

博士論文

魚の体長に基づく遊泳特性を活かした魚道群における魚の
移動及び利用の実態と魚道の管理に関する研究

**Research on fish movement and usage status into multiple fishways and
management of fishway taking advantage of the swimming characteristics
based on body length of fish**

指導教員

田中 規夫 教授

東日本旅客鉄道株式会社

枡本 拓

令和5年9月

目次

第1章 序論	1
1.1 研究の背景	1
1.2 先行研究	1
1.2.1 既存の魚道と比較した Rock-ramp fishway の有効性	1
1.2.2 魚道と魚の体長に基づく遊泳特性	5
1.2.3 Rock-ramp fishway における魚の生息と植生管理	7
1.3 本論文の目的と構成	8
第2章 研究エリアと魚道等の構造改善	10
2.1 研究エリア	10
2.2 魚道等の構造改善	13
第3章 既存の魚道と比較した Rock-ramp fishway の有効性	18
3.1 目的	18
3.2 方法	18
3.2.1 魚道の物理量の定量化	18
3.2.2 魚道における魚類捕獲調査	20
3.2.3 ダムの上下流における魚類捕獲調査	23
3.3 結果	25
3.3.1 魚道環境の定量化	25
3.3.1.1 魚道の物理環境	25
3.3.1.2 魚道の環境要因	26
3.3.2 3つの魚道の活用	28
3.3.3 底生魚の生息地としての利用	31
3.3.4 Rock-ramp fishway の効果	35
3.4 考察	37
3.4.1 設計対象魚種による魚道の選択	37

3.4.2 底生魚や遊泳能力の小さな魚への効果	3 8
3.4.3 Rock-ramp fishway 設置による生物多様性への貢献	3 9
3.5 まとめ	4 1
第4章 ウグイの生物学的特性による魚道の選択的行動	4 3
4.1 目的	4 3
4.2 方法	4 4
4.2.1 魚類捕獲調査	4 4
4.2.2 魚道改善前（2010年）と改善工事中（2011年）の調査	4 4
4.2.3 魚道構造改善後の順応的管理に基づく調査の実施期間	4 5
4.3 結果	4 6
4.3.1 魚道改善前後の夜間調査	4 6
4.3.2 魚道別の魚種構成	4 7
4.3.3 ウグイの婚姻色の有無と魚道別の捕獲割合	5 0
4.3.4 ウグイの婚姻色の有無と遡上環境との関係	5 0
4.3.5 魚種による魚道の選択	5 1
4.4 考察	5 8
4.4.1 魚種による Rock-ramp fishway の利用実態	5 8
4.4.2 ウグイの平均体長と魚道の選択	5 8
4.4.3 ウグイの生物学的特性による魚道選択	5 9
4.4.4 宮中取水ダムの上流への貢献	6 1
4.5 まとめ	6 2
第5章 Rock-ramp fishway における魚の生息と植生管理	6 3
5.1 目的	6 3
5.2 方法	6 3
5.2.1 植生調査の範囲と方法	6 3
5.2.2 魚類調査の範囲と方法	6 6
5.2.3 植生調査と魚類調査の結果の分析	6 7

5.3 結果	68
5.3.1 植生の変遷と定量化	68
5.3.2 植生と魚類の生息域の変遷	79
5.4 考察	85
5.4.1 調査エリアごとの植生の確認種	85
5.4.2 植生と魚類生息状況との関係	86
5.4.3 Rock-ramp fishway の植生管理	88
5.5 まとめ	91
第6章 結論, まとめと今後の展望	92
6.1 結論	92
6.2 まとめと今後の展望	96
参考文献	98
参考文献 (資料)	108
基礎データ	109
業績リスト	115
謝辞	118

第1章 序論

1.1 研究の背景

信濃川における宮中取水ダムでは、発電取水により魚類の生息環境に分断が生じないように、1939年のダム設立当初から魚道を設置し、1988年に1度目の魚道改良を実施した。その後、「信濃川中流域水環境改善検討協議会（1999年1月設置、国交省主催）（以下、中流域協議会）」から2009年に、サケなどの魚類の遡上降下が円滑に行われるための魚道等の構造改善の必要性が提言された。提言における宮中取水ダム魚道等に対して示された課題を踏まえ、東日本旅客鉄道株式会社（以下、JR東日本）は、「信濃川発電所宮中取水ダム魚道構造改善検討委員会（2009年9月設置、JR東日本主催、2010年6月以降は同フォローアップ委員会）」での検討を踏まえて2度目の魚道等の構造改善を実施した（2012年3月完成）。具体的には、大型魚道のアイスハーバー化、魚道隔壁天端の複合三円弧形状化、取水制限流量（維持流量）を放流するゲートオペレーションの改善、魚道ゲートの改良などの他、多様な魚類の生息と移動に配慮するため、他の魚道とは流速や水深の異なる Rock-ramp fishway（せせらぎ魚道）を新設した。

JR東日本は、2020年5月に環境長期目標「ゼロカーボン・チャレンジ 2050」を策定し、2050年度の鉄道事業におけるCO₂排出量の「実質ゼロ」にチャレンジしている。「つくる～送る・ためる～使う」までのエネルギーネットワークの取り組みの一つである「つくる」における自営発電効率の向上のため、そして、主に首都圏の鉄道輸送サービスを提供するための安定した電力の確保のため、年間の使用電力量の約20%を占める自営水力発電は重要な位置を示している。そういったことから、水力発電における水利用と河川環境との調和をさらに強くすすめるため、魚道群における魚の移動及び利用の実態と魚道の管理に関する研究に取り組むものである。

1.2 先行研究

1.2.1 既存の魚道と比較した Rock-ramp fishway の有効性

河川の連続性は魚の移動に不可欠であるが、ダムや堰によって中断されることがある。ダムやその他の人為的な川の横断工作物は、魚類の生息地を変化させ、連続性を分断する[Gehrke et al. 2002]。それは、河川内の生態系に障害を生み出し、移動を妨げる[Nallaperuma & Asaeda

2019; Albayrak et al. 2019]だけでなく、サケが遡上をあきらめて下流域で産卵することによる個体群の分布を変える可能性もある[Thorstad et al. 2008]. Han et al. [2008] は、その傾向が在来の淡水魚より外来種の割合が有意に高かったと報告しており、Radinger & Wolter [2015] は、河川内の縦断方向のつながりや魚類の分散能力を考慮して新しい適切な生息地を提供することを重視している。水力発電は偶発的な緊急停止によりダム下流の河川流量の急激に減少を引き起こす可能性があることから、生物相に深刻な影響を与えないよう、自動的にバイパスできるシステムも重要である[Halleraker et al. 2023]が、体長の大きな個体は、バイパスルートへの侵入を拒むことも考えられる[Nyqvist et al. 2017].

水力発電所で発電された電気は、再生可能エネルギー源として人間社会に欠かせないものである。そして、十分に必要な魚道の流量とそれが水力発電の価値に及ぼす影響について検討し、水力発電事業者が流量変動を許容できるような機能を備えた魚道を構築し、最適な流量配分が実施できれば、水力発電における経済損失も最小にできる[Huuki et al. 2022]. 野生魚の回復における重要なポイントは、養殖した魚を再放流して増やすことではなく、自己回復能力に対する障害を取り除くことである[Morita 2022]. そのことから、河川の生態系への悪影響を最小限に抑え、分断された河川の連続性を復元するために魚道が開発されており[Clay 1995; DVWK 2002; Larinier 2001], 生物学的, 水力学的, およびその他の物理的パラメータに基づいて、多種多様な魚に対する魚道の効果が確認されている[Castro-Santos 2009]. たとえば, Noonan et al. [2012]は、1960年から2011年までの論文をレビューし、65の論文からデータを抽出して、サケ科以外の魚のデータ分析し、通過効率が魚道の種類によって大きく異なることを示した。また、Romão et al. [2018]は、*Luciobarbus bocagei* という小型の魚を対象に、バーチカルスロット式魚道(VSF)とそれより流量を31%減らしたマルチスロット魚道(MSF)とを比較し、MSFの方が小型の魚にとって有利であり、費用対効果も高いことを説明した。なお、発電所近くではトンネルからの放水量が河川の水量より多いことが多く、上流へ遡上するアトランティックサーモンを引き付け、移動を遅らせる可能性も指摘されている[Scruton et al. 2007]. また、少し違う観点では、Amaral et al.[2020]が、ニジマスを対象に水力発電所のタービンの形状により生存率上げる研究なども行っている。

通し回遊魚にとって河川の連続性は不可欠な要件であり[Katopodis & Williams 2012], Arsenault et al. [2022]は、LiDAR(光の検出と測距)技術により管理者や自然保護団体が、迅速で効率的で、かつ正確な川の接続性分析などを可能にすると述べている。連続性を回復することは、ダムによって分断された河川にとって特に重要[Gough et al. 2012]であり、できるだけ早く産卵場所に到達する事にも有効である[Larinier 2002]だけでなく、降下するための通路としても有効である[Gutfreund et al. 2018]. そのことから、ダムや堰などの川を横断する構造物には魚道

が設置されている [Onitsuka 2012]. 魚がいつ、なぜ動くのか、どのような手がかりが運動を引き起こすのか、人為的な河川の障害物が魚の運動行動にどのように影響するかを理解することが重要 [Tonkin et al. 2022] であり、魚道への魚の誘引対策も検討されている。このような研究の主な対象は、シロザケ、ブラウントラウト、マスノスケ、ニジマスなどの遡上性サケ科の魚であることが多く [Snyder et al. 2019; Moreira et al. 2019], サケ科魚類の生息地に関しては、河川内の微小な生息地適合性モデルの開発と発展について研究されている [Moniz et al. 2020]. これらの種は水産物として世界的に重要だからである [Acutis et al. 2019] が、日本では、占部 & 海野 [2018] が人工アユと天然アユの判別に関する研究において、アユは内水面漁業の中でも主要な魚種であり、効果的な増殖活動が求められていると述べている。また、[Wilkes et al. 2018] が、世界中の魚道は目標を達成しておらず、これは主に、サケ科の魚の優位性によるものであり、ほとんどの淡水魚種はサケ科の魚の枠組みによって定められた機能に対応できない、と述べている。このように、その他のウグイ、カジカなどの淡水魚もサケ科に相当するものとして日本では漁業で貴重な種として漁業権が設定されており、絶滅危惧種の魚の保護も重要である。

これまで、いくつものタイプの魚道が提案され、垂直スロット式や Denil 式など、世界中の河川に設置されている [Gough et al. 2012]. 北米やオーストラリアでは、階段式の暗渠 (stairs pipe) 魚道も評価されている [Santo et al. 2021]. Keefer et al. [2021] は、コロンビア川の支流のスネーク川では、大型の魚道がサケにとって有益であるが、他の回遊魚の通過率が低いと報告している。Knapp et al. [2019] は、*Galaxias maculatus* などの小型魚を対象とした研究で、流量が大きい場合、多くの魚にとって魚道内の速度がかなり高くなり、遡上を妨げていること、Cheong et al. [2006] は、チョウザメを対象とした研究により、遡上を成功させた誘導効率がフルード数の増加と同じ増加傾向を示し、水深や強度により減少したことを示した。Zobott et al. [2021] は、ミツバヤツメ (*Entosphenus tridentatus*) を対象とした研究で、魚道における設計推奨事項として、速度に加えて抗力を考慮することが有益であること、Bao et al. [2019] は、バーチカルスロット魚道における検証により、魚道が一部の魚種について河川との連続性を維持するのに役立つ可能性はあるものの、魚道の流量が多い時に遡上が制限されたこと、Jonsson & Jonsson [2011] は、サケなどの大型魚種には大きな流速の影響は無いことなどを示した。Dockery et al. [2020] は、4つの遊泳速度でサケ科のアーキティックグレイリング (*Thymallus arcticus*) を対象に、遊泳速度と移動距離を検証して大きな差が無いことを報告している。

魚道の性能と魚道の構築と維持に要する費用を両立させためには、魚道の勾配と遡上する魚との関係、休憩に要するプールの必要性などを検討する必要がある [White et al. 2011]. 体長の異なるブラウントラウト (*Salmo trutta*), ヨーロッパグレイリング (*Thymallus thymallus*),

バーベル (*Barbus barbus*) を対象とする研究では、魚道を通過する時間に 1.5 時間から 21 時間と大きな差があり、魚道の効率化には総合的なアプローチの必要性が強調されている [Ovidio et al. 2017].

近年、河川の一部または全断面に自然河川と類似した環境を創出する Rock-ramp fishway といった新しいスタイルも提案されている [Katopodis & Williams 2012; Wildman 2000; Baki et al. 2020]. Rock-ramp fishway は、硬いコンクリートではない岩や玉石などの材料を使用した、自然の急流の状況を再現した人工的でありながら自然に近い魚道である [Katopodis et al. 2001]. Rock-ramp fishway は、早瀬、平瀬、淵、時には急流を含む自然の流れ環境を通じて、生物の通路と水生生物の生息地を提供する自然のような魚道である [Queensland 2021]. Rock-ramp fishway は、歴史的には高低差 2 m 程度以内の環境で一般的に活用されてきた。それは、既存の堰を部分的に Rock-ramp fishway に作り替えたことによるが、2 m を超える構造でも使用され始めている。Rock-ramp fishway は、流れが乱流であるため、自然の河川の流れに似ている。安定した流れが期待されている場合、魚は通常、乱流に引き寄せられる [Liao 2007; Zielinski et al. 2021] が、乱流の増加は魚の遊泳能力を低下させる可能性があり [Tinoco et al. 2022], 大きな魚よりも小さな魚の方が影響を受けやすくなる [Lupandin 2005; Kynard et al. 1996]. Rock-ramp fishway は、通常の魚道に比べて流速をさらに下げるために、蛇行する水路で形成されており、オーストラリアの一般的な Rock-ramp fishway の勾配は 1:20 から 1:30 と小さくなっている。Rock-ramp fishway 以外のほとんどの魚道は、コンクリートの壁と底で構築されており、通常の魚道は底に河床材料の無いものが多いが、河川の河床材料は、底生魚やその他の底生生物にとって不可欠であり、河床材料と移動、餌の種類との関係、生物学的特性との関連も報告されている [Forcellini et al. 2011]. 生態水文学と生態水理学が重複せずに相互に補完的な分野と見なすこと [Gosselin et al. 2019] や水文学と生物学を合わせて考慮すること [Baumgartner et al. 2019] も重要であることから、緩やかな傾斜と河床材料を備えた Rock-ramp fishway のような魚道を設置することは、河川の生物多様性を維持するために重要である [Amtstaetter et al. 2017]. これまでの Rock-ramp fishway は、河川内の全断面魚道や、河川内の堰の一部を Rock-ramp fishway に改良したものが多い。そのため、魚が遡上して上流へ通過するための適切な水理条件の提供には戦略的な構築が必要であるが、その水理環境は個別に改善されることが多く、宮中取水ダムのように通常の魚道と並列して Rock-ramp fishway を設置した例は、長良川河口堰のせせらぎ魚道、後志利別川美利河ダムの魚道、十勝川千代田新水路の水路式魚道など少ない。そこで、本研究において魚道とダム上下流の調査結果を踏まえてその有効性と既存の魚道との組み合わせ効果について第 3 章で述べる。

1.2.2 魚道と魚の体長に基づく遊泳特性

川にはさまざまな種類の魚が生息しており、川を移動する環境条件は、河川での産卵から飼育生息地への仔魚の移動[McDonald & Nelson 2021]や、成長段階によって異なる[Mulligan et al. 2022]. 世界では、商業的に重要なサケ科の魚を含む多種多様な魚を引き付ける環境を作り出すために、表 1-1 に示すとおり、さまざまな魚道形式が設計されてきた[Liu et al. 2019; 中村 1995; Hatry et al. 2013]. また、プール式魚道の隔壁の構造を工夫して落下流を作ることによる魚の遡上の補助[Branco et al. 2013], 低い落差の中に低流速のエリアを設けて魚の通過を助ける構造の開発[Magaju et al. 2020], 数センチ程度の非常に小さな魚を移動させるための Rock-ramp fishway の現地実験[Marsden & Stuart 2019], 垂直スロット型魚道や多自然魚道の流れパターンと深さとの関係[Baki & Azimi 2022], デニール式魚道の勾配の変化と小型魚への対応[Mallen-Cooper & Stuart 2007], 確立された魚道技術と水産養殖技術及び魚の行動洞察を組み合わせたチューブ式魚道の開発[Harris et al. 2020], 魚道底板に円筒を配置させて低速エリアを設ける [Montali-Ashworth et al. 2021]等といった研究が続けられている. また、魚道入口の形状は、ダムサイトの地形、ダムの形状、発電システムなど、複数の制約を考慮して設計され[Moser et al. 2019], 魚道形式ではなく、入口の形状を拡大することにより魚を引き付けることも可能である[Bunt 2001]. Lundqvist et al. [2008]は、発電後の放水路からの流れによりサーモンが主流路ではない放水路に引き付けられ、主流路の流れの変化に応じて、サーモンが主流路に引き付けられたことを示した. Plesinski et al. [2020]は、ブラウントラウトを対象にダムからの放流と遡上ルートとの接続性をシミュレーションし、Rosero-Lopez et al. [2020]は、水生生態系と実際の流れの変化の影響を評価するための仕組みとして主流路と迂回路の流量を変化させた実験結果を示し、Linnansaari et al. [2015]は、魚を魚道へ導くために流速を強化するシステムを示した. Rourke et al. [2019]は、魚道の一つ一つを評価するのではなく、連続した魚道として評価することで、幅広い遊泳能力と多様な生活史を持つ様々な種類が生息する河川全体を連続させることができることを示し、さらに、ホトケドジョウを対象とした底生魚の流域における生息地分析ツールの提示 [De-Miguel-Gallo et al. 2019], 空間的および時間的な流体力学的変動により修復代替案から与えられる物理的な生息地の変動性の評価[Gostner et al. 2021]など、設計の効率化のためにさまざまなシステムが構築されている[Albayrak et al. 2020]. Silva et al. [2017]は、工学に焦点を当てたアプローチによって、魚の移動と分散に対する障壁の影響は以前よりも理解されているが、今後の魚道の理解のためには、魚の行動、社会経済学、河川の通過状況の複雑なモデリングなど幅広い分野も必要であると報告している. Legleiter et al. [2019]は、可視化した色素濃度に関する空間分布情報を提供することにより流体実験を強化し、遠隔で形や性質を測定する

技術の可能性を評価した。また、Reid et al. [2019]は、淡水生物の多様性に対する持続的な脅威として機構変動、外来種による侵略、有害な藻類の繁殖、水力発電の拡大などを掲げ、価値ある生態系の管理について報告している。

表 1-1 様々な魚道の形式

国名	主な魚道形式	備考
イギリス	階段式魚道	
	潜孔式魚道	Pitlochry Dam
ノルウェー	階段式魚道	Namsen River
フィンランド	デニール式魚道	
	石積み式魚道	スナヤツメ用魚道
スウェーデン	デニール式魚道	
	階段式魚道	
スイス	全断面階段式魚道	Töss 川ロアバス地区
	階段式魚道+近自然魚道	Töss 川ハルト地区
フランス	舟通し型デニール式魚道	ツールー市
	エレベーター式魚道	ガロンヌ川
カナダ	全断面越流型階段式魚道	ノバスコシア
	バーチカルスロット魚道	フレーザー川 Hell's Gate
	バツフル魚道	Hell's Gate
アメリカ西海岸	アイスハーバー型魚道	コロンビア川
	ハイブリッド階段式魚道	階段式とデニール式
アメリカ東海岸	エレベーター式魚道	コネチカット川
中国	プールタイプ魚道	
	多自然型魚道	
	階段式魚道	
	エレベーター式魚道	

ほとんどの魚道は、主に上流に泳ぐ魚のために開発されているが、横断構造物の下流の状況に焦点が当たらないことが多い[Jarvis & Closs 2019]。通し回遊魚は、人間活動の影響を受けやすい海や川を遡上したり降下したりするため、魚の生活史を網羅するためには、下流に移動す

る魚も考慮する必要があると主張されている [Da Silva et al. 2020; Godinho & Kynard 2009].

Klopries et al. [2020]は、ヨーロッパウナギ、コイ科のローチ、タイセイヨウサケを対象に、バイパスシステムにより水力発電所の通過による回遊魚の損傷を防ぐことに役立つと報告している。通し回遊魚には3つの形態がある。一つ目は、川で生まれ、稚魚が川を下り、ほとんどの生活史を海で過ごし、産卵のために川に戻ってきて遡上サケなどの遡河回遊魚である、二つ目は、ほとんどの生活史を川で過ごし、海で産卵し、稚魚が川を遡上するウナギの一部などの降下回遊魚、そして三つめは、ほとんどの生活史を川で過ごし、ふ化後、すぐに仔魚が海へ降下し、成長した稚魚が川を遡上するアユ、カジカ小卵型、ヨシノボリ類などの両面回遊魚である。ヨーロッパとアメリカの魚道は、主に遡河回遊魚であるサケ科の魚に焦点を当てていることが多く [O'Sullivan et al. 2021]、日本では淡水魚や通し回遊魚など、さまざまな魚の移動に考慮して魚道が構築されることが多い [三輪 & 村岡 2012].

産卵中の魚にとって不適切な環境による過度の疲労は卵の生残率の低下をもたらす [Vogel et al. 1990] ため、魚道は、魚が魚道を容易に遡上できるように、様々な魚類の生態に基づいて設計されており [Bunt et al. 2001]、デニール式魚道の水深と通過成功率との関係 [Blank 2022] や魚群の移動行動と水理環境との研究 [Zhang et al. 2022] などが示されている。このように、新しい魚道の特徴を明らかにして最適化するには、さまざまな魚種、魚道の種類、構成にわたってさらに多くの評価が必要であり、対象とする魚類に適した魚道の設置 [Bunt et al. 2011] や、オーストラリアにおける捕獲と移動による trap-and-haul fishway [Harris et al. 2019] などが論じられている。本研究では、宮中取水ダムのように複数の魚道が設置されたなかで実際に遡上した魚を使って明らかになった、魚が魚道を選択する仕組みについて第4章で述べる。

1.2.3 Rock-ramp fishway における魚の生息と植生管理

対象とする魚の生活史の特性を踏まえて河川の不連続性を標準化して計画と現状のギャップを埋めること河川の連続性を回復することは可能である [Prunier et al. 2023]。そこで、宮中取水ダムでは、多様な遡上環境を生み出すために、魚道群の一つとして、Rock-ramp fishway を3つ目の魚道を新設した。Rock-ramp fishway は自然を模した構造となっており、Lothian et al. [2019] が、コイ科の魚（天然魚と放流魚）でその効果があったことを確認したように、既存の魚道に比べて Rock-ramp fishway は、遡上及び生息環境の復元に適している [Baki & Azimi 2022]。玉石などの河床材料は、多くの底生魚にとって重要である [Manatunge & Asaeda 1998; Urquhart & Koetsier 2011] ことから、Rock-ramp fishway には玉石などが整備され、既存の魚道と異なる環境となっている。また、洪水により土砂などの堆積物や堰き止められた水の滞留

などが発生し、既存のコンクリート製の魚道とは異なり、Rock-ramp fishway の流路や周辺に植生が定着する可能性がある。その結果、通常の魚道とは異なる維持管理が求められる。植生と川の流速に関する研究[Lama et al. 2022]や、魚の生息地に関する研究としては、ダムからの放流量の変化が魚に与える影響[Courret et al. 2021]、ダムからの放流による流速と水深の変化と魚への影響[Judes et al. 2021]、植生による岸の浸食と魚のバイオマス量との関係[Paul & Kerpen 2021]、水草と水中の流れによる湧昇効果[Villanueva et al. 2022]、大型の水生植物である *Ranunculus penicillatus* の自然繁殖地を対象とした流速との関係のモデル化[Biggs et al. 2019]などが報告されている。

しかし、魚道内に生息する植物と生息する魚との関係や、魚の生息の観点から魚道の植生管理に焦点を当てた既存の研究は少ない。Tinoco et al. [2022]は、水生植物が、小川のさまざまな種の生息地と避難所を提供するが、植生の水没部により生成される流れは、魚の稚魚に影響を及ぼし、遊泳能力と稚魚の空間分布を定めることができることを示し、Sunardi et al. [2001]は、魚は流速によるストレスと捕食の危険性の両方を同時に経験する可能性があり、小川に生息する小魚は、局所的な捕食リスクにより、成長に悪影響を与える可能性のあるより高いエネルギー消費を費やすことを示した。そこで、本研究では、Rock-ramp fishway における魚の移動・生息状況と、河床材料があることで生まれる植生の状況の把握し、それらの関係から植生による Rock-ramp fishway における魚の移動や生息への影響と効果を明らかにし、Rock-ramp fishwa における植生の管理方針の策定について第5章で述べる。

1.3 本論文の目的と構成

Rock-ramp fishway は世界の多くの河川に設置されており、その設計思想や通過効率に関する研究は多くあるが、その研究の対象となっている Rock-ramp fishway の多くが堰の一部に設けられた構造となっている。また、その研究は Rock-ramp fishway 内の上流側への到達に焦点が当たっている場合が多い。このように、魚道の代替、魚道の一部として設けられた Rock-ramp fishway を対象に、魚道だけでなくダムの上下流の魚の捕獲調査結果を踏まえて、移動だけでなく生息による使用も視野に、Rock-ramp fishway の有効性を証明した研究や、ダムに複数の魚道が設けられた場合に魚が魚道を選択する仕組みについて、魚の遊泳特性の観点から証明した研究は無い。そして、多様な魚類等の移動、生息のためには河床材料が重要であると報告されており、また、川岸の植生が魚類の生息に寄与していることも報告されている。一方で、Rock-ramp fishway という魚道に河床材料があることで、既存の魚道にはない植生による魚類の生息への影

響や効果が生まれること、そして、洪水による環境の変化を踏まえた植生を備えた魚道の管理手法について報告された研究は無い。

このような背景を踏まえ、本研究は、複数の魚道を組み合わせて設置した、魚道群の整備前後の環境における魚の移動や利用実態の解明と、Rock-ramp fishway 特有の状況に配慮した管理方針の確立を目的に実施した。そのために、2012年3月のRock-ramp fishway（せせらぎ魚道）新設後の、複合的に魚道を整備したことによるRock-ramp fishwayの有効性の検証、魚の体長に基づく遊泳特性による魚道の選択的行動の解明、Rock-ramp fishwayにおける多様な魚類の生息と定量化した植生との関係を明確にしたうえで、植生のメリットを活かす植生管理の方針を確立する、という手法で実施した。

そして、これらを以下の構成で報告する。第1章では、研究の背景、先行する研究、目的と手法、及び本論文の構成について述べる。第2章では、研究エリアと宮中取水ダム魚道の構造改善について述べる。第3章では、魚道で実施された魚類調査の結果と、ダムの上流および下流で実施された魚類調査の結果を複合的に整理し、新設されたRock-ramp fishwayの有効性や魚道の組合せの効果について述べる。第4章では、魚道の流速が異なる場合に魚道の入口の条件に応じて魚が魚道を選択している、という仮説に基づき、魚道の物理環境と捕獲した魚の体長に基づく遊泳特性との関係から、生物学的特性による魚道の選択について述べる。第5章では、Rock-ramp fishwayにおける通常の魚道とは異なる維持管理が必要という仮定を踏まえ、Rock-ramp fishwayにおける魚類の生息と植生との関係を明らかにしたうえで、植生管理方針の確立について述べる。第6章では、本論文の結論と今後の展望について述べる。

第2章 研究エリアと魚道等の構造改善

2.1 研究エリア

信濃川は、山梨県、埼玉県、長野県の県境である甲武信ヶ岳（標高 2,475m）を源流とし、全長 367km を流れ、新潟市で日本海に流れ込む。宮中取水ダムは河口から 134km、日本有数の豪雪地帯である新潟県十日町市に位置に位置する（北緯 37 度 3 分 58.445 秒、東経 138 度 41 分 50.321 秒）、日本の鉄道会社が所有する唯一の水力発電所のための取水ダムである（図 2-1(a)）。水力発電は、地球環境の観点では発電に二酸化炭素を排出しないクリーンな再生可能エネルギーであり、地球温暖化防止の観点からも非常に重要な役割を担っている。信濃川の貴重な水を使って、宮中取水ダム下流の 3 つの発電所で発電された電力は、東京エリアの電車及び上越新幹線の電力として送電されている。宮中取水ダムがある新潟県十日町市は、豪雪地帯対策特別措置法に基づく特別豪雪地帯に指定されており、新潟県の平均より降水量が多く、最大積雪深も多い。一方で、日最高気温は新潟県平均と同程度である。山岳地帯に近い河川の上流域および中流域では、河床の表面は砂利と流砂で構成されることが多く [Asaeda & Sanjaya 2017; Nallaperuma & Asaeda 2019; Mani V T. 2019]、自然スケールの実験により河床の変動を理解する研究もおこなわれている [Sharma et al. 2019]。宮中取水ダムの上流では、洪水により比較的多量の土砂が発生する。宮中取水ダムから下流の平均河床勾配は 1/269 で、礫河原と砂州で形成され、瀬と淵が交互に現れている。河川砂防技術基準ではセグメント 1 に区分され、扇状地から谷底平野へ移行する位置にあり、蛇行は少なく、河岸浸食は激しく、低水路の平均深さは 0.5~3m 程度である。砂利と流砂の輸送は、河床材料の影響を受け、川床に堆積した物質の輸送速度は、水中の粒子のサイズに依存し、宮中取水ダム周辺の信濃川中流域の河床材料は、直径 100~150mm の砂利で構成されている。

宮中取水ダムは 1939 年（昭和 14 年）に建設され、高低差 11m を解消するために建設当時から右岸側に大型魚道が設置されていた。ダムの右岸側に魚道、左岸側に 2 つの取水口が設置されており、魚道に適切な勾配を確保するため、魚道の長さは 200 m 以上となり、ダム直下に減水区間が生じないように、途中で折り返し部を設けている。そして、1986 年に舟通しを小型魚道に変更するなどの改築を実施し、2012 年に再度、魚道のある右岸側のゲートから維持流量 (40m³/s) を放流（図 2-1(b)）して魚道への呼び水効果として機能させると共に、大型魚道のアイスハーバー化と Rock-ramp fishway の新設などの構造改善を実施した、（図 2-2(a-c)）。Rock-ramp fishway には 15cm 程度の玉石が河床材料として敷かれており、魚の休息場所となる淀み域を設置すると共に、隔壁により蛇行させることで緩勾配を実現した。

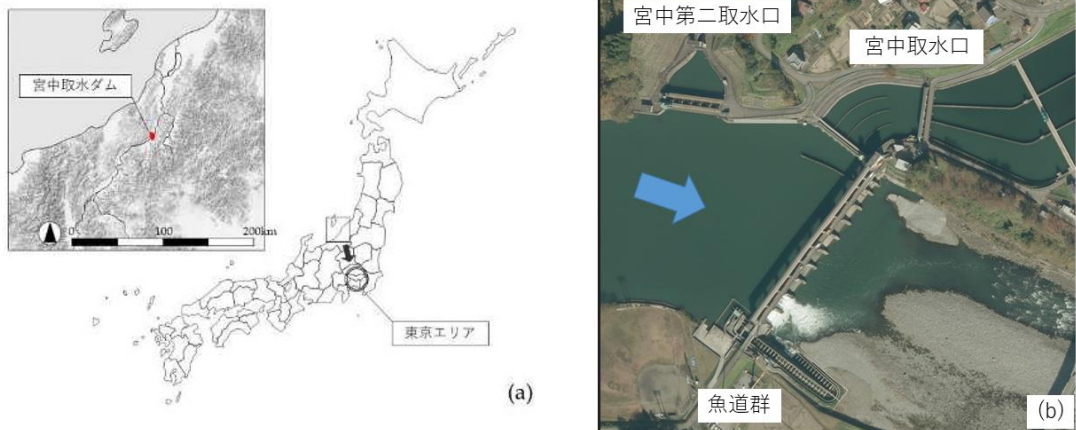


図 2-1 (a)宮中取水ダム位置. (b)宮中取水ダムの魚道の配置.

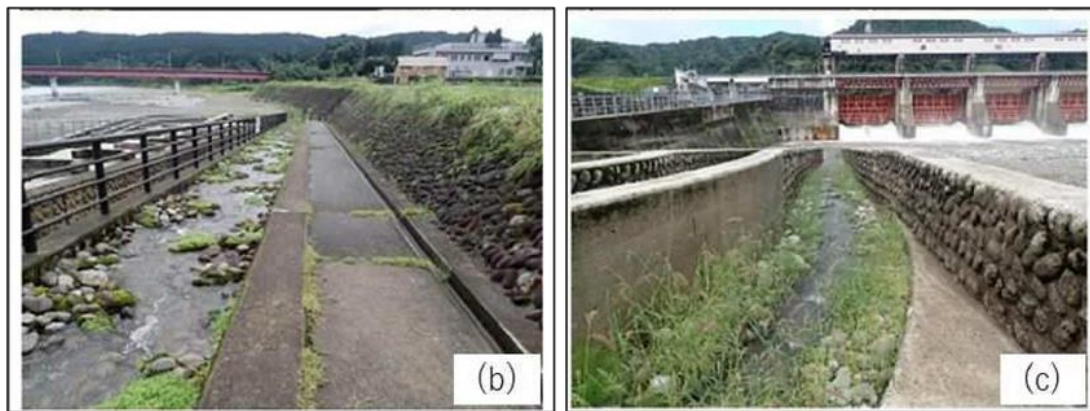
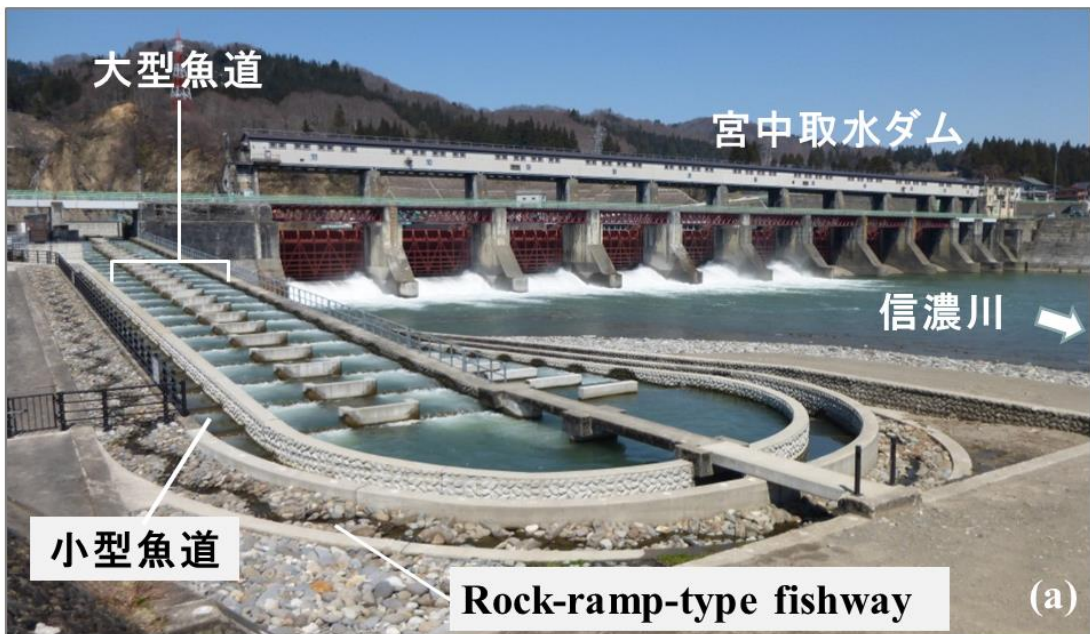


図 2-2 (a)宮中取水ダムの3つの魚道の構成. (b) Rock-ramp fishway の上流部. (c) Rock-ramp fishway 下流部の水際エリア

宮中取水ダムの魚道は、ダムの右岸側に折り返し構造で設置されており、洪水時には魚道への土砂堆積が発生する。図 2-3(a)は、当社が記録して、国土交通省に報告しているデータに基づく、2011年から2021年までの洪水（宮中取水ダムでは $1,500\text{m}^3/\text{s}$ 以上を洪水と定義）の発生状況を示す。ほぼ年に1～2回発生している洪水では、魚道の折り返し部の下流まで水没して土砂が堆積した。 $3,000\text{m}^3/\text{s}$ 以上の洪水が発生すると、魚道の折り返し部より上流まで水没して土砂が堆積した（図 2-3(b)）。このような洪水はこの11年間に6回発生し、そのうち4回は最近の6年間に発生していた。2019年には、令和元年東日本台風により、過去最大の $8,000\text{m}^3/\text{s}$ を超える洪水が発生した（図 2-3(c)）（過去2番目は2008年の約 $7,400\text{m}^3/\text{s}$ ）。これらの洪水の原因は、雪国特有の融雪、梅雨前線、及び台風など、気象条件によるものである。

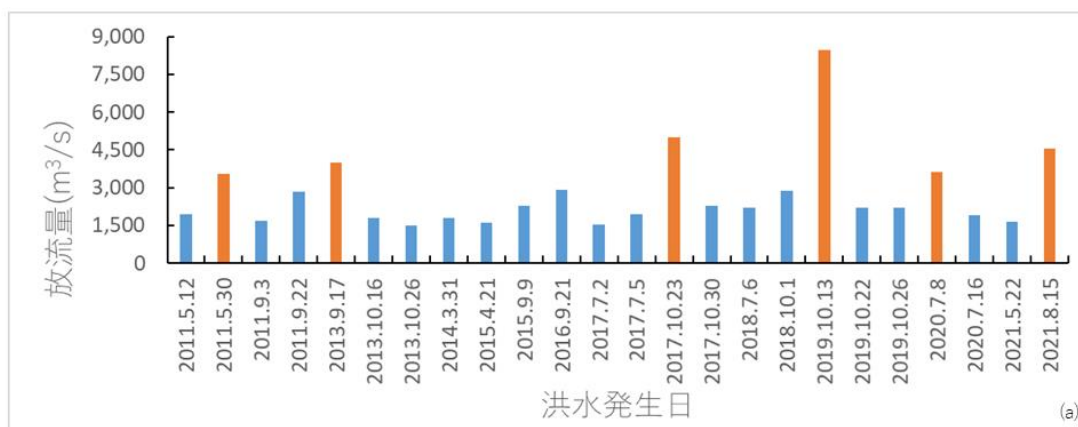


図 2-3 (a)2011 年から 2021 年の 11 年間に発生した洪水（青： $1,500\text{m}^3/\text{s}$ 以上、橙： $3,000\text{m}^3/\text{s}$ 以上）。(b)洪水後の魚道の土砂堆積状況。(c)洪水時（約 $4,500\text{m}^3/\text{s}$ ）の状況。

宮中取水ダムの魚道は、初夏のウグイ、オイカワ、アユ、秋のサケなどの遡上、トウヨシノボリ、ドジョウ、カジカなどの底生魚の通年の移動・生息など、30種類以上の多様な魚類の生息環境を維持することに寄与しているため、11月中旬～下旬の約20日間に魚道のメン

メンテナンスを毎年実施している。梅雨や台風などの気象状況による影響が無く、魚類の移動ができるだけ少ない、積雪が始まる前のわずかなこの期間を当社は「水路設備のメンテナンス重点期間」と定め、この時期に合わせて魚道のメンテナンスを実施しているためである。宮中取水ダムに遡上するサケは前期遡上群と呼ばれる 10 月に遡上するサケであり、11 月上旬には下流の漁協によるサケの捕獲も始まるため、11 月上旬までの通水を確保している。また、12 月からは積雪が始まり、メンテナンス作業に必要となるクレーン等の重機の安全な使用ができなくなる。この他、ダムの水位を下げて行う作業がある場合は、必然的に魚道への通水も停止してしまう。また、地元の流雪溝用水供給のために一定の期間はダムの水位を下げる作業はできない。こういった、魚の生態とダムの水路設備のメンテナンスの共存のため、メンテナンスの期間を定めて確実に取り組んでいる。

また、洪水が発生すると、魚道への塵芥の流入防止や土砂流入を防ぐために魚道を停止することがあるが、洪水後の土砂堆積によっても停止せざるを得ないため、できるだけ魚道の停止期間を短くするため、洪水終息後、速やかに魚道入口や折り返し部の土砂を取り除く重機作業に着手する。特に、雪国特有の融雪出水による洪水で発生した魚道の入口への土砂堆積による魚道の停止は、ウグイやアユなどの淡水魚の産卵行動に制約を及ぼす。また、秋の台風による魚道の停止は、サケの産卵行動に制約を及ぼす。このため、上流からの流入とダムからの放流が $100\text{m}^3/\text{s}$ 以下になると重機を入れて魚道の復旧作業を開始し、できるだけ早い魚道の通水を目指している。しかし、Rock-ramp fishway は、その構造が動かせる玉石による蛇行した流路により構成されている制約から、人力による土砂撤去及び玉石の復旧作業が必要となっている。そして、洪水の頻度が多いことから、Rockramp fishway の玉石の隙間の土砂のすべてを撤去することはできなかった。そのため、折り返し部及び折り返し部より下流については、蛇行した流路を確保したうえで、淀み域に堆積した土砂は残さざるを得ない環境になっていた。

2.2 魚道等の構造改善

表 2-1 は改善前（1986～2011 年）の魚道の流速と流量、図 2-4 は改善前の魚道の構造を示す。宮中取水ダムの魚道は当初、幅約 10m、流量 $2.18\text{m}^3/\text{s}$ の大型魚道のみであったが、昭和 61 年（1986 年）に改築が行われた。これは、取水制限流量（維持流量）を $2.18\text{m}^3/\text{s}$ から $7\text{m}^3/\text{s}$ に増やすことへの対応を魚道で行ったためであるが、アユにとって流速が大きいという問題点の解決のためでもあった。この 1 回目の改善では、サケ・マス用の大型魚道とアユ用の小型魚道に分割した。大型魚道は幅が 10m、越流水深は一般部 25cm、切り欠き部 39cm で、

切り欠きと潜孔（60cm×60cm）が左右交互に設けられていた。プール間長さは 3.75m で縦横比は 1:3 であった。宮中取水ダムの取水制限流量（維持流量）は 7 m³/s であり、魚道から合計 4 m³/s と呼び水管路から 3 m³/s を放流していた。その後、2009 年に、国土交通省信濃川河川事務所が事務局となった信濃川中流域水環境改善検討協議会において、大型魚道の流速が大きく、流況の改善が必要である、と提言された。最大の課題は、大型魚道の流量を減らして適正な量にすると発生したセイシュであり、大型魚道の潜孔や交互の切り欠き等が要因と考えられた。小型魚道の流速も、遊泳力の小さな魚や底生魚の遊泳速度を超えていたことも課題であった。その後、宮中取水ダムの取水制限流量（維持流量）が 7 m³/s から 40m³/s となる見込みがあり、洪水吐ゲートからの放流が主体となることから、2 回目の改善に向けては、魚道の流量の設定に自由度が生まれていた。

表 2-1 改善前の魚道の流速と流量

魚道形式		流速(m/s)	流量(m ³ /s)
大型魚道	一般部	1.31	3.7
	切り欠き部	1.66	
小型魚道	-	1.12	0.3

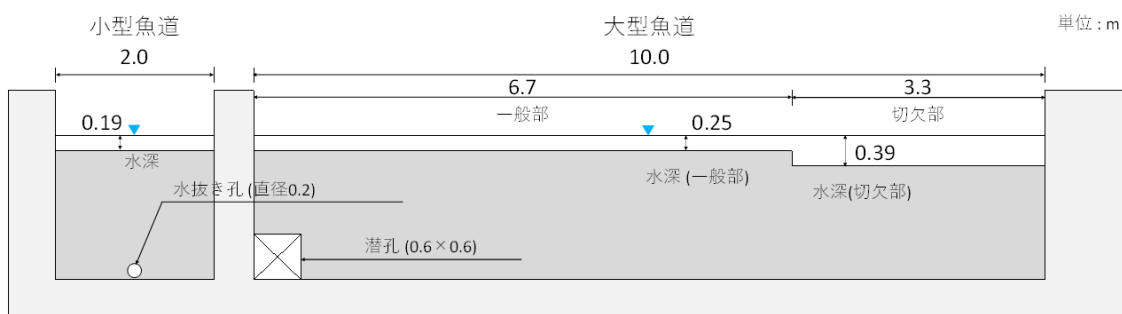


図 2-4 改善前の魚道構造。

そこで、当社が事務局となり、信濃川発電所宮中取水ダム魚道構造改善検討委員会を 2009 年に設置（2010 年 6 月以降は同フォローアップ委員会）し、既往調査や地元の漁協の意見も参考に、設計対象魚種を 16 種類に定めて検討を実施した（図 2-5）。



図 2-5 設定対象とした 16 種類の魚.

