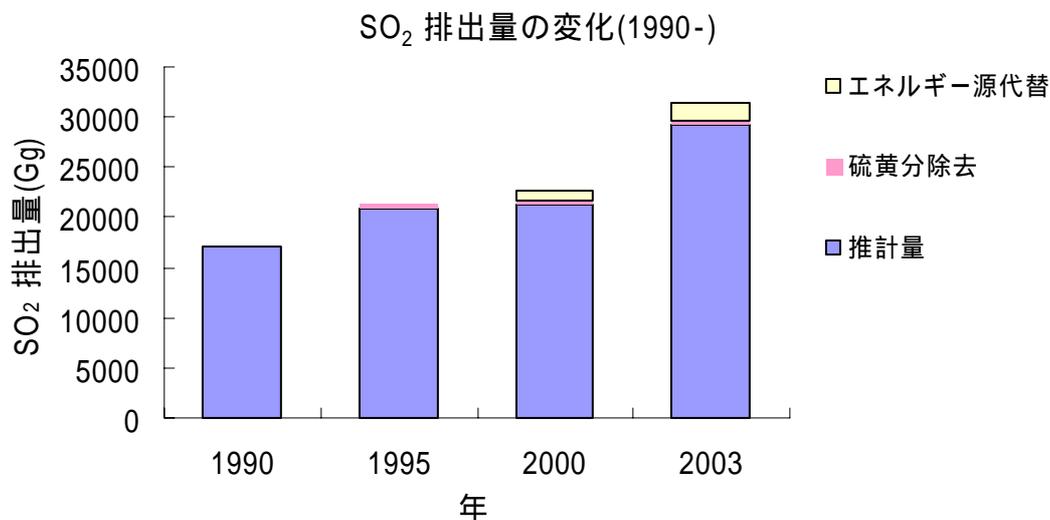
2) 火力発電・熱供給部門については、対象年次における排煙脱硫装置の普及率や稼働率は低いと判断されるため、脱硫は行われていないと仮定する。

同推計結果は、中国環境統計年報のSO₂削減量と比べ低く、その妥当性に関する議論は十分でないが、中国においてはばいじんの規制に比べSO₂の規制が緩く、効果を上げていないとの見解もあり²、この数字は実除去率についての大きめの予測値を与えるものと考えることができる。排出量推計においては、これらの数値を用いて脱硫設備による削減分を算出した。この削減分を考慮に入れない場合との比較を行い、対策による定量的効果を求めた。

(2) エネルギー源代替に伴う効果の分析

1995、2000、2003年における総エネルギー使用量に対する石炭使用量の割合のデータより、1995年の石炭使用量の割合に変化がないと仮定して、2000、2003年のSO₂排出量を推計し、6.1.2.1節で推計したSO₂排出量との比較を行った。

図 6-3 SO₂排出量の変化と脱硫効果、エネルギー源代替



(1)、(2)の結果を、図 6-3 に示す。特に環境政策による効果(2)は 1995 年に対する後年の影響のみを表しているが、2000 年について実排出量 21,200 Gg に対して 1,030Gg、2003 年について実排出量 29,200Gg に対して 1,700Gg と数%程度の寄与を示している。一方、硫黄分除去効果については、2000 年で 402Gg、2003 年で 478Gg と 1 オーダー小さい寄与率となっており、石炭中の硫黄分除去対策に関しては、あまり効果を上げていないことが分かる。これらの効果を合計すると、2000 年で約 1,400Gg、2003 年で約 2,200Gg の削減効果があったと推計される。

² 張坤民 立命館大学アジア太平洋大学教授のコメント (2005 年 10 月 24 日)

これらの他に排出量削減に寄与する環境対策として、設備の大型化による燃焼効率の上昇などが含まれる省エネルギー政策が挙げられる。今回の分析ではこの効果を取り入れていないが、例えば李、載（2000）による要因分解モデルを用いると分析が可能になる。これについては、今後の課題とする。

6.1.4 地域別の排出量変化に関する分析

1990、1995、2000、2003年の省別SO₂排出量を纏めたものを図6-4～6-7に示す。1995年までは四川省がずば抜けて多い排出量を示しているが、2000年以降、重慶市が分離したことにより、湖北、河北、山東、浙江の各省での排出量が大きくなっていることが分かる。

図 6-4 1990年のSO₂排出量 (Gg)

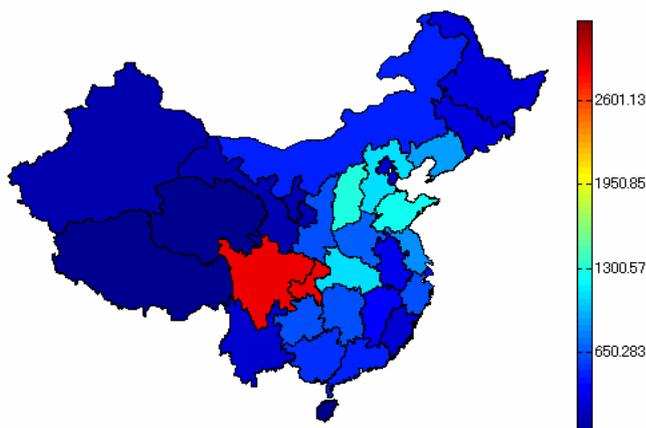


図 6-5 1995年のSO₂排出量 (Gg)

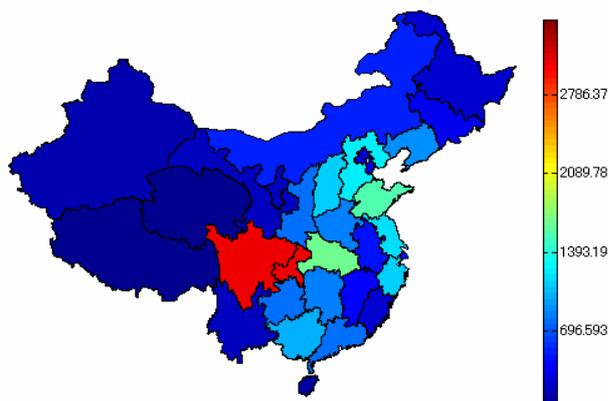
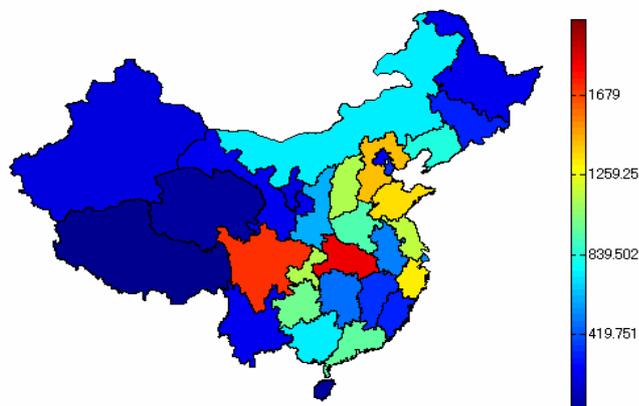
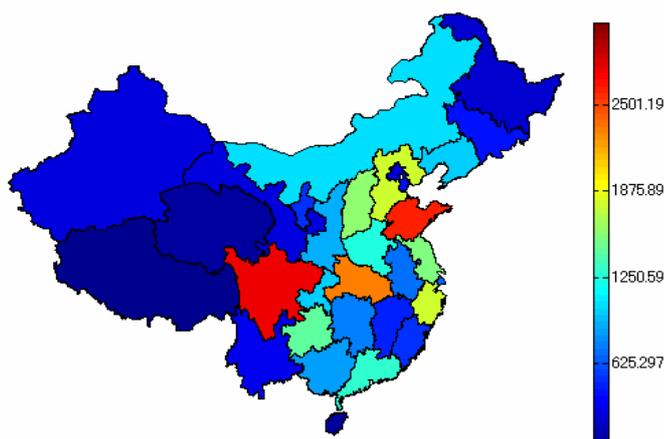


図 6-6 2000 年のSO₂排出量 (Gg)図 6-7 2003 年のSO₂排出量 (Gg)

省別の経年変化を示したものを図 6-8 に示すが、さらに定量的に検討するために、分析した 5 年間に於いてデータのそろっている省を取りあげ、2003 年排出量の 1990 年排出量との差を示したものを図 6-9 に示す。四川省のデータには重慶市を含んだ値を用いている。これより、省別排出量の変化については、黒龍江省はわずかに減少しているのに対し、山東、湖北、浙江の各省において年間排出量として 1000 Gg 以上の著しい増加傾向を示している。

図 6-8 省別排出量の経年変化

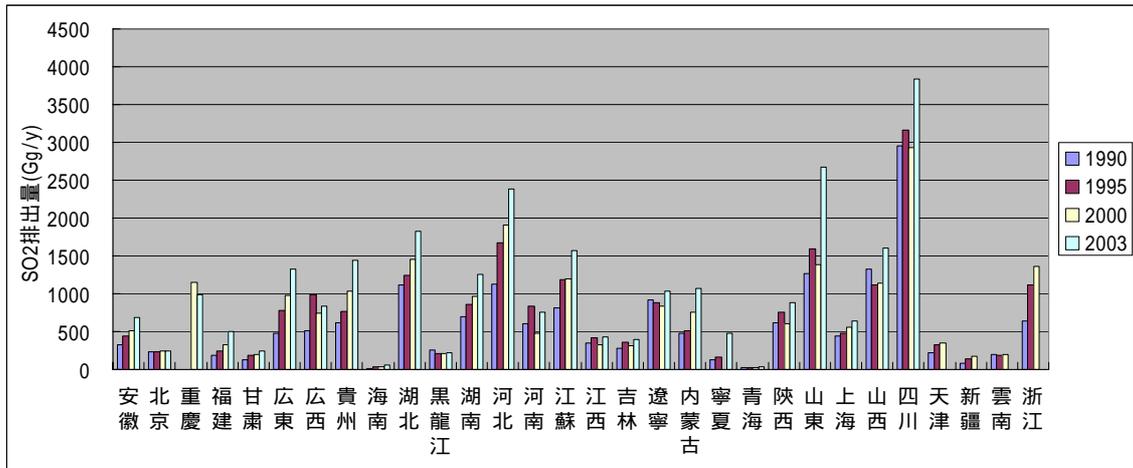
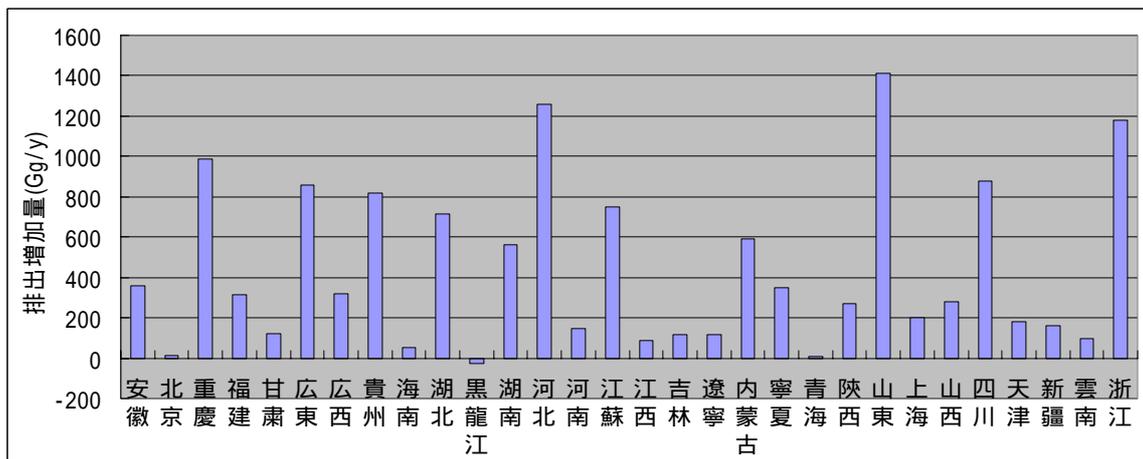


図 6-9 2003 年排出量の 1990 年に対する増加量

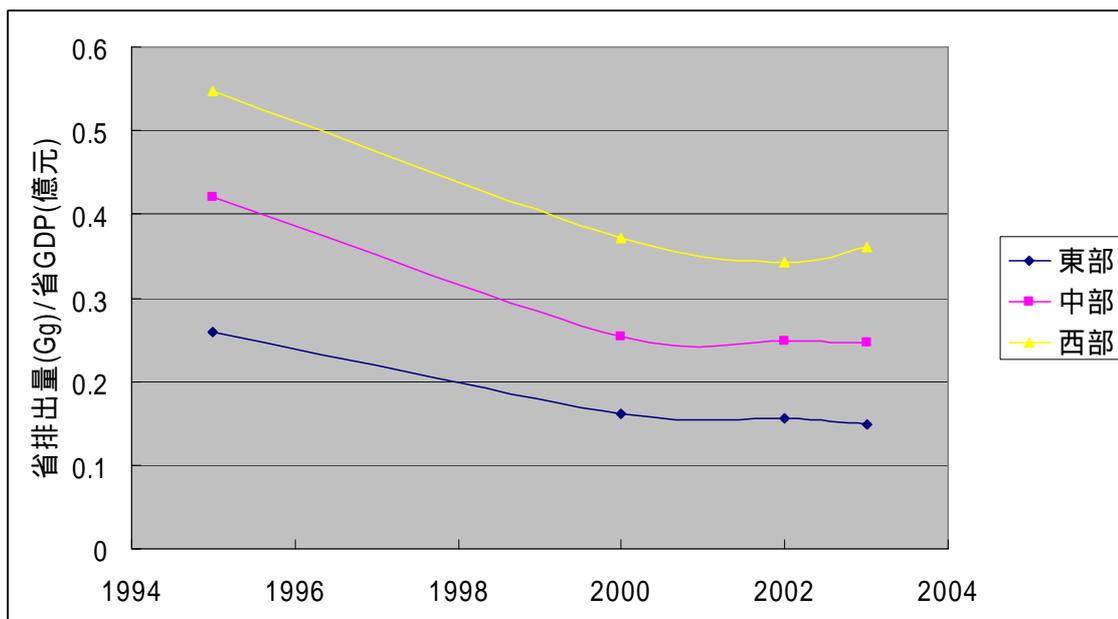


次に、経済発展と環境汚染との関係を検討するために、単位GDPあたりの環境汚染水準（排出量）を指標として省別に求めた。さらに地域別の排出構造の変化について検討するために、省・市・自治区を東部、中部、西部に分類した³。その後求めた省別の値を1995年以降の4年間の数値がすべてそろっている省のみを取り出し、各地域区分で平均した。その経年変化について図6-10に示す。経済発展・エネルギー消費部門の効率化の状況を反映して、東部→中部→西部の順に値が大きくなる結果を示している。いずれの地域においても1995年以降減少傾向にあり、種々の環境対策による石炭の効率的利用に伴う環境改善効果を確認することができる。ただし2000年以降は横ばいとなっており、西部に関しては2002年～2003年にかけて僅かに値が上昇する結果を示している。省別の値で2000年以降上昇しているのは、福建、広東、山東、安徽、湖南、貴

³ 地域区分の詳細については、2.2.3.2節の脚注参照。

州、陝西、四川、新疆、雲南の各省であるが、特に山東、四川の両省の増加が大きい。いずれも石炭を大量に消費する省であり、電力需要の急増に対応するために硫黄分の高い石炭も大量に使用しているためと考えられ、これが僅かながらも値を増加させる原因になっていると予想される。

