

河川中流域における  
一時的水域の生態的機能評価手法に関する研究

傳田 正利

河川中流域における一時的水域の生態的機能評価手法に関する研究

1. 序論	1
1.1 研究の背景	1
1.2 研究の目的	3
1.3 本論文の構成と概要	4
参考文献	6
2. 生態的機能の定義と本研究で提案する生態的機能評価のアプローチ	7
2.1 概説	7
2.2 本研究における生態的機能の定義と捉え方	7
2.2.1 生態系のシステム記述の難しさ	7
2.2.2 本研究における生態的機能の定義	10
2.2.3 景観からのアプローチ	13
2.2.4 景観を考える上で必要な観点	14
2.3 既存の生息空間評価手法の改良の必要性	17
2.3.1 既存の生息空間評価手法に欠けている観点	17
2.3.2 階層性への配慮	20
2.3.3 時間変動性	21
2.3.4 移動性のある動物への対応	21
2.3.5 テレメトリが適用できない動物への対応	22
2.4 結語	23
参考文献	24
3. 研究対象の選定とその概要	27
3.1 概説	27
3.2 研究対象に必要とされる要件の整理	27
3.2.1 対象河川・区域に必要とされる要件	27
3.2.2 対象類型景観に必要とされる要件	29
3.2.3 対象生物群集に必要とされる要件	30
3.2.4 研究対象に必要な要件の整理	30
3.3 研究対象の選定とその特性	31
3.3.1 概説	31
3.3.2 対象河川信濃川水系千曲川の概要とその選定理由	31
3.3.3 研究区間 鼠橋地区の選定	33
3.3.4 対象類型景観の抽出と調査地内の類型景観の概要	35
3.3.5 対象生物の選定	40
3.4 結語	41
参考文献	42
4. 水理計算と空間統計を併用した生態的機能評価手法の開発	43
4.1 概説	43
4.2 リーチレベルにおける水理計算と空間統計を併用した生態的機能評価手法の開発	45
4.2.1 一時的水域の魚類群集多様性貢献への機能検証	45
4.2.2 一時的水域の産卵場の機能検証	71
4.3 マイクロスケールにおける水理計算と空間統計を併用した生態的機能評価手法の開発	79
4.4 魚類群集構造決定のメカニズムに関する考察	87
4.5 結語	91

参考文献	93
5. 新しい魚類行動生態調査手法，ATSの開発	95
5.1 概説	95
5.2 ATSの基本システムの開発	96
5.3 ATSの実河川への適用	105
5.4 結語	117
参考文献	118
6. 行動シミュレーションを用いた仮説検証手法の提案	119
6.1 概説	119
6.2 水理計算と流速条件を用いた出水時の行動予測手法の開発	120
6.3 水理計算と流速条件を用いた出水時の2次元行動予測手法の開発	130
6.4 結語	139
参考文献	140
7. 生物生息空間としての生態的機能評価の総合化	143
7.1 概説	143
7.2 水理計算と空間統計を併用した生態的機能評価手法の開発	143
7.3 新しい魚類行動生態調査手法，ATSの開発	147
7.4 魚類行動シミュレーションとATSを用いた仮説検証手法の開発	148
7.5 3つの手法を統合した類型景観の生態的機能評価手法の開発	149
7.6 定量的生態的機能評価手法の実河川改修への適用可能性	151
参考文献	168
8. 結論	169
謝辞	172

## 1 序論

### 1. 1 研究の背景

人類は古くから自然環境を利用し、社会を成立・発展させてきた。人間社会・科学技術の発展とともに、人間にとっての利便性を過度に追求し自然環境を改変してきた結果、多くの環境問題が見られるようになった。それに対応し、自然環境保全の動きが活発化し、多くの取り組みがなされている。

近年のわが国では、1984年に閣議決定により環境影響評価実施要綱が定められ、1993年に環境保全を目的として成立した環境基本法制定に始まり、1997年には環境影響評価法いわゆる環境アセスメント法が公布された。また、2003年には自然再生推進法が施行されるなど、環境保全に対する社会的要請は高まっている。

土木事業は、その特性から自然環境を改変する特性が強く、より自然環境保全への積極的な取り組みが必要と考えられる。土木事業の一翼を担う河川分野でも積極的な自然環境保全・復元の取り組みがなされている。例えば、1990年から、建設省（当時）を中心に「多自然型川づくり」が始められた。多自然型川づくり以前の自然環境保全事業は「環境」とはいつても、河川水質の改善や河川景観への配慮等、人間を主体とした事業であった（島谷, 2000）。

しかし、多自然型川づくりは人間以外の生物群集（植物・動物）の保全にも着目している点が特色であった。1997年には河川法が改正され、河川管理の中で河川環境保全を実施することの法的な根拠と義務が明記された。

時代の進展とともに、自然環境保全への取り組みは、更に踏み込んだ内容に発展している。2003年には、「自然再生推進法」が施行された。自然再生推進法における「自然再生」とは、過去に健全性の損なわれた生態系の修復や生物多様性の保全・回復の取り組みを指している。その基本理念には、「地域の自然環境の特性、自然の復元力、生態系の微妙な均衡を踏まえ科学的な知見に基づいて行われるべきこと」や「自然再生事業の着手後においても自然再生の状況を監視し、その結果に科学的な評価を加えて事業に反映させる方法により行われるべきこと」が記されている（巖佐ら, 2003）。自然再生事業を行う場合には、事業の計画時から科学的知見に基づき自然環境の変化、事業効果を科学的に予測・分析し、事業後の管理等に反映させていく必要がある。

科学的に、自然環境保全・修復を考える上で重要なキーワードに「生態系(ecosystem)」がある。「生態系」という言葉を聞く時、人間は山林や草原、そこに生息する生物活動をイメージし、人間社会に多くの恵みをもたらすものと認識する。「生態系」という用語は、厳密には、Tarnsleyらにより用いられた語で、生物群集とその生活に関係する無機的環境（物理環境）を含んだ系（システム）と定義される（Tarnsley, 1935）。平易な表現では、生物・無生物環境の全体を指している。

生態系の重要性、生態系が人間にもたらす便益は多くの既存研究で活発に議論されてきて

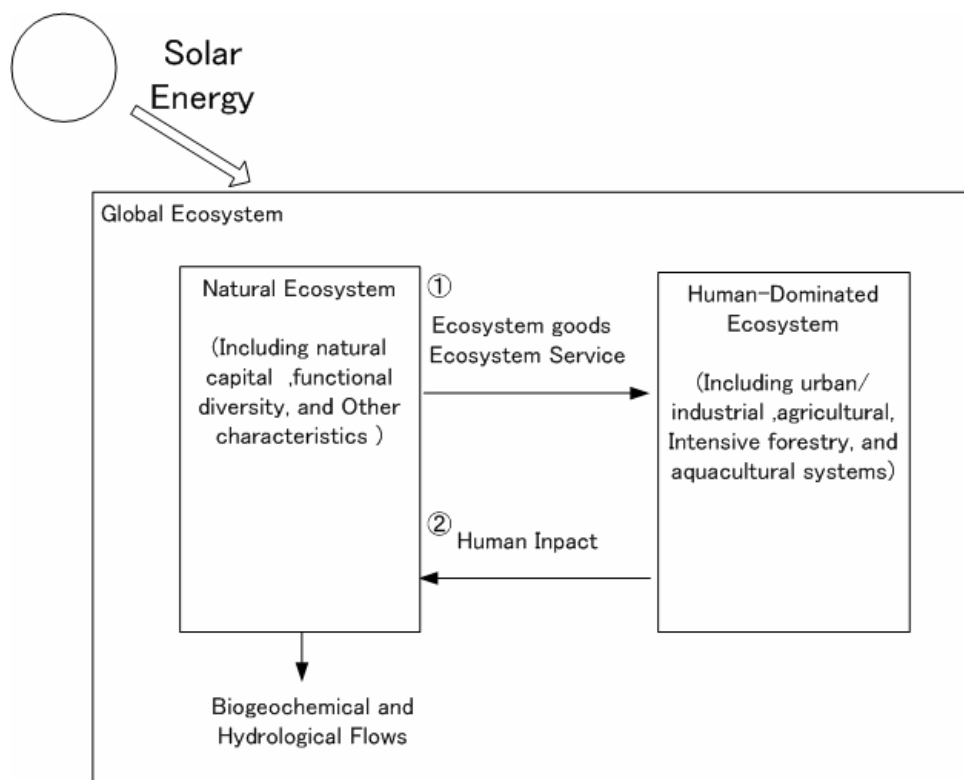


図-1.1 生態系と人間社会との関係性 (Costanza)

いる。図-1.1にCostanzaによる自然生態系と人間社会の関係性を示す。概念的には、広域生態系 (Global Ecosystem) は、自然生態系 (Natural Ecosystem) と人間の関与する生態系 (Human-Dominated Ecosystem) の2つのサブシステムで構成される。人間社会は、自然生態系から多くの恵みを受け、活動している。一般的に自然生態系から人間が得られるものの内、農業生産物、木材など経済的価値があるものとして「生態系財 (ecosystem goods)」, 経済的価値がないが重要なものとして「生態系サービス (ecosystem service)」という語で整理されている (Gretchen C. Daily, ed, 1997)。図-1.1では、①の矢印の部分に該当する。生態系サービスは、人間社会の維持、持続的発展に欠かせないものであることが示されている (Costanza et al. 1997)。

近年、人間活動の活発化や行き過ぎた開発により、自然生態系のシステムが大きく変化している。図-1.1では、②の矢印の部分に該当する。人間活動が自然生態系に与えたダメージには、多くのパターンがあるが、大別すれば乱獲などによる生物群集へのダメージと生息環境の悪化などの生物に関連する物理環境へのダメージに大別される。土木事業 (河川改修事業) は、生物群集へのダメージ、生物に関連する物理環境へのダメージの両方に影響を与える可能性があるが、物理環境を改変する土木事業の特性から「物理環境へのダメージ」が取り上げられることが多い。「物理環境へのダメージ」は、物理環境が生物群集に果たしていた役割を劣化・消失させ、さまざまな面で生物群集へ影響を与える。個体数が激減する種や種そのものが絶滅する可能性も出てくる種もある。生物群集への影響は、最終的には生態系のシステム全体に大きな影響を与える。

生態系を保全する上で、土木事業者がまず実施しなければならないのは、物理環境が生物

群集へ果たす役割を保全することであると考えられる。事業対象となる、さまざまな物理環境が生物群集へ果たす役割を保全・修復し、生物群集が持続的維持可能な状態を作り出し、生態系のシステムバランスの保全・修復等を行うことが重要となってくる。

しかし、実際の自然環境保全事業実施時には、物理環境が生物群集に果たす役割を理解することや、その評価は困難である。それは、①生態系のシステム自体がダイナミックに変化していること、②生態系のシステムを構成する生物群集の状態を正確に把握することが難しいという、2点を上げることが出来る。

①の問題に関しては、日本の河川のように変動が激しい自然環境の場合、特に重要な問題となる。本研究の対象となる河川生態系を例にとれば、河川生態系を構成する物理環境（水流、流砂、河道・河床地形等）はダイナミックに変動し、生物群集はそれに適応しながら生息している。物理環境が生物群集に果たす役割を理解するには、ダイナミックに変化する物理環境、それに対応する生物群集の動態を適切な方法で記述する方法の開発が必要となる。

②の問題に関しては、生物学・生態学を中心に、生物群集の動態を記述する研究が多くなされている。しかし、行動能力が高い野生動物の動態の記述は、困難が伴っているようである。特に、河川に生息し行動能力が高い野生動物である魚類の行動、物理環境利用の研究、定量的解析は行動調査手法に限界があり一定の研究成果に留まっている。野生動物に関してより有効な「環境保全」、「自然再生」を考える場合には、ダイナミックに変化する物理環境に対応する野生動物の行動を定量的に追跡する手法の開発が必要である。

## 1.2 研究の目的

上述のような背景から本研究では、河川生態系の物理環境が生物群集に果たす役割、「生態的機能」の評価手法の開発を目的とする。

本研究の特徴は、ダイナミックに変化する河川生態系に2つの新しいアプローチを試みる点である。一つ目は、魚類生息に大きな影響力を持つ流水環境を簡便な水文統計・水理計算により定量的に再現し、様々な形態をとる流水環境が魚類生息に与える影響を評価する手法を開発する点である。二つ目には、魚類行動を定量的に追跡する手法を開発し物理環境と魚類行動を関連づけ、最終的には物理環境情報を用いて魚類行動の予測手法を開発する点である。

この2つの特徴を有した物理環境の生態的機能評価手法が開発されれば、自然再生事業等の企画・計画・設計時に、物理環境変化が魚類生息に与える影響を予め予測し、事業効果を検証することが可能になると考えられる。また、事業実施後、現地調査結果との整合性を検証し事業改善の材料とすることができれば、より有効な河川生態系・自然環境保全が可能になると考えられる。多自然型川づくりや自然再生事業等では、河川中流域の砂州景観の保全を目的とするものが多い。また、保全対象となる動物は、魚類を対象とすることが多く、魚類の生息環境保全、生息環境の連続性を保全するなどの事業が多く見られる。特に、ワンド・タマリに代表される一時的水域を保全し、魚類生息環境保全・改善を行う事例が多く見られ

る。一時的水域の生態的機能評価を通じ生態的機能評価の方法を開発することは、今、活発に計画・実施されている研究・河川改修に大きく貢献すると考えられる。河川中流域、一時的水域を選定する理由は、第3章で詳述する。このような背景から、本論文では、河川中流域のワンド・タマリに代表される一時的水域に着目し、一時的水域の場所の特性、生態的機能の評価を通じ、既往研究よりもより定量的な生態的機能評価の手法の開発を目指すものである。

一時的水域の生態的機能評価手法とタイトルとしているが、主に一時的水域が魚類群集の生息に果たす役割（魚類群集への生態的機能と記述）の定量的評価手法の開発を行う。

本研究が主に着目する魚類群集への一時的水域の生態的機能は、主に、多様な魚種・各魚種の成長段階への生息空間の提供機能、一時的水域を産卵場として利用する魚類への産卵場提供機能、出水時の避難場の提供機能である。

特に、日本の河川の特徴である河川の流量変動（平水時、出水時の流況の違い）に着目し、一時的水域内及びその周辺で生じる流況変化が、一時的水域の生態的機能に与える影響評価を中心に評価する。

### 1.3 本論文の構成と概要

一時的水域の生態的機能評価手法の開発を進める中で以下のように、本論文を構成する。

本章では、人間社会の維持・持続的発展性には、生態系が人間にもたらす便益が必要不可欠であること、生態系が物理環境と生物群集の相互作用のシステムであること、土木事業が生態系保全のために実施するべきことは物理環境が生物群集へ果たす役割を保全・修復し、生態系のシステムバランスを保全・修復することが必要であることを議論した。その上で、本論文の方向性と目的をまとめた。

第2章では、生態系の特性、主に生態系の複雑さ、システム記述の難しさを整理し、本研究で取り扱う「生態的機能」の定義を行った。その結果、類型景観が生物群集へ果たすサービスのうち、物理環境特性に影響を受ける側面が強いサービスだけに着目し、そのサービスを「生態的機能」と本研究では定義づけた。その後、既存研究で提案されている生態系評価手法、生息空間評価手法を整理し、その改良を行い類型景観の生態的機能評価へ結びつけるには、「空間的階層性への配慮」「時間的変動性への配慮」「移動性のある動物への対応」の必要性があることを示した。

第3章では、生態的機能評価手法の開発を行う上で適切な河川、対象区間、類型景観、対象生物を選定する議論を進めた。対象河川、対象区間、類型景観、対象生物に必要な要件を設定し、その要件に適切な河川、対象区間、類型景観、対象生物を選定した。その結果、対象河川として信濃川水系千曲川、対象区間として鼠橋地区（長野県埴科郡坂城町、以下調査地と記述する）、対象類型景観として一時的水域（Temporary Water Area：以下、TWAと記述する）、対象生物として魚類群集を選定した。

第4章では、既存の生息空間評価手法では不足していた時間的変化、空間的階層性・不均

質性への配慮を行い、簡易な水文統計、水理計算及び地理情報システムを組み合わせ一時的水域の魚類群集への生態的機能を評価する手法を開発した。調査地のTWAを対象に上記の方法を適用し、TWAの生態的機能分析、生態的機能を支える物理環境特性分析を通して、上記方法の有効性を確認した。

4章2節1項では、TWAの魚類群集多様性向上の機能とそれを支える物理的環境を上記方法を用いて評価した。その結果、TWAに生息する魚類群集は多様性が高く、TWAには魚類群集多様性に寄与する生態的機能があることが確認された。また、その生態的機能は、「本流との接続頻度」、「面積」、「干上がり」のような既往研究で指摘されている物理環境以外に「選択可能空間」という出水時の低流速域形成形態が重要であることがあきらかになった。

4章2節2項では、TWAがギンブナ個体群に産卵場を提供する生態的機能を支える物理環境特性を上記方法を用いて評価した。その結果、TWAのギンブナへの産卵場提供機能は、出水時に本流とTWAが接続すること、出水時の本流とTWA間の接続状況（TWA内の流速、TWA周辺の水没状況等）が産卵場の機能に影響を与える物理環境であることが明らかになった。

4章3節では、TWAが持つ多様な魚種、各成長段階への生息場提供機能を上記方法と物理生息場モデルを併用し評価した。その結果、TWA内部の流速が遅い特性が多様な種・多様な体長サイズの魚類生息を可能にしていること、時間的にTWA内部の安定した物理環境特性（流速、水深、水温等）が多様な魚種、各成長段階への生息場提供機能を可能にしていることが明らかになった。

このように、4章で提案した方法は、出水というイベントの重要性、平水・出水時のTWA内部およびその周辺部の流速が魚類生息に大きな影響を与える要因であることを比較的簡便な解析で明らかにした。4章で提案した方法は、類型景観の生態的機能評価を行う上で有効性・実用性が高いことが示された。

第5章では、「移動性」への対応として、テレメトリ手法を改良した魚類自動行動追跡システム（ATS：Advanced Telemetry System）の開発、魚類行動追跡実験によるATSの実証実験を行った。5章2節では、魚類行動を約3分に1回、自動的に追跡できるATSの基本システム開発に成功した。ゲンゴロウブナの行動追跡に成功し、その行動圏面積、行動周期等の行動特性を分析することが可能となった。5章3節では、調査地において開発したATSを設置しATSを用いて、ニゴイ（以下、供試魚と記述する）の魚類行動を約5.5ヶ月間追跡することに成功した。供試魚の行動圏は約4,000m<sup>2</sup>、選好した空間は流速約0.85m/s、水深0.8mと一定の物理環境特性を持っていた。追跡期間中、出水時中のニゴイの行動を追跡することにも成功した。その結果、供試魚は流量増加に伴う流速変化に対応し移動を行い、通常は水域ではない高水敷上の低流速域を利用しながら流下を回避する行動をとった。5章の研究により、ATSを用いて魚類行動を定量的に追跡し物理環境との関係性を分析することが可能であることが示された。

第6章では、物理環境と魚類行動の関係性をより深く理解するために、水理特性から魚類行動を予測する手法（以下、行動シミュレーション手法）の開発を行った。6章2節では、基本手法の開発として、実験河川の人工出水時のギンブナの行動予測手法を開発した。その結果、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を制限するという行動シミュレーション手法でギンブナの行動予測を行うこと



が出来ることが明らかになった。6章3節では、6章2節の解析手法を発展させ魚類行動を2次元で予測する手法を開発した。5章3節で調査・解析したニゴイ行動と流況特性の関係性から、ニゴイ行動予測を行う手法の開発を行った。その結果、巡航速度以下の空間選択の判断、移動方向の判断、行動モード（流下モード）を変化させることで、ニゴイの行動予測を行うことが出来ることが明らかになかった。6章の研究により、行動シミュレーション手法を用いることにより、ATSのデータだけでは得られない魚類行動と物理環境の関係性を評価できることが明らかになった。

第7章では、第4章～第6章までに提案した手法を一連の手順としてとりまとめた。同時に、栗佐地区（長野県千曲市，以下，掘削地と記述する）における河川高水敷掘削事業に本研究で提案する生態的機能評価手法を適用した。その結果，本研究で提案する生態的機能評価手法は，調査地以外の掘削地でも物理環境データが十分に整備されていれば適用が可能であることが明らかになった。

第8章では，第7章までに得られた成果をとりまとめるとともに，本研究で提案する類型景観の生態的機能評価手法の実用性の向上，類型景観の生態的機能保全を通じた河川生態系保全に向けて，今後取り組むべき課題について論じた。その結果，本研究で提案する類型景観の生態的機能評価手法を河川生態系保全に役立てるためには，①物理環境と魚類群集の関係性評価を充実させること，②ATSの電波発信機改良及びATSの汎用化などの改良の必要性があることが明らかになった。

## 参考文献

- 巖佐庸・松本忠夫・菊沢喜八郎(2003)生態学辞典，共立出版，pp.210.
- 島谷幸宏(2000)河川環境保全と復元 多自然型川づくりの実際，鹿島出版会，pp. 2-10.
- Gretchen C. Daily ed. (1997) Natures Service Societal Dependence on Natural Ecosystems, Washington, D. C., Island Press.
- Tarnsley. A.G (1935) The use and abuse of vegetational concepts and terms, Ecology 16,pp.284-307.
- Costanza R・Ralph d'Arge,Rudolf de Groot,Stephen Frber,Monica Grasso,Bruce Hannnon,Karin Limburg,Shahald Naeem,Robert V.O'Neill, Jose Paruelo,Robert G.Raskin,Paul Sutton and Marjan van den belt(1997) The value of the world's ecosystem service and natural capital, Nature, Vol.387, No15, pp.253-260.

## 2章 生態的機能の定義と本研究で提案する生態的機能評価のアプローチ

### 2.1 概説

前章では、生態系が生物群集と物理環境で構成されるシステムであること、物理環境が生物群集へ果たす役割を保全することが有効であることに簡単に触れた。本章では、本稿で考えるところの生態的機能の定義と生態的機能評価のアプローチを提案することを目的とする。

2.2節では、生態系の特性、主に、生態系の複雑さ、システム記述の難しさを整理する。この難点を考慮し、物理環境が生物群集へ果たす役割の範囲を限定し、「生態的機能」という語を定義する。さらに「生態的機能」に着目した生態系保全を実行する上で有効な景観からのアプローチを整理し、生態的機能との関連性を議論する。その後、景観を通した生態的機能評価をする上で必要な観点を整理する。

2.3節では、既往研究で多く提案されている生態系評価手法、生息空間評価手法を整理し、本研究の目的と類似した手法を選定する。同時に2.2節で議論した景観を通した生態的機能評価をする上で必要な観点を既存手法で十分に考慮されているかを議論し、改良の必要性、改良方法を提案することを目的とする。

### 2.2 本研究における生態的機能の定義と捉え方

#### 2.2.1 生態系のシステム記述の難しさ

生態系は、ある空間（地域）に生きるすべての生物とそれらの生存基盤である無機的環境要素からなる複雑なシステムであること、物理環境が生物群集へ果たす役割を保全することが、土木分野で可能な生態系保全のアプローチの一つであることは、1章の議論の中で整理をした。このアプローチに辻本の研究は重要な示唆を与える(辻本,2004)。図-2.1に辻本の研究の概要を示す。辻本は、生態系を構成する物理環境と生物群集の関係を「サービス」という語を用いて、以下のように説明している。生態系では、物理環境は種・生物群集に生息

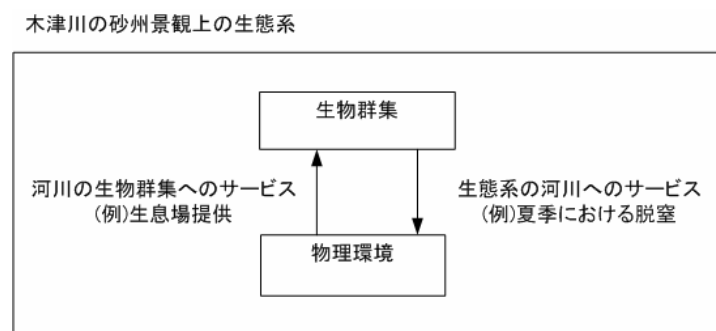


図-2.1 河川の生物群集へのサービスと生態系の河川へのサービス(辻本,2004)

場を提供し、さまざまな種・群集が生物相互作用系を作り上げる。生息場提供が物理環境の役割であり、「河川の生物群集へのサービス」と呼んでいる。例としては、さまざまな生物群集への生息場提供サービスがあげられる。一方、このような物理・化学系と生物相互作用から成り立つ生態系は、翻って物理環境にも影響を及ぼす。この影響を辻本は「生態系の河川へのサービス」と呼んでいる。砂州を伏流する間に、河川水に脱窒の作用が生じることを例示している。

工学的発想から、物理環境、生物群集の関係性を列挙し整理すれば、そのシステム記述は可能なように見える。しかし、完全な生態系のシステム記述は多大な困難を伴い、部分的なシステム記述のみが可能とされる。その理由は、大きく分けて、(1) 生態系が要素と関係

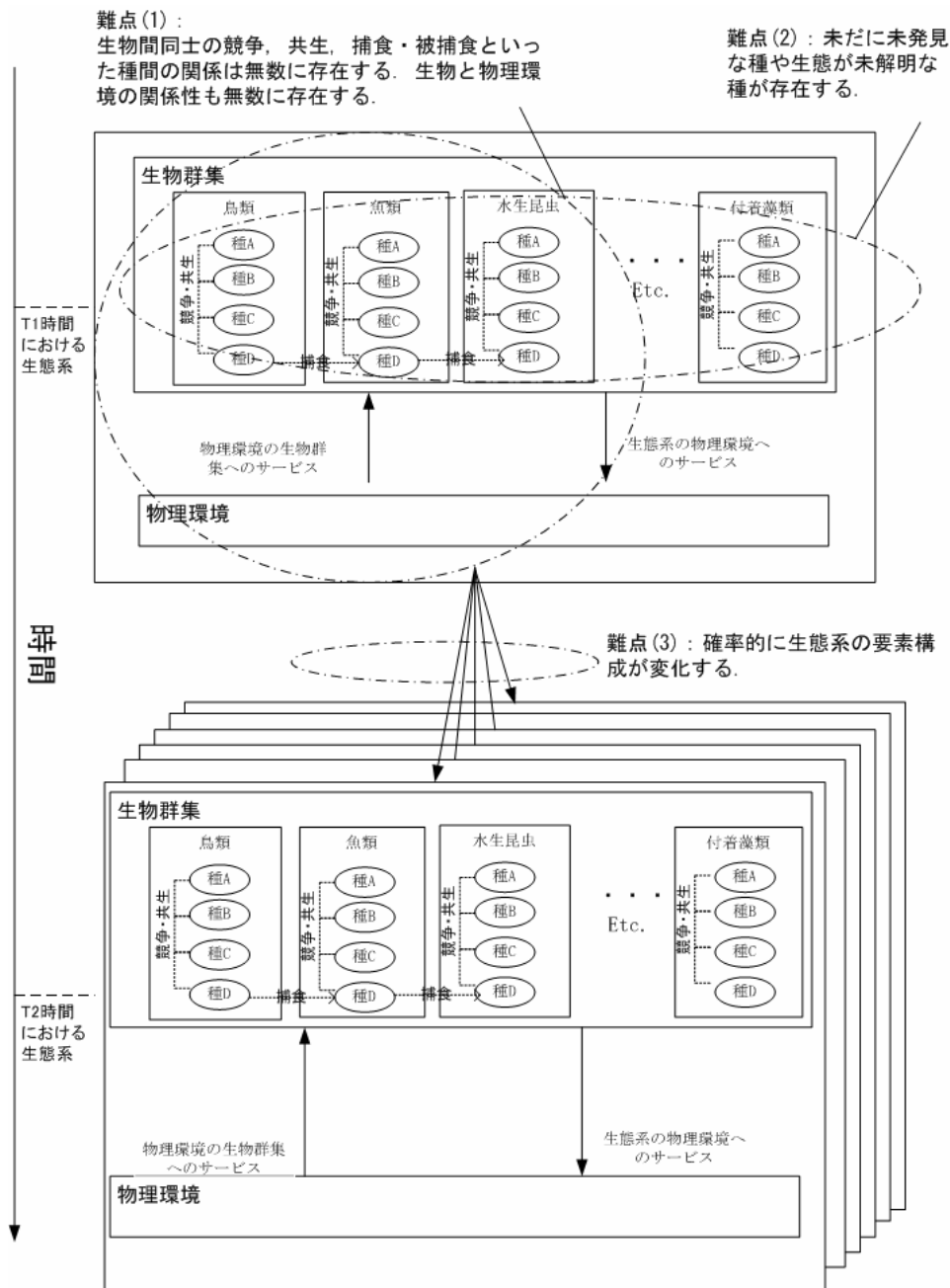


図-2.2 生態系の複雑性の概要

の集合からなるシステムであること，(2) 生態系が多様な要素で構成されること，(3) 生態系のシステムが非定常であることという3つの点に要約される．図-2.2に生態系の複雑性の概要を示し，以下にその概要を述べる．

(1) 要素と関係の集合からなるシステム

生態系は単なる要素の集合ではなく，要素間の関係によってその状態，性質，動態などが決まる「要素と関係の集合」である．生態系で生活する生物の種は，さまざまな無生物的な物理環境の影響を複合的に受ける一方で，「食べる - 食べられる」の関係をはじめ，種子植物と花粉を媒介する送粉動物との間にみられる関係のような共生的作用や，寄生や競争などの拮抗的な生物間相互作用を介して他の種と係わり合う．そのような関係は，生態系の中では網の目のように複雑に絡まりあいながら広がる．複雑な種間関係は，えさが増えればそれを食べる捕食者が増えるような，単純な関係ではない．第3の種を介した間接効果(indirect effect)も存在し，予想もつかない結果を招くことがある．生態系は，それを構成する要素，その関係性の多様さから，単純なシステムとしての記述は極めて難しい(巖佐ら,2003)．

「要素と関係の集合」の難しさは，生物間の関係だけではない．生物と物理環境の関係でも，より複雑な「要素と関係の集合」が存在する．図-2.1では，生物群集，物理環境が対峙する単純な構成で生態系を図示したが，現実には，河川生態系を構成する生物群集は大別して，鳥類，魚類，水生昆虫，付着藻類などに分類され，それぞれの分類ごとに物理環境と関係し生息する．生物群集の分類は，それぞれ独立したサブシステムとして生態系を構成しているのではない．

田代の研究(田代ら,2005)が，その例を示している．田代はその研究の中で，造網型水生昆虫の一つであるヒゲナガカワトビケラ(*Stenopsyche marmorata*)がその営巣により河床礫を固定化させる現象に着目している．その固定化作用により，河床礫が固結し河床の低攪乱化が進むことを示している．河床の低攪乱化は，ヒゲナガカワトビケラの生息にプラスの影響を与えるが，同時に他の生物種の生息環境に影響を与えられ．例えば，

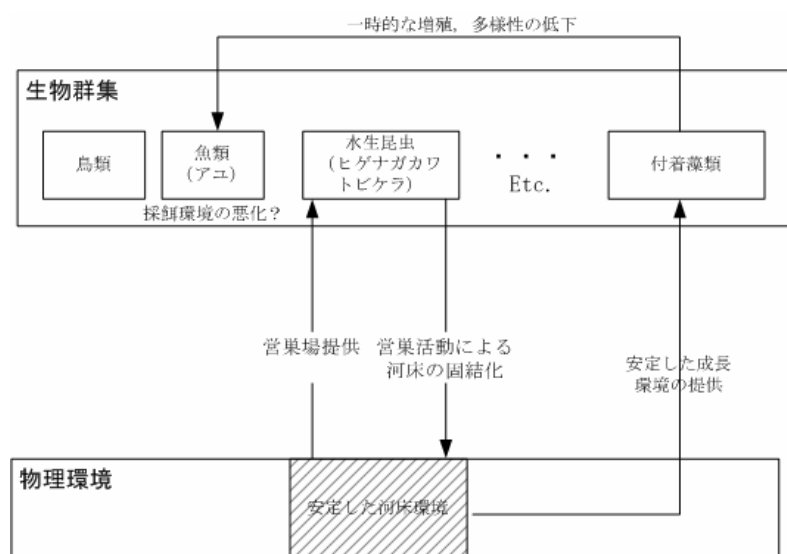


図-2.3 ヒゲナガカワトビケラによる河床礫の固定化が他の生物群集へ与えるイメージ図

河床の低攪乱化は、付着藻類の成長には短期的に良い効果を与えるが、長期的にみれば付着藻類群集の更新頻度は低下する。結果的に付着藻類群集の多様性は低下する。それと同時に、瀬に生息する付着藻類を主な餌資源とするアユ (*Plecoglossus altivelis altivelis*) に大きな影響を与えるなど、河川生態系を構成する他の生物に影響が派生することとも考えられる (図-2.3)。

「要素と関係の集合」の難しさは、着目する生物と生物、生物と物理環境だけでなく他の生物、物理環境へ間接的な効果を与えることも考えられ、システム記述をより難しくする。

## (2) 多様な構成要素

人間は、生物、生物と物理環境の関係に関して多くの研究を進展させた。しかし、すべて生物種・生態系のことを十分理解しているわけではない。未だ確認されていない種が存在する場合もあるし、確認されている種でも個体数・行動特性など、定量化する情報は十分に得ていない。(1)でも記述したが、それぞれの生物と生物どうしの関係、生物と物理環境の関係、サブシステム間同士についての理解も足りない。しかも、現実の生態系に見られるように、環境の異質性が高まれば要素の多様性は増大し、それに応じて、要素間の関係の多様性はさらに飛躍的に増大する。システムを構成する要素が明示的に記述できなければ、システム記述は不可能である (Yodzis, 1988)。

## (3) システムの非定常性

生態系は、常に揺れ動くのが特徴 (dynamic characteristics) である。自然環境の変動により、大きな物理環境変化が生じた場合、生態系を構成する生物群集、物理環境は変化する。物理環境の変化は、特定の生物種に直接的ダメージを与え、特定の生物種と捕食、被捕食関係にあった生物種にも影響を与える。同時に、物理環境変化は、生息環境の変化という形で生物群集に影響を与える。このような生態系の内部構造の変化は、生態系のシステム構成に大きな影響を与える。この変化は日常的に生じており、安定したシステム構成が対象となるシステム分析が容易に適用できない理由となる (Christensen et al., 1996)。

### 2.2.2 本研究における生態的機能の定義

2.2.1節で議論したように、生態系は、大きく分けて生物群集と物理環境の相互関係で表されるシステムであるが、要素と関係の集合からなるシステム、多様な構成要素、システムの非定常性、などの性質から、図-2.1に示す「河川の生物群集へのサービス」「生態系の河川へのサービス」には、さまざまなサービスが混在している。そのサービスの中には、前節で示したように、特定の生物と物理環境の相互関係が、他の生物の生息状況に影響を与えるなど、生物と物理環境の関係性、つまり、サブシステム同士の相互作用が存在する。人間の目からは、単なる物理環境と見えるものでも、「生物系の河川へのサービス」を受けている可能もある。

本研究の目的である「物理環境の生態系へのサービス」を保全し、物理環境保全を通じた河川生態系保全を実現するためには、物理環境特性が支配的要因となる「河川 (物理環境)

の生態系へのサービス」に研究範囲を絞る必要がある。そのため、本研究における生態的機能を以下のように定義する。

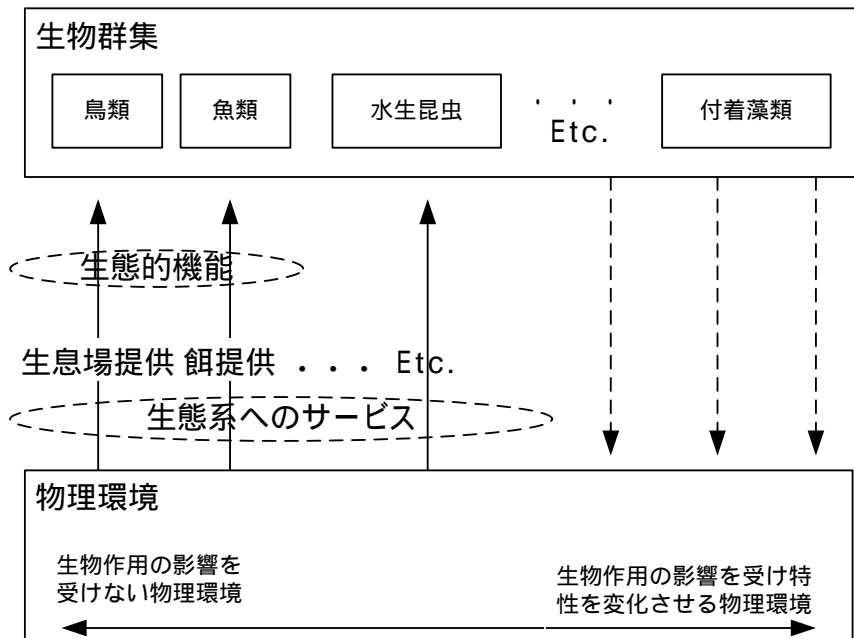


図-2.4 生態的機能の概念図

定義：「生態的機能」とは「対象とする類型景観（物理環境）が持つ生態系へのサービスのうち、その類型景観が持つ物理環境特性が主たる要因となり提供可能となるサービス群である。サービス群は、類型景観の物理環境特性が同一であれば、他の河川・場所でも同一のサービスを提供しうるもの」とする（図-2.4）。

生態的機能の定義の中で用いた言葉について「瀬」という類型景観を一例として説明する（図-2.5）。定義の中で、「その類型景観が持つ物理環境特性が主たる要因となり提供可能となるサービス群」としたのは、以下のような考え方による。人間が景観の中から特定の範囲を「瀬」と判断する場合、「瀬」の物理環境特性、すなわち流速が早く、水深が浅く、波立つ等の特性の範囲を「瀬」と判断する。

人間の認識により「瀬」と判断された範囲の物理環境特性は、その物理環境特性を活かした様々なサービスを生物群集に提供する。例えば、瀬特有の物理環境として「礫質で流速が速い場所」という物理環境は、ウグイの産卵行動に適した流速特性、産卵後の孵化・生育に適切な河床環境を有することによってサービスを提供するといったことが挙げられる。「瀬」という類型景観は、ウグイへの産卵場提供という生態的機能を持つと考えることが出来る。

次に、「サービス群」という語を用いたのは、「瀬」はウグイの産卵場提供というだけの生態系へのサービスを有しているのではないためである。アユの餌となる付着藻類の生産は、水深が浅く太陽光が河床に届きやすいという物理環境特性が支えるサービスである。類型景観の中でも「瀬」に付着藻類は多く繁茂し、アユの個体群は瀬を個体間で分割し利用する。

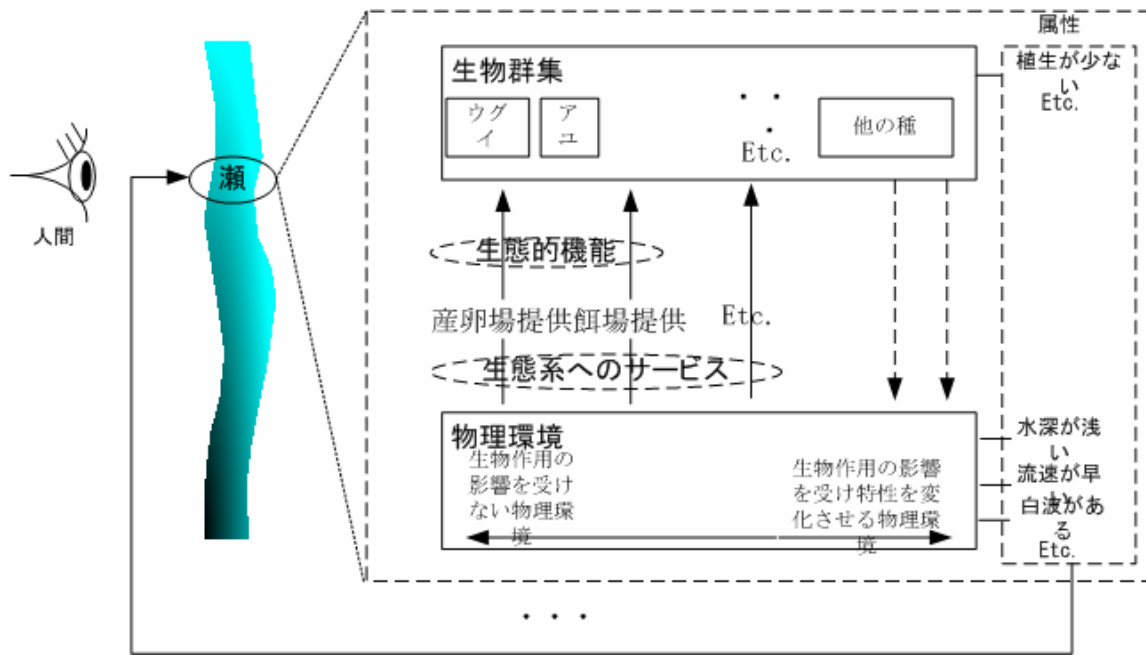


図-2.5 「瀬」を例とした生態的機能の説明

「瀬」はウグイの産卵場提供だけでなく、アユの採餌場の提供という生態系へのサービスの機能も有する。

「サービス群は、類型景観の物理環境特性が同一であれば、他の河川、他の時期でも同一のサービスを提供しうるもの」としたのは、河川特有の攪乱のシステムを考慮しているためである。河川は出水により定期的な攪乱を受け、砂州景観および類型景観は常に変化する。これは、同一の「瀬A」が常に存在するわけではない。出水による攪乱後、「瀬」特有の物理環境特性を持つ「瀬B」という類型景観が、「瀬A」の近傍に出現し、生物は、「瀬A」から受けていたのと同じサービス「瀬B」で受益する。「瀬B」は「瀬A」と同様の物理環境特性を持つため、ウグイへの産卵場提供や、アユへの餌資源提供などが可能となる。「瀬」という類型景観の保全を通して、ウグイの産卵行動やアユの採餌場の確保を考える場合には、「瀬A」にこだわる必要はなく、「瀬A」と物理環境特性が同一の空間が再度、創出されるような環境を保全し、サービス低減の最小化を図る必要がある。「瀬」という類型景観を例とし説明したが、河川生態系で見られるさまざまな類型景観の「河川の生態系へのサービス」を保全し、それを総合化すれば、物理環境を通じた河川生態系の保全が可能になると考えられる。

この方法の実現には、階層性を考慮する必要がある。類型景観の物理環境特性をより詳細に記述できる下位の空間スケールで、その特性を把握し、類型景観の存在と物理環境特性を規定する上位システムである砂州動態の関係性を把握する必要がある。砂州動態と類型景観の物理環境特性との関係が明らかになれば、どのような砂州動態を維持すれば自律的に類型景観の生態的機能が維持されていくかを考えることが出来る。現実の河川改修では、このような考え方が、技術・コスト・維持管理の面から現実的と考えることが出来る。

### 2.2.3 景観からのアプローチ

本研究の目的は、土木事業等による物理環境改変や新たな物理環境の創出を前に、事前に生態系に及ぼす影響を評価する手法の開発である。しかし、2.2.1項で示したように生態系は物理環境、生物群集から構成される複雑なシステムであり、単純な工学的発想のもとに安易な取り組みをすると大きな問題となる。その中で、土木事業による物理環境改変が生態系に及ぼす影響を考える上で、辻本の研究が大きな示唆を与えている。以下に、辻本の示すアプローチについて簡略にまとめる(辻本,2004)。

辻本は、「景観」の保全を通して、河川生態系の保全へ取り組むこと提案している。辻本は、景観を通じた河川生態系保全の概念を、砂州セグメントを例にとりながら提案している。以下に、その概要を述べる。

砂州セグメントの「環境目標」を考える場合を想定する。砂州セグメントを構成する複数の砂州が、どのようなサブスケールの類型景観で構成されているのかを把握することが、初期段階として重要である。サブスケールの類型景観の例としては、砂州上に存在する本流、旧二次流路、二次流路、ワンド、たまり等である(辻本,2004)。次に、砂州スケールを構成する類型景観が、河川生態系において果たす役割を評価する。このことにより、砂州が、砂州セグメントの中で果たす役割を認識することが出来ると同時に、砂州セグメント自体の環境目標を設定できると考える方法である。要約すれば、類型景観を河川生態系保全の最小単位とし、類型景観の生態的機能を保全、その総合化により、河川生態系を保全するという方法である(図-2.6)。辻本の提案する類型景観のアプローチは、なぜ複雑な河川生態系の保全に有効と考えられるのであろうか？

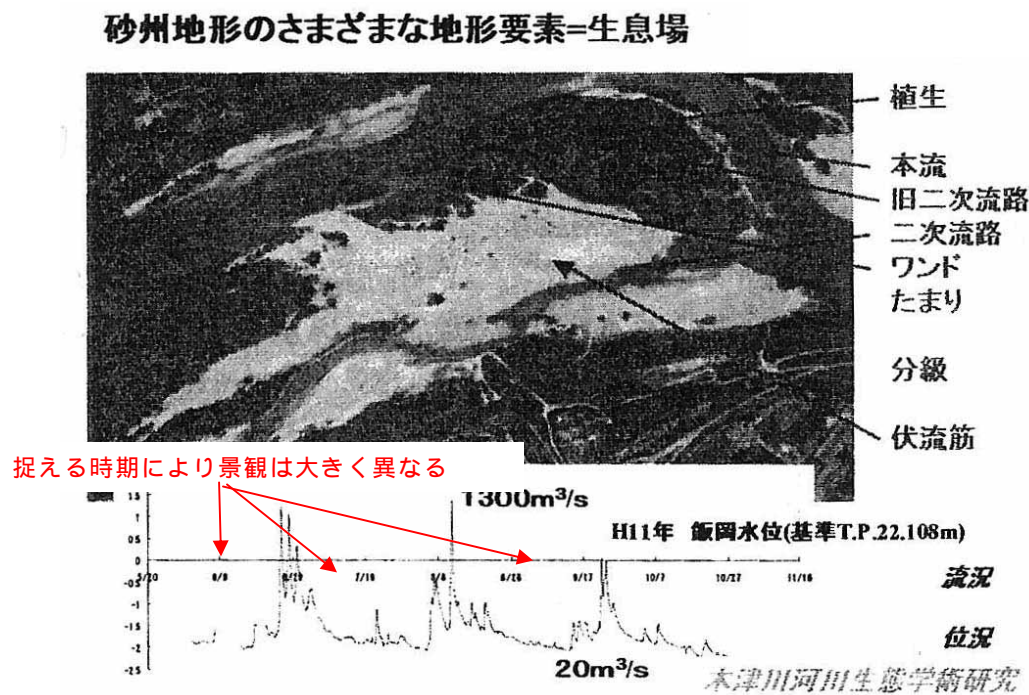


図-2.6 砂州景観と砂州上の景観要素の例(辻本,2004)



人間が、空間を類型景観として捉えることができるのは、類型景観と見れる範囲の景観要素が一定の特性を持つためである。類型景観として捉えられ一定の特性をもつ物理環境には、その特性に応じて生物群集が定着する。定着した生物群集のうち、類型景観内およびその周辺に生活史で必要とする物理環境と餌資源を得られる種は持続的に生息することが可能である。一方、必要とする物理環境と餌資源が得られない生物は淘汰される。この過程を経て、類型景観の物理環境特性に応じた生物群集に遷移し・安定していく。人間は、このさまを視覚を通して類型景観と捉えるのである。

ひるがえって考えれば、人間が類型景観と捉えることが出来る空間は一定の特性を持った物理環境・生物群集で構成されている。類型景観を構成する要素（物理環境・生物群集）には、人間が認識できる要素に加え、人間が認識出来ない要素も高い確率で含まれるが、これらの要素を包括して保全・復元することにより、複雑で多様な要素で構成される生態系を保全することが可能となると考えられる。この手法は、現実の河川改修を踏まえて考えれば、極めて現実的かつ有効な手法と考えることが出来る。

#### 2.2.4 景観を考える上で必要な観点

景観・類型景観については、景観生態学の分野でより詳しい議論がなされている。景観生態学の研究で中心となる語「景観(landscape)」、「スケール(scale)」、「階層性(hierarchy)」、「空間的不均質性(spatial heterogeneity)」の概念整理を引用しながら、景観・類型景観を通じた生態的機能に必要な配慮事項を整理する(M.G.Turner et al., 2004)。

##### (1)景観の概念

「景観」は、「人間」がとらえた「空間」とその中の「物体」のある「時間」の状態である。主体は「生物」でも良く、生物を超えて抽象化すれば、「空間内のある点」を原点とした3次元空間座標系における「時間的」「空間的」な関係となる(図-2.7)。主体を中心とした事物 - 空間 - 時間が混在するシステムといえる(土木学会環境工学委員会, 2004)。

ほとんどの人が直感的に景観という言葉の意味を感じ取る場合、景勝地として有名な場所から眺める土地や水域の広がりなどの風景を考える。厳密に言えば、景観は、現在見える風景と時間的な変化(歴史性・今後の動向)を暗に含んだ語と考えることができる。辻本の用いる景観・類型景観を考える場合には、景観・類型景観に歴史性があること、今後、景観・類型景観が時間的に変化することを想定しなければならないことを示している。

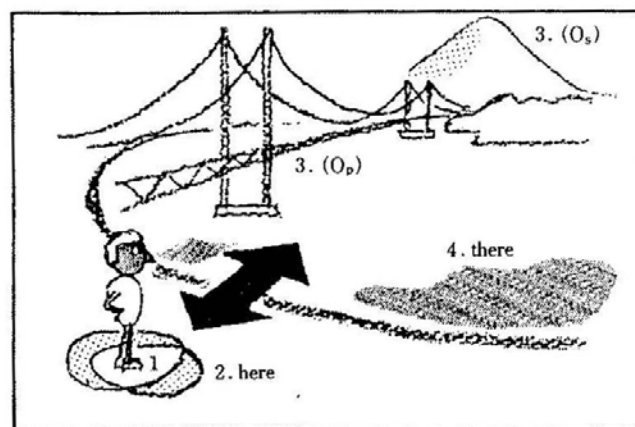
(2)スケールと階層性

景観が、事物 - 空間 - 時間が混在するシステムであることは、景観生態学でより詳しく議論される。特に、空間の概念は、スケール (Scale), 階層性という言葉を用いて詳細に議論される。

景観生態学では、主に物理環境の空間配置と生物群集活動の相互作用を主な研究対象としている。景観生態学で、スケールの問題が重要とされるのは、スケールの設定および研究対象の範囲設定により、「空間的不均質性」や「景観の時間的变化」の捉え方に大きな影響を及ぼすためである。対象とするスケールが設定されれば、どの程度の範囲を景観生態学の研究対象とすれば適切か、対象範囲をどの程度の解像度で分割すればよいか、どの程度の時間設定で研究対象の特性を記述すれば良いかを判断することができる。本研究も同様で、対象とする物理環境のスケール設定により、対象となる景観・類型景観は異なり、景観・類型景観の持つ「生態系へのサービス」の特性は異なると考えられる。スケールの議論 (空間的な範囲・解像度, 時間的な期間・最小時間単位) を「生態系へのサービス」に付加し、本研究のテーマである「生態的機能」を定義する必要があると考えられる (Schneider, 1994)。

スケールに関して範囲・解像度, 時間的变化特性が定義されると、次に、景観生態学では階層性 (hierarchy) の議論が行われる。スケールと階層性の概念は非常に密接な関係があるとされ、生態系の複雑さを体系化する基本的な枠組みとなる。

景観生態学では、階層は上層が下層を制約し制御している相互連結のシステムと定義されている。更に対象とする階層は、一段下の階層にあるサブシステムから構成され、その特性を特徴づけていると考えられる。階層性の議論を考える場合には、最低でも3つの階層を考えるべきであるとされている (Neill et al., 1986)。つまり、対象レベルとその上位レベル (対象レベルを制御しその背景となる)、その下位レベル (対象レベルの機構となる)



景観構成要素

- 1. 視 点 V
- 2. 視点場  $L_{SH}$
- 3. 主対象 O (主対象  $O_p$ , 副対象  $O_s$ )
- 4. 対象場  $L_{ST}$

要素の関係性

- 1.  $V - L_{SH}$
- 2.  $V - O$
- 3.  $V - L_{ST}$
- 4.  $L_{SH} - O$
- 5.  $L_{SH} - L_{ST}$
- 6.  $O - L_{ST}$
- 7.  $O_p - O_s$

景観把握モデル (シーン景観の把握, 改良型)

図-2.7 景観の概念図 (土木学会環境工学委員会, 2004)

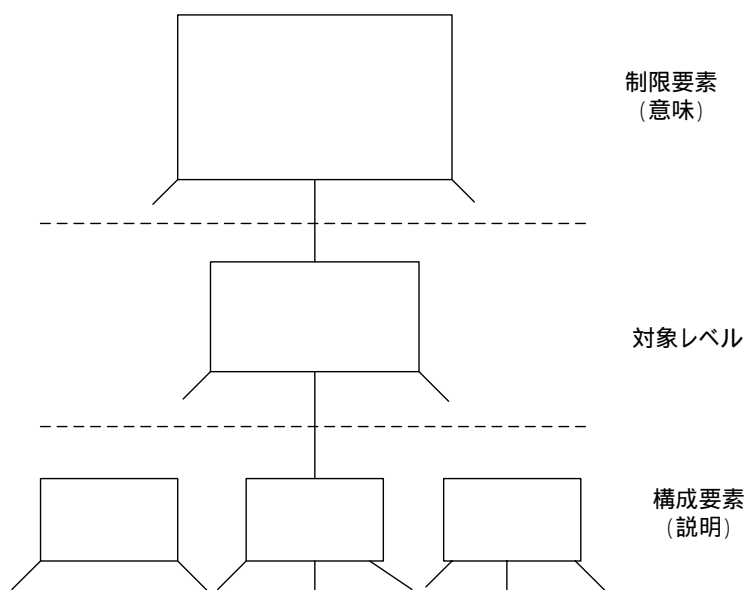


図-2.8 階層の概念図

である。

本研究では、河川中流域の砂州上にある類型景観の生態的機能を研究対象とするが、Neillらの考え方を適用すれば、砂州景観が制限要素のレベル、砂州上の類型景観が対象レベル、類型景観内の物理環境特性が構成要素と考えることができる(図-2.8)。

### (3)空間的不均質性

景観生態学では、空間パターンと生態学的なプロセスの相互作用、つまりさまざまなスケールでの空間的不均質性の原因と結果を重視する(Forman and Gordon, 1986)。それは、景観のモザイクの組成、空間的な配置が異なっていたら、それらが生態学的なシステムに与える影響も異なる、景観生態学は通常の生態学が対象とするよりもはるかに広い範囲に着目することが多い、という2つの理由に起因する。

(2)スケールと階層性で議論した、階層性から考えれば、本研究の対象である砂州上の類型景観は、上位レベルである砂州景観上に存在するさまざまな類型景観の影響を受ける。さまざまな類型景観内には、その特性に合わせた独自の生態系が構成され、それが相互に関係しあう。例えば、流量変動に伴う出水時、本流から越流した流れにより、砂州上の個々の類型景観の形状、土壌状態は大きく改変される。同時に、対象とした類型景観と周辺の類型景観同士で生物が相互に移動することもある。砂州上の類型景観は、隣接する類型景観同士で相互に影響を及ぼしあう特性がある。

空間スケールを類型景観の下位のスケールに合わせて考えれば、対象スケールでは類似して見える物理環境特性、生物群集の特性も、空間的に異なることがわかる。具体的には、砂州上にあるワンド・タマリ内の流速、水深、河床材料等の物理環境は、場所によって異なり、その作用を受け、魚類などの生物群集の分布が決まるといった例があげられる。このように、

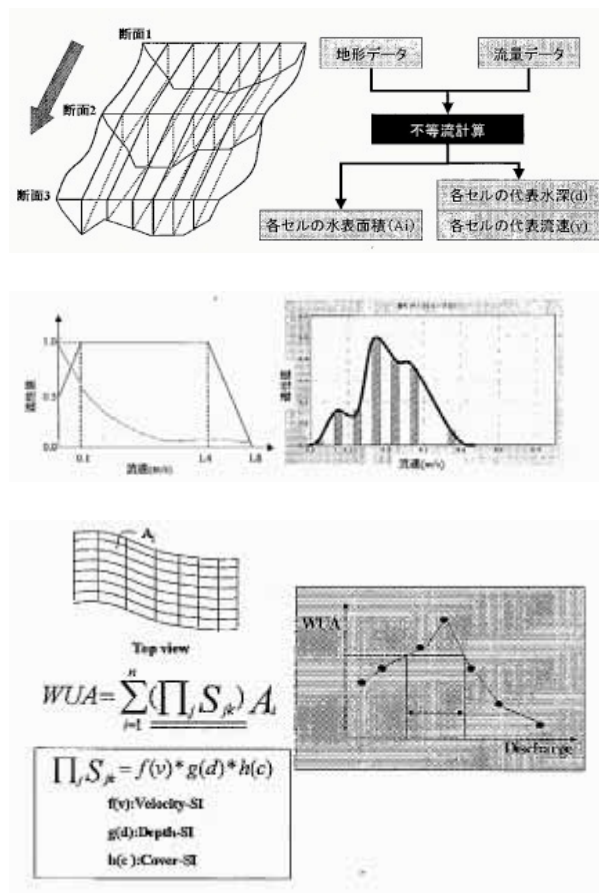


図-2.9 PHBASIM の概要 (知花, 2003)

本研究でも空間的不均質性を十分に考慮する必要がある。

### 2.3 既存の生息空間評価手法の改良の必要性

#### 2.3.1 既存生息空間評価手法に欠けている観点

既存研究で、生態系評価手法、生息空間評価手法の開発・改良は精力的に行われている。

生態系評価手法は、様々なものがあり、その目的、対象生物、対象とする情報は多種多様である。生態系評価手法は、対象とする情報により生態系評価手法は大別して、(1)一つの生物種の数による指標化、(2)種の組み合わせ、(3)流量や水深といった物理情報との組み合わせ、の3つに分類される。以下に、主な手法、その概要を示す。

(1)一つの生物種の数による指標化

(a)指標生物を用いた評価

現存環境を表現する指標， 影響項目を表現する指標， 環境の脆弱性を表現する指標， キーとなる環境要素に焦点を当てた指標， 事業の実施前後の環境特性の比較に役立つ指標がある。

(2) 種の組み合わせによる指標化

(a) IBI (Index of Biotic Integrity)

Biotic Integrity (生物学的保全性) の概念は，陸域におけるbiodiversity (生物多様性) に類似した概念として水域で使われてきた。この多様性指標としてBiotic integrity を指数化したものが，IBIであり，生物群集に関して，種の豊度と構成，栄養と再生産機能，生息量とその状態等の基準項目について自然状態の良い川と比較することによって評価する方法である (Karr, 1981)

(b) 多様性指数 (Index of biodiversity)

種の豊かさと均等度の両方を反映させた種多様性の指標として知られ，最も良く知られるのは，シャノン・ウィーバーの多様度指数である (Shannon. et al. ,1949)。

(3) 流量や水深といった物理情報との組み合わせによる評価

(a) HEP (Habitat Evaluation Procedures)

HEPは1970年代後半より，US-FWS (内務省魚獣局) により開発された手法である。その考え方の骨子は，ある生物にとっての生息場の価値を、評価対象地域の物理環境がその生物にとってどの程度適しているかという指標 (生息場適性度、Habitat Suitability Index : HSI) に、その地域の面積を乗じ生息場面積 (Habitat Acreage : HA) で算出するものである。HEPは主に，陸域の生息空間評価に用いることが多く，流域を対象とした評価から特定地域を対象とした評価まで多くの評価事例が実施されている (U.S. Fish and Wildlife Service, 1980)。

(b) PHABSIM (Physical Habitat Simulation)

IFIM (Instream Flow Incremental Methodology) の一部として開発されたモデルである (図-2.9)。対象河道内の水深，流速，底質，カバーなどの物理環境に対する対象魚の成長段階ごとの生息場の適性，あるいは選好特性を示す「適性基準」および両者を用いて重みつき利用可能面積 (Weighted Usable Area : WUA : 有効生息場面積) を算出し物理環境の生息空間としての利用価値を評価するものである (Clair Stalnaker et. al, 1994)。

(c) WET (Wetland Evaluation Technique)

地下水流出，地下水注入，洪水調節，堆砂，栄養塩除去，汚泥除去，局地生産，水系生物量と多様性，野生生物量と多様性などの11個の湿地機能に対して，機能の有効度，社会的価値，生息場としての適正度などの複数の観点から判断する (Adamus, P.R. et.al, 1983)

(d) HIM (Habitat Index Morisita)

人間の目から見た河川環境の評価と，実際にそこに生息する魚種から推測される河川環境評価をつきあわせて総合的に河川環境の問題点を探ろうとする手法 (森下ら, 2000)。

(e) RHS (River Habitat Survey) ・ HQA (Habitat Quality Assessment)

RHSは，水路や高水敷の物理環境情報に関するデータ収集と分析のための，体系的な枠組

みであり、河川の特徴と質を物理環境特性に基づいて評価するシステムである。HQAは、生物の生息環境の物理構造の多様性と自然度を評価するためのものであり、一つのサイトにおいて、RHSで得られた自然環境に係わる項目について、その程度に応じて点数を付与するシステムである（Environment Agency, 2003）。

特性を整理すれば、(1)、(2)は生物情報だけであるので、対象区間の生物群集の特性を流域内で評価するのに適していると考えられる。(3)は生物種単独ではなく物理環境との関係を解析する手法であるので、河川改修事業等の物理環境改変により生態系への影響を評価できるという点で、極めて有効な手法といえる。(3)の手法は物理環境の側面から単独で評価することもできるため、河川改修事業等による物理環境改変が生態系に与える影響を事前評価できるなど活用が期待される。

既存の生態系調査手法のうち、生態的機能評価に適用可能性が高いのは、物理環境を通じた生息空間評価手法、HEP（Habitat Evaluation Procedure）、PHABSIM（Physical Habitat Simulation）であると考えられる。評価概念としては、物理環境特性を用いるという点は、生態的機能評価と共通の概念を持っている。

HEP、PHABSIMは、対象とする類型景観を一度、物理環境特性が均一と考えられる単位（セル）に分割する。さらに、対象物の物理環境特性に対する選好性を現地調査・文献調査等を通じて評価し、物理環境に関する選好曲線を作成する。選好曲線の作成後は、物理環境特性に応じてSI（Suitability Index）の値として物理環境を得点化し、SIを掛け合わせ、総セル分総和したCSI（Composite Suitability Index）という形で類型景観の生息空間としてのポテンシャルを評価する。

しかし、既存の生息空間評価手法は、類型景観の生態的機能を忠実に表現できる手法かという点、疑問が残る。以下に、課題としては大きく3点あると考えられる。

第1の課題は、空間的不均質性を景観を考える上で重要な観点である階層性とともにつえていない点である。景観の概念には事物同士が相互・階層的に関連するシステムが存在し、その関連性は重要な評価事項である。

第2の課題は、時間的変化を十分に考慮しているとは言えない点である。景観は常に外的な要因の影響を受け変化し、ある一時期のシステム記述では十分でない。そのため、時間的な変動、景観の物理環境特性を記述する配慮が必要であると考えられる。

第3の課題は、ここまでの議論では生態系を構成する「生物群集」をひとまとまりとしたが、生物群集の中には自らの意志により移動できる「動物」の存在があり、植物とは大きく生存・繁殖戦略が異なるということが挙げられる。HEPやPHABSIMでは、この点を十分に考慮されていない。そこで、次項では、既存の生息空間評価手法の問題点、空間的不均一性及び階層性の評価、時間的変動性の考慮、移動性のある動物への対応、の3点から議論し、改良の必要性及びその対策を議論する。

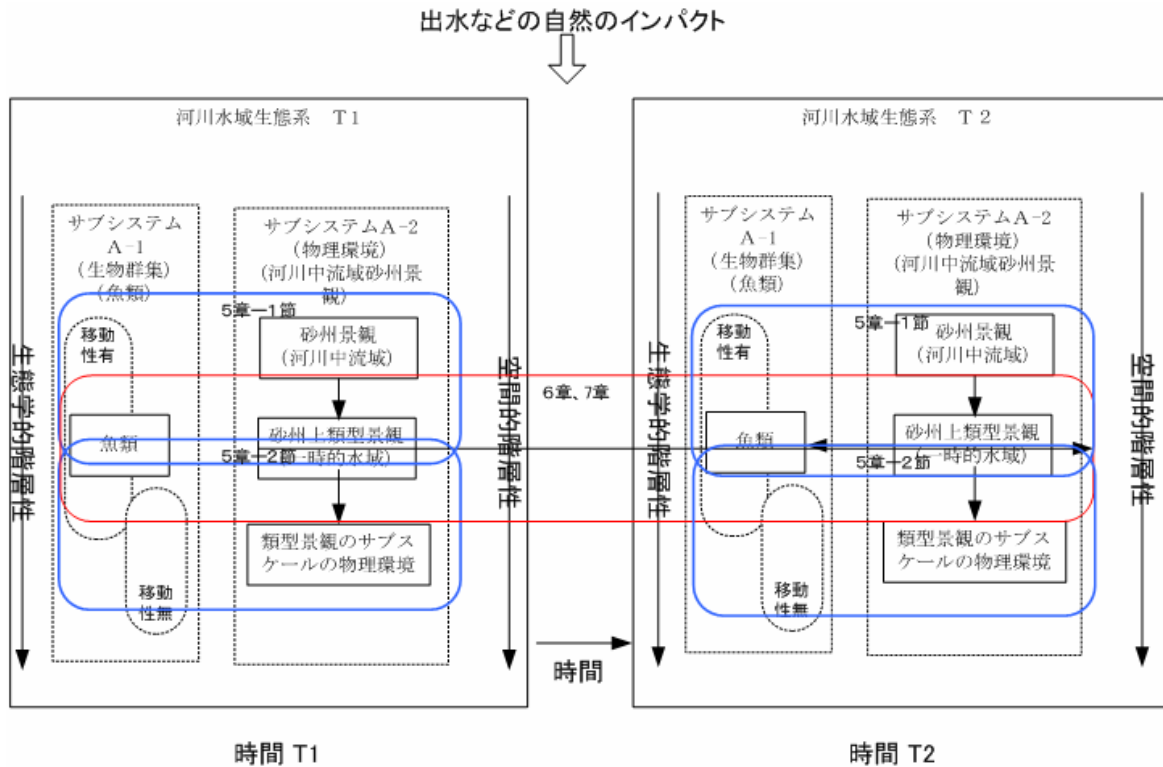


図 - 2.10 本研究における課題の解決

### 2.3.2 階層性への配慮

HEPやPHABSIMは、景観生態学の研究者が指摘する空間的不均質性を考慮している点では非常に有効な手法と考えることが出来る。ある空間スケールを対象とし、物理環境特性からセル化し、対象とする空間スケール内で同一の解像度で空間的不均質性を評価するには適した手法であると考えることが出来る。しかし、景観生態学の研究者が指摘するもう一つの重要な概念である空間構造の階層性を考慮していない点に改良の余地が残る。従来の研究では、スケールの設定、その解像度に関しては、経験的に決められることが多く、スケール設定、解像度の設定などを研究計画の段階から、十分に議論しておく必要がある。