これらの魚の移動を容易にしながら、セイシュが十分に抑えられる水理条件となるように、数値解析と現地実験により適切な越流水深を検討した。検討の結果、セイシュを抑えるために採用された対策は、①大魚道の幅を 10m から 8m に幅員を縮小、②大型魚道をアイスハーバー型魚道に変更、③幅の広い魚道では流況を乱す要因と考えられた潜孔の取りやめ、④流速が大きくサケなどの大型魚の遡上経路として期待される切り欠き部の改良、⑤折り返し部で水面要道を抑制する半円弧形状化、⑥魚道隔壁で水脈がはく離しないように、天端の形状を標準越流頂形状より若干膨らませた複合三円弧形状の採用であった（図 2-6）。魚道の折り返し部の構造を半円弧形状化することで、流況の改善が期待された[Marriner et al. 2014].

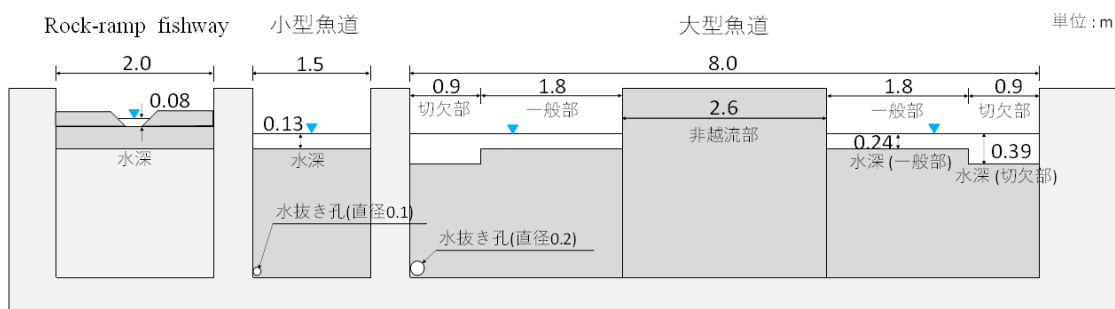


図 2-6 改善後の魚道構造.

これらの検討の結果、大型魚道の越流水深は、最も水理条件の厳しかったウケクチウグイの条件を踏まえて、一般部で 0.24m、切り欠き部で 0.39m と設定した。なお、小型魚道はモツゴやタモロコにも対応した 0.13m、Rock-ramp fishway では 0.08m（のちに 0.15m）とした。

大型魚道を改良したアイスハーバー型魚道では、通常、落下する水の力を維持するために潜孔が設けられる。そして、非越流部の背面は、上流に遡上する魚の休憩エリアとしての機能も果たす[Kim 2001; Zhang et al. 2020]。しかし、本検討では、セイシュ抑制をさらに確実にするため、潜孔の設置を取りやめることとした。潜孔の設置を取りやめることにより、潜孔を活用していたと考えられる底生魚をはじめとする遊泳力の小さな多様な魚の生息と移動に配慮するため、他の魚道と流速や水深の異なる Rock-ramp fishway (せせらぎ魚道) を新設することにした (図 2-7)。



図 2-7 (a) 3つの魚道を上流側から望む。(b) Rock-ramp fishway の流路の形態と淀み域。

構造改善の規模を最小限とするため、魚道の出口部（上流側）と入口部（下流側）の位置や高さ、魚道の外壁の位置など、地域特性は変更しないこととした。そこで、セイシュの抑制と Rock-ramp fishway の設置場所を生み出すため、大型魚道の幅員を縮小し、あけたスペースに小型魚道を移設することとした。小型魚道の流況は課題となっていなかったことから、そのままの幅員と形状で移設した。既存の小型魚道にはコンクリートで蓋をして、その上に 15cm 程度の玉石と隔壁を設けた。Rock-ramp fishway には、自然の溪流や様々な水域に似た状況の再現が必要と考えられたため、河床材料として玉石を採用し、粒径をそろえるために購入品を使用した。この玉石を固定せずに、浮石構造とすることで、礫間の活用が期待された。一方で、浮石構造を維持するメンテナンスが困難であることが懸念された。隔壁により階段状のプールを形成し、プール間落差は 50mm とした。宮中取水ダムの魚道は落差が大きいため、粗度により流速を抑制する水路式魚道よりも、隔壁により各プールで減勢させる階段式魚道を採用した。そして、隔壁の形状を工夫して、主な流れを蛇行させることで、勾配を他の魚道の 6.7% から 5% に緩和させた。隔壁と玉石により、瀬と淵が繰り返される自然溪流に近い水路が生み出させ、また、隔壁により設けられた主流路の脇には淀み域を設け、魚の休息場所や生息場所となるこ

とを期待した。また、隔壁の主流路を構成する箇所の形状を四角形ではなく台形（水面幅 0.7m、底面幅 0.25m）とすることで、Rock-ramp fishway 内においても水深や流速の異なる水域の整備を実現した。これらの結果、Rock-ramp fishway により底生魚や遊泳力の小さな魚、甲殻類などの様々な水生生物に対応することが可能になった。

Rock-ramp fishway を整備したとしても生物の行動に配慮する必要がある。その一つとして、魚道の全体的な機能を向上させるためには、魚道そのものだけでなく魚道への侵入も重要である [Franklin, AE et al., 2012]。宮中取水ダムでは、魚が魚道に侵入後に、自らの遊泳能力に応じて流速の異なる魚道を選択し直すことができるように、大型魚道と小型魚道の間、及び小型魚道と Rock-ramp fishway との間の壁の一部（赤い破線部）を撤去した（図 2-8）。これらの工事は、全て 11 月中旬から 3 月上旬の冬季間のみを実施された。これは、3 月のサケ稚魚の降下、5 月～6 月のアユやウグイ、オイカワなどの遡上、夏季の魚の移動と生息、及び 10 月のサケの遡上に配慮したものであり、2012 年 3 月に完成した。



図 2-8 魚道入口部の赤い破線部分の壁を撤去した状況。

第3章 既存の魚道と比較した Rock-ramp fishway の有効性

3.1 目的

宮中取水ダムの魚道は、魚道内の流況が良くないという課題を、大型魚道のアイスハーバー化などにより克服し、2012年3月に再整備された。あわせて、取水制限流量（維持流量）を放流するゲートオペレーションを改善することで、呼び水効果としてゲート放流を活用することにより右岸側の魚道と左岸側のみお筋との連続性を確保した。さらに、魚の多様性に配慮して、底生魚や、遊泳力の小さな魚の移動を容易にし、生息地や移動空間を提供するための Rock-ramp fishway（せせらぎ魚道）を新設した。

本章では、魚道で実施された魚の捕獲調査の結果と、ダムの上流と下流とで実施された魚の捕獲調査の結果を複合的に整理し、Rock-ramp fishway を新設した目的を達成することができたことを示し、Rock-ramp fishway の有効性と既存の魚道と組み合わせた効果について、確立した見解を述べる。

3.2 方法

3.2.1 魚道の物理量の定量化

生物学的行動や形質に合わせて水理条件を定量化することで、通過条件が困難な原因を特定し、複数種の魚道の設計に役立つ可能性がある [Syms et al. 2021]。大型魚道、小型魚道、及び Rock-ramp fishway の流速を定量化するために、水面からそれぞれ、0.1m、0.1m、及び 0.05m の深さで、図 2-6 に示す、魚道の隔壁の下流側において流速を測定した。測定には、ポータブル電磁流速計（東邦電装製 TK-105X）を用い、2回ずつ測定して、その平均値を採用した（単位：m/s、分解能は小数点第2位、小数点第3位を四捨五入）。測定は、大型魚道では一般部の4点と切り欠き部の2点で合計6点、小型魚道と Rock-ramp fishway はそれぞれ1点であった。

これまで、濁度と魚の生息地に関する報告としては、Gregory & Northcote [1993]が、*Oncorhynchus tshawytscha*（マスノスケ）を対象にした実験で濁度による採餌率の低下を示し、Andersen et al. [2008]が、*Esox lucius*（ノーザンパイク）を対象とした研究で、濁った湖沼での活動レベルが高くなり多様性が応答していたことを示し、Newcombe & Macdonald [1991]が、水生生物相が浮遊している堆積物の濃度だけでなく、浮遊している堆積物にさらされていた期間

にも反応していたことを示した。川の水温と魚の生息地に関しては、Magnuson et al. [1979]が、生息場所の水温により冷水性魚類、準冷水性魚類、及び温水性魚類に分類し、好ましい温度の適所をめぐるうまい競争が適応度を最大化すること、Sinokrot et al. [1995]が、ダムからの放流水が上流のダムの表面からの場合に下流の河川水温への影響が顕著になり、ニジマスの冷水性生息地が消失すること、Starrs et al. [2011]が、ダムからの放流水温が冷水の場合にマッコリーパーチ (*Macquaria australasica*)が魚道を通る割合を大きく低下させたこと等を報告している。水温や流速は、魚の遊泳能力に直接影響すると考えられ[García-Vega et al. 2023]、濁度や河川水温は、ダム上流の降雨や融雪の影響を大きく受け、ダムゲートからの放流にも関係している。そこで、魚道における魚類の遡上状況と Rock-ramp fishway による効果を検討する前に、魚類捕獲調査の結果、特に、この時期に遡上数の多かったアユとウグイの捕獲数と環境要因の関係を確認するため、環境要因を把握した。具体的には、ゲートからの放流量、浮遊物質 (SS)、及び水温を測定した。ゲートからの放流量が多い場合は、魚の遡上が少ないと考えられたため、ゲートからの毎日の平均放流量を記録したが、元データは、国交省に報告している数字を採用している。SS が 22 mg/L を超えるとアユが忌避することが以前報告されていた[Fujiwara 1997]ため、SS 含有量を 1 日 1 回 12 時に、JISK0102 (工場排水試験方法) 14.1 に定める方法に、魚道から水を採取して測定した。水温の上昇に伴い遡上量が増加すると考えられたため、魚道に設置したデータロガーで 10 分ごとの水温を連続的に計測した。

次に、異なる魚種におけるそれぞれの環境要因の調査結果への影響を、比較的捕獲数が多かったアユとウグイを対象に、SPSS (Statistical Package for Social Science) を使って一元配置分散分析 (One-way ANOVA) によって確認した。分析には、主に 2 つのグループに対する t 検定が一般的であるが、ここでは、3 つ以上のグループに対する検定を実施するため、一元配置分散分析を用いた。より具体的には、3 つのグループのどの間に差があったのかを確かめられる、ボンフェローニ法 (Bonferroni method: 3 つのグループそれぞれの組合せに対して 3 回 t 検定を行い、有意水準 $0.017 (=0.05/3)$ を代わりに用いて分析する) やテューキー法 (Turkey method: 繰り返す検定を前提に有意水準を算出) 等が存在するが、ここでは、有意差が出やすい後者を活用して、多重比較分析 (Multiple Comparisons Analysis) を実施した。本分析では、捕獲されたアユとウグイの数を、頻度分布に応じて 33% ごとに区切って、3 つのグループに分けた (低 = 1 : <33%, 中 = 2 : 33%~66%, 高 = 3 : >66%)。次に、それぞれの環境要因とグループ 1 及びグループ 2、それぞれの環境要因とグループ 2 及びグループ 3、及びそれぞれの環境要因とグループ 3 及びグループ 1 というように、3 つのグループごとに、分析を実施した。本研究における捕獲数は、調査日ごとにその差が大きかった。より有意な差を得るため、捕獲

数とそれぞれの環境要因といった、2つのグループでt検定を用いて影響を分析するのではなく、捕獲数を頻度で3つのグループに分けてから、環境要因による影響を分析した。

3.2.2 魚道における魚類捕獲調査

大型魚道、小型魚道及び Rock-ramp fishway において、調査期間中に各魚道の上流端 (S-1) に捕獲かごを設置して、魚類を全数捕獲する調査を実施した。Rock-ramp fishway では、S-1 だけでなく、中間地点 (S-2 と S-3) でも調査を実施した (図 3-1)。これらの調査地点では、Rock-ramp fishway に生息する魚類の確認も目的とした。なお、魚類捕獲調査の方法は、第3章から第5章まで共通である。魚道の全幅をカバーするために、大型魚道には6個のトラップ、小型魚道には2個のトラップ、Rock-ramp fishway には1個のトラップを設置した (図 3-2)。トラップの詳細を図 3-3、図 3-4 に示す。大型魚道と小型魚道のトラップは鉄製の枠と網かごで製作した。網かごの下流側 (魚の入口) には、上流に向かって狭まる誘導部を設けた。誘導部を通過した後、魚は網かごの入口から網籠に入った。トラップとトラップの間、及びトラップと壁の間を魚がすり抜けないように、トラップの幅を調整すると共に、隙間に網を張った。Rock-ramp fishway の S-1 地点では、地元の漁協がカジカを捕獲するために使っている網かごを元に製作したトラップを仮設した。なお、両脇の淀み域から魚がすり抜けて遡上しないように、両脇に仕切りネットを設置した。網かご内に捕獲された魚にストレスがかからないよう、そして、網目がゴミで詰まるのを防ぐため、1時間ごとに手動でかごを水中から引き上げ、かご内の魚をすべて捕獲し、ごみを取り除いた。

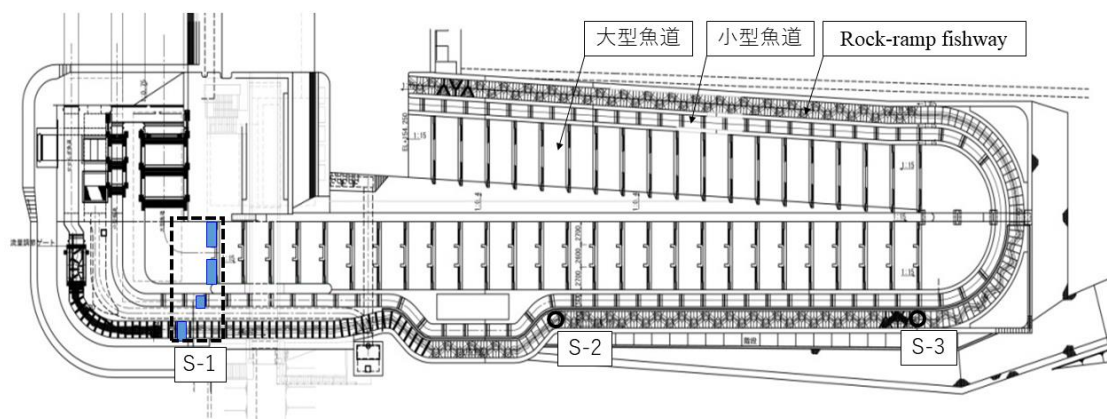


図 3-1 魚道における魚類捕獲調査地点 (S-1~S-3)



S-1(大型魚道)



S-1(小型魚道)



S-1(Rock-ramp fishway)

図 3-2 魚道の上流端 (S-1) に仮設されたトラップ

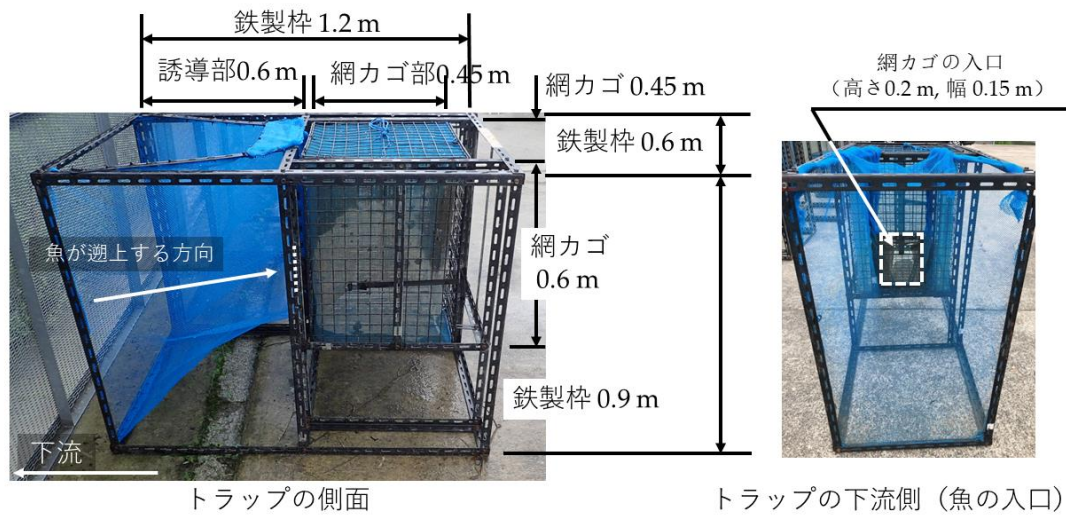


図 3-3 大型魚道と小型魚道の上流端 (S-1) に仮設したトラップの詳細

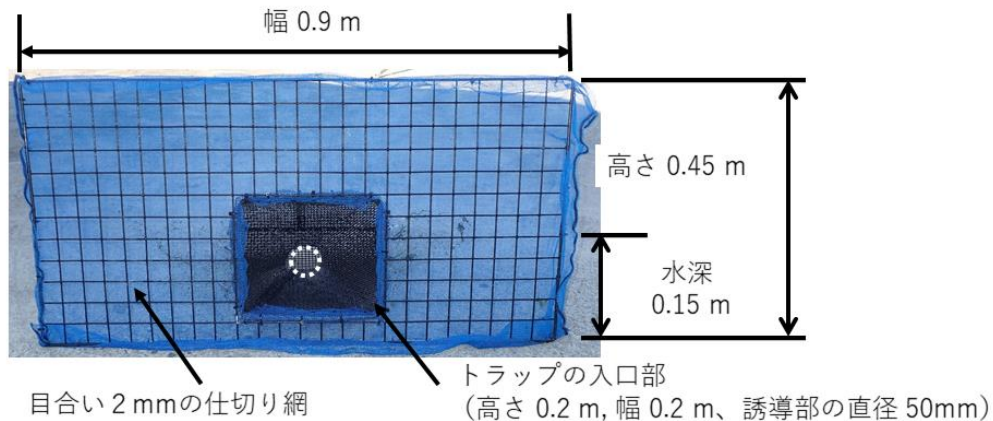


図 3-4 Rock-ramp fishway の上流端 (S-1) に仮設したトラップの詳細

Rock-ramp fishway の中間地点 (S-2 と S-3) における調査は、たも網を用いて 1 日 3 回 (8:00, 13:00, 18:00) 実施した。調査では、固定されていない玉石を動かし、たも網により底生魚や遊泳力の小さな魚を捕獲した (図 3-5)。過去の信濃川や魚道での捕獲調査結果と比較するために、この研究では電気ショッカーを使用しなかった。捕獲した全ての魚は、写真を撮って、体長を計測したうえで、新潟県の条例に基づき川に再放流した。



図 3-5 Rock-ramp fishway の中間地点 (S-2 と S-3) の調査方法と漁具

調査期間は、表 3-1 に示すとおり、6 月 6 日から 7 月 4 日を基本に実施した。洪水の発生により濁りが長期化し、アユの遡上が無くなった後も、濁りの減衰にあわせて遡上が再開することもあったため、調査終了時期を遅らせたことがあった。また、この調査に先立って、2010 年

の6月8日から9日の2日間、夜間を含む24時間の連続調査を行った結果、夜間の遡上が少なかったことから、2012年以降の調査時間は7時から19時とした。

表 3-1 魚類捕獲調査の期間と変更理由。

年	調査期間	変更理由
2012	6月6日～7月4日	—
2013	6月6日～7月10日	洪水発生により延伸
2014	6月6日～7月4日	—
2015	6月6日～7月4日	—

次に、新設した Rock-ramp fishway の効果を確認するため、2012年～2015年の新設後4年間における捕獲調査の結果を t 検定で分析した。Rock-ramp fishway の効果を確認するため、大型魚道と小型魚道の捕獲数の合計の平均値と、Rock-ramp fishway の捕獲数の平均値を比較した。ここでは、2つのグループの平均を比べる分析のため、t 検定を採用した。

3.2.3 ダム上下流における魚類捕獲調査

新設した Rock-ramp fishway の効果を確認するために、宮中取水ダムの上流と下流で年に3回、6月末、8月末、及び10月末に、それぞれ2日間にわたって魚類捕獲調査を実施した。中流域協議会により計画され、JR東日本が実施した調査の結果のうち、宮中取水ダム魚道構造改善前の2009年から2011年、及び改善により Rock-ramp fishway を新設した後の2012年から2015年の結果を採用した。図3-6(a)にダムの上流と下流の調査地点を示す。上流の調査地点は、宮中取水ダムの湛水エリアを除外するため、ダムの上流1.5kmの地点に設定した(図3-6(b))。下流の調査地点は、ダムから10km下流の十日町橋付近に設定した(図3-6(c))。それぞれの調査地点は、約1kmの範囲に早瀬・平瀬・淵・ワンドの4環境を設定できるように選定した。

魚類の捕獲は表3-2に示す方法で実施した。漁具、仕様、調査量は、河川水辺の国勢調査基本調査マニュアル[河川版](魚類調査編)に準拠し、様々な魚を捕獲するために、魚の生息環境に合わせて漁具を使用した。投網は浅瀬に適した漁具である。対象魚は、アユやウグイ、大型の底生魚である。たも網は、河岸の植生帯、水没している植生帯、河床の石や砂、泥などの小魚や稚魚の生息の対象となる場所に適した漁具である。定置網は、おもりで水深を固定した

り、杭で固定したりできる場所や、魚の通り道となる場所で使用する漁具であり、上流側に袋網を設置し、川岸に袖網を張る構造である。袖網を張る位置は流速の遅い場所を選び、夜行性の魚を含めたあらゆる魚種を対象とするため、夜間に設置した。刺し網は、流れが穏やかで魚が通る箇所で使用した。ここで対象となる魚は、回遊魚や夜行性の魚など、あらゆる種類の魚である。はえ縄は、横断構造物の付近や深い箇所で使用され、対象魚はナマズやニッコウイワナ、サクラマスなどの夜行性の肉食魚である。捕獲された魚を計数して、体長を測定して再放流した。現場で確認できなかった魚は検査室に持ち込み、詳細に確認した。

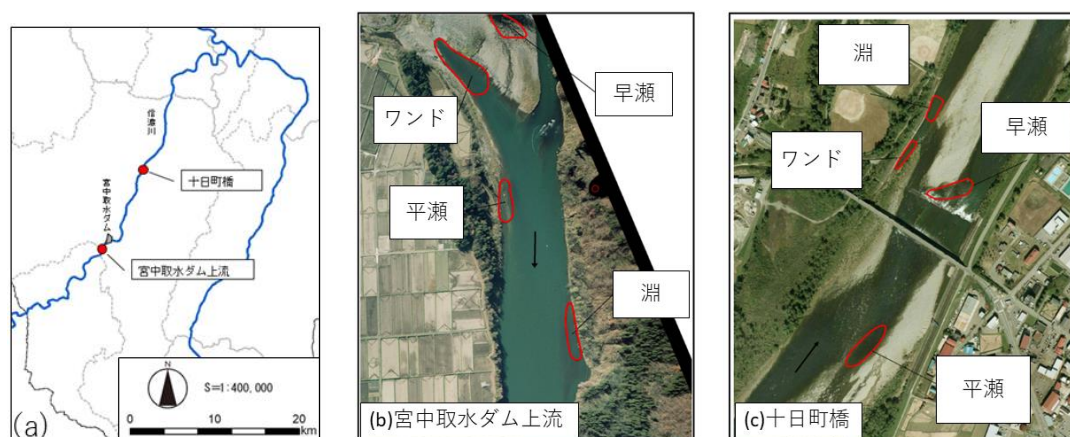


図 3-6 (a)ダムの上流と下流の調査地点, (b)上流地点の調査箇所, (c)下流地点の調査箇所

表 3-2 ダムの上流地点と下流地点の調査方法

漁具	仕様	調査量	早瀬	平瀬	淵	ワンド
投網	目合い 12mm, 円周 12m	40 回	10 回	10 回	10 回	10 回
投網	目合い 18mm, 円周 15m	40 回	10 回	10 回	10 回	10 回
たも網	口径 30cm, 編み目 2 mm	4 時間	1 時間	1 時間	1 時間	1 時間
定置網	袋網：目合い 10mm, 直径 50cm, 長さ 7 m 袖網：目合い 14mm, 丈 1.2m, 長さ 2.5m, 浮子有り	2 晩	—	1 晩	—	1 晩
刺し網	目合い 15mm と 90mm, 長さ 20m, 高さ 1.2m	2 晩	—	1 晩	1 晩	—
はえ縄	1 本に釣り針 5 本, 餌はミミズ	4 晩	1 晩	1 晩	1 晩	1 晩

3.3 結果

3.3.1 魚道環境の定量化

3.3.1.1 魚道の物理環境

各魚道で計測した流速，及び推定された流量を表 3-3 に示す．大型魚道は，サケやサクラマスを対象としており，表面流を落下流に改善することで水の抵抗が低下し，アトランティックサーモン (*Salmo Salar*) が魚道を遡上する効率が向上する [Lindberg et al. 2016] ということから，必要な越流水深 (13cm 以上) を確保しながら，表面流 (Plunging Flow) とならず，魚類の遡上に好ましい落下流 (Streaming Flow) [Hayashida et al. 2000a] となる環境を確保した．その結果，流速は早くても 2 m/s 以下となり，サケやサクラマスが遡上可能な流速の範囲 (4.0m/s 以下) であることを確認した．

小型魚道は，アユ，ウグイ，ウケクチウグイ，オイカワ，コイといった魚を対象としており，流速 1 m/s 程度に設定する計画であった．そして，その中でも比較的大型で，信濃川と近傍の阿賀野川に生息するウケクチウグイが必要とする水深 (13cm 以上) を満足するため，越流水深を 13cm に設定した．その結果，小型魚道の水深は 0.96m/s となり，期待どおりの流速を確保できたことを確認した．

Rock-ramp fisway の越流水深，流速は，大型魚道や小型魚道よりも，いずれも小さくすることを期待していた．Rock-ramp fisway の使用開始後に，地元の漁協と現地の状況を確認し，生息環境と産卵環境を向上させるため，2015 年から越流水深と流速を増やし，適正な環境であることを確認した．

魚道構造改善において，魚類の遡上効率を上げるため，魚道のゲートを，下流型に倒伏させて水位変動に対応する下流側起伏式ゲートから，扉体を昇降させることによって扉体天端の越流水深が変わらないようにする昇降式ゲートに改良した．下流側起伏式ゲートは，ゲートの下流側に魚が滞留してしまうことが懸念されたためである．その改良に合わせて，ダムの水位の変動に一定の時間間隔で自動的に追従できるように改良した．その結果，魚道ごとに整えた水深，流速，及び流量を確実に確保することができ，所期の目標を達成していることが確認された．

表 3-3 宮中取水ダム各魚道の諸元.

魚道の種類		越流水深 (m)	幅 (m)	流速 (m/s)	流量 (m ³ /s)
大型魚道	一般部	0.24	8.0 (5.4)	1.48	1.637
	切り欠き部	0.39		2.00	
小型魚道	—	0.13	1.5	0.96	0.133
Rock-ramp fishway	2014 まで	0.08	2.0	0.33	0.022
	2015 以降	0.15		0.64	0.071

3.3.1.2 魚道の環境要因

図 3-7 は、調査期間中に捕獲数の多かったアユとウグイを対象に、環境要因（放流量、SS、水温）と日別捕獲数を示す。アユは、洪水により放流量が増えると捕獲が減り、放流量が減ると捕獲が増えたが、それ以外の期間では放流量の増減と捕獲数の増減に係性は見られなかった。SS が 22mg/l を超えた日にも捕獲され、アユは濁りを忌避するものの遡上はするものと考えられた。日平均水温が 18°C を超えると 10 個体以上のまとまった捕獲の始まる傾向があったが、増減に明確な係性は見られなかった。ウグイは、洪水により放流量が増えると捕獲が減り、放流量が減ると捕獲が増えたが、それ以外の期間では放流量の増減と捕獲数の増減に係性は見られなかった。SS と捕獲数との係性は見られなかった。日平均水温が低い調査期間の早い時期から捕獲が始まり、日平均水温が高くなってからも捕獲は継続した。

これらの結果と環境要因（放流量、SS、水温）との係を、一元配置分散分析（One-way ANOVA）によって分析した（表 3-4）。アユの場合、度数分布の低クラス（1.00）に対して、中クラス（2.00）及び高クラス（3.00）の両群では、捕獲数と水温との間に有意な相関が認められる（ $p < 0.05$ ）が、中クラス及び高クラスについては、他の両群との間に有意な相関は無かった（ $p > 0.05$ ）。また、放流量及び SS と捕獲数との間には、いずれのクラスでも有意な相関が見られなかった（ $p > 0.05$ ）。ウグイの場合、度数分布の低クラス（1.00）に対して、捕獲された魚の数と SS との間に有意な相関が見られた（ $p < 0.05$ ）が、放流量及び水温との間には有意な相関は見られなかった（ $p > 0.05$ ）。また、中クラス及び高クラスについては、放流量、SS、及び水温のいずれの間にも有意な相関係は見られなかった（ $p > 0.05$ ）。洪水により放流量や濁度が大きくなると捕獲数が減る傾向や、日最高水温がある程度高くなるとアユのまとまった捕獲が始まる傾向などは見られるものの、分析の結果からは、これらの環境要因の変化が捕獲数の増減に有意に係していることは示唆されなかった。

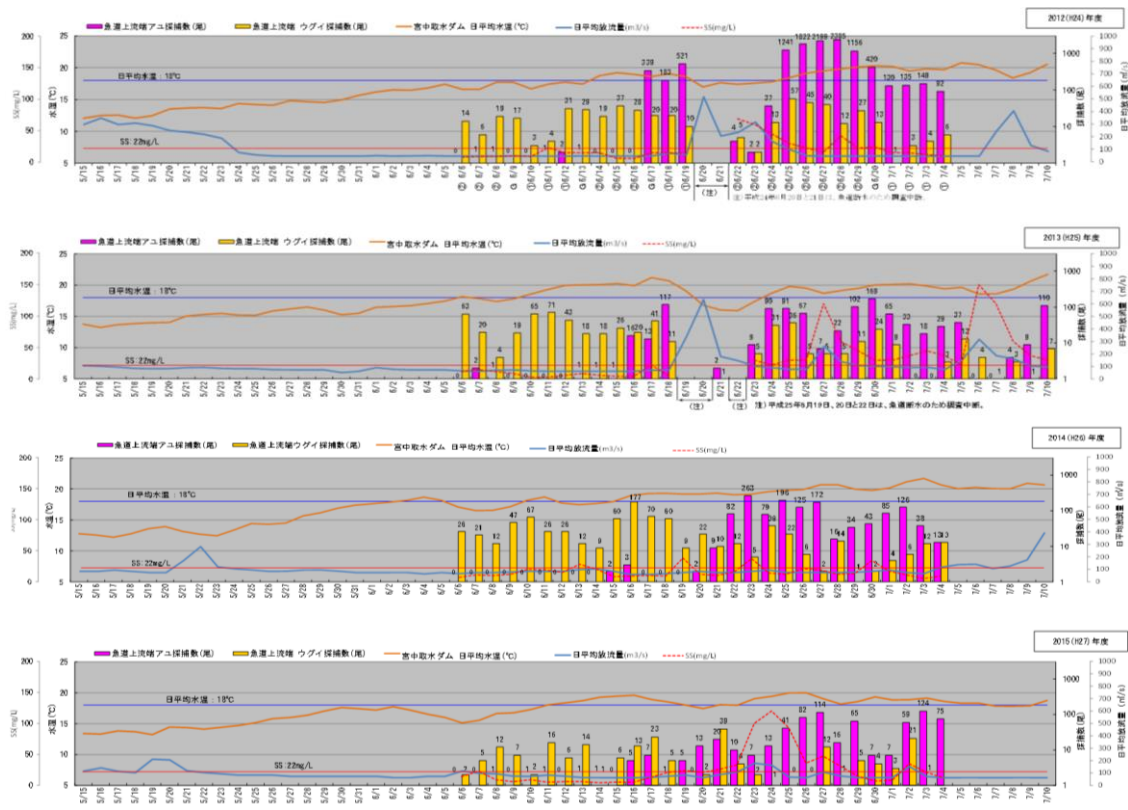


図 3-7 アユ及びウグイの日別捕獲数と環境要因との関係 (2012年～2015年)

表 3-4 (a)アユ及び (b) ウグイの捕獲調査結果への環境要因 (放流量, SS, 水温) の影響に関する多重比較分析の結果

		(a) アユ					95% 信頼区間	
従属変数	(I) アユ	(J) アユ	平均値の差 (I-J)	標準誤差	有意確率	下限	上限	
放流量	1.00	2.00	-9.26	16.32	1.00	-49.32	30.81	
		3.00	16.31	15.92	0.93	-22.76	55.38	
	2.00	1.00	9.26	16.32	1.00	-30.81	49.32	
		3.00	25.57	16.93	0.41	-15.99	67.12	
	3.00	1.00	-16.31	15.92	0.93	-55.38	22.76	
		2.00	-25.57	16.93	0.41	-67.12	15.99	
SS	1.00	2.00	-14.67	9.83	0.42	-38.78	9.45	
		3.00	3.47	9.58	1.00	-20.05	27.00	
	2.00	1.00	14.67	9.83	0.42	-9.45	38.78	
		3.00	18.14	10.19	0.24	-6.88	43.16	
	3.00	1.00	-3.47	9.58	1.00	-27.00	20.05	
		2.00	-18.14	10.19	0.24	-43.16	6.88	
水温	1.00	2.00	-0.90 *	0.31	0.02	-1.67	-0.14	
		3.00	-1.32 *	0.30	<0.001	-2.06	-0.57	
	2.00	1.00	0.90 *	0.31	0.15	0.14	1.67	
		3.00	-0.41	0.32	0.62	-1.20	0.38	
	3.00	1.00	1.32 *	0.30	<0.001	0.57	2.06	
		2.00	0.41	0.32	0.62	-0.38	1.20	

(b) ウグイ							
従属変数	(I) ウグイ	(J) ウグイ	平均値の差 (I-J)	標準誤差	有意確率	95% 信頼区間	
						下限	上限
放流量	1.00	2.00	29.85	12.48	0.06	-0.56	60.27
		3.00	37.35 *	11.28	0.00	9.86	64.83
	2.00	1.00	-29.85	12.48	0.06	-60.27	0.56
		3.00	7.50	13.21	1.00	-24.69	39.68
	3.00	1.00	-37.35 *	11.28	0.00	-64.83	-9.86
		2.00	-7.50	13.21	1.00	-39.68	24.69
SS	1.00	2.00	22.30 *	7.16	0.01	4.86	39.74
		3.00	23.79 *	6.47	0.00	8.03	39.55
	2.00	1.00	-22.30 *	7.57	0.01	-39.74	-4.86
		3.00	1.49	6.47	1.00	-16.96	19.95
	3.00	1.00	-23.79 *	6.47	0.00	-39.55	-8.03
		2.00	-1.49	7.75	1.00	-19.95	16.96
水温	1.00	2.00	-0.28	0.34	1.00	-1.10	0.55
		3.00	-0.24	0.31	1.00	-0.98	0.51
	2.00	1.00	0.28	0.34	1.00	-0.55	1.10
		3.00	0.04	0.36	1.00	-0.84	0.91
	3.00	1.00	0.24	0.31	1.00	-0.51	0.98
		2.00	-0.04	0.36	1.00	-0.91	0.84

3.3.2 3つの魚道の活用

2012年から2015年の調査により、遊泳魚20種類、底生魚10種類を確認し、その結果を2012年から2015年の4年間で平均化した(表3-5)。平均75個体(約83.0%)の底生魚がRock-ramp fishwayで捕獲された。特に、スナヤツメ、ドジョウ、カラドジョウ、シマドジョウ、アカザは、Rock-ramp fishwayでのみ捕獲された。遊泳魚では、大型魚道で平均3,507個体(約77.7%)、小型魚道で平均987個体(約21.9%)が捕獲された。遊泳魚の20種のうちギンブナ、ニゴイ、及びニジマスを含む9種は、Rock-ramp fishwayで捕獲されなかった。魚道ごとの優占種は異なっており、遊泳魚は主に大型魚道と小型魚道を活用し、底生魚や遊泳力の小さな魚がRock-ramp fishwayを活用していた(表3-6)。調査時期を、宮中取水ダム周辺の小型魚を代表するアユの遡上時期に合わせて設定したため、アユの捕獲数が最も多く、大型魚道では、アユ、ウグイ、オイカワが優占種となっていた。小型魚道ではスゴモロコも優占した。Rock-ramp fishwayでは底生魚であるトウヨシノボリとカジカが優占し、遊泳魚ではアブラハヤが最も優占した。

表 3-5 2012 年から 2015 年の 4 年間の魚道別平均捕獲個体数.

	種名	大型魚道	小型魚道	Rock-Ramp Fishway	合計
1	ギンブナ	0.5	0.3	0.0	0.8
2	フナ属	0.0	0.0	0.5	0.5
3	オイカワ	149.8	163.5	4.0	317.3
4	カワムツ	0.3	2.0	0.0	2.3
5	アブラハヤ	0.8	11.5	4.8	17.0
6	ウケクチウグイ	0.5	0.0	0.0	0.5
7	ウグイ	455.8	59.5	1.3	516.5
8	モツゴ	0.0	0.0	1.3	1.3
9	ビワヒガイ	3.5	0.3	0.0	3.8
10	タモロコ	0.0	0.8	2.3	3.0
11	カマツカ	8.8	18.8	0.0	27.5
12	ニゴイ	10.3	0.5	0.0	10.8
13	スゴモロコ	7.5	99.5	0.0	107.0
-	コイ科	1.0	1.3	0.0	2.3
14	アユ	2826.8	623.0	0.5	3450.3
15	ブラウントラウト	2.3	0.0	0.3	2.5
16	ニッコウイワナ	3.5	0.3	0.3	4.0
17	ニジマス	2.8	0.3	0.0	3.0
18	ヤマメ (サクラマス)	30.3	5.0	1.8	37.0
19	オオクチバス	0.0	0.0	0.8	0.8
20	コクチバス	3.0	0.8	0.3	4.0
	小計 (遊泳魚)	3507.0	987.0	17.8	4511.8
21	スナヤツメ類	0.0	0.0	0.3	0.3
22	ウナギ	0.0	0.3	0.0	0.3
23	ドジョウ	0.0	0.0	0.3	0.3
24	カラドジョウ	0.0	0.0	0.3	0.3
-	ドジョウ属	0.0	0.3	0.0	0.3
25	シマドジョウ	0.0	0.0	2.8	2.8
26	ギギ	1.0	1.3	0.0	2.3
27	ナマズ	0.3	0.0	0.0	0.3
28	アカザ	0.0	0.0	2.5	2.5
29	カジカ	0.5	9.3	22.5	32.3
30	トウヨシノボリ	0.3	2.5	47.0	49.8
	小計 (底生魚)	2.0	13.5	75.5	91.0
	合計	3509	1001	93	4603

表 3-6 2012 年から 2015 年の平均捕獲個体数.

