

国立環境研究所特別研究報告

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan

SR-44-2001

# 流域環境管理に関する国際共同研究 (重点共同研究)

International collaborative research on integrated  
environmental management in river catchment

平成8～12年度  
FY 1996～2000

NIES



独立行政法人 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

国立環境研究所特別研究報告

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan

SR-44-2001

**流域環境管理に関する国際共同研究**  
(重点共同研究)

International collaborative research on integrated  
environmental management in river catchment

平成8～12年度  
FY 1996～2000

独立行政法人 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

重点特別研究「流域環境管理に関する国際共同研究」  
(期間 平成8～12年度)

特別研究責任者：渡辺正孝  
特別研究幹事：渡辺正孝  
報告書編集担当：渡辺正孝

## 序

本報告書は平成8年度から12年度にかけて実施した重点共同研究「流域環境管理に関する国際共同研究」をとりまとめたものである。

日本と中国は東シナ海で結ばれており、華北～江南平原に至る広大な陸域からの環境負荷の影響は、数日（洪水）から数年～10数年（生態系経由等）にわたる極めて幅広い時間スケールで日本に伝播している。中国の経済活動は今後ますます拡大し、環境に対する圧力ポテンシャルは急激に増大するものと予想されている。日本の海洋・沿岸環境の管理・保全といった直接的な意味、中国の環境変動の波及スケールはアジア規模に及ぶという意味においても、中国の経済成長が環境と調和した持続可能なものであることが期待されている。21世紀の中国の社会経済的発展を支えるための新たな水資源とエネルギーの開発は、長江流域では三峡ダム築造、長江から黄河への大規模導水（南水北調）という形で進められており、長江の流域水環境の現状把握とその将来予測は緊急的な課題となっている。

このような背景のもとに、中国科学院地理科学与資源研究所と中国水利部長江水利委員会を海外共同研究機関の中核として、長江流域の持続可能な成長を支援する調査・研究を、（1）長江流域環境モニタリング手法の開発（2）流域地理情報システムの開発に関する研究（3）長江の河川水質と水界生態系に関する調査研究（4）流域環境管理モデルの開発、の4つを基本課題として研究推進を行った。その結果、長江流域のようなセミグローバル規模の流域であっても、これを一つの単位としてとらえ、システムとしての階層構造を理解することが重要であることを指摘した上で、衛星モニタリングを活用することで全貌を視覚化するとともに、地理情報システム（GIS）を用いることで種々の環境情報を重畳させたデータベースを構築した。また、世界の研究機関に先駆けて、長江水利委員会と共同で長江（重慶～上海区間）の水質・生態系調査を実施し、特に河川生態系の基礎構造と物質循環に関するデータを収集し、流域環境モデルの設計上、極めて有用なデータをとりまとめた。さらに、こうしたデータベースと現地調査を基礎として、長江流域の総合的なシステムモデルを開発し、流域における物質輸送の駆動力となる水・土砂の移動を詳細に記述するモデルの適用性についての十分な検証を行った。

本研究の成果は、今後の長江流域における環境保全・管理手法の開発、持続可能な成長を支える流域環境管理論に展開されるものと期待している。

研究を推進する上で、国内外の多くの方々にご協力とご助言を頂いた。ここに深く感謝の意を表したい。

平成13年9月

独立行政法人 国立環境研究所  
理事長 合 志 陽 一

## 目 次

1	研究の目的と経緯.....	1
1.1	研究の目的と経緯.....	1
1.2	研究の構成.....	1
2	研究の成果.....	3
2.1	中国長江流域における水環境の現状と課題.....	3
2.1.1	はじめに.....	3
2.1.2	中国の主な水系と水資源の分布の特徴.....	3
2.1.3	長江流域の概況.....	4
2.1.4	長江流域の洪水災害.....	5
2.1.5	長江流域で進む巨大プロジェクト.....	5
2.1.6	長江流域における水質管理と課題.....	6
2.1.7	おわりに.....	7
2.2	NOAA-14衛星画像を用いた洪水氾濫解析.....	8
2.2.1	はじめに.....	8
2.2.2	解析方法.....	8
2.2.3	NOAA-14 AVHRRとSARによる湛水域同定の比較.....	9
2.2.4	洪水被害解析.....	10
2.2.5	結論.....	12
2.3	大流域水文モデルでの利用を目的とした降水量データセットの比較検討.....	12
2.3.1	はじめに.....	12
2.3.2	日降水量データセットの概要.....	12
2.3.3	検証用データの作成と降水量データセットとの比較.....	13
2.3.4	結果及び考察.....	13
2.3.5	まとめ.....	15
2.4	長江流域における水環境の調査研究.....	16
2.4.1	はじめに.....	16
2.4.2	調査方法.....	16
2.4.3	現地調査結果と考察.....	16
2.4.4	まとめ.....	19
2.5	長江の水界生態系における高次栄養段階への炭素伝達.....	19
2.5.1	はじめに.....	19
2.5.2	方法.....	19
2.5.3	結果.....	21

2.6	長江における細菌群集構造の遺伝学的解析.....	24
2.6.1	緒言.....	24
2.6.2	方法.....	24
2.6.3	結果と考察.....	25
2.6.4	まとめ.....	27
2.7	長江流域の水・土砂動態のマクロシミュレーション.....	28
2.7.1	はじめに.....	28
2.7.2	流域水文モデル.....	28
2.7.3	長江流域へのモデルの適用.....	29
2.7.4	結果及び考察.....	30
2.7.5	まとめ.....	33
2.8	流域内での微細土砂動態のモデル化に関する検討.....	33
2.8.1	流域における土砂動態モデルの構成について.....	33
2.8.2	流域斜面表層土壌の面状侵食モデル.....	34
2.8.3	流域斜面表層土壌のすべり流出モデル.....	35
2.8.4	凍結履歴のある河岸の侵食モデル.....	36
2.8.5	秋期降雨に対するモデルの適用結果.....	36
2.8.6	融雪出水時への適用結果.....	37
2.9	湿原域を対象とした洪水氾濫現象のモデル化に関する検討.....	38
2.9.1	はじめに.....	38
2.9.2	対象領域.....	38
2.9.3	2次元濁水氾濫モデル.....	39
2.9.4	結果及び考察.....	41
2.9.5	まとめ.....	42
2.10	まとめ.....	43
	引用文献.....	45
[資料]		
	研究の組織と研究課題の構成.....	49
1	研究の組織.....	49
2	研究課題と担当者.....	50
	研究成果発表一覧.....	51
1	誌上発表.....	51
2	口頭発表.....	53

# 1 研究の目的と経緯

## 1.1 研究の目的と経緯

近年の東アジア地域、特に長江流域の社会経済活動の目覚ましい発展は、産業構造変化に伴う土地利用形態の変化、都市部への人口集中等の現象を促進させている。こうした変貌は流域内で生産される汚濁物質や有害物質の排出負荷量を著しく増大させているため、水質汚濁、塩害や酸性雨による土壌劣化、風食・水食による土壌流失、洪水、かんがい用水・飲料水不足等々の流域の持続的発展を妨げる要因が顕在化しつつある。また、長江流域からの環境負荷は必然的に東シナ海の海洋生態系に大きな影響をもたらすことから、その正確な算定と適切な管理が必要とされている。

さらに、今後の長江流域の発展のために、水資源・エネルギー開発（ダム開発、水力・火力発電所の建設等）の要請が強く、洪水防御・舟運航路確保を含む多目的ダムとして、三峡ダム建設という大規模水資源開発プロジェクトが進行している。2009年には、総貯水容量393億 $m^3$ （黒部ダムの約200個分）、湖水面積約1,084 $km^2$ （琵琶湖の約1.7倍）、ダム湖長663km（ほぼ東京 - 姫路間）という巨大ダム湖が出現する。このダムの開発スケールは、膨大な湖面蒸発量による水循環・局地気候の変化、土砂・栄養塩類をはじめとする物質循環の変化による長江及び東シナ海の水界生態系の変化さえ危惧させる規模と、理解されるべきものである。

本研究では、上述の点に鑑み、社会的・経済的要因を考慮しながら、持続可能な開発を行うための流域管理手法を国際的連携のもとに開発し、我が国の流域環境に関する技術体系を総合化することを目的とするとともに、環境共同体としてのアジア地域における環境科学の基礎を固めることをも目的としている。

なお、本研究は、中国との緊密な研究体制を基礎として行われた「国際共同」研究であり、その枠組みは次のようなものである。

平成9年1月、中国科学院遥感応用研究所と、長江流域の水・物質循環モデルの構築のために、「長江流域中下流区域における土壌侵食モデルの開発プロジェクト」に関する共同研究の取り決めを行い、詳細な環境情報データベースの作成、衛星モニタリングによる洪水氾濫解析手法の開発を行った。

平成9年12月には、中国水利部長江水利委員会と「流域環境モニタリング技術と環境管理モデル開発」に関する共同研究協定を結び、これに基づき長江流域の水環境調査を1998、99年と実施し、得られた基礎データをもとに、流域環境管理モデルの開発体制を確立させた。

## 1.2 研究の構成

本研究では、上記の目的を達成するため、以下の4つの基本テーマで調査・研究を実施した。

### （1）長江流域環境モニタリング手法の開発

河川長6,300km、流域面積180万 $km^2$ というセミグローバル規模の流域を一つの単位（システム）として理解する上で、全貌を視覚化するとともに、特定地域を周辺から浮かび上がらせることが重要であるとの観点から、衛星モニタリングの成果であるNOAA-14衛星画像を用いた洪水氾濫解説に関する研究を行った。

### （2）流域地理情報システムの開発に関する研究

膨大な長江の流域環境情報を環境管理に資する数理モデルへの初期・境界条件として入力するためには、モデルと環境情報を効率的にやりとりするデータベースシステムが必要とされ、地理情報システム上で、大流域水文モデルでの利用を目的とした降水量データシステムを構築し、その比較検討を行った。

### （3）長江の河川水質と水界生態系に関する調査研究

長江流域の水環境と生態系の基礎構造の理解を深めることが、物質循環の全体像を記述しようとする流域環境モデルを設計する上で必須条件であり、長江水利委員会との共同により、1998年11月、1999年10月の2回、長江本川の重慶～上海区間、2300kmの水質・生態系調査を実施した。その全体像は、長江の水環境に関する調査研究としてまとめられた。生態系構造の特徴を把握するため、長江の水界生態系における高次栄養段階への炭素伝達に関する研究、と長江における細菌群集構造の遺伝学的解析を行った。

### （4）流域環境管理モデルの開発

水文流出過程、土砂動態等の流域の持つ多面的な機能

の中の、特定の一つに注目した単一機能優先モデルの精度は、流域の持つ種々の機能を考慮した総合モデルに比べて高いと判断される。しかしながら、流域の管理を指向する本研究においては、流域の持つ多面的な機能の相互関係に基づくシステムを記述する必要がある。このため、まず、流域における物質輸送の駆動力となる水の移動を詳細に記述するモデルを開発するとともに、駆動力

の大きさと方向を特定する地形の形成要因となる土砂動態モデルの開発を行った。まず、全体像を把握するため、長江流域の水・土砂動態のマクロシミュレーションを実施した。次に、基本モデルの精度向上を図るため、流域内の微細土砂動態のモデル化に関する検討と、湿原域を対象とした洪水氾濫現象のモデル化に関する検討を行った。



## 2 研究の成果

### 2.1 中国長江流域における水環境の現状と課題

#### 2.1.1 はじめに

近年中国での社会経済活動の目覚ましい発展は、ダムや水力・火力発電所等の建設を伴う水資源・エネルギー開発抜きにはありえない。すでに、産業構造の変化に伴う土地利用の変化、都市部への人口集中等の現象を促進させている。こうした変貌は流域内で生産される汚濁物質や有害物質の排出負荷量を著しく増大させるため、水質汚濁はもちろん、塩害や酸性雨による土壌劣化、風食・水食による土壌流失、洪水、灌漑用水・飲料水不足等が流域の持続的発展を妨げる要因として顕在化しつつある。特に、都市化が進む中、治水対策の遅れによる洪水災害の激甚化は、中国の社会経済に深刻な問題を投げかけている。治水は、有史以来の中国歴代王朝の課題で、それは現在にも通じている。

中国の年平均降水量は660mmと多くはなく、内陸の砂漠・半乾燥地帯や人口・経済活動に比べて水資源の少ない華北・東北部では、水自体の確保が困難で、一部では地下水の過剰な汲み上げによる問題が生じている。他方、長江以南等では、降雨量の季節変動が大きく、しばしば洪水が発生する。1998年夏、長江流域で史上まれに見る大洪水が発生したことは記憶に新しい。流域人口4億人を越える長江は、中国を知るうえで、最も重要な地

理的単位である。本稿では、中国全体の主な水系と水資源の特徴を踏まえた上で、長江流域の自然概況、洪水災害、現在建設中の三峡ダムや計画中の南水北調プロジェクト及び水質汚濁の現状と課題についてまとめることとする<sup>1-15)</sup>。

#### 2.1.2 中国の主な水系と水資源の分布の特徴

中国の大小の河川を合わせると総延長は約22万kmで、そのうち流域面積100km<sup>2</sup>以上の河川が5万本あまり、1000km<sup>2</sup>以上の河川が1500本あまりある。流域面積1000km<sup>2</sup>以上の河川が日本には4本しかないことを考えると、その数の多さは歴然としている。地形と気候の影響によって、これらの河川の分布もかなり片寄っている。河川の大部分は湿潤多雨のモンスーン地帯の中国東部地区にあり、乾燥少雨の西北地区では河川がぐっと少なくなる。これら多くの河川のうち、北から順に、松花江、遼河、海河、黄河、淮河、長江、珠江の7大河川が中国を代表する河川として名高い(図1、表1)。

中国の水資源の分布特徴は、次のようにまとめられる。

水資源の総量が多いにもかかわらず、1人当たりの占有量が少ない、地域的分布が不均一である。水資源の季節変化、年変動が大きい。天然の水質がよく、近年の水質汚濁の進行が速い。

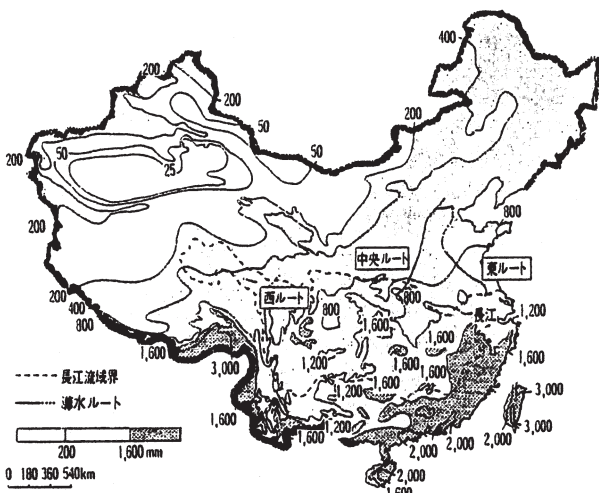


図1 中国の年平均降水量の分布

表1 中国のおもな河川の長さおよび流域面積

河川名	長さ(km)	流域面積(km <sup>2</sup> )
長江	6,300	1,808,500
黄河	5,464	752,443
黒竜江	3,420	1,620,170
松花江	2,308	557,180
珠江	2,214	453,690
ヤルンザエボ江	2,057	240,480
タリム江	2,046	194,210
瀾滄江	1,826	167,486
怒江	1,659	137,818
遼河	1,390	228,960
海河	1,090	263,631
淮河	1,000	569,283
灤河	877	44,100
鴨緑江	790	61,889
アルチス河	633	57,290
イーリー河	601	61,640
元河	565	39,768
閩江	541	60,992
閩門江	520	33,168
钱塘江	428	42,156
韓江	325	34,314

### 2.1.3 長江流域の概況

長江は、全長6300km、中国最大の河川であると同時に、ナイル川、アマゾン川に次ぐ世界第3位の長さを持つアジア最大の河川である。本流は青海、チベット、雲南、四川、重慶、湖北、湖南、江西、安徽、江蘇、上海等の11の省・自治区・直轄市を通り、流域面積は約180万km<sup>2</sup>で国土の80%を占めている。東シナ海に流れ出る年間流量は1兆m<sup>3</sup>弱で、全国の総流量の38%を占め、第2位の黄河の20倍以上ある。流域には水系が発達し、支流が多い(図1, 2)。そのうち流域面積が1000km<sup>2</sup>以上の河川は437本あり、1万km<sup>2</sup>以上のものは49本、8万km<sup>2</sup>以上のものは8本あり、雅江、岷江、嘉陵江、漢江の4大支流の流域面積はいずれも12万km<sup>2</sup>を超えている。支流面積の最も広いのは嘉陵江、流量が最も多いのは岷江、長さが最も長いのは漢江である(表2)。中・下流域には数多くの湖沼が分布していて、その総面積は1万743km<sup>2</sup>あり、主なものは洞庭湖、洪湖、梁子湖、鄱陽湖、巢湖、太湖等がある。現在長江と直接連結しているのは、洞庭湖と鄱陽湖だけになってしまった。

長江流域には、全国の35%にあたる約4億人の人口、約2640万haの耕地(全国の24%)がある。「黄金水道」と呼ばれ、上海、南京、武漢、重慶等を結ぶ運輸の大動脈となっており、中国の国内舟運量の76%を占めている。中国の農業・工業生産の中心を成しており、穀物生産高の40%、米生産高の70%、工業生産高の40%、淡水魚生産高の60%を担っている。昔から、「魚、米、桑、果物の郷」の美称があり、水資源、土壌資源、生物資源等の自然資源が大変豊富である。しかし、最近では、流域人口の増加、不合理な開発、生態環境の悪化等により、上流域の表土流失が日増しに激しくなり、中流域では「囲湖造田」(湖を囲って水田にする)等に起因する洪水災害の頻発、下流域では大気汚染と水質汚濁が深刻になっている。一方、その水資源賦存量は全国の34%を占め、他の地域の社会経済発展状況を考えると、三峡ダムや南水北調プロジェクトが意図しているように長江流域から一部の水資源を調達し、北方の水不足地区へ送水することが期待される。

表2 長江流域の主要支流

河川名	長さ(km)	流域面積(万km <sup>2</sup> )	平均流量(m <sup>3</sup> /s)	年流量(億m <sup>3</sup> /year)
雅礮江	1,571	128,444	1,914	604
岷江	735	133,000	2,850	877
嘉陵江	1,120	160,000	2,120	710
烏江	1,037	87,920	1,690	534
沅江	1,022	88,451	2,170	654
湘江	844	93,376	2,370	652
漢江	1,577	159,000	1,710	591
贛江	766	83,500	2,130	687

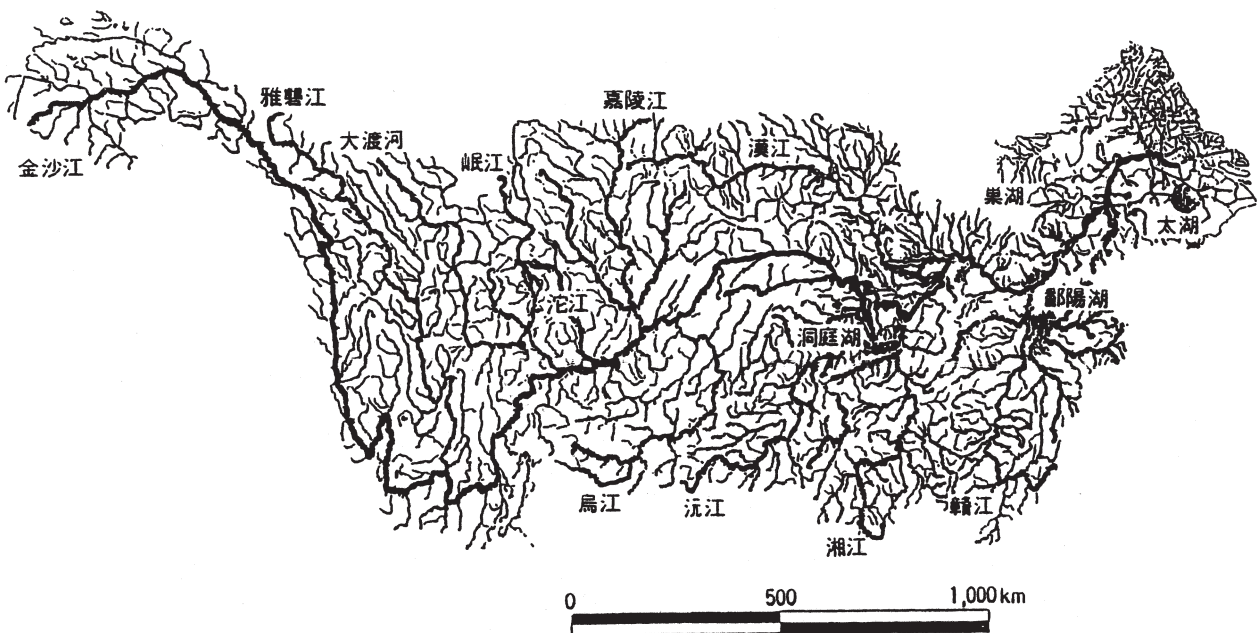


図2 長江流域のおもな支流分布

### 2.1.4 長江流域の洪水災害

長江はたびたび洪水に見舞われ、被災面積も広範囲にわたっている。記録によると、漢代（紀元前206～後220年）から清代（1616～1911年）までの2000余年の間に、大小合わせて200回あまりの洪水に見舞われている。明朝時代には9年に1度、清朝時代には3～5年に1度、中華人民共和国成立前の20年間にはほとんど毎年洪水が起こっていた。特に1931年7月の洪水では、概算で死者14万5000人、水没した農地は330万haにのぼった。1998年の長江全域にわたる大洪水による被害も、世界中を震撼させたことが記憶に新しい。この原因については、エルニーニョ現象等の気候変動のほかに、森林伐採による土壌流出や保水能力の低下、人口集中による沿岸の開発、湖沼の干拓や湖沼と河川の連絡の遮断による水量調節機能の低下等人為的要因があげられる。1998年のような被害は1954年の大洪水以来といわれているが、治水専門家たちは54年に比べると、98年の降雨量がより少ないのに被害が大きくなったと指摘している。その理由は、前記の要因のほかに、大型ダム建設が進んだ割に堤防の建設がなおざりにされたことや、拝金主義が横行する中ですぐに利益につながりやすいプロジェクトが優遇され、長期的な治水計画は軽視されたこと等が挙げられる。

洪水対策は、河川の流下能力を増やすだけでなく、植林、急傾斜農地の林地化、農地の遊水池化等、流域の面的な流出抑制対策、流域管理の視点が重要である。しかし、12億人から将来16億人を抱える中国の食糧事情から考えると、「退田還湖」、「退耕還林」の政策は、難しい選択といえる。このような環境保全や治水の観点から建設に反対する意見と発電・水利のために賛成する意見との大論争の末、名実ともに21世紀の大事業である三峡ダムは、1993年に着工された。98年の大洪水は、三峡ダムの治水能力をあらためて問うことにもなった。

### 2.1.5 長江流域で進む巨大プロジェクト

#### (1) 三峡ダムプロジェクト

三峡ダムプロジェクトは、洪水防御を第一目的とし、その他に発電、養殖漁業、水上交通、水資源開発等の多面的な効果を期待されている世界最大の水利開発事業である（表3）。三峡ダムの建設地は、湖北省宜昌市三斗坪鎮に位置する。三峡ダムは、主にダムの堰堤、発電所と航行用建造物（昇船機）の三つの部分から構成される。これが完成すると、特に長江中流部の中心地帯 - 江漢平

表3 三峡プロジェクト主要緒元

項目	数値
水庫(ダム)	
正常貯水位	175km
総貯水量(正常貯水位以下)	393億m <sup>3</sup>
洪水時の容量(正常貯水位)	221.5億m <sup>3</sup>
航道改善距離	570～650km
主要構造物	
堤頂部の海拔	185m
最大堤高	175m
堤頂長	2,335m
発電容量	1,820万kW
年平均発電容量	847億kW・h
1台当たりの発電量	70万kW
発電機台数	26台
船舶航行ゲート(永久閘門)	2列, 5段階
ドックの有効寸法	280×34×5m
昇船機	1列, 1段階
通過船舶の有効寸法	120×18×3.5m
臨時閘門	1列, 1段階
通過船舶の有効寸法	240×24×4m
ダムによる水没	
水没耕地・果実園	2.59万ha
水没地区の人口(1993年末調査)	84.46万人
工事施工	
土石の開削(採掘量)	9,870万m <sup>3</sup>
土石の築立(盛土量)	2,864万m <sup>3</sup>
コンクリート打設量	2,643万m <sup>3</sup>
総工期	17年
第1期の発電	11年目
総事業費(1993年5月現在価格値)	
主要工事費	500.9億元
ダムによる移住対策費	400億元

原、洞庭平原の洪水防御や水利開発に果たす役割と意義が極めて大きい。ダム建設は1993年から始まり三期にわたり実施され、現在第2期(1997年～2003年)に突入し、最終的に2009年までに完成する予定となっており、その工期は実に17年にも及ぶ。三峡ダム建設による多くの効果が期待される一方、100万を越える住民の立ち退き、数多くの貴重な景観や文化財の水没、環境破壊、土砂堆積、富栄養化、水生生物等への影響等の問題が懸念されている。今後三峡プロジェクトの行方と、その総合環境管理に注目したいものである。

#### (2) 南水北調プロジェクト

南水北調プロジェクトは、中国南部の豊富な水を北部の水不足地区へ導水する計画で、1950年代に提案され研究が続けてきた。長江の上・中・下流域の3地点から北に向けて、3本の運河をつくる大事業である。青海省・四川省で長江と黄河の源流を結ぶ西ルート、湖北省で取水し、北京と天津市に運ぶ中央ルート(約1240km)、江蘇省と天津市を結ぶ東ルート(約1150km)の3ルートが具体案として検討され、2001年から始まる「第10期5ヵ年計画」に盛り込まれている。

南水北調は史上前例をみない大事業である。大規模に水を引き北方に送水すると、調水後どんな環境変化を引き起こすかが注目される。中央ルートと東ルートは幹線水路に沿って多くの大都市が発達するため、水質汚染防止を図らなければならない。また、長江の河川水をとって北に送水すると、吸血虫病の中間宿主を北方に拡散することになり、病区が華北に移動する恐れがある。このほか、二次塩害や気候、水産、長江河床の変化等についても調査研究を強化する必要がある。また、事業実施の経済的合理性については、莫大なコストがかかるわりには、主としてその用途が農業用水として利用されることになっているため、効果を案ずる声も多い。コスト計算の方法をとっても、例えば、各ルートの土砂採掘・盛土工程や、建設総投資について見積もる際、意見の相違があり確たる見解が定まっていない。したがって、今後の動向によっては、農業用水目的だけでなく、工業・生活用水及び舟運等と結びつけて評価をしていくことも考えられる。

#### 2.1.6 長江流域における水質管理と課題

中国においては、洪水被害の軽減や地域的偏りのある水資源の分布を平均化し、健全な経済発展を遂げるために、大規模な水利調整を行う必要があり、実際三峡ダムや南水北調プロジェクトが進められている。そのため、主な取水の対象となってくる長江の適切な水質管理が問われていくことになる。

##### (1) 水質汚濁の発生状況と汚染源

長江流域の年間汚水排出量を、1980年代初期と90年代初期とで比較すると、127億tから142億tに、毎年2.3%の割合で増加している。98年の汚水排出総量202.5億tの内訳をみると、工業排水130.5億t(64.4%)、生活排水72.0億t(35.6%)となっている。大部分は、江蘇、上海、湖北、江西等省(直轄市)からのもので、総量の70%以上を占めている。土砂流出による濁水、農地への施肥や農

薬散布に加え、船舶等流動汚染源と突発的な水質汚染こと故等が長江の水質に影響を及ぼしている。

大洪水が発生した1998年度の水質汚濁状況を例にとって見てみよう。表4のとおり、Ⅰ類の水質(中国地表水質基準がⅠ～Ⅴ類に分けられ、数字が大きいほど汚れていることになる)を示したのは3901kmで、評価を受けた河川全長の35.6%を占め、Ⅰ類は5786km(52.8%)、Ⅱ類とⅢ類以上は計1271km(11.6%)となった。湖沼の水質については、鄱陽湖で大部分がⅠ類を示しており、比較的良好であるが、贛江南支口の湯水期のフェノールがⅠ類の基準を越え、97年より悪かった。巢湖の富栄養化も深刻であり、特に西岸部の水質悪化が局地的に進んでいる。滇池の富栄養化も深刻で、全年通じてⅡ類からⅢ類以下の水質となっており、改善の傾向がみられない。主な超過項目はpH、COD、BODなど有機物である。全体的に本流の水質は良いが、豊水期の水質が湯水期より悪く、河川中央より河岸付近の水質が悪い。岸辺の汚濁ベルトが影響して、一部の水道水源に取水制限が出されたほどである。

総合的にみると長江流域の水質は比較的良好であっても、本流沿いの都市部の河川や一部の支流・湖沼単位で、局地的に汚濁が深刻化している。有機汚濁に限って言えば、下流へ行くほどひどくなり、河川水域より湖沼水域の方が重度である。具体的には、太湖、洞庭湖、鄱陽湖の順で有機汚濁が進んでおり、太湖、巢湖、滇池は国内三大汚濁淡水湖沼に指定され、期限付きの整備が行われている。地下水汚染も、都市部で比較的頻繁に起こっている。80年代の観測では、中度の汚染都市が、南京、上海、武漢、長沙、成都、常州、鎮江等、軽度の汚染都市が、昆明、貴陽、蘇州、杭州で、それぞれ汚染が深刻化する傾向にある。

また、これらの汚染源は、生活排水や工場排水のような点源汚濁はもちろん、長江を航行する船舶及び停泊船

表4 長江流域の水質評価基本状況

時期	評価範囲	評価対象 河の長さ	Ⅰ類		Ⅱ類		Ⅲ類		Ⅳ類		Ⅴ類	
			河の長さ	比例	河の長さ	比例	河の長さ	比例	河の長さ	比例	河の長さ	比例
湯水期	全流域	10958	0	0	4330	39.5	5059	46.2	897	8.2	672	6.1
	本流	4529	0	0	1461	32.3	3068	67.7				
	支流	6429	0	0	2869	44.6	1991	31.0	897	14.0	672	10.4
豊水期	全流域	10958	0	0	2365	21.6	7274	66.4	780	7.1	539	4.9
	本流	4529	0	0	492	10.9	3847	84.9			190	4.2
	支流	6429	0	0	1873	29.1	3427	53.3	780	12.2	349	5.4
全年	全流域	10958	0	0	3901	35.6	5786	52.8	905	8.3	366	3.3
	本流	4529	0	0	1375	30.4	3154	69.6				
	支流	6429	0	0	2526	39.3	2632	40.9	905	14.1	366	5.7