階層性への配慮を行う場合には、少なくとも3つの階層に着目する必要があることは、2.2.4項で議論した。類型景観の生態的機能は、対象とする空間スケールと、その上下の空間スケール(すなわちメタ・サブスケールの空間的階層性)を考慮し、評価する必要がある。サブ砂州スケールの類型景観の生態的機能を評価する場合には、メタスケールである砂州スケール内での類型景観に着目し、対象とする砂州スケール上での類型景観と他の類型景観との関係性を理解する。同時に、対象とする類型景観の内部構造(サブサブスケールの類型景観)が、対象とする類型景観を特徴づけるのかを分析するという流れが、正確な類型景観の生態的機能評価には重要な要素となる。

本研究では、その実現のために、砂州スケール上での類型景観と他の類型景観の関係、

類型景観とその内部構造の2つの段階に分けて、メタスケールから対象スケール、対象スケールからサブスケールの流れで生態的機能の評価を行う。この流れにより、階層性への配慮を実現する方法を構築する。手法としては、近年、空間統計学等の分野で一般的なツールになりつつあるGIS (Geographic Information System: 地理情報システム) を用いて、空間の階層構造を連続的に表現する手法を取り入れ、空間的階層性・不均質性により特徴付けられる類型景観の生態的機能をより詳細に分析する手法を提案する。また、対象とするスケール、メタ・サブスケールの類型景観の形成・生態的機能の特性に大きな役割を果たす流況、特に出水時の流況を水理計算により再現し空間的不均質性の特性、発生要因を考慮する手法の提案を同時に行う。詳細については、4.2節、4.3節、にて提案する。

### 2.3.3 時間的変動性

多くの既存の生息空間評価手法の問題点として物理環境特性の時間的な変動性を考慮しない点があげられる。物理環境は、時間的に常に一定ではなく気象変動等により動的に変化している。特に降雨等の気象条件の影響を常に受ける河川及び河川生態系は、時間とともに確率的に変動し常に変化している。特に特徴的なのは、河川を形成する主要要素である河川流量は時間的に常に変化し、河川における流況も変化することである。また、流況により物理環境特性(河道内微地形、河床面形状、底質分布等)や生物群集(植物、動物)もその特性を変化させる。しかし、PHABSIM等の生息空間評価手法では、物理環境特性を記述する際、ある1時期の物理環境特性で記述し生物群集との関係性を分析することが多い。PHBASIMの使用例として、流量の年間変動を考慮し、さまざまな流量ケースでPHBASIMによる生息空間評価をした事例はあるが、あくまでも特定の種の生息適地面積の変動を見ただけに過ぎない。しかし、それだけでは時間とともに確率的に変動する物理環境特性を忠実に再現していない可能性が高い。

このような背景から、本研究では、生息空間評価のパラメータの一つとして、流量変動をとりあげる。簡易な水文統計と水理計算を併用し、確率的に変動する物理環境、主に平面流況を簡易に表現する手法と取り入れる。同時に水理計算結果(固定床平面2次元計算)をGISで分析し、動的に変化する物理環境特性、特に流況を生息空間評価に適用する手法を提案する。特に、出水時の流況変化による本流と一時的水域の接続が魚類群集の生息状況や産卵行動に影響を与える点について議論し、その有効性を評価することを行う。詳細については、4.3節において記述する。

### 2.3.4 移動性のある動物への対応

これまでの議論の中では類型景観(物理環境)を通しての生態的機能を議論してきた。本項では実際に生態的機能を受ける生物群集の側から生態的機能を考えてみる。

生態系を構成する生物群集の内、「植物」のように自分の意志で移動をすることが出来ず空間の物理環境特性に依存する生物の生息場評価に関しては、PHASIM、HEP等の手法は、空間の階層性、時間的変動性を考慮すれば対応は可能である。



しかし「動物」はその意志・戦略により自由に行動し餌資源の獲得、捕食者からの回避、世代交代等の行動をとる。動物への生態的機能の評価を行う場合には、生物の移動性を考慮する必要がある点について、魚類を例にとって説明する。

既往研究（島谷ら，1996；辻本，2000；楊ら，1999）は、魚種、成長段階、行動状態により魚類の行動は異なること、行動状態（モード）の変化が物理指標の選好性を変化させること、生息環境評価を行う場合、魚類が選好する空間が連結している必要性を指摘している。

しかし、この3点の指摘を考慮し、調査・研究を進めるためには大きな問題がある。その問題は、魚類行動データの取得の困難さである。物理指標情報は、既存技術で多くのデータを取得することが可能である。一方、魚類行動データは取得が難しい。既存の調査技術（直接採捕・観察）では、魚類1個体を連続で長期間追跡することは事実上不可能と考えられる。特に、行動モードの変化が考えられる出水時等の魚類行動を連続的に追跡するのは、極めて難しいといえる。

このような問題の解決を可能にする調査手法にテレメトリ（Telemetry）がある（佐伯・早稲田，2006）。テレメトリは、野生動物に電波または超音波発信機を装着し指向性アンテナを持った調査員が発信される電波もしくは超音波等の方向を割り出し野生動物の位置を追跡する手法である。日本のような河川の場合、水中の気泡による雑音障害のため、超音波発信機は使えず、主に電波発信機が使用されるため電波発信機に限定して議論を進める。

テレメトリにより野生動物の行動を高精度に連続的に追跡し物理環境等との関係を割り出せば、野生動物の空間選好性等を定量的に把握することが可能になる。しかし、テレメトリにも問題がないわけではない。テレメトリは調査を人力に頼る部分が多いためである。調査員が受信機の受信音量から聴覚により経験的に電波到来角を割り出し野生動物の位置を割り出す方法のため、長期間の連続観測・高精度の位置特定が難しい。そのため、何らかのシステム化が必要であると考えられる。

本研究では河川における魚類行動を追跡する問題の解決策として、テレメトリに着目し、テレメトリの問題点を解決するためテレメトリ手法を自動化するAdvanced Telemetry System(以下、ATS)の開発を行い移動性の問題を解決することを行う。その詳細については5



図 - 2.11 テレメトリの概要

章の中で後述する。

### 2.3.5 テレメトリが適用できない動物への対応。

テレメトリ手法をシステム化し、電波発信機を装着した野生動物の行動追跡結果をもとに野生動物の行動特性・空間選好性を詳細に分析することは可能になる。テレメトリにより得られた行動データが示すものは、追跡した個体の空間選好性であることに間違いはないが統計的な側面が強い。このため追跡個体の空間選好性、行動選択のメカニズムを十分に理解しているとは言いがたい。追跡個体の空間選好性、行動選択のメカニズムを理解するには、追跡個体の行動と物理環境の関係性を時間変化を追って評価する取り組みが必要となる。

その手法として、生態系モデリングの研究分野でのIBM(Individual Based Model)が大きな可能性を持っている(Volker. C. et. al, 2005; 石川ら, 2001)。IBMは、従来の生態系モデリングがPopulation Dynamics等、現存的な観点からの生態系モデリングが主体であったのに対し、生態系を構成する最小単位である個体に着目し、個体の行動・生態を数値シミュレーションにより、コンピュータ上にその行動を詳細に再現することを通じて生態系を理解しようという取り組みである(楠田ら, 2002)。IBMを用いて野生動物の行動を詳細に再現し、実際の野生動物の行動データと合わせることができれば、より定量的な行動特性・空間選好性分析結果の検証になると考えられる。つまりテレメトリで取得した行動特性データや、現地の魚類採捕結果、観察結果とIBMの行動シミュレーションデータを比較・検証することにより、より深い野生動物の行動特性・空間選好性の理解が進むと考えられる。ATS, IBMを利用した研究結果と既往研究による知見を比較し、共通する部分やATS, IBMによる新規の行動特性を整理することができれば、より野生動物の行動特性に関しての理解が進むと考えられる。

言い換えれば生態的機能の受益者である野生動物が必要とする「生態系へのサービス」を受けられているのかを検証することが可能になる。ひいては、類型景観を通じた生態的機能評価が妥当であるかの検証を行うことが出来る。

しかし、IBMにも問題がないわけではない。現在のIBMは、個体の自律的な行動を再現することに主な力点が置かれ外的な要因、物理的環境特性やその時間的变化に対応して行動予測する点には力点が置かれていない。本研究の目的を達成するためには、本研究では6章において、IBMの手法を生態的機能評価に適切な手法にするために改良を行う。また、その実用性の検証のために、5章の結果であるATSでの魚類行動追跡結果と物理環境特性、特に出水時の流速・水深変化との関係から行動アルゴリズム作成し、出水時の魚類行動特性を理解しその行動を予測する手法の検討を行う。

## 2.4 結語

本章では、本稿で考えるところの生態的機能の定義と生態的機能評価のアプローチを提案

することを目的として議論を行った。

2.2.1項では、生態的機能の定義を行う前段として生態系の特性、特に生態系全体を完全なシステムとして記述することの難しさについて整理した。その結果、生態系は、(1)要素と関係の集合からなるシステムであること、(2)生態系は多様な構成要素からなること、(3)システムが非定常であること、という3つの特性を有しており、これらの特性が、生態系全体を完全なシステムとして記述することを難しくしていることが明らかになった。

2.2.2項では、その特性を考慮し物理環境が生物群集へ提供するサービスの範囲を限定し、本稿における生態的機能を以下のように定義した。

定義：「生態的機能」とは「対象とする類型景観（物理環境）が持つ生態系へのサービスのうち、その類型景観が持つ物理環境特性が主たる要因となり提供可能となるサービス群である。サービス群は、類型景観の物理環境特性が同一であれば、他の河川・場所でも同一のサービスを提供しうるもの」

「生態的機能」を物理環境特性が主たる要因となり提供可能となるサービス群としたのは、本研究の最終目的が、類型景観の物理環境保全を通じた河川生態系保全であるためである。

類型景観の物理環境保全を通じた河川生態系保全は、辻本が提案する「景観」の保全を通じた河川生態系保全への取り組みへの発展を意識している。辻本は類型景観を河川生態系保全の最小単位とし、類型景観の生態的機能保全、その総合化により河川生態系を保全するというアプローチを提案している。

本研究では、類型景観の物理環境特性を保全することで、類型景観の生態的機能を保全し、類型景観上に形成される生態系全体を保全するという考え方をとる。2.2.4項では、景観の保全を通じた河川生態系保全、景観・類型景観の生態的機能評価を行う上で、必要な観点を整理した。その結果、時間的変化を考慮する観点が重要なこと、スケールと階層性に着目することが必要なこと、空間的不均質性を考慮することが必要なこと、という3つの重要な観点を抽出することが出来た。それらの観点をもとに、2.3節では既存の生息空間評価手法の課題を整理し、その解決策を検討した。その結果、既存の生息空間評価手法では、階層性への配慮が不足していること、時間的変動性に対する配慮が不足していること、

移動性のある動物への対応が不足していること、という3つの問題を抽出することが出来た。これらの問題抽出を受け、本研究では3つの階層性（メタスケール、対象スケール、サブスケール）を考慮した生息空間評価手法、テレメトリ法の改良による移動性への対応、

IBMの利用による動物の行動選択論理のより深い理解、という3つの問題解決方法を採用することとし、以下に考察を進める。

## 参考文献

石川雅朗・足立恒・平野弘晃（2001）個体ベースモデルによる魚類生息環境評価手法の構築，河川技術論文集Vol.7，pp.315-320。

巖佐庸・松本忠夫・菊沢喜八郎(2003)生態学辞典，共立出版，pp.318-320。

- 楠田哲也・巖佐庸(2002)生態系とシミュレーション,朝倉書店佐伯緑,早稲田宏一(2006),ラジオテレメトリを用いた個体追跡技術とデータ解析,哺乳類科学,Vol.46, No.2, pp.193-210.
- 田代喬・渡邊慎多朗・辻本哲郎(2005)低攪乱な礫床河川に優占する造網型トビケラの個体群動態とそれに伴う河床固化に関する解析,水工学論文集,Vol.49, pp.1453-1458.
- 知花武佳(2003)瀬淵構造の形成に着目した魚類生息場評価法の開発,東京大学学位論文.
- 辻本哲郎(2004)砂州景観の保全を河川生態工学からどう意義づけるのか,河川技術論文集,Vol.10, pp.43-48.
- 辻本哲郎・田代喬・伊藤壮志(2000)生活圏の連結性に着目した魚類生息環境評価法の提案と河道内微地形の役割評価,河川技術に関する論文集,Vol.6, pp.167-172.
- 土木学会環境工学委員会編(2004)環境工学公式・モデル・数値集,pp.457,丸善.
- 島谷幸宏・萱場祐一・渡辺昭彦(1996)水辺における生物生息空間創成技術及び生物保全工法に関する研究,環境保全研究成果集, No. Pt2, pp.83.1-10.
- 森下郁子, 森下雅子, 森下依理子(2000):川のHの条件,山海堂.
- 楊継東・関根雅彦・浮田正夫・今井剛(1999)行動モードを考慮した魚の選好性に関する実験的研究,土木学会論文集, No636/ -13, pp.35-45.
- Adamus, P. R and Stockwell, L. T. (1983)A method of wetland functional assessment ; Vol. ,FHWA-IP-82-24: Vol. ,FHWA-IP-82-84 ,Federal Highway Administration , Washington , D . C .
- Environment Agency(2003)River Habitat Survey in Britain and Ireland, Field Survey Guidance manual
- Christensen NL et al. (1996) The report of the Ecological Society of America Committee on the Scientific Basis for Ecosystem Management. Ecol. Appl. 6,pp.665-691.
- Clair Stalnaker, Berton L. Lamb, Jim Henriken, Ken Bovee, John Barthlow (1994)The instream flow incremental methodology ; A primer for IFIM, National Ecology Research Center, National, Biological Survey.
- Forman R . T . T . and M . Gordon ( 1986 ) Landscape Ecology . John Wiley & Sons , New York , New York , USA
- Karr, J.R. (1987) Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework, Env. Manage.,Vol.11, pp.249-256.
- Shannon, C.E and W. Weaver(1949)The mathematical theory of Communication. Urbana, University of Illinois Press, pp.117.
- O'Neill, R. V., D. L. DeAngelis, J. B. Waide, and T. F. H (1986) A Hierarchical Concept of Ecosystem. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA
- U.S. Fish and Wildlife Service(1980)Habitat Evaluation Procedures (HEP). U.S. Dept. of Interior, Fish and Wildlife Service, Ecological service Manual 101,102,and 103, pp.368
- Vloker Grimm and Steven F. Railsback (2005) Individual Based Modeling and Ecology, Princeton University Press, Princeton.
- Yodzis, P. (1988) The indeterminacy of ecological interaction as perceived through

perturbation experiments, *Ecology* 69, pp.508-515.

### 3 研究対象の選定とその概要

#### 3.1 研究対象の選定とその概要

##### 3.1.1 概説

2章では、本研究における「生態的機能」の用語の定義を行い、類型景観の生態的機能評価の開発を行う上で重要な観点を議論・整理した。その結果、生態的機能評価手法の開発では、「時間的変化への着目」、「空間の不均質性・階層性」、「生物の移動性、特に自らの意志で行動できる動物の移動性」の観点が重要であることを示した。これらの観点に基づいて「類型景観の生態的機能評価」の手法を開発するには、上記の観点を顕著に現象として捉えられる適切な対象地域、対象河川、対象類型景観、対象生物を選定し段階的に研究を進展させる必要がある。

本節では生態的機能評価に関する研究対象として適切な流域、類型景観、生物群集を選定する際に必要な要件を整理することを目的とする。

##### 3.1.2 研究対象に必要とされる要件の整理

###### (1) 対象河川・区域に必要とされる要件

類型景観の生態的機能を評価する場合、景観の時間的変化、空間の階層性・不均質性に着目することの重要性については前節で議論した。この観点から研究を進める場合には、調査地内で異なるタイプの類型景観が近接し、時間と共に変化することが望ましい。この条件を満たすことにより、空間的不均質性・階層性、時間的変化の観点から整理し、本研究の着眼である類型景観の生態的機能を分析することが可能になる。

景観の時間的変化、空間的不均質・階層性を定量的に評価するためには、現地調査・数値計算等で扱いやすい空間スケール、すなわち、人力で調査することが可能な空間スケールに着目し研究を実施することが重要であると考えられる。研究対象の類型景観を包含する空間スケールを対象とする場合(以下、対象スケールとする)、対象スケールの景観変化に影響を与える大きなスケール(メタスケール)、対象スケールの内部構造に該当するサブスケール、両方の空間スケールでも現地調査、数値計算等で扱いやすい対象・地域であることが望ましいと考えられる。このような背景から研究対象として必要な要件として、以下の要件があげられる。

要件 : 対象とする空間の物理環境特性及び空間的不均質性がメタ・サブスケールでも計測しやすい対象・地域であること。

2章では、生態系が物理環境と生物群集の相互作用系からなる複雑なシステムであること、河川生態系では、そのシステム構成は自然の流量変動による攪乱を常に受けているシステムであることを整理した。

日本の河川では、流域をまたいだ水資源開発、ダム設置、農業・工業用水による取水等による流量変動の減少が懸念される。本研究を行うためには、流域への人的改変（河川への工作物設置、流域開発）が少ない河川であることが望ましい。人為的改変が少ない方が、流量変動が自然状態に近く、景観・物理環境の変化、生物群集の生息状態が、明瞭に把握できる。対象河川に求められる条件は、以下の要件があげられる。

要件：流域・水系への人為改変が少ない河川であること。

Vannote et al. (1980) は、生息生物の群集組成の違いと上流から下流への環境の不可逆的变化に着目することにより新たな観点を提供している(図-3.1)。谷田(2001)の著書によれば、河川生態系には、基礎資源として付着藻類群集や水生植物群集を利用する「生植物連鎖」と周辺の森林から供給される落葉などの有機物を利用する「腐食食物連鎖」が存

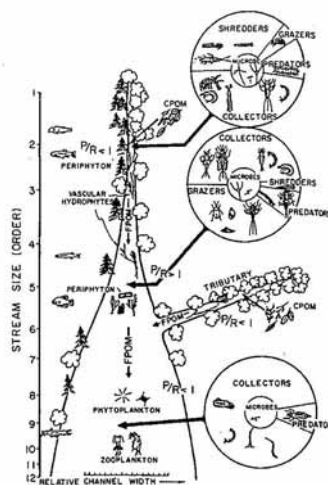


図-3.1 河川連続体仮説 (River Continuum Concept) の概念図 (Vannote et al.1980)

在しており、2つの連鎖が共存している。通常、上流の生態系は日光が遮られがちで、周囲から供給される落葉なども豊富であるため、腐食食物連鎖が中心であるのに対し、平野部を流れる中流では、川幅も広がり来て日光が降り注ぐことによって付着藻類や水生植物の1次生産が盛んになり、生食物連鎖の占める割合が上昇する。下流に至ると、水深の増加により、河床における日射量が減少し、上・中流で利用しきれなかった有機物が供給される結果、再び、腐食食物連鎖が中心となる。

本研究の対象とする類型景観が生態系の中で果たす役割を考える場合には、基礎資源

(エネルギー源)を河川以外の外部で生産され供給されたものに頼る河川上流・下流域よりも、河川内部で生産され、他の生物群集に利用される特性が強い河川中流域の方が、より効果が見やすくなると考えられる。河川中流域で、1次生産される場所として、まず連想されるのは「瀬」などの砂州上の類型景観であり、河川生態系の基礎資源を河川内の物理環境基盤から生産し利用する河川生態系が形成されている点で、河川中流域は理想的なフィールドといえる。

次に、本研究実施のためには、景観の時間的変化が捉えやすい区域である必要がある。その点でも河川中流域は適切な区域といえる。河川中流域では、砂州景観が発達し、多様な特性を有した類型景観が砂州上に点在する。出水等の影響により、砂州景観・類型景観はめまぐるしく変化する。また、砂州・類型景観には人為的影響が少なく、自然状態の河川生態系が成立している。

一方、河川上流域、下流域では、本研究の実施に不利な点が多い。河川上流域では、河川内の景観は出水により変化し、河川内の景観へ人為的影響は少ないが、河川中流域のように多様な景観要素が存在しない。河川下流域では、河川内の景観は、水域か広大な高水敷が主となる。水域の中には砂州が形成され、多様な物理環境(主に地形)が形成されているが、人間の目では捉えにくい。河川高水敷は、畑作地、グラウンド、ゴルフ場等の人為的利用が進み、本研究の対象としては不適切である。

このような背景から、研究対象区域として以下の要件があげられる。

要件 1 : 河川中流域で砂州景観が発達し、類型景観を見立てやすいこと

## (2) 対象類型景観に必要とされる要件

研究対象とする類型景観に必要とされる要件としては、要件 1 : 既存研究で特徴的な生態的機能が十分に確認されていること。要件 2 : 対象とする類型景観は、周囲の隣接する他の類型景観との関係性が大きいこと。要件 3 : 対象とする類型景観の内部構造は、他の類型景観と大きく異なるなどの物理環境特性が明瞭であること、以上の3点が必要である。

砂州景観周辺には、さまざまな類型景観が発達している。植生、2次流路、ワンド、タマリ、礫河原等、多様な類型景観が発達し、おのおの類型景観は特有の生態的機能を有していると考えられる。その中で、本研究目的である移動性のある動物が受益する生態的機能を有している類型景観を選定することが必要となる。

要件 1, 2 は、空間の階層性・不均質性を考慮する上で非常に重要な要素である。研究対象とする類型景観を対象スケールとすれば、要件 1 はメタスケールに関する要件、要件 2 はサブスケールに関する要件と整理できる。

要件 3 は、対象スケールから空間スケールを広げ、対象類型景観とそれに隣接する他の類型景観との関係を設定している。隣接する類型景観から独立して、対象とする類型景観の持つ生態的機能が機能する側面が強い類型景観を対象とすると、空間の階層性、空間的不均質性に配慮した生態的機能評価手法の開発は進めにくい。本研究を進めるためには、対象類型景観の生態的機能が隣接する景観から影響を受けている必要がある。



要件 は、対象スケールから空間スケールを拡大し、対象類型景観の内部の物理環境特性に着目している。類型景観内部の物理環境特性が、周辺の類型景観と対照的で特徴的であれば、隣接する類型景観と差異、内部の物理環境特性の違いが生態的機能に及ぼす影響の比較が、より容易になる。

このような背景から研究対象の類型景観として必要な要件を整理すると、以下の要件を設定することが出来る。

要件 : 既存研究で特徴的な生態的機能が十分に確認されていること。

要件 : 対象とする類型景観は、周囲の隣接する他の類型景観との関係性が大きいこと。

要件 : 対象とする類型景観の内部構造は、他の類型景観と大きく異なるなどの物理環境特性が明瞭であること。

### (3) 対象生物群集に必要な要件

本研究は、生物群集の内、移動性がある生物がその生活史に必要な生態系へのサービスを選択しサービスを受ける点に着目している。本研究の着眼点で生態的機能評価を行うためには要件 : 動物の中でも明瞭な移動性を示し、その移動性を人間が観察できる必要があること、要件 : 河川生態系の上位に位置する動物であること、の2つの要件が設定される。

要件 は、対象動物の移動範囲の空間スケールを設定している。動物の移動範囲は、種によってさまざまである。動物の中には、移動範囲が狭く、人間がその移動を確認することが難しい動物が存在する。例えば、水生昆虫が移動することは自明であるが、人間がその移動範囲、行動特性を定量的に分析することは非常に困難である。人間が移動を容易に確認できる動物が本研究の対象としては望ましい。

要件 は、対象動物の生態学的地位を設定している。対象とする動物は、河川生態系の状態を顕著に表す動物であることが望ましい。「上位性」は、要件 の良い指標となる概念である。上位性とは、生態系を構成する種の内、上位に位置する性質で、上位に位置する種が生活史を全うできる環境があれば、それ以下の生態系のシステムの健全性も担保されるという考え方である。河川生態系を構成する動物の中の上位種が、類型景観の生態的機能を受益しながら生活する状況を評価することは、生物群集からみた生態的機能評価を行う上で非常に重要であると考えられる。

このような背景から研究対象の類型景観として必要な要件を整理すると、以下の要件を設定することが出来る。

要件 : 人間が認識できる空間スケールで明瞭に移動を確認できる対象動物であること。

要件 : 河川生態系を構成する動物の中で上位性に位置する動物であること。

### 3.1.3 研究対象に必要な要件の整理

以上の議論の結果、研究対象に必要な要件をまとめると以下の7点になる。

- 要件 : 対象とする空間の物理環境特性及び空間的不均質性がメタ・サブスケールでも計測しやすい対象・地域であること。
- 要件 : 流域・水系への人為改変が少ない河川であること。
- 要件 : 河川中流域で砂州景観が発達し、類型景観を見立てやすいこと
- 要件 : 既存研究で特徴的な生態的機能が十分に確認されていること。
- 要件 : 対象とする類型景観は、周囲の隣接する他の類型景観との関係性が大きいこと。
- 要件 : 対象とする類型景観の内部構造は、他の類型景観と大きく異なるなどの物理環境特性が明瞭であること。
- 要件 : 人間が認識できる空間スケールで明瞭に移動を確認できる動物が望ましい。
- 要件 : 河川生態系を構成する動物の中で上位性に位置する動物であること。

本節での議論を踏まえ、次節では具体的な研究対象河川、対象地域、対象類型景観、対象生物を選定し、その概要をまとめる。

### 3.3 研究対象の選定とその特性

#### 3.3.1 概説

本節では、前節での要件設定を受け、本研究の対象として適切な研究対象河川、研究対象地区を選定し研究対象の概説を行う。

#### 3.3.2 対象河川信濃川水系千曲川の概要とその選定理由

本研究では研究対象河川として信濃川水系千曲川中流域を選定した。千曲川は、甲信・秩父の境にある甲武信岳（標高2,475m）を源流として、佐久、小諸、上田、長野の各盆地を流下し新潟県境からは信濃川と名称が変わる。信濃川はわが国最長の河川で、幹川流路延長は367kmであるがその内千曲川の流量延長は214kmの1級河川である。千曲川の特徴は、流域にダムが少なく流況が自然流況に近いことである。千曲川本川には西浦ダムがあるのみ、支川にも古谷ダム、香坂ダム、湯川ダム、内村ダム、菅平ダム、豊岡ダム等の県管轄のダムが存在するが千曲川本川の流量に影響を与える程度は少ない。利水（農業・電力）も比較的小規模で流況は自然の状態に近いといえる(図-3.2)。

千曲川流域は、山地が多く人工的な開発・土地利用は少ない。杭瀬下流量観測所までの流域土地利用で森林が73%、水田9%、樹木畑5%、市街地4%、畑4%、荒地3%、その他3%と農業（水田・樹木畑・畑）、市街地ともに少なく流域の改変が顕著に行われていない。



図-3.2 千曲川の概要

千曲川本川・流域への人為の影響は少なく流量変動は自然流況とほぼ同等の流量変動であるといえる。このような状態から、前節で整理した「要件：流域・水系への人的改変が少ない河川であること」を満足しているといえる。千曲川本川は、単列・複列の砂州が明瞭に発達し、河川中流域の典型的な景観・類型景観を有し、「要件：河川中流域であること」を満たしている。

千曲川の中でも中流域を研究対象としたのは、物理環境特性と魚類生息の関係に関する研究、物理環境特性と魚類群集構造の関係に関する研究の面からも意義がある。

既往の物理環境と魚類生息を関連付けた研究には、共通した特性がある。それは、対象とする調査地が比較的小規模な河川区間を対象とし、その区間は、河川上流付近に位置することが多い点である。これは、魚類生息のデータを取得するには、直接採捕、潜水観察のような方法が主となり、顕著に大きな調査地では研究実施が難しい点にある。

このため、比較的空間スケールの小さい河川上流域での物理環境と魚類生息を関連付けた研究は活発に行われ、多くの貴重な知見を提供して来た。

例えば、中野は北海道中南部の幌尻沢において、様々な空間スケールからアメマスとオショロコマの魚類生息密度に影響を与える要因について研究を行っている。個々の淵レベルのような空間スケールでは、魚類の生息密度は、種間競争が制限要因になっているのに対し、それよりも大きな空間スケール（支流）では、他の物理環境要因と種間関係が交錯し魚類生息に影響を与えることを定量的に示した（中野，2003）。また、井上らは北海道の天北川の小河川において、物理環境構造に人為的なインパクトが加えられていない区間と

人為的なインパクトが加えられた区間の物理環境構造の違い，物理環境の違いが魚類生息に与える影響を評価し，物理環境の多様性が魚類生息に大きな影響を与えることを示した（井上ら，1994）。

中野，井上らの研究は，他の研究者へも大きな影響を与え，同様の方法論を採用した研究が多く実施されてきている．例えば，知花は，多摩川の上中流域を対象に，瀬淵構造の形成に着目した魚類生息評価手法の開発を行い，PHABSIMの問題点と改良方法を提示するなど，河川上流域だけでなく中下流域へ研究対象が拡大し，活発な研究がなされ今後積極的な研究が必要となる区域である．

しかし，河川中流域での効果的な発展のためには，広域な河川中流域を定量的に評価できる調査手法（GIS，ATSおよび行動シミュレーション等）や評価手法（空間の階層性に配慮した生息空間評価手法，類型景観の生態的機能評価手法等）の開発が必要な分野・対象区域である．

このような背景からも，千曲川の中流域を対象区域として選定する．

### 3.3.3 対象区間 鼠橋地区の選定

前節の議論で，砂州が発達し，生態的機能評価の対象となる類型景観は他の類型景観と隣接し影響を受けていることが必要であることを整理した．そのためには，千曲川のような河川中流域の中でも，砂州が発達し，砂州が定期的に更新される環境が必要である．千曲川中流域の河道特性を整理しながら，本研究の実施に適切な場所を選択する．

図-3.3 に千曲川の河川縦断図，図-3.4～図-3.6 にそれぞれ千曲川 20～110 km 区間の川幅水深比，澇筋の変動，無次元掃流力の縦断分布図を示す．川幅水深比は千曲川直轄区間 50～65km，85～105km 区間で高くなり，明瞭な砂州発達が見られる．澇筋の変動は，90～100km で左右岸へ激しく蛇行し時間による変動も活発である．この2つの結果は，90～100km では砂州が発達し頻繁な流路変動により，砂州形状の変更が行われたこと示す．無

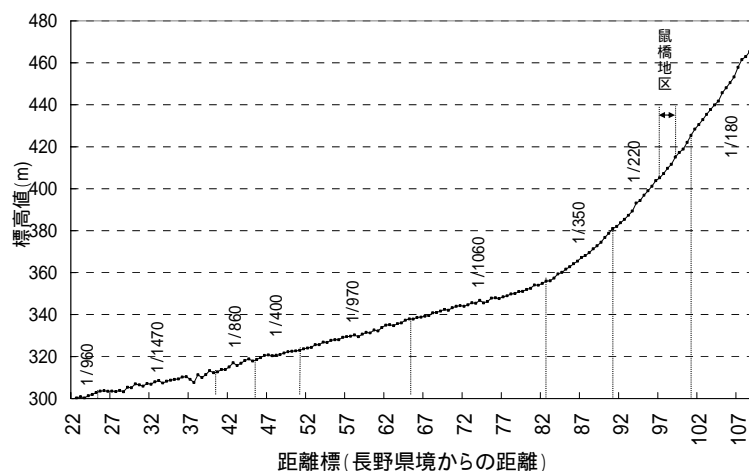


図-3.3 千曲川の縦断図と鼠橋地区の概要

次元掃流力も同様の傾向を示す。無次元掃流力は、95km 付近から緩やかな上昇傾向を示し、他の区間よりも大きな値となり始める。これは、95km 付近では、河床材料が移動しやすい環境で、河床材料が活発に移動し、河道内の微地形が頻繁に更新される可能性を示している。このような特性から、本研究では、千曲川 95～98km の鼠橋地区（長野県埴科郡坂城町南条地先）を研究対象として選定した（以下、調査地と記述する）。調査地の概要を以下に示す。

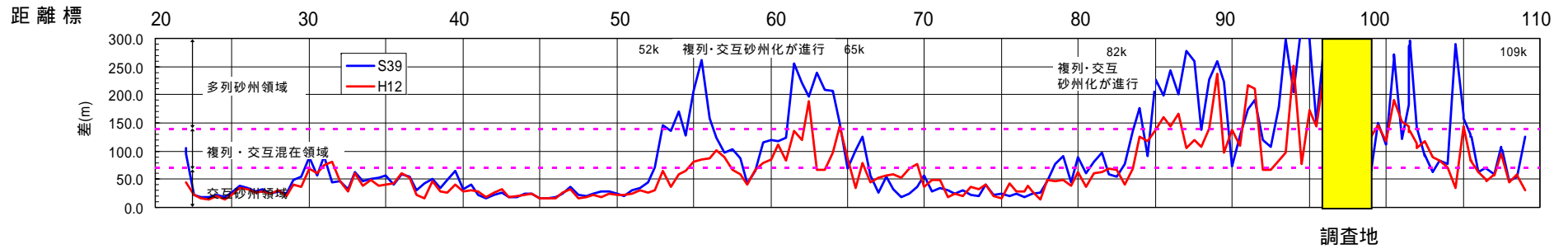


図-3.4 千曲川の川幅水深比

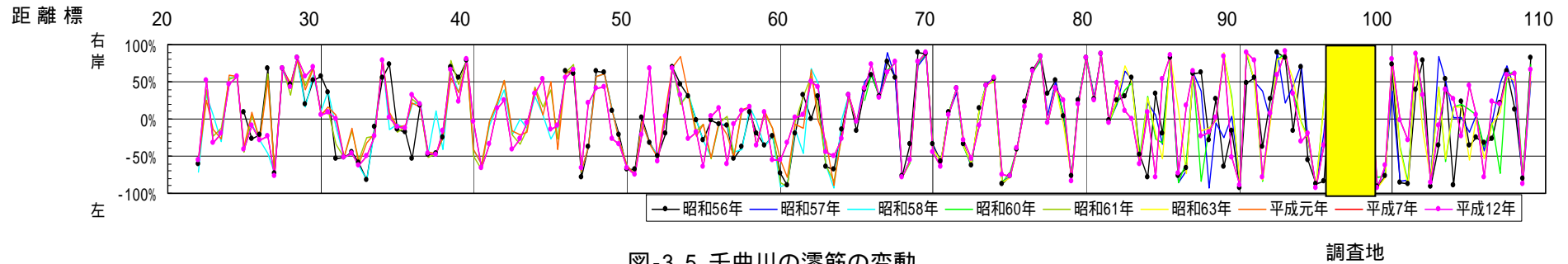


図-3.5 千曲川の湾筋の変動

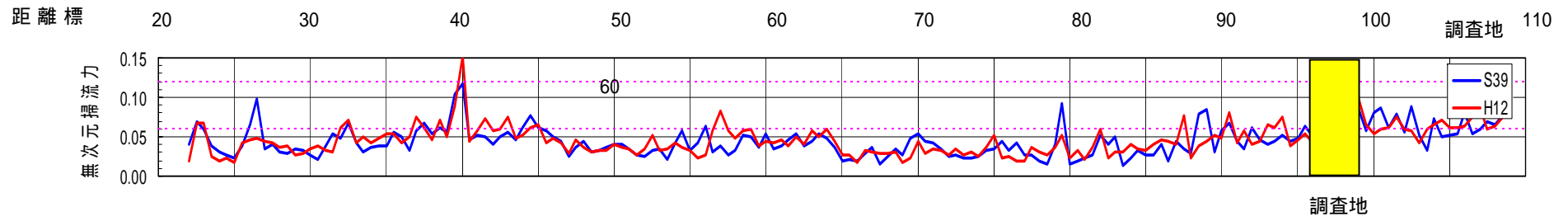


図-3.6 千曲川の無次元掃流力

調査地はセグメント1に属し、調査地内の河床勾配は約1/220、河床材料の代表粒径は52mmである。区間の平均横断距離は約600mで、河道内は複列砂州が発達する。調査区間の上流部には、川西用水堰、六ヶ郷用水堰が設置されている。六ヶ郷用水堰は調査地の上流部に位置し、堰の直下流の砂州は一部固定化し樹林化が進んでいる。一方、調査地の中央部に位置する鼠橋より下流側では、砂州景観が定期的に更新されている。調査地内には、瀬、淵、礫河原、一時的水域(Temporary Water Area, : TWA)の多様な類型景観が存在し、その類型景観同士は隣接している。本研究での調査地は約2km区間とするが、2km区間には多くの類型景観が存在し、現地調査・数値計算でも取り扱いがしやすい区間特性となっている。このような特性は、要件、を満たし、調査地は本研究のフィールドとして適切であると考えられる。

### 3.3.4 対象類型景観の抽出と調査地内の類型景観の概要

本研究の対象類型景観として、ワンド・タマリに代表される一時的水域(temporary water area, 以下、TWAと記述する。)を選定する。

本研究で対象とするTWAの定義は、陸水学研究で用いられる「一時的水体(temporary water)」と同様とし、「水が恒常的に存在しない止水域あるいは流水域。」と定義する。一時的水体では、水面あるいは表流水の存在時間はさまざまで、一時的水体という場合には継続時間が短いものをさすことが多い。しかし、中程度の継続時間の一時的水体として水田や河川の間欠流を指す場合も含まれ(日本陸水学会編、2006)、継続時間の設定はさまざまであるとされている。

本研究では、このような定義を採用し、以下のように補足一時的水域を定義する。

一時的水域:「水が恒常的に存在しない止水域あるいは流水域のうち、一定期間は水域が存在し流水が著しくない水域」

更に、「一定期間」に関しては、時間スケールの設定を行い時間スケールごとに区分して定義する。これは、本研究の対象である河川生態系を構成する物理環境・生物群集は時間的変動性が高いためである。調査・研究する時期、観察する期間設定で、それらの状態は著しくことなり、一時的水域も、さまざまなパターンが存在すると考えられたため、以下のように時間スケールを設定する。

まず、1年～複数年の期間では、一時的水域は、ワンド・タマリを指すものとし、出水時生じる本流とワンド、タマリおよび高水敷上の冠水域は一時的水域に含めないものとする。この設定は、主に4章で適用する。

次に、調査期間中に生じる個々の出水の期間内では、一時的水域は、主に高水敷上に一時的に生じた低流速域を指すものとする。

このように分類したのは、本研究のバックグラウンドである景観という概念には、時間、スケールの概念が極めて重要なためである。特に時間的変動性が高い河川生態系を研究対



本流

TWA1

図-3.7 調査地の本流と TWA の景観の比較

象する場合には空間だけでなく時間に関してもスケールを設定する必要があると考えたためである。1年～複数年の期間内では、ワンド・タマリの存在期間である数ヶ月は相対的に一時的であるし、出水という期間内では、高水敷上に生じた低流速域は相対的に一時的であると考えられる。

国内・海外においてTWAについて多くの研究がなされている。主にワンド・タマリについての研究が多く、その重要性が指摘されている。魚類群集に関する生態的機能だけでも数多くの研究が存在する。以下に、主な研究成果について概括する。

日本におけるTWAの魚類群集に着目した研究として、淀川でTWAに関する研究が多くみられる。その中で、淀川に生息する魚類の大半はTWAを中心に生息していること、天然記念物のイタセンパラの生息が確認され生息空間としての意義の大きいことが指摘されている（河川環境管理財団，2001）。また、TWA内で繁殖した魚介類が淀川中流域の魚介類の供給源となっていること（紀平，1989）、淀川の城北TWA群がコイ・フナの産卵場として利用されている実態の報告がなされTWAが河川生態系にとって重要な生息空間であるという実証的データが示されている（綾ら，2004）。また、TWAの特徴を物理的環境の側面から分析する研究も多く行われている（辻本ら，2000）。実際にTWA造成を行い単調な河岸線を改善し魚類にとって良好な生息環境の創出を行う取り組み等もみられ（石澤ら，2002）、河川の生息空間保全・創出におけるTWAへの期待の高さが見受けられる。

海外でも、TWAの様な氾濫原的環境の重要性が指摘されている（Ward JV. et al. 1999）。また、その実証的研究として氾濫原的環境の魚類群集が本流と比較して多様性が高いことが挙げられるものである（Halyk L. C., 1983）。

国内・海外でもTWAの生態的機能は既存研究において十分に確認されている。これは、三章で整理した「要件」を満たし、TWAは本研究の対象として最適である

TWAの内部構造は、他の類型景観と比較して特徴的である。TWAの流速は、本流（瀬、淵等）内にある類型景観と比較して遅い。また、TWA内部は、河岸植物・水草が繁茂し、底質は細粒分（泥・砂）などが主であることが多い(図-3.7)。



このような内部構造の特色は、前述したコイ・フナ等の止水性を好む魚類の生息環境として適切である。流速が遅く植物等のカバーが繁茂しやすい状況は、稚魚・仔魚の生息空間としての利用が多く、TWAの内部構造の特色が、より特徴的な魚類群集の生息を促していると考えられる。この点は、「要件：対象とする類型景観の内部構造は他の類型景観と大きく異なること」を満たし、本研究の研究対象としてTWAが適切であることを示している。

本研究の対象類型景観であるTWAについて議論する面でも、鼠橋地区は適切な調査地といえる。TWAを対象類型景観に選定した理由は後述する。千曲川の直轄区間で1996年の空中写真を判読し、縦断距離とTWAの確認数の関係を調査した結果を図-3.8に示す。調査地周辺

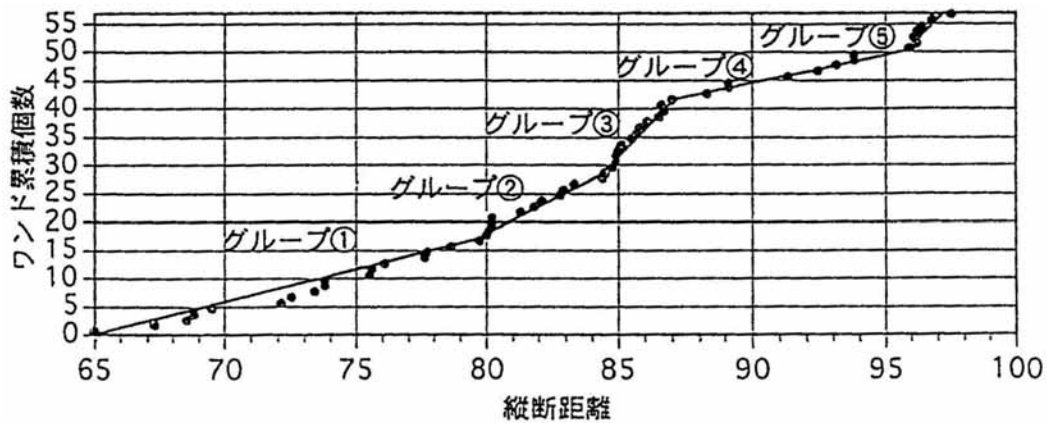


図-3.8 縦断距離と TWA の確認数

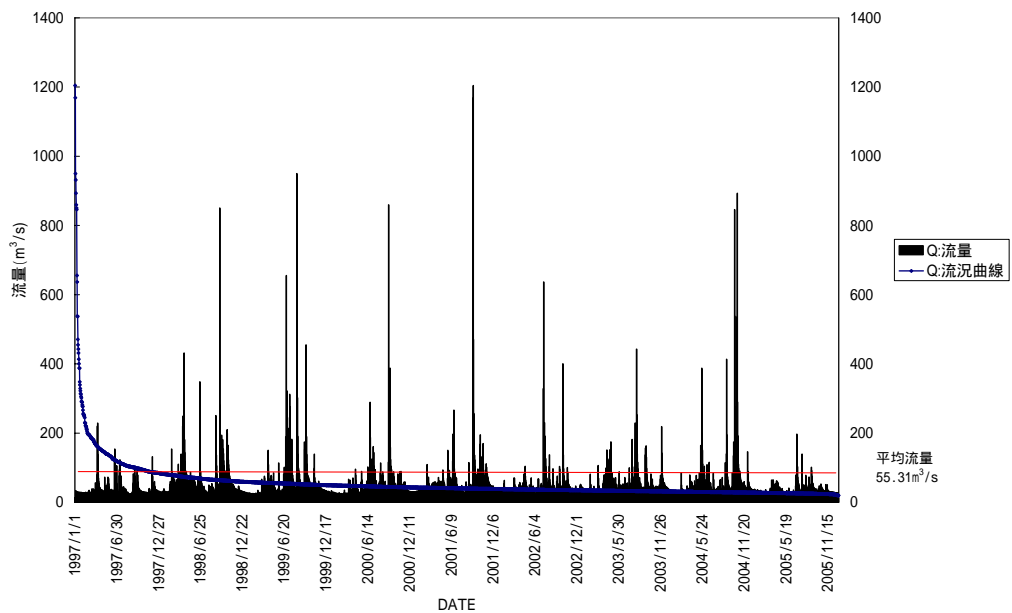


図 - 3.9 調査地の流量時系列

表-3.1 生田流量観測所，杭瀬下流量観測所の日平均流量の概要

	年最大流量	豊	平	低	渇
生田	695.94	55.66	41.17	32.36	26.03
杭瀬下	897.78	58.81	42.53	32.92	24.97

では、短距離の区間にTWAが多数存在し、TWAが集中する区間であり、本研究の対象区間として調査地が適切であることがわかる。

調査地最寄の生田流量観測所の日平均流量時系列を図-3.9に、生田流量観測所、杭瀬下流量観測所の日平均流量の概要を表-3.1に示す。調査地の平均流量は、1997～2005年までの平均で約55.31m<sup>3</sup>/sである。千曲川及び調査地では、大規模な出水は8月下旬～10月までに多く発生し、台風によりが発生する特性がある。

千曲川流域では1985年に最大流量約2000 m<sup>3</sup>/sの出水が発生した以降、約12年間日平均流量で1000 m<sup>3</sup>/s以上の大規模な洪水がない状態が続いた。1998年以降、800 m<sup>3</sup>/s以上の大規模な出水が複数生じた。1998年9月16日、1999年8月14日、2000年9月12日、2001年9月11日、2004年10月9日、2004年10月21日に大規模な出水が発生した。

1998年9月16日の出水では、本流付近の一部の砂州上の微地形が変形した以外は大きな地形変化は生じなかった。1999年8月14日（以後、99年8月出水と記述する）は、生田流量観測所で、日平均流量980 m<sup>3</sup>/s、最高水位4.86m、最大1時間平均流量3300 m<sup>3</sup>/sを記録している。1999年8月出水は、調査地内の河道内地形を大きく改変し、調査地内のTWAも変化させた。

1996年6月の調査地内のTWAの分布を図-3.11(a)に示す。1999年8月出水前、調査地には、右岸高水敷に9ヶ所、左岸高水敷に3ヶ所のTWAが存在していた。平水時には、それぞれのTWAは独立しているが、右岸側では出水時に本流とTWAの接続及びTWA間の接続が頻繁にみられた。図-3.10に出水時のTWA11の本流との接続状況を示す。1999年5月27日に流量約113 m<sup>3</sup>/sの小規模な出水時に、調査地で約0.25mの水位上昇が生じ、本流とTWA11が接続した。隣接する類型景観でも、本流とTWAは出水時の接続を通じ、相互に影響を与えていた。

左岸側では、TWA2、TWA3は出水時には本流と接続したが、TWA1は異なる特性を示し平均的な出水では本流と接続はしなかった。また、特にTWA1は冬季湧水が顕著になる12月中旬から4月上旬まで一部を残し周期的に干上がる特性があった。

1999年8月出水により、調査地内の流路、砂州及びTWAの個数・形状は大きく変化した。1999年9月の調査地内のTWA分布の状況を図-3.11(b)に示す。本流は大きく右岸側へ流路を変え右岸側の高水敷は細流が流れるようになった。1999年8月出水によりTWAにも大きな変



接続前

接続後

図-3.10 出水時の TWA11 の本流との接続状況

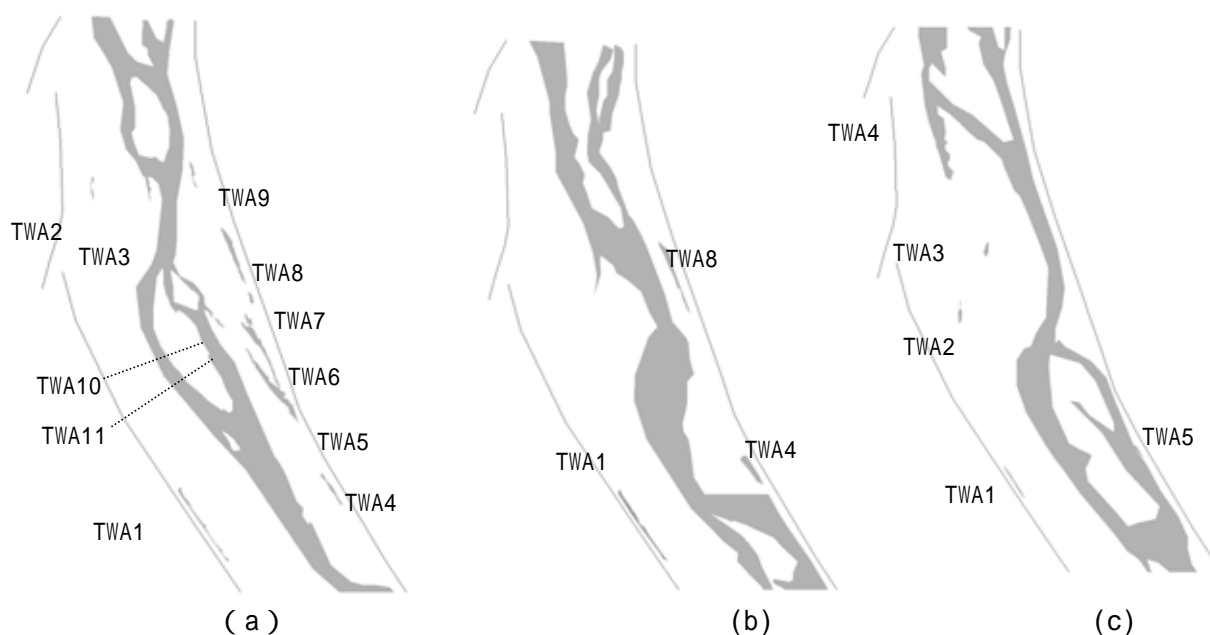


図 - 3.11 調査地の TWA 変化の概要

化が生じた。右岸側高水敷上のTWAの一部は、移動した土砂で埋まり消失した。また、消失しなかったTWAも面積、水深等の物理環境条件が変化した。

2000年から2001年までは、流量800 m<sup>3</sup>/s以上の出水が生じるが、2002年～2003年には比較的安定した状況が続いた。2004年の10月に相次いで800 m<sup>3</sup>/s以上の出水が続き、調査地内の流路、砂州及びTWAの個数・形状は大きく変化した。2004年の調査地内のTWA分布の状況を図-3.11(c)に示す。調査地内のTWAの分布、個数は大きく変化した。TWA1は、出水前と変化はないが、低水路内は砂州の移動が生じ河道内の微地形が変化した。それに伴い、低水路左岸付近にTWAが3箇所、低水路右岸付近にTWAが1箇所、新たに創出された。TWAの分布形態が変更となったため、TWAの番号を図-3.11(c)に示す順序に変更した。

#### 3.3.4 対象生物の選定

本研究では、研究対象とする動物として魚類群集を選定した。魚類群集を選定したのは以下の理由による。

「要件：人間が移動を明瞭に認識できる動物」、「要件：移動性があり、水域生態系の上位種であること」という点では、鳥類、魚類、陸上哺乳類があげられる。鳥類、陸上哺乳類は、河川及び河川周辺が生息環境に適していない場合には、他の地域で生息することが出来るのに対し、魚類は河川及びその周辺水域で生活する。アユ等の回遊魚を除けば、河川の特定期域内で生息し、本流、TWA、水田などの周辺水域を移動し生活を送る。本研究の対象類型景観がTWAであることを考える場合、魚類はTWAの生態的機能の影響を顕著に受けていると考えられ本研究の対象として適切と考えられる。

「要件 : 対象とする類型景観は、周囲と隣接する他の類型景観との関係性が大きいこと」の点からも魚類群集は対象として適していると考えられる。詳細は、4章2節に詳述するが、小規模な出水時、本流とTWAは小規模な流路で一時的に接続し、本流と一時的な水域間を魚類が移動する状況が確認された。本流沿いのTWAでは、通常の調査では確認されないナマズ、アユなどが確認され、魚類群集の移動が生じていると考えられた。出水による接続後、TWAの魚類群集の特性は変化することが明らかになった。

TWAの魚類群集は、周辺の類型景観である本流の魚類群集から影響を受け、その特性を変化させている点で、要件を生物群集の点から満たしている。本研究の生物群集として、魚類群集は適切といえる。

### 3.3.5 結語

本章では、3.1節で、本研究を実施するにあたり対象河川、調査地、対象類型景観、生物に必要とされる要件を設定した。3.2節では、対象河川として信濃川水系千曲川、対象地区として鼠橋地区、対象類型景観としてTWA、対象生物として魚類の選定を行った。表-3.2

表-3.2 対象河川、対象地区、対象類型景観、対象生物の要件とその合致理由

		要件		合致理由
選定項目	選定対象	概要		
1	河川	千曲川	対象とする空間の物理環境特性及び空間的不均質性がメタ・サブスケールでも計測しやすい対象・地域であること。	山間地を流下するため、出水時による河道内地形の変化が激しい。 川幅・堤間が短く、河道内微地形が凝縮される。
2	河川	千曲川	流域・水系への人為改変が少ない河川であること。	ダムが少ない 流域開発が高度に進んでいない。
3	区間	鼠橋地区	河川中流域で砂州景観が発達し、類型景観を見立てやすいこと	明瞭な砂州発達が見られ、B/Hなどにより確認
4	類型景観	TWA	既存研究で特徴的な生態的機能が十分に確認されていること。	特徴的な魚類群集、魚種の生息が確認
5	類型景観	TWA	対象とする類型景観は、周囲の隣接する他の類型景観との関係性が大きいこと。	本流との接続により、地形・生物とも多くの影響を受ける。
6	類型景観	TWA	対象とする類型景観の内部構造は、他の類型景観と大きく異なるなどの物理環境特性が明瞭であること。	流速、水深、底質などが明瞭に異なる。
7	生物	魚類	人間が認識できる空間スケールで明瞭に移動を確認できる対象動物であること。	人間がその行動特性（行動圏、行動状態）を認識しやすく、行動圏等の空間スケール認識しやすい。
8	生物	魚類	河川生態系を構成する動物の中で上位性に位置する動物であること。	他の動物・植物を捕食、水域から出ない。

に対象河川，対象地区，対象類型景観，対象生物の要件とその合致理由をまとめる．

千曲川は，ダムが少なく流域開発が高度に進んでいないため，流量変動が自然流況に近いのが特徴である．河川には，砂州景観が発達し，砂州景観の更新が定期的に生じる河川である．千曲川の中でも鼠橋地区は，より明瞭に砂州景観が発達し，2km程度の調査区間にさまざまな類型景観が存在し，現地調査・水理計算が実施しやすい区間である．本研究では，TWA調査地に生息する魚類群集を対象とした．本流との接続により，TWAは地形・生物ともに多くの影響を受け，空間的階層性，空間的不均質性を考慮した生態的機能評価手法の開発に適切な類型景観である．魚類群集は，移動性，移動状況の認識のしやすさ，河川生態系の上位性という点で，生態的機能評価手法の開発に適切な生物である．

後述する第4～6章で，本章で選定した千曲川鼠橋地区の一時的水域，魚類群集を対象により具体的な生態的機能評価手法の議論を行う．

#### 参考文献

- 綾史郎・河合典彦・小川力也・紀平肇・中西史尚・竜門俊次(2004)淀川における水位の変化と魚類の産卵行動，河川技術論文集，Vol.10, pp.333-338.
- 石澤肇・佐々木徹・森由行(2002)石狩川におけるワンドの造成の取り組みについて 試行ワンドの手法と経過概要，河川技術論文集Vol.8, pp.377-382.
- 井上幹生・中野繁(1994)小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 Vol.44, pp.151-160.
- 河川環境管理財団(2001)わんどの機能と保全・創造 ～豊かな河川環境を目指して～， pp.95-111.
- 紀平肇(1989)淀川・楠葉ワンド群の干しあげとその再生，淡水魚保護，pp.63-65.
- 谷田一三(2001)生き物からみたミティゲーション水生昆虫，ミティゲーション - 自然環境の保全・復元技術 - (森本幸裕，亀山章編)，ソフトサイエンス社，pp.172-189.
- 辻本哲郎・寺本敦子(2000)砂州河川における一時水域「たまり」の形成シナリオ，河川技術論文集Vol.6, pp83-88.
- 中野繁(2003)川と森の生態学 中野繁論文集，北海道大学図書刊行会，pp.28-46.
- 日本陸水学会編(2006)陸水の事典，講談社サイエンティフィック，pp.16.
- Vannote,R,L.,G.W.Minshall,K.W.Cummins,J.R.Sedell and C.E.Cushing(1980) The river continuum concept,Can.J.Fish & Aquati.Sci.,Vol.37,pp.130-137.
- Ward J.V. , K.Tockner , F . Schiemer(1999) Biodiversity of Floodplain River Ecosystems: Ecotones and Connectivity, Regulated Rivers: Research & Management vol.15,pp125-139.
- Halyk L.C., Eugene K. Balon (1983) Structure and ecological production of the fish taxocene of small floodplain system, Canadian Journal of Zoology, No.61, vol.11, pp.2446-2464 .

