

はじめに

(財)河川環境管理財団に河川環境総合研究所を開設して8年が経過しました。現在、各地域のニーズに対応するため、研究第1部、2部、大阪研究所、北海道事務所、東京事務所、名古屋事務所において調査研究業務を行っており、目下、取り組んでいる調査研究の主なテーマは以下の通りであります。

①水系一環の視点に立った河川環境の総合的な計画に関する調査研究

- A 河川整備計画策定に関する調査研究
- B 河川環境管理計画策定に関する調査研究
- C 河川環境教育に関する調査研究
- D 樹林帯整備管理に関する調査研究
- E 環境モニタリングに関する調査研究

②水環境改善および河川水質浄化に関する調査研究

- A 河川の新たな水質問題に関する調査研究
- B 河川の水質浄化技術に関する調査研究
- C 河川水質浄化計画の策定に関する調査研究
- D 下水処理水のなじみやすい放流等に関する調査研究
- E 環境影響等モニタリングに関する調査研究

③河川管理施設の維持管理に関する調査研究

- A 堤防の機能維持のための調査研究
- B 堤防の除草に関する調査研究
- C 河川巡視システムに関する調査研究
- D 河川維持管理計画の策定に関する調査研究

④河川生態系の保全と回復に関する調査研究

- A 多自然型川づくりに関する調査研究

本報告は、このような調査研究の成果を広く関係の方々に活用していただくため発行しており、今年で第6号を発行することができました。これもひとえに建設省をはじめ関係各位のご指導、ご支援の賜物であり、ここに厚くお礼申し上げる次第です。

また、本報告は現場での活用を念頭に置いており、現場第一線における河川環境への取り組みに資することができれば幸いです。

河川法の改正により、河川整備の目的として治水、利水に加え「河川環境の整備と保全」が位置付けられ、河川環境に関する調査研究を実施する当財団の果たすべき役割はますます重要なものとなってきていると考えています。

このため、当研究所では、河川環境に対する取り組みを拡充し、社会の要請に的確に応えていくべく、吉川秀夫、芦田和男、江川太郎、佐々木寧、各先生の指導を得つつ、一層の努力をしまいる所存でありますので、今後とも関係各位の温かいご指導、ご支援をお願い申し上げます。

平成12年7月

財団法人 河川環境管理財団
理事長 和里田 義雄

研究所報告の編集について

本研究所報告の編集に際しましては、下記の編集顧問からなる編集会議（2000.7.18.）を行っております。

編集顧問

吉川 秀夫	工学博士	(財)河川環境管理財団	河川環境総合研究所長 (河川工学)
芦田 和男	工学博士	(財)河川環境管理財団	大阪研究所長 (河川工学)
玉井 信行	工学博士	東京大学大学院工学系研究科教授	(河川工学)
佐々木 寧	理学博士	埼玉大学工学部建設工学科教授	(植物学)
大垣眞一郎	工学博士	東京大学大学院工学系研究科教授	(水環境工学)
山本 晃一	工学博士	(財)河川環境管理財団	研究総括職 (河川工学)

事務局

(財)河川環境管理財団 河川環境総合研究所 研究第1部

目 次

I	水系一環の視点に立った河川環境の総合的な計画に関する調査研究	
1.	河川の現況評価システム構想について大野延男・宮下明雄・赤穂俊作・山本晃一	1
II	水環境改善および河川水質浄化に関する調査研究	
2.	植生浄化の事例と浄化効果について宮下明雄・涌井 仁・田仲成男	11
3.	ヤマトシジミによる水質浄化能力基礎試験 ～網走湖産ヤマトシジミによる実験～長谷川茂・久保添恭之・富士 昭・山下和則・中舘史行	27
III	河川生態系の保全と回復に関する調査研究	
4.	河口域における微細土砂を考慮した河床変動シミュレーション芦田和男・平山鉄浩・劉 炳義・南 修平	37
5.	淀川における良好なワンド形成に関する実験的検討豊島 靖・中西史尚・河合典彦・綾 史郎・森田和博	51
6.	乾燥化した高水敷における植生の復元について ～淀川鵜殿地区におけるヨシ原保全について～濱野達也・小山弘道・森田和博	59
IV	河川管理施設の維持管理に関する調査研究	
7.	堤防植生の特性と堤防植生管理計画佐々木寧・戸谷英雄・石橋祥宏・伊坂 充・平田真二	69
V	その他の調査研究	
8.	長江中・下流部の河道特性.....山本晃一	107

I 水系一環の視点に立った河川環境
の総合的な計画に関する調査研究

1. 河川の現況評価システム構想について

大野 延男*・宮下 明雄**・赤穂 俊作***・山本 晃一****

1. はじめに

河川管理を行う上で最も重要なことは、治水、利水の現実の能力および自然環境の状況を正しく把握することである。それにより効率的、合理的な河川管理が可能となる。また、河川の現状把握を行うことにより、流域住民への的確な情報の開示・伝達とパートナーシップの確立、河川流域の個性に応じた河川整備計画・河川環境管理計画の立案、日常的河川管理の向上も可能となる。

河川現況評価システムは、河川管理者が広い意味での河川管理を行うため、河川の現況を評価・認識するための支援ツールである。本稿では、この支援ツールの開発にあたり検討した内容とその成果の概要を報告する。

なお、河川管理には様々な視点があるが、ここでは大きく「計画」、「日常管理」、「危機管理」にわけ、そのうちの前2項について重点を置いて検討した。また、本システムは、新たな調査や計画の策定、安全度点検等により、情報が順次置き換えられ、付加されることを前提としている。

2. 河川現況評価の必要性和利点

2.1 必要性の背景

河川現況評価の必要性は、以下のような現状における計画策定および管理上の課題を背景としている。

①データベース化の遅れ

従来、河川に関わる調査・解析結果のなかには、その評価方法がわからないため利用されていないものや、調査の重複により結果が異なった表現様式で多数存在するなどの状況が生じている。

②データ更新の困難性

収集されたデータは、使いやすさ、評価の一般化、データの更新が容易にできることが求められているが、様

式の不統一のためデータ更新が困難である。

③日々管理における使いにくさ

事務所等での日々管理を行う場合に、資料状況、調査・解析の有無、現状における課題等が、情報のシステム化が適切でないため即座に把握できない。

④評価指標の不統一

全国の河川の現実の能力および自然環境を同列に、評価基準で比較することにより、地域の状況を正しく把握することが出来、バランスの取れた計画等の作成が可能となる。現状では、統一された指標や基準が十分整備されていない。したがって、必要資料の抽出が容易でなく、評価も各地域で異なる結果となっている。現況評価を行うには、①基礎データの収集、②比較するための評価基準、が必要であり、評価により、効率的でかつ適切な対応方法が得られることとなる。これは、表1に示す医者システムのシステムで考えてみると理解し易い。このような医者の事例のような統一された評価システムが確立されることにより、河川整備計画および管理においても、効率的でかつ的確な計画の策定・判断が可能となる。そのためには、全国的に統一された指標を設定し、それぞれの指標に関する資料整理、評価が必要である。

河川の現況評価システムでは、このような課題の解決を目指す。

表1 医者の評価システムと河川の比較

(ex.) 医者の診断		河川の場合
1. カルテの作成=個人情報収集	全国共通指標で、統一された様式によりデータ整理が行われている。	統一された様式で整理されたデータが少ない。
2. 診察・判断(病名の特定)	全国共通指標の標準値があり、容易に判断できる。	共通の評価基準がなく個別に評価している場合が多い。
3. 治療	事例が多く、共通な指標で判断できるので、適切かつ効率的に治療方法を選択できる。	事例を元にした適切でかつ効率的な対策の選定が難しいことがある。

*大野 延男 (財)河川環境管理財団 河川環境総合研究所 研究第2部 主任研究員

**宮下 明雄 (財)河川環境管理財団 河川環境総合研究所 研究第2部 部長

***赤穂 俊作 (財)河川環境管理財団 河川環境総合研究所 研究第2部 次長

****山本 晃一 (財)河川環境管理財団 研究総括職

2. 2 河川現況評価の利点

現況を評価することによる利点は以下のとおりである。

①河川管理の効率化と河川に関わる計画内容の向上

河川の現状認識（治水、利水の実力、環境の状況ならびに問題点の把握）を行うことにより、明確にかつ効率的に河川管理が出来、河川整備計画等を適切に立案することが出来る。現状認識は、これまでに培ってきた技術的知見、ならびに蓄積されている資料等に依存するので、評価時点において直ちに万全のものとはならないが、この評価を行うことにより次期の評価時までには有効な情報を収集し、よりよい計画を立案することができる。また、より適切な河川管理も可能となる。

②住民参加

河川の現状を整理、開示することにより、住民の河川への理解が深まり、河川整備計画等の検討に住民が参加しやすくなり、また、合意形成が容易となる。

③効果の把握

現状認識が正しく行われれば、種々の施策の効果算出がより正確に実施できるようになる。

④個性ある河川整備

河川の現状を把握することにより、それぞれの河川特性に応じた地域特有の個性的な河川整備を行うことが出来る。

⑤危機管理

現状の治水・利水安全度を超える事象（洪水および水不足）や危機的状況に対して具体的な対処方針を立案しやすくなる。

⑥治水、利水と環境の整合

河川法に新たに導入された「環境」について治水、利水とともに考え、対応していくための基礎情報となる。

3. 河川現況評価の考え方

3. 1 現況評価のプロセス

現況評価の手順について以下に示す。

(1) 情報の収集・整理と体系化

現況評価を行うためには、図1の概念図に示すように、最初に情報の収集・整理とその体系化が必要である。ここでは、大きく「情報項目の体系化とカテゴリー化」、
「チェックリストの作成」に分けられる。

「情報項目の体系化とカテゴリー化」は、広範囲な河川管理について「流域」「治水」「利水」「河川環境」「河川管理施設の維持管理」について網羅的に、系統的に取りまとめるものである。

なお、将来、階層の増加、項目の変更もあることを念頭に置いている。

「チェックリスト」は、情報の中・小項目毎に情報を整理したものである。これは、必要に応じて現状で整理されていないものは、新規に作成することを考えており、増加していくものである。

(2) 評価すべき課題の設定と検討項目の整理

評価すべき課題を定め、関連する検討項目を抽出・整理する。

ここでは、「計画」、「日常管理」、「危機管理」の3項目について、管理者の視点から整理するものである。「計画」は、20～30年後を目標とした「河川環境管理基本計画」、「河川整備計画」とそのサブ計画である「洪水防御計画」、「低水計画」等である。

「日常管理」は、河川構造物の安全度点検・巡視等の日常の維持管理行為からの必要検討項目を整理するものである。

「危機管理」は、予期される危機の対応、突発的危機に対する対処方法に必要な検討項目の整理を行うものである。

(3) チェックリストの選択

管理者の立場で選択された検討項目に関連するチェックリストを抽出する。このとき、検討項目に対応するチェックリストが完備されていない場合は新規に作成し、既存のチェックリストに付加・蓄積していく。

この抽出作業は、当面、人の手で行うものとするが、将来は、コンピューターを介した対話型の抽出手法の構築を考えている。

(4) 現況評価

河川現況評価は、評価すべき課題について行うものであり、検討項目に応じてチェックリストの統合を行い、評価基準により評価する。ただし、そのためには、統合された情報を評価する基準・標準化が必要であり、また、評価対象物の機能の性能規定が必要となる。これに対しては現状の基準類、マニュアル、手引きを援用するものとする。

3. 2 情報項目およびチェックリストの内容

川管理を行うために必要と思われる項目を網羅的に選定するものである。

(1) 情報項目

①定義

情報項目は、河川に係わる多数多様な項目の中から河

②情報項目体系化の着目点

情報項目は、「流域」「治水」「利水」「河川環境」「維持管理」の5大項目を対象に、大、中、小の3階層とし

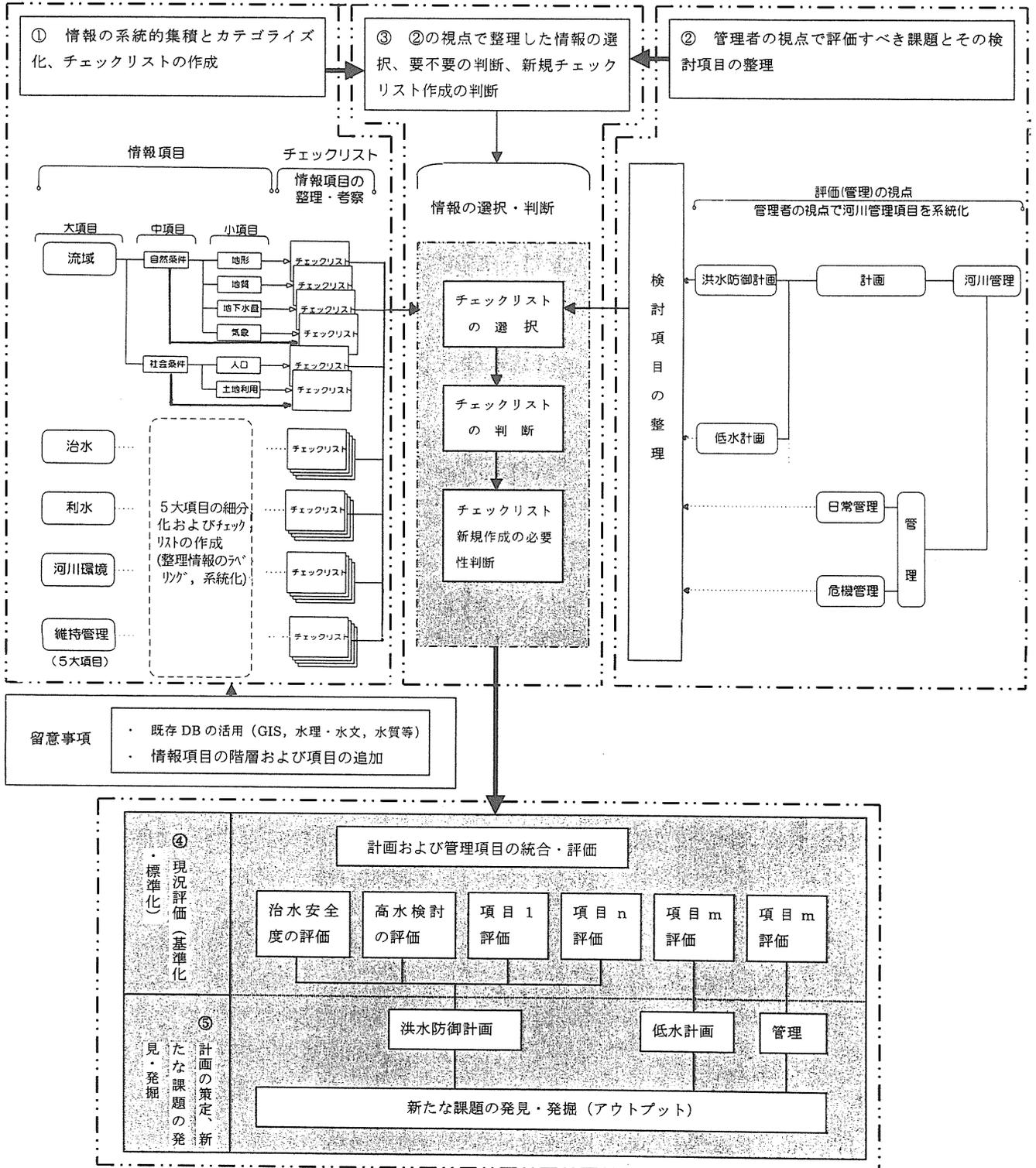


図1 河川現況評価の概念

たが、必要に応じて、また、情報の細分化に応じてさらに階層を増加させ、成長しえる情報システムとすることを考える。着目点を以下に示す。

- 1)流域：他項目の基礎的な項目として設定
 - ・河川の基本的性格を決定づける、地形・地質等の自然特性
 - ・流域と河川との様々な形での関わり等の社会特性
 - ・従来の評価で不足している項目の整理（各種法規制地域、河川面積、治水事業の進捗と地価の関係、水害保険的な内容等）
- 2)治水：治水に関する量的な項目
 - ・流出量（既往実績および計画で想定している量）
 - ・河道および流域分担量の配分の考え方（洪水防御計画）
 - ・河道分担量の確保状況・変遷（計画の進捗度）
- 3)利水：川の様子と水利用を考慮した項目
 - ・河川水利用が適正かどうかの状況を整理するための項目
 - ・適正でない場合の改善に関わる項目
- 4)河川環境：河川と流域の環境項目
 - ・河川環境に関わる計画や環境保全に関する法規制等の既往計画
 - ・生態系や空間利用、景観などの現状と変遷に着目し、その特徴を把握するための項目
- 5)維持管理：河川施設の質的な安全性確保を行う項目
 - ・堤防、樋門・樋管、床止め等の「個別の河川管理施設」毎の情報項目
 - ・日常管理・巡視の必要性和流域住民の立場にたった場合の問題点の視点からの項目
 - ・各施設の機能度、構造物としての安全性等の「質」に着目した項目

(2) チェックリスト

チェックリストは、情報項目内の細分化された中小項目毎に情報の整理を行うものであり、当該河川・流域の実態・事実を図表化・記載する。ここでは、時間経過とともに現状がどう変化してきたかを示す

「時間軸での整理」と、河川軸、他河川、他流域との比較を行う「空間軸での整理」の双方について整理する。

3. 3 情報項目リストの整理

情報項目は、下記のように、①情報、②データ、③視点の3つに分け、項目リストの整理を行う。

〔情報項目リストの様式〕

①情報			②データ		③視点
項目			データ		重要度
大項目	中項目	小項目	資料名	データ	A, B, C

①情報

現況評価に必要な項目をとりまとめたものであり、大項目、中項目、小項目から構成される。

- ・大項目：流域、治水、利水、環境、維持管理の5項目
- ・中項目：大項目を細分化し、チェックリストの見出しとして設定
- ・小項目：チェックリストを作成する項目

②データ

整理を行うべきデータと参照すべき資料名を記載する。

情報項目の小項目毎に作成するチェックリスト作成にあたって必要となる資料名を記載する。

③重要度

各小項目の重要度について、A住民説明、B調査計画、C維持管理、D設計施工の4つの視点から記述する。

以上の内容に従って整理した情報項目一覧表の一例を次頁に示す。

情報項目の整理事例(治水編)

大項目	中項目	小項目	データ例		必要資料	重要度				整理番号						
			A	B		C	D									
治水	計画	計画規模	計画の種類	計画の種類	種別	既往計画図書 ・工事実施基本計画 ・全体計画書 ・砂防基本計画	○	○			2-1-1					
				計画規模	種別							確率規模	雨量・流量	時間	波形	
	洪水防御計画	流出量の想定	計画の種別	計画の種類	種別	既往計画図書 ・工事実施基本計画 ・全体計画書 ・砂防基本計画	○	○				2-2-1				
				計画規模	種別								確率規模	雨量・流量	時間	波形
				計画基準点	地点名								流量	流量(流量配分)		
				基本高水	基本高水								流出抑制施設	施設容量(総量)		
				流域分担	流域分担								断面形状	計画高水位		
				河道分担	河道分担								計画堤防高	余裕高等		
													旧川処理	処理方法		
													二線堤・露堤	形状		
													合流部形状	処理方法		
													合流部処理	施設諸元		
	治水施設分担	流出量の分担方法	治水施設分担	遊水池	施設諸元											
				放水路	施設諸元											
				ダム	施設諸元											
				排水機場	施設諸元											
				樋門・水門	施設諸元											
				計画高水流量	計画高水流量	流量(流量配分)										
				経済性の評価	総便益											
					総費用											
				堤内地のダメージポテンシャル												
				他事業との整合	本支川計画											
維持管理計画 (分担盤確保の維持管理)	モニタリング	民意の形成	民意の形成・合意	手法	既往計画図書 既往計画図書 維持管理計画図書	○	○	○			2-2-2					
			粗度管理	粗度係数												
			河川利用	河川利用面積												
			植生の維持管理													
			洪水後の対応													
			フィードバックの方法													
			危機管理	水防体制												
				水防システム												
				治水施設の操作・維持管理計画												
				土砂生産域の把握												
変遷	維持管理 (モニタリング結果の整理)	河道平面形状の変遷	平面線形の変遷		過去の航空写真 過去の定期測量平面図 速速図	○	○	○	△		2-4-1					
			蛇行度の変化													
			湾曲率の変遷													
			砂州の変遷													
			河道縦断形状の変遷	低水路平均河床高												
				平均河床高								河床高の変動量				
				最新河床高												
				最大洗掘深												
				河川構造物の設置年												
				砂利採取状況(量・年数)												
変遷	河道横断形状の変遷	河道横断形状の変遷	横断形状の変遷		過去の定期測量平面図 過去の植生調査資料 過去の河床材料調査資料 土砂動態マップ	○	○	○	△		2-4-2					
			植生分布の変遷													
			河床材料の変遷	平均粒径												
			土砂動態の変遷	土砂生産域の変化												
				流送土砂量												
				粒径集団												
			河川改修の履歴	流域対策量の変遷								流域抑制施設	施設容量			
				河道改修の履歴								堤防	施設諸元			
				治水施設設置の履歴								護岸				
												遊水池	施設諸元			
		放水路	施設諸元													
		ダム	施設諸元													
		排水機場	施設諸元													
		樋門・水門	施設諸元													
現況	治水計画の整備状況	流出抑制施設	流出抑制施設	施設容量(総量)	河川施設台帳	○	○	○	○		2-5-1					
			河道	河道								断面形状				
												計画高水位				
												計画堤防高				
												余裕高等				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
現況	治水計画の整備状況	流出抑制施設	流出抑制施設	施設容量(総量)	河川施設台帳	○	○	○	○		2-6-1					
			河道	河道								断面形状				
												計画高水位				
												計画堤防高				
												余裕高等				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
現況	治水計画の整備状況	流出抑制施設	流出抑制施設	施設容量(総量)	河川施設台帳	○	○	○	○		2-7-1					
			河道	河道								断面形状				
												計画高水位				
												計画堤防高				
												余裕高等				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
現況	治水計画の整備状況	流出抑制施設	流出抑制施設	施設容量(総量)	河川施設台帳	○	○	○	○		2-8-1					
			河道	河道								断面形状				
												計画高水位				
												計画堤防高				
												余裕高等				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
現況	治水計画の整備状況	流出抑制施設	流出抑制施設	施設容量(総量)	河川施設台帳	○	○	○	○		2-9-1					
			河道	河道								断面形状				
												計画高水位				
												計画堤防高				
												余裕高等				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
現況	治水計画の整備状況	流出抑制施設	流出抑制施設	施設容量(総量)	河川施設台帳	○	○	○	○		2-10-1					
			河道	河道								断面形状				
												計画高水位				
												計画堤防高				
												余裕高等				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
現況	治水計画の整備状況	流出抑制施設	流出抑制施設	施設容量(総量)	河川施設台帳	○	○	○	○		2-11-1					
			河道	河道								断面形状				
												計画高水位				
												計画堤防高				
												余裕高等				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				
												施設諸元				

注1. 重要度のA:住民説明 B:調査計画 C:維持管理 D:設計施工であり、各小項目毎に判定する。○:重要 △:関連する
注2. 治水・計画・計画規模に事例として記載したもので、その他の項目についても判定して入れるものとする。

3.4 チェックリストの作成

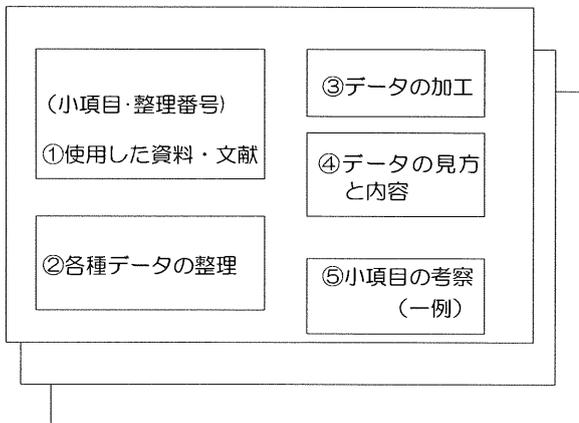
(1) チェックリスト作成の留意点

チェックリストの作成においては以下の点に留意するものとした。

- ・チェックリストの作成は、情報項目の中小項目毎に行う。
- ・チェックリストは現況評価に必要な既存の情報を収集し、評価項目の課題等を含めた全体像の概要が把握できるように整理する。

(2) チェックリストの様式

チェックリストは、次に示す5つの内容を含むものとする。



①使用した文献 : チェックリストの作成に使用した資料・文献を明記する。

②各種データの整理 : チェックリスト作成に必要なデータの収集・整理した結果を記す。

③データの加工 : 考察を行うために必要なデータの凶化、確率処理、統計処理、他河川との比較等を行う。

④データの見方 : 項目に関連する既存の研究成果等、河川管理を行う場合のヒントとなる事項を記す。

⑤小項目の考察 : 各小項目毎に河川管理の視点から考察する。

(3) チェックリストの作成事例

チェックリストは、評価項目を全て網羅することが必要であるが、現状では部分的、予備的な作業を行い、使いやすさのチェックを行っている段階である。ここでは、作成した項目のうちの一例を表2に示した。

表2(1) チェックリストの作成事例

治水編		整理番号	2-9-1
□項目	◆大項目	治水・変遷	
	◆中項目	治水計画の整備状況	
	◆小項目	整備状況	
□目的	◆知りたいこと	流域内の治水施設の整備状況を整理する。 ・治水施設の整備状況 ・河道流下能力の把握	
□資料	参考資料	・河道整備状況資料 ・治水施設の台帳	
□関連項目			
●概要・考察 流域内の治水施設の整備状況を整理し、現況の安全度の評価を行う。			
① 治水施設の整備状況			
	施設名	施設計画諸元	整備状況 工実計画(建設省) 全体計画(県)
			備考
	A ダム	調節流量：－ 治水容量：900万m ³	未施工 ー
	B ダム	調節流量：－ 治水容量：900万m ³	未施工 ー
	C ダム	調節流量：10m ³ /s 治水容量：－	ー 未施工
	D ダム	調節流量：10m ³ /s 治水容量：－	ー 未施工
A川の治水計画は、本川および支川に治水施設(ダム)を設置することにより、最下流部で工実計画(建設省) 300m ³ /s、全体計画(県) 130m ³ /sの流量を調節する計画とされている。 ダム計画は、現在、Cダムが建設予定であるが、他の施設は建設の予定が未定という状況である。			

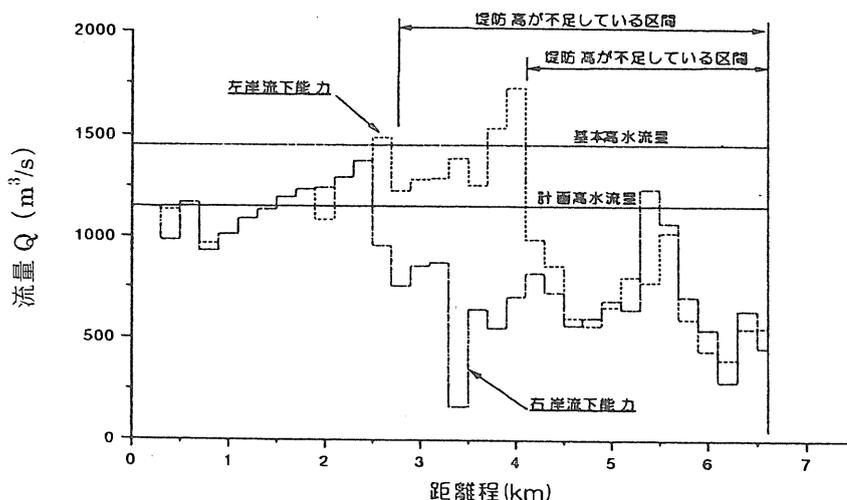
② 河道整備状況

直轄区間の河道整備は、右岸側 2.4km、左岸側 4.0km までの築堤が終了している。

図 a は、既往検討成果に基づく疎通能力評価である。この算定法は、堤防が計画天端高以上の場合は、H.W.L 評価、堤防が計画天端高以下の場合は規定の余裕高を引いた高さで評価したものである。

この方法によると、左岸堤防は 4.2km~5.5km の区間を除きおおむね計画堤防高を確保しており、流下能力は計画程度である。右岸 2.5km~4.0km 付近では堤防高が低いあるいは無堤であり、これから余裕高を差し引いた高さでの流下能力評価は、160~640m³/s 程度と極めて小さな値となっている。

なお、流下能力が最も小さく評価されている 3.4km 地点は、ショートカットによる定規断面で改修済みである。この地点の低水路満杯流量を試算すると 350m³/s 程度であり、図 a の評価法よりは大きな値となる。因みに、350m³/s 程度の流量は、5 年に一度発生する値であることが確率評価から判っている。



「改修計画見直し等検討業務」(H9.3) より

図 a A川流下能力(直轄区間)

以下は、平成 11 年 8 月洪水の検証である。この洪水では、最下流の A 地点で計画高水流量程度の 1109m³/s が観測されている。上流部の 6.4km 付近では「現況天端高-50cm 程度」まで水位上昇したことが確認されている。この地点の H.W.L は、「現況天端高-30cm」であり、水位は H.W.L 近くまで上昇したものと推察される。このことは A 地点の観測値とも符号する。

一方で、右岸 3.5km 付近の無堤区間では、氾濫が生じている。洪水痕跡によれば、遊水区域に面した区間は他区間よりも痕跡値が低いことが確認できる。これは、堤内地への洪水流入が河道内の水位を引き下げたためと考えられる。また、痕跡水位から堤内地の湛水状況を推測すると 3.2km~3.4km 付近が最大で、湛水深は 1m 程度あったものと推察される。

3.5km より上流区間では、堤内地への氾濫によって水位が低下したことや、ある程度の河積を確保できていることなどにより、水位が H.W.L 以下となったものと考えられる。

以上より、直轄区間の河道整備状況は、3.5km 右岸の自然遊水地を考慮すれば、おおむね計画高水流量程度の流量は確保できると考えられる。

今後の整備(量の確保)としては、①遊水区域の保全、②上流部の築堤が必要と考えられる。

3. 5 評価のイメージと事例

で、図2に評価のイメージ図を示し、表3に評価事例を示した。

河川現況評価は、評価すべき課題について行うもの

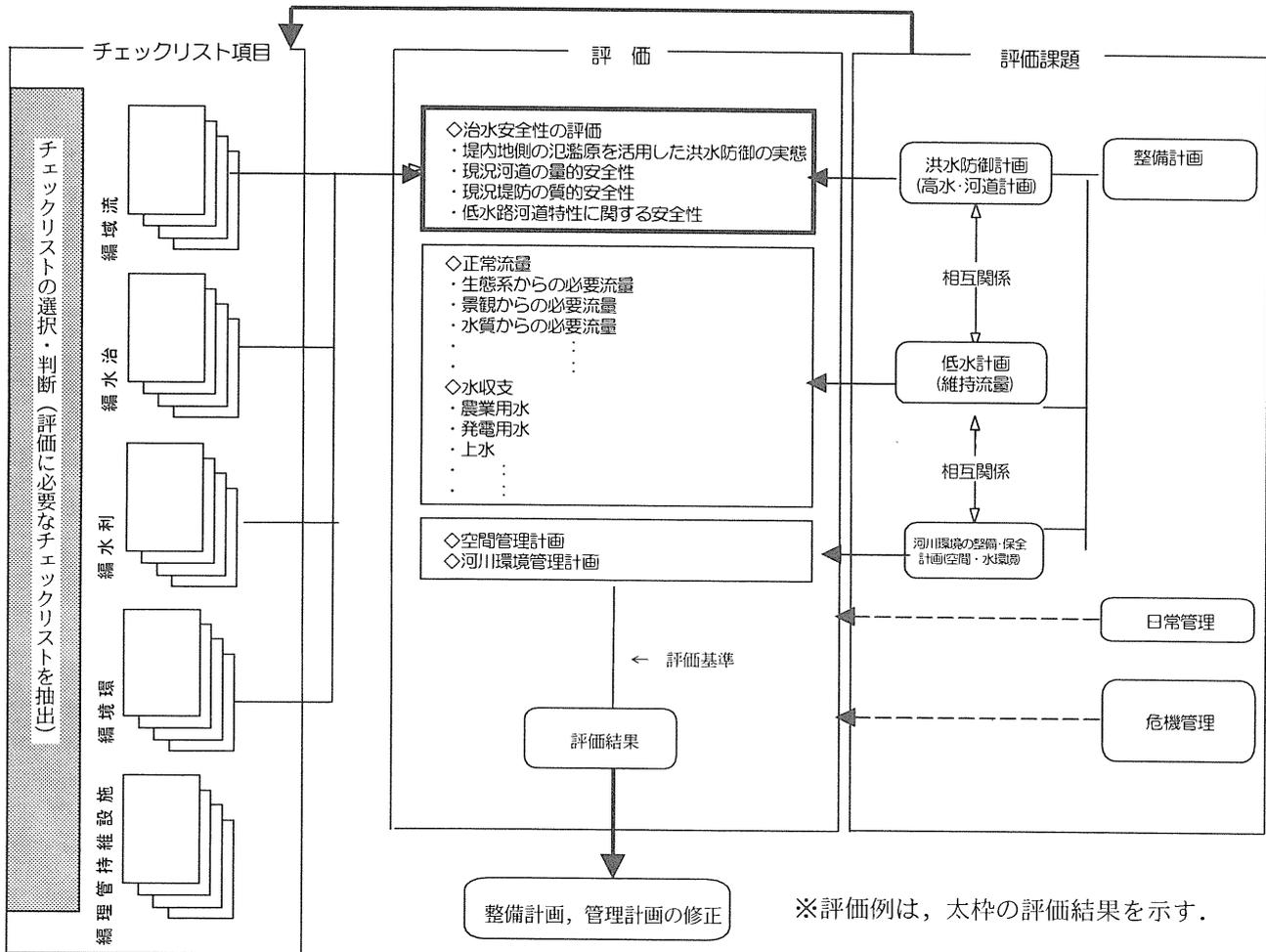


図2 評価のイメージ

表3(1) 評価例(治水安全性の評価)

氾濫原の浸水実態	
チェックリスト	流域編：1-4-1・1-5-3 治水編：2-9-1 維持管理編：5-2-3
評価	直轄区間の右岸3.5km付近は、築堤計画はあるが現在は無堤である。洪水時には同箇所より氾濫が生じているが、農地であり被害は小さいと考えられる。この箇所での氾濫が結果的に河道の負担を軽減させているものと推察される。河道改修を行う上では、このような自然遊水区域の保全が肝要である。

現況河道の量的安全性	
チェックリスト	治水編：2-9-1・1-5-3 施設維持管理編：5-2-3
評価	現況河道の疎通能力は、旧堤のままである左岸側4.0km～5.5kmの区間、無堤区間を含む右岸2.5～4.0km区間を除き、概ね計画流量1150m ³ /s相当となっている。

注. 「チェックリスト」の欄の数字は情報項目の整理事例の整理番号を示す。ただし、治水のみ例示。

表 3 (2) 評価例 (治水安全性の評価)

堤防の質的安全性	
チェック リスト	施設維持管理編：5-4-1, 5-2-3, 5-7-1, 5-8-1, 5-11-1
評価	堤防形状・浸透・侵食の観点から総合的に評価すると、堤防の質的安全性が最も低い箇所は左岸 5.8km の在来堤箇所である。過去に漏水が 2 度程生じていることから、特に注意が必要な箇所といえる。
低水路河道特性に関する安全性の評価	
チェック リスト	流域編：1-4-1 治水編：2-9-1・2-2-1
評価	低水路の平面特性は、経年的に滲筋の変化が認められない。低水路平面形状はほとんど一定であり、川幅の拡大および河床低下傾向は大きくない。 しかし、改修工事（ショートカット）実施後の H3 年～H5 年の間では、1 m 程度の河床低下が確認できる。この間の低水路河道は非平衡状態にある。
氾濫原も含めた治水安全性の評価	
チェック リスト	(総合評価)
評価	直轄区間の疎通能力の低い箇所は特定されており、この区間を対象として疎通能力の向上に努める必要がある。ただし、未完成堤（在来堤）区間を中心として漏水が生じており、改修や強化の優先度が高い事が認められる。また、超過洪水も含めた洪水被害の軽減を考える場合は、氾濫域の評価も必要と考えられる。

注. 「チェックリスト」の欄の数字は情報項目の整理事例の整理番号を示す。ただし、治水のみ例示。

4. 今後の課題

河川現況評価は、チェックリスト、評価すべき課題毎の情報項目、評価基準等の整備とその更新、維持管理が重要である。

そのためには、従来のように冊子で情報整理するのではなく、これらの項目が容易に更新、付加、改善できるよう、また、情報検索が容易であることが求められている。

したがって、河川現況評価システムは、出来る限り河川管理者が構築する河川情報システムとリンクし、電子化することが必要となる。

今後は、これらのシステムをより具体的に設計するとともに、まずは、ペーパー情報としてシステムの一部を構築し、具体例による検証・評価をしていきたい。

〔謝辞〕

最後に、本報文の作成にあたり、貴重な資料提供ならびにご指導を頂きました建設省関東地方建設局荒川上流工事事務所、東北地方建設局青森工事事務所の皆様に謝意を表します。

Ⅱ 水環境改善および河川水質浄化に 関する調査研究

2. 植生浄化の事例と浄化効果について

宮下 明雄*・涌井 仁**・田仲 成男***

1. はじめに

近年、ゆとり、潤いのある生活空間への要求や、国民の環境に対する関心の高まりに伴い、人と自然との豊かなふれあいについてのニーズが高まっている。湿地や水生植物を用いた水質浄化は豊かな生態系を創造でき、最も環境負荷の少ない浄化技術として注目され、種々の試験が実施されるとともに実施も建設されてきている。しかし、植生を用いた人工湿地での浄化は単位面積あたりの浄化能力が小さく、広大な面積を必要とするため、単位面積あたりの最適な浄化効果を得るための諸元および維持管理が不可欠となる。そこで建設省関東地方建設局霞ヶ浦工事事務所では霞ヶ浦流入河川山王川での植生浄化施設および清明川河口域における植生浄化施設において、これらの最適諸元および維持管理方法に関する試験検討を行っている。

本報告では、上記の山王川での植生浄化実験結果について報告するとともに、他の浄化施設や実験の結果も踏まえて植生浄化の効果について解析検討した結果を示す。

2. 植生浄化施設の現況

植生浄化については、今まで多くの試験研究がなされ、数多くの研究報告がされており、さらに実施施設についても建設され稼動するものも見られる。このことから、植生浄化における文献を収集整理するとともに、既存の植生浄化の事例調査¹⁾を行った。

文献調査と当財団の事例調査より、山王川での植生浄化実験と比較できる、ヨシ等を利用した植生浄化施設の代表的な事例は次のようである。

茨城県八郷町の実施設²⁾は、45戸の生活排水が流入するヨシとガマが混在する湿地で、面積1,224m²、処理水量38.9m³/日、水面積負荷0.032m³/m²/日の施設である。滞留時間は

1～2日で、4年間の調査で流入BODが77.3mg/lであり除去率が94%、同じくT-Nが6.2mg/lであり除去率が68%である。米国水質汚濁防止連盟の「下水処理のためのナチュラルシステム」³⁾で、アメリカでの多くの自然湿地の浄化事例が紹介されているが、水面積負荷や除去率でほぼ同程度の値が示されている。

水元公園の実施設⁴⁾は、生活排水を含む大場川の河川水が流入している公園内の溜池の水質改善を目的としたものである。面積828m²、処理水量43.2m³/日、水面積負荷0.052m³/m²/日の施設で、滞留時間は4.8日で、4月から12月の調査で流入BODが1.9mg/lであり除去率が9%、同じくT-Nが5.6mg/lであり除去率が20%であった。八郷町の施設に比べ水面積負荷が多少大きくなっている。

山王川の実施設⁵⁾は、生活排水を含む、霞ヶ浦流入河川山王川の河川水を対象としたものである。当初はマコモが主でヨシも混在していた。面積5,600m²、処理水量2,500m³/日と、先の2施設に比べ規模が大きい。水面積負荷0.45m³/m²/日の施設で、滞留時間は5時間で、通水初期の値であるが、流入T-Nが3.5mg/lであり除去率が34%であった。同じくT-Pが0.24mg/lであり除去率が42%であった。浄化速度で比較すると、山王川ではT-N 0.54g/m²/日、T-P 0.041g/m²/日で八郷町の施設に比べそれぞれ4倍、2倍とかなり浄化効果が高い。

清明川植生浄化施設¹⁾は、生活排水を含む清明川の河川水を霞ヶ浦流入前で浄化する実施設である。面積38,000m²、処理水量18,100m³/日、水面積負荷0.48m³/m²/日の施設で、滞留時間は5時間である。浄化効果は通水初期から4年目まで大きな変化はなく、除去率はT-Nが17%、T-Pが22%である。

ヨシ原浄化施設（渡良瀬貯水池）¹⁾は、渡良瀬貯水池水

*宮下 明雄 (財)河川環境管理財団 河川環境総合研究所 研究第2部長
**涌井 仁 (財)河川環境管理財団 河川環境総合研究所 研究第2部 主任研究員
***田仲 成男 共和技術(株) 技術部 第4課長

を直接浄化する実施設である。面積200,000m²、処理水量216,000m³/日と今回検討した施設の中で一番大きな施設である。水面積負荷1.08m³/m²/日で、滞留時間は4.4時間である。除去率はT-Nが27%、T-Pが6%である。目標としているクロロフィルaは50%以上の除去率である。

河北潟生態系活用水質浄化施設¹⁾は、河北潟の農業用水を浄化する実施設である。面積1,600m²、処理水量104m³/日で流下距離1,000mとなるように仕切っており、水面積負荷0.065m³/m²/日で、滞留時間は18.5時間である。除去率はT-Nが44%、T-Pが39%である。

長野県の実験⁶⁾は、流域に点源汚濁源は存在せず、全て農地、山林からの面源負荷だけがある城帰川で、自生していたヨシの地上部を刈り取り、実験水路を設置し滞留時間4条件で行ったものである。実験1年目はヨシが生え揃わず、本文献は2年目のデータである。

下水道事業団の実験⁷⁾は、以前水田であった岡山県児島湖流域下水道児島湖浄化センター用地内に残存する、ヨシが密生する灌漑水路を整備した実験水路で行われたものである。実験は夏期と冬期それぞれのデータが得られている。実験原水は灌漑用水に肥料を添加したものである。

土木研究所が結果をとりまとめた山王川での実験⁸⁾は、霞ヶ浦流入河川山王川を対象に昭和57年度から61年度に行われた実験を土木研究所でとりまとめたものである。水深、滞留時間および水面積負荷等を変えた種々の施設諸元での検討がなされている。

佐渡での実験⁹⁾は、棚田の跡地に3段の人工湿地を造成し実験したものであり、湿地の両端は碎石層である。流入原水は、合併浄化槽処理水である。

3. 植生浄化の原理と機能¹⁰⁾¹¹⁾

植生によって期待できる浄化原理としては以下の事項が上げられる。

- ①植物による窒素、リンの栄養塩の吸収
- ②沈殿
- ③土壌、植物体表面での微生物による有機物分解、脱窒
- ④土壌における吸着

⑤植生による光抑制効果

なお、植物への栄養塩の吸収は、抽水植物のヨシは土壌より根から取りこむ。同じ抽水植物のオオフサモや沈水植物や、浮葉植物は土壌からの吸収のみならず水中葉や水中根を通じ吸収する。ホテイアオイ等の浮標植物は根等を通じて直接水からN、Pを吸収することとなり、植物の種類によって環境水からのN、P浄化効果は異なる。このような植物種による浄化に対する機能は異なるものの、植物を用いた浄化の原理から、浄化効果には以下の事項が関連するものと考えられる。本報告においてはこれらの事項を考慮した最適な設計諸元、維持管理方法を得るために調査検討を行っている。

①植物は季節変動にともない生長し、枯死する事となる。生長時にはN、Pを吸収し、枯死後は土中に堆積分解し、一部水へ回帰する。

植物によるN、P吸収を最大とするための植物の生長を考慮した密度の維持管理が必要となる。これらの事は植物体による沈殿の促進、植物体表面の微生物による有機物の分解等による浄化についても関連する事となる。

②浄化の原理に従い、土壌表面で浄化が行なわれる場合、その浄化効果は面積に比例することとなり、単位面積あたりに負荷される水量または負荷量（それぞれ水面積負荷、負荷速度）が一定であれば期待できる除去率、または単位面積あたりの浄化量（浄化速度）が一定と考えられる。

③同様に、沈殿による浄化効果は流速や水深、滞留する時間によって除去率が変わってくることになり、その設計諸元としては、滞留時間が項目としてあげられる。

④本浄化手法の浄化原理の一つが沈殿であることから、土壌上に沈積する泥および植物体の枯死分解によって、N、Pの回帰、さらには嫌気化にともなう溶出等が生じ、浄化効果を低減させることがある。また、これら泥によって最適設計諸元としての水深等が変わり、さらに偏流を生じさせ浄化効果を低下させたりすることから、これらに対応した植物体および沈積した泥の管理が必要となってくる。

4. 山王川植生浄化実験

4. 1 実験の目的と期間

本植生浄化実験は、今後の霞ヶ浦の水質保全のために植生浄化法の浄化機構を明確にし、浄化効果の評価を行い、植生浄化施設の設計・管理等について検討を行うことを目的としている。

実験施設は、平成8年10月より通水を始め、平成9年6月より調査を開始した。

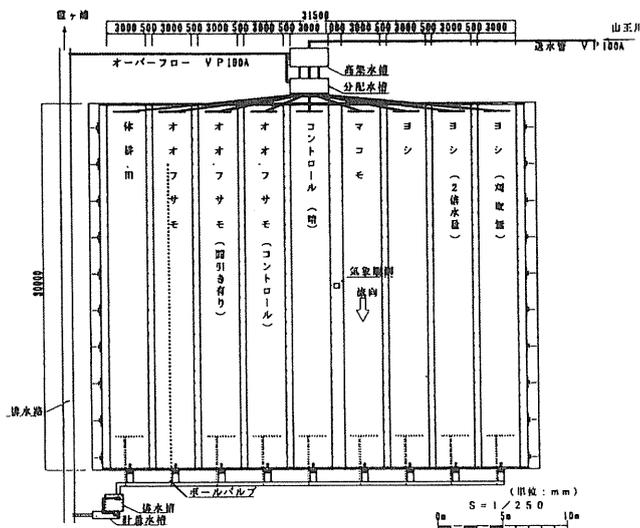


図4・1 実験施設の平面図(平成10年度条件)

表4・1 山王川植生浄化実験長期計画

項目	年度	H8	H9	H10	H11
	(本実験経過年)		1年	2年	3年
植生浄化実験施設の設計施工		○			
馴成期間		○			
浄化実験	1. 植生の浄化効果の比較				
	①季別変化		○	○	○
	②長期的変化			○	○
	2. 浄化機構の理論的な整理				
	①自然沈降の効果		○	○	○
②植生の効果		○	○	○	
③土壌の効果		○	○	○	
④系からの回帰		△	○	○	
⑤栄養塩の負荷量収支		○	○	○	
実験	3. 施設諸元の検討				
	①流下距離の検討			○	
	②流速の検討		△	△	○
	③水深の検討				○
実験	4. 維持管理性の検討				
	①間引き・刈取りの効果		○	○	△
	②長期的な浄化効果の維持方法			△	○
③浸透流出水の効果的利用方法				○	

○：主に検討した項目、△：一部検討した項目

4. 2 実験施設と実験方法の概要

植生浄化実験施設は9槽設置した。実験施設の平面図を図4・1に、設置地点の全体図を図4・2に示した。

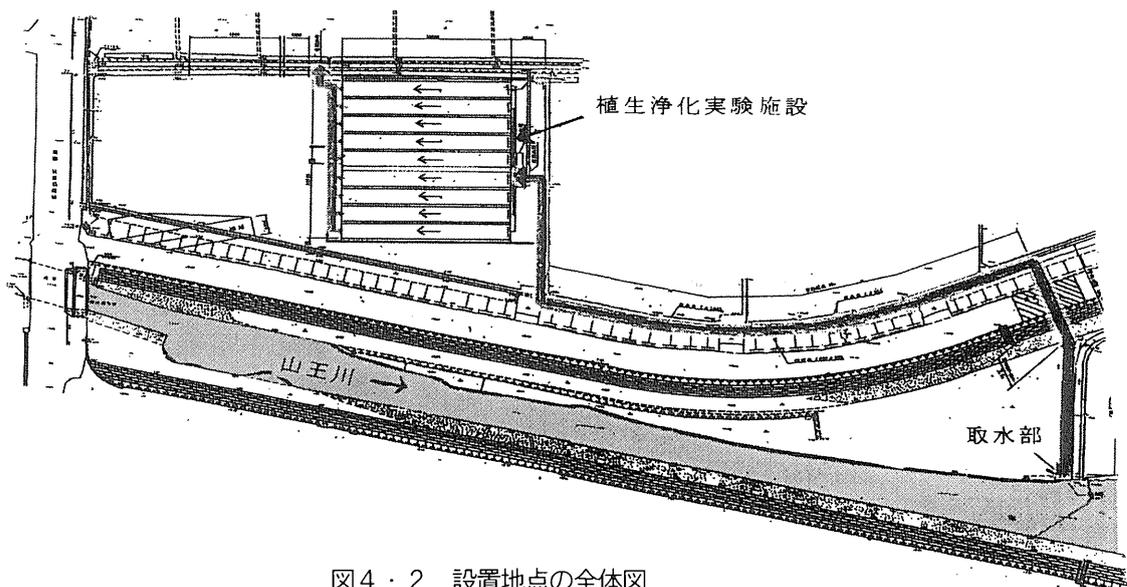


図4・2 設置地点の全体図

①実験槽

規模：30m×3m×9槽

植生：オオフサモ、ヨシ、マコモ、ホテイアオイ

その他に休耕田槽、およびコントロール槽（土壌の影響を受けない遮水シート張り）を設けた。また、コントロール槽以外は浸透流出水を取り出せる構造とした。

②実験諸元

処理水量：0.6l/sを基準とし0.3～1.2l/s

水深：10cmを基準とし10～20cm

滞留時間：4時間を基準とし2～8時間

③調査内容

夏期は月2回、冬期は月1回を基本とした水質分析（滞留時間を考慮したコンポジットサンプリング）、および春夏秋の年3回の底泥および植生の分析、量把握など。

4. 3 実験結果

4. 3. 1 施設の稼働状況

図4・3に平成8年からの施設の稼働状況を示した。

(1) 処理水量

ほぼ安定した計画処理水量が得られている。各槽とも流入水量（0.6または1.2l/s）に対し、大部分は表面流出水として流出し、浸透流出水は実測で0.03l/s程度であった。

(2) 植生の状況

実験に用いる植生として、霞ヶ浦の周辺で自生し、かつ全国的にも一般的な水生植物の中から、オオフサモ、マコモ、ヨシ、ホテイアオイを選定した。

①オオフサモ

オオフサモは抽水性の多年草で、湖沼等の水中に自生する帰化植物である。雌雄異株で日本には雌株のみ帰化し、繁殖は分枝による。

初期の植栽条件は0.1～2.2kg/m²の成体を投入して実験を行った。オオフサモは大体において順調に生育し、最大で30kg/m²まで増殖した。また、冬期でも枯死しないことが多く、翌春再び生長した。



写真4・1 オオフサモ

②マコモ

マコモは抽水性イネ科の植物で、全国の池沼や川岸の浅水中に群生し、種子または根茎で越冬する。

平成8年10月に、4株/m²の密度で槽当たり360株植栽し開始した。翌春には全株発芽し順調に生育した。その後、枯死する冬期前（11月頃）の年1回の刈り取りを基本としたが、平成10年8月には土壌の還元状態によるごま葉枯れ病で倒伏したため刈取った。その後の出芽は2/3程度であった。



写真4・2 マコモ

③ヨシ

ヨシもマコモと同様、抽水性イネ科の植物で、全国の水域や湿地に最も普通に生育し、種子または根茎で越冬する。

平成8年10月に4株/m²の密度で槽当たり360株植栽し開始した。翌春には7～8割発芽しその後密度が高まった。倒伏しても腐敗しないため冬期前（11月頃）の年1回の

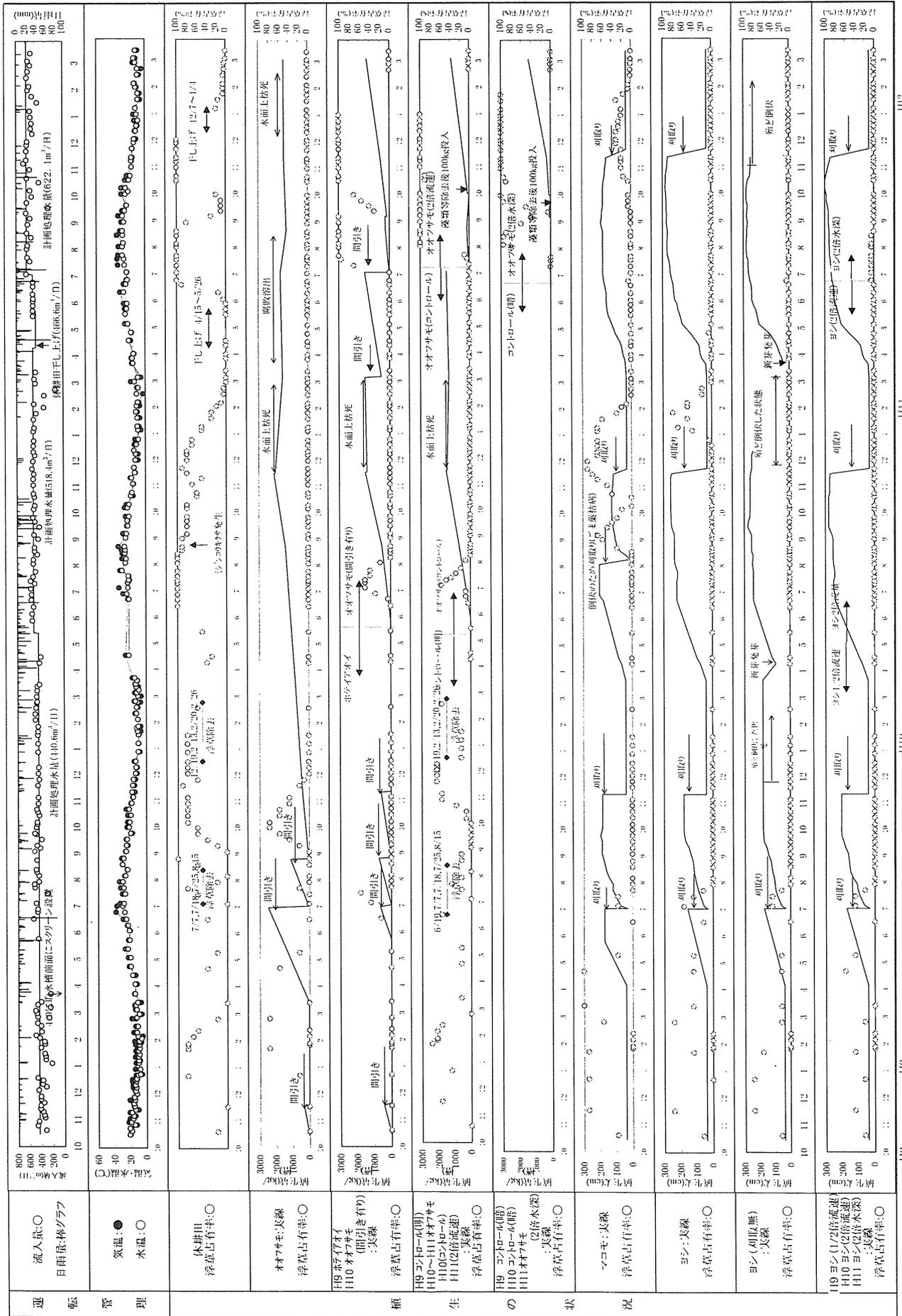


図 4・3 山王川植生浄化施設の運転管理および植生の状況

刈り取りを行う場合と、刈り取りしない場合についての試験を行った。



写真4・3 ヨシ

④ホテイアオイ

ホテイアオイは浮遊性の多年生植物（寒地では一年生）である。平成9年度にはホテイアオイを用いた浄化実験も行った。夏期の繁茂は旺盛であるが、冬期は枯死腐敗し、通年の浄化効果が期待できず10年度以後は行わなかった。



写真4・4 ホテイアオイ

なお、対照のために用いている休耕田槽については、平成11年4月～5月および平成11年12月～平成12年1月の2回、嫌気状態となった底泥を好気状態とするため30日前後の干し上げを行った。また休耕田槽は通水時には全面浮草で覆われていることが多かった。

4.3.2 流入原水の状況

流入原水の平成9年4月～平成12年3月の月平均の推移を図4・4に示す。

BODは平均5mg/l、T-Nは平均3.2mg/l、T-Pは平均0.5mg/lで、冬期に高く夏期に低い傾向にあった。ま

た、栄養塩は溶解性物質の割合が高く、T-Nに占めるD-T-Nの割合は9割前後、T-Pに占めるD-T-Pの割合は平均7割以上であった。

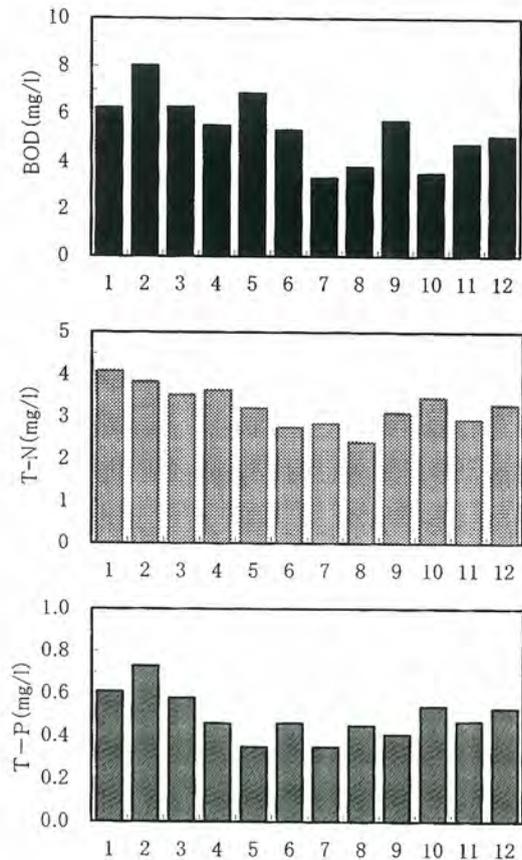


図4・4 流入原水の月平均の推移 (平成9年4月～平成12年3月)

4.3.3 植生槽の浄化効果

(1) 長期実験槽の概況

長期的な変化を把握するため休耕田槽 (No.1)、オオフサモ槽 (No.2)、マコモ槽 (No.6)、ヨシ槽 (No.8) は平成8年10月の通水開始当初から同条件で行っている槽である。これらの4槽について、1年を3期 (春夏期: 4月～8月, 秋期: 9月～10月, 冬期: 11月～3月) に分けて浄化効果の変化を期別平均除去率として図4・5に示した。

①植生毎の浄化効果

植生槽の通年の浄化効果はオオフサモ>マコモ>ヨシの順であった。平成9年度に行ったホテイアオイは、夏季はオオフサモと同等の浄化効果があったが、冬季は枯死腐敗し水質が悪化したことから、本検討の対象外とした。

②季別変化

夏季は（4～10月）は植生の枯死等により，BODやT-P等で浄化効果が低下し，T-Nで上昇する事があった。このような異常時を除けばマコモ，ヨシおよび休耕田では明確な季別変化はなかった。

オオフサモについては，T-Nで冬季より夏季に浄化効果が高い傾向にあった。

③長期的変化

各槽とも通水2年前後でT-Pの浄化効果が低下する傾向であった。特に夏季が顕著であった。

④オオフサモ

最も浄化効果が高く通水後2年間の除去率はSS80%，BOD70%，T-N30%，T-P40%であった。ただし，冬期に枯死した場合は，春以降腐敗しT-Pの浄化効果が低下することがあった。

⑤マコモ

当初はオオフサモに次ぐ高い浄化効果であった。各項目の浄化効果は年を経るに従い徐々に低下し，特にT-Pで顕著であった。また，平成10年夏季に「ごま葉枯病」で倒伏した時は，腐敗したため浄化効果は低下した。

⑥ヨシ

マコモと同様に，特にT-Pの浄化効果が徐々に低下した。

⑦休耕田

当初，植生がない休耕田においてもオオフサモの半分程度の除去率が得られていた。平成11年の夏季は，他の槽でT-Pの浄化効果が低下したが，干し上げを行った休耕田のみは低下しなかった。

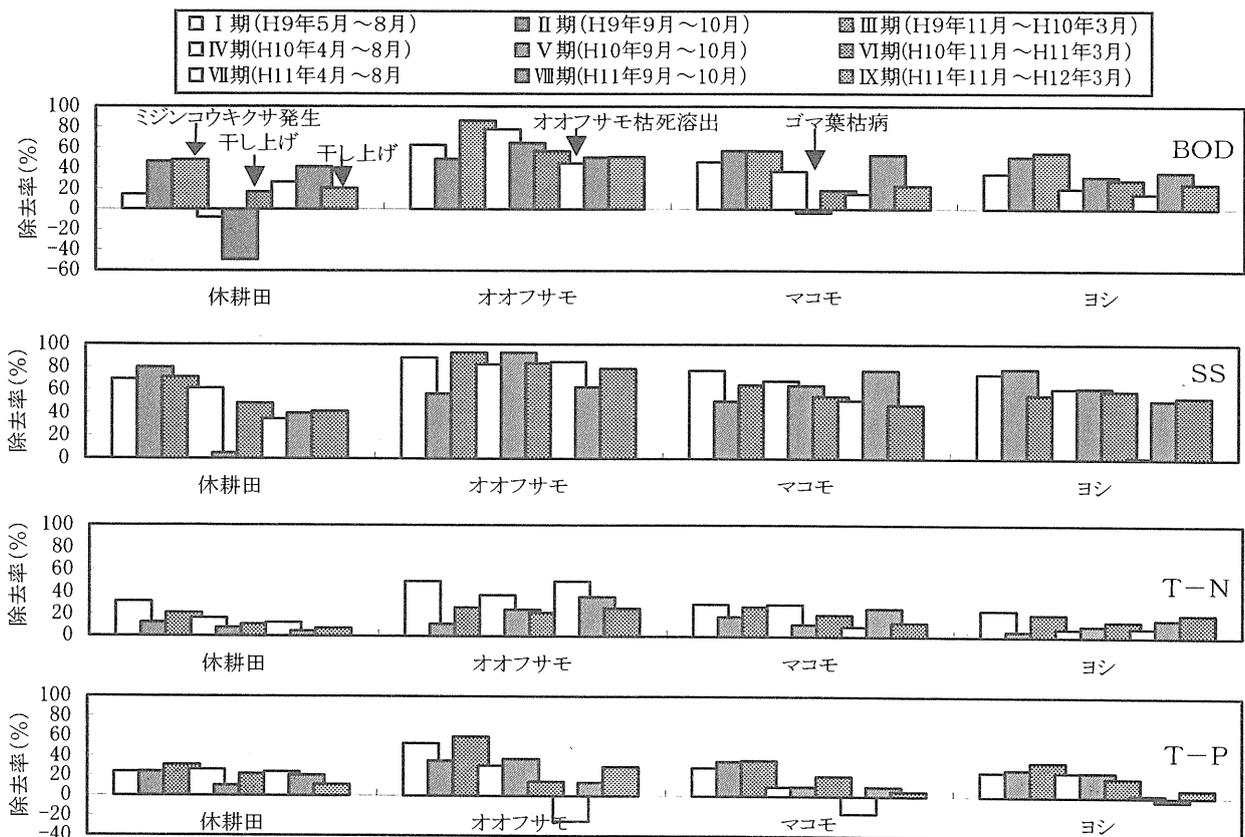


図4・5 長期実験槽の除去率の期別比較

(2) 施設諸元の検討

各植生を用いた実験槽毎の、水量、水深に対応した浄化効果について整理を行った。

(a) ヨシについての検討

ヨシについての検討は、通水3年目の平成11年度に主にT-Pで浄化効果の低下が見られたため通水後2年間のデータを使用した。通水後3年目に実施した水深20cmの実験は、T-Pの浄化効果が低下していることから参考として示した。図4・6に滞留時間、流速、水深、水面積負荷の各諸元と除去率の関係を示す。滞留時間と除去率は比例的、

流速、水面積負荷とは反比例的な関係にあった。すなわち処理水量とともに除去率が低下する傾向にあった。

種々条件の検討を単位面積あたりの浄化効果で比較するため、図4・7に水面積負荷と浄化速度の関係を示す。今回の検討では、T-Nで0.3~0.4g/m²/日、T-Pで0.08g/m²/日とほぼ一定の値となっている。すなわち、水深10cmでは、滞留時間を2~8時間(流速を4~1mm/s)に変化させても、単位面積あたりの浄化できる量はほぼ一定であった。

一方、SSやBOD、CODは、図4・8に示すように同一条件では水面積負荷(処理水量)の大きい方が、単位面積当りの浄化量が大きくなっていった。

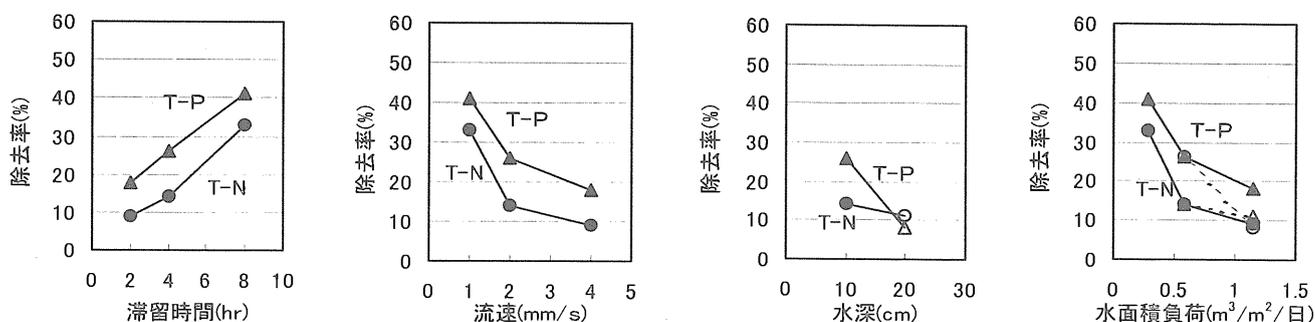


図4・6 施設諸元と除去率の関係(ヨシ)