魚道	優占 1 位		優占 2 位		優占 3 位	
大型魚道	アユ	2826.8	ウグイ	455.8	オイカワ	149.8
小型魚道	アユ	623.0	オイカワ	163.5	スゴモロコ	99.5
Rock-ramp fishway	トウヨシノボリ	47.0	カジカ	22.5	アブラハヤ	4.8

図 3-8 は、遊泳魚のうち、2012 年から 2015 年の調査期間に、年間平均 10 個体以上が捕獲された魚類に関する、魚道ごとの捕獲数の割合を示す。遊泳魚のほとんどは大型魚道と小型魚道を使っていた。Rock-ramp fishway を遡上したオイカワ、アブラハヤ、ヤマメの一部は、比較的体長の小さな個体であった。図 3-9 は、底生魚に関する魚道ごとの捕獲数の割合を示す。底生魚のほとんどは Rock-ramp fishway を使っていた。大型の底生魚であるナマズとギギは、主に大型魚道を使っていた。ウナギ、ドジョウ、カジカ、などは小型魚道も使っていた。これらの結果から、遊泳力の大きな魚は Rock-ramp fishway を使わずに、大型魚道を使い、遊泳力の小さな魚や底生魚は、大型魚道を使わずに Rock-ramp fishway を使っている傾向が確認された。

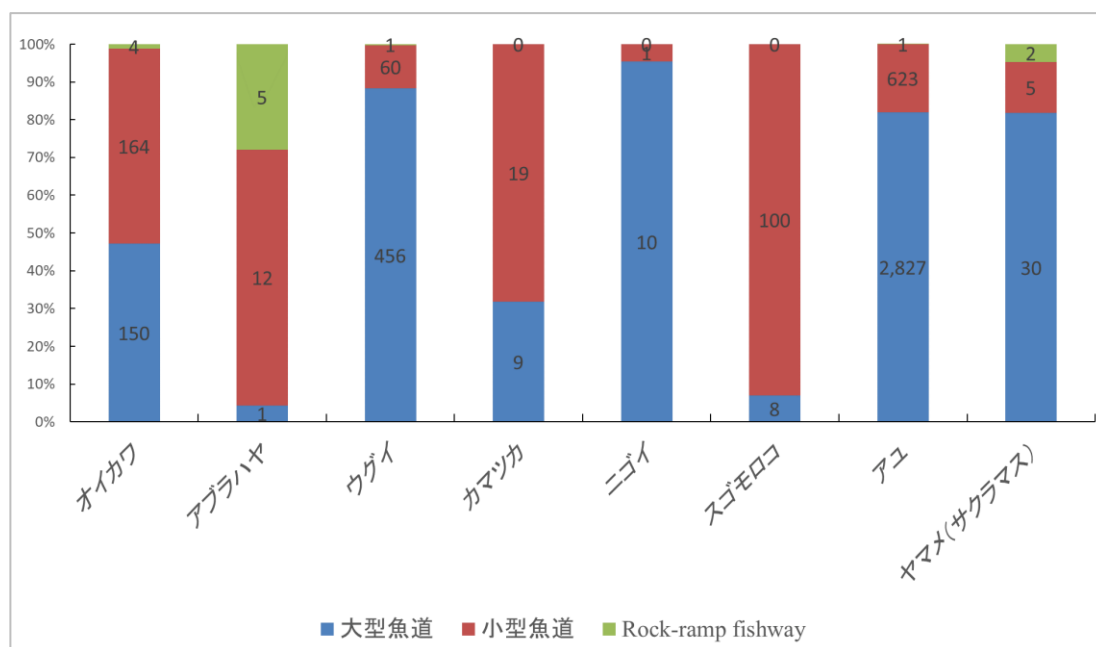


図 3-8 魚道ごとの遊泳魚の捕獲割合

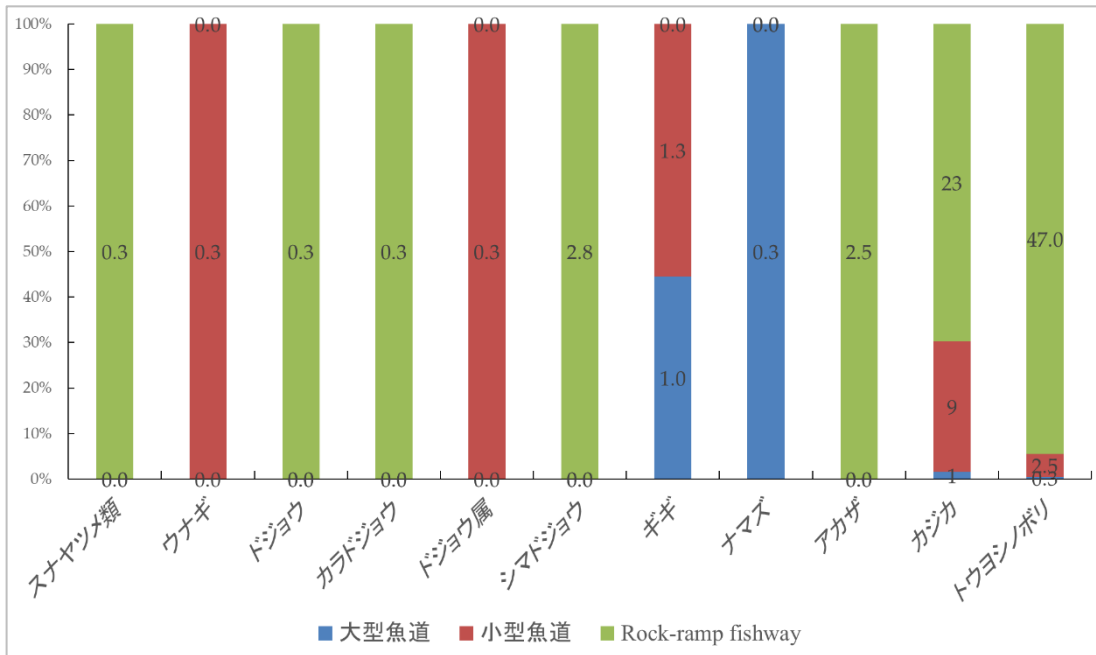


図 3-9 魚道ごとの底生魚の捕獲割合

3.3.3 底生魚の生息地としての利用

Rock-ramp fishway の中間地点 (S-2, S-3) における捕獲数の、2012 年から 2015 年の 4 年間の平均個体数を表 3-7 に示す。Rock-ramp fishway では合計 21 種類が確認され、そのうち遊泳魚は 14 種類、底生魚は 7 種類であった。遊泳魚のうち、中間地点 (S-2, S-3) のみで捕獲されたのは、ニゴイ、コイ科であり、コイ科のほとんどは稚魚であった。また、間地点 (S-2, S-3) のみで捕獲された底生魚は無かった。次に、Rock-ramp fishway の調査箇所 (S-1, S-2, 及び S-3) ごとの優占種と 4 年間の平均捕獲個体数を表 3-8 に示す。S-1 では底生魚が優占しており、S-2 と S-3 では、ニゴイやコイ科の稚魚など小型の遊泳魚が優占していた。S-2 と S-3 では、ウグイ、ニッコウイワナ、ドジョウ、カラドジョウ、及びシマドジョウの平均捕獲数が、S-1 より多くなっていた。この結果は、アユ、ウグイ、オイカワなどの遊泳魚が優占的に利用していた大型魚道や小型魚道と異なり、Rock-ramp fishway は、底生魚や遊泳力の小さな小型の魚、それらの稚魚の移動や生息のためにも利用されていることが示唆された。

表 3-7 2012 年から 2015 年までの Rock-ramp fishway の中間地点における平均捕獲個体数.

	種名	S-1	S-2	S-3	合計 (S-2+S-3)
遊泳魚					
1	フナ属	0.5	0.3	0.0	0.3
2	オイカワ	4.0	0.5	0.5	1.0
3	アブラハヤ	4.8	0.0	0.3	0.3
4	ウグイ	1.3	1.8	5.3	7.0
5	モツゴ	1.3	0.3	0.0	0.3
6	タモロコ	2.3	0.3	0.0	0.3
7	カマツカ	0.0	0.0	0.0	0.0
8	ニゴイ	0.0	4.0	7.0	11.0
-	コイ科	0.0	14.3	15.3	29.5
9	アユ	0.5	0.0	0.0	0.0
10	ブラウントラウト	0.3	0.0	0.0	0.0
11	ニッコウイワナ	0.3	0.3	0.3	0.5
12	ヤマメ (サクラマス)	1.8	0.3	0.8	1.0
13	オオクチバス	0.8	0.0	0.0	0.0
14	コクチバス	0.3	0.0	0.3	0.3
底生魚					
15	スナヤツメ類	0.3	0.0	0.0	0.0
16	ドジョウ	0.3	0.0	0.5	0.5
17	カラドジョウ	0.3	1.0	2.8	3.8
-	ドジョウ属	0.0	0.0	0.0	0.0
18	シマドジョウ	2.8	0.5	4.3	4.8
19	アカザ	2.5	0.0	0.0	0.0
20	カジカ	22.5	0.5	2.0	2.5
21	トウヨシノボリ	47.0	0.3	0.0	0.3
	合計	93	24	39	63

※S-1 再掲

表 3-8 2012 年から 2015 年までの Rock-ramp fishway における優占種と平均捕獲個体数.

地点	優占 1 位		優占 2 位		優占 3 位		優占 4 位		優占 5 位	
	種名	平均個体数	種名	平均個体数	種名	平均個体数	種名	平均個体数	種名	平均個体数
S-1	トウヨシノボリ	47.0	カジカ	22.5	アブラハヤ	4.8	オイカワ	4.0	シマドジョウ	2.8
S-2	コイ科稚魚	14.3	ニゴイ	4.0	ウグイ	1.8	ドジョウ	1.0	オイカワ等	0.5
S-3	コイ科稚魚	15.3	ニゴイ	7.0	ウグイ	5.3	シマドジョウ	4.3	ドジョウ	2.8

2009 年から 2015 年の毎年春（6 月末）、夏（8 月末）、及び秋（10 月末）に宮中取水ダム上流と下流で調査を実施した結果を表 3-9、表 3-10 に示す。Rock-ramp fishway が設置された 2012 年を境に、新設前（2009 年から 2011 年）と新設後（2012 年から 2015 年）に区分し、それぞれの期間で捕獲個体数を平均した。ニゴイ、オイカワ、およびウグイが上流と下流の両方で優占的に確認された。上流の調査地点で確認された遊泳魚の種類数は、新設前が 26 種、新設後が 25 種であり、下流調査地点で確認された遊泳魚の種類数は、新設前が 16 種、新設後が 20 種であった。上流の調査地点で確認された底生魚の種類数は、新設前が 8 種、新設後が 9 種であり、下流調査地点で確認された底生魚の種類数は、新設前が 10 種、新設後が 9 種であった。種類数としては大きな変化が確認されなかった。

表 3-9 Rock-ramp fishway 新設前後におけるダム上下流の捕獲種類数.

	遊泳魚		底生魚	
	ダム上流	ダム下流	ダム上流	ダム下流
新設前	26	16	8	10
新設後	25	20	9	9

表 3-10 Rock-ramp fishway 新設前後におけるダム上下流地点の平均捕獲個体数.

種名	上流地点		下流地点	
	新設前 (2009～2011)	新設後 (2012～2015)	新設前 (2009～2011)	新設後 (2012～2015)
オオキンブナ	0.3	0.0	0.0	0.8
ギンブナ	17.7	8.3	1.3	1.5
ゲンゴロウブナ	0.3	1.3	0.0	0.3
フナ属	3.0	5.8	0.0	0.3
コイ	3.7	7.0	0.3	7.8
タモロコ	42.7	10.3	2.3	5.5
ニゴイ	205.0	388.8	39.0	153.5
カワムツ	24.3	20.8	0.0	0.0
オイカワ	506.3	213.8	633.3	103.0
オイカワ属	6.0	0.0	0.0	0.0
カマツカ	9.0	10.3	15.3	10.0
モツゴ	61.7	40.8	20.3	14.0
タイリクバラタナゴ	6.0	0.3	2.0	0.3
アブラハヤ	13.0	22.8	3.3	6.8
ビワヒガイ	0.3	0.0	0.0	0.0
スゴモロコ	2.0	1.8	13.7	0.3
スゴモロコ属	5.7	15.0	0.0	0.0
コイ科	35.7	0.8	0.0	0.3
ウケクチウグイ	1.3	1.0	0.3	0.8
ウグイ	185.0	527.5	69.0	88.3
ウグイ属	2.3	0.0	0.0	0.0
アユ	9.3	10.8	13.3	5.5
ブルーギル	0.0	0.5	0.0	0.0
コクチバス	12.0	28.8	7.3	19.3
オオクチバス	1.0	0.3	0.0	0.0
カムルチー	0.0	0.0	0.3	0.0
サケ	0.0	1.0	0.0	0.5
ヤマメ (サクラマス)	2.7	0.5	0.3	0.0
ニジマス	0.3	0.3	0.0	0.3
ブラウントラウト	0.0	0.5	0.0	0.0
ウナギ	0.0	0.0	0.3	0.0
アカザ	0.3	0.8	3.3	8.3
シマドジョウ	1.0	4.8	15.7	38.5
ホトケドジョウ	0.0	0.3	0.0	0.0
ドジョウ	13.7	5.8	7.0	5.3
カラドジョウ	0.0	1.3	0.0	1.8
オオヨシノボリ	0.0	0.0	0.3	0.0
トウヨシノボリ	6.7	1.3	1.7	2.0
スナヤツメ類	0.7	0.0	4.0	1.0
カジカ	2.7	7.0	1.0	4.3
ギギ	1.3	1.5	2.3	3.5
ナマズ	7.0	2.8	6.3	7.3

図 3-10 は Rock-ramp fishway 新設前後の上流と下流の捕獲種類数の変化を示す。上流と下流の両地点で捕獲された種類数の割合は、新設前約 62% (37 種類中 23 種類) から、新設後 75% (36 種類中 27 種類) に増加した。遊泳魚では、29 種中 13 種の個体数が上流で増加し (約 45%)、下流では、22 種中 14 種の個体数が増加した (約 64%)。底生魚の 10 種中 6 種の個体数が上流で増加 (約 60%)、下流では、11 種中 7 種の個体数が増加した (約 64%)。ダムの上流と下流における個体群の相互作用は、種の生物多様性を向上するために重要である。

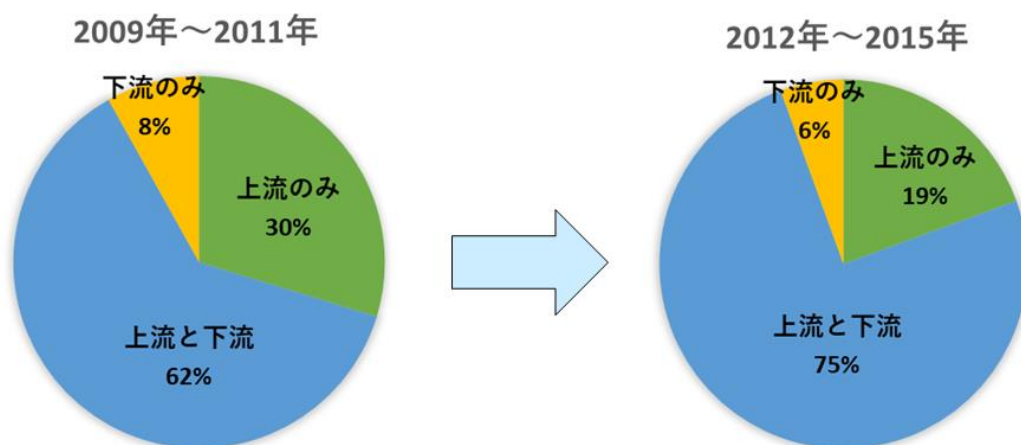


図 3-10 Rock-ramp fishway 新設前後におけるダム上下流の捕獲種類数の変化

3.3.4 Rock-ramp fishway の効果

新設した Rock-ramp fishway の効果を確認する。表 3-11, 3-12 は、Rock-ramp fishway 新設の最初の 4 年間 (2012 年～2015 年) の各魚道の捕獲調査結果を、大型魚道と小型魚道の捕獲数の合計の平均値と Rock-ramp fishway の捕獲数の平均値と比較し、 t 検定を実施した結果を示す。表 3-11 に示す遊泳魚の 19 種の中、モツゴ ($t=1.981$, $df=116$, $p=0.025<0.05$) とオオクチバス ($t=1.981$, $df=116$, $p=0.083<0.1$) が Rock-ramp fishway で主に捕獲された。他の 17 種の Rock-ramp fishway での捕獲数は、他の魚道での捕獲数と有意な差はなかった。Rock-ramp fishway で捕獲した全てのモツゴとオオクチバスは、いずれも体長 61mm 以下の稚魚であった。有意な差ではなかったが、Rock-ramp fishway で多く捕獲されたタモロコも体長 61 mm 以下の稚魚であった ($t=1.974$, $df=168$, $p=0.128>0.1$)。表 3-12 に示す底生魚の中では、10 種のうち 4 種 (シマドジョウ ($t=1.981$, $df=116$, $p=0.002<0.05$), アカザ ($t=1.981$, $df=116$, $p=0.077<0.1$), カジカ ($t=1.978$, $df=136$, $p=0.040<0.05$), およびトウヨシノボリ ($t=1.980$, $df=120$, $p=2.12e-12<0.05$)) が、Rock-ramp fishway でより優位に捕獲され

た. 比較的大きな底生魚であるギギの全てが, 大型魚道で捕獲された ($t=1.981$, $df=116$, $p=0.002<0.05$)が, それは体長が大きく, 遊泳力が大きいためと考えられる. スナヤツメ類, ウナギ, ドジョウ, カラドジョウ, ナマズの 5 種は, 4 年間の調査で 1 個体のみが捕獲されたため, 有意差の評価は行わなかった.

表 3-11 魚種ごとの Rock-ramp fishway の利用状況の検証 (遊泳魚)

種名 (遊泳魚)	平均個体数		d.f.	t	P
	大型+小型	Rock-ramp			
ギンブナ	3	0	116	1.981	0.083
フナ属	0	2	116	1.981	0.158
オイカワ	1253	16	116	1.981	0.000
カワムツ	9	0	116	1.981	0.012
アブラハヤ	49	19	157	1.975	0.028
ウケクチウグイ	2	0	116	1.981	0.158
ウグイ	2061	5	116	1.981	0.000
モツゴ	0	5	116	1.981	0.025
ビワヒガイ	15	0	116	1.981	0.000
タモロコ	3	9	168	1.974	0.128
カマツカ	110	0	116	1.981	0.000
ニゴイ	43	0	116	1.981	0.000
スゴモロコ	428	0	116	1.981	0.009
コイ科	9	0	116	1.981	0.072
アユ	13,799	2	116	1.981	0.001
ブラウントラウト	9	1	138	1.977	0.019
ニッコウイワナ	15	1	128	1.979	0.002
ニジマス	12	0	116	1.981	0.028
ヤマメ (サクラマス)	141	7	124	1.979	0.000
オオクチバス	0	3	116	1.981	0.083
コクチバス	15	1	131	1.978	0.001

表 3-12 魚種ごとの Rock-ramp fishway の利用状況の検証（底生魚）

種名 (底生魚)	平均個体数		d.f.	t	P
	大型+小型	Rock-ramp			
スナヤツメ類	1	0	116	1.981	0.319
ウナギ	1	0	116	1.981	0.319
ドジョウ	0	1	116	1.981	0.319
カラドジョウ	0	1	116	1.981	0.319
ドジョウ属	1	0	116	1.981	0.319
シマドジョウ	0	11	116	1.981	0.002
ギギ	9	0	116	1.981	0.002
ナマズ	1	0	116	1.981	0.319
アカザ	0	10	116	1.981	0.077
カジカ	39	90	136	1.978	0.040
トウヨシノポリ	10	189	120	1.980	0.000

3.4 考察

3.4.1 設計対象魚種による魚道の選択

水産資源の持続可能性に関しては、商業的に価値のある魚種のみが保全対象と見なされ、タイヘイヨウサケ、ブラウントラウト、マスノスケ、ニジマスなどのサケ科の魚が北米とヨーロッパで対象魚種とされている[Steneck & Pauly 2019]。これらの魚類は遊泳力が大きいので、大型の魚道でも問題はなく、設計の詳細に関係なくダムの脇に設置された流量の多い魚道を選択する[Ackerman et al. 2019]。宮中取水ダムの魚道で捕獲された主な種は、アユ、ウグイ、及びオイカワであった。アユは通し回遊魚であり、ウグイとオイカワは淡水魚である。魚道は、対象とする魚種の行動と遊泳能力に関連する生物学的要求を満たす必要がある[Makrakis et al. 2019]。宮中取水ダム魚道構造改善で対象とした魚類は16種類であった。アユ、ウグイ、サクラマス、ウケクチウグイ、ニゴイ、ニッコウイワナ、ギンブナ、ニジマス、コイ及びサケは、主に大型魚道を利用していた。アユとウグイは小型魚道の利用を想定していたが、主に大型魚道を利用している結果が得られた。年魚であるアユは、秋に上流から下流へ降下し、下流部で産卵する。そして、孵化した仔魚は流れに乗って海へ下り、沿岸で春まで生息している。そし

て、初夏になって河川水温が高くなると、稚魚となったアユは川を遡上し、縄張りを設ける適地を見つけ夏を過ごす。本研究による調査は6月の稚鮎の遡上に合わせて実施しているため、捕獲されたアユは全て稚魚であり、遡上意欲がある。よって、魚道の入口が広い大型魚道を多くのアユが遡上したと考えられるが、流速の早い大型魚道を多くのアユが遡上した状況の解明は今後の課題である。ウグイは、複数年にわたって生息するため、6月の調査時に複数の年齢のウグイが存在する。そのため、比較的大きな個体が大型魚道を遡上したと考えられるため、第4章で論じる。オイカワは大型魚道より小型魚道を利用していた。オイカワの個体のサイズは、アユやウグイよりも小さいことが多かった。また、小型のアユやウグイも小型魚道を利用していた。カジカ、アカザ、トウヨシノボリ、スナヤツメ類、及びウナギといった底生魚は、主に Rock-ramp fishway を利用していた。また、ニッコウイワナの稚魚が Rock-ramp fishway を利用していた。これらの魚種による魚道の選択は、魚の遊泳能力に関連していると考えられた。

3.4.2 底生魚や遊泳能力の小さな魚への効果

大型の魚道は、サケ科の商業的に重要な魚の回遊にとって重要である。しかし、大型の魚道だけでは、底生魚や遊泳力の小さな魚類の生息や移動といった、河川生態系の生物多様性を守るには不十分である。宮中取水ダムでは、Rock-ramp fishway が大型魚道と小型魚道と並行して新設された。Rock-ramp fishway は緩やかな傾斜と低い流速で設計された。自然の川を模倣するために、コンクリートの壁で段差を作る代わりに、玉石を敷いて斜面を形成した。そして、連続した低い壁と浅い水深、および遅い流速を備えた Rock-ramp fishway は、底生魚の生息地として使用されていると考えられた [Bretón et al. 2013; Newbury & Gaboury 1988]。そのため、玉石で構成された主流路の脇に設けられた静水域が、遊泳力の小さな魚の移動や底生魚の生息に寄与していると考えられた。

底生魚の移動や生息に必要な水域は、生活様式に応じて、砂利、泥、水没した植物で覆われているなど、さまざまであり、河床の状態は重要である [Taniguchi & Tokeshi 2004]。本研究の結果は、カジカやトウヨシノボリの安定した存在を示しており、Rock-ramp fishway の環境が、底生魚の生息環境として機能していたことを示した。こういった底生魚は通常、砂利や丸石の間に住む淡水魚である。同じ底生魚であるシマドジョウとドジョウは、石の多い底よりも細かい砂の底を好むため、Rock-ramp fishway を生息環境としておらず、Rock-ramp fishway では多く捕獲されなかったと考えられた。魚道の出口部はダム上流側の川底から1mの高さに設置した。したがって、洪水時でも、シルトを除いて、土砂などの魚道への堆積物が魚道に入ること

はないが、流速が遅いため、シルトが底に蓄積していた。底生魚の生息や産卵環境として、その環境は適していないという地元の漁協の意見を受け、調査した近隣の小河川と同等の流速や水深を得るために 2015 年から Rockramp fishway の流量を増やした。その結果、一定の流れによりシルトは次第に洗い流され、最初に人為的に設置された玉石だけが残った。しかし、砂利の投入や流入は無かったため、砂底を好む魚は Rockramp fishway を生息地として利用できなかった。Asaeda et al. [2005]は、モツゴを対象とした研究により、主流路の流速が、Rock-ramp fishway を活用する魚の採餌の機会に影響を与えることを述べた。また、Sunardi et al. [2007]は、モツゴを対象とした研究により、流速が速い環境における高い遊泳エネルギーの消費が、成長の低下を引き起こし、捕食リスクの影響を拡大することを示し、Priyadarshana & Asaeda [2007]は、コイ科の 2 種類の魚 (*Pseudorasbora parva* と *Rasbora daniconius*) を対象に、大型の水生植物の影響が類似していたことを示した。よって、Rock-ramp fishway は、砂底を好む種よりも玉石の河床材料を好む水生生物にとって良い環境となっていた。底成魚以外の遊泳力の小さな魚には、大型魚道と小型魚道は流速が早く使いづらいため低流速の Rock-ramp fishway の存在が重要である。

タモロコ、モツゴ、スゴモロコなどの小さな淡水魚が Rock-ramp fishway で捕獲されたことを考えると、Rock-ramp fishway を利用してダムの上流と下流の移動を行っていた可能性があるが、生息、つまり住み着いていたかどうかは把握できなかった。したがって、遊泳力の小さな小型の魚の移動や底生魚の生息地として特に好ましい[Asaeda et al. 2001; Asaeda et al. 2002]とされていた Rock-ramp fishway において、本研究において安定した生息地と移動の場の提供が機能として果たされていることが示された。

3.4.3 Rock-ramp fishway 設置による生物多様性への貢献

図 3-11~3-14 は、Rock-ramp fishway の新設前後の 2009 年から 2015 年に、ダムの上下流及び魚道内で 10 個体以上捕獲されたカジカ、トウヨシノボリ、シマドジョウ、及びドジョウの個体数を示している。図 3-11 に示すカジカは、2012 年以降に上下流での捕獲数が増えると共に、魚道での捕獲数も増えた。中流域協議会において冷水性魚類（生息水温 5~20°C）[小島ら 1999]に分類されており、Rock-ramp fishway が新設されたことで、比較的河川水温の低い宮中取水ダムの上流と下流とを往来する個体が増えたのではないかと考えられる。図 3-12 に示すトウヨシノボリは、2012 年以降に魚道での捕獲数が増えたが、ダムの上下流では獲数が増えなかった。トウヨシノボリは、Rock-ramp fishway が整備される前の調査（2011 年）において、魚道の入口で目撃されていたが、魚道の上流端で捕獲されることは無

かった。Rock-ramp fishway が新設された 2012 年以降、トウヨシノボリの捕獲数が増えたことは、Rock-ramp fishway の有効性を如実に示しているものと考えられる。図 3-13 に示すシマドジョウは、2012 年以降に下流での捕獲数が増えると共に、上流域や魚道での捕獲数も増えたが、魚道ではカジカやトウヨシノボリのように多くは捕獲されなかった。シマドジョウも中流域協議会において冷水性魚類（孵化時の水温 23~26°C）〔財リバーフロント整備センター 1996〕に分類されており、Rock-ramp fishway が新設されたことで、比較的河川水温の低い宮中取水ダムの上流とダムの下流とを移動する個体が増えたのではないかと考えられる。図 3-14 に示すドジョウは、上流域と下流域の両方に存在したが、魚道では多く捕獲されず、特に変化は見られなかった。シマドジョウとドジョウの上下流での捕獲数の増加に比べて、魚道での捕獲数が少なかった要因としては、調査方法の違いが考えられる。魚道における捕獲調査は夜間に実施していなかったが、ダムの上下流では、定置網を一晩仕掛けたり、たも網などで玉石を動かして採捕したりして、調査を実施した。そのため、特に夏の産卵期を中心に夜行性となるシマドジョウとドジョウ〔Naruse & Oishi 1996〕は、夜間に魚道の上流端に到達してトラップで捕獲されず、一方、ダムの上下流では、夜間に定置網で捕獲されたり、昼間でも玉石の影に身を隠していた個体が捕獲されたりしたものと考えられる。

Rock-ramp fishway は、稚魚や小型の魚の移動を可能にして生息範囲の拡大に貢献する〔Broadhurst et al. 2013〕。今回の研究により、Rock-ramp fishway の新設が、底生魚や遊泳力の小さな魚の移動や生息に寄与したため、上流域と下流域の捕獲数を増やすには十分であった。このことから、Rock-ramp fishway は、底生魚や遊泳力の小さな魚の遡上や生息に大きく寄与していることが確認され、本研究の結果は、生物多様性の貢献における Rock-ramp fishway の重要性を示した。

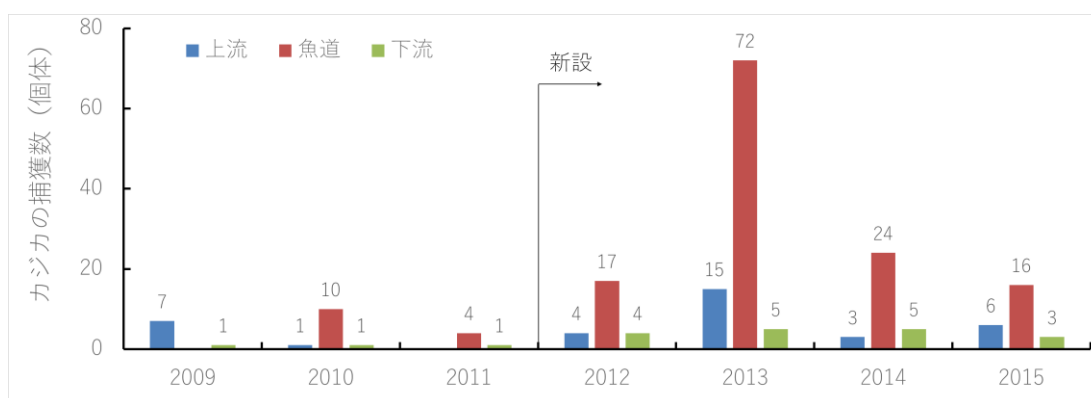


図 3-11 Rock-ramp fishway 新設前後の魚道及びダム上下流におけるカジカの捕獲数。

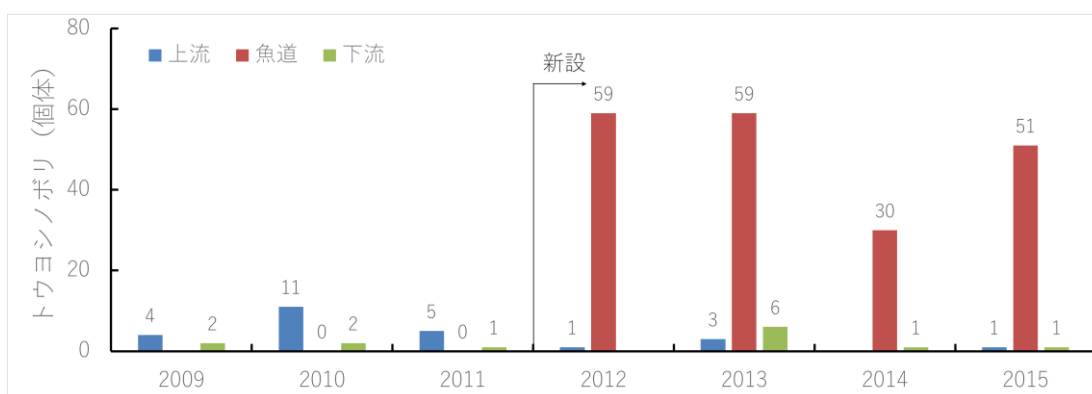


図 3-12 Rock-ramp fishway 新設前後の魚道及びダム上下流におけるトウヨシノボリの捕獲数.

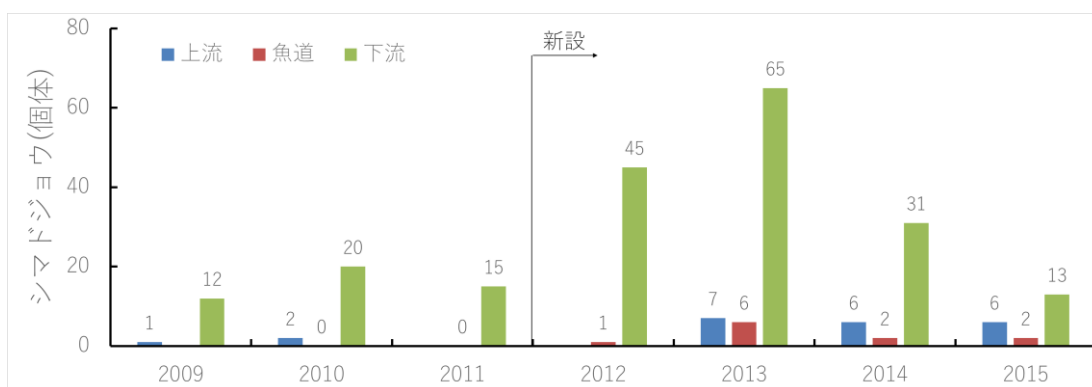


図 3-13 Rock-ramp fishway 新設前後の魚道及びダム上下流におけるシマドジョウの捕獲数.

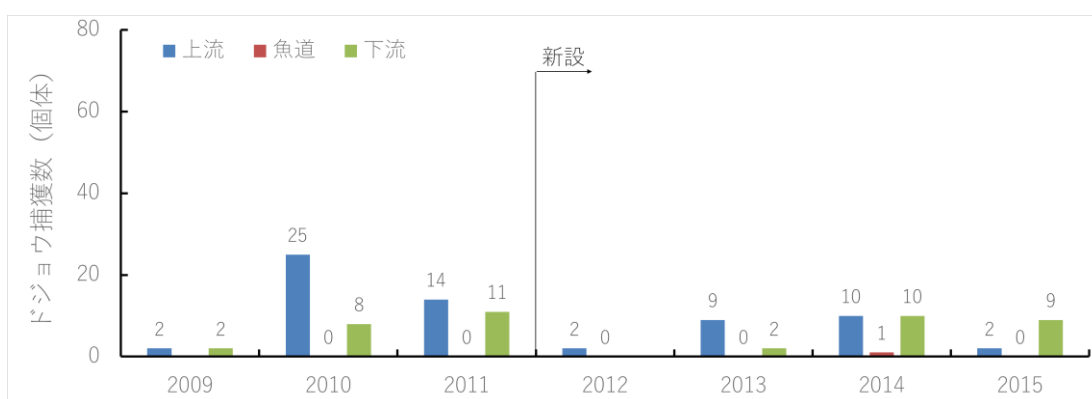


図 3-14 Rock-ramp fishway 新設前後の魚道及びダム上下流におけるドジョウの捕獲数.

3.5 まとめ

この章では、新設した Rock-ramp fishway の有効性を論じた。宮中取水ダムには3つの魚道があり、2012年に Rock-ramp fishway が新設され、流速や水深の異なる魚道群としての環境が整備された。本研究の目的は、2つの調査を通じて、Rock-ramp fishway の有効性を示すことであ

った。魚道内で実施された1つ目の調査では、調査期間中に3つの魚道の上流端にトラップを設置し、全ての魚を捕獲すると共に、遡上環境の形状や環境要因、流速などを定量化した。ダムの上下流で実施した2つ目の調査では、魚の生息環境に合わせて適切な漁具を用いて魚を捕獲した。これらの調査の結果、底生魚や遊泳力の小さな魚が、Rock-ramp fishway 新設後に増加していることが示された。さらに、特に底生魚にとって、Rock-ramp fishway が移動する場所としてだけでなく、生息する場所としても機能していることも確認された。

ダムの上流と下流、魚道における魚の生息環境の理解に基づいた本研究により、Rock-ramp fishway は、底生魚の生息域として、また遊泳力の小さな魚の移動環境として有効であることが示された。ダムの上流と下流の魚類の生息状況を把握するという観点からは、検討の余地や限界がある。ダムの上下流と魚道で調査方法が異なり、上流、魚道、下流の資源量を連続的に評価することはできなかったが、今後も順応的管理を実践しながら、ダムの上流と下流、魚道における魚の生息状況を把握し続けていくことで、今後の理解がさらに深まると考えている。

本研究の結果は、Rock-ramp fishway 設置により、流速や水深などの遡上環境の異なる魚道群が、ダム上下流の生物多様性に貢献していることを明らかにした。よって、漁業管理者や水力発電と河川環境との調和を目指す河川工学プロジェクトを計画している人々にとって有用な成果になると考えている。

第4章 ウグイの生物学的特性による魚道の選択的行動

4.1 目的

信濃川水系には多くの種類のウグイが生息しており、その中には上流と中流に生息する淡水魚であるウグイ、下流や唯一海域を利用する降下型のマルタウグイ、信濃川と阿賀野川でのみ生息すると言われているウケクチウグイなどが含まれる。信濃川上流（千曲川）の長野県では「つけば漁」が盛んで、信濃川水系では年間約 100 トンのウグイが捕獲されている[新潟県内水面漁業協同組合連合会 1991]。ウグイの産卵期は 4～7 月、産卵場は中流域で、降雨による増水によって洗い流された浮き石となった河床を好む。アユの産卵場は砂混じりの河床であることから、ウグイの産卵場は、アユの産卵場よりも上流に位置する[Ito et al. 2003]。気温の低い信濃川上流域（千曲川）では 2 月から産卵が始まる[新潟県内水面漁業協同組合連合会 1991]。卵が孵化するのに約 1 週間、稚魚が砂利から浮上するのに約 10 日かかる。その後、稚魚のサイズは 20～30 日で 2～3 cm、1 年で 5～10 cm になり、2～4 年で成熟する。コイ科で唯一海に降下するマルタウグイは、海に降下するまでの 1～数年は川で過ごし、海で数年間過ごした後、川を遡上して産卵する[Gudkov et al. 2010]。ウグイは、産卵期になると婚姻色として知られる 3 つの赤い縦の帯が体の側面に現れる。婚姻色は主にオスに見られるが、メスにも発現する[Hatry et al. 2016]。婚姻色は、成熟度を伝達するために約 80% 以上の個体に発生する[Baldauf et al. 2011]。

ウグイの寿命は 7～8 年[新潟県内水面漁業協同組合連合会 1991]とされ、それらは、上流から下流の河川、池、人工湖に広く生息している。そのため、ダムによって川が分断され、産卵行動が阻害されることは、淡水魚としても好ましくなく、魚道は重要な施設となる。日本では、さまざまな魚種に対応する魚道の設計がますます重要になっている。ウグイの行動に対応する魚道構造の研究 [Hayashida et al. 2000b]、魚の行動や巡航速度に関する研究[Blaxter et al. 1959; Lindsey 1978] が報告されているが、ウグイが複数の魚道の中から適した魚道を選択する生物学的特性を報告している文献はない。

宮中取水ダムには 1939 年のダム設置以来、2011 年まで大小の魚道が整備されていた。そして、2012 年に魚道構造を改善し、Rock-ramp fishway を新設した。そのため、宮中取水ダムの魚道は流速や流量、水深の異なる 3 種類の構造を備えており、この研究では、このような異なる物理環境を持つ魚道群において、魚が魚道への侵入条件に応じて魚道を選択しているという仮説を立て、魚が魚道を選択する生物学的特性を研究するために調査エリアを設定した。本章では、9 年間（のべ 309 日間）にわたり魚道の上流端にトラップを設置して、遡上する魚を全

て捕らえる調査を実施して、魚道の環境と魚の特徴との関係を調べ、魚道を選択する生物学的特性を解明した内容を報告する。

4.2 方法

4.2.1 魚類捕獲調査

3つの魚道の上流端それぞれにトラップを仮設し、1時間ごとに魚類を全数捕獲した（図4-1）。調査の方法及び調査期間などの詳細は、3.2.2に示したとおりであり、あわせて、ウグイに関するデータ取得のために、婚姻色の有無を記録した。

結果については、婚姻色の有無と環境要因（放流量、SS、水温）との関係は二変量解析により分析し、魚種ごとの魚道間の遡上傾向は一元配置分散分析を実施した。また、遡上個体数の多いアユ、ウグイ、ヤマメ（サクラマス除く）、オイカワについて各魚道の流速と、推定されたそれぞれの突進速度との関係を整理して、ここでは、2つのグループの平均を比べる分析のため、t検定を採用して分析した。

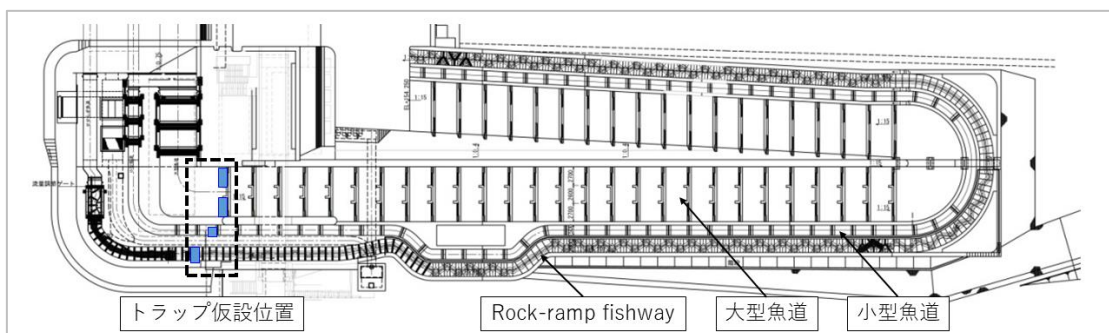


図4-1 魚道上流端のトラップ仮設位置。

4.2.2 魚道改善前（2010年）と改善工事中（2011年）の調査

魚道構造改善の工事期間中における暫定運用期間中の状況把握と2012年以降の継続的なモニタリングに向けた現況把握を目的として、工事着手前の2010年に予備的な調査を実施した。調査方法は、魚道の上流端にトラップを設置して全数を捕獲する同様の方法である。研究対象とした魚種の中に、ウナギ、ギギ、ナマズ、アカザといった4種の夜行性魚種[Kawanabe 2001]の存在が確認されていた。夜行性魚種は昼間も活動するが、昼間よりも夜間に摂餌活動が活発になることから、予備調査では夜間にも調査を実施した。2010年の予備調査は6月7日～17日、夜間調査は6月7日～10日に実施した。昼間の調査時間は9時から17時まで1

時間ごととし、夜間調査は日中調査に引き続き、17時から翌朝9時まで2時間ごととした。なお、夜間調査を2時間ごととしたのは、夜間の魚の移動は比較的少ないと想定されていたことと、調査員の安全への配慮であった。2011年は魚道構造改善の工事期間中であり、小型魚道を停止し、大型魚道を暫定的に小型魚道として流量（水深及び流速）を減らして運用した。2011年の魚道構造改善工事期間中調査は、2011年5月17日～6月24日（5月18日から6月10日は融雪による洪水発生により調査を中断）に大型魚道のみで実施した。