図 6-10 地域別SO₂排出量の変化



出所) 本調査データをもとに筆者作成。

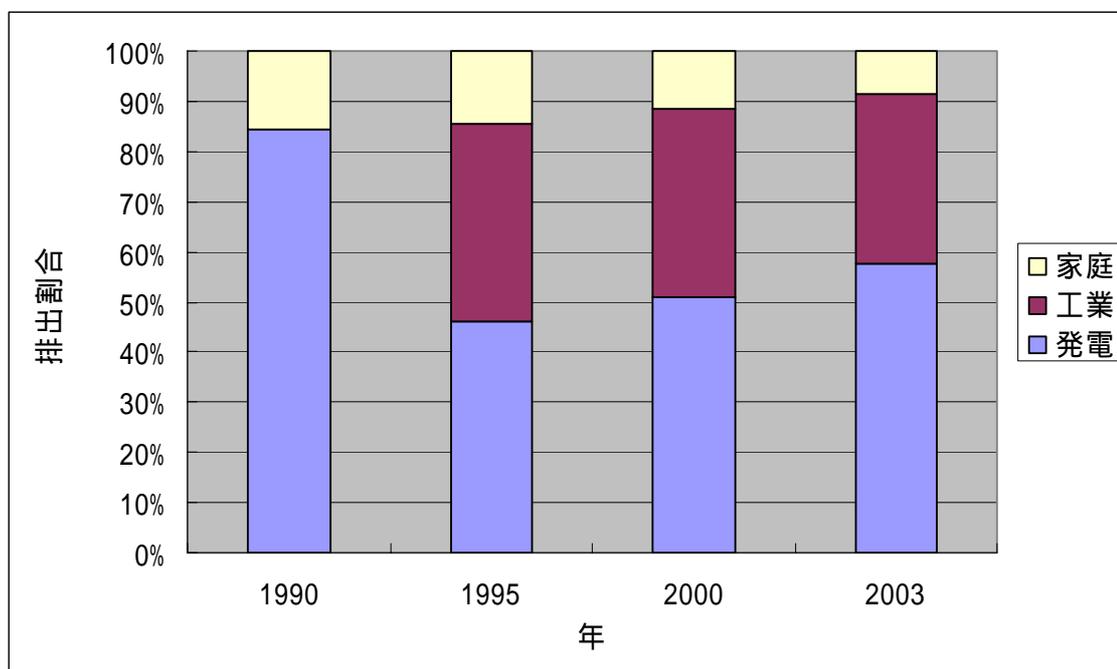
6.1.5 消費部門別排出量の分析

各年における消費部門別排出量の結果を中国全体でまとめたものを表 6-2 に、また全体の排出量に及ぼす寄与を示したものを図 6-11 に示す。ただし、1990 年については、工業と発電部門がまとめて推計されており、その内訳の数値が得られていないためすべて発電部門からの排出として表示している。年々発電部門の割合が上昇し、他の部門が相対的に減少している傾向を示している。

表 6-2 消費部門別排出量 (Gg)

年	工業部門 (除発電)	発電部門	家庭その他	計
1990		14,379.1	2,639.0	17,018.1
1995	8,246.5	9,620.4	3,050.1	20,917.0
2000	7,971.6	10,825.3	2,422.8	21,219.7
2003	9,839.2	16,808.5	2,549.7	29,197.4

図 6-11 部門別排出割合



注) 1990 年はデータの制約で工業部門も発電部門として計上。

6.1.6 考察

各年の本調査推計値と国家環境保護総局公表のSO₂排出量を比べた結果、表 6-3 に示すとおり、総じて本推計の結果が統計値を上回る値を示しているが、この原因として以下のような理由が考えられる。

(1) 統計データの問題

『中国環境年鑑』や『中国環境統計年報』に記載されている国家環境保護総局公表のSO₂排出量は、基本的に各事業所からのデータの積み上げによる推計のため、積み残しが生じたこと、また脱硫の効果を過剰に評価しているなどの問題が考えられる。表 6-3 をみると、1995 年の合計値の差は主として家庭からの排出の差により生じたものであり、2000 年は発電が過大評価、工業、家庭はやや過小評価となっている。2002、2003 年は発電部門が大きく過大評価となる傾向を示している。

(2) 脱硫効果の見積もり誤差

本推計では、脱硫設備の脱硫効果を考慮せず、工業部門および家庭部門については、全施設の 25% だけじん除去施設を導入しており、同施設の湿性スクラバーの脱硫効率は 15% と仮定しているが、実際にはもっと除去されている可能性も考えられる。表 6-4 にSO₂削減効果の推計と国家環境保護総局 (SEPA) 公表統計との比較を示す。脱硫効果の値と脱硫量に大きなひらきがあることがわかる。推計誤差を減らすためには、脱硫効果

のパラメーターの推定を高精度に行う必要があると思われる。

表 6-3 部門別排出量における SEPA 公表統計との比較 (Gg)

年	本調査推計			国家環境保護総局 (SEPA) 公表統計				
	排出量	工業	発電	家庭その他	排出量	工業	発電	家庭その他
1990	17,018	14,379		2,639	14,940*1	14,940		
1995	20,917	8,246	9,620	3,050	23,695	18,461*2		5,234
1997					22,660	17,720		4,940
1998					20,914	10,395	5,549	4,970
1999					18,575	9,554	5,047	3,974
2000	21,220	7,972	10,825	2,423	19,951	10,363	5,762	3,826
2001					19,478	8,082	7,584	3,812
2002	24,822	8,437	13,905	2,479	19,266	8,954	6,666	3,646
2003	29,197	9,840	16,808	2,550	21,587	7,831	10,083	3,673
2004					22,549	5,914	13,000	3,635

注) *1 主な工業のみ計上。

*2 中国環境統計年鑑の排出量に全国郷鎮工業汚染調査公報 (1997) の郷鎮企業の排出量を加算したもの。

出所) 『中国環境統計年鑑』1991、1996 年版、『中国環境統計年報』1999、2002、2003 年版、全国郷鎮工業汚染調査公報 (1997)、全国環境状況公報 (2004)

表 6-4 SO₂削減効果のSEPA公表統計との比較 (Gg)

年	本調査推計				SEPA 公表統計	
	排出量	SO ₂ 削減効果			排出量	工業部門脱硫量*1
		合計	脱硫効果	エネルギー源代替効果		
1995	20,917	440	440		23,695	
1998					20,914	4,614
1999					18,575	5,010
2000	21,220	1,436	402	1,034	19,951	5,751
2001					19,478	5,647
2002	24,822	1,589	421	1,168	19,266	6,977
2003	29,197	2,174	478	1,696	21,587	7,492

注) *1 発電部門も含む。

出所) 『中国環境統計年鑑』1996 年版、『中国環境統計年報』1999、2002、2003 年版、全国郷鎮工業汚染調査公報 (1997)

6.2 環境政策による水質汚染物質排出量の推定

6.2.1 推計の方法

以下に各排出源からの COD 発生量、除去量および排出量の推定方法を示す。なお、文中に示した下記の記号は各々データの出典を示す。

CSY: 『中国統計年鑑』

EY: 『中国環境年鑑』

ESA: 『中国環境統計年報』

CPY: 『中国人口統計年鑑』

6.2.1.1 工業系負荷

(1) 仮定

省内では、同一工業では廃水量原単位、COD 負荷発生原単位は同じとする。省内では、全工業で COD 除去率を同じとする。

(2) 推定方法

1) 国レベルでの k 工業のCOD発生量 P_{Ik}

$$P_{Ik} = E_{Ik} + R_{Ik}$$

E_{Ik} : 国レベルでの k 工業におけるCOD排出量 (EY & ESA)

R_{Ik} : 国レベルでの k 工業におけるCOD除去量 (EY & ESA)

2) 国レベルでの k 工業のCOD負荷発生原単位 $_{Ik}$ 、廃水量原単位 $_{Ik}$

$$_{Ik} = P_{Ik} / S_{Ik}$$

$$_{Ik} = Q_{Ik} / S_{Ik}$$

Q_{Ik} : 国レベルでの k 工業廃水量 (EY & ESA)

S_{Ik} : 国レベルでの k 工業生産額 (CSY)

3) j 省でのCOD発生量 P_{Ij^*}

$$P_{Ij^*} = E_{Ij^*} + R_{Ij^*}$$

E_{Ij^*} : j 省での工業系COD排出量 (EY & ESA)

R_{Ij^*} : j 省での工業系COD除去量 (EY & ESA)

(3) 補足

1) 1990 年については各省での COD 排出量に関する統計情報を得られなかった。そこで以下のように計算した。

$$R_{Ij} = (C_j - Cs) \times Qs_j = \left(\frac{E_{Ij} / Q_j - Cs}{1 - Qs_j / Q_j} \right) \times Qs_j$$

R_{Ij} : j 省におけるCOD除去量

C_j : j 省での未処理排水中COD濃度

Cs : 二級処理水排水基準 (=100 mg/L)

Q_j : 排水基準に適合する排水の量 (EY & ESA)

E_{Ij} : j 省での COD 排出量 (EY & ESA)

2) 1997 年以降の統計には郷鎮企業に関する排出量、除去量が含まれているが、それ以前については含まれていない。そこで、1989 年および 1995 年に環境保護総局により実施された郷鎮企業からの汚染物質排出に関する 2 つの調査で得られた 176.9 万ton/年、611.3 万ton/年という数値を各々1990 年、2000 年の統計値に加算し、総排出量とした⁴。

⁴ 『中国乡镇工业环境污染及其防治对策』国家环境保护局、1995、中国环境科学出版社

なお、郷鎮企業での除去量は 0 とみなした。

6.2.1.2 生活系負荷

(1) 仮定

今回の計算期間中、農村部での排出原単位は同一とする。1995 年での下水処理場流入水に占める生活排水の割合は、2000 年のそれと同じとする。農村部での糞尿の農地還元率は中国全土で同じとし、経年変化もないものとする。

(2) 推定方法

(都市部)

1) j 省でのCOD排出量 E_{Dj}

$$E_{Dj} = P_{Dj} - R_{Dj}$$

$$P_{Uj} = D_j \times L_{Uj}$$

D_j : 都市部COD発生原単位

L_{Uj} : 都市部人口 (CPY)

2) j 省でのCOD除去量 R_{Uj}

$$R_{Uj} = T_j \times j$$

T_j : j 省内下水処理場におけるCOD除去量 (EY & ESA)

j : j 省での下水処理場流入水に占める生活排水の割合 (計算値)
= [生活污水处理量]/[污水处理量] (EY & ESA)

(農村部)

1) j 省でのCOD発生量 P_{Rj}

$$P_{Rj} = R_j \times L_{Rj}$$

R_j : 農村部COD発生原単位

V_i : 農村部人口 (CPY)

2) i 省でのCOD除去量 R_i

$$D_i = * f * V_i$$

: 糞尿農地還元率 (=0.9)

f : 農村部での糞尿に関するCOD発生原単位

L_{Rj} : 農村部人口 (CPY)

3) j 省でのCOD除去量 R_{Rj}

$$E_{Rj} = P_{Rj} - R_{Rj}$$

(3) 補足

1) 都市部 COD 発生原単位

都市部での COD 発生原単位は国家環境保護総局(SEPA)が示した次の値を採用した。原単位は地域・都市の規模別に与えられているが、各々表中の省の都市部に適用した。

表 6-5 都市部 COD 発生原単位

地域	原単位(kg/人/年)	適用した省・都市
北部巨大都市	32.85	北京、天津
北部一般都市	21.9	その他の省
南部都市	32.85	江蘇、浙江、上海、安徽、江西、湖北、湖南、四川、重慶、雲南、貴州、海南、広西、広東、福建

2) 農村部 COD 発生原単位、糞尿再利用率

農村部での COD 発生原単位は銭(2001)による値を採用した。このうち、糞尿に関しては90%が農地へ還元され(張他(1997))、残りが環境中へ排出されるとした。

表 6-6 農村部 COD 発生原単位

分類	原単位 (kg/人/年)
生活污水	5.84
糞尿	19.8
合計	25.64

6.2.1.3 農業系

(1) 仮定

COD 発生原単位、流出率は全省で同じとする。

(2) 推定方法

1) j 省での作物 k に関するCOD排出負荷量 E_{Ajk}

$$E_{Ajk} = k \times A_j \times Y_{jk}$$

k : 作物 k に関する流出率

A_j : 作物 j に関するCOD発生原単位

Y_{jk} : j 省での作物 k 収穫量(CSY)

(3) 補足

1) COD 発生原単位

原単位は、高祥照他(2002)、陳阜主編(2002)、全国農業技術推广服務中心(1999)に記載の数値を採用した。

表 6-7 農業系 COD 発生原単位

作物	原単位	
米	58.2	ton/10,000ton 収穫量/年
小麦	61.8	ton/10,000ton 収穫量/年
豆類	102.6	ton/10,000ton 収穫量/年
イモ類	36.6	ton/10,000ton 収穫量/年
油料作物	91.2	ton/10,000ton 収穫量/年
綿花	180	ton/10,000ton 収穫量/年
野菜	350	ton/1,000ha/年

6.2.1.4 畜産系

(1) 仮定

家畜ごとの COD 排出原単位は全省で同一とする。

(2) 推定方法

1) j 省での家畜 k からの COD 排出量 E_{jk}

$$E_{jk} = L_k \times H_{jk}$$

L_k : 家畜 k からの COD 排出原単位 (ATEM)

H_{jk} : j 省での家畜 k の飼養頭数 (CSY)

(3) 補足

COD 排出量原単位として下記の値を用いた。

表 6-8 畜産系 COD 排出原単位

家畜の種類	COD 排出原単位 (kg/頭/年)
大型動物	24.7
ブタ	4.11
ヒツジ、ヤギ	4.40

6.2.1.5 7大流域における負荷量の推定

上述の方法にて得られた省ごとの値をもとに、7大流域(長江、黄河、松花江、珠江、海河、淮河、遼河)での値を推定した。基本的に、推定は省内での流域面積に応じて省の負荷量を配分することとした。面積は中国科学院資源環境数据中心発行の 1kmメッシュ中国全土土地利用図をもとに土地利用別(市街地、農村住宅地、畑・水田)に算出した。また、都市生活系および工業系負荷については市街地面積を、農村生活系負荷については農村住宅地を、農業系および畜産系負荷については畑・水田面積をもとに、省内での負荷量を配分した。例えば、江蘇省の全市街地面積の 51%に相当する約 1,500 km²は長江流域に存在する。そのため、江蘇省の都市生活系負荷、工業系負荷の 51%が長江流域に流入すると計算した。なお、面積の計算に用いた 1kmメッシュ土地利用図は 1996 年のデータであるが、今回は土地利用面積の割合に変化がないものとして他の年にも同様に適用した。

6.2.2 中国における年別 COD 排出量推計結果

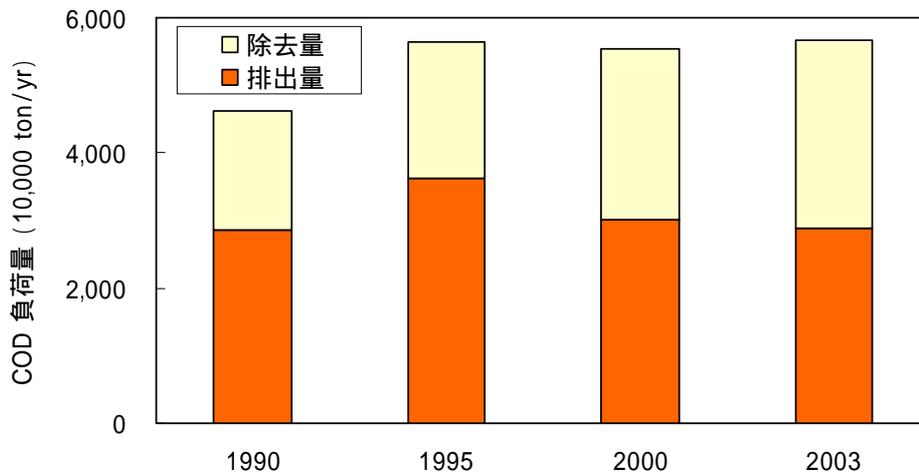
6.2.2.1 総合評価

図 6-11 に中国全土における全 COD 排出量および除去量の経年変化を示す。1990 年には 4,600 万 ton/年の COD が発生し、そのうち 1,700 万 ton/年が除去、残り 2,900 万 ton/年が環境中へ放出されていた。発生量は 1995 年までに 23%増加し 5,700 万 ton/年となるが、その後は増加傾向が緩やかとなり、2000 年および 2003 年の発生量は各々 5,500、5,700 万 ton/年であった。発生量としては近年でも増加の傾向にあるが、その程度は緩やかに