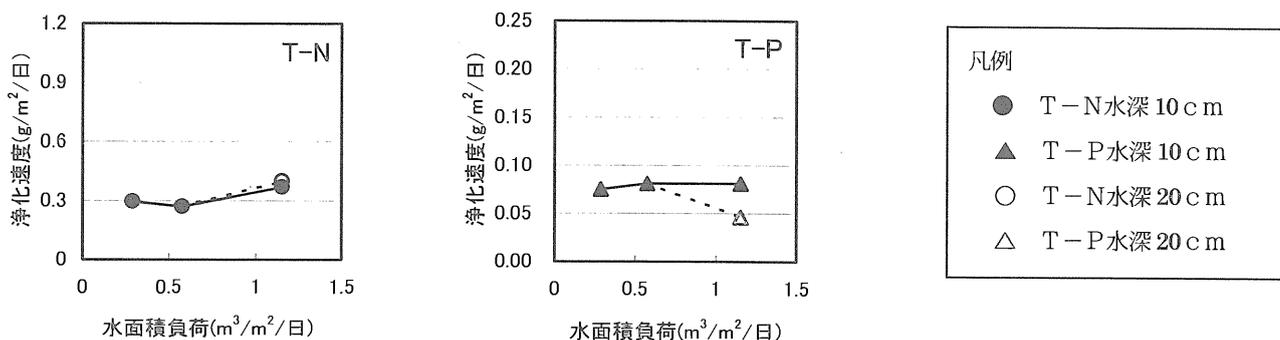


図4・7 水面積負荷と浄化速度の関係(ヨシ)

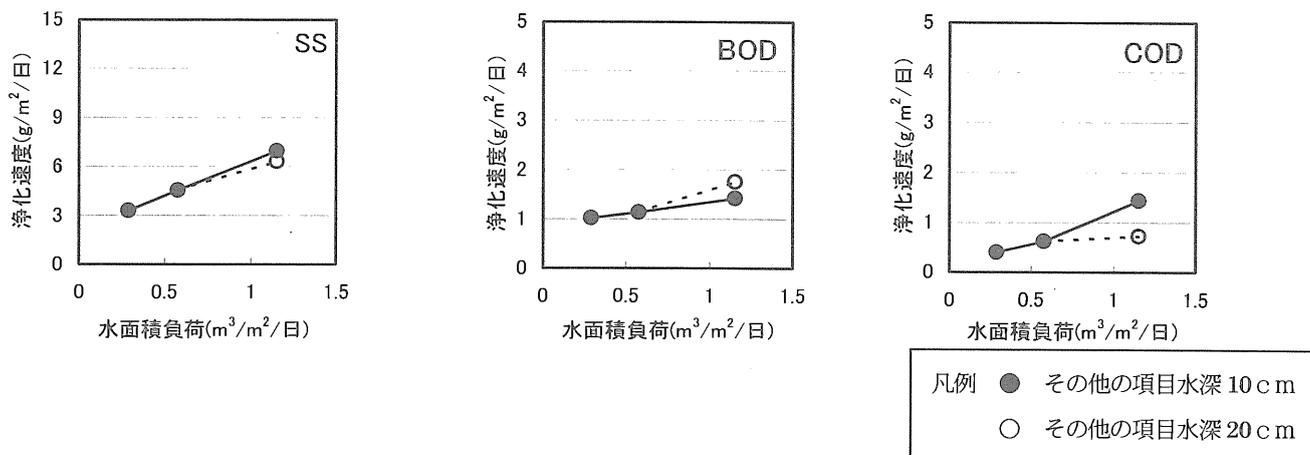


図4・8 その他の項目の水面積負荷と浄化速度の関係(ヨシ)

(b) オオフサモについての検討

オオフサモについての検討は、基準とした水深10cmで処理水量0.6 l/s (水面積負荷の0.58m³/m²/日) の槽は、平成11年度に枯死腐敗し、主にT-Pで浄化効果の低下が見られたため、通水後2年間のデータを使用した。上記の槽に対し水深または流速を2倍とし、処理水量1.2l/s (水面積負荷1.15m³/m²/日) とした槽は、新規に設定した槽であり、蓄積された汚泥の影響はない。

図4・9に滞留時間、流速、水深、水面積負荷の各諸元と除去率の関係を示す。滞留時間と除去率は比例し、流速、水面積負荷とは反比例の関係にある。すなわち処理水量と

ともに除去率が低下する傾向にある。

種々条件の検討を単位面積あたりの浄化効果を比較するため、図4・10に水面積負荷と浄化速度の関係を示す。今回の検討では、T-Nで0.5~1.1g/m²/日、T-Pで0.12~0.20g/m²/日で水面積負荷の大きいほうが浄化速度が高い。特に、水深20cmでのT-Nの浄化速度は高く、更に水深を大きくすることにより、浄化速度が高くなる可能性が考えられる。

また、SS、BOD、CODについて見ると、各条件ともSSは除去率80%以上、BODは60%前後、CODは20%以上得られており、図4・11に示すように、水面積負荷(処理水量)に比例し、浄化量も増加している。

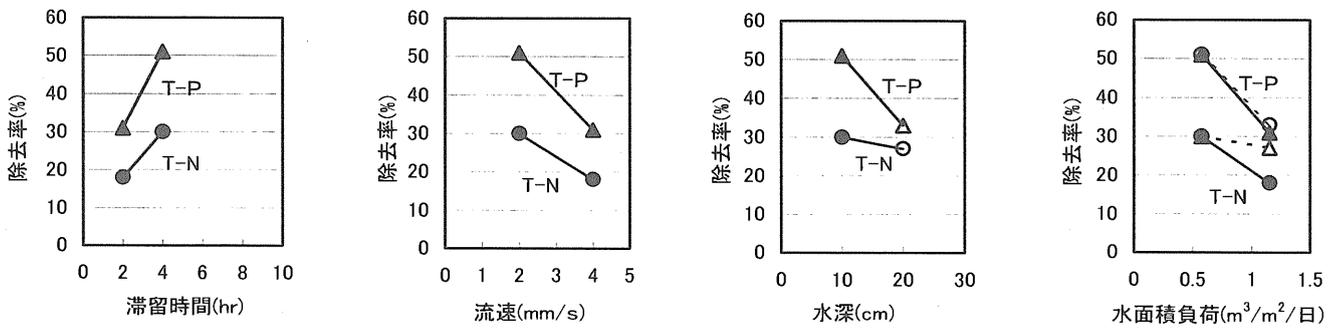


図4・9 施設諸元と除去率の関係 (オオフサモ)

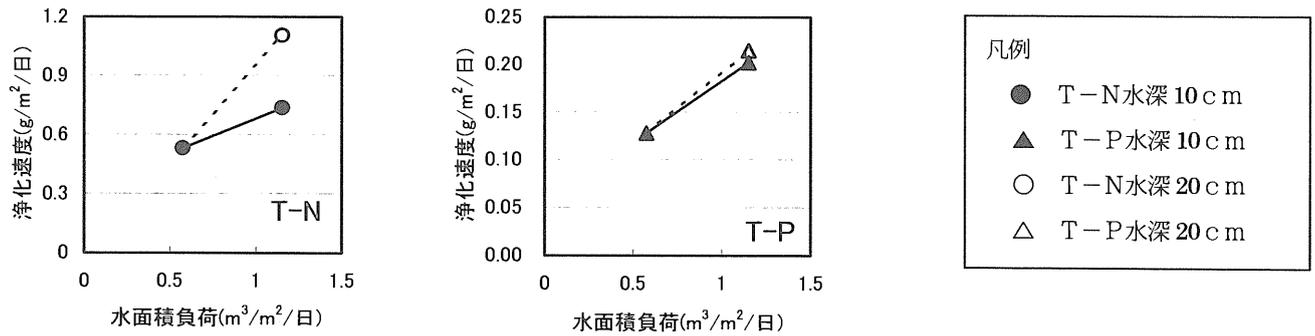


図4・10 水面積負荷と浄化速度の関係 (オオフサモ)

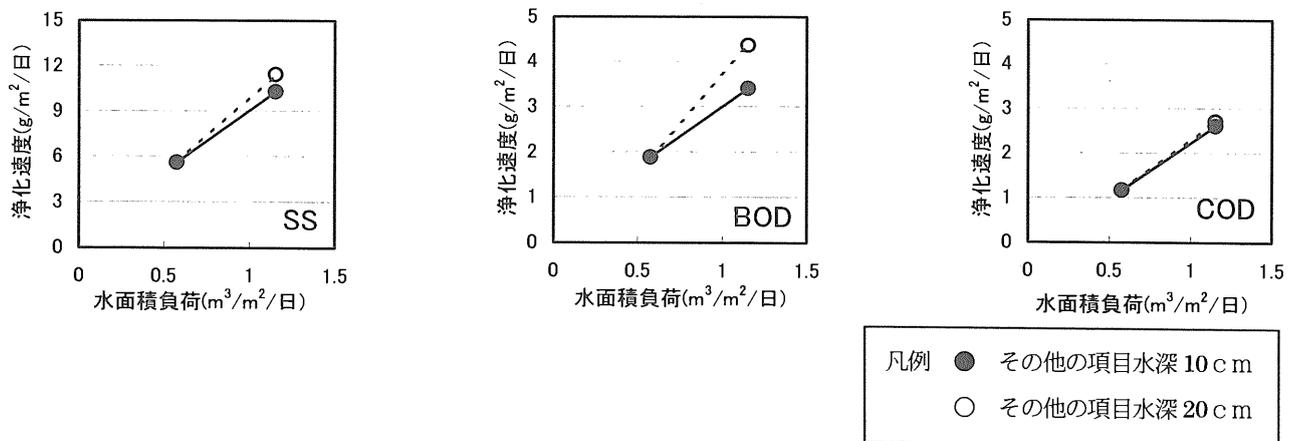


図4・11 その他の項目の水面積負荷と浄化速度の関係 (オオフサモ)

(c) 流下距離の影響

オオフサモの例を図4・12に示す。流入部より15m地点でSSの2/3以上除去されており、槽の前半での効果が高かった。これは沈殿作用によって槽の前段で浄化されたものと考えられる。一方、溶解成分が多くを占めるT-N、T-Pは流下距離に比例して浄化されている。

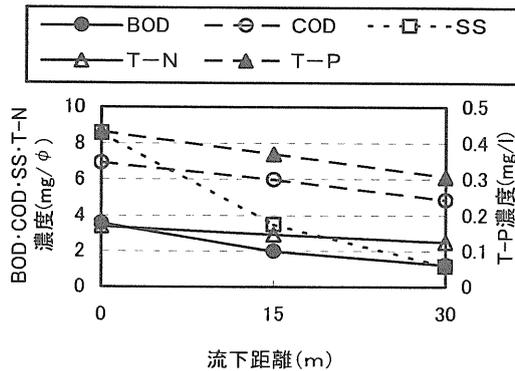


図4・12 流下距離と浄化効果

(3) 植生の維持管理と浄化効果

(a) ヨシ、マコモの刈り取り

①刈り取り前後の浄化効果

H9, H10の検討で、ヨシ、マコモともに3回の刈り取りの前後での浄化効果に差はない。

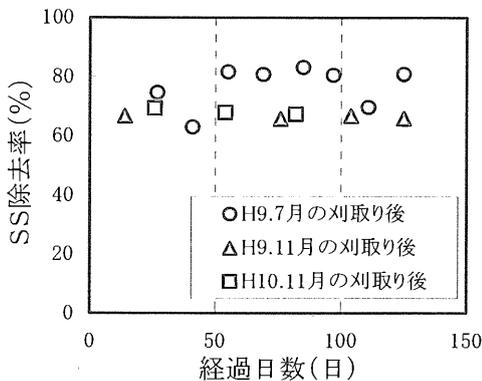


図4・13 刈り取り後の経過日数と除去率の関係 (代表例ヨシのSS)

②長期間刈り取りしない場合の影響

平成9年度からのヨシの継続実験で、3ヶ年刈り取らな

い場合と年1回刈り取った場合では、除去率は大きく変わらない。浄化効果からは3ヶ年程度の期間内では刈り取りの必要性は認められていない(図4・14)。

マコモについては、冬期に枯死倒伏し腐敗し水質へ悪影響を与えることから、冬期前の刈り取りは必要と思われる。

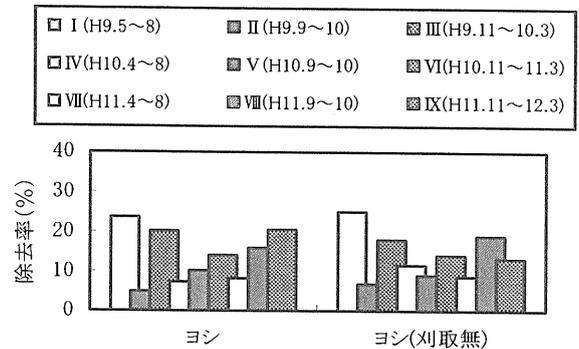


図4・14 ヨシの刈り取り有無の比較 (代表例T-N)

(b) オオフサモの間引き

平成9, 10年度の検討で、オオフサモの3回の間引き後の植生密度とSS除去率の関係から、植生密度が2kg/m²以上でSSが80%以上の効果が得られており、この密度以上にオオフサモを維持することが必要と考えられる。その範囲内では他の項目についても安定した高い効果が得られていた。

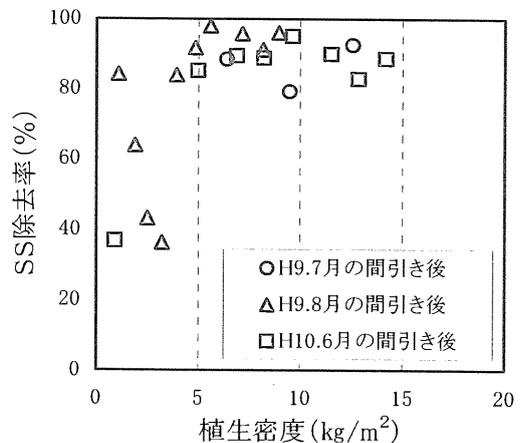


図4・15 オオフサモの植生密度と除去率の関係 (代表例SS)

(4) 泥の維持管理と浄化効果

(a) 汚泥の堆積量

3年間で汚泥の蓄積量はオオフサモとマコモで14cm

(5cm/年), ヨシで9cm(3cm/年)であった。その結果, 槽の容量が小さくなり, 実滞留時間の短縮や偏流が発生しているのが, トレーサー調査等で確認されている。このことによって, 経年的に浄化効果の低下を生じさせている可能性がある。

(b) 土壌の嫌気化

有機物を中心とした汚泥の蓄積により, 土壌が嫌気化した。その結果, 代表例として休耕田槽とマコモ槽の例を図4・16に示したが, 各槽で半年程度で浸透流出水からのリンや鉄の溶出, 2年~3年で表面流出水への影響が出た。

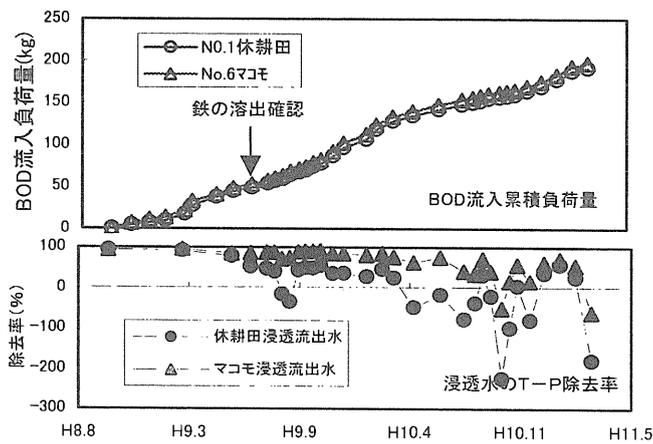


図4・16 BODの累積負荷量と浸透水質の関係

(c) 干し上げの効果

泥の酸化および減量を目的として, 平成11年度に休耕田

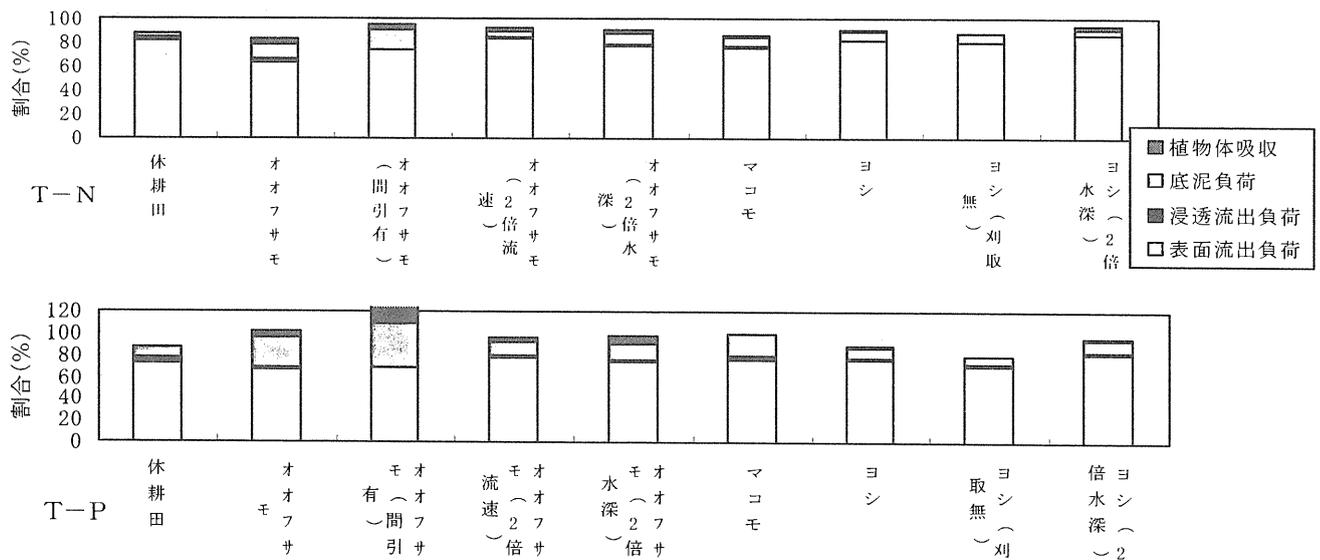


図4・18 T-N, T-Pの負荷量収支 (H9.6.30~H12.3.8)

槽を用いて干し上げ効果の検討をした。その結果, 夏季に他の植生槽のT-Pの除去率が0に近いか負の状態であったのに対し, 休耕田槽では安定した浄化効果が得られた。なお, 平成11年12月に実施した干し上げの効果は明確には出ていない。・・・図4・17参照

また, 泥の減量化(16cm→7cm)も図られ効果ありと考えられた。

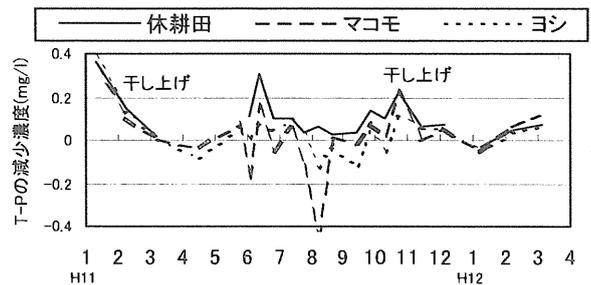


図4・17 T-Pの減少濃度

(5) 負荷量収支について

水質, 底泥, 植物含有量および流量・堆積量・重量の変化から得られた, 負荷量収支を図4・18に示す。流入負荷に対して, 植物体に取り込む部分はN, Pともにオオフサモで5~10%, マコモ, ヨシで5%以下である。また, 底泥に沈降堆積する量は, 流入する量に対しNが各槽とも10%以下, Pは10~30%程度である。T-Nについては脱窒を考慮していないこともあり, 各負荷量の合計が各槽とも100%を下回った。

5. 他の浄化施設との浄化効果の比較

以上に示した山王川の植生浄化実験施設で得られた浄化特性を、2章で示した他の植生浄化施設のデータと比較検討した結果を以下に示す。

5.1 水質データの比較条件

試験データは大規模な実施設（図5・1～6中のシンボル●）によるものと、小規模である実験施設（図5・1～6中のシンボル○）のデータでは条件が異なると考えられることから別々に扱った。

①通水後の経過年数

現在の山王川での実験（⑪の実験）では、通水3年目にリンの浄化効果が大きく低下したので、通水1～2年目（図5・1～6中のシンボル△）、通水3年目（図5・1～6中のシンボル×）を別々に算出した。また山王川での実験を土木研究所がとりまとめた実験（⑨の実験）は昭和57～61年の5年間実施されたものであるが、現在の山王川での実験と稼動条件が似ており、経過年数により変化の可能性があるので、実験のうち通水2年目までの昭和58年度までのデータを対象とした。この結果、本検討の対象となる試験結果は、茨城県八郷町の実施設（①の施設）を除き、各施設が稼動してから1、2年のものが主となった。

②調査期間

下水道事業団の児島湖でのフィールド実験（⑧の実験）では、夏期および冬期に分けて実験結果が整理されているが、その結果からT-N、T-Pともに冬期の除去率のほうが高い結果となっている。

八郷町の施設（①の施設）および水元公園の施設（②の施設）は、水温の低下により脱窒が起こりにくくなるために、冬期のT-Nの浄化効果が低下したとしているが、他の事例では季節による明確な差はないことから年間の平均を用いた。

③データの扱い方

1施設1条件で4回から45回の試験結果が得られている。今回はこれらの平均値を各条件の代表値とした。

これらの条件毎の浄化効果の一覧を表5・1に示す。

5.2 設計滞留時間と除去率の関係

図5・1および図5・2にT-NとT-Pの除去率と設計滞留時間の関係を示した。

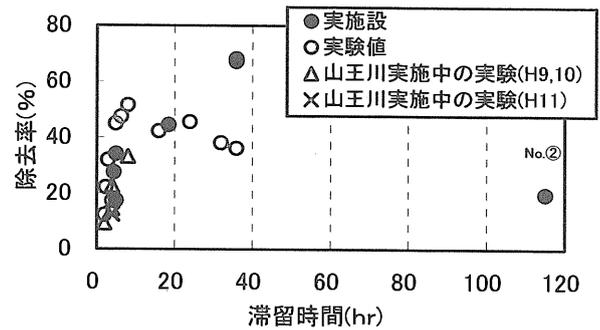


図5・1 滞留時間と除去率の関係(N)

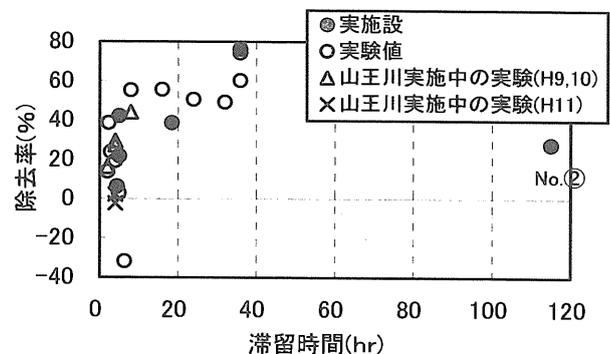


図5・2 滞留時間と除去率の関係(P)

T-Nの除去率は10%～70%で、T-Pの除去率は30%～80%であり、全体的に、設計滞留時間の10時間以下で除去率と比例的な関係にある。10時間以上ではT-N50%前後、T-P60%前後の除去率の施設が多い。

水元公園の実施設（②の施設）は滞留時間115時間で最長であるが、T-N、T-P共に除去率は20%程度と低い。なお、水元公園での施設への通水後の経過年数は不明である。

表5-1 施設諸元と浄化効果の関係

分類	No.	植生名	浄化対象水	施設諸元等				浄化効果					データの条件		参考文献 No.				
				埋設面積(m ²)	流下距離(m)	水深設計値(cm)	溶存酸素計値計値(h ₂)	水面積負荷(m ³ /m ² /日)	流入水質(mg/l)	流出水質(mg/l)	除去率(%)	減少濃度(mg/l)	負荷濃度(mg/l)	浄化濃度(mg/l)		通水後の経過年数	調査期間	データ数	
実験施設	①	ヨシ	生活雑排水	38.9	1,224.0	-	36.0	0.032	6.20	2.00	68.0	4.20	0.198	0.134	12年	4年通年	45	2)	
	②	ヨシ	大場川(生活排水)	43.2	828.0	90.0	25	115.0	0.052	5.60	4.30	19.5	0.291	0.068	不明	4月~12月	7	4)	
	③	マコモ、ヨシ	山王川(生活排水)	2,500.0	5,600.0	40.0	10	5.0	0.450	3.50	2.30	34.0	1.575	0.540	0	10月	4	5)	
	④	ヨシ	清明川(生活排水)	18,144.0	38,000.0	40.0	10	5.0	0.480	2.55	2.11	17.3	0.444	0.211	0	1.2.4年目通年	30	1)	
	⑤	ヨシ	渡良瀬貯水池	216,000.0	200,000.0	-	20	4.4	1.080	1.24	0.90	27.4	0.34	1.339	0.367	1年	4月~10月	19	1)
	⑥	ヨシ	河北潟	103.7	1,600.0	1,000.0	5	18.5	0.065	1.78	0.99	44.4	0.79	0.116	0.051	2年	4月~12月(2か年)	26	1)
	⑦-1	ヨシ	城帯川(農地・山地)	156.5	150.0	100.0	10	2.3	1.040	0.43	0.34	22.0	0.09	0.447	0.094	1年	7月~11月	7	6)
	⑦-2	ヨシ	城帯川(農地・山地)	121.7	147.0	98.0	10	2.9	0.830	0.43	0.29	31.8	0.14	0.357	0.116	1年	7月~11月	7	6)
	⑦-3	ヨシ	城帯川(農地・山地)	156.5	319.5	213.0	10	4.9	0.490	0.43	0.24	44.9	0.19	0.211	0.093	1年	7月~11月	7	6)
	⑦-4	ヨシ	城帯川(農地・山地)	121.7	319.5	213.0	10	6.3	0.380	0.43	0.23	47.4	0.20	0.163	0.076	1年	7月~11月	7	6)
実験施設	⑧-1	ヨシ	灌漑用水+肥料	60.0	360.0	120.0	30	36.0	0.170	6.60	4.20	36.0	2.40	1.122	0.408	0~1年	夏期	不明	7)
	⑧-2	ヨシ	山王川(生活排水)	12.5	124.0	31.0	10	24.0	0.101	4.04	2.20	45.5	1.84	0.407	0.185	1年	7月~翌3月	20	不明
	⑧-3	ヨシ	山王川(生活排水)	9.4	62.0	31.0	10	16.0	0.152	4.04	2.34	42.2	1.70	0.613	0.258	1年	7月~翌3月	20	不明
	⑧-4	ヨシ	山王川(生活排水)	18.7	62.4	31.2	10	8.0	0.300	4.04	1.96	51.5	2.08	1.211	0.623	1年	7月~翌3月	20	8)
	⑧-5	ヨシ	山王川(生活排水)	37.4	62.4	31.2	10	4.0	0.599	3.66	3.03	17.2	0.63	2.194	0.378	0	6月~翌3月	25	不明
	⑧-6	ヨシ	山王川(生活排水)	149.8	124.0	31.0	10	2.0	1.200	3.66	3.21	12.2	0.45	4.392	0.540	0	6月~翌3月	25	不明
	⑧-7	ヨシ、他	合併浄化槽処理水	15.0	200.0	39.0	5	32.0	0.075	39.00	24.00	38.0	15.00	2.925	1.125	0	8月~翌6月	40	9)
	⑧-8	ヨシ	山王川(生活排水)	25.9	90.0	30.0	10	8.0	0.288	3.10	2.07	33.2	1.03	0.893	0.297	0.5年	1年通年	15	不明
	⑧-9	ヨシ	山王川(生活排水)	51.8	90.0	30.0	10	4.0	0.576	3.26	2.79	14.4	0.47	1.878	0.271	0.5年	2年通年	29	不明
	⑧-10	ヨシ	山王川(生活排水)	103.7	90.0	30.0	10	2.0	1.152	3.43	3.11	9.3	0.32	0.369	0.369	1.5年	1年通年	14	不明
実験施設	⑨-1	マコモ	山王川(生活排水)	51.8	90.0	30.0	10	4.0	0.576	3.26	2.52	22.7	0.74	1.878	0.426	0.5年	2年通年	29	不明
	⑨-2	ヨシ	山王川(生活排水)	51.8	90.0	30.0	10	4.0	0.576	3.06	2.68	12.4	0.38	1.763	0.219	2.5年	1年通年	16	不明
	⑨-3	ヨシ	山王川(生活排水)	51.8	90.0	30.0	10	4.0	0.576	3.06	2.67	12.7	0.39	1.763	0.225	2.5年	1年通年	16	不明
	⑨-4	マコモ	山王川(生活排水)	51.8	90.0	30.0	10	4.0	0.576	3.06	2.67	12.7	0.39	1.763	0.225	2.5年	1年通年	16	不明
	⑨-5	ヨシ	山王川(生活排水)	51.8	90.0	30.0	10	4.0	0.576	3.06	2.67	12.7	0.39	1.763	0.225	2.5年	1年通年	16	不明
	⑨-6	マコモ	山王川(生活排水)	51.8	90.0	30.0	10	4.0	0.576	3.06	2.67	12.7	0.39	1.763	0.225	2.5年	1年通年	16	不明

分類	No.	植生名	浄化対象水	施設諸元等				浄化効果					データの条件		参考文献 No.				
				埋設面積(m ²)	流下距離(m)	水深設計値(cm)	溶存酸素計値計値(h ₂)	水面積負荷(m ³ /m ² /日)	流入水質(mg/l)	流出水質(mg/l)	除去率(%)	減少濃度(mg/l)	負荷濃度(mg/l)	浄化濃度(mg/l)		通水後の経過年数	調査期間	データ数	
実験施設	①	ヨシ	生活雑排水	38.9	1,224.0	-	36.0	0.032	0.97	0.23	76.0	0.74	0.031	0.024	12年	4年通年	45	2)	
	②	ヨシ	大場川(生活排水)	43.2	828.0	90.0	25	115.0	0.052	0.33	0.26	27.6	0.07	0.017	0.004	不明	4月~12月	7	4)
	③	マコモ、ヨシ	山王川(生活排水)	2,500.0	5,600.0	40.0	10	5.0	0.450	0.24	0.15	42.0	0.09	0.108	0.041	0	10月	4	5)
	④	ヨシ	清明川(生活排水)	18,144.0	38,000.0	40.0	10	5.0	0.480	0.17	0.13	21.6	0.04	0.080	0.017	0	1.2.4年目通年	30	1)
	⑤	ヨシ	渡良瀬貯水池	216,000.0	200,000.0	-	20	4.4	1.080	0.10	0.08	6.2	0.01	0.105	0.006	1年	4月~10月	19	1)
	⑥	ヨシ	河北潟	103.7	1,600.0	1,000.0	5	18.5	0.065	0.14	0.08	38.5	0.05	0.009	0.003	2年	4月~12月(2か年)	26	1)
	⑦-1	ヨシ	城帯川(農地・山地)	156.5	150.0	100.0	10	2.3	1.040	0.02	0.01	38.4	0.01	0.018	0.007	1年	7月~11月	7	6)
	⑦-2	ヨシ	城帯川(農地・山地)	121.7	147.0	98.0	10	2.9	0.830	0.02	0.01	23.7	0.00	0.014	0.003	1年	7月~11月	7	6)
	⑦-3	ヨシ	城帯川(農地・山地)	156.5	319.5	213.0	10	4.9	0.490	0.02	0.02	2.6	0.00	0.008	0.000	1年	7月~11月	7	6)
	⑦-4	ヨシ	城帯川(農地・山地)	121.7	319.5	213.0	10	6.3	0.380	0.02	0.02	-32.0	-0.01	0.006	-0.002	1年	7月~11月	7	6)
実験施設	⑧-1	ヨシ	灌漑用水+肥料	60.0	360.0	120.0	30	36.0	0.170	1.10	0.40	60.0	0.70	0.187	0.119	0~1年	夏期	不明	7)
	⑧-2	ヨシ	山王川(生活排水)	12.5	124.0	31.0	10	24.0	0.101	0.70	0.34	50.5	0.35	0.070	0.035	1年	7月~翌3月	20	不明
	⑧-3	ヨシ	山王川(生活排水)	9.4	62.0	31.0	10	16.0	0.152	0.70	0.31	55.4	0.39	0.105	0.058	1年	7月~翌3月	20	不明
	⑧-4	ヨシ	山王川(生活排水)	18.7	62.4	31.2	10	8.0	0.300	0.70	0.31	55.1	0.38	0.208	0.115	1年	7月~翌3月	20	不明
	⑧-5	ヨシ	山王川(生活排水)	37.4	62.4	31.2	10	4.0	0.599	0.51	0.41	19.2	0.10	0.306	0.059	0	6月~翌3月	25	不明
	⑧-6	ヨシ	山王川(生活排水)	149.8	124.0	31.0	10	2.0	1.200	0.51	0.44	13.7	0.07	0.613	0.084	0	6月~翌3月	25	不明
	⑧-7	ヨシ、他	合併浄化槽処理水	15.0	200.0	39.0	5	32.0	0.075	3.90	2.00	49.0	1.90	0.293	0.143	0	8月~翌6月	40	9)
	⑧-8	ヨシ	山王川(生活排水)	25.9	90.0	30.0	10	8.0	0.288	0.59	0.33	44.1	0.26	0.170	0.075	0.5年	1年通年	15	不明
	⑧-9	ヨシ	山王川(生活排水)	51.8	90.0	30.0	10	4.0	0.576	0.51	0.37	27.5	0.14	0.294	0.081	0.5年	2年通年	29	不明
	⑧-10	ヨシ	山王川(生活排水)	103.7	90.0	30.0	10	2.0	1.152	0.43	0.36	16.3	0.07	0.081	0.031	1.5年	1年通年	14	不明
実験施設	⑨-1	マコモ	山王川(生活排水)	51.8	90.0	30.0	10	4.0	0.576	0.51	0.26	29.4	0.15	0.294	0.086	0.5年	2年通年	29	不明
	⑨-2	ヨシ	山王川(生活排水)	51.8	90.0	30.0	10	4.0	0.576	0.45	0.44	2.2	0.01	0.259	0.006	2.5年	1年通年	16	不明
	⑨-3	ヨシ	山王川(生活排水)	51.8	90.0	30.0	10	4.0	0.576	0.45	0.44	2.2	0.01	0.259	0.006	2.5年	1年通年	16	不明
	⑨-4	マコモ	山王川(生活排水)	51.8	90.0	30.0	10	4.0	0.576	0.45	0.44	2.2	0.01	0.259	0.006	2.5年	1年通年	16	不明
	⑨-5	ヨシ	山王川(生活排水)	51.8	90.0	30.0	10	4.0	0.576	0.45	0.44	2.2	0.01	0.259	0.006	2.5年	1年通年	16	不明
	⑨-6	マコモ	山王川(生活排水)	51.8	90.0	30.0	10	4.0	0.576	0.45	0.44	2.2	0.01	0.259	0.006	2.5年	1年通年	16	不明

5.3 水面積負荷と除去率の関係

図5・3および図5・4にT-N, T-Pの水面積負荷と除去率の関係を示した。

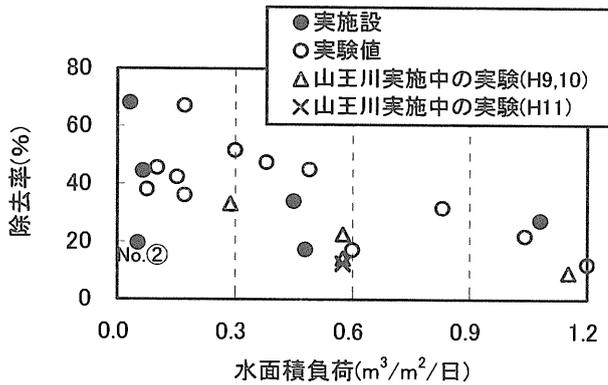


図5・3 水面積負荷と除去率の関係(N)

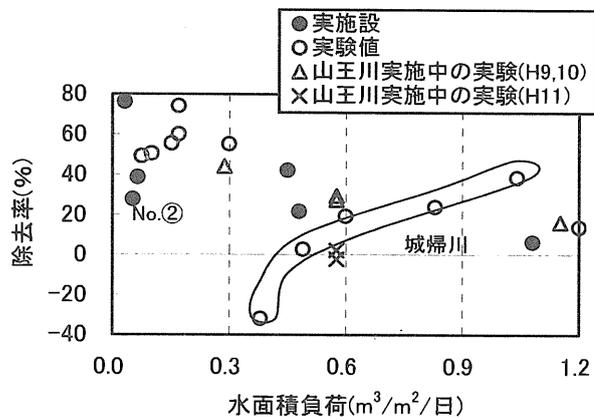


図5・4 水面積負荷と除去率の関係(P)

水面積負荷は全て $1.2\text{m}^3/\text{m}^2/\text{日}$ 以下である。T-N, T-Pともに水面積負荷と除去率は反比例の関係であり、T-PはT-Nに比べてばらつきが多い。

城婦川の実験では、T-Pは他施設と違い比例関係である。これは、原水水質が $0.02\text{mg}/\text{l}$ で他に比べ極端に小さい。このような傾向は、流下距離の長い他の施設（諏訪湖の実験圃場；流下距離 1500m ）¹²⁾でも発生している。

通水より3年経過した平成11年度における山王川のヨシおよびマコモ槽の除去率が0%であり（図中のシンボル×）、他の事例とは異なっている。

5.4 負荷速度と浄化速度の関係

図5・5および図5・6にT-NとT-Pの1日当たり単位面積当たり負荷量である負荷速度と、同じく1日当たりの単位面積当たりの浄化量である浄化速度の関係を示す。

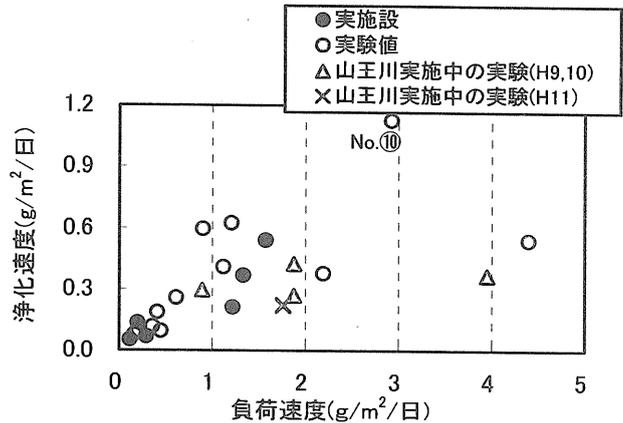


図5・5 負荷速度と浄化速度の関係(N)

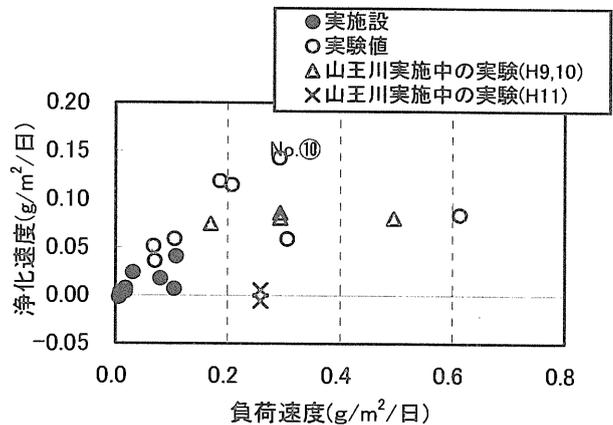


図5・6 負荷速度と浄化速度の関係(P)

負荷速度は施設設計の諸元として、尾崎らによりT-N $0.5\sim 1.0\text{g}/\text{m}^2/\text{日}$ 、T-P $0.05\sim 0.15\text{g}/\text{m}^2/\text{日}$ が提案されている¹³⁾。全体として、低負荷では負荷速度と浄化速度とは比例関係であり、流入水質レベルが高い佐渡の浄化実験例をのぞけばT-Nで $1\text{g}/\text{m}^2/\text{日}$ 、T-Pで $0.15\text{g}/\text{m}^2/\text{日}$ を超えた高負荷で浄化速度は一定になる。

なお、八郷町の施設では、通水後長年浄化効果が維持されている。これは、負荷速度が低いこと、沈積した污泥の除去を行っていることなどから、沈殿した泥からの回帰量が少ないことが考えられる。

6. まとめ

山王川での植生浄化実験、文献調査、事例調査で分かったことと今後調査すべき点について整理する。

①植生の種類と浄化効果

- ・山王川の実験では2年目までの通年の浄化効果がオオフサモ、マコモ、ヨシの順で季別変化は少なかった。また、ホテイアオイは夏期は効果が高かったが冬期は枯死分解し水質を悪化させた。

②浄化効果の長期的変化

- ・山王川の実験では、各植生とも通水後2～3年でT-Pの浄化効果が低下した。
- ・山王川では3年目に至り、浄化効果が低下し始めているが、これら浄化効果の低下を防ぐための維持管理方法の検討が必要であると考えられる。

③植生浄化の浄化機構

- ・植生浄化では沈降や土壌および植生の根茎との接触による効果が大きく、流入負荷に対し、T-Nで20%前後T-Pで30%前後であった。
- ・山王川で検討した4種類の植生の栄養塩の吸収量は、流入負荷に対し最大10%であった。

④ヨシの施設諸元

- ・N, Pは水深10cm, 設計滞留時間8時間で、それぞれ50%程度の除去率が得られており、既存の報告、文献⁸⁾等と同じであった。
- ・山王川での実験で、水面積負荷は変わっても、T-NとT-Pの浄化速度は一定であった。
- ・全国の事例では、負荷速度がT-Nで1g/m²/日以上、T-Pで0.15/m²/日以上で浄化速度は一定になった。

⑤オオフサモの施設諸元

- ・同一水面積負荷において、水深10cmよりも20cmのN, Pの浄化効果が高く、ヨシとは異なり、水深の影響がみられた。

以上のように、山王川の実験においてはヨシを中心とした表面流れの植生浄化施設では、直接環境水中、または底泥からN, Pを除去する効果は、流入負荷量の最大10%程度であり、主たる浄化効果は沈殿によるものである。沈殿

した汚濁は底泥および植物体表面の微生物によって分解され、一部は泥に吸着されることになる。汚泥が蓄積される事によって、底部は嫌気化し、脱窒を促進するという一面もあるがP等の溶出、生物生息環境の悪化を生じさせる事になり、山王川の浄化実験施設においては3年目において浄化効果が低下している。

文献事例調査からの検討結果からは設計滞留時間が8時間、負荷速度がN, Pでそれぞれ1, 0.15g/m²/日が最適な諸元としてあげられているが、これら検討結果は植生浄化施設が稼動してから1年以内のものが多く、長期にわたる底泥等の影響は反映していない。また、これらの影響は、原水中に含まれる有機物の量等、枯死する植物の量とも関連するものと考えられ、その浄化効果の持続性についても一定ではないものと考えられる。山王川の試験施設では干し上げも底泥改善には効果があると認められたが、植生浄化の浄化効果の維持にあたってはこれら底泥の維持管理が重要となる。

本検討ではおもに浄化効果に関わる事項を対象としてきたが、植生帯はその存在が景観上重要な存在であるとともに、その空間は各種動植物の生息空間を形成する事となる。今後、浄化に対する効果のみならず、これら景観上、生息空間としての植生帯の評価を行なう必要があると考えられる。

参考文献

- 1) 河川環境管理財団(2000): 植生浄化施設の現状と事例 河川環境総合研究所資料第3号
- 2) 細見正明(1992): ヨシ湿地による水質浄化, 水, Vol.34, No.12, pp.61~68
- 3) Sherwood.C.Reed他著(1990), 沢野伸浩・高橋久・永坂正夫・中登史記 訳(1997): 下水処理のためのナチュラルシステム, 中技術士事務所
- 4) 田畑真佐子・加藤聡子・川村晶・鈴木潤三・鈴木静夫(1996): ヨシ植栽水路における河川水中の窒素・リンの除去効果, 水環境学会誌, Vol.19, No.4, pp.331~338
- 5) 竹倉新吉(1991): 霞ヶ浦の水質浄化対策, 河川, No.539, pp.37~44
- 6) 川村實・樋口澄男・清水重徳(1995): アシ原による水質浄化, 長野県衛生公害研究所研究報告, No.18, pp.32~37
- 7) 荒木弘一・香林仁.司(1986): 植生酸化池での処理効果, 下水道研究発表会講演集, Vol.23, p.467~469

- 8) 中村栄一・森田弘昭(1987) : 低湿地浄化に関する調査, 土木研究所資料, 第2480号
- 9) 北詰昌義・野口俊太郎・島多義彦・倉谷勝敏(1998) : 人工湿地による水質浄化, 用水と廃水, Vol.40, No.10, pp. 899~905
- 10) 細見正明(1994) : 内陸湿地における自然浄化のメカニズムと浄化機能の積極的利用, 水環境学会誌, Vol.17, No.3, pp.149~153
- 11) 桜井善雄(1988) : 水辺の緑化による水質浄化, 公害と対策, Vol.24, No.9, pp.899~909
- 12) 井上博貴・川滝千香・沖野外輝夫(1994) : ヨシ群落による水質浄化実験, 日本陸水学会甲信越支部会報, No.20, pp. 43~44
- 13) 尾崎保夫・阿部薫(1993) , 植物を活用した資源循環型水質浄化技術の課題と展望, 用水と廃水, Vol.35, No.9, pp. 771~783

3. ヤマトシジミによる水質浄化能力基礎試験 ～ 網走湖産ヤマトシジミによる実験 ～

長谷川 茂*・久保添 恭之**・富士 昭***・山下 和則****・中館 史行*****

1. はじめに

汽水性内水面における水質浄化方法の1つとして、ヤマトシジミ (*Corbicula japonica*) 個体群の摂餌による有機懸濁物の除去効果が着目されている。宍道湖^{1) 2) 3) 4)}においては研究がなされているものの、道内有数のヤマトシジミの生産地である網走湖における知見が少ない。

本研究では、網走湖に生息するヤマトシジミのろ水量と懸濁物(窒素、炭素、リン)の摂取量を求め、ヤマトシジミによる水質浄化能力を検討した。

2. 試験方法

試験水槽(1L ビーカ)に網走湖産ヤマトシジミを投入し、経時毎に試水を蛍光度計(HITACHI F2000)で測定した。蛍光度計による測定値(ABS)を懸濁物量に換算して評価を行った。

試水は、網走湖(呼人漁港)で観測した水温と塩分を再現し、懸濁物量として10~50mg/L程度になるように培養した植物プランクトンを添加した。

試験水槽の内底は、φ1cmの金網で1cm程度上げ底(沈降する未消化物と擬糞を選別するため)にして使用した。

ヤマトシジミの活性は、水温が影響して変動するため^{2) 3)}、夏季と冬季の2回試験行うことにした。シジミガイには体内時計があることを考慮して、ヤマトシジミの入手および試験は夏季と冬季に行い、明暗の試験も自然界の昼夜にあわせて実施した。

なお、ここでいう夏季とは網走湖の水温が20℃を超える7月中旬から9月中旬まで、冬季としては水温が5℃を下回る11月中旬から4月下旬までを考えた。

2. 1 植物プランクトンの培養

試水に懸濁物として添加するため、網走湖において優占種として知られる *Dictyosphaerium pulchellum* (サイズ3~10μm) と *Stephano discus hantzschil* (8~20μm), *Chlamydomonas sp.* (15~30μm) の3種の植物プランクトンを培養(写真2・1)した。



写真2・1 植物プランクトンの培養
(上段左: *Dictyosphaerium pulchellum* (緑藻)
上段右: *Stephano discus hantzschil* (珪藻)
下段: *Chlamydomonas sp.* (緑藻))

2. 2 ヤマトシジミの馴致

ヤマトシジミは、西網走漁業協同組合より購入し、試験に供する前に3日間蓄養(写真2・2)した。その際、培養した植物プランクトンを摂餌するのかわかめ、培養した植物プランクトンを蓄養水槽に試験濃度と同等程度になるよう添加することによって馴致させた。

なお、蓄養および試験期間中は、入手したヤマトシ

*長谷川 茂 (財)河川環境管理財団 河川環境総合研究所 研究第4部 部長
**久保添恭之 (財)河川環境管理財団 河川環境総合研究所 研究第4部 主任研究員
***富士 昭 北海道大学名誉教授(現(株)エコニクス 技術顧問)
****山下 和則 (株)エコニクス 企画部 部長
*****中館 史行 (株)エコニクス 環境技術部 係長

ジミの履歴水温を再現した。照明は白色蛍光灯(3,000lux)によって明期と暗期の比を12:12時間とした。

2. 3 試験条件

2. 3. 1 夏季試験

1) 水温: 23°C, 塩分: 1.67psu (平成11年9月10日観測)

なお、塩分は絶対塩分ではなく、電気伝導度から求めた実用塩分 (practical salinity unit: psu) である。

2) 試水量: 1L

3) ヤマトシジミ投入数: 各5個体 (写真2・2)

網走湖におけるヤマトシジミの分布状況は、1,000~4,000個体/m³であるので、試験容器(1L ビーカ)の底面積(63.6cm²)に換算すると、5~25個体である。

ヤマトシジミ投入数は網走湖におけるヤマトシジミの生息密度の範囲で行おうと考え、ヤマトシジミ20個体投入して予備実験を行ったところ、1時間でろ水率(試験水がヤマトシジミの体内を通過する割合)が200%を越えたことから、本実験は5個体で行った。

4) 繰り返し数: 5回

5) 供試サイズ

夏季試験に供したヤマトシジミ(5回×5個体=25個体)のサイズは、殻長: 28.2±1.9(平均値±標準偏差, 以下同様)mm, 湿重量: 7.25±1.41gであった。



写真2・2 試験状況

2. 3. 2 冬季試験

1) 水温: 2°C, 塩分: 2.5psu (平成11年12月20日観測)

2) 試水量: 1L

3) ヤマトシジミ投入数: 各20個体

4) 繰り返し数: 5回

5) サイズ

冬季試験に供したヤマトシジミ(5回×20個体=100個体)のサイズは、殻長: 27.4±2.0mm, 湿重量: 6.79±1.41gであった。

3. 試験結果

本試水の蛍光度と懸濁物量(乾重量)の関係を図3・1に示した。懸濁物量(mg/L)=42.116×蛍光度(ABS), の関係が得られたので、蛍光度の測定値から懸濁物量を換算して評価することにした。

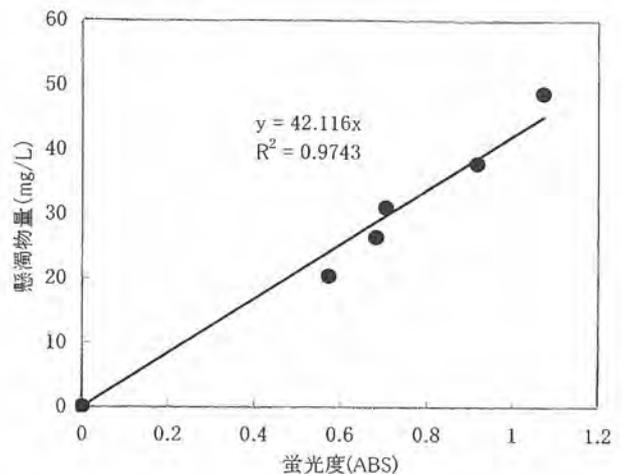


図3・1 懸濁物量と蛍光度の関係

3. 1 夏季(水温23°C)試験

3. 1. 1 蛍光度推移

図3・2に夏季試験における蛍光度の推移を示した。夏季の明試験ではヤマトシジミを投入する前の蛍光度は0.992±0.087 ABSで、1時間後には0.473±0.038 ABS

となり、暗試験ではヤマトシジミを投入する前は0.782 ± 0.023 ABS で、1時間後には0.361 ± 0.033 ABS であった。

懸濁物量と蛍光度の関係式より、物懸濁物量に換算すると、ヤマトシジミを投入する前の懸濁物量は41.8 ± 3.6mg/L で、1時間後には19.9 ± 1.6mg/L となり、暗試験ではヤマトシジミを投入する前は33.0 ± 0.9mg/L で、1時間後には15.2 ± 1.4mg/L となった。

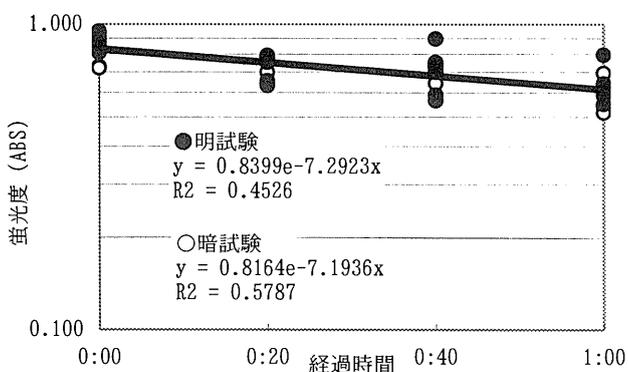


図3・2 蛍光度の推移 (夏季試験)

3. 1. 2 懸濁物同化量

1) 懸濁物摂取量

ヤマトシジミの懸濁物摂取量を図3・3に示した。夏季の明試験においては、ヤマトシジミ1個体あたりの懸濁物摂取量は4.4 ± 1.0mg/h で、1gあたりでは0.61 ± 0.15mg/h であった。暗試験では1個体あたり3.5 ± 0.4mg/h で、1gあたりでは0.50 ± 0.04mg/h であ

った。

明暗の影響を確かめるためにも検定を行ったところ、有意差は認められなかった (P=0.1286)。

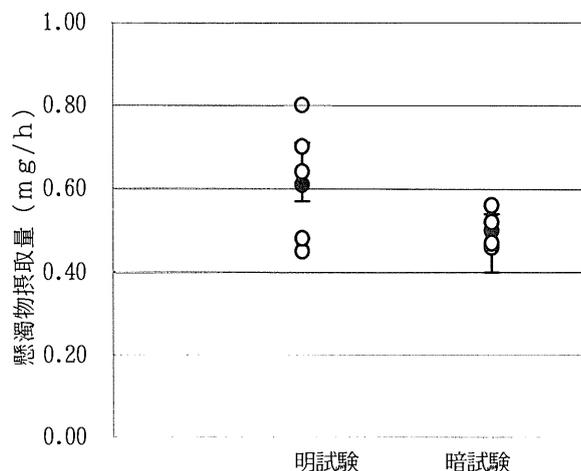


図3・3 ヤマトシジミ 1gあたりの懸濁物摂取量 (夏季試験)

2) 擬糞と未消化物

試験期間 (1時間) に得られた擬糞と未消化物の乾重量を表3・1に示した。夏季の明試験において、ヤマトシジミが擬糞 (写真3・1) として排出した量は19.4 ± 3.0mg/h で、未消化物として排泄した量は0.2 ± 0.1mg/h となり、懸濁物の同化量は2.5 ± 1.9 mg/h であった。暗試験で擬糞として排出した量は17.3 ± 2.0 mg/h で、未消化物として排泄した量は0.1 ± 0.1mg/h となり、懸濁物の同化量は0.4 ± 0.2 mg/h であった。

ヤマトシジミが摂取した懸濁物の88%程度は擬糞として排出していた。

表3・1 ヤマトシジミの擬糞と未消化物 (mg/h)

			1回目	2回目	3回目	4回目	5回目	平均	標準偏差
夏季 23°C	明	懸濁物摂取量	22.4	28.1	17.0	24.5	17.3	21.9	4.8
		擬糞	20.6	23.3	16.5	20.4	16.2	19.4	3.0
		未消化物	0.2	0.1	0.2	0.2	0.1	0.2	0.1
	暗	懸濁物摂取量	14.8	19.5	17.4	17.9	19.0	17.7	1.8
		擬糞	14.2	19.4	16.9	17.4	18.6	17.3	2.0
		未消化物	0.1	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1



写真3・1 実験終了直後の状況
(緑色の凝集物が擬糞)

3. 1. 3 ヤマトシジミのろ水量

ヤマトシジミのろ水量(単位時間あたりにヤマトシジミの体内を通過する水の量)は、懸濁物量(蛍光度)が直線的に減少が確認された1時間内の水質変化から、以下に示した懸濁粒子の除去速度の式(Cughlan, J^{50})を用いて求めた(図3・4)。

$$m = \ln(F_0/F_t) \times M/t$$

m: ろ水量 (L/h)

M: ろ過される懸濁溶液の体積 (L)

F₀: 懸濁溶液のはじめの懸濁粒子濃度 (mg/L)

F_t: 懸濁溶液の時間 t 後の懸濁粒子濃度 (mg/L)

t: 実験時間 (h)

夏季の明試験におけるヤマトシジミ 1 個体あたりのろ水量は 0.148 ± 0.030 L/h で、1 g あたりでは 0.021 ± 0.005 L/h であった。暗試験では 1 個体あたり 0.155 ± 0.021 L/h で、1 g あたりでは 0.022 ± 0.003 L/h であった。

明暗の影響を確かめるためにも検定を行ったところ、有意差は認められなかった (P=0.6844)。

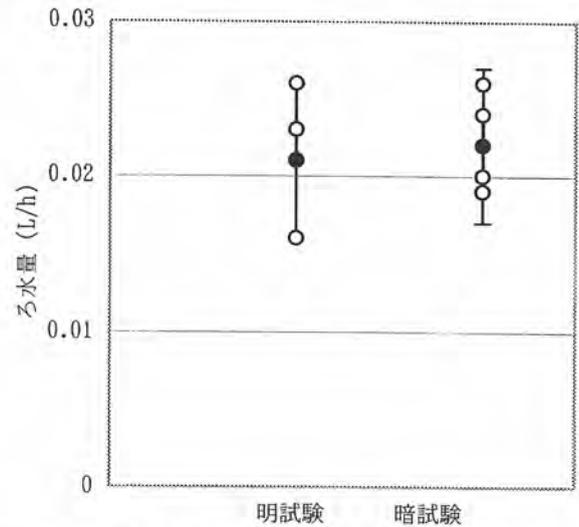


図3・4 ヤマトシジミ 1gあたりのろ水量
(夏季試験)

3. 1. 4 全炭素と全窒素, 全リンの摂取量

1) 懸濁物の全炭素と全窒素, 全リンの含有量

表3・2に本試験で使用した懸濁物(植物プランクトン)の分析結果を示し、表3・3に懸濁物中の含有量を示した。

表3・2 植物プランクトンの分析結果 (%)

分析項目 試料名	全炭素 (T-C)	全窒素 (T-N)	全リン (T-P)
懸濁物 (植物プランクトン)	38.3	5.86	0.97

表3・3 全炭素と全窒素, 全リンの含有量 (mg/L)

		1回目	2回目	3回目	4回目	5回目	平均	標準偏差	
夏季 23°C	明	懸濁物量(mg/L)	43.2	46.9	37.7	42.2	38.9	41.8	3.6
		全炭素量(mg/L)	16.5	18.0	14.4	16.2	14.9	16.0	1.4
		全窒素量(mg/L)	2.5	2.7	2.2	2.5	2.3	2.4	0.2
		全リン量(mg/L)	0.4	0.5	0.4	0.4	0.4	0.4	0.0
	暗	懸濁物量(mg/L)	31.4	33.1	33.7	33.7	32.9	33.0	0.9
		全炭素量(mg/L)	12.0	12.7	12.9	12.9	12.6	12.6	0.4
		全窒素量(mg/L)	1.8	1.9	2.0	2.0	1.9	1.9	0.1
		全リン量(mg/L)	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.0

全炭素が38.3%で、全窒素が5.86%、全リンが0.97%であったことから、明試験に全炭素が 16.0 ± 1.4 mg、全窒素は 2.4 ± 0.2 mg、全リンは 0.41 ± 0.04 mg 含有していたことになる。暗試験では全炭素が 12.6 ± 0.4 mg、全窒素は 1.9 ± 0.1 mg、全リンは 0.32 ± 0.01 mgであった。

2) 全炭素と全窒素, 全リンの同化量

表3・4に全炭素と全窒素, 全リンの同化量を示した。夏季のヤマトシジミの全炭素同化量は、明試験で1個体あたり 0.188 ± 0.145 mg/hで、全窒素同化量は 0.029 ± 0.022 mg/h、全リン同化量は 0.005 ± 0.004 mg/hであった。暗試験の全炭素同化量は1個体あたり 0.153 ± 0.072 mg/hで、全窒素同化量は 0.023 ± 0.011 mg/h、全リン同化量は 0.001 mg/hであった。

3. 2 冬季 (水温2°C) 試験

3. 2. 1 蛍光度の推移

ヤマトシジミ20個体を投入して行った明試験の蛍光度の推移を図3・5に示した。冬季の明試験ではヤマトシ

ジミを投入する前の蛍光度は 0.822 ± 0.097 ABSで、1時間後には 0.605 ± 0.074 ABSとなり、暗試験ではヤマトシジミを投入する前は 0.879 ± 0.054 ABSで、1時間後には 0.635 ± 0.095 ABSであった。

懸濁物量に換算すると、ヤマトシジミを投入する前の懸濁物量は 34.6 ± 4.1 mg/Lで、1時間後には 25.5 ± 3.1 mg/Lとなり、暗試験ではヤマトシジミを投入する前は 37.0 ± 2.3 mg/Lで、1時間後には 26.7 ± 4.0 mg/Lとなった。

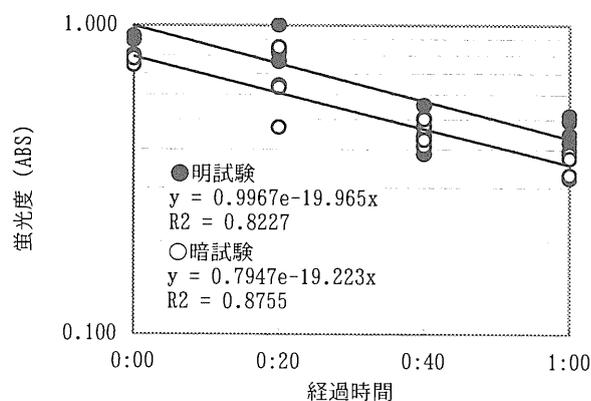


図3・5 蛍光度の推移 (冬季試験)

表3・4 ヤマトシジミによる全炭素と全窒素, 全リンの同化量 (mg/h)

			1回目	2回目	3回目	4回目	5回目	平均	標準偏差	
夏季 23°C	明	炭素同化量	5個体あたり	0.689	1.838	0.192	1.570	0.421	0.942	0.724
			1個体あたり	0.138	0.368	0.038	0.314	0.084	0.188	0.145
			1gあたり	0.021	0.053	0.005	0.041	0.012	0.026	0.020
	窒素同化量	5個体あたり	0.105	0.281	0.029	0.240	0.064	0.144	0.111	
		1個体あたり	0.021	0.056	0.006	0.048	0.013	0.029	0.022	
		1gあたり	0.003	0.008	0.001	0.006	0.002	0.004	0.003	
	リン同化量	5個体あたり	0.017	0.047	0.005	0.040	0.011	0.024	0.018	
		1個体あたり	0.003	0.009	0.001	0.008	0.002	0.005	0.004	
		1gあたり	0.001	0.001	0.000	0.001	0.000	0.001	0.001	
暗	炭素同化量	5個体あたり	0.230	0.038	0.192	0.153	0.153	0.153	0.072	
		1個体あたり	0.046	0.008	0.038	0.031	0.031	0.031	0.014	
		1gあたり	0.007	0.001	0.005	0.004	0.004	0.004	0.002	
	窒素同化量	5個体あたり	0.035	0.006	0.029	0.023	0.023	0.023	0.011	
		1個体あたり	0.007	0.001	0.006	0.005	0.005	0.005	0.002	
		1gあたり	0.001	0.000	0.001	0.001	0.001	0.001	0.000	
	リン同化量	5個体あたり	0.006	0.001	0.005	0.004	0.004	0.004	0.002	
		1個体あたり	0.001	0.000	0.001	0.001	0.001	0.001	0.000	
		1gあたり	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	

1) ヤマトシジミの懸濁物摂取量

ヤマトシジミの懸濁物摂取量を図3・6に示した。冬季の明試験におけるヤマトシジミ1個体あたりの懸濁物摂取量は $0.46 \pm 0.09 \text{mg/h}$ で、1gあたりでは $0.05 \pm 0.01 \text{mg/h}$ であった。暗試験ではヤマトシジミ1個体あたりの懸濁物摂取量は $0.51 \pm 0.11 \text{mg/h}$ で、1gあたりでは $0.06 \pm 0.02 \text{mg/h}$ であった。

明暗の影響を確かめるためにt検定を行ったところ、有意差は認められなかった ($P=0.4263$)。

2) 擬糞と未消化物

試験期間(1時間)に得られた擬糞と未消化物の乾重量を表3・5に示した。冬季の明試験においては、ヤマトシジミが擬糞として排出した量は $8.7 \pm 1.3 \text{mg/h}$ で、未消化物として排泄した量は $0.2 \pm 0.1 \text{mg/h}$ であった。暗試

験では擬糞として排出した量は $9.7 \pm 1.7 \text{mg/h}$ で、未消化物として排泄した量は $0.1 \pm 0.1 \text{mg/h}$ であった。

冬季においては摂取した懸濁物の94%は擬糞として排出されていた。

3. 2. 2 ヤマトシジミのろ水量

懸濁粒子の除去速度の式から求めたろ水量を図3・7に示した。冬季の明試験におけるヤマトシジミ1個体あたりのろ水量は $0.015 \pm 0.002 \text{L/h}$ で、1gあたりでは $0.002 \pm 0.000 \text{L/h}$ であった。暗試験では1個体あたり $0.017 \pm 0.004 \text{L/h}$ で、1gあたりでは $0.002 \pm 0.001 \text{L/h}$ であった。

明暗の影響を確かめるためにt検定を行ったところ、有意差は認められなかった ($P=0.1194$)。

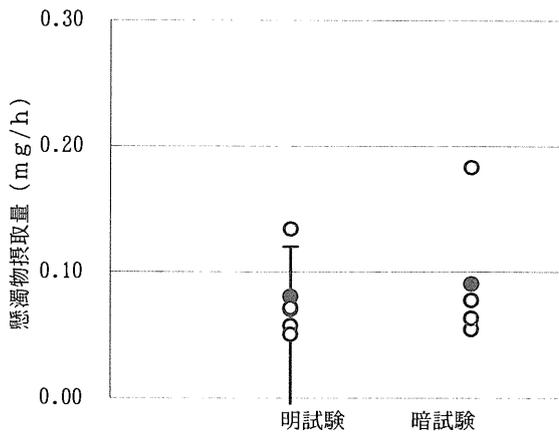


図3・6 ヤマトシジミ1gあたりの懸濁物摂取量 (冬季試験)