からの投棄や排出物も無視できない。さらに、広大な農山村地域や市街地からの非点源汚濁も重要である。洪水期に発生した汚濁は、実際には主に非点源からのものであり、有機物、栄養塩のほか、有毒物質や酸性雨等も含まれている。非点源汚染を有効にコントロールすることは今後の大きな課題である。そのほか、地下水汚染と汚染源の抑制に対しては、極めて少数の都市が注意しているにすぎない。

## (2) 水質汚濁を引き起こす要因

長江水質汚濁と水環境を悪化させている要因は多方面にわたり、以下に主な要因を列記する。

1) 急速な人口の増加に伴い、水に対する需要量が急増したため、利用者間の調整がうまく行かない。また、都市の水源地への汚染規制、法的保全整備や管理技術規定が不十分である。

2) 急速な経済発展や都市化と環境保全のバランスがとれておらず、工業からの排水発生量は確実に増加し、特に紙・パルプ、化学工業、印刷・染色、皮革、醸造等の小企業は、汚濁物質の発生量が多いうえ、エネルギー消費も大きい。さらに、地方政府のなかには経済利益に目を奪われ、汚染問題に対して無関心であったり、見て見ぬふりで放任する態度をとったりするところもある。さらに、化学肥料や農薬、洗剤の大量使用、流域の湖沼群での乱開発、上流域における山林の乱伐や開発行為等による土砂流出が、水域の環境を悪化させる大きな要因になっている。

3) 汚濁を予防する施設のための経費投入が不十分で、大量の都市生活排水が未処理のまま直接河川に排出されている。都市の人口と規模が急速に拡大し、都市近郊では養鶏、養豚、養牛等が盛んに行われている。その発展速度についていけず、多くの都市で廃水処理施設がなく、生ゴミ等が岸辺に積み重なっているような状況である。

以上これらのすべての要因が複雑に絡みあい、河川や湖沼を汚染する結果となっている。人びとの水資源への危機感や地方指導者の環境意識を向上させ、自然資源の適切な利用を促進することが必要不可欠である。

## (3) 流域水環境管理政策への提言

長江流域の水質汚濁を低減させ、水環境を保全するには、以下の点を一体に取り組んでいく必要がある。

表土流失と水質汚濁を防止する。

過去の慣行水利権と管理体制の不具合を改める。

水域の特性に応じて、適切な水質目標と地方ごとの水環境基準、汚染物質排出基準を制定する。

総量規制と汚濁物質排出許可制度の導入はもちろん、水環境容量や適切な水資源価格の算定、それに必要な関連基準と法律の制定を行う。

工業排水については、ゼロエミッションの概念で生産プロセス内での処理技術を優先的に導入し、最終的な排水の少ない処理工程の開発を行う。都市生活排水については、マスタープランを作成し、行政区域と流域を関連づけた予防策・集中処理計画をたてる。

環境科学に関する基礎的研究と応用技術の研究を推進し、農業灌漑技術の改良・強化、農地からの汚濁負荷の削減につなげる。

水質汚濁防止への費用投資を強化する。

### 2.1.7 おわりに

長江流域の面積は広大で、自然条件は一様ではない。さらに水系、湖沼や大運河を始めとして、自然に対するさまざまな人為的改変がなされてきている。多くの人口を抱えるがゆえ、農耕・畜産、工業活動を含めた環境負荷の増大は否めない。また、もともと時空間的に水資源の分布は不均一で、それにさらに洪水・干ばつ等が影響して、自然環境全般のさまざまな劣化が進行しつつある。一方で、三峡ダムのような巨大水利プロジェクトが急ピッチで進んでいる。今後さらに南水北調プロジェクトや西部大開発により、次第に環境が脆弱な奥地にも開発が浸透し、水資源を支える長江流域の自然環境そのものの保全が重大な課題となるであろう。

長江流域の水環境は中国の7水系のなかでも良好な部類に属しているが、それはあくまでも相対的な評価であって、局地的には、沿岸汚染ベルトや、一部の支流や湖沼で全面的な汚濁と富栄養化が発生している。また、これらの汚濁源となる船舶の移動汚染、潜在的な地下水汚染や水源地の水質汚濁等が顕在化している。従って、長江流域の水環境を保全していくためには、流域全体の汚濁状況を正確に把握し、さらに地域を限定して重点的な分析を行えるような、機能的かつ統一的な流域管理体制を構築することが望まれる。それには、水資源の量と質の管理を明確に区分し関連づけた法制度の整備もしくは強化を行い、最終的には、環境意識の啓発と高揚等も織りまぜた柔軟な対応と努力が必要であると考えられる。

## 2.2 NOAA-14衛星画像を用いた洪水氾濫解析

### 2.2.1 はじめに

1998年7月から8月にかけて中国長江流域では1954年に次ぐ20世紀2番目の規模の全流域的洪水が発生した。洪水発生増加は自然的要因と人為的要因が考えられている。アジア・モンスーン域に属する長江流域ではエルニーニョや地球温暖化など地球規模での気候変動に伴う降水量増大との関係が指摘されている。1931年、1954年及び1998年に大規模洪水が発生しているが、共通した現象として全流域にわたって同時に降雨が分布していたことが指摘されている。さらに上流域での森林伐採は保水能力の欠如と土砂流出増大をもたらし、結果的に洞庭湖周辺への土砂堆積を促進（年間約1億トンの土砂堆積）することにより遊水緩衝能力の低下をもたらした。これら洞庭湖周辺の土砂堆積と共に農地拡大を求めて人為的干拓が長年行われてきており、1825年には約6000km<sup>2</sup>あった洞庭湖湖水面積は現在では1/3の約2145km<sup>2</sup>に縮小している。このような遊水機能の低下は必然的に洞庭湖周辺をはじめとする低平地において洪水による著しい被害を生じることとなる。広域での洪水発生及び洪水被害のモニタリングには迅速な観測が求められることから衛星画像の利用が重要な役割を持っている。利用可能な衛星データの中で、AVHRRデータの時間的分解能（1日に2度観測）が最もすぐれており、観測幅が2700kmであることから広範囲な領域を対象とした定量的動態把握に有効と考えられる。このため火災（例えばKasischke et al., 1993）や洪水（Mauger & Pietsch, 1990 ; Barton et al., 1989）、原油流出（Cecamore et al., 1992 ; Cross, 1992）といった災害観測に用いられてきた。

画像データからの氾濫域検出には植生指数として用いられているNDVI値が最も安定した指標である。この場合雲及び大気状態によってNDVI値は大きく影響を受けるためその影響を最小にする必要がある。NOAA衛星データは水平分解能が1113.2mでありまたNDVI指標による洪水域判別を行っていることから、その推定精度の評価を行っておく必要がある。このため雲や大気中水蒸気等の影響を受けないマイクロ波を用いた衛星SARレーダーによる洪水域同定結果との比較を行うことにより精度の評価を行った。SARレーダーは75kmの観測幅を持ち水平分解度18m、44日周期で観測を行っている。このため洪水同定精度は高いものの、長い観測周期（44日）のためその利用が限定されており、検証のための標準値と

して用いた（図3）。

### 2.2.2 解析方法

#### （1）NOAA-14 AVHRRによる湛水域同定

NOAA-14 AVHRR画像データは国立環境研究所の受信施設（つくば、黒島；情報解析研究室提供）で受信されたものを用いた。この中から検索システムを用いて氾濫期の前及び期間中に相当する画像の中から雲の影響が少ない1998年5月26日及び9月10日の画像を選出した。洪水領域の同定は以下の手順に基づき行った。

#### 1) Tera Scanによるデータ補正と第1次幾何補正

画像解析ソフトウェアTera Scan（Seaspace社製）を用い各画像データそれぞれについて第1次幾何補正並びに輝度や天頂角等についてデータ補正を行った。これにより得られたデータの幾何補正の精度は1.02pixelsであった。

#### 2) GCPsの選定と第2次高精度の幾何補正

画像解析ソフトウェアEARDAS IMAGINEを用いて、より精密な幾何補正を行った。補正方法としては土地利用画像データ（縮尺：25万分の1）から正確な地上基準点（GCPs）を選定し、それと画像上の対応する点との関係から座標変換式（補正式）を作成・適用するものである。この補正によりすべてのデータに対するRMS誤差は0.5pixels以下であった。

#### 3) 大気補正

AVHRRデータのBand1とBand2データに対して6 S コ

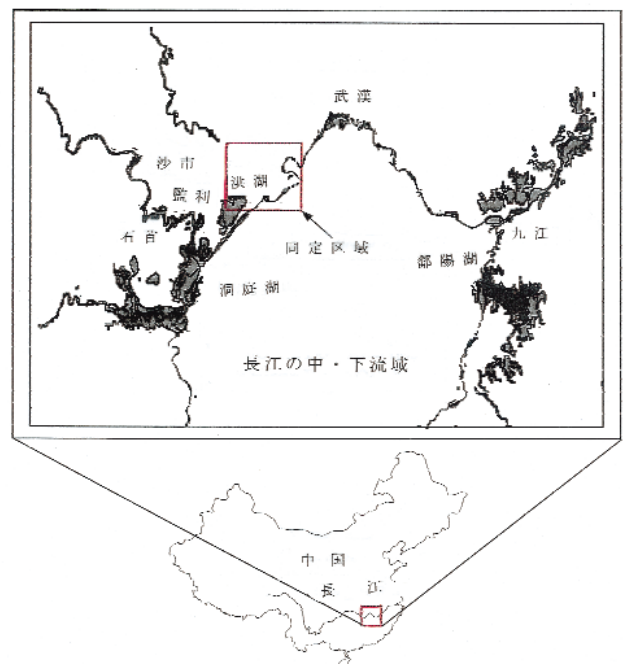


図3 長江流域内における流域対象と水域同定域の位置

ード (Vermote et al., 1997) を用いて大気補正を行った。大気パラメータとして中緯度夏期大気及び大陸のエアロゾル・タイプを想定し、550nmにおけるエアロゾル光学深度として0.25を用いた。

#### 4) 雲補正

AVHRRデータの中で地表面からの反射光のみを用い、雲の存在によって影響を受けているデータはマスクをかけ除去した。洪水期間中に得られたAVHRRデータには雲が同時に含まれていることが多くこの補正は大変重要である。従来から用いられてきた雲識別の方法として閾値テストアルゴリズムがある。この閾値テストアルゴリズムを用いて現在ISCCP (International Satellite Cloud Climatology Project) とCLAVR (Clouds for AVHRR) の2つの地球規模雲分類法が利用可能である。ここでは頻度解析に基づく閾値を用いてこのアルゴリズムを適用し、以下の5つの基準を用いて雲識別を行った。

- i) Band 1 (可視域バンド) の反射率が15%より大きい場合ピクセルは曇っていると判断。
- ii) もしBand 4 の温度が294K以下であれば、ピクセルは雲の影響を受けたと判断。
- iii) (Band 2 / Band 1) 比が0.8以上1.25以下であればピクセルは雲と判断。
- iv) もしBand 2 の反射率が2.2%以下であればピクセルは雲の影響がかかっていると判断。
- v) もしピクセルが曇っていると判断された場合は隣接する4つのピクセルも曇っていると判断。

#### 5) 氾濫域識別

画像データからの氾濫域の検出には植生指標として用いられているNDVI値を用いた。AVHRRデータにおいてNDVI値は次式から算出される。

$$NDVI = (R_2 - R_1) / (R_2 + R_1)$$

ここでR<sub>1</sub>、R<sub>2</sub>はそれぞれAVHRのBand 1、Band 2の反射率。NDVI値を変動させる大気状態及び雲の影響はすべて補正し除去してあるので、1998年5月26日と2010日の間のNDVI値の変化は洪水による湛水の影響を示すと考えられる。しかし洪水と判断したピクセルは水と種々の地表面の情報が混在した状態であり、NDVI値だけで湛水域を分類することは困難である。ここではNDVI値とNDVI値の変化量の両方を用いて識別することを行った。この場合湛水域識別の基準は土地利用ごとに

異なり、洪水の前と洪水期間中のNDVIの頻度解析から以下のような基準を満たしたピクセルを湛水域と同定した。

- i) 水田：9月10日のNDVIが0.25以下、NDVIの差が - 0.23以下。
- ii) 畑：9月10日のNDVIが0.25以下、NDVIの差が - 0.31以下。
- iii) 森林、灌木、果樹園：9月10日のNDVIが0.3以下、NDVIの差が - 0.2以下。
- iv) 草地：9月10日のNDVIが0.3以下、NDVIの差が0。
- v) 海岸：9月10日のNDVIが0.1以下。
- vi) 都市、工業地帯、鉱業地帯：9月10日のNDVIが0.2以下、NDVIの差が - 0.4以下。

#### (2) JERS-1 SARによる湛水域同定

JERS-1は1992年にNASDAにより運用開始された衛星であり、これに搭載されているSARレーダーは1998年10月まで使用された。44日間周期のため1998年洪水期間中に使用できるSARデータは1998年9月11日のみであった。また洪水前のデータとして1995年6月11日のデータを用いた。レベル2.1データ (12.5 × 12.5m; NASDA) を16ビットから8ビットに線型に再スケールを行い、Shimada (1998) の式を用いて反射係数に変換した後、土地利用図をもとに幾何補正を行った。ガンマーフィルター (7 × 7 ウィンドウ) を適用してノイズを除去し、全画像を土地利用図の水平分解能と同じ100 × 100mの分解能に再編集した。1998年9月11日と1995年6月11日の2つの画像と反射係数の差からフォールスカラー画像が得られ、赤色に見られる領域が湛水域として識別されている。

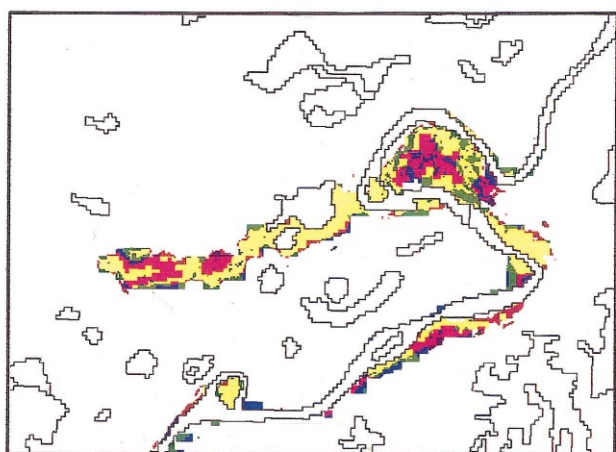
#### 2.2.3 NOAA-14 AVHRRとSARによる湛水域同定の比較

NOAA-14 AVHRRデータは1998年9月10日に取得され、SARデータは9月11日に取得されており、18.5時間の時間差は1日以内である。このため同時に取得されたデータであるとして比較して問題とはならない許容範囲内であると考えられる。

ここではSARデータの水平分解能が100mとNOAAデータに比較して10倍の精度があることから、SARデータにより湛水域と同定された面積を基準としてNOAAによ

る湛水域同定の評価を行った(図4,表5)。この結果 NOAAによる湛水域同定がSARによる同定と合致した面積は水田では90.4%,畑は88.7%,全体では89.2%となり高い同定合致率を示した。しかしNOAAが湛水域と同定した面積はSARが同定した面積より水田では136%,畑では117%,全体では122%の過大評価を示した。特に水田では36%過大で畑の17%過大を大きく上まわった。この過大評価の原因はNOAAデータの水平分解能が1113.2mであるのに対し,SARデータの水平分解能が再

編集後100mとなっており,NOAAデータ1ピクセルの中にSARデータが(11×11ウィンドウ)存在することによる水平精度の相違が挙げられる。しかし得られた同定合致率の高さ(約90%)を考慮すると全体として22%過大評価であるものの,SARが44日周期,75km観測値であることから,広領域カバーと高頻度観測(1日1回)のNOAAデータによる湛水域同定は十分な精度を持った実用レベルにあると判断することができる。



説明

湛水域	単位: ha
① NOAAとSARの両データに基づき同定された湛水稲域	6822
② NOAAデータに基づき同定された湛水稲域	3428
③ SARデータに基づき同定された湛水稲域	728
④ NOAAとSARの両データに基づき同定された湛水非稲域	18332
⑤ NOAAデータに基づき同定された湛水非稲域	5757
⑥ SARデータに基づき同定された湛水非稲域	2331

図4 NOAA-14AVHRRとJERS-1SARデータに基づいて識別された湛水域の比較

表5 NOAA及びSARにより同定された湛水域面積  
単位: ha, ( ) 値は基準値に対する割合

	SARによる湛水域同定面積	NOAAとSARによる同定が合致	NOAAのみ湛水域と同定	SARのみ湛水域と同定	NOAAによる湛水域同定面積
水田	7550	6822 (90.4%)	3428	728	10250 (136%)
畑	20663	18332 (88.7%)	5757	2331	24089 (117%)
全体	28213	25154 (89.2%)	9185	3059	34339 (122%)

基準値

表6 土地利用別湛水域面積

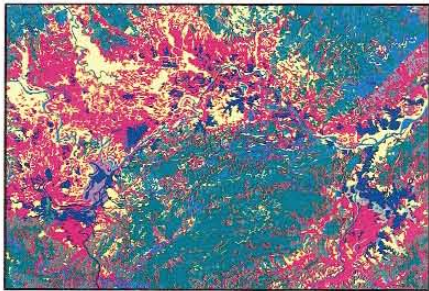
土地利用	湛水面積 (ha)	土地利用	湛水面積 (ha)
水田	111956	高被覆草地	39064
畑	95600	中被覆草地	1978
森林	0	低被覆草地	1574
灌木	0	水辺	93972
果樹園	14297	都市	426
		合計	358867

#### 2.2.4 洪水被害解析

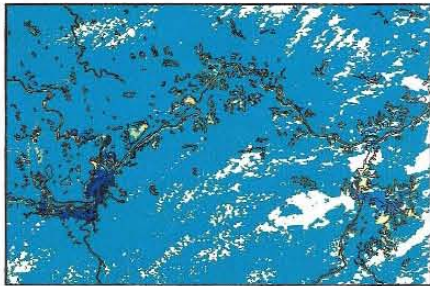
1998年8月20日には武漢において洪水水位がピーク(水位29.43mは歴代2位)に達した。ここでは洪水ピークときに最も近い1998年8月22日に取得されたNOAA AVHRRデータと土地利用データをARC/INFOを用いて重ね合わせるにより洞庭湖及び鄱陽湖周辺を対象とした土地利用別湛水面積を求めた(図5,表6)。用いた土地利用図は1990年代初頭のTMデータを用いて作成(Liu, 1996)された25万分の1縮尺図でAVHRRデータの水平分解能よりはるかに高い分解能を持っている。

これより1998年の洪水ピーク時(8月22日)において長江中・下流域の洞庭湖・鄱陽湖周辺では水田111956ha,畑95600ha,果樹園14297haが洪水被害を受けた。水田と畑の合計被害面積は207556haとなり,報告されている耕地の被害面積197000ha(<http://www.chinawater.net.cn/98flood/98f-2.htm>)と非常に近い値となっている。又同様に全洪水被害面積は358867haとなり報告されている321000haと近い値になっている。

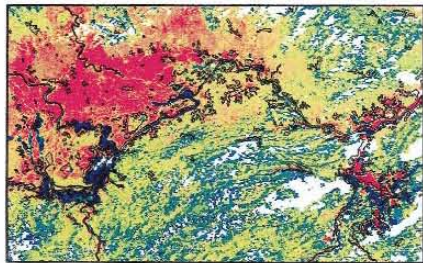
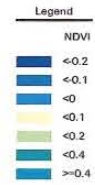




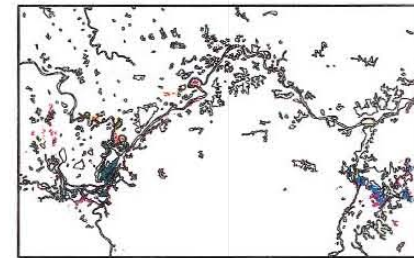
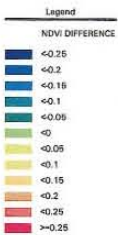
土地利用図



NDVI (1998年8月22日)



1998年5月26日と1998年8月22日のNDVIの差



説明

土地利用タイプ	湛水域(ha)
水田	111956
非灌漑式	95600
果樹	14297
密生した草地	39064
中間的な密度の草地	1978
まばらな草地	1574
町・都市	426
湖岸	93972

1998年洪水による長江中・下流域において  
同定された湛水域

図5 8月22日のNDVIと5月26日NDVIとの  
差に基づいて同定された湛水域

### 2.2.5 結論

NOAA-14 AVHRRデータを用いて洪水氾濫の観測を行うことを試みた。広く用いられている植生指数 (NDVI) により地表面が水で被覆されているかどうかを識別することが可能となった。NDVI値を変動させる要因として水による被覆以外に雲と大気条件があり、その影響を除去し補正を行った後1998年9月10日のAVHRRデータに対して適用し湛水域を同定した。同様に1998年9月11日のJERS-1 SARデータを用いて湛水域同定を行い、このSARによるAVHRRの湛水域同定の評価を行った。同定合致率は89.2%、NOAAによる同定面積はSARによるものより約22%過大評価という結果を得た。

NOAAの高頻度・広領域観測を考慮すると洪水観測として実用レベルに達していると判断される。1998年8月の長江大洪水においては水田・畑の合計面積は報告されている値と非常に良い一致を見た。

## 2.3 大流域水文モデルでの利用を目的とした降水量データセットの比較検討

### 2.3.1 はじめに

大陸スケールを有する大流域を対象とした水・物質動態を数値モデルによって再現しようと試みる際、モデルの種類、複雑さを問わず入力データとなる気象データの精度は計算結果に大きな影響を与える。特に、降水量は水・物質動態のドライビングフォースであり、流域全体をカバーし、時間的にも空間的にも出来るだけ高い精度のデータが必要とされる。これを満たす方法として、流域全体一様に降水観測所を設置するとともに、観測値をネットワークによって集約し分布化・データベース化を図ることが挙げられるが、行政・研究両サイドから観測体制の整備された欧米を除き、多くの地域では観測地点数の不足や観測値の集約化の困難さから、観測値を迅速かつ直接的に利用することは大変難しい状況にある。本研究の対象である中国長江流域についても、降水量データの整備に関して同様な問題を有している。そこで、改善の策として地上降水観測情報に出来るだけ依存しない手法によって推定された降水量データの利用が考えられる。その手法としてGCM (大気大循環モデル) や衛星画像データをそれぞれ単独、あるいは組み合わせたものがあり、今日では、多くのものがインターネットのWebサイト等を通じて無料で入手が可能である。GCMを基に推定された全球スケールでの降水量データを提供してい

る機関としてECWMF (ヨーロッパ中期予報センター) やNCEP/NCAR (国立環境予測センター/国立大気研究センター) 等がある。また、衛星に搭載されたマイクロ波や赤外線センサーにより時間的に高頻度に取得された画像データを用いて、全球スケールでの降水量データを推定した代表的なものとして、TRMM (熱帯降雨観測ミッション) やGPCP (全球降水量気候計画) 等が挙げられる。さらにGCMと衛星データの両者を組み合わせたデータセットの代表的なものとして、ISLSCP (国際衛星陸地表面気候計画) によって作成されたものがある<sup>16)</sup>。今後、大流域スケールへの水文モデルの適用に際し、以上のような全球スケールの降水量データの利用は不可欠となると考えられる一方で、これらの推定手法は、結局いずれも地上観測降水量データによる補正や較正、検証を必要としており、地域によっては推定に十分な観測データが整備できない可能性が高い。特に、中国については上記のデータセット作成過程においても観測データ数の不足は顕著であり、その使用に際しては、データの時空間的な精度をあらかじめ検証する必要がある。

以上から、本研究は中国を対象に大流域スケールでの水文モデルへの入力降水量データとして、少なくとも日単位程度の時間データが今後不可欠であるとの考えに基づき、現存する全球スケール日降水量データセットの利用可能性について基礎的な検討を行った。日降水量データセットとしては、ECMWF、TRMM、GPCPによりそれぞれ作成されたものを選択し、1998年夏期の地上観測降水量を基に作成された面積分布雨量データを用いて、その時間、空間精度を検証した。

### 2.3.2 日降水量データセットの概要

#### (1) ECMWF/TOGA Extension Data Set

WCRP (世界気候研究計画) のプロジェクトのサポートの下で、ECMWFによって作成・管理されたLEVEL 1-Aデータセットの一つであり、1985年より作成されている。ECMWFの大気大循環モデル24時間予測値に基づいた空間解像度0.5メッシュのデータである。なお、24時間はグリニッジ標準時で12時から36時に対応している。データの精度を検討するにあたって、近接平均法により、事前に1メッシュへの空間補間を行った。

#### (2) TRMM 1°×1°日降水量データセット

TRMMによって提供されるデータプロダクトの一つ

(3B-42)で、1998年より作成されている<sup>17)</sup>。TRMMに搭載されたTMI (TRMMマイクロ波観測装置) データとVIRS (可視赤外観測装置) データ及び5日間ごとに合成した静止気象衛星の赤外データを入力データとしている。TMIデータとVIRSデータを基に作成した校正係数を適用された静止気象衛星の赤外データ(5日平均)に対し、各日ごとのVIRSデータの偏向量を用いて再度校正することによって北緯40°から南緯40°の範囲で1°メッシュの日降水量データを推定する。なお、一日はグリニッジ標準時0時から24時に対応している。

### (3) GPCP 1°×1°日降水量データセット

WMO (世界気象機関) やWCRP, GEWEX (全地球エネルギー - 水循環実験計画) による国際プロジェクトであるGPCPの活動の一環として1997年より作成されている<sup>18)</sup>。DMS (防衛気象衛星計画) 衛星に搭載された受動型マイクロ波センサーであるSSM/Iとアメリカ海洋大気庁 (NOAA) の衛星に搭載されたタイロス実用鉛直測定器 (TOVS), それぞれの衛星データを基に作成された日降水量データ<sup>19),20)</sup>を結合し、さらに、複数の静止気象衛星等を用いて全球を対象に約3時間間隔で取得できる赤外データによって時間、空間補正を行うことによって、全球を対象とした1°メッシュの日降水量を作成する。なお、一日はグリニッジ標準時0時から24時に対応している。

### 2.3.3 検証用データの作成と降水量データセットとの比較

#### (1) 地上観測降水量の分布化

1998年夏期 (6~9月) の観測データを基にボックス領域 (東経107°~113°, 北緯27°~33°) を対象に、空間

内挿補間の代表的な方法の一つである線形のuniversal kriging法を用いて、1°×1°の日降水量 (mm/day) 分布データを作成した。本研究では、このデータを各推定手法により求められた降水量データセットの時間・空間精度検討のための検証用データとして用いた。

#### (2) 降水量データセットの時間・空間精度の検討

上記分布データとの比較のため、各降水量データセットについても、図1のボックス領域を対象に1998年6月から9月のデータを切り出し、単位が一日当たりの総降水量 (mm/day) となるよう換算した。各データセットの時間・空間精度の検討手法として、領域全体および単位グリッド毎の月降水量ならびに日降水量と検証用分布データとの相関分析や降水日数の比較を行った。

### 2.3.4 結果及び考察

#### (1) 月単位降水量の比較

各データセットから月単位の総降水量をグリッドごとに求め、対応する地上観測値を基にした月降水量分布データとの相関を求めた。図6(a),(b),(c)は、対象期間を通じたグリッドごとの月降水量分布データに対するECMWF, TRMM, GPCP各月降水量のばらつき程度を示している。3つのデータセットの中で、ECMWFデータのばらつきが最も大きいことが図より明らかである。また、実際の月降水量に対して過大評価しているグリッドが多いことも示された。さらに、グリッドごとのECMWFデータの分布データに対する相関は、高緯度と比べて低緯度の領域で低下する傾向を示した。それに対して、TRMMとGPCP各降水データの月降水量分布データに対するばらつきは小さく、正の相関があることが確認された (TRMM: 0.623, GPCP: 7.05)。しかし、地上

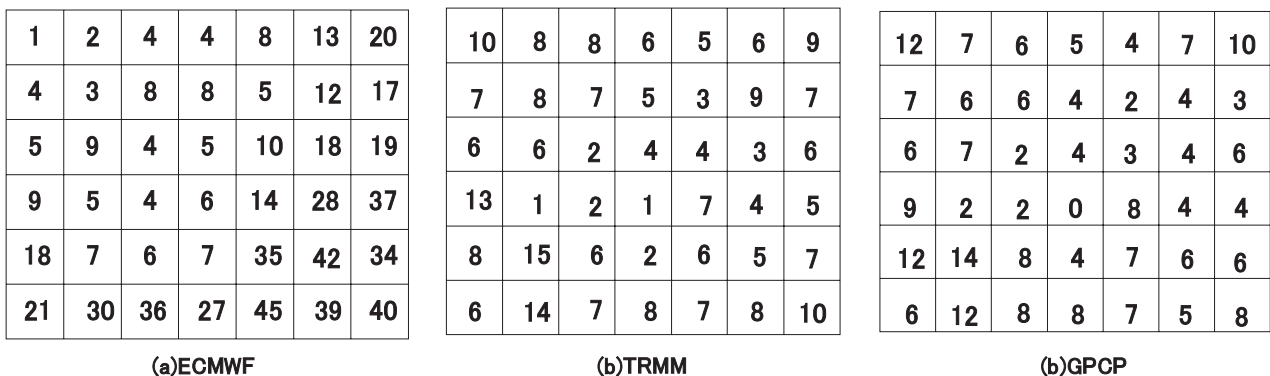


図6 対象機関において各グリッドで地上観測値を基にした降水量分布データが無降水日の時に各データセットで10mm/day以上の降水日を推定した日数

観測値を基に算定された各グリッドの月降水量が多い場合（目安として300mmを越える場合）には、両推定値はいずれもそれを大きく下回る値を示し、結果として相関分析から得られた検証用の分布データの増加量に対する各データセットの増加割合（傾き）は、1を大きく下回った（TRMM：0.512、GPCP：0.556）。