なっているといえる。

除去量は1990年の1,700万 ton/年から増加し、1995年には2,000万 ton/年、2000年、2003年には2,500、2,800万 ton/年となった。この効果により、環境中へ排出されたCOD量は1990年から1995年の間に2,900万 ton/年から3,600万 ton/年へ27%増加したが、その後は徐々に減少し、2000年には3,000万 ton/年、2003年には2,900万 ton/年となった。ただし、1995年からの排出抑制量700万 ton/年は1995年排出量の20%に止まる。

図 6-11 全 COD 負荷量の経年変化



2003年における各排出源がCOD発生量、排出量に占める割合を図6-12に示す。発生量では農村生活系の寄与が最も大きく40%、次いで工業系27%である。

排出量では後述するように農村生活系、工業系での除去量が大きいためこれらの寄与が低下し、農村生活系24%、工業系18%となっている。その一方、都市生活系30%、畜産系25%と農村生活系、工業系を上回っている。

図 6-12 2003年におけるCOD負荷量の内訳(左:発生量、右:排出量)

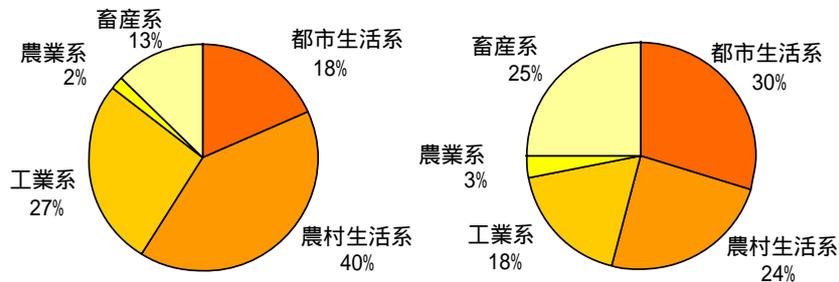


図6-13に発生源別のCOD排出量、除去量の経年変化を示す。発生量としては農村部での生活系廃水が最も大きく2,300万 ton/年程度、次いで工業系が約1,500万 ton/年となっている。これら2つの排出源からの負荷発生量は1995年あるいは2000年に最大値を

取り、近年は減少する傾向にある。その一方、都市生活系、農業系、家畜系の負荷発生量は増加している。1990年から2003年までのこれらの増加量合計は590万tonであった。

第9次5ヵ年計画以来、下水処理場の建設が積極的に実施されているが、都市生活系での除去量は少なく2003年で190万ton/年、発生量の18%に過ぎない。同様に積極的な対策が講じられている工業系については、除去量は1990年の150万ton/年から大幅に増加し、2003年には1,000万ton/年に達している。発生量に占める除去量の割合も1990年の14%から66%となった。除去量の増加は特に1995年以降顕著である。

最も負荷発生量の大きい農村生活系では除去量も大きく、発生量の70%に相当する1,600万ton/年が除去されている結果となった。廃水の農地還元を除去と見なしていることによるが、この除去量には相当量の誤差が含まれていると考えられる。全国規模での負荷排出量にも大きく影響を及ぼすことから、今後詳細な調査が望まれる。

図 6-13 系別の COD 負荷量経年変化

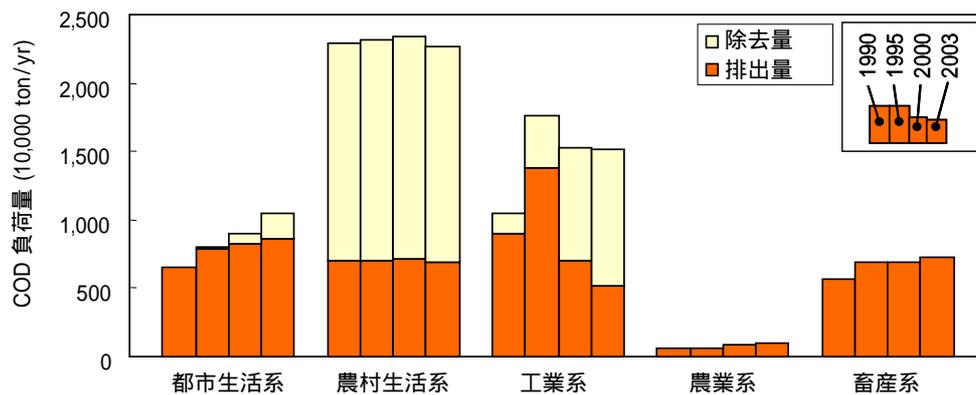


図 6-14 は 2000 年における COD 排出量を省・都市別に示したものである。東部・中部地域で多く、西部で少ない。特に排出量が多いのは四川省 210 万 ton/年、河南省 210 万 ton/年、山東省で 190 万 ton/年であった。これらの 3 省では生活系、工業系も多い一方で、畜産系からの排出量も多いことが特徴である。

図 6-14 省別 COD 排出量 (2000 年、単位：万 ton)



図 6-15 は地域別に負荷排出量と除去量を示したものである。発生量としては東部地域が最も多く、2,500ton/年程度である。いずれの地域においても負荷発生量は増加傾向にあるが、いずれも除去量が増加しており、排出量としては減少する傾向にある。特に工業系負荷の減少が全体での減少に寄与している。

図 6-15 地域別の COD 負荷量経年変化

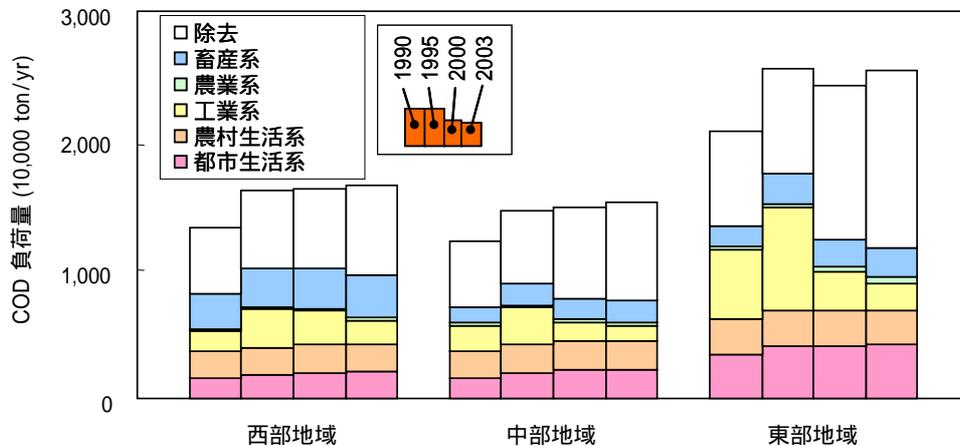


図 6-16 は 7 大流域について COD 負荷量の変化を推定した結果である。なお、流域ごとに負荷の総量が大きく異なるため、図中の棒は 1995 年の発生量を 1 とした時の比で表し、各年の発生量は折れ線として同図中に示した。また、流域間の比較が行えるよう図 6-17 には流域面積あたり、および降水量あたりの COD 排出量 (2003 年) を示した。なお、降水量は神鋼リサーチ(2004)に記載の値から推定した。

図 6-16 によると、流域ごとに発生量、排出量の変化の傾向が異なることがうかがえる。ほとんどの流域では発生量は増加する傾向にあるが、遼河においては 1990 年から現在まで発生量はほぼ横ばいとなっている。排出量においては、黄河、松花江、海河、

淮河、遼河の5流域で近年減少する傾向にあるが、長江では横ばい、珠江では増加する傾向が見られる。

工業系において排出量の減少が大きいことは先に述べたが、この傾向は流域により異なることが分かる。例えば、長江、松花江、遼河においては確かに工業系排出量が大きく減少しているが、黄河、珠江、海河においては1990年から大きな変化は見られない。

また、工業系以外の発生源についても流域ごとに傾向は異なり、長江では都市生活系の排出量が大きく拡大しており、松花江流域では工業系からの排出を埋め合わせるかのように畜産系の負荷が増大している。

図 6-16 地域別の COD 負荷量経年変化

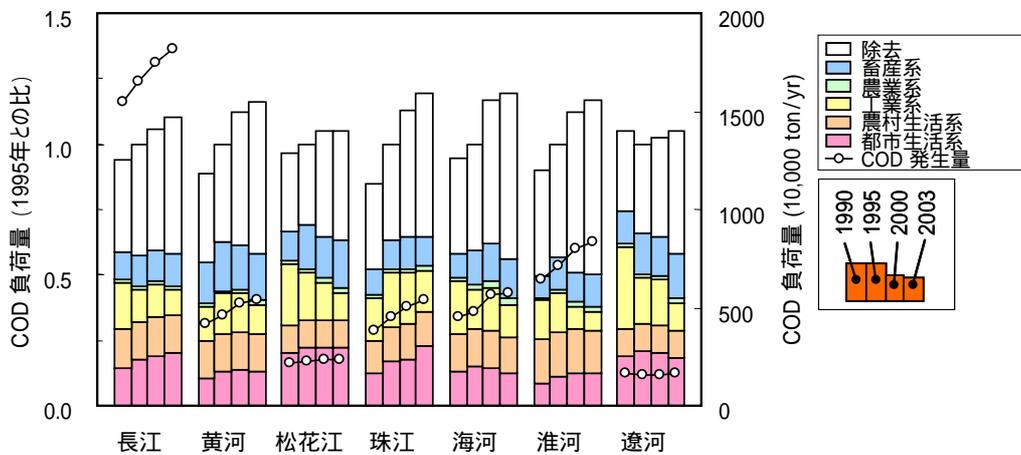


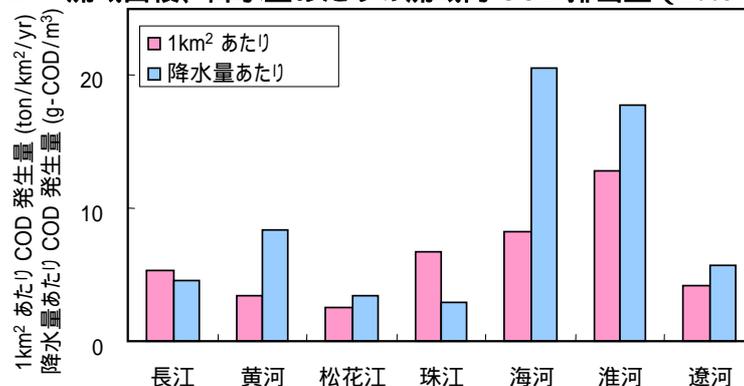
図 6-17 をみると、面積、降水量あたりの排出量は大きく異なり、特に海河、淮河流域で大きく $8 \sim 13 \text{ ton/km}^2/\text{年}$ 、 $18 \sim 21 \text{ g/m}^3$ 降水量程度となっている。その他流域に関しては、黄河は面積あたりの発生量は海河・淮河を除く他の流域と同程度であるが、他の流域に比較し面積あたりの降水量が少ないため、降水量あたりの発生量では大きくなっている。逆に、珠江では降水量が多く、降水量あたりの負荷は小さい。

降水量あたり負荷量の単位は濃度と同じであり、降水が全て河川に流入した場合の平均濃度と考えることができる。ただし、実際には降水の一部は蒸発散により大気へ放出され、一部は地下へ浸透する。これらの効果は北部の河川ほど大きく、海河の場合、降水量のうち河川を流下する流量は $1/20$ 程度と言われている。従って、図 6-17 に示した数値の数倍～20 倍程度が実際の河川での平均濃度に相当すると考えることができる。

水中に溶存できる酸素量は $8 \sim 10 \text{ mg/L}$ 程度である。水中に多くの有機物が存在する場合、溶存酸素を消費し尽くし嫌気状態となり、水は黒色に変化し、メタンガスや硫化水素が発生することとなる。この様な観点から図 6-17 に示した降水量あたりの COD 排出量を見ると、長江や珠江では水中溶存酸素と同程度、その他河川ではそれ以上の COD が存在し、海河に至っては劣悪な状況であると言える。図 6-16 において一部流域では

排出量が減少する傾向があると述べたが、水質という観点からは良好な環境が形成されているとは言えない状況である。

図 6-17 流域面積、降水量あたりの流域内 COD 排出量 (2003 年)



6.2.2.2 工業系

図 6-18 に中国全土における全COD排出量および除去量の経年変化を示す。発生量は1990年には1,000万ton/年であったものが1995年には1,800万ton/年となった。その後は減少に転じ2000年、2003年ともに1,500万ton/年となった。

除去量の増加は著しく、1990年から2003年まで各々150、390、820、1,000万ton/年であった。平均増加量は66万ton/年となる。2003年での除去率は66%である。

図 6-18 工業系 COD 負荷量の経年変化

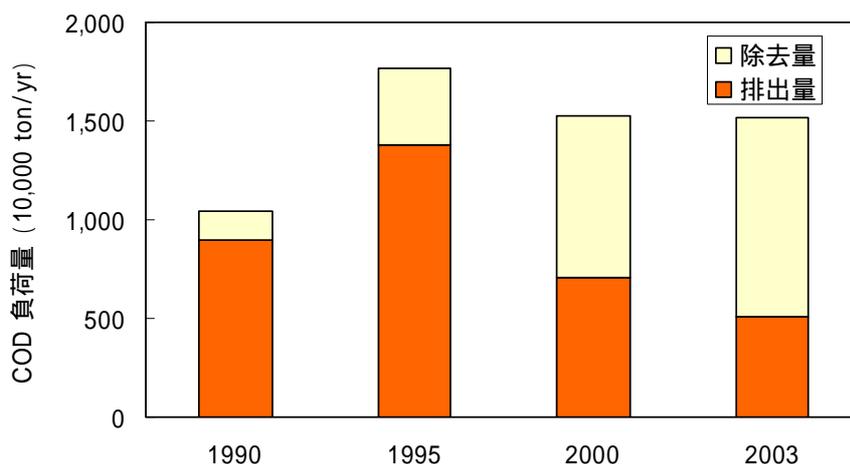


図 6-19 には2003年におけるCOD発生量、排出量に関する内訳を示す。発生量、排出量ともに製紙業の寄与が大きく35%程度である。次いで食品製造業が22%、29%の寄与となっている。

図 6-19 2003 年における COD 負荷量の内訳（左：発生量、右：排出量）

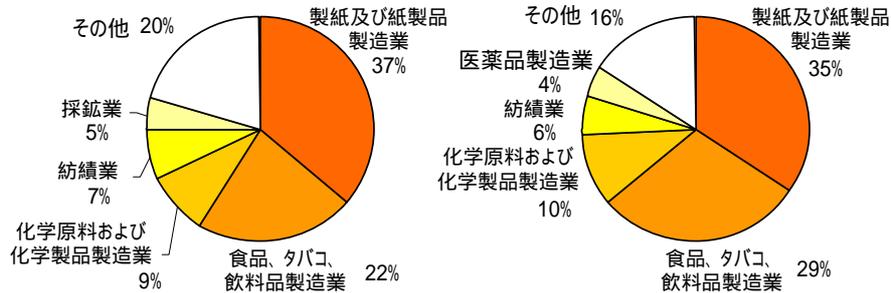


図 6-20 には主要工業ごとの負荷排出量および除去量の経年変化を示す。COD 発生量で寄与の大きい製紙業、食品製造業では、発生量は 2000 年に最大となり、2003 年には減少している。各工業ともに除去量は年々増加している。製紙業では 2003 年での除去量は 380 万 ton/年、発生量の 71%に達している。食品製造業では製紙業ほどではないものの除去率が向上し、2003 年の除去量 200 万 ton/年、除去率 60%となっている。主にこれら 2 工業での除去量が大きく、工業系全体での除去量に占める割合も 2003 年では 58%に達している。