## 4 水理計算と空間統計を併用した生態的機能評価手法の開発

### 4.1 概説

1～3章では、本研究での生態的機能の定義と生態的機能評価を行う際に留意すべき観点の整理、研究対象の選定・その適性についての議論を行った。本章では、調査地のTWA、ワンド・タマリを対象に本研究で提案する生態的機能評価手法を適用し、その実用性を評価する。

2章での議論を通じ、既存の生態的機能評価手法には、「課題1：類型景観の空間的広がり・階層性を十分に考慮していない点」、「課題2：時間的変化を十分に考慮していない点」、「課題3：移動性のある動物への対応の不足」、という3つの問題点があった。本章では、課題1、2を解消することを目的として議論を進める。

課題2の時間的変動性に対する考慮であるが、河川流量は常に変化し一定の状態になることはなく、対象区間の流速分布は常に変化している。もし、その流れ状態を数値計算で評価する場合には、非定常計算を行い、精緻な流速分布の再現を行うのが忠実な再現と考えることが出来る。しかし、生態的機能評価の場合、最低でも2～3年の期間が解析対象期間となる。複数年の流速分布を再現する場合、非定常計算は計算時間が非常に多くかかるのと同時に、検証データが少ないなどの問題点があり、現実的な方法であるとは考えにくい。特に、実際の河川改修で使用するためには、すべての流況再現を非定常計算で実施することは、必要コスト、データ分析のコストの両面から現実的な方法とは考えにくい。そのため、以下に示す簡易な手順で流量変動に伴う流況を把握する手法開発を行う。流量時系列データから頻度分布を作成し流量の発生頻度を作成する、各流量の定常計算を実施する。この手法により、流量変動を加味して調査区域で生じる流速分布を評価することが出来る。

景観生態学分野では、空間的不均質性やその時間的変化に着目した研究は、数多く行われている。また、HEPやPHABSIMのような物理環境情報を用いた生息空間評価に関する研究も多く行われている。

しかし、数多く実施されている生息空間評価においても、空間的階層性への配慮を行っている事例は少なくなる。空間的階層性の考慮は、その必要性が概念的に指摘されているが具体的な研究として実施されている事例は少ない(Durance et al., 2006)。特に、Neillらの指摘する観点から空間的階層性の考慮を厳密に考慮している事例は少ない。すなわち生態的機能評価を行う類型景観を「対象レベル」とすれば、「対象レベル」の類型景観を規定・制御する一段上のスケールである「制限要素」、「対象レベル」を特徴づける

サブ類型景観である「構成要素」，以上の3つの階層を対象に評価した事例は少ない。

このような背景から，本研究では，課題1に対応するため空間的階層性，特にO'Neillらの指摘する制限要素，対象レベル，構成要素3つの階層に配慮した研究を行う。

3つの階層性への配慮を一度で行うことは難しいので2つの段階にわけて本研究を実施する。第1段階は，制限要素と対象スケールの関係性評価，第2段階は，対象スケールと構成要素の関係性の評価である。この2つの段階による結果をつなぎ合わせ，3つの階層に考慮した空間スケールを評価する手法を開発することを目的とする。

本研究の対象は，砂州上の一時的水域である。一時的水域の制限要素となるのは砂州スケール，構成要素となるのは，一時的水域のマイクロスケールでの物理環境（流速，水深，底質等）である。その開発には，空間スケールを任意に設定し空間的不均質性を評価できると同時に空間的不均質性を定量的に分析できる空間統計のツールが必要となる。

本研究では，研究・解析ツールとして地理情報システム（GIS: Geographical Information System）を用いて解析を行い，3つの階層に考慮した空間スケールを評価する手法を開発を行う。

本章では，調査地内の一時的水域，主にワンド・タマリに本手法を適用し，一時的水域の魚類群集への生態的機能評価を試みる。4.2節では，一時的水域の魚類群集多様性への寄与，出水時の避難場の提供，産卵場の提供が，どのような物理環境特性により規定されているかをリーチスケールの空間スケールから検証する。次に4.3節では，一時的水域の魚類群集多様性への寄与，稚魚・仔魚の生育場の機能が，どのような物理環境特性により規定されているかをマイクロスケールの空間スケールから検証する。4.4節では，本手法により得られた成果をとりまとめ，一時的水域の生態的機能を保全・復元するために必要な物理環境特性をとりまとめる。同時に本節で提案する手法の実用性を評価する。

## 4.2 リーチレベルにおける水理計算と空間統計を併用した生態的機能評価手法の開発

### 4.2.1 一時的水域の魚類群集多様性貢献への機能検証

#### (1)はじめに

ワンド・タマリに代表される一時的水域{以下, TWA (Temporary Water Area) と略記}に生息する魚類群集は本流と比較すると多様性が高く止水性の魚類が多く生息する。この特性は対象とする区間の魚類群集多様性を向上させると考えられ, その現象を指摘する研究は数多くあげられる。

日本におけるTWAの魚類群集に着目した研究として, 淀川におけるTWAに関する研究が多くみられる。その中で, 淀川に生息する魚類の大半はTWAを中心に生息していること, 天然記念物のイタセンパラの生息が確認されているなどTWAの生息空間としての意義の大きいことが指摘されている(河川環境管理財団, 2001)。また, TWA内で繁殖した魚介類が淀川中流域の魚介類の供給源となっていること(紀平, 1989), 淀川の城北TWA群がコイ・フナの産卵場として利用されている実態の報告がなされTWAが河川生態系にとって重要な生息空間であるという実証的データが示されている(綾, 2004)。また, TWAの特徴を物理的環境の側面から分析する研究も多く行われている(辻本・寺本, 2000)。実際にTWA造成を行い単調な河岸線を改善し魚類にとって良好な生息環境の創出を行う取り組み等もみられ(石澤, 2002) 保全・創出におけるTWAへの期待の高さが見受けられる。

海外でも, TWAのような氾濫源的環境の重要性が指摘されている(Ward et al., 1999)。また, その実証的研究として氾濫源的環境の魚類群集が本流と比較して多様性が高いこと, 魚類群集の形成に「本流との接続頻度」, 「TWAの面積」が影響を与えることが知られている(Halyk, Balon, 1983)。また, 「干上がり」がTWAに生息する魚類に大きな影響を与えるということは, 干ばつ時の魚類群集変化を追跡した事例においても確認されている(Merron Bruton, 1993)。「干上がり」がTWAの魚類群集を形成する上で重要な要素であることは, 著者らも千曲川で確認した(傳田ら, 2004)。

既往研究は, TWAの生態的機能の実証, 保全・創出の際に留意する点について有益な情報を提示し河川環境保全に多大な貢献をしている。既存研究に共通しているのはTWA特有の物理環境条件が本流とは異なる魚類群集形成を促すことを指摘している点である。物理環境条件の中でも「本流との接続頻度」(以下, 接続頻度とする)が支配的要因であることを指摘する事例は多い。接続頻度は本流とTWA間の種・個体の交流を促しTWAの魚類群集を特徴づける重要な物理環境条件であると考えられる。

既往研究に共通しているのは接続頻度を一つのイベントとして捉えている点である。すなわち接続頻度を, 単純な接続の有無, 接続回数として評価している場合が多い。しかし,



実際の出水を考えると魚類は時々刻々と変化する流れに対応しながら，その行動，定位場所を変更し流下を回避すると考えられる．このため，出水時の流況と魚類行動の関係性を把握し，TWAの魚類群集形成への影響を評価する必要がある．

このような背景から本研究では，以下の内容について検討した．(a)現地調査を通じた本流とTWA群間，個々のTWA間の魚類群集の差異の検証，(b)出水時の魚類採捕調査による冠水域，本流とTWA間を接続する流路の魚類利用実態の評価，(c)出水時の本流とTWAの接続状態を，水理計算を通して再現することによる魚類利用可能空間の予測評価，(d)魚類群集調査，出水時魚類行動調査の結果と水理計算結果との比較による，出水時の冠水状態が魚類行動，TWAの魚類群集形成に与える影響の評価．

以上の検討を通じ，TWAの魚類群集の特性と生態的機能評価，その生態的機能を支える物理環境特性としての接続状況の重要性を議論することを目的とする．

(2) 研究の方法

本研究では，現地調査，水理計算，GISを用いたデータ解析等多くの項目があるため，研究方法の概要を図-4.1にフロー図として示す．またそれぞれの項目について以下に述べる．

(a) 調査地の概要

調査は1997年3月から2001年3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<sup>2</sup>，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

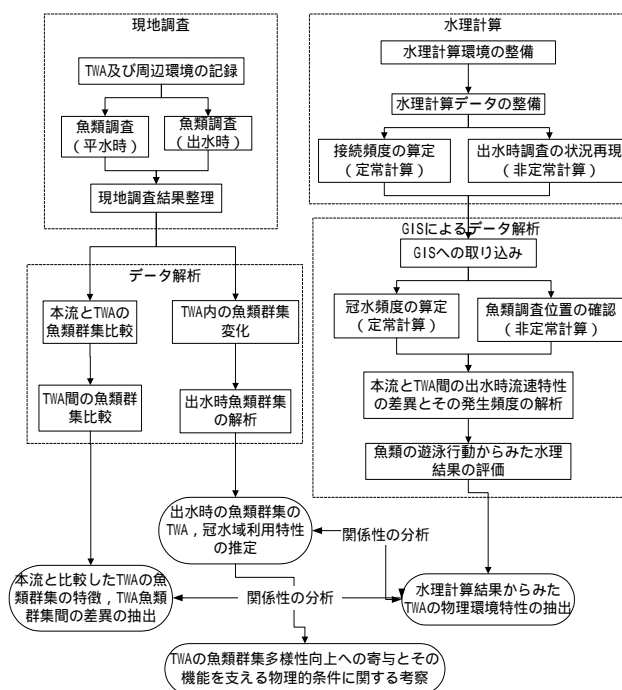


図-4.1 研究方法の概要

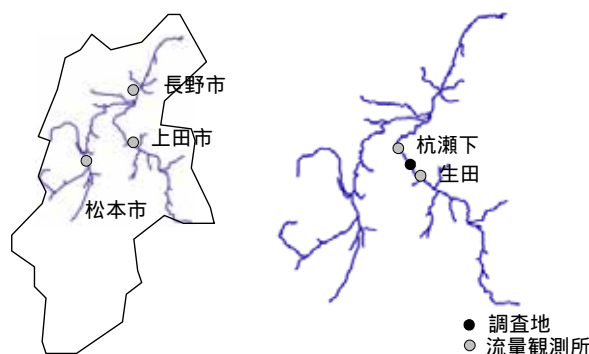


図-4.2 調査地の概要

埴科郡坂城町，東経 $138^{\circ}12'4.6''$ ，北緯 $36^{\circ}25'14.4''$ ，以下，調査地とする）で行った．調査地の概要を図-4.2に示す．調査地は長野県境から95.6～97km区間で，流域面積 $2560\text{km}^2$ ，河道幅約100m，河床勾配1/200，河道兩岸に築堤が行われている区間で，中流域の中でも特にTWAが多い地域である．景観的にみて調査地では高水敷上のTWAはタマリ，河岸沿いのTWAはワンドと分類できる．

調査地の河床は，主に礫で構成され，河床波形態は複列砂州である．礫の主要構成材料は $20\sim 200\text{mm}$ ， $d_{50}=100\text{mm}$ ，最大粒径 $200\sim 300\text{mm}$ 程度である．右岸側には本流と比高差が少なく年に複数回冠水する高水敷，左岸側には本流と比高差が約3m程度あり2～3年に1回程度冠水する高水敷が形成されている．

図-4.3に調査期間中の調査地の流量時系列を示す．千曲川流域では1985年に最大流量約 $2000\text{m}^3/\text{s}$ の出水が発生した以降，約12年間日平均流量で $1000\text{m}^3/\text{s}$ 以上の大規模な洪水がないが1998年9月16日，1999年8月14日に大規模な出水が発生した．1998年9月16日の出水では，本流付近の一部のTWAが変形した以外は，大きな地形変化は生じなかった．しかし，1999年8月14日（以後，99年8月出水とする）は，生田流量観測所で，日平均流量 $980\text{m}^3/\text{s}$ ，最高水位4.86m，最大1時間平均流量 $3300\text{m}^3/\text{s}$ を記録している．また，1999年8月出水は，調査地内の河道内地形を大きく改変した．それに伴い調査地内のTWA群も変化した．

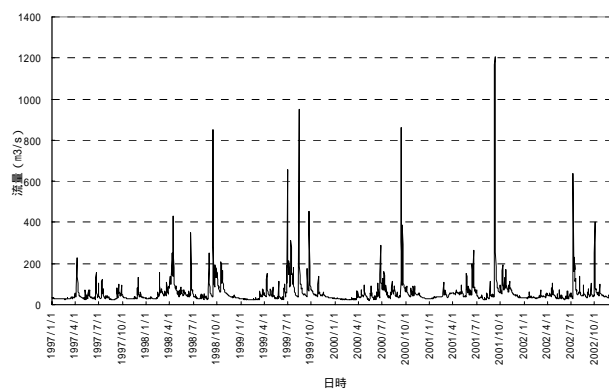


図-4.3 調査期間中のハイドログラフ（日平均流量）

表-4.1 調査地のTWAの変化

日付	TWA										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1997年3月											
1997年10月											
1998年6月											
1999年3月											
1999年5月											
1999年7月		-									-
1999年9月		-	-	-					-		-
1999年11月	-	-							-		-
2000年5月	-	-							-		-
2000年7月	-	-							-		-
2000年8月	-	-							-		-
2000年9月	-	-							-		-
2000年10月	-	-							-		-
2000年11月	-	-							-		-
2001年2月	-	-							-		-
2001年3月	-	-							-		-

水域， 干上がり， 流水域に変化， 他TWAと接続， - 消失

TWA10・11 は出水後地形変化し，99年5月以降同一のTWAとした。

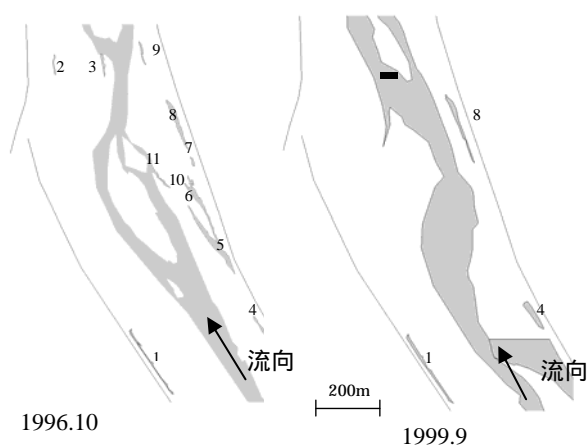


図-4.4 調査地のTWAの変化

図-4.4，表-4.1に調査地内のTWA群の変化を示す．1999年8月出水より前には右岸高水敷に9ヶ所，左岸高水敷に3ヶ所のTWAが存在していた．平水時には，それぞれのTWAは独立しているが，右岸側では出水時に本流とTWAの接続及びTWA間の接続が頻繁にみられた．左岸側では，TWA2，TWA3は出水時には本流と接続したが，TWA1は異なる特性を示し平均的な出水では本流と接続はしなかった．また，特にTWA1は冬季湧水が顕著になる12月中旬から4月上旬まで一部を残し周期的に干上がる特性があった．

1999年8月出水以降，調査地内の流路，地形及びTWAの形状は大きく変化した．本流は大きく右岸側へ流路を変え右岸側の高水敷は細流が流れるようになった．1999年8月出水によりTWAにも大きな変化が生じた．右岸側高水敷上のTWAの一部は，移動した土砂で埋まり消失した．また，消失しなかったTWAも面積，水深等の物理環境条件が変化した．

#### (b) TWAの水域確認

調査地のTWAの水位は，本流の水位変動，流路変更に対応し大きく変動していた．そのた

め、調査地内のTWAの水位状態を現地調査時に確認し、水域の維持・干上がりの状態を記録した。TWA10・11は1999年4月の出水により微地形が変化し同一のTWAとなったため1999年5月以降は同一のTWAとした。

#### (C) 本流及びTWAの魚類群集調査

本流とTWA、TWAごとの魚類群集の差異を分析する目的で、調査地内の本流（本流区域A）及びTWA1～TWA11内で魚類採捕調査を行った。表-4.2に魚類調査の概要を示す。本流では、地元漁協の了承が得られた1999年11月から2001年3月まで魚類採捕調査を行った。また、TWAでは1997年3月から2001年3月まで魚類調査を行った。平水時の魚類調査を17回、出水時魚類捕獲調査を3回行った。魚類調査は、本流及びTWA間の魚類群集の比較を適切に行うため複数の調査手法を用い努力量を統一して行った。

平水時は、通常は定置網（目合5mm、袖網5m、袋網部6m）を用いた。定置網は夜間（概ね17時～21時）にTWA内に設置し翌朝回収した。採捕した魚類については全長(mm)、体長(mm)、湿重量(g)を記録した。冬季（11月～3月）には水温の低下等に伴い魚類の行動活性が落ちるため定置網調査に加え補足的にエレクトロフィッシャー（スミスルート社製、Mod.LR-24、出力電圧 50～999V、出力電流 最大40A）による採捕を行った。エレクトロフィッシャーによる採捕は、本流、TWA内で400～600Vの電流で20分間行った。エレクトロフィッシャーによる採捕は調査エリアを網羅するように留意した。また、冬季TWAが干上がった場合には、水の残った箇所定置網、エレクトロフィッシャーで採捕を行った。また、TWA内に水域が確認できなかった場合には、スコップで複数点の底質を掘り魚類（ドジョウ）を採捕した。

表-4.2 魚類調査の概要

調査日時		場所											調査方法				
開始日時	終了日時	本流	TWA											定置網	エレクトロ フィッシャー		
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11				
1997/3/6	1997/3/7																
1997/10/1	1997/10/3																
1998/6/3	1998/6/5																
1999/3/3	1999/3/5																
1999/3/11	1999/3/12																
1999/5/26	1999/5/28																
1999/7/27	1999/7/29																
1999/9/8	1999/9/10																
1999/11/1	1999/11/3																
1999/11/16	1999/11/18																
1999/11/3	1999/12/2																
2000/5/31	2000/6/1																
2000/7/11	2000/7/14																
2000/8/22	2000/8/25																
2000/9/12	2000/9/15																
2000/10/13	2000/10/14																
2000/11/28	2000/11/29																
2001/2/7	2001/2/9																
2001/3/13	2001/3/15																

出水時魚類調査は、1999年5月27日～28日、2000年6月24日～25日、2000年9月12日～13日の調査地内高水敷の冠水時に調査を行った。図-4.5に出水時魚類調査の状況を示す。調査箇所は調査が可能な本流の低流速部、本流からTWAへ接続する流路（以下、出水時流路）、出水時流路からTWA（タマリ）への流入口、TWA（タマリ）内で魚類採捕調査を行った。低流速域では定置網（目合5mm、袖網5m、袋網部6m）を3箇所、高流速域では投網（目合5mm程度）を用い魚類採捕を行った。投網は1地点10回、3地点で行った。

#### (d) 水理計算手法と条件

##### 1) 水理計算環境の整備

調査地の出水時の流況再現、本流とTWAの接続状態再現及び接続頻度の算定を行う目的で水理計算を行った。平水時から出水時までの幅広い流量を条件として計算を行うことから、一般座標系の使用が可能で、水際部の境界条件設定の自由度が高い平面2次元流解析プログラム（土木学会水理委員会、2002）を用いた。便宜上、定常、非定常計算に合わせてデータの入出力部に変更を加えたが計算プログラムのメイン部には変更を加えず使用した。

##### 2) 計算データの整備



図-4.5 出水時魚類調査の概要

河床形状データは調査地の測量成果を基に内挿し流下・横断方向ともに6mピッチの河床高データとして整備した。調査地の地形は調査期間中の出水で変化したため河床形状データは出水前後の2ケースについてそれぞれ整備し、ケースA（1999年8月前）、ケースB（1999年9月）とした。

流量については、以下の条件を設定した。上流端からの供給流量データは、調査地周辺の流量観測データがないため、土木研究所が開発した流出解析モデル（賈ら、2000）（以下、WEPモデル）を用い、流域の降雨量データより調査地点における1997年1月1日～2000年12月31日（以下、対象期間）の毎正時における流量時系列（以下、算定時系列）を計算した。計算に使用したWEPモデルは積雪・融雪による流出を考慮していないため1月～5月中旬まで流量計算の精度が低い。このため流量データとしては5月下旬～12月のWEPモデルの計算結果を用いた。計算精度が低い1月～5月中旬は、調査地から最も近い生田流量観測所の実測データにGISで求めた生田流量観測所と調査地の流域面積比 $\{ \text{調査地流域面積} / (\text{生田流量観測所面積}) = 1.09 \}$ を乗じ5月上旬～中旬の流量データを算出した。その後WEPモデルの期間とつなぎ合わせ連続した流量データを算出した。下流端水位条件に関しては、上流端から与える流量に対応してManning式による等流水深を下流端水位として設定した。

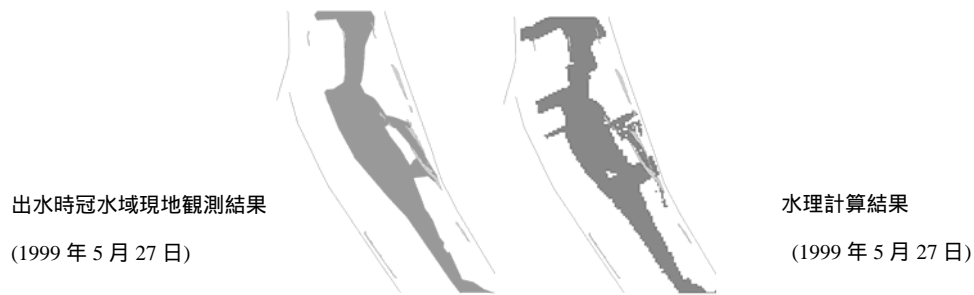


図-4.6 水理計算結果と出水時の冠水域の比較

初期水位データの整備は、各計算横断面においてManning式による等流水深を初期水位条件として設定した。等流公式におけるエネルギー勾配 $I_e$ は、対象横断面の上下流断面（流下方向に±6m）の最深河床勾配とした。逆勾配が生じている区間では、計算区間全体の最深河床勾配である $1/227$ を与えた。

Manningの粗度係数  $n$ （以下、 $n$ ）については、既往研究（河川生態学術研究会千曲川グループ、2001）から $D_{64}$ 粒径は11～12cm程度であって、Manning-Stricklerの式によれば、概ね $n=0.03$ となることから、一般的な河床粗度として良く使用される数値である $n=0.032$ とした。計算時間ステップ  $t$ は、 $t=0.1s$ を基本とし、数値振動が発生する場合は $t=0.05s$ とした。

### 3) 水理計算の実施

上記の計算条件の下に水理計算を行った。調査地で高頻度に見られる出水時の流況再現には定常計算を行った。そのためにまずWEPモデルで復元した流量時系列から流量発生頻度を求めた。

対象期間内の最小流量から流量を $100m^3/s$ 刻みで増加させ高水敷上に越流しはじめる流量（閾値流量）を求めた。その後、閾値流量から $10m^3/s$ 刻みで流量を増加させ本流とTWAが接続するプロセスを再現した。この定常計算結果を調査地内で高頻度で発生する出水状態と考えGIS上に取り込み、その水理特性を分析した。これについては後述する。出水時魚類調査時の冠水状況の再現には、出水時流況、接続状態を正確に把握するため非定常計算を行った。出水時魚類調査を行った期間の算定時系列を上流端流量データとして用い他の計算条件は同じとした。また、出水時の観察結果と水理計算結果とを比較し、その妥当性を検証した。

図-4.6に出水時冠水域の現地観測結果と水理計算結果の比較の一例を示す。定常計算、非定常計算ともに出水中の現地調査による冠水状態の記録、出水後の現地踏査による痕跡水位と比較し良好な合致状態になるまで計算条件を修正し計算精度を担保した。

### 4) データ解析

#### a) 本流とTWAの魚類群集の比較

本流とTWAの魚類群集の特性を比較する目的で、魚類群集解析を行った。TWAが同時期に多く確認された1998年6月及び1999年3月の魚類群集データを合計して評価した。比較した項目は、本流とTWA（調査地内のTWAの総計）間の、種数、構造的規則性（木元、1976）（魚種ごとの個体数降順にソートし図化したもの）である。構造的規則性は魚類群集内の種類

と個体数の関係を分析する目的で用いた。本流とTWA間の魚類群集構成の差は<sup>2</sup>検定を用いて検定した。また、本流とTWA間の魚類サイズを比較する目的で魚種ごとの平均体長、標準偏差を算出した。

#### b) TWA間の魚類群集の比較

調査地内のTWAごとの魚類群集の特性を比較する目的で、魚類群集解析を行った。評価には、TWAが同時期に多く確認された1998年6月及び1999年3月の魚類群集データを合計して評価した。比較した項目はTWAごとの種数、構造的規則性である。また、TWA間の魚類群集の時系列変化の違いを把握するため、調査期間中継続的な調査が実施できたTWA1、TWA4、TWA8について種数の時系列変化を把握した。また、特徴的な変化があった場合には、接続、干上がりとの関係を分析した。

#### c) 出水時の魚類群集調査結果の解析

出水時魚類調査結果を出水時流路内、TWA内に分類し整理した。結果は魚種ごとに採捕個体数、体長、体重の基本統計量（平均、最大値、最小値、標準偏差）を算出した。また、出水時に流路内で採捕された魚類（出水時流路内魚類サンプル）の由来を分析する目的で出水時流路内での魚類調査結果については、以下の解析を行った。

#### d) 出水時流路内と平水時の本流、TWAの魚類群集の各々との類似性の検討

類似性は群集類似度の一つであるJaccardの共通係数を用い計算した。Jaccardの共通係数は式(1)で表される（木元、1976）。ここで、 $a$ 及び $b$ は比較するTWAにおける種数、 $c$ はそ

$$CC = \frac{c}{a+b-c} \quad (1)$$

のうちの共通種数である。

#### e) 出水時流路内魚類サンプルの個体サイズの分布比較による由来の検討

出水時流路内魚類調査で統計上妥当な個体数を得られた魚種について、平水時の本流とTWAの同魚種の個体サイズの母分散が一致するかどうかF検定の帰無仮説2群は等しいとする点によって検討した。

出水時のTWA内の魚類群集のデータは、出水前、出水中、出水後の魚類群集変化の分析に用いた。出水中のTWA内で魚類採捕ができた1999年5月、2000年9月のデータを解析した。1999年5月のデータは、出水前（1999年5月26日）、出水中～後（1999年5月27日、28日）のTWA10・11内の魚類群集変化、出水前、出水後の体長を比較した。2000年9月のデータは、出水前（2000年8月）、出水中（2000年9月12日）、出水直後（2000年9月13日）のTWA8内の魚類群集変化、出水前、出水中、出水後の体長を比較した。

#### f) 水理計算結果のGISへの取り込み

調査地内の出水時の流況を分析する目的で、水理計算結果の空間解析を行った。解析メッシュの座標値（世界測地系平面直角座標系8系）から、水理計算結果（ $H$ ：水深、 $V$ ：流速の絶対値）をポイントデータとしてGIS（ESRI社、ArcGISVer9.0）に取り込んだ。

#### g) GISを用いた出水時の流況再現及び接続頻度算定

調査地内の地形図をGISに取り込み、調査地内の本流、TWAの形状をトレースした。GISを用いて冠水域を地形図上にオーバーレイし、TWAの接続状態を確認しながら流量が小さいケースの水理計算結果から流量を増加させTWAが冠水するまで作業を繰り返した。各TWAが本流と接続することが確認できた最小流量を求め、この流量発生頻度からTWAごとの本流との接続頻度を算定した。

#### h) 魚類の遊泳行動から見た水理計算結果の評価

水理計算結果を魚類の遊泳行動能力から評価した。魚類の遊泳行動能力は、その体長と関係性があることが知られ、巡航速度(魚類が遊泳を長時間続けられる速度)、突進速度(瞬間的に出せる最大の速度)の2種類に分類される(塚本, 1983)。巡航速度は体長の2~3倍、突進速度は秒あたり体長の10倍程度とされている。つまり、突進速度以上では流速に抗して行動をすることが出来ず自分の意思で場所の選択が出来なくなる可能性が極めて高いと考えられる。これに対し、巡航速度以下の空間では空間選択を意図的に行う可能性が残ると考えられる。

魚類の突進速度を閾値として利用し、本研究では水理計算による流速ベクトルの絶対値が魚類の突進速度以下の空間を魚類が意図的に行動・空間選択を行いうる「選択可能空間」と定義し、魚類群集全体の遊泳行動から流況を評価することに用いた。魚類群集調査結果から魚類群集全体の平均体長を算出し、調査地内の魚類の平均体長(以下、平均体長BL、単位m)と仮定した。平均体長を用いて、突進速度を $10BL(m/s)$ として算出し閾値とした。GISを用いて閾値以下の選択可能空間を抽出し、流量変化に伴う選択可能空間の変化を把握した。

#### i) 本流とTWA内の出水時流速特性解析

本流とTWA内の出水時の流速分布特性は、生息する魚類群集の動態に大きく影響を与えると考えられる。本流とTWA内の流速発生特性を比較する目的で、水理計算(定常計算結果)の各流量ケースで本流とTWA内部の流速の記述統計量(平均, 最大値, 最小値)を算出した。本流では、場所により大きく流速の値が異なるため、本流の景観ユニットとして特徴的な瀬と淵に着目し解析対象とした。1996年の地形図においてTWAに近い瀬, 淵を解析対象とし、瀬淵共にその中心からTWAでよく見られた面積である $300m^2$ ,  $600m^2$ ,  $900m^2$ ,  $1500m^2$ ,  $2000m^2$ のそれぞれの範囲内で流速を平均して解析した。

上記、水理計算で求めた各流量ケースの流速分布とその発生頻度の関係から、本流(瀬と淵)とTWA内の流速の発生頻度の違いを求めた。

### (3) 結果

#### (a) 魚類調査結果

##### 1) 本流とTWAの魚類群集の比較

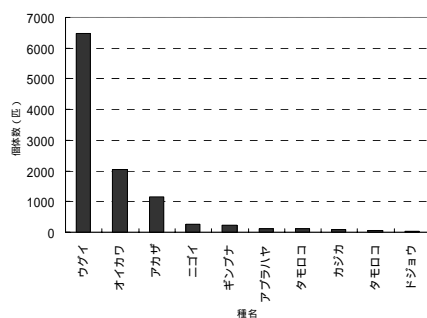
表-4.3に調査期間中に採捕された魚種の個体数、体長データを平均±標準偏差として示す(十分な個体数が得られなかった場合には平均値のみ)。調査地では24種が確認された。



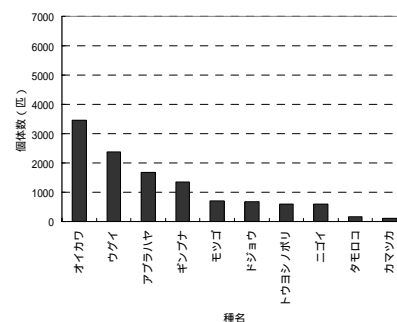
表-4.3 本流とTWA間の魚類比較

魚種	個体数(匹)		平均体長(mm)	
	TWA	本川	TWA	本流
アカザ	22	1149	72.66	85.62 ± 16.53
アブラハヤ	1685	118	51.84 ± 19.23	58.65 ± 16.26
アユ	10		157.70	
ウキゴリ		1		89.00
ウグイ	2582	6161	47.53 ± 24.53	83.22 ± 33.87
ウナギ	2	14	495.50	486.86
オイカワ	3270	1945	45.12 ± 21.27	76.70 ± 18.56
カジカ		1		89.00
カマツカ	113	73	48.46 ± 17.09	89.90 ± 31.38
キンブナ	12		93.67	
ギンブナ	1279	206	73.82 ± 35.33	99.42 ± 47.92
コイ	7	5	118.43	142.20
シマドジョウ	101	5	55.84 ± 13.34	76.80
タイリクバラタナゴ	5	3	26.55	45.33
タモロコ	154	106	51.79 ± 16.15	60.33 ± 9.78
トウヨシノボリ	607	2	30.82 ± 5.68	52.50
ドジョウ	685	13	65.50 ± 33.98	107.38
ナマズ	11	3	280.55	213.60
ニゴイ	484	267	74.68 ± 78.29	246.68 ± 143.87
ニジマス		1		205.00
ブラックバス	1		4.40	
ブルーギル	1		129.00	
モツゴ	690	53	48.02 ± 55.82	55.81 ± 15.14
ヤマメ	6	1	67.33	133.00

( mean ± SD, n &gt; 50)



本流の種別個体数の関係 (上位 10 種)



TWAの種別個体数の関係 (上位 10 種)

図-4.7 TWAごとの魚類群集の相違

本流とTWAの魚類群集を比較すると種、個体数の構成は有意に異なり( $\chi^2$ 検定,  $\chi^2=6449.898$ ,  $df=23$ ,  $p<0.001$ ), 本流ではウグイ, オイカワが優占する傾向が認められたのに対し, TWAはアブラハヤ, ギンブナ, トウヨシノボリ, ドジョウ, ニゴイ, モツゴについて本流よりも多くの個体数が確認された。

本流とTWAの魚類群集の種別個体数の関係を図-4.7に示す。本流の魚類群集は, ウグイ, オイカワ, アカザ, ニゴイの4種が優占し他の種が多く確認できない。一方, TWAの魚類群集は, オイカワを筆頭としてウグイ, アブラハヤ, モツゴ, ドジョウ, トウヨシノボリ, ニゴイへ徐々に個体数を減少させていくが, 本流と比較して多くの種が均等に生息する魚類群集を形成している。

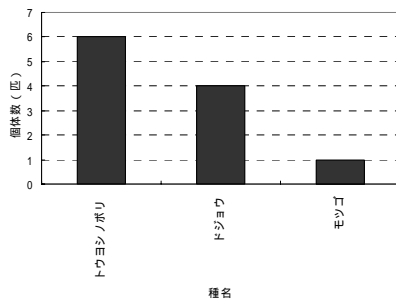
本流とTWAに共通して確認され, 十分な個体数が得られたウグイ, オイカワ, ギンブナ, タモロコ, ニゴイでは本流に生息する個体の体長が有意に大きい(Mann-WhitneyのU検定,

ウグイ： $|z|=55.16$ ， $p<0.05$ ，オイカワ： $|z|=38.17$ ， $p<0.05$ ，ギンブナ： $|z|=6.97$ ， $p<0.05$ ，タモロコ： $|z|=6.03$ ， $p<0.05$ ，ニゴイ： $|z|=16.5$ ， $p<0.05$ ）。他の魚種についても本流の個体の体長が大きい傾向が見られる。

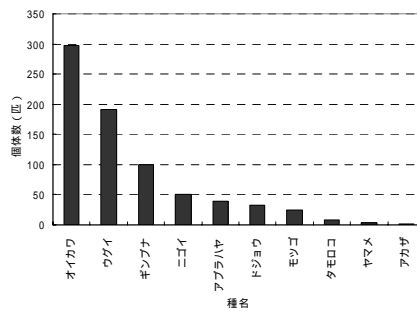
2) TWA ごとの魚類群集の比較結果

TWAごとの魚類群集の集計結果と主なTWAの構造的規則性とをそれぞれ表-4.4と、図-4.8とに示す。TWA1の魚類群集はトウヨシノボリ、ドジョウ、モツゴの3種で構成されているのに対して、他のTWAはウグイ、ギンブナ、オイカワ、アブラハヤを主とする10種程度で構成されていて、TWA1が極めて貧弱になっているのが特徴的である。TWA2からTWA10・11までは、群集構造に微妙な違いがあるが主な構成種、構成比率等には大きな違いがみられなかった。

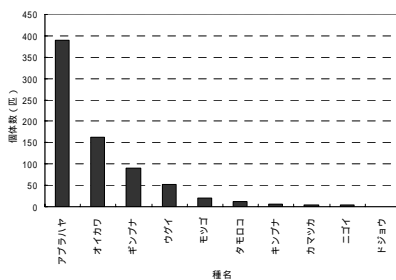
表-4.5にTWA1，4，8の種別捕獲数の時系列変化を示す。TWA1は、1999年7月まではトウヨシノボリ、ドジョウ、モツゴで構成される単調な魚類群集だったが 1999年8月出水で本流



TWA1



TWA4



TWA8

図-4.8 主なTWAの魚類群集の種別個体数の関係

表-4.4 TWAごとの魚類群集の集計結果

魚種(匹)	TWA									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10・11
アカザ		5		2						2
アブラハヤ		21	42	39	132	128	63	389	56	61
ウグイ		220	87	192	452	195	6	52	27	162
ウナギ									1	0
オイカワ		30		297	42	130	236	162	5	7
カマツカ		23	1	1	14			4		27
ギンブナ						6		6		0
コイ		10	10	100	53	24	56	91	16	64
シマドジョウ				1		1				0
タイリクバラタナゴ			1	1			4		3	39
タモロコ		2		8	22	24	4	12	6	3
トウヨシノボリ	6			1					2	2
ドジョウ	4	2	2	32	2	2	3	1	6	6
ニゴイ		14		51	3	13	62	4		0
モツゴ	1	29	6	25	15	77	8	21	7	14
ヤマメ				4			2			0
種数	3	10	7	14	10	10	10	10	10	11
総計	11	356	149	754	736	600	444	742	129	387

と接続したため、1999年9月～12月には、ウグイ、オイカワ、ギンブナ、アブラハヤ、アユが確認された。2000年1月初旬にTWA1は例年と同様一部の水域の残し干上がり、再びトウヨシノボリ、ドジョウ、モツゴで主に構成される単調な魚類群集に戻った。毎年、冬季に干上がるのは、本調査地のTWA群ではTWA1だけの特徴的な現象である。

TWA4は1999年7月までは、アブラハヤ、ウグイ、オイカワ、ギンブナ、ニゴイを主に15種

表-4.5 TWA1, 4, 8の魚類群集の時系列変化

TWA 1																	
魚種(匹)	97.MAR	98.JUN	99.MAR	99.MAY	99.JUL	99.SEP	99.NOV	99.DEC	00.JUN	00.JUL	00.AUG	00.SEP	00.OCT	00.NOV	01.FEB	01.MAR	合計
アブラハヤ							1	-							2		3
アユ							2	-									2
ウグイ					15	14	-	-									29
オイカワ					24	107	-	-									131
ギンブナ					1	2	-	-		2							5
トウヨシノボリ	6				19	4	-	-		1	1	2	8	5	505	22	573
ドジョウ	3	1			9	2	-	-	2	5	1	2		7	398	36	466
ニゴイ					1	5	-	-									6
モツゴ	1				18	11	56	-	2	2	5	3	2				98
総計	10	1	1		46	52	193	-	2	10	7	7	10	12	905	58	1313

TWA 4																	
魚種(匹)	97.MAR	98.JUN	99.MAR	99.MAY	99.JUL	99.SEP	99.NOV	99.DEC	00.JUN	00.JUL	00.AUG	00.SEP	00.OCT	00.NOV	01.FEB	01.MAR	合計
アカザ			2	2													4
アブラハヤ		36	3	123	131	-	-	-		2				3	4		302
アユ					1	-	-	-		1		6					8
ウグイ	1	32	160	77	68	-	-	-		1	20	23					382
ウナギ						-	-	-									0
オイカワ	21	140	157	23	87	-	-	-		1	1	87					517
カマツカ			1			-	-	-									1
ギンブナ	1	92	8	52	31	-	-	-		4	35	27	34	2			286
コイ			1			-	-	-			5	1					7
シマドジョウ				3		-	-	-									16
タイリクバラタナゴ			1			-	-	-							13		1
タモロコ		8		3	19	-	-	-			1		4				35
トウヨシノボリ			1		9	-	-	-									10
ドジョウ	30	2	52	2		-	-	-			10	1			3		100
ナマス				1		-	-	-									2
ニゴイ			51	10	6	-	-	-		25	158	35	5				290
ブラックバス				1		-	-	-									1
モツゴ	18	7	29	33		-	-	-		12	10	8	36	10			163
ヤマメ		4				-	-	-									4
総計	23	360	394	375	388	-	-	-		47	240	188	82	16	16		2129

TWA 8																	
魚種(匹)	97.OCT	98.JUN	99.MAR	99.MAY	99.JUL	99.SEP	99.NOV	99.DEC	00.JUN	00.JUL	00.AUG	00.SEP	00.OCT	00.NOV	01.FEB	01.MAR	合計
アカザ								1				6					7
アブラハヤ	256	330	59	-	-	-	4	10				24	3	29	12	20	747
アユ												2					2
ウグイ	35	44	8	-	-	-	3	190			1	60		69	13	15	438
ウナギ											1						1
オイカワ	212	80	82	-	-	-	3	79	2		2	145	2	166	150	145	1068
カマツカ			4	-	-	-		2				12		17	3		38
ギンブナ		6															6
コイ	154	62	29	-	-	-	17	23	2	2	18	44	12	30	19	51	463
シマドジョウ												2					2
タイリクバラタナゴ									1					6	1	1	8
タモロコ	2	8	4	-	-	-	2		1			8	1	19	1	9	55
トウヨシノボリ							2	2	1								3
ドジョウ	1		1	-	-	-	4		1			1		1		2	11
ナマス												1	1	1			3
ニゴイ	17	4		-	-	-	6	3				77	13	12	38	3	173
モツゴ	21	16	5	-	-	-	11		5	5	1	20	1	50	21	36	192
ヤマメ																	
総計	698	550	192	-	-	-	46	314	13	7	23	402	33	400	258	282	3218

空白：調査を実施したが捕獲なし  
 -：調査実施せず

表-4.6 出水時魚類調査結果の集計

魚種	本流	TWA	出水時流路	総計
アカザ		3		3
アブラハヤ		38	2	40
アユ	6	13		19
ウグイ	3	131	17	151
ウナギ			1	1
オイカワ	20	296		316
カマツカ	5	10		15
ギンブナ	1	126	26	153
コイ		3		3
シマドジョウ		3		3
タモロコ	1	10		11
ドジョウ		5		5
ナマズ		6	11	17
ニゴイ	3	106	4	113
フナ			5	5
モツゴ		33		33
総計	39	784	66	889

表-4.7 出水時流路の魚類サンプルと平水時に本流，TWAで採捕された魚類サンプルの類似度

出水時流路魚類サンプル	平水時の個体群	
	本流	TWA
	0.36	0.36

程度で構成される魚類群集であったが99年8月出水以降，本流流路の変化と河川改修工事の影響により2000年4月まで干上がった．その後，水位が回復し水域が復元し，2000年6月から11月までは水域が維持されウグイ，オイカワ，アブラハヤ，ニゴイを主とする魚類群集が確認された．2001年2月に再びTWA4は干上がり，シマドジョウ，ドジョウを中心とする魚類群集に変化した．TWA8は，2000年6月から8月まで一時的に採捕魚種が減少するが，調査期間全体としては，オイカワ，ギンブナ，アブラハヤを中心とする魚類群集が確認された．

### 3) 出水時の魚類調査結果

表-4.6に出水時魚類調査結果を本流，TWA内，出水時流路内ごとに集計した結果を示す．TWA内では，ウグイ，オイカワ，ギンブナ，アブラハヤ，ニゴイ，モツゴが確認された．出水時流路では，ギンブナ，ウグイ，アブラハヤ，ナマズが主に確認された．

表-4.7に出水時魚類調査結果の集計結果を示す．出水時流路内の魚類群集は，平水時の本流とTWAのどちらとも類似していなかった．

表-4.8に出水時流路の魚類サンプルの由来に関する検定結果を示す．出水時流路内魚類サンプルで統計上妥当な個体数を得られた魚種は，ウグイ，アブラハヤ，ギンブナであった．検定の結果，この3種の全てが，平水時の本流，TWAのどちらか一方に体長サイズが一致することはなく平水時の本流とTWAの個体群が混在している可能性が高かった．TWA内の魚類群集の比較結果を以下に示す．出水前と出水中の魚類群集構成が比較できた1999年5月におけるTWA10・11内及び2000年9月のTWA8内の魚類群集変化をそれぞれ表-4.9及び表-4.10に示す．

表-4.8 出水時流路の魚類サンプルの由来に関する

## 検定

出水時流路魚類サンプル	平水時の個体群	
	本流	TWA
ウグイ	*	*
アブラハヤ	*	*
ギンブナ		

\* : 有意水準5%で有意

表-4.9 TWA10・11 での出水前と出水中の魚類サンプルの比較

魚種	個体数(匹)		平均体長(mm)	
	出水前	出水中	出水前	出水中
アカザ	3	2	51.67	82.50
アブラハヤ	14	4	71.36	75.75
アユ		8		130.63
ウグイ	7	19	28.86	115.26
オイカワ		20		107.25
カマツカ	2		45.50	
ギンブナ		25		158.16
シマドジョウ	12	3	62.42	79.33
タモロコ				
トウヨシノボリ	1		46.00	
ドジョウ	12	2	101.67	96.00
ナマズ		1		428.00
ニゴイ	2		392.50	

表-4.10 TWA8での出水前，出水中と出水後の魚類サンプルの比較

魚種	個体数(匹)			平均体長(mm)		
	出水前	出水中	出水後	出水前	出水中	出水後
アカザ	6		6			109.33
アブラハヤ	17	7	18		69.30	68.53
アユ		2			158.50	
ウグイ	2	58	2	85.00	69.90	43.00
ウナギ	1			634.00		
オイカワ	6	139	6	63.00	47.38	55.67
カマツカ	4	8	4		52.60	49.00
ギンブナ	2	42	2	38.50	71.85	27.00
コイ		2			16.63	
タモロコ	2	6	2		56.95	62.00
ドジョウ		1			96.57	
ナマズ		1			368.00	
ニゴイ	10	67	10		69.56	61.00
モツゴ		20		54.00	60.05	

表-4.9によると出水前の主な魚類群集は，アブラハヤ，シマドジョウ，ドジョウで構成されたのに対し，出水中ではギンブナ，オイカワ，ウグイ，アユであった．また，出水中に採捕された魚類の体長は概ね100mm前後と大型であった．表-4.10では出水前は，アブラハヤ，ニゴイ，オイカワを主として構成される魚類群集であったが，出水中は，オイカワ，ニゴイ，ウグイ，ギンブナで主に構成された．また，平水時では確認されることが少ないアユが採捕された．出水後は，出水前とほぼ同様にアブラハヤ，ニゴイ，オイカワで構成される魚類群集に戻った．平均体長はギンブナが出水時中の方が大きくなった以外は顕著な変化を示さなかった．

## (b) GIS を用いた出水時の流況及び冠水状態の再現

段階的に流量を変えて定常計算と非定常計算を行った結果について図-4.9 (a) 及び図-4.9 (b)に示す。定常計算結果では、計算流量の増加に伴う冠水範囲を調べた。その際、1999年8月以前の地形で検討したケースAでは、図-4.9 (a)のように  $Q=100 \text{ m}^3/\text{s}$ までは本流内部の砂州周辺部、河岸周辺が冠水するだけであったが、 $Q=110 \text{ m}^3/\text{s}$ から本流内部の砂州の一部が水没し高水敷上に冠水域が出現した。 $Q=150 \text{ m}^3/\text{s}$ から右岸高水敷上の低地沿いに冠水域が拡大しTWAの一部が本流とつながり始め、本流と砂州が水没し高水敷上に冠水域が出現した。 $Q=200 \text{ m}^3/\text{s}$ からは本流部内の砂州が水没する。 $Q=300 \text{ m}^3/\text{s}$ から調査地下流部の高水敷上に冠水域が拡大した。 $Q=500 \text{ m}^3/\text{s}$ から本流、右岸全域が冠水し水没していない箇所が見られなくなると同時に左岸高水敷上に冠水域が目立ち始めた。 $Q=1000 \text{ m}^3/\text{s}$ からは本流部、右岸はほぼ全域が冠水し、左岸高水敷の低地沿いに冠水域が拡大した。 $Q=1200 \text{ m}^3/\text{s}$ では、左岸高水敷上の低地沿いに冠水域が更に拡大しTWA1が水没した。ケースAで顕著な冠水状態の変化を示したのは、 $Q=110 \text{ m}^3/\text{s}$ 、 $Q=150 \text{ m}^3/\text{s}$ 、 $Q=300 \text{ m}^3/\text{s}$ 、 $Q=500 \text{ m}^3/\text{s}$ 、 $Q=1200 \text{ m}^3/\text{s}$ 、 $Q=1800 \text{ m}^3/\text{s}$ である。

1999年9月以前の地形で検討したケースBでも図-4.9 (b)のように計算流量を増大させながら冠水範囲を調べた。その際、 $Q=100 \text{ m}^3/\text{s}$ まではケースAと同様に本流内部の砂州周辺部、河岸周辺が冠水するだけであったが、 $Q=110 \text{ m}^3/\text{s}$ から本流内部の砂州が水没し高水敷上に冠水域が増加しTWA8が本流とつながり始めた。

ケースAでは高水敷であった部分が低地になり $Q=150 \text{ m}^3/\text{s}$ から右岸高水敷全体が流れの一部となり始めた。それに伴い右岸の TWA (TWA10, 11) が本流と流速 $0.5 \text{ m}/\text{s}$ 以上の激しい流れにより接続した。 $Q=300 \text{ m}^3/\text{s}$ では、本流、右岸高水敷全体が水没し大きな流れとなった。この傾向は、 $Q=1000 \text{ m}^3/\text{s}$ まで続き、本流、右岸高水敷上は激しい流れになった。 $Q=1200 \text{ m}^3/\text{s}$ から左岸高水敷上に冠水域が拡大した。

ケースBで顕著な冠水状態の変化を示したのは、 $Q=110 \text{ m}^3/\text{s}$ 、 $Q=150 \text{ m}^3/\text{s}$ 、 $Q=300 \text{ m}^3/\text{s}$ 、 $Q=800 \text{ m}^3/\text{s}$ 、 $Q=1000 \text{ m}^3/\text{s}$ 、 $Q=1500 \text{ m}^3/\text{s}$ である (図-4.9(b))。

非定常計算は、出水時現地魚類調査において観察された冠水域と良好な整合性を示した (図-4.10)。1999年5月、2000年6月、2000年9月の冠水状態を示す。全ケースともに、高水敷上の低地沿いに本流とTWAを接続する、幅 $5 \text{ m}$ 程度、流速 $1 \text{ m}/\text{s}$ 程度の出水時流路が形成され、そこでは本流の流量の変動に伴い流量が変化した。現地での冠水域の形状、水深計測等とも良好な整合性を示し、非定常計算による流れ場の再現は良好と判断した。

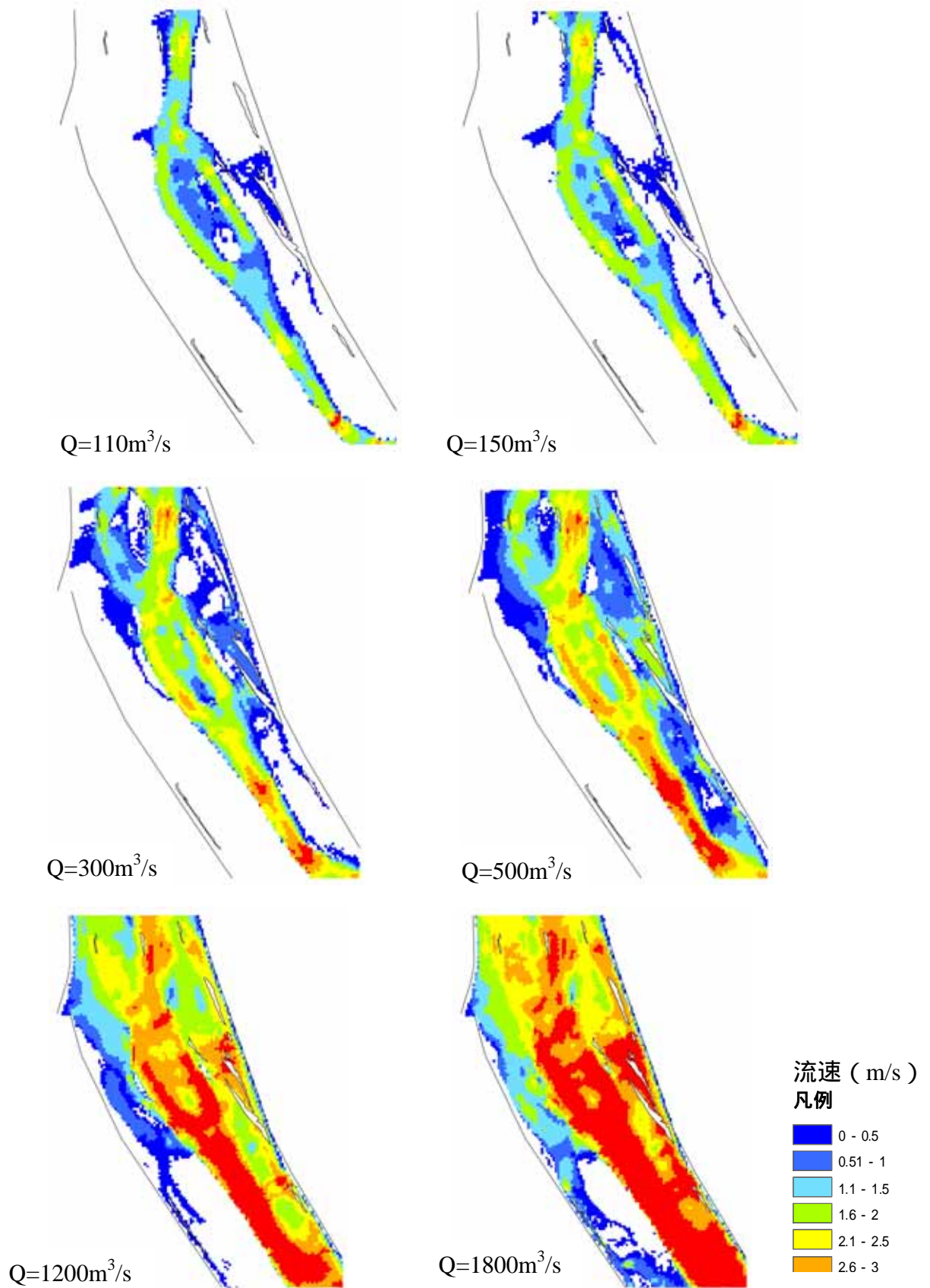


図-4.9(a) ケース A における出水時の流況及び冠水状態の再現

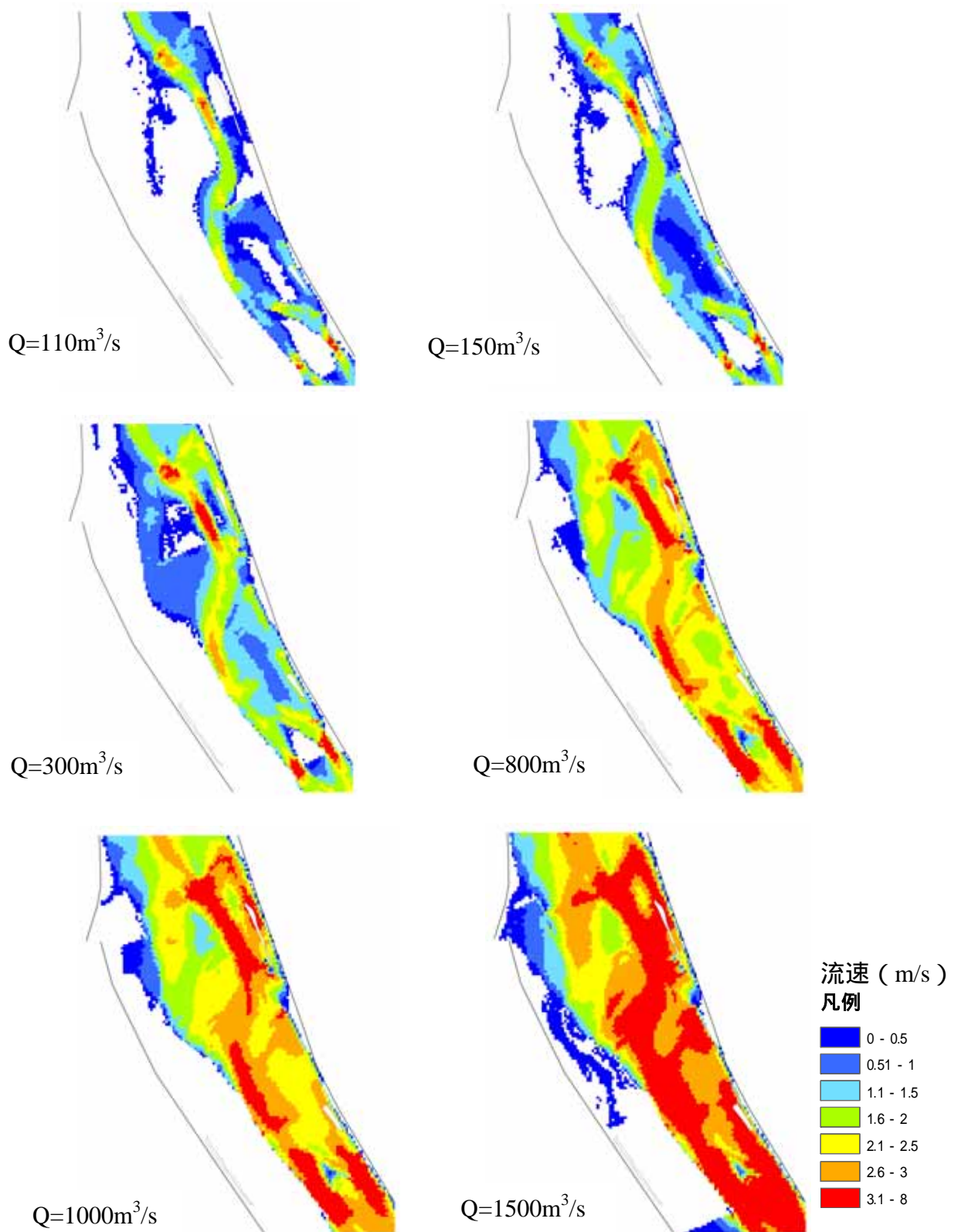


図-4.9(b) ケース B における出水時の流況及び冠水状態の再現



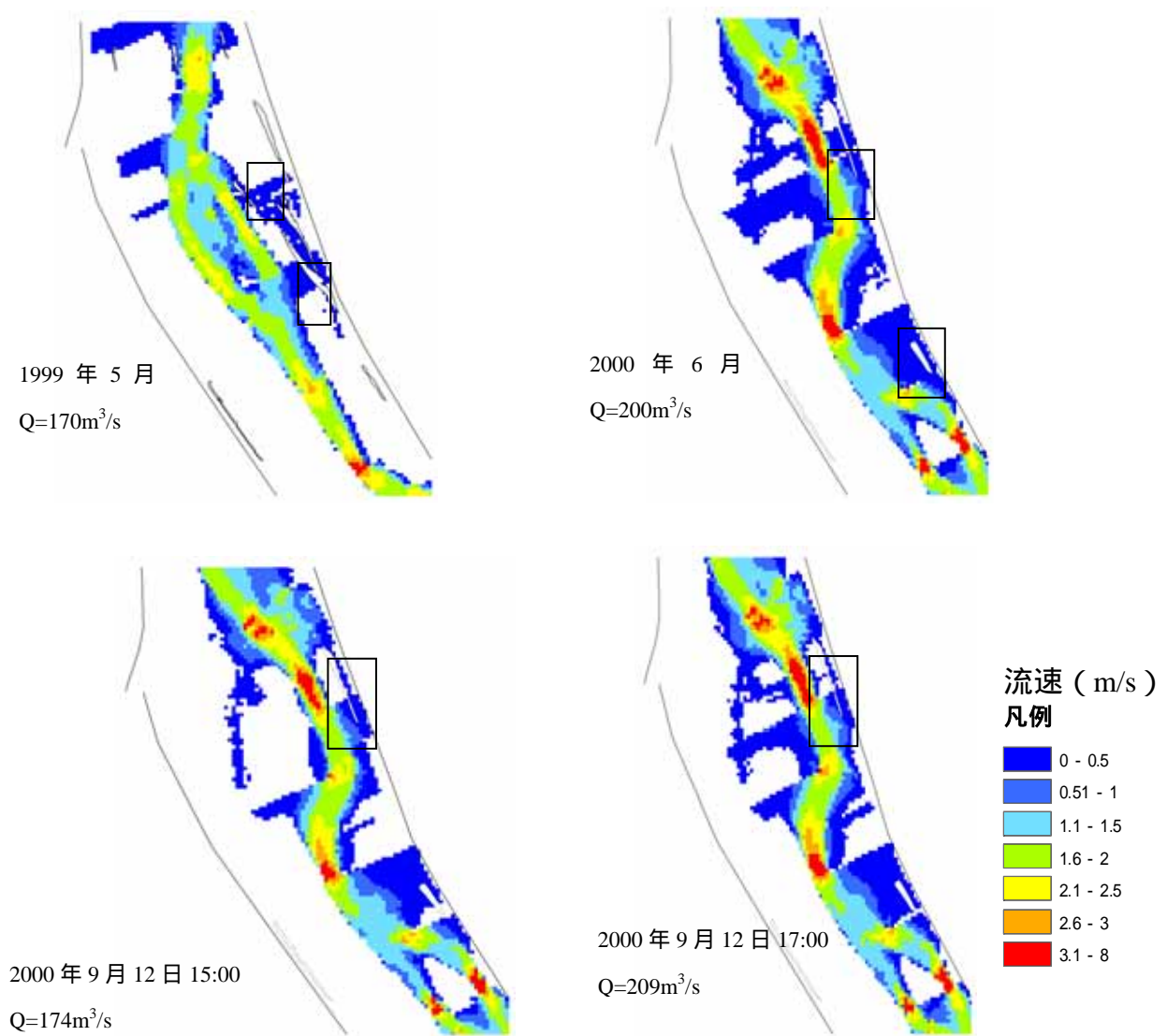


図-4.10 出水時魚類調査時の流況再現 : 出水時魚類調査実施箇所

(c) 魚類の遊泳行動から見た水理計算結果の評価

調査期間中採捕した魚類の全体平均体長は0.069mであるので、巡航速度を2BL(m/s) ~ 3BL(m/s)とすると約0.14m/s ~ 0.21m/sとなり、突進速度は約0.69m/sとなる。この結果から選択可能空間を平均流速が0.68m/s以下の空間として抽出した。主な抽出結果を図-4.11に示す。定常計算の結果は以下のようなものである。ケースAのQ=100m<sup>3</sup>/sでは、出水に伴い河川流路周辺部の高水敷上に選択可能空間が出現し、流量の増加とともに河川高水敷上の低地沿いに選択可能空間が拡大していた。選択可能空間の拡大に伴いTWA (TWA8,9,10・11) に選択可能空間が接続し、選択可能空間の内部に一部のTWA (TWA8,9,10・11) が含まれた。しかし、Q=300 m<sup>3</sup>/sでは右岸高水敷上に形成されたTWA周辺にあった選択可能空間も減少を始めるが、他のTWA周辺に大きな選択可能空間が形成され始めた。Q=400 m<sup>3</sup>/sでは選択可能空間はTWA以外の高水敷上に拡大した。Q=500 m<sup>3</sup>/s ~ Q=1200 m<sup>3</sup>/sまでは本流、右岸高水敷全体上の選択可能空間が減少するが、Q=1500 m<sup>3</sup>/s以上では左岸高水敷上に選択可能空間が形成された。

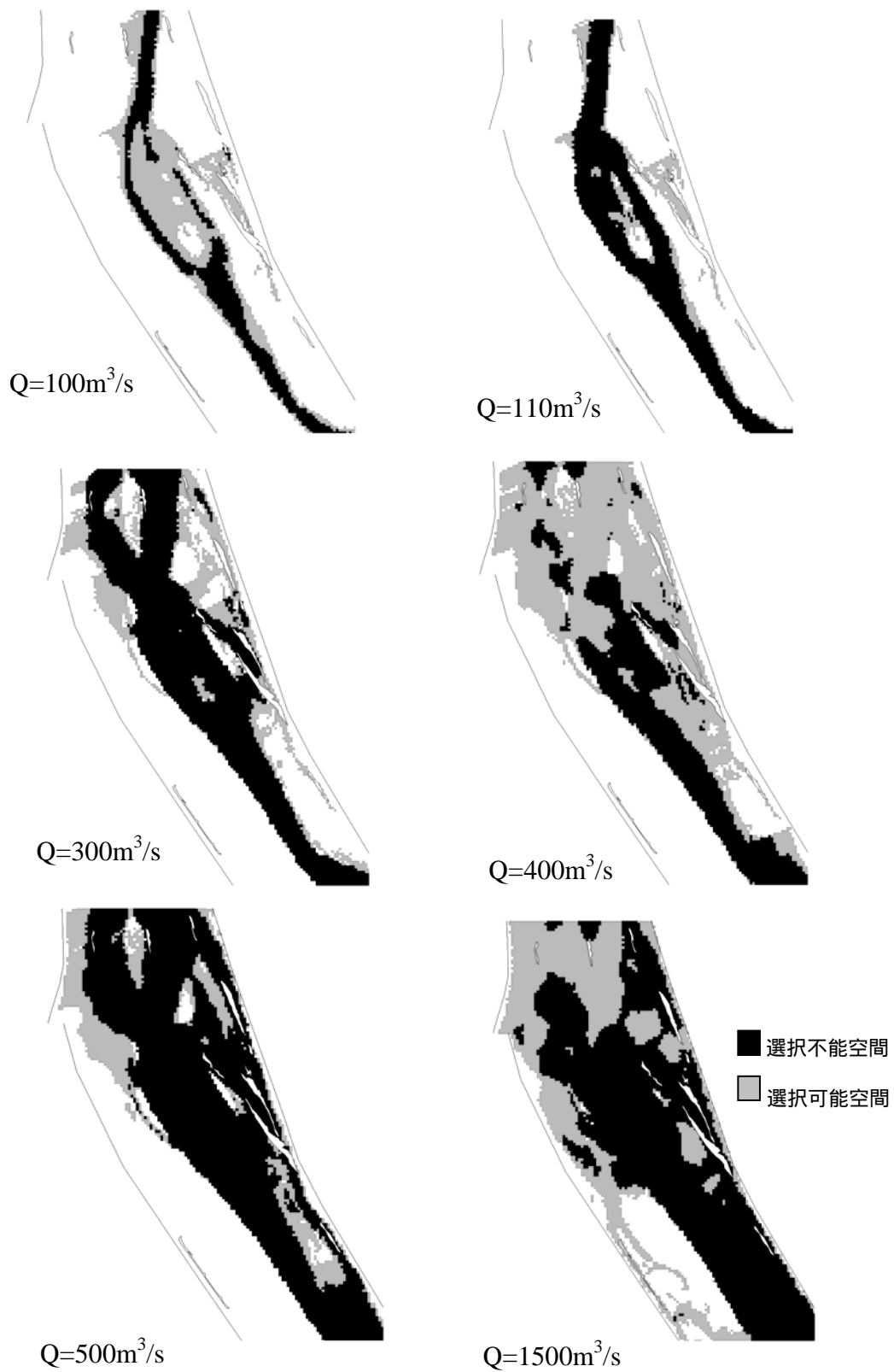


図-4.11(a) 選択可能空間の抽出結果 (ケース A)

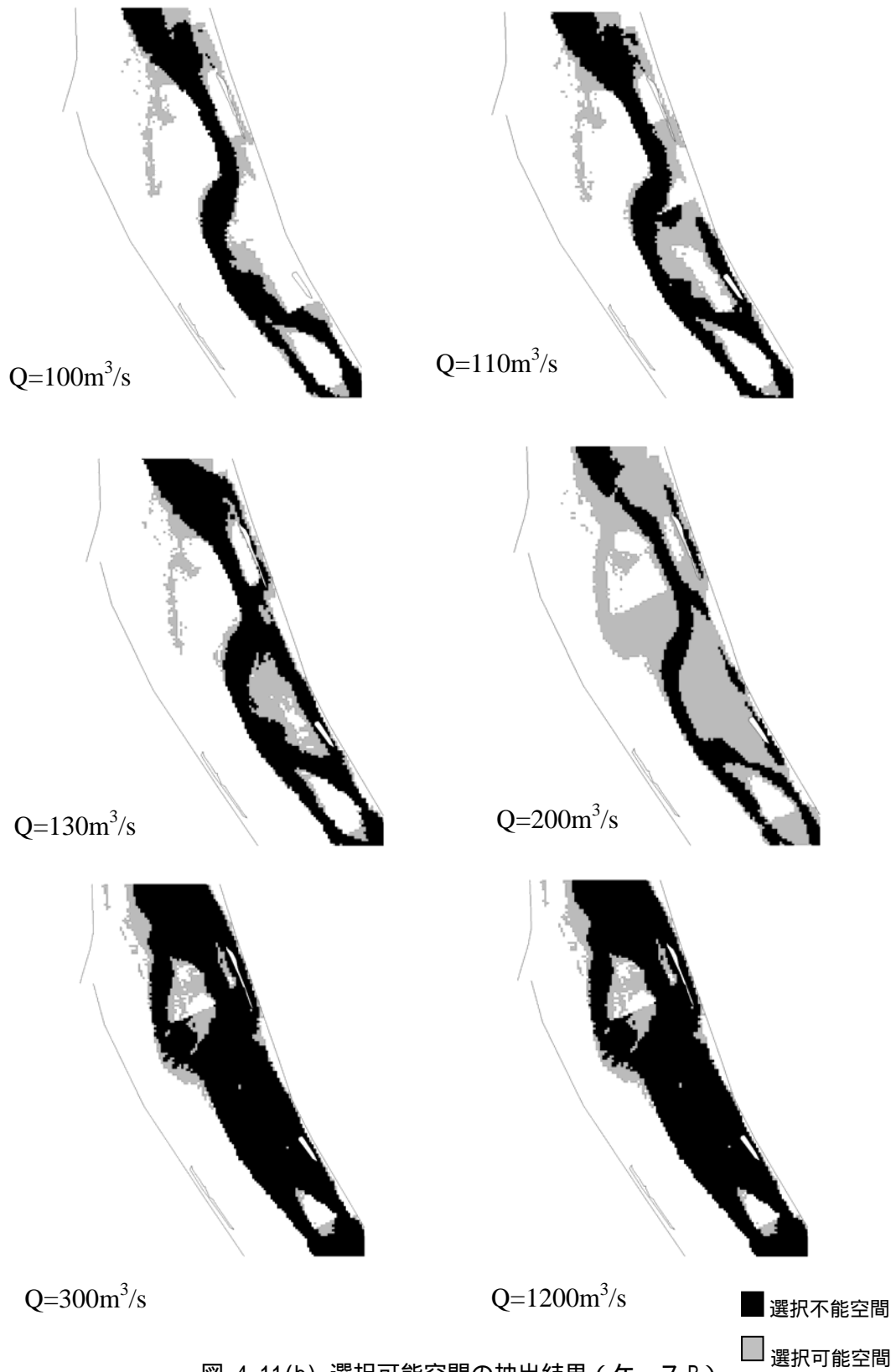


図-4.11(b) 選択可能空間の抽出結果 (ケース B)



図-4.12 選択可能空間の抽出結果（出水時魚類調査時）

ケースBでも同様の傾向が見られた。Q=100 m<sup>3</sup>/sでは出水に伴い河川流路周辺部の高水敷上に選択可能空間が出現し、Q=110 m<sup>3</sup>/sでは流量の増加とともに河川高水敷上の低地沿いに選択可能空間が拡大した。しかし、ケースBではケースAと異なりQ=130m<sup>3</sup>/sでTWAは高い流速で本流と接続しTWAは選択可能空間ではなくなった。Q=130 m<sup>3</sup>/s～200 m<sup>3</sup>/sでは右岸高水敷上のTWA周辺部に選択可能空間が大きく形成された。Q=300 m<sup>3</sup>/s～1000 m<sup>3</sup>/sでは選択可能空間が本流、右岸高水敷上には見られなくなり、Q=1200 m<sup>3</sup>/s以上では左岸高水敷上に選択可能空間が形成された。

図-4.12出水時魚類調査の選択可能空間の抽出結果(非定常計算)の結果を以下に示す。

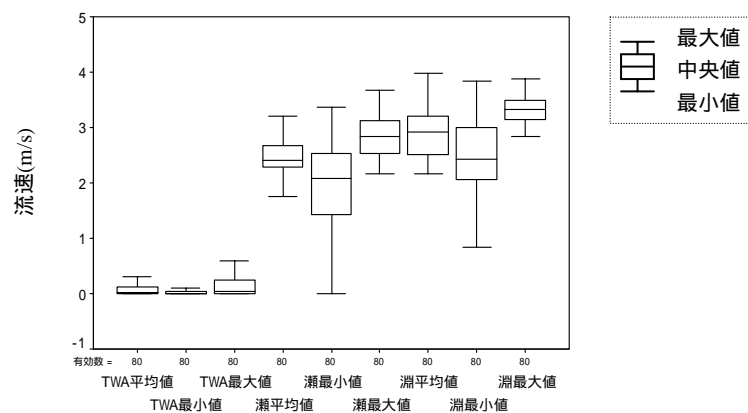


図-4.13 本流とTWAの間の出水時発生流速の違い

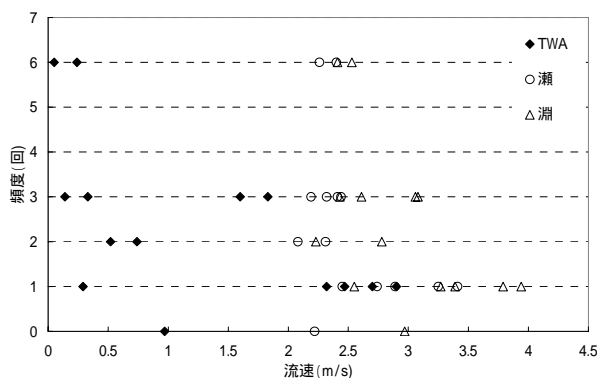


図-4.14 本流とTWAの間の出水時発生流速頻度の違い

1999年5月のケース（ケースAの地形を使用）では，右岸高水敷上の出水時流路沿いに選択可能空間が形成されている．また，高水敷の河岸沿いに選択可能空間が形成された．2000年6月（ケースBの地形を使用）のケースでは，TWA4，8周辺の右岸高水敷，下流側の左岸高水敷上に選択可能空間が形成された．2000年9月（ケースBの地形を使用）のケースでも同様にTWA4，8周辺の右岸高水敷，下流側の左岸高水敷上に選択可能空間が形成された．出水時の魚類調査地点は，3ケースともに選択可能空間内部だった．

#### (d) 本流とTWAの出水時発生流速特性の差異とその発生頻度の解析

水理計算（定常計算結果）の各流量ケースで本流（瀬と淵）とTWA内部での出水時発生流速特性を図-4.13に示す．TWAでの出水時流速は，平均，最大，最小の流速の全てで本流と比較して著しく小さい．TWAでは，流速が最高でも0.5m/sであるのに対し，本流では平均値で約2.5m/s程度，最大では約4m/s程度である．TWAは，本流と比較して出水時の発生流速が低いことを示す結果となった．

図-4.14に本流（瀬と淵）とTWAでの出水時平均流速と発生頻度の関係を示す．本流の瀬，淵ともに出水時には2m/s以上の流速が発生しその頻度も高いことがわかる．一方，TWA内は，2m/s以上の流速が発生することが少なく，0.5m/s以下の頻度が高い．TWA内は本流と比較して高流速の発生頻度が低い空間であることを示す結果となった．

#### (4) 考察

##### (a) TWAがあることによる魚類群集多様性への寄与

本流とTWAの魚類群集を比較すると，種数には大きな差異はないが，構造的規則性からはTWAの方が多様な構造となっていることが分かる．つまり，本流はウグイ，オイカワ等限られた種が優占する単調な魚類群集であるのに対し，TWAは本流で優占する種に加えギンブナ，アブラハヤ，ドジョウ，トウヨシノボリなど本流で確認することが少ない止水性の魚類が共存する多様な魚類群集を形成していた．このことは，TWAは異なる特性を持つ魚類群集を定着させ魚類群集の多様性を高くする生態的機能が期待できることを示している（表

-4.3, 図-4.7).

