

河川整備基金事業

流水・土砂の管理と河川環境の  
保全・復元に関する研究（改訂版）

平成 17 年 11 月

財団法人 河川環境管理財団



## 改訂版の発刊にあたって

(財) 河川環境管理財団では、河川整備基金・基金事業による調査研究の一貫として、平成14年度から2年間にわたり、「流水・土砂の管理と河川環境の保全・復元に関する研究」を実施いたしました。この研究は、河川環境に係わる流水・土砂の管理と河川の生物・生態系の保全・復元に必要な基礎的、実際的知見を得ることを目的としており、研究のフィールドとしては、委員の方々による長年の調査・観測実績のある淀川水系の諸河川を主な対象とされていますが、本研究に関連する基礎的な知見や他の河川における研究成果も織り込まれています。そして、平成16年12月に、本研究の成果を広く活用していただくため、報告書を取りまとめるとともに、東京（発明会館ホール）において発表会を開催し、多くの方々にご参加いただきました。

今年度は、本研究の内容と関連の深い関西地区（大阪国際交流センター）において、委員の方々に研究成果を発表していただくことになり、この機会に、昨年度の報告書の改訂版を発刊することにいたしました。この改訂版では、その後の調査・観測に基づく研究成果について加筆されるとともに、昨年度の報告書の誤記等の不備な点が修正されており、研究成果の一層の活用が図られることを期待しております。

最後に、ご多用な中、研究成果報告書の改訂作業にあたっていただいた委員の方々に対し、衷心より御礼申し上げます。

平成17年11月

財団法人 河川環境管理財団  
理事長 鈴木 藤一郎

## まえがき

(財) 河川環境管理財団では、河川整備基金により、全国的・総合的な視点で当財団が実施する基金事業として、平成14年度から2か年にわたり、「流水・土砂の管理と河川環境の保全・復元に関する研究」を実施してきました。

一方、わが国の河川環境に関わる取り組みとしては、平成2年11月に「多自然型川づくり」の実施要領が策定されて以来、河川生態系の保全・復元を目指した川づくりがなされてきました。また、平成15年1月には過去に失われた生態系などの自然環境を取り戻すことを目的とした、「自然再生推進法」が施行されています。

本研究は、河川環境に関わる流水・土砂の管理と河川の生物・生態系の保全・復元に必要な基礎的、実際的知見を得て、河川環境の保全・復元を局所的なものに終わらせず、河川流域全体の視点から河川のダイナミズムを取り戻す方法を探り、河川環境の保全・復元技術に活かすことを目指しています。

本報告書では、研究会の委員の方々の地道な調査・観測に基づいた、多くの研究成果と提言がとりまとめられています。今後の河川環境の保全・復元への取り組み、さらには流域の流水、土砂の管理を視野にいれた河川整備基本方針や河川整備計画等を策定する際には、当研究の活用が図られることが期待されます。

最後に、研究会ならびに現地調査に積極的に参加して研究を遂行し、成果報告書を執筆していただいた各委員の方々に対し、深甚なる謝意を表する次第です。

平成16年12月

財団法人 河川環境管理財団  
理事長 鈴木 藤一郎

## 「流水・土砂の管理と河川環境の保全・復元に関する研究会」

### 研究グループ

座長	村本 嘉雄	河川環境管理財団 研究顧問
委員	浅枝 隆	埼玉大学大学院理工学研究科教授
委員	綾 史郎	大阪工業大学工学部教授
委員	有馬 忠雄	元大阪府自然環境保全指導員
委員	小川 力也	大阪府立西野田工業高等学校教諭
委員	河合 典彦	大阪市立大桐中学校教諭
委員	紀平 肇	中間法人淡水生物保全研究会理事
委員	竹門 康弘	京都大学防災研究所助教授
委員	中川 一	京都大学防災研究所教授
委員	武藤 裕則	京都大学防災研究所助手
委員	山口 甲	河川環境管理財団 研究顧問
委員	山本 晃一	河川環境管理財団 河川環境総合研究所長
顧問	芦田 和男	河川環境管理財団 研究顧問

### オブザーバー

酒井 信行	前国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所 河川整備管理官
山本 直	国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所 河川整備管理官
竜門 俊次	国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所 河川環境課長
北牧 正之	独立行政法人水資源機構木津川ダム総合管理所 管理課長

### 事務局 河川環境管理財団 河川環境総合研究所

高橋 晃	研究第一部主任研究員
辻山 正甫	前研究第五部長
持田 亮	研究第五部長
中西 史尚	研究第五部研究員
習田 義輝	研究第五部研究員

## 目 次

1. 研究の目的と概要	村本 嘉雄	1
1.1 研究の目的		1
1.2 研究の概要		1
2. 近年における河川環境の変化と課題		4
2.1 河川環境の変化と生態系の応答	山本 晃一	4
2.1.1 河川生態系に対する人為的インパクトの変遷		4
2.1.2 河川生態系の構成要素と空間・時間スケール		5
2.1.3 河川生態系を規定する支配因子		5
2.2 河川生態系の保全・復元と河川整備・管理の目標	山本 晃一	9
2.3 淀川における河川環境の変化と課題	河合 典彦	13
2.3.1 1970年代以前の河川環境		13
2.3.2 1970年代以降の河川環境		16
2.3.3 河川環境変化に伴う課題		22
3. 河川環境に係わる流水・土砂管理		25
3.1 河川環境に係わる流況・位況と流水管理		25
3.1.1 河川環境と流況・位況	綾 史郎	25
(1) 流況・位況解析と河川の物理環境		25
(2) 位況解析と生物の生息環境		29
3.1.2 河川環境の保全・復元のための流水管理	事務局	34
(1) 高山ダムのフラッシュ放流		34
(2) 濱田川洗堰の試験操作		35
(3) 淀川大堰の水位変動操作		37
3.2 河川環境に係わる土砂動態と総合土砂管理システム		43
3.2.1 土砂生産・流出の総合管理システム	中川 一	43
(1) 流域土砂管理および貯水池堆砂対策の現状と課題		43
(2) 濁度の観測と微細土砂の流出特性		50
(3) 地形および地質特性から見た土砂移動特性		54
(4) 流出土砂の質と量に関する予測		58
(5) 総合土砂管理の方針		62
3.2.2 河川環境に係わる土砂動態	中川 一	67
(1) 河川環境に係わる流砂と河床変動		67
(2) 微細土砂を考慮した河床変動解析モデル		67
(3) 淀川水系への適用結果と考察		70
4. 河川における植生の保全・復元		74
4.1 河川における有機物の收支と水生植物の役割	浅枝 隆	74
4.2 水生植物による有機物の生産	浅枝 隆	75

4. 2. 1 抽水植物	77
4. 2. 2 沈水植物	87
4. 3 水生植物の保全と河川管理	88 浅枝 隆
4. 3. 1 抽水植物群落の管理・育成	88
4. 3. 2 群落の拡大の制御	89
4. 4 淀川における植生の保全・復元	93
4. 4. 1 宇治川向島地区ヨシ原の保全・復元	93 有馬 忠雄
4. 4. 2 淀川鵜殿地区ヨシ原の保全・復元	98 事務局
5. 砂州の生態系機能と保全・復元	102
5. 1 砂州の生態系機能	102 竹門 康弘
5. 2 粒状有機物に対する砂州の機能	103 竹門 康弘
5. 2. 1 砂州上における堆積粒状有機物の分布様式と増水前後の変化	103
5. 2. 2 フラッシュ放流による流下粒状有機物の変化	106
5. 2. 3 フラッシュ放流による堆積粒状有機物の変化	108
5. 2. 4 流下粒状有機物の流下距離と河道環境の関係	110
5. 3 底生動物の生息場所提供機能	114 竹門 康弘
5. 3. 1 間隙動物の生息場所提供機能	114
5. 3. 2 水生昆虫の産卵場所提供機能	116
5. 4 砂州の魚類生態機能	119
5. 4. 1 砂州の静水域の環境特性と魚類の生態	119 小川 力也
5. 4. 2 砂州に生じる一時的水域と魚類の生態	136 紀平 肇
5. 5 砂州機能の保全対策	145 竹門 康弘
6. ワンド・タマリの水理および生態系機能と保全・復元	149
6. 1 水制起源のワンド・タマリの果たした生態系機能とその復元	149
6. 1. 1 ワンド・タマリの概要とその生態系機能	149 綾 史郎
6. 1. 2 近年の水制工とワンドの復元	153 武藤 裕則
6. 2 ワンドおよび水制域の環境水理	159
6. 2. 1 河川環境の保全・復元に向けたワンドおよび水制工の活用	159 武藤 裕則
6. 2. 2 宇治川下三栖水制域における流れと河床変動	163
6. 2. 3 楠葉ワンドにおける流れと河床変動	174 綾 史郎・武藤 裕則
6. 3 復元ワンドの環境と生態系の再生	184
6. 3. 1 城北地区の復元ワンド	185 河合 典彦
6. 3. 2 楠葉地区の復元ワンド	192 紀平 肇
6. 4 堰操作による水位変動と生態系への影響評価	198
6. 4. 1 水位変動に伴う流れと水質の変化	198 綾 史郎
6. 4. 2 水位変動がコイ・フナ類の繁殖生態に及ぼす影響	203 小川 力也
7. 河川環境の保全・復元に向けての提言	219 全員

# 1. 研究の目的と概要

## 1.1 研究の目的

近年、全国各地において自然環境の保全・復元を目指した川づくりが行われてきた。しかし、河川環境の保全・復元に対する取り組みは、明確な目標や計画性を持って実施されると言うより試行錯誤的に対処されているものが多く、また、その設計・施工に際しての科学的裏づけが明確でなく、実施後の調査や評価も充分になされていない状況にある。さらに、河川環境の保全・復元を目的とした施工区間は、多自然型川づくりにみられるように局所的に点在している場合が多く、水系全体を視野にいれた長期的な見通しがほとんど得られていないと言えよう。

本研究では、河川環境の保全・復元手法をより合理的で実際的なものとし、また、河川流域全体の視点から河川環境の保全・復元を位置づけることを意図している。

具体的には、流水と土砂が河川地形を形成し、それが生態系の基礎となっていることより、河川環境に係わる流水・土砂の管理、ならびに河川における砂州やワンド・タマリなどの諸要素の生態系機能とその保全・復元について、調査・観測に基づく研究を行う。

本研究のフィールドとしては、河川環境の変化に伴う重要な課題を抱えており、かつ本研究メンバーの多くが長年にわたって調査・観測を行ってきた、淀川水系を主な対象としているが、本研究に関連する分野の基礎的な知見や他の河川における研究成果を取り入れている。また、平素、河川に关心を持って接している一般の方々にも役立つ、河川環境の保全・復元に関する知見と調査・観測手法を提示することにも重点を置いている。

## 1.2 研究の概要

本研究の内容は、つぎの5つのパートに大別できる。

- 1) 近年における河川環境の変化と課題
- 2) 河川環境に係わる流水・土砂管理
- 3) 河川における有機物の生産と植生の管理
- 4) 有機物および魚類に対する砂州機能と保全目標
- 5) ワンド・水制域の水理と生態機能の保全・復元

これらの研究について、本報告書に記述している主な内容を要約すると以下のようである。

### (1) 近年における河川環境の変化と課題

まず、本研究の一般的背景として、①河川環境の変化と生態系の応答、②河川生態系の保全・復元と河川整備・管理の目標について論じたのち、③淀川における河川環境の変化と課題について述べている。

①では、第二次大戦後における河川環境の変化、とくに河川生態系に与えた主要な人為的インパクトとして、低水路の掘削・拡幅、土砂供給量の変化、洪水流量と流況の変化、河川横断工作物や護岸の設置、水質の変化、外来種の導入などを挙げて、これらの影響と課題を要約している。つぎに、河川生態系の空間スケールを、流域スケール、大セグメントスケール、リーチスケール、水深スケール、礁径スケール、砂径スケールの6階層に分け、さらにシルトスケールを加える必要性や、魚類生態学のスケール区分との対応について説明している。また、河川生態系の階層性と支配因子、河川地形と植生との相互関係など、河川生態系における河川地形の位置づけを行っている。

②では、「河川生態系の保全・復元」という技術目標を設定したときに、河川で実行可能な整備・管理項目として、洪水流量、平水時流量、土砂動態、河道形状、水位、水質、植生および魚類が挙げられることを述べ、そのうち流域の土砂管理に関連して、土砂の粒径集団ごとの水系土砂動態マップの有効性を説明している。

③では、淀川における河川環境の変化を1970年代以前とそれ以降に分けて説明している。すなわち、1874年に始まった水制工を用いた大規模な低水路工事が、ワンド・タマリと呼ばれる多様性に富む水環境を生み出し、淀川特有の河川生態系を成立させたことを、工事史等の資料や写真から述べている。しかし、1970年代半ば以降に実施された低水路の拡幅、河川公園の整備、および淀川大堰の建造は、多くのワンド・タマリの消失に加えて、水位変動幅の縮小が城北ワンド群をはじめとする残存したワンド・タマリの環境の劣化を招き、魚貝類の種数・個体数を大きく減少させた。さらに、高水敷の冠水頻度の減少に伴うヨシ原の衰退や樹木の繁茂など、淀川の水域環境と生物・生態系に大きな影響をもたらし、現在も継続していることを指摘している。

### (2) 河川環境に係わる流水・土砂管理

主として、①淀川における流況・位況解析と河川環境復元のための流水管理、ならびに②天竜川水系三峰川流域の総合土砂管理システムと河川環境に係わる微細土砂を考慮した河床変動解析を、テーマとしている。

①では、まず、河川の生態環境の保全・復元に際して、

低水路と高水敷の冠水や擾乱の程度(強度、頻度、日数等)を表す指標の必要性を指摘し、淀川下流部の流況・位況解析結果から8日水位、22日水位、71日水位の指標を提案している。そして、これらの水位指標と河川横断図の比較から、「洪水帶」、「冠水帶(出水帶・水辺帶)」、「常水帶」の領域区分を行うとともに洪水による擾乱の経年変化を検討し、近年における河岸の植生分布や魚類の生息環境の変化との対応について考察している。

つぎに、こうした河川環境復元のための流水管理について検討するために、ダムの彈力的運用の事例を整理するとともに、淀川下流部の流況・位況を支配する高山ダムのフラッシュ放流、瀬田川洗堰の試験操作、および淀川大堰の水位変動操作の諸条件と調査項目について述べている。また、本研究を始めた平成14年度に、これらのダムや堰を活用した、「淀川の河川環境復元のための人工増水実験」の実施計画を関係機関と連携して立案した。この計画は、諸般の事情により全体計画のごく一部しか実現しなかったが、参考のため計画書の全文を掲載している。

②の前半では、本研究メンバーの一人が主宰した、天竜川水系三峰川の美和ダム流域における土砂生産・流出の統合管理システムに関する研究の主要部分について説明している。その内容は、まず、流域の土砂管理の一環として、わが国における貯水池堆砂対策の現状と課題について概述するとともに、美和ダム流域での堆砂対策の実例を示している。ついで、美和ダムでの堆砂の特徴である微細土砂の観測事例と流出特性、および美和ダム流域の一支流域である戸台川流域の地形・地質特性からみた土砂流出特性について考察するとともに、流出土砂の質と量の予測モデルを示し、最後に、流域情報と予測モデルをGISでサポートする総合土砂管理モデルを提案している。

一方、後半の河川環境に係わる微細土砂(ウォッシュロード)を考慮した河床変動解析では、上流域から流出してくる微細土砂に注目し、そのフロック化による沈降特性の変化と粘着性材料の侵食機構を考慮した流砂モデルを提案し、そのモデルを淀川水系に適用して妥当性を検証している。

### (3) 河川における有機物の生産と植生の管理

まず、河川における有機物の収支と水生植物の役割について国内外の研究成果を総括的に説明し、ついで、水生植物による有機物の生産を抽水植物と沈水植物に分けて考察している。

抽水植物については、その生活史を概括したのち、木

津川下流部の砂州上に広がるツルヨシ群落を対象として、葉茎、地下茎、根、リターのそれぞれのバイオマスに対する砂州上の位置と出水規模の影響、リター堆積量および地下茎の経年変化、出水規模と砂州上の多年生抽水植物の蓄積・流失との関係などについて考察している。また、流水中の抽水植物(ヒメガマ、マコモ、ヨシ)群落の動態と有機物の捕捉状況についても現地調査を行い、リターの捕捉量が植物の形態や群落内の構造によって大きく影響を受けることを指摘している。一方、沈水植物については、主に光環境と流速の影響について考察し、沈水植物群落が発達すると、懸濁物質の濃度が減少して光環境が好転するために沈水植物がさらに発達すること、流速の遅い群落内部に植生が集中することなどを説明している。最後に、水生植物の保全と河川管理に連携して、ヒメガマの刈り取り時期に関する実験結果から多年生抽水植物群落の拡大制御法について考察し、8月頃に水面上の刈り取りを行うことを推奨している。

つぎに、淀川を対象として、宇治川向島地区および淀川本川鶴殿地区におけるヨシ原の保全・復元事業の経緯と調査結果について述べている。向島地区については、移植方法(株植え・撒出し各3通り)と移植後3年間のヨシの生育状況について説明し、結局、ヨシ原がオギ群落に侵食されるようになった理由として、高水敷で期待通りの冠水頻度が得られなかったことを挙げている。一方、鶴殿地区については、湿地環境の回復を図るために、高水敷に河川水をポンプアップする方法と、高水敷を切り下げてヨシの地下茎を含んだ土を客土する方法が試みられているが、後者の方による優先植物の推移の調査結果から、移植法と冠水頻度などの復元条件の評価を行っている。

### (4) 有機物および魚類に対する砂州機能と保全目標

まず、砂州の生態系機能を、1)魚類や水生昆虫などの生息場所機能、2)水質や有機物収支に関わる物質循環機能に大別して、増水・渴水や侵食・堆積の条件下での動的な構造を把握することの重要性を説明している。

つぎに、木津川下流部の観測結果から、①砂州上における堆積粒状有機物の分布様式と増水前後の変化、②高山ダムフラッシュ放流に伴う流下粒状有機物および堆積粒状有機物の分布様式と組成変化や、クロロフィル $a$ 濃度の変化について考察するとともに、③木津川および宇治川における流下粒状有機物(指標:SS量、プランクトン)の流下距離と河道条件(河床勾配、河床材料等)の関係について比較検討し、木津川では砂州や河岸による捕捉率が高いことを指摘している。また、木津川の砂

州における伏流間隙動物群集の平面的・垂直的分布様式、および鴨川の渓流におけるモンカゲロウなどの水生昆虫の産卵場所と砂州地形や河床材料との関係についてとりまとめている。

さらに、木津川の砂州に生じる静水域（タマリ）の魚類生態機能に関する詳細な観測・調査から、恒久的タマリと一時的タマリの消長と環境特性の変化を説明するとともに、砂州上にタマリ群として存在することで魚類の生息に有用な多様性を生みだしていることを明らかにしている。そして、とくに増水に伴って生じる一時的タマリが魚類の繁殖に重要であり、そこにはオオクチバスなどの外来種が侵入しくいことを指摘している。

一方、淀川本川楠葉地区の砂州に生じる一時的水域についても、中間帶水路タマリと本流タマリに区分して魚類の産卵行動に関する継続調査を行い、出水条件や瀬田川洗堰の堰操作による急な水位変動と魚類の逃げ遅れの関係について、水位ハイドログラフと現地観測結果を対応させて考察している。

最後に、砂州の生態系機能を保全する際の基本的考え方として、砂州の伏流水域の環境、砂州地形の変異、ならびに砂州の植生発達程度に着目して、生物群集の応答および有機物の捕捉・変換量との関係を論じている。

#### (5) ワンド・水制域の水理と生態機能の保全・復元

まず、淀川における水制起源のワンド・タマリの消長とその生態系機能について概説したのち、近年において造成された淀川下流部の城北地区における復元ワンド群と、宇治川・木津川・桂川における各種水制工の特徴を述べている。

つぎに、ワンドおよび水制工の役割と水制工の種類・機能等について考察するとともに、河川環境面から多用される杭型透過水制と不透過水制について土砂堆積特

性の比較実験を行い、それらの結果から水制の設計指針を要約している。また、宇治川下三栖の水制域における流れの構造について、LSPIVによる流況観測およびADCPによる詳細な流速計測を行い、越流・非越流条件による流速分布、低流速塊やボイルの挙動などの相違点を明らかにするとともに、水制域での土砂の堆積と粒度分布について検討している。

さらに、淀川本川楠葉地区における復元ワンドについて、冠水時の流況、河床変動および底質の観測・調査と移動床模型を用いた実験を行い、ワンド内の循環流と流速分布の特徴、ワンドの最深部より河川側・高水敷側での洗掘域・堆積域と粒度分布の対応などを明らかにしている。

一方、淀川下流部の城北地区および楠葉地区に造成された復元ワンドにおける生態系について調査を行い、前者については多くの魚種や二枚貝類が進入・生存しているが、過剰な植生の侵入・繁茂による水域の減少に対する対策の必要性を指摘している。また、後者については、ワンドの干陸化と復元の経緯、および1970年～1980年代における魚貝類の種類・個体数と復元後2年間のそれを比較して、今後の期待を述べている。

さらに、淀川大堰の堰操作による水位変動と城北地区のワンド群における流速および水質変化の関係を、観測と数値モデルから検討するとともに、その水位変動がコイ・フナ類の繁殖生態に及ぼす影響を城北地区の新設ワンドで調査し、降雨を伴わないわずかな水位上昇でもコイ・フナ類のワンドへの移動と産卵行動を誘発することを見出している。

最後に、以上の研究成果とそれに関連する既往の知見に基づいて、「河川環境の保全・復元に向けての提言」を取りまとめている。

## 2. 近年における河川環境の変化と課題

### 2.1 河川環境の変化と生態系の応答

#### 2.1.1 河川生態系に対する人為的インパクトの変遷

河川は流水とそれを流下させる器である河床と河岸からなる。河川を流下する水は、主として降雨によってもたらされ、その降雨の集水範囲を流域という。河川・流域の地形（景観）は、内的營力による地盤変動、外的營力である降雨、地下水、風、熱などによる物理的・化学的風化作用による山地の解体、流水による侵食・運搬・堆積という自然の作用と人間社会の労働・生活活動に伴う人為的作用により、絶えず変化しつつあるものである。現存する河川は、人間が河川に働きかけた歴史的産物であり、二次的自然である。以下においては河川に及ぼした人為的作用を人為的インパクトといおう。

遠く縄文時代にあっては、植物の採取、狩猟、漁労を生産労働の中心とした生活を営み人口も少ないこともあり、河川との関わりは薄く河川環境（生態系）に対する人為的インパクトの影響は微弱なものであった。

紀元前300年頃、北九州に始まった水稻耕作は、弥生時代中期までには東北青森まで行われるようになる。水田の増大は用水を必要とする。畿内を中心に3世紀頃から小河川の渇水流量を超える用水が必要となり「ため池」が作られるようになる。難波の堀江や茨田堤に象徴される大河川の沖積地への積極的な進出も行われる。平城京や平安京の建設には、木材の供給の要から周辺の山の森林破壊も起こる。公地公民の制度に基づく条里制、治水工事は沖積地の基礎整備事業であり、河川に対する人為的インパクトであった。

戦国期から江戸時代の近世初期は大沖積地開発の時代であった。河川の瀬替え（流路変更）、用水路の建設、堤防の築造などの工事がなされ、17世紀初頭1,800万人であった人口は100年後に3,000万近くに達している。河川が大きく変わった時代と言えよう。斐伊川では、花崗岩の風化物である土中の砂鉄を採取する鉄穴流しが活発に行われ、多量の土砂が人為的に流され、斐伊川は天井川となり同時に宍道湖を埋め立てた。

明治になり近代的土木技術の導入と日本の産業構造の変化に伴い、河川に対する働きかけの規模が大きくなる。1930年代になると巨大な電力ダムの建設も行われるようになる。高度経済成長が始まる1960年頃になると、

河川に対する行政投資も国民総生産に比例して急増していく。

戦後、河川生態系に及ぼした主要な人為的インパクトとしては、次のようなものが挙げられる。

#### ① 低水路の掘削・拡幅

建設用骨材としての河床材料の利用と、河道の洪水流下能力増大という2つの目的のため、高度経済成長期（1950年代後半から1970年代前半）をピークとして多量の砂利・砂の採取が行われた。採取による河川機能の劣化（既設構造物の破損、地下水位の低下など）が生じるようになり、砂利採取の規制が強化され採取量は急速に減少した。ちなみに河川砂利供給量は、1966年2億7,000万トン、1973年1億1,000万トン、1989年4,300万トンである（河川行政研究会、1995）。

わが国の山地からの総流出土砂量は、年間2億トン程度と推定され、そのうち骨材として利用しうるのは30%程度と考えられるので、1960年代にはその3～5倍の骨材をそれも大河川で集中的に採取していたのである。

#### ② 土砂供給量の変化

図2-1-1は、16の河川のハイダム流域率（沖積平野に出る地点より上流域面積に占めるダム地点より上流の流域面積の割合）の年代別変化を示したものである（建設省治水課ほか、1991）。土砂災害防止のための砂防ダムの建設や植林事業と相まって、1950～1970年代にかけて沖積河川への土砂供給量の減少が始まり、現在に至っている。

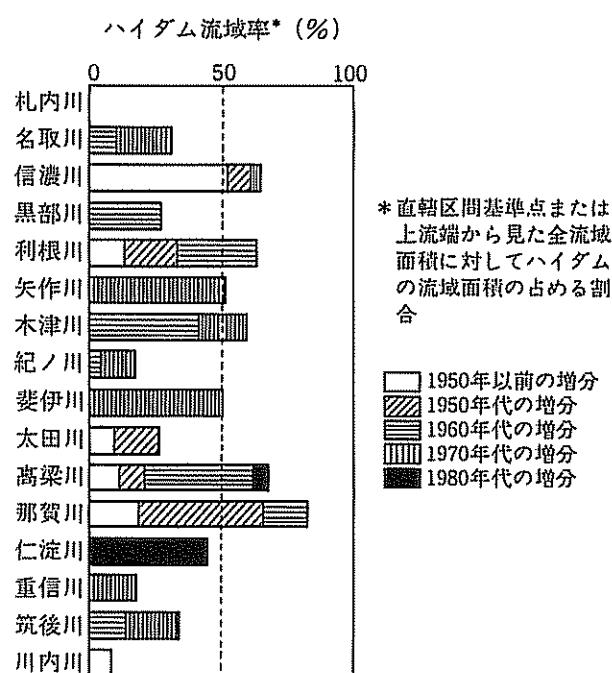


図2-1-1 ハイダム流域率の経年変化（建設省治水課ほか、1991）

一方、都市近郊の丘陵を流下している河川では、70年代後半から宅地開発が進み、細粒土砂の供給量を急増させた。

### ③ 洪水流量・流況の変化

わが国の治水のためのダムの調節容量は大きなものでなく、大洪水ではピーク流量の数割の低減効果でしかないが、洪水流量の低減は確実に生じており、また平常時の流量の平準化が生じている。

### ④ 河川横断工作物および護岸の設置

従来からも取水のための頭首工・取水堰や河岸侵食を防ぐため護岸・水制などが設置されてきたが、1960年代後半の高度経済成長以来、その量が急増し、また上流山間地では、砂防ダム、流路工などが設置された。これにより水際生態系の劣化、魚類の上下流への移動の困難性などが生じた。

### ⑤ 水質の変化

ダムによる貯水は、河川水質（水温、濁度、窒素、燐など）に変化を与える。また、都市からの流水は、多量の汚染物質を排出させる。下水道からの排水量の割合が大きい河川では、河川水質が下水道の排水水質に規定されるようになってきている。ちなみに1990年代後半において、鶴見川亀の子橋で低水流量の75%、多摩川二子橋で70%程度が下水道経由となっている。

### ⑥ 外来種の導入・遺伝子レベルの異なる生物種の地域間移動

河川における魚類生産量を増大するため、国内外外来種（他の場所で生育した魚）の放流（たとえば、琵琶湖産の鮎の放流）やブラックバスのような国外外来種の放流により、在来の魚種の多様性や個体数が減少している。また、河川植生において外来種であるセイタカアワダチソウ、アレチウリ、ハリエンジュ、シナダレスズメガヤなどが増加し、植生の種構成が変化している。

このような人為的インパクトは、河道形態、河川水理・水文レジーム、河川生物群集を変化させ、地球環境問題などと合わせ生態系の変化が問題とされだした。その結果現在では、河川生態系の保全・復元が行政施策として行われている。以上みたように、河川環境は時代が下るにつれて自然的規定要因から、人為的要因の影響がより強くなってきたのであり、この影響を評価し生態系を復元することが喫緊の課題となっている。

## 2.1.2 河川生態系の構成要素と空間・時間スケール

自然的擾乱・人為的インパクトという外乱が、河川生

態系に変化として現れる時間・空間スケールには種々のものがある。空間スケールが異なれば、その現象の表現様式（認識のための概念枠）と時間単位は異なるものである。空間をスケールの異なる階層構造からなるものとし、その階層ごとに、また同一階層における生物分類毎に自然的擾乱と人為的インパクトに対する応答特性を記載整理していくと種々の情報の見通しが良くなり、生態系構成要素とそれを変化させる自然的擾乱・人為的インパクト要因との関係がわかりやすくなる。

河川生態系空間を地形としてとらえる場合は、流域スケール、大セグメントスケール、リーチスケール（砂州長、蛇行波長スケール）、水深スケール、礫径スケール（巨石、礫）、砂径スケールの6階層程度の空間階層性を持つものとする（地形概念にはなじみにくいが、有機物の分解に関わる細菌類まで河川生態系を認識する枠組みにいれば、シルトスケールを空間階層に加える必要がある）（自然擾乱・人為的インパクトと河川生態系研究会、2002）。なお、河川生態系を構成する生物要素毎に空間スケールのターミノロジーは異なっている。魚類生態学では、セグメント相当の上・中・下流、瀬・淵構造スケールのリーチが、昆虫生態学では、これに加えて礫径スケールが空間階層性としてとらえられることが多い。桜井（1995）は生物の棲み場所の観点から、海や他流域を含む流域を越えたスケール（渡り鳥、回遊魚などを対象）であるビオトープネットワーク、流域スケールである大生息場所（ビオトープシステム）、リーチスケールである生息場所（ビオトープ）、水深スケールである小生息場（ハビタット）、礫径スケールの微生息場所（マイクロハビタット）、砂スケールである超微生息場所（スーパー・マイクロハビタット）の6階層区分を提示している。

本研究では、これらを統一した表現とせず、生態系構成要素毎に慣用として使われているターミノロジーそのまま使用している。

## 2.1.3 河川生態系を規定する支配因子

### (1) 河川生態系の階層性と支配因子

河川生態系およびそれらの諸構成要素を規定する支配的（主要）因子について考えてみる。ところで、主要因子とは、対象とする系（システム）に何らかの影響を生じせしめる系の外にある主要な変数と見なされるが、系を包む空間スケールを変えれば、その空間スケールに対応する系に作用する影響因子は異なる。河川生態系は、種々の空間スケール現象の現れであるので、これを分析・解析するにあたっては、スケールの大きさ毎に系を階層

化し、あるスケールの階層では、それより大きい階層で規定されるものを固有的な境界条件（外的に拘束されている）として、その内部の種々の現象や特性を規定する主要因子を用いて（自らの固有の内的関連性を用いて）分析・解析せざるを得ない。それゆえ、どの階層構造の河川生態系かによって、それに影響を与える適切な因子が異なる。一方で、上位の階層構造は、下位の階層構造の変化の集積により変移して行かざるを得ない。すなわち、総体としての構造（システム）は、ある階層の主要因子に及ぼす上位および下位の階層の情報との連関性を把握分析し、つながりを明らかにしなければならない。河川生態系は、部分が全体に規制され、全体が部分のシステム的総合体である一種の有機体とアナロジーされるのである。

たとえば、地球温暖化というインパクトによる河川生態系の変化を予測・記述し、対応方針を提示していく場合は、気候（主に気温、降水量）と海平面の変化を主要

支配要因とし、空間としては流域およびセグメントの空間スケールの河川地形、植生、魚類などの変化を記述し、その変化を軽減する方策を考えいくことになる。河道の直線化という人為的インパクトを考えれば、流況を推定し、河道内砂州・横断形状の変化を媒介とした植生や魚類層の変化をセグメントあるいはリーチ空間スケールで記述し、その環境変化量を明らかにし、河川環境の復元方策を提示していくことになる。

河川生態系の諸構成要素の自然的擾乱・人為的インパクト（河川環境の復元方策も人為的インパクトとする）に対する応答特性については、検討対象空間の階層スケールに応じて境界を設定し、自然的擾乱・人為的インパクト擾乱要因毎に河川生態系の各構成要素がどのように反応するか記述することになる。そこでは、各構成要素の相互連関性を、対象空間スケールに適した、また検討対象現象に適した時間単位での物質（エネルギー）の流れを空間の境界を通過する量として把握し（基本は

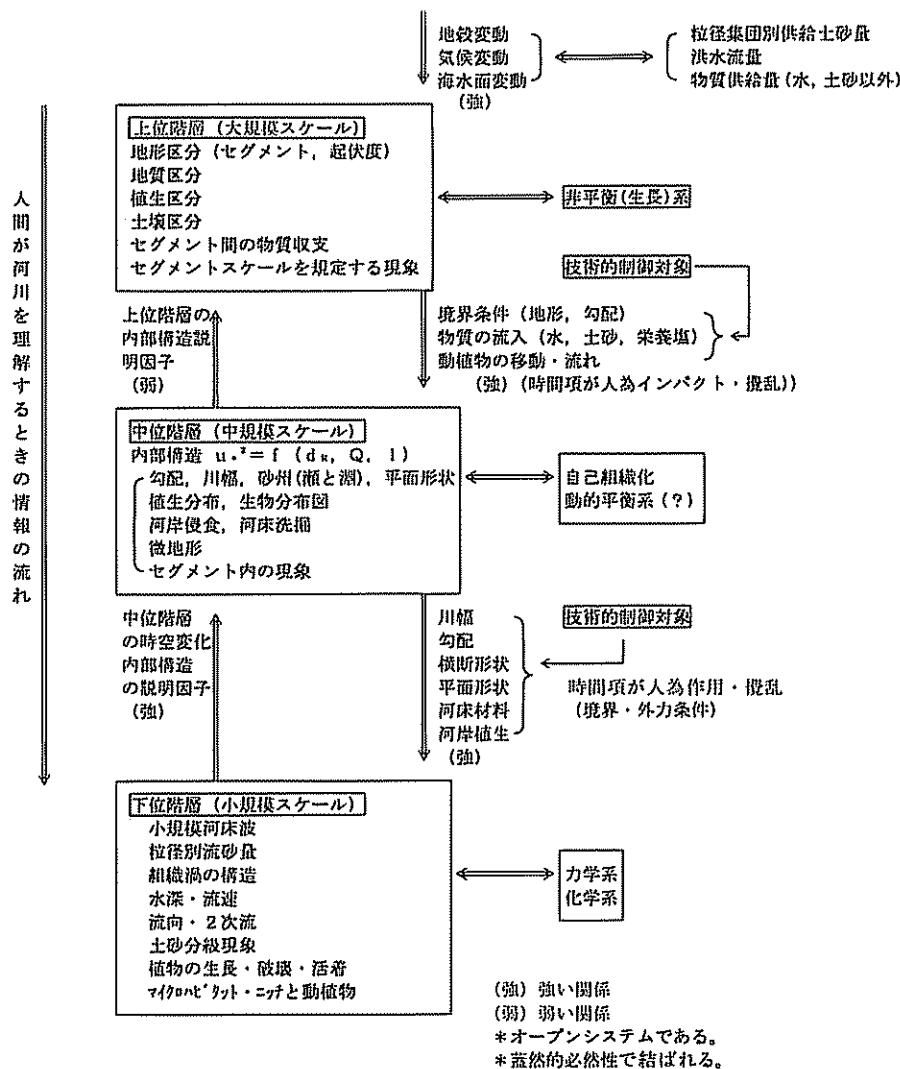


図2・1・2 河川地形（大・中・小）を理解・未来予測するための階層間の情報の流れ  
(自然的擾乱・人為的インパクトと河川生態系研究会, 2002 を修正)

上流から下流向きとし、側方からも物質を出入りさせる）、それと地形形態、河川生態系の量・質の変化を分析し、物（量）と物（量）の相互連関性として把握（物理系、化学系、生物系間の関連性の強さと向き）することが目指される。相互連関性の関数関係が解明されれば、各空間階層内の動態（変化）は、境界を通る物（量）と内部因子の物（量）に時間項を付せば予測可能となり、河川生態系の復元という技術的対応の根拠性となる。河道の変化とそれに伴う河川生態系の変化については、検討対象空間の階層スケールに応じて境界を設定し、河道特性を変化させる攪乱要因ごとに被説明変数がどのように反応するか記述する。

河川環境の保全・復元に当たっては、その変化を価値量として評価し、対応方針の是非を論じることとなろう。

河川の地形については、種々のスケールの地形単位が組織化・構造化されたものであるので、河川を空間スケール階層化し、小さい階層の系では大きい階層の系を仮に固定的な境界条件として、その内部の種々の特徴や変化を規定する主要因子を用いて記述していくことになる。ところで、沖積河川とそれを取り巻く環境との関係を理解しようとするとき、また河道制御という技術の視点から河川を見るとき、各階層間で表出された情報を相互にやり取りする必要が生じる。技術の観点（制御の観点）からの情報の流れは、図2・1・2 のようにならう（自然的攪乱・人為的インパクトと河川生態系研究会、2002）。当該対象階層を意図的に改変するには、対象階層の境界条件を制御（技術）の対象とせざるを得ないこと、その情報は上位（大規模スケール）階層から流れてくること、下位階層はその上の階層の内部構造とその時空変化の説明因子であり、制御の有効性評価の情報として位置付けられ制御対象ではない。すなわち下位階層は上位階層に包摂される。

## (2) 河川生態系における河川地形の位置

河川の地形は河川生態系の絶対的存続基盤であることより、河川地形システムは、河川生態系システム記述の土台となるものである。

河川地形の変化を直接的に支配するのは流水と土砂である。人間を除けば河川を生活の場あるいはその一部とする動物は、河床材料を移動させたり、巣穴を掘ったりするが、その土砂再移動能力は大きなものでなく、通常、水深規模程度以上の河川地形変化現象の支配因子とはならないが、北米の河川に住むビーバーのように樹木を倒し、それを集めて小ダムを作るような場合もあり無視不得ないこともある。

生態学の観点から微小地形（10cm程度以下）を検討対象空間スケールとする場合には、水生動物を地形形成の説明因子として取りいれなければならないが、通常、河川地形を制御するという技術的対象の考慮スケールではない。

河川沿いの草本・樹木は、流水に対して粗度となり流速を軽減したり、時には樹木の周辺の流速を速くしたりして、土砂の堆積や再移動に影響を及ぼす。また草本類は表層土壤の侵食を防ぎ、樹木の根は河岸侵食の抑制効果を持つ。河川およびその近傍に生育する植物は、洪水という攪乱を受け、これに耐えられる植物が生き残り河川植生という独自の植生景観を形づくる。

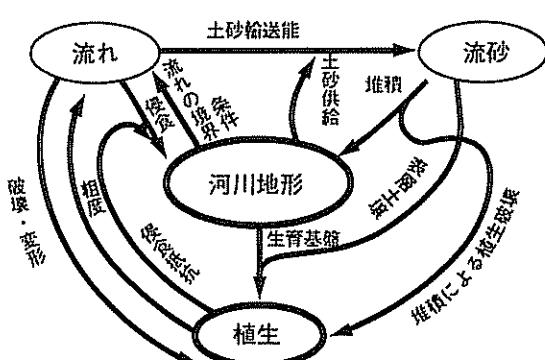


図2・1・3 河川地形と植生の相互関係（自然的攪乱・人為的インパクトと河川生態系研究会）

図2・1・3に河川地形と植生の相互作用を流れと流砂を媒介としてその関連を示す。なお、河川植生については通常時の水量と水質を重要な説明因子として加え、その他に二次的説明因子として気候や周辺地形や周辺植生などを付加する必要がある。たとえば、寒冷でかつ平面的な側面移動の少ない勾配の緩い河川の後背湿地や網文海進後湖沼であった所を流れた河川では、氾濫原に植物の遺体が堆積し泥炭層が形成された。このように北海道を流れる河川の沖積地の発達史においては、泥炭層形成を考慮しなければならない。また、河岸侵食現象などの河道特性の解釈にあたって泥炭層の存在を説明因子とする必要がある。

河川地形さらには河床材料、氾濫原土壤、表層土壤水分、水深、流速は、セグメントごとに変わるので、河川生態系の一般的特性を河川水質とセグメントにより分類・記述可能である。すなわち、セグメントは河川生態系の河川縦断方向空間区分として利用しうる。また、攪乱あるいは人為的インパクトに対しても気候帯がほぼ同じところを流れている河川間では、セグメント毎に河川生態系の応答は似たようなものとなるはずであり、種々

の河川環境の保全・復元技術もセグメントごとに似たようなものとなろう。

#### 参考文献

- 河川行政研究会編（1995）：日本の河川，建設広報協会，pp. 514-517.
- 建設省治水課・土木研究所（1991）：河道特性に関する研究その3，河床変動と河道計画に関する研究，第45回建設省技術報告会，pp. 696-737.
- 自然的攪乱・人為的インパクトと河川生態系研究会（2002）：自然的攪乱・人為的インパクトと河川生態系の関係に関する研究，（財）河川環境管理財団，pp. 3-4, pp. 85.
- 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冲積河道縦断形の形成機構と縦断系変化予測，土木学会論文集，600／II-44, pp. 37-50.
- 桜井善雄（2000）：水辺の生息環境の保全・再生に新しい視点を，水環境学会誌，23（10），pp. 22-24.

の国内外来種（ワカサギ *Hypomesus nipponensis*, ヌマチチブ *Tridentigra obscurus*）がふくまれているため、それらを差し引くと 14 年間で 21 種も減少したことなる（イチモンジタナゴ *Acheilognathus cyanostigma*, ツチフキ *Abbottina rivularis*, ムギツク *Pungtungia herzi*, スジシマドジョウ類 *Cobitis striata-complex*, アユモドキ *Leptobotia curta* など）（図 2・3・14a～e）。さらに、確認された魚種別にみると、ワンドのような広い水域での定量的評価は難しいものの、減少の著しい種（イタセンバラ（学名は前出）、タイリクバラタナゴ *Rhodeus ocellatus ocellatus*, フナ類 *Carassius spp.*, ナマズ *Silurus asotus*, メダカ *Oryzias latipes*, ドンコ *Odontobutis obscura* など）（図 2・3・15a, b）や、増加の著しい種（コウライモロコ *Squalidus chankaensis tsuchigae*, カダヤシ（学名は前出）、オオクチバス *Micropterus salmoides*, ブルーギル *Lepomis macrochirus* など）がみられる（オオクチバスとブルーギルは、2005 年に外来生物法に基づく「特定外来生物」に指定）。



図2・3・14a アユモドキ（国の天然記念物、国内希少野生動植物種）

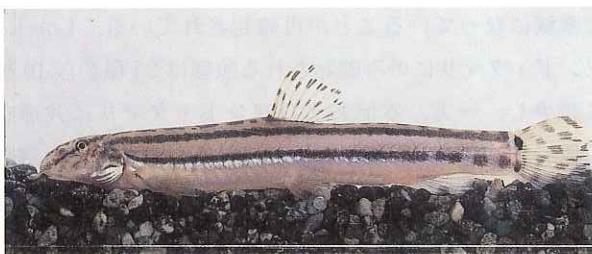


図2・3・14b 斑鱗小頭



図2・3・14c イチモンジタナゴ（大阪市水道記念館提供）



図2・3・14d ツチフキ（大阪市水道記念館提供）



図2・3・14e ムギツク（大阪市水道記念館提供）



図2・3・15a ナマズ（大阪市水道記念館提供）



図2・3・15b ドンコ

大阪府立淡水魚試験場（現、大阪府水生生物センター）が 1970 年代初頭からほぼ 10 年毎に淀川本川全域で実施している「淀川魚類資源動態調査」によると、ワンドでの確認種類数が約 30 年間に在来種が 31 種類から 17 種類に大きく減少していることがわかる。一方、本流での確認種類数は、1984 年以降、17 種類から 23 種類に増加している。これは、かつてワンドでしか確認できなかつた魚種の一部が本流でも確認されるようになったためであり、これについては、先に述べた淀川大堰の運用（1983 年に開始）で生じた、本流の大規模な湛水域化による環境変化の影響と考えられる。また、外来種についてみると、本流では 0 種類から 5 ~ 6 種類、ワンドでは 4 種類から 9 種類に増加している。以上のように、本流、ワンド



図2・3・11 淀川に残存する最大規模の城北ワンド群, 2000年

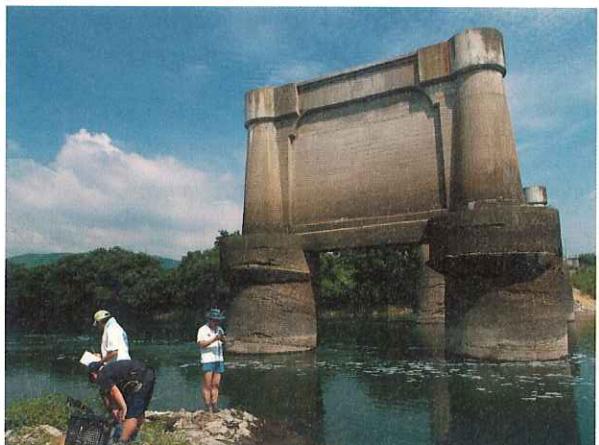


図2・3・13 河床低下によって根入れ部分が高く露出した橋脚 旧宇治御幸橋 1930年建設(2005年)

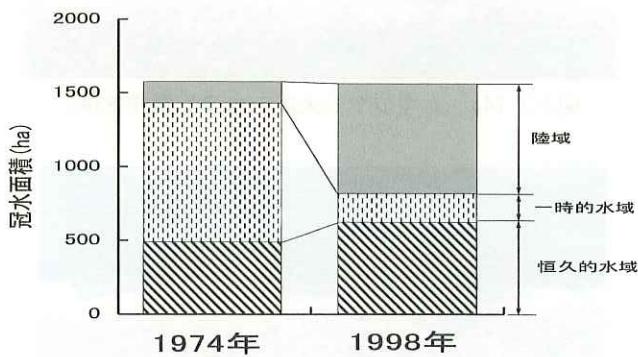


図2・3・12 冠水面積の変化 (淀川環境委員会, 2002 を改変)

ワンドとしての機能を完全に喪失してしまった。これは、本川の平均低水位の低下とともに地下位の低下により、ワンド内への浸透水の供給がなくなったことに加え、ワンドの冠水頻度も年数回から年1回程度と小さくなつたことによる。この本川水位・地下水位の低下をもたらした原因は河床低下の進行であり、最近の20年間に2m以上の平均河床の低下がみられるという（紀平, 1989; 6.2.3 参照）。

一方、楠葉ワンド群の対岸のやや下流に位置する淀川最大のヨシ群落である、鶴殿地区ヨシ原（高槻市・距離標30～32km）も最近の23年間に1～2mの平均河床の低下がみられ、地下水位と低下冠水頻度の低下による高水敷の乾燥化が進行し、ヨシ優占群落が多く衰退した（4.4.3 参照）。

これらの河床低下をもたらした原因是、上流ダム群の整備による土砂供給量の減少に加え、下流部における過剰な砂利採取が主因であると考えられている（芦田ほか, 1978）（図2・3・13）。

### (5) 保存されたワンド・タマリの環境の劣化

保存することが決定し安泰したかにみえたワンドやタマリにおいて、1980年代半ば頃から予期しない環境や生物相の異変がみられるようになった（河合, 1989；松波ら, 1999；河合, 2001；河合, 2003；Aya et al., 2003）。

#### ① 淡水魚類相・淡水貝類相の変化

1984年から1986年にかけて大阪府淡水魚試験場が淀川本流およびワンド・タマリで行った大規模な魚類調査（矢田・加藤, 1987）によると、合計49種の魚類が確認されており、種類数でみる限り、1960～1970年代に行われた魚類調査結果と大きな変化はみられない。そして、うち40種はワンド・タマリを中心に生息しており、ワンド・タマリが淀川の魚類の生活史に組み込まれた重要な水域になっていることが再確認されている。しかし、ワンド・タマリにのみ確認される魚種は25種から10種に減少し、一方、本流およびワンド・タマリに共通な魚種が27種から39種に増加している。これには、調査前年の1983年に長柄可動堰の直上流に建設、運用を開始した淀川大堰（長柄可動堰は撤去）による湛水域拡大の影響が指摘されている（矢田・加藤, 1987）。つまり、本流の湛水化によってワンド・タマリとの環境要素の差が縮小していることを示唆している。

さらに、1998年から2000年にかけて行われた淀川のワンド・タマリのみを対象にした魚類調査の結果（建設省, 1999；2000；2001）についてみると、確認された魚種は32種で、この中には、1984～1986年の調査では確認されなかった2種の国外外来種（カダヤシ *Gambusia affinis*, カワスズメの一種 *Oreochromis* sp.）および、2種

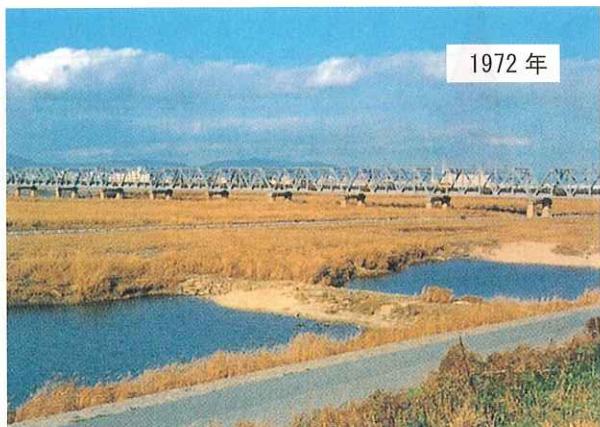
流量改訂を受け、洪水の流下能力の大幅な向上を図るため枚方から毛馬まで（距離標 10 ~ 27km 区間）の低水路の蛇行のは正と併せて、その区間に必要な河積を確保するために低水路の水路幅が平均 120m から 300m に拡幅された。さらに河床の浚渫も行われ、低水路の断面積を飛躍的に増大させた（図 2・3・7）。また、その関連事業として長柄可動堰（距離標 9.4 km）に替わって直上流に淀川大堰（距離標 9.8 km）が 1983（昭和 58）年に竣工した（図 2・3・8）。一方、低水路の掘削や浚渫により生じた残土は高水敷の嵩上げに利用され、その上には河川公園が造成された。これらの河道整備は 1990 年代の半ばまでの 20 年間以上にわたって続けられ、現在の枚方から毛馬までの約 17 km 区間の河川環境を決定づけた。

これらの改修事業とともに、同区間に存在した数多くのワンド・タマリの大部分は、掘削や埋め立てによって消失し（図 2・3・9），僅か 40 個余りが残存するのみとなった。その一方で、改修事業の進捗により歯止めなくその数を減らしていたワンドやタマリの有する生態学的価値が、市民や研究者から声高に呼ばれるようになり、（財）淡水魚保護協会（1994 年に解散）や日本生態学会近畿地区会に設置された淀川問題検討委員会から河川管理者に対してワンド・タマリの保存の強い要望が出された。これには、淀川のワンド・タマリに生息する希少淡水魚類イタセンパラ *Acheilognathus longipinnis*（図 2・3・10）が 1974（昭和 49）年に国の天然記念物の種指定を受けたこともワンド・タマリの保存への追い風となり、城北ワンド群・豊里タマリ群（距離標 11.3 ~ 12.9km）をはじめ、庭窪ワンド群（距離標 16.1 ~ 17.1km）など、淀川に残存するワンド・タマリの一部が保存されることになった（図 2・3・11）。

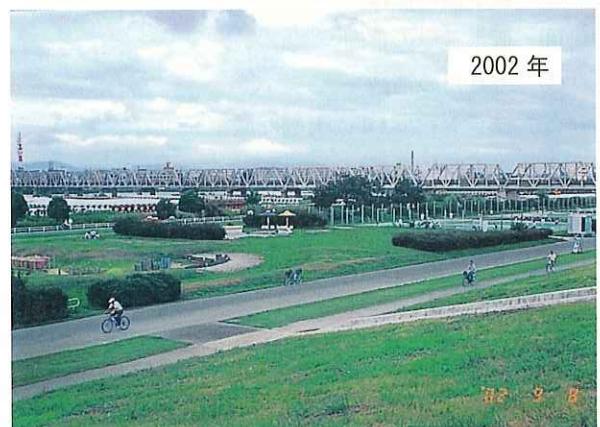
しかし、多くのタマリを有した寄り州は、その多くが掘削されたり、高水敷整備のため嵩上げされ、年間を通して出水時にさまざまな頻度の冠水によって一時的水域が生ずる冠水面積もおよそ 5 分の 1 に減少した（図 2・3・12）。また、冠水頻度も極めて低くなり、陸域化した高水敷の面積は大幅に増加し、河川公園施設や民営ゴルフ場、違法な私設グラウンド等に利用されている。さらに、河川公園が造成された区域は高水敷を防護するための低水路護岸が施され、本流の水際環境は、複雑な水陸移行帯から単調な水際線に変化した。

#### （4）河床低下によるワンド・タマリの消失、ヨシ原の衰退

1973（昭和 48）年現在、淀川本川の最上流部に位置した楠葉ワンド群（枚方市・距離標 33.5 km 付近）は、



1972 年



2002 年

図2・3・9 豊かな淡水魚類相を誇った赤川ワンド  
1972 年と現在の河川公園 2002 年（距離標  
11km 付近）定点撮影



図2・3・10 イタセンパラ：国の天然記念物、国内  
希少野生動植物種

1970 年代中頃までは渇水期においても本川の浸透水によって水域が維持されていたが、1980 年代に入ると水位の低下が著しくなり、干出する期間が次第に長くなつた。そして、当年代の後半には、本ワンド群の最上流部の 1 号ワンドは年間を通じて完全に干出した状態になり、

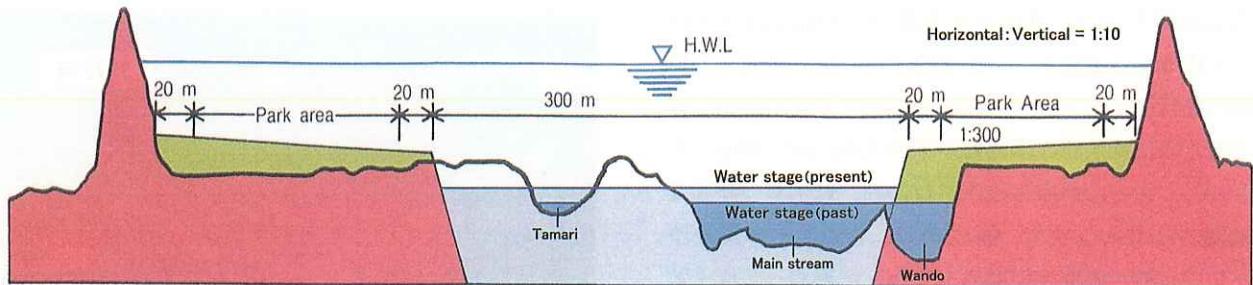


図2・3・7 淀川河道横断面の変化、平水時、距離標 20km, The Yodo River (近畿地方建設局, 1986) を一部改変

- ① 低水路の直線化
- ② 低水路の拡幅
- ③ 低水護岸の整備
- ④ 寄り州の消滅
- ⑤ ワンド・タマリの大幅な減少
- ⑥ 高水敷の整備(公園化)

#### (2) 淀川水系工事実施基本計画の策定とその改訂

淀川の改修計画は先に述べた 1874 (明治 7) 年に始まる近代河川事業以来、数回の改訂を経験している。その契機は、舟運等の河川利用に対する社会要請によるものその他に、多くの場合は大洪水の発生である。1953 (昭和 28) 年 9 月に発生した 13 号台風による出水は、宇治川を破堤させ、明治以来最大の洪水となった。枚方地点の洪水最大流量は  $7,800\text{m}^3/\text{s}$  を記録したが、宇治川の破堤がなければ  $8,650\text{m}^3/\text{s}$  に達していたと推定される規模で、当時の淀川本川の計画高水流量  $6,950\text{m}^3/\text{s}$  を大幅に上回っていた。これを受け、翌年の 1954 (昭和 29) 年には「淀川水系改修基本計画」が策定され、上流域の砂防の強化と併せて宇治川に天ヶ瀬ダム、木津川に高山ダムを建設し、それらの洪水調節による流量の低減を図ることとし、計画高水流量は既定の  $6,950\text{m}^3/\text{s}$  を踏襲した。その後、伊勢湾台風 (1959 (昭和 34) 年) をふくむ 1956 ~ 1961 (昭和 31 ~ 36) 年の度重なる大出水を経て、若干の追加修正を加え、1965 (昭和 40) 年には新河川法の施行と併行して「淀川水系工事実施基本計画」が施行された。しかし、高度経済成長とともに流域の急激な人口・資産の増大に対応する治水安全度の不足が指摘され、本計画は僅か 6 年を経て 1971 (昭和 46) 年に大幅に改訂されることになる。

改訂された「淀川水系工事実施基本計画」は、改訂前の対象洪水の年超過確率を  $1/100$  としていたものを一挙に  $1/200$  に変更し、一層の治水の安全度の向上を図った。その結果、計画高水流量 (枚方地点) が従来の  $6,950\text{m}^3/\text{s}$  から、約 1.7 倍の  $12,000\text{m}^3/\text{s}$  に改められた。この流量改訂は、従来、既往最大流量をもとに定めていた計画高

水流量を、流域の降雨量に基づいて想定された未経験の流量を定めたという点で画期的な試みでもあった。

この改訂を受け、上流域のダム群の整備 (枚方地点の基本高水のピーク流量  $17,000\text{m}^3/\text{s}$  のうち  $5,000\text{m}^3/\text{s}$  を調節) や河道への配分流量  $12,000\text{m}^3/\text{s}$  を安全に流下させるための大規模な河道改修工事が推進された。併せて翌年の 1972 (昭和 47) 年には国民生活における余暇時間の増大やレクリエーション需要の多様化等を背景に、国営淀川河川公園が事業化された。これは日本における最初の国営河川公園事業である。この事業により、高水敷を高度利用するための造成・整備が急速に進んだ。これらの河川整備は、航路確保を目的とした明治初期の淀川修築・修繕工事 (1874 ~ 1896 年) および、治水を目的とした明治後期の淀川改良工事 (1897 ~ 1910 年) 以来の大規模な河川改修となつた (近畿地方建設局, 1974)。

#### (3) ワンド・タマリ、冠水帯を激減させた流量改訂と河川公園事業

社会情勢の変化により舟運の航路確保を要しなくなった淀川は、淀川水系工事実施基本計画の改訂を受け、治水と利水、そして高水敷利用という目的を達成するため淀川本川の計画河道標準断面が決定された (図 2・3・7)。これに基づき、1970 年代初頭より大規模な河道の整備が開始されることになる。

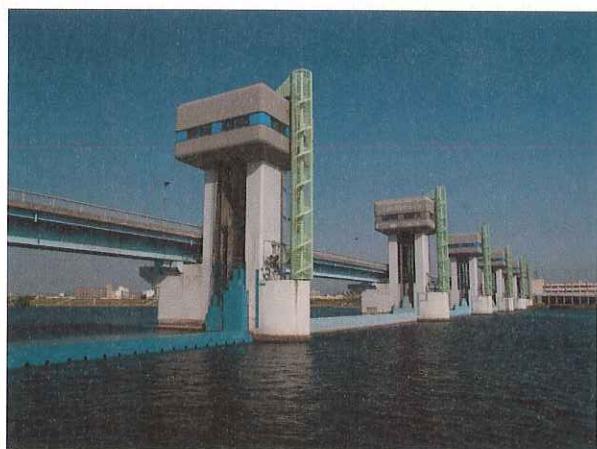


図2・3・8 淀川大堰 (堰下流より望む, 2005 年)

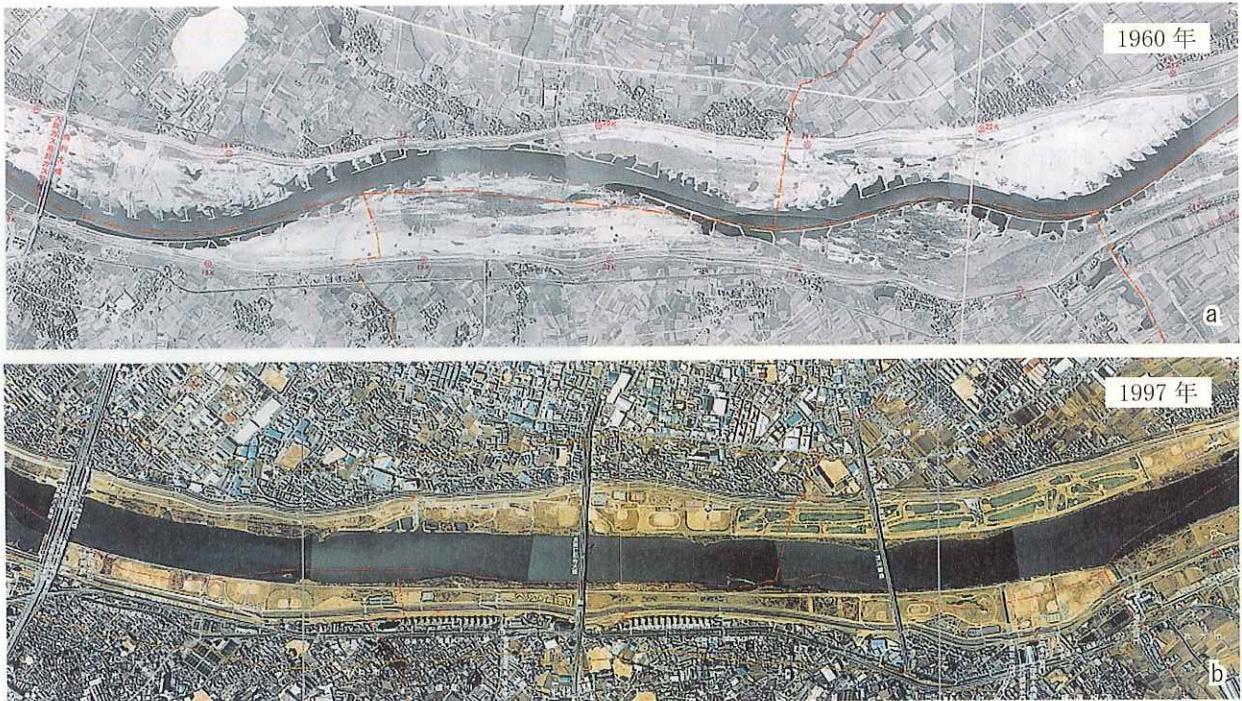


図2・3・5 淀川河道の変遷、距離標 17～23km 区間、a：1960 年、b：1997 年（淀川環境委員会、2002）

また、縄文時代（約 6000 年前）～古墳時代（約 1400 年前）にかけて山城盆地から大阪平野に存在した、広大な氾濫原がこれらの種の存続に重要な役割を果たしたと考えられる。さらに、その氾濫原の魚類相を凝縮したであろう京都西南部に  $8\text{ km}^2$  もの広大な開水面積を有した巨椋池（1941 年に干拓消失）の存在も無視できない（宮地、1962）。しかし、淀川において比較的近年まで豊かな魚類相が存続してきたのは、多様な環境条件を有する数多くのワンド・タマリがその代償機能を果たしてきたためであると考えることができよう。

淀川の魚類相については、古くは宮地（1935）、東（1949）によって約 50 種が報告されている。その後、水野（1968）が淀川の魚類の生息場所として、ワンドやタマリが非常に重要な役割を果たしていることを初めて明らかにした。さらに、大家ら（1975）、紀平・長田（1974）などの調査によってもこれが確認された。それらによると、距離標 10km 付近の淀川大堰（旧長柄可動堰）から上流 36km 地点の三川合流点までの淡水域で 67 種（以下、亜種をふくむ）の淡水魚の生息が確認されている。そのうち、ワンド・タマリにのみ確認された魚種が 23 種（34%）、本流およびワンド・タマリに共通して確認できた魚種が 35 種（52%）となっており、それらを合わせると実に淀川淡水域に生息する魚種の 9 割近くがワンド・タマリを利用していることになる（長田、1984；

	日本流のみで確認	本流・ワンドで確認	ワンドのみで確認	
魚類	9種	35種	23種	全 67 種
貝類	1種	14種	21種	全 36 種

図2・3・6 淀川の魚貝類の確認種数、淀川大堰～三川合流点（淀川環境委員会、2002）

矢田、1994）。一方、淡水貝類についてみても、淀川淡水域に生息する 36 種のうち、1 種を除いてその生息にワンド・タマリを利用しておらず、淀川の豊かな魚類相や貝類相の存続にワンド・タマリの存在が果たしてきた役割の重要性が窺える（図 2・3・6）。換言すれば、ワンド・タマリはこれらの生物の生活要求の多くを充足させる多様な環境条件を備えていたということが言えよう。

### 2.3.2 1970 年代以降の河川環境

#### （1）空中写真の比較による河川環境の変遷

図2・3・5b の空中写真（1997（平成9）年）は、2・3・5a（1960（昭和35）年）と同一の河道区間を示したものである（淀川環境委員会、2002）。これらの空中写真から得られる情報を比較することによって、堤内地の都市化と、次に挙げる 6 つの河道内における巨視的な環境の変化をとらえることができる。

定義しておく。わんど懇談会（座長：辻本哲郎）は、文献（森脇、1999）に用いる「わんど」等に関する用語の定義として次の5点を挙げている。

- イ. 「わんど」：河道内に存在する止水域のうち、平水時において流水域に開口部を有するもの
- ロ. 「たまり」：河道内に存在する止水域のうち、平水時において流水域に開口部のないもの
- ハ. 「わんど」等：「わんど」及び、「たまり」の総称
- ニ. ワンド、タマリ：以上にかかるわらず淀川においては、ワンド、タマリとカタカナ書きとする
- ホ. 池、池及び湖：河川の河道外に存在する止水域とする

淀川においては、河道内にみられる水域のうち、水制工の残存がみられる、あるいは、水制工の新設によって形成されたことが明瞭である止水域または緩流域を“ワンド”と呼称している。したがって、前述のイ、ロに定義されるような、平水時における流水域（いわゆる本流）との開口部の有無によってワンドとタマリとの呼称を区別していない。一方、淀川で呼称される“タマリ”は、寄り州内の凹地などに水が溜まった止水域で、少なくとも平水時において流水域に開口部をもたない水域を指すことが多い。タマリには、冠水時の水が溜まった一時的なものや、本川の水が地下浸透によって常に供給され、長期にわたって維持されるものがある。凹地は、旧流路跡や土砂採取跡、橋脚周囲の洗掘、第二次世界大戦時の爆弾炸裂跡など、その起源が明確なものもあるが、従来、タマリと呼称していた止水域のうち、その形成過程に水制工が関わっているものが多く存在することが過去の空中写真などの精査によってわかってきた（図2・3・4a,b）。

このように、淀川における“ワンド”と“タマリ”は、それらの形成の起源を考えると必ずしも明確に区別しうるものではない水環境である。したがって本稿では、“ワンド”と“タマリ”について、先に述べた淀川で習慣的に使用されている呼称を用いるものとする。

図2・3・5aの空中写真は、1960（昭和35）年の淀川の河道（距離標17～23km）を示したものである（淀川環境委員会、2002）。水制工によって固定された低水路は、蛇行した幅の狭い流路となっており、その両岸に沿って水制工に囲まれた数多くの水域、すなわち、ワンドが連なっている状況（ワンド群）がみてとれる。水衝部に設置された水制工は、低水路に常時開口したワンドや、平水時において低水路と隔離されたワンドを形成し、水制工の内部や周辺に部分的な堆積がみられるものの、全体的には侵食が卓越するため、長期にわたってワンドが残

存した。

淀川において特筆すべきことは、先述したように低水路工事の目的が舟運の航路確保であったことから、低水路を意図的に蛇行させるため水裏にも長大な水制工を設置し、そこに広大な寄り州を形成させたことである。

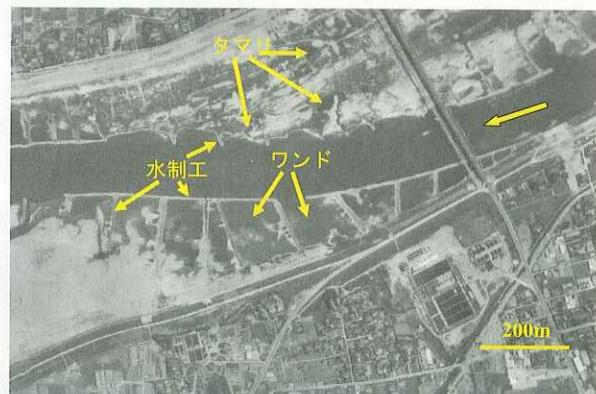


図2・3・4a 1960年代のワンド（昭和36年、庭窪ワンド付近）日本地図センター



図2・3・4b 現存のワンドにみられる水制工（城北ワンド群、2004年）

土砂の堆積が卓越する水裏では、出水のたびに水制工間に土砂が堆積しワンドが埋没していったが、同時に水制工の存在は広大な寄り州の中に起伏に富んだ微地形を形成させ、冠水頻度の異なるさまざまな面積や水深をもつタマリを数多く生み出す結果となった。このような、河道内に膨大な数のワンド・タマリを有する淀川特有ともいえる河川環境は、その後1970年代初頭まで淀川本川にほぼそのまま維持されていた。

#### （4）豊かな魚類相・貝類相を育んだワンド・タマリ

淀川は、1970年代半ば頃までは淡水魚類相や淡水貝類相において特筆すべき豊かさを誇っていた。これには、世界有数の古代湖である琵琶湖をふくむ本水系の流域が多くの固有種や固有亜種への種分化の舞台となつたこと、

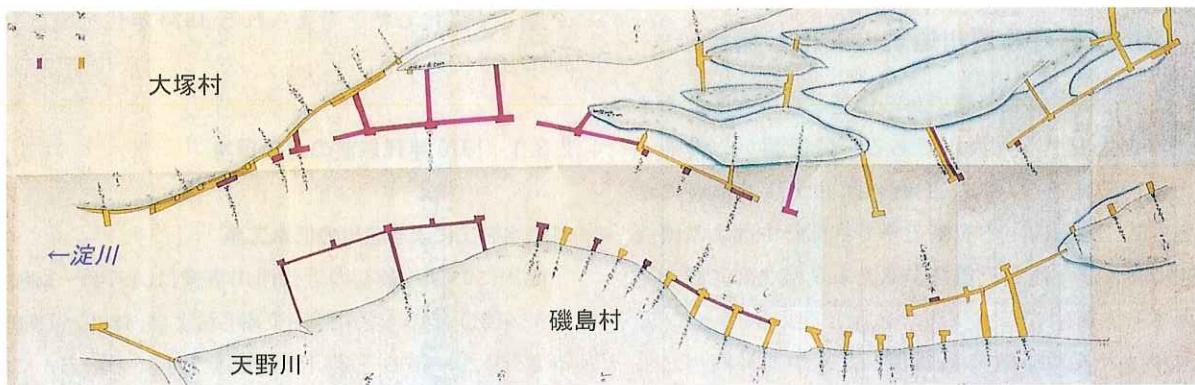


図2・3・2 淀川修築工事の粗朶水制の配置図、枚方市磯島付近（明治18年）淀川資料館蔵

木の小枝）を編んだマットレス状の構造物を太い木杭を打ち込んだ水制設置箇所に運び、その上から割石や大石を載せて沈下設置させるものである（粗朶沈床工）（図2・3・3）。粗朶沈床工は屈撓性に富むとともに河床の変化にもよく馴染み、さらに、河床の変動に追従して変化する柔軟性も有するため、低水路の安定に極めて大きな効果を發揮した。加えて、施工経費の制約条件にも沿うものであった。

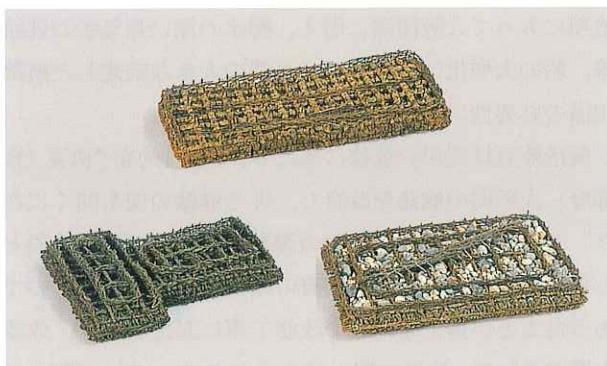


図2・3・3 粗朶水制工（模型）淀川資料館蔵

エッセル、デレーク両工師の指導のもと、1875～1896（明治8～29）年に至る21年間に既設の水制の修繕も行なながら、両岸合わせて約80kmにわたり連続して粗朶水制が築かれ、低水路の水路幅を平均120mに狭め、最低1.5mの水深を確保することに成功した。また、航行に危険な湾曲部の深淵を埋める効果や、意図的に低水路を蛇行させることにより流速を減少させ、遡航時の抵抗を緩和させる効果も狙った（近畿地方建設局、1974）。

## （2）高水工事への転換と続けられた低水工事

1885（明治18）年に生起した淀川の大水害（明治大洪水）は大阪市内にも甚大な被害をもたらし、旧河川法制定（1896（明治29）年）の契機となった。さらに、

その後の度重なる水害も世論を高め、低水工事を主目標とした従来の淀川の河川事業を、洪水防御を目標にした高水工事に方針転換することとなり、1897～1910（明治30～43）年に「淀川改良工事」が実施された。本工事は淀川を上流から下流まで大規模に改修するもので、①琵琶湖の洪水を防御するための瀬田川の浚渫と洗堰の建設、②巨椋池からの宇治川の切り離し、③下流部（距離標11.5～14.6km区間）の湾曲部の整正、④大川（旧淀川）および神崎川の締切り、⑤新淀川の開削等が行われた。現在の淀川河道はこの改修事業によってほぼ決定付けられたと言える。しかし、明治中期には大阪～京都間に鉄道が開通するなど、舟運の役割が徐々に減少するものの、航路の荒廃は産業の衰退を招くとする航路維持の要請は根強く、1933～1948（昭和8～23）年には「淀川低水工事」が実施された。この工事は、計画済水流量（ $110\text{m}^3/\text{s} \cdot \text{枚方}$ ）時において水深1.2m、本川の低水路の水路幅を80～136mに確保するものであり、水制工の追加設置と、乱流の整正効果をもつ低水路に並行した頭部連絡水制（縦・横合成功）の設置などの水制の改良工事も加えられた。また、併せて低水路の浚渫工事も行われた（近畿地方建設局、1974）。

水制工はその後も水衝部における河床洗掘や河岸・堤防の保護等、航路確保以外の目的からも1917～1933（大正6～昭和8）年の「淀川改修増補工事」を経て1960年頃（昭和30年代半ば頃）まで築かれ、その数は両岸合わせて約80kmの区間に平均100mの間隔でおよそ800基にものぼった（綾ほか、1998）。

## （3）淀川特有の河川環境を創出した水制工

80年以上もの期間にわたって淀川全川に設置された多数の水制工は、河道内に膨大な数のワンド・タマリとよばれる水環境を創出し、淀川特有の河川環境を特徴づけた（6.1.1参照）。

ここで、本稿におけるワンド・タマリの呼称について

### 2.3 淀川における河川環境の変化と課題

淀川は、わが国最大の湖である琵琶湖を主水源にする近畿地方を代表する大河川である。琵琶湖からの唯一の流出河川である淀川は、滋賀県南部から京都府に至り、さらに、大阪府との府境辺りで京都府中部より南流する桂川および、遙か三重県中部と奈良県北部に源を発し北流する木津川の二大支川が合流し淀川本川となる。淀川本川は大阪平野を 35 km 貫流し、途中で神崎川および大川（旧淀川）を分派して大阪湾に注ぐ（図 2・3・1）。幹川流路延長は 75km と短いが、その流域は滋賀、京都、三重、奈良、大阪、兵庫の 2 府 4 県にまたがり、 $8,240 \text{ km}^2$  の広大な流域面積を有する。

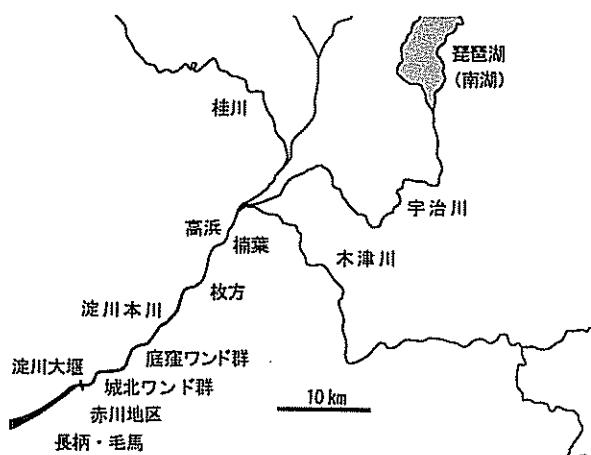


図2・3・1 淀川水系の一部

淀川は、わが国の他の河川と比較して流況の安定した河川（年平均流量  $235\text{m}^3/\text{s}$ 、河況係数 19.2、1952～2001 年の平均・枚方地点、理科年表 2004 年版・丸善による）である。これには琵琶湖が有する貯水効果をはじめ、広大な流域を構成する三支川の各流域がもつ気象学的条件が異なり、それらによって生ずる流況差が互いに相補的であるという水文特性（石原ほか、1978）、また、各上流域の堰やダム、下流域の堰による流量調節などが大きく関係している。

淀川流域では、古代より我が国の政治・経済の中心として都市が栄え、現在の近畿地方における社会や経済、文化の基盤を形成してきた。そのため、淀川に関わる河川事業の歴史は極めて古く、最初の記録は既に古事記や日本書紀に登場し、以来、千数百年にわたって治水や軍事、舟運、利水などの目的から大小さまざまな規模の人為による改変を受けてきた。

本節では、近代河川事業の黎明期とも呼べる明治初期以降の淀川本川の河川環境の変遷について、河川生態系

が著しく劣化したと考えられる1970年代を境として2期に分けて述べる。

### 2.3.1 1970年代以前の河川環境

### (1) 水制工による淀川の低水工事

淀川における最初の近代河川事業は、1874～1888（明治7～21）年の「淀川修築工事」および、1889～1896（明治22～29）年の「淀川修築修繕工事」である。これらの河川改修事業の主要な目的は、航路維持のための低水工事であった。古来より大坂（大阪）～京都を結ぶ舟運の航路として利用されてきた淀川は、江戸時代には交通幹線としてますます重要視されることになるが、当時の淀川は著しい河床上昇傾向にあった。その大きな要因は、飛鳥・奈良・平安時代における宮殿の造営や大寺院建立のための大規模な森林伐採、陶土採掘などによる水源山地の荒廃である。生産された多量の土砂は洪水のたびに流出し、全川のいたるところに州や浅瀬を形成し、流路も絶えず変動した。また、大きな側岸侵食作用によって蛇行が亢進し、航路の確保は困難を極めた。さらに、明治期に入って大阪開港に備え、喫水の深い蒸気船の就航等、船の大型化にともない、水深の大きな安定した航路確保の必要性に迫られた。

明治政府は淀川の改修にあたり、その目的を“伏見（京都府）大阪間の航路を改良し、専ら運輸の便を開くに在り”とし、その対象は貨物の運搬および人の交通手段とした。淀川舟運にかける政府の期待は相当大きなものであったことが窺える。この改修工事にあたっては、西欧先進国の知識・技術の導入が必要とされ、1872（明治5）年にオランダから Vann Doorn（ファン・ドールン）を、その翌年には Escher（エッセル）、De Rijke（デレーケ）らを招聘した。約1年をかけて実施したオランダ人工師による流域の調査結果から、その改修区域を伏見一守口（大阪）間の32 kmとし、さらに下流の天満橋までの8 kmについては、淀川河口の大坂築港工事区间に含めることとし、合わせて約40 kmの流程における改修工事計画を立案した。また、改修工事の目的を完遂するにあたっては、流域全域にわたる水源山地における流砂の生産や流出を抑制する砂防工事の実施が不可欠であるとの認識も示した。

航路確保を目指した低水路工事は、1874（明治7）年に粗朧水制の試験施工を行い、その効果を確認した上で翌年から本格的に着工されることになる（図2-3-2）。

粗朶水制は柴工水刎（みずはね）または一般にケレップ水制とも呼ばれ、粗朶（柔軟性に富み、粘りのある樹

## 2.2 河川生態系の保全・復元と河川整備・管理の目標

1993年、「環境基本法」が制定され、翌年、これを受けて建設省は環境政策大綱を制定した。そこでは、「健全で恵み豊かな環境を保全しながら、人と自然との触れ合いが保たれ、ゆったりとうるおいのある美しい環境を創造するとともに、地球環境問題の解決に貢献することが建設行政の本来の使命であるとの認識をすること、すなわち、『環境』を建設行政において内部目的化するものとする」と宣言した。

1997年には、33年ぶりの抜本的改正となる河川法改定案が国会で可決、公布された。河川法の目的に「河川環境の整備・保全」が位置付けられ、治水、利水、環境が河川管理の3本の柱となった。河川環境は、技術行為の配慮点ではなく目的となったのである。しかしながら、治水、利水に比べ、技術的蓄積もないこともあり、「河川環境の整備と保全」をどのような観点から、どのようなシステムでそれを担うかについて、十分な制度的仕組みや計画・管理論が確立していない。技術論的視点からも早急な検討が必要である。

河川生態系の保全・管理の目標とその水準は、河川が置かれた自然的・社会的条件により大きく異なるものであり、普遍的目標水準があるわけがない。河川と流域の相互連関の歴史性という与件の相違を認識しつつ、個々の河川ごとに、また場所ごとに設定せざるを得ないものである。河川法による河川整備計画は、流域の意見を聞きつつ河川管理者が設定するものであるが、流域および社会が持つ地域性と時代の価値観に従わざるを得ないのである。問題は誰がものをいい、目標を現実化するのに誰が費用負担するのか、誰が意思決定するのかということになろう。科学技術的知見はこれをサポートするが最終的意思決定の根拠となるものでない。

河川生態学的知見の増大は自然搅乱の持つ価値的意味の増大となるが、どのような水準で自然搅乱を受けいれ、かつ制御という技術的対応を取るかは、主に河川流域の自然的・社会的条件、従に流域そのものを取り巻くよりスケール（地域、圏）の大きな環境条件、さらには地球規模の環境条件とリンクせざるを得ないものなのである。

喫緊の課題としては、①現存する河川の河川環境水準の評価法、②それを土台に取りえる手段を考慮にいれながら河川生態系の保全・復元に係る計画目標水準の設定法、③取りいれる手段の効果の測定手法、④河川の関わる他の機能との折り合いのつけ方、⑤最終的な河川整備計画の確定法、を明確にすることが必要不可欠である。

また、自然搅乱・人為インパクトによる河川環境（自然生態系）の変化の予測精度が高くないことより、計画を実体化するには従来の物財管理と異なった管理論が必要である。すなわち、ある目的行為による変化を監視し、変化を未来に向けて読み解き、目的が持続可能のように、少ないエネルギー投入量で管理していくという、ある意味で高度な河川管理システムが必要となろう。実践・モニタリング・補修・修正というサイクルを保証し得るシステムと、行為による変化の予測信頼性を高め得るシステムの構築が必要である。

河川生態系のある目標を定めて計画的に保全・復元するという技術行為を行なうには、何を操作対象とし、それにより何が反応するか明確にする必要がある。

「河川生態系の保全・復元」という技術目標を掲げた場合、直接的操作要素（河川内で直接実行しえる操作要素）として重要なものを引き出すと、以下のようになる。

### (1) 洪水流量

洪水流量は、河川生態系の動態と変動を規定する最も重要な要素である。洪水流量を直接的に制御する構造物はダム貯水池である。ダムの運用は利水、治水を目的とするもので、「河川生態系の保全と復元」を直接的な目的とした洪水時の運用はなされていない。

洪水調節容量の大きいダムにおいては、平均年最大流量が低下し、河道景観や河川生態系の変化が生じている。洪水時の放流方式を、「河川生態系の保全と復元」の観点から治水、利水と調和を取りながら、搅乱規模をどの程度にし、どう制御すべきか検討する時期にきている。小流量を長時間流すより高水敷に乗るような洪水（搅乱）が河川生態系として重要であるが、河川利用との相克もある。水位変動（流量変動）が生物（魚類、水棲昆虫、付着藻類）の行動、繁殖などの生活史にとってどのような影響を与えていたかについての知見を踏まえた、搅乱規模の整理も必要である。また流量のみでなく土砂の制御と一体的に考えていく必要がある。

計画論としては、まず、ダム放流における無害流量を大きくすることが肝要であろう。通常、無害流量はダム地点から沖積平野に出るまでの山間部における洪水被害発生流量で規定されてしまうことが多く、山間部の治水安全度を上げるという対応措置が必要となる。無害流量を大きくできれば、ダムの治水容量を有効に利用しえ、かつ下流の安全度も増加する。

また洪水予測精度の向上と情報機器の高度化が進んでいることもあり、これらの技術進歩を河川環境の保全・復元の観点からダム操作ルールに取りいれることも考え

るべきであろう。

## (2) 平水時流量

平當時の流量は、流水の正常な機能を維持するために必要な流量（正常流量）を確保するため、ダム貯水池放流量を制御することにより確保される。正常流量は、舟運、漁業、景観、塩害の防止、河口閉塞の防止、河川管理施設の保護、地下水位の維持、動植物の保護、清水の保持等を総合的に考慮し、渇水時において維持すべき流量（維持流量）およびそれが定められた地点より下流における流水の占用のために必要な流量（水利流量）の双方を満足する流量である。

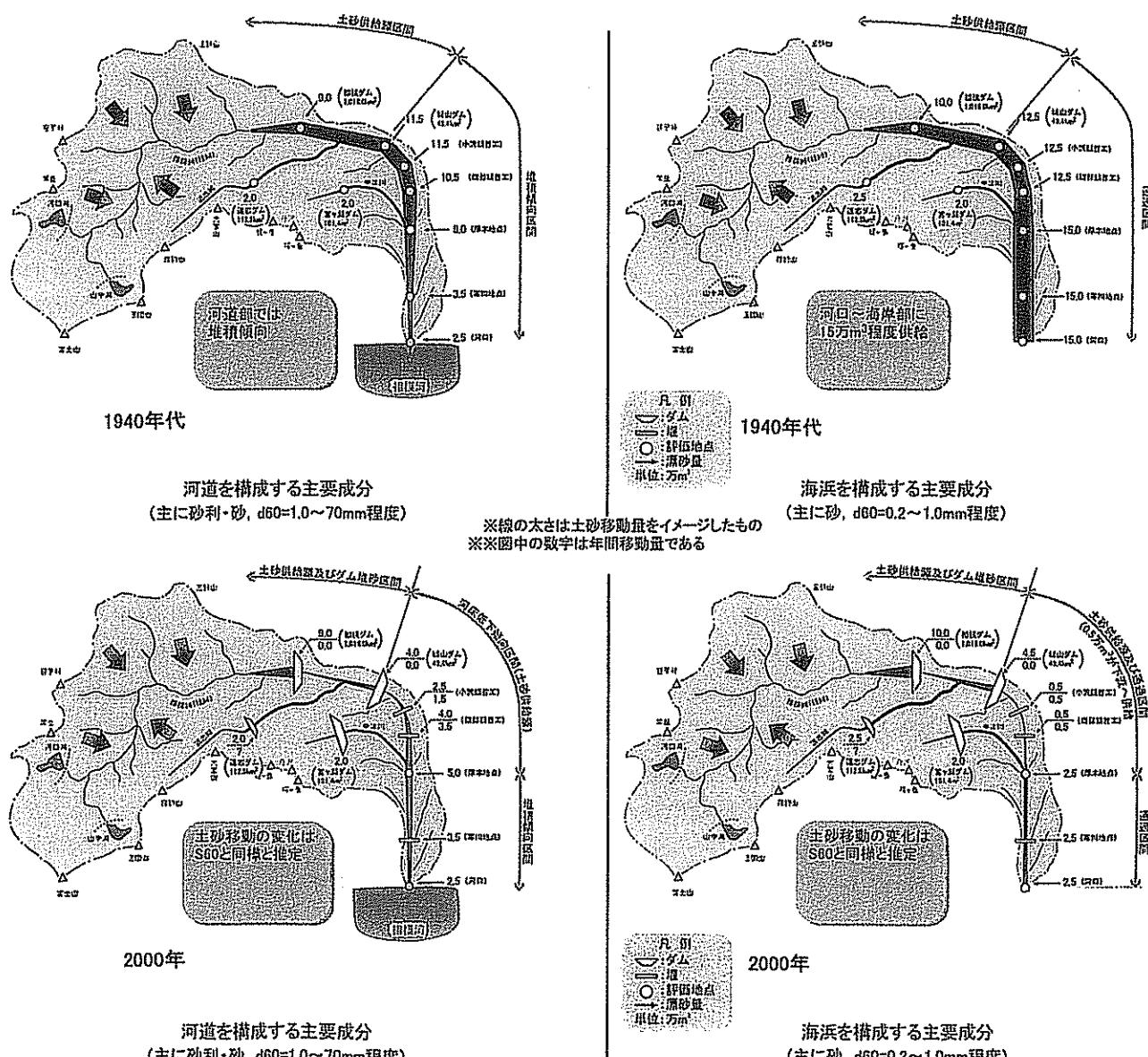
「河川生態系の保全と復元」の観点からは、維持流量

の増加が望まれるが、河川生態系の視点からどの程度の流量が必要であるかが明確にされていない。もともと理学的に定まるものでなく社会学的タームなのである。たとえ明確化されても無い水は生まれない。環境用水ダムの築造、他流域からの導水、水利用の合理化、流域の保水性の確保なしには生み出せないのである。

利水施設を通して一度使用された水の水質浄化も進みつつあり、河川環境の復元の観点から、一度使われた水の量、水質、排水地点を再度整理、検討する時期であろう。

## (3) 土砂

山間部においては砂防ダムのスリットダム化やダム貯水池の排砂施設の設置、堆積土砂の下流への移動などが



注) ダム築造以前の 1940 年代と現在 (2000 年) における河道を構成する主要成分と海浜を構成する主要成分の土砂移動量を表示した。

図2.2.1 相模川における年平均土砂移動量に関する土砂動態マップ (海野ほか, 2004)

試みられ、土砂の制御可能性が増しつつある。

河川域では、適切な河道掘削、取水堰堆積土砂の下流への移動、頭首工の可動堰化などが土砂移動の制御手段となりうる。実際、河川生態系復元のため取水堰に溜まった土砂を下流に移動させることや、頭首工の改築に当たり、悪化した河川環境の改善を目指した堰の可動堰化と河道掘削の検討が行われている。

現在、土砂の動態・収支の表現法については、視覚的に流砂系全体をとらえるため、粒径集団ごとの、あるいは検討の対象とする有効粒径集団の水系土砂動態マップの作成が進められている。これは、土砂生産域から河口まで粒径集団ごとの土砂移動量を、図2・2・1のように土砂移動量の太さで示したものである（海野ほか、2004）。河川・流域における人間のインパクトが水系のどこへどのように影響を及ぼすかは、過去、現在、近未来の3枚の土砂動態マップを描くことにより、的確に判断しえるようになろう。さらにこの土砂動態マップ情報を1次元河床変動計算に組み込むことにより、河床縦断形の将来予測がより的確になる。

#### (4) 河道形状

河川管理者は、従来、治水・利水目的のため、河道計画に則り河道の縦横断形状を整正、河川管理構造物の建設・維持をしてきた。これらは河川生態系に対する人為的インパクト要因となり河川生態系に大きな影響を与えたが、河川生態系の復元手段ともなりうる。

河道計画においては、河川生態系の保全と復元を治水機能と調整を取りながら適切なものとしていくことが肝要である。幸い河川法の改定により河川整備計画の検討がなされているから、この機会に十分な検討を行うべきである（国土技術研究センター編、2002）。局所的に悪化した河川空間を生態系の保全・復元のため、河岸侵食の許容、河道の再蛇行化や人工的ワンド・たまりの形成、近自然型護岸・水制の設置などが検討され、また、なされている。

#### (5) 水位（地下水位）

河床掘削などによる水位低下、高水敷への土砂堆積により高水敷（氾濫原）の乾燥化が進み、高水敷植生の遷移が生じている河川では、水位の制御（堰の設置）により乾燥化を防ぐことがなされている。高水敷に水路を造成し地下水位の上昇を図る試みなどがなされている。また、コイ・フナなどの産卵行動誘発のため堰上流水位操作などがなされている。

#### (6) 水質

ダム貯水池では、放流水の冷水対策および白濁対策として、選択取水がなされている。

河川では、排水路や小支川の汚れた河水を浄化施設（礫間接触法、植生浄化など）により直接浄化する、汚濁水を水路で導き下流で放流する、浄化用水を導入する、などがなされている。

#### (7) 植生

治水機能の保全・增大のため堤外地の植生、特に樹木は伐採の対象にされてきた。しかしながら、堤防の築造が十分でない河川では、水防林にみるよう樹木は河岸侵食防止、土砂堆積制御、氾濫流制御機能として位置付けられてきた。近年では、河川生態系の重要な構成要素として、また景観形成要素として河川植生は保全育成されるまでになった。河川植生は、攪乱という現象を必須の考慮事項とした治水・河川利用（高水敷利用）・生態系との調整を図る価値的および技術的（制御）対象となつた。

扇状地河川では外来種であるハリエンジュの樹林化防止にため一部伐採などの試みがなされている。またヨシ原の保全・復元などの試みられている。

流域住民と協働してアレチウリのような外来種の駆除活動も行われている。

#### (8) 魚類

従来、内水面漁業における生産量の増大という観点から稚魚の放流などがなされてきた。外来魚の増大により在来種の減少などが生じ、生態系の保全から河川に生息する魚類構成種の制御（外来種の駆除、在来種の生息環境整備）が技術対象となりつつある。

以上、河川内で実行可能な整備・管理項目を挙げた。このうち、(4) が地形そのものを整備するものであり、(1), (2), (3), (7) が間接的に地形を整備するものである。河川生態系の保全・復元を図るには、生物の生息環境を規定する流水、土砂、地形を技術的管理対象とするべきであり、生物そのものを管理対象とするのは、治水機能・利水機能の維持、環境の質の早急な復元、生物学的に貴重な種を保全するような場合に限られるべきであろう。

河川生態系の保全・復元は河川内で閉じるものではなく、流域規模、広くは地球環境の変化が河川生態系に及ぼす影響に見るよう地理規模で実施すべきものも多い。「河川生態系の保全・復元」という技術目標を掲げた場合、間接的操作要素（河川外で行う操作要素）としては、河

川に影響を与えるすべて（河川に流入する物質の量と質の変化に影響するすべての人為的インパクト）が操作対象となるが、流域を単位とした物質の収支が十分に解明されていないこともあり、何を、どこで、いつ、誰が、いかに管理すればよいかについて、流域という視点から整理されていない。現在、洪水防御の観点から土地利用規制、貯留・浸透施設が、水質保全の観点から下水道、水質浄化施設の設置などがなされている。間接的操作要素を意図的に制御するには、河川法を超える流域管理という視点と統合組織、さらには地球という空間スケールでの環境管理が、そしてそれを支える科学技術情報が必須であり、さらに公的セクターのみならず、プライベートセクターとの協働がなければ実行できないものなのである。

#### 参考文献

- 海野修司・辰野剛志・山本晃一・渡口正史・本多信二  
(2004) : 相模川水系の土砂管理と河川環境の関連性  
に関する研究、河川技術論文集、10, pp. 185-190.  
国土技術研究センター編 (2002) : 河道計画検討の手引き,  
山海堂.

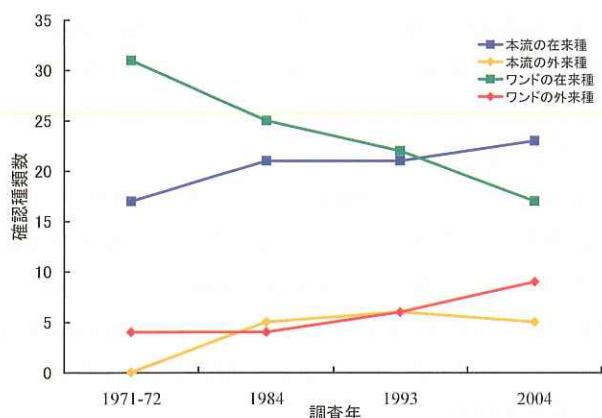


図2・3・16 淀川本川(淡水域)における魚類確認種類数の経年変化、大阪府水生生物センターの調査結果をもとに作成

ドとともに、在来種の減少と併せて、外来種の増加の傾向が顕著に示されている（図2・3・16）。

一方、本稿では詳述しないが、淡水貝類相についても、1971～1985年の調査で確認された34種が、1997～2000年の調査では新規に侵入した2種の外来種を除くと半数以下の16種に減少している（紀平、2003）。また、魚類、貝類のいずれにおいても、分布範囲の縮小がみられる種が多くなっている。

以上のように、淀川本川における淡水魚類相や淡水貝類相が最近の十数年間に急激に変化していることがわかる。このような生物相の急激な変化をもたらした要因はワンド・タマリや冠水域の大幅な減少だけでなく、ワンド・タマリをふくむ淀川全体の水環境の質的な変化の影響を強く受けたものと考えられる。

## ② 植生の繁茂

ワンド・タマリ群の水辺全域にマコモやヨシ、ズメノヒエ類などの植生が増え、ワンド・タマリ周辺の高水敷の樹林化も進んでいる。また最近では、毎年のように在来水生植物のヒシや外来水生植物のウォターレタス

（別名：ボタンウキクサ）やナガエツルノゲイトウ *Alternanthera philoxeroides*（2005年に外来生物法に基づく特定外来生物に指定）が水面を被いつくす事態が生じている。これらの植生の過剰な繁茂はワンド・タマリの水質や底質を短い時間スケールで悪化させ、魚類をはじめ、貝類などの底生生物の生息環境を著しく衰退させていている（図2・3・17a,b）。



図2・3・17a 水面を覆いつくすウォターレタス  
(城北ワンド群、2000年)



図2・3・17b 水面を覆いつくすナガエツルノゲイトウ (庭窪ワンド群, 2004年)

## ③ 泥の堆積・水質の悪化

筆者の当時の印象や数少ない写真によると、1970年代のワンドの底面には泥の堆積が少なく、また、水面下にある水制工の石の表面やその間隙にも泥の付着や堆積はほとんどみられなかった（図2・3・18）。



図2・3・18 城北ワンド群の水辺環境(1971年)

しかし、1980年代半ば頃から泥の堆積や藻類の付着が非常に目立つようになった。

また、1970年代では、平水時に本流に開口部をもたないのワンドの水質は濁りが少なく、本川と比較して視覚的にかなり良い印象があったが、これは浸透水の湧出の影響と思われる。また、1980年代半ば頃からはワンドの水の濁りが増し、水質が良いという印象はほとんど受けなくなつた。淀川本川の水質データは水道原水としてもかなり古くからの蓄積があるのでに対して、ワンドやタマリの水質に関しては1980年代以前のデータは極めて少なく、水質の変遷を非常に捉えにくくしている。また、高度経済成長期の1960～1980年代半ば頃と比較して、本川の水質が改善傾向にあるのに対して、濁度やT-N値等の指標においては、ワンドの水質は悪化しているとの指摘もある（松波ほか、1999；森脇・綾、1999）。

### 2.3.3 河川環境変化に伴う課題

2.2.2で述べてきたように、淀川本川の河川環境は1970年代を境に大きく変貌した。これらの現況がかかる問題点は以下の3つに大きく分類することができる。

1つ目は、1970年代初頭から始まった河道改修にともなうワンドやタマリ、多くの魚類の再生産の場でもある冠水帯、そして、ヨシ原に代表される原植生の直接的な消滅の問題である。これには、低水路の直線化や拡幅、高水敷の公園・ゴルフ場化などが直接的な原因として挙げられる。

2つ目は、楠葉ワンドの干出や鶴殿ヨシ原の乾燥化に代表される河川環境の変化である。これは、低水路の開削や砂利採取による急速な河床低下が要因となっており、現在、枚方（距離標26km）あたりよりも上流部にみられる問題である。

3つ目は、枚方から下流部にみられる問題で、1980年代半ばからして進行している城北ワンド群をはじめとするワンド・タマリの著しい質的な劣化が挙げられる。淀川に残存するほとんどのワンド・タマリは枚方あたりから下流に位置するため、淀川大堰による高度な水位管理と下流部における低水路の河積の飛躍的増大によって、延長10数kmの本区間が平水時において灌水域となつたことや、中小出水時にみられる位況の極度な安定化が最大の要因である（3.1.1参照）。

図2-3-19は、1977年と2004年の淀川本川における流量変動に対する各地点（距離標：毛馬10km、枚方26km、高浜33km）の時間水位変動を比較したものである（平常流量時における城北ワンド群の水位は、毛馬水位観測点の水位とほぼ等しい）1977年は城北ワンド群

直下の低水路が拡幅される以前である。拡幅の前後で各地点の水位変動幅がどのように変化するのかを見るために、ほぼ同一流量の出水を比較した（出水前の平水時の流量は約140m<sup>3</sup>/sの差はある）。

淀川本川において1,000m<sup>3</sup>/sをやや超える規模の流量は、過去30年間をみてもほぼ毎年生じる程度の流量である。また、本川毛馬水位は、1981年までは長柄可動堰によってO.P.+2.45～2.55m、1983年以降は淀川大堰によってO.P.+2.50～3.30mに水位管理がなされている（6.3.1参照）。

高浜一枚方間、枚方一毛馬間の流程はそれぞれ約7km、16kmであるが、平水時についてみると、1977年（300m<sup>3</sup>/s程度）では、それぞれ約2mの水位差があることがわかる。しかし、2004年（160m<sup>3</sup>/s程度）では、水位差が高浜一枚方間で約1mあるものの、枚方一毛馬間ではほとんど水位差がなくなっている。平水時における水位差の縮小は、低水路の河積の増大に加え、河床勾配の縮小、淀川大堰の塞き上げ効果による背水区間の週上（枚方一毛馬間）が原因である。この平水時における水位差の縮小は、ワンド内の水の滞留を招き、水質や底質の悪化につながるとみられる。

一方、出水時の時間水位の上昇についてみると、1977年では高浜、枚方、毛馬の各地点において、流量変動に応答して2～3mの大幅な上昇がみられるが、2004年では高浜、枚方で2.5～4.5mの大幅な上昇がみられるものの、毛馬での上昇はまったくみられなくなっている。

このような、流量変動に対する毛馬水位の極端な鈍化現象は、1980年代の後期に行われた毛馬直上流（距離標11km付近）の低水路の拡幅が大きく影響しているものと考えられる（図2-3-20、2-3-21）。低水路の河積の大幅な増大は、中小出水時における位況の極度の安定化の主因であり、淀川本川中下流部の環境に極めて大きな影響を与えていていると考えられる。

以上述べてきたように、これらの淀川本川が抱える問題点の解消や軽減は、淀川特有の河川環境の保全・復元を進めていく上で不可欠な要素であり、治水・利水機能の維持・向上に加え、河川敷の高度利用等の要求との合意形成を図らなければならない長期的な視野に立った対応を要する極めて大きな課題であるといえる。

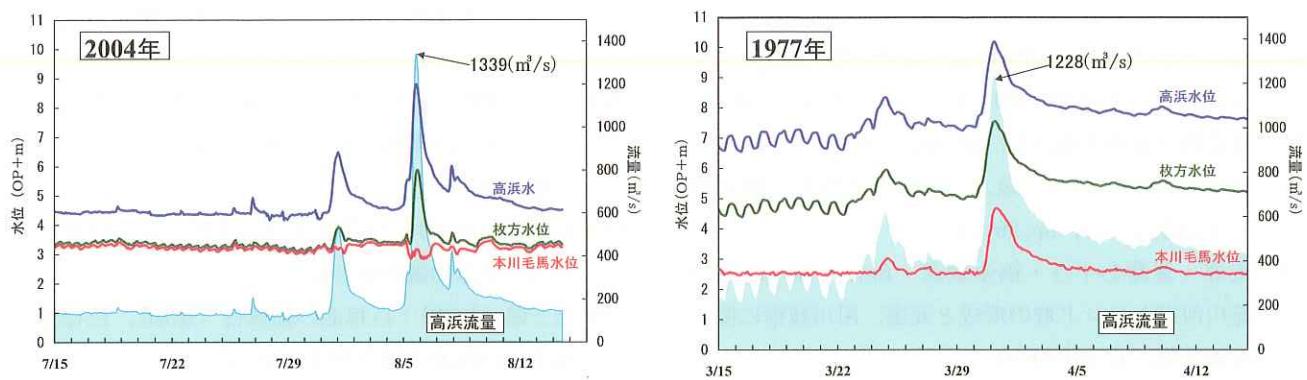


図 2・3・19 1977 年と 2004 年の淀川本川における流量変動に対する各地点の時間水位変動

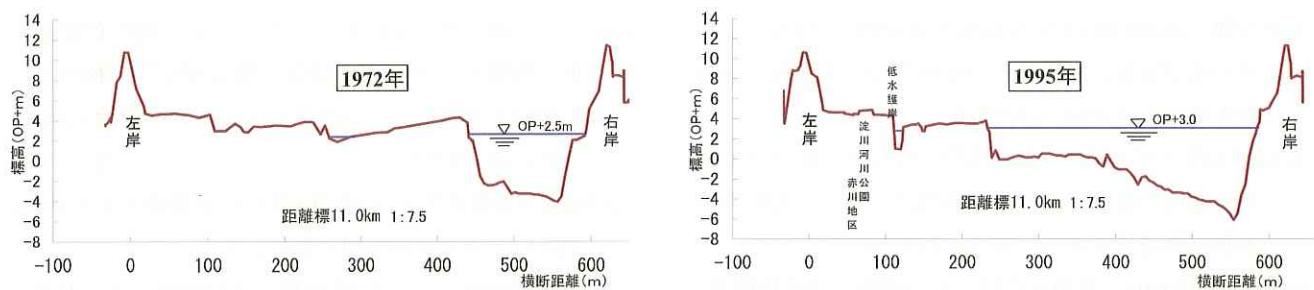


図 2・3・20 河道横断面の変化（距離標 : 11.0km）



図 2・3・21 河道平面の変化（距離標 : 11.0km）（日本地図センター）

## 参考文献

- 芦田和男・村本嘉雄・高橋 保・道上正規 (1978) : 土砂流出と河床変動, 河川工学百年のあゆみと淀川, 建設省近畿地方建設局, pp. 305-350.
- 東 光治 (1949) : 淀川の魚, 大阪博物学会誌, 創立 25 周年記念号, 25, pp. 26-31.
- 綾 史郎・斎藤あすさ・福永康彦・西谷大輔 (1998) : 淀川河道とワンド群の形成と変遷, 河川技術に関する論文集, 4, pp. 89-94.
- 綾 史郎 (1999) : 淀川ワンドの形成と変遷, わんどの機能と保全・創造 - 豊かな河川環境を目指して, (財) 河川環境管理財団大阪研究所, pp. 41-78.
- 石原安雄・高棹琢馬・友杉邦雄・池淵周一 (1978) : 淀川の水文特性, 河川工学百年のあゆみと淀川, 建設省近畿地方建設局, pp. 25-6.
- 大家正太郎・宮下敏夫・川村厚生 (1975) : 淀川の魚類及び環境と改修工事による影響について, 大阪府淡水魚試験場研究報告, 3, pp. 111- iii.
- 河合典彦 (1989) : 変貌するワンドの環境, 淡水魚保護, (財) 淡水魚保護協会, 2, pp. 67-68.
- 河合典彦 (2001) : 景観にみる城北ワンド群の変貌, 水位の安定化がもたらしたものー, ボテジャコ, 魚類自然史研究会, 5, pp. 11-19.
- 河合典彦 (2003) : 大規模河川改修が淀川の水環境にもたらした功罪, 淀川下流の城北ワンド群を中心に, 海洋と生物, 149, 25 (6), pp. 467-475.
- 紀平 雄・長田芳和 (1974) : 魚類および貝類, 淀川の河川敷における生態調査報告書, 建設省近畿地方建設局, pp. 202-251.
- 紀平 雄 (1989) : 淀川・楠葉ワンド群の干し上げとその再生, 淡水魚保護, (財) 淡水魚保護協会, 2, pp. 63-65.
- 紀平 雄 (2003) : 淀川に生息する淡水貝類の昔と今, 日本産淡水貝類図鑑, 球磨湖・淀川産の淡水貝類, ピーシーズ, pp. 136-137.
- 建設省近畿地方建設局(1974) : 淀川百年史, 近畿建設協会.
- 建設省近畿地方建設局淀川工事事務所 (1999) : 平成 10 年度淀川生態環境調査検討業務報告書.
- 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.
- 建設省近畿地方建設局淀川工事事務所 (2001) : 平成 12 年度淀川生態環境調査検討業務報告書.
- 長田芳和 (1984) : 淀川の環境と魚類相, 水野壽彦教授退官記念誌, pp. 193-198.
- 松波由佳・綾 史郎・矢田敏晃 (1999) : 淀川ワンド形成・衰退とその生態学的意義, 河川技術に関する論文集, 5, pp. 93-98.
- 水野信彦 (1968) : 大阪府の川と魚の生態, 大阪府下における河川漁業権漁場の実態調査報告書, 大阪府水産林務課.
- 宮地伝三郎 (1935) : 京都府下の淡水魚, 京都府史蹟名勝天然記念物調査報告書.
- 宮地伝三郎 (1962) : 巨椋池の動植物 (魚類), 巨椋池干拓史, 巨椋池土地改良区, pp. 275-285.
- 森脇榮一 (1999) : 本文での「わんど」の定義, わんどの機能と保全・創造 - 豊かな河川環境を目指して, (財) 河川環境管理財団大阪研究所, pp. 31-40.
- 森脇榮一・綾 史郎 (1999) : 淀川ワンドの現状と物理・化学的環境, わんどの機能と保全・創造 - 豊かな河川環境を目指して, (財) 河川環境管理財団大阪研究所, pp. 79-93.
- 矢田敏晃・加藤喜久也 (1987) : 淀川の魚類相と生息状況, 大阪府淡水魚試験場研究報告, 9.
- 矢田敏晃 (1994) : 淀川の魚類相と生息環境, 水, 36 (8), pp. 26-31.
- 淀川環境委員会 (2002) : 自然豊かな淀川をめざして,- 資料編-, 国土交通省近畿地方整備局淀川工事事務所.
- Aya, S., N. Kawai and R. Ogawa (2003) : Shirokita Wando, the Yodo River; Past, Present, and Future. Proc. of International Symposium on Disaster Mitigation and Water Management. pp. 580-585.

### 3. 河川環境に係わる流水・土砂管理

#### 3.1 河川環境に係わる流況・位況と流水管理

##### 3.1.1 河川環境と流況・位況

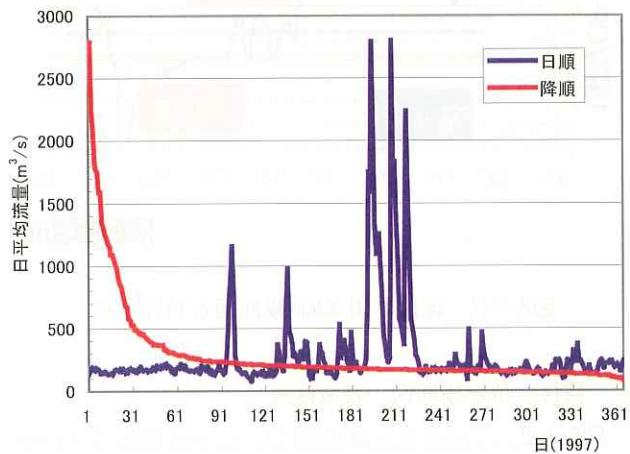
###### (1) 流況・位況解析と河川の物理環境

###### a. 流況図・位況図と特性水位

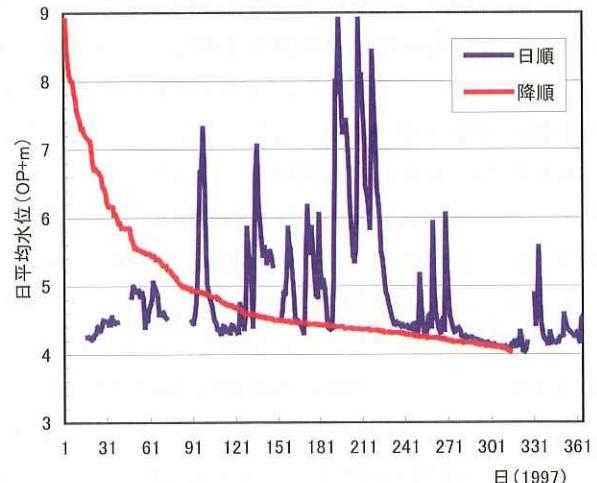
河川の水位（流量）観測所で得られた日平均流量や水位は降順に並べられ、年最高値、95日（豊水）値、185日（平水）値、275日（低水）値、355日（渇水）値、最低値および年平均値等が整理されている。しかし、河川生態系の観点からは、河川水位と流量のこのような整理法は必ずしも十分ではなく、例えば、一時的水域の形成と消滅は水域が形成される河川地形と河床材料等、および位況と関係する年間の冠水頻度、冠水日数と密接に関係している。また、砂州や高水敷の地下水位の変化にも大いに関係している。本節では、年間（魚類の繁殖に注目した場合は5～7月の3か月間）の水位および流量を降順に並べ、上から8番目の8日水位（流量）、22番目の22日水位（流量）および71番目の71日水位（流量）について述べる。8日水位とは、標高が最高水位から8日水位までの領域が、その年に1～7日間冠水したことを意味しており、標高が7日水位から8日水位までの領域が、その年内、合計で7日間冠水したことを意味している。また、1回の出水での冠水日数を2～3日と考えると、期間内に2～3回の冠水頻度を持つ領域であることも意味している。同様に22日水位は、標高が21～22日水位の領域の期間内の冠水日数が合計21日であり、冠水頻度が（1回の冠水日数を4日として）5回程度であることを示している。なお、これらの値は水文状況により年毎に変わるものであり、また、一時的水域の存続日数とも必ずしも一致しない。

図3.1.1(a), (b)は、淀川本川26kmの枚方水位流量観測所および33kmの高浜水位観測所における1997年の1年間の流況と位況を示したものである。流況図（図3.1.1(a)）より1997年の年最大流量は2,800m<sup>3</sup>/sであり、最小流量は約80m<sup>3</sup>/sである。河況係数は35程度となる。図3.1.1(b)は同様に高浜水位について示したものである。これらの図より、1997年淀川では1～3月、10～12月のほとんどの日が豊水流量229m<sup>3</sup>/s以下であり、1,000m<sup>3</sup>/s程度以上の出水は4、5月に各1回、2,000m<sup>3</sup>/sを超える出水が7月に2回、8月に1回あった。西南日本では、雨期は概ね6、7月の梅雨期と8月から10月

の台風期であり、河川の流量、水位もこの期間に上昇するが、この期間以外は水位、流量の変化は比較的乏しい。このような日流量の周年変化に対応して、高浜の日平均水位は最低水位OP+4.035mを記録しているが、4、5月の1,000m<sup>3</sup>/s程度の出水に対してOP+7m程度の水位を記録し、7、8月の2,500m<sup>3</sup>/s規模の3回の大きな出水で最高水位はOP+8.91mと平水時に比べて、4m上昇した。9月以降、台風期の大きな出水ではなく、500m<sup>3</sup>/s程度の出水が2回あり、水位は6mを2回越えたが、それ以外は平穏であったことが分かる。表3.1.1には1997年の枚方流況と高浜位況をまとめたが、通常の値以外に、最大（高）値、最大から8番目、22番目、71番目の値、平均値、最小（低）値を加えている。これらより、1年間のうち270(=365-95)日は水位にして最低水位+100cmの間に収まっている。流量は最低流量の3倍程度の間に収まっている。1997年の淀川では、主として4月～8月の5か月を除いた年間のほぼ3分の2の期間は、同じような状況にあったことが分かる。



(a) 枚方水位観測所 (26km) 1997年流況図



(b) 高浜水位観測所 (33km) 1997年位況図

図3.1.1 淀川本川26kmと33km付近の流況と位況

表3・1・1 淀川本川 26kmと33kmの流況と位況

観測所名	枚方流量 (m <sup>3</sup> /s)	高浜水位 (OP+m)
特性量	1997年	1997年 72~'97年
最高(最大)	2800	8.91 10.25
8日	1590	7.84 8.33
22日	859	6.72 7.60
71日	266	5.30 6.40
豊水(95)	228	4.92 6.20
平均	285	4.90 5.97
平水(185)	177	4.43 5.73
低水(275)	155	4.19 5.45
渴水(355)	120	欠測 5.18
最低(最小)	98	4.04 5.11

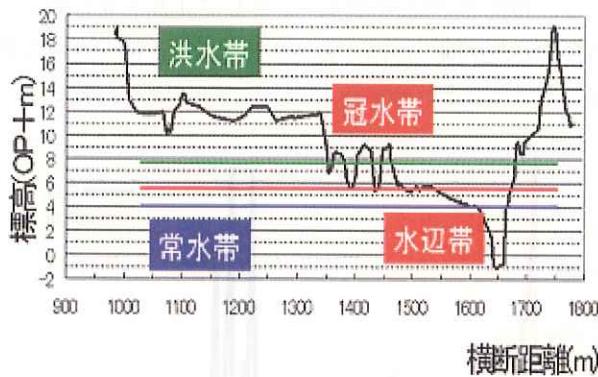


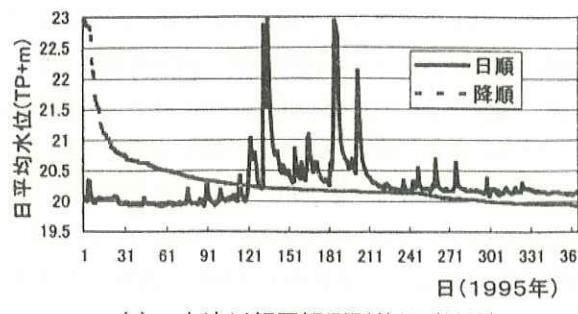
図3・1・2 淀川本川33km横断図と特性水位

### b. 特性水位と横断図、帶域区分

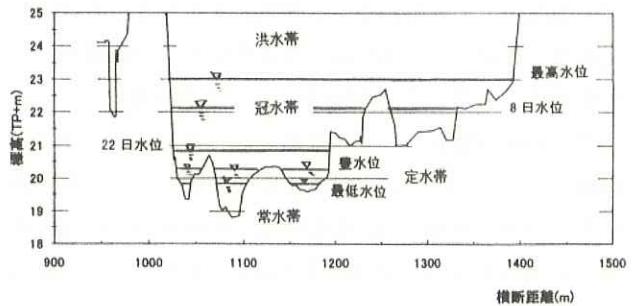
図3・1・2は、高浜水位観測所付近33.0km横断図(1998年測量)に表3・1・1に示した特性水位のいくつかを記したものであるが、横断図上に特性水位を記入することにより、その断面付近の年間の水環境を容易に推定することができる。すなわち、33.0km断面は左右の堤防間距離は700mを超える雄大なものであるが、1997年には両堤防間を満杯の水が流れることは無く、この年の最大流量である2,500m<sup>3</sup>/sでは幅約350mの低水路部を両岸一杯に流れるが、この時の最高水位OP+8.91mは、ゴルフ場として利用されている左岸高水敷高さより3m近く低いものであったことが分かる。一方、平水位はOP+4.43mであり、この時の水路幅は50m程度に狭くなり、濁筋は右岸に集中する。これらのことから、33.0kmの淀川では高水敷が冠水するような大出水は少なく、通常の出水に伴う水位変化は低水路の内部に限定され、水位の変化に応じて水を被る冠水帯は左岸側の低水護岸側岸に広がることが分かる。

表3・1・2 飯岡水位観測所における平均位況

特性水位	平均水位 (TP+m)	標準偏差 (m)
年最高水位	22.870	0.863
8日水位	21.488	0.450
22日水位	20.892	0.289
豊(95日)水位	20.399	0.143
平(185日)水位	20.279	0.103
低(275日)水位	20.060	0.074
渴(355日)水位	19.981	0.055
年最小水位	19.932	0.052
年平均水位	20.279	0.114



(a) 木津川飯岡観測所位況(1995)



(b) 特性水位と横断図(1995測量)

図3・1・3 飯岡水位観測所(木津川)の位況と横断図

同様に、木津川16.0kmにある飯岡水位観測所における1995年の位況と横断測量図を示したものが図3・1・3(a), (b)である。表3・1・2には、1987年から1997年における11年間の特性水位の平均値と標準偏差をまとめた。図3・1・3(b)は飯岡水位観測所付近の横断図に特性水位のいくつかを記したものである。1995年の16.0km断面では、左右の両堤防間370mを満杯の水が流れたのは2回あつたが、最高水位(TP+23.1m)は計画洪水位(TP+28.5m程度、6,100m<sup>3</sup>/s)よりはるかに小さいものであった。一方、

最低水位から豊水位までの領域（標高 TP+19.928m～TP+20.328m）では、川幅は150m程度と変化は少なく、水域を3つの領域に分離する二つの砂州と両側岸にわざかな冠水領域が存在する。22日水位(TP+20.868m)まではこの二つの砂州が水面下に没するだけであるが、22日水位から最高水位の間（標高 TP+20.868m～TP+23.008m）には右岸側に幅200m以上の広大な河川敷が広がり、1,250m付近の1.5m程度の微高地により分割される二つの広い凹地が存在していることもわかる。このような凹地は冠水により湛水すると一時的水域を形成するが、その形成と消滅は河川水位との関係より、一時的水域が形成される河川敷の年間の冠水頻度、日数、間隔、河床の透水性、凹地の最高、最低標高等と密接に関係している。

一時的水域の形成・消滅とそれを利用する淡水魚類の生活史、河川水位と植生分布の関連、および図3・1・2、図3・1・3(b)に示したような河川空間の広がりと標高の関係を考慮すれば、断面を特性水位によって区分することができる。表3・1・3はそのような領域区分の一例を示したものである。すなわち、年最小水位と渇水位の差は10cm程度以下であってほとんど差がなく、標高がこれら以下の領域は年間を通じて常に水面下にあると考えてよく、『常水帶』と称すこととする。年最高水位以上の領域は年間に冠水することはないが、生起する洪水の再起期間に応じて数年から数十年に一回冠水する。平均年最高水位は2、3年に一回の冠水頻度であり、平均年最高水位付近以上の領域は数年に一回以下の頻度で冠水するから、『洪水帶』と称す領域である。『常水帶』と『洪水帶』の間の領域は年間の水位変動により冠水・干出する領域であり、最も河川らしい空間の広がりと生物活動の行われる領域であり、通常『冠水帶』と呼ばれる領域に対応している。この領域は空間も広く、標高差も大きい領域であり、目的により区分した方が便利である。

3.1.1(2)で述べるように、淀川本川の植生の分布調査によれば、冠水帯を71日水位、或いは22日水位で区分するのが適当である（後述の図3・1・11参照）。この場合は、年間354日から71日冠水する冠水帯の下部分の領域を『水辺帶』と称することとし、さらに、冠水帯の上部分である71日水位と8日水位の間を小出水により冠水する部分であることより『出水帶』とした。なお、楠葉砂州における淡水魚の春産卵に注目すると、1997年の水位について、71日水位と年最高水位の間に産卵・孵化仔魚が観察された本流ワンド、水路タマリ、旧ワンドなどに一時的水域が存在していたことが分かるとともに、一時的水域の標高の指標として8日水位や22日水位が重要であることが分かる。

表3・1・3 河川空間の標高による領域区分

領域の呼称	標高
洪水帶	年最高水位／8日水位
冠水帶	71日水位／豊（95日）水位
	水辺帶
常水帶	渇（355日）水位／年最低水位

また、目安として慣用の豊（95日）水位を用いて、冠水帯を二分割すれば標高が渇（355日）水位から豊（95日）水位以下の領域が年間95日から354日以上冠水する『水辺帶』であり、豊（95日）水位から最高水位までの領域が雨期の中小の出水によって冠水する『出水帶』となる。

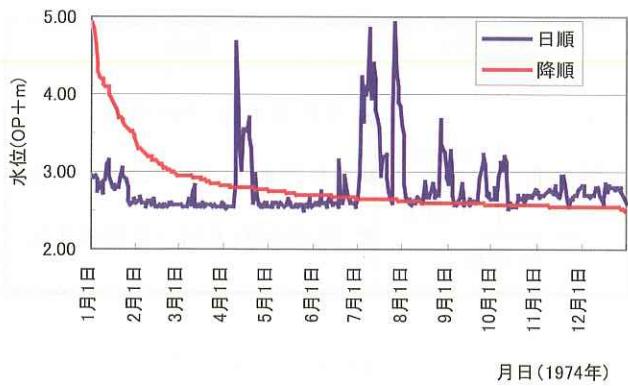
### c. 位況分析による洪水の搅乱変化の解析

#### ① 搅乱の大きさと頻度

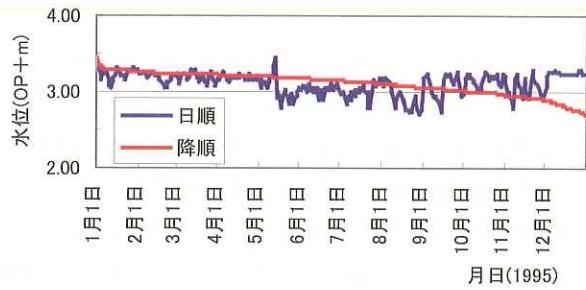
図3・1・4は、本川毛馬観測所(10km)の1974年と1995年の位況を並べて示したものである。これより、1970年のものは位況曲線がOP+6.0mから2.6mへと右下がりに描かれ、洪水に伴う冠水による搅乱の強さを水位の変化として表している。また、8日水位は約4.7m程度であり、4.7m程度の水位が8日間、およそ搅乱回数3回があり、22日水位では3.5mの搅乱が、5回程度あったものと推定できる。一方、1995年のものを見ると、水位は年間でわずかOP+2.7mからOP+3.5mの間でしか変化していない、冠水による搅乱の強さが極めて弱いこと、また、その回数も少ないことを知ることができる。これは、淀川大堰上流部が1970年当時はほとんど通常の河川と同様な水位の周年変動を示していたのに対し、1995年には水位変動の周年変動がほとんど見られなく、河川としては特殊なものに変わったことを示している。

#### ② 搅乱の経年変化と空間変化

図3・1・5は、淀川大堰直上流(10km)の本川毛馬観測所、神崎川分流点直上の一津屋観測所(16km)、枚方大橋直上流の枚方観測所(26km)、および淀川本川合流部下流での最上流の水位観測所である高浜観測所(33km)の経年の日観測水位資料を用いて解析された位況の経年変化を示したものである。毛馬観測所における特性水位の経年変化を示した図より、1983年以前の年間の水位変動幅が2mを越えていたのに対し、1983年以後の水位変動幅は極めて小さく1m以下となっており、前節に述べた大きな位況（河川環境）の変化が1983年から生じているとともに、1981年頃より水位が上昇し、1998年以降平水位で50cmの上昇が続いていることも分かる。1983



(a) 毛馬水位観測所位況 (1974)



(b) 毛馬水位観測所位況 (1995)

図3-1-4 毛馬観測所の位況の比較

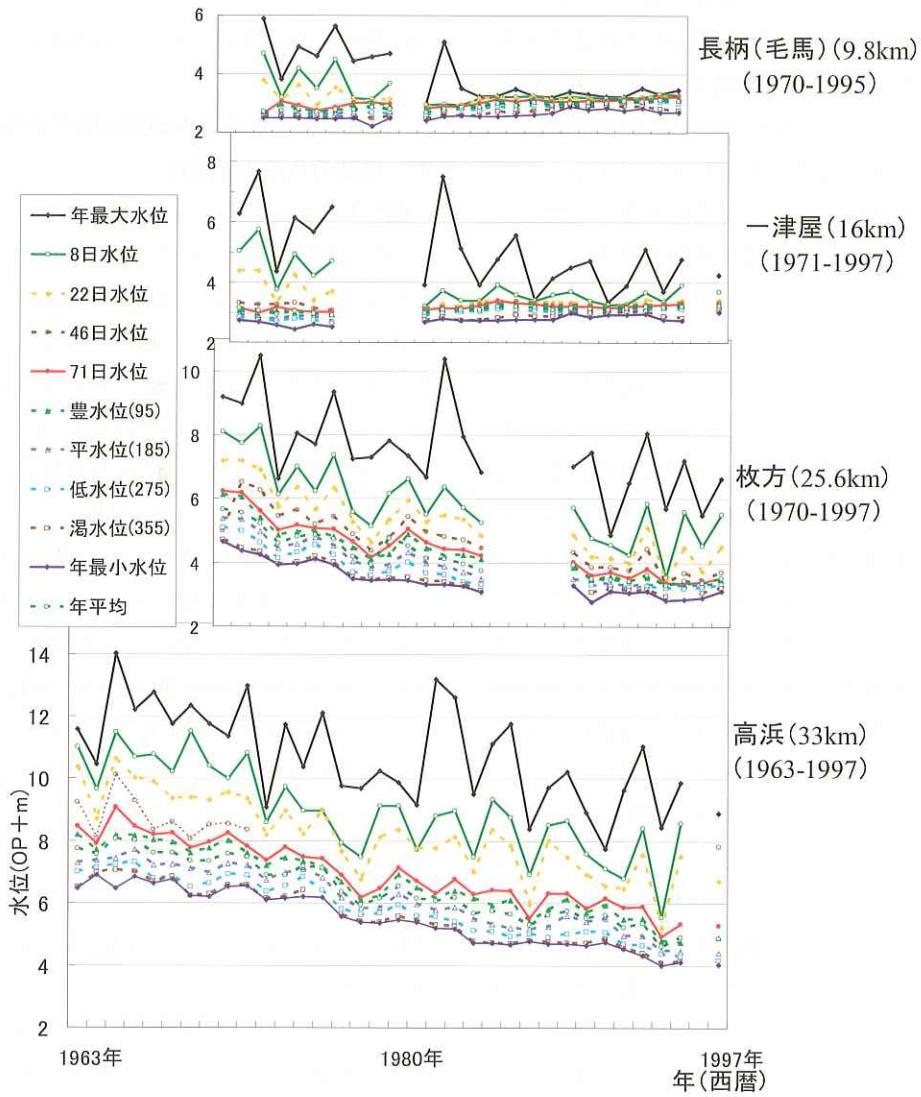


図3-1-5 淀川本川における位況の経年的および空間的变化

年は、それ以前にあった長柄可動堰が改築されてできた淀川大堰の運用が開始された年であり、淀川大堰の運用開始とともに堰上流は湛水域となったことが分かる。一津屋観測所の特性水位の経年変化図では、1978年以前は年間変動幅が4mであったのに対し、1983年以降は2m