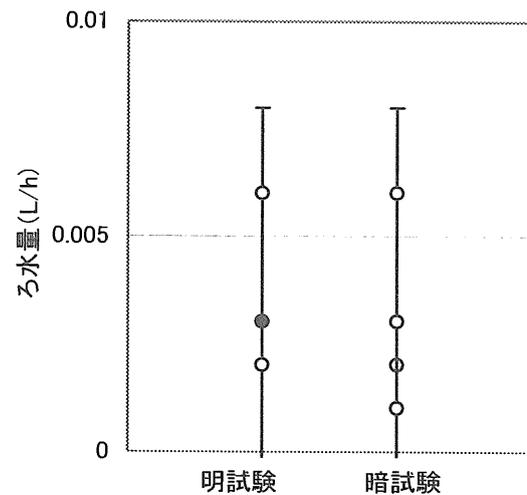


図3・7 ヤマトシジミ1gあたりのろ水量 (冬季試験)

表3・5 ヤマトシジミの擬糞と未消化物 (mg/h)

			1回目	2回目	3回目	4回目	5回目	平均	標準偏差
冬季 2°C	明	懸濁物摂取量	8.4	8.5	7.8	8.7	12.4	9.2	1.8
		擬糞	7.9	8.2	7.6	9.0	10.8	8.7	1.3
		未消化物	0.1	0.1	0.1	0.2	0.0	0.2	0.1
	暗	懸濁物摂取量	6.4	11.6	10.4	12.1	10.9	10.3	2.3
		擬糞	6.9	10.7	9.5	11.1	10.2	9.7	1.7
		未消化物	0.0	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1

3. 2. 3 全炭素と全窒素, 全リンの摂取量

1) 同化量

表3・6に炭素と窒素, リンの同化量を示した。冬季のヤマトシジミの炭素同化量は, 明試験で1gあたり 0.005 ± 0.007 mg/hであった。暗試験では1gあたり 0.006 ± 0.007 mg/hであった。全窒素は, 明試験で1gあたり 0.001 ± 0.001 mg/hで, 暗試験で1gあたり 0.001 ± 0.001 mg/hであった。全リンでは明確な結果を得られなかった。

4. まとめ

夏季の条件設定において, 網走湖産ヤマトシジミ1個体(殻長: 28.2 ± 1.9 mm, 湿重量: 7.25 ± 1.41 g)あたりのろ水量は, 0.148 ± 0.030 L/hであったことから, 宍道湖²⁾³⁾のヤマトシジミのろ水量 0.2 L/hと同じレベルであった。

冬季の条件設定においては, 網走湖産ヤマトシジミ1個体(殻長: 27.4 ± 2.0 mm, 湿重量: 6.79 ± 1.41 g)あたりのろ水量は 0.015 ± 0.002 L/hで, 宍道湖³⁾のヤマトシジミのろ水量 0.02 L/h(水温 5°C)と同じレベル

であった。

網走湖産ヤマトシジミにおいても宍道湖産ヤマトシジミと同様, 水温の影響でろ水量の低下が確認された。

網走湖のヤマトシジミの資源量から推定した網走湖における同化量を表4・1に示した。

95年から98年にかけて夏季の網走湖のヤマトシジミの資源量は $2,590 \sim 6,050$ tの範囲で推移しており, ヤマトシジミによるろ水量は $54,390 \sim 126,970$ m³/hとなった。このことから, 網走湖のうち淡水総容量水($141,000,000$ m³)が, 46日間程度でヤマトシジミの体内を通過していることになる。懸濁物同化量は $176 \sim 411$ kg/hで, 全炭素同化量は $67 \sim 157$ kg/h, 全窒素同化量は $10 \sim 24$ kg/h, 全リン同化量は $2.6 \sim 6.0$ kg/hとなった。

一方, 網走湖の全窒素流入負荷量は 75 kg/hで, 全リン流入負荷量は 6 kg/hとされている。この全窒素および全リンが懸濁態で流入しているとしたら, 夏季にはヤマトシジミによって流入負荷のうち, 全窒素は $14 \sim 32\%$ 程度同化され, 全リンは $43 \sim 100\%$ 同化されていることになり, 網走湖においてヤマトシジミは流入負荷の浄化に貢献している可能性が示唆された。

表3・6 ヤマトシジミの同化量 (mg/h)

			1回目	2回目	3回目	4回目	5回目	平均	標準偏差	
冬季 2℃	明	炭素同化量	5個体あたり	0.192	0.115	0.077	-0.115	0.613	0.176	0.269
			1個体あたり	0.038	0.023	0.015	-0.023	0.123	0.035	0.054
			1gあたり	0.006	0.003	0.002	-0.003	0.017	0.005	0.007
		窒素同化量	5個体あたり	0.029	0.018	0.012	-0.018	0.094	0.027	0.041
			1個体あたり	0.006	0.004	0.002	-0.004	0.019	0.005	0.008
			1gあたり	0.001	0.001	0.000	0.000	0.003	0.001	0.001
	リン同化量	5個体あたり	0.005	0.003	0.002	-0.003	0.016	0.004	0.007	
		1個体あたり	0.001	0.001	0.000	-0.001	0.003	0.001	0.001	
		1gあたり	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
	暗	炭素同化量	5個体あたり	-0.192	0.345	0.345	0.383	0.268	0.230	0.239
			1個体あたり	-0.038	0.069	0.069	0.077	0.054	0.046	0.048
			1gあたり	-0.006	0.010	0.009	0.010	0.007	0.006	0.007
窒素同化量		5個体あたり	-0.029	0.053	0.053	0.059	0.041	0.035	0.037	
		1個体あたり	-0.006	0.011	0.011	0.012	0.008	0.007	0.007	
		1gあたり	-0.001	0.002	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001	
リン同化量	5個体あたり	-0.005	0.009	0.009	0.010	0.007	0.006	0.006		
	1個体あたり	-0.001	0.002	0.002	0.002	0.001	0.001	0.001		
	1gあたり	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000		

表4・1 網走湖における物質同化量の推定

	ヤマトシジミ 資源量 (t)	ろ水量 (m ³ /h)	懸濁物同化量 (kg/h)	炭素同化量 (kg/h)	窒素同化量 (kg/h)	リン同化量 (kg/h)
原単位 (1g 当たり)	—	0.021L/h	0.068mg/h	0.026mg/h	0.004mg/h	0.001mg/h
1995年夏	5,081.6	106,713.6	345.5	132.1	20.3	5.1
1996年夏	2,590.1	54,392.1	176.1	67.3	10.4	2.6
1997年夏	6,046.3	126,972.3	411.1	157.2	24.2	6.0
1998年夏	5,960.7	125,174.7	405.3	155.0	23.8	6.0

*原単位は夏期 (23℃)・明条件の試験結果で、ヤマトシジミ 1 g 当たりの値

*同化・ろ水量=原単位×ヤマトシジミ資源量

5. 今後の課題

今回の実験により、網走湖ではヤマトシジミによる水質浄化への貢献が示唆されたが、新たに網走湖にヤマトシジミ漁場を造成したり、ヤマトシジミを用いた水質浄化システムを開発した場合の評価を行うには以下に示すような課題が残されている。

1) 砂の影響

ヤマトシジミは潜砂性を有しており、小川原湖⁶⁾におけるヤマトシジミの季節的鉛直移動によると、6月や8月は自己の殻長よりも深く潜入していないが、12月においては殻長の8倍以上の深度まで潜入個体が見受けられ、水管の短いヤマトシジミにとっては多くの場合、体内に取り込むのは底質直上水ではなくてこれと容易に交流できる間隙水と考えられる。

今回は、擬糞と未消化物の量を把握するためにヤマトシジミを金網に乗せて試験しているが、今後は、底質がある場合の実験も行うなど、現場の状況を再現していく必要がある。

2) 水温の影響

今回の実験では、ヤマトシジミが水温の影響でろ水量も変化することを前提に、高水温時 (夏季試験) と低水温時 (冬季試験) で行った。

現時点では、夏季から冬季にかけて直線的にろ水量が低下、冬季から夏季にかけては直線的に増加していくのかは不明であるため、それぞれの季節に実験を行う必要がある。

3) 擬糞の影響

ヤマトシジミの摂食行動により、水質中の懸濁物の減少が確認された。しかし、減少した懸濁物の大部分は、すぐさま擬糞として排出されているため、擬糞が再懸濁することが考えられる。ヤマトシジミによる水質浄化を検討するには、水中において擬糞がどのような推移を示すのか把握する必要がある。

また、網走湖においてヤマトシジミによる水質浄化システムを開発するには、擬糞をトラップすることによって、より高い効果が得られると考えられる。

4) 個体サイズの影響

今回の実験では、個体サイズ (殻長や湿重量) にばらつきを持たせなかった。今後は、個体サイズの影響を把握することによって、現存量 (資源量) におけるサイズ頻度分布をもとに、解析する必要がある。

5) 室内実験との違いによる影響

実際の網走湖においては、流入負荷のほか、堆積物の再懸濁があるため、それらを踏まえて評価していく必要がある。

今後も、実験室においてピーカレベルでの基礎実験と並行して、数Lレベルの水槽に底質を入れてヤマトシジミを潜砂させながらの実験など、網走湖の条件に近づけた環境で実験を行い、網走湖におけるヤマトシジミの水質浄化を検討していく必要がある。

参考文献

- 1) 西條八束, 奥田節夫編 (1996): 河川感潮域, 名古屋大学出版会
- 2) M.Nakamura, M.Yamamuro, M.Ishikawa, H.Nishimura(1988):
Role of the bivalve *Corbicula japonica* in the nitrogen cycle in a mesohaline lagoon, *Marine Biol.*, 99, 369-374
- 3) 相崎守弘, 森岡美津子, 木幡邦夫 (1998): ヤマトシジミを利用した汽水域の水質浄化に関する基礎的研究, 用水と廃水 Vol.40 No10
- 4) 中村由行 (1999): 二枚貝 (ヤマトシジミ) を中心とした食物連鎖を活用した水質浄化, 平成10年度環境創造シンポジウム講演集14-1~14-10
- 5) Cughlan, J.(1969): The estimation of filtering eat from the clearance of suspensions. *Mar. Biol.*, 2, 356-358
- 6) 富士昭 (1997): ヤマトシジミの生態と資源 (総合報告), 平成8年度小川原湖漁業調査報告書. P5

Ⅲ 河川生態系の保全と回復に関する 調査研究

4. 河口域における微細土砂を考慮した河床 変動シミュレーション

芦田 和男*・平山 鉄浩**・劉 炳義***・南 修平****

要 旨

近年、河口域において人工構造物設置による生態環境や河道特性への影響を予測することが、極めて重要となってきた。これらの予測を行うためには、周辺に点在する干潟等の構成材料となる微細土砂を適切に評価する必要がある。しかし、既往の河床変動シミュレーションモデルは掃流砂を対象としたものが多く、河口域に存在する微細土砂までを対象とした例は極めて少ない。そこで、本研究では掃流砂と微細土砂（浮遊砂）を考慮したモデルを開発し、実河川に適用することとした。

以下、微細土砂の挙動と重要性について述べた後、開発したモデルの概要を述べ、実河川として紀の川河口域を対象に計算を行い、河道の形成要因およびその特性について検討を行った結果を報告する。

1. 河口域における微細土砂の挙動と重要性

我が国の大河川の河口域は、一般に河床勾配が緩く、潮位による堰上げなどの物理的要因によって、その底質の大部分が微細土砂で占められている。

比較的粗い成分の土砂は、掃流力の増加に伴い掃流状態から浮遊状態へと移行するのに対して、微細土砂成分はある一定の掃流力を超えると急激に浮上して、河道にはほとんど存在しなくなる。さらに、一定の流速以下になるとフロック等を形成して沈降し、また堆積した後は粘性を有して侵食抵抗を示すなど、極めて複雑な沈降・堆積現象を呈するようになる。

これらの微細土砂は、干潟の主な構成材料となったり、生態系の棲息空間の場である植生群落の形成に寄与するなど、周辺の良い水辺空間を創り上げている。一般に、干潟では上流から流下してきた栄養分が微細土砂とともに沈降・堆積し、その砂泥には潮の干満により酸素が十分に供給されることもあり、豊富な栄養塩類や有機物が含まれている。このため動植物の生産性が極めて高く、生物や稚魚

の生育に重要な役割を果たすとともに、これらの生物を餌とする野鳥などの集まる場所となっている。また、底泥中ではリンやチッソなどの有機物の分解が活発に進行しており、自然浄化の場としても、その重要性の認識が高まっている。これらのことから、干潟を含む河口域における環境保全は以前にも増して注目を浴びるようになっており、長良川や吉野川の河口堰のような大規模な人工構造物を建設する場合には、より一層の配慮が求められている。

本研究では、上記のような河口域における構造物設置等による環境の変化を予測するため、微細土砂を考慮した平面二次元の河床変動シミュレーションモデルを開発した。その概要と河川への適用に関する検討を行った結果について述べる。

2. 数値シミュレーションモデルの概要

本稿で示す数値シミュレーションモデルは、河道の流れと河床変動に関する従来の一般的な平面二次元モデル¹⁾を基礎として、これに浮遊砂に関するモデルを新たに組み込むものである。

本研究で採用した平面二次元モデルの概要を示すと次のとおりである。

- ①直交曲線座標系を用いた二次元浅水流モデル²⁾で流れの計算を行う。
- ②計算された流れに基づき、掃流砂量、浮遊砂量を求める。
- ③流砂の連続条件により、河床変動計算を行う。

上記①～③を繰り返すことによって、河床変動の様子をシミュレートする。

また、モデルの特徴は次の通りである。

- ・二次元浅水流モデルでは、計算方法として *Patankar* の *SIMPLER* 法³⁾を用いる。
- ・掃流砂量の算定には、芦田・道上式⁴⁾を基に底面流速の流向と河床の縦・横断勾配を考慮したモデル⁵⁾を用いる。
- ・浮遊砂の算定は、濃度に関する平面二次元の移流・拡散方程式を用いる。

*芦田 和男 (財)河川環境管理財団 大阪研究所長

**平山 鉄浩 (財)河川環境管理財団 大阪研究所 主任研究員

***劉 炳義 (株)ハイドロソフト技術研究所 代表取締役

****南 修平 (株)ニュージェック 河川・海岸部 河川環境室

・掃流砂の移動を計算するための底面流速は、主流方向については対数分布則を仮定して、相当粗度高さの流速を用い、二次流は *Engelund*⁶⁾ の発達した螺旋流による底面流速式で評価する。

・河床材料は混合砂として扱い、河床の交換層の下に遷移層と堆積層を導入した多層モデル⁵⁾を用いる。

なお、今回新たに組み込んだモデルについては、以下の3. でその詳細を述べることにするが、その他については参考文献1)を参照されたい。

3. 浮遊砂の評価方法

3. 1 基礎式

図3・1に示す直交曲線座標系において、浮遊土砂の水深平均濃度に関する支配方程式は、浮遊物質の三次元移流・拡散方程式を水深平均方向について積分することにより、式(3・1)のように表される。

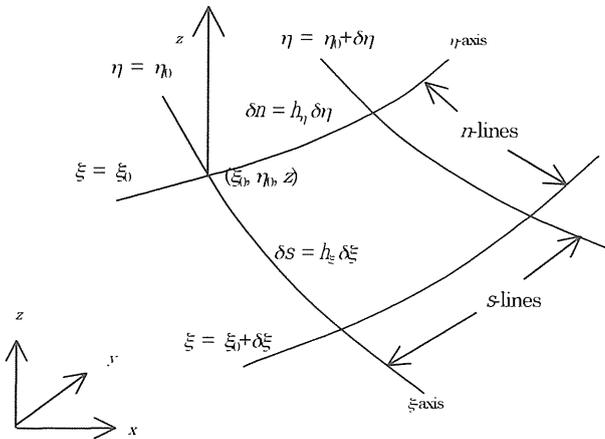


図3・1 直交曲線座標系

$$\begin{aligned} & \frac{\partial \bar{C}_k}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial s}(hu\bar{C}_k) + \frac{\partial}{\partial n}(hv\bar{C}_k) + \frac{u\bar{C}_k}{r_n} + \frac{v\bar{C}_k}{r_s} \\ & = \frac{\partial}{\partial s}(\bar{\varepsilon}_s h \frac{\partial \bar{C}_k}{\partial s}) + \frac{\partial}{\partial n}(\bar{\varepsilon}_n h \frac{\partial \bar{C}_k}{\partial n}) + (q_{pk} - q_{sk}) \end{aligned} \quad (3 \cdot 1)$$

ここに、 t は時間、 \bar{C}_k はクラス k の砂粒子の水深平均濃度、 h は水深、 u, v はそれぞれ s 方向・ n 方向の水深平均流速、 r_s, r_n は s -line と n -line の曲率半径、 $\bar{\varepsilon}_s, \bar{\varepsilon}_n$ はそれぞれ s 方向・ n 方向の拡散係数であり、渦動粘性係数 ε に等しいとする。また、 q_{pk} はクラス k の砂粒子の浮上量、 q_{sk} はクラス k の砂粒子の沈降量であり、それぞれの算定方法につ

いては3. 2で述べる。

3. 2 浮上量と沈降量について

浮遊砂の沈降量 q_{sk} および浮上量 q_{pk} はそれぞれ下式から算定する。

(沈降量)

$$q_{sk} = w_k C_{ak} \quad (3 \cdot 2)$$

ここに C_{ak} は基準点濃度であり、式(3・3)に示す *Lane-Kalinske* の平衡濃度分布式から得られた基準点濃度と鉛直平均濃度の関係より推定する。

$$C_{ak} = \bar{C}_k \frac{\beta_k}{(1 - \exp(-\beta_k))} \quad (3 \cdot 3)$$

ここに、 $\beta_k = w_k h / \varepsilon$ である。

(浮上量)

$$q_{pk} = w_k C_{ek} \quad (3 \cdot 4)$$

ここに、 C_{ek} は平衡基準面濃度であり、式(3・5)に示す *芦田・道上式*⁸⁾ より求められる。

$$C_{ek} = 0.025 \Delta F(w_k) \left[\frac{g(\xi_0)}{\xi_0} - G(\xi_0) \right] \quad (3 \cdot 5)$$

ここに、 $\Delta F(w_k)$ は粒径階 d_k の粒子の河床材料中における割合 (≤ 1.0) であり、

$$g(\xi_0) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{1}{2}\xi_0^2\right) \quad (3 \cdot 6)$$

$$G(\xi_0) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{\xi_0}^{\infty} \exp\left(-\frac{1}{2}\xi^2\right) d\xi \quad (3 \cdot 7)$$

$$\xi_0 = w_k / (0.75u_{*c}) \quad (3 \cdot 8)$$

さらに有効摩擦速度 u_{*c} は、次の様にして求める。

$Fr \leq 0.80$ のとき：

$$\frac{u_{*c}^2}{Rgd_m} = 0.06 + 0.3\tau_{*m}^{3/2} \quad \text{<Engelundの実験式>} \quad (3 \cdot 9)$$

$Fr > 0.80$ のとき：

$$\frac{U}{u_{*c}} = 6.0 + 5.75 \log_{10} \frac{h}{d_m(1 + 2\tau_{*m})} \quad \text{<芦田らの式>} \quad (3 \cdot 10)$$

ここに、

$$Fr = U / \sqrt{gh} \quad (3 \cdot 11)$$

$$\tau_{*m} = u_*^2 / Rgd_m \quad (3 \cdot 12)$$

であり、 R は粒子の水中比重(1.65)、 g は重力加速度、 u_* は摩擦速度、 d_m は平均粒径とする。

3. 3 河床変動および粒度分析の解析

浮遊砂を新たに追加したことにより、河床位方程式および河床の粒度分布式は、直交曲線座標系においてそれぞれ次のように表される。

$$\begin{aligned} \frac{\partial p_{bk}}{\partial t} + \frac{1}{(1-\lambda)E_m} \cdot \\ \sum_{k=1}^{N_k} \left(\frac{\partial q_{bsk}}{\partial s} + \frac{\partial q_{bnk}}{\partial n} + \frac{q_{bsk}}{r_n} + \frac{q_{bnk}}{r_s} + (q_{sk} - q_{pk}) \right) \\ + \frac{1}{E_m} \frac{\partial z_b}{\partial t} \{ \eta p_{bk} + (1-\eta) p_{bk0} \} = 0 \end{aligned} \quad (3 \cdot 13)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial z_b}{\partial t} + \frac{1}{(1-\lambda)} \cdot \\ \sum_{k=1}^{N_k} \left(\frac{\partial q_{bsk}}{\partial s} + \frac{\partial q_{bnk}}{\partial n} + \frac{q_{bsk}}{r_n} + \frac{q_{bnk}}{r_s} + (q_{sk} - q_{pk}) \right) = 0 \end{aligned} \quad (3 \cdot 14)$$

ここに、 λ は河床材料の空隙率、 z_b は河床位、 q_{bsk} 、 q_{bnk} は粒径階 d_k の s 、 n 各方向の単位幅掃流砂量、 p_{bk} は混合層における粒径階 d_k の含有率、 E_m は混合層の厚さ、 η は係数、侵食の時 $\eta = 0$ 、堆積の時 $\eta = 1$ である。

河床位の計算は、式(3・13)を離散化して行う。図3・2に示すように、 s 方向の流砂量 q_{bsk} 、 n 方向の流砂量 q_{bnk} および河床位 z_b の配置点を、それぞれ流速 u 、 v および水位 z_s と同じとし、また浮遊砂の浮上量 q_{pk} および沈降量 q_{sk} の配置点は z_b と同じとする。以上に従って式(3・13)から z_b を囲むコントロール・ボリュームについて積分すると次式が得られる。

$$\begin{aligned} z_{b(i,j)}^{n+1} = z_{b(i,j)}^n - \frac{\Delta t}{1-\lambda} \cdot \\ \left. \sum_{k=1}^{N_k} \left\{ \frac{\left(q_{bsk}^n(i,j+1) \Delta n_{i,j+1}^p - q_{bsk}^n(i,j) \Delta n_{i,j}^p \right) + \left(q_{bnk}^n(i+1,j) \Delta s_{i+1,j}^p - q_{bnk}^n(i,j) \Delta s_{i,j}^p \right) + q_{pk}^n(i,j) - q_{sk}^n(i,j)}{\left(\Delta s_{i+1,j}^v \cdot \Delta n_{i,j+1}^u \right)} \right\} \right\} \end{aligned} \quad (3 \cdot 15)$$

一方、式(3・14)に示される粒度分布の解析は、これまでと同様¹⁾、混合層の概念に遷移層と堆積層の概念を導入した多層モデルに従うものとする。

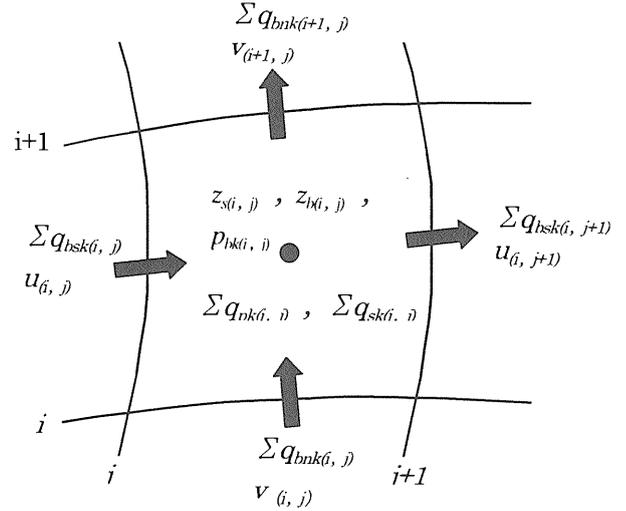


図3・2 河床変動計算のコントロールボリューム

4. 数値シミュレーションの紀の川河口域への適用

3. で示した微細土砂を考慮した河床変動シミュレーションモデルを、紀の川河口域に適用した。対象河道の特性、検討方針および計算条件設定、ならびに計算結果を基に考察した河道形成プロセスおよびその特性について述べる。

4. 1 対象河道の特性

紀の川は流路延長136km、流域面積1,750km²の一級河川である。対象とする河口域に着目すると(図4・1)、河口から約6.7km 地点に塩水の遡上防止とかんがい用水の取水を目的とした新六ヶ井堰が設置されており、この堰を境にして上・下流で河道の特性が変化している。堰より下流では、汽水域となり、河床勾配が1/2,000、50%粒径が0.1mm であるのに対し、堰周辺の上流域では河床勾配が1/1,000 となり、50%粒径は5mm と河口部に比べて粗くなる。堰周辺の環境は、中洲や干潟が点在し、植生群落の繁茂が見られるなど、自然河川本来の多様な姿が良好に保たれている。

4. 2 検討方針および計算条件

4. 2. 1 検討方針

シミュレーションモデルを実河川へ適用するにあたっては、周辺河道の特性、変遷を考察し、また入手可能な諸データの状況を踏まえ、検討方針を決める必要がある。

適用性を調べる一般的な方法は、ある時点での河床形状

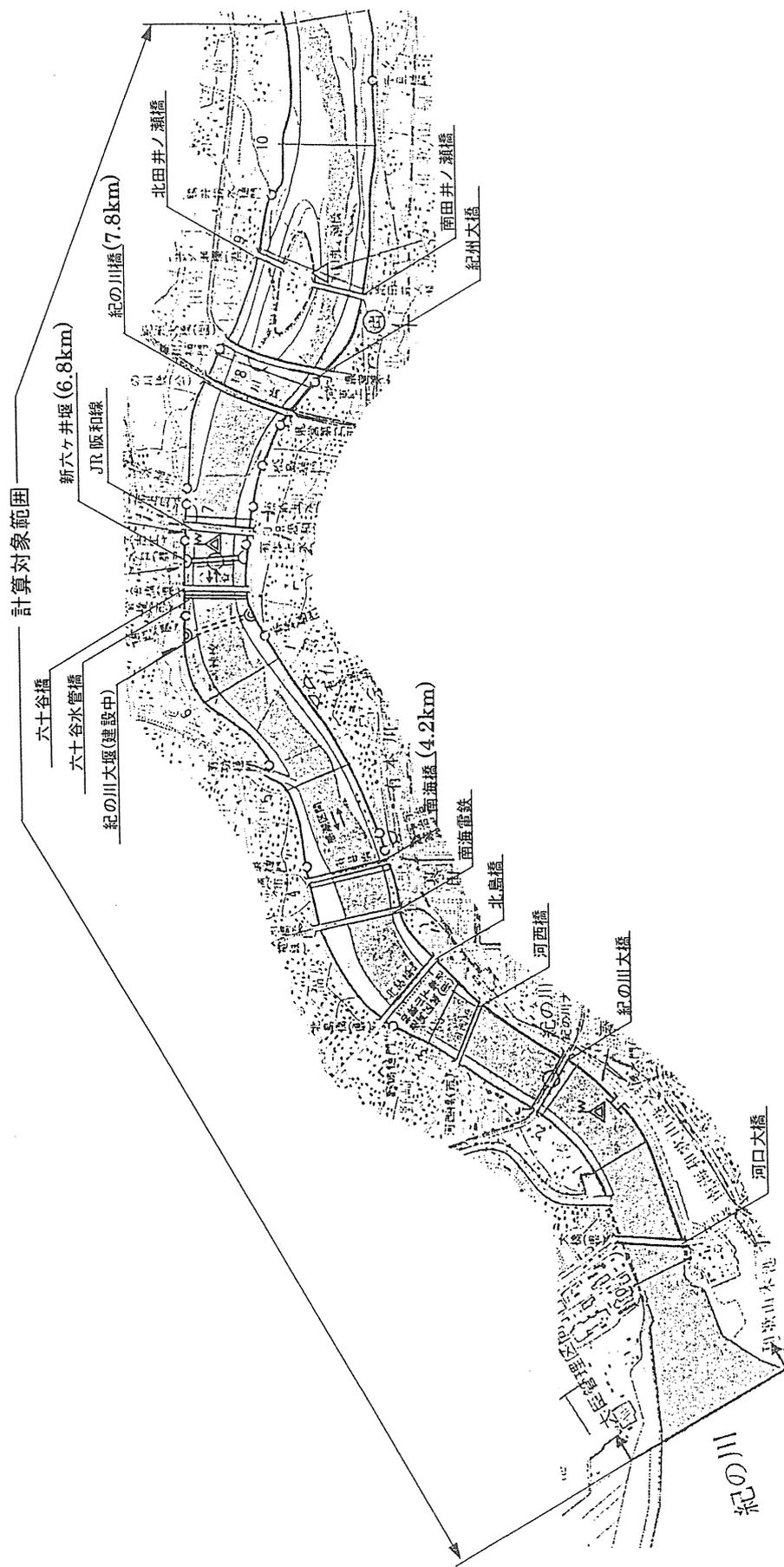


図 4・1 紀の川河口域の平面図

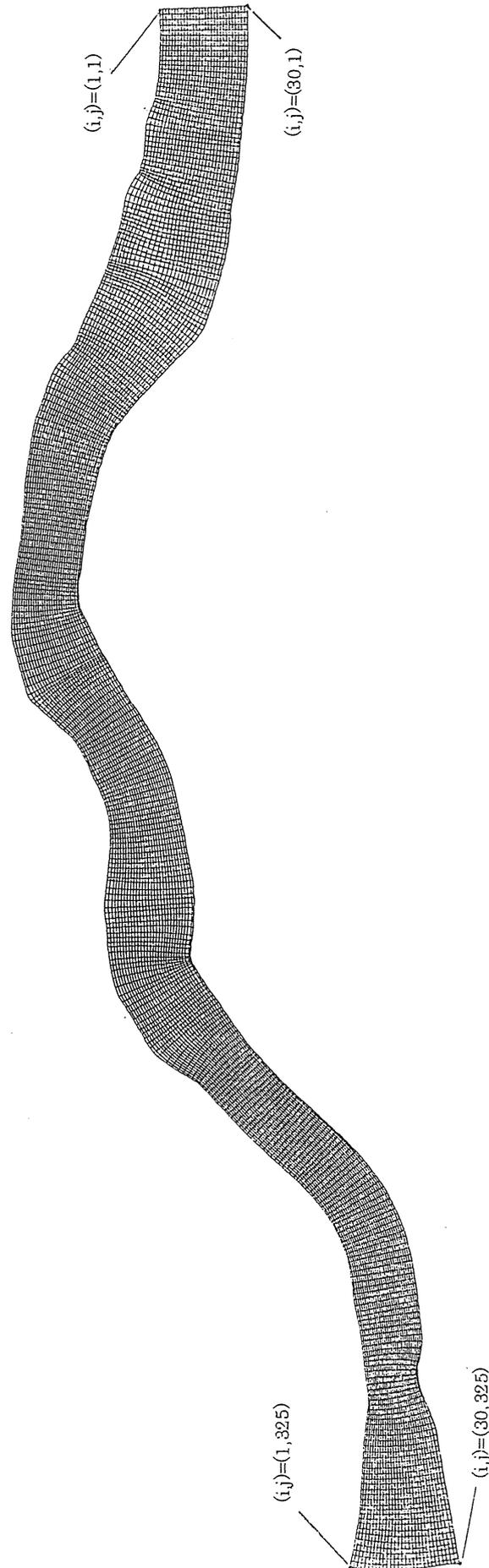


図4・2 計算メッシュ

を初期条件として、洪水流量とそれに対応する粒径別供給土砂量および境界水位の時系列を与えて計算を行い、河床形状（縦横断形状）の変化を算定し、それが実現現象をどの程度再現できるかを調べることである。もちろん、この期間に行われた河床砂利採取や河道改修、さらには人工構造物設置の影響を定量的に加味しなければならない。

紀の川河口域では、昭和32年に新六ヶ井堰が建設され、さらに砂利採取もかなり行われ、堰下流の河床は低下し、土砂環境は大きく変化している。この期間の変化を本計算モデルで再現できるかどうかを検討することが最も良い方法ではあるが、新六ヶ井堰建設前の河床形状や粒度分布の資料はほとんどなく、また、砂利採取量も正確にはわかっていない。また、潮位と洪水流量の時系列などを正確に把握することも困難である。したがって、本来の意味での検証計算を行うことは困難であると考え、ここでは次のような方法を採用することにした。

すなわち、本論文のモデルを用いて、ある定常流量に対して、ほぼ動的平衡となる河床形状まで計算を行い、その変化特性を調べ、モデルが使用可能かどうかを検討することにした。具体的には、新六ヶ井堰建設前の河床変動状況を計算によって求め、河道の侵食・堆積の傾向を調べた後、得られた河床に新六ヶ井堰を設置して計算を行い、現在の河床形状と比較することとした。

計算に用いる初期河床は、新六ヶ井堰建設前の河床形状とするが、当時の測量結果が不足しているため、初期河床を当時の航空写真を参考に設定することとした。これによると、新六ヶ井堰下流には現在では見られない砂洲が認められ、これから判断すると、計算区間の上流端から河口までほぼ一様に近い勾配であったことが推察される。そこで、初期河床は、計算区間内で縦断的に一定勾配とし、横断方向には一様とした。計算の進行により、横断方向に一様な河床が、現在見られるような水みちの形成や河床形状が形成されるかどうか計算モデルの妥当性を見る判断材料にすることにした。

4. 2. 2 計算メッシュ

計算対象区間は図4・1に示したように、河口～距離標11km 区間とし、計算メッシュ（図4・2）は、横断方向30メッシュ（平均20m）、縦断方向325メッシュ（平均30m）とする。

4. 2. 3 河床材料の粒径分割

河床材料の粒径は、近年実施された1km 測線毎の粒度調

査結果に基づき、表4・1に示すように6粒径階に分割した。

表4・1 河床材料の粒径分割

粒径階 (mm)	代表粒径 (mm)
75	
9.5	① 26.693
2.0	② 4.359
0.25	③ 0.707
0.052	④ 0.114
0.010	⑤ 0.023
0.001	⑥ 0.003

4. 2. 4 微細土砂の給砂量の設定について

微細土砂の給砂を設定するにあたり、紀の川における洪水時のSS成分観測データが極めて有用となる。しかし、対象区間および上流域での観測が実施されていないことから、別途何らかの方法で給砂量を求める必要がある。

ここでは、まず微細土砂の給砂方法を整理した後、本研究で適用した方法とその結果を述べる。

(1) 微細土砂量の推定方法の整理

微細土砂量の推定には、大きく分けて以下の3つの方法が考えられる。

- ①流砂観測による経験式を用いる方法。
- ②土砂生産源の侵食量から推定する方法。
- ③微細土砂が堆積している区間における水理条件を用いて推定する方法。

従来の流砂観測によると微細土砂量は、式(4・1)に示されているように流量から求まる。

$$Q_s = \alpha Q^n \quad (4 \cdot 1)$$

ここに、 Q_s は断面を通過する微細土砂量 (m^3/s)、 Q は流量 (m^3/s) である。日本の河川では一般的に $\alpha = 4.0 \times 10^{-8} \sim 6.0 \times 10^{-6}$ 、 $n \doteq 2.0$ とされている。

上記①の方法は、洪水時の種々の流量段階に対して、採水により式(4・1)の α と n を求めるものであり、一般によく用いられる。しかし、検討の対象とする河川で必ずしもそれらの調査が行われているわけではなく、また α や n はその時の土砂生産源の状況や降雨分布、強度、洪水形態によっても変わってくるといった問題がある。

(c) 流量と微細土砂量の関係

種々の流量について、(b) をくり返し、流量-微細土砂量の関係から、式(4・1)における α と n の平均的な値を求める。

3) 計算結果

2) で述べた手順により計算を行った結果、表4・1に示した④の粒径については図4・5に示す通り、 $\alpha=6.0e-7$, $n=2$ が得られた。しかし、⑤と⑥の粒径

はその沈降速度が極めて小さいため、平均通過土砂量が極めて多くなり、 α の上限値を大きく超えることから、上記の推定方法を適用するのは妥当でないと判断された。これは、⑤や⑥などの極めて微細な粒径に関しては、フロキュレーションや粘着性の影響を考慮した浮上量式や沈降量式について検討していくことが必要であることを意味している。さらに、ここで適用した推定方法は下流区間において河床高や粒度構成に大きな変化が無いとの仮定に基づいているが、実際は平衡状態が成立しない可能性もある。この

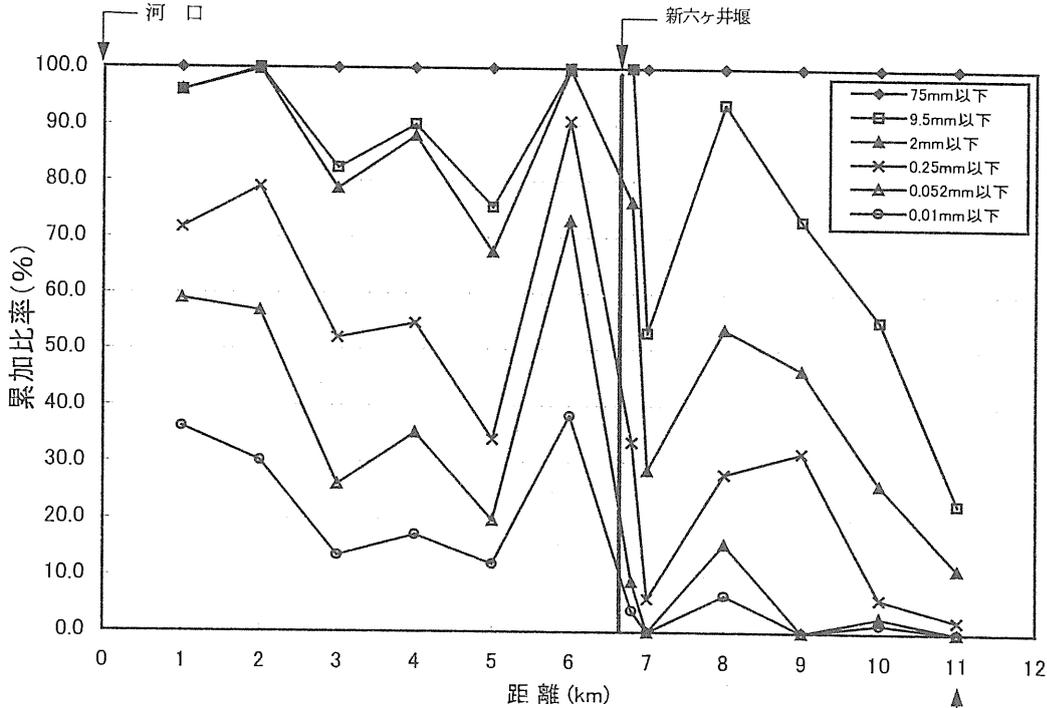


図4・4 観測粒度の縦断面

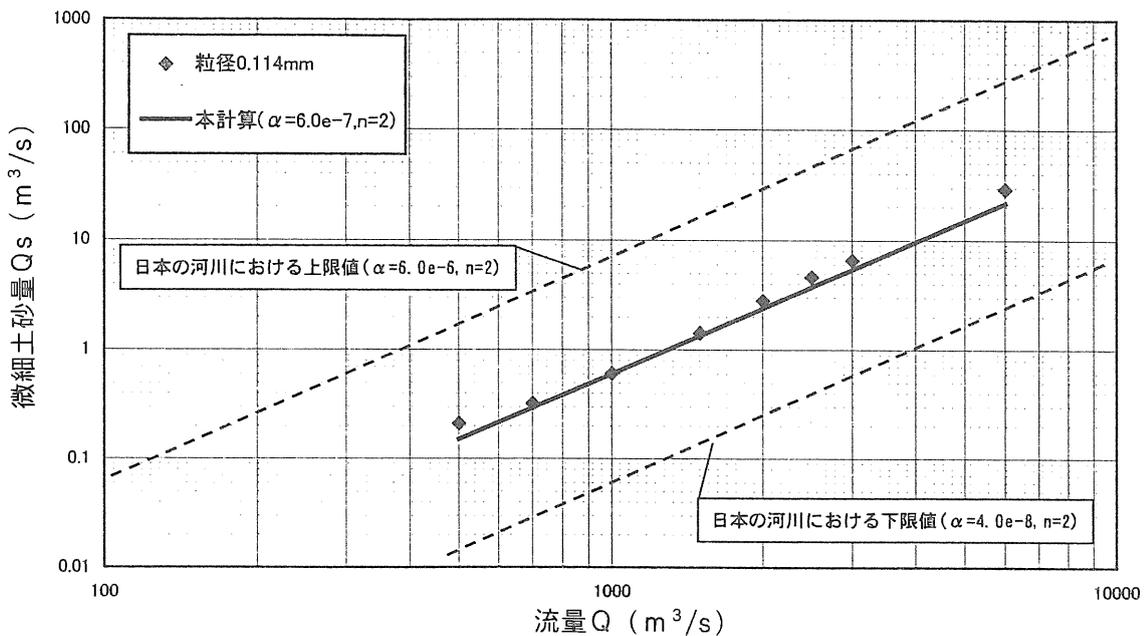


図4・5 流量と微細土砂量の関係

ように、極めて微細な土砂に関しては、その挙動に不明な点も多く、詳細な実験的検討によって明らかにしていく必要があると考えられる。しかし、ここでは取りあえず次の(3)で述べる通り、実際の河道状況を説明できるように、得られた④の粒径の流量～流砂量の関係を修正することとした。

(3) 本計算で適用した給砂量式

過去の河床材料調査によると、平均年最大規模程度の流量では対象区域の河床はほとんど変化しないことが知られている。そこで、この事実を説明できるように流量～流砂量の関係を与えることとした。その結果、④～⑥の粒径トータルに対して図4・5に示した関係を用いる。すなわち④の粒径の給砂量式から得られる1/3の量を④～⑥の粒径にそれぞれ与えることとした。

以上の方法は、先述の推定方法によって流入する微細土砂量のある程度のオーダーを把握し、既往の測量成果や流況に基づき、トライアルの計算によって微細土砂の給砂量を求めたものである。この妥当性に関しては、今後の対象河川における微細土砂の観測結果に基づいて評価していく必要があると考えられる。

4. 2. 5 その他の計算条件

主な計算条件を次表に示す。

表4・2 計算条件

項 目		条 件
使用流量		定常流量とする。
境界水位	上流端	等流計算で与える。
	新六ヶ井堰	堰の水位を実績に基づく H-Q 式を参考に与える。(新六ヶ井堰設置の場合のみ)
	下流端	潮位 T.P. 0.023m (平均潮位)
給砂条件	掃流砂	芦田・道上式に基づく
	微細土砂	[粒径0.114mm より大きい場合] 浮遊砂に関する動的平衡条件で与える [粒径0.114mm 以下の場合] $Q_s = 2.0 \times 10^{-7} \cdot Q^2$
粗度係数	新六ヶ井堰～河口	低水路=0.020, 高水敷=0.035
	新六ヶ井堰～計算上流端	低水路=0.037, 高水敷=0.035
初期河床高		平坦河床とする
初期粒度分布		観測結果を使用

4. 3 計算結果および周辺河道特性の考察

以上の条件により、本計算モデルを実河川に適用した結果について述べる。

はじめに、計算に使用した流量であるが、一般に周辺河道特性を支配する流量は低水路満杯に近い流量とされている。新六ヶ井堰から上流および下流の低水路満杯流量は、それぞれ $2,500m^3/s$ (平均年最大流量規模) および $7,000m^3/s$ であることから、この2つの定常流量を用いて計算を行うこととした。その結果、 $2,500m^3/s$ では河口域において潮位の影響などから河床変動量が小さくなり、現況河床のような堆積・侵食パターンを表現できない結果となった。一方、 $7,000m^3/s$ では河口域の侵食・堆積傾向がある程度認められたことから、以下はその結果について述べることとする。なお、 $7,000m^3/s$ は既往最大規模であり、上流河道に対しては大きい流量となるが、ここではとくに河口域の河床変動傾向に着目して、その形成過程がモデルによって表現できるかについて評価を行うことを目的としていることから、当該流量を用いることとした。

図4・6に平成10年度実測に基づく現況河床を、図4・7に現況河床と初期平坦河床の河床高の差を示す。また、図4・8は計算結果の河床高を示す。なお、新六ヶ井堰設置前の結果は、河道の侵食・堆積傾向に大きな変化が見られなくなった48時間流下後を、堰設置後に関しても同様に、計算開始から延べ96時間流下後(堰設置後から48時間流下後)を示す。さらに、図4・9に同時間の河床変動量を示す。これにより、堰の設置後の計算結果について、河道外岸部の侵食や内岸の土砂堆積が認められ、現況河道が示している傾向と同様の個所も見られる。新六ヶ井堰建設前の河床については、小豆島周辺(8~9.5km)から下流の南海橋付近(4.2km)にまで土砂の堆積が見られる。さらに新六ヶ井堰建設後では、とくに小豆島や堰の周辺に土砂堆積が生じており、堰より下流では河床が低下している区間が認められる。

また、図4・10は初期河床、現況河道、計算結果(堰設置前、堰設置後)の平均河床縦断図である。計算結果によると、新六ヶ井堰設置前の河床が堰設置後には上流側で上昇、下流側では低下しており、実際の河道変遷と同様の傾向を示している。なお、河口で計算結果が土砂堆積を示しているが、これは下流潮位を一定で与えていることに起因していると考えられる。実際は、潮汐や波浪の影響でこれらの土砂は海域に流出することが予測される。

以上のように、計算結果は河道の侵食・堆積傾向をある程度、現況河道を表現できている個所もあり、また堰設置後の河床低下の状況も表現できたと考えられることから、

一方、②の方法には芦田・江頭・金屋敷⁹⁾によって提案された斜面のガリ侵食と溪岸堆積物の側岸侵食から求める方法がある。降雨資料を用いて裸地斜面の表面流量を求め、斜面上のガリの分布から、ガリを流下する流量と摩擦速度を算定し、これと侵食量の関係に基づき微細土砂量を求める。溪岸堆積物の侵食によって生産される微細土砂については、溪岸堆積物の存在状況と側岸侵食量式を適用している。ただし、この方法を適用するには広範囲に及ぶ現地調査が必要であり、流域面積の大きい河川では大量の作業が予想され、実際上困難な場合が多い。

③の方法は、本研究で適用した方法であり、以下にその基本的な考え方、手順および結果を示す。

(2) 対象河道の水理条件を用いた推定方法の適用

1) 基本的な考え方

図4・3に微細土砂の流下過程を模式図で示す。まず、ある流量時 (Q) において、上流断面を流下する微細土砂成分 Q_s は、河道区間では砂粒子の重力による沈降作用に比べ流れによる浮上作用が比較的卓越するため、河床に堆積することなくそのまま流下する。しかし、遷移断面より下流区間では、微細土砂に働く沈降と浮上の両作用が同じレベルにあるため微細土砂粒子は沈降と浮上、両方の挙動を示し河床変動に寄与する。

下流区間において河床高や粒度構成に大きな変化が無いと仮定すると、下流区間を通過する微細土砂の流出土砂量は、上流断面を流下する Q_s にほぼ等しくなる。したがって、このような条件下での Q_s と流量の関係が求まれば、微細土砂の給砂量が定式化される。

なお、対象とする粒径は、給砂地点付近において河床に

有意に存在しない (10%以下) 粒径とし、遷移断面はこれらの粒径が河床に急激に存在し始める地点、ここでは30%程度を示す地点とする。

上述の考え方に従って、本計算における微細土砂給砂量の設定を行うものとする。

2) 計算手順

以下、(a) ~ (c) の順に計算手順を述べる。

(a) 対象粒径と遷移断面の決定

図4・4は紀の川河口域における左岸・中央・右岸の粒度調査結果を平均して縦断面図で示したものである。これによると給砂地点では、0.25mm以下の粒径が10%以下となり、0.25~0.052mmの粒径は9km地点、0.052mm以下の粒径は新六ヶ井堰直下地点でその存在率が大きくなっている。このことから、式(4・1)で給砂条件を設定する必要がある粒径階は表4・1で示した④~⑥の粒径とし、遷移断面は④の粒径に対しては9km地点、⑤、⑥の粒径に対しては6km地点とする。

(b) 下流区間を流下する微細土砂量

ある流量条件で、平面二次元浅水流モデルにより、下流区間における有効摩擦速度の分布を求め、式(3・5)と実測の河床粒度分布に基づいて、各地点(各メッシュ)における粒径別の平衡基準面濃度 $\overline{C_{ek}}$ を求める。浮上量と沈降量が釣り合っているとの仮定から、 $\overline{C_{ek}}$ を式(3・3)の右辺と等しいと置くことにより各地点の粒径別平均濃度 $\overline{C_k}$ を求め、流速の横断分布から各断面を通過する微細土砂量を算定する。これらを下流区間で平均することにより、区間を通過する平均的な粒径別微細土砂量が求まる。

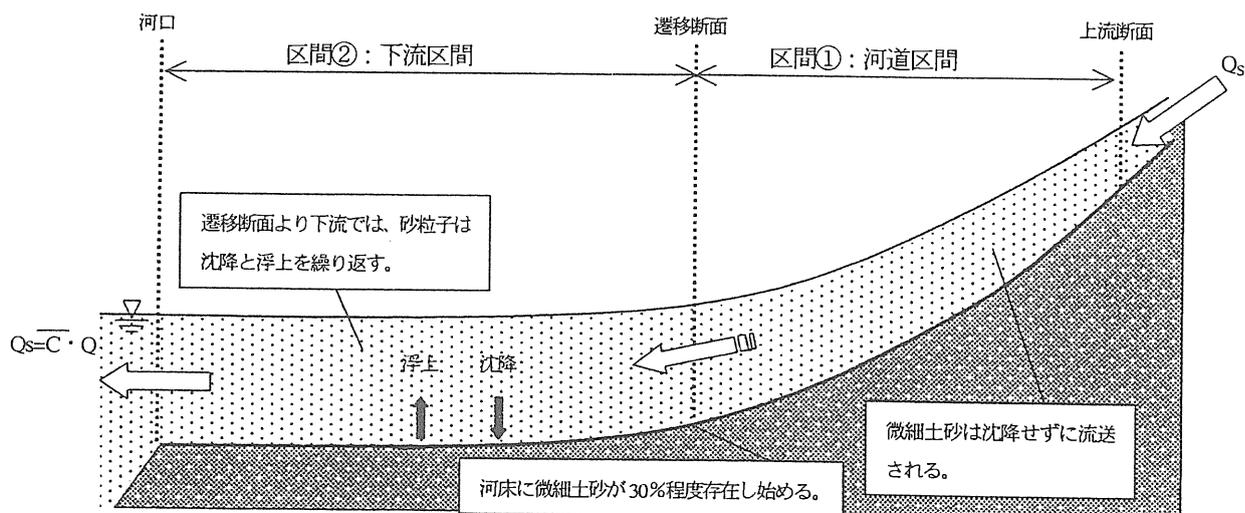


図4・3 微細土砂の流下過程に関する模式図

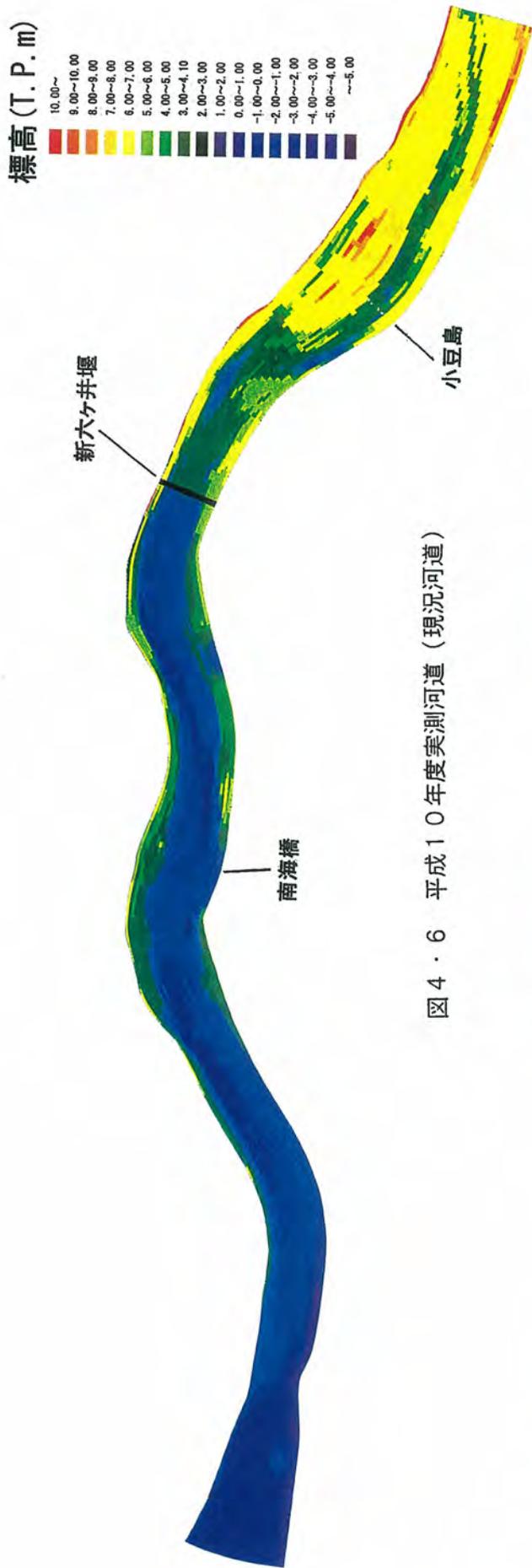


図4・6 平成10年度実測河道（現況河道）

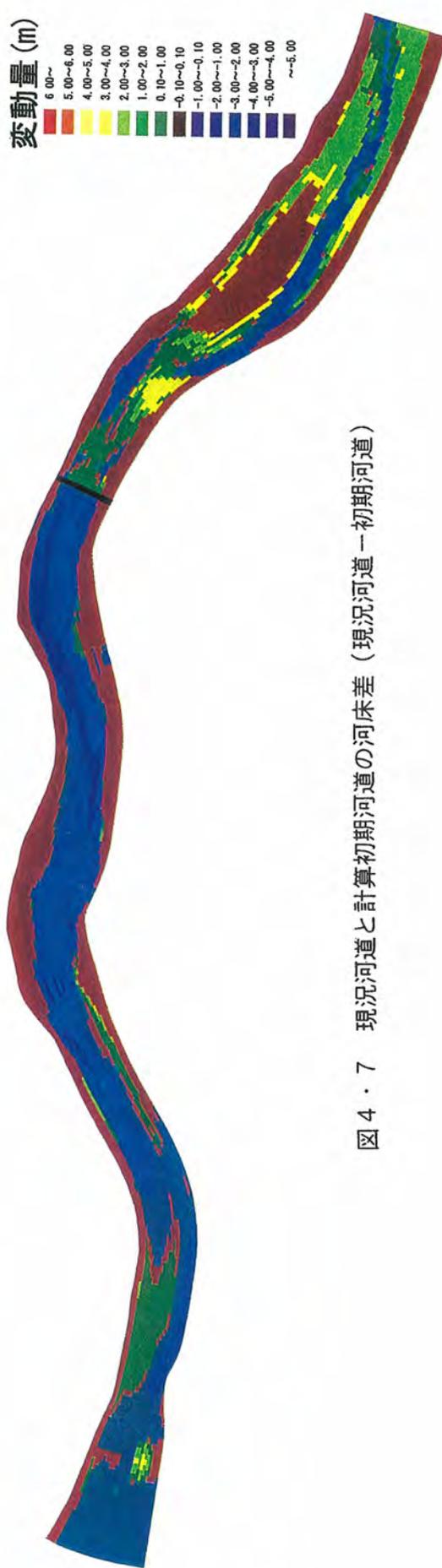
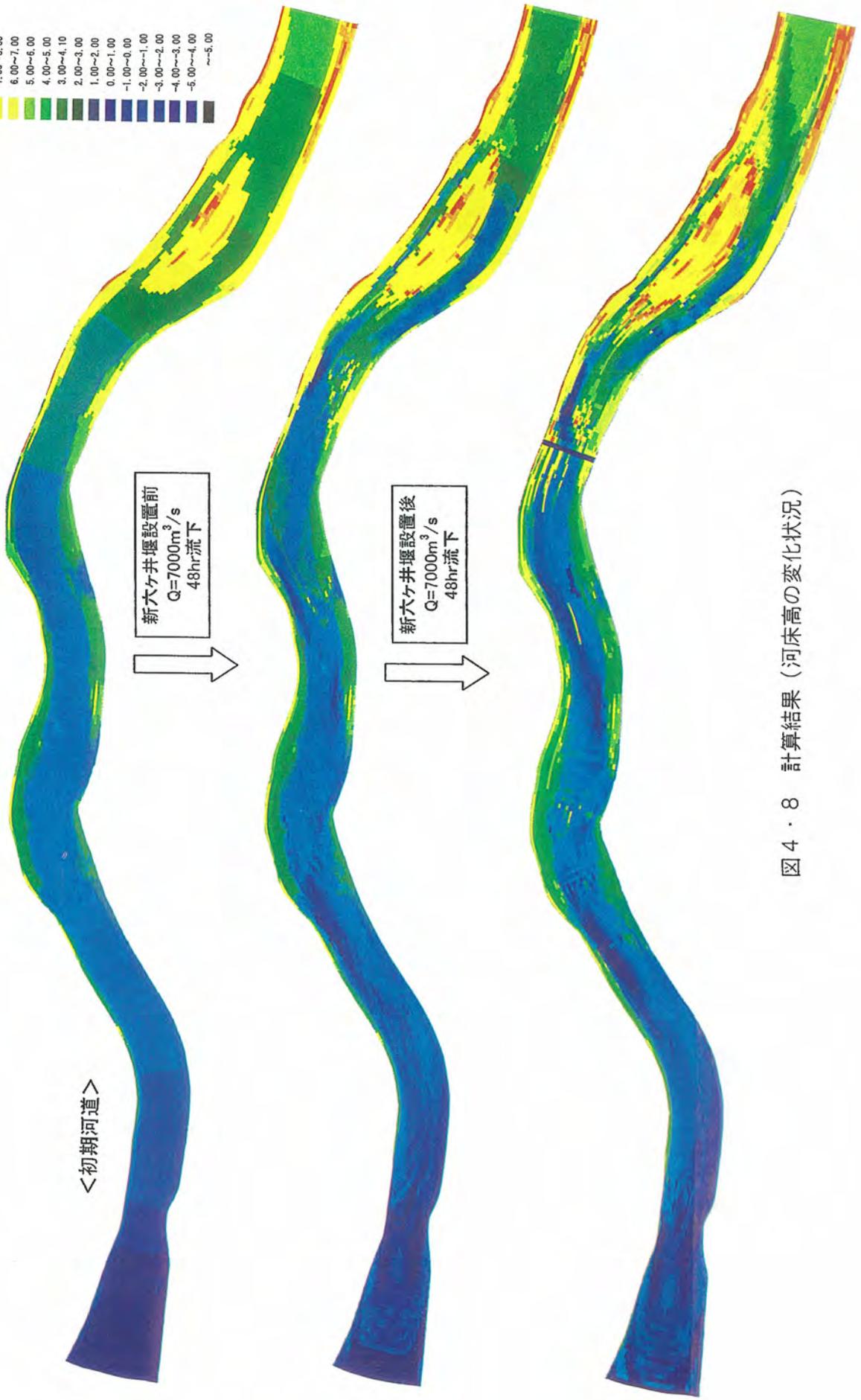
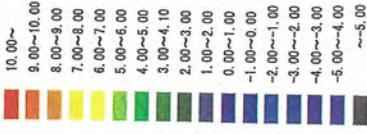


図4・7 現況河道と計算初期河道の河床差（現況河道一初期河道）

標高 (T. P. m)



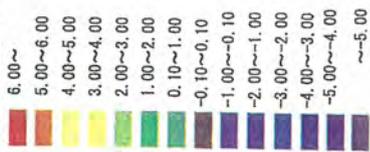
<初期河道>

新六ヶ井堰設置前
 $Q=7000\text{m}^3/\text{s}$
48hr流下

新六ヶ井堰設置後
 $Q=7000\text{m}^3/\text{s}$
48hr流下

図 4・8 計算結果 (河床高の変化状況)

変動量 (m)



新六ヶ井堰設置前、 $Q=7000\text{m}^3/\text{s}$ 、48hr流下



新六ヶ井堰

新六ヶ井堰設置後、 $Q=7000\text{m}^3/\text{s}$ 、48hr流下

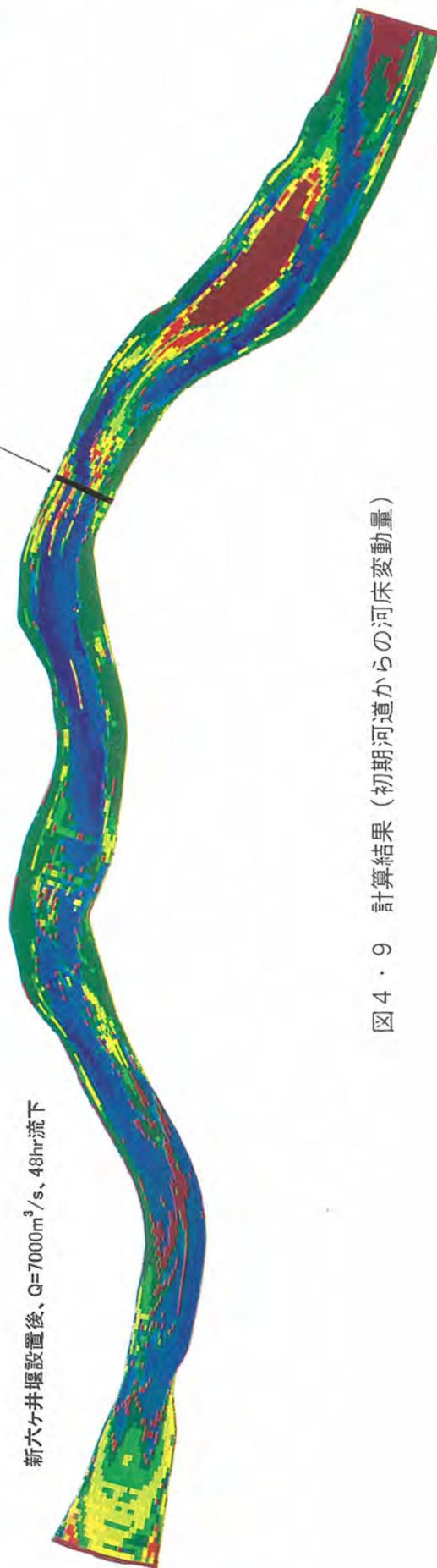


図4・9 計算結果（初期河道からの河床変動量）

設定する条件によっては、本モデルの実河川への適用は可能であると考えられる。

なお、今回の実河川への適用を通じて得られた知見に基づき、紀の川河口域の河道特性や現河床の形成過程に関して考察を加えたので、下記に述べておくとする。

- ・ 現河床高の形成過程を推察すると、新六ヶ井堰建設前において比較的高い河床が形成されており、平均的な感潮域が現在より下流側の南海橋付近にあった（空中写真¹⁰より確認）。このため現在の南海橋付近から上流域では、通常の河川にみられる堆積・侵食のパターンが生じていた。
- ・ その後、新六ヶ井堰の建設（昭和32年）や砂利採取によって土砂環境が変化し、河口～新六ヶ井堰は河床低下を示しながら現河床が形成された。しかし、上述の堆積・侵食パターンは、極めて長い時間スケールにおいて、種々の流量ステージによって形成されたものであり、新六ヶ井堰建設後においてもそのパターン自体は大きく変化するものではないと考えられる。
- ・ 現在の新六ヶ井堰より下流では、潮位の影響を受けるため特異的な大洪水が発生しない限り、それほど掃流力は増大せず、上流からの土砂量も少ないため、土砂の移動は少なくなり安定した河道が維持されていると考えられ

る。

- ・ 今回使用した $7,000\text{m}^3/\text{s}$ といった流量は、既往最大規模とされているが、近年数十年の統計データに基づくものであり、現在の河道特性の傾向を支配する流量はさらに大きかった可能性もある。

5. 今後の河口砂洲や干潟の変動予測への適用

微細土砂を考慮した平面二次元河床変動シミュレーションモデルの開発を行い、実河川に適用した。

対象とした紀の川河口域は、現在、紀の川大堰が建設中であり、周辺環境に及ぼす影響が議論されている。とくに、干潟においては貴重種のシオマネキ等保全対象とすべき生物種が確認されており、干潟の形状や底質への影響の予測が重要な課題となっているが、それらの定量評価を行う上でも、本研究で開発されたモデルは極めて有用であると考えられる。

今後、本モデルを用いて、微細土砂の挙動を定量的に評価することが求められる実河川でのプロジェクトへの適用を図ると同時に、フロキュレーションや粘着性など微細土砂の動態に関する知見を集積し、モデルの精度、信頼性を高めて行くことが重要であると考えられる。