また本流とTWAに共に生息している魚種の体長はTWAの方が本流よりも小さい(表-4.3). このことは, TWAでは本流に生息する魚種の稚魚, もしくは小型の成魚が生息する可能性が高いこと示している. つまり, TWAは本流のように流速が速く変動も大きい空間では生息することが難しい稚魚, もしくは小型魚が生息する空間を提供し個体群維持に貢献する生態的機能を有していると考えられる.

TWA間の魚類群集を比較すると, TWA1は他のTWAと明瞭に異なった. TWA1はトウヨシノボリ, ドジョウ, モツゴで構成された(表-4.4). TWA1は接続頻度が少なく, 本流等, 他の水域からの種の供給が少ないと考えられる. これは, TWA1の魚類群集の時系列変化が示している(表-4.5). TWA1は99年8月出水による接続前は, トウヨシノボリ, ドジョウ, モツゴで構成された魚類群集を形成していたが, 99年8月出水による接続後は, ウグイ, オイカワ, ギンブナ等, 本流で確認される魚類が多く確認され明瞭な変化を示している. 2000年冬季の干上がり後, 再度, トウヨシノボリ, ドジョウ, モツゴが優占する魚類群集に変化した(表-4.5). TWA1は本流との接続頻度が低く一部を残して冬季間周期的に干上がる特性を持つため, この独自の環境に耐えられる魚類群集が形成されたと考えられる. 既往研究と同様に, 調査地でも本流や他水域との接続頻度がTWAの魚類群集を形成する上で重要な物理的環境であることを示している.

一方, 他のTWAでは, 本流では見られないギンブナ, アブラハヤ, モツゴ等が多く生息するTWA群としての特徴を持つ魚類群集が生息している. 本流とは異なるTWAらしい環境, つまり流速が遅く, 底質が泥等で構成される止水性の空間を有し本流との適度な隔離がTWA独自の魚類群集を形成する要因となっていると考えられる. しかし, これらのTWA間では, 種数等, 群集構造には明瞭な差が見られない. これは, 平水時TWA2~3, TWA4~TWA10・11は, 景観上TWA列を形成しているが, 出水時にはTWA間が連結し一つの水域のような状態になるため魚類の移動が可能になり類似した魚類群集に変化するためと考えられる(図-4.9 (a))が, これらの魚類群集の時系列変化をみると, TWA4, TWA8では変化の傾向が微妙に異なり本流との接続頻度, 面積等の物理的環境の微細な相違による影響も考えられる.

#### (b) 水理計算を用いた冠水状態再現から読み取れる TWA 周辺の特徴的な状況

水理計算を行い出水時の冠水状態の再現を行った結果, TWA周辺における特徴的な現象を把握することが出来た. 特徴的なのは, ケースA, ケースB共に高頻度で発生する $100\text{m}^3/\text{s}$ ~ $200\text{m}^3/\text{s}$ の出水時流量において, 流量の増加に伴い高水敷上に低流速域の冠水域が形成され, その低流速域はTWAの方向へ拡大していく様子が見られた(図-4.9 (a)). この状況は本研究で定義した選択可能空間の抽出でも明瞭に確認でき, 流量 $150\text{m}^3/\text{s}$ ~ $200\text{m}^3/\text{s}$ で, 高水敷上に形成された選択可能空間は, ほぼTWAに重なるように出現している. 出水時, 本流では流速が非常に速く魚類は下流へ流される可能性も高い(図-4.11). したがって, これらの計算結果は本流の魚類も出水時一時的に本流からTWA周辺に移動をし, 下流へ流されることを回避している可能性が高いことを示している.

この特性は流速が遅い環境を選好する魚類には特に重要と考えられる。アユ、ウグイ等に代表される流水環境を好む魚類と比較し、ギンブナ、アブラハヤ、モツゴ等の止水域を選好する魚類は遊泳能力が低いと考えられる。このような魚類が出水時、本流に形成される厳しい流況に耐え定位することは難しく高水敷上の低流速の空間である選択可能空間を避難場として利用する可能性は高いと考えられる。

出水時本流から移動しTWAを利用するだけでなく、出水前からTWAに生息することも止水性の魚類にとって有利な条件と考えられる。TWAに生息することは本流と比較し高流速の発生頻度が少なく下流への流下に対するリスクを軽減する効果があると考えられる(図-4.12, 4.13)。

また、 $Q=200\text{m}^3/\text{s} \sim 500\text{m}^3/\text{s}$ 程度の中規模出水でもTWAに生息することは、止水性の魚類にとり有利に働く(図-4.10)。中規模出水では、平水時の低水路部・右岸高水敷には高流速域が形成されるが、砂州上の一部、特に砂州上の微高地の背面に低流速域(選択可能空間)が形成されることが多い。TWA、特にタマリは砂州微高地の堤防側に形成されることが多い。この2つの特性から平水時TWAの位置と中規模出水時の低流速域間の距離は小さくなる傾向が強いと考えられる。そのため、中規模出水時、TWA内に生息していた魚類は本流に生息していた魚類よりも速やかに低流速域にアクセスすることが可能になる。TWA内部に生息することは、中規模出水時においても選択可能空間へのアクセスの観点からも有利な面があると考えられる。

このように、TWAに生息することは、遊泳能力が低い魚類にとって好適な生息環境、下流への流出のリスクを軽減する効果が期待出来る。このような特性が、遊泳能力が低い魚類もTWA内に生存することを許容し、TWA内の魚類群集を特徴づけている一つの要素と考えることも出来る。

#### (c) 出水時魚類調査結果から推定される出水時の魚類行動

出水時におけるTWA内の魚類調査は特徴的な結果を示した。1999年5月のTWA10・11での調査では、出水前にアブラハヤ、シマドジョウ、ドジョウ、ウグイで構成された魚類群集は、出水中、アユ、ウグイ、オイカワ、ギンブナを主とする魚類群集に変化した。また、出水中に確認された魚類は体長が100mm以上の個体が多い(表-4.9)。2000年9月の調査では、出水前はアブラハヤ、オイカワ、ニゴイで構成された魚類群集は、出水中、アユ、ウグイ、オイカワ、ギンブナで構成される。ウグイ、オイカワの体長サイズには明瞭な差が見られなかったが、ギンブナの平均体長は出水前よりも大きい(表-4.10)。両調査ともに特徴的なのは、平水時のTWA魚類群集調査では採捕が少ないアユが多く確認されていること、平水時の調査よりも大型の個体が多く捕獲されていることである。出水時調査時の状況、アユ等本流で生息する個体、平水時見られる魚種でも個体サイズの違いから、流量の増大に伴う本流の流速の増加に伴い本流から魚類が移動しTWAとその周辺を一時的に利用した可能性が高いことを示唆する結果となっている。

出水時流路内で採捕した魚類群集には、平水時の本流、TWAどちらの魚類群集にも顕著な

類似傾向がなかった(表-4.7)。また、出水時流路内で採捕されたウグイ、アブラハヤ、ギンブナの体長は、平水時の本流、TWAに生息する同種の個体群の体長と顕著に一致するような個体群ではなかった(表-4.8)。このことは、出水時流路内で採捕される魚類は、本流、TWAの魚類群集が出水時の冠水域、出水時流路内では混在し一時的な魚類群集形成している可能性が高いことを示している。出水時、魚類は流速条件に機敏に反応し本流とTWA間を移動していると考えられる。存在可能領域内では本流、TWA間の魚類群集が混在する可能性が高いと考えられる。

#### (d) TWAの魚類群集形成に影響を与える物理的環境条件の関係性

既往研究では、TWAの生態的機能として、群集多様性の向上、避難場の機能、稚仔魚の生育場の機能等が指摘されている。本研究では千曲川でTWAの生態的機能の中でも群集多様性向上への機能の検証とその機能を支える物理的環境条件を、魚類調査、水理計算、水理計算結果のGISを用いて生息環境評価を組み合わせることで定量的に評価をした。水理計算については、出水時の接続の有無、高頻度で発生する出水時状態の定量的評価のための定常流計算と、出水時魚類調査を行った期間中の水理量変化、すなわち魚類生息の物理的環境の面的な経時変化をみるための非定常計算を行った。その結果、TWAの魚類群集形成に影響を与える物理環境条件として以下のようなメカニズムを考察することが出来た。

まず、本流との接続頻度が著しく異なる魚類群集は、TWA1のように特異な魚類群集に変化する。TWA1ほど明瞭にその差を認識するのは難しいが微妙な接続頻度の差(10回/1年か、15回/1年か等)は、魚類群集形成に影響を与えられられる。表-4.4に示すように本流に近く接続頻度の高いTWA10・11では本流の魚類群集の影響を受けウグイが多く、ドジョウ、モツゴが少ない。一方、本流から遠いTWA4でドジョウとモツゴが、TWA8ではアブラハヤとモツゴが多く本流とは異なる魚類群集を形成する。

接続頻度が異なるTWAはその特性に合わせ互いに微妙に異なる魚類群集を形成していると考えられる。TWAがワンド群、タマリ列のような集合体で存在する場合、各TWAはその内部に本流と異なる魚類群集を形成し魚類群集の多様性に寄与すると考えられる。TWAを河川内に保全・創出することは魚類群集の多様性を維持すると考えられ、TWAのもつ重要な生態的機能の一つと考えることが出来る。

本研究の新規性は、TWA列の機能群の生態的機能の特徴づけるものの一つとして、出水時の流況特性、特にTWA周辺に形成される低流速域の存在の重要性を現地調査、水理計算、GISを用いて定量的に評価したことである。本研究で「選択可能空間」と定義した魚類が行動出来る空間の存在は、出水中のように魚類が存在できない、もしくは自分の意志で活動できなくなる空間が多くなる場合には、非常に重要な物理環境である。すなわち出水時においても「選択可能空間」のような低流速域が、本流の魚類の流下を防いでおり、「選択可能空間」がTWA等に接続することにより本流とTWA間の魚類群集の混合、TWAへの魚類の供給等が行われTWAの魚類群集の多様性の維持に貢献していると考えられる。「選択可能空間」のような空間が長期間接続しない場合、TWA1の魚類群集にみられるようなTWAの空間特性(干



上がり)に耐えうる独自の魚類群集が形成される。また、99年8月出水後のTWA1の魚類群集の変化は、「選択可能空間」、「本流との接続」がTWAの魚類群集形成に影響を与える要素であることを顕著に示している。

このような結果から、TWAの魚類群集に影響を与える物理環境条件として既往研究で指摘されている「本流との接続頻度」、「面積」、「干上がり」等に加え、「選択可能空間」のような低流速域の空間が出水時の流況に合わせてTWAに接続する状況を検討することが重要と考えられる。既往研究の物理環境条件に加え、「選択可能空間」つまり「出水時の低流速空間」の形成を検討することで、多様な魚類群集をTWAに定着させる可能性を高めることが出来、自然再生事業等、環境に配慮した川づくりの可能性を広げていくことができると考えられる。

#### 4.2.2 一時的水域の産卵場の機能検証

##### (1) はじめに

魚類群集の多様性を維持するには、魚類群集を構成する各魚種の個体群が生活史の各段階で必要とする資源（生息場所、餌等）を必要に応じ利用できることが必要である（辻本ら、2000；楊ら、1999）。生活史の中でも特に産卵行動は、魚類群集の多様性及び群集を構成する個体群維持の第一段階であり極めて重要である。産卵期を迎えた魚類が産卵に適した場所（以下、産卵場）へ任意に移動し産卵できる環境づくりは河川生態系保全にとって重要な課題である。

河川に生息する魚類の一部には、産卵期に通常的生活圏から周辺環境に移動し産卵を行う種（以下、魚類）がいることが知られている。これらの種は産卵期の小中出水をきっかけに本流と一時的水域（以下、TWAとする）の間に形成された流路（以下、出水時流路）を利用しTWAへ移動し産卵をすることが知られている。これらの魚種には、本流とTWAが接続すること、TWA内に産卵に適した環境があることが再生産する上で極めて重要であるとされている（紀平、1989；（財）河川環境管理財団大阪研究所、1999；Lawrance・Eugene, 1983）。既往研究が指摘する現象は、河川生態系の保全、場の多様性の保全を考える上で重要な示唆を与えている。

これら知見を河川改修事業に反映するには、既往研究の知見に加え水理学・河川工学的な分析が必要となる。つまり、魚類の産卵行動に関する知見を水理学的な分析（出水による接続頻度、出水時流路及びTWA周辺の流速、水深等）と関係づけて再理解し河川計画に生かしていく必要がある。

このような背景から、本研究では信濃川水系千曲川でTWAが産卵場として利用される実態をギンブナ(*Carassius auratus langsdorfii*)を指標種に現地調査を通じ評価すると同時に、出水時の本流との接続頻度、出水時の接続状態等を水理計算結果で詳細に再現し産卵行動との関係性を評価する。その後、TWAが産卵場として機能するために必要な物理条件を抽出し、TWAに産卵場としての機能を期待する場合に物理条件としてどのような点に配慮する必要があるかを提言することを目的とする。なお本節では「産卵場」という場合にはギンブナが産卵場所として利用する場所を指すものとする。

##### (2) 研究の方法

###### (a) 調査地の概要

調査対象としたTWAは、ギンブナの移動、本流との接続頻度が異なる左岸高水敷上のTWA4箇所と右岸河岸沿いの1箇所とした。左岸側のTWAは高水敷の内部にあるTWA(TWA1)、左岸砂州上にあるTWA2, 3, 4, 右岸河岸沿いのTWA5とした（図-4.15）。但し、TWA3は伏流水により小規模な流路でTWA4と接続していた。景観的にみて本調査地点ではTWA1～3はタマリ、TWA4, 5はワンドと分類できる。



図-4.15 調査地の概要

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<sup>3</sup>/s程度の流量が確認された。調査地内の流量推定方法は後述する。

調査地では本流とTWAでウグイ、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(傳田ら,2004)。本流ではウグイ、オイカワが優占し、TWAではアブラハヤ、ギンブナ、トウヨシノボリ、ドジョウ、ニゴイが本流よりも多くの生息が確認された。ギンブナは本流、TWAともに生息が多数確認されている。

#### (b) 現地調査の方法

TWAの本流との接続状態、産卵基質である水際植生の状況、及びTWA内の魚類群集、特に各魚種の稚魚・仔魚の生育状況を把握する目的でTWA 1～5内の出水痕跡の確認、魚類採捕調査を行った。調査日時を表-4.11に示す。

TWAと本流の接続状態はTWA内部及び周辺部の出水痕跡、現地状況等を確認し本流との接続の有無を確認した。魚類採捕は各TWA内部をエレクトリックフィッシャー(スミスルート社製, Model LR-24, 出力電圧500V～900V, 出力電流最大40A, 10分間)による採捕を行った。

表-4.11 調査日時と調査概要

TWA	5月27日	6月29日	7月27日	8月4日
1				
2				
3				
4				
5				-

: 調査実施  
- : 出水のため調査実施せず

また、各TWA内を調査員2人、タモ網（目合3mm）で15分採捕調査を行った。両手法ともTWA内で捕獲圧が均一になるように留意し採捕した。各調査日時の捕獲圧を上記の条件で統一した。採捕した魚類は持ち帰り体長、湿重量を実験室内で計測し集計した。

### (c) データ解析

#### 1) 成長曲線の作成及び成長曲線を用いた産卵時期の推定

TWAに生息する魚類群集の内、ギンブナの産卵時期を推定するために既往研究(中村, 1969)からギンブナの成長曲線(ギンブナの体長と産卵からの日数の関係, 以下, 成長曲線)を作成した。ギンブナの産卵行動は概ね4月上旬からとされている。調査期間を考慮すると4月上旬に産卵した場合, 最大で産卵から約120日間成長期間があることを考慮し, 産卵から120日目の体長以下の個体を抽出し作成した成長曲線をもとに産卵時期を推定した。

#### b) 流量発生頻度算定と水理計算による TWA の接続頻度, 接続時の水理状況の推定

調査地の流量発生頻度算定と水理計算によるTWAの接続頻度, 接続時の水理状況の推定については, 4.2節の方法と同様の方法を用いた。

### (3) 結果

#### (a) 魚類現地調査の結果

魚類調査により, オイカワ319匹, ニゴイ 67匹を含む合計679匹の稚魚・仔魚が確認された。ギンブナは鰓耙が41~57を判読でき正確な同定が出来る29匹のみを解析に使用した。ギンブナと類似する魚類は, 解析に使用したものを除き29匹確認できた。

表-4.12にギンブナの採捕個体数を示す。ギンブナの捕獲結果は, TWA1, TWA 2~4, TWA5で異なった。TWA1では調査期間中ギンブナは採捕されなかった。TWA 2~4では7月27日から採捕された。TWA 5では5月27日に調査からギンブナが捕獲された。

図-4.16に既往研究から作成した成長曲線, 表-4.13にギンブナ個体の産卵時期を示す。TWA2で捕獲された個体は産卵後30日~45日程度, 産卵後32日程度の魚類が最も多かった。産卵時期の推定では2005年7月1日前後と推定された。TWA3で捕獲された個体は産卵後32日から45日程度の体長の個体, 産卵時期の推定では2005年6月15日前後と推定された。TWA4, 5では産卵後1年後及び産卵後30~40日程度の個体を確認された。産卵後30~40日程度の個体では産卵時期の推定では2005年6月15日前後と推定された。

表-4.12 ギンプナの採捕結果

TWA	5月27日		6月29日		7月27日		8月4日	
	A	B	A	B	A	B	A	B
TWA1								
TWA2					3		11	
TWA3					3	1		
TWA4					1	2		
TWA5	1		1				3	3

A: 孵化後1年未満  
B: 孵化後1年以上

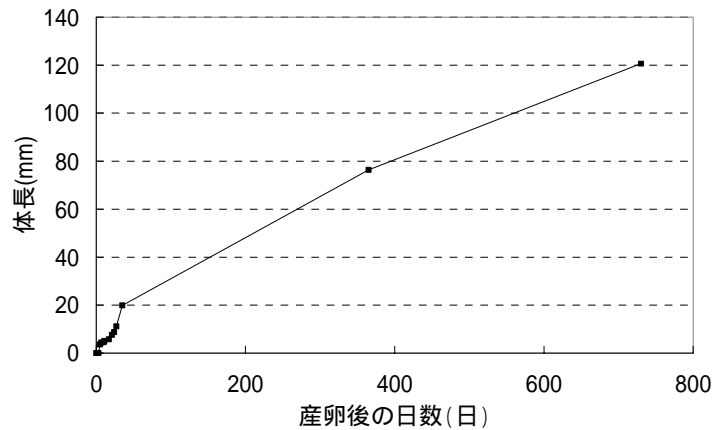


図- 4.16 ギンプナの成長曲線

表-4.13 各 TWA におけるギンプナの推定産卵時期

TWA	体長(mm)	個体数	産卵推定時期	採捕日
2	16	1	2005/7/7	2005/8/4
	17	3	2005/7/6	2005/8/4
	19	1	2005/6/25	2005/7/27
	19	3	2005/7/3	2005/8/4
	24	2	2005/6/30	2005/8/4
	25	1	2005/7/1	2005/7/27
	27	1	2005/7/1	2005/7/27
	28	1	2005/6/18	2005/8/4
	29	1	2005/6/17	2005/8/4
	3	27	1	2005/6/23
28		1	2005/6/10	2005/7/27
33		1	2005/6/5	2005/7/27
4	35	1	2005/6/22	2005/8/4
5	32	2	2005/6/15	2005/8/4
	33	1	2005/6/14	2005/8/4

(b) 水理計算による一時的水域の冠水状態及び接続頻度の算定結果

図-4.17に各出水流量における調査地の冠水状態のうち明瞭な変化を示した出水流量である $Q = 40, 200, 350 \text{ m}^3/\text{s}$ の冠水状態を示す。 $Q = 40 \text{ m}^3/\text{s}$ ではTWA3が本流と出水により接続した。左岸高水敷の低地が冠水し本流から水がせき上げにより流入する出水時流路でTWA3付近が接続した。高水敷の冠水域内にTWA3が完全に沈み冠水域の入り江の一部となった。 $Q = 200 \text{ m}^3/\text{s}$ では流量の増加と共に出水時流路・冠水域が更に拡大しTWA2が接続した。一方, $Q = 350 \text{ m}^3/\text{s}$ では冠水状態に大きな変化が見られる。左岸高水敷の砂州上流から本流の流れが

越流し大規模な冠水域が生じ水深も1m以上の部分が増加した。その結果、TWA3, 4は冠水域の中央に水没した。一方、TWA2は小規模な出水時流路の一部として出水時流路の河岸部に水没した形になった。水理計算結果から、 $Q = 40 \text{ m}^3/\text{s}$ でTWA3が、 $Q = 200 \text{ m}^3/\text{s}$ でTWA2が本流と接続し、TWA1は $Q = 450 \text{ m}^3/\text{s}$ の流量では本流と接続しなかったと考えられた。

次に、表-4.14に調査地の流量の算定結果から $Q = 40 \text{ m}^3/\text{s}$ 及び $Q = 200 \text{ m}^3/\text{s}$ 以上の回数及びTWA1～5の接続回数及び2005年に初めて本流と接続したと推定される日時を示す。TWA3はTWA2に対し本流と出水時より頻繁に接続していたと考えられた。

(c) 水理計算による一時的水域の接続時の水理状況の算定結果

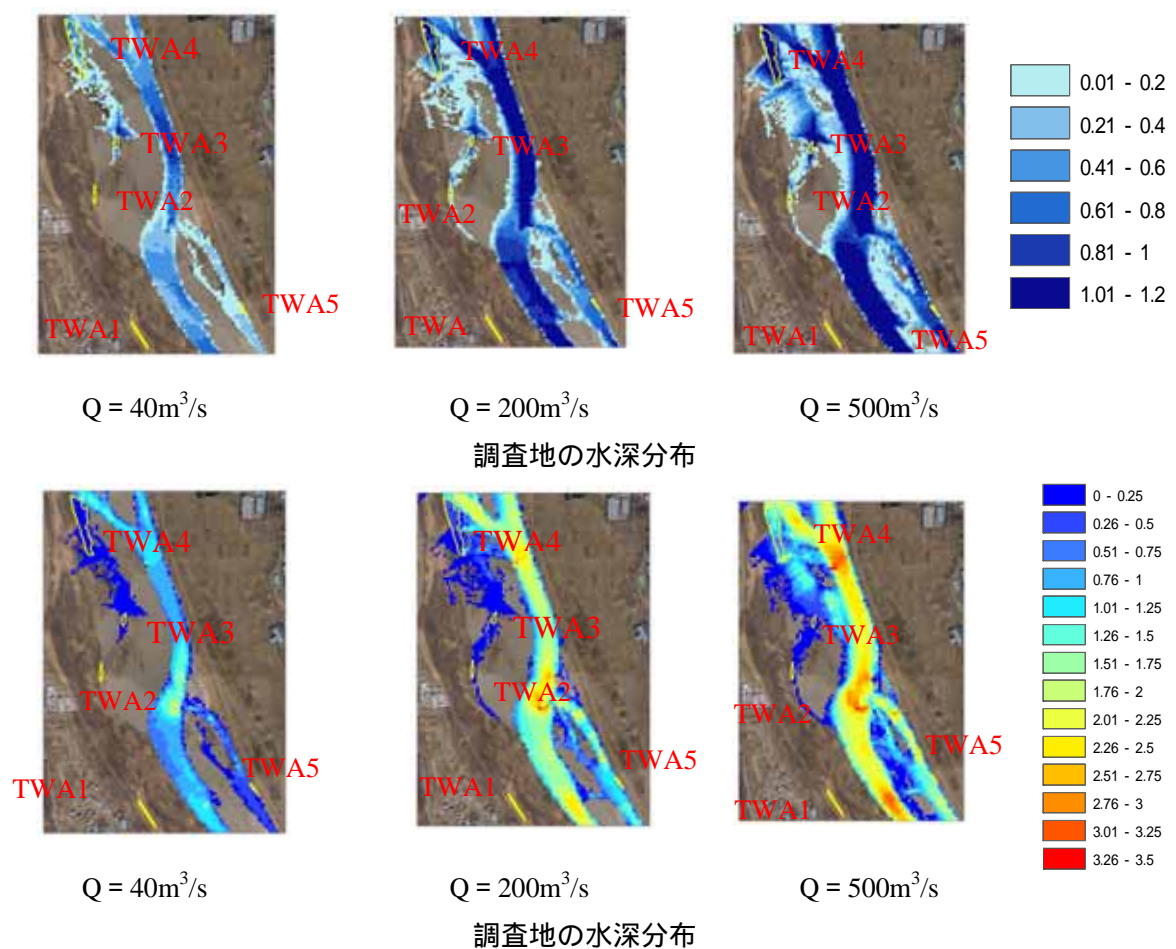


図-4.17 調査地の物理環境特性

表-4.14 各 TWA における接続頻度及び初回の接続日時

TWA	Q	接続回数	産卵期初接続
1	1500	0	-
2	200	4	2005/7/4
3	40	30	2005/6/29
4		本流と常時接続	
5		本流と常時接続	

図-4.17に $Q = 40, 200, 350 \text{ m}^3/\text{s}$ の冠水状態における調査地内の流速分布を示す。 $Q = 40 \text{ m}^3/\text{s}$ では冠水域及び出水時流路内では流速は約 $0.25 \text{ m/s}$ 以下と遅くほぼ止水域に近い状態であった。同様にTWA3周辺でも流速は遅かった。

$Q = 200 \text{ m}^3/\text{s}$ でも冠出水時の流路内，TWA3周辺での流速は約 $0.5 \text{ m/s}$ 以下と遅いが， $Q = 40 \text{ m}^3/\text{s}$ と比較して冠水域の面積が拡大し冠水域内に流速が $0.5 \text{ m/s}$ 以上の箇所が増加した。

$Q = 350 \text{ m}^3/\text{s}$ では冠水域内の流速は更に増加しTWA3,4の周辺では流速が約 $1 \text{ m/s}$ 程度の流速域が増加した。

図-4.18に出水流量とTWA内の平均流速の相関図を示す。TWAごとに異なる変化を示した。TWA4,5は $Q=150 \text{ m}^3/\text{s}$ 以上では急速にTWA内の平均流速が増加し $Q=350 \text{ m}^3/\text{s}$ では約 $0.8 \text{ m/s}$ 以上であった。TWA2,3はTWA4,5程顕著な流速の増加がなかった。流速の増加がみられたTWA2でも $Q=400 \text{ m}^3/\text{s}$ でない約 $0.2 \text{ m/s}$ であった。TWA2は $200 \text{ m}^3/\text{s}$ 以上でも顕著な流速の増加はなく約 $0.6 \text{ m/s}$ であった。

#### (4) 考察

##### (a) TWA がギンブナの産卵場として機能するための本流との接続の重要性

ギンブナの稚魚・仔魚確認はTWAごとに異なる変化を示し，本流との接続があるTWAの方がギンブナの稚魚・仔魚の確認数が多かった。このことはTWAの接続回数が産卵場として機能するための重要な条件であることを示し，既往研究の結果と一致している。特に顕著な例はTWA1,2,4,5である。TWA1では調査期間中には一度も本流との接続がなくギンブナの稚魚・仔魚の確認はなかった。TWA2では，本流と初めて接続のあった7月4日の出水以降ギンブナの稚魚・仔魚の確認が見られる。TWA2では接続前，ギンブナの産卵能力のある個体（以下，親個体）の確認もなくTWA内に生息したギンブナが産卵したとは考えづらく，7月4日の出水に乗り，ギンブナの親個体が移動しTWA2内部で産卵したと考えることができる。一方，本流と常時接続するTWA5ではギンブナは5月27日の調査から親個体，稚魚・仔魚のいずれかが継続的に確認されている。TWA4でも他のTWAでは採捕されることが少ない親個体が2個体捕獲されている。TWA4とTWA5の採捕結果の違いは，TWA4は隣接する空間が流速の早い瀬であるのに対し，TWA5周辺には低流速で水深が深いギンブナが選好しそうな空間多いためと考えられる。ギンブナの親個体がTWA5周辺に多く生息しアクセスしやすいため多くのギンブナの稚魚・仔魚が確認されたと考えられる。

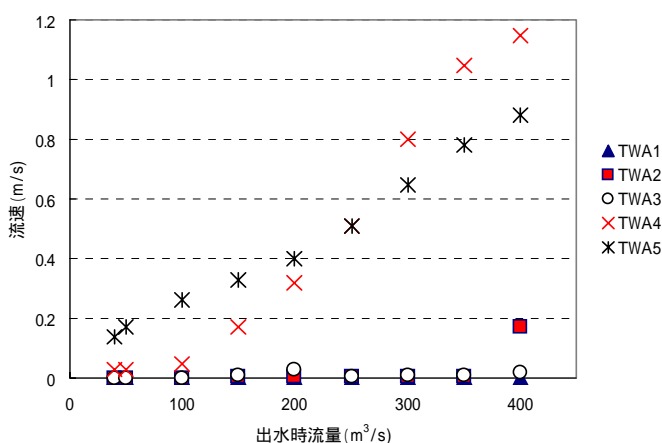


図-4.18 出水流量と TWA 内の平均流速の相関図

TWA4, 5は本流から常時簡易に移動できるためTWA2, 3のように出水による接続を待たず小規模な出水を契機にTWAへアクセスし産卵できるため継続的な個体の確認があったと考えられる。出水による一時的水域への移動・産卵は、ギンブナの産卵特性として広く知られている。調査地でも、1999年～2002年までの調査でも5月～6月ギンブナがTWAへ移動し捕獲に用いた漁具や水草等の浮遊物に産卵する状況が確認されている（未発表）。つまり、ギンブナは産卵期の出水時にTWAに移動し産卵を行っているため本流とTWAの接続頻度が重要な物理環境要因となってくると考えられる。

成長曲線から推定した産卵時期と本流とTWAの接続時期の整合性が上記の説を更に強く支持する。特に顕著な整合性を示すのが、TWA2の稚魚・仔魚の産卵時期と接続時期の関係である。TWA2で確認された稚魚・仔魚の産卵時期は成長曲線から7月4日前後で、TWA2が初めて本流と接続するのが7月4日であるため概ね一致し7月4日の出水時本流からギンブナが移動しTWA2を産卵場所として利用したことを示す結果となっている（図 4.16, 表 4.13）。

このように図-4.16, 表-4.13の結果は、TWAが産卵場として機能するためには出水による本流との接続が重要な条件であるという仮説を支持している。一時的水域の産卵場の機能を保全・復元しようとする場合一時的水域への接続頻度の設定が重要な条件になる可能性を示唆した結果となっている。

#### (2) TWA がギンブナの産卵場として機能するための接続時の流速，水深の重要性

ギンブナの産卵行動に影響を与える物理環境としては、接続頻度だけでなく接続時の水理特性も重要な要素であると考えられる。本流とTWAの接続だけがギンブナの産卵行動に影響を与えると考えると7月4日の出水後TWA4でも稚魚・仔魚の確認個体数が増えると考えられる。しかし、TWA4では稚魚・仔魚の確認は1匹と少ないのに対しTWA2の稚魚・仔魚の確認個体数の方がTWA4よりも多くなっている。これは、本流とTWA接続時の水理条件がTWA2がTWA4よりも適していたためと考えられる。TWA2が接続する流量（ $Q=200 \text{ m}^3/\text{s}$ 以上）の場合、TWA3, 4周辺は流速が速く親個体は十分に定位することができないと考えられる。既往



研究では、体長の2~3倍の流速までが魚類が安定して定位できるとされている(玉井ら・1993)。調査地での魚類採捕データではギンブナの体長の最大は約150mm程度で流速では0.3m/s~0.45m/s程度までしか安定して定位することが出来ない。つまりTWA3,4周辺ではギンブナの親個体は安定して産卵することが出来ない状態に近いと考えられる。また、出水時の水位増加量もギンブナ親個体の産卵行動に影響を与えと考えられる。TWA2が接続する流量( $Q=200\text{ m}^3/\text{s}$ 以上)の場合、TWA3,4周辺は広大な冠水域になり、TWA3,4は完全に水没し平水時の水面よりも出水時の水面は高くなると考えられる。ギンブナは産卵行動時の水面にある水草に産卵することが知られている(川那部・水野・1982)。 $Q=200\text{ m}^3/\text{s}$ 以上の接続状態の場合、平水時TWA3,4の水際部に生育した産卵基質である水草を見つけ産卵することが難しい状態にあったと考えられる。一方、TWA2の周辺は出水による水位上昇がTWA3,4と比較して少なく、流路幅が狭い出水時流路が形成され出水時流路の周縁部にTWA2が取り込まれるため、ギンブナの親個体は出水時流路の河岸部にTWA2の植生を見つけることが可能であったと考えられる。

このように図-4.16、図-4.17の結果は、TWAが産卵場として機能するためには出水による本流との接続が重要な条件であると同時に接続時のTWA周辺の流速、水深が産卵場として適切な条件を維持している必要があることを示唆している。一時的水域の産卵場の機能を保全・復元しようとする場合一時的水域への接続頻度の設定に加え冠水時の流況の設定(流速、水深分布)が重要な要素になる可能性を示唆した結果となっている。

### (3)TWA が産卵場として機能するための流量変動への対応の必要性

(2)、(3)の結果からTWAが魚類の産卵場として機能するためには、魚類の産卵期に本流とTWAが接続すること、本流とTWAが接続時、TWA内及び周辺冠水域の流速が親個体が安定して定位できる流速条件であること、TWAが著しく冠水域に水没せず、TWA内部の水草等の産卵基質を見つけやすいこと条件が必要であることがわかる(以下、この3条件を産卵場条件とする)。TWAが産卵場条件を満たすためには、出水時、TWAの位置が冠水域の上流端(図-4.17では $Q=200\text{ m}^3/\text{s}$ )もしくは周縁部(図-4.17では $Q=350\text{ m}^3/\text{s}$ )であることが最適である。

しかし、河川流量は確率的に変動し魚類が産卵期に入る4月~7月には様々な流量規模の出水が生じると考えられる。調査地では概ね40~600 $\text{ m}^3/\text{s}$ 程度の小中規模出水が生じ様々な冠水状態が生じる。どの流量の冠水状態でも産卵場条件を満たすような場所にTWAが位置していると魚類の産卵場としての機能が高いと考えられる。

上記のような観点でみると調査地のTWA2~4は産卵場条件への対応という点で有利な配置形態になっている。TWA2~4は、ワンド・タマリ列の配置形態を持ちTWA4,3,2の順に本流との比高差が高くなり比高差の多様性がある。小規模な出水(40 $\text{ m}^3/\text{s}$ ~100 $\text{ m}^3/\text{s}$ 程度)ではTWA4,3周辺が、中規模出水(200 $\text{ m}^3/\text{s}$ )以上ではTWA2周辺が産卵場の機能を担保し産卵期を通じて魚類が産卵するための物理条件の冗長性を担保していると考えられる。

激しく変動する河道内微地形の内部に人為的にワンド・タマリ列のような環境を作ることとは物理環境の持続性を考えた場合困難な点が多い。ワンド・タマリ列の成立は、出水時に形成される2次流路の水位低下後の地形であると考えられる。つまり、治水上許される範囲で低水路が変化し、出水時に2次流路が生じるような河川計画が結果としてタマリ列のような環境を持続的に維持することを可能とし魚類にとっての産卵場機能の提供を継続させることができると考えられる。

#### (5) まとめ

本研究では、一時的水域(TWA)の産卵場としての機能検証とその成立要因を概括できた。しかし、産卵期の調査が2005年だけと短期間である。ギンブナの場合、出水が産卵に重要な役割を果たすため各年の出水の発生特性により産卵行動が変化することが考えられるため、複数年同様の調査を行い評価を行う必要がある。

本研究ではギンブナの稚魚・仔魚の個体群動態と水理計算を用いた出水時の冠水状態の推定を組み合わせ産卵場の成立要因を分析した。しかし、ギンブナの親個体の行動観察、魚卵の産卵状態、冠水した場所の植生の有無とその種、その面積、孵化後の稚仔魚の本川への脱出の可能性等検討すべき事項は多く継続的な研究を行う必要がある。

### 4.3.1 マイクロスケールにおける水理計算と空間統計を併用した生態的機能評価手法の開発

#### 4.3.1 はじめに

一時的水域には多様性の高い魚類群集が生息し、一部の魚種は産卵場、仔魚・稚魚の生育場として利用する。一時的水域は、魚類群集への生態的機能を持つことは多くの研究で指摘されている。筆者らは、一時的水域に多様性の高い魚類群集が定着し、一部の魚種が産卵場として利用するためには「本流との接続頻度」や「本流との接続時、一時的水域内の流速条件」が重要な物理環境条件であることを明らかにしてきた(傳田ら, 2006; 傳田ら, 2006)。また、他研究でも「本流との接続頻度」の重要性や、一時的水域の面積が生息する魚類群集の多様性に影響することも知られ、一時的水域の保全・復元に重要な情報を提供している((財)河川環境管理財団大阪研究所, 1999; Lawrence・Eugene, 1983)。

一時的水域の生態的機能を支える物理環境条件は「本流との接続頻度」、「本流との接続時、一時的水域内の流速条件」だけではないと考えられる。特に注目すべき特性として、一時的水域内の物理環境特性(マイクロスケール物理場)も重要な要素と考えられる。本流や他の物理環境との接続により一時的水域内に移動した魚類が一時的水域内で生息を続けるには、魚類が必要(選好)とするマイクロスケール物理場が存在することが必要とな

る。

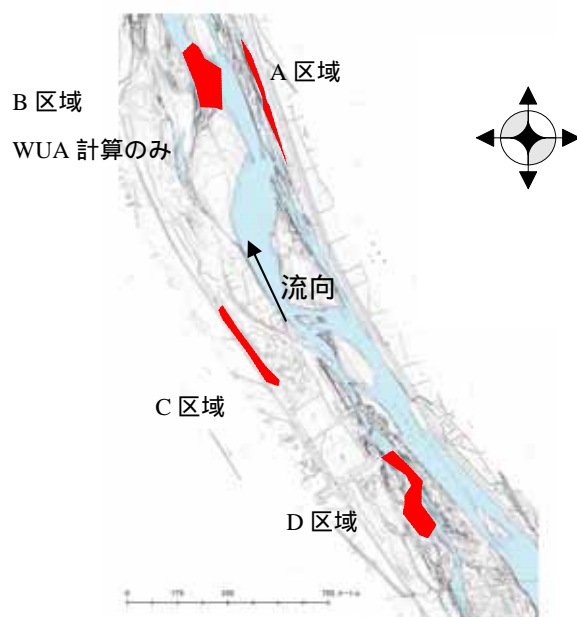


図-4.18 鼠橋地区の概要と調査区域

既往研究でもマイクロスケール物理場が魚類をはじめとする水生生物の生息に大きな影響を与えることは知られている。しかし、一時的水域内のマイクロスケール物理場と魚類の生息を定量的に結び付け定量的に評価した研究事例は少ない。そのため、本研究では一時的水域のマイクロスケール物理場の特性が魚類群集生息に与える影響評価を行うことを目的とする。

本研究ではマイクロスケール物理場と魚類生息を定量的に関連付ける方法として PHABSIM (Physical Habitat Model) を用いて評価を行う。PHABSIMは、IFIM(Instream Flow Incremental Methodology)の一部として開発されたモデルである。対象河道内の水深、流速、底質、カバーなどの物理環境に対する対象魚の成長段階ごとの生息場の適性、あるいは選好特性を示す「適性基準」および両者を用いて重みつき利用可能面積(Weighted Usable Area : WUA : 有効生息場面積)を算出し物理環境の生息空間としての利用価値を評価するものである(玉井ら,1993)。PHABSIMは、その有用性から多くの改良が試みられている。本研究では、物理生息場モデルを用いることにより一時的水域内の物理環境要素が魚類生息に与える影響評価を行うことを目的とする。なお、研究ではPHABSIM評価を独自のプログラムで行ったため、PHABSIMを物理生息場モデルと表記する。

#### 4.3.2 研究の方法

##### (1) 調査地の概要

調査地上流部には農業頭首工の六ヶ郷用水(取水期間4月~10月,以下,党首工)が設置

され毎分 $2.48\text{m}^3/\text{s}$ を取水した後、余水を下流側へ流下させる。その流量は調査地の流量の約20%を流下させ平均流量約 $10\text{m}^3/\text{s}$ である（河川生態学術研究会千曲川グループ，2001）。

調査地には一時的水域が存在する。調査時には右岸高水敷に2ヶ所、左岸高水敷に1ヶ所の一時的水域(Temporary Water Area, 以下, TWA)が存在した。平水時、それぞれの一時的水域は独立しているが増水時には本流との接続が確認された。接続の頻度は左右岸の一時的水域で異なり、右岸側は毎年に複数回接続した。左岸側は6年に1回程度、本流と接続し調査期間内には接続しなかった。

調査地内にA～Dの4つの調査区域を設けた（図-4.18）。A区域は接続頻度の高い右岸高水敷上の一時的水域とした。A区域の一時的水域は景観上タマリに分類される。A区域では伏流水が観測され、A区域には緩やかな水の流下が見られた。底質は礫で構成されている。

C区域は、左岸高水敷上のタマリで水深は約1m、水の流下はなく、底質はシルトで一部嫌気化が生じていた。

D区域は、調査地の本流を縮小した状態で小規模な瀬、淵、ト口場がある区域を選定した。D区域は頭首工の影響を受け、調査地の流量変動の影響を受けにくく出水時のWUAが正確に評価できない可能性があった。そのため、D区域と同程度の面積であるB区域をA区域の近傍に設け、出水時のWUAの算出はB区域で行った。

調査地では本流とTWAでウグイ、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<sup>1)</sup>。本流ではウグイ、オイカワが優占し、TWAではアブラハヤ、ギンブナ、トウヨシノボリ、ドジョウ、ニゴイが本流よりも多くの生息が確認された。ギンブナは本流、TWAともに生息が多数確認されている。

## (2) 現地調査

### (a) 潜水観察調査

魚類の生息状況は2000年7月4日～8日、2000年10月10～14日に潜水観察調査により記録した。2人1組による潜水観察調査を各調査区域内で2回繰り返した。確認した魚類は種名と体長区別に個体数を記録した体長区分は、30mm未満、30～50mm未満、50～100mm未満、100～200mm未満、200mm以上の5段階に区分した。魚類確認された地点では番号をつけた錘を置き翌日以降にGPS（Trimble、TDC2、Geo Explorer）を併用して観察位置を記録しマークし回収した。

### (b) 調査区域の物理環境調査

調査区域のマイクロスケール物理環境調査を2000年7月10日～14日、10月24日～27日に行った。水域内のマイクロスケールの物理環境として、水深、流速、底質、水温、及びカバーの4項目を計測した。A～D区域の縦断方向に10m間隔で設置した横断面上で、1m間隔で水深、流速、水温を計測した。流速は電磁流速計を用い計測点の平均水深で計測した。

底質とカバーは空中写真判読用の校正データを現地で観測した。底質は、上述した横断面上を5m間隔で底質を観測した。0.5m×0.5m程度のコドラードを河床面上に設置し底質の

構成比率を，砂泥：2mm以下のシルト・砂，小中礫：300mm未満の礫および大礫：300mm以上の3つに分類し記録した．カバーは，水中の倒流木，河岸から張り出した樹木の根茎，その他の植生，河岸部のオーバーハングをカバーとみなし記録した．

調査区域内の底質，カバーの状況を把握するため低高度空中写真を撮影した．低高度空中写真は気球を用い，気球下部に遠隔制御可能なカメラをジャイロで固定し撮影した．撮影時期は物理環境調査時期の前後約1週間以内とし，流量の増加があった場合には撮影を取りやめ流量が安定した時期に撮影した．

### (3)現地データの整理及びデータ解析

#### (a) 現地データの GIS への入力

潜水観察調査結果（観察位置のGPSデータ）は誤差1m以下まで精度を向上させポイントデータとしてGISに格納した．ポイントデータの属性値は観測地点における魚種，個体数のデータを格納した．潜水観察結果は魚種，体長区別に集計した．物理環境データは，流速，水温，水深，底質及びカバーを集計した．物理環境データは，流速，水温，水深，底質及びカバーでは異なる方法でGISデータを作成した．流速，水温，水深データは，現地調査時に使用した測線及び測線上の点に座標値（世界測地系平面直角座標系8系）を与え，ポイントデータとしてGIS（ESRI社，ArcGISVer9.0）に取り込んだ．TIN（triangulated irregular network）による内挿計算を行い面的な流速，水深分布を作成した．底質，カバーは，GIS上に格納した低高度空中写真判読と現地校正データの併用により解析を行った．底質は，低高度空中写真上から同一のテクスチャと判読される部分をポリゴンとして記録した．判読結果は現地調査結果と比較して判読結果の妥当性を検証した．カバーは，GIS上で低高度空中写真上を判読し，水際と判断される部分をラインで記録し水際線データを作成した．

その後，GISで各調査区域をオーバーレイする2mグリッドのタイルポリゴンを作成し，タイルポリゴン内の水深，流速，底質，カバー面積比率を算出した．2mグリッドの内の平均値，底質に関しては各類別の構成比率とした．カバーは2mグリッド内の植生比率とした．

#### (b) 魚種ごとの選好曲線の作成

ポイントデータ化した魚類観測（魚種，体長区分，個体数）をタイルポリゴンに格納し，各タイルポリゴン上の魚類生息密度を魚種・体長別に算出した．GISで空間解析を行い魚類生息密度と物理環境情報（水深，流速，底質，カバー）と関連付け選好曲線を作成した．物理環境情報は，流速：0.15m，水深：0.1m，底質，カバーは10%刻みで関連づけた．魚種・体長別の魚類生息密度の最大値で各物理環境区分の密度を除し正規化し（以下，正規化魚類生息密度），物理環境区分の密度と正規化魚類生息密度の関係を選好曲線とした．

#### (c) 平水及び出水時の WUA の算出

##### 1) 平水時の WUA の算出

で求めた水深，流速，底質，カバーの選考曲線をもとに，平水時のCSI（Composite Suitability Index:合成適性値），WUA をA，C，D区域ごとに算出した．算出に関しては式

(1a), (1b)を用いた.

$$CSI = ( SI(v) \times SI(d) \times SI(s1) \times SI(s2) \times SI(3) \times SI(c) )^{1/6} \quad (1a)$$

ここに

SI(v) : 流速に関する選好度

SI(d) : 水深に関する選好度

SI(s1) : 底質分類1 (砂泥) に関する選好度

SI(s2) : 底質分類2 (小中礫) に関する選好度

SI(s3) : 底質分類3 (大礫) に関する選好度

SI(c) : カバーに関する選好度

$$WUA = \sum_i a_i (CSI)_i \quad (2a)$$

ここに

$a_i$  : 各セルの水表面積

また, 各区域とも, 各魚種の体長区分ごとWUAを算出した. 算出した全てのWUAからレーダチャートを作成し, 各魚種の体長区分ごとにWUA 変化をA,C,D区域間で比較した.

(d) 流量発生頻度算定と水理計算による TWA の接続頻度, 接続時の水理状況の推定

調査地の流量発生頻度算定と水理計算によるTWAの接続頻度, 接続時の水理状況の推定については, 2節の方法と同様の方法を用いた.

計算した出水時の平面流況の水深, 流速からA, B区域のWUAを各魚種の体長区分ごとに算出した. 算出した全てのWUA からレーダチャートを作成しA,B区域で比較した. また, 出水時の調査地全体の WUAを算出し, 各区域内及び周辺に形成されるWUAの分布及び特徴を検証した.

#### 4.3.3 結果

(1) 潜水観察による魚類調査結果

表-4.15に潜水観察調査の結果を示す. A, C, D区域は異なる魚類群集であった. A区域は, オイカワ, アブラハヤ, ニゴイ, ギンブナが優占する魚類群集で他の種も多く確認され多様な魚類群集を形成した. C区域はドジョウ, トウヨシノボリだけの群集であった. D区域はウグイ, オイカワが圧倒的に優占する魚類群集であった. これらの魚類調査結果は, 筆者らの研究による直接採捕による魚類調査結果と良好に一致した(傳田ら, 2006).

表-4.15 魚類の潜水観察結果

種名	記号	A						C						D						合計									
		<30	30	BL<50	50	BL<100	100	BL<200	200	A区域合計	<30	30	BL<50	50	BL<100	100	BL<200	200	C区域合計		<30	30	BL<50	50	BL<100	100	BL<200	200	D区域合計
ウナギ	AJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ギンブナ	CA	211	100	343	421	47	1122	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	3	3	2	0	9	1132	0		
シマドジョウ	CB	0	14	28	0	0	42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
コイ	CC	0	0	0	2	20	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
タモロコ	CE	0	4	4	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ニゴイ	HB	780	134	1776	24	92	2806	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	6	0	0	0	0	1	57	2863	0		
ブルーギル	LM	0	0	0	6	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
アカザ	LR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
ドジョウ	MA	21	15	0	1	0	37	1297	366	64	0	0	0	0	0	0	1727	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1764		
ブラックバス	MS	0	0	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2		
アユ	PA	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5	1	0	8	11	8	11			
カマツカ	PE	11	21	25	12	0	69	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	1	0	5	74	0	5	74			
アブラハヤ	PL	1000	1560	283	62	0	2905	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	11	0	0	0	21	0	21	2926			
モツゴ	PP	20	65	63	2	0	150	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	0	0	4	0	4	155			
タイリクバラタナゴ	RO	2	2	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4			
トウヨシノボリ	RS	0	7	1	0	0	8	8668	769	3	0	0	0	0	0	0	9430	0	0	0	0	0	0	0	0	9438			
ナマズ	SA	0	0	0	1	4	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5			
ビウヒガイ	SV	0	0	18	11	0	29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29			
ウグイ	TH	20	214	462	250	19	965	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51	606	834	69	2	1562	2527	0	1562	2527			
オイカワ	ZP	17888	3645	2011	617	0	24161	0	0	0	0	0	0	0	0	0	635	5	4	6	0	650	24811	0	650	24811			
合計		19953	5781	5015	1412	183	32344	9955	1136	67	1	0	11159	741	632	861	79	3	2316	45819						45819			

BL: 体長 (BODY LENGTH) を示す  
表中の数字は個体数を示す

(2) マイクロスケール物理場調査結果

表-4.16に物理環境調査の結果を示す。A, C, D区域は異なる物理環境特性を示した。A区域は、水深は約0.35mと浅く、微流速があり、底質は主に小中礫で構成され、カバー面積は全面積の約10%であった。7,10月の間の物理環境に底質以外は大きな差がなく安定した空間であった。C区域はA区域と比較して底質が砂泥で構成されカバー面積が多いのが特徴であった。また、伏流水量の影響を受け10月には水位が変動したD区域はA,C区域と比較して流速が早いのが特徴であった。A,C区域の流速がほぼ0なのに対してD区域は流速が0.3m/s以上と早いのが特徴であった。底質は、小中礫で主に構成され面積も安定していた。また、A,C区域と比較してカバー面積も少なかった。

(3) 選好曲線の作成及び WUA の精度検証

作成した選好曲線の一例として、顕著な特徴を示したウグイ (TH), ギンブナ (CA) の各成長段階における流速, 水深に関する選好曲線を図-4.19, 4.20に示す。なお、図-4.19, 4.20の凡例中の数字は対象魚種の体長サイズを示す。

ウグイとギンブナは、流速に関して異なる選好性を示した。ウグイは体長区分が50以上~100mm未満までは高流速域を選好しないが、体長区分100mm以上では流速の早い空間でも選好した。ギンブナは各成長段階を通じて流速が約0.5m/s以上は選好しなかった。水深に関してウグイとギンブナは異なる選好性を示した。ウグイは成長段階を通じて水深が深い箇所を選好する傾向が見られた。ギンブナは成長段階の進展とともに水深が深い場所を

表-4.16 物理環境調査結果

物理環境	A		C		D		
	7月	10月	7月	10月	7月	10月	
水深 (m)	0.35 ± 0.32	0.34 ± 0.31	0.62 ± 0.35	0.36 ± 0.22	0.29 ± 0.18	0.18 ± 0.12	
水温 ( )	21.23 ± 0.54	21.23 ± 0.54	22.79 ± 2.07	18.8 ± 0.69	21.14 ± 0.12	17.56 ± 0.09	
流速 (m/s)	0.02 ± 0.04	0.01 ± 0.03	0	0	0.64 ± 0.39	0.30 ± 0.21	
底質 (m <sup>2</sup> )	砂泥	1644.68	919.75	2892.41	1927.18	352.76	104.52
	小中礫	2794.28	3369.27	37.26	18.07	2515.61	2899.17
	大礫	237.61	252.44	3.84	11.64	778.34	349.81
カバー面積 (m <sup>2</sup> )	346.76	424.35	1715.71	1346.37	70.87	81	
総面積 (m <sup>2</sup> )	4676.58	4542.29	2933.52	1956.89	3461.71	3325.08	

平均値 ± 標準偏差

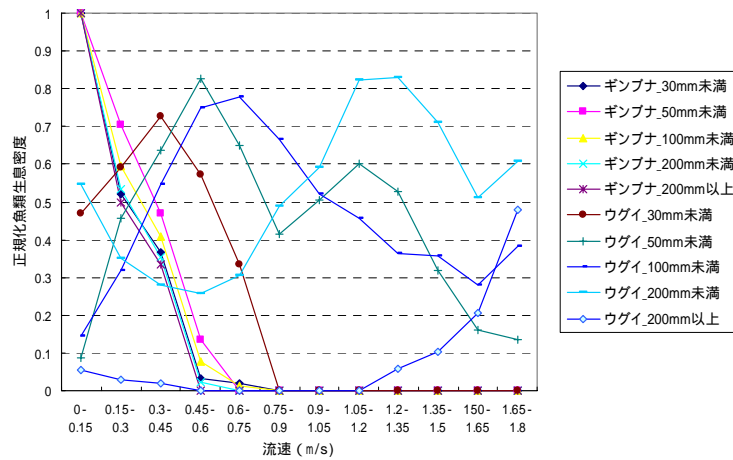


図-4.19 ウグイとギンブナの流速選好曲線

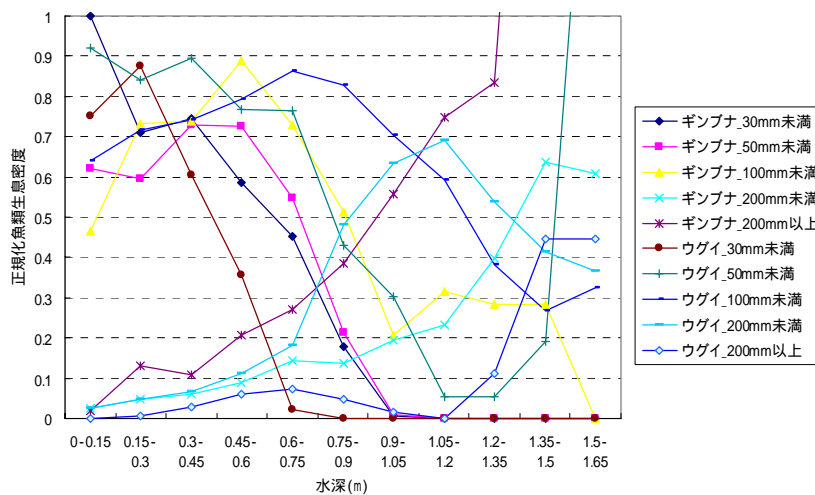


図- 4.20 ウグイとギンブナの水深選好曲線

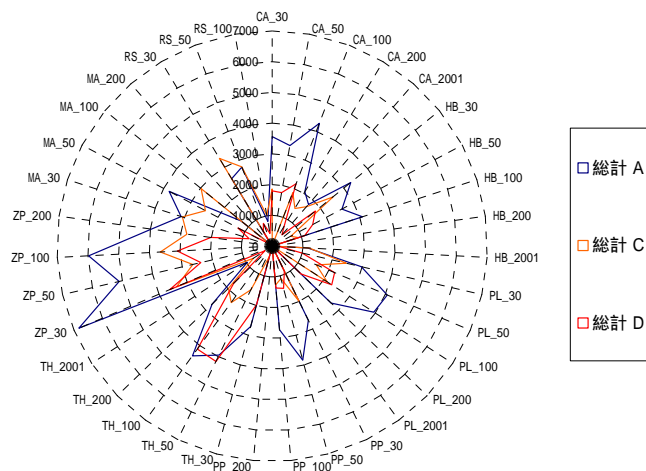
選好する傾向が見られた。

また、物理生息場モデルによる生息空間評価は、魚類の生息空間利用を高確率で予測し、WUA値の大小は魚類の利用の有無と合致した結果となった。

(4) A,C,D区域のWUAレーダチャートの比較

図-5.21にA,C,D区域のWUAレーダチャートの比較を示す。A,C区域とD区域では、WUAに大きな差が見られた。A,C区域のWUAはギンブナ(CA)、ニゴイ(HB)、アブラハヤ(PL)、モツゴ(PP)、ウグイ(TH)、オイカワ(ZP)、ドジョウ(MA)、トウヨシノボリ(RS)の各体長区分でWUA値が高かった。特に、A区域は複数種の体長区分でWUA値は安定して大きかった。





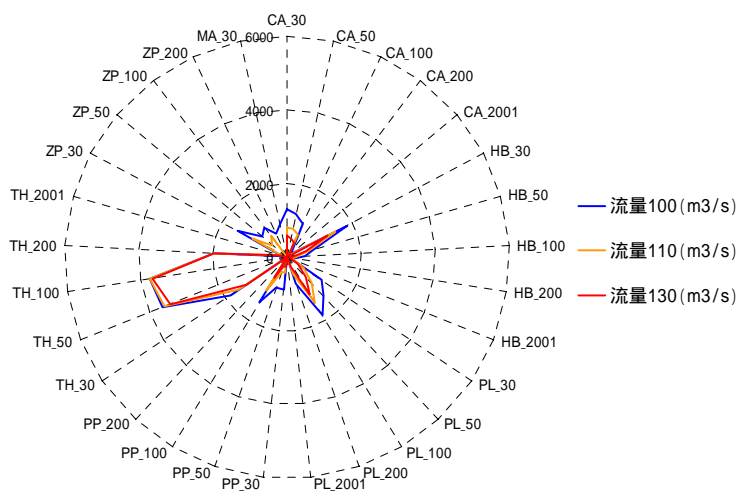
レーダチャートの軸は種名\_体長サイズ (mm) で表記．種名は表-1 の記号参照

図-4.21 調査地全体の WUA レーダチャート

A区域では，特に，ギンブナ，アブラハヤ，モツゴの体長が小さい区分までWUA値が大きかった．C区域では，ドジョウ，トウヨシノボリのWUA値が大きかった．D区域ではウグイ，オイカワのWUA値が他の区域と比較して大きかった．

(5) 出水時の A, B 区域の WUA 比較

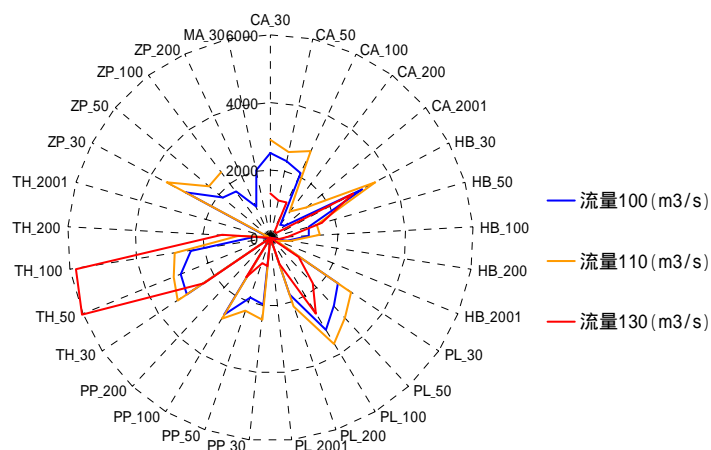
図-4.22, 4.23にA, B区域のWUAレーダチャートの比較を示す．A区域はB区域と比較し出水時でもWUAは大きな値を示した．A区域は，小規模な出水ならば本流と比較して多くの魚



レーダチャートの軸は種名\_体長サイズ (mm) を示す．種名は表-1 の記号参照

図-4.22 B 区域の WUA レーダチャート

種・各体長サイズに生息可能な面積を提供していると考えられる．



レーダチャートの軸は種名\_体長サイズ (mm) を示す。種名は表-1 の記号参照

図-4.23 A 区域の WUA レーダチャート

(6) 流量時系列と流量発生特性

図-4.24に調査地の1997年～2000年の流量時系列を示す。平均流量は約66m³/sであった。200 m³/sを超える回数は少なく出水時のWUAに大きな変化を示す150 m³/s前後の出水は、4～6月には発生頻度が低かった。

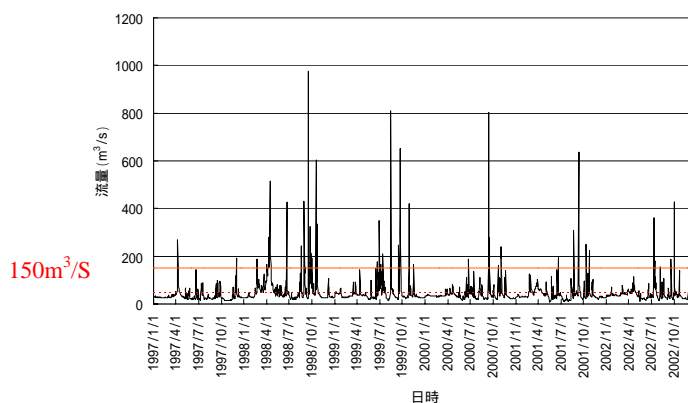


図-4.24 調査地における流量時系列

4.3.4 考察

(1) 平水時 TWA のマイクロスケール物理場の特性が魚類生息に与える影響

WUAレーダチャートの結果は、A区域が魚種・体長サイズ（成長段階）を問わず多くの魚類が利用できる空間が大きいことを示している。D区域でウグイ（TH）、オイカワ（ZP）のWUA値の大きさが目立つのに対し、A区域のWUAは、ウグイ（TH）、オイカワ（ZP）のWUA値が

高いだけでなく、(ギンブナ)、ニゴイ(HB)、アブラハヤ(PL)の30mm以下、50mm以下、モツゴ(PP)なども大きな面積を示している。A、C区域は本流との接続、干上がり等のマイクロスケール物理場以外の物理環境の影響を受けていると考えられるが、WUAは良好に調査区域の物理環境特性を示していると考えられる。これは、WUAの算出結果と確認される魚類は潜水観察結果(表-4.15)や調査地における既往研究(傳田ら、2006)と良好に合致することで実証される。

例えば、A区域は、ウグイ、オイカワだけでなくモツゴ、アブラハヤのような流速が遅い場所を選好する種や各種の体長区分が小さい魚類が多く確認されA区域は魚種の定着、仔魚・稚魚の再生産の場としてバランスのとれた物理環境特性を持つといえる。

A区域の物理環境特性のうち、魚種の定着には大きな影響を与えているのは流速であると考えられる。図-4.20のように、ウグイ・オイカワ以外の魚種の流速に対する選好曲線は、流速の増加とともに正規化個体密度が急激に減少する特性があり、流速が大きい空間は選好しない傾向となった。この選好性の違いがA区域とD区域のWUAレーダチャートに大きな差が生じさせ WUAレーダチャートに違いとなったと考えられる。

また、A区域では、水深・水温が長期間安定している点も魚類生息に大きな影響を与えたと考えられる(表-4.16)。A区域では、砂州からの伏流水により安定した水深・水温が保たれている。水域の急激な変化がなく水温が長期間を通して一定であることは移動能力が小さく成長段階にある仔魚・稚魚にとって有利に働く。水位が安定していれば、突然の水位低下で干上がる場所に仔魚・稚魚が取り残される可能性も低く、水温が安定していれば仔魚・稚魚の成長も安定すると考えられる。この点でもA区域は幅広い魚種・成長段階)に生息空間を提供する特性を持っているといえる。それに対し、C・D区域では水深・水温ともに変動が激しくC・D区域の物理環境特性に適応できる魚種だけが生存できる空間と考えることができる。

A区域のような一時的な水域に多様な魚種の多様な体長サイズの個体が定着できるのは、流速が遅い空間が形成され安定した水域が、適度な伏流水の涵養により維持されるためと考えられる。

## (2) 出水時マイクロスケール物理場の特性が魚類生息に与える影響

A、B区域のWUAレーダチャートは大きな違いを示した。A区域は流量 $130\text{m}^3/\text{s}$ まで流量を増加しても安定したWUA値を示すのに対しB区域では $130\text{m}^3/\text{s}$ でWUA値がほぼゼロになる種も存在する。つまり、A区域は、B区域と比較して流量変動が生じても少なくとも $130\text{m}^3/\text{s}$ までは安定してWUAを提供できる機能を持ち、多様な魚種・成長段階の魚類生息環境とし安定した状態を保つと考えられる。

流量の発生頻度からも、A区域の生息空間としての安定性を把握することができる。調査地では $150\text{m}^3/\text{s}$ 以上の流量発生頻度は低いことがわかる(図-4.24)。特に4~6月の魚類の再生産に重要な時期には $200\text{m}^3/\text{s}$ 以上の出水時が発生することは7~10月以降に比べて少ない。A

区域を仔魚・稚魚の生育場として考えた場合、A区域は極めて安定した魚類の生育場として機能することが期待される。

#### 4.4 魚類群集構造決定のメカニズムに関する考察

4.2.1項、4.3節では、本流とTWAの魚類群集の差異とその要因を異なる空間スケールで検討してきた。4.2.1項ではTWAに特徴的な魚類群集構造の決定に影響を与える要因として、本流との接続頻度、「選択可能空間」という言葉で表現した出水時の低流速域の形成が影響していると結論づけた。4.3節では、TWAの内部構造（マイクロスケールの物理場）、特に流速が遅い空間が多いことが稚魚、仔魚および止水域を選好する魚類の生息を可能としていることが明らかになった。