図 6-20 主要工業別の COD 負荷量経年変化

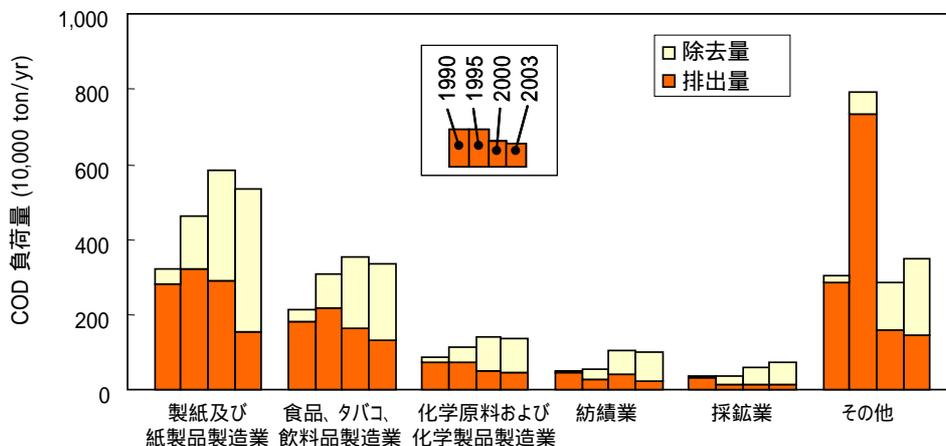
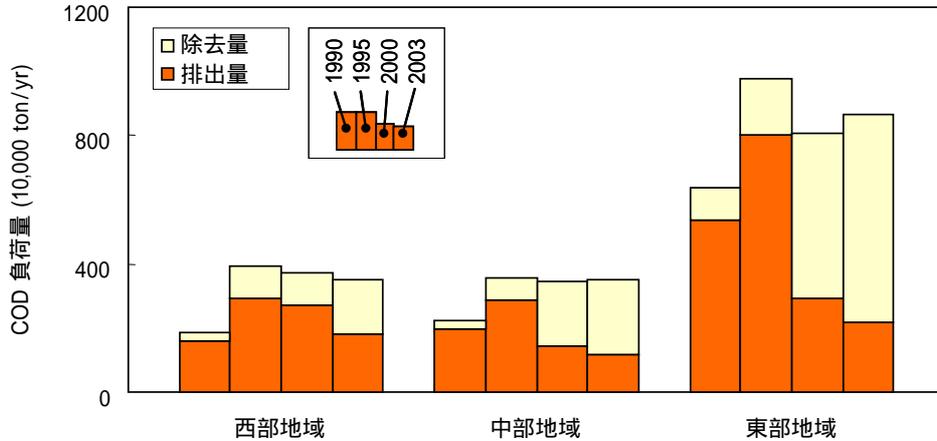


図 6-21 は地域別の COD 排出量、除去量を示したものである。東部地域での発生量が大きい、除去量の増加も著しく、2003 年での排出量は西部地域と同程度の 220 万 ton/年となっている。他の 2 地域においても発生量は横ばいかやや減少傾向にあるのに対し除去量が増加しており、排出量としては 1995 年を最大とする減少傾向にある。

図 6-21 地域別の COD 負荷量経年変化



6.2.2.3 生活系

図 6-22 に生活系からの COD 排出量および除去量の経年変化を示す。生活系からの COD 発生量は 2003 年で 3,300 万 ton/年であり、中国全土での COD 発生量に占める割合も 52%と最も高い。その量は 1990 年から徐々に増加しており、平均増加量は 29 万 ton/年である。除去量は比較的高く、2003 年で 1,800 万 ton/年、除去率は 53%である。

排出量もわずかではあるが増加する傾向にあり、1990 年の 1,300 万 ton/年から 2003 年の 1,500 万 ton/年へと平均 15 万 ton/年の割合で増加している。

図 6-22 生活系 COD 負荷量の経年変化

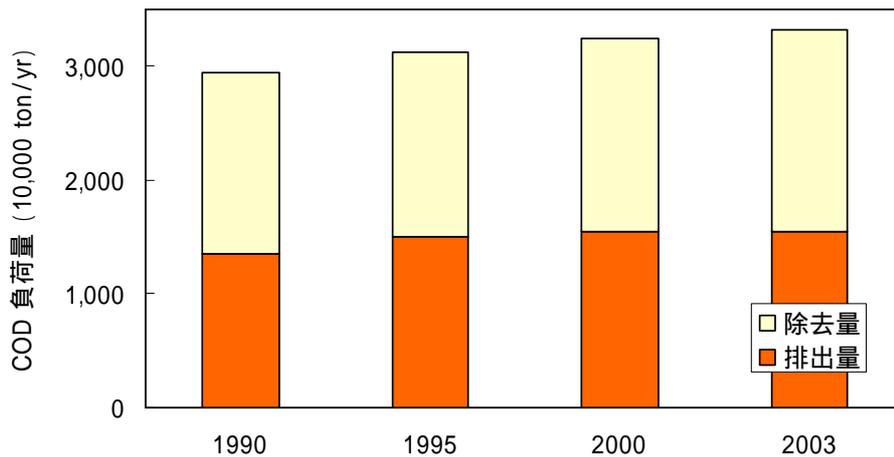
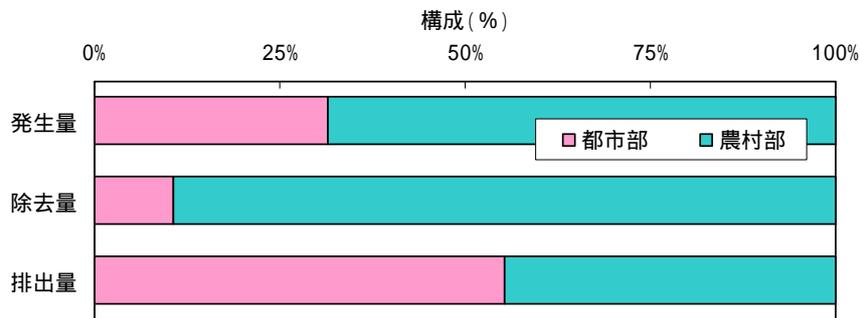


図 6-23 は 2003 年における COD 負荷量の内訳を示したものである。発生量では農村の寄与が大きく全体の 68%を占める。農村では農地還元による除去も大きく、除去量全体での寄与は 89%となり、排出量としては 45%にとどまる。

図 6-23 2000 年における COD 負荷量の内訳

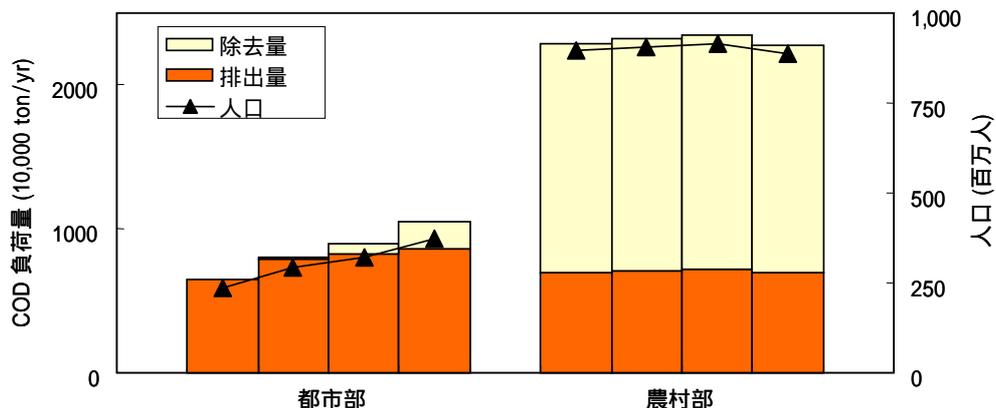


都市部、農村部各々の COD 発生量、除去量を図 6-27 に示す。農村部の発生量、排出量はほぼ横ばいとなっているのに対し、都市部では両者とも増加している。1990 年から 2003 年の間では発生量 400 万 ton/年、排出量 210 万 ton/年の増加となっている。都市部では下水道の建設等の施策が実施され除去量も増加しているが、それ以上に発生量が増加しているため、結果として排出量が増加する結果となった。

この原因は都市部への人口集中にある。同図中に示したように都市部の人口は 1990 年以降増加し続け、1990 年の 2.36 億人であったものが 2003 年には 3.74 億人と 58% 増加した。人口増加に伴い COD 発生量も増加するが、このような増加に対し処理施設の建設が追いついていないことを示している。

農村での除去については、6.2.1.2 で述べた通り廃水の一部(し尿の 90%)を農地に還元し、それを除去量として扱っている。この量は非常に大きな値となっている一方で、し尿の 90%還元という設定は既存の研究に基づいたものではあるものの、大きな誤差を含んでいると考えられる。今後詳細な調査により還元率を明らかにすることが必要である。

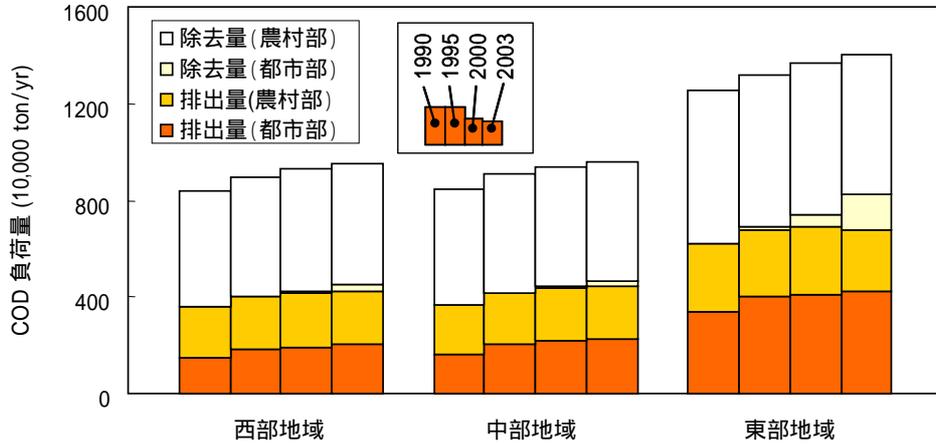
図 6-24 分類別の COD 負荷量経年変化



COD 排出量、除去量を地域別に示したものが図 6-25 である。発生量、排出量ともに東部地域が大きいだが、この地域では近年は排出量が低下している。一方、中部、西部地域では排出量が未だ増加する傾向にある。都市部の平均増加率は東部が 4.1 万 ton/年で

あるのに対し、中部 5.3 万 ton/年、西部 6.6 万 ton/年であり、中・西部地域における都市生活系排出量の増加が大きい。

図 6-25 地域別の COD 負荷量経年変化

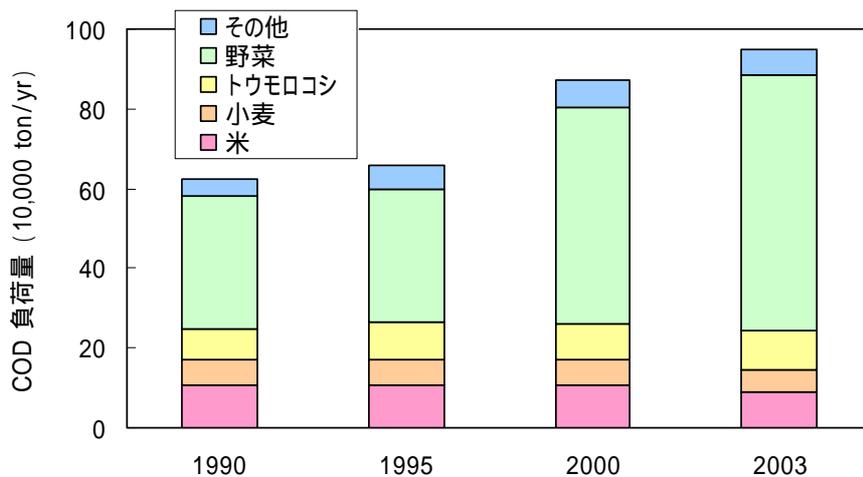


6.2.2.4 農業系

農業系からの COD 排出量の経年変化を図 6-26 に示す。農業系からの排出は 2003 年で 95 万 ton/年であり、中国全土での COD 排出量に占める割合は 3%と小さい。

排出量は増加傾向にあり、特に 1995 年以降はその傾向が顕著である。図の排出量は主な作物毎に示しているが、1995 年以降の増加は野菜の耕作に関するものの寄与が大きい。1995 年から 2003 年の間に野菜の耕作地は 950 万 ha から 1,800 万 ha へと増加しており、この影響が現れたものである。

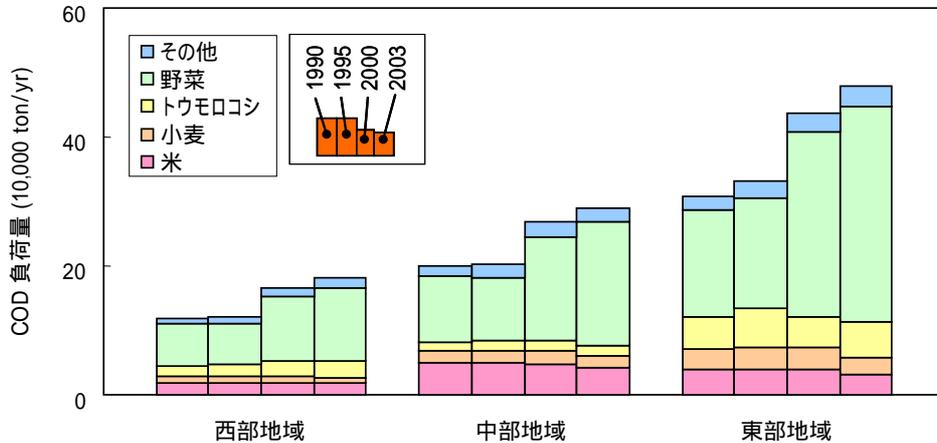
図 6-26 農業系 COD 負荷量の経年変化



地域別の経時変化(図 6-27)では、他の排出源と同様に東部地域からの排出が大きく、また他の地域に比べ 1990 年からの増加量も大きい。前述の通り野菜の耕作地が拡大し

たことによる。

図 6-27 地域別の COD 負荷量経年変化

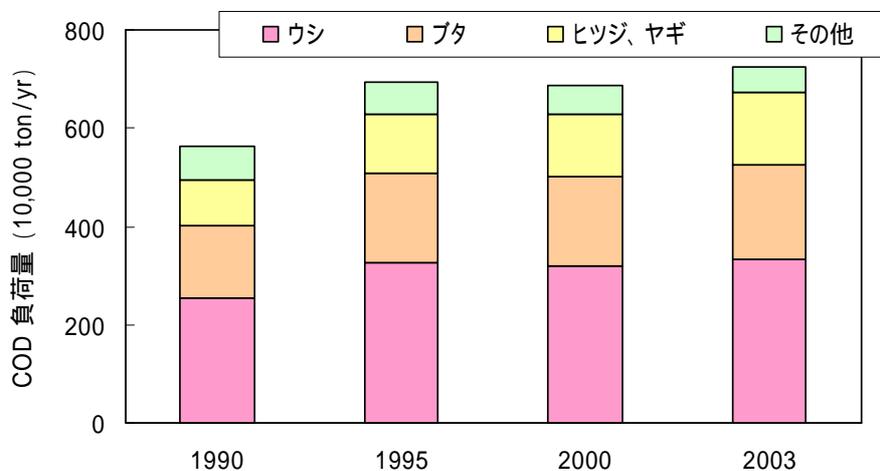


6.2.2.5 畜産系

畜産系からの COD 排出量の経年変化を図 6-28 に示す。畜産系からの排出は 2003 年で 720 万 ton/年であり、中国全土での COD 排出量に占める割合は 19%である。