## （2）日単位降水量の比較

対象期間中の各データセットと日降水量分布データにおける降水日数の比較をグリッドごとで行い、分布データが無降水日にもかかわらず、データセットが10mm以上の日降水量を推定した条件を満たす日数を求めた。図7(a),(b),(c)は、ECMWF、TRMM、GPCP各データについてグリッドごとにこの条件を満たす日数をまとめた結果を示している。ECMWFデータを用いた比較結果は、領域内の高緯度地域西側部分を除き条件を満たす日数は多く、特に、低緯度地域の日数の多さが顕著であることを示した。この原因として、ECMWFデータの推定手法である大気大循環モデルが、対象期間（夏期）の中・低緯度地帯における主な降水事象である対流性降雨の再現に、現時点で十分な精度を有していないことが挙げられる。現実の対流性降雨は各データセットのグリッドよりも小さい空間スケールで、暖められた地表面の空気が急激に上昇し凝結することによって積乱雲を形成する大気が不安定な状態のときに、地形やその他の局地的な要因を引き金として発生する（これは、大気が不安定になっても発生しないことがあることを意味する）。一方、大気大循環モデルでは、基本的に大気が不安定になった時点で無条件に降雨が生じる構造となっている。このため、実際よりも著しく降水日が増える結果となり、

月降水量過大評価の主な要因となる。また、TRMMおよびGPCP各データセットでの上記条件を満たす日数は、ECMWFに比べて著しく少ないものの、最大でTRMMは15日、GPCPは14日あり、領域全体の平均はTRMMで6.5日、GPCPで6.1日という結果を得た。

図8(a),(b),(c)は、相関分析により対象期間を通じたグリッドごとの各データセットと日降水量分布データの相関分析を行った結果を、ECMWF、TRMM、GPCP各データセットについてそれぞれまとめたものである。図中の括弧なしの数値が相関係数を、括弧内の数値が傾きをそれぞれ示している。これらの図から明らかのようにECMWFデータとTRMM及びGPCPのデータとでは大きな違いを示した。ECMWFデータの地上観測値に基づいた分布データに対する相関は非常に低く、実際の日単位での降水事象をほとんど再現していないことが明らかとなった。TRMM及びGPCPデータの分布データに対する相関係数と傾きの対象領域内での空間分布は非常に類似した傾向にあり、これは、両データセットとも、受動型マイクロ波データと赤外データをソースとし、静止気象衛星により受信された赤外データを補正的に用いる等、推定手法が比較的類似していることが要因と考えられる。また、全体的な傾向としてTRMM、GPCP両データセットは分布データ（地上観測値）にある程度正の相関を有していると判断できるものの傾きは1を大きく下回り実際よりも過小に推定されたグリッドがほとんどであった。この傾向は、短い時間スケールで局地的に大規模な降水を伴う場合に顕著に見られた。そこで、便宜的に分布データが100mm/day以上となったデータを除き、再度グリッドごとに相関解析を行ったところ、ほとんどのグリッドでTRMM、GPCP両データについて、分

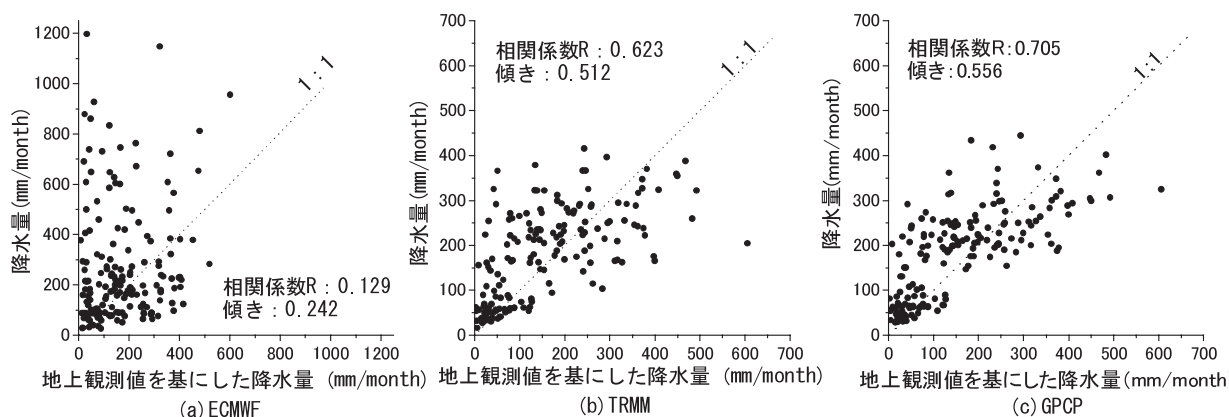


図7 ECMWF、TRMM、GPCP降水データセットと地上地上観測値を基にした降水量分布データにおける月降水量の比較

布データに対する相関係数、傾きがともにある程度増加することが確認された。

衛星データを用いて短い時間スケールでの降水強度を推定する場合、推定手法のアルゴリズムとともに、較正過程で使用される地上観測値の質及び量や衛星の観測頻度が極めて重要である。実際には無降水日であるにもかかわらず降水量を推定しまう点については、地上観測データの整備とそれを較正過程に用いることにより、推定手法のアルゴリズムの改良が期待できる。一方、短期間の局地的な大規模降水事象を正確に把握するためには、藤井ら<sup>21)</sup>が指摘するように降水事象と衛星による観測時刻の同期が必要となり、複数の衛星による同種、あるいは異種センサーの複合利用により、観測頻度を高めることがその解決方法と言える。TRMM、GPCPともにこの観点から複合的なセンサー利用による日降水量の推定を試みている。しかし、本検討結果は、両データとも大流域での短期的な水収支を把握するための入力データとして用いるためには、推定手法において改良の必要が十分あることを示唆している。

### 2.3.5 まとめ

1998年夏期の長江流域を対象に、ECMWF、TRMM、GPCP各機関及びプロジェクトで作成された全球スケールの日降水量データセットの精度を検証した。ECMWFの推定手法である大気大循環モデルがその構造上、夏期のこの領域の主な降水現象である対流性降雨を十分に再現できないことから、データの精度は著しく低かった。また、TRMMとGPCPのデータの精度は時間的にも空間的にも類似しており、地上観測値を基にした分布データにある程度の相関を示すことがわかった。しかしながら、現実の晴天日に相当量の降水量を推定していることや、日降水量が多い場合は押しなべて過小評価となる、といった問題点も明らかとなった。

今後は、中国側との共同研究において地上観測データの解析をさらに進め、降水事象の時間、空間スケールが推定手法の精度に及ぼす影響をより明確にするとともに、観測データを活用し推定手法の改良を行っていく予定である。

0.029 (0.006)	0.134 (0.022)	0.106 (0.027)	0.096 (0.049)	0.059 (0.043)	-0.009 (-0.008)	0.024 (0.014)
0.165 (0.053)	0.141 (0.053)	0.051 (0.014)	0.035 (0.011)	0.057 (0.020)	0.077 (0.046)	-0.031 (-0.019)
0.143 (0.063)	0.120 (0.082)	0.040 (0.018)	0.017 (0.007)	0.035 (0.017)	0.047 (0.044)	-0.077 (-0.077)
0.322 (0.145)	0.086 (0.035)	-0.003 (-0.002)	0.046 (0.014)	0.093 (0.031)	0.143 (0.107)	0.089 (0.104)
0.083 (0.093)	0.087 (0.076)	0.059 (0.026)	0.127 (0.076)	0.132 (0.097)	0.004 (0.004)	0.066 (0.099)
0.137 (0.310)	0.180 (0.375)	0.006 (0.010)	0.031 (0.050)	-0.062 (-0.103)	0.076 (0.189)	0.010 (0.019)

(a)ECMWF

0.600 (0.396)	0.391 (0.197)	0.445 (0.292)	0.331 (0.301)	0.517 (0.511)	0.338 (0.445)	0.468 (0.383)
0.402 (0.303)	0.315 (0.231)	0.545 (0.325)	0.545 (0.345)	0.643 (0.397)	0.486 (0.332)	0.592 (0.508)
0.492 (0.347)	0.688 (0.831)	0.523 (0.475)	0.563 (0.352)	0.612 (0.389)	0.373 (0.293)	0.350 (0.232)
0.462 (0.357)	0.693 (0.873)	0.352 (0.375)	0.570 (0.332)	0.484 (0.227)	0.472 (0.268)	0.350 (0.229)
0.397 (0.509)	0.343 (0.659)	0.605 (0.435)	0.327 (0.360)	0.577 (0.370)	0.458 (0.245)	0.402 (0.265)
0.482 (2.939)	0.537 (0.636)	0.445 (0.568)	0.519 (0.490)	0.390 (0.385)	0.241 (0.373)	0.215 (0.295)

(a)TRMM

0.559 (0.359)	0.364 (0.168)	0.447 (0.269)	0.286 (0.264)	0.500 (0.505)	0.276 (0.383)	0.435 (0.385)
0.396 (0.299)	0.365 (0.247)	0.534 (0.318)	0.525 (0.331)	0.642 (0.378)	0.463 (0.336)	0.503 (0.503)
0.558 (0.396)	0.696 (0.882)	0.513 (0.475)	0.557 (0.342)	0.576 (0.357)	0.358 (0.308)	0.152 (0.133)
0.508 (0.441)	0.712 (1.076)	0.314 (0.389)	0.553 (0.358)	0.492 (0.247)	0.498 (0.352)	0.331 (0.292)
0.435 (0.697)	0.418 (1.055)	0.625 (0.558)	0.349 (0.463)	0.611 (0.471)	0.551 (0.412)	0.519 (0.433)
0.414 (2.776)	0.605 (0.891)	0.531 (0.873)	0.579 (0.658)	0.504 (0.595)	0.333 (0.601)	0.233 (0.385)

(a)GPCP

図8 各グリッドでの地上観測値を基にした降水量分布データと各データセットの日降水量についての比較結果

## 2.4 長江流域における水環境の調査研究

### 2.4.1 はじめに

中国では、近年人口の増加と工業の発展のため、汚水の排出量も年々増加し、水質汚濁が日増しに進行している。国家環境保護総局と国務院新聞弁公室は、中国の水環境は水質汚濁と水資源の欠乏などの深刻な問題に直面していると発表した。7大水系のうち遼河、海河の汚染が最もひどく、黄河は楽観視できず、松花江は安全、珠江は良好、長江は最良と見られている。解振華局長は、「長江の水は最良」というのも、相対的な判断にすぎないと指摘した。現在中国の各々の主要な河川には有機汚濁が広がっており、源流域における汚染は日々深刻化している。実際、中国全土で排出された汚水の80%が未処理のまま水域に流入し、総河川延長3分の1以上に汚濁をもたらしており、90%以上の都市水域において水質汚濁が進行中で、50%の重点都市水源地が飲用水基準を満たしていない。中国全土で監視を行っている1,200以上河川の中で850あまりの河川が、程度の差こそあれ、汚濁されている。水環境の改善、水質悪化の抑制は、現在の中国における水資源開発と保護にとって、緊急を要する課題となっている。

長江流域においては、80年代初期の年間汚水排出量は127億 $m^3$ 、90年代初期は約142億 $m^3$ となり、10年間で15億 $m^3$ 増加した。1998年長江流域の汚水排出総量は202.5億tに達しており、その内訳は、工業排水130.5億t(64.4%)、生活排水72億t(35.6%)となっている。排出量の大部分は、江蘇、上海、湖北、江西等省(直轄市)からのもので、総量の70%以上占めている。排出量は毎年2~3%の割合で増加しつつある。伐採により森林を失った山間地からの土砂流出が増加し、地表流出と共に農地由来の肥料や農薬が長江へ流入している。船舶等流動汚染源と突発的な水質汚染事故等が、長江の水質に直接影響を及ぼしている。以上のような状況を鑑み、長江流域における汚濁負荷流出法則と数値シミュレーションモデル構築に資するために、長江本流約2,300kmにわたって、2回の水質・生態系調査を行った。ここで、その一部の結果を報告する。

### 2.4.2 調査方法

#### (1) 調査対象区間および現地調査時期

調査対象区間は、長江本川の重慶から上海(河川延長約2,300km)間とした。現地調査は1998年10月28日~11

月14日及び1999年10月18日~11月1日の二回にわたって実施した。

#### (2) 調査方法

調査方法は、98年の調査は縦断調査と横断調査に分けられ、99年の調査は縦断調査のみとした。98年縦断調査は、縦断段方向に約50~100kmの間隔で河川中央表層水の採取を計36地点について行った(図9)。99年縦断調査は、98年の縦断調査に加え、洞庭湖と鄱陽湖由来の湖水の影響をみるために、長江へ流入する過程の連絡水道から5, 15, 30km地点の縦断調査を行った。なお、それぞれの湖内の2地点において表層と底層採水、および底泥の採取を行った。横断調査は、98年調査のみに行われ、重慶、武漢、南京及び南通の4都市の下流側で、横断方向に100~500m間隔で3~7点を決め、水深方向に表層、中層、底層について採水を行った。

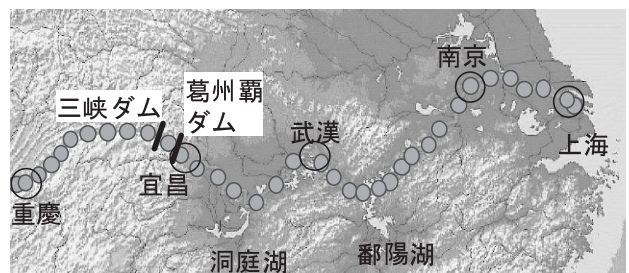


図9 長江本流における調査地点概要

#### (3) 調査項目

調査項目は、一般水質項目と生態系調査項目(クロロフィル・動植物プランクトン・原生動物・細菌の現存量と組成・炭素伝達経路・光合成生産速度を含む)とした。なお、生態系への影響を考慮し、有機化学物質、重金属も測定した。ここでは、主に有機性汚濁負荷、栄養塩、陽陰イオン項目について述べる。

### 2.4.3 現地調査結果と考察

2回の調査を通じて、長江本流重慶から上海間における水質変動の傾向を把握することができた。主な特徴的結果を以下のようにまとめられる。

#### (1) 全体的な水質変化

99年秋第2回長江縦断調査と98年秋第一回の調査結果を比べると、98年の調査は夏に大洪水の後で行い、晴天の日が続いた。一方、99年の調査は夏に98年と同程度の大洪水があったが、調査開始する前に連日の雨が降っており、河川水位が98年より1m以上高く、調査期間中も

全体的に天気は曇りがちであった。そのため、全体的に栄養塩（全リン、溶存性全リン、全窒素、溶存性全窒素等）、シリカ、クロロフィルa、動・植物プランクトン等の濃度について、99年の方が高い傾向が見られた。イオン濃度（ナトリウム、カルシウム、カリウム、マグネシウム、硫酸、塩素）については、逆に99年の方が低いことが認められた。以上の水質項目については、概ね中国側の調査結果と一致していた。長江の水質は雨が降った後、未処理の都市排水と農地から流出する肥料等が共に河川に流入し汚濁負荷が上昇する。全般的に大都市を通過した後、汚濁負荷が増加し、特に重慶、武漢、南京、上海では顕著であった。重慶～三峡間で250mg/lと高い値を示す懸濁体粒子濃度は、宜昌から下流域において沈降により粒子を失い上海付近で50mg/l程度となっていた。

### （2）有機物負荷量の挙動

全体的に生物化学的酸素要求量（以下BODと略す。1 mg/l以下）、化学的酸素要求量（以下CODと略す。4.5 mg/l以下）等有機物の濃度が低いが、汚濁負荷量として、BODは大都市を通過した後、汚濁負荷量が増加し、特に重慶、武漢、南京、上海ではその傾向が顕著であった。表7は調査期間中における大都市通過後の負荷量増加割合を示す。都市生活廃水の未処理放流が、長江流域における有機物汚濁に寄与していることが明らかである。

表7 大都市、湖合流地点における各測定項目  
負荷量増加率(99年、単位%)

	BOD	アンモニア性窒素	全窒素	溶存性全リン
重慶	—	102	170	100
洞庭湖	10	305	57	5
武漢	179	50	20	3
鄱陽湖	192	984	-2	10
南京	226	124	3	1
上海	94	4123	42	23

### （3）栄養塩の挙動

全リン濃度に対して懸濁態リン濃度が占める割合は2回の調査とも、武漢より上流では、80～90%を占め、その下流では60～80%であった。全域にわたり全リンの濃度が高く、烏江流入後から三峡の入口まで急激な増加がみられ、溶存性リン濃度は、烏江流入後宜昌まで増加し続けることがわかった。これは、この区間で最近汚濁負荷が増大していることと、烏江上流に中国三大リン鉱石工場の一つの存在が主原因と考えられた。

窒素については、硝酸性窒素濃度の占める割合が大き

く、重慶から葛州壩ダム下流まで硝酸性窒素濃度が流下方向に従って比例的に増加しており、硝化反応が活発であることが示唆された。99年の硝酸性窒素負荷量は、重慶から三峡入口の奉節までの間で一日当たり約1,071 t増加したと推定された。98年では大洪水の後で調査前後に降雨もなく、同期間の硝酸性窒素負荷量が約166 t増加した分を硝化由来のものと仮定すると、降雨と面源負荷からの硝酸性窒素が約905 tと推定された。温度条件がほぼ同じ（すなわち硝化活性も同程度と考えて）99年では、調査開始前に先だって降雨があり、河川水位が1 m以上高く、流量も1.5倍多かった。以上の条件を考慮に入れながら、重慶地域からの降雨の影響と、その他の面源負荷や生活排水等由来の硝酸性窒素負荷を推定してみた。過去の重慶地域の雨水の水質データをみると、硝酸性窒素、アンモニア性窒素濃度がそれぞれ0.39mg-N/l、2.1mg-N/lと非常に高い。硫酸/硝酸濃度比の平均は11.7（重量換算では40.1）であるため、調査時期の硫酸イオンの増加量（主に雨由来と仮定する）から逆算すると、雨由来の硝酸性窒素負荷量は約766 tと推定された。したがって、その他の面源負荷由来の硝酸性窒素負荷量は約139 tと推定された。以上の結果から、重慶から三峡間の窒素負荷への寄与率は降雨と面源負荷の影響が大きいことがわかった。また重慶、武漢、南京、上海といった大都市と、洞庭湖合流地点直下流部においては、アンモニア態窒素の負荷量が顕著に増加する傾向がみられた（表7）。これは洞庭湖周辺の農業に使用される窒素肥料の流入、都市部における下水処理の基盤整備が未熟なため、大量のアンモニア態窒素が硝化されずに、そのまま長江に流入しているためと思われる。また大都市直下流部、並びに次下流点では亜硝酸態窒素の負荷量の明確な増加がみられ、これは大都市部において流入負荷されたアンモニア態窒素が長江本流内で硝化反応を受け、その中間生成物として検出されているものと考えられた。溶存性無機窒素/無機リンの比は宜昌までは76～100程度であり、宜昌より下流では100～160（平均125）であった。この値は海洋生物の構成元素比率を表すレッドフィールド比の16より遥かに高い。植物プランクトン増殖のリン制限値22よりも大きな値となった。これは長江河口域および隣接する東シナ海における植物プランクトンの増殖と、それに伴う生物生産の主な制限因子が、リンであることと一致している。今後、長江流域の農業と都市からの汚濁負荷による溶存性リンの負荷増大、および三峡ダ

ム建設による土砂流出の減少が、長江河口域、並びに東シナ海の窒素/リン比の変化と、それに伴う生態系への影響をもたらす恐れがある。長江流域からのリン負荷の変動に注視すべきである。

#### (4) 葛州壩ダムと洞庭湖、鄱陽湖の影響

葛州壩ダムにおいて、懸濁態粒子、有機物、栄養塩が補集され、減少することが認められた。99年調査当日の平均懸濁態粒子が約19万t補集されたと推定された。図10に99年の調査結果に基づく各測定項目負荷の葛州壩ダムによる補集割合を示した。このことは三峡ダム完成後、同様な現象が生じる可能性を示していると考えられ、湛水後出現する巨大なダム湖における水質、ならびに膨大な量におよぶ沈降・堆積する土砂がもたらす底質環境について、留意すべきであると考えられる。洞庭湖や鄱陽湖等の大湖沼が長江本川の水質、生態系に与える影響が大きく、その特性は両湖の地理的特徴に大きく左右される。懸濁態粒子をみると、洞庭湖には長江の水が一部流入し、再び流出するため、98年では洞庭湖を通過することで1日11,664t減少した。一方鄱陽湖では、長江の水位が低いとき湖から長江へ水が流出し、高い場合逆流することから、98年では、鄱陽湖を通過する間、鄱湖水系の混入によって、懸濁態粒子が27,055t増加した。99年では、洞庭湖を通過して86,365t増加したのに対し、鄱陽湖では、長江の水が湖に逆流するため、78,858t減少した。その他の栄養塩負荷量はいずれの湖からも当該湖水系の農業生産等由来負荷の影響で、増加した。濃度としてその区間で一時希釈され、再び増加する傾向を示した。

#### (5) 陽陰イオン濃度

各測定陽陰イオン濃度、アルカリ度、電気伝導度共、日本の河川水に比べて非常に高い値を示し、大陸型河川

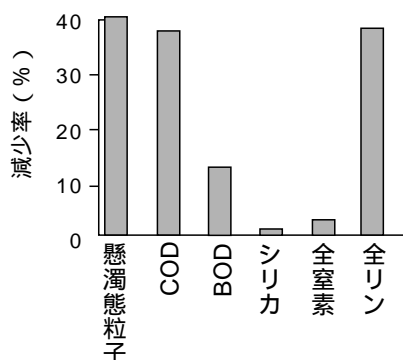


図10 葛州壩ダム上流域における各測定項目の減少率(99年)

によくみられる、典型的な高硬度水であることが全調査流域にて示された。98年の測定結果では、洞庭湖と鄱陽湖という長江の中流域に位置する二大湖との合流付近において、カルシウムイオン、カリウムイオンを除くすべての測定項目について急激な濃度の降下がみられた(図11)。ただし洞庭湖の方が鄱陽湖よりも濃度降下の割合は小さく、このことは電気伝導度の推移と一致していた。またカルシウムイオンについては、洞庭湖では濃度低下がみられず、逆にカリウムイオンについては同じく洞庭湖で、濃度の上昇が見られた。このことから、洞庭湖と鄱陽湖ではイオン組成比が大幅に異なっていることが示された。洞庭湖と鄱陽湖で見られた各陽陰イオンの濃度降下は、二つの湖における各種陽陰イオン濃度が長江本流と比較して著しく低いためだと思われる。硫酸イオン、マグネシウムイオン、塩素イオンについては、二つの湖との合流地点の下流部それぞれにおいて、段階的に濃度が減少している傾向が明確に見られ、長江本流河川水中のこれらのイオン種が、二つの湖から流入する湖水により顕著に希釈されていることが示された。調査最下流域である呉淞口において、カルシウムイオンを除く各陽陰イオン濃度、電気伝導度の急激な上昇がみられた。この傾向は98年は呉淞口のみに見られたが、99年には呉淞口より一つ上流側の瀏河で濃度上昇がみられ、項目によっては、むしろ下流の呉淞口よりも高い傾向を示したのも見られた。この二点におけるイオン濃度、電気伝導度の急激な上昇は、潮汐により長江を遡った海水によるものだと考えられ、98年と99年の調査はいずれも海水の影響を受けていたが、それぞれ潮汐が異なるときに採水し

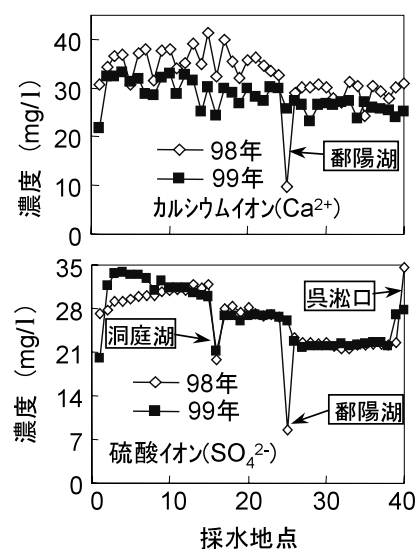


図11 カルシウム、硫酸イオンの濃度分布



たものと推察される。

#### 2.4.4 まとめ

長江本流の水質上の特徴として(1)懸濁態粒子濃度が非常に高い(2)全リンのかなりの部分は懸濁態リンが占めている(3)窒素濃度に比べて溶存性リン濃度が非常に低い(4)内部生産が起こり難いため、高い窒素濃度の割にはDOC, BOD, COD濃度が低い(5)各種無機イオン濃度が高く、大陸型陸水によくみられる典型的な高硬度水である(6)大都市を通過することに汚濁負荷(特にアンモニア態窒素)の増加がみられ、特に重慶、洞庭湖、南京、上海付近で顕著であったが挙げられた。また長江の水質の縦断方向特性を規定する大きな要因として、洞庭湖、鄱陽等の湖沼群がもつ水量・水質に対する自然緩衝能と内水面利用との相対関係と推測された。

これまで2回行った長江水質調査は、雨季を過ぎた比較的河川水流量の多い秋期に限定されてきたために、渇水期である春期～初夏の状態を知るために、再度調査を行う必要であると考えられる。また長江本流に対する汚濁負荷を総合的に理解するために、污水排出や農業に使用される肥料の施肥量やその形態等、人的活動による点源負荷について、詳細な統計を収集し検討することが重要である。さらに、長江上流域に降る雨水中に含まれる窒素、カルシウム等の陽イオン濃度が高いことから、今後雨水の水質等も詳しく調査することが望まれる。また長江河川水中に顕著な懸濁態粒子中に含まれるリンの動態を明らかにして、三峡ダム完成後に予想される土砂の沈殿・堆積に伴う、水棲生物に利用可能となるリンの供給具合を推定し、ダム湖や長江河口域における富栄養化等も含めた、将来の生態系にもたらされる影響を考察することが肝要であると考えられる。

### 2.5 長江の水界生態系における高次栄養段階への炭素伝達

#### 2.5.1 はじめに

長江には数多くの水生生物が生息していることが知られている。中でもチョウザメ(*Acipenser sinensis* Gray, *Acipenser dabryanus* Dumeril)等の大型魚類や、ヨウスコウカワイルカ(*Lipotes vexillifer*)等の希少生物が現在も生息している。しかし長江には上流域から流出してくる流砂のため濁度が高く、光合成に必要な光が制限されて

いる。このため十分な濃度の無機態窒素・リン及びシリカが存在するにもかかわらずその光合成量は低い。このような条件下で高次栄養段階に位置する多様な魚類を支えるための餌となる動物プランクトンはどのように維持されているのであろうか。F. Azamら(1983)による論文発表以降降水界生態系の微生物食物連鎖(microbial loop)について多くの知見が特に海洋生態系について明らかになってきた。すなわち(1)バクテリアの生産速度が平均で光合成生産の20~30%程度に相当し、微生物食物連鎖への炭素量がプランクトン食物連鎖への炭素量と比較して無視できない(2)バクテリアとバクテリア捕食者である従属栄養性ペン毛虫(HNF)の相対的現存量がほぼ1:1000の数的関係にありバクテリア HNFの捕食関係が普遍的に存在(3)原生動物(従属栄養性ペン毛藻や織毛虫等)がバクテリア消費者である(4)橈脚類が珪藻などの植物プランクトンばかりでなく原生動物を多く摂食などバクテリア生産が微生物食物連鎖によって動物プランクトンに餌として供給されていることが明らかになりつつある。また優先する動物プランクトンによってバクテリアの寄与が異なり、橈脚類はバクテリアをはじめとするピコプランクトンを直接摂食することはできないが、ミジンコはナノプランクトンとともにピコプランクトンを直接捕食することができる。

このように水界生態系における溶存無機炭素 植物プランクトン 動物プランクトンに至る炭素フローのみならず溶存有機炭素 バクテリア 原生動物 動物プランクトンという微生物食物連鎖によって高次栄養段階に炭素フローが存在することが明らかになってきた。

長江におけるこれら2つの炭素循環経路の把握は、将来の土地被覆、土地利用変化や水資源開発に伴う水界生態系の変化を解明・予測する上で重要な鍵となる。

1998年、1999年の2度にわたって上流域重慶から河口域上海までの縦断調査を行い、長江河川環境の把握を行うとともに炭素循環経路と循環速度について現場計測を行った。

#### 2.5.2 方法

現地調査は1998年10月28日~11月14日及び1999年10月18日~11月1日に行った。調査は縦断方向に約50~100kmの間隔で河川中央表層水の採水を計36地点で行った(図12)。<sup>13</sup>C安定同位体を用いた光合成及びバクテリア経由の動物プランクトンへの炭素移送測定について