本項では、4章の成果を総合化し、TWAの魚類群集構造決定について考察を行う。

まず、TWAの魚類群集構造に最も大きな影響を与えるのは、出水に伴う本流との接続、選択可能空間の形成と考えることが出来る。これは、4章2節1項のTWA1の例のように接続が確認されない時期のTWA1では、魚類群集はドジョウ、トウヨシノボリ、タモロコしか生息しない魚類群集であるが、99年8月の出水により魚類群集は大きく変化し、ウグイなど本流で多く確認される魚類群集に変化することが、その影響の大きさを示している。

次に、TWAの魚類群集に影響を与えるのは、各TWAの水位変動特性である。調査地の例ではTWA1は、周期的に冬季に干上がる特性を持ち、その特性がTWA1特有の魚類群集に変化させていると考えられる。1999年8月出水後、本流と接続したTWA1は本流と類似した魚類群集に変化するが、2000年2月に例年通り干上がりドジョウ、トウヨシノボリ、タモロコが優占するTWA1特有の魚類群集へ遷移した。本流との接続のように他の類型景観の接続による魚類群集の移動と干上がりのような水位変動が、TWAごとの魚類群集構造を規定すると考えられる。

TWAの中には、TWA1のように干上がる特性を持たないTWAも存在する（例えばTWA8）。このようなTWAの場合には、魚類群集を構成する種数・個体数は一定の範囲で多様性を持ったまま維持される。これは、4章3節で示したようにTWAは各魚種の各成長段階に一定以上のWUAを提供し、多くの種、成長段階の種が生息できる物理環境を提供しているためと考えられる。

干上がらない特性を持つTWAの魚類群集は一定の範囲で維持されるが、その特性は時間とともに変動する。これは、本流とTWAの接続、本流の流量変動に伴うTWA内の水位変動、TWA内の物理環境変動、餌資源の変動、生物相互作用（捕食・被捕食、種間競争）などが複合的に影響し、魚類群集構成に影響を与えていると考えられる。

その顕著な例は冬季のTWAの魚類群集変動である。冬期、本流とTWAの接続がなくなり本

流からの魚類個体の移入が少なくなると同時に、TWA内の物理環境変化、生物間相互作用、餌資源の減少など複合的な要因の影響を受けて、魚類群集は縮小していると考えられる。直接的なデータを持っているわけではないので、定性的な表現になるが、晩秋・冬季の流量減少時、伏流水供給が減少しTWA内の水位低下が生じ、TWAの河岸部の植生が減少する等、TWA内の魚類が鳥類などに捕食される可能性が高まるのも一因と考えられる。また、晩秋・冬季に付着藻類生産の低下によりTWA内の餌資源は減少し、TWA内に生息する魚種・各成長段階の魚類生息に影響を与えると考えることが出来る。

このようなTWAの内部構造の変化が魚類の確認種数や確認個体数に影響を与えると考

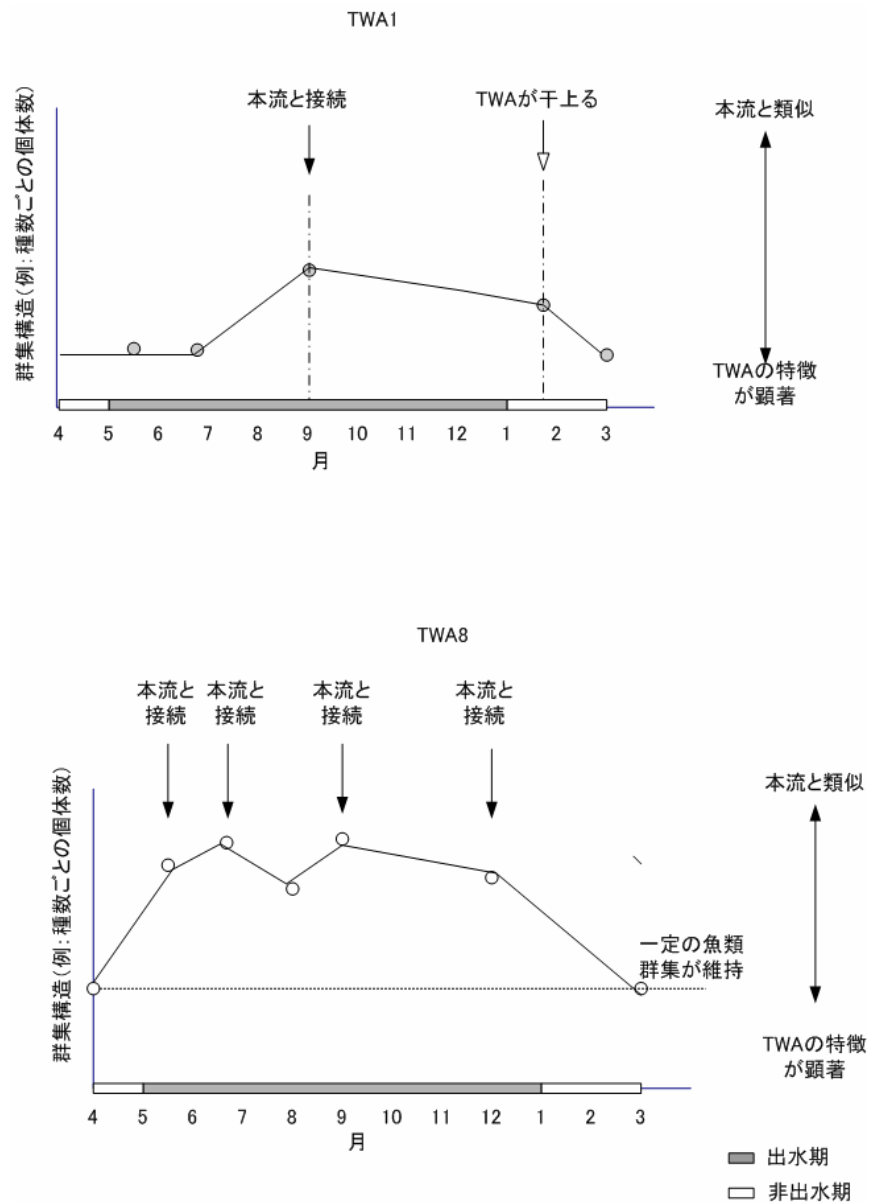


図-4.25 TWAの魚類群集構造決定のメカニズム

られる。しかし、TWAの内部状態の変化が魚類の確認種数や確認個体数に影響については評価していない。この点については今後の課題である。

#### 4.5 結語

本章では、水理計算と空間統計を併用した生態的機能評価手法として、簡易な水文計算・水理計算とGISを併用し、一時的水域周辺で生じる流況変化と魚類行動の関係を評価する手法（以下、本手法と記述する）を提案した。

4.2節では、リーチレベルに空間スケールを設定し、TWAの生態的機能である「魚類群集多様性への貢献」、「ギンブナへの産卵場の提供」を支える物理環境特性を抽出した。

「魚類群集多様性への貢献」に関しては、出水時、高水敷、一時的水域周辺に形成される低流速域である「選択可能空間」は、TWA内に生息する魚類の生存・流下防止に有利に働くと考えられた。同時に、高流速になる本流の魚類が避難する空間を提供し、リーチレベルでの魚類群集多様性維持に寄与していると考えられた。つまり、「魚類群集多様性への貢献」には、「選択可能空間」のような低流速域がTWA周辺及び高水敷上に形成されることが重要であることを明らかにした。

「ギンブナへの産卵場の提供」に関しては、出水により本流とTWAが接続することがTWAが産卵場として機能するために重要な物理条件であることを魚類調査結果、ギンブナ成長曲線による成長時期の算定、水理計算結果による接続時期及び冠水状況の算定を通して定量的に評価した。同時に、出水時の本流とTWA間の接続状況（TWA内の流速、TWA周辺部の水没状況等）がTWAの産卵場の機能に影響を与える物理条件であることを明らかにした。

4.3節では、一時的水域の内部構造、マイクロスケールに空間スケールを設定し、TWAの生態的機能である「魚類群集多様性への貢献」、「稚魚・仔魚の生息場の提供」を支える物理環境特性を抽出した。調査地の一時的水域内の物理環境特性が魚類生息に与える影響を物理生息場モデルで定量評価を試みた。その結果、一時的水域の流速が遅い特徴が、多様な種・体長サイズの魚類を可能にしていると考えられた。また、本流と比較して一時的水域の内部は極めて安定した物理環境で、小規模な出水時でも一時的水域内では多種・多様な体長サイズが利用できる空間があることが物理生息場モデルを用いて評価できた。提案した手法に更に物理生息場モデルのような定量的評価手法を併用することにより、一時的水域の生態的機能を、より明瞭に評価可能であると考えられる。

このように本手法を用いることにより、従来の研究では、定性的に評価されてきた一時的水域の生態的機能を一定の範囲で定量的に評価することが出来る。また、対象とする類型景観周辺で生じる物理環境変化を忠実に再現することにより、従来の研究では指摘されていない事項、本章の例では「選択可能空間」のような物理環境を抽出することが出来る。

このことにより、より具体的に一時的水域の生態的機能保全のための物理環境を抽出することができる。

更にこの知見を実際の河川改修へ適用することを考える。魚類群集多様性維持の機能を保全するためには、高頻度で生じる流量規模100～150m<sup>3</sup>/sの小規模出水から、年に複数回生じる流量規模400～700m<sup>3</sup>/sの大出水まで大きく流量が変動しても、どの流量でも「選択可能空間」が生じるような河道内微地形の保全が必要になる。「産卵場の機能」や「稚魚・仔魚の生育場」提供を考慮するれば、魚類の再生産活動が盛んになる4～6月に高頻度で生じる小規模出水100～150m<sup>3</sup>/s時に、本流と接続すると同時に選択可能空間を提供するようなTWAが作られる河道設計が重要となる。このように、一時的水域の保全計画に具体的な目標設定が可能となる。ここに、河川工学・水工学の予測手法を適用し、河道内微地形変化の予測が可能となれば極めて有効な手法となると考えられる。この点については、今後の課題とし、本手法を研究・実務的に有用な手法として発展させていきたい。

#### 参考文献

- 綾史郎・河合典彦・小川力也，紀平肇，中西史尚，竜門俊次（2004）淀川における水位の変化と魚類の産卵行動，河川技術論文集，Vol.10，pp.333-338.
- 河川生態学術研究会千曲川グループ（2001）千曲川の総合研究 - 鼠橋地区を中心として - ，（財）リバーフロント整備センター，pp.221-225.
- 川那部浩哉・水野信彦(1982)日本の淡水魚山と渓谷社，pp.352-353.
- 紀平肇(1989)淀川・楠葉ワンド群の干し上げとその再生，淡水魚保護，pp.63-66.
- 木元新作（1976）生態学研究法講座14 動物群集研究法 -多様性と種類組成-，共立出版，pp.1-4.
- 木元新作（1976）生態学研究法講座14 動物群集研究法 -多様性と種類組成-，共立出版，pp.130-133
- （財）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.99-103.
- 賈仰文・倪广恒・河原能久・末次忠司(2000)都市河川流域の水循環解析と雨水浸透施設の効果の評価，水工学論文集第44巻，pp.151-156.
- 玉井信行・水野信彦・中村俊六(1993)河川生態環境工学 魚類生態と河川計画，東京大学出版会，pp.190-192.
- 塚本勝巳（1983）魚の遊泳行動，月刊海洋科学，vol.15,No.4,pp.176-177.
- 辻本哲郎・田代喬・伊藤壮志(2000)生活圏の連結性に着目した魚類生息環境評価法の提案と河道内微地形の役割評価，河川技術に関する論文集，Vol.6，pp.167-172.
- 傳田正利・天野邦彦・辻本哲郎(2006)一時的水域の魚類群集多様性向上への寄与とそれを支える物理的環境に関する研究，土木学会論文集G Vol.62 No.3
- 傳田正利・天野邦彦・辻本哲郎(2006)千曲川におけるギンプナの産卵行動と一時的水域の

- 物理特性との関連性評価, 水工学論文集, 第50巻, pp.207-213.
- 傳田正利・山下慎吾・尾澤卓思, 島谷幸宏(2004) ワンドと魚類群集～ワンドの魚類群集を特徴づける現象の考察～, 日本生態学会誌No.52, pp.287-294.
- 土木学会水理委員会, 水理公式集改定委員会, 水理公式集例題プログラム集編集部会(2002) 水理公式集例題プログラム集, 社団法人土木学会, pp.18-19.
- 中村守純(1969)日本のコイ科魚類(日本産コイ科魚類の生活史に関する研究), 財団法人資源科学研究所, pp.271-274.
- 楊継東・関根雅彦・浮田正夫, 今井剛(1999)行動モードを考慮した魚の選好性に関する実験的研究, 土木学会論文集, No636/ -13, pp.356-458.
- 辻本哲郎・寺本敦子(2000)砂州河川における一時水域「たまり」の形成シナリオ, 河川技術論文集Vol.6, pp.83-88.
- 石澤肇・佐々木徹・森由行(2002)石狩川におけるワンドの造成の取り組みについて 試行ワンドの手法と経過概要, 河川技術論文集Vol.8, pp377-382.
- Glenn Merron, Michael Bruton(1993) Changes in fish communities of Phongolo floodplain, Zululand(south Africa)before, during and after a severe drought, Regulated Rivers: Research and Management, Vol.8, pp335-344.
- LAWRENCE C HALYK and EUGENE K.BALON(1983)Structure and ecological production of the fish taxocene of a small floodplain system, Canadian Journal of Zoology Vol.61, pp2446-2464.
- Isabelle Durand, Celine Lepichon and S.J.Ormerod(2006)Recognizing the importance of scale in the ecology and management of river fish, River research and applications pp.1143-1152.





## 5 新しい魚類行動生態調査手法，ATSの開発

### 5.1 概説

4章までは，TWAの生態的機能評価のため，TWAの生態的機能を支える物理環境の側面を評価してきた．TWAの生態的機能を評価するには，実際にその生態的機能の受益者である生物群集の行動という観点からも評価する手法を開発する必要がある．本研究では，TWAの生態的機能を受ける生物として魚類群集を取り上げている．

一般に魚類は，種類だけでなくその成長段階によっても，摂餌，休息，逃避，産卵等，異なる行動状態をとることが知られ，魚類が利用する生息場もそれに応じて時々刻々と変化するため，様々な行動の側面について総合的に評価する必要がある（島谷ら，1996；辻本，2000；楊ら，1999）．

魚類の行動評価生態的機能評価には，物理環境の変化に対応し移動する魚類の行動状態を正確に把握する手法の開発が必要となる．既往研究では，テレメトリ手法という調査手法がある．テレメトリ手法は，野生動物に電波または超音波発信機を装着し，野生動物の行動を追跡する手法である．アンテナを持った調査員が指向性アンテナを振り電波強度の強弱から電波到来角を推定し野生動物の位置を把握する方法である．海外で多くの調査実績があり陸上哺乳類や鳥類の調査事例が多いが，魚類の行動追跡事例もある．テレメトリ手法は，野生動物の行動を追跡するには有効な手法であると考えられる．特に魚類の生息に大きな影響を与える出水時は，採捕や潜水観察のような既存調査手法での調査は，ほぼ不可能であるため，テレメトリ手法は極めて有効な手法といえる．

しかし，テレメトリ手法にも多くの問題点がある．一つは，テレメトリ手法により取得されるデータは調査者の技能により大きく精度が左右されること，また，調査が人力に頼る部分が多いため，魚類行動を継続的に追跡することが困難である．例えば，いつ生じるかわからない出水時の魚類行動を従来のテレメトリ手法で実施するのは不可能に近いといえる．

このような背景から本章では，テレメトリ手法をシステム化し，自動的に魚類行動を追跡できるシステム，アドバンスドテレメトリシステム（Advanced Telemetry System，以下，ATS）を開発し，魚類行動特性と物理環境条件の因果関係の解明を試みる．以下に，本章の概略の構成を記す．

まず，5.2節ではATSの基本システムの開発について述べる（傳田ら，2005）．主に陸上野生動物を対象としていたマルチテレメトリシステム（Multi Telemetry System，以下，MTS）を魚類に適用しようとした場合の問題点とそれを改良したATSの概要を記す．さらに，その機能評価と12日間の魚類行動追跡結果，その生態学的解析について議論する．5.3節では，ATSを実河川である調査地に適用しその機能検証を行った結果と約6ヶ月間の行動データ，出水時の魚類行動データと出水時の流速分布の関係を分析し，魚類行動と水理量（流速，水深）の関係性を評価することを目的とする（傳田ら，土木学会論文集投稿中）．

## 5.2 ATSの基本システムの開発

### 5.2.1 ATSの基本システムの開発とその概要

#### (1) ATSの開発背景

筆者らはテレメトリ法を自動化・高精度化・高機能化するマルチテレメトリシステム（Multi telemetry system，以下，MTS）を開発し中型陸上哺乳類の自動追跡を実現してきた（傳田ら，2001）。しかし，MTSの魚類への適用はMTSのシステム原理では難しかった．MTSの魚類に適用が難しい理由を以下に記す．

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）を設置し野生動物にMTS発信機（MTSで野生動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 - 5.1内に示すプロセスで行動を追跡する．

魚類行動の追跡をMTSで行う場合，図 - 5.1中に記したプロセス，が特に問題になる．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，魚類への装着が不可能であった．

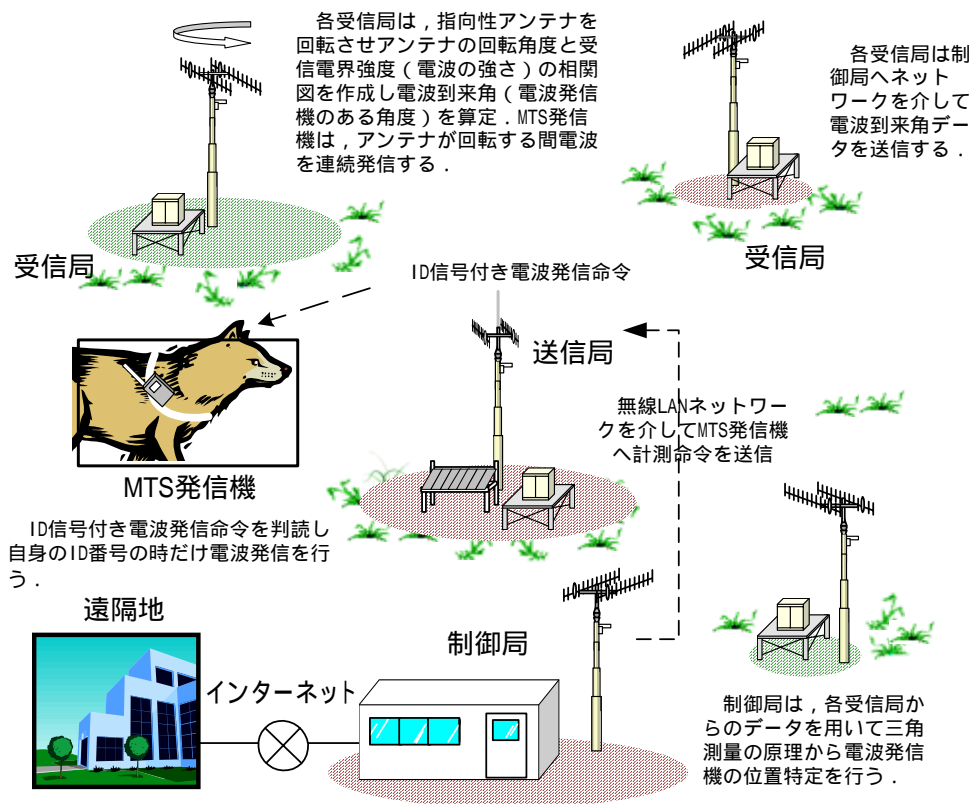


図 - 5.1 MTSの処理プロセス概要と制御フロー図

また，水中への電波発信命令の送信，MTS発信機の判読は，技術的に実現が難しい．プロセス 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河川に生息する魚類に適応することを難しくしていた．魚類にMTSを適応する場合には，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)既存テレメトリ発信機の利用と MTS 受信システムでの追跡上の問題点

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）を魚類に装着し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．魚類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 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動物の位置特定精度が低下するのが問題であった．

(3) 離散的ビームパターン問題を解決する ATS の開発

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

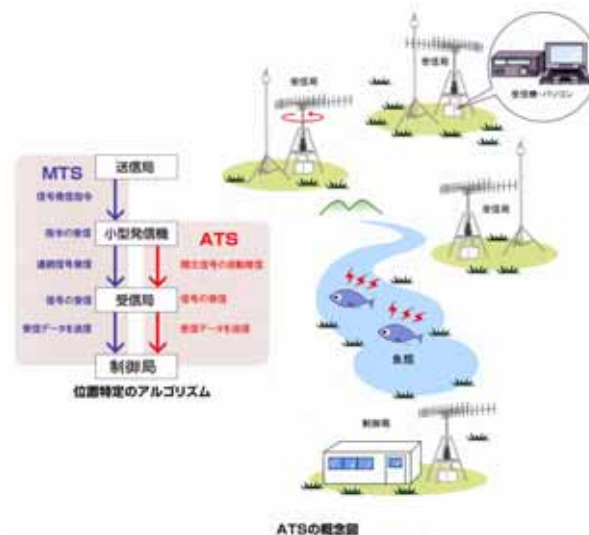


図-5.2 ATS の概要

法（E．クライツィグ．1991）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）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（福島晃夫．1970），LPF，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．

#### (4) ATS の概要

開発したATSの概要，MTSとの違いを以下に記す．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（図-5.2）．

#### 5.2.2 ATS の実用性の検証

5.2.1において，ATSの基本システム開発により従来型発信機の使用が可能になり，魚類行動の行動追跡の可能性が向上した．その実用性検証ため土木研究所内の調整池でATSの機能を検証する魚類行動追跡の実証実験を行った．

#### (1) ATS の実証実験の概要

##### (a) 調査地の概要

実証実験は，土木研究所内の調整池（以下，実験池）で行った．実験池は，土木研究所及び周辺地域の調整池で逆L型の形状である．周囲長約590m，面積1ha，平均水深約1.3m程度で，河岸はコンクリートブロックで護岸されている．実験池内には，主にエビモ（*Potamogeton crispus*）等の水草が繁茂し大きな植物群落（以下，水草群落）を形成している．実験池の魚類群集は，コイ（*Cyprinus carpio*），ギンブナ（*Carassius auratus langsdorfii*），オオクチバス（*Micropterus salmoides*），ブルーギル（*Lepomis macrochirus*）で構成され，ブラックバス，ブルーギルが優占する魚類群集である．実験池の周囲にATSを（制御局1局，受信局3局）設置し，水中の従来型発信機特定の機能，実際の魚類行動追跡の機能の実用性を検証した（図-5.3）．

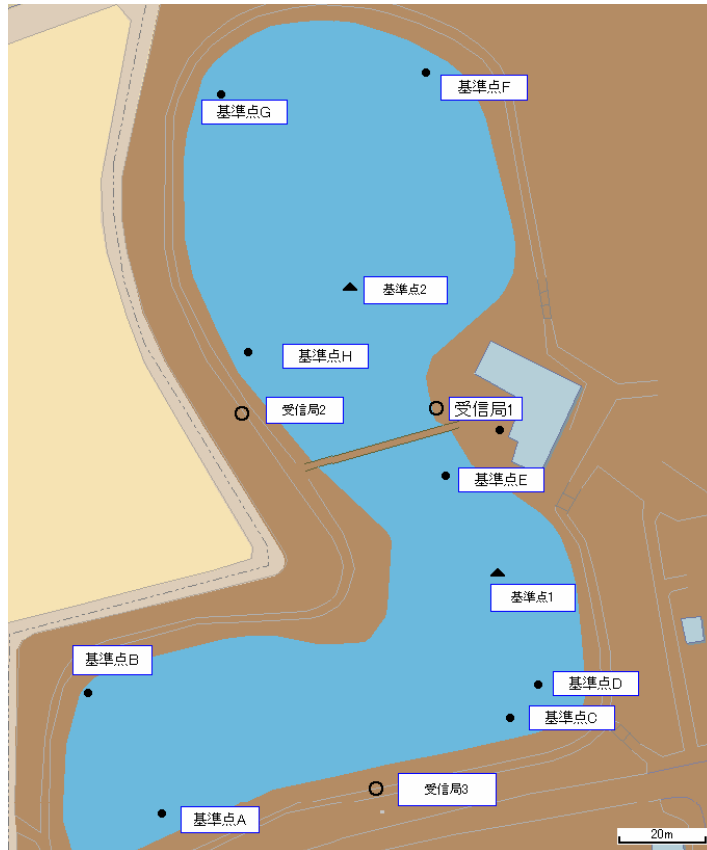


図-5.3 調査地とATS実証実験の概要

#### (b) 現地調査の方法

現地調査は，2004年10月16日～10月27日までの12日間で行った．システム原理の実用性の検証として，水中に固定した電波発信機の位置特定，魚類に従来型発信機を装着しての行動追跡を行った．

水中に固定した電波発信機の位置特定は以下の方法で行った．座標値が既知の基準点（以下，既知座標を基準座標とする）を実験池内に複数設置する（図-5.3）．電波発信機を固定した測量用ポール（木製，径40mm）を従来型発信機の位置が水面下0.5m，1.0mになるように基準点に固定した．その後，ATSで従来型発信機の位置特定を行い従来型発信機の位置をATSで特定できるかの検証を行った．また，基準点1，2に関しては，位置特定誤差を検証するために，ATSで複数回位置特定し座標値（以下，観測座標）を算出し，基準座標と観測座標の差を算出し位置特定誤差とした．解析には，平面直角座標世界測地系9系を使用した（表-5.1）．

実際の魚類に電波発信機を装着しての魚類行動追跡は，利根川水系霞ヶ浦土浦港付近で採捕したゲ



図-5.4 供試魚と装着した従来型発信機の概要

表-5.1 水中の発信機位置特定精度検証の実験概要

Case	基準点		水深(m)	
	1	2	0.5	1
1				
2				
3				
4				

ンゴロウブナ (*Carassius cuvieri*，全長30.5cm，体長26.5cm，湿重量592g，以下，供試魚) に従来型発信機 (LOTEK社製，MBF-7A，直径16mm，長さ83mm，空中重量29g，水中重量16g) を装着し，ATSで3分に1回の頻度で行動追跡を行った (図-5.4)。供試魚への装着方法は，濃度約5%に調整した麻酔薬 (田辺製薬株式会社製魚類・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，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に保った。供試魚の行動が安定したことを確認後，供試魚を実験池内に放流しATSを用いて行動追跡した。

### (C) データ解析

ATSを用いて観測した供試魚の行動データを用いて，供試魚の行動圏解析 (以下，行動圏解析)，供試魚の活動サイクル (以下，活動周期) を分析した。行動圏解析はATSで取得した供試魚の行動データをGIS (ESRI社，ArcGISVer9.0) に取り込んだ後，1日 (0:00~24:00) ごとに整理した。その後，1日ごとの行動データを最外郭法 (巖佐ら，2003) で解析し行動圏の面積を算出し，行動圏の日変化を把握した。また，行動圏面積に顕著な変化が生じた場合，気象 (降水量，気温，日照時間等) との関係性を定性的に分析した。活動サイクルの分析は供試魚の移動を1時間毎の移動距離の総和 (以下，移動距離) として算出し，移動距離の時系列変化からその周期性 (活動周期) を検証した。また，算出した活動周期と既往知見との整合度を評価しその妥当性を検証した。

## (2) ATSの実証実験結果

### (a) ATSによる水中の電波発信機位置特定機能の検証とその精度

水中に設置した電波発信機の電波を各受信局で良好に受信することができた。受信局1~3で最も離れた設置地点での電波も安定して受信することができた。また，各計測点で魚類が生息しそうな水草内や植生カバーの下等に発信機を設置した場合にも，良好な受信状態を確認できた。水深を変化させ，水面近くや底面付近に発信機を置いた場合でも受信局1~3で安定した電波受信が可能であることが判明

表-5.2 電波到来角推定精度の検証結果

	数値補間なし	数値補間あり				DNF
		B-Spline	Spline	Shannon	LPF	
平均	15	3.90	4.55	4.33	6.76	3.72
標準偏差	-	15.88	15.04	16.53	19.79	15.99

(単位: 度)

表-5.3 水中の発信機位置特定精度検証結果

	Case1	Case2	Case3	Case4	計
平均	1.57	8.39	7.40	15.61	11.87
中央値	1.39	5.89	6.95	15.60	9.64
標準偏差	0.93	5.93	2.48	7.03	7.56
分散	0.86	35.18	6.14	49.37	57.22
最小	0.24	0.68	4.03	0.96	0.24
最大	4.36	22.14	18.05	32.68	32.68
標本数	40	248	67	420	775

(単位：m)

した。

離散的なビームパターンを数値計算法により補間することで、電波到来角の推定精度は向上した。数値補間しない場合には電波到来角の推定精度が約12度だったのに対し、数値補間後は平均で約4.5度程度に向上した。また、電波到来角精度向上の効果が高いのは、DNF、B-spline、Splineの順で、電波到来角推定誤差は概ね4度であった。この結果、ATSでは主にB-splineを補間方法として採用し実装している(表-5.2)。

従来型発信機を水中に固定しATSで位置特定をした場合、位置特定誤差は平均11.87mであった。場所を変化させて位置特定誤差を検証した結果、水深の深さに関わらず観測点1の方が良い結果となった。また、水深を変化させ実験した結果では水深0.5mの場合の方が基準点1、基準点2ともに位置特定誤差が少ない結果となった。水深1mの場合は位置特定誤差の平均が10m~15m程度あり、変動も大きい結果となった(表-5.3)。

#### (b) 魚類行動追跡実験でのATSの実用性の検証

ATSを用いて、供試魚の行動を12日間追跡することができた。この間、供試魚の位置を4130回、すなわち測定間隔約3分30秒に1回程度でサンプリングできた。供試魚の位置特定は、供試魚が水草群落内にいることが予測される箇所でも可能であった。

供試魚の移動範囲は、最小で30m<sup>2</sup>程度(例えば10月24日)、最大2100m<sup>2</sup>(10月22日)程度であった。行動範囲は観測日により大きく異なり、10月16日~19日までは400m<sup>2</sup>から980m<sup>2</sup>の行動範囲であったが、10月20日~23日までは650m<sup>2</sup>から2100m<sup>2</sup>の範囲を移動し、10月24日~27日までは37m<sup>2</sup>~62m<sup>2</sup>の範囲を移動している(図-5.5)。

気象と魚類行動の関係で特徴的なのは、台風による降雨と魚類行動の関係である。10月20日~22日までにかけ台風23号が実験池付近を通過している。10月20日~21日にかけて激しい雨となり、このため3日間の累積雨量で175mmを記録し調査地の水位は0.7m程度上昇し2m程度となった。供試魚は台風通過後、活発に活動し通常の2倍程度活動した(図-5.6)。実験期間中の供試魚の一日の活動サイクルを示す(図-5.7)。移動距離は時刻により大きく異なった。0時~4時までは移動距離は少ないが、5時~6時、8時~9時は移動距離が大きい。その後、14時~15時、18時~20時まで他の時間よりも平均移動距離が大きくなっている。日により移動距離に変動があるが、供試魚の行動に一定の周期性が認められる結果となっている。



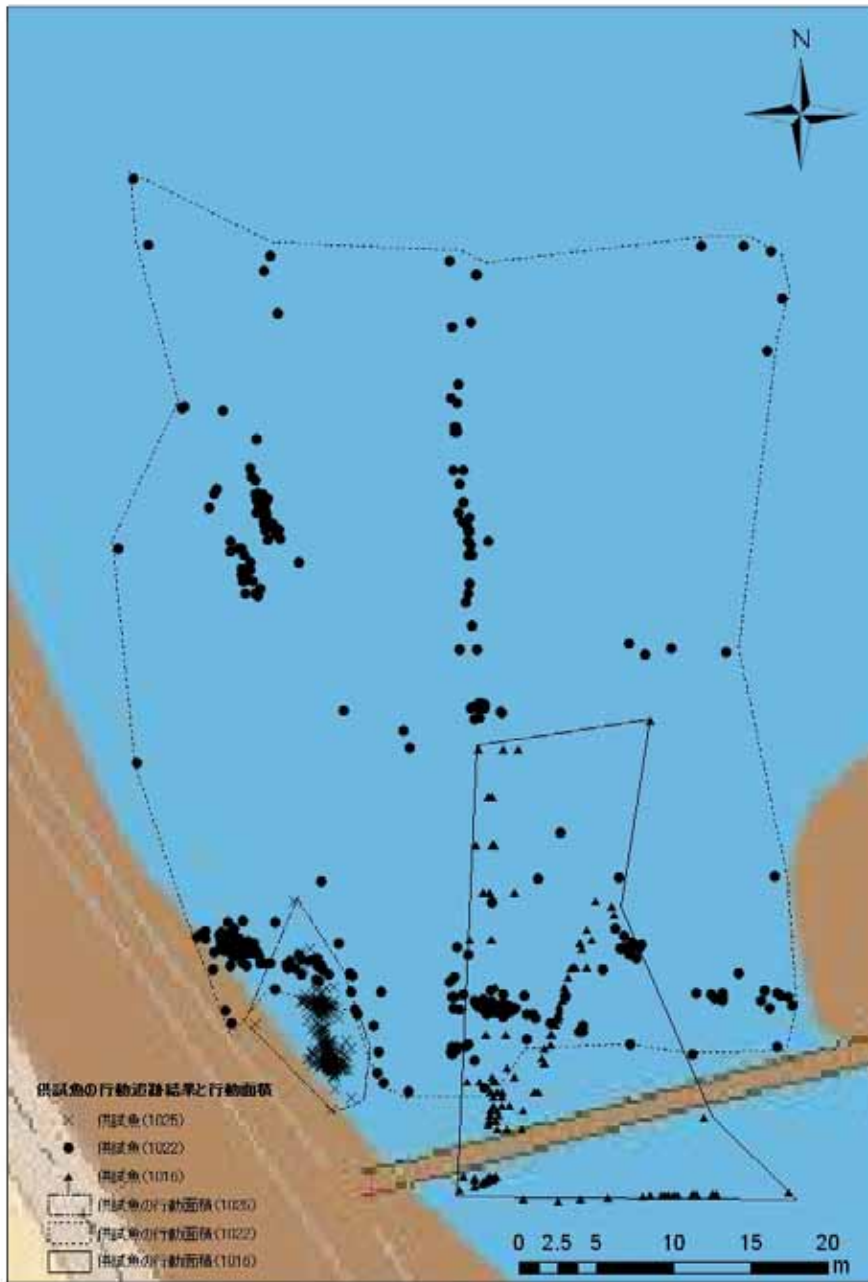


図-5.5 ATSで推定した供試魚の1日あたりの行動範囲

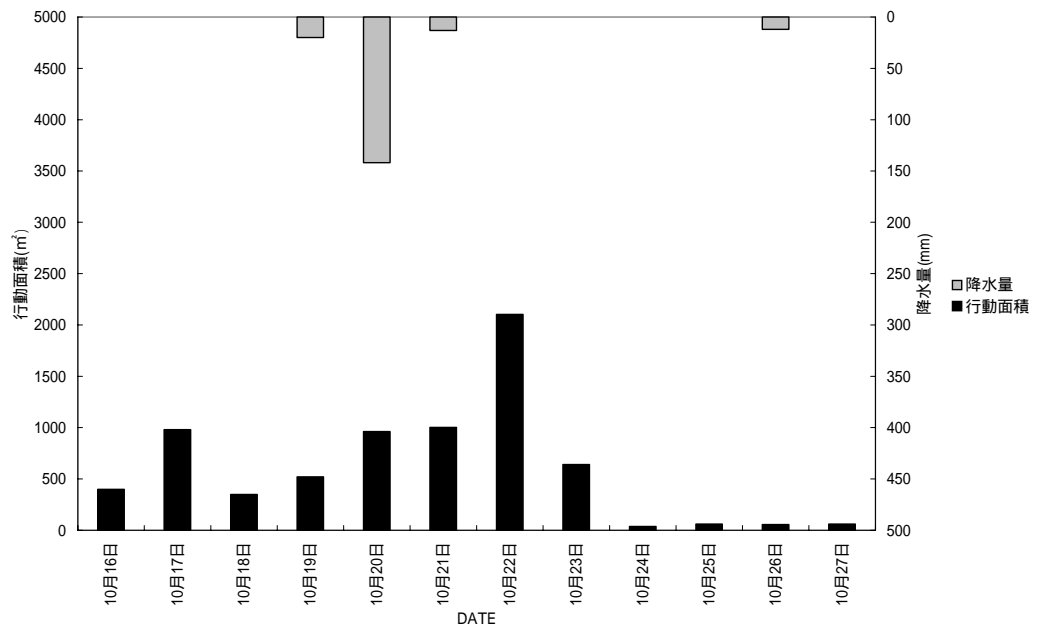


図-5.6 供試魚の1日当たりの移動量の変化と降水量の関係

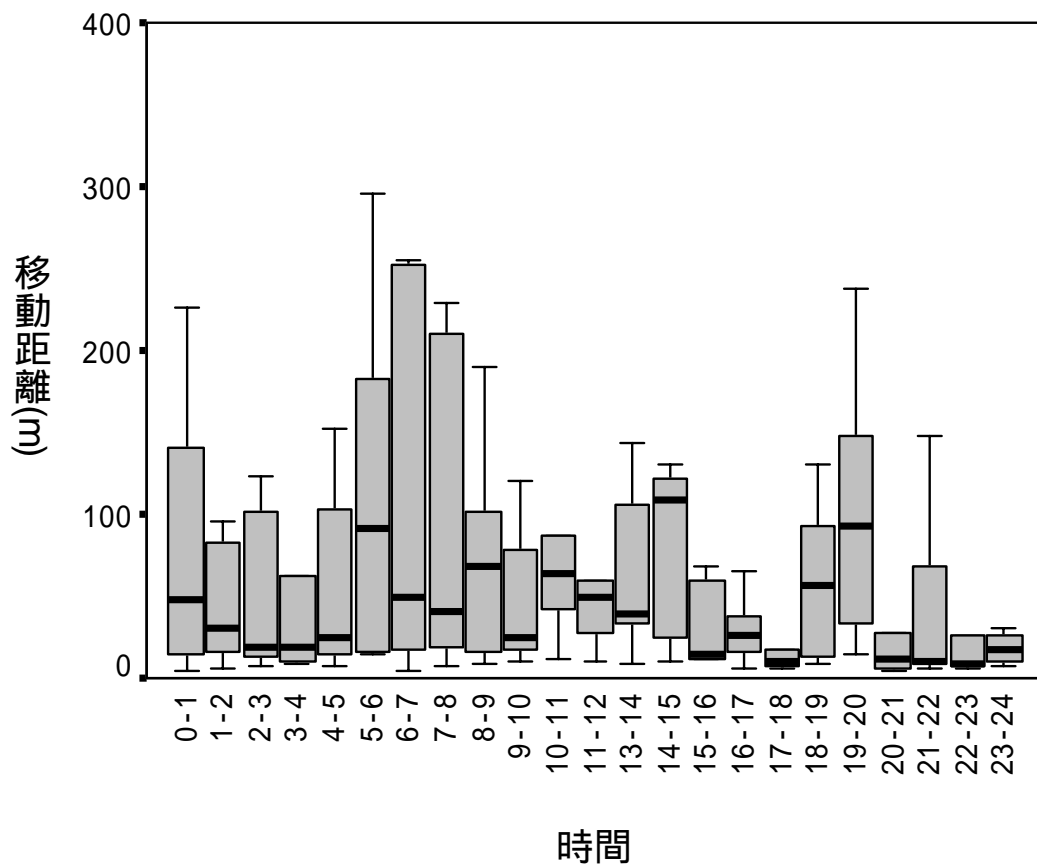


図-5.7 供試魚の行動サイクル

## (3) ATSの実用性評価

## (a) ATSの水中の電波発信機位置特定機能の検証

水中に電波発信機を固定しATSで位置特定をした全ての実験ケースで，ATSは水中の電波発信機の位置特定が可能であった．この実験結果は調査地規模のフィールドでATSは水中の電波発信機の位置特定が可能であることを示している．また，補間方法により電波到来角の推定が向上した結果，電波到来角推定精度は約4度，位置特定は誤差11.86m程度で水中の発信機の位置特定をすることが出来ることが明らかになった．この結果は，電波発信機を装着した魚類が急激な移動を行わない場合，今回のATS配置では水中の魚類を11.86m程度で特定可能であることを示している（表-5.3）．

ATSはテレメトリ法と比較して誤差特性が明確で均質なデータを取得できる特徴がある．ATSを利用した魚類行動調査を行うことで魚類行動追跡データの質・量を事前に計画することが出来，定性的な調査になる傾向が大きかった魚類行動データを向上させる可能を有している．魚類行動データの誤差特性が明確となることは，これと共に解析される物理指標（水深，流速，底質等）の取得空間スケールの決定を合理的に行う上でも有利である．PHABSIMでは魚類行動データと同時に物理指標のデータ取得をする必要があるが，その場合，空間を解析メッシュで分割し物理指標（水深，流速，底質等）の属性情報を収集する必要がある．解析メッシュの設定は既往文献等を参考に経験的に決められることが多いがATSをPHABSIM調査に利用することにより魚類行動調査に合わせ解析メッシュを計画的に決めることが出来る利点があると考えられる．

実際の河川・湖沼を対象とする場合，実験池と比較して広範囲なエリア対象とし実験池と同じ機能を保つには受信局を増設する必要がある．実際にフィールドに適用する場合，受信局を最適に配置する方法の検討が必要である．またATSの電波到来角推定精度では，誤差は受信局から200m離れた地点では50m程度と位置特定精度は悪化する．今後は電波到来角推定精度を改善し位置特定精度を向上する必要がある．

## (b) ATSによる大量の行動データ収集，時空間的連続性がある行動データの利点

実証実験の結果，ATSはテレメトリ法と比較して魚類行動データを一定間隔で大量に取得出来ることが明らかになった．また，時間的に連続したデータを取得出来る．この特性は魚類行動解析に2つの利点を提供する．

一つの利点は，魚類行動データの増加による行動データの解析精度向上である．今までのテレメトリ法では魚類行動データの取得は物理的に制限されていた．しかし，ATSにより大量の行動データの取得が可能になり行動データの数，時間間隔に依存するデータの信頼性が向上すると考えられる．例えば行動圏の推定のように時間間隔が一定で行動データ数が多く取得する必要がある解析の精度向上が期待される（図-5.5）．空間選好特性，利用頻度が高い空間同士の距離計測等も同様に精度向上が期待されると考えられる．

二つ目の利点は，時間的に連続した行動データが取得できることである．ATSは高頻度にほぼ欠測がなく行動データを取得している．この特性は短期では魚類の行動周期の解析に寄与し（図-5.6），長期の時間スケールでは，行動モード，成長段階に応じた空間選好性変化の把握に大きく貢献すると考えられる．

短期の時間スケールでは，ATSにより供試魚が日の出後約1時間，日没後約1時間に活発に活動することが把握できた（図-5.7）．この特性は，釣り人の間で魚類がよく活動しているとされる経験則と概

ね一致する．ATSを用いることにより既往の知見をより定量的に捕らえなおす可能性を示唆している．

長期の時間スケールについては，魚類の行動モード変化による行動特性の変化，成長段階に応じた空間利用特性の変化を把握できる可能性を示唆している．図-5.6に示すように，台風通過による激しい降雨の後，供試魚はその行動範囲を大きくし平常時の行動とは異なる行動をとっている．この結果は，魚類が外部の物理的環境に敏感に対応し行動モードを変化させる可能性を示唆するものである．ATSでは1年以上の発進期間がある従来型発信機を追跡できる．ATSを用いて長期間魚類行動追跡を行うことが可能になれば，行動モード，成長段階に応じた空間選好性の変化等新たな情報を提供することが可能と考えられる．

### 5.3 ATSの実河川への適用

#### 5.3.1 実河川におけるATS実証実験の必要性

前節では，魚類に既存の電波テレメトリ手法で用いられる電波発信機を装着し魚類行動を自動追跡できるATSを開発した．ATSは水中にある電波発信機のある方向を誤差平均4.5°で推定し，5.2節の受信局配置では，誤差平均11.86mで位置特定が可能である．実際の魚類行動をATSで追跡した結果，3分30秒に1回の割合で位置特定が可能になり12日間行動追跡に成功し，魚類行動追跡に関する有用性を確認できた．

しかし，ATSの実用性検証は実際の河川でも行う必要がある．実河川では水深分布が多様で水中から電波が透過しないことも考えられるし，水中から発信された電波が伝搬する過程では，河道内微地形が干渉し，植生群落等が障害物として繁茂し，水中から発信される電波の伝搬状況に大きな影響を与えることが考えられる．

また，魚類は成長段階，物理環境条件の変化に対応し，行動を大きく変化させることが予測される．ATSの実用性検証・改良のためには，実際の河川で魚類行動を長期間追跡する必要がある．特に，出水は，魚類生息に影響を与える重要なイベントであるため，出水時の魚類行動も追跡できる必要がある．前節で行った調査地の面積，時間と共に限られた土木研究所内のATS実証実験結果をより発展させ，実河川で実証実験を行う必要がある．

このような背景から，ATSを実河川に適用し現地実証実験を行った．実証実験では実河川でのATSの位置特定機能の検証を行った後，魚類行動を約5.5ヶ月間追跡を行った．また魚類行動追跡結果をGISで解析し，平水時の魚類行動圏・空間選好性，出水時の魚類行動と流速分布との解析を行った．

本節では，実河川でのATSの機能の実証実験，魚類行動をATSを用いて追跡した実証実験の結果，ATSによる魚類行動追跡実験結果を用いた行動生態学的解析を通してATSを魚類行動の解析に利用する利点についての検討，以上の3つの観点からATSを用いた魚類行動の解析が，魚類群集，河川生態系の研究・保全に貢献する可能性を議論することを目的とする．

#### 5.3.2 ATS実証実験の概要

## (1)調査地へのATSの設置及び検証条件

ATSの受信局設置位置を図-5.8に示す。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。今回の受信局配置では，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<sup>2</sup>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



図-5.8 ATSの受信局設置位置



図-5.9 固定点の設置位置

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。

調査地の河川内の既知地点に電波発信機を固定した後，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，サーブ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。固定点の設置位置を図-5.9に示す。

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を用いてを記録した。

## (2)魚類行動追跡の方法

調査地において，ニゴイ（*Hemibarbus labeo barbuis* 以下，供試魚）を投網（目合は18mm）を用いて1匹採集した。図-5.10に供試魚の写真を示す。供試魚は，全長46.7cm，体長41.3cm，湿重量1195gであった。採捕後，濃度約5%に調整した麻酔薬（田辺製薬株式会社製魚類・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。

## (3)データ解析

### (a) ATS 位置特定機能の検証と精度検証方法

ATSの位置特定機能の検証と精度検証は，ATSでの水中電波発信機での位置特定成功率の算出，固定点座標との座標値の差の分析で行った。

位置特定機能の検証は，固定点に設置した水中の発信機をATSで複数回測定し測定の成功率（測定成



図-5.10 供試魚の概要

功回数/全測定回数)を算出した。測定成功回数は、固定点に設置した電波発信機の位置をATSで特定できた回数とし、その精度は評価項目に入れていない。

位置特定精度の検証では以下の手順で行った。DGPSで取得した固定点の座標値を真の座標値(以下、真値)とし全ての固定点でATSを用いて計測した座標と真値の差を誤差距離とし、記述統計(平均値、標準偏差等)から誤差特性を評価した。誤差特性の評価は、全固定点及び各固定点で評価した。

#### (b) 流量観測所水位データと調査地の流量の水位 流量曲線の作成と流量発生頻度の算定

調査地の流量を算定するため、最寄りの流量観測所である生田流量観測所の水位データ(h)から調査地の流量(Q')のh-Q'曲線を以下の手順で作成した。2000年~2003年までの生田流量観測所のh-Q(但しQは生田流量観測所の流量)曲線を作成した。GISにより生田流量観測所と調査地の流域面積を算出し流域面積比を算出した。生田流量観測所のQに流域面積比を乗じ調査地の流量Q'としh-Q'曲線を作成した。作成したh-Q'を用いて、2005年1月1日から8月4日までの流量Q'を算出し、流量Q'の発生頻度を算定した。

#### (c) 水理計算による調査地の水理状況の推定

調査地の出水時の流況再現の目的で調査地内の水理計算を行った。平水時から出水時までの幅広い流量を条件として計算を行うことから、一般座標系の使用が可能で、水際部の境界条件の自由度が高く一般座標系を用いた平面2次元流解析プログラム(土木学会水理委員会.2002)を用いて定常計算を行った。

河床形状データは調査地のレーザープロファイラによる測量成果、水域内の河床高現地測量データを基に内挿し流下・横断方向ともに6mピッチの河床高データを作成した。流量データは、以下の条件を設定した。上流端流量データは、調査地周辺の流量観測データがないため定常流量(Q=40 m<sup>3</sup>/s, 50 m<sup>3</sup>/s, 以降50 m<sup>3</sup>/s刻みで400 m<sup>3</sup>/sまで)の流量を与えて計算した。調査地の平均流量は約15 m<sup>3</sup>/sで40 m<sup>3</sup>/sは平水よりも0.5m程度水位が上昇した状態である。計算時の下流端水位データの設定に関しては、上流端から与える流量に対応してManning式による等流水深を下流端水位とした。初期水位データについては、各計算横断面においてManning式による等流水深を初期水位条件として設定した。等流公式におけるエネルギー勾配I<sub>e</sub>は、対象横断面の上下流断面(流下方向に±6m)の最深河床勾配とした。逆勾配が生じている区間では、計算区間全体の平均河床勾配である1/227を与えた。Manningの粗度係数n(以下、n)については、一般的な河床粗度として良く使用される数値であるn=0.032とした。計算時間ステップ t は、t=0.1[sec]を基本とし、数値振動が発生する場合はt=0.05[sec]とした。水理計算の妥当性は、7月27日の現地調査時に40~50m<sup>3</sup>/sの出水状態を現地観測した。現地観測の結果、冠水域は水理計算結果と良好に合致し、水理計算結果は冠水域、冠水状態を良好に再現していると考えられた。

上記の条件で算出した水理計算結果をGIS(ESRI社, ArcGIS Ver.9)上にインポートした。

#### (d) 魚類行動追果の解析結果

ATSにより取得した供試魚の行動データを、GIS(ESRI社, ArcGIS Ver9.1)に取り込み物理環境情報(流速、水深)と関係付けを行った。ATSはその特性から各位置特定に際し、一定の計測誤差があることが予想される。そのため、ATSで取得した各データを分析し著しく誤差が生じている可能性が高い場合には、その位置座標を除去し分析した。なお、ATSは誤差に関する評価値(電波受信状況等)をプログラム解析時に付加する機能があるため、その値から判断し除去を行った。除去により、供試魚の行動データは位置特定精度が高いデータに限定されると考え、除去後のデータは特に補正を行わなかった。

供試魚の行動特性と物理環境（水深，流速）の利用特性を把握するため，以下の手順で行動特性を解析した．

まず，供試魚の追跡期間約5.5ヶ月を通した供試魚の行動圏を最外郭法で解析し行動圏面積を算出した．追跡期間の間には出水を含めた流量変動が生じ調査地内の流速分布は変化した．その流速分布変化に対応し，供試魚は行動すると考えられる．そのため供試魚の行動と調査地の流量変動との関係を考慮して上記で算出した行動圏を細分化し，平水時の行動圏，出水時の行動圏を供試魚の全データから抽出・分類した．

供試魚が平水時，出水に利用した空間の物理環境特性の違いを分析する目的で，魚類行動データと水理計算結果の関係を分析した．魚類行動データと同一日時の調査地の流量を $h-Q'$ 曲線により特定した（以下，対象流量とする）．メッシュデータとして算出される対象流量の水理計算結果から供試魚の行動データと最も近いメッシュの水理計算結果（流速，水深）を検索し魚類が利用した空間の物理環境特性とした．魚類が利用した空間の物理環境特性を平水時と出水時に分類し，その特性を分析し物理環境特性から空間選好性を分析した．

供試魚の出水時の行動と流速分布特性の関係を分析する目的で，出水時の供試魚の行動と水理計算結果の関係性を分析した．調査期間中の出水1（2005年3月18～20日），出水3（2005年7月4～8日）を分析対象とした．以下，出水3を対象出水と記述する．対象出水中の流量変化を出水前期，ピーク付近，出水後期に3期間に分類した．各分類期間中の流量に対応する水理計算結果を時系列順にならべ，各分類期間中の流速分布変化とした．もとの流速分布変化と供試魚の行動をGIS上に重ね合わせて行動との因果関係の分析を行った．

さらに対象出水中における供試魚が利用した空間の流速特性を分析する目的で，前述した方法で魚類行動と水理計算の方法を結びつけ，供試魚が利用した空間の水理特性（流速，水深）を時系列データとして整理した．

### 5.3.3 ATS 実証実験の結果

#### (1) ATS の位置特定機能評価

表-5.4にATSの測定成功率を示す．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3，4，5では測定成功率が25%以下で固定点4では測定が不可能であった．



表-5.4 ATSの測定成功率

固定点NO	総測定回数	測定数	測定成功率(%)
1	32	32	100.0
2	32	32	100.0
3	32	7	21.9
4	21	0	0.0
5	21	21	100.0
6	21	3	14.3
7	20	20	100.0
8	20	20	100.0
9	20	20	100.0
10	24	24	100.0
11	24	24	100.0
12	24	23	95.8

表-5.5 位置精度検証結果

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

表-5.6 固定点ごとの位置特性誤差の記述統計

固定点NO	平均	中央値	標準偏差	最小	最大
1	16.10	16.05	6.43	6.75	38.13
2	21.43	18.86	11.13	1.57	45.02
3	19.90	18.41	8.54	10.34	30.13
4	72.88	69.01	7.29	68.33	81.29
5	16.52	14.08	7.79	5.43	35.79
6	-	-	-	-	-
7	16.04	16.32	4.85	7.50	24.14
8	14.42	14.54	4.26	5.50	20.73
9	10.64	9.07	5.32	1.83	19.60
10	28.54	28.66	10.89	10.55	50.13
11	16.36	15.92	5.89	7.76	33.08
12	24.03	24.13	8.69	9.09	38.17

(単位:m)

ATSの位置特定精度検証の結果を表-5.5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-5.11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。

表-5.6に固定点ごとの位置特定誤差の記述統計を示す。位置特定誤差は地点ごとにことなり最も誤差が最も少ない点での平均は10.64m、最も大きい点では72.88mであった。

## (2) 魚類行動追跡の結果

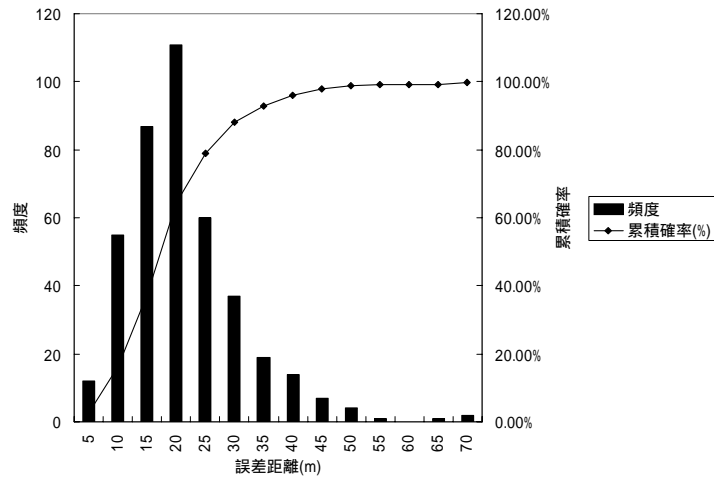


図-5.11 ATSの誤差距離のヒストグラム及び累積確率

図-5.12に供試魚の行動データのプロット図を示す．ATSによる魚類行動追跡の結果、2005年2月23日～8月7日の約165日間にわたり、供試魚の行動追跡に成功した．追跡期間中、供試魚は約4000㎡四方の範囲を移動し、複数の淵を集中的に利用していた．

調査期間中の流量変動、特に出水が供試魚の利用空間に大きな影響を与えていた．図-5.13に供試魚の行動圏を細分化した結果を示す．2月23日～3月17日には、供試魚は行動圏を主に利用していた．3月18日～19日に生じた小規模な出水により供試魚は下流側の淵を中心とする行動圏へ流下した．流下後、3月20日～4月5日まで行動圏で生息した．4月6日～4月7日に生じた小規模な出水により供試魚は上流側の淵、行動圏に再移動し7月3日まで行動圏に定着した．7月4日～9日まで、調査地では推定約400トンの中規模な出水が発生した．供試魚は、下流側の行動圏へ流下するが、その後、流量の増加と伴に行動圏の方向へ移動し行動圏に定着する．その後、供試魚は7月10日～8月4日まで行動圏に定着し、その後、下流側へ移動し調査範囲外へ移動した．



図-5.12 供試魚の行動データプロット図



図-5.13 供試魚の行動圏の細分化結果

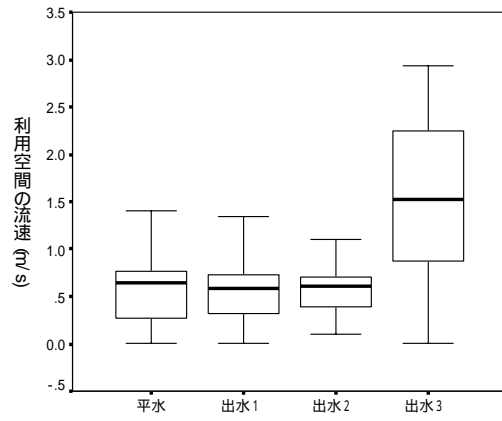


図-5.14 供試魚の利用空間の流速

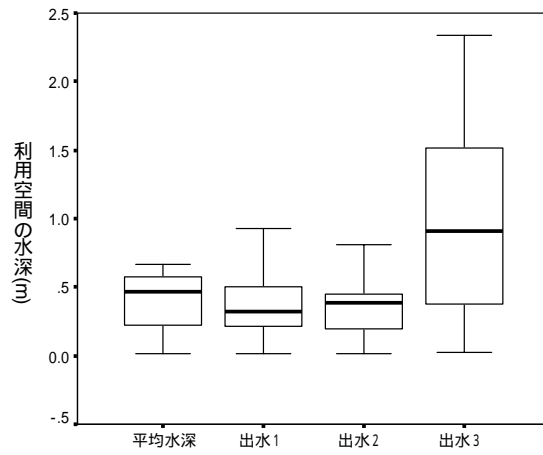


図-5.15 供試魚の利用空間の水深

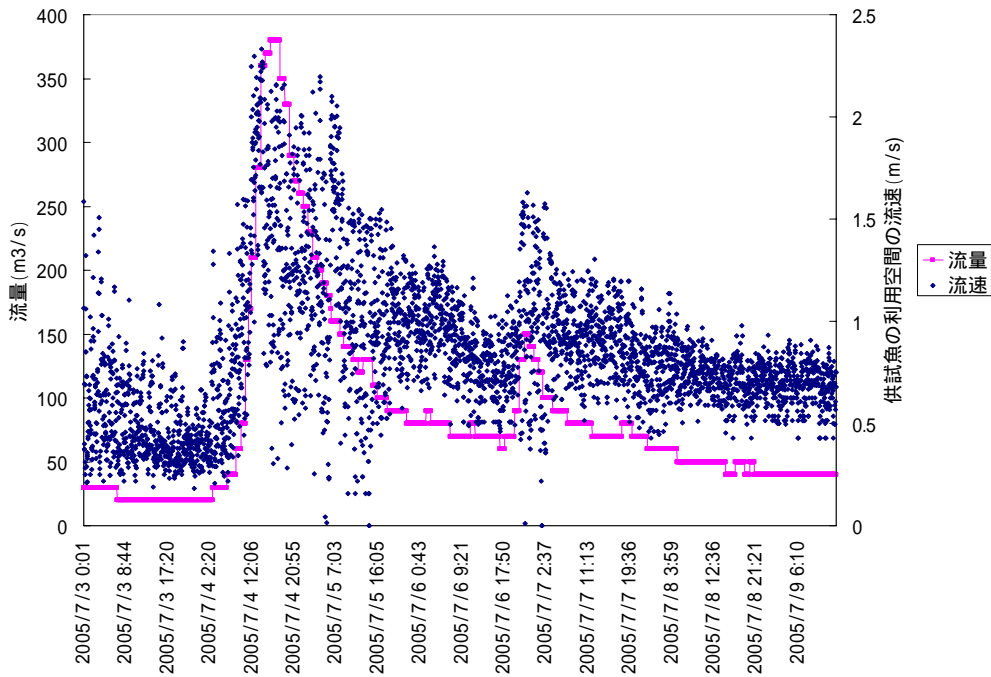
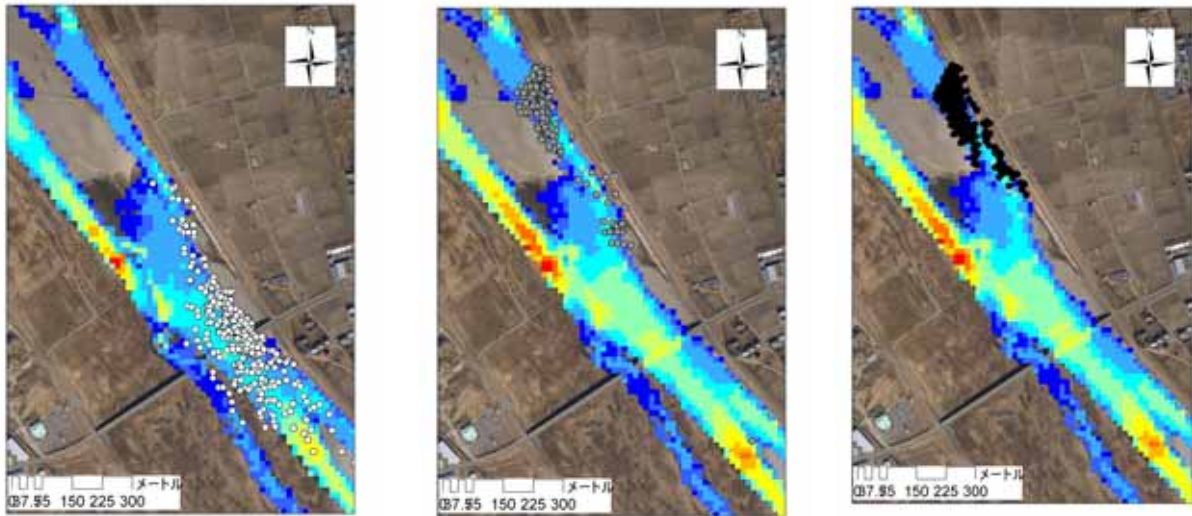
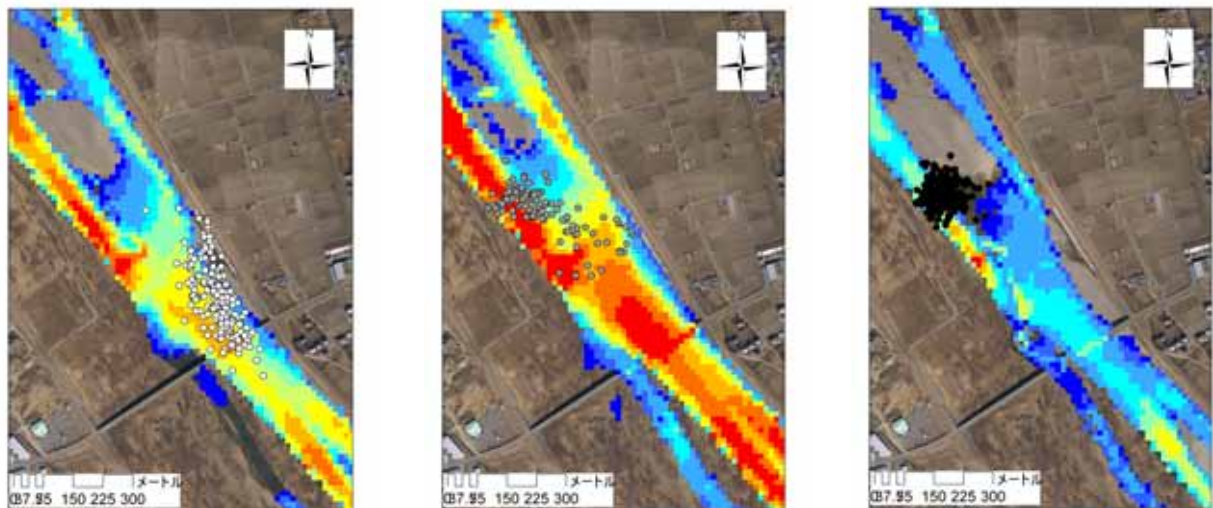


図-5.16 出水時の流量と利用空間の流速



対象出水1



対象出水3

図-5.17 対象出水時の魚類行動と流速分布の関係

平水時と出水時に、供試魚が利用した空間の流速、水深の違いを図-5.14、図-5.15に示す。平水時、供試魚は流速が約0.6 m/s、水深約0.5m、を中心に利用した。最大流速は、約1.5m/sの空間まで利用した。出水時は、その流量により異なる結果となった。流量が小さい出水1、2の期間中、供試魚は流速が約0.5m/s、水深約0.5m、を中心に利用し、最大流速は、約1.5m/s以下の場所に存在しており、平水時と大きな変化はなかった。一方、出水3では、供試魚が存在した空間においても、流速は約1.5m/s、水深約1.0m、にまで達していた。

出水3の期間中に、供試魚が利用した空間の流速時系列と出水3の流量時系列の比較を図-5.16に示す。

出水による流量増加に対応し，供試魚が存在した空間の流速も増減した．流量増加時の7月4日5:00～11:00供試魚は，高頻度で利用した淵の右岸よりに移動し（図-5.17），その時利用した空間の流速は最大約1m/sであった．7月4日11:00～12:00の間に供試魚は，高水敷の冠水地域を流下し，左岸よりの淵に移動した（図-5.17）．供試魚が流下前まで利用した空間の最大流速は約1.6m/sであった．その後，供試魚は左岸よりの淵で出水中定位した．その淵における最大流速は約2.6m/sであった．

