河川･湖沼における自然環境の復元技術に関する研究

天野邦彦[1)]、村岡敬子[2)]、中村圭吾[2)]、傳田正利[3)]、大石哲也[3)]、
萱場祐一[4)]、皆川朋子[5)]

STUDY ON THE RESTORATION OF NATURAL ENVIRONMENT IN RIVERS AND LAKES

Kunihiko AMANO, Keiko MURAOKA, Keigo NAKAMURA, Masatoshi DENDA,
Tetsuya OOISHI, Yuichi KAYABA, and Tomoko MINAGAWA

要旨

河川や湖沼は、多様な生物に生息・生育地を提供している他、人が自然環境に触れあえる身近な水辺空間であり、重要な自然環境の要素である。このような河川や湖沼の自然環境を適正に保全すると共に劣化した箇所については修復を行うことが近年強く求められるようになってきている。これらの要求に応じるには、河川事業による自然環境への影響の回避・低減のため、さらには新たな動植物の良好な生息・生育場の維持・形成を行うための自然環境の保全・復元技術の開発が必要である。こうした背景のもと、本重点プロジェクト「河川・湖沼における自然環境の復元技術に関する研究」では、IT を活用した野生生物追跡調査手法の開発、水域の分断要因による水生生物への影響の把握と水域のエコロジカルネットワークの保全・復元手法の開発、変動を加味した河川の正常流量設定に関する基礎的研究、河川環境におけるインパクトレスポンスに関する調査、水辺植生帯の環境機能に関する調査を行った。

キーワード：復元、水生生態系、テレメトリ、エコロジカルネットワーク、人為的撹乱、湖沼沿岸域

Synopsis

Natural environment in rivers and lakes is important for various wildlife as their habitat. Rivers and lakes in good environmental condition can also provide recreational place for people. Therefore, it is demanded to develop techniques to restore natural environment in rivers and lakes. These techniques can not only avoid or reduce negative impacts of river works and management, but also provide and maintain good habitat for aquatic lives. Several typical human disturbances on rivers and responses of ecosystems to them, the formation of good habitats using river flow, restoration of lake littoral vegetation zone, development of new survey method using information technology, and restoration of continuity of streams are investigated in this study.

Keywords: restoration, aquatic ecosystem, anthropogenic disturbance, lake littoral zone, telemetry, ecological network

１）水環境研究グループ河川生態チーム上席研究員
２）水環境研究グループ河川生態チーム主任研究員
３）水環境研究グループ河川生態チーム研究員
４）水環境研究グループ自然共生センター長
５）水環境研究グループ自然共生センター主任研究員

河川･湖沼における自然環境の復元技術に関する研究

目　　次

１．はじめに・・３
　１．１　研究の必要性・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・３
　１．２　本報告の構成・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・３
　１．３　個別課題の位置づけと概要・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・３
２．ITを活用した野生生物追跡調査手法の開発・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・６
　２．１　概説・・６
　２．２　野生生物自動追跡システムの開発・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・６
　２．３　ＭＴＳの課題・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・７
　２．４　ＡＴＳのシステム原理の開発・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・７
　２．５　出水時の魚類行動追跡と流況関係性の分析・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・８
　２．６　まとめ・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・１１
３．水域の分断要因による水生生物への影響の把握と水域のエコロジカルネットワークの保全・復元手法に関する研究・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・１２
　３．１　概説・・・１２
　３．２　河川と水田地域における魚類生息場となる水域の特徴とその移り変わり・・・・・・１３
　３．３　河川と水田地域の連続性・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・１３
　３．４　湧水を起源とする水田地域・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・１５
　３．５　魚類の移動しやすさを指標とした水域ネットワークの評価モデルの作成・・・・・・１５
　３．６　簡易改善手法としての魚道の開発・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・１６
　３．７　まとめ・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・１６
４．変動を加味した河川の正常流量に関する基礎調査・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・１８
　４．１　概説・・・１８
　４．２　流量変動が河川水質に与える影響の解明・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・１８
　４．３　流量変動が付着藻類に及ぼす影響の定量的把握と現象の解明・・・・・・・・・・・・２０
　４．４　流量変動が底生生物へ与える影響・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・２３
　４．５　流量変動が魚類へ与える影響・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・２５
　４．６　土砂供給がハビタット，生物に及ぼす影響・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・２６
　４．７　まとめ　　・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・２７
５．河川環境におけるインパクト・レスポンスに関する調査・・・・・・・・・・・・・・・・・・２８
　５．１　概説・・・２８
　５．２　捷水路建設に伴うレスポンスの予測・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・２８
　５．３　高水敷切り下げによる生息環境予測手法・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・３２
　５．４　まとめ・・３５
６．水辺植生帯の環境機能に関する調査・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・３７
　６．１　概説・・・３７
　６．２　水辺植生帯の環境機能に関する研究方法・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・３７
　６．３　水辺植生帯の環境機能に関する研究結果・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・３８
　６．４　まとめ・・４１
７．おわりに・・４３
　７．１　研究の成果・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・４３
　７．２　事業・社会への貢献・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・４３
　７．３　成果の普及・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・４４
　７．４　特許取得及び出願実績・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・４４
　７．５　結語・・・４４
　７．６　研究担当者一覧・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・４４

1. はじめに

1.1 研究の必要性

河川や湖沼は、多様な生物に生息・生育地を提供している他、人が自然環境に触れあえる身近な水辺空間であり、重要な自然環境の要素である。このような河川や湖沼の自然環境を適正に保全すると共に劣化した箇所については修復を行うことが近年強く求められるようになってきている。これらの要求に応じるには、河川事業による自然環境への影響の回避・低減のため、さらには新たな動植物の良好な生息・生育場の維持・形成を行うための自然環境の保全・復元技術の開発が必要である。このような必要性に応じるために本研究は実施された。

1.2 本報告の構成

本報告は、上記の必要性に基づき平成13～17年の５カ年にわたり実施された重点プロジェクト研究「河川・湖沼における自然環境の復元技術に関する研究」の研究成果を総括したものである。

一口に河川・湖沼における自然環境の保全・復元技術と言っても、該当する技術は多岐にわたるため、その全てを網羅的に研究するのは不可能である。このため、本プロジェクト研究においては、河川・湖沼の自然環境のうち、どの要素に着目するのか、また保全・復元技術に関する研究と称して、技術の必要性を明らかにするための自然現象の解明、技術開発そのもの、技術の適用方法、あるいは影響評価といった数ある視点のうちどの部分に力点を置いた研究をするのかをまず整理しておく必要がある。

本研究が開始された段階では、新しい研究分野であり、この整理が必ずしも明確でなかったため、本プロジェクト研究で具体的に取り上げた研究テーマは、現場で顕在化している問題への対応として実施されたもの、既往研究の発展として実施されたものを組み合わせた形になっているが、研究の必要性や実施可能性という観点から見て妥当な組み合わせであったと考えられる。本プロジェクト研究として行った内容は多岐にわたるため、本報告では、記述する順序を以下のように整理して執筆を行った。

まず、新しい調査手法の開発を行った「①ITを活用した野生生物追跡調査手法の開発(平成13年度～17年度)」から始め、河川・湖沼における自然環境の復元に際して重要となる河川流域全体での視点に注目した研究である「②水域の分断要因による水生生物への影響の把握と水域のエコロジカルネットワークの保全・復元手法に関する研究（平成14年度～17年度)」、河川環境を考える上で重要な流量変動に着目した「③変動を加味した河川の正常流量に関する基礎調査（平成13年度～17年度)」、河川に加えられる種々の物理的改変について、いくつかの事例を対象に、これらの影響評価に言及した「④河川環境におけるインパクトレスポンスに関する調査（平成13年度～17年度)」、そして、湖沼に関しての研究部分である「⑤水辺植生帯の環境機能に関する調査（平成13年度～16年度)」という順である。

それぞれの研究課題の位置づけと概要は以下の通りである。

1.3 個別課題の位置づけと概要

(1) ITを活用した野生生物追跡調査手法の開発

自然環境の保全や復元を検討するに際しては、まず適切な調査を行うことで実態を把握することが必要となる。しかし保全対象となる生物が移動性の高い動物であった場合、従来の調査手法では得られる情報に客観性および定量性が欠けていた。このため、調査対象とする動物に小型発信器を装着して、調査地周辺に設置した受信局で自動的に発信位置を追跡する汎用型マルチテレメトリシステム（Advanced Telemetry System (ATS)）を開発すると共に、このシステムを活用した野生生物調査手法を開発した。

研究期間全体の成果は、以下の様に要約できる。

①汎用型マルチテレメトリシステムの開発

アンテナ高約3m、受信局機器総重量7kgまで小型・軽量化したATS受信局を実現できた。また対象生物については、中型陸上哺乳類に加えて、小型哺乳類、魚類の行動追跡に成功しその実用性を実証することが出来た。

②汎用型マルチテレメトリシステムを活用した野生生物調査手法の開発

開発したATSの特徴を活用した新しい野生生物調査手法の開発を目指し、ATSで取得した野生生物の行動データを地理情報システム(GIS)へ取り込み、物理環境情報との因果関係を解明する手法の開発を行った。大規模河川改修工事時の中型陸上哺乳類（タヌキ・イタチ）の行動

変化と河川改修工事に伴う物理環境変化（植生伐採、地形変化、騒音・振動環境の変化）との因果関係の解明、信濃川水系千曲川鼠橋地区におけるニゴイの行動追跡の2 つの事例を通して本手法の有効性を確認することが出来た。

(2) 水域の分断要因による水生生物への影響の把握と水域のエコロジカルネットワークの保全・復元手法に関する研究

本課題は、河川の自然環境を保全・復元する場合に必要な流域スケールでの視点を意識した研究課題である。大きな空間スケールで見たときに重要となる生物の回廊（エコロジカルネットワーク）としての水域の連続性、連結性と配置に着目して、その役割の解明と保全・復元手法について研究を行った。

研究期間全体の成果は、以下の様に要約できる。

①水域のエコロジカルネットワークの分断が魚類の生活史に与える影響の解明

魚類の立場から水域ネットワークをみた場合、魚種やその生活史によって連続性が保たれるべきスケールや必要とする水環境が異なっているため、ネットワーク保全を考える場合、在来魚種の立場から水域ネットワークを見ることが必要なことを明らかにした。また、構造的な連続性を回復させる際の配慮事項として外来魚問題が存在することを明らかにした。

②水域のエコロジカルネットワーク分断機構の解明

河川と水田地域の魚類の移動経路は圃場整備、河床低下、給排水形態の効率化等により構造的に分断されているだけでなく、稲作の近代化に伴う通水期間の短縮等に見られる水管理の変化により必要な時期に適切な水域が提供されないことによる分断が存在することが判明した。水域エコロジカルネットワークを復元していくためには、構造的な連続性だけでなく、当該水域において魚類が利用するどのような機能が失われたのか的確に評価することが重要であることを示した。

③エコロジカルネットワーク保全･復元手法の提案

水田地域特有の流量・設置場所等の条件下において連続性を確保するために、簡便に設置できる魚道として、既存水路等に仮設可能な「隅角部魚道」を開発した。さらに、魚類の移動しやすさを指標とした水域ネットワークの評価モデルを提案した。

(3) 変動を加味した河川の正常流量に関する基礎調査

河川の自然環境は、常に安定している訳ではなく、出水や渇水に見られるように変動を伴うという特性を持っている。このため、本課題では、最低限必要な河川流量を決定するだけでなく、変動特性をも考慮に入れた河川の正常流量を検討するための基礎的調査を実施した。

研究期間全体の成果は、以下の様に要約できる。

①流量変動の有無が河川水質に与える影響の定量的把握と現象の解明

出水が物質移動に果たす役割を検討するために、平常時における物質蓄積量と出水時における物質流出量の比較を行った結果、河道内植生が繁茂した状態とそうでない状態では、河床に働く掃流力が異なり、物質の流出量に大きな差が生じることが判明した。また、出水により河床堆積物がフラッシュされると河道内の水質浄化効果が一時的に上昇することが明らかになった。さらに河道内で生産される有機物量を定量的に把握するため、溶存酸素濃度の連続観測結果を用いて一次生産速度と呼吸速度の推定手法を確立した。この手法により検討を行った結果、平常時流量と出水時流量が自浄作用・自濁作用に及ぼす影響が理解でき、水質浄化といった点から行うべき流量管理のシナリオが概ね、描けるようになった。

②流量変動の有無が河川生物に与える影響の定量的把握と現象の解明

実験河川を用いて、限界掃流力以下の小規模出水の有無が、植生、河床付着物、底生動物、魚類に与える影響を定量的に明らかにするための調査を実施した結果、実験河川における小規模出水の有無は、主に水域や水際植生に差異をもたらした影響が強く現れたのに対し、ライフサイクルが短い付着藻類や底生動物への影響は比較的小さいことを明らかにした。また、アユが利用している河床付着物の質を明らかにすることを目的に実河川を対象に調査した結果、アユが餌として利用していた河床付着物は、有機物量やその割合を示す強熱減量（%）が 40%以上の細流土砂量が少ない河床付着物であり、生きている細胞の割合が高いことを明らかにした。これらは、流速に規定され、細流土砂の堆積を抑制する流況管理が、アユの餌資源を維持する上で重要であることを示した。

(4) 河川環境におけるインパクトレスポンスに関する調査

河川環境には様々な形の人為的物理改変(インパクト)が加えられている。このようなインパクトに対する河川環境変化（レスポンス）を知ることで、より効果的な河川環境保全や復元を行おうとするのが本課題元来の目的である。しかし、人為的インパクトは河川改修に伴う河川形状変化をはじめとして、ダム貯水池の構築に伴う下流での水量や土砂量の変化など、その形態は多岐にわた

る。本課題では、これらのうち主に、河道形状を大きく変化させる捷水路建設、河川の自然修復として近年実施例が増加している高水敷切り下げによる礫河原の保全に着目して調査・研究を行った。
研究期間全体の成果は、以下の様に要約できる。
①捷水路が魚類・河道植生に与える影響の解明および回避・低減手法の提案
捷水路建設事業の事例として、12 河川で、現地調査および空中写真から直線河道における河道特性を把握した。その結果、まず、捷水路建設後の川幅水深比（B/H）を利用し、交互砂州ができる場合（B/H＞40）、できない場合（B/H≦40）に分類して評価する必要があることを明らかにした。さらに、交互砂州ができる場合は、瀬淵の構造が捷水路建設後においても形成される可能性があることから、その構造の変化の割合に着目して影響評価を行う必要があることを示した。そのために、瀬淵構造と河床勾配との関係を明らかにし、瀬淵構造が事業前後でどのように変化するかを河床勾配の変化から予測する手法を提案した。一方、交互砂州ができない場合は、できる場合と比較し、生物の生息場そのものの大きな変化が予測される。この場合は、瀬淵構造が消失するため、影響低減策として水際の改善により、魚類生息場を創出する必要があることを示し、その効果について定量的に評価を行った。
②高水敷切り下げによる生息環境予測手法の提案
高水敷切り下げは、高水敷における樹林化対策として実施されることが多いことから、まず樹林化の進行の程度について全国の事例を調査した。その結果、樹林化の進行にともない礫環境の減少や礫河原に依存する生物の減少が著しいことを明らかにした。実事業の状況としては、平成 17 年度現在、自然再生事業計画として砂礫河原の再生を計画している河川は、7 河川（6 地整）あった。しかしながら、砂礫河原の再生に向けた検討は十分とは言えなかった。そこで、砂礫構造を再生するための工学的アプローチの方法について研究を進めた。そのため実際に砂礫河原のある河川で現地調査、実験を行い、高い砂礫の被覆率や礫層厚が植生繁茂を防止するために必要であること明らかにした。また、解析検討により、河道計画の段階から、砂礫河原に適した箇所を選定するためのシステムを作成した。

(5) 湖岸植生帯による水質浄化機能の解明と湖岸植生帯の保全・復元手法の開発

本課題は、湖沼環境の保全を考える上で重要な環境要素の一つである湖岸植生帯に着目し、これが有する水質浄化機能、さらに湖岸植生帯の保全・復元手法について検討を加えたものである。
研究期間全体の成果は、以下の様に要約できる。
①植生帯の侵食状況は、緩勾配方程式と海浜地形変形モデルを応用することにより、護岸での反射、沿い波などを再現することが可能であることが分かった。
②マクロな湖岸の植生繁茂条件として、湖岸エネルギーフラックスという指標を開発し、既存の指標より精度高く推定できることを明らかにした。
③水辺植生帯の脱窒速度を、定量的に明らかにし、水温と植生帯幅から脱窒速度を推定する手法を開発した。
④沈水植物による、水質浄化効果を大規模実験施設を用いて定量的に明らかにした。また PVI（水生植物が池容積に対して占める体積百分率）という指標を導入し、清水と濁水のいき値の範囲を明らかにした。
⑤既存の湖岸植生帯の保全・復元手法を検証し、既存工法が効果的であること、波浪などを取り入れることにより、攪乱を取り入れた湖岸帯の復元が可能であることなどを示した。

2. ITを活用した野生生物追跡調査手法の開発

2.1 研究の背景と目的

河川改修事業やダム事業等の人為的インパクトが野生生物の行動に与える影響の把握については、既往研究・調査において多くの努力がなされてきた。しかし、生息域への人の侵入、生息空間の改変等の人為的インパクトが生じた時、野生生物の行動変化を把握、予測することは難しかった。土木研究所は野生生物の行動を定量的に追跡出来る行動追跡手法の開発を目標として研究・開発を行ってきた。既往技術で野生生物の行動を定量的に把握する手法として、テレメトリ(野生生物に電波発信機を装着し、行動を追跡する方法)があった。しかし、この手法は調査員がアンテナを持って電波の受信を音で確認しながら追跡するしか追跡方法がなく、高精度、長期間の連続調査は難しかった。

このような背景から土木研究所では既存のテレメトリ手法をシステム化し、自動で野生生物の行動追跡が可能なマルチテレメトリシステム(Multi Telemetry System、以下、MTS)の開発や、MTSの発展形・汎用型であるアドバンストテレメトリシステム(Advanced Telemetry System、以下、ATS)の開発を行った。また、MTS、ATSで取得した野生生物の行動データと物理環境情報を地理情報システム(Geographic Imformation System、以下、GIS とする)を用いて解析すると、野生生物の行動と物理環境変化の因果関係を定量的に確認できることが明らかとなった。

本章では、2 つの流れに従い本研究の成果を報告する。一つは、MTS、ATS と続くシステム開発・機能検証、機能検証結果に基づくシステム改良の流れを経時的に報告する。もう一方は、MTS、ATS で取得した野生生物の行動データと物理環境変化の因果関係を GIS を用いて解析する有効性を、実際の現地データを例示しながら報告する。内容は、信濃川水系千曲川における 6 ヶ月間の魚類行動軌跡と出水時の魚類行動と流速分布の因果関係に関する研究、以上の 2 点について報告する。上記の報告を通して本研究課題により得られた研究成果の有用性及び、その将来的な利用・研究進展の可能性を論じることを目的とする。

2.2 野生生物自動追跡システムの開発

2.2.1 MTS 開発の背景

テレメトリは、野生生物に発信機を装着しその行動をアンテナをもった調査員が追跡する方法である。発信機は、陸上、河川中流域では主に電波発信機を使用することが多い。アメリカ・ヨーロッパを中心に鳥類、陸上哺乳類、魚類などの野生生物移動追跡調査などで多くの実績がある。野生生物の移動追跡の把握には有効な手法と考えられている。

しかし、従来のテレメトリ調査は多くの問題点がある。最も深刻な問題は、調査自体が人力に頼る部分が多く野生生物の行動を追跡するのに莫大な時間と労力を要し、その位置特定精度は低く長期間の継続的な調査は難しい。また、複数の種・個体を同時で追跡するのは極めて困難であった。

2.2.2 MTSの概要

このようは背景から土木研究所ではテレメトリ手法を自動化するシステム開発を試みた。開発した MTS の概要(機器構成と位置計測原理)を図 2-1 に示す。

本システムは、送信局、インテリジェント発信機、複数の受信局と情報制御所から構成される。送信局

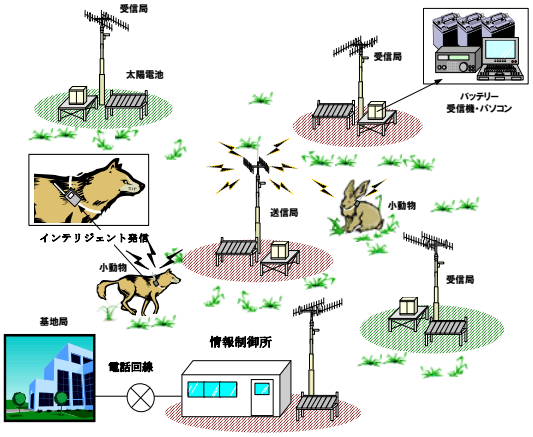


図 2-1 MTS の概要



図 2-2 MTS の設置状況

は、フィールド内の任意の発信機ごとに発信命令を送信する機能を持っている。インテリジェント発信機は、送信局から発信命令が送信された時のみ発信するインテリジェント機能を持ち、発信間隔、発信スケジュールなどを遠隔で制御できる。従来型の発信機は生物に装着し、発信機が発信を始めると一定間隔で発信し続けるため、観測していないときでも電池を消費し、発信機の寿命を短くしていた。インテリジェント機能により、余分な電池消費を防ぎ、長期間の連続観測を可能にする。受信局は発信機から発信される電波を受信し、受信した電波の到来角データを無線 LAN を通じて情報制御所に伝送する機能を持っている。情報制御所は受信局からの伝送されるデータを解析し、位置を特定し地図上に表示する。実際の受信局の設置状況を図 2-2 に示す。本システムは、従来のテレメトリ調査のように、発信機から一定間隔で電波が発信され、その信号をもとに位置を特定するだけでなく、インテリジェント発信機により任意に観測スケジュールを変更し、夜行性の生物には夜間観測の回数を増やすなどの柔軟な観測を可能にしている。また、複数の受信局を設置し受信局のデータを解析するプログラムにより、自動的かつ高精度に野生生物の位置を特定することを可能にしている [1)]。

2.3 MTSの課題

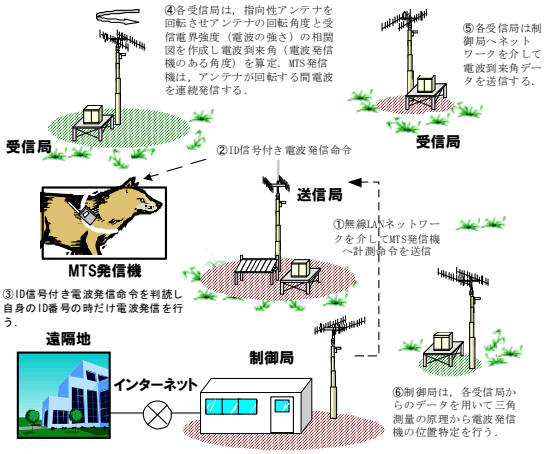


図 2-3 MTS の概要と制御フロー図

MTS で現地実証実験の結果、陸上中型哺乳類には有効な手法であることが明らかになった [1)]。しかし、小型の陸上哺乳類や魚類、鳥類等、対象生物の拡大（以下、小型動物）を考えた場合、MTS には大きな問題点があった。MTS のシステム構成図を参照しながら MTS の問題点を整理する。

MTS は調査地内に制御局、送信局、複数の受信局（以下、受信システム）を設置し野生生物に MTS 発信機（MTS で野生生物を追跡するための専用発信機、以下、MTS 発信機）を装着して放逐し、図 2-3 内に示すプロセスで行動を追跡する。

小型動物の行動追跡を MTS で行う場合、プロセス②、④が特に問題になる。②での問題は、MTS 発信機が行う ID 認識・発信制御の実現には電子回路に CPU 搭載する必要性があり、MTS 発信機の電子回路を複雑にしていた。その結果、MTS 発信機の小型化が難しく、魚類等、小型野生生物等（以下、小型生物）への装着が不可能であった。プロセス④での問題は、一定期間の電波の連続発信は電力消費が多く容量が大きい電池を必要とする点である。この問題も、MTS 発信機の小型化を阻み小型生物への装着を難しくしていた。MTS を小型生物に適用するには、水中への電波発信命令の送信を省略すること、小型の電波発信機を使用もしくは開発する必要があった。

2.4 ATS のシステム原理の開発

上記の問題点を解消する最も有力な方法は、既存の小型テレメトリ発信機（以下、従来型発信機）を小型生物に装着しMTS受信システムで追跡する方法である。従来型発信機は、電子回路自体が単純化・小型化され消費電力も小さく長期間の電波発信（長いものでは1年以上）を可能にしている。小型生物用も開発済みで実用性・経済性ともに利点が多い。また、従来型発信機は、電波発信命令がなくても一定間隔で電波発信を行うため水中への電波発信命令を省略できる利点がある。

しかし、従来型発信機をMTS受信システムで追跡するにはプロセス④に問題がある。MTSではアンテナが回転する間、MTS発信機は電波を発信し続けるため各受信局で連続的なビームパターンを得ることが出来る。その結果、高精度な電波到来角推定が可能になり、高精度な位置特定が行える。一方、従来型発信機は、消費電力の節約・小型化のため電波を間欠発信する。結果として、ビームパターンは離散的な形状（以下、離散的ビームパターン）となり、電波到来角の推定精度は極端に低下し野生生物の位置特定精度が低下するのが問題であった。

上述の問題を解消するため、離散的に取得されたビームパターンから連続的なビームパターンを推定する方法を検討した。検討時の観点としては、 MTSのシス

テム構成を大きく変更する必要がなくプログラム上で対応可能な方法を検討した。離散的ビームパターンをスプライン補間等の汎用的な数値計算法[2]で補間し、計算した連続的なビームパターンから電波到来角を推定する方法（以下、補間方法）を考案した。 補間方法に用いる数値計算方法には、スプライン補間(B-spline、Spline）、シャノンの標本化定理[3]、LPF、DNF、直線補間の方法を複数実装し、電波受信状況に合わせ適宜選択を行った。

開発したATSの概要、MTSとの違いを以下に記す(図

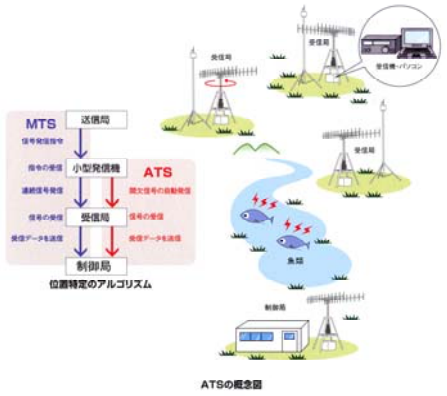


図 2-4 ATS の概要

2-4)。ATS は、MTS を改良し従来型発信機に対応したもので、MTS 用発信機を製作する必要がなく従来型発信機に広く対応する。システム構成は、MTS は、制御局、送信局、受信システムで構成されたのに対し、ATS は制御局、受信システムのみで構成される。各受信局は、補間方法をシステムプログラムに実装し、従来型発信機を追跡する際に問題となる離散的ビームパターンを連続的ビームパターンに補間する作業を自動的に行うのが特徴となっている[4]。