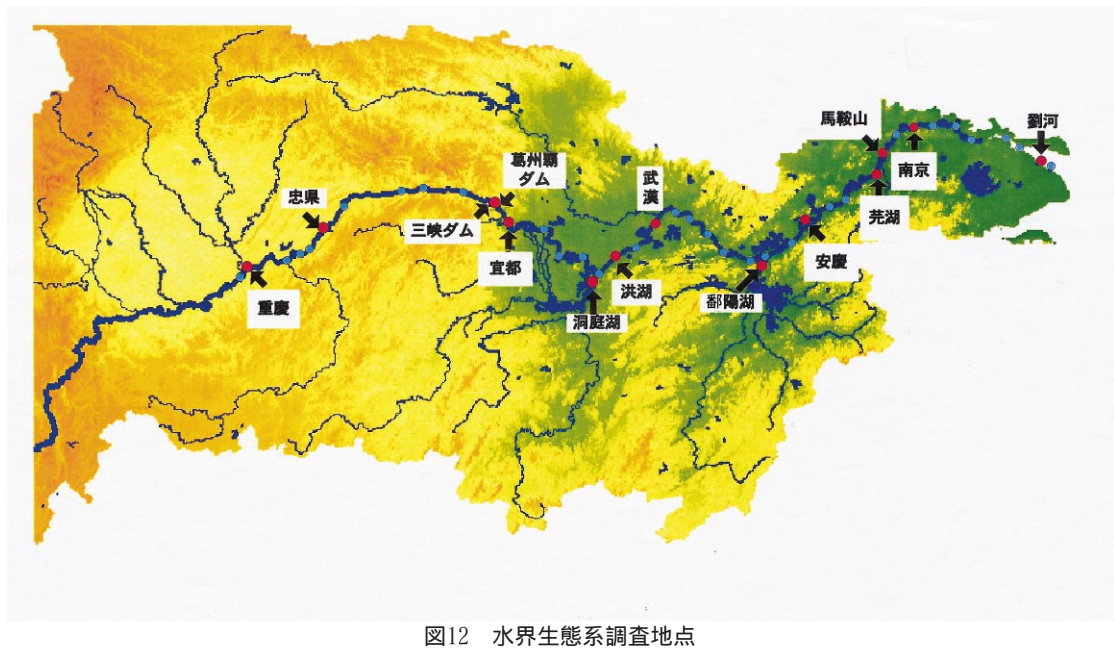


図12 水界生態系調査地点

1998年調査では4地点（忠県，洪湖，安慶，劉河）で行い，1999年調査では5地点（忠県，洪湖，鄱陽湖，安慶，劉河）において実施した。なお重慶，宣都，洞庭湖，馬鞍山，南京の5点については光合成速度及びGlucose摂取速度のみ測定した。表層から河川水を採水後栄養塩濃度（Bran & Luebbeオートアナライザーで），粒子態有機炭素・窒素（POC，PON）（Fisons CHNアナライザーで），溶存有機炭素（DOC）（島津TOCメーターで），溶存無機炭素（DIC）（クーロメータで），色素量（島津HPLCシステムで），植物・動物プランクトン種及び個体数（光学顕微鏡で），細菌・ピコプランクトン（蛍光顕微鏡及びフローサイトメータで），光合成（ $^{13}\text{C}$ 法で）等の測定（船上では前処理）を行った。表層における水温，塩分，pH，溶存酸素（DO）の測定を多項目水質測定器（Hydrolab社Surveyor）で行った。

植物プランクトン食物連鎖及び微生物食物連鎖における炭素の伝達・循環を計測するために，炭素安定同位体トレーサ実験をKoshikawaら（1996，1999）の方法に基づき行った。採取した試水をそれぞれ4.5lの透明な2個のポリカーボネート製ボトルに移した。光合成食物連鎖（光合成経路）計測のため，1つのボトルには $^{13}\text{C}$ - $\text{NaHCO}_3$ を約20mg/l（DIC濃度の約10%に相当）を添加した。別のボトルには微生物食物連鎖（細菌経路）計測のため， $^{13}\text{C}$ -glucoseを約5mg/l濃度（細菌群のグルコース同化速度が飽和する濃度）で添加した。トレーサ添加後，ポンプで現場河川水を常に供給できる船上に準備した水

槽にボトルを沈め，4時間の現場培養を行った。培養後，懸濁粒子を200，100，20，10 $\mu\text{m}$ のナイロンネット，続いてGF/Fフィルター（孔径0.7 $\mu\text{m}$ ）で捕集した。ネットに捕集した懸濁粒子は，ろ過河川水で再懸濁した後，GF/Cフィルターに捕集された。各粒径画分中のPOC濃度と炭素安定同位体比（ $^{13}\text{C}$ atom%）の計測をCHNコーダー（Fisons）と安定同位体比質量分析計（Finnigan MAT）を直結したシステムで行った。全画分粒子への $^{13}\text{C}$ ラベル蓄積量に対する $>100\mu\text{m}$ 画分粒子への $^{13}\text{C}$ ラベル蓄積割合を動物プランクトンへの炭素伝達率（PLT；percentage label transfer）として定義した（次式）。PLTは動物プランクトンの相対的な捕食活性を表す。

$$\text{PLT}(\%) = \left[ \frac{^{13}\text{C}_{\text{ex}, >100\mu\text{m}}}{^{13}\text{C}_{\text{ex}, \text{all}}} \right] \times 100$$

ここで $^{13}\text{C}_{\text{ex}, >100\mu\text{m}}$ 及び $^{13}\text{C}_{\text{ex}, \text{all}}$ はそれぞれ $>100\mu\text{m}$ 及び $>GF/F (>0.7\mu\text{m})$ 画分粒子中の $^{13}\text{C}$ 蓄積量である。また溶存態から各サイズ画分粒子への $^{13}\text{C}$ ラベル蓄積量は次式のように自然の炭素同位体比に対する増加 $^{13}\text{C}$ として定義した。

$$^{13}\text{C}_{\text{ex}} = (a_s - a_n) \times \text{POC}$$

$a_s$  : 培養サンプルの $^{13}\text{C}$  atom%

$a_n$  : 自然サンプルの $^{13}\text{C}$  atom%

POC : 培養サンプルの粒子態有機炭素

2.5.3 結果

(1) 出現藻類種

上流域から河口域までを通して浮遊性珪藻類が主たる出現藻類種であった。その中でもNitzschia sp.はほとんどの観測点において観察され最もポピュラーな種であった。1998年においては下流域に行くにつれて緑藻・藍藻も観察されるようになり種多様性も増加していた。1999年の観測においては重慶で珪藻・緑藻以外に琵琶湖で淡水赤潮を発生させているミドリムシ藻Euglena sp.が出現しており、富栄養化の進行が示唆される(藻類種の多くは流砂粒子径と同程度サイズであるため分離方法が確立しておらず、顕微鏡による計測では定量性に問題がありここでは出現藻類種を記載するにとどめた(表8))

(2) 出現動物プランクトン

1) 1998年: 100 μmより大きい動物プランクトンの主たるものはミジンコ亜綱(Bosmina), カイアシ亜綱(CYCLOPOIDA, Limnoithona)であった。その他の地点では100 μmサイズとしてペン毛虫, 織毛虫, ワムシに属するものも観察されている(表9)

20~100 μmの微小動物プランクトンの主たるものはペン毛虫(Difflugia), 織毛虫(Tintinnidium, Tintinnopsis), ワムシ(Keratella)に属するものであった。

2) 1999年: 100 μmより大きい動物プランクトンとしてはミジンコ亜綱(Bosmina), カイアシ亜綱(CYCLOPOIDA Sinocalanus, Pseudodiaptomus, Limnoithona)であった。20~100 μmの微小動物プランクトンの主たるものはペン毛虫(Difflugia), 織毛虫(Tintinnidium, Tintinnopsis), ワムシ(Keratella, Polyarthra)であった(表10)

表8 出現藻類種  
( :珪藻, :緑藻, :藍藻, :ミドリムシ藻)

1998年		1999年	
忠県	I Navicula sp. Nitzschia frusulum	重慶	I Nitzschia sp. II Actinastrum hantzschii Chlamydomonas sp. Chlorella sp.
洪湖	I Nitzschia frusulum Nitzschia sublinearis		IV Euglena sp. Trachelomonas sp.
蕪湖上	I Cyclotella meneghiniana Cymbella minuta Melosira varians Nitzschia asterionelloides Nitzschia frusulum	忠県	I Aulacoseira islandica Gomphonema sp. Gyrostigma sp. Surirella sp.
	II Monoraphidium sp.	II Oocystis natans	
	III Dacytylococopsis sp. Microcystis sp.	III Oscillatoria sp.	
劉河	I Aulacoseira granulata Nitzschia asterionelloides	洞庭湖	I Aulacoseira islandica Nitzschia sp.
	II Monoraphidium sp.	II Monoraphidium sp.	
	III Chroococcus mimutus Microcystis sp. Oscillatoria sp.	洪湖	I Diatoma vulgare Navicula sp.
		II Cosmarium sp.	
		鄱陽湖	I Aulacoseira granulata II Oocystis sp.
		安慶	I Achmanthes sp. Aulacoseira islandica Gomphonema sp. Gyrostigma sp. Nitzschia sp. Synedra ulna
			III Oscillatoria sp.
		南京	I Aulacoseira islandica Cyclotella sp. Fragilaria sp. Gomphonema sp. Melosira varians Navicula sp. Nitzschia sp.
			III Oscillatoria sp.
		劉河	I Aulacoseira islandica Nitzschia sp.
			II Scenedesmus quadricauda

表9 1998年の出現動物プランクトン

( :肉質鞭毛虫 :繊毛虫 多膜口綱 葉状根足虫綱 :ワムシ綱  
:甲殻綱 ミジンコ亜綱 甲殻綱 カイアシ亜綱)

	>100 μ m (cells/m <sup>3</sup> )	20~100 μ m (cells/L)
忠県	I <i>Diffugia</i> sp. (1000)	
	II	
	III	
	IV <i>Bosmina longirostris</i> (500)	
	V <i>Mesocyclops leuckarti</i> (500)	
洪湖	I	
	II <i>Tintinnidium</i> sp. (1000)	<i>Vorticellidae</i> (83) <i>Tintinnidium</i> sp. (83) <i>Tintinnopsis</i> sp. (250)
	III	
	IV	
	V <i>CYCLOPOIDA</i> (1000) <i>nauplius of COPEPODA</i> (2000)	
蕪湖	I	<i>Diffugia</i> sp. (200)
	II <i>Tintinnidium</i> sp. (3750) <i>Tintinnopsis cratera</i> (250) <i>Tintinnopsis</i> sp. (250)	<i>PERITRICHIDA</i> (100) <i>Tintinnidium</i> sp. (400) <i>Tintinnopsis</i> sp. (800)
	III <i>Keratella cochlearis</i> (250) <i>Polyarthra vulgaris</i> (500)	<i>Keratella cochlearis</i> (100) <i>Schizocerca diversicornis</i> (100) <i>Polyarthra vulgaris</i> (200)
	IV <i>Bosmina fatalis</i> (500) <i>Bosmina longirostris</i> (750)	
	V <i>CYCLOPOIDA</i> (500) <i>nauplius of COPEPODA</i> (2000)	
瀏河	I <i>Cetropyxis</i> sp. (250)	<i>Diffugia</i> sp. (190)
	II	<i>OLIGOTRICHIDA</i> (95) <i>Amuraeopsis fissa</i> (95) <i>Keratella cochlearis</i> (95)
	III <i>Brachionus calyciflorus</i> (1000) <i>Polyarthra vulgaris</i> (250)	
	IV <i>Bosmina longirostris</i> (500)	
	V <i>Limnoithona tetraspina</i> (1750) <i>CYCLOPOIDA</i> (500) <i>nauplius of COPEPODA</i> (500)	

表10 1999年の出現動物プランクトン

( :肉質鞭毛虫 :繊毛虫 多膜口綱 葉状根足虫綱 :ワムシ綱 :甲殻綱 ミジンコ亜綱 甲殻綱 カイアシ亜綱)

	>100 μ m (cells/m <sup>3</sup> )	20~100 μ m (cells/L)		
重慶	I	<i>Diffugia</i> sp. (60)		V <i>Pseudodiaptomus inopimus</i> (100) <i>Pseudodiaptomus</i> sp. (200) <i>Eucyclops</i> sp. (50) <i>CYCLOPOIDA</i> (500) <i>nauplius of COPEPODA</i> (200)
	II	<i>Tintinnidium</i> sp. (40)		
	III	<i>Polyarthra vulgaris</i> (20)		
	IV			
	V			
忠県	I <i>Cetropyxis</i> sp. (400)	<i>Diffugia</i> sp. (20) <i>Cetropyxis</i> sp. (20)	馬鞍山	I <i>Diffugia</i> sp. (20)
	II	<i>Tintinnidium</i> sp. (80)		II <i>Tintinnidium</i> sp. (12) <i>Tintinnopsis cratera</i> (4) <i>Tintinnopsis</i> sp. (48) <i>CILIOPHORA</i> (12)
	III			III <i>Keratella cochlearis</i> (28) <i>Polyarthra vulgaris</i> (36) <i>Collotheca</i> sp. (4)
	IV			IV <i>Ceriodaphnia cornuta</i> (50) <i>Bosmina longirostris</i> (450)
	V			V <i>Pseudodiaptomus</i> sp. (50) <i>nauplius of COPEPODA</i> (8) <i>Limnoithona tetraspina</i> (900) <i>CYCLOPOIDA</i> (400) <i>nauplius of COPEPODA</i> (1100)
洞庭湖	I <i>Diffugia</i> sp. (30)	<i>Diffugia</i> sp. (1)	南京	I <i>Cetropyxis</i> sp. (100) <i>Diffugia</i> sp. (20) <i>Euglypha</i> sp. (10)
	II	<i>Tintinnidium</i> sp. (10) <i>Tintinnopsis cratera</i> (2) <i>Tintinnopsis</i> sp. (3) <i>CILIOPHORA</i> (1)		II <i>Tintinnidium</i> sp. (40) <i>Tintinnopsis</i> sp. (10) <i>CILIOPHORA</i> (10)
	III	<i>Keratella cochlearis</i> (71) <i>Polyarthra vulgaris</i> (31) <i>Synchaeta</i> sp. (65)		III <i>Keratella cochlearis</i> (40) <i>Keratella valga</i> (10) <i>Polyarthra vulgaris</i> (30)
	IV <i>Bosmina longirostris</i> (150)			IV <i>Bosmina fatalis</i> (50) <i>Bosmina longirostris</i> (200)
	V <i>CYCLOPOIDA</i> (30) <i>nauplius of COPEPODA</i> (30)			V <i>Sinocalanus tenellus</i> (100) <i>nauplius of COPEPODA</i> (20) <i>Pseudodiaptomus inopimus</i> (200) <i>Pseudodiaptomus</i> sp. (300) <i>Limnoithona tetraspina</i> (150) <i>CYCLOPOIDA</i> (350) <i>nauplius of COPEPODA</i> (100)
洪湖	I <i>Diffugia</i> sp. (100)	<i>Arcella</i> sp. (20) <i>Diffugia</i> sp. (20)		
	II	<i>Tintinnidium</i> sp. (20)		
	III			
	IV <i>Bosmina longirostris</i> (100)			
	V <i>Sinocalanus tenellus</i> (100) <i>Pseudodiaptomus</i> sp. (100)			
鄱陽湖	I	<i>Diffugia</i> sp. (1) <i>Euglypha</i> sp. (1)	瀏河	I <i>Diffugia</i> sp. (4)
	II	<i>Tintinnidium</i> sp. (5) ( <i>Tintinnopsis cratera</i> (5) <i>Tintinnopsis</i> sp.(4)		II <i>PERITRICHIDA</i> (4) <i>Tintinnidium</i> sp. (16) <i>Tintinnopsis</i> sp. (12)
	III <i>Trichocerca</i> sp. (30) <i>Polyarthra euryptera</i> (30) <i>Keratella cochlearis</i> (24) <i>Polyarthra vulgaris</i> (7) <i>Synchaeta</i> sp. (2)			III <i>Brachionus calyciflorus</i> (30) <i>Keratella cochlearis</i> (4)
	IV <i>Bosmina longirostris</i> (690) <i>Bosminopsis deitersi</i> (60)			IV
	V <i>Sinocalanus tenellus</i> (30) <i>Pseudodiaptomus</i> sp. (30) <i>nauplius of COPEPODA</i> (5) <i>Limnoithona tetraspina</i> (60) <i>Mesocyclops leuckarti</i> (60) <i>CYCLOPOIDA</i> (660) <i>nauplius of COPEPODA</i> (270)			V <i>Sinocalanus tenellus</i> (120) <i>nauplius of COPEPODA</i> (4) <i>Pseudodiaptomus inopimus</i> (120) <i>Pseudodiaptomus</i> sp. (60) <i>Limnoithona tetraspina</i> (60) <i>CYCLOPOIDA</i> (90) <i>nauplius of COPEPODA</i> (30)
安慶	I <i>Diffugia</i> sp. (150) <i>Cetropyxis</i> sp. (50)	<i>Arcella</i> sp. (10) <i>Diffugia</i> sp. (60)		
	II	<i>Tintinnopsis cratera</i> (10) <i>Tintinnopsis</i> sp. (30) <i>Keratella cochlearis</i> (40) <i>Polyarthra vulgaris</i> (20)		
	III			
	IV <i>Ceriodaphnia cornuta</i> (100) <i>Bosmina fatalis</i> (150) <i>Bosmina longirostris</i> (450)			

(3) 動物プランクトンへの炭素伝達率

忠県：長江上流域である忠県は三峡の入口にあたり、流速も早い(約3 m/s)。上流域からの流砂によりSS濃度は193.3mg/l(98'), 322.5mg/l(99')と高く、光制限によりChl-a濃度は1 µg/l以下と低い。光合成速度は0.4(98'), 0.7(99') µg C/L/hと低い。DOC濃度及びバクテリア濃度は98が110 µM, 0.8 × 10<sup>6</sup> cells/ml, 99が141.7 µM及び1.5 × 10<sup>6</sup> cells/mlであり、グルコース摂取速度は1.56, 6.21 µg<sup>13</sup>C/L/hと光合成速度より高い(表11, 12)。

一方植物プランクトンへの炭素伝達率(PLT)は無機経路が0.09%(98'), 2.08%(99'), 有機経路が0.82%(98') 2.26%(99')となっており、有機経路のほうが高い値を示すとともに99の方がはるかに高いPLTを示している。98には100 µmより大きいサイズの動物プランクトンであるミジンコ(Bosmina), カイアシ類(Mesocyclops)が観察されているものの、20~100 µmサイズの微小動物プランクトンが全く観察されなかった。一方99は20~100 µmサイズはベン毛虫(Diffugia, Centropyxis), 繊毛虫(Tintinnidium)が観察され、100 µmより大きい画分に多くのベン毛虫(Centropyxis)が観察されている。このことから溶存有機物バクテリア微小動物プランクトンへの炭素移送が卓越しており、99'の100 µm以上の画分へのPLTが高かったのは100 µm以上の画分にベン毛虫Centropyxisが多く分画されていたためと考えられる。

洪湖：長江中流域で洞庭湖-武漢の間に位置する洪湖は急峻な山岳地帯を過ぎて流速もゆるやかである。光合成速度は1.65(98'), 1.79(99') µgC/L/h, グルコース撰

取速度は1.76(98'), 2.61(99') µg<sup>13</sup>C/L/hとなっており、98', 99'とともに同程度の値を示した。一方PLTは無機経路で0.62%(98'), 0.53(99'), 有機経路で0.38%(98'), 4.91%(99')となり、無機経路PLTが98', 99' 両年でほぼ同じ値を示したのに対し有機経路は大きく異なっている。

98は100 µm以上の画分としてカイアシ類CYCLOPOIDAのみが存在していたが99は100 µm以上の画分にミジンコ Bosmina, カイアシ類としてSinocalanus, Pseudodiaptomusが観察されており、動物プランクトン組成の異なりによるものと考えられる。

鄱陽湖：長江中流域の湖沼で洞庭湖と並ぶ表面積を持つ湖沼である。1999年に実験を行った。湖沼内は流速も小さく流砂が沈降するため、SSは8.6mg/lと長江本流のように濁ってはいない。しかし洞庭湖、鄱陽湖ともにNH<sub>4</sub>-N濃度が6.7 µM, 3.33 µMと長江本流の観測値と比較して高い(重慶は都市廃水によりNH<sub>4</sub>-Nは4.59 µMと高く、例外となっている)。

光合成速度は5.73 µgC/L/h, グルコース摂取速度は1.36 µg<sup>13</sup>C/L/hと光合成速度が高く、濁度が低く光制限から解放されていることが原因と見られる。この結果PLTは無機経路が6.76%, 有機経路は3.37%と無機経路が卓越しており、かついずれの経路も活発であることがわかる。流速が速い上流域本流に比べて鄱陽湖では動物プランクトン種組成は20~100 µm画分、100より大きい画分いずれも種多様性が高い。

劉河：長江下流域に位置する劉河は上海の少し上流にあり感潮域となっている。

光合成速度は2.59(98'), 1.25(99') µg<sup>13</sup>C/L/hであ

表11 1998年における<sup>13</sup>C培養実験結果

	Chl-a (µg/L)	DOC (µM)	Free living Bacteria	平均水中照度 µE·s <sup>-1</sup> ·m <sup>-2</sup>	光合成速度 µgC/L/h	Glucose 摂取速度 µg <sup>13</sup> C/L/h	無機経路 PLT	有機経路 PLT	水温	SS (mg/L)	NO <sub>3</sub> -N (µM)	NO <sub>2</sub> -N (µM)	NH <sub>4</sub> -N (µM)	PO <sub>4</sub> -P (µM)	Si (µM)
忠県	0.52	110.84	0.8 × 10 <sup>6</sup>	55.5	0.41	1.56	0.09%	0.82%	18.5	193.3	30.95	1.12	3.61	0.46	110.7
洪湖	5.89	118.80	1.3 × 10 <sup>6</sup>	147.1	1.65	1.76	0.62%	0.38%	18.8	226.7	37.72	0.78	4.21	0.35	111.8
蕪湖	1.48	134.79	1.1 × 10 <sup>6</sup>	150.8	8.20	0.86	0.33%	0.15%	18.7	73.3	39.32	0.10	0.62	0.30	110.5
劉河	1.18	147.64	0.8 × 10 <sup>6</sup>	153.6	2.59	0.72	0.47%	0.15%	18.0	70.0	38.66	0.26	1.50	0.32	106.6

表12 1999年における<sup>13</sup>C培養実験結果

	Chl-a (µg/L)	DOC (µM)	Free living Bacteria	平均水中照度 µE·s <sup>-1</sup> ·m <sup>-2</sup>	光合成速度 µgC/L/h	Glucose 摂取速度 µg <sup>13</sup> C/L/h	無機経路 PLT	有機経路 PLT	水温	SS (mg/L)	NO <sub>3</sub> -N (µM)	NO <sub>2</sub> -N (µM)	NH <sub>4</sub> -N (µM)	PO <sub>4</sub> -P (µM)	Si (µM)
重慶	1.60	134.4	1.9 × 10 <sup>6</sup>	7.7	1.26	4.06			18.9	322.5	60.55	1.23	4.59	0.68	125.2
忠県	0.96	141.7	1.5 × 10 <sup>6</sup>	6.0	0.69	6.21	2.08%	2.26%		318.8	64.18	1.47	3.34	0.66	116.5
宣都	0.98	117.5		10.0	0.39	3.99			19.4	379.6	70.99	2.45	0.29	0.71	121.4
洞庭湖	1.03	132.5	1.6 × 10 <sup>6</sup>	12.8	3.68	0.93			18.9	70.4	62.27	1.84	6.70	0.51	117.1
洪湖	0.77	94.4	1.0 × 10 <sup>6</sup>	14.0	1.79	2.61	0.53%	4.91%	19.6	296.8	68.73	1.25	1.37	0.53	126.2
鄱陽湖	0.97	133.7	1.1 × 10 <sup>6</sup>	9.6	5.73	1.36	6.76%	3.37%	19.6	8.6	14.59	0.28	3.33	0.38	108.4
安慶	1.81	114.3	0.76 × 10 <sup>6</sup>	11.4	3.89	2.52	3.28%	1.72%	19.5	205.6	61.71	0.06	0.17	0.48	110.7
馬鞍山	1.14	122.4	0.84 × 10 <sup>6</sup>	18.0	3.23	2.93			19.4	180.0	63.40	0.08	0.22	0.49	118.7
南京	1.04	113.3	1.1 × 10 <sup>6</sup>	15.6	2.30	2.61			19.3	174.0	63.14	0.12	0.53	0.59	116.5
劉河	0.62	150.8	1.2 × 10 <sup>6</sup>	9.8	1.25	6.75	3.94%	11.61%	19.3	240.0	60.24	0.14	0.69	0.46	112.3

り同程度であったが、グルコース摂取速度は0.72 (98'), 6.75 (99')  $\mu\text{g}^{13}\text{C}/\text{L}/\text{h}$ と両年で大きく異なっていた。この原因は現在のところ不明である。PLTは無機経路は0.47% (98'), 3.94% (99')と99'が高く、有機経路は0.15% (98'), 11.61 (99')と99'が非常に高く計測された。このことから無機・有機経路ともに長江流域の中では鄱陽湖と同様に非常に活発であり、かつ有機経路が無機経路の約3倍程度と卓越していた。

このことから長江本流においては上流域から供給されてくる流砂により栄養塩は十分にあるにもかかわらず水界生態系は光制限となっており、高次栄養段階への炭素伝達は溶存有機物の微生物食物連鎖を経由して行われていることが判明した。一方長江流域の湖沼においては流砂の沈降により光制限から解放され、栄養塩の十分な供給とも相まって光合成経路及び微生物食物連鎖ともに活発であり、かつ光合成経路を通しての高次栄養段階への炭素伝達が卓越していることが判明した。

## 2.6 長江における細菌群集構造の遺伝学的解析

### 2.6.1 緒言

現在、中国の長江では、水害防止、流域開発のための大型輸送船の上流への運行、電力供給の目的で世界最大級の三峡ダム建設が行われている。長江本流および東シナ海では、将来的には栄養塩類及び化学物質の質的・量的変化が容易に予想され、生態系への影響が危惧される。

河川や海洋などの水域の生態系において、細菌は溶存あるいは粒状の有機物を栄養源やエネルギー源として利用し、増殖すると同時に、これらを分解・無機化している。その一方で、他の生物がほとんど利用できない溶存態の有機物を、自身の増殖を通じて他の生物が利用可能な粒状態の有機物に変換しており、分解者と生産者の両面の役割を担っている。このことから、細菌は水域において生態系の底辺に位置し、物質循環の制御要因として機能していると考えられ、その分布を明らかにすることは極めて重要である。

環境中の細菌の解析は、主として培養を伴った方法により行われてきた。しかし、自然環境中の細菌の90%以上は通常の方法では培養が難しい低栄養細菌のため、培養を伴った手法によって環境中の細菌群集構造を評価することは不適切である。最近では、培養を必要としない環境中の細菌の検出・計数の試みがなされており、なかでも、16S rRNA遺伝子(16S rDNA)の塩基配列に基づ

く解析が盛んになされている。その理由として16S rDNAはすべての細菌に存在し、その配列に保存性の高い領域と変化に富む領域を含んでいることが挙げられる。前者をポリメラーゼ連鎖反応(PCR)のプライマー、後者を個々の種の識別に用いることが可能で、また、としてデータベースが充実している等の理由からその利用が高い。

本研究では、三峡ダム建設に伴う一連の開発が長江流域の生態系に及ぼす影響を調べることを目的とし、そのベースラインとして現時点における細菌群集構造の解析を行った。長江本流の重慶付近から河口にかけて行われた1998年と1999年の2回の調査において採取した河川水試料を用い、変性剤濃度勾配ゲル電気泳動(DGGE)法および16S rRNA遺伝子のクローンライブラリー法による細菌群集構造の解析を行った。

### 2.6.2 方法

#### (1) 調査地点

長江における調査・採水は、1998年および1999年の10月に重慶付近から河口までの約2500km間で、図13に示した地点にて行った。

#### (2) 栄養塩等の濃度測定

2.4章の記述に従って行った。

#### (3) DGGEによる解析

試料水を濾過し、フィルター上に捕集された菌体よりビーズ破砕法にてDNAを抽出・精製した。得られたDNAを鋳型として、357F-GCと518RをプライマーとしたPCRを行い、DGGE用の16S rDNAを増幅した。PCR産物は反応後エタノール沈殿し、全量をアガロースゲルに供して目的サイズのバンドをゲルより切り出して精製し、pHY Markerバンドの輝度を基準として同一濃度に調整した。変性剤濃度勾配として20-70%のDGGEゲルを用いて1レーンにつき250ngのPCR産物を泳動し、電気泳動終了後、ゲルをSYBR Goldで染色し、ポラロイドカメラで撮影した。得られたバンドパターンについてImage Masterでクラスター解析・主成分分析を行い、細菌群集構造を解析した。

#### (4) DGGEバンドのシーケンス

ゲルの写真撮影後、主要なバンドを含むゲル切片を切

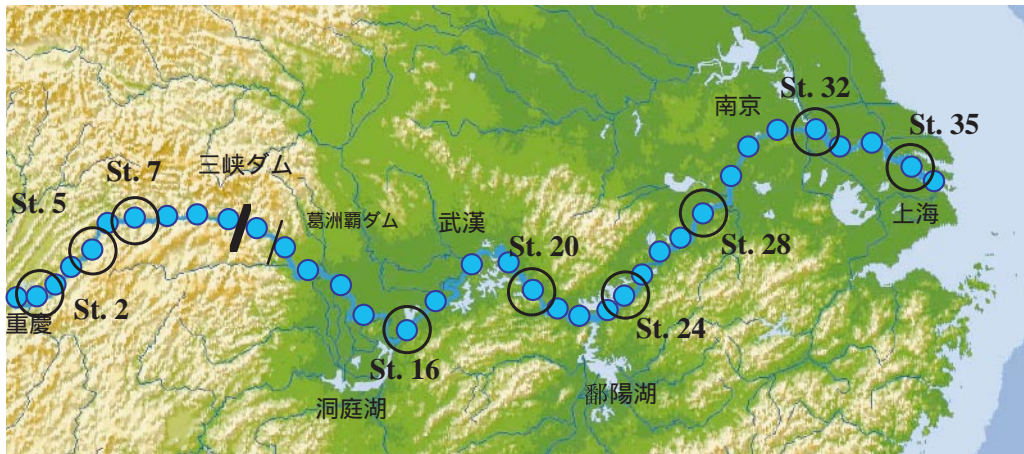


図13 長江流域と調査地点  
重慶から上海までの栄養塩濃度測定地点および細菌群集構造解析用の試料最終地点を示した。

りだして抽出用緩衝液に浸して4時間放置・抽出した。この溶液を鋳型DNA溶液として再度DGGE用のDNAを増幅し、1回目のDGGEと同条件で電気泳動した。この操作をバンドが1本に見えるようになるまで繰り返した。次いで、これを増幅し、アガロースゲルより切り出し、これを鋳型としてシーケンスを行った。本手法でシーケンス不能なバンドについてはライブラリーを作成し、複数個のクローンについてシーケンスを行った。

