

寒冷地における水生植物群落の保全と再生を目的と
した河川および湖沼のデザインのための基礎研究

Basic study for designing rivers and lakes for the purpose of conservation and
restoration of aquatic macrophyte communities in the cool-temperate zone

2023年3月

札幌市立大学大学院

デザイン研究科 博士後期課程

櫻井 善文

要 旨

1. 研究の背景と目的

わが国では生態系サービスの回復と生物多様性の向上を目的とした自然再生事業が 2000 年代当初より始まった。また、近年は地域固有の生態系を反映したランドスケープデザインの事例が増えた。両者には科学的知見に基づく計画立案が必要または有効であるとされる。本研究は、北海道千歳市から苫小牧市にかけて位置する美々川およびウトナイ湖を対象に、自然再生事業に必要とされる①水生植物群落を変化させる環境変量の特定、②流水域における復元試験効果の検証、および③効果的管理手法の提案を目的とした。

2. 環境変量が 1984 年から 2009 年に静水域の水生植物群落の変化に及ぼした影響

ウトナイ湖における水生植物群落の 25 年間の変化を調査し、21 項目の水文化学変量を正準対応分析 (CCA) により群落変化をもたらした主要な変量を特定した。次に 25 年間の群落および変量の間にある変化の傾向の対応関係を比較した。最も顕著な変化はスギナモ (*Hippuris vulgaris*) 群落の減少とセキショウモ (*Vallisneria asiatica*) およびホザキノフサモ (*Myriophyllum spicatum*) 群落の増加だった。CCA では群落分布に最も影響する変量は影響程度の大きい順に有義波高、水深、全窒素 (T-N)、溶存酸素濃度 (DO)、pH、塩素イオン濃度 (Cl^-)、透明度、泥深、および浮遊物質量 (SS) であることが示された。スギナモ群落は T-N および Cl^- と正の相関があり、有義波高、水深、および pH と負の相関があった。また、これらの変量とセキショウモおよびホザキノフサモ群落の相関は正負の関係が逆であった。25 年間で水深と全窒素は増加したが年間最大風速と塩素イオン濃度 (Cl^-) は減少した。群落と変量の相関関係および 25 年間の群落変化の傾向を考察した結果、水生植物群落の変化の重要な変量は水深と塩素イオン濃度であることが示されたが、塩素イオン濃度は群落変化をもたらすほどの濃度ではなかったため、水深の増加が水生植物群落の変化をもたらしたと考えられる。

3. 流水域におけるクサヨシ除去による沈水植物復元の検証

沈水植物復元のため、沈水植物が残存していた流路の幅に倣い、流路幅を調整しながらクサヨシを部分的に除去した。除去後は流速が速くなり、泥深は減少し、底質が粗くなり、水深は4年目以降に浅くなった。クサヨシの除去後、バイカモ (*Ranunculus nipponicus*) は翌年から毎年増加し続けたが、エゾミクリ (*Sparganium emersum*) は翌年増加し、その後はほぼ一定であった。一方、抽水植物は減少し、5年目には消失した。CCAの結果、表層流速および底質の粗粒化はバイカモの被度と正の相関があったが、クサヨシとは負の相関があった。エゾミクリは水深と正の相関があった。したがって、これらの水生植物の変化は、部分的除去後の物理的環境の変化の結果であると考えられる。流路内におけるクサヨシの繁茂は7年間抑制されたことからクサヨシの部分的除去はクサヨシ抑制と沈水植物復元に効果的な対策方法だと考えられる。

4. 水生植物が分布する湖沼および河川における自然再生のための管理計画

ウトナイ湖の水生植物群落の変化に影響を及ぼす水位の経年変化を解析し、現況の群落分布を評価した。この結果、現在の水位は自然再生事業が目標とする1960～1970年代の水位に近いことから、現在の水生植物群落の分布は自然再生の目標に近いことが示された。

この結果に基づき、自然再生事業の目指す群落分布を明確に示し、効果的な管理手法として、水位の維持および嵩上げが有効であることを示した。

美々川上流部において、クサヨシを抑制し、沈水植物が復元・維持される流路を設計するための条件を現地調査と解析により明らかにした。平均流速を応答変数とする回帰分析を行った。この結果、流路幅の調節により平均流速を操作できることが確認された。

5. まとめ

本研究は、美々川流域の流水域から静水域までの区間を対象として、生態学および水文学を主体とした科学的調査および解析を行うことで、多くの水生植物と環境変量の関連性を解明した。本研究の成果は、綿密な科学的調査と分析により予測の不確実性を低減し、効率的な管理の実施に寄与した。ウトナイ湖では、自然再生の目標が明確化し、効率的な管理が可能になった。美々川では管理の有効性が確認され流路設計上重要な条件が解明された。また、水質との関連性が高い水生植物群落においても、物理変量を操作することによって構成種や生育状況をコントロールが可能で持続性にも優れることが確認された。本研究の手法および成果は、寒冷地における河川湖沼の自然再生事業に有益な知見と技術を提供するものである。

Abstract

Introduction

In Japan, nature/ecological restoration aimed at restoring ecosystem services and biodiversity began in the early 2000s. In recent years, there has been an increase in the landscape designs that incorporate biodiversity. Such ecological restoration and landscape designs require robust planning based on scientific knowledge. This study aimed at (1) identifying the environmental variables that change aquatic macrophyte communities, (2) verifying the effect of restoration in flowing water area, and (3) proposing effective management methods for nature restoration. The study was conducted in the Bibi River and Utonai-ko Pond located Chitose City and Tomakomai City, Hokkaido, Japan.

Factors controlling changes in the aquatic macrophyte communities from 1984 to 2009

The changes in the aquatic macrophyte communities were investigated over a period of 25-year in Utonai-ko, and the important factors that affected the changes were determined using canonical correspondence analysis (CCA) of 21 measured hydrochemical variables. Thereafter, the corresponding changes in the 25-year fluctuation trends in the communities and measured variables were examined. The most prominent changes included a decline in the *Hippuris* community and an increase in the *Vallisneria* and *Myriophyllum* communities. CCA revealed that significant wave height (SWH) was the leading variable, followed by water depth (WD), total nitrogen (T-N), dissolved oxygen (DO), pH, Cl⁻, transparency, mud thickness, and suspended solids (SS). The *Hippuris* community was positively correlated with T-N and Cl⁻ and negatively correlated with SWH, WD, DO, and pH. All these variables were similarly correlated with the *Vallisneria* and *Myriophyllum* communities, but in the reverse direction. During 25-year, WD and TN increased, whereas SWH and Cl⁻ decreased. Based on correlations of communities and variables and the 25-year trends, the vital factors were WD and Cl⁻. As the concentration of Cl⁻ was low (<100 mg L⁻¹), the change in aquatic macrophyte communities likely resulted from an increase in water depth.

Verification that *Phalaris arundinacea* removal restores submerged macrophytes in a small river

To restore submerged macrophytes such as *Ranunculus nipponicus* and *Sparganium emersum*, we partially removed the floating masses of *P. arundinacea* by adjusting the flow width in areas where the submerged macrophytes were distributed. Immediately after the removal of *P. arundinacea*, the current velocity increased, mud depth decreased, and sediment became coarser. However, WD decreased four years after the management action was performed. Furthermore, the coverage of *R. nipponicus* increased every year after management, whereas that of *S. emersum* increased the year after management but remained nearly stable for the next six years. In contrast, the coverage of emerged macrophytes continued to decrease, and they disappeared by the fifth year. CCA revealed that *R. nipponicus* was positively correlated with an increase in surface velocity and coarsening of the bottom sediment but negatively correlated with mud depth. *P. arundinacea* was negatively correlated with surface velocity and bottom sediment, whereas *S. emersum* was positively correlated with WD. Accordingly, changes in macrophytes may result from changes in the physical environment post management. The partial removal of *P. arundinacea* is considered an effective countermeasure because it suppresses the growth of *P. arundinacea* in the stream for at least seven years.

Management for natural restoration in lakes and rivers with aquatic macrophytes

Changes in the water level that affected the macrophyte communities in Utonai-ko were analyzed, and the present community distribution was evaluated. Consequently, the present water level is close to that of the 1960s and 1970s, which is the goal of natural restoration. Therefore, the present distribution of macrophyte communities is consistent with the goal of natural restoration. Our findings identified the community distribution that was aimed by ecological restoration and clarified that the maintenance of the water level are effective for management in the study sites. In the Bibi River, the design conditions of the flow that suppress *P. arundinacea* and restore and maintain submerged macrophytes were clarified by field survey and analysis. Regression analysis was performed with the mean flow velocity as the response variable. Consequently, it was confirmed that the average current velocity could be manipulated by adjusting the flow width.

Conclusions

Important information for the natural restoration of the Bibi River was obtained through scientific surveys and analyses centered on ecology and hydrology. The results of this study will contribute to the efficient implementation of natural restoration by reducing the uncertainty of predictions through in-depth scientific research and analysis. In Utonai-ko, the goal of nature restoration was clarified, and effective management was established. The effectiveness of the management of the Bibi River was confirmed, and important design conditions for flow design were clarified. In macrophyte communities that are closely related to water quality, it has also been confirmed that it is possible to control constituent species and growth conditions by manipulating physical variables, which is excellent in terms of sustainability. The knowledge and technology obtained from this research are useful for the natural restoration of water areas.

目 次

第1章 研究の背景と目的	1
1-1 自然再生事業およびランドスケープデザインに係る科学的知見の役割	1
1-2 美々川自然再生事業とその課題	2
1-3 研究の目的	7
第2章 環境変量が1984年から2009年に静水域の水生植物群落の変化に及ぼした影響	9
2-1 序論	9
2-2 調査方法	11
2-2-1 対象地域	11
2-2-2 群落の種構成と環境変量	12
2-2-3 統計解析	13
2-3 結果	14
2-3-1 水生植物群落	14
2-3-2 ウトナイ湖における水生植物群落の変化	17
2-3-3 環境変量と水生植物群落の関連性	20
2-3-4 25年間の風速、水深、泥深、全窒素、溶存酸素濃度、pH、塩化物イオンおよびSSの変動	24
2-4 考察	27
第3章 流水域におけるクサヨシ除去による沈水植物復元の検証	32
3-1 序論	32
3-2 調査方法	34
3-2-1 対象地域	34
3-2-2 調査地の主な植物種	35
3-2-3 クサヨシ除去による流路幅の設定と刈り取り	35
3-2-4 調査区(試験区、対照区、リファレンス区)の設定と、群落および物理変量の調査	36
3-2-5 水生植物の分布と物理変量の関連性の分析	40

3-3	結果	41
3-3-1	クサヨシ刈り取り後の流路幅と平均流量の変化	41
3-3-2	試験期間中の物理条件の変化	42
3-3-3	水生植物と湿生植物の変化	44
3-3-4	水生植物の分布と物理変量との関係	46
3-4	考察	48
3-4-1	クサヨシ部分的除去による流路内における植生の変化	48
3-4-2	クサヨシ除去による流路内における物理変量の変化	48
3-4-3	物理変量の変化と水生植物の分布	49
3-4-4	沈水植物復元を目的とした部分的刈り取りによる河川管理手法	50
第4章	水生植物が分布する湖沼および河川における自然再生のための管理計画	52
4-1	序論	52
4-2	静水域の管理計画	52
4-2-1	与条件	52
4-2-2	検討方法	53
4-2-3	結果	53
4-2-4	考察	54
4-3	流水域の管理計画	55
4-3-1	与条件	55
4-3-2	方法	57
	(1) 現地調査	59
	(2) 解析	60
4-3-3	結果	60
4-3-4	考察	65
第5章	まとめ	66
5-1	静水域	66
5-2	流水域	67
5-3	自然再生事業に関連する本研究の役割	69
5-4	今後の展望	70
	謝辞	74
	引用文献	75
	用語解説	86

第1章 研究の背景と目的

1-1 自然再生事業およびランドスケープデザインに係る科学的知見の役割

わが国では、高度経済成長を通じて低下した自然の生態系が持つ供給的、調節的、文化的および基盤的サービスを自然再生事業により回復させようという取り組みが、2,000年代当初より開始された（日本生態学会 2010）。また、平成27年度に閣議決定された国土形成計画、第4次社会資本整備重点計画よりグリーンインフラの取組を推進することが盛り込まれた（国土交通省 2023）。自然再生事業は自然が持つ生態系サービスを保全および復元するため、グリーンインフラとしての整備と質の向上をもたらす。自然再生事業は、自然再生推進法により、地域における自然環境の特性、自然の復元力及び生態系の微妙な均衡を踏まえて、科学的知見に基づいて実施することが定められている（環境省 2002）。また、自然再生事業を実施するに当たっては、生物相と生態系の現状を科学的に把握し、自然再生事業計画がそれらに及ぼす影響を的確に予測、評価する必要があるとされている（松田ら 2005）。自然再生事業は、地域に固有の自然環境を取り戻すことを目的としており、計画の推進には、科学的調査解析による知見が必要であることから、科学的手法の一つである生態学的調査解析は事業の意義や効果を評価し、事業実施に係る手法や技術を提供する重要な役割を担っている。