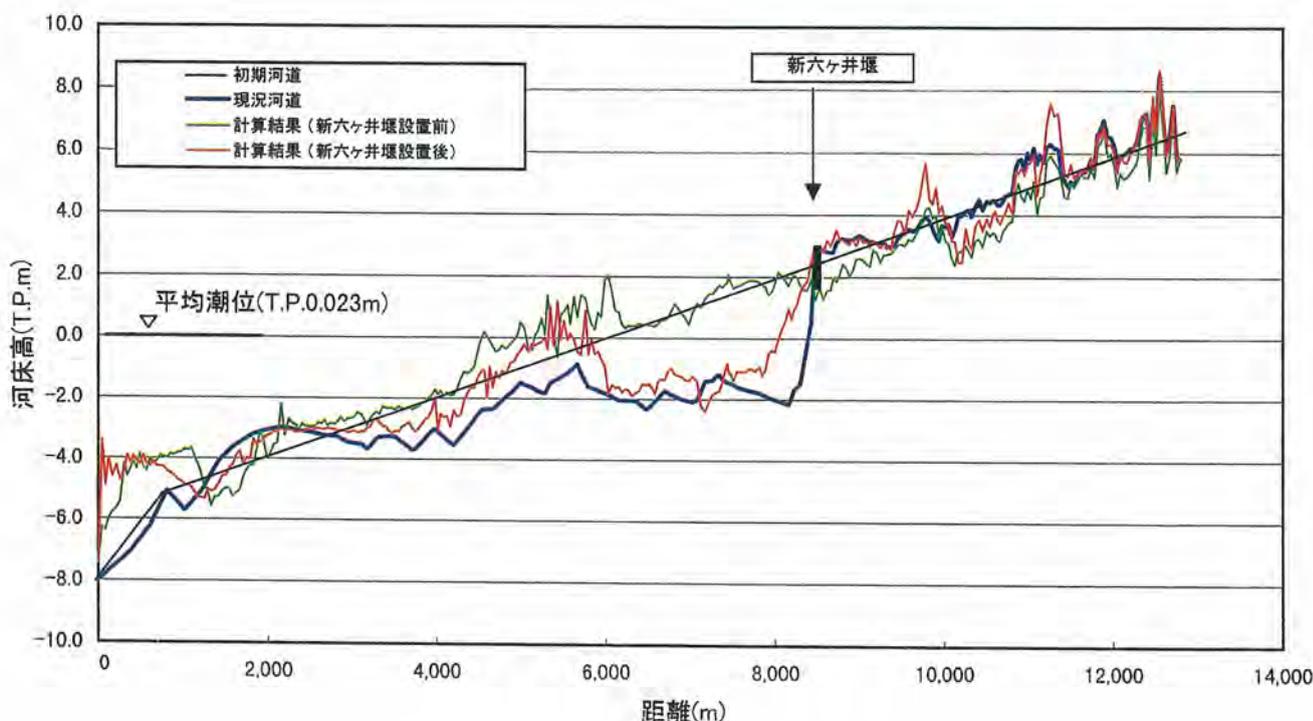


図4・10 平均河床の縦断面図

参考文献

- 1) 芦田和男・大槻英樹・劉 炳義・大本雄二・藤田 暁：
複断面湾曲部の流速分布と河床変動数値シミュレーション，河川環境総合研究所報告，第2号，1996，
pp.107-127
- 2) 芦田和男・江頭進治・劉炳義：二層モデルによる複断面河道の流れおよび河床変動の数値解析：京都大学防災研究所年報，第35号B-2，1992，pp.41~62
- 3) Patankar, S.V. : Numerical Heat Transfer and Fluid Flow, Hemisphere Publishing Corporation, 1980
- 4) 芦田和男・道上正規：混合砂礫の流砂量と河床変動に関する研究，京都大学防災研究所報告年報，14号B，1971，
pp.259-273
- 5) 劉 炳義：複断面河道における流砂と河床変動に関する研究，京都大学学位論文，1991 (in English)
- 6) Engelund, F. : Flow and bed topography in channel bends, J.Hydr.Div., ASCE, vol.100, No. HY11, Proc. Paper 10963, Nov., 1974
- 7) 清水康行 (1988) : 蛇行河川における三次元流れと掃流砂，浮遊砂を考慮した河床変動の計算，北海道開発局開発土木研究所報告，第88号，pp.52
- 8) 芦田和男・道上正規：浮遊砂に関する研究(1) - 河床付近の濃度 - ，京都大学防災研究所年報，第13号B，1970，pp.63-79
- 9) Ashida, K., Egashira, S. and Kaneyashiki, T. : A hydraulic model for the prediction of washload in mountainous drainage basins, Bull. Disaster Prev. Inst. Kyoto Univ., 31, 283, 171-209, 1981
- 10) 国土地理院，：紀の川流域航空写真標定図 (5万分の1)，1953, 1963, 1973, 1983, 1993

5. 淀川における良好なワンド形成に関する 実験的検討

豊島 靖*・中西 史尚**・河合 典彦***・綾 史郎****・森田 和博*****

要旨

淀川では、近年、淀川大堰の湛水区間に位置する城北ワンド群の魚類相などに変化がみられるようになってきた。淀川大堰の運用および河床掘削による河積の増大は、治水・利水の安全度を高めるとともに湛水区間における水位の安定化と上昇をもたらし、結果として城北ワンド群の魚類相などが変化している一因となっているものと考えられ、変わってきた城北ワンド群の環境改善対策が望まれている。本論文では、環境改善対策に資することを目的として、城北ワンド群本来の環境を復元する手法を検討するために造成した城北地区実験用ワンド（以下、実験ワンド）について、概要を示すとともに、造成後半年間のモニタリング調査結果を述べ、さらに調査結果から考察されたワンド形成に関する留意点について述べた。

1. はじめに

淀川大堰の上流約2～3kmに位置する城北ワンド群(大阪市旭区)は、淀川流域に現存するワンド群のうち最大規模のもので、本流にはみられない多様な環境に適応した多くの種類の水生生物の生育・生息の場となっており¹⁾、淀川にすむ水生生物にとって「ゆりかご」のような存在である。また、城北ワンド群は、国の天然記念物および国内希少野生動植物種(環境庁)に指定されているイタセンバラ(コイ科魚類)の国内唯一ともいえる主生息域として、よく知られている。しかし、近年、その城北ワンド群の環境が変化してきており、そこにみられる魚類をはじめとする生物相が大きく変化してきている。

城北ワンド群の水位は、1983年に運用が開始された淀川大堰の水位操作により、安定化するとともに上昇した。また、河床掘削による河積の増大も水位を安定化させる

要因となった。これらによって治水・利水の安全度が向上したが、城北ワンド群の環境が変化するという結果ももたらした^{2) 3)}。特に魚類相についてみると、大堰運用開始以前には多くみられたタナゴ類が減少し、替わってブルーギルやオオクチバスなどの外来魚の増加傾向が顕著にみられる。また数種の魚類が、現在の城北ワンド群ではみられなくなっている⁴⁾。

このような状況から、現存するワンドの環境改善対策の一つとして、また改善対策に資する知見を得るため、実験ワンドが造成され、モニタリング調査が行われた。



写真1・1 城北ワンド群

*豊島 靖 (財)河川環境管理財団 大阪研究所 研究員
**中西 史尚 (財)河川環境管理財団 大阪研究所 研究員
***河合 典彦 大阪市立八阪中学校 教諭
****綾 史郎 大阪工業大学工学部 教授
*****森田 和博 建設省近畿地方建設局 淀川工事事務所 河川環境課長

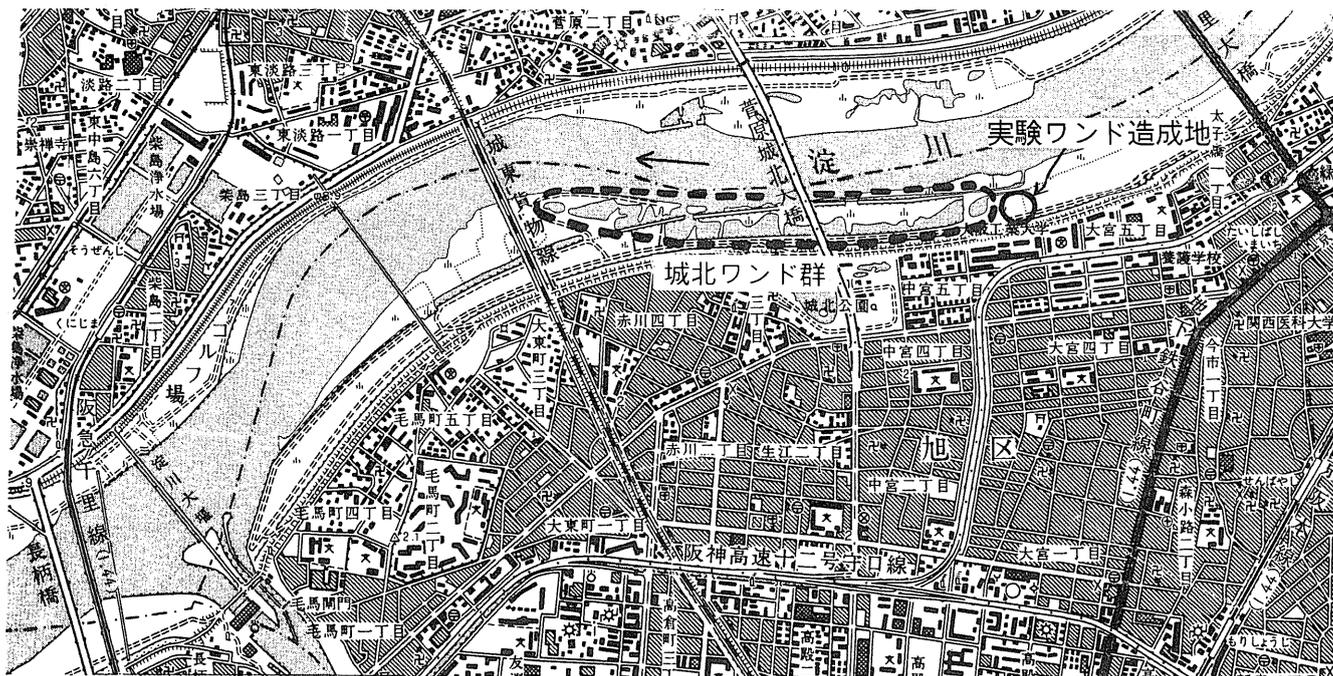


図1・1 城北ワンド群位置図

2. 淀川（城北ワンド群）の現状と課題

2.1 水位の安定化と水位上昇

1983年に運用が開始された淀川大堰の水位操作および、淀川本流の河床掘削にともない、城北ワンド群における水位が安定化するとともに上昇した。城北ワンド群の代表断面（12.6km地点、1995年測量）に、1972～1995年の日平均水位を重ねた図2・1（大堰運用開始の1983年でわけている）によると、大堰運用以前の城北ワンド群における、平常時の日平均水位は0.P.+2.5m程度で推移し（旧長柄可動堰の水位操作による）、出水時に日平均水位が0.P.+4.5mを超えることも、1年のうちにしばしば起こっていた。しかし、大堰運用後は低水路掘削による治水効果の向上もあり、日平均水位は0.P.+2.8～3.3mで変動する安定したものとなり、大堰運用以前と同規模の出水が起きても水位は以前ほど上昇しなくなった。

また、平常時における日平均水位も0.P.+2.5m程度から0.P.+3.0m程度へと、約50cm上昇した。この約50cmの水位上昇に伴い、城北ワンド群における水深50cm以下の水際の面積が5000m²（概ねワンド1つ分）減少した。これは、多くのワンドの断面形状が0.P.+2.0～2.5mの法面は緩勾配であり、0.P.+2.5～3.0mの法面は急勾配であることによる。なお、0.P.は大阪湾基準面を表わす。

2.2 城北ワンド群における水生生物の変遷

1998年に行った二枚貝類の生息調査結果⁵⁾では、水際の浅い領域での二枚貝類の生息数が少なかった。これは、水位の上昇により、水際の浅い領域の面積が減少したこと、水際が急勾配となり二枚貝類が生息しづらいこと、イシガイが好む砂質泥が水際に少ないこと、などによると考えられる。

現在（1999年）の魚類調査結果を過去（1980年代前半）のもの进行比较すると、城北ワンド群における魚類相は閉鎖型ワンドを除いた大部分のワンドで変化していることがわかる⁴⁾。1980年代前半まで優占していた、タイリクバラタナゴやイタセンパラといったタナゴ類が減少し、魚食性の外来種であるブルーギル・オオクチバスなどが増加している（表2・1）。また、過去の調査では比較的多く確認されていた底生魚のスジシマドジョウ・ツチフキ・ドンコなどが確認されなくなった⁴⁾。

タナゴ類減少の要因としては、魚食性の外来魚の増加による捕食圧の増大や、タナゴ類の産卵場となる、浅くて二枚貝類が生息する水際の減少などがあげられる。また、スジシマドジョウやツチフキが確認されなくなったことも、産卵場所にしてきた浅い水際の減少が要因の一つと考えられる。ドンコは、水位変動にともなう流水によってよく洗われた石の隙間に産卵していたと思われるが、現在のワンドの石の隙間には泥が堆積しており、産

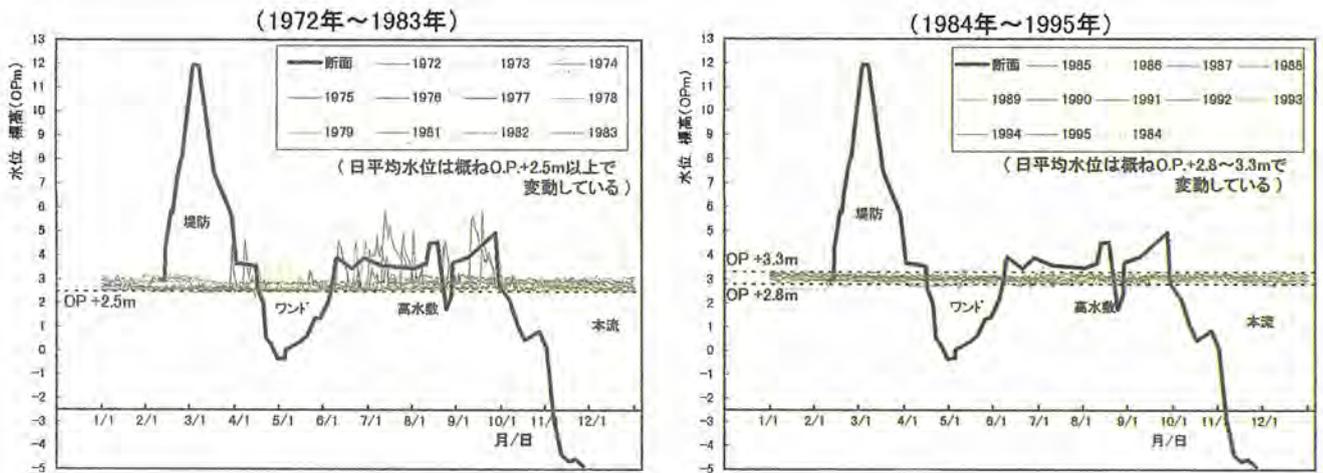


図2・1 淀川大堰運用開始前後における城北ワンド群の日平均水位の変化
注) 図中の折れ線は各年の日平均水位を示している

卵を阻んでいるのではないかと考えられる。

2.3 城北ワンド群における問題点と課題

平常時の水位が上昇し、水際の浅い領域の面積が減少したことにより、城北ワンド群における魚類・二枚貝類などの水生生物の生息状況に変化がでていと考えられ、さらに魚類については魚食性外来魚の侵入により、いっそう変化が大きくなったと考えられる。また、冠水頻度の減少によりワンド群周辺の高水敷には、樹木が生育するなど、現在の城北ワンド群は、水中・陸上ともに従来の河川(ワンド)環境とは違ったものとなっていると考えられる。

このように変化してきている城北ワンド群の環境の復元に資するため、以下に示す実験ワンド形成の取り組みを行った。

3. ワンド形成に関する実験的取り組み

3.1 実験ワンドの形状

実験ワンドは、魚類の産卵や仔稚魚の生息場所といっ

た、かつての城北ワンド群が有していた機能をもつことを期待し、淀川水系中流域のタマリを参考に形成を図った。参考としたタマリは、出水により高水敷に自然にできたものであり、冠水時には魚類の避難場所となり、減水し陸封されてからも本流とは伏流水でつながり枯渇しにくく、魚類の産卵や仔稚魚の良好な生息場所として機能している⁸⁾。

実験ワンドの形状は面積約3000m²、水深は1m以下の浅い水域とし、城北ワンド群の最上流部に造成した(図3・1)。実験ワンドの造成個所の水位は安定しており、出水時の冠水による生物の進入が少ないと考えられるため、本流および隣接するワンドに開口部を設け、魚類などの進入を期待した。本流と開口部との間は長さ約200m、幅約5mの水路で結び、現状の水位変動でも、水位が下がるとワンドが孤立するように敷高(水路底高)を設定し、水路においては干し上がることによる底質改善を期待した。法面は自然な植生が繁茂できるように、またモニタリング調査結果によりワンド形状を容易に変更できるように素掘りとし、法勾配は多くの魚種の産卵や仔稚魚の生息にとって重要と考えられる浅瀬になるよう1:20程度の緩勾配とした。

表2・1 城北ワンド群の代表ワンドにおける主な魚類の確認個体数(地曳網1網あたりの平均)

	調査年月		
	1984.7~8 ⁶⁾	1993.9~94.10 ⁷⁾	1999.8 ⁴⁾
魚種			
タイリクバラタナゴ	44.9	5.0	0.3
イタセンバラ	22.9	0.7	0.7
オオクチバス	0.1	1.3	3.3
ブルーギル	0.0	0.8	15.3
調査方法	地曳網(目合6mm, 長さ30m)	地曳網(目合5mm, 長さ30m)	地曳網(目合6mm, 長さ30m)



写真3・1 実験ワンド

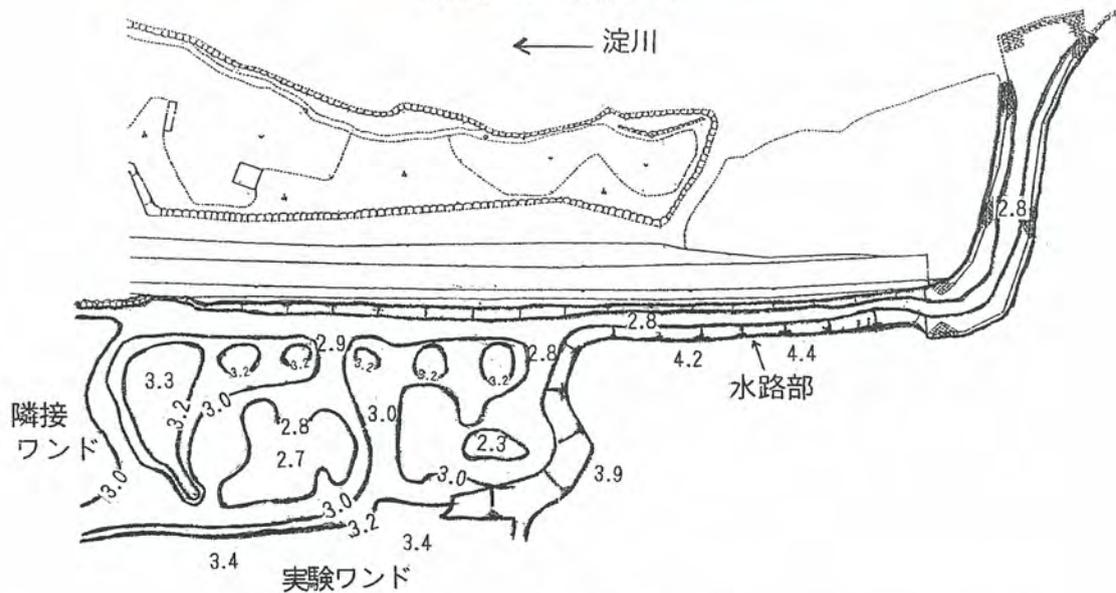


図3・1 実験ワンド平面図

注) 図中の数字は標高(0.P.+m)を示している

表3・1 実験ワンドの形状

項目	形状	備考
現状の水位変動 (日平均水位)	0.P.+2.8~3.3mで変動, 平常時の水位は0.P.+3.0m程度	
面積	約3000m ²	
水深	0.P.+3.3m時に0.6~1.0m程度	
開口部	本流および隣接ワンドに開口した。 本流と開口部との間は約200m,幅約5m の水路とした。	魚類などの進入を促進するため。
開口部の敷高	0.P.+2.8m	水位が下がるとワンドが孤立するようにした。 また水路部(本流との開口部)においては干し 上がることによる底質改善を期待した。
法面構造	素掘り	モニタリング調査結果により形状を容易に変更 できるように素掘りとした。
法面勾配	緩勾配(1:20程度)	魚類の産卵や仔稚魚の生息にとって重要と考え られる浅瀬になるようにした。

3. 2 モニタリング調査

1999年7月末に通水した実験ワンドにおける水生生物の生息状況を把握するとともに、魚類の産卵や仔稚魚の生息場所となる水生植物の繁茂、また実験ワンドを浅い水域としたことから想定されるヨシやマコモなどの抽水植物の進入状況、水質、底質、プランクトンについて、モニタリング調査を行った。またタナゴ類の産卵床となる二枚貝類は、自然な進入までに時間を要すると考えられることから、本流から移植を行い生息状況を調査した。

3. 2. 1 魚類調査結果

3回の調査で確認された魚類は、夏季調査(1999年9月)では3目5科15種、秋季調査(1999年11月)では3目5科12種、冬季調査(2000年2月)では3目3科9種であり、夏季に多く確認されたコウライモロコ・ブルーギルが冬季調査では大きく減少し、夏季調査で確認されなかったタイリクバラタナゴが秋季・冬季調査で確認された。また、オイカワ・ハスが冬季調査において増加した(表3・2)。

魚類相の変化要因としては、季節による水温変動にともなう移動や、水位低下時の鳥からの捕食を警戒するた

めの移動、などの理由が考えられる。なお、各調査時の水深は、夏季調査時0.9m~0.5m、秋季0.7~0.3m、冬季0.5~0.1m程度であり、冬季調査時は実験ワンドが本流などから隔離された状態であった。

実験ワンドと城北ワンド群における魚類の体長比較を行うと、タイリクバラタナゴ・ブルーギルはどちらの水域でも同程度の体長であるが、ハス・コウライモロコ・オイカワについては実験ワンドのほうが小さい個体が多かった(表3・3)。

これらのことから、魚類が実験ワンドを以下のように利用していることが推察された。

- ・ハス・コウライモロコ・オイカワなどは、主に未成魚の生息場所として実験ワンドを利用し、成長するとその他の水域へ移動していると考えられる。

- ・タイリクバラタナゴは冬季の浅い状態の実験ワンドにおいても、成魚が確認されており、未成魚期だけでなく、成魚となっても実験ワンドにおいて生息できると考えられ、また冬季の浅い状態は魚食性魚類のブルーギルなどがおらず、タイリクバラタナゴにとって良好な生息環境であったと考えられる。

なお、実験ワンドは多くの魚種が産卵を行う春季を迎えておらず、今後魚類の産卵が期待される。

表3・2 実験ワンドにおける主な魚類の確認個体数(地曳網1網あたりの平均)

魚種	調査年月		
	1999.9	1999.11	2000.2
コウライモロコ	27.4	0.0	0.3
ブルーギル	8.0	0.0	0.0
タイリクバラタナゴ	0.0	0.2	7.0
モツゴ	7.0	8.4	35.7
オイカワ	11.4	1.0	127.0
ハス	50.0	32.4	97.7

調査には目合6mm、長さ30mの地曳網を用いた

表3・3 実験ワンドと城北ワンド群における主な魚類の体長比較

魚種	平均(mm)	標準偏差(mm)	最大(mm)	最小(mm)	調査年月	
実験ワンド	タイリクバラタナゴ	32.4	8.4	47.0	18.0	2000.2
	ブルーギル	74.6	10.1	86.0	53.0	
	ハス	44.0	13.8	85.0	30.0	1999.9
	コウライモロコ	36.5	7.4	51.0	27.0	
	オイカワ	31.4	6.2	39.0	19.0	
城北ワンド群 ⁴⁾	タイリクバラタナゴ	28.2	10.8	51.0	6.7	1999.8
	ブルーギル	56.6	22.3	139.0	12.4	
	ハス	66.6	24.5	158.0	12.5	
	コウライモロコ	47.9	7.6	75.1	12.0	
	オイカワ	40.2	21.1	97.9	8.7	

3. 2. 2 その他の調査結果

二枚貝類調査では、実験ワンドへ移植した貝（イシガイ100個体、ドブガイ25個体）の生存率は良好であった。また、自然な進入までに時間を要すると考えられた二枚貝類であるが、周辺水域からヨシノボリなどの魚類に幼生が付着して入ってきたと考えられる幼貝も多く確認された。1m²の調査枠を57か所設置して確認した二枚貝類の幼貝は、イシガイ95個体、ドブガイ8個体、マシジミ24個体、トガリササカガイ2個体であった（表3・4）。

植生調査では、ヨシなどの進入は今のところみられず、また魚類の産卵場所となる水生植物の生育も確認できなかった。

水質調査（表3・5）では、実験ワンド内のChl-a、D0、CODなどが本流に比べ高い値を示しており、植物・動物プランクトンも本流より実験ワンドの方が多くの個体数がみられた（表3・6）。これらより、実験ワンドは魚

貝類の餌となる植物・動物プランクトンの、豊富な生産力を有していると考えられる。城北ワンド群においても実験ワンドと同様な傾向がみられ、ワンドという水の流れの少ない水域の特性と考えられる⁹⁾。実験ワンドと城北ワンド群を比較すると、COD、Chl-aなどは実験ワンドの方が低い傾向を示しており、浅いことにより本流の影響（水位の変動による水交換）を、城北ワンド群より強く受けていることがうかがえる。また、実験ワンドが城北ワンド群に比べて浅いことにより、D0が高くなっていると考えられる。

底質調査ではワンド内および水路部においても還元状態（酸化還元電位-120~-270mV程度）であった。しかし、水質・底質調査結果については、水生植物の進入などにより大きく変化することも考えられ、現在の状態が安定的に維持されるのかどうか、今後も継続した調査を行っていく必要がある。

表3・4 実験ワンドと城北ワンド群における幼貝確認個体数の比較

種名	実験ワンド (個体/m ²)	城北ワンド群 ⁴⁾ (個体/m ²)
イシガイ	1.67	0.47
ドブガイ	0.14	0.39
マシジミ	0.42	0.00
トガリササカガイ	0.04	0.00

表3・5 水質調査結果

	調査時期	PH (-)	濁度 (度)	SS (mg/l)	D0 (mg/l)	BOD (mg/l)	COD (mg/l)	T-N (mg/l)	T-P (mg/l)	Chl-a (μg/l)
実験ワンド	1999.8	7.9	6.8	11	12.2	3.5	6.2	0.67	0.099	12.0
	1999.11	7.9	5.9	5	13.1	4.8	7.3	1.44	0.100	12.0
	2000.2	8.0	16.0	14	14.7	4.9	7.0	0.86	0.105	17.0
城北ワンド群 ⁴⁾	1999.8	7.5	7.2	11	8.5	4.0	8.3	0.66	0.086	9.4
	1999.11	7.2	16.0	24	7.6	2.2	5.8	1.13	0.105	17.0
	2000.2	9.2	18.0	24	13.3	5.5	7.7	1.10	0.123	56.0
本流 ⁴⁾	1999.8	7.7	2.3	5	7.5	0.8	3.2	0.97	0.076	3.1
	1999.11	7.3	4.1	6	8.9	0.9	3.8	1.70	0.131	6.5
	2000.2	9.0	5.4	5	13.2	2.1	4.4	2.28	0.131	3.5

表3・6 植物・動物プランクトン調査結果

	調査時期	植物プランクトン (細胞/l)	動物プランクトン (個体/m ³)
実験ワンド	1999.8	1982700	8425
	1999.11	844800	6750
	2000.2	15213000	23250
城北ワンド群 ⁴⁾	1999.8	1500600	187500
	1999.11	399500	333000
	2000.2	57000000	223425
本流 ⁴⁾	1999.8	584300	2850
	1999.11	360700	3250
	2000.2	604000	8400

4. ワンドの形成に関する考察

調査結果より、魚類は実験ワンドをその成長過程において適宜利用していることがうかがえた。また水位が低く、実験ワンドが孤立した状態はタナゴ類がとどまり、ブルーギルがみられないなどの点において、20～30年前までの城北ワンド群を彷彿させるものであると考えられる。また、現在の実験ワンドは、魚貝類の餌となる植物・動物プランクトンや溶存酸素も豊富な状態であるが、底質は還元状態であり、底質の悪化が二枚貝類へ与える影響や、水生植物進入後の水質・底質の変化について今後の状況を監視する必要があると考えられる。魚類の産卵については今後の調査結果を待つこととなるが、現在

までの調査結果から実験ワンドは水生生物の生育にとって、いくつかの良好な環境を有していることが明らかとなったことから、湛水域における仔稚魚の生育場所としてのワンドの形成に関し、有用と考えられる事項を表4・1に整理した。

これらは、多様性のある環境を創出することであると考えられ、それぞれの河川の状況にあわせた具体的な方策の検討が望まれる。

また底質を良好な状態に維持するため行った、水路部（本流と開口部との間）が干し上がることによる底質の改善については、現在のところ効果の有無を判断するのは難しく、今後の調査結果を待ちたい。

表4・1 湛水域におけるワンド形成の手法

項目	目的	実験ワンドの事例
浅い水深とする	仔稚魚中心の生息場となる。魚食性外来魚の進入を、ある程度抑制できる。	実験ワンド付近の日平均水位は 0.P.+2.8～3.3m で変動している。 0.P.+3.3m 時でも、水深が0.6～1.0m 程度となるように設定した。
法面を緩勾配とする	水位が変動しても、仔稚魚の生息場所となる浅瀬がある。	法勾配は1:20程度の緩やかなものとした。
開口部がある	他の水域間との魚類の移動がある。	本流および隣接ワンドに開口した。

5. おわりに

魚類の進入や貝類の生育といった、ワンドが持つべき最低限の環境条件を満たせるかという期待と不安を抱えながら造成された実験ワンドであった。しかし、造成後半年を経ずして10数種類の魚類の進入を始め、移植した二枚貝類の良好な生存状況、さらには、実験ワンドの周辺水域から魚類に幼生が付着して進入したと考えられる二枚貝類の幼貝の生育も確認され、安堵とともに今後への期待がますます高まっている。

また、一方では実験ワンドの環境は造成直後から日々変化しており、今後、水生植物の過剰繁茂や水質や底質の富栄養化の進行も懸念される。したがって、現時点で良好と考えられる環境が、長期にわたって安定的に維持されるのかどうか監視すべきことは多い。

さらに、今回のモニタリング調査では解明できなかった、実験ワンド内の物質循環の把握によって得られる水質や底質を良好な状態に維持するための方策の検討など、今後も定期的なモニタリング調査を継続することにより、良好な環境条件を有するワンドの形成そして維持のための知見を集積する必要がある。

このように実験ワンドはこれからも監視すべきことが多いが、望ましいワンド形成の方法は、実験ワンドのようにきっかけを人間が造り、後は自然の作用によって魚類をはじめとする多様な種の生きものの生育や再生産の場となる環境条件が形成・維持されていくことであると考える。

新たなワンドづくりにより、河川が本来有する生態系を復活させようとする取り組みが、ひとつひとつの河川への愛着や親近感の醸成につながり、ひいては河川環境の改善にもつながる第1歩であることを期待したい。

謝辞

本研究を行うにあたり、清風学園講師紀平肇氏、大阪教育大学教育学部教授長田芳和博士、大阪府立北野高等学校教諭小川力也氏をはじめ多くの方々のご指導、ご助言を頂いた。ここに記して深く感謝の意を表す。

参考文献

1) 矢田 敏晃 (1999) : 淀川における魚類相及び本流とワンドの生物のかかわり合い。わんどの機能と保全・創造, PP95-103, (財) 河川環境管理財団 大阪研究所。

- 2) 松波 由佳・綾 史郎・矢田 敏晃 (1999) : 淀川ワンドの群の形成・衰退とその生態学的意義。河川技術に関する論文集 第5巻, pp.93-98, 土木学会水理委員会河川部会。
- 3) 綾 史郎 (投稿中) : 河川の流量・水位の年間および経年変化と生態環境。ボテジャコ, 魚類自然史研究会。
- 4) 建設省近畿地方建設局 淀川工事事務所 (2000) : 平成11年度 淀川生態環境調査検討業務報告書。
- 5) 建設省近畿地方建設局 淀川工事事務所 (1999) : 平成10年度 城北ワンド群基礎調査業務報告書。
- 6) 大阪府淡水魚試験場 (1987) : 大阪府淡水魚試験場業務報告 第9号。
- 7) 大阪府淡水魚試験場 (1995) : 平成5年度 大阪府淡水魚試験場業務報告。
- 8) 小川 力也・長田 芳和 (1999) : 河川氾濫原のシンボルフィッシュイタセンパラ。淡水生物の保全生態学 (森 誠一編著), pp.9-18, 信山社サイテック。
- 9) 宮本 和彦・小山 元博・綾 史郎 (2000) : 城北ワンド群の水質観測—No.28ワンドを中心に—。平成12年度関西支部年次学術講演会講演概要, II-62-1, II-62-2, 土木学会関西支部。

6. 乾燥化した高水敷における植生の復元 について

～淀川鵜殿地区におけるヨシ原保全について～

濱野 達也*・小山 弘道**・森田 和博***

はじめに

建設省が昭和46(1971)年3月、200年に1回の確率雨量に対応するために淀川水系工事实施基本計画を改訂して以後、河床掘削や低水路幅の拡幅等の河川改修により治水に対する効果が増加した反面、淀川全域において河床低下が進み、高水敷の乾燥化が進んだ。そのために昔からヨシを使った地場産業が行われてきた鵜殿地区においても、同様に乾燥化が進みカナムグラ等のツル植物が繁茂し、ヨシが衰退してきている。

ここでは鵜殿における調査(灌水実験、切下げ実験等)の結果から、ヨシの生育条件等の実態・問題点を明らかにし、今後の鵜殿地区におけるヨシ保全対策の検討を行うものである。

さらには鵜殿地区の実験による結果をもとに、乾燥化した高水敷における植生の復元に対する方法等の検討を行う。

1. 鵜殿のヨシ原保全の目的

淀川の鵜殿地区は河口から30.0～32.5km 地点(大阪府高槻市)にあり、長さ2.5km、最大幅400m、面積75haの湿地性植物のヨシを中心とする淀川最大の高水敷であり、鵜殿のヨシ原は淀川を代表する景観として古くから和歌に詠まれ、ヨシの加工品は特産品として利用されてきた。また鵜殿のヨシ原はオオヨシキリの生息地であるとともに2万羽を越すツバメの囀りであり、ヨシ原特有の生態環境を持つ豊かな自然として守られてきた。

淀川環境委員会の鵜殿保全計画部会においては、鵜殿の自然景観・環境の保全を目的とし、昭和30～40年代のような75haの内7割をヨシ原に復元させることを目

標とし、検討を行っている。

2. 淀川における高水敷環境の経緯

昭和46(1971)年3月、淀川水系工事实施基本計画が改定され、淀川枚方地点での超過確率は従来の1/100から1/200となり、計画高水流量は12,000m³/sとなった。それにともない低水路の蛇行を是正するとともに、河床掘削、低水路幅の拡幅、堤防の増強、高水敷の環境整備等が行われた。

枚方地点においては昭和47年と較べて平成7年では、平均河床は1.7m程度、低水位は1.4m程度下がり、同様に鵜殿地区直上流部の高浜地点においては、平均河床は1.5m程度、低水位は2.6m程度下がったことから河川整備による治水効果がみられる(図2・1)。

しかし、結果として高水敷の乾燥化が徐々に現れてきており、高水敷の経年的植生図からも、従来の湿地性植物に代わってカナムグラ・クズ等のツル植物をはじめとする陸生植物が優占してきていることを読みとることができる。

3. 淀川鵜殿地区における現状

3.1 冠水頻度の低下

淀川水系工事实施基本計画の改訂による河川改修、上流のダムによる洪水調節等により治水効果が増加したために、図3・1に示すように鵜殿地区においても年々高水敷への冠水頻度が低下している。40年ほど前は1年に数回冠水していたが、現在はよほどの出水がない限り高水敷の冠水はなくなっている。

*濱野 達也 (財)河川環境管理財団 大阪研究所 研究員
**小山 弘道 淀川環境委員会 鵜殿保全計画部会長
***森田 和博 建設省近畿地方建設局 淀川工事事務所 河川環境課長

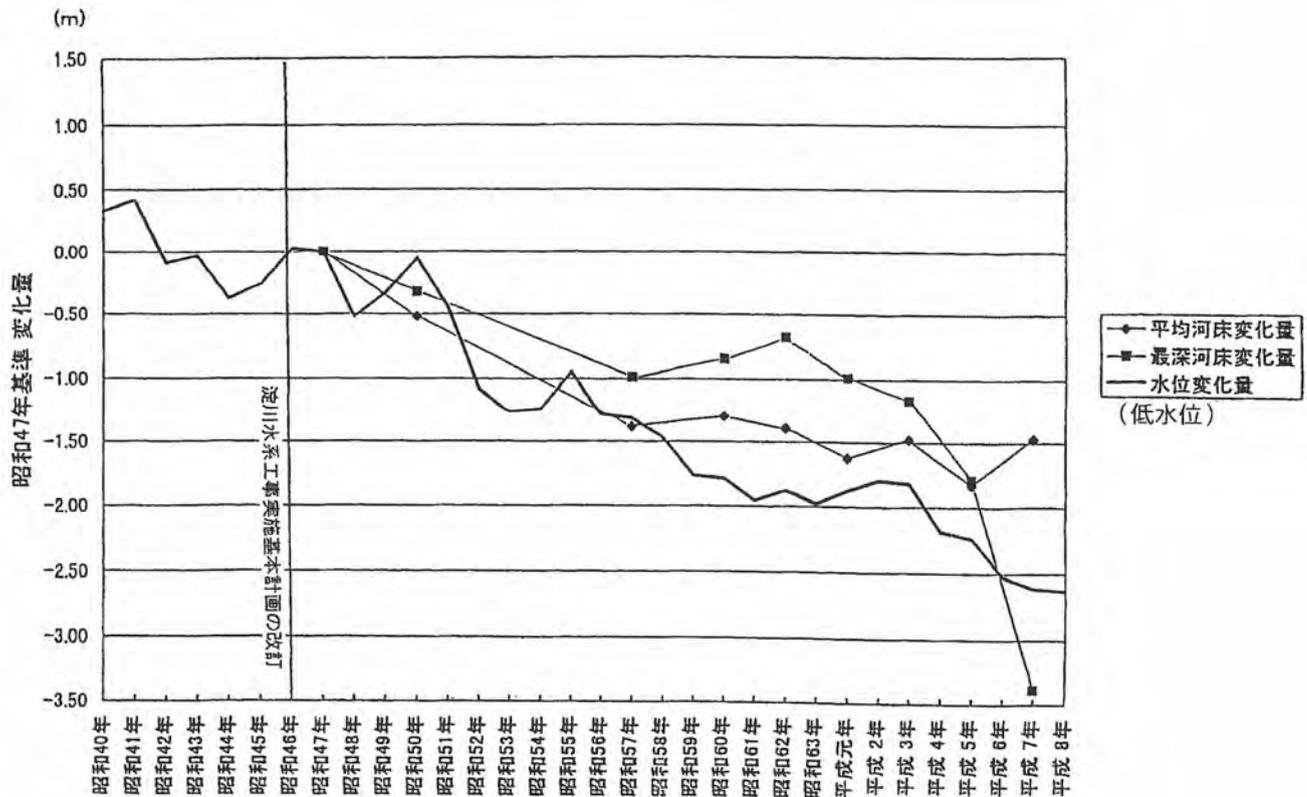


図2・1 高浜観測所における河床、水位の変化量

3.2 地下水位の低下

鵜殿における地下水位は、平常時にはOP+4m前後にあり、降雨浸透および降雨に伴う本川水位の上昇に連動する形で上昇、降下を繰り返している。その上昇量は昨年1年間では数10cm~1m程度がほとんどであり、ま

れに出水の時には6mもの上昇が観測（平成11年6月下旬）されている。したがって淀川本川の平均水位の低下にともない、高水敷の地下水位も低下したものと推測される。

地下水動態の測定結果については次章で詳しく述べる。

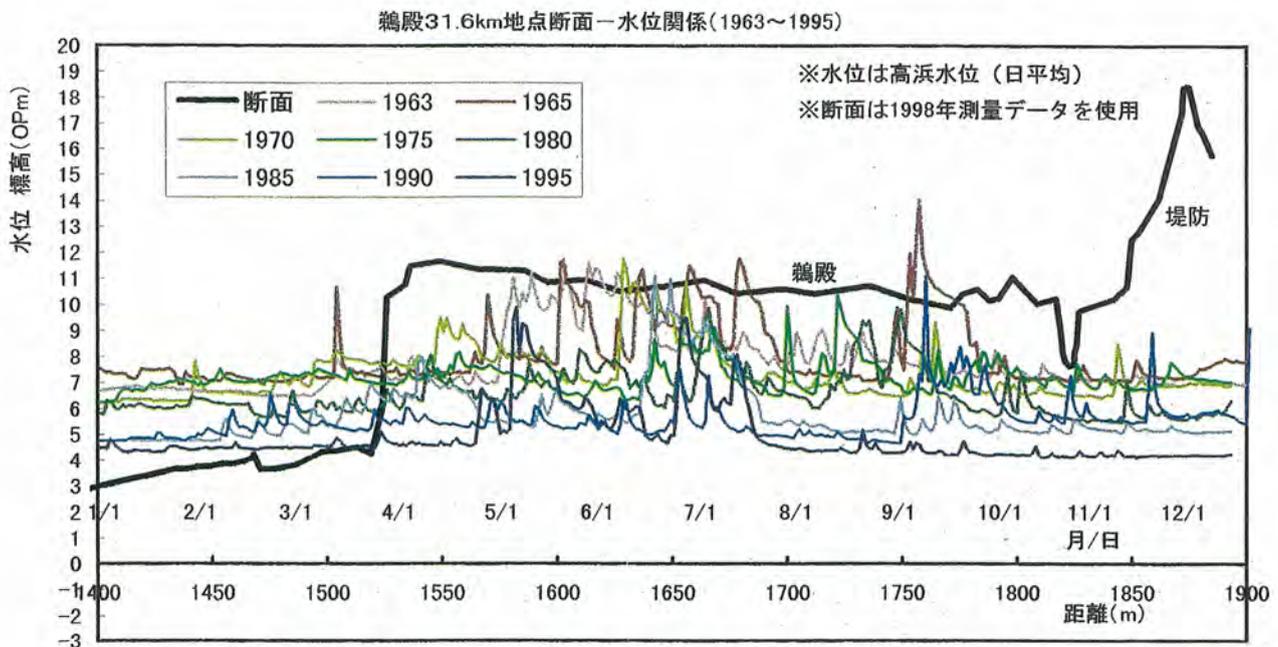


図3・1 鵜殿地区の横断面と日平均水位の経年変化

3. 3 ヨシ群落の減少

一般に湿地性の環境でヨシが優先しているのは、生理的に最適のためではなく、競争相手が少ないためだと考えられており、鶺殿においては高水敷の冠水頻度の低下、地下水位の低下による乾燥化に伴い、陸生植物（セイタカアワダチソウやカナムグラ、ヤブガラシ、クズ等のツル植物）が繁茂し、ヨシ群落は衰退したとみられる（図3・2）。

4. 乾燥化した高水敷の環境改善手法

乾燥化した高水敷の環境改善手法として、以下の3案が考えられる。

① 灌水

ポンプ等により揚水し灌水させることにより、地下水位が上昇し高水敷を湿地化させ、陸生植物の生育抑制を図る。

② 切下げ

高水敷を切下げることにより、冠水頻度を増加させるとともに高水敷と本川水位との比高を減少させ、高水敷の湿地化を図る。

③ 保水

高水敷の表土等に保水性をもたせることにより、雨水のみで高水敷を湿地のような環境にし、陸生植物の生育抑制を図る。

鶺殿地区においては図4・1に示すように灌水実験と切下げ実験が本格的に行われており、実験の効果を評価するために地下水位計を10箇所、気象観測計を3箇所設置している。また導水路下流端において保水に対する実験も行った。それらから調査結果を評価し、問題点および今後の課題について述べる。

4. 1 灌水による改善

乾燥化した高水敷の環境を改善する方法の1つは灌水による改善である。その効果として地下水の上昇とともにヨシの成長促進、およびカナムグラの成長抑制が期待される。

鶺殿地区においては、平成10年度から高水敷に灌水することによりヨシの成長促進、およびカナムグラの成長抑制を図っている。将来の鶺殿地区におけるヨシ原保全手法検討のための知見を集積することが目的である。

図4・1に示すように上流部に $Q=0.55\text{m}^3/\text{s}$ のポンプを設置し、淀川本流から揚水し導水路（幅20~30m、延長1,600m）を通じて高水敷の一部を湿地化させ、植生変化状況の把握を行った。

灌水効果を検討するにあたり、導水路周辺に10m×10mの調査区を3区設置し、ヨシの生育密度、草丈、茎径、出現植物等の調査を行った。一方で面的な植生変化を把握するために、導水路周辺において春季・夏季・秋季の季節変化調査、鶺殿全域において秋季（繁茂期）の経年

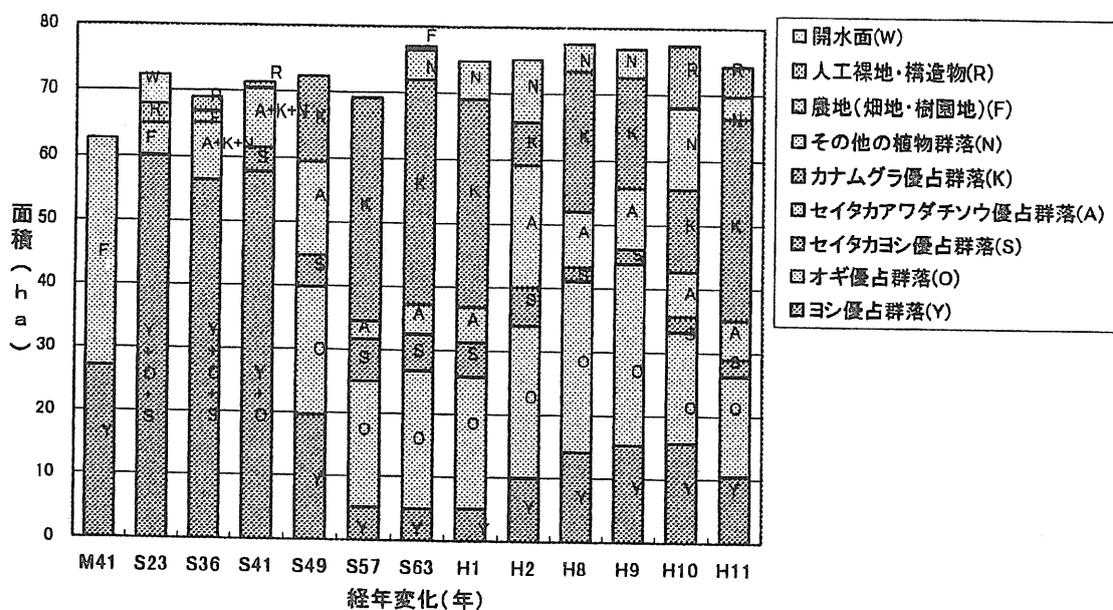


図3・2 鶺殿地区の各植物群落面積の経年変化

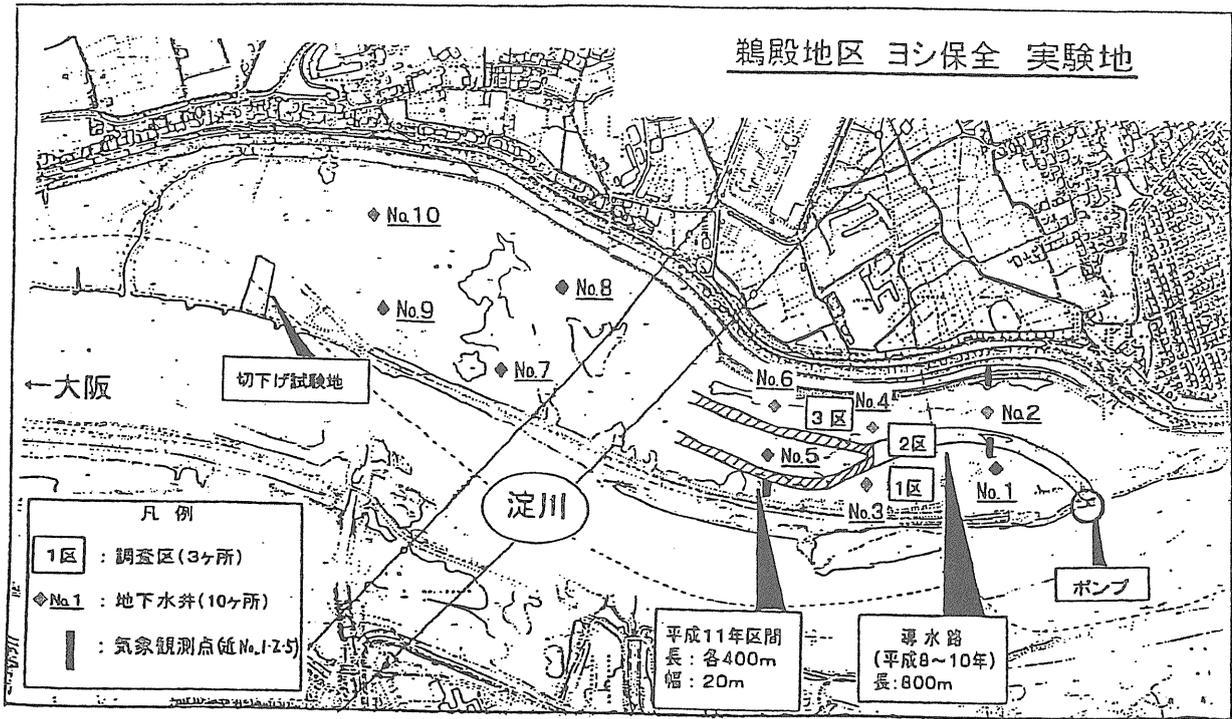


図4・1 鵜殿地区のヨシ保全実験地位置図

変化調査を行った。

また地下水動態を把握し、灌水による地下水位上昇に伴う植生への影響効果について検討を行った。

4. 1. 1 調査結果

11年度の調査では春先からの導水がなく、カナムグラ

がある程度成長した後に導水したため、カナムグラの完全抑制はできなかったが、昨年度より全区でヨシ密度が増え、草丈、茎直径とも大きくなった(図4・2)。

また面的には2年間導水している箇所(導水路内)はヨシ群落の維持、カナムグラの抑制がみられた。しかし導水路周辺ではヨシの回復が遅れているために、秋季にはカナムグラがかなり優占していることが確認された(図4・3)。

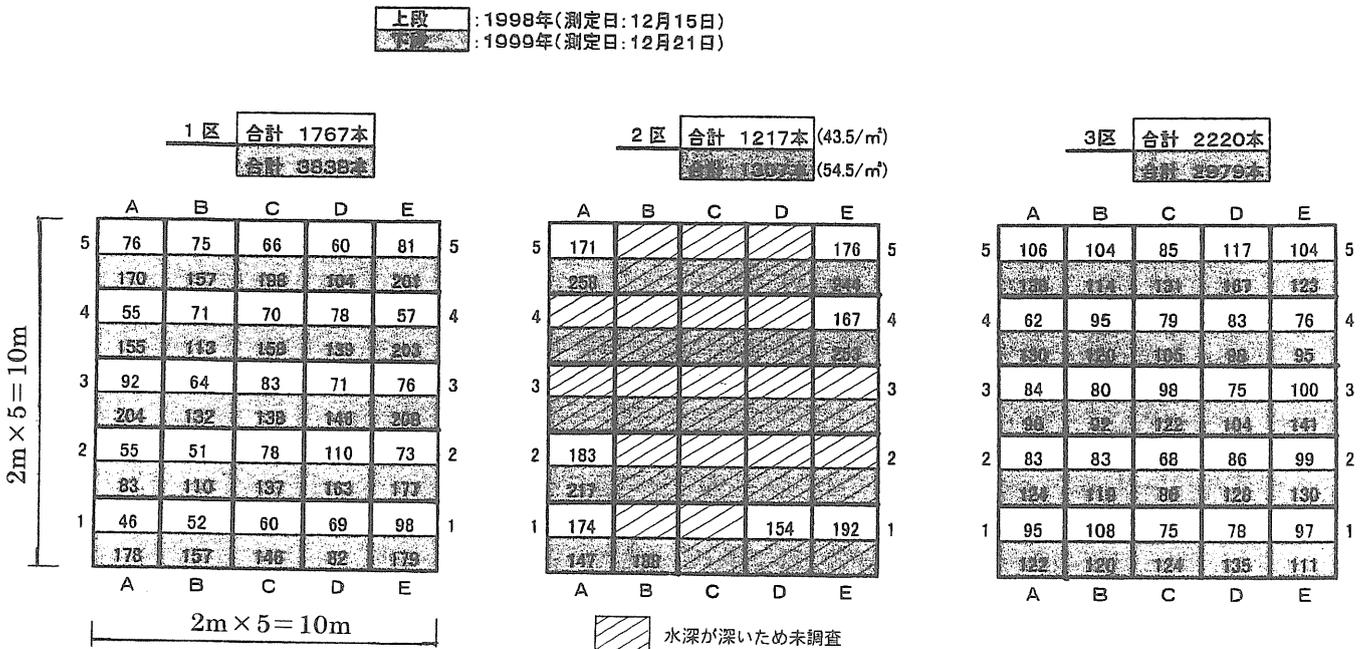


図4・2 各調査区のヨシ地上茎密度(本/4m²)

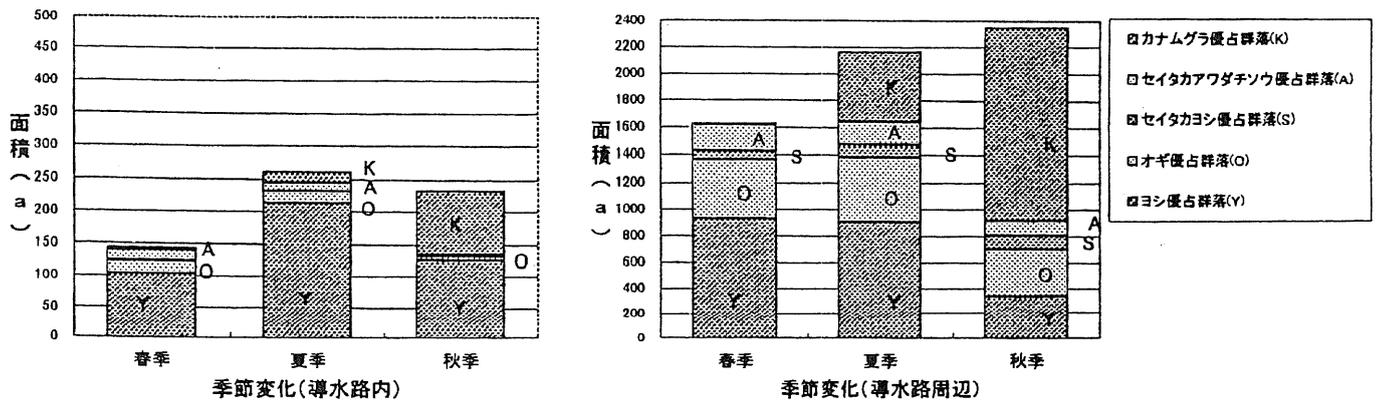


図4・3 導水路周辺の植生季節変化

また8月から導水した分水路部では、先駆的植物種が生育したのみで、ヨシの生長はほとんど見られなかった。

図4・4は、高水敷における地下水の動態を示したものである。図中の高浜とは鶴殿地区直上流の水位観測所であり本川水位を示している。またNo.については、図4・1に示した箇所における地下水位計の設置地盤高を示している。

ポンプの稼働中、導水の影響が及ぶ導水路近辺では、揚水によって地下水位は3m以上（地表-2m程度まで）上昇した。しかし揚水が停止すると2日で約1~1.5m地下水位が低下し、1~2週間でほぼ本川の平常時水位まで戻った。

各地点の測定結果からみると、連続的に揚水が行われるとNO.7,8の地下水位はわずかに上昇するが、NO.9,10については地下水位の上昇は見られないことから、地下水は下流方向へはほとんど動いていないと推測される。また横断的には本川側より堤防側の地下水位への影響が大きかった。したがって鶴殿の土質は非常に透水性が良く水分の保持は困難であると考えられる。

図4・5は同一箇所における地下水位と土壤水分張力の関係を表したものである。土壤水分張力では導水路から13m離れた地点と25m離れた箇所において、ともに地表下1.5m地点の水分の流出入状態を示したもので、+側が毛管現象等による水分の流入、-側が水分の流出を表しており、土壤水分張力の値の-1,000が畑地の平均的な水分状態と考えられている。図からは地下水位がおよそ地表-4mまで上昇すると、土壤水分張力の値は0となり、それ以上に上昇すると地下1.5m地点では湿潤状態になることを表している。

4. 1. 2 調査結果の評価と問題点

灌水実験の結果により、灌水効果により導水路内ではヨシの生育生長の促進がみられ、カナムグラの生育抑制にかなり大きな効果がみられたことから、健全なヨシの成長はカナムグラ生育抑制に対して有効と思われる。一方で11年度では早春季の揚水が断続的であったためカナムグラの完全抑制はできなかった。

10, 11年度の全域の植生経年調査結果（図3・2）をみると、11年度は全体的にヨシ群落の減少、カナムグラ群落の増加が見られる。この結果の要因の1つは、灌水効果のあった導水路内が全域に対して面積比率が少ないことや、効果が期待できる導水路周辺のヨシがまだ十分回復していないためと思われる。また地下水や気象観測等の解析結果を総合して検討すると、早春季において降雨等が少なく乾燥状態が続いたため、カナムグラの生育範囲が拡大したと思われる。これらは灌水等の人為的操作による植生の復元を検討する上での問題点と思われる。

またヨシの地下茎圏は地表-2m程度と考えられており、その範囲を湿潤状態にしヨシにとって適した環境、カナムグラ等の陸生植物に適さない環境を人為的につくっていくには、土質条件にもよるが導水により地下水位を最低地表-4mまで上昇させておくことが望ましいと思われる。

4. 2 切下げによる改善

乾燥化した高水敷の環境を改善する方法の1つは切下げによる改善である。灌水とは別の視点から逆にヨシを

水に近づけるために高水敷を一部切下げて、改善を図るというものである。

鵜殿地区においては、将来のヨシ原保全手法を検討するための知見を集積する目的で切下げ実験を行っている。現在は、切下げ試験地で地下水位の動態、ヨシの生育状況、出現する植物種などのモニタリング調査を行い、ヨシにとって適した切下げ程度を明らかにするための資料収集を進めている。

切下げ試験地では高水敷を一部（20m×100m）切下げ

た。最下段（1段）の高さは1997年の最低水位に設定し、各段の差は50cm、計5段設けた。また各段とも表土に50cmの厚さで、①切下げ地の表土、②ヨシの地下茎を含む土、③ヨシ群落の表土を投入した。

調査方法としては、各段に投入土別に5m×5mの調査区を設け、出現したヨシ、オギ、その他の植物をモニタリングし、各段の冠水頻度、投入土との相関について検討を行った。

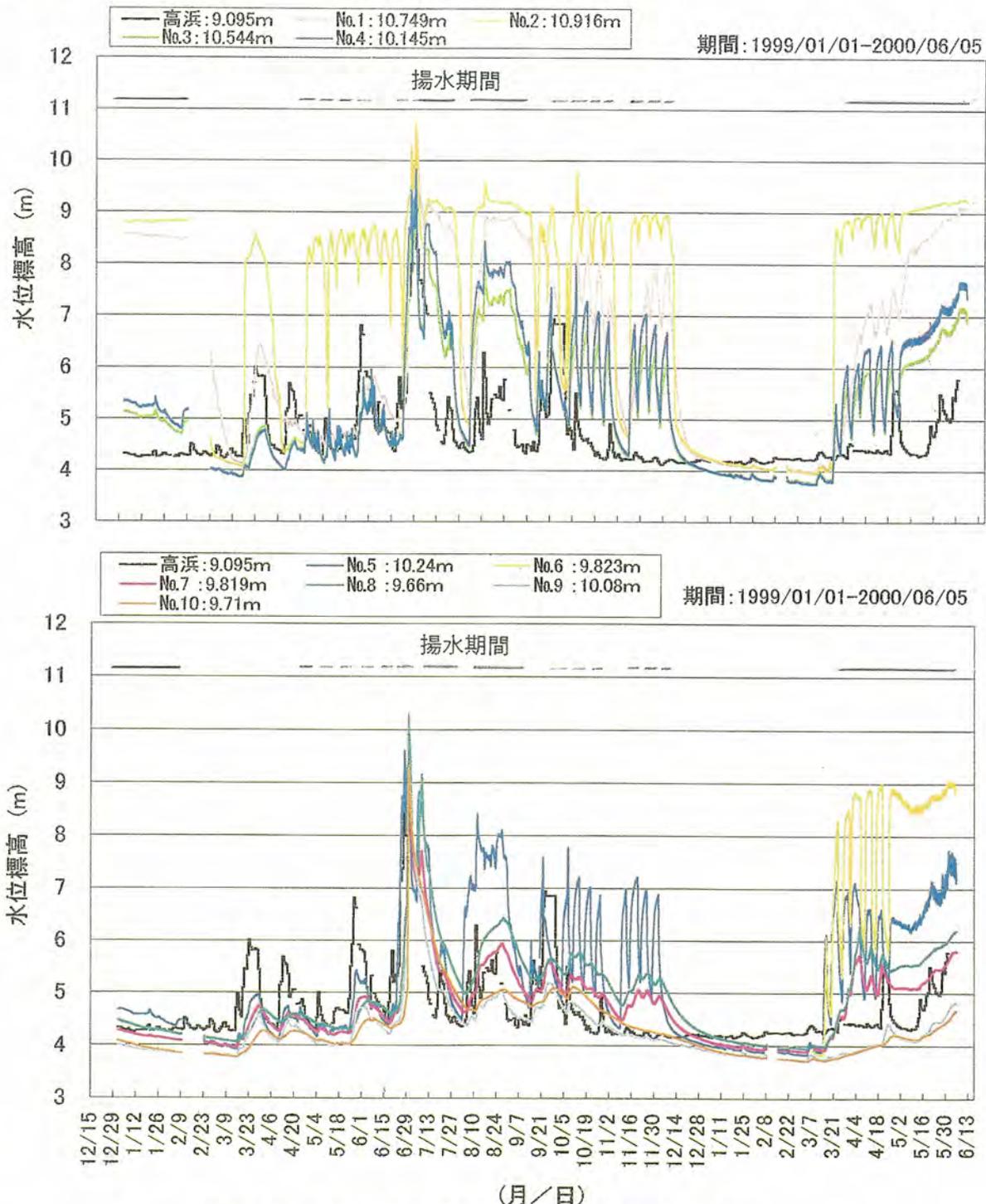


図4・4 鵜殿地区の地下水動態と淀川（高浜地点）水位

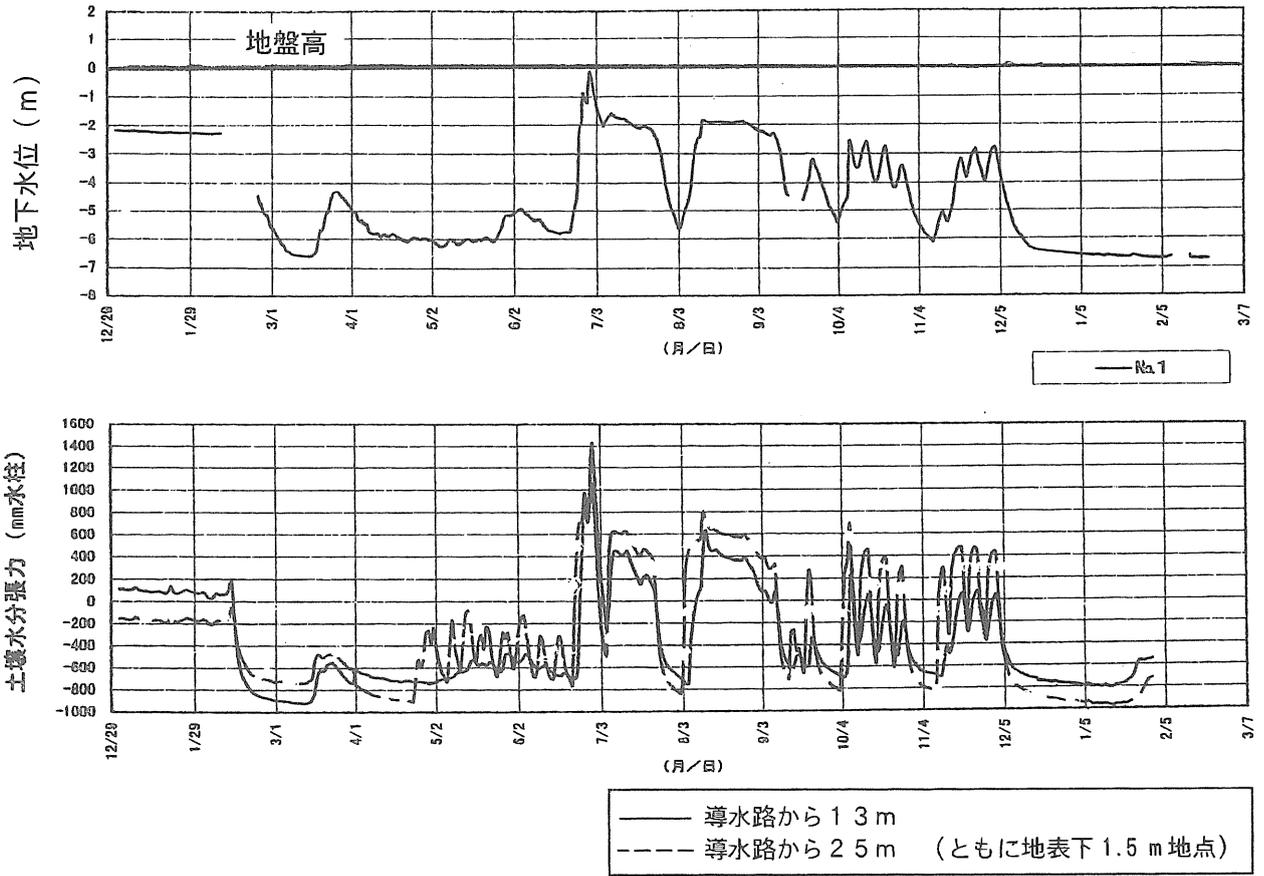


図4・5 地下水水位と土壌水分張力との関係

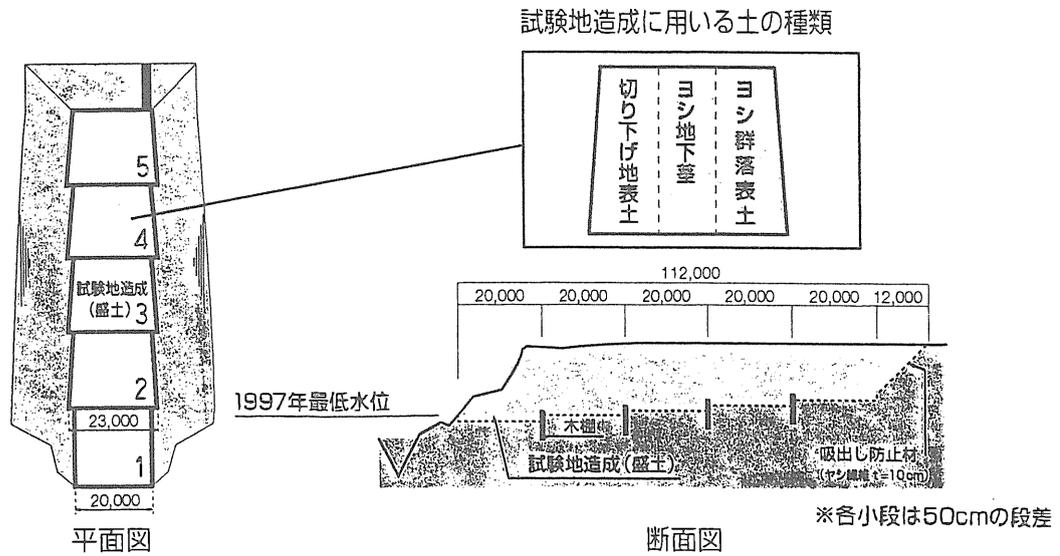


図4・6 切下げ実験地の構造

いたことがヨシの生長にも影響しているのではないかとと思われる。

切下げによる改善については、高水敷の環境に多大な影響を及ぼすことが予想されるとともに、大規模工事となるためすぐには全域を施工できない。切り下げるとなると生物に影響がでないよう随時モニタリング調査等を行いながら、段階的に切り下げていく必要がある。