(5) クローンライブラリーによる系統解析

1998年に、St.5 (上流), St.24 (中流), St.35 (下流)にて採取した試料水50~100mlを0.2μm孔のメンブレンフィルターで濾過し、上に捕集した菌体よりビーズ法でDNAを抽出した。得られたDNAを鋳型として、27Fと1492R (ユニバーサルプライマー)を用いたPCRを行い、細菌の16S rDNAを増幅した。得られたPCR産物をTA cloningベクターに連結し、大腸菌に形質転換した。得られた形質転換株 (クローン) について、ベクター上の塩基配列をプライマーとしたコロニーPCRを行い、目的のサイズ (1500bp) のバンドを生じたクローンを16S rDNAクローンとしてプラスミドを抽出した。さらに、ベクター上の配列と16S rDNA上の共通な配列をプライマーとしたPCRを行って、バンドの濃淡によって挿入方向を判断した。挿入されている方向に基づいてシーケンスを行い、16S rDNAの3'末端より約600bpの塩基配列を決定した。各調査点について約90クローンの16S rDNA遺伝子の部分塩基配列を決定し、得られた配列についてclustal Xを用いてアライメントと系統樹の作成を行った。

2.6.3 結果と考察

(1) 各種栄養塩濃度の変化

上流から下流にかけて測定した栄養塩濃度を図14に示した。硝酸態窒素、アンモニア態窒素は全流域を通じてほとんど変動しなかったが、1000km付近及び1500km付近で大きく変動した。また、比較的変動の大きい亜硝酸態窒素、DOC、リン酸態窒素、SS (懸濁粒子)は、調査開始点より1000km付近また1500km付近までは不安定な変動を示したが、これらより下流域では安定した。この2点はそれぞれ洞庭湖及び鄱陽湖と一致する地点であった

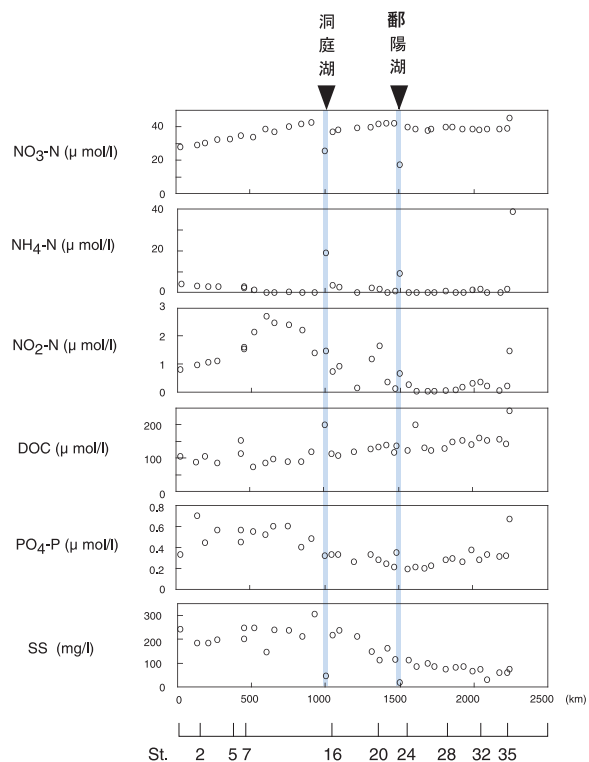


図14 長江流域の各種栄養塩濃度

が、これらの湖では濁水期（10月から2月）には長江の河川水が入り込んで滞留することが知られており、このことが原因したと考えられた。また、硝酸態の減少及びアンモニア態の増加は、河川水が湖に入ることによって滞留し、嫌気的な水質に変化したと考えられた。懸濁粒子は、長江の場合ほとんどが土壌粒子と考えられ、湖内に滞留しながら沈降し、一時的に減少したと思われる。

(2) DGGEによる細菌群集構造の変化

電気泳動の結果を図15に示した。バンドパターンには、上流から下流にかけて消失するバンド、常に出現するバンド、徐々に出現するバンドの3タイプが観察された。特に、矢印で示したバンドは本流域の細菌群集の変遷を特徴づけるバンドと思われる。バンド数は1998年、1999年いずれも、上流から下流にかけて減少し、下流では顕著に明るいバンドが多数認められた。このことは、下流域では優占している菌がいることを示しているが、原因は不明である。これらのバンドについてシーケンスを行い、ホモロジー検索した結果を表13に示した。赤字で示したActinomycetes属細菌が多数認められ、本細菌は土壌細菌であることから、長江の濁度が高いことに起因していると考えられた。

図16の主成分分析の結果、1998、1999の両年とも、上流から下流にかけて細菌相が徐々に変化することが明らかとなった。特に1998年では、下流域で翌年とは異なった変化が見られたが、これは同年の大洪水と何らかの関連があるものと推察された。また、両年のDGGEパターン

表13 DGGEゲルより切り出したバンドのホモロジー検索

Band # <sup>a</sup>	Close relatives <sup>b</sup>	similarity (%)
1	<i>Microbacterium foliorum</i>	98
2	Unidentified cosmopolitan freshwater bacteria	100
3	Uncultured actinomycete (columbia river)	97
4	Uncultured firmicute (during a freshwater phytoplankton bloom)	97
5	Unidentified bacterium (actinomycete)	99
6	Unidentified bacterium (actinomycete)	99
7	<i>Agrobacterium</i>	99
7	<i>Chlorobacterium</i> Cytophagales (columbia river)	99
8	<i>Microbacterium foliorum</i>	99
9	Gram-positive bacteria SOGA31	92
9	Uncultured firmicute ESR 12	97
10	Uncultured eubacterium PCP-degrading activated soil	100
11	Uncultured actinomycete (columbia river)	97
11	Agricultural soil bacterium (C/F/B group)	97
12	Uncultured firmicute (during a freshwater phytoplankton bloom)	97
12	<i>Cytophaga</i> sp. (deep-sea sediments)	88
13	Unidentified bacterium (actinomycete)	99
13	Uncultured soil bacterium (alpha-Proteobacteria)	99
14	Unidentified low GC gram positive	94
15	Unidentified bacterium (actinomycete)	99
16	Unidentified cosmopolitan freshwater bacteria	100
17	Uncultured bacterium (firmicute)	95
17	Uncultured eubacterium (actinomycete)	93
18	Uncultured firmicute ESR 8	98

<sup>a</sup> 図15のゲル中の番号に対応

<sup>b</sup> 赤字はActinomycetes、青字はProteobacteria、緑はC/F/B group

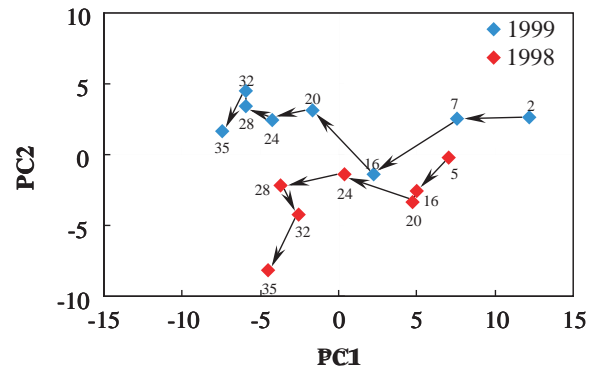


図16 DGGEバンドパターンの主成分分析  
バンドの移動度と輝度を基に主成分分析を行った。それぞれのステーションを番号で示した。

を基に系統樹を作成した結果（図17）、鄱陽湖を境に大きく2つのクラスターに分かれ、それぞれ上流域、下流域では細菌相が異なり、その原因に鄱陽湖が大きな意味を持つことが明らかとなった。

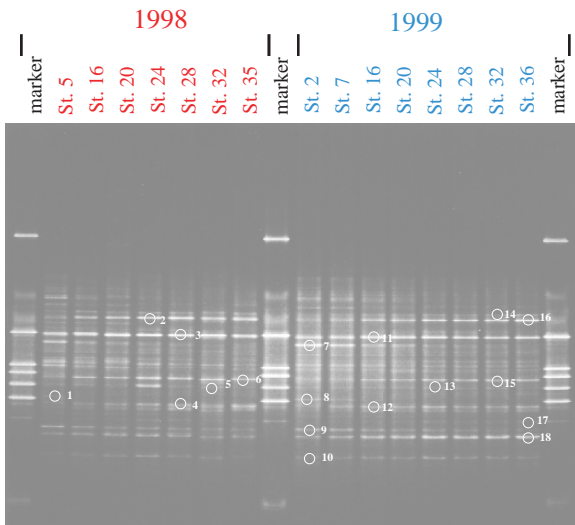


図15 長江流域のDGGEバンドパターン  
60 , 35 Vで18時間泳動し、切り出したバンドを図中に示した。バンド番号は表13に対応している。

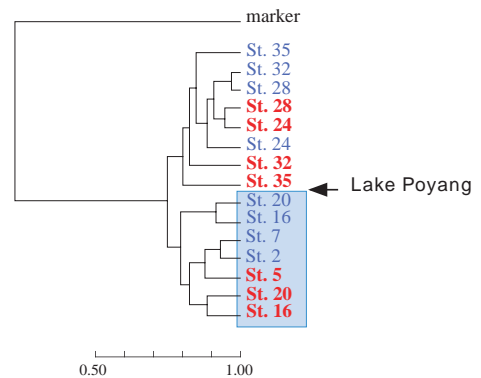


図17 DGGEバンドパターンのクラスター解析  
バンドの移動度を基にクラスター解析を行った。赤字は1998年、青字は1999年のものを示す。



(3) クローンライブラリーによる細菌群集構造の組成変化

上, 中, 下流域の各ステーションごとに16S rDNAクローンライブラリーの部分塩基配列に基づく系統樹を構築し, 分類群ごとの割合を円グラフに示した(図18)。長江にはalpha-, beta-, gammaの各Proteobacteria, C/ F/ B group, Planctomyces, High GC gram posi., Verrucomicrobia等, 多くの細菌群が存在していることが明らかとなった。各クローン間の系統的距離は比較的大きく, また, 1つのクラスターに集中しているグループも少ないことから, 多様性に富んでいることが示唆された。細菌群集の構成は上流から下流にかけて変化しており, 上流ではbeta-Proteobacteriaが43%と優占していたのに対し, 中流では15%, 下流では13%と著しく減少した。一方, High GC gram posi.は上流で13%と少なかったのに対し, 中流では26%, 下流で27%と優占化していた。また, Verrucomicrobiaは優占はしなかったものの, 上流から下流にかけて構成割合が大きく(1% - 8%)増加した。他のグループはほぼ安定していた。構成の変動が大きかった優占種のうち, 上流で多く認められたbeta-proteobacteriaを構成する菌群はNitorosomonas europaeaやAlcaligenes faecalis等の窒素循環に関与する菌と系統的に

同じクラスターに属した。硝酸, 亜硝酸, アンモニアの濃度は上流域では不安定に変動していたが, 三峡付近を過ぎると安定しており, これらの栄養塩濃度の変動と何らかの関連性があると考えられた。

2.6.4 まとめ

- 1) 洞庭湖・鄱陽湖の湖口付近では栄養塩濃度が大きく変動し, 流域の環境に大きく影響を及ぼしていた。
- 2) DGGEバンドパターンのクラスター解析より, 長江の細菌群集構造は中流域に位置する鄱陽湖の影響を強く受けていることが示唆された。また, この変化は1998年および1999年のいずれにおいても観察されたことから, 恒常的なものと考えられた。
- 3) DGGEバンドパターンの主成分分析の結果, 長江の細菌群集構造は上流から下流にかけて徐々に, かつ連続的に変遷していることが判明した。
- 4) クローンライブラリー法で多数のbeta-Proteobacteriaが検出されたが, DGGEバンドでは見いだされず, 手法によって得られる結果が異なった。
- 5) クローンライブラリー法において, beta-Proteobacteriaは上流(St.5)で優占したが, 中流と下流(St.24, St.35)では大幅に減少した。この中には窒素循

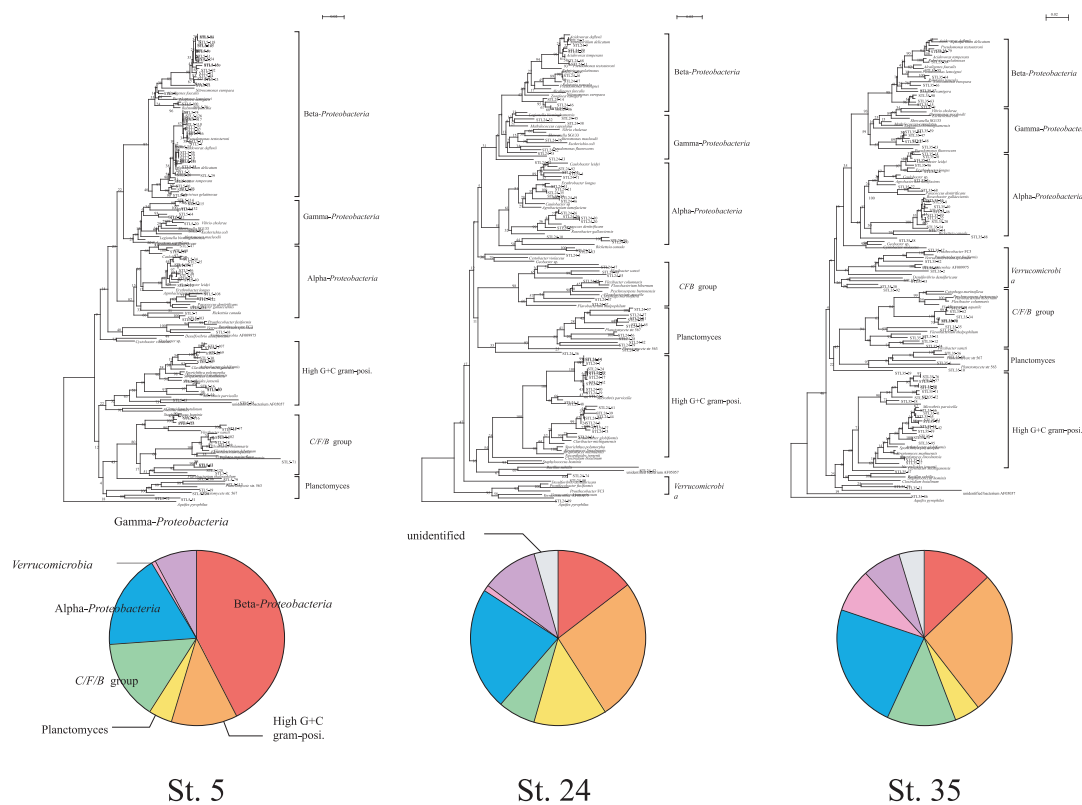


図18 各流域における16S rDNAクローンライブラリーの系統解析  
St5, St24, St35それぞれの16S rDNAクローンライブラリーを作成し, 各ステーション約90クローンの系統解析を行った。

環に關与するAlcaligenesやNitorosomonasと系統的に同じクローンが多く含まれており、上流域で亜硝酸濃度の変動が大きいことと關連していると考えられた。今後、主要細菌群の機能をより詳細に解明することにより、長江全流域の水質浄化能等が明らかにされるであろう。

## 2.7 長江流域の水・土砂動態のマクロシミュレーション

### 2.7.1 はじめに

流域における水・物質循環を理解し適切な環境管理手法を導き出す過程において、流域の大小を問わず数値モデルを用いた水・物質流出特性の定量的評価は不可欠な試みである。一方、対象とする流域の空間スケールや研究目的に歸属する時間スケールの取り扱いによって、用いるモデルの性質は大きく異なってくる。本研究の対象となる長江流域（流域面積180万km<sup>2</sup>）のような大陸スケールの大流域では、厳密な分布型物理モデルをその物理性を満たすよう高い空間解像度の計算グリッドで利用することは、今日の計算機環境をもってしても莫大な計算時間と経費を必要とし、環境管理のツールとして非実用的である。仮にグリッドの空間解像度を下げてモデルの実用性を増したとしても、Beven<sup>32)</sup>が指摘するように、それによって再現される事象は必ずしも物理的ではない可能性が高い。また、長江流域等では計算グリッドの空間解像度を上げた場合に対応し得るだけの地理情報データベースが整備されていない状況も問題として挙げられる。そのため、次善の策として流出現象の概念化と単位計算領域の集中化を適切に行ったモデルの利用がある。次に、モデルによる大流域を対象とした流出過程の再現計算において満たすべき時間単位であるが、研究目的や入力データや検証データの整備状況に強く依存するものといえる。長江における流域全体を対象とした再現計算としては、検証データとなる河川流量観測値の入手が困難なこともあり、公開されているわずかな地点の流量観測値を基に季節単位や月単位でモデルの検証を行った研究がわずかに報告されているに過ぎない<sup>33)</sup>。しかしながら、中下流域において近年大規模洪水が頻発し、上流域の農地の林地への還元等の対策の効果も含めた将来予測の必要性や氾濫に伴う陸域生態系や農業経済への影響評価のための洪水規模の定量化等を考えても、環境管理手法のツールとして週単位や日単位と言ったより解像度の高い時間スケールで流域全体の水・物質動態を把握しえる数値モデルの開発と適用が必要といえる。

本研究では長江流域全体を一つのシステムとみなし、その中の水・物質動態を日単位の時間スケールで把握することを目的とした。そのため、地形や土地被覆等の空間的な不均一性を反映しつつも計算の効率化のための流出過程の部分的な集中化を図り、概念的なプロセスを組み込んだ水文モデルを1987年、1988年を対象に長江流域全体へ適用を試みた。この際、入力気象データについてはISLSCP（国際衛星地表面気候計画）Initiative I CD-ROM Set<sup>31)</sup>の6時間データを用い、モデル再現性の検証に関しては、中国側共同研究機関である長江水利委員会より提供を受けた長江本川及び主要支川の日平均の河川流量及び浮遊土砂濃度観測値を用いた。この際、ISLSCPの降水量データが大気大循環モデルによる計算値を月単位の地上観測降水量を基に補正して作成されたため、日単位での時間・空間分布について十分な精度が保証されていない可能性がある。そこで、1987年の地上観測日降水量を基にした分布データを入力データとして、ISLSCPの降水量データとの比較とともに、モデルの再現性への降水量データの影響を検討することを目的として、長江上流域の主な支流の一つである嘉陵江流域（流域面積16万km<sup>2</sup>）を対象に水・土砂の流出計算を別途行った。

### 2.7.2 流域水文モデル

本研究では、流域での流出過程再現計算を行う水文モデルとして、Stanford Watershed Model (SWM)<sup>35)</sup>を選択した。SWMは新安江モデル<sup>33)</sup>やWoodらのモデル<sup>34)</sup>と同様に土壌層を貯留槽と見なし、その水分貯留状態によって単位流域面に与えられた降水量を直接的な流出（短期流出）と浸透及び間接的な流出（長期流出）に分配する概念モデルである。SWMの流出過程の特徴は以下のとおりである。土層は鉛直深さ方向に上層、下層、地下滞水層の3層に区分され、各層の水分状態によって降水流出過程の水の分配比や蒸発散量が決定される。図19にSWMでの降水の土壌浸透過程における分配方法を示した。図中のIBARは計算ステップ毎の単位計算領域における降水の土壌への実浸透量平均値を表し、式（1）によって求められる。

$$IBAR = INFILT / LZRAT^{INFEXP} \quad (1)$$

ここに、INFILT:土壌の計算時間ステップ毎の浸透能、LZRAT:下層の水分量指標値（LZSN）に対する水分量（LZS）の比、INFEXP:指数パラメータ、である。

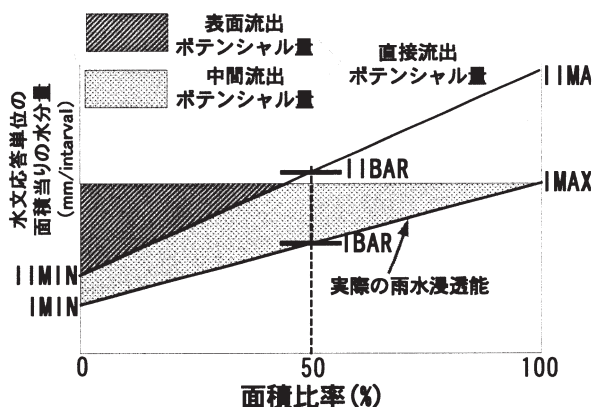


図19 Stanford Watershedの降水浸透における水分分配プロセスの概要

さらに、IBARを基に係数を設定し傾きを持たせることにより、領域内での浸透量に不均一性を発生させている。この浸透量が貯留成分（間接流出成分）となる。このIBAR平均値とするラインを上回る降水量が直接流出ポテンシャルとなり、図中のIIBARとIBARの比と上層の水分状態により、表面流出成分と中間流出成分及び上層への貯留量へ分配される。IIBARとIBARの比であるRATIOは式（2）によって求められる。

$$\text{RATIO} = \text{INTFW} * 2.0^{\text{ZRAT}} \quad (2)$$

ここに、INTFW：中間流パラメータ

また、土壌浸透水も下層の水分状態によって下層と地下滞水層へ分配される。流出成分は表面流出、中間流出、地下水流出の3つが考慮され、各流出量はそれぞれ上記の各貯留層における貯留量の非線型な関数として求められる。

SWMは現在、米合衆国地質調査所（USGS）で開発された流域水文・水質モデルHSPF（Hydrological Simulation Program）<sup>9)</sup>の降水流出計算モジュールとして組み込まれ、主に利用されている。HSPFでは再現計算の対象項目である土砂流出を取り扱えるだけでなく、流域単位面と河川流路、河川流路間のネットワーク化が簡便に行える等の利点を有することから、本研究でも実際の計算にはHSPFを用いた。HSPFでは河川流路内の流れは、1次元のキネマティック理論に基づいて求められる。また、流域斜面での土砂生産量は、(3)及び(4)式に示す降水による土壌マトリックスからの剥離及び剥離成分の表面流による掃流過程と、(5)式の表面流自体による土壌からの剥離・掃流過程から求められる。

$$\text{DETS} = (1.0 - \text{CR}) * \text{KRER} * \text{R}^{\text{JRER}} \quad (3)$$

$$\text{WSSD} = \text{DETS} * \text{SURO} \quad (4)$$

$$\text{SCRSD} = \text{KGER} * \text{SURO}^{\text{JGER}} \quad (5)$$

ここに、DETS：単位面積あたりの降水による土壌マトリックスからの剥離量、CR:被覆係数、KRER:土壌特性に依存した剥離係数、R:降雨強度（mm/h）、JRER:土壌特性に依存した剥離指数、WSSD:単位面積あたりの剥離土砂流出量、SURO:表面流出高（mm/h）、SCRSD:単位面積あたりの表面流自体による土壌からの侵食量、KGER:土壌マトリックスの侵食係数、JRER:土壌マトリックスの侵食指数である。

流出土砂成分は砂、シルト及びクレイの3成分を考慮することができ、河道内での移流と巻き上げおよび沈降をそれぞれの成分について、取り扱うことができる。本研究では、シルトとクレイについてはwashloadと見なし、砂については沈降速度とせん断応力によって求められる沈降量と、河川平均流速のべき乗により求められる巻き上げ量から、河道内での挙動を表現した。

### 2.7.3 長江流域へのモデルの適用

#### (1) 流出領域の部分的集中化

SWMの長江全域への適用にあたり、計算の効率を図りつつ、流域内の地形や土地被覆等の空間分布をある程度反映させるための流出過程に関する集中化作業をGIS（Arc/Info）上で行った。手順としては、まず、縮尺5万分の1ないしは10万分の1の地形図を基に長江全河川網の数値データを作成し、中国水利部長江水利委員会の河川等級分類資料を基に各流路を1から5級に分類した。次に、4級以下の各流路をメインの流路として抽出し、それぞれのメインの流路へ流れ込む複数の5級の流路をサブの流路とするグループを形成する作業を、流路流域全体にわたって行った。さらに、各河川グループで形成されるサブ集水域（sub-watershed）を算定するため、山地では1kmメッシュ、平地では50mメッシュのそれぞれ数値標高モデル（DEM）を用いた。これにより算定されたサブ集水域の数は長江本流の流量観測点として最下流に位置する大通までで552（その内、源流～宜昌までの上流域で182）となった。次に、各サブ集水域ポリゴンデータへ1990年代初めのTMランドサットデータを基に作成され、17に分類された土地利用ポリゴンデータと上述のDEMを重ね合わせて、サブ集水域内の土地利用ごとの総面積を求めた。この土地利用ごとの面積がSWMを適用する水文学的応答単位（HRU）となる。上記の重ね合わせ作業時には、同時に統計処理により各

HRUの平均標高および平均勾配を算出した。また、斜面長についてはHRUを正方形と見なして領域面積からその1辺の長さを算出し、その1/2の値を与えた。

(2) 1987年と1988年を対象にした水・土砂流出再現計算

1987, 1988年の2年間を対象に、水流出については大通を最下流点とする長江全域を対象に、土砂流出については宜昌までの上流域全体を対象に各パラメータの設定と日単位の再現計算を行った。なお、今回の計算では、宜昌市上流にある長江本川の葛州壩ダムにおける人為的な水量調整の影響は考慮せず、また、中下流域にある2つの巨大湖、洞庭湖とハンヨウ湖と長江との間の水の出入りは、湖の水位のみによって湖から長江への流入量を決定し、長江の流れに対する背水効果等の湖によるダイナミックな影響は検討していない。

入力用の気象データとして、全球スケールの水文気象データセット、ISLSCP Initiative CD-ROM Setの $1^\circ \times 1^\circ$ の6時間降水量、気温、風速、露点温度、短波放射量の各グリッドデータを、サブ集水域が各グリッドに占める面積割合からサブ集水域単位の分布値へ変換した。さらに、計算時間ステップを1時間としたことから、各気象データは、降水量は均等分割、その他は線形補間により1時間データに換算して適用した。また、モデルパラメータの初期設定値の影響を除くため、この2年間の気象データを2回繰り返し与えた後、本計算を行った。

計算結果の検証については、図20に示した長江流域内の各地点で中国水利部長江水利委員会によって観測された日平均河川流量、日平均浮遊土砂濃度データを用いた。

(3) 嘉陵江流域を対象とした入力データとしての地上観測降水量の適用

1) 地上観測降水量を基にした面積雨量の算定

1987年に観測された降水量を基に面積分布雨量の推定

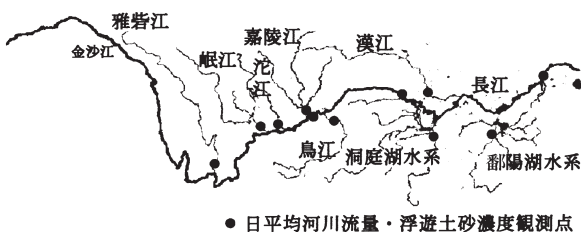


図20 長江ならびに主な支流における流量・浮遊土砂濃度観測点

を行った。手法は線形のuniversal kriging法を用い、空間解像度は0.5メッシュとした。次いで、求めた分布量データに嘉陵江流域の各サブ集水域(合計29個)を、地理情報システム上で重ね合わせてサブ集水域ごとの日降水量データを算出した。

2) 嘉陵江流域を対象とした水・土砂流出再現計算

上記の分布雨量算定値を入力データとして用い、1987年を対象として流域数値モデルを嘉陵江流域へ適用し、流出パラメータの設定と水・土砂流出再現計算を実施した。また、同じ流出パラメータ設定で降水量データとして別途ISLSCPのデータを用いた再現計算を実施し、異なる降水量データによる流出パターンの違いを検討した。

2.7.4 結果及び考察

(1) 1987, 1988年を対象とした再現計算結果

1) 降水流出過程

モデルによる降水流出過程の再現性を確認するため、日平均河川流量について計算値と観測値の比較を行った。図21と図22はいずれも長江本川の観測点である、上流域の下流端である宜昌(河口部より約1600km)と下流域の大通(同約550km)での計算結果を観測値とともに示している。本川での年間を通じたダイナミックな流量の変動や雨期である夏期の細かい変動まで十分再現していることが確認された。その一方で、夏期に観測されたピーク流量値の再現結果は、2年間でいずれの地点においても過小評価となり、特に、上流域の宜昌においてその差は顕著である。また、1987年、1988年の2年間は

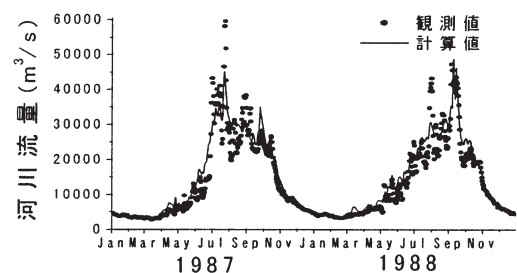


図21 長江河川日平均流量再現計算結果(地点:宜昌)

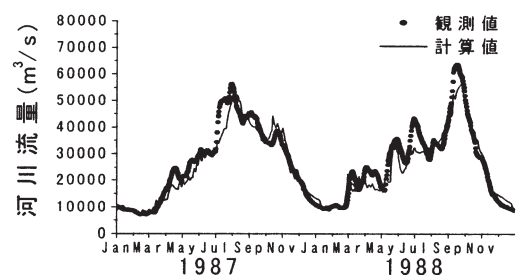


図22 長江河川日平均流量再現計算結果(地点:大通)

大規模な洪水事象が発生しなかったこともあり、仮定として長江本川と洞庭湖やハンヨウ湖からの流入水との間に生じる背水効果を考慮せず、キネマティック理論のみに基づいて河川の水力計算を行った影響は、計算結果からはほとんど見られなかった。モデルの降水流出応答特性をさらに詳細に確認するため、支流単位での再現性の検討を行った。各支流下流端でのモデル計算値と日平均河川流量観測値との比較結果のいくつかを図23から図25に示す。図23の雅砻江流域（地点：小得石）や源流域（金沙江流域）では、年間を通じた流量変動や雨期の流量ピーク値等に高い再現性が得られた。一方、図24の岷江流域（地点：高場）や図25の漢江流域（地点：仙桃）に見られるように、その他の支流については、いずれも雨期の急激な流量変動に対し再現性は余り高くなく、本川と同様に流量ピーク値を過小に評価する結果となった。特に、四川省東部に位置する嘉陵江流域、沱江流域については、モデルから算定された流量ピーク値が観測

値の1/3以下となり、再現性の低さは顕著であった。

## 2) 土砂流出過程

上流域全体を対象に行った土砂流出量の再現計算として、河川日平均浮遊土砂濃度について、長江本川の宜昌と流域の雅砻江流域ならびに岷江流域での観測値との比較結果を図26から図28に示す。降水流出過程において比較的高い再現性を示した長江本川や雅砻江流域に関しても、夏期の河川水中の急激な浮遊土砂濃度の変動を再現しているとは言い難く、降雨出水に伴う土砂流出過程がモデルにおいて十分に表現されていない可能性が示唆された。また、岷江流域（図28）に代表されるように、源流域や雅砻江流域（図27）を除いたすべての支流で、実際には河川水中の浮遊土砂濃度の増加は観測されていないにもかかわらず計算上では1987年、1988年ともに非洪水期と見なされる初春時に著しい土砂流出が発生する結果となった。