一方、近年は地域の自然環境との調和を考慮した土地利用計画としてエコロジカルランドスケープデザイン（小川 2018）が提案されているほか、都市域における生物多様性が保たれた緑地の再生・創出、都市近郊の森林再生等も行われており、これらにとりくみのなかでも対象地の環境ポテンシャル把握の重要性が述べられている（八色 2018）。また、生態学をベースとした知見が建築デザインやランドスケープデザインの領域において有効に活用される必要性も述べられている（伊東，広瀬 2020）。

以上から、対象地域のランドスケープを構成する様々な要因を科学的に把握することは、自然再生事業や自然と調和したランドスケープデザインを適切に行っていくうえで共通する重要事項となった。

1-2 美々川自然再生事業とその課題

北海道が事業者である「美々川自然再生事業」は、北海道千歳市から苫小牧市にかけて流下する美々川およびウトナイ湖（図 1-1）を対象としている。美々川およびウトナイ湖は明治以前には美々川～石狩川を經由する太平洋と日本海をつなぐ河川交通の中継地であった。本河川は 1970 年代以降の開発行為による土地利用変化が進行するまで自然環境が比較的良好に維持されてきた（北海道 2007, 余湖 2023）。

ウトナイ湖周辺では、湿地環境が 1990 年代までに 1950 年代の 14%まで減少し、ウトナイ湖沿岸域でもハンノキ等による樹林地が拡大し、湿生草原が減少した。また、美々川では、流域の土地利用変化等からくる栄養塩類負荷が増加傾向にあるなかで、1991 年以降に上流域でクサヨシの過剰繁茂により流路が閉塞し、流路における水面の減少によって沈水植物であるバイカモ、エゾミクリ等が減少した（北海道 2007, 余湖 2023）。

美々川自然再生事業の目的は、多様な生物相と機能を持った河川および湖沼における過去の自然環境と景観の復元および維持である。美々川自然再生事業は、他の自然再生事業と同様に、既往文献および現地調査をもとに目標設定と再生手法を検討し、この結果を受けて管理計画策定及び管理試験を行い、モニタリング結果を管理計画に反映させる順応的管理手法（矢原ら 2010）をとりながら維持管理へ移行する計画である（図 1-2）。検討の結果、美々川自然再生事業では、1960～1970 年代の自然環境の再生と保全が目標とされた（北海道 2007）。

ウトナイ湖では、目標に設定された 1960～1970 年代の水生植物の調査資料が不足し、また、具体的な水生植物分布の目標像や環境変量と水生植物との関係性が明らかでなかった。一方、水位や水質に関する経年的な調査データは 1960 年代から取得されていたことから、現地調査とデータ解析によりこの課題を解決できる可能性があった。

美々川ではクサヨシの過剰繁茂の原因である広域汚染源からもたらされる栄養塩類負荷低減が困難な状況であった。広域汚染源による河川への栄養塩負荷は日本や欧州等、多くの地域で問題視されており（北海道立農業・畜産試験場家畜ふん尿プロジェクト研究チーム 2004, 石川ら 2010, 西尾 2014）、負荷軽減のための各種取り組みが行われているが（田淵 1999, 北海道立農業試験場 2009, 西尾 2014）、現在も大きく改善されていない。しかし、美々川ではクサヨシの過剰繁茂のメカニズムが既往研究で明らかにされていたこと（Katagiri et al. 2011）から、水質改善ではなく物理条件の操作により過剰繁茂の原因を解消し、課題を解決できる可能性があった。

本研究では、ウトナイ湖と美々川上流部における前述の課題を解決するために、美々川自然再

生事業の再生手法検討および管理計画策定に必要なとされる生態学的調査解析を行った。

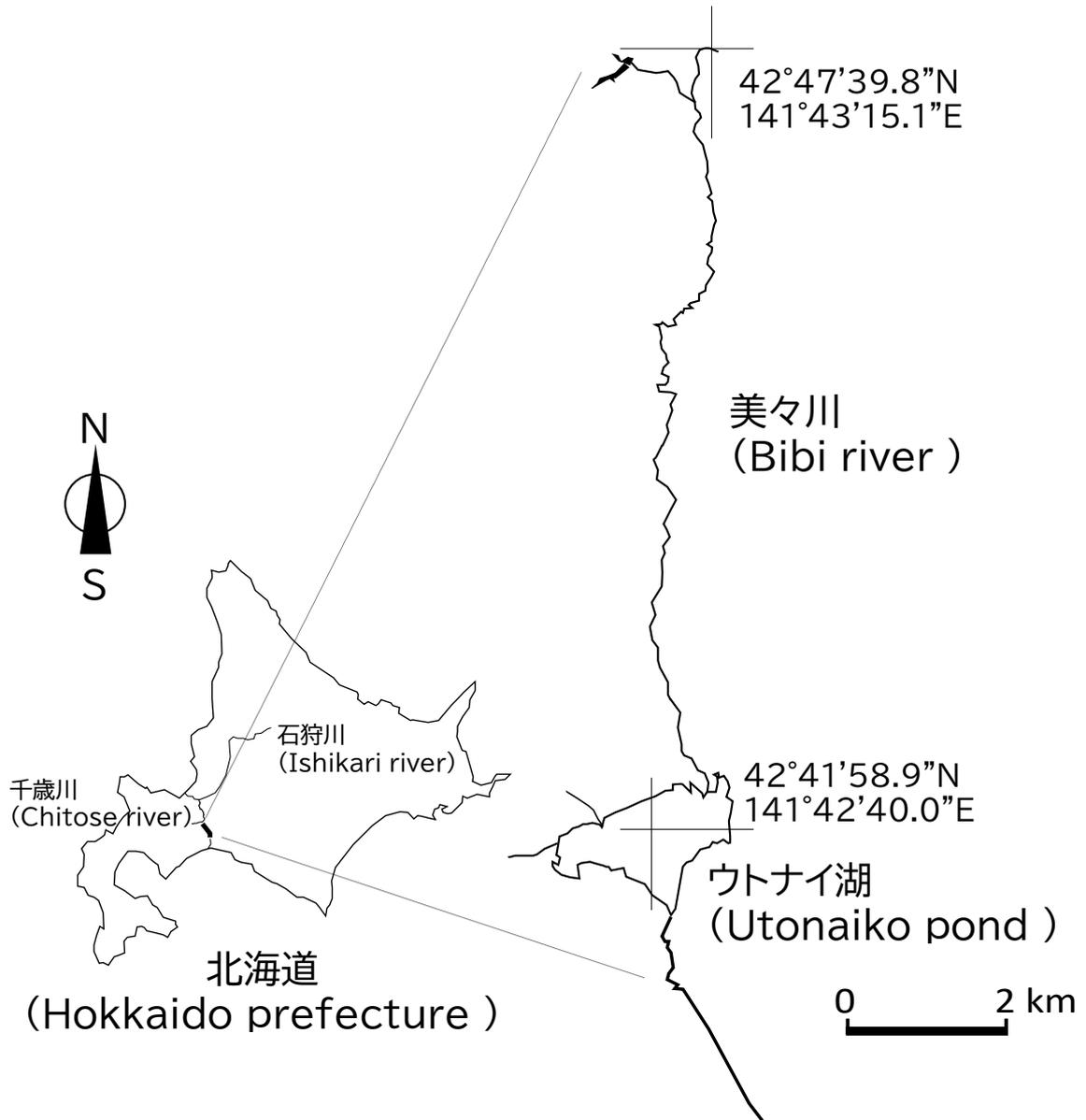


図 1-1 調査地位置

Location of study site.

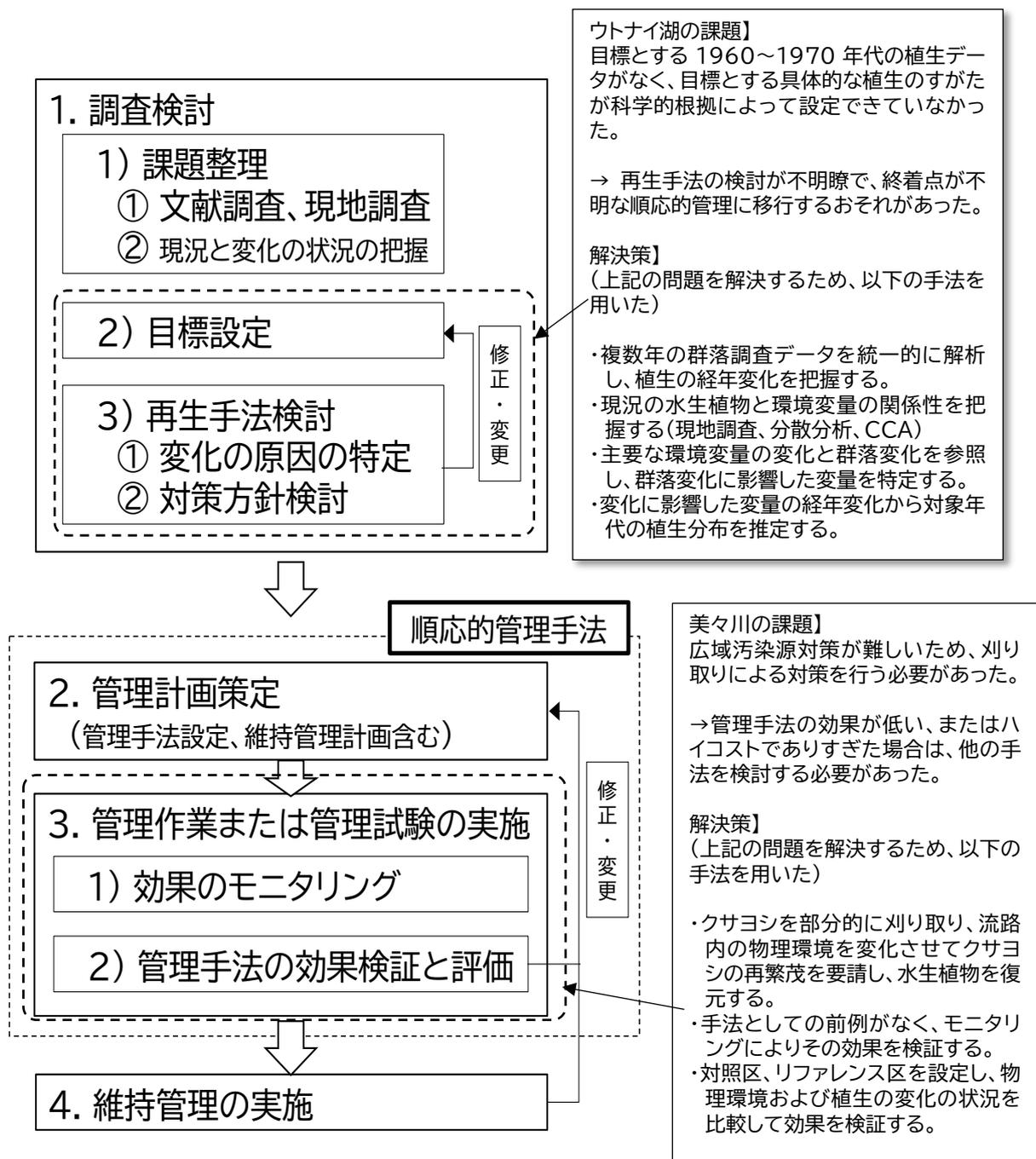


図 1-2 美々川自然再生事業の実施フロー

Flow chart of nature restoration project in the Bibi River.