2.5 出水時の魚類行動追跡と流況関係性の分析

2.5.1 研究の方法

(1)調査地の概要

調査は 2005 年 2 月から 2005 年 8 月にかけて、信濃川水系千曲川で行った。本河川は流域面積 7163km^2、流路延長 214km の大河川であり甲武信ヶ岳（標高 2475m)から長野盆地を流下し新潟県境に入り信濃川と名前を変える。調査地は千曲川の中流部に位置する鼠橋付近（長野県埴科郡坂城町、東経 138° 12′ 4.6″、北緯 36° 25′ 14.4″、以下、調査地とする）で行った。調査地の概要を図 2-5 に示す。

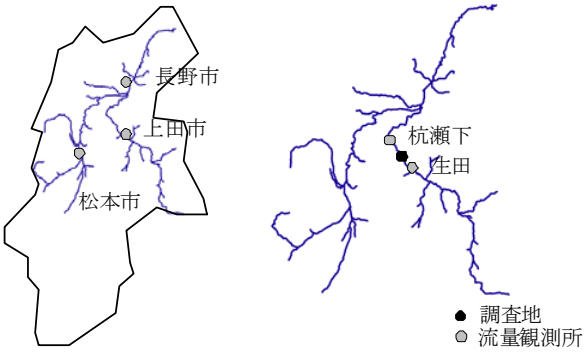


図 2-5 調査地の概要

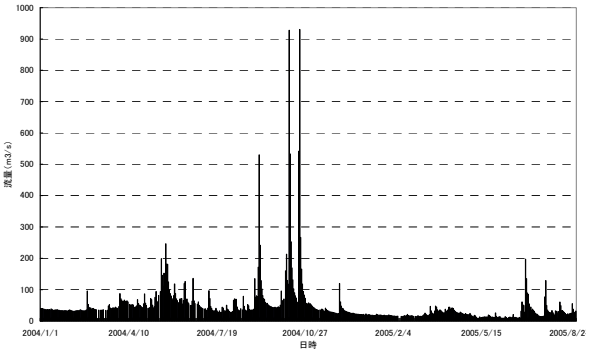


図 2-6 調査地の流量時系列



図 2-7 調査地内に設置した受信局

調査地は長野県境から 95.6～97km 区間で、流域面積 2560km^2、河道幅約 100m、河床勾配 1/200、河道両岸に築堤が行われている区間である。

千曲川流域では 2004 年 12 月から 2005 年 6 月末まで、流量変化が少なく小規模な出水も確認されなかった。調査地でも 2005 年に入ってから 6 月 30 日に初めて小規模な出水を記録し、7 月 4 日にはじめて調査地内で流量 380m^3/s 程度の流量が確認された（図 2-6)。調査地の魚類群集は、ウグイ、オイカワ、ギンブナ、アブラハヤ、ニゴイ、モツゴを主とする 10 科 24 種の

魚類が確認された。

(2)調査地への ATS の設置

調査地内に ATS（制御局 1 局、受信局 4 局）を設置し実証実験を行った。受信局を 4 局、制御局を 1 局設置した（図 2-7)。

ATS が魚類行動追跡可能なエリア（以下サービスエリア）は約 2.2km^2 である。受信局は、約 250m 間隔で右岸堤防上に直線的に配置した。受信局には指向性アンテナ（第一無線電波工業社、BeamAntena シリーズ A144S10、144～146MHz、利得 16.1dBi、以下、アンテナ）を設置しローテータ（アンテナ回転機）でアンテナを回転させ電波到来角を推定した。その後、制御局の位置特定プログラムを用いて水中の電波発信機及び魚類の位置特定を行った。

(3)ATS の位置特定機能の検証

調査地の河川内に電波発信機を固定し ATS で位置特定を行い水中の電波発信機の位置特定機能及び位置特定精度を検証した。電波発信機は LOTEK 社製(MBF-7A、周波数 144MHz、以下、電波発信機）を使用した。

位置特定機能の検証では、サービスエリア内の魚類が利用すると考えられる瀬、淵等の景観要素を網羅するように電波発信機を水中に設置し検証した。発信機を設置した箇所の水深は約 0.5～1.5m の範囲とした。検証箇所は 12 箇所とした(図 2-8)。位置特定精度の検証では、水中に電波発信機を固定し（以下、固定点)、ATS を用いて座標値（平面直角座標系、第 8 系）を計測した。同時に固定点の座標（平面直角座標系、第 8 系）を DGPS を用いて記録した。調査地内に固定点を 12 箇所設置し、位置特定精度を検証した。検証は、①電波発信機の位置特定成功率、②位置特定誤差（ATS で特定した座標値と DGPS で特定した座標値の差)の平均値、標準偏差を算出した。

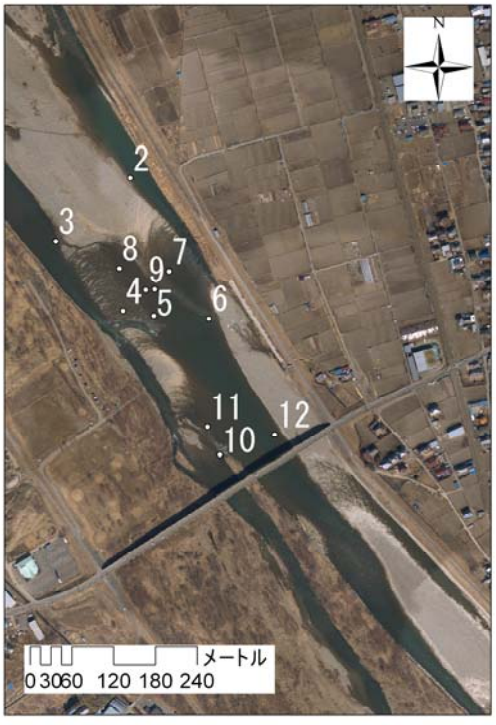


図 2-8 調査地内の固定点位置

(4)ATS による魚類行動追跡

調査地において、ニゴイ（*Hemibarbus labeo barbus* 以下、供試魚）を投網(目合は 18mm)を用いて 4 匹採集した。図 2-9、表 2-1 に供試魚の概要を示す。供試魚を採捕後、濃度約 5%に調整した麻酔薬（田辺製薬株

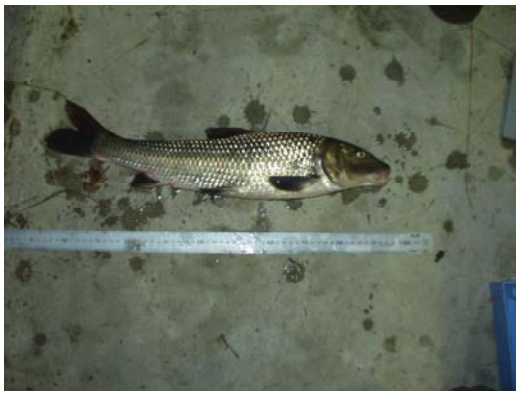


図 2-9 行動追跡を行った供試魚

表 2-1 供試魚の概要

魚種	採捕日	全長(mm)	体長(mm)	体重(湿重量:g)
ニゴイ	2005/2/23	503	440	1415
ニゴイ	2005/2/23	412	353	794
ニゴイ	2005/2/23	467	413	1195
ニゴイ	2005/2/23	443	396	987

式会社製魚類・甲殻類用麻酔薬 FA-100）で満たしたバケツ内に供試魚を入れて麻酔をかけた。その後、十分な麻酔状態になるまで観察し麻酔状態を確認後、供試魚の腹腔内をメスで開き、電波発信機を埋め込み外科手術糸で縫合した。縫合後、供試魚は麻酔薬が混合していないバケツ内で養生し麻酔から覚醒するまで、安静化をはかった。

供試魚を調査地内の河川に設置した生簀に放流前日 16:00 に入れ放流日午前 10:30 まで蓄養し調査地の水への適応をはかった。 供試魚の移動追跡は、ATS で行った。測定間隔は約 3 分に 1 回の割合で測定した。

表 2-2 ATS による位置特定精度

	誤差距離(単位:m)
平均	18.93
標準誤差	0.51
中央値	17.28
標準偏差	10.36

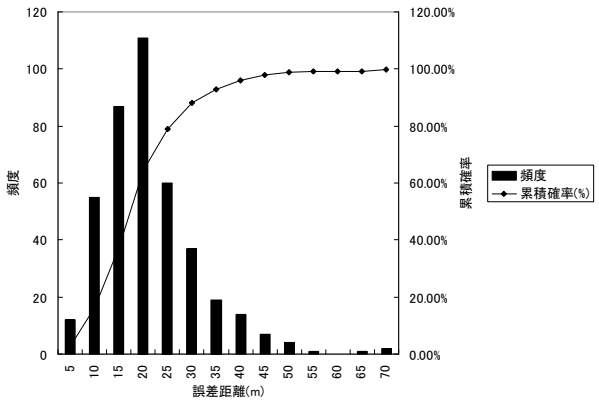


図 2-10 ATS の誤差ヒストグラム

ATS による魚類行動追跡結果は、平水時の行動と出水時の行動に分け分析した。出水時の行動に関しては水理計算結果（固定床平面流計算）の結果と魚類行動データを GIS でオーバーレイし、関係性を分析した。

2.5.2 研究結果

(1) ATS の位置精度検証結果及び考察

ATS の位置機能検証結果を示す。ATS は、調査地内で概ね安定し 90%以上の確率で位置特定できた。固定点 4､6 は測定成功率が低く固定点 6 では測定が不可能であった。

ATS の位置特定精度検証の結果を表 2-2 に示す。ATS の位置特定誤差は平均 18.93±20.30m（平均±1.96×標準偏差）であった。図 2-10 に ATS の誤差距離のヒストグラム及び累積確率を示す。誤差距離は 15～25m が最も多く累積確率 25m までで約 80%となった。

このことから ATS により位置特定は誤差 20～25m 程度で位置特定が可能であると考えられる。

ATS による位置特定機能の検証の結果､ATS はサービスエリア内の固定点 6 を除いては、位置特定可能であることが明らかになった。ATS で位置特定が不可能及び測定成功率が低かった固定点の特徴は、ATS の受信局と固定点の間に、堤防の法面等、地形の起伏がある地点が多かった。固定点から発信された電波は地形の起伏により直接伝搬する電波が遮断され電波受信がされないことが多く、位置特定が不可能であったと考えられる。ATS 受信局設置の際、このような状況の発生を防ぐため電波伝搬シミュレーションを活用した ATS 受信局設置の設計論の構築等が今後の課題になると考えられる。



図 2-11 平水時、供試魚の行動追跡結果

ATS による位置特定精度は、概ね 25m 程度と考えられる。この精度は、魚類行動と河川内の景観（瀬、淵等）を結びつけるには十分な精度があると同時に､瀬、淵等の中でものどの部分を利用していたかを把握するにも十分な精度があると考えられる。電波発信機の小

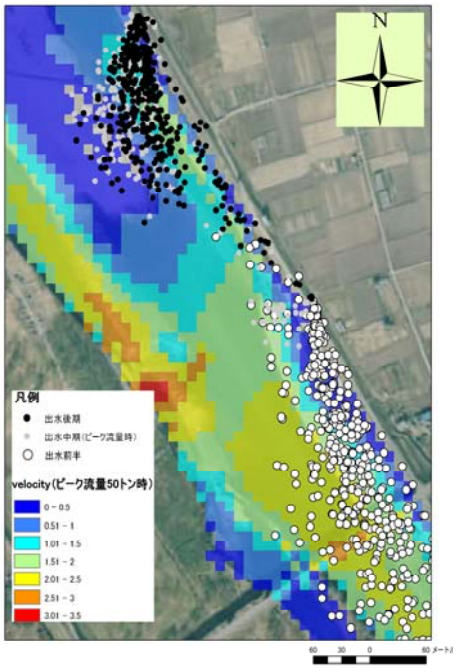


図 2-12 出水時の供試魚の行動追跡結果（3 月）

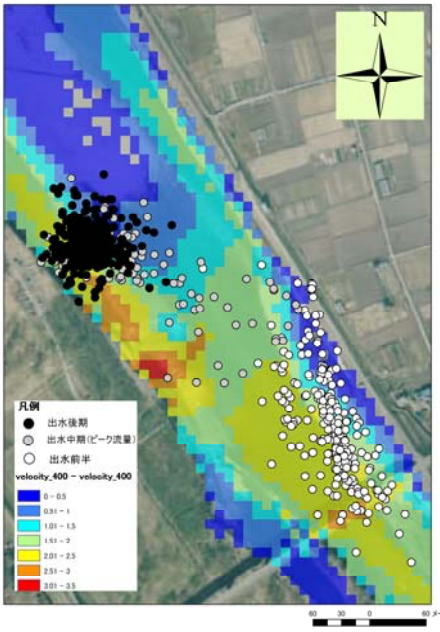


図 2-13 出水時の供試魚の行動追跡結果（7 月）

型化等により、ATS の対象魚類を拡大すれば、河川に生息する魚類にとって重要な物理環境条件、景観の明瞭な把握が可能になり、より有効な魚類の生息空間保全が可能になると考えられる。

(2) ATS による魚類行動追跡結果

ATS による魚類行動追跡の結果、供試魚は 3～7 月の約 140 日間淵の中に留まった。

調査期間中、供試魚は淵の中で生息し約 4000㎡ の[N1]範囲を移動し、淵の中でも水深が深く流速が遅いところを多く利用していた（図 2-11）。

出水時の供試魚の行動と調査地の流速の関係を図 2-12 に示す。調査地で 3 月 17～19 日に小規模な出水が発生した。供試魚は流速の遅い空間を利用しながら下流へ流され下流側の淵を一時的に利用し、出水が終わり、しばらくしてから上流の淵へ移動した。7 月出水時の供試魚の行動と調査地の流速の関係を、図 2-13 に示す。調査地で 7 月 4～6 日には中規模な出水が発生した。供試魚は、3 月の出水と同様に流量の増加に伴い流速が遅い場所を利用し下流への流下を免れるが、7 月出水は 3 月の出水と比較して流量が更に大きくなり流速が遅い区間がなくなると急激に下流へ流され通常は水域ではない高水敷上の流速が遅い空間を利用し流下を回避し、流量の減少と供に淵を利用した。

これらの結果から、供試魚は選好する空間（流速が遅く、水深が深い空間）があり、平水時は、その空間を高頻度に利用している。しかし、出水時には、変動する河川の流況（水深、流速）に反応し、流速の遅い空間を利用し下流への流下を回避していると考えることが出来る。言い換えれば、この結果は、河川改修による河道内微地形の変化による河道内の流速・水深分布の変化（以下、流況変化）は、平水時、出水時の魚類行動に大きな影響を与える可能性が高く、河川改修時には対象区間の流速・水深分布変化に代表される物理環境変化がどのように変化するのかを十分考慮した河川改修計画を策定する必要があることを示している。ATS は、流況変化と魚類行動との関連性を把握する上で、極めて有効なツールとなる可能性が高く、今後積極的な普及を図る必要があると考えられる。

2.6 まとめ

1) 野生生物の行動を自動追跡可能なマルチテレメトリシステム（以下、MTS）、MTS の問題点を改良したアドバンストテレメトリシステム（ATS）開発した。ATS はテレメトリ調査で用いられる間欠型発信機に対応し、魚類、小型哺乳類の行動追跡が高精度かつ自動で追跡することが可能になった。
2) MTS、ATS を活用した野生生物調査手法として、MTS、ATS で取得した野生生物の行動データを地理情報システム（GIS）を用いて物理環境情報と関係付ける手法を提案した。この手法により野生生物の行動と物理環境変化の関係性を把握できることが明らかになった。信濃川水系千曲川では出水時の魚類行動と流速分布の関係性が明らかになった。

参考文献

1) 傳田正利、島谷幸宏、尾澤卓思、岩本俊孝、久木田重蔵：野生生物調査のためのマルチテレメトリシステムの開発とその応用、日本生態学会誌、Vol. 51、pp. 215-222、2001
2) E. クライツイグ著、北川源四郎、阿部寛治、田栗正章共訳：数値解析、培風館、1991
3) 福島晃夫：「情報理論」、コロナ社、1970
4) 傳田正利、天野邦彦、辻本哲郎：魚類行動自動追跡システムの開発と実用性の検証、河川技術論文集、第 11 巻、pp. 459-464、2005

3. 水域の分断要因による水生生物への影響の把握と水域のエコロジカルネットワークの保全・復元手法に関する研究

3.1 はじめに

本研究は、近年の河川および周辺における水環境の変化が、これらの水域を利用する魚類等生物の生息どのような影響を与え、どのような機能が失われたかを明らかするとともに、これらの水環境や水域ネットワークを保全・復元するための方策を提案することを目的として、平成 14 年度から 4 ヵ年にわたって実施したものである。

河川周辺に分布する水田や農業水路、ため池など水田地域に存在する水環境の多くは、人為的な水域であるにも関わらず、魚類は生活史の中で水田地域の水域を利用してきた。近代に入って急速に進められた農村の近代化政策は、農業労働の負担を大幅に軽減させた反面、魚類の生息環境の悪化をもたらし、メダカやタナゴなど水田地域を生活の中心とする魚類が急速に姿を減らしつつあるといわれる。このような我々にとって身近な水田地域の生態系が失われつつある中、「里山」や「湧水源」の環境を保存する活動が日本各地で行われるなど、水田地域の生態系への関心は高まりつつある。

一方、河川の生態系にとっても、水田地域とエコロジカルネットワークが維持され、生活史の中で必要なときに利用できることが重要である。例えば、河川に生息するナマズやアユモドキは産卵の場として水田地域を利用する。近代までは稲作のための水田・農業用水路・ため池と近隣の河川や湖沼との間は生物の移動が可能であり、魚類等は面的に広がるこれらの水環境をその生活史に応じて利用することができた。しかし、昭和初期以降になると、大規模な河川改修や圃場整備等が行われ、河川と水田地域における水環境が大きく変化しただけでなく水域間の移動が困難となった。そこで、国土交通省と農林水産省は連携して河川と水田地域の環境を保全するために、平成 14、15 年度の 2 年間にわたり連携モデル事業を実施し、平成 18 年度には河川局の重点施策のひとつとなるなど、行政的な動きも活発になりつつある。

しかし、実際に河川事業の一環として水域のエコロジ

表 3-1 魚類生息場となる水域の種類と特徴[1)2)3)]

水域の種類	流況	水域の特徴	水域の定義等
用排水源との連続性が保たれた農業水路	流水性	恒久的 ・一時的	・恒久的な農業水路は、谷底平野や湧水地帯に立地し湧水を用水源とするものや、氾濫原のうち特に河川沿いに立地し地下水位が高いもの、小河川を農業水路としているもの等である。これらは、1年を通して水枯れが無く恒久的な流水域となる。 ・一時的な農業水路は、後背湿地などの地下水位が低い場所に立地し、河川や湖沼・ため池などを水源とする。非潅漑期には揚水を停止するため、潅漑期のみ流水域となる。
クリーク	流水性	恒久的	・高水敷にある幅数十cm～数cm程度の細流。ある程度流速があるが水深は小さく、水際は植生帯や河畔林で覆われていることがある
湛水域	止水性	恒久的	・堰の上流などの背水区間。通常流れが緩やかで水深が大きい ・水面勾配はほとんど無い
後背水域	止水性	一時的 (降雨時)	・河道内にある池状の水域で、本川の位況により本川との接続状況が変化する
ため池	止水性	恒久的	・河川や湖から直接水を引くことが出来ない場所で、農業用水確保を目的として人工的に築かれた池 ・平地にあって全体的に浅い皿池、丘陵地・山間部にあって谷を堰き止めた谷池、丘陵の麓にある麓池などがある
氾濫原	止水性	一時的 (降雨時)	・最も広義には、河川が氾濫する範囲を指す ・定義によっては自然堤防帯のうち自然堤防と旧河道を除いた部分を氾濫原と呼ぶ場合があり、この場合、後背湿地と同義
湧水地帯	止水性	恒久的	・湧水とは、地下水が地表水となって湧きだしたものである。一般に扇状地の扇端部には湧水地帯が存在する ・地形・地層等の状況により、扇端部のあちこちに天然湧水が湧きだす場合や、扇端部に全域に湧水が浸み出し、湿地状になっている場合などがある
谷底平野	止水性	一時的 (降雨時)	・谷底にある平坦面で現在、河流の沖積作用が及ぶ地域
湿田	止水性	通年湿潤	・地下水位が地表面から40cm以内の水田 ・一年を通じて地表が常に最大容水量以上の含水状態にある水田
半湿田	止水性	通年湿潤	・地下水位が地表面から70cm～40cm以内の水田 ・一年の或期間湿田状態となる水田。或は表土が常に野外容水量以上の含水状態にある水田
谷地田 (谷津田)	止水性	通年湿潤	・谷あいの水田。高台からの浸透水または湧出水を用水源とするが、一般に地下水位が高いために湿田状態になっている
湛水田 (乾田)	止水性	一時的 (潅漑期)	・水稲の生育期間中、最高分けつ期の中干し約一週間をのぞいて、糊熟期の終わりに落水するまで水を保つ田

カルネットワークを保全しようとするとき、事業の目標をどのように定めればよいのか、あるいは立案した事業計画案の効果をどのように予測すればよいのかが問題となる。また、河川に接続する水田地域以外の水域とのネットワークを必要とするものもおり、その視点を持ちつつ計画を立てる必要がある。

本研究では、河川と周辺水域のネットワーク復元事業を実施するうえでの課題を整理するとともに、評価・改善手法の提案を行った。

3.2 河川と水田地域における魚類生息場となる水域の特徴とその移り変わり

水田地域は長期間にわたって人為的に改変された場であるため、魚類等の生息環境の保全・復元を考える上で現況だけでなく、改修・管理といった人為的な関わりやその場の成り立ちについて歴史的な視点から整理することが重要である。そこで、水田地域における魚類の生息場となる水域について、その種類と特徴を文献資料等により整理するとともに（表 3-1）、これらの水域の成り立ちや変遷をとりまとめた（図 3-1）。

河川周辺において農耕が開始されるとともに、氾濫原や後背湿地は湿田・湛水田へ、湧水地帯・谷底平野は谷地田へと姿を変え、水田に水を引くための水路網が湿地場の中に張り巡らされていった。また、古墳時代以降になると農耕技術の進歩により、ため池や取水堰上流の湛水域などの新しい水域が現れた。これらの水域では、地

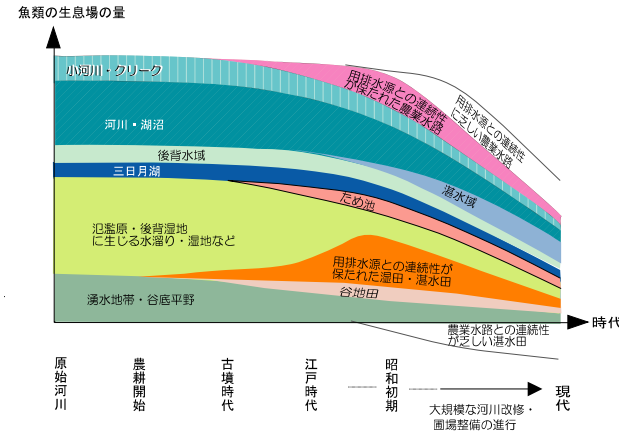


図 3-1 魚類の生息場となる水域の変遷（イメージ）[4)]

質や水文条件などに応じた水管理がなされ、それに応じた魚類の利用が行われていた。

昭和初期以降に行われた大規模な河川改修や圃場整備、中でも河川改修に伴う河床低下や樋門･樋管の設置は、河道と周辺水域間の魚類の移動を困難なものとした。また、水管理の効率化を目的とした農業用水のパイプライン化や水田の乾田化は、農業水路～水田の移動を困難なものとするとともに、水田地域の水環境を均質なものとした。

近代化される以前の水田地域では、河川水を用水源としながらも、自然堤防帯の水田地域では河川と水田が農業水路という流水環境を介して線状のネットワークを形成するのに対し、三角州地帯では水田は格子状に張り巡らされた止水域であるクリークと面的に接続しているなど、当該地域の地形などによって水田地域がもともともつ水環境やネットワークの構造が異なっていた[5)6)7)]。このように水田地域の間に存在した水域ネットワークや水環境は、当該地域の地形や地質、気候などによってそもそも異なっており、水田地域の近代化により水田構造が均質化されることによる魚類生息環境への影響も一様ではないことが示唆された。

3.3 河川と水田地域の連続性

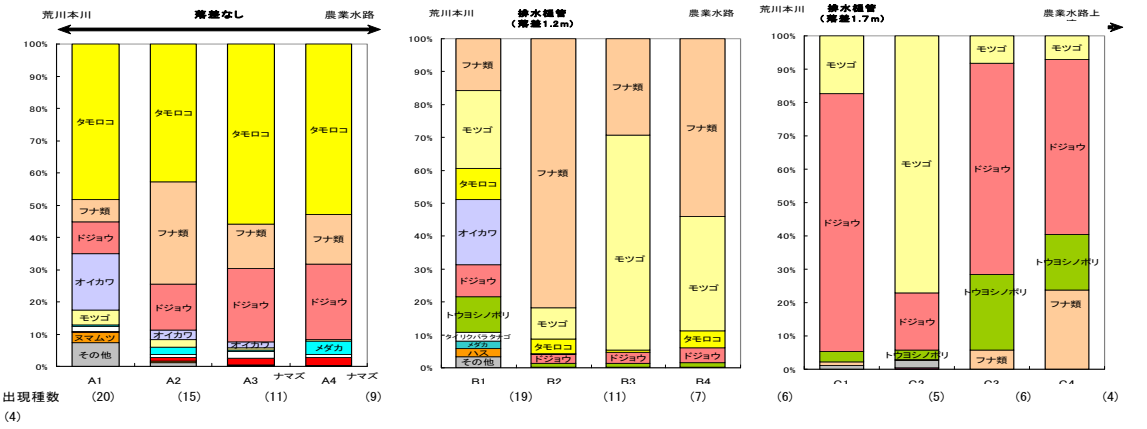
3.3.1 調査方法

河川と水田地域の連続性を調査するため、荒川の河口から 36～42km、秋ケ瀬堰の湛水域（堤外地）に位置する 3 つの水田地域（ABC）において魚類調査を実施した。3 地区の主要農業水路では、各地区 4 箇所の調査地点を設定し、タモ網（調査範囲は 1 地点につき 50m の区間、目合 6mm）、定置網（各地点に上下 2 個の網を一晩設置し翌日回収、目合 6mm）による魚類調査を行った。調査は平成 15 年 4～7 月及び 9・11 月に行った。なお、調査期間において大規模な出水は見られなかった。