4.2.3 魚道構造改善後の順応的管理に基づく調査の実施期間

本章では、2012年から2020年までの、大型魚道と小型魚道、および Rock-ramp fishway において順応的管理の下で実施した調査を対象とした。調査期間は、2010年および2011年の予備調査結果を基に、表4-1に示すとおり宮中取水ダム周辺の小型魚を代表するアユの遡上期のピークを含む毎年6月6日～7月4日を基本に実施した。2010年から2015年までの調査時の状況から、河川水温が高いとアユの遡上が早まる可能性が示唆されたことから、調査期間を柔軟に変化させた結果、2016年、2018年及び2020年は予定を早めて調査を開始することとなった。また、洪水による濁りをアユが忌避することから、調査期間末期に洪水が発生した場合は、濁りが無くなるまで調査期間を延長した。なお、調査時間帯は昼間のみとしたが、傾向を確認するため、2017年のみ夜間にも調査を実施した。

表4-1 魚類捕獲調査の期間と変更理由。

年	調査期間	変更理由
2012	6月6日～7月4日	—
2013	6月6日～7月10日	洪水発生により延伸
2014	6月6日～7月4日	—
2015	6月6日～7月4日	—
2016	5月26日～7月4日	アユの遡上に合わせ前倒し
2017	6月6日～7月14日	洪水発生により延伸
2018	6月2日～7月4日	アユの遡上に合わせ前倒し
2019	6月6日～7月4日	—
2020	5月25日～7月4日	アユの遡上に合わせ前倒し

4.3 結果

4.3.1 魚道改善前後の夜間調査

表 4-2 は 2010 年の昼間と夜間の調査結果を示す。昼間の調査では 11 種 368 個体、夜間の調査では 13 種 183 個体が捕獲された。ウナギ、ギンブナ、およびニゴイは、夜間の調査中のみ捕獲された。しかし、これらの捕獲量は少なかった。今回の調査では、アユとウグイの捕獲数が特に多かったため、詳細な捕獲時間を確認した。夜間調査の結果、ウグイは、17 時～19 時に 64 個体、20 時～22 時に 26 個体が捕獲され、夜間調査時間帯の全てで捕獲された。アユは、17 時から 19 時の間に 12 個体、6 時から 9 時の間に 15 個体が捕獲され、19 時から 6 時の間には捕獲されなかった。夜行性の魚種に分類されるウナギは夜間調査でのみ捕獲された。対照的に、ギギは夜間調査だけでなく昼間の調査でも捕獲された。これらの夜間調査時の捕獲数の少なかった結果を踏まえ、2011 年以降は、昼間のみ実施することとし、昼間の調査時間帯（9 時から 17 時）を 6 時から 19 時に拡大した。

表 4-2 2010 年の昼間と夜間の調査結果。

魚種		昼間			夜間		
		合計	大型	小型	合計	大型	小型
1	ギンブナ	0	0	0	1	0	1
2	オイカワ	27	6	21	7	5	2
3	アブラハヤ	1	0	1	1	0	1
4	ウグイ	177	173	4	121	117	4
5	ビワヒガイ	4	4	0	1	1	0
6	カマツカ	2	0	2	1	1	0
7	ニゴイ	0	0	0	2	2	0
8	スゴモロコ	9	0	9	7	1	6
9	アユ	86	63	23	27	19	8
10	ヤマメ	48	21	27	7	4	3
11	ウナギ	0	0	0	1	0	1
12	ギギ	4	1	3	5	0	5
13	カジカ	9	4	5	1	1	0
14	オオヨシノボリ	0	0	0	1	0	1
-	ヨシノボリ属	1	0	1	0	0	0
合計		368	272	96	183	151	32

表 4-3 は、2017 年の昼間と夜間の調査結果を示す。2017 年の夜間調査で優勢だった魚は、ウグイ(61 個体)とアユ(16 個体)で、傾向は変わっていなかった。ウグイは、夜間の全ての調査時間帯に捕獲された。17 時から 19 時の間に 4 個体のアユが捕獲され、6 時から 9 時の間に 7 個体のアユが捕獲された。そして、19 時から 5 時までに捕獲されたアユは 5 個体だけであり、これらの傾向も変わっていなかった。さらに、2012 年に新設された Rock-ramp fishway は、移動だけでなく生息地としても、主に底生魚によって利用されており、2017 年の夜間調査では、夜行性のドジョウ、シマドジョウに加えて、アカザやカジカも Rock-ramp fishway で捕獲された。

表 4-3 2017 年の昼間と夜間の調査結果 (Rock: Rock-ramp fishway)

魚種		昼間				夜間			
		合計	大型	小型	Rock	合計	大型	小型	Rock
1	アブラハヤ	1	0	0	1	1	0	0	1
2	ウグイ	5	4	1	0	61	59	2	0
3	ビワヒガイ	0	0	0	0	1	1	0	0
4	カマツカ	1	1	0	0	2	1	1	0
5	アユ	77	74	3	0	16	15	1	0
6	ニッコウイワナ	1	1	0	0	2	1	0	1
7	ドジョウ	0	0	0	0	2	0	0	2
8	カラドジョウ	0	0	0	0	3	0	0	3
9	シマドジョウ	3	0	0	3	8	0	0	8
10	ナマズ	0	0	0	0	1	0	0	1
11	アカザ	1	0	0	1	3	0	0	3
12	カジカ	0	0	0	0	2	1	0	1
13	トウヨシノボリ	5	0	0	5	2	0	0	2
合計		94	80	4	10	104	78	4	22

4.3.2 魚道別の魚種構成

調査期間（2011 年及び 2012～2020 年）に捕獲された魚の平均捕獲個体数を表 4-4（遊泳魚）と表 4-5（底生魚）に示す。調査は 6 月に実施したため、秋の優占種であるサケは捕獲されていない。2011 年には 13 種類の遊泳魚と 2 種類の底生魚が捕獲された。2012 年から 2020

年までの9年間には22種類の遊泳魚と11種類の底生魚が捕獲された。遊泳魚では、遡上期のアユ、オイカワ、ウグイ、ヤマメ（サクラマス）、スゴモロコが優占していた。底生魚では、シマドジョウ、アカザ、カジカ、トウヨシノボリが優占的に捕獲された。

表 4-4 2011 年及び 2012 年～2020 年の遊泳魚の平均捕獲個体数.

魚種		2011	2012～2020			
		大型魚道	大型魚道	小型魚道	Rock-ramp	合計
1	コイ	-	0.22	-	-	0.22
2	ギンブナ	-	0.33	0.11	0.22	0.67
-	フナ属	-	-	-	0.56	0.56
3	バラタナゴ	-	-	-	0.33	0.33
4	オイカワ	9	82.33	141.44	14.67	238.44
5	カワムツ	1	0.22	1.22	0.22	1.67
6	アブラハヤ	-	0.44	5.67	6.22	12.33
7	ウケクチウグイ	-	0.22	-	-	0.22
8	ウグイ	380	281.00	55.11	4.22	340.33
9	モツゴ	-	-	-	2.11	2.11
10	ビワヒガイ	4	1.56	0.11	-	1.67
11	タモロコ	-	-	0.56	2.22	2.78
12	カマツカ	2	5.56	9.67	0.11	15.33
13	ニゴイ	4	7.11	0.44	0.11	7.67
14	スゴモロコ	4	3.33	44.56	-	47.89
-	コイ科	-	0.44	0.56	-	1.00
15	アユ	208	1873.44	347.11	3.22	2223.78
16	ブラウントラウト	1	1.44	-	0.22	1.67
17	ニッコウイワナ	1	2.67	0.22	0.56	3.44
18	ニジマス	2	1.44	0.11	-	1.56
19	ヤマメ	6	18.78	4.33	1.67	24.78
19-1	サクラマス	-	7.67	-	-	7.67
19-2	ヤマメ	6	11.11	4.33	1.67	17.11
20	ブルーギル	-	-	-	0.22	0.22
21	オオクチバス	-	-	-	1.56	1.56
22	コクチバス	-	2.11	0.78	0.11	3.00

Rock-ramp : Rock-ramp fishway

表 4-5 2011 年及び 2012 年～2020 年の底生魚の平均捕獲個体数.

魚種		2011		2012～2020		
		大型魚道	大型魚道	小型魚道	Rock-ramp	合計
1	スナヤツメ類	-	-	-	0.11	0.11
2	ウナギ	-	-	0.11	0.11	0.22
3	ドジョウ	-	-	0.11	1.00	1.11
4	シマドジョウ	-	-	0.11	12.11	12.22
5	カラドジョウ	-	-	0.11	0.56	0.67
-	ドジョウ属	-	-	0.11	-	0.11
6	ギギ	5	0.89	1.44	0.56	2.89
7	ナマズ	-	0.56	-	-	0.56
8	アカザ	-	-	0.11	8.22	8.33
9	カジカ	4	6.89	7.89	24.33	39.11
10	トウヨシノボリ	-	0.11	2.22	74.56	76.89
11	カムルチー	-	-	0.11	-	0.11

Rock : Rock-ramp fishway

魚道全体では、表 4-6 に示すとおり、2012 年の魚道構造改善により Rock-ramp fishway が新設されてからは毎年 19～24 種類が捕獲された。そして近年では、表 4-7 に示すとおり、Rock-ramp fishway における捕獲種数が最多となっている。魚道入口付近では、遊泳魚を中心に約 10 個体が確認された。また、魚道内に長期間滞留し、捕獲数として捕らえられなかった個体もあった。今回の調査では魚道に入ってから上流端のトラップに入るまでの期間は計測できなかったが、約 30 日間の調査であったことから、その割合は全体の 5%にも満たないものと思われた。

表 4-6 2012 年以降の捕獲数総括表

種類数	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
遊泳魚	16	17	14	15	15	17	13	14	17
底生魚	6	7	5	6	4	7	6	7	7
合計	22	24	19	21	19	24	19	21	24

表 4-7 2012 年以降の魚道別捕獲種類数

種類数	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
大型魚道	14	17	14	12	12	12	11	8	13
小型魚道	14	13	11	9	9	13	8	10	13
Rock-ramp	9	9	7	15	12	15	15	16	16
合計	22	24	19	21	19	24	19	21	24

Rock-ramp : Rock-ramp fishway

4.3.3 ウグイの婚姻色の有無と魚道別の捕獲割合

捕獲されたウグイ個体を、婚姻色の有無と魚道の種類で分けした(表 4-8)。大型魚道で捕獲されたウグイのうち、65.3%は婚姻色の有るウグイであった。小型魚道で捕獲されウグイのうち、92.1%は婚姻色の無いウグイであった。Rock-ramp fishway で捕獲されたウグイのうち、97.4%は婚姻色の無いウグイであった。そして、婚姻色の有るウグイは、97.6%が大型魚道で捕獲され、婚姻色の無いウグイは、64.0%が大型魚道、33.3%が小型魚道、2.7%が Rock-ramp fishway でそれぞれ捕獲された。

表 4-8 婚姻色の有無による魚道ごとのウグイの捕獲数と捕獲割合。

婚姻色		大型魚道		小型魚道		Rock-ramp fishway	
		捕獲数	割合(%)	捕獲数	割合(%)	捕獲数	割合(%)
有り	捕獲数	1652	97.6	39	2.3	1	0.1
	割合(%)	65.3	-	7.9	-	2.6	-
無し	捕獲数	877	64.0	457	33.3	37	2.7
	割合(%)	34.7	-	92.1	-	97.4	-

4.3.4 ウグイの婚姻色の有無と遡上環境との関係

図 4-2 及び図 4-3 は、大型魚道と小型魚道における捕獲時刻ごとのウグイの捕獲数と婚姻色の有無との関係を示す。ウグイの最大捕獲数は、14 時から 16 時の間に確認された。大型魚道と小型魚道、いずれにおいても、午後の捕獲数が多かったが、婚姻色の有無と遡上時刻との間に関係性は確認されなかった。

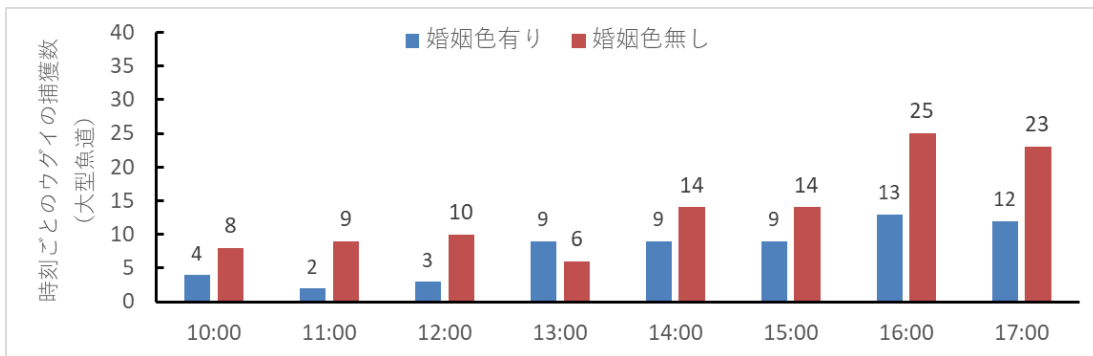


図 4-2 捕獲時刻ごとの大型魚道におけるウグイの捕獲数。

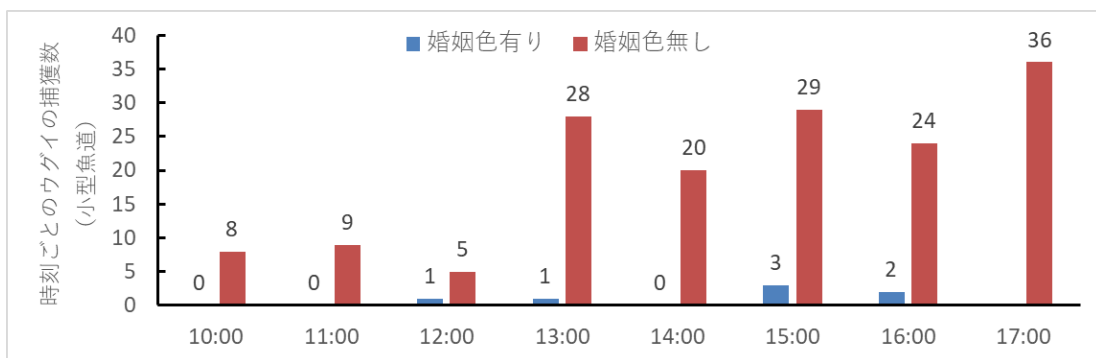


図 4-3 捕獲時刻ごとの小型魚道におけるウグイの捕獲数。

ウグイの捕獲数の結果を、2012年から2020年までの婚姻色の有無に基づいて区分し、二変量解析に基づいて、河川水温、SS、及び流量などの環境要因の影響を確認した。婚姻色のある個体の捕獲数と河川水温、SS、および流量と有意な相関関係を示さなかった（それぞれ $p=0.595$ 、 $p=0.946$ 、および $p=0.961$ ）。また、婚姻色の無い個体の捕獲数とSSとのあいだでは有意な相関が確認された ($p=0.030$) が、平均水温および流量とは有意な相関を示さなかった（それぞれ $p=0.153$ および $p=0.066$ ）。

4.3.5 魚種による魚道の選択

2012年から2020年に優占的に捕獲された魚種について、魚道間の遡上傾向を一元配置分散分析によって分析した（表 4-9）。大型魚道におけるウグイの捕獲数は、小型魚道や Rock-ramp fishway における捕獲数より有意多かった ($p<0.05$)。サクラマスは全て大型魚道で捕獲され ($p<0.05$)、ヤマメは3つの魚道で捕獲され、大型魚道と Rock-ramp fishway との間でやや有意差が確認された ($p=0.051$)。なお、サクラマスとヤマメは同種であるが、「平成 28 年度版 河川水辺の国勢調査基本調査マニュアル[河川版]（魚類調査編）、国土交通省水管理・国土局河川環境課編、平成 28 年 1 月改訂版」に従って、「体長 20cm 以上でパーマークがない個体」

をサクラマス、それ以外の個体をヤマメとして区分している。アユは、主に小型魚道や Rock-ramp fishway ではなく、大型魚道で捕獲されたが、有意な差は確認されなかった ($p>0.05$)。オイカワは、大型魚道や Rockramp fishway ではなく、小型魚道で捕獲された（それぞれ $p>0.05$ および $p<0.05$ ）。シマドジョウやトウヨシノボリ等、底生魚の多くは Rock-ramp fishway で捕獲された。

表 4-9 一元配置分散分析による優先的な魚種の魚道間における遡上傾向。

魚種	大型 対 小型	大型 対 Rock	小型 対 Rock
ウグイ	$p<0.001$	$p=0.005$	$p>0.05$
サクラマス	$p<0.001$	$p<0.001$	$p>0.05$
ヤマメ	$p>0.05$	$p=0.051$	$p>0.05$
アユ	$p>0.05$	$p>0.05$	$p>0.05$
オイカワ	$p>0.05$	$p>0.05$	$p=0.039$
スゴモロコ	$p>0.05$	$p>0.05$	$p>0.05$
シマドジョウ	$p=0.008$	$p=0.008$	$p>0.05$
カジカ	$p>0.05$	$p=0.09$	$p>0.05$
アカザ	$p>0.05$	$p=0.022$	$p=0.024$
トウヨシノボリ	$p<0.001$	$p>0.05$	$p<0.001$

大型：大型魚道，小型：小型魚道，Rock：Rock-ramp fishway

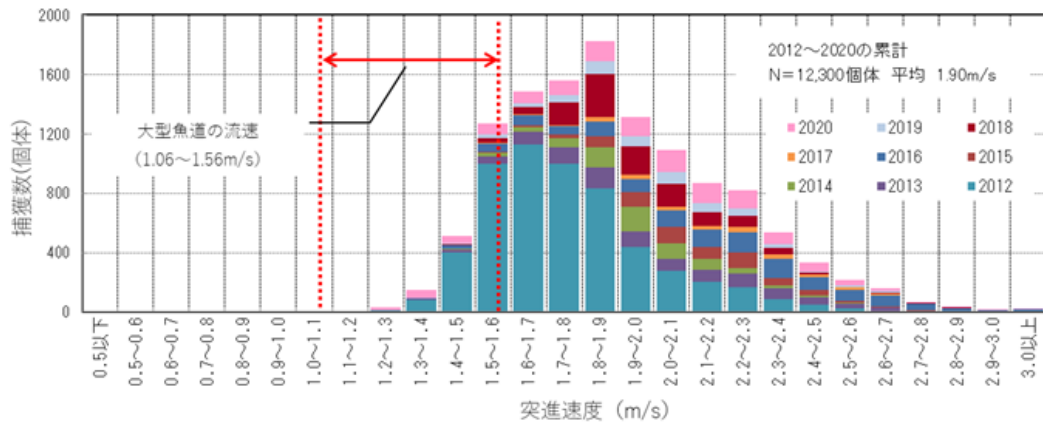
既往文献により、体長が大きいほど泳ぐ能力が高く、より高い速度に逆らって移動できることが研究されており、一般的には体長の 10 倍が目安と考えられている[中村 1995]。既往研究を整理して、表 4-10 に示すとおり、体長と突進速度との関係から体長比を算出した。開水路を遊泳している魚の突進速度の算出方法は、水路に対する移動速度、つまり対地速度と、魚の周囲の流速と和により求められた[Onithsuka et al. 2009]。求めた突進速度と体長との比から体長比を算出した。算出された文献が複数ある場合は、平均値を採用した。

次に、これらの魚種のうち、アユ・ウグイ・オイカワ・ヤマメについて、各魚道の流速と推定された突進速度との関係を整理し、t 検定を実施した (図 4-4~4.7)。アユは、遡行性の回遊魚で年に 1 回産卵する。そして、調査期間である 6 月にアユは産卵のためではなく、適切な生息地を探すために魚道を遡上した。よって、この調査で捕獲されたアユは、全て遡上意欲の

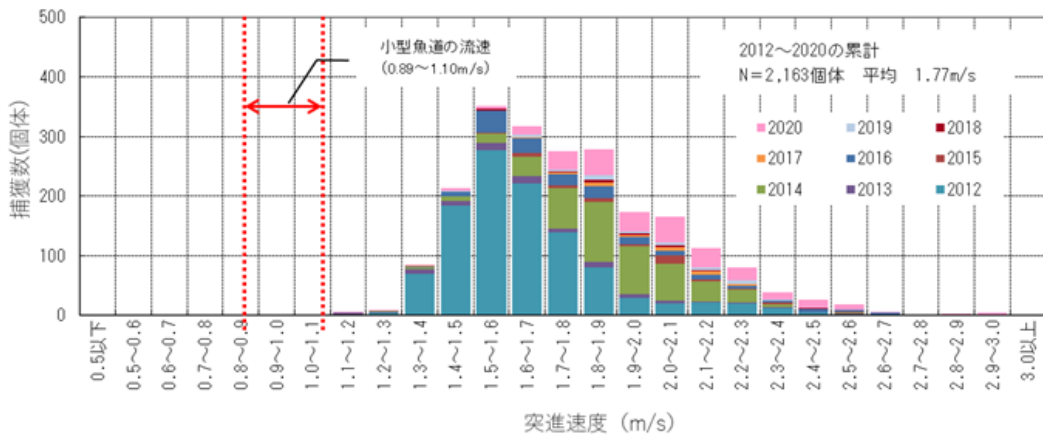
強い稚魚であった。その結果、大型魚道、小型魚道及び Rock-ramp fishway で捕獲されたアユの平均体長は、それぞれ 100.0mm, 93.2mm, 及び 92.6 mm であり、差は無かった。したがって、年魚であるアユには、異なるライフステージの個体が同時に存在しないため、アユは、体長に基づく突進速度に応じて、Rock-ramp fishway ではなく、大型魚道と小型魚道を選択していたが、有意な差はなかった ($p>0.05$)。ウグイは 7～8 年の間に複数回産卵するため、魚道や川には様々な体長の、そして様々なライフステージのウグイが存在する。よって、3つの魚道で捕獲されたウグイの体長と魚道の流速との間には有意な差が確認された ($p<0.05$)。サクラマスとヤマメは産卵のために魚道を遡上するが、生活史が異なるため体長が大きく異なる。海から遡上する体長の大きなサクラマスは大型魚道で捕獲され、それらは大型魚道の設定された流速を超える突進速度を保持していた。ここで対象としたヤマメは、3つの魚道の全てで捕獲された。体長が 0.2m を超えるヤマメは大型魚道で捕獲され、体長が 0.2m 以下のヤマメは大型魚道で捕獲されなかった。オイカワは、複数回産卵し、かつ、稚魚として生息場所を求めて遡上する個体と、産卵のために遡上する個体が混在しており、体長に差があった。しかし、いずれの個体も小さいため、各魚道に設定された流速範囲よりも突進速度は小さく、魚道の明確な選択は、確認されなかった。突進速度が特に示されていないシマドジョウ、アカザ、およびトウヨシノボリなどの底生魚は、大型魚道と Rock-ramp fishway との間に有意な関係を示した ($p<0.05$)。そして、各魚道におけるカジカの平均体長はそれぞれ 73.9 (54-104), 70.5 (50-90), および 70.1 mm (52-85 mm) であったが、カジカの魚道選択については、体長との間に有意な関係は確認されなかった ($p=0.09$)。

表 4-10 体長と突進速度との関係から算出された既往文献による体長比

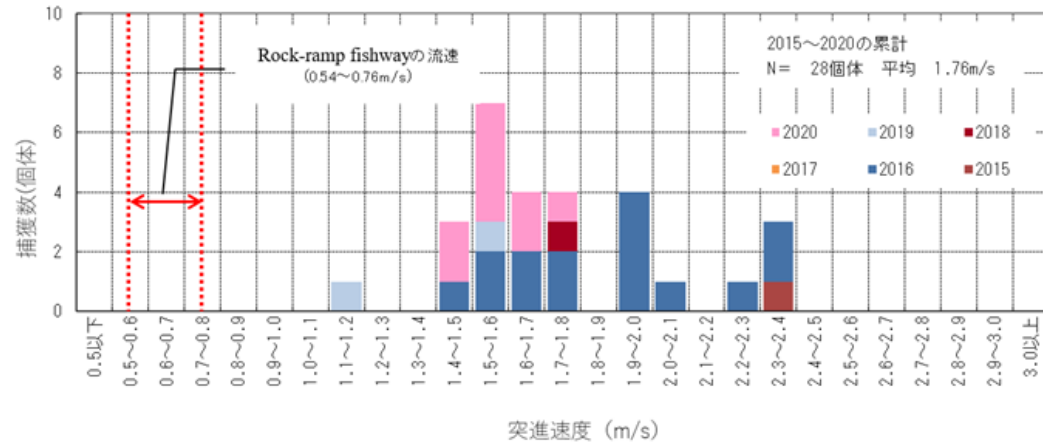
魚種	体長(mm)	突進速度 (m/s)	体長比	採用値	文献
アユ	66	1.2	18	19	広瀬&中村 1991
	50-90	1.0-2.0	20		小山 1978
ウグイ	70-100	1.0	10	10	小山 1965
	150	1.6	10		Marshall 1965
サクラマス	240-500	2-2.5	8.3-5	7	森下 1996
ヤマメ	100	1.5	15	15	千田 1995
オイカワ	80-100	1.0	10	10	小山 1978



(a) 大型魚道

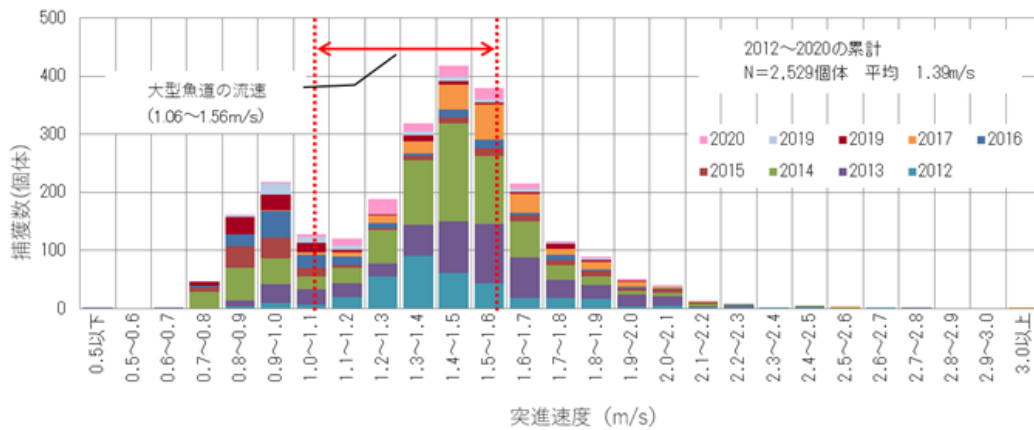


(b) 小型魚道

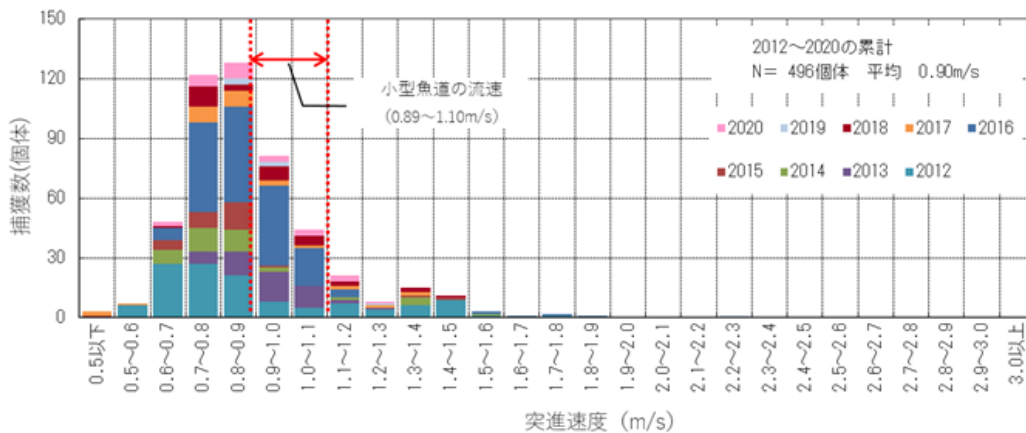


(c) Rock-ramp fishway

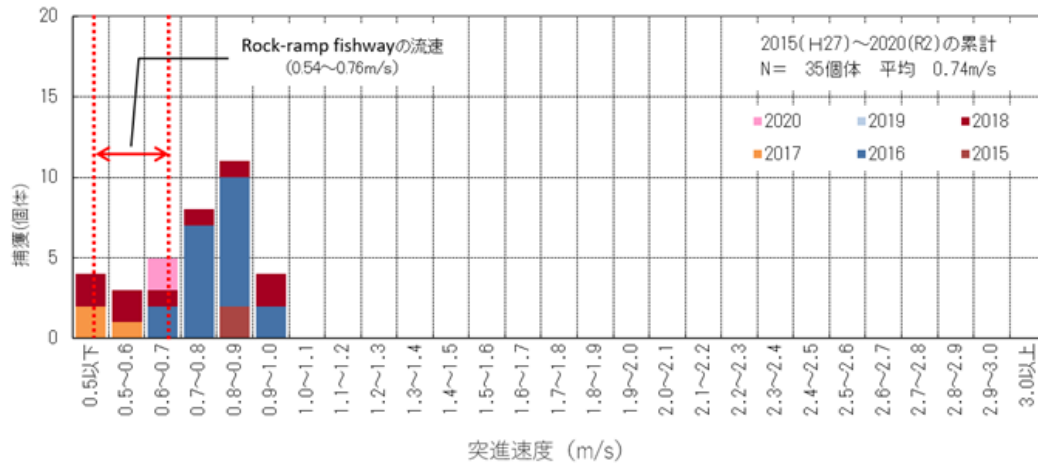
図 4-4 アユの突進速度と(a)大型魚道, (b)小型魚道, 及び(c) Rock-ramp fishway の流速との関係.



(a) 大型魚道

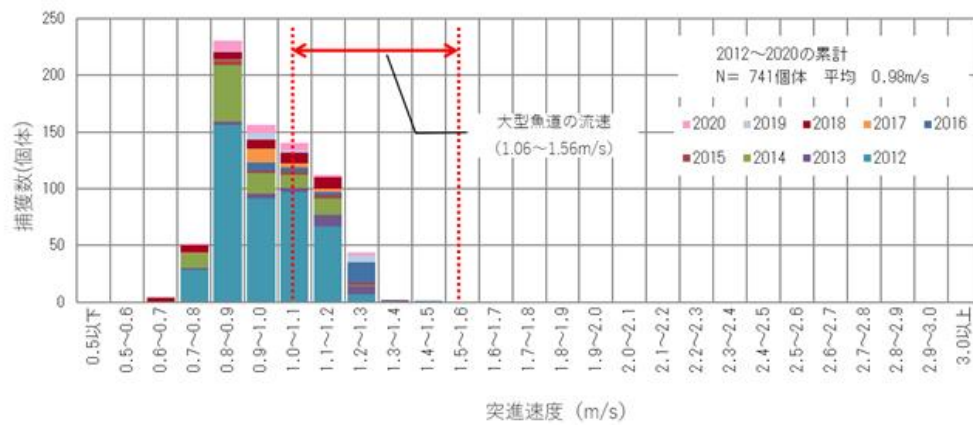


(b) 小型魚道

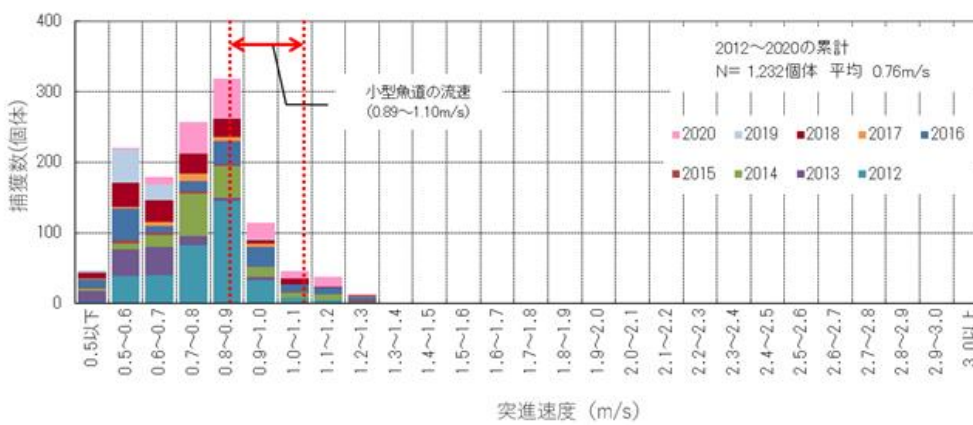


(c) Rock-ramp fishway

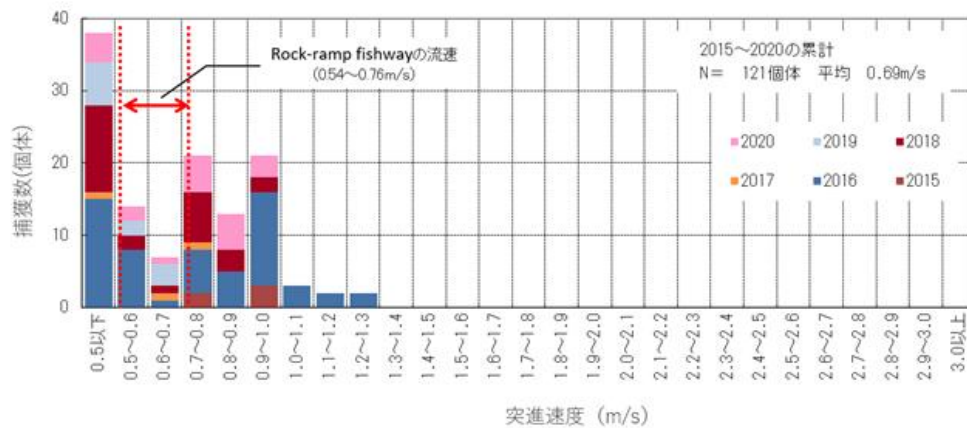
図 4-5 ウグイの突進速度と(a)大型魚道, (b)小型魚道, 及び(c) Rock-ramp fishway の流速との関係.



突進速度 (m/s)
(a) 大型魚道



突進速度 (m/s)
(b) 小型魚道

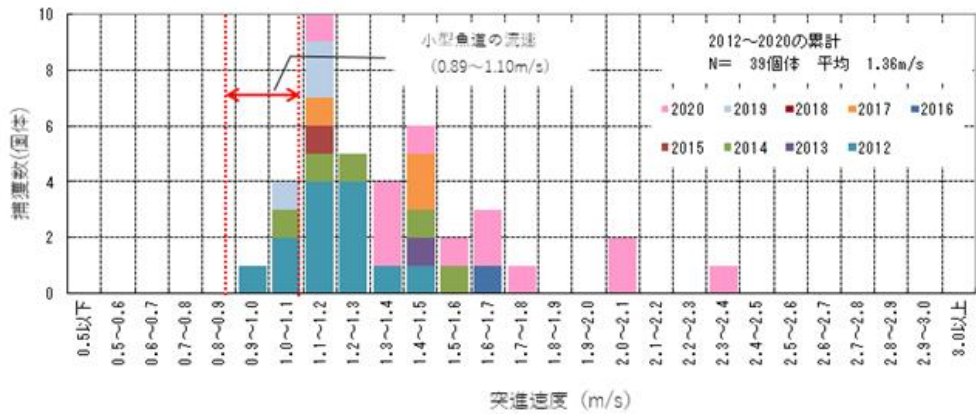


突進速度 (m/s)
(c) Rock-ramp fishway

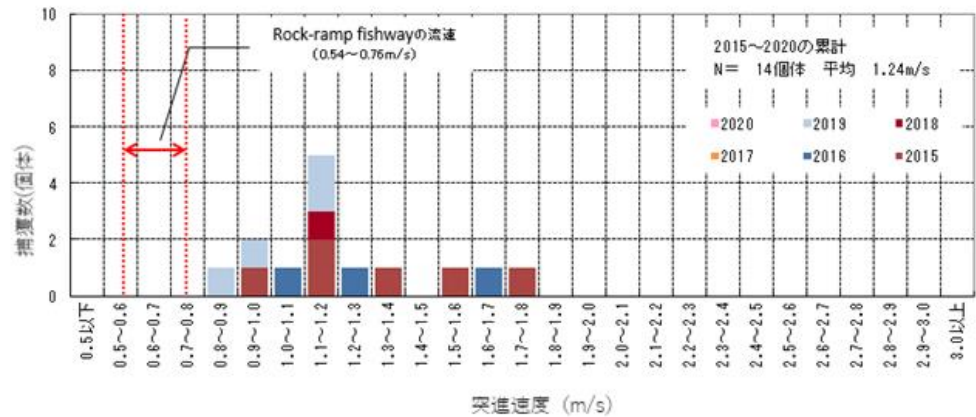
図 4-6 オイカワの突進速度と(a)大型魚道, (b)小型魚道, 及び(c) Rock-ramp fishway の流速との関係.



(a) 大型魚道



(b) 小型魚道



(c) Rock-ramp fishway

図 4-7 ヤマメの突進速度と(a)大型魚道, (b)小型魚道, 及び(c) Rock-ramp fishway の流速との関係.

4.4 考察

4.4.1 魚種による Rock-ramp fishway の利用実態

Rock-ramp fishway は、様々な形態の魚種の移動を補助できる可能性があるため、魚の多様性の改善や生態系の連続性に寄与する[Kupferschmidt & Zhu 2017; Landsman et al. 2017; Stoller et al. 2016]. そして、これまでの Rock-ramp fishway は、底生魚の回遊に寄与していると考えられている[Knaepkens et al. 2004]. しかし、Rock-ramp fishway の効果は文献では十分に実証されておらず[Beatty et al. 2007; Murry et al. 2019], 魚の移動パターンや魚を誘引する流れ、魚道の水深や流速などの流れの状態の詳細な理解、魚種による行動特性の違い、様々な魚道の設計の更なる研究は、Rock-ramp fishway の機能をさらに向上させる[Richer et al. 2020; Raabe et al. 2019].

本研究の結果は、Rock-ramp fishway が底生魚の動きに非常によく反応したことを示した。Rock-ramp fishway は、主に平たい体型、又はふっくらした体型の魚に使用された。遊泳魚は流線型の体型をしており、主に大型魚道や小型魚道を利用していた。ただし、遊泳魚のうち体長 0.13m 未満の体長の小さい稚魚などの個体は Rock-ramp fishway を利用していた。さらに、ナマズやギギなどの大型の底生魚は大型魚道を利用していた。したがって、魚道は体型に関係なく、魚の体長に応じた遊泳能力に応じて選択されたと考えられた。カジカ、シマドジョウ、アカザ、トウヨシノボリなどの底生魚は Rock-ramp fishway を主に利用していた。ヤマメとオイカワは主に産卵のために上流に移動し、アユは全ての個体が適切な生息地を求めて上流に移動していたためライフステージは同じであった。これらの結果から、遊泳能力により利用できる魚道を選択していたことが示唆され、ライフステージと体長に応じて魚道を選んだ仮説に基づき、ウグイを対象にさらに検証した。

4.4.2 ウグイの平均体長と魚道の選択

各魚道で捕獲されたウグイの平均体長と、婚姻色の有無との関係を t 検定により検証した(表 4-11)。大型魚道で捕獲されたウグイの平均体長は、小型魚道で捕獲されたウグイの平均体長よりも大きかった ($df=29, t=2.045, p=0.08$)。婚姻色のあるウグイの平均体長は、婚姻色の無いウグイの平均体長より有意に大きかった ($df=39, t=2.023, p<0.05$)。そして、大型魚道でも小型魚道でも、婚姻色のある個体の方が有意に大きかった (それぞれ、 $df=23, t=2.160, p<0.05, df=9, t=2.262, p<0.05$)。これらのことから、婚姻色を有する体長の大きなウグイが大型魚道をより多く選択したことが示された。

表 4-11 魚道別のウグイの平均体長と婚姻色の有無.

(単位 : mm)

魚道	婚姻色	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	平均
大型魚道	有	148	160	151	164	151	159	158	161	146	155
	無	118	110	117	117	103	136	100	106	116	114
小型魚道	有	135	127	124	141	144	139	148	225	117	144
	無	79	93	86	80	87	84	93	97	89	87
Rock-ramp fishway	有	-	174	-	-	-	-	-	-	-	174
	無	-	27	-	83	81	47	69	-	68	62

4.4.3 ウグイの生物学的特性による魚道選択

図 4-8 は、2012 年から 2020 年の調査結果に基づく、ウグイの突進速度と婚姻色の有無により魚道ごとに整理した結果を示す (Rock-ramp fishway のみ 2015 年から 2020 年). 大型魚道では、婚姻色を持つウグイの平均突進速度は 1.54 m/s であり、ウグイの 68.0%が大型魚道の設計流速の範囲(1.06 ~ 1.56 m/s)内であった(df=5, $t=2.571$, $p<0.05$). 婚姻色の無いウグイの大型魚道における平均突進速度は 1.10 m/s であり、48.9%のウグイは設計流速の範囲内であった(df=20, $t=2.086$, $p<0.05$). 小型魚道では、婚姻色を持つウグイの平均突進速度は 1.38 m/s であり、5.1%のウグイが設計流速範囲 (0.89~1.10m/s)内にあった(df=6, $t=2.447$, $p>0.05$). 婚姻色の無いウグイの平均突進速度は 0.86 m/s で、54.9%のウグイが小型魚道の設計流速範囲内であった (df=2, $t=4.302$, $p>0.05$). 流量を増やして流速と水深を増加させて環境を向上した 2015 年以降の Rock-ramp fishway では、婚姻色を持つ魚は捕獲されなかった. 婚姻色の無いウグイの平均突進速度は 0.74m/s であり、42.4%のウグイが改善後の Rock-ramp fishway の設計流速範囲 (0.54~0.76m/s) 内であった (df=2, $t=4.303$, $p<0.1$).