美々川自然再生事業の対象地域のうち、静水域であるウトナイ湖は、1984 年以前の湖内における水生植物群落の分布に係る資料が不足していたことから、目標とする水生植物群落分布と環境変量の関連性が不明確であった。このため、現地調査と過年度資料を解析し、過去の水生植物分布と環境変量との関係を明らかにする必要がある（図 1-2）。

静水域における過去の水生植物の分布は、出現種リストの経年変化（Jensen 2000）、過去の空中写真の解析（Partanen et al. 2011）、人工衛星データ解析（西廣ら 2014）、湖底堆積物中の化石の解析（Kowalewski et al. 2013）などの手法があり、国内の他の自然再生事業では、目標年度の調査データや空中写真の解析により、科学的根拠をもった目標設定を行っているほか、予測の不確実性に対しては順応的管理により対応している（矢原ら 2010）。しかし、ウトナイ湖では目標とする 1960～1970 年代の水生植物の調査データがなく、沈水植物が多いため、空中写真の解析も難しい。人工衛星データは 1960～1970 年代には対応できず、湖底堆積物は湖内流動により湖底堆積物が頻繁に移動するため過去の状況を把握することができない。一方で、ウトナイ湖では、1960 年代から湖内の水位標高や水質が継続的に調査されていた。現況と環境変量とを総合的に解析し、環境変量の経年変化により過去の状況を推定する方法は、Takamura et al. (2003) を除けばほとんど事例がない。また、過去に複数の群落調査が行われた水生植物分布を統一的に区分し、経年変化を調査した研究も報告されていない。

したがって、本研究では、年代ごとに調査者が異なる植生調査データを統一し、変化の状況を把握するとともに、現況の水生植物群落分布と環境変量の関係性の解析により、各群落の分布条件を明らかにし、環境変量と植生分布の経年変化から湖内の群落分布変化をもたらす主要な変量を特定することで、自然再生事業が目標とする 1960～1970 年代の植生分布を推定した（図 1-3）。

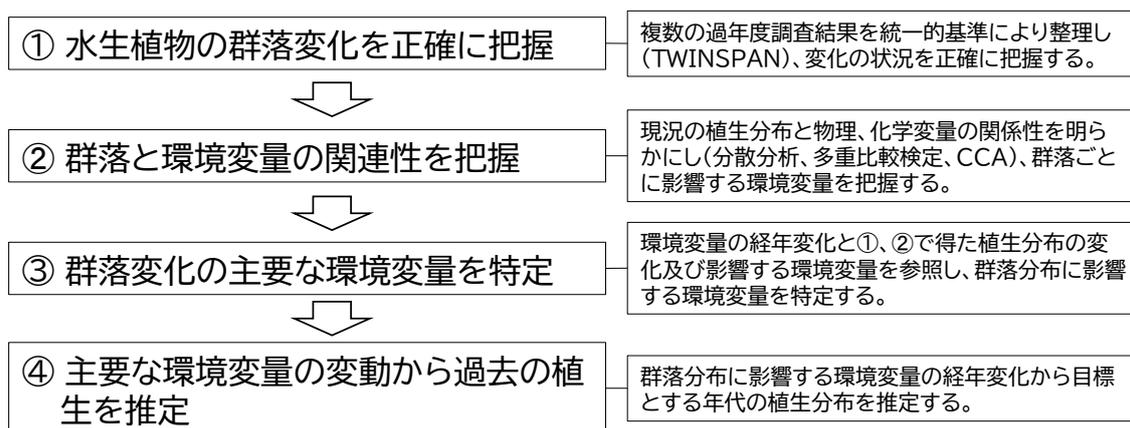


図 1-3 ウトナイ湖の解析フロー
Analysis flow for Utonaiko pond.

流水域である美々川は、農業土地利用に起因する河川水質の富栄養化によりクサヨシが過剰繁茂し、従来の流路が消失することで沈水植物が減少していた。農地等に起因する広域汚染源対策は、日本、北米、および欧州における重要な課題であり（藤木 2007）、欧州では農業地域を対象とする施肥量の制限、家畜頭数制限、家畜糞尿の厳正な処理と利用等、排出規制と所要経費の補助を行うことで窒素負荷量の低減を進めている（柳，朝賀 2008，西尾 2014）。国内でも化学肥料の削減、窒素負荷量規制、水田や湿地での除去、処理施設での除去等が行われているが、水質改善効果の発現には長い時間を要する（田渕 1999）。美々川でも富栄養化の解消は広域汚染源である周辺地域の産業構造と関連していることから早急な対策が困難であり、水質改善に代わる保全対策手法が必要であった。このため、水質改善以外の対策手法として、クサヨシにより閉塞した流路でクサヨシを部分的に刈り取り、流路内の流速を増加させて物理環境を変化させる手法を選択した。

過剰繁茂した水生植物を除去することで湿地の生物多様性や流路内の沈水植物を復元する手法は、北米のクサヨシや（Wisconsin Reed Canary Grass Management Working Group 2009）、石川県のホテイアオイ（*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms）（高橋ら 2005）、大阪府のボタンウキクサ（*Pistia stratiotes* L.）（内藤 2015）、および静岡県のおオカワヂシャ（*Veronica anagallis-aquatic*）（福原ら 2014）で事例があるが、流速等の環境変量を変化させることで、過剰繁茂した種を抑制した事例はない。また、自然再生事業に係る管理手法の策定および修正には、モニタリングによる効果検証と評価が必要であった（図 1-2）。

したがって、本研究では、物理環境を変化させるためにクサヨシの部分的刈り取り試験を行い、本手法によるクサヨシの抑制状況と沈水植物の復元状況をモニタリングし、管理手法としての効果検証と評価を行った（図 1-4）。

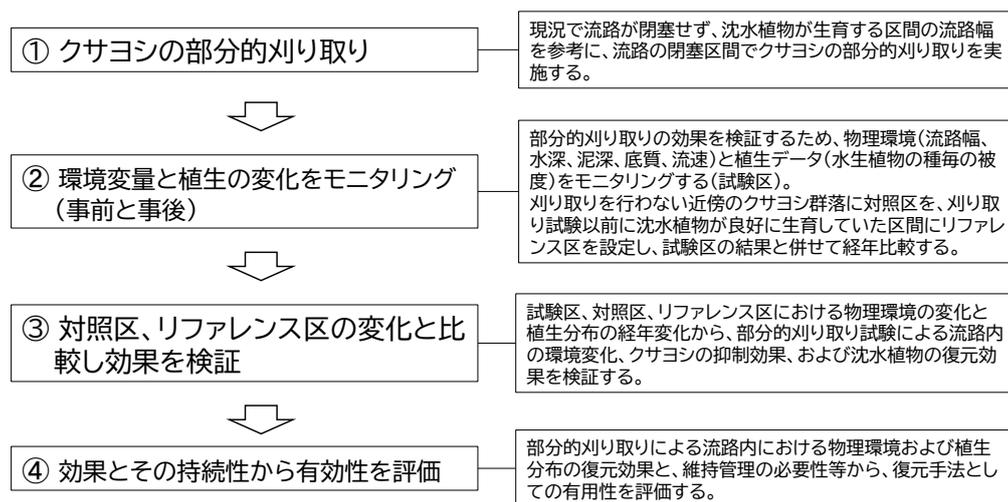


図 1-4 美々川の解析フロー
 Analysis flow for Bibi River.

1-3 研究の目的

本研究では、美々川およびウトナイ湖（図 1-1）を対象として、自然再生事業の主要課題を解決するために、①湖沼における水生植物群落の分布に影響を及ぼす主要な環境変量を明らかにし（第 2 章）、②流水域における主要な環境変量である流速の操作により水生植物の保全および復元試験による効果を検証し（第 3 章）、③これらの結果をもとに、河川および湖沼を一体的に保全および管理するための科学的知見を提供するとともに、水域生態系保全に係る効果的、かつ、持続可能な手法と技術を提案する（第 4 章）ことを目的とした。

本論文は全 5 章から構成されており、以下に各章の概要を略述する。

第 2 章では、静水域であるウトナイ湖において、水生植物群落の過年度調査結果を解析して水生植物群落の経年変化を正確に把握した。次に、現況の水生植物群落と物理変量（水深、底質等）および化学変量（水質）との関係性を明らかにした、さらにこの関係性をもって、経年的に観測された物理化学変量の変化と植生の変化から、経年変化をもたらした主要な環境変量を解明した。

第 3 章では、流水域である美々川上流部において、変化の原因が一時的なリン濃度の上昇であったことが既往調査により解明されていたが、変化の原因となった水質の迅速な改善が困難であったため、流路の復元と沈水植物再生および維持を目的として、部分的刈り取りを行って流速を増加させ、底質の構成を変える試験的管理手法を実施し、その効果を検証した。

第 4 章では、静水域であるウトナイ湖を対象に、第 2 章において解明された変化の原因となった水位変化を参照し、現況の植生分布を評価するとともに目標とする植生分布の復元および維持に必要な管理項目と手法を設定した。また、流水域である美々川上流を対象に、第 3 章で効果を検証した管理手法である部分的刈り取りを用いた流路設計を行う際的设计条件を明らかにした。

第 5 章では、2～4 章の結果をふまえ、寒冷地の河川および湖沼に分布する水生植物群落と景観の復元および維持を目的とする自然再生事業に関連する本研究の役割を評価した。

なお本研究における水生植物の種名と生活形は、角野（2014）に従った。

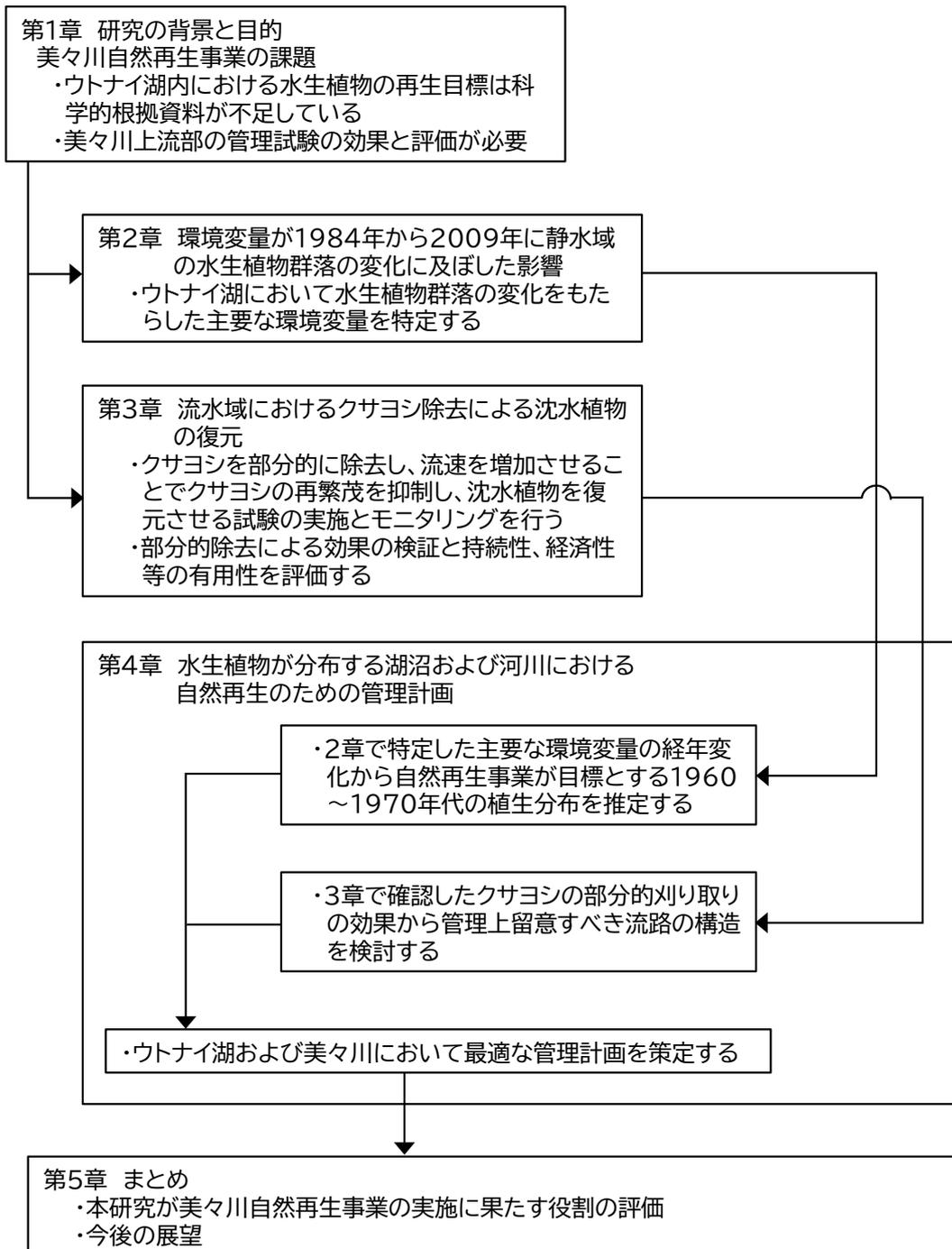


図 1-5 論文の構成

Structure of each chapter.