#### 5.3.4 ATSの実用性に関する考察

##### (1) ATSの実河川での有効性

###### (a) 実河川での実用性

ATSは，位置特定機能の検証の結果，12の固定点の内11箇所水中の電波発信機の位置特定が可能であった．また，12の固定点の内9箇所約90%以上の測定成功率であった．類型景観としては，瀬，淵，等の魚類の生息空間として重要とされる類型景観で問題なく位置特定がされている．

測定成功率が悪かった固定点3，5では，ATSの受信局から固定点の見通し線の中に，堤防，砂州等の河道内微地形が存在し，電波伝搬の経路を遮っていたため測定成功率が悪かったと考えられる．測定が出来なかった固定点4は，ATSのシステムアルゴリズム上の問題であると考えられる．ATSは，2つの受信局で交点を算出する場合，2つの受信局を結ぶ直線と各受信局が示す電波到来角の角度が著しく小さい場合（浅い角度），交点を決定しない計算を行っている．このアルゴリズムは，2つの受信局で算出した電波到来角が浅い角度で向き合う状態になると位置特定誤差が大きくなる原因となるためシステムアルゴリズムで除去しているためである．固定点4の位置は，そのような箇所に該当するため，システムアルゴリズムで除去された結果となっていた．この問題は，ATSの設置位置の変更等で改善できる問題であり，ATSの実用性を著しく下げたためものではない．これらの実験結果からATSは実河川での調査ツールとして十分な位置特定機能を有していると考えることが出来る．

###### (b) 位置精度

ATSの位置特定誤差は，平均 $18.93 \pm 20.30$ (m)で，誤差距離は15～25m程度が最も多かった．このことは，今回の受信局の配置パターンにおいて，ATSは概ね約20m程度の誤差で水中の魚類行動を追跡できることを示している．誤差20mの距離は，調査地を約40mの空間解像度でラスタ化することが可能であることを示している．解像度は，瀬，淵のどの部分を利用しているのかを分析するには十分な精度があると考えられる．

ATSのシステムアルゴリズムの改良や，位置特定精度の信頼性のデータを付与する等，今後，システムアルゴリズムを改良する必要があると考えられる．

###### (c) 魚類行動に関する新しいデータの取得と効率化

図-5.12，図-5.13に示す供試魚を用いた魚類行動データが，魚類行動生態研究ツールとしてのATSの可能性（行動圏解析・空間選好性の精度向上等）を示している．

図-5.12のような長期かつ連続的な魚類行動データは，捕獲調査や人力に頼るテレメトリ調査では不可能であったと考えられる．これは，ATSの利点である．行動圏解析，空間選好性把握，出水時の魚類行動追跡を例に挙げ，その利点を考える．

まず，行動圏解析では，従来の調査手法で，行動圏解析を行えばデータ不足に伴い行動圏を少なめ

に算出される可能性が高いし，行動圏内部の利用頻度の違いは正確に把握できない可能性がある．ATSは大量，連続的，定量的な魚類行動データを自動的に取得できるため，従来の調査手法よりも正確な魚類行動解析が可能になると考えられる．

魚類の空間選好性の把握にも，ATSの大量のデータ取得の機能は貢献すると考えられる．図-5.13に示すように，供試魚は淵を集中して利用し淵を選好していること明瞭であるし，流速変化に応じて淵以外の場所（河岸部や高水敷）を利用し生息していることがわかる．ATSによる大量，連続的，定量的な魚類データがあれば，より空間選好性を把握することができる．

出水時の魚類行動追跡結果もATSの魚類行動解析ツールとしての可能性を示している．従来の調査手法では，出水時の魚類行動追跡は不可能に近い状態であった．直接採捕・潜水観察調査では出水時に調査することは不可能であるし，人力によるテレメトリ法では出水時に合わせて調査を行うことは成功する可能性は少なかった．しかし，ATSを用いれば，魚類行動を継続的に追跡することが可能になり出水というイベントを適切に捉えることが可能になる．

## (2) ATS データから見える魚類行動特性

### (a) 明瞭な行動圏と空間選好性

供試魚の行動を約5.5ヶ月追跡した結果，供試魚は複数の淵を含む約4000m<sup>2</sup>を利用した．行動圏内部を均一に利用するわけではなく，淵を重点的に利用し，出水等の流速変化が生じた場合，流速が低い空間を利用しながら流下を回避し，流量の安定後，存在した場所の近傍の淵を利用することが明らかになった．

また，ATSのデータは水理解析と結合することで，供試魚が淵という類型景観を選好した理由を物理環境の面から把握することも可能とする．図-5.14，図-5.15の結果は，供試魚が流速約0.6m/s，水深約0.5mの特性を持つ空間を中心に利用することを示し，供試魚が選好する淵の中でも前述の諸元の空間を選好することを示し明瞭な空間選好性を有していることが明らかになった．

### (b) ATS による魚類行動と物理環境との関係性

平水時と大規模出水時の違い供試魚の行動は大きく異なっている．

図-5.14示すように，平水及び小規模出水時の魚類行動と出水時の魚類行動は大きく異なっている．平水・小規模出水時は平均流速約0.6m/s，最大流速1.5m/s程度の流れの緩い場所に存在するのに対し，出水時は平均流速1.5m/s，最大流速約2.6m/sまでに達する場所に存在する．これらは，楊らが指摘する行動モードの違いによる耐流速の変化と考えることができる．平水や小規模出水時，供試魚は流速の早い空間からの退避を試みれば，流速が遅い空間が周囲に存在し行動モードを変化させなかったと考えることができる．

しかし，出水3の時には，低水路内は，流速の早い空間だけになり，供試魚は出水時の避難行動に行動モードを変化させ，流速が早い空間でも対応できるような行動をとったと考えることができる．

魚類行動生態学や魚道の研究・設計分野で，遊泳速度には，巡航速度と突進速度があることが知られている．巡航速度（魚類が遊泳を長時間続けられる速度），突進速度（瞬間的に出せる最大の速度）の2種類に分類される（塚本・1983）．巡航速度は体長の2～3倍，突進速度は秒あたり体長の10倍程度とされている．供試魚の体長は約0.4 mであるため，巡航速度は約0.8～1.2 m/sと考えられる．

供試魚が平水及び小規模出水時，高頻度で存在した空間の流速は，0.6 m/s付近で，供試魚にとって，

大きな負担もなく遊泳が続けられる巡航速度に近い流速であったと考えることが出来る（図-5.14）。

出水時の魚類行動も，既存研究の結果を裏付ける。出水3で，供試魚が下流へ流下したのは，流速約1.6 m/s前後の流速である。出水3のように，長時間継続する出水の場合，供試魚は突進速度のような流速で遊泳を続けることは出来ないと考えられ，河岸域の低流速域を存在しながら巡航速度で遊泳したと考えられる。

しかし，流量の増加とともに，巡航速度以上（約1.2m/s）の流速が高い空間だけになったため，下流へ流下し，淵の中で流下を回避したと考えられる。出水中，淵の中は最大約2.6mの流速になったが水深が深い淵では，河床付近の底流速部に定位したと考えられる。

### (C) ATSによる魚類行動と物理環境との関係性

長期に渡る供試魚の行動追跡結果は，河道内微地形の理解，ひいては河川改修計画に大きな示唆を与える。供試魚は，追跡期間中，出水による流速の増加に対応し流下を防ぎながら調査地内を移動し，複数の淵を存在した。結果として調査期間の行動圏は，複数の淵を内包する構造となった。この結果は，供試魚は明瞭な空間選好性を有するが，選好する空間が単独であるよりは，複数の選好空間が連結して配置されることがよりよい魚類の生息空間になることを示している。つまり，流量変動等，物理環境変化が激しい河川の場合には，選考する空間が点在しているほうが，出水等で攪乱を受けた場合に退避・別の選考空間で生息することが可能であることを示している。今後の河川計画に重要な知見を提供していると考えられる。

出水時の供試魚の行動追跡結果も大きな示唆を与える。出水時，供試魚は流速の遅い空間を探し河川の河岸沿いに存在している。流量の増加に伴い平水時に流路であるところに低流速域がなくなると，供試魚は平水時は高水敷上の低流速域の空間に存在している。このことは，魚類の生息空間，特に避難場として高水敷の形状が重要であることを示している（天野ら，2003）。調査地のように平水時の流路と高水敷が緩やかな地形でつながっている場合，高水敷は出水時の魚類の避難場として機能する。しかし，小規模な出水で冠水する標高で高水敷が一定の標高の場合や，平水時流路と高水敷の間が崖状になっている場合は，前述の機能は期待できない。高水敷が一定の標高である場合には低流速域は形成されるが，高水敷上に均一の水深の冠水域が形成され十分な水深は確保されず魚類は避難場として存在できない。高水敷が崖状の場合には，高水敷上へ越流するまでは低流速域が形成されない。このような空間では，魚類は下流へ流される可能性が高くなると考えられる。これらの情報は，河川計画を行うときには高水敷の形状にも配慮して計画する必要があることを示唆しているが通常の魚類調査ではこのような知見を得ることが難しかったと考えられる。

### (3) ATSの利用可能性

ATSの開発は，河川生態系，魚類行動生態学等の研究に大きな貢献をすると考えられる。ATSの最大の利点は，特定個体の行動を連続かつ定量的に追跡できることである。既存調査手法（魚類採捕，潜水観察等）では一時的な魚類生息状況しか把握できないため，魚類行動圏，空間選好性を評価するには難しい側面があった。既存調査手法では，出水時のデータを取得するのは極めて困難であったため，ATSで取得可能である出水時の魚類行動データは極めて重要な知見をもたらすと考えられる。ATSが河川生態学研究の中で積極的に利用され，対象魚種等が拡大していけば，PHBSIMに代表される物理環境情報を用いた生息空間評価手法や個体群ベースモデル（石川ら，2001，Volker et.al，2005，楠田ら，2002）

に代表される魚類行動シミュレーションの研究進展に大きく寄与すると考えられる。

ATSは、多自然川づくり・自然再生事業等に代表される野生生物の生息空間保全、既存河川構造物の改良等の事業評価にも大きく貢献すると考えられる。例えば、魚類生息空間保全（生息空間・避難場の創出）を目的としてワンドの保全・復元事業を行った場合、魚類がその生息空間を利用しているかの評価や、魚類移動阻害とされる河川横断工作物や付随する魚道の改修を行った場合の効果等を評価することが可能になると考えられる。

また、ATSによる魚類行動データは、河川事業の効果を分かりやすく一般社会にPRすることも可能にする。今後の河川生態系保全、河川事業・行政を行う場合にはその効果を一般社会に分かりやすく伝える必要になる。そのような場合にはATSで得られる定量的なデータは、よりわかりやすい形で一般社会に河川生態系保全・河川事業等の効果を伝えていくのに有力なツールとなると考えられる。

#### 5.4 結語

本章では、新しい魚類行動生態調査手法として、テレメトリ調査手法を自動化したATSを開発・提案した。

5.2節では、ATSの基本システムを開発し、魚類行動を一定の精度で定量・連続的に追跡する手法を提案し、その実用性・利点を整理した。

5.3節では、開発したATSを調査地へ適用し、実河川における実用性検証（水中の電波発信機位置特定機能・その精度検証）、魚類（ニゴイ、以下、供試魚と記述する）行動追跡を行った。その結果、ATSは水中にある電波発信機の位置を誤差平均約18.93mで位置特定することが可能であった。

平水時、出水時ともに約3分に1回の割合で155日間、供試魚の行動追跡に成功した。魚類行動を把握できた。平水時、供試魚は約4000m<sup>2</sup>を行動範囲として活動し、主に淵を利用した。出水時、供試魚は流量増加に伴う流速変化に対応し、流路及び高水敷上に形成される低流速域を利用しながら下流への流下を回避した。調査期間中、3回の出水が生じたが、供試魚は出水期間の終わりに居た場所、近傍の淵を利用した。

供試魚の行動から、高水敷上に形成される「選択可能空間」の重要性が示唆され、「選択可能空間」が調査地で生じる様々な流量の出水で形成される高水敷形状が重要であることが明らかになった。

出水時、供試魚が流況変化に合わせて移動し、出水後も淵を利用できるためには、複数の淵が近傍に連結して存在する必要があることが明らかになった。

このように、ATSは、従来不可能であった、魚類行動を2次元で定量的、時間的に連続して追跡することが可能とした。同時に、GIS上で魚類行動と物理環境情報とを関係づけることにより、魚類行動、その生態に影響を与える物理環境特性を明らかにできる。言い換えれば、魚類が利用する類型景観の生態的機能を評価、生態的機能を維持していくために重要な物理環境特性を把握することにつながる。5章の方法と同時にATSを利用することで、より正確な生態的機能評価につながると考えられる。

しかし、ATSに問題がないわけではない。ATSは電波発信機が大きく、小型の魚類には適用することができない。今後は、電波発信機の小型化を実施し、適用可能な魚類を増やすとともに、6章で議論する物理環境情報から魚類行動を予測する手法と併用し、より正確な生態的機能評価手法を検討する必要がある。



## 参考文献

- 天野邦彦・傳田正利・時岡利和(2003)河川環境評価における流域特性や河川地形からの視点と新技術の適用，土木技術資料，46巻5号，pp.26-31.
- 石川雅朗・足立恒・平野弘晃(2001)個体ベースモデルによる魚類生息環境評価手法の構築，河川技術論文集Vol.7，pp.315-320
- 巖佐庸・松本忠夫・菊沢喜八郎・日本生態学会編著(2003)生態学辞典，共立出版，pp.462
- 楠田哲也・巖佐庸(2002)生態系とシミュレーション，朝倉書店
- 島谷幸宏・萱場祐一・渡辺昭彦(1996)水辺における生物生息空間創成技術及び生物保全工法に関する研究，環境保全研究成果集，No. Pt2，pp83.1-10.
- 傳田正利・島谷幸宏・尾澤卓思・岩本敏孝・久木田重蔵(2001)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，Vol151,pp.215-222.
- 傳田正利・天野邦彦・辻本哲郎(2005)魚類自動行動追跡システムと実用性の検証，河川技術論文集，Vol. 11，pp.459-464.
- 辻本哲郎・田代喬・伊藤壮志(2000)生活圏の連結性に着目した魚類生息環境評価法の提案と河道内微地形の役割評価，河川技術に関する論文集，Vol.6，pp.167-172.
- 傳田正利・天野邦彦・辻本哲郎 魚類自動行動追跡システムの現地実証実験と魚類行動特性の把握，土木学会論文集投稿中.
- 土木学会水理委員会，水理公式集改定委員会，水理公式集例題プログラム集編集部会(2002)水理公式集例題プログラム集，社団法人土木学会，pp.18-19.
- 塚本勝巳(1983)魚の遊泳行動，月刊海洋科学，vol.15,No.4,pp.176-177.
- 楊継東・関根雅彦・浮田正夫・今井剛(1999)行動モードを考慮した魚の選好性に関する実験的研究，土木学会論文集，No636/ -13，pp.35-45.
- 福島晃夫(1970)情報理論，コロナ社.
- E. クライツイグ著・北川源四郎・阿部寛治・田栗正章共訳(1991)数値解析，培風館.
- Vloker Grimm and Steven F. Railsback(2005) Individual Based Modeling and Ecology, Princeton University Press, Princeton.

## 6 行動シミュレーションを用いた仮説検証手法の提案

### 6.1 概説

5章ではテレメトリ調査手法を自動化し、魚類行動を自動的に追跡出来るシステムであるATSの開発に言及した。また、開発したATSを調査地の河川に設置し、魚類の行動圏、出水時の魚類行動と流速分布の関係を評価することにより、魚類が流路だけでなく、高水敷上に一時的に形成される低流速域を利用しながら下流への流下を回避している様子を把握することが出来た。この結果は、4章で把握した「存在可能空間」の重要性と、ほぼ同様な結果を示し、5章で記述した手法の有効性を確認することにつながった。

4章や5章で得た結果は重要な知見であるが、物理環境と魚類行動を統計的に整理した側面が強い。これらの知見を効果的に河川改修や環境保全に活用していくには、河川改修による流況変動が魚類行動に与える影響により、魚類行動がどのように変化するかを評価する手法が必要となる。つまり、流況から魚類行動を予測できる手法が必要であるといえる。また、予算的制約や河川改修実施の緊急性から、事前にATSを用いて、魚類行動データを取得・分析し河川改修計画へ反映が出来ない可能性もある。そのためにも、ATSだけに頼らず流況から魚類行動を予測できる手法が必要であるといえる。

上記の目的に近い方法としてシミュレーションモデルによる行動予測手法があげられる。個体群ベースモデル、もしくは、個体群ベースモデル(Individual Based Model, 以下, IBM) (Volker et al., 2005) が非常に有力なツールとなると考えられる。IBMは、個体群を構成する個体に性、年齢、繁殖歴、場合によっては遺伝的組成などを付与し、個体の振る舞いの総体として、個体群動態を把握するものである。個体の生死、出産などのスケジュールはあらかじめ定められたルールに従って決定し、その動向を追跡する手法である。

この手法は、研究初期では個体群の動態を予測する手法として研究がスタートしたが研究進展に従い、個々の個体の動きをシミュレーションする研究も出始めてきている。

IBMを活用すれば、以下のような方法でATSデータの妥当性を評価することが可能になると考えられる。ATSで取得したデータと物理環境情報(流速等の水理条件)等の因果関係を把握し、その行動ルールを作成する。その後、作成した行動ルールをIBMのような行動シミュレーションの手法に実装し行動シミュレーションを行いATSで取得したデータと照らし合わせ、妥当な行動予測が出来るまで行動ルールの改良を行う。ATSのデータと行動予測データが概ねの一致が得られることが出来れば、ATSで追跡した魚類の行動ルールを概略で把握できたと考えることが出来る。この行動ルールが、魚類の行動生態学的な研究事例と大きな差異がなければ、ATSとIBMの併用により魚類行動ルールが正確に把握できたことになる。この情報をもとに魚類行動ルールを微妙に変化させた仮想上の魚類個体群を作成し、仮想上の河川に放すことができれば、物理環境の改変に伴う魚類行動の変化等を予測することが可能になると考えられる。

このような背景から本章では、ATSで取得したデータから魚類の行動ルールを構築し、IBMに代表される魚類行動予測を行う手法の開発を行う。まず、6.2節では既存テレメトリ手法を用い実験河川の人工出水の水理特性から魚類行動と予測する手法の妥当性の評価を行う(傳田ら, 2005)。6.3節では調査地

でATSを用いて追跡した魚類行動データと出水時の流速分布の関係から魚類行動を予測する手法の開発を行う。

## 6.2 水理計算と流速条件を用いた出水時の行動予測手法の開発

### 6.2.1 はじめに

河川は常に流量を変動させ、時には極端な増水によって生物に大きな影響を与える。特に水中に生息する魚類は河川の流量変動に大きく影響を受けながら河川内を移動し生息していると考えられる。

魚類の移動は、産卵や摂餌のために意図的に河川内を遡上、降下するものの他に、増水によって下流に流されることもある。このような個体には、その後元への生息場まで戻ろうとする「復帰回帰」と、おおそ流された場所で日常ルーティンを再開するものがあると考えられている。しかし、いずれの場合においても出水が魚類の生息に与える影響は大きい(東ら, 1999)。

河川に生息する魚類にとって良好な生息環境を保全・創出するためには、出水時の魚類移動の特性、特に水理特性との関連の理解は重要である。出水の水理特性から魚類の行動を予測することができれば、ワンドや氾濫源等に代表される魚類の避難場を効果的に整備し河川改修による魚類への影響を軽減することが可能になると考えられる(大橋ら, 2001; 天野ら, 2004)。

このような背景から、本研究では以下の項目について検討を行った。実大規模の実験河川において、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)で追跡する実験。上記実験を再現する水理計算による出水時の水理特性(流量, 流速, 加速度)が魚類行動に与える因果関係の把握。上記因果関係を行動予測アルゴリズムとして実装した行動予測モデルの作成と上記因果関係の妥当性についての検証。本稿では、以上の3点について検討し、出水の水理特性が魚類に与える影響についての情報を提供することで今後の河川環境保全に有益な情報提供を行うことを目的とする。

### 6.2.2 研究の方法

#### (1) 実験地の概要

実験は2002年9月, 11月, 2003年6月にかけて、木曾川支川新境川沿いに位置する自然共生研究センター(35°22'N, 136°48'E)の蛇行河川水路で行った。実験河川の縦断形状は、河床勾配は上流と下流区間が1/300、中流区間が1/800で、標準的な川幅は底幅で2.5mとなり、河道周辺にワンドや模擬氾濫源(冠水頻度研究ゾーン)が設置されている。実験河川には、実験河川下流端を0mとした測量用横断面が10mおきに設置されている。河床材料は砂、中礫が主要構成材料である(図-6.1)。実験河川への魚類の移動は上流端もしくは下流端から自然に行われ、放流等の人為的な制御は行っていない。

## (2) 実験方法

## (a) 実験河川における人工出水時の魚類行動データの収集

実験条件として実験河川への放流量が異なる6ケースを設定した(表-6.1) .各ケースで用いた魚類(以下, 供試魚)は, 実験河川での確認個体数が多く, テレメトリ装着の負荷への耐性が強いコイ及びギンブナを対象とした(表-6.2) .

表-6.1 出水調査の概要

No	出水日時	出水時刻	ピーク流量 (m <sup>3</sup> /s)	立ち上がり 時間(min)	ピーク継続 時間(min)
1	2002/9/11	10:00~12:30	1.93	40	5
2	2002/11/7	14:00~16:00	0.39	50	5
3	2002/11/8	10:00~12:00	0.39	55	20
4	2002/11/8	15:15~17:00	0.39	35	25
5	2003/6/4	9:30~12:30	1	30	90
6	2003/6/4	13:30~16:30	1	60	60

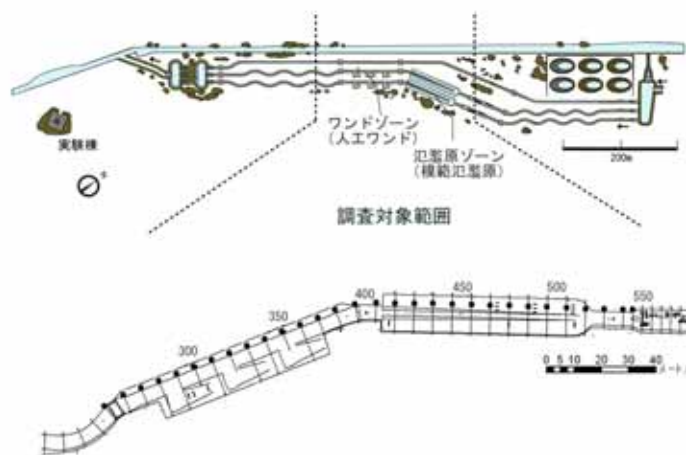


図-6.1 調査地の概要

実験河川及び新境川において, 供試魚を定置網(袖網長5m, 袋網直径60cm, 袋網長6m, 目合約12mm), 投網(目合は18mm)及びエレクトロフィッシャー(スミスルート社, ModelLR-24)を用いて採集した.

濃度約5%に調整した麻酔薬(田辺製薬株式会社製魚類・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, 発信機(LOTEK社 MBFシリーズ143MHz帯)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.

供試魚を実験河川終末池内に設置した生簀に実験日前日16:00に入れ実験日午前7:30まで蓄養した. 実験約60分前には放流地点周辺に移動し, 小型生簀内で実験河川の水への適応をはかった. 供試魚の放流地点は, 出水実験時魚類が上流へ移動する可能性が高いことから, 実験河川上流端から600m下流のワンド研究ゾーン下流側とした. 供試魚は出水実験が始まる概ね30分前に実験河川に放流し行動追跡した.

表-6.2 供試魚の概要と発信機データ

No	魚種	供試魚データ		発信機データ	
		体長(mm)	湿重量(g)	周波数(MHz)	発信機重量(g)
1	コイ	185	151.7	143.5	1.8
2	ギンブナ	138	91.6	143.6	1.8
3	ギンブナ	142	87	143.4	1.8
4	ギンブナ	152	97.1	143.3	1.8
5	ギンブナ	143	84.3	143.4	2.3
6	ギンブナ	151	115.3	143.1	1.4

供試魚の移動追跡は、テレメトリ調査手法を用いて調査員2名(A,B)で行った。調査員A,Bはテレメトリ機材(電波受信機:ALINCO DJ-X3,ハンディアンテナ:北辰産業株式会社製八木アンテナMY-144E2F)及びDGPS受信機を持ち、供試魚に取り付けられた電波発信機の発信信号を聞き取り供試魚がいた河川横断面を特定した。調査員Bはテレメトリ機材を携帯し調査員Aの追跡が困難になった場合の追跡補助を行った。

#### (b) 水理計算(1次元不等流計算)

魚類の行動と出水時の水理条件を関連付ける目的で、魚類が定位した断面の流速、加速度を算出した。水理計算断面は、実験河川に10mおきに設置された横断面とした。算定は、1次元不等流計算より以下の手順で行った(土木学会,1999)。不等流計算により対象地点の流量(以下、 $Q$ )、断面平均流速(以下、 $V$ )を算出し $Q$ - $V$ 曲線を作成した。対象地点の時刻(以下、 $t$ )における $Q$ を求めて、流量観測結果と計算結果から補正した $t$ - $Q$ を作成した。、 で用いた関係式を用いて $t$ - $V$ 、 $t$ -加速度(以下、)の関係式を算出した。

### (3) 魚類行動データと水理計算結果の関連性の把握

#### (a) 出水時魚類行動追跡調査データの定量化

出水時の魚類行動と水理特性とを結びつけるため、出水時の供試魚の正確な位置特定、水理計算断面への関連付けをDGPD、GIS(ESRI社 ArcGISVer8.2)を用いて行った。DGPSにより収集したデータをソフトウェア(Trimble社 Pathfinder Office ver.2.9)及び国土地理院が公開するDGPS基準局用補正データを用いて補正した。DGPSの位置精度検証した結果、概ね既知座標点 $\pm 1$ m程度の精度があった。その後、DGPSデータをGIS上に投影した。GISの空間解析ツールを用いて、各GPSポイントデータに最も近傍に位置する横断面を特定し、供試魚の位置とした。DGPSの時刻データを用いて供試魚追跡結果と水理特性量との関連付けを行った。

#### (b) 魚類行動データと水理計算結果の関連性の把握

魚類行動と水理計算結果の関連性を以下の方法で解析した。(1)魚類位置(横断面番号で記述、以下、 $P$ .NO)と魚類が存在した $P$ .NOの水理計算結果(流量、流速、加速度)を時系列上で比較する。 $P$ .NOと魚類が存在した $P$ .NOの水理計算結果(流量、流速、加速度)の関係を分析し、水理計算結果が魚類行動に与える因果関係を設定する。設定した因果関係をもとに水理計算結果から魚類が移動すると考えられる $P$ .NOを予測する行動予測アルゴリズム(以下、アルゴリズム)を作成する。

### (4) 魚類行動予測ソフトの開発によるアルゴリズムの妥当性の検証

作成したアルゴリズムを実装するソフトウェアを開発した。開発環境は、開発環境( DELL DIMENSION 8250, CPU: Pentium4 2.4GHz, メモリ - : 768MHz ), オペレーションシステムとソース記述言語( OS: Microsoft Windows Xp Professional, 言語: Borland社Delphi Version 7.0 )で行った。以降, シミュレーションソフト上で遊泳する魚類個体を仮想魚と呼ぶ。

開発は, 石川らの研究を参考にアルゴリズムを実装した(6.2.3 (2)に記述)。作成した行動アルゴリズムの検証は, 開発したソフトウェア上で供試魚と仮想魚の行動予測データの比較を行うことで, 行動アルゴリズムの妥当性を検証した(石川ら, 2001)。

### 6.2.3 結果

#### (1) 実験河川における人工出水時の魚類行動の追跡結果と水理計算結果の関連性の把握

特徴的な行動を示した実験ケース(ケース1,2,5)について行動追跡結果と水理計算結果の時系列比較を図-6.2~6.6に示す。全ケースの魚類の移動特性の整理結果を表-6.3に示す。なお, ここでのQ, V, は各時刻における供試魚が存在した位置の値を示す。

出水のQにより, 供試魚は異なる行動をとった。Qが大きい出水時(ケース1, 5, 6)では, 供試魚が上流側へ移動した。一方, Qが少ない出水時(ケース2, 3, 4)では, 供試魚は上流への移動をしなかった(表-6.3)。

ケース1では, 出水時, 供試魚はハイドロのピーク付近から上流へ移動を開始し, 途中, 実験河川沿い

表-6.3 実験全ケースの移動特性

ケースNo	魚種	放流地点	移動した最 小P.NO	移動した最 大P.NO	備考
1	コイ	280	270	390	ワンド付近を利用
2	ギンブナ	270	390	390	-
3	ギンブナ	290	280	300	-
4	ギンブナ	290	290	310	-
5	ギンブナ	290	290	510	模擬氾濫源を利用
6	ギンブナ	290	290	510	模擬氾濫源を利用

地点を表す数字は, 下流基準点からの距離(m)

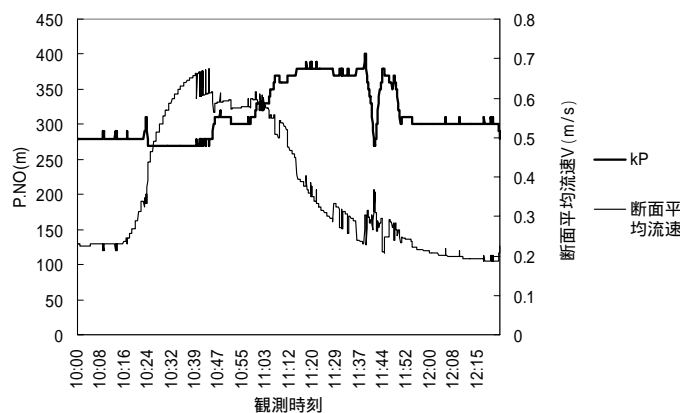


図-6.2 ケース1における断面平均流速と行動の関係

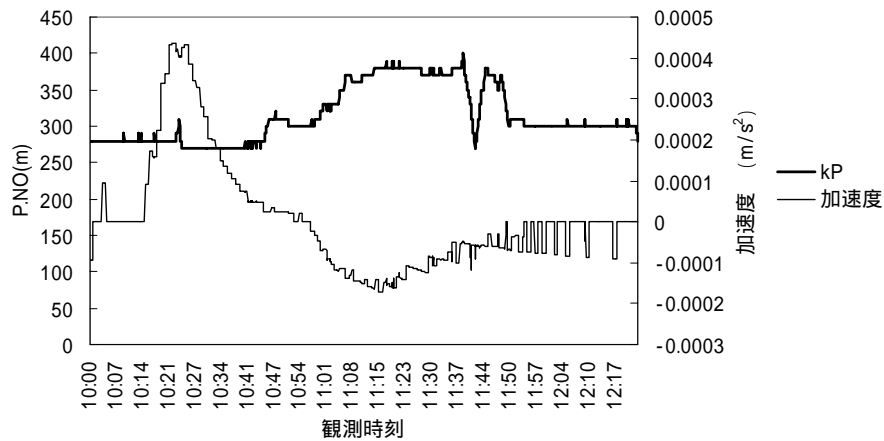


図-6.3 ケース1における加速度と行動の関係

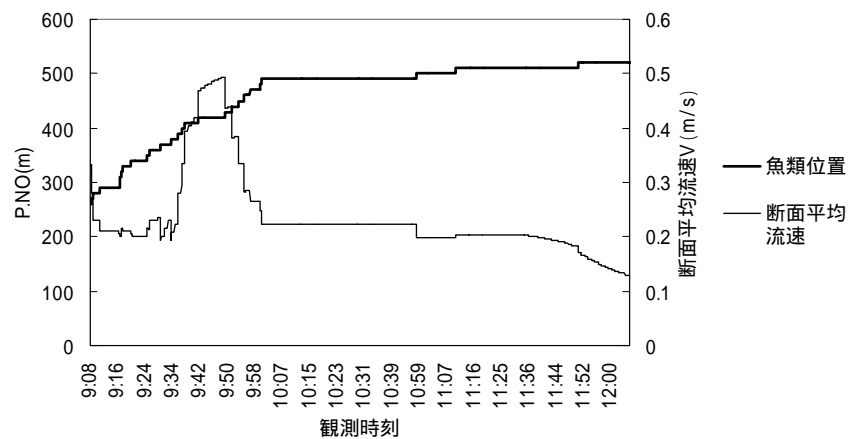


図-6.4 ケース5における断面平均流速と行動の関係

のワンド入り口付近で一時的に滞留しながら上流へ移動した。供試魚は、 $Q$ がピークを過ぎ減少開始時に上流へ移動する。Vとの関係で見ると、10:43分頃、 $Q$ ピーク時に一旦増加した $V$ が約0.6(m/s)以下になった時点で上流へ移動を始めている(図-6.2)。とは明瞭な関連性を示し、 $a$ が $0.0001(m/s^2)$ 以下となり減少している10:43分頃に上流へ移動している(図-6.3)。

ケース5では、供試魚は、出水前から緩やかに上流へ移動を始め、出水による $Q$ の増加時にも上流側へ移動し、供試魚は実験河川沿いにある490mの距離ポスト付近の模擬氾濫源で滞留した。その後、 $Q$ の減少に伴い模擬氾濫源の水位が低下し水位が約0.3m以下になった状態で実験河川の本流へ移動していく様子が把握できた。供試魚は、 $Q$ がピークを迎える10:00頃まで断続的に上流へ移動した。また、 $V$ が0.43(m/s)に達した9:42分頃に一時的に上流への移動を停止するが、 $V=0.43(m/s)$ を切る9:50分頃から10:00頃まで上流へ移動する(図-6.4)。 $V=0.43(m/s)$ は概ね魚類の巡航速度の限界値とされる $3BL$ ( $BL$ :標準体長)に概ね一致している。との関係は、 $a$ が激しく上昇する9:35頃でも上流へ移動を続け、9:42分頃一時的に移動を止めるが、 $a$ の減少と共に上流側に移動をはじめ、 $a$ が0になった時点で停止している

(図-6.5) .

Qが少ない場合の移動ケース(ケース2, 3, 4)では, 供試魚は大きな移動をせずほぼ同一箇所に滞留した. また, Qが多いケースと異なり  $kP$  が減少傾向にある場合でも上流側へ移動しないことが特徴的である(図-6.6).

(2) 魚類の行動特性を考慮した行動アルゴリズムの開発とその妥当性の検証

(a) アルゴリズムの作成

1) ルール1 (以下, R1): (出水の判断及び遡上の動機付け)

出水の規模を魚類は存在する  $kP$ ,  $V$ の組み合わせで判断し一定の閾値以上で上流へ移動する. 本研究では  $kP$  は $0.0001(m/s^2)$ ,  $V$ は反応速度とした. 反応速度は本研究において定義したパラメータで後述する.

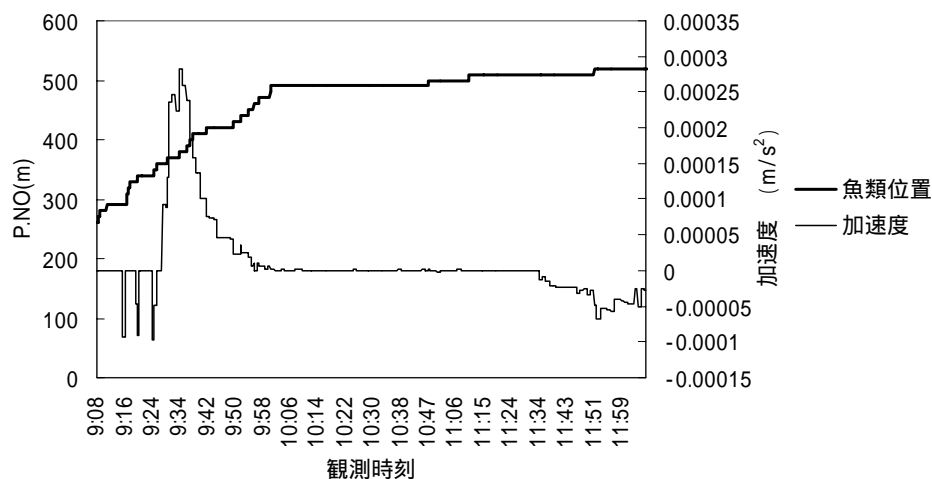


図-6.5 ケース5における加速度と行動の関係

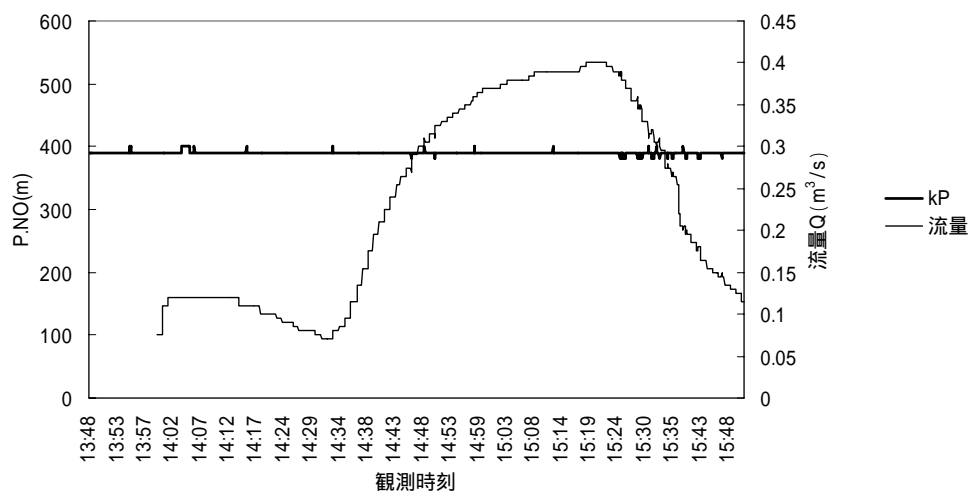


図-6.6 ケース2における流量と行動の関係



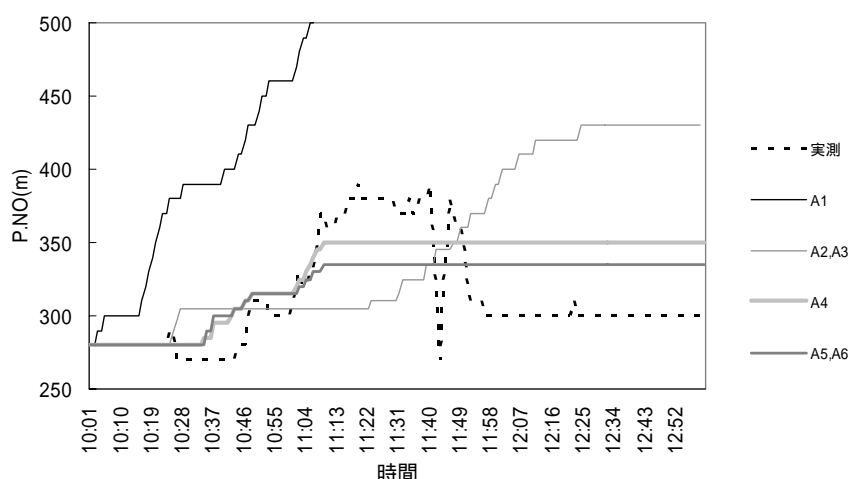


図-6.7 ケース1の供試魚と仮想魚の行動比較の関係

R1 に応じて魚が出水対応モードに移った後、ルール2及び3に従い行動を開始する。ルール2及び3では速度及び加速度の種々の閾値を複数設定し魚類行動解析を行った。

2)ルール2 加速度の閾値に関するルール(以下、R2)

R2-1:魚類は  $a=0$  の場合上流へ移動しない。

R2-2:加速度が減少傾向の時には上流へ移動が可能。加速度の減少傾向は以下の様に判断する。魚類は加速度の増減を直前時間の状態と現在の状態を比較して判断すると仮定して加速度の差分を判断材料とした。

$<0$ の時、供試魚が加速度が減少傾向にあると判断し上流へ移動する。

R2-3:加速度が減少傾向が微増の場合には上流へ移動する ( $\Delta a > 0.000025$ )。

表-6.5 巡航速度とパラメータ(反応速度, 移動限界速度)の比較

No	2BL(m/s)	3BL(m/s)	反応速度(m/s)	移動限界速度(m/s)
1	0.37	0.56	0.56	0.62
2	0.28	0.41	0.3	0.45
3	0.28	0.42	0.3	0.45
4	0.26	0.47	0.33	0.4
5	0.29	0.43	0.18	0.51
6	0.3	0.45	0.33	0.45

表-6.4 実験全ケースの移動特性

V	R2					R3	
	R2-1	R2-2	R2-3	R2-4	R2-5	R3-1	R3-2
A1							
A2							
A3							
A4							
A5							
A6							

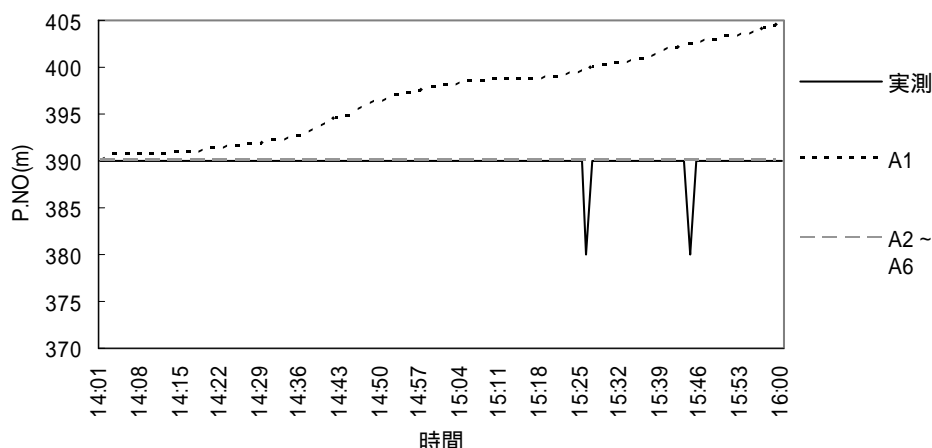


図-6.8 ケース2の供試魚と仮想魚の行動比較の関係

R2-4: 加速度が減少傾向で  $\frac{d^2x}{dt^2}$  の絶対値が大きい場合には上流への移動距離も大きい。予測計算では、 $\frac{d^2x}{dt^2} < -0.00003(m/s^2)$  では上流へ10m,  $-0.00003(m/s^2) < \frac{d^2x}{dt^2} < 0$  では上流へ5m移動する。R2-4を適用しない場合は常に10m移動するとした。

R2-5: 魚類は加速度の微妙な変化は感知できない。 $\frac{d^2x}{dt^2} < -0.00001(m/s^2)$  <  $\frac{d^2x}{dt^2} < 0.00001(m/s^2)$  では移動しない。

### 3) ルール3 速度に関するルール(以下, R3)

R3-1: 移動限界速度(定義: 速度が魚類の行動能力以上の速度)以上である場合には魚類は上流に移動できない。この速度は供試魚の個体差を考え各ケースに設定した。

R3-2: 反応速度(定義: 魚類は流失の危険性を感じない速度)以下になった時は上流へ移動を終え出水対応モードから出る。この速度は供試魚の個体差を考え各ケースに設定した。

上記のルールを組み合わせ、行動予測アルゴリズムを6構成想定した。想定した6構成の概要及びパラメータの設定を示す(表-6.4, 表-6.5)。なお下流へ移動する行動はケース1のみに限定されたためアルゴリズムには組み込まなかった。

#### (b) シミュレーションソフトによる行動アルゴリズムの妥当性の検証

ケース1, 2, 5の供試魚と仮想魚の行動を比較した結果を示す。ケース1における比較では、アルゴリズム1(以下, A1)は仮想魚が供試魚よりも上流へ移動し続ける結果となる。アルゴリズム2, 3(以下, A2, A3)は互いに類似の結果を示し供試魚が上流へ移動する状況が再現されているが、移動のタイミング、移動距離等が供試魚と仮想魚で大きく異なっている。アルゴリズム4, 5, 6(以下, A4, A5, A6)は同様の結果を示している。上流への移動のタイミングが若干異なっているが上流への移動する傾向、上流への移動距離も概ね供試魚の動きと類似している結果となっている(図-6.7)。

ケース2における比較では、A1は、仮想魚が上流へ移動し続け供試魚が同じ場所に定位する状態が再現されていない。A2~A6は、仮想魚が同じ場所に定位する状態が再現され供試魚の動きとほぼ合致している(図-6.8)。

ケース5における比較では、A1では仮想魚は上流へ移動を続け供試魚の行動と一致していない。A2, A3は、供試魚が上流へ移動しすぎる状況が軽減され移動のタイミングもあっているが移動距離が供試魚

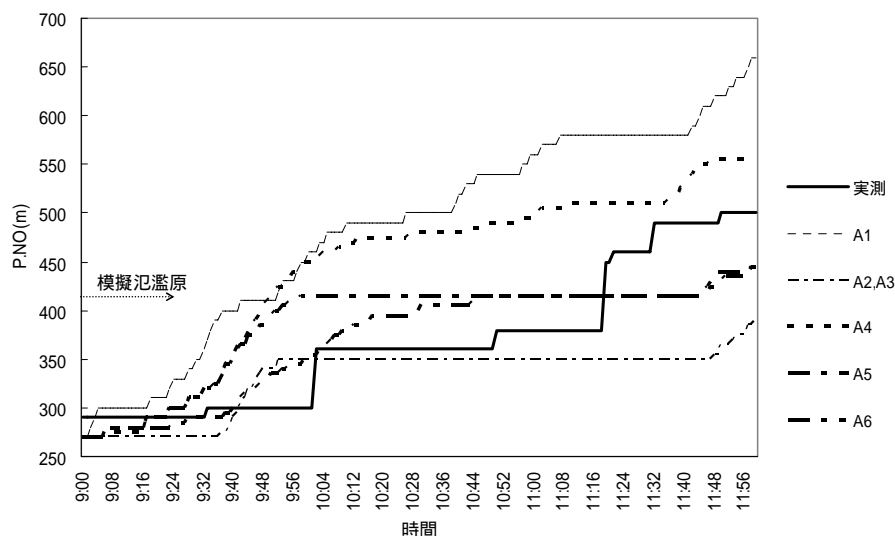


図-6.9 ケース5の供試魚と仮想魚の行動比較の関係

の移動と異なっている。A4, A5は同様の結果を示し、上流への移動する特性、移動距離は概ね合致しているが移動のタイミングがあていない。A6は、上流への移動特性、移動距離、上流への移動のタイミングが供試魚の動きと概ね合致し供試魚の動きをほぼ再現しているといえる。また、ケース5に関しては、全アルゴリズムとも11:16分頃の移動のタイミングを再現できていない点、魚類が模擬氾濫原に移動し流速、加速度変化がない箇所に入った場合、行動を再現できていないのが特徴である(図-6.9)。

#### 6.2.4 考察

##### (1) 出水の水理特性が魚類の行動に与える影響の可能性

魚類行動追跡実験の結果、実験ケースにより行動が異なったことが特徴的である。ケース1, 5, 6で流量の増加と共に上流へ移動している様子は、河川に生息する魚類が下流への流失を恐れ上流側へ移動するとされる既往研究の報告と一致する(図-6.2, 図-6.4)(森下ら, 2000)。一方、ケース2, 3, 4では流量が増加しても大きな移動はしていない。ケース2, 3, 4の流量では、魚類は流失する可能性が少なかったため上流側へ移動せず同じ場所に滞留したと考えられる(表-6.3)。魚種の違い、季節的な違いも上流への移動意欲に影響を与える要因として考えられるが、魚種、季節が異なるケース1, 5, 6共に上流へ移動していることから魚類が上流への移動する要因として出水の流量規模が影響を与えている一つの要因と考えられる。また、ケース5, 6では魚類の移動範囲がほぼ一致している(表-6.3)。魚種、水理条件、時期を均一にした場合には魚類の行動が概ね一致する可能性が高いことを示している。これらの実験結果は、出水の流量規模、水理特性に魚類が敏感に対応しながら行動すること、出水流量が大きく魚類が下流側へ流失する規模の出水である場合、魚類は上流側へ移動を行う可能性があることを示している。

##### (2) 出水時の魚類の行動に与える新たな水理指標としての加速度の重要性

流速は魚類個体にかかる流体力を増減させ、常に水流の影響を受ける魚類にとって重要なパラメータである。このため、魚類行動に影響を与える水理特性として流速、特に巡航速度（疲れをしない血合筋だけを使って泳ぐ早さ）がよく評価に用いられる（中村俊六,1997;廣瀬・中村,1991,玉井ら,1993）。

しかし、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と考えられる（図-6.3）。水流にいる魚類にとって、加速度の増加は大きな圧力変化として感じられ下流への流失の可能を感じると思われる。このため、加速度の増加に対応し流失回避の行動をとる可能性は高いと思われる。

また、魚類の行動生態学的に考えれば、下流へ流失することを回避し上流へ移動するには、個体に作用する流体力に抗し上流へ移動できるだけの運動を行う必要がある。運動を行うには限られたエネルギーを戦略的に使用する必要がある。加速度が流下方向に対して増加傾向で流体力が増大し続けている状態、魚類は同じ場所へ定位し上流へ移動しないのが適切である。また、流量が増加し加速度変化が流下方向に対してマイナスの時、すなわち魚類が相対的に上流へ押し上げられる力を感じていると考えられる時を積極的に選択して上流へ移動すれば移動に消費するエネルギーの軽減の可能性が高く有利であると考えられる。このことは、ケース1,5,6の実験結果が示唆している。このようなことから出水時の魚類行動に影響を与える指標として加速度が重要な指標と考えられる。

### (3)流速と加速度の複合条件から魚類行動を評価する重要性

魚類行動に影響を与える水理特性は流速（ $V$ ）、加速度（ $a$ ）が単独で作用するのではなく二つの要素が複合的に作用していると考えられる。

だけが、魚類行動（上流への移動）に影響を与える要因だと仮定したA1のシミュレーション結果では、仮想魚の上流への移動タイミングは供試魚と異なり、仮想魚は上流側へ移動し続ける（図-6.7,6.8,6.9）。しかし、実際の魚類は一定の範囲で行動を止める。このことからA1には実際の魚類行動と何らかの矛盾がある。アルゴリズムの構成から判断するとA1では $V$ が魚類に与える影響を考慮していない点に問題があると考えられる。

一方、 $a$ に加え $V$ を考慮したA2～A6では改善がみられる。特に上流側への移動限界速度、反応速度を組み込んだA4～A6は、移動開始のタイミング、移動距離共に供試魚と仮想魚の動きが類似していることがわかる。この結果は、例えば $a$ がマイナスであっても、ある $V$ の範囲でしか魚類は上流へ移動していないことを示している（図-6.7,6.8,6.9）。その範囲は、ギンブナの場合では巡航速度の範囲、 $2BL < V < 3BL$ （ $BL$ : Body Length 標準体長）程度で表された（表-6.5）。

この結果に基づくと出水のように長時間泳ぎ続けながら流失を回避する場合には、魚類は以下のような動きで運動コスト最適化していると考えられる。 $V < 2BL$ では激しい遊泳行動を行わなくても流失を回避できるため定位を続ける。 $V = 2BL$ では遊泳行動を行ないと流失する可能性が高いため遊泳し上流へ移動する。 $V > 3BL$ では、遊泳行動の限界になり上流への移動が停止する（図-6.4,図-6.7）。 $V > 3BL$ を経験した後は、 $a$ が減少傾向でかつ $3BL > V > 2BL$ の時、再び移動をする。供試魚は、この動きを繰り返し長時間続く流失の可能性を低くしていると考えられる。実際の魚類行動は、流速、加速度により複合的な影響を受けながら流失を避けるために上流へ運動コストを最適化しながら行動していると考えられる。

### 6.3 水理計算と流速条件を用いた出水時の2次元魚類行動予測手法の開発

#### 6.3.1 概説

5.3節「ATSの実河川への適用」では、開発したATSを用いて、調査地に生息するニゴイの行動を約6ヶ月にわたり追跡し、ニゴイの平水時の行動特性、出水時の退避行動を把握することに成功した。その結果、出水時のニゴイの行動に影響を与える物理環境特性として、出水時の流速が重要であり、巡航速度、突進速度という指標の妥当性が明らかになった。

6.2節では、流量変動をコントロールできる実河川規模の実験河川において、人工出水時の水理特性データからギンブナの行動を予測する手法の開発を行った。その結果、一定の精度でギンブナの行動を予測する手法の開発に成功した。同時に、ギンブナの出水時の行動特性として、出水時、ギンブナは下流への流下を避けるため、上流側へ移動する特性があること、出水時のギンブナの行動に影響を与える物理環境特性として、出水時の流速、加速度の時間変化が重要であることが明らかになった。

実際の河川生態系保全や類型景観の生態的機能評価を効果的に行うためには、5.3節、6.2節の結果を進展させ、実際の河川で生息する魚類行動を予測する手法を開発する必要がある。このような背景から、本節では、6.2節で開発した出水時の1次元魚類行動予測手法を拡張し、出水時の2次元魚類行動予測手法の開発する。

5.3節で取得した調査地のニゴイ（以下、供試魚）の行動と出水時の物理環境特性との関係性を6.2節で開発した手法を例として行動予測アルゴリズムを開発し、ニゴイが物理環境変化に稟得て、その行動を決定する論理のより深い理解を行うことを目的とする。

#### 6.3.2 研究の方法

##### (1) 調査地の概要、現地調査の方法及びデータ解析方法

現地調査結果、供試魚の行動と物理環境特性の解析結果は、5.3節の結果を用いた（調査地、現地調査方法、データ解析方法の詳細は、5.3節の結果を参照）。本節では、供試魚の行動予測アルゴリズムの作成を主に実施する。なお、6.1節と同様に本節でも魚類を追跡できた個体を供試魚、行動予測シミュレーションにより行動を予測する個体を仮想魚と記述する。

##### (2) 魚類の行動特性を考慮した行動アルゴリズムの作成と実装

###### (a) 空間情報の整理

魚類行動と物理環境（流速、水深）との関係を比較しやすくするために、空間セルを設定した。図 6.10にセルの概要を示す。セルは、 $2 \times 2\text{m}$ のセルとし、図 6.10の順序で番号付けを行った。また、9つあるセルの内、空間検索の対象時間に仮想魚が選択しているセルを存在セル（セル<sub>1</sub>、セル<sub>2</sub>、セル<sub>3</sub>、セル<sub>4</sub>、セル<sub>5</sub>、セル<sub>6</sub>、セル<sub>7</sub>、セル<sub>8</sub>、セル<sub>9</sub>）、存在セル以外のセルを隣接セル（セル<sub>10</sub>、セル<sub>11</sub>、セル<sub>12</sub>、セル<sub>13</sub>、セル<sub>14</sub>、セル<sub>15</sub>、セル<sub>16</sub>、セル<sub>17</sub>、セル<sub>18</sub>、セル<sub>19</sub>）とする。

###### (b) 行動ルールの作成

###### 1) R1：流速と水深による場所選択ルール

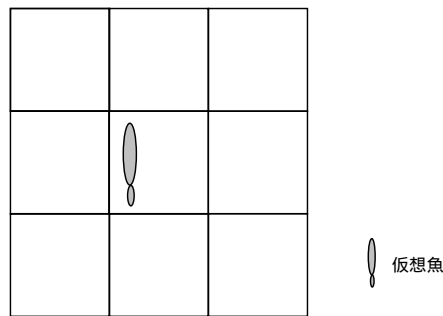


図-6.10 セル番号図

魚類行動生態学や魚道の研究・設計分野で、遊泳速度には、巡航速度（魚類が遊泳を長時間続けられる速度）と突進速度（瞬間的に出せる最大の速度）の2種類に分類されることが知られている（塚本, 1983）。巡航速度は体長（Body Length）の2～3倍、突進速度は秒あたり体長の10倍程度とされている。巡航速度、突進速度の概念は、5.3節や6.2節の結果から、その有用性が実証された。本節の行動ルールの作成にも上記の概念を適用する。

ATSにより供試魚の行動を追跡できた出水は、約3日間という長時間に及んだ。供試魚は主に巡航速度を上限の流速として遊泳したと考えられる。供試魚が選択した空間の物理環境特性は、流速が巡航速度以下、供試魚が存在できる一定以上の水深の場所に存在したと考えられる。

上記のような特性から、仮想魚が移動した先のセルを選択するかは、対象セルの流速・水深が適正であるかで判断した。場所選択のルールは、対象セルの流速が巡航速度 $BL\text{m/s}$ 以下、水深は、供試魚の体高 $D$ の4倍以上の水深とした。水深が供試魚の体高 $D$ の4倍以上としたのは、現地でのニゴイの行動観察結果によった。

本研究の供試魚の体長は約 $0.4\text{ m}$ であるため、巡航速度 $BL$ は約 $0.4\text{ m/s}$ と考えられる。水深は、供試魚の体高が約 $0.15\text{ m}$ であったため、 $0.6\text{ m}$ を水深の閾値とした。魚類の場所選択に関して以下の行動ルールを作成した。

R1：仮想魚は、流速が $BL(\text{m/s})$ 以下かつ水深 $4D(\text{m})$ 以上の空間を選択する。隣接セルに選択可能なセルがない場合には、仮想魚は下流側の最も流速が遅い空間で $4D$ 以上の空間を選択し選択可能なセルがある場所まで流下を続ける。

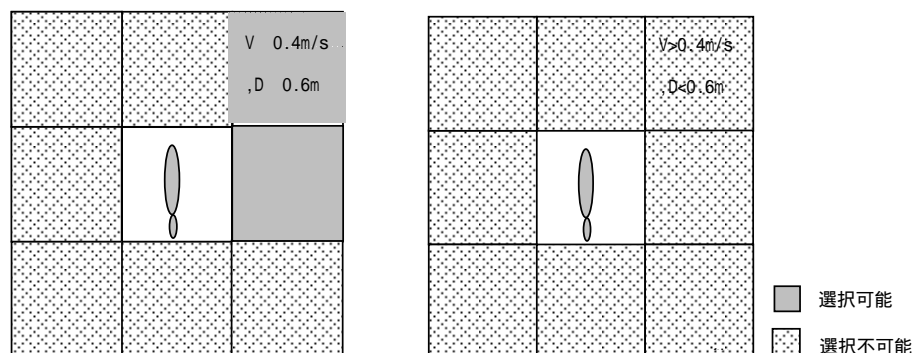
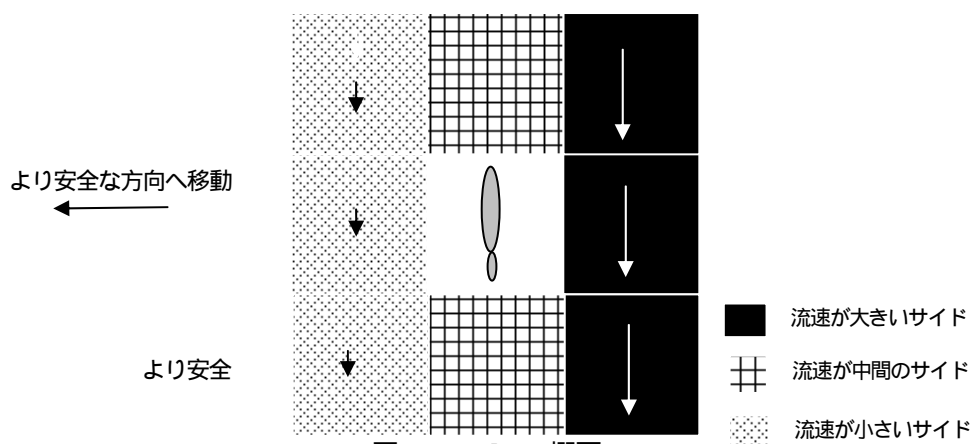


図-6.11 R1の概要

## (b) R2：移動方向の選択に関するルール



出水時、魚類は、時々刻々と変化する流速、水深に合わせて場所を選択する。魚類が流下を回避するためには、河岸沿いに形成された低流速域に速やかに到達することが望ましい。もし、R1に従い、仮想魚がセル移動した場合、低流速域に移動する経路が長くなる可能性がある。また、魚類が移動する場合、自分が存在するセル周辺の情報に基づきながら移動すると考えられる。移動経路を短くするにはR1のようにセル移動するよりは、既往研究が指摘するように左右岸のどちらかに方向を絞り進んだ方が、より有利になると考えられる。

R1では、仮想魚が移動した先のセルを選択するかは、対象セルの流速が巡航速度 $BL_m/s$ 以下、水深は、供試魚の体高 $D$ の4倍以上の水深とした。しかし、実際の供試魚はより流速が早い空間を利用していたため、セル選択のルールを流速が巡航速度 $2BL_m/s$ 以下の空間を選択することとした。

既往研究の知見を反映するため、空間選択をする前に仮想魚に移動方向を判断させるルールを以下に設定する。

R2：仮想魚は、両サイドの平均流速（セル1,4,7の平均流速，セル3,6,9の平均流速）を比較して、移動方向を決定する。より安全な方向を判断した後、仮想魚は、流速が $2BL(m/s)$ 以下かつ水深 $4D(m)$ 以上の空間を選択する。

## (c) R3：流下に関するルール

更なる流速増加に従い隣接セルが、仮想魚が選択できる条件でない場合が考えられる。その場合には、下流側へ退避する必要性が生じる。既往研究(傳田ら.2005)や6.2節の現地観測でも魚類の退避行動は、下流側へ一時的に移動することが知られている。

退避行動を行動予測アルゴリズムに実装するため、下流への退避行動を以下のルールで設定する。下流側のセルを、の順に検索し、流速が $3BL$ 以下、水深が $4D$ 以上 $5D$ 未満のセルを検索する。条件に該当するセルを発見した場合には、該当するセルへ移動する。条件に該当するセルを発見できない場合には最も流速の遅いセルで水深が $4D$ 以上へ移動する。

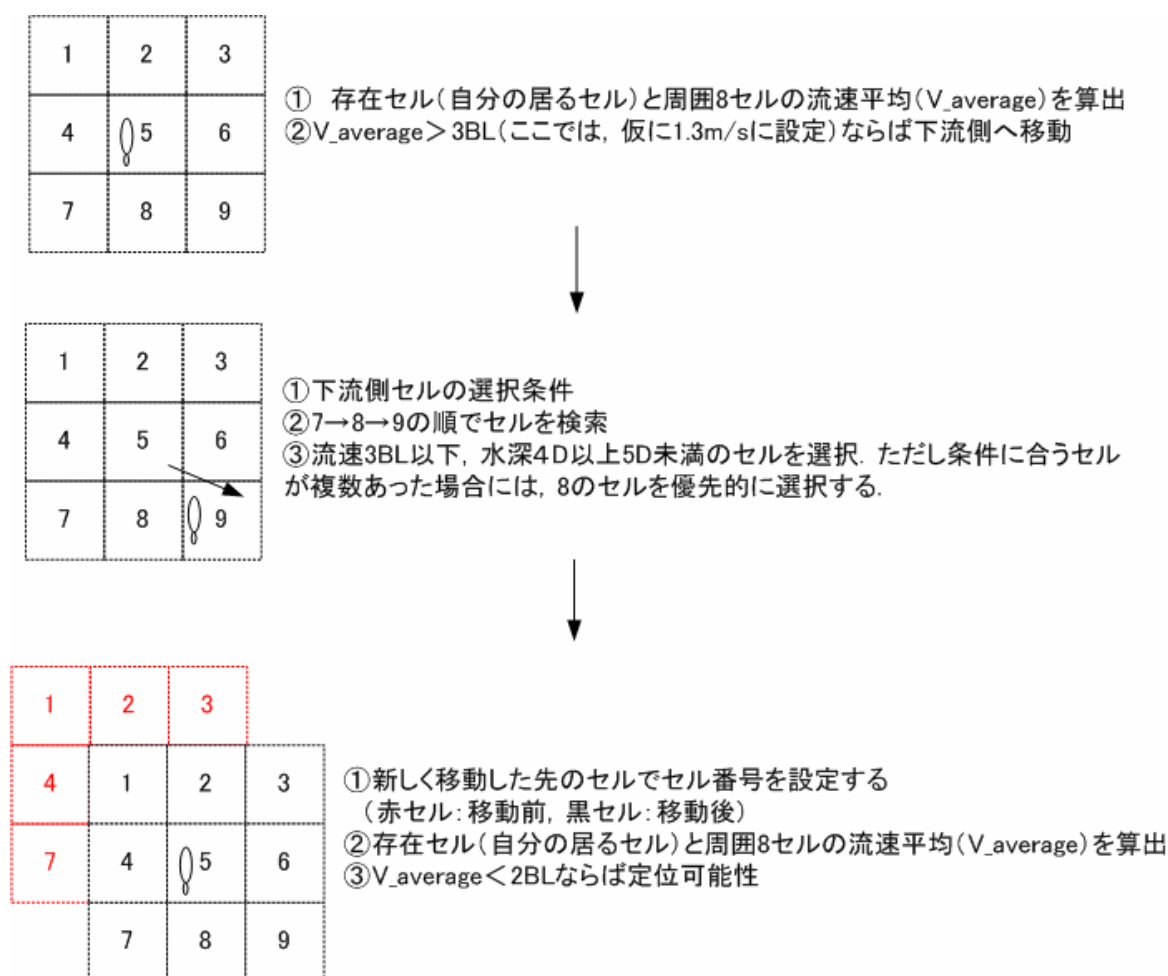


図-6.13 R3の概要

移動した先のセルで再度, 周囲8セルの平均流速を算出し, セルの平均流速が3BL以下になるまで, 同様の手順を繰り返す.

R3: 仮想魚は, 隣接セルの平均流速が 3BL 以上の場合下流側への移動を検討する. 周囲 8 セルの平均流速が 3BL 以上の状態が続いた場合, 下流側へ 1 セル移動する. 選択するセルの物理環境条件は, 下流側のセルのうち, 流速が 3BL 以下, 水深が 4D 以上 5D 未満のセルを, , の順に検索する. 条件に該当するセルがあった場合には, 該当セルへ移動する. 該当するセルがない場合には, 下流側のセルの内, 流速が最も遅いセルへ移動し, 再度空間検索を行い, セルの平均流速が 3BL 以下の空間に達するまで流下を行う.

### (3)行動ルールを結合した行動アルゴリズムの作成

作成したアルゴリズムを実装するソフトウェアを開発した. 開発言語は, Borland社Delphi Ver.7で行った. 以降, 開発したソフトウェアをソフト, ソフト上で遊泳する魚類個体を仮想魚と呼ぶ. 作成した行動アルゴリズムの検証は, 開発したソフト上で供試魚と仮想魚の行動を比較することで検証した.