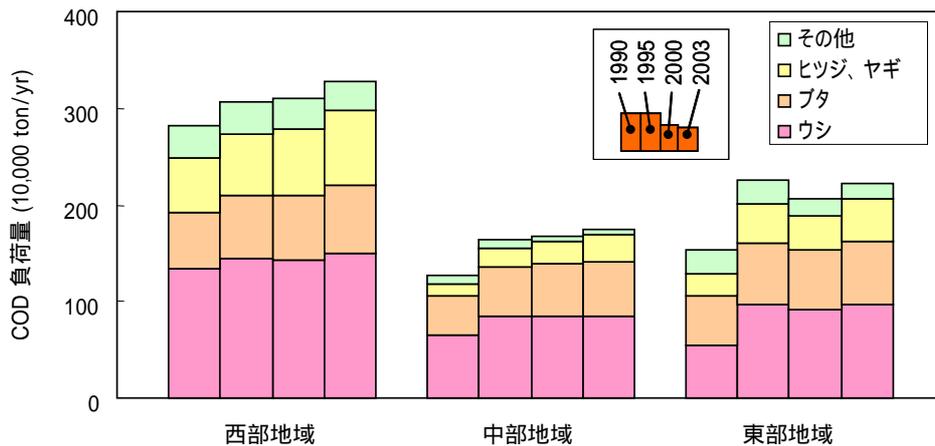
内訳としては牛の飼育に関するものが最も多く 46% (2003 年) を占める。その他に多いのは豚の 26%、羊及び山羊 21%であった。排出量は増加する傾向にあり、1990 年の 560 万 ton/年から平均 12 万 ton/年の率で増加している。増加は牛の飼育に関する寄与が大きく、平均増加量は 6.0 万 ton/年であった。ただし、増加は主に 1990 年から 1995 年の間に生じており、その後はほぼ横ばいとなっている。これに対し、豚および羊・山羊に関する排出は年々増加する傾向にある。

図 6-28 畜産系 COD 負荷量の経年変化



地域別では西部地域からの排出が最も多く、2003年で330万 ton/年となっている。この地域からの排出量は年々増加しており、増加量は平均で3.5万 ton/年である。他の2地域については1990年から1995年の間に大幅な増加（両地域あわせて100万 ton/年）があったものの、それ以降はほぼ横ばいとなっている。

図 6-29 地域別の COD 負荷量経年変化



6.2.2.5 まとめ

(総合)

全発生源からの COD 発生量は 2003 年で 5,700 万 ton/年。近年でも増加傾向にあるが、その程度は緩やかになっている。排出量は 1995 年に最大(3,600 万 ton/年)となり、2003 年には 2,900 万 ton/年まで減少した。ただし、1995 年からの排出抑制量 700 万 ton/年は 1995 年排出量の 20%に止まる。内訳では農村生活系、工業系からの発生量が多いが、これらの発生源では除去量も多い。2003 年での排出量は都市生活系が 30%、畜産系 25%と多くを占める。流域別の比較では、海河、淮河流域は流域面積、降水量あたりの排出量が非常に大きい。その他の流域についても水質という観点からは良好な環境が形成されているとは言えない。

(工業系)

工業系では 1995 年以降、除去量が著しく増加、2003 年での除去率は 66%となった。COD 発生量、排出量ともに製紙業、食品製造業の寄与が大きく、これら 2 業種の合計で 6 割程度を占める。

(生活系)

生活系からの COD 発生量は多く、全 COD 発生量の 52%を占める(2003 年)。また、人口増加に伴い増加する傾向にある。農村地域では発生量の多くが農地へ還元されているため、排出量としては都市部よりも少なく見積もられた。ただし、農地還元量については多くの誤差を含むことも考えられ、今後詳細な調査が必要である。都市部では人口

増加に伴い負荷発生量が増加している。下水道整備等による除去も増加しているが、人口増加による排出量増加に処理場建設が追いつかず、排出量としても増加する傾向にある。

(農業系)

2003年の排出量は95万ton/年で、全排出量の3%である。1995年以降、野菜の耕作に関する負荷が増加し、これが農業系負荷の増加をもたらしている。

(畜産系)

1990年から1995年の間に排出量は増加したが、その後は横ばいとなっている。牛の飼育に関する負荷が大きく全体の46%を占める。

6.2.3 中国での環境政策実施効果の検証

負荷の排出量の削減には負荷発生量そのものの削減と、廃水処理設備導入等により発生した負荷からの除去量を増加させるという2通りの方法が存在し、これらの複合的な結果として排出量の削減が発現する。ここでは6.2.1のCOD排出量等の推定結果(ケース1とする)をふまえ、2通りの負荷排出量削減対策の効果を検証する。なお、ここでは前者による削減をケース2、後者をケース3と呼ぶ。

6.2.3.1 負荷発生量削減対策の効果(ケース2)

負荷発生量は基数(人口、工業生産額、家畜頭数等)と負荷発生原単位(単位基数当たりの負荷発生量)の積としてとらえることができる。ここでは負荷発生原単位(以下、発生原単位)を下げることにより負荷発生量を削減する対策の効果を検証する。

発生原単位を積極的に削減しようとする取り組みは、例えば工業においては製造プロセス見直し等による投入資源あたりの製品製造量の向上や、負荷発生の大きな業種から小さな業種への転換という形で実施される。生活系においてはライフスタイルの変化、農業・畜産系では耕作方法や与える餌の変更などにより発生原単位が変化するが、これらの発生源において実際に発生原単位を下げようとする積極的な政策が実施されることは稀である。従って、ここでは工業系のみを対象として効果の検証を行う。

方法は、1995年を基準年とし、1995年の発生原単位をそれ以降の年に適用し負荷発生量を計算する。次にそれらの年において実際に除去されていた量を減ずることで負荷排出量を計算し、これらの結果を6.2.1で推定した結果と比較する。実際のケースでは発生量は1995年に最大値1,800万ton/年となり、その後はやや減少する結果であった。これに対し、1995年の発生原単位を用いた計算(ケース2)では2003年までに4,500万ton/年まで増加すると計算された。排出量においても傾向は同じであり、2003年の値は実際のケースが510万ton/年に対しケース2では3,500万ton/年となった。これらの結果から明らかなように、工業系では単位生産額当たりの負荷発生量が1995年以降大幅に低下し、それが負荷排出量の削減にも大きく貢献し、その大きさは2003年で3,000

万 ton/年と見積もられた。

6.2.3.2 廃水処理設備導入の効果（ケース3）

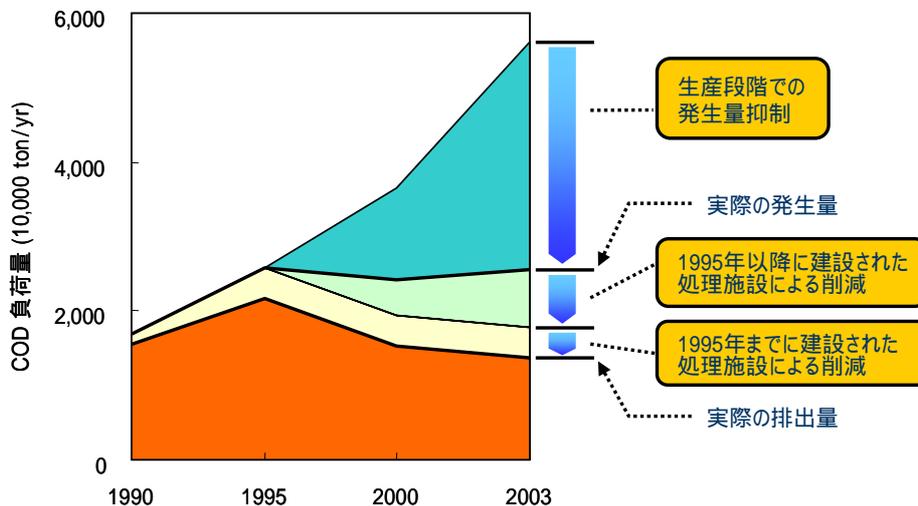
ここでは発生した負荷を環境中へ放出する前に除去する設備の導入効果を検証する。方法は 6.1.2 にて推定された発生量から 1995 年時点での除去量を減じ、実際の排出量と比較を行った。なお、基準年は 1995 年とし、1990 年については評価を実施しなかった。また、廃水処理設備は主に都市生活系および工業系からの負荷削減に關与することから、これら 2 排出源からの COD 排出量を計算した。

都市生活系、工業系ともに 1995 年以降 COD 除去量が増加していたことから、計算結果としては当然ながら現実の排出量よりは多くなった。ただし、その大きさは 2003 年において都市生活系+170 万 ton/年、工業系+620 万 ton/年であり、工業系においてより大きな効果があったことになる。

6.2.3.3 まとめ

以上の結果を整理したものを図 6-30 に示す。1995 年からの工業系での産業構造転換、生産プロセスでの環境負荷削減により 2003 年の発生量、排出量ともに 3,000 万 ton/年削減された。1995 年からの都市生活系、工業系での廃水処理設備導入により、2003 年の排出量は生活系で 170 万 ton/年、工業系で 620 万 ton/年削減された。

図 6-30 工業系・生活系の環境政策等による COD 削減効果



6.3 文献レビューによる大気・水質汚染物質の中国周辺域への環境影響の推定

6.3.1 大気汚染物質の中国周辺域への環境影響

本節では、中国における大気汚染物質のエミッションインベントリおよび大気輸送モデルを用いたアジアにおける酸性物質の沈着特性に関する既往の論文をいくつかレビ

ューし、研究の現状および定量的影響評価の例について簡単にまとめる。

表 6-9 東アジアにおける排出量推計および大気輸送モデルによる解析例

文献	対象物質	気象データ 大気輸送モデル	排出量インベントリ	中国起源汚染物質が 日本におよぼす環境影響
1-1、 1-8	SO ₂	ECMWF (気象) オリジナルモデル (STEM)(輸送)	中国のみ中国環境省 データ、その他は Kato and Akimoto (1992)、火山を含む	中国起源の硫黄酸化物が日本に及 ばず影響は小さい(3.5%)。日本の 沈着量の94%は国内および火山に よる寄与。
1-4、 1-5	SO ₂ NO _x	MATHEW Model (気象) 柳沢モデル(輸送)	文献 1-2、文献 1-3	日本の S 沈着量の 25%、N 沈着量 の 13%が中国由来。S については 日本国内(火山含む)の寄与が 65%。
1-7	SO ₂	NCAR (気象) ATOMOS (輸送)	RAINS-ASIA(1995)*1	日本の沈着特性を地域別に分析 九州:31%、関西・中国地方:55%、 東海・関東地方:8%、東北 27%、 北海道 13%が中国由来。
1-9	SO ₂	RAMS (気象) HYPACT (輸送)	Klimont et al.(2001)*2 EDGAR データベース *3	7月の日本 S 沈着量におよぼす中 国の寄与は 18%、12月には 58%を 占める。(日本はそれぞれ 28%、 13%)。

出所)*1 Streets, D. et al. (1995). An Assessment Model for Air Pollution in Asia, Phase-1 Final report.

*2 Z. Klimont et al. (2001). "Projections of SO₂, Nox, NH₃ and VOC Emissions in East Asia up to 2030", Water, Air, and Soil Pollution, Vol. 130, pp193-198.

*3 <http://arch.rivm.nl/env/int/coredata/edgar/v2/index.html>

1-1. Huang Meiyuan, Wang Zifa, He Dongyang, Xu Huaying, and Zhou Ling (1995). "Modeling Studies on Sulfur Deposition and Transport in East Asia", Water, Air, and Soil Pollution, Vol.85, pp1921-1926.

本研究では独自に開発した大気輸送モデルを用いて 1989 年のシミュレーションを行っている。この研究は用いている排出インベントリに特徴があり、中国本土は中国環境省が作成したもの、その他の国についてはモデル研究で広く使われている Kato and Akimoto(1992, Atmospheric Environment, 26A, pp2997-3017)のものを使用している。この結果、中国起源のSO₂が、日本の硫黄沈着量に及ぼす寄与は 3.5%と他の研究に比べ著しく少なく、日本の沈着量がほとんど国内の発生源の影響(94%は国内および火山による寄与)と評価されている。

1-2. 東野晴行、外岡豊、柳沢幸雄、池田有光 (1995) 「東アジア地域を対象とした大気汚染物質の排出量推計 - 中国における硫黄酸化物の人為起源排出量推計 - 」『大気環境学会誌』 Vol.30、pp374-390

中国におけるSO₂の大気排出量を 1990 年ベースで推計を行っている。『中国能源統計

年鑑』から 32 消費部門別に、8 燃料種の使用量実績値を得て全国エネルギーマトリックスを作成した。さらに日本の科技庁作成の資料に基づいて燃料中のS含有率を定め、それが完全に燃焼して大気中に排出されたものとしてSO₂排出量を求めた。また、非燃焼系のSO₂排出源として、非鉄精錬、硫酸製造に伴うものを推計した。このようにして求められた全国集計値を各種省別指標により加重配分することにより省別の排出量を求めた。さらにこれを産業別生産額で重み付けすることにより都市別排出量を求め、これが 80km×80kmの格子系でどのグリッドに所属するかより、グリッド別の排出量を推計している。総排出量は約 21 Tg/yであり、消費部門別では最も多いものは、発電熱供給部であり 30%以上を占める。省別については、四川、山東、江蘇の三省が 1.7 Tg/y以上とずば抜けて多いことが示されている。

1-3. 東野晴行、外岡豊、柳沢幸雄、池田有光 (1996) 「東アジア地域を対象とした大気汚染物質の排出量推計(II) - 中国におけるNO_x、CO₂排出量推計を中心とした検討 - 」『大気環境学会誌』Vol.31、pp262-281

中国におけるNO_x、CO₂排出量推計を中心に検討したもの。本論文は文献 1-2 とほぼ同様の手法を用いて中国におけるNO_xおよびCO₂の 1990 年における排出量について推計を行い、80km×80kmメッシュおよび 1°×1°メッシュで整理した。NO_xとCO₂の総排出量はそれぞれ、6.7 Tg、2,543 Tgであり、特にNO_xでは都市化、工業化が進んでいる地域のエネルギー消費がそのまま排出量分布に反映されている結果を示した。

1-4. 池田有光、東野晴行、伊原国生、溝畑朗 (1997a) 「東アジア地域を対象とした酸性降水物の沈着量推定 - モデルの開発および現況再現性評価 - 」『大気環境学会誌』Vol. 32、pp116-135

オイラー型の 3 次元グリッド大気輸送モデルを開発し、北緯 20-60°、東経 100-150°の領域における硫黄酸化物、および窒素酸化物のシミュレーションを行った。風速場については MATHEW モデルを用い、気象庁の気象データを補完することで得ている。発生源については文献 1-2、文献 1-3 の結果に日本の火山を加えたものを用い、大気中で光化学反応、乾性・湿性沈着過程を考慮したモデルを構築している。シミュレーション結果と酸性雨全国調査で得られた硫黄酸化物(硫酸塩)、窒素酸化物(硝酸塩)の測定結果を比較し、かなりの相関を得ている。

1-5. 池田有光、東野晴行 (1997b) 「東アジア地域を対象とした酸性降水物の沈着量推定(II) - 発生源寄与を中心とした検討 - 」『大気環境学会誌』, Vol.32、pp175-186

池田他(文献 4)の開発した大気輸送モデルを用いて発生源解析を行った。硫酸塩に関しては、乾性沈着(降水によらない)では日本国内発生源からの寄与が火山を含めると

82%(日本 73%、火山 9%)、中国の寄与が 5%であるのに対し、湿性沈着(降水)では国内の寄与が火山を含め 60%(日本 32%、火山 28%)に低下し、中国からの寄与が 30%を占める結果が得られている。これらの合計である総沈着量に関しては、国内 65%(日本 37%、火山 28%)、中国 25%との結果が得られている。硝酸塩については湿性・乾性ともに沈着量の約 25%が大陸起源である結果を得た。硫酸塩の年間沈着量に関しては、本州日本海側では約 37%が中国の寄与、北海道においては約 30%が中国の寄与という結果を得た。冬季においては日本海側では約 54%が中国起源であるという見積もり結果を得たが、一方夏季においては 90%以上が火山を含めた国内発生源による寄与であり、季節による変動が大きい結果を得ている。

1-6. Uno, Itsushi, Toshimasa Ohara, and Kentaro Murano (1998). "Simulated Acidic Aerosol Long-range Transport and Deposition over East Asia - Role of Synoptic Scale Weather Systems", *Air Pollution Modeling and Its Application XII*, pp185-192.