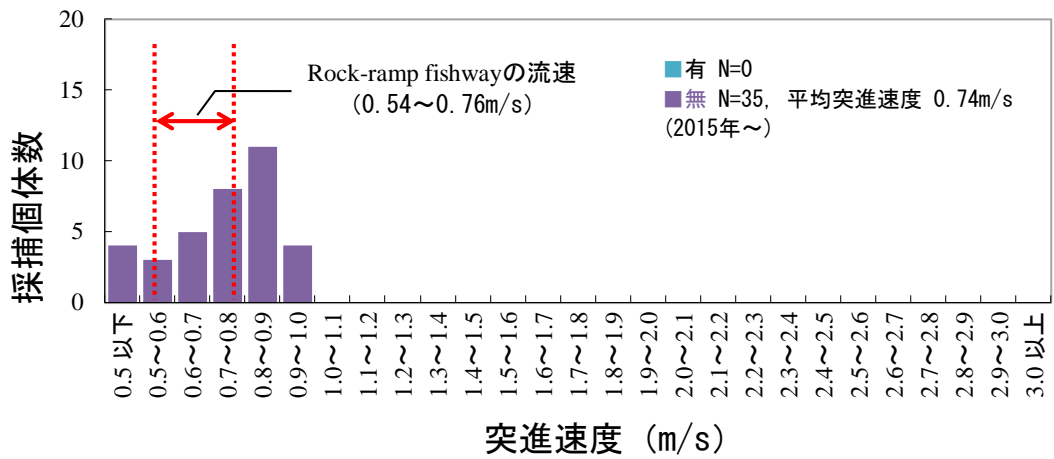
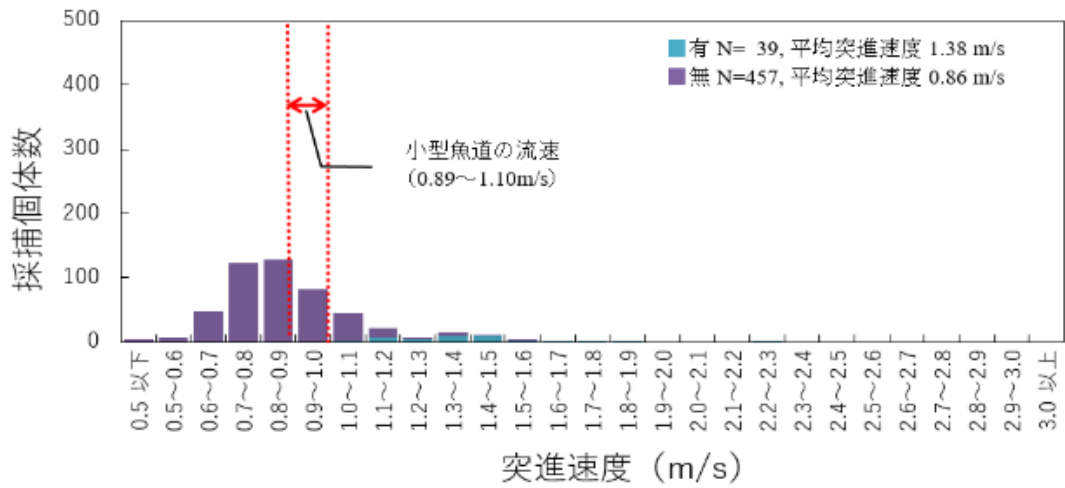
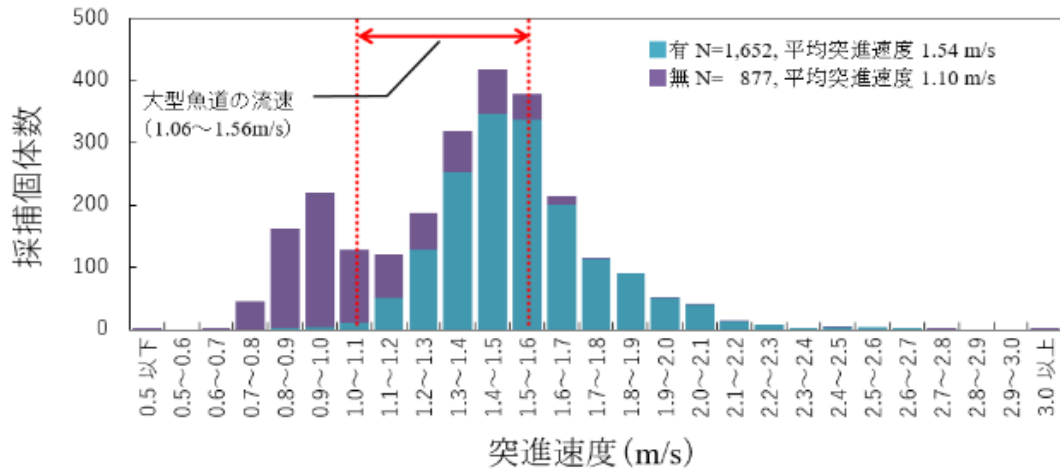


図 4-8 改善後の各魚道の設定流速と捕獲されたウグイの婚姻色の有無別の突進速度。

婚姻色を持つ成熟したウグイは体長が大きく、体長と関係のある突進速度に適した大型魚道を選択した。そして、婚姻色の無い成熟していないウグイは小型魚道を選択し、さらに小型のウグイは Rock-ramp fishway を選択した。体長に比例する突進速度と魚道の流速が一致していれば、魚はストレスなく魚道を素早く遡上することができる。Rock-ramp fishway で捕獲されたウグイの平均体長は 74mm で、大型魚道で捕獲されたウグイの平均体長 (139mm) や小型魚道で捕獲されたウグイの平均体長 (90mm) よりも小さかった。Rock-ramp fishway で捕獲されたウグイには婚姻色が無く、未成熟な個体であった。一方で、オイカワのオスも婚姻色を発現する。しかし、オイカワの場合は、婚姻色を示しても体長が特徴的に大きくはならず、突進速度が大きくもないため、オイカワは明確に魚道を選択しなかった。宮中取水ダムでは、図 2-8 に示すように、魚道入口 (水際部) の壁を一部撤去して、魚による魚道の選択を容易にする設計を試みた。これは、突進速度に応じて魚道を選択する仕組みを実現し、魚が素早く魚道に入り、ストレスなく遡上できるようにするための意図があったが、本研究によりその有効性が示された。

4.4.4 宮中取水ダムの上流への貢献

魚が上流の生息地に効率的に到達できる魚道の研究は進んでいる。従来のバーチカルスロット魚道に長方形のプール形状を持たせ、流れの異なる流域を作ることが可能な蛇行型の魚道について、Helbig et al. [2021] は、2030 年のスイスの水保護法改正に向けて、複数の勾配条件を設けるなど経済的節約に向けた研究を続けている。Mensing et al. [2021] は、アメリカウナギ (*Anguilla rostrata*) の稚魚を対象に、個体の体長と行動特性から遡上に要する時間が個体の体長と負の相関があるなど上流の生息地にアクセスするための研究を行っている。Shahabi et al. [2023] は、堰の角度や勾配を変化させて乱流特性などの水理条件をシミュレーションすることで V-shaped weir (V 字堰) の魚道がより小さな魚に適當できる可能性があることを示した。Mulligan et al. [2019] は、上流に回遊する American Shad (*Alosa sapidissima*) の魚道への侵入に及ぼす入口ゲートの種類、水没深度、河川温度の影響を調査した結果、水没深度の増加時に American Shad がより効率的に遡上したことを示した。このように、すべてのダムや堰に適合する完全な魚道はない。魚道のタイプは、環境条件、上流および下流の地形と取水場所、生息する魚の特徴、商業的に重要な魚種、ダムや堰からの放流など、あらゆる観点を考慮したプロセスでアプローチすることが重要である。

本研究により、魚にとっての遡上条件は、同じ魚種によっても異なり、河川の物理的環境の変化だけでなく、魚類の成長に伴う生態学的変化も重要な視点であることが明らかになった。

信濃川では、サケ、アユ、オイカワなど 55 種が確認されている。サケは大きな遊泳力を持つため、そのすべてが大型魚道で捕獲されている。一方で、宮中取水ダムの多様な魚類に配慮した魚道として機能させるためには、初夏のアユの稚魚だけでなく、その他多くの魚の稚魚も移動できる必要がある。宮中取水ダムの 3 つの魚道を組み合わせた魚道群は、魚類の成長に伴う生態学的な変化にも対応し、水深や流速の異なる魚道を組み合わせた環境は、魚が利用できるさまざまな条件を提供する。Rock-ramp fishway は、成魚だけでなく幼魚の移動を可能にして産卵場の面積拡大にも貢献する [Broadhurst et al. 2012] ことから、多様な小型の淡水魚の宮中取水ダムから上流への移動に貢献するには、水深や流速の異なる魚道の組み合わせが重要である。

4.5 まとめ

産卵のために遡上する婚姻色の有るウグイは、その大きな体長により、流速の大きい大型魚道を選択して遡上した。そして、産卵のためではなく、婚姻色の無い体長の小さいウグイは流速が遅い小型魚道を選択し、さらに体長の小さなウグイは、流速の遅い Rock-ramp fishway を選択した。これらの得られた知見により、ウグイが物理環境の異なる魚道を選択するための生物学的特性を見出すことができた。そして、ウグイが魚道を選択する環境条件は成長段階に応じて変化し、宮中取水ダムの魚道は環境条件の変化に対応していることも証明された。季節を問わず、全ての魚がストレスなく魚道を選択して遡上できるようにすることで、生物多様性と水利用を調和させることができると考えられる。したがって、効率的に異なる流速を備えた複数の魚道を組み合わせることが重要である。このように、生物多様性と水利用を調和させるために、魚の生態を学び、魚道の順応的管理に継続して取り組む必要があると考えている。

第5章 Rock-ramp fishway における魚の生息と植生管理

5.1 目的

新潟県十日町市の信濃川発電所の宮中取水ダムの右岸側の大型魚道と小型魚道に沿って、2012年3月に魚道構造改善工事の完成により Rock-ramp fishway が新設された。Rock-ramp fishway は、シマドジョウやトウヨシノボリなどの底生魚や、遊泳力の小さな魚であるモツゴや様々な魚の稚魚などの、ダムの上下流の往来や生息地として機能するのに有効[Nepf et al. 2022; Burgazzi et al. 2021]であった。Rock-ramp fishway では、底生魚や小型の遊泳魚にとって玉石等の河床材料が非常に重要であることから、設立当初は河床材料として玉石を浮石として設置しており、植物の土台となる細かい土砂や植生そのものを設置していなかった。しかし、完成直後の2012年の夏には、外来種であるアメリカセンダングサが Rock-ramp fishway に多く確認された。そのため、アメリカセンダングサを全て根こそぎ撤去したところ、2013年には確認されなかった。そして、その後は、在来種と外来種、他の多くの植物が Rock-ramp fishway やその周辺で自然に成長し、外来種の拡散や重要な絶滅危惧種の回復も確認された。これらの結果から、Rock-ramp fishway には通常の魚道とは異なり、植生の管理方針が求められていることが考えられた。

遊泳力の小さな魚や底生魚など、さまざまな種類の魚の生息地と移動経路を提供するため、本章では、Rock-ramp fishway 内だけでなく、魚道の周辺の植生形成の影響にも配慮して調査を実施し、Rock-ramp fishway における植生を定量化し、魚類の生息との関係を明確にすることと、今後の魚道における植生の管理方針を確立することを目的とした。

5.2 方法

5.2.1 植生調査の範囲と方法

Rock-ramp fishway における植生を定量化し、魚類の生息との関係を明確にするために、図5-1のとおり、Rock-ramp fishway 内のエリア（エリア1、3、6、及び7）と Rock-ramp fishway 外のエリア（エリア2、4、5、及び8）に調査範囲を定めて、Rock-ramp fishway の植生を調査した。エリア1は Rock-ramp fishway の上流部で日陰を含む、洪水の影響を受けない環境、エリア2は魚道外で、建物の背後で比較的日陰になりやすい小さな環境、エリア3は中流部で日陰の無く、2019年までは洪水の影響を受けなかった環境、エリア4は魚道外の右岸側の護岸を対象とした環境、エリア5は Rock-ramp fishway の折り返し部付近の魚道外で、

外部から流入した滞留水を含む環境，エリア6は魚道の折り返し部で，図 2-3 に示すとおり，数年に一度の $3,000\text{m}^3/\text{s}$ 以上の洪水により土砂が堆積しやすい環境，エリア7はさらに下流の水際部で1年に1～2回程度発生する $1,500\text{m}^3/\text{s}$ 以上の洪水で土砂が堆積する環境，エリア8はエリア7の脇の魚道の折り返し部付近の魚道外で土砂が堆積する環境であった。

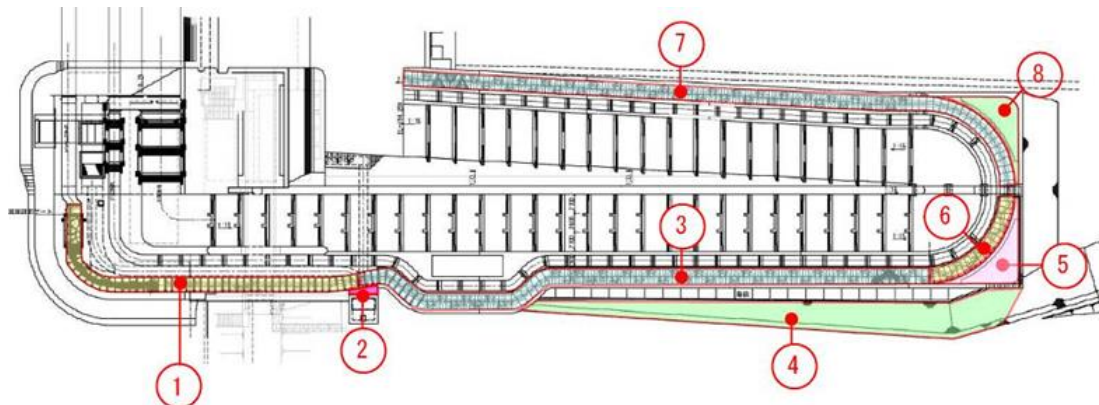


図 5-1 植生の調査範囲とエリア区分.

Rock-ramp fishway の河床材料には玉石を敷き詰めており，当初は，土砂や植生を配置していなかったが，Rock-ramp fishway が完成した 2012 年夏に外来種のアメリカセンダングサが大量に発生した．そこで，2013 年の初夏（6月6日）と夏（8月2日）に詳細な調査を実施して植生を把握し，今後の伐採計画を決定した．その後，2014 年の初夏（6月9日）と夏（8月8日），2020 年の初夏（6月23日）と秋（9月28日）に調査を実施した．調査は目視により実施（図 5-2）し，個体数と植生の配置を記録した．

植物を生活史[Tanaka 2019]により一年草，多年草，木本に分類した．一年草は，春に発芽し，実を結び，一年以内に枯れる．一年草には，秋に発芽して越冬し，翌年に枯れる種類も含まれるが，一年草の茎は木化しない．一年草には二年草も含まれ，それらは複数年生息するが，花と実は二年目に一度のみつける．多年草は何年も生き残り，一生のうちに2回以上，花や実をつける．落葉多年草は根茎で越冬し，春に再び生長し，常緑多年草は冬に緑色になり，春に再び生長する．木本は地上で何年も花を咲かせ，実を結び，木の幹が木化し，落葉樹と常緑樹に分けられる．



図 5-2 植生調査の状況

次に、表 5-1 に示す選定基準で重要種と定められている種類、表 5-2 に示す選定基準で特定外来生物、未判定外来生物及び生態系被害防止外来種に定められている種類をそれぞれ分類した。

表 5-1 重要種の選定基準

法令	「文化財保護法」(1950 年 5 月 30 日, 法律第 214 号)における国, 都道府県及び市指定天然記念物
	「絶滅の恐れのある野生動植物の保存に関する法律」(1992 年 6 月 5 日, 法律第 75 号)に基づく指定種
その他	「報道発表資料(2020 年 3 月 27 日 環境省レッドリスト 2020 の公表について(お知らせ))」における掲載種
	「新潟県第 2 次レッドリスト(新潟県の保護上重要な野生生物の種のリスト)植物(維管束植物及びコケ植物)編」の掲載種(2014 年 6 月, 新潟県)

表 5-2 特定外来生物及び生態系等防止外来種の選定基準

法令	「特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律(2004 年 6 月 2 日, 法律第 78 号)」による指定種	特定:特定外来生物 未判定:未判定外来生物
その他	「我が国の生態系等に被害を及ぼす恐れのある外来種リスト(2015 年 3 月 26 日)による選定種	生態系被害防止外来種

次に、2012年から2020年まで（2016年除く）、航空写真から判別して、Rock-ramp fishwayの流路内のエリア1、3、6、及び7の水面と淀み域の玉石間の植被率を計算した（図5-3）。なお、魚道外のエリア2、4、5、及び8は、魚類の回遊や生息域への影響が少ないと判断し、植被率の算定対象からは除外した。



図5-3 被覆率算定に用いた航空写真の例

5.2.2 魚類調査の範囲と方法

Rock-ramp fishwayを魚類の移動と生息面の両方から評価するため、3.2.2に示す方法で、魚類の捕獲調査を実施した。具体的には、Rock-ramp fishwayが完成した2012年から2020年までを対象に、図5-4に示すS-1地点に図5-5に示すトラップを仮設した。S-1では1時間1回、トラップの網カゴを水中から引き揚げて捕獲された魚を記録した。Rock-ramp fishwayの中間地点であるS-2及びS-3では、図5-6に示す、たも網により1日3回実施した。

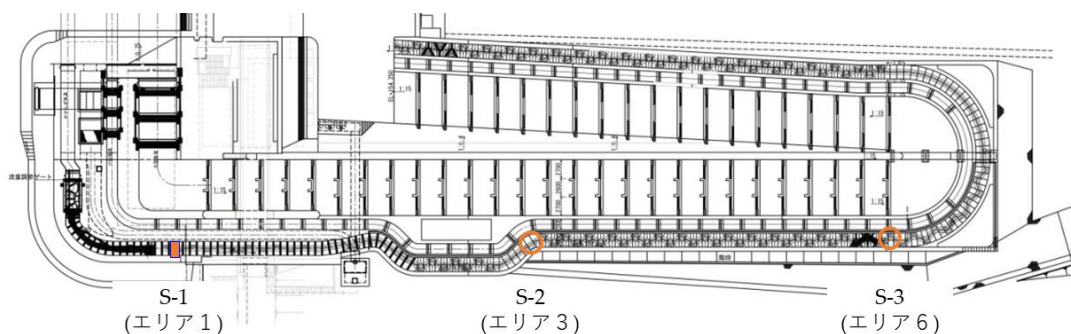


図5-4 Rock-ramp fishwayにおける魚類捕獲調査の位置



図 5-5 S-1 における魚類の捕獲調査方法



図 5-6 S-2 及び S-3 における魚類の捕獲調査方法

5.2.3 植生調査と魚類調査の結果の分析

Rock-ramp fishway における植生と多様な魚類の生息との関係を決定計数と t 検定により分析した。ここでは、植生の種類数と魚類の種類数及び個体数という 2 つのグループの平均を比べる分析のため、t 検定を採用した。

5.3 結果

5.3.1 植生の変遷 と定量化

2013年、2014年、及び2020年の植生調査のエリアごとの結果を表5-3に示す。重要種では、ヌマガヤツリ（新潟県準絶滅危惧種）、ヒメヨツバムグラ（新潟県の絶滅の恐れのある地域個体群）、カワヂシャ（環境省準絶滅危惧種）の3種類が、いずれも2020年に確認された（図5-7）。

表5-3(1) 植生調査のエリアごとの結果(2013)

◎：在来種，●：外来種，▲特定外来生物，NT：準絶滅危惧種，LP：地域個体群，A：一年草，P：多年草，W：木本

2013	学名	エリア								重要種	生活史
		1	2	3	4	5	6	7	8		
1	<i>Equisetum arvense</i>		◎	◎	◎		◎				P
2	<i>Deparia japonica</i>	◎									P
3	<i>Salix gilgiana</i>					◎					W
4	<i>Salix jessoensis</i>							◎			W
5	<i>Zelkova serrata</i>					◎					W
6	<i>Fatoua villosa</i>				◎						A
7	<i>Morus australis</i>		◎		◎						W
8	<i>Boehmeria nivea</i> var. <i>concolor</i>			◎							P
9	<i>Boehmeria silvestrii</i>							◎			P
10	<i>Persicaria lapathifolia</i>		◎			◎		◎			A
11	<i>Persicaria longiseta</i>							◎			A
12	<i>Rumex acetosa</i>	◎	◎	◎	◎	◎					P
13	<i>Rumex japonicus</i>					◎					P
14	<i>Rumex obtusifolius</i>				●	●	●				P
15	<i>Arenaria serpyllifolia</i>		◎								A
16	<i>Silene armeria</i>				●	●		●			A
17	<i>Stellaria alsine</i> var. <i>undulata</i>				◎						A
18	<i>Chenopodium album</i>							◎			A
19	<i>Chenopodium ambrosioides</i>							●			P
20	<i>Ranunculus sceleratus</i>	◎									A
21	<i>Ranunculus silerifolius</i>					◎					P
22	<i>Akebia trifoliata</i>				◎						W
23	<i>Cocculus orbiculatus</i>				◎						W
24	<i>Hypericum erectum</i>					◎					P
25	<i>Barbarea vulgaris</i>				●	●		●			P
26	<i>Cardamine flexuosa</i>			◎							A
27	<i>Lepidium virginicum</i>							●			A
28	<i>Nasturtium officinale</i>					●					P
29	<i>Rorippa indica</i>							◎			A
30	<i>Rorippa islandica</i>					◎		◎			A
31	<i>Rorippa sylvestris</i>					●					P
32	<i>Sedum sarmentosum</i>	●	●	●	●	●					P
33	<i>Aeschynomene indica</i>		◎					◎			A
34	<i>Albizia julibrissin</i>					◎					W
35	<i>Amorpha fruticosa</i>				●	●					W
36	<i>Glycine max</i> ssp. <i>soja</i>						◎	◎			A
37	<i>Kummerowia striata</i>						◎	◎	◎		A
38	<i>Melilotus officinalis</i> ssp. <i>alba</i>					●		●	●		A
39	<i>Melilotus officinalis</i> ssp. <i>alba</i> f. <i>suaveolens</i>					●					A
40	<i>Robinia pseudoacacia</i>							●			W
41	<i>Trifolium pratense</i>				●			●			P
42	<i>Trifolium repens</i>					●					P
43	<i>Oxalis corniculata</i>				◎						P
44	<i>Geranium thunbergii</i>		◎								P
45	<i>Acalypha australis</i>			◎	◎			◎			A
46	<i>Euphorbia maculata</i>					●		●			A
47	<i>Celastrus orbiculatus</i>						◎				W

48	<i>Actinostemma lobatum</i>						◎	A	
49	<i>Sicyos angulatus</i>						▲	A	
50	<i>Ludwigia epilobioides</i>	◎						A	
51	<i>Oenothera biennis</i>			●	●		● ●	A	
52	<i>Oenanthe javanica</i>	◎						P	
53	<i>Galium spurium</i>			●				A	
54	<i>Clinopodium gracile</i>			◎				P	
55	<i>Mosla dianthera</i>	◎		◎			◎	A	
56	<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	▲	▲		▲	▲	▲	A	
57	<i>Plantago asiatica</i>				◎			P	
58	<i>Anaphalis margaritacea</i> ssp. <i>yedoensis</i>			◎				P	
59	<i>Artemisia capillaris</i>			◎				P	
60	<i>Artemisia indica</i> var. <i>maximowiczii</i>	◎	◎	◎			◎	P	
61	<i>Bidens frondosa</i>	●	●		●		● ●	A	
62	<i>Conyza sumatrensis</i>						● ●	A	
63	<i>Coreopsis lanceolata</i>				▲			P	
64	<i>Eclipta prostrata</i>	◎		◎			◎	A	
65	<i>Erigeron canadensis</i>	●	●					A	
66	<i>Erigeron philadelphicus</i>				●	●		A	
67	<i>Lactuca indica</i>					◎		A	
68	<i>Petasites japonicus</i>	◎	◎	◎			◎	P	
69	<i>Sonchus asper</i>			●	●	●		A	
70	<i>Sonchus oleraceus</i>	◎						A	
71	<i>Stenactis annuus</i>	●	●		●		●	A	
72	<i>Taraxacum laevigatum</i>				●			P	
73	<i>Taraxacum officinale</i>	●		●	●	●		P	
74	<i>Xanthium occidentale</i>						●	A	
75	<i>Juncus effusus</i> var. <i>decipiens</i>						◎	P	
76	<i>Commelina communis</i>	◎	◎	◎	◎		◎	A	
77	<i>Agrostis clavata</i> ssp. <i>matsumurae</i>		◎					P	
78	<i>Arthraxon hispidus</i>					◎		A	
79	<i>Beckmannia syzigachne</i>					◎		A	
80	<i>Digitaria ciliaris</i>						◎ ◎ ◎	A	
81	<i>Echinochloa crus-galli</i>						◎	A	
82	<i>Echinochloa crus-galli</i> var. <i>echinata</i>						◎	A	
83	<i>Eragrostis ciliaris</i>						◎	A	
84	<i>Eragrostis poaeoides</i>					●		A	
85	<i>Eriochloa villosa</i>						◎	P	
86	<i>Festuca arundinacea</i>			●				P	
87	<i>Microstegium japonicum</i>						◎	P	
88	<i>Miscanthus sinensis</i>				◎			P	
89	<i>Phalaris arundinacea</i>	◎				◎	◎	P	
90	<i>Phragmites japonica</i>					◎		P	
91	<i>Poa acroleuca</i>		◎					A	
92	<i>Setaria faberi</i>						◎ ◎	A	
93	<i>Setaria pumilla</i>				◎		◎ ◎	A	
94	<i>Lemna aoukikusa</i>					◎		P	
95	<i>Spirodela polyrhiza</i>	◎						P	
在来種の計		13	12	9	16	16	7	25	4
外来種の計		5	4	3	15	16	1	12	4
合計		18	16	12	31	32	8	37	8

表 5-3(2) 植生調査のエリアごとの結果(2014)

◎：在来種, ●：外来種, ▲特定外来生物, NT：準絶滅危惧種, LP：地域個体群, A：一年草, P：多年草, W：木本

2014	学名	エリア								重要種	生活史
		1	2	3	4	5	6	7	8		
1	<i>Equisetum arvense</i>		◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎		P
2	<i>Deparia japonica</i>							◎	◎		P
3	<i>Juglans ailantifolia</i>				◎			◎			W
4	<i>Pterocarya rhoifolia</i>							◎			W
5	<i>Salix jessoensis</i>				◎				◎		W
6	<i>Humulus japonicus</i>							◎	◎		W
7	<i>Morus australis</i>		◎		◎						W
8	<i>Persicaria lapathifolia</i>			◎			◎	◎	◎		A
9	<i>Persicaria longiseta</i>						◎	◎	◎		A
10	<i>Persicaria perfoliata</i>								◎		A
11	<i>Persicaria thunbergii</i>							◎	◎		A
12	<i>Reynoutria japonica</i>								◎		P
13	<i>Rumex acetosa</i>	◎			◎	◎			◎		P
14	<i>Rumex japonicus</i>			◎			◎	◎			P
15	<i>Rumex obtusifolius</i>			●	●	●	●		●		P
16	<i>Portulaca oleracea</i>	◎									A
17	<i>Cerastium glomeratum</i>								●		A
18	<i>Sagina japonica</i>								◎		P
19	<i>Silene armeria</i>				◎				◎		A
20	<i>Stellaria alsine</i> var. <i>undulata</i>								◎		A
21	<i>Chenopodium album</i>								◎		A
22	<i>Ranunculus sceleratus</i>	◎		◎			◎				A
23	<i>Ranunculus silerifolius</i>	◎		◎				◎			P
24	<i>Akebia trifoliata</i>				◎						W
25	<i>Cocculus orbiculatus</i>		◎		◎						W
26	<i>Barbarea vulgaris</i>	●		●	●	●	●	●	●		P
27	<i>Cardamine flexuosa</i>			◎				◎			A
28	<i>Lepidium virginicum</i>				●						A
29	<i>Nasturtium officinale</i>					●	●	●	●		P
30	<i>Rorippa indica</i>	◎			◎				◎		A
31	<i>Rorippa islandica</i>	◎				◎		◎	◎		A
32	<i>Sedum sarmentosum</i>		◎	◎	◎	◎					P
33	<i>Aeschynomene indica</i>		◎			◎	◎	◎			A
34	<i>Albizia julibrissin</i>				◎						W
35	<i>Amorpha fruticosa</i>					●	●	●	●		W
36	<i>Cassia mimosoides</i> ssp. <i>nomame</i>								◎		A
37	<i>Glycine max</i> ssp. <i>soja</i>							◎	◎		A
38	<i>Kummerowia striata</i>					◎	◎	◎	◎		A
39	<i>Melilotus officinalis</i> ssp. <i>alba</i>								●		A
40	<i>Melilotus officinalis</i> ssp. <i>alba</i> f. <i>suaveolens</i>						●		●		A
41	<i>Pueraria lobata</i>								◎		W
42	<i>Robinia pseudoacacia</i>							●	●		W
43	<i>Trifolium pratense</i>				●	●			●		P
44	<i>Trifolium repens</i>			●					●		P
45	<i>Vicia angustifolia</i>								◎		A
46	<i>Oxalis corniculata</i>		◎		◎						P
47	<i>Geranium thunbergii</i>		◎								P
48	<i>Acalypha australis</i>				◎	◎	◎	◎	◎		A
49	<i>Euphorbia maculata</i>		●						●		A
50	<i>Euphorbia supina</i>				●						A
51	<i>Rhus javanica</i> var. <i>chinensis</i>							◎			W
52	<i>Acer pictum</i> ssp. <i>mayrii</i>								◎		W
53	<i>Celastrus orbiculatus</i>						◎				W
54	<i>Viola verecunda</i>						◎				P
55	<i>Elatine triandra</i> var. <i>pedicellata</i>							◎			A
56	<i>Actinostemma lobatum</i>						◎	◎	◎		A
57	<i>Sicyos angulatus</i>								▲		A
58	<i>Ludwigia epilobioides</i>	●		◎							A
59	<i>Oenothera biennis</i>			●			●		●		A
60	<i>Oenanthe javanica</i>			◎			◎	◎			P
61	<i>Galium spurium</i>				◎						A
62	<i>Calystegia japonica</i>				◎						P

63	<i>Cuscuta pentagona</i>							●	P
64	<i>Clinopodium gracile</i>					◎			P
65	<i>Mosla dianthera</i>	◎		◎		◎	◎	◎	A
66	<i>Perilla frutescens</i> var. <i>acuta</i>							◎	A
67	<i>Mimulus nepalensis</i>							◎	P
68	<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	▲		▲		▲	▲	▲	A
69	<i>Veronica arvensis</i>				●				A
70	<i>Veronica persica</i>					●		●	A
71	<i>Plantago asiatica</i>				◎			◎	P
72	<i>Ambrosia trifida</i>					●	●	●	A
73	<i>Anaphalis margaritacea</i> ssp. <i>yedoensis</i>							◎	P
74	<i>Artemisia indica</i> var. <i>maximowiczii</i>	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎	P
75	<i>Bidens frondosa</i>	●	●	●		●	●	●	A
76	<i>Coreopsis lanceolata</i>				▲				P
77	<i>Eclipta prostrata</i>	◎		◎		◎	◎	◎	A
78	<i>Erigeron canadensis</i>	●		●				●	A
79	<i>Erigeron philadelphicus</i>	●							A
80	<i>Petasites japonicus</i>	◎	◎	◎			◎	◎	P
81	<i>Sonchus asper</i>				◎	◎			A
82	<i>Sonchus oleraceus</i>			◎	◎				A
83	<i>Stenactis annuus</i>	●	●	●	●			●	A
84	<i>Taraxacum laevigatum</i>							●	P
85	<i>Taraxacum officinale</i>	●		●	●	●			P
86	<i>Xanthium occidentale</i>						●	●	A
87	<i>Iris pseudacorus</i>	●		●				●	P
88	<i>Juncus effusus</i> var. <i>decepiens</i>					◎	◎		P
89	<i>Commelina communis</i>	◎	◎		◎	◎	◎	◎	A
90	<i>Alopecurus aequalis</i> var. <i>amurensis</i>						◎	◎	A
91	<i>Digitaria ciliaris</i>			◎	◎			◎	A
92	<i>Eragrostis cilianensis</i>				◎				A
93	<i>Eragrostis curvula</i>	●							P
94	<i>Eriochloa villosa</i>							◎	A
95	<i>Festuca arundinacea</i>					●			P
96	<i>Miscanthus sinensis</i>			◎	◎				P
97	<i>Panicum bisulcatum</i>			◎					A
98	<i>Phalaris arundinacea</i>					◎	◎	◎	P
99	<i>Phragmites japonica</i>					◎		◎	P
100	<i>Poa acroleuca</i>	◎	◎		◎				A
101	<i>Poa annua</i>							◎	P
102	<i>Poa annua</i> var. <i>reptans</i>			◎		◎		◎	P
103	<i>Poa hisauchi</i>						◎		A
104	<i>Setaria viridis</i>					◎	◎	◎	A
105	<i>Setaria viridis</i> f. <i>misera</i>							◎	A
106	<i>Sorghum halepense</i>					●			P
107	<i>Zoysia japonica</i>			◎	◎				P
108	<i>Cyperus microiria</i>							◎	A
109	<i>Eleocharis acicularis</i> var. <i>longiseta</i>							◎	A
	在来種の計	12	16	15	25	16	23	31	39
	外来種の計	9	3	9	8	9	11	9	20
	合計	21	19	24	33	25	34	40	59

表 5-3(3) 植生調査のエリアごとの結果(2020)

◎：在来種, ●：外来種, ▲特定外来生物, NT：準絶滅危惧種, LP：地域個体群, A：一年草, P：多年草, W：木本

2020	学名	エリア								重要種	生活史
		1	2	3	4	5	6	7	8		
1	<i>Equisetum arvense</i>	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎		P
2	<i>Houttuynia cordata</i>					◎			◎		P
3	<i>Elodea nuttallii</i>	●		●							P
4	<i>Potamogeton oxyphyllus</i>			◎							P
5	<i>Iris pseudacorus</i>			●			●				P
6	<i>Commelina communis</i>	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎	◎		A
7	<i>Juncus decipiens</i>			◎							P
8	<i>Juncus tenuis</i>			◎		◎	◎				P
9	<i>Cyperus amuricus</i>								◎		A
10	<i>Cyperus brevifolius</i> var. <i>leiolepis</i>			◎		◎			◎		A
11	<i>Cyperus difformis</i>					◎	◎	◎	◎		A
12	<i>Cyperus eragrostis</i>					●					A
13	<i>Cyperus flaccidus</i>					◎					A
14	<i>Cyperus glomeratus</i>					◎	◎	◎	◎	NT	A
15	<i>Cyperus iria</i>					◎		◎	◎		A
16	<i>Cyperus microiria</i>					◎	◎	◎	◎		A
17	<i>Cyperus nipponicus</i>					◎			◎		A
18	<i>Cyperus pacificus</i>					◎					A
19	<i>Fimbristylis dichotoma</i> var. <i>tentsuki</i>					◎					A
20	<i>Fimbristylis littoralis</i>						◎				A
21	<i>Lipocarpha microcephala</i>					◎			◎		A
22	<i>Schoenoplectiella triangulata</i>			◎							P
23	<i>Agrostis clavata</i> var. <i>nukabo</i>		◎								P
24	<i>Alopecurus aequalis</i> var. <i>amurensis</i>						◎	◎	◎		A
25	<i>Arthraxon hispidus</i>			◎							A
26	<i>Bromus japonicus</i>				◎						A
27	<i>Cynodon dactylon</i>			◎	◎						P
28	<i>Digitaria ciliaris</i>	◎			◎	◎		◎	◎		A
29	<i>Echinochloa crus-galli</i>			◎		◎	◎	◎	◎		A
30	<i>Eleusine indica</i>			◎							A
31	<i>Elymus tsukushiensis</i> var. <i>transiens</i>							◎			P
32	<i>Eragrostis minor</i>					●					A
33	<i>Eragrostis multicaulis</i>					◎		◎			A
34	<i>Lolium multiflorum</i>								●		A
35	<i>Microstegium vimineum</i>			◎		◎					A
36	<i>Miscanthus sinensis</i>	◎									P
37	<i>Panicum bisulcatum</i>					◎		◎			A
38	<i>Panicum dichotomiflorum</i>					●		●	●		A
39	<i>Phalaris arundinacea</i>	◎		◎	◎	◎	◎	◎	◎		P
40	<i>Phragmites japonica</i>					◎	◎				P
41	<i>Poa annua</i>	◎		◎				◎			A
42	<i>Poa pratensis</i>		●								P
43	<i>Poa trivialis</i>	●				●					P
44	<i>Polypogon fugax</i>		◎	◎			◎	◎			A
45	<i>Schedonorus phoenix</i>				●						P
46	<i>Setaria faberi</i>			◎	◎			◎	◎		A
47	<i>Vulpia myuros</i> var. <i>myuros</i>	●							●		A
48	<i>Zoysia japonica</i>			◎							P
49	<i>Cocculus trilobus</i>				◎						W
50	<i>Ranunculus sceleratus</i>	◎		◎			◎	◎			A
51	<i>Ranunculus silerifolius</i>	◎		◎			◎	◎			P
52	<i>Sedum bulbiferum</i>	◎		◎							A
53	<i>Sedum sarmentosum</i>	●	●	●	●	●	●	●	●		P
54	<i>Aeschynomene indica</i>			◎	◎		◎	◎			A
55	<i>Amorpha fruticosa</i>			●			●				W
56	<i>Chamaecrista nomame</i>							◎			A
57	<i>Glycine max</i> ssp. <i>soja</i>							◎			A
58	<i>Kummerowia stipulacea</i>					◎					A
59	<i>Kummerowia striata</i>			◎							A
60	<i>Lotus corniculatus</i> ssp. <i>japonicus</i>							◎			P
61	<i>Melilotus officinalis</i> ssp. <i>albus</i>					●	●	●	●		A
62	<i>Trifolium pratense</i>				●	●					P

63	<i>Trifolium repens</i>		•			•	•	•		P
64	<i>Vicia japonica</i>			⊙						P
65	<i>Humulus scandens</i>		⊙					⊙		A
66	<i>Morus australis</i>	⊙							⊙	W
67	<i>Boehmeria silvestrii</i>		⊙							P
68	<i>Pilea pumila</i>		⊙		⊙	⊙	⊙	⊙		A
69	<i>Potentilla centigrana</i>						⊙			P
70	<i>Rubus parvifolius</i>		⊙							W
71	<i>Sicyos angulatus</i>		▲	▲				▲	▲	A
72	<i>Celastrus orbiculatus</i> var. <i>orbiculatus</i>		▲							W
73	<i>Oxalis corniculata</i>		⊙	⊙						P
74	<i>Oxalis dillenii</i>		•	•	•					P
75	<i>Acalypha australis</i>	⊙		⊙	⊙				⊙	A
76	<i>Euphorbia maculata</i>		•	•	•			•	•	A
77	<i>Euphorbia nutans</i>		•	•						A
78	<i>Salix dolichostyla</i>		⊙							W
79	<i>Viola verecunda</i> var. <i>verecunda</i>						⊙	⊙		P
80	<i>Geranium thunbergii</i>	⊙								P
81	<i>Ammannia coccinea</i>					•		•		A
82	<i>Rotala indica</i>						⊙			A
83	<i>Ludwigia epilobioides</i> ssp. <i>epilobioides</i>					⊙	⊙	⊙		A
84	<i>Oenothera biennis</i>		•							A
85	<i>Ailanthus altissima</i>								•	W
86	<i>Barbarea vulgaris</i>		•	•	•					P
87	<i>Cardamine occulta</i>		⊙				⊙	⊙		A
88	<i>Lepidium virginicum</i>								•	A
89	<i>Nasturtium officinale</i>						•	•	•	P
90	<i>Rorippa palustris</i>		⊙			⊙	⊙	⊙	⊙	A
91	<i>Persicaria hydropiper</i>					⊙	⊙	⊙		A
92	<i>Persicaria lapathifolia</i> var. <i>lapathifolia</i>		⊙			⊙	⊙	⊙	⊙	A
93	<i>Persicaria longiseta</i>		⊙			⊙	⊙	⊙		A
94	<i>Persicaria perfoliata</i>								⊙	A
95	<i>Persicaria sagittata</i> var. <i>sibirica</i>		⊙					⊙		A
96	<i>Persicaria thunbergii</i> var. <i>thunbergii</i>					⊙	⊙	⊙	⊙	A
97	<i>Rumex acetosa</i>	⊙	⊙	⊙	⊙					P
98	<i>Rumex acetosella</i> ssp. <i>pyrenaicus</i>	•		•						P
99	<i>Rumex japonicus</i>						⊙			P
100	<i>Rumex obtusifolius</i>		•	•	•	•	•			P
101	<i>Arenaria serpyllifolia</i> var. <i>serpyllifolia</i>	⊙	⊙	⊙	⊙				⊙	A
102	<i>Cerastium glomeratum</i>	•	•	•						A
103	<i>Sagina japonica</i>		⊙							A
104	<i>Silene armeria</i>					•		•	•	A
105	<i>Stellaria aquatica</i>		⊙							A
106	<i>Stellaria uliginosa</i> var. <i>undulata</i>		⊙					⊙		A
107	<i>Amaranthus retroflexus</i>		•					•	•	A
108	<i>Chenopodium album</i> var. <i>centrorubrum</i>								•	A
109	<i>Dysphania pumilio</i>		•			•			•	A
110	<i>Mollugo verticillata</i>					•			•	A
111	<i>Trigastrotheca stricta</i>					⊙				A
112	<i>Portulaca oleracea</i>					⊙		⊙	⊙	A
113	<i>Impatiens textorii</i>		⊙							A
114	<i>Galium gracilens</i>		⊙	⊙	⊙	⊙	⊙			LP
115	<i>Galium spurium</i> var. <i>echinospermon</i>		⊙							A
116	<i>Calystegia pubescens</i>			⊙						P
117	<i>Cuscuta campestris</i>							•	•	P
118	<i>Solanum ptychanthum</i>							•	•	A
119	<i>Callitriche japonica</i>	⊙	⊙	⊙						A
120	<i>Plantago asiatica</i> var. <i>asiatica</i>	⊙	⊙	⊙			⊙			A
121	<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	▲	▲		▲	▲	▲	▲		P
122	<i>Veronica arvensis</i>		•	•	•			•		A
123	<i>Veronica undulata</i>						⊙	⊙		NT
124	<i>Lindernia dubia</i>						•	•		A
125	<i>Lindernia procumbens</i>		⊙			⊙	⊙	⊙		A
126	<i>Vandellia micrantha</i>					⊙				A
127	<i>Clinopodium gracile</i>		⊙	⊙		⊙				P
128	<i>Mosla dianthera</i>	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙			A
129	<i>Mazus pumilus</i>					⊙				A
130	<i>Ambrosia trifida</i>		•	•	•			•	•	A
131	<i>Artemisia indica</i> var. <i>maximowiczii</i>	⊙	⊙	⊙	⊙				⊙	P