3.3.2 連続性の違いと魚類相

図 3-2 に ABC 地区における出現種数・個体数・魚種構成を示す。連続性の大きい A 地区では、全地点通して出現種数・個体数が多かった。魚種の構成を見ると、タモロコ・フナ類・ドジョウが多く、また河川等から水路を経て水田で産卵するといわれるナマズが出現している。連続性が中程度の B 地区では、荒川と連続している B1 において多くの魚種が出現しているが、落差の上流側（B2-B4）では個体数が多いものの出現種数は少なく、魚種はフナ類・モツゴに大きく偏っていた。連続性が最も小さい C 地区では、全地区通して個体数・魚種数は著しく少なく、魚種はモツゴ・ドジョウに偏っていた。

荒川と物理的に分断されている BC 地区の魚類相には、河川との接続状況だけでなく、水路内の植生や非灌漑期の水位等が影響しているものと思われる。一方で荒川と



A地区（連続性　大／灌漑面積　約 34ha）　　B地区(連続性　中／灌漑面積　約 75ha）　　C地区（連続性　小／灌漑面積　約

※　(　)出現種数：4-11 月全調査，[　]各地点における個体数：4-11 月タモ網調査合計，魚種構成：4-11 月タモ網調査における構成

図 3-2 ABC 地区の出現種数・個体数・魚種構成

連続するA地区とBC地区の魚種構成は大きく異なっており、河川ー農業水路ー水田の連続性の重要性が示唆された。

3.3.3 連続性が確保された水域での魚類利用形態

図 3-3 にA地区における魚類の動向と水管理・主要魚種の産卵時期を示す。4・5 月は下り方向と比較して上り方向（荒川→農業水路）の採捕尾数が多いが、6・7 月は下り方向（農業水路→荒川）の採捕尾数の方が多くなる。これは、潅漑期が始まる 4・5 月に荒川本川から上ってきた成魚が農業水路・水田を利用して産卵・孵化し、成長した仔稚魚たちが徐々に荒川本川に下り始めるためである。一方、下り方向の採捕尾数は 7 月にピークを示すが、これは揚水停止に伴って農業水路上流側の水位が急激に低下するため、仔稚魚・成魚とも一斉に水深が確保された荒川本川方向へ移動しているためと推察される。なお、非灌漑期にあたる 8-11 月には、農業水路に全く水が無くなり、荒川本川の背水区間であるA1・A2 地点を行き来している魚のみが採捕されている。

図 3-4 は昭和初期の関東地方の農地および調査地区における農業の暦とそれに伴う水田の状況を比較したものである。昭和初期の乾田における潅漑期は4月下旬～9月中旬であった。昭和 15 年の荒川A地区では、これより2ヶ月早い時期に揚水を停止していた。主要魚類の産卵時期は4月上旬から8月下旬であり（図 3-3）、さらに仔稚魚の成育期間を考慮すると、水管理形態の変化が魚類相に少なからず影響を及ぼしていることが推察される。

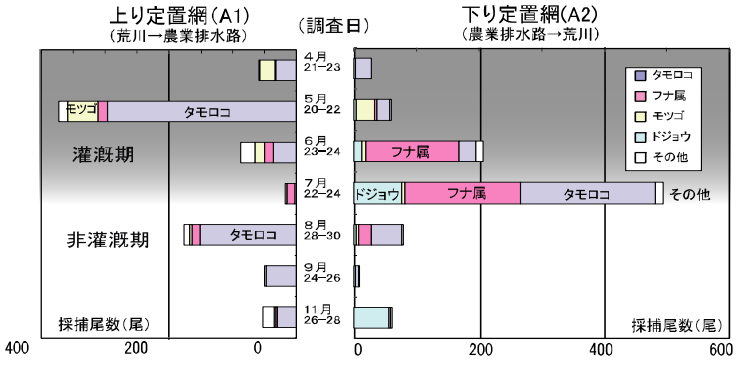


図 3-3 A地区における魚類の動向と水管理

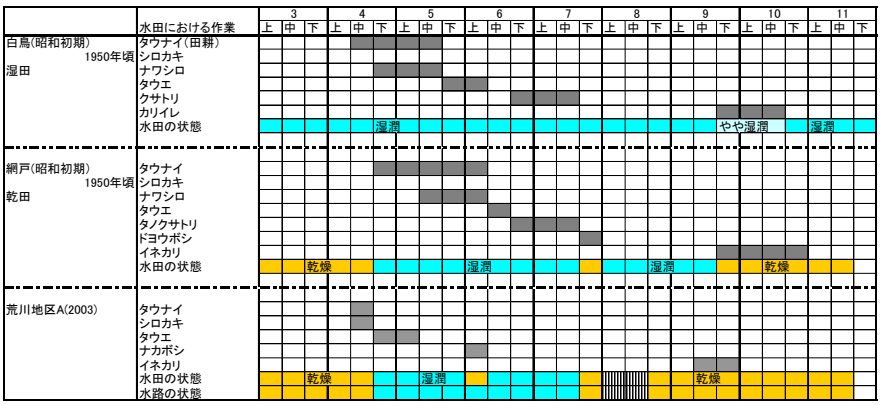


図 3-4 農耕形態に伴う水田の水環境の変化

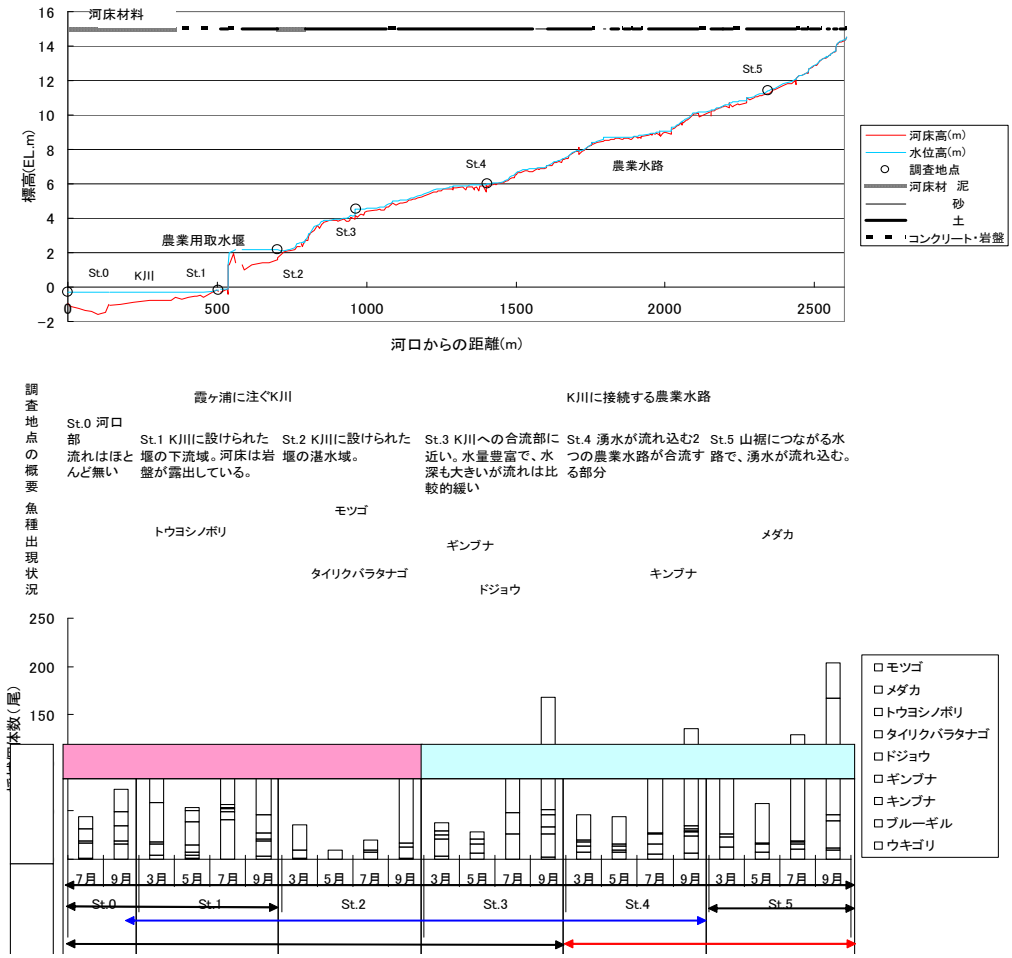


図 3-5 K 川及び農業水路の魚類相・縦断勾配

3.4 湧水を起源とする水田地域

霞ヶ浦に注ぐ小河川 K 川は 3 方を山で囲まれ、流域には蓮田や水田が広がっている。霞ヶ浦と K 川は、下流域に設置された農業用の取水堰（落差:2m）により分断されている。取水堰の上流には谷津田に繋がる農業水路が接続しており、湧水を水源とする昔ながらの水環境が維持されている。

本地区では平成 15 年 3～9 月の間、5 箇所の調査地点を設置し魚類調査を実施した。図 3-5 にタモ網にて採捕された種・個体数、K 川及び農業水路の縦断勾配・水面勾配を示す。農業水路区間には移動障害となる構造物等はないが、魚種によって分布範囲が異なっており、湧水源に近い山裾を中心にメダカやキンブナなどが、農業水路下流域にはタイリクバラタナゴやトウヨシノボリが生息している。一方、農業水路がつながる K 川ではブルーギルが多数採捕され、また少数ではあるがチャネルキャットフィッシュも採捕されている。湛水区を含む取水堰上流ではこれらの生息は確認されておらず、取水堰が外来種の進入を防いできた可能性がある。

このように、湧水を水源とする谷津田の農業水路では年間を通じて流れが確保されるうえ、水路内には周辺の土地利用や地形などの要因によってさまざまなハビタットが形成されており、谷津田特有の生態系を支える重要な場となっている。

3.5 魚類の移動しやすさを指標とした水域ネットワークの評価モデルの作成

3.5.1 遺伝情報を用いた水域ネットワーク改善のための基礎情報の収集

霞ヶ浦流域の水田地域で得られたサンプルから抽出した DNA の cyt. b 領域（1141bp）の配列を Inoue ら[8)9)]の方法によって決定し、日本全国のメダカの配列情報[10)]と比較した。その結果、霞ヶ浦とその周辺水域のメダカ個体群において遺伝的多型が確認され、4 タイプに区分された。この結果を Takehana ら（2003）の結果と重ね合わせてみると、霞ヶ浦周辺水域において確認された 4 タイプのうち 2 タイプは関東地方で多くみられる東日本型で、他の 2 タイプは西日本（瀬戸内地方や北部九州）に多くみられる地域型に分類されるものであった。近隣河川である利根川においても西日本（瀬戸内や北部九州）個体群に分

類されるメダカが確認されていることから、湖内や下流部では利根川からの小水域に沿った移動も考えられる。湖内とは離れた水路（例えば地点J）において出現する西日本タイプの個体は人為放流の可能性が高いと推定される。

今回調査を行った霞ヶ浦周辺水域のように、種内地域型の異なるものが入り込んでいるような水域では、水域ネットワークの接続において場合によってはつながない選択をするなどの配慮が必要となる場合も生じ得る。そこで本調査においては、水域ネットワーク事業計画の比較検討に資することを目的に、遺伝および地形情報を用いて地点間の移動性を移動に関わるコストの積分値として評価するモデルの提案を行った。

3.5.2 コスト距離を用いたネットワークモデル

コスト距離（もしくは加重コスト距離）とは，グリッド上の 2 点間を移動する場合において，最小コストとなるパスを抽出すると同時に，そのパス上に位置する各セルの通過コストの累積値を算出する概念で，移動が困難であるほど大きな値をとる．本研究においては標高と土地利用形態を指標に、各セルの通過コスト値を仮定し、PATHMATRIX ver.1.1[11] を用いて，対象地点間の最小コストパスとコスト距離を算出した。

水域エコロジカルネットワーク修復経路の選択目標を「在来個体群生息地間の連続性を拡大し，かつ，遺伝的撹乱を促進しにくいこと」と想定すると，次のコスト距離指標（*CIEN*：Cost Index of Ecological Network）の値が小さければよいことになる（式-1a，1b, 図 3-6）。

$$CIEN = a/b \qquad (1a)$$

$$a = \frac{1}{n-1}\sum_{i=1}^{n} CDi, \quad b = CDe \qquad (1b)$$

CDi：在来個体群生息地間のコスト距離

CDe：最近傍移入個体群生息地から在来個体群生息地間最小コストパスへの移動コスト距離

n：検討対象とする在来個体群生息地数

3.5.3 メダカ生息域におけるケーススタディ

コスト距離を用いたケーススタディとして、メダカの在来個体群のみ生息する水域と移入種が混在する水域を取り上げ、CIEN を求めた。本指標を想定される復元計画ごとに求めることにより、事業計画案のネットワーク効果を比較検証することが可能となる。また、このモデルは外来種の進入を最小限に留めるための地点選びや水田地域の開発などによる影響評価などにも適用が可能と考えられる。尚、この手法の予測精度を高めるためには、今後地点間の通過コスト値に妥当性を持せていくことが重要である。

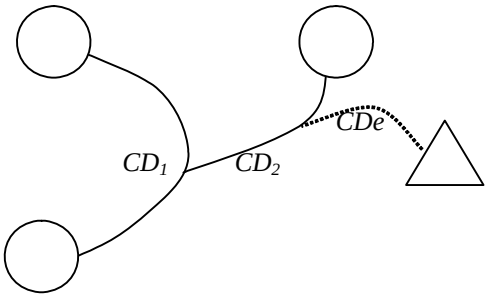


図 3-6 エコロジカルネットワーク比較のための概念図[12]

○：在来個体群生息地　△：最近傍移入個体群生息地

CD1, CD2, CDe ：最小コスト距離

3.6 簡易改善手法としての魚道の開発

水域ネットワークの復元手法のひとつとして、河川周辺の水域への魚道の設置が考えられる。しかしながら、河川縦断方向に設置される魚道と異なり、水田地域と河川を結ぶ樋門の魚道においては①流量の確保が困難である、②予算不足、③流量の変動が大きい、④魚道設置のための空間を確保しにくい等、特有の課題をもつ[13]。そこで本研究では、既存の設備の部分を利用し、後付が可能な簡易魚道の開発を行った（図 3-7）。水理実験の結果、本魚道に設置された波返し板は魚類の遡上に悪影響を及ぼす気泡の混入を防ぐとともに、波返しと阻流板の間に流速 40cm/s 程度の流れの緩やかな領域を形成した。このような流況は、水深が大きくなったときも維持されており、隅角部魚道により、簡便に魚類の遡上環境が改善可能と考えられる。

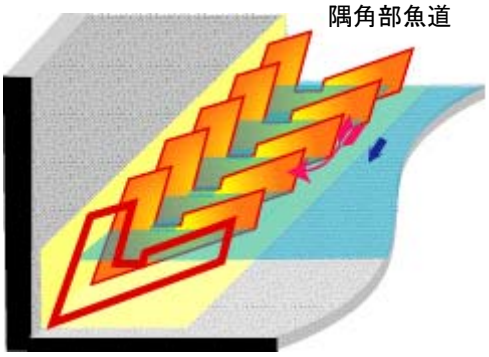


図 3-7 隅角部魚道

3.7 まとめ

水田地域をとりまく水域エコロジカルネットワークの分断機構について歴史的変遷も踏まえて調査した結果、河川と水田地域の魚類の移動経路は圃場整備、河床低下、給排水形態の効率化等により構造的に分断されているだけでなく、稲作の近代化に伴う通水期間の短縮等に見られる水管理の変化により必要な時期に適切な水域が提供されないことによる分断が存在することが判明した。また、水田地域の間に存在した水域ネットワークや水環境は、当該地域の地形や地質、気候などによってそもそも異なっており、水田地域の近代化により水田構造が均質化されることによる魚類生息環境への影響も一様ではないことが示唆された。これらのことから、水域エコロジカルネットワークを復元していくためには、構造的な連続性だけでなく、当該水域において魚類が利用するどのような機能が失われたのか的確に評価することが重要と考えられる。

河川周辺の支流では河川で生活・産卵する魚種が稚魚の育成の場として利用していることが観察され、その利用には当該水域の水環境だけでなく河川と支流の合流部の流況や産卵場との距離などが影響を与えていることが示唆された。また、河川と連続する水田地域では産卵や稚魚の育成の場として利用するために河川から多くの魚種が遡上し、その利用と水田地域の水管理には密接な関係があった。このような結果から、水域ネットワークの分断は、魚類が生活史を全うすることを阻害することが問題であることが確認されたが、河川と切り離された水田地域であっても条件が整えば一部の魚種の良好な生息場となると考えられる。これは、魚類の立場から水域ネットワークをみた場合、魚種やその生活史によって連続性が保たれるべきスケールや必要とする水環境が異なっていることを示すものであり、在来魚種の立場から水域ネットワークを見ることが必要と考えられる。また、水域ネットワークの分断が存在しながらもむしろ周辺の水域と分断されることにより移入種や外来種の侵入が阻まれ、良好さを保っている谷津田の調査結果は、構造的な連続性を回復させる際には、外来種問題にも配慮する必要があることを示す。

また、実事業において水域エコロジカルネットワークを適切に保全･復元するためには、連続性を効率的に確保すると共に、事業の効果や影響を的確に判断できることが求められる。本研究で開発した隅角部魚道は、水田地域特有の流量・設置場所等の条件下において簡便に設置できる。また魚類の移動しやすさを指標とした水域ネットワークの評価モデルは、外来種や移入種の侵入リスクを最小限に抑えるための事業計画の選定などに有効であると考えられる。

参考文献

1) 有薗正一郎:在来農耕の地域研究、古今書院、pp.1-36、1997
2) 大橋欣治：農村整備工学、創造書房、pp.38-50、pp522-543、1997
3) 野間優子、村岡敬子、大石哲也、天野邦彦：河川･水田地域の形態や歴史的変遷からみた魚類生息場の評価、土木技術資料、Vol.46 No.5、pp.38-43、2004
4) 籠瀬良明：低湿地-その開発と変容-、古今書院、pp.45-216、1972
5) 鈴木隆弘：建設技術者のための地形読図入門第 2 巻低地、古今書院、pp.203-402、1998
6) 安室知：水田をめぐる民俗学的研究、慶友社、1998
7) 猿渡敏郎編：魚類環境生態学、pp.53-73、東海大学出版会、2006
8) Inoue J.G, Miya M, Tsukamoto K, and Nishida M: A mitogenomic perspective on the basal teleostean phylogeny: resolving higher-level relationships with longer DNA sequences, Molecular Phylogenetics and Evolution, Vol.20, pp.275-285, 2001
9) Miya M, Takeshima H, Endo H, Ishiguro N.B, Inoue J.G, Mukai T, Satoh T.P, Yamaguchi M, Kawaguchi A, Mabuchi K, Shirai S.M, and Nishida M: Major patterns of higher teleostean phylogenies: a new perspective based on 100 complete mitochondrial DNA sequences, Molecular Phylogenetics and Evolution, Vol.26, pp.121-138, 2003
10) Takehana T, Nagai N, Matsuda M, Tsuchiya K and Sakaizumi M: Geographic variation and diversity of the cytochrome b gene in Japanese wild populations of Medaka, *Oryzias latipes*. Zoological Science, Vol.20, pp.1279-1291, 2003
11) Ray, N: PATHMATRIX: a GIS tool to compute effective distances among samples, *Molecular Ecology Notes*, Vol. 5, pp.177-180, 2005
12) 山下慎吾、村岡敬子、天野邦彦：遺伝情報とコスト距離を用いた水域エコロジカルネットワーク計画の比較検討、土木技術資料 Vol.48、No.12、pp.54-60、2006

4. 変動を加味した河川の正常流量に関する基礎調査

4.1 概説

本研究は、河川生態系に配慮した河川流量に資するため、中小規模出水等の流量変動が河川水質・生物に与える影響の解明、土砂供給がハビタット及び生物に与える影響の解明を目的に実験河川等を用いて実施したものである。水質については、主に有機物動態、代謝の観点から研究を行い、生物への影響については、①中小規模出水と生物（付着藻類、底生動物、魚類）との関係解明、②管理目標に資するための研究として、河床付着物の視覚的評価、アユの餌資源としての観点からの評価、③流量安定化がもたらした課題として造網型トビケラの棲み込みによる河床固化の実態把握を行った。

4.2 流量変動が河川水質に与える影響の解明

4.2.1 目的

河川における適切な水質の維持を有機物の動態、代謝といった観点から明らかにし、今後の流量管理に反映させることを目的として、流量が制御可能な実験河川を用いて、以下の課題を実施した。①河道内における生産と呼吸による無機化を把握する簡便な手法の開発、②実験河川を対象とした自浄・自濁作用を含めた有機物の動態、収支の推定、洪水が有機物の動態に及ぼす実態把握、③平常時流量の多少が河川水質に及ぼす影響の検討。

4.2.2 有機物の生産速度の推定方法の開発

一次生産量の推定は自然共生研究センターの実験河川B及びCを上流区間、中流区間、下流区間の3区間に分割し、各区間の上流、下流2地点間の溶存酸素濃度を連続観測することにより行った。具体的には夜間の2地点間の溶存酸素濃度を測定し、ここから再曝気係数を推定し、この値を用いて昼間の光合成速度と呼吸速度の推定を行った。以下に再曝気係数の推定方法及びこれを用いた光合成速度と呼吸速度の推定方法について記す。

再曝気係数の推定は、夜間日射が全くない時間帯（21時より翌日3時）において2地点間（B1地点とB2地点）で酸素収支法を適用することにより推定した。光合成による酸素供給がなく、流下する単位面積当たりの水柱に沿った酸素収支式は式(1)のように表現できる。

$$h\frac{dX_{DO}}{dt} = -K_1 X_{org} + K_2 h(X^*_{DO} - X_{DO}) \quad (1)$$

$$\frac{dX_{DO}}{dt} = -K_1 \frac{X_{org}}{h} + K_2 (X^*_{DO} - X_{DO}) \quad (1)'$$

ここに、

K_1：呼吸速度を示す係数（ 呼吸速度係数）(h_r^{-1})

K_2：再爆気係数 (h_r^{-1})

X_{org}：呼吸速度に関わる基質 量$(mg\cdot m^{-2})$

X_{DO}：容存酸素濃度 $(g\cdot m^{-3})$、X^*_{DO}：飽和容存酸素濃度 $(g\cdot m^{-3})$

h：水深(m)、t：時間(h_r)

式(1)右辺第1項は単位面積当たりの水柱内に生息する生物群集の呼吸に伴う酸素消費速度を示す。一般に K_1は脱酸素係数と定義され、水中の浮遊性有機物量に対する酸素消費速度を示す係数として扱われる。しかし、ここでは、浮遊性有機物だけでなく河床に存在する有機物も呼吸基質と考え、消費される酸素量も対象とすることから、呼吸速度係数と呼称する。また、基質量は単位面積当たりの水柱内に存在する有機物量として定義する。右辺第2項は大気と水柱水面との単位面積当たりの酸素移動速度を示す。

呼吸速度係数は溶存酸素濃度、水温、pH等様々な要素に影響を受けると考えられるが、ここでは、K_1の温度依存性だけを考慮し、温度影響係数を有機物の分解に関する一般的な値として1.047を用いる[1)]。また、右辺第2項の再曝気係数にも温度依存性があることを考慮し、温度影響係数として1.024を用いる[2)]

$$\text{式(1)'右辺第1項} = -\frac{K_1^{20}\theta_1^{(T-20)}}{h} X_{org} \quad (2)$$

ここに、K_1^{20}：水温20℃の場合の呼吸速度係 数(h_r^{-1}),

θ_1：温度影響係数 (1.047)

$$\text{式(1)'右辺第2項} = K_2^{20}\theta_2^{(T-20)}(X^*_{DO} - X_{DO}) \quad (3)$$

ここに、K_2^{20}：水温20℃の場合の再爆気係数、

θ_2：温度影響係数(1.024)

式(2)と式(3)を式(1)'に代入し、水柱が時刻 t_1、時刻 t_2で上流地点（B1地点）と下流地点（B2地点）を通過するとし、式(1)'を時刻 t_1から時刻 t_2まで積分すると式(5)が得られる。

$$\int_{t_1}^{t_2}\frac{dX_{DO}}{dt}dt = -\int_{t_1}^{t_2}\frac{K_1^{20}\theta_1^{(t-20)}}{h}X_{org}dt + \int_{t_1}^{t_2}K_2^{20}\theta_2^{(t-20)}(X^*_{DO} - X_{DO})dt \quad (4)$$

$$\frac{L}{R_1} = \frac{R_2}{R_1}K_2^{20} - K_1^{20}C \quad (5)$$

ここに、$C = \dfrac{\int_0^{t_e} X_{org}dt}{h\Delta t}$ $(mg\cdot m^{-3})$

式(5)中の C は単位面積当たりの水柱が2地点間を流下する際に含まれる呼吸基質量を単位体積当たりで示したものであり（以後、平均呼吸基質濃度と呼ぶ)、呼吸速度係数と平均呼吸基質濃度との積は摂氏20℃における1時間当たりの呼吸量を示す（以下、基準呼吸速度と呼ぶ)。C が時間的に変化しないと仮定すると、20℃における再曝気係数及び基準呼吸速度は最小二乗法の解として得ることができる。具体的には、10分間隔で測定した上流地点の溶存酸素濃度及び水温と流下時間経過後の下流地点の溶存存酸素濃度と水温から各夜間（21時から翌朝3時）について、20℃における再曝気係数と基準呼吸速度を求めることとする。なお、一夜間における両値は時間的に変化しないが、異なる夜間における両値は変化するとものとして取り扱う。