### (4)魚類行動予測ソフトの開発によるアルゴリズムの妥当性検証



表-6.6 行動予測アルゴリズムと実装ルールとの関係

行動予測アルゴリズム	R1	R2	R3
A1			
A2			
A3			

R1:流速と水深による場

R2:移動方向の選択に関

R3:流下に関するルール

上記のルールを組み合わせ、行動予測アルゴリズムを3通り作成した。作成したアルゴリズムの概要及びパラメータの設定を表-6.6に示す。作成した4通りのアルゴリズムと供試魚の実測データを比較し、その妥当性を検証した。

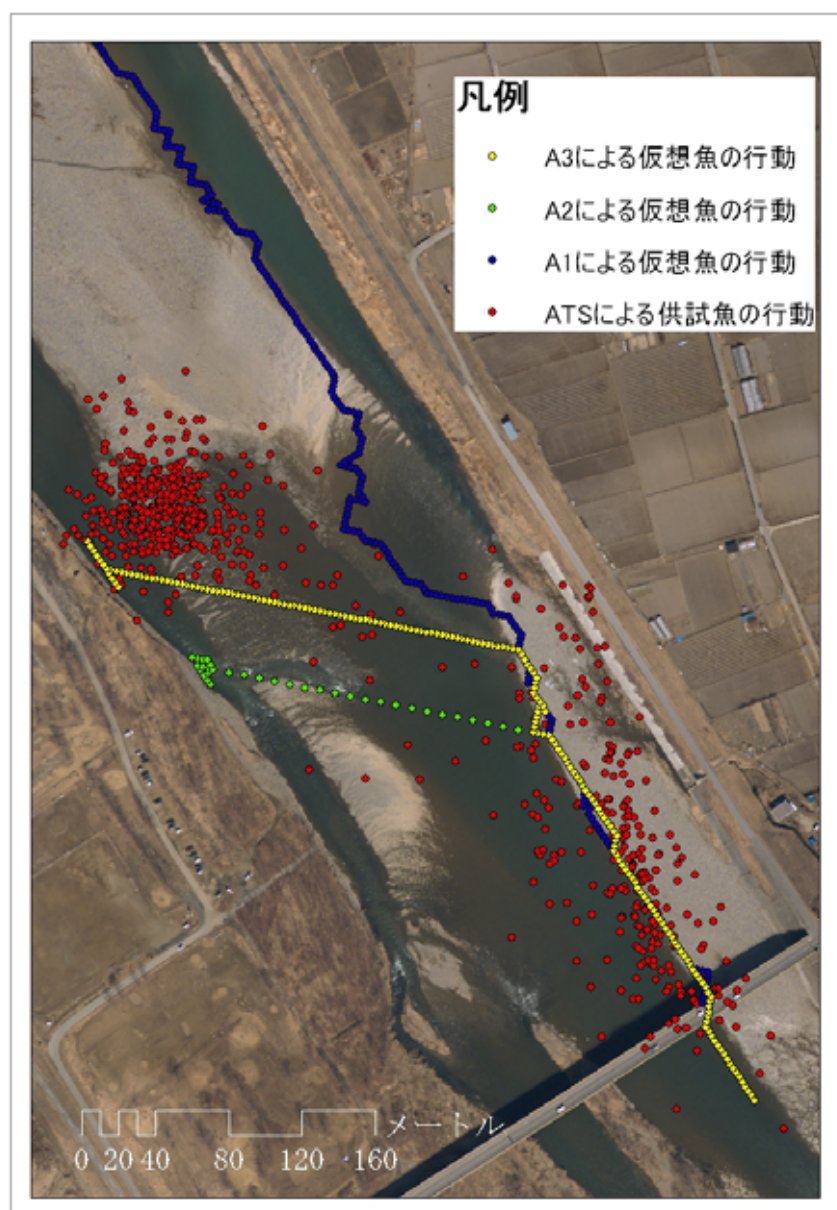


図-6.14 行動シミュレーション結果の概要

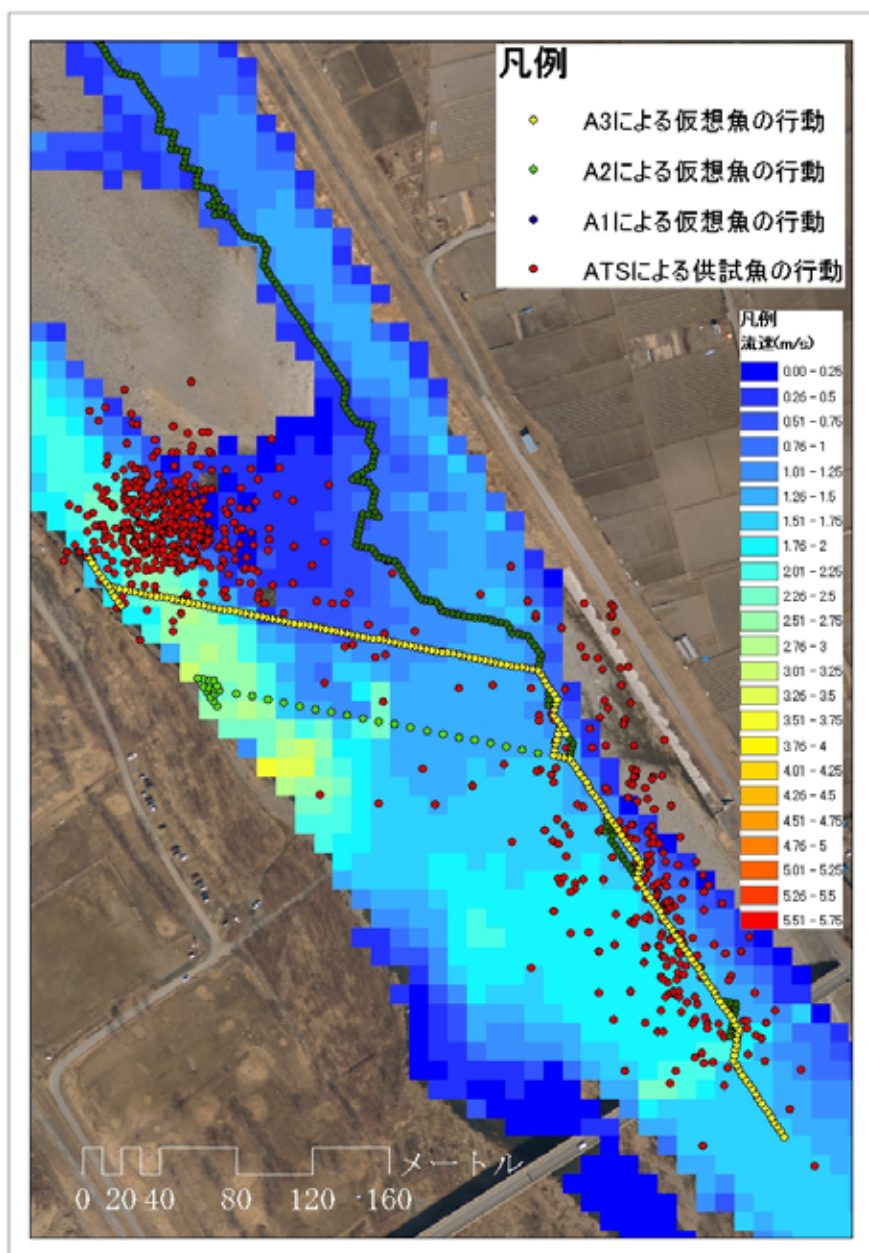


図-6.15 行動シミュレーション結果と流速分布の関係

### 6.3.3 . 結果

#### (1) 供試魚と仮想魚の行動比較

供試魚と仮想魚の行動を比較した結果を図-6.14に示す。アルゴリズム1（以下、A1）は仮想魚が供試魚よりも右岸に沿って下流側へ移動し続ける結果となった。アルゴリズム2（以下、A2）では、出水中期に供試魚が右岸側から左岸下流側へ移動する状況が再現されている。しかし、左岸側へ移動を開始する

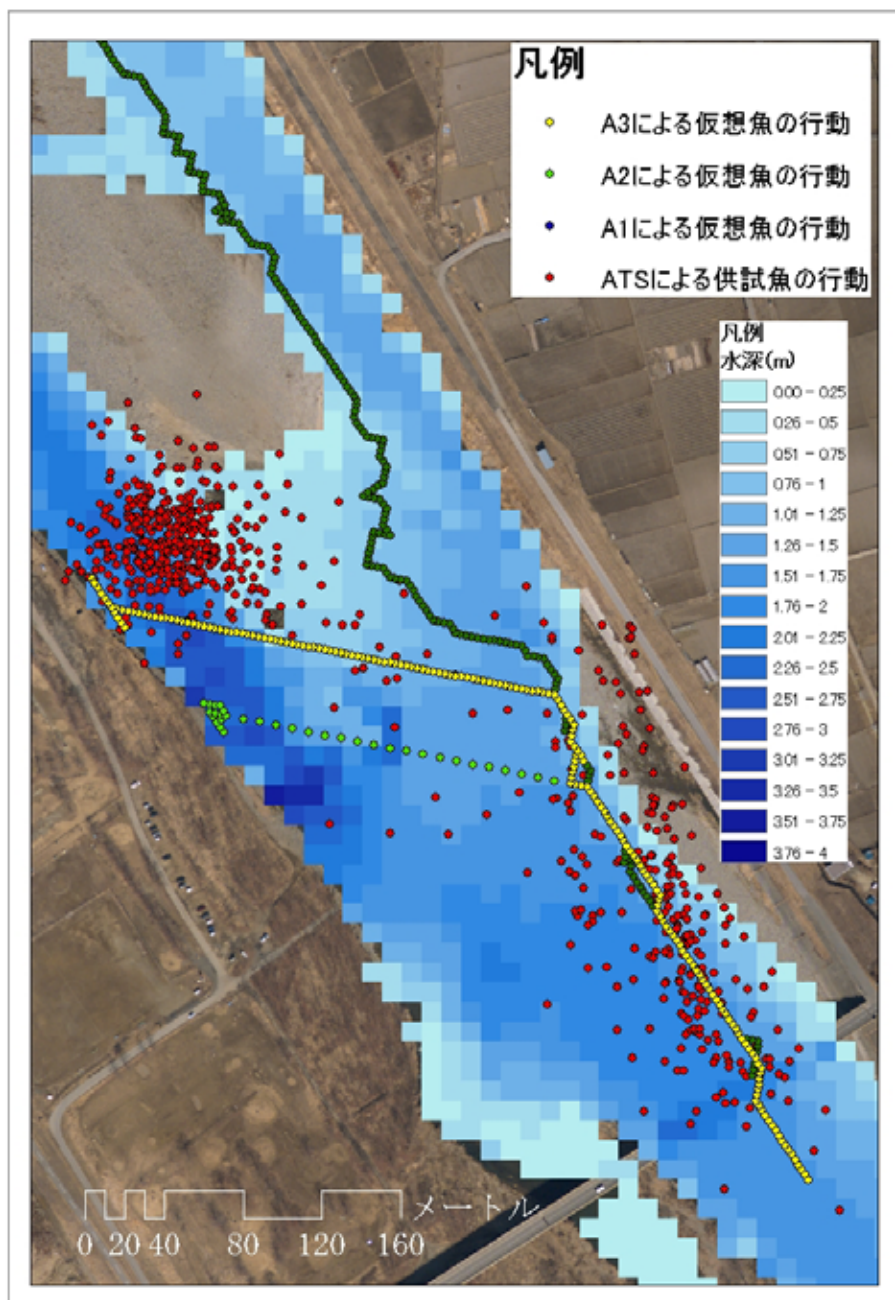


図-6.16 行動シミュレーション結果と水深分布の関係

位置が約40m上流側へ移動する結果となった。

アルゴリズム3（以下、A3）では、出水中期に供試魚が右岸側から左岸下流側へ移動する状況、その経路、その位置が良好に再現される結果となった。

供試魚が移動した時間の流速分布上に供試魚・仮想魚の行動軌跡をオーバーレイした結果を図-6.15に示す。A2の供試魚が移動した経路の流速は、A3の供試魚が移動した経路の流速よりも速かった。A3の供試魚が移動した経路は、瀬上流部に帯状に形成される低流速域に沿って移動する結果となった。

供試魚が移動した時間の水深分布上に供試魚・仮想魚の行動軌跡をオーバーレイした結果を図-6.16に示す。A3の供試魚が移動した経路の水深は、A2の供試魚が移動した経路の水深よりも浅かった。

### 6.3.4 考察

#### (1) 移動方向の判断の有効性

魚類は、出水時の移動方向の判断として、存在するセル周辺の物理環境特性を個々に判断するのではなく、存在セルの左右の方向を判断し、判断した方向の中から最適な移動場所を選択すると考えられる。図-6.14に示すA1とA2の違いがそれを支持する。A1では、仮想魚は、出水流量の増加に従い、右岸沿いに下流側へ流下を続ける。一方、A2では仮想魚は供試魚と類似した行動で、右岸から左岸側へ横断する行動を示す。これらの結果はA2の左右方向の判断が、魚類行動予測の精度を向上させたことを示している。

A2の左右判断は、既存の魚類行動学の研究成果と合致する（森下ら，2000）。出水時、流速が遅くなる河岸側へ魚類は移動し下流への流下を回避する行動特性があるとされる。河岸側へ適切に移動するには、存在するセル周辺の物理環境を個々に見て判断するよりも、移動する方向を判断し、その上で移動可能なセルを選択する方が河岸側へ確実に移動するには有利であると考えられる。移動方向の判断により、物理環境条件を満たすセルの選択肢が減少すると同時に、流速が減少する適切な方面を選択できると考えられる。

もし、方向の判断を行わず、周辺のセルの物理環境を個々に判断し移動をした場合、空間的、時間的に複雑に変化する流速分布に移動経路は大きく影響を受け、移動経路が長くなる場合や、物理環境特性が類似する付近を移動する場合には、同一の地点を迷走する場合が考えられる。移動方向の判断は、出水時の魚類避難行動に重要な要素であると考えられる。

#### (2) 行動モード変化、流下モードの有効性

移動方向の判断により、A2は供試魚の行動をA1よりも正確に予測することが可能となったが、A3を用いることで更に供試魚の正確な行動予測が行えるようになった。A2の仮想魚は、供試魚の右岸側から左岸側へ移動を再現できているが、右岸側から左岸側へ移動する場所を実際の供試魚が移動を開始する位置よりも約50m上流側で移動している。一方、A3の仮想魚は、右岸側から左岸側へ移動する場所がほぼ一致し、移動経路、左岸側での行動もほぼ一致している。

A2からA3での行動予測精度の改善は、A3では流下を優先したルール（R3，以下、流下モード）を付与したためと考えられる。R3の付与により仮想魚は一時的に下流側へ退避を優先し右岸沿いに下流側へ移動する。約50m下がることで、A3の仮想魚は瀬上流部の低流速域に到達することが出来、右岸から左岸へ移動するより、安全なルートを発見し移動した結果となった。

流下モードを考慮していないA2の仮想魚は、右岸側から左岸側への移動を行うが、その経路の、A3の仮想魚が移動した経路よりも流速が速い箇所を通過する。もし、A2の仮想魚と同様の経路を、実際の供試魚が移動した場合バランスを崩して下流側へ流失する可能性は高い。一方、流下モードを考慮した仮想魚は、右岸沿いをしばらく流下し右岸側から左岸側へ移動するがA2の仮想魚が移動した空間の流速よりも遅く、より安全な移動が可能であったと考えられる。急激かつ危険な物理環境変化が生じた場合、流下モードのように一時的に退避する行動判断は魚類のより安全な退避に有効な判断と考えられる。

#### (3) 行動予測アルゴリズムから見える河川中流域の物理環境保全の方向性

A1からA2の行動予測結果の改善に見られるように、移動方向の判断は出水時の魚類の避難行動に重要

な判断と考えることが出来る。出水時、ニゴイがA1の仮想魚のように流出しないためには、河川内の流速が単調にならず河岸の方向が判断できるような流速分布が必要であることを示している。例えば、3面張りの河川のように、出水時、河川内の流速が横断方向に均一な場合、ニゴイをはじめとする魚類は、移動方向の判断ができない。これは、実質的にA1の仮想魚と同一の行動しかとれなくなり、魚類の大半は流下してしまうと考えられる。

次に、A2からA3の行動予測結果の改善に見られるように、流下モードのような一時的退避が有効な物理環境が必要となる。A3の仮想魚は、存在セルの周囲を3BL以上の流速で囲まれたときに、一時的に下流側へ流下し、流速の遅い空間を選択することが出来た。更に、流速の遅い方向を順次辿っていくと、瀬上流部の微高地沿いの低流速域を選択し、左岸側へ移動が可能となった。その後、中洲左岸沿いの低流速域で退避することが可能となった。この行動データと物理環境の関係性は、縦断方向の流速変化、流速変化を形成する瀬淵の存在の重要性を示すと考えられる。もし、瀬淵がない単調な物理環境（一定の河床勾配、一定の横断形状）であった場合、流下モードをとった魚類は、流下行動をやめるきっかけを得ることが出来なかったと考えられる。このことから瀬淵構造による縦断方向への流速変化が重要な要素となると考えられる。

#### (4)行動シミュレーションの利点

魚類の行動シミュレーションは、4章で提案した水理計算と空間統計の併用とは異なる利点を提供する。行動シミュレーションは、個体ベースの行動生態学解析が可能になるのが特徴である。魚類が実際に体験する空間スケールで物理環境情報を評価しながら空間選択をする過程を忠実に再現できる利点がある。

魚類は、時々刻々と変化する物理環境、その時間変化を判断しながら移動・定位といった行動選択していると考えられる。魚類周囲の物理環境変化、それに対応する魚類行動をより鮮明に表現することが可能となる。魚類の空間選択過程を、より実際の行動に近いプロセスで評価できる点が利点となる（図-6.17）。

一方、4章で提案したGISを用いた空間統計は、河川内の物理環境の空間的不均質性を俯瞰的に見ることが出来る観測者が、魚類行動を評価する手法である。GISを用いて遊泳速度・水深から一定条件を満たす空間選択を行うだけでも魚類が空間選択をする過程を概略予測できるともいえる。

しかし、行動シミュレーションの利点は、GISでは概略でしか抽出できないような空間選択の論理・行動予測結果を詳細に検証・抽出できる点にある。GISの空間統計機能を用いれば、魚類周辺の物理環境変化から魚類の移動ルートを抽出できるように見える。しかし、6章3節で設定したA3のような空間統計はGISのようなツールだけで行うのは困難である。行動シミュレーションのように魚類周辺の物理環境変化、その時間的变化に着目し評価する方法で空間統計を実施し、実際の魚類行動との差を検証しながら空間選択の論理を修正していく方が効率的な進め方と考えられる。

例えば6章3節で設定したA3のような流下モードによる一時的な退避は、A2による予測だけでは右岸側から左岸側へ移動する位置・時刻が大きく異なる点を修正する過程で抽出した空間選択の論理である。その検討過程では、複数の複雑な空間選択の論理を実装したプログラムで行動シミュレーションを実施し、実際の魚類行動との差、その発生要因を検討し空間選択の論理を修正した。一定の範囲で行動予測が出来ようになった時点で、空間選択の論理として供試魚が行動選択していると推定した。

このように、行動シミュレーションとGISを併用し、実際の空間選択の過程を再現することにより、人間の視点からだけでは把握しにくい魚類行動特性を把握できることが可能となると考えられる。

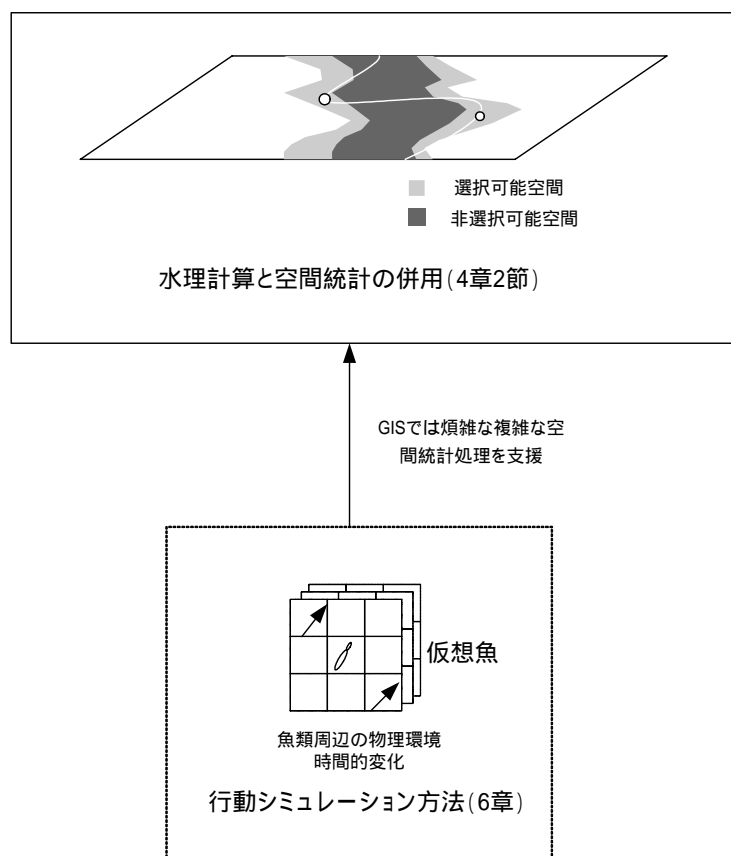


図-6.17 行動シミュレーションの利点と行動シミュレーションとGISを併用の可能性

### 6.3.5 結語

本章では、物理環境情報と魚類行動の因果関係をより深く理解し、物理環境情報を用いて魚類行動を予測する行動シミュレーションの手法の開発を目的とした。テレメトリやATSで取得した魚類行動データと水理計算等から得られた水理特性との関係を統計的に分析した。その関係性をもとに、変化する流況に魚類が対応し空間選択を行う行動ルールを作成し、その行動ルールを用いて行動を予測する手法開発を行った。

6.2節では既存テレメトリ手法を用い魚類（ギンブナ）行動を追跡し、実験河川における人工出水の水理特性と魚類行動との関係性を分析した。その関係性から魚類行動を1次元的に予測する手法開発を行った。その結果、魚類は出水のピークを過ぎた頃、上流側へ移動する特性があること、魚類は流水の加速度変化を感じ取り、上流側へ移動するタイミングを見つけていること、魚類はの条件を満たし流速が巡航速度以下になるときに上流側へ移動することが明らかとなった。～の関係性から出水時の魚類行動を予測する手法の開発に成功した。

6.3節では、出水時の流速分布とATSを用いて調査地で追跡した2次元の魚類行動データの関係性を分析し、その関係性から魚類行動を予測する手法の開発を行った。その結果、魚類は、移動する空間の物

理環境を個別に判断するだけでなく、左右の移動方向を決めた後、移動する空間の物理環境特性を判断し移動する可能性が高いこと、出水時、巡航速度以上の流速に囲まれたときには、一時的に下流側へ退避し巡航速度以下の空間を探索する行動をとる可能性が高いことが示唆された。、の関係性から出水時の魚類行動を2次元で予測する手法の開発に成功した。

本章で開発した手法は、物理環境情報と魚類行動の関係性を統計的に解析しただけではではわからない因果関係を把握できる利点がある。従来の統計的解析では、物理環境の空間的不均質性による情報の偏りを魚類行動と十分に結びつけられない点、物理環境の時系列的变化と魚類行動と十分に結びつけられない点に問題があった。

本手法を用いることにより、時間的な変動が激しく、空間的に不均質な物理環境に対応して空間選択を行う魚類行動を、仮想的な行動軌跡として再現することが可能となる。この手法を5章で開発したATSデータの実測と比較することにより、より深い物理環境情報と魚類行動の関係性の理解につながると考えられる。

また、4章での研究内容は対象とする空間・時間スケールが本章と比較して大きいのに対し、本章の空間スケールは小さいのが特徴である。この小さいスケールの物理環境の時間的变化と魚類行動の関係は、あたかも魚類が実際の出水時に感じている状況の模擬的再現に類似している。本章で提案した手法を通してより深い物理環境と魚類行動との関係性の理解につなげる必要がある。その実現のためには、ATSによる実測データの充実と魚類の行動生態・運動生理に配慮した行動ルールの発展などの検討が必要である。

## 参考文献

- 東信行・鴨下真吾・佐原雄二・関泰夫・渡辺勝栄(1999) 増水時における河川魚類の挙動と河川構造, 環境システム研究, Vol. 27, pp. 793-798.
- 天野邦彦・傳田正利・時岡利和・対馬孝治(2004) 河川環境評価における流域特性の河川地形からの視点と新技術の適用, 土木技術資料, Vol. 46, No. 5, pp. 26-31.
- 石川雅朗・足立恒・平野弘晃(2001) 個体ベースモデルによる魚類生息環境評価手法の構築, 河川技術論文集, Vol. 7, pp. 315-320.
- 大橋弘道・清水康行(2001) 数値計算による魚道における魚の挙動の解析, 水工学論文集, Vol. 48, pp. 1597-1602.
- 玉井信行・水野信彦・中村俊六(1993) 河川生態環境工学 魚類生態と河川計画, 東京大学出版会, pp. 190-192.
- 傳田正利・天野邦彦・萱場祐一(2005) 出水時の水理特性が魚類行動に与える影響 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, 水工学論文集, Vol. 49, pp. 1465-1470.
- 塚本勝巳(1983) 魚の遊泳行動, 月刊海洋科学, vol. 15, No. 4, pp. 176-177.
- 中村俊六著(1997) (財)リバーフロント整備センター編: 魚道のはなし 魚道設計のためのガイドライン, 山海堂, pp. 84-93.
- 廣瀬利雄・中村中六編著(1991) (財)ダム水源地環境整備センター編: 魚道の設計, 山海堂, pp. 202-215
- 森下郁子, 森下雅子, 森下依理子(2000) 川のHの条件 陸水生態学からの提言, 山海堂, pp. 3-8

Volker Grimm and Steven F. Railsback(2005)Individual-based Modeling and Ecology, Princeton Series in theoretical and Computational Biology.





## 7. 類型景観の生態的機能評価手法の開発

### 7.1 概説

4~6章までは、TWAに代表される河川における類型景観が有する生態的機能評価に必要な観点にそって、生態的機能評価に必要な手法を、個々に開発してきた。4章では、時間的変動性、空間的不均質性、空間的階層性を評価するために、水文統計・水理計算とGISを併用する手法を提案した。対象とする類型景観としてTWAをとりあげ、その生態的機能が発揮されるためには、本流との接続、接続時の流速状態、TWA内の流速が遅い内部構造などが重要であることが明らかになった。

5章では、移動性が高い魚類への対応として、魚類行動を定量・連続的に追跡できるATSの開発・実証実験を行い、その有用性を評価することができた。同時に調査地で、実際の魚類行動の追跡実験を行い、出水時、高水敷に形成される一時的な低流速域が魚類の避難場所として有用であることが実証できた。

6章では、テレメトリやATSで得た魚類行動と物理環境との関係性から魚類行動予測を行う手法を開発し、その有用性を確認することが出来た。

各章ではTWAと魚類行動に限定し、その関係性を述べたが、本研究で提案する手法が一般性を持ち、他の類型景観・場所で適用できる方法とするには、4~6章までの手法を一連の流れとしてとりまとめる必要がある。

このような背景から本章を以下のように構成する。7.1節では、4~6章までの手法をとりまとめ、一連のフローとして簡潔にとりまとめる。7.6節では、とりまとめた手法を千曲川粟佐地区の河川高水敷試験掘削に適用し、本研究の実用性の検証と改良の必要性を議論することを目的とする。

### 7.2 水理計算と空間統計を併用した生態的機能評価手法の開発

#### 7.2.1 時間的変動性の解析手法

2章での議論で、河川における生態系および生態的機能の評価には、時間的変化の考慮とその代表的な項目として流量変動への着目が必要であることを整理した。

流量の時間的変化、それに対応した流況変化を把握するのに最も確実な方法は、非定常計算により流況・冠水状態の再現を行うことである。

しかし、非定常計算で長期間に及ぶ流況・冠水状態の把握を行うのは、計算時間の関係などから実際に難しいのが現実である。

本研究では、その解決策として、簡易な水文統計、水理計算及びGISの併用により、模擬的に流量変動に対応した流況変化を把握する方法を提案した。その手法は、まず流量時系列データの頻度分布を作成し、流量発生頻度から着目する流量を選定（以下、選定流量と記述する）、選定流量の定常計算を行い模擬的

に流量変動を再現する方法である。

この手法は、生態的機能評価を行う上で重要な流量情報を提供する。それは調査地内の流況・冠水状態が著しく変化する「閾値流量」である。4.2.1項を例にとれば、調査地（鼠橋地区）では約100～150m<sup>3</sup>/sで右岸高水敷上に冠水し、右岸側のTWAと本流が接続するなど物理環境の状況は大きく変化した。また、約800～1300m<sup>3</sup>/sで左岸高水敷上に冠水し、左岸上のTWA1と本流が接続するなど物理環境は大きく変化した。この閾値流量の時、魚類群集の行動は大きく変化し、TWA周辺に形成された「選択可能空間」に移動を行っていた。この閾値流量時の流況は、調査地に生息する魚類群集にとって重要な意味を持つ流量であった。

他の調査地、他の類型景観で生態的機能評価を行う場合には、上述した例のように対象とする調査地・類型景観で物理環境が著しく変化する「閾値流量」を見つけ、閾値流量と閾値流量に近い値の流量を中心に定常計算を行い、その流況変化の特性を把握することが重要である。その後、選定流量を増やしていくことにより、流況の変化特性、それに伴う生物群集の対応を整理し生態的機能評価を行うことが可能である。

この方法により閾値流量など調査地の流況変化の概要を理解した後、流況の詳細な時間的変化を把握したい場合には、非定常計算により詳細な流況の時系列変化を把握すれば良いと考えられる。

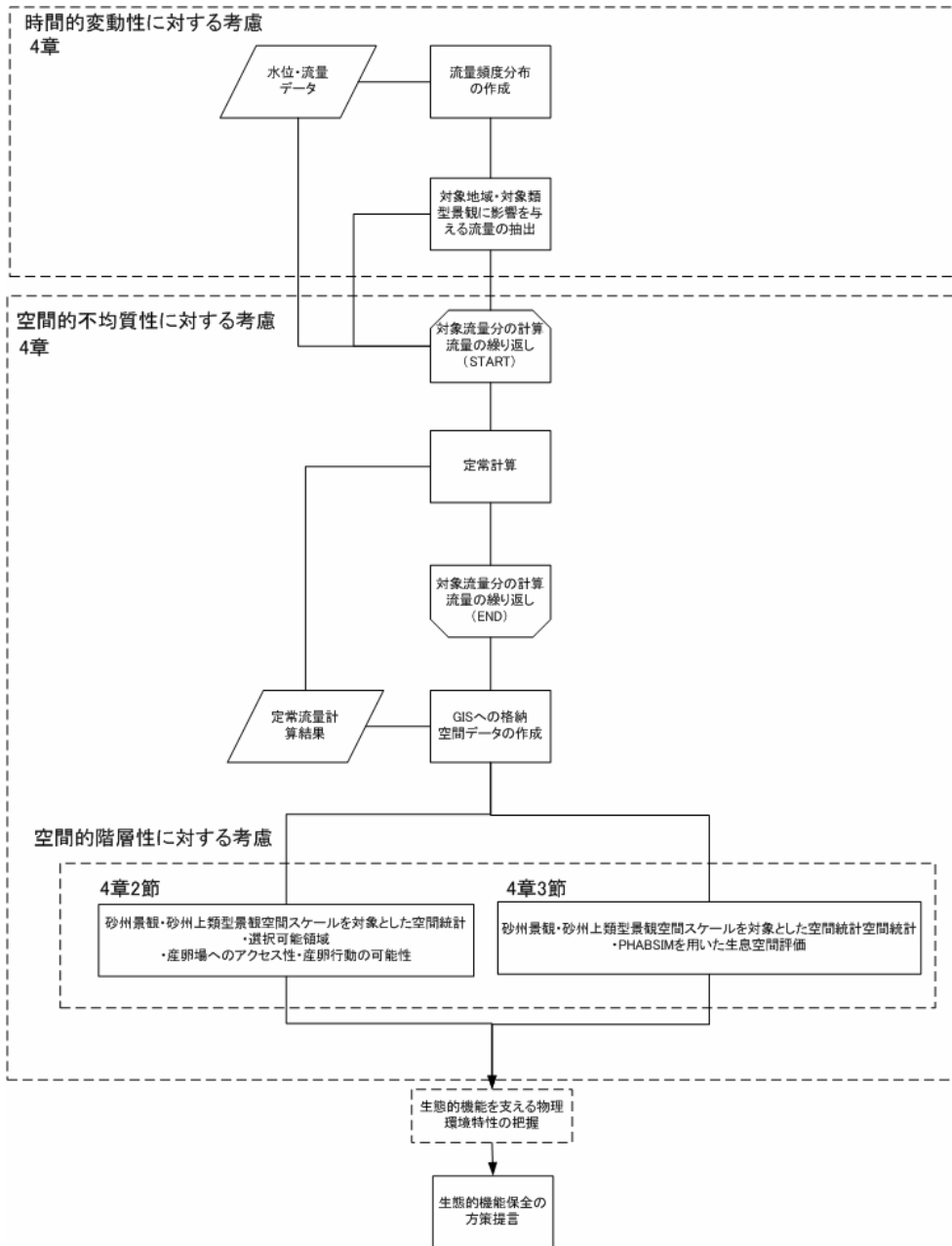


図-7.1 水理計算と空間統計を併用した生態的機能評価手法の開発

他の調査地で同様の計算を行う場合で十分に精度の高い流量時系列データが得られない場合には、4章で行ったように、近傍の流量観測所の流域面積と調査地の流域面積を比較し補正を行ったり、分布型流出モデルのような流出計算を併用するなどして流量時系列データを作成することで、本手法を適用し生態的機能評価につなげることが可能になる。

### 7.2.2 空間的不均質性に対する考慮

調査地で発生する流量頻度が概略把握できた後、水理計算を実施する。空間的不均質性や他の類型景観との関係性を評価するためには、2次元水理計算である方が望ましいが、河床変動のような複雑なプロセスを行うよりは、固定床の計算を行い空間的不均質性評価を十分に行う点に注力するのが現実的である。なぜならば、河床地形が変更される状況では、砂州及び砂州上の類型景観は大きく改変され、新たな砂州地形上に新たな生態系が構築されるからである。図-7.1のフロー図内の、空間的不均質性に対する考慮に関する概要を以下に示す。

2次元水理計算の流量は、まず定常流入量（上流端から一定の流量を流入させる、以下対象流量と記述）で計算を開始し、必要に応じて非定常計算を実施する。対象流量は、一定の流量刻みで、計算を行う。調査地の攪乱状況がどの流量で大きく変化することが整理できる（以降、閾値流量と記述）。調査地では、右岸高水敷に冠水が始まる $110 \sim 130 \text{ m}^3/\text{s}$ 、右岸高水敷上が冠水し流水域に変化する $500 \sim 600 \text{ m}^3/\text{s}$ 、左岸高水敷冠水が始まる $1500 \text{ m}^3/\text{s}$ などが閾値流量となる。一方、 $150 \sim 170 \text{ m}^3/\text{s}$ 、 $200 \sim 500 \text{ m}^3/\text{s}$ 、は高水敷上の冠水状態には、際立った変化がない。

その後、水理計算結果をGISに格納し、出水時、各流量で調査地内での流況・冠水状態を評価することが出来る。

### 7.2.3 空間的階層性に対する考慮

水理計算による流況・冠水状態再現、GISへの格納後、対象空間スケールで取得した現地データと合わせ、解析を進める。図-7.1内のフロー図中、空間的階層性に対する考慮についての概要を以下に示す。

対象スケールがリーチスケールである場合には、対象とする空間スケールに合わせ解析空間を設定し、流況・冠水状態と魚類群集の調査結果を対比させ、流況・冠水頻度の変化が魚類群集の生息状況に与えた影響を評価する。

対象スケールが、TWAの内部構造のようなサブスケールの場合には、水理計算結果をより詳細な空間解像度に補間する。例えば、内挿計算を実施し、より詳細な水理計算結果に変換し、対象類型景観内の物理環境を表現する水理計算結果とする。4.3節に提言した類型景観の内部構造評価にPHABSIMを用いる場合には、内挿した計算結果が、出水時、TWAが冠水した場合のMUAを表現することが出来、出水時のMUA評価に利用するなどの方法が考えられる。

これらの検討には、空間統計のツールとしてGISは極めて有効である。

### 7.3 新しい魚類行動生態調査手法、ATSの開発

図-7.2にATSを用いた魚類行動生態調査手法のフロー図を示す。ATSで魚類行動追跡を行う場合には、まず対象魚類がATSで追跡可能かを判断する必要がある。

テレメトリ調査用の発信機が装着可能な範囲は、体重の2%以下であることが知られている。現在、最軽量の電波発信機は水中重量で約0.8gであるため、約40g以上の体重である必要がある。調査地の場合、

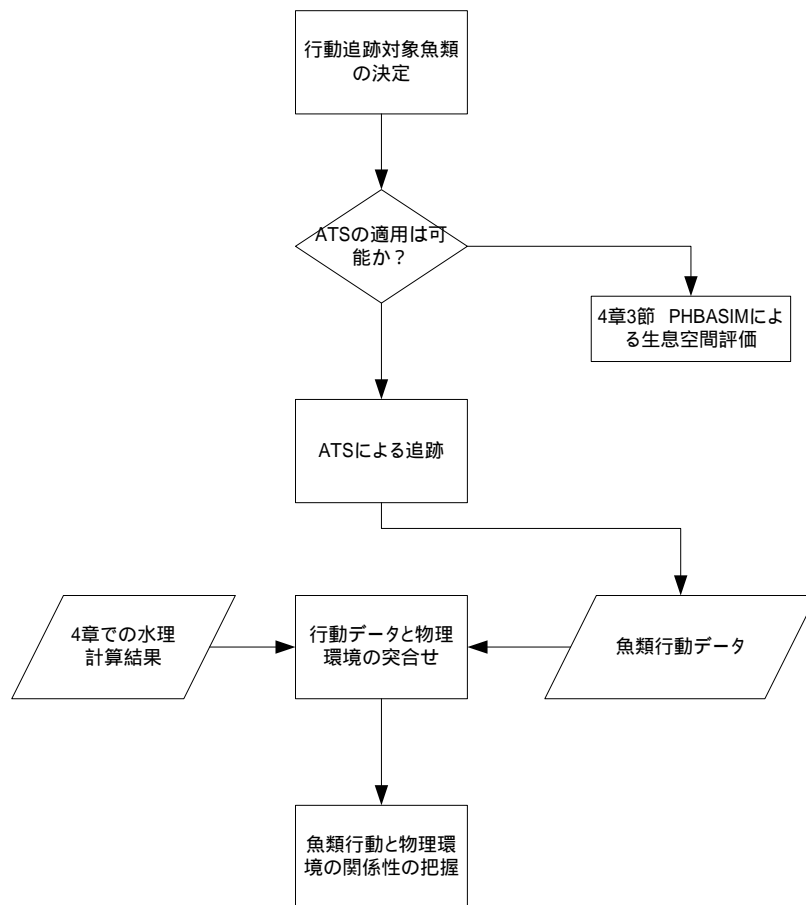


図-7.2 新しい魚類行動生態調査手法の開発

ウグイ、オイカワ、ギンブナなどの主要な魚種で40g以上の個体が存在し、その個体の行動追跡を行うことができる。もし、電波発信機の装着が出来ない場合には、4章や6章で示した手法の適用と現地観測情報との突合せで代用することが考えられる。

次に、魚類に電波発信機を装着し、ATSの受信システムにより追跡を行う。追跡期間は電波発信機の寿命により決定する。追跡した行動データは、GIS上に取り込み物理環境データと対比させる。物理環境データは、現地観測データや「水理計算と空間統計を併用した生態的機能評価手法の開発」で作成した水理計算結果を用いることが出来る。

GIS上で、魚類行動データの変化と物理環境データの状況を対比させ、魚類行動と物理環境の関係性を統計的に把握することが出来る。

#### 7.4 魚類行動シミュレーションとATSを用いた仮説検証手法の開発

図-7.3に、魚類行動シミュレーションとATSを用いた仮説検証手法のフロー図を示す。

ATSと物理環境の関係性を把握した後、その関係性の妥当性を行動シミュレーションにより検証することが出来る。この段階で重要なのは、魚類行動に影響を与える物理環境変化を時空間的に忠実に再現し、それに反応して動く魚類行動との関係性を評価することである。このことにより、物理環境情報から魚類行動予測するアルゴリズム（以下、アルゴリズム）が現実によく作成することができる。しかし、アルゴリズムは、あくまでも人間の目を通した行動決定の論理づけであるので、いくつかの想定が出てくる。その場合には6章で実施したように考えうる複数のアルゴリズムを作成し、ATSでの行動追跡データや現地の

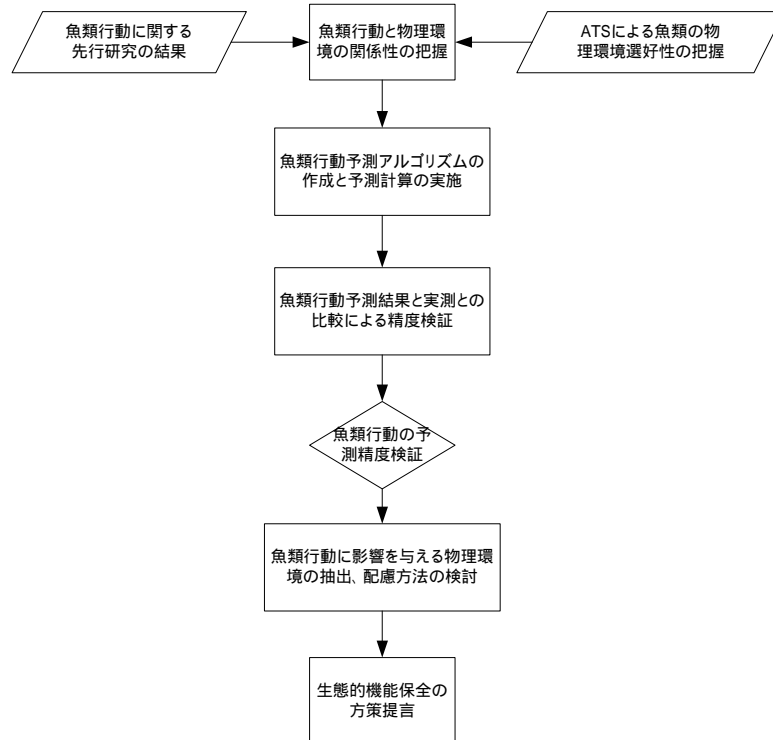


図-7.3 行動シミュレーションを用いた仮説検証手法の提案

魚類調査（観察・捕獲調査）と最も合致するアルゴリズムを選定することにより、より、魚類行動を正確に予測することが可能になる。

### 7.5 3つの手法を統合した類型景観の生態的機能評価手法の開発

図-7.4に、3つの手法を統合化した類型景観の生態的機能評価手法のフロー図を示す。詳細な記述は7.2~7.4節に示した。

大きな流れとしては、7.2.1項、7.2.2項の内容が調査地の基本的な物理環境データの作成として実施され、その後、7.2.3項、7.3節及び7.4節の作業が平行して実施され、最終的に類型景観の生態的機能評価へとつながる流れとなる。

本研究で提案する類型景観の生態的機能評価手法は、4~6章では、TWAの生態的機能と魚類群集の利用形態の関係性を解析することにより評価した。しかし、本研究で提案する生態的機能評価手法は、多自然川づくりや自然再生事業に伴う類型景観の保全・創出時（以下、事業と記述する）に事業効果の事前評価に適用可能なのが特徴である。

具体的には、7.2節、7.4節の検討内容は事業実施の事前調査時にとられる物理環境データを用いて十分に検討実施できる内容である。7.2節、7.4節の内容で、事業の実施効果を検討し必要に応じて7.3節のATSを導入し、検証することでより良い事業を実施できると考えられる。例えば、事業に伴う物理環境の改変パターンを複数案作成し、7.2節、7.4節の検討を行う。複数パターンの中で最も事業による効果が期待出来る形状を検討し実施するという方法が可能であると考えられる。



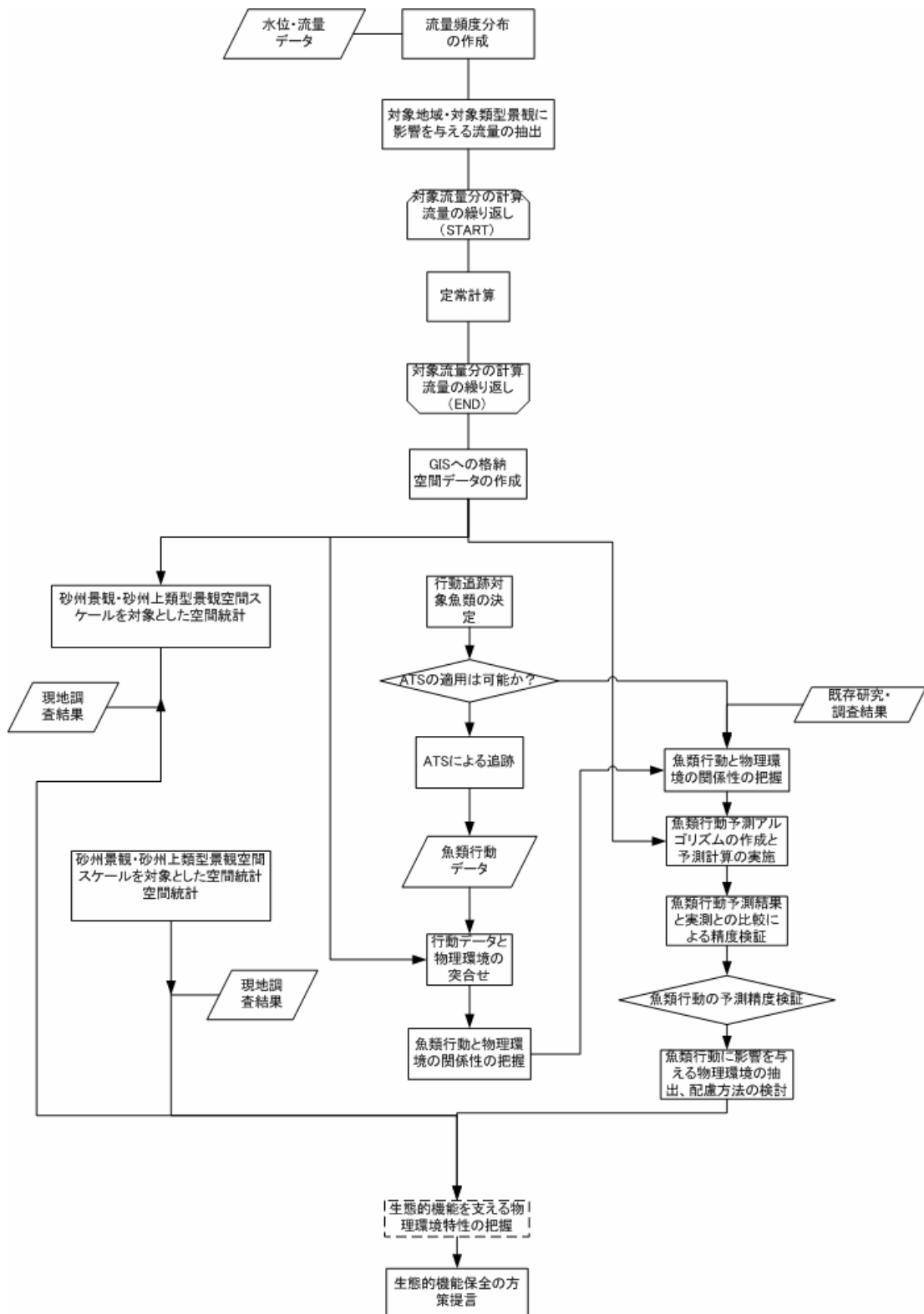


図-7.4 生態的機能評価手法の総合化

## 7.6 定量的生態的機能評価手法の実河川改修への適用可能性

### 7.6.1 概説

前節では、定量的生態的機能評価手法の各要素をとりまとめフローを作成した。本研究で提案した方法の実用性を向上させるには、フローを実際の河川改修に適用・検証し、その実用性、改良点を精査する必要がある。

近年の自然再生事業等でよく見られる事例は、高水敷の切り下げを行い、河川高水敷上の植物群落の多様性を取り戻す試みである。このような実際の河川改修の際に問題となるのは、掘削形状の違いが物理環境（冠水頻度、掃流力分布）に与える影響や、掘削後の物理環境変化が生物群集に与える影響が明確でないことや、施工上の経済性から、どのような掘削形状が望ましいかといった内容であり、それぞれ議論の材料としてあげられる。実際の河川改修では、検討委員会で議論される場合や、河川管理者により掘削形状の決定がなされることが多い。

本研究で対象とした千曲川でも同様の高水敷掘削が実施されている。固定化した高水敷を掘削し冠水頻度を向上させ、生物群集（鳥類、哺乳類、陸上・水生昆虫等）の生息空間の多様性を向上させる取り組みが、北陸地方整備局千曲川河川事務所及び河川生態学術研究会千曲川グループ（以下、千曲川G）を中心に実施されている。平成16～18年度にかけて、生息空間の多様性を向上させるのに適した高水敷掘削方法（形状、冠水頻度の設定）の検討を行うために、千曲川粟佐地区で試験掘削を行い、高水敷掘削形状、高水敷の掘削効果についての検証が行われた。

千曲川Gでは、高水敷掘削の効果の算定、高水敷掘削形状を決定するために、多くの議論がなされ委員の合意により形状が決定された。しかし、掘削後や掘削形状の違いによる物理環境変化（冠水頻度や出水時の冠水形態の違いなど）は定量的な議論はなされず、各委員、河川管理者の経験から物理環境の変化は判断された。定量的な評価が実施されれば、高水敷掘削による物理環境変化が生物群集に与える効果をより具体的に検討できたと考えられる。

本節では、本研究を通して提案した一連の生息空間評価手法を、千曲川粟佐地区の高水敷掘削工事に適用し、魚類群集の生息空間保全の面から粟佐地区の高水敷掘削形状の決定過程を再検討することを通じて、本研究で提案する生態的機能評価手法の利点と、より有効な生態的機能評価の手法にするための問題点を検証する。

具体的には、掘削地の掘削形状決定の議論の際に提案された、3つの掘削形状を数値計算上で再現し、本研究で提案する生態的機能評価手法（以下、生態的機能評価と記述する）のうち4章、6章の内容を用いて、各掘削形状の生態的機能（出水時の選択可能空間の提供、ギンブナの産卵場の提供、複数魚種の生息空間提供機能）を評価する。これらの評価を通じ、生態的機能評価が実際の河川改修時に有効であるか、その実用性を検証することを目的とする。

### 7.6.2 研究の方法

#### (1) 掘削地の概要

生態的機能評価手法の適用は、千曲川の中流部に位置する粟佐橋付近（長野県千曲市粟佐地先，東経138°07'11.52"，北緯36°32'10.42"，以下，掘削地とする）で行った。掘削地の概要を図-7.5に示す。掘削地は長野県境から80.75～81.25km区間で，河道幅約250m，河床勾配1/1060，河道兩岸に築堤が行われている区間である。

掘削地の河床は，主に泥・砂・礫で構成され，河床波形態は複列砂州と交互砂州の混在領域である。礫の主要構成材料は0.1～100mm，代表粒径40mmである。左右岸側ともに本流との比高差が約3m程度あり，6～7年に1回程度冠水する高水敷が形成されている。

図-7.6に，千曲川における河道特性の図を示す。河積不足区間では，低水路幅が狭く深く大きく蛇行している複断面区間で，ミオ筋は経年的に固定している。平均河床高，最深河床高の経年変化も他区間と比較して小さく，安定した区間といえる。

図-7.7に，千曲川における流下能力図を示す。千曲川の流下能力不足の原因は，堤防未施工及び未完成（暫定堤），狭窄部上流の堰上げ，河積の不足，に大別される。掘削地はの河積不足箇所に該当し，今後，河道内の低・高水敷を掘削することで，流下能力を確保する河川改修を行う区間である。

今後，河積不足の状態が続くため，河積確保を目的とした高水敷掘削工事（以下，掘削工事と記述



図-7.5 掘削地の概要

現況流下能力及び既往最大流量の流下に必要な改修

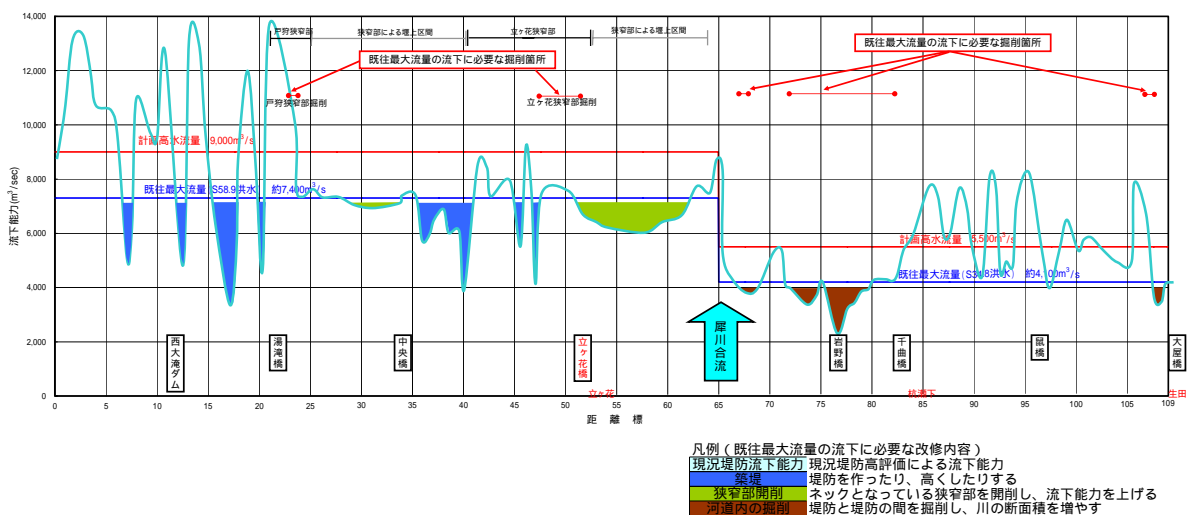


図-7.7 千曲川における流下能力図（千曲川河川生態学術研究会千曲川研究グループ）

する)を千曲川河川事務所では予定している。

千曲川河川事務所は河川生態学術研究会千曲川グループと共同で、高水敷掘削工事が河川生態系に与える影響を評価するため、試験掘削を掘削地で行い、掘削工事によるインパクトと生物群集のレスポンスの関係を平成16～18年度まで研究した。

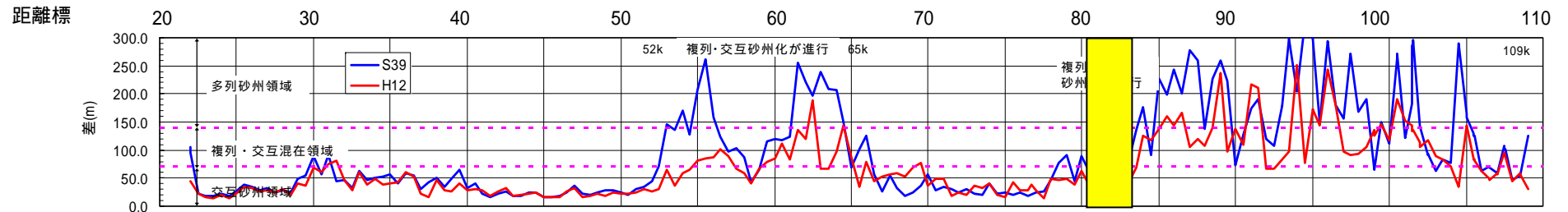
## (2)掘削形状の検討過程

掘削地の形状については研究会において協議、検討し決定することとしていたが、各委員からの要望は多岐にわたり、また、相反するような意見が出された。表-7.1に研究会で出された各委員の意見の概要を示す。

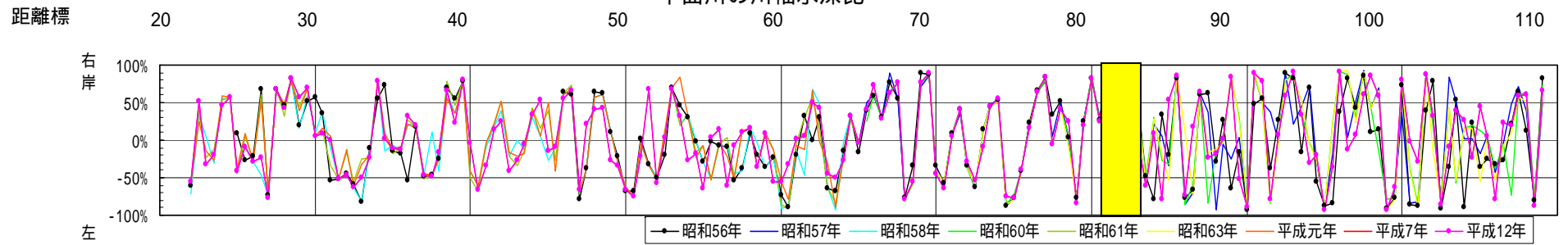
掘削形状に関する意見は、標高が異なる複数段からなる掘削形状とする案、単一標高に掘削形状をする案、一定の傾斜の掘削形状とする案の3案に集約された。

表-7.1 高水敷掘削形状に関する意見の概要

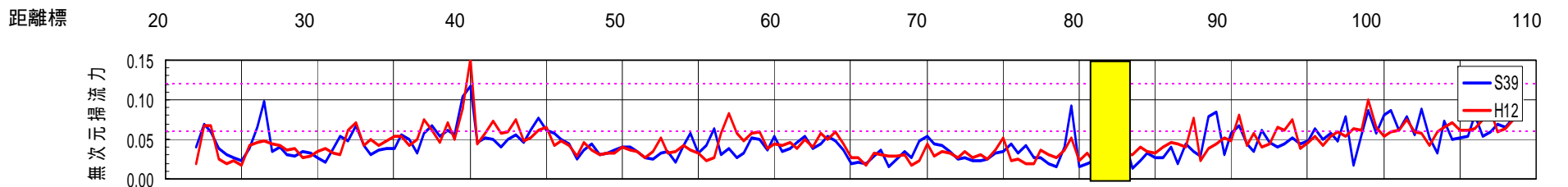
委員名	意見
A	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 比高、冠水頻度など、グラデーションがつけばよい。</li> <li>・ 掘削後、礫が露出するか、砂地になるかで結果が変わる可能性がある。</li> </ul>
B	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 掘削方法に関しては、こだわりはそれほどない。</li> <li>・ 掘削前後の比較による評価をより明確にするため、できるだけシンプルな形とした方がよい。</li> </ul>
C	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 河道の陸上部分のみでなく、水中も削り取る。もしくは、攪乱させるような方法にしてはどうか。</li> <li>・ 河床の攪乱によって水中の生態遷移が一から始まるような状況を創り出し、それらが陸上の捕食者(クモ類等)へ与える影響をより明確にしてみたい。</li> <li>・ 時期は、できれば、水生昆虫が羽化する直前の時期に行って欲しい。</li> </ul>
D	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 中途半端な方法ではなく、完全に平らにするなど、明らかに人為的な影響がある旨が判るような方法をとって欲しい。</li> </ul>
E	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 魚類調査ではワンド、タマリの造成が必要である。</li> <li>・ 深いものと浅いものが両方作れると良い。</li> </ul>
F	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 実際の調査を考えると、階段状よりも緩斜面の掘削の方がよい。</li> </ul>



千曲川の川幅水深比



千曲川の澇筋の変動



千曲川の無次元掃流力

図-7.6 千曲川における河道特性

### (3) 掘削形状の決定および掘削工事の概要

掘削形状の決定は、掘削標高の違いに伴う冠水頻度、冠水状態が生物群集に与える影響評価のしやすさ、施工性、コストの観点から精査し、標高が異なる複数段からなる掘削形状とする案が選定された。掘削地を標高が異なる3段の標高に変更した。概要を図-7.8に示す。

掘削工事は、2007年1月6日～3月27日までの期間行った。冠水頻度と水際部の植生進入、繁茂状況、及びそれらの利用する生物やその利用形態との関係を比較するため、水際及び陸域の植生をすべて抜根除去した後、河道掘削により河岸部に棚田状の段を設けた。掘削高は、掘削地の水際から「常に冠水する高さ」、「年間のおよそ半分の期間冠水する高さ」、「最低年1回程度冠水する高さ」の3段とした。各段設置の考え方を以下に示す。「常に冠水する高さ」は、主に砂礫河原、湿潤環境の形成と維持を期待して設定した高さである。「年間のおよそ半分の期間冠水する高さ」は、主に砂礫河原、湿潤環境の形成と維持を期待して設定した高さである。「最低年1回程度冠水する高さ」は、主に樹林化の防止、外来種繁茂防止を期待して設定した高さである。掘削面の縦断勾配は、平均河床高の勾配と同じ(1/1820)とする。形成される「場」がハビタットとして機能するためには、ある程度まとまった面積が必要であるため、各段の幅は10m以上確保するものとし、掘削勾配は1:3.0とした。掘削体積は14,800m<sup>3</sup>、掘削面積は1段目2,823m<sup>2</sup>、2段目5,594m<sup>2</sup>、3段目3,274m<sup>2</sup>、となった。

### (4) データ解析

#### (a) 河床形状データ整備

掘削前の河床形状データは、掘削地内の測量データを基に内挿し、流下・横断方向ともに6mピッチの河床高データとして整備した(以下、Type1)。掘削形状は、Type2～4の3つのタイプの河床形状データを整備した。図-7.9に高水敷の掘削形状を示す。Type2は実際の掘削断面と同様の河床形状とし、掘削地内の測量データを基に内挿し、流下・横断方向ともに6mピッチの河床高データとして整備した。Type3はスロープ状の河床形状、Type4は調査区全体に均一な一段標高の河床形状とした。

実際に掘削していないタイプ3、4に関しては、GISで仮想の掘削形状データを整備した。GISでタイプ3、4の形状と同様のポリゴンを作成し、ポリゴン(GISで用いられる多角形)に標高値を与えて地形形状データを整備した。

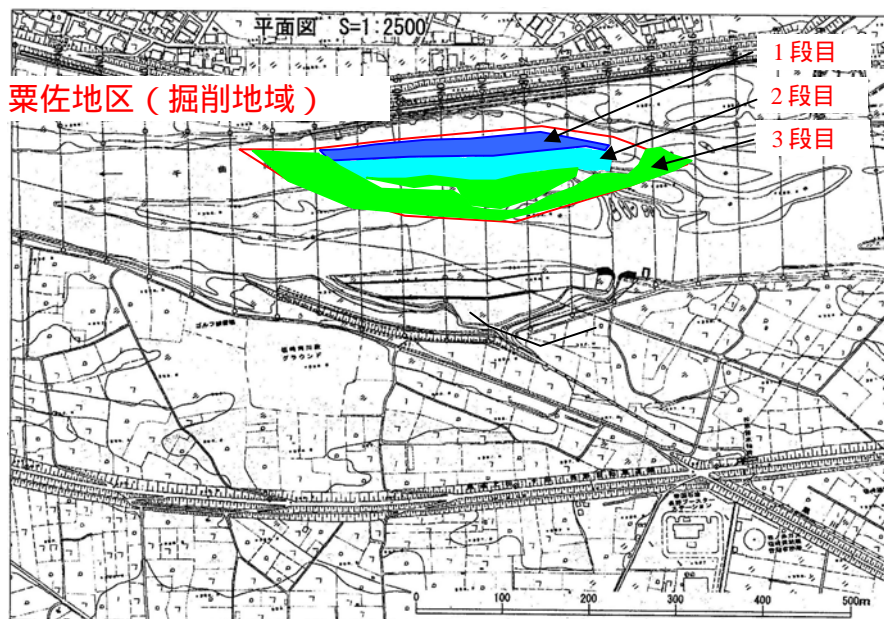
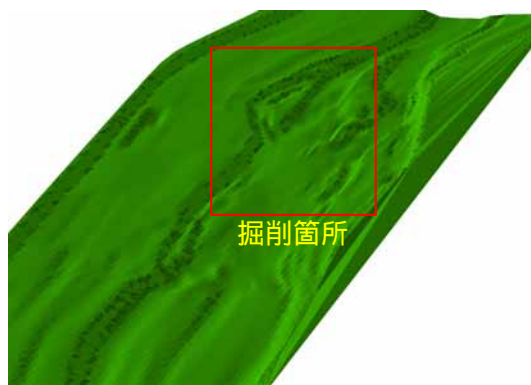
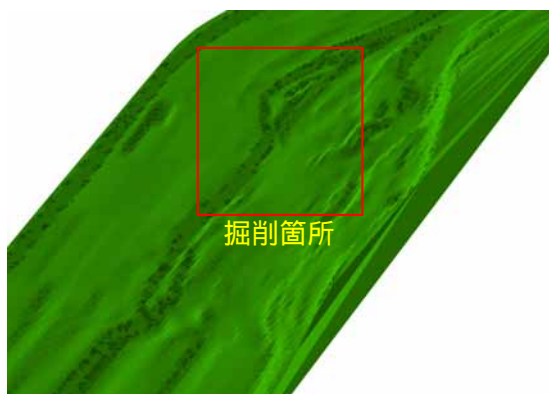


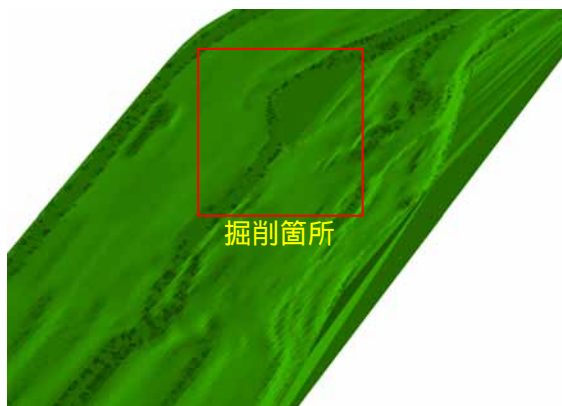
図-7.8 試験掘削の概要



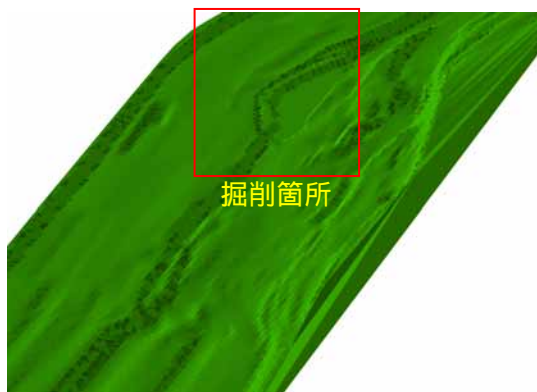
Type 1 (現状)