132	<i>Bidens frondosa</i>	●	●	●	●	●	●	●	A
133	<i>Eclipta alba</i>	●	●	●	●	●	●	●	A
134	<i>Erigeron annuus</i>	●	●	●	●	●	●	●	A
135	<i>Erigeron canadensis</i>				●				A
136	<i>Erigeron philadelphicus</i>				●				A
137	<i>Erigeron sumatrensis</i>			●		●	●		A
138	<i>Petasites japonicus</i> var. <i>japonicus</i>	◎	◎	◎			◎		P
139	<i>Pseudognaphalium affine</i>			◎	◎				A
140	<i>Solidago altissima</i>			●			●		P
141	<i>Sonchus oleraceus</i>			◎			◎		A
142	<i>Taraxacum officinale</i>				●				P
143	<i>Xanthium orientale</i> ssp. <i>italicum</i>							●	A
144	<i>Youngia japonica</i> ssp. <i>japonica</i>	◎							P
145	<i>Oenanthe javanica</i> ssp. <i>javanica</i>		◎		◎	◎	◎		P
在来種の計		16	10	52	19	42	35	40	26
外来種の計		9	3	21	17	20	13	17	21
合計		25	13	73	36	62	48	57	47

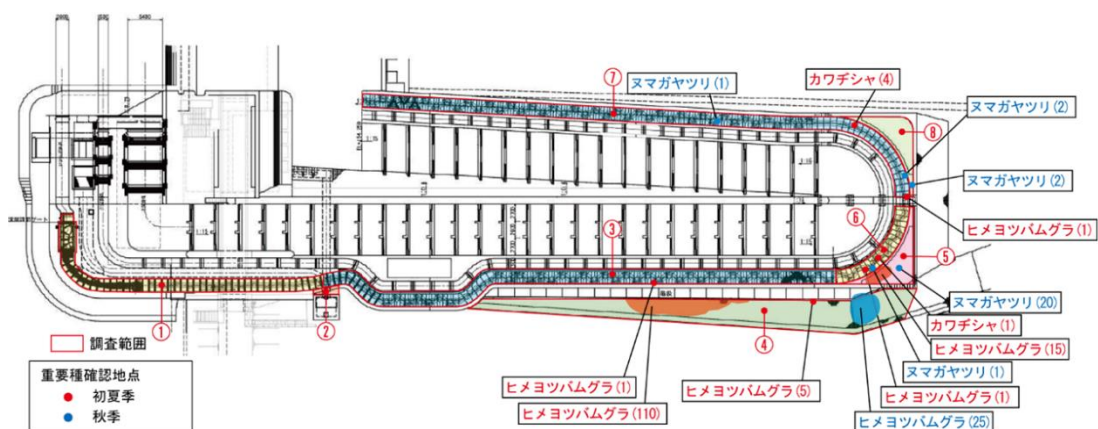


図 5-7 重要種の確認箇所

特定外来生物は、2013 年にアレチウリ、オオカワヂシャ、オオキンケイギクの 3 種が確認された。外来種は、エゾノギンギシ、ハルザキヤマガラシ、アメリカセンダングサ等の 15 種が確認された。2014 年の特定外来生物はアレチウリ、オオカワヂシャ、オオキンケイギクの 3 種であった。要注意外来種はほぼ同様に 18 種が確認された。2020 年には、アレチウリとオオカワヂシャの 2 種が特定外来生物として確認された。同様の生態系被害防止外来種は 20 種が確認された。

図 5-8 及び以下に、各地域の特徴を踏まえた植生の状況を示す。

エリア 1 (30 m²) は、上流端に位置しており、比較的高い側壁や上空の橋の存在により日陰が多い環境となっている。また、Rock-ramp fishway は、セクターゲートにより流入量が制御されており、流速も緩いため上流からの土砂流入は少なく、洪水による下流側からの土砂堆積もない環境である。このエリアでは、一年草であるタカサブロウとアメリカセンダングサによるまばらな群生を確認した。2020 年には玉石の隙間にツルマンネングサ、キツネノボタンなどの

多年草が多く生育していた。また、流路内では、外来種の沈水性植物であるコカナダモが定着していた。

エリア2 (1 m²) は、魚道の外側で建物の陰になっている狭いエリアで、洪水による下流側からの土砂堆積もない環境である。オオイヌタデ、アメリカセンダングサ、フキ、ヤマグワがまばらに生育していた。

エリア3 (45 m²) は、距離が長く日陰の無いエリアである。洪水による下流側からの土砂堆積をほぼ想定していないエリアであったが、2019年の8,000m³/sを超える洪水により初めてほぼ全域が水没した。スギナとフキのまばらなコロニーを除いて、当初はほとんど植物が生息していなかったが、2019年の洪水により土砂が堆積して、植物の種子の流入や飛来により植物が生育したと考えられた。このエリアでは、重要種であるヒメヨツバムグラ1株、特定外来生物であるアレチウリ1株、オオカワヂシャ4株が確認された。2020年秋には、水没植物であるヤナギモと木本のシロヤナギが確認された。

エリア4 (30 m²) は、魚道の外側で、宮中取水ダム下流右岸側の石積みの護岸を対象とした環境である。ツルマンネングサ、オオキンケイギク、ハルサキヤマガラシなどの多年生植物が多数優占していた。また、信濃川周辺に分布していた木本のイタチハギとヤマグワが確認された。特定の外来植物であるオオキンケイギクがこの地域に多数生息していた。2015年から2019年の間に実施した護岸のメンテナンスにおいて石積みの隙間がモルタルで埋められて個体数が減少し、数多く確認されていたオオキンケイギクは姿を消した。メンテナンス後の2020年には、日当たりの良い護岸を生息環境として好むヒメヨツバムグラの群生が確認された。ツタは、石積みの上の草地から徐々に伸びていた。また、外来生物であるアレチウリが1株確認された。

エリア5 (12 m²) は、魚道折り返し部付近の魚道の外側で、右岸側の護岸などからの流入水が溜まりやすい環境である。また、数年に1度発生する3,000m³/sを超える洪水時には水没した。このエリアでは、オランダガラシ、スカシタゴボウ、キツネノボタンなどの湿地植物が多数生息していた。2013年にはケヤキやヤナギなどの木本が侵入し、周辺の斜面に分布したが、2014年は観測されず、特定外来生物のオオカワヂシャなど多くの種類が確認された。2020年の夏には、在来種のクサヨシ、ミゾソバ、及びオオカワヂシャが、玉石の隙間の水分の高い堆積した細かい堆積土砂に定着した。そのほか、スギナ、トウバナ、そして重要種であるヒメヨツバムグラが、わずかに乾燥した砂地に群生を形成した。その後の3,000m³/sを超える洪水による土砂の流出と堆積の影響で、2020年秋には、ヒメヨツバムグラなど一部の植物が姿を消し

た。秋に生育するカヤツリグサ科の一年草が多く確認され、重要種であるヌマガヤツリをはじめとする20種が確認された。また、特定外来生物であるオオカワヂシャが50株確認された。

エリア6 (20 m²) は、魚道の折り返し部の上流側の部分であり、エリア3と同様に日陰の無いエリアである。また、数年に1度発生する3,000m³/sを超える洪水時には水没した。このエリアでは、メヒシバ、スギナ、オオイヌタデ、クサヨシなど、多くの植物が生育していた。洪水後の土砂堆積により、在来種のヨモギやヤハズソウ、外来種のオオブタクサ、オオオナモミが確認された。2019年の洪水の後、スギナとクサヨシが密集して成長していた。この地域では、重要種であるヒメヨツバムグラ、カワヂシャ、ヌマガヤツリが各1株、2020年に確認された。また、特定外来生物であるオオカワヂシャは10株確認された。2020年夏の洪水により玉石の隙間に土砂が堆積した結果、木本やヒメヨツバムグラとカワヂシャが流出し、一年草のイヌビエとヤナギタデがこのエリアで群生していた。

エリア7 (50 m²) は、魚道の折り返し部から下流の水際部を含み、1年に1～2回程度発生する1,500m³/s以上の洪水で水没する環境である。魚道の側壁が高くなり、比較的日陰の多い環境となる。植生は特に折り返し部付近で多く確認され、2013年に最も確認された。アメリカセンダングサ、メヒシバ、キンエノコロ、ケイヌビエ、オオイヌタデを含む一年草が数多く確認された。2013年には、シロヤナギの若木も確認されたが、2014年には確認されず、木本であるオニグルミが確認された。2020年は重要種であるカワヂシャが4株、ヒメヨツバムグラが1株確認された。また、特定外来生物であるオオカワヂシャが確認された。下流域では、オオイヌタデとメヒシバがまばらに成長していた。2020年夏の洪水の後には、クサヨシとアメリカセンダングサが減少し、代わりにイヌビエが群落を作っていた。また、一年草であるアメリカタカサブロウ、ヤナギタデ、オオイヌタデの数が大幅に増加し、多年生植物の数が減少していた。重要種のヌマガヤツリが2株確認され、特定外来生物であるアレチウリが2株確認された。

エリア8 (12 m²) は、魚道の外側でエリア5の反対側のエリアであるが、エリア5とは異なり、比較的乾燥していた。そのため、メヒシバ、アキノエノコログサ、ヤハズソウ、ムシトリナデシコ、オオアレチノギクなどの一年草が生育し、アメリカネナシカズラやシロバナシナガワハギなどの植物が生息していた。そして、カワラケツメイ、クサネム、ムシトリナデシコ、エノコログサ、シナガワハギ、シロバナシナガワハギが開花し、イタチハギやクズなどの木本が出現し、オオカワヂシャが比較的湿った場所で確認された。2020年夏の洪水後は、初夏に多かったムシトリナデシコとアメリカネナシカズラが消失し、カヤツリグサ科などの一年草が生育していた。また、比較的湿ったところにはオオイヌタデが密生し、ヤマグワやニワウルシの若木が生えていた。ヌマガヤツリが1株、アレチウリ1株確認された。

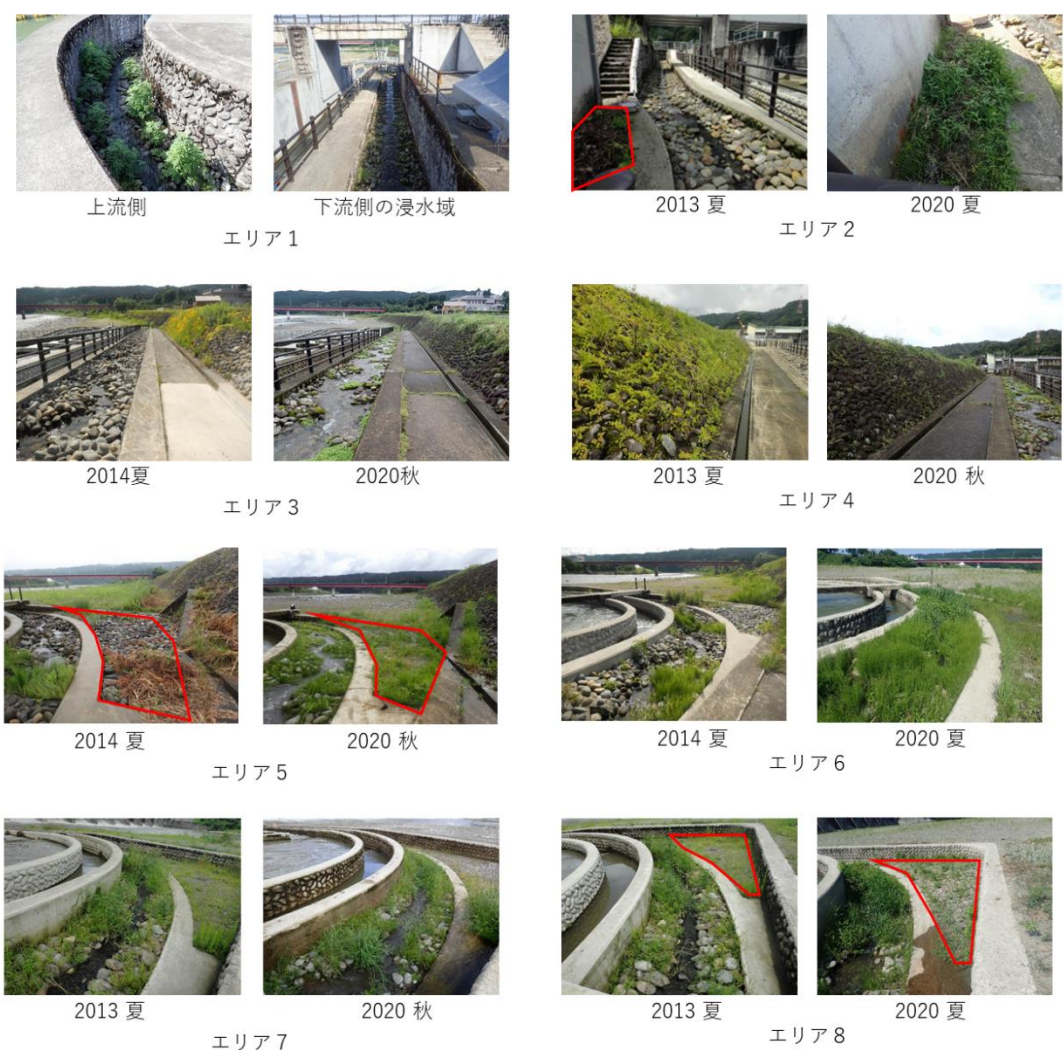


図 5-8 エリア 1～エリア 8 の植生状況

植生を特性で区分した結果を表 5-4, 図 5-9 に示す。調査期間中、地域全体では、在来種が 64 種から 97 種(71%から 67%)に、外来種が 31 種から 48 種(29%から 33%)にそれぞれ変化したが、外来種の割合は概ね 30%程度で大きな変化はなかった。多くの河川の帰化植物率は約 20%である[奥田 & 佐々木 1996]ことから、外来種の侵入割合は比較的高かった。2020 年と 2014 年の結果を比較すると、在来種の一年草と多年生植物の構成が増加し、在来の木本の構成が減少した。

表 5-4 植物の特性と種数による区分

(単位：種類)

年	在来種				外来種				合計
	一年草	多年草	木本	計	一年草	多年草	木本	計	
2013	30	26	8	64	17	12	2	31	95
2014	39	26	12	77	17	13	2	32	109
2020	62	30	5	97	29	17	2	48	145

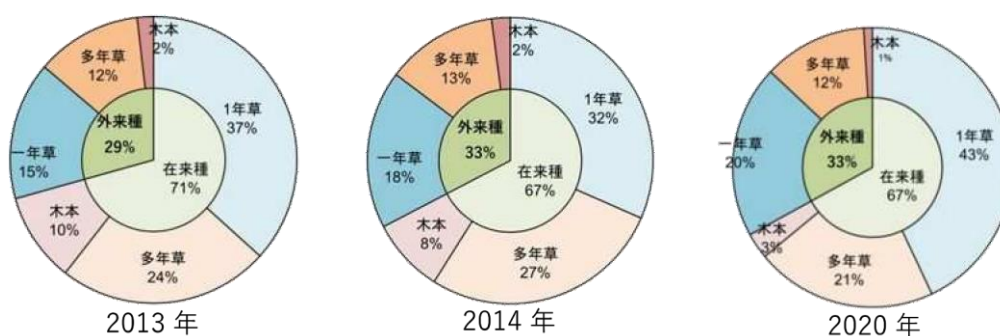
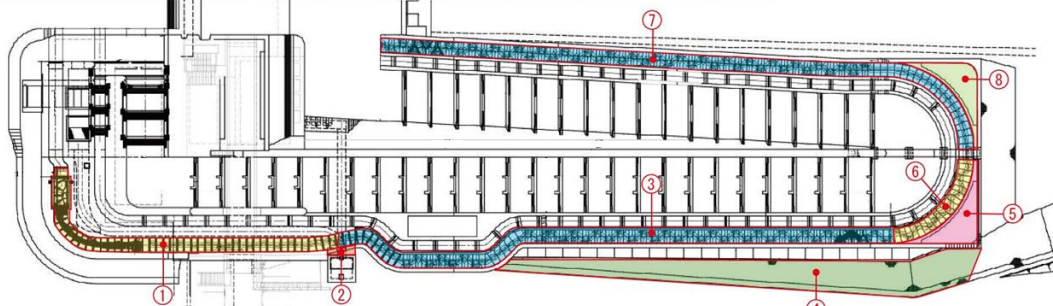


図 5-9 植物の特性による割合の変化

図 5-10 に調査エリアごとの在来種と外来種の種類数とその比率を示す。図 5-11 に調査エリアごとの植生の変化を示す。エリア 2 及びエリア 6 の外来種の比率が低かった。エリア 1, 2, 及び 4 に大きな変化はなかったが、エリア 4 では 2014 年に外来種の比率が減り、2020 年に再び増えた。エリア 6 とエリア 8 は 2014 年に種類数が急増し、エリア 3 とエリア 5 は 2020 年に種類数が急増した。2013 年と 2019 年の洪水による多年草の喪失と攪乱を好む一年草と多年草の出現により、一年草と多年草の数が増加したものと考えられた。洪水後の調査では、カヤツリグサ科やシナノキ科などの一年草や多年生植物が多く見られた。魚道の折り返し部より下流では、洪水により、木本の成長を抑制したと考えられた。

⑦	在来	外来	比率	⑧	在来	外来	比率	⑥	在来	外来	比率	⑤	在来	外来	比率
2013	25	14	36%	2013	4	4	50%	2013	7	2	22%	2013	16	17	52%
2014	31	11	26%	2014	39	21	35%	2014	23	12	34%	2014	16	10	38%
2020	39	19	33%	2020	26	22	46%	2020	34	14	29%	2020	41	21	34%



①	在来	外来	比率	②	在来	外来	比率	③	在来	外来	比率	④	在来	外来	比率
2013	13	6	32%	2013	12	4	25%	2013	9	4	31%	2013	16	16	50%
2014	12	10	45%	2014	16	3	16%	2014	15	11	42%	2014	25	9	26%
2020	15	10	40%	2020	10	3	23%	2020	51	23	31%	2020	19	18	49%

図 5-10 調査エリアごとの在来種と外来種の種類数とその比率

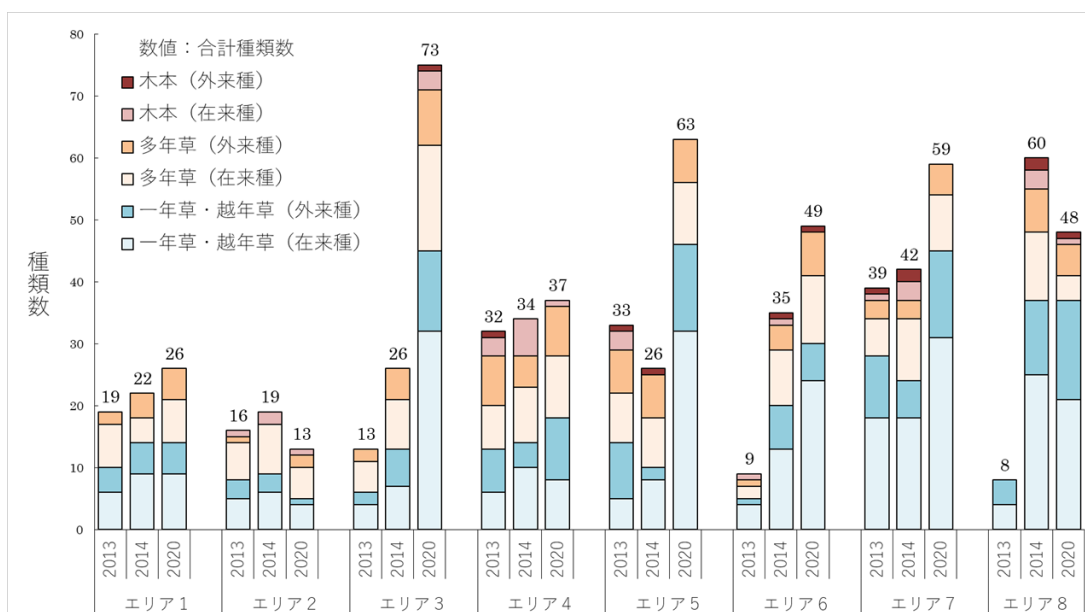


図 5-11 調査エリアごとの植生の変化

5.3.2 植生と魚類の生息域の変遷

Rock-ramp fishway は、大型魚道や小型魚道と異なり、魚道内の主流路の脇に玉石で淀み域を設けているため、植生による影響を受ける。草本は、表 5-5 に示すとおり、生育型で 8 つに区分される[奥田 1997]。このうち、比較的背の高い植物は、Rock-ramp fishway に生息する魚の

隠れ家や日陰、餌となる虫の住処を創出することが考えられた。そして、河川では特にイネ科のヨシが、水産有用種であるホンモロコなどの生息地や産卵場として注目されていた[Kikko et al. 2014]。そこで、Rock-ramp fishway において魚類の生息や移動環境に影響があると考えられる、生育型の中で比較的背の高い直立型・叢生型・部分ロゼット型の植物を着目種に定め、その種類数の変化と魚類の捕獲数の変化を検証した。

表 5-5 草本の区分。

生育型	代表種
直立型	シロザ, コセンダングサ
分枝型	ツユクサ, スベリヒユ
匍匐型	シロツメグサ, ギョウギシバ
叢生型	エノコログサ, オヒシバ
ロゼット型	オオバコ
部分ロゼット型	オオアレチノギク, セイタカアワダチソウ
にせロゼット型	オニタビラコ
つる型	ヤブガラシ, カナムグラ

※コセンダングサ, セイタカアワダチソウ, ヤブガラシは今回の調査で未確認

表 5-6 は 2013 年, 2014 年及び 2020 年に Rock-ramp fishway で捕獲された魚の個体数と, Rock-ramp fishway の魚道内のエリア (1, 3, 6 及び 7) の玉石間で確認された直立型・叢生型・部分ロゼット型の植物の種類数との関係を示す。エリアごとの植物の種類数の経年変化と魚類の総個体数及び各魚の個体数, 並びに種類数の経年変化について, 相関係数(r)を算出し, t 検定により分析した。なお, 直立型・叢生型・部分ロゼット型の植物は同一箇所に生育していたことから, 独立した分析は実施せず, 一体的に分析を実施した。直立型・叢生型・部分ロゼット型の植物の種類数が増加するにつれて, 捕獲された全体の個体数は平均 86 個体(36~148)から 294 個体に増加した ($r=0.94$, $p=0.196$)。また, 捕獲された魚の種類数は 8 種(7~9)から 16 種に増加した($r=0.83$, $p=0.130$)。これは, 遊泳魚の魚種数でも明らかであった ($r=0.78$, $p<0.05$)。具体的には, 2013 年や 2014 年と比較して, 2020 年の魚類捕獲調査において, 底生魚のギギが 1 種, 遊泳魚のギンブナ, カワムツ, モツゴ, アユ, ブラウントラウトの 5 種が新たに捕獲された。遊泳魚のモツゴ, アユ, ブラウントラウトが

2020年に増加した ($r=0.87, 0.69, 0.69$ いずれも $p<0.05$). 底生魚であるシマドジョウとギギが2020年に増加した(それぞれ $r=0.94, p<0.05, r=0.69, p<0.05$). そして、底生魚であるギギや遊泳魚のブラントラウトは、成魚の体長が20cm~50cmに達する大型の魚種であり、アユなどと共に通常は Rock-ramp fishway で捕獲される種ではないが、捕獲された個体はいずれも体長61mm未満の稚魚であった。

表 5-6 Rock-ramp fishway の魚道内のエリア (1, 3, 6, 及び7) における直立型・叢生型・部分ロゼット型の合計種類数と魚類の捕獲個体数及び種類数との関係。

(1)全体	直立型・叢生型・部分ロゼット型の種類数				2013	2014	2020
						17	14
魚類	r	df	t	p	個体数		
総個体数	0.94	2	4.303	0.196	148	36	294
種類数	0.83	3	3.182	0.154	9	7	16

r : 相関係数, df : 自由度, t : 境界値両側, p : 有意確率

(2)遊泳魚	直立型・叢生型・部分ロゼット型の種類数				2013	2014	2020
						17	14
魚類	r	df	t	p	個体数		
総個体数	0.87	2	4.303	0.620	18	3	55
種類数	0.78	4	2.776	0.013	4	3	10
オイカワ	0.95	2	2.776	0.397	10	1	20
アブラハヤ	0.96	4	2.776	0.000	2	1	3
モツゴ	0.87	4	2.776	0.020	3	0	10
アユ	0.69	4	2.776	0.015	0	0	9
オオクチバス	1.000	4	2.776	0.001	3	0	4

r : 相関係数, df : 自由度, t : 境界値両側, p : 有意確率

(3)底生魚	直立型・叢生型・部分ロゼット型の種類数				2013	2014	2020
					17	14	18
魚類	r	df	t	p	個体数		
総個体数	0.95	2	4,303	0.185	130	33	237
種類数	0.96	4	2,776	0.001	5	4	6
ドジョウ	-0.97	4	2,776	0.000	0	1	0
カラドジョウ	0.96	4	2,776	0.000	1	0	2
シマドジョウ	0.94	4	2,776	0.025	6	2	11
ギギ	0.69	4	2,776	0.002	0	0	5
アカザ	0.72	2	4,303	0.451	1	0	25
カジカ	0.76	2	4,303	0.388	65	4	38
トウヨシノボリ	0.84	2	4,303	0.248	57	26	156

r：相関係数， df：自由度， t：境界値両側， p：有意確率

次に，表 5-7 に植被率の計算結果を示す。「10 以下」は被覆率 10%未満，「10-25」は被覆率 10～25%，「25-50」は被覆率 25～50%，「50-75」は被覆率 50%～75%，「75 以上」は植被率 75～100%を示す。いずれのエリアにおいても流路内の植被率は大きく変化しなかったが，洪水の影響を比較的受けていないエリア 1， 3， 及び 6 の淀み部の植被率は増加傾向を示した。そして，洪水によって大きく変化したエリア 7 の淀み部の植被率は大きく変動した。

表 5-7 Rock-ramp fishway の魚道内のエリア（1，3，6，及び7）における植被率.

植被率	エリア1		エリア2		エリア3		エリア4	
	流路内	淀み域	流路内	淀み域	流路内	淀み域	流路内	淀み域
2012	10 以下	10 以下	10 以下	10 以下	10 以下	10 以下	10 以下	10 以下
2013	10 以下	10 以下	10-25	10 以下	10 以下	10 以下	10 以下	25-50
2014	10 以下	10 以下	10-25	10 以下	10 以下	25-50	10 以下	10-25
2015	10 以下	10 以下	10-25	10 以下	10 以下	25-50	10 以下	10-25
2017	10 以下	10 以下	10 以下	25-50	10 以下	50-75	10 以下	10-25
2018	10 以下	10 以下	10 以下	25-50	10 以下	50-75	10 以下	25-50
2019	10 以下	10 以下	10 以下	25-50	10 以下	75 以上	10 以下	25-50
202	10 以下	50-75	10 以下	50-75	10 以下	75 以上	10 以下	50-75

※航空写真撮影を実施していない 2016 年を除く.

表 5-8 は、エリアごとの淀み部の植被率と魚類の捕獲個体数及び捕獲種類数との関係を示す。エリア1，3，7では、植被率と魚の捕獲個体数との間には強い相関があり ($r=0.809$, $p<0.05$; $r=0.824$, $p<0.05$; $r=0.912$, $p<0.05$), エリア6では、植被率と魚の捕獲個体数との間には相関があった ($r=0.693$, $p<0.05$)。エリア3，6では、植被率と魚の捕獲種類数との間に強い相関があり ($r=0.788$, $p=0.16$; $r=0.777$, $p<0.05$), エリア1，7では、植被率と魚の捕獲種類数との間に相関があった ($r=0.673$, $p=0.163$; $r=0.537$, $p<0.05$)。

エリア1では、底生魚のアカザ，トウヨシノボリとの間に強い相関(それぞれ， $r=0.776$, $p=0.089$; $r=0.869$, $p<0.05$)，遊泳魚のモツゴ，アユとの間に強い相関(それぞれ， $r=0.759$, $p<0.05$; $r=0.868$, $p<0.05$)，オイカワとの間に相関($r=0.635$, $p=0.079$)があった。エリア3では、底生魚のシマドジョウ，トウヨシノボリとの間に強い相関(それぞれ， $r=0.858$, $p=0.484$; $r=0.829$, $p<0.05$)，アカザとの間に相関($r=0.687$, $p=0.101$)があった。エリア6では、底生魚のトウヨシノボリとの間に強い相関($r=0.704$, $p=0.194$)，アカザとの間に相関($r=0.694$, $p<0.05$)があった。エリア7では、底生魚のトウヨシノボリとの間に強い相関($r=0.853$, $p<0.05$)，遊泳魚のオイカワとの間に強い相関($r=0.715$, $p<0.05$)があった。

表 5-8 エリア 1, 3, 6, 及び 7 の淀み部の植被率と魚類の総捕獲個体数, 総種類数, 及び r (相関係数) の大きかった個体の捕獲数との関係.

植被率	r	p	2012	2013	2014	2015	2017	2018	2019	2020
エリア 1			10	10	10	10	25	25	25	50
総個体数	0.809	0.004	74	148	36	115	153	224	293	294
総種類数	0.673	0.163	9	9	7	15	15	15	16	16
アカザ	0.776	0.089	3	1	0	6	10	3	26	25
トウヨシノボリ	0.869	0.007	59	57	26	46	70	115	138	156
モツゴ	0.759	0.007	1	0	0	4	1	0	2	10
アユ	0.868	0.006	1	0	0	1	0	1	2	9
オイカワ	0.635	0.079	0	10	1	5	3	27	11	20

植被率	r	p	2012	2013	2014	2015	2017	2018	2019	2020
エリア 3			10	10	10	10	25	25	25	25
総個体数	0.824	0.003	74	148	36	115	153	224	293	294
総種類数	0.788	0.160	9	9	7	15	15	15	16	16
シマドジョウ	0.858	0.484	1	6	2	2	36	24	26	11
トウヨシノボリ	0.829	0.006	59	57	26	46	70	115	138	156
アカザ	0.687	0.101	3	1	0	6	10	3	26	25

植被率	r	p	2012	2013	2014	2015	2017	2018	2019	2020
エリア 6			10	10	50	50	75	75	75	100
総個体数	0.693	0.012	74	148	36	115	153	224	293	294
総種類数	0.777	0.007	9	9	7	15	15	15	16	16
アカザ	0.694	0.005	3	1	0	6	10	3	26	25
トウヨシノボリ	0.704	0.194	59	57	26	46	70	115	138	156

植被率	r	p	2012	2013	2014	2015	2017	2018	2019	2020
エリア 7			10	50	25	25	25	50	75	75
総個体数	0.912	0.007	74	148	36	115	153	224	293	294
総種類数	0.537	0.012	9	9	7	15	15	15	16	16
トウヨシノボリ	0.853	0.048	59	57	26	46	70	115	138	156
オイカワ	0.715	0.007	0	10	1	5	3	27	11	20

エリアごとの個体数（底生魚，遊泳魚，及び合計）と種類数（底生魚，遊泳魚，及び合計）の平均値を比較して，植被率と魚類相の変化を検証した．表 5-9 は，Rock-ramp fisway の途中区間（S-2，S-3）における魚類の捕獲数と植被率との関係を示している．S-2 はエリア 3，S-3 はエリア 6 にそれぞれ設定されていた．Rock-ramp fisway の途中区間における魚類の捕獲調査は 2012 年から 2016 年まで実施した．そして，この間のエリア 3 の植被率は 10% で変化せず，エリア 6 の植被率は 10% から 50% の間で変化した．

この結果，植被率の高い S-3（エリア 6）のいずれの値も，S-2（エリア 3）の値より大きかった ($r=0.96$, $p>0.05$)．底生魚では，ドジョウやシマドジョウといったドジョウ属が安定的に確認され，まれに，トウヨシノボリ，カジカ，アカザが確認された．遊泳魚では，ニゴイ，オイカワ，ウグイなどのコイ科の成魚や稚魚が安定的に確認され，まれにフナ属とイワナ属の稚魚，ヤマメやコクチバスが確認された．

表 5-9 Rock-ramp fisway の途中区間（S-2，S-3）における魚類の捕獲数と植被率との関係

魚類の平均捕獲個体数 (2012 年～2016 年)	個体数			種類数		
	合計	底生魚	遊泳魚	合計	底生魚	遊泳魚
S-2(エリア 3 : 植被率 10%以下)	22.6	2.4	20.2	5.0	1.6	3.4
S-3(エリア 6 : 植被率 10～50%)	37.8	11.2	26.6	7.0	3.4	3.6

5.4 考察

5.4.1 調査エリアごとの植生の確認種

植生調査の結果，確認された植物の種数は，Rock-ramp fishway 内のエリアでは，エリア 6 及び 7 といった魚道の折り返し部付近で多くの種や成長した個体が確認された．そして，エリア 2 を除くエリアで増加した．このようなエリアごとの植物の生育状況の違いを生む要因の一つに，植物が根を張る生育基盤の有無がある．河川においては，洪水に伴う氾濫による植生の侵入や樹林化，植生の流失などが確認されている[横山ら，2010]．宮中取水ダムの魚道の折り返し部付近でも，洪水により土砂が堆積した．このため，玉石の隙間の堆積土砂が植生の基盤となり，一年草のミゾソバや多年草のクサヨシなど，多くの植物が生育することができたが，同時に洪水により流失することもあり，植生の消長が見られた．一方，植物が根を張るための土台が少ない，土砂の堆積が少ない折り返し部より上流側のエリアでは植物の生長がまばらであった．また，エリア 1 などの玉石の隙間では，生育基盤を必要としないツルマンネングサやア

メリカセンダングサが分布域を広げていた。そして、外来の沈水植物であるコカナダモは、エリア1とエリア3で確認された。コカナダモの生育については、種が上流から流下したものと考えられるが、放置することで、Rock-ramp fishway の流路内に分布が拡大する可能性があった。

Rock-ramp fishway の流路外のエリアで、折り返しの部の外側に隣接するエリア5の生育基盤は、2014年は玉石であったが、2020年には土砂が堆積し、植物が生育しやすくなっていた。以前は湿った環境と乾燥した環境が混在していたが、洪水により全体が湿った環境になり、確認された植物の種数が比較的多いエリアとなった。また、右岸側の護岸のエリア4では、2013年と2014年には特定外来生物であるオオキンケイギクとツルマンネングサが多く生育していたが、2020年にはオオキンケイギクは確認されず、重要種であるヒメヨツバムグラの群生が確認された。護岸の維持管理の一環として、伐採と石積みの間隙間にモルタルが埋められた。洪水との関係では、エリア6とエリア8では2013年の洪水後の2014年に急増し、エリア3とエリア5は2019年の洪水後の2020年に急増した。洪水による多年草の喪失と攪乱を好む一年草と多年草の出現が要因と考えられ、特にエリア3については $8,000\text{m}^3/\text{s}$ 以上という過去最大の洪水により未経験の上流部まで水没し、土砂が堆積したことにより、一年草と多年生植物の数が増加したと考えられた。そして、魚道の折り返し部や下流では、洪水により木本の生育基盤となる土砂が流出したことで、成長が抑制されたと考えられた。このような生息地の変化により、植生が変化したことが確認された。

5.4.2 植生と魚類生息状況との関係

底生魚や遊泳力の小さな魚は主に Rock-ramp fishway で捕獲され、3つの魚道の中で種数が最も多かったのは Rock-ramp fishway であった(表4-7)。Rock-ramp fishway の水深は小型魚道と同じ0.15mであるが、小型魚道よりも勾配が緩やかで、河床の材質はコンクリートではなく玉石であった。そして、流れの両側には、淀み域が設けられていた。2012年に魚道改良が完了したとき、魚道には植生が無かったが、外部から種が流入した結果、徐々に植生が魚道に定着していった。さらに、下流のエリア5～8では、度重なる洪水により土砂が堆積し、植物が群生を形成するための基質が形成された。そして、Rock-ramp fishway 内のエリアで年々植物は成長し、植被率を調査した結果では、2020年には魚道の面積の半分以上を覆っていた。主流路の玉石の間隙は細かい堆積物で満たされ、植生の基盤として機能した。そこで、直立型、叢生型、及び部分ロゼット型に分類される比較的背の高い植物が、魚の隠れ場所や日陰を創出すると考えて独自の着目点として定めた。具体的には、直立型(erect)に分類されるアオゲ

イトウ、叢生型 (tufted) に分類されるイネ科のクサヨシ、エノコログサ、ニワホコリ、部分ロゼット型 (partial rosette) に分類されるセイタカアワダチソウとオオアレチノギクなどに着目した。その結果、それらの種類数と捕獲された魚の個体数や種類数との間に相関関係があった。特に、遡上する魚にとって魚道の入口となる下流側の植生の増加が、トウヨシノボリ、シマドジョウ、アカザのような底生魚だけでなく、遊泳力の小さな小型のアユ、モツゴ、オイカワ、コイ科の稚魚の増加に寄与したことが示された。また、植被率と捕獲された魚の個体数や種類数との関係を検証した。魚道上流端 (S-1) での捕獲結果との検証では、エリア 1, 3, 7 で、植被率と魚の捕獲個体数との間に強い相関があった。エリア 3, 6 で、植被率と魚の捕獲種類数との間に強い相関があった。底生魚ではアカザとシマドジョウ、遊泳魚ではモツゴが寄与していた他、いずれのエリアにおいてもトウヨシノボリが有意な関係を示していた。魚道の中間地点 (S-2 及び S-3) での捕獲結果との検証では、S-2 (エリア 3, 植被率 10%以下) における捕獲結果と S-3 (エリア 6, 植被率 10~50%) における捕獲結果を比較した。その結果は、植被率の高い S-3 の捕獲結果の方がいずれの関係でも有意に高い値となった。この結果にはドジョウ、シマドジョウの安定的な捕獲結果が大きく寄与したが、トウヨシノボリについてはまれな確認となった。ヨシノボリ類は、川で孵化して、仔魚として海へ降下し、稚魚となって海から川へ遡上する生活史であるため、トウヨシノボリは底生魚であるものの、Rock-ramp fishway を生息場所ではなく移動場所として利用していた実態が示唆された。これらの結果は、直立型、叢生型、及び部分ロゼット型に分類される比較的背の高い植物が、底生魚や遊泳力の小さな魚の隠れ場所や日陰の創出に貢献したことを示した。これらの環境の変化に貢献した植物には外来種が含まれたが、特定外来生物はその中に含まれていなかった。

主流路の水中では、緑藻類のカエトフォラが 2013 年に支配的であったが、2014 年には確認されず、緑藻類のサヤミドロが支配的であった。これらはいずれも維管束植物ではなく緑藻であったが、2020 年には確認されなかった。2020 年には、沈水植物であるコカナダモが確認された。水草の存在は、根を張って小さな魚を保護する価値がある [Boussu 1954]。水中水生植物 (Submerged Aquatic Vegetation) は世界的に減少しており、魚の生息地を提供するなど、浅い水生生態系における水中水生植物に関連する生態学的機能の低下につながっている [Looby et al. 2021]。水草と仔稚魚や全長 10 cm 未満の小さい成魚を対象とした研究が多い [Stahr & Kaemingk 2017]。これは、水草が小さい魚にとっては隠れ家になるなどプラスに働くが、大きな成魚にとっては餌が水草に隠れるたためマイナスに影響するためである [Ueda & Nagai 2021]。2020 年に確認されたコカナダモは、ある程度の群生を形成していたものの、流路を塞ぐほどではなかった。しかし、コカナダモは外来種で水面を覆いつくす [村上 & 鷲谷 2002] こともあり、異常な繁茂によりコカナダモが生長して流路を塞いだり、淀み域の玉石の隙間に生息する

植物の根が流路を塞いだりすると、底生魚や遊泳力の小さな魚の動きが妨げられる可能性が有る。これらが異常に発生していれば、Rock-ramp fishway の上流端での調査では、底生魚や遊泳力の小さな魚の捕獲数は少なかったことが想定された。このような観点から、植生の変化が、体長が小さく、遊泳力の小さな成魚や稚魚の増減に影響を与えることが示されたことから、多様な魚種が生息する魚道を維持するためには、適切な植生の存在と管理が重要であると考えられた。

5.4.3 Rock-ramp fishway の植生管理

これまでのさまざまな研究により、魚道の設計思想と順応的管理の必要性が示されている。魚道における生物学的、水文学的、および地形学的要素の相互依存性を認識することが現象を単純化するためには重要であること[Zeff 2011]、魚の群集構造の変化によるバイオマス量の増加や利用可能な光の減少による植生の変化などの複合現象[Brönmark & Weisner 1990]、植物プランクトンからより大きな植物への変化は魚の増加に依存すること[Ishii 2012]などが示されている。そして、河床材料の種類などが反映されたプランクトンの減少は、徐々に管理上の問題になり[Berdowski 1993]、複雑な生態系管理のために、順応的管理が提唱されている。管理目標を特定し、環境を評価し、管理活動を計画および実施し、最終的に結果を評価するプロセスを繰り返すことが重要である[Dale et al. 2006]。