と小さくなっているが、毛馬地点ほどではないことが分かる。枚方観測所におけるものでは1984年以前・以降を通じ、年間変動幅は4m程度と余り変わらないので、擾乱の大きさという点ではここまで淀川大堰の堰操作の影響は現

れてこない。しかし、1984年以前は水位が低下傾向にあったのに対し、1989年以降は上昇もしくは停滞に転じており、淀川大堰による背水の影響がここまで及んでいることを示している。高浜観測所の位況の経年変化について見れば、枚方と同じく6m程度の年間水位変動幅が37年間続いている。すなわち、年最低水位と豊水位の差は1.2m程度であるのに対し、大きな経年変動が存在するものの、豊水位と22日水位の差は約1.7m、22日水位と最高水位との差は2.5mと大きいことが分かる。しかし、1972年以降は特性水位の低下が著しく、全般に25年間で約2m程度低下し、年最高水位は70年代のOP+12mから90年代には9m前後へ、8日水位は9mから7.5mへ、年最低水位は6.2mから4.5mへ低下した。これは、30kmより下流部の河川改修に伴う河床掘削や砂利採取の影響、上流部におけるダム建設に伴う土砂供給の不足によるものと推定される。現代の淀川本川の河床低下傾向は著名であり、1910(明治40)年代以降1975(昭和50)年頃までに高浜付近では既に2.5m程度の低下が生じていたことが報告(芦田ら、1978)されているが、同図より高浜付近では河床低下が現在も進行中であり、近年の90年間では約5m低下していることが知れる。

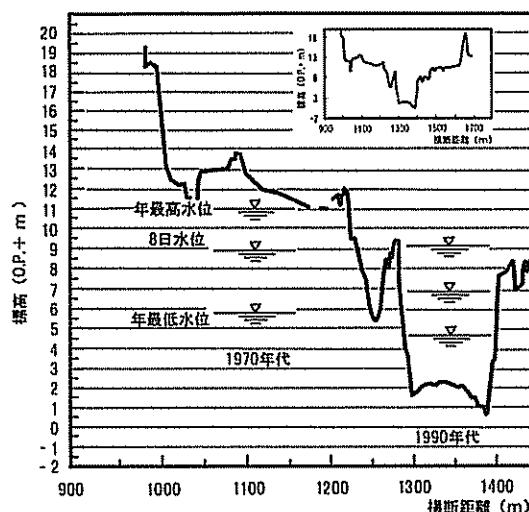
以上のことより、枚方より上流の流域では水位の変動幅は30年間で余り変わらないが、1983年以降枚方下流では淀川大堰直上流の毛馬ではわずか年間1m以下に低下し、枚方-毛馬間の水域は淀川大堰の堰操作の影響を強く受け、湛水域化していることが分かる。

## (2) 位況解析と生物の生息環境

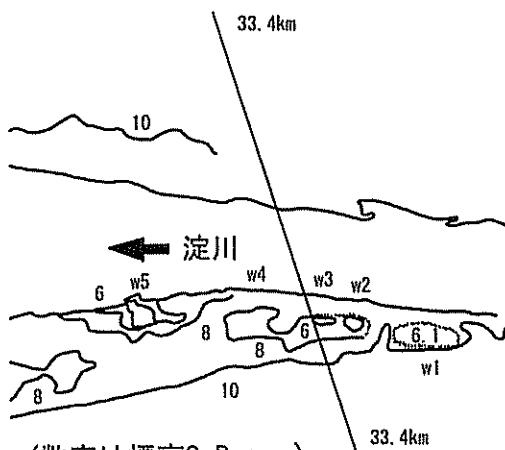
### a. 位況の経年変化と環境の変化の解析

#### ① 楠葉ワンド群の消滅と復元

図3・1・6は、淀川左岸33km付近に広がる本川唯一の楠葉砂州の直上流33.4kmの横断測量図と平面図である。ここには、昭和40年代まで水制工の建設に基づくワンド群No.1～5が存在し、紀平らの調査では城北ワンド群にも匹敵するほどの豊富な魚種が生息する水域が存在した(紀平ら、1974)。図3・1・6(a)に、旧No.2ワンドが存在した33.4km断面の横断図に1970年代と1990年代の平均的な特性水位を示した。1970年代の8日水位と水制工高さ、最低水位とワンド河床高さの関係よりこのワンドが年に数回の冠水を受け、冬期には水深が浅くなるが、通年水域として存在したことが示され、冠水頻度や水位変動の面からは淡水魚類にとって極めて良好な生息環境であったことが推測される(6.3.2参照)。しかし、水位低下の結果、1990年代には数年に一度程度の冠水しか期待できず、また、最低水位も河床高より低

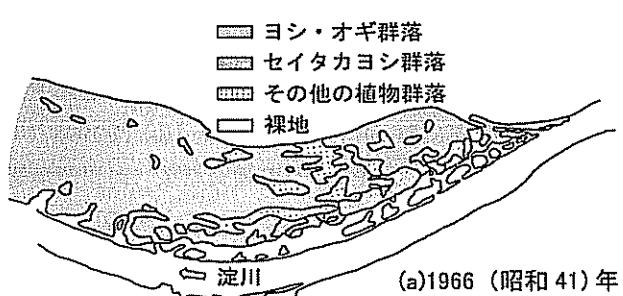


(a) 33.4km横断図と特性水位

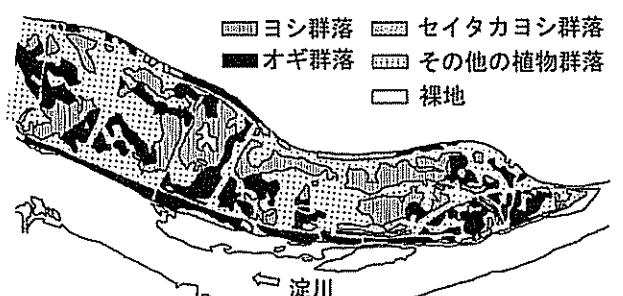


(b) 淀川本川と楠葉ワンド群(33.4km付近)

図3・1・6 楠葉ワンド群の変遷(淀川左岸33.4km付近)

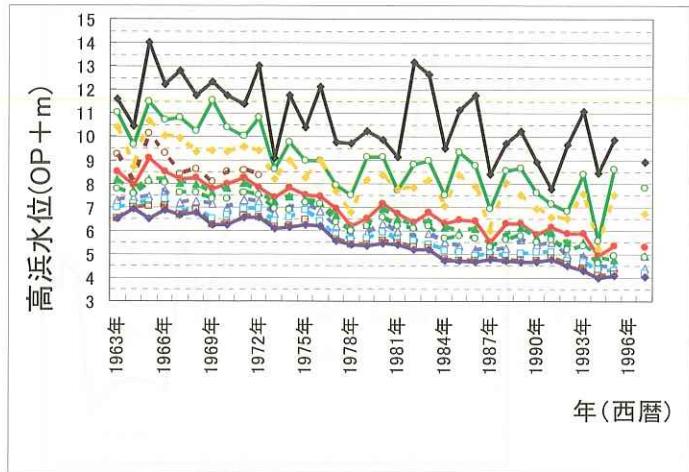


(a) 1966(昭和41)年

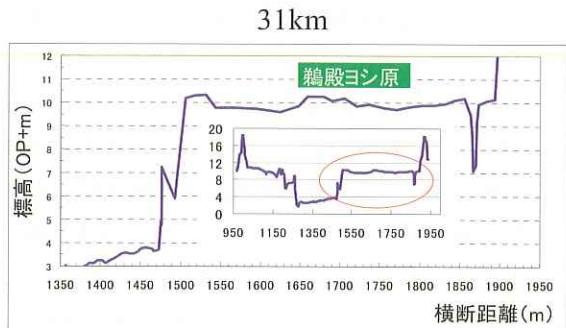


(b) 1998(平成10)年

図3・1・7 鵜殿ヨシ原の変遷(淀川右岸31km～33km付近)



(a) 高浜 (33km) 位況の経年変化 (1963 – 1997)



(b) 鵜殿 (31km) 断面図と右岸部の拡大図

図 3・1・8 高浜 (33km) 位況の経年変化と鵜殿 (31km) 断面図

いため、水域としてはほとんど存在し得ない干出した状態となり、ワンド跡はヤナギ高木林に囲まれたヨシ等の植生の密生する草地となっていたが、2002 年以降、二つのワンドが再生された。再生されたワンドの最低河床高は OP+3.0m、本川とワンドを区切る越流部の高さは OP+5.5m 前後に設定されているから 1 年を通して干出することなく、また、年間 70 日前後本川と連結する様に設計されていることが分かる (6.2.3 参照)。

## ② 鵜殿におけるヨシ原の変遷

鵜殿は高浜観測所下流、本川右岸 31 ~ 33km にある平安時代より続く本川最大の“ヨシ原”，“河原原野”として著名であるが、近年の衰退は著しく、その再生が図られている (4.4.2 参照)。図3・1・7 はその植生分布の 30 年間の変化を示したものである。図3・1・7(a) は 1966(昭和 41) 年の分布 (有馬, 1988) を示したものであるが、ヨシ、オギの群落が卓越しており、その他はほとんどがカナムグラ群落であった。一方、図3・1・7(b) は 1998 (平成 10) 年度における植生分布の調査結果 (河川環境管理財団, 1999) を示したものである。これらの図よりヨシ、オギ群落の面積が減少し、カナムグラ、セイタカアワダチソウを主とする他の植物群落の面積が増大していることが知れる。これらと河川水位の関係は既に早くから有馬により指摘され、1960 年からの年間冠水回数、冠水日数、平水位等の経年変化、すなわち、冠水の減少と河川水位の低下の関係 (有馬, 1988) として述べられている。位況の経年変化と河川横断図を併せて示した図3・1・8 より、水位の低下と冠水の減少は今まで続いていることが分かるとともに、1970 年代までは洪水によりヨシ原が冠水するようなことが年に数度起こっていたが、1990 年代以降にはほとんど冠水が起こらない

ことを示しており、有馬の指摘を裏付ける資料である。

このような衰退したヨシ原を復元するために、ヨシ原内に導水路を設けてポンプアップした本川水を流す導水事業や高水敷の切下げ事業が試みられている (4.4.2 参照)。切下げ事業では、OP+5m 前後の標高で移植ヨシの生育が良好であり、第 1 期切下げ後のモニタリング結果と 1999 年の位況より冠水日数で 22 日から 69 日、冠水頻度で 4 ~ 13 回、71 日水位程度の標高で生育が良いことが分かった (綾ほか, 2002)。

## b. 位況を用いた植生分布の解析

i) 滞水域と流水域の植生 滞水域の典型として、1998 年に調査された城北ワンド周辺 (13km) の植生分布を図3・1・9 に示した。最低水位と最高水位の間の冠水帶である水辺帶・出水帶には、水際より大型イネ科植物のマコモ、ヨシ、セイタカヨシ、オギが群生する。年最高水位を越え、冠水することのまれな洪水帶である OP+4m の領域には、セイタカアワダチソウやカナムグラの群落がある。最低水位以下の常水帶の水辺にはマコモ群落や湿性草本植物であるチクゴスズメノヒエやナガエノツルノゲイトウが群落を形成し、イ、ミズガヤツリなどのカヤツリグサ類、ドクゼリが点在する。また、浮遊植物の繁茂が著しいワンドもあり、ホテイアオイやボタンウキクサが水面を一様に覆うこともまれではない。このように、近年、城北ワンド周辺の植生は低湿地や池沼の群落が目立つ傾向にあり、河川型から池沼型へとワンド群の質的な変化が進んでいる。

図3・1・10 は流水域の典型として、31.2km 右岸の鵜殿地区の水辺の植生分布 (2000 年 10 月) と近年の平均的な特性水位を横断図上に示したものである。図中の横断

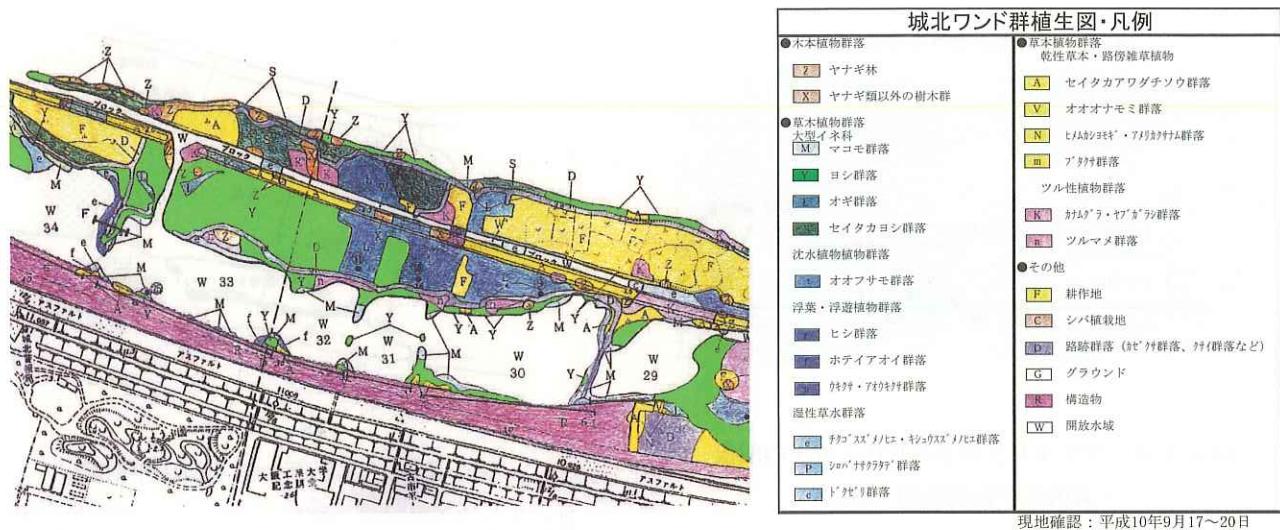


図3・1・9 城北ワンド群の植生分布（淀川左岸 13km 付近）

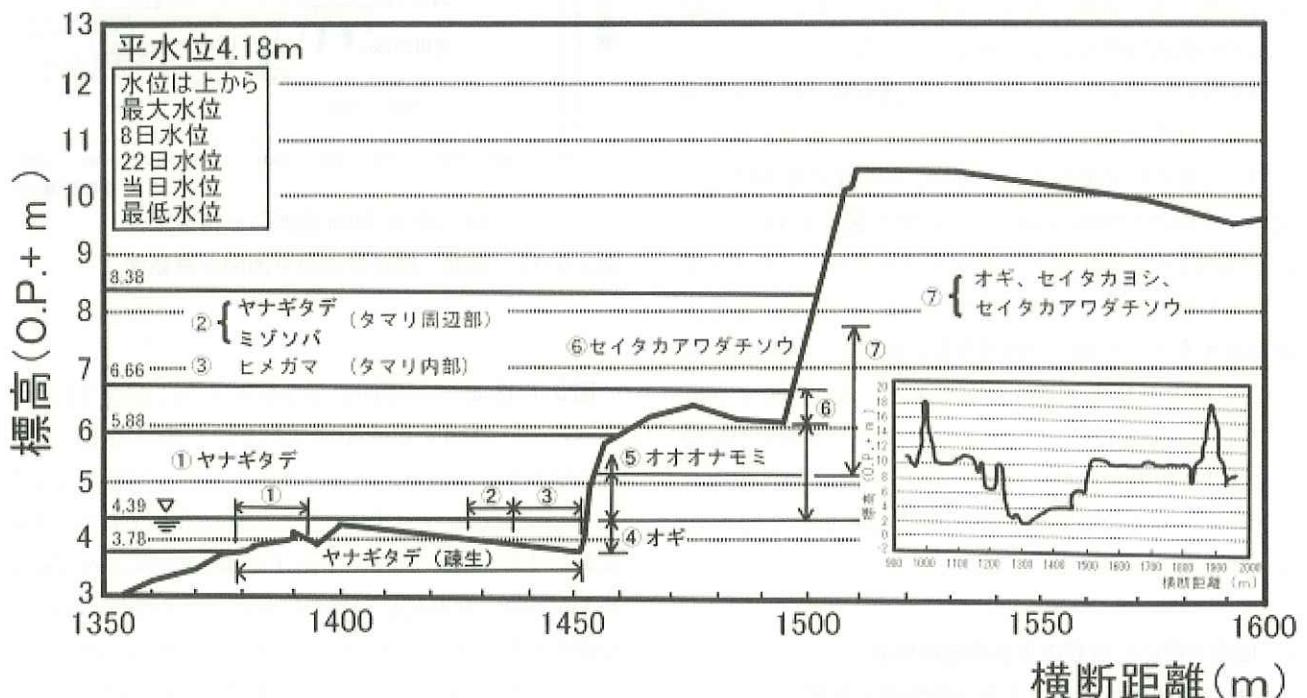


図3・1・10 鶴殿砂州の植生(淀川右岸31.2km付近, 2000年10月)

座標 1,380 ~ 1,450m の区間は砂州であって、河川との境界である水際部にヤナギタデ、ツルノゲイトウ等の湿地性一年草が群落を形成する。砂州と河岸の境界である 1,450m 付近の低地にはタマリがあり、その周辺にもヤナギタデ、ミヅソバ、メリケンガヤツリ等が繁茂し、タマリにはヒメガマも生育している。水辺と河岸の間の砂州上は、ヤナギタデ、ツルヨシ等が疎らに生育する裸地となっていた。なお、2001 年夏には砂州上にはヤナギタデ、アオビュ等が群生しており、2000 年 10 月と異なっているが攪乱の有無によると思われる。低水路河岸は 2 段になっており、下段の斜面にはオオオナモミやオギが群生

し、1 段目の平場から 2 段目の斜面にはセイタカアワダチソウ、オギ、セイタカヨシが生育している。特性水位との関係を見ると、ヤナギタデの生育の上限は 95 日水位である 4.49m 付近であり、また、セイタカアワダチソウの生育下限は 22 日水位である 5.88 m 付近であることが分かる。なお、前述の鶴殿のヨシ原は同図の右端の 2 段目の平場である高水敷に相当している。

ii) 植生分布と特性水位 枚方大橋下流右岸の唐崎地先 (25km) から、左岸橋本地先 (34.4km) までの淀川下流両岸 11 個所の植生分布を実地調査した。この区間ににおける年間水位変動幅はほぼ一定の 4m とすることがで

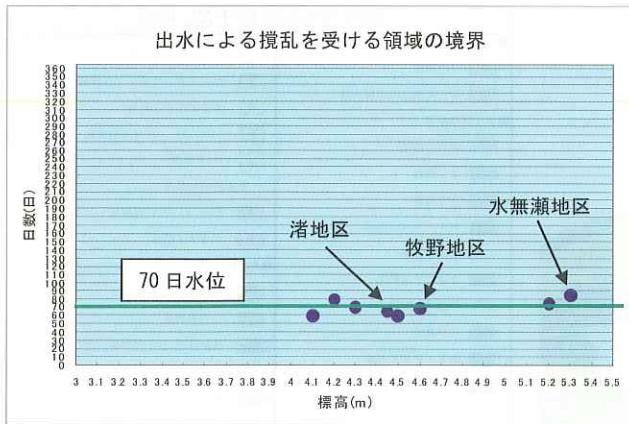


図 3.1.11 ヤナギタデの生育水位と位況の関係  
(河川環境管理財団, 1998)

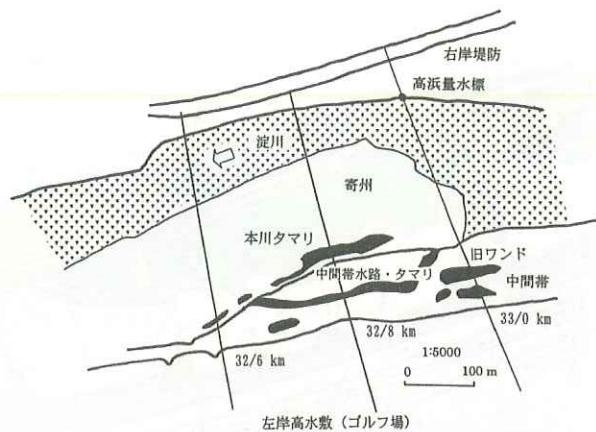
き、攪乱の程度はほぼ同一と見なせる。また、近年に人工的な改変が行われたところは含まれておらず、植生は十分自然に近い状態であると考えられた。しかし、河岸や水辺の状態は地点により異なっている。

植生分布のグループ化については調査地点にほぼ共通して見られる植生であるヤナギタデ、セイタカアワダチソウの2種を標準的なものと選び、その生育限界標高を調べ、位況との関係を調べた。結果を図3.1.11に示した。同図より、ヤナギタデをカヤツリグサ、ツルノゲイトウ等の湿生の一年生草本を代表するものとし、生育上限標高を求めるに64～86日水位に相当し、平均的な値として71日水位とすることができる。次に、セイタカアワダチソウはオギやシナダレスズメガヤ等のやや乾燥した土壤を好む植物群の代表であり、その生育下限標高は12～46日水位に相当し、平均的な値として22日水位とすることができた。

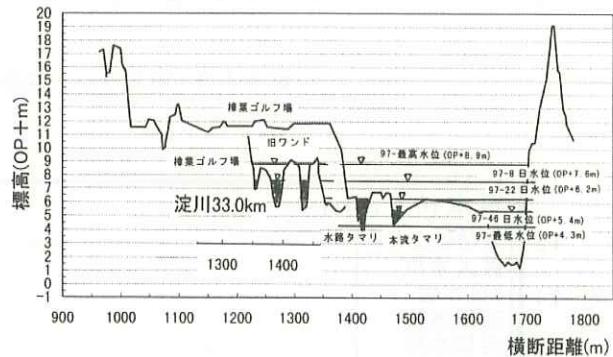
### c. 位況を用いた魚類の生息環境の解析

#### ① 楠葉砂州付近における水域の特徴と分布

図3.1.12の(a)に、淀川本川33km右岸高浜水位観測所と左岸楠葉付近の平面図、(b)に淀川32.8/33.0kmの横断図に1997年5月～7月の位況の特性水位を加えたものを示した。1997年の最大流量である $2,500\text{m}^3/\text{s}$ では、幅約350mの低水路部を両岸一杯に流れるが、その水位OP+8.91mは左岸高水敷高さより3m近く低かった。一方、この年の平水位は4.43m、豊水位は4.92mであり、この水位では水路幅も50m程度に狭くなり、濁筋は右岸に集中する。このように三川合流部下流の淀川では高水敷が冠水する大出水は少なく、通常の出水に伴う水位変化は低水路内部に限定され、33km付近では『常水帶』、『水辺帶』は低水路右岸の濁筋沿いに、『水辺帶』と『出水帶』からなる『冠水帶』は低水路左側岸の寄州と高水敷の間



(a) 高浜／楠葉(33km)付近の平面図



(b) 32.8/33km横断図と特性水位

図3.1.12 高浜・楠葉付近の平面図と横断図

に広がっている。

図3.1.12(a)の平面図に示されるように寄州は平水時は水面上に露出する砂礫地であり、一部微高地にヨシ等の植生が見られる。左岸高水敷上のゴルフ場が冠水することは稀である。ゴルフ場と水際の間には年間の水位変動により冠水したり、干出する幅100m以上の『冠水帶』があり、比較的低い寄州に繞いて、やや標高の高い中間帶が存在する。中間帶とその周辺は凹凸に富んでおり、寄州と中間帶との境界には地盤高の低い凹部が存在し、増水時には冠水し一時的に水面となるタマリ群（以下、本流タマリと呼ぶ）が縦断方向に発達している。中間帶はその標高に応じて種々の草本、木本で覆われているが、1970年初頭まではワンドとして存在した窪地（以下、旧ワンドと呼ぶ）や中間帶を貫流するような溝状の低地（以下、中間帶一時水路と呼ぶ）が存在する。

#### ② 一時的水域の形成と魚類の産卵

『冠水帶』上に生じる一時的水域（一時タマリ）と標高の関係について紀平（綾ほか, 2000）に従って述べると、水位がOP+4.5mになると本流タマリの窪地に水が浸入し、複数のタマリが形成され、OP+5.0mでは寄州と中間帶の間には複数の本流タマリが形成され、両者は寸断される。OP+5.0～5.5mになると寄州は分離し、中間帶

一時水路の上流側から水が浸入開始する、OP+5.5～6.0mになると寄州は微高地を除いて冠水し、中間帶一時水路は下流側からも浸水を始める。OP+6.0～6.5mで中間帶一時水路は貯留するが、一時水路の路床高さには凹凸があり、減水し、冠水の終了後にも凹部には水域として残る部分（以下、水路タマリとよぶ）が存在する。OP+7.5～8.0m以上では中間帶の天端の低部が冠水し、旧ワンドに水が浸入する。このように、本流タマリ、中間帶一時水路と水路タマリ、旧ワンドは中小の出水により1年に数回冠水し、一時的に水面となり、止水域（一時的水域）となるが、その大きさ、継続時間、冠水頻度等は標高と出水規模により異なっている。

春先から梅雨期における洪水等による水位の上昇は多くの淡水魚に産卵刺激を与え、増水によって生じた一時的水域に多くの魚類が産卵のために進入する。楠葉砂州の一時水路には大型のコイ、フナ、ナマズ等が水路上下流端より本川からの水の浸入とともに遡上する（水位が上昇し、一時水路が貯留すれば、下流端から遡上する）。遡上した魚は追い掛け回し、背鰭を水面に覗かせ、腹を草に擦り付けるなどの産卵行動を行っているのが観察され、これらの一時的水域が多くの魚類の産卵に利用されていることが見出されている（5.4.2 参照）。1999年夏の調査では、最も標高の低い本流タマリにオイカワ、モツゴ、ニゴイ、コイ、フナ類の仔稚魚が、水路タマリではスジシマドジョウ、カマツカ、フナ、および判別不明の多くの仔稚魚が、最も標高の高い旧ワンドではフナ類のほか、ビワコオオナマズを含むナマズ類の仔稚魚が多く観察された。さらに、本流で観察された魚種が9種以下であったのに対し、本流タマリ、水路タマリではタビラを除く本流で見られたすべての魚種を含む20～23種の魚種と多くの仔稚魚が観察された。図3・1・12(b)には、1998年度測量による32.8／33.0kmの横断図に高浜水位観測所の1997年の日平均水位資料から求められた5月～7月の最高水位、8日水位、22日水位、46日水位、最低水位が記入されている。同図より多くの仔稚魚が観察された本流タマリ、水路タマリ、旧ワンド等の一時水域がほぼ年間の『出水帶』(71日水位 OP+5.3m～年最高水位 OP+9.0m)の領域に存在し、1997年は本流タマリが46日前後、水路タマリが21日前後、旧ワンドが7日前後冠水し、淡水魚類の産卵適地が8日～22日水位とその周辺の窪地に存在していることが分かり、一時水域の形成とその類別に位況解析を用いることができる事が分かる。

以上に示されるように、従来からの観測資料の蓄積が

ある水位観測データを用いた位況解析とその結果の応用により、河川生態環境の現況、河川の上下流における空間的变化、過去から現在までの環境の経時的变化等の理解を容易にし、また、解析に利用可能なことが示された。しかし、特性水位と生態環境の関係については水系が異なるれば、相当の変化があり得るものと考えられ、今後の研究が必要とされる。

## 参考文献

- 綾 史郎・紀平 肇・松波由佳・井田康夫 (2000) : 河川の水位・流量の周年／経年変化と河川生態環境、河川技術論文集, 6, pp. 77-82.
- 綾 史郎・有馬忠雄・紀平 肇・井田康夫 (2001) : 淀川における位況と冠水域、水工学論文集, 45, pp. 1117-1122.
- 綾 史郎・有馬忠雄・小山弘道・濱野達也・森田和博 (2002) : 淀川下流部における植生と位況に関する研究、河川技術論文集, 8, pp. 313-318.
- 有馬忠雄・紀平 肇他 (1974) : 淀川河川生態調査報告書、建設省淀川工事事務所.
- 有馬忠雄・紀平 肇他 (1988) : 淀川河川生態調査報告書、建設省淀川工事事務所.
- 河川環境管理財團 (1998) : 平成10年度淀川生態環境調査検討業務報告書、建設省淀川工事事務所.
- 河川環境管理財團 (2001) : 平成13年度淀川生態環境調査検討業務報告書、建設省淀川工事事務所.
- 建設省近畿地方建設局編 (1978) : 河川工学百年の歩みと淀川, p. 311.

### 3.1.2 河川環境の保全・復元のための流水管理

河川水は生活用水、工業用水、農業用水などに利用される。河川水に対する需要を確保するため、ダム貯水池の建設や取水のため取水堰（頭首工）が建設された。

多目的ダム貯水池は、正常流量（維持流量と利水流量の両者をカバーする流量）を確保するため自然の流量が正常流量より小さい場合、貯水池の水を不足分だけ補給する。利水需要は農業用水のウエイトが高く、水田灌漑を主体とする日本では5月から7月前半が水需要が増加する。そのため春先に常時満水位を目指して貯留される。一方で、6月中旬以降は大雨の降る確率が高くなるので、多目的ダムでは洪水に備えて貯水位を洪水期制限水位まで下げ治水容量を確保する。

電力専用ダムにおいては、治水の義務がないので治水あるいは多目的ダムとは異なった運用がなされ、一般に大洪水時のピーク流量の低減量は大きくない。また、電力需要に応じて放流量が変動する。この変動を緩和するため調節用のダムが下流に設置されることがある。

一般に、山間地から平野に出た地点の洪水流量は自然状態より小さくなり、一方で渇水、低水流量の増大となる。取水地点では、そこで取水量分だけ流量が低減する。取水堰地点では取水量を確実に確保するため、通常、取水堰が設置される。堰上流は湛水池となり、水位変動が小さくなる。この影響区間は勾配の緩い河川ほど長くなる。

このような流量、水位の人為的改変は、人間の生活・生産のため必要な行為であるが、自然の水位および流速変動リズムの改変であり、自然の搅乱・変動リズムの中で生き延びる行動様式を伝えてきた、河川生物の生育・生活基盤を乱している。

治水・利水を主な目的として建設してきたダムは、近年の河川環境への関心の高まりにつれ、ダム下流での水質、底質の悪化が、生物の生息生育環境の悪化や、景観の悪化、それに関連した漁業等の産業への影響も指摘されるようになった。これに伴いダムの当初の目的を阻害しない範囲で視点を変えた弾力的な管理・運用を行うことで、下流の環境改善を行う試みがなされている。

ダムの弾力的管理の試験運用は次の二つの目的で実施している。

- 1) 無水・減水区間改善のための維持流量の放流あるいは增量
  - 2) よどみ水の流掃等のためのフラッシュ放流
- これらの弾力的管理の事例について以下に述べる。

#### (1) 高山ダムのフラッシュ放流

高山ダムでは、環境に配慮したより良いダム管理を行うため、平成15年度、平成16年度と出水期に向けた洪水期制限水位移行期（4月1日から6月15日までの期間）に水位低下操作の一環として、低水管理用放流設備を使用したフラッシュ放流を行っている。その目的は、流況の安定により堆積した微細な土砂の掃流と付着藻類の更新、環境に配慮したダム管理の基礎資料を収集することにある。以下に平成16年度の計画について示す。

##### a. 実施時期

フラッシュ放流の実施時期については、下流河川に与えるダム放流水の低水温による魚類への影響を考え、5月下旬以降とし、5月下旬から6月上旬の間で3回（実施予定日：5/27, 6/3, 6/10）、7日間隔で実施する。

ただし、降雨等の影響によりダム下流河川においてフラッシュ放流時に計画している河川流量を上まわる出水が生じた場合にはフラッシュ放流は行わない。

##### b. 最大放流量及び放流量ピーク継続時間

フラッシュ放流は、3回ともに低水管理用放流設備である主バルブ等で放流可能な放流量とし最大約40m<sup>3</sup>/s、放流量ピーク継続時間については2時間程度とする。放流パターンは基底流量を10m<sup>3</sup>/sと考えると図3.1.13の通りとなる。

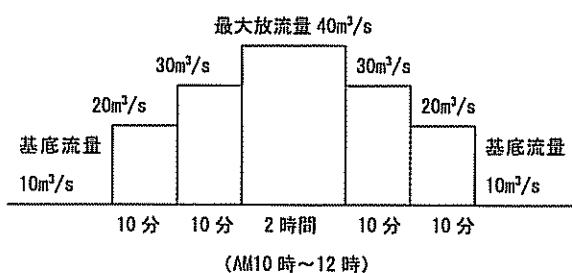


図3.1.13 高山ダムのフラッシュ放流パターン

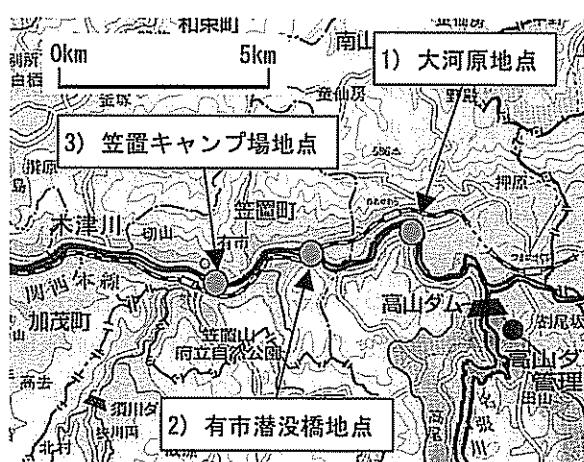


図3.1.14 調査地点位置図

### c. フラッシュ放流に伴う調査計画

#### ① 調査項目

調査項目は下記の通りとし、調査時期は事前、放流中、放流後の調査を行う。

- 1) 河川流況調査…水位上昇量、到達時間
- 2) 付着藻類調査…同定、クロロフィルa、バイオマス量、藻類剥離状況調査
- 3) 底生生物調査…同定
- 4) 水質調査…水温、濁度、pH、BOD
- 5) 土砂移動調査…砂礫トラップ調査、粒度試験

#### ② 調査地点

調査はダム下流の3地点（図3・1・14）で行う。

- 1) 大河原地点（ダム下流約4km）
- 2) 有市潜没橋地点（ダム下流約7km程度）
- 3) 笠置キャンプ場地点（ダム下流約10km程度）

#### d. ダムの弾力的管理に関する最近の事例

その他のダムで行われている弾力的な管理について、文献（(財)ダム水源地環境整備センター、2002）から要約する。

#### ① 一庫ダム（近畿地方整備局）

一庫ダムでは、平成14年度と平成15年度にフラッシュ放流操作を実施している。実施に至る経緯は、ダム下流で減少したアユ復元に対する地元からの要望からであり、従ってその目的は、アユの生息環境を復元することおよびその状況の調査である。放流量の変化は、平常時約2m<sup>3</sup>/sのところを20m<sup>3</sup>/sでフラッシュ放流を行う。

平成15年度は、5月～6月にかけてダム直下流における土砂の投入（置砂）と併せたフラッシュ放流を3回実施した。また、アユの試験放流（240kg）も実施している。

運用による効果は、付着藻類は更新されクロロフィルaが減少した他、ダム下流においてもアユが確認された。

#### ② 真名川ダム（近畿地方整備局）

真名川ダムでは、平成14年7月～9月にかけてアユの生息場の環境改善を目的とした維持流量の増量放流、およびフラッシュ放流を行っている。維持流量の増量規模は平常時1.72m<sup>3</sup>/sのところ、フラッシュ放流10m<sup>3</sup>/sで実施された。

運用による効果は、ダム下流の減水区間において早瀬の区間が増大し、アユの生息に好適な環境が拡大、また、景観も改善した。

#### ③ 寒河江ダム（東北地方整備局）

寒河江ダムでは、平成9年度から継続してダムの弾力的管理の試験を実施している。その目的は、長期間の放流量に変化がないことで付着藻類が異常に繁茂し、生態

環境・景観に悪影響をおよぼしていることから、これを流れにより掃流させ環境を改善するものである。

平成14年度は6月～10月にかけて、最大30m<sup>3</sup>/sのフラッシュ放流を行っている。

運用による効果は、古い付着藻類やシルトの掃流が確認され、放流規模が大きいほどその効果も大きいことが確認された。

#### ④ 温井ダム（中国地方整備局）

温井ダムでは平成15年度、16年度とフラッシュ放流操作を行っている。その目的は、ダム下流の付着藻類の更新を促すことによりアユの生息環境が復元することにある。放流の規模は、通常1m<sup>3</sup>/s程度のところを最大60m<sup>3</sup>/sで行っている。

表3・1・4に、平成13年度に実施された国土交通省直轄の16ダムにおける弾力的管理の一覧を示す（(財)ダム水源地環境整備センター、2002）。

#### (2) 濑田川洗堰の試験操作

琵琶湖では、瀬田川洗堰の操作により人為的に水位を変動させている。現在の水位操作（現行操作）は平成4年から実施しており、洪水期間中（6月16日～10月5日）の水位を夏期制限水位以下に制限し淀川の洪水に備えている（図3・1・15）。しかし、近年、平成4年以降の操作（以下、現行操作）が、琵琶湖周辺の生態環境に様々な影響を与えていていると言われている。以下に、平成15年度か

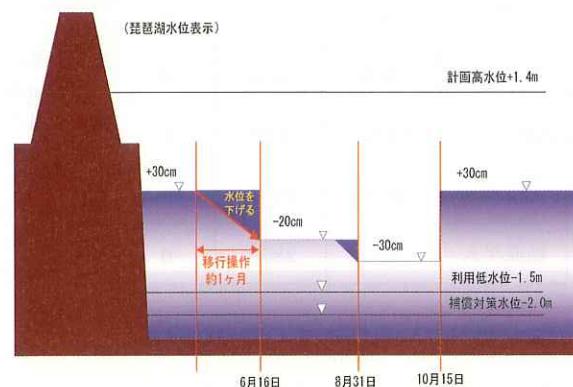


図3・1・15 平成4年から実施されている瀬田川洗堰の操作（現行操作）

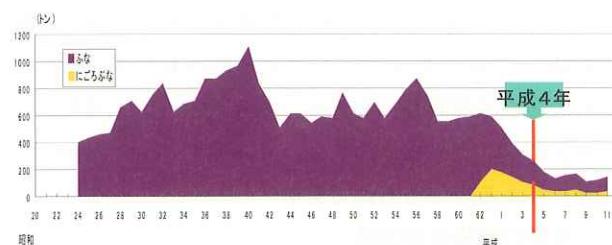


図3・1・16 フナ・ニゴロブナの漁獲量変遷(西野)

表3・1・4 全国 16 ダム（直轄）の弾力的管理試験の実施状況（平成 13 年度）（（財）ダム水源地環境整備センター、2002）

ダム名	累計貯留量 (万m <sup>3</sup> )	活用放流量 (万m <sup>3</sup> )	事前放流回数(回)	活用結果等	活用の効果
岩尾内ダム	315.3	3.6	0	フランク放流 10m <sup>3</sup> /s, 1時間, 1回 実施	活用放流直後の台風の影響により効果が確認できなかった。
金山ダム	110.0	81.3	0	維持流量の放流 0.3m <sup>3</sup> /s, 77日間 実施	ダム直下の湿地では、流水性の水生昆虫の種類・個体数が増加し、生息環境の多様化が確認できた。 また、夜間における容存酸素量の低下を改善する事ができた。
矢留ダム	90.0	51.8	0	フランク放流 8m <sup>3</sup> /s, 8時間 1回 4m <sup>3</sup> /s, 2時間 2回 4m <sup>3</sup> /s, 8時間 2回 合計 5回実施	ダム下流のよどみの水質を改善できた。また、止水性の底生動物の流掃など、フランク放流による河床の搅乱・更新が確認できた。
漁川ダム	201.0	101.0	2	維持流量の放流 0.3m <sup>3</sup> /s, 39日間 実施	流量感のある川らしい景観に改善できた。
美利河ダム	81.7	81.7	0	維持流量の増量放流 +1.5m <sup>3</sup> /s, 5.5日間 実施 フランク放流 2.5時間 1回実施	維持流量の増量放流により魚類の移動を阻害していた箇所の水深が確保され、魚類の遡上・降下などの環境が改善できた。
鎧房ダム	250.0	0.0	2	流況がよく放流の必要がなかった。	—
寒河江ダム	170.0	140.0	2	フランク放流 10m <sup>3</sup> /s, 8回 20m <sup>3</sup> /s, 6回 30m <sup>3</sup> /s, 2回 合計 16回実施	古い付着藻類と、付着藻類に沈積したシルトを流掃する事ができた。また、放流規模が大きい方が効果が大きいことが確認できた。
田瀬ダム	366.0	355.0	0	維持流量の放流 0.7~9.0m <sup>3</sup> /s, 42日間実施	ダム直下の無水区間ににおいて、ヤマメ、ウグイの生息が確認できた。しかし放流水温が低く河水温が低下した。
三春ダム	336.5	225.5	1	フランク放流 20m <sup>3</sup> /s, 2時間 11回 実施	ダム下流河川の止水域に溜まっていたよどみの藻類・ゴミなどを清掃する事ができた。
齒原ダム	597.0	238.0	2	維持流量の放流 0.3m <sup>3</sup> /s, 70日間 実施	ダム下流の無水区間に流水が流れ、川らしい景観に改善できた。
川俣ダム	34.8	7.0	0	維持流量の放流 0.1m <sup>3</sup> /s, 3日間(連続的)実施	活用放流できた期間が短く効果を確認できなかった。
宮ヶ瀬ダム	126.4	0.0	0	渇水のため、放流できなかった。	—
三国川ダム	35.0	30.0	0	維持流量の放流 0.7m <sup>3</sup> /s, 5日間 実施	藻類が干上がることによる異臭の発生を防いだ。また、景観が改善した。
真名川ダム	102.0	94.0	1	維持流量の放流 0.72m <sup>3</sup> /s, 16日間 実施	アユの生息に好適な環境が拡大した。また、景観が改善した。
大渡ダム	66.3	66.3	0	維持流量の放流 約 0.2m <sup>3</sup> /s, 18日間 実施	アユの生息に好適な環境が拡大した。
松原ダム	285.1	285.1	0	維持流量の放流 約 10m <sup>3</sup> /s, 4日間 実施	しきかき期における河川の環境流量の低下を軽減できた。

ら実施されている、琵琶湖の水位管理の試行操作について紹介する（琵琶湖河川事務所、2003, 2004）。

#### a. 琵琶湖における水位管理の問題点

平成 4 年以降の現行操作で指摘されている問題の一つとして、コイ科魚類の漁獲高の減少が挙げられる（図 3・1・16）。水位を低下する 5 月中旬から 6 月中旬は、コイ科魚類の産卵時期にあたり、急激な水位低下操作により琵琶湖沿岸部や内湖のヨシ原で産卵するコイ科魚類に影響を与えるというものである。

#### b. 水位試験操作の方法

この試験操作は、琵琶湖や下流の淀川流域の利水に影

響のない範囲で行うことが前提である。

平成 15 年度の操作（図3・1・17）は、夏季の制限水位（低い水位）に向けて、通常約 1 か月で 50cm の水位低下を行うところを、約 1 か月半で 35cm の水位低下を行うことで、出来るだけ緩やかな水位低下操作を実施する。

また、平成 16 年度の操作（図3・1・18）は前年とほぼ同様の夏季の制限水位にむけて、約 1 か月半で約 30cm の水位低下を行うことに加え、3 月～6 月中旬の間で降雨による水位の上昇が生じた場合、琵琶湖常時満水位を越えなければ、その上昇した水位を堰操作により 1 週間程度維持する。これにより琵琶湖内のコイ・フナの産卵



図3-1-17 平成15年水位移行時の管理目標水位と実績水位（琵琶湖河川事務所, 2003）

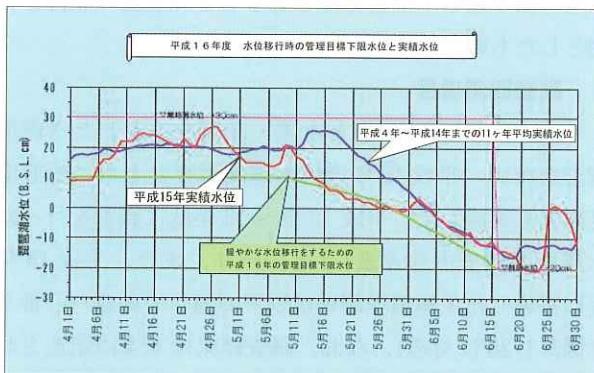


図3-1-18 平成16年水位移行時の管理目標下限水位と実績水位（琵琶湖河川事務所, 2004）

に配慮するというものである。

### c. 調査観測項目

下記の各項目について琵琶湖沿岸部で調査を実施した。

- 1) 魚類調査…コイ・フナ仔稚魚調査, 魚卵調査
- 2) 水質調査…水温, pH, DO, 他
- 3) 漁業実態調査

### (3) 淀川大堰の水位変動操作

淀川では、河口から約10kmに位置する淀川大堰より、その上流約15kmに位置する枚方大橋までが、堰による湛水区間となっている。昭和58年の淀川大堰設置により精度のよい水位管理が可能となってからは、かつての淀川の流水環境が大きく失われることになった。それにより今まで冠水や攪乱を繰り返してきたワンドに土砂が堆積し、植物が繁茂しやすい環境に変化してきた。それとともにかつてのワンドは良好な生物の生息環境であったが、底泥の悪化、水質の悪化、植物の繁茂による水域の減少等の問題が徐々に進行している。

城北ワンド群（図3-1-19）は淀川大堰より2km上流に位置するかつての水制の名残で、大阪市内の河川としては比較的生態環境の整った場所である。しかし、底質、水質等の悪化は進んでおり、何らかの改善策が必要と考えられている。

えられている。このような背景から城北ワンドの水質・底質の改善を目的とした水位管理のあり方を検討するため、淀川大堰の水位変動操作による城北ワンド群への環境影響調査を平成12年度から継続的に実施している（淀川河川事務所, 2000～2003）。

### a. 水位操作の時期

水位の低下は堰を下げることにより短時間で行うことができるが、水位の上昇は湛水域においては上流から供給される水量に大きく依存する。従って、調査地点で上流からの水量が多く見込める時期を把握する必要がある。

淀川においては秋季から冬季にかけて、渇水対策として琵琶湖が冬場に高水位を維持するため、琵琶湖の出口である瀬田川洗堰から多くの放流を行わない。また、各ダムでも容量を確保するため、大雨以外の放流量の増加は見込めない。しかし、5月中旬からは出水期にむけた水位低下操作を行うため、瀬田川洗堰からの放流量が増加する。また、夏季は川の利用者が多くなるために、安全性を考慮するとできるだけ避ける必要がある。以上のことから、淀川では上流からの流量が多く見込める5月～6月にかけて水位の上昇操作を行うことが最適と考えられる。

### b. 水位操作の方法

水位の操作方法としては、急激な上昇低下、緩やかな上昇低下、上昇低下の繰り返し、低水位で維持、高水位で維持などの組み合わせが考えられる。淀川大堰上流の近年の水位の傾向としては、50cm以上水位が上昇するような季節の変動が少なく、概ね年間を通じてOP+3.0m前後を維持する状況となっている。各年度の淀川大堰操作実績（計画）を図3-1-20～23に示す。

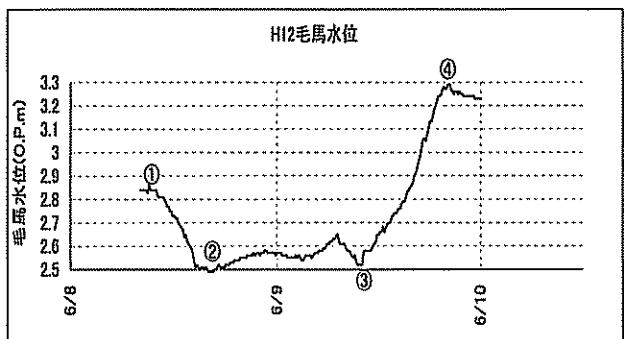
平成12年度の操作は、できるだけ急激な水位の昇降により、ワンドと淀川本川との水交換を図った。

平成13年度の操作により期待されたことは、低水位を維持することでワンドの水深が浅くなり、これにより干あがる河床の底質改善である。

平成14年度の操作は、城北ワンドでのタナゴ類稚魚

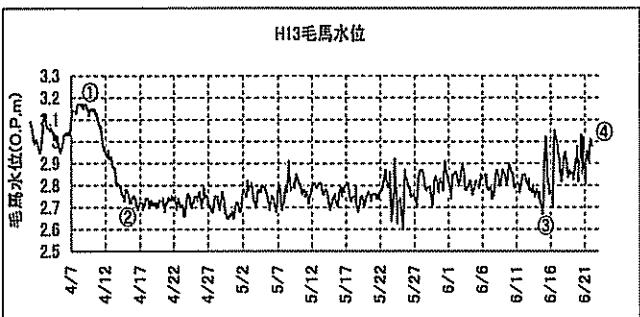


図3-1-19 調査位置：淀川城北ワンド群



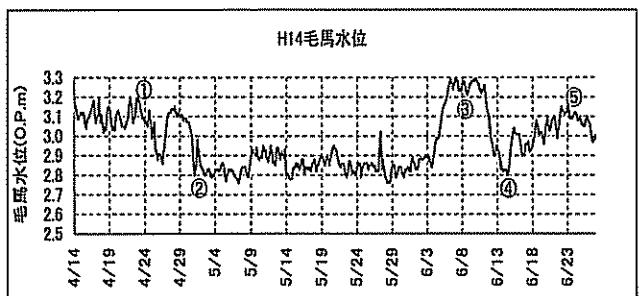
H12淀川大堰の操作概要  
 ① 6/8水位低下開始(OP+2.0)  
 ② 6/8水位操作停止(OP+2.5)  
 ③ 6/9水位上昇開始(OP+2.5)  
 ④ 6/9水位操作停止(OP+3.3)

図3-1-20 平成12年水位操作実績（本川毛馬水位）



H13淀川大堰の操作概要  
 ① 4/10水位低下開始(OP+3.2)  
 ② 4/16水位操作停止(OP+2.7)  
 ③ 5/15水位上昇開始(OP+2.0)  
 ④ 7/1水位操作停止(OP+3.2)

図3-1-21 平成13年水位操作実績（本川毛馬水位）



H14淀川大堰の操作概要  
 ① 4/25水位低下開始(OP+3.2)  
 ② 5/3水位操作停止(OP+2.8)  
 ③ 6/3~6/13 50cmの水位上昇(OP+3.3)  
 ④ 6/14水位上昇開始(OP+2.8)  
 ⑤ 6/23水位操作停止(OP+3.2)

図3-1-22 平成14年計画水位操作（本川毛馬水位）

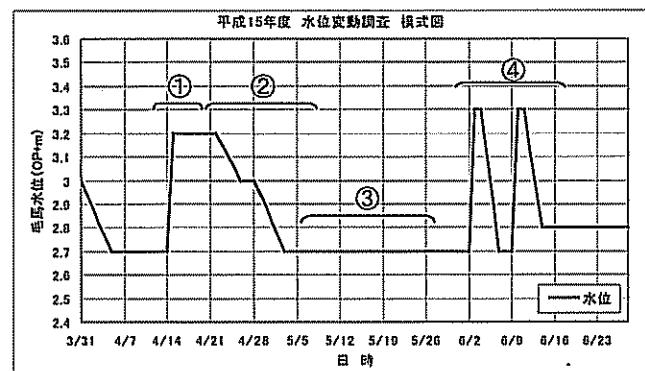


図3-1-23 平成15年計画水位操作（本川毛馬水位）

が多く発生する5月に水位を低下することで、外来魚によるタナゴ類稚魚の捕食を少なくし、その後、急激に水位を上昇させることでワンドの水交換を図ることを目標としたものである。

平成15年度は4月に1回水位の昇降を行い、その後5月は昨年と同様外来魚対策として水位低下を維持、さらに6月は急激な水位の上昇下降を2度行った。4月の昇降は上昇時には急激に上昇させ、その後1週間は水位上昇により産卵される卵が孵化するまでの期間として高水位を維持し、その後、卵の干出を防ぐために水位を緩やかに低下させている。また、6月の昇降はできるだけ急激に繰り返し水位を昇降させることで水質の改善を目的としたものである。

### c. 調査観測項目

平成12、13、14年度と水質・底質を主とした水環境調査を行い、平成15年度は水環境調査とともに生態環境調査も実施した。平成12年～15年度に調査を行った水環境の調査内容を表3-1-5に示す。また、平成15年度に実施した生態環境調査は以下の通りである（○番号は図3-1-23に対応）。なお、調査結果は6.4に記述されている。

- ①水位上昇に伴うコイ・フナなどの産卵行動実態調査（4月、水位上昇時および高水位維持期）
- ②水位低下に伴う孵化仔魚の逃避実態や産着卵の干出等の影響調査（4月、緩やかな水位の下降時）
- ③タナゴ稚魚実態調査およびオオクチバスの稚魚調査（5月、低水位維持期）
- ④急激な水位変動による生態環境への影響調査（6月、急激な水位昇降時）

表3-1-5 調査観測項目一覧

調査年	H12	H13	H14	H15
自記計による連続観測	●	●	●	●
水温	●	●	●	●
DO	●	●	●	●
pH	●	●	●	●
濁度	●	●	●	●
ORP	●	●	●	●
EC	●	●	●	●
透明度	●	—	—	—
クロロフィル	●	—	—	●
動物プランクトン定量分析	●	—	—	—
NH <sub>3</sub> -N	●	—	—	●
NO <sub>2</sub> -N	—	—	—	●
NO <sub>3</sub> -N	●	—	—	●
PO <sub>4</sub> -P	●	—	—	●
T-N	●	—	—	●
T-P	●	—	—	●
COD	●	—	—	●
Cl <sup>-</sup>	—	●	—	—
強筋錆量	●	—	—	—
SS	●	—	—	—
底質調査	—	●	●	●
調査地点	全10地点 + (本川) 計17地点	No.37 No.38 No.39 No.43	No.34号 No.37 No.38 No.39 No.43	No.34号 No.34 No.34 No.37 No.37 No.39 No.44 (本川)
調査期間	4/7~6/21	4/10~5/30 4/24~6/19	4/1~6/13	4/1~6/13

## 参考：瀬田川洗堰の試験放流等を利用した実験計画

本研究では、研究がスタートした平成14年度に、瀬田川洗堰、高山ダム、日吉ダムおよび淀川大堰を活用して、「淀川の河川環境復元のための人工増水実験」の実施計画を関係機関と一致協力して立案し、それを本研究の基幹の一つとすることとした。そして、平成15年度および16年度に、その実現に向けての調整・準備に当たったが、諸般の事情により全体計画のごく一部の実験しか実現しなかった。実施された実験とその調査・観測結果については、5.および6.の関連する節に記述しているが、全体の実験計画も今後の参考になると考えられるので、以下に計画書の全文を掲載する。

### 1. 事業名称

「淀川の河川環境復元のための人工増水実験」

### 2. 事業の意義と目的

明治後期以降、わが国の河川管理は洪水の安全な流下を目指した治水および、舟運や発電、都市用水等の取水を目的とする利水を目標とし、放水路の建設や河道改修工事等が進められてきました。特に、第2次世界大戦後は、災害復旧に続く高度成長とそれを支える土木技術の進歩により、発電、治水、利水及び多目的の巨大なダムが各地で建設されるなど、河川改修も機械化施工により大規模なものが可能となりました。その結果、洪水被害の減少に成功とともに、都市に各種用水を供給し、市民生活や産業に寄与してきました。しかし、一方、大規模な出水の減少や土砂の流送が断たれることにより、流れや土砂の健全な流送が失われ、河原や砂州の移動や表土の更新が行われなくなり、河床の低下や河原や砂州の樹林化が進行するなど、河川の生態環境に様々な悪影響が出現しています。これに対して、洪水を人工的に発生させ、その生態学的意義を調べようとする実験がわが国や米国において行われており、また、被害をもたらさないような中小洪水の自然な流下の必要性等が議論されています。

淀川水系では明治以来、河床低下と河原の乾燥化が進行し、特に1970年代以降は淀川の生態系を特徴づける冠水域、一時水域、ワンド群とタマリ群の減少と下流区間の水位の平滑化が顕著であり、河床砂礫の間隙中の溶存酸素濃度の低下、春の増水時に繁殖行動を起こす魚類の産卵場所と産卵機会の減少、植物や魚類など生息生物種の減少や変化などの河川生態系の劣化をもたらして

います。淀川のこのような河川環境の劣化を防ぎ、その回復を図るためにには、自然な水位や流量の変動、土砂の流送を回復させることが求められています。本川下流部では淀川大堰の堰操作を用いて、洪水時の水位変動を人工的に模擬発生させることによる城北ワンド群の水理や生態系の回復実験を2000年6月以降から始めています。今回の事業では、洪水の発生のために必要な水量の確保が可能な5月に、瀬田川洗堰等からの流出量を短期間増減させることにより淀川本川上流部に小規模の人工的な洪水を発生させると同時に、淀川大堰の堰操作による人工的な水位変化を下流部に起こし、城北ワンド群に流水環境を一時的に発生させます。従来、一定値、一定率の堰操作が基本的でしたが、現行の操作規則の範囲内でのより柔軟な堰の運用を図り、自然に近い、生態系に優しい流れを再現しようとするものです。これにより魚類の産卵を誘発し、その改善効果を確かめます。また、城北ワンドに生息する水生生物の動きや産卵行動、水質や底質の理化学指標を調査します。併せて、中州や河床の砂の動き、水制やワンドなどの河川構造物周辺の流れなど、中小洪水時における河川生態系の非生物環境の調査も行います。

なお、本調査で得られた観測データや解析結果については速やかに報告書等により公表する予定であり、今回調査対象外の琵琶湖やダム湖、河川区間における生態環境の把握や改善の参考となれば幸いです。

### 3. 調査内容と予定地

河川の生物は水と土の流れが形成する空間で、生活、生殖していますが、洪水による搅乱（生息場の破壊・更新）、あるいは不安定性は生物にとって極めて重要な生態上の要素です。魚類の産卵の契機となるのはもちろん、生息空間そのものを形作り、生息の大枠を規定するのも大小の洪水です。しかし、大洪水時には観測も困難であり、本調査では小増水時を対象に、以下の様な洪水による河川の生物環境の創造について観測し、河川の環境の保全と再生に役立てようとしています。

#### (1) 河川域を中心としたテーマ

##### 1) 沼澤原水域やワンドにおける魚類の移動や産卵場所の利用状況調査

【調査目的】 洪水時の水位上昇等は魚類の産卵行動のトリガーとなっており、普段は陸域でも、上昇時に水域となる場所（一時水域）が河川の魚類の産卵にとって重要であることが明らかになってきた。自然の増水時には水位上昇の上限が未知であるため、沼澤域に立ち入った調

査はきわめて危険であり、魚類の定量的な調査が困難であった。しかし、本実験時には、水位上昇の上限が推定できることから、安全に増水時の侵入魚数、産卵行動、産卵場所の環境条件、減水時の退去数等の調査を企画することができる。本調査によって、河川の魚類の知られる生活史について新たな情報が期待される。

【河川行政への活用】本調査から魚類の繁殖に有用な氾濫時の環境条件が判明するので、魚類の保護・増殖、生態学的見地からの堰・ダムの操作や水位操作規則の検討、河道の法線形状や縦・横断形状の検討に利用される。

#### 【調査内容と予定地】

##### 1-1) 水位変動による氾濫原水域での魚類の出入り状況

増水時に氾濫原水域（浅瀬や一時的水域）に侵入する魚類について、水路となりうる場所に定点を設け定置網等の漁具を用いて捕獲し、魚種別の個体数、抱卵個体の割合、体長組成等を調査する。また、目視等の手法を用いての調査も行う。一方、減水時にも同様の調査を実施し、逃避する個体の状況を把握するとともに、たまり等の一時的水域に残留した個体についての調査も行う。

さらに、氾濫原水域が魚類の産卵にどのように利用されるかを明らかにするため、減水後に産着卵や孵化仔魚の魚種、産卵基質の種類、産卵場の比高などの調査を行う。

以上の調査対象水域は、楠葉砂州および中間帶水路とするが、以下の水域（候補地）についても増・減水時の目視調査、減水後の調査を行うことによって普遍性が見出されることが期待される。

###### ① 自然地域

水無瀬中間帶水路、鶴殿地先の寄り州前面、穂谷川合流点地先、穂谷川合流点下流寄り州前面、前島寄り州前面、芥川合流点

###### ② 自然再生試験地

鶴殿切下げ試験地、船橋川ビオトープ、牧野ビオトープ、三島江河川公園

##### 1-2) 水位変動によるワンドでの魚類の出入り調査

具体的な手法として、増水前にワンドの魚類に個体標識を施し、地曳網による再捕獲率から全個体数を推定しておく。減水後に再び地曳網を用いてワンドの魚類を捕獲し、増水前の結果と比較することにより、増水による本流一ワンド間の魚類の出入り状況を定量的に把握する。

また、ワンドと本流、ワンド間の開口部には刺し網を設置して魚類の移動を調査する。調査対象水域は楠葉ワンドNo.1、およびNo.2とする。

##### 2) 砂州の比高・底質・植生による有機物捕捉量の観測と有機物収支の推定

【調査目的】中州や寄州などの砂州は、河原植物の生育場、魚類の産卵場、河原昆虫や水棲昆虫の生息場、水辺鳥類の餌場や繁殖場といった生物育成機能と同時に、表面流や伏流水をろ過することによって、粒子態や溶存態の物質の捕捉する水質浄化機能を有している。砂州にろ過された物質は砂州中の微生物や水棲動物によって分解されたり、植物に吸収されることによって自然界を循環し始めると考えられる。しかし、自然の増水時には水位上昇の上限が未知であるため、氾濫域に立ち入った調査はきわめて困難であった。本実験では、増水時に流下する有機物や無機物質の変動を定量的に調べることや、砂州上の河床材料、比高、植生などの違い応じたろ過機能を調べることを目的としている。

【河川行政への活用】物質のろ過機能や浄化機能としての砂州の役割が明確になり、砂州保全の意義を説明しやすくなる。また、有機物ろ過機能からみた場合の、望ましい砂州のあり方がわかる。

#### 【調査内容と予定地】

##### 2-1) 増水の前中後における有機物流下量の測定

###### 2-1-1) 粒状有機物（POM）流下量の測定

有機物流下ネットを用いて人工増水の各フェーズにおける粗粒状有機物（CPOM）と微粒状有機物（FPOM）の流下量を定量する。

###### 2-1-2) 溶存態有機物（DOM）流下量の測定

採水による測定—SS等の水質調査と一括して実施する。

###### 2-2) 砂州上に滞留する有機物量の測定

###### 2-2-1) 底質滞留粒状有機物（BPOM）の測定

増水の前後における砂州上のコドラー調査を比高・底質・植生の異なる場所で実施する。

###### 2-2-2) 砂州の伏流水中に滞留する溶存態有機物（DOM）の測定

楠葉砂州に前もって埋設した採水管から増水の前後に伏流水を採取し、水質試験の試料水に組みいれる。

2-3) 有機物流下量ならびに滞留量の変化からサイズ別の有機物収支を計算し、砂州のろ過能力を評価する。

##### 3) 河床礫中の底生動物群集と付着藻類の増水による剥離量の観測

【調査目的】河川の生物には河床の岩や礫に付着した藻類を捕食する水棲昆虫や魚類も多いが、藻類の一部は洪水時に岩や礫から剥離・流下し、下流の生物にとっては栄養源となったりし、河川生態系上、生産者として重要である。本実験では、増水の上限が既知であることを最大限に利用して、水位の変動に伴う藻類の剥離過程を経

時的に調査することによって、自然河川における底生動物の流下量や藻類の剥離量と増水規模との関係を明らかにすることを目的とする。

【河川行政への活用】 本研究で示される底生動物の流下量や藻類の剥離量と増水規模との関係は、ダムの弾力的運用の一環としてフラッシュ操作を計画する際に有効な指針を提供するものである。

【調査内容と予定地】 (2の有機物流下量収支の供給源としても位置付ける)

- ① 宇治川宇治橋～向島
- ② 三川合流
- ③ 楠葉砂州

#### 4) 洪水時のワンド内の流れと流砂の観測

【調査目的と河川行政への活用】 ワンド等の河川周辺の止水域が河川生態系に有する意義はきわめて大きいことが明らかであるが、ワンド内の流速分布や土砂の堆積、河床砂の分級機構については不明な点が多く、水理学的に明らかにしなければならない問題が多い。

本調査の結果はワンド形状の決定やワンド地形の維持・管理等、河川周辺の止水域の計画・設計、維持・管理に貴重な指針を与えるものである。また、ワンドの生態学的機能を検討する際に不可欠の資料を与えるものである。

【調査内容と予定地】 楠葉ワンドNo.1および、No.2

#### 5) 河川構造物周辺の流れの観測と河床の局所的変動観測

【調査目的と河川行政への活用】 水制工は洪水防御のための構造物であるが、河川環境上は単調な水際を複雑化し、多彩な生息場を創り出している。近年、多くの水制工が建設される一方、局所洗掘等により崩壊する例も多いが、洪水時の観測が困難なため、水制周辺の複雑な流れや、局所的な土砂輸送の実体の詳細は不明である。本調査では小増水を対象とするので、水制工周辺の流れの観測には適しており、水生生物の生息場を基礎づける流れや流砂の環境に関する基礎的情報を得ることが出来るが、局所洗掘についてはやや困難であろう。

得られた成果は、水制工の設計、維持管理、水制工を利用した水生生物の生息場の創造等に利用される。

【調査内容と予定地】

- ① 宇治川京大宇治川水理実験所前水制群
- ② 宇治川京都競馬場前水制群

#### 6) 河床砂の運動と河床変動の観測およびその植生による影響の観測

【調査目的と河川行政への活用】 河川には土壤や地中水分、洪水の擾乱・搅乱の程度に応じて、多種類の植生が群落を構成し、分布している。本調査では主として砂州域における一年生草本を対象とし、その分布と洪水時の擾乱（今回は小増水であるので、冠水深、冠水時間、河床砂の運動や河床変動の大きさ）との関係を観測する。

砂州や河原の植生管理、自然植生の再生・回復法等について、極めて有用な情報を与え、河川の環境管理の基礎的情報を与えるものである。

【調査内容と予定地】 下記のうち、いくつかとする。

楠葉砂州、鵜殿砂州、前島砂州、渚砂州、枚方大橋上下流の中州

#### (2) 滞水域 (OP2.5 m ~ OP3.4 m の水位変動) を中心としたテーマ

【調査目的と河川行政への活用】 基本的には、城北ワンド群において行われてきた調査の継続であり、淀川大堰の堰操作による水位変動と、ワンドの流れや水質等の物理・化学的な環境の応答と生物の応答の関係を調査するものである。城北ワンド群の生息環境の改善と堰操作法の生態的改善に役立てようとしている。

【調査内容と予定地】

- 1) 淀川大堰の堰操作による水位変動を利用した魚類の移動や産卵に関する調査

水位上昇時にワンドへ進入する魚類について魚種や個体数、体調組成などを定量的に把握する。調査対象は城北地区実験ワンドとし、水位低下時にワンド内の水をポンプアップによって抜いて魚類を除去しておく。水位上昇後に本流および既存のNo.29ワンドとの開口部を閉鎖し、水位低下後にワンド内の水を再びポンプアップして魚類を捕獲し進入状況を把握する。また、水位上昇中にコイ、フナ等の産卵があればその状況についても目視観察を行う。

また、水位上昇中は新設ワンド (No.34裏およびNo.35裏) についても既存ワンドとの開口部からの魚類の進入状況やコイ、フナ等の産卵状況についても目視観察を行う。

- ① 城北ワンド群、実験ワンド、新設ワンド
  - ② 庭窓ワンド群
- 2) 城北ワンド群における増水時の流れ（越流流速、流れ領域等）の観測
  - 3) 城北ワンド群における増水前中後における堆積SS、有機物、藻類量の観測

#### 4. 人工増水の規模と期間

人工増水実験を実施するための淀川本川の目標流量は、高浜で  $430\text{m}^3/\text{s}$  ( $\text{OP}+6.0\text{m}$ ) とすると、その内訳は以下のようになる。

- ① 濑田川ドン付き流量  $300\text{ m}^3/\text{s}$
- ② 宇治川発電所流量  $50\text{ m}^3/\text{s}$
- ③ 桂川・木津川流量  $80\text{ m}^3/\text{s}$

高浜で桂川、木津川からの流量を含めて所要の水位変化を得るために、以下の解析が必要である。

- 1) 各支川（宇治川：天ヶ瀬ダム、木津川：高山ダム、桂川：日吉ダム）からの伝播時間の推定
- 2) 各支川でのバックウォーター（支川貯留量）の推定
- 3) 洪水時（高浜  $\text{OP}+6.0\text{m}$ ）の、淀、八幡、納所の推定水位
- 4) 平水時（高浜  $\text{OP}+4.6\text{m}$ ）の、淀、八幡、納所の推定水位

また、以下のような条件を満たす必要がある。

##### (1) 規模

- 1) 必要な水量が確保できること
- 2) 水防体制（職員の待機、樋門の閉鎖等）を取る必要のない程度の流量
- 3) 観測の主体となる楠葉砂州の中間帶水路が完全に繋がる高浜水位  $\text{OP}+6.0\text{m}$  程度

##### (2) ハイドログラフの満たすべき条件

- 1) 増水期、洪水期、減水期の各期間で日中（一部夜間）観測が可能であること
- 2) 中心となる楠葉地区および城北地区で上の条件が満たされること
- 3) 堀操作職員の時間外勤務はできるだけ避ける

##### (3) 期間

- 1) 水量の確保が可能な琵琶湖の制限水位への移行期間（5月1日（BSL+0.3m）～6月15日（BSL-0.2m））に実施
- 2) 宇治川鵜飼が始まる、6月1日以降は流量  $200\text{ m}^3/\text{s}$  以下が望ましい。
- 3) 濑田川洗堰、天ヶ瀬ダム、淀川大堰の堰操作が週日に行われること

候補となる期間は

- A : 2003年5月12日（月）～16日（金）
- B : 2003年5月19日（月）～23日（金）
- C : 2003年5月26日（月）～30日（金）

#### 参考文献

- 紀平大二郎（2002）：淀川の水位変動に伴って形成される一時的水域における魚類の侵入・産卵・逃避について、大阪教育大学2001年度修士論文。
- （財）ダム水源地環境整備センター（2002）：ダムの彈力的管理による下流河道環境改善手法、平成13年度ダム水源地環境技術研究所所報、pp. 68-77。
- 琵琶湖河川事務所（2003）：水陸移行帯ワーキンググループ資料、国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所。
- 琵琶湖河川事務所（2004）：水陸移行帯ワーキンググループ資料、国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所。
- 淀川工事事務所（2000）：平成12年度淀川生態環境調査検討業務、建設省近畿地方建設局淀川工事事務所。
- 淀川河川事務所（2001）：平成13年度淀川生態環境調査検討業務、国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所。
- 淀川河川事務所（2002）：平成14年度淀川生態環境調査検討業務、国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所。
- 淀川河川事務所（2003）：平成15年度淀川生態環境調査検討業務、国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所。

## 3.2 河川環境に係わる土砂動態と総合土砂管理システム

### 3.2.1 土砂生産・流出の総合管理システム－天竜川水系三峰川流域を対象として

本報告は、平成12年～14年度の3年間にかけて行われた土木学会河川懇談会共同研究「土砂生産と生産量の観測と評価」において得られた成果報告書（河川懇談会、2004）をもとに、天竜川水系三峰川の美和ダム流域を対象として、土砂生産・流出の統合管理システムを構築するための一手法を示したものである。天竜川水系三峰川の美和ダム（図3・2・1）においては、豪雨に伴う大規模な土砂の流入により、顕著なダム堆砂が生じており、現在、その抜本的な対策としてバイパストンネルの建設が進められているところである。このようなシステムを有効に機能させるためには、長期にわたる土砂流入量の予測のみならず、一つの降雨イベントにおける流入土砂の質と量が予測できることが望ましい。しかしながら、山地流域においては土砂生産量に強く依存した土砂流出が生じること、雨に対応した土砂生産の予測が困難であること、土砂生産に関する情報そのものが少ないと等の理由で、現時点では十分な精度での土砂流入予測は困難な状況にある。

このような状況の下、流域の土砂管理を行う上で土砂の生産、流送、堆積過程を観測し、土砂管理に必要なデータを収集するとともに、観測データを用いて予測モデルの妥当性を検証し、河川環境に係わる流域の土砂動態の予測モデルの精度向上と流砂系における土砂管理技術の確立が喫緊の課題と認識されている。

そこで本報告では、まず、流域の土砂管理の一環として、わが国における貯水池堆砂対策の現状と課題について示すとともに、美和ダム流域での堆砂対策の実例を示す。ついで、美和ダムでの堆砂の特徴である微細土砂の観測事例と流出特性について示す。さらに、美和ダム流域の一支流域である戸台川流域を対象とした地形・地質特性からみた土砂流出特性について示すとともに、流出土砂の質と量の予測に関する手法を示し、最後に、総合土砂管理の一方策を提案する。

#### (1) 流域土砂管理および貯水池堆砂対策の現状と課題

##### a. 貯水池堆砂対策

わが国の河川の特徴のひとつとして河床勾配が急であるために、豪雨の際には洪水が一気に下流に伝播する一方で、台風期や梅雨期を除くと河川流量が小さい、すな



図3・2・1 美和ダム位置図

わち、河況係数（最大流量と最小流量との比）が極めて大きいということが挙げられる。したがって、わが国においては洪水調節と利水といった観点から、ダムは有効な手段であるといえよう。その一方で、ダム建設により、ダム上流域での河床上昇による洪水氾濫の危険性の増大、流砂の遮断によるダム下流での河床低下や海岸侵食の進行、貯水池内の水の濁水長期化現象、河床低下や河床上昇による河川構造物の機能低下といった工学的な諸問題のみならず、生態系に対するダム上下流の連続性の遮断やダム下流での河床低下と漂砂の固定化による生態系などの河川環境への悪影響といった問題を引き起こしている。

海岸も含めた流砂系の土砂管理を適切に行うには、貯水ダムでの堆砂問題を単なる貯水池の延命策とすることはなく、生態系も含めた河川・海岸環境の保全と復元を目標とする土砂管理ととらえるべきであり、そのための対策として、貯水池内の土砂の質と量を定量的に管理し、これをダム下流域に適切に供給する対策を講ずる必要がある。これまでダム下流域ではアーマリングが進行しており、ここに、砂礫のみならず粘土やシルトといった微細土砂が供給されることによる地形変動や生態系への影

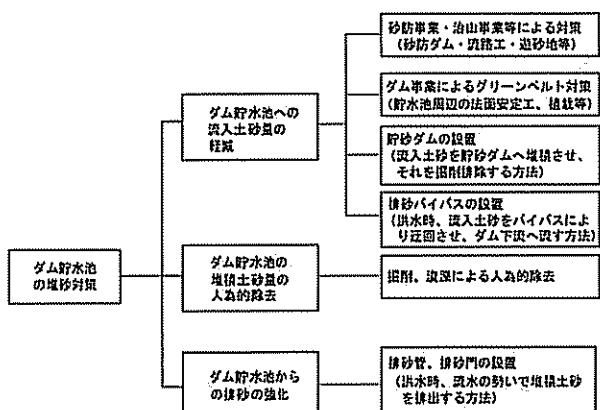


図3-2-2 貯水池堆砂対策の分類

響をモニタリングしていくことも重要である。これらの対策やモニタリングなどの調査はまさにこれから本格的に実施されるものと推察されるが、それらの成果を踏まえた適切な流域土砂管理方法の確立が望まれる。

さて、これまでの貯水池堆砂対策についてまとめると図3-2-2のようになる。大分類として、1) ダム貯水池への流入土砂を軽減する方法、2) ダム貯水池に堆砂した土砂を人為的に除去する方法、3) ダム貯水池に堆砂した土砂を洪水時の流水の勢いで（掃流力をを利用して）排除する方法、の3通りがある。1) の方法は、流域対策として、①治山事業・砂防事業による対策（造林、砂防ダム、疏路工、遊砂地など）、②ダム事業によるグリーンベルト対策（貯水池周辺して③貯砂ダムの設置（流入土砂を貯砂ダムへ堆積させ、それを掘削、排除する方法）、④排砂バイパスの設置（洪水時、流入土砂をバイパスにより迂回させ、ダム下流へ流す方法）の4つに分類でき、2) の方法は、貯水池内での対策として、⑤掘削や浚渫等による人為的除去がある。3) の方法としては、ダム堤体での対策として、⑥排砂管や排砂門の設置による方法（洪水時、流水の勢いで堆積土砂を排出する方法）がある。

ダム下流の河川へ土砂を移動させる（流す）方法として、⑥に分類されるフラッシングとスルーシングや④の方法に分類されるバイパッシングがあるが、最近、貯水池内の土砂をサイフォンの原理を利用してダム下流に移動させる方法が検討されている。これは⑥に分類される土砂排除方法である。

フラッシング排砂の原理は図3-2-3に示すように、まず排砂ゲートを閉じたまま洪水吐ゲートを開き、貯水池内に水の流れを形成して掃流力を高め、ついで排砂ゲートを開放し、貯水池内の水と土砂を排砂ゲートから流出させる。貯水池内の水が減少し、掃流力が低下した段階で排砂ゲートおよび洪水吐のゲートの両方を閉め、貯水

池水位の回復を図る、といった手順を踏む。以上のことからこの方式で排砂が有効となるのは、排砂後に貯水池水位が容易に回復でき、かつ、排砂するのに必要な掃流力が十分継続できるだけの流量が確保できるようなダムでなければならない。すなわち、比較的小規模な貯水池で、上流に大きな貯水容量が確保されているようなダムに適用可能である。わが国では黒部ダム（黒部川）下流にある出平ダムおよびその下流に位置する宇奈月ダムがフラッシング方式による連携排砂を採用している。

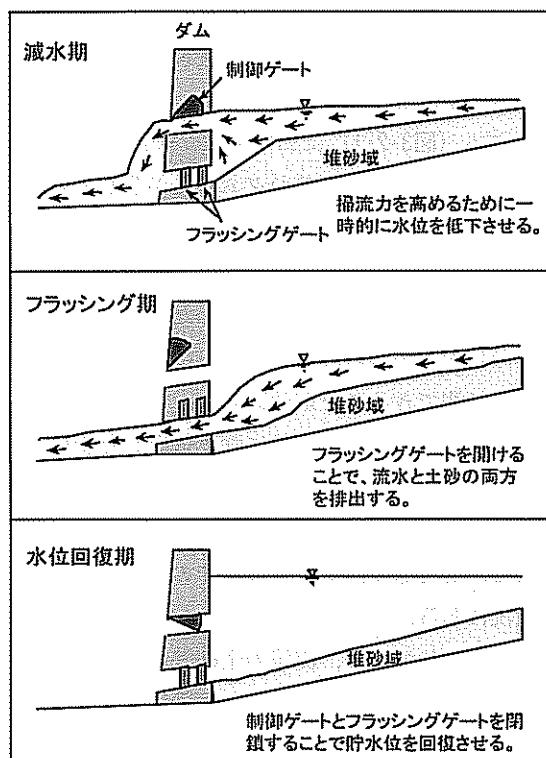


図3-2-3 フラッシング排砂の原理

スルーシング排砂とは洪水前に貯水池水位を下げておき、洪水時に貯水池に流入する多量の土砂をそのまま通過させる排砂方式である。洪水とともに流送されるような浮遊砂やウォッシュロードに対して有効であるが、わが国のように掃流砂による堆砂が支配的なところでは有効ではないとされている。中国の黄河は微細土砂である黄砂を多量に含んでおり、ここに建設されている三門峡ダムではこの方式が採用されている。現在建設中の三峡ダムでもこの方式が採用されており、スルーシングによる排砂の効果が期待されている。

バイパッシングによる排砂とは、貯水池を迂回するトンネルや水路（バイパス）を建設し、普段の清澄な水はバイパスを使用せずに貯水池に流入させ、洪水時には多量の土砂を含んだ洪水の一部あるいは全てをこのバイパス水路に迂回させ、貯水池に土砂や濁水が流入しないようにする方式である。貯水池堆砂問題が解消されるだけ

でなく、濁水の長期化問題の解決にもなる。さらに、ダムによる上下流の遮断はあるものの、全ての土砂を下流に流すために、ダム下流ではダムがなかったときと同じような河川環境が確保できるというメリットがある。図3・2・4は、関西電力の旭ダムに設置されているバイパストンネルを示したものである。旭ダムは、総貯水容量が1,547万m<sup>3</sup>、流域面積39.2km<sup>2</sup>の純揚水式発電所の下池であり、洪水調節の必要がないこと、年1回程度の洪水(200m<sup>3</sup>/s)を全量バイパスできるような規模のトンネル(約140m<sup>3</sup>/s)を建設しやすい環境にあったことなどが幸いしている。逆に、このような条件が揃っていないとこの方式による排砂は適用しにくいと言える。

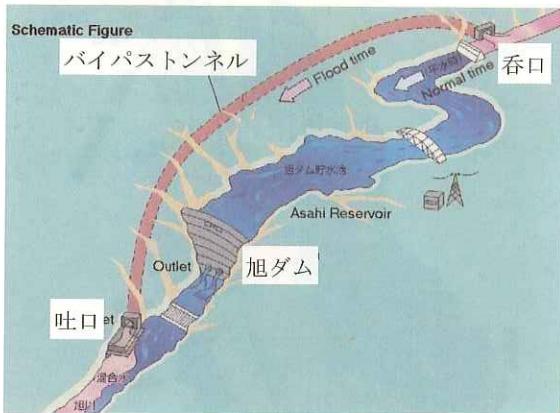


図3・2・4 旭ダムのバイパストンネル

一旦、貯水池に堆積した土砂をサイフォンの原理を利用して水とともに吸引し、洪水期間中あるいは洪水後に下流へ移動させる方式（一旦下流のどこかに貯砂する場合も考えられている）がある。この方式には、図3・2・5に示すようなハイドロパイプ（上図）と呼ばれている方式（宏和エンジニアリング・青木あすなろ建設、2003）とマルチホールサクション排砂管（下図）と呼ばれている方式（岡野他、2004）がある。その他にもハイドロJと呼ばれる移動式の排砂システムがある。前者の特徴は、底面のスリットから土砂が吸引されて出口より太くした管内で土砂が堆積し（部分堆積流となって吸入部が閉塞した状態）、それによって底面スリットから土砂が吸引できなくなつて、吸引しやすい上流側（傾斜管）から土砂が吸い出されるということである。上流側の土砂が十分排出されると部分堆積流の上流側から順次同様に吸引排砂される。一方、後者の特徴は部分堆積流れを生じないために吸引力が大きい下流側から土砂の吸引排砂が進行し、上流部ほど吸引力が弱いために上流のある地点で排砂に限界が生じる。そのため、下流側の吸引口を順次閉じていき、より上流まで吸引排砂できるような機構を導入する必要がある。あるいは初期に吸引口を全閉して

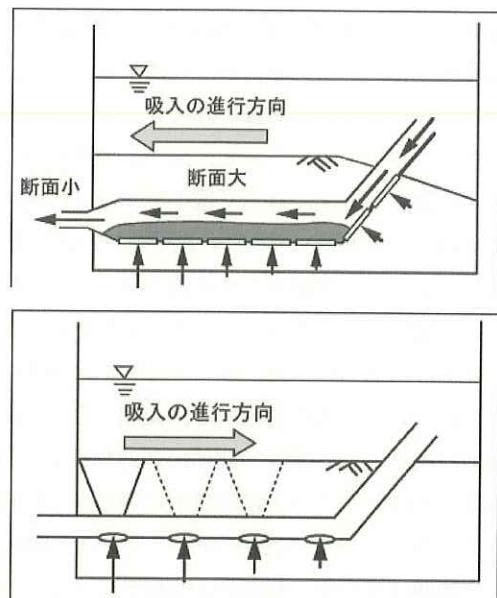


図3・2・5 サイフォンの原理を利用した排砂

おき、上流側から順次吸引口を開け、吸引し終わればそこを閉じて下流側へ順次この操作を繰り返すといったことが可能でなければならない。

これらの方では体積土砂濃度が5～10%程度でしか排砂できないため、多量の排砂を短時間、たとえば洪水期間中に実施することは困難であり、中小洪水時にも頻繁に排砂するなど、下流になるべく濁水の影響を与えないよう排砂時期に配慮が必要である。

以上の検討より、洪水流量が大きく、貯水容量も大きな貯水池でしかも掃流砂の流入が卓越するような貯水池の排砂方式は今のところ存在していない。そこで、高橋ら（2002）は貯水池上流に副ダムを設けて一旦ここに土砂を堆積させ、貯水池内の水を導流水路を介して河川上流側へ逆流させることで、堆積した土砂を侵食させ、侵食された土砂をバイパストンネルでダム下流へ流すという図3・2・6に示すようシステムを考案した。この排砂方

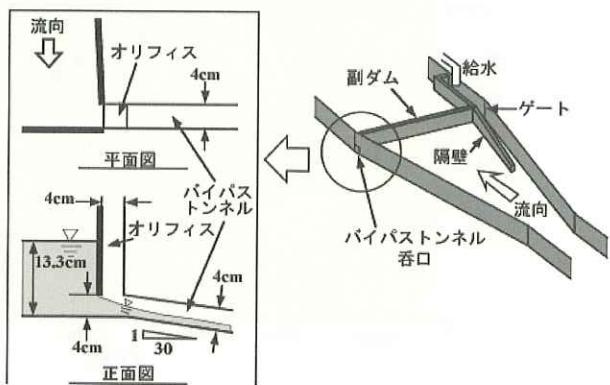


図3・2・6 貯水池逆流システム

法の有効性を水理模型実験で検証し、実験結果を再現し得る数値シミュレーション手法も開発している。そして、この排砂方式は比較的規模の大きな貯水池に対して有効であるとしている。ただし、副ダムの堆砂容量が流域における流出土砂量に対して過小であれば、大出水の場合には副ダムを越えて本ダム貯水池に土砂が流入し、副ダムゲートおよび排砂トンネル呑み口ゲートが埋没して由々しい問題が発生することも考えられるとしている。また、洪水は本ダム貯水池に流入するため、濁水の流入は避けられない等の問題も生じる。流域からの流出土砂量と適切な副ダムの容量との関係、最適な排砂トンネルの通水能、堆砂デルタの上流端付近に堆積する巨礫の処置、排砂のタイミングと継続時間、トンネルの維持等解決すべき課題は多いが、掃流砂が支配的であるような大ダム貯水池での排砂にも適用可能であることから、今後の更なる研究が待たれる。

#### b. 三峰川流域における土砂管理の現状と課題

##### ① 天竜川、三峰川の土砂管理上の特徴

天竜川、三峰川は図3・2・7、図3・2・8に示すようつぎのような地形、地質的な特徴をもっている。

- ・中央アルプス、南アルプス山脈に囲まれた急峻な地形に挟まれた急流河川である。
- ・中央構造線、仏像構造線等がはしり、多くの断層にもまれ、脆弱な地質構造となっている。

このため、ひとたび豪雨となれば、大量の土砂を生産、流出し、過去幾度も大きな洪水被害や土砂災害を生じてきている。また、氾濫原と狭窄部が交互に存在するため、

水害が起こりやすいが、河道のみによる対策では限界があるため、美和ダム、小渕ダム等による洪水調節が行われている。天竜川の急勾配を生かした発電ダムも本川に多く建設されている。このような治水、利水のためのダ

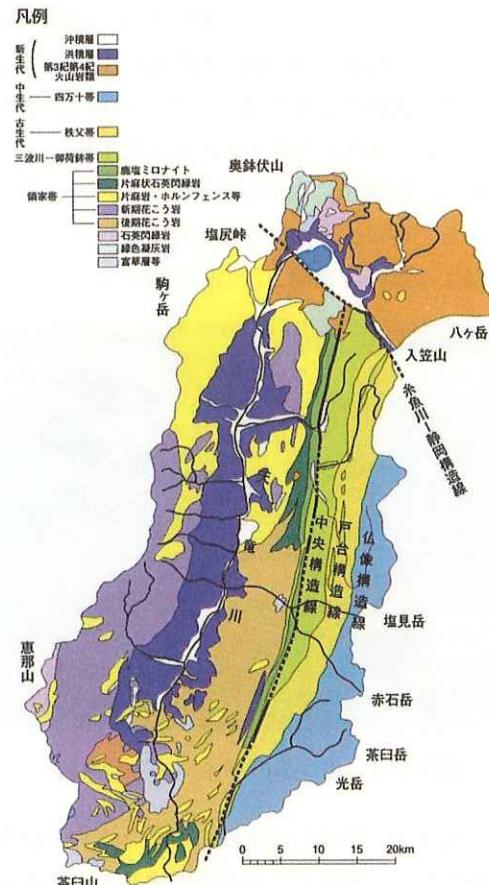


図3・2・7 天竜川・三峰川付近地質平面図

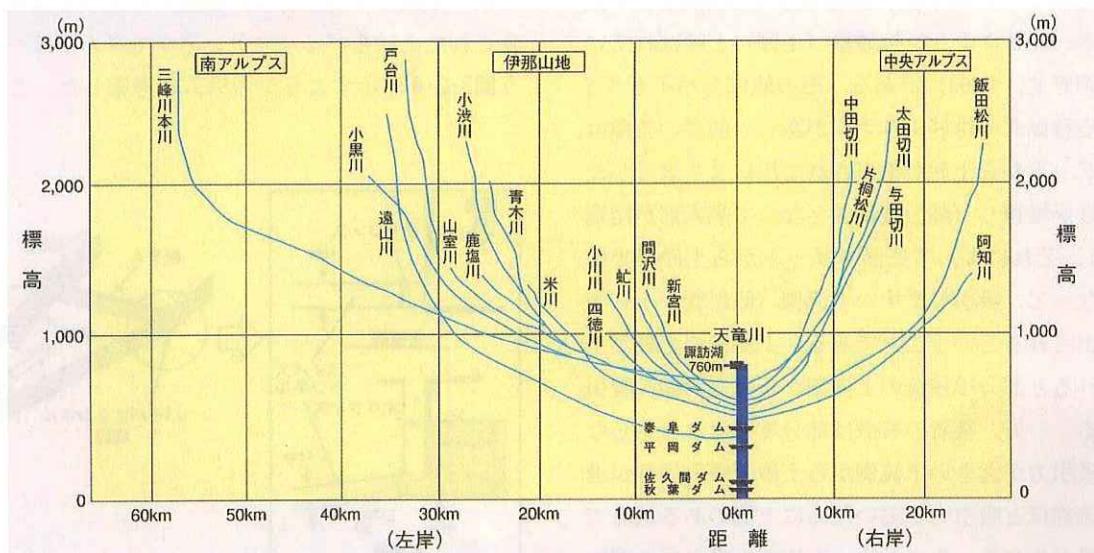


図3・2・8 天竜川流域の河川勾配

表3・2・1 美和ダムとその諸元

ダム遠景																			
ダム諸元	<table border="1"> <thead> <tr> <th colspan="2">諸元</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>位置</td><td>右岸 長野県上伊那郡長谷村大字非持 左岸 長野県上伊那郡高遠町大字勝間</td></tr> <tr> <td>形式</td><td>重力式コンクリートダム</td></tr> <tr> <td>堤高</td><td>69.1m</td></tr> <tr> <td>堤頂長</td><td>367.5m</td></tr> <tr> <td>堤体積</td><td>285,700m<sup>3</sup></td></tr> <tr> <td>天端高</td><td>EL 817.6m</td></tr> <tr> <td>貯水池</td><td>集水面積 311.1km<sup>2</sup> 湛水面積 1.79km<sup>2</sup></td></tr> <tr> <td>放流設備</td><td>常用洪水吐 オフロードゲート H6.3m・B5.0m・2門 非常用洪水吐 クレストゲート H7.7m・B10.0m・1門</td></tr> </tbody> </table>	諸元		位置	右岸 長野県上伊那郡長谷村大字非持 左岸 長野県上伊那郡高遠町大字勝間	形式	重力式コンクリートダム	堤高	69.1m	堤頂長	367.5m	堤体積	285,700m <sup>3</sup>	天端高	EL 817.6m	貯水池	集水面積 311.1km <sup>2</sup> 湛水面積 1.79km <sup>2</sup>	放流設備	常用洪水吐 オフロードゲート H6.3m・B5.0m・2門 非常用洪水吐 クレストゲート H7.7m・B10.0m・1門
諸元																			
位置	右岸 長野県上伊那郡長谷村大字非持 左岸 長野県上伊那郡高遠町大字勝間																		
形式	重力式コンクリートダム																		
堤高	69.1m																		
堤頂長	367.5m																		
堤体積	285,700m <sup>3</sup>																		
天端高	EL 817.6m																		
貯水池	集水面積 311.1km <sup>2</sup> 湛水面積 1.79km <sup>2</sup>																		
放流設備	常用洪水吐 オフロードゲート H6.3m・B5.0m・2門 非常用洪水吐 クレストゲート H7.7m・B10.0m・1門																		

ムは、多量の土砂流入により堆砂が進んでいる。一方、ダムの下流河川、特に三峰川では、細粒土砂の供給量の減少と河川流量の減少により、濁筋が固定化し、植物が繁茂し、樹林化が進んでいる。

以上のことから、治水、利水対策あるいは環境と調和を図った適切な土砂管理が必要となっている。

## ② 美和ダム再開発事業の概要

### (i) 既設美和ダムの概要

美和ダムは、天竜川水系三峰川に洪水調節、灌漑、発電を目的とする多目的ダムとして昭和34年に完成した。美和ダムとその諸元を表3・2・1に示す。

### (ii) 美和ダム再開発計画の内容

流域の治水安全度の一層の向上等を図るため、貯水池掘削により貯水池容量を増加させるとともに、確保した容量を安定的に維持するため恒久堆砂対策を講じる(図3・2・9、図3・2・10)。

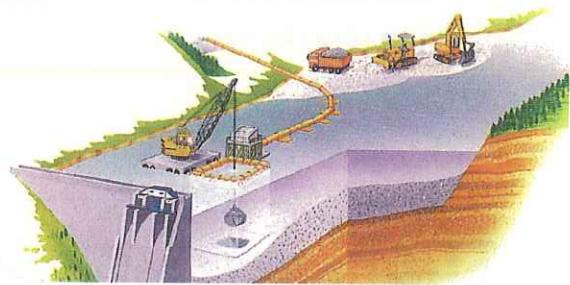


図3・2・9 堆砂掘削イメージ図

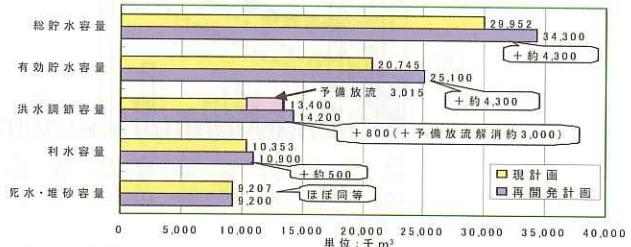


図3・2・10 容量別配分図



図3・2・11 洪水バイパストンネル等位置図

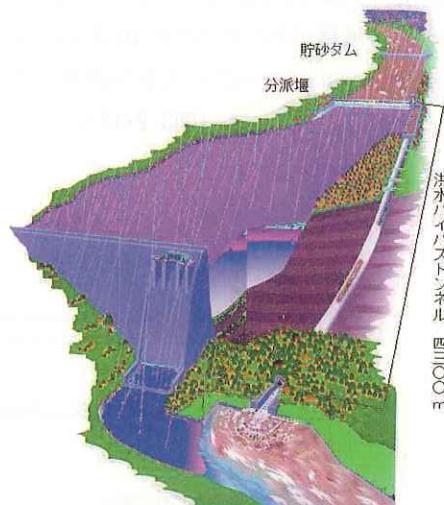


図3・2・12 恒久堆砂対策イメージ図

### (iii) 恒久堆砂対策施設計画

恒久堆砂対策施設は、土砂の混入した洪水に対して、貯水池末端部で砂利や砂といった粒径の大きなものを捕捉する貯砂ダム(平成6年3月に暫定完成)、細かい土粒子成分を含んだ洪水を貯水池とバイパストンネルに分流させる分派堰およびダム下流へのバイパスルートとな

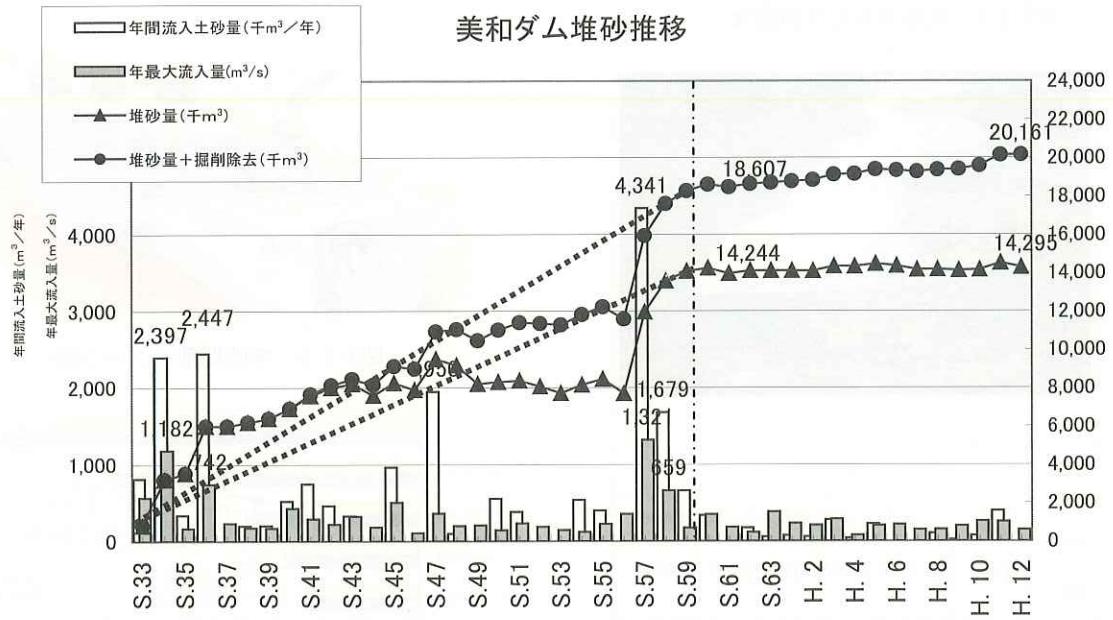


図3・2・13 美和ダム堆砂推移

る洪水バイパストンネルならびに貯水池に流入した土砂を再度洪水バイパストンネルに排出する補助システムからなる(図3・2・11、図3・2・12)。

### ③ 美和ダム再開発事業における流入土砂対策

#### (i) 流入土砂の特性

##### 1) 流入土砂量の経年変化

現状で約1,500万m<sup>3</sup>の堆積があり、また、約500万m<sup>3</sup>の砂利採取が行われてきたことから、約2,000万m<sup>3</sup>の土砂の流入・堆積があったものと推計される。なお、S34、S36、S57、S58のように、大きな洪水があった際に多量の土砂が流入している(図3・2・13)。

#### 2) 貯水池堆積土の特性

貯水池内の堆砂は、上流部に粗砂、中流域に細砂およびシルト、下流堤体付近に粘土が主に分布している。全体的な特徴としては、細粒分を多く含んでいることがあり、全堆砂量のうち粒径74μ以下のシルト及び粘土が約75%を占めている(図3・2・14)。

#### (ii) 流入土砂に対する排砂計画

美和ダム貯水池への土砂の流入実績と流砂量・堆砂量に係わる解析および戸草ダム計画を踏まえて、排砂計画の基本となる美和ダムへの流入土砂量の年確率値を685千m<sup>3</sup>と計算し、恒久堆砂対策施設計画を踏まえて、図3・2・15に示すような土砂移動計画としている。

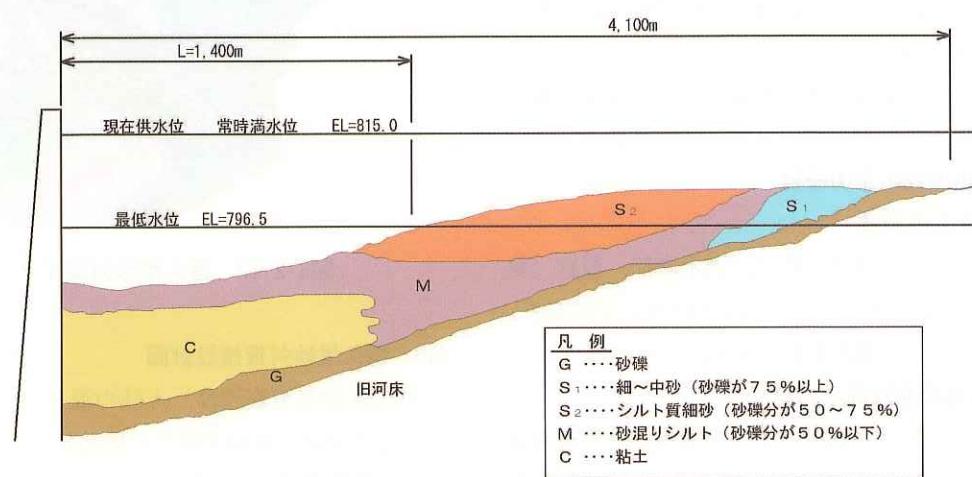


図3・2・14 堆積土の貯水池内分布

#### ④ 土砂管理計画上の課題

##### (i) 実績・統計をベースとした計画

美和ダム再開発事業では排砂計画を持ってはいるが、これはあくまで美和ダム貯水池への流入・堆砂実績を踏まえた主に統計的、確率的な解析手法をベースとした計画であり、流域発生源からの土砂流出メカニズムを踏まえた解析により導き出されたものではない。

##### (ii) ウォッシュロード成分が8割

具体的には、たとえば、三峰川では貯水池流入土砂のうちウォッシュロード成分の占める割合が概ね8割ということが明らかになっているが、これはあくまで流入あるいは堆砂実績からそのようになっているということで、三峰川流域の地形・地質特性や砂防ダム等の構造物の状況を踏まえて、ウォッシュロードの割合がそのように高い原因は依然明らかとはなっていない。

##### (iii) 発生源からの流出メカニズムの解明

このため、そのような三峰川での土砂流出特性は、たまたまこの40年間の流出特性であったのか、そうではなく流域固有の特性なのか、また、今後、砂防ダムや森林の整備などにより土砂流出形態が変化していくのか、変化すればどのような方向で変わっていくのか、発生源からのアプローチで明らかにして行くことが、再開発後の美和ダムの土砂管理を適切に行っていく上で必要となっている。

##### (iv) モニタリング技術の向上

また、美和ダムの排砂計画あるいは流出メカニズムの知見について、絶えずモニタリングによりチェックと必要な修正を行っていくことも必要であるが、このためには管理・観測技術について、一層向上を図っていくことが重要となっている。

(v) 恒久堆砂対策により下流に土砂を通過させることができ、下流河川の環境にどのような効果、影響をもたらす

のかを明らかにしていく必要がある。

(vi) 三峰川での土砂流出特性や美和ダムでの土砂管理方策の知見も踏まえ、天竜川流域全体としての土砂管理目標の設定および土砂管理計画を検討していく必要がある。

#### c. 土砂管理の目標

b. では三峰川流域での土砂管理方策について検討したが、天竜川流域全体ひいては一般の流域での土砂管理目標と土砂管理計画についてどのように検討すればよいかが問題となる。芦田(1996)がこれについて指針を示しているので、これについて簡単に紹介しておこう。芦田は、土砂問題は流域の自然的条件と社会的条件の両方に支配され時代とともに変遷するため、その結果として土砂管理の目標も地域と時代により変化するとし、表3-2-2に示すように土砂問題と土砂管理の時代的変遷をまとめている。1960年代以前では鉱物等の掠奪や農耕地の開発によって降雨に伴う土砂流出が活発になり、河床上昇に伴う洪水氾濫や舟航の障害といった土砂問題が発生したために、治山砂防による土砂流出の抑制が土砂管理の主眼であった。1960年代以降から1980年代の期間では経済発展により住宅地の開発・造成が山麓部へ進み、豪雨や地震等によって急傾斜地の崩壊や土石流の氾濫による土砂災害の発生が問題となった。また、経済発展の基礎となる電力の需要をまかなうために発電用のダムや治水・利水等のための多目的ダムが多数建設されたために、貯水池堆砂問題や濁水の長期化の問題、さらにはダム上流での河床上昇による洪水氾濫発生の問題やダム下流での河床低下や海岸侵食といった問題が顕在化した。そのため、土石流対策、ダム堆砂の軽減、適切な土砂流出の確保等が土砂管理の主眼となった。1980年代以降では環境に対する社会的ニーズが高まり、治水、利

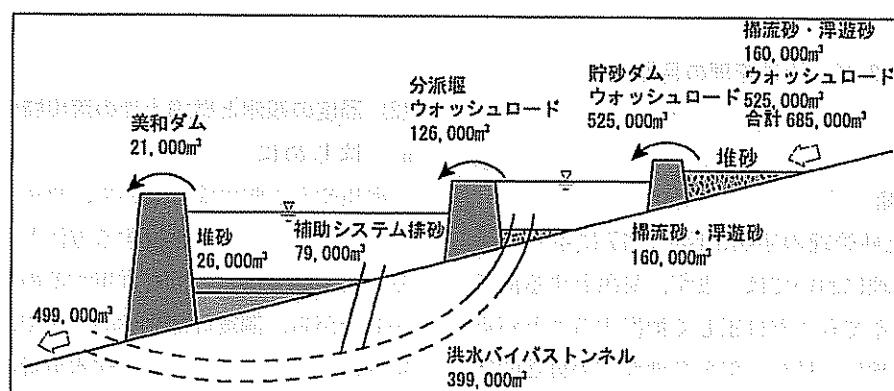


図3-2-15 年間の土砂移動量

表3・2・2 土砂問題と土砂管理の時代的変遷

年代	土砂流出に関する要因		土砂問題	土砂管理の主眼
	人为的要因	自然的要因		
1960 年代以前	(地城により) 木材・鉱物資源 の掠奪的採取による 流域の荒廃	降雨流出による 裸地斜面、渓床・渓岸侵食	土砂流出による 河床昇昇、洪水・土砂氾濫 舟航の障害	治山・治水砂防による 流出止砂の抑制 土壌保全
	農耕地の開墾	豪雨、地震、火山噴火による崩壊	崩壊・土石流災害	土石流対策
1960 年代以降	流域の宅地開発、道路観光開発	泥流・土石流による土砂の生産・流出	グム堆砂 河床低下 海岸侵食	グム堆砂の軽減 適切な土砂流出の確保
	貯水池の築造			
	河川の砂利採取(1960年代活発)			
1980 年代以降	環境に対する社会的ニーズの増大	良好な自然環境の保全	良好な国土保全、 水環境保全対策 自然との共生 生物への配慮	

水に加えて環境にも配慮した川づくりを謳った河川法の改正もあって、良好な自然環境を保全・再生するための流域の土砂管理のあり方が問題となり、水環境の保全、自然との共生、生態系への配慮といった事項が現在も土砂管理の主眼に置かれている。

このように、現在では土砂問題や土砂管理の主眼は多様化しているが、芦田は図3・2・16のように土砂管理の目標は生命・財産の保全、国土の保全、および水・土砂環境の保全の三つに大別できるとしている。

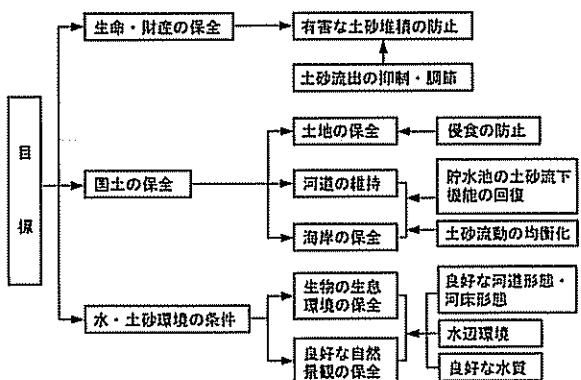


図3・2・16 土砂管理の目標

#### d. 土砂管理の手順

芦田によると土砂管理の手順は図3・2・17に示すとおりである。土砂管理においては、まず、対象とする流域の土砂環境の実態をできるだけ正しく把握することが重要であり、地形、地質、植生、気象条件などの自然的特性や土砂環境と人間活動とのかかわりについての過去から現在に至る歴史、生態系に関する情報などについてで

きるだけ詳しく調査する必要があるとしている。また、土砂の生産、流送、堆積、人為的掘削などの資料を用いて土砂収支や土砂動態の解析を行い、土砂の流出システムに関する特性を把握することが必要であるとしている。そして、種々のシナリオを想定して土砂の生産・流出・堆積現象を短期的あるいは長期的立場から予測し、人間社会や生態系への影響を評価する手法として土砂動態解析は有力な手段であるとしている。もし、その予測結果が目標値を上回り、害が発生すると考えられる場合には、土砂の抑制・調節を行う必要があり、その手法としては治山による土砂生産の抑制、砂防ダムによる土砂の貯留・調節、貯水池の土砂流下能力の回復などが考えられるとしている。また、土砂現象は関係する要素も多く、不確定性の高い現象であることから、現象の予測精度は必ずしも高くなく、予測結果と実際との間に差異が生じることを考えておかなければならぬとし、自然界では予測していないような現象も生じることから、土砂環境が実際にどのようにになっているのかを継続的にモニタリングすることが重要であるとしている。その結果を各段階でフィードバックさせて適切な維持・管理を行っていくことが特に重要であるとしている。

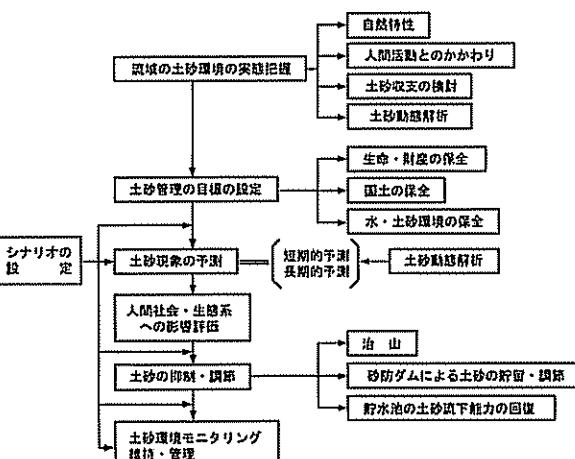


図3・2・17 土砂管理の流れ

#### (2) 濁度の観測と微細土砂の流出特性

##### a. はじめに

河川やダム貯水池において、ウォッシュロードと呼ばれる微細土砂濃度を把握する方法としては、濁度計による連続観測と採水分析を併用するのが一般的である。しかしながら、濁度計は光学的手法であることから長期安定性に課題があり、一方、採水分析は、手間がかかる上に、小流域では短時間で到達する洪水ピークを逃さずに採水を行うことが難しいのが現状である。光学的手法に

より濁度測定は、近年の技術改良により長期安定性は向上しているものの、年間の土砂流入量の大半を占める大洪水時や、近年注目されるダム排砂時などに発生する極めて高濃度の浮遊砂濃度を測定することには限界がある。そこで、このような問題の解決を目的として、従来の光学的手法によらず、差圧センサーによって流体中の密度を直接測定することにより浮遊砂濃度を計測する手法を開発した。この手法は、連続測定が可能なことと、差圧測定であるが故に高濃度の方がより測定が容易となることを特徴としている。そこで、この計測システムの基本性能を把握するために、天竜川水系美和ダム貯水池を対象としたフィールド試験を行い、洪水時の高濃度の土砂流入状況の観測により、その実用性が確認された。

### b. 計測手法

#### ① 測定対象

本研究で対象とするのは、粒径 0.1 ~ 0.2mm 以下のウォッシュロードである。その濃度は、通常、浮遊物質濃度 (SS: 単位 mg/1) と表記されているので、以下、SS で統一する。SS の測定には、高濃度では 100,000mg/1 以上、低濃度では 100mg/1 以下の計測レベルが要求されている。すなわち、山地河川の大出水時やダム排砂時に発生する SS の最大値が数 1,000 ~ 100,000mg/1 以上といわれる一方、水力発電所の取水口などで要求される検出 SS 濃度は 50mg/1 以下と低濃度であり、このような幅広い濃度レンジに適用可能な測定法の開発を行う必要がある。

#### ② 測定原理

流水中に浮遊砂が含まれる水と含まれない水では密度が異なる。液体の濃度測定手法には種々のものがあるが、ここでは図3・2・18 に示すように流体中に間隔  $H$  を一定に保った 2 つの固定基準点を設け、これらの圧力 ( $P_H$ : 高圧側,  $P_L$ : 低圧側) を検出して密度測定を行う。

いま、平均密度を  $\rho$ 、重力加速度を  $g$ 、高圧側、低圧側検出口付近の流速をそれぞれ  $V_H$ 、 $V_L$  とすれば、Bernoulli の定理より、

$$P_H / \rho g + V_H^2 / 2g = P_L / \rho g + H + V_L^2 / 2g \quad (3 \cdot 2 \cdot 1)$$

であり、これより圧力差  $\Delta P$  は

$$\Delta P = P_H - P_L = \rho g H + \rho (V_L^2 - V_H^2) / 2 \quad (3 \cdot 2 \cdot 2)$$

となる。

いま、 $V_H = V_L$  とすれば、

$$\Delta P = P_H - P_L = \rho g H \quad (3 \cdot 2 \cdot 3)$$

となり、 $g$ 、 $H$  が既知であることより、圧力差  $\Delta P$  を求めることにより、平均密度  $\rho$  および SS 濃度が求められる。

#### ③ 計測システム

図3・2・19 に計測システムを示す。装置中心の円形のものが差圧センサーであり、 $H=1,000\text{mm}$  の間隔で上下に設置された 2 つの圧力検出口は細管で接続されている。

つぎに、計測システムに測定対象となる微細土砂を含む水をいかに導くかが重要である。最も単純なのは、計測システムごと測定対象となる水中にいれてしまうことであり、ここでは水中設置式と呼んでいる。

この方式は、図3・2・20 に示すように上部に設置したフロートに計測システム全体を吊り下げる構造であり、構造および維持管理が簡単であることが長所である。一方、短所としては、計測中は計測システム本体が常時水中に入っている必要があるため、少なくとも常時 2.5 ~ 3.0 m 程度以上の水深が確保される必要があることや、本体が流水中にさらされることから、高圧側、低圧側検出口付近の流速に偏りが生じた場合に誤差を生む可能性があること、また、砂礫や流木の衝突による損傷の危険性があることがあげられる。そこで、今回のフィールド試験においては、計測システム全体を円筒形のシェルで包み込むことでこれらの問題を解決した。この水中設置

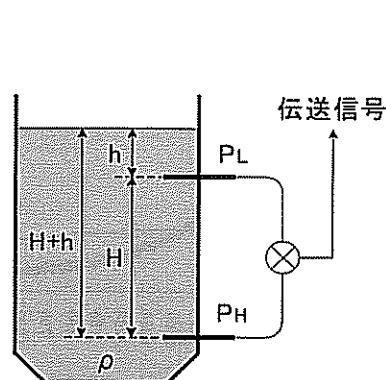


図3・2・18 測定原理

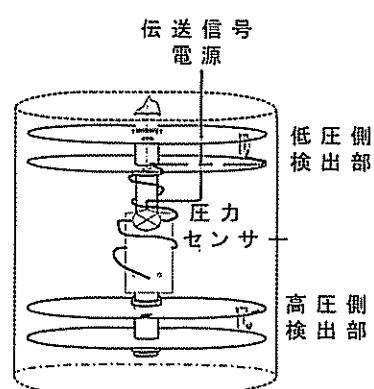


図3・2・19 計測システム模式図

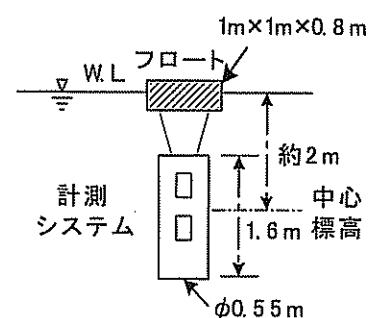


図3・2・20 水中設置式模式図



図3-2-21 水中設置式システム全景

式は、ダム貯水池のように一定以上の水深が當時確保されている場合に最適であり、天竜川美和ダム貯水池におけるフィールド試験もこの方式で行っている。図3-2-21は、計測システムの全景を示し、上部がフロート、また、下部に吊り下げられたものが外殻となるシェル構造のシリンドラーを示し、内部に計測システム本体が格納されている。

### c. 美和ダムにおけるフィールド試験

#### ① 試験概要

美和ダム貯水池は、経年堆砂の進行を抜本的に改善するため、排砂バイパストンネルの建設が再開発事業として進められており、特に、洪水時に貯水池に流入する土砂に占める浮遊砂の割合が大きいことで知られている。

計測システムのフィールド試験は、装置本体を水没させるのに十分な水深を當時確保可能であることと、フロートを係留する施設があることを条件に、貯水池中流部の神田橋付近（図3-2-22）で実施した。この地点は、図に示すように貯水池内の堆砂肩より上流であり、洪水時に水深5～6m程度確保される場所である。また、本システムの高濃度領域での性能確認を行うための試験も同時に行つた。

#### ② 計測結果(1)

フィールド試験は、平成12年8月から開始し、平成13年の台風11号および15号、また、平成14年の台風21号に伴う出水が発生し、データが取得された。

図3-2-23に平成13年台風15号における計測結果を示す。計測は1秒間隔で行っており、60個平均で1分データを算出し、さらにその60個平均で1時間データにしたものを作成してプロットしている。この洪水は最大流入量が $300\text{m}^3/\text{s}$ を超える規模であり、SS濃度も2時間

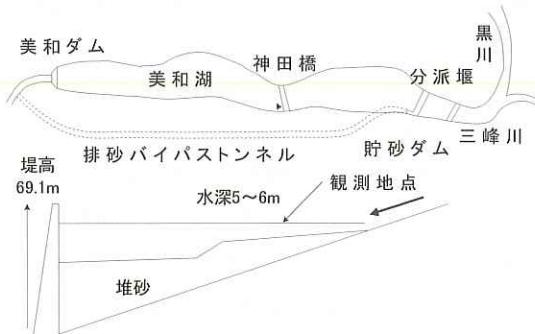


図3-2-22 フィールド試験地（美和ダム）

余りの間に最高 $3,700\text{mg/l}$ まで上昇する様子が捉えられた。SS濃度ピークは流入量ピークよりもやや早い洪水の立ち上がり時期に出現しており、これを流量～SS濃度のグラフにプロットすれば時計回りのループを描くことになり、既往の知見とも一致する。この洪水を含む平成13年5月～9月までのSS濃度変化を図3-2-24に示す。8、9月の主要な洪水時にSS濃度が急激に上昇し、24～48時間程度で減少する波形を繰り返していることがわかる。

同様に平成14年に観測された台風21号における計測結果を図3-2-25に示す。この観測では、計測システム下部に電磁流量計を応用した微流速計を設置して、観測地点の流速変化も同時に計測した。今回の洪水は、図

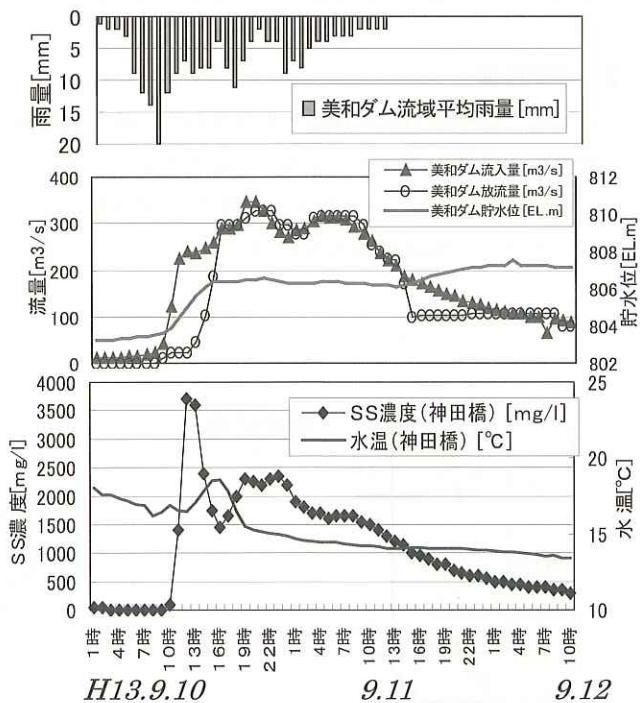


図3-2-23 フィールド試験結果（H13 台風15号）

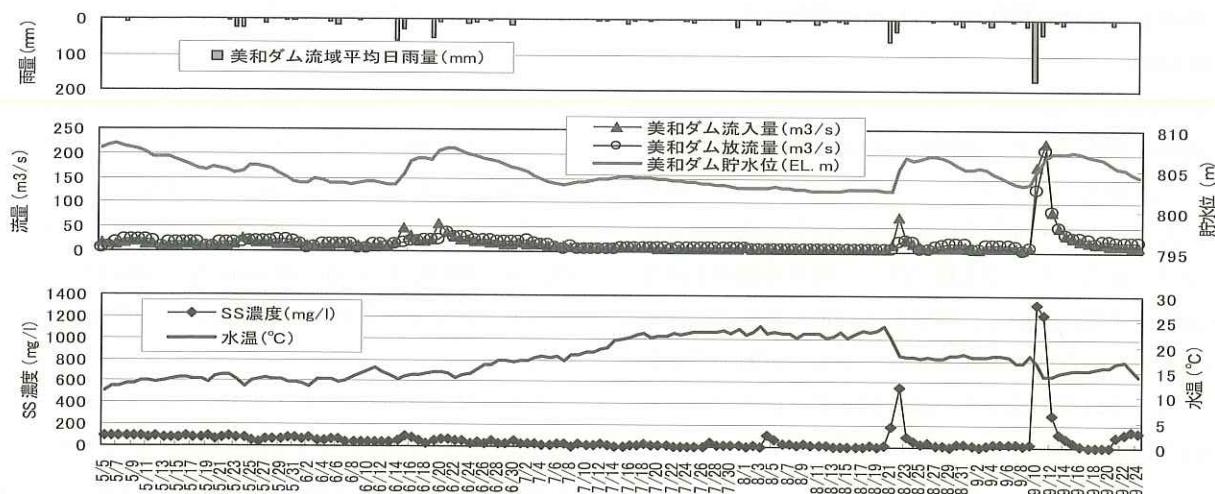


図3-2-24 フィールド試験結果（H 13年5～9月（日平均データ））

3・2・23の洪水規模よりやや小さかったものの、SS濃度で最高2,300mg/l、また最高10cm/sの下流方向の流速が計測された。なお、本システムはフロート式のため、洪水流入による貯水位上昇に伴ってSS濃度および流速測定を行っている標高が順次変化していることに注意を要する。

### ③ 計測結果(2)

本システムの特徴である高濃度測定についても、美和ダムで検討中の堆砂排除補助システムの試験地を利用した実験を実施した。高濃度の濁水が連続的に導かれた水槽中に計測システムを設置してSS濃度の連続測定を行った（図3-2-26）。本システムによる計測値と同時に行った採水分析結果を比較した結果、図3-2-27に示す

ように数万から数十万mg/lの高濃度測定においても十分な精度があり、高濃度測定への適用性が十分あることが確認された。

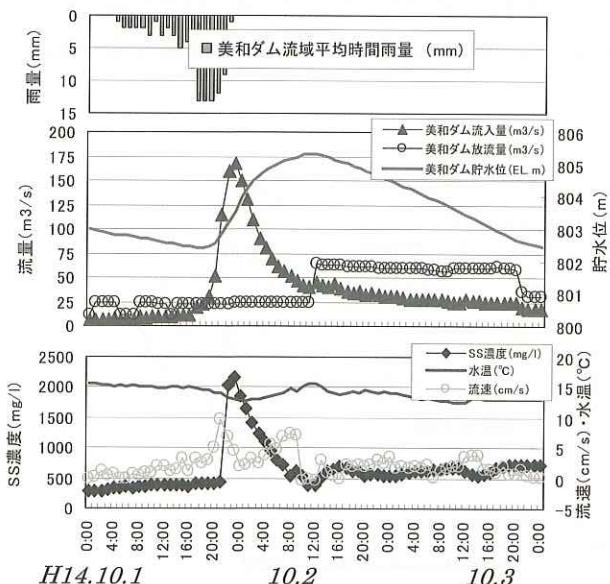


図3-2-25 フィールド試験結果（H 14 台風21号）



図3-2-26 高濃度測定実験状況

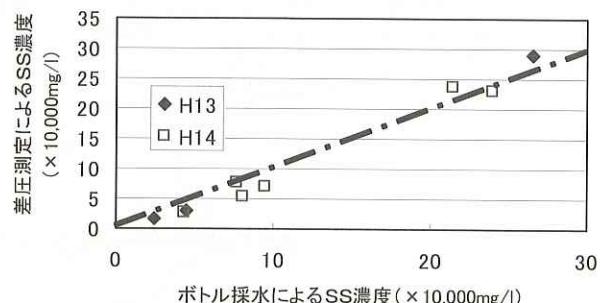


図3-2-27 高濃度測定実験結果

### (3) 地形および地質特性からみた土砂移動特性

#### a. はじめに

三峰川流域では活発な土砂生産・流出が続いているが、その機構は複雑であり、流域内における土砂動態を把握することは容易ではない。その主要な理由として、同流域内における地形・地質条件およびその分布様式の多様性が挙げられる。そこで本稿では、三峰川流域の土砂生産・流出の実態について、地質および地形特性との関連から検討を行った成果を報告する。なお、紙幅の都合により、ここではその成果の一部を紹介するにとどめ、詳細は河川懇談会の報告書（2003）に譲る。

#### b. 三峰川流域の地形・地質特性

##### ① 地形特性

本流域は、野県南東部に位置する伊那谷を貫いて流れる天龍川水系の一支流域であり、三峰川の全流域面積は $481.4\text{ km}^2$ であるが、その内ここで対象としている美和ダムの集水面積は $311.1\text{ km}^2$ である。この流域の地形は概して急峻であるが、支流域毎に多様な様態を見せる。

検討対象としている美和ダムの集水域（以下、三峰川流域と呼ぶ）は、三峰川本川流域と黒川流域の大きく二つに分けてみることができる（図3・2・28）。両支流域とも、その源流を三峰川流域の東辺にあたる標高 $3,000\text{ m}$ 前後の南アルプス主稜線付近に持ち、流域のほぼ西端に位置する標高 $817.6\text{ m}$ （ダムの天端高）の美和ダムに至るまで、 $2,000\text{ m}$ 以上の比高を持つ。

流域内の主な支川流域の地形特性を表3・2・3に示す。三峰川本川は、その最上流域を除いて、他の支川に較べると際だって勾配が小さいが、三峰川本川に流入する支々川や黒川流域の各支川の勾配は概して大きい。

この戸台川・尾勝谷川流域には、著名な藪沢カールを

はじめとして、多くの氷河地形、周氷河地形がみられる。仙丈ヶ岳の北側の藪沢カールには、三日月型モレーンがみられる他、大仙丈沢や小仙丈沢等に小規模なカールないしカール状地形が認められる。戸台川上流部の支溪である藪沢の中腹部、藪沢大滝から八丁坂に至る緩斜面は氷河性のアウトウォッシュ堆積物と考えられており（河内ほか、1983）、長さ $2\text{ km}$ 、幅 $1\text{ km}$ 、厚さ $30\text{ m}$ 以上にわたって大小さまざまな土砂礫を無秩序に含む砂礫層となっている。

また、標高 $2,000\text{ m}$ 以上の地域には、広範囲に周氷河地形であるソリフラクションがみられ、中でも熊穴沢、角兵衛沢、馬の背から大仙丈ヶ岳の間などの戸台川を圍む支溪流域や山稜にはソリフラクションによる岩海がひろがっている。これらの氷河地形・周氷河地形もまた、流域からの土砂生産機構に影響を与えるものと考えられる。

##### ② 地質特性

三峰川流域の地質は、この流域が西南日本地質区の最北東端に近く、西南日本外帯の諸地質区が中央構造線と静岡一糸魚川構造線に挟まれて急激に狭まり、やがて切断される地点に近く位置していることによってその特徴が説明される。

図3・2・29に三峰川流域の地質区分を示す。本流域の西端近くに位置する美和湖は、ほぼ中央構造線上にあり、小面積ではあるがその西側に西南日本内帯の領家帶に属する領域がある。中央構造線より東側には、西から順に三波川帶、御荷鉢一秩父帶、四万十帶と、西南日本外帯の諸地質区が南北に延びる狭い帶状となって分布する。

三波川帶と御荷鉢一秩父帶は岩上衝上断層に、御荷鉢一秩父帶と四万十帶は仏像一糸魚川構造線に区切られており、御荷鉢一秩父帶の戸台構造帶、四万十帶の北沢峠断層など、中央構造線を含めて多くの断層や構造線がそ

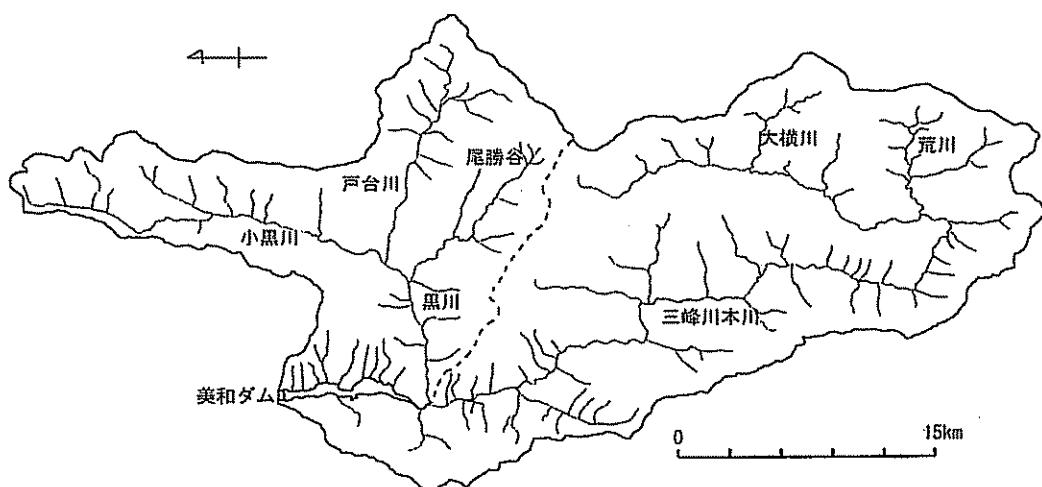


図3・2・28 三峰川流域（美和ダムの集水域）内の水系網

表3・2・3 三峰川流域における主な支川の地形特性

支川名	流域面積 (km <sup>2</sup> )	河道平均勾配	起伏量 (m)	起伏率 (m/km <sup>2</sup> )
三峰川本川*	242.4	1/30.7	2233	9.2
黒川*	106	1/22.1	1437	13.6
荒川	20.5	1/6.3	1701	83.0
大横川	9.9	1/6.6	1409	142.3
小黒川	39.2	1/18.5	1287	32.8
戸台川	30.8	1/7.1	2063	67.0
尾勝谷	22.1	1/8.1	2083	94.3