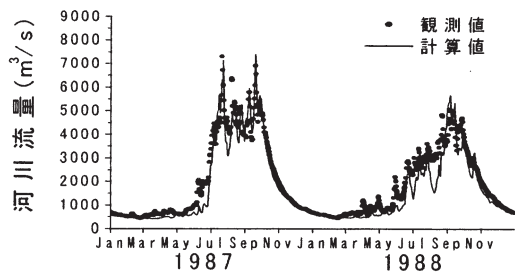


図23 雅砻江河川日平均流量再現計算結果（地点：小得石）

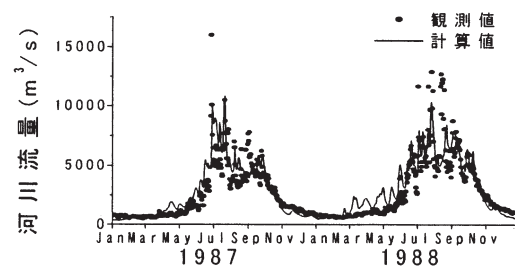


図24 岷江河川日平均流量再現計算結果（地点：高場）

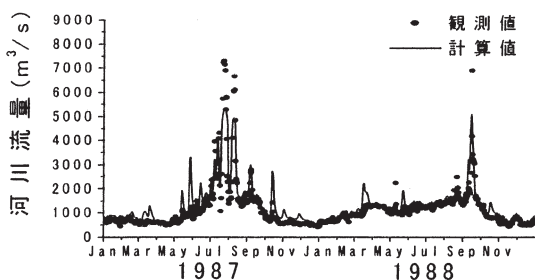


図25 漢江河川日平均流量再現計算結果（地点：仙桃）

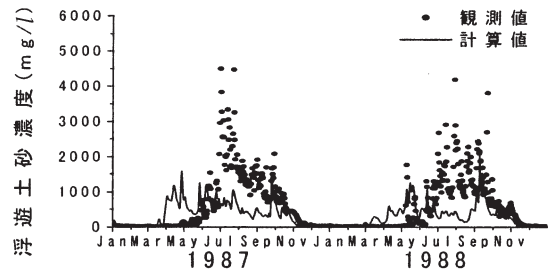


図26 長江河川日平均浮遊土砂濃度再現計算結果（地点：宜昌）

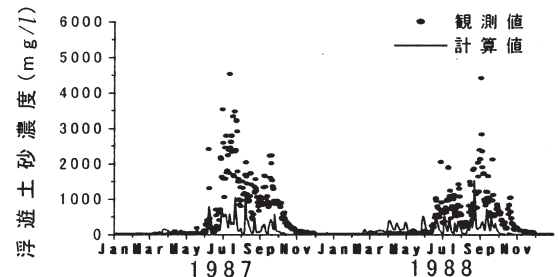


図27 雅砻江河川日平均浮遊土砂濃度再現計算結果（地点：小得石）

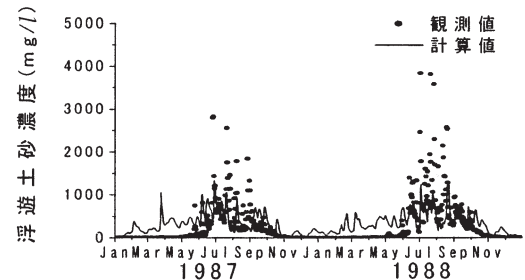


図28 岷江河川日平均浮遊土砂濃度再現計算結果（地点：高場）

(2) 地上観測降水量を入力データとした嘉陵江流域での再現計算

1) 水量データの比較

サブ集水域単位で地上観測値を基にしたものとISLSCPより配布されたデータの比較を、まず月単位の降水量で行った。その結果、降雪の影響によって地上観測と大気大循環モデルによる推定、ともに精度が低下する冬期を除いて両者の比はほぼ0.8~1.2の間にあり、両者のバラツキに特定の傾向は見られなかった。これはISLSCPによるデータ作成過程で、GPCP(全球降水量気候計画)で地上観測降水量を基に作成された1メッシュの月降水量データセット<sup>39)</sup>による大気大循環モデル推定値の補正がなされていることに対応している。次に、日単位での比較を雨期である夏期(6~8月)を対象に検討したところ、各サブ集水域で1mm以上の降水を生じた日数が、ISLSCPのデータは地上観測を基にしたものに比べ最大で26日、平均で14日多いことが明らかとなった。夏期の月降水量について各サブ集水域において両データに大きな差がないことから、この結果はISLSCPのデータの日降水強度が、実現象に比べて平滑化されていることを示している。実際、この期間の各サブ集水域における両データ間の日最大降雨強度(mm/day)の比較結果は、地上観測値を基にしたデータがISLSCPのデータの最大で5.6倍、平均で2.3倍の値を示した。

2) 水・土砂流出再現計算

地上観測降水量を基にした分布雨量を入力データとして、河川流量及び浮遊土砂濃度観測値の経日変化を出来るだけ再現するように、モデルパラメータのキャリブレーションを行った。次いで、そのパラメータ設定を用いてISLSCPの降水データを入力値として水・土砂流出計算を行った。図29、図30はそれぞれ水及び土砂についての両降水量データを入力データとした場合の再現計算結果を示している。観測された夏期の著しい河川流量、浮遊土砂濃度の変動に対する再現性は、ISLSCPのデータに比べ地上観測値を用いた場合のほうが高い。地上観測降水量を用いた場合でも、計算値は観測された河川流量、浮遊土砂濃度各ピーク値を若干下回るものの、観測値が一日一回程度の離散的な観測から得られたものであることを考慮すると、流出ピーク高の再現性も日平均の応答として妥当であると言える。十分な時間的、空間的精度を有する分布降水量データを用いれば、本流域水文モデルはマクロスケール

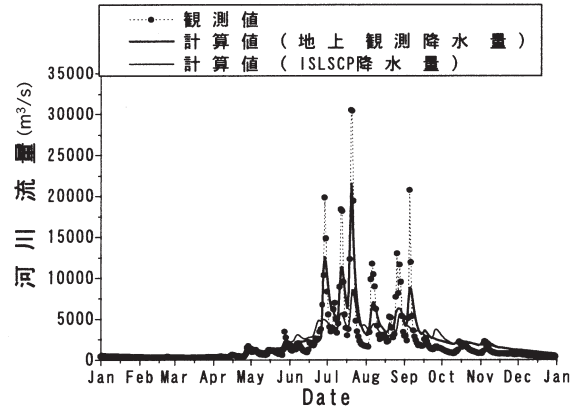


図29 異なる水量データによる  
嘉陵江河川日平均流量再現計算結果(地点:北碚)

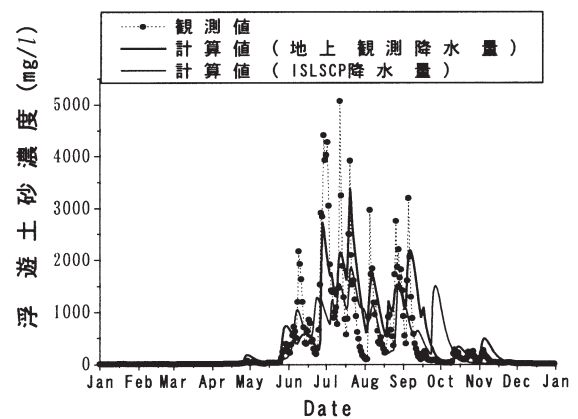


図30 異なる水量データによる  
嘉陵江河川日平均流量再現計算結果(地点:北碚)

の水・土砂動態について高い再現性を有することが示された。

一方、嘉陵江流域を対象に行った比較作業により示されたISLSCP降水量データの日単位の時間分布精度が十分に保証されていない(より短い時間スケールでの降水強度が平滑化されてしまう)傾向は、嘉陵江流域に限らず、その他の支流流域においても当てはまり、本モデルによる流域全体を対象とした水・土砂流出計算の再現性に影響を及ぼしたと考えられる。まず、降水流出については、短期的な河川流量変動の要因となる表面流出量(および早い中間流出量)が実現象に比べ生じにくく、上述したグラフ(図24、図25)が示すような支流流域における降水流出において、雨期の急激な流量変動を再現できない要因と判断できる。ただし、本川の宜昌や大通のように巨大な集水面積を有する場合は、流達時間が長いことから、各支流流域からの流出水量の合流過程においてそれぞれの急激な変動は平滑化され、局所的な降水量の日変動により生じた流出事象の影響を受けにくい。また、各支流流域におけるモデル計算上の降水の直接的ではない流

出成分（直接流出成分に比べ応答が遅い中間流出量や動的な地下水流出量）も本川の流量増加への寄与は大きい。このため、本川では1987年、1988年いずれの雨期においても河川流量についてある程度の再現性を有したと考えられる（図21、図22）。次に、土砂流出については流域水文モデルの構造上、土砂流出量は式（3）～式（5）に表されたように降水強度および表面流出量に強く依存しており、各支流からの土砂流出量が本川の浮遊土砂濃度に直接影響する。ほとんどの支流で夏期の河川流量ピーク計算値が観測値を大きく下回ったことは、ISLSCPの降水量データでは降水強度及びそれによってモデル上で発生する表面流はともに、実際に観測された土砂流出量を再現するためには値として小さすぎたことを意味する。また、これは本川における浮遊土砂濃度計算結果が、著しく観測値を下回ったことに対応している。この問題を解決する手法として、モデルパラメータの調整により降雨強度に対する表面流出発生量や土壌剥離量の感度を上げることや、表面流に対する土壌浸食量の感度を上げることが考えられる。しかし、この方法は本来土砂流出を生じない期間（秋期～春期）においても、計算上土壌の湿潤状態との兼ね合いで著しい土砂を発生する可能性を有している。図28の岷江流域で得られた結果初春時の計算はその傾向を顕著に示すものと考えられる。

#### 2.7.5 まとめ

長江流域全体を対象としたマクロスケールな水・土砂動態を再現する流域水文モデルの開発と適用を行った。日単位の時間スケールでのモデルの検証結果は、地上観測降水量を基にした時間的、空間的精度を十分に有する分布降水量データを用いれば、水、土砂流出量ともにモデルは高い再現性を有することを示した。一方、地上観測降水量を基にした分布データとの比較結果及びモデルの入力データとして長江流域全体へ適用した結果から、大気大循環モデルを基とする降水量データセットは、日単位スケールでの水・物質動態の再現計算に入力データとして使用するためには、時間分布精度を十分に満たしていないことが明らかとなった。本研究の今後の展開において、長江流域全体を対象とした流域水文モデルの水・物質動態に関する再現性を向上させるためには、モデルの各素過程の開発と改良をさらに進めるとともに、流域全体をカバーした十分な時間的、空間的精度を有す

る分布降水量データ作成手法の開発が不可欠と言える。

#### 2.8 流域内での微細土砂動態のモデル化に関する検討

三峡ダム構築地点の30km下流に位置する宜昌を通過する約5.3億ton/yearの浮遊土砂のうち、洞庭湖に堆積する約1.2億ton/yearがその遊水効果を減少させており、治水上の懸案となっている。この宜昌より上流の長江上流域の面積約100万km<sup>2</sup>では、この40年間で植生被覆率は22%から11%に半減、土壌流失面積は36万km<sup>2</sup>から56万km<sup>2</sup>に、その侵食量は24億ton/yearに達すると推定されており、中国の重点土壌保全区域に指定されている。ここでの山腹の土地被覆・利用状況は森林が比較的少なく、裸地・伐採状態に近く、極端な急斜面以外は段々畑の耕地に利用されている。降雨ときには流域山腹面、農耕地からの土壌表層面の侵食及び表層崩壊による土砂が大量に流出、さらに、標高の高い上流域では、春先の融雪ときには、凍結・融解により強度低下した表層土壌が流出する。また、流域面で生産された土砂は長期にわたって河道にまで移動し、河岸部に侵食されやすい形で堆積しているものと推測されている。本報告では、将来の長江流域での土砂動態モデルの構築を目指し、寒冷地の森林・農業地域を含む流域を対象として土砂の動態に関する数学モデルを構成する。

##### 2.8.1 流域における土砂動態モデルの構成について

土壌の流出現象は輸送外力となる降雨流の水文過程と土壌表層構造に規定されるため、水文流出の物理過程と土砂輸送機構の連立的理解が不可欠である。このとき、前述したような流域斜面に発達した農林地域における土砂動態のモデルは、土砂動態の詳細構造を大幅に概念化すると、次の7つの基本サブシステムより構成される。

(1) 対象流域の地形・地理等の環境情報データベース (2) 流域面から河道への降雨変換・流出モデル (3) 流域面の土地被覆毎の土砂生産モデル (4) 河岸付近での土砂生産モデル (5) 河川水系でのwash loadの輸送モデル (6) 河川水系でのbed material load輸送と河床変動モデル (7) 河川流の非常流モデル。

本報告では、以上に述べたサブモデル(1)～(7)のうち、図31に示すような、植生被覆と凍結融解効果を考慮した土砂輸送モデルと、凍結融解の影響を考慮した河岸侵食モデルを組み込んだ土砂動態モデルを構築した。

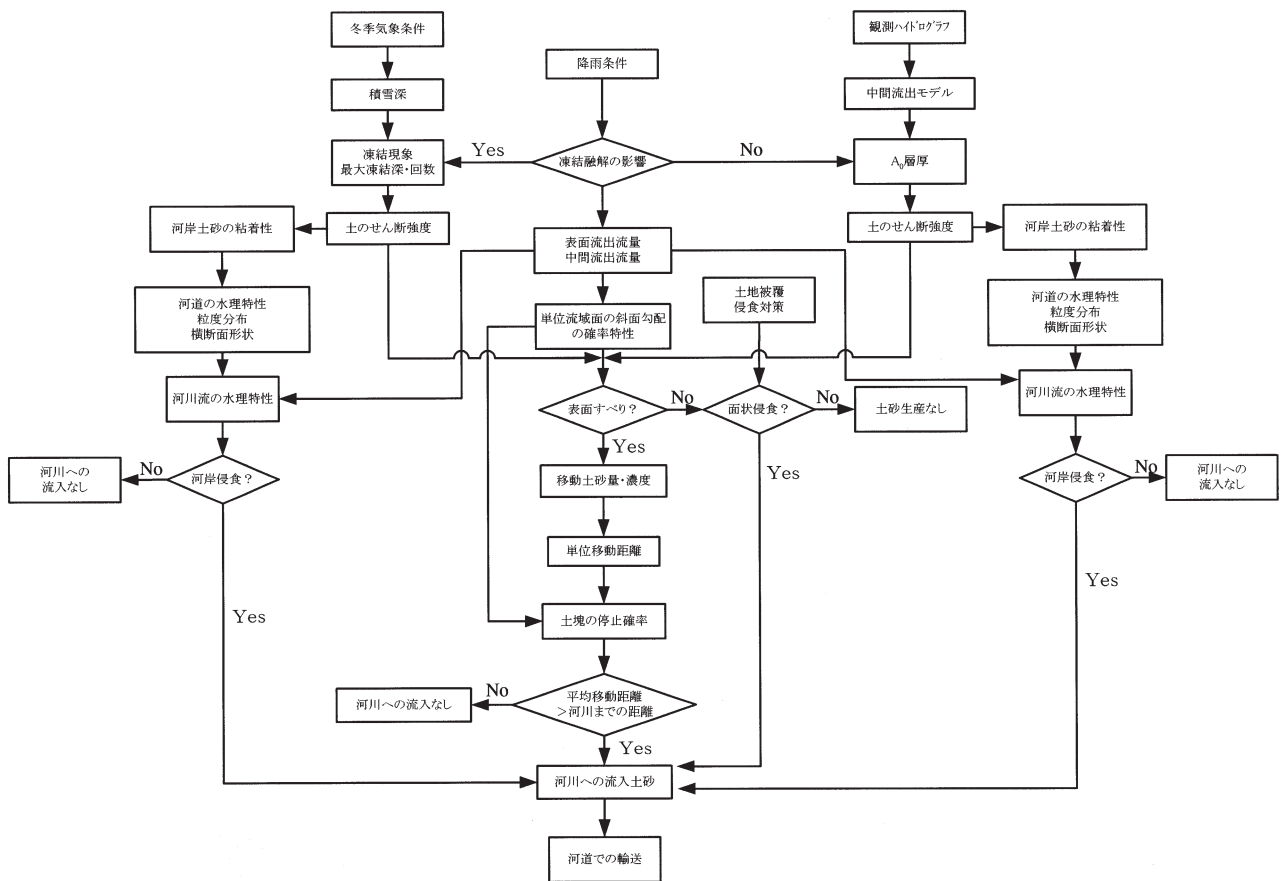


図31 土砂動態概念図

### 2.8.2 流域斜面表層土壌の面状侵食モデル

植生が存在する状態での表層土壌侵食量は、侵食抵抗要因としての作物による被覆効果 $\Xi$ ，耕作形態にかかわる要因 $\Pi$ ，保全対策効果 $\Gamma$ と，裸地での土壌侵食量 $q_{B0}$ の積として，

$$q_B = \Xi \cdot \Pi \cdot \Gamma \cdot q_{B0}$$

と表示され，裸地での侵食量の推定が重要であり，室内実験に基づき推定した。土壌流出実験は長さ3m，幅2.5mの領域に散水可能な人工降雨装置の下に，長さ $L=2.7m$ ，幅 $W=1.5m$ の可変勾配移動床水路を設置して行った。実験砂は粒径 $d=0.088cm$ のほぼ均一砂と，中央粒径 $d_{50}=0.088cm$ で幾何標準偏差 $\sigma_g=1.5$ ，4.0の対数正規型粒度分布に従う混合砂であった。斜面角度は $0.57 \sim 10.0$  (°)まで5段階に変化させ，実験の降雨強度は $r=70$ ，255，390 (mm/hr)で，自然降雨強度換算では25，100，150 (mm/hr)に相当する。

図32に無次元土壌流出強度 $q_B$ と無次元侵食外力 $q_* I_*$ の関係を示した。ここで， $q_B = q / \{(\sigma/\rho - 1)gd^3\}^{0.5}$ ， $q_* I_* = q / \{(\sigma/\rho - 1)gd^3\}^{0.5} \cdot I / (\sigma/\rho - 1)$ であり， $q$ ：斜面下端での表面流の単位幅流量， $g$ ：重力加速度， $\sigma$ ：土の密度， $\rho$ ：水

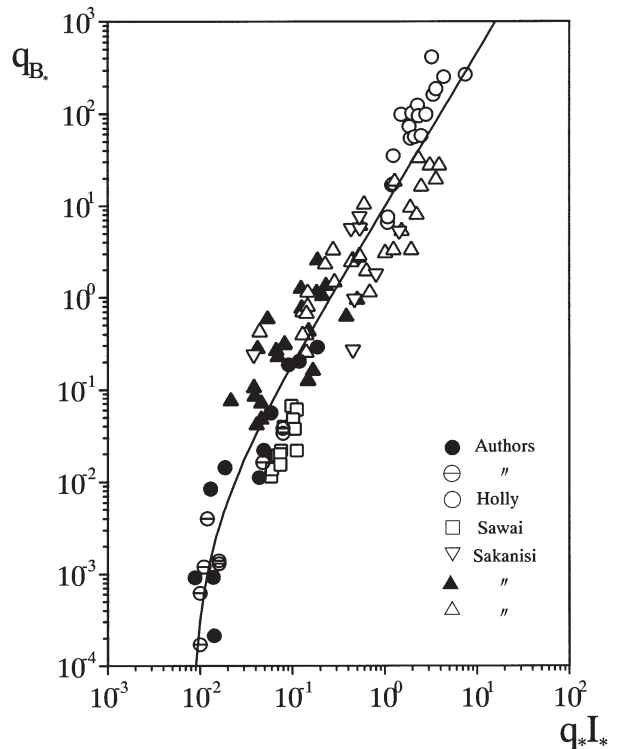


図32  $q_B \cdot q_* I_*$ 関係



の密度, I: 斜面勾配である

図中に示される黒ボク土, 砂質土の混合砂・一様砂についての $q_B \sim q_* I_*$ 関係の平均的な挙動は次式で表現される。

$$q_{B*} = A_0 \{q_* I_* - (q_* I_*)_c\}^m$$

ここで,  $A_0=10$ ,  $m=5/3$ ,  $(q_* I_*)_c=0.008$ とした。これまでの多くの実験結果は $q_B$ がIの(1.5~2)乗に比例することを示しており,  $m=5/3$ は妥当な値と考えられる。

なお,  $qI$ は水流の底面せん断応力と平均流速との積で表される表面流の仕事率を示すことより, マクロ的に土壌侵食にかかわる仕事と理解できる。

さらに植生被覆の効果の検討のため, 植物の侵食抑制効果を構成する被覆効果と流水抵抗を分離するために製作された植物モデルを, 前述の人工降雨装置の下に置き, 水路角度10度, 降雨強度を $r=255, 390$  (mm/hr)とした流出実験を行った。図33に被覆率の変化による流出土砂強度の遞減の実験結果を示した。図中, 点線は植生抵抗を考慮せず被覆率 $\varepsilon$ のみを考慮した場合 $q_B=(1-\varepsilon) q_{B0}$ である。破線は, 被覆効果と流水抵抗効果の力学モデルに基づく計算結果であり, 植物の侵食抑制効果が表現されているものと判断される。なお, 被覆率 $\varepsilon$ は作物植え付け後の経過日数 $t$ の関数 $\varepsilon=\varepsilon_0/\{1+\exp(5.0-E_0 t)\}$ でほぼ近似される。ここで,  $\varepsilon_0$ : 植物ごとの最終被覆率,  $E_0$ : 植物ごとの成長時間にかかわる定数で $E_0=0.20 \sim 0.32$ 程度である。

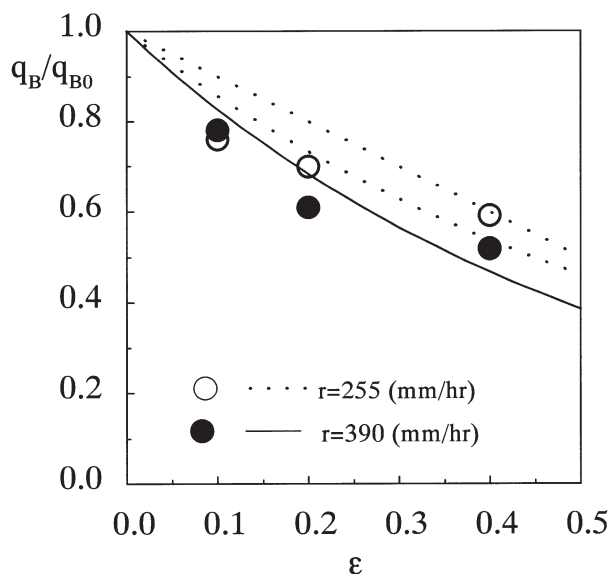


図33 植生の被覆効果

### 2.8.3 流域斜面表層土壌のすべり流出モデル

豪雨や事前降雨継続時間が長い状況では, 表層の土壌強度が急激に低下し, 表層が滑り, 崩壊に至る。また, 冬期に凍結した土層の融解後の強度は相当低下し, 融解後の降雨による表層崩壊の可能性が高くなる。こうした点を考慮し, 年間を通じての土砂動態を推定するためには, 中間流成分に起因する表層すべり形式の土砂生産・輸送をモデル化しておく必要がある。

今, すべり面を土層基盤, 表層が中間流で飽和された状況を仮定すると, 所与の土質力学的強度( $c, \phi$ )と斜面勾配に対して, 流域斜面の平均勾配からの変動を考慮した最小のすべり厚 $D_{sc}$ は次式で与えられる。

$$D_{sc}(\theta_m) = \int_{-\infty}^{\infty} \frac{c}{\rho g(\sigma_s \rho - 1)} \cdot \frac{1}{\{\sigma_s/(\sigma_s - 1)\} \sin \theta - \tan \phi \cos \theta} \cdot f_{\theta}(\theta) d\theta$$

ここで,  $\theta$ : 斜面角度,  $c$ : 土の粘着力,  $\rho$ : 土の内部摩擦角,  $\sigma_s$ : 土の飽和時の密度,  $f_{\theta}(\theta)$ は, 平均斜面角度を $\theta_m$ とする斜面角の確率密度関数である。

この最小厚より厚い土層がすべりを起こし, 流域面から河川への流入する可能性がある。このとき, 土石流対策施設, 人工的な障害物の効果による捕そく率を $\gamma$ とすると, 表層すべり崩壊土砂の内, 河川へ流入する土砂量 $V_{in}$ は,

$$V_{in} = \gamma \cdot V \cdot Prob[\xi > \xi_c]$$

と, 表層すべりが起きる場合の単位幅当りの移動開始量 $V$ (表層土層厚 $D_s$ と各斜面素片長 $\Delta x$ の積)と, 生産場からの移動距離 $\xi$ が河道までの距離 $\xi_c$ より大きくなる確率 $Prob[\xi > \xi_c]$ で与えられる。この移動距離 $\{\xi\}$ の分布を特徴づける平均値 $L$ , 変動係数 $\alpha_{\xi}$ は, 流域斜面の凹凸を表す斜面角の確率密度関数 $f_{\theta}(\theta)$ を用いて,

$$L = L_0 / (1 - p_{suc})$$

$$\alpha_{\xi} = \sqrt{p_{suc} + (1 - p_{suc}) \alpha_{\theta}^2}$$

と表現できる。ここで,  $p_{suc}$ は移動継続確率,  $\theta_c$ は停止可能な斜面勾配で, 移動開始土壌の運動方程式と $f_{\theta}(\theta)$ より力学的に確定される。また,  $\{\xi\}$ の確率密度関数は2次モーメントまでの情報で確率分布性状を近似可能なgamma分布が適当である。

以上の議論より, 流域斜面の凹凸を表す確率密度関数 $f(\theta)$ が表層すべりを考える上で重要な情報であることが理解される。

2.8.4 凍結履歴のある河岸の侵食モデル

凍結融解履歴がない場合の山地河道の河岸侵食量は armor coatの破壊を考慮して、次のように表示される。

$$\bar{q}_{Bp} = 0 \quad ; h \leq h_d$$

$$\bar{q}_{Bp} = (h - h_d) / h \cdot q_{Bp0} \quad ; h > h_d$$

ここで、 $h_d$  : armor coatの破壊水深であり、 $q_{Bp0}$  : armor coatの破壊を考慮しない場合の側岸侵食量で、 $q_{Bp0} = q_{BR} \cdot \tan \phi_m$ と書け、 $q_{BR}$ は河道中央部の掃流砂量、 $\phi_m$ は河岸での平均底面せん断応力が出現する位置での砂粒子の運動方向角である。

一方、凍結融解履歴がある場合は、河岸土砂が凍結融解を受けることにより、その侵食抵抗力としての粘着力が減少し、凍結融解履歴のない河岸に比べて、その侵食量が増大すると推測される。凍結融解の伴う粘着性の変化は、主に土粒子の剥離・離脱事象に影響があるものと仮定すると、融雪出水期の側岸侵食量 $q_{Bpn}$ は凍結融解の影響がない場合の $q_{Bp0}$ と次の関係にある。

$$q_{Bpn} = \frac{p_s}{p_{sn}} q_{Bp0}$$

ここで、 $p_s$ と $p_{sn}$ は凍結融解前後の土壌の粘着力特性を考慮した土壌粒子の離脱率pick-up rateである。

粘着力を考慮した土壌粒子のpick-up rateの一般的な表示は確立されていないため、本報告では、粘着力を考慮した土壌粒子の河床からの飛び出しの運動方程式、底面せん断応力の変動、粘着性土壌の表面状態に着目した解析を行い、次のような新たな無次元離脱率の推定式を提案した。

$$p_s^* = F_0 \cdot \sqrt{\tau_*} \left( 1 - \frac{\tau_{sc}}{\tau_*} \right)^m$$

ここで、 $\tau_c$ は粘性土の無次元限界掃流力であり、 $F_0 = 3 \times 10^4$ と $m = 3$ が適当である。

2.8.5 秋期降雨に対するモデルの適用結果

提案したモデルの適用性の検討のため、対象流域を北海道の釧路川支川の久著呂川流域とし、まず、凍結融解の効果が小さいと推測される秋期の降雨流出時を対象に解析を行った。

対象とした久著呂川の流域図および植生状況を図34に示す。久著呂川は阿寒湖周辺の山地を源流とし、丘陵帯をぬって河岸段丘を形成、下流域の高層湿地帯を通過、釧路湿原に流入する。その流域面積は約123km<sup>2</sup>、主流路長は約48km、総流路長は約95kmである。図35に1995

年と1965年（本川のみ）の縦断図を示す。

図36は流域内土地利用割合の流下方向変化を示したもので、下流に向かい森林域と荒地（主に森林伐採地）の割合が減少するのに伴い、農地（主に牧草地）の割合が増加している。また、河道の捷水路工事、護岸施工等の改修は主に10kmより下流で行われており、典型的な中間山地の営農林地域である。