第2章 環境変量が1984年から2009年に静水域の水生植物群落の変化に及ぼした影響

2-1 序論

水生植物群落の分布は多くの環境変量により影響をうける。水の物理特性である水深、水位変化、透明度、および浮遊物質量(SS)は水生植物の分布に影響を及ぼす(Havens 2003, Feldmann and Nages 2007, Maltchik et al. 2007, Moore et al. 2001, Yu et al. 2013)。夏季の水位の上昇によりリュウノヒゲモ(*Stuckenia pectinata* L.)と*Chara tomentosa* L.が減少した報告がある(Blindow 1992)。氾濫原の水域における水位の低下は水生植物の種数を増加させ(Mltchik et al. 2007)、水位が高いために減少していた沈水植物の種数は水位が低下した年には回復がみられた(Havens et al. 2004)。水位変動幅が大きいと、冬季間の水位低下に耐性のある種数が増加した(Mjelde et al. 2013)。透明度の低下は、ササバモ(*Potamogeton malaianns* Miq.)とホザキノフサモ(*Myriophyllum spicatum* L.)を減少させる(天野・大石 2009)。強い乱流は、*Vallisneria spiralis* L.の初期生長を阻害する(Ellawala 2013)。河川中の底質の多様性が高いと、水生植物の種数が増え、水生植物群落の多様性が増加する(Pedersen and Riis 1999)。水の化学性もまた、水生植物群落の種構成に影響を及ぼす。種構成の変化は、ミネラル、酸度、電気伝導度(EC: electrical conductivity)、およびアルカリ度の濃度と関係している(國井 1991)。リンや窒素等の栄養分が過剰な場合は透明度の低下やプランクトンが増加し、水生植物群落の豊富さを減少させる(Dobson et al. 2000, Takamura et al. 2003)。オオカナダモ(*Elodea nuttallii* (Planch.) St. John)、ホザキノフサモ、または半抽水性のクサヨシ(*Phalaris arundinacea* L.)等外来種による競争排除は水生植物の種の豊富さや群落の多様性を減少させる(長坂ら 2002, Ali and Soltan 2006, Katagiri et al. 2011)。さらに、草食性の魚類や鳥類は水生植物のバイオマスを減少させる(Donk and Otte 1996)。ホザキノフサモが出す4種のポリフェノール類は藻類の生長を阻害する(中井ら 1998)。以上から、調査の対象となる水域における水生植物の分布に影響を及ぼす主要な変量を特定するためには、多数の変量項目を調査する必要がある(Katagiri et al. 2011)。

湖における水生植物群落の長期的変遷は過去の資料の解析(Jensen 2000)、異なる年代の空中写真(Partanen et al. 2009)、人工衛星データ(西廣ら 2014)、湖底の堆積物中の化石の組成(Kowalewski et al 2013)、21年間にわたる継続調査(櫻井, 霞ヶ浦河川事務所 2004)等により調査されてきた。しかし、これらの研究は、水生植物群落の変化の原因を水深、透明度、化学的酸素要求量(COD)等の限られた変量で推定している。もし、現在の水生植物群落の変化を説

明できるシステムが明らかになれば、過去に分布していた群落を過去の主要な変量の記録により推定できる (Takamura et al. 2003)。従って、淡水静水域における水生植物群落の長期間の変化に関するシステムを把握するためには、水生植物群落の詳細な調査と、群落の分布に影響を及ぼす主要な環境変量を特定することが可能な調査の双方が必要である。

北日本の寒冷地に位置するウトナイ湖において、1984年～2003年に水生植物群落の空間的・時間的変化が3回記録された (苫小牧市 1987, 北海道 2004, 2010)。主要な水位、水質に係る変量がこの期間中継続して調査された (北海道 1969～2010)。

本章では、最初に、ウトナイ湖を対象に異なる年代の植生調査データを用いて水生植物群落を種組成により区分し、群落の分布パターンの25年間の変化を明らかにした。次に、詳細な植物調査と多項目の環境変量の同時測定を行い、現在の水生植物群落の分布に関連性がある主要な環境変量を特定した。これらの結果と1984年以降継続的に調査されてきた環境変量を分析し、ウトナイ湖において大規模な水生植物の分布変化をもたらした主要な変量を特定した。

2-2 調査方法

2-2-1 対象地域

ウトナイ湖（北緯 42° 42 分、東経 141° 42 分、標高 3m）は勇払原野の北側、太平洋岸から約 8 km に位置する（図 2-3）。ウトナイ湖の形状は、北西岸、南東岸、および南西岸からなる三角形である。周囲長は約 9.5 km、面積は 2.43 km² である。ウトナイ湖の水域と周辺地域は 1991 年にラムサール条約における「国際的に重要な湿地」に特定された（環境省 2015）。対象地域は 1739 年の樽前山の噴火による降下軽石が地表面を覆って堆積している（山田ら 1963, 池田ら 1995, 長谷川ら 2013）。ウトナイ湖の底質はその多くが降下軽石を基材とする粗い砂で、その上部に浮泥が部分的に堆積している（国土地理院 2003）。対象地域における 1981 年から 2010 年までの年平均気温は 7.6°C、平均年間降水量は 1198mm でその 79 % は 3 月から 11 月に記録されている（気象庁 2010）。ウトナイ湖においてホザキノフサモ、セキショウモ (*Vallisneria asiatica* Miki) 等の水生植物の生長期間にあたる 5 月～11 月の平均水温は 15.8°C である（北海道 2007）。

ウトナイ湖には図 2-3 に示すとおり、美々川と二つの河川が流入する。湖底（浮泥の下にある降下軽石堆積物の表面）の標高の殆どは 0.6～1.1 m である（北海道 2011）。湖内は、E1～E2 と D3～D4 が隣接する他のエリアより低い。これは最も大きい流入河川である美々川の河口から流出口までの流路に位置しているからである。流路にあたる E2 の隣にあり、湖内側の C2 と D2 は平坦で、標高はそれぞれ 0.9 m～1.1 m および 0.7 m～0.8 m となっている。

ウトナイ湖の水位は、北西岸に設置された観測所において 1969 年以降連続観測が行われてきた。水位はウトナイ湖下流部のショートカットにより 1962 年の 2.3 m から 1976 年の 1.6 m にまで低下し（北海道 2007）その後 1977 年からは降水量の変動とは無関係に徐々に上昇した。ウトナイ湖の保全を目的として、湖内の水位を上昇させるため、美々川に次ぐ流量の勇払川をウトナイ湖に流入させる切り替えが 1997 年に行われ、さらに 1998 年に水位上昇を目的とした堰が下流流出口付近に設置された。水位は 1999 年から 2.0 m に維持されてきた（国土地理院 2003）。

美々川流域は明らかに 2005 年以降栄養塩類負荷の影響をうけてきた（北海道 1984～2010）。美々川における硝酸態窒素濃度は農業土地利用の影響から極めて高く、源頭部の湧水箇所では 13.36 mg L⁻¹ であったが、下流部では支流からの流入水により徐々に希釈され、ウトナイ湖流入時には 2.3 mg L⁻¹ にまで低下している。

2-2-2 群落の種構成と環境変量

水生植物群落の種組成は、1984年は中居により81地点（中居1987）、1994年は北海道により25地点（北海道2010）、2003年には北海道により135地点（北海道2004）で調査された。

水生植物群落に影響を及ぼす変量を特定するために、本研究では1984年調査時の位置とは対応しない135地点において、2009年9月に群落と水文化学的環境変量を調査した。これに加えて、イバラモ群落とスギナモ群落を対象に40地点において、2010年9月と2013年9月に調査を追加した。

種組成は、10 cm単位で区切られた1 m×1 mの方形区内に出現する全ての種の被度を5 %単位で記録した。沈水植物の被度を水中眼鏡で測定すると同時に、水温（WT）、水深（WD）、泥深（MT）、透視度および中層と下層の流速（CVM、CVB）を水温計、箱尺、測深棒、透視度計及び流速計（Dentan TK' -105x）により測定した。すべての物理環境データは各調査地点で3回計測し、平均値を解析で使用した。

湖水位は、1969年から2010年まで観測された日水位標高を使用し、水生植物の生長期間である3月から11月までの日水位中央値を算出した。軽石堆積物からなる各調査地点の湖底の標高は、1984年は観測所における日毎の水位標高から中居（1987）による植生調査当日の水深を減じて求めた。1995年の水深は、湖底表面の標高と、泥深の測定値を水位標高の中央値から減じて求めた。2003年の水深もまた、同年に測定された泥深のデータから計算した。2009年の水深と泥深は、現地調査での測定値をもとに水位標高の中央値から換算した。

水質サンプルは、各調査点の水深20 cmで2000 mLのポリ瓶に2本ずつ採水し、すぐに保冷ボックスに収納して4℃以下に保った状態で分析室に運搬した。全窒素（T-N）はペルオキシ二硫酸カリウム分解紫外線吸光光度法（島津UV-160A）、全リン（T-P）はペルオキシ二硫酸カリウム分解吸光光度法（島津UV-160A）、主要な陽イオンであるカルシウムイオン（Ca²⁺）、マグネシウムイオン（Mg²⁺）、ナトリウムイオン（Na⁺）およびカリウムイオン（K⁺）は、原子吸光分光法（日立Z-5010）、アンモニア態窒素（NH₄-N）は、直接蒸留インドフェノール法（日立UV-2810）で分析した。陰イオンである硫酸イオン（SO₄²⁻）、塩化物イオン（Cl⁻）、硝酸態窒素（NO₃-N）、亜硝酸態窒素（NO₂-N）は、イオンクロマトグラフィー（Dionex IC25）で分析した。アルカリ度は規定硫酸滴定による分析で、溶存態リン（PO₄-P）はモリブデン青吸光光度法、溶存酸素濃度（DO）はウィンクラー法、浮遊物質（SS）はグラスファイバーフィルター法（φ=1.0 μm）、電気伝導度（EC）と水温（WT）は各調査地点でECメーター（東亜DKK HM-21P）、pHはpHメーター（東

垂 DKK HM-21P) で計測した。

経年的な水質変化の傾向を把握するため、1984年以降継続的に調査されている全窒素(T-N)、塩化物イオン(Cl⁻)、浮遊物質(SS)、pH及び溶存酸素濃度(DO)を含む年間3~4回のモニタリングデータ(北海道1984~2010)を使用し、5年間の移動平均を算出した。

湖水の乱流強度の経年変化を把握するため最大風速の有義波高(SWH: significant wave height)を算出した。有義波高(SWH)はウィルソンの公式(1965)より求めた。4月から10月までの強風時の風向風速は苫小牧気象観測所の観測資料(2010)から抽出し、吹走距離は湖岸から各調査点の距離を計測した。

2-2-3 統計解析

初めに、1984年から2009年までの379地点の群落組成データから二元指標種分析(TWINSPAN)(Hill 1979, Peck 2010)により群落区分を行った。解析前に種毎の被度データをアークサイン変換し、出現頻度が5%未満の種を除いた。カットレベルは0.01(3.2%)、0.2(11.2%)、0.3(24.5%)および0.4(43.0%)に設定した。

TWINSPANにより区分された水生植物群落の分布をArcGIS10(Esri, Japan)により図化した。1984年(中井1987)、2003年(北海道2004)の調査地点は群落分布図および調査地点位置図から、2009年の調査地点はGPSデータからプロットした。1995年のデータは調査地点数が少なかったため図化しなかった。

次に、TWINSPANで区分した水生植物群落と2009年~2013年に取得した環境変量の関連性を分析した。データは群落ごとのサンプルサイズが異なるため非定量検定であるクラスカルウォリス検定を行った結果、群落間で有意差がみられたことからスティーラードウワスの全群比較を行った(Zar 1999)。さらに、環境変量と群落間の関連性を明らかにするために正準対応分析(CCA: Canonical Correspondence Analysis)を行った(Ter Braak 1986)。本解析の有効性を評価するため、環境変量の順位スコアによるモンテカルロテスト(試行回数199回)を行った。

TWINSPANはPC-ORD version 6 for windows (microcomputer power)を、クラスカルウォリス検定およびスティーラードウワスの全群比較はSYSTAT 13.1 (Microcomputer software, Inc.)を使用した。

2-3 結果

2-3-1 水生植物群落

TWINSPAN の結果、ウトナイ湖内の水生植物群落は 8 タイプに区分された (図 2-1)。

各群落の特徴を出現種の優占度と頻度により表 2-1 に示した。

マコモ群落はマコモ (*Zizania latifolia* Turcz) が優占する群落である。マコモの優占度は調査地点の平均で 79.61 %、出現頻度は 100 %だった。本群落にはセキショウモ (*Vallisneria asiatica* Miki) の出現頻度が高い。スギナモ (*Hippuris vulgaris* L.) は、スギナモ群落の優占種で、被度は 87.5 %と高く、出現頻度は 100 %だった。クロモ (*Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle) とホザキノフサモ (*Myriophyllum spicatum* L.) は本群落で高頻度に確認された。コウホネ (*Niphar japonicum* DC) はコウホネ群落内で密に生育し、出現頻度は 96.36 %だった。セキショウモとホザキノフサモが 50.91 %と高頻度に随伴し、ヒツジグサ (*Nymphaea tetragona* Georgi) とホソバミズヒキモ (*Potamogeton octandrus* Poir. var. *miduhikimo* (Makino) H. Hara) もまた頻繁に確認された。エゾミクリ (*Sparganium emersum* Rehman) は、エゾミクリ群落の優占種で、被度は 66.73 %、出現頻度 96.15 %だった。セキショウモとホザキノフサモもまた、本群落内で頻繁に確認された。セキショウモ群落におけるセキショウモの被度は 54.31 %と高くないが、出現頻度は 92.78 %と高かった。本群落ではホザキノフサモ、ホソバミズヒキモ、およびクロモがセキショウモより少ないが混生している。ホザキノフサモはホザキノフサモ群落内で 61.66 %の被度で分布し、出現頻度は 97.03 %と高い。本群落ではクロモ、ホソバミズヒキモ、セキショウモ、およびイバラモ (*Najas marina* L.) が低い被度で高頻度に混生する。イバラモはイバラモ群落の優占種で、本群落のすべての調査地点で確認されている。被度は 79.81 %で、ホザキノフサモ、ホソバミズヒキモ、クロモ、およびヒシ (*Trapa japonica* Flerov) が低い頻度で混生する。ヒシ群落はヒシの被度が 76.52 %で出現頻度は 95.65 %である。ホザキノフサモ、ホソバミズヒキモ、およびクロモが高頻度で混生する。