(\* ) 三峰川流域に荒川と大横川流域を、黒川流域には小黒川、戸台川、尾勝谷の流域をそれぞれ含めた数値

それぞれ南北方向に延びている。

いくつかの既往文献によると、この流域を調査対象とした検討結果として、豪雨災害時に発生する崩壊面積率や崩壊深あるいは移動土砂の粒径分布などが地質と関連を持っていることが報告されているが、それらの関係の評価は未だ十分とはいえない。

### c. 戸台川流域における土砂移動特性

三峰川流域は、その広大な流域内において地形・地質特性が多様かつ複雑に分布しているため、その全流域において詳細な踏査や資料解析を行うことは容易でない。そこで、検討効率を考慮して、三峰川の支流域である戸台川流域を事例に、土砂移動の実態に関する集中的調査・検討を行った。

#### ① 流域の概要

戸台川は黒川の一支川であり、その流域内には多くの土砂移動の痕跡がみられ、三峰川流域の中でもとくに土砂生産・流出の活発な支流域であると考えられる。また、戸台川流域はその内部に三峰川流域の代表的な地質帯のいくつかを含んでおり、地形特性も多様なことから、この流域が三峰川流域における土砂生産・流出特性を把握するための集中的調査・検討対象として最適であると判断した。

流域の地形特性をみていくと、その流域面積は30.8km<sup>2</sup>であり、これは美和ダムの集水面積311.1km<sup>2</sup>の

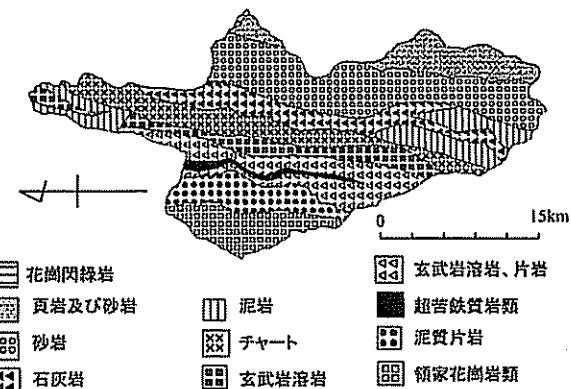


図3・2・29 三峰川流域の地質

約10%に相当する。標高は最高点（仙丈ヶ岳山頂）が海拔3,032m、最低点（戸台川と小黒川との合流点）が海拔990mであり、流域内に2,000m以上の比高がある。流域の形状は南東から北西方向に流下する羽状流域とみることができる。上流側に相当する流域最東端には、仙丈ヶ岳山頂直下の藪沢カールを水源とする藪沢と、甲斐駒ヶ岳の西側斜面を水源とする赤河原の、この流域内では比較的大きな流域面積を持つ支流がそれぞれ北と西に向かって流下しており、両支川が合流する標高約1,500mの丹渓山莊跡付近から下流の延長約7.3km、平均勾配3.6°の区間が戸台川本川である。この戸台川本川をいくつもの急峻な地形を呈する小流域が囲んでおり、多くの支渓が本川へと流れ込んでいる。流域内に多くの氷河地形、周氷河地形がみられることもこの流域の特徴である。

#### ② 土砂移動形態の類型化

戸台川流域における土砂移動特性には、本川と支渓との合流部における大規模な土砂の堆積、地質による土層構造の違いと土砂移動特性の違い、周氷河地形による土砂移動特性への影響などの特徴のあることがわかった。これらの特徴から戸台川流域における土砂移動形態を類型化するとつきのようになる。（図3・2・30に各類型に相当する小流域の分布と各地質帶における代表的な土砂材料の粒径分布を示す。）

- 地質はチャートで、大規模な土砂移動があるが、移動土砂の多くが小流域末端で堆積する。
- 地質は石灰岩で、恒常に岩から剥離するように浅い崩壊がある。豪雨時の崩壊も小規模であるが、その崩土はほとんど全て本川に流入・流下する。
- 砂岩地帯の主に左岸側の小流域で、豪雨時に崩壊が発生してその崩土が流下するが、その多くが小流域末端で堆積する。

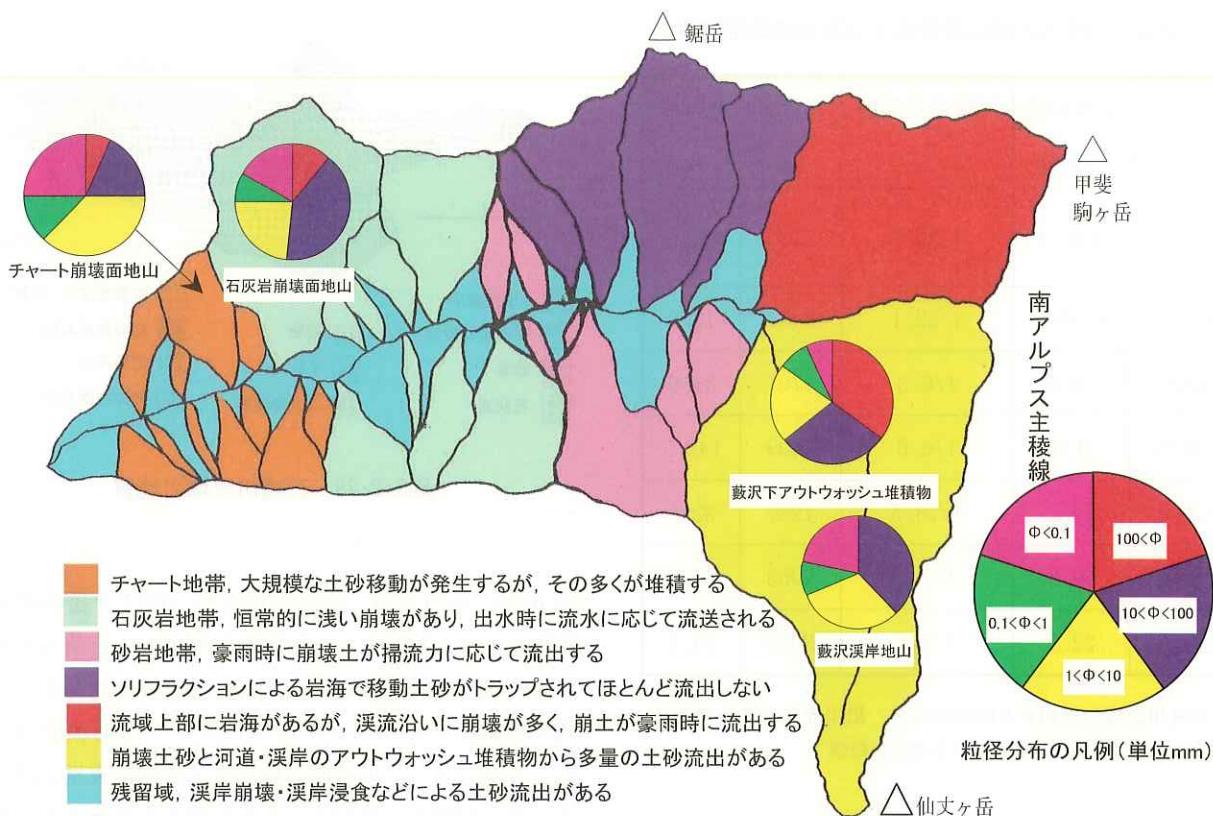


図3・2・30 戸台川流域における土砂流出形態の類型化と各地質帶での代表的な土砂の粒径特性

- (d) 砂岩地帯の主に右岸側の小流域で、流域上部では豪雨時に崩壊が発生するが、ソリフラクションによる影響で小流域内に移動土砂が堆積し、細粒成分以外の土砂礫はほとんど流出しない。
- (e) 砂岩地帯にあり、流域内的一部にはソリフラクションによる岩塊があるが、地形が急峻で流域面積が比較的大きいために表流水があり、豪雨時には流路沿いに崩壊が多発して崩土が本川へと流出する。
- (f) 砂岩地帯にあり、流域面積が比較的大きいために豪雨時には支渓の流量も多く、主に流路付近から渓岸崩壊などによる大量の土砂移動があり、そのほとんどが本川に流入する。

### ③ 戸台川の河床変動状況

戸台川の河床における土砂移動状況を明らかにするため、昭和 22, 52, 58, および平成 9 年に撮影された同流域の空中写真から地形図を作成し、河床変動状況について解析した。解析の対象としたのは、現地踏査によって最も激しい河床変動が予想された戸台川下流端に位置する戸台ダムから流路に沿って 4.1km 上流（治山事業によって設置された鋼製枠ダムから下流へ 80m）の地点より上流側、蔽沢大滝よりやや下流の、戸台ダムから 8.8km の地点までの延長 4.7km の河道区間である。この河道区内で流路方向に 100m 間隔で横断地形を読みとて横

断面図を作成し、各横断面の最低地点を結ぶことによって縦断地形の変化を読みとった。

さらに、断面平均法を用いて各横断面間の河床変動量を算出した。図3・2・31 に縦断方向にみた河床高の変化状況を、図3・2・32 に各期間および各流路区間毎の河床変動量を示す。河床高の変化をみると、上流部などを中心として河床が低下した区間もあるが、全体的にみると河床が上昇傾向にある区間が多い。ここには図を示していないが、横断地形をみると、凹地形を呈していた場所が土砂の堆積によって埋められているところが多い。しかし、横断方向の全河道範囲で河床が上昇あるいは低下している所もあった。

また、渓岸崩壊などによって河道範囲が広がったと思われる断面と、逆に上部斜面の崩壊によって河道に渓岸斜面が押し出したと思われる断面もある。期間別にみると、昭和 57 年災を挟んだ昭和 52 年と昭和 58 年の間で河床上昇が目立った。この期間には河道凹部を埋めるだけでなく、全体的に河床が上昇している区間が多くなった。昭和 36 年災を挟んだ昭和 22 年と昭和 36 年の間でも、流路延長約 7,100m 地点より上流側の蔽沢下流よりで河床が低下しているが、流路延長 7,100m 以下の戸台川本川区間ににおいては上昇傾向にある区間が多い。逆に、大きな豪雨災害の無かった昭和 36 年から昭和 52 年の間では

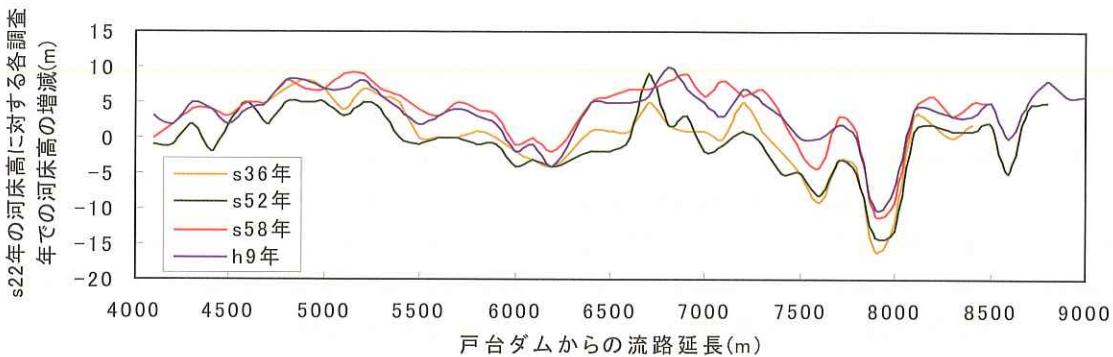


図3・2・31 戸台川における河床変動状況 (s22 年の河床高に対する各調査年での変動量)

河床が低下する傾向にある区間が多い。また、やはり大きな豪雨災害の無かった昭和57年から平成9年にかけては、その期間が長いにも関わらず全体的に河床の変動が少なく、どちらかというと昭和52年から58年にかけて河床が大きく上昇したところを中心として低下傾向にある。

これらのことより、支渓流域や山腹で大量の土砂移動のある豪雨災害時には、勾配が緩くなる戸台川本川河道を中心として河床が上昇し、上流域で土砂移動の少ない期間には河床が低下する傾向が多くみられる。このメカニズムは、ちょうど砂防ダムの土砂調節機能と同様に、上流から高濃度に土砂を含んだ水が流れてきた場合には勾配の緩くなる本川河道で土砂の堆積が起こり、逆に土砂濃度の低い流水が多く流れる期間においては堆積した土砂が再侵食されて流下するという土砂水理学的にごく一般的な現象がここでも起こっていることを意味する。

河床の変動量をみると、この河道区間での河床堆積土砂量が昭和36年災を挟んだ昭和22年と昭和36年の間で約180万m<sup>3</sup>、昭和57年災を挟んだ昭和52年と昭和58年の間で約290万m<sup>3</sup>それぞれ増えており、比較的大規模な土砂流出の少なかった昭和36年と昭和52年の間では逆に約44万m<sup>3</sup>減少している。

前章での崩壊による移動土砂量からの考察からは、豪雨災害時には河道からも大量の土砂が流出すると推察されたが、ここで得られた結果は豪雨時には河道堆積土砂が増加することを示しており、前章での検討から得られた結果と一見矛盾するように見える。また、堆積土砂量が前項で解析を行った小流域からの移動土砂量を上回っていることも、土砂取支を考える上で重要な課題を投げかけている。しかしながら、ここで行った河床変動量の解析は、戸台川上流区域だけで少なくとも数百万立米の土砂がなんらかの移動をしていることを示しており、土砂の移動過程において細粒成分が抜け出して流下して

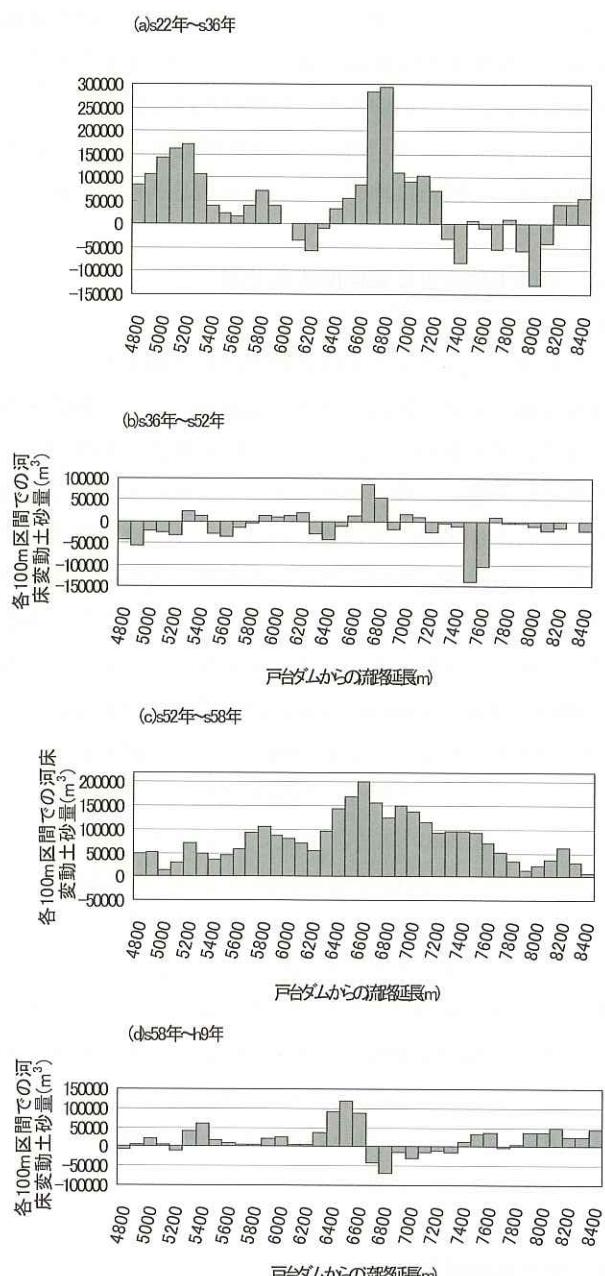


図3・2・32 戸台川における各 100m の流路区間毎の河床変動土砂量

といったと考えると、豪雨災害年に美和ダムに細粒土砂を多く含んだ大量の土砂が流入したことも理解される。

現在では極度にアーマーコートが発達して河床が安定しているようにみえた河道区間においても昭和22年以降に激しい河床変動が繰り返されていたという解析結果や、前章で示したようにこの区間への土砂供給源となる斜面土塊には細粒土砂が多く含まれているという事実もまた、移動土砂中の礫や掃流砂成分だけが河道に残り、ウォッシュロード成分や浮遊砂成分が大量に流下したという理解を助ける。

河道においてなんらかの土砂移動があれば、移動土砂中の砂礫成分が直下流に堆積したとしても細粒成分が下流に流出している可能性が高いと考えられ、三峰川流域における豪雨年の土砂流出特性を明らかにするためには、山腹斜面における崩壊等の土砂移動だけではなく、三峰川本川を含めた各支川河道での土砂移動状況をその粒径組成も含めて慎重に検討する必要があると考えられる。

#### (4) 流出土砂の質と量に関する予測

##### a. はじめに

美和ダムに流入する土砂の質と量を予測するには、三峰川流域における降雨の特性、崩壊地における地形・地質特性、河道周辺における土砂の貯留状況、土砂の流送特性等を考慮してゆく必要がある。これらすべてを短期間に明らかにすることは難しいが、ここでは、降雨流出に伴って河道内に貯留されている土砂が流出する過程に関して数値シミュレーションを行ってみる。なお、計算は三峰川の右支川である戸台川を対象として行っている。

用いた計算モデルは、与えられた流域条件の下に任意の降雨波形に対して、任意の地点における洪水流量ハイドログラフ、流出土砂量の時間的変化(セディメントグラフ)、粒径分布が同時に予測できるものである。また、今後のモデルの高精度化が図れるように、流域内で生じている物理現象をできるだけ忠実に再現したモデルとなっている。本モデルの適用性に関しては、長野県の高瀬ダム流域で現地データに照らして確認されているのみならず(高橋他, 2001), 1999年12月にベネズエラで生じた集中豪雨災害の際に、カムリ・グランデ川から流出した土砂流の再現に用いられ(中川他, 2002), 妥当な結果を与えることが確認されている。

##### b. モデルの概要

任意の降雨波形の下で土砂流出を予測するために開発されたモデルの概要を記す。本モデルにおいては、流域が単位流域の集合体であるとみなし、それぞれの単位

流域斜面の下端におけるハイドログラフは以下のキネマティックウェーブモデルによって計算される。

$$q_s = \alpha_k h^m \quad (3 \cdot 2 \cdot 4)$$

$$\alpha_k = \sin^{1/2} \theta_s / n_e \quad (3 \cdot 2 \cdot 5)$$

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial q_s}{\partial x} = r_e \quad (3 \cdot 2 \cdot 6)$$

ここに、 $q_s$ = 単位幅当たりの水の流量、 $h$ = 水深、 $\sin \theta_s$ = 斜面勾配、 $n_e$ = 相当粗度、 $r_e$ = 有効雨量強度、 $m=5/3$ 、 $t$ = 時間、 $x$ = 斜面頂部からの距離である。

河道における洪水流の計算は、洪水流出計算の段階では河床堆積物の存在を無視して、

$$q = \frac{1}{n_m} h^{5/3} \sin^{1/2} \theta_w \quad (3 \cdot 2 \cdot 7)$$

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial q}{\partial x} = q_{in} \quad (3 \cdot 2 \cdot 8)$$

を用いて行う。ここに、 $q$ = 河道単位幅当たりの水の流量、 $n_m$ = 河床のマニング粗度係数、 $\sin \theta_w$ = 水面勾配、 $q_{in}$ = 斜面からの横流入量である。

河床が  $15^\circ$  以上の急勾配区間では土石流を発生する可能性があるが、石礫が卓越する場合には、概ね  $C \geq 0.4C_L$  のとき石礫が全流动深に分散した石礫型土石流となり、 $C_L < 0.4C_L$  では石礫が流れの下層に集中して流れる掃流状集合流动となる。ここに、 $C_L$  は流れ中の粗粒子容積濃度であり、 $C_L$  は堆積層中の粗粒子容積濃度である。粗粒子濃度が 1% 以下では通常の掃流砂となる。上記の土砂濃度の各段階で流れの抵抗則は異なっており、土石流では

$$q = \frac{2}{5d_{ml}} \left( \frac{g}{0.02} \frac{\sigma C_L + (1 - C_L) \rho_m}{\sigma} \right)^{1/2} \left\{ \left( \frac{C_L}{C_L} \right)^{1/3} - 1 \right\} h^{5/2} \sin^{1/2} \theta_w \quad (3 \cdot 2 \cdot 9)$$

掃流状集合流动および掃流砂では、それぞれ、

$$q = \frac{0.7\sqrt{g}}{d_{ml}} h^{5/2} \sin^{1/2} \theta_w \quad (3 \cdot 2 \cdot 10)$$

$$q = \frac{1}{n_m} h^{5/3} \sin^{1/2} \theta_w \quad (3 \cdot 2 \cdot 11)$$

である。ここに、 $q$ = 単位幅当たり流量(水+土砂)、 $d_{ml}$ = 流れの内部における粗粒子の平均粒径、 $g$ = 重力加速度、 $\rho_m$ = 間隙泥水の密度、 $\sigma$ = 砂礫密度である。式(3・2・11)は  $h/d_{ml} \geq 30$  の条件が満足される場合には砂礫濃度が 1% 以上でも用いられる。これは流れの相対水深が大きい場合、粗粒子といえども乱れの影響で浮遊するようになるためである。

ここでは混合砂礫の粒度構成割合の変化を問題にしている。そこで、粒度分布範囲を  $k_e$  個の粒径階に分割し、 $k$  番目の粒径階の粒径を  $d_k$  で表し、 $k=1$  から  $k=k_1$  に入る粒径成分を細粒分とし、これは水と一体になって流体

相を形成するとみなす。残りの  $k=k_1+1$  から  $k=k_e$  までの粒子が粗粒子である。したがって、細粒分および粗粒分の容積濃度、流体相の密度、および流砂中の粗礫の平均粒径は以下の式で与えられる。

$$C_L = \sum_{k=k_1+1}^{k_e} C_k \quad (3 \cdot 2 \cdot 12)$$

$$C_F = \left( \sum_{k=1}^{k_1} C_k \right) / (1 - C_L) \quad (3 \cdot 2 \cdot 13)$$

$$\rho_m = \rho + \frac{\sigma - \rho}{1 - C_L} \sum_{k=1}^{k_1} C_k = \rho + (\sigma - \rho) C_F \quad (3 \cdot 2 \cdot 14)$$

$$d_{mL} = \left( \sum_{k=k_1+1}^{k_e} d_k C_k \right) / C_L \quad (3 \cdot 2 \cdot 15)$$

ここに、 $\rho$ =水の密度、 $C_F$ =細粒分が間隙水中に占めている容積濃度、 $C_k$ = $k$ 番目の粒径階が全容積中で占める割合である。

粗粒分のみが堆積する場合の容積濃度  $C_{*L}$  と、細粒分のみが堆積する場合の容積濃度  $C_{*F}$  を、簡単のために一定値 0.65 と仮定する。粒径階  $k$  の粒子が占めている体積を  $V_k$  とすると、全粒子の中でこの粒径階の粒子が存在する割合は

$$f_{hk} = V_k / (V_L + V_F) \quad (3 \cdot 2 \cdot 16)$$

である。ただし、

$$V_L = \sum_{k=k_1+1}^{k_e} V_k, \quad V_F = \sum_{k=1}^{k_1} V_k \quad (3 \cdot 2 \cdot 17)$$

で定義される。

全粗粒子中で粒径階  $k$  の粒子が存在する割合  $f_{hkL}$  は次式で与えられる。

$$f_{hkL} = f_{hk} (V_L + V_F) / V_L = f_{hk} / \sum_{k=k_1+1}^{k_e} f_{hk} \quad (3 \cdot 2 \cdot 18)$$

河床における全粗粒分の割合  $F$  が

$$F \geq \frac{C_{*L}}{C_{*F} + C_{*L} - C_{*L} C_{*F}} \quad (3 \cdot 2 \cdot 19)$$

を満足する場合、粗粒子が骨格構造を構成し、骨格の間の隙間に細粒子が存在する。いま、仮定している条件下では、そのような  $F$  の限界値は 0.74 である。この場合、空隙中に存在する細粒分の存在割合  $C_{*k}$  ( $k=1 \sim k_1$ ) は次式で与えられる。

$$C_{*k} = \frac{C_{*L}}{1 - C_{*L}} \frac{V_k}{V_L} = \frac{C_{*L}}{1 - C_{*L}} \frac{f_{hk}}{\sum_{k=k_1+1}^{k_e} f_{hk}}, \quad k = 1 \sim k_1 \quad (3 \cdot 2 \cdot 20)$$

細粒分が 26% を越えて存在する場合には、それらも粗粒子骨格間の空隙には収容しきれず、粗粒子は骨格を形成することなく、細粒子が  $C_{*F}$  の濃度で堆積している中に分散して存在するようになる。この時、微細

成分の存在率  $C_{*k}$ 、および全粗粒成分の濃度  $C_{*L}$  は、それぞれ以下のように与えられる。

$$C_{*k} = \frac{f_{hk} C_{*F}}{1 - F} \quad (3 \cdot 2 \cdot 21)$$

$$C_{*L} = \frac{F C_{*F}}{C_{*F} F + 1 - F} \quad (3 \cdot 2 \cdot 22)$$

水と土砂を加えた全容積の連続式は

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{1}{B} \frac{\partial qB}{\partial x} = i_{sh} K_1 + \frac{q_{in}}{B} \quad (3 \cdot 2 \cdot 23)$$

で与えられる。ここに、 $B$ =流れの幅、 $i_{sh}$ =侵食（正の場合）、または堆積（負の場合）速度、 $q_{in}$ =側岸の単位長さ当たり供給水量であり、ここでは側岸からの崩壊土砂あるいは崖錐の侵食については無視している。また、 $K_1$  は係数で

$$\begin{aligned} K_1 &= C_{*L} + (1 - C_{*L}) \{ C_{*F} + (1 - C_{*F}) s_h \} \quad (i_{sh} > 0) \\ K_1 &= 1 \quad (i_{sh} \leq 0) \end{aligned}$$

である。ただし、 $s_h$ =河床の飽和度である。

各粒径階の粒子の連続式は

$$\frac{\partial (C_k h)}{\partial t} + \frac{1}{B} \frac{\partial (q C_k B)}{\partial x} = \begin{cases} i_{shk} C_{*L} & (i_{shk} \geq 0) \\ i_{shk} C_{*L_{max}} & (i_{shk} < 0) \end{cases} + \frac{q_{sink}}{B} \quad (3 \cdot 2 \cdot 24)$$

である。ここに、 $i_{shk}$ =粒径階  $k$  の粒子の侵食・堆積速度、 $C_{*L_{max}}$ =粗粒子の最密充填濃度、 $q_{sink}$ =粒径階  $k$  の粒子が河道の単位長さ当たり側面から供給される量である。なお、 $i_{shk}$  は空隙を含まない実質の侵食速度であるから、 $\sum_{k=1}^{k_e} i_{shk}$  は  $i_{sh}$  とはならないことに注意する必要がある。

河床変動を表す連続式は、河道幅の広い領域では河道幅よりも狭い水みちが形成されていると考え、水みちが横断方向に変動することによって、河道幅全体の河床高さが横断的にほぼ均等になりながら変動すると考えて、次式のように表す。

$$\frac{\partial z}{\partial t} + \frac{B}{B_0} i_{sh} = 0 \quad (3 \cdot 2 \cdot 25)$$

ここに、 $z$ =河床位、 $B_0$ =河道幅（谷幅）である。

土石流から掃流までを一貫して取り扱うことのできる侵食速度式として以下の式を用いる。

$$\begin{aligned} \frac{i_{sha}}{\sqrt{gh}} &= K \sin^{3/2} \theta_w \left\{ 1 - \frac{\sigma - \rho_m}{\rho_m} C_L \left( \frac{\tan \phi}{\tan \theta_w} - 1 \right) \right\}^{1/2} \\ &\quad \left( \frac{\tan \phi}{\tan \theta_w} - 1 \right) (C_{L\infty} - C_L) \frac{h}{d_{mL}} \end{aligned} \quad (3 \cdot 2 \cdot 26)$$

ここに、 $i_{sha}$ =河床表面の平均粒径  $d_{mL}$  に対する侵食速度、 $K$ =定数、 $\phi$ =河床材料の内部摩擦角、 $C_{L\infty}$ =土砂の平

衡濃度であり、これについては後述する。

粒径別の侵食速度については、河床に含まれている粗礫はその地点での水深が当該粒径よりも大きくなつたとき初めて侵食されると仮定する。いま、 $d_{k_2+1} > h > d_{k_2}$  のとき、移動可能な粗粒子の割合は

$$\sum_{k=k_1+1}^{k_2} f_{bLk}$$

であるから、侵食速度は

$$i_{sb0} \sum_{k=k_1+1}^{k_2} f_{bLk}$$

である。 $k_1 < k < k_2$  に属する粗粒子の実質体積は  $C_{*L} f_{blk}$  であるから、 $d_{k_2+1} > h > d_{k_2}$  の時の粒径別侵食速度は次式で与えられる。

$$\left. \begin{array}{l} k_1 < k \leq k_2 \text{ のとき : } i_{shk} = i_{sh0} f_{blk} C_{*L} \sum_{k=k_1+1}^{k_2} f_{blk} \\ k > k_2 \text{ のとき : } i_{shk} = 0 \end{array} \right\} \quad (3 \cdot 2 \cdot 27)$$

流砂形態が掃流砂であると判断される条件下では、その粒径に対する限界掃流力よりも小さい掃流力の下ではその粒子の侵食は起こらないとする。

$k \leq k_1$  の細粒子に関する侵食速度は以下の式で与えられる。

$$i_{shk} = i_{sh0} (1 - C_{*L}) C_{*k} \sum_{k=k_1+1}^{k_1} f_{blk} \quad (3 \cdot 2 \cdot 28)$$

ある場所へ流下してきた土石流中の粗粒子濃度  $C_L$  がその地点での平衡濃度  $C_{L\infty}$  よりも大きい場合には、堆積を生じる。超過土砂量は河床の単位面積当たり  $h(C_L - C_{L\infty})$  であるから、これだけの土砂が  $(h/u)/d$  の時間をかけて堆積するものと考えると、(3・2・29) の堆積速度式が得られ、 $k > k_1$  粒子の堆積速度は(3・2・30) である。

$$i_{sh0} = \delta_d \frac{C_{L\infty} - C_L}{C_{*L}} \frac{q}{h} \quad (3 \cdot 2 \cdot 29)$$

$$i_{shk} = i_{sh0} \frac{C_k}{C_{L\max}} C_{*L\max} \quad (3 \cdot 2 \cdot 30)$$

ただし、 $\delta_d$  = 定数である。

細粒分は、それ自身の沈降を考慮しないとき、水と一緒にとなって挙動しているので、粗礫の堆積に伴い、流体相が河床に取り込まれることによって堆積するので、 $k \leq k_1$  に対する堆積速度式は以下のようになる。

$$i_{shk} = i_{sh0} (1 - C_{*L\max}) \frac{C_k}{1 - C_{*L}} \quad (3 \cdot 2 \cdot 31)$$

空隙を含んだバルクの侵食速度、および堆積速度は、

それぞれ以下の式で与えられる。

$$i_{sh} = \frac{1}{C_{*L}} \sum_{k=k_1+1}^{k_2} i_{shk} \quad (3 \cdot 2 \cdot 32)$$

$$i_{sh} = \frac{1}{C_{*L\max}} \sum_{k=k_1+1}^{k_2} i_{shk} \quad (3 \cdot 2 \cdot 33)$$

平衡土砂濃度は  $\tan \theta_w$  に応じて以下のような式で与えられる。

$\tan \theta_w > 0.138$  のとき :

$$C_{L\infty} = \frac{\rho_m \tan \theta_w}{(\sigma - \rho_m)(\tan \phi - \tan \theta_w)} \quad (3 \cdot 2 \cdot 34)$$

$0.03 < \tan \theta_w \leq 0.138$  のとき :

$$C_{L\infty} = 6.7 \left\{ \frac{\rho_m \tan \theta_w}{(\sigma - \rho_m)(\tan \phi - \tan \theta_w)} \right\}^2 \quad (3 \cdot 2 \cdot 35)$$

$\tan \theta_w \leq 0.03$  のとき :

$$C_{L\infty} = \frac{(1 + 5 \tan \theta_w) \tan \theta_w}{\sigma / \rho_m - 1} \cdot \left( 1 - \alpha_0^2 \frac{\tau_{*c}}{\tau_*} \right) \left( 1 - \alpha_0 \sqrt{\frac{\tau_{*c}}{\tau_*}} \right) \quad (3 \cdot 2 \cdot 36)$$

ここに、

$$\tau_{*c} = 0.04 \times 10^{1.72 \tan \theta_w} \quad (3 \cdot 2 \cdot 37)$$

$$\alpha_0^2 = \frac{2 \{ 0.425 - (\sigma / \rho_m) \tan \theta_w / (\sigma / \rho_m - 1) \}}{1 - (\sigma / \rho_m) \tan \theta_w / (\sigma / \rho_m - 1)} \quad (3 \cdot 2 \cdot 38)$$

$$\tau_* = \frac{h \tan \theta_w}{(\sigma / \rho_m - 1) d_{ml}} \quad (3 \cdot 2 \cdot 39)$$

であり、 $d_{ml}$  = 河床表層の移動可能粗粒子の平均粒径である。粒径  $d_k$  が移動可能か否かは、つぎの修正エギアザロフ式で判断する。

$$\left. \begin{array}{l} d_k / d_{ml} \geq 0.4 : \frac{u_{*ck}^2}{u_{*cmL}^2} = \left\{ \frac{\log 19}{\log(19d_k / d_{ml})} \right\}^2 \frac{d_k}{d_{ml}} \\ d_k / d_{ml} : \frac{u_{*ck}^2}{u_{*cmL}^2} = 0.85 \end{array} \right\} \quad (3 \cdot 2 \cdot 40)$$

ここに、 $d_{ml}$  = 河床表層の粗粒子平均粒径、 $u_{*ck} = k$  番目の粒径階の限界摩擦速度、 $u_{*cmL} = d_{ml}$  に対する限界摩擦速度であり、

$$u_{*cmL} = \sqrt{\tau_{*c} (\sigma / \rho_m - 1) g d_{ml}}$$

である。

河床表層における粒度分布変化は

堆積の場合：

$$\frac{\partial f_{hk}}{\partial t} = \frac{B}{B_0} \frac{i_{sh} J_0 f_{0k} - i_{shk} - i_{sh}(J_0 - J) f_{hk}}{\delta_m J} \quad (3 \cdot 2 \cdot 41)$$

侵食の場合：

$$\frac{\partial f_{hk}}{\partial t} = \frac{B}{B_0} \frac{-i_{shk} + i_{sh} C_* f_{hk}}{\delta_m J} \quad (3 \cdot 2 \cdot 42)$$

で与えられる。ここに、 $\delta_m$  = 交換層厚、 $J$  = 河床表層の固体分濃度、 $J_0$  = 下層の $J$ であり、

$$J = C_{*L} + (1 - C_{*L})C_{*P} \quad (3 \cdot 2 \cdot 43)$$

$$J_0 = C_{*L0} + (1 - C_{*L0})C_{*P0} \quad (3 \cdot 2 \cdot 44)$$

である。

河床内部における粒度分布の鉛直分布を表現するために、河床内部をいくつかの層に分割する。最上部の厚さ

$\delta_n$  の層だけが流送土砂と粒子の交換が可能であり、この層における粒度分布は

$$\tilde{f}_{0k} = \frac{\delta_n J_0 f_{0k} - i_{sh} \Delta t (B / B_0) J f_{hk}}{\delta_n J_0 - i_{sh} \Delta t (B / B_0) J} \quad (3 \cdot 2 \cdot 45)$$

で与えられる。ここに、 $\tilde{f}_{0k}$  = 時間ステップ $\Delta_t$ 後の $f_{0k}$ の値である。

#### d. 戸台川流域への適用

上記のモデルを戸台川流域に適用するため、まず、流域の分割化を行った。各河床計算点間の距離は 50m、河床計算点の総数は 1,283、斜面総数は 458 となっている。斜面面積、斜面長さ、河道幅、河床標高などは 1/25,000 の地形図から読みとられている。モデル化された戸台川流域を図3・2・33 に示す。

河床材料の粒度分布としては現地調査を行った際に計

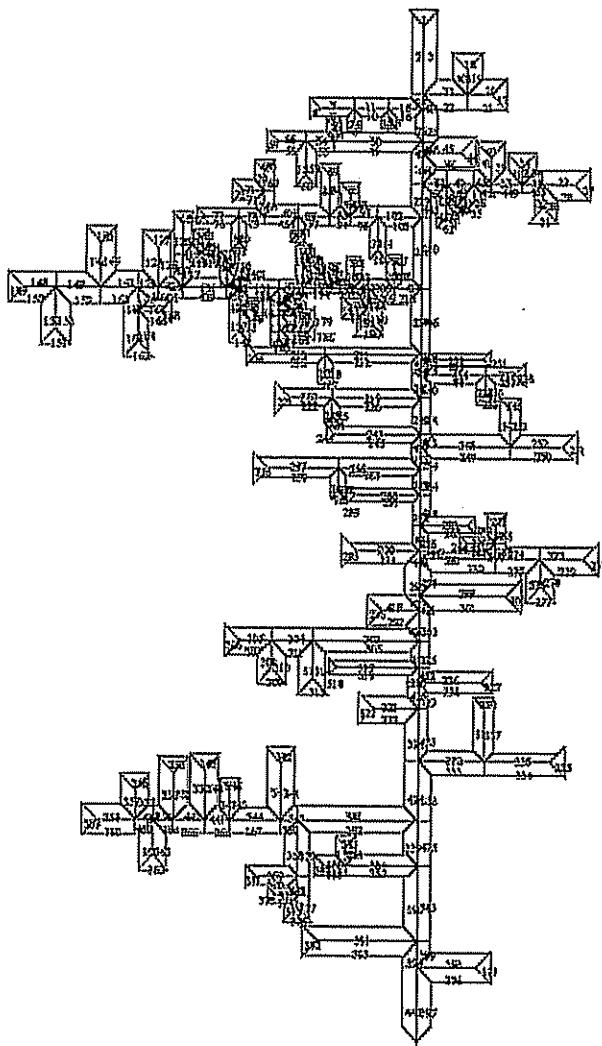
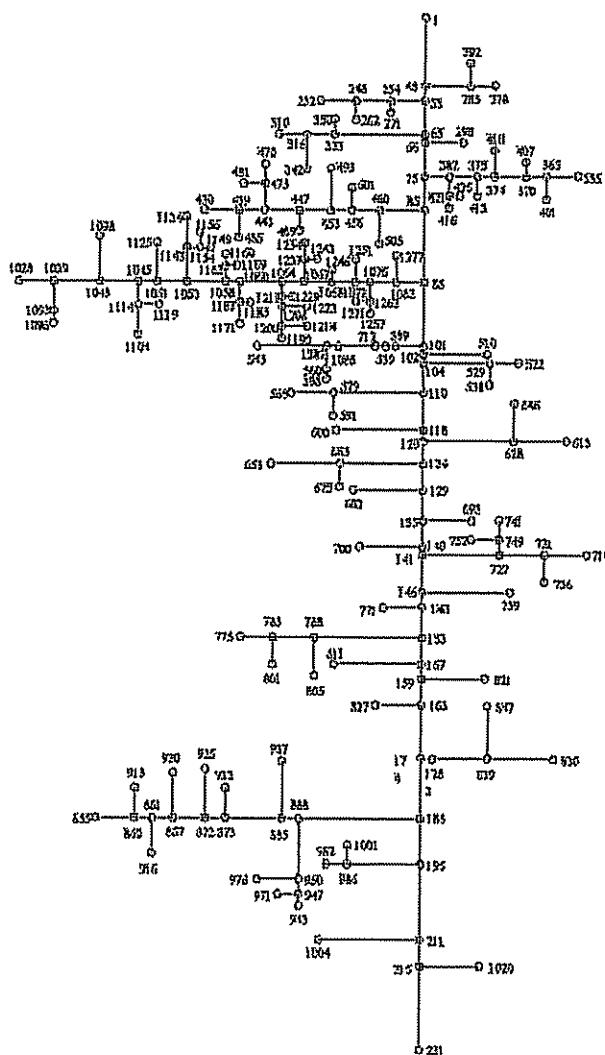


図3・2・33 モデル化された戸台川流域

測された値を用いている。図3・2・34に示すように戸台川流域を大きく3ブロックに分けて、それぞれの領域に対して図3・2・35に示した粒度分布を与えており、また、河床の初期堆積厚さはすべての地点で2mとしている。粒径は15段階に分けられ、0.2mm以下を細粒分、それ以上を粗粒分としている。

降雨の条件としては図3・2・36に示すような最大降雨強度が40mm/hrのものを設定している。このとき、全流域において一様な降雨があったものとしている。

図3・2・37に流出流量および流出土砂量に関する計算結果を示す。これをみると、細粒分の流出量が粗粒分に比べかなり少ないことがわかる。このことは美和ダムに流入する土砂の大半が細粒土砂であるという事実に反しているが、これは与えられた粒度分布が河床から採取された土砂のものであることによると考えられる。

本計算では側方からの土砂の流入は考えていないので、流出してくる土砂はすべて河床堆積土砂が侵食されたものであるのに対し、実際の流域では崩壊斜面などから多くの細粒分を含んだ土砂が降雨とともに河道へと流入してくるからである。今後、こういった点についてはモデルを改良してゆく必要があると考えられる。

## (5) 総合土砂管理の一方策

### a. はじめに

流域の管理は、水文情報を始めとして地形情報、土砂

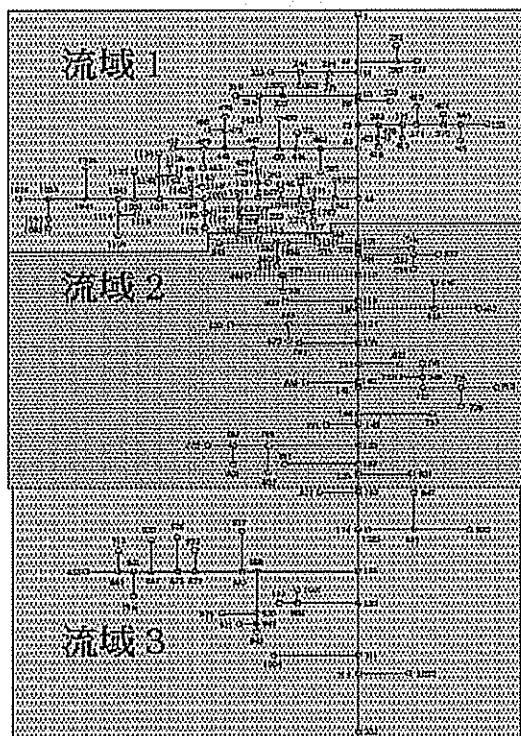


図3・2・34 粒度分布の適用区分

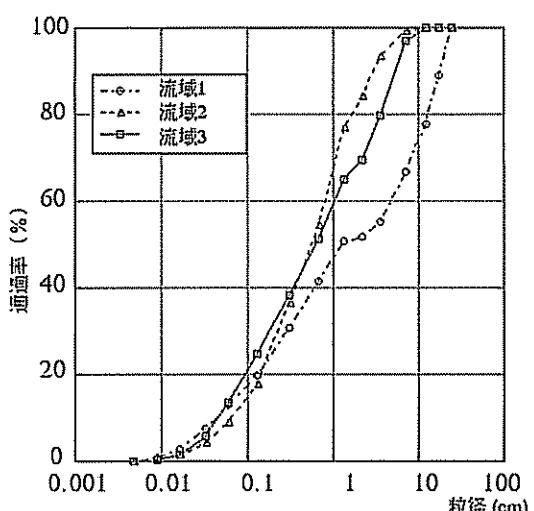


図3・2・35 計算に用いた河床粒度分布

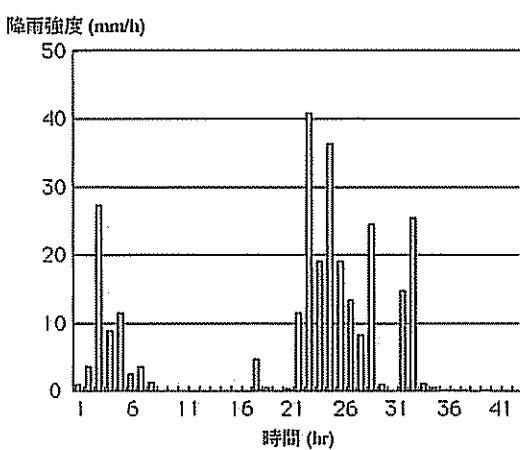


図3・2・36 降雨条件

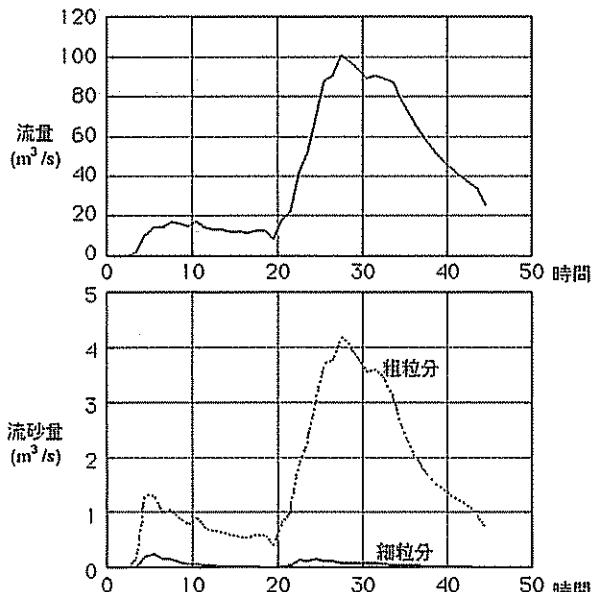


図3・2・37 計算された流量と流出土砂量

移動の情報等、複数の情報が複雑に相互に関連している。また、対象とする流域も水系で一連という考え方から、山地から河口までを一連のデータとして扱う必要がありその量も膨大となっている。これら膨大な情報を管理するためには電子化への対応は必須となっており、管理方策としても電子化情報を利用するのが効果的である。

流域情報の電子化に伴い、流域管理の方策も情報処理が進みつつあり、解析処理のシミュレーション技術の活用、GIS技術の活用が流域の管理に有効になりつつある。

山地流域における土砂流出予測を行うためには、流域に関する情報を解析条件として設定する必要があるが、そのためには山地流域での土砂流出解析を行うことを前提した数値地図の作成やGISの構築について検討し、そのためのGIS上でのツールの開発を進める必要がある。この点に関して、土砂流出解析を行う者と数値地形図作成やGIS構築に携わる者との間の議論や情報交換が積極的になされるべきである。

(4) で示された土砂流出解析では、流域が河道網と各河道に接続する斜面群としてモデル化されており、河道には計算断面位置や砂防ダム等の構造物などが配置されている。このようにモデル化された流域で解析を行う際、その斜面数が数百以上となることも稀ではないため、解析（条件の設定、計算の実行、および結果の検証・考察）をサポートするためのGISが必要である。ここでは、支援システムの概要とデータの生成に関する技術的課題について述べる。

#### b. 流域土砂管理のためのシミュレーションモデルの検討

ここでは流域の土砂管理という観点から流域管理に関する数値シミュレーションモデルについて整理する。

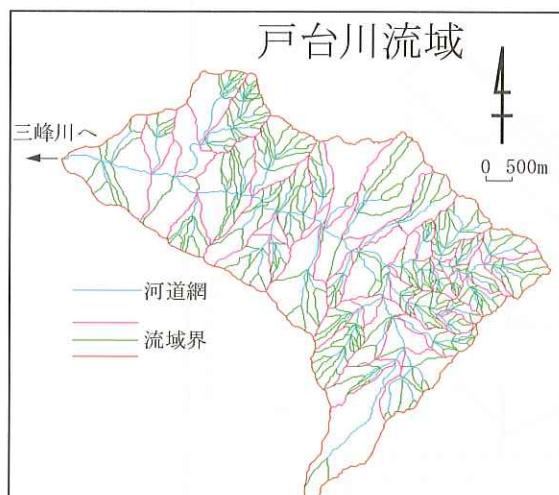


図3・2・38 対象流域での河道と流域の構成

#### ① 計算対象流域とモデルの概要

数値計算による予測方法の一つの方策として、(4)において示された三峰川の一支川である戸台川を対象とした土砂流出予測モデルによる降雨に伴う土砂流出過程のシミュレーションについて、GISによるサポートを念頭において概説する。

ここで取り扱うモデルでは、流域を斜面群と一組の河道網とによって表現し、雨水と土砂の流出過程を追跡することにより流域からの流出土砂の量と質を予測するものである。縮尺1/25,000で作成された流域の構成を図3・2・38に示す。また、河道と計算点の構成を図3・2・39に示す。

計算モデルの条件は以下のとおりである。

- 1) 斜面部では雨水の流出過程のみを計算し、斜面下端におけるハイドログラフを求める。
- 2) 斜面からの雨水の流入を考慮して、河道部における土砂と水の流出過程を1次元河床変動モデルにより計算する。
- 3) 河床材料は混合砂礫とする。

斜面部からの土砂の流入は考えず、河床上に存在する材料が流出するものとする。

#### ② 流域を管理するモデル

流出解析では、流域は実際の地形とは異なり必要な情報のみから構成されるモデルとして取り扱うことができる。流出解析に必要な情報は、河道と斜面で構成され河道内に解析に必要な計算点を追加することによりモデルが作成される。モデル化された流域は前出の図3・2・33とする。

計算条件として図3・2・40に示すような多粒径階からなる混合砂が取り扱える。降雨条件としては、図3・2・36

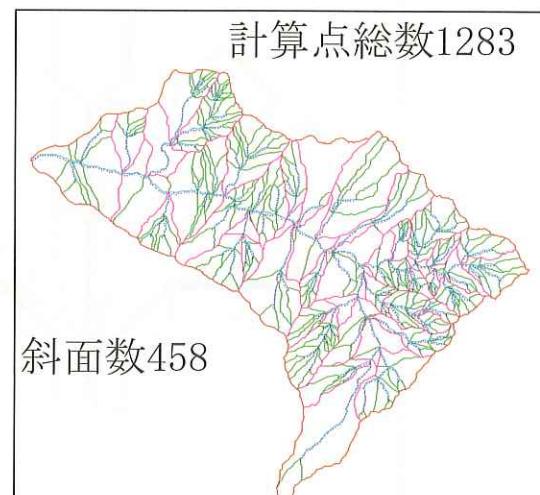


図3・2・39 対象流域での河道と計算点の構成

と同じとするが、任意の降雨パターンが設定できる。これらの条件を計算モデルに代入することにより得られる計算結果の表示例を図3・2・41に示す。基本的には、計算点でのハイドログラフやセディメントグラフが出力さ

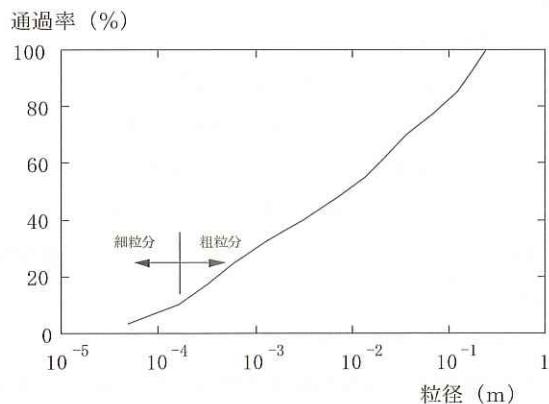


図3・2・40 計算に使用した砂礫の粒度分布

れる。

これらの計算結果に至るまでに必要な斜面、河道等の地形情報の構築は膨大な作業量になるため、人的な作業をサポートするシステムの構築が必要である。また、GIS等により解析結果をよりわかりやすく表現することも必要となってくる。

### ③ 地形情報との対応

流域を管理するための方策として前項ではGISによるサポートを念頭において流出モデルの考え方や解析結果を概説した。ここでは、モデルを用いて降雨による土砂流出（質と量）の流出過程をシミュレートするために必要な空間データ及び属性データについて整理する。

流域からの土砂流出をシミュレートするために、流域を斜面群と一組の河道網によって表現し、雨水と土砂の流出過程を追跡するものである。河道はさらに計算間隔

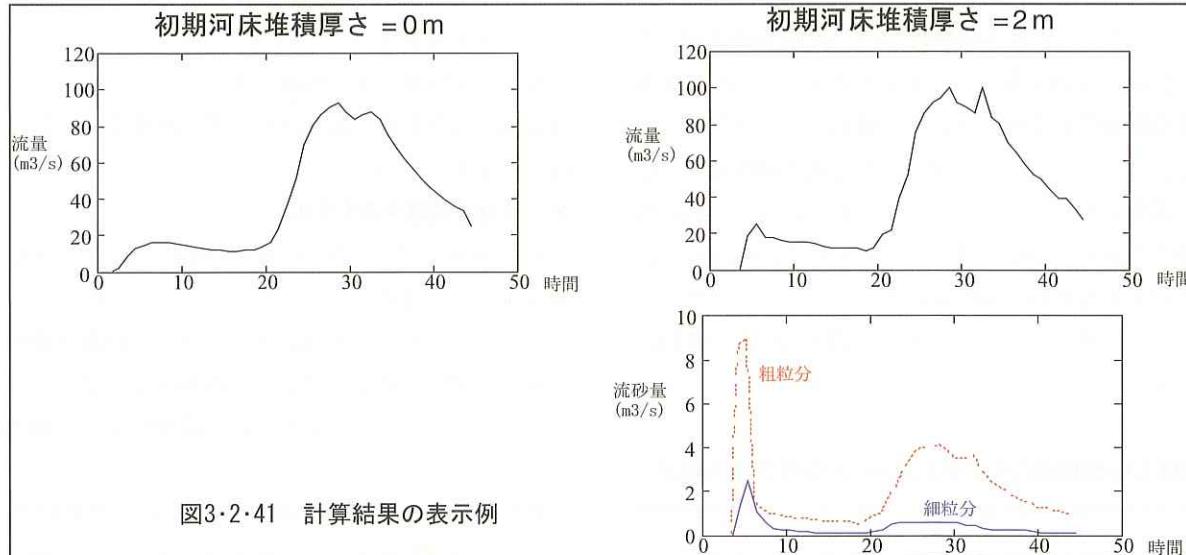


図3・2・41 計算結果の表示例

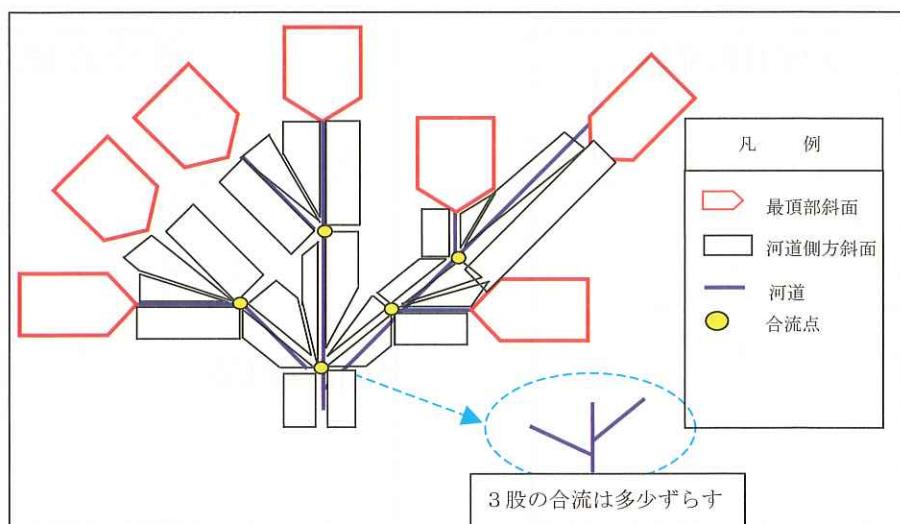


図3・2・42 流域管理モデルの概念図

に対応したポイント（計算点）で分割され、この計算点に対応して斜面も分割される。今回のモデルの特徴としては以下の2点が挙げられる。

- ・河道の最上流は単一の斜面とする。
- ・河道部は左右に斜面を持つ。

また、モデルの構造上、以下の取り扱いを導入する。

- ・合流点は2又とし3又以上の合流となる場合は合流点をずらす。

流域管理モデルの概念図を図3・2・42に示す。

#### ④ モデルを構成するデータ

土砂流出の予測モデルでは、地形データとして斜面、河道、合流点の他に、河床変動を計算する計算点、河道断面が必要である。また、それぞれの地形データは、斜面長、標高値、自己位置のID等の属性データをもつこととなる。これらデータセットは、地形表現をするためのデータと、解析計算に必要なデータに分類される。

表3・2・4では、解析計算から考えられる必要情報に「」を付けて示した。たとえば、河道は地形表現上は合流点で分割される単位で表現できるが、計算上はさらに計算間隔（たとえば100m間隔）で区切らなければならない。

地形表現として必要な情報は、元となる地形図等により異なるため地形表現に必要な精度にあわせた縮尺の地形図を利用する必要がある。同様に解析計算に必要な情報も、計算の精度にあわせた取得方法を検討する必要がある。

地形表現に必要な情報は、実際の形状に適合していないければならないが、解析計算上必要な情報は実際の地形と適合していくなくても良いため取得方法も異なる。これ

表3・2・4 流域管理モデルに必要なデータ

番号	地物	内容
① 河道	河道番号	
①' 単位河道	番号	
	単位河道長さ	
	単位河道標高	
	河道幅	
② 斜面	斜面番号	
	斜面面積	
②' 単位斜面	単位斜面番号	
	斜面長	
	単位斜面面積	
	単位河道長さ	
③ 合流点	番号	
③' 計算位置	計算位置番号	
	計算位置	
a'	砂防構造物計算位置	施設位置
		施設諸元
b'	崖錐	単位斜面との関係上、分割すべき
c'	崩壊地	単位斜面との関係上、分割すべき

は、河道データを作成する場合、地形表現では実際の形状を取得する必要があるが、解析計算上は直線で表現しても良いことになる。

地形表現に必要な情報と解析計算に必要な情報の違いの概念図を図3・2・43に示す。

#### c. 流域管理モデルの作成方法の検討

前節で示した流域管理モデルに必要なデータは、地形図から作成できるデータとそうでないデータがある。一般的に地形表現に必要なデータは、既存の測量成果から作成することが可能であるが、計算に必要なデータは利用目的や利用する場合の精度に対応して既存の測量成果や報告書、新規測量手法等により作成する必要がある。

既存の測量成果（地形図）から作成できるものは、主として地形表現に必要な河道網、合流点、斜面となる。ここで作成される河道延長、斜面長、斜面幅等の情報から計算に必要な情報が作成される。さらに、既存の測量成果からは作成できない情報を、別手法で取得することにより流域管理モデルが作成される。地形情報から必要な情報を収集する場合や、作成をサポートするツールとしてGISを利用すると効果的である。なお、詳細については共同研究の報告書（河川懇談会、2003）をご参照願いたい。

本研究においては、高濃度の領域まで浮遊砂濃度を計測できるシステムが提案され、美和ダム貯水池における

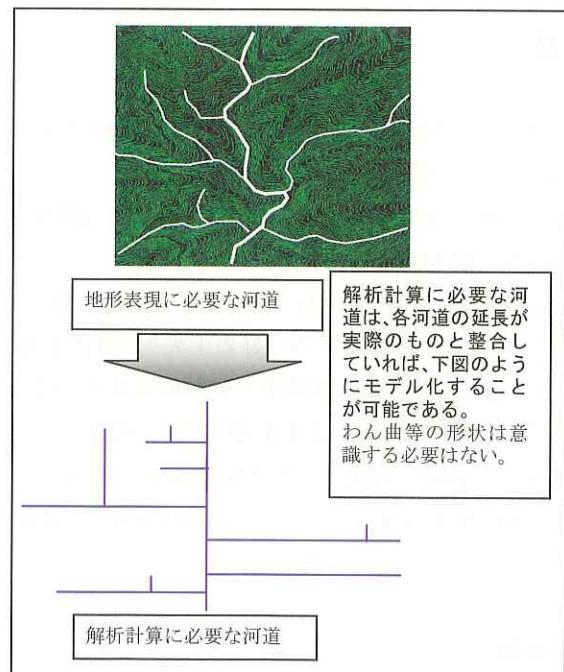


図3・2・43 実地形とモデル地形の違い

フィールド試験を通じて、その実用性が確かめられた。また、三峰川支川である戸台川流域における現地調査により、この流域の土砂移動の特徴が明らかになり、各支川から戸台川への土砂供給量が評価された。さらに、戸台川流域における土砂流出の質と量を評価する手法を示すとともに、降雨流出に伴って河床材料が侵食され、流出する過程をシミュレートした。その結果、現状においては河床材料のアーマリングが進んでおり、現地で採取した河床材料の粒度分布を用いた計算では、細粒分の流出土砂の割合は少なく、粗粒土砂の流出が顕著となった。この結果は美和ダムでの貯水池堆砂の状況を説明するものではない。その原因については、(1) 斜面（崖錐・地山）からの土砂流入を現時点では考慮できていないため、斜面に含まれる細粒成分の土砂の寄与を無視した格好になっていること、(2) 戸台川流域は三峰川流域の約10分の1の流域面積しか有しておらず、戸台川が三峰川の土砂流出特性をどこまで代表できるか不明なこと、(3) 斜面崩壊が多発するような大規模な土砂生産を考慮した解析ではないこと、等が考えられる。

本研究では、流域の地形、地質、植生などの自然的特性や、砂防ダム、山腹工、護岸工などの対策の効果を考慮した流域の洪水・土砂流出の解析をGISを用いて行うこと、現場でも土砂流出の評価が可能となるようなシステムの構築を行った。まだ、開発の途中段階であるが、その雛形のようなものは提示できたと考えている。今後、このようなシステムが現場で有効利用されることを願うものである。

#### 謝 辞

本報告をするにあたり、当時、河川懇談会の共同研究（代表：京都大学防災研究所助教授中川一）のメンバーであった国土交通省中部地方整備局三峰川総合開発工事事務所長の横森源治様（3.2.1(1)b. 担当）、京都大学大学院工学研究科助教授の角哲也先生（3.2.1(2) 担当）、京都府立大学農学部助手の三好岩生先生（3.2.1(3) 担当）、京都大学防災研究所助手の里深好文先生（現京都大学農学研究科助教授、3.2.1(4) 担当）、岐阜大学工学部助手の高濱淳一郎先生（3.2.1(5) 担当）がまとめられた資料を使用させていただいた。関係各位に感謝いたします。

#### 参考文献

芦田和男（1996）：総合的な土砂管理のあり方、第28回

（社）砂防学会シンポジウム講演集、総合的な土砂管理のあり方、第28回（社）砂防学会シンポジウム実行委員会、pp. 11-34.

岡野真久・俣野文孝・関本恒浩・片山裕之（2004）：マルチホールサクション排砂管の水理特性に関する実験的研究、水工学論文集、48、pp. 1393-1398.

河内洋佑・湯浅真人・片田正人（1983）：地域地質研究報告「市野瀬の地質」、地質調査所編。

河川懇談会（2003）：平成12年度開始共同研究課題報告書、pp. 119-167.

建設省中部地方建設局天竜川上流工事事務所（1966）：天竜川上流崩壊地調査報告書、1966.

建設省中部地方建設局天竜川上流工事事務所・国際航業株式会社（1983）：昭和58年度三峰川流域崩壊地調査報告書。

建設省中部地方建設局天竜川上流工事事務所・国際航業株式会社（1984）：昭和59年度美和ダム上流域土砂動態調査報告書。

宏和エンジニアリング（株）・青木あすなろ建設（株）（2003）：ハイドロ工法公開試験施工報告書。

高橋保・井上泰行・中川一・里深好文（2001）：山岳流域からの土砂流出モデルを用いた貯水池堆砂の予測、水工学論文集、45、pp. 841-846.

高橋保・中川一・里深好文（2001）：貯水池における混合粒径材料の堆積とその排除法、京大防災研年報、44B-2、pp. 193-206.

地学事典（1973）：地学事典編集委員会編、平凡社。

中川一・高橋保・里深好文・川池健司（2001）：砂防施設の効果の評価に関する研究、水工学論文集、46、pp. 665-670.

### 3.2.2 河川環境に係わる土砂動態

#### (1) 河川環境に係わる流砂と河床変動

沖積河川における流砂現象は河床・河道変動に係わるだけでなく、ひいてはこの変動が生態の多様な生息環境にも影響するため、河川流域の治水、利水、環境を整備する上で極めて重要な要因のひとつとなっている。

近年、自然と調和した生態系にも優しい川づくりの重要性が高まり、砂州や早瀬・淵の存在など、多様な河床形態と広い範囲の粒径の河床材料が分布するような河川環境を有する川がひとつの望ましい川のあり方との共通認識が広まりつつある。

砂州や早瀬・淵といった河川形態の形成には、掃流砂や浮遊砂による土砂移動が支配的であるため、これまでこれらの土砂移動形態に基づく河床変動や河道変動による地形変動が検討されてきた。しかしながら、ウォッシュロードなどの微細土砂も淵、ワンド、水制等の河川構造物周辺で堆積して、そのような河床材料を好む生態系にも生息空間を提供していることが報告されている（（財）河川環境管理財團大阪研究所、1999）。

これまで、ウォッシュロードなどの微細土砂を考慮した河床変動解析や現地観測も幾つか実施されているが、その解析において、生産（侵食）、流送といった機構は導入されても堆積を考慮したモデルはほとんど見当たらない（たとえば、芦田ら、1980）。これを考慮した貯水池等でのウォッシュロードの堆積に関する観測・調査研究については、比較的多くの研究報告がなされているが（たとえば、梅田ら、1997），堆積機構のモデル化を意識した研究は少ない。

これまで、ウォッシュロードは一旦流れの中に取り込まれると堆積することなく流下し、河床変動に大きく寄与することないとされてきた。そして、非粘着材料として取り扱われてきた（たとえば、Thorne, et al., 1987, Chang, H., H., 1988）。微細土砂の粘着性やフロックの形成による沈降特性の変化など、微細土砂の取り扱いの困難さが堆積機構を考慮した解析の進展を阻害してきたと考えられる。しかしながら、分布範囲の広い河床材料や多様な河床形態を予測し、良好な河川生態環境を創成するには、微細土砂の堆積を考慮したモデルに基づく地形変動予測が重要となる。

ここでは、全流砂を掃流砂、浮遊砂およびウォッシュロードに分類し、流砂層を河床近傍の掃流砂層とその上の浮遊砂およびウォッシュロードを含む水流層とに分類する。そして、掃流砂層と水流層との境界でそれぞれの流砂の交換があるものと考える。ただし、河床からの土

砂の侵食や河床への土砂の堆積は、掃流砂層の下の河床（堆積層）で生じるものと考えている。これについては河床位変動のところで詳述する。また、微細土砂のフロック化による沈降特性の変化や粘着性が侵食機構に与える影響についても考慮したモデル化を行っている。そして、このモデルを淀川水系に対して適用し、モデルの妥当性を検証している。

#### (2) 微細土砂を考慮した河床変動解析モデル

##### a. 流れの解析

河床変動計算による地形予測は通常、20年～50年といった期間を対象とするため、流れの基礎式として以下のような一次元の定常流を対象とした連続式と運動量式が一般に用いられる。

(3.2-46)

$$\frac{\partial Q}{\partial x} = q$$

$$\frac{1}{gA} \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{Q^2}{A} \right) + \frac{\partial}{\partial x} (z_b + h) + S_f = 0 \quad (3.2-47)$$

ここに、 $Q$ : 流量、 $x$ : 流下方向の座標、 $q$ : 単位幅当たりの横流入流量、 $g$ : 重力加速度、 $A$ : 流水断面積、 $z_b$ : 河床標高、 $h$ : 流れの水深、 $S_f$ : エネルギー勾配である。

##### b. 河床のレジーム

粘着性を有する河岸・河床材料の侵食特性に関してはこれまで多くの研究がなされてきた（たとえば、Partheniades, E. et al., 1970, 海田ら, 1988, 関根ら, 2002など）。ここでは、粘着河床材料の侵食特性を明らかにしようとするのではなく、従来の成果を用いて粗砂や粘着性をもった微細砂など、幅広い粒度から構成されている河床の変動を合理的に説明しようとするものである。

非粘着性の土砂からなる河床に粘着性を有する微細砂が加わると、非粘着性の土砂の挙動は急激に抑制され、掃流砂量が激減することが指摘されている（Torfs, H., 1997）。また、河床構成材料の割合の違いにより粘着性の河床特性か、非粘着性の河床特性かのレジームが判別でき、とくに、河床表層土砂の粘土含有率がどちらの特性を現すかの支配的なパラメータとなるとの指摘もある（Van Ladden, 2002）。

流砂に与える河床レジームの影響を定量的に評価するには、粘着性土砂を含有する河床の侵食特性を考慮した新たな方法論を導入する必要がある。ここでは、河床材料は非粘着性土砂と粘着性土砂の2種類からなり、両方の土砂により河床は幅広い粒度分布をもつものとする。そして、粘着性土砂の存在によって、非粘着性土砂は侵

食されにくくなると考える。

河床の中に存在する粘着性を有する粘土粒子の存在率  $p_{clay}$  と、その上限値（ただし  $p_c < 1$ ）を考慮することで、河床材料の侵食特性を表す河床のレジーム関数  $f_b$  を導入し、これが以下のように表せるものと考える。

$$f_b = \begin{cases} 1 - \frac{1}{p_{clay}} & \text{if } p_{clay} < p_c \\ \frac{1}{1 - p_c} & \text{if } p_{clay} \geq p_c \end{cases} \quad (3 \cdot 2 \cdot 48)$$

非粘着性材料からなる河床にあっては、 $f_b = 1$  とおく。

### c. 掃流砂

粘着性土砂を含有する河床材料を対象とした掃流砂量式については十分明らかにされていないため、ここでは河床のレジーム関数  $f_b$  を従来の非粘着性土砂を対象とした掃流砂量式に導入することとする。粒径別の掃流砂量式に芦田・道上式（1972）を用いると、掃流砂量は以下のように表せる。

$$\frac{q_{bk}}{\sqrt{sgd_k^3}} = 17 f_b p_{bk} \frac{3/2}{\tau_{*ek}} \left( 1 - \frac{u_{*ek}}{u_*} \right) \left( 1 - \frac{\tau_{*ek}}{\tau_{*k}} \right) \quad (3 \cdot 2 \cdot 49)$$

ここに、 $k$ : 粒径階、 $q_{bk}$ : 粒径階  $k$  の掃流砂量、 $d_k$ : 粒径階  $k$  の粒径、 $p_{bk}$ : 河床中の粒径階  $k$  の粒子の存在割合、 $\tau_{*ek}$ 、 $\tau_{*ek}$ : それぞれ、粒径階  $k$  の粒子に対する無次元掃流力、無次元限界掃流力、および無次元有効掃流力、 $u_*$ 、 $u_{*ek}$ : それぞれ、粒径階の粒子に対する摩擦速度、および限界摩擦速度である。

限界摩擦速度を評価するに当たり、以下の修正 Egiazaroff 式を用いることにする。

$$\frac{u_{*ek}^2}{u_{*em}^2} = \begin{cases} 0.85 & \text{if } d_k / d_m < 0.4 \\ \frac{1.64}{[\lg(19d_k/d_m)]^2} \frac{d_k}{d_m} & \text{if } d_k / d_m \geq 0.4 \end{cases} \quad (3 \cdot 2 \cdot 50)$$

ここに、添え字  $m$  は平均粒径  $d_m$  に対応した水理量を表す。なお、 $u_{*em}$  の評価に当たっては岩垣式を用いることにする。

### d. 浮遊砂

比較的小さな体積土砂濃度の流れにおいては、浮遊砂の連続式は次式の一次元移流拡散方程式で記述できる。

$$\frac{\partial}{\partial t} (AC) = \frac{\partial}{\partial x} \left[ A \left( \epsilon_{xx} \frac{\partial C}{\partial x} - uC \right) \right] + B_s (E_s - D_s) \quad (3 \cdot 2 \cdot 51)$$

ここに、 $C$ : 浮遊土砂の体積土砂濃度、 $t$ : 時間、 $\epsilon_{xx}$ : 粒子の流下方向の拡散係数、 $u$ : 流速、 $B_s$ : 砂粒子の堆積幅、 $E$ : 河床近傍における侵食フラックス、 $D_s$ : 河床近傍における堆積フラックスである。なお、式 (3・2・51) は各粒

径階毎に成立するものと考える。堆積フラックス  $D_s$  は次式によって評価する。

$$D_s = w_s C_a \quad (3 \cdot 2 \cdot 52)$$

ここに、 $w_s$ : 粒子の沈降速度、 $C_a$ : 河床近傍の浮遊砂の体積土砂濃度である。なお、 $C_a$  の評価に当たっては芦田・道上式（1970）を用いることとする。

侵食フラックス  $E_s$  は次式によって評価する。

$$E_s = w_s C_e \quad (3 \cdot 2 \cdot 53)$$

ここに、 $C_e$  は河床近傍における平衡浮遊砂濃度である。なお、粘着性の土砂を含有する河床にあってはその影響が平衡土砂濃度に及ぶことから、これを Lane-Kalinske 式で評価することにすれば (3・2・49) 式同様、河床のレジーム関数  $f_b$  を適用する必要がある。

上流端での土砂濃度を与える際に、次式の Lane-Kalinske 式による平衡土砂濃度分布を仮定し、これから断面平均浮遊砂濃度を求めて浮遊土砂の流入境界条件とする。

$$\frac{C}{C_e} = \exp \left[ -15 \left( \frac{z - z_u}{h} \right) \left( \frac{w_s}{u_*} \right) \right] \quad (3 \cdot 2 \cdot 54)$$

ここに、 $z_u$ : 浮遊砂濃度の基準点高さ（ここでは  $z_u=0.05h$ ）、河床から垂直上方にとった座標である。下流端では  $\partial C / \partial x = 0$  なる条件を与えることとする。

### e. ウオッシュロード

ウォッシュロードの輸送過程においては電気化学的な特性により個々の粒子が凝集し、フロックを形成するという特徴があり、この点が浮遊砂との大きな違いである。これまで、ウォッシュロードは河床材料中に見出せず、河床材料中に存在している浮遊砂とは異なる材料であると定義されてきたが、前述したように、洪水期間中に流下してきたウォッシュロードを多量に含む流水が停滞するような場所に見出すことができ、従来のウォッシュロードの定義については今後検討する必要があると考えられる。

一旦形成された個々のフロックにはもともとの微細粒子群が含まれるが、沈降特性はこのフロックに依存するとし、これが河床に堆積するとフロックは分解して粘着性を有する微細粒子として河床材料中に取り込まれると考える。なお、流体中にある個々の微細粒子は (3・2・51) 式によって拡散するものと考える。

#### ① 堆積フラックス

ウォッシュロードの堆積フラックス  $D_w$  はフロックの沈降速度  $w_f$  とフロックが堆積するかどうかを規定する限界掃流力  $\tau_{*ef}$  によって以下のように表されると考え

る。

$$D_w = \begin{cases} C_w w_f \left(1 - \frac{\tau_b}{\tau_{cd}}\right) & \text{for } \tau_b < \tau_{cd} \\ 0 & \text{for } \tau_b \geq \tau_{cd} \end{cases} \quad (3 \cdot 2 \cdot 55)$$

ここに,  $C_w$ : ウオッシュロードの体積土砂濃度,  $\tau_b$ : 河床近傍での掃流力である。上式において,  $w_f$  はフロックの堆積フラックスを規定する重要なパラメータであるが、これについては以下のように考える。フロックの挙動は周囲水中の土砂濃度に強く依存することが知られている (Nicholson, J. et al., 1986)。周囲の土砂濃度が低いときにはフロックは個々のフロックとして存在し得るが、周囲の土砂濃度が高くなるとフロック同士が凝集し、ネットワークを形成する。その結果、土砂濃度が低いときにはフロックの沈降速度が大きくなり、土砂濃度の上昇に伴ってフロックは凝集しやすくなるため、ある限界の土砂濃度に達するまで沈降速度は増大する。しかしながら、その限界土砂濃度よりも大きくなると凝集の限界に達するとともに、周囲の土砂濃度の増大が流体密度を増大させることになり、浮力の増大によってフロックの沈降速度が減少することになる。このことは図 3・2・44 に示すように Nicholson による実験で明らかにされている。この実験結果を一般的に表現すれば次のように表せよう。

$$w_f = \begin{cases} K_1 c^m & \text{for } c < c_h \\ K_1 c_h^m [1.0 - K_2 (c - c_h)]^m & \text{for } c \geq c_h \end{cases} \quad (5 \cdot 1 \cdot 56)$$

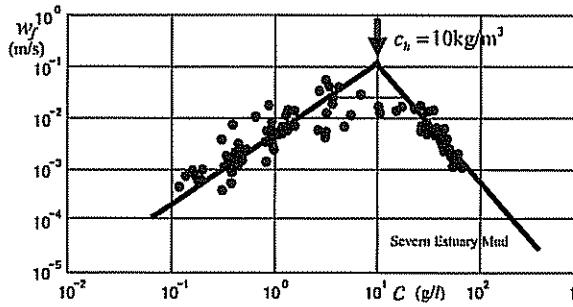


図3・2・44 ウォッシュロードの重量濃度とフロックの沈降速度との関係

ここに,  $c$ : ウォッシュロードの重量濃度 ( $c = \sigma C_w$  である),  $\sigma$  は砂粒子密度であり、ここでは  $2.65 \text{ g/cm}^3$  を用いる),  $c_h$ : フロックの沈降速度が最大になるときのウォッシュロードの重量濃度,  $K_1, K_2$ : 粘土粒子の鉱物学的特性に依存する係数,  $m, m_1$ : それぞれ、砂粒子の粒径と形状に依存する係数である。なお、フロックとして沈降し、河床に堆積したときにはフロックは破壊され、個々の粘着性を有する砂粒子として河床上に分散して堆積す

るものと考える。これを模式的に表すと図3・2・45 のようになる。

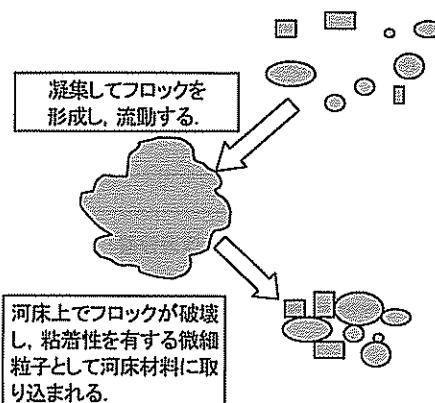


図3・2・45 フロックの形成・沈降・堆積の模式図

個々の粒径階毎の堆積フラックスは次式のように表せるものとする。

$$D_{wk} = \frac{C_{wk}}{C_w} D_w \quad (3 \cdot 2 \cdot 57)$$

ここに,  $D_{wk}$ : 粒径階  $k$  の砂粒子の堆積フラックス,  $C_{wk}$ : 粒径階  $k$  の砂粒子の体積土砂濃度である。

## ② 侵食フラックス

粘着性材料の侵食フラックスは Partheniades (1965) の研究成果を適用することとし、以下のように定式化する。

$$E_{wk} = \begin{cases} 0 & \text{for } \tau_b < \tau_{cek} \\ m_{ek} f_b p_{bk} \left[ \frac{\tau_b}{\tau_{cek}} - 1 \right] & \text{for } \tau_b \geq \tau_{cek} \end{cases} \quad (3 \cdot 2 \cdot 58)$$

ここに,  $E_{wk}$ : 粒径階  $k$  の砂粒子に対する侵食フラックス,  $m_{ek}$ : 粒径階  $k$  の砂粒子に対する侵食特性を表す係数,  $\tau_{cek}$ : 粒径階  $k$  の砂粒子に対する限界掃流力である。

## f. 河床変動

以下のようない河床位方程式を用いて河床変動計算を行う。

$$(1 - \lambda) \frac{\partial z_b}{\partial t} + \frac{B_s}{B} \left[ \frac{\partial q_b}{\partial x} + (E_s - D_s) + (E_w - D_w) \right] = 0 \quad (3 \cdot 2 \cdot 59)$$

ここに,  $B$ : 河道幅,  $\lambda$ : 堆積土砂の空隙率,  $q_b$ : 掃流砂量である。

河床材料の分級の計算は Liu (1991) の方法によるものとする。Liu は河床および流砂層を図3・2・46 に示すように分割した。掃流砂層の下に混合層 (mixed layer) を、その下に遷移層 (transition layer) を、さらにその下に堆積層 (deposited layer) を配置している。河床材料の侵食・堆積は混合層、遷移層、および堆積層を介して行われる。ただし、混合層は一定厚さであり、侵

食・堆積の際に過剰な量あるいは不足する量が生じたときには遷移層やその下の堆積層で調整するようになっている。すなわち、河床の地形変動は遷移層の厚さの変化と堆積層の層数（遷移層の厚さを上回る侵食が生じたときには堆積層数が減少する）で表現されている。

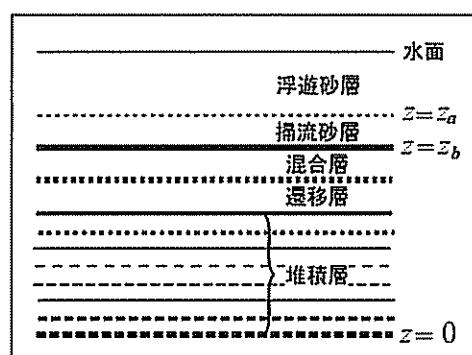


図3-2-46 河床の模式図

### (3) 淀川水系への適用結果と考察

モデルの妥当性を検証するためにこのモデルを淀川水系に適用した。淀川は桂川、宇治川、木津川の各流域と、これら三川合流後の残留域からなる流域面積約8,240km<sup>2</sup>の一級水系の河川である。明治以降、舟運のための航路を維持するために水制が設置されてきたが、舟運の衰退によって航路維持の必要性が低下したことや、流送土砂の堆積により、水制はワンドに形を変え、近年ではここが生態系にとって良好な生息空間あるいは産卵の場となっている。

また、1984年には取水を主目的とした淀川大堰が毛馬に建設されたことにより、河川水が滞留しやすくなつたために堰上流での微細砂の堆積も生じている。

これまでの河床変動計算では、河道内のウォッシュロードの堆積は通常考慮されてこなかったが、このような河川構造物が存在するところではこれを考慮した解析が必要となる。また、ここで示したような一次元解析モデルではワンド内での微細砂の侵食・堆積を再現できないが、モデルそのものは二次元、三次元場への拡張が可能であり、より詳細な河川の土砂環境の解析につながるものと考えられる。

解析の対象区間は、桂川では宮前橋付近から下流、宇治川では宇治橋より下流、木津川では山城大橋直上流の飯岡地点から下流であり、下流端は淀川大堰であり、これを図3-2-47に示す。

計算断面数は339であり、複断面の場合には高水敷と低水路それぞれに植生等の分布を考慮して粗度係数が与えられている。初期値としての平均河床高は1975年のデータを使用した（ただし、木津川においては1976年

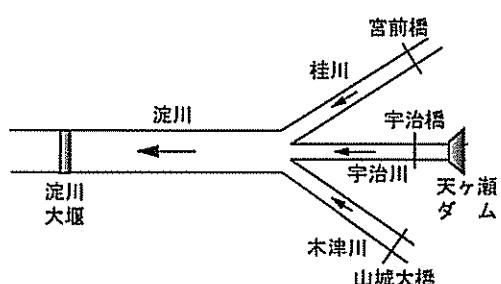


図3-2-47 計算対象領域

のデータ）。

初期河床を50cm毎に40の層に分割し、流入流量には日平均の流量をそれぞれの境界から与えた（ただし、洪水時には時間平均流量を与えた）。計算期間は1975年から1998年までの23年間である。なお、ウォッシュロードの流砂量は $Q_w = aQ^b$  ( $Q$ : 流量,  $a, b$  係数) の関係が成立すると仮定して、それぞれの流入境界での観測データを用いて回帰分析したところ、桂川、宇治川、木津川でそれぞれ図3-2-48、図3-2-49、図3-2-50のようになり、回帰式はそれぞれ以下のように表される。

$$\text{桂川: } Q_w = 10^{-6.1303} \times Q^{1.3248} \quad (3-2-60)$$

$$\text{宇治川: } Q_w = 10^{-6.0023} \times Q^{1.1865} \quad (3-2-61)$$

$$\text{木津川: } Q_w = 10^{-6.3323} \times Q^{1.5036} \quad (3-2-62)$$

河床材料の粒度分布については、観測データを按分して与えて初期条件とした。なお、計算では微細砂を考慮する解析と考慮しない解析を行い、微細砂の存在が河床変動に与える影響を検討する。この際、微細砂を考慮しない場合は最大粒径が53.096mm、最小粒径が0.106mmであるとし、粒径階を10に分けた。微細砂を考慮する場合は最大粒径を63.48mm、最小粒径を0.002mmとし、粒径階を16に分けた。ただし、この場合、粒径が0.074mm以下の粒子をウォッシュロードとして取り扱った。

淀川では砂利採取が行われており、これが河床変動にも影響するため、採取区間においては採取量に見合う

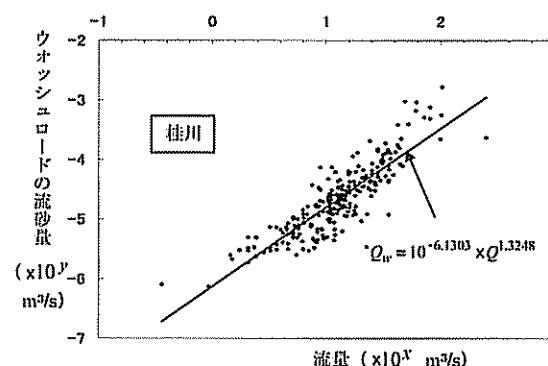


図3-2-48 桂川流入境界におけるウォッシュロードの流砂量と流量との関係

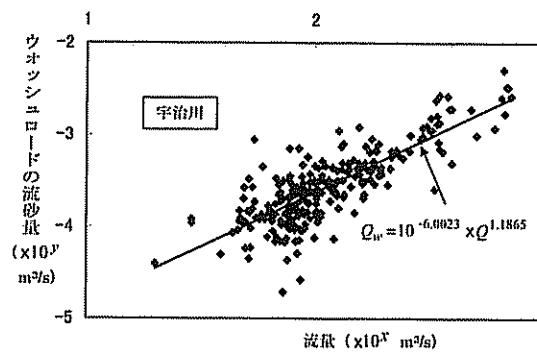


図3-2-49 宇治川流入境界におけるウォッシュロードの流砂量と流量との関係

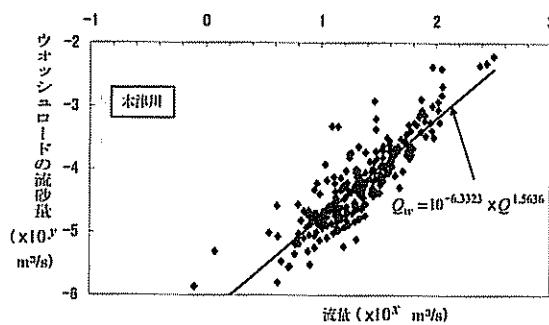


図3-2-50 木津川流入境界におけるウォッシュロードの流砂量と流量との関係

だけの河床低下量を考慮した。なお、砂利採取期間は1976年～1998年である。計算に用いた諸係数の値を表3-2-5に示す。

図3-2-51は、宇治川～淀川区間における1998年時点での河床変動の計算値と実測値との比較を示したものである。三川合流点より上流では、ウォッシュロードを考慮した場合としない場合とでは有意な差は認められないが、合流直後から31km地点まではウォッシュロードを考慮しないほうが実測値により近い値となっている。この原因は定かでないが、この区間は広い高水敷（ゴルフ

表3-2-5 計算に用いた諸係数の値

係数	説明	用いた値
$p_c$	粘土粒子の存在率の上限値	10.0%
$\tau_{cl}$	フロックの堆積限界掃流力	0.25 N/m <sup>2</sup>
$\tau_{ck}$	粒径階 $k$ の微細粒子に対する限界掃流力	0.8-0.65 N/m <sup>2</sup>
$m_{ek}$	粒径階 $k$ の微細粒子に対する侵食特性を表す係数	$2.0 \times 10^{-10}$ m/s
$c_s$	フロックの沈降速度が最大となる時のウォッシュロードの重量濃度	10.0 kg/m <sup>3</sup>
$K_1$	フロックの沈降速度を表す(5-1-56)式で用いた係数	0.006 m <sup>4</sup> /kg/s
$K_2$		0.01 m <sup>3</sup> /kg
$m$		4/3
$m_1$	土砂の空隙率	4.65
$\lambda$		0.4

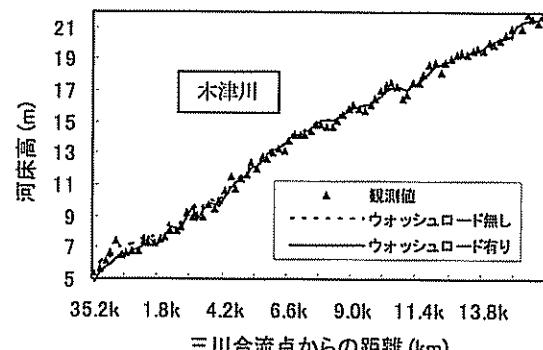


図3-2-52 木津川における河床変動の計算値と観測値との比較(1998年)

場)であり、一次元解析の適用限界とも考えられる。淀川大堰から約10km上流までの区間においては、ウォッシュロードを考慮した方が実測値とよく一致している。このことから、淀川大堰の存在による流れの滞留のために微細土砂の堆積が助長されているということを、ウォ

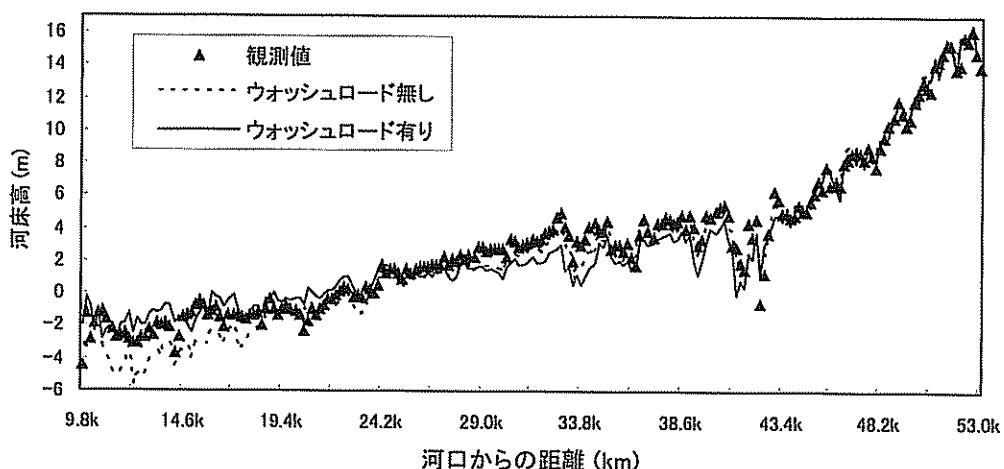


図3-2-51 宇治川～淀川区間ににおける河床変動の計算値と観測値との比較(1998年)

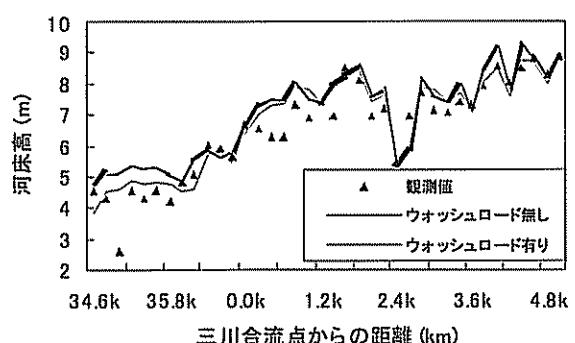


図3-2-53 桂川における河床変動の計算値と観測値との比較（1998年）

ッシュロードを考慮した計算ではよく再現しているといえよう。

図3-2-52 および図3-2-53は、それぞれ木津川および桂川における河床変動に関する計算値と実測値を比較したものである。微細土砂の侵食・堆積が生じにくいところであるので、ウォッシュロードを考慮した場合と考慮しない場合とでは両者の計算結果に有意な差は認められず、実測値とも比較的よく一致している。ただし、三川合流点付近の桂川ではウォッシュロードを考慮したほうが実測値によく一致していることがわかる。

1998年9月に比較的大きな出水が発生した。1998年の1年間にわたり枚方観測所での水位に関する計算値と観測値とを比較したのが図3-2-54である。計算においては微細土砂を考慮した場合と考慮しなかった場合の二通りについて検討している。同図より、微細土砂を考慮した方が観測値とよく一致しているようである。とくに、洪水ピーク時と平水時の水位に対して微細土砂を考慮した方が観測値とよく合っている。また、図3-2-55に示した枚方観測所での水深の計算結果より、微細砂を考慮した方が若干水深が大きくなっている傾向にある。平水時には有意な差とはなっていないが、洪水ピーク時にはかなりの違いが生じていることがわかる。一方、河床位の計算結果を示した図3-2-56では、10～15cm程度、微細砂を考慮した方が河床が高くなっている。平水時の水位から判断すると丁度この分だけ水位が高くなっているように見受けられる。ただし、洪水ピーク時には50cm以上の水位の違いがみられることから、河床位だけが影響しているのではないと考えられる。用いた抵抗則（Manning則）では底面での流水抵抗が水深に若干影響されるものの、その影響は小さいと考えられるため、枚方地点近傍の地形変化が洪水時ピーク時の水深に影響しているのではないかと考えられるが、これについては更なる検討が必要である。

以上の検討より、ここで示した微細土砂を考慮した河床変動モデルにより、実測値が比較的よく再現しえることがわかった。しかしながら、モデルに含まれるパラメータの値については十分検討できており、今後実験や観測を通して同定する必要がある。

本研究を遂行するに当たり、京都大学大学院工学研究科土木工学専攻博士後期課程の張 浩君の貢献が大きい。記して謝意を表する。

## 参考文献

- 芦田和男・江頭進治・金屋敷忠儀・小川義忠（1980）：河道における微細土砂の生産・流出機構に関する研究、京大防災研究所年報、23B-2, pp. 413-431.
- 芦田和男・道上正規（1970）：浮遊砂に関する研究（1）一河床付近の濃度一、京大防災研年報、13B, pp. 233-242.
- 芦田和男・道上正規（1972）：移動床流れの抵抗と掃流砂量に関する基礎的研究、土木学会論文報告集、206, pp. 59-69.
- 梅田 信・横山勝英・石川忠晴（1997）：七ヶ宿貯水池におけるウォッシュロードの流入・流动・堆積過程に関する観測と考察、水工学論文集、41, pp. 777-782.
- 海田輝之・楠田哲也・二渡 了・栗谷陽一（1988）：柔らかい底泥の巻き上げ過程に関する研究、土木学会論文集、393/II-9, pp. 33-42.
- （財）河川環境管理財團 大阪研究所（1999）：わんどの機能と保全・創造～豊かな河川環境を目指して～。
- 関根正人・藤尾健太・片桐康博・西森研一郎（2002）：粘着性土の侵食速度に及ぼす粘着力の影響、水工学論文集、46, pp. 641-646.
- Chang, H. H. (1988) : Fluvial process in river engineering, John Wiley & Sons, Inc.
- Liu, B. Y. (1991) : Study on Sediment Transport and Bed Evolution in Compound Channels, PhD Thesis, Kyoto Univ..
- Nicholson, J. and O'Connor, B. A. (1986) : Cohesive sediment transport model, Jour. of Hydraulic Engineering, ASCE, 112, pp. 621-640.
- Partheniades, E. (1965) : Erosion and deposition of cohesive soils, Jour. of Hydraulics Division, ASCE, 91, pp. 105-139.
- Partheniades, E. and Paaswell, R. (1970) : Erodibility of channels with cohesive

- boundary, Jour. of Hydraulics Division, ASCE, pp. 755-771.
- Thorne, C. R., Bathurst, J. C. and Hey, R. D. (Eds.) (1987): Sediment Transport in Gravel-Bed Rivers, John Wiley & Sons, Inc.
- Torfs, H. (1997): Erosion of mixed cohesive/non-cohesive sediments in uniform flow, Cohesive Sediments, John Wiley & Sons Ltd., pp. 245-252.
- Van Ladden, M. (2002) : A process-based sand-mud model, Fine Sediment Dynamics in the marine environment, Elsevier Science B. V., Amsterdam, pp. 577-594.

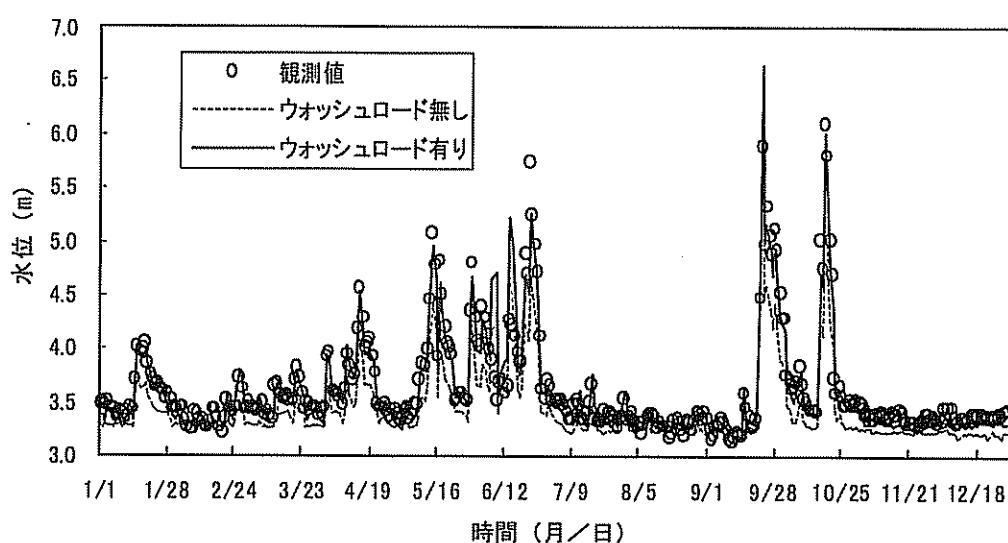


図3・2・54 枚方観測所における水位変化の計算値と観測値との比較(1998年)

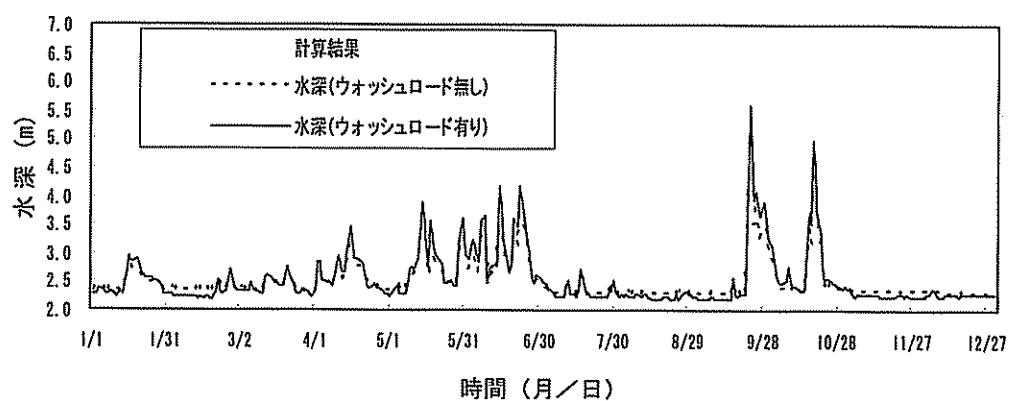


図3・2・55 枚方観測所における水深の変化の計算値(1998年)

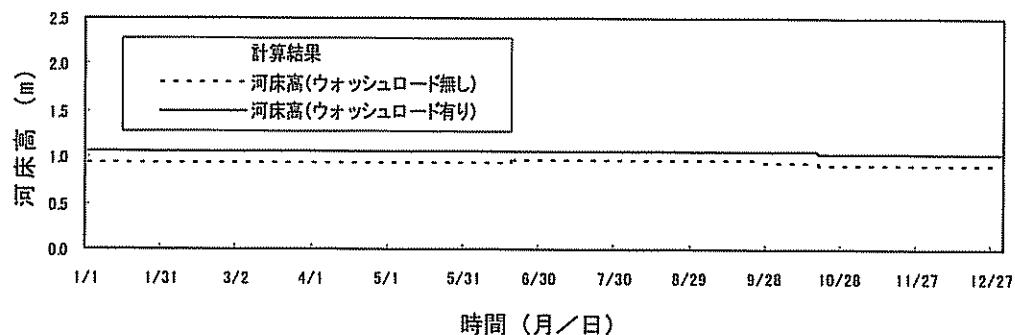


図3・2・56 枚方観測所における河床位の変化の計算値(1998年)

## 4. 河川における植生の保全・復元

### 4.1 河川における有機物の收支と水生植物の役割

自然河川における有機物の多くは流域の植生に起源をもつ場合が多く、流域の農地化が進んだ地域では農地や畜産起源のもの、都市化が進んだ地域では人工的な汚濁水に起源をもつ割合が多くなる。また、洪水時に氾濫によって周囲から取り込む量も多く、河道内で生産されるものは自然の河川では必ずしも多いというわけではない。しかし、こうした傾向は、流域の土地利用や植生の状態、河川水の富栄養化の程度、河床の材料の状態、水中の懸濁物質の濃度などに大きく依存する。特に、流域からの栄養塩の流入量が大きく、横断構造物の多いわが国の河川では、河川内部の生産量の方が大きくなる。このように、河川における有機物の動態については川ごとの違いが大きく、また、極めて場所的な変動が激しい。

図4.1.1は上流から下流に向かう大まかな生産量の概略の変化である(Wetzel, 1975を改変)。

自然河川では、河畔や流域の植生による多量のリターの流入や、大量のリターが分解する際に溶出する有機物や分解途上の細かい溶存態の有機物が流入することから、河川における有機物の流入は上流部で多くなる。上流部で流入する有機物粒子は粒径が大きく、一般にCPOM(coarse particulate organic matter, >1mm)とよばれる。また、溶存態の有機物(<0.45μm)は、DOM(dissolved organic matter)とよばれ、河川内を流下する有機物の大半を占める。こうした有機物の形態は、後の章で示されるように、これを餌とする従属栄養の生物群集に極めて大きな影響を及ぼす。なお、有機物の粗粒子は、これを餌とする動物や河床の間隙水中に多く生息する分解者によって機械的、化学的、もしくは生物体内を通過することで分解され、徐々に細粒化、FPOM(fine particulate organic matter, 0.45mm～1mm)とよばれる細粒分やDOMへと変化していく。

河畔が開けるに従って、日射条件が改善、また、水温、栄養塩濃度も上昇することによって、河道内の生産が盛んになる。特に、河床が、基盤や岩、大粒径の比較的流されにくい材料で構成されている場合には、流れに対しても比較的耐性のある付着藻類、特に、珪藻や、岩にしっかりと固定できるコケ類による生産が活発となる。その後、流れが緩やかになるに従って、河床の材料の粒径は徐々に小さくなり、また、栄養塩濃度も上昇すること

から、付着藻類の種類も珪藻から糸状の藍藻や緑藻に変化、また、条件が整えば、大型植物、特に、沈水植物の量が増す。また、河岸や砂州には、地下茎を発達させる空間ができるところから、それまでは大きな石の間にしか生えることのできなかった多年生の抽水植物の大群落も形成されるようになる。人為的な影響が少なければこうした状況においても、流域から流入した有機物分の方が河道内で生産された有機物よりも多くを占める。しかし、河道内で生産される有機物どうしを比較すると、上流部では付着藻類、コケ類の方が多いものの、下流に行くにつれて、大型植物が繁茂するようになり、大型植物、特に抽水植物の生産が多くなる。さらにこうした大型植物群落は流下する有機、無機の浮遊物を捕捉するために、堆積物の量はさらに多くなる。

また、河床材料の粒径はさらに小さくなり、また、流下してきたり河道内で生産された有機物が堆積すること

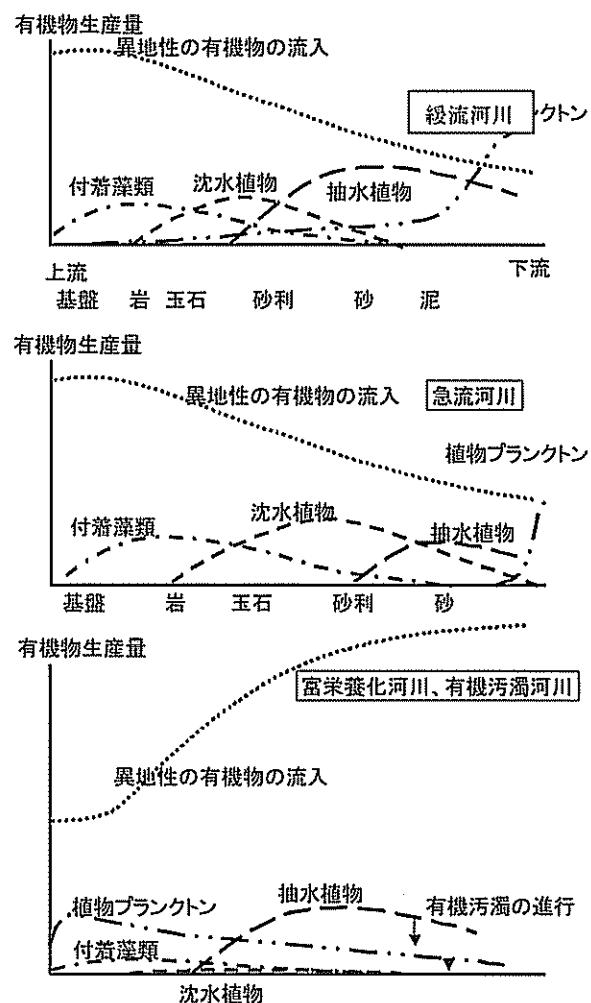


図4.1.1 上下流における有機物生産量の変化

によって、粘土やシルト質の土砂が堆積、河床材料の細粒化、シルト化を促進する。また、浮遊物質濃度が高くなり、水の透明度が低下する。そのため、一般に根が貧弱で、しっかりと固定する場所が必要な上、河底においても十分な日射量を必要とする沈水植物には生息し難い環境となる。また、除草剤などの化学物質の増加もそれを助長する。

ところが、その一方で、多年生の大型植物は、大きな地下茎で固定され、発達した通気機能を有しているために、嫌気性の高い土壤中でも地下茎を発達させ栄養繁殖によって群落を拡大することが可能である。さらに、水中だけでなく河岸にも進出できることから、河岸の河川敷や自然堤防、またその後背地においても大きな群落を発達させることが可能である。また、化学物質に対する耐性も比較的高いために、小規模な河川を除けば、中下流域においては、抽水植物の方が優占する。

なお、洪水時には河川敷や河畔、より背後の後背地で生産された有機物が大量に河道内に流入し、主たる有機物源となる。

さらに下流の干潮域に入ると生息可能な植物は限られる。また、都市化によって有機物濃度が増し、底質の嫌気化がさらに進むと代謝の効率が低下、有害物質の生成などにより、抽水植物の生息環境も悪化する。一方では、水の滞留時間は長くなるため、生産の主体は植物プランクトンに移行する。

なお、ヨシやガマには、多少の塩分濃度に対しては耐性が認められる。ヨシについては、Lissner & Schierup(1997)によると0.5-6.5%という値が報告されている。しかし、その個体群の育った環境と現況の日照に大きく影響されることが知られている(Lissneer et al., 1999)。ちなみに、荒川のヨシは1.5%程度の塩水に対して、淡水の場合の80%程度の収量となる(Asaeda et al., 2003)

さて、こうした一般的な傾向は、川それぞれの特性に応じて大きく変化する。まず、河床勾配が急になると、流速が速くなり河床を構成する材料が粗粒化する。こうしたことは、河道内の有機物生産を考えると、付着藻類やコケ類には有利に働き、大型植物にとっては必ずしも有利な条件とはならない。沈水植物と抽水植物との間では、河道内では、有機質の泥が流れやすくなるために、沈水植物に対してより有利に働くと考えられる。しかし、流速が速いために沈水植物も大群落は作りにくく、また、一般に砂州の形状は網状に変わるために、川幅が広がり、広い後背地が形成される。こうした場所での抽水植物群落の発達は可能である。

上流に自然河川としての区間をもたない河川や、流域の土地利用の変化によって、河川の富栄養化、有機汚濁化が進んだ河川では、河道内の有機物生産が極めて大きな影響を受ける。流域からの流入する有機物成分が支配的なことには変わりないが、流入する有機物は、森林などの流域の自然植生起源のものではなく、農地や都市排水に起源を持つ人間活動の産物にかわる。しかも、量は極めて大きく、さらに一般に人間活動のより盛んな下流に行くに従って増大する。

富栄養化が多少進んだ段階で、まだ十分な光環境が保たれている場合は、付着藻類の種類は珪藻から糸状の藍藻や緑藻に遷移しバイオマスは増加する。また、沈水植物も、特に低流速の水域を中心に大きな群落を形成するようになり、全体としての生産量は増大する。

ところが、有機、無機の浮遊物質濃度が上昇し、日射の透過度が低下、河床の石の表面にシルト分が堆積したり、河床の構成材料がシルトや腐泥に変化すると状況は一変する。流速が極めて遅く、流失の危険のない場所を除いて、付着藻類や沈水植物の生育は困難になる。また、藻類も河床の材料に根ざしたものではなく、メタフィトンとよばれる、滞留域の水面に絡み合って浮遊するものに変化する。除草剤を始めとする様々な化学物質の流入は、こうした水中から栄養塩を吸収する植物には大きな影響を与える。こうした場所でも大きな地下茎を発達させる抽水植物の生息は可能であるが、さらに、富栄養化が進行、有機汚濁が進行すると、土壤中の嫌気化が進行、窒素過多となり、抽水植物の生息も困難となる。

## 4.2 水生植物による有機物の生産

河川の上下流の形態的な差は、そこに生息する水生植物の形態に大きな影響を与える。こうした特性を水生植物の形態的なパラメータに対して眺めてみる。

表4・2・1はいくつかの代表的な植物に対する、全体のバイオマスに対する地下茎と根を含めたバイオマスの比である。一般に、地下部の割合は貧栄養な状態では増加、貧酸素化が進むと減少することが知られている。また、土壤の栄養塩濃度が高いと減少する。しかし、いずれにおいても沈水植物のそれは抽水植物のそれと比較すると極めて小さい。これは、抽水植物が地下に大きな地下茎を発達させ植物体を固定できるのに対して、沈水植物は、特に流水中では、安定して根を張る場所が必要なことを示している。

また、沈水植物の生産物はその大半が水中で分解、輸送される有機物に変化するのに対し、抽水植物の生産量

の半分程度は、その場の土壌中に蓄積、時間をかけて分解していく。

表 4・2・1 全体のバイオマスに対する地下部の割合

	地下部の割合(%)
沈水植物	
シャジクモ	<10
マツモ	<5
フサモ類	11
ヒロハノエビモ	39
リュウノヒゲモ	17.5
セキショウモ	48
コカナダモ	2~6
抽水植物	
ヨシ	>36~96
ミクリ	>25~66
ガマ	43~67
ヒメガマ	>32~67

(Wetzel, 2001 より抜粋)

しかし、一方では、大きな地下茎をもつ抽水植物では土壤中の嫌気化が進むと植物全体に大きな影響が及ぶことにもなる。こうしたことから、底質が泥質の場所では、植物自体の地上の葉茎からの酸素の供給能力が植物の生育可能な水深を決定する。

さて、表 4・2・2 は、抽水植物と沈水植物の年間最大のバイオマス量と生産量の比較である。抽水植物のバイオマス量が数 1,000g/m<sup>2</sup> に及ぶのに対し、沈水植物では最大数 100g/m<sup>2</sup> 程度に留まり、一桁小さい値である。そのため、沈水植物の場合、生成量も少なく、流れがある程度以上あると、生成された有機物が蓄積、厚い腐泥層を生成するということは少ない。

水生植物は枯死の後分解、有機物の腐泥を生成する。しかし、分解に要する時間は抽水植物と沈水植物とで大きく異なる。

表 4・2・3 は主な抽水植物と沈水植物の分解係数と 50% 分解されるまでにかかる日数である。ヨシの地下茎や根は葉よりも分解が速い (Wrubleski, et al., 1997), 地下茎によっても若いもの程分解が速い (Asaeda & Nam, 2003) などの多少の差はあるものの、概略、抽水植物では 50% 分解するのに、1 年以上、沈水植物では 1 ~ 3 月程度ということができる。このことは、流出

がなければ、沈水植物では、群落形成後、数年で、有機物の生成量と分解量がバランスすることになるのに対して、抽水植物では、常に、有機物が堆積し続けるということを示している (Asaeda et al, 2000; Asaeda et al, 2002)。特に、抽水植物群落が発達するのは下流の停滞水域であることが多いことから、こうした水域では徐々に有機物が堆積していくことになる。

表 4・2・2 形態別水生植物の年間最大バイオマスと生産量

	年間最大生物量 (g dry mass/m <sup>2</sup> )	生産量 (g/m <sup>2</sup> yr)
抽水植物	3980	1000-10000
浮葉植物	850-1750	100-560
浮遊植物		
アカウキクサ	150	300
ホテイアオイ	1275	4000-5000
沈水植物		
貧栄養	5-140	5-385
富栄養	65-700	200-1500
コケ類	15-200	40-400

(Wetzel 2001 より抜粋)

表 4・2・3 主な抽水植物および沈水植物の分解速度

	分解定数 k (1/day)	50% 分解に要する日数
抽水植物		
ヨシ	0.0005~0.0031	224~1386
ヒメガマ	0.0019~0.0047	147~364
ガマ	0.0043~0.104	67~160
ウキヤガラ	0.0018	385
沈水植物		
マツモ	0.0213	31
コカナダモ	0.026~0.0912	8~27
クロモ	0.020	35
ホザキノフサモ	0.0315	22
イバラモ	0.0341	22
エビモ	0.042~0.093	7.5~17
リュウノヒゲモ	0.0097~0.082	8.5~71
ヒロハノエビモ	0.0537	13

(Vymazal, 1995 より抜粋)

#### 4.2.1 抽水植物

##### (1) 生活史の概略

多年生の抽水植物は生産量が極めて大きく、河道内において最も重要な生産者の一つである。さらに、それ自体が有機物粒子を生産するだけでなく、流下する無機態、有機態の浮遊粒子を捕捉する機能も有し、それらを河床に堆積させ、また、砂州を安定化させるなど、河道の形状に果たす役割も大きい。ここでは特に、河道内での攪乱が植物の生産量および生産された有機物の堆積量に与える影響について考察する。

まず、こうした多年生の抽水植物の影響を考える上では基礎となる生活史を考える必要がある。

##### (春季) - 発芽、初期成長期

多年生の抽水植物は通常、地下茎で越冬する。東京近郊では、春、3月半ばから4月初めに一次葉茎の発芽を行うが、その際には、地下茎に貯蔵されている物質を利用する。地下茎に貯蔵されている物質を利用した葉茎の成長は、4～6月ごろまで続くと考えられている。2次的に発生する葉茎の発芽にはあまり規則性は見られないが、6月ごろから徐々に発達し始める。

##### (夏季) - 光合成による活発な生産活動期

葉茎が十分発達すると、葉茎を発達させる主体は光合成に移行する。しかし、光合成によって生産される有機物は、葉茎の成長に用いられるだけでなく、地下茎にも盛んに輸送され、新しい地下茎を形成する。従って、新しく発生する地下茎は6月以降8月頃にかけて盛んに形成される。7月後半～8月より穂を発達させ始め、それと同時に穂を発達させる株の葉や茎の成長は終了する。しかし、地下茎への輸送は穂を発達させ始めた後にも継続される。

##### (秋季) - 老化期

穂の成長は9月には停止、このころから葉茎も徐々に枯れ始め、多くの場合12月までに1次葉茎はすべて枯れる。しかし、後になって発芽、成長を始めた2次葉茎は、12月に入ても成長を続けている場合もある。枯死していく葉茎から炭水化物の一部は地下茎へ輸送され蓄えられる。

##### (冬季) - 越冬期

冬季には、地上部のほとんどは枯れてしまつており光合成による生産はない。従って、不活性な状態にあるものの地下茎の量は呼吸によって徐々に減少していく。また、地上において枯死した葉茎は、より細かい有機物片や無機質へと徐々に分解される。それと同時に含まれていた、窒素、リンを初めとする有機物も外部へ回帰され

る。

河道内における組織ごとの役割としては、有機物の総生産には主に葉茎の量が、生産された有機物や流下する無機物を捕捉する働きは葉茎の密度および量が影響し、また、洪水時の剥離の防御は地下茎や根の量に依存する。葉や茎は枯死後有機物粒子として比較的速やかに下流に運ばれるのに対し、地下茎は分解後地中に蓄積される。

また、栄養繁殖によって群落を拡大する際には地下茎の成長速度が重要となる。さらに、土壤中に酸素送り込むには葉茎が必ず必要である。このようにそれぞれに役割が異なるため、河道内における抽水植物の役割を明確にしていくためには、地上部と地下茎を分けて取り扱うことが重要である。

多年生の抽水植物は、一般に生息条件が悪く攪乱が多い場合には、地上の葉茎の量に比較して地下茎の量が多くなることが知られている。図4-2-1は気候が厳しく、降雨が不規則で冬季に零度以下になるキャンベラ周辺のGoulburnと、冬季でも10度程度と比較的温暖で降雨も規則正しいシドニー北方のOurimbahで育った、オーストラリアおよびニュージーランド固有の抽水植物種であるエレオカリスファセラタ *Eleocharis sphacelata* の地上部および地下茎の量を比較したものである。この植物は周囲の環境に対して比較的容易に形態を変化させる植物種であることから、同じ種であるにもかかわらず、地上部と地下茎の比において4倍程度の差がみられる(Rajapakse et al., 2005)。

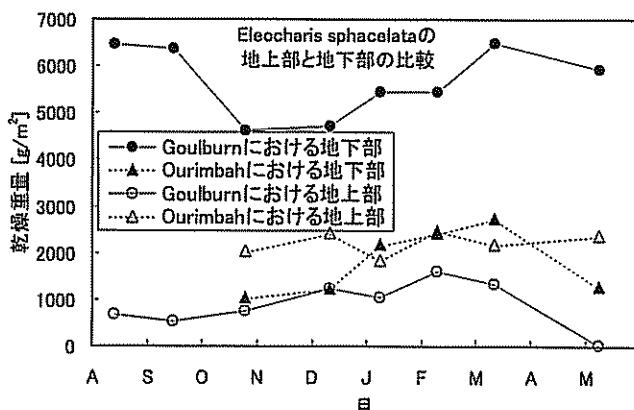


図4-2-1 不安定な気候のGoulburnと安定した気候のOurimbahの*Eleocharis sphacelata*の地上部と地下部のバイオマスの比較  
(Rajapakse et al., 2005)

こうした変化はわが国で一般に見られる、ヨシやガマ科の植物に対しても指摘されている。一般に、擾乱の程度の激しい場所や高緯度のものほど地下茎の割合が多くなっている。図4・2・2は、ガマ属の植物について緯度ごとに地上部と地下部のバイオマスの関係がどのようになるかを理論的に求めたものである(Asaeda et al., 2005b)。気候が温かな低緯度地方では地上部が地下部に対して大きくなる。日射が強く、年間を通して生産活動が行われるために一次生産の量は多くなる。しかし、一方では、高い気温のために呼吸による損失量が多いいため、全体としてのバイオマスは、一部の種を除き、必ずしも大きくはならない。緯度の上昇と共に、春先の遅霜に対する備えや短い成長期を有効に利用するために春に急激に成長する必要から地下茎の量が大きくなる。ところが、一時生産量は必ずしも大きくはない。しかし、呼吸による損失量も少ないと地上部のバイオマスは必ずしも小さくならない。そのため、地上部に比して地下部の割合は大きくなるもののそれほど顕著には変化しない。さらに高緯度になると、生産量が著しく小さくなるため、地下部の量も急激に減少する。このように地上の葉茎と地下茎のバイオマスには、単に擾乱の頻度だけでなく光合成による生産量や呼吸による損失も絡んでくるために極めて複雑である。

この他にも、土壌中の栄養塩濃度が高い場合には、地下茎に比して地上の葉茎の量が多くなる。これは、土壌中の栄養塩が少ないと体内の栄養塩を有効に利用するために秋にできるだけ地下茎に蓄えることから大きな地下茎が必要なもの、周囲に高濃度の栄養塩があればその必要がないためと考えられている(Lippert et al., 1999)。また、周囲の栄養塩濃度が高いと楽に栄養塩を吸収できることから根の量も少なくなる。その分地上の葉茎の量が増加する。同様に土壌中の水分量が不足しても根の割合は増加する。水深大きい場所に育つ抽水植物は、酸素を供給しなければならないことから、地下茎が短く、また、量も少なくなる。また、水底の土壌中の酸素が不足すると、地下茎の割合が減るだけでなく、地下茎に比して根の量が多くなり、また、根が水中にでてくることなどが知られている。植物は、こうした形態の変化により外部の様々な環境に対して群落の存続を図ると考えられる。

一方、こうした植物の形態変化は、河川管理、特に、河道や土砂輸送の管理の観点からは、地上部は河道の閉塞を引き起こす元になり、また、地下部は河床を固定させるなどの効果があり、特に、頻繁に河床の形状が変化してきた河川では必ずしも従来の状況に追従することの

ない環境が作り出される可能性がある。そのため、こうした変化は意外と重要である。

河道内に生息する抽水植物は最も頻繁に擾乱の影響を受ける植物群の一つであると考えられる。その意味では、地上部に比して地下茎の量が多いことも考えられるが、河道内における擾乱は気象条件等による地上部に対する擾乱と異なり、地下茎も含めて全体に作用する。また、一度擾乱をうけた地下茎の成長には地上部の成長以上に時間がかかる。また、単に一次元的な変化だけでなく、擾乱の多い場所では、植物の群落の構造自体にも変化が生じてくる。そのため、河道内の抽水植物が擾乱や周囲の環境に対してとる形態的変化はそれ以外のところに育つものと必ずしも同列には扱えない側面がある。

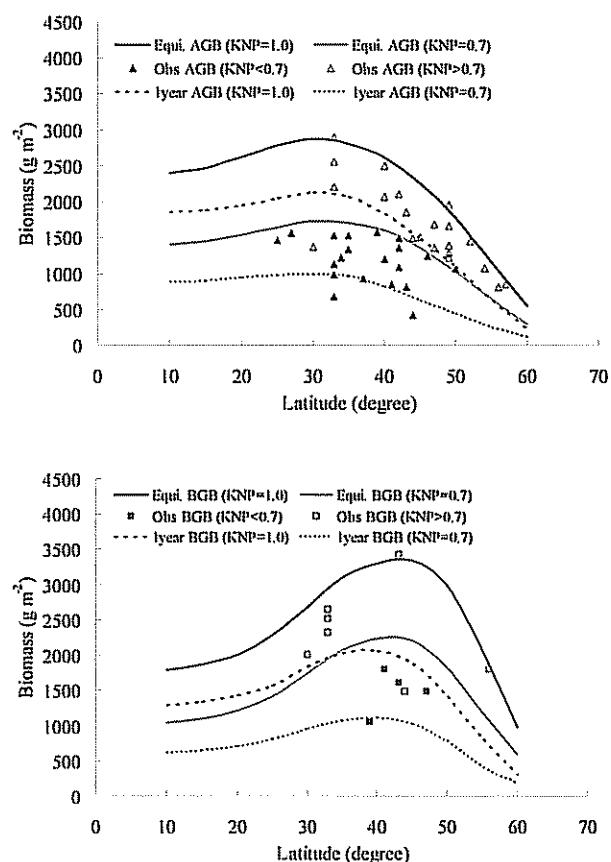


図4・2・2 緯度ごとのガマ属の植物の地上部と地下部のバイオマスの比較

実線は栄養塩濃度を変化させたときの関係( $KnP=1$ で最大)、破線は群落形成後1年目の関係である。シンボルは文献より得た観測値。(Asaeda et al., 2005bより転載)

## (2) 砂州上に生息するツルヨシ群落の観測

### a. 観測場所および方法

図4・2・3は、木津川、淀川との合流点から12km上流の京田辺市の生態学的調査の行われている砂州に広がるツルヨシ *Phragmites japonica* の群落の分布である。ツルヨシは匍匐型の地下茎を発達させるなどヨシと多少異なる性質もあるものの、極めて類似した生活史、形状を有している。

この砂州は、数年に一度の洪水の際には表面を剥ぎ取られる性格をもっている。しかし、洪水で流出後しばらくすると、砂州の半分以上の面積がツルヨシ群落に覆われる。こうしたことから、このツルヨシは擾乱の大きい砂州上に育った群落と位置づけることができる。

観測では、2003年6月10日、9月12日、11月22日および2004年5月24日、7月12日に、砂州の上流から下流にかけての7箇所においてツルヨシのサンプルを採取、分析を行った。それぞれのサンプリングの位置および水面からの高さおよびその特徴を表4・2・4に示す。

サンプリングは、それぞれの場所において、25cm×50cmのコドラーートを3箇所設け、地上の葉茎を根元から切断し採取、その後、取り残しのないように、深さ50cm以上の土壌ブロックを掘り出した。土壌ブロックは直ちに洗浄、中に含まれる地下茎および根を採取した。さらに、同様の地点で、50cm×50cmの面積の3つのコドラーートからリターを採取した。葉茎は、本数、高さ、茎の径、葉の枚数を測定の後、葉と茎にわけて乾燥させ、乾燥重量をもとめた。また、地下部については、地下茎と根に分け、リターに関しては、葉、茎、その他のものに分け、それについて乾燥重量をもとめた。

土壌間隙水に含まれる、硝酸性窒素、リン酸イオン濃度は、一般に、上流および水面からの標高が低いほど濃

表4・2・4 各採取地点の特徴

採取地点	水面から の高さ(m)	特 徴
Uplow (UL)	1.2	砂州の上流端近傍、群落の密度は高いが、小洪水でも湛水、土壌は砂の混ざった土。
Uphigh (UH)	3.0	砂州の上流部の標高の高い部分。群落の密度は高い。標高の高さから洪水による流失は受けにくい。土壌は砂の混ざった土。洪水以前には湿った状態にあった。
Midlow (ML)	0.2	砂州を横断する洪水流の流出地点。砂州を縦断する大洪水時には遮蔽される。土壌は砂。小洪水では湾奥にあたり流失しにくい。
Midhigh (MH)	2.1	midlow 地点の上流の標高の高い地点。洪水時の流失は受けにくい。群落の密度が高く、土壌は土で、期間を通じて湿潤な環境にあった。
Down (D)	2.6	砂州右端に沿った下流部斜面。群落密度は高く、土壌は土で全期間を通じて湿った環境にあった。
Endlow (EL)	0.2	砂州下流端近傍の低地。他種と混合。レキが多く、小洪水時でも流失。
Endhigh (EH)	0.6	endlow のやや上流の多少標高の高い地点。



図4・2・3 砂州上のツルヨシ群落の分布

度が高いことが確認された。

図4・2・4は、水位観測地点での水位変動である。2003年には8月8-20日に大洪水を記録した。この洪水では二つのピークがあり、砂州全体が水没、頂部が広く流失した。6月25日、9月26日の洪水では低い部分のみ浸かった。2003年冬は水位は低かったものの、2004年には2003年と比較しより頻繁に大洪水があった。5月13-23日、6月21-22日に中規模の洪水があり、8月5日に過去5年で最高水位が記録された。しかし、洪水期間は短かったために砂州の原形は比較的よく保たれていた。その後、9月29日、10月9および20日に大規模な洪水を記録した。

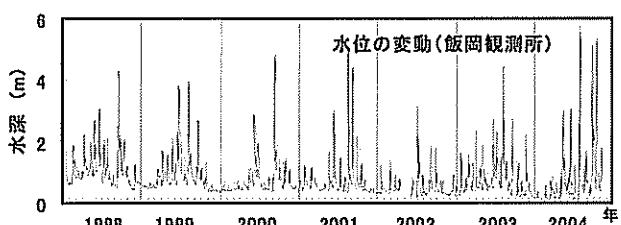


図 4-2-4 観測前の日最大水位の変動

#### b. 洪水が地上部の形態に与える影響

図 4-2-5(a) は、それぞれの採取地点での地上部(葉茎)のバイオマスを示す。2003 年には、9 月のバイオマスは 8 月 15 日の洪水のために、砂州が激しく流失した UL, UH で特に急激に減少している ( $t$  検定,  $p < 0.005$ )。その後、11 月まではほとんど変化せず ( $t$  検定,  $p < 0.005$ )、その後枯死している。2004 年には、葉茎のバイオマスは、8 月 5 日に極めて大きな洪水があったにもかかわらず、9 月 2 日まで順調に増加、その後、10 月 28 日にかけて減少、2005 年 1 月にはほぼ枯死している。

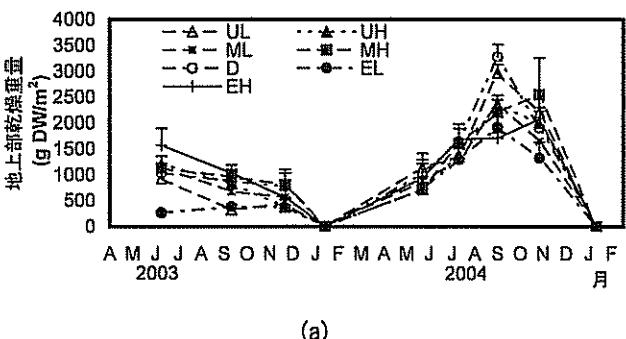
2003 年 8 月の洪水の後、残った一次葉茎が 0-70 本程度であったのに対し、130-300 本程度の葉茎が新しく成長している。二次葉茎のバイオマスは UH や MH の砂州が激しく流失した場所および頻繁に洗掘される UL で多くなっている。一方、2004 年の大洪水の後では、二次葉茎の発生はみられるものの、UL および EL で 2003 年とほぼ同程度のバイオマスであったことを除けば ( $t$  検定,  $p < 0.05$ )、2003 年よりも小さいバイオマスとなっている ( $t$  検定,  $p < 0.01$ )。

地上部のバイオマスに対する葉のバイオマスは 2003 年および 2004 年の 8 月の大洪水の後には、中小規模の後と比較してより小さくなっている (2003 年  $t$  検定,  $p < 0.001$ 、2004 年  $t$  検定,  $p < 0.05$ )。葉は茎と比較して柔らかいことから、洪水流により容易に流失すると考えられる。2004 年には、砂が堆積したことから、この他にも茎が砂層から再成長すること、匍匐茎を発達させることのために茎がより長くなっていることが確認された。