4. 4 保水による改善

鶴殿においては導水箇所ではペントナイトを散布して、保水力を高めることができるかどうか検討を行ったが、結果としてかなりの保水効果が確認された。

また、まれに高水敷の堤防法尻付近に湿地的な環境が成立していることがあるが、それらの成立要因を解析し、応用するなどの方法が考えられ、今後、保水による湿地性維持に対する本格的な検討が必要と思われる。

5. 今後の課題

灌水案では、春先からの揚水によりヨシ群落の保持・増加に対してはかなり有効と思われるが、鶴殿全域においてヨシ群落面積を増加させるためには、鶴殿全域を現在の導水路内のように灌水により湿地化させ、カナムグラの生育抑制を図る必要もある。

12年度においてはヨシ群落保持・増加を目指すために、地温、気温、降雨量等の気象解析による揚水期間、揚水開始時期、停止時期等のヨシ生育促進方法の検討が必要と思われる。併せて春先からの揚水によるヨシの生育生長状況、カナムグラの生育抑制状況、導水路外の横断的な灌水効果の影響範囲の追跡調査を行うことにより、鶴殿の保全手法としての灌水案の検討をさらに深める必要がある。

切下げ実験では12年度のヨシの生長を期待する一方で、現在の切下げ高より高い箇所でのカナムグラ生育抑制高の検討、およびヨシの地下茎の実態と土壌成分の関係の検討が望まれる。

また導水路内と導水路外におけるヨシの力学的性質の試験結果によると、導水路外のヨシの方が強く、強いという結果も出ているため、それらの要因の検討を行い、鶴殿のヨシ保全手法、さらに今後乾燥化した高水敷の改善手法として何が適しているのか検討を行っていきたい。

おわりに

淀川鶴殿地区における高水敷環境の保全・回復のための実験では、鶴殿地区のヨシ原という特別な存在の保全・回復という事ではあるが、湿地性の回復という意味では、一般に淀川に限らず他の河川においてもその必要性が望まれている。

今後、鶴殿における高水敷環境の改善手法を淀川の他地域、さらには他河川にも適用し、本来の河川のあるべき姿である湿性化した高水敷をもつ河川環境を創出し、従来から存在した生物をもとの場所に戻すことにより、河川が生物・生命の回廊・発信地となることを期待する。

参考文献

- 1) 関西自然保護機構 (1999.12) : 関西自然保護機構会報21巻2号
- 2) 建設省近畿地方建設局 (1974.10) : 淀川百年史
- 3) 建設省近畿地方建設局淀川工事事務所 (2000.3) : 平成11年度淀川生態環境調査検討業務 報告書
- 4) 建設省近畿地方建設局淀川工事事務所 (1998.3) : 平成9年度鶴殿地区保全対策検討業務 報告書
- 5) 建設省近畿地方建設局淀川工事事務所 (2000.3) : 平成11年度鶴殿地下水動態調査検討業務 報告書

IV 河川管理施設の維持管理に関する 調査研究

7. 堤防植生の特性と堤防植生管理計画

佐々木 寧*・戸谷 英雄**・石橋 祥宏***・伊坂 充****・平田 真二*****

要 旨

今日、堤防植生の管理が抱える様々な課題に対して、植物生態面・治水機能面・環境機能面から現地調査を行いながら、合理的な堤防植生の管理方法の検討を行った。その結果、これまで雑草として一括りに扱われていた草地を含め、現実的で合理的・効率的な植生管理に資する様々な知見を得ることが出来た。その結果について以下に列記する。

- ①堤防植生を植生管理の観点から把握するための概念として「植生タイプ」を用いることが有効である。
- ②植生タイプと治水・環境機能および管理手法（除草回数など）との相関性が高いことを明らかにした。
- ③堤防植生の治水的機能（耐侵食機能）については、平均根毛量を用いる方法を用いたが、実河川において具体的な根毛量のデータを集積し、植生タイプ別に平均的な根毛量の範囲を明らかにした。これにより、植生タイプを判断するだけで、おおむねの治水機能を評価できるようにした。
- ④根系強度と平均根毛量の相関性を具体のデータから解析し、根系強度から平均根毛量を推定する簡易推定法を得た。
- ⑤堤防植生の環境機能について体系的に検討した結果、利用面・景観面・自然生態面と「植生タイプ」および「草丈」との関係について明らかにした。これに基づき、環境上の要望レベルに応じて、どのような植生タイプと草丈で管理することが適切であるかを提示した。
- ⑥これらの治水的・環境的要請を満足するためには、どのような植生管理手法（除草・集草回数および実施時期）を、植生管理実験を5ヶ年継続することにより明らかにした。
- ⑦堤防植生管理の方針として、これまでのように一律の

管理手法を全川に与えるのではなく、各堤防区間における治水・環境上の要請の違いや、現状の植生タイプの違い等を加味したきめの細かな植生管理を実施することを提案した。また、堤防管理を合理化することで、堤防の維持管理費を低く抑えることを目標とした。

- ⑧上記の方針に則り、具体的に堤防植生管理計画を作成するための手法および手順について提案を行った。

はじめに

河川堤防は、洪水から地域の人命や財産を守る河川管理上最も重要な施設であるとともに、多くの人々に利用される場所でもある。そのため、除草や点検などの管理が定期的に行われている。堤防除草には河川の維持管理費のかなりの部分が費やされており、除草手法の合理化・適正化による管理費の縮減が望まれている。

また、堤防は日常の散策空間として人々の生活に密着した空間となっているため、堤防植生に関する利用面からの要望や、草丈や花粉症に関する苦情、堤上で生育し棲息する野草や昆虫の保護に関する要望など多様な要請がある。

本研究では、このような、治水的・環境的・経済的要請を受け、適切な堤防植生管理のための各種課題について検討し、新しい堤防植生管理の手法を提案する。

1. 堤防植生管理の課題

(1) 堤防植生の機能

堤防植生の機能は治水機能と環境機能の2つが挙げられる。

治水機能とは、雨水や流水による法面等の侵食を保護する耐侵食性が中心的なものである。このメカニズムは、雨

*佐々木 寧 埼玉大学 工学部建設工学科 教授、(財)河川環境管理財団 研究顧問
**戸谷 英雄 (財)河川環境管理財団 企画調整部長
***石橋 祥宏 (財)河川環境管理財団 東京事務所 業務係長
****伊坂 充 (株)エコー 河川・環境部 部長
*****平田 真二 (株)エコー 河川・環境部 課長代理

水や流水が与える法面への侵食外力を地上部の葉や茎が緩和しているということもあるが、主に根系が地表面の土粒子を保持し、流失を防止または減少させることにある。

堤防植生の法面保護機能の評価指標については、建設省土木研究所の研究¹⁾により、流水に対する耐侵食力と表層の平均根毛量との間に相関があることが明らかになっている。

一方、環境機能としては、植生の創出する緑の空間が人々の憩いの場になるとともに、動植物の棲息・生育の場にもなっている。特に草原に依存する昆虫等の棲息空間として重要である。

(2) 植生管理の目的

堤防の植生管理の目的は、主として堤防の法面保護材として、植生の状態を良好に保持し、利用面、景観面等に係る河川環境の向上に寄与することである。

具体的には除草を実施することにより、次のような様々な効果が挙げられる。

- ①刈取り除草は、法面の広葉型植物（例えばイタドリ、カラムシ等）、つる植物、抽水植物（湿地に好んで生育するヨシ等）を抑制し、堤防の藪化を抑制する。
- ②植物の生育密度を高め、被覆による侵食防止効果を高める。
- ③根系を密に発達させることにより、土壤緊張力やせん断抵抗を強化し、法面表層の侵食や崩壊の防止効果を高める。
- ④草丈を短く均一にすることにより堤防の亀裂、法崩れおよび漏水の発見を容易にする。
- ⑤水防活動上の支障とならない。
- ⑥堤防を利用する人々にとって、除草の後は歩行性や座り心地が良く利用効果が高まる。
- ⑦草丈を短く均一にすることで、機能的で比較的優れた景観が維持される。

(3) 植生管理の問題点

これまでの堤防植生の管理は、築堤時に行った張芝の被度の維持を主眼に実施され、除草とは芝生に生育する雑草の除去と位置づけられていた。これは、シバがほふく茎をよく発達させ、法面の緊縛力が最も優れており、利用・景観性も優れるという経験的事実に基づいている。しかし、今回、関東地方のいくつかの河川の堤防植生について調査

したところ、荒川下流部などの特殊な例を除き、堤防におけるシバの存在割合は16~28%に過ぎず、大部分の堤防はいわゆる雑草堤防となっていた。すなわち、現在の年2~3回刈りの管理手法では、10年程度でシバが他の植物との競争に敗れ、消失してしまうという知見²⁾が裏付けられた。

しかしながら、現状の堤防を芝堤に再度復元することや、今後芝堤を維持していくことは、コストの面から困難である。したがって、現状で堤防の大部分を占めているいわゆる「雑草堤」を治水機能、利用、景観などの面から適切に評価する必要がある。そのため、堤防に生育する植物を「雑草」として一括りに扱うのではなく、堤防に生育する様々な植物群落を整理し、それぞれの植生機能を適正に評価し、その場所毎の目的にあった堤防植生管理計画の確立が求められている。

その場合、問題点として以下のような点が挙げられる。

- ①多種多様な植物で構成される植物群落をどのように類型化するか。
- ②各植物群落の治水的機能（法面保護機能）をどのように評価するか。
- ③各植物群落において草丈の徒長（とちよう）や、利用・景観面などの環境上の問題はないか。
- ④上記の②、③の観点から、望ましい植生へ誘導するためには、どのような除草管理手法を用いれば良いか。
- ⑤新たな堤防植生管理手法を具体的な管理に適用するにはどのような方法が良いか。

2. 堤防植生の特性

2.1 堤防植生の分類方法の検討

本研究のテーマとして、堤防植生をどのように把握するかが重要な課題である。既往の調査事例ではシバ以外の植物をすべて、「雑草」として扱うものや、目につくいくつかの植物種で代表させるもの等が通常であった。堤防全てをシバ堤で管理する前提であれば問題ないが、いわゆる雑草を適正にコントロールしようとした場合、それぞれ固有の性格を持つ植生を一括で取り扱うことは困難であると考えられる。また、堤防を代表的な植物種（例えば、チガヤ、セイタカアワダチソウ、スギナ、ギシギシ、クローバー等）で分類する方法は、堤上に生育する種が300種を越える（表2・1参照）なかで、どの植物種を代表とさせるかに基準がないこと、優占種は同一堤防でも季節により異なること、分類パターンがいたずらに多くなり過ぎること等

から、その種の代表のさせ方に十分な検討を必要とする。

今回の調査は、堤防の植生管理を合理的に行うことが目的であるため、その堤防植生の把握方法は次の条件を備えている必要がある。

- ・分類方法が容易で、一般の河川技術者でも判断が容易であること。
- ・植生に安定性があり、季節や植生の遷移に左右されない指標を用いること。
- ・法面保護機能や草丈や花粉症の問題など、植生管理上の要求事項と合致するものであること。

表2・1 堤防に出現する植物種数

河川名	調査延長	確認種数	
多摩川	約80km	547種	合計 724種
江戸川	約40km	312種	
荒川下流	約39km	398種	
荒川上流	約36km	335種	

※平成7～8年度の植物目録調査結果(2回)および平成7～11年度の植物組成調査結果より

(1) 植生タイプ

これらの課題を踏まえ、本研究では、関東の都市河川堤

防を主なフィールドとして、3河川(多摩川、江戸川、荒川)・延長約195km(2季節)の植物分布調査を行い、堤防植生管理上有用な堤防植生の分類方法について検討を行った。

その結果、堤防に出現する様々な植生には、あるまとまりのある数タイプに分類できることが分かった。ここでは、この植生のまとまりを「植生タイプ」と呼称する。具体的には、堤防の植生タイプは大きく7つのタイプに分類できた。しかし、その中の「広葉タイプ」「オギ・ススキ」「アズマネザサ」「ツルマンネングサ」については堤防で広く分布するタイプではないため、この4タイプを除いた「シバ」「チガヤ」「外来牧草」タイプを主として議論を進める。この3つの植生タイプを基準にすることで、植生の現状把握や、植生管理の目標設定を行うことが可能である。

この「植生タイプ」とは法面保護機能、草丈の伸長度合(時期)、花粉症に特に着目し、堤防植生の管理面からキーとなる植物グループ(主に生活型に着目)を基に設定したものである。そのため、この植生単位は、一般的に使用されている組成調査に基づく植物社会学的な植生単位である「群集」の概念とは異なるものである。

表2・2に各植生タイプの特性を示す。また、写真2・1に関東地方における主要な植生タイプを示す。

表2・2 各植生タイプの特性

植生タイプ	特 性					
	優占種	生活形等	盛成期	草丈	備 考	
主要な植生タイプ	シバタイプ	シバ, シロツメクサ等	在来イネ科多年草	春～秋	30cm程度	冬季は地上部枯死し、茶色
	チガヤタイプ	チガヤ	在来中型イネ科多年草	夏～秋	70～80cm程度	冬季は地上部枯死し、茶色
	外来牧草タイプ	外来牧草を優占種とする草地である。種組成により「ネズミホソムギタイプ」「オニウシノケグサタイプ」「セイヨウカラシナタイプ」に区分できるが、いずれも種子で増え、冬場も緑を維持し、春になると優勢となる基本的な生育特性は共通している。				
	ネズミホソムギタイプ	春:ネズミホソムギ 秋:ヒシバ, エノコグサ類	外来イネ科越年草 在来イネ科一年草	春～夏 夏～秋	100～120cm程度	ネズミホソムギはイネ科花粉症の代表的な原因植物
	オニウシノケグサタイプ	オニウシノケグサ, イヌムギ 等	外来イネ科多年草	春～夏	やや高い	オニウシノケグサは通年生育
セイヨウカラシナタイプ	春:セイヨウカラシナ, セイヨウアブラナ 秋:ヒシバ, エノコグサ類	アブラナ科越年草 在来イネ科一年草	春 夏～秋	やや高い	セイヨウカラシナ, セイヨウアブラナは春に黄色い花を付ける	
その他	広葉タイプ	イタドリ, カラムシ, クコ	多年草	春～秋	関東ではあまり高くない	関東では小規模なコロニー状に成立
	オギ・ススキタイプ	オギ, ススキ	在来大型イネ科多年草	春～秋	2～3m程度	直轄管理区間には少ない冬季は地上部枯死し、茶色
	アズマネザサタイプ	アズマネザサ	イネ科多年草	夏～秋	低い	アズマネザサは通年生育
	ツルマンネングサタイプ	ツルマンネングサ	多年草	春～夏	低い	護岸の施工してある箇所成立

※オニウシノケグサタイプおよびセイヨウカラシナタイプの呼称については、以下、オニウシタイプ、カラシナタイプに省略する。



遠景



近景

シバタイプ



遠景



近景

チガヤタイプ



遠景



近景

外来牧草（ネズミホソムギ）タイプ

写真2・1 堤防で見られる主要な植生タイプ（関東地方）

(2) 植生タイプの分布状況

堤防植生の現状把握には、前述したとおり「植生タイプ」を用いることが有用である。次に、これらの植生タイプが、実河川において、どのような現状なのかを整理する。

本調査では、平成7、8年度および平成11年度に首都圏の直轄河川(多摩川・江戸川・荒川)において植生タイプ分布調査を行った。その結果について図2・1、2に示す。

植生タイプ分布調査の結果、各河川の堤防については、次のような傾向が認められた。

①シバタイプ

シバタイプの堤防は比較的近年に築堤または嵩上・腹付工事等が行われた場所に限られている。堤防が概成している多摩川・江戸川においては特に構成比が小さく、こうした都市河川でも20%前後に過ぎない。ただし、荒川下流においては、例外的にシバタイプの堤防が90%と維持されている。

②チガヤタイプ

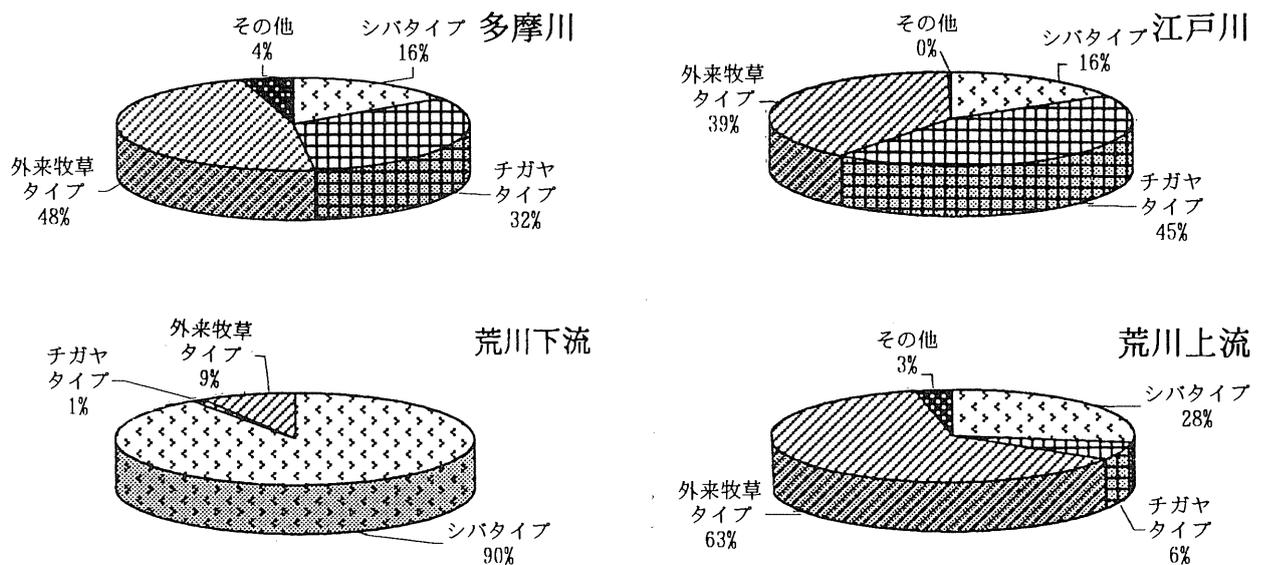
チガヤタイプの植生は河川によって出現頻度が異なるが、多摩川・江戸川では30~40%と比較的高い割合を示す。また、チガヤタイプは特に上流側の堤防で多く確認されている。

③外来牧草タイプ

外来牧草タイプの堤防は、荒川下流を例外として河川では約40~60%と、堤防の大部分を占めている。今後の堤防管理上も重要な意味を持つ植生タイプである。

堤防植生の成立要因として、これまでの植生管理の経緯、堤防表土の土質、築堤後の経過年数、日照等の要因が考えられたが、チガヤが比較的南向きの堤防で優占しやすいこと以外には明確な相関性は認められなかった。

外来牧草タイプの堤防植生に関しては、これまでの堤防植生管理の諸研究では取り扱ったものがなく、外来牧草タイプの管理のあり方をどうするかが、本研究の重要な課題となっている。



※平成11年度の調査結果に基づく、ただし、多摩川の上流部(40kmより上流)および江戸川の上流部(27kmより上流)については平成9年度、荒川上流の上流部(48kmより上流)については平成10年度に概略調査した結果を合わせて整理している。図2・2についても同じである。

図2・1 河川別の堤防の植生タイプ構成比

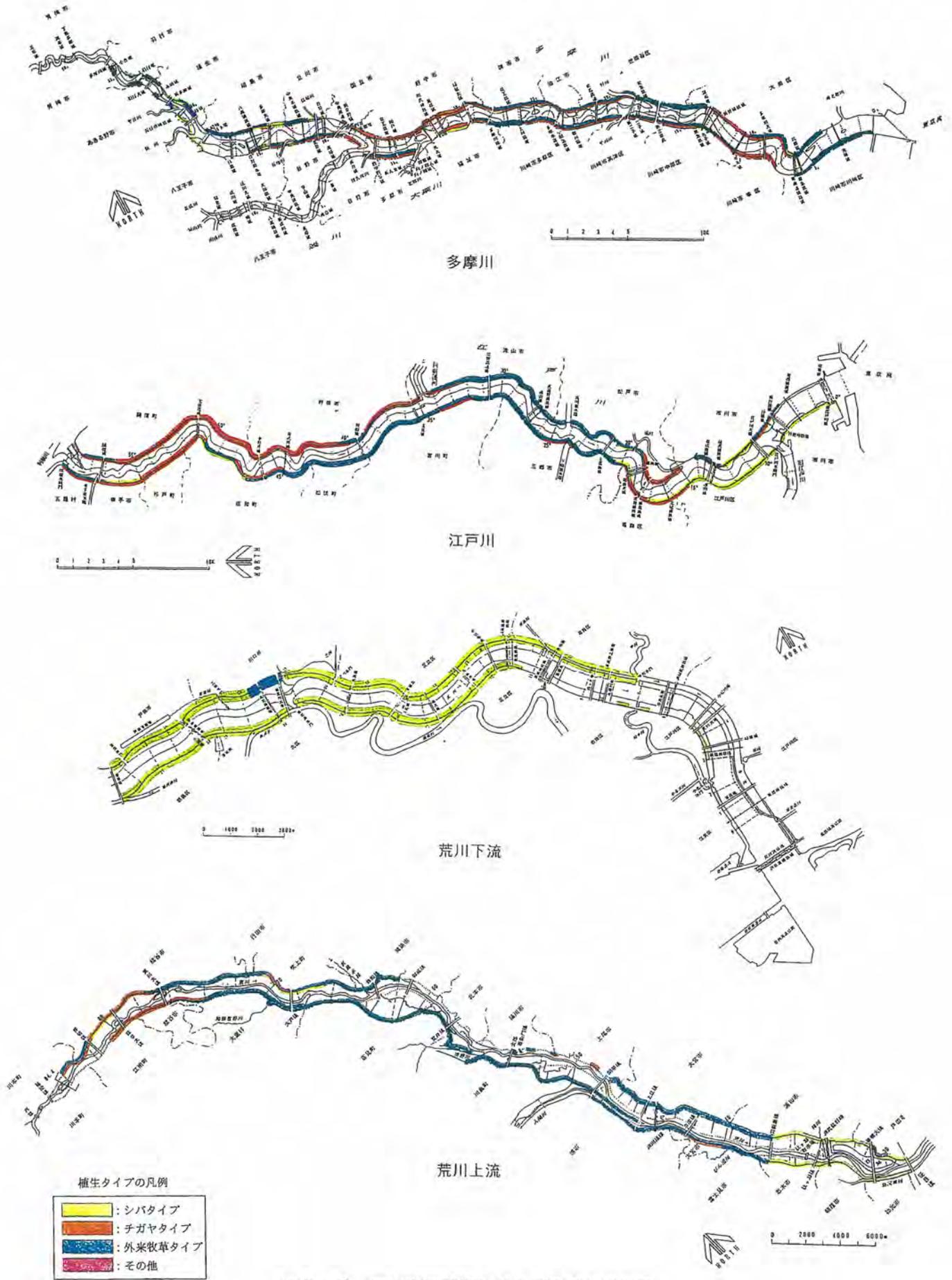


図2・2 河川別概略植生タイプの分布状況図

2. 2 植生の治水機能の検討

堤防には治水上の機能が最重要視される。堤体表面に植生がある場合は、裸地と比較すると流水による堤防侵食に対して、はるかに大きな耐侵食性を有することが経験的には知られていた。

建設省土木研究所や各地方建設局において多くの調査・実験が行われ、これらの成果を集大成した土木研究所の報告¹⁾により、植生の耐侵食力は主に根や地下茎からなる地中部分より発揮され、特に表層3cmの平均根毛量が植生の耐侵食力として効果的であることが明らかになった。

(1) 植生タイプと根毛量

本調査では、この土木研究所の成果を踏まえ、実河川において多くのデータを採取し、「植生タイプ」と治水機能（耐侵食力）の指標である平均根毛量の関係について明らかにする。

また、その平均根毛量を基準に堤防植生管理を行うためには、必要とされる平均根毛量を有する植生の状況を把握しておかねばならない。土木研究所の成果では、シバの被度を基準に管理することが提案されていたが、植生遷移によりシバが全く見られない堤防が大部分を占めている現状において、シバの被度を指標とすることは困難と考えられた。そこで、本調査では、堤防植生の平均根毛量は植生タイプと相関性があるという仮説を立て、具体的なサンプルを収集することとした。

根毛量調査は、表層3cmの土壌のコアを1調査地点当たり2サンプル採取した。コアを水洗い後、根毛の新鮮重量を計測し、1cm³当たりの重量に換算、2サンプルの平均を求め算出している。なお、洗い出した根系中には、地上部がイネ科植物であっても、他の植物の塊根や塊茎が多く混入している場合は、サンプルとして不適当であるので除外している。

シバタイプの根毛を写真2・4に示した。

調査の結果、各植生タイプの平均根毛量は図2・3に示した範囲にあることが分かった。これによれば、平均根毛量はシバタイプとその他の植生タイプにおいて有意な差があること、シバタイプの平均根毛量の上限値は0.080g/cm³程度であることが読みとれる。

図2・3では直接耐侵食力を発揮する表層3cmの平均根毛量を整理した。そのため、チガヤタイプと外来牧草タイプの平均根毛量は、ほぼ同程度という結果になっている。しかし、実際の堤防では、表層が侵食されても、堤防内に深く伸長した根が堤防法面の壊滅的破壊を防止するという

表2・3 根毛量調査河川と調査地点数

対象河川	調査内容および調査地点数	
	表層20cmの根毛量 (H8~10年度実施)	表層3cmの根毛量 (H10年度実施)
多摩川	12地点	50地点
江戸川	12地点	50地点
荒川下流	12地点	40地点
荒川上流	12地点	13地点
合計	48地点	153地点



写真2・2 根毛量の試料採取状況

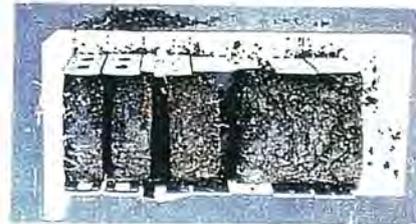


写真2・3 表層から3, 3, 4, 10cmに分割した試料

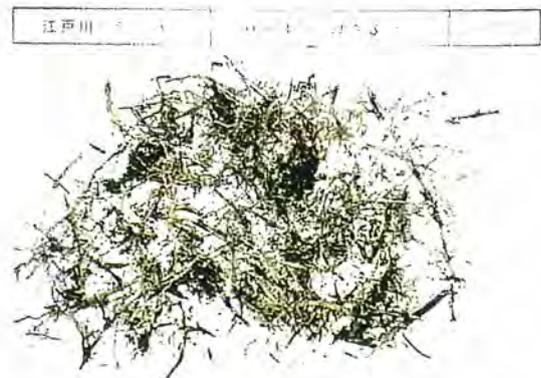
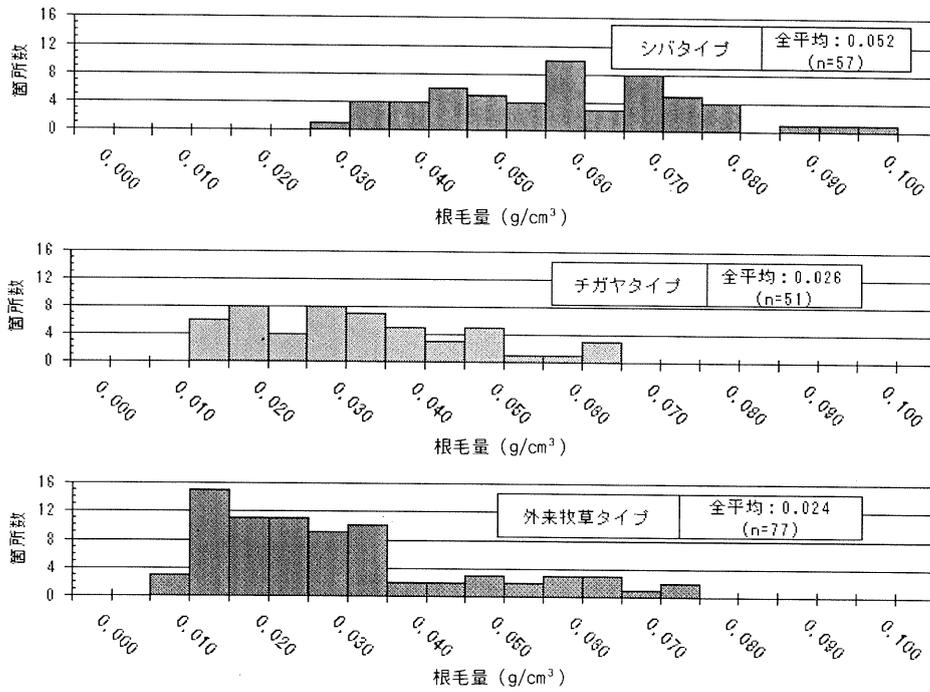


写真2・4 シバタイプの根毛 (0.055g/cm³)

側面があることが知られている³⁾。その観点から、チガヤタイプと外来牧草タイプの表層 20cmの平均根毛量を比較すると図2・4のとおりである。

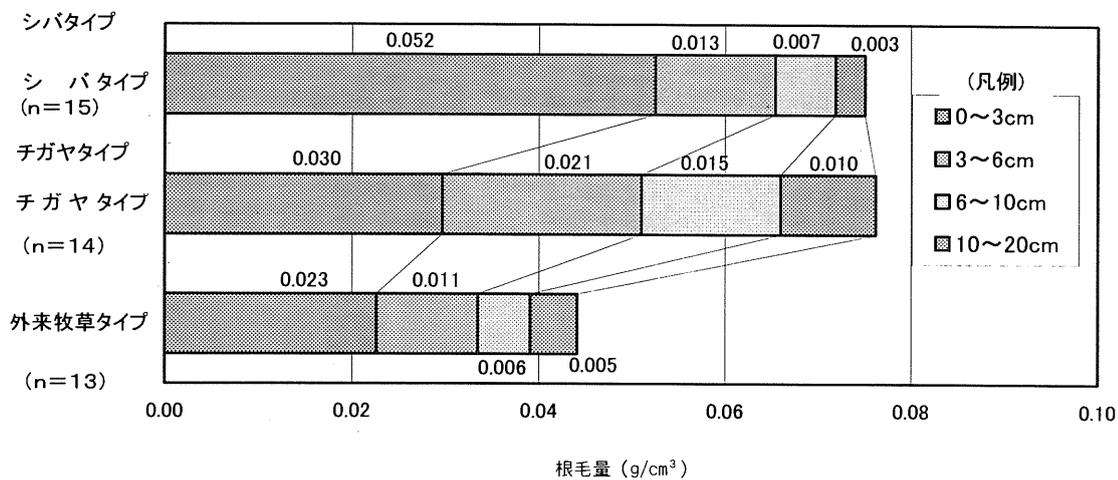
図2・4で分かるとおり、チガヤタイプの根毛量は表層

3 cmより深い部分に半分以上が存在し、これらの事実を勘案すれば、チガヤタイプは外来牧草タイプに比較してより高い治水機能が期待できる。



※表2・3の調査地点 (計201地点) のうち、シバタイプ・チガヤタイプ・外来牧草タイプ以外の植生タイプのサンプルは除外し、また、塊根や塊茎が多く混入しているサンプルも除外している。(n=185)

図2・3 植生タイプ別の平均根毛量 (表層 3 cm)



※サンプルは、表2・3の表層20cmの根毛量調査地点48地点のうち、シバタイプ・チガヤタイプ・外来牧草タイプ以外のサンプルは除外している。

図2・4 表層20cmの平均根毛量の分布 (H8, 9, 10調査 : n=42)

(2) 植生タイプと根系強度

建設省土木研究所では、堤防植生の耐侵食力実験によって、植生の表層3cmの根毛量が耐侵食力を発揮するとある。しかし、根毛量測定には非常に手間がかかる。そこで、この表層3cmの根毛量のパラメーターとして、ペーン式根系強度計により根系のせん断力(トルク[kgf・cm])を計測するという簡易手法が考えだされた¹⁾。

①せん断力調査

本調査では、根系強度と平均根毛量の相関関係について把握するため、根毛量調査を実施する際に合わせて根系強度を測定することにより、植生タイプ別の根系強度の分布範囲を求めた。

調査機器は、図2・5に示すペーン式根系強度計を用いて行った。ペーン式根系強度計は、測定位置にペーン式根系強度計を固定する役割を果たす内側の金属製円盤と、トルクの測定に係わる外側の円盤からなり、堤体土中に差し込む金属の尖った棒が同心円上に固定されている。上部はハンドルとトルク計が設置されており、金属棒を通し外側の円盤をねじ回す仕組みとなっている。使用方法は、写真2・5に示すように円盤に付いている尖った金属棒を堤体土中に差し込み、ハンドルを回転させると、根系のせん断力がトルク計に示されるようになっている。

調査の結果、根系強度は図2・6に示すように植生タイプ別に一定範囲に集中する傾向が現れた。これらの結果を見ると、シバタイプの根系強度が一番高く、チガヤタイプと外来牧草タイプではほとんど差がないが、チガヤタイプの根系強度が若干高い傾向が見られた。

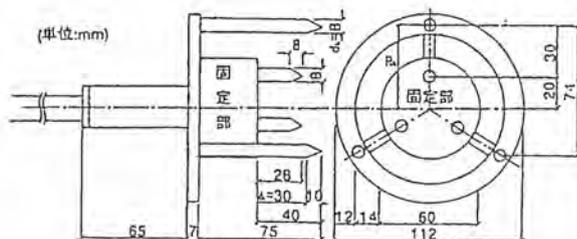


図2・5 ペーン式根系強度計(先端部)

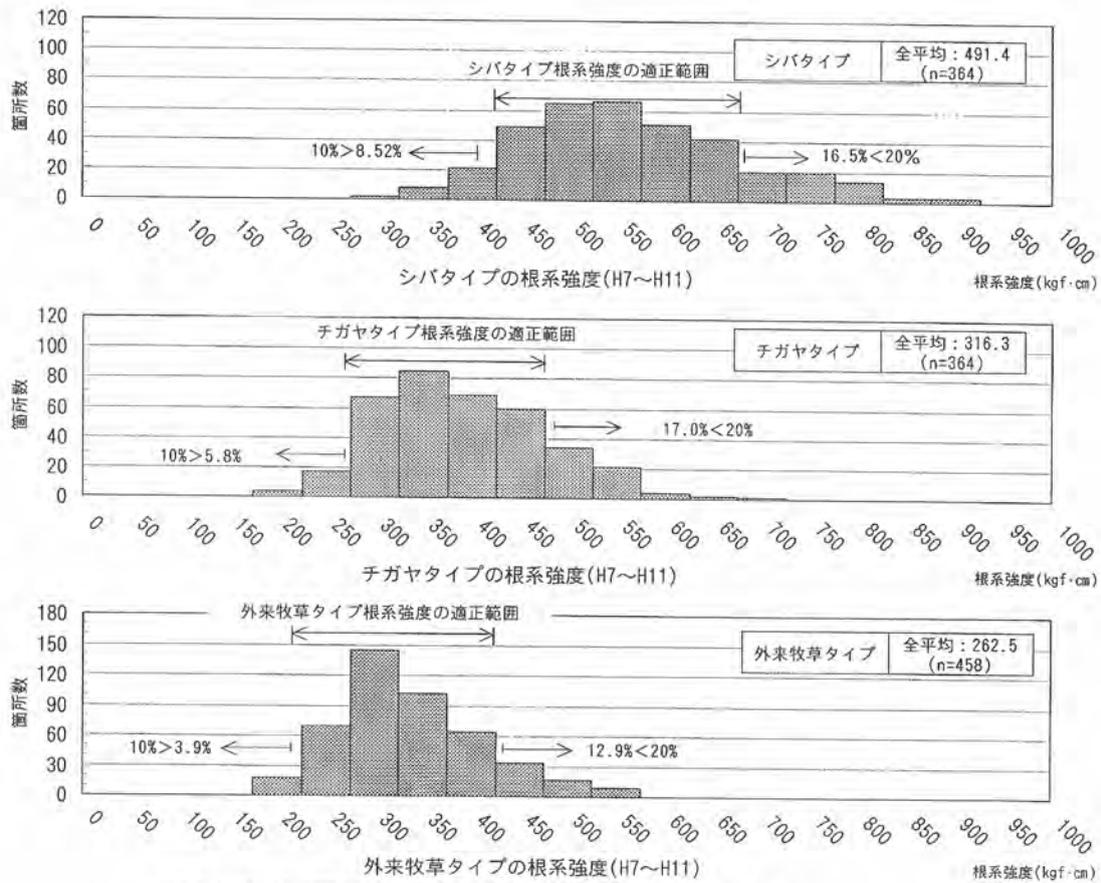
②簡易推定法

図2・7に示す根毛量と根系強度の関係を解析した結果、平均根毛量が多いと根系強度が強いという高い相関関係があることが示された(相関の低い広葉タイプのデータは除外した)。以上の結果から、調査方法として簡易な根系強度を調査することにより、おおよその平均根毛量を推定することが可能となった。

平均根毛量と根系強度の相関式は、図2・7のとおりである。ただし、本調査は関東地方の河川を対象に得たものであり、他地域の河川においては必ずしもこの相関式が利用できるとは限らない。各地域毎にいくつかのデータを収集し、最適な相関関係を調査することが望まれる。

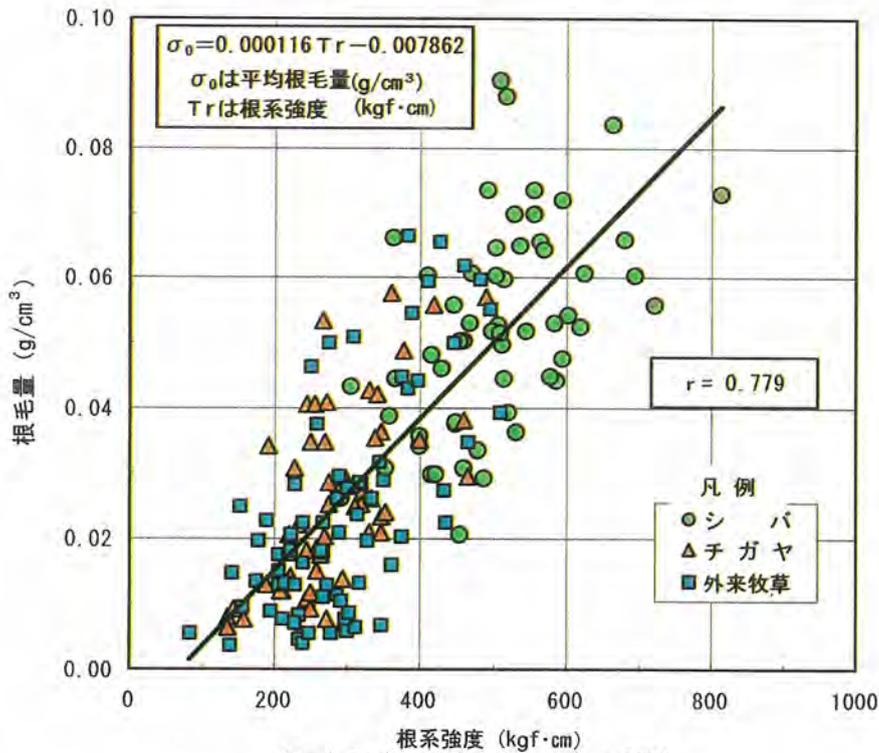


写真2・5 根系強度調査状況



※サンプルは、関東4河川に設置したコードラート105地点を14季調査したもので、有効なサンプルとして1186地点を抽出している。

図2・6 植生タイプ別の根系強度



※サンプルは表2・3で示した根毛量調査地点と同一である。

図2・7 根毛量と根系強度の関係

2. 3 植生の環境機能の検討

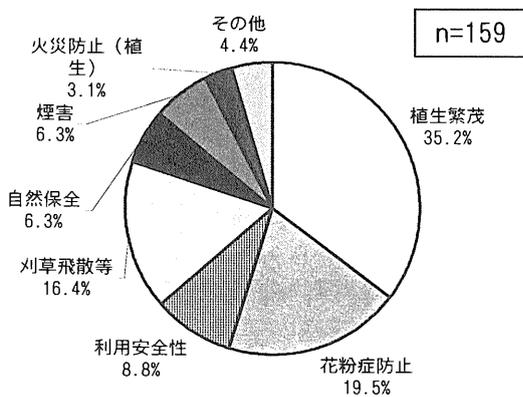
河川堤防は、水と緑の貴重なオープンスペースとして多くの人々に親しまれており、多様な要望もなされている。平成8年～10年度までに多摩川、江戸川、荒川(荒川下流・荒川上流)で市民等から寄せられた苦情・要望等について行政相談処理ファイル等から堤防植生管理に関する苦情・要望数を整理してみた。その結果、図2・8に示すとおり、総計で159件の苦情・要望が寄せられていた。中でも、草丈や植生繁茂に関する苦情・要望数は56件(全体の35.2%)と一番多く、堤防植生の利用と景観性が重視されていることが推察できる。

一方、堤防は多くの野草や昆虫の生育・棲息の場となっており、これらの保全に関する要望も近年は増加傾向にある。

さらに、堤防植生が原因と思われる花粉症被害の苦情(全体の19.5%)が近年増加し、河川管理上の重要な課題となっている。

このように、堤防植生の環境面に関する要望は日増しに高まっており、これらの住民ニーズに応える堤防植生管理の実施が望まれている。しかし、堤防植生の環境的機能については客観的なデータの蓄積が乏しく、これまでは苦情・要望に対して対症療法的な処置になってしまう例も見られた。

そのため、堤防植生の各種環境機能について必要な調査を実施し、植生タイプや草丈と植生の環境機能との関係を



※平成8年～10年度までに多摩川、江戸川、荒川(荒川下流・荒川上流)に関して寄せられた堤防植生管理に関する苦情・要望を収集・整理した。
 ※樹木管理に関する苦情・要望に関しては除外した。

図2・8 堤防植生管理に関する市民からの要望

明らかにすべく次に示す調査を実施した。調査は次の5つの観点から行っている。

- ・堤防の利用と草丈の関係
- ・堤防の景観と草丈の関係
- ・堤防に生育する野草の保全について
- ・堤防に棲息する昆虫の保全について
- ・堤防に生育する花粉症の原因植物について

(1) 利用と植生タイプ・草丈の関係

実際の堤防において植生タイプと利用者数の関係、法面の利用状況と草丈の関係、堤外地の土地利用状況と利用者数の関係を調査することによって、利用面等からどのような植生の状態に管理することが望まれるか、どのような場所で堤防利用者数が多いのかを検討した。

①植生タイプ別利用者数

調査は関東地建管内の都市河川(多摩川、江戸川、荒川(荒川上流、荒川下流))を対象に平成9年度の春・夏の2回現地調査を行った。具体的な方法としては、徒歩で堤上を踏査し、堤防法面の利用者の人数、利用形態、利用箇所別の植生タイプ別の草丈、利用箇所前面の高水敷の利用状況および堤内地側の土地利用について記録した。調査は、植生タイプが偏らないように、様々な植生タイプが存在する区間を調査区間として抽出した。

調査結果では、図2・9に示すようにシバタイプと外来牧草タイプにおける利用者数が多く、チガヤタイプの堤防では利用者はあまり見られなかった。また、植生がない護岸箇所等の利用が目立った。

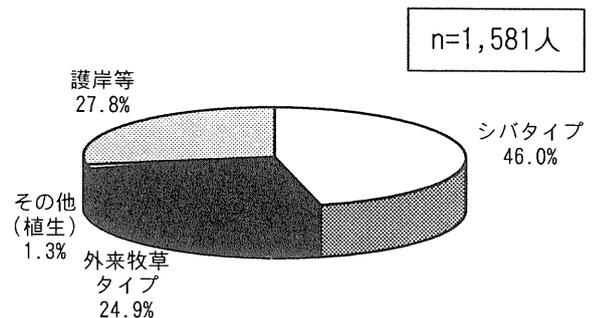


図2・9 植生タイプと利用者数の関係

②草丈と利用者数

次に草丈と堤防法面の利用者数との関係について整理した表2・4、図2・10を示す。

この結果から、堤防の利用状況は草丈と高い相関があり、草丈10cm程度の箇所に利用者（特に寝ころんだり、座ったりする利用）が集中していることが分かった。つまり、堤防植生管理にあたって、堤防利用を積極的に行えるようにするためには10cm程度に、法面を歩く程度ならば30cm以下に管理する必要があると考えられる。

表2・4 草丈別利用者数（単位：人）

	10cm程度	20~30cm	40~50cm	60cm以上
寝る	118	28	4	8
座る	306	78	47	23
歩く	167	72	12	36
立つ	47	11	0	3
遊ぶ	102	19	7	12
その他	22	13	1	6
総計	762	221	71	88

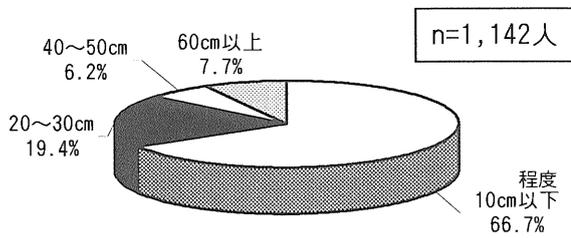
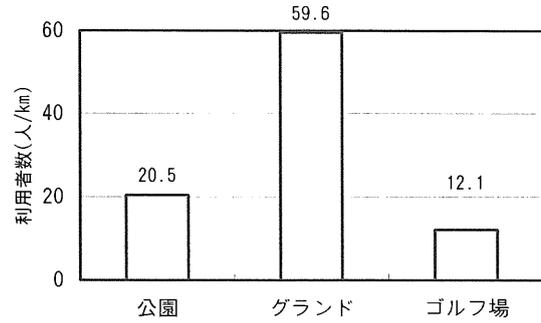


図2・10 草丈別利用者の割合

③高水敷利用と堤防利用者数

堤防利用者数と堤外地（高水敷）土地利用の関係を調査した結果、図2・11に示すように、グラウンドとして整備されている箇所に隣接する堤防が最も利用者数が多く、次に公園が整備されている箇所に隣接する堤防の利用者数が多かった。



注：グラフ内の値は利用者数である。

図2・11 堤外地土地利用と堤防利用者数

(2) 景観と植生タイプ・草丈の関係

様々な堤防植生の状態を撮影した写真を用意し、堤防の利用者へアンケートを実施することによって、どのような植生タイプ・草丈であれば、景観上望ましいかを調査することとした。

調査は関東地建管内の都市河川（多摩川、江戸川、荒川上流、荒川下流）を対象に平成9年度に1回アンケート調査を実施した。具体的な方法としては、各河川100名・計400名の河川敷利用者に様々な状態（植生タイプ・草丈・均一度）の堤防植生の景観写真約100枚を無作為に並べた状態で見せ、「良い、普通、悪い」の3段階に区分してもらった。「良い、普通、悪い」の各ランクにそれぞれ2, 1, 0点を与え被験者の個人差を取り除くための標準化を実施し、各写真に対して得点を集計した。

標準化の集計結果に基づく各植生の状態に対する平均点を表2・5に示す。

景観アンケート調査結果より、利用者として景観上好ましい植生タイプはシバ・チガヤタイプであり、草丈は70cm以下が望まれていることが推定された。また、堤防の景観評価には、植生の均一度が影響し、多少草丈が高くても、均一度が揃っていれば景観上好まれることが分かった。

なお、写真2・6～8にアンケート調査で用いた代表的な写真を示す。

表2・5 景観写真の平均得点

植生タイプ	均一度	15cm以下	30cm以下	50cm以下	70cm以下	100cm以下
シバタイプ	群生	3.95	3.56	—	—	—
	混成美	3.97	3.70	3.60	—	—
	混成荒	2.60	1.85	1.32	1.01	—
シバタイプ, チガヤタイプ,	群生	4.21	4.13	3.62	3.30	—
	混成美	4.03	3.64	3.19	3.04	—
	混成荒	2.84	1.85	1.29	0.91	—
シバタイプ, チガヤタイプ,	群生	3.16	3.39	2.90	2.23	1.99
	混成美	2.72	2.93	2.47	2.00	1.84
外来牧草タイプ	混成荒	1.82	1.52	1.09	0.56	0.27

※太字数値：景観的に評価が良い（平均点が3点以上）

※均一度の凡例（植物の繁茂状況）

群生：単一植物が広く優占する純然たる植生

混成美：植生が見た目が美しい状況で混生している

混成荒：植生が見た目が荒れた状況で混生している



写真2・6 景観的に評価が良い写真（得点 5.83）
（植生タイプ シバタイプ、草丈 15cm、均一度 群生）



写真2・7 景観的に評価が良い写真（得点 4.31）
（植生タイプ チガヤタイプ、草丈 50cm、均一度 混成美）



写真2・8 景観的に評価が悪い写真（得点 -4.33）
（植生タイプ 外来牧草タイプ、草丈 70cm、均一度 混成荒）

(3) 堤上の野草保全

堤上の植物の中にはレッドリスト掲載種などの貴重種とされている植物もあれば、美しい花を咲かせたり、食用になるということで人々から保全の要望がある植物（野草）もある。

現在の堤防除草は、これらの植物に必ずしも配慮したものとはいえないが、堤防の利用者が多く、周辺に自然があまり残されていない都市部においては、堤上の野草も貴重な自然環境といえる。そのため、植物相調査ならびに植物組成調査結果等の結果をもとに学術的貴重種の生育状況、工事事務所に寄せられた保全の要望等のある植物について整理を行い、維持が可能な植物（群落）に対しては保全を図る方向で管理方法の検討を行った。

①レッドリスト種

環境庁等のレッドリスト掲載種に代表される、いわゆる貴重種に関しては、多摩川、江戸川、荒川の堤防で実施した植物相調査から表2・6に示す10種が確認された。これらの植物は湿った草地に生育する種類が大部分で、中にはミクリやカンエンガヤツリのような湿地に生育する種も含まれている。このため、これらの植物はむしろ高水敷等での保全を図るべきであり、全国レベルでのレッドリスト種の評価方法は、河川堤防にはうまく当てはまらないものと推測される。

これらの貴重種の保全に関しては、現地において個々に検討されることが望まれるが、堤防が河川管理施設であるということを前提に、治水上支障のない範囲で保全方法を検討することが望まれる。

表2・6 確認された絶滅のおそれのある植物種

科名	種名	カテゴリー	確認河川
アブラナ	コイヌガラシ	準絶滅危惧	荒下
エノコ	タコノアシ	危惧II類	荒下
トウゲイゴサ	ノウルシ	危惧II類	江戸・荒上
セリ	ミシマサイコ	危惧II類	多摩
サクラウ	ノジトラノオ	危惧I B類	荒上
ガガ任	ズズサイコ	危惧II類	多摩
ゴマハガサ	カワジシャ	準絶滅危惧	荒下
キ	ウラギク	危惧II類	多摩
ミクリ	ミクリ	準絶滅危惧	多摩
ガツリガサ	カンエンガヤツリ	危惧II類	荒下

※環境庁発表 日本版レッドリスト(1997)に準拠⁴⁾

②保全要望の植物

次に、沿川住民等から工事事務所に身近な草花として保全が要望されている植物として、表2・7に示すような植物が挙げられる。これらはいずれも、花が美しいなど、見て楽しめる植物が多く、また、従来より堤防に良く生育する種がほとんどである。

そのため、これらの野草の保全については、開花期の除草を避けるなどの除草時期の調整によって保全することが望まれる。また、植生管理計画において配慮を行う場合は、ある程度群生しており、範囲等が明確なものを保全対象とすることが現実的である。

表2・7 保全の要望等がある植物

科名	種名
キキョウ	ツリガネニンジン
バラ	ワレモコウ
サクラソウ	オカトラノオ
マメ	ナンテンハギ
ナデシコ	カワラナデシコ
ヒガンバナ	ヒガンバナ
ユリ	ヤブカンゾウ
ユリ	ノカンゾウ
マメ	レンリソウ

(4) 除草と昆虫の関係

多種多様な植物が生育する堤防草地は、植物の種類に比例して昆虫の種類も多い場所である。一般に堤上には除草の影響によりイネ科植物を優占種とする草丈の低い草地在り形成され、それら草地に依存した昆虫類の棲息場として機能している。また、市民に親しまれる昆虫も多い。このような状況から、堤上の昆虫とも共存しうる堤防植生管理が望まれている。

これらの要請に応えるため、関東の都市河川（多摩川、江戸川、荒川(荒川下流・荒川上流)）を対象に、堤防除草と昆虫相の関係を明らかにするための実験を平成7～8年度に行った。

①昆虫調査の方法

実験は、各河川に年2回回りの比較的粗放な管理とする堤防の区間（延長150m）を設置し、春の除草以後、草を伸ばしたままに放置し、秋季に昆虫調査を実施した。調査区域は150m区間の中央部を20m幅で実施し、表法・裏法・法尻高水敷の部分をそれぞれ調査した。調査手法はスイーピング法、ベイトトラップ法、任意採集法を用いた。

秋の昆虫調査後に再度除草し、昆虫相が落ち着いたと考えられる、除草後1週間程度経過した日に同様の方法で、再び昆虫調査を実施した。

さらに、除草後の昆虫相が1年後に元の状態に戻るかどうかを比較するため、1年後の秋（除草前）に同じ方法による昆虫調査を実施した。

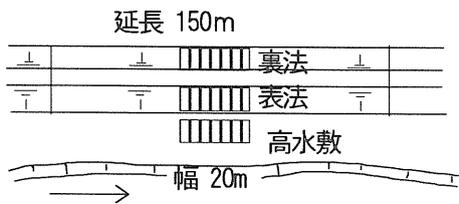


図2・12 昆虫調査箇所の概念図

②堤上の昆虫相

これらの昆虫調査の結果、4箇所・2回分の昆虫調査において275種、2万5千頭以上の昆虫が採集され、堤防に多くの昆虫が棲息していることが確認された。

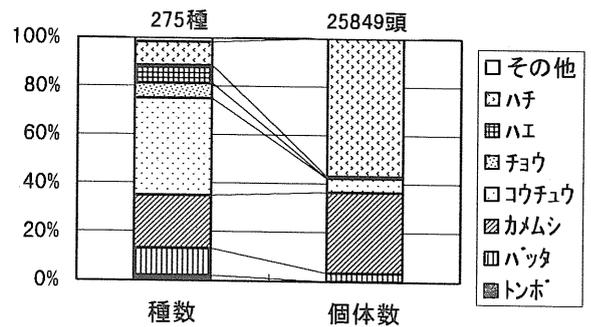
堤防で確認される昆虫は草地環境に適応しているので、その昆虫相は、バッタ類、カメムシ類、コウチュウ類に特徴づけられる。

このうち、種類の大部を占めるのはコウチュウの仲間、主に植物を食べるハムシ類やゾウムシ類、地表で生活するオサムシ類で構成されるが、その個体数は少ない。

カメムシの仲間にはイネ科植物の害虫であるウンカ・ヨコバイ類が優勢で個体数も多く、堤防の代表的昆虫と考えられる。堤防で最も優占した昆虫は、このグループに属するオオヨコバイであった。

バッタの仲間は堤上の昆虫では大型の部類に属し、個体数はそれほど多くはないが、よく目立ち、堤防では重要な昆虫群である。

さらに、ハチの仲間であるアリは種数的には少ないが、個体数では最も多くを占めている。しかし、アリの仲間は自然界に広く分布しているので堤防環境の特徴を表す種とは考えにくい。



※多摩川・江戸川・荒川下流・荒川上流の調査の内、除草前に実施した2回分(2年分)の調査結果を集計した。

図2・13 確認された昆虫類別の種数と個体数

③除草による昆虫への影響と回復

平成7年度に実施した除草前後の昆虫調査では除草後に昆虫種数が減少する傾向が認められた。

ただし、個体数に着目するとそれほど大きな減少は見られていない。これは、主に植食性の昆虫が減少している代わりに、大量のアリが捕獲されたことが原因である。堤上の最優占種であるオオヨコバイの個体数をみれば、植物を直接利用する昆虫類については大きな影響を受けていることが推定できる。

以上の結果から、堤上に生育する昆虫類は除草後に昆虫の種類、個体数が減少することが明らかになった。しかし、除草は昆虫の生活空間そのものである植物の大部分を取り除くことであり、ある意味当然の結果と考えられた。

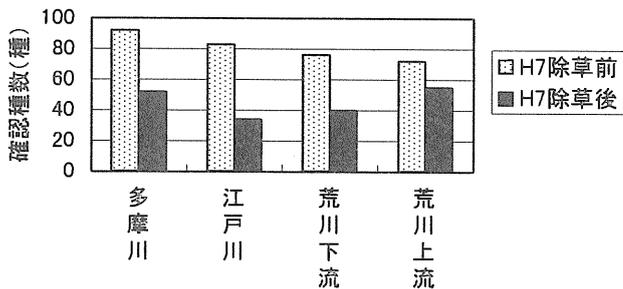
次に、同一の堤防をその翌年も同様に管理を行い、1年後の除草前にどのような昆虫相が復元しているかを調査した。その結果を表2・8に示す。

この結果より、平成7年度における除草前と除草後の調査結果を比較すると、種数については全河川ともに確認数が減少する傾向が見られたが、平成8年度の除草前では、多摩川を除く河川について除草後より種数が増加する傾向が見られた。また、堤上の確認種（除草前）は、主にバッ

表2・8 堤防昆虫調査結果

河川名	H7年度		H8年度
	除草前	除草後	除草前
多摩川	92種	52種	50種
江戸川	83種	34種	66種
荒川下流	76種	40種	58種
荒川上流	72種	55種	64種

※堤防表法・裏法を対象とし高水敷のデータは除外した。



※堤防表法・裏法を対象とし高水敷のデータは除外した。

図2・14 除草前後の確認種数

タ類、カメムシ類等で構成されており、優占種も平成7年度の除草前調査と同様にオオヨコバイで共通していた。そのため、平成8年度の堤上に棲息する昆虫相は、ほぼ平成7年度の除草前の状態に回復していると判断できた。

以上の結果より、現在の堤上に棲息している昆虫は除草という行為を前提とした昆虫相となっており、除草が即、堤上の昆虫相の低下につながらないことが想定された。

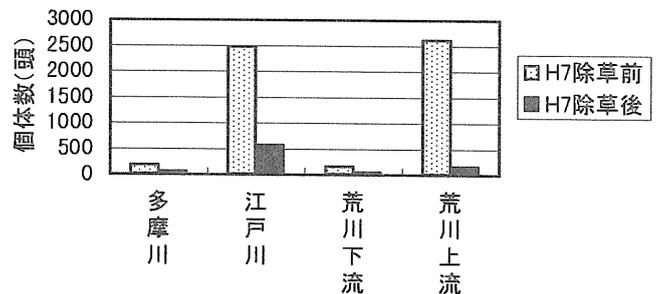
ただし、除草後の種数の回復の程度や個体数までを考慮すると、平成8年の昆虫相は平成7年のレベルまで完全に回復しているとは言えない。これは、昆虫そのものが、年による個体数の増減が大きく、調査時の気象条件等にも左右されやすいと言う特性を持っているためと考えられる。そのため、堤防の昆虫調査については、さらにデータを積み重ねて行かなければ、正確な影響の判断は難しいと考えられる。

④多様な昆虫と共生する植生管理

昆虫相の調査結果からいえることは、通常の草地では普通に確認されるが、堤防では確認例が少ない昆虫がいくつか見られることである。代表的な種としては、スズムシ、カンタン、ツマグロキチョウ、ギンイチモンジセセリ、ミヤマシジミ等があげられる。これらは、その昆虫の生活環のどこかで、除草が影響を与えていると考えられる。

今回の調査ではこれらの昆虫の生活サイクルと除草の関係について検討し、どのような管理方法の工夫をすればこれらの昆虫の再定着が可能であるかについて検討した。

また、堤防の管理状態によっては一般に害虫と呼ばれるウンカ・ヨコバイ・イナゴ類の大発生を招く可能性もある。このような視点も踏まえつつ、昆虫に対する適切な管理手法を見極めて行く必要がある。



※堤防表法・裏法を対象とし高水敷のデータは除外した。

図2・15 オオヨコバイの除草前後の個体数

(5) 花粉症原因植物

堤上の植物が原因と思われる花粉症被害に関する市民からの苦情・要望等は、図2・8に示したとおり、第2位(19.5%)を占め、現在、堤防植生管理の重要な検討課題となっている。

これら花粉症の原因植物としては、要望では「ブタクサ」を名指しする例が多数を占め、多摩川などでは花粉症対策としてブタクサの除草等も実施していた。しかし、これらの苦情が寄せられる時期を調査したところ、苦情は主に5～6月に集中して寄せられ、ブタクサなどのキク科の原因植物の開花期である秋にはほとんど苦情がなかった。

この結果から、都市河川において花粉症の原因植物はブタクサではなく、春季堤防等に繁茂するイネ科の植物であることが推定された。

1984年に府中市内の多摩川沿いの小中学校で集団発生した花粉症の原因を調査した結果、その原因が多摩川に生育するカモガヤ、ホソムギ等のイネ科植物であるという報告が知られている⁸⁾。以降、イネ科花粉症は、スギ花粉症の次に発症例の多い花粉症原因植物であると認識されている。代表的な草本系の花粉症原因植物の一覧を表2・9に示す。

これら花粉症の原因植物は多くの種類が挙げられているが、イネ科の大部分が原因植物に相当し、その中でも特に堤防の優占種となっているネズミホソムギ(越年生)、オニウシノケグサ(多年生)が特に要注意種と考えられる。すなわち、外来牧草タイプの堤防においては、花粉症の問題が生ずる可能性が高いと考えられる。そのため、沿川に住宅が密集しているような地域では花粉症の対策のため、外来牧草タイプの堤防を他の植生タイプへ遷移させるか、花粉の飛散時期の除草頻度を上げる等の対策が必要と考えられる。

表2・9 花粉症の原因植物一覧

科名	種名	開花期	備考
イネ科	カモガヤ	5～6月	特に多い
	ホソムギ	5～7月	
	ネズミムギ	7～8月	
	ネズミホソムギ	5～8月	
	ハルガヤ	4～6月	
	コヌカグサ	6～7月	
	ヒロハウシノケグサ	5～9月	
	オニウシノケグサ	5～9月	
	オオアワガエリ	5～8月	
	ナガハグサ	5～6月	
	スズメノテッポウ	5～6月	
スズメノカタビラ	3～5月		
キク科	オオブタクサ	8～10月	多い
	ブタクサ	8～10月	
	ヨモギ	7～10月	
	オトコヨモギ	7～10月	
クワ科	カナムグラ	8～10月	

※原因植物は斎藤(1988)等より抽出(5)6)

※備考欄については、堤上で多く見られる種のみコメントをつけた。

2. 4 植生タイプ別管理手法の検討

堤防植生管理計画の要点は、人為的な除草・集草等により、堤防植生をコントロールすることである。堤防植生のコントロールに関して、除草剤等の使用が出来ない現状を踏まえると、基本的には除草の回数および時期が問題となる。

従来の研究では、除草回数設定の指標として植生の草丈のみに着目したり、特定の植物（例えばイタドリ）の根絶のみを考えることが多かった。

本調査では、堤防上の植生が多様な植物種で構成され、定期的な除草により維持されているという認識に立ち、植物生態を考慮した植生管理手法の確立を目指している。すなわち、除草回数などの人為的インパクトを積極的に変化させることで、その場所に適した植生タイプへ誘導することを検討する。

(1) 除草管理実験

こうした植生管理手法の確立のため、実河川の堤防において何通りかの除草管理パターン（除草・集草回数および時期）を試験的に実施するという除草管理実験を実施した。

①実験方法

調査対象河川は関東地方の都市河川（多摩川、江戸川、荒川）である。調査は、5m×5m相当の方形区（コドラート）を合計104箇所設置し、表2・10に示す植生タイプ別に各除草管理パターン（表2・11）を組み合わせた。

なお、本実験では、外来牧草タイプを3つ（*ネズミホソムギ*タイプ、*カラシナ*タイプ、*広葉*タイプ）に区分するとともに、広葉タイプの調査区も設定し、実験を行った。

各除草管理パターンの調査区については、平成7年度～11年度に春・夏・秋の年3回の植物組成調査を5ヶ年継続した（平成7年度の春は未実施、実験地点については平成10年度から一部見直した）。

植物組成調査とは各コドラートの中のすべての植物種をリストアップし、各植物の被度を記録するものである。被度とはコドラート全体に対して各植物の占有率を判定するものである。

表2・10 除草管理パターンと調査地点数

河川	植生タイプ	除草管理パターン						合計
		2-2	3-1a	3-1b	4-1	4-4	5-1	
多摩川	シバ				1	1	2	4
	チガヤ	2	2		3	3	3	13
	ネズミホソムギ	2		4	3	2	4	15
	オニウシ	1				1		2
	広葉		1				2	3
江戸川	シバ				3	2	4	9
	チガヤ	2	3		2		4	11
	ネズミホソムギ			3	2	1	1	7
荒川下流	シバ				6	2	4	12
	チガヤ				1	1	1	3
	ネズミホソムギ					1	1	2
	オニウシ				1			1
荒川上流	シバ				2	2	2	6
	チガヤ		2		2			4
	ネズミホソムギ	2		2	3			7
	オニウシ			1	1			2
	カラシナ				2			2
	広葉			1				1
コドラート数合計		9	9	11	32	16	28	105