光合成速度の推定は、夜間において再曝気係数及び基準呼吸速度から再曝気量と呼吸量を求め、昼間において2地点間の ΔX_{DO} から当該区間の再曝気量及び呼吸量を減じて行った。ここで、21時から翌日3時までの再曝気係数及び基準呼吸速度は一定値として扱い、翌日3時から翌日21時までの昼間の値は、翌日21時から翌々日3時における一定値まで線形的に変化するものとして取り扱った。流下する単位面積当たりの水柱に沿った酸素消費を単位体積当たりの水体について示すと以下のようになる[3)]。

$$\frac{dX_{DO}}{dt} = \frac{GP}{h} - \frac{R}{h} + D \qquad (6)$$

ここに、

X_{DO} : 単位体積当たりの溶存酸素量$(g \cdot m^{-3})$

GP : 単位面積当たりの総生産速度$(g \cdot m^{-2} \cdot hr^{-1})$

R : 単位面積当たりの呼吸速度$(g \cdot m^{-2} \cdot hr^{-1})$

D : 単位体積当たりの再曝気量$(g \cdot m^{-3} \cdot hr^{-1})$

式(6)の各項が実験河川の縦断方向に変化しないとして上流地点（B1地点）から下流地点(B2)まで式(5)を代入して積分し、単位時間・単位面積当たりの総生産量に変換すると以下の式が得られる。

$$GP = \left(\frac{L}{\Delta t} - \frac{R_2 K_2^{20}}{\Delta t} + \frac{K_1 R_1 C}{\Delta t} \right) h \qquad (7)$$

また、同様に純生産量 NP は以下の式で表すことができる。

$$NP = GP - \frac{k_1 R_1 C}{\Delta t} h \qquad (8)$$

上記方法を実験河川において適用させた結果は、既往の有機物の代謝速度の測定結果から判断すると概ね妥当であったことから、本手法により有機物動態の推定を行うこととした[5)]。

4.2.3 平常時と出水時の物質動態

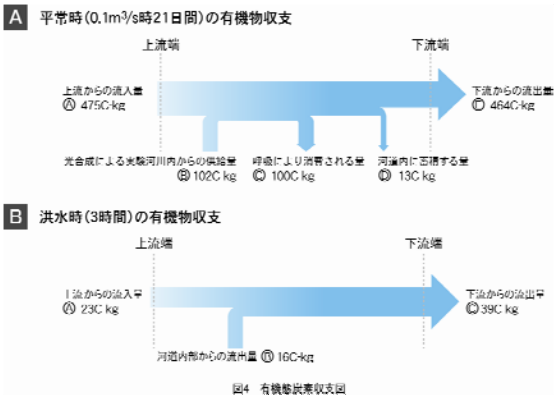


図4 有機態炭素収支図

図 4-1 一次生産と呼吸量を加味した有機物動態
平常時（A)、洪水時（B)

調査は平常時（流量 0.1㎥/s）と出水時（流量 2㎥/s）において、水質調査と、1㎜以上の粗粒物質を対象とした流下固形物調査を2002年7月に行い、平常時3週間及び出水時の物質収支を計算した。

21日間の有機物動態調査の結果、上流から流入した有機物量は475kg、光合成による総生産量は102kgとなった（図 4-1)。この結果から、上流端から流入する有機物量の23%程度が河道内部で生産されていることが解る。一方、実験河川内で呼吸により消費される有機物量は100kg、蓄積量は13kg、下流からの流出量は464kgとなった。呼吸により消費された量が“真の自浄作用”に寄与していると考えれば、自浄作用は概ね17%となる。しかし、実際には付着藻類として河床に残存する分と上位の栄養段階に位置する生物の成長や呼吸により消費される分があるので、これより小さくなると考えられる。洪水時の物質収支については、合計でおよそ16kgの有機物が実験河川内部から流出していた（図 4-1)。21日間の蓄積量 13kgに相当する量の有機物が僅か3時間の出水により流出したことになり、出水が有機物に対して高いフラッシュ効果を有していることが理解できる。

自浄作用と自濁作用の大きさは流入する有機物量に対して比較的大きいことから、両作用を制御することによる一定の水質改善効果が期待できると考えられ、今後、平常時流量の多少に伴う生産・呼吸速度の定量化が必要となる。また、出水によるフラッシュは下流への有機物負荷を与えるため、この適否については海域を含む総合的な判断が必要だが、洪水規模と有機物の掃流に関する定量的な関係の把握が今後必要となる。

4.2.4 流量の多少が有機物動態に及ぼす影響

実験河川において異なる流量（実験河川 B：0.05㎥/s、平均水深 16cm、平なる 2 つ均流速 10cm/s、実験河川 C：0.2㎥/s、平均水深 29cm、平均流速 18cm/s）を安定して供給し、生産・呼吸速度の実態を把握した。調査は、2004 年 7 月に行った。

調査の結果、一日当たりの総生産速度、呼吸速度は実験河川 B で実験河川 C を上回った（図 4-2）。ただし、両河川における差は呼吸速度で大きく、生産速度の差よりも呼吸速度の差がより顕著となっている。純生産速度は両河川でマイナスとなり、実験河川 B ではマイナス値が大きく、実験河川 C の概ね 2 倍となった。両河川の生産と呼吸の比を示す P/R 比は実験河川 B で 0.5、実験河川 C で 0.6 程度となり、流量の大きな実験河川 C において、相対的に有機物に関する他生的な系となっていた。以上のように、平常時流量の違いにより内部生産と呼吸のバランスは異なり、流量が増加するに従い、一次生産速度に対して呼吸速度が減少する傾向が見られた。流量の大小が純生産速度に影響を及ぼすという事実は川の自浄作用や自濁作用、水生生物の餌資源を考える上で重要であり、今後正常流量等を設定する際の一つの視点として重要となるだろう。

4.2.5 まとめ

本研究では溶存酸素の連続観測から有機物の代謝速度を簡便に測定する手法を開発し、この手法を用いて平常時流量時、出水時流量時の有機物動態を明らかにした。平常時流量時は河道外から流入する有機物量の 20%が河道内から供給されており、富栄養化が進んでいる河川では内部生産を抑制し、呼吸速度を上昇させることが水質の維持に重要であることが明らかになった。また、平常時流量の違いにより内部生産と呼吸のバランスは異なる、流量が増加するに従い、一次生産速度に対して呼吸速度が減少する傾向が見られ、水質浄化といった観点からのみ考えれば、単位幅流量の減少は自浄作用を向上させる可能性が示唆された。ただし、単位幅流量の減少は水温の上昇や水深の減少とそれに伴う魚類等水生生物の生息を困難にするため注意が必要である。

一方、出水は内部に蓄積された有機物を効果的に流出させることが解った。本文では述べなかったが、本実験で実施している出水は摩擦速度が最大でも 10cm/s と小規模であり、この程度の出水であっても河床付着物、堆積物の流出には効果的であることが解る。ただし、対象区間からの有機物の流出は下流への負担を増加させるだけなので、系全体を見据えた流量管理が必要となろう。

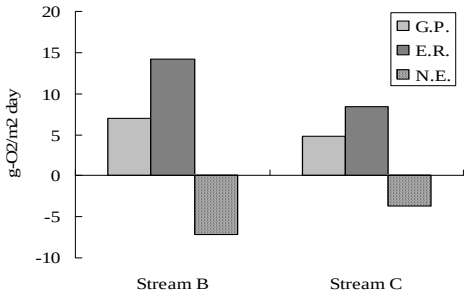


図 4-2 実験河川 B 及び C における日総生産量（G.P.）、日呼吸量（E.R.）、日純生産量（N.P.）

4.3 流量変動が付着藻類に及ぼす影響の定量的把握と現象の解明

4.3.1 目的

1997年より、ダム下流区間の河床付着物の剥離・掃流の支援、堆積したシルトや有機物の掃流、魚類等（主に、アユ）の餌資源としての改善、そして景観の改善を主な目的としたダムの弾力的管理試験（フラッシュ放流）が実施されている。しかし、流量増加に伴う河床付着膜の掃流特性については、海外においては、比較的多く研究がなされ、付着藻類の基質への付着力、放流前の付着藻類量、藻類の老化等の影響が示されている[5]が、放流計画立案に資するための定量的知見は十分蓄積されていない。また、河床付着物の評価について、例えば、アユの餌資源としての評価、あるいは、人間の河床付着物の評価に関する定量的知見は限られている。以上を鑑み、本課題では、①流量増加伴う河床付着膜の状態に起因した掃流特性、②アユの餌資源としての河床付着物の状態、③河床付着物の視覚的評価に着目し、調査を実施した。

4.3.2 河床付着物の状態に起因した掃流特性とその予測

(1) 河床付着物の掃流特性

河床床付着物の状態に伴う剥離特性の違いについて、流量制御が可能な実験河川及び宮ヶ瀬ダム（相模川水系中津川）で実施されたフラッシュ放流を対象に調査を行った。

実験河川における検討では、経時的な藻類群集の遷移に伴う質的状態の違いとクロロフィルa減少率（(出水前chl.a－出水後chl.a）/出水前chl.a）との関係を検討した。その結果、①河床付着物は、時間の経過に伴い、細粒土砂量の堆積、群集の変化が生じ、②変化が生じる前の状態をⅠ期、生じた後の状態をⅡ期とすると、Ⅰ期は、細粒土砂量が少なく、藍藻の*Homoeothrix janthina*が優占する群集、Ⅱ期は、細粒土砂量が多く、珪藻が多い群

集で、③クロロフィルａ減少率は、Ⅰ期は低いのに対し、Ⅱ期は高かく、掃流しやすいことを明らかにし、④河床付着物に含有している細粒土砂量やその割合、付着藻類の付着形態に起因した付着力の違いなどが関与していることを示した[6]（図 4-3)。このような知見は相模川水系宮ヶ瀬ダムで実施されたフラッシュ放流前後の調査においても同様に観察された[7]。そこで、以下に河床付着物に含有する細粒土砂量の割合と付着藻類群集との関係を用いて、付着藻類群集の基質への付着力を予測することにより、流量増加に伴う剥離量を推定する考え方を提案する。

(2) 流量増加に伴う剥離量の予測

図 4-4 には、実験河川で得られたデータ（図 4-3）について、出水を与える前の藻類群集の各付着形態型の割合（全細胞数に占める細胞数あるいは糸状群体数の割合）を示した。各付着形態の付着力の程度を、強い、やや弱い、弱いに分類し[8]、それらの割合（C_i, C_t, C_m）と細粒土砂量（S_e）との関係を示すと、強いグループの割合は、細粒土砂量と負、やや弱い、弱いグループの割合は正の関係がみられ、それぞれ回帰式が得られ（図 4-5)、このことは、細粒土砂量により、各グループの割合が予測できることを示している。なお、*H. janthina* の糸状体の容積は、珪藻などの単細胞の種と比較すると非常に大きいため、ここでは便宜的に、容積比を 10 倍として割合を算出し示した。さらに、各グループの割合（C_i, C_t, C_m）を説明変数とし、出水による剥離率（d_p）を目的変数として重回帰分析を行うと、重回帰式を得られる。このようにして得られた d_p と，実測値から得られたクロロフィルａ減少率との関係を図 4-6 に示す。クロロフィルａ減少率は、比較的精度良く予測できていることがわかる。以上示したように、流量増加による剥離量の推定においては、細粒土砂量から、河床付着物の基質への付着力を予測することが可能となった[8]。ただし、今回対象とした付着藻類群集は、藍藻の *Homoeothrix janthina* が優占する群集から、時間的な経過に伴い遷移した珪藻が増加した群集を対象としたものであり、他の群集については、細粒土砂量との関係は明かではない。今後、様々な群集を対象とした検討が必要である。

4.3.3 アユの餌資源としての評価

アユの餌資源としての河床付着物の質的評価と流量との関係を明らかにするため、多摩川摩川の河口から 52～53km 区間の礫床河川（平均河床勾配 1/310、低水路幅 20～30m）における平瀬、瀬における 3 横断側線、及び木曽

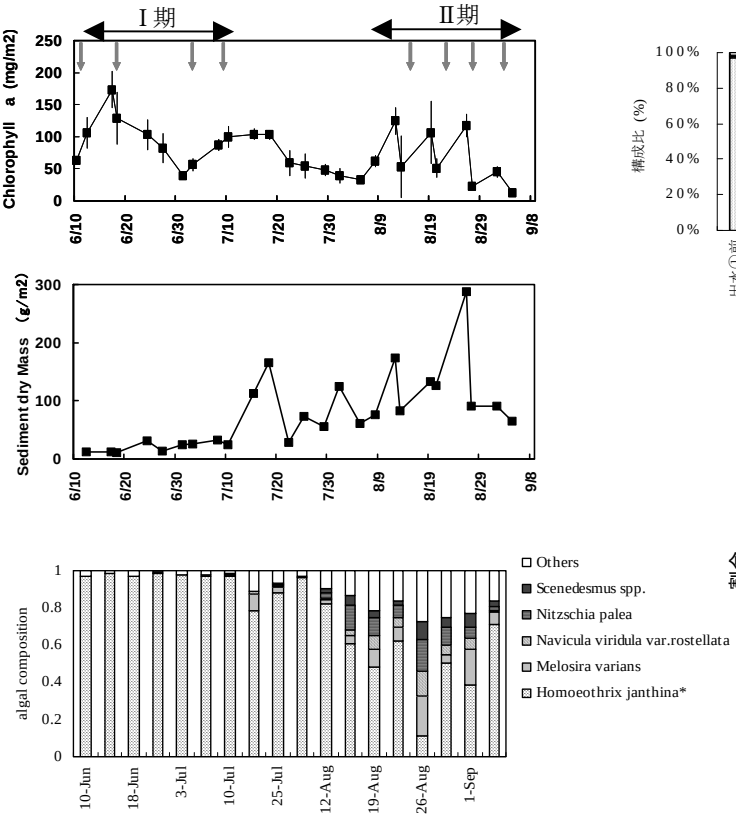


図 4-3 実験河川で取得されたデータ（上段：藻類現存量，中段：細粒土砂量，下段：藻類群集の組成）[6]

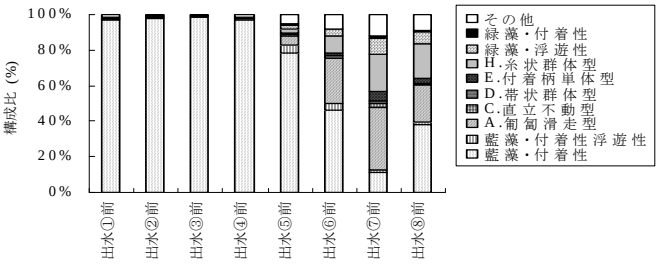


図 4-4 出水前の藻類群集の付着形態型の割合[5]

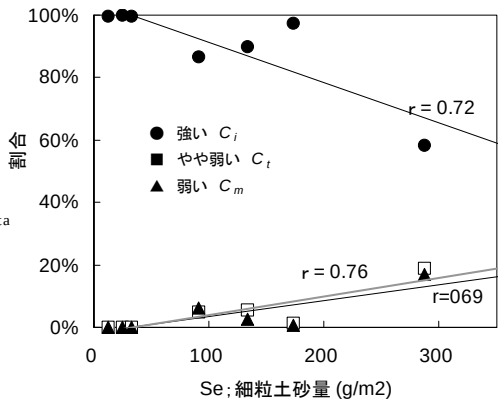


図 4-5 細粒土砂量と各ｸﾞﾙｰﾌﾟの割合の関係

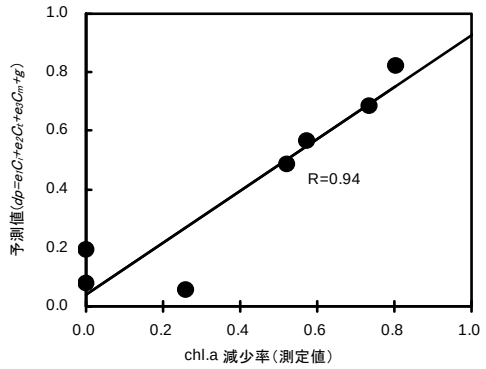


図 4-6 ｸﾛﾛﾌｨﾙa減少率（測定値）と重回帰式からの剥離率（dp）の予測値

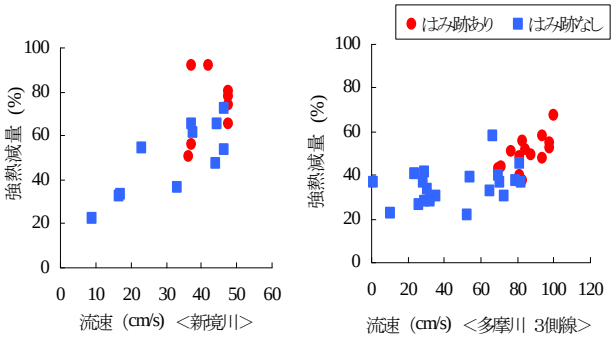


図 4-7 流速と強熱減量(%)の関係

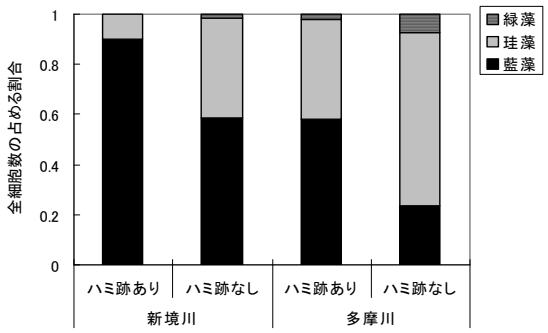


図 4-8 全細胞数に占める藍藻、珪藻、緑藻の割合

川支川新境川の平瀬における 1 線を対象に、水際から横断方向に約 1～2m 間隔で調査地点を設け、水深、流速 (6 割水深) の測定、径 15～20cm の礫を対象として、アユのハミ跡の有無の確認及び河床付着物の採取を行った。付着物の採取は、礫の上面 5cm×5cm の範囲からナイロンブラシと蒸留水を用いて行い、有機物量の目安となる強熱減量、シルト等の細粒土砂量の目安となる強熱残留物量、藻類現存量の指標となるクロロフィル *a* 量、及び死滅した藻類量を示すフェオフィチを測定した。付着藻類群の種組成については、種の同定及び計数無と河床付着物の状態（付着物量及び構成、付着藻類群の種組成）、及び水理量との関係を検討した。調査日は、多摩川は 2004. 9. 11、新境川は 2005. 9. 8 である。

両河川で、ハミ跡有無で有意差がみられた項目は、強熱減量（%）であり、ハミ跡があった河床付着物の強熱減量（%）は 45%以上であり、流速が高い場所に分布していた（図 4-7）。また、藍藻の割合が高く（図 4-8）、糸状藍藻の *Homoeothrix janthina* が優占していた。アユの選好流速（40～70cm/s）[9]を勘案すると、アユは、選好する場の河床付着物を摂食しているものと考えられる。アユのはみ跡で優占していた *H. janthina* は、日本の代表種で[10]、流速が高いところに多く分布し[11]、細粒土砂が堆積する場所では優占しない[12]。また、アユが摂食することでこれが優占する群落が維持される[13]。一方、強熱減量(%)が低く、細粒土砂量の含有量が多い河床付着物は、アユの肥満度に影響を及ぼすと考えられている[14]。これらを勘案すると、細粒土砂が堆積しない流量の確保がアユの餌資源としての河床付着物の質の維持にとって重要であり、さらに、アユが生息・遊泳し、これを摂食することが、より質の維持に寄与する結果となることが推察された。本結果は、その場にあるべき流量を確保することにより、生息すべき生物が生息でき、河床付着物の健全性が維持されるだけでなく、相互作用を通して、より健全な生態系の保全に寄与することを示していた。

4. 3. 4 河床付着物に対する視覚的評価

河床付着物に対する視覚的評価を明らかにするため、実験河川及びその取水河川である新境川（川幅約 15～20m）の様々な河床の状態 41 ヶ所を対象に、被験者（10～60 代の男女、10～32 名）を用いた評価実験を行った。評価項目は、「川底のきれいさ」、「石表面のきれいさ」、「水のきれいさ」、「生物がすんでいそうか」、「川に手に入れてみたい」であり、5 段階評価とした（例「水のきれいさ」；きたない：1、ややきたない：2、どちらでもない：3、ややきれい：4、きれい：5）。また、河床の付着物を採取し、乾燥重量、シルト等の細粒土砂量、有機物量及び付着藻類の現存量や種組成及を分析した。

実験の結果、乾燥重量では約 10g/m^2、強熱減量（有機物量）では約 5g/m^2、強熱残留物量（細粒土砂量）では約 20g/m^2、chl. *a* 量では約 20mg/m^2 以下であれば概ね視覚的に許容される傾向が得られた。また、色も評価に関与し、緑色は評価が高く、茶褐色や黒色は評価が低い傾向がみられた（図 4-9）。なお、付着物の色は、藻類の構成の違いを反映しており、今回観察された茶色系、緑色系、黒色系の藻類は、それぞれ、珪藻類、緑藻類、藍藻類の割合が高かった(図 4-10)。以上の関係を定量的に示すため、「石表面のきれいさ」を目的変数、付着物量を示す変数の代表として細粒土砂量、緑藻の割合を示すクロロフィル *b*/クロロフィル *a* を説明変数とした重回帰分析を行ったところ、重相関係数 R=0. 74 となり、以下の回帰式が得られた。

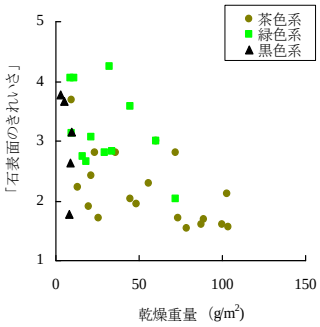


図4-9 「石表面のきれいさ」と乾燥重量との関係

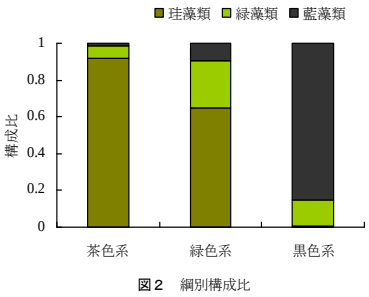


図2 綱別構成比

図4-10 付着物の色と綱別構成比

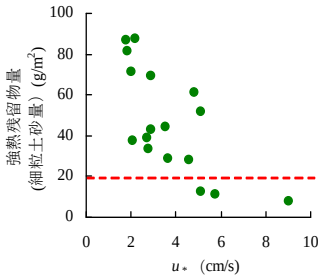


図4-11 摩擦速度と細粒土砂量との関係

$$y = -0.02\chi_1 + 1.29\chi_2 + 2.95$$

y；「石表面のきれいさ」評価値、χ_1；強熱残留物量（細粒土砂量）(g/m²)，χ_2；chl.*b*/chl.*a*、

以上より、今回対象とした河床における「石表面のきれいさ」は、付着物量（特に細粒土砂量）、及びクロロフィル *b*/クロロフィル *a* で概ね説明することが示された。

また、「川底のきれいさ」は、「水のきれいさ」、「生物がすんでいそうか」、「川に手をいれてみたい」と相関関係があり、川底の状態は、人の視覚的な評価のみならず、河川の水質、生物の生息空間、親水利用に対する評価を行う際の判断要素であり、河川管理において重要な項目であることがわかる。

今回の実験で川底のきれいさと最も相関が高かった細粒土砂量と、この沈降に係わる摩擦速度 u_*との関係を図4-11 に示す。ただし、図中のプロットは、流量一定を保った条件下におけるものである。今回対象とした条件（水質、水温、日射量の環境条件、付着藻類群集等）において、視覚的に許容される状態は、摩擦速度約 5cm/s 以上を確保することによって維持されることがよみとれる。この値は、河川流量管理を考える上で、一つの目安になることが示唆される。

視覚的な評価が高かった緑藻類について、例えば、*Cladophora* sp.（カワシオグサ）等の糸状緑藻は、しばしば、毛髪状に長く成長し、不快さをもたらすとされる[15]。今回対象とした緑藻は、長く繁茂した状態ではなかったため、評価が高い傾向が示されたが、毛髪状に繁茂した場合は、評価は低くなっていたものと考えられる。また、糸状緑藻は、藻類群落の形成過程の最後に出現する種で、河床攪乱がない安定した環境条件の下でしばしば繁茂する[16]。したがって、本来、降雨等により流量が変動し、河床付着物がフラッシュされる流況下においては、これが優占する場合は少なく、毛髪状に長く成長しないものと考えられる。さらに、これらの繁茂は、付着藻類を餌とするアユにとって、成長阻害となる可能性が指摘されている[17]。長く伸びた糸状緑藻は、景観的にも、河川生態系の健全さからも良好な状態とはいえないと判断される。糸状緑藻については、人間の視覚的な評価と、生態系の健全さからみた評価は、一致しない場合があることを示すものであり、河川流量管理において留意すべき点であると考えられた。

4.4 流量変動が底生動物へ与える影響

4.4.1 目的

出水が及ぼす底生動物への影響について、大規模出水による攪乱の影響やその回復過程に関する研究は比較的多く行われいるが、中小規模出水に対する影響については、ほとんど明らかにされていない。しかし、人為的に制御可能な中小規模の出水の影響を明らかにすることは、河川流量管理を行っていく上で重要な知見であると考えられる。

一方、流量が平滑化されると、底生動物群集においては、極相とされる造網型トビケラの増加が生じることが知られている。造網型トビケラは、河床間隙に棲み込み、砂や小礫を中礫や大礫に絹糸で結び付けて営巣する。そのため、それまで出水時に移動していた河床材料が移動できなくなり、河床が固結化され、攪乱される頻度がさらに減少する。ここでは、この現象を造網型トビケラの棲み込みよる河床の固化とよぶこととする。このような河床固化は、さらに、下流への土砂流送の減少させることが指摘されており[18][19]、下流の河床の環境をも改変させてしまうことが懸念される。しかしながら、この実態についてはこれまで実験室レベルでの把握はあるが[20]、実河川で定量的に把握された例は少ない。

そこで、本課題では、実験河川を用いて、中小規模出水に対する底生動物の影響を明らかにすること、実河川における網型トビケラの棲み込みによる河床固化の実態を明らかにすることを目的に研究を実施した。

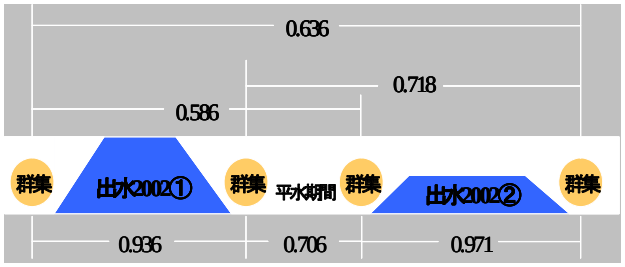


図 4-12 底生動物群集の類似度指数の変化

4.4.2 中小規模出水に対する底生動物の影響

(1) 出水中の底生動物と粒状物質の流下パターン

実験河川において出水を起こし、流下する底生動物、水中植物及び粒状物質を分単位で連続採取し、流量変化に対応する各々の時間的変化パターンを明らかにした。生物や粒状物質の流下量ピークは流量ピーク以前に出現し、流量の増加が続いていても流下量ピーク到達後数分以内に急減した。その後流量ピークが継続していても、それらの流下量は平水時レベルにまで減少した。また、生物や粒状物質の流下量は、洪水規模（洪水時間、ピーク流量・時間）によって決まらず、洪水前の安定期間が長いほど増加する傾向が見られた。