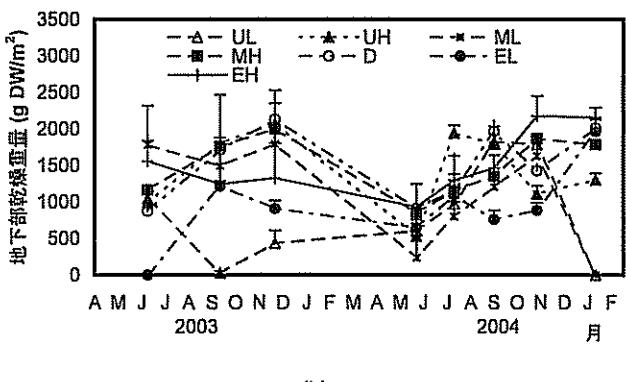
一方、地下部のバイオマス (図 4-2-5(b)) は、2003 年には低い位置にある観測点である UL, ML, EH を除いて、6 月から 9 月に増加している ( $t$  検定,  $p < 0.05$ )。また、高い標高にある観測点 UH, MH, D では 11 月まで増加し続けた ( $t$  検定,  $p < 0.05$ )。しかし、その後は 2004 年 5 月にかけて減少した ( $t$  検定,  $p < 0.05$ )。その後は、UH

において 7 月まで、また、UL および D で 9 月まで、さらに、ML, MH, EH ではさらに後まで増加し続けた。

全地下部のバイオマスに対する根のバイオマス量の比は 2003 年 8 月の洪水の後流失、大きく減少している ( $t$  検定,  $p < 0.01$ )。



(a)



(b)

図 4-2-5 それぞれの観測点での地上部バイオマス  
(a) および地下部バイオマス (b) の変化

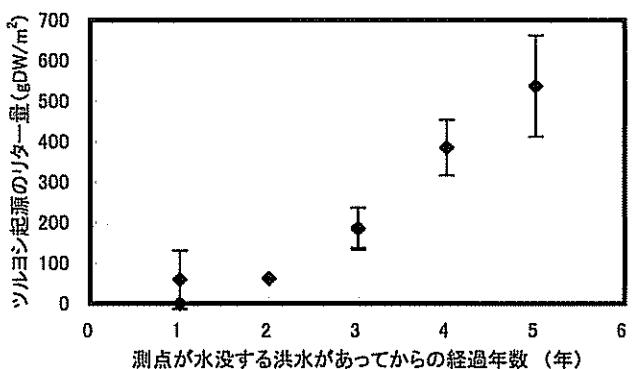


図 4-2-6 測点が水没する洪水があつてからの経過年数に対するリター量の関係

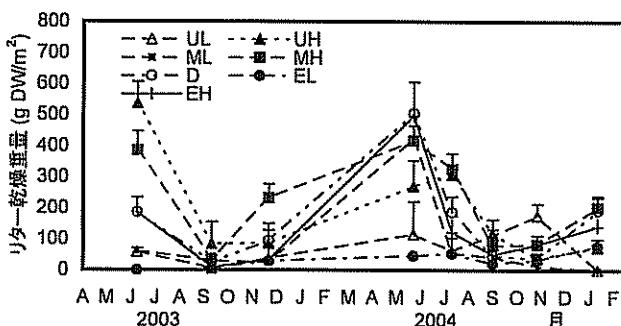


図 4-2-7 それぞれの観測点でのリター量の変化

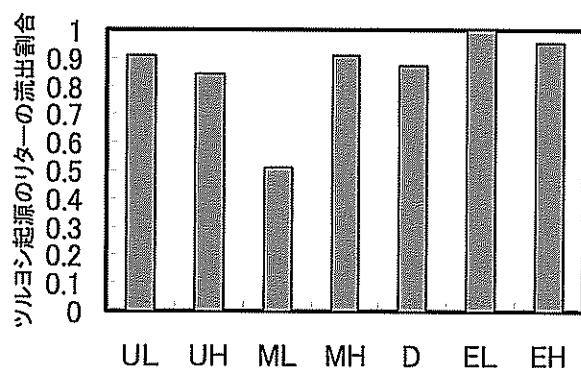


図 4-2-8 2003 年 8 月の洪水によるツルヨシ起源のリターの現存量に対する流失量の割合

### c. リター堆積量の経年変化

図 4-2-6 は、2003 年 6 月の時点でのリターの堆積量を過去にその場所が水没する洪水があつて後の経過時間に対して示している。各観測点におけるリター量は概ね、その地点が水没後生産されるリターの量に依存していることがわかる。

図 4-2-7 は、各観測点におけるツルヨシ起源のリターの量の観測期間内における変化を示す。2003 年 6 月には、標高の高い UH, MH では  $400\text{--}600\text{ g/m}^2$ 、やや高い D, EH では  $200\text{ g/m}^2$  と高い値を示していたのに対し、洪水後の 9 月 12 日には、初めからリターの少なかった ML を除き蓄積していたリターの 80–90% が流失している（図 4-2-8 参照）。その後、MH と D では 11 月まで、EH, ML, D では 5 月まで増加し、その後は急激に減少した。

### d. 一次葉茎の高さの変化

一次葉茎の高さの変化を図 4-2-9 に示す。2003 年 8 月の洪水後、多くの一次葉茎は流失、UL, UH, ML, MH では二次葉茎が  $40\text{--}80\text{ cm}$  まで成長、D, EL, EH でのみ残存する多く葉茎が成長し続けている。一方、2004 年では、ほとんどの場所で一次葉茎が成長を続け、二次葉茎の成長は 2003 年ほどではない。9 月以降は D と EH を除き成長はとまっている。

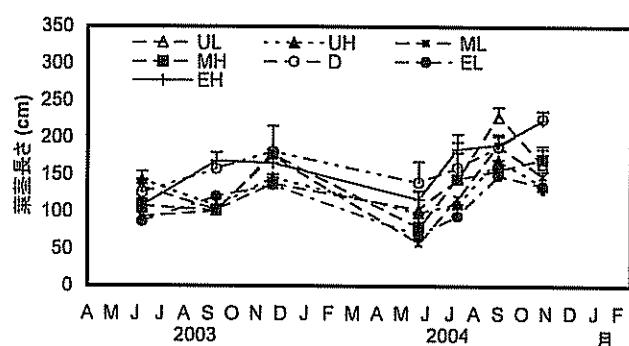


図 4-2-9 それぞれの観測点での葉茎の長さの変化

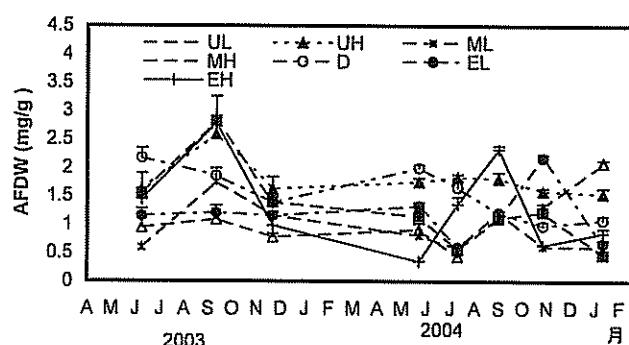


図 4-2-10 表層土壤の強熱減量の変化

### e. 表層土壤の強熱減量の変化

図 4-2-10 は土壤の強熱減量 AFDW の変化を示す。強熱減量は一般に、UL, ML, EL などの標高の低い観測場所に比して、UH, MH, EH の標高の高い場所で高くなっている。しかし、2003 年 8 月に有意に増加（t 検定,  $p < 0.01$ ）、11 月には再び減少している。2004 年 8 月の洪水の後には 2003 年 8 月の洪水後に比して小さい値となっている（t 検定,  $p < 0.05$ ）。この結果より、新しく堆積する土砂に含まれる有機物量はそこで生産され蓄積されている有機物量よりもはるかに小さい量であることがわかる。

#### f. 考察

本観測結果では、ツルヨシのバイオマスは、単にその群落が水中に没したかどうかだけでなく、その洪水で砂州の形態がどのように変化したか、すなわち、砂州の形態と洪水規模や洪水時間との間の関係に大きく依存していることが示されている。

洪水後の砂州の形態は2003年8月の洪水と2004年8月の洪水とで大きく異なっている。2003年8月の洪水後には表層の土砂が大量に流失し、観測位置の高さも、特にUH, MHでは50cm程度低下していた。このため、植生もわずかしか残存していなかった。一方、2004年8月の洪水では、UH, MH, ML, D, EL, EH地点では土砂（砂）が堆積、元々の表面が砂に埋もれていた。

こうした、洪水による洗掘、堆積過程はツルヨシの挙動に大きく影響を与えており、2004年の洪水でもそれまで蓄積してきたリターの大部分が流失していたことから、少なくとも洪水初期には洗掘が生じていたと考えられる。しかし、洪水は全体でも2日間しか継続しておらず、ピーク流量は数時間であることから、こうした洗掘は長くは継続していないと考えられる。その後に大量の浮遊砂が堆積することで、まず、洗掘が回復、さらに堆積が続いたと考えられる。一方、2003年の洪水では、洪水期間は1週間近くも継続し、ピークも2度訪れていることから、洗掘期間が長く継続したと考えられる。

さて、こうした状況下、2003年の洪水ではツルヨシのそれぞれの個体群の多くは損傷を受け、場合によっては根まで露出していた。そのため、その後の成長は妨げられ、その結果、その後のバイオマスは減少したと考えられる。一方、2004年の洪水では、多くの観測場所で土砂の堆積が生じたために、ツルヨシは洪水直後、半分程度の高さまで砂に埋まっていた。ところが、洪水後、茎は再び成長して砂の表面から上に現れている。また、匍匐茎の成長もこの傾向を助長している。そのため、洪水後もバイオマスは増加し続けたと考えられる。

地下茎のバイオマスは、一部の低い場所を除き、2003年、2004年とも8月の大洪水後に有意に増加している。しかし、2004年においては、9月、10月の洪水後、UHとDの地点で減少がみられる。2003年の洪水後では、ULとEL地点は特に洗掘され、大きく損傷を受けたものの、他の地点では、地上部に残されていたバイオマスは、一部は二次葉茎の生産に利用されたものの、多くは地下茎に輸送、貯蔵され、そのために地下茎の量が多くなったと考えられる。なお、2004年には、地下茎のバイオマスは5月から増加を開始した。その後、他の場所ではわずかに増加し続けているものの、UHでは7月から、

UL, Dでは9月から減少に転じている。

2004年8月の大洪水の後、地下茎のバイオマスは多くの地点では増加している。これは、葉茎が土砂埋没した後、茎が再成長していることから、一部はこれに利用されるものの、成長した葉茎による一次生産が、これより大きく、地下茎への転流が生じたためと考えられる。しかし、9月から10月にかけては一部で減少がみられる。Dでは一次葉茎の長さは188cmから225cmに伸び、また、UHでは二次葉茎の密度は197/m<sup>2</sup>から230/m<sup>2</sup>に増加している。ここで地下茎バイオマスの減少は、秋に入り一次生産が低下したことに加え、こうした地上部の成長に費やされたためと考えられる。

2003年および2004年8月の大洪水ではそれまで堆積していたリターの大半が流失している。2003年においては8月以降大きな洪水ではなく、特に標高の高い場所でリターが蓄積していた。これが流失したものである。2004年の6月の中規模な洪水では、標高の低い場所で多く流失しているものの高い場所では多くは残存している。ところが、8月の大洪水で標高の高い観測地点も水没したため、大半のリターが流失している。さらに、2004年には頻繁に洪水が生じたことから、リターは頻繁に流失して、一般に少ない。これらの結果から、葉茎は中小の洪水に対しても比較的の残留するものの、大洪水では群落内部に捕捉されているリターでも容易に流失することを示しているといえる。

リターの蓄積は葉茎の成長に大きく影響することが知られている。2004年8月の洪水では葉茎が土砂に埋没したにもかかわらず、リターが流失したため葉茎は容易に再成長、また、こうした洪水が葉茎の再成長のトリガーとなったことも考えられる。

強熱減量は一般に標高の高い観測点で高くなっている。この理由は、標高の低い場所では頻繁に水没、リターが流失するため有機物量が少なくなるためと考えられる。UHとMH地点では、特に2003年8月の大洪水後増加しているものの、2004年8月の大洪水後にはこうした傾向は見られない。2003年には表層の土砂が流失、下にあった有機物に富んだ土砂が露出したのに対し、2004年には新しく有機物含有量の少ない土砂が堆積したためと考えられる。

#### g. 洪水規模と砂州上の多年生抽水植物の関係

以上のことをまとめると以下のようになる。

まず、洪水規模と砂州上での相対的な位置との関係、および洪水による砂州の変形の形態によって、砂州上の植物の挙動は大きく異なる。まず、植物群落がわずかに

浸る程度までの水位では、植物体もリターも比較的多く残される。しかし、砂州の表面が剥がれると植物体の損傷も激しく、地上部も流失されることからその後の成長は著しく制限される。また、残った地上部のバイオマスも多くは地下茎に輸送される。そのため、地上部バイオマスは減少するものの、地下茎は増加する。また、リターは大半が流失する。

一方、土砂が砂州上に大きく堆積するような洪水では、ツルヨシは一旦土砂に埋没しても、リターが流失し改善された環境の下、再び茎や匍匐茎を伸ばし、二次葉茎も発生させる。このため、一次生産が増大、地下茎も増加することもあるが、秋に入れば、地下茎の貯蔵物質が茎の成長に利用される分地下茎は減少する。

このように、砂州上のツルヨシの形態は、単に、洪水水位と砂州上の相対的な標高だけでなく、洪水による砂州の形態の変形にも大きく影響をうけることがわかる。

さて、ツルヨシ群落も密になると、リターを堆積、砂で構成された砂州を徐々に土の土壤に変える。これに伴って、他の植生も繁茂、砂州の樹林化ももたらす結果となる。そのため、元々、泥が主体の河床を持つ河川では、抽水植物群落を発達させるために、単に、リターを流失させる程度の洪水で現状を維持できるが、元々砂河床の河川では、その程度の洪水では徐々に樹林化が進むと考えられる。これを防止するためには、特に、洗掘を生じさせる洪水が頻繁に生じ、以後の地上部の再成長を起こさせないような状況をつくることが必要である。これにより、地上部の再成長が抑えられたり、また、例え二次葉茎が形成されるとしても、その都度新しい葉茎を発生させるために地下茎貯蔵物質を利用することから地下茎現存量が減少、結果として群落を制御することが可能と考えられる。こうした観点からの洪水の特性と砂州の形態変化の解析が望まれる。

### (3) 流水中の抽水植物群落の動態と有機物の捕捉

(Asaeda et al., 2005a)

#### a. 観測場所の概要および方法

千葉県手賀沼上流端では、北千葉導水事業に伴い、植物群落が取り除かれた。その後、2000年4月からの本格的な導水を実施後、徐々に復活してきた。導水規模はほぼ一定、 $9.5\text{m}^3/\text{s}$ で固定されているために、ここに見られる群落は、ほぼ一定した物理環境の元で、植物種の有する特性が相まって定まっていると考えられる。導水口前方には約80mにわたる水深の大きい水域が設けられ、その前方には、約50cmの水深を持った領域が湖へと続いている。

観測は、2003年7-9月にわたって行われ、この領域において、4m間隔で、水深の分布および電磁流速計を用いて水平流速の分布が求められ、また、気球を用いた測定により、ここに繁茂する植生群落の分布が求められた。また、流水域に存在するパッチ状に分かれた群落の形態とパッチおよびその周辺の流速分布が測定された。

#### b. 群落分布と水深、流速の関係

図4・2・11に、調査した水域の植物群落およびパッチの位置分布、水深、および手賀沼方向の水平流速分布を示す。水深（実線センター）は、注水口の正面から西の付近で最大60cm程度、やや東よりの植物群落中央部から東端にかけて浅くなっている。流速（点線センター）は、導水口からの流水に面した場所では、正面付近で $150\text{cm/s}$ 、やや東よりで $50\text{cm/s}$ 程度と速く、東側は徐々に流速が低下、停滞水域となっていた。

植物群落としては、混合群落は少なく、極めて明確に棲み分けがなされていた。まず、導水口に面した流速が速く、水深が深い水域には、ヒメガマの群落が発達し、このヒメガマ群落は最も速い流水領域に沿って湖まで続いている。次に、注水口に対して、ヒメガマ領域の東の前面の比較的深い領域には、マコモ *Zizania latifolia* 群落が発達していた。マコモ群落の背後の水深は急に浅くなり、ここにはヨシ群落が発達していた。しかし、ヨシ群落の湖側は再び深く、マコモ群落、ヒメガマ群落という順に遷移していた。

それぞれの物理環境としては、ヒメガマ群落とマコモ群落ではそれぞれ $50\text{cm}-70\text{cm}$ および $40\text{cm}-60\text{cm}$ とほぼ重複しているものの、流速においては、ヒメガマ群落で $80-150\text{cm/s}$ 、マコモ群落で $40-100\text{cm/s}$ 、一部 $5\text{cm/s}$ 以下と明確に分かれていた。ヨシ群落の発達した場所は $40\text{cm}$ 以下と浅くなってしまっており、流速も $20\text{cm/s}$ 以下と弱いものであった。このようにこれらの植物種の群落は物理的な条件に極めて忠実に従っていた。

#### c. 群落のパッチ構造

ヒメガマおよびマコモ群落において、前面の導水口に対する水流が $60\text{cm/s}$ を超える水域に生息するものは、明確なパッチ構造を形成していた。図4・2・12(a)-(d)はそれぞれ、高流速水域および停滞水域に形成したヒメガマおよびマコモの葉茎の分布である。ヒメガマ、マコモとともに、停滞水域では葉茎が一様に分布しているのに対して、速い流速の水域では明らかに群落がパッチ構造を作っていることがわかる。

しかも、ヒメガマとマコモのパッチの構造は異って

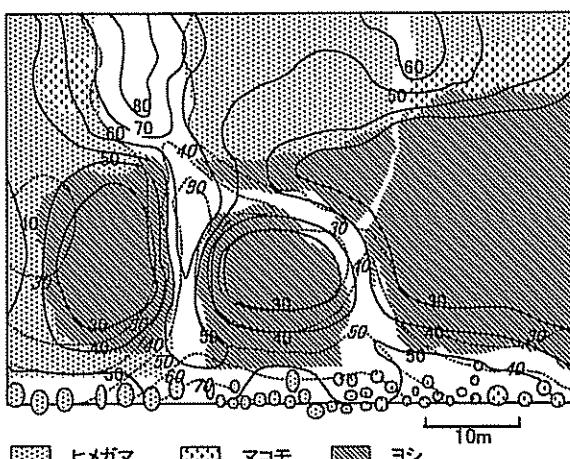


図 4・2・11 域の植物群落およびパッチの位置分布、水深、および手賀沼方向の水平流速分布  
(Asaeda et al., 2005a より一部修正転載)

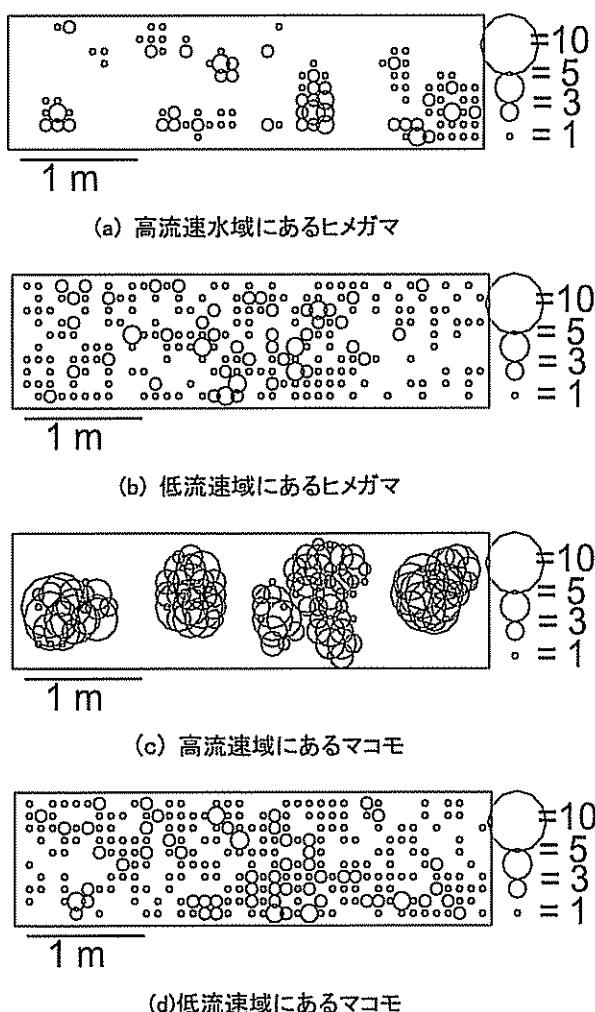


図 4・2・12 高流速水域および停滞水域に形成したヒメガマおよびマコモの葉茎の分布  
(Asaeda et al., 2005a より一部修正転載)

おり、マコモのパッチは一つの密な大きな株から構成されているのに対して、ヒメガマのパッチはほぼ連続したいくつかの株や葉茎の集合となっていた。いずれも、それぞれのパッチは 50cm ~ 1m 程度の間隔をおいて存在しており、水はパッチ相互の間を集中して流れている。また、パッチの大きさはヒメガマにおいては幅 40cm ~ 80cm、流れ方向に 50cm ~ 80cm と比較的横に広がっているのに対し、マコモにおいては幅 40cm ~ 80cm、流れ方向に 60cm ~ 80cm と流れ方向に長くなっていた。

#### d. パッチ付近の流況および抗力係数

図 4・2・13(a), (b) はそれぞれのパッチで観測した流速の分布である。両者の群落周辺の流速は極めて異なっており、マコモのパッチでは葉茎が密集しているためにパッチ内部では流速がなく、流れはパッチを迂回しているのに対し、ヒメガマのパッチ内部では流れはパッチを貫通、散在する葉茎や株によって生ずる流れのために多くの渦を形成、不規則な分布となっていた。

流速分布の測定結果を用いて、以下の(4・2・1)式により、水深の変化を考慮し、それぞれのパッチの抗力を見積もった。

$$\text{drag force}(y) = \rho \int_{x_1}^{x_2} U(y)(U(y) - u(x, y))D(x, y) \times dx \quad (4 \cdot 2 \cdot 1)$$

ここで、 $x$  と  $y$ 、それぞれ流れの横断方向と縦断方向の座標を示す。 $\rho$  は水の密度、 $D(x, y)$  は、測定した各座標の地点での水深、 $U(y)$  はパッチから離れた上流側の流速、 $u(x, y)$  は測定した各地点の流速、 $x_1$  と  $x_2$  はパッチの外側の座標である。

またそれを元に、(4・2・2)式により、抗力係数  $C_D$  が見積もられる。

$$C_D = 2 \frac{\text{drag force}(y_2)}{\rho \int_{x_1}^{x_2} U(y_1)^2 D(x, y_1) dx} \quad (4 \cdot 2 \cdot 2)$$

ここで、 $y_1$  と  $y_2$  は、それぞれパッチ面の上流、および直下流の座標を示すものであり、 $y_2$ において抗力が最大となる (Duan et al., 2002)。

#### e. パッチ構造と流体抵抗に関する考察

##### ① パッチ構造の差について

搅乱をうける抽水植物群落においてはしばしばパッチ構造が報告されている。その原因には、洗掘、波浪、動物による影響、氷、塩分など様々な影響が指摘されているが、流れが原因でも明確なパッチ構造が形成されるこ

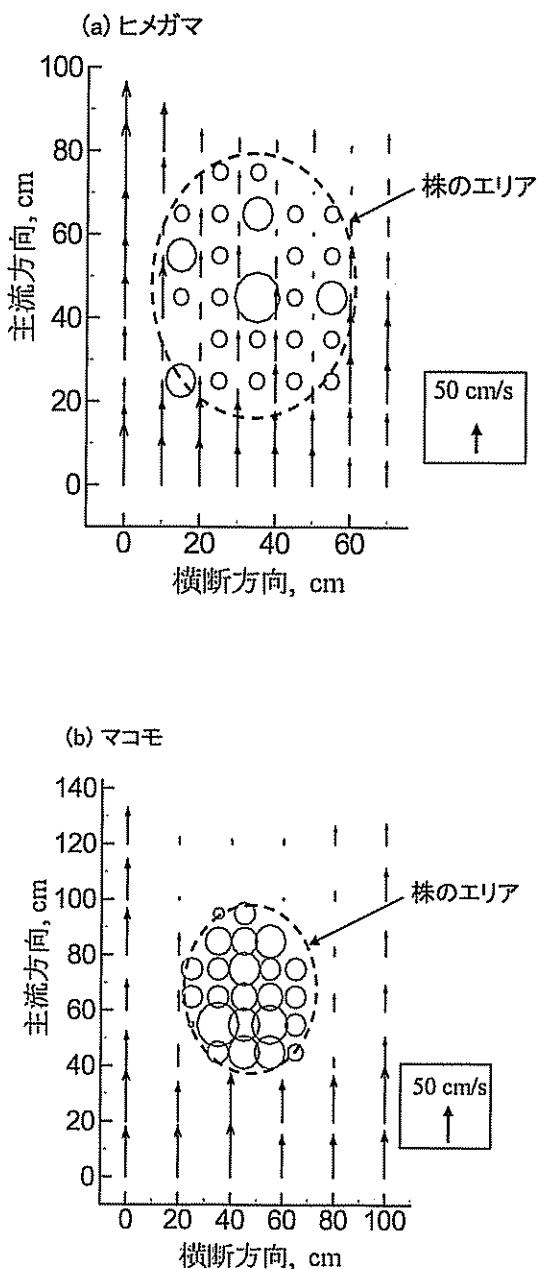


図 4-2-13 ヒメガマおよびマコモの葉茎周辺の流速分布

とが示された。また、その構造は、ヒメガマとマコモで異なり、ヒメガマにおいては葉茎や株が比較的疎に分布したものであるのに対して、マコモにおいては、葉茎が極めて密に集中したものとなっており、両者の株の構造的特性、環境条件を反映したものと考えられる。

一般に、ヒメガマは葉茎の根元からだけでなく、比較的長い地下茎を構成し、かなりの割合でその先端にも新しい芽を形成する。一方、マコモの場合多くの芽は株の根元に集中している。こうしたことが、マコモとヒメガマのパッチ構造の差となって現れたものと考えられる。

図 4-2-14 は、流速に対し、それぞれのパッチにおいて葉茎で占められる面積がパッチ全体の面積に対する割合(葉茎の面積比)を表す。マコモのパッチにおいては、流速が増加するにつれて面積比が増加するのにに対し、ヒメガマにおいてはやや増加する傾向がみられるものの低い値で遷移している。しかしながら、両者の存在している場所の物理環境が異なっているため、これらの傾向を植物種ごとの異なるものと捕らえることはできない。むしろ、マコモにおいても流速 50 cm/s 程度までは増加し、その後急激に減少し、ヒメガマの傾向に一致していることから、これら二つはよく一致したものと考えられる。

この理由は以下のようなものと考えられる。まず、それぞれの植物の分布が流速によって定まったことは、流速が生息環境を規定する最も大きな要因と考えられる。そのため、流れによる機械的ストレスはもっとも大きな障害と考えられる。そのため、できるだけ機械的な力の大きさを減少させることが望まれる。このために最も簡単かつ有効な方法はパッチの中の葉茎を疎にしてパッチ内を水が流れるようにし、受ける抗力の大きさを軽減することである。

しかし、他方、疎な葉茎や株は、機械的な力が一定であればそれに対しては脆弱である。そのため、葉茎や株は密にしておくことも重要な要素である。

ところが、あまり葉茎が密であれば、新しい芽を出すスペースに欠け、また、光環境も悪化する。これは増殖していくための戦略上必ずしも有利なことではない。

このように、パッチ内の葉茎密度は高くても低くてもそれぞれ長所、短所をもっている。その意味では、パッチ内に占める葉茎の占有する面積比、言い換えれば、パッチにおける葉茎の密度は、こうした要素の総合として定まったものと考えられる。すなわち、マコモのパッチでは、群落を取り巻く物理環境が比較的穏やかで、流速が弱いために、そうした間は、光環境やスペースの問題などは犠牲にしても葉茎密度を増加させ、株自体の強度を増加させるのに対し、流速がある限界値を超えると、今度は、逆に葉茎を疎にすることによって受ける抗力を低下させていると考えられる。

しかし、ヒメガマの場合には群落を取り巻く環境が厳しく、流速が速いために、マコモがとっていた戦略では対応しきれず、パッチ内の葉茎の密度を疎にしたものと考えられる。しかも、マコモに比較して長く延びる地下茎や丈夫な葉茎がこれを実現させたものと考えられる。

なお、ここでは水深の影響は省いて整理しているが、ヒメガマ群落、マコモ群落とも同程度の水深の場所に存

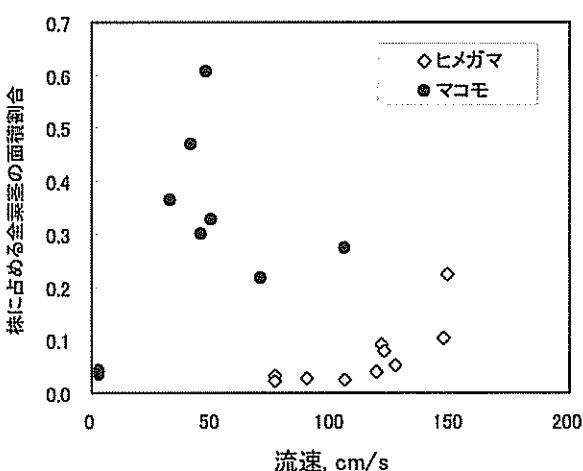


図 4-2-14 それぞれのパッチにおける流速と、パッチ全体の面積に対する葉茎で占められる面積の割合（葉茎の面積比）の関係

0.1-0.2あたりで最大値0.7程度に達し、以後はやや減少気味となる。一方、マコモでは流速の増加と共にやや減少気味で遷移している。しかし、この場合も葉茎占有面積比0.2あたりで0.7程度の値を共有していることから、種ごとの特性というよりも一般的な傾向といつてよさそうである。ここで、ヒメガマのパッチにおいて葉茎占有面積比が増加するにつれて抗力係数が増加した理由は、パッチ内を通過する流れが少なくなったためと考えられる。逆に、マコモにおいてやや減少傾向にあった理由は、この整理だけでは定かではない。通常の流体力学で観測されるレイノルズ数の増加と共に抗力係数が減少するという現象は、植物群落においても知られているが、ここには示さないものの、必ずしもそうした傾向にはなっていなかった。むしろ、流れが速い領域で、パッチの形状がより流線型に近くなっていることなどが原因のようである。いずれにしても、流体力学で得られた結果がそのまま利用できないことなどから、植物の持つ順応性が影響していると考えられる。

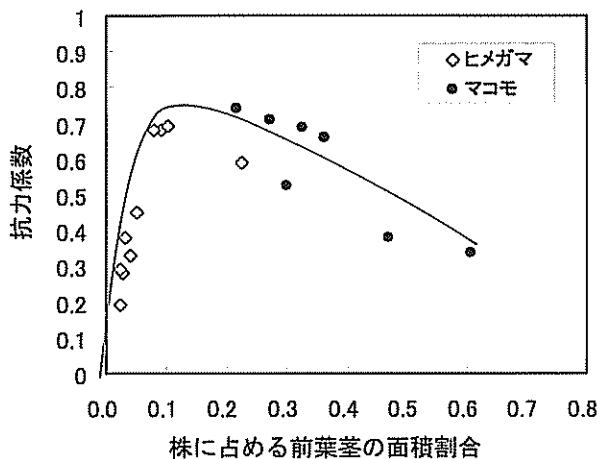


図 4-2-15 それぞれのパッチにおける、パッチ全体の面積に対する葉茎で占められる面積の割合（葉茎の面積比）と抗力係数の値の関係 (Asaeda et al. (2005a) より一部修正転載)

在していたために、単位幅あたりの運動量などを横軸にとっても全く同様な傾向がみられた。このときの限界値は  $120 \text{ kgm}^3/\text{ms}^2$  であった。

## ② 抗力係数について

図 4-2-15 に、抗力係数の値をパッチ内における葉茎の占める割合に対して示す。ヒメガマのパッチにおいては抗力係数は葉茎占有面積比に従って増加するものの、

### f. リターの捕捉量について

河川において大洪水の場合には、すべての抽水植物群落は水没する。しかし、大河川の平常時、中小の河川では抽水植物は立ったまま存在し続け、群落内部にリターを捕捉する。しかも、リターの捕捉量は、植物の形態や群落内の構造に大きく影響を受ける。

図 4-2-16 は、手賀沼導水口前面のヒメガマ、マコモ、ヨシ群落におけるリターの捕捉量である。ヨシは茎が堅く、枯死の後も長期にわたって立ち枯れの状態が続く。そのため、流速が速い場においても、枯死したリターが流失することなく、立ち枯れの茎が倒壊した茎を捕捉することによって、大量のリターを捕捉し続けることになる。

一方、ヒメガマ、マコモとも葉が柔らかく、枯死後は倒れるため、立ち枯れの状況をつくらない。そのため、捕捉される有機物量も一般に少ない。しかし、マコモの場合には、密な株をつくるために、枯死した葉はこの中に取り込まれ流失しにくくなる。これは、株をより密にし、枯死した葉をより強く捕捉することになる。しかし、この状態で流速が増大すると今度は株ごと洗掘され、流される。また、ヒメガマの場合、穂の密度が高い場合には、ヨシ同様、枯死し流下する穂が株に引っ掛かり、それに葉が引っ掛かることで捕捉されるリターの量が増加する。

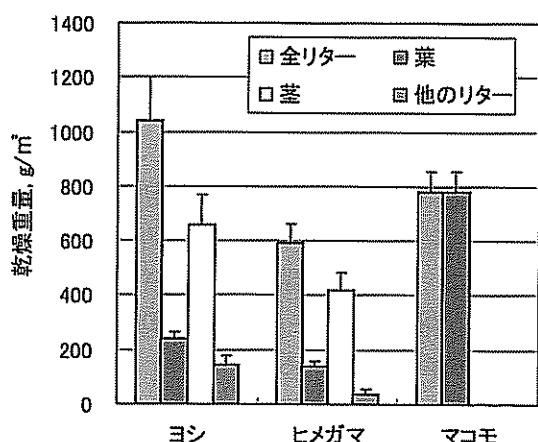


図 4-2-16 ヒメガマ、マコモ、ヨシ群落におけるリターの捕捉量

#### 4.2.2 沈水植物

沈水植物の成長を阻害する要因としては、光強度の減少、流速など様々な因子がある。

光強度は成長を支配する最も重要な因子の一つである (Barko et al., 1986)。沈水植物群落の発達した河川では浮遊濁度の沈降が促進され、また、底質の再浮上も抑えられる。こうしたことは、光環境を改善させるのに役立つ。そのため、沈水植物群落が発達すると、濁質濃度が減少して光環境が好転するために、沈水植物群落がさらに発達し、ますます光環境が良くなり、さらに群落が発達する。しかし、一旦群落が衰退すると、濁質の沈降が低減、底質の再浮上が増加、群落はますます衰退することになる（図 4-2-17）。

流速も沈水植物に極めて大きな影響を及ぼす。沈水植物は、流速が 10cm/s 程度の領域では、光合成量は流速に応じて増加する (Westlake, 1967; Madsen & Sondergaard, 1983) もの、流れの中で乱流強度が増加、葉が振動することで光合成量が減少する (Madsen et al., 1993)。しかし、こうした 10cm/s の低い流速の場を除けば、バイオマス量は流速とともに減少し、1m/s 程度でゼロになる (Bilby, 1977; Chambers et al., 1991)。それに対して、コケ類や付着藻類はより速い流速の場でも生息可能である。

沈水植物群落の形態は、河床の材料の分布に大きな影響を与える。密なパッチをつくる植物の場合、パッチ内で水流が急激に減速、パッチ内にシルト質の有機物を大量に堆積させる。そのため群落内の河床材料の粒径は周囲と比較して小さくなる。しかし、こうした有機質のシ

ルト分もパッチの前後にはあまり堆積せず、河床の粒径は相対的に大きくなる。一方、開放的な群落の場合には少量の堆積に留まり、粒径の分布にも変化が起こらない (Sand-Jensen, 1998)。

茨城県の花室川での観測では、長さ 5m、幅 2m 程度パッチ状のサバモ *Potamogeton malaianus* とヤナギモ *Potamogeton oxyphyllus* の群落が点在する中で、サバモやヤナギモ群落の内部は有機物を大量に含んだシルト質の土砂が堆積、浅くなり砂州を形成していた（図 4-2-18）。一方、群落間は流れが集まるために流速が速くなり、川底には大粒径の河床材料が露出していた。そのため、植物は流速の遅い群落内部にさらに集中、より流速を減少させ、群落内にはより堆積が進むという過程を辿っていた。そのため、図 4-2-19 にみられるように、植物のバイオマスと有機物量との間には明らかな正の相関がみられた。このように、沈水植物はそれ自体のバイオマスは小さくても、有機物を堆積させることによって、バイオマスのみによる効果以上に砂州の形成に貢献する。

しかし、沈水植物は空気中の露出に極めて弱く、沈水植物により形成される砂州は水面より高くなることはない。

また、水位が上下すると、沈水植物は群落中央部の最も高い部分から露出し、この部分の植物は枯死する。そ

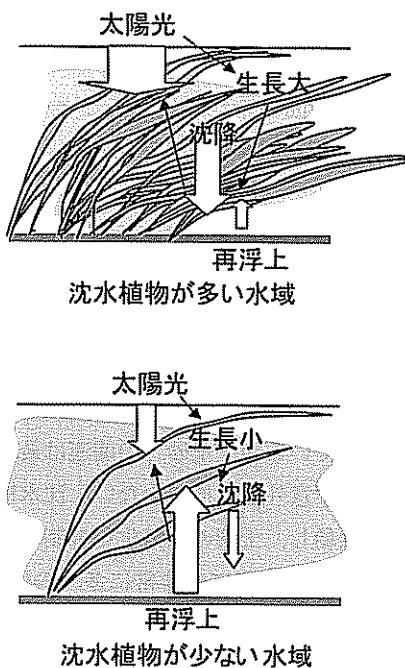


図 4-2-17 沈水植物群落が存在する場合と存在しない場合の濁度、生産に対する影響



図 4・2・18 花室川のササバモ群落内の有機物

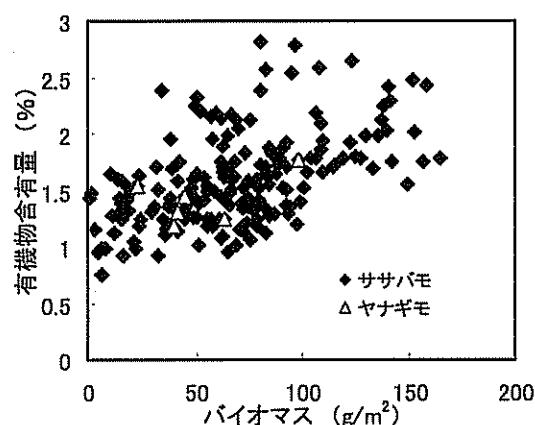


図 4・2・19 花室川におけるササバモ、ヤナギモのバイオマスと補足された有機物量

そのため、植物は周囲の未だ露出することのない水に浸かった砂州の斜面に移動する (Asaeda et al., 2004).

#### 4.3 水生植物の保全と河川管理

水生植物が様々な観点から河川環境の保全に寄与していることはいうまでもない。栄養塩類の除去効果や様々な栄養段階にある生物にハビタートを提供するなどの効果はよく知られているが、土砂との関連は最も重要であるにもかかわらず意外と指摘が少ない。沈水植物には土壤中に酸素を供給し、土壤の嫌気化を抑制する作用がある。ヨシ原における研究には非常に多くの研究があり、地中へ送り込む酸素の量は  $5.71/\text{m}^2\text{day}$ 、地中から排出する二酸化炭素とメタンの量はそれぞれ  $5.1$ ,  $0.271/\text{m}^2\text{day}$  程度と報告されている (Brix et al., 1996).

#### 4.3.1 抽水植物群落の管理・育成

抽水植物群落の育成は次節で詳しく記述されるためにここでは簡単に触れる。

1970-90 年代にヨーロッパで大量にヨシ原が消滅した。EUではヨシの Die-back と称して EUREED のプロジェクトのもとに、大掛かりな調査、研究が行われた。この成果は様々な場所で報告されている。Die-back の主たる原因として挙げられていることは、

- 1) 富栄養化によって炭素と窒素のバランスが崩れ、窒素の過大摂取が炭水化物の貯蔵機能を低下させ、機械的外乱や害虫に対する耐性を低下させた。
- 2) 富栄養化によって通気機能が低下、さらに嫌気化

表4・3・1 健康な群落とDie-backの状態にある群落との性状の違い

	健康な群落	Die-back が生じている群落
葉茎密度(1/m)	114~193	100 以下かパッチ状
葉茎の乾燥重量(g/m)	16~30	10~20
葉面積密度(m/m)	4.5~6.0	2.7~4.5
葉茎1本当りの葉面積(cm)	230~260	170~190
葉面積が最大になる日	210 ユリウス日	180 ユリウス日
バイオマスが最大になる日	230~260 ユリウス日	220~240 ユリウス日
穗の密度(1/m)	3~34	0~13
生きている地下茎の割合	50~60%	30%
芽の枯死率	低い	高い
根の構造	深く、根に広がり全表面積も大きい	浅く、枝分かれが少なく、先端部が枯死、表面積も小さい
土壌や間隙水の状況		
酸化還元電位	0~100 mV	-100~-170 mV
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> およびPO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> 濃度	200 および 50 μmol/l	2200 および 250 μmol/l
アルカリ度および DIC	5 meq/l および 9 mmol/l	17 meq/l および 24 mmol/l
間隙水の電気伝導度	0.0~2.2 mS/cm	3.6 mS/cm
全硫化水素濃度	0.6 mmol/l	14 mmol/l
土壤中の有機物濃度	0~90%で変動が激しい	極めて高い
未確認有機物の相対頻度	1/1	7/9
土壤中の気体(CH <sub>4</sub> /CO <sub>2</sub> /O <sub>2</sub> )	20% / 5% / 15% 以下	40% / 10% / 15% 以下
メタン発酵(mol/hr/g)	50~60	100~150
微生物によるNO <sub>3</sub> <sup>-</sup> の利用	高い	低い
植物体の構成		
地中の地下茎中の気体(CH <sub>4</sub> /CO <sub>2</sub> /O <sub>2</sub> )	0.5 / 6% / 14%	5% / 12% / 8%
根、地下茎、芽の内部構造	通気構造に閉塞がない	リグニン、カルスなど大量蓄積
地中から茎を解した透気性 (10 <sup>-4</sup> m <sup>3</sup> /(MPa s))	40~170	0~10
植物の構造を作らない炭水化物 TNC 量(mgTNC/g dry mass ±sd, N=4)	522±137	363±10
植物体中の栄養塩濃度(N,P)		~健康なものよりも高い
アラニン/アスパラギン比		高い

- の促進により根毛からの酸素の漏出を増加、地下茎の枯死を増大させた。
- 3) 富栄養化によってリターの蓄積が増加、貧酸素化を促進、フォトトキシンの生成、C/N比の低下をもたらした。特に、水位変動が少なくなったために、リターの分解速度が低下したことが大きく影響している。など、特に富栄養化に関連する原因の指摘が多い。しかし、その他にも、種子による拡大が速く適応が遅れたなどのヨシの遺伝子的な影響、水際の開発による群落の消滅、ボート等による機械的弊害も指摘されている。いずれにしても、ヨシ群落の育成において極めて重要な情報がもたらされている。表4・3・1は、健康な群落、Die-backの状態にある群落の性状をまとめたものである(van der Putten, 1997)。
- 以上のような結果から、抽水植物群落育成のための方法のいくつかが浮かびあがってくるが、その中で特に重要なことは、根に十分な酸素がいきわたる環境をつくり出すことである。
- 1) 水位の変化：河道内では水位が変動することから、自然に作り出されている環境である。水位の変化は土壤中に酸素を供給するため、抽水植物群落の保全には効果的な方法である。河川ではないものの、フロリダのEvergladesの調査では、常時灌水、もしくは、土壤が常時水で飽和されている状態よりも、空気に触れる機会の多い湿った場所の方が、ガマ科の一部(*Typha domingensis*)を除いて、ほとんどの種について群落がより発達していたことが示されている。しかし、洪水が多い場所では群落の面積は減少していた(Smith et al., 2002)。しかし、前述のように、沈水植物については、少なくとも河床が露出するような変動はマイナスに働く。
  - 2) 冬季の刈り取りや焼却：リターは多くの抽水植物にとってプラスの影響を及ぼさない。リターが多い場所では、ヨシの地下茎が小さくなりまた茎も短くなる(Clevering, 1999)，発芽時期が遅れ、芽の数が少なくなるなど様々な影響があらわれる。これには、リターのために空気に触れる機会が減少したり、リターが分解することによる酸素消費などによる土壤の嫌気化、それによるフォトトキシンなどの成長を阻害する物質の生成、リターが機械的に芽の成長を阻害すること、土壤表面の温度や日射への影響などの原因がある。その意味で、地下茎に影響を及ぼさない、晩秋から冬季における刈り取りや焼却(ヨシ焼き)は、春の発芽による影響を及ぼす。これはまた、病虫害の駆除や伝

染病の防御にもなる。しかし、下記のように春、夏の刈り取りは地下茎の量を減らし、徐々に衰退させることになる(Gusewell, 2003)。

3) 適度な流速：河川における水生植物にとって流速の影響は無視できない。流速が増大すると、様々な形で水生植物に影響が及ぼされる。まず、細かいシルト分が流失し、河床の構成材料が大型化するため、水生植物にとって栄養塩を吸収しにくくなる。砂質土程度であれば土壤が好気化し、むしろプラスの効果も期待できるが、細粒分が極度に減少すると成長量は減少する。また、土壤中に地下茎を伸ばす種にとっては、地下茎を伸ばす場所自体がなくなる。また、流速が大きくなりすぎることは株自体が流れやすくなる。また、光合成による生産量も減少する。前述のように、北アメリカの河川では、流速が1m/sを超えると沈水植物の量が大きく影響することが指摘されており(Chambers et al. 1991)、手賀沼の例でも、1m/s近傍の流速の場所では、マコモ、ヒメガマとともにパッチ状になり、平均的なバイオマスの量が大きく減少していた。

#### 4.3.2 群落の拡大の制御

水生植物は様々な意味で河川環境の保全の上で大きな役割を果たしている。しかしながら、現実には治水上や利用の観点など河川管理の上から群落の拡大を制御しなければならない場合も多い。特に、バイオマスが大きく、河道の洪水疎通能力を低下させ、また、種の多様性を損なう可能性の大きい抽水植物の場合には、群落の制御も考えなければならない。

多年生の抽水植物は地下茎で栄養繁殖を行い群落を拡大していく。従って、群落の拡大を防ぐには、地下茎の量を抑える必要がある。しかし、こうしたことは、それぞれの植物の年間の生活史と極めて密接な関係がある。

##### (1) ヒメガマの刈り取りの時期に関する実験

観測は、2003年から2004年に、手賀沼の西端(35°52' 08" N, 139°37' 10"E)の、水深30-50cmの水深の場所に、ほぼ一様に広がる、幅30m長さ100mのヒメガマの純群落において行われた。2003年6月17日、および8月25日に、群落のほぼ中央付近の、極めて一様性の高い場所において、10m×5mにわたり、水面から5cmの高さでヒメガマの葉茎がすべて刈り取られ、以後の回復の状況が観測された。観測は月に一度の頻度で、刈り取らなかった場所、6月に刈り取りを行った場所、8月

に刈り取りを行った場所において、それぞれ3箇所ずつ、 $25\text{cm} \times 50\text{cm}$  のコドラーートを設け、地上の葉茎、地下部をサンプリング、葉茎の高さ、乾燥重量、地下茎の乾燥重量が測定された。

## (2) 実験結果とその考察

図4・3・1および2は、それぞれ地上部、地下部の乾燥重量の変化である。6月、8月に刈り取りを行った場合とも、刈り取り後、数日の間に二次葉茎の成長が確認された。しかし、6月に刈り取った場所では、2次葉茎は時間とともに成長し、12月の時点では、生きている葉茎の全体の乾燥重量としては刈り取らなかった場所のものとほぼ同じ程度にまで回復した。しかし、8月に刈り取られた場所ではその後の成長がほとんど見られなかつた。この影響は地下茎の乾燥重量にも現れ、6月刈り取り、8月刈り取りとともに、翌月から刈り取りが行われなかつた場合と比較して地下茎の重量は少なくなつた。地下茎の重量はいずれの場合にも10月をピークにその後は減少したもの、6月に刈り取った場所では減少量が少なく、年の終わりには、刈り取りを行わなかつたものと比較して有意な差がないまでに回復した。しかし、8月に刈り取りを行つた場所では、回復が十分ではなく、年の終わりにおいても刈り取りを行わなかつた場所の地下茎の量と比較して約30%程度低い値となつた。

全く同様な結果はヨシの刈り取り実験においてもみられている(Karunaratne et al., 2003)。ヨシの生活史はヒメガマよりも多少早いことが知られているが、ヒメガマと同様、8月に刈り取りを行うと回復が少ない。

さて、まず、6月に刈り取りを行つた場所のもので、秋終りになっても生きている葉茎の減少がみられないのは、穂をつけることがほとんどなく、穂をつけると老化期に入るという過程を経ないためである。そのため、刈り取りを行わなかつた場所では12月には大半が枯死するものの、刈り取りを行つて新しい葉茎が成長した場所では、この時期でも大半の葉茎が生きたまま保たれており光合成を継続する。光合成で生成された炭水化物は地下茎に輸送され貯蔵するために、より長期にわたり地下茎への供給が継続し、年の終わりには、刈り取りを行わなかつた場所のものと差がないまでに回復した。

晩秋から冬にかけての地下茎の減少は主に呼吸による損失である。呼吸による損失は、地下茎の量が多いほど大きい。そのため、6月に刈り取られて、7月以降地下茎量が少ないと、呼吸による損失も少なくなる。これも6月に刈り取りを行つた場所のものの回復が早かつた原因の一つである。

一方、8月に刈り取りを行つた場所では、2次葉茎の発生がほとんどみられず、光合成による生産はほとんど存在しなかつた。そのため、炭水化物が地下茎へ供給されることもなく、地下茎も回復できなかつたわけである。

このように年の終わりに地下茎の量が少なくなつてゐる場合、同一の環境であれば翌年の葉茎の量が減少する。これは光合成交量を減らし、またその年の地下茎の量を減らすことになる。

ヨシやガマ、ヒメガマ、マコモなどわが国の河川で大群落をつくる種は、春には地下茎の貯蔵物質で葉茎を成長させ、6月ごろ以降には、今度は葉茎で光合成によつて生成した炭水化物を地下茎に送る。そのため、地下茎の量は6月ごろに最低となる。これは、6月に刈り取りを行つた場合が最も効果的に地下茎を減らすことが可能で、群落の拡大抑制に役立つと考えられる。しかし、実際には2次葉茎が成長、光合成生成物質を地下茎へ輸送、貯蔵するために、2次葉茎の発生がみられな

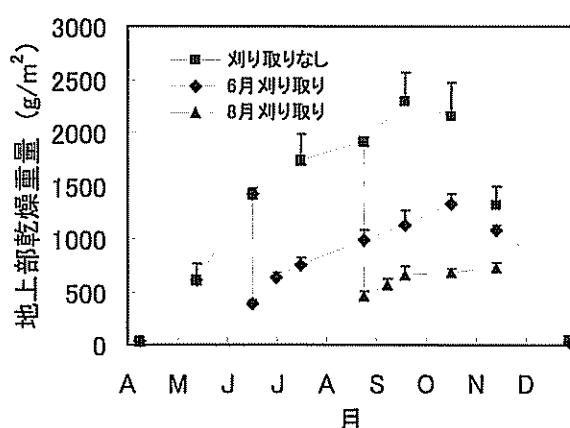


図4・3・1 ヒメガマ群落を6月に刈り取つた場合と8月に刈り取つた場合のその後の地上部バイオマスの変化

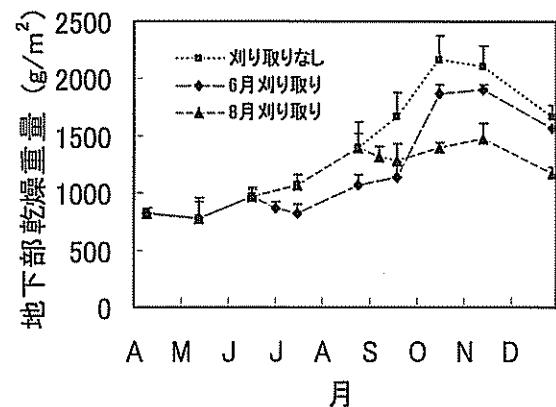


図4・3・2 ヒメガマ群落を6月に刈り取つた場合と8月に刈り取つた場合のその後の地下部のバイオマスの変化

くなる8月ごろに刈り取る方がより効果的に機能する。

また、刈り取りを水面以下で行うと、地下茎への酸素補給が不可能になる。特に泥質の場所では、土壤が極めて嫌気的な状態にあり、地下茎内の酸素濃度は極度に低下、徐々に枯死する (Sale & Wetzel, 1983; Weismer & Graneli, 1989)。

このように水生植物群落の管理には、対象とする植物の生活史や特性が極めて重要である。近年では、植物自身の生産や呼吸、体内での炭水化物の輸送量については、保存則に基づいた解析も可能になってきている (Asaeda & Bon, 1997; Asaeda & Karunaratne, 2000; Soetaert, et al., 2004)。こうした手法を用い最も効率的な管理を行うことが求められる。

## 参考文献

- Asaeda, T. and Bon, T. V. (1997): Modelling the effects of macrophytes on algal blooming in eutrophic shallow lakes, *Ecological Modelling*, 104, pp. 261-287.
- Asaeda, T., Fujino, T. and Manatunge, J. (2005a): Morphological adaptations of emergent plants to water flow: a case study *Typha angustifolia*, *Zizania latifolia* and *Phragmites australis*, *Freshwater Biology* (in press).
- Asaeda T, Hai DN, Manatunge J, Williams D, Roberts J (2005b): Latitudinal characteristics of below and aboveground biomass of *Typha*: a modelling approach. *Ann Bot* 96: pp. 299-312.
- Asaeda, T. and Karunaratne, S. (2000): Dynamic modeling of the growth of *Phragmites australis*: model description, *Aquatic botany*, 67, pp. 301-318.
- Asaeda, T., Manatunge, J., Fujino, T., and Sovira, D. (2003): Effects of salinity and cutting on the development of *Phragmites australis*, *Wetlands Ecology & Management*, 11, pp. 127-140.
- Asaeda, T., and Nam, L.M. (2002): Effects of rhizome age on the decomposition rate of *Phragmites australis*, *Hydrobiologia*, 485, pp. 205-208.
- Asaeda, T., Nam, L.H., Hietz, P., Tanaka, N., Karunaratne, S. (2002): Seasonal fluctuation in live and dead biomass of *Phragmites australis* as described by a growth and decomposition model: implications of duration of aerobic conditions for litter mineralization and sedimentation, *Aquatic Botany*, 73, pp. 223-239.
- Asaeda, T., Thanh, H.N., Manatunge, J., and Fujino, T. (2004): The effects of flowing water and organic matter on the spatial distribution of submerged macrophytes, *J. Freshwater Ecology*, 19, pp. 401-405.
- Asaeda, T., Trung, V.K., and Manatunge, J. (2000): Modeling the effects of macrophyte growth and decomposition on the nutrient budget in shallow lakes, *Aquatic Botany*, 68, pp. 217-237.
- Barko, J.W., and Smart, R.M. (1986): Sediment-related mechanisms of growth limitation of submersed macrophytes. *Ecology*, 67, pp. 1328-1340.
- Bilby, R. (1977): Effects of a spate on the macrophyte vegetation of a stream pool, *Hydrobiologia*, 56, pp. 109-112.
- Brix, H., B. K. Sorrel, H.-H. Schierup (1996): Gas fluxes achieved by in situ convective flow in *Phragmites australis*, *Aquatic Botany*, 54, pp. 151-163.
- Chambers, P.A., Prepas, E.E., Hamilton, H.R. and Bothwell, M.L. (1991): Current velocity and its effect on aquatic macrophytes in flowing water, *Ecological Applications*, 1, pp. 249-257.
- Cizkova, H., & Lukavska, J. (1999): Rhizome age structure of three population of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.: Biomass and mineral nutrient concentrations, *Folia Geobotanica*, 34, pp. 209-220.
- Cizkova, H., Pechar, L., Husak, S., Kvet, J., Bauer, V., Radova, J., & Edwards, K. (2001): Chemical characteristics of soils and pore waters of three wetland sites dominated by *Phragmites australis*: relation to vegetation composition and reed performance, *Aquatic Botany*, 69, pp. 235-249.
- Gusewell, S. (2003): Management of *Phragmites australis* in Swiss fen meadows by mowing in early summer, *Wetlands Ecology & Management*, 11, pp. 433-445.
- Karunaratne, S., Asaeda, T., Yutani, K. (2003): Growth performance of *Phragmites australis* in

- Japan: influence of geographic gradient, Environmental & Experimental Botany, 50, pp. 51-66.
- Lissner, ., H-H Schierup, F.A. Comin, & V. Astora (1999): Effect of climate on the salt tolerance of tow *Phragmites australis* populations. Aquatic botany, 64, pp. 317-333.
- Lippert, I., Rolletschek, H., Kuhl, H., and Kohal, J-G. (1999): Internal and external nutrient cycles in stands of *Phragmites australis* -a model for two ecotypes, Hydrobiologia, 408/409, pp. 343-348.
- Madsen, J.D., Chambers, P.A., James, W.F., Koch, E.W. and Westlake, D.F. (2001): The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes, Hydrobiologia, 444, pp. 71-84.
- Madsen, T.V. and Sondergaard, M. (1983): The effects of current velocity on the photosynthesis of *Callitricha stagnalis* Scop., Aquatic Botany, 15, pp. 187-193.
- Rajapakse L, Asaeda T, Williams D, Roberts R, Manatunge J (2005): Influence of water depth on the nutrient dynamics of *Eleocharis sphacelata* and litter accumulation in deep water leading to eutrophication, Chem Ecol (in press).
- Riis, T., Sand-Jensen, K., and Larson, S. (2001): Plant distribution and abundance in relation to physical conditions and location within Danish stream systems, Hydrobiologia, 448, pp. 217-228.
- Sale, P.J.M., Wetzel, R.G. (1983): Growth and metabolism of *Typha* species in relation to cutting treatments, Aquatic Botany, 15, pp. 321-334.
- Sand-Jensen, K. (1998): Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams, Freshwater Biology, 39, pp. 663-679.
- Smith, S.M., McCormick, P.V., Leeds, J.A., and Garrett, P.B. (2002): Constraints of seed bank species composition and water depth for restoring vegetation in the Florida Everglades, U.S.A., Restoration Ecology, 10, pp. 138-145.
- Soetaert, K., Hoffmann, M., Meire, P., Starink, M., van Oevelen, D., Regenmortel, S.V., Cox, T. (2004): Aquatic Botany, 79, p. 211, p. 234.
- Putten, van der, W.H. (1997): Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European programme on reed die-back and progression (1993-1994), Aquatic Botany, 59, pp. 263-275.
- Vymazal, J (1995): Algae and element cycle in wetlands, CRC Press Boca Raton.
- Weisner, S.E.B., and Graneli, W. (1989): Influence of substrate conditions on the growth of *Phragmites australis* after a reduction in oxygen transport to below-ground parts, Aquatic Botany, 35, pp. 71-80.
- Westlake, D.F. (1967): Some effects of low-velocity currents on the metabolism of aquatic macrophytes, J. Experimental Botany, 18, pp. 187-205.
- Wetzel, R.G. (2001): Limnology, Lake and River Ecosystems, 3ed, Academic Press, San Diego.
- Wrubleski, D.A., H.R. Murkin, A.G. van der Valk, & J.W. Nelson (1997): Decomposition of emergent macrophyte roots and rhizomes in a northern prairie marsh, Aquatic Botany, 58, pp. 121-134.

## 4.4 淀川における植生の保全・復元

### 4.4.1 宇治川向島地区ヨシ原の保全・復元

#### (1) 保全・復元対象地の概要

宇治川右岸の向島地区(42km～44km)には、ヨシやオギからなる草地が50haを超す規模で存在する。ここは元々、周囲16km、水域面積749haの巨椋池と呼ばれる湿沼池があった所で、昭和16年(1941)、干拓農地として生まれ変わった後に残された湿地である。現在、ヨシ草地は近畿地方最大級のツバメの就帰地として知られ、オギ草地と共に屋根葺き材料の採取地でもある。

このヨシ・オギ草地を跨いで洛南道路建設に伴う巨椋大橋架橋が計画された。国道1号線宇治川大橋の上流450mが該当場所で、上下併せて8車線の計画である。(図4.4.1)

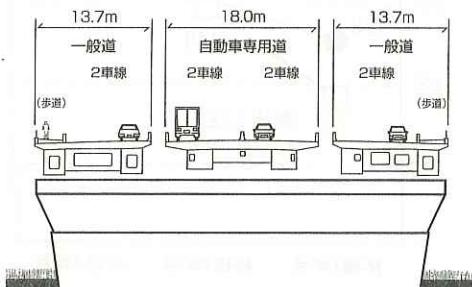


図4.4.1 巨椋大橋の基本断面図

橋梁の幅は約49mで、架橋工事区域内に生育するヨシ・オギのほかノウルシ・ミコシガヤ・コヒロハハナヤスリなどの貴重な植物の生育地も破壊を免れ得なくなり、移植によるヨシ・オギ草地の保全を試みた。

移植地のモニタリングは現在も続けられているが、移植に携わった一人として、概略を報告する。

#### (2) 移植の実際

架橋工事によって改変されるヨシ群落の面積は約1.6haで、当時、堤防寄りに広がっていたモトクロスに



図4.4.2 架橋予定地(1991年)

よる裸地を移植地として選んだ。(図4.4.2)

#### a. 移植地の準備

移植に先立って、移植地の地盤高をOP+12m以下に切り下げる(この地盤高は、最近の出水状況から年間平均冠水頻度11日に相当する)、表層の砂質土を1.0～1.1mの深さに掘削除去し、道路予定地の水田土壤で埋め戻し、厚さ40～65cmに転圧する。この転圧によって地中に不透水層ができると考えた。

#### b. 移植の方法

移植は、移植対象ヨシ群落から土壤を一辺50cmのサイコロ状の「株」として掘り取り、「株」が壊れないよう移植先へ静かに運んで株植えした。この時、「株」にオギが混入しないよう細心の注意を払った。

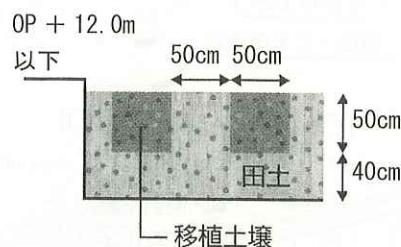


図4.4.3 株植え模式断面図

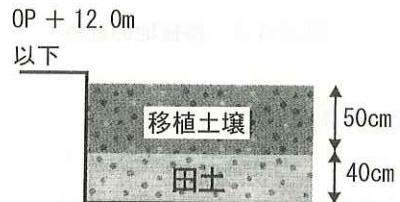


図4.4.4 撒出し模式断面図

「株」の採取が進む中で、地中の砂層が地表近くまで深さ50cmのブロックを得ることが難しくなったことと、ヨシの純粋「株」も得難くなつたため、地下茎を含む土砂を撒出す方法を採用せざるを得なくなつた。したがつて、結果的には、つぎに示す6通りの移植法を採用したことになる。

#### 株植え：(図4.4.3)

移植対象群落から土壤を一辺50cmの立方体のブロックとして掘り取り、

1) 用地1m<sup>2</sup>当たり1ブロックずつ植えつける。ブロックの間は田土で充填する。

2) 用地1m<sup>2</sup>当たり2ブロックずつ植えつける。ブロックの間は田土で充填する。

#### 撒出し：(図4.4.4)

1) 移植対象群落を深さ50cmまで掘り取り、25cmの厚さ

になるように撒出す。

- 2) 移植対象群落を深さ 25cm まで掘り取り、25cm の厚さになるように撒出す。
- 3) 移植対象群落を深さ 70cm まで掘り取り、50cm の厚さになるように撒出す。
- 4) 移植対象群落の表土 30cm を掘削・廃棄し、深さ 30 ~ 100cm の土壤を掘り取り、50cm の厚さになるように撒出す。

移植の時期、移植場所などをまとめて図 4・4・5 及び表 4・4・1 に示す。

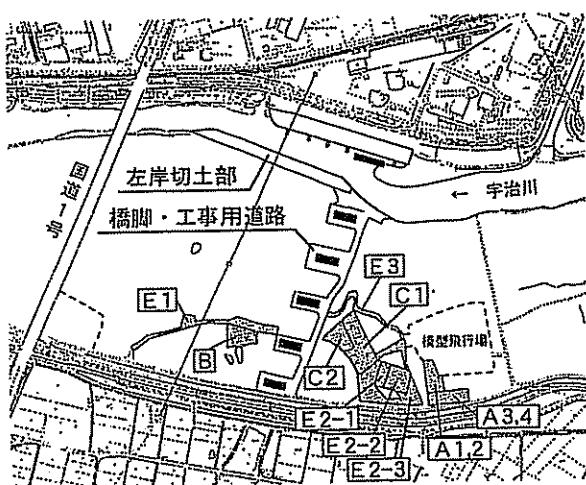


図 4・4・5 移植地の配置

### (3) 移植後の状況

植初年度の春、移植地はイヌビエ・ケイヌビエ・ヌカキビに覆われ驚愕したが、これらを分けてやがてヨシ・

オギの生育がみられるようになった、次の年には姿を消したが、田土の導入によるものであろう。

#### a. 移植ヨシの生育

株植え・撒出し両区におけるヨシの生育状況を、平均高・断面積密度について移植後 3 年目まで追跡した。株植え区は配置図に示した A1・A2・B 地区を対象に 2m × 2m 枠 8 箇所、撒出し区は A3・A4 地区を対象に 2m × 2m 枠 3 箇所、植生調査の後に刈り取って測定した。草丈は最上の節までを測定。茎径の測定は茎のほぼ中央部を、梢をつけたままノギスを用いて測定した。

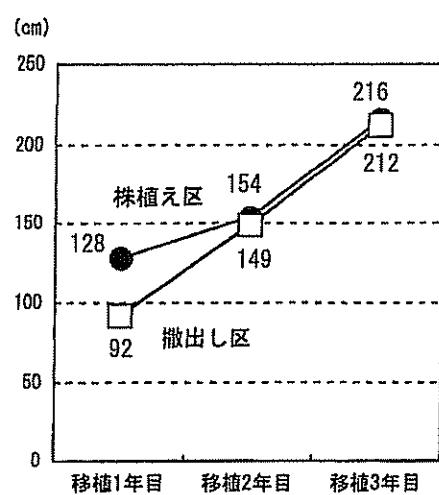


図 4・4・6 平均草丈の経年変化

#### ① 平均草丈の経年変化

草丈の平均値を比べてみると、初年度株植えの方が撒出しよりも優位とみえたが、年毎にその差が少なくなっ

表 4・4・1 移植の実績

移植年度	移植方法	地 区	移植密度	面積 (m <sup>2</sup> )	土 量 (m <sup>3</sup> )		
					移植地掘削	田土搬入	根茎掘削
1991	株植え	A1、A2	1:4	3,759	3,759	2,913	470
		B	1:4				
	撒き出し	A3、A4	1:2	1,978	1,978	1,286	495
1992	株植え	E3	1:1	1,296	324	0	324
		E2-1	1:1.4	3,111	909	704	114
		E2-2	1:2		2,422	1,420	562
	撒き出し	E2-3	1:1.4	5,653	6,224	2,263	2,829
	撒き出し (オギ主体)	E1	1:1	3,362	841	0	841
1993	撒き出し	C2	1:1.4	1,700	1,870	680	850
		表土廃棄 撒き出し	1:1.4	4,200	4,620	1,680	2,100 (廃棄表土 829)
	移植期間：12月～翌年4月中旬	合 計		25,064	22,847	10,946	9,414

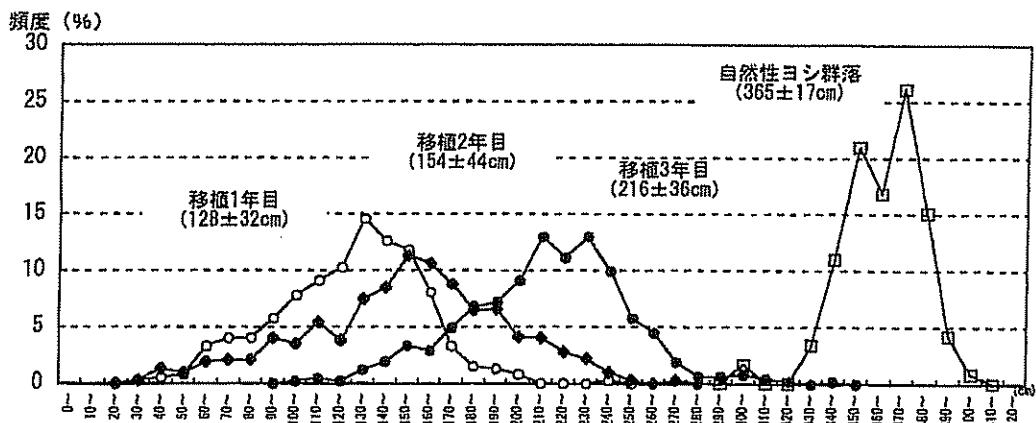


図 4-4-7 株植え区における草丈の頻度分布（経年変化）

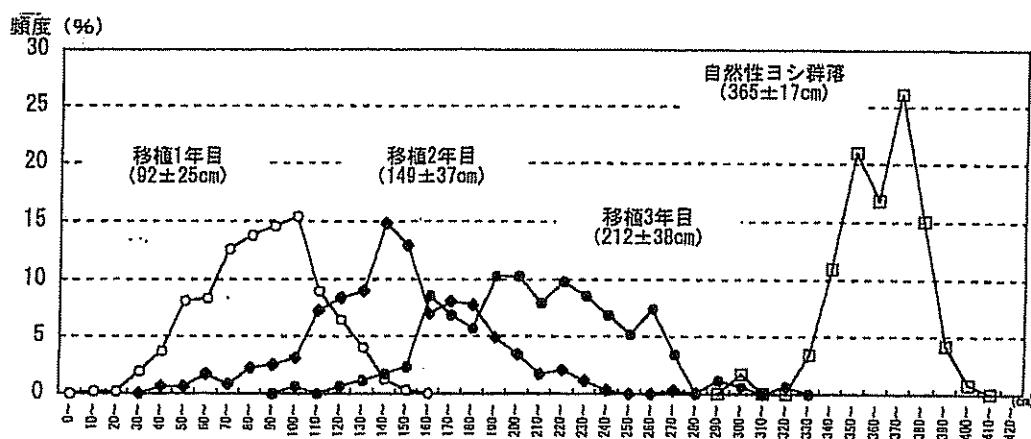


図 4-4-8 撒出し区における草丈の頻度分布（経年変化）

た。これを草丈の分布状態（図 4-4-7, 8）からみても、撒出し区でやや低い傾向を持つだけで生育状況に大きな差はないと考えられる。

## ② 茎断面積密度の経年変化

茎径の測定値から断面積密度を求めた。株植え区が2年目以降減少に転じているのは、茎径が小さくなつたのではなく、個体数の減少によるものである。オギの生育量が増えてきたことによると考えられる。（図 4-4-9）

### b. 表土廃棄の効果

撒出しにあたって対象群落の表土を廃棄することの効果を調べた。廃棄しない場合と比べてヨシの回復は良好と思われたが、生育状態に大きな変化はみられず、オギの生育が勝るようになった。（図 4-4-10）

### c. 移植ヨシとオギの生育

株植え区・撒出し区・表土廃棄・撒出し区のそれぞれについて、Penfound & Howard 法を用いて行った植生調査結果からヨシとオギの平均被度の比較をしたところ、

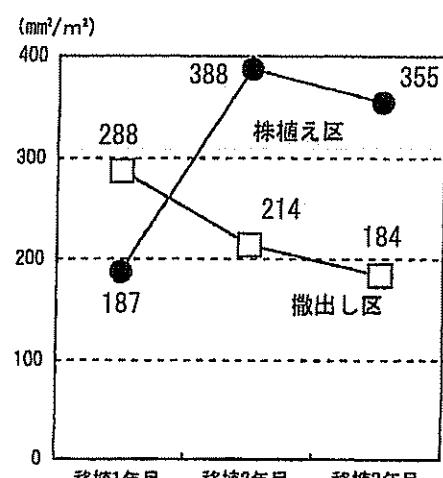


図 4-4-9 茎断面積密度の経年変化

ヨシよりもオギの方が生育量において勝っているという所見を得た。（図 4-4-11）

### d. 移植地の植生

表 4-4-2 に移植後約 10 年を経て形成された草地の植生を示す。調査枠の数が少なかったため常在度表の形に

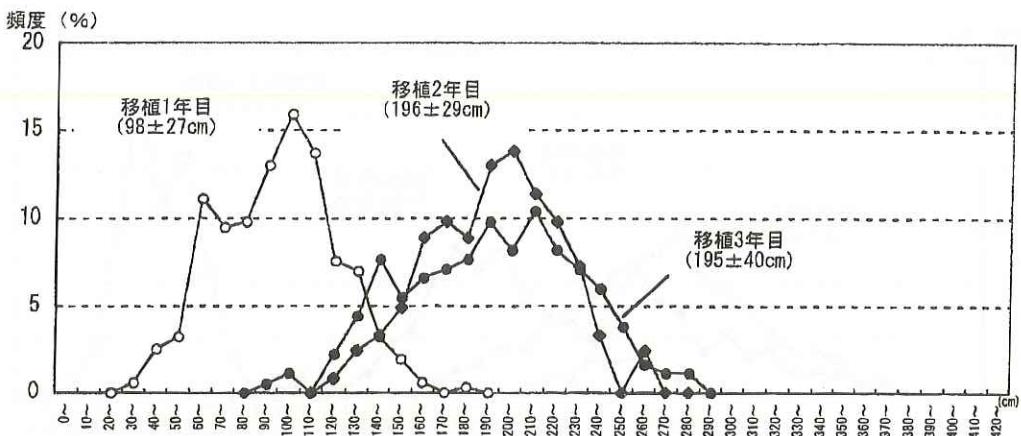


図 4・4・10 表土廃棄・撒出し区における草丈の頻度分布（経年変化）

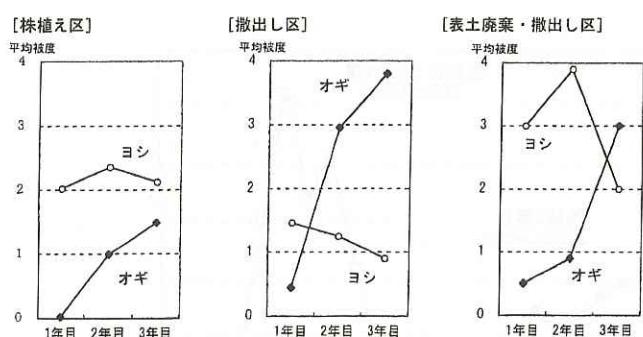


図 4・4・11 移植後のヨシ・オギの生育量



図 4・4・12 移植終了後の対象草地 (1996 年)

止めるが、株植え区にヨシ群落の存在を認めるものの、ほとんどオギ群落またはヨシ・オギ混交群落が形成されていることがわかる。

#### (4) まとめ

架橋工事によって破壊の危機を迎えたヨシ群落が、近畿地方最大級のツバメの就時地として機能しているとなれば、なんとかヨシ群落の保全を考え、かつ、ツバメに対しても役に立たねばという単純な動機でヨシの移植を計画した。

モトクロスの横行によって、ヨシ原の中につくられた

裸地をヨシ原として回復させることができれば願ったり適つたりであろう。これも単純な動機であった。

裸地をヨシ群落に戻すためには、ヨシの地下茎のみを裸地に移植するに限るだろうし、ヨシ原の中に増えつつあったオギの生育を抑えることにもつながるだろうと考えたのも肯けよう。

移植初年度の春、株植え地区のヨシの生育は比較的良いように思われたが、オギが混じるようになってからは移植方法の違いがほとんどみられなくなった。

また、撒き出し地区にてもオギの生育が目立つようになり、2年目以降にはオギ優占群落の様相を呈するようになったが、オギ優先群落の中にヨシ群落がパッチ状とは言えられるようになった。

移植対象群落として純粋なヨシ群落が得にくくなり、オギとの混生ヨシ群落を移植せざるを得なくなると同時に、費用的にみても、株植え法の ¥6,500 / m<sup>2</sup> に比べ撒出し法は ¥3,000 / m<sup>2</sup> と格段の差があり、株植え法に固執する理由がなくなった。

1993 年度には、オギや外来陸生植物の根茎を含む表土を廃棄して撒出すことを試みたが、特に効果的であったとは言えない。

移植地の地盤高を OP+12m としたが、期待通りの冠水頻度は保障されなかった。そのことが、ヨシ地下茎を株植えしてもオギ優占群落にしか回復し得ない原因と考えたいところであるが、現状の環境条件がそうさせたと考えるべきであろう。一口に冠水と言っても、増水時に高水敷の途中のある部分に砂と共に水が噴出する現象もみられ、地盤高だけで冠水頻度を云々することは適当ではないと考えるべきである。

人の干渉によって生じた裸地がヨシやオギのほかカサスグ・アゼナルコスグなどを含む河川敷植生で覆われるようになり、コヒロハハナヤスリ・ミコシガヤなど貴

表 4・4・2 2003 年度 ヨシ等移植地の植生追跡調査結果

植物名/調査区	B ヨシ株植え			A ヨシ株植え			E2 ヨシ株植え			表土腐葉・撒き出し			撒き出し		ヨギ撒き出し		A 撒き出し		E2 撒出し		保存区		
	8	9	10	15	16	18	19	1	2	3	4	5	6	7	11	12	13	14	17	21	20	常在度	
対象植物																							
オギ*	4・4	4・4	1・1	1・2	+	5・3	5・4	2・1	4・3	4・4	3・3	5・5	5・5	3・3	4・4	5・3	5・3	5・3	5・4	5・4	5・3	V	
ヨシ	1・1	+	4・4	5・3	5・4	1・2	+	+	・	・	2・1	・	・	・	・	+	・	・	・	+	1・2	III	
原野生植物																							
カサスケ*	2・3	2・2	5・5	4・3	3・3	1・2	・	・	・	+	・	1・1	・	+	・	+	2・2	3・2	3・3	+	・	・	III
アセナルコスケ*	・	・	・	2・2	1・2	2・2	・	・	・	・	・	・	+	+	1・1	・	・	・	・	・	・	+	
コヒロハナヤスリ	・	+	・	・	・	・	・	・	・	+	・	・	+	・	1・2	+	・	・	+	1・1	・	III	
アリアケスレ	1・2	1・2	1・2	・	・	・	・	・	・	+	・	・	・	+	1・2	・	・	・	・	・	・	II	
コウヤラビ*	・	・	・	・	・	・	1・1	・	・	・	・	1・1	・	・	・	・	・	・	・	・	・	I	
ハクグンショウ	・	・	+	・	・	・	・	・	・	+	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	II	
オヘビイチゴ*	1・2	・	1・2	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	2・1	I	
ツボスレ	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	1・1	・	・	・	・	・	・	・	I	
カモメヅル	・	・	・	・	・	+	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	I	
その他																							
セイガアグチソウ	1・1	1・1	1・1	・	1・1	・	・	・	1・1	+	・	・	・	1・1	1・1	・	・	+	+	・	・	III	
ヤブガラシ	・	・	・	・	・	・	・	5・5	1・1	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	I	
ヨウシュヤマコホウ	+	・	・	+	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	II	
イネ科 sp.	・	・	・	・	+	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	+	・	・	II	
カツツリグサ科 sp.	・	・	・	・	+	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	II	
ヌカキビ*	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	2・3	・	・	・	・	・	・	・	II	
ヌハギ*	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	+	・	・	・	・	・	・	・	II	
タネツケハナ	・	・	1・2	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	II	
ナンバンギセル	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	+	・	・	・	I	
ニガタケシウ	・	・	・	・	+	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	I	

重種の生育もみられるようになった。約 7 年の後、1998 年度に至って移植地のヨシ優占群落でツバメの就壠がみられたのが、何よりの救いになったのである。

移植が終り、裸地が植生で覆われた状況を図 4・4・12 に示す。

#### 参考文献

- 建設省近畿地方建設局京都国道工事事務所 (1999) : ツバメのねぐら地としてのヨシ原の保全・創生について—洛南道路 宇治川橋の環境保全対策—.  
 建設省近畿地方建設局京都国道工事事務所 (1991 ~ 2003) : 洛南道路宇治川環境実態調査業務検討会資料.  
 建設省近畿地方建設局 (1974) : 淀川百年史.

#### 4.4.2 淀川鵜殿地区ヨシ原の保全・復元

##### (1) ヨシ原保全の経緯

鵜殿地区は淀川河口からおよそ 30km 地点右岸（大阪府高槻市）に位置し、約 2km にわたり約 75ha の淀川本川最大のヨシ原が広がっている（図4.4.13）。鵜殿のヨシ原は古くから和歌に詠まれたり、雅楽のヒチリキの材料として宮中に献上されるなど、歴史・文化的に意義のあるものである。また、オオヨシキリの繁殖やツバメの壱地、シギ・チドリなど渡り鳥の中継地となるなど、ヨシ原特有の生態環境がみられる場であるとともに、よしづやヒチリキの材料を採取する場として春先にはヨシ焼きが行われるなど、人と自然との共生がみられる場でもある。

鵜殿地区は、近年の河川改修、とくに昭和 46 年からの淀川水系工事実施基本計画改定による工事によって、河床低下が進行し約 3m 低下した。図4.4.14 の昭和 50 年から平成 10 年の 23 年間での平均河床高の差をみると、1m ないし 2m の低下がみられる。それに伴い、図4.4.15 に示すように水位が低下し、鵜殿高水敷への冠水頻度も減少した。図4.4.15 から 1965 年には高水敷を冠水するような出水が 5 回程度あり、1980 年、1995 年には一度もないことがわかる。これは、水位変動が同規模程度であっても、平常水位が 2m 以上も低くなったからである。

このような河川水位の変化を受けて、鵜殿のヨシ原は次第に衰退しており、最近では陸生植物（セイタカアワダチソウやツル性のカナムグラなど）が繁茂するようになっている（図4.4.16）。

国土交通省淀川河川事務所では、鵜殿地区は都市化が進む中で残された自然環境として生態学的にも文化的にも貴重な場所であることから、ヨシ原の保全と回復に向けた取り組みが長年続けられている。ヨシ原の保全・復元にあたっては、湿地環境の回復を図る基本的な方針として、一つは鵜殿の高水敷にポンプで本川水を汲みあげる方法を試み、もう一つは高水敷を切り下げて本川水をヨシ原に近づける方法を試みている（図4.4.17）。最終的な目標は、昭和 30～40 年代にみられた 75ha のヨシ原の 7 割を復元させ、ツバメが壱とできるようなまとまった面積のヨシ原の確保、ヨシ原に随伴する植物、ヒチリキやよしづ等の材料となる良質なヨシの復元・保全を目指すこととされている。

##### (2) 高水敷の切下げによるヨシ原の復元

乾燥化した高水敷の環境を改善する方法の一つとして、高水敷を切り下げて本川水と近づける事例を紹介する。切下げによる方法は鵜殿地区の一部において試行実験的



図 4.4.13 鵜殿地区航空写真（2000 年）

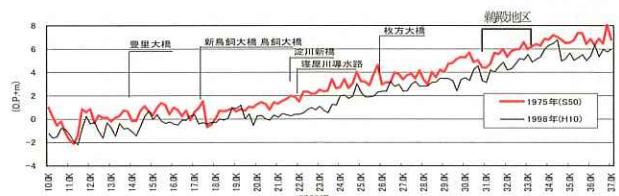


図 4.4.14 淀川平均河床高縦断の比較

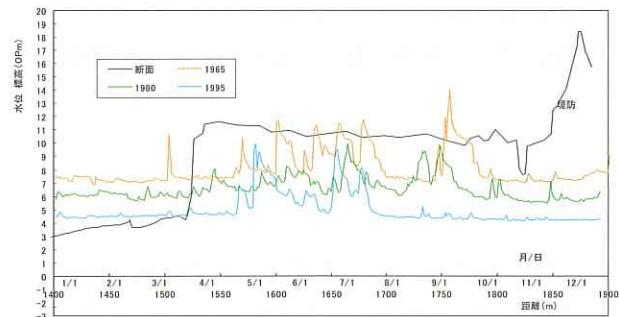


図 4.4.15 年間の日水位変動の変遷と横断地形の関係

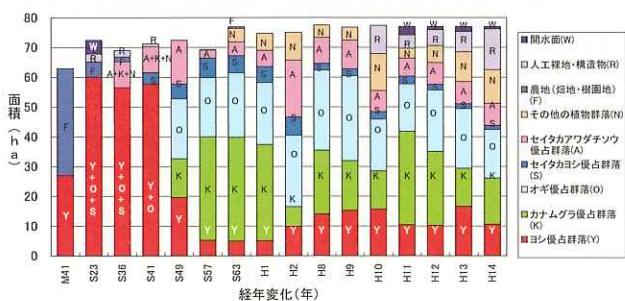


図 4.4.16 鵜殿地区の植生占有面積の経年変化

に行われており、切下げは平成 10 年に 0.2ha、平成 13 年に 0.5ha、平成 14 年に 1.2ha の面積で実施されている（図4.4.18）。

平成 10 年および平成 13 年の 2 箇所の切下げ試験地においては、切下げ高さや土の撒き出し条件の違いによるヨシの生育状況、出現する植物種の状況等を把握する実

験を行った。

平成 10 年度の切下げ地では、30 ~ 40 年前と比較して本川水位が約 3 m 低下し、さらに河床低下が進行していることや、水位変動幅も小さくなつたことなどを踏まえ、元地盤から 3m 程度切り下げる高さから年最低水位までを、約 50cm の段差で 5 段の区切り設定をした。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ヨシ群落の表土の撒き出しを行つた(図 4・4・19)。

平成 13 年切下げ地では、平成 10 年切下げ地の結果でヨシの生育が良好と判定された、平均水位 + 1m 程度の高さを最下段として設定した。また、平成 10 年では確認できないより高い位置についても検証を行うために、1m 上がりで 2 段、計 3 段設けることとした。また、各段とも平成 10 年と同様に表土に 50cm の厚さで、①切下げ地の表土、②ヨシの地下茎を含む土の撒き出しを行つた(図 4・4・20)。

#### a. 平成 10 年切下げ地

ここでは、ヨシ、オギ、セイタカアワダチソウの 3 群落に遷移が進んでいる。ヨシ群落は、3 段目から 5 段目までみられ、ヨシ群落の分布面積は、徐々に拡大している。平成 14 年度に分布していた 1 段目の切下げ・地表土撒き出し箇所のヨシは消失していた。ヨシ群落以外をみると、平成 14 年の相観植生では 1 段目、2 段目に分布していた植物群落は消失し、裸地及び一年草に変わっていた。

図 4・4・21(a) のヨシ・オギ生育位置図では、平成 13 年では切下げの 3, 4 段目程度、1 年間の冠水回数が 5 回程度(平成 11 年の実績)の高さのヨシ地下茎移植地においてヨシの復元・生育が顕著であるという結果が出ている。

図 4・4・21(b) の植生分布図では、新たに平成 14 年度に 1 段目でまとまったヨシの生育がみられたが、平成 13 年度には 5 段目で見られたヨシ群落はセイタカアワダチソウ群落に遷移していた。また、平成 13 年度と同様にヨシの地下茎を撒き出した箇所ではヨシが生育しており、新たに平成 14 年度オギやヒメムカシヨモギ、セイタカアワダチソウの侵

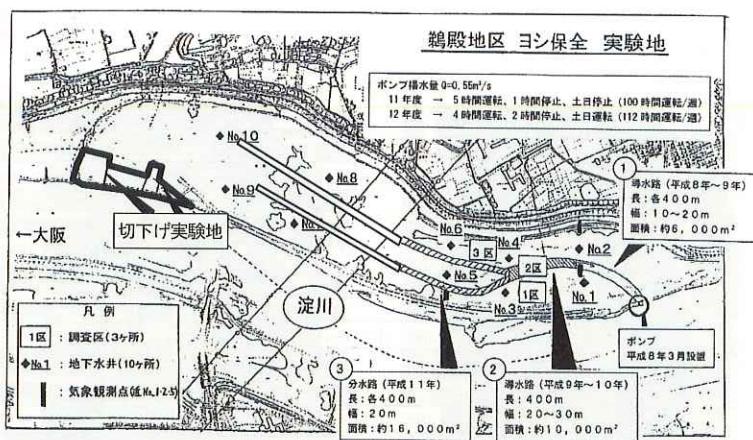


図 4・4・17 鶴殿地区のヨシ保全実験地位置図



図 4・4・18 鶴殿地区切下げ実験地概要写真

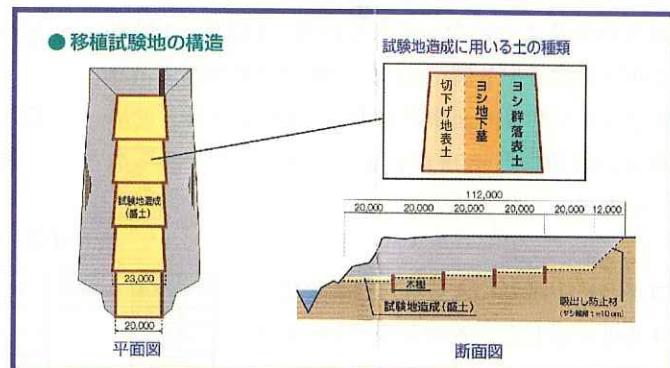


図 4・4・19 平成 10 年切下げ実験地の構造

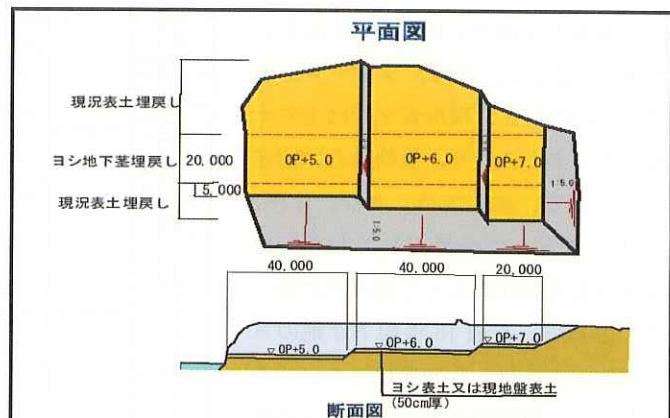


図 4・4・20 平成 13 年切下げ実験地の構造

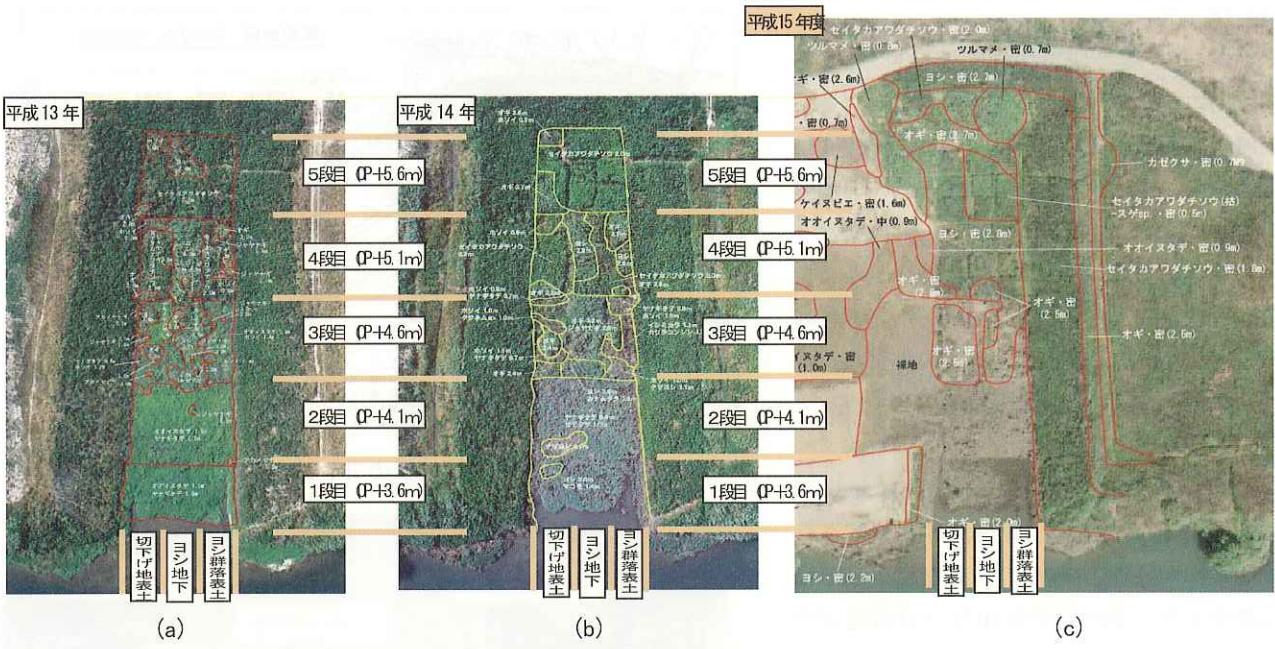


図 4-4-21 平成 10 年度切下げ実験地の変遷

入が多くみられた。

#### b. 平成 13 年切下げ地

ここでは、ヨシ群落の密度および面積は拡大している。1段目では、ヨシ地下茎撒き出し箇所においてヨシ群落の密度および背丈が高くなり、成長は良好である。下流側の切下げ地表土撒き出し箇所では、密度は低いが、ヨシが生育するようになってきている。2段目、3段目のヨシ地下茎撒き出し箇所では、ツルマメ群落が広がり、2段目ではヨシ群落の面積が縮小している。3段目ではヨシ群落の面積は平成 14 年に比べてほとんど変わらないが、密度は高くなっている。

#### c. コドラー調査による群落構造変化

表 4-4-3 に示した、各コドラートにおける優占種の経年変化をみると、まず、ヨシ地下茎撒き出し箇所のうち、O.P.+5.0m にはヨシが優占しており、O.P.+6.0m および O.P.+7.0m にはヨシ、オギ、ツルマメが優占するようになった。現況表土では主にオギが優占するようになり、植物分布は安定へ向かっている。法面では、ヨシ、オギ、ツルマメ、メドハギが優占しており、比高や土壤の水分条件によって優占種が違っている。さらに、平成 13 年切下げ地のヨシの生育状況に注目しその変化についてみる。コドラー調査の結果から、ヨシの植被率と被覆度・高さなどのヨシの状態を過

年度の調査結果と比較してみると、地下茎を撒き出した O.P.+5.0m、6.0m について、比較的ヨシの発育がよい。このことは優占種の変遷でも明確であるが、O.P.+5.0 では茎丈が 2m～3m 程度のヨシの純群落となっている。現況表土の箇所の O.P.+5.0m の箇所で C-2 では第 1 優占種、I-1 および I-3 は第 2 優占種と確実に分布が拡大している地点もあった。その他の地点は分布状況が良くなっている場所もある。

#### (3) 評価とヨシ原の復元条件

現段階では 1 年間に 5 回程度冠水する高さで、ヨシの

表 4-4-3 平成 13 年度切下げ実験地の優先植物の変遷

調査地点名	土壤条件	O.P. (m)	平成13年		平成14年		平成15年	
			優占種	RD	優占種	RD	優占種	RD
現況表土	O.P.+7.0		46.3 ヒメムカシヨモギ	24.6	オギ	26.0		
			31.9 ヒメムカシヨモギ	27.8	セイタカアワダチソウ	26.4		
			18.3 ヨモギ	20.9		22.9		
	O.P.+6.0		34.4 オギ	5.8		47.3		
			59.7 ツクサキビ	2.5	オギ	49.9		
	O.P.+5.0		36.4 ヒメムカシヨモギ	13.5		42.0		
			70.3 セイタカアワダチソウ	28.4		88.9		
ヨシ地下茎	O.P.+7.0		78.9 オオクサキビ	22.5	ヨシ	30.7		
			56.1 ツカキビ	3.9	オギ	78.1		
			32.2 ツルマメ	0.6	ツルマメ	37.8		
			24.4 ヒメムカシヨモギ	1.4		25.5		
			27.1 ヨシ	6.0	ヨシ	66.4		
	O.P.+6.0		34.9 ヨシ	29.1	ツルマメ	42.9		
			67.4 ヒメムカシヨモギ	3.3		48.3		
			23 ヒメムカシヨモギ	7.5	ヨシ	37.5		
			25.2 ヒメムカシヨモギ	9.4		27.8		
			49.5 ヒメムカシヨモギ	2.7	ツルマメ	35.1		
法面	O.P.+5.0		21.3 アメリカサンダングサ	0.8		53.3		
			33.4 カナムグラ	2.5		63.0		
			26.2 ヨシ	0.7	ヨシ	79.2		
			30.5 ヨシ	1.3		75.1		
			44.4 ヒロハホウキギク	3.3		49.5		
	O.P.+7.0		53.2 ヒメムカシヨモギ	6.5		55.3		
			41.7 オギ	3.4		61.6		
			38.1 アメリカクサネム	12.6		53.1		
			28.6 ヒメムカシヨモギ	1.4		47.9		
			49.6 ヒメムカシヨモギ	9.4	オギ	44.4		
現況表土	O.P.+6.0		44.8 ヒメムカシヨモギ	9.9		41.7		
			63.3 ヒメムカシヨモギ	8.7		33.6		
			44.2 アメリカクサネム	13.3		65.9		
			40.3 オオクサキビ	19.6		28.3		
			25.2 ヒメムカシヨモギ	5.5	ヨシ	59.9		
	O.P.+5.0		35.3 ヨモギ	3.3	オギ	57.3		
			28.7 オギ	6.3	ツルマメ	34.4		
			26.8 ヒメムカシヨモギ	1.5	メドハギ	28.3		
			43.3 ヒメムカシヨモギ	-	ヨシ	25.3		

地下茎を含む土を撒き出すことにより、最もヨシの復元に効果があると思われるため、今後もヨシの分布範囲や質の変化についてみていく必要がある。

しかし、実験開始から平成10年切下げ実験地は5年目、平成14年切下げ試験地は2年目であることから、ヨシの茎径や草丈もまだ小さく、地下茎の発達はまだ十分ではないと思われる。

また、陸生の植物については、スポット的な小規模の切下げでは出水により冠水しても表土の搅乱が起こらないこと、撒き出し厚さ50cmでは保水効果が小さいことなどがその侵入・定着の要因として考えられる。

今後は縦断的にも広い範囲の切下げや、保水効果を維持するための手法の検討が望まれ、出水による搅乱や保水の効果などについて的確な知見を集積する必要がある。

#### (4) まとめ

ここでは淀川本川で最大規模の面積を誇る鶴殿ヨシ原のヨシ復元事業について紹介した。ヨシ原の復元は、高水敷を切り下げるヨシ地下茎を含んだ土の客土という方法で今後も続けられる予定であるが、この方法でヨシの量及び質が回復する評価までには至っておらず、また、移植するヨシ地下茎を含んだ土の確保や、掘削土の処理の問題、現存貴重種の保全など課題も多く残されている。

今後は、切下げ箇所における継続的な調査・監視を続け、目標に対する評価をし、また、課題についても検討しながら、順応的な復元対策が講じられることになっていいる。

#### 参考文献

河川環境管理財団大阪研究所（2001）：第8回淀川環境委員会報告。

河川環境管理財団大阪研究所（2002）：第9回淀川環境委員会報告。

関西自然保護機構（1999）：関西自然保護機構会報、21-2。

建設省近畿地方建設局（1974）：淀川百年史。

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。

国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所（2001）：平成12年度淀川生態環境調査検討業務報告書。

国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所（2002）：平成13年度淀川生態環境調査検討業務報告書。

国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所（2003）：平成14年度淀川生態環境調査検討業務報告書。

国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所（2004）：平成15年度淀川生態環境調査検討業務報告書。

濱野達也・小山弘道・森田和博（2000）：乾燥化した高水敷における植生の復元について、河川環境総合研究所報告、6。

濱野達也・小山弘道・森田和博（2001）：淀川鶴殿地区におけるヨシ原保全について、第9回世界湖沼会議。

## 5. 砂州の生態系機能と保全・復元

### 5.1 砂州の生態系機能

瀬-淵地形は、流速、水深、底質などの環境要因を規定するため、水生生物の生息場所条件として古くより注目されてきた（川那部ほか, 1956；可児, 1978）。とくに、平水時における水生昆虫や魚類の生息場所利用を理解する上では、現在もその重要性は失われていない（井上・中野, 1994；藤田・道上, 1995）。

一方、近年では河川の生息場所を増水時や渇水時も含めた動的な構造として捉える方向にあり、土砂の侵食堆積過程を生息場所の類型に適用する事例が増えてきた（竹門ほか, 1995；Takemon, 1997；Church, 2002；Poole, 2002；Ward et al., 2002）。その結果、蛇行周期や砂礫堆を単位とした生態現象の解明が研究課題として重要性を増しており、砂礫堆の陸地部分である砂州について多くの研究事例が蓄積しつつある（河川生態学術研究会木津川研究グループ, 2003 参照）。

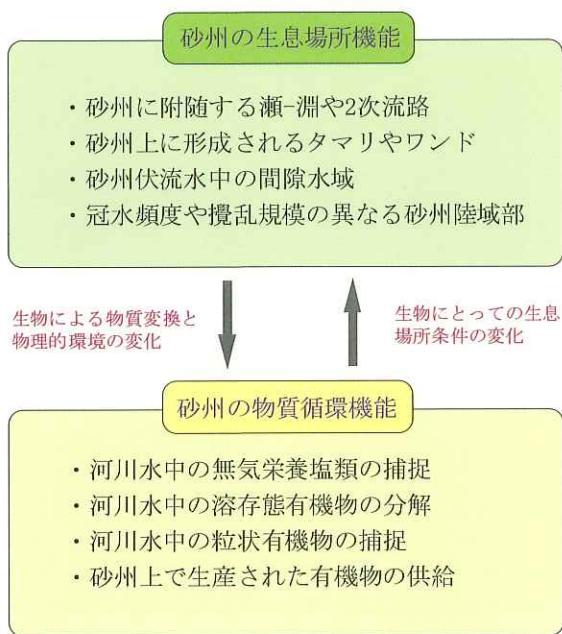


図 5・1・1 砂州の生態機能。生息場所機能と物質循環機能は相互に作用する関係にある

砂州の生態系機能は、生物の生息場所を形成・提供する働きと河川生態系における物質循環を規定する働きにまとめられる（図 5・1・1）。現象としては、これらは不可分のものであるが、生物に主体をおく場合と物質に主体をおく場合とで、砂州の果たす機能は異なっている。

生息場所機能としては、河道内や砂州上の水域環境を形成する機能（瀬-淵、2次流路、タマリ、ワンドなど）、砂州内に伏流水域を形成する機能、さらに砂州上

に冠水頻度や増水時の攪乱程度が異なる陸上環境を提供することにより、河原特有の植生様式や陸上動物群集を培う機能などを挙げることができる（図 5・1・1 の上半分）。たとえば、砂州によって2次流路と本流に分流している場所では、水生昆虫や魚類の生活史に応じた使い分けが知られている。木津川に生息するカワヨシノボリ *Rhinogobius flumineus* については、春に生まれた仔魚が2次流路の流れの緩やかな淵を成育場とし、成長とともに本流の瀬の礫底に移動する（竹門・石田ほか, 2003）。仔魚期にワムシなどの動物プランクトンを求めてワンドや側流などの緩流域を利用する例は多くの淡水魚で知られており（水野・御勢, 1972），カワヨシノボリでも同様の可能性が考えられる。また、木津川のカワヨシノボリの場合には、9月には成体も2次流路に多く生息しており、胃内容分析の結果、彼らは主に付着藻類を食していた。本流の生息密度が高まる11月には、餌に占める水生昆虫の割合が高まることから、2次流路と本流路の使い分けには季節的な餌条件が関わっていると考えられる（竹門・石田ほか, 2003）。本報告書の5.3では、底生動物の生息場所提供機能の事例として、木津川伏流水中の間隙動物群集の分布様式や賀茂川におけるモンカゲロウ *Ephemera strigata* の砂州利用と河床間隙水域の物理化学的環境特性について紹介する。また、5.4では、ワンドやタマリに生息する魚類にとっての機能ならびに河道を生息域としながらも繁殖時に砂州上の氾濫原を利用する事例を紹介する。

一方、砂州の生態系機能として、河川水の水質変化や有機物収支などに関わる物質循環機能が考えられる（図 5・1・1 の下半分）。とくに、河川水中の無機栄養塩類、溶存態有機物、粒状有機物の流程変化に及ぼす砂州の影響については、国内外で注目されている研究課題であるが、その働き方は、地形、地質、緯度、標高、河川規模、植生、季節などの要因によって異なる。たとえば、氷河のモレーン地形に発達する砂州地形の物質循環機能の研究では、主に流下物質の捕捉を行っており供給機能は果たしていないという結果が得られている（Tockner et al., 2002）。一方、砂州上に植生の発達しやすい温暖地域の扇状地ないしデルタ域の河川では、氾濫原で生産された有機物が増水時に分解が促進され、河川の現場生産を促進する機能を果たしていると考えられている（Middleton, 1999）。日本では、土砂供給が多く裸地の砂州がある河川と河床低下にともなって砂州が樹林化している河川とで砂州の物質循環機能が異なると考えられる。ただし、このような視点の研究は不足しており、その実態については不明の部分が多いのが現状である。たとえば、木津

川では、降雨に伴う自然増水の前後に砂州上の堆積粒状有機物 (BPOM: Benthic Particulate Organic Matter) の現存量の変化様式が研究されている (竹門・西ほか, 2003)。その結果、砂州上の BPOM は、渴水期に堆積し増水時に流されることや、植生の発達した場所に多いことなどがわかつてきた。しかし、こうした現象の過程を理解するためには BPOM と流下粒状有機物 (SPOM: Suspended Particulate Organic Matter) の挙動を同時に調査する必要がある。そこで、本報告の 5.2 では、木津川の増水前、増水中、増水後における、SPOM と BPOM の量的や質的变化の調査結果を紹介し、木津川砂州が果たす粒状有機物の捕捉・供給機能の事態について考察する。

## 参考文献

- 井上幹生・中野 繁 (1994) : 河川の物理的環境構造と魚類の微生息場所, 日本生態学会誌 44, pp. 151-160.
- 可児藤吉 (1978) : 可児藤吉全集 普及版, 思索社.
- 河川生態学研究会木津川研究グループ (2003) : 木津川の総合研究 - 京田辺地区を中心として-, 国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所河川環境課, 660p.
- 川那部浩哉・宮地伝三郎・森主 一・原田英司・水原洋城・大串隆一 (1956) : 邊上アユの生態 1-とくに淵におけるアユの生活様式について, 京大生理生態業績 79, pp. 1-37.
- 竹門康弘・石田裕子・谷田一三 (2003) : 淀川水系下流域におけるカワヨシノボリ *Rhinogobius flumineus* とトウヨシノボリ *Rhinogobius* sp. OR 縞鰭型の生息場所選択と摂餌生態, 木津川の総合研究 (河川生態学研究会木津川研究グループ編), pp. 517-527.
- 竹門康弘・谷田一三・玉置昭夫・向井 宏・川端善一郎 (1995) : 棲み場所の生態学, シリーズ共生の生態学 7, 平凡社.
- 藤田正治・道上正規 (1995) : 千代川の淵の構造と魚類の生息, 鳥取大学工学部研究報告 26, pp. 181-193.
- 水野信彦・御勢久右衛門 (1972) : 河川の生態学, 築地書館 246p.
- Church M. (2002) : Geomorphic thresholds in riverine landscapes, Freshwater Biology 47, pp. 541-557.
- Middleton B. (1999) : Wetland Restoration, flood pulsing and disturbance dynamics, John Wiley & Sons, Inc. New York 388p.
- Poole G. C. (2002) : Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum, Freshwater

Biology 47, pp. 641-660.

Takemoto, Y. (1997) : Management of biodiversity in aquatic ecosystems: dynamic aspects of habitat complexity in stream ecosystems, Biodiversity An Ecological Perspective (Abe, T., Levin, S. A. & Higashi, M. eds.), Springer, New York, pp. 259-275.

Tockner K., Malard F., Uehlinger U. and Ward J. V. (2002) : Nutrients and organic matter in a glacial river-floodplain system (Val Roseg, Switzerland). Limnology and Oceanography 47, pp. 266-277.

Ward J. K., Tockner K., Arscott D. B. and Claret C. (2002) : Riverine landscape diversity, Freshwater Biology 47, pp. 17-539.

## 5.2 粒状有機物に対する砂州の機能

### 5.2.1 砂州上における堆積粒状有機物の分布様式と増水前後の変化

本節では、竹門・西ほか (2003) が木津川の 12km 砂州で調査した、自然増水の前後に砂州上の堆積粒状有機物 (BPOM: Benthic Particulate Organic Matter) の現存量の変化様式について解説する。木津川は、20km 地点付近を境に上流域と下流域に区別され、下流域での河床勾配は 1/1130、また、流量  $300\text{m}^3/\text{s}$  のときの水面幅は 200m から 300m 程度である (河川環境管理財団, 1995)。この区間には、明瞭な交互砂州が形成されており、18 個の砂州が見られる (辻本ほか, 2003)。調査地とした 12km 砂州はその中の 1 つで、全長約 1km である。まず、2000 年には木津川 2 次流路水際に堆積する BPOM 量を、砂州の上・中・下流側の 4 ライン上で、比高の異なる地点 (計 22 地点) で定量採集し (図 5.2.1)，増水



図 5.2.1 木津川砂州における 2000 年の調査地点

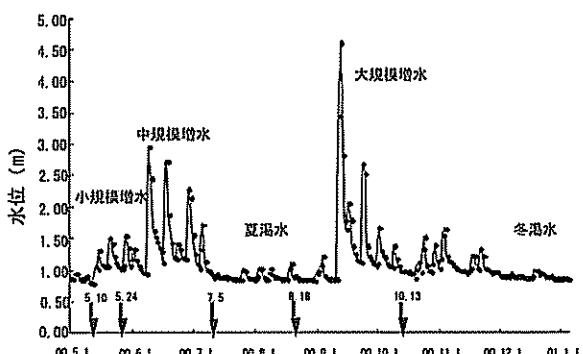


図 5・2・2 2000 年の木津川調査地の水位変動と調査

前後で年 5 回測定した（図 5・2・2）。その結果、砂州水際の BPOM の平均乾燥重量は、 $28.74 \text{ g/m}^2 \text{ DW}$  (max は 5 月の  $327.0 \text{ g/m}^2 \text{ DW}$ , min は 10 月の  $0.3 \text{ g/m}^2 \text{ DW}$ ) であり、粒径 1mm 未満の微粒状有機物 (FPOM) の割合 78.5% は、1mm 以上 (CPOM) 21.5% よりも多かった。また、水際の BPOM 量は砂州の上流端で多く下流で少ない傾向（図 5・2・3）や、冬の渴水が続いた後の春に多く、増水の度に減少する傾向（図 5・2・4）が見いだされた。

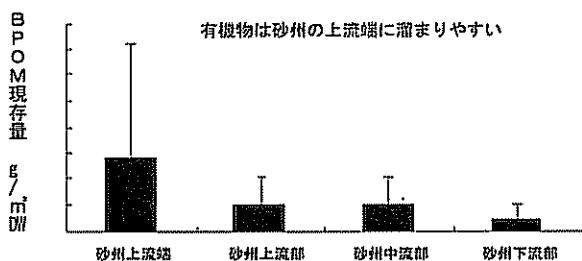


図 5・2・3 堆積粒状有機物 (BPOM) 現存量の場所間比較、全粒径の合計値に基づく平均値と標準偏差を示す。図中の値 ab 間には 5% 水準で有意差のあることを示す

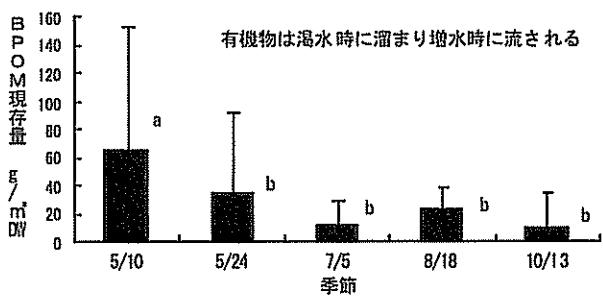


図 5・2・4 堆積粒状有機物 (BPOM) 現存量の季節変化、全粒径の合計値に基づく平均値と標準偏差を示す。図中の値 ab 間には 5% 水準で有意差のあることを示す

また、各ラインにおける BPOM 現存量の変化を粒径別に比較すると、渴水が継続した後にあたる 5/10 や 7/5 ~ 8/18 には、粒径の細かい BPOM 移入量が多く、規模の

大きな増水のあった期間では、サイズの偏りが無くなることがわかった（図 5・2・5）。

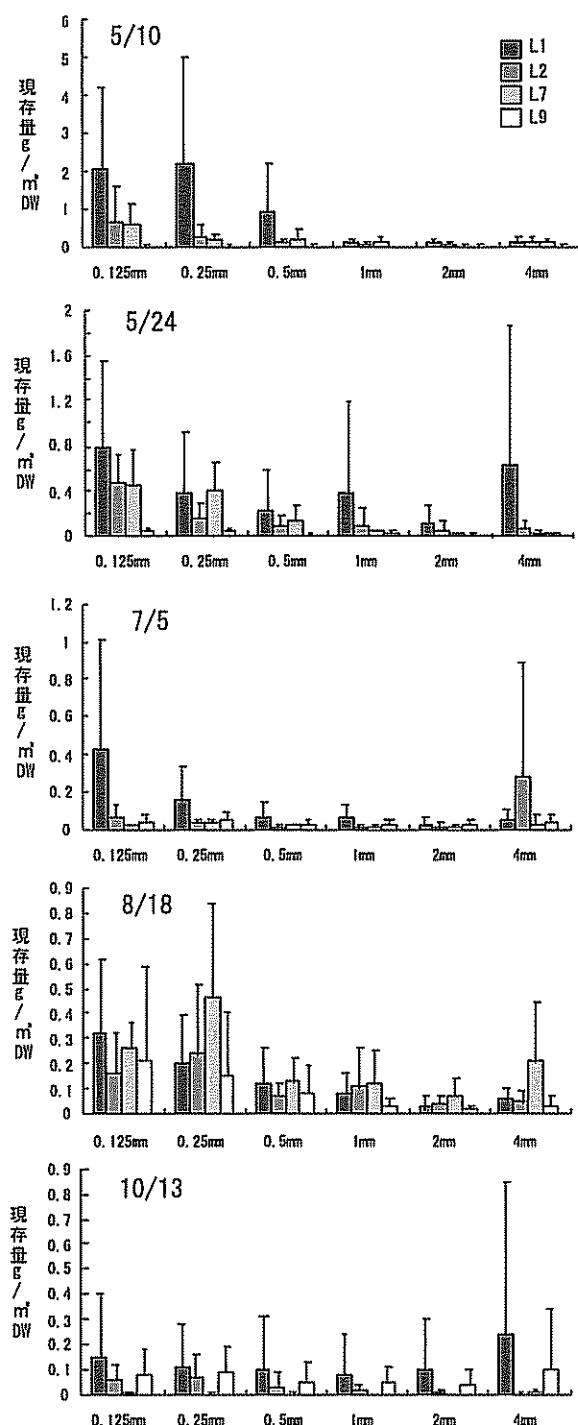


図 5・2・5 各季節における堆積粒状有機物 (BPOM) の粒径別現存量の分布。

一方、2001 年には砂州の上流側と下流側のそれぞれにおいて、水際の植生域、裸地域、ツルヨシ域、ヤナギ域に 8 調査区を設け計 32 地点で増水の前後に年 6 回調査した（図 5・2・6）。その結果、BPOM 平均灼熱減量は、上流側水際植生域  $36.3 \text{ g/m}^2$ 、上流側裸地域  $8.4 \text{ g/m}^2$ 、上流側ツルヨシ域  $299.6 \text{ g/m}^2$ 、上流側ヤナギ域  $240.3 \text{ g/m}^2$ 、下流側水際



図 5・2・6 木津川砂州における 2001 年の調査地点

植生域  $41.9 \text{ g/m}^2$ , 下流側裸地域  $19.6 \text{ g/m}^2$ , 下流側ツルヨシ域  $487.8 \text{ g/m}^2$ , 下流側ヤナギ域  $316.3 \text{ g/m}^2$  であった (図 5・2・7)。すなわち砂州上の BPOM 現存量は、ツルヨシ域やヤナギ域の植生内で多く裸地域の 10 ~ 60 倍、水際域の 6 ~ 14 倍であった。ところが粒径 4mm 以上の CPOM について植物遺体の組成を調べたところ、ヤナギ域では水際からの移入物が多かったのに対して、ツルヨシ域ではツルヨシ自身の遺体が多かった (図 5・2・8)。また、BPOM 粒径の季節変動には、2000 年の水際の BPOM と同様に、渴水が続くと粒径が細かくなり、増水後に粗くなかった。

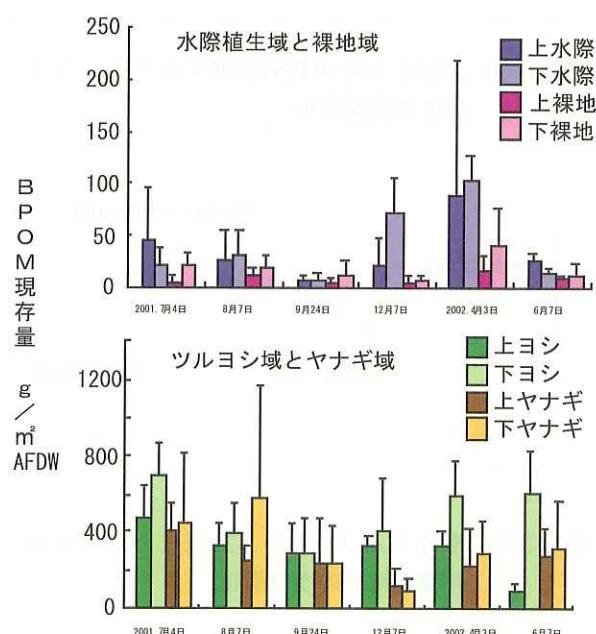


図 5・2・7 木津川砂州上における BPOM 現存量 ( $\text{g/m}^2\text{AFDW}$ ) の季節変化。水際植生域と裸地域では、場所要因 :  $P < 0.01$ , 季節要因 :  $P < 0.01$ , 交互作用 :  $P < 0.01$ , Two-way ANOVA. ツルヨシ域とヤナギ域では、場所要因 :  $P < 0.01$ , 季節要因 :  $P < 0.01$ , 交互作用 : N. S. Two-way ANOVA.

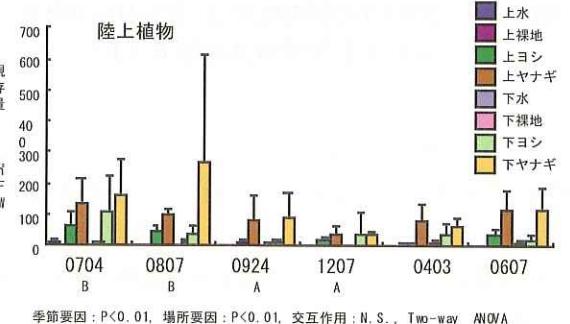
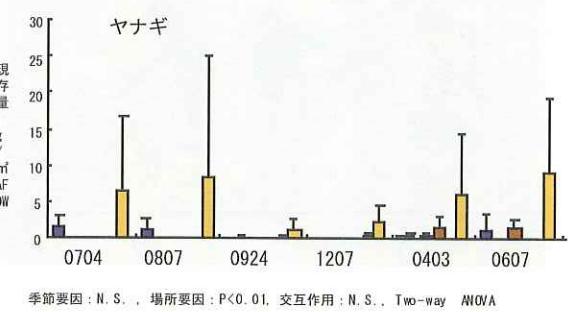
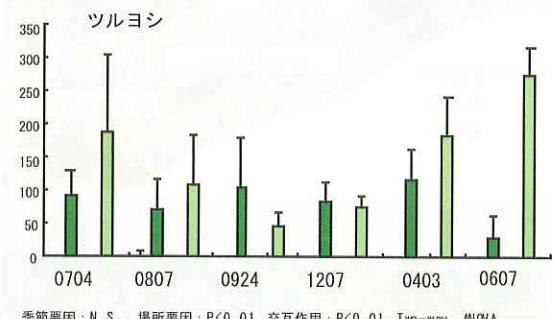
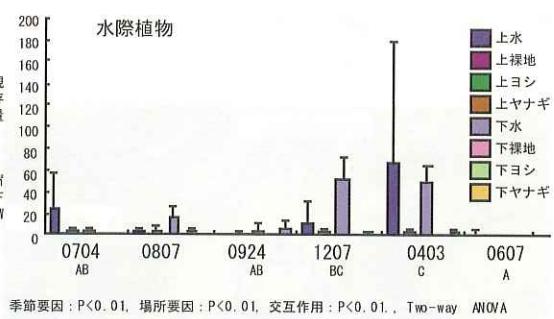
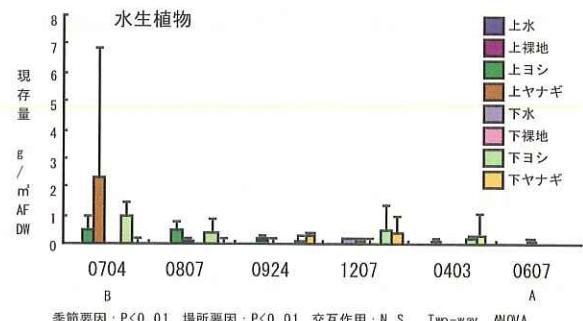


図 5・2・8 BPOM 中の粒径 4mm 以上のリーターの組成別現存量の分布様式。各棒グラフは平均値、バーは標準偏差を示す。日付ラベル下の共通の character がない場合、その間に 5% 水準で有意差がある (Sheffe's F test).