Type2 (掘削 案)



Type3 (掘削 案)



Type4 (掘削 案)

図-7.9 各タイプ別の高水敷の掘削形状

## (b) 水位・流量データの整備

掘削地は、杭瀬下流量観測所のほぼ直下流に存在している。そのため、調査区に流入する流量データは杭瀬下流量観測所（以下、杭瀬下観測所と記述する）のデータを用いた。1997年1月1日～2005年12月31日の杭瀬下流量観測所日流量データの流量発生頻度を作成した。

## (c) 水理計算結果のGISへの取り込みとタイルポリゴンへの格納

掘削地内の出水時の流況を分析する目的で、Type1～Type4の水理計算結果の空間解析を行った。解析メッシュの座標値（世界測地系平面直角座標系8系）から、水理計算結果（H：水深，V：流速の絶対値）をポイントデータとしてGIS（ESRI社，ArcGISVer9.0）に取り込んだ。掘削地内をカバーする20×20mのタイプポリゴンを作成し、タイルポリゴン内へ水理計算結果を取り込んだ。

## (5) 生態的機能評価

## (a) 選択可能空間

4.2.1項の手法に基づき魚類群集が選択可能な空間を抽出するため、計算流量、100m<sup>3</sup>/s、200m<sup>3</sup>/s、300m<sup>3</sup>/s、500m<sup>3</sup>/sの時に、流速が突進速度以下の空間を抽出した。算定に用いた魚類群集は、鼠橋地区に生息する魚類群集と同様な魚類群集が生息した場合とし、魚類群集の平均体長は、0.069mを用い、選択可能空間を0.69m/s以下の空間として抽出した。各計算ケースの選択可能空間のセル数を総計し、掘削形状の違いが選択可能空間の形成に与える影響を評価した。

## (b) 産卵場機能の評価

4.2.2項の手法に基づきギンブナが産卵可能な領域を抽出するため、計算流量200m<sup>3</sup>/sの時に、流速が0.45m/s以下の空間を抽出した。流量200m<sup>3</sup>/sを対象としたのは、ギンブナの産卵期（4～6月）に杭瀬下で生じる出水流量として、高頻度に生じる流量とした。産卵場機能評価の詳細は、4.2.2項に示す。

## (c) PHABSIM法を用いたWUA評価

4.3節を参考にPHABSIMを用いた生息空間評価を実施した。出水時の各魚種各成長段階でのWUAを評価するため掘削地を20×20mのメッシュに分割し、流量100m<sup>3</sup>/s、200m<sup>3</sup>/sの時の水理計算を格納した。WUA評価の詳細は、4.3節に示す。

## (d) 行動シミュレーション

6.3節の成果から、物理環境情報を用いた魚類行動予測を行った。魚類行動予測は、6章の中で最も良い整合性を示したA3を用いた。行動シミュレーションの詳細は、6.3節に示す。以後、A3を実装した魚類を仮想魚と記述する。

行動シミュレーションに用いる流量時系列は、以下の過程で選定した。1997～2005年までの杭瀬

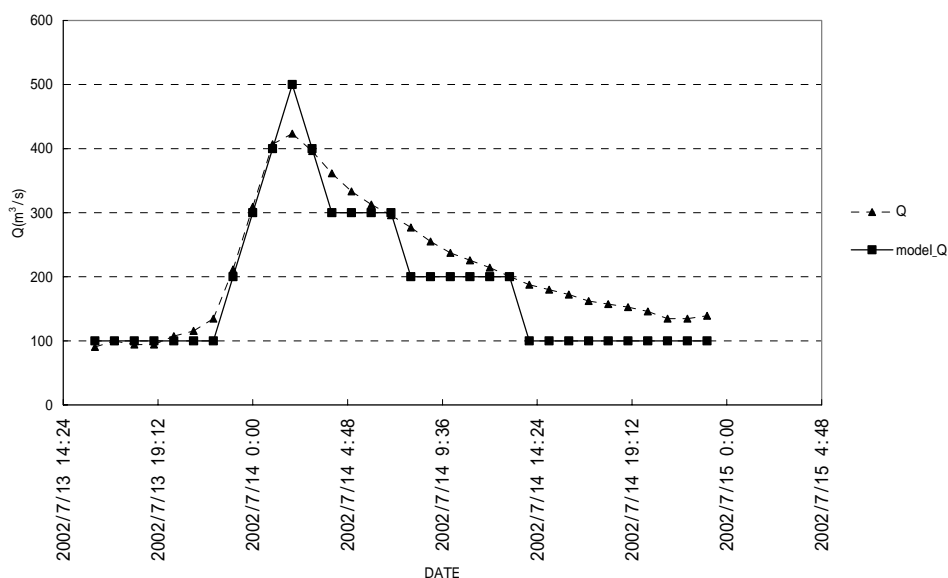


図-7.10 行動シミュレーションの対象出水の流量時系列とモデル出水の流量時系列の比較



下流量観測所の日平均流量データを集計し、平均年最大流量を算出した。その後、平均年最大流量に近い流量期間を特定し、その期間の毎正時流量時系列を算出しモデル出水とした。

上記の条件で設定した魚類行動シミュレーション環境上にType1～Type4の各掘削形状の地形を再現しType1～Type4の各掘削形状にモデル出水を流下させ、各掘削形状ごとの出水環境を作成した。作成した各掘削形状に、各同一の放流地点から仮想魚を放流し、掘削形状ごとの仮想魚の行動を比較した。

#### (6)各掘削断面の評価項目ごとの比較，総合評価と掘削形状の妥当性

前項で行った，(a)選択可能空間評価，(b)産卵場機能，(c)物理生息場モデル，(d)行動シミュレーションの結果から，粟佐地区の掘削形状の違いが魚類生息に与える影響評価を行った。

### 7.6.3 結果

#### (1)杭瀬下流量観測所の日平均流量データ集計

表-7.2に杭瀬下流量観測所の日平均流量の記述統計を示す。流量は、平均62.07m<sup>3</sup>/s、最大流量は1992 m<sup>3</sup>/s、標準偏差は84.90 m<sup>3</sup>/sである。図-7.11に1997年1月1日～2005年12月31日の杭瀬下流量観測所日流量データの流量発生頻度を示す。40 m<sup>3</sup>/s以下の流量が最も多く、流量の増加とともに発生頻度は減少し、約200 m<sup>3</sup>/s以上の流量は高頻度には見られなかった。

表-7.2 杭瀬下流量観測所の日平均流量記述統計

平均	62.07
標準誤差	2.43
中央値（メジアン）	42.95
最頻値（モード）	37.45
標準偏差	84.90
最小	10.52
最大	1992.91
合計	75726.01
標本数	1220

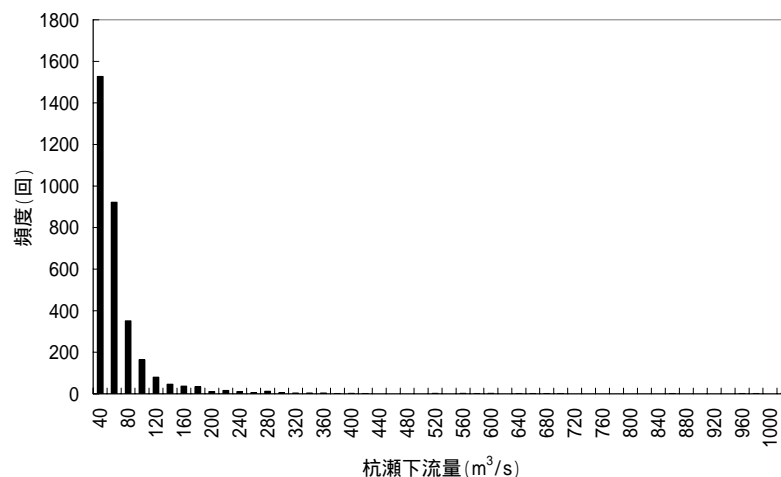


図-7.11 杭瀬下流量観測所日流量データの流量発生頻度

#### (2)魚類の選択可能空間

図-7.12に河道掘削Typeごとの選択可能空間の面積割合，図-7.13～図-7.16に各流量ごとの選択可能空間を示す。

流量 $100\text{m}^3/\text{s}$ 、 $200\text{m}^3/\text{s}$ の時、掘削前（Type1）と比較し、掘削後（Type2,3,4）の方が選択可能空間の面積が多くなった。流量 $100\text{m}^3/\text{s}$ では、選択可能空間の面積はType3, Type4, Type2, Type1の順であった。流量 $200\text{m}^3/\text{s}$ では、選択可能空間の面積は、Type4, Type3, Type2, Type1の順であった。流量 $300\text{m}^3/\text{s}$ では、選択可能空間の面積はType4, Type3, Type2, Type1の順であった。流量 $400\text{m}^3/\text{s}$ では、選択可能空間の面積はType4～Type1でほぼ同じであった。

流量 $100\text{m}^3/\text{s}$ 、 $200\text{m}^3/\text{s}$ 、 $300\text{m}^3/\text{s}$ 、 $500\text{m}^3/\text{s}$ 時の選択可能空間の平面分布を示す。掘削前（Type1）と比較し、掘削後（Type2,3,4）の方が、掘削地を中心として選択可能空間の面積が多くなった。Type1では、掘削地周辺に $100\sim 500\text{m}^3/\text{s}$ 、選択可能空間が一定の面積で形成された。Type4では、掘削地周辺に $100\sim 500\text{m}^3/\text{s}$ 、選択可能空間が一定の面積で形成された。

### (3) 魚類の産卵場機能評価

図-7.17、図-7.18に河道掘削Typeごとの産卵場利用可能面積を示す。掘削前（Type1）と比較し、掘削後（Type2,3,4）の方が産卵利用可能領域の面積が多くなった。選択可能空間の面積はType4, Type2, Type3, Type1の順であった。産卵利用可能領域の平面分布を示す。掘削前（Type1）と比較し、掘削後（Type2,3,4）の方が、掘削地を中心として産卵利用可能領域の面積が多くなった。Type4では、掘削地周辺に産卵利用可能領域が一定の面積で形成された。

### (4) PHABSIM法を用いたWUA評価

流量 $100\text{m}^3/\text{s}$ の時、掘削前（Type1）と比較し、掘削後（Type2,3,4）の方が、各魚種、各成長段階でWUAの面積が多くなる傾向にあった。特に明瞭な増加傾向があるのは、ギンブナ（CA）、ニゴイ（HB）、アブラハヤ（PL）、モツゴ（PP）のような止水性魚類であった。

流量 $200\text{m}^3/\text{s}$ では、掘削前（Type1）掘削後（Type2,3,4）でWUAの面積は、各魚種、各成長段階でほぼ同様の傾向にあった。

### (5) 行動シミュレーション評価

図-7.20に行動シミュレーションによるモデル出水時（図-7.10）の魚類行動予測の結果を示す。Type1の地形にモデル出水が流下した時、仮想魚は下流側へ流下を続け、掘削地下流側の対岸で停止する結果となった。Type2の地形にモデル出水が流下した時、仮想魚は本流右岸側を通過し下流側へ流下するが、掘削地中央の対岸で停止する結果となった。Type3の地形にモデル出水が流下した時、仮想魚は掘削地沿いの河岸を流下し、最も下流側へ流下する結果となった。Type4の地形にモデル出水が流下した時、仮想魚は掘削地沿いの河岸に低流速域を発見し放流地点近傍に停止する結果となった。

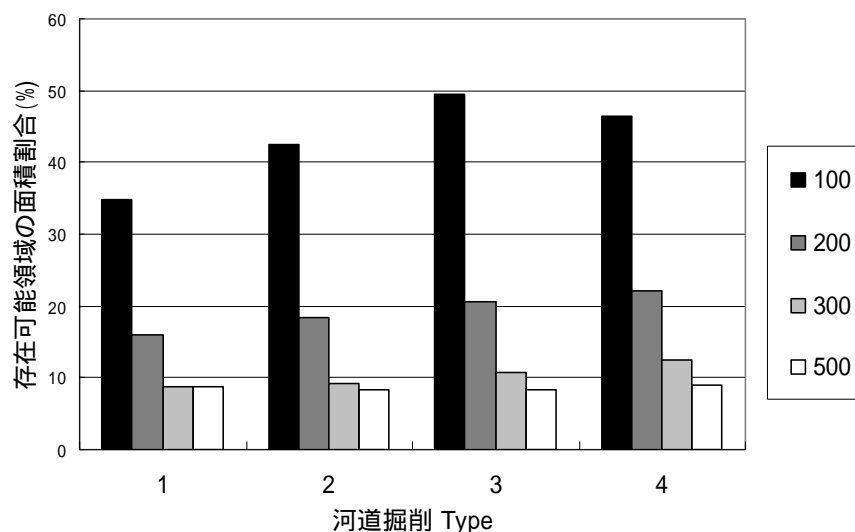


図-7.12 河道掘削 Type ごとの選択可能空間の面積割合

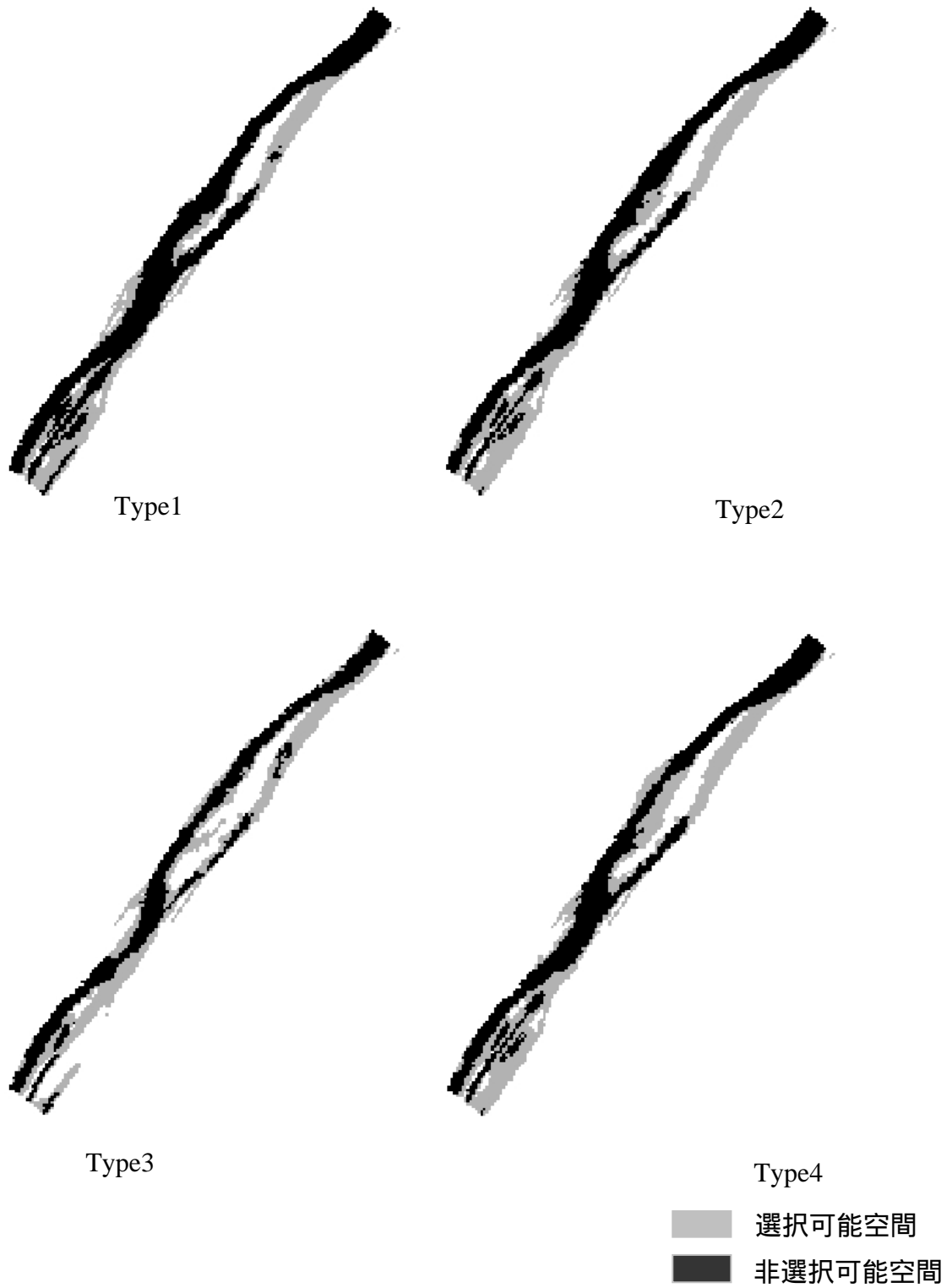


図-7.13 流量 100m<sup>3</sup>/s 選択可能空間

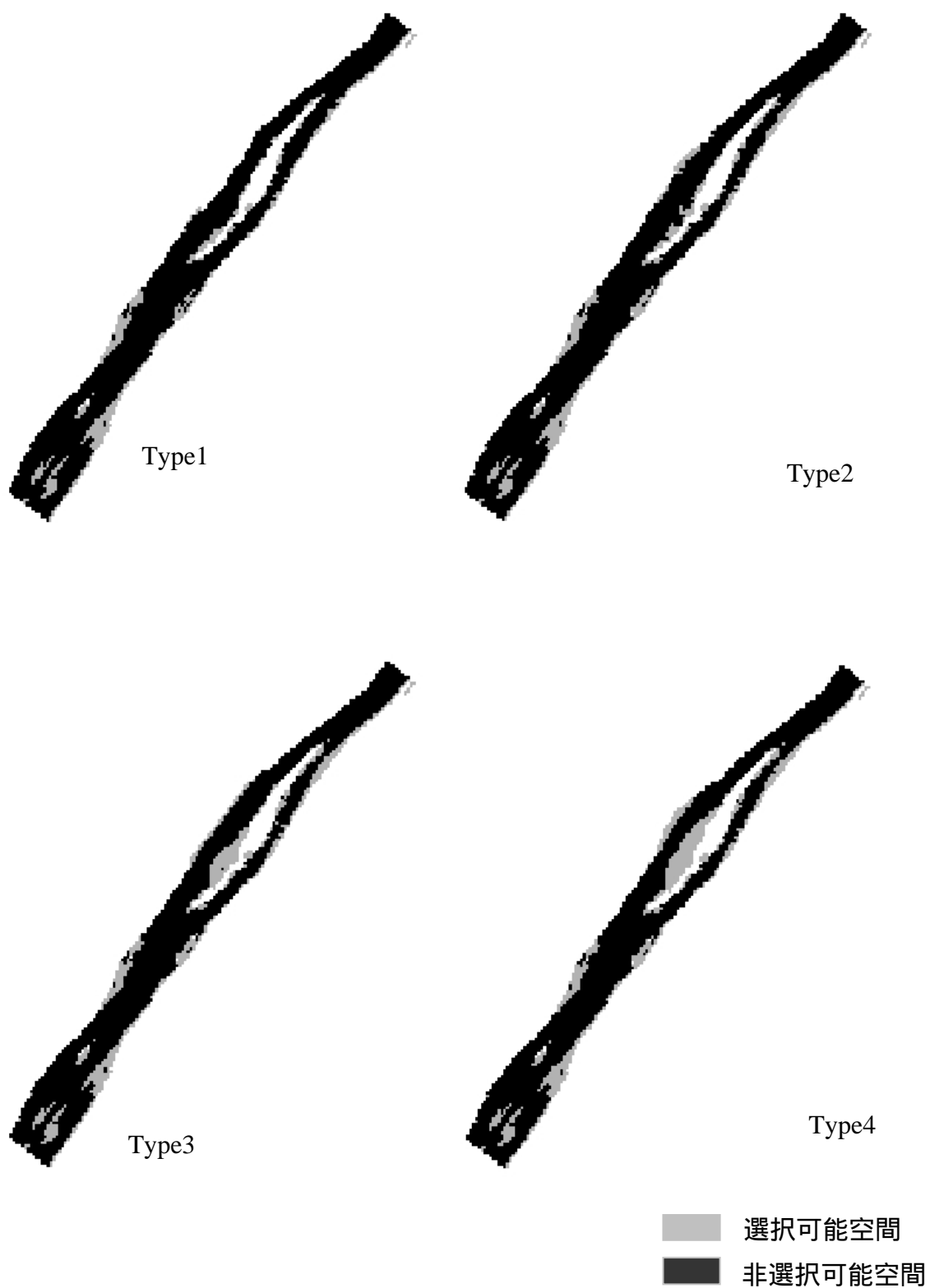


図-7.14 流量 200m<sup>3</sup>/s 時の選択可能空間

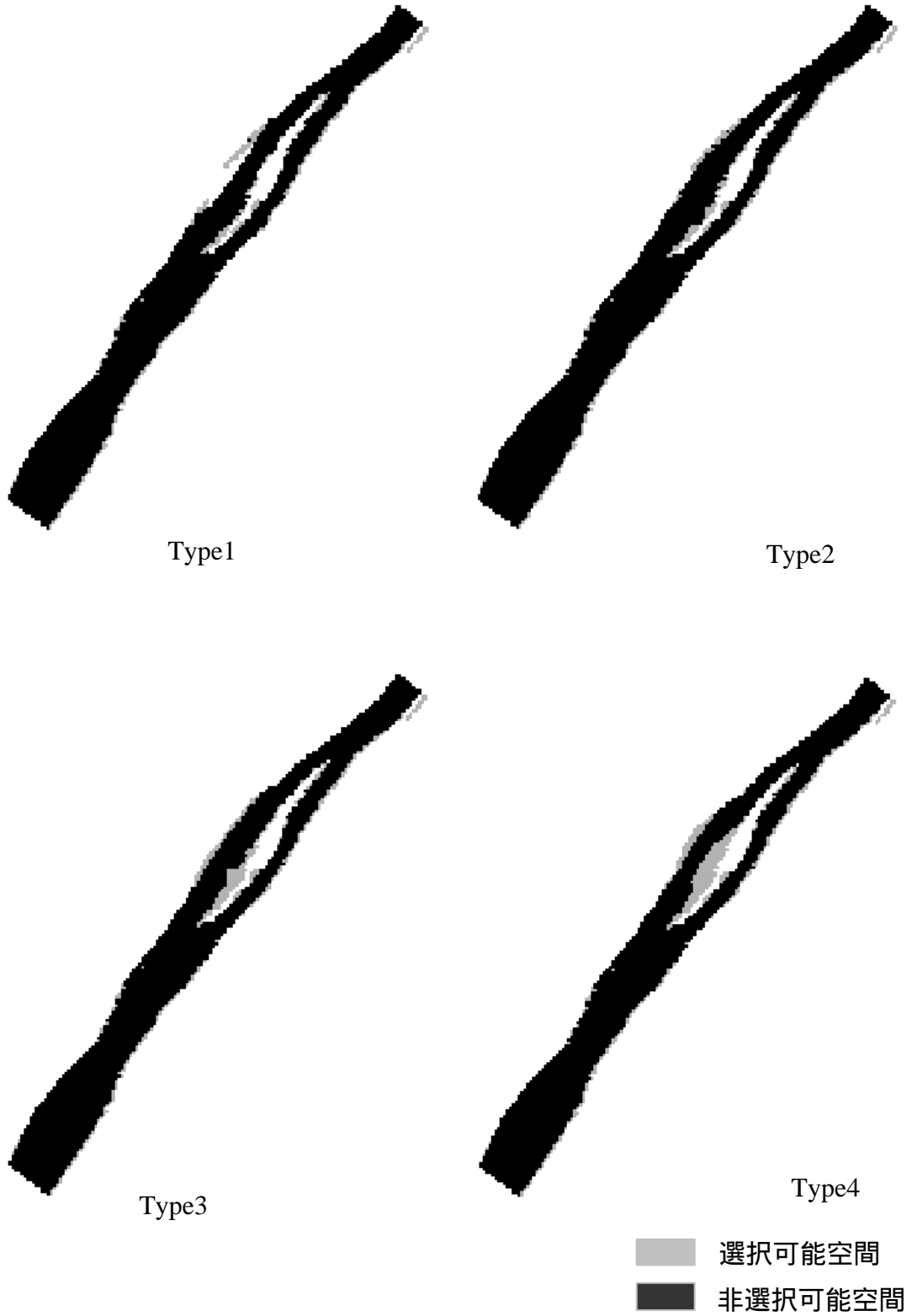


図-7.15 流量  $300\text{m}^3/\text{s}$  時の選択可能空間

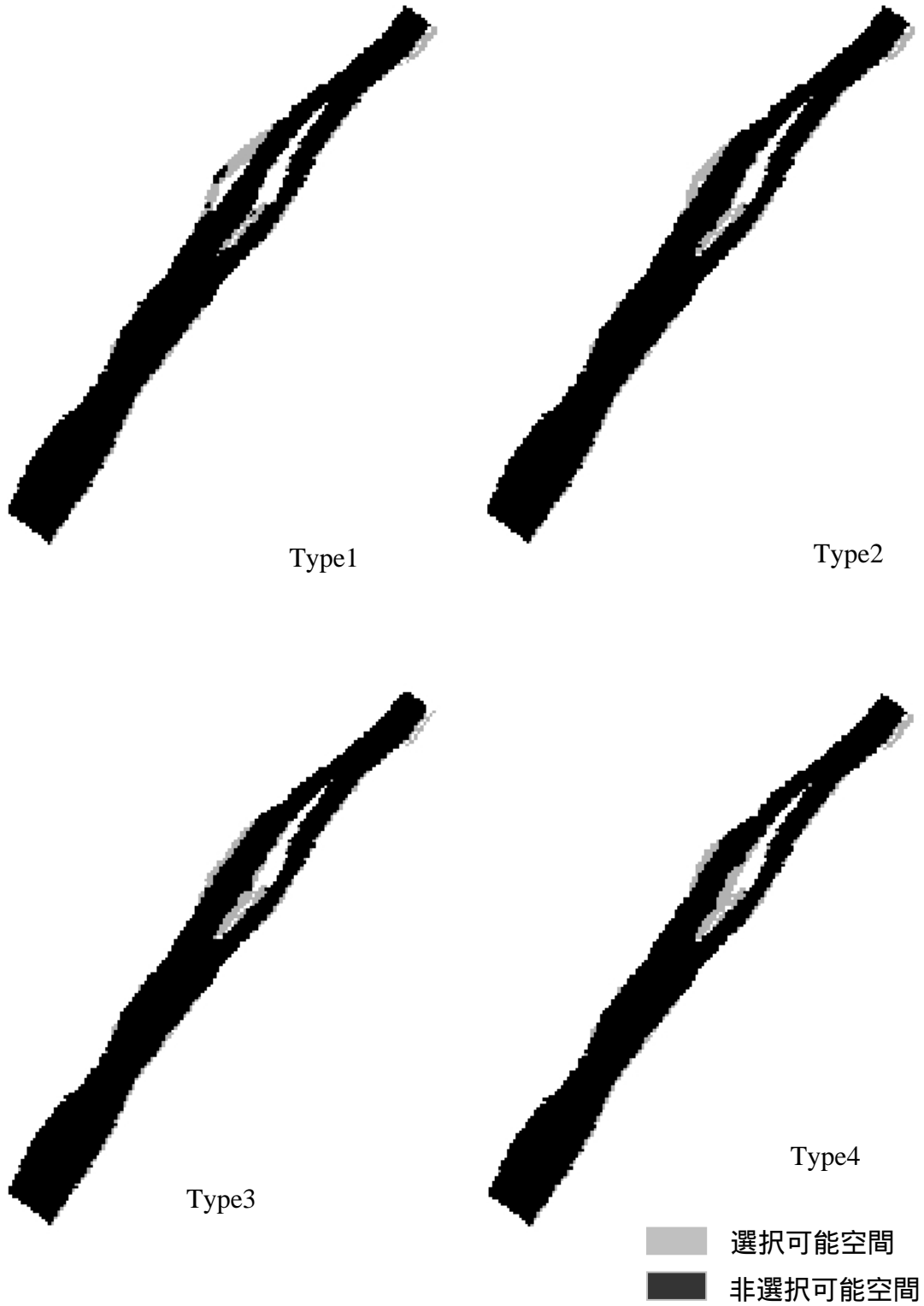


図-7.16 流量 500m<sup>3</sup>/s 時の選択可能空間

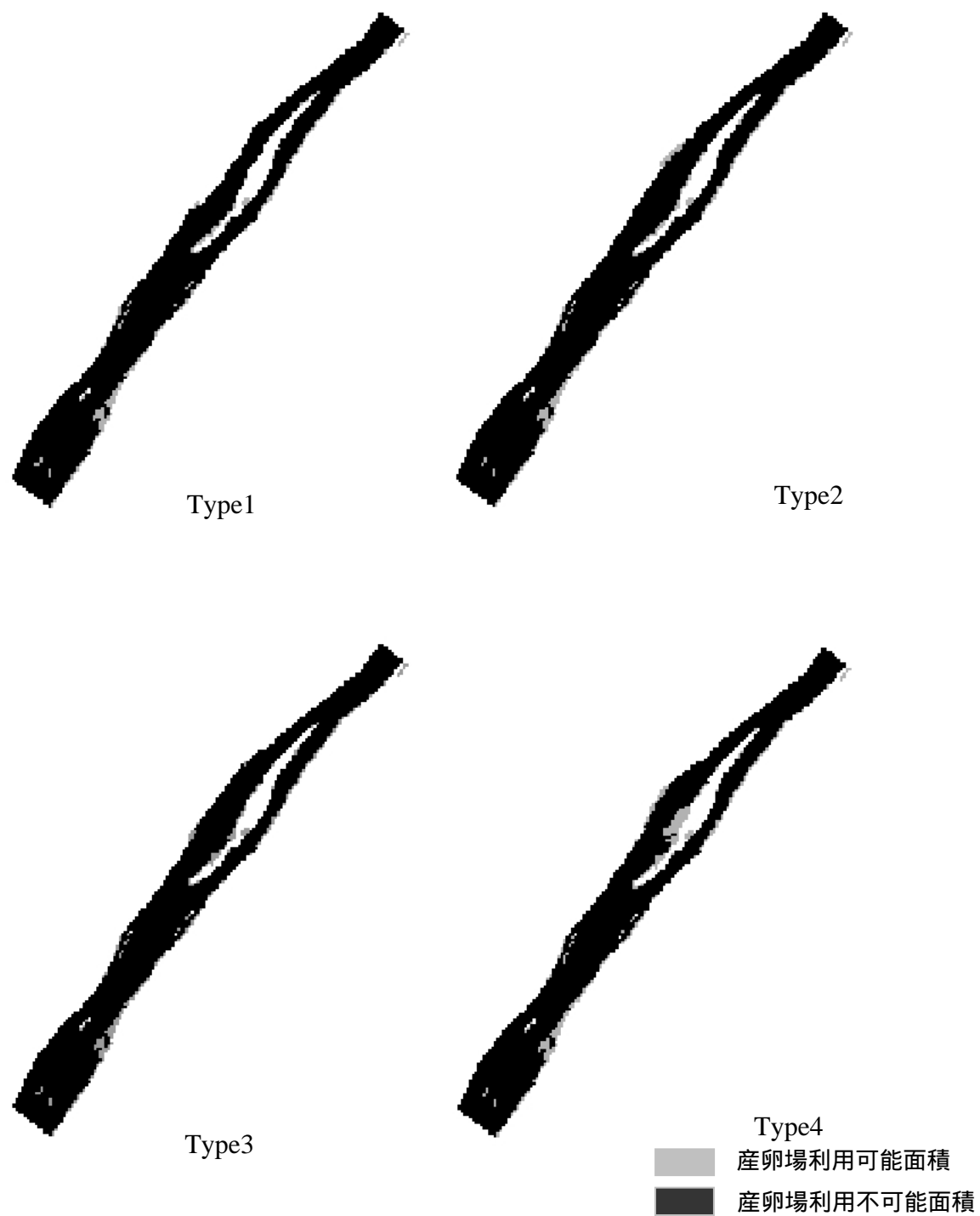


図-7.17 流量  $200\text{m}^3/\text{s}$  時の産卵場利用可能面積

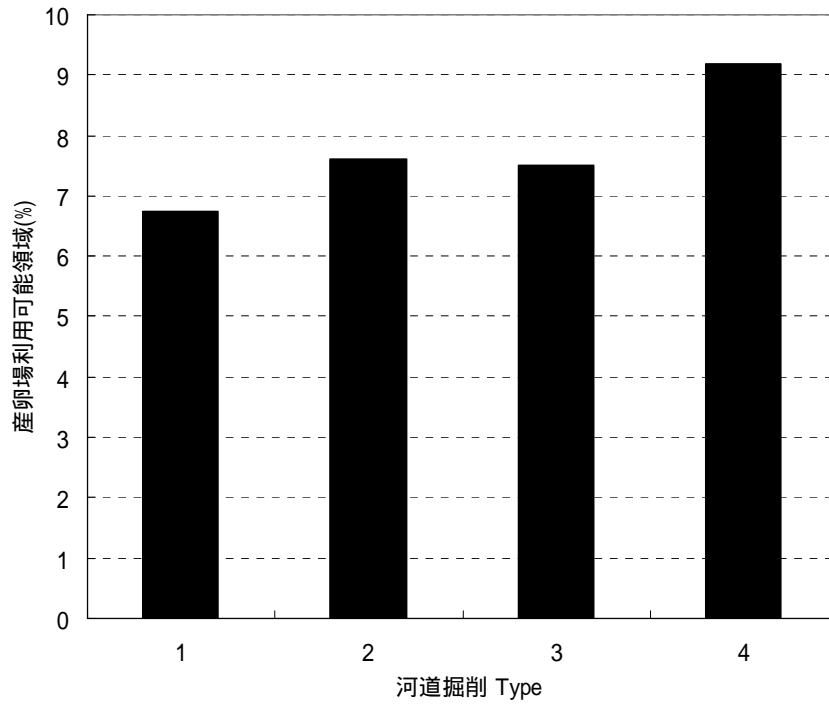


図-7.18 流量 200m<sup>3</sup>/s 時の産卵場利用可能面積

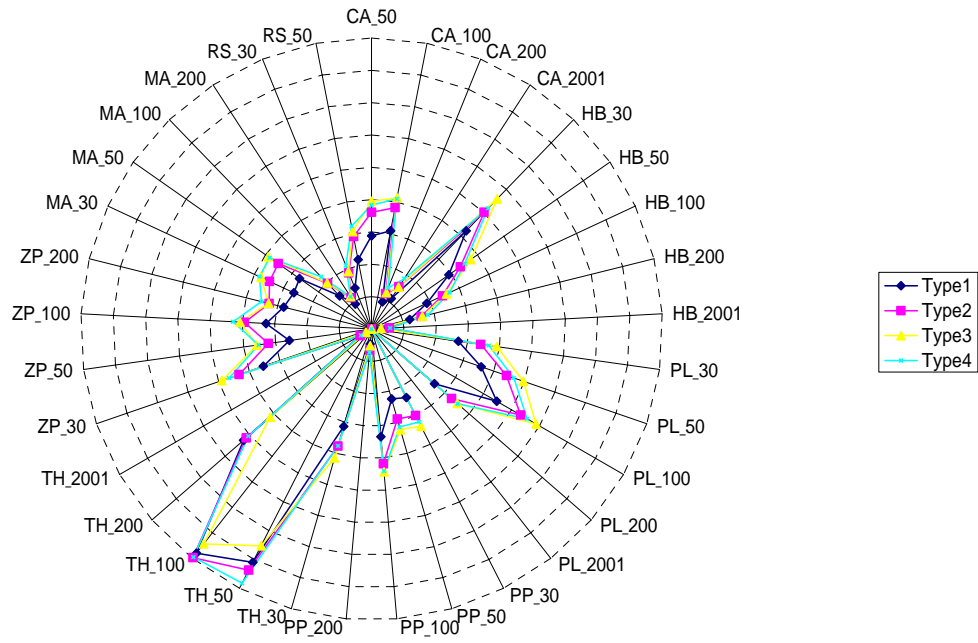


図-7.19 流量 100m<sup>3</sup>/s 時の各 WUA 面積



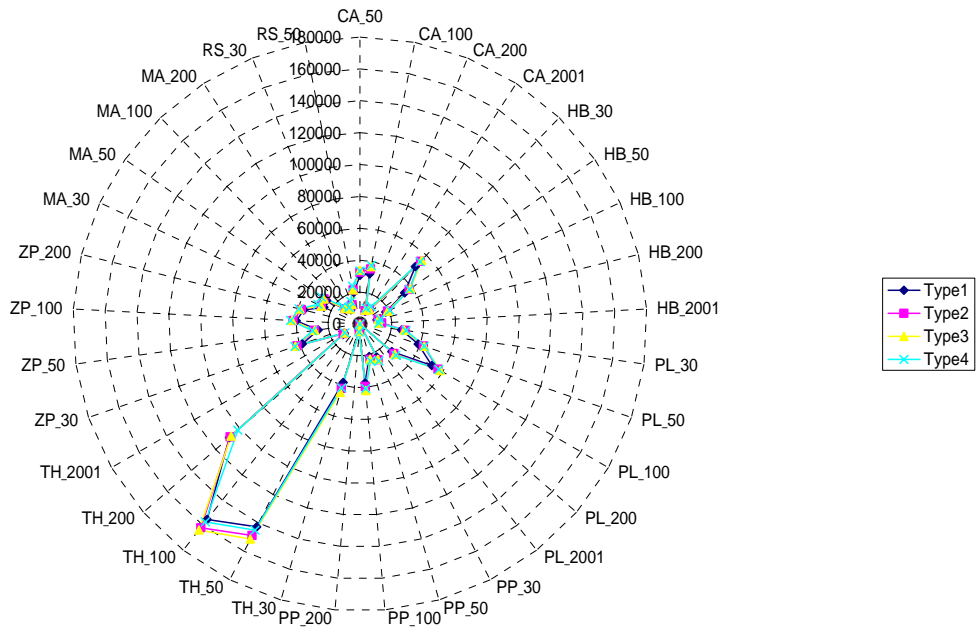


図-7.20 流量 200m<sup>3</sup>/s 時の各 WUA 面

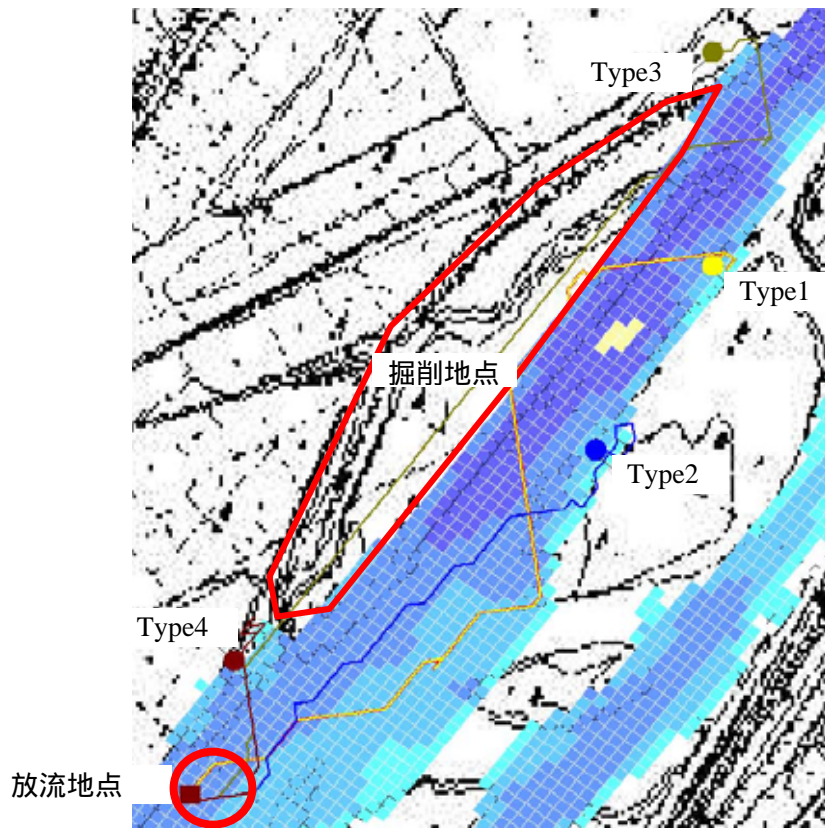


図-7.21 行動シミュレーションによる出水時の魚類行動予測結果

### 7.6.5 粟佐地区の高水敷掘削が魚類生息環境に与える影響評価

#### (1) 高水敷掘削が魚類生息環境の改善に与える効果

本研究で提案する生態的機能評価手法により高水敷掘削が魚類生息環境に与える影響を評価した結果、高水敷掘削による高水敷地形の変化は、魚類生息環境にプラスの効果を与えられ

る。粟佐地区に関して行った選択可能領域、ギンブナの産卵場利用可能面積、WUA面積の算定、行動シミュレーションの結果が、高水敷掘削による魚類生息環境の改善効果を支持している。掘削前と比較して流量200m<sup>3</sup>/sまでは、選択可能領域の面積は明瞭に増加する(図-7.12)。掘削前と比較して、ギンブナの産卵適地も高水敷掘削後増加する(図-7.17, 図-7.18)。流量100m<sup>3</sup>/sまでは高水敷掘削後、WUAの面積が増加する(図-7.19)。行動シミュレーションの結果が示すように、Type 3を除いて、仮想魚の流下距離は高水敷掘削後短くなる(図-7.21)。この現象は、高水敷掘削により、出水時の掘削地周辺の流速が減少し、結果として魚類生息環境は改善される方向になると考えられる。

河道内の樹林化、明瞭な高水敷形成による冠水頻度の減少が植物群落の多様性低下を引き起こすなど、河道内樹林化の弊害が指摘されるが、魚類生息環境面からも河道内の樹林化は河道内の平均流速を上昇させ、魚類生息環境の悪化を引き起こす可能性があることがわかる。

掘削による掘削地周辺の流速減少が魚類生息環境の改善に寄与したことは、Type4のように掘削面積が大きい高水敷掘削方法の方が、選択可能領域、水敷掘削形状の選択可能空間、ギンブナの産卵場利用可能面積、WUA面積、流下距離の減少が大きくなることから推察される。

しかし、高水敷掘削による効果は、出水時流量200 m<sup>3</sup>/sまでで、その効果が見られなくなると考えられる。顕著な例は、WUAの面積である。出水時流量100 m<sup>3</sup>/s時のWUAは、Type1と比較してType2~4の方がWUAの面積が大きくなる傾向があるが、出水時流量200m<sup>3</sup>/s 時のWUAの面積には、Type1~4の間で明瞭な差が見られなくなる(図-7.20)。これは、高水敷掘削による掘削地周辺の流速低減効果が、出水時流量200m<sup>3</sup>/s 以上では効果を発揮しないことを意味し、出水時流量200m<sup>3</sup>/s 以上でも魚類生息環境の改善効果を期待する場合には、より大きな面積の高水敷掘削が必要となることを示していると考えられる。

### 7.6.6 本研究の生態的機能評価手法実用性評価

#### (1) 利点

本研究で提案する生態的機能評価手法の最大の利点は、類型景観の物理環境変化から類型景観が持つ生態的機能の変化を、一定の精度で事前に評価できることである。本章の例では、高水敷という類型景観が掘削工事により、その物理環境特性を変化させた場合、魚類に提供していた生態的機能がどのように変質するかを、ある程度定量的に事前に評価することが可能であることが示された。

実際の河川改修、自然再生事業を行うときに問題となるのは、事業目的・改修計画も重要な問題となるが、事業目的を実現するための具体的な施工内容も問題となる。本研究で提案する生態的機能評価手法では、GIS等を用いて仮想的に表現すれば施工内容(高水敷の掘削形状等)までも検討できるのは大きな利点である。

さらに、事業目的・改修計画・施工内容の評価、再検討のフィードバックが可能になるのも、本手法の利点である。本章の事例では、現状を含め4つの河道形状を用意し相互比較を行ったが、4つの河道形状で十分な生態的機能の向上を期待できない場合には、その理由、再検討案を行い、最終的に十分な生態的機能を持つ掘削形状を検討するなどのフィードバックが可能になると考えられる。

また、本手法は、類型景観の生態的機能向上がどの程度の流量まで効果があるか検討できるのも利点である。従来の河川改修事業では、その効果がどの程度の時間発揮されるかは、定性的評価にとどまることが多かった。本章の例では、流量約200 m<sup>3</sup>/sまでは、その効果が発揮されることが明らかとなり、流量頻度から考えれば効果が発揮される時間は長いと考えることが出来る。

#### (2) 今後の課題

本章では、試行的に鼠橋地区の魚類調査結果で、掘削地区の物理環境変化が魚類生息環境に与え

る影響について評価を行っているが、本来ならば、栗佐地区の魚類群集の生態特性をもとに評価を行う必要がある。他の河川、他の地域で類型景観の生態的機能評価を行う場合には、他の地域の魚類群集の生態特性に関するデータを適用する必要がある。そのためには、他の研究・調査事例のデータを活用し、さまざまな魚類群集に適用できる生態特性データの蓄積が必要になると考えられる。

また、ATSは、実河川ではニゴイの行動追跡しか成功していない。魚類群集が受ける生態的機能評価のためには、他の魚種にも適用可能なATSの開発が必要となる。今後は、ATSの汎用化を図り、他の河川・調査地にも適用可能で、小型魚種の追跡が可能なATSへ発展させていく必要がある。ATSの開発の進展は、行動シミュレーション手法の発展につながり、本研究で提案する生態的機能評価手法が、より現実的な手法に発展すると考えられる。

2章では、河川生態系の特徴として流量変動に伴うダイナミックな環境変化を挙げた。本研究の生態的機能評価手法では、河川内の物理環境は一定時間安定しているという前提で研究を進めた。しかし、実際の河川生態系では、1年の内に何度かは、河川内の物理環境、生物群集は攪乱を受け変動する。自然再生事業等による類型景観の生態的機能復元を行った場合、どの程度の時間、復元した生態的機能が維持されるかを検討する必要がある。そのためには、4章で行ったように固定床の計算による物理環境情報の再現だけでなく、河床変動等による動的な物理環境情報の再現を行っていく必要があると考えられる。

#### 7.6.7 より有効な生態的機能評価に向けて

栗佐地区の掘削事例では、掘削地の掘削形状はType 4 のようには切り下げされなかった。これは、高水敷掘削による生態的機能の受益者として、魚類以外の生物群集（植物、陸上昆虫、水生昆虫等）に配慮したためである。

本研究では、生態的機能の受益者として魚類を想定し、生態的機能の評価手法の開発を行ってきた。本研究の意義・新規性は、生態的機能を定義し、その評価を行う観点、その手続き論を一連の流れとして構築し、検証した点にある。

しかし、本研究で提案する生態的機能評価手法が、実際の河川改修・自然再生事業等で活用されるためには、対象類型景観、生物群集の適用事例を増やし生態的機能評価手法を改善していく必要があると考えられる。

#### 参考文献

千曲川河川生態学術研究会千曲川研究グループ 千曲川の総合研究 栗佐地区の試験的河道掘削に関する研究報告書（印刷中）。

## 8 . 結論

### 8.1 各章の研究成果

本論文を取り纏めるに当たり、各章で得られた成果を以下に示す。

第1章では、人間社会の維持・持続的発展性には、生態系が人間にもたらす便益が必要不可欠であること、生態系が物理環境と生物群集の相互作用のシステムであること、土木事業が生態系保全のために実施すべきことは物理環境が生物群集へ果たす役割を保全・修復し、生態系のシステムバランスを保全・修復することが必要であることを議論した。その上で、本論文の方向性と目的をまとめた。

第2章では、生態系の特性、主に生態系の複雑さ、システム記述の難しさを整理し、本研究で取り扱う「生態的機能」の定義を行った。すなわち、類型景観が生物群集へ果たすサービスのうち、物理環境特性に影響を受ける側面が強いサービスだけに着目し、そのサービスを「生態的機能」と本研究では定義づけた。その後、既存研究で提案されている生態系評価手法、生息空間評価手法を整理し、その改良を行い類型景観の生態的機能評価へ結びつけるには、「空間的階層性への配慮」「時間的変動性への配慮」「移動性のある動物への対応」の必要性があることを明らかにした。そのため、第4章で、「空間的階層性への配慮」「時間的変動性」へ配慮した生態的機能評価手法の開発を行うこと、第5章・第6章では、「移動性のある動物への対応」を行うために、テレメトリ手法の自動システム化と物理環境情報を用いて動物行動を予測する手法の開発を行うこと、という形で本論文を構成することを結論づけた。

第3章では、生態的機能評価手法の開発を行う上で適当な河川、対象区間、類型景観、対象生物を選定する議論を進めた。対象河川、対象区間、類型景観、対象生物に必要な要件設定し、その要件に適切な河川、対象区間、類型景観、対象生物を選定した。その結果、対象河川として信濃川水系千曲川、対象区間として鼠橋地区（長野県埴科郡坂城町、以下調査地と記述する）、対象類型景観として一時的水域（Temporary Water Area：以下、TWAと記述する）、対象生物として魚類群集を選定した。

第4章では、既存の生息空間評価手法では不足していた時間的変化、空間的階層性・不均質性への配慮を行い、簡易な水文統計、水理計算及び地理情報システムを組み合わせ一時的水域の魚類群集への生態的機能を評価する手法を開発した。調査地のTWAを対象に上記の方法を適用し、TWAの生態的機能分析、生態的機能を支える物理環境特性分析を通して、上記方法の有効性を確認した。4.2節では、TWAの生態的機能（魚類群集多様性への寄与、ギンプナへの産卵場提供）とそれを支える物理的環境を上記方法を用いて評価した。その結果、TWAに生息する魚類群集は多様性が高く、TWAには魚類群集多様性に寄与する生態的機能があることが確認された。また、その生態的機能は、「本流との接続頻度」、「面積」、「干上がり」のような既往研究で指摘されている物理環境以外に「選択可能空間」という出水時にTWA周辺に形成される低流速域が重要であることがあきらかにした。4.3節では、TWAが持つ多様な魚種、各成長段階への生息場提供機能を上記方法と物理生息場モデルを併用し評価した。その結果、TWA内部の流速が遅い特性が多様な種・多様な体長サイズの魚類生息を可能にしていること、時間的にTWA内部の安定した物理環境特性（流速、水深、水温等）が多様な魚種、各成長段階への生息場提供機能を可能にしていることが明らかになった。

このように、4章で提案した方法は、生態的機能を支える物理環境評価に必要な「時間的変化」、「空間的階層性・不均質性」の概念を、比較的簡便な手法で評価することが可能な手法であることが明らかになった。

第5章では、「移動性」への対応として、テレメトリ手法を改良した魚類自動行動追跡システム（ATS：Advanced Telemetry System）の開発、魚類行動追跡実験によるATSの実証実験を行った。5.2節では、魚類行動を約3分に1回、自動的に追跡できるATSの基本システム開発に成功した。ゲンゴロウブナの行動追跡に成功し、その行動圏面積、行動周期等の行動特性を分析することが可能となった。5.3節では、調査地において開発したATSを設置しATSを用いて、ニゴイ（以下、供試魚と記述する）の魚類行動を約5.5ヶ月間追跡することに成功した。その結果、供試魚の行動圏は約4,000m<sup>2</sup>、選好した空間は流速約0.85m/s、水深0.8mと一定の物理環境特性を持っていた。追跡期間中、出水時中のニゴイの行動を追跡することにも成功した。その結果、供試魚は流量増加に伴う流速変化に対応し移動を行い、通常は水域ではない高水敷上の低流速域を利用しながら流下を回避する行動をとった。5章の研究により、ATSを用いて魚類行動を定量的に追跡し物理環境との関係性を分析することが可能であることが示された。

第6章では、物理環境と魚類行動の関係性をより深く理解するために、水理特性から魚類行動を予測する手法（以下、行動シミュレーション手法）の開発を行った。6.2節では、基本手法の開発として、実験河川の人工出水時のギンブナの行動予測手法を開発した。その結果、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を制限するという行動シミュレーション手法でギンブナの行動予測を行うことが出来ることが明らかになった。6.3節では、6.3節の解析手法を進展させ魚類行動を2次元で予測する手法を開発した。5.3節で調査・解析したニゴイ行動と流況特性の関係性から、ニゴイ行動予測を行う手法の開発を行った。その結果、巡航速度以下の空間選択の判断、移動方向の判断、行動モード（流下モード）を変化させることで、ニゴイの行動予測を行うことが出来ることが明らかになかった。

第7章では、第4章～第6章までに提案した手法を一連の手順としてとりまとめた。同時に、粟佐地区（長野県千曲市、以下、掘削地と記述する）における河川高水敷掘削事業に本研究で提案する手法を適用した。そして、掘削前後、掘削形状の違いによる物理環境変化が高水敷の生態的機能に与える影響の評価を通じ、本研究で提案する生態的機能評価手法（以下、生態的機能評価法と記述する）の実用性、利点、問題点を評価した。その結果、本研究で提案する生態的機能評価手法は、調査地以外でも物理環境データが十分に整備されていれば適用が可能であることが明らかになった。生態的機能評価法は、類型景観が持つ物理環境特性が変化した場合、類型景観が持つ生態的機能変化を一定の精度で事前に予測することが可能であること、河川改修内容の再検討時に具体的な検討材料を提供できること、河川改修事業の効果が年間どの程度の時間有効であるかを検討可能なことなどの利点を持つことが明らかになった。反面、生態的機能評価法は、物理環境と魚類群集の生息状態を結びつけるデータが不足していること、ATSを調査地以外のフィールドで適用するには、低予算的化、技術的な習練が必要であること、河床変動計算などを取り入れた物理環境の動的変化予測などが必要であること、などの問題点があることが明らかになった。

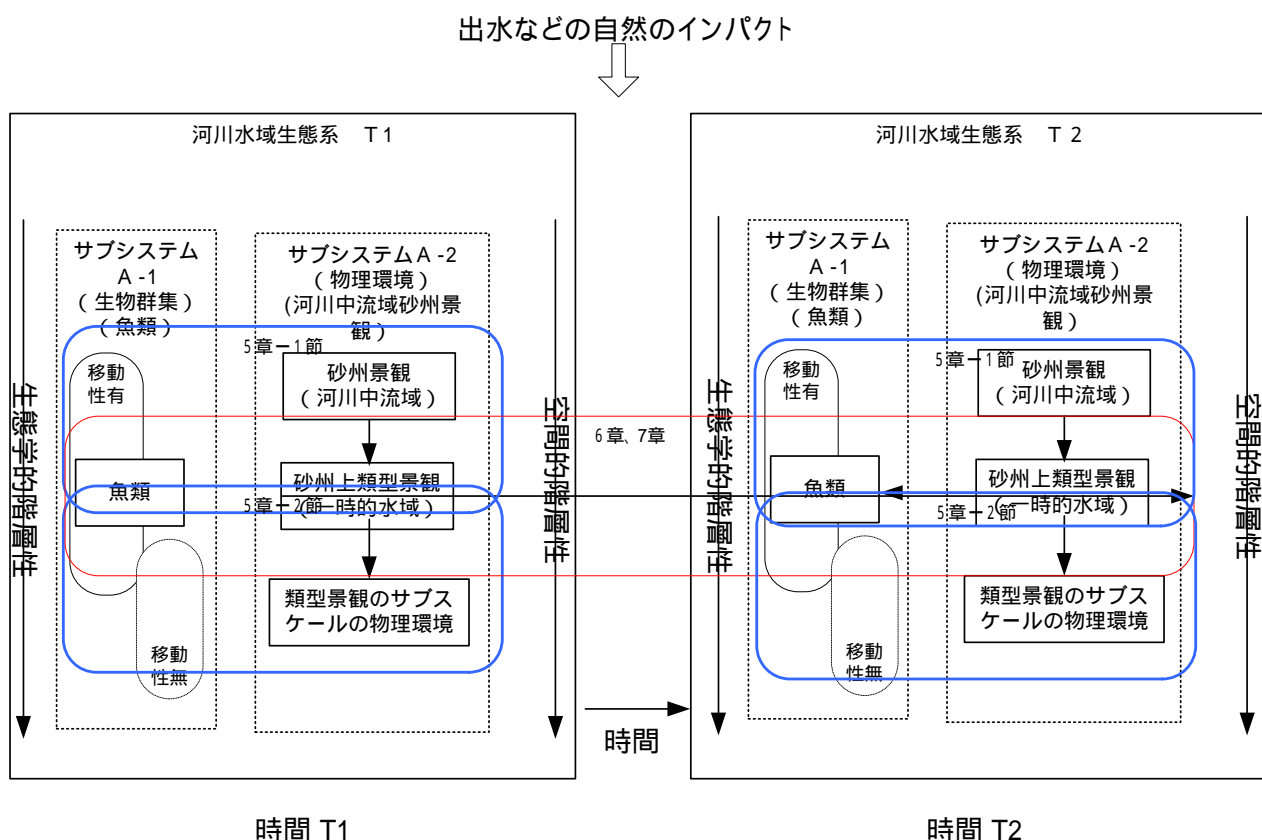


図-8.1 本研究における課題の解決 (図-2.10再掲)

本論文では、千曲川中流の調査地におけるTWA、掘削地の高水敷を対象として、以上のような成果を得た。研究目的で開発しようとした手法(2.3節参照)の全てが技術として十分な完成度まで仕上げられたわけではない。しかしながら、図-8.1の主要な部分を個別に扱って得た各章の成果を一連の手続きとして取り扱えば、7章で得た結論のように河川生態系を構成するTWA、TWA以外の類型景觀の生態的機能の一部を評価することが可能であるし、他にもさまざまな展開が期待できる。以下の次節では、残された課題をあげるとともに、類型景觀の生態的機能を評価し、その機能保全を行うために、今後、取り組んでいく上での方向性を提示する。

## 8.2 今後の課題と展望

本研究を通して、魚類の生息に大きな影響を持つ流水環境を簡便な水文統計・水理計算により定量的に再現し、さまざまな形態をとる流水環境が魚類生息に与える影響を評価する手法を開発すること、魚類行動を定量的に追跡する手法を開発し物理環境と魚類行動を関連づけ、物理環境情報を用いて魚類行動を予測する手法を開発した。

本研究を遂行することにより、  
、  
の目的の大半は達成できていると考えられるが、達成できな

った課題をとりあげながら、今後の課題を整理する。

の目的について残された課題は、物理環境（流水環境）と魚類群集の関係性が、調査地のデータだけに依存し、限定的な点である。他の河川での適用を考えた場合、調査地で確認された魚類以外の種に関して物理環境と魚類生息の関係性を評価する試みが必要と考えられる。魚類の体長を基準とした巡航速度・突進速度という基準値は存在するが、日本に存在する魚種には、さまざまな行動特性を持つ魚類が存在し、巡航速度・突進速度という単純な基準値だけでは、その関係性は評価できない。こうした物理環境と魚類群集の関係性を他の現地調査データなどを統計的に分析し、より正確な関係性を評価することが課題である。

の目的についてのもうひとつの大きな課題は、本研究で開発した手法は、物理環境が一定期間、安定して同一の形状を維持しているという前提で水文統計・水理計算を行っていることである。実際の河川では、物理環境、特に河床地形は常に変化し流水環境に影響を与えている。小規模な出水では、河床地形変化は無視できる程度の変化の場合もあるが、年に複数回生じる中規模出水では、河床地形変化が顕著に生じることが考えられる。真に、類型景観を通した河川生態系維持を考える場合には、7章で取り上げたような物理環境変化がどの程度の頻度で生じ、出水が起こった場合にはどのような変化が生じると考えられるかを評価する必要がある。そのためには、物理環境、特に河床地形の変化を将来的に予測する手法の開発が必要となる。河床地形変化を予測し、そこに本研究で開発したような流況再現を行うことができれば類型景観を通した河川生態系保全の有効性をより定量的に評価できると考えられる。

の目的について残された課題は、ATS対象動物が限定されることが挙げられる。

ATSに適用できる十分な電波出力を持つ小型電波発信機が開発されていない点が問題となる。現在、ATSに適用している電波発信機は、海外で製作された大型のものを利用している。そのため、ATSで追跡可能な魚類は限定される。今後は、ATS用の小型発信機を開発していく必要があると考えられる。

類型景観の生態的機能評価、類型景観を通した河川生態系保全には、多くの課題が残されていると考えられるが、少なくとも次のことが言える。すなわち、千曲川に限らず類型景観の生態的機能を評価しその機能を保全を検討する際には、空間的階層性・不均質性、時間的变化を十分に考慮し、類型景観の物理環境特性・その発生頻度を再現することが第1段階である。その後、生態的機能の受益者となる生物群集の生態特性と類型景観の物理環境特性との関係を見出すことが重要なのである。

本論文で直接的に取り扱ったのは、千曲川中流域におけるTWAの生態的機能評価であるが、河川における類型景観の生態的機能評価の一般的な方法論を提示したという点で十分に汎用性があり、有意義な成果であると考えられる。本論文で取り扱ったような類型景観の生態的機能保全を通した河川生態系保全は、今後、河川のみならず自然再生事業等の生態系保全の取り組みに寄与できる成果と考えている。今後の自然再生、生態系保全のために本論文が問題解決に向けた一助になることを祈念して、本論文の結びとする。

## 謝辞

本論文は、私が土木研究所に入所して以来現在に至るまでの約13年間の研究成果を用いながら辻本哲郎教授のご指導を賜りながら約5年間にわたりとりまとめたものです。

今日に至るまでの終始変わらぬご指導を頂いた名古屋大学大学院工学研究科社会基盤工学専攻辻本哲郎教授に心より御礼申し上げます。本研究を進めていく中で、常に大局的な視点に立ち温かく見守っていただき、適切な方向に導いてくださったこと、研究することのよろこび、苦しみを学び得たことなど、先生への感謝の念は表しきれません。生態的機能評価手法の開発という壮大なテーマを設定した私に、生態的機能の定義を題材に、学問を行う上での概念・用語の大切さをご指導いただいたことは、今も私の大事な教訓として残っております。概念・用語に厳密さを欠いた当時の私にとって、概念・用語を構造的に整理し論理をくみ上げていく作業は大変苦しく時間のかかる作業でありました。辻本哲郎教授に温かく見守っていただきご指導を頂いたことは、私が本論文を進めていく上では大きな励みとなり喜びとなりました。河川生態系を扱う学術・技術分野は、まだ多くの確立されていない学術・技術的な課題が山積しています。その課題に取り組んで行く上で、辻本哲郎教授にご教授いただいた概念・用語の大切さは、大きな拠り所になると存じております。辻本哲郎教授にご指導いただいた内容を胸に、今後も努めてまいりたいと存じます。

名古屋大学大学院工学研究科社会基盤工学専攻水谷法美教授、名古屋大学大学院工学研究科社会基盤工学専攻戸田祐嗣准教授、名城大学理工学部谷口義則助教授、には、本論文の草稿に目を通していただき、重要なご指導を賜りました。ここに深甚の謝意を表します。

独立行政法人土木研究所水環境研究グループ河川生態チーム天野邦彦上席研究員には、本研究を進めた5年間、常に適切・懇切なご指導を賜りました。研究の基本構想からはじまり解析方法等の技術的内容まで十分な研究基礎力を持たない私を適切な方向に導いていただきました。ここに深甚の謝意を表します。

本研究は、生態学との学術領域にあることから、生態学を専門とされる、以下の方々のご教授・ご助言なくしては成り立ち得ないものであります。弘前大学農学生命科学部東信行准教授には、魚類行動生態学の基礎についてご教授いただきました。宮崎大学教育文化学部岩本俊孝教授には、野生動物の行動生態学、特に行動戦略についてご教授いただきました。本論文では、野生動物の行動生態を扱い研究を進めていく上で、その生理・生態に関しては全くの素人であった私を丁寧に指導いただきありがとうございます。以上の方々に、心より感謝申し上げます。

本研究でフィールドとした千曲川中流域の河道特性を論じるにあたっては、国土交通省北陸地方整備局千曲川河川事務所には千曲川の測量データなど各種解析に必要なデータを提供していただきました。ここに記して、御礼申し上げます。

本論文の一部は、「河川生態学術研究会千曲川グループ（代表：中村浩志教授（信州大学）」の一環として行われたものであります。千曲川を対象としたフィールド研究を進める中で本プロジェクトに参加できたことは掛け替えの無い体験でした。魚類をはじめ多くの生物を対象とする生態学者の先生方、実際の河川管理を行う北陸地方整備局及び千曲川河川事務所の方々との議論や交流は、さまざまな視点から本研究を見つめなおす機会になり、本研究の方向性を示唆するものでした。研究代表者である中村浩志教授、プロジェクトを主催した国土交通省河川局河川環境課、北陸地方整備局及び千曲川河川事務所の方々



をはじめ、携わった全ての方々に感謝いたします。

なお、本論文は、河川生態系の評価をテーマとしたものですが、そもそも私がこの分野に取り組む直接的なきっかけは、平成7年に建設省土木研究所河川環境研究室（当時）に配属され、河川中流域を対象としたことに始まります。その当時感じた河川生態系研究や河川環境保全に関する疑問、改良の必要性が、本研究の原点になっていたように思います。建設省土木研究所河川環境研究室（当時）、国土交通省河川環境研究室（当時）、独立行政法人土木研究所水循環研究グループ（当時）、独立行政法人土木研究所水環境研究グループの上司、先輩の方々には、さまざまな指導・ご助言をいただきました。携わった全ての方々に感謝いたします。その中でも特に、暑いときも寒いときも千曲川に通い観測をともにした以下のメンバーの協力なくしては、本研究は達成し得なかったと思います。

千曲川の魚類調査に何度と無く同行いただいた本田隆秀氏（現共和コンクリート工業）、時岡利和氏（現独立行政法人土木研究所）、対馬孝治氏（現豊橋技術科学大学）、山下慎吾氏（NPO法人黒潮実感センター）、竹下邦明氏（現林復建調査設計）、上記の各氏に対し深く感謝いたします。

また、物理環境の定量化に重要な役割を果たした水理計算を手伝っていただき、本研究の草稿に目を通していただいた原田守啓氏（大日コンサルタント）に対し深く感謝いたします。

最後に、土木研究所入所以来、家を離れた私の色々なわがままを最後まで聞き届けてくれ温かく見守ってくれた両親、家族の皆様、そして一切の雑事を引き受け、そして苦しい時も楽しい時も常に私を支えてくれた、妻和歌子に心から感謝いたします。