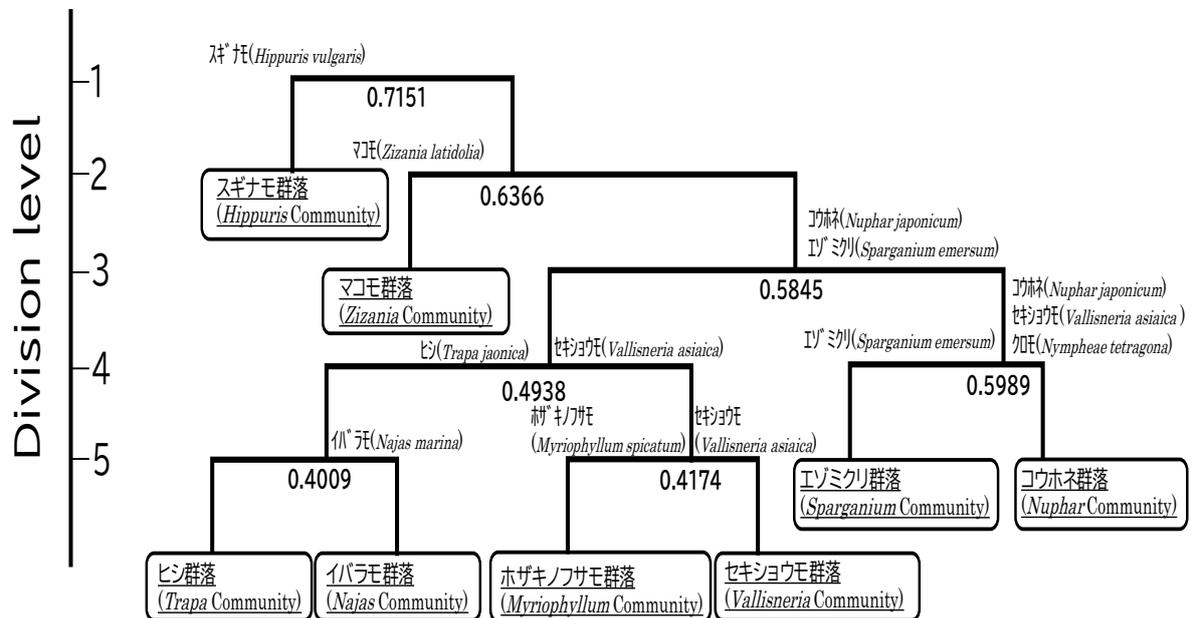


図 2-1 二元指標種分析結果

各分岐には指標種名と固有値を示した。

TWINSPAN process.

At each branch, indicator species and eigenvalues are presented.

※Sakurai et al. (2017) Factors controlling changes in the aquatic macrophyte communities from 1984 to 2009 in a pond in the cooltemperate zone of Japan. *Limnology* 18:153-166.より転載

表 2-1 水生植物 8 群落の種組成

Species components of eight aquatic macrophyte communities

	群落名 (Community name)							
	スギナモ <i>Hippuris</i>	ミクリ <i>Zizania</i>	コウホネ <i>Nuphar</i>	エゾミクリ <i>Sparganium</i>	セキショウモ <i>Vallisneria</i>	ホソバミズヒキモ <i>Myriophyllum</i>	イバラモ <i>Najas</i>	ヒシ <i>Trapa</i>
平均被度 Mean coverage (%)								
スギナモ <i>Hippuris vulgaris</i> L.	84.10	0.01			0.05			
マコモ <i>Zizania latifolia</i> Turcz.		55.40	0.36					
コウホネ <i>Nuphar japonicum</i> DC.	0.01	0.93	36.90	0.90		0.37		
エゾミクリ <i>Sparganium emersum</i> Rehmman			0.80	36.40		0.47		
セキショウモ <i>Vallisneria asiatica</i> Miki	0.14	2.13	3.10	1.40	31.10	5.70	0.39	0.23
ヒツジグサ <i>Nymphaea tetragona</i> Georgi			0.11		0.18			
ホソバミズヒキモ <i>Potamogeton octandrus</i> Poir			0.11		0.38	7.00	7.70	0.01
ホザキノフサモ <i>Myriophyllum spicatum</i> L.	0.02	0.28	2.20	5.90	4.10	31.70	2.30	1.80
クロモ <i>Hydrilla verticillata</i> (L.f.)Royle	0.04		0.50	0.90	0.24	5.10	1.80	2.60
イバラモ <i>Najas marina</i> L.	0.01	0.01	0.01		1.30	3.30	47.90	3.10
ヒシ <i>Trapa japonica</i> Flerov			0.01	0.19	0.06	0.23	17.10	69.60
出現頻度 Frequency (%)								
スギナモ <i>Hippuris vulgaris</i> L.	100.0	5.3			1.0			
マコモ <i>Zizania latifolia</i> Turcz.		100.0	7.3					
コウホネ <i>Nuphar japonicum</i> DC.	8.1	10.5	96.4	11.5		2.0		
エゾミクリ <i>Sparganium emersum</i> Rehmman			14.5	96.2		5.0		
セキショウモ <i>Vallisneria asiatica</i> Miki	8.1	42.1	50.9	23.1	92.8	53.5	15.4	17.4
ヒツジグサ <i>Nymphaea tetragona</i> Georgi	2.7		20.0		3.1			
ホソバミズヒキモ <i>Potamogeton octandrus</i> Poir			20.0		21.6	57.4	69.2	13.0
ホザキノフサモ <i>Myriophyllum spicatum</i> L.	24.3	21.1	50.9	61.5	63.9	97.0	76.9	34.8
クロモ <i>Hydrilla verticillata</i> (L.f.)Royle	43.2		16.4	11.5	14.4	58.4	53.8	73.9
イバラモ <i>Najas marina</i> L.	8.1	5.3	5.5		19.6	38.6	100	69.6
ヒシ <i>Trapa japonica</i> Flerov	2.7		9.1	3.8	9.3	5.9	53.8	95.7
種数 Number of species	19	26	14	15	23	31	13	11

※Sakurai et al. (2017) Factors controlling changes in the aquatic macrophyte communities from 1984 to 2009 in a pond in the cooltemperate zone of Japan. *Limnology* 18:153-166.より転載

2-3-2 ウトナイ湖における水生植物群落の変化

スギナモ群落は1984年の時点では水域の39.5%に分布したが、2003年には3.0%、2009年には0.8%に減少した(図 2-2)。マコモ、エゾミクリ、コウホネ、およびイバラモの4群落は、2003年までは増加したが、2009年には減少した。ヒシ群落は継続的に減少を続けている(図 2-2)。スギナモ群落は1984年には水域内南側の平坦で浅いブロック(C2、D2)に分布した。しかし、その後A3、B3の湖岸部でわずかに分布するのみとなった(図 2-3)。セキシウモ群落とホザキノフサモ群落は、2003年から湖内で増加している。この2群落は1984年から水域内全体で離散的に広く分布し、2009年には湖内の多くの場所で分布するようになった(図 2-3)。エゾミクリ群落とコウホネ群落は、1984年には記録されていない。エゾミクリ群落は2003年にウトナイ湖に流入する最も大きい河川である美々川の河口周辺であるE1、F1、および小河川周辺のC2に分布し、2009年にはF2のみに分布が縮小した(図 2-3)。コウホネ群落は2003年と2009年にウトナイ湖内のすべての湖岸で離散的に分布したが、分布箇所は2009年に減少している(図 2-3)。イバラモ群落は1984年にはE2にのみ分布した。しかし、2003年には湖岸部のC1、D1、およびC3のブロックに分布が移動し、2009年には消失した(図 2-3)。ヒシ群落はD1-E3、F2、およびC3の東部湖岸と湖内の両方に分布したが、その後2003年にはC1とD1に、2009年にはD1、E1、およびE3に分布するのみとなった(図 2-3)。

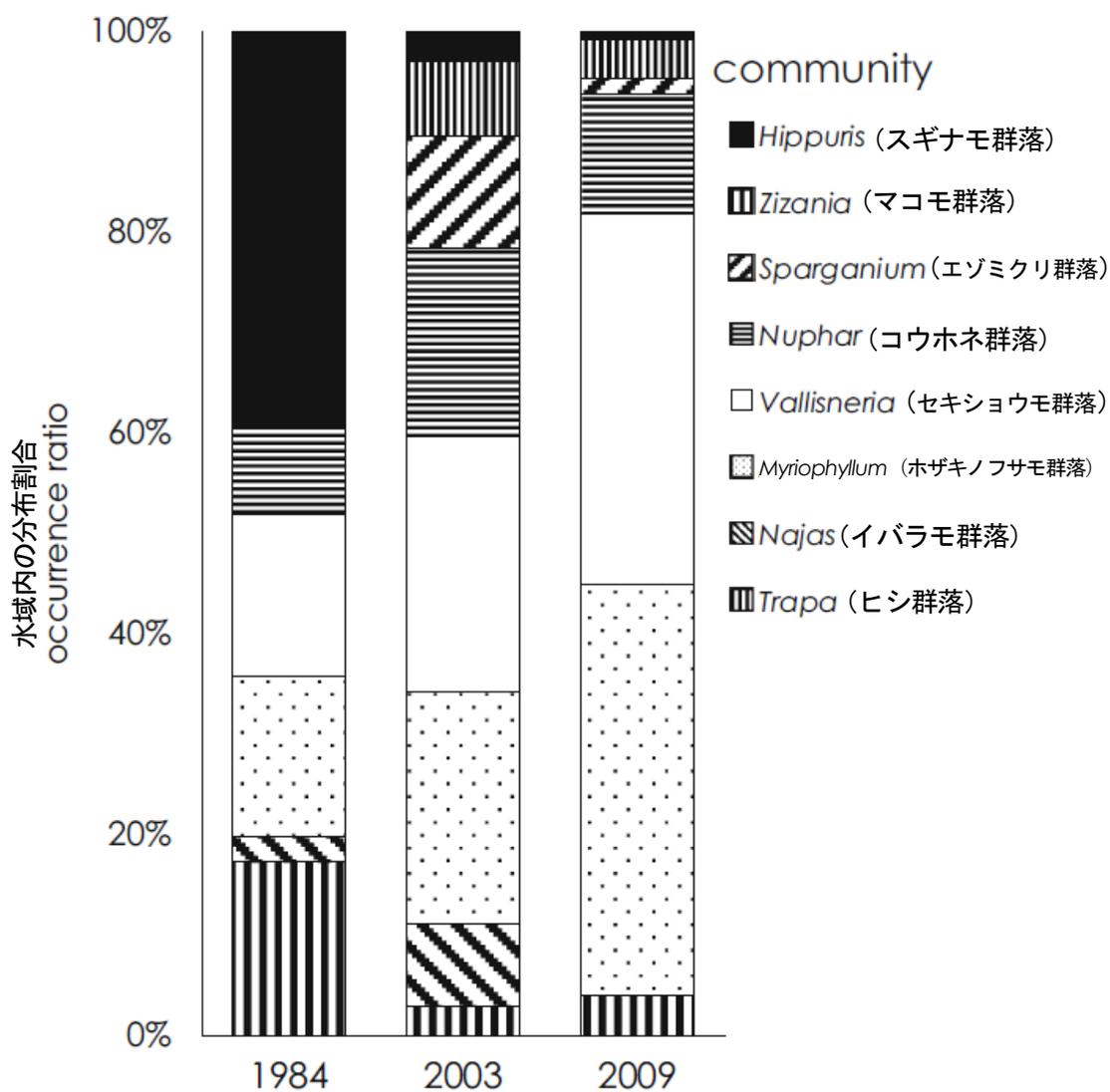


図 2-2 ウトナイ湖における 25 年間の水生植物群落の変化

Change over 25 years of aquatic macrophyte communities in Utonai-ko.