(2) 出水に対する底生動物群集の応答

2 回の出水を対象に、底生動物群集に対する直接的影響や洪水後の回復過程を考察するため、密度、多様性、個体重及び類似度指数等について検討した。その結果、洪水によって現存量が高い種の群集密度はほぼ半分に減少し、種類数も減少していた。しかし、洪水前後の群集の類似度指数は高く、本研究の規模の洪水では群集の相対的な密度組成はほとんど変化しなかった(図 4-12)。一方、洪水後の短期間（夏季で 20 日間）で、全群集密度は洪水前のレベル以上に回復したが、群集組成は比較的大きく変化した。この回復過程は、生活環の短い底生動物による内生的なものであった。群集組成に与える影響は、中小規模洪水による撹乱よりも回復過程のほうが大きいことが明らかになった。

以上より、環境改善のためのフラッシュ放流は、長いピーク流量の持続時間や大きな洪水流量は必ずしも必要ではなく、小規模な洪水を頻度高く起こすことが効果的であることが推測された。



写真 4-1 河床固化の測定装置、ばねばかり（置針式丸型テンションゲージ、㈱大場計器製作所製）と熊手にて作成、径 10cm 程度の礫には 100N 程度の秤量が必要であること[22]から、秤量 200N（最小 2N）で瞬間最高値を計測可能な置針式を採用。

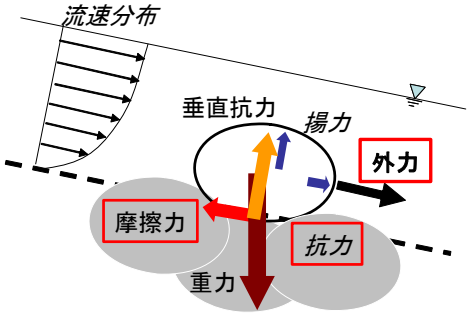


図 4-13 流水中の河床材料の力の釣り合い

4.4.3 造網型トビケラの棲み込みによる河床固化の実態

宮ヶ瀬ダム（相模川水系中津川）下流の平瀬を対象に、簡易な計測装置を用いて、実河道における底生動物の棲み込みによる河床固化の実態把握とその影響要因の推定を試みた。

同一ユニット（平瀬、約 10m×10m）に位置する河床材料をランダムに 15 個選定し、各対象材料の 3 軸径(長径、中径、短径）および河床固化度を計測し、近傍の流速（6 割水深点）、水深を調べた。河床固化の計測には、既往の研究[21)22)]を参考に、写真 4-1 に示す装置を作成し用いた。計測対象とする材料を熊手により捕捉し、流れと同方向に徐々に力を加えながらこれが移動するまで引っ張り続け、移動時点での引張力 F_{before}（底生動物除去前）を記録した。さらに、付着物除去後の対象材料を元の位置に戻し、再度、移動に必要な引張力 F_{after}（底生動物除去後）を計測した。これら 2 種の引張力から、底生動物の棲み込みによる材料の移動限界の変化を推定した。調査は、2005. 2. 21 に行った。

移動限界掃流力は、対象材料にかかる力の釣り合いを考え算定した。流れ方向に関する力の釣り合いは流体力による抗力、底面に沿って働く摩擦力によって成り立つが、本調査における引張力（外力）が加わると図 4-13 のように書ける。式(1)には対象材料の移動限界状態における関係を、式(2)には本研究に用いた Manning-Strickler

の式を示した。

$$\tau_{*cx} = \tau_* + \frac{F_x}{A} \cdot \frac{1}{\rho(\sigma/\rho - 1)gd} \qquad (1)$$

$$\tau_* = \rho u_*^2, \quad \frac{U}{u_*} = 7.66\left(\frac{h}{d}\right)^{1/6} \qquad (2)$$

ここで、$\tau_{*(c)}$：無次元（限界）掃流力、x：底生動物除去前 or 後を表す添え字、F：材料移動に必要な引張力、A：接着部の面積、ρ/σ：水密度/材料密度、g：重力加速度、d：材料径、u_*：摩擦速度、U：断面平均流速、h：水深である。はじめに、底生動物除去後の移動限界を対象とし、岩垣[23]の式から$\tau_{*c/after}$ (=0.05) を、計測した流速、水深、粒径（3 軸の平均）からτ_*を求め、実測したF_{after}とともに式(1)に代入することで接着部の面積Aを算定した。この接着部面積は実測不可能ではないが、現地の不攪乱材料を対象とした場合には引き剥がした後に接着部を判定することが困難であるため、この算定方法を採用するものとした。ここで得られたτ_*、AとF_{before}から、再度式(1)を用いて$\tau_{*c/before}$を逆算した。この無次元限界掃流力$\tau_{*c/before}$が底生動物の棲み込みによって引き起こされた河床固化を評価する指標となる。

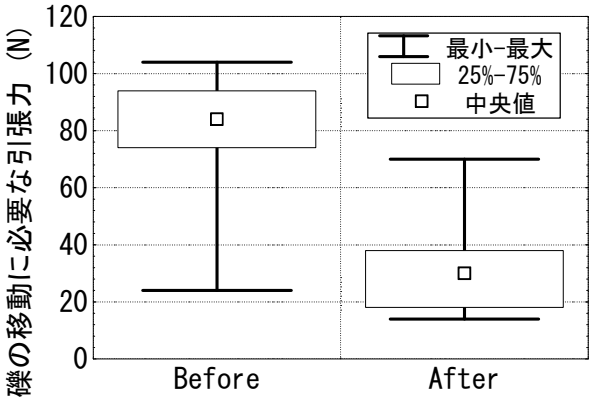


図 4-14 底生動物除去前後で異なる材料の移動に必要な引張力

図 4-14 に、底生動物除去前後における礫の移動に必要な引張力の計測結果を示した。両者の分布とも正規性が確認されたことから、対応のある t 検定を行うとこれら 2 者の間には有意な差が確認された（P=1.44×10^{-9}）。材料の移動に必要な引張力は、中央値レベルでも 1/3 程度に減じられていることが分かり、河床固化の顕在化を示唆する結果となった。また、河床固化の影響を受けた無次元限界掃流力は 0.07～0.35 と推定され（図 4-15）、実河道における河床固化は、実験水路などで想定されたよりも顕著な現象であることを示した[24]。ただし、本検討はダム下流で低攪乱化が進行した河川を対象として、冬季に限って行われた調査である、人為的影響の少ない河川においての実態は不明であり、季節変化な挙動についても明らかではない。今後は、他河川での調査事例を追加していくとともに、季節変化、物理環境の差異や底生動物の群集組成の違いによる影響なども検討を進め、河床固化の実態把握を行っていく必要がある。

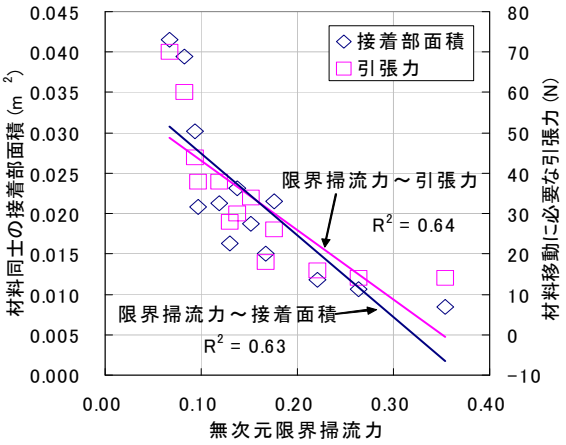


図 4-15 底生動物除去前の無次元限界掃流力と材料同士の接着部面積*および除去後の材料移動に必要な引張力との関係（ただし、*：P<0.01，**：P<0.001）**

4.5 流量変動が魚類へ与える影響

4.5.1 目的

出水時の魚類移動の特性、特に水理特性との関係の理解は、河川に生息する魚類にとって良好な生息環境を保全・創出する上で重要である。そこで、本課題では、実験河川において、複数パターンの人工出水を発生させ、出水に対応して魚類がどのような行動をとるかを電波テレメトリ手法（魚類に電波発信機を装着して行動を追跡する手法）で追跡することにより、出水時の水理特性（流量、流速、加速度）と魚類行動に与える因果関係を把握し、これを予測に組み込んだ行動予測ソフトを作成することを目的として実施した。

4.5.2 人工出水時の魚類行動

実験河川内に魚類（コイ及びギンブナ）を放し、人工出水（流量 0.4m^3/s～2m^3/s）を複数パターン発生させ、その行動を、実験河川周辺に生息する供試魚に電波発信機を装着して魚類行動を追跡し魚類が利用した場所を記録した。併せて、人工出水発生時の水理特性を算定するため、1 次元不等流計算を行い魚類が定位した場所の水理特性を算定し、魚類行動との関係性を把握した。実験は 2002.9～10、2003.6 に実施した。

実験の結果、魚類は、出水の流量により異なる行動をとり、出水流量が小さい出水（0.4m^3/s）では、同じ箇所に定位し続けたのに対し、出水流量が大きい出水（1、

2㎥/s）では、上流へ向かって移動した。図 4-16、17 に、2㎥/s 時の断面平均流速と行動との関係、流速の加速度と行動との関係をそれぞれ示した。魚類が上流への移動した時の流速は約 0.5～0.6m/s で、移動限界の流速と概ね一致していた。また、流速の加速度が 0 以下、つまり、流速が減少傾向になった時に上流へ移動していた。本実験の結果は、魚類行動に影響を与えるパラメータは流速だけでなく加速度も重要であることを示唆するものであった。また、出水時の水理特性から魚類の行動分析を行った結果、出水時の魚類の行動は、ある程度の流量増加後の加速度の減少傾向、巡航速度の下限値が上流への移動要因、巡航速度の上限値が移動の制限要因とするアルゴリズムを作成し、概ね説明できることを示した[25]。なお、アルゴリズムの詳細については参考文献 25)を参照されたい。

本課題では、出水時の魚類行動の把握、魚類の行動と水理特性の関係について概括できたが、魚種や流量ケースは限られ、また生活史、流量以外の環境要素、例えば濁度や水温などは扱っていない。今後さらなるデータの蓄積が必要とされる。

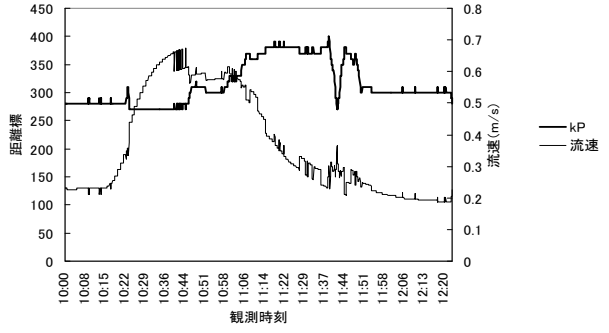


図 4-16 速度と魚類(コイ)の行動の関係（流量 2㎥/s 時）

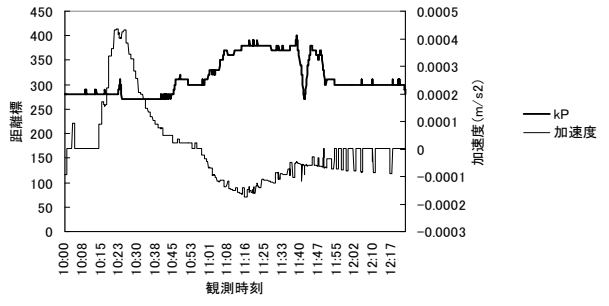


図 4-17 加速度と魚類(コイ)の行動の関係（流量 2㎥/s 時）

4.6 土砂供給がハビタット、生物に及ぼす影響

近年、ダム下流においては、フラッシュ放流と土砂投入を組み合わせた環境改善措置が試みられるようになった。しかし、試験的・実験的段階にあり、土砂投入とハビタットや生物との応答関係について定量的関係が得られている事例は少なく、また、砂の堆積等新たな課題が生じた理由等から中止されている事例等もある[27]。今後、土砂投入を河道の修復技術として位置づけていくためには、土砂投入がハビタット、生物、生態系へ与える影響を定量的に評価していく必要がある。 しかし、実河川においては土砂投入の影響を定量的に把握することは難しい。そこで本課題では、実験河川を用いて、土砂投入によるハビタット、生物への影響を定量的に把握することを試みた。

実験河川において、土砂投入を行わない区間を対照区、土砂投入する区間を実験区Ⅰ及び実験区Ⅱとして、供給土砂の流下が付着藻類、底生動物へ与える影響を調査した。なお、実験区間の河床勾配は約 1/300、各実験区は長さ 20m である。φ8～12mm、φ4～6mm の砂利を実験区Ⅰ、Ⅱの上流端にそれぞれ 1,080kg 設置し、出水を与えることで流下させた。与えた出水は 1～2㎥/s で、継続時間は 30 分間であった。実験は 2003.8 に実施した。出水による土砂の流下状況は、各出水前後において写真撮影を行うことにより把握した。付着藻類の採取は、各出水の前後及び 4 日後、7 日後、11 日後、底生動物は、出水前、出水③後、7 日後、15 日後に行った。

実験の結果、投入した土砂の一部が移動することにより、面的な底質の変化が生じた。しかし、付着藻類の減少は、対照区と実験区の間に有意な差が生じなかった。投入した河床材料の移動速度が低く、衝突作用が低かったことが要因としてあげられた。一方、底生動物については、土砂移動の状況により、底質が、①土砂が流下した部分の河床、②投入した土砂が流下し堆積した層（以下、土砂堆積下層）、③②の下層の元河床（以下、堆積土砂下層）に区分され、これにより、出水の影響やその後の回復過程は異なっていた。①では、個体数が出水前の 20～30%まで減少し、その後 15 日後においても出水前の個体数まで増加しなかった。②では、堆積層に、速やかに底生動物が移入し、もともとの河床と同程度の個体数になった。しかし、③土砂が堆積した下層では、個体数は大きく減少し、種組成も変化した。このことは、底質に大きく生息環境が規定される底生動物は、付着藻類と比較すると、投入土砂の影響をより受けやすいことを定量的に示すものであった。さらに、その後の回復過程は、底質の変化に伴い時間的に遅れを伴って影響を受け、放流直後よりも底生動物群集へ与える影響は大きい。現在、主にダム下流における環境を修復するための土砂還元が実施されているが、今後の土砂投入の影響を捉える際の一つの観点を得ることができたものと考えられる。土砂の影響は、空間的・時間的に捉える必要がある。ここでは、空間的に小さいスケールのみを対象に実施したが、

土砂投入により瀬淵構造などの河床形態が変化するなど、より大きなスケールでの影響については検討していない。今後の課題である。

4.7 まとめと今後の課題

本研究で得られた成果は、中小規模出水を対象に実施したもので、ダムからのフラッシュ放流の役割やその効果を評価する際等の基礎情報を提供することができたものと考えている。ただし、流量変動と水質、生物との関係については、未解明な部分が多く、また、健全な生態系の保全のためには、流量と生物との関係のみならず、生物間の関係やハビタットの形成を加味し検討することが必要となる。今後、これらの関係も加味した研究を実施していく予定である。また、土砂投入の影響に関する課題については、今後、より現場のニーズに対応できるよう、ダム下流の課題を踏まえた土砂投入のあり方を検討し、これを評価する方法を提案していく必要がある。今後、これらについても継続して研究を実施する予定である。

参考文献

1) 土木学会水理委員会 :水理公式集、丸善(株)、pp. 403、2000
2) Rathbun, RE: Reaeration coefficients of streams-state-of-the-art, Journal of the Hydraulics Division, Vol. 103, No. 4, pp. 409-424, 1977
3) Odum, HT : Primary production in flowing waters, Limnology and Oceanography, 2, pp. 85-97, 1956
4) 萱場祐一：溶存酸素濃度の連続観測を用いた実験河川における再曝気係数,一次生産速度及び呼吸速度の推定、陸水学雑誌、Vol. 66 No. 2、pp93-105、2005
5) Stevenson RJ, Bothwell, ML, Lowe RL: Algal Ecology, ACADENMIC PRESS, 1996
6) 土木研究所自然共生研究センター:平成 16 年度自然共生研究センター研究報告書、土木研究所資料 No. 3988、pp. 9-21、2005
7) 土木研究所自然共生研究センター:平成 17 年度自然共生研究センター研究報告書、土木研究所資料 No. 4032、pp. 21-26、2006
8) 土木研究所自然共生研究センター:平成 17 年度自然共生研究センター研究報告書、土木研究所資料 No. 4032、pp. 13-20、2006
9) 和田吉弘:長良川のアユづくり、治水社、123p、1993
10) Fukushima H., Ko-Bayashi T. & Yoshitake S. Dominant species of epilithic algae in Japanese running waters. Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 24, pp. 2048-2049, 1991
11) 伯耆晶子、渡辺仁治：川床の付着藻類群集組成および構造に基づく群集形成過程への考察、日本水処理生物学会誌 18(2)、pp. 16-23、1982
12) 渡辺仁治、上條裕規：九頭竜川水系の付着生物におよぼす濁りの影響、陸水学雑誌 35(2)、pp73-81、1974
13) Abe S., Uchida K., Naguma T., Ioriya T. & Tanaka J. : Effects of a grazing fish, *Flecoglossus altivelis* (Osmeridae) on the taxonomic composition of freshwater benthic algal assemblages, Arch. Hydrobio. 150(4), pp. 581-595, 2001
14) 村上恭祥、林譲二、加藤友久：魚を育む豊かな流れ～河川生物資源保全流量調査報告書～：158-209. 全国内水面漁業協同組合連合会、1989
15) Welch EB, Jacoby JM, Horner RR & Seeley MR: Nuisance biomass levels of periphytic algae in streams. Hydrobiologia 157:161-168, 1988
16) 野崎健太郎、内田朝子：河川における糸状緑藻の大発生、矢作川研究 No. 4、pp. 159-168、2000
17) 内田朝子：矢作川中流域におけるアユの消化管内容物、矢作川研究 No. 6、pp. 5-20、2002
18) Statzner, B., Arens, MF, Champagne, JY, Morel, R and Herouin, E: Silk-producing stream insects and gravel erosion: Significant biological effects shear stress, *Water Resources Res.* Vol. 35, pp. 3495-3506, 1999
19) Cardinale, BJ, Gelmann, ER and Palmer, MA: Net spinning caddisflies as stream ecosystem engineers: the influence of Hydropsyche on benthic substrate stability, Functional Ecology, Vol. 18, pp. 381-387, 2004
20) 田代喬、渡邉慎多郎、辻本哲郎：造網型トビケラの棲み込みによる河床の固結化、河川技術論文集、Vol. 10、pp. 489-494、2004
21) Downes, BJ, Glaister, A and Lake, PS: Spatial variation in the force required to initiate rock movement in 4 upland streams: implications for estimating disturbance frequencies, J. N. Am. Benthol. Soc., Vol. 16, pp. 203-220, 1997
22) 高尾彰、布川雅典、五味高志、根岸淳二郎、中原修：北海道北部の小河川におけるヒゲナガカワトビケラ（*Stenopsyche marmorata*）の巣網が河床礫安定性に及ぼす影響、応用生態工学会第 7 回研究発表会講演集、pp. 5-8、2003
23) 岩垣雄一：限界掃流力に関する流体力学的研究、土木学会論文集、第 41 号、pp. 1-21、1956
24) 田代喬、皆川朋子、萱場祐一：底生動物の棲み込みによる河床固化ー相模川水系中津川における現状を事例としてー、水工学論文集、第 50 巻、pp1249-54、2006
25) 傳田正利、天野邦彦、萱場祐一：出水の水理特性が魚類行動に与える影響ーテレメトリと行動予測モデルを用いた人工出水時の魚類行動予測ー、水工学論文集 No. 49、pp. 1465-1470、2005
26) 皆川朋子、福嶋悟、萱場祐一：河川流量管理のための河床付着物の視覚的評価に関する研究、pp. 553-558. 河川技術論文集、No. 11、pp. 553-558、2005

5. 河川環境におけるインパクト・レスポンスに関する調査

自然環境の保全に対する関心が高まる中、河川事業においても事業に伴う自然環境へのインパクトの回避･低減および劣化した自然環境の復元に対する要請が高まっている。本研究は、河川管理に伴う物理的なインパクトの影響を最小限に抑えるために、河川事業が自然環境に与える影響の予測手法を得ることを目標に実施した。

5.1 捷水路建設に伴うレスポンスの予測

5.1.1 予測の考え方

捷水路建設は近年も実施事例が多く、河道の直線化や拡幅に伴う河川生態系への定量的な影響予測手法の確立は急務となっている。

本研究では、捷水路建設に伴う環境影響分析をハビタットの量的比率に着目しその手法を検討する。具体的には直線区間におけるハビタットの分布が交互砂州等の中規模河床形態の発生の有無に支配されることを考慮し、交互砂州上に形成されるハビタットの量的比率（例えば、面積比率）の変化を河床勾配と関連付け、捷水路建設時の流心部に見られるハビタットの量を簡便に予測し、魚介類等の水生生物に対するレスポンスを適切に評価する手法を提案する。また、河道を直線化した場合には砂州の発生･非発生に拘わらず、流心部のハビタット、特に、淵のような低流速域の消失が問題となることが多い。このため、代替的にハビタットを水際域に保全することが多いが、水際域のハビタット、特に、河畔林や草本植物帯の魚類の生息に対する効果は明らかになっていない。そこで、水際域に流心部で消失したハビタットを代替する場合を想定し、中流域の水際に見られるハビタットを取り上げ、魚類の生息場所としての機能を明確にする。

5.1.2 水域における生息場所の量的比率

(1)目的

中流域直線区間では交互砂州の発達が見られる場合が多い。交互砂州の発生については河道特性に基づく領域区分が理論的に導出され､実務で利用されている[1)]。また、交互砂州の形状については長谷川らが一定流量下で形成された交互砂州の形状を Fourier 解析し、その形状を比較的精度よく再現できることを示している[2)]。しかし、実際の河川においては、洪水時に砂州が形成された後流量が減少すると砂州形状が変形することが指摘されている[3)、4)]。また、竹林らは川幅水深比が大きい場合には、交互砂州同様 1 本の流路を有するが、交互砂州とは異なる形態である自己形成流路が形成されることを示している[5)]。従って、理論的に導かれた河道形状とこれを境界条件として再現された流況からハビタットの分布を明確にすることは難しい。以上から、本研究では瀬・淵を単位として、交互砂州上に見られるこれらのハビタットの縦断河床勾配の変化に伴う量的変化の実態把握を行うこととする。

(2) 研究方法

① 対象河川と対象区間

交互砂州と推定される河床形状が発達した河川を対象として、RHA（Ratio of Habitat：ハビタットの量的比率）の算出を行う。対象河川の選定は 100 河川 200 組の空中写真から、河道法線形状が直線状で、交互砂州が比較的明瞭であり、縦断勾配が一定であることを条件として選定した。抽出したのは 10 河川 11 区間である。空中写真からの判読精度が不明であることから、別途岐阜県・三重県を流れる中小河川（それぞれ、牧田川と朝明川）において地形測量とハビタットの区分を行い、縦断勾配と各ハビタットの面積比率を算定した。

② ハビタットの判読及び測定方法

ハビタットの分布の把握は、①空中写真上で交互砂州の発生状況を確認し、砂州 1 波長～2 波長分を設定する。②砂州の前縁線を記載する。③対象区間内の横断測量図で最深河床となる位置を把握し、空中写真上にみお筋のラインを記載する。④一つのハビタットと認識できる領域を抽出し、空中写真上にその境界を記載する。⑤ハビタットを早瀬、平瀬、とろ、淵の 4 つに割り当てる。⑥面積をプラニメーターで読みとる、ことにより行った。

③ 結果と考察

11 区間のハビタットの面積比率と牧田川、三重県を流下する朝明川において現地測量により判定したハビタットの面積比率を示す（図 5-1）。グラフは横軸に当該区間の河床勾配を縦軸にハビタットの当該区間全体に占める面積割合を示した。水域におけるハビタットの中で最も判読が容易な早瀬については河床勾配との相関係数も高く、中小河川における現地観測結果との整合も高いことが解った。早瀬の面積比率が当該区間の河床勾配と相関が高いのは、当該区間の落差のほとんどを早瀬が占めていること、そして、早瀬の勾配そのものは河床形状が変化した場合においても大きく変化しないことが理由であろう。一方、重要なハビタットと認識される淵の面積割合はばらつきが大きく、中小河川の結果とも差が見られ

た。

以上から、幾つかの課題はあるものの、交互砂州が発生している場合に限定すれば、各ハビタットの面積比率は概ね河床勾配と関係があり、捷水路の河床勾配から比率の推定は概ね可能と判断できる。各ハビタットの具体的な物理特性については、各河川の平常時流量や河床材料等の情報が必要となる。実際の事業においてはまず比率の推定を行い、レスポンスの簡易判定を行う、次に、平常時流量等の情報を用い各ハビタットの物理特性を推定し、推定精度を高めていくことが必要であろう。

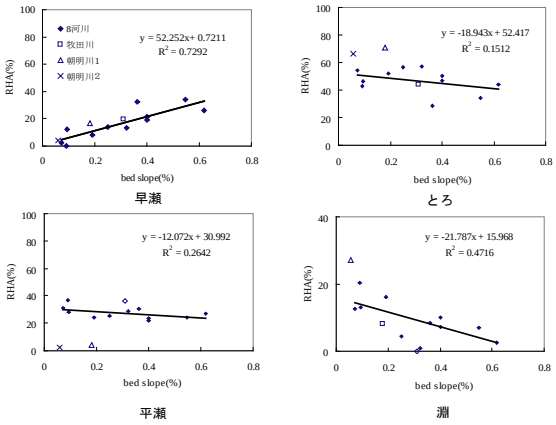


図 5-1 各ハビタットの面積比率

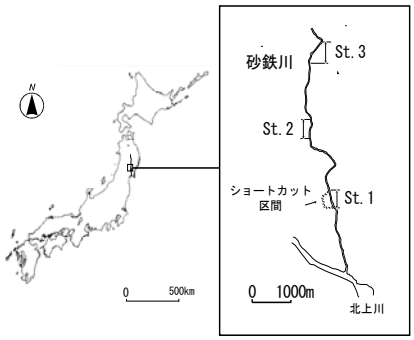


図 5-2 調査箇所位置図

5.1.3 水際域における生息場所と魚類生息状況

(1) 目的

水際は河川改修等の人為的インパクトを受けやすいにも拘わらず、水際に見られるハビタットタイプの魚類の生息に対する効果を評価した研究例は少なく、優先的に保全・修復すべきハビタットに関する知見は十分ではない。ここでは実河川の水際に見られる代表的なハビタットを対象として魚類調査を行い、各ハビタットと魚類の生息密度との関係について得られた知見を整理して示す。