米国アイオワ大学で開発されたオイラー型 3 次元大気輸送モデルのSTEMを用いて 1992 年の 2 月の東アジアにおける硫黄酸化物、窒素酸化物のシミュレーションを行った。気象データについては気象庁客観解析データのGANALを用い、発生源としてSO₂とNO_x、アンモニアおよび非メタン炭化水素の 1°×1°メッシュの推計値を文献より得て入力データとしている。硫酸塩および硝酸塩濃度の空間分布および時間変化について解析を行い、実測データと比較して妥当性の検証を行った。硫酸塩についてはおおむねオーダーが一致する結果を得ているが、硝酸塩については、単純な化学反応モジュールを用いたこと、およびインベントリの誤差によりの簡略化により過大、または過小評価の傾向が見られ、今後詳細な化学反応モジュールの導入が必要であると述べられている。

1-7. Arndt, Richard L., Gregory R. Carmichael, and Jolynne M. Roorda (1998). "Seasonal Source-Receptor Relationships in Asia", *Atmospheric Environment*, Vol.32, pp1397-1406.

NOAAの大気資源研究所で開発されたトラジェクトリー型大気輸送モデルATMOSを用いて、アジアにおけるソース - リセプター関係に関する定量的な把握を試みた。それによると、中国における硫黄酸化物の沈着物質は国内寄与がほとんどであり、また日本の沈着量への寄与を地域別に分析しており、九州：31%、関西・中国地方：55%（挑戦半島 28%、日本 17%）、東海・関東地方：8%（日本 85%、朝鮮半島 6%）、東北地方 27%、北海道 13%が中国由来と推定している。冬季および春季は中国発生源の寄与が 28×10^6 kgSであるのに対し、夏季および春季には 11×10^6 kgSにとどまり沈着量は季節による変動が非常に大きい結果を示している。

1-8. Carmichael, Gregory R., Hiroshi Hayami, Giuseppe Calori, Itsushi Uno, Seog Yeon Cho, Magnuz Engardt, Seung-Bum Kim, Yoichi Ichikawa, Yukoh Ikeda, Hiromasa Ueda,

Markus Amann (2001). "Model Intercomparison Study of Long Range Transport and Sulfur Deposition in East Asia (MICS-ASIA)", *Water, Air, and Soil Pollution*, Vol.130, pp51-62.

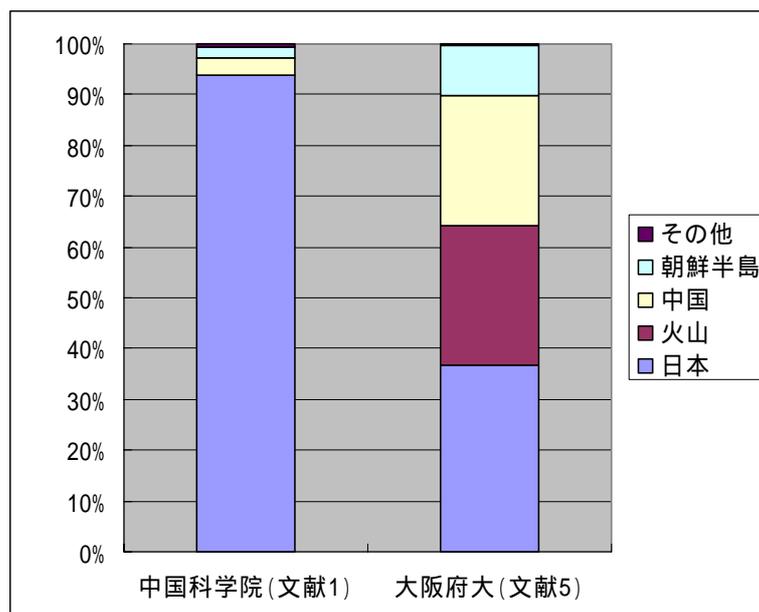
欧米や日本で開発された大気輸送モデルを取りあげ、計算領域および汚染物質排出インベントリ、モデルパラメータに同一のものをを用いた場合の計算値の比較を行った。降雨洗浄や大気中化学反応プロセスに関する知見の少なさによりファクター2の誤差は生じるが、大気輸送モデルの出力結果にそれほど大きな影響を及ぼすことは見られなかった。それゆえ、大気輸送シミュレーションによる結果の誤差は、排出量インベントリの推計誤差や、気象データの差により生じると考えてよいと結んでいる。

1-9. 片山学、大原利眞、村野健太郎 (2004) 「東アジアにおける硫黄化合物のソース・リセプター解析 - 地域気象モデルと結合した物質輸送モデルによるシミュレーション - 」『大気環境学会誌』 Vol.39、pp200-217

地域気象モデル RAMS と大気輸送モデル HYPACT をリンクさせて、東アジアにおける硫黄酸化物のシミュレーションを 1995 年 7 月と 12 月を対象として行った。このモデルを用いて東アジアにおけるソース・リセプター関係を解析した結果日本への硫黄沈着量の発生源地域別寄与は、7 月には火山 36%、日本国内 28%、中国 18%、朝鮮半島 12% であるのに対し、12 月は中国 58%、朝鮮半島 17%、日本 13%、火山 8% と大きく変化する結果を示した。また、太平洋側では夏季の沈着量が冬季の 3 倍程度になるのに対し、日本海側では冬季の沈着量が夏季の 10% 増程度の沈着量にとどまるため、日本国内の総沈着量は冬季より夏季が 20% 程度多くなる結果を示した。

文献 1-1 (中国科学院) および文献 1-5 (大阪府立大学) のモデルシミュレーションによる日本への酸性雨 (酸性物質) の沈着量に及ぼす寄与についてまとめたものを図 6-31 に示す。他にも、アジアにおける大気汚染物質の発生・輸送・沈着特性を検討した研究はみられるが、アメリカや日本の研究者が評価した値はほぼ同じであり、中国の研究者の評価した値だけが大きく異なっている。この原因として、排出量推計の精度が低いことおよび大気輸送モデル開発がまだ発展途上段階にあり、確立された定量評価モデルが存在しないことが挙げられる。文献 8 の結果をふまえると、モデルの違いによる計算結果の差は相対的に小さいと考えられる。従って定量的影響評価に与える排出インベントリの精度の影響は大きく、本調査で行った中国と日本の研究者が共同で SO₂ の排出インベントリを作成していくことの意義は大きいと思われる。

図 6-31 Huang 他(1995)と池田他(1997)による日本の酸性沈着に及ぼす寄与の推定



注) 中国科学院による日本の寄与については火山を含む。

6.3.2 水質汚染物質の中国および日本における環境影響の推定

本節では、中国から日本周辺への海域を通じた物質輸送に関する既往の論文をレビューし、研究の現状および定量的影響評価の例について簡単にまとめる。ただし、調査の結果、中国から日本周辺への輸送を直接扱った論文は見いだせなかったため、下記項目に関する論文を集め、これらをもとに全体を概観することとした。

収集した論文の範囲は次のとおりである。

- (1) 海流・物質輸送に関するもの
- (2) 中国の河川河口付近での有機物濃度に関するもの
- (3) 日本周辺での有機物濃度に関するもの

また、対象物質は主に有機物とするが、有機物の中には水中で速やかに分解される成分も含まれる。また、溶存酸素の消費が問題となる一般の有機物は外洋において問題となることは少なく、むしろ環境中に残留し、発ガン性や生殖障害などを引き起こすとされる残留性有機汚染物質(POPs; Persistent Organic Pollutants)が問題となる。なお、POPsは以下のような特性を持つ。

- (1) 難分解性：化学的安定性を持つため、環境中に放出されても分解されにくく、長期にわたり環境中に残留する。
- (2) 半揮発性(揮散移動性)：POPsの多くは半揮発性有機塩素化合物であり、蒸発によって空気中に拡散し、その後、大気循環で極地方に移動し、冷たい空気によって冷やされて凝縮し、地上や海洋に降下する。これにより広範囲に汚染が広がる可能性がある。また農産物や魚介類などの輸出入によって各国に拡散する危険性もある。

- (3) 低水溶性、高脂溶性：脂肪に溶けやすいため、生物の脂肪組織に濃縮されやすい。そのため女性が影響を受けやすく、母乳を介した次世代への影響が懸念されている。
- (4) 毒性：発ガン性や神経障害、免疫毒性、ホルモン異常などを生じる。近年、学問的および社会的にも全世界で大きな関心の的になっている内分泌攪乱化学物質(環境ホルモン)であると疑われている物質群である。

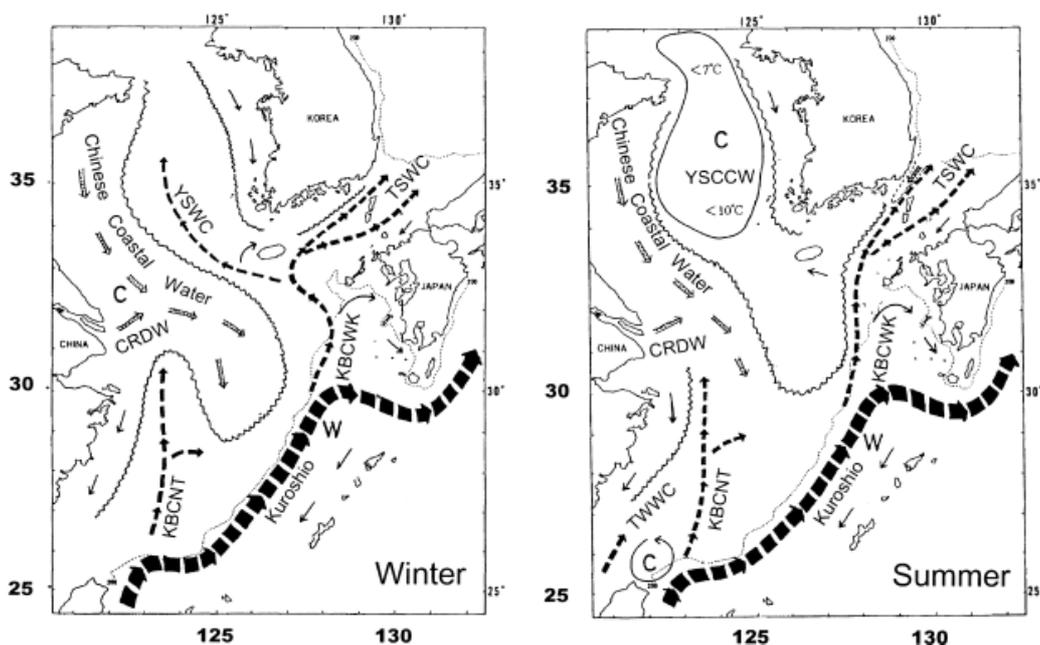
なお、水中でのPOPs濃度は日本の河川中では pg/L ($=10^{-9} \text{ mg/L}$) \sim ng/L ($=10^{-6} \text{ mg/L}$) のオーダーで検出され、COD等の有機物質 (mg/L オーダー) に比較しはるかに低い濃度である。また、ここではPOPsに加え、多環芳香族炭化水素 (PAHs: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) を併せレビューする。

6.3.2.1 海流に関する文献

2-1. Ichikawa, H. and R.C. Beardsley (2002). "The Current System in the Yellow and East China Seas", *Journal of Oceanography*, Vol. 58, pp77-92.

本論文は黄海および東シナ海における海流に関する研究をレビューしたものである。1990年代には海流調査・研究に関する新しい技術が開発され、新たな知見が蓄積された。本論文は特に1990年代以降に発見された事実を整理したものである。これによると、黄海から流出した水は朝鮮半島西岸を南下した後、対馬海流に乗って日本海へ流入すること、遼東半島より南の地域から出た水は大陸に沿って南下した後、長江からの流出水によって方向を南東方向に変え、黒潮に合流し北上、一部は九州西方から対馬海流となり日本海へ、残りは日本南方を進むことが示されている(図6-32)。

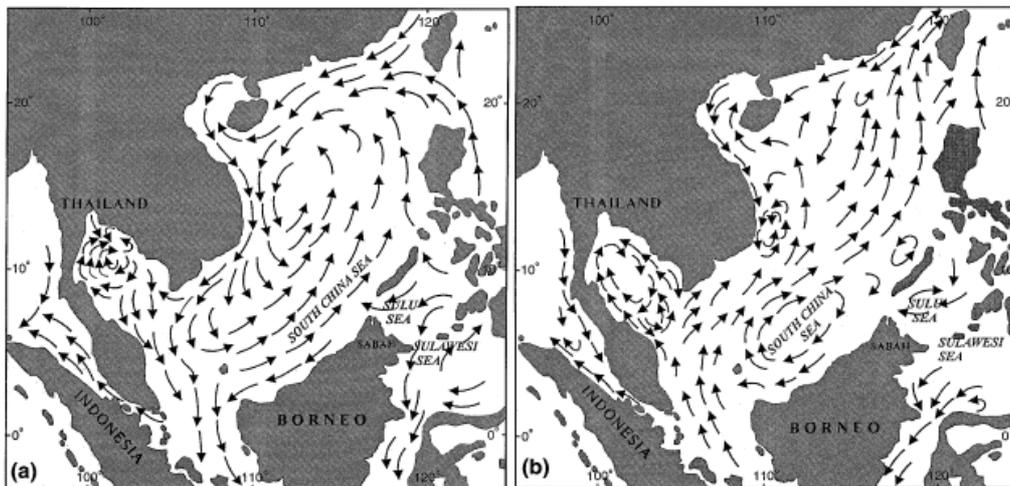
図 6-32 黄海、東シナ海での海流



2-2. Morton B. and Blackmore G. (2001). "South China Sea", *Marine Pollution Bulletin*, Vol.42(12), pp1236-1263.

本論文は南シナ海に関する研究を整理したものであり、その中で海流についても紹介されている。それによると、海流は季節により異なり、冬季には台湾海峡から流入した水は大陸に沿って南下し、一部はカリマタ海峡を経てジャワ海へ流出、一部はボルネオ島沿いを北東へ進み反時計回りの環流を生成する。夏季には逆にカリマタ海峡を通じジャワ海から流入した水が台湾海峡から流出する（図 6-33）。

図 6-33 南シナ海での海流（左：冬季、右：夏季）



2-3. Yanagi T. and Takahashi S. (1993). "Seasonal Variation of Circulations in the East China Sea and the Yellow Sea", *Journal of Oceanography*, Vol.49, pp503-520.

東シナ海および黄海での海流を数値モデルにより解析したものである。これによると、黄海では、夏季においては表層および中層で反時計回りの、下層で時計回りの環流が生じ、冬季には全層において時計回りの動きとなる。また東シナ海の北部では冬季に反時計回り環流が生じることが示されている。

2-4. Yanagi T. (2002). "Water, Salt, Phosphorus and Nitrogen Budget of the Japan Sea", *Journal of Oceanography*, Vol.58, pp797-804.