※Sakurai et al. (2017) Factors controlling changes in the aquatic macrophyte communities from 1984 to 2009 in a pond in the cooltemperate zone of Japan. *Limnology* 18:153-166.より転載

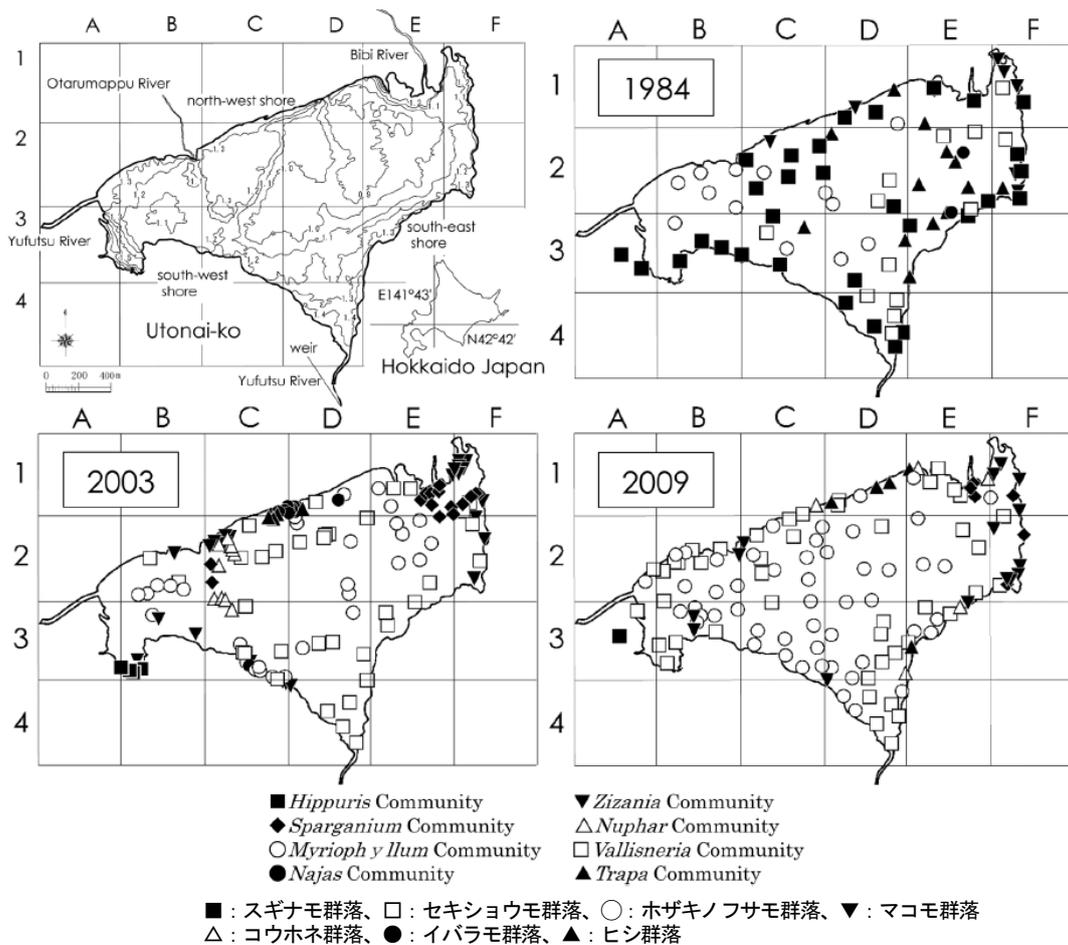


図 2-3 ウトナイ湖の地形と 25 年間の水生植物群落の変化

等高線の数値はシルト層の下にある火山性噴出物起源の底質からなる湖床の標高を示す。

Topography and change over 25 years of aquatic macrophyte communities in Utonai-ko.

The number of contour lines depicts the surface elevation of the pond bottom (surface of pumice sediments under the loose mud).

※Sakurai et al. (2017) Factors controlling changes in the aquatic macrophyte communities from 1984 to 2009 in a pond in the cooltemperate zone of Japan. *Limnology* 18:153-166.より転載

2-3-3 環境変量と水生植物群落の関連性

全リン (T-P) と硝酸態窒素 ($\text{NO}_2\text{-N}$)、およびアルカリ度を除くすべての環境変量で群落間の有意差が示された (Table 2-2)。全窒素 (T-N) の濃度は、スギナモ群落とセキショウモ群落およびホザキノフサモ群落より高く硝酸態窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$) はイバラモ群落で最も高かった。アンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$) は、セキショウモ群落とホザキノフサモ群落が他の群落と比較して高かったが、全体的にその値は低かった。溶存態リン ($\text{PO}_4\text{-P}$) はホザキノフサモ群落で高かった。電気伝導率 (EC) はスギナモ群落とイバラモ群落で高く、セキショウモ群落およびホザキノフサモ群落で低かった。硫酸イオン (SO_4^{2-}) の濃度は、スギナモ群落で低かった。カルシウムイオン (Ca^{2+})、マグネシウムイオン (Mg^{2+})、ナトリウムイオン (Na^+)、カリウムイオン (K^+)、および塩化物イオン (Cl^-) はセキショウモ群落およびホザキノフサモ群落で低かった。カリウムイオン (K^+) 以外のミネラルの平均値は、スギナモ群落で最も高かった。セキショウモ群落とホザキノフサモ群落では、溶存酸素濃度 (DO)、pH、および水深 (WD) の値が他の群落より高く、浮遊物質量 (SS) と泥深 (MT) の値は低かった。

以下の変量の平均値は特定の群落で高かった。浮遊物質量 (SS) はマコモ群落とヒシ群落で、水温 (WT) はイバラモ群落で、泥深 (MT) はイバラモ群落とヒシ群落で、中層流速 (CVM) と下層流速 (CVB) はミクリ群落で高かった。溶存酸素濃度 (DO)、pH、および水深 (WD) はスギナモ群落が最も低かった。透明度はイバラモ群落で最も高かった。有義波高 (SWH) はスギナモ群落で最も低く、他の7群落ではほぼ等しかった。全窒素 (T-N) と硫酸イオン (SO_4^{2-}) を除くミネラル類は、スギナモ群落がセキショウモ群落およびホザキノフサモ群落より高かった。溶存酸素濃度 (DO)、pH、および水深 (WD) の値は、セキショウモ群落とホザキノフサモ群落で高かったが、浮遊物質量 (SS) と泥深 (MT) の値は低かった。

群落間の有意差があった20の環境変量で表されるCCA オーディネーションダイアグラムは、4つの軸でそれぞれ29.2%、22.3%、20.4%および8.0%が説明された (合計で80.7%)。それぞれの軸の固有値は0.954、0.730、0.665、および0.290で、すべての軸で有意であることが確認された (モンテカルロテスト: $p < 0.005$)。第4軸は環境変量の interset correlation が低く群落と環境変量の関連性が示されなかったことから第1軸~第3軸までを解析に用いた (図 2-4)。

第1軸と第2軸、第1軸と第3軸および第2軸と第3軸のすべてのダイアグラムで、スギナモ群落は全窒素 (T-N)、電気伝導率 (EC)、カルシウムイオン (Ca^{2+})、マグネシウムイオン (Mg^{2+})、

ナトリウムイオン (Na^+)、および塩化物イオン (Cl^-) と正の相関が、有義波高 (SWH)、硝酸態窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$)、アンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$)、溶存態リン ($\text{PO}_4\text{-P}$)、および硫酸イオン (SO_4^{2-}) と負の相関が示された。この結果はセキショウモ群落およびホザキノフサモ群落の傾向と逆になっており、前者の変量とは負の相関が、後者の変量とは溶存酸素濃度 (DO)、水深 (WD)、および pH とともに正の相関が示された。マコモ群落とヒシ群落は第 1 軸と第 2 軸において SS と正の相関があり、透明度と負の相関があった。イバラモ群落は第 1 軸と第 3 軸において泥深 (MT)、水温 (WT) および硝酸態窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$) と正の相関があった。エゾミクリ群落とコウホネ群落はすべての軸上において原点付近に分布した。カリウムイオン (K^+)、流速、および溶存態リン ($\text{PO}_4\text{-P}$) の各軸との相関は小さかった。この結果はウトナイ湖において水生植物群落の分布と高い相関を持つ変量が有義波高 (SWH)、水深 (WD)、全窒素 (T-N)、溶存酸素濃度 (DO)、pH、塩化物イオン (Cl^-)、透視度 (Transparency)、泥深度 (MT)、および浮遊物質量 (SS) であり、列挙した順に相関が高いことを示した。

表 2-2 8 群落における 21 変量の平均および標準偏差 (SD)

Means ± standard deviations (SD) for 21 environmental variables in the eight communities

	群落名 (Community name)								H	P-value
	スギナモ	マコモ	エゾミクリ	コウホネ	セゾウモ	オキナモ	イバラモ	ヒシ		
	<i>Hippuris</i>	<i>Zizania</i>	<i>Sparganium</i>	<i>Nuphar</i>	<i>Vallisneria</i>	<i>Myriophyllum</i>	<i>Najas</i>	<i>Trapa</i>		
化学的変量 (Chemical variables)										
全窒素 (T-N(mg L ⁻¹))	6.1±3.0 ^a	1.1±0.7 ^b	1.0±0.6 ^b	1.0±0.7 ^b	0.7±0.6 ^c	0.6±0.5 ^c	1.1±0.5 ^b	0.7±0.4 ^b	63.5	<0.0001
硝酸態窒素 (NO ₃ -N(mg L ⁻¹))	0.003±0.001 ^b	0.826±0.759 ^{ab}	0.872±0.848 ^b	0.766±0.661 ^{ab}	0.612±0.573 ^c	0.373±0.516 ^c	1.184±0.597 ^a	0.460±0.567 ^{ab}	79.9	<0.0001
アンモニア態窒素 (NH ₄ -N(mg L ⁻¹))	0.0020±0.044 ^{abc}	0.085±0.017 ^{bc}	0.103±0.035 ^c	0.113±0.061 ^b	0.106±0.060 ^c	0.091±0.075 ^c	0.094±0.011 ^b	0.080±0.024 ^{bc}	37.5	<0.0001
溶存態リン (PO ₄ -P(mg L ⁻¹))	0.00±0.00 ^b	0.02±0.03 ^b	0.04±0.04 ^b	0.02±0.03 ^b	0.01±0.02 ^c	0.03±0.07 ^a	0.04±0.04 ^a	0.03±0.03 ^b	24.7	<0.0001
電気伝導度 (EC(mS m ⁻¹))	16.0±2.6 ^a	12.9±2.3 ^b	13.8±4.0 ^b	13.7±2.1 ^a	11.6±1.9 ^c	10.8±1.9 ^c	16.2±2.4 ^a	12.7±2.3 ^b	80.9	<0.0001
硫酸イオン (SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹))	1.9±1.9 ^b	5.1±1.9 ^b	5.5±2.0 ^b	5.2±4.0 ^b	4.9±1.7 ^a	4.5±1.5 ^a	6.2±1.2 ^b	4.0±0.8 ^b	47.8	<0.0001
カルシウムイオン (Ca ²⁺ (mg L ⁻¹))	14.1±2.6 ^a	10.0±2.9 ^a	12.9±7.5 ^a	13.4±5.1 ^b	9.6±3.5 ^d	8.8±2.6 ^d	11.1±2.3 ^b	8.8±1.8 ^c	47.6	<0.0001
マグネシウムイオン (Mg ²⁺ (mg L ⁻¹))	3.8±1.0 ^a	2.6±0.7 ^b	3.3±1.8 ^b	3.5±1.1 ^a	2.6±0.8 ^c	2.6±0.9 ^c	2.9±0.5 ^a	2.3±0.4 ^b	38.0	<0.0001
ナトリウムイオン (Na ⁺ (mg L ⁻¹))	12.4±2.5 ^a	8.4±1.3 ^c	10.0±2.6 ^{bc}	9.7±1.4 ^b	7.8±2.6 ^d	8.4±2.4 ^d	8.4±2.3 ^{bc}	8.5±0.8 ^{bc}	60.5	<0.0001
カリウムイオン (K ⁺ (mg L ⁻¹))	2.6±0.5 ^a	2.3±0.8 ^a	3.0±1.1 ^a	2.8±1.3 ^a	2.1±0.8 ^b	2.0±1.9 ^b	2.5±0.6 ^a	2.4±0.7 ^a	33.7	<0.0001
塩素イオン (Cl ⁻ (mg L ⁻¹))	15.2±5.8 ^a	7.7±1.7 ^a	9.1±2.4 ^a	9.7±1.5 ^b	7.9±1.7 ^c	8.1±3.3 ^c	7.7±0.5 ^a	8.3±1.2 ^a	67.4	<0.0001
溶存酸素濃度 (DO(%))	3.2±2.0 ^{bc}	4.0±2.4 ^c	6.0±0.7 ^{bc}	6.4±1.1 ^{bc}	6.9±1.1 ^a	7.1±0.9 ^a	8.6±1.8 ^b	5.0±1.3 ^{bc}	96.6	<0.0001
水素イオン濃度 (pH)	6.56±0.13 ^b	6.77±0.14 ^b	6.96±0.18 ^b	6.97±0.13 ^b	6.98±0.16 ^a	6.97±0.10 ^a	7.02±0.11 ^b	6.77±0.10 ^b	89.3	<0.0001
浮遊物質濃度 (SS(mg L ⁻¹))	23.0±20.7 ^a	55.8±97.1 ^a	17.9±24.0 ^b	7.0±8.2 ^a	9.2±18.9 ^c	7.5±8.5 ^c	8.8±4.9 ^a	35.7±34.7 ^a	70.4	<0.0001
物理的変量 (Physical variables)										
水温 (water temperature (°C))	13.7±2.2 ^a	19.8±3.3 ^a	16.7±2.3 ^a	16.7±2.0 ^a	16.9±1.5 ^b	16.8±1.2 ^b	23.0±1.1 ^a	21.6±2.7 ^a	98.9	<0.0001
水深 (water depth (cm))	19.8±8.0 ^c	33.6±16.1 ^c	65.4±10.3 ^c	70.0±11.8 ^c	65.9±14.5 ^b	76.8±15.8 ^a	72.1±13.6 ^c	50.1±8.7 ^c	104.7	<0.0001
泥深 (mud thickness (cm))	6.7±8.9 ^{ab}	39.1±32.8 ^b	30.1±35.3 ^b	12.3±18.9 ^b	4.6±15.8 ^d	6.5±13.7 ^c	84.5±14.2 ^a	64.0±23.9 ^b	84.5	<0.0001
中層流速 (current velocity M (m s ⁻¹))	0.0±0.0 ^b	0.01±0.02 ^b	0.08±0.08 ^b	0.02±0.04 ^b	0.02±0.04 ^a	0.01±0.02 ^a	0.01±0.01 ^b	0.01±0.01 ^b	35.9	<0.0001
下層流速 (current velocity B (m s ⁻¹))	0.0±0.0 ^a	0.01±0.02 ^a	0.06±0.08 ^a	0.01±0.01 ^a	0.02±0.04 ^b	0.01±0.01 ^b	0.01±0.01 ^a	0.01±0.01 ^a	36.9	<0.0001
透明度 (transparency (cm))	30.0±0.0 ^a	23.2±9.4 ^d	30.5±5.5 ^d	29.6±1.2 ^a	29.4±3.0 ^c	29.9±0.4 ^b	33.7±4.9 ^c	23.1±9.4 ^d	45.8	<0.0001
有義波高 (significant wave height (m))	0.08±0.03 ^d	0.36±0.05 ^a	0.32±0.07 ^a	0.36±0.06 ^a	0.35±0.06 ^a	0.34±0.07 ^a	0.36±0.01 ^a	0.37±0.02 ^a	62.8	<0.0001
調査地点数 (Number of sites)	21	13	11	17	47	53	17	15		