(2) 方法

① 砂鉄川の概要

対象とした北上川水系左支川砂鉄川は、流域面積 375.1km^2、流路延長 46km の 1 級河川である。砂鉄川では、平成 16 年度完成を目指して床上浸水対策特別緊急事業が行われ、この方策の一貫として、蛇行流路約 1km（河床勾配 1/885）を直線化し、約 600m の新たなショートカット（河床勾配 1/500）区間が出現した（図 5-2)。

② 調査方法

1) 調査地点と調査時期

調査は、ショートカット区間に 1 区間（St. 1)、この上流に 2 区間（St. 2、 St. 3）選定した（図 5-2)。いずれの調査区間も水域を横断方向に水域（本調査では以下、流水部）と水際域（本調査では以下に分け、水際部）に分け、それぞれ流水部 3×3m、水際部 1×5m を標準的な大きさとするコドラートを数個設置した。調査は 7 月 2～5 日、8 月 2～5 日、10 月 14～17 日の 3 時期に行った。

2) 魚類調査

現地調査は、魚類調査と物理環境調査からなる。魚類調査では、流水部を潜水観察により、水際部を電気ショッカーにより実施した。魚類は種の同定、個体数、体長を確認した。なお、体長の確認は体長を 5 つに区分し（Ⅰ：～3cm、Ⅱ：3～5cm、Ⅲ：5～10cm、Ⅳ：10～20cm、Ⅴ：20cm～)、これを記録した[2]。

3) 物理環境調査

物理環境の調査では、流水部については早瀬、平瀬、とろ、淵の別を、水際部については水際部の状態を記録した。また、1 つのコドラートに 9 地点測点をなるべく等間隔になるよう設置し、各地点において流速、水深、河床材料を調査した。水際部の状態については、水際の植生の繁茂状態を草本、木本を区別して記録した。これらの植生の繁茂状態は水中より繁茂している場合と、陸上より繁茂している場合に分けて記録した。また、河畔林がある場合には、河畔林を構成する木本類の張り出し長さと張り出し高さを記録した。更に、水際部が庇状にオーバーハングしている場合には、庇部の突端から河岸がえぐれた部分の最も深い地点までの水平距離を測定した。

4) 水際タイプの区分方法について

水際の生息場所としての区分については定まった方法がないが、既往の研究から水中に没している植物と水上から繁茂する植物には異なる機能があることが報告されている[7]。本研究では、水際に繁茂する草本類については水中部に繁茂している場合と陸上から繁茂している場合の 2 つを識別した。また、木本類が水中から繁茂しコドラートの流れに影響を与えている場合、陸上から繁茂し流れには影響を与えないがコドラート上空を覆っている場合の 2 つを識別した。なお、木本類が水中、陸上の双

方から繁茂している場合は、水中から繁茂する木本類と機能が同等と考えた。

(3) 結果

① 確認魚種及び個体数について

全期間、全区間において確認された魚種及び各魚種の個体数を示す（表 5-1）。最も多く確認された魚種はアブラハヤ（*Phoxinus lagowskii steindachneri*）で、ウグイ（*Tribolodon hakonensis*）、ニゴイ（*Hemibarbus barbus*）が次いだが、その個体数はアブラハヤと比較して少ない。

② 流心部と水際部の魚類生息密度と物理量

流心部と水際部における各調査期における両部の生息密度を示す（図 5-3）。7 月は水際部で生息密度が高く、8 月、10 月になると水際での生息密度が低下することが解る。次に、体長クラスを見ると（図 5-4）、水際部では 7 月にクラスⅠに該当する個体が多く、この傾向は 8 月になると弱まり、更に 10 月になるとクラスⅡに該当する個体が増加している。一方、流心部においてはクラスⅠに該当する個体数はほぼゼロであり、クラスⅡ～Ⅳに該当する個体数が多いが、その個体数は水際部に比べると著しく小さく、ほとんどの個体が水際部に集中していた。次に、両部に設置したコドラートにおける流速と水深の平均値を見ると、水際における流速、水深は流心と比較して非常に小さかった。

③ 水際の区分について

前述した水際の区分方法に基づき各コドラートの水際タイプ及び各タイプに対応するコドラート数を示した（図 5-5）。全タイプの中で、1 つ以上のコドラートを確認できたタイプ数は 9 で、その中で解析対象とした 3 つ以上のコドラート数を確保できた水際タイプ数は 5 つだった。コドラート数が最も多い水際タイプは、「裸地タイプ」、次いで、水中、陸上とも草本が繁茂している「草本－草本タイプ」、水中が裸地で陸上から木本類が繁茂し、コドラートの上空を覆っている「裸地－木本タイプ」であった。

④ 水際部タイプ別魚類生息密度

各水際タイプにおける魚類生息密度を示す（図 5-6）。植物が全く繁茂していないタイプ（裸地）で最も小さく、次いで、植物が水中・陸上に繁茂しているタイプ（草本-草本）で生息密度が大きかった。水中は裸地、陸上に木本類が繁茂するタイプ（裸地-木本）は比較的生息密度が大きく、裸地タイプと差が見られた($P<0.05$)。植物が水中・水上から繁茂する場合で河岸が庇状に張り出しているタイプ（草本（庇）－草本）、木本類が水中から張り出し河岸が庇状になっているタイプ（木本（庇））では生息密度が大きく、裸地タイプ及び草本タイプと比べて有意な差が見られた($P<0.05$)。各タイプの物理量は（表 5-2）、流速については差が見られなかったが、水深については、裸地と草本－草本、裸地と草本－草本（庇）、裸地－木本（庇）と有意な差が見られた($P<0.05$)。

表 5-1 確認魚種と個体数

種名（学名）	確認個体数
スナヤツメ （*Lethenteron reissneri*）	4
ヤツメウナギ科の一種（幼生） (*Petromyzontidae sp.*)	25
ウナギ （*Anguilla japonica*）	1
オイカワ （*Zacco platypus*）	45
アブラハヤ (*Phoxinus lagowskii steindachneri*)	1,414
ウグイ （*Tribolodon hakonensis*）	187
モツゴ (*Pseudorasbora parva*)	2
タモロコ (*Gnathopogen elongatus elongatus*)	10
カマツカ (*Pseudogobio esocinus escocinus*)	30
ニゴイ (*Hemibarbus barbus*)	109
コイ科の一種（稚魚） (*Cyprinidae sp.*)	107
ドジョウ (*Misgurnus anguillicaudatus*)	3
ギバチ (*Pseudobagrus tokiensis*)	34
アユ (*Plecoqllossus altivelis altivelis*)	12
メダカ (*Oryzias latipes*)	7
シマヨシノボリ (*Rhinogobius sp.CB*)	3
オオヨシノボリ (*Rhinogobius sp.LD*)	4
トウヨシノボリ (*Rhinogobius sp.OR*)	3
ヨシノボリ属の一種 (*Rhinogobius sp.*)	5
ヌマチチブ (*Tridentiger brevispinis*)	1
合計個体数	2,026

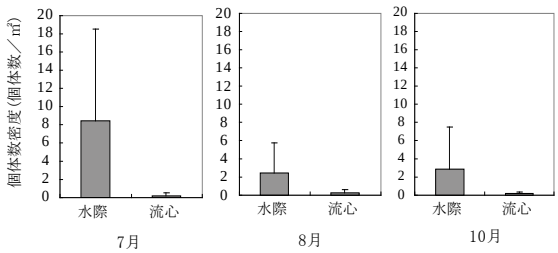


図 5-3 水際部と流心部における生息密度の平均値及び標準偏差の季節変化

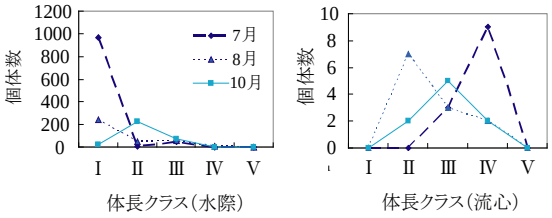


図 5-4 水際部・流心部での体長クラス季節変

流速については差が見られなかったが、水深については、裸地と草本－草本、裸地と草本－草本（庇）、裸地－木本（庇）と有意な差が見られた($P<0.05$)。

(4) 考察

流心部と水際部の比較から水際部では有意に生息密度が高く、特に、7 月の結果は体長クラスⅠ（体長：2cm 以下）のアブラハヤが水際部に集中した。一方、流心部の生息密度は水際部と比較して 1/10～1/50 程度に留まり、体長クラスⅠ（3cm 以下）の個体は全く確認できず、体長クラスⅡ（3～5cm）、Ⅲ（5～10cm）、Ⅳ（10～20cm）の個体のみが確認された。魚種は異なるがオイカワ（*Zacco Platytus*）に関する選好流速と体長の関係に関する研究によると[8]、オイカワで 20㎜ 以上になると選好流速を増大させることが報告されている。体長 30㎜ 以下の個体が

水際に多く、流心における個体サイズが大きいのも、このような成長段階における遊泳能力の違いを反映したものと考えられる。

本研究で対象とした区間は平均河床勾配 1/500～1/900 程度の中流域に当たる。流心の平均流速(76cm/s)は水際のそれ(10cm/s)と比較して著しく大きく、本流程においても水際部は相対的な低流速域として機能し、稚仔魚にとって重要な生息場所となっている。より緩勾配区間においては、流水部と水際部の流速差は減少すると考えられ、水際の生態的機能は本研究で扱った流程とは異なる可能性がある。水際タイプ別の生息密度は、裸地で少なく、植物が水中、陸上から繁茂するタイプで大きくなった。ただし、水中・陸上から草本類が繁茂する草本－草本タイプにおける生息密度は裸地タイプと有意差は見られず、既往の実験結果と異なった[7]。これは、砂鉄川では入り江状の場所や湾曲部内岸側の堆積域の裸地にもコドラートを設置したため、裸地においても流速が遅く、稚仔魚の生息場として機能し、結果として生息密度を押し上げたものと考えられた。木本類が繁茂する場合は、裸地タイプと比較して有意に生息量が大きくなった。今回報告できなかったが、木本類の張り出し高さが小さく枝葉が水中に没している場合の方が、生息密度が高くなる傾向が見られたことから、水中に没した木本類が流速を低下させ、生息環境を改善させた可能性がある。ただし、物理環境調査結果では流速に差が生じていない。これは、没している枝葉周辺に形成される低流速域が局所的であり、今回の調査方法（1 コドラート 9 点の平均値）では、このような効果を把握できなかった可能性もある。草本、木本に拘わらず河岸が庇状になっている場合の生息密度は大きかった。サケ科魚類についてはオーバーハングした河岸の生息場としての重要性が指摘されていたが、砂鉄川の結果はコイ科魚類についても同様の結果が得られた。また、庇を形成している河岸において生息密度が著しく高くなる傾向は、今後の水際処理の方法を考える上で極めて重要な点と言える。

5.1.4 まとめ

交互砂州上のハビタットの面積比率については今後中小洪水に伴う砂州の変形を考慮し、より定量的な評価手法を立案する必要がある。水際域のタイプ別に生息量が大きく異なる点については、捷水路建設時の魚類相の予測だけでなく、今後の捷水路建設時の水際処理の仕方について有益な情報を提供するものと考えられる。

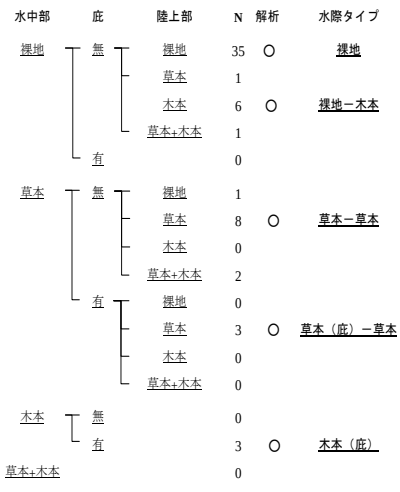


図 5-5 水際タイプとコドラート数

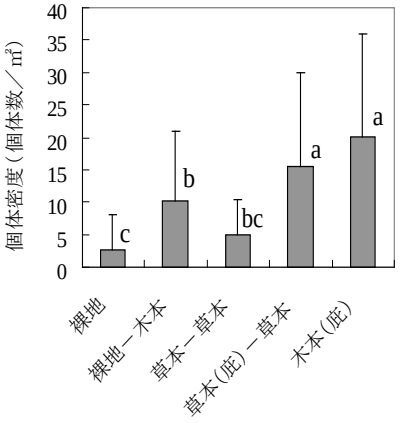


図 5-6 水際タイプ別魚類生息密度

表 5-2 各水際タイプの物理量
（同一添字は有意性なし）

	裸地	裸地－木本	草本－草本	草本（庇）－草本	木本（庇）
流速(cm/s)	13.6±15.3	9.0±8.3	12.3±7.9	7.38±6.6	16.0±13.9
水深(cm)	^{b}18.4±11.2	^{ab}30.1±17.1	^{a}28.8±11.8	^{a}35.4±5.4	^{a}37.7±13.0

参考文献

1) 岸力、黒木幹男：中規模河床形態の領域区分に関する理論的研究、土木学会論文集第 363 号/Ⅱ-3、pp. 87-96、1985

2) 長谷川和義、山岡勲：発達した交互砂州の性状に関する実験と解析、第 26 回水理講演会論文集、pp. 31-38、1982

3) 石井千万太郎、黒木幹男、岸力：低水流による単列交互砂州の変形実験、土木学会第 41 回年次学術講演会、pp. 431-432、1986

4) 内島邦秀、早川博：流量が減少した場合の交互砂州

5) 竹林洋史、江頭進治、中川博次：直線水路における自己形成流路の形成条件と形成機構、水工学論文集第 44 巻、pp. 771-776、2000
6) 建設省河川局河川環境課：河川水辺の国勢調査マニュアル河川版（生物調査編）、（財）リバーフロント整備センター、p. 25、1997
7) 河口洋一：水辺の植物が河川性魚類の生態に及ぼす影響、海洋と生物、149(25-6)、2003
8) 駒田格知、山田久美子、鈴木興道：オイカワの仔・稚魚の生息場所と成長について、成長(33)、pp. 113-119、1994

5.2 高水敷切り下げによる生息環境予測手法

5.2.1 高水敷の樹林化の経年変化

(1) 方法

手取川、大井川、木曽川、猪名川、九頭竜川、天神川、菊池川において、1960 年代以降の地被状態の経年的変化を知るために、空中写真より、対象区間の堤間幅内の地被状態（4 分類）を判読した[1)]（表 5-3、5-4）。
次に、各河川において年代ごとに不等流計算を行い、平均年最大流量時の川幅水深比を求め、地被状態との関係をみた。

(2) 結果

図 5-7 に地被状態の面積割合について、その経年変化を示す。無植生地の減少、草地、樹林地の増加がみられ、人工地は耕作地からグランド、建造物、護岸などに変化していた。

図 5-8 に、各河川の川幅水深比と各地被状態の占める割合との関係について示す。川幅水深比が小さくなるにつれて、無植生地が減少し、樹林地が増大する傾向にある。しかし、川幅水深比が 260 より小さくなる辺りから樹林地は減少し、人工地が急激に増える結果となった。これは、本来、樹林地であった箇所が人為改変により人工地へ変化していると考えられる。実際に、多くの場所でグランドの整備などが進んでいた。

以上より、とくに 1990 年以降、樹林化の傾向にあることが推察された。樹林化が進行し、礫河原が減少したということは各地で言われていたが、7 河川のデータを比較、分析することで、それらの傾向を定量的に示すことができた[1)]。

5.2.2 河原の自然再生事業の現状

表 5-3 地被状態の分類

分類項目		分類項目の定義
無植生地	（水域）	空中写真撮影時に水面であった場所
	（自然裸地）	空中写真撮影時に植物の繁茂がなく，人工的利用でない場所，主に砂州．
草本地		空中写真撮影時に草本植物が繁茂している場所
樹林地		空中写真撮影時に木本植物が繁茂している場所
人工地		グランド，田畑，河川構造物のある場所

表 5-4 対象河川と資料使用の河道年

河川名	使用資料	使用資料の河道年				
手取川	横断測量	1980	1981	1991＊	1998	2003＊
	空中写真	1977	1984	1997＊	1998	－
大井川	横断測量	－	1968	1979	1982＊	2001
	空中写真	1956＊	1968	1979	1995＊	2001
木曽川	横断測量	－	1972	1982	1997	2000
	空中写真	1959＊	1970	1981	1994	2002
	横断測量	－	1972	1982	1997＊	2000
	空中写真	1959＊	1970	1981	1993＊	2002
猪名川	横断測量	1959	1967	1976	1983＊	－
	空中写真	1959	1967	1976	－	2000＊
九頭竜川	横断測量	1981	1983＊	1989	1997＊	2001
	空中写真	1981	－	1989	－	2000
天神川	横断測量	1963	1971	1979＊	1990	1997
	空中写真	1963	1971	－	1990	1997
菊地川	横断測量	1960＊	1967	1982	2002	
	空中写真	1947＊	1967	1982	2002	

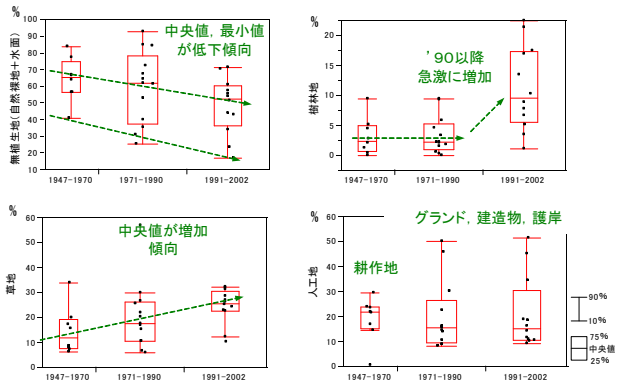


図 5-7 地被状態の面積割合の経年的変化

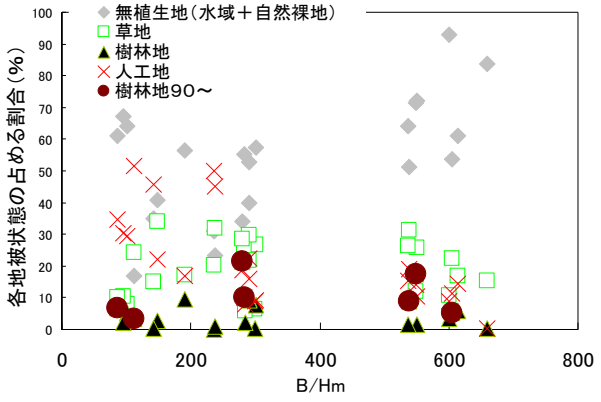


図 5-8 川幅水深比（B/Hm）と地被状態の面積割合の変化

平成 14 年 12 月、自然再生を総合的に推進し、生物多様性の確保を通じて自然と共生する社会を実現すること等を目的として「自然再生推進法」が成立した。同法で

は、自然再生を「過去に損なわれた自然を積極的に取り戻すことを目的として、関係行政機関、関係地方公共団体、NPO、専門家等の地域の多様な主体が参加して、自然環境の保全し、再生し、創出し、またはその状態を維持管理すること。」と定義されている。これらの動きを受け、国土交通省河川局においても河川の自然再生事業に取り組んでいる。

実事業の現状を知るため、各地方整備局を対象に、自然再生事業に関するアンケートを行った。その結果、自然再生事業の取り組みとして、樹林化が進行した砂礫河原の再生が多く、樹林化などに伴う砂礫河原の再生予定は 7 地整あった（表 5-5）。

ほとんどの河川で、砂礫河原が減少した要因の 1 つに砂利採取をあげている。再生のための対策は、高水敷化した砂州を平水時までの切り下げることが予定されている。その目的は、樹林化の抑制、河原植物の回復、アユなどの産卵場の再生であった。また、ほとんどの河川で、砂礫河原の再生後の評価は行わない予定となっていた。

5.2.3 河原再生後の河原環境（植物）の予測

現地調査、実験より、砂礫構造の違いが、河原植物の生育環境特性に及ぼす影響を確かめた。現地調査では、砂礫構造のタイプの違いにより、植物の生育量（植被率）がどの程度違うかを明らかにした。室内実験では、砂礫構造、灌水頻度を変え、それらが植物の成長に及ぼす影響予測の検討を行った。

(1) 現地調査と結果

① 現地調査

現地調査は、茨城県の那珂川、久慈川の砂州上に調査区を設定し、砂礫構造と植生調査を 356 地点において実施した。それぞれの調査区では、あらかじめ 5 つのタイプに分類した砂礫構造のタイプを記録した。分類した砂礫構造のそれぞれのタイプは、表層が礫 100%で被覆され、最表層から礫を 2 層以上除去しても砂成分が確認できない（タイプⅠ）、表層が礫 100%で被覆され、最表層を除去すると砂成分が確認できる（タイプⅡ）、表層が礫と砂から構成され、砂成分による被覆は 10%未満（タイプⅢ）、表層が礫と砂から構成され、砂成分による被覆は 10%以上（タイプⅣ）、表層に砂成分が堆積し、礫が全く見えない（タイプⅤ）とした。また、植生調査は、1m×1m の調査区内の全植被率、種名と植物種ごとの主根長を計測した。

② 結果

図 5-9 に砂礫構造のタイプ別にみた植被率との関係を示す。図に示されるように、礫が減少するにつれて、植被率が大きくなる傾向がみられた。また、主根長を調べた結果、平均して約 6.5cm の長さであった。このことから、河原に生育する多くの植物は浅い場所に主根を伸展させていることがわかった。

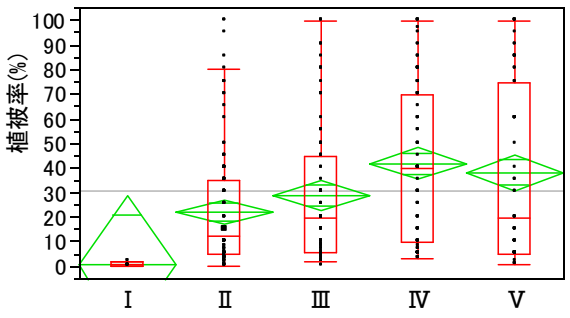


図 5-9 タイプ別にみた植被率

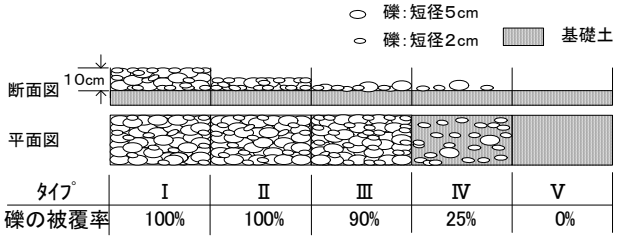


図 5-10 実験時の砂礫構造のタイプと礫の被覆率

表 5-6 タイプ別の光量子量

礫層タイプ	Ⅰ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅳ	Ⅴ
光量子量 (μmol/s/m^2)	0.00	0.21	0.35	29.31	49.66

(2) 実験方法と結果

① 実験方法

現地調査で確認された植物および他の河川の河原でも典型的に見られる植物を対象に、植物の発芽・成長実験を行った。実験は恒温室内で行い、砂礫構造のタイプ、灌水頻度を変え、それぞれのタイプの生育状況の違いを確かめた。対象とした種子は、ヤナギタデ、シロザ、メドハギ、ヨモギ、コセンダングサ、セイタカアワダチソウ、ケイヌビエ、アキノエノコログサとした。

プランター（縦 38cm×横 14cm×高さ 20cm）内に、図 5-10 に示すような砂礫構造を作成した。現地調査時と同様に、礫分の最も多いものをタイプⅠとし、全くないものをタイプⅤとした。とくに、タイプⅠ、タイプⅡでは、隙間ができないように礫を敷き詰め、基礎土に光が届き難い環境を作った。

明暗条件は、明期 12 時間、暗期 12 時間に設定した。温度条件は、明期に 28℃、暗期に 15℃とした。それぞれのタイプの土壌の水分、植物種を確認し、実験を終了した。光量子量の測定には、実験開始前に別途用意したプ

ランター内に光量子計を入れた上にガラス板をはめ込み、さらにガラス板の上に砂礫を敷き詰め、板下へ透過する光量子量をタイプ別に計測（5 箇所/タイプ）した。

② 結果

表 5-6 に計測したタイプ別の光量子量の平均を示す。タイプⅠ～タイプⅢまでは、光量子量は 0～0.21（μmol/s/m²）であり、砂礫により光量子量が制限されていた。タイプⅣから光量子量が大きくなり、タイプⅤでは、約 50（μmol/s/m²）となった。

図 5-11 にタイプ別の植物の枯死率を示す。灌水頻度が 3 日おきのものは、7 日、14 日おきと比較し、各タイプで枯死率が最も小さかった。一方、灌水 14 日おきでは、タイプⅣ、Ⅴの枯死率が 90%を超えた。

図 5-12 に実験終了時におけるタイプ別の生存個体数を示す。タイプⅠは、総個体数が最も少なく、タイプⅡで約 80 個、タイプⅢ～タイプⅤでは 100 個を超えた。その内訳をみると、灌水頻度が 3 日おきのタイプの個体数は、40 個～60 個で増減を繰り返していた。灌水頻度が 7 日おきのタイプの個体数は、タイプⅠが最も少なく、タイプⅡからタイプⅤへ向かうにつれ徐々に多くなった。灌水頻度が 14 日おきのタイプの個体数は、3 日おき、7 日おきと同様にタイプⅠが最も少なかったが、タイプⅣ、Ⅴでは、タイプⅡ、Ⅲに比べてむしろ個体数が減少した。この理由として、図 5-13 に示すように、Ⅳ-14、Ⅴ-14 の体積含水率が低く、どちらのケースも中央値が 0.1（m³/m³）を下回っていたため、植物が成長できなかったものと思われる。水分条件が厳しい場合、礫の被覆効果により水分を保持でき、植物の生存を助長する可能性を示す結果となっている。

本研究結果をふまえ、実際、砂礫河原の再生を計画する際には、礫の被覆率だけでなく、礫の厚さにより、植物の生育の度合いが決まることに留意しなければならないことが明らかとなった。とくに、砂礫層が 5cm では、被覆率が 100%であっても、僅かに植物の発芽を制限するのみで、10cm 程度の礫層厚がなければ、短期間で植物が繁茂に至る[2)]。