表2・11 除草管理手法の解説

2-2:2回除草-2回集草	
方法	・春・秋に各1回除草・集草を実施するパターン
目的	・除草回数を減らしたケース
3-1a:3回除草-1回集草	
方法	・春・夏・秋に各1回除草、春に1回集草を実施するパターン
目的	・標準的な3回刈りのケース
3-1b:3回除草-1回集草	
方法	・春2回、晩夏1回の除草と第1回目除草後に集草を1回実施するパターン
目的	・春に2回除草を実施することで、ネズミホソムギ等の繁茂を押さえるケース
4-1:4回除草-1回集草	
方法	・春2回、夏・秋に各1回除草を実施し、第1回目除草後に集草を1回実施するパターン
目的	・標準的な4回刈りのケース
4-4:4回除草-4回集草	
方法	・春2回、夏・秋に各1回除草・集草を実施するパターン
目的	・4-1と比較して、集草の効果を確認するケース
5-1:5回除草-1回集草	
方法	・春・夏に各2回、秋1回の除草を実施し、第1回目除草後に集草を1回実施するパターン
目的	・除草回数を増やし、シバの維持等を図るケース

②実験結果

被度のランクを表2・12に示す定義により5～1と+の6段階で評価し、これら5ヶ年の調査結果について、表2・13に示すように植物毎の経年変化が分かる「経年的な常在度表」として整理した。

なお、コドラート内の植物は重層的に生育しており、コドラート内の被度の合計は100%以上になる場合が多い。

表2・12 被度のランクの定義

ランク	被度
5	80～100%
4	60～80%
3	40～60%
2	20～40%
1	5～20%
+	5%未満

③5年間の変化評価

「経年的な常在度表」を基に、各除草管理パターンを5年間継続した場合、従前の植生タイプで安定して維持されているのか、あるいは、他の植生タイプへ遷移する傾向が見られているのかをそれぞれ評価した。

その結果、いくつかの調査地点では植物組成が変化し、植生タイプも変化していることが認められた。

除草管理の方法を変えることで、植生タイプも変化することが明らかとなった。

表2・14に5年間の除草管理実験による植生タイプ変化の評価結果を示す。

なお、本実験では、除草後の集草の有無と植物組成との相関関係は見られなかった。

表2・13 経年的な常在度表の例

(表記例)

調査地点		NO. 1 (1-1)															出現回数(回)
除草パターン		4-1															
区	分	1年目		2年目		3年目		4年目		5年目							
前	回	95夏	95秋	98春	98夏	98秋	97春	97夏	97秋	98春	98夏	98秋	99春	99夏	99秋		
前	回	5/8	9/7	—	5/30	10/7	—	8/23	8/20	—	4/22	8/29	—	4/20	9/3		
刈	査	7/18	10/3	4/20	8/2	12/6	4/24	7/16	9/25	4/22	7/13	9/30	4/19	7/23	10/2		
除	草	7/1	2/8	—	8/4	8/8	—	2/3	3/8	—	8/2	3/2	—	9/4	2/3		
植	被	100	100	85	100	100	80	100	100	95	100	100	80	100	95		
出	現	21	18	21	18	17	21	19	18	21	17	16	16	13	15		
チ	ガ	4	4	2	3	4	1	3	2	1	2	1	+	1	+		
セ	イ	2	1	+	1	+	1	1	+	+	1	1	+	1	1		
ハ	ル	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
イ	ヌ	3	+	1	+	+	1	+	+	2	3	+	2	2	+		
ア	レ	+	1	1	1	+	1	+	+	+	+	+	+	+	+		
ア	オ	+	+	2	2	1	2	+	+	2	1	+	1	+	+		
ネ	ズ	1	1	1	1	1	3	2	+	4	3	+	4	2	+		
オ	オ	1	1	1	+	2	2	+	+	1	+	+	+	+	+		
シ	バ	2	1	1	1	1	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
メ	ヒ	2	2	1	1	2	3	4	+	3	4	+	3	5	9		
：	：																

平成7年度の調査結果
平成8年度の調査結果
平成9年度の調査結果
平成10年度の調査結果
平成11年度の調査結果
11回分の出現回数(多い順に並べる)

注) 右肩の植生タイプは、95夏、95秋、98春の組成から判定した調査開始時の植生タイプを示したものである。
平成11年度末の時点(5年間の調査結果)では、植生タイプが変化している可能性がある。
(この例では、チガヤタイプが外来牧草タイプへ移行していることが確認される。)

表 2・14 5年間の除草管理実験による植生タイプ変化の評価結果

実験開始時の植生タイプ	5年経過後の植生タイプ変化		2-2		3-1 a		3-1 b		4-1		4-4		5-1		
			総地点数	判定結果	総地点数	判定結果	総地点数	判定結果	総地点数	判定結果	総地点数	判定結果	総地点数	判定結果	
シバタイプ	オニウシタイプへ変化													2	
	ネズミホソムギタイプへ変化								1					1	
	ネズミホソムギタイプへの変化傾向	-		-		-			2	9	2	1 2		1	
	変化なし								4		6			7	
	良好に維持								2		1			1	
組成変化状況	4, 5 回刈り		<ul style="list-style-type: none"> 標準的なシバタイプあるいはシバの被度が低い地点では、シバが維持される。 初期のシバの被度が低い場合は、全体的にシバが衰退し、外来牧草タイプへ変化する傾向がある。 												
チガヤタイプ	ネズミホソムギタイプへ変化			1				3						1	
	シバタイプへ変化													1	
	ネズミホソムギタイプへの変化傾向	4		7		-		8		4		1	8	1	
	シバタイプへ変化傾向											1		1	
	変化なし		1		4				2			1		1	
良好に維持		3		2				1			2		5		
組成変化状況	2, 3 回刈り		<ul style="list-style-type: none"> 全体的にチガヤが良好に維持されている。 												
		4, 5 回刈り		<ul style="list-style-type: none"> チガヤが減少し、他の植生タイプへ変化する傾向が見られる地点が多く、チガヤタイプが維持されている地点についてもチガヤの矮性化、牧草の増加等が見られる。 											
外来牧草タイプ	オニウシタイプへ変化													1	
	チガヤタイプへ変化							3							
	チガヤタイプへ変化傾向	4		-		9		8		4			6		
	変化なし		2					1		7		4		5	
	荒れたネズミホソムギタイプ		2					1		1					
組成変化状況	2 回刈り		<ul style="list-style-type: none"> 多種の多年草が混生し、全体的に荒れた植生となる。 												
		3-1 b		<ul style="list-style-type: none"> チガヤタイプへ変化した地点やチガヤが増加する地点が見られる。 											
		4, 5 回刈り		<ul style="list-style-type: none"> 初期値にシバの混成が確認された地点がいずれもシバタイプへ変化しているが、それ以外の地点では、管理手法に関わらず、植生タイプの変化は見られない。 全体的にネズミホソムギが減少する傾向が見られる。 											
オニウシタイプ	ネズミホソムギタイプへ変化					1		1							
	ネズミホソムギタイプへの変化傾向	1		-		1		2		1		1			
	チガヤタイプへの変化傾向														
	変化なし		1									1			
	組成変化状況	2~4 回刈り		<ul style="list-style-type: none"> 3 回刈りでは、ネズミホソムギタイプへの変化が見られ、2, 4 回刈りでは植生タイプの変化は見られないという結果を得たが、全体的な傾向を勘案すると、2~4 回刈りではオニウシタイプは変化しないものと考えられる。 オニウシタイプ以外でオニウシノケサを含むコドラート(殆どがシバタイプ)において、4, 5 回刈りを行った結果、オニウシノケサが増加する地点が見られる。 											
カラシナタイプ	ネズミホソムギタイプへ変化							2	2						
	組成変化状況	3, 4 回刈り		<ul style="list-style-type: none"> 春季にセイヨウカラシナが激減し、ネズミホソムギタイプへ変化しているが、セイヨウカラシナを根絶するには至っていない。 											
広葉タイプ	オニウシタイプへ変化													1	
	ネズミホソムギタイプへ変化			1		1		1					2	1	
	変化なし				1										
	組成変化状況	3 回刈り		<ul style="list-style-type: none"> イタドリの減少が認められ、ネズミホソムギタイプへ変化しているが、イタドリを根絶するには至っていない。 クコを対象に検討した調査区では、広葉の減少は認められない。 											
			5 回刈り		<ul style="list-style-type: none"> いずれもイタドリの減少が認められ、外来牧草タイプへ変化しているが、イタドリを根絶するには至っていない。 広葉タイプ以外でイタドリが確認される地点でも、除草回数に依らず、イタドリが根絶する地点は認められない。 										

(2) 草丈管理実験

除草管理パターン（除草回数・時期等）の違いによる平均草丈の状態を調査した。草丈は見た目に影響する指標であり、堤防植生を管理する上で重要である。

①実験方法

本調査は、平成10年度に荒川上流において4月17日～10月30日(29週間)の期間実施し、週に一度、平均草丈と優占種等の調査を行った。実験は、シバ、チガヤ、ネズミホソムギ、オニウシノケグサ、カラシナタイプの各植生タイプを対象とした。

植生タイプにあわせた管理手法を比較実験するために、1工区を100mとして5工区に分割し、各工区毎に管理手法を変化させている。調査工区の管理手法は、表2・15に示すように、2～6回刈りの6パターンであり、(1)の除草管理実験の除草管理パターンとは若干異なるが、主に除草回数を主眼とした手法を取り入れた。これはシバ区間の維持として標準的と考えられている4回刈りをベースに除草頻度を増加・減少させたものである。

なお、3回刈りについては、通年を均等に刈る方法(a)と、春に徒長する植物を重点的に刈り取る手法(b)の2通りの除草時期を設定した。集草時期についても、刈草の量を勘案して、通年均等刈り(a)では第1回目除草後に、春季重点刈り(b)では最終除草後に集草時期を設定した。また、2回刈りでは刈草の量が多いと想定されるため、除草後毎回集草を行うこととした。

表2・15 草丈調査の試験区間構成

植生タイプ 除草回数	試験区間				
	シバ タイプ	チガヤ タイプ	外来牧草タイプ		
			ネズミホソ ムギタイプ	オニウシ ノケグサ タイプ	カラシ ナタイプ
6回刈り	●		●		
5回刈り	●		●	●	●
4回刈り	●	●	●		
3回刈り a	●	●	●	●	●
3回刈り b		●	●	●	●
2回刈り	●	●	●	●	●
合計	5	4	6	4	4

3回刈り a : 春・夏・秋に各1回除草

3回刈り b : 春2回・晩夏1回除草

②調査結果

草丈調査の調査結果は、代表的なシバ・チガヤ・ネズミホソムギタイプについて図2・16～18に示し、この3つの植生タイプについて、除草時期と除草回数による草丈コントロールの見極めを行った。

I シバタイプ試験区間

シバタイプの管理手法で最も良好にシバが維持できたのは6回刈りであり、調査期間内は、ほぼシバが優占した。シバが優占している場合は、平均草丈が30cm以下で管理でき、メヒシバが優占し平均草丈が最大となった第5回除草日前の35cmを除き、全期間で平均草丈は30cm以下であった。

5回刈り、4回刈りでも、ほぼシバが良好に維持できた。ただし、8月下旬から9月下旬の最終除草までは、5回刈りでは4週、4回刈りで5週メヒシバ優占する期間があった。平均草丈の最大もメヒシバで、5回刈りでは45cm、4回刈りでは65cmであった。

2回刈り、3回刈りaでは、シバが優占することはなかった。当初シロツメクサが優占し、その後は、ヨモギ、メヒシバ、セイタカアワダチソウが優占した。平均草丈は8月の初旬まで40cm以下を保ったが、8月中旬から9月下旬の最終除草までは、平均草丈が最大となり、3回刈りaでメヒシバが85cm、2回刈りではセイタカアワダチソウが120cmを越えた。

以上のことから、シバの維持に関しては4回刈り以上が有効であり、4回刈り以下ではシバが著しく衰退する傾向がある。

除草時期で重要になってくるのは4月下旬～5月上旬のカラスノエンドウ、シロツメクサが繁茂する時期と、8月下旬～9月にかけてメヒシバ、エノコログサが繁茂する時期であると考えられ、シバを良好に維持するためには、この2時期の追加除草が効果的である。

II チガヤタイプ試験区間

今回の調査結果では、4回刈り、3回刈りb工区で、チガヤが優占する期間が長かった。3回刈りa、2回刈りは、初期の除草が5月下旬であることから、越年草のネズミホソムギが優占し、チガヤが繁茂することができなかった。チガヤを優占させる場合は、4月下旬～5月上旬に除草を行い、ネズミホソムギ等の繁茂を押さえて、チガヤの生長を助長させることが重要である。

4回刈りでのチガヤ草丈の状況は絶えず生長しており、1～4回目除草直前の平均草丈は、順にカラスノエンドウ

48cm, チガヤ45, 60, 64cmであった。平均草丈の最大は9月後半でチガヤ78cmであった。調査区間の中では、チガヤが最も優占する工区となったが、長期的に見るとチガヤが衰退していくことも考えられる。

3回刈りbでの平均草丈は、1～3回目除草直前で、順にネズミホソムギ45cm, チガヤ28, 100cmであり、平均草丈の最大は最終除草前の100cmであった。この工区の最終除草日は、通常より1ヶ月程度早い8月後半であるが、それ以降のチガヤの伸長は少なく、平均草丈40cm程度で維持できる。

3回刈りaでの平均草丈は、1～3回目除草直前で、順にネズミホソムギ112cm, チガヤ78cm, 65cmであった。

2回刈りの平均草丈は、1回目除草直前でネズミホソムギ105cm, 2回目でチガヤ75cmである。1～2回目除草の間は18週間あるため、1回目除草後6週まではネズミホソムギが71cmまで伸長するが、その後はアカツメクサ、ヤブガラシが優占種となり平均草丈は70cm以上とならなかった。

以上の結果より、チガヤの維持を目的とするのであれば年に3回程度均等に除草を行うのが有効である。チガヤの被度が低くチガヤを優占させたい場合は、春期に重点的に2回除草を行うことで、チガヤへ移行することが期待できると考えられる。

III ネズミホソムギタイプ試験区間

ネズミホソムギタイプは、7月後半を境に前半はネズミホソムギ、後半はメヒシバ・アキノエノコログサとなり優占種が変化する。上記植生はいずれも通常100cm程度の伸長で栄養生長が終わるため、草丈を問題にしないのであれば、除草回数の頻度を高める必要はない。

4回刈り以上の除草頻度では、除草後に裸地化が起こりカキドオシが優占する期間が長くなる。特に6月後半から7月後半は、ネズミホソムギが衰退し、メヒシバ等の繁茂にはまだ早い時期なので、この時期に除草を行うと、著しい裸地化を招く。

ネズミホソムギは、除草後3週間に40～60cm程度生長し、6週間程度は生長が著しい。除草後6週以降は草丈の伸長が鈍るので、ネズミホソムギタイプの管理をできるだけ手間をかけずに維持していくことを狙いとするならば、除草回数は堤防点検時の除草と、景観的な悪化を防ぐため枯死した植物を放置しない、ヤブガラシ等が侵入した荒れた堤防としないという観点から、年に2回程度適宜実施することでよいと考えられる。

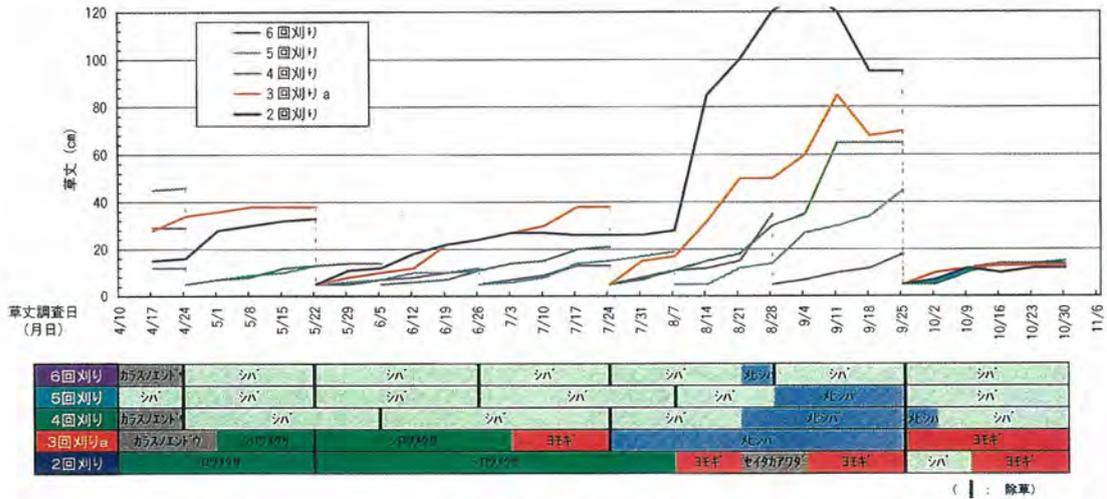


図 2・16 シバタイプ試験区間における平均草丈の推移と優占種の変化

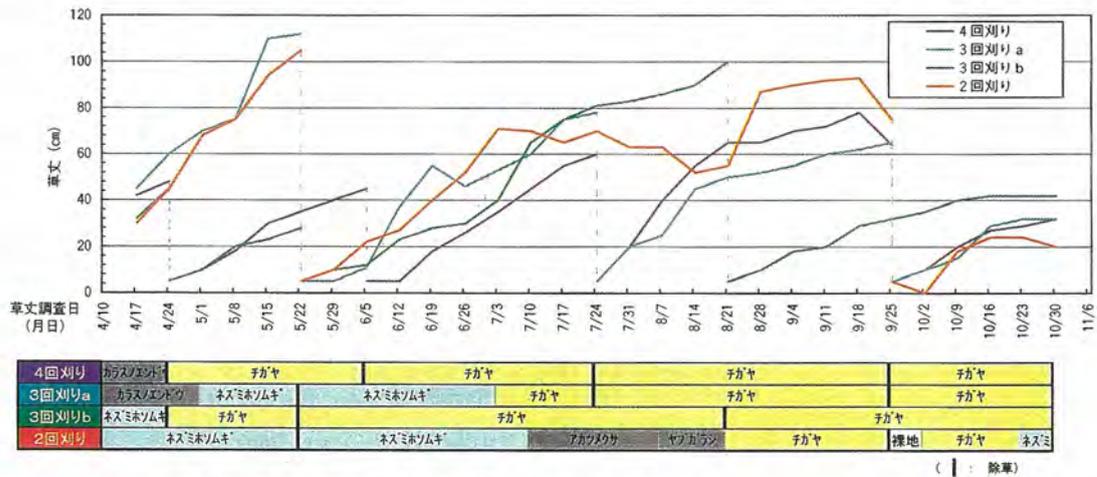


図 2・17 チガヤタイプ試験区間における平均草丈の推移と優占種の変化

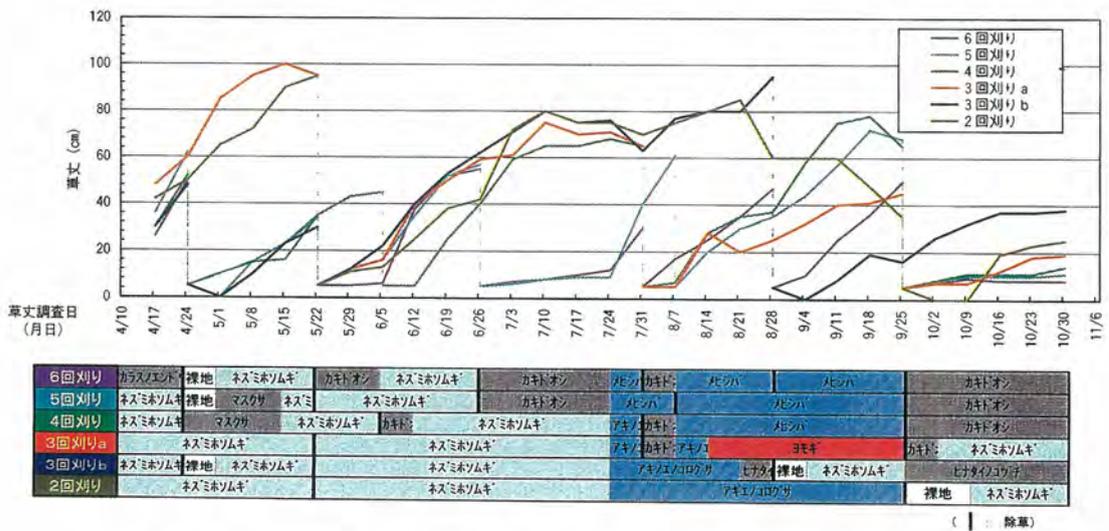


図 2・18 ネズミホソムギタイプ試験区間における平均草丈の推移と優占種の変化

3. 堤防植生管理計画策定方法の検討

3. 1 堤防植生管理計画の考え方

堤防植生の管理は、堤防法面の除草・集草等に係わる管理である。堤防植生の管理を適正かつ効率的に実施するため、堤防植生の管理計画を作成しておく必要がある。

(1) 基本理念

堤防植生の管理計画の基本的な考え方は、次のとおりである。

①堤防植生に求められる機能は区間別に考える

堤防の植生に求められる機能は、堤防の全区間に等しく求められるものではなく、区間によってその程度に差があるのは当然である。例えば、法面保護機能は表法と裏法、水衝部と水裏部では異なり、利用・景観性においても、堤防が人々に利用されている区間とされていない区間では異なる。そのために、堤防区間を治水（侵食等）・環境（利用面等）条件に基づく評価により、区間別にきめ細かく堤防の植生管理をする。

②シバ以外の植生タイプに着目する

堤防植生をこれまで「シバ」とシバ以外の「雑草」に区分して位置づけていたが、シバ以外の植生についても、その法面保護機能、草丈、生活史等に注目し、それぞれの植生タイプを適切にコントロールするという考え方を採用する。

(2) 管理計画のフロー

そこで、堤防植生管理計画のフロー（図3・1）に基づき、最終的に区間別、植生タイプ別による管理手法を設定するものであり、以下に、その概略の手順を述べる。

はじめに、堤防の植生タイプ分布調査を実施することによって、現状の植生タイプを把握する。

次に、治水条件および環境条件による評価を基に、区間別の堤防植生管理の方向性を設定する。管理の方向性は、堤防植生が治水および環境に係わる機能を有しているということを勘案して、区間毎の治水条件および環境条件からの総合評価に基づき、望まれる植生タイプ、法面強度、草丈等を設定するものである。

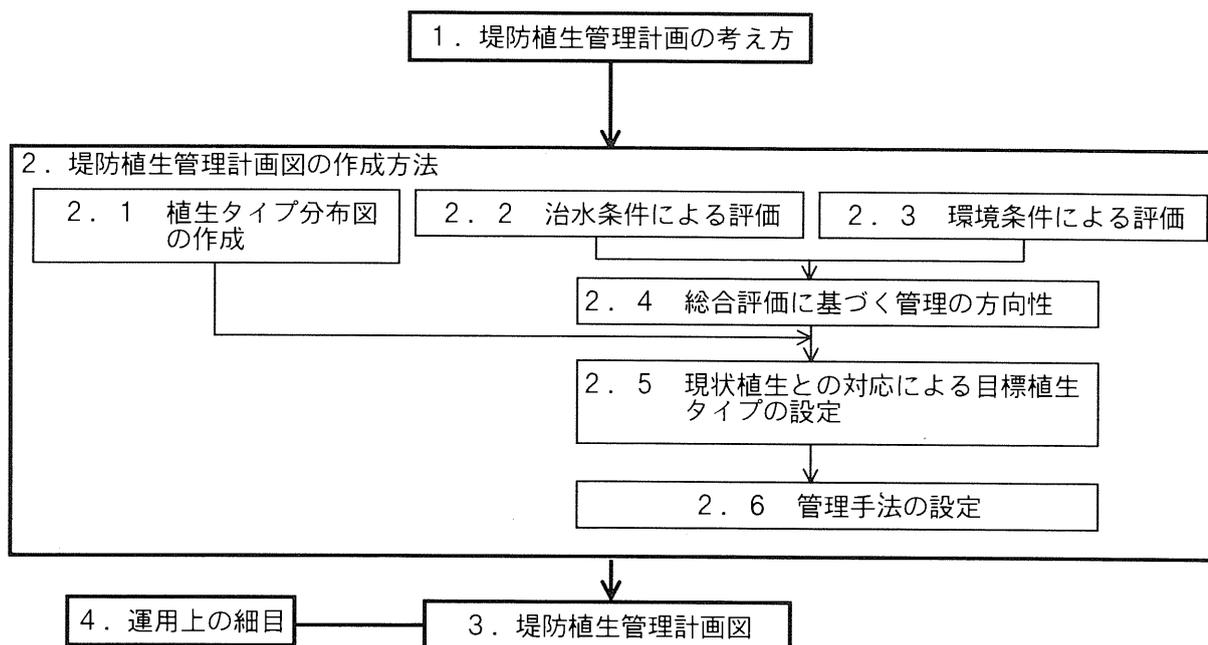


図3・1 堤防植生管理計画のフロー

さらに、この望まれる植生タイプと現状の植生タイプを比較し、合致しているかないかを判定し、区間毎に実現可能な目標植生タイプを設定する。

また、上記で設定した目標植生タイプを、効率的に維持あるいは遷移させるため、区間毎に管理手法（除草・集草回数、除草・集草時期）を設定する。

最終的には、上記の検討に基づき、区間毎に管理手法を明示した堤防植生管理計画図を作成する。

なお、植生管理の実施にあたっては、施工性、費用面等の運用上の細目についても考慮する。

3. 2 堤防植生管理計画図の作成方法

(1) 植生タイプ分布図の作成

現状の堤防植生を把握するために、植生タイプ分布調査

を実施し、植生タイプの分布図を作成しておく必要がある。

調査は、現況の植生タイプ（表2・2参照）を把握するために行うものである。堤防の表裏法面双方の植生を前述した植生タイプの定義（表2・2参照）に則り区分する。調査は春と秋の2回実施することが望ましいが、概略的に実施する場合は晩夏～初秋（9月頃）で代替することができる。季節別の植生図が得られた場合は、それぞれを重ね合わせ通年の植生タイプ分布図を作成する。

植生タイプの判定の精度については、除草の施工性を考慮すればあまり細かな部分までおさえる必要はなく、一連区間における植生が概ねどのタイプに含まれるかを第一義とし、部分的な植生の違いは無視することとする。ただし、治水 upstream のある広葉タイプについては、延長10m以上あるものは記録することが望ましい。

図3・2に植生タイプ分布図のイメージを示す。

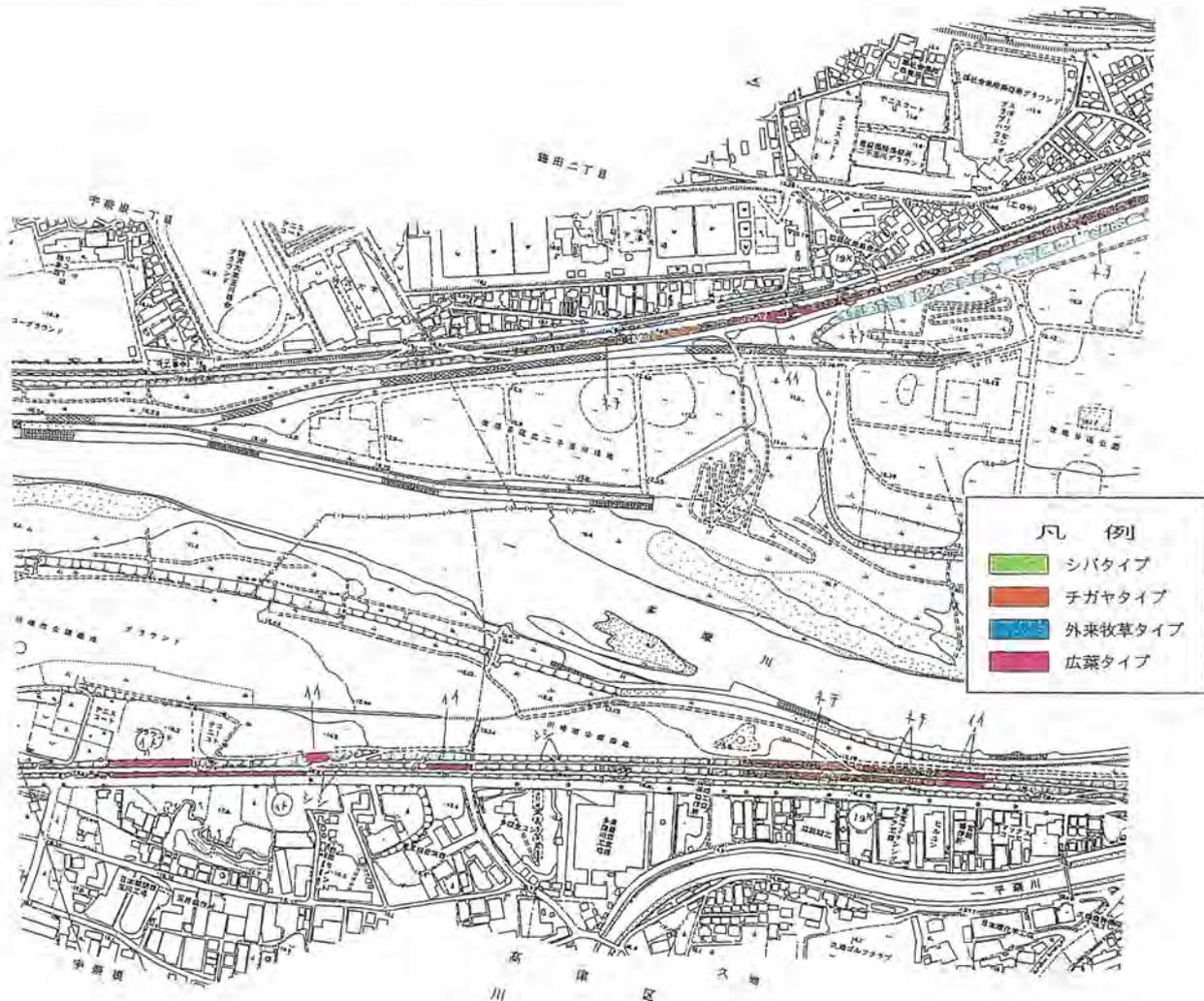


図3・2 植生タイプ分布図のイメージ

(2) 治水条件による評価

堤防は河川構造物の要であり、堤防管理を行うに当たっての基となる堤防区間の治水条件の整理・把握については、十分な検討が必要である。

そのため、堤防区間の治水条件の整理・把握を行うために、堤防を破壊する要因について着目し、ゾーニングによって示すものとする。

堤防を破壊する要因としては、法面の侵食の他、漏水、越水等が考えられるが、堤防植生が果たすべき役割は、第一の侵食に対する法面の防御であり、浸透・越水に関しては他の方法（遮水工・ドレーン工、嵩上げ等）において対

処することが望まれる。したがって、堤防植生管理に対する治水上の指標は侵食外力を用いる。

侵食外力によるゾーニングの手法は、様々な評価方法があるが、ここではその代表例として、建設省土木研究所の研究成果である、堤防植生の耐侵食性を直接評価できる手法を取り上げることとする。この手法は、堤防法面上に作用する摩擦速度をもって、侵食外力を評価する方法で、高水敷上の水深とエネルギー勾配から堤防法面の摩擦速度を求め、この外力に耐えることが可能な堤防植生の平均根毛量のレベルを設定するものである。なお、必要根毛量の算定結果例を図3・3に示す（算定方法は文献⁴⁾参照）。

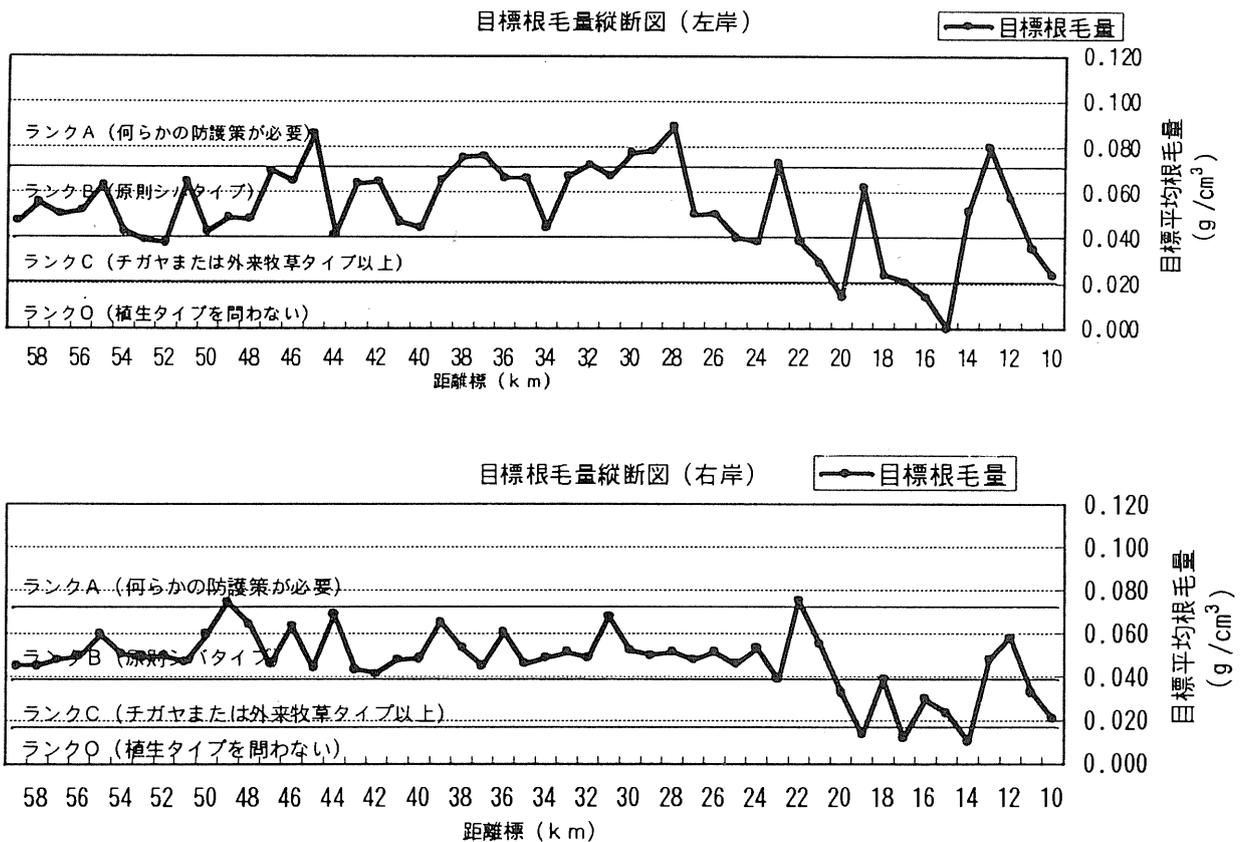


図3・3 必要根毛量の算定結果（例）

①治水ランク

堤防植生管理のための堤防区間の治水条件のゾーニングは、堤防に働く侵食外力の評価をもとに行う。本方法では必要とされる平均根毛量を基に、植生タイプと対応するレベルを勘案して、ランクA～C、Oの4段階に区分するものとする。

以下に、治水ランクの区分について整理を行う。なお、表3・1は目標根毛量に対応する植生タイプを設定したもので、治水ランク別に目標とする植生タイプを定めるものとする。

表3・1 治水条件別に望まれる植生タイプ

目標根毛量 g/cm ³	目標の 植生タイプ	治水ランク	(参考) 根系強度 kgf・cm
—	何らかの防護策 が必要	ランクA	—
0.070	原則シバタイプ (被度4～5程度)	ランクB	671
0.065			628
0.060			585
0.055			542
0.050			499
0.045			456
0.040	チガヤ or 外来牧草	ランクC	413
0.035			370
0.030			326
0.025			283
0.020	植生タイプを 問わない	ランクO	240
0.015			197
0.010			154

※：目標根毛量=0.000116×根系強度-0.007862

目標根毛量に対応する根系強度は、根系強度調査ならびに根毛量調査の相関式(図2.7参照)より設定した目安的な値である。

②管理の方向性

植生に望まれる治水機能は、前述のとおり土壌緊縛力と耐侵食性にある。この機能性は、堤防表層の平均根毛量で評価することができる。治水ゾーニングにおける治水ランクは、高水敷高や縦断勾配、洪水継続時間から推定される必要平均根毛量によって求められる。そのため、算定された必要平均根毛量を有している植生タイプ別に堤防を管理することが可能となる。

治水ランク(目標平均根毛量)に対応する植生タイプを表3・2に示す。

なお、高水護岸がすでに施工されている場合(かくし護岸も含む)は、植生による法面保護を考慮しなくとも良いと考えられるのでランクOとして扱うものとする。さらに、堤防裏法については、雨水侵食のみを考慮すればよいので、原則的にランクCで管理することとする。

表3・2 治水条件から望まれる植生管理の方向性

侵食に対する 重要性	望まれる植生管理の方向性		摘 要
	平均根毛量 平均根系強度	植生タイプ	
治水 ランク	ランクA	—	護岸を施工する 植生で侵食を防止するには無理がある
	ランクB	0.04g/cm ³ 以上 410kgf・cm 以上	シバタイプ 刈り込みを定期的に行う必要がある
	ランクC	0.02g/cm ³ 以上 240kgf・cm 以上	シバタイプ または チガヤタイプ または 外来牧草タイプ 裸地等がなく、均一に植生が覆っていること
	ランクO (護岸 施工済)	—	植生タイプを問わない 環境条件のみを考慮する

※本表は、各治水ゾーニング(ランク)において望まれる植生のタイプと法面強度を示したものである。法面強度は、一義的には根毛量を計測することが望まれるが、根系強度で代用してもよい。(表3.1参照)

(3) 環境条件による評価

河川空間は、水と緑の貴重なオープンスペースとして、住民からの注目度が非常に高く、その期待も大きい。したがって、堤防管理を行うに当たっては治水機能だけにとどまらず、環境条件の把握・整理についても、十分な検討が必要である。

そのため、堤防をより適正に管理するために、土地利用等の資料を収集して、堤防区間の環境条件について整理・把握する必要がある。

①利用機能と付加条件

堤防区間の環境条件の整理・把握を行うために、植生の状態によって影響を受ける環境条件に着目し、評価を行った。植生によって影響を受ける環境条件については、以下の利用機能の要因と2つの付加条件が挙げられる。

●利用機能

堤防植生の状態が周辺（堤防天端、高水敷等）の土地利用状況にそぐわない

●付加条件

a. 花粉症の抑制

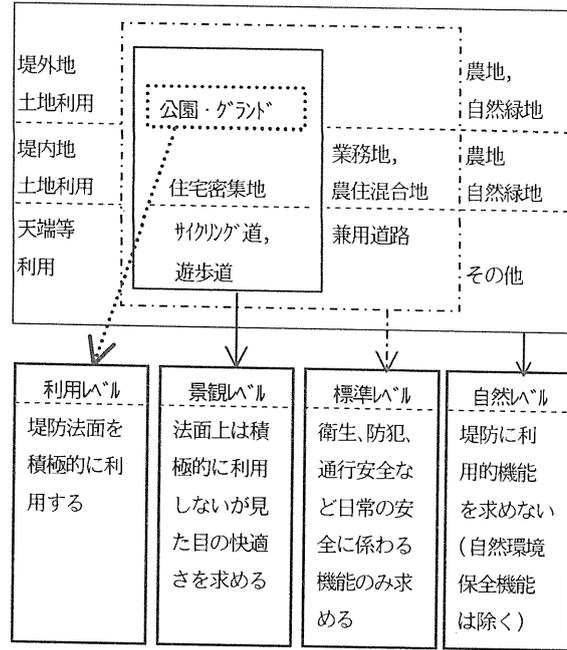
イネ科植物等によって花粉症が引き起こされる

b. 野草の保全

堤上の植物に対して、沿川住民から保全の要望がある

上記の内、利用機能によるゾーニング（レベル区分）は、既存の諸資料から周辺の土地利用状況を把握し、それを基に利用機能から区間毎の堤防法面の機能を4段階に評価し、さらに、付加条件として花粉症防止や野草保全に留意すべき区間を示すこととする。

利用機能によるレベル区分については図3・4、環境条件別に望まれる植生の状態については表3・3に示す。



※図2・11等を参考に想定。

図3・4 利用機能によるレベル区分

表3・3 環境条件別に望まれる植生の状態

環境条件		植生の状態として望まれる状態
利用機能 (自然)	利用レベル	歩行が容易な草丈として20~30cm以下で植生が揃っていること
	景観レベル	植生が均一で景観上の支障をきたさないこと、草丈は天端上から遠方を見通すことが出来るよう70cm以下であること
	標準レベル	植生タイプについては、広葉タイプ以外が求められ、草丈については1m以下程度が良い
	自然レベル	植生タイプについては、きめ細かい管理を必要としないため、自然に任せた状況でよい
付加条件	花粉症の抑制	花粉症原因植物を多く含まないこと、あるいは原因植物の花期における花粉の飛散を防止する必要性
	野草の保全	人々に親しまれている野草の開花時期においては除草工事が回避される必要性(規定の除草回数を行う)

※利用機能の利用に望まれる植生の状態(草丈)については、堤防法面の利用実態調査等により設定した。(表2・4、図2・10参照)

※利用機能の景観に望まれる植生の状態(草丈)については、堤防植生の写真を用いた河川利用者へのアンケート調査により設定した。(表2・5参照)

②管理の方向性

堤防の環境面の機能は、主に利用性（植生の草丈）および景観性（植生の草丈と均一度）によって、把握することができる。また、花粉症の抑制および野草の保全については、それぞれ付加条件として満たすものとする。そこで、堤防の環境条件ゾーニング別に望まれる植生の草丈と均一度を指標として、植生タイプを設定する。

表3・4に、環境条件から望まれる植生管理の方向性を示す。

上記の環境条件ならびに堤防の植生タイプを勘案すると、「利用機能」としてまとめられる事項については、草丈（最大の平均草丈）と植生の均一度（植物の繁茂状況のことであり、表2・5の凡例参照）が主要な要素となることがわかる。

「花粉症の抑制」ならびに「野草の保全」の付加条件は、除草の時期あるいは植生の種類そのものが問題となる条件であり、草丈・均一度との相関はない。

(4) 総合評価に基づく管理の方向性

治水条件と環境条件からの管理の方向性により、堤防の各区分について維持することが望まれる植生タイプ、平均根毛量（根系強度）、草丈等の植生の管理の方向性を設定する。

なお、治水条件と環境条件から望まれる植生の状態を比較するに当たっては、その植生の状態が一致している場合と一致していない場合がある。治水条件および環境条件によって望まれる植生の状態が一致していない場合は、基本的に堤防が本来有する治水条件を優先するが、対応できる範囲で環境条件についても考慮する。

以下に、治水条件と環境条件のゾーニングの組み合わせである望まれる植生の状況、すなわち総合評価に基づく堤防植生管理の方向性を表3・5に示す。また、実河川に適用させた事例を図3・5に示す。

表3・4 環境条件から望まれる植生管理の方向性

環境に対する要請		植生の管理の方向性			
		草丈および植生の均一度	植生タイプ等		
			他の付加条件のない区分	+花粉症抑制区分	+野草保全区分
環境ゾーニング	利用レベル	草丈は30cm以下 植生は均一	シタイプ° または 外棘帯タイプ°	草丈・均一度の要件を満たし、かつ外来牧草以外の植生で管理	草丈・均一度の要件を満たし、かつ、保全対象の野草の開花時期等に合わせた
	景観レベル	草丈は70cm以下 植生は均一	シタイプ° または 外棘帯タイプ°	または、花粉飛散時期の高頻度除草を実施	除草を実施
	標準レベル	草丈は100cm以下 植生はおおむね均一	シタイプ° または 外棘帯タイプ°		
	自然レベル	草丈、均一度を問わない	タイプ°を問わない		

※本表は、環境ゾーニング（レベル区分）において望まれる草丈（最大の平均草丈）と植物の均一度を示し、それを満足する植生タイプを2列目に示した。

※花粉症抑制区分、野草保全区分では、加えて、3, 4列目の条件を満たすことが望まれる。

※各レベルに設定されている草丈は、図2・16～18をもとに設定。

表3・5 総合評価に基づく堤防植生管理の方向性の設定

環境	治水		ランクA	ランクB	ランクC	ランクO
	植生タイプ		植生以外で要対策	シバタイプ	チガヤタイプ or 外来牧草タイプ以上	植生の種類を問わない
利用レベル	草丈30cm以下 植生は均一	高水護岸の整備等 何らかの対策を要する	① 植生は原則としてシバタイプ (草丈30cm以下 草丈は管理上の理由から規定)	② 植生は外来牧草タイプで 草丈30cm以下 (①でも可) ③ 植生はチガヤタイプで 草丈70cm以下 (①or②でも可) ④ 植生は外来牧草タイプ以上で 草丈100cm以下(①,②,③でも可)	⑤ 植生・草丈を問わない	
景観レベル	草丈70cm以下 植生は均一					
標準レベル	草丈100cm以下 植生おおむね均一					
自然レベル	問わない					
花粉症抑制区間		上記マトリクスの条件を満たすこと+花粉症の原因植物(外雑草)が主体の植生タイプを除外する。または花期に除草を行い花粉の飛散を抑える。〔植生タイプあるいは除草時期を規定〕				
野草保全区間		上記マトリクスの条件を満たすこと+特定(区間)の野草の開花時期等においては除草時期等を調整する。〔除草時期を規定〕				

※本表は、治水ゾーニングと環境ゾーニングの組み合わせにより、各堤防がどのように管理されることが望ましいかを示したものである。

※①～⑤の丸数字は、具体的な管理の方向性を示したものであるが、他の条件等(例：既にシバがある、区間が短い等)により、()内に示す管理の方向性を採用しても良い。

※治水ゾーニングについては、侵食重要性のみを使用する。

※高水護岸が施工済みの区間はランクOとして、植生に治水機能を求めない。

※堤防裏法面の治水ゾーニングは、流水による侵食がないので、ランクCで扱う。

※植生タイプにおける「以上」という表現は、堤上に出現する4つの主要な植生タイプが治水的にシバ>チガヤ>外来牧草>広葉という順位性があることに基づいている。例えば、チガヤタイプ以上といった場合は、チガヤかシバで管理することを指す。

左岸

距離杭(km)		20		19		18		17		16			
環境条件	苦情・要望の有無	花火大会 開催前に除草終了											
	天端利用状況											
	堤内地土地利用											
	堤外地土地利用											
	環境ゾーニング	景観レベル		標準レベル		景観レベル		標準レベル		利用レベル			
治水	目標根毛量 (g/cm ³)	0.014 植生タイプ問わない		0.062 シバタイプ		0.024 チガヤ又は外来牧草以上		0.021		0.014 植生タイプ			
	高水護岸の整備											
治水ゾーニング	ランクO	ランクB	ランクO	ランクB	ランクC	ランクO	ランクC	ランク					
管理の方向性 (草丈)	裏法	チガヤタイプ草丈70cm以下				100cm	70cm以下	外来牧草タイプ100cm以下				30cm	外
	表法	チガヤ70cm以下	シバ30cm	チガヤ70cm以下	シバ60cm	牧草タイプ100cm	チガヤタイプ70cm	外来牧草タイプ100cm以下				30cm	外
距離杭(km)		20		19		18		17		16			

※「高水護岸の整備」は、高水護岸がHWLまでの高水護岸の場合——で、堤脚のみの場合.....で、覆土・緑化護岸の場合.....で示す。

※「苦情・要望の有無」は区間を——で示し、上にその内容を記述する。

※「天端利用状況」は天端等がサイクリング道路・遊歩道の場合——で、兼用道路の場合.....で示す。

※「堤外土地利用」は堤外地が公園・グラウンドとして利用されている場合は——で示す。

※「堤内土地利用」は沿川の堤内地が住宅密集地の場合は——で、住宅地・業務地の場合は——で示す。

図3・5 堤防植生のゾーニング図と管理の方向性の設定(例)

(5) 現状植生との対応による目標植生タイプの設定

総合評価によって設定された堤防植生に望まれる管理の方向性と実際の現地の植生の状況（植生タイプ、草丈、根系強度）が合致していれば問題はないが、現実には望ましい管理の方向性と現状植生は必ずしも一致していない。

そのため、表3・6に示すように総合評価に基づいた管理の方向性と現状の植生の状態を比較して、管理の方向性と現状が一致しているか、否かを判定し、目標となる植生タイプを設定する。

現状植生タイプとの対応で、管理の方向性と現状が一致している場合は、現状を維持するための管理手法（除草集草回数）を選択する。また、管理の方向性と現状が一致していない場合は、現状の植生から目標の植生へ管理によって移行させることができるかどうかを検討し、植物の生態上の理由から移行が困難な場合は、次善の植生としてどの植生タイプで管理するかを設定する。

なぜならば、堤防植生は生き物であるために、植生タイプによって刈り込みへの耐性に違いがあり、場合によって低く草丈を維持しながら、その植生タイプを維持することが困難な場合が存在するからである。例えば、チガヤタイプは刈り込みに弱く、利用上の理由等から草丈30cmを維持しようとして刈り込みを多くすればチガヤが他の植物に移る結果となる。

表3・6 目標植生タイプ

目標	現状	現状の植生タイプ			
		シバタイプ	チガヤタイプ	外来牧草タイプ	広葉
総合評価に基づいた管理の方向性	① 原則 シバタイプ 草丈30cm 以下	シバ維持を図る	下層にシバがある場合はシバへ移行する。シバがない場合は次善の策として下記植生を管理目標とする		
	チガヤ維持を図る		チガヤへ移行を図る	広葉を駆除する	
	② 外来牧草タイプ 草丈30cm 以下	シバ維持を図る	草丈を低く管理し牧草へハルガウ		牧草の草丈を低く管理する
	③ チガヤタイプ 草丈70cm 以下	シバ維持を図る or チガヤへハルガウ	チガヤ維持を図る		チガヤへ移行を図る
	④ 牧草タイプ 以上 草丈100cm 以下	シバ維持を図る or 牧草へハルガウ	チガヤ維持を図るor 牧草へハルガウ		牧草の草丈を高め に管理
⑤ を問わない	※区間が短い場合は、原則的に上・下流の管理手法に合わせる。 あるいは別途検討。治水上・環境上の問題がない場合は、年1回刈り（点検のため）等の手法もあり得る。				

※本表は、管理の方向性と現状の植生と比較し、対処の方針（目標の設定）を示す。この際、目標の達成が難しいと考えられる場合は、目標を次善の方法で設定しても良い。

※「管理の方向性」とは、堤防の各区間の特性に基づく、望ましい植生の状態（植生タイプ、最大草丈、法面強度）を指す。

※「目標植生タイプ」とは、実際に生育している堤防植生の状態や他の事業とのバランス、管理実施体制等を勘案し、実際に実現しようとする植物タイプを指す。

※花粉症抑制区間における対応は表中に記述する。

※野草保全区間における対応は管理手法によらず、除草時期の調整で対応する。

(6) 管理手法の設定

堤防植生の管理目標を達成するため、刈り込みに対する植生の反応（遷移）を基に、植生タイプの現状維持またはランクアップさせるための管理手法を設定する。すなわち、除草と集草回数の設定である。

また、除草時期については、植生の反応（遷移）に大きな影響を与えるため、管理手法毎に除草時期を適切に設定する。

各植生タイプから目標の堤防植生へ維持・誘導するための管理手法を表3・7に示す。

なお、管理手法のパターンは現状も踏まえて施工性、経費等を考慮してA～Dの4パターンを提案した。

除草・集草回数・時期の設定にあたっては、「出水期前の堤防点検について実施に支障がないこと」、「植生に悪影響を与えないこと」、「経年的に植生管理を継続しても堤防の弱体化（腐植土化・裸地化）を招かないこと」を条件としている。

集草については出来るだけ実施した方が好ましいが、刈草を放置しても影響が少ないと考えられる場合は、経費面等を考慮して集草を省略している。

なお、集草を省略する場合は、堤内地の環境条件や、河川利用条件等により、刈草が飛散・流失して周辺に害を及ぼさないよう注意する必要がある。また、沿川に住宅が密集している地域や河川利用が特に多いところなどについては、今回提案した集草回数に加え、適宜必要な集草を実施することが望ましい。

管理目標とする植生タイプが設定された段階で、その植生タイプの維持、あるいは移行のために、除草・集草回数の設定が必要となり、その組合せ一覧を表3・8に示す。

3.3 植生管理計画図

今までの検討に基づき、区間ごとに現状の植生タイプおよび、目標とする植生タイプ・草丈、除草・集草回数を明示した「堤防植生管理計画図」等を作成し、堤防植生管理計画を立案する。

堤防植生管理計画図のイメージ（図3・6）と植生管理手法設定図のイメージ（図3・7）を以下に示す。

表3・7 各除草パターン

A	
除草 集草 回数 時期	(4-1) 4回除草-1回集草 除草は5, 6, 7, 9月, 集草は5月に実施 ----- (5-0) 5回除草-0回集草 除草は4, 5, 6, 7, 9月実施
摘 要	<ul style="list-style-type: none"> ・除草回数を増やし、シバの維持あるいは回復を図るほか、草丈を低く維持する場合に採用する。原則的にシバの存在が前提となる。 ・また、外来牧草にも適用できるが、この場合は植生の変化は期待できず、草丈管理のみとなる。 ・広葉・クコを他の植生タイプに誘導する場合にも採用できる。
B	
除草 集草 回数 時期	(3-1a) 3回除草-1回集草 除草は5, 7, 9月, 集草は5月に実施 ----- (3-2a) 3回除草-2回集草 除草は5, 7, 9月, 集草は5, 9月に実施
摘 要	<ul style="list-style-type: none"> ・チガヤタイプの植生を維持してゆく場合に採用する。在来多年草の生活サイクルを考慮して、除草回数を抑えるが、チガヤが優占した場合は最大草丈が70cm程度なので、比較的草丈を低く維持することができる。 ・また、シバをチガヤおよび外来牧草へ移行させる場合の過渡的な管理手法として採用する。
C	
除草 集草 回数 時期	(2-1) 2回除草-1回集草 除草は5, 8月, 集草は5月に実施 ----- (2-2) 2回除草-2回集草 除草・集草は5, 8月に実施
摘 要	<ul style="list-style-type: none"> ・外来牧草を出来るだけ手間をかけずに維持してゆく場合に採用する。チガヤの維持に適用できるかどうかは不明である。除草回数が少ないことから、草丈は100cm程度まで伸長すると考えられる。 ・シバにいきなり適用すると、種組成が荒れた状態となり苦情の原因となることから問題がある。
D	
除草 集草 回数 時期	(3-1b) 3回除草-1回集草 除草は5, 6, 8月, 集草は5月に実施 ----- (3-2b) 3回除草-2回集草 除草は5, 6, 8月, 集草は5, 8月に実施
摘 要	<ul style="list-style-type: none"> ・外来牧草・カラシナタイプをチガヤへ移行させる場合に採用する。春に2回刈り込むことで、春に伸長・開花する外来牧草の種子飛散を防ぎ、夏場は除草回数を減らして在来多年草へのダメージを減少させる。さらに、最終除草を早めに終え、冬季の草丈を高く保ち、外来牧草の伸長を抑えるものである。 ・なお、草丈が高めになるが、チガヤへ遷移が図られれば70cm程度で維持可能である。

※なお、集草回数には特に設定根拠が確立されていないが、原則的には維持費低減を念頭に年1回集草とする。ただし、沿川の実状等に応じ適宜2回集草としても良い。

※上記の管理手法は、機械除草で刈草がチップ状になることを前提としている。肩掛け式やディスクカッター式の機械除草などの、刈草が長いままになるタイプの除草施工方法を採用している場合は、すべて集草を実施する必要がある。

表 3・8 堤防植生管理手法設定テーブル

現状		現状の堤防植生タイプ					
		シバタイプ		チガヤタイプ		外来牧草タイプ	広葉
目標							
総合評価に基づいた堤防植生管理の方向性	① 原則シバタイプ 草丈30cm以下	シバの維持を図る A(4-1 or 5-0)		下層にシバがある場合は、シバへ移行A(4-1 or 5-0) シバがない場合は、次善の策として下記手法を採用			
	チガヤの維持を図るB (3-1 a or 3-2 a)			チガヤへ移行を図る D(3-1 b or 3-2 b)			
	② 外来牧草タイプ 草丈30cm以下	シバの維持を図る A(4-1 or 5-0)		草丈を低く管理し、牧草へレベルダウン A(4-1 or 5-0)		牧草の草丈を低く管理する A(4-1 or 5-0)	
	③ チガヤタイプ 草丈70cm以下	シバの維持を図る A(4-1 or 5-0)	チガヤへレベルダウン B(3-1 a or 3-2 a)	チガヤの維持を図る B(3-1 a or 3-2 a)		チガヤへ移行を図る D(3-1 b or 3-2 b)	
	④ 外来牧草タイプ 草丈100cm以下	シバの維持を図る A(4-1 or 5-0)	牧草へレベルダウンするが経過措置として当面 B(3-1 a or 3-2 a)	チガヤの維持を図る B(3-1 a or 3-2 a)	外来牧草へレベルダウン C(2-1 or 2-2)	牧草の草丈を高めに管理する C(2-1 or 2-2)	花粉症抑制区間ではチガヤへ移行を図る D(3-1 b or 3-2 b)
⑤ 植生・草丈を問わない	※区間が短い場合は、原則的に上・下流の管理手法に合わせる。あるいは別途検討。 治水上・環境上の問題がない場合は、年1回刈り（点検のため）等の手法もあり得る。						
備考		◎野草保全区間については、除草回数ではなく除草時期の調整（花期を避ける等）により対応することとする。					

※本表の（ ）内の数値は、除草回数－集草回数の組み合わせを示す。

※シバ草地で管理するためには、草丈30cm以下で管理する必要がある。

※チガヤ草地で管理するためには、夏～秋の刈り込みを少なくする必要から70cm程度の草丈となる。

※外来牧草は低く刈り込んで管理することもできるが、放置すれば草丈100cm以上になる。

※シバを外来牧草に移行させる場合、2回刈りにすると種組成が荒れた感じとなるため、経過措置として当面3回刈りを実施し、優占種が変化した段階で2回刈りへの移行を検討する。

3. 4 運用上の細目

(1) 除草時期の細目

草丈調査ならびに植生管理実験の成果から除草回数別の適切な除草時期を表3・9のように設定する。今回の植生管理手法の設定は、植物の生育特性に着目して設定したものであり、除草回数とともに除草時期が適切であることが非常に重要である。特に春の除草の遅れは、春に急速に伸びる外来牧草類等の抑制がきかなくなるため、適切な時期に実施するべきである。

表3・9 除草回数別の除草時期

管理手法	除草月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月
A (4-1)	春2回, 夏・秋1回	—	—	—	—	—	—	—
	(5-0)	—	—	—	—	—	—	—
B (3-1a)	春・夏・秋1回	—	—	—	—	—	—	—
		—	—	—	—	—	—	—
C (2-1)	春・秋1回	—	—	—	—	—	—	—
		—	—	—	—	—	—	—
D (3-2b)	春2回, 晩夏1回	—	—	—	—	—	—	—
		—	—	—	—	—	—	—

(2) 工区割りの細目

実際に現地へ植生管理手法を張り付ける場合は、あまり細分化すると、実際の施工時に機械の上げ下ろし等のロスが生じたり、短い区間で草丈が変わることによる景観的な問題が生じるおそれがある。そのため、実際に除草工区を設定する場合は、当該河川における1日の除草施工面積を目安にし、最も小さい工区でも1日の施工面積程度となるように設定することが望まれる。

参考として、大型履帯式で除草をする場合は8,000㎡/日・台程度、ハンドガイドあるいは遠隔操縦式の場合は4,000~5,000㎡/日・台程度、肩掛け式の場合は作業条件にもよるが800㎡程度である。これに、作業に使用する機械の台数・パーティ数等、堤防条件による除草効率等を勘案して、その河川に適した1日の除草施工面積を試算し、その結果をもとに工区割りを行うと良い。

本計画では堤防の表と裏でも治水・環境条件および現状植生が違えば、管理手法が表と裏で異なることがあるとい

う取り扱いをしているが、表と裏の管理手法を統一する必要が出た場合は、双方の条件を満足できる管理手法を採用している法面に合わせるものとする。

また、橋梁や樋管・樋門等の横断工作物に工区の境界を合わせると、作業上の目安となるほか、除草回数が違う場合でも差が目立ちにくくなる。このように、現場の条件に応じた適切な工区割りを行う必要がある。

(3) 除草・集草費用の細目

除草・集草には、多くの維持管理費がかかることから、許容範囲内で最低限の管理になるように考慮する必要がある。

そこで、平成11年度に関東地建管内の都市河川をベースとした植生タイプ別除草・集草単価の算出を行っている。

以下に、除草・集草コストについて、表3・10、図3・8に示す。

表3・10 植生タイプ別コスト一覧表

植生タイプ	管理手法	年間除草費用 (円/㎡)	年間集草等費用 (円/㎡)	年間総費用 (円/㎡)	費用対比 (%)	備考
シバタイプ	4-1	34.28	13.61	47.89	+11	
	5-0	42.85	0	42.85	-1	
チガヤタイプ	3-1	25.71	17.69	43.40	±0	
	3-2	25.71	32.86	58.57	+35	
外来牧草タイプ	2-1	17.14	17.09	34.23	-21	
	2-2	17.14	31.78	48.92	+13	
	3-1	25.71	17.57	43.28		※比較参照

※費用対比は、外来牧草タイプの3-1を1として算出

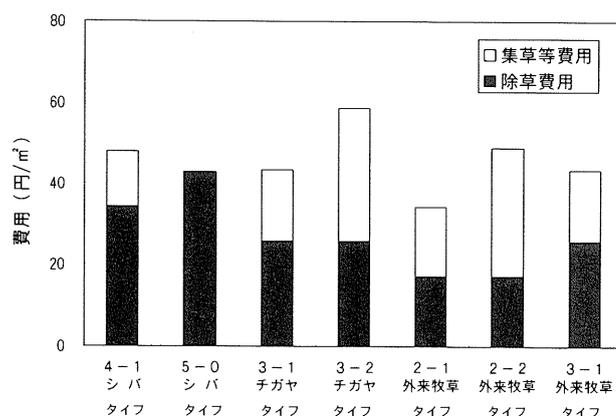


図3・8 除草・集草等にかかる年間費用

おわりに

5ヶ年にわたる堤防植生の調査・研究により、主に除草という手法により堤防植生をコントロールする方法について、実施レベルの知見が得られた。しかし、堤防植生の状態については、10～20年単位程度の長期間に影響が現れてくると考えられる要因がいくつかあり、それらについては、十分な因果関係を明らかにすることが出来なかった。また、昆虫や野草（花）の保全に関しては、対象物が多岐にわたるため十分な検討が行えなかった。次にこれらを課題として列記する。

- ①集草の回数設定は植生管理費に大きな影響を与える。しかし、長期間集草を行わない場合に、放置した刈草により堤防表土が腐植土化し、植生の生育に悪影響を与えたり、堤防法面の強度が落ちたりすることが想定される。刈草放置をどの程度のレベルまで許容することが、費用対効果の観点から適切であるかについてさらに検討・研究を行う必要がある。
- ②除草により発生した刈草について一部河川では処理場に持ち込んで焼却処分しているが、処理費の節減および資源の循環利用の観点から、堆肥や牧畜用餌料などとして有効利用する方法を検討する必要がある。
- ③除草以外の管理手法についても検討が必要である。具体的には、「芝焼」の効果に関する調査および、裏法等に好ましいとされる「チガヤタイプ」の植生を株植え等により低廉かつ早期に定着させる方法について検討する必要がある。
- ④治水・環境面からはシバタイプの堤防を維持する必要がある堤防において、築堤当初からシバ以外の植物を導入する技術的方法を検討する必要がある。特に覆土護岸タイプの緩傾斜堤防など、流水に対する耐侵食機能を植生に期待しなくても良い堤防について検討の価値があると考えられる。
- ⑤シバタイプの植生とそれ以外の植生タイプにおいて、モグラ棲息数に有意な差を認めることが出来た（シバタイプにおいてモグラ数が少ない）。しかし、すでに多くの堤防にモグラが棲息している現状を踏まえ、どのようにすればモグラを減少させることが出来るかについて有効な方策を見出すことは出来なかった。今後、堤防のモグラ対策について、さらに検討を進める必要がある。
- ⑥地域住民への行政サービスの一環として、堤上の草花や昆虫の保全を積極的に図ろうとした場合、具体的な管理

手法を検討すべきである。さらに、一部の動植物ではなく堤上の生物群集を健全（自然的）に保全するための方策について検討が望まれる。

- ⑦堤防除草などの河川管理について、地域住民の参加を得、よりきめ細かな管理が実現できるようにするための方策について検討する必要がある。

今回の検討成果については、一部河川において現在試験運用を行っている。この運用結果について必要なモニタリングを実施し、植物生態を考慮した新しい植生管理手法が実際に有用であるのか、また、改善点等を明らかにし、さらに実用性の高い植生管理手法に改訂してゆくことが重要と考えられる。

参考文献

- 1)建設省土木研究所(1997)：洪水流を受けた時の多自然型河岸防壁工・粘性土・植生の挙動，土木研究所資料第3489号。
- 2)北川明・宇多高明・竹本典道・栗田信博・服部敦(1995)：植生の遷移と堤防の管理，水工学論文集第39巻。
- 3)北川明・宇多高明・福岡捷二・藤田光一・竹本典道・服部敦(1995)：植生によって被覆した越流堤の耐侵食性に関する現地実験，土木技術資料37(6)。
- 4)環境庁自然保護局野生生物課(1997)：植物版レッドリストについて。
- 5)斎藤洋三(1988)：『花粉症の予防と治療』，有斐閣選書。
- 6)佐橋紀男・斎藤洋三(1989-91)：アレルギー原因植物，医薬の門，29(2)～31(2)。
- 7)(財)河川環境管理財団(1993-94)：多摩川堤防植生管理指針検討業務報告書。
- 8)_____(1996-97)：環境管理調査検討業務報告書。
- 9)_____(1998-2000)：多摩川河川環境管理業務報告書。
- 10)_____(1998-2000)：江戸川堤防植生管理検討業務報告書。
- 11)_____(1998-2000)：荒川下流河川環境管理業務報告書。
- 12)_____(1998-2000)：荒川上流河川環境管理検討業務報告書。

V その他の調査研究

8. 長江中・下流部の河道特性

山本 晃一*

はじめに

平成11年10月、社団法人河川協会主催の中国治水・利水事業視察調査団に団員として参加した。主な目的は1998年大洪水後の中国政府の対応をヒヤリングおよび現地視察を通じて調査するものである。私個人としては、わが国にない細粒河床材料を持つ大河川を実際に見て実感し、また、その河道特性を整理し、それらをわが国の沖積河川に関する一般的知見を用いて説明できるのか検討してみたいと考えていた。