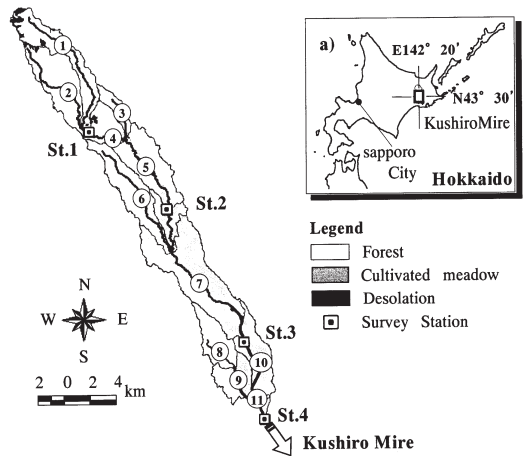


図34 流域概要図

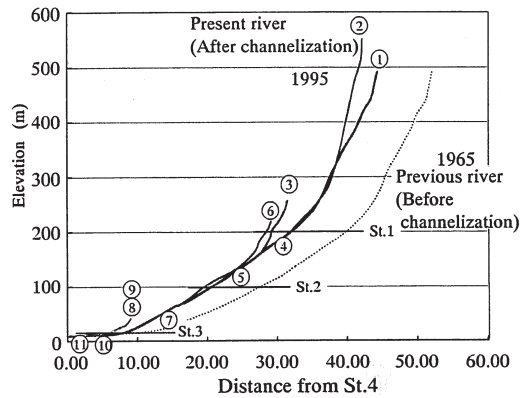


図35 水系縦断図

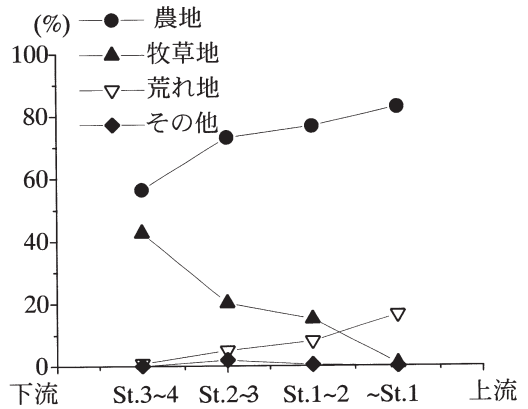


図36 土地利用割合の縦断方向変化

図37に、この時期を含む久著呂川の河床高の変化傾向を示す。図38に対象とする9月27～30日の降雨量の時系列を示す。

図39は、伐採地・農地・河岸の3領域からの土砂生産量と各河道区間での平均河床高変化を提案したモデルに基づき計算した結果である。計算された洗掘・堆積の縦断方向の傾向は、図37に示した河川測量結果と類似しているものと判断される。また、計算結果によると、農地由来の微細土砂量は全微細土砂量の約40%を占め、これは従来の推定値20～30%の2倍程度である。土地利用との関連では、上流域では伐採地と河岸が生産源になり、農地面積の増加とともに、農地が主な生産源になるものの、保全対策率の増加とともに減少する。また、河道の捷水路化・落差工設置の改修区間では、中流域ではあるものの河岸が土砂の生産源となっている。

これらの結果は種々の仮定に基づいており、得られた結果は、一種の土砂生産ポテンシャルを表現しているものと判断される。

### 2.8.6 融雪出水時への適用結果

融雪出水期における土砂流出モデルを図38に示される1996年5月22～25日の降雨時に適用した。図より、95年秋および96年春の4日間総降雨量は131mm、129mmとほぼ同じであるが、時間変化率に大きな差があったことがわかる。計算に当たって、凍結融解によって、土壌の透水係数は半減すると仮定した。その結果、春期の表面流成分は秋期の数十分の一に減少し、表面侵食はほとんど起こらないとの結果がでた。

一方、1995～96年にかけての冬期の凍結層厚は約28cm、この流域の $A_0$ 層厚は約4cmと推定され、乾燥土の粘着力を $c=0.1 \times 9.8 \times 10^4 \text{N/m}^2$ とし、融解時は元の70%に減少、内部摩擦角は $\phi=20(\text{°})$ 、変動係数 $\alpha_0=0.5$ としたときの最小すべり厚さ約1.6mと比較すると、表層すべり形式での土砂生産もほとんど起こらないと推測された。

河岸侵食については、融雪時の粘着力の低下により、無次元限界掃流力 $\tau_{c^*}=0.3$ が、70%に減少、 $\tau_{c^*}=0.21$ に低下したと仮定した。

これらの仮定に基づいて推定された土砂生産場の流域

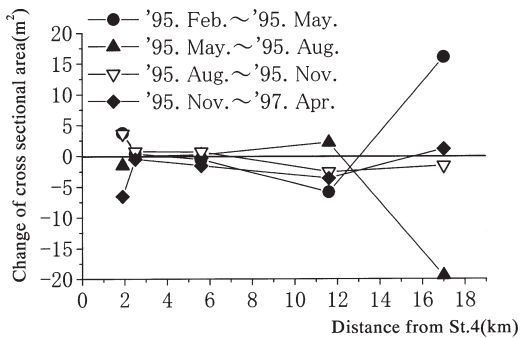


図37 河床変動の傾向

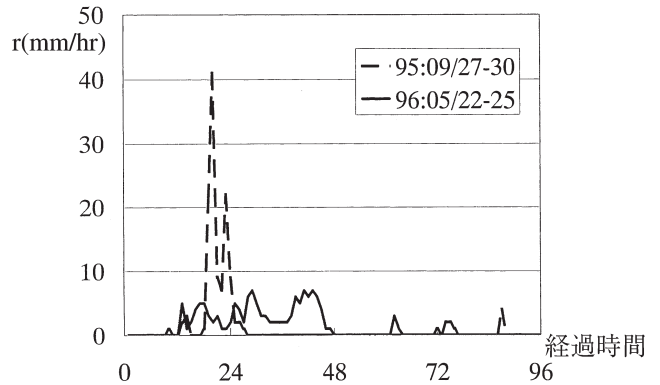


図38 4日間降雨

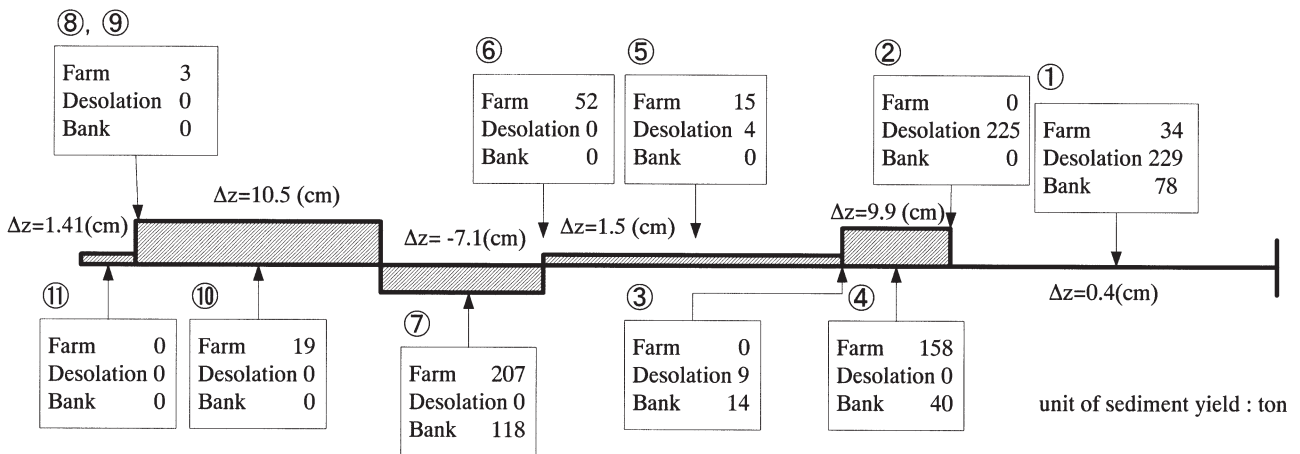


図39 土砂収支推定結果 (1995年9月27～30日)

内変化の様子が表14に示される。表は、融雪時における流域斜面での土砂生産量は急激に減少、河岸侵食量は増加傾向にあること示している。

本報告では、流域水環境管理のサブシステムを構成する土砂動態モデル構築の一環として、農林地域での土砂生産・流出モデルの枠組みの検討を行った。モデルはこ

れまでの土砂水理学の成果を統合化する方向で行い、オーダ的な意味での土砂収支評価の可能性を示した。農地からの土壌流出については、排水路網を含む圃場管理システムが大きな影響を持つことより、今後、農地圃場管理についての検討が必要である。

表14 春秋期の土砂生産量比較

	発生場所	流域 1	流域 2	流域 3	流域 4	流域 5	流域 6	流域 7	流域 8,9	流域 10	流域 11
1995年9月	流域斜面	263	225	9	158	15	52	207	3	19	0
	河岸	78	0	14	40	0	0	118	0	0	0
1996年5月	流域斜面	0.62	0	0	3	0.26	0.01	71	0.023	5	0
	河岸	93	0	18	56	0	0	231	0	0	0

(単位:ton)

## 2.9 湿原域を対象とした洪水氾濫現象のモデル化に関する検討

### 2.9.1 はじめに

湿原は水と物質の緩衝帯として森と海とを結ぶ役割を持ち、高い生産性からも重要性が認識されている。一方、周辺域の開発は湿原域を巡る水・物質循環のバランスを崩し、その環境を破壊している。これは日本最大の湿原である釧路湿原も例外ではなく、1970年代に29,084haあった面積が、国立公園の指定を受けた1985年には18,290haにまで減少した<sup>40)</sup>。この主な要因として、これまでの湿原と周辺域を対象とした農地開発が挙げられる。現在、農地化事業は停滞しているものの、農地整備のために明渠排水路として直線化され、疎通能力の向上した湿原周辺域の河川が、今もなお、融雪時や台風による出水時に上流域で生産された土砂を湿原内部にまで運んでいる。このような土砂の流入と堆積は、植生分布にも大きな影響を与えていることが指摘されており<sup>41)</sup>、従来、ヨシやスゲが優占していた湿原内部にまでハンノキ林がその分布を広げ、乾燥化した河岸付近ではヤナギ類の侵入が顕著である。今後、土砂の流入によりさらに陸地化が進行する恐れがあり、湿原が保持している多様な機能を保全する手法が求められている。

これに対する具体的な手法の一つとして、湿原へ流入した水・土砂の動態を定量的に把握し得る、2次元洪水氾濫数値モデルの開発と適用が挙げられる。水系土砂動態モデルとの組み合わせにより、河川改修と湿原の乾燥化や植生遷移との因果関係をより明確にとらえ得るとともに、上流部での砂防ダム建設や河川の再蛇

行化等、保全対策の具体的な効果の事前検討が可能となる。なお、モデル開発にあたっての留意点として、湿原内の水理学的に表現するために、ヨシやハンノキを代表とする植生による流れに対する抵抗の効果をモデルへ組み込むことが必要とされる。2次元の洪水氾濫解析に関しては、提外地での河床変動や、災害対策としての市街地を対象とした洪水氾濫に関する研究<sup>42),43)</sup>が行われているが、湿原を対象として洪水氾濫解析を行った研究は、国内でほとんどなく、海外でもわずかにある程度である。一方、植生の流れへの影響等に関する研究は、近年、国内外を問わず活発に行われ<sup>44)-47)</sup>、多くの知見が集積されつつある。

本研究では、これまでの知見を基に釧路湿原で陸地化が最も顕著に生じたとみられる地域の一つである久著呂(クチョロ)川湿原流入部を対象に、植生を流れへの抵抗力として考慮した出水ときにおける2次元洪水氾濫現象のモデル化を行った。さらに、水位観測値や衛星データの解析値を用いて計算結果の検証を行ったので、ここに報告する。

### 2.9.2 対象領域

#### (1) 概要

図40に氾濫計算の対象となる釧路川水系久著呂川下流の直線化部分とその下流に位置する釧路湿原を示す。図中の四角で囲まれた部分が計算の対象領域であり、その大きさは、タテ(南北方向)8.32km、ヨコ(東西方向)8.25kmである。河川の直線化部分は湿原を農地へ転用するための開発事業の一環として1966年に設置された全長1.63kmの明渠排水路である。この排水路末端部の河道閉

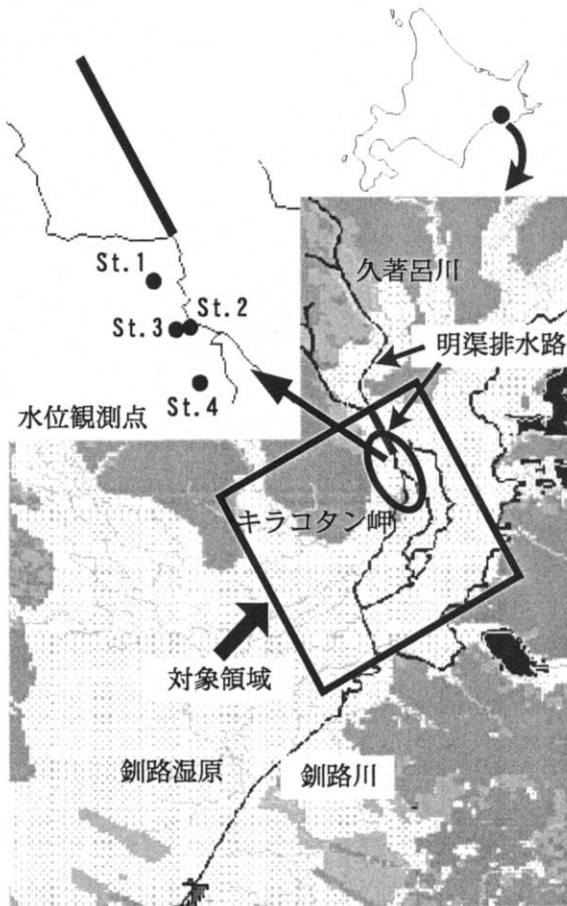


図40 対象領域（釧路湿原久著呂川流入部）

塞に起因する氾濫が主に融雪期と台風時に確認されており、氾濫に伴い湿原内部への土砂流入と堆積により生じた土壌環境の変化が、湿原植生の遷移を引き起こしている、と指摘する報告もされている<sup>45)</sup>。

## (2) 領域の数値化

対象領域の数値標高データは、国土地理院発行（1992年）の2万5千分の1地形図、図名「下久著路」、「細岡」を基に北海道地図株式会社で作成した10mメッシュ標高データを用いた。明渠排水路及び湿原内河道網については、地形図からディジタイザーで読み取った位置情報のベクターデータを、地理情報システムArc/Infoにより10mメッシュのグリッドデータに変換して用いた。河道断面は便宜的に矩形とし、河床高については、明渠排水路取付け作業時の記録や亀山による観測結果<sup>49)</sup>ならびに上記の標高データを基に設定した。また、流路幅は踏査結果を基に、明渠排水路及び排水路末端部下流約600mまでの区間を20m、それ以降の区間を10mとした。

## 2.9.3 2次元濁水氾濫モデル

### (1) 氾濫モデル

洪水氾濫数値計算の支配方程式として、以下に示す浅水長波の式を用いる

$$\frac{\partial M}{\partial t} + \frac{\partial (uM)}{\partial x} + \frac{\partial (vM)}{\partial y} = -gh \frac{\partial (z_b + h)}{\partial x} - \frac{\tau_{bx}}{\rho}$$

$$\frac{\partial N}{\partial t} + \frac{\partial (uN)}{\partial x} + \frac{\partial (vN)}{\partial y} = -gh \frac{\partial (z_b + h)}{\partial y} - \frac{\tau_{by}}{\rho}$$

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial M}{\partial x} + \frac{\partial N}{\partial y} = 0$$

$M(=uh)$ ,  $N(=vh)$ :x,y方向の単位幅流量フラックス,

$u,v$ :x方向,y方向流速, $t$ :時間, $h$ :水深, $z_b$ :河床高,

$\tau_{bx}$ :底面せん断応力, $g$ :重力加速度, $\rho$ :水の密度である。

摩擦による抵抗力はManningの抵抗則を用いて表示する。上式において変数はstaggeredスキームで配置する。移流項の離散化は一次精度の風上差分とし、時間に関しては前進差分を用い、leap-frog的に計算を進める<sup>50)</sup>。

### (2) 湿原域における粗度の推定

氾濫原である湿原域における植生は氾濫水の流れに対する抵抗力となるだけでなく、流送土砂の挙動にも大きな影響を及ぼす。対象領域では、前述のとおりハンノキ林の広範囲にわたる分布が確認されているが、新庄ら<sup>48)</sup>の調査からその密生度は1m<sup>2</sup>当たり0.1固体、平均胸高直径0.13m程度であり、単位体積当たりの植生の流れへの投影面積は0.012(m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>)と小さく、流れに対して大きな抵抗力を持つとは考え難い。一方、林床の植生は、流路に近接する部分でヨシ群落、湿原内域では発達したスゲ類叢株が分布するヨシ・スゲ類群落が優占している。対象領域ハンノキの林床部で測定されたヨシの密生度は約100本/m<sup>2</sup>と高く、対象域での流れに対する抵抗力として林床の草本植物の影響が大きいと考える。また、ヨシやスゲ等の草本植物は冬期に倒伏、あるいは立ち枯れするため、同じ規模の出水であっても融雪期と秋期の台風によるものとは、湿原内へ氾濫した水・土砂の流動は大きく異なることも予想される。このような植生の季節変化を流れに対する抵抗力として考慮する必要性から、植生の空間分布、季節変化をManningの粗度係数の時空間変化として表す手法を用いた。植生の空間分布に関しては、対象域についての詳細なハンノキ林床部の植

生分布が明らかでないことから、ヨシ群落を代表植生とした。時間的変化については、融雪期（3～5月）と非融雪期の二つに大きく分けて、融雪期については、立ち枯れや倒伏した草本植物が不規則に分布する状態を粗度として数値化する手法を現時点で見出せなかったため、Chow<sup>48)</sup>が作成した資料を基に $n_b=0.05$ を使用した。非融雪期については福岡ら<sup>42),49)</sup>が提案した以下の式を用いて植生効果を含む湿原域の粗度係数を求めた。

$$n_t = \sqrt{n_b^2 + \frac{C_D}{2g} \lambda H^{4/3}}$$

- $n_t$  : 植生効果を含む粗度係数,
- $n_b$  : 地表面粗度を表すManningの粗度係数,
- $C_D$  : 抗力係数, ( $=D/s^2$ ) : 単位体積当たりの植生の流れへの投影面積,
- $D$  : ヨシの直径 ( $=8\text{mm}$ ),
- $s$  : 隣合うヨシの中心間隔である ( $=0.1\text{m}$ )

本研究では、地表面粗度として融雪期の値と同じく $n_b=0.05$ とした。また、ヨシ単体を剛体と見なし、流れに伴う変形による振動や揺動の影響は考慮していない。抗力係数 $C_D$ に関しては、ヨシ群落全体が流れに与えるバルクの値を与える必要がある。Nepf<sup>53)</sup>は植生を剛体と見なした場合、単位体積当たりの植生の流れへの投影面積( )と植生直径( $d$ )の積の増加に伴い、バルクの抗力係数が低下することを求めた。本研究ではヨシの分布を格子状と仮定し、この結果に基づき準じて設定した $n_b$ と $d$ からバルクの抗力係数 $C_D$ を求めた(直径 $8\text{mm}$ 、密度 $100\text{本}/\text{m}^2$ の場合、 $C_D=1.10$ )

### (3) モデルの検証

#### 1) 水位変動

筆者らは対象領域における水位変動を把握するため、図40(拡大部分)に示した4地点にそれぞれ水位計(RMD-5225A, 離合社)を設置し、湛水深の連続測定を行った。St.1は最上流に位置し右岸横断方向に約120mの地点に設置した。St.2は右岸より横断方向に約10mの地点に設けた。また、St.2の延長上で河岸より約80mの地点にSt.3を設置した。St.4は最下流に位置し、右岸横断方向に約100mの地点に設置した。測定期間は1997年5月22日から同年10月29日までで、測定間隔は10分間である。各水位計設置時にGPSから求められた緯経度情報とGISを用いて、各設置点に対応する計算領域のグリッドを抽

出し、そこでの水位算定結果と観測値との比較を行った。

#### 2) 氾濫水域分布

出水による実際の湿原内の冠水域分布を抽出するために、山形ら<sup>54)</sup>が開発したVSW指数による水域の抽出手法を用いた。リモートセンシング画像の観測スペクトルの赤バンドを横軸に、近赤外バンドを縦軸にプロットすると三角形の領域が現れる。この手法は三角形の各頂点を植生、土壌、水のエンドメンバーとし、観測スペクトルに対応する点から各辺に下ろした垂線の長さ線分をそれぞれ植生、土壌、水の指数と定義することによって、3情報を同時に抽出する特徴を有している。計算グリッドとの対応から、用いるリモートセンシング画像の空間分解能は高いほうが望ましいことから、ランドサットTM(空間分解能 $30\text{m}$ )を選択した。しかしながら、水位観測を行った1997年は、晴天時とランドサットTMの周期が合致せず解析に見合う画像データが取得出来なかった。このため、晴天時の画像データが取得できた1994年5月17日を対象に、冠水域分布について画像解析値と計算結果との比較を行った。

### (4) 計算条件

#### 1) 計算期間

1997年の水位変動推定を目的とした計算は、5月15日から水位観測終了時までを対象として連続して行った。1994年の融雪期を対象とした氾濫水域推定を目的とした計算は、5月15日から5月18日の間に発生した大規模な融雪出水を対象として行った。

#### 2) 初期条件

基礎的な検討段階であるため本計算では、河道を除き初期状態の氾濫域における水深をゼロとした。

#### 3) 境界条件

境界条件として、対象領域上流端の明渠排水路に与えた単位時間当たりの流入水量及び水深は、北海道開発庁釧路開発建設部により久著呂川下久著呂観測所(上流端より約 $5.6\text{km}$ 上流)で測定された時間データを上流端条件として一次元拡散波近似計算結果を用いた。一方、下流端条件は自由透過とした。また、キラコタン岬(図40)からの降雨時の表面流出を流域水文モデルStanford Watershed Model<sup>55)</sup>を用いて算定し、対応するグリッドに流入水量として与えた。なお、計算時間ステップは上流端の流量、水深に応じて $t=0.25\sim 1.0$ 秒とした。

## 2.9.4 結果及び考察

### (1) 氾濫水域の推定

図41は1994年の5月17日10:00における数値モデルおよびランドサットTMの画像解析, それぞれによって求められた氾濫水域分布を重ね合わせた結果を示している。グレイスケールで表した部分がモデルによって算定された氾濫域を示しており, 表示色の濃淡は水位の高低に対応している。また, 斜線で囲まれた部分が, 画像解析から推定された冠水域を表している。計算上, 洪水時に明渠排水路末端部下流側の河川が分岐する手前で河川水が溢れ出し, キラコタン岬に沿って広がり, さらに岬を越えて南西の方角に対象領域一杯まで到達する結果を得た(図中Aに対応)。この氾濫域は画像解析から抽出された冠水域と良く対応している。一方, 図中Bの領域に示されるように, 計算に使用した数値標高データの精度に起因して, 計算結果が実際の冠水域に対応していないと考えられる部分も見られる。しかしながら, 対象領域において洪水がどのように発生し, 広がっていくかということに関する傾向を把握するという意味では, モデルは十分にその役割を担うものであると言える。

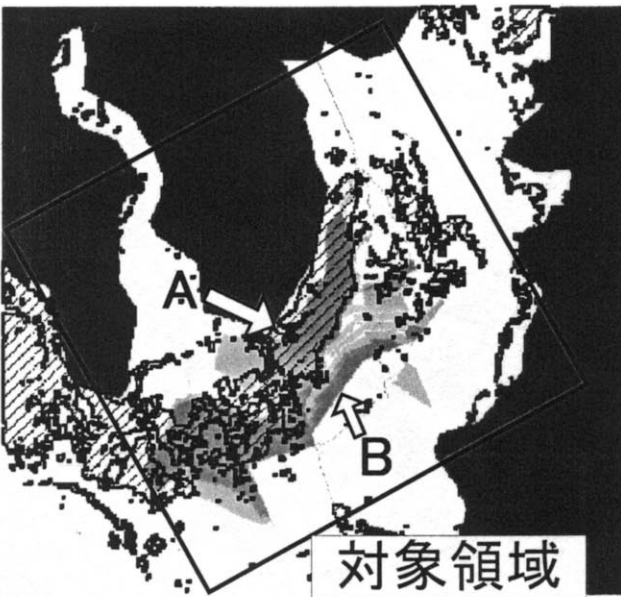


図41 モデルによる氾濫分布再現計算とTM画像より抽出された冠水域との比較(1994年5月17日10:00)

### (2) 湿原内での水位変動の再現計算

図42は, 計算対象域上流端での流入水量の時間変化を降水量と併せて湿原域での水位観測期間について示したものである。ヨシの成長期である6月に最も大規模な出水が生じ, 夏期と秋期にそれぞれ中小規模の出水が連続して生じたことがわかる。

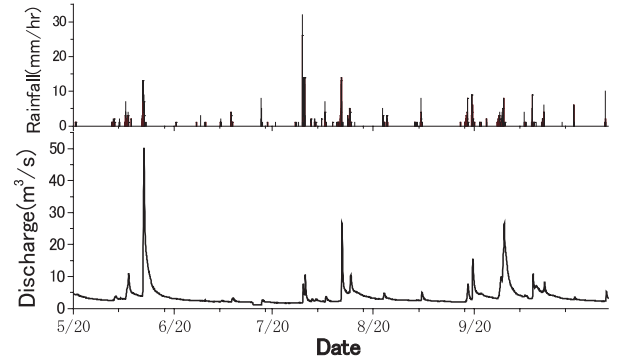


図42 水位観測期間中の計算領域上流端での河川流量及びアメダス降水量(地点: 鶴居)

湿原内で実施した水位観測から, St.1では期間を通じて河川水の氾濫による冠水が生じないことが示された。St.1を設けた周辺は, 長期にわたる河川水の氾濫による土砂流入の影響で地表面は乾燥化し, ハンノキ林が優占する環境となっている。計算上でも, この地点に対応する領域では氾濫は発生しなかった。図43(a)及び(b)は, 河岸沿いに設置したSt.2での水位観測結果と対応する領域の水位変動計算結果を6月と9~10月についてそれぞれ示した。計算値は植生の効果を地表面粗度として

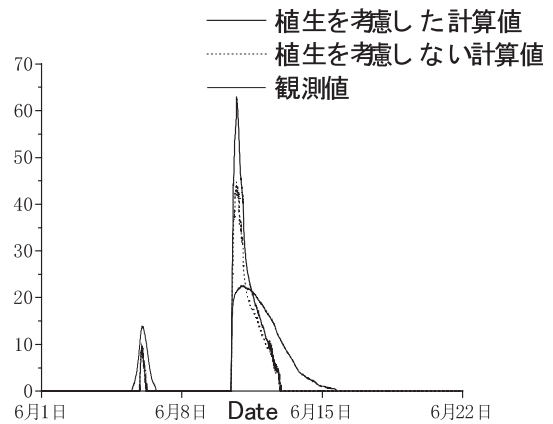


図43(a) St2を対象とした氾濫時の水量変動再現計算結果1

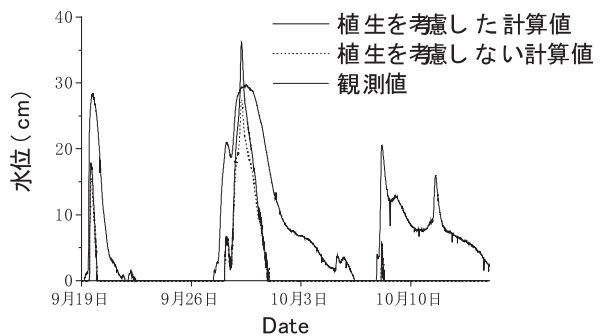


図43(b) St2を対象とした氾濫時の水量変動再現計算結果2

考慮した場合としない場合、両方をプロットした。上流端での流入水量が $10\text{m}^3/\text{s}$ を越える規模の出水に対しては、計算上氾濫が発生した。観測値は、水位計の設置した状況に大きく依存し設置点に対応する計算グリッドの平均値ではないことを考慮すると、氾濫時のピーク水位計算値は観測結果をある程度再現できていると判断できる。一方、氾濫水の挙動を表す波形について計算値は、ピークの形状および逓減過程いずれについても観測された結果とは異なった。流入水量が小規模な出水に対して氾濫過程を再現できない点については、数値標高データの精度に帰属する問題と言える。また、波形の再現性が低い点に関して、同様に数値標高データの精度や植生の効果を含めた粗度係数の設定をさらに検討する必要がある。さらに、St.2周辺は河川からの氾濫に伴う土砂堆積のため既に陸地化しており、氾濫初期に相当量の氾濫水が土壌浸透により損失する。これが水位上昇過程やピーク形状に及ぼす影響は無視できないと考えられるが、現時点で、本モデルで浸透過程を考慮することはできず、今後の課題と言える。

St.3およびSt.4での観測値から、両地域が期間中ほぼ冠水状態にあることが判明した。一方、計算値については、St.3でのそれぞれ6月と9～10月の再現結果である図44(a)及び(b)に示されるように、両地域とも出水に伴う氾濫時以外は冠水しない結果となった。ピーク水位値については、St.2と同様にある程度再現できているが、ピーク形状や逓減特性については同じく再現できていない。このような洪水波の伝播特性の再現に対して、初期状態として計算上の領域が冠水状態にあるか否かの違いは大きな影響を及ぼす。計算上、絶えず冠水状態にあることは、基本的に数値標高データによって表される地形起伏に依存するところが大きい。この点からも、写真測量や現地観測等、より詳細な調査・解析の実施による修正も含めた、数値標高データの精度の向上は、対象

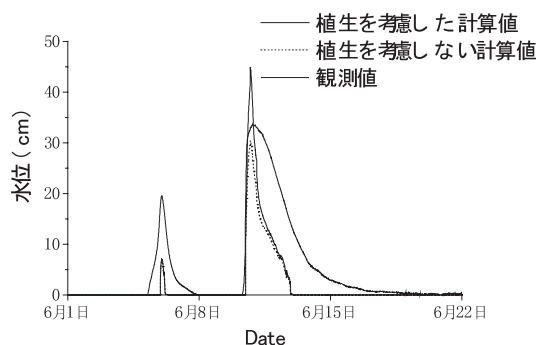


図44(a) St3を対象とした氾濫時の水量変動再現計算結果1

領域への2次元氾濫数値モデル適用のための重要な課題である。

また、粗度係数として植生の流れに及ぼす影響を表現する試みについて、各水位観測点に対応するグリッドでの計算結果は、ヨシ密生度の観測値を基に設定した条件では、最も規模の大きい出水時において冠水深を、植生を考慮しない場合に比べて50%程度増加させることを示した。一方、それに比して逓減過程代表されるように洪水の伝播状態に対しては、本条件での植生の有無は大きな影響を与えないことが示唆された。今後は、現地観測データや衛星画像データ等を用いた植生の空間分類手法を利用し、植生の種類や密度の空間的な分布を計算に反映させて、流れに及ぼす影響の検討をさらに進めていく予定である。