### 5.2.2 フラッシュ放流による流下粒状有機物の変化

2003年には、上記のような粒状有機物の分布様式や季節変化を生じる過程を明らかにするために、1回の増水の前後によるBPOM量や組成の変化を調査するとともに、増水中に河川水中を流下する粒状有機物(SPOM:suspended particulate organic matter)の量や組成の変化についてもSPOM専用流下トラップ(POMネット)を用いて調査した(図5・2・9)。



図5・2・9 2003年の調査地点(上)ならびにPOMネットによるSPOM採集の様子(下)

増水中のSPOMの起源については、河道外からの陸上植物などの移入と河道内で生産された水生植物や藻類などの流下とが考えられる。また、増水前にBPOMとして河床に堆積していたものの再流下の可能性も高い。しかし、通常の降雨に伴う増水時の流下物を調べても、それらの分離は困難である。そこで、本研究では、高山ダムのフラッシュ放流の前後でSPOMとBPOMの調査を行うことによって、河道外からの流入を欠いた場合の有機物挙動を調べた。降雨を伴わない人工増水では、河道外からの流入増分を考慮しなくてもよいので、物質移動を河道内ないしは河道水際起源と仮定できるメリットがある。

調査は、京都府京田辺市の木津川12km砂州で実施した。高山ダムでは、2002年度から毎年6月中旬に河床の付着藻類やBPOMの掃流を目的としたフラッシュ放流を実施している。2003年6月10日に行われたフラッシュ放流は、図5・2・10の放流パターンであった。放流量は4段階に分け、計30分間かけて増加させ、 $40\text{m}^3/\text{s}$ のピーク流量を6時間30分継続させた後、3段階に分けて計20分間かけて元の $10\text{m}^3/\text{s}$ まで減少させた。なお、この時期の平水時流量は調査地点で約 $30\text{m}^3/\text{s}$ 、高山ダム下流では約 $15\sim 20\text{m}^3/\text{s}$ であった。また過去のデータから、ダム放流水が調査地点に到達するまでには、約8時間要すると推定された。このため、9時30分に最大化した高山ダムの放流量の波は18時前後に調査地点へ到達すると予想され、その前後の時間帯で、SPOMの採集を行った(図5・2・11)。

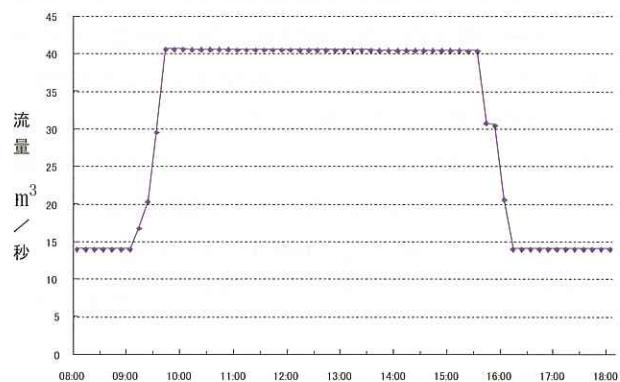


図5・2・10 2003年6月10日の高山ダムフラッシュ放流の流量変化

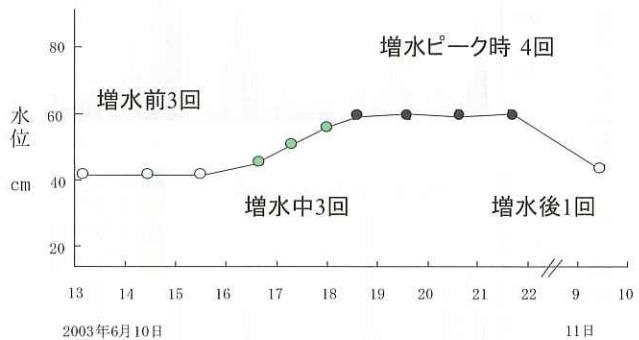


図5・2・11 高山ダムフラッシュ放流による12km砂州調査地点の水位変化

その結果、フラッシュ放流の流出曲線に対して、SPOM濃度は、増水初期にピークを示した(図5・2・12)。SPOMの組成は、1mm以下の細粒成分であるFPOMの割合が高く、全体の79%を占めていた。また、灼熱減量の残差にあたる無機物の流下濃度も増水初期にピークを示した(図5・2・13)。この成分の多くは、いわゆるウォッシュロー

ドに相当するものと考えられる。さらにSPOMの粒径別に流下濃度の変化を調べたところ、0.125mm～0.25mmならびに0.25mm～0.5mm分画のFPOMの流下量が先に増加し、増水初期のSPOM流下ピークを構成していた（図5・2・14）。また、これらの細粒成分は、増水後も流下が継続する傾向があった。一方、1mm以上の粗粒成分CPOMは全体の21%を占め、増水の後半に流下量が増加した（図5・2・14）。

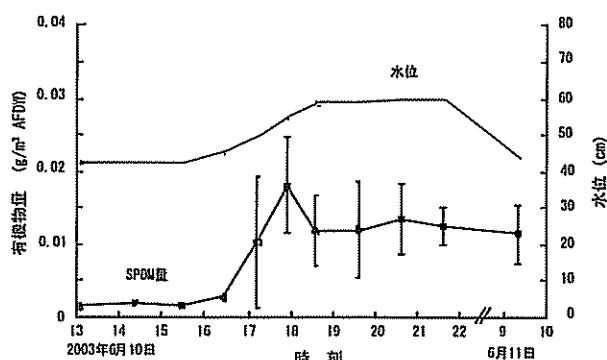


図5・2・12 高山ダムフラッシュ放流に伴うウォッシュロード濃度（無機物粒子濃度）の変化

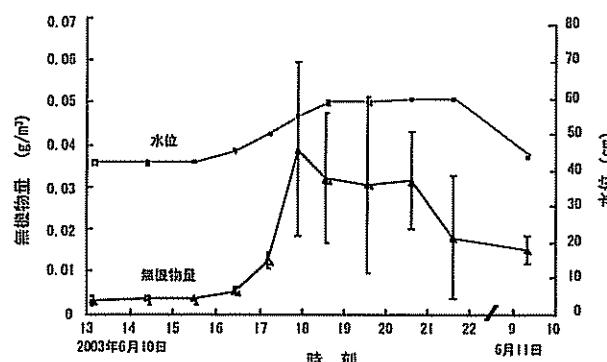


図5・2・13 高山ダムフラッシュ放流に伴うウォッシュロード濃度（無機物粒子濃度）の変化

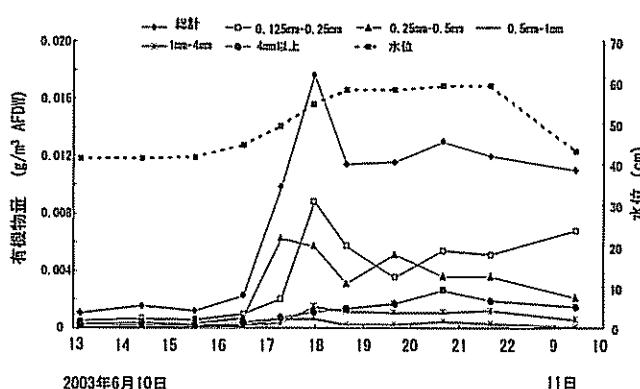


図5・2・14 高山ダムフラッシュ放流に伴う粒径別SPOM濃度の変化

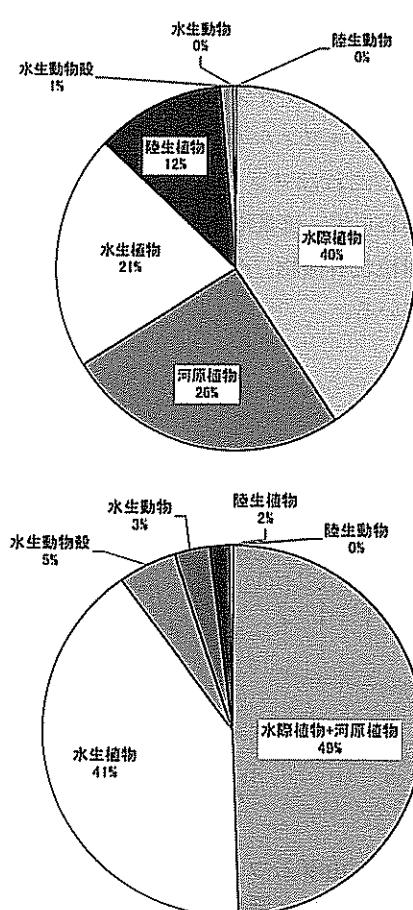


図5・2・15 粒径4mm以上のSPOM中の起源別組成(上)  
と粒径1mm～4mmのSPOM中の起源別組成(下)

つぎに、粒径が4mm以上と1mm～4mmのSPOMについて、POMの組成を調べたところ、4mm以上のSPOMについては、水際植物40%，河原植物26%，水生植物21%，陸生植物12%，水生動物脱皮殻と羽化殻1%，水生動物0%，陸生動物0%だった（図5・2・15上）。また、1mm～4mmのSPOMについては、ホザキノフサモなどの水生植物の破片が40%以上を占め、河原よりも離れた陸域起源のものは2%程度しか含まれていなかった（図5・2・15下）。これらの結果から、木津川を流下する有機物のうち少なくとも、1mm以上の粗粒成分（CPOM）については、河道内の水中、水際、砂州上で生産された植物が多くを占めていると考えられる。すなわち、現状の木津川においては河道内の生態系に対して、有機物の供給源としての役割が大きいと予測される。

流下SPOM量が、SPOM量ピーク後も平水時の10倍以上の値を示したのに対して、流水中のクロロフィルa濃度はピークに達した後すぐに低下した（図5・2・16）。このた

め、平水時とピーク流量時の間でクロロフィル $a$ 濃度には有意な差が認められなかった (n.s. t-test)。クロロフィル率 (流下SPOMに対するクロロフィル $a$ 量の割合) を求めたところ、フラッシュ放流による増水時には、平水時よりもクロロフィル率が低下した ( $p<0.01$ , t-test) (図 5・2・17)。これはフラッシュ放流時にSPOMが増加するにもかかわらず、流量増加中は剥離藻類よりもデトリタス (無形粒状有機物, detritus) の割合が増加することを示している。

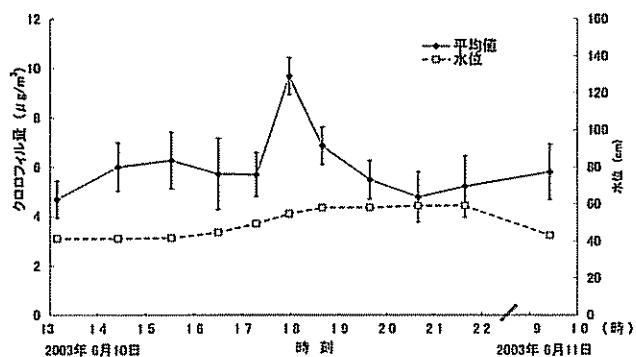


図 5・2・16 高山ダムフラッシュ放流に伴うクロロフィル $a$ 濃度の変化。木津川 12km 砂州上流端左岸にて測定した。クロロフィル $a$ 濃度は、各時刻の 3 地点の平均値と標準偏差で表示

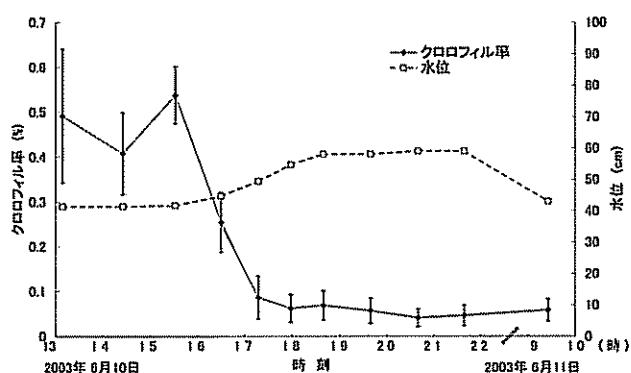


図 5・2・17 高山ダムフラッシュ放流に伴うクロロフィル率の変化。木津川 12km 砂州上流端左岸にて測定した。クロロフィル率は、各時刻の 3 地点の平均値と標準偏差で表示

### 5.2.3 フラッシュ放流による堆積粒状有機物の変化

木津川砂州水際に滞留する粒状有機物 (BPOM) の組成と分布様式を、フラッシュ放流の前後で比較調査した (図 5・2・9 の ABC 地点)。その結果、2003 年に実施された高山ダムのフラッシュ放流程度の増水 ( $40\text{m}^3/\text{s}$  を 6 時間継続) では、砂州水際に滞留する BPOM 量は砂州の位置 (図 5・2・18) や水際の水中側と陸側 (図 5・2・19) のいずれにおいても有意な変化は生じないことがわかった。

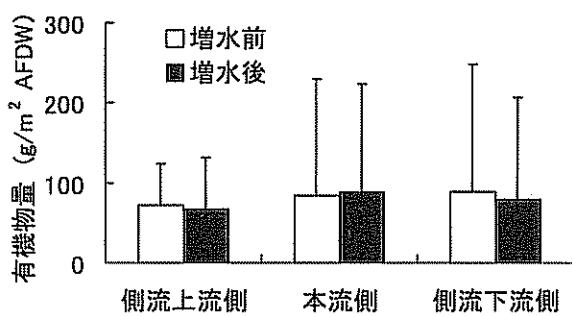


図 5・2・18 木津川 12km 砂州の各位置の水際ににおける BPOM 現存量のフラッシュ放流前後の変化。いずれの平均値間にも有意差は認められなかった (ns two-way ANOVA)

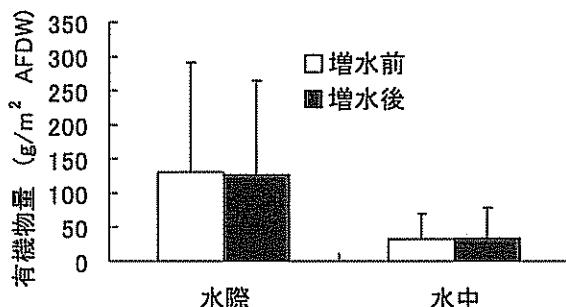
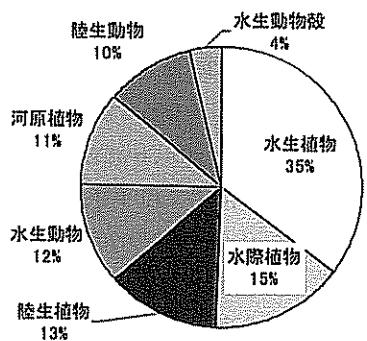


図 5・2・19 木津川 12km 砂州の水際陸上部と水中部に滞留する BPOM 現存量のフラッシュ放流前後の変化。いずれの増水前後では有意差は認められなかった (位置要因  $p<0.01$ , 前後要因 ns, 交互作用 ns, two-way ANOVA)

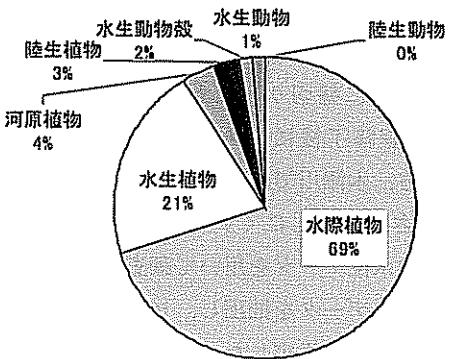
一方、 $4\text{mm}$  以上と  $1\text{mm} \sim 4\text{mm}$  の粒径分画について BPOM の起源別組成を調べた結果、砂州の上流側と下流側で組成が大きく異なっていた。すなわち  $4\text{mm}$  以上の砂州上流では、水生植物の割合が 35% と最も多く、ついで水際植物、陸生植物、水生動物、河原植物、陸生動物などがそれぞれ 15 ~ 10% を占め比較的様々な起源の有機物が含まれていた (図 5・2・20)。とくに、水生植物、陸生植物、陸上動物などのように上流からの流下物の割合が多

かった。この傾向は、1mm～4mmの粒径分画でも認められ、とくにミズミミズ類やユスリカ科などの水生動物の割合が31%にも達した（図5・2・21）。また、カゲロウ目やハエ目などの羽化殻や脱皮殻の割合も砂州上流側で有意に高かった。これらの結果は、砂州上流側に河道内生産物がトラップされやすいことを示している。一方、砂州下流側の水際では、両分画ともに水際植生の由来物の割合が高く、河原植物を加えるとおよそ7～8割に達した。とくに水際に植生のある場所で多いことから、砂州下流側における水際植生由來の有機物は流下物がトラップされたのではなく、現場生産物の遺体がそのまま蓄積した可能性が高い。

#### a) 砂州上流側



#### b) 本流下流側



#### c) 側流下流側

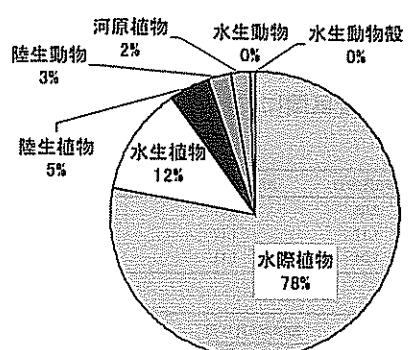
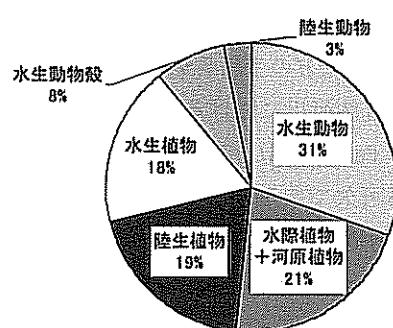
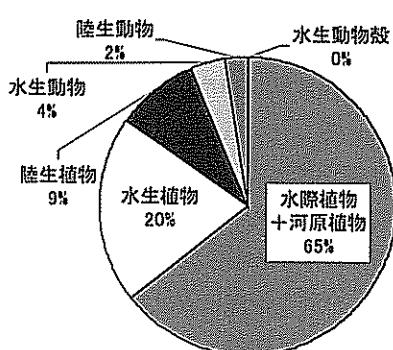


図5・2・20 木津川12km砂州水際に堆積するBPOM(粒径4mm以上)の起源別組成と砂州の位置による違い

#### a) 砂州上流側



#### b) 本流下流側



#### c) 側流下流側

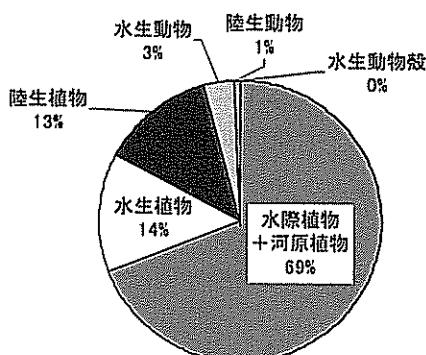


図5・2・21 木津川12km砂州水際に堆積するBPOM(粒径1m～4mm)の起源別組成と砂州の位置による違い

砂州上におけるBPOMの動態に関して、竹門・西ほか（2003）は、渴水時に増加し増水時には減少するという一般傾向を指摘している。それらの結果からは、少なくとも木津川12km砂州では、非冠水時に陸上植物によって生産された有機物を増水時に河道へ供給する働きをしていると考えられる。一方、2003年の調査結果は、砂州上流端のように限られた場所では流下有機物をトラップする機能が高いことも示している。これは、流下有機物を利用する動物にとって、砂州の上流端がえさ場として好適な生息場所であることを示しているのかもしれない。

## 5.2.4 流下粒状有機物の流下距離と河道環境の関係

河川の自浄作用などの生態系サービス機能を保全・利用する上で、自然河川における流況の変化による粒状有機物 (POM: Particulate Organic Matter) の動態を知ることが不可欠である。たとえば、河床に供給される POM の量が河川生物による摂食や分解の速度を上回れば、有機物が河床や間隙水域に堆積・滞留することによって、嫌気的な環境が卓越し、多くの動植物にとって生息環境の悪化を招く。また、POM の生産・滞留・分解過程は、流況に応じて動的に生じているため、流量を変数とする調査計が必要となる。一方、POM や栄養塩の動態は、河床勾配や砂州の発達程度によって大きく変化することも知られている (Tockner et al., 2002)。したがって、砂州の発達程度のような河床地形条件を境界条件として設定しながら調査を行う必要がある。

そこで、本節では、河床地形が流下粒状有機物 (SPOM: Suspended POM) の流下距離に与える影響および、河床材料による SPOM の補足機能・供給機能の違いを評価することを目的とし、河床地形の異なる木津川と宇治川でダム湖から流出する SPOM の流程変化様式を調査した結果を速報する。本研究は現在進行中であり、上記目的を達成するには、両河川の流量条件の異なる時の調査を重ねる必要がある。ここでは、特定流量条件下で SPOM 流下距離推定を行った事例報告という位置づけで結果の紹介をしたい。

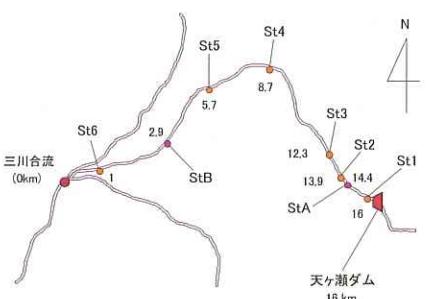
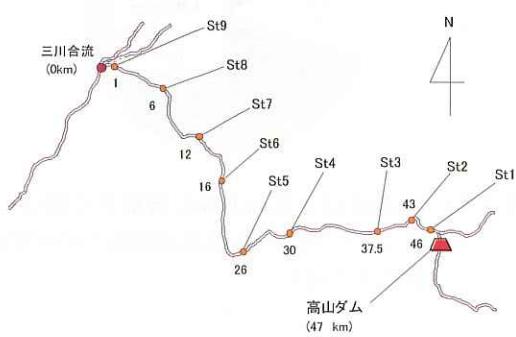


図 5.2.22 調査地点地図（上：木津川 下：宇治川）  
各サイト下に記載した数値は三川合流点  
からの距離を表す

### (1) 調査地と方法

木津川本川は、河床材料の粒径が比較的小さく、下流域では 1km 程度の長さの砂州が発達している河川である。一方、宇治川の下流域は、河床低下によって砂州が減少し岩盤や粘土層が露出している流程が卓越している。本研究では、河床地形や河床材料による SPOM の挙動の違いを調べるために、これら 2 河川を比較対象に選んだ。

調査地点は、木津川では高山ダム直下から三川合流地点までの 47km 区間に 9 地点、宇治川については天ヶ瀬ダム直下から三川合流地点までの 16km 間に 6 地点設けた（図 5.2.22）。木津川の調査区間の河床勾配は 20km 地点より上流で 1/926、下流で 1/1160 であり、宇治川の調査区間の河床勾配は 1/1151 であった。

流量別に SPOM 量を評価するために、木津川では平水～豊水時の 2004 年 5 月 26 日 (St. 6 流量約  $33.6\text{m}^3/\text{s}$ )、渇水時の 2004 年 8 月 19 日 (St. 6 流量約  $18.1\text{m}^3/\text{s}$ )、増水時の 2004 年 10 月 12 日 (St. 6 流量約  $75.5\text{m}^3/\text{s}$ ) に調査を行った。また、宇治川では平水時の 2005 年 5 月 5 日 (St. 6 流量約  $68\text{m}^3/\text{s}$ )、豊水時の 2004 年 5 月 8 日 (St. 6 流量約  $130\text{m}^3/\text{s}$ )、増水時の 2004 年 5 月 10 日 (St. 6 流量約  $350\text{m}^3/\text{s}$ ) に調査を行った。

また、ダム湖から流出する懸濁物質およびプランクトン濃度の変化を調べるために、できるだけ同一水塊の SPOM を採取することにした。まず、宇治川については、約 3cm 厚さに輪切りした大根に目印をつけた浮標を St. 1 で調査終了後に投入し、流速を実測した（表 5.2.1）。一方、木津川では砂州が多いために浮標がすぐにトラップされ流下しにくいことが問題であった。そこで、過去の水位データを用いて調査日と同じ水位のピークをもつ増水データを抽出し、ピークの伝播速度から調査地点間の流速を推定した。これから計算した調査地点間の平均流下時間をもとに採集時刻を調整した（表 5.2.1）。

表 5.2.1 各調査区間における平均流速 (m/s) の推定値

#### 木津川

区間	2004年5月26日	2004年8月9日	2004年10月2日
St.1-St.4	2.08	0.57	2.08
St.4-St.6	1.17	1.17	1.46
St.6-St.8	1.04	1.11	1.25

#### 宇治川

区間	2004年5月8日	2004年5月11日	区間	2005年5月5日
St.1-St.2	0.85	2.50	St.1-St.3	0.54
St.2-St.3	0.91	0.86	St.3-St.4	1.05
St.3-St.4	0.91	2.48	St.4-St.5	0.43
St.4-St.5	0.63	2.43	St.5-St.6	-
St.5-St.6	1.24	1.26	St.6-St.7	-

SPOMの採取は、流下POMネット（口径30cm：メッシュサイズ100μm）を用いて濾過する方法を用いた。ネット設置時間は1回につき2分間とし、その間のネット流入中央部の平均流速を測定することによって通過河川水量を求めた。

採取したSPOMサンプルは、0.025mm～0.125mm, 0.125mm～0.25mm, 0.25mm～0.5mm, 0.5mm～1mm, 1mm～4mm, 4mm以上の6つのサイズ分画にわけ、0.125mm～0.25mmの細粒分(FPOM: Fine POM)について、ダム湖から流出するプランクトンの個体数割合の変化を調べた。最上流調査地点St.1において、木津川ではゾウミジンコ(*Bosmina longirostris*), オオヒゲマワリ(*Volvox globator*), 宇治川についてはゾウミジンコ, コシブトカメノコワムシ(*Keretella quadrata*), トゲナガワムシ(*Kellicottia longispina*)が多くみられたため、これらをダム湖由来のプランクトンの指標とし、ダム湖由来のプランクトン数、河床起源の糸状藻類、陸上起源の植物片等を合計で約1,000粒になるまでランダムに計数した。1mm以上の粗粒分(CPOM: Coarse POM)については、植物(陸上植物・河原植物・水際植物・水中植物)と動物(陸上動物・水中動物・水中動物脱皮殻および羽化殻)に起源分類した。また、SPOM中のクロロフィルa量をユネスコ法に準じて測定し、SPOM中に含まれる生きた藻類量の指標とした。

## (2) 結果および考察

SPOM量は本来強熱減量で表されるが、本報告書では、シルト成分も含んだ懸濁物質(SS:Suspended Solid)の沈殿体積の傾向を分析した(図5・2・23)。木津川におけるSS流下量は、下流になるにしたがって増加する傾向を示した。その傾向は、渴水時、平水時、増水時に共通して認められた。ただし、各地点間の変化傾向を見ると、いずれの流量時においてもSt.4-5(30km-26km)間で増加し、St.6-7(16km-12km)間で減少し、St.7-9(12km-1km)間で再び増加することがわかった。

一方、宇治川のSS流下量は、必ずしも下流に向かって増加するとは限らなかった。とくに、平水流量と豊水流量時には、いずれもSt.4(8.7km)地点でピークとなり、St.6(1km)地点まで減少する傾向が認められた。ところが、350m<sup>3</sup>/sの増水時には、逆にSt.3でピークとなりSt.4ではむしろ減少し、さらにSt.4-6(5.7-1km)間で増加する現象が見られた。

ダム湖由来のプランクトンについて地点間で個体数割合の変化を調べたところ、いずれの流量条件においても流下に伴って指数関数的に減少する傾向を示した(図

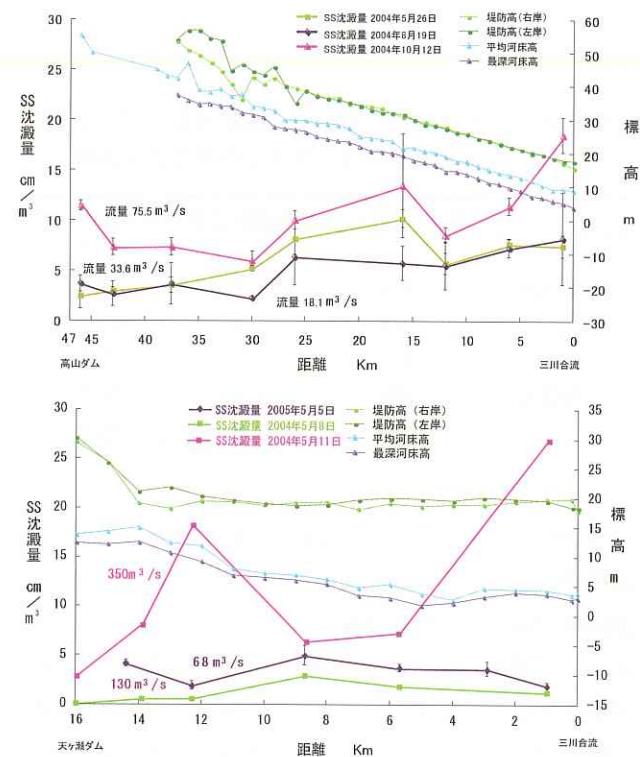


図5・2・23 異なる流量条件下における流下SS量の流程変化洋式。ここではSS量は沈殿量により表している。上図：木津川、下図：宇治川。

5・2・24)。宇治川で行った5月8日と11日の調査結果は、両日ともダム湖由来のプランクトン比率が天ヶ瀬ダム直下のSt.1よりもSt.2のほうが高かった。これは、St.2直上にある宇治発電所放流口からの流入水のプランクトン濃度が高かったためと考えられる。そこで、宇治川についてはSt.2のダム湖由来のプランクトンの割合を100%として個体数割合の変化を算出した。また、2005年度の調査では、St.1の代わりに宇治発電所放流口に調査地点(St.A)を設け、ここのダム湖由来のプランクトンの割合を100%とした。

最小自乗法によって得られた指数関数の較正式を用いてダム湖由来の成分の50%減耗距離と90%減耗距離を推定した(表5・2・2)。その結果、木津川では、ダム湖由来成分が50%に減少するまでに、渴水時(18.1m<sup>3</sup>/s)に5.2km、平水時(33.6m<sup>3</sup>/s)に3.1km、増水時(75.5m<sup>3</sup>/s)に7.6kmであり、増水時に最も長く平水時に最も短かった。一方、宇治川では低水時(68m<sup>3</sup>/s)に12kmと最も長く、増水時(350m<sup>3</sup>/s)の7.9kmが最も短かった。また、90%の減少に要する距離についても同様の傾向が認められ、木津川では渴水時(18.1m<sup>3</sup>/s)に17.3km、平水時(33.6m<sup>3</sup>/s)に10.1km、増水時(75.5m<sup>3</sup>/s)に25.3kmで

あり、宇治川では低水時 ( $68\text{m}^3/\text{s}$ ) に  $39.8\text{km}$ 、豊水時 ( $130\text{m}^3/\text{s}$ ) に  $32.5\text{km}$ 、増水時 ( $350\text{m}^3/\text{s}$ ) に  $26.1\text{km}$  であった。

表 5・2・2 木津川と宇治川の 3 流量時におけるダム湖由来のプランクトンの推定流下距離

	流量 ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	50% 減耗距離	90% 減耗距離
木津川	18.1	5.2	17.3
	33.6	3.1	10.1
	75.5	7.6	25.3
宇治川	68	12	39.8
	130	9.8	32.5
	350	7.9	26.1

木津川と宇治川の流下距離を比較すると、同程度の流量時においても、砂州が発達している木津川ではダム湖由来の成分は短距離で減少し、岩盤が卓越している宇治川では減少しにくいことがわかった。木津川と宇治川の河床勾配を比較すると、木津川下流部と宇治川の河床勾配はほとんど差がなく、むしろ木津川の上流部では宇治川に比べ急勾配である。それにもかかわらず、木津川のほうが高いプランクトン捕捉率を示していたのは、木津川の河床に砂礫が多いことが関係していると考えられる。ただし、上記の可能性以外にも、両河川における流量条件の違いや支川流入による希釈率の違いなどいくつかの仮説が考えられる。

ただし、宇治川の結果では、河川流量が変化してもプランクトン個体数割合の変化様式にはあまり差がみられなかった。これは、宇治川では河床低下が起きているため、流量が増加しても冠水面積があまり変化しないことが原因ではないかと思われる。木津川では、流量が増加した場合に冠水面積が大きくなり、その分 POM が捕捉されやすくなることが考えられる。今後、木津川においても流量が異なる場合について同様の調査分析をする必要がある。

天竜川では、諏訪湖から流出する *Microcystis* について、流量が  $10 \sim 50\text{m}^3/\text{s}$  のとき  $16.5\text{km}$  流下する間に 87%,  $32\text{km}$  流下する間に 92% 減少し、流量が  $50 \sim 120\text{m}^3/\text{s}$  のとき  $32\text{km}$  下流で 37% 減少することが報告されている(片上ほか、2003)。天竜川も上流部の多くがコンクリート護岸で固定されている河川であり、このことから今回木津川で認められた高いプランクトン捕捉率は、河床材料が砂礫であることに起因すると考えられる。天竜川の方が木津川や宇治川の場合よりも FPOM の流下距離が長いのは、天竜川の河床勾配が約  $1/280$  で木津川や宇治川と比べて非常に急勾配であるためかもしれない。つまり、

河床が急勾配であるほど POM は流下しやすく、流下距離が長くなる可能性が考えられる。また、天竜川では河川流量が多いほど流下距離は長くなっているが、河床材料、河床への接地面積と水深や流速との相対関係が流下距離に影響することが考えられるため、宇治川や天竜川とはこれらの環境が異なる木津川においてどのような挙動を示すのか調べる必要がある。

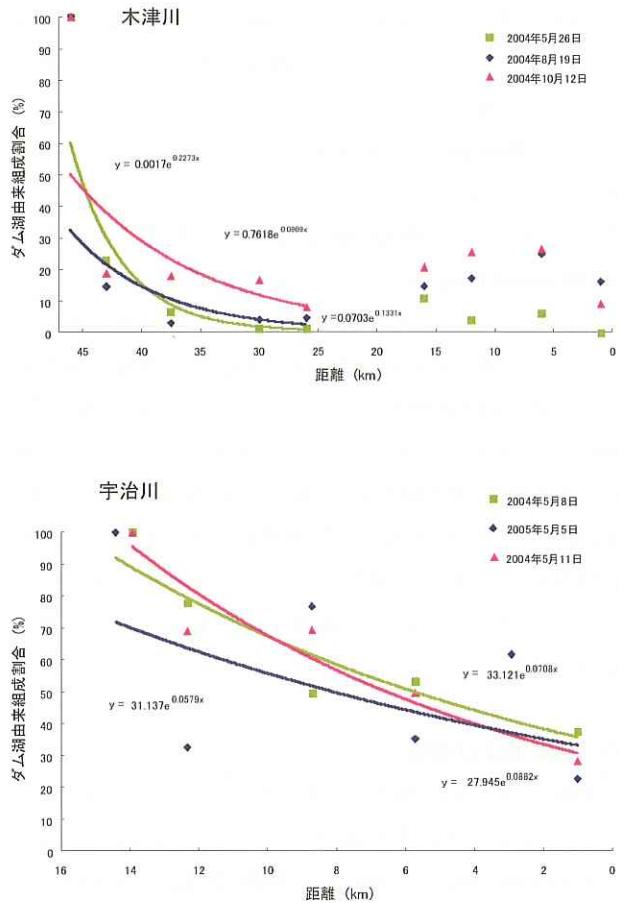


図 5・2・24 流下 SPOM ( $0.125 \sim 0.250\text{m}$  分画) に占めるダム湖由来成分の出現率の流程変化様式。木津川はダム下流の調査地点 St. 1 のプランクトン比率を 100% とし、宇治川については St. ないし St.A を 100% とした。

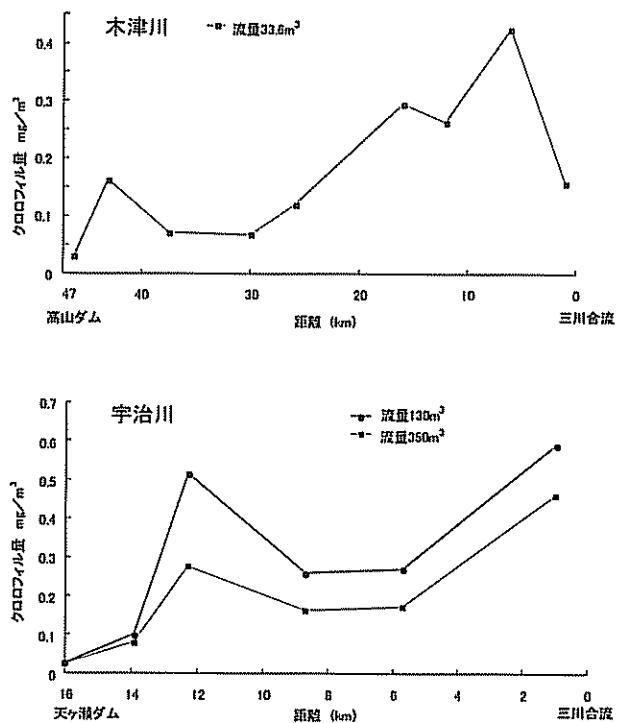


図 5-2-25 流程に沿ったクロロフィル *a* 濃度の変化

SPOM 中のクロロフィル *a* 濃度は宇治川・木津川両河川において下流ほど濃度が増加する傾向があった（図 5-2-4-25）。このことは、下流ほど河床から剥離する藻類量が増加することを示しており、下流になるにしたがって増加する SPOM には、現場生産物の占める割合が大きくなっていることが考えられる。このような現象は、河川生態系において循環する有機物は上流や斜面由來のものよりも現地で生産されたものの率が高いとする「現場生産卓越説」（Thorp and DeLong, 1994）を支持していると解釈できる。

## 参考文献

- 河川環境管理財団（1995）：河川の植生と河道特性、資料，1.
- 河川生態学術研究会木津川研究グループ（2003）：木津川の総合研究－京田辺地区を中心として－、国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所河川環境課。
- 片山・中山・金・米塚・朴（2003）：移流拡散モデルを用いた天竜川の藍藻 *Microcystis* の動態解析、陸水学雑誌 64, pp. 121-131.
- 竹門康弘・西ふき野・加藤智子・谷田一三（2003）：木津川砂州における堆積粒状有機物の分布様式、木津川の総合研究－京田辺地区を中心として－、（河川生態学術研究会木津川研究グループ編），リバーフロント整備センター, pp. 243-262.

辻本哲郎・鷲見哲也（2003）：流域・セグメントの概要、木津川の総合研究－京田辺地区を中心として－、（河川生態学術研究会木津川研究グループ編），リバーフロント整備センター, pp. 5-7.

水野信彦・御勢久右衛門（1972）：河川の生態学、筑地書館。

Fiebig, D.M. and Lock, M. (1991): Immobilization of dissolved organic matter from ground water discharging through the stream bed, Freshwater Biology, 26, pp. 45-55.

Junk W.J., Bayley P.B. and Sparks R.E. (1989): The flood pulse concept in river-floodplain systems, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 106, pp. 110-127.

Middleton B. (1999) : Wetland Restoration, flood pulsing and disturbance dynamics, John Wiley & Sons, Inc. New York.

Thorp J.H. and DeLong M.D. (1994): The riverine productivity model: a heuristic view of carbon sources and organic processing in large river ecosystems, Oikos 70, pp. 305-308.

Tockner K., Malard F., Uehlinger U. and Ward J. V. (2002): Nutrients and organic matter in a glacial river-floodplain system (Val Roseg, Switzerland), Limnology and Oceanography 47, pp. 266-277.

Wondzell, S.M. and F.J. Swanson (1999): Floods, channel change, and the hyporheic zone, Water Resources Research, 35(2), pp. 555-567.

## 5.3 底生動物の生息場所提供的機能

### 5.3.1 間隙動物の生息場所提供的機能

砂礫堆のような氾濫原堆積物の内部において、斜面由来の地下水と河川由来の地下水とが行き来する範囲は、河床間隙水域（hyporheic zone）と呼ばれている。近年、河床間隙水域は、水生昆虫や間隙動物の生息場所として、あるいは河川生態系における物質の滞留や分解の場として、その生態的機能が注目されるようになった（e.g. Wondzell and Swanson, 1999）。しかし、こうした河床間隙水域の構造や生態的機能を具体的に解明した研究（e.g. Fiebig and Lock 1991; Valett et al., 1996）は、必ずしも十分とはいえない。とくに、日本の河川ように土砂供給が多く砂州地形の変動が激しい流域での研究は少ない。このため、河床間隙水域の機能に着目した流量や土砂管理の方法については未検討のままである。したがって、まずは物理化学的環境と生物相の対応関係を解明することによって、間隙水域の機能を定量的に明らかにすることが重要である。本節では、河川生態学術研究会木津川研究グループ（2003）の間隙動物群集についての研究成果を基に、木津川砂州内の間隙動物相の特性と分布様式について解説し、河床間隙水域の生息場所としての意義を考察する。

河川生態学術研究会木津川グループでは、木津川下流域の河床間隙水域から砂州中の伏流間隙水域への移行帯において、間隙水の水質や間隙動物群集の変化様式を明らかにする研究を行った。以下、竹門・土居ほか（2003）から引用しつつ結果の概要を解説する。まず 1999 年には、木津川 12km 砂州の上流端の伏流水の入り口付近における間隙動物群集の調査を行った（図 5・3・1）。各地点の水底下ないし伏流水面下 20cm 深にシリコンチューブの採水管を埋設し、間隙水の DO 濃度を測定するとともに、内径 22cm のコアサンプラーを用いて底生動物群集ならびに間隙動物群集を採取し種組成を調べた。

その結果、木津川砂州内の間隙水は、近州中で嫌気的になるものの、10m 以上内陸ではむしろ 5mg/L 以上の DO 濃度を保持していることがわかった（図 5・3・2）。これは、砂州内に自由水面があり、DO が供給される機会があるためと考えられる。採取された全 47 種の底生動物・間隙動物について、種数（科、属までの同定を含むタクサ数）の分布傾向を調べたところ、水中よりも水際や砂州内で種数が少なかったものの、遠州中でも水中の半数近くの種数が生息していた（図 5・3・3 上）。また、個体数については、水中よりも水際や砂州内で少ない傾向がより顕著であった（図 5・3・3 下）。

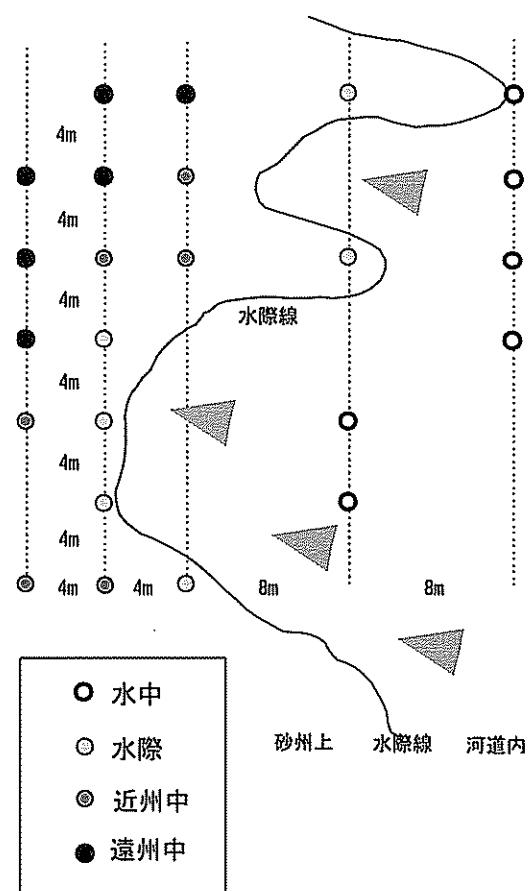


図 5・3・1 木津川砂州上流端の採集地点図。水際からの距離により、水中、水際、近州中、遠州中に各 6 地点を設定した。図中の矢印は、河川水が砂州中へ伏流していく方向を示す

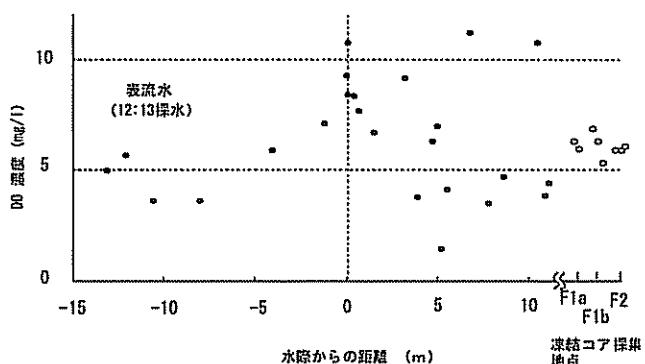


図 5・3・2 各調査地点の間隙水中の溶存酸素濃度。図の左側が水中、右側が砂州内の地点に対応する。また、右端の F1a, F1b は砂州上流端から 50m, F2 は砂州上流端から 300m に位置する

また、木津川砂州においては、伏流水隙水域に特徴的な伏流水隙動物として、ミギワバエ科数種 Ephydriidae gen. spp. の幼虫、ハネカクシ科の数種 Staphylinidae gen. spp.、ミズミミズ科の一一種 Naididae gen. 3、センチュウ類、ミズミミズ科の一一種 *Pristinella* sp.、スジカマガタユスリカ属の一一種 *Demicryptochironomus* sp. が見出された（図 5・3・4）。

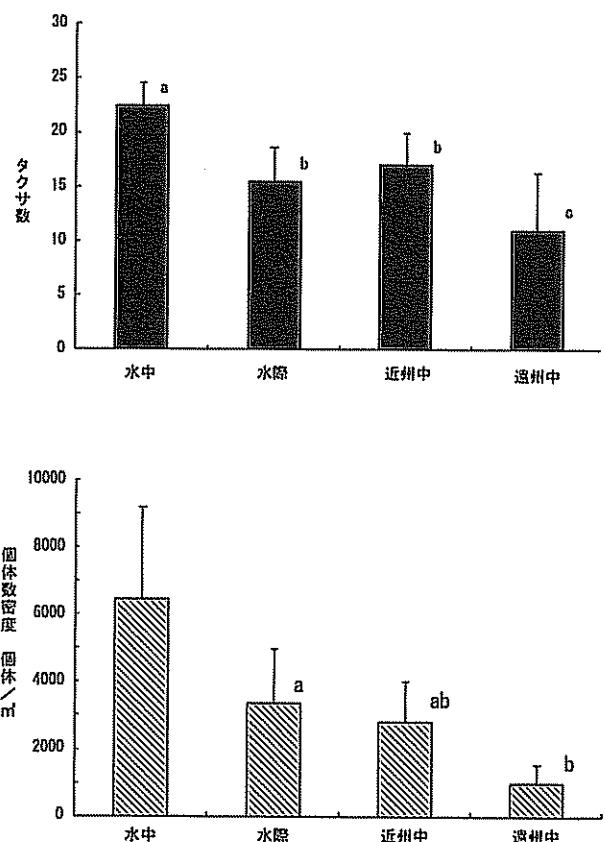


図 5・3・3 砂州上流端水際域における間隙動物群集の種数（上図）と個体数（下図）の比較。同じアルファベット間では有意差が認められなかった ( $P < 0.05$ , Fisher's PLSD)

さらに、同砂州の上流端から砂州上流端から 50m と 300m 内陸の場所（図 5・3・2 の F1a, F1b, F2）において、伏流水隙動物群集を凍結コアサンプリングによって採集した（竹門・竹門ほか, 2003）。これは、液体窒素をスチールの盲管に注入し、土中の伏流水隙水域を土砂ごと凍らせて採集する方法である（Stocker & Williams, 1972; Bretschko & Klemens, 1986）（図 5・3・5）。

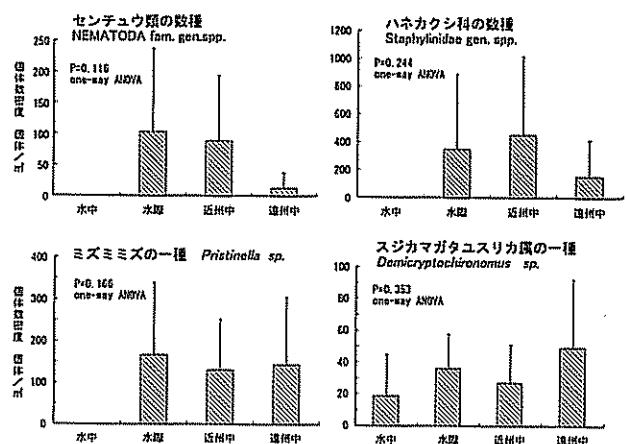


図 5・3・4 砂州上流端水際域における間隙動物の分布様式。水際や砂州内に分布するタクサの例。いずれも有意な差は認められなかつた (ns, one-way-ANOVA)



図 5・3・5 木津川砂州で採取した凍結コア

凍結コアサンプリングは、各地点の伏流水域に地表面から 60cm, 90cm, 140cm の 3 深度で行った。各凍結コア試料の断片ごとに粒度、空隙率、強熱減量測定し、約  $80 \mu\text{m}$  以上の間隙動物について群集組成の分析を行った。

その結果、砂州間隙の空隙率は、地表面から 1m 付近の地層で小さくなる傾向が認められた。採集された全 768 個体の生物体の内訳は、無脊椎動物の卵が全体の 37.5%，原生動物が 30.6%，ワムシ類が 14.2%，ダニ類が 3.6% を占めていた（図 5・3・6, 図 5・3・7）。

また、砂州間隙動物の個体数密度は 1 リットルあたり、平均 208.7 個体であった。地点要因ならびに伏流水面下深度 (8–32cm, 33–60cm, 63–100cm) とで、砂州間隙動物のタクサ数と個体数密度について分散分析を行った結果、深度要因のみが有意であり、いずれの地点でも、浅い層での個体数密度が高かった（図 5・3・8, 図 5・3・9）。しかしながら、必ずしも粒度、空隙率、強熱減量などの要因との相関は認められなかった。

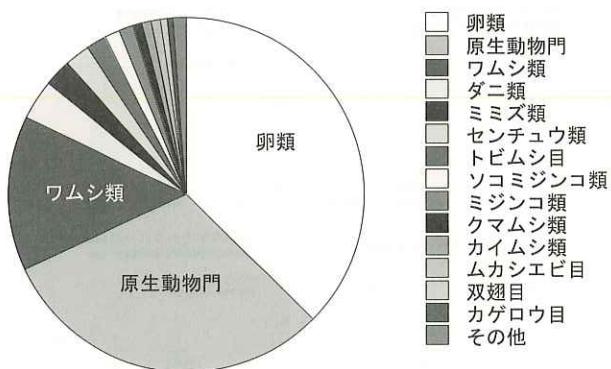


図 5・3・6 凍結コアによって採集された間隙動物の個体数による分類群組成。卵類には多くの分類群が含まれているが、同定が困難であった

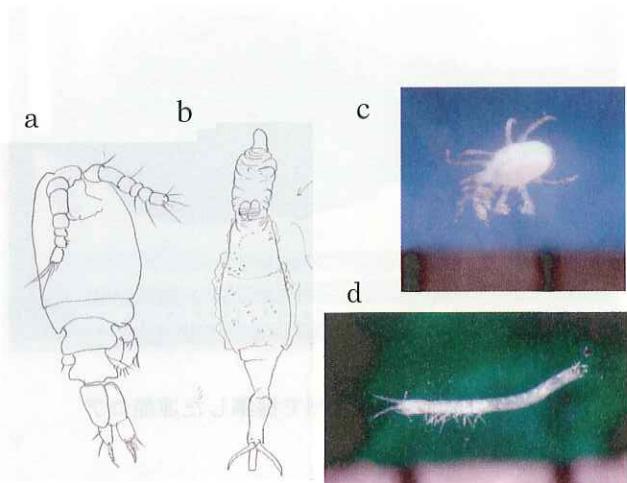


図 5・3・7 木津川砂州の伏流水間隙動物の例。a ケンミジンコ類若齢, b ワムシ類, c ダミ類, d ムカシエビ類。描画は竹門康弘, 写真は、井上泰江による

以上の結果をまとめると、木津川における砂州内の伏流水間隙動物群集について、以下のような分布様式が認められた。すなわち、平面的には、砂州上流端の伏流水の入り口付近に種数や個体数が多く、内陸ほど特殊なタクサに限定される傾向があること。また、垂直的には、伏流水面に近い場所の種数や個体数が多く、深度とともに減少することがわかった。これらの結果から、砂州内の伏流水間隙動物群集多様度は、一般的に伏流水の入り口や伏流水面付近で高まる分布様式を示すものと考えられる。

木津川の砂州における、このような伏流水間隙動物群集

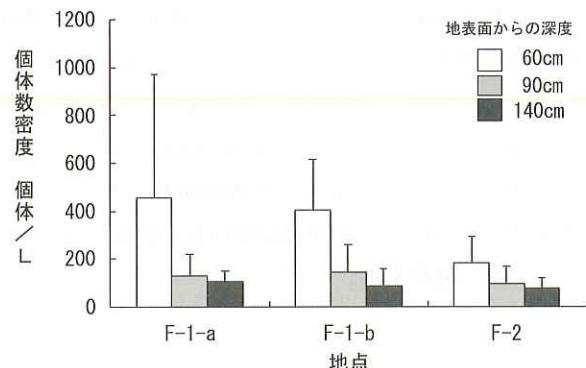


図 5・3・8 凍結コアによって採集された間隙動物のタクサ数比較。凍結コアのサイズにばらつきがあったので、便宜的に 60ccあたりの平均タクサ数を用いて比較した。地表面からの深度 60cm, 90cm, 140cm は、それぞれ伏流水面から 8 ~ 34cm, 32 ~ 62cm, 78 ~ 100cm のサンプルに相当する。地点要因 : ns, 深度要因 : p<0.001, 交互作用 : ns, two way ANOVA.

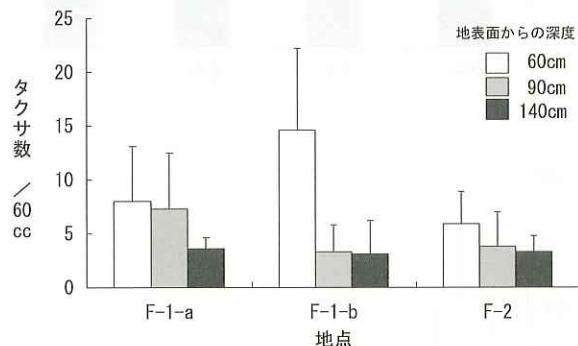


図 5・3・9 凍結コアによって採集された間隙動物の個体数密度比較。地点要因 : ns, 深度要因 : p<0.001, 交互作用 : ns, two way ANOVA

の分布様式は、平面的には河川水が浸入する砂州の上流端が、そして垂直的には伏流水面付近が生物間の相互作用が起りやすい群集の作用中心 (centres of action) (Elton, 1949) として働いていることを示唆している。これは、砂州上流端に河川水中の流下粒状有機物がトラップされやすい現象 (竹門・西ほか, 2003) と対応した現象であると考えられる。したがって、今後砂州地形の生態機能を評価する場合には、河川水の浸入域に着目した現象把握が有効であろう。

### 5.3.2 水生昆虫の産卵場所提供機能

河川に生息する水生昆虫の多くは、成虫期には羽化をして空中生活に移行する (川合, 1985)。羽化の際は、魚類や鳥類などさまざまな捕食者に狙われやすく、また

表面張力のある水面を割り出ることは小さな動物にとっては大きな障壁であり、水面に張り付いて飛び立てず流下してしまう水生昆虫も多い。このため、水生昆虫の羽化場所についても種ごとに必要な環境条件が知られている（竹門, 1991）。

一方、水生昆虫が産卵する際にも特殊な場所を選択する種が多い。とりわけ渓流に生息する種では、瀬、淵、岸際、砂地、砂利、石の隙間、水中の石の下面、水中の砂泥中、水生植物の茎などさまざまな事例が報告されている（竹門, 1991）。ここでは、賀茂川におけるモンカゲロウ *Ephemera strigata* の砂州利用（Takemon, 1997; 竹門, 2003; 田中ほか, 2003）と河床間隙水域の物理化学的環境特性（Yamada et al, 2004）について紹介する。

モンカゲロウ (*Ephemera strigata*) は、日没頃に上空が植生で覆われていない淵尻の瀬頭付近に集合し、砂礫の堆積した岸際に着地して産卵することが観察されている（竹門, 1989）。これは、卵や孵化した若齢幼虫が河床間隙水域に入れるように産卵場所を選択しているためと解釈されている（竹門, 1997）。

ところが、近年の砂礫堆の樹林化やツルヨシの繁茂によって、モンカゲロウの産卵場所が減少しつつあると懸念されている（竹門, 2003）。そこで、モンカゲロウ産卵場所の環境条件（たとえば、瀬および淵、微環境や特定の水理学的特性など）を定量的に調査した（図 5・3・10）。その結果、モンカゲロウは、植生がない裸地の砂州の瀬の岸際に産卵することが明らかとなった。また、砂州における位置は、動水勾配が大きくなる瀬の部分であった。（図 5・3・11）。さらに同調査地砂州内の透水係数と動水勾配を測定したところ図 5・3・12 のように砂州上流側の岸沿いで透水係数が高いことがわかった。これらの結果は、モンカゲロウが水通しの良い砂礫の隙間に卵を産んでいることを示している。

カゲロウ類に限らず、カワゲラ目、トンボ目、トボケラ目、ガガンボ科など多くの水生昆虫の産卵場所について、瀬の上流側で産卵する現象が認められる（竹門, 1997）。砂礫堆の発達する流程においては、瀬の上流側は一般に砂州の上流端に位置しており、前段で考察した伏流間隙動物群集の活動中心と一致している。しかし、きわめて興味深いことは、それらの水生昆虫の幼虫時代の生息場所が必ずしも瀬の上流側や砂州の上流端ではないことである。すなわち、砂州の上流端は、これらの水生昆虫にとって卵期や若齢期の生息場所として機能している可能性が高い。これは、移動能力の少ない卵期や若齢期において、溶存酸素濃度の供給量が多く、かつ餌となる細かい粒状有機物の供給量の多い場所を志向した進

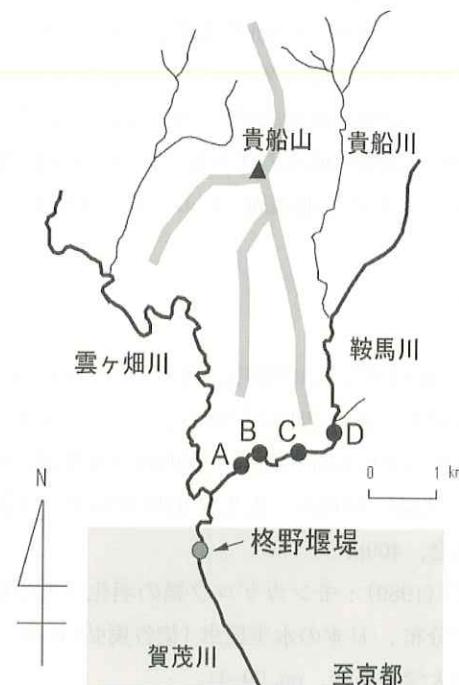


図 5・3・10 モンカゲロウの産卵場所調査を行った賀茂川の調査地点図

C地点の例

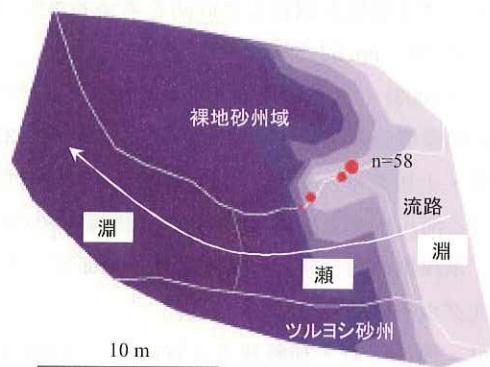


図 5・3・11 砂州地形とモンカゲロウの産卵場所分布の関係

透水係数の分布と伏流水域の動水勾配

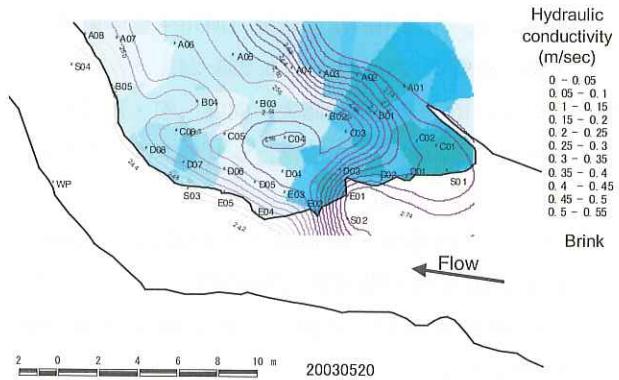


図 5・3・12 調査砂州の伏流水域における現地透水試験の結果

化の結果であろう。

本稿のうち、木津川の研究成果については、河川生態学術研究会木津川研究グループの研究費の一部を用いた。また、賀茂川の研究成果については、科研費基盤A(15206058)「流域生態系の保全復元に向けた河川階層モデルの開発」(代表:池淵周一)の一部を使用した。

## 参考文献

- 河川生態学術研究会木津川研究グループ (2003) : 木津川の総合研究 - 京田辺地区を中心として-, 国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所河川環境課, 660p.
- 川合禎二 (編) (1985) : 水生昆虫検索図説, 東海大学出版会, 409p.
- 竹門康弘 (1989) : モンカゲロウ属の羽化・繁殖様式と流程分布, 日本の水生昆虫(柴谷篤弘・谷田一三編)東海大学出版会, pp. 29-41.
- 竹門康弘 (1991) : 動物の眼から見た河川のあり方, 関西自然保护機構会報, No. 13, pp. 5-18.
- 竹門康弘 (1997) : 溪流における水生昆虫の棲み場所保全, シリーズ『環境と調和した砂防を考える 3』, 砂防学会誌 59, pp. 52-60.
- 竹門康弘 (2003) : 水辺に揺れる小さな生命 - カゲロウと河川環境の変化, エコソフィア 11, pp. 30-35.
- 竹門康弘・土居秀幸・谷田一三 (2003) : 木津川砂洲における河川水流入部の水質環境と間隙動物の分布様式, 木津川の総合研究(河川生態学術研究会木津川研究グループ編), pp. 263-270.
- 竹門康弘・西ふき野・加藤智子・谷田一三 (2003) : 木津川砂州における堆積粒状有機物の分布様式, 木津川の総合研究(河川生態学術研究会木津川研究グループ編), pp. 243-262.
- 竹門康弘・竹門 緑・谷田一三・中島拓男・三田村緒佐武 (2003) : 凍結コア法による河床間隙動物の定量調査結果, 木津川の総合研究(河川生態学術研究会木津川研究グループ編), pp. 235-241.
- 竹門康弘・谷田一三・玉置昭夫・向井 宏・川端善一郎 (1995) : 棲み場所の生態学, シリーズ共生の生態学 7, 平凡社, 282p.
- 田中武志・竹門康弘・山田浩之・池淵周一 (2003) : 河床間隙水域の物理化学的特性とモンカゲロウの産卵場所選択, 京都大学防災研究年報 46B, pp. 867-873.
- 水野信彦・御勢久右衛門 (1972) : 河川の生態学. 築地書館, 246p.
- Bretschko G. and Klemens W. (1986) : Quantitative methods and aspects in the study of the interstitial fauna of running waters, *Stygologia* 2, pp. 297-316.
- Elton, C. (1949) : Population interspersion: an essay on animal community patterns, *Journal of Ecology* 37, pp. 1-23.
- Fiebig, D. M. and Lock, M. (1991) : Immobilization of dissolved organic matter from ground water discharging through the stream bed, *Freshwater Biology* 26, pp. 45-55.
- Junk W. J., Bayley P. B. and Sparks R. E. (1989) : The flood pulse concept in river-floodplain systems, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 106, pp. 110-127.
- Middleton B. (1999) : Wetland Restoration, flood pulsing and disturbance dynamics, John Wiley & Sons, Inc. New York.
- Poole G. C. (2002) : Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum, *Freshwater Biology* 47, pp. 641-660.
- Stocker Z. S. J. and Williams D. D. (1972) : A freeze core method for describing the vertical distribution of sediments in streambed, *Limnol. Oceanogr.* 17, pp. 136-139.
- Takemon, Y. (1987) : Management of biodiversity in aquatic ecosystems: dynamic aspects of habitat complexity in stream ecosystems, *Biodiversity An Ecological Perspective*(Abe, T., Levin, S. A. & Higashi, M. eds.), Springer, New York, pp. 259-275.
- Valett, H. M., Morrice, J. A., Dahm, C. N. and Campana M. E. (1996) : Parent lithology, surface-groundwater exchange, and nitrate retention in headwater streams, *Limnol. Oceanogr.*, 41, pp. 333-345.
- Wondzell, S. M. and F. J. Swanson (1999) : Floods, channel change, and the hyporheic zone, *Water Resources Research*, 35(2), pp. 555-567.
- Yamada H., Tanaka, T., Takemon, Y. and Ikeuchi S. (2004) : Changing patterns of water quality associated with hyporheic flow of a gravel bar in the Kamo River, *Annals of Disaster Prevention Research Institute, Kyoto University C* 47, pp. 263-272.

## 5.4 砂州の魚類生態機能

### 5.4.1 砂州の静水域の環境特性と魚類の生態

降水量によって特長づけられる河川の環境は、わが国のように季節変化の顕著な気候帶では、流況・位況が周年で大きく変化する。河川に生息する生物種はその変化に適応して進化し、渇水や洪水など不安定な水環境のなかで機能する生態や生活史をもつものが少なくない（小川ら、1999）。一方、急勾配で流量変化の大きいわが国の河川の流域に暮らすわれわれ人間にとって、治水・利水は大きな課題であり、近年飛躍的に向上した土木技術は河川環境を変貌させた。洪水流下能力の向上のための土砂採取や、流量の安定化のために建設された上流のダムと下流の堰などによって、河川環境は一気に安定化した。

淀川でも1970年頃から大規模な改修工事が進められ、淀川大堰が竣工した1980年代の半ば頃から、河川環境は過度に安定化した（本書の2.3参照）。その変化はわずかに残存するワンドやタマリの環境をも著しく悪化させた。イタセンパラなど淀川の代表種が絶滅の危機に瀕する今、その環境の改善に向けてワンド再生などさまざまな試みがなされているが、環境の安定化が著しい下流部ではうまく機能していない（本書の6.3.1参照）。淀川の河川環境の復元に向けては、本来の河川、そして本来のワンドやタマリがもっていた環境をしっかりと把握し、十分に理解することが急務である。

そこで、本報告は、河川氾濫原の様相を今にとどめる淀川水系の木津川下流部で1994～1997年に行った調査結果から、本来の河川がもつ環境、特に砂州に生じるワンドやタマリなどの静水域の環境特性とそれを利用する魚類の生態を明らかにしようと試みたものである。河川環境の保全や復元の一助になれば幸いである。

#### (1) 砂州に生じる静水環境

##### a. 調査水域の概要

木津川は、鈴鹿山脈に源を発した流れに、名張川などいくつかの支川が合流して笠置渓谷を下り、泉大橋（山城町）付近で沖積地へと流れ出る。その流れは山城盆地を北上し、宇治川・桂川と合流して淀川となる。調査は泉大橋付近から約25km下流の淀川との合流点までの平地区間（「木津川下流部」と呼ぶ）において行った（図5.4.1）。

木津川下流部では、幅30～100mの低水路が幅400～700mの河道を左右に大きく蛇行しながら流れている。



図5.4.1 淀川水系の概略図に示す調査水域



図5.4.2 木津川の砂州とタマリ（上）と冠水（下）

交互に現れる広大な砂州は起伏に富み、そのなかにはさまざまな静水環境が存在した。その多くは、冠水の洗掘などによってできた窪地が水を湛える形で生じ、本流とは独立した浅い水域であった。それらの水域は「タマリ」と呼ばれている（図5.4.2）。

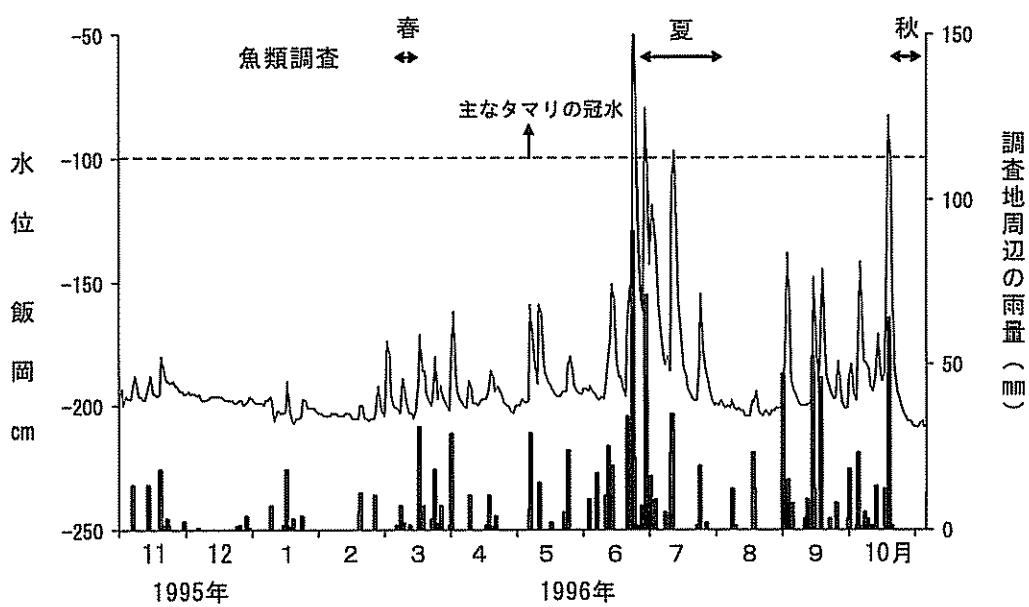


図 5-4-3 1995 年 11 月～1996 年 10 月の本流の水位変化と調査地周辺の雨量

#### b. 水位の周年変化

本流の水位変化について、国土交通省近畿地方整備局飯岡流量観測所のテレメーター水位（以後「飯岡水位」と呼ぶ）の日平均値を用いて、1995年11月1日から1996年10月31日までの1年間をグラフ化した（図5-4-3）。最高水位は1996年6月21日の15cm、最低水位は1996年1月19日の-207cmで、その年較差は222cmにも及んだ。

その水位変化を調査地に近接する同整備局淀川河川事務所木津川出張所（京田辺市）にて観測された雨量の変化と比較すると、水位の変化が降雨に起因していることがわかる。木津川上流部には、高山ダムや青蓮寺ダムなど計5つのダム群があり、洪水調節を目的とする多目的ダムとして機能している。しかし、洪水時の流量がこれらのダム群によって調節される頻度は少なく（村岡, 2003）、降水量を反映した水位変動となっている。

本流水位は概して、冬季にもっとも低く、春季から夏季にかけて上昇し、盛夏に一旦低下するが、秋季には再び上昇した。大きな水位上昇が6～7月に3回、10月に1回生じたが、前者は梅雨前線に、後者は台風に起因したものであった。本流の水位が大きく上昇した際、周辺部が広範囲に冠水した。飯岡水位が約-100cmを超えたとき、冠水域は一気に広がり、後述の魚類調査を行った8か所のタマリはほぼ同時に冠水した（図5-4-7）。

ところで、水位変動は不安定な気象状況に左右されるため、年によって大きく異なることもある。たとえば、1994年の最高水位は9月30日に飯岡水位394cmを記録

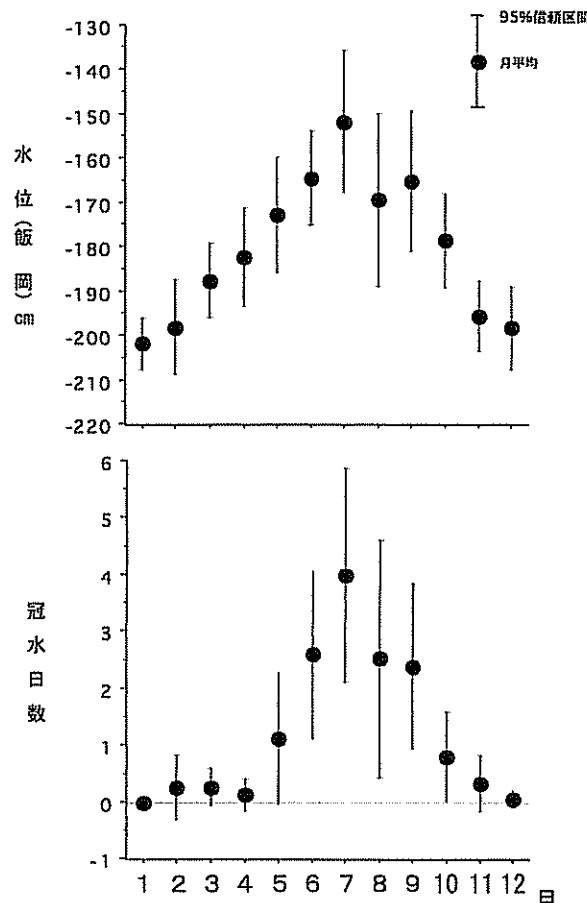


図 5-4-4 1982～1996 年の本流水位とタマリの冠水日数（ともに月平均）の周年変化

し、水位の上昇は約6mにも及んだ（現在の既往最高水位）。また、冠水の頻度や程度も年によって異なり、図5・4・7に示したように、1994年には2回、1995年には5回、1996年には4回（そのうち、2m以上の水位上昇をともなう冠水はそれぞれ1回、2回、0回）であった。

そこで、平均的な水位変動を見るために、1982～96年の飯岡水位の月平均値を用いて、月ごとに15年間の平均値を求めてグラフ化した。また、同期間の飯岡水位の日平均値からタマリへの冠水を推測し、月当たりの冠水日数を求めてグラフ化した（図5・4・4）。本流水位の周年変化は、最高値である7月の-149.6cmと最低値である1月の-201.7cmの間をなめらかに増減した。6～9月の水位は-170cm以上と特に高く、冠水日数が2.4～4.0日と極端に増加する時期に一致した。

#### c. タマリの誕生と消長

1994年に木津川下流部の流程約25km区間のタマリを調査した際、1992年に確認されていた39か所のタマリ（淀川河川事務所の調査報告）のうち、4か所が土砂堆積により、また1か所が河岸侵食によって消失していた。約2年間に合計5か所（39か所の12.8%）のタマリが失われた。数m冠水するような洪水が年数回起こり、その際、砂州の砂が活発に移動して（辻本、2003）、タマリの環境を変化させていると考えられた。

そこで、河床形状の変化、とりわけタマリの変遷に着目して調査すべく、1979年と1990年の航空写真の比較を行った。1979～1990年の11年間には、タマリの新生や消失など河床形状の著しい変化が認められた。蛇行部が短絡するなどの流路（低水路）の変化とともに、流路跡に新たなタマリが生じた。また、タマリの多くは水裏に存在することから土砂堆積が著しく、古いものは消失した。

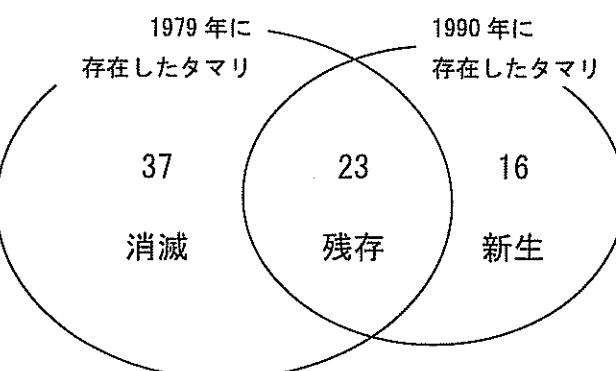


図5・4・5 1979～1990年の11年間に消滅・残存・新生したタマリの数

ところで、タマリが古い流路上に生じる性質から、その多くは流程に沿って長細く、それらが流程に沿って連續した「タマリ群」として存在することが特徴的であった（図5・4・7のタマリD～Hがその一例）。そして、水位が上昇すると近接するタマリ同士がつながり、旧流路がふたたび姿を現した。

1979年は60個のタマリが存在したが、1990年には39個に減少していた。そのうち、1979年に存在したが1990年までに消滅したタマリは37個、両年ともに存在したタマリは23個、1979年には存在しなかったが1990年までに新生したタマリは16個であった（図5・4・5）。このように、わずか11年間に消滅、あるいは新生したタマリが多いことから、その新生から消失までのサイクルは比較的短いものといえよう。

タマリは増水の度にその環境が変化する極めて不安定な静水域であり、その消長は激しい。それ故に、新生から消滅までの過程でさまざまな段階のものがあり、大きさや深さなど多様な環境がみられる。

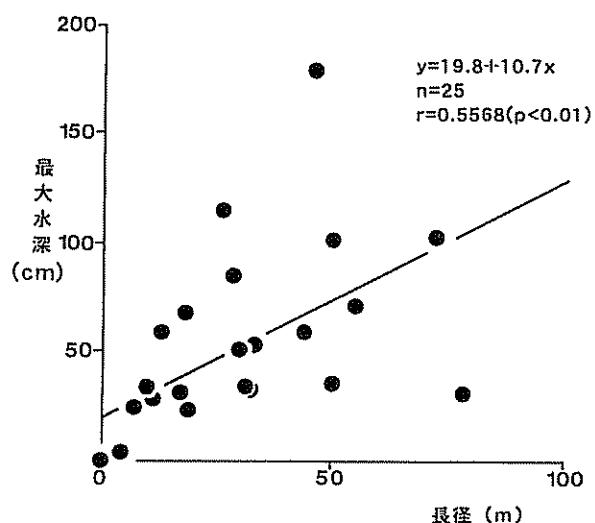


図5・4・6 タマリの長径と最大水深との関係

#### d. タマリの水環境

1995年10月17日、木津川下流部の流程約25km区間の右岸にあるタマリのなかから無作為に25か所を選定し、長径および最大水深を測定した。なお、タマリの水位は本流の水位の影響を受けて変化するため、この調査は本流の水位が安定している日を選び、25か所一斉に実施した。

タマリの長径と最大水深には、それぞれ0～79m、0～180cmと大きな幅が見られた（図5・4・6）。比較的浅くて小さな水域が多かったが、なかには最大水深180cmの深いものや、長径80mの大きいものがあり、大きさや深

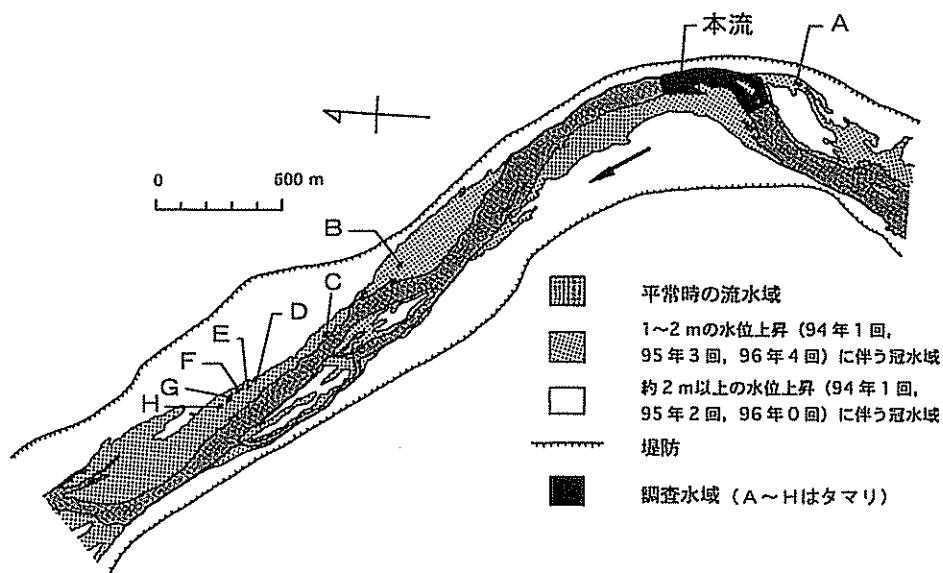


図 5・4・7 調査した本流およびタマリの位置と冠水帯

さという一面だけでもタマリの多様な環境がうかがえた。ところで、調査時には長径 0cm、最大水深 0cm と完全に干上がったタマリがあったが、高水位では立派な水域が存在したため、あえてデータに加えた。25か所のタマリの長径および最大水深の相関について回帰分析を行った結果、有意な相関 ( $r=0.55468$ ) がわずかに見られ、大きくなるほど深くなるという傾向が認められた。

さて、ここで述べたタマリの長径や最大水深は、あくまでも調査時（飯岡水位 - 192cm）のものであり、本流の水位が変化すればタマリの水位も変化し、水域面積が増減した。同年でもっとも水位が低下した 2月 26 日の飯岡水位 - 214cm のときには、25か所のタマリのうち 8カ所 (32.0%) が完全に干上がった。

以上のように、タマリは水位の影響を受けて、水域面積や水深が変化しやすいきわめて不安定な環境であることがわかつってきた。そこで、タマリの水位変化やそれにともなう水域面積の変化についてさらに詳しく調べるために、山城大橋周辺の流程約 3km 区間に存在したタマリのなかから、面積や水深などが異なる 8カ所のタマリを選定して調査を実施した。タマリは上流から A～H の記号をつけた（図 5・4・7）。

表 5・4・1 本流とタマリの水位の相関関係

タマリ							
A	B	C	E	F	G	H	
r	0.891	0.962	0.977	0.956	0.954	0.932	0.963
p			< 0.001				
n	13	69	35	26	95	61	6
a	1.047	1.331	1.039	1.572	1.442	1.541	1.565

まず、それぞれのタマリに水位計を設置して、本流と隔てられているときの水位を測定し、タマリと本流の水位と相関について調べた。それぞれのタマリの水位値と、測定時刻の飯岡水位（瞬時値）との関係について回帰分析を行った。なお、急激に水位が変化した場合、タマリの水位変化に多少の遅れが認められたので、精度を上げる目的から、そのような状況下の測定値は分析から除いた。

タマリ A～H のいずれの水位も、本流水位との間に非常に強い相関 ( $r \approx 1, p < 0.001$ ) が認められた（表 5・4・1）。すなわち、タマリの水位は本流の水位変化の影響を強く受け、ほとんど同調して変化したと言えよう。それぞれのタマリは、年に数回の冠水を除けば本流と独立していることから、両者を隔てた土中を伏流して水が移動したことになる。実際、急激に本流の水位が増加した際、底の泥が舞い上がりたり、水温が低下したり、伏流水が湧き出ていることを確認することができた。

つぎに、各タマリの水域面積の変化を調べるために、等深線図を作成した。水深の測量は、タマリの水位が十分に高いときに、1m メッシュで行った。測量値で描いた等深線図をもとに、さまざまな水位の等深線図や断面図を作成することができた。夏季の平均な飯岡水位であった約 - 180cm のときの各タマリの断面図を描き、その図上に水位がもっとも低下した飯岡水位 - 215cm のときの水面を示した（図 5・4・8）。

夏季の各タマリは、水域面積や水深とともにさまざまであった。最大水深は、もっとも浅いタマリ H の 3cm から、タマリ E, G, C, F, B, A の順に深く、もっとも深いタマリ A は 199cm であった。また、水域面積は、最小のタ

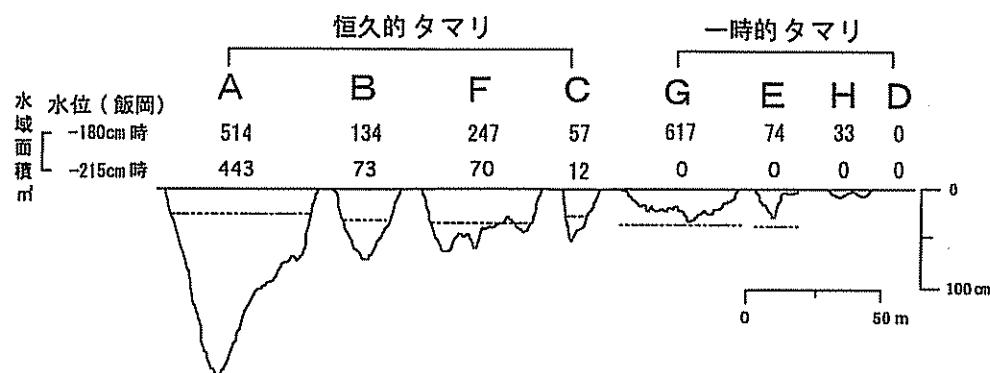


図 5.4.8 各タマリの断面図（左が上流側、破線は低水位の水面）

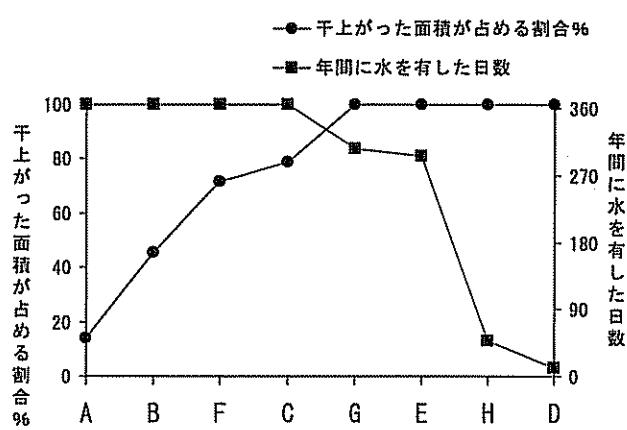


図 5.4.9 各タマリの干上がった面積が占める割合と年間に水を有した日数

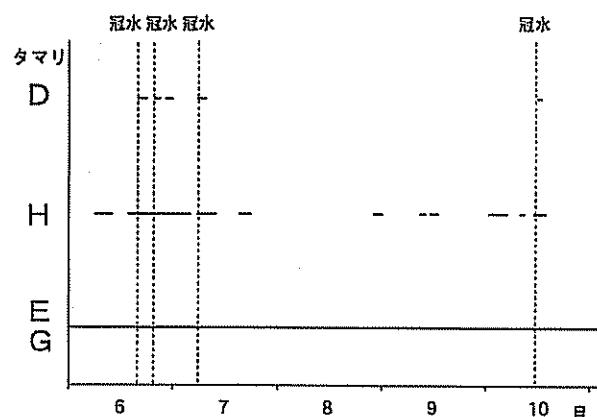


図 5.4.10 1996年6～10月に一時的タマリが水を有した期間（——で示す）

タマリ H の  $33\text{m}^2$  から、タマリ C, E, F, A, G 順に大きく、最大のタマリ G は  $617\text{m}^2$  であった。なお、タマリ D は干上がり、水域が存在しなかった。浅く大きいものや深く小さいものなど水深と面積の関係はさまざまであり、わずか 8 カ所のタマリのなかにも多様な環境が認められた。

さらに、その多様性は水位変動によって幅を広げることになった。冬季に向かって水位が低下するとともに各タマリの水域面積は減少し、もっとも低下したときには、浅いタマリ G, E および H は完全に干上がった。一方、タマリ A, B, C および F では、面積は減少したが、水域は維持された。前者のように、水位変動によって完全に干上がって水域が消失してしまったタマリを「一時的タマリ」、後者のように、干上がるとはなく常に水域が維持されるタマリを「恒久的タマリ」と呼んだ。

恒久的タマリのなかでも、極端に浅くなり辛うじて水域が維持されたタマリ C (最大水深 17cm) やタマリ F (最大水深 29cm) は、十分な水深を維持したタマリ A (最大水深 162cm) と環境が大きく異なった。

水位変動にともなって変化する水域面積は、タマリによって大きく異なる。干上がった面積が元の水域面積に占める割合は、一時的タマリが 100% であることは言うまでもないが、恒久的タマリではタマリ A の 13.8%, B の 45.4%, F の 71.6%, C の 78.9% の順に大きくなつた (図 5.4.9)。タマリ F および C は、恒久的タマリに分類したが、水位変動にともなって水域の大半が干上がっており、その点において一時的タマリの環境に近いと言えよう。

タマリ A の水域面積は、水位が変化してもあまり増減せず、常に大きな水域を維持した (図 5.4.11-①)。一方、一時的タマリ G は、水位変動にともなって水域面積が著しく変化し、冬季に干上がっていたタマリが 30cm あまりの水位上昇によって一気に水域を広げ、8 カ所のタマリのなかで最大となつた (図 5.4.11-②)。この両者のちがいは、水辺の勾配に起因するものであり、タマリ A のように急勾配な水辺は変化が小さく、タマリ G のように緩傾斜の水辺は変化が大きくなつた。



図 5・4・11 高水位と低水位の恒久的タマリ A と一時的タマリ G

一時的タマリでは、水を湛えている期間がタマリによって大きく異なった。1994年10月～1995年9月の1年間の飯岡水位から、それぞれのタマリが水を湛えた期間について推定した。その結果、タマリ G が 306 日間、E が 296 日間、H が 48 日間、D が 12 日間となった（図 5・4・9）。タマリ G および E は水位が極端に低下する冬季にのみ干上がり、それ以外の時期は連続して水域が維持されたが、タマリ H および D は水位が高くなる時期、特に冠水の後などに比較的短期間水域が現れるだけであった（図 5・4・10）。

以上のように、木津川下流部では、年に数回の頻度で発生する冠水が土砂を動かし、砂州には数多くのタマリと呼ばれる静水環境が生じていた。タマリの環境は冠水の度に変化し、その消長は激しいものであった。タマリはひとつひとつ水深、水域面積、水辺の勾配などが異なり、それらが砂州のなかにタマリ群として存在することによって多様な水環境をつくり出していた。さらに、水位の変動がタマリの環境に変化を与え、水域面積の変化量や水域の持続時間などの違いがさらに多様性の幅を広げていた。タマリの環境は水深と水辺の勾配によって特徴づけられ、年中水を湛える恒久的タマリには、深く安定したものから浅く不安定なものまであり、一時的タマリには、渴水期だけ水が涸れるものから高水位期にのみ

水を湛えるものまであった。このようなタマリの水環境の多様性は、図 5・4・8 の断面図に象徴されるように、わずか数十 cm の比高の違いから生じるものであり、その絶妙な構造は、流水と土砂が自然につくり出していた。

## (2) 砂州の静水域（タマリ）を利用する魚類の生態

まずは、木津川下流部の魚類相を把握するために、1995～1997年の3年間、多くの魚種にとって主な生息場所となっている本流を調査した。1996年、タマリを利用する魚類の生態について解明すべく、前述の山城大橋周辺のタイプの異なる8か所のタマリにおいて、魚類相の変化について周年で追跡した。また、1997年、河川の生態系に対して大きな影響を与える全国的に問題視されているオオクチバスやブルーギルについて、浅いタマリでの生態を調査した。

### a. 本流の魚類相

調査場所は図 5・4・7 に示すように山城大橋上流 1.8 km 付近で、右岸の水衝部が淵となり、その上流側に早瀬が約 200m、下流側には平瀬が約 1,500 m にわたり続いていた。調査の範囲は、淵をはさんで上下流それぞれ 200m とした（図 5・4・12）。中央部の平均的な水深は、淵が 100～150cm、早瀬が 30～50cm、平瀬が 50～100cm であつ

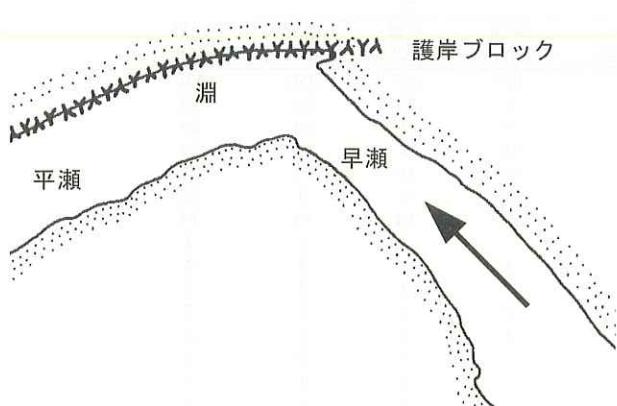


図 5・4・12 本流の調査地点の概略図

た。早瀬の両岸と淵および平瀬の左岸は自然のままの水際であったが、右岸の水衝部にはコンクリート製ブロックを幅 5 ~ 7m で雑然と積み上げて護岸が施されていた。このブロックが魚礁として機能しているため魚影が濃く、ここを調査地点に選んだ。

魚類の採集には、網目の一邊が 8m と 12m の投網を用いた。投網は左岸から、あるいは中央部に立ち込んで、障害物が少ない瀬に、昼間および夜間にそれぞれ 50 回前後投入した（図 5・4・13）。採集した魚類は種ごとに個体数を数えた。右岸の護岸ブロック付近は投網が使えないため、潜水目視によって調査を行った（図 5・4・13）。流程に沿って約 40m のブロック帯で確認した魚類について種ごとに個体数を数えた。投網による調査は 1995 年



図 5・4・13 投網(上)と潜水目視(下)による調査風景(右岸は乱積みされた護岸ブロック)

10月4日、1996年8月3日、1996年10月18日、1997年7月23日の4回、潜水目視による調査は1996年11月4日の1回行った。

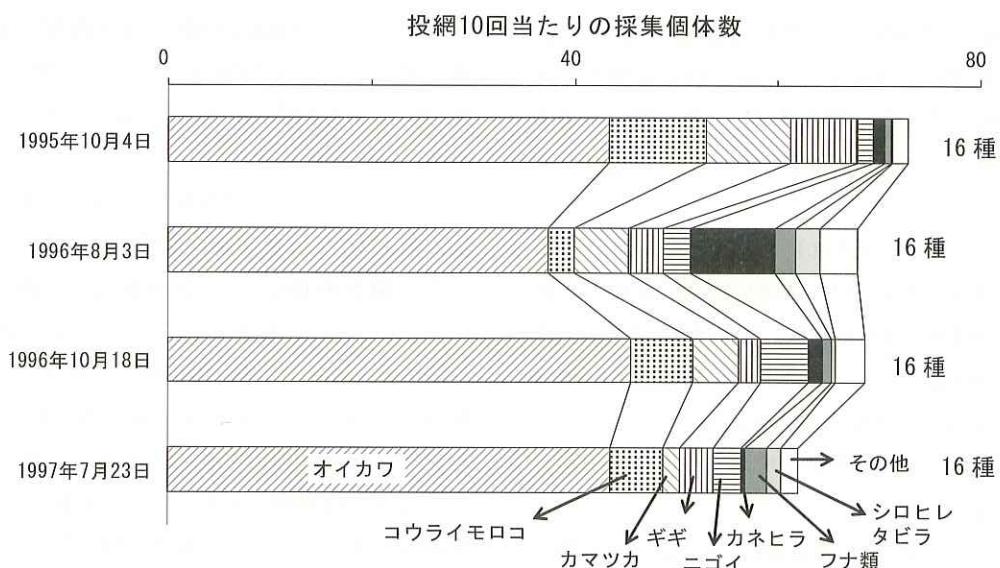


図 5・4・14 本流の瀬における魚類相の変化

表 5・4・2 1997 年 7 月 23 日に本流で採集した昼夜別および場所別の魚種一覧

No.	種名	昼			夜			総計
		早瀬 (投網22回)	平瀬 (投網28回)	小計 (投網50回)	早瀬 (投網22回)	平瀬 (投網28回)	小計 (投網50回)	
1	オイカワ	42	37	79	169	187	356	435
2	コウライモロコ	16	4	20	8	25	33	53
3	ギギ				17	16	33	33
4	ニゴイ	9	2	11	10	6	16	27
5	ギンブナ				11	10	21	21
6	カマツカ	2	5	7	3	6	9	16
7	シロヒレタビラ				1	13	14	14
8	アユ	1		1		3	3	4
9	カネヒラ				1	3	4	4
10	カワヒガイ					3	3	3
11	モツゴ				2	1	3	3
12	コイ				1	1	2	2
13	ヨシノボリ類					2	2	2
14	ゲンゴロウブナ					1	1	1
15	タモロコ					1	1	1
16	バス					1	1	1
	種類数	5	4	5	10	16	16	16
	総個体数	70	48	118	223	279	502	620
	投網10回当たりの採集個体数	31.8	17.1	23.6	101.4	99.6	100.4	62.0

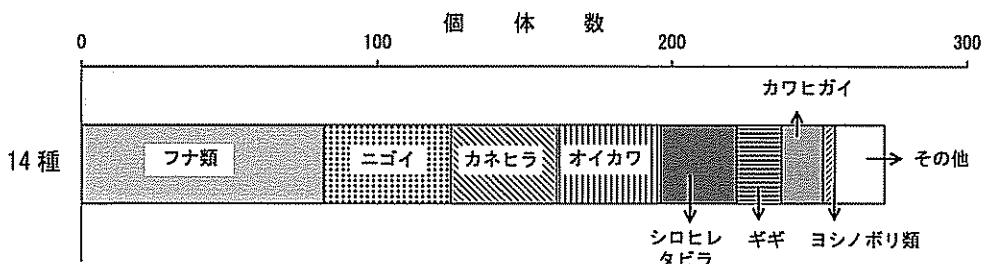


図 5・4・15 ブロック帶周辺の魚類相（潜水目視による結果）

4 回の調査の合計では、19 種 2,413 個体の魚類を採集し、多いものから順にオイカワ 1,522 個体 (63.0%)、コウライモロコ 210 個体 (8.7%)、カマツカ 171 個体 (7.0%)、ギギ 138 個体 (5.7%)、ニゴイ 104 個体 (4.3%)、カネヒラ 94 個体 (3.9%)、フナ類 51 個体 (2.1%)、シロヒレタビラ 37 個体 (1.5%) であり、以上 8 種の合計が全体の 96.4% を占めた（図 5・4・14）。優占種のオイカワは圧倒的に多く、いずれの調査においても半数以上を占めた。

調査ごとにみると、いずれにおいても 16 種が確認され、採集個体数は古い調査から順に投網 10 回当たり 72.8 個体、67.9 個体、68.6 個体、62.0 個体であり、ほぼ同量の魚類が採集された。また、種の構成にも経年的、および季節的な顕著な変化はみられなかったことから、この調査で得られた本流の魚類相はある程度恒常的なものと考えられる。

採集した魚類を昼夜の時間帯別に、あるいは早瀬と平瀬の場所別にみると、顕著な差が認められた（表 5・4・2）。1997 年 7 月 23 日の調査を例に昼夜を比較すると、採集数は投網 10 回当たり、昼間が 5 種 23.6 個体、

夜間が 16 種 100.4 個体となり、種類数、個体数ともに夜間の方が圧倒的に多かった。さらに、昼夜のそれぞれを早瀬と平瀬で比較すると、投網 10 回当たりの採集数が、夜間は早瀬で 101.4 個体、平瀬で 99.6 個体とほとんど同じだが、昼間は早瀬で 31.8 個体、平瀬で 17.1 個体と明らかな差が認められた。この結果から、多くの魚種が昼夜で生活場所を変え、移動していることが示唆された。

ところで、ブロック帶周辺で行った潜水目視調査では、流程に沿った 40m の範囲に 14 種 272 個体を確認した（図 5・4・15）。その魚類組成を昼間の投網調査のものとは大きく異なり、オイカワが少なく（35 個体、12.9%），逆にフナ類（82 個体、30.1%）、ニゴイ（43 個体、15.8%）、カネヒラ（36 個体、13.2%）、シロヒレタビラ（26 個体、9.6%）、ギギ（15 個体、5.4%）、カワヒガイ（14 個体、5.1%）などが多くみられた。調査場所は水術部にあるが、雑然と積み上げられたブロック帶のなかは流れが緩やかで、また、その複雑な間隙は魚類が潜むのに適していた。昼間物陰に潜む夜行性のギギ、流れの緩やかな場所を好むフナ類、シロヒレタビラやカ

ネヒラなどのタナゴ類にとって、ブロック帶は期せずして格好の生息環境になったと考えられる。また、本流の他の場所にはドブガイやイシガイなどの二枚貝はほとんど生息していなかったが、このブロック帶内は良質の砂泥が堆積し、二枚貝の生息を確認した。これらの貝はタナゴ類やヒガイ類にとって重要な産卵床であり、実際、それらの魚種の産卵を確認したことから、ブロック帶内は繁殖場所ともなっていた。以上のように、右岸のブロック帶周辺と左岸から中央部にかけての開放的な瀬とは環境が大きく異なり、昼間にみられるそれぞれの魚類相は大きく異なっていた。

投網調査と潜水目視調査の結果から、昼間ブロック帶周辺で生活している魚類の多くが、夜間瀬へ移動していることが示唆された。特に夜間の平瀬では、ブロック帶周辺でみられた魚種のほとんどが採集された。昼間の平瀬で採集された魚類は、種・量ともに目立って少なかつたことから、大規模に移動していることは明らかであった。夜間は早瀬と平瀬の採集数にはほとんど差がないが、昼間は平瀬が早瀬の約半数であった。昼間の平瀬ではサギ類など多くの鳥類が水辺で魚類を捕食している様子が頻繁に観察された。流れが速く波立つ早瀬に比べれば、平瀬は魚類にとって鳥類から捕食されやすい危険な場所である。夜間は鳥類からの捕食圧が下がると考えられ、平瀬へと生活の範囲を広げ移動してくるのであろう。また、ギギだけでなく、ブロック帶の間隙で昼間休んでいるナマズをよく見かけた。魚食性のナマズなどが行動する夜間は、昼間とは逆に、ブロック帶周辺において魚食性魚類からの捕食圧が高まっている可能性も考えられる。

さて、本流の調査場所は、右岸のブロック帶を除けば、早瀬一淵一平瀬と連続する中・下流域で一般にみられる河川形態であった。仮にブロック帶がなかったとしたならば、昼間に捕獲した魚種が中心の魚類相になっていたと思われる。本来、護岸ブロックは蛇行する河川の水衝部の侵食を防ぐためのものであるが、その構造や設置の仕方によっては、今回の結果にみられたような豊富な魚類相を育むために一役買いそうである。河川は複雑で多様な環境をもっているからこそ、豊富な魚類相を育んでいる。護岸ブロックの形や並べ方も決して一様であってはならない。今後の河川の自然再生に寄与するためにも、そのあり方を検討していくべきであろう。

#### b. タマリを利用する魚類の生態

タマリの魚類調査は、山城大橋周辺のタイプの異なる8か所のタマリにおいて行った（図5・4・7）。それぞれのタマリにおいて、1996年の渴水（冬）後の3月上旬、

梅雨の冠水後の6月下旬～8月上旬、台風の冠水後の10月中旬～下旬の3回実施した（調査時期は図5・4・3のグラフに示す）。なお、この調査は、冠水が本流とタマリ、あるいはタマリとタマリの隔てられた水域間を魚類が移動する重要な機会であるということに着目して進めた。魚類の採集は、網目の細かい（網目の一边が6mm）大型の地曳き網（長さ30m、中央部の丈10m）を用いて行った（図5・4・16）。採集した魚類は種ごとに個体数を数え、全長を測定したのち放流した。

タマリA～Hのそれぞれにおいて、渴水後の春、夏の冠水後、秋の冠水後に採集された魚類の総個体数を図5・4・17に示した。なお、タマリDでは年間を通じて魚類が確認されなかつたため図示していない。

春季の調査は、すべてのタマリにおいて3回の調査のなかでもっとも個体数が少なかつた。冬季に干上がった一時的タマリH、E、Gのうち、タマリEとGには伏流水によって水域が回復していたが、魚類はまったく確認されなかつたことは言うまでもない。恒久的タマリでは、冬季に残存する水域が小さくなつたタマリC、F、Bで採集された魚類はそれぞれ3、35、40個体と極めて少なかつたが、水深・水域面積ともに維持したタマリAでは



図5・4・16 地曳き網による調査風景（上）と採集されたフナ類（下、写真中央のものさしは30cm）

280 個体を採集した。それらの数は冬季の魚類の生存を左右すると考えられる最低水位時の水深と面積によって制限されると考えられ、特にそのときの水域面積との間に相関 ( $r=0.990$   $p<0.01$ ) が認められた（図 5・4・18）。以上のように、水位が低下する冬季のタマリには、一部

の大きく深いものを除いて、魚類はほとんど生息していなかった。

1996 年は 6 月に 3 度の冠水があったが、その後行った夏季の調査では、すべてのタマリにおいて個体数が増加した（図 5・4・17）。一時的タマリ G, E, H ではそれぞれ 771, 114, 1,425 個体が採集された。これらのタマリでは春季に魚類が確認されなかつたことから、そのすべてが他の水域から移入したのである。恒久的タマリ C, F, B, A ではそれぞれ 154, 1,509, 427, 1,211 個体が採集された。恒久的タマリにおいては移入した個体か、あるいはその場で増殖した個体であるかを判別することは難しいが、いずれも春季にくらべて個体数は急増した。

ところで、それぞれのタマリで採集された魚類の数には著しい差が認められたが、それは水深と関係しないことは明らかであった。浅い一時的タマリ G で採集された魚類は、深く安定したタマリ A よりも多く、また水を有する期間が非常に短い一時的タマリ H でも多くの魚類が採集された。恒久的タマリのなかでも、タマリ D には多くの魚類が確認された。これらのタマリには、水位上昇とともに水城面積が急増するという共通点が見出された。つまり、水位上昇とともに新たに浸水した面積が大きいほど、多く魚類が生息するということである。それぞれのタマリの個体数は、水位上昇で増大した調査時の水城面積との間にわずかながら相関 ( $r=0.768$   $p<0.05$ ) が認められた（図 5・4・18）。以上のように、夏季のタマリには、冠水を機会に多くの魚類が移入し、その数は水城面積が増大する一時的タマリで多かった。

ところで、タマリ D では、水域が増大しても、一度も魚類を確認することはなかった。このタマリは冠水後數

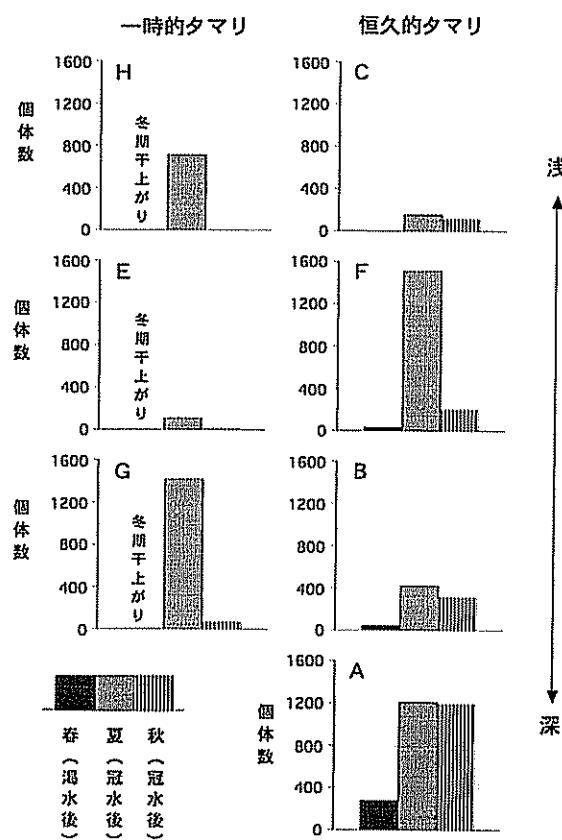


図 5・4・17 各タマリに生息する魚類の個体数の季節的な変化

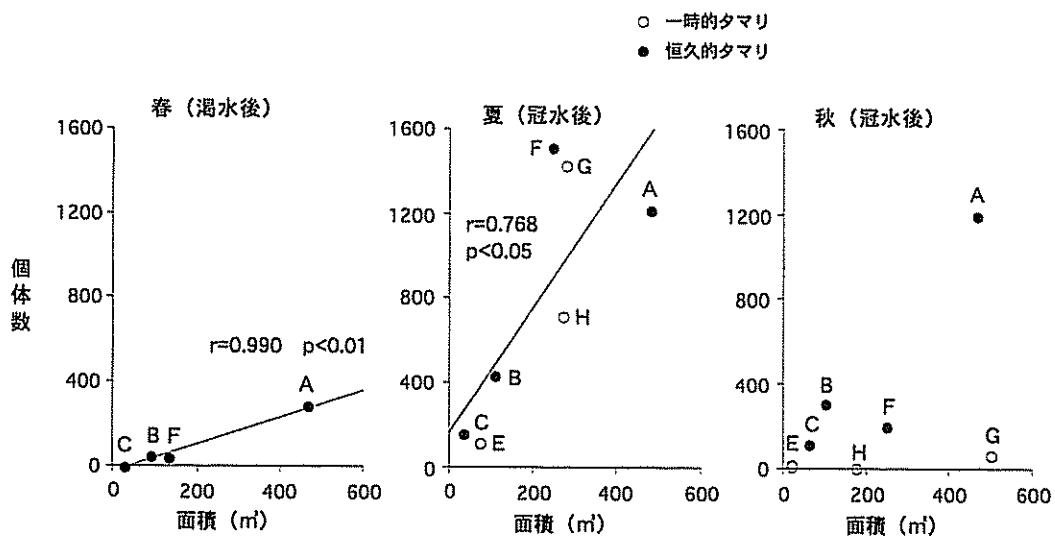


図 5・4・18 春・夏・秋季の魚類調査時における各タマリの水域面積と魚類の生息数の関係

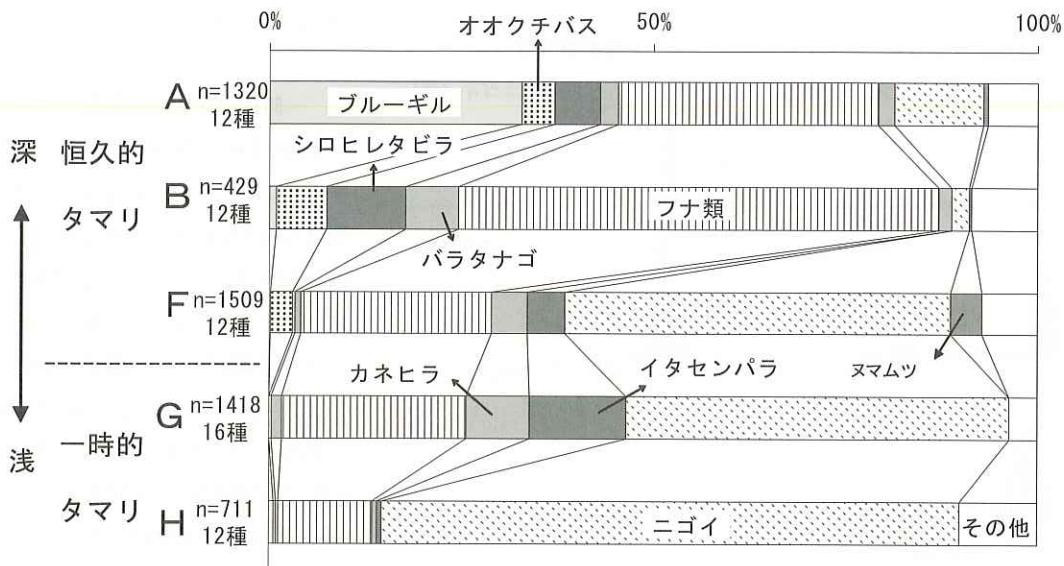


図 5·4·19 主なタマリにおける夏季の魚類組成

日間しか水域は続かず、そのことを魚類は察知しているのであろう。魚類が利用できる一時的タマリは、タマリ H のように、次の冠水、すなわち脱出の機会まで水域が維持されなければならないのである。

10月の冠水後、秋季の調査を行った。夏季と同様にタマリの水域面積が増大したにもかかわらず、一時的タマリでは魚類をほとんど確認できず、また恒久的タマリでも夏季に比べて明らかに少なかった(図 5·4·17)。一時的タマリ H, E, G では、それぞれ 0, 12, 63 個体であり、恒久的タマリ C, F, B, A ではそれぞれ 113, 198, 306, 1,188 個体であった。恒久的タマリでの生息数は春季と同様に、深くなるほど個体数が多くなった。一方、夏季に認められたような調査時の増大した水域面積との関係は認められなかった(図 5·4·18)。つまり、移動の機会として冠水が生じても、その後しばらく高水位が保たれる夏季と、水位が徐々に低下していく秋季とでは、魚類

の移動状況は大きく異なったのである。一時的タマリなど夏季の生息数が多かったタマリでは、10月の冠水後、その数が激減したことから、冠水を機会に移入するのではなく、脱出したと考えられる。浅いタマリの魚類にとっては、間もなく訪れる冬季の渇水に備えて、秋の冠水は重要な脱出の機会なのであろう。

夏季のタマリの魚類相について、採集数が少なかったタマリ C および E を除いて 5か所のタマリ A, B, F, G, H を比較した(図 5·4·19)。一時的タマリ G が 16 種でもつとも多く、この数は本流の調査に匹敵するものであり、また水を湛える期間が短かった一時的タマリ Hにおいても、恒久的タマリ A, B, F と同じ 12 種が確認されたことからも、一時的タマリの魚類の生息環境としての重要性がうかがえた。魚類相はいずれのタマリのものも本流のものとは大きく異なり、また、それぞれのタマリの間でも互いに異なった。本流で多くみられたカマツカ・ハゲギギ・コウライモロコ・カワヒガイなどは、いずれのタマリでもほとんど確認することができなかった。フナ類はいずれのタマリにも多くみられた。外来種のブルーギルは、もっとも安定したタマリ A において多くみられたが、水位変化の影響を受ける他のタマリではほとんど確認されなかった。個体数は少ないが、オオクチバスについてもこの傾向がみられ、両種に代表されるような外来種は水位変化の影響を受けやすい不安定な水域には侵入しにくいことをうかがわせた。ニゴイは水位変化の影響を受けやすいタマリほど多くの傾向があり、一時的タマリでは優占種となった。タナゴ類では、春季に産卵するシロヒレタビラやタイリクバラタナゴは比較的安定



図 5·4·20 一時的タマリに生息したイタセンパラ

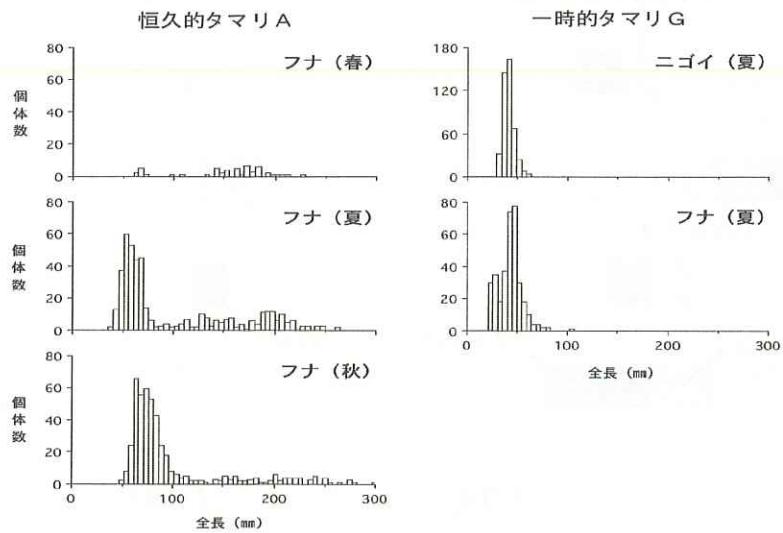


図 5・4・21 恒久的タマリと一時的タマリにおける主な魚種の全長分布の比較

したタマリに多く、逆に秋に産卵するカネヒラやイタセンパラは不安定な一時的タマリに多くなる傾向がみられた（図 5・4・20）。

一時的タマリ G や H で採集されたニゴイやフナ類はすべて全長から推定して当歳魚であり、成魚はまったく確認されなかった。一方、安定して深いタマリ A ではフナ類の成魚が周年多数確認された（図 5・4・21）。ニゴイの成魚は本流で多数確認できたが、タマリではほとんど確認されなかった。この両種のように、一時的タマリで多く見られる魚種のなかには、成魚が他の水域で繁殖し、当歳魚だけが積極的に一時的タマリに移入するものも少なくない。ただし、フナ類などは、冠水がもっと早い時期にあれば、成魚が一時的タマリに移入し産卵した。このように、冠水という不安定な要素をたよりに生活する河川の魚類は、ある程度柔軟な生態機能をもっていると考えられる。

以上のように、砂州に生じるタマリの多くは浅く、河川に生息する多くの魚種にとって、高水位の夏季にのみ移入して繁殖や成長するための重要な環境である。魚類は種ごとに生態や生活史が異なり、好ましい繁殖場所や生活場所も異なっている。環境の異なるタマリでみられる魚類相がそれぞれ違うのは、それぞれの魚種が好ましい環境を選んだ結果であろう。1つのタマリは小さな水域だが、それぞれ異なる環境をもつタマリが砂州にいくつも存在することによって環境の多様性が生まれ、多くの魚種で構成された豊かな魚類相を育むことができる。さらに、そのような砂州がいくつも連なることによって、河川全体として極めて多様な水環境と豊富な魚類相を生

み出すのである。

### c. 一時的タマリと外来魚

1996 年の結果から、ブルーギルやオオクチバスなどの外来魚は水位変動の影響を受けやすい浅いタマリをあまり好まない傾向が見られた。そこで、1997 年、浅いタマリ F と一時的タマリ G においてオオクチバスの生態について調査を行った。

1997 年は 7 ~ 8 月に 3 回の大きな増水があり、タマリ F と G は冠水した。その後、9 月に数回水位が上昇したが、冠水はしなかつた（図 5・4・23）。ところで、タマリ F と G は、水位が高くなると（飯岡水位が約 -150cm を超えると）、連結して 1 つの水域となった。本流と平行に細長い（約 80m × 約 20m）、最大水深が約 80 cm の水域であった。しかし、水位の低下にともない、まずタマリ F と G に分かれ、さらに水位が低下すると、タマリ G は二分した（上流側を水域 a、下流側を水域 b とした）。

調査は 1997 年 10 月 25 日および 11 月 2 日に実施したが、両日の同タマリは 3 つの水域に分かれていた（図 5・4・23）。それぞれの水域の面積・最大水深は、タマリ F が  $161\text{m}^2 \cdot 45\text{ cm}$ 、水域 a が  $92\text{m}^2 \cdot 13\text{ cm}$ 、水域 b が

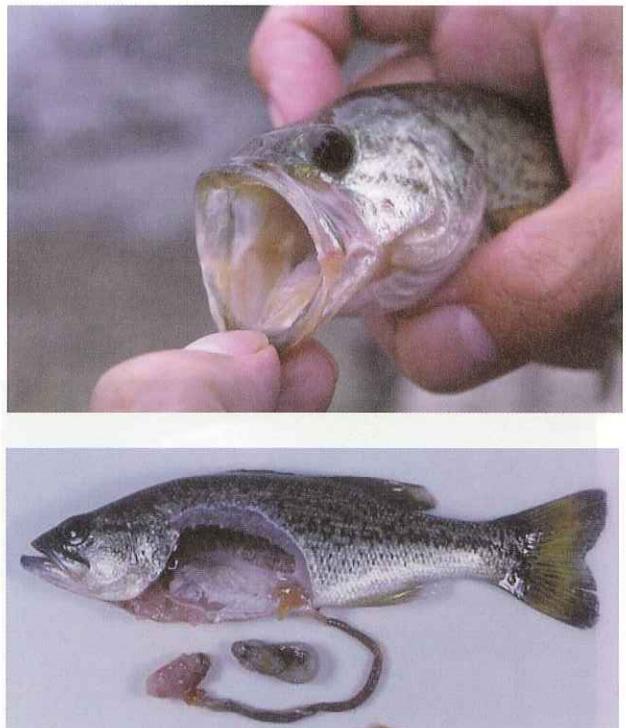


図 5・4・22 魚食性のオオクチバスの胃から出てきたヨシノボリ

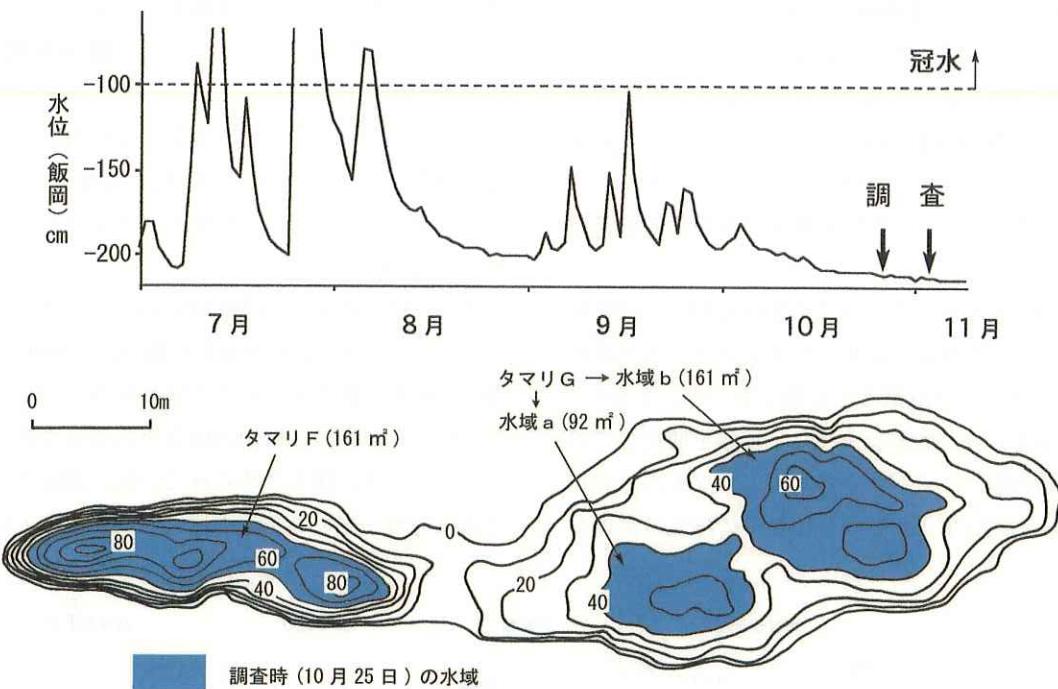


図 5・4・23 1997 年 7 ~ 10 月の本流水位の変化とタマリ G の等深線図（本流水位 -150 cm 時）に示す調査時の水域

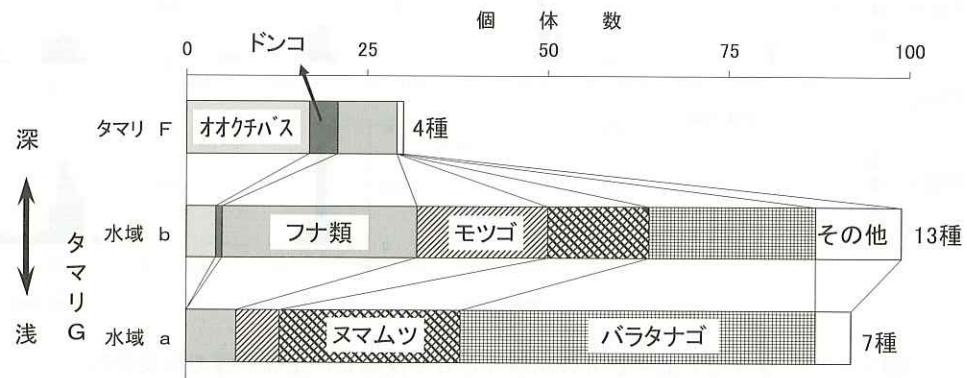


図 5・4・24 タマリ F および G の水域 a , b の魚類相

161m<sup>2</sup>・25 cm であった。魚類の採集は、まず、網目の一辺 6 mm の投網を用いて成魚を採集した後、タモ網および四手網を用いて稚魚を採集した。なお、投網は魚類がほとんど捕れなくなるまで繰り返し投入した。採集した魚類は種ごとの個体数を数えるとともに、全長を測定した。オオクチバスは、10% ホルマリン水溶液で固定して持ち帰り、解剖して胃の内容物を調べた（図 5・4・22）。

各水域において採集した魚類は、水域 b が 13 種と最も多く、次いで水域 a の 7 種、タマリ F の 4 種であった（図 5・4・24）。水域 a と b には全長 25 mm 前後のヌマムツとバラタナゴの稚魚が多かった。特に、もっとも浅い水

域 a では、ヌマムツとバラタナゴの稚魚によってほとんど占められた。水域 b ではフナ類やモツゴも多く、オオクチバスもわずかながら採集された。一方、もっとも深いタマリ F ではオオクチバスが非常に多く、半数以上を占め、残りは大型のフナ類とドンコであった。タマリ F では、全長 25 mm 前後のヌマムツおよびバラタナゴの稚魚はまったく採集できなかった。

それぞれの水域の主な魚種の全長を比較すると、最深のタマリ F の個体が大きく、水域 b, a と浅くなるほど小さくなる傾向がみられた（図 5・4・25）。タマリ F のフナ類はすべてが全長 100 mm 以上であったのに対し、水域

b, a ではすべてが全長 100mm までの当歳魚であり、さらにもっとも浅い水域 a の方が小さかった。オオクチバスもタマリ F では全長 100mm を超える大型ばかりであったのに対し、水域 b は個体数が少ないが明らかに小さかった。タマリ G だけに生息していたヌマムツおよびバラタナゴの稚魚も、より浅い水域 a の方が若干小型であった。

さて、魚食性のオオクチバスは小型の魚類やエビ類を好んで捕食する。水域 b で採集したオオクチバスの消化管内容物はほとんどが魚類とエビ類であった。しかし、タマリ F で捕獲された個体はまったく魚類を捕食しておらず、エビ類の他に、カゲロウの幼虫、マツモムシやアメンボなどの水生昆虫、ガヤトンボなどの陸生の昆虫が

多く認められた。また、水域 b では認められなかった空胃の個体も 4 個体 (23.5%) いた（図 5・4・26）。タマリ F にはオオクチバスのエサとなる稚魚がまったく生息しなかったことから考えて、本来あまり好まない昆虫類を多く捕食したのであろう。なお、水域 b, a には多数生息したヌマエビなどのエビ類が、タマリ F にはほとんど見られなかった。

さて、以上のような調査結果から、つぎのように推測した。7～8月の3回の冠水を機会に、1996年と同様に多くの魚類が移入したものと思われる。そして、タマリで成長した魚類は、脱出の機会である秋季の冠水を逸したままタマリに閉じこめられていた。調査当日は3つの水域に分離していたが、本流水位から9月下旬頃までは

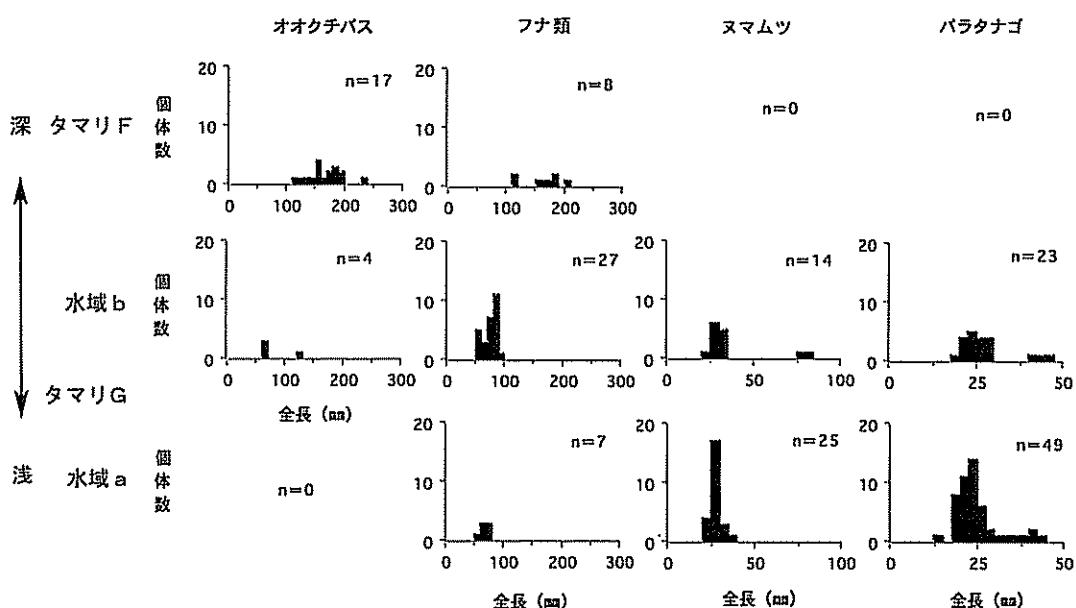


図 5・4・25 タマリ F および G の水域 a と b で採集した主な魚種の全長分布

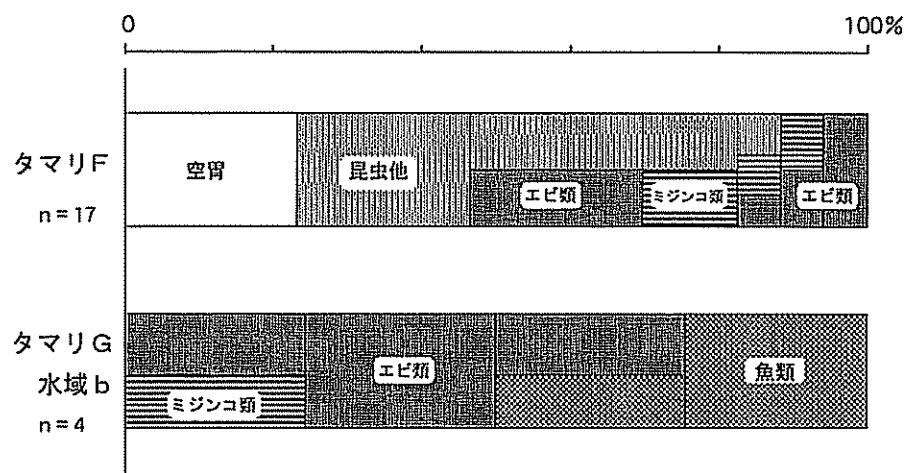


図 5・4・26 タマリ F および G の水域 a と b で採集したオオクチバスの胃の内容物

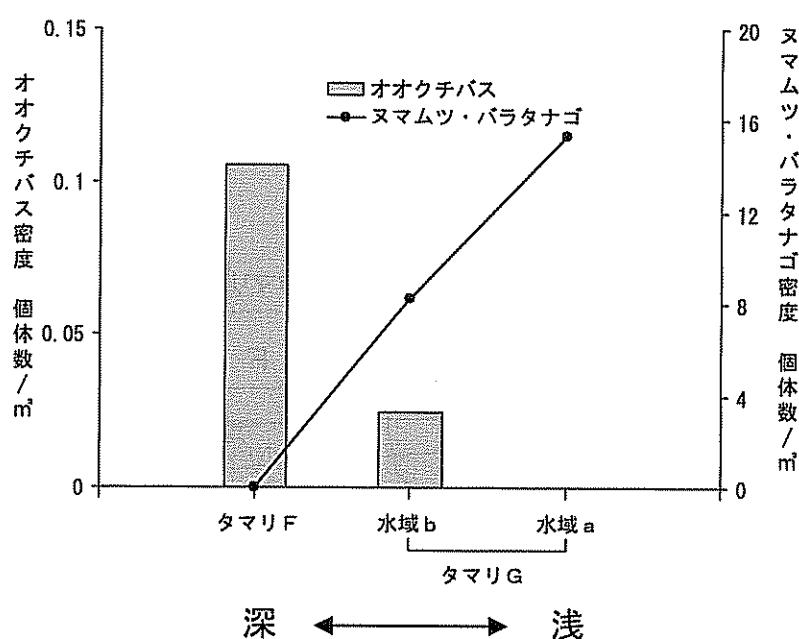


図 5-4-27 タマリ F および G (水域 a と b) におけるヌマムツ・バラタナゴの稚魚とオオクチバスの密度との関係

1 つの大きな水域であったと推測される。すなわち、調査の約 1 ヶ月前には魚類が自由に移動できる 1 つの生活空間であったのだから、今回みられた 3 つ水域の魚類相の違いは非常に興味深い。

ヌマムツやバラタナゴの稚魚に代表される被食者とオオクチバスの捕食者の関係において、被食者の密度は深い水域ほど、逆に捕食者の密度は深い水域ほど高かった(図 5-4-27)。このことから次のように考察した。水位の低下にともなって、サギ類など鳥類の捕食から逃れようとオオクチバスはより深い水域へと移動し、ヌマムツやバラタナゴなどの被食者はオオクチバスなどの捕食者から逃れようとより深い水域へと移動したと考えられる。鳥類は深い水域ほど魚類を捕食しやすいので、魚類にとって浅い水域ほど捕食圧が高くなると考えられる。ただし、稚魚はその体の大きさから鳥などの捕食の対象になりにくいため、体が小さい魚類ほど、逆に浅い水域の方が捕食圧が低くなるであろう。今回の調査結果のなかで、深くなるほど大きくなるという水深と魚類の全長の関係がそのことを示唆している。

一部には思う水域へとうまく移動できなかった被食者もいただろうが、調査までに捕食されたのだろう。事実、タマリドの魚類相とオオクチバスの胃内容物からみれば、捕食できる魚類はすべて食べ尽くしたようであり、改めてオオクチバスが在来種に与える影響の大きさを実感

した。しかし、タマリ G、特に浅い水域 a にはおびただしい数の稚魚が生存しており、このような水域が稚魚にとって捕食から逃れるための重要な生息場所であることを再認識させられる結果であった。

昨年、大阪府の水生生物センターは 10 年に 1 度の大がかりな魚類相について調査を行ったが、その結果、オオクチバスの姿が非常に目立ったという(宮下氏、私信)。浅い静水域が激減し、わずかに残存する静水環境も健全に機能しない現在の淀川では、著しく安定化した河川環境が、外来種の増殖を助長していると考えられる。外来種対策として、この調査で見られたような河川環境の復元が必要なのではないだろうか。

### (3) 流水と土砂がつくり出す多様な静水環境とその保全

図 5-4-28 は、1994 年 11 月～1997 年 10 月と 2004 年の降順に並べた年間の本流水位のグラフ上に、本流水位との関係から比高を求めて描いた各タマリの断面図を重ねた。

今回の調査を実施した 1994 年 11 月からの 3 年間にについて見れば、年間にのべ 5 ～ 15 日間生じる高水位によって、砂州の大部分に冠水し、その流れは土砂を動かしてタマリを形成し消滅させた。そのタマリの変遷のある時点を見れば、図 5-4-28 に見られるような深いものから浅いものまで、また急勾配から緩勾配までさまざまな地

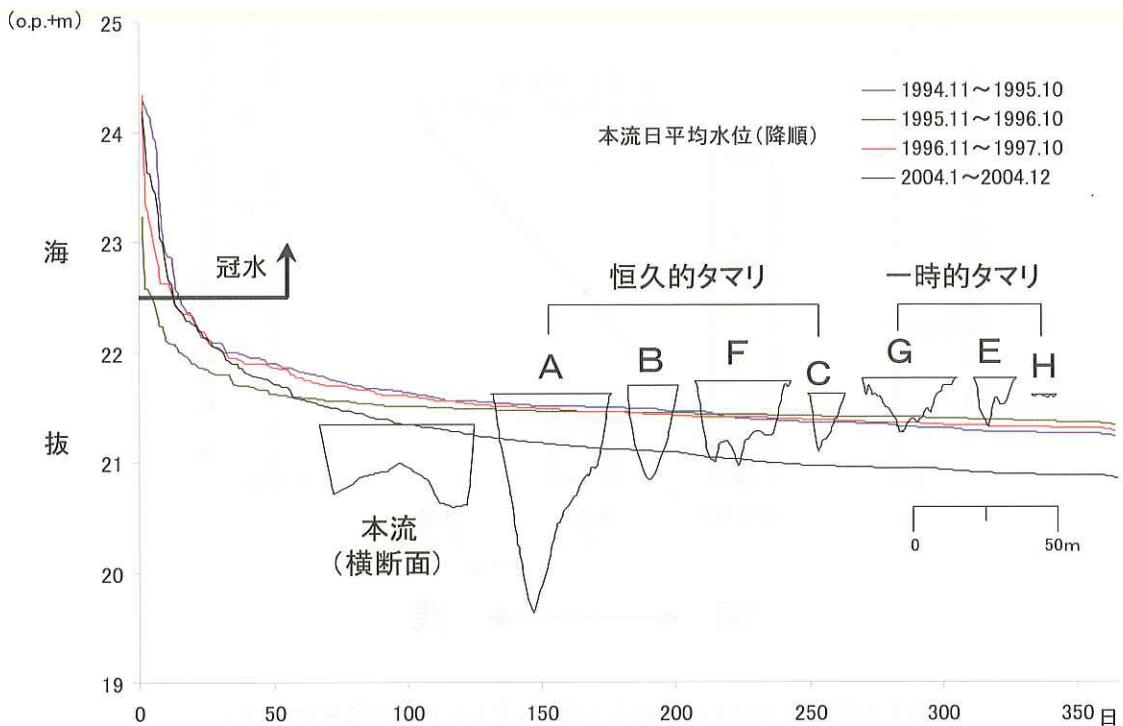


図 5・4・28 年間の本流水位とタマリの断面図との関係

形を見ることができた。冠水をともなわない 350 ~ 360 日の水位変動はタマリの環境を変化させ、その変化はタマリの地形によって比較的安定したものから極めて不安定なものまでさまざまであった。

河川に生息する魚種の多くは、タマリの多様な環境のなかに自らの好ましい生息場所を見つけ、あるいはその環境に適応して生命をつないできた。本流を主な生息場所とする魚種のなかにも、冠水を機会に移動し、繁殖期や成長期などの生活史の重要な一時期をタマリで過ごすものも少なくなかった。このように、多様な静水環境は、河川の魚類にとって種族を維持するためになくてはならない空間であり、種の多様性を育んできた。

魚類生態に配慮した河川環境の保全・復元を考えるとき、その河川が本来有していた流況・位況の保全と回復にすべての議論が尽きるのではないだろうか。流水は土砂を運び、土砂は流水に影響して、河川の多様な地形が形成される。砂州に生じた微地形であるタマリもまた、流水と土砂によって形成され、維持され、そして消失していく。それは常に変化し続け、寿命をもつ生命体のようである。それ故に、タマリはその水域だけを保全しようとしてできるものではないだろう。視野を河川の広域に広げ、流水と土砂の管理について検討することが、タマリなどの静水環境を含め、河川の魚類にとって良好な

生息環境を保全するために不可欠である。

図 5・4・28 に示す 2004 年の降順の本流水位は、1994 年 11 月～1997 年 10 月のものに比べて明らかに低い。冠水をともなう高水位には目立った変化は見られないが、100 日以下の低水位は 50cm 近く低下している。2004 年の流量が極端に少なかったのではなく、水位が年々低下しているのである。タマリの比高との関係を見れば、もっとも深いタマリ A を除く恒久的タマリが一時的な水域となり、一時的タマリは干上がる期間が著しく長期化していることが推測される。事実、その後も継続的にタマリの魚類について調査を行っているが、魚類の繁殖や成長の場として機能しなくなっているタマリが確認できる。水位低下の原因としては、河床が徐々に低下していることが考えられる。下流の淀川において河床が極端に低下したことにより、木津川の土砂が過剰に流下していると考えられ、淀川との合流点に近くなるほど、その程度は甚だしい。また、上流のダム群によって流砂による供給が減少していることも一因として考えられる。いずれにしても、わずか 7、8 年の間に 50cm もの急激な水位低下は、低水路の深掘れを招き、タマリを含む周辺部との高低差が増して、砂州の乾燥化を進行させている。このままでは、今回の調査で見られた魚類の良好な生息環境は極端に悪化するであろう。流水と土砂の好ましい管理の

あり方が問われる問題であり、河川環境の保全の観点から河床低下の防止について早急な対策が必要であろう。

淀川は1970年以降約30年間、治水、利水、高水敷の土地利用という目的の下で、流水と土砂の管理がなされてきた。その結果、特に下流部の位況は、以前のものとはまったく異質なものとなった(3.1.1参照)。その位況の変化は、低水路の構造の大きな変化によるものであり、堰の運用などによって容易に回復を図れるものではないことが明らかになってきた(2.3参照)。その状況下において、ワンドの再生などの取り組みがなされているが、うまく機能していない(6.3.1参照)。淀川の自然環境の本格的な再生を図るには、その目的の下での流水と土砂の管理を行わなければならないだろう。大きな河川だけに容易には進まないだろうが、長期の展望を持って現実的なものにしなければならない。そうでなければ、現在の木津川に見られるように、淀川の自然環境の悪化の影響は上流へと徐々に波及していくだろう。

#### 謝辞

本研究を進めるにあたり、国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所河川環境課からは貴重なデータを提供していただいた。大阪教育大学動物生態学研究室の長田芳和教授には有意義なご助言をいただき、また研究室の学生諸氏にはひとかたならぬご協力をいただいた。ここに記して深く謝意を表す。

#### 参考文献

- 小川力也・長田芳和(1999):河川敷氾濫のシンボルフィッシュ・イタセンバラ、淡水生物の保全生態学(森誠一編), 信山社サイテック, pp. 9-18.
- 小川力也・長田芳和(1999):イタセンバラの生息環境から見た淀川水系の変遷とその保全・復元に向けて、淡水生物の保全生態学(森誠一編), 信山社サイテック, pp. 223-239.
- 小川力也・長田芳和・紀平肇(2000):淀川におけるイタセンバラの生息環境(総説), 大阪教育大学紀要, 49(7), pp. 33-55.
- 河合典彦(2001):景観に見る城北ワンド群の変貌—水位の安定化がもたらしたもの—ボテジャコ5, 魚類自然史研究会, pp. 11-19.
- 河合典彦(2003):大規模河川改修が淀川の水環境にもたらした功罪—淀川下流の城北ワンド群を中心に、海洋と生物 149, 25(6), pp. 467-475.
- 河川環境管理財団大阪研究所(1999):わんどの機能と保全・創造? 豊かな河川環境を目指して~.
- 川那部浩哉・水野信彦(編)(1996):山渓カラーミ鑑日本の淡水魚,(株)山と渓谷社.
- 齊藤憲治(1997):淡水魚の繁殖場所としての一時的水域、日本の希少淡水魚の現状と系統保存(長田芳和・細谷和海編), 緑書房, pp. 194-204.
- 辻本哲郎(2003):中小出水による砂州搅乱と植生定着との関連、木津川の総合研究—京田辺地区を中心としてー、河川生態学術調査研究会木津川研究グループ, pp. 43-56.
- 長田芳和(1997):淡水魚の減少要因と回復への道、日本の希少淡水魚の現状と系統保存(長田芳和・細谷和海編), 緑書房, pp. 330-357.
- 中村守純(1969):日本のコイ科魚類,(財)資源科学研究所.
- 村岡敬子(2003):砂州の変遷、木津川の総合研究—京田辺地区を中心としてー、河川生態学術調査研究会木津川研究グループ, pp. 29-32.
- 森 誠一(編)(1998):魚から見た水環境—復元生態学に向けて / 河川編ー, 信山社サイテック.
- 山本敏哉・遊磨正秀(1999):琵琶湖におけるコイ科仔魚の初期生活史—水位調節に翻弄された生息環境、淡水生物の保全生態学(森 誠一編), 信山社サイテック, pp. 193-203.