群落間の変量の有意差はクラスカル-ウォリス検定の H および P 値によった。同記号はステイアール-ドウス多重比較により有意差がないことを示す。アルファベットの順番は群落間の平均値の大きい順に設定した。SWH: 有義波高, CVB: 湖底流速, CVM: 中層流速, MT: 泥深, WD: 水深, WT: 水温, TN: 全窒素, SS: 浮遊物質濃度, DO: 溶存酸素濃度

Difference for each variable among communities was determined by H and the corresponding P-value using the Kruskal-Wallis test. The same letter indicates nonsignificant differences between communities according to the Steel-Dwass multiple test (P(0.05)). Alphabetized letters based on the decision order for mean group values SWH significant wave height, CVB current velocity at bottom depth, CVM current velocity at middle depth, MT mud thickness, WD water depth, WT water temperature, TN total nitrogen, SS suspended solids, DO dissolved oxygen

※Sakurai et al. (2017) Factors controlling changes in the aquatic macrophyte communities from 1984 to 2009 in a pond in the cooltemperate zone of Japan. *Limnology* 18:153-166. より転載

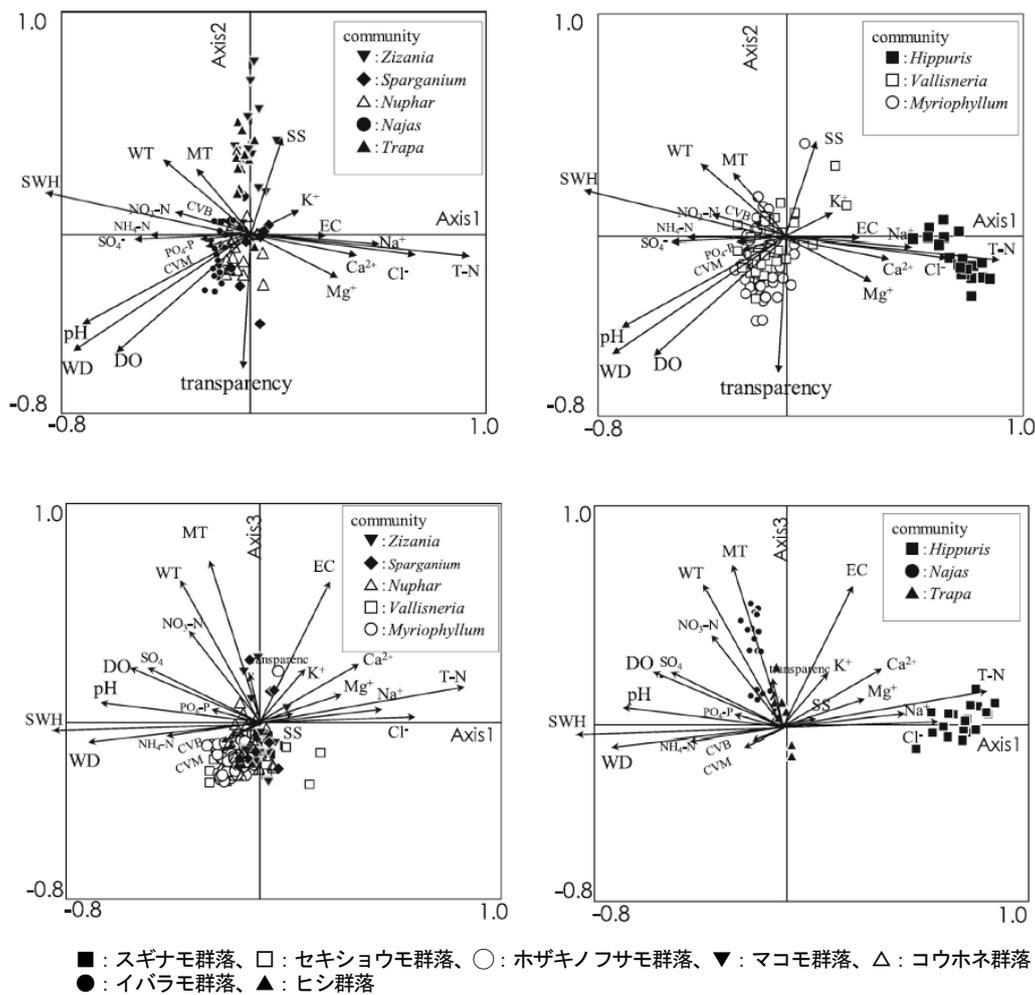


図 2-4 水生植物群落と 21 項目の環境変量による正準対応分析 (CCA)

上側右はスギナモ、ホザキノフサモ、およびセキシウモ群落、上側左はそれ以外の 5 群落

下側右はスギナモ、イバラモ、ヒシ群落、下側左はそれ以外の 5 群落

すべてのグラフにおいて、第 1~3 軸が環境変量と群落の傾向を説明している。

Canonical correspondence analysis (CCA) ordination of plots of aquatic macrophyte communities and 21 environmental variables.

The upper graphs are Hippuris, Myriophyllum, and Vallisneria communities (right), and the other five communities (left). The lower graphs are Hippuris, Najas, and Trapa communities (right), and the other five communities (left). Axis 1, Axis 2, and Axis 3 represent the relationships between the environmental variables and fluctuation trends in communities in all graphs.

※Sakurai et al. (2017) Factors controlling changes in the aquatic macrophyte communities from 1984 to 2009 in a pond in the cooltemperate zone of Japan. *Limnology* 18:153-166.より転載

2-3-4 25年間の風速、水深、泥深、全窒素、溶存酸素濃度、pH、塩化物イオンおよびSSの変動

1984年の年平均水位は1.81 mで徐々に増加し、2000年には2.12 mとなった。2003年以降は2007年と2009年の降水量の少ない年を除き、2.0 mを維持した。以上から湖水位は25年間で0.2 m増加した。大規模な出水はおよそ2年に1回の頻度で高い水位(2.4 m以上)が10日間以上継続した(図 2-5)。年間最大風速は南寄りであり1990年以降低下している。全窒素濃度(T-N)は1984年の0.30~0.69 mg L⁻¹から次第に増加し、2000年には1.50~1.82 mg L⁻¹と約3倍の濃度となった。その後全窒素(T-N)は2003年に1.52~2.06 mg L⁻¹、2009年に1.85 mg L⁻¹と高い濃度を維持している。Cl⁻濃度は2004年以降測定されていないが、徐々に低下し1984年の6.33~15.33 mg L⁻¹から1998年の4.3~5.6 mg L⁻¹と約半分にまで低下した。1984年から2009年の間に浮遊物質(SS)は変化の傾向がみられず、pHは7.0から8.0の間でわずかに変動した。溶存酸素濃度(DO)は1984年の8.3 mg L⁻¹から2010年の11.6 mg L⁻¹へ徐々に増加した(図 2.5)。泥深は1995年から2003年にかけて増加し、2009年にやや減少した(図 2.6)。

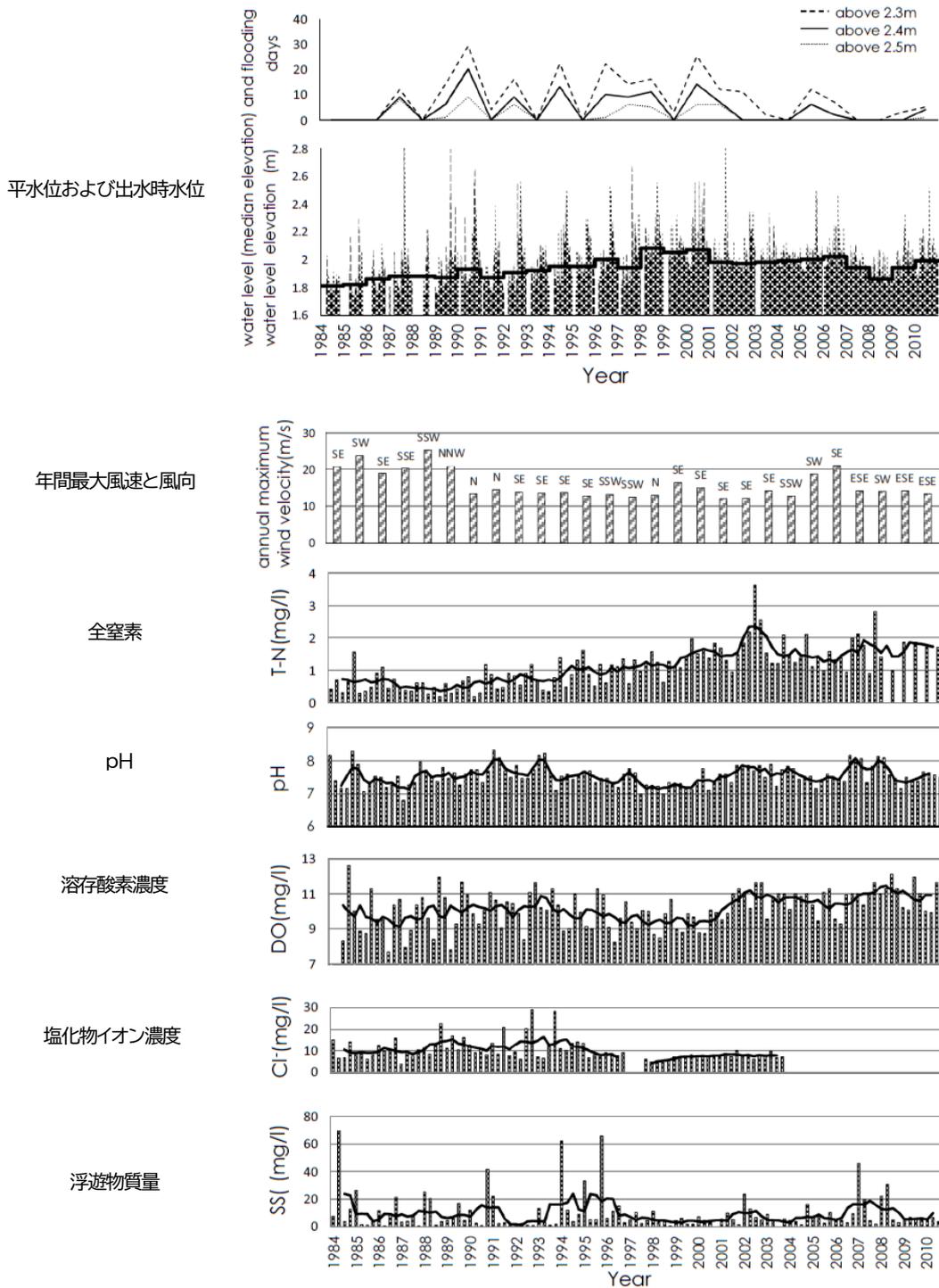


図 2-5 ウトナイ湖における 25 年間の 3 段階の出水発生状況、水深、年間最大風速、全窒素、pH、溶存酸素濃度 (DO)、塩化物イオン (Cl⁻) および浮遊物質 (SS)

Change over 25 years for three flooding events (C2.3, C2.4, and C2.5 m), water level, annual maximum wind velocity, T-N, pH, dissolved oxygen (DO), Cl⁻, and suspended solids (SS) in Utonai-ko.