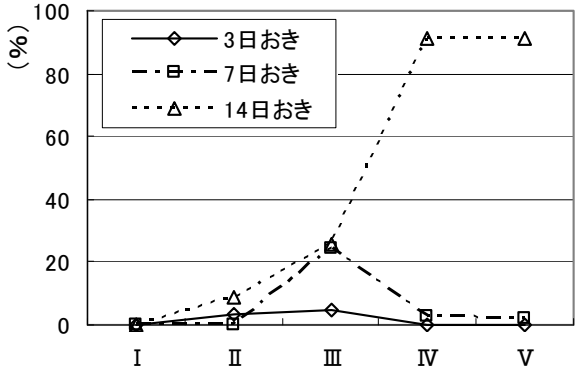


図 5-11 タイプ別の植物枯死率（実験終了時）

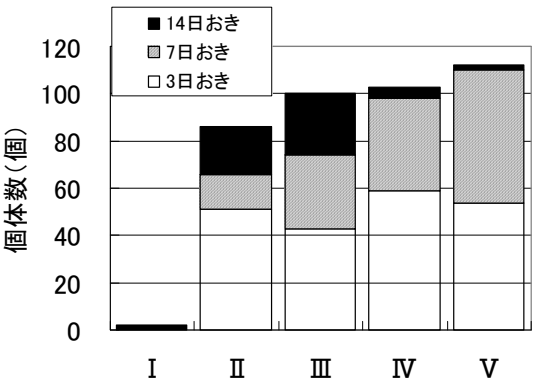


図 5-12 タイプ別の生存個体数（実験終了時）

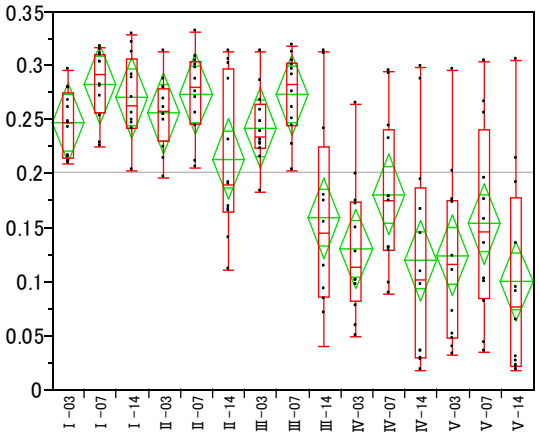


図 5-13 タイプー灌水頻度別にみた体積含水率

5.2.4 持続的な砂礫河原を形成するための河川高水敷の土砂堆積・浸食の予測システム（北川的野地区を例として）

現在の河道特性に適した砂礫河原を再生するにあたり、改修箇所の変化を簡易に予測できる手法が必要とされる。そこで、空中写真を用いた画像解析により河床高を求め、既存の平面 2 次元流計算を元に、持続的な砂礫河原の形成を予測するシステムの第一案を作成した。

① 方法

対象とした地区は、平成 13 年に大規模な高水敷切り下げが行われた五ヶ瀬川支川北川的野地区および本村地区（宮崎県東臼杵郡北川町）とした。

まず、空中写真から画像処理を行い、平成 13 年の初期河床の地形データを得た。次に既存の固定床の平面 2 次元流計算を行い、水深、移動限界粒径を求めた。また、計

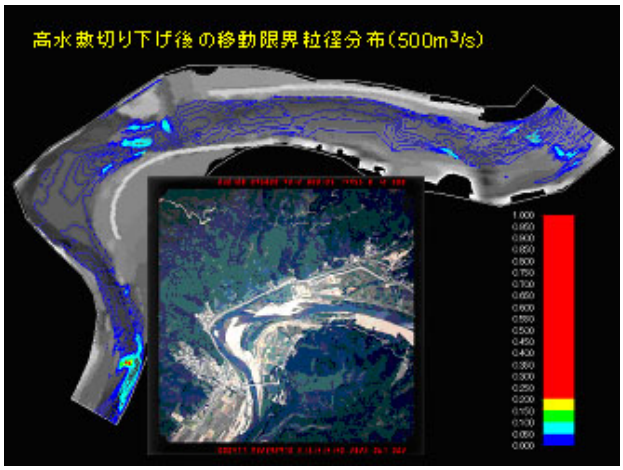


図 5-14 高水敷切り下げ後の移動限界粒径分布

算時間を短縮するため、対象区間の最寄りの流量データから砂礫の移動に関わる特徴的な流量を複数抽出し、固定床の平面 2 次元流計算を行った（図 5-14）。

他方で、精度検証をするため、当該地区の平成 13 年を最終河床とし、先ほどと同様に空中写真から画像処理をし、平成 13 年との比較から河床高の変動量を求めた。

② 結果

移動限界粒径のコンターと河床変動量の傾向が概ね一致し、上述の解析手法で土砂の変動箇所を予測することが可能であることが明らかになった。このことは、すなわち、空中写真と流量データさえあれば、土砂の堆積、浸食箇所が特定できることに繋がり、本手法のような簡易な方法でも、砂礫河原を形成するのに適した箇所を選定することが可能となることを示唆する。

以上のように、事業実施前の検討に使用することにより、砂礫河原再生を含めた自然再生事業をより効果的に実施することが可能になることが示された。今後は、上記手法をより発展させ底質マップから、粒径の構造や堆積厚といったより詳細な河道内微地形の形成過程を予測する手法を開発する予定である。

5.2.5 まとめ

樹林化の進行の程度、実事業の状況、砂礫構造を再生するための工学的アプローチの方法について研究を進め、樹林化の進行にともない礫環境の減少や礫河原に依存する生物の減少が著しいことが示唆された。平成 17 年度現在、自然再生事業計画として砂礫河原の再生を計画している河川は、7 河川（6 地整）あった。しかしながら、砂礫河原の再生に向けた検討は十分とは言えなかった。そこで、実際に砂礫河原のある河川で現地調査、実験を行い、求める砂礫河原を再生するには、砂礫の被覆率や礫層厚が重要であること明らかにした。また、解析検討により、河道計画の段階から、どの場所に砂礫河原を再生すると最も効率がよいかについて、最適解を得るためのシステムを作成した。

参考文献

1) 大石哲也、萱場 祐一、天野 邦彦：全国 7 河川の河道特性及び地被の長期変動の実態とその関連性、河川技術論文集、vol. 8、pp. 367-362、2005

2) 大石哲也、天野邦彦、中村圭吾：砂礫構造の違いからみた河原植物の生育環境特性について、河川技術論文集、vol. 9、pp. 477-482、2006

表 5-5 砂礫河原再生事例一覧（平成 17 年度現在）

河川名	鬼怒川	狩野川（支川黄瀬川下流）	狩野川（日守付近）	狩野川（松原橋上流）	豊　川	揖保川	江の川	四万十川	旭　川
事業諸元									
河川の諸元									
流域特性									
流域標高 (m)	2578	1438	1406	1406	1152	1139	1218	1336	1081
流域面積 (km^2)	1760	852			724	810	3870	2270	1800
幹川流路延長 (km)	176.7	46			77	79	194	196	142
年間平均降雨量 (mm)	1200～2000	上流部：3000 下流部：2000			上流域：2400 中流域：2200 下流域：1800	上流部：2100 下流部：1400	1700	3500	1450
計画高水流量 (m^3/s)	8800	1200	2400	2100	4100	4000	1200	14000	6000
事業区間の河道特性									
位置 (河口からの距離：km)	（詳細な事業箇所が未記載）	0.0 （本川4.8kmで合流）	12.2	16.2	13.2	3.4	170.5	10	10.8
平水流量 (m^3/s)	（詳細な事業箇所が未記載）	4	29.4	18.4	13.94	13.59	4.5	50	38
セグメント区分	Seg. 1	-	Seg. 2-1	Seg. 2-1	Seg. 2-1	Seg. 2-1	Seg. 2-1	Seg. 2-1	Seg. 2-1
生態的河川形態区分	Bb	-	Bb	Bb	Bb	Bb	Bb	Bb	Bb
河床勾配	1/200	-	1/1200	1/1200	1/954	1/500(1/668)	1/590	1/1300	1/670
河床材料の代表粒径 (d_R：mm)	（詳細な事業箇所が未記載）	63	33	33	57	50.4	40	40	50
平均年最大流量 (m^3/s)	（詳細な事業箇所が未記載）	500	600	525	1563	1080	350	5300	1400
砂州の形態区分 (交互/複列/網状/なし)	複列砂州	交互砂州	交互砂州	交互砂州	交互砂州	交互砂州	交互砂州	交互砂州	交互砂州
横断形状 (複断面/単断面)	（詳細な事業箇所が未記載）	複断面	複断面	複断面	複断面	複断面	複断面	複断面	複断面
事業の目的と背景	複断面化の進行、供給土砂量の減少、外来植物の侵入により減少・喪失してきている、鬼怒川に特徴的な河原に広がる環境及び河原固有の生物を再生することを目的としている。	・放水路完成に伴う攪乱作用・冠水頻度の低下による陸域化・樹林化および礫河床・礫河原の減少 ・これによるアユカケ、ウツセミカジカ、カワラノギクの生息域の減少			昭和30年頃の中流部には多くの動的な交互砂州が見られたが、現在は洪水による攪乱の減少等により砂州に植物が侵入し、河床の固定化等に伴い砂礫河原の減少等が見られる。そのため、礫河原の再生を図り、良好な豊川の河川環境を維持していく。	水質悪化によって地域住民の関心がなくなり、S40年代からの河川改修等によって失われた旗保川固有の河川環境（礫河原、河畔林）を回復させ、多様な環境と生物の生息空間を有する三川分派地区の整備を目的とする。	昭和40年代以降の礫河原の減少、樹林化の進行、アユの生息環境の悪化などの河川自然環境における問題点を解決することを目的として自然再生事業を実施する。	昭和以降の発電ダム，砂防ダムの建設による土砂貯留，昭和40年代以降の砂利採取の影響により，土砂供給量が減少した．それに伴い，澪筋部の低下，複断面化が進行し，アユの産卵場に適した早瀬の減少，砂州の高水敷化による草地と樹林の増大が進行した．1960年代の礫河原，アユの産卵場を再生する．	昭和３０年代以降のダム建設，砂利採取，河道内植生の持ち出し行為の停止等の影響を受け，複断面化，河床変動の鈍化，植生発達が進行した．それに伴い，礫河原の減少，樹林化等が進行し，川らしい生態系が損失・劣化するとともに，流下能力も低下した．それらの現状問題点を改善することを目的に自然再生事業を実施する．
事業目標	・礫河原の再生 ・生態系の回復（希少生物の保全）	・礫河原の再生 ・水際推移帯の再生			・礫河原再生 ・樹林化抑制 ・チドリ類の生息環境創出	・礫河原の再生 ・カワラヨモギ、カワヂシャ、カワラサイコ、フジバカマの生育地の復元 ・アレチウリ、セイタカアワダチソウなどの繁化種の抑制	・礫河原の再生 ・河原草地の再生 ・アユの生息環境の改善（河床堆積物フラッシュ機会の回復）	・礫河原の再生 ・アユの産卵場の再生	・礫河原再生 ・樹林化抑制 ・複断面化の解消によるダイナミズムの回復
自然再生の整備･管理手法	・砂州の切り下げ（高水敷の掘削） ・カワラノギクの保全 ・地元自治体及び地域住民との協議と協働 ・供給土砂のコントロール	・陸域化した河岸部の切り下げ（平水位レベル） ・樹木伐採	・陸域化した河岸部の切り下げ（平水位レベル）	・陸域化した高水敷の切り下げ（平水位以上） ・樹木伐採	・砂州掘削（平水位レベルまで緩傾斜整地）	・中州の切り下げ	・砂州の切り下げ ・中水敷盛土形成による河幅水深比の縮小 ・フラッシュ放流	・低水路幅拡幅による交互砂州領域の複列砂州領域化 ・砂州切り下げによる冠水頻度の増大（50日冠水位以上） ・樹木伐採	・砂州の切り下げ ・ヤナギの切り株環状剥皮・萌芽枝の繰り返し伐採
達成度の事後評価	・未実施（平成18年度施工予定）	・未実施（資料が「計画書（案）」のため不明） ・黄瀬川においてH15-16で施工、H16-18でモニタリング予定。他区間でH19から施工予定。			・未実施	・未実施、今後実施予定	・未実施（H18.3月整備）	・未実施	・一部自律的礫河原再生（動的河床の回復） ・一部澪筋の河床上昇 ・一部植生（ヤナギ類，ｱｷﾆﾚ，ｼﾅﾀﾞﾚｽｽﾞﾒﾘﾔ）の回復 ・ヤナギの切り株からの萌芽再生抑制策の成功 ・礫河原で回復した植生の除去策が課題 ・市民共同による管理実践が課題
河道変遷履歴									
インパクト									
直接的インパクトの種類	・ダム及び砂防施設の建設 ・砂利採取 ・低水護岸の施工と掘削	・放水路建設 ・捷水路整備			・砂利採取 ・取水、洪水調節等による流況調査	・河川改修（河道拡幅、堤防整備） ・砂防ダムの建設 ・砂利採取 ・水質悪化	・貯留・取水施設の建設 ・築堤（引き堤）、護岸整備 ・河床からの土砂採取 ・河道内植生の持ち出し行為の停止	・砂利採取 ・発電ダム，砂防ダムの建設	・砂利採取 ・ダム建設 ・植生持ち出し行為の停止
間接的インパクトの種類 (物理特性への影響)	・供給土砂の減少 ・複断面化の進行（高水敷の形成と河床低下） ・冠水頻度の減少	・河道の直線化（捷水路） ・ピーク流量減少（放水路） ・澪筋の固定			・澪筋と水際の比高差の拡大（河床低下） ・寄州、中州等の冠水頻度の減少 ・河床の固定化	・供給土砂の減少（砂防ダム、土砂採取） ・中州の河床上昇（河道の安定） ・流域住民の関心の低下（水質悪化）	・流況の平準化 ・利水に伴う流況の悪化（水量の減少と平滑化） ・川幅水深比の増加 ・供給土砂濃度の低下 ・掃流力の低下による河床の安定	・複断面化 ・土砂供給量の減少 ・最深河床の低下（アーマー化） ・澪筋の固定化 ・砂州の土砂堆積進行	・複断面化 ・河床変動の鈍化 ・土砂欠乏（砂利採取） ・ピーク流量減少（ダム建設） ・植生発達と砂州の安定（植生持ち出し行為の停止）
インパクトとなった事業の運用段階	・ダム及び砂防施設の建設･･･運用段階 ・砂利採取･･･事業実施 ・低水護岸の施工と掘削･･･事業実施	・放水路建設：運用段階 ・捷水路整備：運用段階			・砂利採取：事業実施 ・ダム、頭首工建設：運用段階	・河川改修：運用段階 ・砂防ダム：運用段階 ・砂利採取：事業実施	・貯留・取水施設の建設･･･運用段階 ・築堤・護岸整備･･･事業実施 ・河床からの土砂採取･･･事業実施 ・河道内植生の持ち出し行為の停止･･･運用終了段階	・砂利採取：　事業実施 ・発電ダム，砂防ダムの建設：　運用段階	・砂利採取：　事業実施 ・ダム建設：　運用段階 ・植生持ち出し停止：　行為の終了
レスポンス									
どのスケールの生態系への影響か	特定の河川区間（扇状地：大礫を含む混合粒径河道）	・特定区間（感潮区間、市街地、計画水面勾配1/1000～1/1000） ・特定区間（蛇行激しい、河畔林等水際植生に特徴、計画水面勾配1/1000～）			・特定の河道区間（豊川中流部）	・特定の河川区間（本川中下流域）	特定の河川区間（自然堤防帯～谷底平野）	・特定の河道区間（四万十川下流域 Seg	・特定の河道区間（扇状地～自然堤防帯）
どの場所の生態系への影響か	・高水敷（低水路が高水敷化した）	・瀬、淵、浮石（アユカケ、ウツセミカジカ） ・礫河原（カワラノギク）			・低水路内の砂州上	・低水路内中州上	・低水路内の砂州上 ・澪筋の礫表面	・早瀬(アユ産卵場) ・低水路内砂州	・低水路内の砂州上 ・早瀬（アユ産卵場）
生態系への影響の種類	・河原固有生物の減少 ・樹林化 ・外来植物の繁茂	・礫河原の減少 ・水際推移帯の減少 ・冠水頻度・攪乱作用減少 ・生物、植生生息域の減少			・礫河原の減少 ・砂州の陸域化と樹林化	・河道の安定化（攪乱頻度低下） ・礫河原の減少 ・樹林化、草地化、陸地化（植生の定着、外来種侵入） ・河畔林（エノキームクノキ群）の減少による生物群集の減少	・河道内植生発達による礫河原及び河原植物の減少 ・樹林化 ・澪筋への河床堆積物の増加によるアユの生息環境悪化	・アユ産卵場の減少 ・礫河原の減少	・礫河原の減少 ・河原植生（ｶﾜﾗﾊﾏｺ，ｶﾜﾗﾖﾓｷﾞ，ｶﾜﾗﾅﾃﾞｼｺ）の減少 ・樹林化（主にヤナギ類） ・攪乱，冠水頻度の低下 ・アユの産卵場の消失

6. 水辺植生帯の環境機能に関する調査

6.1 はじめに

水環境の保全にとって水辺植生帯は重要な役割を果たすが、その生態的機能および水質浄化機能に関する研究は十分ではない。さらに水辺植生帯の減少が問題となっており、その復元が必要とされている。そこで、本研究では①水辺植生帯の侵食機構に関する研究、②水辺植生帯の水質浄化機能に関する研究、③水辺植生帯の復元手法に関する研究、の３つをテーマとして実施した。本稿では、各項目の成果の概要を報告する。成果の詳細は巻末の参考文献をご覧いただきたい。

6.2 研究方法

6.2.1 水辺植生帯の侵食機構に関する研究

(1) 植生帯の繁茂条件に関するマクロ的検討

琵琶湖、霞ヶ浦の２湖沼について波浪や勾配などの物理環境から植生帯の繁茂条件を検討した。植生繁茂条件としてよく使用される C 値(式(1))の算定は各地点の湖浜材料の計測が必要で、その測定精度と必要コストに問題がある。そこで、ここではC値に代わる指標として、式(2)に示す湖岸エネルギーフラックスを提案した。式(2)は沿岸方向に働く漂砂エネルギーの変動幅をその影響幅のパラメータであるエネルギー影響範囲 B（湖岸勾配の逆数）で除することにより、岸沖方向の単位湖岸長さ当たりに働く漂砂エネルギーの変動幅として理解することが出来る。つまり、沿岸の砂が左右にどの程度、揺さぶられているか、またそのエネルギーをどれだけの範囲（湖岸帯の影響を受ける幅）で受けているか、ということを表した指標である。この方法の優れている点は、湖沼水深の分かる地図と風速・風向データさえあれば算定できる点にある。つまり、データの乏しい湖沼においても計画に使用できる長所がある。

$$C=H/L\cdot(\tan B)^{0.27}\cdot(d_{50}/L)^{-0.67} \qquad (1)$$

H (m):波高、L(m):周期、tanB:海浜勾配、d_{50} (m):湖浜材料の中央粒径

$$EF=(E^{+}-E^{-})/B \qquad (2)$$

EF: 湖岸エネルギーフラックス(kg･m/day/m)、E^{+}: 正の湖岸エネルギーフラックスの平均値(kg･m/day/m)、E^{-}: 負の湖岸エネルギーフラックスの平均値(kg･m/day/m)、B: エネルギー影響範囲(湖岸勾配の逆数)(m)

6.2.2 水辺植生帯の水質浄化機能に関する研究

(1) ヨシ群落の水質浄化機能に関する研究

① 概要

霞ヶ浦を対象に、湖岸帯の脱窒量を表すと考えられる窒素ガス発生量を表 6-1 に示す健全な湖岸帯から、侵食の激しい地点、砂浜地点、直立コンクリート護岸等で調査した。

脱窒量測定法としてアセチレン阻害法が一般的に用いられるが、ここでは現実に近い脱窒速度を求めるという点を考慮し、現場ガストラップ法を採用した(図 6-1)。本法は、現場にガス捕集トラップを一定時間設置して発生するガスを捕集する。トラップはロートからなるガス捕集部とロート先端部に取り付けた試験管からなる。発生したガスが試験管内に捕集されるので、捕集されたガスを先端に直径 2㎜ のテフロン管を取り付けた注射器で採集しガス容量を計量した後、その一部をバイアルビンに移し実験室に持ち帰りガスクロマトグラフィを用いて分析に供した。

表 6-1 脱窒量調査地点の概要

地点	植生帯幅	概要
St.1	12m	健全なヨシ原１
St.2	5m	健全なヨシ原２
St.3	2m	崖化したヨシ原１
St.4	0m	直立コンクリート護岸
St.5	4m	崖化したヨシ原２
St.6	9m	砂地のヨシ原

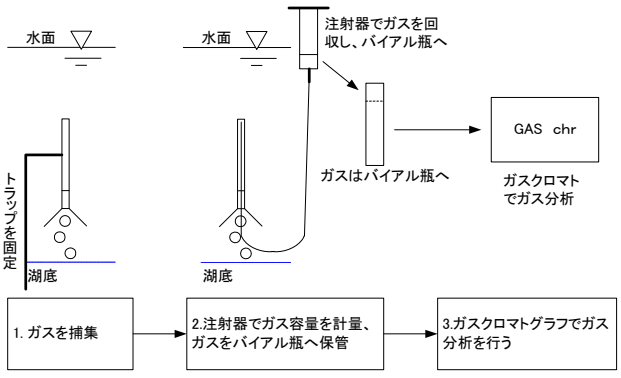


図 6-1 ガス捕集から分析までの手順

② 脱窒速度の算定

捕集されたガスは脱窒作用によって発生する窒素ガスやメタン醗酵により発生するメタンガスであると考えられる。大気中の窒素が混入するおそれがあるが、捕集ガス中に酸素ガスが含まれるかどうかによって判

断が可能である。

(2) 沈水植物の水質浄化機能に関する研究

2002 年 9 月 23 日～10 月 11 日の約 3 週間、自然共生研究センター（岐阜県川島町）の実験池において調査を実施した。使用した実験池は、4 つ（植生 1,2 無植生 1,2）でそれぞれの池は長径 50m 短径 30m の楕円形で実験水深は 0.9m、実験中の池の水容積は 533m^3 であった（図 6-2)。実験池の底部、法部は土羽で、水中部は圧倒的にクロモが優先し、法部には、抽水植物が生えている。4 つの池には、それぞれ同じ配水池より、流量 0.56L/s の水が供給され、実験池の滞留時間は 11.4 日であった。この水は木曽川の支川である新境川から供給され、COD_{Mn} 4.4mg/L、全窒素 2.0mg/L、全リン 0.14mg/L の平均水質である。

4 つの実験池のうち、池 1 と池 4 については沈水植物が少ない状態をつくりだすために、抽水・沈水植物をバックホウや人力により可能な限り除去した。その後 9 月 11 日に湛水し、馴致期間をおいて、9 月 23 日から 10 月 11 日の 3 週間調査した。植物の繁茂状態については、調査終了後、詳細な PVI(Percentage Volume Infested) 調査を実施した。PVI とは、沈水植物の池容積に対する「体積占有百分率」のことであり、沈水植物の池に対する現存量の指標である。

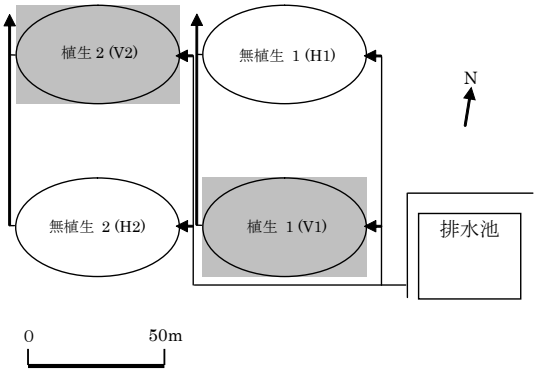


図 6-2 実験池の配置

6.2.3 水辺植生帯の復元手法に関する研究

(1) 水辺植生帯の保全・復元工法の評価

霞ヶ浦において過去に水辺植生帯の保全・復元工法が実施された地点を調査し、その評価を試みた。水辺植生帯の保全・復元を目的とした対策工については霞ヶ浦河川事務所、あるいは（独）土木研究所が有する資料から整理し、現地調査で補足した。該当する約 140 の工事から、施工を実施した部位（法面、水際、水面（主に消波工の種類））及び構造によって工法を分類し、140 の工事を 23 のタイプに分類した。さらに、この 23 分類から、①対策施設の前面あるいは後背部に一定の植生帯が確保されており、②規模が比較的大きく、③施工後 5 年以上経過している、ことを条件に選定し、21 箇所を対象箇所とした。

この 21 箇所について、既存資料（空中写真、工事資料、地形図など）から対策工の構造、使用材料、施工時期、消波工の天端高、養浜の有無、該当箇所の推算波高などを整理した。

加えて、この 21 箇所の現地調査を、2004 年 12 月 23 日～26 日に実施し、植生生育高さ (Y.P.)、汀線勾配、地形概況、構造物の安定性（破損状況の有無)、消波効果、漂砂制御機能、底質（軟泥、悪臭の有無)、植物（群落・外来種の侵入状況)、自然景観としての評価、親水性（近寄りやすさ、湖岸の幅など)、植物以外の生物の利用などについて定性的に調査した。

対象とする湖岸帯範囲は、基本的に沿岸方向では突堤間、岸沖方向では護岸前面から消波堤など、構造物の末端と末端を基本とし、構造物が無い場合は、主要な漂砂影響範囲を包含するように選択した。この選択範囲を含む空中写真を読み取ることにより、砂浜面積、植生帯面積、両者を合わせた湖岸帯面積、岸沖方向の平均湖岸幅、沿岸方向の湖岸距離（対象湖岸の護岸に沿った距離)、汀線距離（水際線の距離)、湖岸屈曲度(詳細は後述)を求めた。また、消波効果および保全度合いの指標として、対象範囲の周囲長に対する湖岸、消波工、突堤などの総延長の割合を閉塞度(%)として求めた(図 6-3)。また、空中写真は、撮影日により水位が異なるので、Y.P.+1.1m を基準とし、撮影日の平均水位が異なる場合には現地の汀線勾配から範囲を補正した。植生の前縁部が水際となっている場合は、多少の水位変動では位置は変化しないと考え、補正は行わなかった。

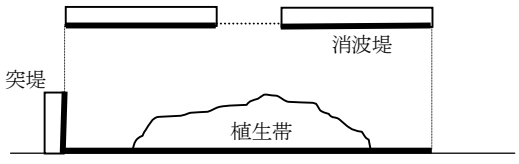


図 6-3 閉塞度(%)：四角に囲った周囲長のうち、構造物などの太線の百分率

6.3 研究結果

6.3.1 水辺植生帯の侵食機構に関する研究

(1) 植生帯の繁茂条件に関するマクロ的検討

図 6-4 に今回提案した湖岸エネルギーフラックスと

植生帯幅の関係を示す。この関係はC値と植生帯を比較したものよりバラツキが少ない。図より、湖岸エネルギーフラックス20 kg･m/day/m以下が植生繁茂の目安になることが分かった。