## 5.4.2 砂州に生じる一時的水域と魚類の生態

河川の砂州は、本流増水時に冠水し一時的に水没することがある。その後の減水で砂州から水が引いても、窪地に水が残されて一時的な水域が生じる。そのような砂州域に生じる一時的水域にも魚類は生息することがあるが、これまで行われてきた調査研究では本流域にのみ目が向けられ、一時的な水域は詳細な調査事例に乏しい。しかし、魚類の繁殖生態などから考えると、そのような一時的水域は特に注目すべき河川環境要素である。すなわち、魚類は冠水した岸部の植物体に卵を生み付けたり、攪乱されやすい浸水性のある堆積砂へ卵を埋め込んだりするため、一時的に形成される水域は魚類の繁殖にとって欠くことのできない環境要素であるためである。

表5・4・3には、調査対象である楠葉地区において形成される一時的水域と淀川全域の魚類相を比較した。表より、淀川全域からは59種が確認されているのに比べ、調査地区では39種が確認されている。淀川全域の広大さに比べると、わずかな面積しかない調査地区からこれほどの種数が確認されていることは注目すべきであろう。

### (1) 淀川の楠葉地区の砂州に生じる一時的な水域

淀川河口から上流約33kmに位置する楠葉地区には、左岸側に広大な砂州が形成され、河川敷にはヨシやオギ等の高茎多年生草本や、ヤナギ類をはじめとする木本類からなる広い植生帯が繁茂している。堤外地（堤防の河川側）の河川敷は比較的冠水しにくい高水敷と、冠水しやすい微高地と低水敷に分けられる。高水敷にはゴルフ場などが設置され、近年は河川の水位管理などにより冠水することは非常に少なくなった。しかし、微高地は年間数回程度冠水し、ここに一時的水域が形成される。裸地が広がる砂州域から、植生の繁茂する植生帯は、低水敷から高水敷への移行帶となる部分であり中間帶と呼称する。冠水頻度は砂州域>中間帶>高水敷となり、わずかな増水でも砂州域には冠水する部分がみられる。また、砂州域は植生が定着できないほど増水時の攪乱が激しいが、中間帶は繁茂する植生が流れを弱めるため、河川氾濫時に魚類が避難する場所となったり、産卵場所ともなっている。

### (2) 調査場所の概要

楠葉地区は先述のように本流の増水時に冠水し、一時的水域が形成される。しかし、それら一時的水域も様々な環境要素を有し、すべての一時的水域が同じ構造・環境を持つものではない。ここでは、それら一時的水域を

表5・4・3 一時的水域と淀川の魚類相

種名	調査地区 1997-2001	淀川全域 1971-1981	摘要
コノシロ		○	
ウナギ	○	○	
シラウオ		○	
アユ	○	○	
ニジマス		○	
アマゴ		○	
カワムツ		○	
オイカワ		○	
ハス	○	○	
カワバタモロコ		○	
ウゲイ	○	○	
ソウギョ		○	外来種
ワタカ	○	○	
コクレン		○	
ハクレン		○	
タモロコ	○	○	
ホンモロコ		○	
ムギツク	○	○	
モツゴ	○	○	
カワヒガイ	○	○	
カマツカ	○	○	
ゼゼラ	○	○	
スゴモロコ	○	○	
コウライモロコ		○	
デメモロコ		○	
イトモロコ		○	
ニゴイ	○	○	
ズナガニゴイ		○	
コイ	○	○	
ニゴロブナ		○	
ゲンゴロウブナ	○	○	
ギンブナ	○	○	
ヤリタナゴ		○	
アブラボテ		○	外来種
タイリクバラタナゴ		○	
ニッポンバラタナゴ		○	
イチモンジタナゴ		○	
シロヒレタビラ	○	○	
カネヒラ	○	○	
イタセンバラ		○	
アユモドキ	○	○	天然記念物
ドジョウ	○	○	天然記念物
カラドジョウ	○	○	
スジシマドジョウ	○	○	
シマドジョウ		○	
ギギ	○	○	
ナマズ	○	○	
ビワコオオナマズ		○	
メダカ	○	○	
カダヤシ	○	○	外来種
ボラ	○	○	
カムルチ		○	外来種
オオクチバス	○	○	外来種
ブルーギル	○	○	外来種
ナイルテラピア	○	○	外来種
ドンコ	○	○	
ヨシノボリ類	○	○	
カワヨシノボリ		○	
チチブ		○	
ヌマチチブ	○	○	外来種
ウキゴリ	○	○	
マハゼ		○	
クサフグ		○	
タウナギ	○	○	外来種
種数	39	59	

大きく中間帶水路タマリと本流タマリとにわけて考察する。なお、淀川水系では砂州や河川敷に形成される一時的水域を特に「タマリ」と呼称しているため、ここでも用いた。

図5・4・29には、楠葉地区の各調査位置を示した。中間帶水路タマリは、植生域を貫通するように細長く形成される砂地に生じるタマリで、その周囲は植生が繁茂している。このタマリは最終的にはa, b, cの3つのタマリを生じ、やがて干出する。

本流タマリは、砂州と河川敷植生帯の境界付近に形成されるタマリである。本流増水時、この境界付近へ二次流路が形成され、減水時に残った水域により本流タマリは形成される。砂州域の上端が本流と分離した当初は大きな水域であるが、本流の水位低下が続くと3カ所の窪地に水が残り、上流側からA, B, Cのタマリを生じる。

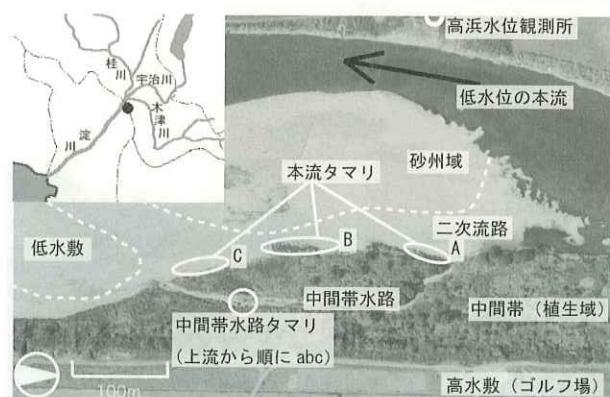


図5・4・29 楠葉地区の調査位置

程度の稚魚で、体側の横縞が顕著である。また、水生生物ではヌマエビとスジエビが多数生息していた。

以上のように、中間帶水路タマリは時として本項に示すような多数多種の仔稚魚や甲殻類が生息していることが確認された。

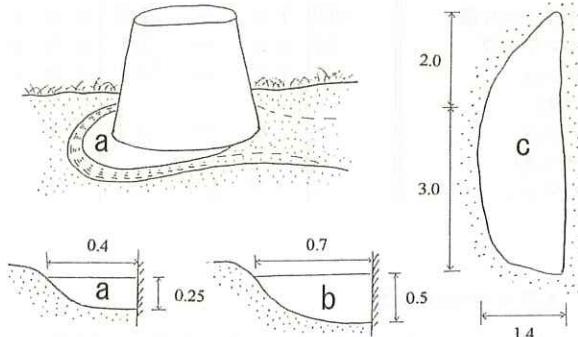


図5・4・30 中間帶水路タマリの概要（単位：m）

### (3) 中間帶水路タマリの魚類

中間帶水路タマリの景観と概略を図5・4・30に示す。タマリaとbは撤去された鉄塔のコンクリート基礎周辺に形成されるタマリであり、タマリcは二次流路の窪地に形成されるタマリである。表5・4・4に示すように規模の小さい水域であるが、1997年8月20日に実施した調査の結果、様々な種類の魚類や水生生物が確認された。表5・4・4には確認された魚類や水生生物も併記した。魚類では特にオイカワとヨシノボリ属の仔稚魚が多数個体確認された。また、他の魚種もそのほとんどが仔稚魚で、大きくてビワコオオナマズの未成魚サイズで、中間帶水路タマリに生息する魚類は仔稚魚が多数を占めることができた。また、天然記念物であるアユモドキが1個体確認されている（図5・4・31）。この個体は体長30mm



図5・4・31 中間帶水路タマリで採集されたアユモドキ

表5・4・4 中間帶水路タマリの環境と生物

	a	b	c
面 積 (m <sup>2</sup> )	2.25	2.20	5.10
最 大 水 深 (m)	0.25	0.50	0.15
気 温 ( °C )	22.0	22.0	22.0
水 温 ( °C )	18.5	19.0	24.0
地 温 ( °C )	18.0	18.9	23.0
底 質	砂底	砂底	砂底

種名	個体数
ヌマエビ	>2000
スジエビ	>500
テナガエビ	2
アメリカザリガニ	2
タイコウチ	2
ミズカマキリ	1
ヘビトンボ	1
イトトンボのヤゴ	16
その他のヤゴ類	21
チラカゲロウ	8

種名	個体数	全長(最小～最大cm)	採集場所
コイ科			
オイカワ	>2000	1.8 ~ 2.7	a b c
フナ類	31	2.7 ~ 7.0	a b
カマツカ	10	1.8 ~ 4.2	b
ゼゼラ	21	2.4 ~ 3.8	a b
モツゴ	15	3.6 ~ 4.5	b
ニゴイ	35	3.8 ~ 5.2	b
コウライモロコ	2	6.2 ~ 6.5	b
タモロコ	1	6.2	b
イトモロコ	1	5.8	b
カワヒガイ	3	4.2 ~ 5.0	b
ハス	21	7.2 ~ 8.0	b c
コイ	2	5.2 ~ 7.8	b
ワタカ	6	6.2 ~ 8.5	b
ドジョウ科			
スジシマドジョウ	72	2.0 ~ 3.7	a b c
アユモドキ	1	3.0	c
ナマズ科			
ビワコオオナマズ	3	9.1 ~ 10.7	b
ハゼ科			
ヨシノボリ属	>300	1.4 ~ 2.2	a b c
ヌマチチブ	55	1.8 ~ 3.1	a b c
ドンコ	8	1.8 ~ 3.2	a b c
メダカ科			
メダカ	5	2.6 ~ 3.3	a b
カダヤシ科			
カダヤシ	2	2.3 ~ 2.7	b

#### (4) 本流タマリの魚類

砂州域に生じる本流タマリは、本流の増水規模とその継続時間によって、広い水域のタマリ状態から、分離して小さなタマリになるまでの時間、また、それぞれのタマリの大きさが継続する時間が様々に異なる。

砂州域の魚類調査は、増水規模が大きいときは危険なため減水期まで、しかも小さなタマリが生じるまで経過を待って行うので、小型魚は鳥の補食に遭って殆ど残っていない。そのため、大型魚、特にコイ、フナ類、ナマズ類に限って調査を行ってきた。大型魚は目や内臓など体の一部が食害されるが、小型魚のように個体そのものが食害に遭うことは少なく、個体は確認できる。

今回、小規模な増水による大型魚の進入と逃げ遅れの事態を確認することができたので報告する。調査では2004年4月19日～5月2日までの2週間、2回の冠水(4月29日と27日)で生じた本流タマリでの魚類の動態を

確認することができた。

4月19日は雨が降り続き、真夜中に調査地区の本流水位は約O.P. 5.8 mに達した。図5・4・32には、4月15日から5月6日までの高浜水位観測所における水位変動の様子と、その時の調査地の概要および写真を示した(本項の図については図5・4・40まで同様のグラフ・図・写真の一体表示とする)。

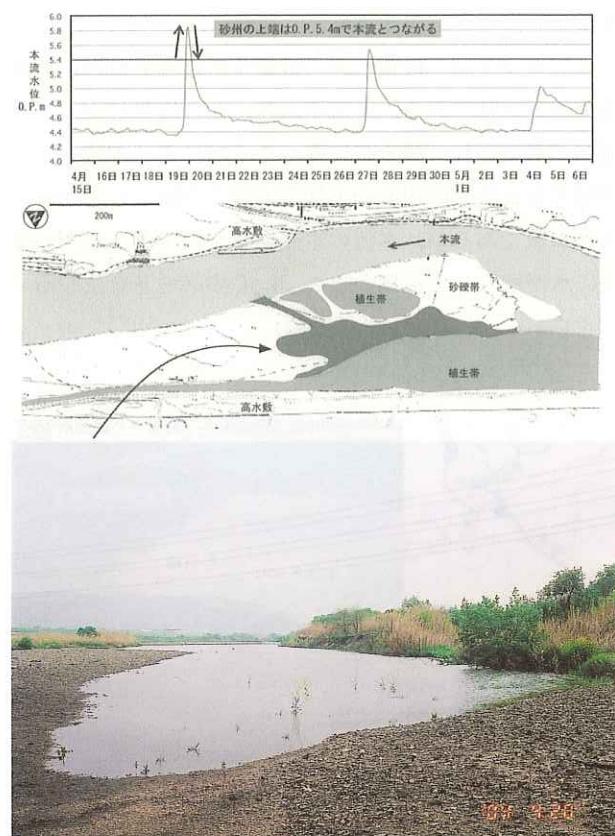


図5・4・32 本流タマリの概要 (2004年4月20日)

砂州域上流端部の高さが約O.P. 5.4 mなので、本流とは水深約40cmの狭い水路で繋がり、水とともに魚類の進入がみられた。そのわずか6時間後、20日早朝には本流の水位がO.P. 5.4 mとなつたため砂州域の冠水部分は本流と分離し、大きなタマリ状態となり、この状態は20日中続いた。



図5・4・33 魚類の産卵行動 (2004年4月20日)

タマリの下流部と植生帯付近ではさかんにコイ・フナ類の産卵行動がみられ、産卵は4月20日の早朝4時頃から8時頃まで続いた（図5・4・33）。このときのコイは40～60cm、フナ類は30cm程度の大きさで、至るところで産卵していて、個体数を確認することはできなかった。



図5・4・34 空中に露出した産着卵（2004年4月21日）

4月21日は、20日から続く本流の水位低下が著しく、水域は1日で極めて小さくなり、20日にコイ・フナ類が産卵していた場所は干出し、植物に付着した卵は乾燥していた（図5・4・34）。この日、60cm程のナマズ2個体を目視し、4個体のフナ類が鳥によって陸に引き上げられ死んでいた。それらは全て目と内臓が食べられていた。昼間はタマリの深い場所に魚類が集まり、個体数は確認できなかった。

4月23日は水位低下が徐々に進行し、水域は小さくなつて、上流からA、B+Cの2つのタマリになった（図5・4・35）。タマリAには魚影はなく、B+Cタマリに集中していた。また、新しくコイ3個体とフナ類3個体が鳥による食害に遭っていた。

図5・4・36には4月24～27日の様子を示した。24日には、新たにフナ類3個体が鳥によって陸に引き上げられていた。25日は、崖になった植生帯の上からB+Cタマリに残っている魚類の目視観察を行った。その結果、コイ120個体、フナ200個体、ナマズ2個体を確認した。なお、釣り人によって24個体のフナ類がタマリから本流へと移動させられていた。26日はタマリの水深が20～50cmと浅くなり、4個体の死亡個体がみつかった。27日午前中にはさらにタマリの水深が10～30cmとなり、水中で多くの死亡個体がみられたので、投網による調査を行った（図5・4・37）。その結果、コイの死亡個体が72個体、フナの死亡個体が15個体、ナマズが1個体確認された。釣り人によって184個体のフナ類が本流へ移動させられたため、前日に確認された200個体の

フナ類は、その殆どがこのときの調査で確認されていない。

4月27日の調査中、午後2時頃に急に増水し、本流とタマリは接続した（図5・4・38）。また、A～Cの3つ

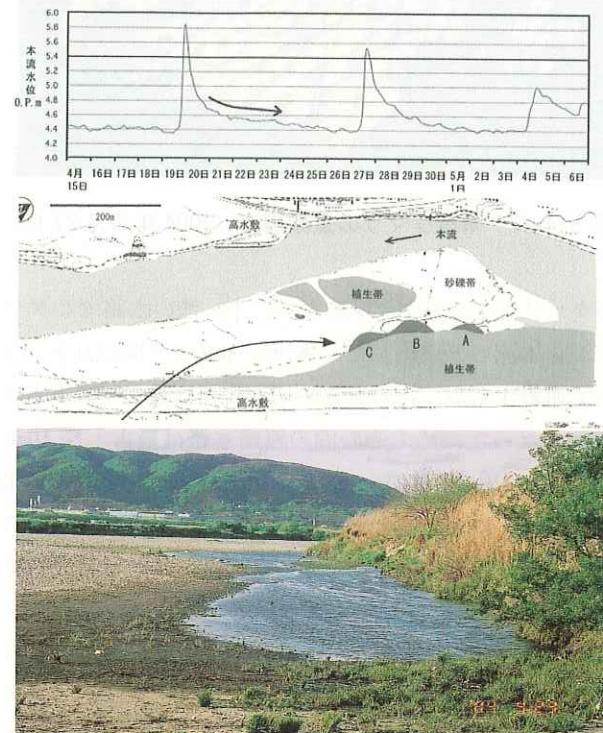


図5・4・35 本流タマリの概要（2004年4月23日）

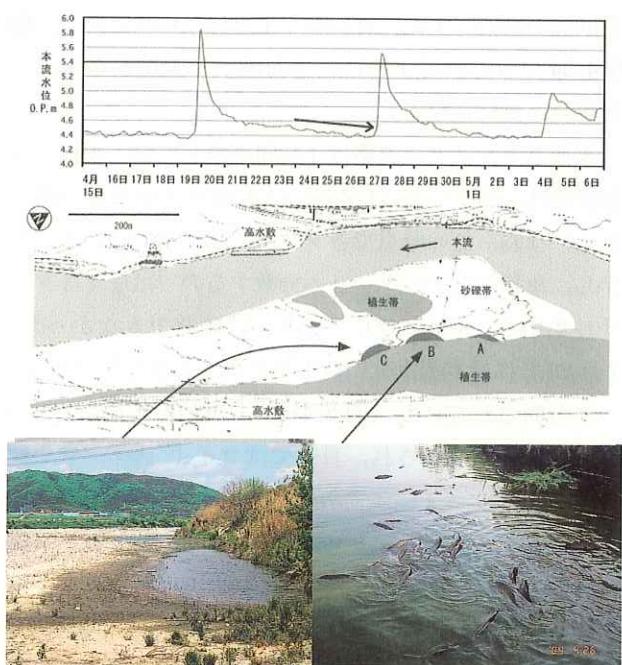


図5・4・36 本流タマリの概要(2004年4月24日～27日)



図 5・4・37 本流タマリの魚類調査（2004年4月27日）

のタマリも1つのタマリになった上、浅い水路でCタマリから本流へと連絡した。本流とAタマリ間はO.P. 5.4 mで連絡するが、このときの増水規模は最大でO.P. 5.5 m程度だったため、その間の連絡水路は最大水深10cm程度と、4月19日の40cmに比べ浅いものであった。B+Cタマリに取り残されていた魚類は、上流側に位置するAタマリへと移動した。さらにAタマリと本流との連絡水路で目視したところ、Aタマリから本流へと移動するコイを20個体、逆に本流からAタマリへと進入するコイを2個体確認できた。このことは、増水時に産卵場所である一時的水域へ進入した個体は、産卵後速やかに本来の生息域へ移動する本能を想起させる。その際、減水速度によっては閉鎖的な一時的水域へ取り残される個体が生じ、次回の増水までに取り残された親魚が餓死するなど、産卵親魚に対し壊滅的なダメージを与える危険性が高い。また、せっかく生み付けられた卵も、図5・4・34でみられるように、急な減水で水中から露出した場合、無駄になる。

本流とタマリとの連絡は4時間継続したが、本流の早急な減水に伴い、27日夕刻には本流とタマリが分離された。なお、この時点で各タマリ間は連絡していた。しかし、魚類は全てのタマリへ分散するのではなくAタマリへ集中し、BおよびCタマリには確認できなかった。4月28日には本流水位の低下のため、大きなタマリは3つに分断されていた（図5・4・39）。魚類は本流に近いAタマリにのみ確認され、目視ではコイ42個体、フナ類30個体、ナマズ4個体であった。

5月2日には各タマリの面積が極端に縮小した（図5・4・40）。このときのAタマリは水深10cm程度にまで浅くなり、魚類の多くは背鰭が水中から露出し、餓死個体もみられた（図5・4・40の写真）。そこで、大型のタモ網による採集確認を行った。その結果、コイ41個体、フナ類26個体、ナマズ4個体を確認し、その全てを本流

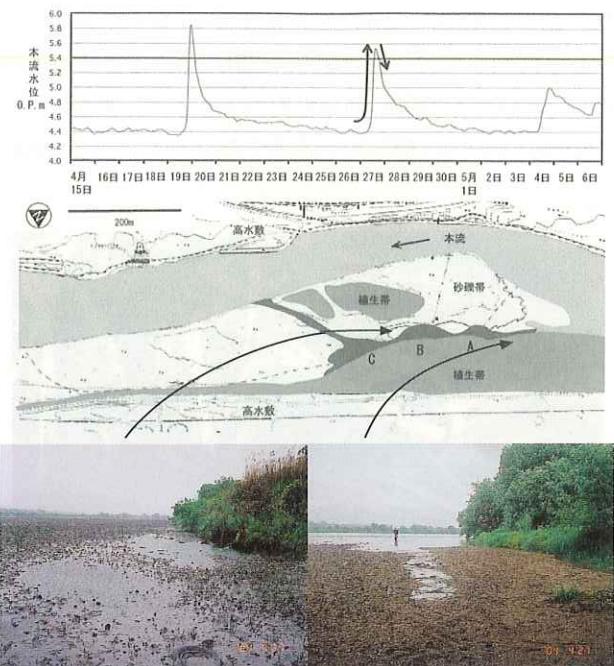


図 5・4・38 本流タマリの概要（2004年4月27日）

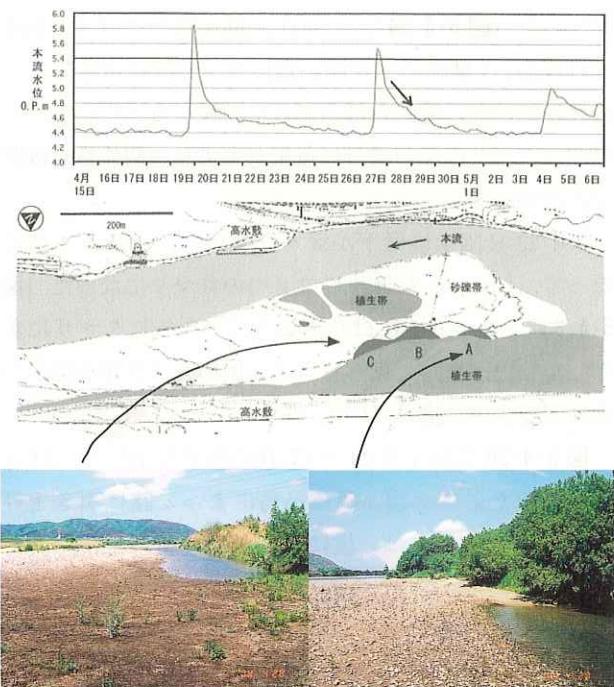


図 5・4・39 本流タマリの概要（2004年4月28日）

へ移動させた。また、コイ1個体、フナ類4個体、ナマズ1個体の餓死が確認された。今回の増水によって、進入した大型魚が、逃げ遅れ本流タマリに取り残された個体数は、4月21日～5月2日までの観察を総合するとコイが125、フナが263、ナマズが5であったと推察さ

れる。

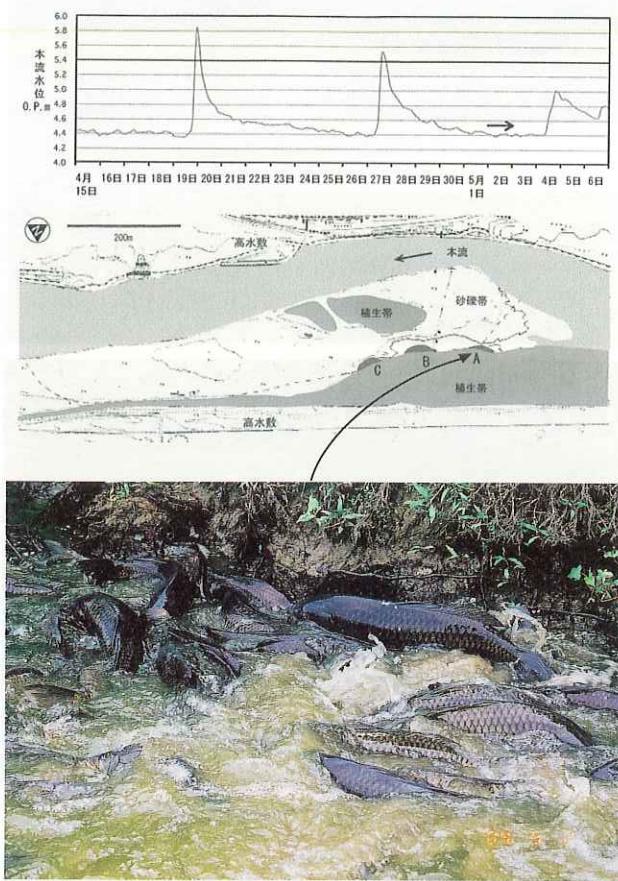


図5.4.40 本流タマリの概要（2004年5月2日）

以上のように、本流タマリでは本流の増水規模如何によってタマリの状況が刻々と変化する。さらに一時的水域の状況変化に応じて魚類は移動し、時には産卵する。また、逃げ遅れてタマリに取り残される。

これらを図5.4.41で模式的に示す。上から順にみると、4月19日の午後までは本流タマリは水潤の状態で、魚類は本流へ留まつたままである。

そして4月19日夜中から20日早朝にかけて、増水とともに多くの魚類が砂州域への進入を伺うように集まってくる。一端本流が増水して砂州域が冠水すると、魚類は一時的水域である冠水した部分へ進入する。本調査を実施した時期はコイ・フナ類の産卵期であったため、増水で進入した個体は水際で次々に産卵行動を行い、堤防側岸部に位置する植生帯の植物体へ卵を産着させた。この産卵行動は20日の早朝から午前10時頃まで続いた。

産卵の最中である4月20日の早朝から本流水位が急に低下し、本流タマリは本流から切り離され、相当数は本流へ移動したが、産卵中の多くの個体が逃げ遅れて取り残された。はじめ頃はタマリ間が連絡しているため魚

類の移動は可能である。一部の個体は鳥の食害に遭った。

4月21日から23日にかけて徐々に水位が低下し、最も浅いAタマリの個体は鳥の食害に遭って、陸地へ引き上げられて斃死する。また、BタマリとCタマリは分離されず1つのタマリを成している。

4月24日から27日の午前にかけての水位低下でBタマリとCタマリは分断されるが、Cタマリの魚類はより深いBタマリへと移動しようとする。その際に斃死する個体もみられる。さらにBタマリは小さく浅くなり、過密状態となったため多くのコイが斃死した。

4月27日午後に本流が増水し、3つの本流タマリは連絡した上、本流からも水が流入するようになる。Bタマリに取り残されていた魚類はそれを察知し、流れの上流側へ移動しようとBからAタマリに向かうが、Aタマリと本流との通路が水深10cm程度しか回復しなかつたため、多くの個体はAタマリに取り残されたままになる。ところが、新たに本流タマリへ進入してくる個体が2個体確認された。

水位が低下して本流との連絡が途切れると、逃げ遅れた魚類はAタマリのみに取り残され、BおよびCタマリには魚類が居なくなる。増水時間がもっと長く続くか、

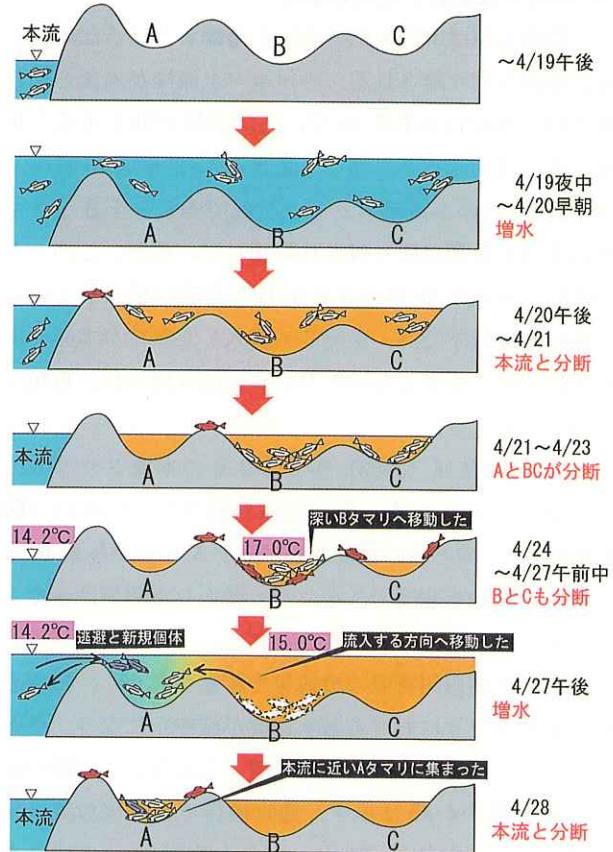


図5.4.41 本流タマリの魚類動態概要

増水規模が大きければ、これとは異なる結果となったことが予想される。

本調査では5月2日にAタマリへ取り残された魚類を全て採取して本流へ移動させた。その理由は、このまま放置すれば翌日には完全に干出して全ての個体が斃死し、これだけ多くの個体が腐敗すると数日間以上悪臭が続き、異常で不自然な事態であると判断したためである。また、Aタマリから本流までの距離が短かったこともある。

ここに挙げた事例は、2004年度の産卵期に楠葉地区でみられた魚類動態の1パターンであるが、近年における本地区では増水から減水に至るパターンが本事例と似たケースが多く、毎年何度も取り残された魚類の大量斃死が見受けられる。よって、決して特殊な事例ではないことを併記しておく。このようなことは殆ど自然に起こる現象ではなく、事態を少しでも軽減するための対策が取られるべきであろう。

図5・4・42には、本流の増水に伴って形成される本流タマリへ産卵のため進入する魚類が、産卵後の減水時に本流へと脱出する一連の経過を示した。減水が緩やかだと魚類は本流へ移動できるが、減水が急速だとタマリに取り残されたり、脱出途中で斃死する場合もある。

#### (5) 急な水位変動と魚類の挙動

一時的水域は本流水位の変化と連動しているため、容易に本流と切り離される。砂州域の上流端が本流と切り離される水位はO.P.5.4mで、急に水位が低下すると魚類が逃げ遅れることになる。図5・4・43は平成14(2002)年4月20日の本流タマリBの状況である。小さなタマリに多数の魚類が取り残され斃死しているが、このときの水位はO.P.5.8mからO.P.5.4mへ急速に低下している。急激な水位低下では、タマリへ進入した魚類が本流へ戻れずにやがて小さくなったタマリに取り残され、魚類は全滅してしまう。

一方、平成15(2003)年5月2日の本流タマリBでは魚類が認められず、斃死個体も散乱していない(図5・4・44)。このときの水位変動はO.P.5.6mから5.4mまで緩やかな減水速度で、タマリへ进入した魚類は速やかに本流まで移動できたと考えられる。

これには瀬田川洗堰の放流量の配慮が大きく、楠葉地区の本流タマリにおける減水速度が緩やかになり、魚類の大量死を防ぐことができたと考えられる。この際の操作実績を図5・4・45に示す。通常操作では洗堰放流量毎秒300トンから毎秒130トンまで1時間20分の操作を行なうが、今回の操作では5時間30分かけて徐々に行なったことが功を奏したといえる。4月下旬から5月上旬は、



本流水位が上昇し、砂州の中央部まで水が侵入すると同時に進入する魚類の波紋 (2000年4月21日)



水際の植物帯に産卵するコイ  
(2000年4月22日)



急激な水位低下により、本流へ脱出する水路のコイとフナ (2000年4月24日)



さらに水位が低下し、本流を目前に立ち往生するコイ  
(2000年4月24日)

図5・4・42 本流タマリにおける魚類の進入・産卵・逃避

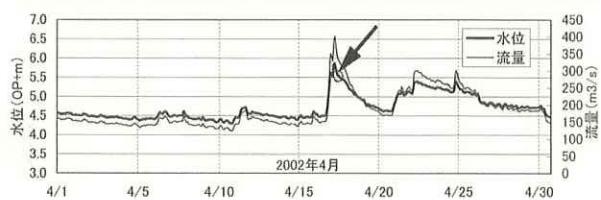


図 5・4・43 本流タマリの状況と水位変動  
(2002年4月20日)

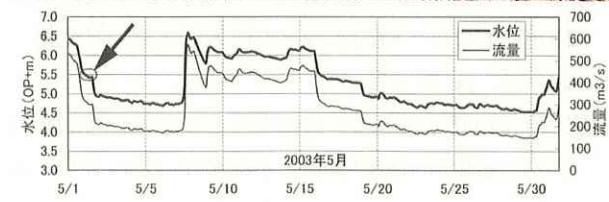


図 5・4・44 本流タマリの状況と水位変動  
(2003年5月2日)

フナ、コイが最もよく産卵する時期で、この時期の人工的な水位低下には充分な配慮が望まれる。水位上昇は殆ど問題はないが、水位低下を如何に緩やかにするかが重要なことである。

#### 参考文献

- 綾 史郎・斎藤あづさ・福永康彦・西谷大輔 (1998) : 淀川ワンド群の形成と変遷, 河川技術に関する論文集, 4.
- 綾 史郎・紀平 肇・松波由佳・井田康夫 (2000) : 河川の水位・流量の周期年 / 経年変化と河川生態環境, 河川技術に関する論文集, 6, pp. 77-82.
- 綾 史郎 (2001) : 河川の流量・水位の年間および経年変化と生態環境, ポテジャコ, 5.
- 大阪府淡水魚試験場 (1987) : 大阪府淡水魚試験場研究報告第9号, 株式会社日興商会.
- 小川力也・長田芳和(1999):河川敷氾濫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), 信山社サイテック, pp. 9-18.
- 小川力也・長田芳和・紀平 肇 (2000) : 淀川におけるイタセンパラの生息環境 (総説), 大阪教育大学紀要, 49(7), pp. 33-55.
- 河川環境管理財团大阪研究所 (1999) : わんどの機能と保全・創造～豊かな河川環境を目指して～.
- 片野 修・斎藤憲治・小泉顕雄 (1988) : ナマズ

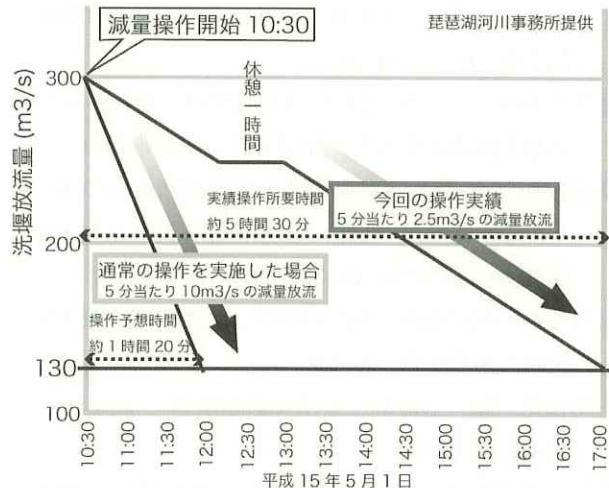


図 5・4・45 瀬田川洗堰における放流量操作実績

Silurus asotus のばらまき型産卵行動, 魚類学雑誌, 35(2), pp. 203-211.

片野 修 (1995) : 新動物生態学入門, 中公新書, 中央公論社.

片野 修 (1997) : アユモドキ, 日本の希少淡水魚の現状と系統保存 (長田芳和・細谷和海編), 緑書房, pp. 95-103.

片野 修 (1998) : ナマズはどこで卵を産むのか?, 草樹社.

片野 修 (1999) : 水田・農業水路の魚類群集, 水辺環境の保全-生物群集の視点から-, 5, pp. 67-79.

川那部浩哉・水野信彦 (編) (1996) : 山渓カラーナン鑑

- 日本の淡水魚、(株) 山と渓谷社.
- 紀平 肇・長田芳和 (1974) : 魚類及び貝類、淀川の河川敷における生態調査報告書、建設省淀川工事事務所.
- 紀平 肇 他 (1977) : 魚貝類、淀川河川敷生態調査報告書、建設省淀川工事事務所.
- 紀平 肇・長田芳和・鉄川 精 (1997) : 淀川河川敷生態調査報告書、建設省淀川工事事務所.
- 栗山多示子 (1997) : 河川敷氾濫原における一時的溜まりの環境と魚類にとっての重要性、大阪教育大学.
- 斎藤憲治・片野 修・小泉顕雄 (1988) : 淡水魚の水田周辺における一時的水域への侵入と産卵、日生態会誌、38, pp. 35-37.
- 斎藤憲治 (1997) : 淡水魚の繁殖場所としての一時的水域、日本の希少淡水魚の現状と系統保存 (長田芳和・細谷和海編), 緑書房, pp. 194-204.
- 鉄川 精・紀平 肇・長田芳和 (1975) : 魚類、淀川河川敷生態調査報告書、建設省淀川工事事務所.
- 辻本哲郎・寺本敦子 (2000) : 砂州河川における一時的水域「たまり」の形成シナリオ、河川技術に関する論文集, 6, pp. 83-88.
- 長田芳和・紀平 肇・鉄川 精 (1976) : 魚類、淀川河川敷生態調査報告書、建設省淀川工事事務所.
- 長田芳和 (1997) : 淡水魚の減少要因と回復への道、日本の希少淡水魚の現状と系統保存 (長田芳和・細谷和海編), 緑書房, pp. 330-357.
- 長田芳和・細谷和海 (編) (1997) : 日本の希少淡水魚の現状と系統保存、緑書房.
- 中坊徹次 (編) (1993) : 日本産魚類検索 全種の同定、東海大学出版会.
- 中村守純 (1969) : 日本のコイ科魚類、(財)資源科学研究所.
- 松波由佳・綾 史郎・矢田敏晃 (1999) : 淀川ワンド群の形成・衰退とその生態学的意義、河川技術に関する論文集, 5.
- 森 誠一 (編) (1998) : 魚から見た水環境—復元生態学に向けて / 河川編一、信山社サイテック.
- 山本敏哉・遊磨正秀 (1999) : 琵琶湖におけるコイ科仔魚の初期生活史—水位調節に翻弄された生息環境、淡水生物の保全生態学 (森 誠一編), 信山社サイテック, pp. 193-203.
- 湯浅卓雄・土肥直樹 (1989) : 岡山県における水田及び水田に類似した一時的水域で産卵する淡水魚群—アユモドキを中心としてー、淡水魚保護、(財) 淡水魚保護協会, 2, pp. 120-125.

## 5.5 砂州機能の保全対策

本研究の結果、砂州は河川生態系において多様な生物の生息場所になるとともに、物質循環にも重要な役割を果たしていることが明らかとなってきた。後者は、人の立場から水質浄化機能と言い換えることもできる。砂州の果たすこれらの機能は、河川環境の持つ資源的な価値としてとらえるべきであろう。

本節では、砂州の持つ生態系機能について、とくに伏流水域の生息場所機能ならびに地表面の植生発達程度と粒状有機物の捕捉機能の視点から現状の知見をまとめるとともに、河川生態系の現状把握や健全性の指標として砂州景観や砂州内の物理化学的特性を利用する考え方を提案することにする。このような視点は、河川環境の保全にあたって特定生物を対象とした従来型の自然保護策から生物群集や物質循環の適正化を目的とする「生態系管理」への転換を促すものと期待される。

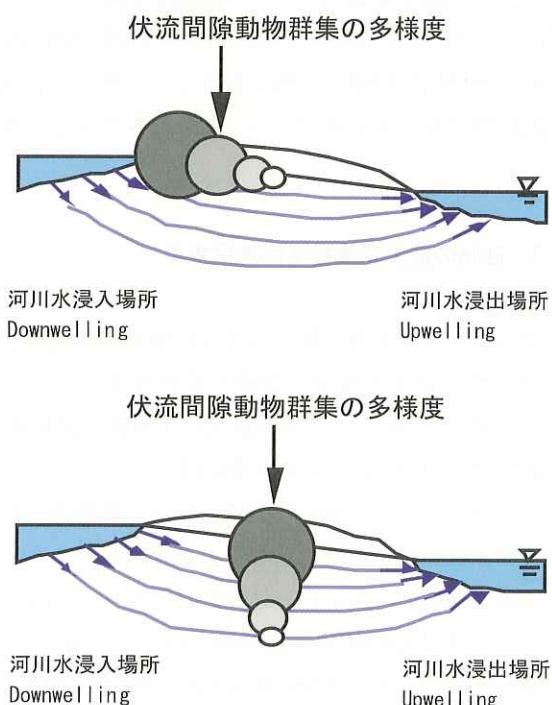


図 5・5・1 木津川の砂州における伏流間隙動物群集の空間分布の概念図。平面分布様式については、竹門・土居ほか（2003）の結果（本報告の図 5・3・3、図 5・3・4）、垂直分布様式については、竹門・竹門ほか（2003）の結果（本報告の図 5・3・8、図 5・3・9）に基づき作図した

### 5.5.1 砂州の伏流水域の環境に着目する

砂州の伏流環境を考える際に、溶存酸素や物質の動きを規定する伏流水の流速を考慮することが不可欠である。一般に、砂礫堆の上流側と下流側の水位差によって生じる動水勾配によって、上流側には河川水の浸入する場所 (downwelling zone)，下流側には間隙水の浸出する場所 (upwelling zone) が位置することになる（図 5・5・1）。木津川の砂州伏流水域における間隙動物群集に関する調査結果をまとめると、伏流水域の間隙動物の群集多様度は、図 5・5・1 のような分布様式を示すと考えられる（本報告書 5.3.1 参照）。また、モンカゲロウなどの水生昆虫では、図 5・5・1 の上流側にあたる場所が産卵場所として重要であることが分かった（本報告書 5.3.2 参照）。これらの事実は、平面的には河川水が浸入する砂州の上流端が、そして垂直的には伏流水面付近が生物間の相互作用が起こりやすい群集の作用中心 (centres of action) (Elton, 1949) として働いていることを示唆している。そして、こうした現象が生じる背景には、砂州上流端に河川水中の流下粒状有機物がトラップされやすいこと（竹門・西ほか, 2003）が関係していると考えられる。

以上の結果は、賀茂川の砂州内の透水係数分布にみられたように、砂州内の伏流環境が一様ではなく、砂州の上流側と下流側とで生息場所条件や物質循環過程が異なっていることに対応している、すなわち、流下有機物の挙動、間隙水の物理素過程、場を利用する生物の分布様式のいずれにおいても、砂州は上流から下流への一連の変化様式を示す生態系ユニットとして機能していることを表している。したがって、河川環境の保全の管理においても、砂州を単位とした河川生態系の機能評価や景観把握をすることが有効であると考えられる。

### 5.5.2 砂州地形の変異に着目する

一般に、実際の河川の砂州地形は、図 5・5・2 のようにさまざまな変異を示すと考えられる（竹門ほか, 1995）。その類型については、必ずしも経験的な比較研究が進んでいるわけではないので、本図は多分に仮説的な分類である。したがって、実際の河川環境評価に際しては、河川ごとの経験則に基づいて改めて分類を試みる必要があるだろう。ここでは、概念の呈示に止めることにする。まず動水勾配の違いに着目すると、瀬に形成された砂州と止水域である淵に形成された砂州とでは性質が異なると考え、図中の上段と下段に分けた。具体例として、上

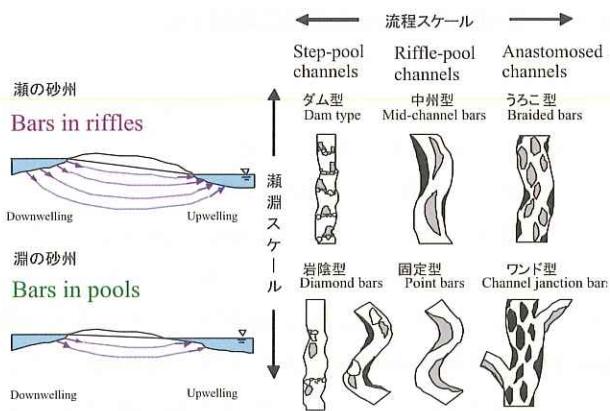


図 5.5.2 砂州の成因と勾配の違いに基づいた伏流間隙水域の類型。図中の薄く影をつけた部分が各類型の砂州に相当する

段のように伏流水面の勾配の大きな砂州内に形成されたタマリと下段のように勾配の小さい砂州内に形成されたタマリを想定してみよう。前者のタマリの水は伏流水の浸出と浸入によって比較的早く入れ替わることが期待される。一方、後者のタマリの水は比較的長く滞留するであろう。このような水の滞留時間の違いは、タマリの生物相や物質循環に大きく影響すると考えられる。たとえば、水が早く入れ替わるタマリでは、植物プランクトンや付着藻類が栄養塩を取り込み尽くすよりも早く供給される結果、タマリ群集の高い生物生産が維持されるかもしれない。また、入れ替わりが早すぎれば浮遊粒子は下流側に濾されてしまいプランクトン群集が成立しないことも考えられる。

以上の考察内容を確かめるためには、実証的な研究が必要であるが、砂州に着目した河川環境の保全策を検討する際には、考慮すべき課題であろう。たとえば、日本各地の河川では（とくに平野部の中小河川では）、砂防堰堤、流路工、井堰などの横断構造物によって階段状に整形されていることが多い。このため、図 5.5.2 上段のような砂州は堰直下流地点などに限定され、下段のように勾配の小さい砂州が増えていると考えられる。したがって、バランスのよい河川環境を保全するためには、図中の上段のように自然地形の中で水の位置エネルギーが働く余地を残すことが必要である。

一方、流程による河道形態の変異に対応して砂州の形状も変化することは明らかである。そこで、図 5.5.2 では、河道形態の流程スケールによる変異に対応させて類型化した。たとえば、山地溪流上部のセグメントに認められる階段状河道域では、巨石や岩が小滝状の早瀬をつくるが、砂州がこれの上流側か下流側に堆積した場合によりダム型や岩陰型といった砂州の類型が考えられる。

同様に、山地溪流下部のセグメントや峡谷部のセグメントなどでは、蛇行形態に対応して中州型砂州や固定型砂州に区別される。さらに、土砂供給の多い扇状地河道においては、不安定なウロコ型の砂州や二次流路の背水域に形成されるワンド型砂州などに区別される。このような砂州地形違いが生物の生息場所機能や物質循環機能などの関わりがあるかについては、今後の研究課題である。

砂州機能に着目した河川環境保全策を考えるにあたり、計画論的には、砂州地形が存在するべき河川やセグメントを把握し、ついで各セグメントにあるべき砂州地形の類型を評価するという発想が必要であろう。これは、各部分のあるべき形状を上位構造から規定する考え方である。河川の地形には階層構造が比較的明確に存在しているため（山本, 2002）。当然ながら目標像をセグメントごとに分けて考えることになる。こうした見方を計画に反映するためには、河川環境の保全対象となる区間のセグメントの見極めが重要な手続きになる。もちろん、与えられた条件下において局所的に砂州地形を保全復元する場合にも、図 5.5.2 の図式で目標像を選択することは有効かもしれない。しかし、砂州地形の材料や物質循環の素材が流域的な動態の産物であることを考えるならば、流域的視野で保全策を検討することを基本とするべきである。

### 5.5.3 砂州の植生発達程度に着目する

淀川のコイ・フナ類に代表される魚類の産卵場所として、増水時に冠水し本川と接続する砂州上のタマリがきわめて重要であることがわかった（本報告書 5.4.2, 6.4.2 参照）。このような産卵習性は、古くからいわゆる「のっ込み」として知られてはいたが、本研究によって水位変動自体が引き金になることが判明したことは大きな進展である。一方、のっ込んだコイ・フナ類は、例外無くタマリ周辺の植物体に産卵することも分かった。したがって、コイ・フナ類に産卵場所条件としては、毎年春先に起こる程度の増水で容易に冠水するような一時的水域が必要であり、しかも、そこには植生がある程度発達していることが求められる。

一方、本報告書 5.3.2 で解説したモンカゲロウの産卵場所条件については、砂州の水際に植生のない裸地状態が好ましいことが分かった。このように砂州上の植生状態は、河川の水生動物にとっても生息場所条件としてきわめて重要な要素である。これを図式化すると図 5.5.3 のようにまとめることができる。対象動物によって要求

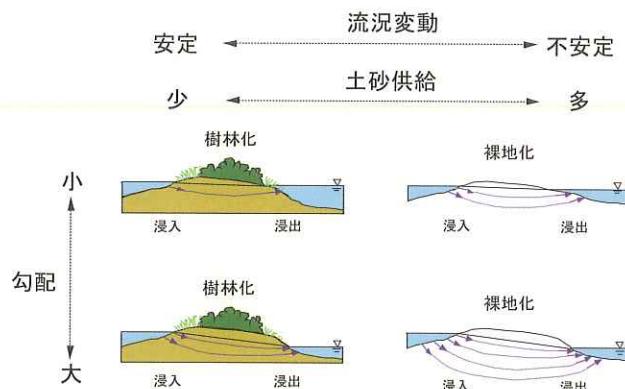


図 5.5.3 砂州上の植生発達程度と生物群種の応答に関する仮説。着目する生物群集によって、好適な砂州環境の条件は変化すると考えられる

が異なるのは、それぞれの動物が生活様式を進化させた舞台がどのような環境であったかを反映している。すなわち、モンカゲロウの場合には、裸地砂州の発達が特徴的な山地渓流中流域で進化したのに対し、コイ・フナ類の場合には植生が発達するようなデルタ域のセグメントで進化したことであろう。また、それぞれが、方法は異なっても溶存酸素濃度の獲得に適した場所を選んでいる点は興味深い。

図 5.5.3 の砂州条件と生物相と関係は、植生の種組成にも反映する。すなわち、攪乱や乾燥に強い河原植物群落にとっては裸地化のベクトルが好適な環境を形成し、本来三日月湖などの河跡湖に発達していた湿地性の植物群落にとっては左上へのベクトルが好適な環境を形成すると考えられる。

以上のような砂州地形や植生発達程度と河川生物群集との対応関係を一般的に示すと、図 5.5.4 のような図式となる。河川環境の保全・復元に際して、目標とする生物種の特性と砂州環境の現状を照らしたとき、河川環境の管理方針としては、図 5.5.3 のいずれのベクトルに向けて対策を立てるべきであるかが決まるであろう。

さらに、本報告書の有機物収支と砂州地形との関係や砂州による水質浄化の観点からは、図 5.5.5 のような仮説的な図式が考えられる。ここで表した物質の捕捉・変換量とは、河川を流下する物質が砂州上に取り込まれる量である。本研究を開始する以前は、栄養塩については植生化が進み土壤が発達すると有機物の分解が進み河川へ浸出させる効果もあるのではないかと考えた。一方、流下粒状有機物については、逆に植生が発達すると流下物をトラップしやすくなり砂州上に溜め込む効果があると予測していた。ところが、河川生態系の本報告書の 5.2

の研究結果は、増水時に砂州上の植生で生産された流下粒状有機物が流出する量の方が多くなることを示している。したがって、河道内に流入する粒状有機物量と砂州上に捕捉される粒状有機物量の収支を考えると、植生の発達によって捕捉率が高まったとしても、河川生態系内の粒状有機物は増える結果となるであろう。ただし、図 5.5.5 のような対応関係については、実証的な情報が不足しているので、いまだ河川環境の管理や保全策に応用できる段階とはいえない。今後砂州環境の変異に応じた物質収支の様式について野外調査を進める必要がある。

最後に、河川地形が果たす現在の機能については、生物作用、化学作用、物理作用としてとらえることができるが、その姿は流域の人間生活の文化や歴史と一体的に体現されてきたことを踏まえる必要がある。このため、砂州機能に着目した河川環境保全策を検討する際にも、河川利用や文化的な視点を加え統括的に検討することが必要であろう。

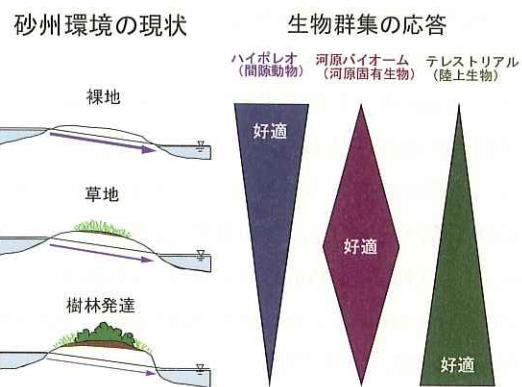


図 5.5.4 砂州上の植生発達程度と生物群集の応答に関する仮説。取り上げる生物によって、好適な砂州環境の条件は変化する

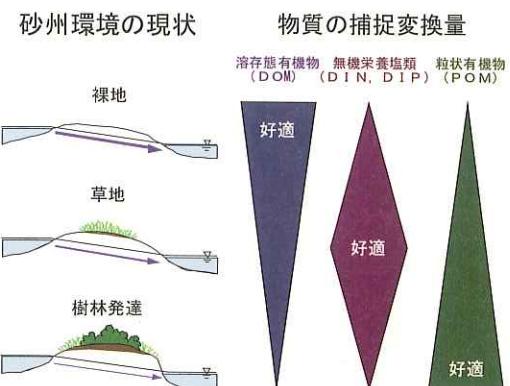


図 5.5.5 砂州上の植生発達程度と物質捕捉・変換量に関する仮説。着目する物質によって、好適な砂州環境の条件は変化すると考えられる

## 参考文献

- 河川生態学術研究会木津川研究グループ（2003）：木津川の総合研究—京田辺地区を中心として—，国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所河川環境課。
- 竹門康弘・土居秀幸・谷田一三（2003）：木津川砂州における河川水流入部の水質環境と間隙動物の分布様式，木津川の総合研究（河川生態学術研究会木津川研究グループ編），pp. 263-270.
- 竹門康弘・西ふき野・加藤智子・谷田一三（2003）：木津川砂州における堆積粒状有機物の分布様式，木津川の総合研究（河川生態学術研究会木津川研究グループ編），pp. 243-262.
- 竹門康弘・竹門 緑・谷田一三・中島拓男・三田村緒佐武（2003）：凍結コア法による河床間隙動物の定量調査結果，木津川の総合研究（河川生態学術研究会木津川研究グループ編），pp. 235-241.
- 竹門康弘・谷田一三・玉置昭夫・向井 宏・川端善一郎（1995）：棲み場所の生態学、シリーズ共生の生態学 7，平凡社。
- 山本晃一（2002）：生態系基盤としての河川地形に及ぼす自然的擾乱・人為的インパクト，河川整備基金事業「自然的擾乱・人為的インパクトと河川生態系の関係に関する研究」，河川環境管理財団，pp. 41-87.
- Elton, C. (1949) : Population interspersion: an essay on animal community patterns, *Journal of Ecology* 37, pp. 1-23.

## 6. ワンド・タマリの水理および生態系機能と保全・復元

### 6.1 水制起源のワンド・タマリの果たした生態系機能とその復元

#### 6.1.1 ワンド・タマリの概要とその生態系機能

##### (1) ワンド・タマリの概要

淀川におけるワンド・タマリの起源については、2.3.1に詳しく記述したが、枚方市にある淀川資料館には大阪市内天満橋から三川合流部を経て、一部に木津川を含む宇治川中書島（京都市伏見区）までに設置された水制工が描かれた、「水制箇所入れ図」と称される淀川の平面図が何種類か存在する。図6.1.1はその一部から作成した城北付近の図である。同図にみられるように「水制箇所入れ図」にはI型やT型、また、頭部水制で幹部水制を結んだ数連の巨大な水制群など大小様々な水制工が描かれており、中州や寄り州をうまく利用して、川幅を狭め、航路となる蛇行する濾筋を作っている様をみて取ることができる。同図には、淀川改良工事により北に瀬替

される以前の淀川が描かれており、1875(明治8)年からドールンやデレーヶらによって建設された水制工を記入したものと推定される。これらの水制工は度々の洪水により破壊されたが、その度に修理された。また、淀川改良工事等による河道の付け替えや拡幅、掘削などの大規模な改修工事や「淀川低水工事」による航路・水制工の再整備等によって形を変えながら、昭和45年頃まで淀川本川全川の両岸に存在した。

当初の設計では、水制工先端の天端高さは低水位より30cm程度上の高さに設定されたから、小さな出水でも容易に水没し、水制工内部には土砂が堆積した。図6.1.1にみられるように中州や寄り州などを囲むように水制工が設置された箇所も多いので、この場合は初めから水制工内部の大半は土砂で埋まっていた。蛇行の内岸部では堆積が進みやすいので、出水により水制工は土砂の下に埋まり、その存在が容易に分からぬよう状況もあったが、水制工の下流側には土砂の堆積が進まない（あるいは、水制工からの落水により一旦堆積した土砂が侵食された）窪地地形が生じ、そこにも水が貯まり、低水路から遠く離れた堤防側の低水時水面より小高いところにも水域が生じた。

淀川沿川の枚方市や寝屋川市在住の70歳前後の地元

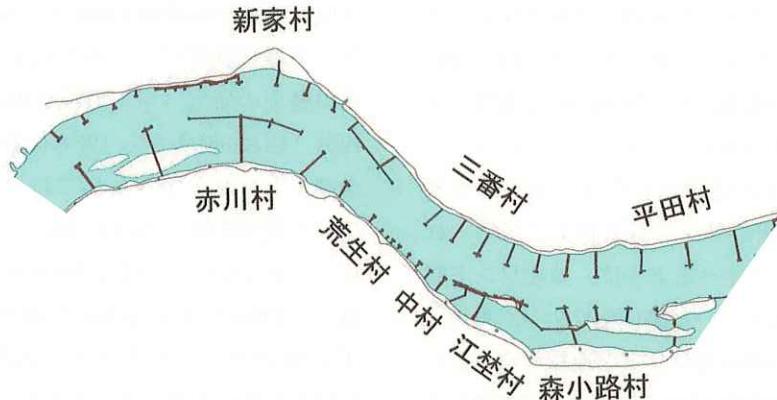


図6.1.1 1890(明治20)年頃のワンド群(大阪市旭区城北付近)(淀川資料館資料を改変)



図6.1.2 赤川タマリ群と城北ワンド群(1948年)(日本地図センター)

表 6・1・1 ワンド・タマリと水制工の消長

年	ワンド・タマリの数	水制工の数	資料名	区間
1888(明治20)年頃	—	802	水制工箇所入れ図	天満橋～中書島
1960(昭和35)年	785	488	空中写真(淀川河川事務所)	9km～35km
1975(昭和50)年	145		(河川環境管理財団:1999)	9.8km～33.6km
1996(平成4)年	65		(河川環境管理財団:1999)	9.8km～33.6km
1995(平成7)年	95	—	平成7年版河川公園利用マップ	9km～35km

住民の話では、このようにして出来た低水路に隣接する水制工で囲まれた水域や、低水路から遠く離れた砂州上の水域を総称してタマリと呼んでいたようである。このタマリは魚類の絶好の生息場所であり、また、子供たちの水遊びの場所でもあった。底質は裸足で歩くと気持ちの良い程の砂質であり、また、水質は十分泳げるほど奇麗であり、泳ぐと小魚が裸体をつつきにくる程であったという。2.3.2で述べられた河合の経験より、このような状況は1970年代頃まで続いたものと推定される。その後、淀川では水制工に由来することが明白な凹型、口型の止水域、緩流域をワンドと呼び、水制工との関連が見かけ上明白でなく、また、平水時には本川と連結されていない止水域をタマリと区別するようになった。なお、2.3.1で述べられているように、タマリの起源にはこのような水制工によるものほか、大出水時に寄り州が冠水し、直進する洪水流によって寄り州に洗掘されてできた窪地、あるいは副流路上の窪地、河川改修時の掘削跡、第2次世界大戦時の空襲による爆弾跡の窪地等に水が貯まって出来たもの等があることが分かっている。

城北ワンド群は、現在の淀川に存在する随一の大型ワンド群であり、20数個のワンドが水制工に区切られて連続している。6.4.1で述べるように、城北ワンド群には淀川本川と常に連結している開口型ワンド、本川との直接的な連結は無いが開口型ワンドと連結することによって本川とつながる半閉鎖型ワンド、および當時は本川と全く連結しない閉鎖型ワンドの3種類が存在する。各ワンドの大きさや深さはさまざまであり、また、ワンド間を仕切る水制工の高さもさまざまである。図6・1・2にみられるように、城北ワンド群は蛇行する低水路の外岸側に存在するが、その下流は蛇行の内岸側にあたり、現在では面積も小さくなり、乾燥化してみる影もないが、赤川の広大な寄り州があり、その上にはタマリ群が存在した。また、対岸は蛇行の内岸側に相当するが、豊里のヨシ原とタマリ群が現存している。

城北ワンド群の上流左岸には、現在では河川公園と化してしまったが、かつては外島・八雲の寄州とタマリ群があり、その上流には現存する第二のワンド群である庭窪ワンド群が存在する(図2・3・5参照)。このようにワ

ンド群と砂州上のタマリ群は対をなし、新淀川と大川の分派点である毛馬地点から左岸側では、赤川砂州、城北ワンド群、外島・八雲砂州、庭窪ワンド群と続き、三川合流部下流の楠葉砂州、楠葉ワンド群まで続いていた。

2万5千分の1地形図を基礎とした綾ら(1998)の研究によれば、1929(昭和4)年頃の地形図上には多くの水制工が記入されているが、まだ、河道に突き出すように描かれているものが多く、1947(昭和22)年の地図や1948(昭和23)年の空中写真では高水敷の形成がみられ、大半の水制工は高水敷の中に描かれている。表6・1・1は、いくつかの地図と空中写真から読み取った水制工とワンド・タマリの数をまとめたものである。最も早い時期の「水制工箇所入れ図」に描かれた水制工の数は左右両岸を合わせて、三川合流部までに697基、中書島までで総計802基を数えることが出来、水制工に囲まれた凹型、口型の大小の水域数は800をはるかに越えている。城北ワンド群や庭窪ワンド群を対象とした綾らのワンド形成の歴史の研究(河川環境管理財団、1999)によると、1961(昭和36)年から1964(昭和39)年頃に最も多くの水制工とワンドがみられており、1960(昭和35)年にはワンド数785個、水制工488基を数えている。2.3.2で述べられているように、1970年代以降ワンドの数は急減し、1995(平成7)年版淀川河川公園利用マップにはわずか90のワンド・タマリしか記入されていない。実際には干出等により、もっと少ない数になっていたものと思われる。1974年にイタセンバラが天然記念物の指定を受けた後、河川管理者である国土交通省淀川河川事務所もその生息場保全の責任を果たすため、新たなワンドを大道町、鳥飼、豊里(平成ワンド)等に建設してきた。これらはイタセンバラの生息に関して成功したものも失敗したものもあるが、高水敷の乾燥化が進む中、現存するものは新たな湿地環境を形成している。河川法の改正がなされた1997年以降、城北地区では1999(平成11)年に実験ワンドNo.28を、2001(平成13)年に新設ワンドNo.34裏、35裏を、また、流水域には2002(平成14)年には穂谷川合流点に牧野ワンドを、2002、2003年に楠葉No.1、No.2ワンドを試験的に建設し、生息生物等のモニタリングを続け、ワンドの環境と生息生物の研究を

進めている。

## (2) ワンドの生態系機能

淀川の水制工とワンドに関する最初の生態学的な考察は、ワンドの魚類調査を始めて行った宮地（1961）により行われた。彼は「淀川の水制工は魚に対する水質汚濁の悪影響を弱めるのに役立っている。河川改修工事の際にはこのような施設を積極的に設けることが、漁業にとって有益である。」と述べ、ワンドの持つ機能を始めて明らかにした。この調査を継続した水野（1968）は、「川に比較して池の方が多くの種類が生息していること、池がフナ・コイ・オイカワ・ハスなどの幼魚の生息場として重要な役割を果たしていること」などを明らかにした。

1969年には絶滅したかと思われていたイタセンバラが、8年ぶりに赤川のNo.48ワンドで再発見され、城北や楠葉のワンド群でもその生息が確認され、ワンドの重要性が知られるとともに、ワンドの存在そのものが淀川の魚類を育んできたことが認識された（2.3参照）。一つのワンドは、それぞれ多様な水辺、流れ場、底質から構成され、狭い水域に多様な生息場を提供しているものと理解された（後出、図6・4・10）。その後、ワンド懇談会（河川環境管理財団、1999）、淀川水系イタセンバラ研究会（大阪府農林水産部緑整備室、2000）、松波ら（1999）によって淀川のワンド群の生態学的意義について議論され、その結果は次のようにまとめられる。すなわち、淀川水系は琵琶湖、巨椋池という天然の遊水池・止水域と氾濫原、後背湿地であった大阪平野の止水域を結んだ河川という流水域から構成され、古代より流水性、止水性の魚類や水生生物が生息した。築堤により氾濫原と河道が分離されるようになると、氾濫原や後背湿地の機能は河道

内に存在する中州、寄り州とその上に形成される一時的水域やタマリに集約された。淀川水系では、遊水機能を持った巨椋池や中州や寄り州とその間を縫うように浅い溝筋が発達した幅の広い河道内、に自然に発達した窪地や一時的水域、止水域（タマリ）がある。水制工を用いた明治以降の河川改修は、河道内に発達した自然の止水域と一時的水域の一部を破壊したが、改修に伴い形成された夥しい数のワンドやタマリ群、高水敷上の窪地は氾濫原上の止水域や一時的水域と同等の機能を果たした。

城北ワンド群は、多様な生物の棲息する水域として生態学的な価値が高いとされているが、生物の多様性は生息場の多様性によって保証される。可児（1944）は河川の生息場として早瀬、平瀬、淵および川岸を挙げた。また、Cowxら（1998）は河川および氾濫原の生息域として表6・1・2を示している。この表では、可児と同様に本川に瀬、淵、河岸が挙げられているほか、緩流域や止水域を構成する下流にのみ開口した側流や中州や寄り州も重要なハビタットとして挙げられている。さらに、氾濫原については、洪水の規模に応じて本川と連結するいくつかの異なる標高に存在する『タマリ』や湿地が挙げられている。

図6・1・3は、1973年頃の城北ワンド群周辺の景観を示しているが、当時のいくつかの写真や横断図、3.1で示した水位資料より次のような生息域が存在したものと考えられる。（1）本川は流水性であり、しかも蛇行しており淵と瀬が存在した。流れがあるため縦断方向に水面勾配が存在し、また、本川水位の時間的変化が大きいので浸透流が本流とワンドやタマリ、一時的水域との間で発生しやすい。（2）ワンド群は水深や面積、本川との連結状態が異なり、生息環境が微妙に異なる止水域や緩流

表6・1・2 河川と氾濫原に連続する生息域（Cowx：1998）

水域	
I	本流：淵
	：瀬
	：寄り州
	：中州
	：河岸
II	連続的に流れる側流、あるいは一度分派してまた合流する支流
III	下流端のみで本川に連結する側流
IV	季節により冠水する高水敷上の湖
V	洪水の影響を滅多に受ない高水敷き上の湖
VI	浸透流の浸出により湿潤に維持される後背湿地
VII	洪水の強さに依存してある程度季節的な浸水を生じる草地/低湿地/沖積層低地
VIII	氾濫原の上や周縁にある非冠水地
	通常は氾濫原の機能に直接影響を与える台地、段丘、堤防
陸地	

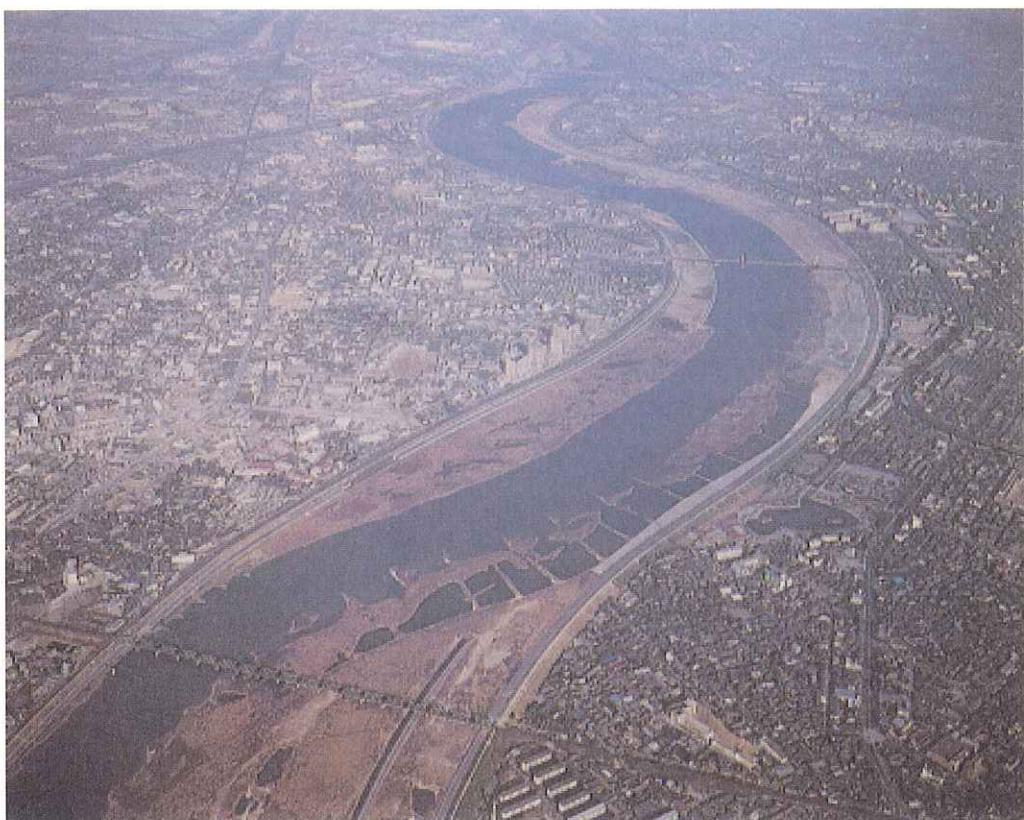


図 6・1・3 1973 年頃の淀川と城北ワンド群、赤川タマリ（淀川河川事務所）

域となる多数のワンドから構成されており、多様な環境を生み出しており、周年や経年の変動に対して生物の選好を許している。(3)本流に突出した水制工により河岸に湾入、浅水域、緩流域が生じ、河岸が複雑化している。(4)流水性と止水性が共存する浅い水域であるワンド群だけでなく、浅い止水性の水域であるタマリ群や一時的水域が生成される窪地が隣接している。(5)洪水時には両堤防間に水流が流れ、城北ワンド群内や赤川砂州に搅乱を生じている等の特徴が挙げられ、表 6・1・2 の生息域のほとんどが存在していることがわかる。これらのことよりワンド群は単なる氾濫原の後背水域の代償として存在したばかりでなく、多様な生息域であった城北地区を構成する重要な要素の一つとして存在していたことを示しており、当時の城北ワンド群と淀川本川が河川周辺の水生生物の生息領域の凝集であったことを示している。

しかし、以上のことは、全て 1980 年代前半以前の、城北ワンド群が正常な機能を有していた頃の話である。現在、構造物としてのワンド群は残されたが、その機能を支えた諸条件は失われ、また、構成要素のいくつかは失われて機能が劣化しているのが現実である。既に、城北ワンド群は保全の対象ではなく、復元の対象となっており、それは施設的なワンドの建設ばかりでなく、本流の流れや水位条件の改善、タマリや一時的水域の建設などを含むものでなくてはならないことがわかる。

## 参考文献

- 綾 史郎・斎藤あづさ・福永康彦・西谷大輔 (1998) : 淀川河道とワンド群の形成と変遷、河道の水理と河川環境に関するシンポジウム論文集, 4, pp. 89-94.
- 河川環境管理財団大阪研究所 (1999) : ワンドの機能と保全・創造、河川環境管理財団大阪研究所.
- 可児藤吉 (1944) : 溪流棲昆虫の生態、日本生物誌、昆虫(上), 研究社.
- 松波由佳・綾 史郎・矢田敏晃 (1998) : 淀川ワンド群の形成・衰退とその生態学的意義、河川技術に関する論文集, 5, pp. 93-98.
- 水野信彦 : 大阪府の川と魚の生態 (1968) : 大阪府下における河川漁業権漁場の実態調査報告書、大阪府水産林務課.
- 宮地伝三郎 (1961) : 桂川と三川合流以後の淀川における水質汚濁が漁業生物に及ぼす影響の実態調査、水産庁漁政部漁業振興課.
- 淀川水系イタセンパラ研究会 (2000) : イタセンパラにとって好ましい河川環境とは、大阪府農林水産部総務室.
- Cowx, I. G. and Welcomme, R. L. (1998) : Rehabilitation of rivers for fish, Fishing News Books, p. 47.

### 6.1.2 近年のワンドとワンドの復元

建設省（現・国土交通省）によって多自然型川づくりが提唱され始めて以降（1990年～），河川改修時にワンドを造成したり水制工を設置する例が増加した。このうち，まずワンドについては次のように分類される。

- ① かつてその場所に存在したものと復元するもの
- ② それまで（歴史上）存在しなかった場所に全く新たに造成するもの

①は流水や土砂の条件が変質したことにより失われたワンドの環境を取り戻す試みであり，一方，②はその場所の環境の改善を目指して新たに造成するものや，淀川の平成ワンドのように河川改修に伴い消滅させられるワンドの補償として造成されるものなどが挙げられる。

これに対して水制工の場合，主として護岸や水路維持を目的として設置するが，同時に環境改善も期待するものが大半である。しかし，中にはワンド②と同様に新たな環境の創出を当初から目指したものもあり，この場合使用される材料や工法からみて水制工として分類されるが，発揮されるべき機能や期待される将来像としてはワンドに極めて近い。淀川水系においても平成ワンドの例

のように，ここ数年のうちに造成されたワンド・水制工は数多いが，このうち湛水域のワンドについては既に文献（財団法人河川環境管理財団，1999）にまとめられているので，ここでは流水域に復元・新設されたワンド・水制工についてみるととする。なお，以下の(1)～(4)に述べるワンドと水制工の位置図を図6・1・4に示す。

#### (1) 淀川本川（枚方大橋～三川合流部）のワンド

この区間に近年整備されたワンドとしては，牧野の復元ワンドと楠葉の復元ワンドが挙げられる。

牧野の復元ワンド（枚方市下島）は河口より30.8km付近の左岸に位置する（図6・1・4参照）。もともとこの場所には5連のワンド群が存在したが，本川の河床低下に伴い昭和60年頃には全て消滅してしまった。復元ワンドはビオトープの創出を目的とし，高水敷に存在したかつてのワンドの名残である窪地を利用して2002～3年にかけて造成された。形状はこの場所に以前存在した10号ワンドの一部と類似しているが，当時との大きな違いとして本川へ3箇所の開口部を有している。図6・1・5にその平面図を，また図6・1・6～6・1・9に現地の状況を示す。

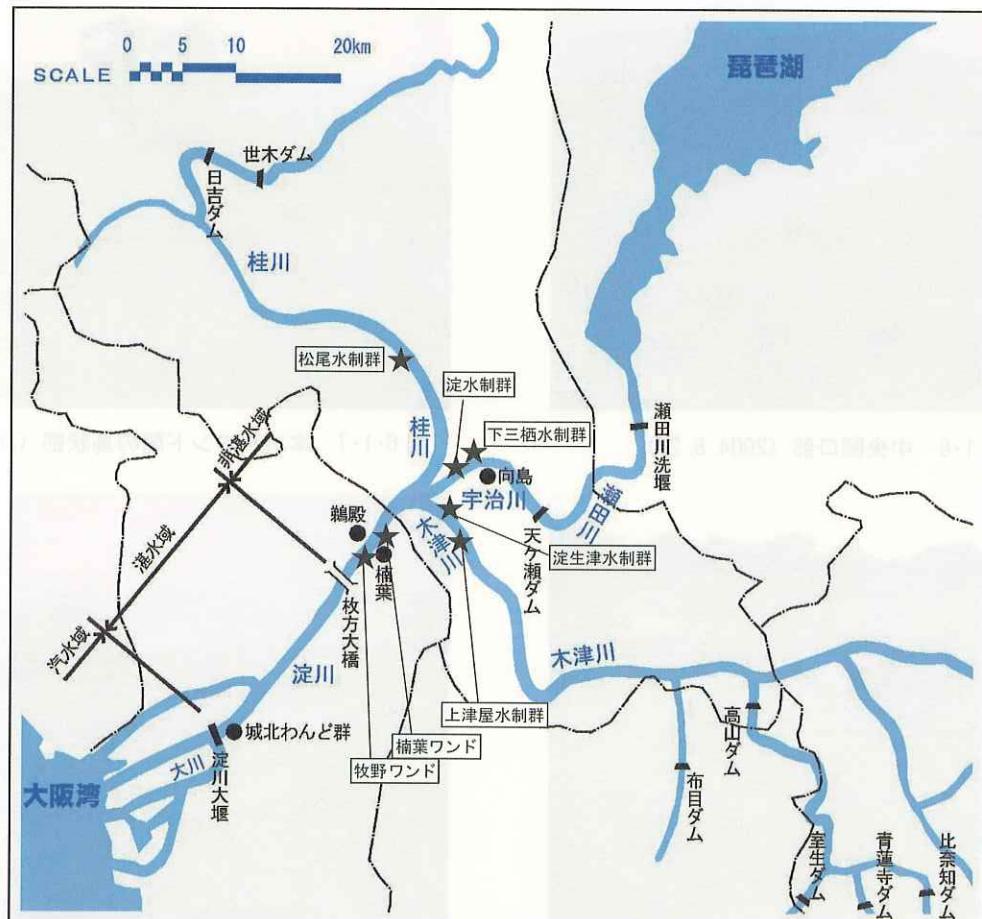


図6・1・4 淀川水系における流水域ワンド・水制工の位置図

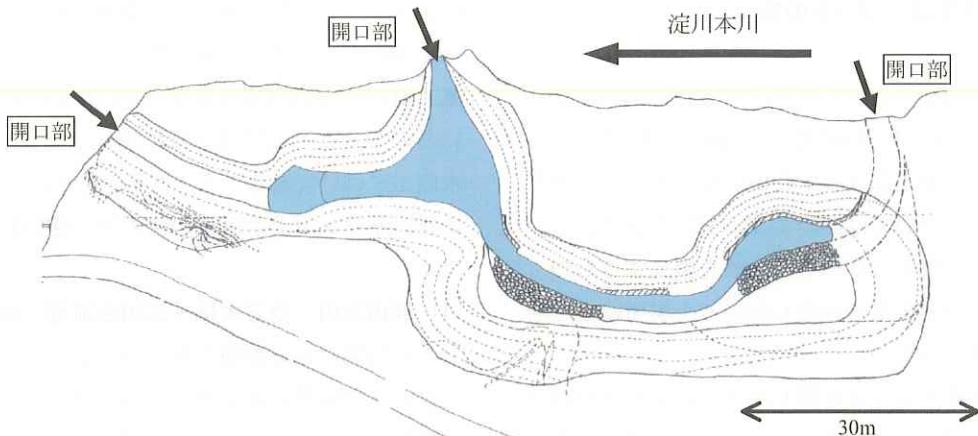


図 6・1・5 牧野復元ワンドの平面図

設計時の本川の計画水位は、OP+4.0m（低水位と渴水位との平均）としている。図6・1・5、図6・1・6および6・1・9に示された上流側および中央部の2カ所の開口部については、敷高はOP+3.0mで本川の主流方向とは直角に近い角度で接続されている。最下流の1カ所については、敷高はOP+4.5m、底幅約5mの水路状で穂谷川の河口部に接続されている。したがって上流側2カ所の開口部によってほぼ通年にわたって本川とワンドとは繋がっ

ているが、最下流部については通常は本川と繋がらない。このような設計としたのは、本川との接続はさせるものの、本川からの流水による攪乱を直接受けることを避けたものと考えられる。計画水位時におけるワンド内の最大水深は1mと小さく、洪水時を除いてワンド内の流れはほとんどない。これは上述した開口部の設計条件の影響が大きい。なお、洪水時においても周辺地盤がOP+8～10mと高いため全体が水没することはほとんどなく、



図 6・1・6 中央開口部 (2004. 8. 27)



図 6・1・7 本川～ワンド間の島状部 (2004. 8. 27)



図 6・1・8 上流部 (2004. 8. 27)



図 6・1・9 上流側開口部 (2004. 8. 27)

開口部によってしか水の出入りは存在せず、この時にはワンド内を上流から下流へ向かう流れが生じる。

楠葉の復元ワンド（枚方市楠葉）は淀川 33.3 ~ 33.4km にかけての左岸に位置する 2 連のワンドであるが（図6・1・4参照）、これについては 6.2.3 および 6.3.2 で詳しく取り上げる。

## （2）宇治川の水制工

宇治川には京都市伏見区内の 2 カ所に水制群が設置されている（図6・1・4 参照）。

淀川河口より 40.0km から 40.7km にかけての右岸側（伏見区向島又兵衛）に 6 基の水制が設置されている（図 6・1・10 ~ 6・1・13）。これらの水制群は 1995 年から 1997 年にかけて設置された。6 基の水制のうち上流側の 3 基が設置されている区間の対岸には、巨椋池および久御山の両排水機場があり、そこからの排水時に起こる偏流に対する護岸工の付帯構造物として設置されたものと考えられる。これらの水制はいずれも石張で、低水路河岸から直角ないしやや下流側へ向けて出されている。水制長は約 8m で、設置間隔は一定ではなく、上流側から順

に 120m, 105m, 305m, 125m および 60m である。第 3 ~ 第 4 水制間の 305m はそれ以外の区間に比して 3 倍近く大きく、したがって 3 基ずつ 2 群の水制群ととらえるのが妥当であろう。これより計算される水制域のアスペクト比は 15（第 5 ~ 第 6 間のみ 7.5）とかなり大きい。直角水制の場合、1 本の水制が下流側へ影響を及ぼす長さは水制長の 14.5 倍と言われており、このことからこれらの水制群は、いわゆる群として機能するほぼ上限に近い値と言える。天端は基部から先端に向かって 1/10 の勾配がついており、その高さは水制先端において豊水位 +30cm 程度、基部で豊水位 +1m 程度である。この区間の流量は上流約 13km の天ヶ瀬ダムからの放流量によりコントロールされているが、これらの天端の条件は水制が年 30 ~ 60 日程度完全に水没するものである。したがって、通常は非越流であるが、主としてダムからの放流時に越流する頻度が高くなる。水制域の水深は平水時にはかなり浅く、一部は底面が干潟状に露出しており、鳥類にとって給餌の好適地となっている。

もう 1 箇所の水制群は、淀川河口より 42.8km 付近の右岸側（伏見区横大路下三栖）に設置されている。この



図 6・1・10 第 1 および第 2 水制（2004. 8. 7）



図 6・1・11 第 2 および第 3 水制（2004. 8. 7）

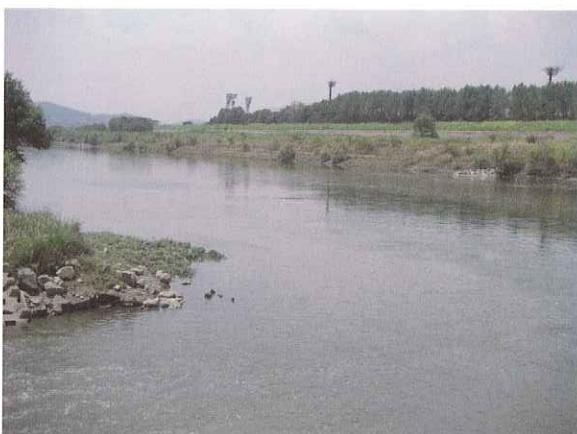


図 6・1・12 第 3 および第 4 水制（2004. 8. 7）



図 6・1・13 第 3 水制上流の干潟（2004. 8. 7）

詳細については 6.2.2 で取り上げる。

### (3) 木津川の水制工

三川合流部より 3.1km から 3.3km の右岸側（伏見区淀生津町）に 6 基の水制群が設置されている（図6・1・4 参照）。水制群の設置状況を図6・1・14～6・1・17 に示す。この部分は低水路が大きく蛇行して堤防近くにまで接近しており、堤防法尻が流水によって直接洗われている。したがって水制群は、護岸としての役割と、水はねの効果を発揮して低水路法線を整正することを期待して 2002 年に設置された。最上流部に設置された水制は、自然石を詰めた袋体工を積み上げた長さ 25m、基部における幅が 25m の巨大なものであるが、それ以外の 5 基は長さ 8～10m、基部における天端幅が 5m の石積（捨石）水制である。第 1 水制が他の水制に比して大型でかつ異なった構造を採用しているのは、設置位置が低水路の屈曲部にあたり、上流からの流れを正面から受ける場所に相当するためと思われる。水制の設置間隔は第 1～第 2 水制間が 65m、その他は 40m であり、第 2 水制より下流の水制域はアスペクト比 4～5 である。水制の設置角度

は第 2～6 水制については上向き 10° となっている。水制の天端高は、第 1 水制は平水位 +2.2～2.5m、その他の水制が基部で平水位 +1m 程度であり、この地点の位況からすれば、第 1 水制は年 2～3 日程度、その他の水制でも年 10 日あまりしか水没せず、通常は非越流型の水制である。流況としては、第 1 水制による水はねの効果は大きいものの、第 2～第 3 水制間までは上流からの流れが直接侵入している。しかしながら、第 3 水制より下流では流れは河道中央へ追いやられ、その結果水制域には循環流が生じている。最下流の第 6 水制の下流側は堆積が進んでおり、さらに下流側の砂州と連続している。

一方、三川合流部より 6.2km 付近の左岸側（八幡市上津屋）に 3 基の水制群が設置されている（図6・1・4 参照）。水制群の設置状況を図6・1・18～6・1・21 に示す。これらの水制は、木津川の砂河川としての原風景再生を目指した「木津川水辺プラザづくり」の一環として設置されたものであり、具体的な設置目的として、水はねと速度低減機能の発揮を利用し、その結果として砂州の維持と水衝部の河岸防御が期待されている。これらの機能を発揮する構造で、かつ設置場所に隣接する木橋との景観調和



図 6・1・14 第 1 水制 (2004. 8. 27)

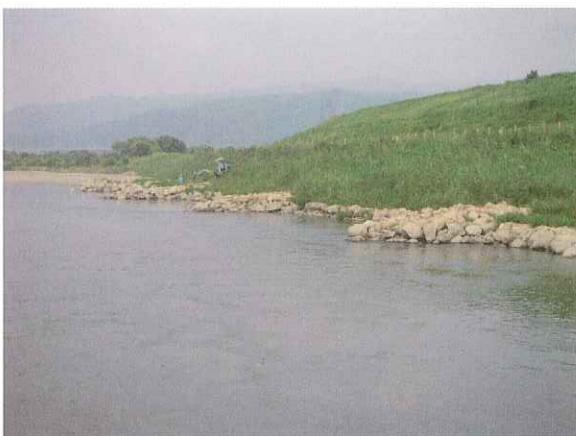


図 6・1・15 第 2～第 5 水制 (2004. 8. 27)

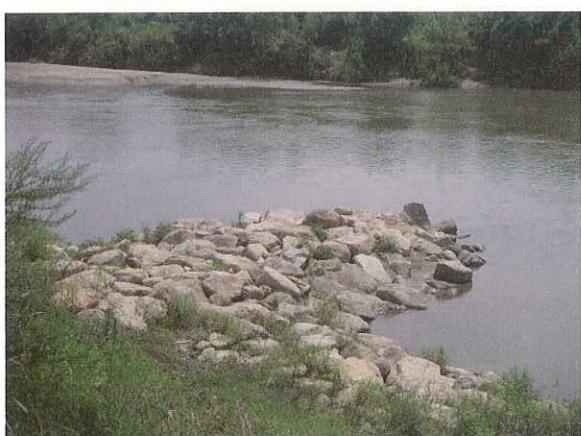


図 6・1・16 第 5 水制近景 (2004. 8. 27)



図 6・1・17 第 6 水制とその下流の砂州 (2004. 8. 27)

を考慮して、木材による杭出し水制が採用されている。水制工の長さは上流側より 16m, 24m および 32m で、これらの設置間隔は 25m、また設置角度は上向き 5° となっている。杭の配列は縦断方向に 1m ピッチで 4 本、横断方向も同様に 1m ピッチとして格子状配列となっている。水制の天端高は先端部で平水位程度、基部で平均年最大流量における水深の 1/2 ~ 1/3 程度、天端勾配は基部から先端方向に 1/100 とされており、したがって比較的頻繁に越流状態となる。2003 年に設置されて以降、周辺部では順調に堆積が進んでいるが、杭には出水時の流木やゴミ等が多数引っかかっており、これは杭型水制を採用する際の最大の難点と言える。この箇所にはこの他にも、撤去後の鉄塔基礎を利用した木工沈床や袋体を使用した瀬替工（仮設）など、多様な地形を生み出すためのアクセントとなるものが種々設置されている。

#### (4) 桂川の水制工

桂川では、三川合流部より 15.3km から 15.6km にかけての右岸側（京都市西京区松尾）に 14 基の水制群が設置されている（図6・1・4 参照）。水制群の設置状況を図

6・1・22 ~ 6・1・25 に示す。この区間は湾曲部であり、また住宅地が堤防の際にまで迫っているため、治水上の重要度が高い。これらの水制群はこの湾曲部の水衝部における護岸の付帯構造物として 1993 年から 1997 年にかけて設置された。水制は石張であり、長さについては設置位置によって 5m から 20m のバリエーションを有しているが、それらの設置間隔は 25 ~ 30m とほぼ均一である。湾曲部に設けられた水制であることから設置角度はやや上向き (15°) とされている。水制の天端は基部から先端に向かって 1/20 の勾配がつけられており、その高さは基部において平均年最大水位程度に相当する。したがって、水制全体が水没することはほとんどなく、非越流型の水制と言える。流況としては、流れはまず第 1 水制およびその上流の捨石に激しく当たり、それらによる水はね効果のために対岸の方へ追いやられる。第 2 水制の対岸付近で折り返した流れは再度第 3 ~ 第 4 水制へと向かうが、水制群の水はね効果により徐々に整正され、第 5 水制以降では低水路中央部を流れる。循環流は、第 3 ~ 第 4 水制間、および第 4 ~ 第 5 水制間でみられるが、それ以外ではありません。これは、第 3 水制より



図 6・1・18 水制工全景 (2004. 4. 3)



図 6・1・19 水制域への堆積状況 (2004. 4. 3)



図 6・1・20 出水後の第 3 水制 (2004. 6. 24)



図 6・1・21 水制にかかった流木等 (2004. 6. 24)

上流では上述した主流の偏流によって循環流を誘発するせん断層の発達が不十分であること、また第5水制より下流では水制長が長くアスペクト比が1.5程度と小さいため循環流の速度が小さいこと、がそれぞれ考えられる。

以上のように、淀川水系の流水域で近年新設された水制工については幾つかの種類がみられる。大まかな分類としては、河道の湾曲や低水路の蛇行による水衝部である木津川・淀生津や桂川・松尾に対しては非越流型の不透過水制が採用されているが、同様に護岸の目的ではあっても高水敷を有し比較的余裕のある宇治川・向島や横大路下三栖では越流を許容するタイプとなっている。また、木津川水辺プラザにおける杭型水制は、水辺の再生や景観調和を目指した一種の新しい現地実験とみなすこともできる。これらの水制や淀川本川で復元されたワンドは、6.2で考察するように、水域に対しては当然のことであるが、周辺の陸域に対しても洪水時の流況や土砂の動きを通じて影響を及ぼしており、魚類・貝類の保

護や回帰、植生の繁茂、ひいては生態系の保全や回復に効果を発揮し始めている例もみられる。しかしながら、その大半は造成からの日がまだ浅いこともあり、それらの環境保全・復元の効果を最終的に評価するには至っていない。今後、これらのワンドや水制工の成果を他へ応用するためにも、ここで採用されている構造や工法のどのような点が好ましい環境を生み出す誘因となっているのかを精査する必要があろう。また、現地においては引き続きモニタリングを行い、その場の環境がどのような変遷を辿っているのかを把握しておくことが、最終的な評価と合わせて順応的管理の観点からも不可欠である。

#### 参考文献

河川環境管理財団大阪研究所（1999）：わんどの機能と保全・創造～豊かな河川環境を目指して～, pp. 79-83, pp. 145-150.



図 6・1・22 松尾水制群（上流部）(2004. 8. 28)



図 6・1・23 松尾水制群（中・下流部）(2004. 8. 28)



図 6・1・24 第5水制近景（2004. 8. 28）



図 6・1・25 第6および第7水制（2004. 8. 28）

## 6.2 ワンドおよび水制域の環境水理

### 6.2.1 河川環境の保全・復元に向けたワンドおよび水制工の活用

#### (1) ワンドおよび水制工の役割

平成9年に河川法が改正され、従来の治水・利水に加えて河川環境の整備と保全が河川整備の目的として法的に位置づけられた。一口に河川環境の整備と保全と言つても、そこには生態系、河川景観、水質、アメニティ等、様々な要素が挙げられる。しかしながら、「河川」環境というカテゴリーで考えた場合、これらの要素はいずれも流水と土砂が織りなす河川地形を基盤としており、河川が環境面における機能を正常に維持し、ないしはより一層効果的に發揮させるためには、流水・土砂の動きを適切に管理し、または可能な限り積極的に誘導することが重要である。

生態系の保全のためには多様性がキーワードの1つとなってくる。河川には、瀬や淵、砂州と河原のような地形的多様性、平水と洪水、流水域と止水域といった流水的多様性、そしてそれらが組み合わさることによって生み出される多様な生息空間を利用した様々な生物相が存在する。しかしながら、高度経済成長期に推し進められた河川改修は、河川管理の容易さから地形を単純化し、一方で水量・水位を制御下に置くことを念頭に進められたと言っても過言ではない。この結果、単調で固定化された河川の景観が生み出されてしまった。

この間の河川改修により失われた特に重要なものの1つに、多様な水際地形が挙げられる。ワンドやタマリに代表される水際線の出入りや局所的な深まりは、普段は止水域であるが、洪水時には副流路となるなどして本川同様の流水域となり、またその際に水塊や底質の更新を受ける。このような搅乱を頻繁に受けることによって多様な生態系が維持されてきた訳であるが、河道の複断面化により水際線は単調となり、横断方向の比高も低水路・高水敷で明確に区分されてしまった。かつて存在した多様な水際地形は、止水性の魚類や貝類、水際植物等本来河川に固有の生物にとって貴重な生息域であり、その復元は積極的に図られるべきである。たとえば、淀川水系河川整備計画基礎案（2004）には「水辺にワンドやタマリが数多く存在し、水位の変動によって冠水・搅乱される区域が広範囲に存在し、変化に富んだ地形と固有種を含む多様な生態系が形成されていた頃の河川環境を目標として」、「生物の生息・生育環境に大切な水陸移行帯等良好な水辺の保全・再生を図るために、水際の改善を行う」

ことが謳われている。そこで、水際地形の改善、良好な水陸移行帯の創出を目指して、ワンドや水制工を活用することが考えられる。

山本（1996）によれば、水理構造物としての水制が流水に及ぼす作用としては、

- ・ 流速の低減
- ・ 流向の変化（いわゆる水はね効果）

の2つであり、この2つの作用を利用して、

- a. 流水の流向制御
- b. 河岸近傍の洗掘防止
- c. 水制域への土砂堆積
- d. 上流側への水位のせき上げ

の機能を発揮させることを目的とする。これらの機能を踏まえた上で、今日、水制を設置する際の目的としては以下の6つに分類できるとしている。

- ① 河岸侵食や護岸破損の防止
- ② 低水路法線形の整正・修正
- ③ 航路建設・維持
- ④ 取水のための導水や流量確保
- ⑤ 景観の改善
- ⑥ 生態系の保全・復元

水制の設置にあたっては、それぞれの目的に応じて必要とされる機能をできるだけ発揮しやすい構造形式や材料を用いるべきである。

#### (2) 水制工の機能による分類

わが国で古来より用いられてきた護岸・水制に類する工法には様々なものがある。表6・2・1はそれらを一覧したものであるが、一口に水制と言っても構造形式や用いられる材料によってさらに細分類が可能である。それぞれの水制形式に関する詳細な解説は他書に譲るが、重要な点は河床の勾配や流況の変動などのいわゆる河相によって採用される形式がある程度限定されてきたことである。表6・2・2は河床勾配と水制の形式の関係についてまとめたものである。それによれば、勾配が1/500以上の急流部では聖牛やコンクリート・ブロック水制の使用例が多いが、勾配が緩くなるにつれて枠類、沈床工や出し水制が多く採用されていることがわかる。

一方、先述した水制の4つの機能a.～d.について、形式ごとの有利・不利を整理したものが表6・2・3である。ただし、ここで念頭に置いているのは主として中・下流域に設置される出し水制であり、分類の簡単化のために、その形式は透過（杭出し水制等）と不透過（土出し水制、石張水制等）の2種としている。また、機能の発揮に最も影響する流況の条件を加え、それぞれ越流を許容する

表 6・2・1 伝統的河川工法に見る護岸・水制工の種類（富野, 2002 を整理）

工種	例
土台工	一本土台, 梯子土台, 片梯子土台 等
根固工	詰杭, 杭柵, 板柵, しがら(み) 等
法覆工	法柵, 柳枝, 蛇籠, 蒲団籠, 羽口工 等
枠類	牛枠, 猪子, 合掌枠, 沈枠, 片枠 等
沈床	捨石, 粗朶沈床, 木工沈床 等
牛類	聖牛, 川倉, 越中三叉, 菱牛, 棚牛 等
水制	杭出し, 柵, 籠, 枠, 牛, 石張, 土出 等

表 6・2・2 河床勾配と水制工の種類の関係（秋草ほか, 1960 を改変）

河床勾配	1/50～1/500 (概ねセグメント1)	1/500～1/5000 (概ねセグメント2)	1/5000～ (セグメント3)
聖牛	24	3	0
ブロック(ポスト, 四基構等含む)	27	7	0
三角枠	5	0	0
土出し	16	4	0
牛類(棚牛, 川倉等)	4	4	0
合掌枠	2	19	0
沈床(ケレップ含む)	1	34	0
杭出し	11	80	8

か否かの 2 種に分けて整理している。なお、表 6・2・2 に示したように上流部に使用される聖牛やブロック水制などは透過型であるが、これらの機能は別途検討する必要があることを念のため強調しておく。表の見方としては、たとえば流水の流向制御(いわゆる水はね)を目指す場合、不透過水制は非越流の状態ではこの目的に最も適った機能を有し、越流状態となつても流向制御の作用を及ぼしある程度の機能の發揮は期待できる。しかしながら透過水制の場合、非越流・越流の状態にかかわらず水はね効果は不透過水制に比べて著しく小さい。一方、河岸近傍の洗掘防止を目指す場合、不透過水制は一般にその周辺部に局所洗掘を生じることが知られており、特に越流時には先端部や後流域に極端な深掘れを生じる恐れがある。これに対して透過水制の場合、水制内部や周辺部に流速低減の作用を及ぼすので、不透過水制に比べて洗掘は生じにくいものと考えられる。問題となるのは、水

制域への土砂堆積であり、この点については表中にも示したようによくわかっていない。上述の流速低減作用との関連で、堆積を誘導するには透過水制の方が有利との考え方もある(室田, 1986)が、浮遊砂やウォッシュロード成分を捕捉するためには、水制の背後域などに停滞域を形成する不透過水制が適しているとの説もある(安芸, 1980)。

### (3) 水制域への土砂堆積に関する実験

水制域への土砂堆積に関して、水制群を有する移動床水路による実験を行い、水制の透過形式による河床地形の変形パターンの違いについて検討した。検討対象とした水制は出し水制であり、不透過型のケースでは厚さ 15mm、長さ 146mm の板を水路側面から直角に出した。一方、透過型のケースでは直径 6mm の円柱を中心距離 12mm の間隔で 12 本水路側面から直角方向に並べた。

表 6・2・3 水制工の種類による機能の満足度

水制の機能	透過水制		不透過水制	
	非越流	越流許容	非越流	越流許容
a. 流水の流向制御	△	△	◎	○
b. 河岸近傍の洗掘防止	◎	○	○	△
c. 水制域への土砂堆積	不明の点が大きい			
d. 上流側への水位のかさ上げ	○	△	◎	○

凡例 ◎：期待できる、○：ある程度期待できる、△：場合によっては期待できる

水路の幅は 1m であり、上述の水制模型を 60cm の間隔で水路の両側に設置した。水深は非越流状態のみを検討対象とした。河床材料は平均粒径 0.14mm の珪砂 8 号であり、水理条件より決まる掃流力と限界掃流力の比は 0.77 である。その他の実験条件や方法等の詳細については文献を参照されたい (Khaleduzzaman, 2004)。

図6・2・1 は第 1 水制から第 4 水制にかけての最終河床形状を示したものである。なお、図は右岸側の水制域についてのみ示している。図より、不透過型の場合、水制の上流側と先端部に顕著な洗掘域が形成される。水制域には側壁沿いの僅かな部分に堆積域が形成されているが変化量は小さく、主流部寄りの部分はむしろ低下傾向である。これに対して透過型の場合、水制の設置箇所自体は洗掘されているが、そのすぐ後流部に堆積域が形成さ

れており、水制域全体としても若干の上昇が認められる。

以上の結果を流れの構造との関連で考察すると、不透過水制の場合、水制周辺部の局所流により水制前面および先端から持ち出された土砂は、主に水はね効果に伴って主流部へと向かう流れとともに移動するため、水制域へ巻き込まれて戻り堆積する量は少ない。一方、透過水制の場合、杭間を通過する際に局所的に加速される流れにより杭周辺部の土砂が持ち去られるが、直下流で杭の粗度効果により減速された周辺流体と混合し流速は急減するため土砂も停止し、不透過水制とは対照的に水制域から外へと持ち出される量は少ない。以上の実験結果からは、透過水制の方が水制域への土砂堆積を促進するとの結論が導かれる。しかしながら、今回の実験では浮遊砂を考慮しておらず、加えて越流状態を検討対象として

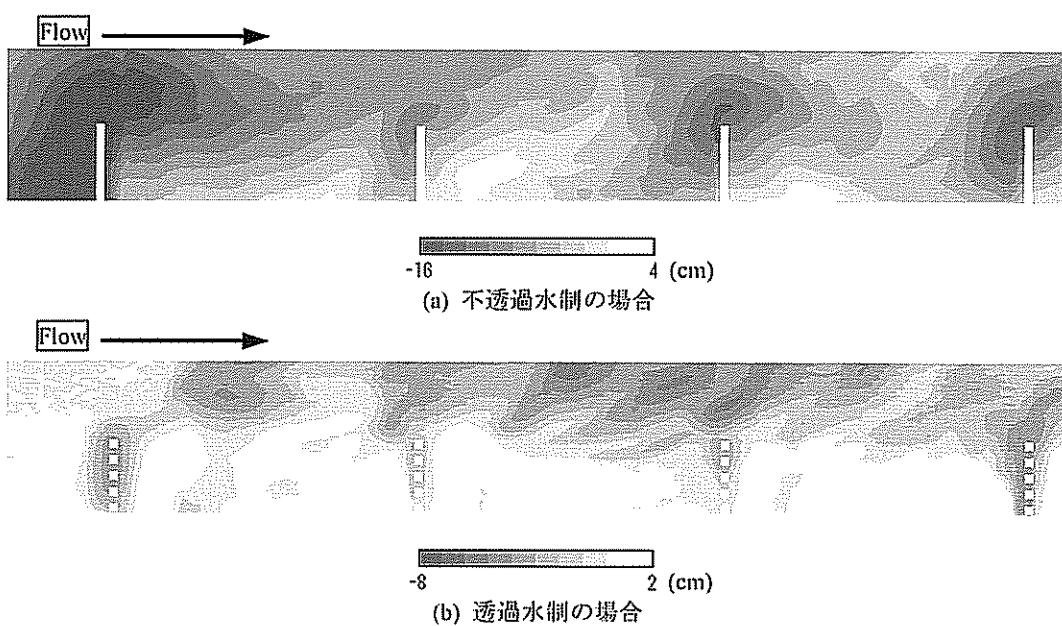


図 6・2・1 移動床実験における水制周辺部の最終河床形状

いない。これらの要素が結論を逆転させる可能性は十分考えられることに加えて、実際の河川では水制域に堆積する土砂の大半は洪水時にもたらされる浮遊砂であるとの報告もあり（崇田ほか、1996）、今後さらなる検討を要する。

#### (4) 水制工の設置指針

生態系の保全・復元を目的として水制を設置することを考える場合、水制に發揮させたい機能は主として水制域への土砂堆積であり、場合によっては流水の流向制御や上流側への水位のせき上げも関係する。このように多くの機能を同時に満足させが必要とされることが、目的と機能が比較的単純に結びつけられる他の場合と違って、水制形式の選定や構造設計を困難にしている。いずれにせよ、その場で保全・復元したい生態系とはどのようなものであるかを精査し、そのためにその場に必要な流水や土砂動態とはどのようなものであるか明確にすることがまず肝要である。

一方で、水制がその形式や構造によってどのような機能を発揮しやすいのか、そのような機能が設置予定場所の流水や土砂の条件の下で発揮できるのかを把握しておくことは重要である。その際、同一の形式・構造であっても非越流・越流の条件によって流水に対する作用は全く異なることから、水深の条件について通常起こり得る状況をきちんとカバーしておくことが特に重要である。

また、設置後には、設計時の想定と現実との乖離に応じて適宜手直しをする必要があろう。これは、水制工が

本来有する柔軟性・屈撓性の裏返しとも言える面であるが、水制工を採用した場合には維持管理や手直しを厭わないことが求められるのは、先人によって指摘されているところである。このことは、生態系の保全・復元を目的とした場合には特に重要であり、したがって設置後のモニタリングが不可欠であることは言を待たない。

#### 参考文献

- 安芸皎一（1980）：河川工学（第2版），共立全書14，共立図書，p. 179.
- 秋草 熟・吉川秀夫・坂上義次郎・芦田和男・土屋昭彦（1960）：水制に関する研究，土木研究所報告，107（6）。
- 国土交通省近畿地方整備局（2004）：淀川水系河川整備計画基礎案，pp. 19-20.
- 富野 章（2002）：日本の伝統的河川工法 [I]，信山社 サイテック，pp. 17-19.
- 崇田徳彦・清水康行・板倉忠興（1996）：出水による水制周辺の流度分布及び河床変化について，水工学論文集，40，pp. 799-804.
- 室田 明（1986）：河川工学，技報堂出版，p. 293.
- 山本晃一（1996）：日本の水制，山海堂，pp. 393-395.
- Khaleduzzaman, A. T. M. (2004) : Experimental Study on River Course Stabilization and Restoration by Using Groin-Like Structures, 京都大学修士論文.

## 6.2.2 宇治川下三栖水制域における流れと河床変動

宇治川下三栖水制群は宇治川（淀川）42.7kmから42.8kmにかけての右岸に位置する4基の石張水制である（図6・1・4参照）。この区間は、図6・2・2に示すように緩やかな彎曲部に続く幅約50mの直線部であり、天端長さ10mの水制が40mの間隔で低水路右岸沿いに直角に設置されている（図6・2・3）。水制が設置された区間の流量と水位は、上流約10kmに位置する天ヶ瀬ダムからの放流量によってコントロールされているが、水制は主としてダムからの放流時に水没し、その期間は年間30～60日程度に及ぶ。これらの水制群は、道路橋脚の新設に伴う護岸の付帯工事として1999年3月に設置されたが、これにより水制周辺部特有の複雑な流況が観察されており、設置後数年を経て一部には土砂の堆積も進んでいるようである。今回、LSPIVおよびADCPによる流況観測

を行い、平水時と洪水時の比較を行うとともに、河床や河岸等に堆積した土砂の調査を合わせて行い、水制周辺部の土砂の動きと流れの構造の関連について検討した。なお、座標の定義と水制の位置関係を図6・2・4に示す。

### （1）LSPIVによる表面流況観測

#### a. 計測方法および観測条件

PIV（粒子像速度計測法）とは、トレーサ粒子等で可視化した流れ場の可視化画像からデジタル画像処理技術によって速度の計測を行う方法である。実際の河川や沿岸域などを対象とする場合、可視化領域が数十～数百mとかなり大きくなる他、照明に専ら自然光しか期待できない、特別のカメラ架台や標定が必要となるなど、室内実験におけるPIVとはかなり異なった技術的な要件が満たされねばならず、Large-Scale PIV (LSPIV) と呼んで区別している。

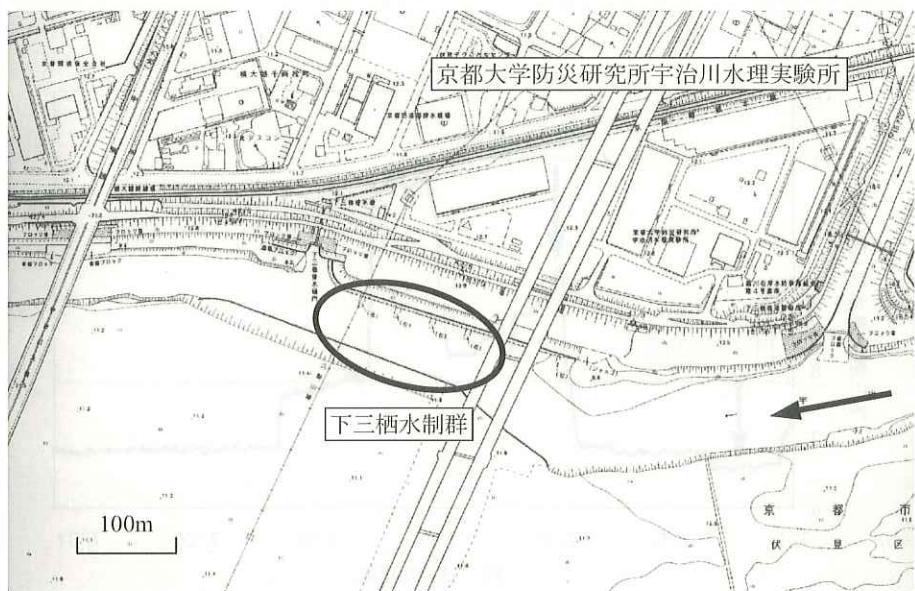


図6・2・2 宇治川下三栖水制群位置図



図6・2・3 宇治川下三栖水制群  
(右前方の気象観測鉄塔よりビデオを撮影)

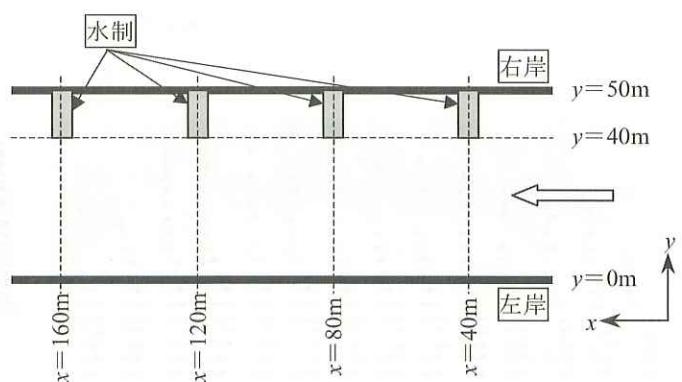


図6・2・4 座標の定義

流れの可視化手法および画像の取得方法は、平水時(2002年7月3日)にはトレーサ(Vフォーム)を用いて表面流況を可視化し、観測地点の北側約100mに隣接する京都大学宇治川水理実験所敷地内の気象観測鉄塔(高さ55m)の高さ28mおよび40mに設置したデジタルビデオカメラにより撮影した。洪水時(2002年7月11日)にはトレーサを散布するのが困難であったため、水面の微少な凹凸に伴う反射光の差異を利用したイメージを用いることで解析を行っている。LSPIVの解析アルゴリズム等については文献(Fujitaほか, 1998)を参照されたい。

図6・2・5は2002年7月の観測区間における水位変化を、直近の水位観測地点である向島での記録から換算して示したものである。水制の天端高はOP+7.81mであるが、図に示したように7月10日から20日にかけて水位は天端高を越えており、越流状態となっている。平水時の観測は7月3日に行っており、この時の水位はOP+6.57m、一方、洪水時の観測は7月11日に行い、こ

の時の水位はOP+9.03m、したがって洪水時のかぶり水深は1.22mであった。

### b. 水制域の流速分布

図6・2・6は、第2水制域(第2水制～第3水制間)において15Hzでサンプリングした900枚(60秒間)の画像から算出した平均流速分布である。なお図には、流下方向成分の大きさをセンターで同時に示している。図より平水時には流下方向成分の顕著な主流部とそうではない停滞域との境界が明瞭である。この境界は、水制先端部よりやや離れた位置に形成されており、水面下の水制先端部が表面においても速度分布に影響しているものと考えられる。水制域においては速度は概して非常に小さく、水制の存在によって停滞域が形成されている様子がうかがわれる。これまで複数の実験結果より、非越流時には水制域ほぼ全域を占める大きな循環流の存在が指摘してきたが、ここに示した結果からはそのような明確

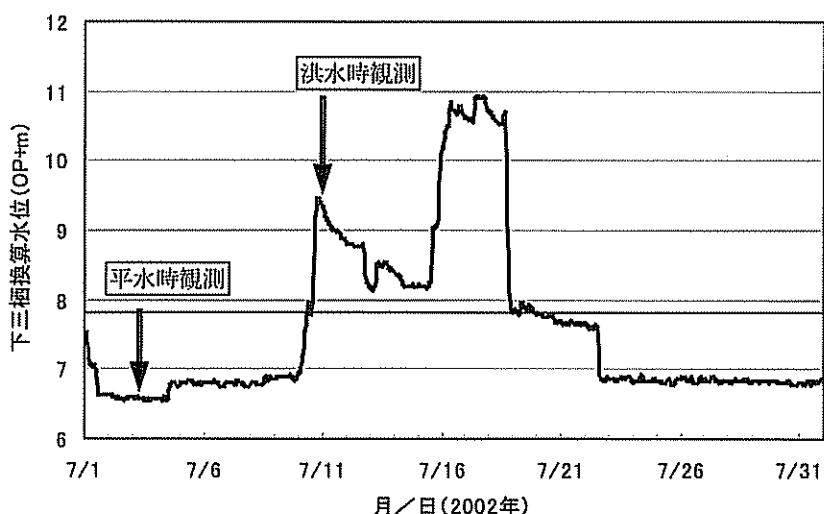


図6・2・5 2002年7月の下三栖地点における水位変化(向島より換算)

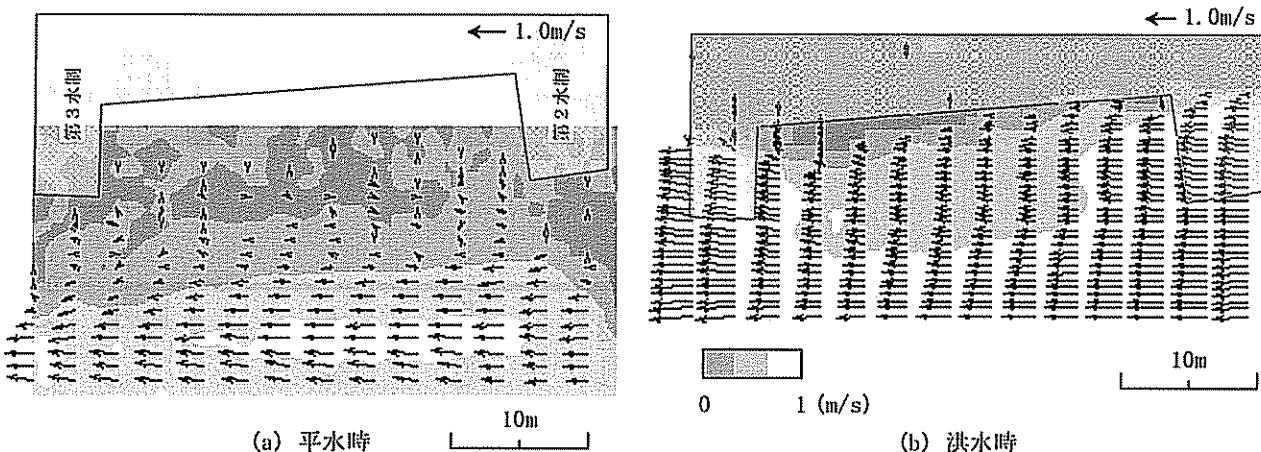


図6・2・6 第2水制域における表面流速分布

な構造がみられない。これは、カメラの俯角の関係で河岸沿いの流れが十分に撮影できなかったことや、トレーサの分布が均一でなかつたことなどが原因として考えられる。一方、洪水時には、ほぼすべての領域において速度ベクトルは流下方向にほぼ平行である。しかしながら水制域内の速度は主流部に対してやや小さく、5~6割程度である。また、流下方向へ進むにしたがって速度低減の率が大きくなると同時に低減範囲が横断方向へ拡大している。このことは、洪水時においても水制が流れに対する阻害要因としてかなりの影響を及ぼしていることを示している。

つぎに、水制の存在によって主流部の流速分布がどのような影響を受けるかを示したのが図6・2・7である。図には複数の測線における主流速の横断分布を平水時と洪水時にについて同時に示している。図中、 $x = 80\text{m}$  が第2水制の位置、 $y = 0\text{m}$  が低水路左岸、 $50\text{m}$  が右岸であり、水制の先端は大体  $y = 40\text{m}$  に位置する（図6・2・4 参照）。また図中の○印は最大流速の発生位置を示している。平水時の場合、低水路の有効幅は左岸から水制先端部までの  $y = 0 \sim 40\text{m}$  とみなされるが、最大流速はそのほぼ中心の  $y = 20\text{m}$  付近で見られる。水制域を含んだ低水路の中央は  $y = 25\text{m}$  付近であるので、水制の存在によって流心は約  $5\text{m}$  左岸側へと追いやられていることとなる。一方、洪水時には、最大流速は  $y = 10\text{m}$  付近で見られ、平水時よりさらに  $10\text{m}$  程度左岸側へと移動している。最大

流速値がこの位置に発生する理由については、上流側の河道地形の影響が考えられるが今のところ明らかではない。いずれにせよ発生位置が平水時とでは異なることは、最大洗掘深の発生箇所と関連するため、河川管理上重要である。

### c. 水制周辺のボイルの特性

洪水時（水制水没時）に観察される水制周辺部に固有の現象としてボイルが挙げられる。すなわち、水制頂部から発生したばく離渦が水面に達して大規模なボイルになるものと考えられるが、本観測ではその様子をかなり安定的に計測することができた。

図6・2・8 は第2水制直下流におけるボイルの発生とその移流の様子を示したものである。上側の図面はビデオ画像のコントラストを強調して示したものであり、下側の図面はPIVによって得られる速度分布から二次元発散を計算したものである。なお、ボイルの発生が最も顕著であった水制直下流の  $20\text{m} \times 20\text{m}$  の範囲を対象としている。可視化結果（強調画像）のうち(a)には、水制直下流に円状の高輝度部分（白色）が明瞭に観察される（図中点線で囲んだ箇所）。この部分は、上昇流が水面に到達したことに伴う水面の盛り上がりによって周囲とは異なった反射を示していると考えられ、ボイルの存在を示唆するものである。この領域は、(b)以降の図面において下流側へと移流している様子がうかがえる。二次元発

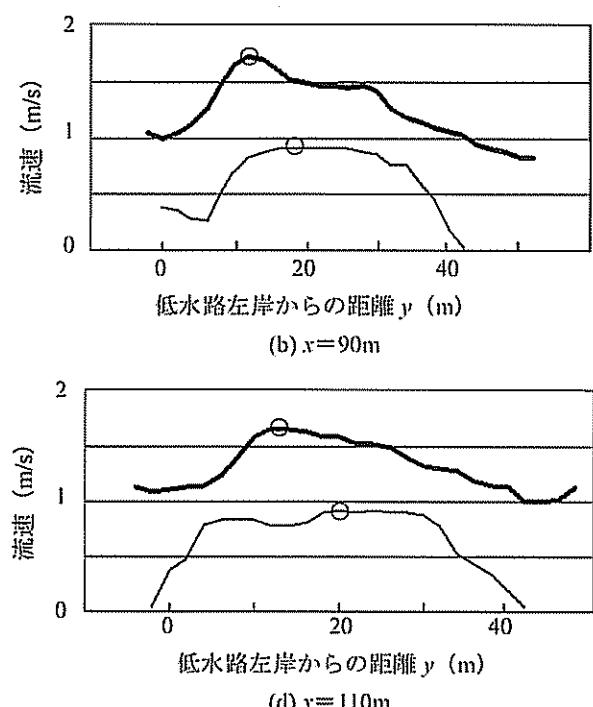
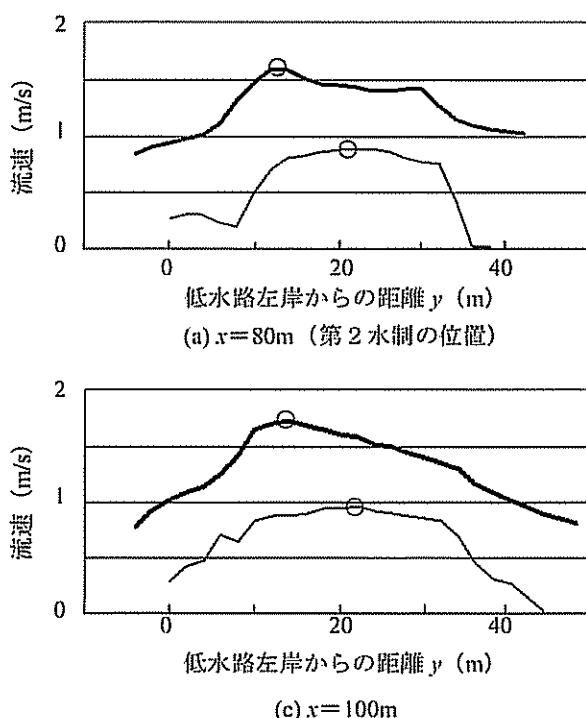


図6・2・7 主要測線上における流下方向流速の横断分布（細線：平水時、太線：洪水時）

散の計算結果を見ると、同じ領域が大きな正值となっていることがわかる。

図6・2・9は、水制とボイルの発生位置の関係について検討するために、図6・2・8と同様の範囲についてしきい値 (+0.5 1/s) 以上の発散値の発生頻度を見たものである。図より、水制先端部から約5m程度下流において正の発散が卓越する領域がみられる。この部分にみられるボイルを水制先端頂部から発生したものと仮定し、図6・2・6より読み取った流下速度（平均流速）約1.2m/s、水制のかぶり水深約1.2mを用いてボイルの上昇速度を計算すると約30cm/sとなる。

以上の結果より、片側に水制群を有する今回の観測区間では、平水時（非越流時）と洪水時（越流時）とでは、水制域のみならず主流部に関するも流況は異なり、水制

群の影響の大きさが示された。以下では、ADCPによる観測結果を示し、水制域の内部の流況に関する詳細な検討を進める。

## (2) ADCPによる流速計測

### a. 計測方法

ADCP（超音波ドップラー多層流向流速計）は1970年代後半から主として海洋観測分野において積極的に活用され、沿岸域から海域までカバーする広汎な適用範囲と得られたデータの信頼度の高さを示し、海流の内部構造などの解明に多大な貢献をしてきた（たとえば、柳、2002）。ADCPは、計測線上の速度分布を瞬時に、しかも速度3成分を同時に計測するという、従来の点計測法にはない大きな利点を有するが、計測原理に関連するハ

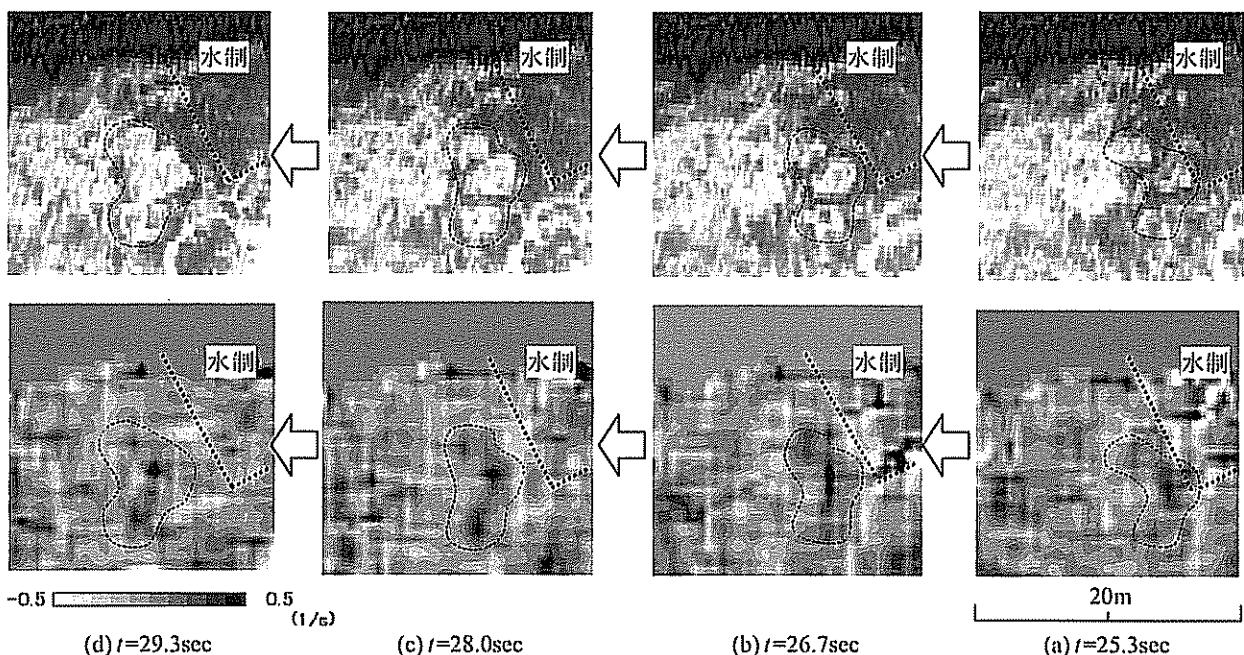


図 6・2・8 大規模ボイルの発生状況（第2水制基部より 20m × 20m の範囲、上：強調画像、下：発散値）

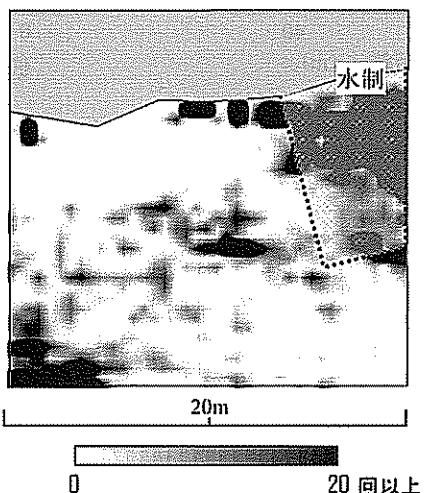


図 6・2・9 発散値 +0.5 (1/s) 以上のボイルの発生位置と頻度（解析対象領域は図 5・5・205 と同じ）

的的な制約から、水深数m程度以下の浅い水域に適用することは長らく困難であった。しかしながらここ数年、そのような水域への適用を可能とする幾つかの新技術が開発され、水深1～数m程度、河道幅10～数十m程度の河川での計測が可能となってきた。