日本海での海水・栄養塩等の滞留時間をモデル計算により評価したものである。これによると、日本海表層 200m 以浅での海水の滞留時間は 2.1 年、日本海全体では 90 年と推定されている。

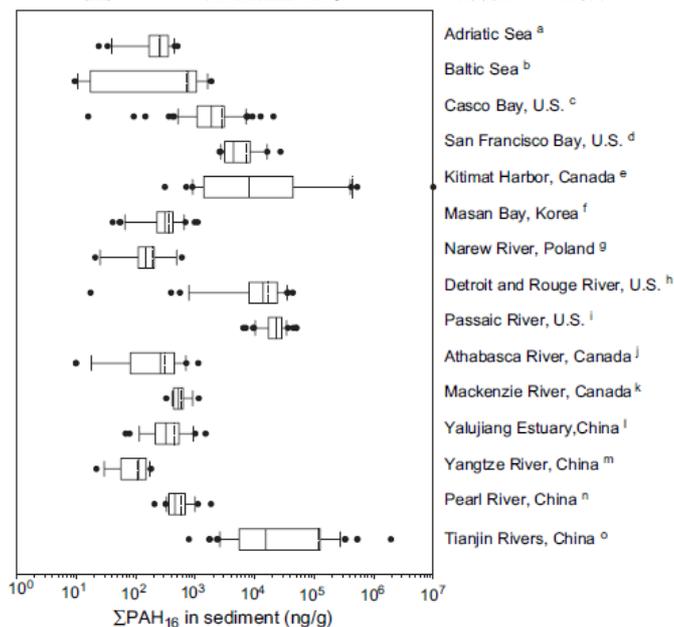
6.3.2.2 中国の河川河口付近での有機物濃度に関する論文

2-5. Shi Z., Tao S., Pan B., Fan W., He X.C., Zuo Q., Wu S.P., Li B.G., Cao J., Liu W.X., Xu

F.L., Wang X.J., Shen W.R., Wong P.K. (2005). "Contamination of rivers in Tianjin, China by polycyclic aromatic hydrocarbons", *Environmental Pollution*, Vol.134, pp97-111.

天津を流れる 10 の河川において水・底質土壌・水中浮遊物質中の 16 種の PAHs 濃度を測定している。16 種の PHAs 合計濃度は底質土壌 0.787 ~ 1,943 mg/g、水中 45.81 ~ 1,272 ng/L、浮遊物質中 0.938 ~ 64.2 mg/g であった。この結果は他の地域に比較して濃度が高い (図 6-34)。

図 6-34 底質土壌中 Σ PAHs 濃度の比較



注) 最下段が本研究の結果

2-6. Wang, Xiaoju, Mituo Sugisaki (2005). "Occurrence of trace organic contaminants in Bohai Bay and its adjacent Nanpaiwu River, North China", *Marine Chemistry*, in press.

渤海湾およびその流入河川である Nanpaiwu 川の底質土壌中有機汚染物質 (HCHs, HCB, penta-CB, PCDD/Fs, co-PCBs, DDTs, NP, and NPEOs) 濃度を測定。渤海湾での HCHs、HCB 濃度は 0.8 ~ 140、9.1 ~ 1,300 ng/g であったのに対し、Nanpaiwu 川での最大濃度は 84,200、141,400 ng/g と非常に高く、渤海湾へ流入する前に河川中で堆積しているものが多い。

2-7. Wan, Yi, Jianying Hu, Jinling Liu, Wei An, Su Tao, Zhenbang Jia (2005). "Fate of DDT-related compounds in Bohai Bay and its adjacent Haihe Basin, North China", *Marine Pollution Bulletin*, Vol.50, pp439-445.

渤海湾の水・底質土壌中の 10 種の DDTs 濃度を測定した。汚染源は流域中でのジコホール (DDT から得られる防虫剤) の使用と考えられた。

2-8. Liu M., Yang Y., Hou L., Xu S., Ou D., Zhang B., Liu Q. (2003). "Chlorinated organic

contaminants in surface sediments from the Yangtze Estuary and nearby coastal areas, China", *Baseline / Marine Pollution Bulletin*, Vol.46, pp659-676.

長江河口部底質土壤中の PCBs、有機塩素系殺虫剤の濃度を測定したもの。PCBs 濃度は最大 18.95 ng/g で、他の都市化した地域 (ex. Casco, USA: 0.4 ~ 485 ng/g、大阪湾: 63 ~ 240 ng/g) に比較して低い。BHC 濃度は他の地域と同程度、 Σ DDTs は低い。

表 6-10 底質土壤中濃度の比較

Site	PCBs	BHCs	DDTs	Reference
San Francisco Bay, USA	<0.1-8.1	-	-	Pereira et al. (1994)
Casco Bay, USA	0.4-485	<0.25-0.48	<0.25-20	Kennicutt et al. (2002)
Liverpool Bay, UK	0.082-38	-	-	Camacho-Ibar and McEvoy (1996)
Western Baltic Coast	<0.130-16.267	-	-	Dannenberger et al. (1997)
Mediterranean Coast	2.4-401	-	-	Mangani et al. (1991)
Manukau Harbour, New Zealand	0.23-1.54	0.03-0.5	0.07-22	Holland et al. (1993)
Osaka Bay, Japan	63-240	0.073-6.2	0.16-12	Tanabe and Tatsukawa (1992); Tanabe et al. (1992); Iwata et al. (1994)
Kyeonggi Bay, Korea	<0.99-580	<0.15-1.2	<0.048-32	Lee et al. (2001a,b)
Dalian Bay, China	1.02-153(19.1)	7.54-92.30(21.25)	20.12-72.3(21.75)	Li et al. (1998)
Jinzhou Bay, China	0.6-32.56(3.84)	5.77-323.07(58.61)	0.97-154.87(23.85)	Li et al. (1998)
Xiamen Harbour, China	0.05-7.24(1.74)	0.14-1.12(0.45)	4.45-311(42.8)	Hong et al. (1995)
Victoria Harbour, Hong Kong	3.2-81(7.9)	0.1-2.3(0.51)	1.38-30.3(9.1)	Hong et al. (1995)
Pearl Estuary, China	11.54-485.45	0.14-17.04	2.6-1628.81	Mai et al. (2000)
Yangtze River sediments (Nanjing section), China	0.39-1.13	0.18-1.14	0.21-4.50	Xu et al. (2001)
World coastal sediments	0.2-400	-	0.1-44	Flower (1990)
The Yangtze Estuary and nearby coastal areas, China	nd-18.95	nd-30.40	nd-0.57	This study

2-9. Chen, Zhongyuan, Yoshiki Saito, Yutaka Kanai, Taoyuan Wei, Luqian Li, Heshun Yao, Zhanghua Wang (2004). "Low concentration of heavy metals in the Yangtze estuarine sediments, China: a diluting setting", *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol.60, pp91-100.

長江河口部底質土壤中の重金属濃度を測定したもの。上海を含む流域からの重金属流出により、河口部底質は極度に汚染していると考えられていたが、測定結果は予想していたものよりも低かった。長江の水量、水中に含まれる浮遊物質の量が多く、河口で堆積する前に沖合へ流出しているためと考えられた。

2-10. Furuya K., Hayashi M., Yabushi Y., Ishikawa A. (2003). "Phytoplankton dynamics in the East China Sea in spring and summer as revealed by HPLC-derived pigment signatures", *Deep-Sea Research II*, Vol.50, pp367-387.

長江河口部から沖縄にかけての範囲で現地観測を行い、塩分、栄養塩、植物プランクトン等の濃度分を測定している。長江河口部では夏季に高いクロロフィル a 濃度が観測されている。長江から栄養塩が供給されると速やかに植物プランクトンにより摂取され、生産されたプランクトンが沖合へ輸送されている。高いクロロフィル a が観測される水塊の大きさは、河口からの水量・流向の影響を受ける。

2-11. Zhou J.L., Maskaoui K. (2003). "Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and surface sediments from Daya Bay, China", *Environmental Pollution*, Vol.121, pp269-281.

広東省大亜（Daya）湾の PAHs 濃度を測定したもの。この地域は農業が盛ん。16 種の PAHs 総濃度は水中 4,228 ~ 29,325 ng/L、底質土壤中 115 ~ 1,134 ng/g。先の Shi ら(2005) に比べ、底質中と同オーダー、水中は非常に高い。観測地点中 6 地点での水中濃度は 10 µg/L を超え、急性毒性を引き起こすレベルにある。

2-12. K.W. Chau (2005). "Characterization of transboundary POP contamination in aquatic ecosystems of Pearl River delta", *Marine Pollution Bulletin*, in press.

広東省珠江（Perl river）河口部の水・土壌・大気等に含まれる POPs 濃度を記載した論文を集め、議論している。底質中 HCH 濃度は世界の他の地域と同程度であるが、DDTs は高い（3 ~ 163 ng/g）。中国でも DDTs の使用は 1983 年以降禁止されているが、現在でも使用が継続されていると考えられる。

6.3.2.3 日本周辺での有機物濃度に関する論文

2-13. Ueno D., Watanabe M., Subramanian A., Tanaka H., Fillmann G., Lam P., Zheng G., Muchtar M., Razak H., Prudente M., Chung K., Tanabe S. (2005). "Global pollution monitoring of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs), furans (PCDFs) and coplanar polychlorinated biphenyls (coplanar PCBs) using skipjack tuna as bioindicator", *Environmental Pollution*, Vol.136, pp303-313.

カツオを用いダイオキシン類の汚染状況を調査。PCDDs、PCDFs、co-PCBs は世界中のカツオで検出された。ダイオキシン、co-PCBs についてはアジア沿岸での濃度が高く、この水域周辺にある工業地域からの排出が多いためと考えられた（図 6-35）。

図 6-35 カツオ中の PCDD/Fs、co-PCBs 濃度

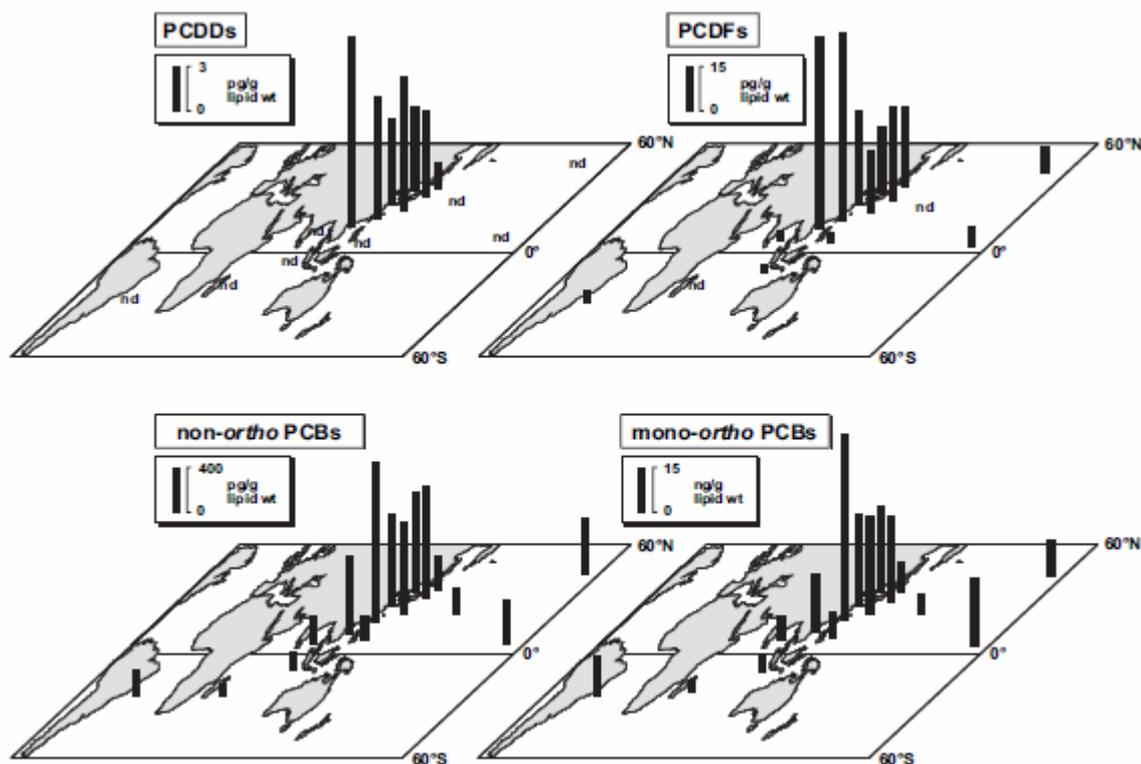


Fig. 2. Geographical distribution of PCDD/Fs and coplanar PCBs in the muscle of skipjack tuna.

2-14. Monirith I., Ueno D., Takahashi S., Nakata H., Sudaryanto A., Subramanian A., Karuppiah S., Ismail A., Muchtar M., Zheng J., Richardson B., Prudente M., Hue N. D., Tana T. S., Tkalin A., Tanabe S. (2003). "Asia-Pacific mussel watch: monitoring contamination of persistent organochlorine compounds in coastal waters of Asian countries", *Marine Pollution Bulletin*, Vol.46, pp281-300.

イガイ中の有機塩素化合物濃度を調査。DDTs、HCHs 濃度は途上国沿岸部で高く、PCBs 濃度は先進工業国周辺で高い (図 6-36)。

2-15. Ueno D., Inoue S., Ikeda K., Tanaka H., Yamada H., Tanabe S. (2003). "Specific accumulation of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in Japanese common squid as a bioindicator", *Environmental Pollution*, Vol.125, pp227-235.

日本近海でのイカ中有機塩素化合物濃度を測定。DDTs、HCHs に比べ PCBs 濃度が高い (図 6-37)。この傾向は文献 2-14 と同じ。

図 6-36 イガイ中 DDTs (左上) HCHs (右上) PCBs (下) 濃度

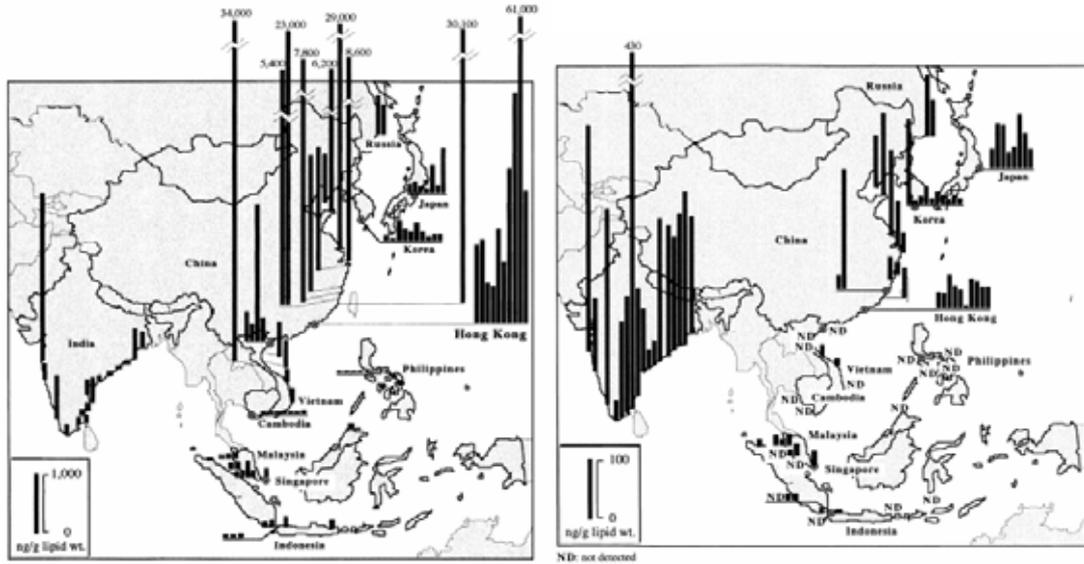


Fig. 2. Distribution of concentrations of DDTs in mussels collected from coastal waters of some Asian countries.