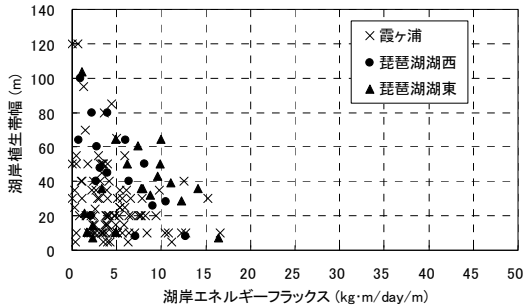


図 6-4 湖岸エネルギーフラックスと植生帯幅の関係

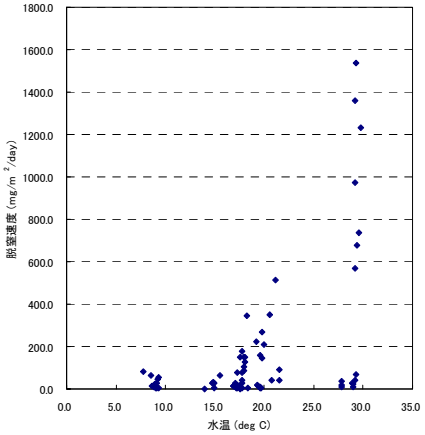


図 6-5 水温と脱窒速度

6.3.2 植生帯の水質浄化機能に関する研究

(1) ヨシ群落の水質浄化機能に関する研究

① 酸化還元電位、溶存酸素、水温

酸化還元電位と脱窒速度の関係をみると酸化還元電位-100 mV 程度で脱窒量が最大となった。酸化還元電位が最低となった時期に必ずしも脱窒量が増加しなかったが、これは、酸化還元電位以外の要因、特に水温が下がったことが最大の要因と考えられる。

植生帯幅と酸化還元電位の関係では、植生帯幅が増加するにつれて、酸化還元電位が低下する傾向が分かった。溶存酸素と脱窒速度の関係では溶存酸素量8mg/L 付近で脱窒量が最大となっている。これは、水の溶存酸素が好気的でも植生基盤内は嫌気的となっていることを示していると考えられる。

水温と脱窒速度の関係を図 6-5 に示す。この図より、脱窒は高水温時に盛んであることが良く分かる。この図の上限値を水温以外の条件が十分満たされている状態での脱窒速度と考え相関をとる。温度を T(deg C)、脱窒量を Y とすると $Y=Y_0\exp(aT)$ (Y_0 と a は定数)で表され次式が得られる。

$$Y=24.01\exp(0.14T) \qquad (3)$$

脱窒は水温の影響を強く受けることが分かったので、水温以外の要因と脱窒速度を比較するときは水温の影響を取り除く必要がある。そこで、式(3)より水温と脱窒速度の関係を式(4)の関係に従うと考える。ここで Y_0 を脱窒速度相対値と呼ぶことにする。Y_0 は理論上、水温 0 度での脱窒速度ということになる。

$$Y=Y_0\exp(0.14T) \qquad (4)$$

次に植生帯幅ごとに式(4)により求められる脱窒速度相対値を求める。浜田ら(1990)が実施した植生帯幅25m の地点での脱窒速度相対値も加えると植生帯幅と脱窒速度相対値はほぼ対数(式(5))で表される。

$$Y_0=4.35\ln(L) \qquad (5)$$

ここで、Y_0: 脱窒速度相対値(mg/m^2/day)、L: 植生帯幅(m)

したがって、式(5)を式(4)に代入することにより、式(6)が得られる。この式によって概略ではあるが湖岸帯幅と水温から脱窒量を推算することが可能である。

$$Y=4.35\ln(L)\exp(0.14T) \qquad (6)$$

ここで Y: 脱窒速度 (mg/m^2/day)、L: 植生帯幅(m)、T: 水温(deg C)

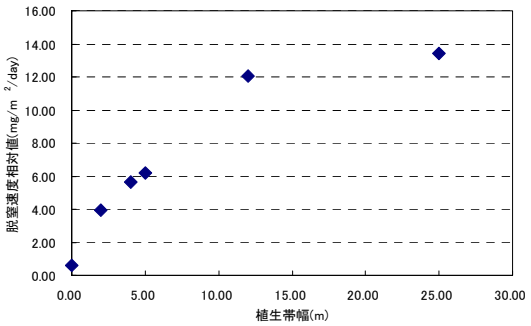


図 6-6 植生帯幅と脱窒速度相対値

(2) 沈水植物の水質浄化機能に関する研究

① 植生

植生の占有率を表す PVI は無植生池 1、無植生池 2 においてそれぞれ 3%、10%、植生池 1、植生池 2 におい

てそれぞれ 38%、84%であった。無植生池においても、刈取り後 4 週間で植生の回復はある程度みられたものの、植生が豊富な「植生池」とは異なる、植生の貧弱な「無植生池」を作り出すことに成功した。

② 水質・底質

植生池では透明感のある水質を観測できた。一方、無植生区では濁度の高い水が観察された。特に、濁度、COD、chl.a、全リンに関しては、植生池と無植生池に明らかな差が観察された。

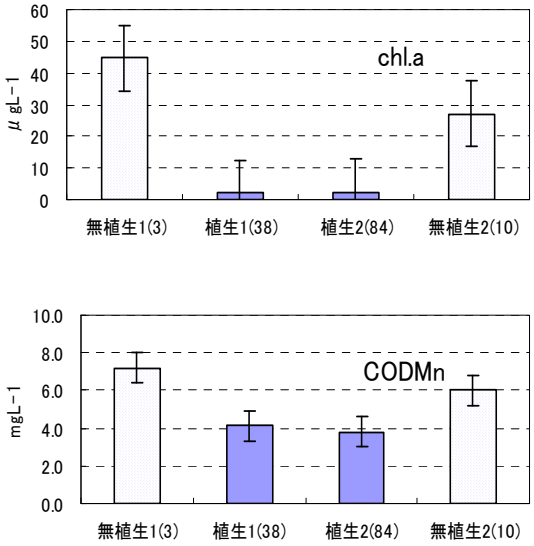


図 6-7 各実験池における水質平均値、沈水植物が繁茂した池では明らかに低い値を示している。線で示すのは標準誤差、括弧内は PVI 値

COD については無植生池で植生池よりも明らかに高い値が観察された。無植生 1（PVI3）の COD は無植生 2(PVI10)よりも有意に大きかった(two-factor ANOVA, Fisher’s PLSD, P<0.01)(図 6-7)。その一方、植生 1（PVI38）の COD は植生 2（PVI84）と有意な差はなかった(Fishe’s PLSD, P=0.33)。同様の統計的結果は、濁度、クロロフィル a(chl.a)、全リンについても観測された。これらの結果から、水質は PVI の増加にともなって改善されることが分かった。また、PVI が 38%以上であるときは PVI の増加によってそれほど水質が変化しないことが分かった。したがって、実験池における「清浄水」と「濁水」のいき値は 10%から 38%の間にあると言える。

窒素、溶解性有機態炭素(DOC)、リン酸態リン(PO_4-P)についても無植生池において植生池よりも有意に大きい値が観察されたが、無植生 1（PVI3）と無植生 2(PVI10)に有意な差はなかった。硝酸態窒素については、4 つの池について有意な差がなかった。アンモニア態窒素、亜硝酸態窒素については 4 つの池でほとんど観察されなかった。したがって、植生池と無植生池の全窒素の差は、懸濁性窒素と溶解性有機態窒素の差によるものと考えられる。

6.3.3 水辺植生帯の復元手法に関する研究

(1) 水辺植生帯の保全・復元工法の評価

① 湖岸帯面積増加速度

今回取り上げた 21 箇所の湖岸安定性の指標として湖岸帯面積増加速度を整理した。その結果、対策を実施した湖岸帯の面積は、ほぼ現状を維持しているか、大幅に増加したものが多く、全体として対策工は湖岸帯の再生に効果を発揮していることが明らかになった。

② 閉塞度との関係

今回データ整理をする過程で消波構造物、漂砂制御構造物といった構造物の目的毎に植生帯との関係を整理するよりも、平面図上で、湖岸帯が取り囲まれている度合いが問題であることが分かってきた。そこで、平面図上で対象とする湖岸範囲を取り囲む線が、構造物や湖岸で囲まれているか、つまり波浪にさらされていないか、ということを指標とするため閉塞度(%)という指標を導入し(図 6-3)、データを整理した。閉塞度と湖岸帯面積増加速度の関係を図 6-8 に示す。閉塞度と湖岸帯面積増加速度の相関係数は r=0.44(P<0.05)と弱い相関関係にあることが分かった。このグラフから分かることは、閉塞度が 70%を超えると、湖岸帯面積増加速度が大きくなり、囲い込んだ湖岸に物質が堆積しつつあることが分かる。その一方で、閉塞度が低くても湖岸帯面積はほぼ一定であるところも多いことが分かる。閉塞度が低いにも係わらず、湖岸帯面積が一定であるところでは、水際に法止め工として割栗石などのやや大きい材料を使用しているところが多く、それが上手く機能している。したがって、閉塞度が低くとも、湖岸の保全は可能である。逆に閉塞度が高いと急激な底質の軟泥化が懸念される。今回の調査でも閉塞度が高くなるにつれて、軟泥化が進行している傾向があった。

③ 湖岸屈曲度

河川では、屈曲度（あるいは蛇行度）(sinuosity)が河川の自然度を現す一つの指標として使用される。一般的に蛇行した河川ほど屈曲度が大きく、河川改修などが進み、自然度が下がると屈曲度が減少する。この調査では河川の屈曲度を参考に、湖岸における 2 点間の汀線の距離とその直線距離の比として、湖岸屈曲度(lakeshore sinuosity)を提案し、湖岸の自然度を表

現する指標として提案した。湖岸屈曲度は、養浜したいくつかの地点で時間の経過とともに増加している。これは、施工直後はやや単調な湖岸線であってもその後、植物の回復により湖岸線の形状がより多様に変化することを示しており、変化を許容した構造とすることが重要であることを示している。図 6-9 に湖岸屈曲度増加速度と湖岸帯面積増加速度の関係を示す。この両者には相関があり(順位相関係数 rs=0.57, P<0.05)、このことは植生の回復にしたがって湖岸線の形状が複雑になっていくことを示している。

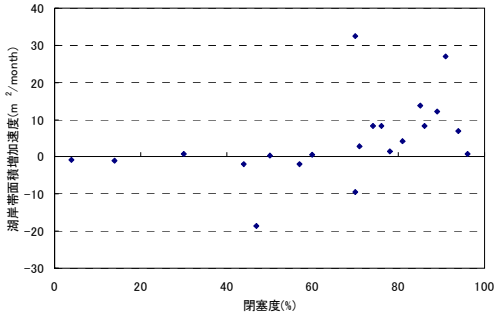


図 6-8 閉塞度と湖岸帯面積増加速度

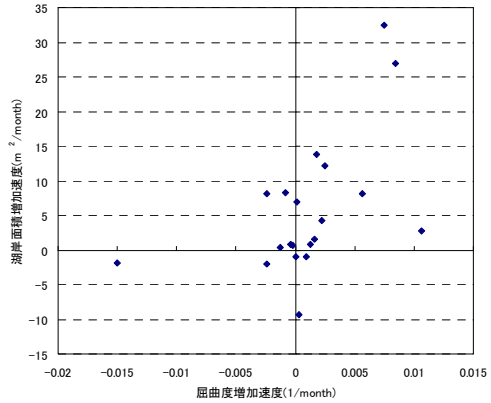


図 6-9 屈曲度増加速度と湖岸帯面積増加速度

④ 砂浜と植生

今回の調査結果をみると全体的に、対策工の施工後、砂浜環境が徐々に減少し、植生帯が増加する現象が 21 地点のうち、12 地点で確認された。地点 8 はその典型事例で、施工後 22 ヵ月後までは、造成した砂浜はその環境を保っていたが、その後、植生帯が拡大し次第に植生に覆われてしまった。

その一方、地点 9 では、砂浜と植生帯がある程度バランスしながら推移している。地点 9 は、対策工の構造が比較的強固であるが、湖岸前面の消波堤に適度な隙間を入れることによって、入射波の侵入を許し、構造全体に影響を及ぼさない範囲で、波浪による湖岸の攪乱を許容している。したがって、量としては小さいが砂浜的環境を維持し、多様な汀線勾配および場を形成している。

自然の湖岸は、植生の前進作用と波浪による侵食、また河川や漂砂の流れを通じて供給される土砂の相互作用によって、常に変動を繰り返しながら、長期的にみるとある程度安定した環境を維持しており、動的平衡状態にあると言える。したがって、湖岸植生帯の再生に際してもこの動的平衡を再生することが究極の目標であると言える。今回調査した結果、湖岸対策工は湖岸の保護という意味では効果があるが、全般に安定性が強すぎる傾向があった。そのために湖岸の過剰な緑化、ヘドロ化などの現象が一部で見られた。自然環境を再生するためには不安定さを内包した、安全な構造物を構築する技術が必要である。調査した中で地点 9 と地点 19 は、その解決策を示唆していた。つまり、構造物の安定性は確保しながら、波浪による攪乱を湖岸に受け入れ、それによって湖岸帯の変動性を維持している。地点 9 は、消波堤を一部開放することにより、地点 19 は、法止めを強固にすることにより消波堤設置そのものをやめている。これら 2 つの構造は、動的平衡を維持した湖岸再生工法として有効な構造であると考えられる。

6.4 まとめ

本研究によって得られた知見を整理する。

①マクロな湖岸の植生繁茂条件として、湖岸エネルギーフラックスという指標を開発し、既存の指標より精度高く推定できることを明らかにした。

②水辺植生帯の脱窒速度を、定量的に明らかにし、水温と植生帯幅から脱窒速度を推定する手法を開発した。

③沈水植物の水質浄化効果を大規模実験施設により定量的に明らかにした。また PVI という指標を導入し、清水と濁水のいき値の範囲を明らかにした。

④既存の湖岸植生帯の保全・復元手法を検証し、既存工法が効果的であること、波浪などを取り入れることにより、攪乱を取り入れた湖岸帯の復元が可能であることなどを示した。

参考文献

1) Epplnger R: Maßnahmen gegen das schilfsterben am Bodensee, Wasserwirtschaft 79(3), pp. 124-128, 1989

2) 林建二郎、木村保夫、鈴木正幸、荻原運弘、重村

利幸： 湖岸における植生護岸の形成とその効果、海岸工学論文集 46、pp.1116-1120、1999
3) Hegglin PFX: Lake shore rehabilitation on Lake Zug. Anthos 2/89 pp.35-41, 1989
4) 堀川清司、砂村継夫、近藤浩右：波による二次元海浜変形に関する実験的研究、土木学会第 21 回海岸工学講演会論文集、pp.193-199、1974
5) 宮脇成生、西廣淳、中村圭吾、藤原宣夫：霞ヶ浦湖岸植生帯の衰退とその地点間変動要因、保全生態学研究、Vol.9、No.1、pp.45-56、2004
6) 中村圭吾、米澤泰雄、尾澤卓思：霞ヶ浦における湖岸植生帯の侵食過程に関するモデル的検討、応用生態工学研究会、第 5 回研究発表会講演集、pp.49-52、2001
7) K Nakamura, T Nakatsuji, T Uda: Relation between littoral zone vegetation and wave action in Lake Shinji, Proceedings of 9th Intl. Conf. of the conservation and management of lakes, Session4, pp.569-572, 2001
8) 中村圭吾、中辻崇浩、西嶌照毅、尾澤卓思、宇多高明：湖岸における植生繁茂と波浪の関係、日本陸水学会第 67 回府中大会講演要旨、p.184、2002
9) 中村圭吾：湖沼沿岸帯の復元を考える視点ー霞ヶ浦の事例を中心としてー、雑誌「河川」3 月号、NO.668、pp.42-46、2002
10) 中村圭吾、米澤泰雄、尾澤卓思：霞ヶ浦における湖岸植生帯の侵食過程に関する研究、応用生態工学研究会、第 6 回研究発表会講演集、p.95、2002
11) 中村圭吾、浜田篤信、尾澤卓思：湖沼沿岸帯における波浪流量と浸透水量の測定法の開発、土木学会第 57 回年次学術講演会概要集、pp.295-296、2002
12) 中村圭吾：湖沼沿岸帯の復元技術、エコテクノロジーによる河川・湖沼の水質浄化、ソフトサイエンス社、島谷幸宏、細見正明、中村圭吾編、pp.209-217、2003
13) 中村圭吾、川村竹治、高村典子、西廣淳、尾澤卓思：沈水植物の有無が池の水質に与える影響、第 37 回水環境学会年次講演会、p.151、2003
14) 中村圭吾、天野邦彦：湖沼沿岸帯の自然再生，土木技術資料 47(9)、pp.40-45、2005
15) Nakamura K, Tockner K and Amano K: River and wetland restoration: Lessons from Japan. Bioscience 56(5): 419-429, 2006
16) 中村充：水産土木学 生態系海洋環境エンジニアリング 第 6 章、pp.519-534、1991
17) 中辻崇浩、中村圭吾、天野邦彦：湖岸植生帯の分布を制限する波浪・地形条件、土木学会論文集 G62(1)、pp.135-140、2006
18) 西廣淳、藤原宣夫：湖沼沿岸の植生帯の衰退と土壌シードバンクによる再生の可能性ー霞ヶ浦を例にー、土木技術資料、42(12)、pp.34-39、2000
19) 西蔦照毅、宇多高明、中辻崇浩：湖岸植物の繁茂限界波高の算定ー琵琶湖東岸を例としてー、海岸工学論文集、第 44 巻、pp.1111-1115、1997
20) Ostendorp W, Iseli C, Krauss, M, Krumscheid-Plankert P, Moret JL, Rollier M and Schanz F: Lake shore deterioration, reed management and bank restoration in some Central European lakes, Ecological Engineering, 5, pp. 51-75, 1995
21) Sayah S M, Boillat JL and Schleiss A: The use of soft shore protection measures in shallow lakes: research methodology and case study, Limnologica, 34, pp.65-74, 2004
22) Siessegger B: Lake Constance—The Restoration and conservation of a disturbed, degraded and polluted littoral zone, 第 9 回世界湖沼会議発表文集第 4 分科会, pp.268-271, 2001
23) 鈴木紀雄、桜井善雄、沖野外輝夫：雑録 湖辺環境の保全とその意義ー環境保全の理念の観点からー、日本生態学会誌、39(1)、pp.81-89、1989
24) 戸谷英雄、谷村大三郎、小野諭、坂口喜久二：霞ヶ浦湖岸植生帯の緊急対策工法の検討及びモニタリングとその評価、河川環境総合研究所報告書、11、pp.41-61、2005
25) 宇多高明:第4章 湖沼における風波による浸食、日本の海岸浸食、pp.371-398、1997、山海堂
26) 宇多高明、小菅晋、岡本正一、伊藤正光：風浪の作用下での湖岸への植生の繁茂条件について、海岸工学論文集、第 44 巻、pp.1116-1120、1997
27) 宇多高明、西島照毅：水辺環境の保全と地形学、第 5 章 風波の作用下における湖岸植生の繁茂限界と湖内の漂砂、古今書院、pp.112-147、1998

7． おわりに

7.1 研究の成果

本重点プロジェクト研究の個別課題の成果は、第２章から第６章に示すとおりである。なお、全体プロジェクトの達成目標に関して、成果を要約すると以下の通りである。

達成目標①：人為的インパクトと流量変動が河川の自然環境に及ぼす影響の解明

人為的インパクトとして、河川の濁り、流速変化、流量変動、土砂供給をとりあげて、現地観測、実験を中心に検討を行った結果、それぞれのインパクトが河川に生息する生物に与える影響の定量的評価や、影響の特性について整理することが出来た。しかし、研究成果の一般性を十分検証しきれなかった部分がある点は反省点である。ただし、何れの達成目標とも既往研究が数少ないものである。

達成目標②：河川の作用を利用した生物の生息・生育空間の形成手法の開発

捷水路建設や高水敷の切り下げにより生起する河川内の生物の生息・生育空間の変化について調べることで、河川の作用による生物の生息・生育空間の形成手法を開発するという達成目標になっているが、実際には、達成目標①と同様、捷水路建設や高水敷の切り下げを人為的インパクトとして見た場合の生物のレスポンスを評価する文脈で研究を実施した。それぞれ、河川に生息する生物に与える影響の特性と定量的評価手法の一部分については整理することが出来た。

達成目標③：湖岸植生帯による水質浄化機能の解明と湖岸植生帯の保全・復元手法の開発

湖岸植生帯の侵食状況を評価できる簡易手法の提案、湖岸植生帯の浄化機構（特にヨシ原を中心とする抽水植物群落が示す脱窒）の評価を中心に湖岸植生帯の機能評価を行うと共に、霞ヶ浦において、霞ヶ浦河川工事事務所、東大などと協力して提案した湖岸植生帯の復元手法は、緊急対策事業としてすでに実施された。

達成目標④：IT を用いた生物の移動状況の把握手法の開発

開発したテレメトリシステムは、アンテナ高約 3m、受信局機器総重量 7kg まで小型・軽量化を実現できた。価格面でも最終型では当初開発システムの約７分の１の導入コストに低減することが出来た。対象生物については、現場において小型哺乳類、魚類の行動追跡に成功しその実用性を実証することが出来た。

達成目標⑤：水生生物の生息・生育におけるエコロジカルネットワークの役割の解明とエコロジカルネットワークの保全・復元手法の確立

河川周辺水域のエコロジカルネットワークが有する魚類の生息環境としての機能について、評価の方法を整理した。また、人間活動の変化に伴うネットワークの変化に着目して、復元手法のありかたについて整理すると共に、具体策についても開発した。外来種問題についても考慮した復元手法を提案した点は、行政資料にも反映された。

7.2 事業・社会への貢献

本重点プロジェクト研究で得られた成果の事業・社会への貢献事例は、次の通りである。

(1)国土技術研究会において国土交通省河川局河川環境課、北海道開発局・8 地方整備局と協力し、全国の河川事業の事例をもとに人為的インパクトと生態系レスポンスに関わる事業について、事業実施の計画・施行・モニタリングのそれぞれ段階に応じて技術提供を行った。

(2)ダムによる流量の平滑化に対する批判を受けて、ダムからのフラッシュ放流などの対策が実施されているが、これら対策の定量的評価について、水質、生物への影響という点から、現場データの取得・分析を行い、現場ニーズに即した研究成果が得られた。

(3)自然再生事業のモデル的事業である霞ヶ浦の湖岸植生帯の緊急対策事業、出雲河川事務所、琵琶湖の湖岸再生への技術支援など、国土交通省事務所、自治体あるいはコンサルタントなどから湖岸再生について相談を受け、支援を行った。

(4)野生生物の行動を追跡する自動化システムとして汎用型マルチテレメトリシステムの開発を予定通り行った。この定量的な取得データを用いることで、野生動物の行動特性を人為的改変を含む物理環境変化との関連で解析可能となり、単に動物の行動を追跡するだけでなく、行動特性の解析が可能となった。環境アセスメント、外来生物の資源管理、野生生物の獣害軽減のための調査手法として貢献が可能である。

(5)エコロジカルネットワークに関する研究成果は、「身近な水域における魚類等生息環境の改善方策の手引き」（平成 15 年 3 月）として取りまとめられた。水域のエコロジカルネットワークの改善は、平成 18 年度の国土交通省河川局の重点施策ともなっており、そのモデル事業の

中で活用される予定である

7.3 成果の普及

成果の普及に関しては、論文発表、発表会の開催、国土交通省関連会議における研究成果の紹介や、直接事務所等への技術指導を行うことで努力した。研究成果が、行政資料に活用されるなどの成果も得られている。また、研究を通して開発された汎用型マルチテレメトリシステムについては、共同研究やコンソーシアムの立ち上げにより，積極的な普及化を目指している。

7.4 特許取得及び出願実績

① 特許第 3524889 号、野生生物の位置・行動把握システム
② 特願 2004-92478 号 間欠発信型電波発信機の位置特定法及びその装置
③ 特願 2005-327247 号 受信局、それを用いた信号送受信方式
④ 特願 2005-2198535 号 隅角部魚道

7.5 結語

本研究プロジェクトは、河川・湖沼の自然環境の復元技術に関する研究という非常に広範囲の領域をカバーする研究プロジェクトであったといえる。研究対象が新しいものであったため、河川や湖沼において生物・生態系の保全や修復の観点から、その環境保全を適切に行うためには、どのような視点から何を調査し、評価していくべきなのか、またどのような行動を起こすべきなのかについて、まず考え方を整理してから必要な研究を推進してきた。このため、研究の体系化、一般化が遅れた傾向が一部課題には見られたが、これは具体の研究手法については、まず局所的な場所を対象に現場観測や実験で実践的に調査するという方法で新たな知見を得ることから始めざるを得なかったことに起因している。

本研究プロジェクトを完了した時点で、全体の状況を俯瞰すると、本種の研究の体系化が進んだことで、今後の研究の位置づけが明確になり、より定量的で客観性や一般性をもった研究に発展すると考えられる。

7.6 研究担当者一覧

本研究プロジェクト終了時における研究担当者は、以下の通りである。

（プロジェクトリーダー）
河川生態チーム
上席研究員　天野邦彦

（研究担当者）
・河川生態チーム
主任研究員　村岡敬子（水域の分断要因による水生生物への影響の把握と水域のエコロジカルネットワークの保全・復元手法に関する研究、河川環境におけるインパクトレスポンスに関する調査）
主任研究員　中村圭吾（水辺植生帯の環境機能に関する調査）
研究員　傳田正利（IT を活用した野生生物追跡調査手法の開発、河川環境におけるインパクトレスポンスに関する調査）
研究員　大石哲也（河川環境におけるインパクトレスポンスに関する調査、水辺植生帯の環境機能に関する調査）
・自然共生研究センター
総括主任研究員　萱場祐一（河川環境におけるインパクトレスポンスに関する調査、変動を加味した河川の正常流量に関する基礎調査）
主任研究員　皆川朋子（変動を加味した河川の正常流量に関する基礎調査）

（歴代プロジェクトリーダー）
島谷幸宏（現：九州大学大学院教授）
尾澤卓思（現：国土交通省河川局河川計画課河川計画調整室長）

謝辞

本研究プロジェクトの実施にあたっては、国土交通省河川局を始めとした国土交通省関係機関、地方公共団体や、種々の団体、個人の協力を得た。記して感謝します。