#### 2.9.5 まとめ

釧路湿原内を対象領域として、浅水長波の式を支配方程式とした2次元氾濫数値モデル適用を試みた。融雪出水時を対象とした計算結果は、衛星データから検出された冠水域との比較から、全体的な氾濫水の面的な広がり・分布についてモデルはある程度の再現性を有することを示した。一方、春期から秋期の6カ月間を対象とした長期計算は、現地水位観測から得られた氾濫時における詳細な水位変動特性に対して、ピーク水位値がある程度再現できたことを除いてその再現性は低い結果となった。局地的な水位変動には植生の種類と密度とともに微細な地形変化の影響が大きく、再現性を向上させるためには、新たな技術の導入等により対象領域の数値標高データの精度を向上する必要があることが示唆された。また、土砂流入に伴う河岸付近の陸地化を考慮した氾濫水の土壌浸透過程を、本モデルへ組み込んでいくことも今後の課題である。

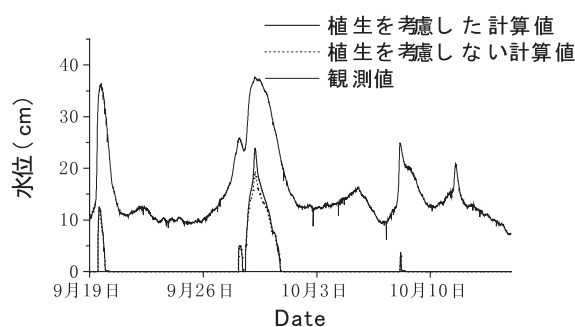


図44(b) St3を対象とした氾濫時の水量変動再現計算結果2



## 〔謝 辞〕

本研究で使用した2次元洪水氾濫モデルはIUGG/IOCのTIME PROJECTより提供を受けた。また、釧路湿原のヨシ分布密度に関するデータは、国立環境研究所生物環境研究領域野原精一生態機構研究室長より提供を受けた。記して両者に謝意を表します。

### 2.10 まとめ

本研究では、近年、めざましい社会経済発展を遂げている長江流域を対象に、衛星モニタリング手法と広域現地観測により、長江流域の水環境と生態系基礎構造をメソスケールで観測を行った。さらに、流域生態系に及ぼす環境変化の影響評価のための数理モデル化を進めた。

その成果は、以下(1)-(9)のようにまとめられる。

(1),(4),(5)及び(6)は、長江水利委員会との共同により、水界・陸上生態系に影響を与える物質循環の全体像の理解を進めるために実施された研究成果である。

(2)は長江流域を一つの単位(システム)として把握するために必要な衛星による環境モニタリング手法の応用成果である。

(3),(7)は長江水利委員会と共同で開発を進めているメソスケール流域に対する水文流出モデルの適用性を検討した成果である。

(8),(9)は今後、より精度が高く汎用性のある水・土砂流出モデルの開発を目的として、構築された基礎的なモデルの応用成果である。

(1)近年中国の社会経済活動の目覚ましい発展は、ダムや水力・火力発電所などの建設を伴う水資源・エネルギー開発抜きにはありえない。産業構造の変化に伴う土地利用の変化、都市部への人口集中などの現象を促進させている。こうした変貌は流域内で生産される汚濁物質や有害物質の排出負荷量を著しく増大させるため、水質汚濁はもちろん、塩害や酸性雨による土壌劣化、風食・水食による土壌流失、洪水、灌漑用水・飲料水不足などが流域の持続可能な発展を妨げる要因として顕在化しつつある。今後本格化する西部大開発により次第に環境が脆弱な奥地にも開発が浸透し、水資源を支える長江流域の自然環境の保全が重大な課題となるであろう。

本稿では、中国の主な水系と水資源の特徴を踏まえた上で、長江流域の自然概況、進行中の開発プロジェクト、および水質汚濁の現状と課題についてまとめた。

(2) NOAA-14 AVHRRデータを用いて洪水氾濫の観測を行うことを試み、植生指数(NDVI)により地表面が水で被覆されているかどうかを識別する手法を開発した。NDVI値を変動させる要因として水による被覆以外に雲と大気条件があり、その影響を除去し補正を行った後、1998年9月10日のAVHRRデータに対して適用し湛水域を同定した。同様に1998年9月11日のJERS-1 SARデータを用いて湛水域同定を行い、このSARによるAVHRRの湛水域同定の評価を行った。同定合致率は89.2%、NOAAによる同定面積はSARによるものより約22%過大評価という結果であった。NOAAの高頻度・広領域観測を考慮すると洪水観測として実用レベルに達していると判断される。1998年8月の長江大洪水においては水田・畑の合計面積は報告されている値と非常に良い一致を見た。

(3) 1998年夏期の長江流域を対象に地上観測降水量から算定された1メッシュの日降水量分布データを用いて、ECMWF、TRMM、GPCP各機関及びプロジェクトで作成された全球スケールの日降水量データセットの精度を検証した。ECMWFの推定手法である大気大循環モデルがその構造上、夏期のこの領域の主な降水現象である対流性降雨を十分に再現できないことから、降水日数、降水量とも過大評価となりデータの精度は著しく低かった。また、TRMMとGPCPのデータの精度は時間的にも空間的にも類似しており、地上観測値を基にした分布データにある程度の相関を示すことがわかった。しかしながら、現実の晴天日に相当量の降水量を推定していることや、日降水量が多い場合は押しなべて過小評価となる、といった問題点も明らかとなった。

(4) 98,99年の10~11月の期間、長江本川重慶~上海間41地点において河川中央表層水の採取を行い、水質調査を行った。生物化学的酸素要求量、化学的酸素要求量の平均濃度は、それぞれ1 mg/l, 4.5 mg/lであり、安慶までの区間は98年の方が高く、その下流では逆だった。全体的に懸濁態粒子や栄養塩、シリカの濃度が99年の方が高い傾向にあったが、陽陰イオン濃度についてはその逆だった。全リン濃度は烏江流入後から三峡の入口まで、溶存性全リン濃度は宜昌まで増加し、洞庭湖を境に急激に減少した。アンモニア態窒素については大都市と洞庭湖、ハン陽湖下流部で顕著な増加がみられた。溶存性の

窒素/リン比は全域で60~100であった。カリウムイオンを除く各種イオン濃度が、流下方向に減少しており、洞庭湖と鄱陽湖合流地点では極端な濃度低下がみられた。上海下流部において各汚濁指標について急激な上昇がみられた。

(5) 長江(重慶~上海)におけるプランクトン生態系と物質循環の特徴を把握することを目的として、炭素安定同位体を用いた現場培養実験を行い、生物生産(光合成及び細菌生産)ならびに低次生産者(植物プランクトン、細菌)から高次捕食者(動物プランクトン)への炭素伝達率を調査した。光合成生産は0.3~6.6 $\mu\text{gC/L/h}$ の範囲で変化、上流域で低く、流下に従って増大する傾向が見られた。細菌生産は全域にわたって高く(グルコース取り込み速度:0.7~1.8 $\mu\text{g}^{13}\text{C/L/h}$ )、上流では光合成生産を上回る傾向、下流では湖などを除き、同程度であることが認められた。高次捕食者への炭素伝達は光合成と細菌生産起点の二つの経路とも測定され、単位時間当たり生産者から捕食者へ伝達される割合(伝達率)は両経路で同じオーダーであった。これらの結果から、長江の特徴として細菌生産を基礎としたプランクトン生態系が重要な位置を占めていることが示唆された。

(6) 長江の細菌群集構造を遺伝学的手法を用いて解析し、以下の点を明らかにした。長江の細菌群集構造は上流から下流にかけて徐々に、かつ連続的に変遷していることが判明したが、中流域に位置する鄱陽湖の影響を強く受けていることが示唆された。この影響は1998年・1999年のいずれにおいても観察されたことから、恒常的なものと考えられた。また、クローンライブラリー法により、上流ではbeta-Proteobacteriaの優占が認められたが、中流と下流では大幅に減少した。この中には窒素循環に関連するAlcaligenesやNitrosomonasと系統的に同じクローンが多く含まれており、上流域で亜硝酸濃度の変動が大きいことと関連していると考えられた。さらに今後、主要細菌群の機能をより詳細に解明することにより、長江全流域の水質浄化能等が明らかにされる可能性が示された。

(7) 長江流域全体を対象としたマクロスケールな水・土砂動態を再現する流域水文モデルの開発と適用を行った。日単位の時間スケールでのモデルの検証結果は、地

上観測降水量を基にした時間的、空間的精度を十分に有する分布降水量データを用いれば、水、土砂流出量ともにモデルは高い再現性を示し、流域環境管理のためのツールとして十分利用可能であることが示唆された。一方、地上観測降水量を基にした分布データとの比較結果及びモデルの入力データとして長江流域全体へ適用した結果から、大気大循環モデルを基とする降水量データセットは、日単位スケールでの水・物質動態の再現計算に入力データとして使用するためには、時間分布精度を十分に満たしていないことが明らかとなった。モデルの各素過程の開発と改良をさらに進めるとともに、流域全体をカバーした十分な時間的、空間的精度を有する分布降水量データ作成手法の開発がこれからの課題として示された。

(8) 長江上流域は土壌流出が激しく、山腹は急斜面で伐採・裸地状態に近く、急斜面以外は農地に利用され、降雨流による面状侵食及び表層すべりが年間を通じて生起、融雪時には凍結融解により強度低下した土壌が流出しており、これらの点を考慮した微細土砂の動態の推定モデル開発を行った。土砂生産場としては流域斜面と河岸を想定した。山腹斜面の面状侵食については、植生被覆による侵食軽減効果を考慮することで現実的な輸送量式を導出した。斜面表層のすべりによる生産・輸送量については、斜面の傾斜角の変動を考慮することで、斜面上での分布特性の記述を可能とした。また、河岸侵食は河道を被覆する砂礫の粒径分布を考慮することで、流量変化に対する侵食速度の変化を記述した。提案したモデルは北海道の寒冷な農林地域(釧路川支川久著呂川流域)に適用され、その結果は流域全体での土砂生産量と輸送量の傾向を再現していた。

(9) 釧路湿原内を対象領域として、浅水長波の式を支配方程式とした2次元氾濫数値モデル適用を試みた。融雪出水時を対象とした計算結果は、衛星データから検出された冠水域との比較から、全体的な氾濫水の面的な広がり・分布についてモデルはある程度の再現性を有することを示した。一方、春期から秋期の6カ月間を対象とした長期計算は、現地水位観測から得られた氾濫時における詳細な水位変動特性に対して、ピーク水位値がある程度再現できたことを除いてその再現性は低い結果となった。局地的な水位変動には植生の種類と密度とともに

微細な地形変化の影響が大きく、再現性を向上させるためには、新たな技術の導入等により対象領域の数値標高データの精度を検討し修正を行う必要があることが示唆された。

#### 引用文献

- 1) 吳以鰲 主編(1989)：中国水資源利用,水利電力出版社,1 82
- 2) 洪慶余(1998)：中国江河防洪シリーズ 長江卷,中国水利水電出版社,1 17.
- 3) 小出 博(1987)：長江 自然と総合開発,築地書館,1 261.
- 4) 徐開欽,須藤隆一(1997)：第3章水質汚濁,中国環境ハンドブック,サイエンスフォーラム社,273 316.
- 5) 徐開欽,須藤隆一(1994)：中国の環境政策と環境教育,資源環境対策,30,1405 1416.
- 6) 徐開欽,須藤隆一(1995)：中国の環境基準,用水と廃水,37,134-144.
- 7) 長江年鑑編纂委員会(1999)：長江年鑑 1999,長江水利委員会長江年鑑社出版.
- 8) 長江水利委員会編(1997)：三峡工程生態環境影響研究,湖北科学技術出版社,1-290.
- 9) 張修真(1999)：南水北調 中国可持續發展的支掌工程,中国水利水電出版社,1-159.
- 10) 中華人民共和国水利部(1998)：中国水資源公報.
- 11) 方子雲(1997)：長江流域水環境の主要問題 原因及対策探討,長江流域資源と環境,6(4),346-49.
- 12) 長江技術經濟学会(1999)：長江流域の水与可持續發展,中国水利水電出版社,211-229.
- 13) 徐開欽ら(2000)：中国長江流域の水環境問題(1)-(4),用水と廃水,42,(6,8,9,11).
- 14) 徐開欽ら(2001)：中国長江流域の水環境問題(5) - (7),用水と廃水,43(2,3,5).
- 15) 徐開欽(2001)：中国長江流域における水環境の現状と課題,エコフロンティア,6,31-41.
- 16) Sellers, P.J. et al. (1995): Remote sensing of the land surface for studies of global change: Model-Algorithms-Experiments, Remote Sens. Environ., 51, 3-26.
- 17) Huffman, G.J. et al.(1995): Global precipitation estimates based on technique for combining satellite-based estimates, rain gauge analysis, and NWP model precipitation information, J. Climate., 8, 1284-1295.
- 18) Huffman, G.J. et al.(2001): Global precipitation at one-degree daily resolution from multi-satellite observations, J. Hydrometeor., in revision.
- 19) Kummerow, C. et al.(1996): A simplified scheme for obtaining precipitation and vertical hydrometeor profiles from passive microwave sensors, IEEE Trans. Geosci. Remote Sens., 34, 1213-1232.
- 20) Susskind, J. et al. (1997): Characteristics of the TOVS Pathfinder Path A Dataset, Bull. Amer. Meteor. Soc.,78,1449-1472.
- 21) 藤井秀幸,小池俊雄(2000)：衛星搭載マイクロ波放射計を用いた地表面放射を考慮した降水量推定法の検討,水工学論文集,44, 271-276.
- 22) 中華人民共和国水利部(1999)：中国水資源公報
- 23) 国家環境保護總局：關於「1999年中国環境狀況公報」的說明,科学日報,2000年6月13日
- 24) 長江年鑑編纂委員会(1999)：長江年鑑,長江年鑑社
- 25) 陳靜生ら(1998)：長江干流近30年来水質变化探析 環境化学(中国語), 17 (1),8-13.
- 26) 陳靜生ら(1999)：長江水系河水アンモニア汚染 環境化学(中国語), 18 (1),289-293.
- 27) 徐開欽ら(2001)：中国長江流域の水環境問題(7)-水質汚濁の現状と対策-用水と廃水,43 (5),32-42.
- 28) XU, K, et al(1995)：Acidic deposition and its control countermeasures in China , Journal of Global Environment Engineering. 1, 27-42.
- 29) Azam F, Fenchel T, Field JG, Gray JS, Meyer Reil LA, Thingstad F(1983)The ecological role of water column microbes in the sea. Mar Ecol Prog Ser 10:257-263.
- 30) Koshikawa H, et al. (1996)：Relative contribution of bacterial and photosynthetic production to metazooplankton as carbon sources. J Plankton Res 18 : 2269 2281.
- 31) Koshikawa H, et al. (1999)：Influence of plankton community structure on the contribution of bacterial production to metazooplankton in a coastal mesocosm. Mar.Ecol.Prog. Ser. 186 : 31-42.
- 32) Beven, K. (1989)：Changing Ideas in Hydrology : The Case of Physically-Based Models, J. Hydrology, 105(1-2), 157-172.
- 33) 陸 旻皎,小池俊雄,早川典生(1999)：Multi-step, Multi-reach Muskingum-Cunge法を用いた分布型水文モデルの開発,水文水資源学会,12(5), 384-390.
- 34) Sellers, P.J., et al. (1995): 1995. Remote sensing of the land surface for studies of global change : Models-algorithms- experiments. Remote Sens. Environ. 51,1,3-26.
- 35) Crowford, N.H. and R.L. Linsley(1966): Digital simulation in hydrology: Stanford Watershed Model , Stanford Univ. Dept. Civ. Eng. Tech. Rep.39.
- 36) Wood, E.F. and V.G. Zartarian(1992): A land-surface hydrology parameterization with subgrid variability for general circulation models, J. Geophys. Res., 1.97(D3), 2717-2728.
- 37) Zhao, R. J.(1992):The Xinanjiang Model Applied in China, J. Hydrology, 135,371-381.
- 38) Bricknell, B.R. et al. (1997): Hydrological Simulation Program - Fortran, User ' s Manual for Version 11: U.S. EPA, EPA/600/R-97/080, 755p.
- 39) Huffman, G.J., et al. (1997): The Global Precipitation Climatology Project (GPCP) Combined Precipitation Data Set. Bull. Amer. Meteor. Soc., 78(1), 5-20.
- 40) 環境庁(1984)：釧路湿原保全対策緊急調査,252.

- 41) 新庄久志(1997) : ハンノキ林に見る釧路湿原の変容, (財) 自然保護助成基金1994・1995年度研究助成報告書,223-229 .
- 42) 佐藤 智,今村文彦,首藤伸夫(1989) : 洪水氾濫の数値計算および家屋被害について - 8610号台風による吉田川の場合 - , 第33回水理講演会論文集,331-336.
- 43) 福岡捷二,松永宣夫(1992) : 密集市街地における洪水氾濫流解析と氾濫流制御の試み, 水工学論文集, 36,311-316.
- 44) 日野幹雄,歌原英明(1997) : 水草のある流れの水理学的研究, 土木学会論文報告集266,87-94.
- 45) 福岡捷二,藤田光一(1990) : 洪水流に及ぼす河道内樹木群の水理的影響,土木研究所報告,180,129-192 .
- 46) Kadlec R.H.(1990): Overland flow in wetlands: Vegetation resistance, ASCE J. Hydraul. Eng., 116(5), 691-706.
- 47) H.M. Nef et al.(1997): A model for diffusion within emergent vegetation, Limnol. Oceanogr. 42(8),1735-1745.
- 48) 新庄久志,辻井達一(1996) : 釧路湿原におけるハンノキ林 - チワツルナイ川,クチヨロ川,ヌマオロ川 -, 釧路市立博物館紀要,20,23-29.
- 49) 亀山 哲(1999) : 湿原域の濁水氾濫と植生変化に係わる衛星画像解析手法に関する研究, 118pp, 北海道大学学位論文 .
- 50) IUGG/IOC TIME PROJECT(1997): NUMERICAL METHOD OF TSUNAMI SIMULATION WITH LEAP-FROG SCHEME, UNESCO.
- 51) Chow, V. T.(1959) :Open-Channel Hydraulics, McGraw Hill.
- 52) 福岡捷二,藤田光一,平林 桂,坂野 章(1987) : 樹木群の流水抵抗について ,第31回水理講演会論文集 , 335-340.
- 53) H.M. Nepf (1999) : Drag, turbulence, and diffusion in flow through emergent vegetation, Water Resources Research, 35(2), 479-489.
- 54) 山形与志樹, 小熊宏之, 富士田裕子(1996) : 多時期のランドサットTM画像を用いた湿原植生分類,写真測量とリモートセンシング,35(4),9-17.
- 55) Crowford, N.H. and R. L. Linsley(1966): Digital simulation in hydrology: Stanford Watershed Model , Stanford Univ., Dept. Civ. Eng. Tech. Rep. 39.

[ 資 料 ]

## 研究の組織と研究課題の構成

### 1 研究の組織（当時）

#### [ A 研究担当者 ]

水圏環境部	
部長	渡辺正孝
上席研究官	大坪国順
水環境工学研究室	村上正吾
	牧 秀明
	亀山 哲
	中山忠暢
	原田茂樹*
	天野邦彦**
土壌環境研究室	高松武次郎
	林 誠二
	越川昌美
水環境質研究室	内山裕夫
	徐 開欽
	越川 海
生物圏環境部	
部長	渡邊 信
環境微生物研究室	広木幹也
	河地正伸
社会環境システム部	
情報解析研究室	田村正行
地球環境研究センター - 研究管理官	山形与志樹

現在の所属

\*京都大学大学院工学研究科

\*\*国土交通省国土技術政策総合研究所

#### [ B 客員研究員 ]

増澤 敏行	（名古屋大学）	（平成8～12年度）
佐藤 一省	（東京理科大学）	（平成8～12年度）
中川 博次	（立命館大学）	（平成8～12年度）
内藤 正明	（京都大学）	（平成8～12年度）

#### [ C 海外共同機関 ]

中国水利部長江水利委員会	徐保華	（平成9～12年度）
	翁立達	（平成9～12年度）
	張修真	（平成9～12年度）
	黎安田	（平成9～12年度）
中国科学院地理科学・資源研究所	劉紀遠	（平成9～12年度）
	庄大方	（平成9～12年度）

中国科学院遙感応用研究所 吳秋華 (平成9～12年度)  
中国水利部・交通部・電力工業部  
南京水利科学研究院 竇希萍 (平成9～12年度)  
米国マサチューセッツ工科大学 ADAMS Eric

## 2 研究課題と担当者

### (1) 流域環境管理情報直接計測手法の開発に関する研究

渡辺正孝・大坪国順・村上正吾・牧 秀明・亀山 哲・中山忠暢・原田茂樹・天野邦彦・高松武次郎  
越川昌美・林 誠二・内山裕夫・徐 開欽・越川 海・渡邊 信・広木幹也・河地正伸

### (2) 流域地理情報システムの開発に関する研究

渡辺正孝・村上正吾・林 誠二・亀山 哲・田村正行・山形与志樹

### (3) モデル集水域における水文学的過程と汚濁原単位モデル化に関する研究

渡辺正孝・村上正吾・林 誠二・中山忠暢

### (4) 流域環境モデルへの拡張

渡辺正孝・村上正吾・林 誠二・中山忠暢

### (5) 流域環境の将来予測と管理マスタープランの構築に関する研究

渡辺正孝・村上正吾・林 誠二

研究成果発表一覧

1 誌上発表

発表者	題目	掲載誌	巻(号)	ページ	刊年
徐 開欽, 須藤隆一	第3章 水質汚濁	中国環境ハンドブック		273-316	1997
村上正吾	水工学における粒子輸送過程のモデル化	粉体工学学会誌	34	27-35	1997
天野邦彦, 渡辺正孝	増殖・捕食を考慮した生態系モデルによる藻類種組成遷移過程の検証	水工学論文集	42	733-738	1998
稲森悠平, 孔 海南, 徐 開欽	生活排水対策と国際的取り組み	生活排水対策		321-357	1998
渡辺正孝, 村上正吾, 林 誠二, 王 権,	長江流域と東シナ海の相互作用について	地域環境講演論文集	7	91-94	1999
小長谷一之, 大坪国順	土地利用地球環境保全プロジェクト(LU/GEC)の展開と一般チューネンモデルの開発	第6回地球環境シンポジウム(土木学会)講演論文集	6	45-50	1998
村上正吾, 辻本哲郎, 金崎伸夫, 萱島正友	透過性防護工の橋脚周辺の局所洗掘深に及ぼす影響	水工学論文集	43	629-634	1999
K-Q. Xu, H.Koshikawa, S. Murakami, M. Watanabe, M. Zhu	Effects of environmental pollution load through large rivers on marine ecosystem in the East China Sea	Res.Relat. UNESCO's Man & B i o s p h e r e Programme Jpn.		15-22	2000
村上正吾, 林 誠二, 渡辺正孝	降雨による農地斜面からの土壌流出モデルに関する基礎的検討	水工学論文集	44	699-704	2000
林 誠二, 村上正吾, 渡辺正孝	Stanford Watershed Modelの流出特性に関する検討	水工学論文集	44	133-138	2000
一ノ瀬俊明, 大坪国順	アジア地域における土地利用変化の時間空間構造	環境科学	13(2)	217-222	2000
徐 開欽, 林 誠二, 村上正吾, 牧 秀明, 渡辺正孝	中国長江流域の水環境問題(1) - 長江流域の自然概況と主な水系 -	「用水と廃水」	42(6)	44-55	2000



発 表 者	題 目	掲 載 誌	巻 ( 号 )	ペ ー ジ	刊 年
徐 開欽, 林 誠二, 村上正吾, 牧 秀明, 渡辺正孝	中国長江流域の水環境問題(2) - 長江流域の洪水災害と対策 -	「用水と廃水」	42(8)	31-43	2000
徐 開欽, 林 誠二, 村上正吾, 牧 秀明, 渡辺正孝	中国長江流域の水環境問題(3) - 長江流域の洪水災害と対策 -	「用水と廃水」	42(9)	43-51	2000
徐 開欽, 林 誠二, 村上正吾, 牧 秀明, 渡辺正孝	中国長江流域の水環境問題(4) - 三峡ダムプロジェクトの総合効果と その環境影響 -	「用水と廃水」	42(11)	37-50	2000
徐 開欽, 張 継群, 渡辺正孝	中国長江流域の水環境問題(5) - 南水北調プロジェクトの背景とその 概要 -	「用水と廃水」	43(2)	47-53	2001
徐 開欽, 張 継群, 渡辺正孝	中国長江流域の水環境問題(6) - 南水北調プロジェクトの導水ルート とその環境影響 -	「用水と廃水」	43(3)	45-52	2001
徐 開欽, 張 継群, 渡辺正孝	中国長江流域の水環境問題(7) - 水質汚濁の現状と対策 -	「用水と廃水」	43(5)	32-42	2001
徐 開欽	中国長江流域における水環境の現状と 課題	エコフロンティア	6	31-41	2001
村上正吾, 林 誠二, 亀山 哲, 渡辺正孝	河川流域内農林地域における土砂動態 モデルに関する基礎的検討	水工学論文集	45	799-804	2001
張 兆吉, 大坪国順, 石井武政	中国河北平原における地下水資源の現 状と将来予測	水工学論文集	45	361-366	2001

2 口頭発表

発表者	題目	学会等名称	開催都市名	年月
S. Murakami, T. Tsujimoto, T. Kurashige, Y. Wada	Evaluation of inflow rate of fine sediment from mountain slope into dam reservoir	Int. Conf. on Reservoir Sedimentation	Colorado	8.9
T. Tsujimoto, T. Kitamura, S. Murakami	Basic morphological process due to deposition of suspended sediment affected by vegetation	2nd IAHR Int. Symp.on Habitat Hydraulics	Hongkong	8.12
村上正吾, 渡辺正孝 天野邦彦, 林 誠二 井上隆信	河川環境整備のための流域水環境システムモデルの応用	第3回河道の水理と河川環境に関するシンポジウム	東京	9.6
S. Murakami, M. Watanabe, K. Amano, S. Hayashi, T. Inoue	Simulation of transport process of natural and artificial pollutant loadings through river catchment to sea	3rd Int.Conf, Environ. Manage. Enclosed Coastal Seas	Stockholm	9.8
H. Miyazaki, A. Yosimura, I. Kamimura, M. Furuki, K. Kohata, M. Watanabe	The longterm changes of the water quality and the management of pollution load in Osaka Bay	3rd Int.Conf, Environ. Manage. Enclosed Coastal Seas	Stockholm	9.8
J-X. Gong, K. Otsubo	GKSIM: A new concept for a land use changes simulation model	Workshop Land Use in Temperate East Asia	Beijing	10.5
Q. Wang, S. Hayashi	Analysis of plant function types (PFT) in the North Eastern China Transect (NECT)	Ecological Society of America-83rd Annual Meeting	Baltimore	10.8
Q. Wang, M. Watanabe, S. Hayashi, W. Zhao	Using AVHRR data to assess the flood damage	日本リモートセンシング学会第25回(平成10年度秋季)学術講演会	京都	10.11

発表者	題目	学会等名称	開催都市名	年月
Q. Wang, W. Zhao, M. Watanabe, S. Hayashi	Geometric correction accuracy of NOAA AVHRR data using terascan system	日本リモートセンシング学会第25回(平成10年度秋季)学術講演会	京 都	10.11
関口博之, 神戸佐和, 内山裕夫, 中原忠篤, 広木幹也, 渡邊 信, 朱明 遠	16SrRNA遺伝子情報に基づく長江河口域の細菌群集多様性解析	第14回日本微生物生態学会	京 都	10.11
Q. Wang, S. Hayashi, M. Wanatabe	Using TM data to estimate the distribution of chlorophyll a in the Changjiang estuarine area	日本リモートセンシング学会第26回(平成11年度春季)学術講演会	千 葉	11.5
小長谷一之, 大坪国順	中国土地利用構造と一般チューネン=リカードモデル	第27回環境システム研究論文発表会	仙 台	11.10
王 権, 林 誠二, 渡辺正孝	TMデータの単一バンドによる海水面温度の推定	日本リモートセンシング学会第27回(平成11年度秋季)学術講演会	熊 本	11.11
H. Koshikawa, K-Q. Xu, H. Maki, S. Murakami, M. Zhu, T. Ioriya, K. Kohata, M. Watanabe	Mesocosm experiment in Changjiang estuary	Land-Ocean Interactions: Managing Coastal Ecosystems 4th Int.Conf. Mediterr. Coastal Environ	Antalya	11.11
M. Koshikawa-Kanao, T. Takamatsu, J. Takeda, R. Matsushita, S. Murakami, K-Q. Xu, M-Y. Zhu, M. Watanabe	Trace element composition of suspended matter in the Changjiang estuary mouth	MEDCOAST99-EMECS99 JT.Conf.	Antalya	11.11
関口博之, 渡辺正孝, 徐 保華, 中原忠篤, 内山裕夫	DGGEを用いた長江流域における細菌群集構造の解析	日本微生物生態学会第15回大会	高 知	11.11

発 表 者	題 目	掲 載 誌	巻 (号)	刊年
関口博之, 徐 保華, 渡辺正孝, 中原忠篤, 内山裕夫	長江の各流域における細菌群集 構造の解析	第16回日本微生物生態学会大会	土 浦	12.11
H. Sekiguchi, H. Uchiyama, M. Watanabe , T. Nakahata, B. Xu	Bacterial community dynamics along with the Changjiang River	2001 ASLO Meet.	Albuquerque	13. 2
O. Kuninori, Q-X. Wang, T. Nakaya, Y. Shimizu	Human impact and land use /cover change	Global Mapping Forum 2000	広 島	13. 2
関口博之, 富岡典子, 中原忠篤, 内山裕夫	単一のDGGEバンドは必ずしも 一種類の細菌に由来しない	日本農芸化学会2001年度大会	京 都	13. 3

REPORT OF SPECIAL RESEARCH FROM  
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

国立環境研究所特別研究報告

SR-44-2001

---

平成13年9月28日発行

編 集 国立環境研究所 編集委員会

発 行 独立行政法人 国立環境研究所  
〒305-8506 茨城県つくば市小野川16番2  
電話 0298-50-2343 (ダイヤルイン)

---

印 刷 株式会社エリート印刷

〒300-1211 茨城県牛久市柏田町3259

Published by the National Institute for Environmental Studies

16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506 Japan

September 2001