本論は、この機会に収集した長江関係の文献を用いて長江の河道特性調査を行い、わが国の沖積河川における河道特性分析において得られた一般則が適用できるのか、また違いがあるならその原因を分析し、それを河道特性の一般的知見（普遍性、対象把握のための理論）に繰り込み、沖積河川の一般的知見の拡大を行なうものである。

1. 河道特性調査の内容・方法と意義

河道特性調査の内容・方法と意義について、その概要を示す。

個別河川の河道特性調査は、基本的には河道特性調査を利用する目的に応じて調査項目を選択するものであるが、一般には表1・1に示す項目を含む調査を行なう^{1) 2) 3)}。なお、現沖積河川は、河道掘削や上流ダム群の築造等によって河道特性が大きく変化している場合があるので、河道特性の空間変化（縦断方向の変化）の分析のみならず、時間変化の分析を必要としている。例えば河床高、河床材料、川幅、河道平面形状、砂州パターンの変化等を調べ、情報として整理する。

河道特性調査では、表1・1に示した項目を河床勾配が同一で似たような特徴を持つ区間毎に河道を区分し、区分されたセグメント毎にその特徴を抽出し、各セグメントの

洪水時の河道特性量との関係を調べ、各河道特性構成要素（洪水時の水理量、河道の平均的なスケール、小規模河床波と流れの抵抗、土砂の運動形態とその量、氾濫原の土質・地質特性、洪水時の氾濫原の挙動特性、河道の平面形、河道の横断形、位況・水面幅特性、河道の縦断形変化特性、生態系、人的作用による河道特性の応答特性、河川の景観特性）間の関係について分析する。各河道特性構成要素は、洪水時の河道特性量と密接な関係があることが明らかにされているので、他の河川と同じような特性を持っているのか、また特異なものであるか把握できる。特異なものであれば、その原因について分析・解釈していく。なお、河道特性量とは平均年最大流量時の低水路の各種水理量（水深、摩擦速度、川幅等）である。

この分析・解釈を行なうための道具として、種々の河道特性構成要素と平均年最大流量、河床の代表粒径、河床勾配との関数関係に関する一般的知見³⁾、さらにセグメント、粒径集団、代表粒径、小規模河床波、中規模河床波（砂州）、粒径別土砂供給量、河岸・河床の土質、土砂の運動形態、海水面変化、地盤変化というような概念装置とそれらに関する基本的な知見を用いる^{2) 3)}。

個別河川の河道特性調査の意義としては、

- ・対象とする河川の河道特性を上流から下流まで調査することにより、その河川の全体像と個性が浮かび上がり、上・下流一貫した河道計画、治水計画、河川環境管理計画などの立案に役立つ。
- ・ある程度、共通の基準で河道情報が整理されるため、他の河川の河道特性との相互比較が容易となる。これにより他の河川の経験を利用したり、技術的な議論を行なう共通の基盤を提供する。
- ・人間活動のインパクトが河道に及ぼす影響について判断しやすく、また的確になる。
- ・河川構造物の設計に当っては、設計条件を的確に設定し得る。また技術検討における境界条件、外力条件を間違

*山本 晃一 (財)河川環境管理財団 研究総括職

表1・1 個別河川の河道特性調査の項目（文献2）より）

〇〇川の河道特性	
1. 河川および流域の概況	4. 高水敷の特性
① 河川の概況	① 高水敷の平面形
② 流域の地形、地質	② 高水敷の土質構造
③ 流域の地形発達史	③ 河岸近くの表層堆積物と河岸物質
④ 〇〇川の河道変遷史	④ 高水敷の微地形と堆積物
⑤ 流域の土地利用の変遷	⑤ 高水敷の植生と土地利用
⑥ 河川の利用状況	⑥ 計画高水時の高水敷の水量
2. 水文資料	5. 河道の平面形
① 降雨特性	① 低水路の平面形状と砂州およびみお筋
② 洪水特性	② 河岸侵食位置および侵食形態
③ 流出特性	③ 洪水時の流況と平面形
④ 流量と水位	6. 各セグメントの流砂形態と河床変動形態
3. 洪水時の営力と河道	① 各セグメントの流砂形態
① 河床材料	② 縦断形変動形態
② 低水路幅、高水敷幅	③ 土砂収支
③ 河床勾配と河床高	④ 河床変化の方向
④ 洪水時の河道特性量	7. その他
⑤ 河道特性量からみた河道のセグメント区分	水質と水生動植物に関する記述等、その他必要な事項

いの少ないものとするができる。

- ・河道の地形・水理特性情報は、氾濫原情報として利用できる。
 - ・対象河川の河道特性と河道特性に関する共通認識との差異を把握することにより、対象河川の特異性を規定する要因や原因を発見し易くなり、共通認識の豊富化をもたらす。
- などである。

2. 長江および流域の概要

[1] 河川の概要

図2・1に長江流域図を示す。長江は中国第一の河川であり、その源を平均高度5,000mを超える青藏高原から発し、通天河、金沙江を通り南南東に流れ、雅礮江と合流後北東に向きを変え、四川盆地を潤す岷江を合流する。その後、狭窄部を東に流れ、宜昌下流で沖積平野に出て東海に流出する。その全流域面積は180万km²、長さ6,300kmの大川である。

長江は宜昌より上流を上流域と言い、流域面積約100万km²、長さ4,504kmである。宜昌から湖口（鄱陽湖の出口付近）までの995kmの区間は中流域といい、流域面積は約68万km²である。湖口より下流は下流域と称し、流域面積約12万km²、長さ841kmである。支川は700余を数え、このうち流域面積が10万km²以上のものが5本、1万～10万km²のもの49本、1千～1万km²のもの437本である⁴⁾。

長江流域は中国の全国土の19%を占め、その土地利用状

況は表2・1のようであり、耕地率は13.4%である⁴⁾。1983年の統計によると、流域内の全人口は3.58億人（中国全人口の35%）である⁵⁾。

表2・1 長江流域の土地利用（文献4）より）

土地利用区分	面積（億ムー**）
耕地面積	3.48
森林地	7.16
牧草地	4.69
水域	1.13
荒地*	2.97
その他	7.55

* 農業、林業、牧畜に使用できる荒地
** 15 ムーが1haに相当

[2] 流域の地形⁴⁾

長江は、青藏高原タンクラ山脈のグラタント雪山の南西側にその源を発し、青海省、西蔵自治区、四川省、雲南省、重慶市、湖北省、湖南省、江西省、安徽省、江苏省、上海市を通り、東海に流れ込む。

長江流域の地形は、西高東低で3段階に分かれている。第1段階は、西南、川西高原や険しい高山峡谷からなり、海拔3,500～5,000mの高度にある。第2段階は、秦巴山地、四川盆地、鄂黔山地の地域で海拔500～2,000mの高度にある。第3段階は淮陽山地、江南丘陵や長江の中下流沖積平野で構成され、標高500m以下である。第1段階から第2

東經

98 100 102 104 106 108 110 112 114 116 118 120 122

長江流域水系略図

0 50 100 150 200 Km

北緯

36 34 32 30 28 26

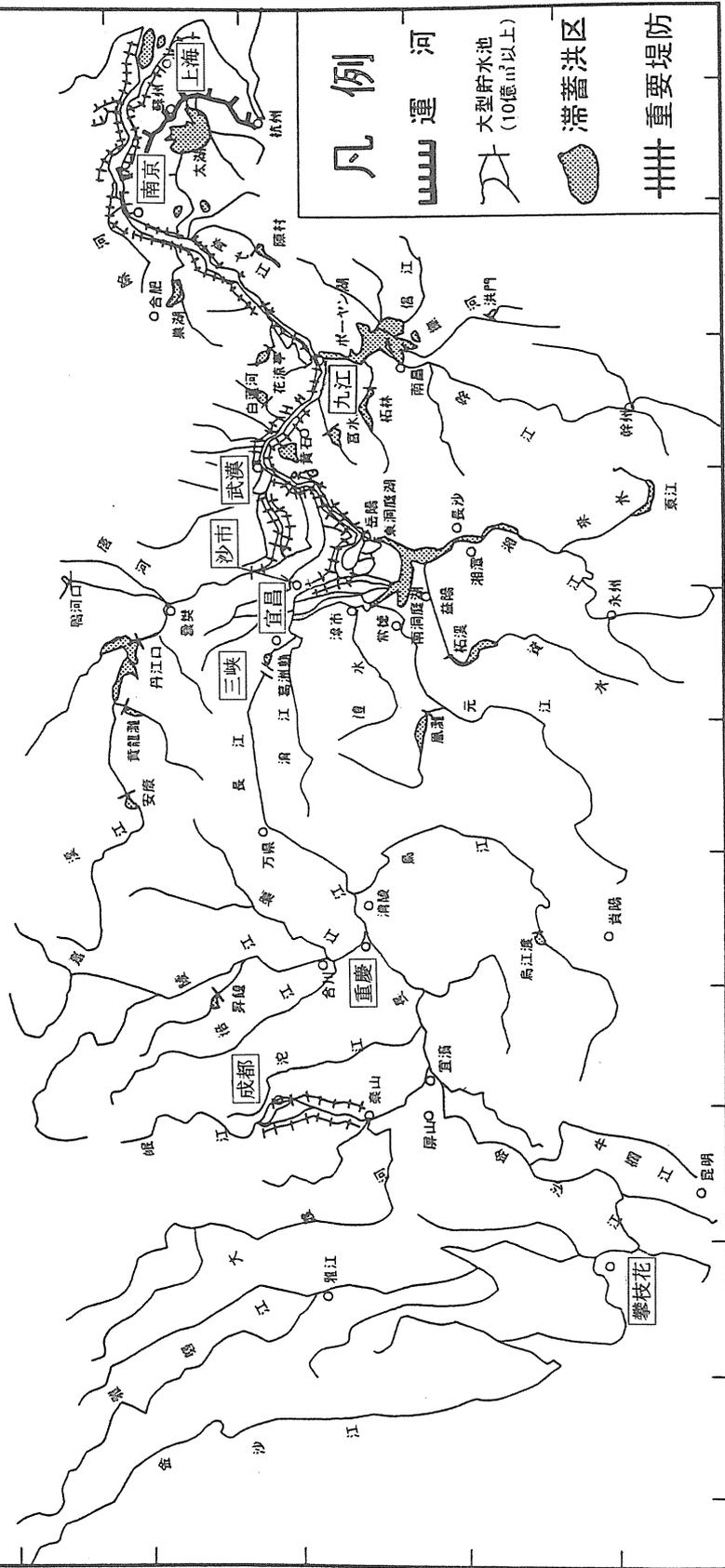


図2・1 長江流域図 (文献5) より)

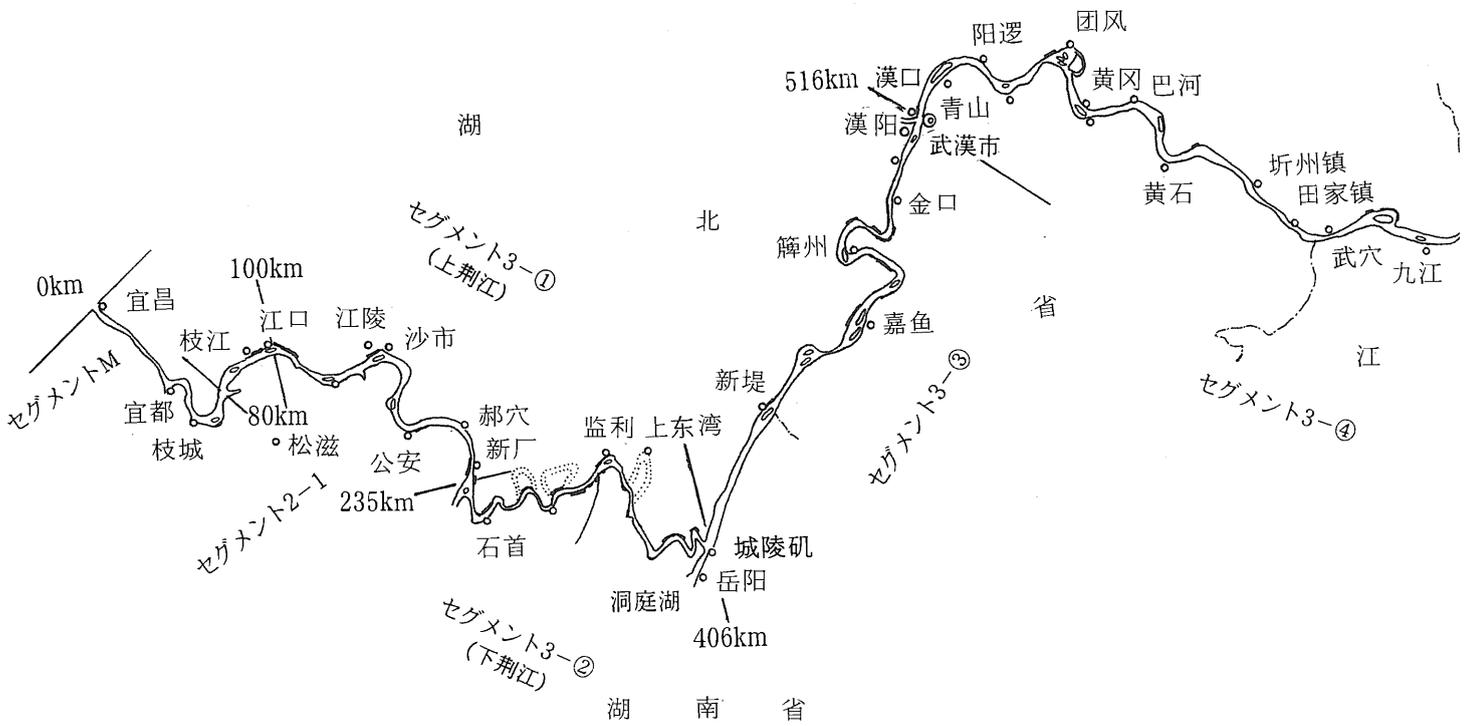
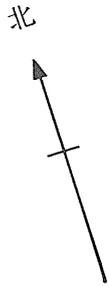




図2・2 長江中・下流域河道位置図(文献7)省略および付加

段階の移行地帯は、海拔2,000~3,500mで地形の起伏が大きく、険しい高山から丘陵へ急激に変化している。ここは河川の勾配が急で、強い地震、地すべり、山崩れ、土石流が最も多く発生する地域である。第2段階から第3段階の移行域は、海拔200~500mで地形の起伏は穏やかで、山地から次第に平原に変化していく。中下流部の沖積平野は、標高40m程度の宜都付近から始まり、延々1,800kmを東に流れる。

全流域の約84.7%を山地、高原、丘陵が占め、11.3%を平原が占める。平原のうち長江の中下流平原が50%以上である。残りの4%が河川、湖などの水面である。

[3] 気象水文⁴⁾

長江流域は西部の青藏高原を除けば、大部分は亜熱帯気候帯にあり四季の区別が明確で気候は温暖湿潤である。

流域の年平均降水量は約1,100mmであり、東から西に向かって減少する。東南沿岸部は1,200~1,400mm、西部上流地帯は約1,000mmである。4~10月の降水量が年間降水量の70%以上を占める。雨期は一般に中下流域から始まり上流へ、また江南から江北へと移動する。

3. 洪水流出特性と治水対策

3.1 洪水流出特性

[1] 洪水特性

長江流域の気象水文特性で記したように、本川中下流域の洪水は、南方からの暖湿気が北上する4~6月に始まる。本川下流右支川である鄱阳湖水系は最大洪水が5~6月に

生じ、左支川の漢江では4月下旬~5月下旬に第1次の洪水、6月下旬~8月上旬に第2次の洪水、8月下旬~10月に第3次の洪水が生じる。中流域の洞庭湖水系は4月下旬~5月、7~8月に洪水が生じることが多い。本川の中流域上流の宜昌では7~8月に洪水のピークとなる。洞庭湖水系の洪水と本川の洪水のピークが一致すると、中流部の漢江平野、洞庭湖周辺が洪水の危険にさらされる。

図3・1は文献6)7)に示された資料に基づいて、枝城(上流域からの流出量に相当)、监利(長江右岸の三口から洞庭湖への分流後の本川流量に相当)、七里山(洞庭湖から長江への流出量に相当)、监利+七里山(洞庭湖からの流出量を加えた本川流量に相当)、大通(漢江水系と鄱阳湖水系の流出量を加えた本川流量に相当)の多年月平均流量(長年の月平均流量の平均値)の月変化を示したものである。5,6月に洞庭湖水系、鄱阳湖水系、漢江水系の出水があり、7,8月に長江上流部の出水があることが分かる。

長江(大通)の年間総流出量は約9,600億 m^3 であり、宜昌の年間総流出量は大通の約50%である。洞庭湖、鄱阳湖水系は、それぞれ大通の約16~22%を占める。表3・1に長江の主要水文観測所の水文特性値を示す⁸⁾。

[2] 洞庭湖、鄱阳湖の影響

洞庭湖と鄱阳湖水面積は大きく、長江の洪水形態に影響を与える。両湖の湖水面積は、解放後の土地開発および土砂の堆積により図3・2のごとく変化してきた⁴⁾⁹⁾。現在中国政府は洪水防御のため両湖の貯留効果を保全、回復する対応を取っている。

洞庭湖は支流の流域面積が26.3万 km^2 であり、流入する

表3・1 長江中・下流の水文観測所における水文特性値(文献8)に付加)

項目 站名	水位最大年 変動幅 (米)	既往年最大 流量 (秒立米)	多年平均年 総流下量 (億立米)	洪水期 (5-10月) 所占百分数	多年平均 含砂量 (kg/m^3)	多年平均 年総流砂量 (万吨)	年総流砂量に 占める洪水期 総流砂量 百分数	流域面積 (km^2)	年流出高 (mm)
宜昌	16.01	70,800	4,480	78.9	1.19	5.22	95.5	1,005,501	446
枝江	13.25	71,900	4,640	79.7	1.19	5.41	94.9		
新 ⁽²⁾	11.56	54,600	3,870	76.8	1.20	4.65	93.1		
监利	12.52	46,200	3,310	73.8	1.06	3.49	88.3		
深山	15.91	78,800	6,408	75.0	0.674	4.32	84.0		
汉口	15.81	76,100	7,016	72.0	0.613	4.31	86.0	1,488,036	471
武穴	13.24	75,700	7,673	71.0	0.560	4.29	87.0		
大通	11.94	92,600	9,080	71.6	0.533	4.71	87.5	1,705,383	532

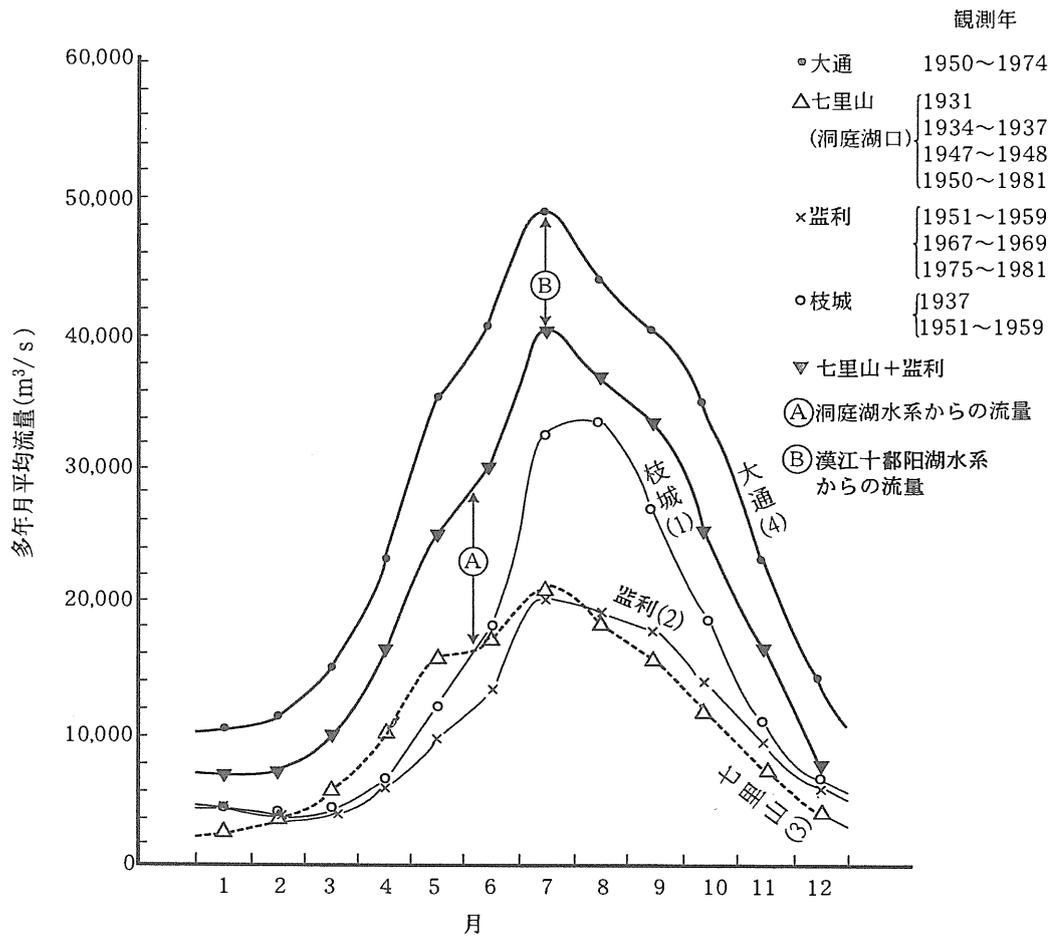


図3・1 多年月平均流量の月変化 (文献6) 7) より作成)

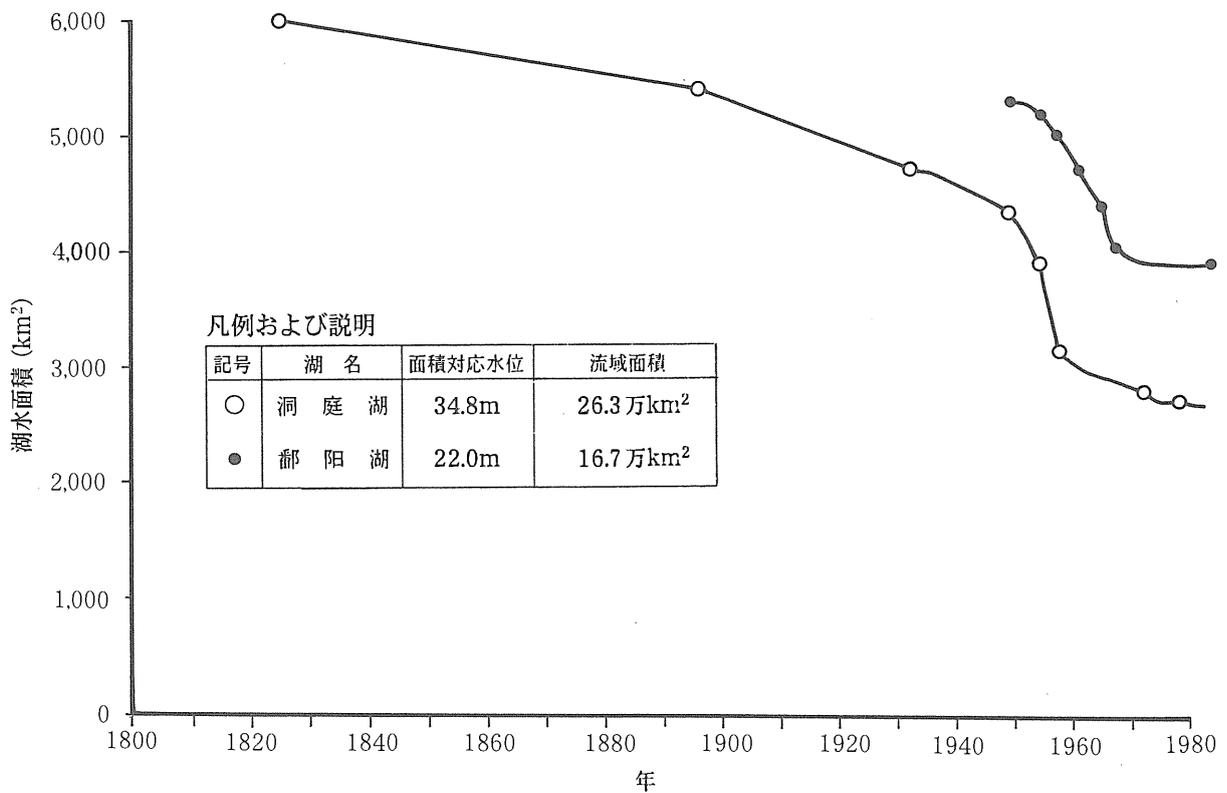


図3・2 洞庭湖, 鄱阳湖の湖水面積 (文献4) 9) より作成)

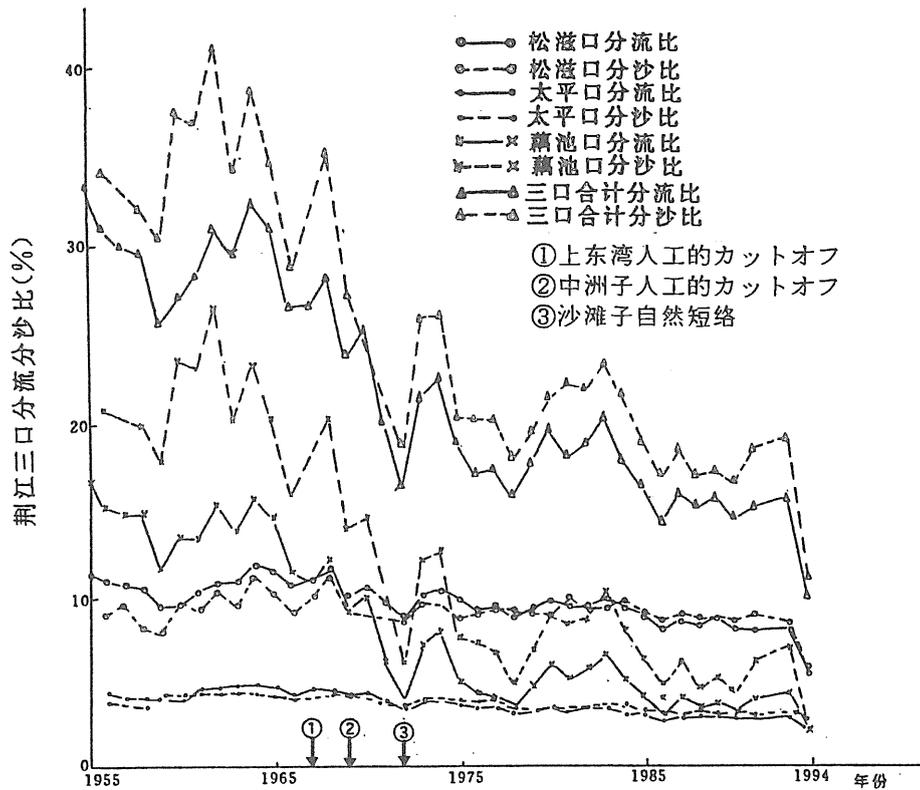


図 3・4 荆江三口の分流分沙比の経年変化 (文献 6) に付加

表 3・2 長江流域において建設された容量10億 m^3 以上のダム貯水池の防洪容量 (文献10) より)

貯水池名	流域面積 (km ²)	総容量 (億 m^3)	防洪容量 (億 m^3)
丹江口	95,200	209.00	77.20~55.00
东江	4,719	81.20	1.58
柘林	9,340	79.20	32.00
柘溪	22,640	35.65	8.00
隔河岩	14,430	34.00	5.00
五强溪	83,800	29.90	13.60
安康	35,700	25.80	11.00
陈村	2,800	24.76	7.68
花凉亭	1,880	24.08	10.55
乌江渡	27,790	23.00	13.50
漳河	2,212	20.35	3.43
凤滩	17,500	15.44	3.49
万安	37,000	22.16	10.19
富水	2,459	16.20	8.07
升钟	1,756	13.39	2.70
鸭河口	3,030	12.20	3.40
白莲河	1,800	12.50	4.98
黄龙滩	11,140	11.62	1.50
狮子滩	3,020	10.27	2.23

表3・3 施工中の総容量10億m³以上のダム貯水池（文献10）より）

貯水池名	流域面積 (km ²)	総容量 (億 m ³)	防洪容量 (億 m ³)
三 峡	1,000,000	393.0	221.5
二 滩	64,000	57.9	33.7
宝珠寺	28,428	25.1	2.8
江 垭			7.4

4. 長江中・下流部のセグメント区分と河道特性

4. 1 長江中・下流部河道のセグメント区分

本論で検討の対象とする長江河道区間は、中流域（宜昌から湖口までの955km）と下流域（湖口から河口までの938km）の延長1,893kmとする。宜昌から主要地点の河道距離は文献4）11）12）により図4・1とした（文献によって数値が異なり、どれが最も適切な数値であるか判断しえないところがある。ここでは長江水利委員会が監修している文献の内、新しいものを使用した）。

セグメント区分（河床勾配が同一で、似たような特徴を持つ区間毎に河道を区分すること）は、本来、4. 2で示す河道特性量の縦断変化の分析に基づいて行うべきであるが、ここでは論旨の分かり易さを重視し、セグメント区分の結果を先に示す。

①セグメントM=0～約80km（宜昌～松滋口）

丘陵、段丘によって河道位置が固定されている。河床材料は、卵石混じりの細砂、洪水時水面勾配1/20,000程度である（1954年洪水時の宜昌と枝江の水位差より評価）。

②セグメント2-1=約80～100km（松滋口～江口）

区間長は短い、河床に礫が存在する。セグメントMと

砂河川の性格を持つこの下流のセグメントとのつなぎの性格を持つ河道である。

③セグメント3-①=100～235km（松滋口～新厂の下流分派点）

長江水利委員会が上荆江と呼ぶ枝城（60.4km）から新厂（228km）の区間に相当するが、洞庭湖への分流量が大きい藕池口地点とした。この区間には洞庭湖へ流下する分派水路（松滋口、太平口）がこの他に2つある。

④セグメント3-②=235～406km（新厂～城陵矶）

長江水利委員会が下荆江と呼ぶ区間であり、河道の平面形状が迂曲し平面形状の変化の激しい区間である。最上流の藕池口は1860年に洪水によって形成されたもので、それ以降この区間の洪水流量は大きく減少し、図4・2のように川幅が狭まり迂曲河道となった。

この区間を流下する流量は、分派水路の土砂堆積などにより徐々に増大し、1931年で分派前の流量の50%が、1960年頃で70%が、1980年頃で80%が流下するようになった。なお、1972年に沙滩子が自然短絡し、中洲子を1967年に、上车湾を1969年に人工的に短絡した。これによって河道距離は解放時に比べて78km短くなった。

このように、この区間は洪水流量と人為的河道改変の影響を受けており、河道が動的平衡状態とはいえない状況に

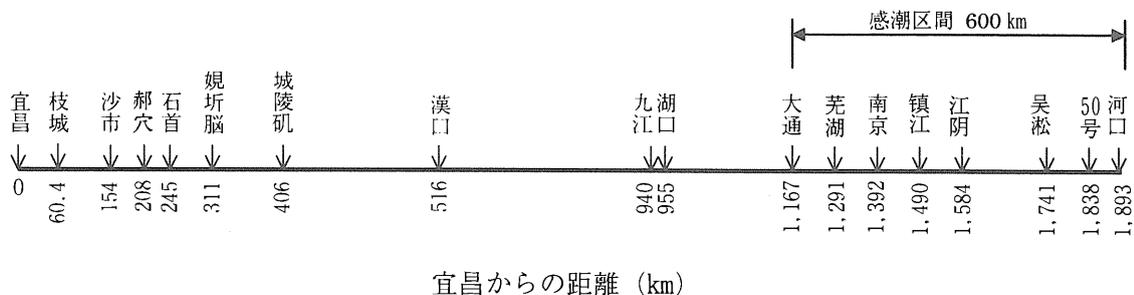


図4・1 宜昌から各水文所までの河川長

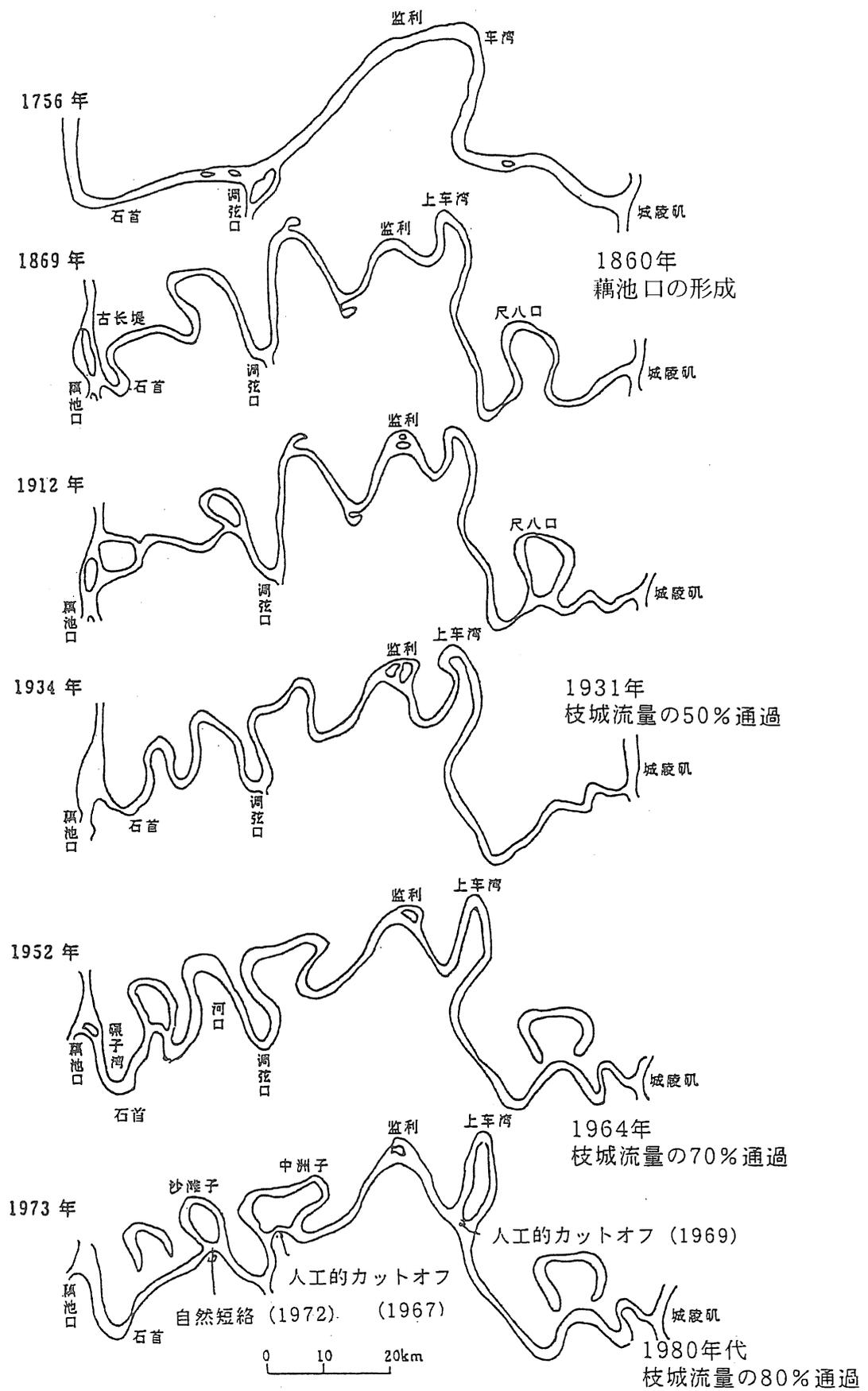


図4・2 下荆江の河道変遷図 (文献6) P.134に付加修正)

ある。現在、河道河積が増大し、蛇行度が減少しつつある。

⑤セグメント3-③=406~516km (城陵矶~漢口)

洞庭湖からの流出水により流量が増加し土砂濃度が減少する地点から、漢江が合流する地点までの区間である。この区間の上流3分の2は曲がりの少ない直線状の河道平面形状であり、下流部も1つの大湾曲を除けば蛇行度の少ない河道である。

⑥セグメント3-④=516~955km (漢口~湖口)

漢江合流点から鄱阳湖水系の水が流入する地点間の区間である。河道内には島状の砂州や島が存在する穏やかに蛇行する河川である。河道の平面形は所々に現れる基岩によってコントロールされている。自由蛇行の河川とはいえない。

⑦セグメント3-⑤=955~1,584km (湖口~江阴)

長江下流の67%を占める区間である。河道は島や中州の多い直線および緩やかな蛇行河川となっている。この区間もセグメント3-④と同様に所々に現れる丘陵等の固い岩によって河道の平面形はコントロールされている。

なお、1,500km地点より下流は川幅が拡がり、潮汐河川の特徴を持っているようである(感潮区間は河口から600kmに及ぶ⁴⁾)。

⑧セグメント3-⑥=1,584~1,893km (江阴~河口)

この区間は川幅が下流に向けて急激に広がる区間で、河口では25kmにも達する。この区間は、潮汐流の卓越する潮汐河川の特徴を持つ区間である。河道のスケールは潮位変動によって生じる流速に規定されている。

なお、江阴地点は狭く部となっており川幅が1,500m程度しかない。ここは河道右岸には岩が露出しているようであり(文献14)に示された地形図より判断)、規制された河道と思われる。

4. 2 河道特性量の縦断方向変化

河道特性量の縦断方向の把握は、筆者が行ってきた方法¹³⁾に準じて行うことにした。しかし長江の河道特性を縦断的方向に連続的、定量的に示す資料を収集することができなかったため、以下には収集した文献の中に記述されている断片的な資料を用いて推定したものが含まれている。

[1] 水位縦断方向変化と水面勾配

長江の河道特性をわが国の河川と比較するためには、河岸満杯流量時の水位と水面勾配を知る必要があるが適切な資料が無い。ここでは、1954年および1998年洪水時の最高水位縦断を図4・3(a)に示す。なお、1954年洪水時には、下荆江の河道の長さは蛇行部の短絡が生じる以前なので、現在より78km長かった。

1998年の最高洪水の水位縦断図を見ると、大通~南京の水面勾配は、湖口~大通間の水面勾配より急である。南京下流は潮位の影響を受ける区間であり、水位が洪水時でもあまり上昇しないと考えられるので、大洪水時の水面は低下背水曲線となり、河岸満杯流量時の水面勾配より急となるのである。したがって大通より下流の河岸満杯時の水面勾配は、1998年洪水の最高水位の縦断変化からは適切に評価し得ない。またセグメント3-②の下荆江の区間の水面勾配は河道距離の短縮と洞庭湖への分派流量の変化により、1954年と1998年では水面勾配が異なっている。

現在の水面勾配は次のようにして推察することにした。セグメント3-①は、図4・5に示す平均水位の縦断図より推定し⁶⁾、セグメント3-②は、1998年洪水の最高水位の水面勾配より推定した(この区間は、平水時に上流のセグメントの水面勾配より急であり、洪水時は緩い)。セグメント3-③、セグメント3-④、セグメント3-⑤は、1954年洪水の最高水位の水面勾配より推定することにした。図4・3(a)に各セグメントの評価した水面勾配を示した。

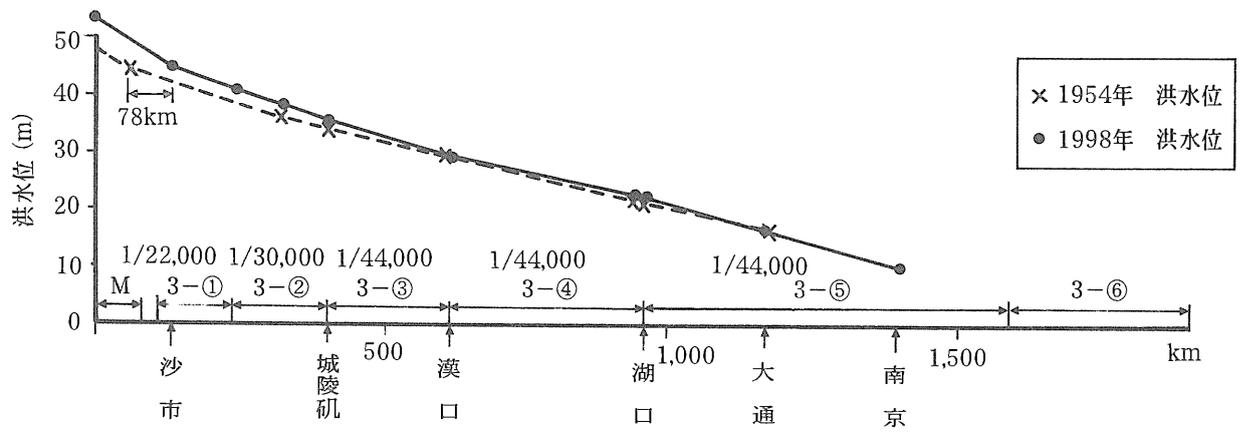
[2] 河岸満杯流量

文献15)によると、上荆江(セグメント3-①)の河岸満杯流量は、1955年時点で、約36,400~39,500m³/s、下荆江(セグメント3-②)で26,000m³/sであり、この流量に対する回帰年は1.02~1.5年の範囲にあるとしている。現在は河床低下により、この流量より大きいと推測される。

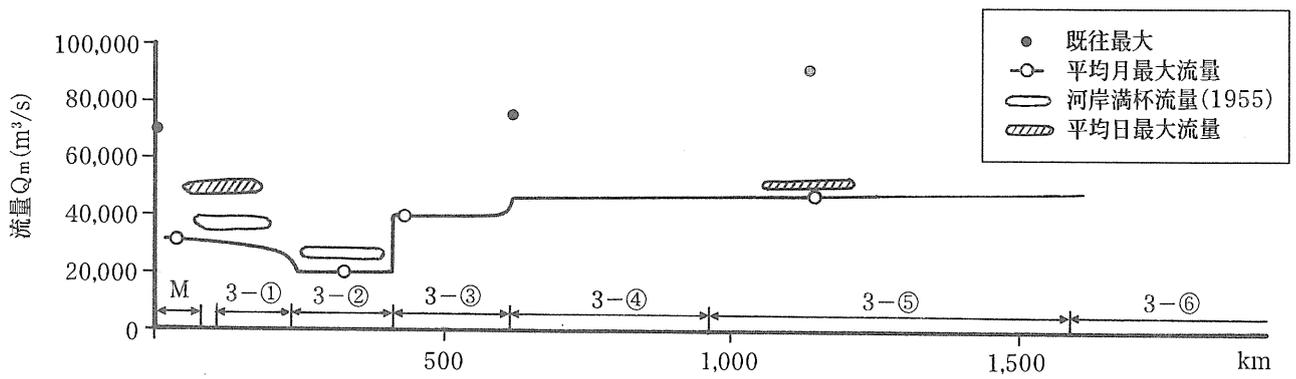
大通の平均年最大日流量は、57,100m³/s(1950~1974年の平均)であり、この流量程度が河岸満杯流量であろう。図4・3(b)に平均月最大流量の縦断変化と河岸満杯流量、平均年最大日流量、既往最大流量を示した。

[3] 河床材料と浮遊砂の粒径

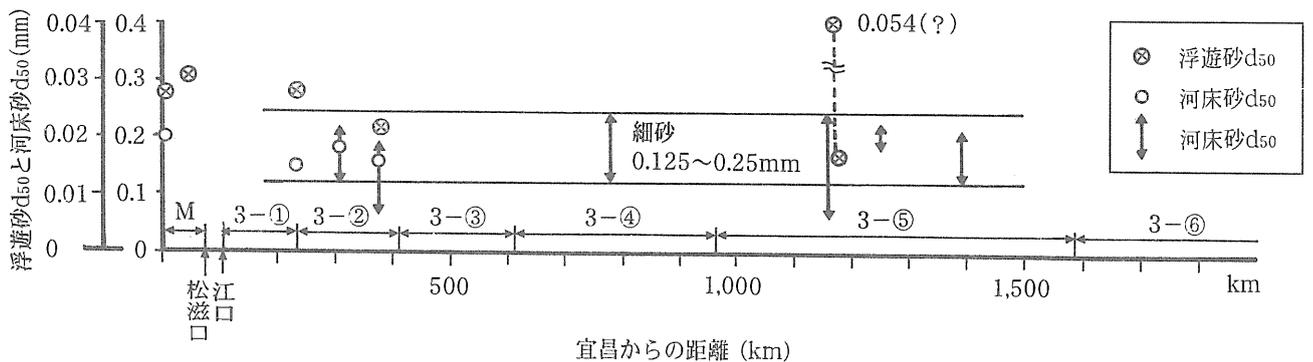
図4・3(c)に、文献7)8)16)に記された資料より河床材料と浮遊砂のd₅₀の値を示した。資料数が少なく断定的なことを言えないが、文献16)の記述などより次のようであると推定した。



(a)

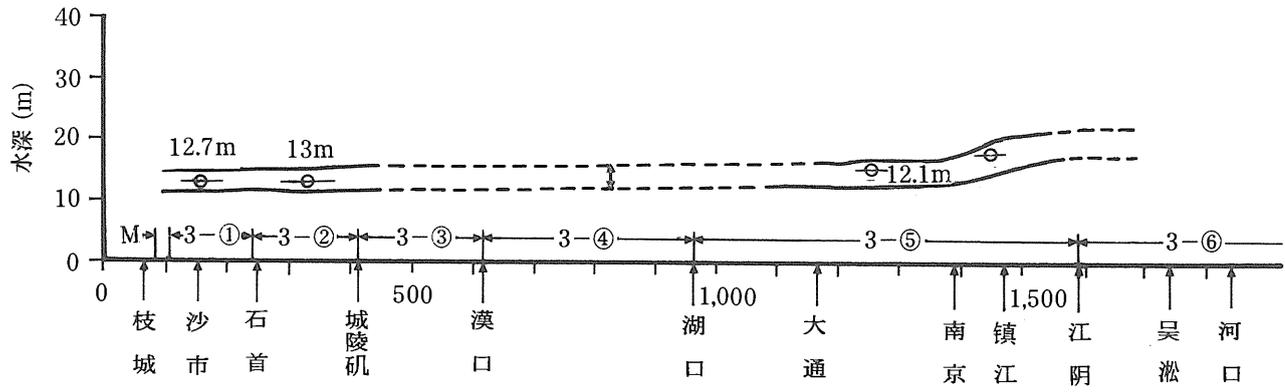


(b)

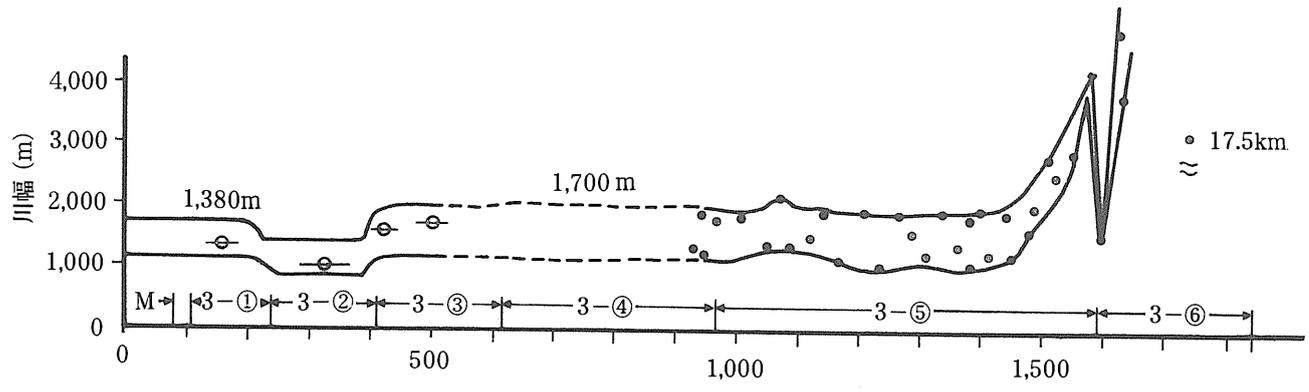


(c)

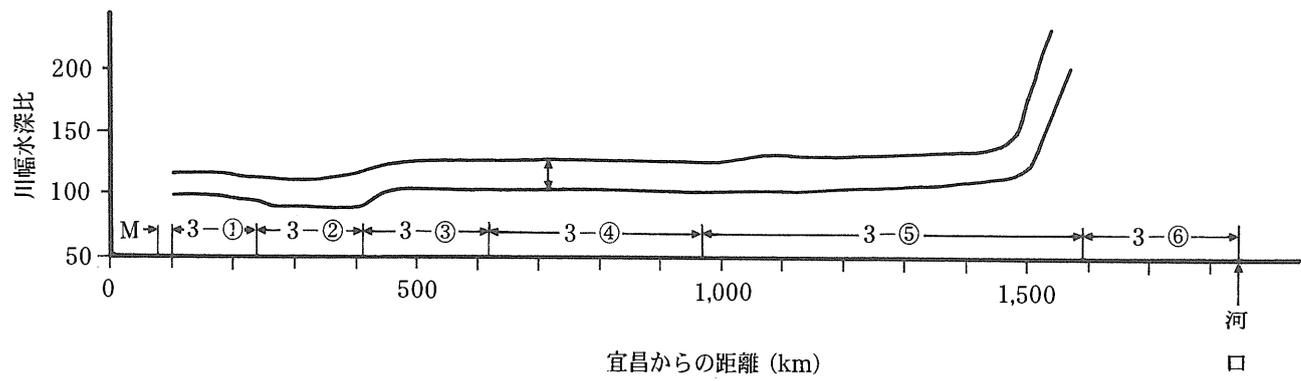
図4・3 長江の洪水位，流量，河床材料及浮遊砂の粒径 縦断面図



(a)



(b)



(c)

図4・4 長江の水深，川幅，川幅水深比の縦断面図

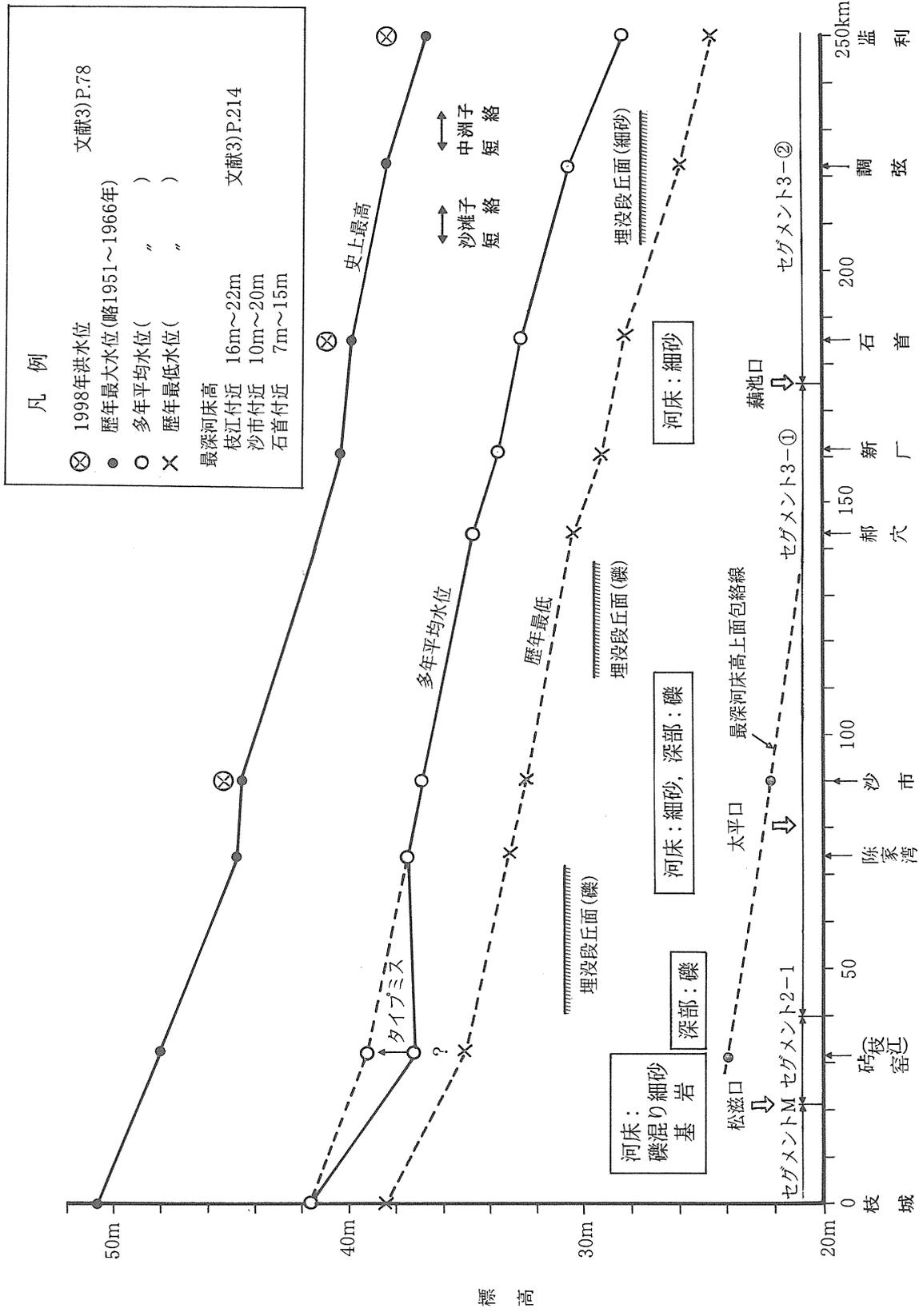


図4・5 上・下荆江の水位等縦断面図 (文献6) より作成)

①セグメントM

宜昌（南津美）から松滋口の河岸は、耐侵食力のある白亜紀および第三紀の礫岩、砂岩、シルト岩などの堆積岩からなる基岩質河岸が河岸線の30.1%、更新統の礫層と粘土層からなる硬い耐侵食力のある堆積岩からなる土石質河岸が24.9%、更新統の粘性土、全新統粘性土からなる一定の耐侵食力を持つ硬土質河岸が40.6%、泥質の粘性土の性質を持つ新しい堆積物（沖積の氾濫原堆積物に相当すると考える）からなる軟土質河岸が4.4%からなる。このように、この区間は沖積層を流下する河川とはいえない¹⁶⁾。

河床材料は、基岩である所を除けば、砂礫層の上に砂層が覆っている。平均の砂層の厚さは2.7mである¹⁶⁾。

②セグメント2-1

本区間の江口（宜昌より100km程度）より上流の河岸の下層には、晩更新世の礫岩があり、その頂部は下流に向かって1/5,000の勾配で傾斜している（この勾配は現河床勾配にはほぼ等しい。礫径19mm）。河岸の中層は砂層（主に細砂）であり、上部層は粘性土層（ウォッシュロードの堆積物）である。

河床の底部には礫石が分布する¹⁶⁾。

③セグメント3-①

江口より下流は、礫層が中細砂層に覆われ、湾曲部の深掘れ部のみに礫が露出する。河岸物質は中下層が砂層で、上層部は氾濫原堆積物である粘性土層である。

河床材料の主成分は細砂（0.125~0.25mm）である。

④セグメント3-②

この区間の河岸は、下層が中細砂層（厚さが通常30m以上ある）であり、上層は粘性土質からなる。なお、砂層の下には晩更新世の礫層が存在する。

河床材料は細砂である¹⁶⁾。本区間は基本的には、沖積層を流下する自由蛇行河道であるが、本区間の南には図4・6に示すように台地、低山丘陵が存在し、河道の南方への移動を制限している。

⑤セグメント3-③

この区間の河道は、直線状の平面形状をしている区間が長い。直線状をしている区間の右岸側は、図4・6に示すように低山丘陵が迫り、また左岸側は前期晩更新世の埋没段丘が存在している。これにより河道の位置が規制されている。

城陵矶から57.8kmの区間の河岸上層は粘土層で、厚さ5~10m、中間層は紛質壤土、砂壤土、細砂、下層は細砂である。標高-4~-15mには基岩および礫層が存在する¹⁷⁾。河床材料は細砂と判断される。

⑥セグメント3-④

河床は細砂と判断される。

⑦セグメント3-⑤

河岸上層は、主に粘性土で局部的に粘性土、砂質土を挟む（0.05mm以上18.3%、0.05~0.005mmのシルト56%、0.005mm以下25.7%）。下層は、中細砂層（砂粒80.05%、シルト15.8%、粘土4.15%）である¹⁸⁾。

河床材料は細砂と判断される。

⑧セグメント3-⑥

江陰以下のこの区間は潮汐流の影響を受ける区間である（潮位差約2m）。上層の材料はセグメント3-⑤より少し粗くなる¹⁸⁾。江陰下流100km地点までは深層は細砂である¹⁸⁾。浅いところには泥砂が堆積しているよう。

[4] 河岸満杯流量時の水深と u_*^2

文献20)によると、上荆江（セグメント3-①）の水深は12.7m、下荆江は13m、セグメント3-⑤の1,400km付近は12.1mとしている。なお、文献11)では、1966年時点で上荆江（枝城~新厂）30,000m³/s時の水深が9.7m（上荆江の河岸満杯流量は40,000m³/s弱であるので、河岸満杯流量時の水深は12~13mであろう）、下荆江（新厂~城陵矶）で水深9.2mとしている。上荆江はほぼ一致しているが、下荆江は文献20)の方が小さい。

u_*^2 はセグメント3-①の上荆江で57cm²/s²程度。セグメント3-②の下荆江で30~40cm²/s²程度であろう。

セグメント3-③からセグメント3-⑤の区間は、河床材料が細砂なので下荆江と同様であろう。

セグメント3-⑤の潮汐水路と考えられる区間は、潮汐流の速度が河床材料を規定していると考えられる（大潮時の最大流速が80~100cm/s程度であろう）。

河床材料の平均粒径が0.18mm程度の細砂からなる自由蛇行河道であるセグメント3-②の河岸満杯流量時の u_*^2 値は、わが国の河川の場合とほぼ同様な値である²¹⁾。

低水路満杯時の河床の状態は、長江もわが国の河川も平坦河床で、平均流速は1.5~1.8m/sとなる。河岸の中上層の物質である粘土含みのシルト・微細砂層の流水に対する

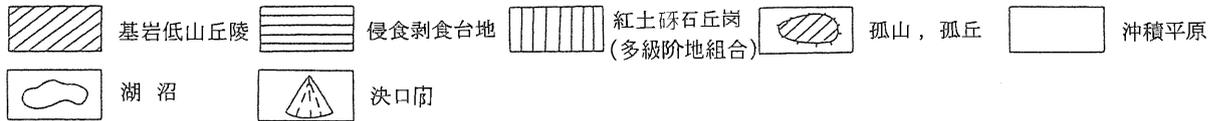
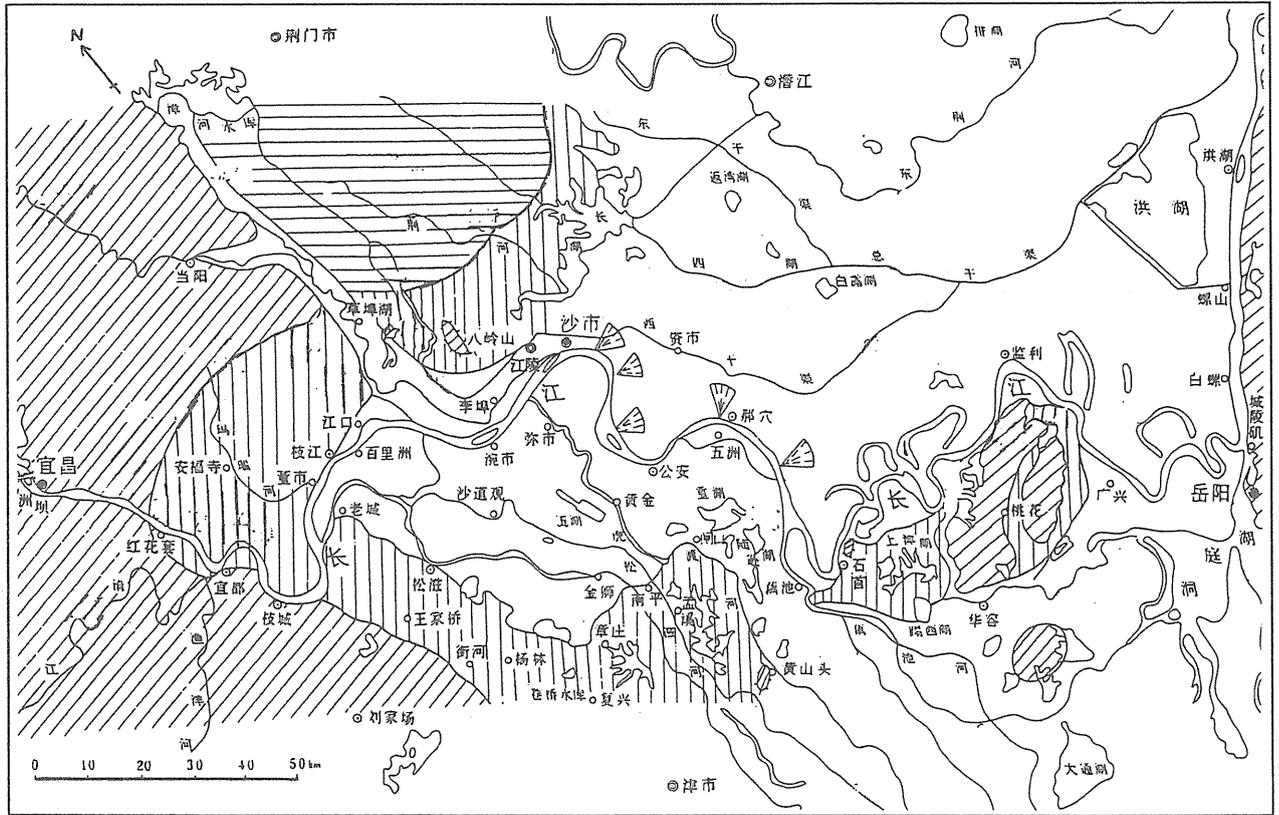


図4・6 荆江地区の地形図(文献6)P. 49省略)

耐侵食力は流速1.5~2m/s程度であり、かつ微細砂・シルトの堆積は、流速0.7~1.0m/s程度と推定されるので、洪水時に水衝部の侵食と対岸での堆積が同時進行で生じているのであろう。河岸の耐侵食力と浮遊砂の堆積条件が河道のスケールを規定しているのである。

[5] 川幅と川幅水深比

文献20)では、上荆江の川幅1,380m、下荆江1,000mとしている。文献8)では、1966年の30,000m³/s時の上荆江の川幅は1,467m、下荆江は1,271mとしている。

下荆江(セグメント3-②)の川幅は、蛇行部の自然および人工短絡による河床勾配の増加と流下流量の増大により、川幅が増大化の傾向にあり、河道は非平衡の状態にある。現在の平均的な川幅は1,200~1,300mである。

各セグメントの平均的な川幅について定量的に記載された文献が手元に無いので、湖口以下については、文献20)に示された地形図より川幅を測定し、図4・4(b)にプロットした(大縮尺の地形図なので測定精度は良くない。

また測定した位置の河道距離を正確に同定しえないので、ここで示された川幅は川幅の変化範囲を示すものである。島は川幅に含まないものとした)。またセグメント3-①, 3-②については湖北省荆江大堤平面図より同様に川幅を測定した。

セグメント3-①の川幅は1,400~1,500m、川幅水深比は110~120程度であろう。セグメント3-②の川幅は現在1,200~1,300mであり、川幅水深比は100~110程度であろう。1960年以前は現在より川幅が狭く、川幅水深比は100以下であったと推定される(文献20)の値を使うと77である。図4・2からも川幅が狭かったことが確認できる)。

セグメント3-③, 3-④, 3-⑤は、あまり川幅の変化が無く、1,500~1,800m程度と判断される。川幅水深比は水深に関する定量的情報を入手していないので明確なことを言えないが、平均水深は12~15m程度と判断されるので(1,250km付近の1972年7月洪水時の水深は15m程度)110~140の間にある。

なお、セグメント3-⑤の下流部(1,450kmより下流)

では川幅が下流に向かって広がっている（ただし江陰で急縮）。この部分は潮汐流の影響を受けている区間と推定され、河道のスケールは潮汐による流量と洪水流量の両方から規定されていると考える。鎮江（1,470km付近）の1972年7月の河道横断面図から判断すると、この時点の平均水深は17～20mである²²⁾。潮汐水路の特徴を持ち、かつ洪水時の水面勾配も緩くなるので、水深が深くなると考える。

セグメント3-⑥においては、下流に向けて川幅が急に拡がり、南通（1,635km付近）で9,500m、吴淞（1,741km）で17,500m、河口で25,000mに達している。このセグメントの平均水深は定量的な情報が無いので明確ではないが、河口部の航路維持が技術的課題となっていること、水制などの突起構造物の先端を除けば深掘れ部の河床高が-40m程度（水制先端部では-60mの記録がある²³⁾）であること、砂州の発達が目立つことより、それほど深いものでなく、15～20m程度であろう。

4. 3 河道の平面形状と変動形態

[1] 平面形状の大観

本節においては、河道平面形状をセグメント毎にその特徴を述べる。

①セグメントM

本セグメントは平面形状が規制されている嵌入河道の特性を持つ河道である（図4・6参照）。

②セグメント2-1

左岸側は台地地形に沿って流れている。河道の法線形はセグメントMの末端の方向とこの台地位置によって規制されており、平面形状の変化の少ない河道といえる。南岸側（右岸側）は沖積層であり礫の堆積により河道の上昇が生じ得たので、松滋口のように分派水路を形成することが可能であった（70年代以降、骨材用に河床材料を採取したことにより河床低下が進んでいる）。

③セグメント3-①

この区間は蛇行河道形状を持つが、その1蛇行の流路長が50km強程度であり、1蛇行の流路長に対する川幅の比（流路長川幅比）は25～30にもなる。蛇曲河道（水衝部が左右交互に生じる蛇行形態）の場合、この比は大きくても15程度であるので、この区間の河道は通常の蛇曲河道とは

いえない。

事実この区間には島状地形が存在し、複列河道的性格を持っている（16箇所江心の州がある²⁴⁾。わが国の礫床河川においては、川幅水深比が100を超えると、河道は複列的かつ直線状となり中州や島が発生し易くなる。細砂を持つ河川においても同様であると結論付けられよう）。ただし、本セグメントの蛇行度は1.4とかなり大きい。なお、河道位置は、ここ100年あまり変化がない²⁵⁾。