Fig. 3. Distribution of concentrations of HCHs in mussels collected from coastal waters of some Asian countries.

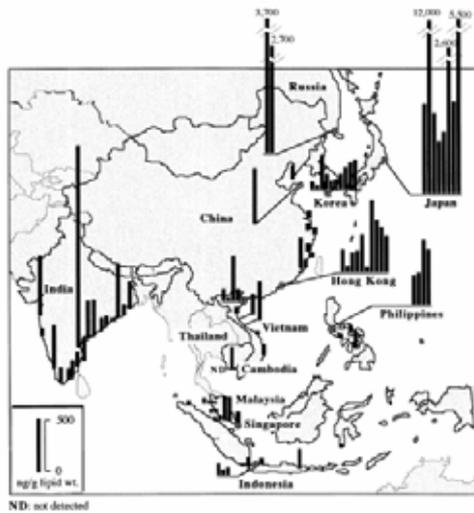
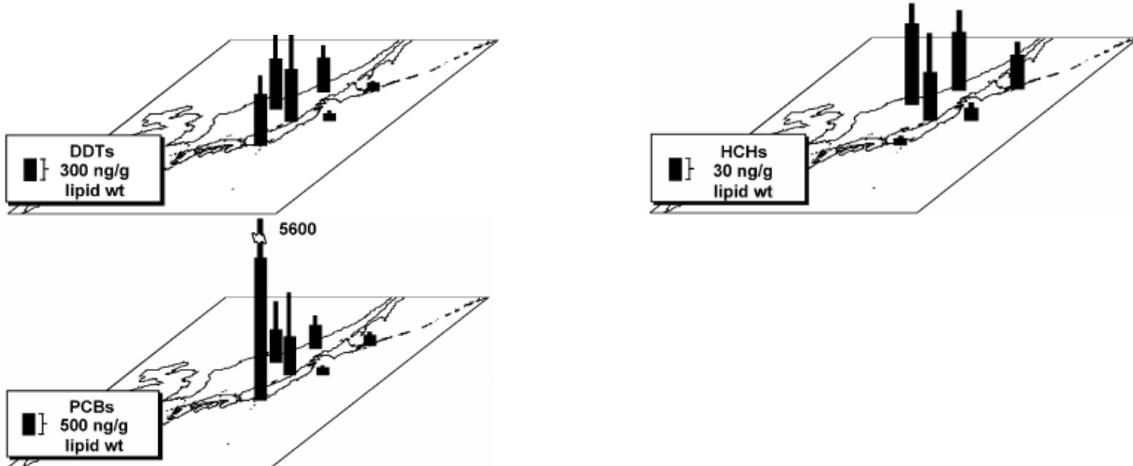


Fig. 4. Distribution of concentrations of PCBs in mussels collected from coastal waters of some Asian countries.

図 6-37 イカ中 DDTs (左上) HCHs (右上) PCBs (下) 濃度



6.3.2.4 まとめ

以上に示した文献を以下に整理する。

- (1) 中国国内からは PCB の排出は少ない一方、PAHs および中国国内での使用が禁止されている DDTs の排出量が多い。
- (2) 排出された汚染物質の一部は河口域、あるいは河口付近の沿岸域に堆積、一部は海流に乗り輸送されている。河口付近に生息する生物体内にも高濃度で蓄積されている。
- (3) 海域での輸送経路は以下の通り。
 - 1) 渤海湾から流出した水は朝鮮半島西岸を南下した後、対馬海流に乗って日本海へ流入、日本海での滞留時間は 2 年程度。
 - 2) 遼東半島より南の地域から出た水は大陸に沿って南下した後、長江からの流出水によって方向を南東方向に変え、黒潮に合流し北上、一部は九州西方から対馬海流となり日本海へ、残りは日本南方を進む。
 - 3) 広東省以南の地域で流出した水は南シナ海で滞留し、夏季にのみ台湾海峡から流出、長江流出水と合流し、日本近海へ至る。

参考文献

- (社)日本機械工業連合会 (2004) 『平成 15 年度東アジア地域における環境問題、技術移転に関する調査研究報告書』
- Klimont, Z. et al. (2001). "Projections of SO₂, Nox, NH₃ and VOC Emissions in East Asia up to 2030", Water, Air, and Soil Pollution, Vol.130, pp193-198.
- Streets, D. et al. (1995). An Assessment Model for Air Pollution in Asia, Phase-1 Final report.
- 李志東、載彦徳 (2000) 『硫黄酸化物汚染対策に関する日中比較分析』日本エネルギー経済研究所研究報告
- 国家環境保護局(1995) 『中国郷鎮工業環境汚染及其防治対策』中国環境科学出版社
- 国家環境保護局、農業部、財政部、国家統計局(1997年12月23日)全国郷鎮工業汚染調査公報
- 銭秀紅 (2001) 『杭嘉湖平原農業非点源汚染的調査評価及控制対策研究』(修士論文)杭州：浙江大学
- 張大弟、張曉紅、章家騏等 (1997) 「上海市郊区非点源汚染総合調査評価」『上海農業学報』 Vol.13(1), pp31-36
- 高祥照、馬文奇、馬常宝等 (2002) 「中国作物稈稈資源利用現状分析」『華中農業大学学報』 Vol.21(3), pp242-247
- 陳阜主編(2002) 『農業生態学』北京：中国農業大学出版社
- 全国農業技術推廣服務中心(1999) 『中国有機肥料養分志』北京：中国農業出版社, pp53-145
- 神鋼リサーチ(2004) 『中国における水質環境ビジネス』

第7章 今後の中国環境政策と対中環境協力の課題

本章では、これまでの議論をまとめるとともに、今後の中国の環境政策及び、中国環境円借款をはじめとする日本の対中環境協力の課題と方向性について、提言をおこなう。

7.1 まとめ

中国の環境政策は、理想的にも制度的にも比較的整備されてきており、1990年代以降、都市部における大気質改善等一定程度の効果を上げたが、急速な経済成長の中で汚染物質の排出総量は依然として増加傾向にある。「持続可能な発展」をはじめ先進的な理念は掲げられてはいるものの、実体面では経済優先であることに抜本的な変化はなく、規制制度・執行面でも多くの課題がある。ただし、第11次5ヵ年計画（2006～2010年）に向けて循環型経済、省資源・省エネルギー型社会の建設など、新たな理念と政策も打ち出されつつある。

第4次円借款（96～00年度）は日本のイニシアティブで環境が重視され、今次調査対象16事業（1,500億円）は第9次5ヶ年計画（96～00年）中の環境対策向け外国資金の約30%を占める。調査対象16事業はサブプロジェクトベース（計131件）で約75%完成し、2003年時点で汚染物質排出量をSO₂19万トン、COD34万トン削減し環境負荷の抑制に寄与している。また、都市環境インフラの普及支援をとおして、サービス供給人口を都市ガス（10都市395万人）、地域熱供給（6都市90万人以上）、下水道（28都市1,300万人以上）それぞれ拡大する見込みである。さらに、中国環境円借款が中国の環境政策・制度面の改善に果たした役割として、重点地域の環境汚染対策事業推進及び総量規制導入を支える、省エネ省資源型経済構造への転換を推進する、

環境政策発展の基盤提供都市環境インフラ整備に係る制度と技術の普及を促す、といった点が挙げられる。

中国の環境政策等による環境負荷抑制効果の推計を行った結果、SO₂排出量は、95年で2,090万トン、03年で2,920万トンと急増傾向である一方、環境政策が実施されなかった場合の想定値は03年で5,070万トンであった。このことから、脱硫、石炭代替、省エネルギー効果は2,150万トンと算出された。COD排出量（工業・都市生活系）は、95年で2,200万トン、03年で1,400万トンと減少傾向である一方、環境政策が実施されなかった場合の想定値は03年で5,200万トンであった。このことから、産業構造転換、生産プロセスでの環境負荷削減、下水道整備等の効果は3,800万トンと算出された。周辺国への影響についても既存研究のレビューを通して、大気環境の場合、従来モデル研究による評価に基づけば、中国での硫黄酸化物の排出量が抑制されれば、日本における硫黄酸化物の沈着量に対する寄与度（冬季から春季にかけて相対的に上昇することが推測されている）も相対的に抑制されることが予想される点が確認できた。

7.2 中国の環境政策の課題

7.2.1 抜本的な環境負荷量削減

第1に、中国では依然として環境負荷量の抜本的な削減が喫緊の課題である。第2章でも述べたように、中国では汚染物質の総量規制に取り組んでいるが、汚染物質によっては依然増加傾向にある。大気環境の場合、経済成長に伴う電力不足を解消するために、環境保全措置が十分に講じられないままに、新たな石炭火力発電所の建設が全国的に進められた結果、2005年のSO₂総排出量は第10次5ヵ年計画の総量規制目標を大幅に超えてしまう見込みである。水環境についても急速な都市化を背景に都市生活系のCOD排出量は増加している。

環境負荷量削減に取り組むには、汚染物質排出量の現状や被害状況について、正確な把握が不可欠であるが、中国政府が公表している環境統計は項目や詳細さ、精度において大幅な改善が必要である。例えば、本調査では、COD排出量について、工業系や都市生活系だけでなく、農業系、農村生活系等も含む全ての排出源についての推計を行ったが、中国政府はそのような統計項目を公表していない。被害状況についての現状把握と公表も不十分であると言わざるを得ない。さらに、総量規制等の環境目標の設定という点では、不可逆的な被害を起ささない予防原則的な考え方を適用した目標設定に留意すべきである。

7.2.2 環境政策におけるインセンティブ・執行体制の強化

中国では市場経済化、とりわけ国有企業改革によって非国有企業の割合が急増するなど、汚染者としての企業自身の形態や外部環境が大きく変容している。そのため、企業に環境対策を促進するインセンティブを与える市場制度や公共政策のあり方を検討することが必要となっている。また、環境行政の担い手である、省、市、県各レベルの地方政府が環境政策に取り組むインセンティブの条件や可能性を検討する必要がある。同時に、地方政府の環境政策執行体制の強化が重要な課題といえる。その際は、中央政府をはじめとして他のレベルの政府との間の事務、権限、財源の配分や、同一政府の組織内部における行政組織間関係のあり方が重要な課題となる。さらに、企業や住民の意見が反映される政治的・社会的チャンネルの機能と構造などを検討することが必要である。

7.2.3 「持続可能な都市」実現に向けての課題検討

第3に、急速に進む中国の都市化に対応するために、「持続可能な都市」実現の課題と解決の方向性を明確にすることが重要である。「持続可能な都市」とは、「持続可能な発展」を都市に当てはめ、経済、社会、環境面で調和のとれた都市の発展を目指す考え方である。具体的には、都市の成長管理、都市環境管理計画と都市環境インフラの整備・運営の整合性をとることや、都市環境インフラの運営主体と地方政府との都市計画や財政上の適切な関係構築が必要である。

7.3 対中環境協力の課題

7.3.1 対中環境政策の樹立

中国は自国の発展パターンを、従来型の経済成長優先型から、資源・エネルギーを浪費せず、環境汚染物質の排出も抜本的に抑制できる、経済、社会、環境面で調和のとれた「持続可能な発展」型へと、日本にとっても望ましい方向に切り替えようとしており、日本としても中長期的視点から、中国の環境政策・事業・研究に対する今後の具体的な関わり方を早急に検討し、日本政府としての「対中環境政策」を樹立すべきである。

7.3.2 多様なステークホルダーとの連携

現在、民間企業、自治体、NGOなど、多くのステークホルダーが中国の環境分野に参画している。学術分野でも、日本学術振興会のアジア諸国との拠点大学交流事業をベースに京都大学大学院工学研究科と清華大学環境科学与工程系が都市環境の管理と制御をテーマに交流を重ね、2005年には京都大学が清華大学深センキャンパスに日中環境共同寄付講座を開設するなど、従来型の共同研究をさらに深化した新たな取り組みが始まっている。上述の「対中環境政策」策定に当たっては、多様なステークホルダーの意見を汲んでいくべきである。

7.3.3 環境分野での日中共同研究・共同事業の推進

ここでは事例として環境統計を取り上げる。第2、3章で論じたように、SO₂、CODなどの汚染物質の排出量の推計をはじめとする中国の環境統計は、今後改善の余地が大きい。SO₂の周辺域への輸送の研究も排出量推計インベントリーに大きく依存しているところ、日中共同研究が期待される。持続可能な発展（SD）指標の開発についても実用化するにはさらに研究を進める必要があり日中共同研究のテーマとなりうる¹。

7.4 中国環境円借款の実施面での課題

7.4.1 環境円借款による政策レベルと現場レベルの橋渡し

今後は、中国環境円借款の実施において、政府間の環境政策対話や学術レベルの環境科学・政策研究と、中国の地方政府や民間ベースの現場レベルでの取り組みとを結びつける役割を果たしていくことが期待される。例えば、環境統計の分野での学術レベルの研究成果を環境円借款事業と連動させることで、地方レベルの環境統計の充実と環境管理能力向上につなげる、地方政府が環境政策に取り組むインセンティブメカニズムの研究成果を都市環境インフラ整備事業に生かす等が考えられる。それらの成果を政策対話や研究にフィードバックすることにより、日中環境協力の実施サイクルが形作られることになる。

¹ なお、国家環境保護総局は、環境統計業務を強化するために、2005年7月に財務計画司の総合処を統計処に改編した。環境統計の分野では、1990年代後半にノルウェー政府の資金支援により、中国国家統計局とノルウェー統計局の専門家等から構成される専門家グループが『98中国環境統』を編纂するなど（『98中国環境統』専門家グループ編、中国統計出版社、1999年）国際協力の実績もある。

7.4.2 環境改善効果の把握

今後、中国環境円借款事業は、本調査対象となった16事業も含め、漸次事後評価の段階を迎える。環境円借款の事後評価に当たっては、都市レベルや地域レベルでの環境改善効果を把握することがポイントとなる。第4章で分析したように、調査対象16事業については、公表されている環境統計と個別サブプロジェクトの汚染物質削減量（SO₂、COD）の実績値とを組み合わせて、都市別の環境改善効果を、データの整合性を今後の課題としながらも一定程度把握することができた。大気汚染物質の濃度についても、都市別の公表データをもとに改善傾向を確認することができた。しかし、河川流域を対象とした水質汚染総合対策事業等については、時系列の水質モニタリングデータや汚染物質の対象流域別の排出総量が断片的にしか入手できず、流域内の水質改善計画全体としても効果も、そのうち円借款事業に限った効果も定量的に把握することができなかった。さらに、2001年度以降の環境円借款事業についても、事前評価表に記載されている運用・効果指標にCOD、SO₂などの代表的な汚染物質の削減効果が含まれていない案件が少なくなく、事後評価に当たって、環境円借款全体としての定量的効果が把握できないおそれがあることが判明した。また、環境保護局が地方政府の事業実施体制に組み込まれておらず、都市全体に対する効果を把握するには困難さを伴う可能性もある。

今後、環境円借款事業を形成するに当たっては、事後評価の実施を念頭に環境改善効果を把握するための評価のフレームワークを設定しておく必要がある。そのためには、事業の形成段階で、都市環境インフラの実施主体に対し環境改善効果が把握できるような仕組づくりを促すことが重要である。その際、地方環境保護局の協力は必要不可欠である。

7.4.3 広報の強化

円借款事業は有益な成果を上げていながら、日中両国においてその効果が十分に認識されているとは言い難い。本調査や、今後の事後評価の結果等も活用した、日中双方での広報の更なる強化が必要であると考えられる。なお、今後の事後評価においては、本調査ではできなかった、ごみ処理、植林、都市交通などテーマ別の分析に取り組むことも一案である。