Rock-ramp fishway の設計段階では、植生形成の定着は議論されていなかったが、2013 年と 2014 年の調査結果を踏まえ、「(財)リバーフロント整備センター 2008)」及び「国土交通省河川環境課 2013」を参考に、植生の維持管理手法として在来種を優占する植生を目指す「せせらぎ魚道 (Rock-ramp fishway) における外来種防除のための取組指針 (案)」を以下の観点で作成した。

- ・せせらぎ魚道及び魚道周辺区域では重要種が確認されていないことから、現実的な管理の実効性を考慮し特定外来生物の除去は個体単位ではなく生育範囲の植生をまとめて除去する。なお、重要種が確認された場合には学識者に相談のうえ、移植の必要性等の取扱いを検討する。
- ・確認されている 3 種の特定外来生物については効果的な防除を行うため、可能な限り根を含む全体を除去することとし、根の除去が難しい場合には開花期に高頻度で刈り取りを行う方策を講ずる

・今回確認されたオオカワヂシャとオオキンケイギクは、地表を高密度で被覆し優占群落を形成する種であり、在来種の発芽や定着を阻害する可能性がある。よって、今後の維持管理においては、同種の分布拡大に注視する

Rock-ramp fishway 周辺の植生は、特定の外来生物をまとめて除草するという考え方に基づくガイドライン案のみで維持管理されていたが、2015年のメンテナンス時に、外来植物のオオバコや在来種のシソが異常に生い茂り、本流をふさぎ、魚道に影響を与えた。魚道の折り返し部の上流側では、周辺の草地からの細かい堆積物や種子が淀み域の玉石の隙間にたまり、植生の土台となった。そのため、折り返し部上流付近では土砂が堆積し、植生が安定して定着していた。また、出水による土砂の堆積や流出による植生破壊が生じにくいため、外来種を人為的に除去することで、在来種主体の植生を安定的に育成することが比較的可能だった。

一方、折り返し部及び下流部では、洪水による種子を含む土砂の堆積とその後の植生の発達、そして洪水による流出により、自然に植生の破壊と再生が起こった。このように、Rock-ramp fishway とその周辺の植生状況は、自然の消長に委ねられていたことから、日常の維持管理では指針で示した特定外来生物に特化した除去が現実的には実施できておらず、この方法では、魚道の環境を魚の移動や生息に良好となる環境に保つことができないことが分かった。

完成から8年が経過した2020年初夏のRock-ramp fishwayの維持管理において、外来種中心の植生から在来種中心の植生への変化や在来種の内訳の変化など、植生の遷移が確認された。洪水の影響を受けないRock-ramp fishwayの上流部においては、在来種のスギナやミゾソバを主体とした植生の繁茂により魚道内のカバー構造が形成された。そして、それは水生生物にとって好ましい環境として確認された。魚道は本来、魚が移動・遡上・降下するための場所であり、魚が定着して生息する場所ではない。しかし、延長が約250mあり、休息可能な淀み域もあるRock-ramp fishwayでは、底生魚や遊泳力小さな魚が生息・繁殖する可能性がある。

近年では、洪水の影響を受けない折り返し部の上流側を中心に、オオカナダモなどの沈水植物の繁茂が確認された。このような状況が淀み域だけでなく、流路でも確認されていることから、魚類の稚魚や仔魚の生息域、餌となる水生昆虫の生息に対する制約や水質の悪化も懸念される。Rock-ramp fishwayに植生があることによるメリットとデメリットを表5-10に示す。本研究による植生と魚類に関する調査の結果、直立型・叢生型・部分ロゼット型に区分される比較的背の高い植物の存在が、魚類の生息数の増加に寄与していることが示された。これは、日陰による比較的低い水温域や隠れ場所の創出、植生による餌となる昆虫の生息場所の創出などが比較的背の高い植物によってもたらされたものと考えられる。よって、Rock-ramp fishwayの有効性を高めるうえで、具体的には図5-12に示すような、在来種であるキショウブ、スギナ、クサヨシの生息が適切である。そして、このような植生環境を構築することが、Rock-ramp

fishway における稚魚を含む遊泳力の小さな魚や底生魚の移動や生息を助け、ダム上下流の魚類の多様性に貢献できる。

表 5-10 Rock-ramp fisway に植生があることによるメリットとデメリット

メリット	デメリット
<ul style="list-style-type: none"> ・魚にとっての、日陰や隠れ場所の創出 ・魚のえさとなる虫の住処の創出 ・周囲の景観との調和の向上 	<ul style="list-style-type: none"> ・植生の根や沈水植物が、魚の移動環境や餌となる水生昆虫の生息を阻害 ・異常繁茂した沈水植物による水質悪化

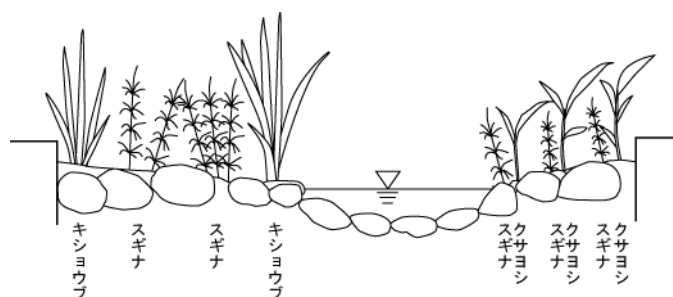


図 5-12 Rock-ramp fisway で目指される植生

Manatunge et al. [2000] は、モツゴを対象とした研究により、成長しすぎた植生の根や沈水植物が魚の移動行動や視界を妨げ、生息を阻害すると述べている。また、Priyadarshana et al. [2001] は、モツゴを対象とした研究により、水中植物の密度を変化させた時、遊泳速度と捕食されたえさの量が減少したことを示した。このような、Rock-ramp fishway が形成する植生環境は、観察し、適切に維持していく必要がある。川の自然作用や遷移による在来種主体の植生への変化を踏まえ、植生管理方法については、従来の取り組み指針の観点に加えて、以下の2つの視点も重要である。第1に、魚道の流路を妨げない範囲で、Rock-ramp fishway での植物の成長を許容する。そして、増えすぎた場合は、生息地を回復して魚の回遊を可能にするために、それらを除去する必要がある。第2に、Rock-ramp fishway のエリア6及びエリア7といった折り返し部及び下流における植生管理の戦略は、洪水に対する植生の反応を考慮する必要がある。これらのエリアでは、土砂の堆積に伴う種子の供給と植生の埋没、土砂の流出に伴う植生の消失が繰り返されるため、Rock-ramp fishway の他のエリア（エリア1及びエリア3）よりも植生の種類が多い一方で、一年草の割合も大きい。そして、本研究で明らかになったように、積極的な植生を実施しない場合、外来種が先行して生息する傾向が有るため、外来種は適切に除去して、在来種、特に重要種に定められた植物の生息を促す管理も重要である。魚道の流路内で確認された重要種14株のうち13株がこのエリアで2020年にのみ確認された。Rock-ramp

fishway の折り返し部及び下流の環境は、洪水による水没や攪乱を受け、土砂の供給や消失が頻繁に起こり、植生が安定しないため、継続的なモニタリングと管理が必要である。

5.5 まとめ

多くの植物の Rock-ramp fishway とその周辺における成長が、遊泳力の小さな魚の生息に貢献していた。一方で、植生の繁茂状況により水路や淀み域が塞がれて、魚の生息を阻害する可能性があった。また、周辺や魚道観察室からの視認性や景観と調和が低下したりするなど、植生の維持に懸念が生じていた。そして、洪水の影響を強く受ける魚道の下流域の植生は、自然の消長に委ねる必要があり、植生の消長が繰り返されることにより、2020年には重要種に区分される植物も確認された。

指針で推奨されている特定外来生物の除去は、日常の維持管理は実行できなかったが、Rock-ramp fishway の順応的管理を進めるための独自の着目点として、直立型、叢生型、及び部分ロゼット型に分類される比較的背の高い植物を定めて魚の捕獲調査結果を分析した。また、植被率と魚類の遡上数、生息数、種類数を分析した。その結果、特に植被率との関係において、植生が魚類の数の増加に寄与していることが示された。他の2つの魚道よりも Rock-ramp fishway で確認された魚種数が最も多かったため、Rock-ramp fishway では、今後も植生の適切な管理が必要となる。

Rock-ramp fishway を良好な環境として継続的に管理していくための現状の課題として、1) 外来種を個体や系統単位で継続的に除去することが難しいこと、2) 河川特有の洪水による攪乱や流れこむ種子の供給などを予測・管理することが難しいこと、などが挙げられた。これらの課題を踏まえ、魚道の植生管理方針を見直し、Rock-ramp fishway の理想的な植生を維持するためのモニタリングを継続することが重要である。今後も、魚道の魚や植生をモニタリングし、維持管理方法を適宜改善し、河川環境と水利用の調和を図るための順応的な管理を継続していく必要がある。

6. 結論, まとめと今後の展望

6.1 結論

第1章「序論」では、研究の背景と、「既存の魚道と比較した Rock-ramp fishway の有効性」, 「魚道と魚の体長に基づく遊泳特性」, 「Rock-ramp fishway における魚の生息と植生管理」に関する先行研究を整理し、本研究の目的と手法を定めたうえで、本論文の構成を整理した。2度目の魚道等の構造改善を実施する中で、多様な魚類の生息と移動に配慮するため、他の魚道とは流速や水深の異なる Rock-ramp fishway (せせらぎ魚道) を新設した。また、2050年カーボンニュートラル実現に向けて、水力発電における水利用と河川環境との調和がさらに強く求められる中で、魚道の重要性は非常に高くなっており、効果的な順応的管理が必要となっている。

これまで、堰の一部や全部を Rockramp fishway に改良した事例に関する研究、Rockramp fishway の上流での捕獲調査に基づく評価に関する研究、世界で設置されている魚道形式に関する研究、ウグイの行動と魚道構造に関する研究、遡河回遊魚であるサケ科の魚を対象とした魚道の研究、植生管理に関する研究などが報告されている。しかし、通常の魚道に併設した Rockramp fishway の有効性や魚道群における Rockramp fishway の効果を魚類の捕獲調査を踏まえて証明した研究、魚道群の中から自らに適した魚道を魚が選択する生態学的特性を明確にした研究、Rock-ramp fishway における植生による魚の移動や生息への影響や効果とそれを踏まえた植生の管理方針に関する研究などは無い。

このような背景を踏まえ、複数の魚道を組み合わせて設置された環境における、魚の体長に基づく遊泳特性を活かした魚の移動や利用実態の解明と、Rock-ramp fishway 特有の状況に配慮した管理方針の確立を目的に本研究を実施した。そのために、2012年3月の Rock-ramp fishway 新設後のダム上下流における調査結果を踏まえた魚道群の有効性の検証、魚の体長に基づく遊泳特性による魚道の選択的行動の解明、Rock-ramp fishway における植生と多様な魚類の生息との関係の把握とメリットを生かす植生の管理方針の確立という手法で実施した。

第2章「研究エリアと宮中取水ダム魚道の構造改善」では、研究エリアとなる宮中取水ダム魚道の構造改善の経緯について整理した。宮中取水ダムは、信濃川の中流域、河口から134kmに位置している水力発電用の取水ダムであり、二つの取水口が左岸側に整備され、3本の魚道が右岸側に整備されている。魚道に影響のある $1,500\text{m}^3/\text{s}$ 以上の洪水がほぼ年に1~2回発生しており、魚道の折り返し部やその上流まで水没して土砂が堆積する $3,000\text{m}^3/\text{s}$ 以上の洪水が11年間(2011年~2021年)に6回発生した。

2012年3月に完成した魚道の構造改善では、設計対象魚種を16種類と定め、魚道内のセイシュの発生を抑制する流況改善に取り組み、①大魚道の幅を10mから8mに幅員を縮小、②大型魚道をアイスハーバー型魚道に変更、③幅の広い魚道では流況を乱す要因と考えられた潜孔の取りやめ、④流速が大きくサケなどの大型魚の遡上経路として期待される切り欠き部の改良、⑤折り返し部の半円弧形状化、⑥魚道隔壁天端の複合三円弧形状化により実現した。そして、潜孔を移動していた底生魚をはじめとする多様な魚類の生息と移動に配慮して他の魚道と流速や水深の異なる Rock-ramp fishway を新設した。

第3章「既存の魚道と比較した Rock-ramp fishway の有効性」では、既存の魚道と比較した Rock-ramp fishway の有効性を報告した。魚道を確立するためには、対象魚種に応じた流速と水深を設定することが第一であり、まず、研究対象となる魚道の環境の定量化を実施した。魚道の物理環境として越流水深（大型魚道:0.24～0.39m、小型魚道:0.13m、Rock-ramp fishway:0.15m）、流速（大型魚道:1.27～2.43m/s、小型魚道:0.87～1.05m/s、Rock-ramp fishway:0.64m/s）、流量（大型魚道:1.637m³/s、小型魚道:0.133m³/s、Rock-ramp fishway:0.071m³/s）を定量化した。次に、2012年から2015年に実施した、魚道における魚類捕獲調査の結果と2009年から2015年に実施したダムの上流および下流で実施された魚類捕獲調査の結果を複合的に整理し、Rock-ramp fishway を新設した目的を踏まえた Rock-ramp fishway の有効性と既存の魚道との組み合わせた効果について検討した。

魚道群の効果をダムの上流と下流、及び魚道における魚の生息環境の理解に基づいて検証するために、Rock-ramp fishway における捕獲調査の結果を分析したところ、遊泳魚でも体長61mm以下のモツゴが Rock-ramp fishway で多く捕獲された ($p<0.05$)。底生魚では、シマドジョウ、カジカ、トウヨシノボリが Rock-ramp fishway で多く捕獲された ($p<0.05$)。一方で、体長の大きな底生魚であるギギは大型魚道のみで捕獲された ($p<0.05$)。これらの結果、Rock-ramp fishway は、底生魚の生息域として、また遊泳力の小さな魚の移動環境として有効であったこと、底生魚であっても体長が大きな個体は大型魚道を利用していたことが示された。また、ダムの上下流における調査では、カジカやシマドジョウの増加が確認され、Rock-ramp fishway では多くのトウヨシノボリやドジョウが捕獲された。

魚道の設計において対象魚種を定め、対象魚種に応じて流速や水深を設定することは効果的であり、宮中取水ダムにおいては、より多様な魚類に対応するため、限られたエリアを有効に活用して魚道群を構成した。他の魚道に併設した Rock-ramp fishway の有効性や、ダムの上下流における調査結果と魚道における調査結果を複合的に整理して魚道群の効果を証明した研究はこれまでにないため、Rock-ramp fishway を含めた流速の異なる魚道群の効果を証明

したこの研究は、底生魚や遊泳力の小さな魚も対象とした今後の魚道の計画に役立つもの
と考える。

第4章「ウグイの生物学的特性による魚道の選択的行動」では、ウグイの生物学的特性による魚道の選択的行動について報告した。ヨーロッパやアメリカでは、主に遡河回遊魚であるサケ科の魚に焦点を当てて魚道が設計されていることが多いが、日本では、通し回遊魚やコイ科の魚、底生魚などのさまざまな魚の移動に配慮して魚道を設計することが多い。魚が容易に遡上できるように、様々な魚類に対して魚道の設計を実施するため、対象とする魚類を定めて魚道を設計すべきであることが既往研究で示されている。本章では、宮中取水ダムの魚道群において、実際に遡上した魚を使って、魚が魚道を選択する仕組みについて生物学的特性から行動を検討した。

対象としたウグイは、7年から8年にわたり生息するため、同じ時期にライフステージの異なる個体が存在する。よって、産卵のために遡上する時に婚姻色を発現していた体長の大きな個体は、主に流速が大きな大型魚道で捕獲され、その68.0%が大型魚道の設計流速の範囲内の突進速度を持つ個体であった ($p<0.05$)。そして、婚姻色を発現していない体長の小さいウグイは、流速が小さい小型魚道で主に捕獲され、その54.9%が小型魚道の設計流速の範囲内の突進速度を持つ個体であった ($p<0.1$)。Rock-ramp fishway で捕獲されたウグイはさらに体長が小さく、その42.4%が Rock-ramp fishway の設計流速の範囲内の突進速度を持つ個体であった ($p<0.1$)。このように、宮中取水ダムの魚道群では、体長に比例する突進速度と各魚道に設定された流速の範囲が合致していたことが示された。

婚姻色のある比較的体長の大きなウグイの97.6%が大型魚道で、婚姻色の無い比較的体長の小さなウグイの33.3%が小型魚道でそれぞれ捕獲され、婚姻色のあるウグイの平均体長は、婚姻色の無いウグイの平均体長より有意に大きかった ($p<0.05$)。これらの証明により、ウグイは、異なる流速の魚道群から自らに適切な魚道を選択しており、それが、ウグイの体長に基づく生物学的特性によるものであることを解明した。このように、ウグイはその成長段階に応じて選択する魚道が変化したが、魚がストレスの少ない魚道を選択して遡上できるように宮中取水ダムの魚道群が対応できていることも証明された。対象とする魚類に適した魚道の設置が望ましいことはこれまでの研究でも示されているが、魚が魚道を選択する仕組みについて明確に説明された研究はこれまでにないため、魚の遊泳特性から魚道群における移動と利用の実態を説明したこの研究は、ダムの上下流の魚の生息に寄与し、生物の多様性と水利用の調和に貢献するものと考えられる。

第5章「Rock-ramp fishway における魚の生息と植生管理」では、Rock-ramp fishway における魚の生息状況と植生との関係及び魚類の生息に配慮した植生管理方針について報告した。既存

の大型魚道や小型魚道とは異なり、Rock-ramp fishwayには玉石による河床材料があると共に、魚道内に土砂堆積物や水の淀み域が存在しているため、Rock-ramp fishwayには植生が定着する可能性があり、Rock-ramp fishwayには既存の魚道にはない植生による魚類の生息に対する影響や効果が生まれると考えられた。そこで、通常の魚道とは異なる維持管理が求められることを踏まえた独自の管理方針が必要であると考え検討した。

植生に関する調査では、多くの植物がRock-ramp fishwayとその周辺で成長していることを確認した。2013年と2014年の調査結果を踏まえ、植生の維持管理方針として在来種を優占する植生を目指す「せせらぎ魚道（Rock-ramp fishway）における外来種防除のための取組指針（案）」という独自の管理方針を策定した。そして、「魚にとっての日陰や隠れ場所の創出」「魚の餌となる水生昆虫の住処の創出」「周囲の景観との調和を向上」という植生を維持することによるメリットと、「魚の移動環境の阻害」「魚の餌となる水生昆虫の生息の阻害」「水質の悪化」というデメリットがあり、植生の維持に懸念が生じていたことが示された。一方で、折り返し部及びその下流では、年に1～2度発生する洪水による土砂の堆積と流出という自然由来の影響を強く受けることから、指針どおりの管理方針は実現できなかった。また、特定外来生物の特定とそれに特化した除去は困難であった。そのため、順応的管理により、Rock-ramp fishwayの環境を継続的にモニタリングして得られた知見を踏まえて、①魚道の流路を妨げない範囲で植物の成長を許容する、②魚道折り返し部及び下流における植生管理の戦略は洪水に対する反応を考慮する、という2つの視点を指針に新たに加え、良好な順応的管理を継続した。

魚類の生息に関する調査では、第3章で述べたように、3つの魚道のうちRock-ramp fishwayで捕獲された魚の種類が最も多かったこと、Rock-ramp fishwayが底生魚や遊泳力の小さな小型の魚の移動空間や生息場所となっていたことが明らかになった。そして、第4章で述べたように、年齢や婚姻色の有無などの生態学的特性により様々な体長と個体が同時期に遡上するウグイについて、最も流速の小さいRock-ramp fishwayにおいては、Rock-ramp fishwayの流速に適した体長の小さな個体が多く捕獲され、魚道群のそれぞれの流速に応じた体長の個体が多く捕獲されたことも明らかになった。

これらの結果を総合的に検証した結果、2020年までに実施した調査により、Rock-ramp fishwayで捕獲された魚の種類数や個体数の増加は、直立型・叢生型・部分ロゼット型といった、独自に着目した比較的背の高い植物によるメリットが効果的であったことが示された。特にそれは、淀み域の植被率と総個体数（ $r=0.673\sim 0.824$, $p<0.05$ ）で特に顕著に示された。また、洪水によるRock-ramp fishwayへの土砂の堆積と流出の繰り返しは、植生の生育を妨げるだけでなく、2020年に初めてエリア6及び7で重要種が13株確認され、新しい種の創出に貢献していた事も示された。

多様な魚類の生息に対するRock-ramp fishwayの効果や、その生息ためには河床材料が重要であること、河川において植生の状況が魚の生息に影響すること、水生植物の魚への影響などがこれまで研究されているが、魚道の植生がどのように魚の生息に影響しているかを報告した研

究はないため、特に魚の生息に影響すると考えられる直立型・叢生型・部分ロゼット型といった比較的背の高い植物に着目した分析による魚の生息との関係の解明と、その結果を踏まえた魚道における植生の管理方針を定めたこの研究は、Rock-ramp fishwayにおける理想的な植生の維持に貢献するものと考えられる。

6.2 まとめと今後の展望

本研究では、サケ・マス、アユなど遊泳力の大きな魚だけではなく、底生魚や遊泳力の小さな魚を含めた多様な魚類の生息に配慮した Rock-ramp fishway を含めた魚道群において、実魚及び実河川・魚道における長期間の調査結果から、魚の体長に基づく遊泳特性を活かした魚の移動実態と利用実態を把握することができた。そして、以下の結論を得て、Rock-ramp fishway を含めた複数の魚道を設置することの効果と、Rock-ramp fishway において魚の生息に寄与する植生の管理方針を定めることができた。

- ・ 宮中取水ダムの魚道群において、Rock-ramp fishway で捕獲された魚の種類が最も多かった
- ・ Rock-ramp fishway が、底生魚や遊泳力の小さな小型の魚の移動及び生息場所となっていた
- ・ 魚道群のそれぞれの流速や水深といった遡上環境に適した体長の個体の魚が捕獲された
- ・ 最も流速の小さい Rock-ramp fishway において、底生魚や遊泳力の小さな小型の魚が多く捕獲された
- ・ 直立型・叢生型・部分ロゼット型といった比較的背の高い植物が、Rock-ramp fishway における底生魚や遊泳力の小さな小型の魚の生息に寄与した
- ・ 洪水による土砂堆積や流出、上流からの種子の流入により Rock-ramp fishway における重要種を含めた植生の消長が確認された

ダムの上流と下流の魚類の生息状況を把握するという観点からは、その調査手法に検討の余地や限界がある。つまり、ダムの上流と下流における調査は全数捕獲によるものではないことから、ダムの上流と下流の調査方法と、全数捕獲が可能な魚道での調査方法は異なり、上流、魚道、下流の資源量を連続的に評価できなかったことが課題としてあげられる。この課題に対しては、近年開発されている生物由来の DNA を分析する環境 DNA 調査を活用してさらに研究を継続することで、新しい知見を得ることが可能になるものと考え、取り組んでいるところである。

Rock-ramp fishway における植生と魚の生息状況の関係性を独自の着目点により把握し、その結果を踏まえて植生の管理方針を定めた。しかし、今回着目した直立型・叢生型・部分ロゼッ

ト型といった比較的背の高い植物にも多くの種類があり、その一つ一つと魚類の生息との関係性を見出すことも検討したが、それらの直物は独立して生育していなかったため、実現は困難であった。そして、Rock-ramp fishwayの折り返し部及びその下流側は洪水による土砂の掃流と堆積により、人為的な植生管理が困難であり、これらについては、順応的管理を継続して、植生の管理方針を改善する過程で、新たな着眼点を模索しているところである。

参考文献

- Ackerman N K, Pyper B J, David M M, Wyatt D G, Cramer D P, Shibahara T M. 2019. Passage effectiveness at a pool-and-weir fishway designed to accommodate Pacific lampreys. *N. Am. J. Fish. Manag.* 39, 3, 426-440. <https://doi.org/10.1002/nafm.10281>
- Acutis P L, Cambiotti V, Riina M V, Meistro S, Maurella C, Massaro M, Stacchini P, Gilid S, Malandra R, Pezzolato M, et al. 2019. Detection of fish species substitution frauds in Italy: a targeted National Monitoring Plan. *Food Control*.101: 151–155. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2019.02.020>
- Albayrak I, Beck C, Kriewitz-Byun C R, Doessegger A, Boes R M. 2019. Downstream fish passage technologies for medium-to large hydropower plants, Part II. In *Proceedings of the SHF Conference, HydroES, Grenoble, France, 29–30*. <https://doi.org/10.3929/ethz-b-000341761>.
- Albayrak I, Boes R M, Kriewitz-Byun C R, Peter A, Tullis B P P. 2020. Fish guidance structures: hydraulic performance and fish guidance efficiencies. *J. Ecohydraulics*, 5, 113–131. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1677181>
- Amaral S V, Watson S M, Schneider A D, Rackovan J, Baumgartner A. 2020. Improving survival: Injury and mortality of fish struck by blades with slanted, blunt leading edges. *J.Ecohydraulics*, 5, 175–183. <https://doi.org/10.1080/24705357.2020.1768166>
- Amtstaetter F, O'Connor J, Borg D, Stuart I, Moloney P. 2017. Remediation of upstream passage for migrating Galaxias (Family: Galaxiidae) through a pipe culvert. *FISHERIES MANAGEMENT AND ECOLOGY*, 1-7; <http://dx.doi.org/10.1111/fme.12211>
- Andersen M, Jacobsen L, Gronkjaer P, Skov C. 2008. Turbidity increases behavioural diversity in northern pike. *Fish. Manag. Ecol.* 15, 377–383. <https://doi.org/10.1111/j.13652400.2008.00635.x>.
- Arsenault M, O'Sullivan A M, Ogilvie J, Gills C A, Linnarnsaari T, Curry R A. 2022. Remote sensing framework details riverscape connectivity fragmentation and fish passability in a forested landscape. *J.Ecohydraul.* <https://doi.org/10.1080/24705357.2022.2040388>
- Asaeda T, Park B K, Manatunge J. 2002. Characteristics of reaction field and the reactive distance of a planktivore *Pseudorasbora parva* (Cyprinidae), in various environmental conditions. *Hydrobiologia*, 489, 29–43. <https://doi.org/10.1023/A:1023298823106>.
- Asaeda T, Priyadarshana T, Manatunge J. 2001. Effects of satiation on feeding and swimming behaviour of planktivores. *Hydrobiologia*, 443, 147–157. <https://doi.org/10.1023/A:1017560524056>.
- Asaeda T & Sanjaya K. 2017. The effect of the shortage of gravel sediment in midstream river channels on riparian vegetation cover. *River Res. Appl.* 33, 1107–1118. <https://doi.org/10.1002/rra.3166>.
- Asaeda T, Vu T K, Manatunge J. 2005. Effects of flow velocity on feeding behaviour and microhabitat selection of the stone moroko *Pseudorasbora parva*: A trade-off between feeding and swimming costs. *Trans. Am. Fish. Soc.* 134, 537–547. <https://doi.org/10.1577/T03083.1>.
- Baki A B M & Azimi A H. 2022. Hydraulics and design of fishways II: vertical-slot and rockweir fishways. *J.Ecohydraul.* <https://doi.org/10.1080/24705357.2021.1981780>
- Baki A B M, Zhu D Z, Harwood A, Lewis A, Healey K. 2020. Hydraulic design aspects of rockweir fishways with notch for habitat connectivity. *J. Ecohydraul.* 5, 94–109. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1652706>.
- Baldauf S A, Bakker T C M, Kullmann H, Thünken T. 2011. Female nuptial coloration and its adaptive significance in a mutual mate choice system. *Behav. Ecol.*, 22, 478– 485. <https://doi.org/10.1093/beheco/arq226>

- Bao J, Li W, Zhang C, Mi X, Li H, Zhao X, Cao N, Twardek M W, Cooke J S, Duan M. 2019. Quantitative assessment of fish passage efficiency at a vertical-slot fishway on the Daduhe River in Southwest China. *Ecol. Eng.* 141, 105597. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105597>.
- Baumgartner L J, Barwick M, Boys C, Martin K, McPherson J. 2019. A cautionary tale about the potential impacts of gated culverts on fish passage restoration efforts. *J. Ecohydraul*, 4, 27–42. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1641434>.
- Beatty S J, Morgan D L, Torre A. 2007. Restoring ecological connectivity in the Margaret River. Western Australia's first rock-ramp fishways. *Ecological Management & Restoration*, 8(3), 224–228. <https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2007.00372.x>
- Berdowski J J M. 1993. The effect of external stress and disturbance factors on Callunadominated heathland vegetation. *Heathlands*. 85–124.
- Biggs H J, Nikora V I, Gibbins C N, Cameron S M, Papadopoulos K, Stewart M, Frasee S, Vettori D, Savio M, O'hare M T, et al. 2019. Flow interactions with an aquatic macrophyte: A field study using stereoscopic particle image velocimetry. *J. Ecohydraul*. 4, 113–130. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1606677>.
- Blank M, Kappenman K M, Ryan E, Banner K. 2022. The effect of water depth on passage success of arctic grayling through two Denil fishways. *J. Ecohydraulics*, Published Online. <https://doi.org/10.1080/24705357.2021.197834>
- Blaxter J H S, Dickson W. 1959. Observations on the swimming speeds of fish. *J. Conseil.*, 24–3, 472–479.
- Boussu M W. 1954. Relationship between trout and cover on a small stream. *J. Wildl. Mgmt.* 18, 229–239. <https://doi.org/10.2307/3797719>
- Branco P, Santos J M, Katopodis C, Pinheiro A, Ferreira M T. 2013. Effect of flow regime hydraulics on passage performance of Iberian chub (*Squalius pyrenaicus*) (Günther, 1868) in an experimental pool-and-weir fishway. *Hydrobiologia*, 714, 145–154. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1532-7>
- Bretón F, Baki A B M, Link O, Zhu D Z, Rajaratnam N. 2013. *Canadian Journal of Civil Engineering* Volume 40, Number 6. <https://doi.org/10.1139/cjce-2012-0311>
- Broadhurst B T, Ebner B C, Clear R C. 2012. A rock-ramp fishway expands nursery grounds of the endangered Macquarie perch (*Macquaria australasica*). *AUSTRALIAN JOURNAL OF ZOOLOGY*, 60, 91–100, <http://dx.doi.org/10.1071/ZO12002>
- Broadhurst B T, Ebner B C, Lintermans M, Thiem J D, Clear R C. 2013. Jailbreak: a fishway releases the endangered Macquarie perch from confinement below an anthropogenic barrier. *MARINE AND FRESHWATER RESEARCH*, 64, 9, 900–908, <http://dx.doi.org/10.1071/MF12245>
- Brönmark C, Weisner S E B. 1990. Indirect effects of fish community structure on submerged vegetation in shallow, eutrophic lakes: an alternative mechanism. *Ecosystems*. 293–301.
- Bunt C M. 2001. Fishway entrance modifications enhance fish attraction. *Fisheries Management and Ecology*, 8, 95–105. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.2001.00238.x>
- Bunt C M, Castro-Santos T, Haro A. 2011. PERFORMANCE OF FISH PASSAGE STRUCTURES AT UPSTREAM BARRIERS TO MIGRATION. *River Res. Applic.* 28: 457–478, <https://doi.org/10.1002/rra.1565>
- Burgazzi G, Vezza P, Negro G, Astegiano L, Pellicano R, Pimma B. 2021. Effect of macrohabitats, mesohabitats and special position on macroinvertebrate communities of a braided river. *J Ecohydraul*. 6(2): 95–104. <https://doi.org/10.1080/24705357.2021.1938254>
- Castro-Santos T, Cotel A J, Webb P W. 2009. Fishway Evaluations for Better Bioengineering-An Integrative Approach; American Fisheries Society Symposium: Bethesda, MD, USA, p 69.

- Cheong T S, Kavvas M L, Anderson E K. 2006. Evaluation of Adult White Sturgeon Swimming Capabilities and Applications to Fishway Design. *Environ Biol Fishes.* , 77(2): 197–208.
- Clay C H. 1995. *Design of Fishways and Other Fish Facilities*, 2nd ed.; CRC Press Inc.: Boca Raton, FL, USA. ISBN 9780367449261.
- Courret D, Baren P, Larinier M. 2021. An indicator to characterize hydrological alteration due to hydropeaking, *J Ecohydraul.* 6(2): 139–156. <https://doi.org/10.1080/24705357.2020.1871307>
- Dale P E R, Dale M B, Anorov J, Knight J, Minno M C, Powell B, Raynie R C, Visser J M. 2006. Aspects of adaptive management of coastal wetlands: case studies of processes, conservation, restoration, impacts and assessment. *Ecological Studies* 191. <https://www.researchgate.net/publication/29461845>
- Da Silva P S, Celestino L F, De Assumpção L, Makrakis S, Dias J H P, Kashiwaqui E A L, Makrakis M C. 2020. Ichthyoplankton drift through fishway in large dam: Effect of hydrology, seasonal patterns and larvae condition. *J. Ecohydraulics*, 5, 165–174. <https://doi.org/10.1080/24705357.2020.1762128>.
- De-Miguel-Gallo M, Martinez-Capel F, Munoz-Mas R, Aihara S, Matsunaga Y, Fukuda S. 2019. Habitat evaluation for the endangered fish species *Lefua echigonia* in the Yagawa River, Japan. *J.Ecohydraul*, 4, 147–157. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1614886>.
- Dockery D R, Ryan E, Kappenman K M, Blank M. 2020. Swimming performance of Arctic grayling (*Thymallus arcticus* Pallas) in an open-channel flume. *J. Ecohydraul*, 5, 31–42. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1599306>.
- DVWK. 2002. *Fisheries and Aquaculture Management Division: Fish Passes—Design, Dimensions and Monitoring*; Food and Agriculture Organization of the United Nations: Rome, Italy, p. 136. ISBN: 9251048940.
- Forcellini M, Plichard L, Dolédec S, Mérigoux S, Olivier J-M, Cauvy-Fraunié S, Lamouroux N. 2011. Microhabitat selection by macroinvertebrates: Generality among rivers and functional interpretation. *J. Ecohydraul*, 7, 28–41 <https://doi.org/10.1080/24705357.2020.1858724>
- Franklin A E, Haro A, Castro-Santos T, Noreika J. 2012. Evaluation of Nature-Like and Technical Fishways for the Passage of Alewives at Two Coastal Streams in New England. *TRANSACTIONS OF THE AMERICAN FISHERIES SOCIETY*, 141: 3, 624-637, <http://dx.doi.org/10.1080/00028487.2012.683469>
- Fujiwara K. 1997. Harmful influences of turbid water to fishes in lake Biwa and its surrounding rivers. *Sci. Rep. Shiga Prefect. Fish. Exp. Stn*, 46, 9–37.
- García-Vega A, Ruiz-Legazpi J, Fuentes-Pérez J F, Bravo-Córdoba F J, Sanz-Ronda F J. 2023. Effect of thermo-velocity barriers on fish: influence of water temperature, flow velocity and body size on the volitional swimming capacity of northern straight-mouth nase (*Pseudochondrostoma duriense*). *Journal of Fish Biology*, 689–706. <https://doi.org/10.1111/jfb.15310>
- Gehrke P C, Gilligan D M, Barwick M. 2002. Changes in fish communities of the Shoalhaven River 20 years after construction of Tallowa Dam, Australia. *Regul. River Res. Managa.* 18, 265–286.
- Godinho A L & Kynard B. 2009. Migratory fishes of Brazil: Life history and fish passage needs. *River Res. Applic.*, 25, 702–712. <https://doi.org/10.1002/rra.1180>
- Gostner W, Annable W K, Schleiss A J, Paternolli M. 2021. A case-study evaluating river rehabilitation alternatives and habitat heterogeneity using the hydromorphological index of diversity. *J. Ecohydraulics*, 6, 1–16. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1680320>
- Gough, P.; Philipsen, P.; Scollema, P.P.; Wanningen, H. 2012. *From Sea to Source: International Guidance for the Restoration of Fish Migration Highways*; Regional Water Authority Hunze en Aa's: Veendam, The Netherlands, 299p.

- Gosselin M P, Ouellet V, Harby A, Nestler J. 2019. Advancing ecohydraulics and ecohydrology by clarifying the role of their component interdisciplinary. *J Ecohydraul.* 4: 172–187. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1658137>
- Gregory R S & Northcote T G. 1993. Surface, planktonic, and benthic foraging by juvenile Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in turbid laboratory conditions. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.* 50, 233–240. <https://doi.org/10.1139/f93-026>.
- Gudkov P K, Polyakova N E, Semina A V, Nazarkin M V. 2010. Comparative morphological analysis of big-scaled redbfin *Tribolodon hakonensis* Günther, 1877 (Cyprinidae, Cypriniformes) from Sakhalin and southern Primorye. *J. Ichthyol.*, 50, 740–744. <https://doi.org/10.1134/S0032945210090055>
- Gutfreund C, Makrakis S, Castro-Santos T, Celestino L F, Dias J H P, Makrakis M C. 2018. Effectiveness of a fish ladder for two Neotropical migratory species in the Paraná River. *Mar. Freshw. Res.*, 69, 1848–1856. <https://doi.org/10.1071/MF18129>.
- Halleraker J H, Natvik E V, Vaskinn K, L'Abée-Lund J H, Alfredsen K. 2023. By-pass valves in hydropower plants: An ecologically important measure to mitigate stranding in rivers due to emergency turbine flow shutdown. *River Research and Applications*, 39, 588–601. <https://doi.org/10.1002/rra.4113>
- Han M, Fukushima M, Kameyama S, Fukushima T, Matsushita B. 2008. How do dams affect freshwater fish distributions in Japan? Statistical analysis of native and nonnative species with various life histories. *Ecol Res.* 23, 4: 735–743. <https://doi.org/10.1007/s11284-007-0432-6>
- Harris J H, Peirson W L, Mefford B, Kingsford R T, Felder S. 2020. Laboratory testing of an innovative tube fishway concept. *J. Ecohydraul.*, 5, 84–93. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1673673>.
- Harris J H, Roberts D T, O'Brien S, Mefford B, Pitman K S. 2019. A trap-and-haul fishway for upstream transfers of migrating fish at a challenging dam site. *J. Ecohydraulics*, 4, 56–70. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1669080>
- Hatry C, Binder T R, Thiem J D. 2013. The status of fishways in Canada: trends identified using the national CanFishPass database. *Rev Fish Biol Fish.* 23(3): 271–281.
- Hatry C, Thiem J D, Hatin D, Dumont P, Smokorowski K E, Cooke S J. 2016. Fishway approach behaviour and passage of three redhorse species (*Moxostoma anisurum*, *M. carinatum*, and *M. macrolepidotum*) in the Richelieu River, Quebec. *Environ. Biol. Fishes.*, 99, 249–263. <https://doi.org/10.1007/s10641-016-0471-3>
- Hayashida K, Honda T, Kayaba Y, Shimatani Y. 2000a. The Characteristic of the Plunging Flow and the Streaming Flow in the Pool-Weir-Fishway and the Swimming Behavior of *Leuciscus Hakonensis*. *環境システム研究論文集* 28, 333-338. <https://doi.org/10.2208/proer.28.333>
- Hayashida K, Honda T, Kayaba Y, Shimatani Y. 2000b. The flow pattern of the pooland-weir fishway in the pool and the swimming behavior of *Leuciscus hakonensis*. *Proc. Hydraul. Eng.*, 44, 1191–1196. <https://doi.org/10.2208/prohe.44.1191>
- Helbig U, Mende M, Dönni W, Rathke K. 2021. The meander-type fish pass: An alternative to the conventional vertical slot pass. *River Research and Applications*, 37, 1003–1015. <https://doi.org/10.1002/rra.3827>
- Huuki H, Karhinen S, Ashraf F B, Haghghi A T, Marttila H. 2022. The economic cost of hydropower environmental constraints under decreasing price volatility. *River Research and Applications*, 38, 1815–1828. <https://doi.org/10.1002/rra.4049>
- Ishii R A. 2012. Possible future picture of Mongolian forest-steppe vegetation under climate change and increasing livestock: Results from a new vegetation transition model at the topographic scale. *The Mongolian ecosystem network.* 65–82.

- Ito F, Yamasaki T, Yamaguchi M, Nagae M, Soyano K. 2003. Influence of the spawning environment on final maturation and spawning in Japanese dace, *Tribolodon hakonensis*. *Fish Physiology and Biochemistry*, 28, 417–418. <https://doi.org/10.1023/B:FISH.0000030611.53107.12> [178]
- Jarvis M G & Closs G P. 2019. Water infrastructure and the migrations of amphidromous species: Impacts and research require-ments. *J. Ecohydraul*, 4, 4–13. <https://doi.org/10.1080/24705357.20191611390>.
- Jonsson B & Jonsson N. 2011. Population Enhancement and population restoration. *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout Volume 33 of the series Fish & Fisheries Series*. pp 567–632.
- Judes C, Gouraud V, Capra H, Maire A, Bariller A, Lamouroux N. 2021. Consistent but secondary influence of hydropeaking on stream fish assemblages in space and time. *J Ecohydraul*. 6(2): 157–171. <https://doi.org/10.1080/24705357.2020.1790047>
- Katopodis C, Kells J A, Acharya M. 2001. Nature-like and conventional fishways: alternative concepts? *Canadian Water Resources Journal* 26: 211– 232.
- Katopodis C, Williams J G. 2012. The development of fish-passage research in a historical context. *Ecol Eng*. 48: 8–18.
- Kikko T, Okamoto H, Ujiie M, Ishizaki D, Usuki T, Nemoto M, Saegusa J, Kai Y & Fujioka Y. 2014. Spawning ecology of Honmoroko, *Gnathopogon caerulescens*, in inlets of the Nishinoko lagoon,
- Klopries E-M, Wilmink A, Pummer E, Böckmann I, Hoffmann A, Schüttrumpf H. 2020. Development and evaluation of an empirical equation for the screening effect of bar racks. *J. Ecohydraulics*, 5, 184–197. <https://doi.org/10.1080/24705357.2020.1770135>
- Knapp M, Montgomery J, Whittaker C, Franklin P. 2019. Fish passage hydrodynamics: Insights into overcoming migration challenges for small-bodied fish. *J. Ecohydraul*. 4, 43–55. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1604091>.
- Lake Biwa. Japan. *J. Ichthyol.*, 61(1):1–8.
- Larinier M. 2001. Environmental issues, dams and fish migration, fish and fisheries: Opportunities, challenges and conflict res-olution. *Marmulla G*, 45–90. <https://hal.inrae.fr/hal02582630>.
- Larinier, M. 2002. Location of fishways. *Bull. Fr. Pêche Piscic*, 364, 39–53. <https://doi.org/10.1051/kmae/2002106>.
- Legleiter C J, McDonald R R, Nelson J M, Kinzel P J, Perroy R L, Baek D, Seo I W. 2019. Remote sensing of tracer dye concentrations to support dispersion studies in river channels. *J. Ecohydraulics*, 4, 131–146. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1662339>
- Liao J C. 2007. A review of fish swimming mechanics and behaviour in altered flows. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 362, 1973–1993. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2082>.
- Lindsey C C. 1978. Form, function, and locomotory habits in fish. *Fish Physiol.*, 7, 1–100. [https://doi.org/10.1016/S1546-5098\(08\)60163-6](https://doi.org/10.1016/S1546-5098(08)60163-6)
- Linnansaari T, Wallace B, Curry R A, Yamazaki G. 2015. Fish passage in large rivers: A literature review. In *Mactaquac Aquatic Ecosystem Study Report Series 2015–2016*; Canadian Rivers Institute: Fredericton, NB, Canada. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.32204.41604>.
- Keefer M L, Jepson M A, Clabough T S, Caudill C C. 2021. Technical fishway passage structures provide high passage efficiency and effective passage for adult Pacific salmonids at eight large dams. *PLOS ONE*, 2. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0256805>.
- Kim J H. 2001. Hydraulic characteristics by weir type in a pool-weir fishway. *Ecol. Eng*. 16, 425–433. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00125-7](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00125-7).