なぜこのような大きな蛇行度を持つのかは、人為的河道固定や分派水路の締切りに伴う河道流量の変化等、完新世における人為的作用も含めた地形発達史の情報による分析が必要であろう。

④セグメント3-②

最も蛇行度の大きい迂曲河道区間であり、水路位置や平面形状の変化の大きい自由蛇行区間でもある（ただし南側に丘陵があり南への移動は制限されている）。平面形状は図4・2に示したように、ここ200年の間に大きく変化している。この区間の河道平面位置の移動が激しいのは、河岸下層の土質が砂層であり^{16) 27)}、河岸侵食による側方移動が生じ易いためである。

藕池口を分派点とする分派水路が形成された1860年洪水以前の河道平面形状は、川幅が広く、また蛇行の発達も顕著でない。これが1867年には典型的な迂曲河道となった。この原因は藕池口の形成により本河道を下流する洪水流量の急減により川幅が縮小し、川幅水深比が100以下となり中州が発生しなくなり、蛇曲河道、迂曲河道へと変化したものと考えられる。ちなみに本セグメントを下流する流量は、1931年において枝城流量の50%、50年代で70%、80年代で85%である⁶⁾。

現在の河道は、60年代後半の2箇所の人工的ショートカット、1972年の自然短絡により蛇行度が減少し、かつ流量の増大によって川幅が増し、川幅水深比が100を超えるようになっている。いま河道平面形は1756年の状態に戻ろうとしているといえる。

細砂を河床材料に持つ河川においても、川幅水深比が100前後で河道平面形状が大きく変わることを示す好事例といえよう。

⑤セグメント3-③

本セグメントは直線状の河道区間の部分がほとんどで、河道内に中州も見られる。川幅水深比が130程度と考えられ直線状の河道となり易い区間であるが、あまりにも直線

状でありすぎる。

荆江平原の古地理に関する研究によると、現地表面下4~8.5mに埋没地形がある²⁶⁾。本セグメントの左岸中下層には晩更新世の三角州堆積物、湖成粘性堆積物が存在し、また右岸は丘陵の裾野である。晩更新世以来、洞庭湖水系の排水はこの丘陵に沿って流れていたであろう。

⑥セグメント3-④および3-⑤

全長1,160kmのセグメント3-③, ④, ⑤の区間には、大小の砂州80余個、分岐道100箇所があり、分岐道の長さは650kmに達し、全長の56%にあたる²⁴⁾。このように本セグメントは分岐水路、島状地形の多い河道である。川幅水深比が130~140程度であるので中州地形が生じやすいのである。

なお、セグメント3-⑤における沖積谷の広さは、狭いところは4.5km程度しかなく、大局的な河道位置は図4・7に示すように丘陵などの固い地質に規制されている。セグメント3-④についての詳しい地形図が手元に無いので確認できないが同様であろう(例えば漢口直上流の河道は兩岸に丘陵があり、それによって河道位置、川幅が規制されている)。

⑦セグメント3-⑥

本セグメントの河積、河道形状は、潮汐流に支配されている。江陰から約30km下流地点の平均潮位差は2mであり、逆流現象が生じている。平面形は、中州や島が発生する分

岐水路形状である。

[2] 河岸の侵食形態と崩壊幅

細砂を河床材料に持つ河岸の侵食は、河岸前面に流水が集中し、その土砂輸送能力が、上流から輸送される土砂量を上回り河床低下が生じ、河岸が力学的不安定となって崩れ、それが流水によって運ばれることによって生じるのが大部分である。したがって、力学的不安定が生じ易い減衰期に河岸崩壊が生じやすい。

表4・1は長江中・下流部における河岸距離に対する崩壊した距離と崩壊河岸における河岸防御工施工区間を示したものである(どの時点からのデータであるか明記されていないが、新中国成立から1974年までの25年間の統計値と考える)。崩壊河岸距離は河岸全長の28%に達し、そのうち河岸防御工を施工したのが1974年時点で61%である。河岸崩壊率の高いセグメント3-⑤の江苏省を流れている区間を除くと河岸距離の約1/4が崩壊している¹⁸⁾。この数字は驚く値ではない。川幅水深比が100を超えており中州の発生する河道であることを考えると、水衝部の固定は難しく、今後も河岸侵食が生じ、河岸防御工の設置個所は増加しよう。

河岸侵食部の年間最大崩壊幅はセグメント3-⑤において25~350mであるが100m程度が多い¹⁸⁾。崩壊河岸の前面の水深は30m程度であるので、崩壊幅/水深は1~5程度である。わが国のセグメント2-2, セグメント3の河岸の崩壊幅/水深も1~5程度である²⁷⁾。これは粘着性を

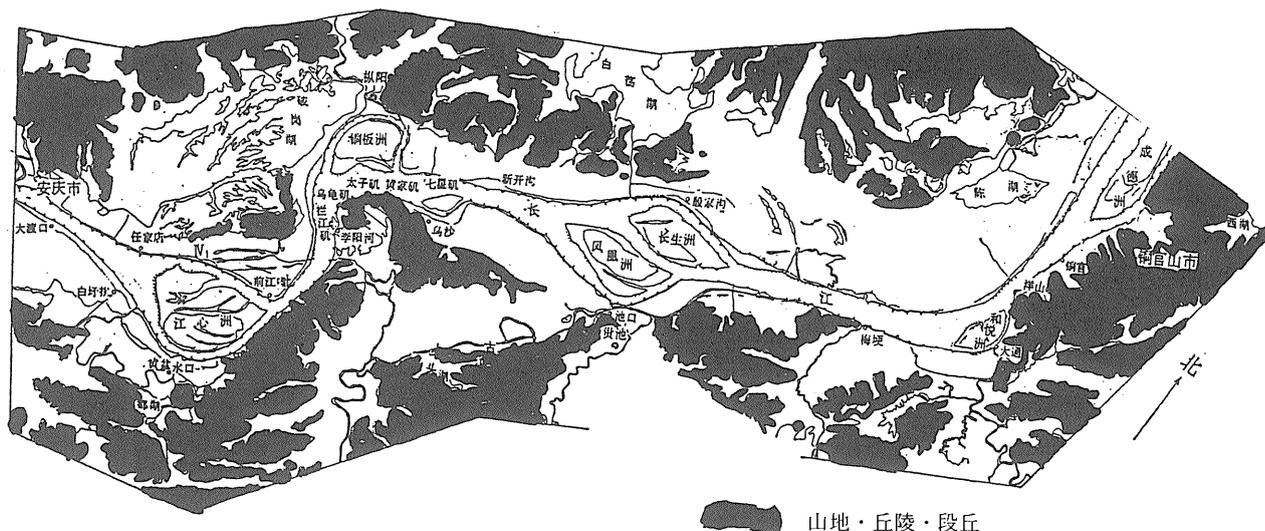


図4・7 長江九江~河口段 地形図(文献18)より作成)

表4・1 各セグメントにおける河岸崩壊長，護岸長（文献18）P.7より）

新中国成立後1974年まで

地区	セグメント	堤防長 (km)	河岸長 (km)	崩岸長 (km)	河岸長に対する 崩岸長の割合(%)	護岸施工 (km)	崩岸長に対する 護岸長の割合(%)	完成工程数量			
								抛石 (万m ³)	沉排 (万m ³)	沉樹 (万組)	丁坝 (条)
湖北省	3-①,②,③	1,462	1,450	353	24.2	231	65	1,086			
荆江大堤	3-①	182.4		43.3	24	42.8	99	356.7			
武漢市	3-③,④	121.5	121.5	32.5	27	20.2	62	173.7			
湖南省	3-①,②,③	119	190	34	18	24	71	163	0.3		
江西省	3-③,④,⑤	212	143	36	25	9	25	84			
安徽省	3-⑤	732	800	213	27	130	61	682	55	30	34
同馬大堤	3-⑤	175.8		71.6	41	47.6	66	231.5		12.4	33
无为大堤	3-⑤	113.6		24.3	21	14.8	61	132.6	40.2		
江苏省	3-⑤,⑥	960	825	350	42	160	46	565	130	47	257
南京市	3-⑤		86	70	81	26	37	256	85		
上海市	3-⑥	407.6	407.6	106	26	111	100	198	59		291
合計		3,893	3,816	1,092	28	665	61	2,778	244	77	582
合計(1994)**						1,189	78.3	6,687	409	327	685

**1994年現在（文献4）より）

持つ河岸の1洪水当たりの滑りによる崩壊幅と考えられるので、長江における河岸侵食の大部分は1洪水期に何回も崩壊が生ずるものでないとする。河岸から河岸前面の最深河床が生じている地点までの河岸の勾配は1.8~5であるが3程度が多い¹⁸⁾。この値は、わが国の細砂・中砂を河床材料に持つ河川と同様である。一種の安定勾配といえよう。セグメント3-⑥の年間最大崩壊幅は、セグメント3-⑤より大きいものが多く、200~600mに達する¹⁸⁾。河岸の侵食を生じさせる外力として波浪が加わり、侵食形態が異なるのであろう。

河岸の崩壊し易さとその規模は、河岸における上層の粘性土層の厚さとその下の砂層の厚さとの比、流水の集中度、すなわち湾曲部と直線部では異なる。図4・8は荆江河段（セグメント3-①および3-②）の区間における年間河岸侵食幅 ΔB と砂層の厚さ h に対する河岸高 H の比 h/H の関係を直線河岸と湾曲凹岸に分けて示したものである²⁰⁾。凹岸部の方が直線部より崩壊幅が大きいのは、凹岸部での侵食地点前面の深掘れ深が直線部より大きく、崩壊規模が大となるためであらう。砂層の占める割合が小さいと侵食幅が小さいのは、崩壊した土塊の粘着性が高く、それがそ

こから流失するのに長い時間が必要であるからであらう。

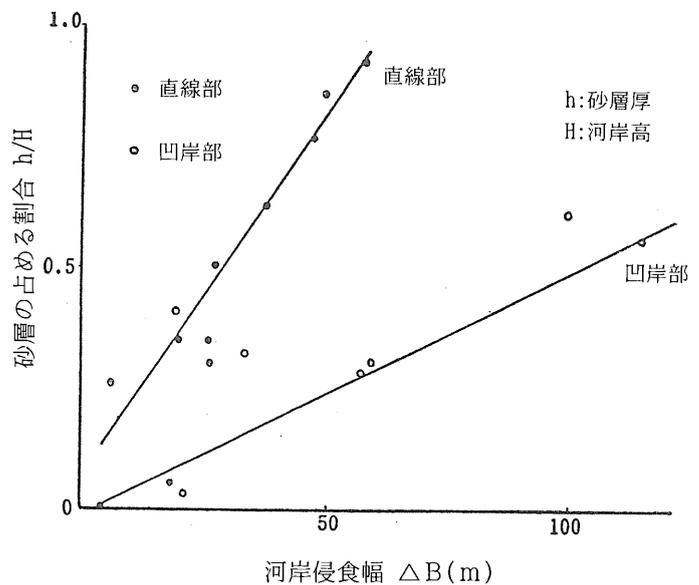


図4・8 h/H と ΔB の関係
（文献20）P.104より）

[3] 湾曲部の砂州と滯筋

荆江河段の川幅水深比は100前後～120程度である。湾曲部の事例観測によると^{25) 28)}、このような河川の湾曲部は砂州形状が図4・9のようになり易く(川幅水深比が大きく、直線河道において複列的交互砂州が生じ易いことに加え²⁹⁾、湾曲によりこの傾向が助長される)、洪水時は河岸凸岸側に存在する砂州を切るように流水が流れ、砂州が凸岸と分離して島状となる。このようになると流水が凸岸に集中し河岸が侵食され、川幅が前後の河道の川幅より広くなる。

4. 4 土砂の動態と土砂収支

宜昌の上流において三峡ダムが建設中である。この巨大ダムは長江中・下流部の河道特性を大きく変える可能性がある。この影響を評価するためには、流量の時間分布パターンの変化のみならず、土砂の輸送形態と土砂の輸送量の時間変化を評価する必要がある。このためには、まずは現状の土砂の動態を把握しておかなければならない。

[1] 長江中・下流部における流送土砂の粒径集団

長江中・下流部の河床材料および河岸物質より、土砂動態、河床変動形態を規定する粒径集団としては、

- ①卵石集団：粒径1 cm以上の礫集団。セグメントM、2-1の平均河床高を規定し、セグメント3-①の最深河床高をコントロールしている。
- ②微細砂・細砂集団：粒径0.062～0.25mmの粒径集団であるが、微細砂である0.062～0.125mmの成分は量が少なく、細砂の集団として良いと考える。この粒径集団の代表粒径は0.18mmとする。セグメント3-①以下の河床の主構成材料である。
- ③シルト・粘土集団：0.062mmより細かい集団で、ウォッシュロード(河床を構成する材料の中にほとんど存在しないような細かい粒子からなる流砂。一般には河川の水量と流砂量とは一義的な関係のない流砂と理解されている)として移動する成分である。河岸上層堆積物、氾濫原堆積物となる。

[2] 細砂を河床材料として持つ河川の小規模河床波と流速係数

河床材料の平均粒径が0.2mmである河川は、洪水時、小規模河床波が砂堆から平坦河床に変わり、流速係数が12程度から25～30程度に変わることが明らかにされている³⁰⁾。長江においても洪水観測結果の解析より、河床の粗度が水位の上昇に伴って同様な変化を起こすことが明らかにされ、また河床波の観測からもこれが確認されている³¹⁾。砂

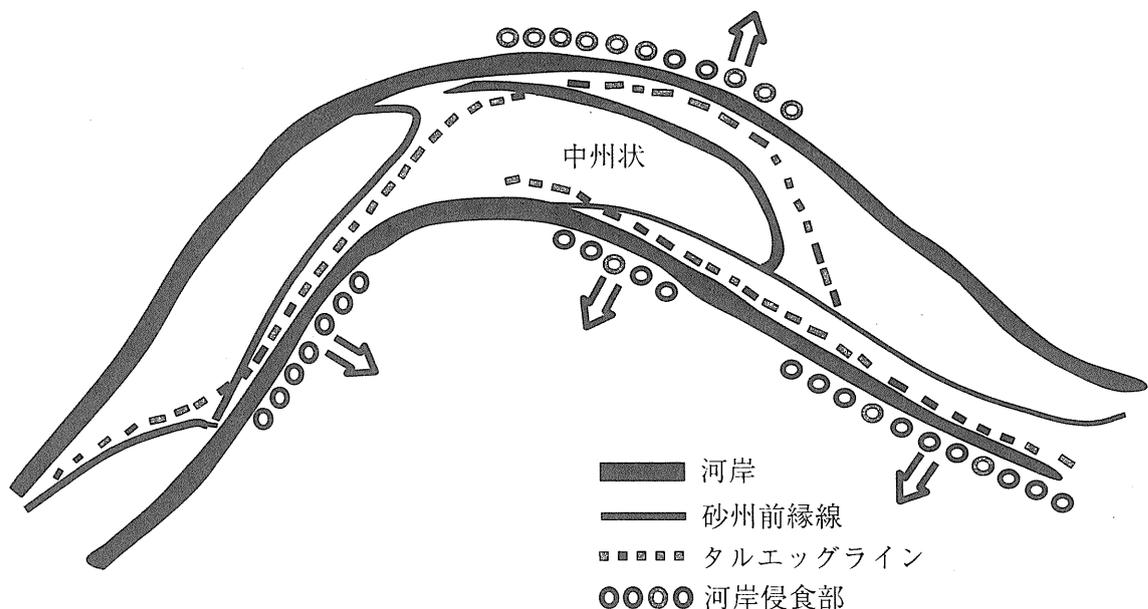


図4・9 湾曲部における島の発生

堆～平坦河床へ移行する無次元掃流力 τ_* は、1.5程度であり、これは従来の研究成果（文献30）と同様である。

セグメント3-①～⑤においては、洪水初期および後期は河床に砂堆を形成しながらベッドロード（掃流砂：河床近くを転がり、滑り、ジャンプしながら移動する流砂）として移動し、洪水最盛期の7～8月は河床が平坦となり、サスペンディッドロード（浮遊砂：流れによって浮遊されながら流下する流砂。流れの流送能力に応じて河床から浮遊し、また沈降する流砂）で移動する。

セグメント3-⑥では潮汐流に起因する土砂移動が支配的になるので、上流のセグメントとは異なった土砂の動きをする。流速がほぼ零となる時が1日に4回ほど生じるので、シルト・粘土集団が堆積・再浮遊する現象が発生する。細砂は掃流砂、浮遊砂として移動すると考える。

[3] 観測浮遊砂量と流量の関係

中国政府は長年、長江の主要地点において浮遊砂量（ウォッシュロードとサスペンディッドロードの一部を含む。以下浮遊砂とは観測浮遊砂を意味する）の観測（浮遊砂観測器により採水し、その土砂濃度を測定する）を行い、長江における土砂動態の解明に努めている。文献6) 7)に記載された多年月平均流量と多年月平均浮遊砂量の資料を用いて、図4・10に主要水文観測点での月平均流量と月平均浮遊砂量の関係を示す。また統計に用いた観測年を表4・2に示す。同資料を用いて年平均の流量、流砂量、浮遊砂濃度等を示すと表4・3のようである。ここで宜昌はセグメントMの最上流端であり、枝城は最下流端、新厂はセグメント3-①の下流、監利はセグメント3-②の中間、洞庭湖（七里山）は洞庭湖水系の出口、大通はセグメント

表4・2 水文観測年（文献6）、7）より）

場所	セグメント	流量	浮遊砂
大通	3-⑤	57~74	51, 53~74
洞庭湖口		31, 34~37, 47~48, 50~81	50~54, 56~81
監利	3-②	51~59, 67~69, 75~81	51~59, 67~69, 75~81
枝城	3-①	37, 51~59	52~59
宜昌	M	1890~41, 46~81	50~81
清江	支川	51~52, 54~81	56~74, 51, 75~81

表4・3 各水文観測所における流量と浮遊砂量（文献6）、7）より）

場所名	セグメント	年平均流量 m ³ /s	年平均浮遊砂量 t/s	浮遊砂濃度 kg/m ³
宜昌	M	14,200	16.5	1.16
枝城	M	14,700	17.2	1.17
新厂	3-①	12,200	14.7	1.20
監利	3-②	10,500	11.1	1.06
洞庭湖口(七里山)		10,800	1.71	0.16
大通	3-⑤	28,500	15.1	0.53
清江(搬魚咀)		418	0.282×10 ⁻³	0.0069

表4・4 三口分砂特性値（1955～1966）（文献11）より）

分流口	分流量（億m ³ ）		分沙量（万t）	
	数値	分枝城站百分数（%）	数値	分枝城站百分数（%）
松滋口	490	10.80	5,354	9.63
太平口	210.1	4.63	2,397	4.31
藕池口	651.6	14.36	11,842	21.30
三口合計	1,351.7	29.79	19,593	35.24

3-⑤の上流から約1/3の所である。清江は長江の右支川（流域面積16,700km²）でセグメントMに流れ込む。

これらより次のことが分かる。

- ・宜昌と枝城はセグメントMの上流と下流端であり、この区間に流入する支川の流域面積は宜昌上流の流域面積に比べて数%であり、かつ細粒物質が堆積する水環境でないため、流量と浮遊砂量の関係はほぼ同じような関係になる。観測された浮遊物質は、そのほとんどはシルト以下の細粒物質であり、細砂分は10%以下であろう。
- ・宜昌と枝城におけるある流量に対する浮遊砂量は、洪水

前期の方が後期より多い。また乾季は土砂濃度が急減する。山地部での土砂生産は雨期前期に多く、また洪水流出成分のうち土砂の生産にあまり影響しない2次流出成分の割合が洪水後期に多く、さらに宜昌上流では細粒物質が河床に堆積できる所は少なく、そこからの土砂の流失がほとんど無いためである。

- ・セグメント3-①の新厂(223km)における浮遊砂量と流量の関係は、洪水前期と後期との差が、セグメントMの宜昌と枝城に比較して小さくなり、また渇水期の土砂濃度の低下が少ない。ただし表4・3に見るように年間平

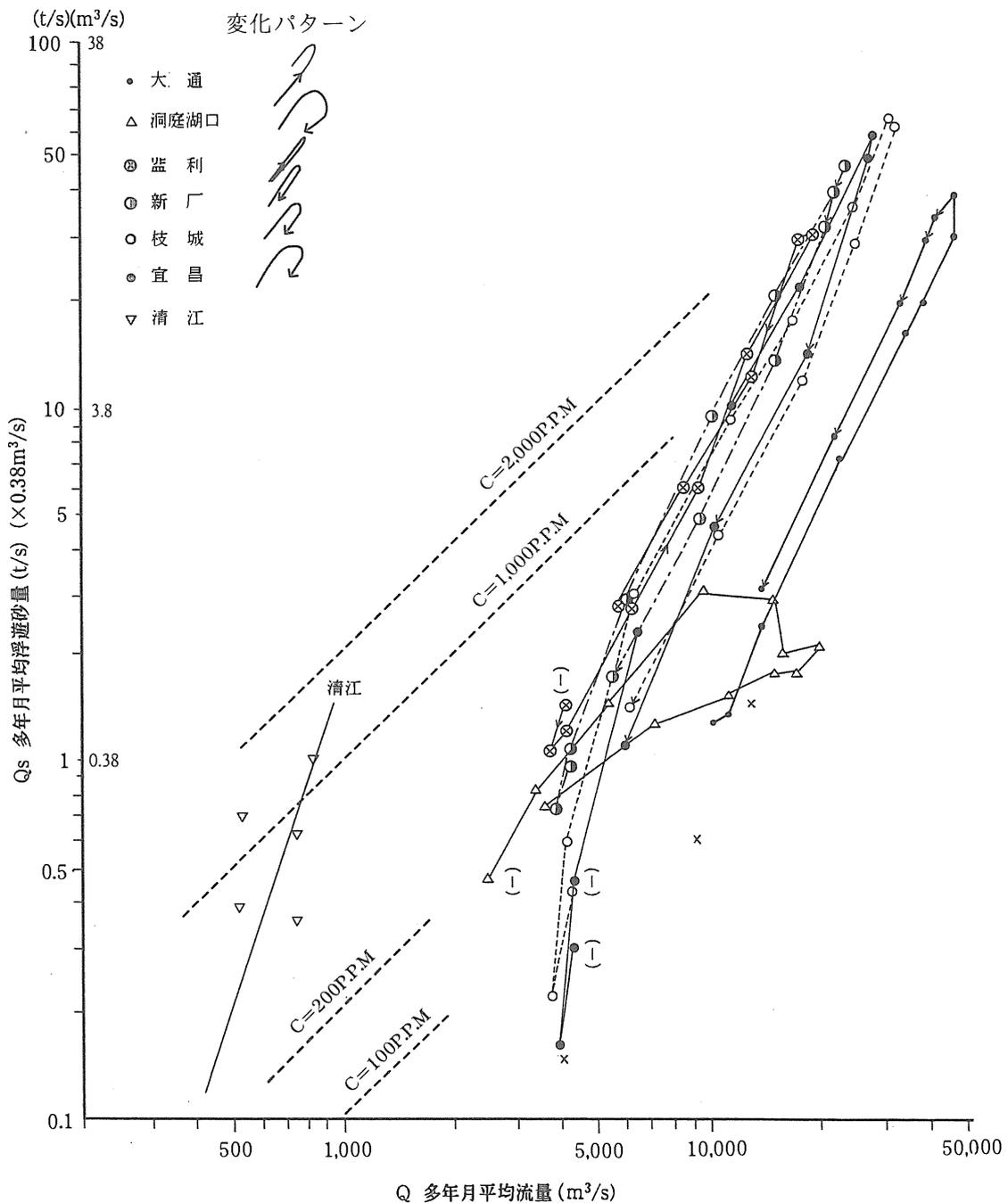


図4・10 各水文観測所における月平均流量と流砂量の関係（文献6）7）より作成）

均土砂濃度がセグメントMと異なることより、セグメントMを通過した浮遊砂は、セグメント2-1およびセグメント3-①の新厂上流には、ほとんど堆積することなく、松滋口、太平口から洞庭湖に流出する分を除き、新厂を通過する。ただし洪水前期と後期の浮遊砂量と流量の関係が同じようになることより、浮遊物質の一部は河床に堆積し再浮遊しているものと考えられる。

- セグメント3-②の監利においては、さらに洪水前期と後期の浮遊砂量と流量の関係が同一となり、ほぼ1本の直線となる。ただし、年間土砂濃度が新厂的 1.2 kg/m^3 から 1.06 kg/m^3 に減少している。1955~1966年の観測資料に基づく枝城に対する三口の分流量と分砂量の割合を表4・4に示した⁶⁾。藕池口の分流量14.36%に対して分砂量が21.30%であることより、浮遊砂濃度が減少するものと判断される。ウォッシュロードであれば分砂量は分流量に比例すると考えられるので、観測された浮遊砂量はすべてがウォッシュロードでなく、サスペンディッドロードとして移動しているものがあることを示していよう(流速の速いほうが直進し易いため、分派水路には上層の河水より下層の方が流入する。したがって、サスペンディッドロードの分派水路への流入割合は、河水の流入割合より多めとなる)。
- 洞庭湖口(七里山)の浮遊砂量と流量の関係は、洞庭湖の貯留作用により土砂濃度が小さくなる。洪水前期が後期に比べて土砂濃度が濃い。
- 大通においては土砂濃度の低い洞庭湖水系、鄱阳湖水系の洪水の流入によって、年間平均土砂濃度が宜昌の約半分である。浮遊砂量と流量の関係は、洪水前期より後期の方が土砂濃度が高い。前期の洪水は流出土砂濃度の低い洞庭湖および湖水系の割合が多いためであろう。

[4] 浮遊土砂供給量の変化

長江中・下流域に流入する土砂量は、降雨量とその強度の変化、流域の開発、貯留施設の築造によって変化する。図4・11と図4・12は、向治安らによって示された宜昌観測所での年間の流出量、土砂輸送量、平均土砂濃度の変化と同観測所の流出量と土砂輸送量の累積量の関係である³²⁾。図4・13および図4・14は、文献7)に示された資料より大通観測所について同様の図を作成したものである。向治安らは、図4・12に示す累積年流下量と累積年流砂量の関係線が直線となることより、流下してくる土砂が主に流下してくる流量の大小によって決められ、土砂生産地における土砂流出形態はシステムとして安定であるとしてい

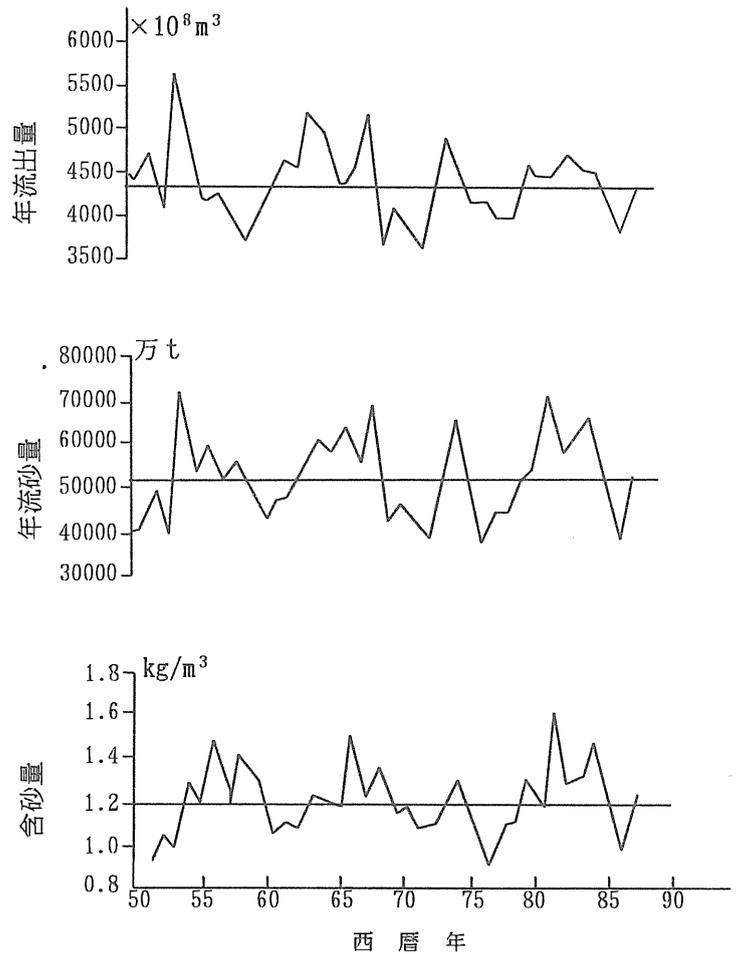


図4・11 宜昌観測所 流出量、年流砂量、年平均含砂濃度(文献32)より)

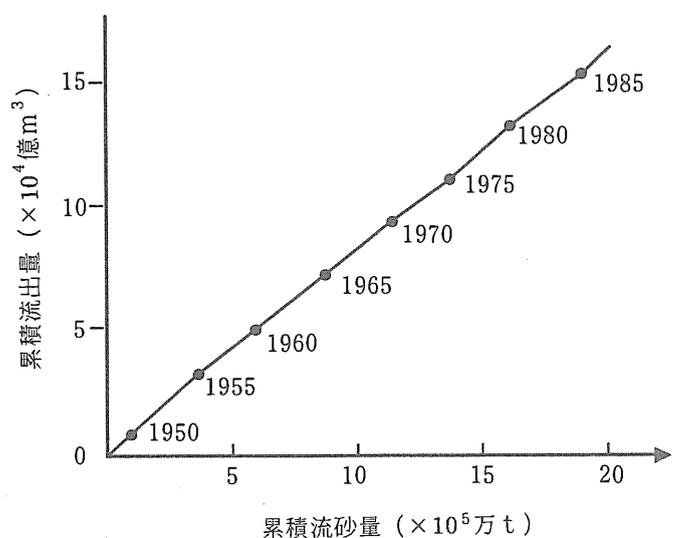


図4・12 宜昌観測所 累積流出量と流砂量の関係(文献32)より)

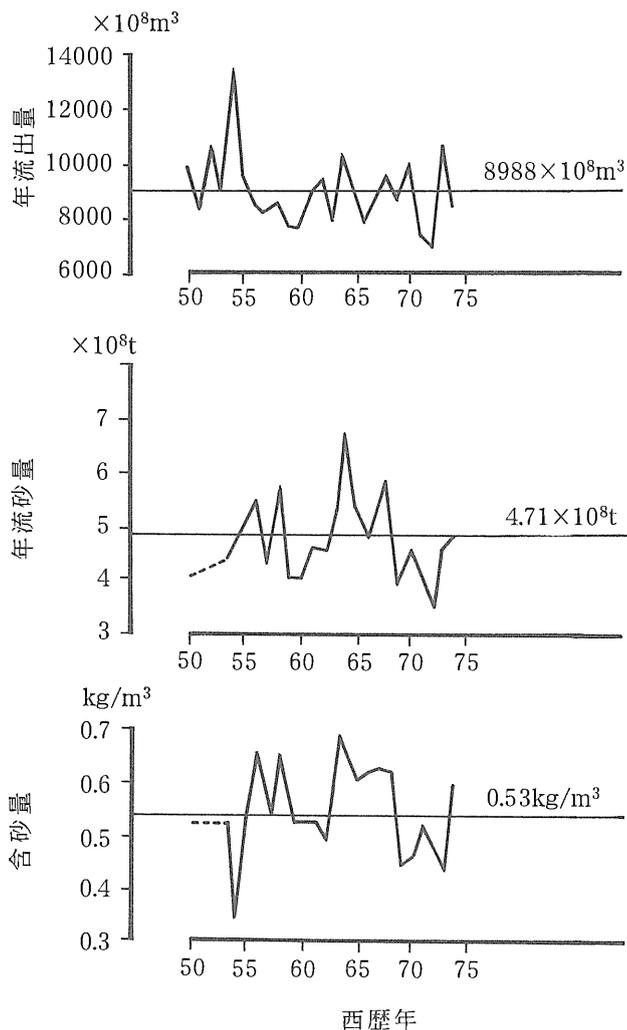


図4・13 大通観測所 年流出量，年流砂量，年平均含砂濃度（文献7）より作成）

る（暗に流域の開発行為，土地利用形態の変化の影響を大きくないとしている）。

しかしながら詳細に見ると，1955年前後で直線の傾きが変わり，土砂濃度の増加がみられる。これは図4・14に見るように大通観測所においても現れている。大通では1955年，1962年，1968年に直線の傾きが変化している。1955年以前は土砂濃度 0.475kg/m^3 の傾きであったものが 0.56kg/m^3 に，1962年以降1968年までは 0.63kg/m^3 に，1968年以降は 0.485kg/m^3 となっている。1949年新中国成立後，大躍進時代以降の農業政策の現れが，土砂濃度の増加に現れたと判断される。

1968年以降の土砂濃度の減少は，漢江（流域面積 $159,000\text{km}^2$ ）に建設された丹江口ダム（流域規制面積 $95,217\text{km}^2$ ，総貯水容量 $208.86\text{億}\text{m}^3$ ）による漢江からの流出土砂量の減少によるものである。漢江皇荘観測所の観測結果によると，ダム建設前が年間1億2,400万tであった

浮遊砂量が年間3,010万tに減少している³²⁾。図4・14に現れた1968年以降の傾きの変化は，年間約7,300万tの浮遊砂量の減少に相当しており，土砂収支の観点からもダムの影響であることが証明される。

〔5〕 粒径集団別土砂移動量と土砂動態マップ

長江を移動する土砂は，粒径集団毎に，またセグメント毎に流送形態，移動速度，河床材料との交換，河岸形成，河床変化への役割が異なる。ここでは粒径集団毎に各セグメントでの移動量を把握し，水系土砂動態マップ³³⁾（土砂の生産域から河口まで，粒径集団毎の土砂の移動量を太さで表した図）の作成を試みる。

この粒径集団別の土砂動態マップを過去・現在・未来について書き上げることができれば，各セグメントでの河道地形の変化区間と量が概略把握できるので，大ダムの下流河道への影響評価が容易となる³⁴⁾。

上流から河口までの各粒径集団の移動を順次追跡する1次元の河床変動計算によって，これら进行评估することは可能であるが，この場合も各セグメントでの土砂移動量に合うように，流砂量式のパラメータ同定が必要であり，水系土砂動態マップの作成の方が先行すべきものなのである³⁴⁾。

・シルト・粘土集団

この集団の土砂移動量は，セグメント3-⑥以外のセグメントにおいては，河床に一時的に堆積するが，基本的には流下する。洪水が氾濫原に溢れると流速が遅いので堆積するが，現在は堤防があり高水敷の幅も狭いので，セグメント3-②を除けば，堆積量はそれほど多くない。また高水敷上を流下する洪水は数年に一度であり，高水敷上の堆積量は，流下量からみればそれほど多くないと判断される。河岸の侵食によってこの粒径集団が供給されるが，同時に河岸形成によって堆積するので，土砂の収支への影響は少ないと判断される。

浮遊砂の観測結果をもとにシルト・粘土集団の土砂動態マップを作成し，上述のことを確認しよう。1960年の観測資料・文献7) 25) と1960年の観測資料ではないが，長年の統計資料・文献32) に基づいて作成したのが図4・15である（細砂分も浮遊砂に含まれている。この分については評価していない）。支川からの流入は清江，洞庭湖水系，漢江，鄱陽湖水系，巢湖水系のみから流入するとした。他の水系は小さく，また土砂の流入量は多くないとした。セグメントMからセグメント3-⑤間での土砂収支をみると，

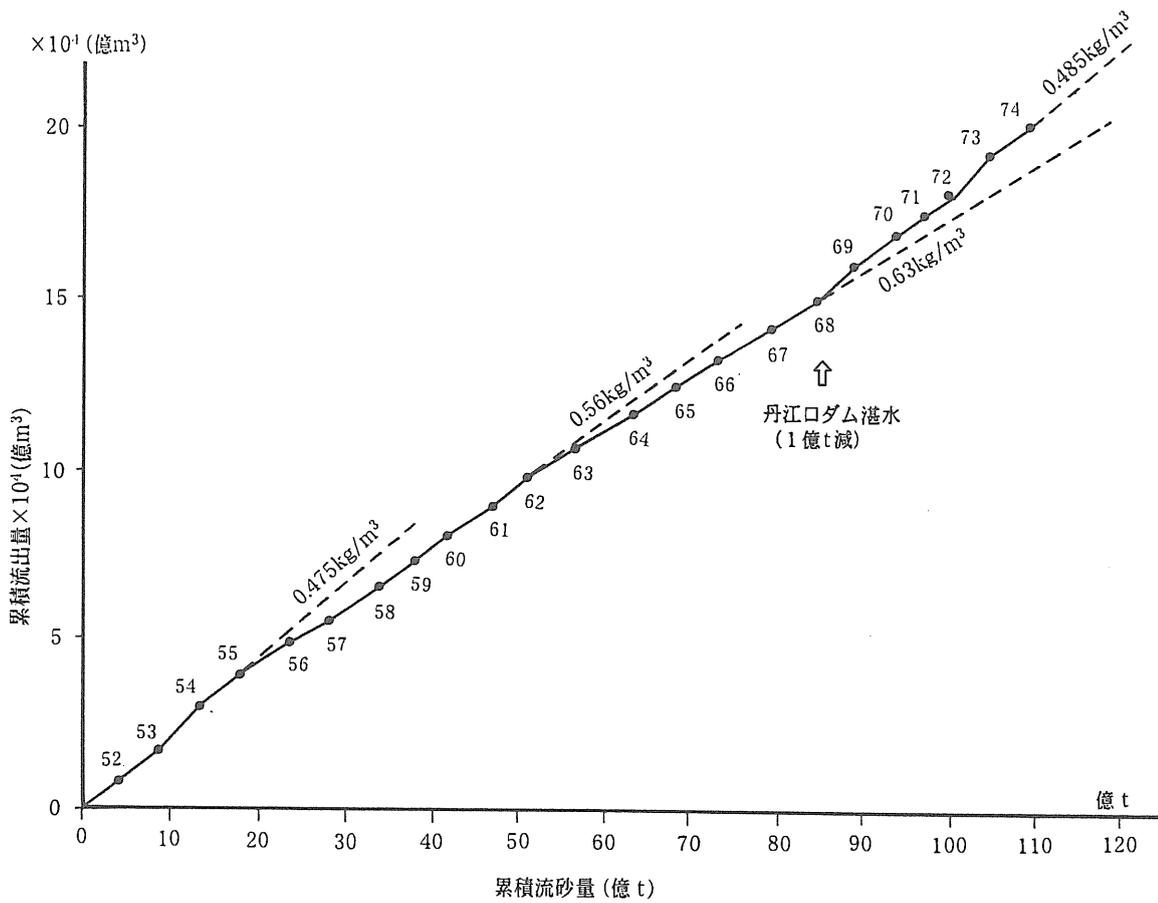


図4・14 大通観測所 累積流出量と流砂量の関係 (文献7) より作成

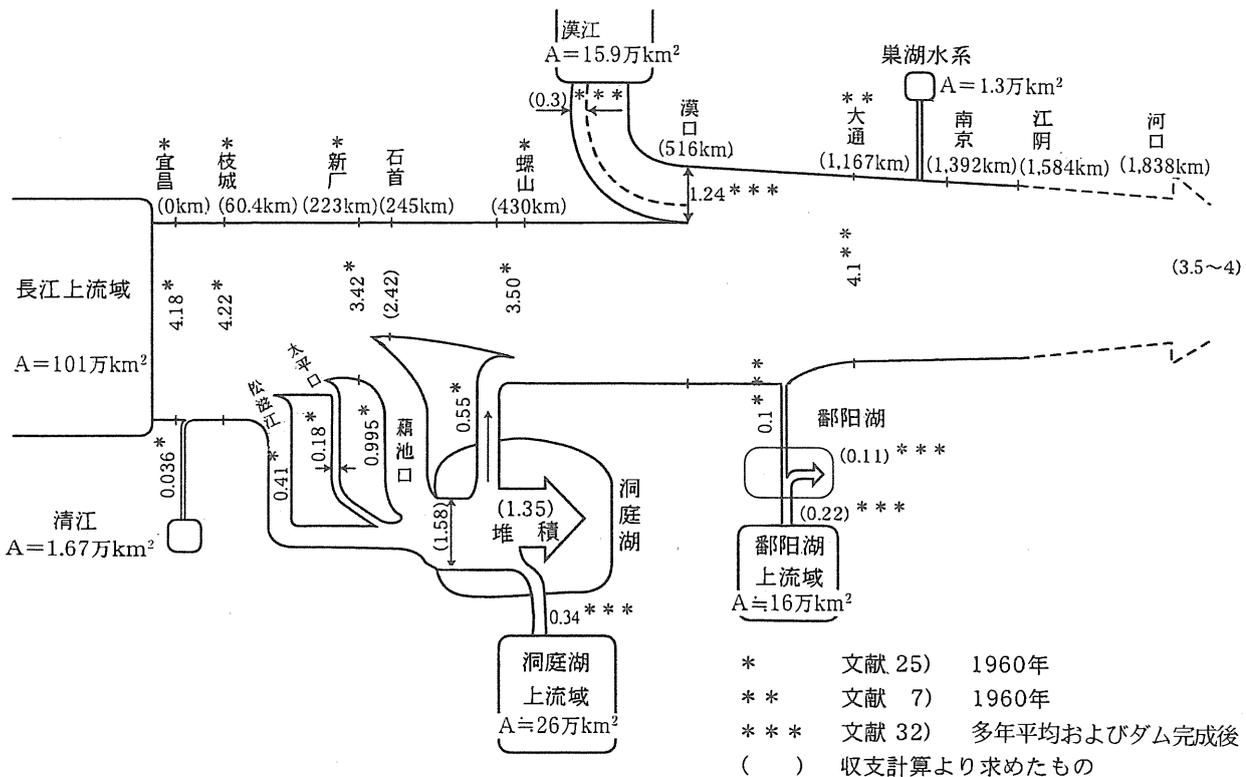


図4・15 長江中・下流域 (1960年) 浮遊砂 (シルト・粘土) の土砂動態マップ

三口から洞庭湖に流入する土砂を除けば、本川筋ではこの粒径集団はほとんど堆積することなく流下していることが分かる。なお、1960年の土砂輸送量は通年平均的なものより小さかった。

セグメント3-⑥は長年、長江の堆積空間となってきた。長江は毎年4.72億t（大通地点の多年平均浮遊砂量）の土砂をこのセグメントに流入させている。新中国建国以来の資料によると、上流端の江阴から河口より上流97kmの吴淞口間において、平均0.644億t/年の堆積が生じている³²⁾

（土砂の密度を2.65とし、空隙率を0.4として堆積量より評価）。このセグメントにおいては、細砂集団の多くが堆積するものと考えられるので、河口から流出するシルト・粘土集団は4億～4.5億tと推定される。

・細砂集団

セグメント3区間の河床を構成する細砂集団の量は、掃流砂として、また洪水時は浮遊砂（水深方向に濃度分布を持つコンタクトロード）として流下する。浮遊状態の流砂量の測定は、水深方向の平均濃度を測定しなければならず、精度の良い測定がなされていない。また河床上を動く流砂量を測定することは実質上困難である。

そこで、セグメント3-①における川幅を1,400m、水面勾配を1/22,000とし、枝城の多年月平均流量を用い、細砂の粒径を0.18mmとし、流れの抵抗係数（流速係数 ϕ ）と流砂量は図4・16、図4・17を用いて評価した³⁵⁾（ただし、砂堆の ϕ は12とした）。表4・5に評価結果を示す。年間流砂量は、6,496万t（2,451万 m^3 ）と評価された。

生産土砂量に対する砂成分の占める割合は、わが国の沖積層堆積物の分析、米国における大川川のダム堆積物の分析より10～15%と推定される³⁶⁾。宜昌地点の年間浮遊砂輸送量5.3億tより、この集団の年間流砂量は0.5億～0.8億tであろう。

なお、文献11)によると、宜昌での1960～1980年の観測浮遊砂輸送量のうち0.1mm以上の粒径のものは約11%としている（浮遊砂の観測方法、宜昌の河道特性が明確でない）。文献32)では、宜昌観測所での観測によると、河床が主に砂で構成されていた葛洲坝ダムの貯水前では、年平均輸送量が845万t、貯水後は河床が粗粒化し、32～114万tになったとしている（文脈上、砂分の粒径範囲は1mm以下であるが、最小粒径の定義がされていないので粒径範囲が分からない。文献37)では、0.05mm以上を細砂と粉砂の区分粒径としていることより0.05mm以上と考える）。

河床材料の主構成材料である細砂集団の土砂収支は、上流からの流入量が分かれば、河道横断測量に基づく区間毎の河道体積の時間変化を求めることにより把握することができる。上荆江、下荆江においては、1965、1970、1975、1980、1986、1991、1993年に横断測量が行われている³⁸⁾。この測量結果を利用して土砂動態マップを作成しようとしたが、洪山斗～城陵矶区間の年間河道体積増加量が5,000万 m^3 を超えた年があったりし、精度に問題があると考え作成しないことにした。

なお、文献38)によると、この測量結果より、上荆江、下荆江は、1965年以降河床低下の傾向であったが、1980年

表4・5 上荆江（ $d_A=0.018cm$ ）の流砂量評価

$I_b=1/22,000$, $B=1,400m$, $d_A=0.018cm$, 等流として計算

月 項目	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	計
$Q^*(m^3/s)$	4,300	3,800	4,180	6,430	12,000	17,000	32,300	33,000	26,600	18,300	10,500	6,370	
ϕ	17	16	17	18	12	17	30	30	28	20	12	18	
F_r	0.11	0.11	0.11	0.12	0.08	0.11	0.20	0.20	0.19	0.13	0.08	0.12	
河床波	Ripple	Ripple	Ripple	Ripple	Dune	Tran.	Upper	Upper	Tran.	Tran.	Dune	Ripple	
$H_m(m)$	4.2	3.8	4.1	5.3	10.5	10.8	11.1	11.1	10.1	9.9	9.6	5.2	
H/d_A	>20,000	>20,000	>20,000	>20,000	>20,000	>20,000	>20,000	>20,000	>20,000	>20,000	>20,000	>20,000	
$u_*(cm/s)$	4.31	4.12	4.27	4.8	6.8	6.93	7.03	7.04	6.7	6.62	6.52	4.82	
τ_*	0.6	0.6	0.6	0.8	1.6	1.65	1.7	1.7	1.5	1.5	1.4	0.8	
q_s/u_*d_A	0.6	0.55	0.6	2.5	5	20	170	180	100	50	4	2.5	
$q_s(cm^2/s)$	0.046	0.041	0.046	0.22	0.612	2.49	21.5	22.8	12.1	5.96	0.469	0.22	
$Q_s(万m^3/月)$	1.75	1.38	1.75	7.8	15.7	90.3	806	828	452	223	17.0	6.82	2,451**

*文献11)より, **6,496万t/年に相当

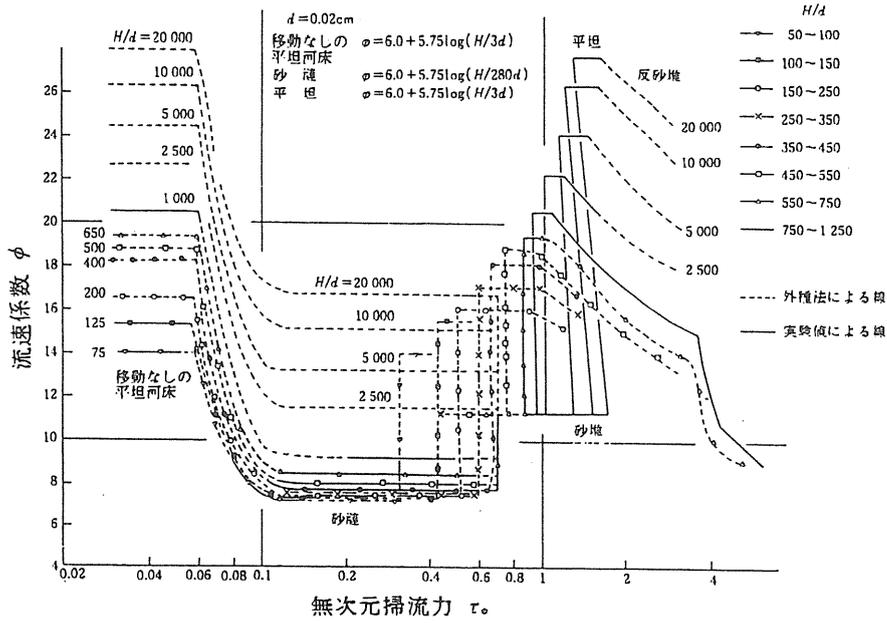


図 4・16 ϕ と τ_* の関係 ($d=0.02\text{cm}$ の場合) 35)

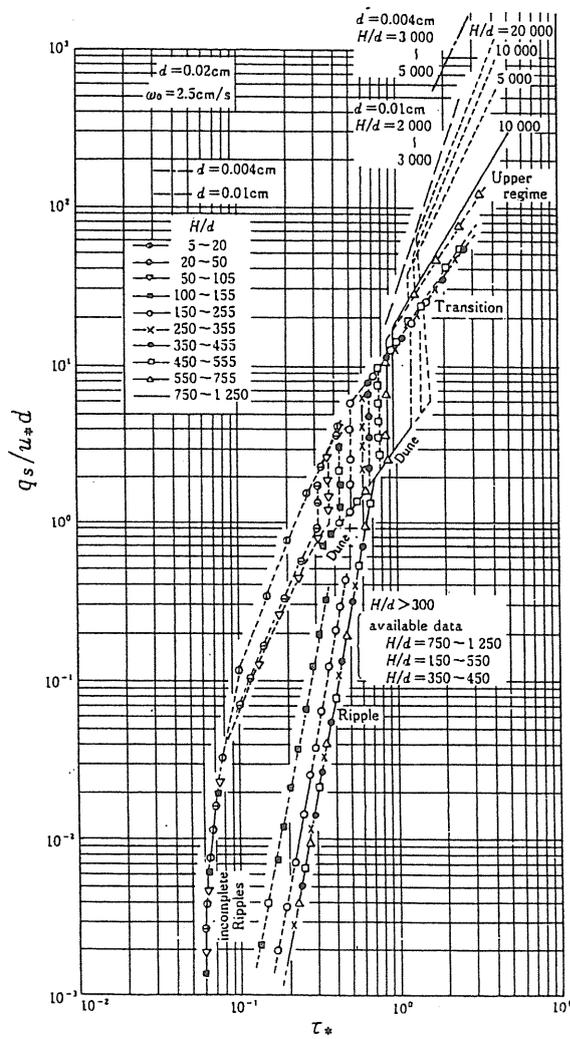


図 4・17 q_s/u_*d と τ_* の関係 ($d=0.02\text{cm}$ の場合) 35)

以降は平衡状態にあるとしている。河床低下の原因としては、1975～1985年の上荆江での砂利採取、1981年の葛洲坝ダムの貯水開始、下荆江での蛇行部の3箇所のカットオフ（河道短縮に基づく河床低下、洞庭湖への分派流量の減少）を挙げている。

宜昌での流下細砂量のうち、三口への分派量に比例する細砂量が洞庭湖に堆積し、洞庭湖水系、鄱阳湖水系からの細砂は湖に堆積してしまうので、長江への供給はほぼ零となる。漢江からはダム建設前は、浮遊砂量1.24億tの10～20%程度が長江に流入していたであろう。セグメント3-⑤の下流部、セグメント3-⑥は細砂の堆積空間となっている。

河口から東海に流出する細砂量は、手持ちの資料からは判断できない。デルタフロントの堆積厚さと海岸線の変化量より概略の把握はできよう。ちなみに8世紀から今日まで河口の南部側は、40年毎に外へ1km延伸し、北部側は南部側より4～16倍のスピードで東南に延伸しているという³²⁾。

・卵石集団

長江のような大川で河床を動く掃流砂を観測することは事実上不可能である。文献に流送量の記載のあるものがある。例えば文献32)では、1985～1986年の寸滩観測所（三峡ダム建設地点直上流）の荒目砂・砂利（1～10mm）の輸送量は年0.8万tであり、これは当該観測所の玉石輸送量の3.0%（すなわち、玉石輸送量は26.7万t）としている。

いずれにしても、礫質集団はセグメントMおよびセグメント2-1の区間で堆積してしまい、セグメント3-①へはほとんど移流しない。なお、この区間、1970～1987年において3,720万m³（5,200万t、空隙率0.6とした）の骨材の採取が行われ、その後も継続して採取されている。また砂州や汜濫原からの採取もなされ、同年間において1,510万m³の採取が行われた。そのうち5mm以上のものが870万m³（採取量の35%）であった²⁸⁾。

[6] 土砂収支からみた三峡ダム完成後の荆江地区の河床変動

宜昌の約30数km上流、三斗坪に三峡ダムが建設中である。このダムは、洪水調節、発電、舟運の改良を目的とするもので、総貯水容量395億m³、洪水調節容量221.5億m³、常時満水位175m、洪水調節水位145m、堤高181mである。1994年12月14日に着工式典が行われ、2009年に完成する予

定である。

ダム貯水池の長さは600km余であるが平均川幅は1.1kmしかない典型的な河道型ダムである。ダム建設前と後の多年月別流量は図4・18のようであり、下流に流送される土砂の濃度、粒度分布は表4・6のように変化すると予測されている（宜昌の多年平均土砂濃度は1.21kg/m³）。これより80～100年で貯水池の堆砂はバランスするとみられている。この時点で洪水容量の86%、利水容量の92%が確保し得るとしている¹¹⁾。

この評価によると、セグメント3-①以下の下流河床の主構成材料となる細砂集団は、ダム建設後50年は供給が絶たれ、80年後においても50%の回復に過ぎない⁸⁾。微細砂・シルト・粘土集団は、10年後に30%、40年後に50%、80年後には、ほぼ100%に回復する。長江中・下流は供給土砂量の減少によって河床低下に見舞われることになる。

河床変動に関する数値計算によると、枝江から杨家脑（セグメントMおよび2-1）においては、10年後に平均2m低下し、河床材料はアーマー化する。杨家脑から藕池口（セグメント3-①）においては、30年後4～5m低下し粗粒化の過程にある。下荆江（セグメント3-②）は50年後5m低下するとしている³⁹⁾。これらの予測値を用いると、この区間の50年間の平均流失土砂量は、河道距離、川幅、河床低下量より、概略5,000万～6,000万t程度と評価される。この量は、[5]で評価した細砂の年間流送能力の評価値とほぼ一致している。また三峡ダムからの粒径別流出土砂量の評価との整合性も取れている。この河床変動予測は概略妥当であろう。

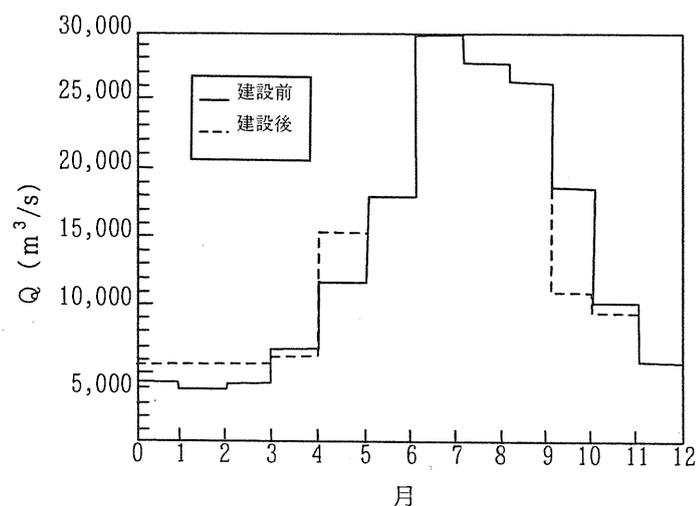


図4・18 三峡ダム多年月平均流出流量（文献11）より）

表4・6 三峡ダム排出流砂粒度階別% (文献11) に付加)

湛水後の経過年	<0.005mm	0.005~ 0.010mm	0.010~ 0.025mm	0.025~ 0.050mm	0.050~ 0.100mm	0.100~ 0.250mm	0.250~ 0.500mm	0.500~ 1.000mm	平均土砂濃度* kg/m ³
1~10年	23.57	28.38	29.24	16.77	2.01	0.02	0	0	0.379
11~22年	24.51	28.65	29.44	15.76	1.62	0.01	0	0	0.392
23~34年	22.42	26.65	29.32	18.78	2.80	0.03	0	0	0.442
35~46年	19.38	23.62	28.28	22.84	5.72	0.16	0	0	0.523
47~58年	15.47	19.38	25.57	26.89	11.82	0.85	0.02	0	0.669
59~70年	12.41	15.81	22.30	18.03	18.59	2.70	0.16	0	0.850
71~82年	11.11	14.24	20.58	27.70	21.92	4.12	0.32	0	0.960
宜昌(1960~1980年)	10.0	12.0	19.6	25.7	20.70	9.1	2.8	0.1	1.21

*種々の流出パターンによる排出流砂の平均濃度

5. 長江河道特性の特異性と河川技術

わが国の沖積河川の河道特性に関する共通の知見の大部分は長江においても適用可能であるが、特異性もみられる。共通性のあるものと特異性のあるものを、とりまとめると以下のようなものである。

〔共通性〕

- ・長江河道においても、セグメント区分の考え方は有効である。セグメントの結節点は、河床材料変化点、大支川の合流点、派川分流点、潮汐流影響範囲点である。
- ・粒径集団による河道特性とその変化の解釈は有効である。セグメント3における河岸満杯流量は、平均年最大流量より幾分小さい。
- ・セグメント3における河岸満杯流量時の u_*^2 の値は、わが国の河川と同様であり、 $30\sim 40\text{cm}^2/\text{s}^2$ である。
- ・自由蛇行であれば、河道の平面形状と砂州配置は、河岸満杯時の川幅水深比に規定される。川幅水深比が100を超えると中州あるいは島状地形が発達する。川幅水深比が100以下となると蛇行度が大きくなる。川幅水深比が100に近い蛇曲河道の湾曲部は、島状あるいは中州が

発生し易く、川幅が前後の河道区間より広く、濬が外岸と内岸に発生する。

- ・河岸物質が沖積層でない硬い物質(岩や粘土層)からなる区間では、平面形がこれに規定されている。平面形状の解釈には河岸および河床に近い所の土質・地質に関する情報が必須である。
- ・セグメント3の区間における洪水時の小規模河床波は、砂堆から平坦河床に変わり、その変化時における無次元水量はわが国と同様である。
- ・セグメント3-⑥のタイダルチャネルの区間の川幅は下流に向けて広がる。

〔特異性〕

- ・細砂(0.15~0.25mm程度)の河床材料を持つセグメント3の区間が1,500km以上と非常に長い。中砂を持つセグメント区間がない。
- ・セグメント3の河岸満杯流量時の u_*^2 の値は、わが国の河川とあまり変わらないが、水深が深い。これは洪水時の水面勾配が非常に小さいことに原因する。
- ・セグメント3における河岸侵食の程度が、わが国の河川に比較して大きい。わが国のセグメント3の河道区間の

河岸物質はシルト・粘土の部分が多く、河岸侵食はあまり生じないが、長江では中・下層に細砂層のあるところが多く、また洪水継続時間が100日を越えるため、侵食が大きくなるのである。

- ・浮遊砂濃度と流量の関係は、わが国では洪水前期の方が後期より濃いのが普通であるが、長江では、支川からの洪水の影響（支川の土砂濃度と流出時期の影響）を受け、上流と下流ではこの関係が逆転する。
- ・セグメント3-⑥の区間は、タイダルチャネルの特性を持つ河道区間である。

以上、共通性と特異性についてとりまとめたが、長江の河道特性の特異性は、長江を取り巻く環境情報を付加することにより説明可能である。すなわち、これを特異性とするのではなく、共通性のなかに繰り込むことが可能である。このためには、気候学、土壌学、地形学などの地理的情報、さらに地殻変動、海水面変化などの地形形成営力などを説明因子とした地形形成史や堆積物層序構造論の情報を河道特性分析のための道具的手段として取り込む必要がある。これにより比較河道特性学が可能となり、その知見の上で、気候特性および河道スケールの異なる河川に技術的対処すべきものなのである。

長江で実施されている河川工法は、わが国とかなり異なるところがある。違いの生じる要因としては、

- ①気候・流域面積の巨大性。乾期と雨期が明確であり、洪水継続時間が長い。

- ②河道特性の特異性
- ③社会経済システムと経済力の相違
- ④航路機能の重要性

が挙げられる。

河川工法の相違点の分析・解釈は本論の目的でないので記述しないが、相違点の分析・解釈に当っては、河道特性のみならず、人文的情報が必要であることを記しておく。相違点の実態については文献7) 40) を参照されたい。ここでは1事例として荆江大堤の形状のみ示しておく(図5・1)⁴⁰⁾。堤防の法面は一枚法であり、わが国の緩斜堤に相当する法勾配である。堤外地には波浪による堤防侵食軽減のため、ミズスギの人工植林を実施している。また堤防法面の草は牛に食わせて除草している。

おわりに

本論は研究論文ではありません。私の研究メモといえるものです。中国語の論文は、その意味内容を漢字より推察したところがあり、本論での記述に間違いがある恐れがあります。また評価した数値も概算にすぎないものです。少ない資料から何を引き出したかというところをみていただければありがたいと思います。

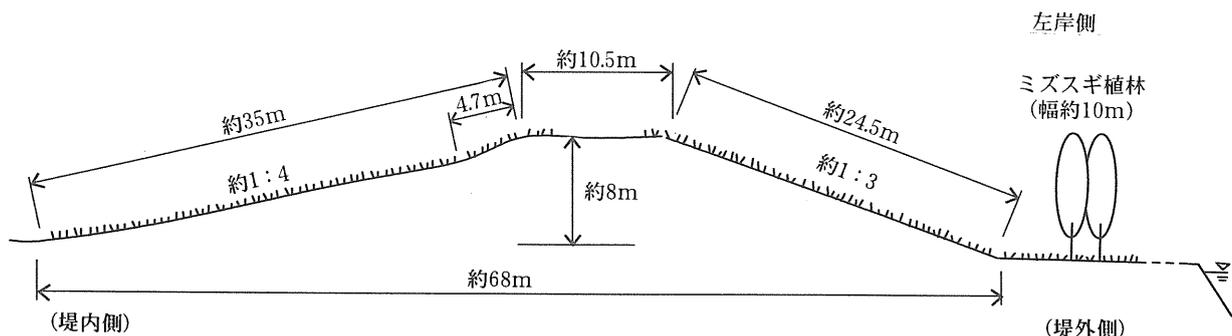


図5・1 荆江大堤の形状および状況（文献40）P.67より）

参考文献

- 1) 山本晃一, 安田毅彦, 1981; 河道特性論ノート [2] 荒川中流部の河道特性と河川処理, 土木研究所資料第3164号
- 2) 山本晃一, 1999; 河道計画の技術史, 補章 沖積河川の河道特性, 山海堂, pp. 603-635
- 3) 山本晃一, 1996; 沖積河川学, 山海堂
- 4) 長江水利委員会編集責任, 洪慶余, 1998; 長江卷, 中国江河防洪叢書, 中国水利水電出版社, pp. 1-34, (財) 国土開発技術研究センターによる翻訳あり
- 5) 玉井信行, 1999; 第1章 長江の概要と洪水の特徴, 1998年長江・松花江の洪水に関する国際シンポジウム, pp. 3-16, (社) 土木学会・水理委員会, (財) 河川環境管理財団, (社) 北陸建設弘済会
- 6) 杨怀仁, 唐日長, 編集, 1998; 長江中游荆江変遷研究 4章, pp. 78-84
- 7) 長江流域規格弁公室編集, 1978; 長江中下游护岸工程 經驗选編, pp. 128-138
- 8) 欧阻履秦, 余文畴, 1985; 長江中・下游河道的穩定工程, 第1回日中河川およびダム會議論文集, pp. 407-413
- 9) 岩佐義郎, 1999; 長江とその洪水, 河川情報研究所別冊, No. 7, pp. 1-34
- 10) 水利部规划計划司, 長江水利委員会編, 1998; 長江流域规划概要, 中国水利水電出版社
- 11) 潘庠燊, 杨国录, 府仁寿, 1999; 三峡工程泥砂問題研究, 中国水利水電出版社, pp. 208-218
- 12) 潘庠燊, 戸金友, 1999; 長江中游近期河道演变分析, 人民長江, Vol. 30, No. 2, pp. 32-33
- 13) 前掲書3)序論, 12章 個別河川の河道特性調査法, pp. 1-12, pp. 339-382
- 14) 前掲書7)pp. 9-18
- 15) Zhang Ruijin and Xie Jianheng, 1993; Sedimentation Research in China, pp. 117-118
- 16) 前掲書6)pp. 206-211
- 17) 前掲書7)p. 63
- 18) 前掲書7)pp. 9-18
- 19) 前掲書7 p. 45
- 20) 前掲書7)pp. 98-120
- 21) 前掲書3)pp. 59-77
- 22) 前掲書7)pp. 128-138
- 23) 前掲書7)pp. 72-81
- 24) 小出博, 1987; 長江, 築地書館, pp. 200-204
- 25) 前掲書6)pp. 129-145
- 26) 前掲書6)pp. 93-99
- 27) 前掲書3)p. 173
- 28) 前掲書6)pp. 232-239
- 29) 前掲書3)pp. 129-190, pp. 458-460
- 30) 前掲書3)pp. 66-72
- 31) 前掲書15)pp. 24-29
- 32) 向治安, 喻学山, 劉載生, 陳時岩, 1998; 長江土砂の來原, 輸送と堆積特性についての分析, 第13回日中河川會議論文集, pp. 211-228
- 33) 藤田光一, 平館治, 服部敦, 山内芳郁, 加藤信行, 1999; 水系土砂動態マップの作成と利用, 土木技術資料41-7, pp. 42-47
- 34) 山本晃一, 藤田光一, 1999; 土砂の制御は可能か, 科学, Vol. 69, pp. 1060-1067
- 35) 前掲書3)pp. 383-420
- 36) 藤田光一, 山本晃一, 赤堀安宏, 1998; 勾配・河床材料の急変点を持つ沖積河道縦断形の形成機構と縦断形変化予測, 土木学会論文集, No. 600/II-4, pp. 37-50
- 37) 前掲書11)pp. 147
- 38) 唐日長, 1999; 下荆江裁弯对荆江洞庭湖影响分析, 人民長江, Vol. 30, No. 4, pp. 20-23
- 39) 前掲書5)pp. 240-242
- 40) (社) 日本河川協会, 2000; 第2回中国治水・利水事業視察調査団調査報告書