今回の観測で用いたのは、米国R&D社製のワークホースADCP1200センチネルであり、最小層厚1cm、最大層数255層、パルス発信間隔40Hzでの計測が可能である。本観測では、層厚は10cm、20cm、25cmと状況に応じて変化させ、層数は観測対象区間の最大水深をカバーできるよう適宜設定した。ピンギング発信周波数は25Hzとし、20個のデータをアンサンブル平均することで1計測データとした。また、ブランク距離は5cmに設定した。さらに、ボトムトラッキング（対地速度計測）を行うことで観測位置を把握するとともに、DGPSを併用することで位置に関する参照データを得た。

観測方法としては、5馬力の船外機を有する小型アルミボート（長さ3.3m、幅1.3m、定員3人）を用い、ボートの片側舷側にアルミ製の板やパイプを用いた手製の架台によってADCPを取り付けた。観測対象区間としては、4基の水制群を含む流下方向に約200m、横断方向に低水路幅である約60mの領域とした。対象領域においてADCPの航跡を縦断方向に定め、操船経路を往路（流下時）と復路（遡上時）とで主流域では5m以内、水制域では2m以内の間隔で変えながら全領域をカバーするまで移動することで、空間内のあらゆる地点における速度情報を偏りなく得ることを目指した。また、計測時のボートの対地速度は、可能な限り1kt以下となるように操作した。そのような計測を複数回繰り返し、得られたデータを積算することで1データセットとした。以上の処理

は、観測期間中の水理条件がほとんど変化しないという前提のもとで有効であるが、流量・水位については観測中に適宜チェックし有意な変化が認められないことを確認した。船内には発電機を搭載し、ADCPやGPSの他、データ収録用のPCの電源に供した。データ収録にはR&D社によるソフトウェア(WinRiver, Ver. 1.03.000)を用いた。

#### b. 観測条件

図6・2・10は2004年4月から5月にかけての観測区間ににおける水位変化を、直近の水位観測地点である向島での記録から換算して示したものである。5月10日から24日にかけて越流状態となっているが、これは瀬田川洗堰・天ヶ瀬ダムからの放流操作に関連しての水位上昇である。平水時の観測は4月7日に行っており、この時の水位はOP+6.41mである。一方、洪水時の観測は5月22日に行い、この時の水位はOP+11.28mである。水制の天端高は前述のとおりOP+7.81mであるので、洪水時のかぶり水深は3.47mとなっている。

図6・2・11は、平水時(4月7日)に計測した河床形状を、2003年9月18日の計測結果と比較したものである。なお、ここで示した河床位は、計測時に信号が連続して2層以上にわたって戻ってこなくなる位置を河床と見なし、水面からの距離によってOPに換算したものである。図より、両者の河床地形はほぼ同一であることがうかがわれる。この間の水位はOP+6.6m前後でほぼ一定しており、水制を越流するような出水ではなく、したがって河床地形は大きくは変形していないものと予想された。ADCPによる計測結果はこのことを裏付けており、計測の妥当性を示している。

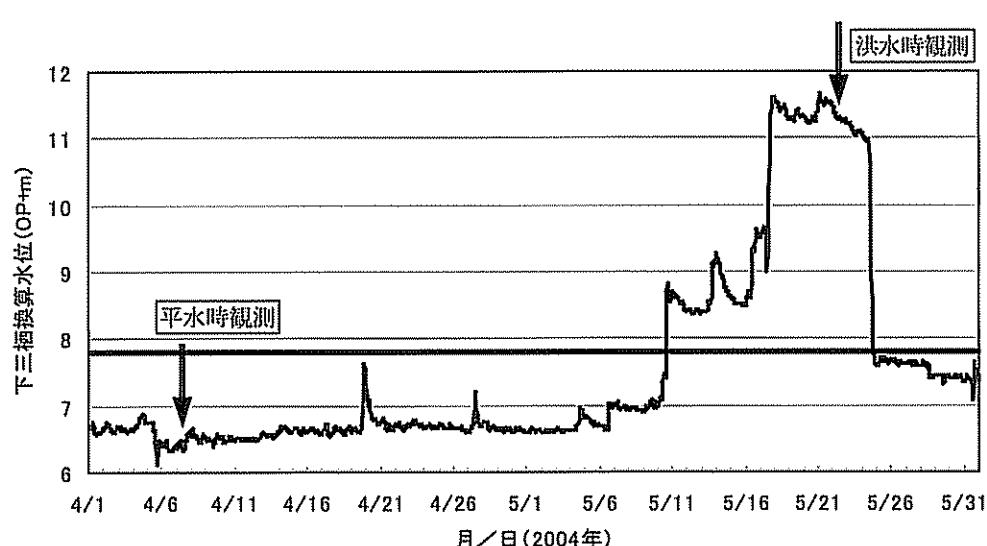


図6・2・10 2004年4～5月の下三栖地点における水位変化（向島より換算）

### c. 水制域の流速分布

図6・2・12は洪水時の流速分布を、また、図6・2・13は平水時の流速分布をそれぞれ代表的な平面について示したものである。なお、これらの図面には同時に主流方向流速をセンターで示している。各図面のうち水面に最も近い平面においては、図6・2・6に示したLSPIVでの観測領域を破線で囲むことにより示している。両手法による計測結果を比較するとほぼ同様の流況を示しており、ADCPによる計測の妥当性を示している。

まず、洪水時の流況（図6・2・12）について水制域に注目すると、水面付近（OP+10.62m）においては第2水制より下流では流れは流下方向にほぼ並行であるが、速度は主流域に比べてやや遅い。水制天端直上（OP+7.87m）では水制の影響がより強く現れ、速度が主流域の半分程度になることに加えて流向もところどころ乱されるようになっている。さらに、水制域の底面付近（OP+5.62m）では、水制域と主流域との間にはっきりした速度の境界が形成され、水制直下流部の速度は特に小さい。しかしながら、ベクトルは一部を除いて基本的に流下方向を向いている。これに対して平水時（図6・2・13）は、水面付近（OP+6.05m）、底面付近（OP+5.55m）いずれの場合でも水制域には時計回りの大きな循環流が形成されており、

洪水時のような鉛直方向の階層構造は見られず、2次元的な流れ場であることがうかがえる。

つぎに、主流部と水制域間の交換機構を見るために横断面内の速度分布を示したものが図6・2・14および6・2・15である。なお、断面内の二次流流速成分をベクトルで、流下方向の流速をセンターで示している。平水時（図6・2・14）について見ると、水制直下流の断面（ $x = 85m$  および  $125m$ ）では流れは全水深にわたって水制域から主流部へ向かっているのに対し、水制直上流の断面（ $x = 115m$  および  $155m$ ）では逆に主流部から水制域へ向かっている。これは、図6・2・13の平面図に示した大きな循環流と整合し、大規模な横断方向への交換機構の存在をうかがわせるものである。また、水制直下流の断面においては、主流部へ向かう流れにより水制域内の低速流体が主流部へ向かって押し出されるような形になっており、水制による水はね効果とそれに伴う後流域の発達が捉えられている。

これに対し、図6・2・15に示した洪水時には、平水時のような横断方向の交換や低速流体の押し出しあはみられない。水制上の断面（ $x = 120m$  および  $160m$ ）では、流れは主流部から水制域へ向かうが、続く断面では水面付近で主流部から水制域へ向かった流れが底付近で主流部

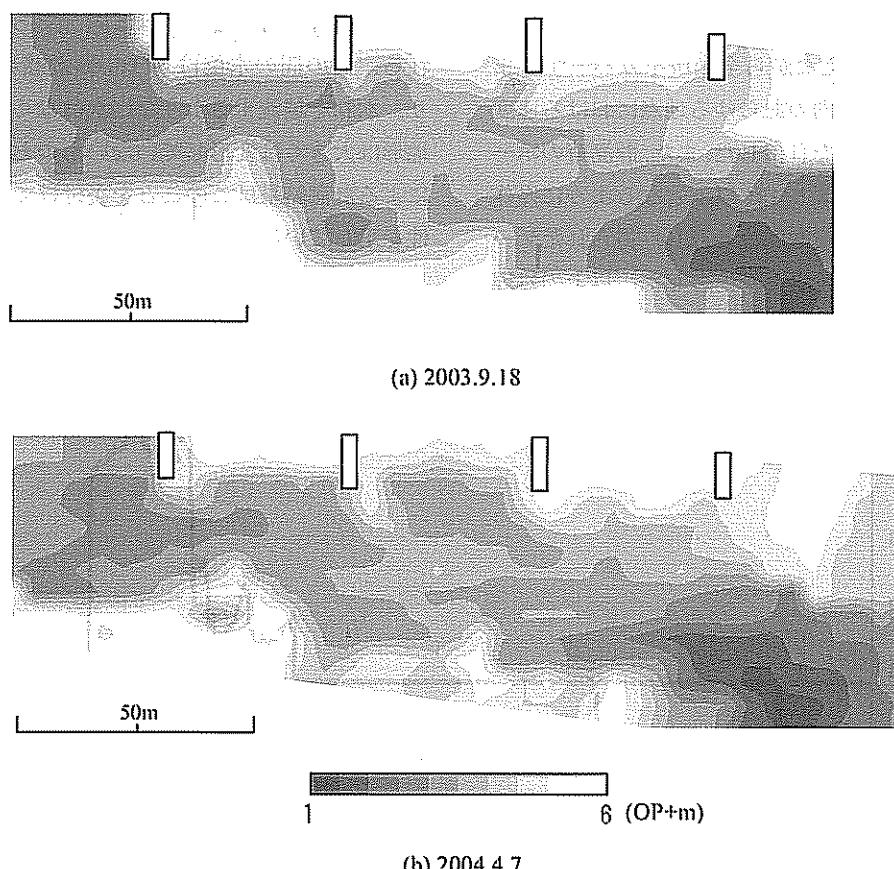


図6・2・11 河床形状の計測結果

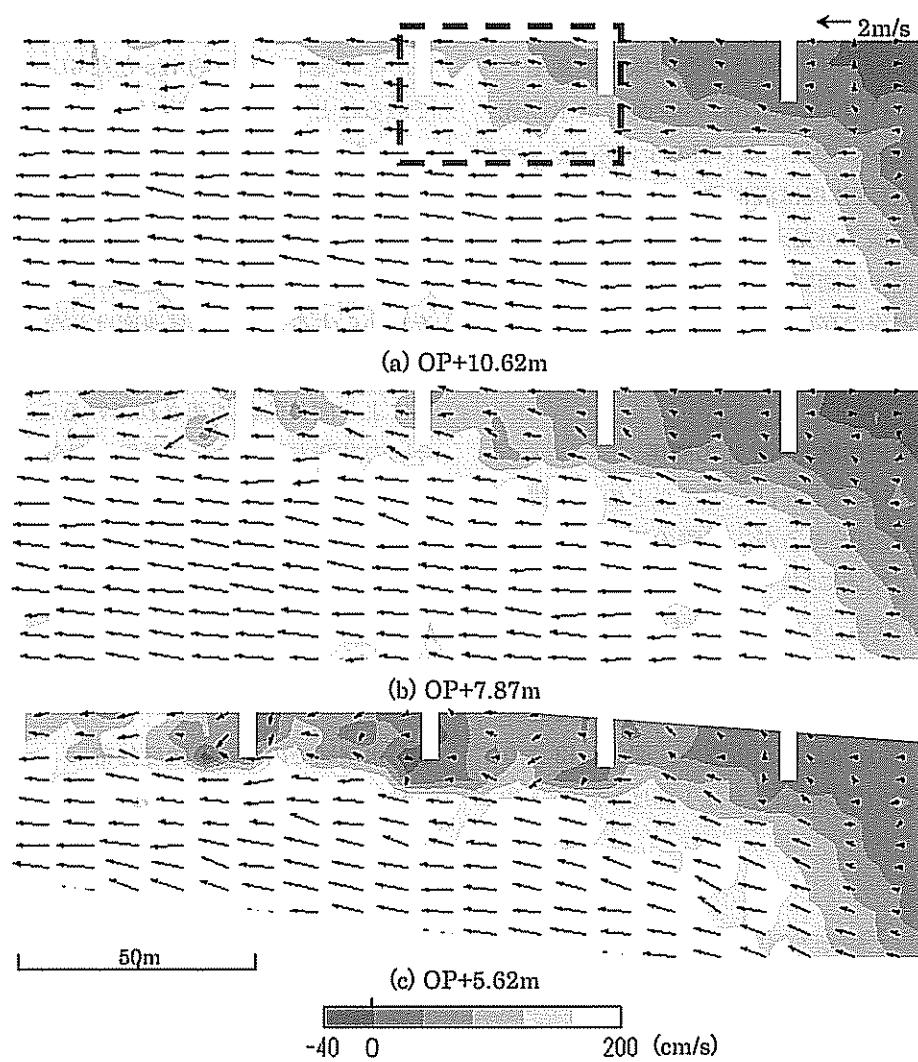


図 6・2・12 洪水時の平面流速分布

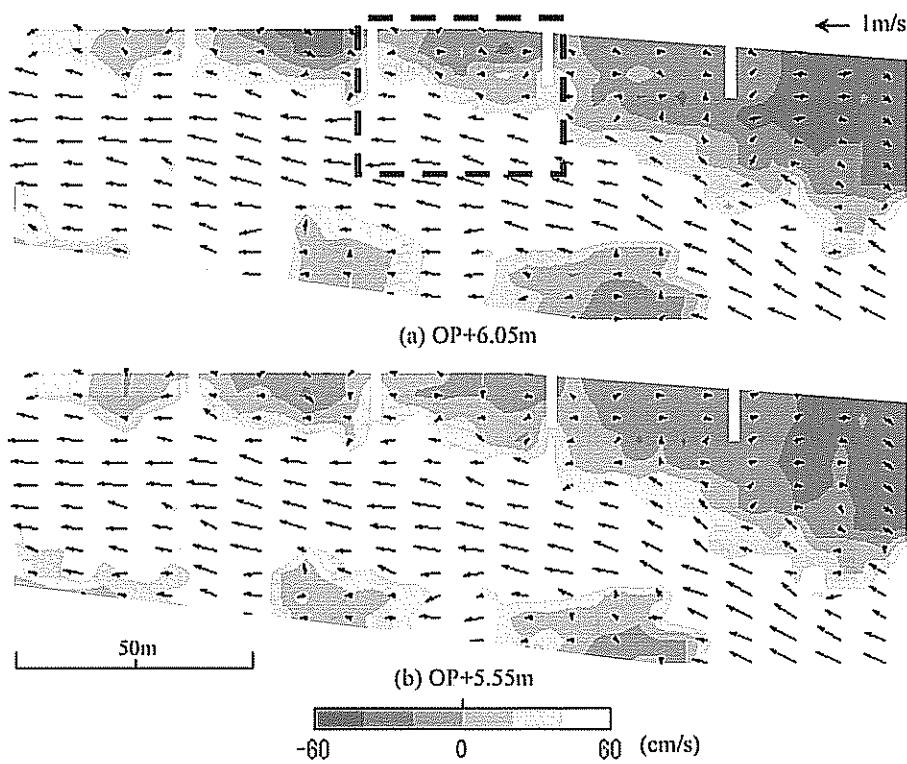


図 6・2・13 平水時の平面流速分布

へ戻り、時計回りの渦状の流れを形成している。特に、第4水制 ( $x = 160\text{m}$ ) の下流側ではその様子が顕著であり（図6・2・15(e～h)）、 $x = 170\text{m}$  の断面では水制先端付近の低速流体塊がこの渦により持ち上げられ、 $x = 180\text{m}$  の断面では低速流体塊は渦に取り込まれるようにさらに上昇している様子が捉えられている。このように洪水時には、主流部・水制域境界に水深規模のらせん流の発達および減衰過程の存在がうかがえ、それが交換現象に関与しているものと思われる。

#### d. 水制周辺の低速流体塊とボイルの関係

上述した低速流体塊の上昇は、ボイルとの関連性を強くうかがわせるものであるが、実際の観測時においてもボイルは特に水制域において頻繁に観察された。図6・2・15(e～h)によれば、 $x = 180\text{m}$  では確認される低速流体塊が  $x = 190\text{m}$  ではみられないことから、この低速流体塊は  $x = 185\text{m}$ あたり、すなわち水制から約  $25\text{m}$  下流で水面に到達するものと考えられる。図6・2・13より読み取れるこの領域の平均流速（=流下速度）を  $2\text{m/s}$  程

度とし、ボイルが水制先端部から発生していると考えると、その流下時間は約  $12\text{s}$  となり、かぶり水深が  $3.47\text{m}$  であることから上昇速度は  $30\text{cm/s}$  程度となる。この値は、水深の条件は違うものの、LSPIVで試算したボイルの上昇速度とほぼ一致する。

一方、この低速流体塊が上昇する道筋において計測された鉛直方向の平均速度はせいぜい  $15\text{cm/s}$  程度であり、それからするとこの上昇速度はかなり大きい。ボイルの発生は間欠的であることから、上昇過程では何らかの作用により間欠的に加速されていることは推測できるが、今回の計測方法ではその過程を明らかにすることは困難である。しかしながら、ボイルの発生と上昇は、河床材料の巻き上げや浮遊砂の拡散に重要な役割を担っていると考えられ、特に越流状態の水制域では安定かつ頻繁に観察されることから、今後その構造の解明を進める必要があろう。

#### e. 水制域での堆積と粒度分布

目下のところ洪水時の河床変動状況を直接捉える有効

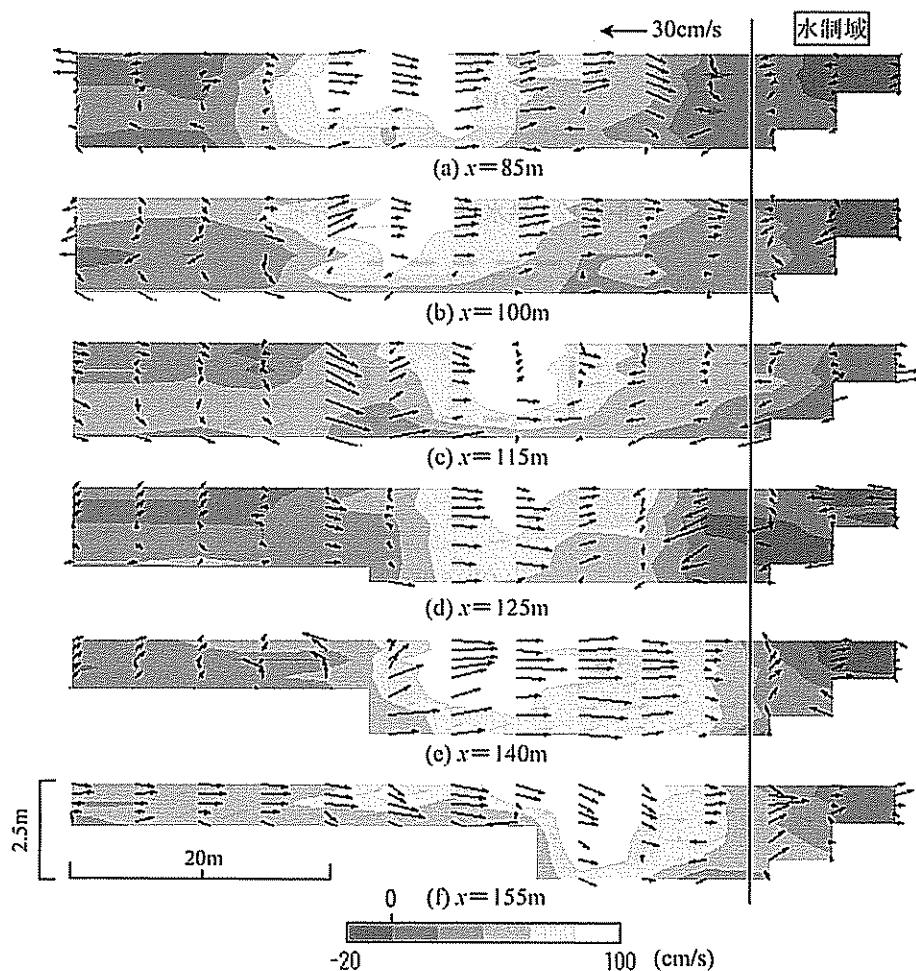


図 6・2・14 平水時の横断面流速分布

な方法は存在せず、洪水前後の河床形状の差異から洪水時の河床材料の動きや河床の変動を推測することが専ら行われている。水制域やワンドのような緩速域の場合、洪水による洗掘・堆積に伴う地形の変化に加えて、遅い流速による細粒分の捕捉が環境面からは特に重要である。図6・2・16は各水制域（第1～第3）中央部の底面から採取した河床材料の強烈減量後の粒度分布を示したものである。図によれば、 $d_{50}$ は0.25～0.45mmとなるが、この値は低水路内の平均粒径に比して1オーダー程度小さい。なお、この図で興味深いのは、粒径0.1mm以下の細粒成分の割合が下流へ向かう（水制域1→3）につれて少なくなる点である。水制を群として設置した場合、上流から3～4番目の水制域まではそれぞれ流況が異なることが指摘されているが（たとえば、武藤ほか、2003），そのことが河床材料の分布にも影響していることが推測される。

一方、この水制域における大規模な地形変形はこれ

までのところ確認されていないが、図6・2・17および6・2・18に示すように、水制基部の上流側や水制本体の下流側、および低水護岸の隙間や高水敷小段上に堆積が目立つ。図6・2・16には、このうち第1水制基部上流側と、第1水制域の高水敷小段から採取した堆積土砂についての粒度分布も示している。図によれば、小段上に堆積した土砂は第3水制域の河床材料とほぼ同様の分布形を示しているが、第1水制基部上流側のものはそれより若干粒径が大きい（ $d_{50} = 0.7 \sim 0.8\text{mm}$ ）。このように、水制が群として存在する中で、水制域ごとに、あるいは同一の水制域内であっても場所によって、粒径が異なることは、水生生物や水際の植物の生息・生育環境にとって重要な意味を持つ。

水制域ごとの違いという点では、各場所への土砂の堆積量にも差がみられる。たとえば図6・2・17および6・2・18に示した水制基部上流側および小段上について見ると、第1および第2水制周辺部には多く堆積してい

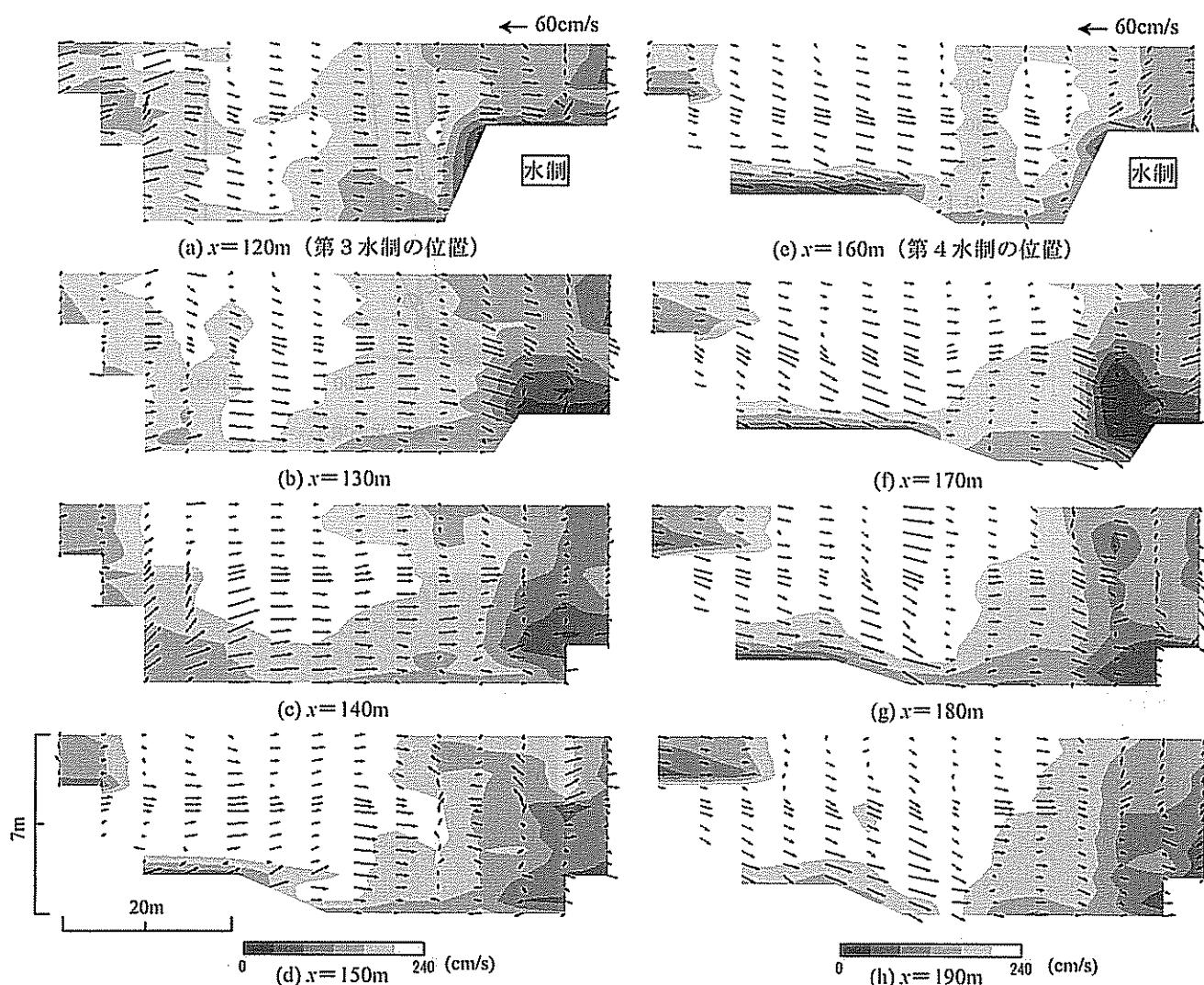


図6・2・15 洪水時の横断面流速分布

るのに対し、第3および第4水制については対応する箇所の堆積はほとんどみられなかった。図6・2・19および6・2・20は、このような差異をもたらした要因について検討するため、第2および第3水制域における詳細な流速分布を平面および縦断面について示したものである。水制天端直上の平面（図6・2・19）については、いずれの水制においても基部の上流側（破線丸で囲んだ部分）には水制域から小段上へと向かう流れが観察されるが、第2水制についてはその部分における流速値が、他の水制での値に比べて特に小さいことが確認される。同様のこととは水制基部における縦断図（図6・2・20(a)）にもみられ、各水制の下流側天端高さ付近（破線枠内で囲んだ部分）の速度をみると、第2水制については水制を越えて下降する流れが明確で、かつその部分の流速は周囲より小さいことが示されている。対照的に、第3および第4水制についてはその部分の流速は逆に周囲より大きくなっている。

一方、水制の下流側については、いずれの水制においてもその背後域に低速の領域が形成されていることがわかる。以上の結果は、第2水制の基部と各水制の後流域において堆積が起こる可能性を示唆するものである。

これまでの結果を踏まえ、水制域における土砂動態研究の今後の視点について2、3考察する。まず一点は、前提条件としての流域の土砂動態を把握することの重要性である。ここで検討対象としている下三栖水制群は、2003年度には90日以上にわたって越流状態となっており、2004年度についても既に25日となっている（7月末現在）が、図6・2・17等に示したように、堆積は局所的なものに留まっている。これは、設置（1999年）後の経過年数が少なく、低水時の河岸侵食などを伴う大出水が発生していないことに加えて、上流約10kmに位置する天ヶ瀬ダムの影響が大きいものと思われる。ま

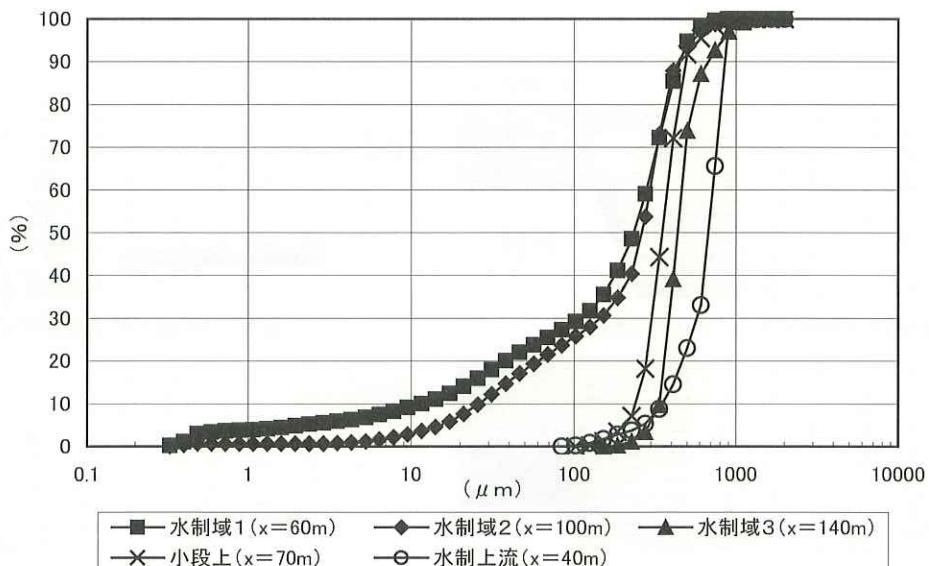


図6・2・16 水制周辺の堆積土砂の粒度分布



図6・2・17 水制基部上流側の堆積土砂  
(第1水制 :  $x = 40\text{m}$ 付近)



図6・2・18 低水護岸・小段上の堆積土砂  
(第1水制域 :  $x = 70\text{m}$ 付近)

た、別の河川の例ではあるが、水制域の陸化が水制による土砂捕捉ではなく、主流部の河床低下に伴う水面の低下によって進行したという調査結果もある（篠田ほか、2001）。このように、水制域における河床の変化が上流からの土砂流入量や主流部の河床変動の影響を受けるのは自明のことであるが、水制（群）に環境面における所期の機能を発揮させるためにも、そのような流域に関する情報が重要となる。

もう一点は水制域に形づくられている“環境”的微妙さである。今回の観測は主として流水構造をとらえることを目的としたが、そこから堆積土砂の個別性の問題にもある程度迫ることができたと考える。しかしながら、そのような個別性をもたらしている要因分析にまでは立ち入ることができていない。このことは換言すれば、個別性が主として流水構造の微妙な差異によってもたらされているにもかかわらず、今回の観測方法ではLSPIV、ADCPいずれの場合でもそれらを検出して類型化するまでに至らなかったということである。したがって、今後は対象領域を絞り込んだ詳細な計測が不可欠であるが、今回の計測結果はそのような絞り込みを考える上で基

礎となる情報を与えている点で意義がある。一方で、現状では困難な土砂の挙動を直接捉えられるような計測方法を検討する必要があろう。

## 参考文献

- 篠田 孝・水谷直樹・松山康忠・辻本哲郎（2001）：ケレップ水制周辺の地形履歴から見たワンド形成過程と水辺環境の特性に関する考察、河川技術論文集、7, pp. 333-338.
- 武藤裕則・北村耕一・Khaleduzzaman, A. T. M.・中川 一（2003）：水制周辺部の河床変形に関する実験的検討、河川技術論文集、9, pp. 197-200.
- 柳 哲雄（2002）：海洋観測入門、第10章 ADCP、恒星社厚生閣、pp. 73-84.
- Fujita, I., Muste, M. and Kruger, A. (1998) : Large-Scale Particle Image Velocimetry for Flow Analysis in Hydraulic Engineering Applications, Journal of Hydraulic Research, 36(3), pp. 397-414.

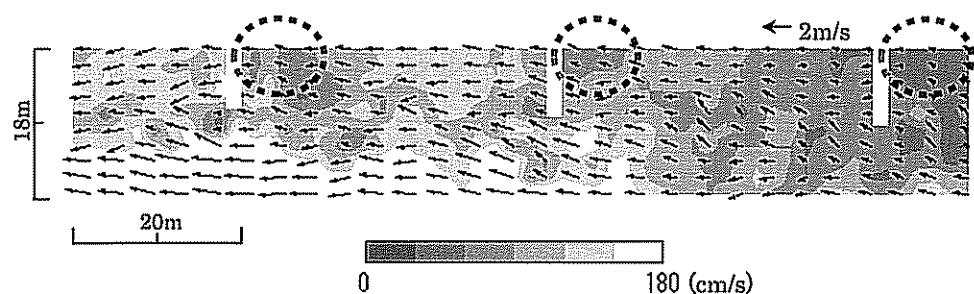


図 6-2-19 洪水時水制域内の平面流速分布 (OP+7.87m: 水制天端直上)

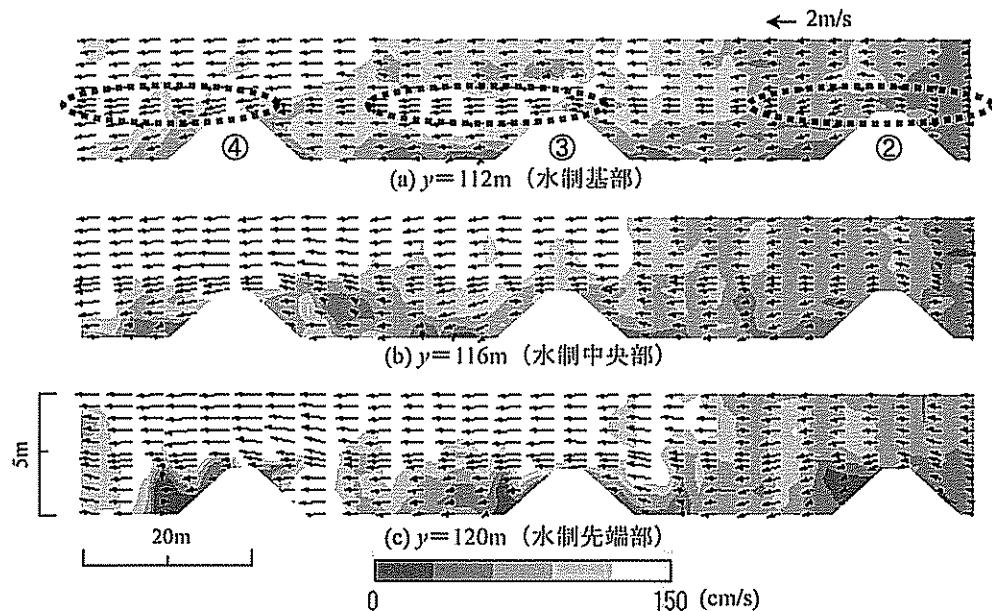


図 6-2-20 洪水時水制域内の縦断面速度分布 (丸付数字は水制番号)

### 6.2.3 楠葉ワンドにおける流れと河床変動

#### (1) 楠葉ワンドの概要と観測条件

楠葉ワンドは淀川 33.5km 付近の左岸に位置する（図6・1・4 参照）。もともとこの区間には、デレーケのケレップ水制に起因する 5 連のワンドが存在したが、河床低下等のワンドを取り巻く流水・土砂条件の変化に伴い昭和 60 年代にはほぼ干陸化した。特に 1 号ワンドはかつては魚種・貝種が豊富なことで知られていたが、そのような生態系も失われてしまった（6.3.2 参照）。近年、河道の横断形状を改善し、冠水帯を復元することで生態系の回復を目指すことは淀川の全川的な課題となっているが、その一環として 2002 年 6 月に 1 号ワンドが、2003 年 2 月に 2 号ワンドが、それぞれ干陸化した河岸（高水敷）を掘り込むことで復元された。

図6・2・21 に楠葉ワンドの平面図を示す。1 号ワンドは長径約 100m、短径約 35m、面積約 3,500m<sup>2</sup>、最深部は

OP+3.5m であり、また 2 号ワンドは長径約 130m、短径約 60m、面積約 7,800m<sup>2</sup>、最深部は OP+3.0m である。この区間における本川の平水位は OP+4.8m、平均年最低水位は OP+4.4m であり、本川とワンド間の仕切り敷高は OP+5.5m となっているため、通常は本川とワンドは切り離されている（2 号ワンドは一部に幅 3m、底高 OP+3.9m の開口部を有し、この部分のみ當時本川と繋がっている）。また、1 号ワンドと 2 号ワンドも OP+5.5m（一部 OP+5.0m）の敷高で仕切られている。なお、切り下げる前の地盤高は OP+10m 程度であり、この地点における位況より、洪水時においてもワンドが完全に水没することは稀である。図6・2・22 および 6・2・23 に平水時および洪水時の楠葉ワンドの様子を示す。

図6・2・24 は 2004 年 4 月から 6 月にかけての 91 日間の当該地点における水位変化を、直近の水位観測地点である高浜での記録から換算して示したものである。前述の仕切り敷高を越えてワンドが本川と繋がったのは、図

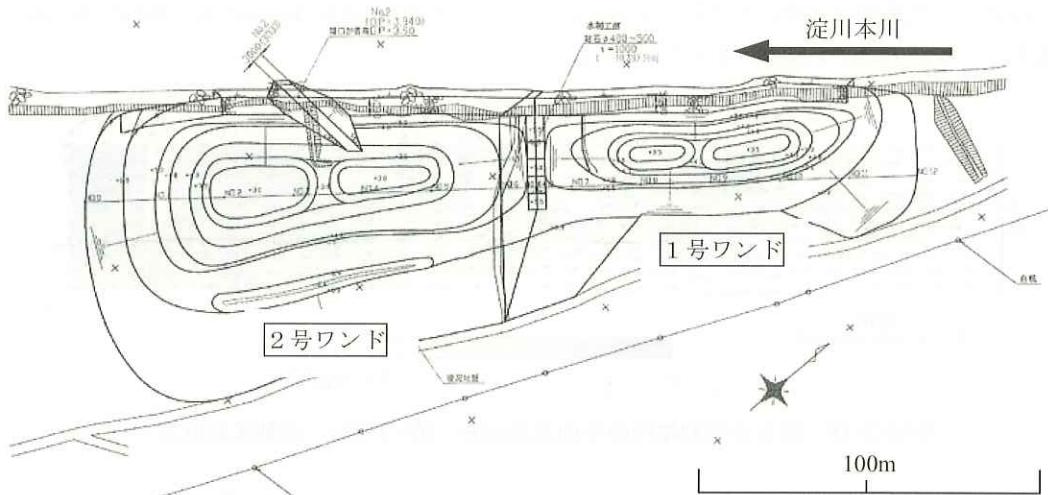


図 6・2・21 楠葉復元ワンド平面図



図 6・2・22 平水時の楠葉復元ワンド（2003. 9. 4）  
(2号ワンドより上流を見る)

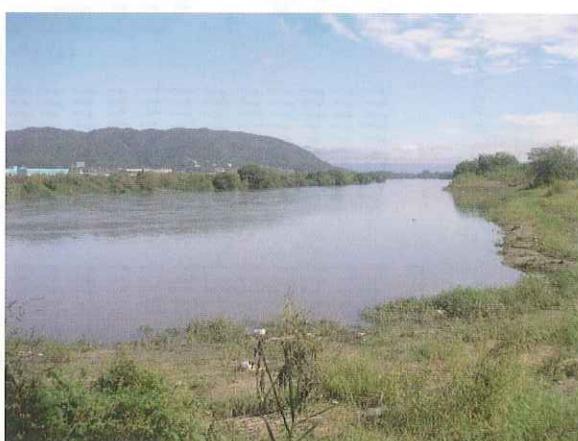


図 6・2・23 洪水時の楠葉復元ワンド（2003. 9. 26）  
(2号ワンドより上流を見る)

に示した91日の中のうち40日である。とりわけ5月10日から5月末にかけての出水が継続期間・水位ともに大きいが、これは瀬田川洗堰からの放流操作に関連しての水位上昇である。この期間中、ADCPによる流速計測を5月10日と14日に行った。それぞれの計測時点での水位を図中に矢印で示してある。

ADCPによる流速の計測方法は6.2.2(2)で述べたとおりである。ここではワンドが本川と繋がったときの流速分布を示し、河床材料の調査結果と合わせて検討することで、洪水時のワンド内の流況と河床の変化の関連について考察する。

## (2) ワンドの河床形状と流速分布特性

図6.2.25は、2004年5月14日に行ったADCPによるワンドの河床形状の計測結果である。図より、1号・2号各ワンドの最深部や本川との仕切り部のほか、2号ワンドに存在する本川との開口部も捉えられている。

図6.2.26は代表平面内における流速分布をベクトルで示したものである。なお、主流方向流速を同時にセンターで表している。図より、水面下0.61m(OP+6.39m)とそれよりさらに1m下層(OP+5.39m)とでは、流速の絶対値に多少の差異はあるものの、ベクトルの分布から描かれる流線パターンには両平面間に大きな違いはなく、2次元的な流れ場であると理解できる。

本川からの主流は1号ワンドにはあまり侵入せず、両ワンドの境界部あたりからワンド内に侵入する。2号ワンド内は、最深部の位置する中央部周辺まで主流に洗われるが、ワンド下流端が近づくにつれて主流はワンドから抜け出していく。この時、内部では特に開口部に沿って流れが形成されていることがOP+5.39m平面の図中からうかがえる。また、これらの主流に洗われない河岸寄りの部分では、流れはほぼ停滞しているか、あるいは弱い循環流が形成されているようであるが、図では2号ワンドの下流側に形成される反時計回りの循環流が特に目

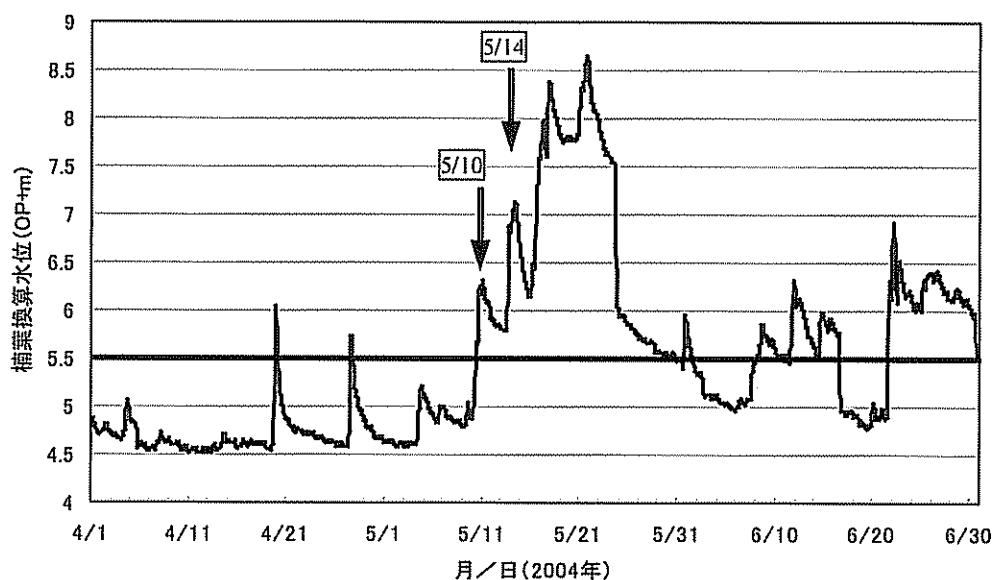


図6.2.24 2004年4月～6月の楠葉地点における水位変化（高浜より換算）

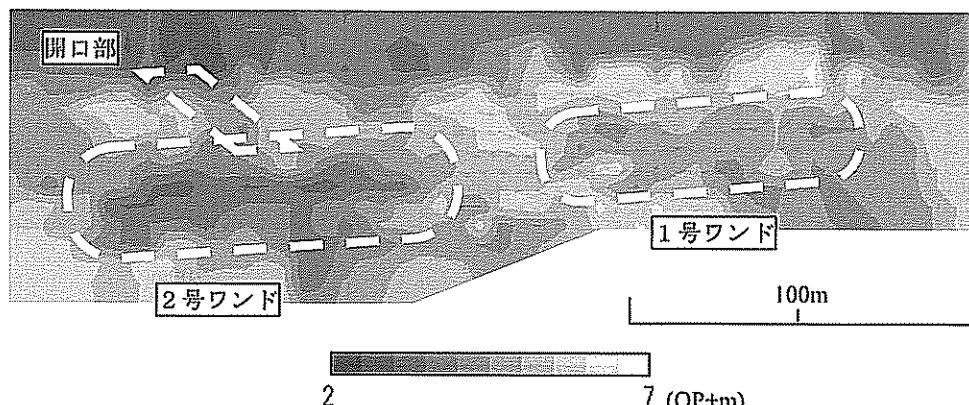


図6.2.25 河床形状の計測結果（2004.5.14）

立っている。

今回のADCP計測では計測層厚を25cmに設定しており、信号が2層以上にわたって戻ってくる位置を河床と判定している。換言すれば、一つの計測地点において、最も遠い位置から戻ってくる信号は、少なくとも底面から25cm以内の計測結果ということになる。この、底面に最も近い点(<25cm)における流速の平面分布を示したのが図6・2・27である。この図と図6・2・26に示した

OP+6.39m平面における速度分布を比較すると、前述した主流がワンド内に侵入している部分では、底面近傍の流速の絶対値が20cm/sを越えていることがわかる。逆に、停滯域もしくは弱い循環流が存在する部分では、底面近傍の流速の絶対値は20cm/s以下である。

### (3) ワンドの堆積土砂の粒度特性

1号および2号ワンドは、復元されて以降、洪水によ

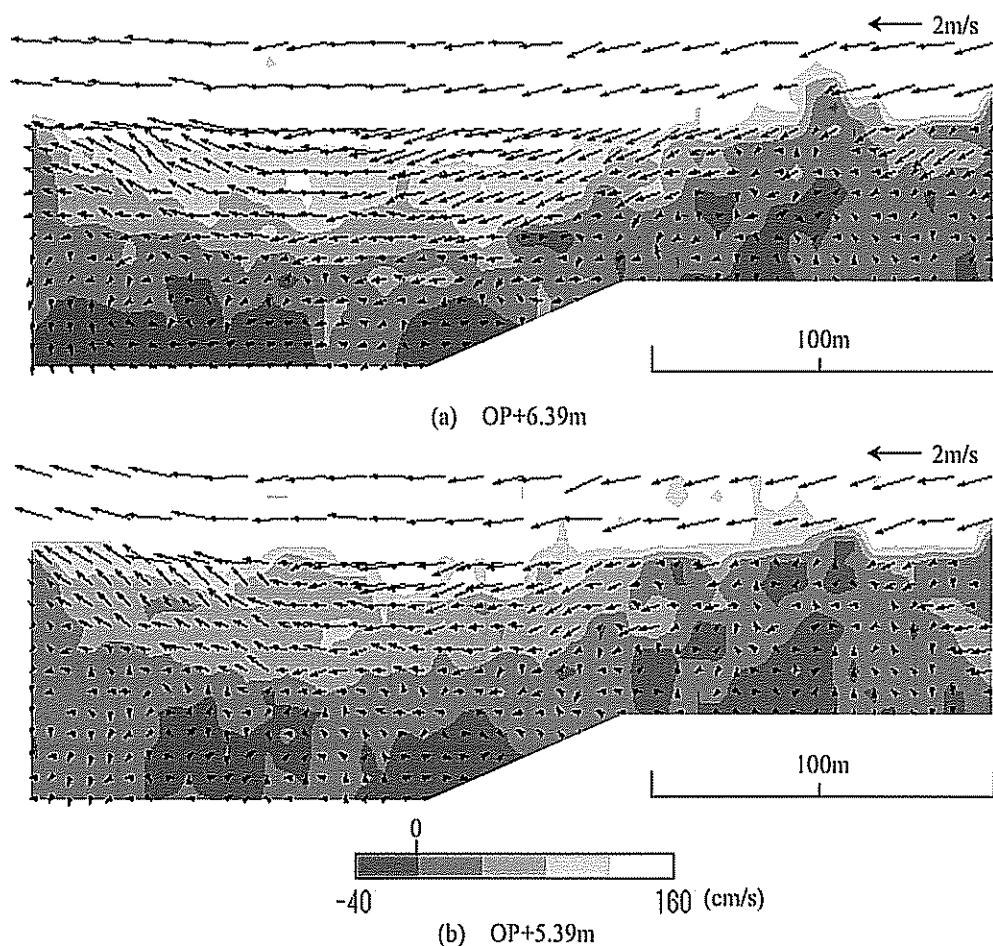


図6・2・26 平面流速分布 (2004.5.14)

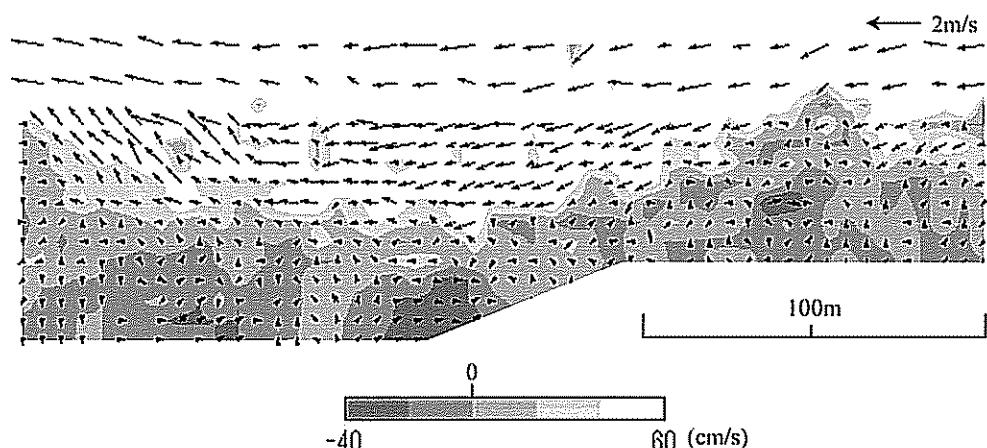


図6・2・27 底面付近の流速分布 (2004.5.14)

る冠水時に上流から運搬される細粒分の沈降等により堆積傾向にあるが、河床材料の調査の結果、各地点の堆積層厚や堆積成分の粒度分布と、上述した速度分布との間に密接な関連があることがわかった。河床材料の調査としては、ワンド内の数地点において表層材料の強熱減量後の粒度分析と、柱状コア採取を行った。図6・2・28はそれぞれの調査地点の位置を示している。

図6・2・29は主な地点における粒度分布を示したものであるが、主流侵入部に位置するK2-A、K2-DやK2-Cと停滞域に位置するK1-E、K2-EやK1-Dとでは明らかに粒径も成分比も異なっていることがわかる。また、柱状コ

アの外観とその層厚を調べた結果、停滞域に位置する各点ではシルト、もしくはシルト混じり砂の成分が表面から30～40cmを占めるのに対し、唯一主流侵入部に位置するK2-Dではそれが5cmしかなかった。なお、前者の30～40cmというシルトを含む層が全て冠水時の堆積により形成されたとの断定はできないが、いずれにしてもK2-Dとの差異は明白であった。

以上の流速分布と堆積土砂の粒径との関係を検討するため、たとえば河床もしくは流水中に存在する粒径0.1mmの粒子の移動限界および沈降限界流速を概算してみる。まず、0.1mmの砂粒に対する限界摩擦速度を

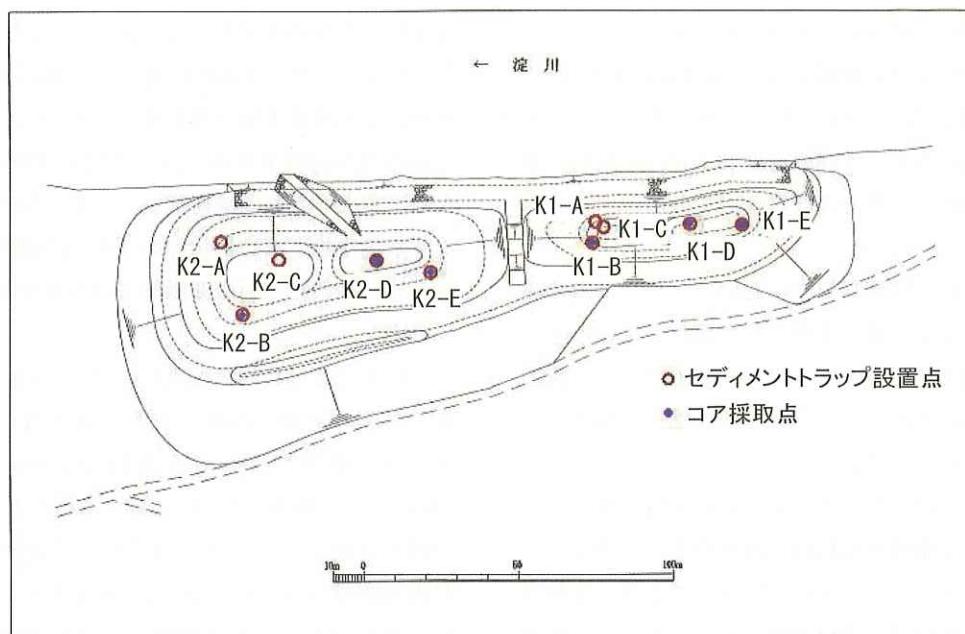


図6・2・28 河床材料の調査位置

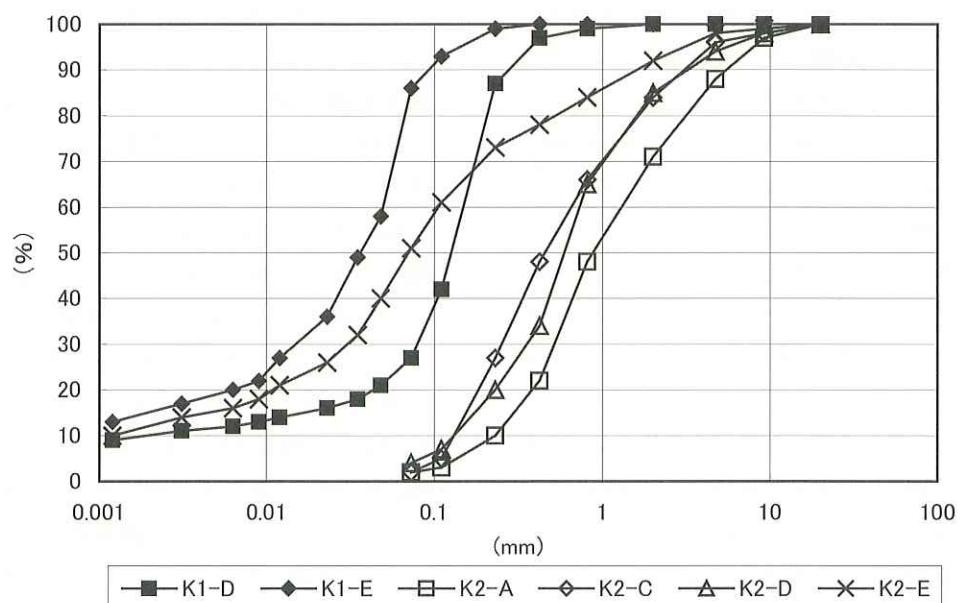


図6・2・29 河床材料の粒度分布

岩垣（1956）の式から求めると  $1.31\text{cm/s}$  となる。この時、河床から  $25\text{cm}$  離れた点の流速は、対数則を仮定すると  $23.2\text{cm/s}$  となる（ただし、河床材料の平均粒径  $d_m = 1\text{mm}$  とし、相当粗度高  $k_s = 2.5d_m = 2.5\text{mm}$  としている）。

一方、流水中に存在する粒子についての浮遊卓越領域の摩擦速度は  $u_* > 1.67w_f$ （ただし  $w_f$ ：粒子の沈降速度）で与えられることから（椿、1974）、 $u_* < 1.67w_f$  で沈降を開始すると考える。 $w_f$  を Rubey（1933）の式より求めると  $0.84\text{cm/s}$  であり、したがって  $u_* < 1.40\text{cm/s}$  で粒子は沈降を始めることになる。この時、河床から  $25\text{cm}$  離れた点の流速は、上記と同様の仮定により  $24.2\text{cm/s}$  と求まる。

以上のことから、粒径  $0.1\text{mm}$  以下のウォッシュロード成分もしくはシルト分が堆積するためには、底面近傍（ここでは  $25\text{cm}$ ）の流速が  $20\text{cm/s}$  程度以下であることが重要であることがわかる。上述の速度および河床材料の調査結果は以上の概算結果とほぼ符合している。

今回、復元された楠葉ワンドにおいて、ワンド内の生物相・生態系を支える基本条件として流れと土砂の堆積状況に関して調査を行ったが、今後同様のワンドの復元や整備を考えるにあたって、今回の観測結果は以下のようなことを示唆している。

まず1つは、今回のワンドのような緩速域に限ってではあるが、河床に堆積する材料と流速場との関連をある程度明らかにできたという点である。生物が種によって、あるいは生活史のステージによって、それぞれ異なる環境を利用することは広く知られており、そこには底質環境も大いに関係している。一方、底質の卓越成分が泥・砂・礫のように同じワンド内でも場所ごとに異なるのは、それらの場ごとの流速条件が違うことからもたらされることは漠然とではあるがわかっていた。本研究では、その点について観測結果から定量的な検討ができたので、今後、その場の環境整備目標に応じて設定すべき流水・土砂に関する条件が明確化されることにつながるものと期待される。たとえば、ワンドにおいて期待される生物相・生態像が与えられた場合、そのために必要なワンドの形状や搅乱の程度等の条件を設定することが可能となる。

もう1つは、流速場と底質の相関が確定的であるならば、流速場・土砂動態・河床変形過程の全てを網羅した統合的なモデルは不要となる点である。すなわち、本観測結果のような条件では、流速場に関するモデルのみで流水・土砂の環境とその変化がある程度予測可能であるということである。ただし、簡易モデルの適用条件と

しては、検討対象期間中におけるワンド内の浮遊砂の移流・拡散と河床変形が洪水時も含めてそれほど顕著ではないことであり、逆にこれらの要因が支配的になる場合には統合的なモデルが必要となろう。

#### （4）楠葉ワンド群の河床変動

##### a. 楠葉復元ワンド群と観測の概要

楠葉復元ワンド群は1980年代後半に干出して失われた旧楠葉ワンド群跡を含む淀川左岸の高水敷の  $33.4\text{km}$  から  $33.6\text{km}$  付近に2002年6月に1号ワンドが、2003年3月に2号ワンドが復元されたものである。その後、大小の出水による淀川本川の水位上昇に伴いワンド群は冠水し、本川の土砂を含んだ流れがワンド群内に流れ込み、貢流し、ワンド群内の地形も洗掘による河床低下や堆積による河床上昇の変形を受けている。この間、国土交通省淀川河川事務所、河川環境管理財団大阪研究所、大阪工業大学水圈環境研究室、京都大学防災研究所等により水生生物、水辺植物等の生態学的調査とともに冠水時の流れや底質、河床変動等の非生物環境の調査が行われて来た。

これまでに行われた冠水時のワンド内の流速分布、底質、河床の堆積、洗掘の主要な観測調査としては、流速分布の観測が2002年7月11日、2003年8月20日、2004年5月10日、14日、24日に行われた。ワンド内の河床変動についてはそれぞれのワンド完成後に出来型検査測量が行われたほか、2004年7月8日、2005年1月21日にワンド内の横断（深浅）測量が約  $15\text{m}$  毎の15本程度の測線で行われた。また、底質の調査として、2003年夏から秋にセディメントトラップを用いたウォッシュロードの堆積量調査、柱状コアの採取調査が行われている。

図6-2-30は2号ワンドが位置する距離標  $33.4\text{km}$  における横断図（2001年12月測量）に2号ワンドの河床線を加えたものである。ワンド造成前には旧2号ワンドの最低河床高はOP+5.5m程度であり、ワンドと淀川を分離する縦工（頭部水制）の天端高さは9m程度であったが、本川の水位低下とともに1980年代に干出してしまったのは6.3.2の通りである。今回、高水敷、旧ワンドを頭部水制（越流堤）でOP+5.5mまで、最低河床でOP+3.0mまで掘り下げ、1、2号ワンド併せて、長さ約  $300\text{m}$ 、幅  $50 \sim 25\text{m}$  の上流側が短い台形様の形状のワンドとしたものである（前出図6-2-21参照）。上流側斜面、左岸高水敷き側斜面および下流側斜面は各々  $1:10$ 、 $1:5$ 、 $1:10$  の勾配の土羽で仕上げられているが、河川側は古い水制工を建造した時に使われていたもので、今

回のワンド掘削時に掘り出した玉石を用いて、OP+5.5mの天端高さに仕上げて越流堤とし、水位上昇時にワンドと本川が連結した水域となるような構造となっている。1号ワンドと2号ワンドの境界付近はやや高くして、水位低下時には1号ワンドと2号ワンドは分離するよう設計された。2号ワンドには越流堤中央付近に幅5m程度の切り欠を設け、當時本川と2号ワンドがこの水路を通じて連結されるようになっている。なお、1号ワンドは水位低下時は孤立したワンドとなる。

#### b. 2003年から2005年の淀川の水文状況

図6・2・32は2002年6月から2004年12月までの淀川高浜水位とこれより得られる換算流量の経時変化を示したものであり、表6・2・4はこの間のワンド群の冠水状況を深浅測量が行われた日によって区分した3つの観測期間毎に示したものである。1号ワンドが完成して2号ワンドが完成するまでの第1期(2002年6月～2003年3月)に本川水位がこの地点の平水位OP+4.8mを越えたのは全272日中25日であり、OP+5.5mを越え、本川の流れが1号ワンドに流入したのは4回、合計わずか12日であった。2002年7月のものはこのうちの最大のものであって、高浜水位はOP+7.5mまで上昇した。第2期(2003年3月～2004年7月8日)は8回、全499日中104日間のワンドの冠水が生じた。第3期(2004年7月9日～2005年1月21日)には5つの台風の襲来があり、7回の冠水があり、全197日中51日間ワンドは冠水した。この内最大のものは23号台風によるものであって、最高水位は高浜でOP+11.5m、流量は2,750m<sup>3</sup>/s(暫定)を記録し、左岸側高水敷上のゴルフ場がほぼ冠水し、2号ワンド下流本川側が2m前後侵食されるとともに、ワンド群周辺には洪水により洗い流されてきた大量のゴミが集積したまま残され、現在に至っている。

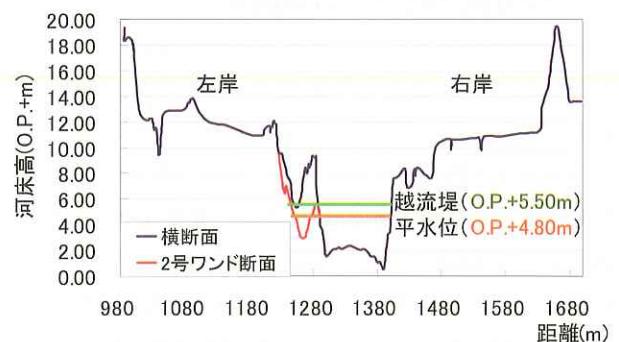


図6・2・30 距離標33.4kmにおける横断図



図6・2・31 楠葉復元ワンド群(2003年11月20日)  
(上流側から望む)

表6・2・4 ワンド群の冠水状況

期間	全日数(H>O.P.+5.50m)	全日数(H>O.P.+4.80m)
2002年6月1日～2003年3月1日	272日	25日
2003年3月1日～2004年7月8日	499日	104日
2004年7月8日～2005年1月21日	197日	113日

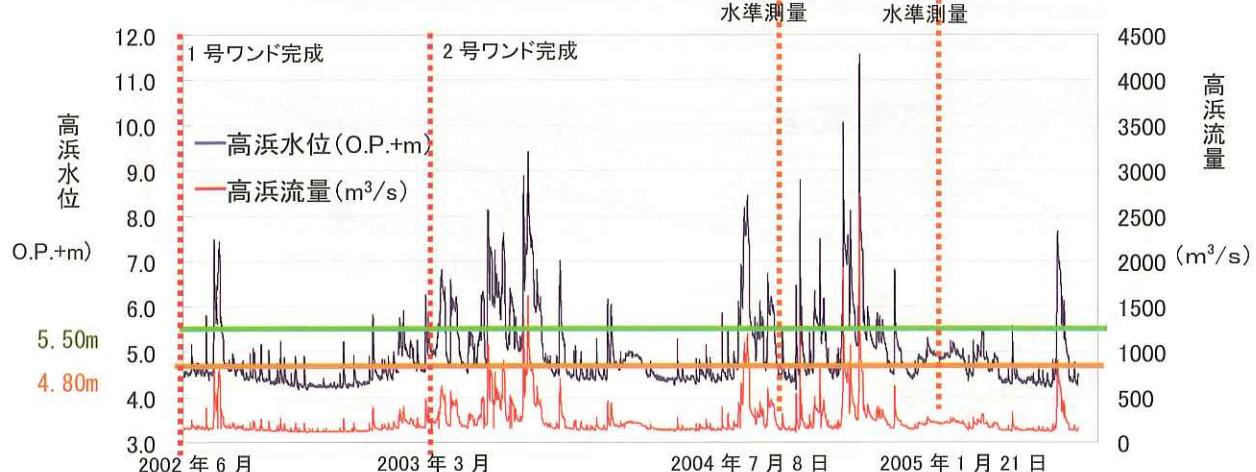


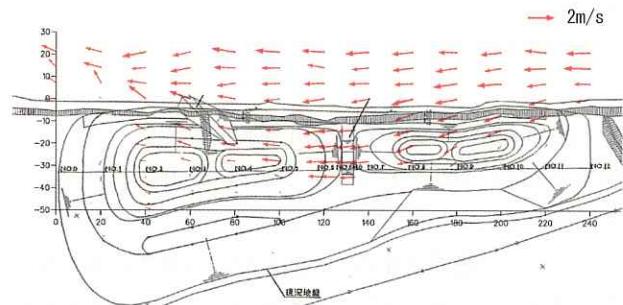
図6・2・32 高浜水位流量の経時変化

### c. 冠水時の淀川とワンド内の流れ

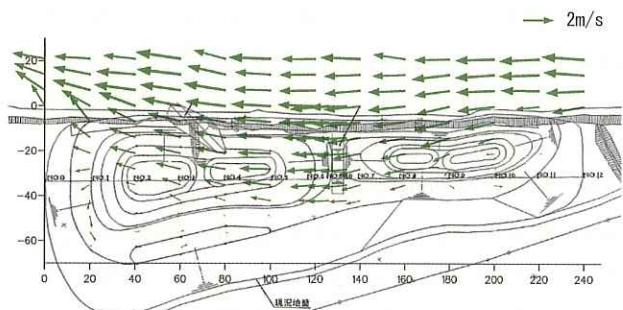
a. で述べたように、これまで4回の流速分布の観測が行われたが、これらの観測のうち2004年5月24日にLSPIV法(綾 史郎他, 2003)を用いて行われた淀川本川とワンド群の表面流速分布の観測結果をベクトル図として示したもの図6・2・33である。6.2.3(2)で示したADCPによる観測に続く琵琶湖の後期放流による出水の際のものであり、水位の条件はADCP観測におけるものに近いものである。これまでのLSPIV観測は撮影俯角が浅い欠点があったが、この時は高所作業車を用いてビデオ撮影を行った結果、本川とワンド内とを広く解析することが出来た。淀川本川の表面流速は $1.50 \sim 1.80 \text{m/s}$ であり、ほぼワンド群と平行に流れている。本川水は1号ワンド中央付近の本川側から約10度前後の拡がり角でワンド内に進入し、2号ワンドの下流端より50m程度上流で流向を本川向きに変え、流出して行く。1, 2号ワンドとも高水敷側には二つ程度の反時計周りの循還流が見られ、大きな死水域が生じていることが分かる。なお、図中の赤い四角マークはビデオ撮影開始時において標識点を示しているが、ほぼこの時のワンド水域の境界を示しているものとしてよい。以上の観測結果はADCPを用いた流速分布の観測結果(図6・2・26)ともよく一致している。

図6・2・34(1), (2)は京都大学防災研究所宇治川オープンラボラトリ内に設けられた淀川本川上流部の1/70移動床模型を用いて行われた電磁流速計を用いて計測された1/2水深の流速分布を示したものである。原型水位7mに相当するのが(1)であり、11m相当が(2)である。

原型における観測結果である図6・2・26、図6・2・33と模型の結果図6・2・34(1)とを比較すると、1号ワンド、2号ワンドで観測される反時計回りの循環流の大きさや強さの大小はあるが、循還流が生じることによる死水域の形成の様子はよく再現されており、また、淀川本川水のワンド群内への侵入流れや帰還流れもよく表れている。



(1) 原型水位 0.P. + 7.0m



(2) 原型水位 0.P. + 11.0m

図6・2・34 模型ワンド群内の流速分布

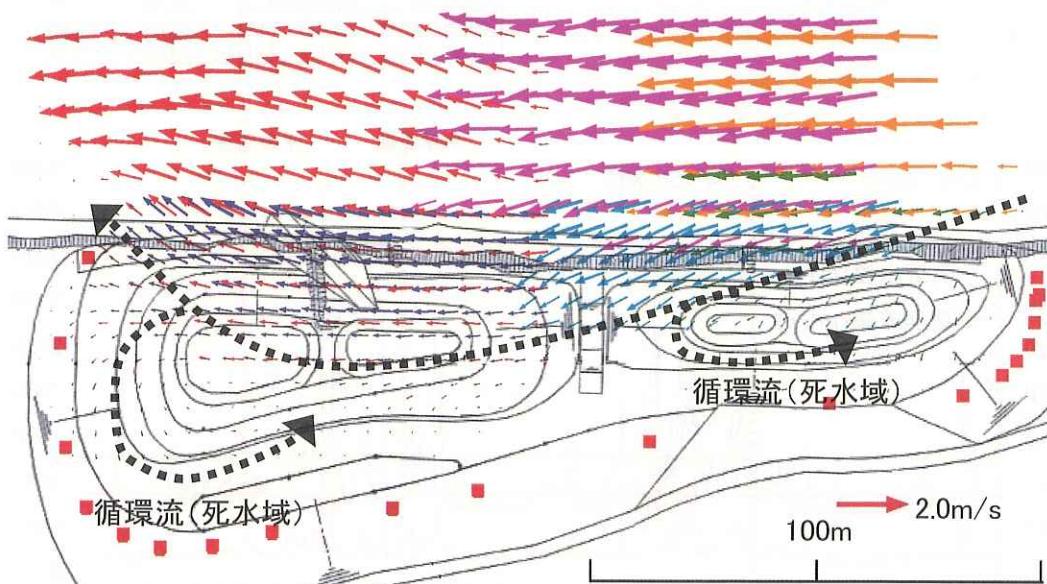


図6・2・33 楠葉ワンド群の流速分布(2004年5月24日)

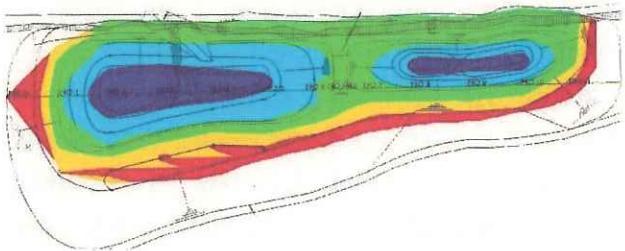
ただし、観測では本川水のワンド群への侵入が1号ワンドの中ほどから顕著にみられるのに対し、模型では1号ワンドの上流端から流入している。また、本川の流れとワンドへ貫流した流れの速度の大小を比較すると、原型における観測では流れがワンド内へ貫入するとその大きさを減ずるのに対し、模型の方では流速の大きさにあまり変化がない。これは移動床模型を用いたため河床波が発生し、本川河床が浅くなりワンド内との水深にあまり差がなくなったのに対し、原型では図6・2・30に見られるように、ワンド内と本川での水深の差が大きいことによるものと推察される。

次に、模型実験結果より流量規模あるいは水位の規模による流速分布の相違について考察する。流量の異なる2ケースの模型実験結果を比較すると、流量が大きくなり、水位が上昇することによりワンドの水深が増加するとともに冠水面積は増え、本川水の貫流する領域はワンドの本川側部分に限られるものやや大きくなる。また、本川からワンド群内へ流入する流れやワンド群内から本川へ流出する流れも流量が大きくなるにつれて速くなる。本川からの貫入流の流速が大きくなるにつれて、それによって励起された循環流の強さも強くなっている。

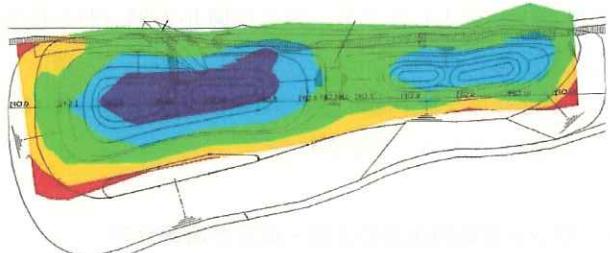
#### d. ワンド群の河床地形の変化

1号ワンド完成後、2002年7月に初の本格的な冠水があったが、2002年秋に行われた目視調査では死水域となっていたワンドの上流側、高水敷側上流域に粒径30 $\mu\text{m}$ 程度のシルトの堆積が顕著に見られ、また、下流側は微細成分が洗い流されて、粗粒化した部分が生じていること（廣田他、2003）も分かり、ワンドの堆積・洗掘が課題として浮上してきた。2003年7月には大阪工業大学によりセディメントトラップが設置され、同年11月に3個のセディメントトラップが回収されたが、いずれも回収時の湿状態で数層に分離できる55～114mm程度のシルトの堆積が確認された。1号ワンド上流の本川側のものは堆積厚さ87mm、平均粒径64.2 $\mu\text{m}$ 、1号ワンド、2号ワンドの高水敷側の二つは各々堆積厚さ114mm、55mm、平均粒径31.3 $\mu\text{m}$ 、29.8 $\mu\text{m}$ といずれもウォッシュロードと考えられるが、高水敷側のほうが本川側のものに比べ小さな粒径となっていた（鍛治他、2004）。

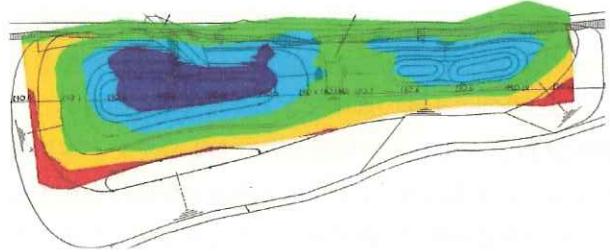
図6・2・35(1)から(3)にワンド群の完成時の2003年4月から2005年1月までの河床標高の分布を示した。また、図6・2・36は詳細な河床高さの計測がなされた2004年7月8日と2005年1月21日の河床高さの差よりこの間の6か月間の河床標高の差の分布を示したものである。図6・2・32に示したようにこの間の6か月間に



(1) 2003年4月 (2号ワンド完成時)



(2) 2004年7月8日



(3) 2005年1月21日

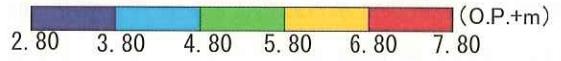


図6・2・35 ワンドの河床高さの経年変化

は5つの台風の来襲があり、51日間のワンド冠水があり、ワンドの地形形状も激しい変化があったと推測される。

図6・2・35、6・2・36より1号ワンドの最深部はワンド完成時には最低河床がOP+3.5mであったが、完成16か月後には堆積が進行し、OP+3.9～4.1m程度に上昇した。また、1号ワンド上流端の斜面には最大60cm程度の堆積が一面に起こっている。一方、1号ワンドの本川側の越流堤のワンド側では侵食が進み、平水時の水面は本川側に移動したように見られる。

2号ワンドではこの2回の出水期を経過して、図6・2・35ではあまり顕著でないが、図6・2・36に見られるようにワンド中央部と高水敷側で堆積が進行する一方、本川側での洗掘が進行している。最低ワンド床高さについては、OP+3.0mからOP+2.7mと30cm程度の低下が見られた。ワンド床高さの低下は1号ワンドと同様に本川側で著しく、平水時に水深1mを超える領域が22か月で本川側に拡大した。一方、平水時のワンド形状は1号ワ

ンドと2号ワンドの境界部分と2号ワンドの下流側斜面で堆積が進んだ結果、ややずんぐりとした形状になった。

第3期における最も大きな形状変化は図6・2・36に示されるように2号ワンド本川側下流端で生じ、2m程度高さが低くなっている領域に見られる。これはこの付近の旧水制工跡を含む石積が23号台風による出水で破壊されたことによるものであり、OP+11m程度の高水位により本川水が2号ワンドを越えて2号ワンドに続く旧3号ワンドへ流入したこと、および図6・2・34(2)の模型実験でも見られたように、2号ワンドへ貫入した激しい流れが2号ワンド下流付近で本川側へ流出する時に石積みを破壊したものと推定される。

#### e. ワンド群の河床高の上昇・低下と流速分布

前述の6.2.3(3)においてワンド内の堆積土砂の粒度分布が図6・2・28、図6・2・29に示されており、粒径0.1mm程度の土粒子の浮遊、沈降については、河床上25cmの流速が20cm/s程度が限界となる検討結果を示している。今回の土砂の堆積厚さ・侵食深の分布を示した図6・2・36に見られる堆積部分のうち1号ワンド本川側上流部、上流端斜面、2号ワンドの高水敷側に存在するこれらの堆積領域は、循環流の生じる死水域であることが流速分布を示した図6・2・33、図6・2・34から知れる。この死水域の堆積土砂の粒径は前述の図6・2・29、図6・2・33の検討結果に示されるように、平均粒径100μm以下であり、死水域におけるウォッシュロードの沈降堆積が主要なものとなっていると考えられる。一方、図6・2・36からは2号ワンドの中央部分も河床が上昇する堆積領域であるが、図6・2・29中のK2-C、K2-D地点の粒径分布よりこの部分の平均粒径は1mm程度であることが

知れる。この領域は図6・2・27、図6・2・33からは本川から侵入した流れが貫流する領域であり、水深も最も深く、表面で1m/s程度、河床上25cmの流速で0.25m/sの生じている領域である。淀川本川34km付近の低水路における別途の河床材料調査による粒度分布はワンド内で得られた粒径分布にほぼ対応しており、本川の流れが侵入しワンド内を貫流する河床上昇領域では本川河床砂に起因する浮遊砂が堆積しているものと推定される。なお、この堆積領域の本川側は冠水時に本川水がワンド内に侵入し、貫流する最も流速が早くなる部分であるが、洗掘が卓越する河床低下領域となっているのはd.で述べた通りである。

このようなワンド内底質の領域区分は2005年1月の深浅測量時にポールによるサンウディングでも似たような結果が得られており、この線より本川側が砂質の感触を得た領域であるのに対し、高水敷側は沈み込むようなシルト・粘土質の堆積を感じさせる領域であった。さらに、ワンド生物調査で引き網を行った調査員によれば本川側領域が足の沈み込みのない硬い底質を感じさせ水温も低い領域であるのに対し、高水敷側は足が泥の中に沈み、温かい感触を得る領域であり、両者ははっきりと区別できる領域である。

#### f. ワンド地形の経年変化変形のまとめ

楠葉に復元1号ワンドが2002年6月に完成し、2005年1月現在で30か月、3回の出水期が経過した。この間、行われてきた流れや土砂の堆積、洗掘等の水理環境調査の主要な結果をまとめると以下のようである。

- 1) ワンド群が本川と連結するような出水時には、本川水が1号ワンド上中流部より10度前後の拡がりを持つ

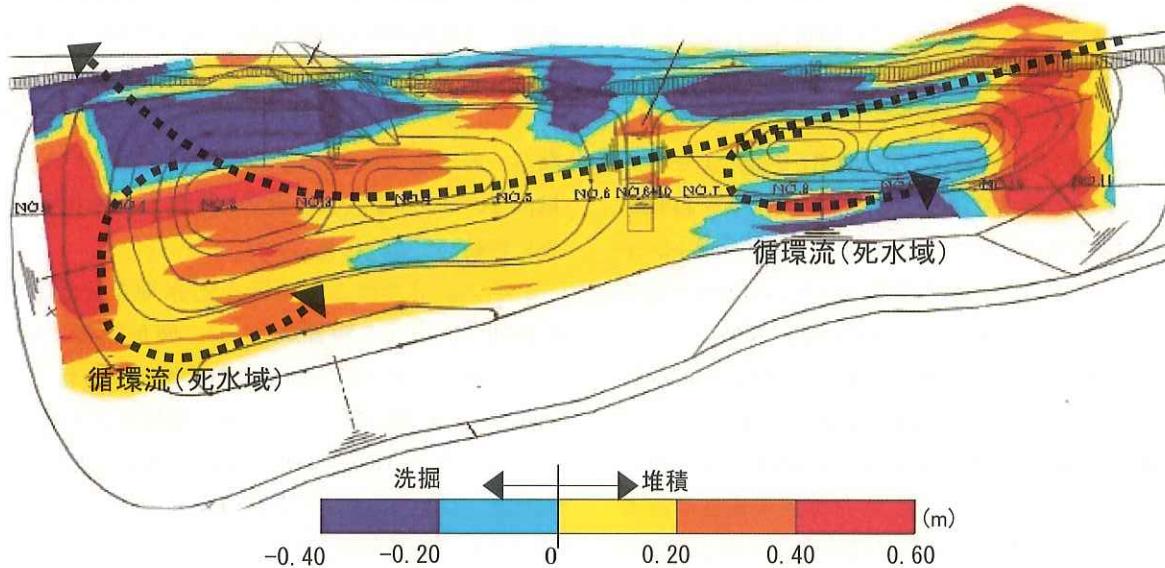


図6・2・36 ワンドの河床の上昇と低下（2004年7月8日～2005年1月21日）

てワンド群内に侵入し、ワンド中央部から本川側を貢流し、2号ワンド下流から本川へ流出する。この領域のうち1号ワンド、2号ワンドとともに越流堤とワンド中央部に挟まれる領域はほぼ洗掘領域とすることが出来た。本川の流れの侵入は2号ワンドではワンド中央部付近にまでおよび、この領域はワンド床が上昇する堆積領域であるが、堆積成分は本川低水路の河床構成材料とほぼ同種であった。

2) 本川からの流入水の影に当たる1号ワンド上流端斜面、1号ワンド中央最深部から高水敷き側斜面、1号ワンドと2号ワンドの境界部付近、2号ワンド中央部から高水敷き側斜面、2号ワンドの下流端斜面は主流水の貢流により2次的に形成される循環流が見られる死水域であり、堆積領域とすることができる。2号ワンド中央部付近を除いて堆積成分の粒径は50%粒径100μm以下程度であり、ウォッシュロードの沈積がその主成分とみなすことができる。

3) この結果、30か月を経て1号ワンドは平水時の水面積に大きな変化はないが、全体的にやや浅くなるとともに本川側へ移動した。高水敷き側のワンド床はシルト質の堆積が進み、また、平水時に水上部分となる水際周辺のワンド斜面はヤナギタデ等の湿生植物の繁茂が著しい。

4) 2号ワンドは本川との境界である越流堤とワンド中央の最深部との間で洗掘が進行し、平水時に水深1mを超える領域の面積が大きくなるとともに、2号ワンドが本川側に拡がり、水面積も広くなった。2号ワンドの中央最深部および本川側の河床材料は砂質であり、高水敷き側斜面、下流端斜面はシルト質の堆積が進み、1号ワンドと同様に、平水時に水上部分となる水際周辺のワンド斜面はヤナギタデ等の湿生植物の繁茂が著しい。

5) 本川とワンド群の境界を構成する越流堤は玉石で被覆されているが、洪水時の本川の速い流れの影響を最も受ける領域である。1号ワンド上流端および2号ワンド下流端の高水敷きとの接合部は損傷しやすく、特に本川およびワンドからの激しい流れがあたる2号ワンド下流は2004年10月の出水時に崩壊した（平水時の空中部分が崩壊したので、ワンドの生態学的機能に及ぼす直接的影響はないものと考えられる）。

越流堤の1号ワンド上流部分では玉石上に土砂の堆積が進み、玉石厚さ（1層）が薄いためもあって、ヤナギタデ、タゴボウ等の植生の侵入も一部見られる。また、目視観察では越流堤両岸が侵食され、竣工時に直線であったものが蛇行しているように観察され、天端幅員や越流越流堤の法勾配の確保を考慮する必要が感じられた。

今回のとりまとめにより1、2号ワンドが建設時に比べ、かなりの変形を受けていることとその要因が示された。すなわち、洗掘・堆積や底質の分級等の様相や分布、それらと冠水時のワンド内の流れとの関係が不十分ではあるが明らかとなった。ワンド設計時には旧楠葉ワンド群を参考としその平面形状、越流堤高さ、最低河床高さ、斜面勾配等が検討されたが、流れや底質、洗掘・堆積等の予測や詳細検討はされず、いわば、高水敷をワンドの形に掘り込んだだけの状態であったので、今回のとりまとめは、ワンド造成後の成長を続けるワンドの姿の記録と考えている。

このようなワンドの姿と変形が「ワンドの生態学的機能」にどのようにかかわっているかは別途行われている生態学的調査結果との対比により検討されなければならない。技術的な一つの目標として「多岐にわたる望ましい多くの機能を有するワンドを出来るだけ速やかに作ること」が上げられ、川がワンドをつくるのを出来るだけ手助けする技術的手段の確立が望まれている。楠葉復元ワンドの造成は「出水がワンドをどのように作っていくか観察する」という実験的な意味を有するワンド造成でもあったので、本報告の結果を今後の順応的な管理に役立たせるとともに、このような観測を今後も続ける必要がある。

## 参考文献

- 綾 史郎・露口 駿・柿木理史・室田有紀・藤田一郎 (2000) : 淀川下流におけるPIVを用いた洪水時の流速観測、水工学論文集、44, pp. 455-460.
- 岩垣雄一 (1956) : 限界掃流力に関する基礎的研究、(I) 限界掃流力の流体力学的研究、土木学会論文集、41, pp. 1-21.
- 鍛冶塙太・綾 史郎・武藤裕則 (2004) : 淀川楠葉付近におけるワンドと砂州の研究、第59回土木学会年次学術講演会講演集、II -109.
- 椿東一郎 (1974) : 水理学II、基礎土木工学全書7、森北出版。
- 廣田健次・綾 史郎・野村昌生・武藤裕則・中川 一・藤田一郎 (2003) : 淀川楠葉1号ワンドの水理環境、第58回土木学会年次学術講演会講演集、II -99.
- Rubey, W. W. (1933) : Settling velocities of gravels, sand and silt particles, American Journal of Science, 25, pp. 325-338.

### 6.3 復元ワンドの環境と生態系の再生

2.3で述べたように、淀川の水環境を特徴づけたワンド・タマリとよばれる水域は1971年に改訂された淀川工事実施基本計画に基づく河川改修工事によってその大半が失われた。さらに、幸うじて保存されたワンド・タマリも1980年代半ば頃から水理条件の変化により環境

の劣化が急速に進行し、魚類相や貝類相をはじめとする水生生物相が大きく衰退した。本節では、淀川本川の中下流域において埋め立てや掘削、平水時の水位の上昇により消滅した水深の浅いワンド・タマリの復元について、城北地区における事例を、また、本川上流部に生じた河床低下とともに干陸化によって消滅したワンドの復元について、楠葉地区における事例を述べる。



図 6・3・1 城北・赤川地区の空中写真（距離標 11.0～13.0km）の比較、a：1974年（日本地図センター）、  
b：2001年（淀川河川事務所）



図 6・3・2 1980年代初頭まで良好な環境を維持していた赤川地区のタマリ群（1972年）、1989年に掘削消失

### 6.3.1 城北地区の復元ワンド

#### (1) 城北・赤川地区のワンド・タマリと復元の経緯

図6・3・1は、1974年および2001年の城北ワンド群とそのすぐ下流に位置する赤川タマリを示している。この間に城北ワンド群は低水護岸の造成や低水路法線外の部分掘削が行われたが、大きく形状を変えることなく保存された。しかし、低水路の河積の増大や1983年に運用を開始した直下流の淀川大堰による水位調節とともに水位の安定化は、1980年代半ばから城北ワンド群をはじめとする淀川本川中下流部に位置するワンド・タマリ環境の劣化を急速に進行させた(2.3.2参照)。また、1980年代初頭まで豊かな魚類相がみられた赤川タマリ(図6・3・2)は、城北ワンド群と同様に著しく環境が劣化するとともに、1990年代初頭には低水路の拡幅工事によってその周辺の冠水帯とともに大部分が消失した。

図6・3・3は、城北ワンド群付近(距離標12.6km)の横断図に1976年および1997年の位況(下流約3kmの水位)を加えたものである(両年の位況は特異的な年ではない)。両位況の比較から、城北ワンド群の水位の安定化がみてとれる。淡水魚の繁殖場所としての一時的水域の重要性は最近認識されつつあるが(斎藤, 1997), 淀川にはフナ類やコイ, ナマズ, ドジョウ類など、繁殖の場を冠水帯(一時的水域)に依存する魚種が多くみられ、水位の安定化がもたらす冠水頻度の低下は、それらの魚種の再生産に大きな影響を与えていると考えられる。特に、多くの魚種の繁殖期である春季や梅雨期などに冠水が生じないことは再生産の機会を奪い、個体群の衰退をもたらす大きな要因となっている。

さらに、図6・3・3からは約50cmの平水位の上昇も読み取れる。これは、1981年までO.P.+2.45~2.55mで水位管理していた長柄可動堰に替わって、貯水容量の増

加を図るため1983年に運用を始めた淀川大堰が、平水時の水位の管理目標をO.P.+2.50~3.30mに設定したためである(図6・3・4)。ワンド内の浅い水域は一時的水域に加え、多くの魚類や貝類の稚魚、稚貝の成長の場となっており、これらの減少も淀川に生息する魚類や貝類の個体群に大きな影響を与えていると推察できる(河合, 2001, 2003)。その結果、平水時において城北ワンド群全域で約14,000m<sup>2</sup>あった水深50cm以浅の水域が36%減の約9,000m<sup>2</sup>となった(淀川環境委員会, 2002)。これは、多くのワンドの断面形状がO.P.+2.0~2.5mの法面は緩勾配であり、O.P.+2.5~3.0mの法面は急勾配であることによる(図6・3・5)。

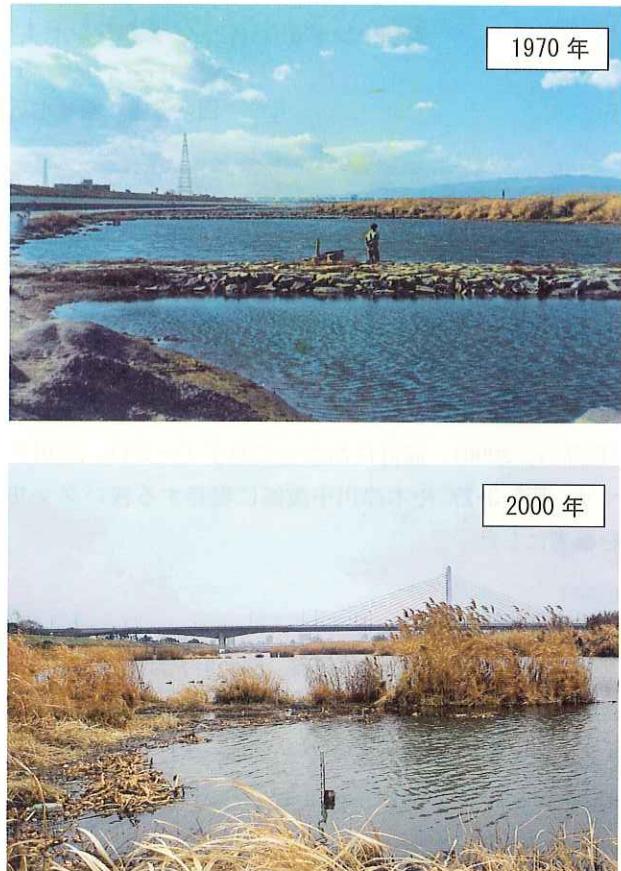


図6・3・4 平水時の水位が50~60cm上昇した城北ワンド群(定点撮影)

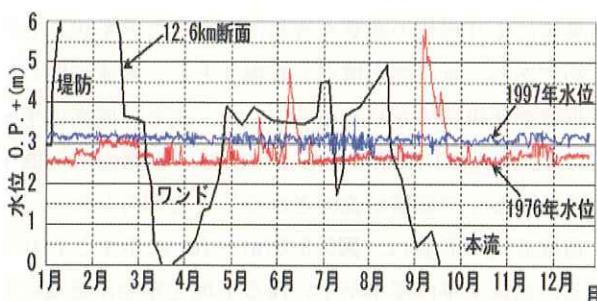


図6・3・3 城北ワンド群付近(毛馬地点)における年間水位の時間変化の比較(中西ほか, 2002)

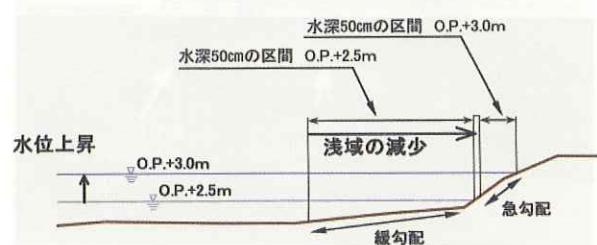


図6・3・5 水位上昇とともに城北ワンド群の浅い水辺の減少(淀川環境委員会, 2000)

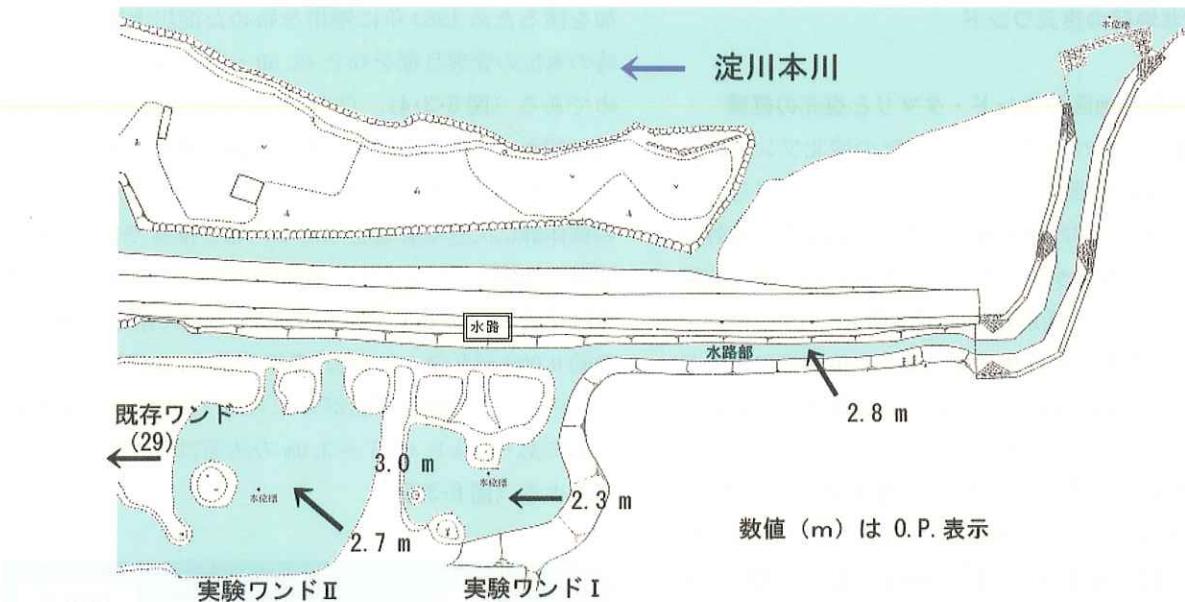


図 6・3・6 城北地区実験ワンドの平面形状図

## (2) 復元ワンド

6.3.1(1)に述べた状況を踏まえ、劣化した既存ワンドの環境を修復し、衰退した魚類相や貝類相の回復を図るための条件を得ると同時に、今後の新たなワンドの復元にあたっての基礎資料を得る目的で、1999年7月に城北ワンド群の最上流部に城北地区実験ワンドを造成した（豊島ら、2000）。設計にあたってのイメージは、赤川タマリ（図6・3・2）や木津川中流部に現存する浅いタマリを参考にした。

### a. 城北地区実験ワンド

実験ワンドの形状は図6・3・6、図6・3・7および表6・3・1に示すとおりである。実験ワンドは、本川の水位がO.P.+3.0mの時に最大水深が約30cmのI（上流側）と約70cmのII（下流側）の2面とし、その間の標高を

表 6・3・1 城北地区実験ワンドの形状

項目	形 状
現状の水位変動	平水位はO.P.+2.8~3.3mで変動
(日平均水位)	O.P.+3.0m程度
総面積	約3000m <sup>2</sup>
水深（最大）	O.P.+3.0m時に0.3~0.7m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
開口部の敷高	O.P.+2.8m
法面構造	素掘り

O.P.+3.0mとして通常の淀川大堰による水位操作によって絶えず2面のワンドがつながったり、独立したりする構造とした。また、総面積は隠し護岸による制約から約3,000m<sup>2</sup>とし、本流との魚類等の移動を考慮し、水路でつながる構造とした。また、隣接する既存ワンドとの開口部も設けた。法面勾配は1:20程度の緩勾配とし、その構造は完全な素掘りとした。これはモニタリング調査結果等により形状の変更を容易に行えることを想定したためである。水路部の構造も素掘りとし、本流の開口部付近は形状維持のため石積みとした。また、底高は平水時に平均20cmの水深になるようにし、本流の水位低下時には干出して底質が改善されることを期待した。

造成直後の景観は、図6・3・8(a)～(c)に示すとおりである。造成工事は草木が生い茂る土地を完全に更地にして行ったため、景観的には水際の周辺で裸地が広がる図6・3・2に示すような環境となった。

モニタリング調査は、完成直後から2002年までの4



図 6・3・7 城北地区実験ワンドの鳥瞰写真  
(2000年)

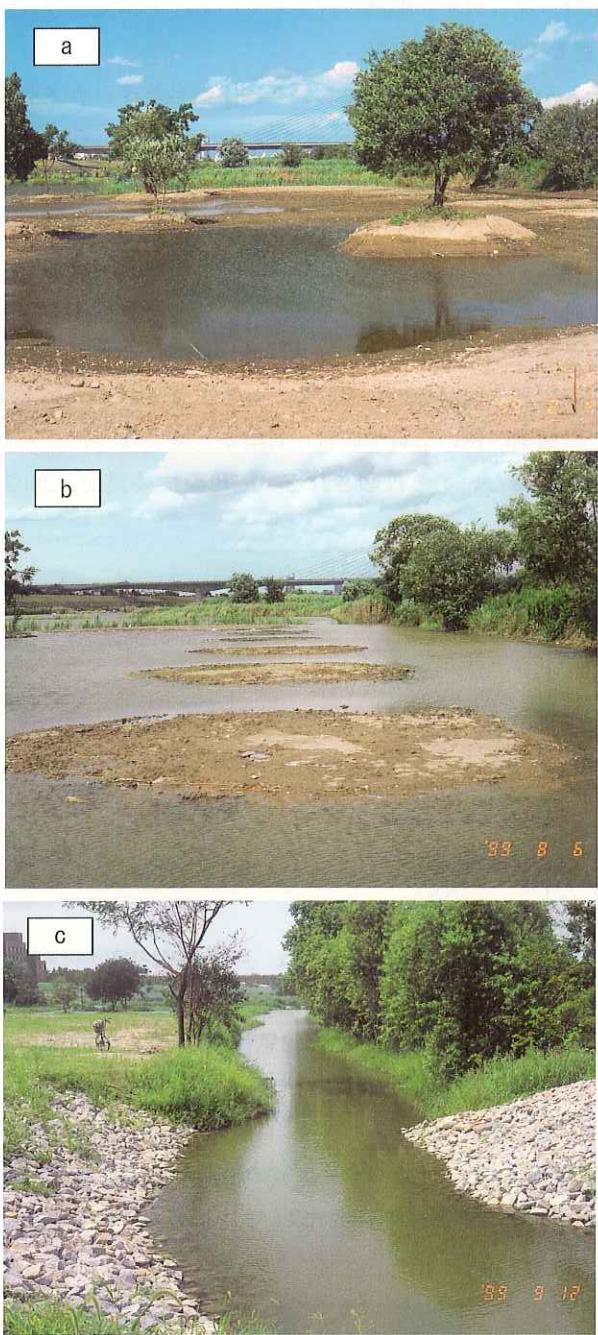


図 6・3・8 完成直後の城北地区実験ワンド（1999年），a：ワンド I から下流を望む，b：水路とワンドとの接点，c：水路部



図 6・3・9 地曳網 1 回あたりの捕獲個体数の推移

年間、魚類、二枚貝類、底生動物、植物、動物プランクトン、水質、底質の項目について年によって選択する形で行われた。これらの結果については、現在とりまとめを行って段階であるが、本節では魚類、二枚貝類、植物の調査結果についてその一部を簡単に紹介する。

### ① 魚類

図 6・3・9 は、完成直後の 1999 年から 2001 年までの 3 年間の夏季および秋季に行われた地曳網（長さ 30m、目合 6mm）による調査の 1 回あたりの捕獲個体数の推移を示したものである。いずれの年も夏季に比較して秋季は捕獲個体数が少ない傾向にあるが、完成 1 年後の 2000 年の捕獲個体数が増加しているのは、約 1 年かけて実験ワンドの環境が安定してきたためであると思われる。しかし、完成 3 年目の 2001 年調査では完成直後よりも捕獲個体数が減少している。魚類のような高い移動能力をもつ生物の定量的な評価は難しいが、これは既存ワンドとの開口部や本流との間の水路部の植生の繁茂による半閉塞状態が魚等の移動阻害を与えた可能性が高い（植生については後述する）。また、河川利用者による水路部の石積みの破壊による埋め立てなども影響したと考えられる。

魚類の種数については、2000 年の秋季調査の時点ですでに 6 目 9 科 24 種が確認されており、近年の城北ワンド群での確認種数である 30 種の 8 割が実験ワンドに進入したことになる。完成直後（1999 年）の夏季および秋季の調査においては、オイカワやハス、コウライモロコなどの比較的遊泳力の高い魚種が多く確認されたが、いずれも未成魚である。したがって、これらは既存ワンドや本流からの一時的な進入であり、実験ワンド内での再生産は行われていないとみられる。一方、完成翌年の 2000 年および 2001 年の春季には大量のフナ類やコイの成熟個体の進入がみられ、既存ワンドでは見られなくなった大規模な産卵場として機能した。また、2000 年の夏季および秋季の調査ではフナ類やモツゴ、ゼゼラ、タイリクバラタナゴなどの止水環境を好む魚類も多く確認され、移動能力の乏しい仔稚魚も確認されたことから、これらは実験ワンド内で再生産が行われているものと考えられた。

しかし、完成 2 年目を迎えた 2001 年の夏季調査においては、オイカワやハス、コウライモロコなどの本流や既存ワンドとの移動がみられる魚類が確認されなくなり、モツゴやタイリクバラタナゴなど、実験ワンド内で生活史を完結できる魚種のみが確認されるに留まった。

### ② 二枚貝類

二枚貝類の生貝は、タナゴ亜科魚類やヒガイ亜科魚類

の産卵床として、種の繁殖に不可欠な存在である。したがって、実験ワンドにおいても移動性の少ないそれらの二枚貝類が生息でき、かつ再生産が行われる環境条件を有することはワンド復元の成否をはかる上で極めて重要な指標である。そのため、実験ワンドにおいては完成直後に二枚貝類の生存が可能かどうかを知る上で、既存ワンドからイシガイ 100 個体とドブガイ 25 個体(いずれも成貝)を再捕獲が可能なように工夫し放流を行ったが生存率は良好であった。

一方、完成半年後にあたる冬季の調査(2000 年 1 月)においては、ワンドや水路内でイシガイの幼貝(平均殻長は約 12mm)が多数採集された(表 6・3・2)。これは移植した個体が繁殖したものか、既存ワンドや本流からグロキディウム幼生の寄生をうけたヨシノボリなどの底生魚類が進入によるものか、あるいはそれらの両方が起源であるのかはわからない。ドブガイを除くそれらの種の密度は既存ワンドを上回っており、実験ワンドが二枚貝類の生息環境条件を十分に成立させていたことは疑いない。また、完成 1 年を過ぎた 2000 年の秋季調査においては平均殻長が約 31mm の個体が多数採集され、幼貝が順調に成長していることがわかった。同時に殻長十数 mm の個体も僅かながら採集され、新たな個体も定着していることがわかった。さらに半年後の 2001 年の春季

表 6・3・2 実験ワンドと城北ワンド群の幼貝確認  
個体数(豊島ら, 2000)

種名	実験ワンド (個体/m <sup>2</sup> )	城北ワンド群* (個体/m <sup>2</sup> )
イシガイ	1.67	0.47
ドブガイ	0.14	0.39
マシジミ	0.42	0.00
トンガリササノハ	0.04	0.00

\*建設省近畿地方建設局淀川工事事務所(2000)



図 6・3・10 順調に成長するイシガイ(2001 年 4 月)

には、イシガイが順調に成長していることが確認された(表 6・3・2, 図 6・3・10)。

しかし、秋季の調査においては採集したイシガイ個体の大部分が死亡(平均殻長は約 36mm)していることがわかった。これは、別の地区的環境改善工事のため、当年 5 ~ 6 月に本流の水位を約 2 か月間低下(この間の平均水位 O.P.+2.7m)させたため、イシガイの幼貝が多く生息する実験ワンドや水路部の浅い部分が干出することが多かったことに加え、春季以降、夏季にかけて実験ワンド内部や水路部の水面をヒシやチクゴスズメノヒエなどの植物が覆い水質や底質が貧酸素状態になったことが原因ではないかと推察される(淀川環境委員会, 2002)(図 6・3・11)。

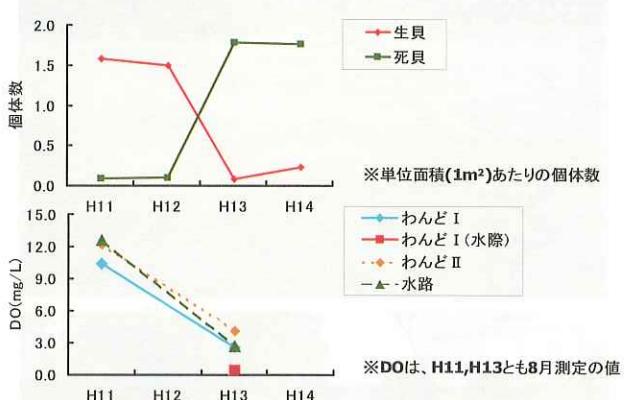


図 6・3・11 イシガイの生息状況と DO との関係

### ③ 植 物

図 6・3・12 は実験ワンド区域の植生の繁茂状況について、完成約 3 か月後の 1999 年 11 月、1 年後の 2000 年 11 月、面積割合(%)

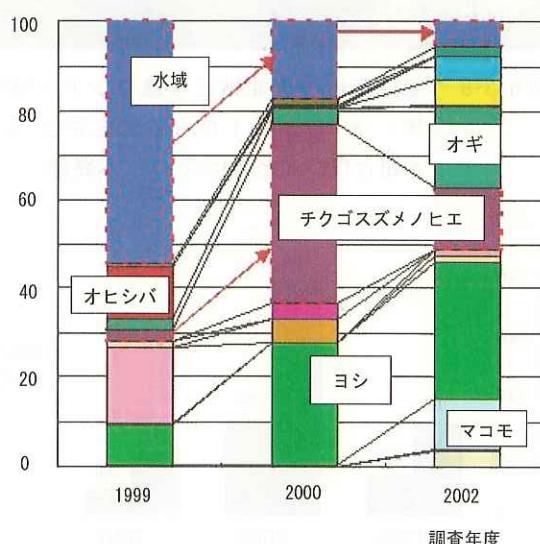


図 6・3・12 実験ワンド区域における群落面積割合の推移(淀川河川事務所, 2003)

および3年目の2002年10月に行われた調査結果に基づいて群落面積割合の推移を示したものである。

完成3か月後は開放水域の面積割合が52.9%であったが、1年後には15.8%、3年後には完成時の約1/10の5.5%にまで縮小した。水域部分については、チクゴスズメノヒエ群落が完成3か月から1年後にかけて2.2%から36.7%へと急増し、緩傾斜の浅いワンド部や水路部の水面を覆いつくした。この変化は特に浅い水域の割合が多くを占めるワンドIIにおいて顕著であった。しかし、3年後にはそれが13.8%に減少すると同時にマコモ群落に置き替わっている。これらの植生の変化は、低水位の継続が匍匐茎を伸長させて群落を拡大するチクゴスズメノヒエの生長を促進して優占群落の形成を早め、その後、水位が上昇した時期に比較的深い水深でも生育可能なマコモが徐々に群落を拡大していくものと考えられる。これらの植生の変遷は、湿地環境が形成される遷移の途中段階であると考えられる（図6・3・13a～d）。

以上に述べたように、実験ワンドは完成後二夏を経過した2年目あたりまでは比較的良好な環境が維持され、所期の目的を達成しかけたかにみえたが、3年目以降は

過剰な植生の侵入により良好な環境を維持するのは非常に困難であることがわかつてき、植生の過剰な侵入は、計画段階である程度予測されたことではあったが、その進行は予想を上回る速さであった。適度な量の植生はフナ・コイ等の魚類の産卵基質となったり、仔稚魚の隠れ家として捕食圧の低減などに寄与するが、過剰に繁茂した状態は水中の貧酸素化を招き、腐食質の堆積とともに水質や底質の悪化を著しく促進する。

この結果から、湛水域における浅いワンドやタマリの復元は過剰に侵入する植生をいかに制御するかが成否の鍵となると思われる。それが小規模な水域では大きな労力を必要とするものの、人為による植生管理がある程度は可能であろうが、水域が大規模であればそれは不可能である。水際部の構造の工夫や、ヨシ等の在来抽水植物を利用しての抑制はある程度の効果が得られようが、今後の研究課題である。しかし、1970年代にみられた赤川タマリ（図6・3・2）のような、水域周辺部の裸地にまばらな植生が広がる環境は、適度な規模と頻度で生起する出水によって底質の更新や植生の破壊を受けていたことが過去の空中写真や一部のデータ、経験から明らかで

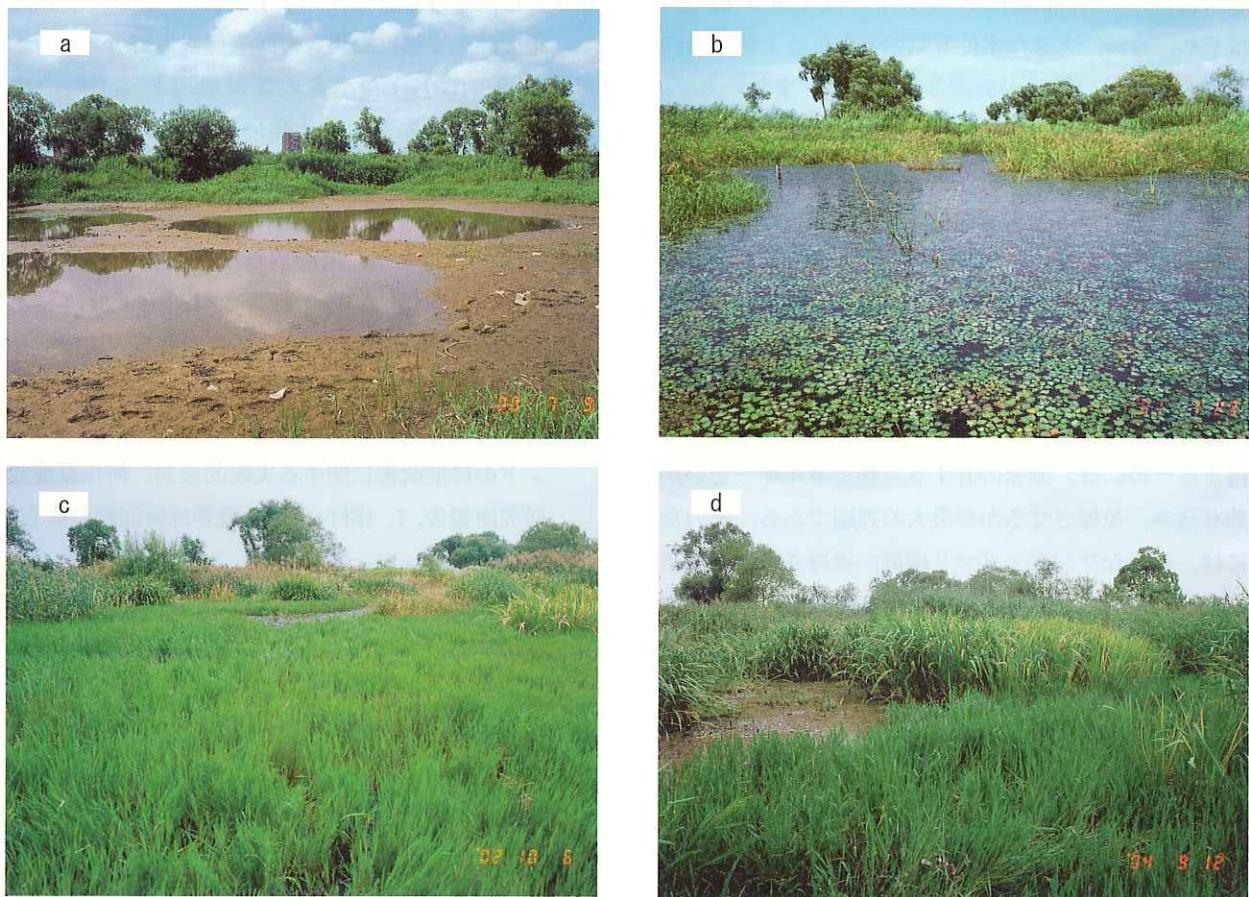


図6・3・13 城北地区ワンド（ワンドII）の景観の経年変化

a：完成1年後（2000.7.9）、b：ヒシが水面を覆う（2001.7.29）、c：チクゴスズメノヒエ群落が発達する（2002.10.6）、d：チクゴスズメノヒエ群落がマコモ群落に遷移していく（2004.9.12）

ある（図6・3・14）。



図6・3・14 二次流路上に位置し、良好な環境を維持していた赤川のタマリ（1979年、淀川工事事務所）

木曽三川の1つ揖斐川中流域においては、流下能力の向上を図るため実施される部分的な河道掘削の機会に、高水敷削と併せて中水敷の創出を行い、洪水攪乱頻度の高い砂州環境・水際部のエコトーンの再生・復元を図る計画が具体的に検討されている（野呂ら、2004）。淀川本川においても、楠葉地区のワンドの復元（6.3.2参照）をはじめ、今後、大きな水位変動のみられる上流部でのワンド・タマリの復元が計画されている。また一方で、下流部の水位変動幅が極度に小さくなつた場所に位置する既存ワンド・タマリの環境改善や新規造成もさらに計画されている。特に下流部の場合、現状の水理条件という厳しい制約の中で、いかに最小限の人手で良好な環境を維持させるかという難題に英知を集め、順応的に管理手法を検討・実施することが重要である。

いずれにしても、ワンド・タマリの再生・復元をふくめ、良好な河川環境の創出やその環境を長期にわたって維持するためには、流水の有する運動エネルギーをいかに取り込み、発揮させるかが最大の課題である。そのためには、良好なワンド・タマリ環境が維持されていた当時の流況・位況などの水理条件を詳細に検証し、その再現の手法を具体的に模索しなければならない。

#### b. 城北地区新設ワンド

ここでは、2001年6月に完成した城北地区新設ワンドについて紹介する。本復元ワンドは既存の城北ワンド群と直接つながる構造をもつた2つの水域（34号裏および35号裏：図6・3・1参照）で、いずれも実験ワンドよりも水域面積が大きく、O.P.+3.0mの水位での最大水深も約1mと深い。法面構造は素堀り、法勾配は造成場所の制約から、1:10程度とやや急勾配である。この

新設ワンドも実験ワンドと同様、造成3年目（2004年）時点では春季にはコイ・フナ類の大規模な産卵場として機能しており、これに関する報告がされている。

本新設ワンドのモニタリング調査については現在継続中であり、現時点での詳細な報告はできないが、景観でみる限りは城北地区実験ワンドと同様の経年経過をたどっており、やはりチクゴスズメノヒエ植生の過剰な侵入への対策を要する段階になってきたことがわかる。

図6・3・15に造成前（不法耕作地）から造成後の景観の経年変化について、定点撮影による結果を紹介する。

#### 参考文献

- 河合典彦（2001）：景観にみる城北ワンド群の変貌、水位の安定化がもたらしたものー、ボテジャコ、5、魚類自然史研究会、pp. 11-19.
- 河合典彦（2003）：大規模河川改修が淀川の水環境にもたらした功罪、淀川下流の城北ワンド群を中心に、海洋と生物、149、25（6）、pp. 467-475.
- 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。
- 斉藤憲治（1997）：淡水魚の繁殖場所としての一時的水域、日本の希少淡水魚の現状と系統保存、長田芳和・細谷和海編、日本魚類学会監修、緑書房、pp. 194-204.
- 豊島 靖・中西史尚・河合典彦・綾 史郎・森田和博（2000）：淀川における良好なワンド形成に関する実験的検討、河川環境総合研究所報告、6、（財）河川環境管理財團総合研究所、pp. 51-58.
- 中西史尚・綾 史郎・河合典彦・森田和博（2001）：ワンドの環境改善に関する実験的検討、河川環境総合研究所報告、7、（財）河川環境管理財團総合研究所、pp. 30-40.
- 野呂 守・前田 諭・浅野智仁・池田 正（2004）：揖斐川における自然再生と高水敷削に関する検討、リバーフロント研究所報告、15、pp. 9-16.
- 淀川環境委員会（2002）：自然豊かな淀川をめざして、－資料編－、国土交通省近畿地方整備局淀川工事事務所。



図 6・3・15 城北地区新設ワンド（34号裏）の造成直後からの景観の変化

### 6.3.2 楠葉地区の復元ワンド

#### (1) 楠葉ワンドの変遷と復元の経緯

楠葉ワンドは、6.1.2に述べたように三川（木津川、宇治川、桂川）の合流点から約2.5km下流に位置し、淀川河口から33.5km付近の左岸、大阪府枚方市楠葉地先に位置する。

この付近にはかつて5つのワンドが存在し、上流側から楠葉1号ワンドと呼び、5号ワンドまであった（図6・3・15上）。これらの呼称は、1973年の淀川全川における魚類調査紀平・長田（1974）の際に、最上流の楠葉1号から下流にかけて当時存在していた総てのワンドに番号が付けられたことに由来する。

楠葉ワンド群は、1970年代の中頃までは年に数回の冠水を受け、冬期には浅くなるが、通年水域として存在し水は涸れることはなかった。適度な水位変動と冠水頻度によって搅乱をもたらし、淡水魚貝類にとって極めて良好な生息環境であった。

ところが1980年になるとワンドの水位低下は著しくなり、1985年冬期には、1号ワンドは底をみせるようになった。1987年には全く水を貯えることはなくなった。こうした原因は本流の河床低下が徐々に進行した結果である（綾ら、2001）。

図6・3・15下は1979年から1998年まで20年間の淀川全川の河床低下を示したもので、21km（枚方大橋）から上流の河床低下の著しさを表しており、2m以上も低下していることがわかる。

1990年代になると、さらに本川の河床低下は進み、数年に1度程度の冠水しか期待できず、ワンド内は植生に覆われた（図6・3・15中）。2001年になるとワンド周辺の樹林化が目立ち、ワンド内にもヨシ、オギ、クズに混じりヤナギなどの高木が侵入し始めた。

こうして楠葉ワンドは本流の河床低下に伴い、豊富な淡水魚貝類などが生息していた水域を保っていた時代から、植生が繁茂する陸域の時代に変化し、ワンドとしての役割を終えた。

そうした1号ワンドの環境の変遷を図

6・3・16に示した。満々と水を湛えていた1970年代の1号ワンドが、本流の河床低下により干出し、植生が侵入する経過を同じ視点から撮影したものである。平成13年にはついにワンド全域が林のようになり、かつての環境は想像できない。

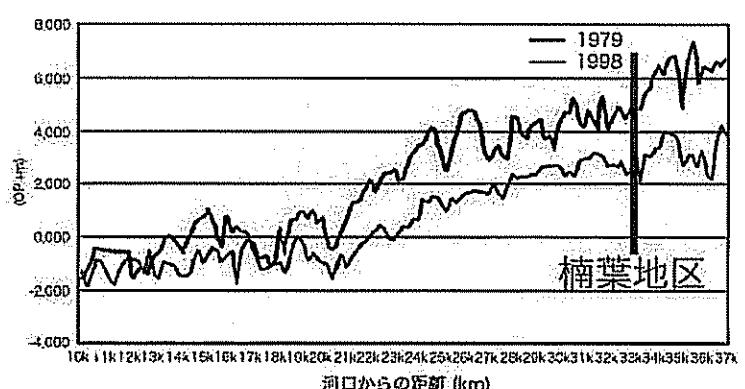


図6・3・16 楠葉ワンドの変遷と淀川全川の河床低下  
(平均河床)



1997年河川法が改正され、淀川工事事務所（現、淀川河川事務所）では、淀川の環境の整備と保全のため、必要な指導、助言を行う有識者による「淀川環境委員会」が1997年8月に設置された。淀川環境委員会は2002年3月に「自然豊かな淀川をめざして」として、とりまとめをおこなった。そのなかで「わんど群やたまりの保全・復元・創出」の項を設け、「淀川の環境への回復を図るために、水生生物にとって重要な残存するわんど群・たまりを保全するとともに、上流部の水位変動区間においてもわんど群・たまりの復元を図る。」と提言した。

以上のような経過から、最上流部の楠葉ワンドが対象として取り組まれることになった。この地区には5つのワンドが存在していたが、まず、1号ワンドと2号ワンドの復元工事が実施された。工事は、干上がった1号ワンドと2号ワンドの凹地の植生を取り除き、河床低下分の4mを掘り下げて造成した。素堀りと簡単な水制工を施したもので、1号ワンドは2002年6月に、2号ワンドは2003年2月に完成した（図6・3・17）。



図6・3・17 復元された1・2号ワンド  
(淀川河川事務所提供)

図6・3・16 1号ワンドの変遷

## (2) 楠葉ワンドの魚貝類

楠葉ワンド群の全てで行った調査は少ない。1号ワンドにはかつて国の天然記念物イタセンバラが生息し、絶滅危惧種のオグラヌマガイが発見されたこともあり、その頃簡単に行われた調査が今となっては当時を知る貴重な資料となった。

### a. 魚類

表6・3・3は、1970年代から1980年代における楠葉1号ワンドの魚類調査についてまとめたものである。これらの調査は投網による定量調査で、打網回数はいずれも10回の結果である。まず、個体数について年代別にみると、1973年は124と最も多く、1982年は47、1985年は50と減少している。種類数については、1973年が26と最も多く、1982年は10、1985年も11と減少している。個体数、種類数ともに年代別には1973年が最も多く、1980年代には激減している。さらに、種組成についてみると、1973年にはヤリタナゴ、シロヒレタビラ、カネヒラ、イチモンジタナゴ、イタセンバラ、タイリクバラタナゴの6種のタナゴ類が認められるが、1980年代にはタイリクバラタナゴ以外のタナゴ類は認められない。また、1973年には認められなかった外来魚のブルーギル、オオクチバス（ブラックバス）が1980年代には認められている。

以上のことから、少なくとも1973年以前には魚類相が豊かであったことは確かで、以降は徐々に減少し、1985年の調査がおそらく最後で、その後2年後に楠葉ワンドは消滅した。

### b. 貝類

図6・3・18は、1号ワンドの二枚貝（3種）の深度別分布調査である。この調査は、イタセンバラの産卵母貝であるイシガイ、ドブガイの分布を調べることが目的であった。調査は1977年8月17日に実施したもので、この年は大規模な渇水に見舞われ、好都合にもワンドの水位は平水位から約80cm低下し、ワンドの周辺は干出していた。このような状況は1971年以来初めてのことであった。採集したイシガイは45、ドブガイは63、オグラヌマガイは33個体であった。

調査結果から、イシガイは水際から水深30cmまでの砂質泥底に多く、ドブガイは水深50cm程度の砂質泥から泥底に、オグラヌマガイはさらに100～120cmの深い泥底に分布し、本種はさらに泥の中へ10～30cmも深く潜っていることがわかった。

オグラヌマガイについては、この時初めて確認された。

表6・3・3 1号ワンドの魚類定量調査結果

種名	1973年	1982年	1985年
1 ヤリタナゴ	1		
2 シロヒレタビラ	6		
3 カネヒラ	2		
4 イチモンジタナゴ	2		
5 イタセンバラ	1		
6 タイリクバラタナゴ	20	6	7
7 ヒガイ	7		
8 モツゴ	3	1	2
9 ゼゼラ	16	14	8
10 ニゴイ	4	1	1
11 カマツカ	4		
12 タモロコ	7		2
13 ホンモロコ			
14 カワムツ	2		
15 オイカワ	6	11	7
16 ハス	6	1	1
17 ワタカ	8	10	
18 フナ属	15	1	15
19 コイ	1		
20 ドジョウ	1		
21 シマドジョウ	1		
22 スジシマドジョウ	3		
23 ナマズ	2		
24 ウナギ	1		
25 メダカ	1		
26 カムルチー	2		
27 ドンコ		1	
28 ヨシノボリ	2	1	1
29 ブルーギル			2
30 ブラックバス			4
個体数合計	124	47	50
種類数合計	26	10	11

注) 投網を10回用いて採集

オグラヌマガイはかつて巨椋池に多産し、その名の由来がある。しかし巨椋池干拓後は絶滅したものと思われていた。

楠葉ワンドのオグラヌマガイは、黒田ら(1987)によって新種記載され、1号ワンドが模式産地とされた。大変残念なことに1号ワンドはこの年に消滅した。本種が発見されて10年後のことである。

オグラヌマガイは、その後淀川下流域のいくつかのワンドと淀川堤内地にある楠葉中央公園の池でも確認されており、環境省の絶滅のおそれのある種、絶滅危惧Ⅰ類に指定されている。

楠葉ワンドの貝類相については、1973、1977、1984年に調査が実施され、その結果を表6・3・4にまとめた。

年度別にみると、1973年には二枚貝が6種と巻貝が8種、計14種で最も多く、1977年には計10種、1984年

には計8種と減少している。本調査で発見されたオグラヌマガイは、それまでみつからなかっただけで1973年にも生息していたものと思われる。1970年代初め頃には、魚類相と同じように貝類相においても極めて豊富な生物相を誇っていたが、1980年代から著しく減少している。このように生息環境の変化が1970年代には徐々に進行していたが、1980年代になると著しく進行したことを物語っている。

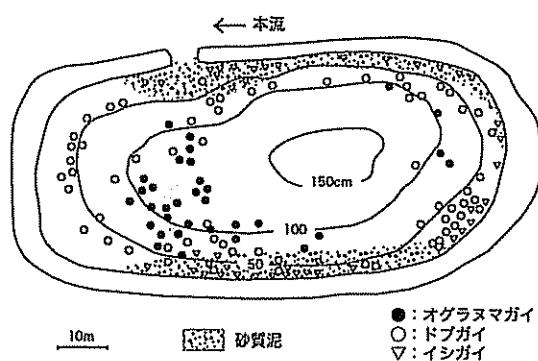


図 6・3・18 1号ワンドの二枚貝類の調査結果

表 6・3・4 1号ワンドの淡水貝類

種名		1973年	1977年	1984年
二枚貝	1 イシガイ	○	○	○
	2 ドブガイ	○	○	○
	3 マルドブガイ	○	○	
	4 オグラヌマガイ		○	○
	5 ササノハガイ	○	○	○
	6 マシジミ	○	○	
	7 セタシジミ	○		
巻貝	8 ヒメタニシ	○	○	○
	9 オオタニシ	○		
	10 チリメンカワニナ	○	○	○
	11 イボカワニナ	○	○	○
	12 モノアラガイ	○		
	13 ヒメモノアラガイ	○		
	14 サカマキガイ	○	○	○
	15 カワコザラガイ	○		
種数		14	10	8

### (3) 復元ワンドの魚貝類

復元ワンドの調査は2002年から開始している。ここでは、復元された1号ワンドの魚貝調査について述べる。ただし、貝類については1年後の2003年から開始した。貝類の場合は魚類のようにすぐ移動してくることはなく、魚類にグロキジウム幼生が寄生して運ばれるという繁殖生態を持つことから、肉眼的に認められる大きさの幼貝になるために1年は経過しなければならないからである。

表 6・3・5 復元ワンド1号の魚類相

種名	2002年	2003年	2004年
1 ヤリタナゴ			
2 シロヒレタビラ			
3 カネヒラ		○	○
4 イチモンジタナゴ			
5 イタセンバラ			
6 タイリクバラタナゴ		○	○
7 ヒガイ (カワヒガイ)			○
8 ウグイ		○	
9 モツゴ	○	○	○
10 ゼゼラ		○	○
11 ニゴイ	○	○	○
12 カマツカ	○	○	○
13 ムギツク			
14 カワバタモロコ			
15 タモロコ		○	○
16 ホンモロコ			
17 スゴモロコ			
18 クウライモロコ	○	○	○
19 カワムツ			
20 オイカワ	○	○	○
21 ハス	○	○	○
22 ワタカ			
23 ギンブナ	○	○	○
24 ゲンゴロウブナ	○	○	○
25 コイ	○	○	○
26 ハクレン			
27 ドジョウ			
28 シマドジョウ			
29 スジシマドジョウ			
30 アユモドキ			
31 ナマズ			○
32 ワカサギ			○
33 ギギ	○		
34 ウナギ			
35 タウナギ			
36 メダカ			○
37 カムルチー	○		○
38 ドンコ			
39 ヨシノボリ属		○	
40 トウヨシノボリ	○		
41 ヌマチチヅ	○	○	○
42 ウキゴリ			
43 ブルーギル	○	○	○
44 オオクチバス (ブラックバス)	○	○	○
45 ボラ	○		○
46 カダヤシ		○	
47 テラビアニロチカ (チカダイ)		○	
種数		16	20
		23	

国土交通省淀川河川事務所内部資料より一部改変

#### a. 魚類

表 6・3・5 はそれぞれ夏季と秋季に実施した地曳網調査結果に、投網により捕獲した種を加えたものである。年代別には、2002年には16種、2003年は20種、2004年には23種と増加の傾向がみられる。魚類相についてみると、タナゴ類以外には大差はなく、タナゴ類についてみると2003年と2004年にカネヒラとタイリクバラタナゴが確認されている。2003年にはそれぞれ1個体であったものが、2004年にはカネヒラ4個体とタイリクバラタナゴにいたっては300個体以上を捕獲した。この原因

は、タナゴ類はイシガイなどの二枚貝に産卵することから、2003年8月の二枚貝放流試験でイシガイをワンド内にいたためであろう。2003年のカネヒラは、イシガイをいた調査ゲージを引き上げたときに確認した。

2003年の調査においてタイリクバラタナゴが少なかったのは、本種の産卵期は5月が最盛期であり、二枚貝の移入が8月であったためであろう。2004年は調査ゲージ周辺で本種が多数確認されるようになった。このことは、成長して産卵可能なイシガイが生息していると、タイリクバラタナゴやイタセンパラなどタナゴ類の魚類が増水時に進入した場合、そこに留まることを示唆している。

#### b. 貝類

表6・3・6は、復元ワンド（1号ワンド）二枚貝放流試

表6・3・6 復元ワンド1号の二枚貝放流試験結果

ゲージNo.	2003年8月	2003年11月	2004年6月
A	20 (100.0)	1 (5.0)	0 (0.0)
B	20 (100.0)	12 (60.0)	11 (55.0)
C	20 (100.0)	12 (60.0)	11 (55.0)
D	20 (100.0)	4 (20.0)	—
E	17 (100.0)	13 (76.5)	—
合計	97 (100.0)	42 (43.3)	22 (36.7)

注：（ ）内は、ゲージ内の生存率を示す。

2004年のゲージD、Eは流出または埋没。

験の結果である。

2003年8月28日、97個体のイシガイを採取し、A～Eのゲージに分けて、ワンド内の5カ所に設置した。（図6・3・19）イシガイは水深50cm以浅を好むことからゲージの底に砂を入れ平水位に50cm程度になるよう留意した。また、イシガイは砂質を好むので本流沿いの上流からA、B、Cを、ワンドの下手にD、Eを設置した。

3ヶ月後の11月には、生存率がA～Eのゲージでかなりの差があり、平均で43.3%となり、約半数以上が死亡した。なかでもAはワンドの最上流の本流側にあり、攪乱が激しく、生存率は5.0%であった。ここは本流の影響を最も受けやすく、底質は安定しにくく、ゲージBとCはゲージAより下流側にあり、砂混じりの泥底でやや安定している。ワンドを本流と並行に半分にすると、本流の反対側は泥底でイシガイには適さず、ゲージEはゲージBやCとよく似た底質であり、さらに傾斜が緩やかであった。以上の結果と生存率とを比べてみると、イシガイと底質との関係を明確に示していた。

二枚貝の調査は2003年8月28日に初めて実施した。幅50cmでワンドの中央を横断するコドラー内を調査したが、下流側の水制工近くでイシガイの幼貝が2個体確認された。幼貝が若干でも確認できたので、再び2003年10月3日に調査を行った。

図6・3・19はそのときの幼貝の採取位置も併記している。これまでの知見ではイシガイの幼貝は50cm以浅に分布することが知られているので、3mm目の篩を用いてワンドの周囲を1周、水深50cm以浅を調べた。ワンドの底質はほぼ全域が泥で、本流側の岸部に沿って一部砂質泥となっていた。

採取した個体は殻長8～22mmのイシガイの幼貝11個体であった。なお、このとき採取した貝類は、二枚貝ではイシガイ、マシジミ、カワヒバリガイと、巻貝ではヒメモノアラガイ、サカマキガイ、スクミリンゴガイの計

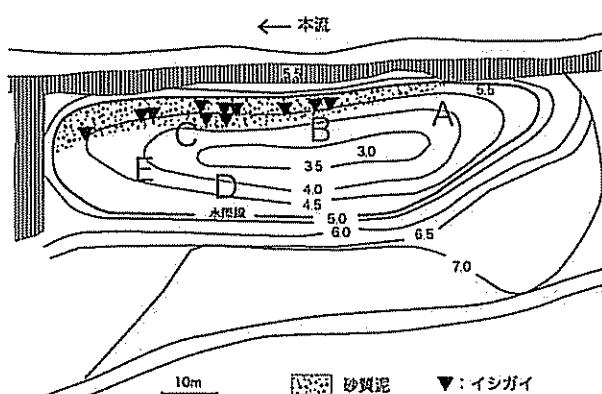


図6・3・19 復元ワンド（1号ワンド）における幼貝分布と調査ゲージの位置（2003.8.28）

6種が確認された。

#### (4) ワンドの役割と今後の期待

かつて生物相の豊かであった1号ワンドをはじめとして楠葉ワンド群の役割は、淀川上流域における淡水魚貝類の重要な供給源であったと思われる。復元ワンドの淡水魚貝類の回復は今のところまだ時間がかかりそうである。しかし、調査の結果から徐々にではあるが回復の兆しがみられる。

消滅した楠葉ワンドを復元し、生態系を回復させるためには、かつて魚貝類が豊かであった頃の環境と生物相を調べることが大切である。そしてそれを目標にすることは重要である。しかしワンドの復元や生態系の回復に当たっては、これまでのように造るということではなく、ある程度は人が手を加えるが後は川に造らせる、そしてそこに回復する生態系も気長に見守っていくことが肝要

であって、急に20～30年前の河川環境や自然を取り戻すことは無理なことであろう。

ワンドは1つより2つ、5つとワンド群として存在することによってその効果は何倍にもなってあらわれる。かつての1号ワンドも5つのワンド群のなかの1つであったことは重要なことである。現在は2つのワンドが復元されただけで、さらに3号～5号と復元されることを期待する。

## 参考文献

- 綾 史郎・斎藤あづさ・福永康彦・西谷大輔（1998）：淀川ワンド群の形成と変遷、河川技術に関する論文集、4。
- 綾 史郎・紀平 肇・松波由佳・井田康夫（2000）：河川の水位・流量の周年／経年変化と河川生態環境、河川技術に関する論文集、6、pp. 77-82。
- 小川力也・長田芳和（1999）：河川敷氾濫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）、信山社サイテック、pp. 9-18。
- 小川力也・長田芳和・紀平 肇（2000）：淀川におけるイタセンパラの生息環境（総説）、大阪教育大学紀要、49(7)、pp. 33-55。
- 河川環境管理財団大阪研究所（1999）：わんどの機能と保全・創造～豊かな河川環境を目指して～。
- 紀平 肇・長田芳和（1974）：魚類及び貝類、淀川の河川敷における生態調査報告書、建設省淀川工事事務所。
- 紀平 肇・他（1977）：魚貝類、淀川河川敷生態調査報告書、建設省淀川工事事務所。
- 紀平 肇（1977）：淀川のワンドでオグラヌマガイみつかる、Nature Study、23(12)、大阪市立自然史博物館、pp. 9-10。
- 紀平 肇（1977）：タナゴと淡水二枚貝について、淡水魚、3、（財）淡水魚保護協会、pp. 92-93。
- 紀平 肇（1982）：タナゴ類の産卵床としての淡水二枚貝類の研究、絶滅にひんしているニッポンバラタナゴと種族保存に関する基礎的研究、文部省科学研究費総合（B）研究成果報告書、国立科学博物館。
- 紀平 肇（1984）：オグラヌマガイの研究、水野寿彦教授退官記念誌、大阪教育大学、pp. 227-232。
- 紀平 肇（1985）：淀川ワンドNo.1・No.2の魚貝類調査、淀川河川敷生態調査報告書、建設省淀川工事事務所。
- 紀平 肇・福原修一・長田芳和（1985）：赤坂御用地内のニッポンバラタナゴ保存池に繁殖したドブガイ、絶滅にひんしているニッポンバラタナゴの系統と種族保存に関する研究、文部省昭和59年度科学研究費補助金（総合研究A）研究成果報告書、国立科学博物館、pp. 28-135。
- 紀平 肇・他（1987）：ポンプアップによる淀川ワンドの魚貝類調査、清風紀要、3、清風学園、pp. 51-64。
- 紀平 肇・長田芳和・鉄川 精（1997）：淀川河川敷生態調査報告書、建設省淀川工事事務所。
- 紀平 肇（1998）：オグラヌマガイ、日本の希少な野生水生生物に関するデータブック（水産庁編）、日本水産資源協会、pp. 40-41。
- 紀平 肇・近藤高貴（1999）：オグラヌマガイの年齢構成、VENUS 58(3)、日本貝類学会、pp. 145-149。
- 黒田徳米（1962）：貝類、巨椋池干拓誌、巨椋池土地改良区。
- 鉄川 精・紀平 肇・長田芳和（1975）：魚類、淀川河川敷生態調査報告書、建設省淀川工事事務所。
- 長田芳和・紀平 肇・鉄川 精（1976）：魚類、淀川河川敷生態調査報告書、建設省淀川工事事務所。
- 福原修一（2000）：貝に卵を産む魚、トンボ出版。
- 松波由佳・綾 史郎・矢田敏晃（1999）：淀川ワンド群の形成・衰退とその生態学的意義、河川技術に関する論文集、5。
- 淀川水系イタセンパラ研究会（編）（2001）：淀川水系イタセンパラ生息環境保全ビジョン－イタセンパラにとって好ましい河川環境とは、大阪府環境農林水産部緑整備室。
- S. Fukuhara, H. Kihira, M. Matsuda, M. Tabe, T. Kondo (1997) : Breeding Season of Oguranoontta ogurae (Bivalvia: Unionidae) in a Small Pond, Venus (Jap. J. Malac.), 56(4), pp. 299-304.