- Knaepkens G, Bruyndoncx L, Eens M. 2004. Assessment of residency and movement of the endangered bullhead (*Cottus gobio*) in two Flemish rivers. *Ecology of Freshwater Fish*, 13, 317–322. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2004.00065.x>
- Kupferschmidt, C., & Zhu, D. Z. (2017). Physical modelling of pool and weir fishways with rock weirs. *River Research and Applications*, 33, 1130–1142. <https://doi.org/10.1002/rra.3157>
- Kynard, B., Odeh, M., & Haro, A. 1996. Design of Fishways and Other Fish Facilities, 2nd edition, Trans. Am. Fish. Soc., 125(4), 631, <https://doi.org/10.1577/1548-8659-125.4.631>
- Lama. G. F. C, Errico. A, Pasquino. V, Mirzaei. S, Preti. F, & Chirico.G.B. 2022. Velocity uncertainty quantification based on Riparian vegetation indices in open channels colonized by *Phragmites australis*. *Journal of Ecohydraulics*, 7, 1, 71-76. <https://doi.org/10.1080/24705357.2021.1938255>
- Landsman, S. J., Wilson, A. D. M., Cooke, S. J., & van den Heuvel, M. R. (2017). Fishway passage success for migratory rainbow smelt *Osmerus mordax* is not dictated by behavioural type. *River Research and Applications*, 33, 1257–1267. <https://doi.org/10.1002/rra.3176>
- Lindberg, D. E., Leonardsson, K., & Lundqvist, H. 2016. Path selection of Atlantic salmon (*Salmo salar*) migrating through a fishway. *River Research and Applications*, 32, 795–803. <https://doi.org/10.1002/rra.2909>
- Liu, J., Kattel, G., Wang, Z., & Xu, M. 2019. Artificial fishways and their performances in China’s regulated river systems: A historical synthesis. *J. Ecohydraulics*, 4, 158–171. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1644977>
- Looby A, Reynolds L K, Adams C R, Martin C W. 2021. Submerged Aquatic Vegetation Patch Size Affects Fish Communities in a Turbid-Algal Lake. BRIEF RESEARCH REPORT, 2. <https://doi.org/10.3389/fcosc.2021.657691>
- Lothian J A, Gardner J C, Hull T, Griffiths D, Dickinson R E, Lucas C M. 2019. Passage performance and behaviour of wild and stocked cyprinid fish at a sloping weir with a low cost baffle fishway. *Ecol. Eng.* 130, 67–79. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.02.006>.
- Lundqvist H, Rivinoja P, Leonardsson K, McKinnell S. 2008. Upstream passage problems for wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a regulated river and its effect on the population. *Hydrobiologia*. 602(1): 111–127.
- Lupandin A I. 2005. Effect of flow turbulence on swimming speed of fish. *Biology Bulletin* 32: 461– 466.
- Magaju D, Montgomery J, Franklin P, Baker C, Friedrich H. 2020. A new framework for assessing roughness elements in promoting fish passage at low-head instream structures. *J. Ecohydraulics*, 5, 152–164. <https://doi.org/10.1080/24705357.2020.1738967>
- Magnuson J J, Crowder L B, Medvick P A. 1979. Temperature as an ecological resource. *Am. Zoologist*, 19, 331–343. <https://doi.org/10.1093/icb/19.1.331>.
- Makrakis S, Bertão A P S, Silva J F M, Makrakis M C, Ronda F J S, Celestino L F S. 2019. Hydropower development and fishways: A need for connectivity in rivers of the Upper Paraná Basin. *Sustainability*. 11 (13), 3749. <https://doi.org/10.3390/su11133749>
- Mallen-Cooper M & Stuart I G. 2007. Optimising Denil fishways for passage of small and large fishes. *Fish. Manag. Ecol*, 14, 61–71. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2006.00524.x>.
- Manatunge J & Asaeda T. 1998. Optimal foraging as the criteria of prey selection by two centrarchid fishes. *Hydrobiologia*. 391: 221–238. <https://doi.org/10.1023/A:1003519402917>
- Manatunge J, Asaeda T, Priyadarshana T. 2000. The influence of structural complexity on fish–zooplankton interactions: a study using artificial submerged macrophytes. *Environ Biol Fishes*. 58: 425–438. <https://doi.org/10.1023/A%3A1007691425268>

- Mani V T. 2019. Microplastics in the Rhine River from the Swiss catchment towards the North Sea. Doctoral Thesis, University of Basel, Basel, Switzerland. <https://doi.org/10.5451/unibas007209379>.
- Marriner B A, Baki A B M, Zhu D Z, Thiem J D, Cooke S J, Katopodis C. 2014. Field and numerical assessment of turning pool hydraulics in a vertical slot fishway. *Ecol. Eng.* 63, 88–101. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.010>.
- Marsden T & Stuart I. 2019. Fish passage developments for small-bodied tropical fish: field case-studies lead to technology improvements. *J. Ecohydraulics*, 4, 14–26. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1646616>
- Marshall N B. (1965). *The Life of Fishes*. Wiedenfeld and Nicolson.
- McDonald R R & Nelson J M. 2021. A Lagrangian particle-tracking approach to modelling larval drift in rivers. *J. Ecohydraulics*, 6, 17–35. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1709102>
- Mensinger M A, Brehm A M, Mortelliti A, Blomberg E J, Zydlewski J D. 2021. American eel personality and body length influence passage success in an experimental fishway. *Journal of Applied Ecology*, 58, 2760–2769. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14009>
- Moniz P J, Pasternack G B, Massa D A, Stearman L W, Bratovich P M. 2020. Do rearing salmonids predictably occupy physical microhabitat? *J. Ecohydraul*, 5, 132–150. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1696717>.
- Montali-Ashworth D, Vowles A S, de Almeida G A M, Kemp P. 2021. Understanding fish-hydrodynamic interactions within Cylindrical Bristle Cluster arrays to improve passage over sloped weirs. *J. Ecohydraul*. <https://doi.org/10.1080/24705357.2021.1938259>.
- Moreira M, Hayes D S, Boavida I, Schletterer M, Schmutz S, Pinheiro A. 2019. Ecologically-based criteria for hydropeaking mitigation: a review. *Sci Total Environ.* 657:1508–1522. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.107>
- Morita K. 2022. Ups and downs of non - native and native stream - dwelling salmonids: Lessons from two contrasting rivers. *Ecological Research*, 37, 188–196. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12288>
- Moser M L, Corbett S C, Keefer M L, Frick K E, Lopez-Johnston S, Caudill C C. 2019. Novel fishway entrance modifications for Pacific lamprey. *J. Ecohydraulics*, 4, 71–84. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1604090>
- Mulligan K B, Haro A, Noreila J. 2022. Effect of backwatering a streamgage weir on the passage performance of adult American Shad (*Alosa sapidissima*). *J. Ecohydraulics*. <https://doi.org/10.1080/24705357.2021.1945500>
- Mulligan K B, Haro A, Towler B, Sojkowski B, Noreika J. 2019. Fishway entrance gate experiments with adult American shad. *Water Resources Research*, 55, 10839–10855. <https://doi.org/10.1029/2018WR024400>
- Murry B A, Ania A, Boase J, Briggs A S, Chiotti J, Fullard C, Galarowicz T, Hayes D, Leonardi J, Madel G, Stoller J. 2019. Evaluation of a naturalised rock ramp fish passage for cool- and warm-water fish in a tributary of Saginaw Bay, Lake Huron. *Fisheries Management and Ecology*, 27, 77–91. <https://doi.org/10.1111/fme.12392>
- Nallaperuma B & Asaeda T. 2019. Long-term changes in riparian forest cover under a daminduced flow scheme: the accompanying a numerical modelling perspective. *J. Ecohydraulics*, 4, 106–112. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1663714>
- Naruse Mayumi & Oishi Tadashi, 1996, Annual and daily activity rhythms of loathes in an irrigation creek and ditches around paddy fields, *Environmental Biology of Fishes* volume 47, 93–99. [305]
- Nepf H, Puijalon S, Capra H. 2022. Organism-scale interaction with hydraulic conditions. *J Ecohydraul*. 7(1): 1–3 <https://doi.org/10.1080/24705357.2020.1830002>

- Newbury R & Gaboury M. 1988. The use of natural stream characteristics for stream rehabilitation works below the Manitoba escarpment. *Can. Water Resour. J.* 13, 35–51. <https://doi.org/10.4296/cwrj1304035>.
- Newcombe C P & Macdonald D D. 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *N. Am. J. Fish. Manag.* 11, 72–82. [https://doi.org/10.1577/15488675\(1991\)011<0072:EOSSOA>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/15488675(1991)011<0072:EOSSOA>2.3.CO;2).
- Noonan M J, Grant J W A, Jackson C D. 2012. A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish Fish*, 13, 450–464. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2011.00445.x>.
- Nyqvist D, Bergman E, Calles O, Greenberg L. 2017. Intake approach and dam passage by downstream-migrating Atlantic salmon kelts. *River Research and Applications*, 33, 697–706. <https://doi.org/10.1002/rra.3133>
- Onitsuka K. 2012. 魚道の流れ特性と魚の遡上特性との関係 (Relationship between flow characteristics in fishways and migration characteristics of fish). *ながれ* 31, 19–28.
- Onitsuka K, Akiyama J, Yamamoto A, Watanabe T, Waki T. 2009. Study on Burst Speed of Several Fishes Living in Rivers (河川に生息する数魚種の突進速度に関する研究). *土木学会論文集 B*, 65, 4, 96-307.
- O’Sullivan A M, Wegscheider B, Helminen J, Cormier J G, Linnansaari T, Wilson D A, Curry A. 2021. Catchment-scale, high-resolution, hydraulic models and habitat maps – a salmonid’s perspective. *J Ecohydraul.* 6: 53–68. <https://doi.org/10.1080/24705357.2020.1768600>
- Ovidio M, Sonny D, Dierckx A, Watthez Q, Bourguignon S, de Le Court B, Detrait O, Benitez J P. 2017. The use of behavioral metrics to evaluate fishway efficiency. *River Research and Applications*, 33, 1484-1493. <https://doi.org/10.1002/rra.3217>
- Paul M & Kerpen N M. 2021. Erosion protection by winter state of salt marsh vegetation. *J Ecohydraul.* <https://doi.org/10.1080/24705357.2021.1938252>
- Plesinski K, Gibbins C N, Radecki-Pawlik A. 2020. Effects of interlocked carpet ramps on upstream movement of brown trout *Salmo trutta* in an upland stream. *J. Ecohydraulics*, 5, 3–30. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1581102>
- Priyadarshana T & Asaeda T. 2007. Swimming restricted foraging behavior of two zooplanktivorous fishes *Pseudorasbora parva* and *Rasbora daniconius* (Cyprinidae) in a simulated structured environment. *Environ. Biol. Fishes.* 80, 473–486. <https://doi.org/10.1007/s10641-006-9152y>.
- Priyadarshana T, Asaeda T, Manatunge J. 2001. Foraging behaviour of planktivorous fish in artificial vegetation: the effects on swimming and feeding. *Hydrobiologia.* 442: 231–239. <https://doi.org/10.1023/A:1017578524578>
- Prunier J G, Loot G, Veyssiere C, Poulet N, Blanchet S. 2023. Novel operational index reveals rapid recovery of genetic connectivity in freshwater fish species after riverine restoration. *Conservation Letters*, e12939. <https://doi.org/10.1111/conl.12939>
- Raabe J K, Hightower J E, Ellis T A., Facendola J J. 2019. Evaluation of fish passage at a nature-like rock ramp fishway on a large coastal river. *Transactions of the American Fisheries Society* 148, 798–816. <https://doi.org/10.1002/tafs.10173>
- Radinger J & Wolter C. 2015. Disentangling the effects of habitat suitability, dispersal, and fragmentation on the distribution of river fishes. *Ecol Appl.* 24: 914–924. <https://doi.org/10.1890/14-0422.1>
- Reid J A, Carlson K A, Creed F I, Eliason J E, Gell J P, Johnson J T P, Kidd A K, MacCormack J M, Olden D J, Ormerod J S, et al. 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 294, 849-873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>.
- Richer E E, Fetherman E R, Krone E A, Wright III F B, & Kondratieff, M C. 2020. Multispecies fish passage evaluation at a rock-ramp fishway in a Colorado transition zone stream. *North American Journal of Fisheries Management*, 40, 1510–1522. <https://doi.org/10.1002/nafm.10516>

- Romão F, Branco P, Quaresma A L, Amaral S D, Pinheiro A N. 2018. Effectiveness of a multi-slot vertical slot fishway versus a standard vertical slot fishway for potamodromous cyprinids. *Hydrobiologia*, 816, 153–163. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3580-5>.
- Rosero-Lopez D, Cowa E A, Walter M T, Bievre B D, Gonzalez-Zeas D, Flecker A S, Osorio R, Dangles O. 2020. Design of a rapid-weir system for experimental manipulation of environmental flows. *J Ecohydraul*. <https://doi.org/10.1080/24705357.2020.1830002>
- Rourke L M, Robinson W, Baumgartner J L, Doyle J, Grown I, Thiem D J. 2019. Sequential fishways reconnect a coastal river reflecting restored migratory pathways for an entire fish community. *Restor. Ecol.* 27, 399–407. <https://doi.org/10.1111/rec.12886>.
- Santo H A, Dupont E, Aracen F, Dvorak J, Pinheiro A, Teotonio M, Paula A. 2021. Stairs pipe culverts: flow simulations and implications for the passage of European and Neotropical fishes. *J Ecohydraul.* 6: 36–52.
- Scruton D A, Booth R K, Pennell C J, Cubitt F, McKinley R S, Clarke K D. 2007. Conventional and EMG telemetry studies of upstream migration and tailrace attraction of adult Atlantic salmon at a hydroelectric installation on the Exploits River, Newfoundland, Canada. *Hydrobiologia* 582:67–79
- Shahabi M, Ahadiyan J, Ghomeshi M, Narimousa M, Katopodis C, Azizi Nadian H. 2023. Numerical study of the effect of a V-shaped weir on turbulence characteristics and velocity in V-weir fishways. *River Research and Applications*, 39, 21–34. <https://doi.org/10.1002/rra.4064>
- Sharma A, Granados H O, Kumar B. 2019. Bedload transport and temporal variation of non- uniform sediment in a seep-age-affected alluvial channel. *Hydrol. Sci. J.* 64, 1001–1012. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1615621>.
- Silva A T, Lucas M C, Castro-Santos T, Katopodis C, Baumgartner L J, Tiem J D, Aarestrup K, Pompeu P S, O'Brien G C, Braun, D C. 2017. The future of fish passage science, engineering, and practice. *Fish.* 19: 340–362. <https://doi.org/10.1111/faf.12258>
- Sinokrot B A, Stefan H G, McCormick J H, Eaton J G. 1995. Modeling of climate change effects on stream temperatures and fish habitats below dams and near groundwater inputs. *Clim. Chang.* 30, 181–200.
- Snyder N M, Schumaker N H, Ebersole L J, Dunham J, Comeleo R, Keefer M, Leinenbach P, Brookes A, Cope B, Wu J, et al. 2019. Individual based modelling of fish migration in a 2-D river system: Model description and case study. *Landsc. Ecol.* 34, 737–754. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00804-z>.
- Stahr K J & Kaemingk M A. 2017. An evaluation of emergent macrophytes and use among groups of aquatic taxa. *Lake and Reservoir Management*, 33: 314-323. <https://doi.org/10.1080/10402381.2017.1339747>.
- Starrs D, Ebner B C, Lintermans M, Fulton C J. 2011. Using sprint swimming performance to predict upstream passage of the endangered Macquarie perch in a highly regulated river. *FISHERIES MANAGEMENT AND ECOLOGY*, 18, 360-374, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00788.x>
- Steneck R S & Pauly D. 2019. Fishing through the Anthropocene. *Curr. Biol.* 29, 987–992. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.07.081>.
- Stoller J, Hayes D, Murry B. 2016. Effects of a rock-ramp fishway on summer fish assemblage in a Lake Huron tributary. *Fisheries Management and Ecology*, 23, 407–417. <https://doi.org/10.1111/fme.12183>
- Sunardi S, Asaeda T, Manatunge J. 2001. Physiological responses of topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*, to predator cues and variation of current velocity. *Aquat Ecol.* 41: 111–118. <https://doi.org/10.1007/s10452-006-9048-0>
- Sunardi S, Asaeda T, Manatunge J, Fujino T. 2007. The effects of predation risk and current velocity stress on growth, condition and swimming energetics of Japanese minnow (*Pseudorasbora parva*). *Ecol. Res.* 22, 32–40. <https://doi.org/10.1007/s11284-006-0186-6>.

- Syms J C, Kirk M A, Caudill C C, Tonina D. 2021. A biologically based measure of turbulence intensity for predicting fish passage behaviours. *J. Ecohydraul.* Published online; 2021. <https://doi.org/10.1080/24705357.2020.1856007>.
- Tanaka K. 2019. The Life-history Evolution of Plants and Its Relevance to Climate. *Journal of Geography* 128 (1), 147–154. doi:10.5026/jgeography.128.147
- Taniguchi H & Tokeshi M. 2004. Effects of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment. *Freshw. Biol.* 49, 1164–1178. <https://doi.org/10.1111/j.13652427.2004.01257.x>
- Thorstad E B, Økland F, Aarestrup K. 2008. Factors affecting the within-river spawning migration of Atlantic salmon, with emphasis on human impacts. *Rev Fish Biol Fish.* 18(4), 345–371.
- Tinoco R O, Prada A F, George A E, Stahlschmidt B H, Jackson P R, Chapman D C. 2022. Identifying turbulence features hindering swimming capabilities of grass carp larvae (*Ctenopharyngodon idella*) through submerged vegetation. *J. Ecohydraul.*, 7, 4–16. <https://doi.org/10.1080/24705357.2020.1835566>.
- Tonkin Z, Moloney P, Lyon J, Kitchingman A, O'Mahony J, Raymond S, Hackett G, Saddler S, Greenfield A, Wood D, Hale R. 2022. Movement behavior of a threatened native fish informs flow management in a modified floodplain river system. *Ecosphere*, 13, e3916. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3916>
- Ueda K & Nagai T. 2021. 魚類と甲殻類などに対する水草の生態学的有用性に関するシステマティックマップ. *保全生態学研究* 26, 1, 33-46. <https://doi.org/10.18960/hozen.2010>.
- 占部 敦史 & 海野 徹也. 2018. 人工及び天然アユにおける計数形質の比較. *Nippon Suisan Gakkai*, 84(1), 70-80. <https://doi.org/10.2331/suisan.17-00033>.
- Urquhart A N & Koetsier P. 2011. Pectoral fin morphology as a reliable field sexing characteristic in populations of the invasive oriental weatherfish (*Misgurnus anguillicaudatus*). *Copeia*. 296–300. <http://dx.doi.org/10.2307/41261879>
- Queensland. 2021. Department of Environment and Science, Rock ramp fishway. WetlandInfo website, accessed 20 July 2023. <https://wetlandinfo.des.qld.gov.au/wetlands/management/fish-passage/technologies/fishway-options/rock-ramp/>
- Villanueva R, Thom M, Visscher J, Paul M, Schlurmann T. 2022. Wake length of an artificial seagrass meadow: a study of shelter and its feasibility for restoration. *J.Ecohydraulics*, 7, 77-91, 2022: <https://doi.org/10.1080/24705357.2021.1938256>.
- Vogel D A, Marine K R, Smith J G. 1990. A summary of evaluations of upstream and downstream anadromous salmonid passage at Red Bluff Diversion Dam on the Sacramento River. California, U.S.A. *Proceedings of the International Symposium on Fishways, 1990*, 275–281.
- White L J, Harris J H, Keller R J. 2011. Movement of three non - salmonid fish species through a low - gradient vertical - slot fishway. *River Research and Applications*, 27, 499–510. <https://doi.org/10.1002/rra.1371>
- Wildman L. 2000. *An Illustrative Handbook on Nature-like Fishways: Summarized Version*. America Rivers, Glastonbury.
- Wilkes M A, Webb J A, Pompeu P S, Silva L G, Vowles A S, Baker C F, Franklin P, Link O, Habit E, Kemp P S. 2018. Not just a migration problem: Metapopulations, habitat shifts, and gene flow are also important for fishway science and management. *River Research and Applications*, 35, 1688–1696. <https://doi.org/10.1002/rra.3320>
- 横山 洋, 市原 哲也, 矢野 雅昭, 林田 寿文, 桑原 誠. 2010. 植生流失を伴う礫床河川の洪水攪乱の流況再現計算. *日本流体力学会*

- Zeff M L. 2011. The necessity for multidisciplinary approaches to wetland design and adaptive management: The case of Wetland Channels. Chapter First Online: 15, Wetlands, pp 27–34.
- Zhang C, Xu M, Lei F, Zhang J, Kattel G R, Duan Y. 2022. Spatio-temporal distribution of *Gymnocypris przewalskii* during migration with UAV-based photogrammetry and deep neural network. *J. Ecohydraulics*, 7 (1), 42–57. <https://doi.org/10.1080/24705357.2021.1892547>.
- Zhang N, Rutherford I, Ghisalberti M. 2020. The effect of instream logs on bank erosion potential: A flume study with multiple logs. *J. Ecohydraul.* 5, 57–70. <https://doi.org/10.1080/24705357.2019.1669495>.
- Zielinski D P, Miehl S, Burns G, Coutant C. 2021. Adult sea lamprey respond to induced turbulence in a low current system. *J. Ecohydraulics*, 6, 82–90. <https://doi.org/10.1080/24705357.2020.1775504>.
- Zobott H, Budwig R, Caudill C C, Keefer M, Basham W. 2021. Pacific lamprey drag force modeling to optimize fishway design. *J. Ecohydraul.* 6, 69–81. <https://doi.org/10.1080/24705357.2020.1768911>.

参考文献（資料）

- 千田 稔. 1995. 自然的河川計画. 理工図書.
- 廣瀬 利雄 & 中村 中六. 1991. 魚道の設計. 山海堂.
- 川那部 浩哉. 2001. 日本の淡水魚（改訂版）. 山と溪谷社
- 小島 将男, 松田 繁雄, 杉本 剛士. 1999. カジカ類の養殖技術. 新魚種開発協会(緑書房)
- 国土交通省河川環境課. 2013. 河川における外来植物対策の手引き
- 小山 長雄. 1965. 魚道をめぐる諸問題 1. 木曾三川河口資源調査団(KST). 21-50.
- 小山 長雄. 1978. アユの生態. 中央公論社.
- 三輪 準二 & 村岡 敬子. 2012. 魚道機能に関する実験的研究 (Experimental study of Fish passage).
Public Works Research Institute.
- 森下 依理子. 1996. 川と水の博物館 4（水環境カルテ）, 山海堂 2-21.
- 村上 興正 & 鷺谷いづみ. 2002. 外来種ハンドブック. 日本生態学会. ISBN 4-8052-0706-X.
- 中村 俊六. 1995. 魚道のはなし, 山海堂.
- 新潟県内水面漁業協同組合連合会. 1991. 豊かな流れ信濃川(河川資源普及指導事業報告書), 74
- 奥田 重俊. 1997. 生育環境別日本野生植物館 (WILD PLANTS OF JAPAN), 小学館 [401]
- 奥田 重俊 & 佐々木 寧. 1996. 河川環境と水辺植物—植生の保全と管理—ソフトサイエンス社,
208–211. ISBN 4881710729, Soft Science Co., Ltd., Tokyo, Japan.
- (財)リバーフロント整備センター. 1996. 川の生物図展. 株式会社山海堂
- (財)リバーフロント整備センター. 2008. 改訂版河川における外来種対策の考え方とその事例（外来生物影響・対策研究会）

基礎データ① 2012年から2015年の魚道における魚類捕獲調査の結果

目名	科名	種名	2012(平成24)年度調査				2013(平成25)年度調査				2014(平成26)年度調査				2015(平成27)年度調査 (3,000~17,000)						
			大型 魚道	小型 魚道	せせらぎ 魚道	合計	大型 魚道	小型 魚道	せせらぎ 魚道	合計	大型 魚道	小型 魚道	せせらぎ 魚道	合計	大型 魚道	小型 魚道	せせらぎ 魚道	合計			
ヤツメウナギ	ウナギ科	スナヤツメ類																			
		ウナギ		1		1													1		
ウナギ	ウナギ科	コイ																			
		コイ			2	2															
ナマス	ナマス科	アユ	487	356		843															
		カマツカ		2		2															
		ニギイ		26	1	27															
		ウケウチウグイ	1		1	2															
		ウグイ	363	122	1	485															
		モツゴ		1		1															
		ヒメヒメガイ		8		8															
		タマゴコ		12	58	70															
		カマツカ		12	1	13															
		ニギイ		15	385	410															
		スズキモロコ																			
		スズキモロコ属																			
		コイ科雑魚																			
		サケ	サケ科	トシヨウ																	
トシヨウ																					
トシヨウ属																					
トシヨウ					1	1															
シマトシヨウ																					
シマトシヨウ					1	1															
サケ				1		1															
サケ				3		3															
アユ	9,048			1,772	1	10,821															
アユ				1		1															
サケ				1		1															
ニッコウイワナ				4		4															
ニシマス				24	13	1	38														
サケマス				4		4															
サケマス		24	13	1	38																
カサガ	カサガ科	カサガ		11	6	17															
スズキ	スズキ科	サワフィッシュ																			
		サワフィッシュ																			
		サワフィッシュ																			
		サワフィッシュ																			
ハゼ	ハゼ科	コウチハス		4	1	5															
		コウチハス		4	1	5															
		オホヨシノボリ																			
		オホヨシノボリ																			
7日	18科	トウヨシノボリ			59																
		トウヨシノボリ				59															
7日	18科	カムルチー	14種	8,942	2,750	22種	17種	1,550	2,088	14種	11種	1,596	2,471	12種	9種	113個体	15種	115個体	21種	1,076	
		カムルチー	34種			74個体	39種	148個体	39種	148個体	39種	148個体	39種	148個体	39種	148個体	39種	148個体	39種	148個体	39種

基礎データ③ 2012年から2015年のせせらぎ魚道の中間地点における魚類捕獲調査の結果

目名	科名	種名	S-1※ (せせらぎ魚道上流端)						S-2 (魚道観音堂付近)						S-3 (折り返し部上流)						S-4 (折り返し部下流)						計													
			H24		H25		H26		H27		H24		H25		H26		H27		H24		H25		H26		H27		H24		H25		H26		H27							
ヤツメウナギ コイ		スナヤツメ類					1																													1				
		コイ									2	1					2																		4	5				
		フナ属						2																												4	2			
		オイカワ					2																													3	25			
		アブラハヤ					1				1	1																								6	4			
		ウケクチウグイ																																		1	1			
		ウグイ					3																													7	253			
		モツゴ					1																													1	1			
		タモロコ																																			1	1		
		カマツカ																																				1	1	
		ニゴイ																																					2	43
		コイ科雑魚																																			89	95		
		ドジョウ								1																											4	4		
		カラドジョウ																																			19	3		
ドジョウ属																																				1	1			
シマドジョウ																																				3	2			
アカサ																																				1	1			
アユ																																					1	1		
サケ																																					1	1		
ヤマズ		メダカ																																		1	10			
		カジカ																																			1	1		
		サンフィッシュ																																				1	1	
イワナ																																				1	1			
ヤマメ																																				1	1			
メダカ																																				6	65			
カジカ																																				11	15			
スズキ																																					7	13		
7目	10科	トウヨシノボリ																																		8	25			
		25種																																		2	67			
		計																																		220	220			

基礎データ④ 2009年から2015年のダム上流地点における魚類捕獲調査の結果

名	2009			2010			2011			2012			2013			2014			2015		
	6月	8月	10月	6月	8月	10月	6月	8月	10月	6月	8月	10月	6月	8月	10月	6月	8月	10月	6月	8月	10月
	春	夏	秋	春	夏	秋	春	夏	秋	春	夏	秋	春	夏	秋	春	夏	秋	春	夏	秋
アブラハヤ	10		4	3	4	4	1		13	10		8	46		5	3		1	5	4	9
シマドジョウ	1			2									4	2	1		6			5	1
アカザ								1		1			2								
ブラウントラウト										1						1					
ニッコウイワナ																					
ニジマス		1															1				
ヤマメ	4		2			2										1			1		
カジカ	5		2		1					4			9	1	5	2	1		4		2
オイカワ	204	86	480	108	26	156	108	315	35	118	47	35	68	231	21	49	56	65	37	83	45
オイカワ属						18															
カワムツ			55	1		16		1		5		10	68								
ウグイ	118	49	169	55	29	53	34	24	24	397	68	82	183	141	69	91	122	311	362	157	127
ウグイ属					7																
カマツカ	1	1	3	1	3	3	4	8	3	6	6		1			11	5	9	3		
アユ	4		1	16		2	3	2		18	5	1	8					1	7		3
サケ																			4		
コクテバス	2	7		2	14	3	3	4	1	8	33		5	17	1	2	24	2	4	17	2
オオヨシノボリ																					
スナヤツメ類		1		1																	
ニホンウナギ																					
ウケクテウグイ				1	3											1		1	2		
タモロコ	8	1	3	33	9	47	24		3		2	6	7	2	2	1	7	5	8	1	
ニゴイ	2	323	1	32	114	17	2	120	4	53	146	46	167	105	5	14	243	104	134	526	12
ドジョウ		1	1	3	9	13	11	2	1	2			4	2	3	5	3	2	1	1	
カラドジョウ											1		1	3							
ホトケドジョウ													1								
ギギ	3						1						1	1		2			2		
ナマズ	5	2	1	1	3	2	2	3	2	1	2	1	2		1				2	1	1
ブルーギル													2								
ヨシノボリ属	3		1	9		2	5				1		3								1
コイ				3	6			2		1	1	4	10	2	2	4	2		1		1
コイ科	20	9		59	19											3					
ゲンゴロウブナ				1									1	1					3		
ギンブナ	4	7	3	4	12	8	4	6	5		4	3		11		1	3	1			10
オオキンブナ							1														
フナ属		1			3		4	1		1		2	14	1		1					4
タイリクバラタナゴ			1	6	6	1	1	3							1						
モツゴ	1		4	6	50	73	18	20	13	8	18	15	14	13	12	9	21	11	7	13	22
ビワヒガイ								1													
スゴモロコ		4			1	1															
スゴモロコ属				7	4		1	5		60			1	5			1				
オオクテバス	1				2					1											
個体数	396	493	731	354	325	421	227	518	104	695	334	213	622	539	129	188	502	515	586	815	236
種類数	17	12	16	21	17	17	17	16	11	18	13	11	23	16	14	15	15	13	14	11	13

基礎データ⑤ 2009年から2015年のダム下流地点における魚類捕獲調査の結果

種和名	2009			2010			2011			2012			2013			2014			2015		
	6月	8月	10月	6月	8月	10月	6月	8月	10月	6月	8月	10月	6月	8月	10月	6月	8月	10月	6月	8月	10月
	春	夏	秋	春	夏	秋	春	夏	秋	春	夏	秋	春	夏	秋	春	夏	秋	春	夏	秋
アブラハヤ	2		4	2				2					7	2		1	15	1			1
シマドジョウ	9		3	7		13	4	8	3	32	10	3	31	29	5	17	4	10	5	8	
アカザ		1			1		4		4		2	1	2	18				1		7	2
ニジマス															1						
サクラマス(ヤマメ)				1																	
カジカ		1		1			1			2	1	1	1	3	1	1	1	3	2		1
オイカワ	1207	67	325	21	7	143	19	46	65	22	41	52	46	59	34	1	24	42	10	36	45
カワムツ																					
ウグイ	38	37	20	32	35	13	1	19	12	56	26	4	11	30	11	18	46	27	53	52	19
カマツカ	8	3	4	2	7	8	11	3		13	1					2	10		2	7	5
アユ	38	1						1		10	3			1	1	2	2			2	1
サケ																					2
コクチバス	1	3		3	6	4	1	4		18	8		16	18		1	4		7	5	
オオヨシノボリ								1													
スナヤツメ類			1	1	1		1	3	5	1				1				1			1
ニホンウナギ					1																
ウケクチウグイ		1									3										
タモロコ	5		1				1				1	2		1			6	12			
ニゴイ	1	63	5		27			17	4	39	269	5	18	66	15	14	95	20	32	39	2
ドジョウ		1	1	3	4	1	7	4					1	1		3		7	3	6	
カラドジョウ													6	1							
ギギ		1					3	2	1	1	2	2	2	1	1				5		
ナマズ	5	5	1	1			3	4		8	1	4	3	1	1	2	4		3	2	
ブルーギル																					
ヨシノボリ属	1	1		1		1	1						1	3	2			1			1
コイ					1					8	1		17	1		4					
ゲンゴロウブナ														1							
フナ類																					
ギンブナ	1	1						2		1			1	1			3				
オオキンブナ										2				1							
フナ属				1				4						1							
タイリクバラタナゴ	5							1					1								
モツゴ	18	2	5	15	7	2	1	11		3	24			3			16	6		4	
ヒガイ類																					
スゴモロコ	32	6	1																		
スゴモロコ属					1				1							1					
コイ科	14	16		33																	1
メダカ類								2													
オオクチバス																					
カムルチー								1													
個体数	1385	210	371	124	98	185	58	135	95	216	393	74	164	243	72	67	230	131	122	170	79
種類数	15	16	12	14	12	8	14	18	8	15	15	9	16	21	10	13	13	12	10	12	10

基礎データ⑥ 当社が記録して国土交通省に報告している、2011年から2021年までの洪水
 (宮中取水ダムでは1,500m³/s以上を洪水と定義)時の最大放流量データ(図2-3(a))

年月日	最大放流量
2011.5.12	1,963
2011.5.30	3,539
2011.9.3	1,672
2011.9.22	2,853
2013.9.17	3,982
2013.10.16	1,804
2013.10.26	1,515
2014.3.31	1,809
2015.4.21	1,601
2015.9.9	2,271
2016.9.21	2,930
2017.7.2	1,536
2017.7.5	1,964
2017.10.23	4,986
2017.10.30	2,293
2018.7.6	2,201
2018.10.1	2,885
2019.10.13	8,472
2019.10.22	2,208
2019.10.26	2,216
2020.7.8	3,616
2020.7.16	1,914
2021.5.22	1,664
2021.8.15	4,561

業績リスト

博士論文

魚の体長に基づく遊泳特性を活かした魚道群における魚の移動及び利用の実態と魚道の管理に関する研究

Research on fish movement and usage status into multiple fishways and management of fishway taking advantage of the swimming characteristics based on body length of fish

所属学会

土木学会

応用生態工学会

日本水産学会

環境DNA学会

ダム工学会

受賞学術賞

土木学会環境賞(2012年度：水力発電と河川環境との調和に向けた宮中取水ダム魚道構造改善及びモニタリング)

ダム工学会論文賞(2022年度：Effectiveness of New Rock-Ramp Fishway at Miyanaka Intake Dam Compared with Existing Large and Small Stair-Type Fishways)

論文（国外）

Effectiveness of New Rock-Ramp Fishway at Miyanaka Intake Dam Compared with Existing Large and Small Stair-Type Fishways

発表年月：2022年6月

発表誌名等：Water2022 第14巻 第13号

Preferential behavior of *Tribolodon hakonensis* for fishways according to biological characteristics

発表年月：2023年4月

発表誌名等：River Research and Applications 2023;1-17

Quantifying Vegetation on a Rock-Ramp Fishway for Fish Run-Up and Habitat Enhancement: The Case of the Miyanaka Intake Dam in Japan

発表年月：2023年6月

発表誌名等：Water2023 第15巻2188

論文（国内）

宮中取水ダムにおける魚類の遡上と生息に配慮した魚道内植生の順応的管理

発表年月：2020年12月

発表誌名等：応用生態工学 23 巻 2 号， 2021

報告（国外）

Studies on the improvement of fishway facility and its operation by using in situ discharge experiment

International Commission on Large Dams: ICOLD 2012

Shinji Shimago, Yasuaki Moriyama, Taku Masumoto, Junya Inaba, Masaharu Fukuda, Takayuki Nagaya,
Seiji Sawaki, Yoshifumi Ozaki

Improvement and monitoring of Miyanaka Intake Dam fishway structure for harmonization of hydropower
and river environment

Water Resource and Environment: WRE2015

Tomohiro Omori, Yasuaki Moriyama, Taku Masumoto, Kenichi Yamazaki

New construction of the “seseragi fishway” in Miyanaka Intake Dam and adaptive management

International Symposium on Ecohydraulics: ISE2016

Tetsuya Kuga, Yasuaki Moriyama, Taku Masumoto

Effects of a combination of fishways in the Miyanaka Intake Dam area on fish diversity in the Shinano
River, Japan

International Symposium on Ecohydraulics; ISE2018

Taku Masumoto, Masahiko Nakai, Takashi Asaeda

Effectiveness of New Rock-Ramp Fishway at Miyanaka Intake Dam

IAHR WORLD CONGRESS VIENA-AUSTRIA 2023

Taku Masumoto, Masahiko Nakai, Takashi Asaeda, Mizanur Rahman

Effects of vegetation on fish in the rock-ramp fishway

IAHR WORLD CONGRESS VIENA-AUSTRIA 2023

Taku Masumoto, Masahiko Nakai, Takashi Aoki, Takashi Asaeda, Mizanur Rahman

報告（国内）

現地放流実験を利用した魚道施設とその操作方法の改善に向けた検討

発表年月：平成25年9月

発表誌名等：土木学会第68回年次学術講演会

枡本 拓， 森山 泰明， 永矢 貴之

現地放流実験を利用した魚道施設とその操作方法の改善に向けた検討とモニタリング

発表年月：平成25年9月

発表誌名等：応用生態工学会第17回大会

空閑 徹也，澤村 里志，森山 泰明，柘本 拓，永矢 貴之，澤樹 征司

宮中取水ダムにおける魚道施設の設計施工と改築前後のモニタリング

発表年月：平成26年 9 月

発表誌名等：応用生態工学会第18回大会

澤村 里志，空閑 徹也，森山 泰明，竹内 洋介，柘本 拓

宮中取水ダムにおける放流方法と魚道施設改善後のモニタリング

発表年月：平成26年 9 月

発表誌名等：土木学会第69回年次学術講演会

澤村 里志，森山 泰明，柘本 拓

宮中取水ダムせせらぎ魚道の新設と順応的管理について

発表年月：平成27年 9 月

発表誌名等：土木学会第70回年次学術講演会

竹内 洋介，柘本 拓，森山 泰明，澤村 里志

宮中取水ダム魚道構造改善と順応的管理

発表年月：平成27年10月

発表誌名等：第 5 回魚のすみやすい川づくり勉強会

柘本 拓

宮中取水ダムせせらぎ魚道の運用水深変更に伴う効果の検証

発表年月：平成28年 9 月

発表誌名等：応用生態工学会第20回大会

青木 克憲，竹内 洋介，柘本 拓

洪水期モニタリングによるダム上下流の土砂移動状況の把握

発表年月：平成29年 9 月

発表誌名等：応用生態工学会第21回大会

竹内 洋介，青木 克憲，柘本 拓

河川環境と水利使用との調和に向けた宮中取水ダム魚道等の構造改善
建設機械施工 Vol.70 No.3 March 2018

柘本 拓，土橋 幸彦

謝辞

本研究を進めるにあたり，多大なご支援とご指導を賜りました。浅枝隆 埼玉大学名誉教授には学位取得のきっかけを与えて頂き，終始ご指導を賜りました。心から感謝申し上げます。埼玉大学大学院理工学研究科環境科学・社会基盤部門 田中 規夫 教授には多大なるご指導を頂きました。心から感謝の意を表します。また，同環境科学・社会基盤部門 藤野 毅 教授，同八木澤 順治 准教授及び同理工学研究科環境社会基盤国際プログラム 中村 謙吾 助教にはお忙しい中，博士論文審査の折に，適切にご指導，ご助言を頂きました。深く感謝いたします。研究活動及び執筆活動を行うにあたり，埼玉大学理工学研究科メンバーのサポートのおかげで完遂することができました。お礼申し上げます。

東日本旅客鉄道株式会社エネルギー企画部（旧信濃川発電所業務改善推進部，エネルギー管理センター），建設工事部，及び東京建設プロジェクトマネジメントオフィス（旧東京工事事務所）には，当社として必要不可欠ではあるものの，これまで日の目を見てこなかった河川環境や魚道といった分野において，長年にわたり研究の機会を与えて頂き，また，仕事との両立に理解を示し，学位取得を可能としてくださったことに心から感謝いたします。

最後に，支えてくれた妻，子供たち，両親に感謝します。