## 6.4 堀操作による水位変動と生態系への影響評価

### 6.4.1 水位変動に伴う流れと水質の変化

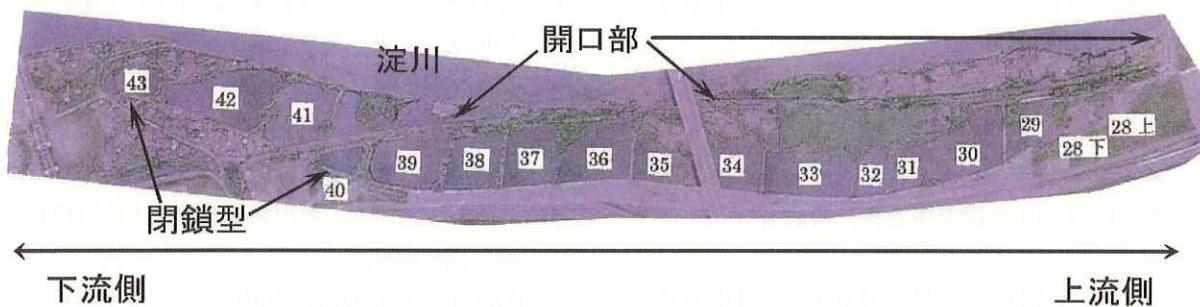
#### (1) 淀川大堰堀操作による水位変動実験の概要

2.3.2で述べたように、城北ワンド群における生態環境劣化の要因の一つとして年間の水位変動幅が小さく、また、その頻度も極めて少なくなったことが推定された。その改善の一つの方法として、城北ワンド群の2km下流にある淀川大堰の堀操作を利用した人工的水位変動が考えられ、3.1.2(3)に述べたように2000(平成12)年6月の第1回実験以来、毎年4月から6月にかけて行われている。水位調節は堰の操作規則によりOP+2.5m～3.3mの範囲内で行われ、目的と期間は年によって異なる。前出の図3.1.20～3.1.23に各年の水位変動実験の際の水位ハイドログラフが示されているが、2000(平成12)年は初めての年であり、48時間程度の実験であったが、表3.1.5に示されるように集中的な理化学的調査とともに、魚類の移動調査などの生物調査も行われた(中西ほか, 2001)。2001(平成13)年はNo.34裏、No.35裏の新

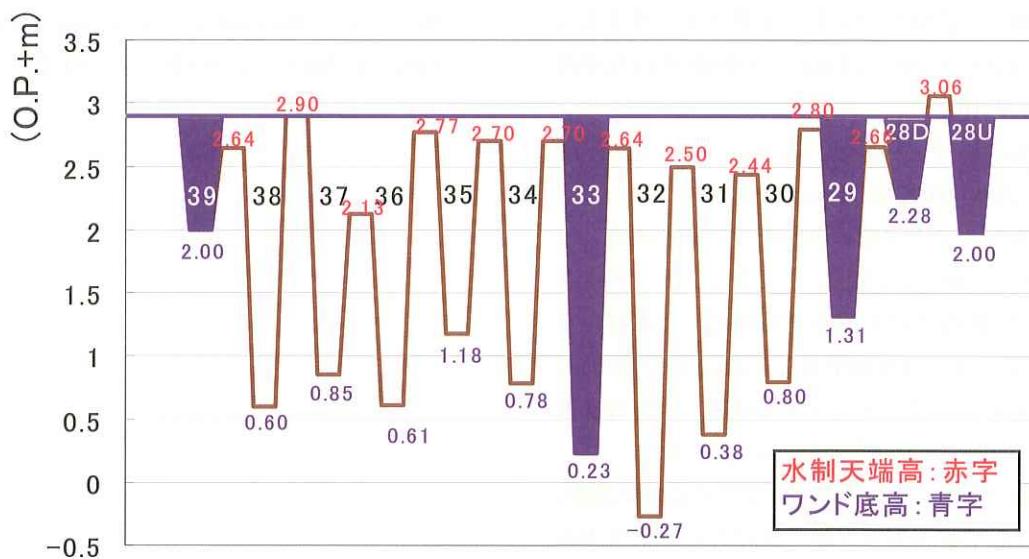
設ワンド造成工事のためもあって、4月17日～6月15日まで低水位を維持し、その後に水位を下降、上昇させる操作を行った。水位を低下させることにより外来肉食魚が嫌い、仔稚魚が好む浅水域の面積をかってのように増加させ、また、在来種仔稚魚の捕食圧をさげることが出来ると推定されたためである。この年以後、春の水位の長期低下が加えられている。2003(平成15)年以降は、激減したコイ、フナ類の繁殖の増進(6.4.2参照)を目標として4月初めから4週間程度の人工的な水位の下降と上昇が付け加えられた。

#### (2) 水位変動に伴なって生じるワンド群内の流れ

図6.4.1(a)に示されるように、No.28ワンドからNo.43ワンドに至る城北ワンド群には淀川本川との間に開口部があり、當時連結している開口型ワンド(No.28, No.33, No.39)、大洪水時の冠水による以外は連結しない閉鎖型ワンド(No.40, No.43)、および開口型ワンドや他のワンドと連結することにより間接的に淀川と連結する半閉鎖型ワンドの3種がある。また、各ワンドは図6.4.1(b)に示されるように、天端標高の異なる水制工(幹部水制)で仕切られており、水制天端上に盛



(a) 水位低下時の城北ワンド群(2000年6月)(河川管理環境財団)



(b) ワンド群の底高と水制天端高

図6.4.1 城北ワンド群とその縦断形状

られた土の厚さの違いや植生の有無により、隣接するワンド間の連結部分の幅や高さが異なっている。従って、図 6・4・1(a) の水位低下時の写真に明らかなように、水位が 2.5m 以下になるとワンド間を仕切る水制工のほとんどが天端が水面上に露出し、各ワンドはそれぞれ独立した水域となる。しかし、水位が 0.P. +3.0m を超すほとんどのワンド群は連結され、幹部水制は水没したり、所々、水面上に頭をだすような状態となる。現在の堰操作では、淀川の水位は流量が  $3,000 \sim 4,000 \text{m}^3/\text{s}$  を超す大出水が無ければ、水位が 3.3m を超えることは稀であるが、この場合のワンド群は表面上連結され、本川と低水護岸で隔てられたいいくつかの大きな池のようになる。しかし、各ワンドの水位は一定ではなく、また、淀川水位とも同一ではない。すなわち、本川水位の変動の影響を受け、各ワンド水位と本川水位の関係、およびワンド

周囲の堤や水制工の高さによって各ワンドの水位は変化する。なお、 $4,500 \text{m}^3/\text{s}$  を越えるような場合にはワンド群全てが冠水し、上流側から下流側に向かって水面勾配が生じ、緩やかな流れが観察されるが、10 数年に一度のことである。

### (3) 観測結果と数値モデルによる流動の検討

いま、水制等によって区分される各ワンドの面積を水深にかかわらず一定とし、水位を一様とする貯水池とし、ワンド群をその連結でモデル化する。ワンドと淀川の間および隣接するワンド間に水位差が存在すれば、これらの水域間を流出入する流れが発生するので、この流れのモデルを表面流（開水路）形式のものと浸透流形式のものに分ける（図 6・4・2）。ワンド水位が境界の水制工の天端高さより高い時、水制を越流して流れる開水路流れ形式の流出入が生じ、これを堰上を越流して流出入する流れとしてモデル化し、本間公式を適用する。低い場合は流出入はない。浸透流形式の流出入流量については通常の自由地下水を想定し、Darcy 則が成立するものとし、透水係数、浸透長、幅は適切に仮定する。境界条件は毛馬水位観測所の本川水位の時間変化をすべての開口型ワンドの境界水位として与えた。図 6・4・3 は、計算結果から推定された城北ワンド群内に生じる流れの概略を示したものである。本川水位の上昇時には、開口型ワンドである No. 33, No. 39, No. 41 よりワンド群内に本川水が流

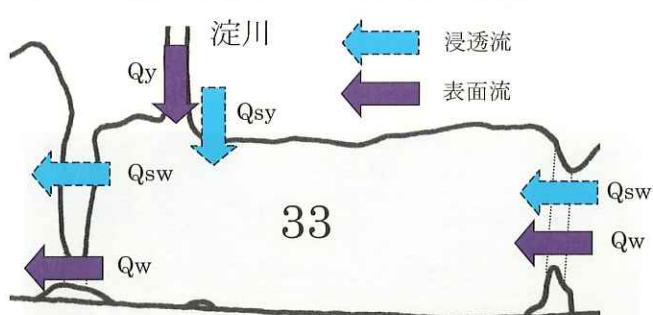


図 6・4・2 No. 33 ワンドモデル化構成

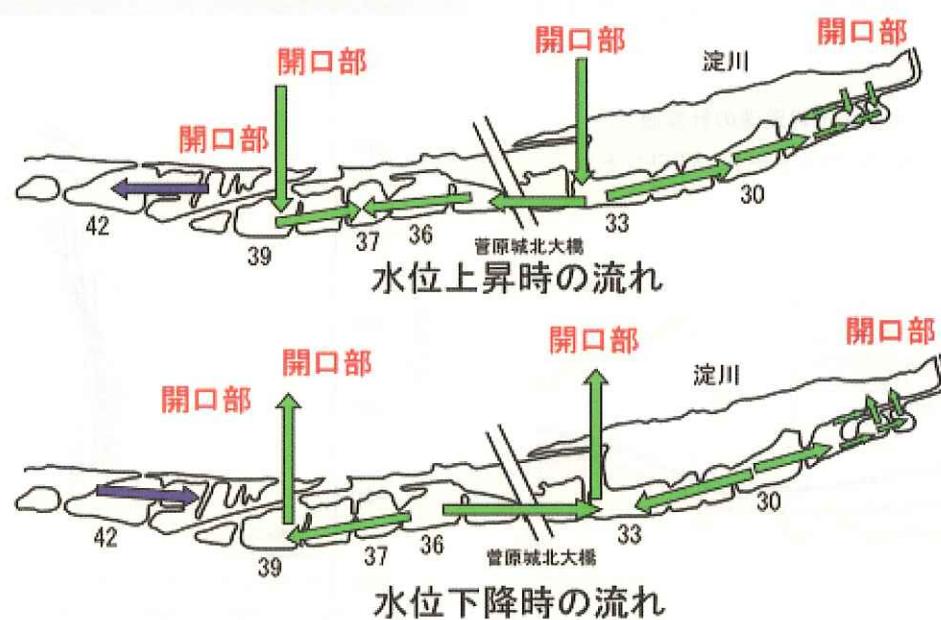


図 6・4・3 城北ワンド群内の流れの概略（計算結果より推定）

入り、No. 33 から流入した本川水は上流の No. 30 へ向かう流れと下流の No. 36 へ向かう流れに分かれる。半閉鎖型の No. 37 ワンドには No. 33 ワンドからと No. 39 ワンドからの双方からの本川水が流れ込む。一方、水位下降時には、No. 36 ワンドからは上流の No. 33 ワンドと下流の No. 39 ワンドへ向かう二つの流れが生じている。

図 6・4・20 に示された 2000 年 6 月の実験時の本川水位ハイドログラフを境界条件として数値計算によって求められた、ワンド No. 33 から No. 38 の各ワンドを仕切る水制工上の越流流速の変化を図 6・4・4 に示した。図 6・4・1 に示されるように、切りの水制工天端高が OP+2.7m 近くにあるので、水位がこれを下回ろうとする 8 日 12 時前後に最初の流速の発生がみられ、その後水位が下がってもものはや天端高以下なので流れは生じない。水位が 2.7m を上回ろうとする 9 日 13 時以降に再び大きな流速が生じて、上昇が終わる 9 日 20 時ごろまで流れが継続する。

電磁流速計や LSPIV を用いた観測によれば、このような本川水位の変化により生じるワンド内の流れは観測できるほど大きいものではなく、ワンド間を仕切る水制工とその周辺の水深の浅いところで、水位が水制工の天端敷高付近のときのみ、有意な流速が観測される。図 6・4・5 は閉鎖型ワンド (No. 40, No. 43) の水位変化を観測値と併せて示したものである。閉鎖型ワンドといえども観測水位は変化しており、浸透流によるものと推察された。

図 6・4・6 は、2003 年 6 月の増水実験の際に行われたトレーサーテストと、それを用いた LSPIV 解析による表面流速分布を示したものである。最大 30cm/s 程度の流れが No. 33 ワンドから No. 34 ワンドへ向かっていることが分かる。水制工は -390m 付近にあり、大きな流速が得られた領域は狭い範囲にあることが分かる。計算結果とこの実測結果を比較すると、計算値はやや大きめの値を与えている。

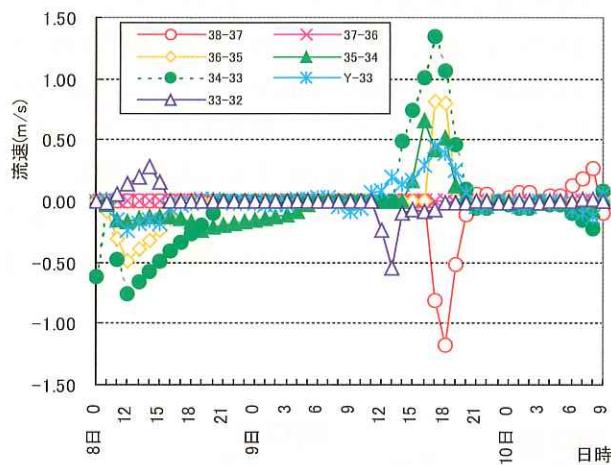


図 6・4・4 水制工上の流速の計算値  
(2000 年 6 月 No. 33 ワンド～No. 37 ワンド)

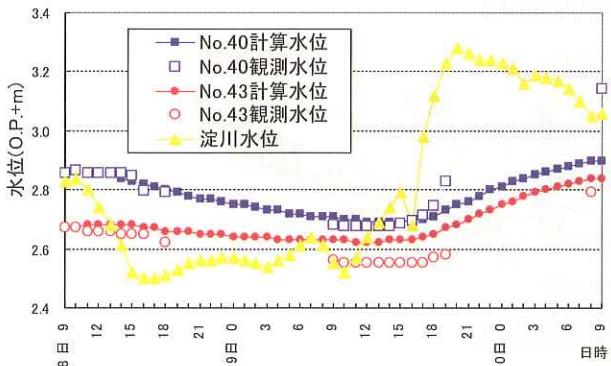


図 6・4・5 閉鎖型ワンドの水位変化 (2000 年 6 月)

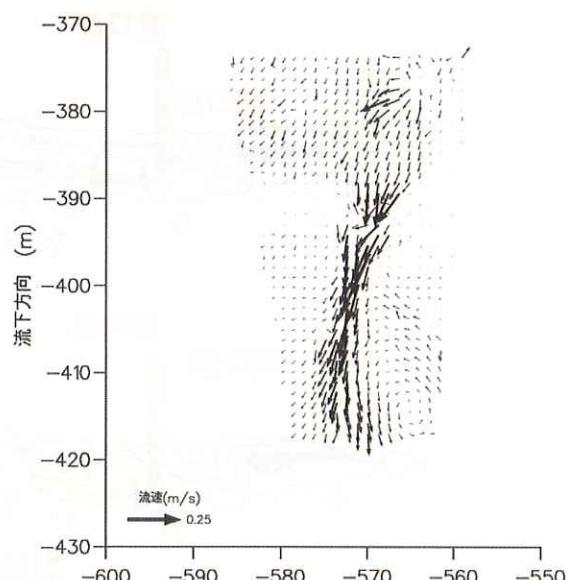


図 6・4・6 LSPIV 用のトレーサーの散布状況とそれにより得られた流速分布 (2003 年 6 月)

#### (4) 水位変動に伴うワンド群の水質変化

##### a. ワンドの水質の特徴

淀川本川の水質については、古くから多くの公共機関が計測しているが、ワンドの水質の組織的な計測は大阪市立自然史博物館（山西ほか、1992）により行われ、淀川への開口度の違いによるワンドと淀川本川の水質の比較がなされた。1990年代半ばより大阪工業大学水圏環境研究室が淀川本川と各ワンドの水質計測を継続的に行っている（河川環境管理財団、1999）。河川環境管理財団は1990年代後半よりワンド群に関する各種の調査に関連して、水質と底質の調査を行ってきており、それらの結果を総合すると一般的な水質指標に対して以下のようなことが言える。

- i ) ワンドと淀川の水質に本質的な違いはないが、チッソ濃度、リン濃度はワンドが低く、濁度やクロロフィル $a$ 濃度はワンドが高い。
- ii ) 淀川本川水質とワンド水質の差は本川と隔てられるほど大きくなる。
- iii ) 水質の鉛直分布は淀川ではほぼ一様であるが、ワンドでは非一様性が高い。すなわち、ワンドの濁度は水深が深くなるほどかなり大きくなる。逆に、DOは夏期に

は表面では過飽和になるが底付近では5mg/Lを切ることがある。

iv ) 夏期のワンドでは、日中に、日成層が発達するが、深夜から未明にかけて解消して一様化し、日昇とともに再び成層化する。

v ) 夏期のワンドでホテイアオイやボタンウキクサなどの浮葉植物が水面を覆いつくすと、その下のDO濃度はきわめて低いことが多い。

##### b. 水位変動と水質

各ワンドを完全混合するボックスに置き換え、これを連結して水質モデルをつくり、前出のワンドの流動モデルと結合することにより簡単な流動と水質混合の解析を行った。図6・4・7は、このモデルによる本川水位の下降と上昇が終了した時点の計測結果であって、各ワンドへ流入した本川水の全体に占める割合を示したものである。開口型ワンドであるNo.28U, No.33, No.39では淀川河川水がそのまま流入するので、本川水の比率が高い。各ワンドで完全混合した水が次のワンドへ流入するので、開口型ワンドから離れるにつれ、本川水の比率が小さくなる。開口型ワンドの中間に存在するNo.30, No.36では、

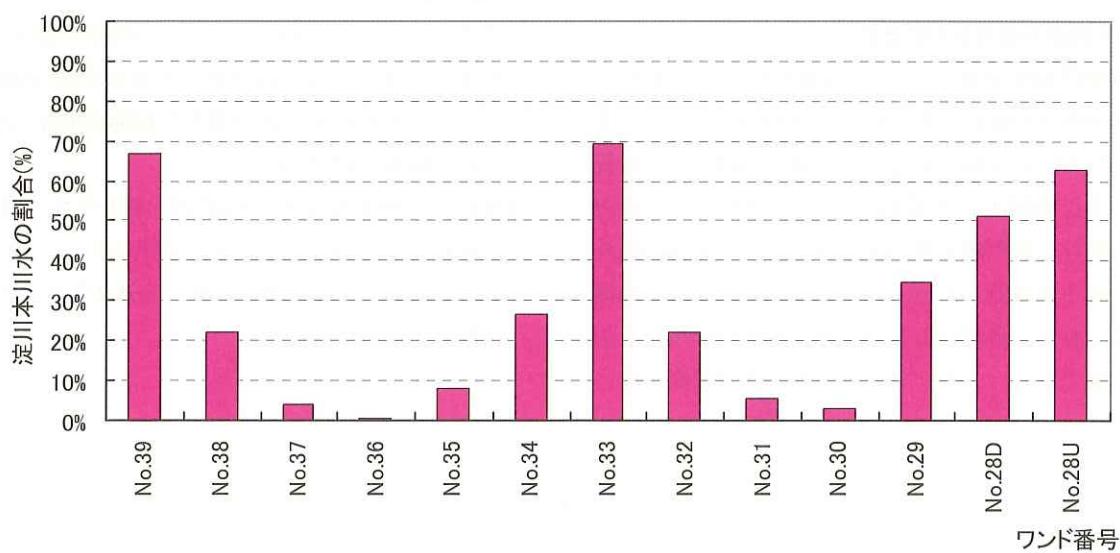


図6・4・7 淀川本川水の各ワンドへの流入割合 (2000年6月)

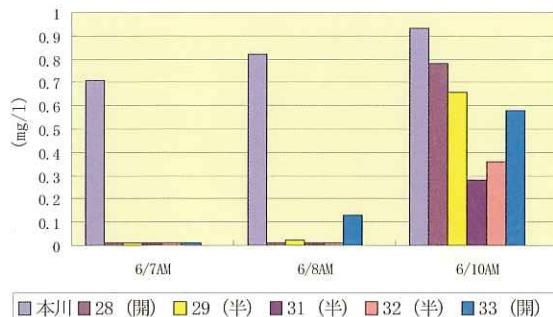


図6・4・8 硝酸態チッソのワンド間分布 (2000年6月)

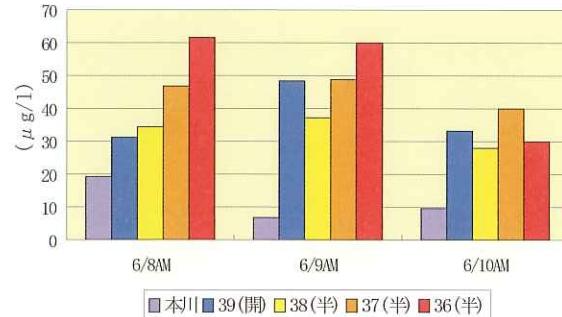


図6・4・9 クロロフィル $a$ のワンド間の分布 (2000年6月)

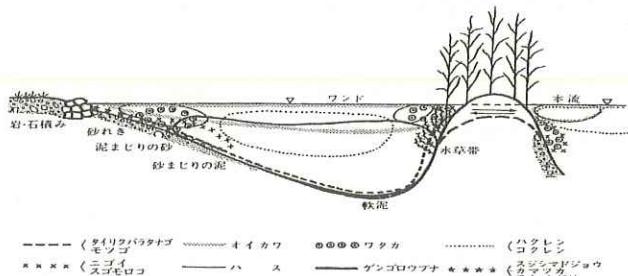


図 6・4・10 ワンドの生息場の多様性  
(河川環境管理財団, 1999)

1回の水位の上下動ではほとんど河川水が入らないという結果となった。図 6・4・8 は硝酸態チッソ、図 6・4・9 はクロロフィル *a* のワンドごとの濃度分布を示したものであるが、それぞれ、開口型ワンドから離れるにつれ、硝酸態チッソの低下とクロロフィル *a* の増加が観察され、水位変動に伴う流動によりワンド間の濃度分布が形成されてゆくことが理解できる。さらに、また、水位低下時に浅いワンドの還元状態の底泥が空気に触れることにより酸化され、底質が一時的にではあるが、改善されることもわかった。

#### (5) ワンド内の多様性を創る流れ

水位変動実験中の観察より、水制工付近を中心としてかなりの速さの流れが生じることがわかった。ワンド群全体としては止水域であるが、水制工の付近だけは流れが生じる。水制工の天端幅は 5m 程度あり、そこは浅く流れがあり、石や礫で覆われているので、生物の隠れ家となる大小の空隙もある。シルトやデトリタスの堆積も少なく、あたかも瀬のようであり、走流性の魚類も集まり易い場である。一方、ワンドの中心部は水深が深い

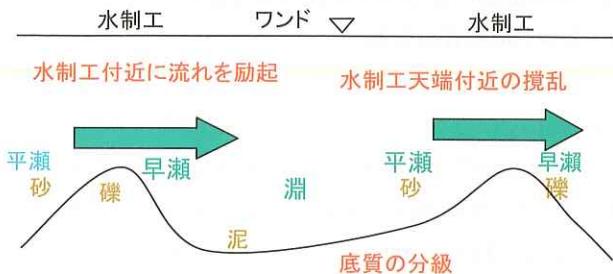


図 6・4・11 多様性を創るワンド内の流れ

ので、大型魚が集まり、底質も粒径の小さいシルトや粘土分が堆積する(河川環境管理財団, 1999)。水制工はあたかも流れを励起、加速し、底質の分級や天端付近に攪乱を与える、ワンド内の空間に多様性を与えていている(図 6・4・11 参照)。

#### 参考文献

- 大水奈津子・中谷貴史・綾 史郎 (2001) : 城北ワンド群の水理環境に関する研究, 河川技術論文集, 7, pp. 345-350.
- 河川環境管理財団 (1999) : わんどの機能と保全・創造.
- 中西史尚・綾 史郎・河合典彦・森田和博 (2001) : ワンドの環境改善対策に関する実験的検討, 河川環境総合研究所報告, 7.
- 山西良平・樽野博幸・川端清司・石井久夫・那須孝悌 (1992) : 淀川における 4 タイプのワンドの水質・プランクトンの比較調査結果, 自然史研究, 2(8), 大阪市立自然史博物館.

## 6.4.2 水位変動がコイ・フナ類の繁殖生態に及ぼす影響

### (1) 淀川の環境改善に向けての取り組み

コイやフナ類など河川に生息する一部の魚種が、降雨後の増水がきっかけとなって産卵を行うことはよく知られている。それらの魚種にとって、河川周辺部の冠水は、ワンドやタマリなどの産卵に適した水域への移動の機会であり、また、水位上昇は生殖腺の成熟や産卵行動を誘発する重要な要因と考えられる。

淀川では、大規模な河川改修が始まった1970年代以降、魚類相は大きく変化しており、特に1980年代以降のフナ類などの減少が目立っている（図6・4・12）。産卵場所となるワンドやタマリの改修工事による減少が主な原因のひとつとして考えられるが、1983年の淀川大堰の竣工以後、淀川下流部の水位は堰上げによって上昇し、残存するワンドが深くなるとともに、水位が過度に安定しており、このことがコイ・フナ類など増水時に産卵する魚種の繁殖機能に大きく影響していると考えられる。

そこで、淀川を管理する国土交通省近畿地方整備局淀

川河川事務所は、環境改善の取り組みのひとつとして、淀川下流部の城北ワンド群において1999年に1か所、2001年に2か所、コイやフナ類などの繁殖生態に配慮した緩傾斜の水辺をもつ浅いワンドを新設した。それらのワンドは、淀川大堰の操作によって変動する水位幅が、魚類の繁殖生態に対してもっとも効果的に影響するよう設計された。

そして、2003年4月、2004年4～6月、コイ・フナ類の繁殖生態に配慮した水位変化を、淀川大堰の操作によって発生させた。その結果、多くのコイ・フナ類が新設ワンドへ進入し、一斉に産卵を行った。これは、コイ・フナ類の繁殖にとって緩傾斜の深いタマリと水位変動の重要性を証明した現場実験となった。本節では、その観察結果について記述しており、今後の淀川下流部の環境改善の一助となれば幸いである。

### (2) 新設された浅いワンド

#### a. 調査水域の概要

淀川水系は、流域面積が8,240km<sup>2</sup>に及ぶわが国屈指

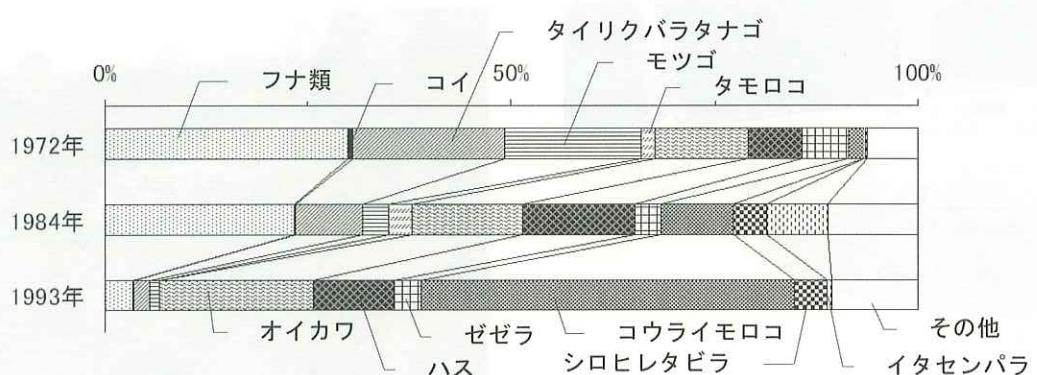


図6・4・12 淀川の魚類相の変化（水生生物センター研究報告より）



図6・4・13 淀川水系の概略図

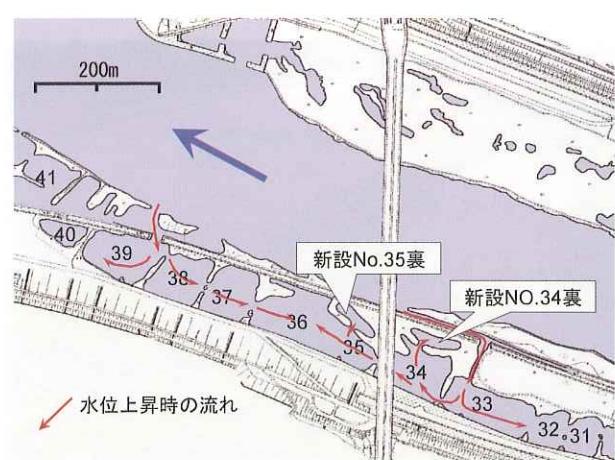


図6・4・14 城北ワンド群周辺の概略図

の大水系であり（図6・4・13），琵琶湖の瀬田川洗堰や上流のダム群によって，その流量はコントロールされている。淀川下流部では，河口から10kmに位置する淀川大堰によって調節されているが，その能力は極めて高く，流量の変化がほとんど水位の変化に現れず，年間の水位変動幅はほぼ0.5m（O.P.+2.8～3.3m）の範囲に収まっている。

調査を行った城北ワンド群は，淀川の河口から約12kmの左岸に位置し，No.29～43の15か所のワンドによって構成されている（図6・4・14）。今回調査を行った2か所の新設ワンドは，2001年にワンド群と本流を隔てた中州上に造成され，上流側のワンドを「No.34裏」，下流側を「No.35裏」と呼称した。

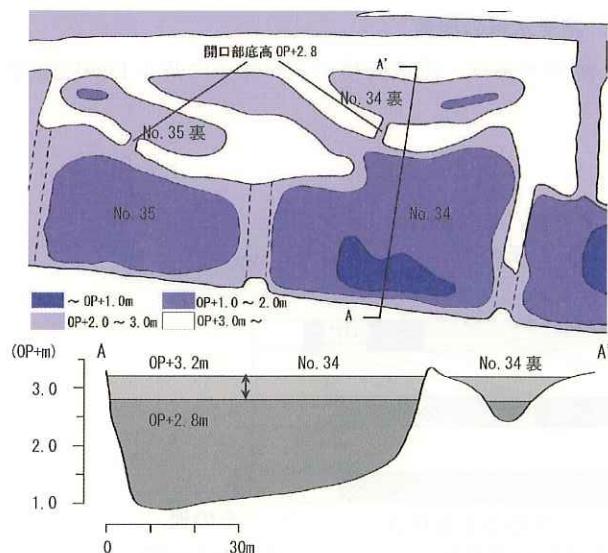


図6・4・15 城北ワンドNo.34とNo.34裏の平面および断面図



図6・4・16 調査場所周辺の風景

1980年代の初頭まではたびたび冠水していた城北ワンド群であるが，現在では滅多に冠水することなく，ワンド群内の流れは，水位上昇時に開口部から流入する程度である（図6・4・14）。

#### b. 新設ワンドの構造

新設ワンドNo.34裏，No.35裏は，ともに浅く，緩傾斜の側岸部をもつ水域として造成された。淀川下流部の平均的な水位であるO.P.+3.0mにおいて，その水域のほとんどが1.0m以浅であり，淀川大堰の竣工以後，水位上昇によって深くなった既存ワンドに比べてかなり浅い。側岸部の大部分は1:20程度の緩傾斜であり，淀川大堰の通常の運用幅であるO.P.+2.8～3.3mの0.5mの水位変動によって大きく干上がり，また，浸水するような断面構造になっている（図6・4・15）。

新設ワンドNo.34裏，No.35裏は，それぞれ1か所の開口部をもつ。その底高はO.P.+2.8mであるため，魚類の体の大きさにもよるが，水位がO.P.+3.0mを超えるあたりで魚類の移動が可能となる（図6・4・16，6・4・17）。

造成直後の水辺は裸地であったが，植生の遷移が進み，



図6・4・17 水位O.P.+2.8m以下で干上がった開口部



図6・4・18 産卵床となった水辺のチクゴスズメノヒエ（手前）とオオクサキビ（奥）

造成後2～3年が経過した調査時には、オオクサキビやチクゴスズメノヒエなどのイネ科の植物が繁茂した（図6・4・18）。これらの植生は、コイ・フナ類の格好の産卵床となった。

### （3）堰操作による水位変動

ゲンゴロウブナは、琵琶湖では4～7月（盛期は5～6月）の大河の出水直後に大量の産卵が見られ、水面近くの基質に産着した卵は水温18～20°C下では約6日間でふ化する。コイやギンブナなどフナ類の産卵や卵のふ化も、ゲンゴロウブナとほぼ同様である（中村、1969）。このような産卵生態に配慮し、淀川大堰の操作によって、次のように水位を変動させることが試みられた（図6・4・19-①）。

- 1) まず、通常の水位O.P.+3.0mを水位上昇に先立ち、O.P.+2.7mまで低下させておく。
- 2) 低水位を1週間程度維持した後、コイ・フナ類の産卵を誘発すべく、降雨にともなう自然の水位上昇を想定して、O.P.+3.2mまで一気に上昇させる。
- 3) 水面近くの基質に産着した卵が干出しないように、卵のふ化まで1週間程度O.P.+3.2mの高水位を維持する。

以上の水位操作は、2003年は4月に1回、2004年は4～6月にそれぞれ月1回計3回行った。実際の水位変動のグラフは、調査地から約2km下流の毛馬の水位を用いて表した（図6・4・19-②～⑤）。さらに、図6・4・19-②には枚方（河口から約27km地点）上流域の雨量を、図6・4・19-③～⑤には高浜（河口から約33km地点）の流量の変化を示した。流量は雨量を反映し、流量は水位に影響する重要な要素である。

2003年4月は、流域の雨量の影響はほとんど受けず、概ね計画通りの水位変動が実現された（図6・4・19-②）。ただし、厳密に見れば、一定の水位を維持しなければならないところが、1日に10cm程度変動していた。これは堰操作の管理ルールに起因するものであり、たとえば、4月5日は休日であったため、それほど大きな雨量でないにもかかわらず、突発的に水位が上昇した。しかし、このことが幸いして興味深い結果を得ることにつながった。

2004年の4月と6月も、大きな流量の増加がなく、概ね計画通りの水位変動が実現された（図6・4・19-③～⑤）。しかし、5月は1,000m<sup>3</sup>/s近い大きな流量が流れ、その際には短時間で30cm程度水位が上下しており、流量の大きいときには水位調節が容易でないことがうかがえた（図6・4・19-④）。

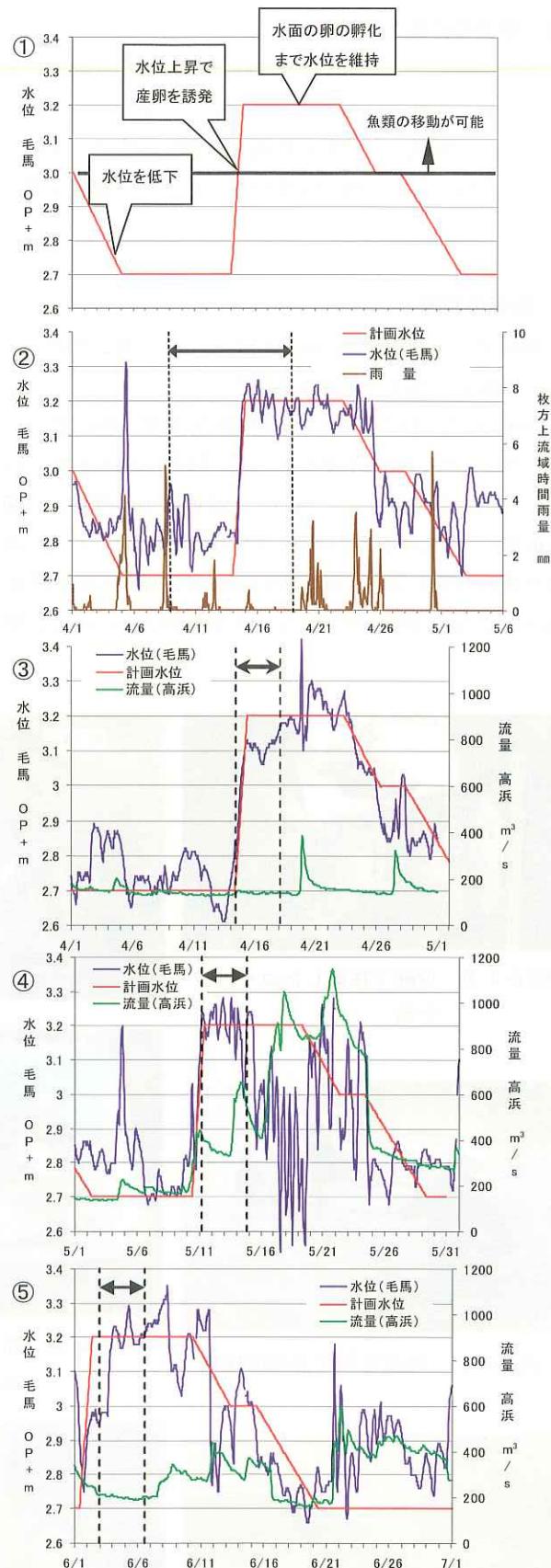


図6・4・19 堰操作による水位変動計画、本流水位と雨量・流量との関係（②は2003年、③～⑤は2004年、[←→]は魚類調査の期間）

#### (4) 調査の方法

調査は主に No. 34 裏ワンドで行った。水位変動とともに観察されるであろう、ワンドへの進入あるいはワンドからの脱出など移動の状況、生殖腺の成熟、産卵行動、産着卵、そして卵のふ化などに着目して調査を進めた。

##### a. 移動の状況

移動の状況と生殖腺の成熟状況について調べるために、個体を採集する必要があった。

2003 年は、4 月 8 日～19 日に水位変動の進行状況に合わせて適時、No. 34 裏ワンド内の個体を採集した。採集には投網と地曳き網を用いた。投網は 10 回投入し(図 6・4・20)，地曳き網は 2 回曳いた(図 6・4・21)。なお、地曳き網は投網に比べて採集率は高いが、植生や底質を搅乱させるなど現場の環境に与える影響が大きいので、地

曳き網による調査回数をできるだけ減らした。

ワンド内の個体数をできるだけ正確に把握するために、4 月 12 日に地曳き網で採集したすべての 168 個体に標識を施して放流し(図 6・4・22)，再び捕獲した個体に含まれる標識個体の割合 69.1% からワンド内の全数を推定した(標識再捕法)。この方法によって求めた推定全数 243 個体に対する投網 10 回および地曳き網 2 回の採集率はそれぞれ 7.4%，69.1% であり、これを用いて調査毎の全数を推定した。

2004 年は、移動状況をより正確に把握すること目的に、No. 34 裏ワンドの開口部で進入する方向と脱出する方向に定置網を仕掛け、網に入る個体を定期的に調査した(図 6・4・23)。採集した個体には、すべて標識を施した後、進入する方向の個体は No. 34 裏ワンドへ、脱出する方向の個体は No. 34 ワンドへ放流し、その後の行動についても追跡した。

水位上昇の直前に地曳き網を 2 回曳いてワンド内の個



図 6・4・20 投網で採集したコイ・フナ類



図 6・4・21 地曳き網で魚類の採集



図 6・4・23 開口部に設置した定置網に入ったコイ・フナ



図 6・4・25 完熟卵を排出するゲンゴロウブナのメス

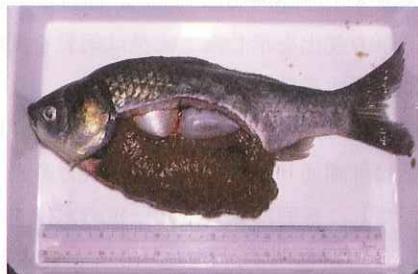


図 6・4・26 生殖腺が完熟したゲンゴロウブナのメス



図 6・4・22 個体識別するために背につけたタグ(標識)



図 6・4・24 精液を放出するゲンゴロウブナのオス



図 6・4・27 コイの産卵(はたき)行動

体を調査した後、開口部に定置網を仕掛けた。後述する方法によって産卵行動が確認できなくなるまで連続して定置網による調査を続けた。調査を終了する際にも、地曳き網を2回曳いて、ワンド内に残留している個体を調査した。

ところで、定置網を仕掛けたことがコイ・フナ類の繁殖行動、特に移動に対して影響を与えることが予想された。そこで、その影響の程度を知るために、No. 35 裏ワンドを対照区として考え、その状況を産卵行動によって観察し、No. 34 裏ワンドのものと比較した。

また、No. 34 裏ワンドから脱出した後の移動を追跡すべく、釣り人からの情報を募った。標識がついた魚を釣り上げた場合、その日時、場所などを知らせてもらうように、現場に設置した看板によって告知した（図 6・4・28）。幸い、ゲンゴロウブナをはじめとして、コイ・フナ類は釣りの好対象魚であるため、その情報は期待で

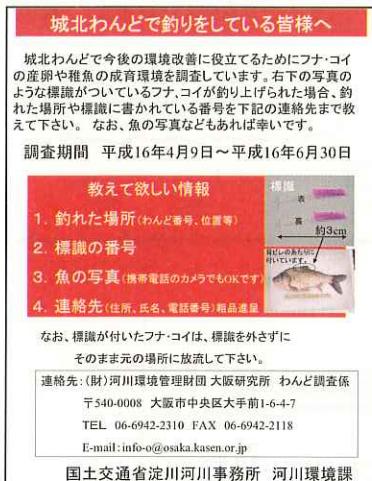


図 6・4・28 釣り人に情報提供を呼びかける看板

きるものであった。

#### b. 生殖腺の成熟

2003年、2004年ともに、採集した個体はすべて標準体長と湿重量を測定した後、腹部を圧迫して生殖腺の状態を調べた。生殖腺が完熟している場合、軽く圧迫するだけで、雄は精液が（図 6・4・24）、メスは卵が確認できた（図 6・4・25）。

また、抽出した数個体を解剖し、生殖腺の状態とその湿重量について調べた（図 6・4・26）。

#### c. 産卵行動

コイ・フナ類は、オスとメスが体を寄せ合い前進しながら、体をくねらせ尾ビレで水面を叩くようにして産卵を行う（図 6・4・27）。この様子から、釣り人たちはコイ・フナ類の産卵行動を「はたき」と呼んでいる。この行動

は視覚で確認できるだけでなく、かなり派手な水音がするため、それを聞くことで確認できる。特に、コイ・フナ類の産卵は、夜間を中心に行われたため、はたき行動を音でとらえる方法が有効であった。「バチャ、バチャ、バチャ、バチャ」と連続した音を1回として、15分間の回数を数えた。

2004年は、水位上昇とともに調査を開始し、2時間おきに15分間のはたき回数を数えた。この調査は、主に産卵が行われた深夜から早朝にかけてのはたき行動がまったく確認できなくなるまで続けた。

#### d. 産着卵の分布

コイ・フナ類は、水位の上昇によって水没した植物の水面近くに卵を産みつける。産み出された卵は非常に粘着性が強く、産卵基質に付着する（図 6・4・29）。

重要な産卵場所を把握すべく、2003年の水位上昇前の4月10日と水位上昇後の4月18日に、既存のNo. 34 ワンドとNo. 34 裏ワンドの全域の産着卵の分布を調べた。なお、広域に調査するため、コドラート枠を一辺5cm（25cm<sup>2</sup>）と小さくして、できるだけ調査ポイントを増やした。

一方、産卵行動の観察から、コイ・フナ類は卵の一部を水上へ放散する様子を確認した。そこで、その状況を詳細に把握すべく、2003年4月17日比較的垂直に水上に抽水するヨシに産着された卵の垂直的な分布を調査し



図 6・4・29 産卵基質に産着したコイ・フナ類の卵

#### e. 卵の生存率とふ化率

コイ・フナ類の繁殖成功という観点から、産卵の状況だけでなく、産卵後の卵の生存率やふ化率を把握することが重要である。2003年、産卵行動の調査から産卵のピークが4月17日未明と確認されたため、ふ化が始まると予測された6日後の4月22日、一辺30cm枠を用い

て生存卵数、死亡卵数、そしてふ化仔魚の数を調査その密度を求めた。

## (5) 調査の結果

### a. 2003年の結果から

当初、4月14日に水位が上昇する予定に合わせて調査を計画していた。しかし、4月5日降雨にともなって約O.P.+3.3mまで水位が上昇し、間もなく堰操作によって計画のO.P.+2.7mまで水位を下げて維持されたが、午前3時～12時の9時間程度O.P.+3.0mを超えた状態が続き、魚類の移動が可能となった。4月5日の午後、No.34裏ワンド内を観察したところ、コイ・フナ類の進入が確認されたため、早速調査を開始し、産卵がほぼ終了する4月17日ごろまで調査を続けた。

#### ① 浅いワンドへの移動

コイ・フナ類は4月5日一時的に移動が可能になった後、低水位に維持されたため、4月14日まで移動でき

ない状態が続いた。そして、4月14日の水位上昇とともに14時頃から移動が可能となり、ワンド内の個体数を把握するために4月17日の正午に開口部を網で仕切るまでその状態は続いた。

図6・4・30には、No.34裏ワンドにおける開口部の移動の可・不可、調査ごとのコイ・フナ類の捕獲数、そして捕獲数をもとに投網および曳き網の採集率（それぞれ7.4%, 69.1%）から求めた推定全数の変化を示した。推定全数で見ると、4月5日の一時的な水位上昇で、ゲンゴロウブナを中心にギンブナ、コイを合わせて約240個体がNo.34裏ワンドに進入した。そして、そのすべての個体が低水位の維持によってワンド内にとどまった後、14日の水位上昇にともなって、ワンド内の個体数は約1/3に減少した。14日以降に捕獲された個体の中には、12日に標識を施した168個体がほとんど含まれなかつたことから、14日の水位上昇を境にそれまでNo.34裏ワンド内にいた個体が脱出し、新たな個体が進

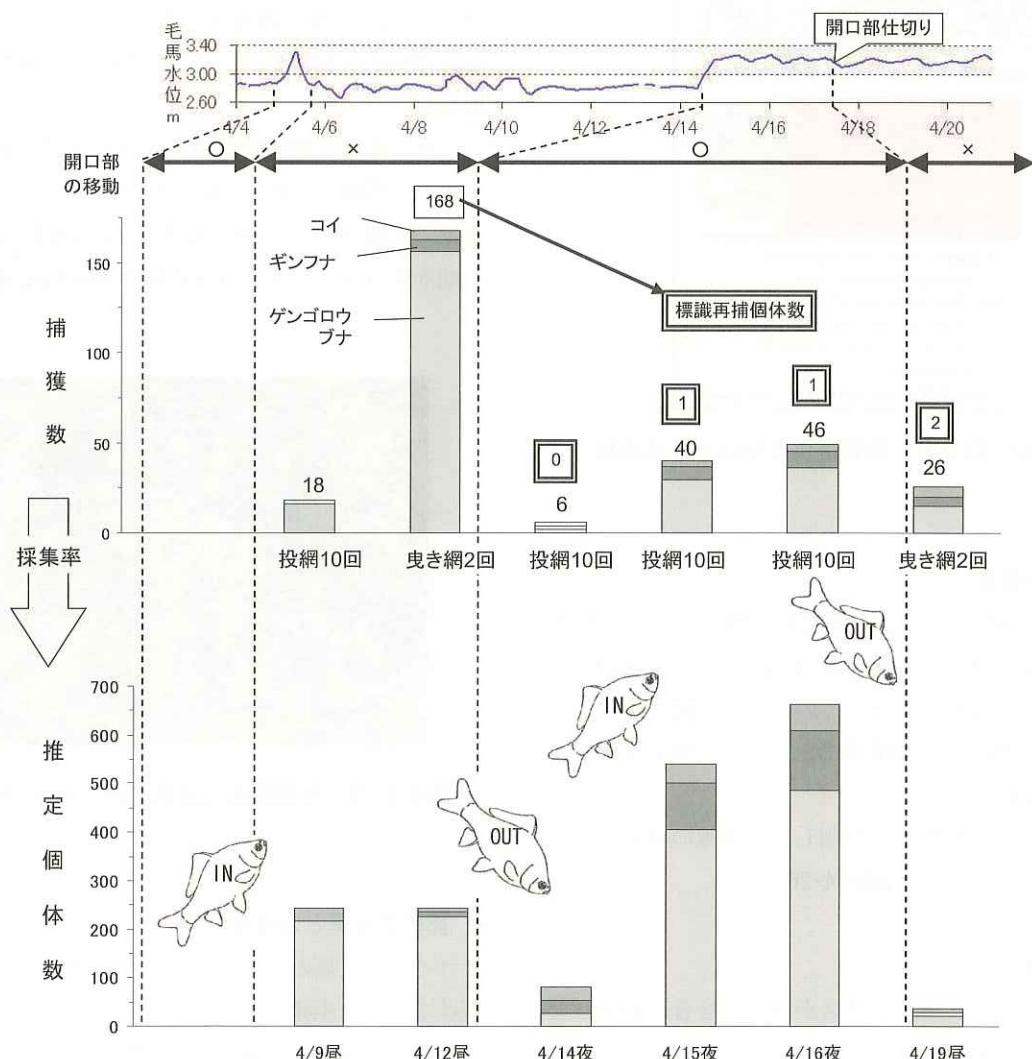


図6・4・30 No.34裏ワンドで採集されたコイ・フナ類の推定全数による移動の状況

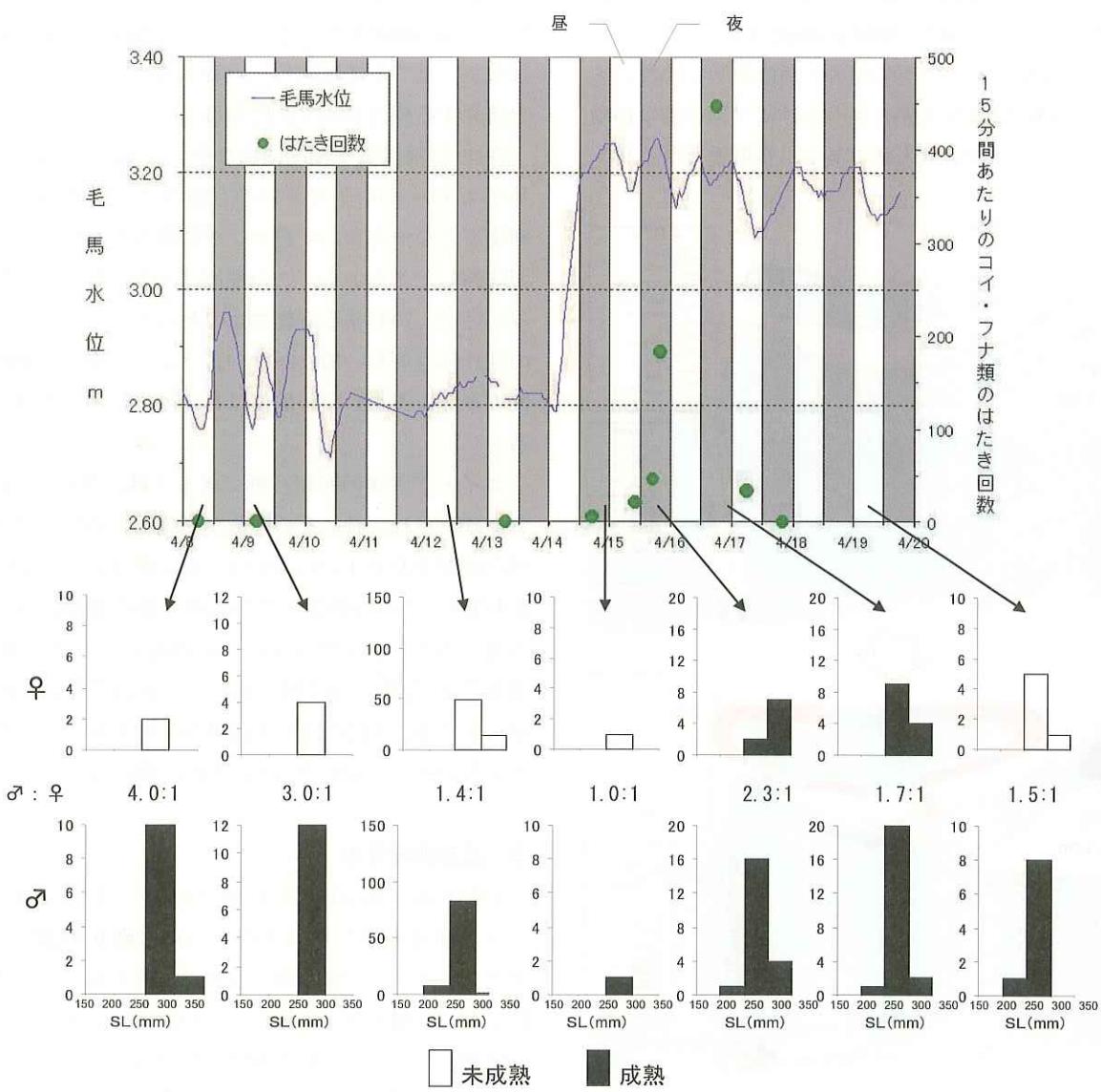


図 6・4・31 水位変化と産卵（はたき）行動およびゲンゴロウブナの標準体長（SL）分布・生殖腺成熟度の関係

入したと考えられる。そして、15日に約540個体、16日に約660個体がNo.34裏ワンド内にいたと推定されたが、17日の正午に開口部を網で仕切った際には、そのほとんどが脱出しており、ワンド内にはわずか約40個体しか残っていなかった。種構成は、ゲンゴロウブナがもっとも多く、ほとんどの調査において7割以上を占め、ついでギンブナ、コイの順であった。

以上のように、水位上昇にともないコイ・フナ類の大規模な移動が起こることが確認された。それは4月5日のような降雨にともなうものだけでなく、14日のようにまったく降雨とは関係のないわずか40cm程の堰上げによって、行動の劇的な変化が誘発された。

## ② 生殖腺の成熟度と産卵行動

ゲンゴロウブナは、調査期間中、オスのすべてから精液が確認された（図 6・4・31）。一方、メスは 15 日、16 日の個体だけに、完熟卵の排出が確認された。しかも、この両日に採集されたすべてのメスが成熟していた。メスはオスと同様に水位上昇をきっかけにワンド内に移動してくるが、その段階は未熟であり、産卵場となるワン

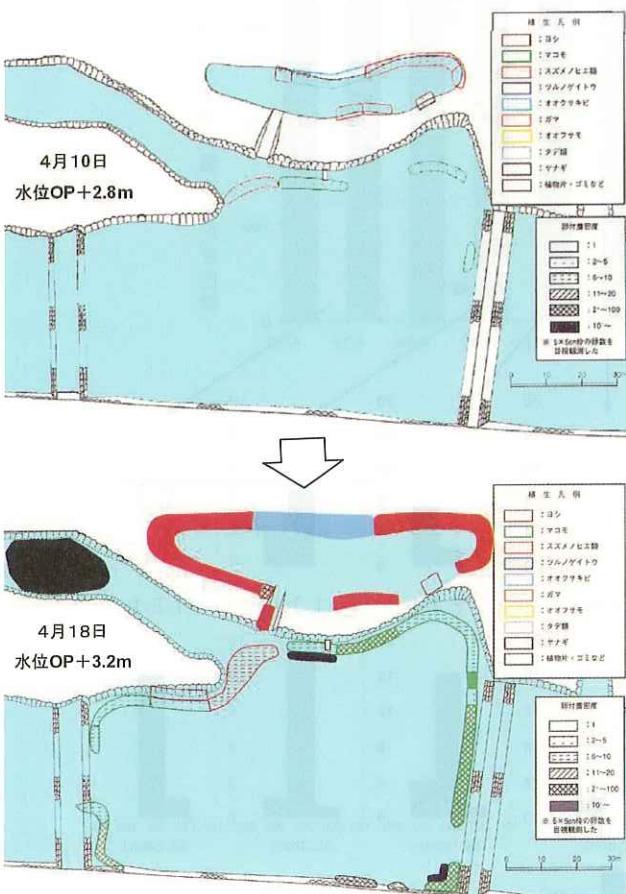


図 6・4・32 水位上昇にともなう産着卵の分布の変化

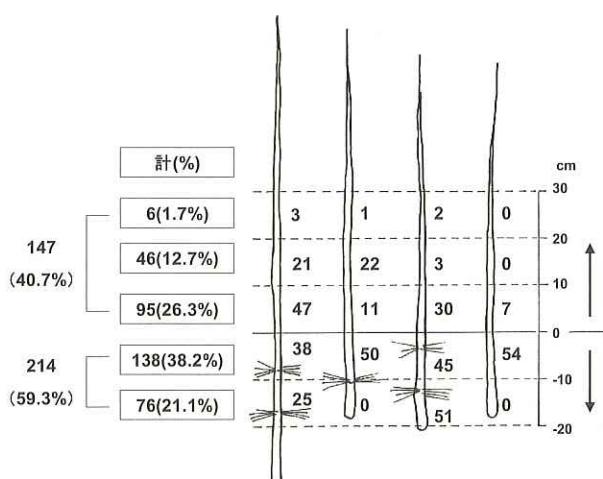


図 6・4・33 ヨシに産着したコイ・フナ類の卵の分布

ド内で一斉に成熟するようである。

ここで興味深いのは、4月5日の水位上昇で進入したメスは、まったく成熟しないまま、14日の水位上昇でワンドから脱出したことである。これは高水位が維持されなかつたことに起因していると考えられ、メスの成熟を誘発する要因が高水位にあると思われる。

性比は、捕獲数が極端に少なかった 15 日を除いて、♂：♀が 1.4～4.0：1 でオスの方が目立って多かった。産卵場所となった No. 34 裏ワンドに進入したすべての個体が成熟したことから、この性比は産卵に参加した個体のみの性比、いわゆる実効性比であった。ゲンゴロウブナの性比には著しい偏りがないことから（中村、1969）、1 回の産卵に参加しない個体はメスの方に多いと考えられる。

コイ・フナ類の産卵行動である「はたき」は 14～17 日に確認され、特にその回数が急増したのは、メスの成熟が確認された 15 日、16 日の夜であったことから（図 6・4・31），この行動はメスが産卵可能な状態になってから起こることが示唆された。その数はピークの 16 日の深夜に 15 分間に 447 回であり、これは 2 秒に 1 回と換算されるが、1 回のはたき行動が 2 秒を超えることも珍しくないので、常にどこかで水音が聞こえている状態であった。

## ③ 産着卵の分布

4月10日に No. 34 および No. 34 裏ワンドの全域で確認できた産着卵はともに少なかった（図 6・4・32）。No. 34 裏ワンドでのこの結果は、5日の水位上昇でコイ・フナ類が No. 34 裏ワンドに進入していくながら、メスの生殖腺が成熟しなかったという調査結果とよく一致している。

18日の調査では、No. 34 および No. 34 裏ワンドの全域において、植生や植物片など産卵基質になり得るほとんどすべてのものに産着卵が増加していることが確認された。No. 34 裏ワンドでのその数は、No. 34 ワンドと比べて圧倒的に多く、コイ・フナ類の産卵場所として浅いワンドの重要性が示された。

## ④ 卵の垂直分布と生存率・ふ化率

ヨシに産着した卵の垂直分布は、図 6・4・33 に示したように、水上に産着されたものが 40.7% を占めた。この調査を行った 17 日正午の水位は 0.P.+3.13m で、産卵のピークであった 16 日深夜から 17 日未明の水位 0.P.+3.19m～3.23m に比べて 10cm 程度低下していたため、水面から上方 10cm の範囲に産着していた卵は、水面下に産卵された可能性が高い。しかし、水面から上方 10～30cm の範囲に産着した卵が全体の 1 割以上を占めたことから、コイ・フナ類はその卵を水上に高く放散す

表 6・4・1 チクゴスズメノヒエに産着したコイ・フナ類の生存卵数・ふ化仔魚数・死亡卵数

	生存卵数	ふ化仔魚数	死亡卵数
調査面積 $m^2$	0.09 $m^2$ ×	0.09 $m^2$ ×	0.09 $m^2$ ×
	10 枠	3 枠	10 枠
個体数	8208	2697	20442
	9120	9988	
密度 / $m^2$	19108	22713	
%	45.7%	54.3%	



図 6・4・34 わずか 10cm の水位低下で干上がり死亡した  
コイ・フナ類の卵

るよう産卵していたことが考えられる。そして、卵が水中に落下したとき、産卵基質があれば強く付着するのである。葉のような平たい産卵基質では、表側には多くの卵が産着しているのに対して、裏側には卵がまったく確認されなかつたことからも、このことが示唆された。

ヨシに付着した卵の垂直分布に見られるように、水面直下に産着する卵の割合が非常に高いのは、このような産卵様式から生じるものと考えられる。

4月22日、No.34裏のチクゴスズメノヒエの周辺には、一部の卵のふ化が確認された。ふ化仔魚の密度は9,988 個体 /  $m^2$  であり、未だふ化していない卵の密度

9,120 個体 /  $m^2$  とほぼ同等であり、その合計は19,108 個体 /  $m^2$  であった（表 6・4・1）。そして、その2日後の24日、同様の調査を行った結果、卵はわずか3.3 個体 /  $m^2$  で、ほとんどがふ化していた。産卵のピークであった16日深夜から約6日後に約半数が、約8日後にはほぼすべてがふ化したことになる。

一方、22日に死亡が確認された卵の密度は22,713 個体 /  $m^2$  であり、これは生存卵とふ化仔魚を合わせた生存個体のものを上回った。これらの死亡卵の主な死原因は、10cm程度の水位低下にともなう干上がりであった（図 6・4・34）。このことからもコイ・フナ類の卵が水面下10cmの範囲に集中していることがよくわかるが、ふ化までに生じたわずかな水位低下が卵の生存率に大きく影響することが明らかになった。

今回の淀川大堰操作による水位の調節は、急激な上昇は比較的容易に発生させることができるようにあったが、ある一定の水位に保つことがなかなか難しいようである。急激な水位上昇によってうまく産卵を誘発することができたが、一定の水位に維持できないことによって大量の卵を死亡させてしまった。コイ・フナ類の繁殖生態がうまく機能するために、産卵からすべての卵がふ化するまでの約8日間、一定の水位を維持することが重要であり、河川管理上の課題であろう。

## b. 2004年の結果から

### ① 定置網の影響

No.34裏ワンドの開口部に定置網を仕掛けた2004年は、2003年に比べてワンド内に進入したコイ・フナ類

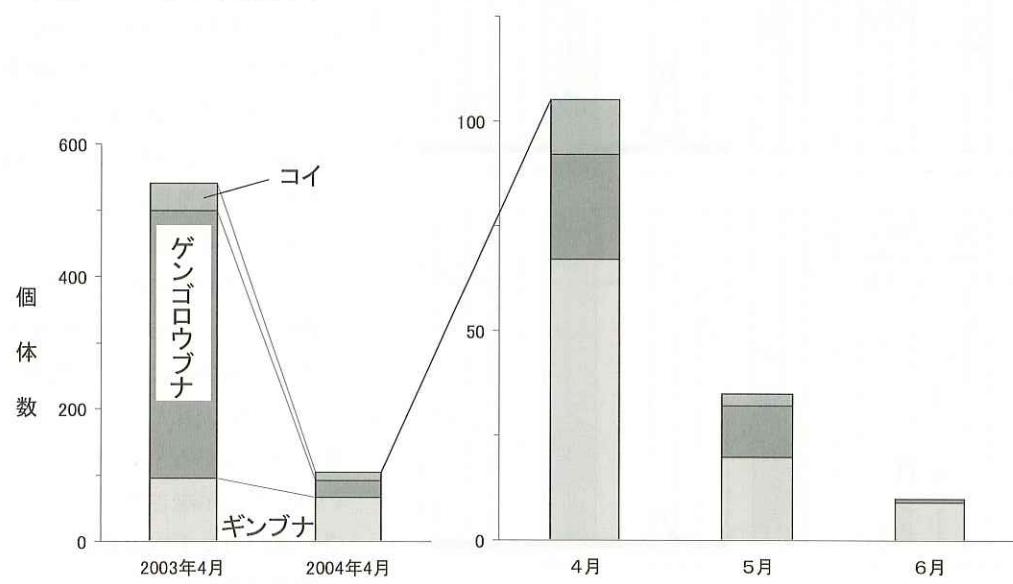


図 6・4・35 2003年と2004年のNo.34裏ワンドに進入したコイ・フナ類の個体数の比較

の数が明らかに減少した。2004年の4, 5, 6月の水位操作時にNo. 34裏ワンド内で確認されたコイ・フナ類の個体数は、それぞれ105個体、35個体、10個体であった。もっと多くの個体が確認された4月においても、2003年4月15日の推定全数540個体に比べ1/5程度にとどまった(図6・4・35)。

コイはもともと個体数が少ないのでつつきりとしたことが言えないが、フナ類ではギンブナがあまり減少していないのに対して、ゲンゴロウブナの減少が目立ち、それが全体の減少として現れた。これについては開口部の定置網の影響が考えられ、とりわけ警戒心の強いゲンゴロウブナへの影響が大きかったと言えよう。

定置網の影響は、「はたき」回数にも見ることができ

た(図6・4・36)。No. 34裏ワンドにおける「はたき」回数は、対照区として調査したNo. 35裏ワンドに比べて明らかに少なかった。たとえば、4月16日未明の両ワンドにおける「はたき」回数のピーク時を比較してみると、No. 34裏ワンドの約152回に対して、No. 35裏ワンドにおいては5倍以上の875回を数えた。いずれのピーク時においても、No. 34裏ワンドの回数はNo. 35裏ワンドの約1/5程度であり、この結果は前述のワンド内に進入した個体数が定置網を用いなかった2003年に比べ1/5程度に減少したこととよく一致した。

以上のように、定置網の設置は、ゲンゴロウブナを中心とするワンド内への進入に影響して、それは全体の産卵行動の回数に現れた。しかしながら、ギンブナに対してはその影響が比較的小さく、2004年のNo. 34裏ワンドの調査結果は、主にギンブナの生態の分析に用いることにした。

## ② 産卵期と産卵行動

水位上昇後2時間おきに15分間カウントした「はたき」回数の変化から、さまざまなことについてうかがい知ることができた(図6・4・36)。

4月、5月、6月と月を追うごとに「はたき」行動の回数は減少した。この傾向はギンブナが優占種のNo. 34裏、ゲンゴロウブナが優占種のNo. 35裏ワンドとともに見られたことから、両種の産卵期に顕著な差はないものと考えられた。淀川下流部でのコイ・フナ類の産卵期は4～6月であり、その盛期は4月と言えよう。ただし、4月より早い時期については今後の調査が必要である。

コイ・フナ類の産卵行動には、顕著な日周期が認められた。「はたき」回数は夜半ごろから急増し始め、未明にピークを迎えた後、午前中に終息した。これは毎日繰り返され、月の違いによる顕著な変化は認められなかつた。この結果に見られるように、コイ・フナ類は産卵周期が同調して、比較的安全な夜半から未明にかけて一斉に産卵するようである。

水位が上昇し始めて3日目、水位がO.P.+3.2mに上がりきって1日目の夜に「はたき」行動が始まり、2～3日間続いた。「はたき」回数は初日がピークで、日を追うごとに減少した。この現象は毎月同様に起こったことから、水位上昇という刺激が、コイ・フナ類の生理・生態に対してある一定の変化を引き起こす引き金になっていることが示唆された。

## ③ 浅いワンドへの移動

図6・4・37には、4月のNo. 34裏への進入および脱出方向それぞれの定置網に入った個体数の経時的な変化を示した。前述のようにギンブナを中心とした移動であつ

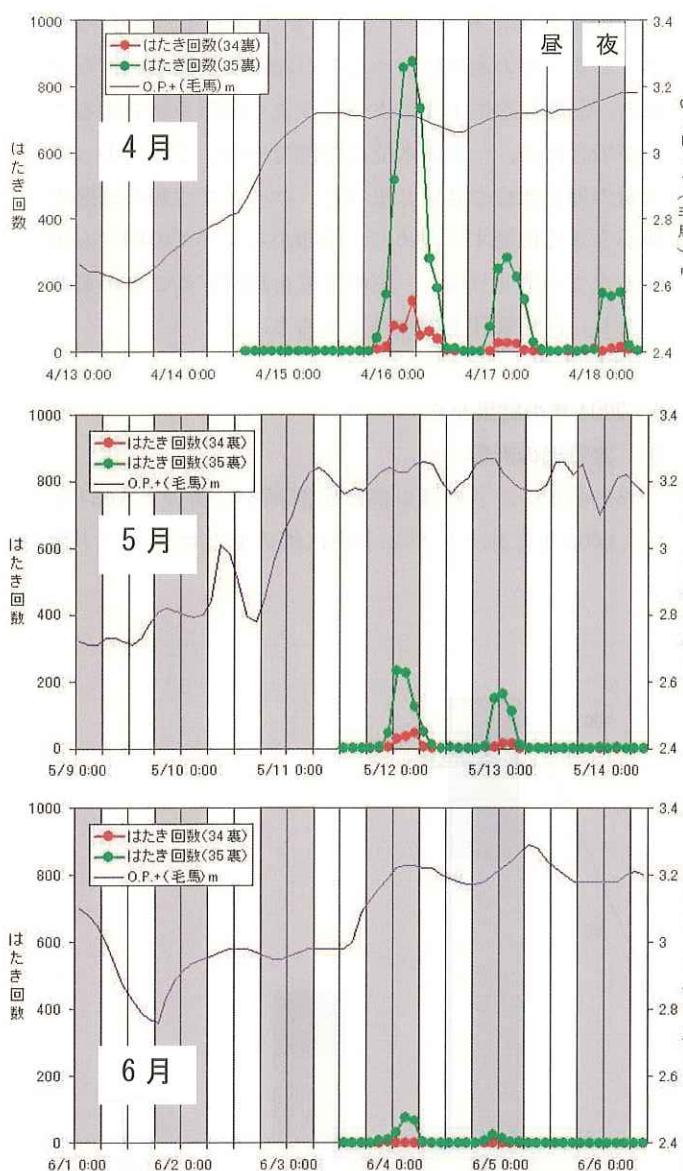


図6・4・36 水位変化とNo. 34裏およびNo. 35裏ワンドでの月ごとの産卵行動(はたき回数)との関係

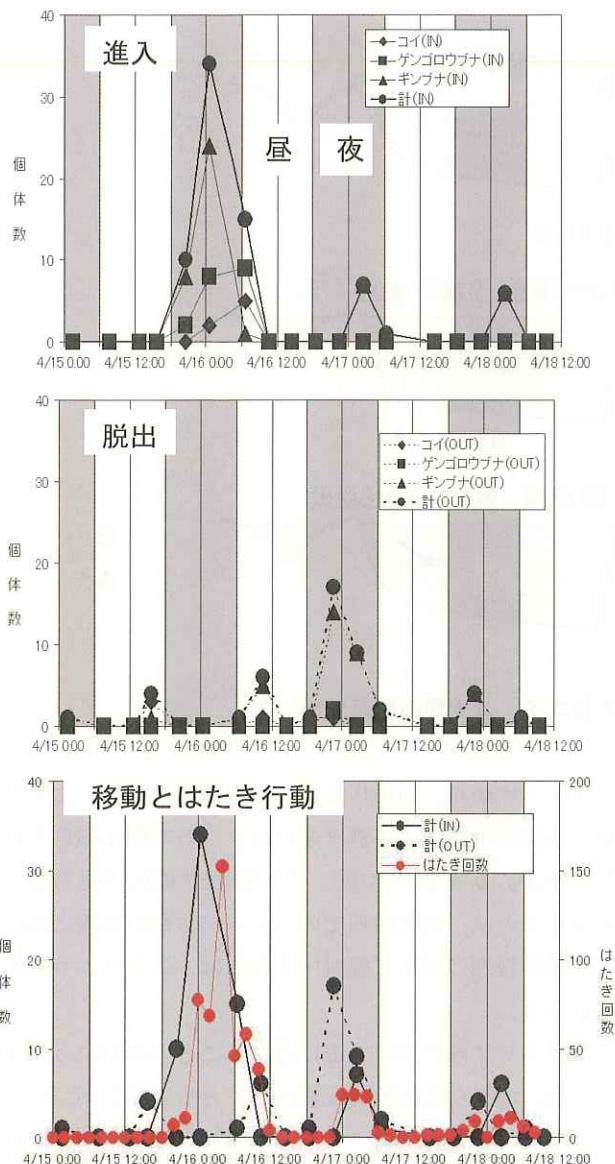


図 6・4・37 No. 34 裏ワンドでのコイ・フナ類の移動状況  
と産卵行動（はたき回数）との関係

たが、進入・脱出ともに夜間に移動していることが認められた。産卵場所への移動も、産卵行動と同様に、比較的安全な夜間に行われるようである。

ところで、図 6・4・37 の下段のグラフに見られるように、进入する方向の定置網に入った個体数の変化が、はたき行動の変化にほぼ一致した。このことはワンド内に入った個体がすぐに産卵を行ったことを示唆しているが、これは 2003 年の場合と明らかに異なった。

2003 年 4 月には水位上昇後間もなくワンド内への进入が見られ、その後しばらくしてワンド内でメスは成熟した。それに対して、2004 年 4 月の場合は水位が

0.P.+3.0m を超えてから 24 時間以上が経過していて、进入が明らかに遅い。そして、进入してきたメスのほとんどが成熟していて、完熟卵を排出した。2004 年は定置網が影響したのではないかと考えた。開口部に定置網という障害物があるため、进入を躊躇していた個体が、生殖腺が成熟するなど産卵の衝動がかなり強くなり、ワンド内（定置網内）に进入してきたと思われる。したがって、開口部に障害のなかった 2003 年に観察された行動が、本来のものと考えるのが自然であろう。

#### ④ 脱出後の行動と産卵回数

釣り人からの情報が 6 件寄せられ、そのうちの 4 件は、No. 34 裏ワンドから脱出したフナ類の行動を追跡する上で重要な手がかりとなった（図 6・4・38）。釣り上げられたゲンゴロウブナとギンブナのそれぞれ 2 個体ずつは、同年 4 ~ 6 月に標識した個体であり、放流後 1 ~ 2 か月程度経過していたが、4 個体とも近接する No. 33 ~ 35 ワンドで確認された。これらの情報から、産卵後浅いワンドから脱出した個体はあまり遠方へは移動せず、近接した比較的深い水域で生活していることが示唆された。しかしながら、いずれの情報も産卵期中のことであり、

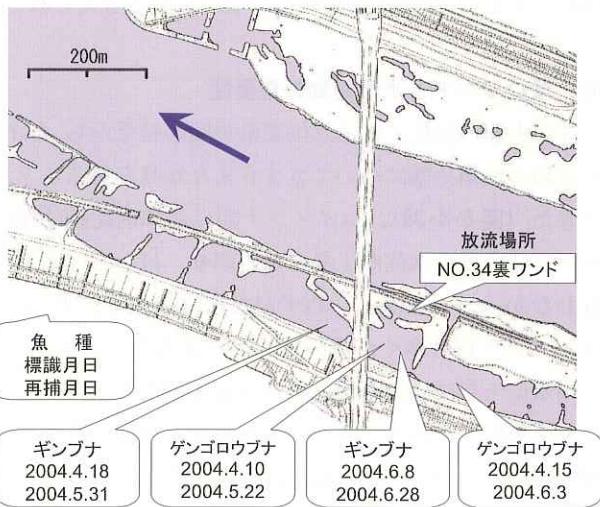


図 6・4・38 No. 34 裏ワンドから脱出したコイ・フナ類の生息場所

産卵期以外の行動は定かでない。

4 ~ 6 月の 3 回の調査において、複数回 No. 34 裏ワンドに进入した個体はわずかに 1 個体だけであった。標準体長 SL187mm のギンブナのメスで、4 月と 5 月の 2 回の进入が確認された。産卵後のギンブナ 3 個体 SL200 ~ 250mm を解剖して生殖腺の状態を調べた結果、わずかに湿重量 25 ~ 35g の未熟卵が残っていただけであった。また、産卵前後での体重の減量が、ギンブナ 3 個体 SL248 ~ 265mm で 120 ~ 160g に及んだ。これらの結果

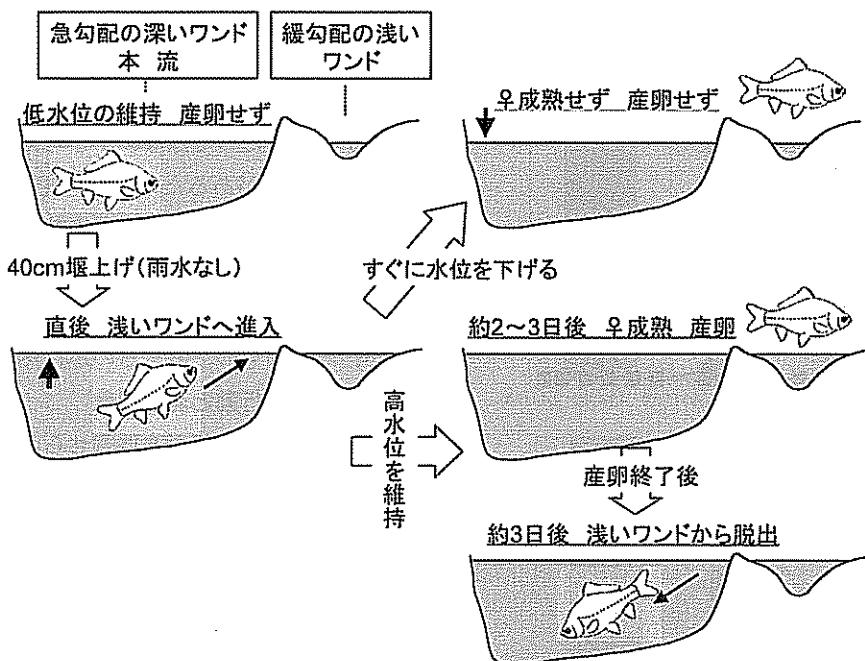


図 6・4・39 堀操作の水位変動に対するコイ・フナ類の繁殖生態

を総合して、多くの個体は1回の産卵で多くの卵を産み出してしまい、産卵は複数回行わないものと考えられた。

#### (6) 浅いワンドと水位変動の重要性

淀川大堀の操作による水位変動実験の結果から、コイ・フナ類の繁殖生態についてさまざまな知見を得ることができた（図 6・4・39）。コイ・フナ類は産卵前比較的深いワンドにいて、水位が上昇しない限り、ほとんど産卵を行わなかった。しかし、わずかな水位の上昇によって、コイ・フナ類の多くが浅いワンドへ進入した。しかも、その水位上昇には降雨がともなう必要はなかった。その後水位が低下すると、メスの生殖腺は未成熟のままで産卵は行われなかつたが、高水位が維持されると、約1日で生殖腺が成熟して一斉に産卵を行つた。そして、産卵後は速やかに浅いワンドから脱出した。移動と産卵は夜半から未明にかけて行われた。また、産卵は4～6月に行われ、4月がもっとも盛んであった。

降雨をともなわないわずかな水位上昇によって、これほど劇的な行動の変化が現れた事象は非常に興味深く、意外と単純な刺激がコイ・フナ類の本能行動を引き起こす鍵刺激になっているのではないかと思われる。

今回の調査結果は、コイ・フナ類の繁殖にとって、緩傾斜の浅いタマリと水位変動の重要性を実証する有意義なものであった。今後のコイ・フナ類の生態に配慮した河川管理を行う上で、重要な基礎資料になると思われる。淀川上流部の楠葉地区の砂州を産卵場所として進入する

コイ・フナ類が、瀬田川洗堀など上流の堀操作による急激な水位低下によって逃げ遅れ死亡する事例が報告された（本書の 5.4.2 を参照）。今回の城北地区で得られた知見をもとに、楠葉砂州でのコイ・フナ類の繁殖に配慮した水位管理に対して提言するならば、つぎのようになるだろう。

コイ・フナ類の成魚が逃げ遅れることのないようにするには、急激な水位低下を避けることも重要だが、産卵が済むまで高水位を保つことがより重要であろう。なぜなら、コイ・フナ類は産卵が済めば、自ら速やかにその危険な場所から逃げ出そうとするからである。産卵の衝動（定置網に突進するほどの衝動）に駆られている時期の水位低下が、コイ・フナ類を逃げ遅れによって死亡させる大きな要因になっているのではないだろうか。さらに、砂州上で産着された次世代を育むことに配慮するならば、産卵時の水位を最低1週間保つことが必要であろう。なぜなら、わずか10cmの水位低下が、生存率を半分に下げてしまうからである。

このように説明すれば、河川の生物がもつ生態を解明することが、それらに配慮した河川管理を実行するためになくてはならないことのように思える。しかしながら、今回明らかとなったのはコイ・フナ類の生態のほんの一部であり、河川管理に活かせるのはわれわれが知る範囲での配慮でしかないのである。はたして、その配慮が河川の生態系にとって有意義なのか、その評価は非常に難しい。また、ある種の生態だけに配慮して河川管理を進

めることが、その種を過剰に増殖させ、かえって生態系のバランスを崩すことにつながりかねない。たとえば、1個体のフナ類は5万個以上の卵を産むが、それらが過度に増殖すれば、共存する他種への影響は小さくないだろう。

いざれの生物種も、その生態は非常に奥が深く、完全に解明することなど不可能である。ましてや、淀川に生息する数多くの魚種について、すべてを知り尽くすことなどあり得ない。もしも、それができたとして、そのすべてを満足させられる河川環境など、到底われわれにつくり出すことはできない。しかし、人間の行為が大きく影響するまでの河川には、すばらしい生態系が自然にでき上がっていたのである。その奇跡（人間がつくるという発想では奇跡だが、自然界では当然）が現実のものになっていたのは、生物種が環境にあわせて適応するという自然界の法則のもとに、物理的な環境と生物的な環境の絶妙なバランスが出来上がっていたからである。

現在、自然再生のためにさまざまな取り組みがなされているが、多くの場合、生物種の生態に合わせた環境をつくり出そうという考え方の下にある。今後、自然環境に配慮した現実的な河川管理を行うためには、発想を大きく転換して、その河川が本来もっていた物理的環境をまず取り戻すことに力を注ぐべきであろう。本来の物理的環境が回復すれば、自然とその環境に適応した生物種が戻り、そしてその河川にあるべき生物的環境ができ上がるであろう。

今回調査を行ったNo.34裏ワンドは、この実験が終わる頃、植生の過剰な繁茂によって水面の大半を失い、沼のようになっていた（6.3.1参照）。このままでは、来年、コイ・フナ類はほとんど産卵できないだろう。かつての淀川にあった物理的環境（流れ、水位変動、増水による搅乱など）が戻らない限り、この浅いワンドは健全に機能しないだろうし、かつての淀川を代表した生物種で構成された生態系は戻って来ないだろう。淀川大堰の運用は、コイ・フナ類を産卵させることができても、浅いワンドの環境を健全に維持する物理的環境を回復させるまでに至らないことが最近明らかになりつつある。

#### (7) コイ・フナ類の産卵を誘発する要因

コイ・フナ類が大雨の出水後に一斉に産卵することは周知の事実であったが、そのイベントのなかで生じる何が産卵を誘発するのかについては諸説紛々であった。降雨にともなう水温の変化、出水にともなう流れの変化や濁り（懸濁物）、水位上昇にともなう水圧の変化あるいは産卵床の水没、冠水した周辺部から溶け出す化学物質などさまざまなものが考えられ、またそれらが複合的に影響するとも考えられる。しかし、今回の調査で得られた知見から、その要因についてある程度絞り込むことができた。降雨をともなわない堰上げによる穏やかな水位上昇であったために、調査場所において水温の変化、流れの変化や濁りはほとんど認められなかった。コイ・フナ類は水位上昇後、短時間で浅いワンドに大挙して進入したという事実から、重要な産卵場所の方向を何らかの方法で察知していることが示唆された。そして、雌は水位が維持された産卵場所にしばらくとどまることによって、生殖腺の変化が認められたことから、その環境のなかに生殖腺成熟の引き金となる刺激が存在すると考えられる。

そこで、次のような仮説を立てた（図6・4・40）。水辺の傾斜が急な既存のワンドに比べて、堰上げの水位上昇によって水域が大きく広がるように設計させた緩傾斜の

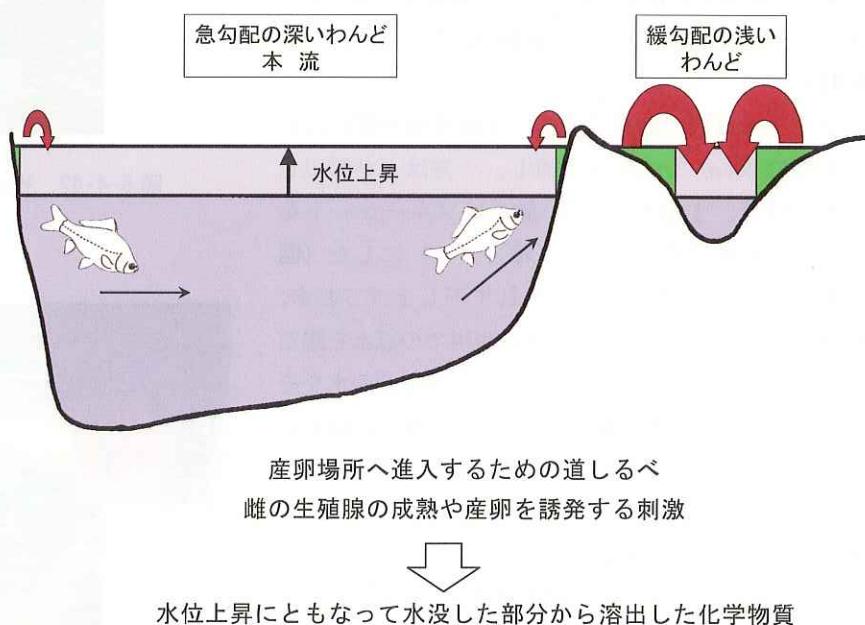


図6・4・40 コイ・フナ類の産卵を誘発する要因についての仮説

新設ワンドの方が、当然水没する面積は大きい。水没した土や植物から何らかの化学物質が溶け出していると考えるならば、溶出物質の濃度は緩傾斜のワンドほど高く

なる。その濃度差を道しるべにコイ・フナ類は産卵場所へ進入するのではないかだろうか。また、雌は溶出物質の濃度が高い環境におかれることによって、生殖腺の成熟が促進されるのではないかだろうか。短時間の水位上昇では雌が成熟しなかった結果から、その物質が溶出するにはある程度の時間が必要なかも知れない。あるいは、しばらく水没することによって、その物質が化学変化し、それが雌を刺激するのかも知れない。

#### a. 産卵誘発要因を特定するための実験

淀川での調査結果から得られた仮説を実証すべく、2005年4～6月に、京都大学防災研究所宇治川水理学実験所内に設置した2つの大型水槽（5m×7m、水深70cm）で実験を行った。材料には養魚場から入手したゲンゴロウブナを用いた。ゲンゴロウブナは網擦れに弱く、病気にかかっており、また入手した時点で何らかの産卵誘発刺激を受けており、実験前に雌だけで産卵してしまったり、信頼性のあるデータを十分に得ることができなかつた。しかしながら、前述の仮説を若干ながら裏付ける結果を得たので、簡単に報告する。

大型水槽の一方はさまざまな条件を設定する実験区として、もう一方は対照区として用いた（図6・4・41）。水槽の水位を予め下げておき、一気に上昇させたが、行動や雌の生殖腺の変化、あるいは産卵は認められなかつた。また、産卵床のヒカゲノカズラ（養殖場で用いられるもの）を投入したが、これも同様の結果であった（図6・4・42）。

特筆すべきは次の結果である。実験水槽の脇に浅い池（水深約30cm）を2か所設置し、一方は土が露出した状態（以後、土池とする）、他方はブルーシートを底に敷いた状態（以後、シート池とする）にした（図6・4・41）。これらの池には水を入れず干し上げておき、実験開始前に水を注入した。これは河川での冠水を想定したものであり、数時間後土池およびシート池の水をそれぞれ実験区と対照区の水槽へ、ポンプを動力に同じ流量で注水した。その結果、シート池の水を注入した対照区では、フナの行動に顕著な変化が見られなかつたが、土池の水を注入した実験区のフナは、ホースから流れ出る水に向かって泳ぎ始めた（図6・4・43）。両区におけるフナの行動の違いから、流れではなく水に含まれる何らかの物質に反応したと考えられる。土池にはまったく植生がなかつたため、水に含まれた化学物質は土の表面から溶出したものである。観察された行動には雌雄の差は認められず、産卵場所へ一斉に進入する行動をこの実験によって誘発したと言えるだろう。その後、実験区のフ



図6・4・41 実験設備の全景

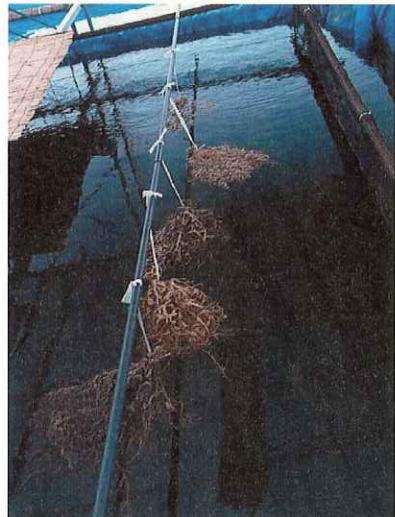


図6・4・42 投入した産卵床（ヒカゲノカズラ）

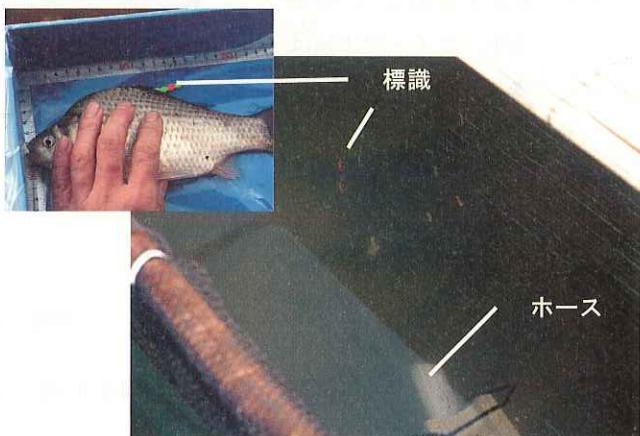


図6・4・43 土池から注入される水に反応するゲンゴロウブナ

ナの雌の生殖腺の変化や産卵は確認されなかつたが、これは淀川においても短時間の冠水では同様の結果であつた。雌の成熟を促すには冠水の時間が短すぎたのであろう。

さらに興味深いのは、同じ土池を用いて同実験を繰り返して行うと、フナの反応が鈍くなる傾向が見られたことである。このことから、土から溶出する化学物質の濃度は、繰り返し冠水することによって低下することが考えられた。これもまた、淀川において最初の冠水がきっかけとなった産卵がもっとも活発であったという調査結果に一致した。

残念ながら、以上の報告は、データ不足のため推測の域を出ない。しかしながら、ゲンゴロウブナの産卵を誘発する刺激は、雨水、水温の変化、濁り、流れ、水位の変化、産卵床の水没などのいずれでもなく、水没した土から溶出する化学物質であるという仮説に対して若干の自信につながるものであった。

#### b. 冠水の重要性

コイ・フナ類は春の産卵期を迎える頃になると、水温の上昇や長日によって、雌の卵巣内では卵黄の形成と蓄積が進み、排卵の前段階に至る。この状態で産卵に備えるのである。そして、産卵誘発刺激を受けると、卵がろ胞層を破って卵巣腔内に離脱する、いわゆる排卵が起こる。排卵時、卵自体にも変化が見られ、成熟分裂、極体の放出などと同時に、吸水によって卵径が急激に増大する。これらの排卵にともなう一連の過程で、卵は初めて受精可能となるのである（山崎文雄、1974）。このとき、体形の変化も甚だしく、雌の腹はフグのように大きく膨らむので一見して分かる。後は雄と出会い、産卵するばかりとなる。

排卵を促す体内変化は、生殖腺刺激ホルモン（GTH）の一時的大量分泌（サージ）である。つまり、産卵誘発刺激は、このGTHサージを引き起こす引き金になるのである。そのひとつが日周期であることは疑う余地はない。淀川、実験水槽とともに、産卵は夜半から未明にかけて一斉に行われた。GTHサージが日周期と密接に関係するのは、産卵を同期させるためと考えられ、その目的にかなうもっとも頗りになる刺激は日周期である。しかし、日周期は最終的な引き金であり、その前段階の引き金が、水没した土から溶け出した化学物質だと考えられる。この物質が、おそらくフナの嗅覚に働きかけ、GTHサージに備えた何らかの体内変化を誘発するのではないかだろうか。

さて、今回の実験から明らかになりつつあることは、

ゲンゴロウブナは水位変化そのものではなく、冠水部から産卵のきっかけを得ているということである。また、短期間に冠水を繰り返すほど産卵誘発効果が弱まるならば、誘発物質の生成にはある程度の時間を有することが推測され、冠水部がそれ以前に干上がっていた期間も重要な要因と考えられる。つまり、長期に干上がっていた場所に生じる一時的な水域が重要なのである。このことは、今後、コイ・フナなどの氾濫原の魚類の生態に配慮した河川管理を行う上で重要な資料となるであろう。何としても仮説を実証したい。

#### 謝辞

貴重なデータを提供していただいた国土交通省近畿整備局淀川河川事務所河川環境課に対して、また24時間体制で労を惜しまず現地調査にあたっていただいた総合科学株式会社の諸氏に対して、ここに深く謝意を表す。

#### 参考文献

- 綾 史郎・齊藤あづさ・福永康彦・西谷大輔（1998）：淀川ワンド群の形成と変遷、河川技術に関する論文集、4。
- 綾 史郎・紀平 肇・松波由佳・井田康夫（2000）：河川の水位・流量の周期年／経年変化と河川生態環境、河川技術に関する論文集、6、pp. 77-82.
- 綾 史郎（2001）：河川の流量・水位の年間および経年変化と生態環境、ボテジヤコ、5。
- 大阪府立食とみどりの総合技術センター水生生物センター（2004）：大阪府立食とみどりの総合技術センター水生生物センター研究報告。
- 大阪府淡水魚試験場（1987）：大阪府淡水魚試験場研究報告、9。
- 小川力也・長田芳和（1999）：河川氾濫原のシンボルフイッシュ－イタセンパラ、淡水生物の保全生態学（森 誠一編）、信山社サイテック、pp. 9-18.
- 小川力也・長田芳和（1999）：イタセンパラの生息環境から見た淀川水系の変遷とその保全・復元に向けて、淡水生物の保全生態学（森 誠一編）、信山社サイテック、pp. 223-239.
- 小川力也・長田芳和・紀平 肇（2000）：淀川におけるイタセンパラの生息環境（総説）、大阪教育大学紀要、49(7)、pp. 33-55.
- 河川環境管理財団 大阪研究所（1999）：わんどの機能

と保全・創造～豊かな河川環境を目指して～.

- 国土交通省近畿地方整備局淀川工事事務所 (2004) : 平成 15 年度淀川生態環境調査検討業務報告書.
- 斎藤憲治・片野 修・小泉顕雄 (1988) : 淡水魚の水田周辺における一時的水域への侵入と産卵, 日生態会誌, 38, pp. 35-37.
- 斎藤憲治 (1997) : 淡水魚の繁殖場所としての一時的水域, 日本の希少淡水魚の現状と系統保存 (長田芳和・細谷和海編), 緑書房, pp. 194-204.
- 長田芳和・細谷和海 (編) (1997) : 日本の希少淡水魚の現状と系統保存, 緑書房.
- 中村守純 (1969) : 日本のコイ科魚類, (財) 資源科学研究所.
- 森 誠一 (編) (1998) : 魚から見た水環境 - 復元生態学に向けて / 河川編, 信山社サイテック.
- 上野世司・孝橋賢一 (2003) : 水田を模した実験池におけるニゴロブナの産卵行動と産卵場所選択性, ボティジャコ第 7 号, 魚類自然史研究会, pp. 25-34.
- 山本敏哉・遊磨正秀 (1999) : 琵琶湖におけるコイ科仔魚の初期生活史 - 水位調節に翻弄された生息環境,

## 7. 河川環境の保全・復元に向けての提言

### (1) 河川環境に係わる流況・位況と流水管理

綾 史郎

河川法が1997年に改正される以前には、河川管理の目的は治水と利水であり、河川管理者による流水管理もそのために行われてきた。すなわち、治水目的のためには、基本高水の設定に続き、ダムや遊水池等の治水構造物によるピーク流量の削減が計画され、計画高水流量の設定に基づいて、河道は計画高水流量が安全に流下可能なように設計、改修されてきた。基本高水は数10年から200年に1回生起するような雨量に対して決定される。一方、利水目的のためには維持流量と水利流量を併せた正常流量が設定され、管理者は10年間で9年程度は正常流量を確保できるように、ダムを建設し、河川流量に余裕がある時はダム貯水池に貯水して、不足時に貯水池から補給流量を放流する。治水の対象流量は数10年から100年に一度程度の一般市民にとっては、非常に稀な大流量であり、また、利水については10年に1度の渇水時の対象流量は、維持流量程度の小流量である。一方、河道の水位に関しては、治水に対して計画高水位が設定され、利水に対しては取水に支障がないよう堰の設置と堰操作による水位の安定化が行われた。そのような結果、たとえば淀川水系では主要三支川の流量、従って本川流量はダムおよび堰の放流流量に依存し、また、下流の水位は淀川大堰の堰操作に依存することとなり、河口から25km付近の枚方より下流では、流量、水位とともにほとんど人為的に規定されることになっている。

河川管理の目的に環境の整備と保全が加えられた今日、環境の視点からはどのような流量と水位の管理がなされるべきであろうか。洪水や渇水という事象は、前述のように稀なものではあるが、安全の確保・人命や財産の保全は人間社会にあって当然のことであり、それらを無視した環境はありえない。逆に、環境を無視した治水や利水もありえない。丁度、家を建てるとき、地震や台風に備えて強度を考えるが、それがむき出しでは如何にも無骨でむさくるしいので、快適な生活ができるように間取り、設備、内装等を考えるのと同じである。河川においても、治水や利水に備えて川の構造を考えるのは当然であるが、水辺の生活者が日々の活動を営むためには、以下の視点から適切な工夫が必要である。

第一の視点は、日本のような温帯地方の河川の生物は四季や雨期といった周年の気候変化に応じた河川の物理

環境の変化に対応して進化し、それに適応した生活をしている点である。したがって、流量や水位は雨期に増大し、乾期に減少するという季節に応じた増減をすることが必要である。治水や利水のために放流流量の削減や増大が行われ、河川の流量は安定化の方向へ進んで来た。流量的に余裕のある時に貯留し、不足時に補給するという利水操作は中小の洪水をなくしている。これまでの正常流量の概念では量の確保の点が注目されてきたが、量とともに変動の確保も重要である。

第二の視点は、流量の管理と同じく、水位とその変動の適切な管理が重要なことである。流量が季節的に変動しても、利水や利用のために水位が変動しない場合が生じており、水位の高さとともにその季節的変動様式についても検討する必要がある。たとえば、雨期に洪水に備えて水位を下げるという現行の貯水池や湖の水位管理は生態環境から見て、必ずしも適切ではないことがある。

これらの流量や水位の変動の頻度と規模について留意すべきこととして以下のことが挙げられる。変動の頻度に関しては、自然の河川では周年の変動ばかりでなく、より生起間隔の長い大規模な変動（規模の大きい出水）が存在するという階層的な流量構造をなしており、生息場の生成・更新の視点から重要である。許容すべき搅乱の大きさの合意が必要である。逆に、小規模ではあるが、急激な、頻度の高い流量制御がなされ、環境に悪影響を与えている事例もある。必要な変動規模は、河川や湖、貯水池の構造や断面形状に深く関係している。すなわち、変動に伴って水辺の冠水面積の増大や水域や冠水帶に適切な搅乱が生じることが重要であり、複断面形状や平面形状とともに高水敷の管理のあり方も環境の視点から併せて検討されねばならない。

ダムや堰は本来的に治水・利水のための流量、水位の調節構造物であるが、これらを利用した環境復元のための流水管理が試行的に始まっており、より規模の大きい人工増水の試案も提案されているので、今後に期待したい。

### (2) 河川環境に係わる土砂の動態と土砂管理

中川 一・山本晃一・山口 甲

人為的インパクトの影響の少ない河川の流況は、季節変化という一定のリズムを持つが洪水流量の変動も大きい。年最大流量を統計データとした平均年最大流量は2.3年確率流量程度であり、100年確率流量は平均年最大流量の5～10倍程度である。このような変化する流量のうち河道の種々の地形を規定する流量として平均年最大流量が使用されている。しかしながら、種々の河道

地形はこれによって支配されているのではなく、変動する流量そのものに規定されるのであり、また地形も流量変動により応答変化している。

こうした河道地形のうち、とくに流路の平面2次元形状を追及し、河床形態の時系列に沿った変化を明らかにすることが重要であり、河川の形成過程を土砂動態の面から予測する必要がある。ダム建設や堤防による氾濫防止、河幅の拡幅、護岸による河岸決壊の抑制等により河川の土砂移送条件は流量、土砂量ともに変化しているので、これらの人為的なインパクトの影響度の究明にとどまらず、自然河川の形成過程を百年、千年オーダーの長期的視点に立って土砂移送と流路形態の関係を論じておくことが重要である。

一方、多様な河川地形・河床形態と広い範囲の粒径の河床材料が分布するような河川環境を有する川がひとつのみ望ましい川のあり方との共通認識が広まりつつある。砂州や早瀬・淵といった河川形態の形成には、掃流砂や浮遊砂による土砂移動が支配的であるため、これまでこれらの土砂移動形態に基づく河床変動や河道変動による地形変動が検討されてきた。しかしながら、ウォッシュロードなどの微細土砂も淵、ワンド、水制等の河川構造物周辺で堆積して、そのような河床材料を好む生態系にも生息空間を提供している。

また、こうした河川を再生・保全するためには、流砂系の中で適切な土砂管理を行うことが重要であり、量と質を評価し得る土砂生産の予測モデルの開発、貯水池堆積土砂を適切に下流に流す方策の開発、これが生態系を含めた下流の河川・海域環境に与える影響の評価法の開発と観測・モニタリング等を総合的に実施することが極めて重要である。

このような事業を実施するに当たり、土砂管理目標を適切に設定することが重要となる。1960年代以前は、治山砂防による土砂流出の抑制が土砂管理の主眼であったが、1960年以降の高度成長期にあっては、電力需要に対応するために発電用のダム建設や治水・利水等のための多目的ダムが多数建設され、一方で、土砂災害危険地域での宅地開発等が進行したこと等により、土石流対策、ダム堆砂の軽減、適切な土砂流出の確保等が土砂管理の主眼となった。1980年代以降では環境に対する社会的ニーズが高まり、治水、利水に加えて環境にも配慮した川づくりを謳った河川法の改正もあって、良好な自然環境を保全・再生するための流域の土砂管理のあり方が問題となり、水環境の保全、自然との共生、生態系への配慮といった事項が、現在土砂管理の主眼に置かれている。

このように、流域における土砂管理を実施するうえで、土砂問題は流域の自然的条件と社会的条件の両方に支配され時代とともに変遷するため、その結果として土砂管理の目標も地域と時代により変化することに注意を払う必要がある。したがって、将来の自然的条件の変化、たとえば地球温暖化による気候変動や、社会的条件の変化、たとえば少子高齢化社会の中で持続的な発展を目指す社会のもとで、的確な土砂管理目標を定め、それに対する土砂管理の技術力の向上を図ることが重要となろう。

### (3) 河川における有機物の生産と植生の管理

浅枝 隆・有馬忠雄

河川の有機物源については、上流の森林地域や中下流の土地利用の高度化に伴う、流域からの流入の占める割合が多い。しかし、河道内の生産の主体も上流から下流に至る過程で異なる。まず、最上流部における河道内での有機物生産は、岩や巨レキの間に生息可能な、付着藻類やコケ類・地衣類が主体となる。多少下流に下り、河床の材料が、レキ、砂に代わり、流速や透明度の条件が満たされると、沈水植物の生育が可能となる。さらに、下流にくだり、河床に泥質分が多くなると、抽水植物の大群落の発達が可能になり有機物の生産量は増大する。さらに河口部になると、植物プランクトンが増殖する場合もある。こうした場所的な遷移は、急勾配の河川になるほど遅れることになり、また、山地部を持たない河川では、大量の人工の有機物が流入し、水質を悪化させ、河道内の有機物生産は減少する。また一方では、河岸や安定な砂州においては、陸生の植物起源や抽水植物の群落内で大量のリターが生産され、洪水時には河道内に流入する。河川管理においては、それぞれの河川の特性に応じて、こうした本来有してきた植物群落の遷移過程が維持される必要がある。

それぞれの植物群落を維持するためには、その状態を維持するだけの規模と頻度の洪水と群落の冠水が必要である。とくに、多年生抽水植物の場合には、生産力が高く、地下茎によって増殖するため、加速度的に群落を発達させ、さらなる有機物が堆積し、河川の断面形状を固定化させる。また、過度に堆積したリターは群落自体にも負の影響を及ぼし、また、水質浄化の機能などを低下させる。したがって、堆積した有機物を流失させる規模の洪水、地下茎を流失させる洪水等、目的に応じた規模の洪水が必要な頻度で生じるような河川管理が求められる。なお、常に新しい群落が形成している状態を保つためには、少なくとも二、三年に一度程度の頻度で、数10cm以上の深さで砂州の表面が流失される規模の洪水が生ずる

ことが望まれる。

一方、河川の植生は、河川の生態系の中核を占めるだけでなく、水中の栄養塩除去、土壤中の酸素の供給など、様々な点で極めて重要な役割を担っている。そのため、河川内の植生を保全・復元することは非常に重要である。河川内の植生、特に、抽水植物群落を保全・復元する場合の留意事項としてつぎの点があげられる。

- ① 貴重種の移植に際して、たとえば淀川鶴殿地区の新川改修においては、移植地が離れているという理由でバックホウを用いてごっそり移しただけの移植であった。その結果、その年の内に植物は姿を消してしまった。また、宇治川向島地区で架橋工事によって破壊されるヨシ群落を移植によって保全しようとした。しかし、その殆どはオギ草地に変わってしまった。移植作業を支える水環境が絶対必要であり、移植地の土質・植生などの環境条件が適しているかどうかの検討が必要である。
- ② 覆土をすれば復元できるという考え方もある。たとえば、宇治川向島地区右岸の低水護岸工事で、対岸にあったヨシ群落の表土を使って覆土した場合には、オギ群落に置き換わっていた。覆土しなかった部分はカサスグやメリケンガヤツリなどの湿生植物の生育がみられるようになったのに、覆土した部分はオギの生育がこれら湿生植物の生育を妨げている。覆土は万能ではなく、覆土に際して栽培植物などの種子を仕込むことは厳に避けるべきである。
- ③ 植物モニタリングの例として、植生分布調査・植物相調査・群落組成調査・植生断面調査が挙げられている。どれも大事な調査項目ではあるが、保全・復元作業の成果を評価できる調査内容が必要と考えられる。一的な調査内容では検討に値しなく、復元・保全策とその効果を明らかにできるようにモニタリングの内容に十分な配慮が必要である。
- ④ 水植物群落にとってリターの存在は、土壤中の酸素を欠乏させ、有毒な物質を発生させるなど負の効果をもたらす。従って、群落を健康な状態で維持管理していく上では、抽水植物に対する影響の少ない冬場において、枯葉を焼くことや枯れた茎を刈り取ることなどが効果的である。また、こうしたことは、伝染病の防止やツル植物など抽水植物の生長を妨げる植物の除去にも効果的である。ただし、土壤表面が水没することが予測されるような場所では、水没後に茎が空気中に現れているような高さでの刈り取りが必要である。
- ⑤ 抽水植物にとって土壤中に酸素が十分に供給される状態にあることが望ましい。その意味では、生育に影

響を及ぼさない範囲で、水位が変動し土壤表面が一定期間空気中に出ていることが効果的である。

- ⑥ 船舶の航行の多い河川においては、河岸の抽水植物群落は船舶によって生ずる波による影響を受けやすい。この場合、茎が固くかつ消波効果の少ないヨシはより大きな影響を受ける。葉が柔らかいために波に対する耐性が高く、より水深の深い場所での生育が可能な、マコモやヒメガマがヨシ群落の前面にある場合には、ヨシ群落への影響は減少する。

#### (4) 有機物および魚類に対する砂州機能と保全目標

竹門康弘・小川力也・紀平 肇

瀬・淵構造などの河床地形は、河川生態系を構成する生物群集と物質循環の様式に影響することから、河川環境管理において瀬や淵を保全することの必要性が指摘されてきた。ところが、1980-90年代の保全策では瀬と淵の形状を静的ないし固定的にとらえることが多く、人工的な造成が試みられることもしばしばであった。河道の自由度を奪うと、河床間隙水域やたまりなどの生息場所が失われることになる。これから河川環境保全策においては、「河川の動的な環境特性に適応進化した河川生物にとって、瀬や淵の形だけではなく、その形成過程で土砂や有機物が移動することによって維持される微生息場所の構造が重要であること」を改めて認識する必要がある。

そのような河道の変動過程と河川生物との関係を明らかにするためには、瀬や淵の水中環境だけを評価するよりも、増水時に形成される砂州地形を併せて評価することが合理的である。とくに比較的大きな河川の中下流域のような平野部の流程では、瀬や淵は砂礫堆の部分地形として形成されるので、砂礫堆の形状評価を通じて河川環境の保全策を検討することが応用的な観点からも適切となる。

砂州は、砂礫堆のうちの平水時に陸域になっている部分である。増水時の土砂挙動からみれば、平水時の河道内と砂州上とに境界はないように考えられるが、生物群集と物質循環の立場からみると砂州は特別の機能を果たしている。したがって、河川生態系における砂州の機能を認識し、それらを河川環境管理に活用することが望まれる。

砂州の生態系機能とその保全方針については、以下のように整理することができる。

- ① 砂州は、搅乱頻度の高い場所に成立する川原生物群集の生息場所を提供する働きがある。木津川下流域の

砂州や淀川の楠葉の砂州などでは、カワラヨモギに代表される川原植生やカワラバッタなどのように裸地に適応した動物相が発達している。こうした川原特有の生物群集が維持されるためには、裸地が維持される程度の増水と砂礫の移動を伴う搅乱が必要である。木津川景観の経年的な変化から推定すると、概ね2~3年に一度は裸地化するくらいの搅乱がないとこのような生物群集は衰退すると考えられる。

② 一方、木津川の研究から、搅乱頻度や規模の低下により砂州の植生化や樹林化が進むと、砂州は河川生態系へ有機物の供給場所として機能することがわかつてき。木津川や淀川では、河川生態系の栄養段階の基盤となる有機物起源は、藻類、水生植物、水際植生などの現場生産物が卓越しているのが本来の姿であると考えられる。このことは同河道に適応した動物の食性や摂食方法からも推察される。したがって、少なくとも木津川や淀川の下流域のセグメントにおいては、河床低下や植生の過度の発達が河川生態系にとって好ましくないと考えられる。

③ 砂州の内部に存在する伏流水域は、特有の生物群集を有するとともに溶存態有機物の分解や脱窒などの水質浄化過程を担う場としても重要な機能を果たしている。このような機能を維持するための条件については未だ不明の部分が多いものの、比高が低く冠水頻度の高い砂州や砂礫が動きやすく透水性の高い砂州のほうが伏流水域の生息場所機能と物質循環機能のいずれについても優れていると予測される。今後は保全対策にあわせてこれらの機能と砂州条件との関係を実証的に研究していく必要がある。

④ 砂州の上流側は平水時や渴水時に流下有機物を濾しとる機能がある。とくに、砂州上流側の緩流部には細かい粒径の有機物が堆積し、ミズミミズ科、ユスリカ科、ミギワバエ科などの底生動物の好適な生息場所となる。その結果、これらを食物連鎖の出発点とする河川生物群集の活動中心（作用中心）として機能する。このような砂州上流側の緩流部が形成・維持されるためには、増水時に砂州の上流側に土砂が堆積しマウンドを形成する必要がある。

⑤ 砂州の水際には増水時の侵食や堆積の過程により浅場やワンドなどが形成される。また、砂州上にもたまりなどの水域が形成され、それぞれ魚類、底生動物、プランクトン、鳥類などの生息場所となる。木津川の砂州上のたまりは、恒久的水域と一時的水域とに大別され、それぞれ魚類や底生動物の生息場所機能が異なっている。特に、魚類の繁殖にとっての一時的水域

の重要性は際立っており、必要な搅乱体制や搅乱時期の判断材料として重要である。また、ブラックバスやブルーギルなどの外来魚は一時的水域には侵入しにくいという顕著な結果が得られており、一時的水域の保全は外来種対策としても重要な指針を提供している。

これらの、砂州機能は互いに密接に関連しあっている。たとえば、砂州の伏流水の水質調査結果から、たまりの水質環境は伏流水域の影響下にあり、生息する生物群集にとって砂州の物質循環機能が健全であることが重要となる。したがって、河川環境の保全管理にあたり、砂州景観の目標像を明確にすることによって、必要な流量変動や河道内の土砂滞留量などを判断するための指標とすることが期待される。

## (5) ワンド・タマリ・水制域における生態系および水理機能とその保全・復元

小川力也・武藤裕則・河合典彦・紀平 肇

現在に生きる生物種のすべてが、環境にうまく適応したものだけに生存が許される「適者生存」という淘汰のなかで進化してきた。河川は流域の気候、とりわけ降水量がその環境を特長づける大きな要素であり、季節変化の顕著なわが国の河川では、周年で流況・位況が大きく変化する。河川を生活の場とする生物種はそのような変化に適応して進化し、したがって渴水や洪水など不安定な水環境のなかで機能する生態や生活史をもつものが少なくない。さらに、河川環境は河川ごとに個性がみられ、同一の河川でも上・中・下流、河口と流程に沿って変化するので、その環境の多様性が、河川の生物種の多様性を育んだといえよう。

ところが、近年、洪水流下能力の向上を目的に行われた土砂の採取や河道の直線化、流量の安定化のために建設された上流のダムと下流の堰などによって、河川環境は安定化・均一化する方向に一気に進んだ。これらの急激で著しい人為的なインパクトは、その河川特有の生物群集に多大な影響を与える、絶滅が危惧される種さえ生じることとなった。たとえば、淀川本川においては、明治期初頭（1874年）に始まった水制工を用いた大規模な低水路工事が、期せずしてワンド・タマリと呼ばれる多様な水環境を生み出し、淀川特有の河川生態系を成立させていた。しかし、1980年代半ば以降、低水路の河積の大幅な増大と淀川大堰の優れた水位調節に起因した水位の極端な安定化によって、城北ワンド群をはじめとする淀川下流部に残存するワンド・タマリの環境は悪化し、そこにはかつてのものとは大きく異なった貧弱な水生生

物相ができあがっている。

このような状況を改善するために、今後これらの人為的なインパクトをどれだけ軽減できるか、それによって河川の環境をどこまで回復させることができるかについて議論する必要がある。たとえば、①ダムや堰の撤去をも視野にいたる長期的な展望で計画を立てる、②堤防の強化を図り、その間を流れる川の自由度を広げる、③適切な砂利の採取によって、適度な高さでの河床の安定化を図る、などについて真剣な議論が望まれる。幸い、河川環境の自然治癒力には期待できるものがあり、人間活動のあり方次第では比較的短期間で回復するのではないか。そのためには、これから河川整備は、流水が土砂を運んで川の形をつくるという考え方のもとに、人間活動の影響を最小限にとどめて進められなければならない。

本来の良好な河川環境の回復には、まず、降雨などの自然条件に同調して生じる適度な規模と頻度の水位変動が不可欠である。さらに、年に数度の水位上昇時には、底質や植生を一新する程度の流速が必要である。これらの知見は、河川生態系が健全に機能していた時代の流況や位況に学び得たものであるが、その水理条件をどのような手法によって再現するかは今後の重要な課題である。これが再現できるならば、本来の生物相の回復が期待できるとともに、近年大きな問題となっているオオクチバスなどの外来魚の増殖やウォーターレタスなどの外来植物の繁茂を抑制することにもなる。

本研究で対象とした淀川大堰の操作による水位変動は、そのような手法の確立を目指した一つの現場実験である。その結果、降雨に起因しないわずかな水位変動であっても、コイやフナ類など一部の魚類の産卵行動を誘発することが明らかになった。この実験結果は、魚類生態にとっての水位変動的重要性を再認識する上で意義のあるものとなつたが、その一方で、繁殖場所として新設された浅いワンドの環境が、現在の淀川下流部の流況・位況の条件では短期間で悪化してしまうことが報告された。このことは、ワンドの環境を一新する増水時の流速の回復が必要であり、それには堰の運用だけでは限界があることを示している。

「流水が土砂を運んで川の形を作る」という観点からは、流れの営力を最大活用するために、小規模な地形改変や河川構造物の設置などによって適切で適度なインパクトを与えてやることも検討に値する。たとえば、過去の淀川に倣い、流水の働きによって起伏に富んだ砂州、そしてワンドやタマリが形成されることを期待して、水制を施すことも考えられる。ただし、水制を施すことによ

って、どのような地形が生じるかについては、位況によって流れが大きく変化するので完全に予測することは難しい。しかし、想定される条件の幅を広く取り、幾つかのケースについてそこでの流れと土砂の挙動を調べておくことは、例え不完全ではあっても有意義な情報を得ることができる。水制で言えば、平均年最大水位から低水位の範囲は最低カバーすべきであるし、非越流と越流状態にまたがる場合には、特に留意する必要がある。水制工やワンドの機能については、物理的環境に限っても未だ限定的にしか解明されておらず、地形の改変や河川構造物の設置はあくまでも補助的に用いる段階にしかない。しかし、今後、それらの影響がより客観的に評価されることで、河川環境の保全・復元の介添え役としてさらに積極的に活用されることも可能となってこよう、期待したい。

## (6) 河川環境評価指標

山本晃一

河川生態系の保全・復元を計画的（意図的）に実行するには、現況の河川生態系の質と計画によって達成されるだろう環境の質を比較考量することが必要となる。

治水については洪水被災再現確率が、利水については正常流量が、河川水質については水質基準のランク区分が評価基準であり計画目標でもある。同様に河川生態系の観点からの評価基準を確立する必要がある。

評価とは、人間の価値意識の現れであり歴史的なものである。すなわち静態的なものではない。地域における文化的・社会的な価値観、自然・人文地理的な条件を媒介として規定されるものであるが、河川を国として管理する以上、統一的な指標が必要であろう。

評価基準の考え方としては、

- 1) 河川生態系を規定する基底的であり從属量でないもの
- 2) 評価基準の対象が技術的に可変化できるもの
- 3) 容易に評価のための情報が取得できるものが好ましい。

欧州連合内における水域の生態学的質に関する統一的モニタリングと分類に関する最終報告書（欧州委員会第11回総合理事会、1996）の水域の生態学的質に関する分類では、溶存酸素、有毒あるいは有害物質、動植物の疾病、無脊椎動物群集、水生植物群落、魚類個体群の多様性、堆積物の構造と質、河岸地帯（地形）、水流（変動を評価）を評価対象項目として推奨している。各項目ごとに評価水準が規定される形式であり、河川環境を総合的に評価するものではない。ここで、太字が技術的制御可能な項目であり、他はその從属量である。

本研究で取り扱った流水と土砂の管理と河川環境の保全・復元という技術的観点からは、上述の大字の項目を河川環境の質的評価項目としたい。なお、評価項目と従属量との対応関係がわからなければ評価水準レベルを的確に区分しえない。すなわち、河川環境を規定する独立変数と従属変数に関する知見が必要であるが、本研究にみるよう漸く知見の集約がなされつつある段階であり、精力的に調査・研究がなされねばならない領域なのである。

技術的観点からの河川環境評価指標とその水準の設定のためには、次のような観点の情報の集約が必要であろう。

- 1) 河川生態系を改善する技術的行為による河川生態系の反応速度
- 2) 河川の空間区分（セグメント）ごとの河川環境評価指標とその水準の設定法
- 3) 技術論としての環境の質評価（操作のため）と環境そのもの（現れとしての）の評価の違いの明確化
- 4) 生物を従属量とする河川環境評価指標と生物を直接評価指標とする河川環境評価指標（河川ではどちらもありうる）
- 5) 保全・復元の計画水準の設定における環境の質の評価指標と水準のあり方
- 6) 地域の共通的理念（計画水準）の抽出法、および合意形成に役立つ評価項目と河川の他の機能（治水、利水）との折り合いの方法

従来、河川生態系の評価としては、生物により環境の質を総合的に評価するものがほとんどであるが、河川環境の復元という技術的観点からは、技術的操作対象である物理・化学環境を評価項目としたい。基本的には河川生態は物理・化学環境の表現型なのである。

生物と物理・化学環境の相互関連性が明確になれば、どちらを評価項目としても同じことであるが、この関連性が十分に解明されていない。従って、河川に加えられた人為の影響の量・質を潜在自然（人為的改変に無い状態）との差異で評価するのが一つの方向であろう。具体的には河川の空間区分（セグメント）ごとに、地形要素（瀬・淵、蛇行度、自然河岸、河岸の可食性）、水位頻度（流況特性、洪水頻度）、水質の潜在自然との差異の程度で評価することになる。環境水準の区分としては5～8程度が適切と考える。なお、わが国においては潜在自然環境（原生自然）を評価のベースとするのは北海道を除けば現実感覚に合わないように思える。近世においても河川は人為的改変の影響を受けている。評価の起点を近代改修が始まる以前に置くというのが現実的であろう。

植生管理（植栽、伐採、刈り取り、野焼き）、魚類管理（養殖、放流、駆除）を技術的手段とする場合は、生物を働きかけの技術対象としているので、従来型の生物による環境の質の評価（生物多様性指標など、典型種などの存在状況など）が適切であろう。

また、河川生態系の質の向上には河川空間の拡大と堤内地の緑地との生態系コリドーの形成（エコネットワーク）が求められている。従来の河川管理を超える流域管理的視点が必要なのであり、河川環境の質の評価に当たってはこの観点からの指標化も必要となろう。

## 参考文献

欧洲委員会第11回総合理事会（1996）：欧洲連合内における水域の生態学的質に関する統一的モニタリングと分類、最終報告書、河川環境管理財團翻訳、pp. B 1-13.

---

流水・土砂の管理と河川環境の保全・復元に関する研究（改訂版）

---

平成 16 年 12 月初版発行

平成 17 年 11 月改訂版発行

編集・発行 財団法人 河川環境管理財団

東京都中央区日本橋小伝馬町 11 番 9 号

TEL. 03-5847-8301

FAX. 03-5847-8308

印刷・製本 株式会社 京阪工技社

大阪市中央区瓦町 4 丁目 2 番 14 号

TEL. 06-6231-5700

---