※Sakurai et al. (2017) Factors controlling changes in the aquatic macrophyte communities from 1984 to 2009 in a pond in the cooltemperate zone of Japan. *Limnology* 18:153-166.より転載

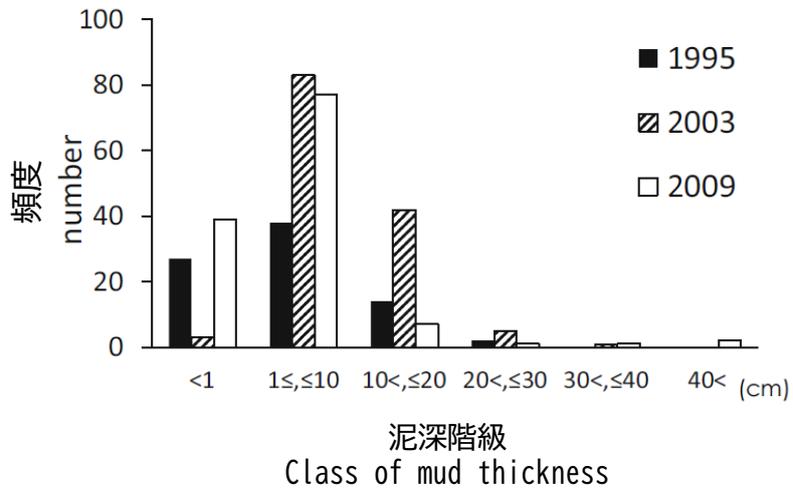


図 2-6 1995 年から 2009 年までの泥深の変化

Changes in the mud thickness from 1995 to 2009.

※Sakurai et al. (2017) Factors controlling changes in the aquatic macrophyte communities from 1984 to 2009 in a pond in the cooltemperate zone of Japan. *Limnology* 18:153-166.より転載

2-4 考察

CCA とクラスカルーウォリス検定およびスティールードウスの多重比較により有義波高 (SWH) は、ウトナイ湖における水生植物群落の分布と最も相関が高いことが明らかにされた。また、相関の高さでは水深 (WD)、全窒素 (T-N)、溶存酸素濃度 (DO)、pH、塩化物イオン (Cl⁻)、透視度 (Transparency)、泥深 (MT)、および浮遊物質 (SS) がこれに続いた。

ウトナイ湖における水生植物群落の最も著しい分布変化は、スギナモ群落の減少とセキショウモ群落およびホザキノフサモ群落の増加だった。

有義波高 (SWH) は 1984 年から 2009 年の間に減少しており、これはスギナモ群落の増加とセキショウモ群落およびホザキノフサモ群落の減少をもたらすはずであるが、これらの群落の経年的な増減は相関とは逆の傾向を示した。したがって、有義波高は水生植物群落の分布との関連性は高いが、1984 年以降の群落分布の変化を説明する主要な変量とはなりえない。

1984 年～2009 年にウトナイ湖で水生植物群落の分布が変化している間に、水位の上昇により水深 (WD) が増加し、スギナモ群落の分布エリアは大きく減少した。一方、セキショウモ群落およびホザキノフサモ群落は増加した。これらの群落変化の傾向は、CCA で示された相関と一致する。したがって、水深はウトナイ湖における水生植物群落の分布変化を説明する有効な変量である。霞ヶ浦における水生植物群落の急激な変化も水位の上昇によって引き起こされている (西廣 2011)。

全窒素 (T-N) は 1984 年～2009 年の間に増加した。全窒素 (T-N) の増加によりスギナモ群落が増加し、セキショウモ群落およびホザキノフサモ群落が減少するはずであったが、これらの群落の変化は相関関係と逆の傾向を示した。全窒素 (T-N) とスギナモ群落の分布にみられる正の相関は美々川上流部でも報告されている (Katagiri et al. 2010)。したがって、全窒素 (T-N) はウトナイ湖の水生植物群落の分布変化を説明する主要な変量ではない。

溶存酸素濃度 (DO) は 1984 年～2009 年の間に増加した。これはセキショウモ群落およびホザキノフサモ群落の増加と一致するが、増加量が 2 mg L⁻¹ より小さいことから、群落分布の変化に及ぼした影響は小さいと考えられる。

pH は 1984 年～2009 年の間に殆ど変化していないことから、水生植物群落の分布変化を説明する変量ではない。塩化物イオン (Cl⁻) の濃度は 1984 年から 2009 年の間に減少した。また、CCA で示した相関関係はスギナモ群落の減少とセキショウモ群落およびホザキノフサモ群落の増加と一致しており、ウトナイ湖における水生植物群落の変化を水深と同様に説明できる。し

かし、ウトナイ湖の塩化物イオン (Cl⁻) 濃度は 100 mg L⁻¹ より小さく、群落の分布との相関は水深 (WD) より低い。塩化物イオン (Cl⁻) 濃度は低濃度では水生植物群落の分布に及ぼす影響が明らかではない(角野 1982) とされており、ウトナイ湖における水生植物群落の変化を説明する変量としては水深 (WD) ほど効果的ではないと考えられる。

透視度 (Transparency)、浮遊物質 (SS)、泥深 (MT) はスギナモ群落、セキショウモ群落およびホザキノフサモ群落の分布を説明できる効果的な変量ではなかった。

以上から、ウトナイ湖における 25 年間の水生植物群落の大規模な変化と関係している最も効果的な変量は水深 (WD) である。

1984 年～2009 年間の水生植物群落の分布変化を水深 (WD) の階級毎に示した (図 2-7)。1984 年の水深 (WD) は、ウトナイ湖内の殆どの場所において 60 cm より浅かった。一方、2003 年は 0～29 cm の浅いエリアで水生植物が分布しなかったため、植生調査地点が設定されなかった (北海道 2004)。

スギナモ群落は、1984 年に 0～29 cm の浅いエリアで優占した。セキショウモ群落およびホザキノフサモ群落は 20～29 cm の浅いエリアでも分布したが、より深いエリアで優占した。2003 年と 2009 年は、スギナモ群落は浅いエリアでわずかに分布した。セキショウモ群落およびホザキノフサモ群落は水深 (WD) が 30～39 cm より大きいエリアで分布し、深いエリアにおいて優占した。したがって、ウトナイ湖ではスギナモ群落は水深 (WD) の浅いエリアに、セキショウモ群落およびホザキノフサモ群落は水深 (WD) の深いエリアに分布することが確かめられた。

スギナモは浅い水際に分布し、水位の低下に耐性がある (Mielde et al. 2013)。また、水位低下に耐性のある競争者であると考えられており、浅い水域では優位である (Greulich and Bornette 1999, Mjelde et al. 2013)。スギナモ群落の分布は美々川の上流では水深と負の相関があるとされる (Katagiri et al. 2011)。これらの報告は、スギナモが主に浅い水域で分布することを支持している。

セキショウモとホザキノフサモは他の地域では、セキショウモが 1.0 m～8.0 m (Kautsky 1988, Nagasaka et al. 2003, 長谷川・吉澤 2013)、ホザキノフサモが 0.2 m～6.0 m (Nagasaka et al. 2003, 芳賀ら 2006, Feldmann and Noges 2007, 長谷川・吉澤 2013) の深い水域に分布する。ウトナイ湖ではセキショウモ群落はホザキノフサモ群落より浅いエリアで優占した。セキショウモ群落は、2003 年には 0.6 m～0.79 m、2009 年には 0.4 m～0.59 m の水深で優占した。ホザキノフサモ群落は 2003 年には 0.8 m より深いエリアで優占した。

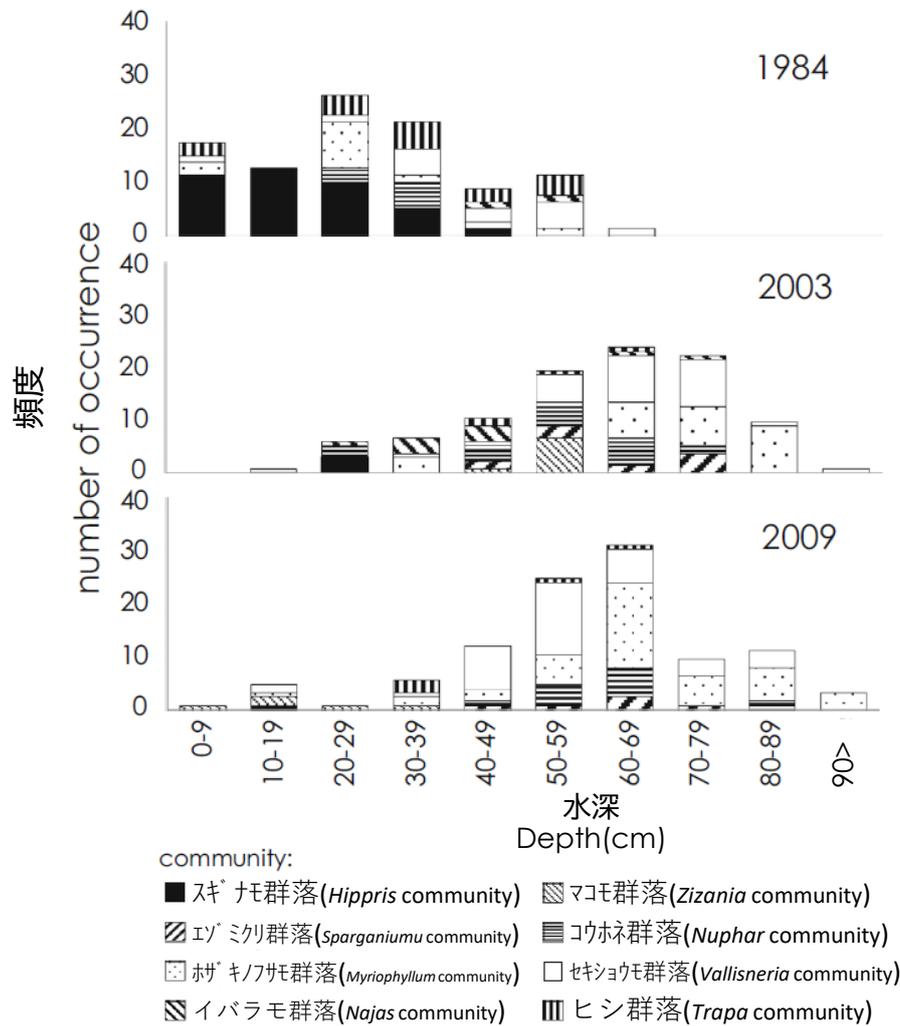


図 2-7 水生植物群落の 10 cm 水深階級別出現頻度分布の年代別変化

Years of change in the number of occurrences (left) and occurrence ratio (right) of aquatic macrophyte communities along the 10-cm intervals of water depth.

※Sakurai et al. (2017) Factors controlling changes in the aquatic macrophyte communities from 1984 to 2009 in a pond in the cooltemperate zone of Japan. *Limnology* 18:153-166.より転載

波浪は植物体の流失やにごりの増加により水生植物の分布に影響を及ぼす。

スギナモ群落は 1984 年には C2 および D2 の湖内と南岸の浅いエリアに分布していた (図 2-3)。北西岸の浅いエリアには植生がなかった。これは夏季の熱帯低気圧(苫小牧気象観測所 2010)によって発生する波浪により、水生植物群落の分布が抑制され、スギナモが分布できなかったためである。南側の湖岸は、急傾斜と、数メートル幅で比高が 1.0 m ある土手で形成される小崖により縁どられており、密に生育したヨシ (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud)、ヤラメスグ (*Carex lyngbyei* Honem) からなる抽水植物が広範囲に分布している。従って、1984 年以降の水位上昇により、緩傾斜のない南岸部では、浅く平坦なエリアが消失した。水位上昇により南岸部で浅いエリアが消失したことで、湖内に分布していたスギナモ群落が衰退した。

マコモ群落とヒシ群落の分布は浮遊物質量 (SS) と正および透視度 (Transparency) と負の相関があった。浮遊物質量 (SS) は透明度を低下させる (花代ら 1994, 伊藤・溝口 1995) ことから、透視度 (Transparency) と浮遊物質量 (SS) と高い負の相関を示した ($r = -0.477, p < 0.001$)。浮遊物質量 (SS) の増加による透明度の減少により水生植物のバイオマスと分布が減少する。

イバラモ群落は泥深 (MT) と正の相関があり、1995 年～2003 年の泥深 (MT) の増加と対応して拡大した。しかし、2009 年には 1995 年より泥深 (MT) が大きいにも関わらず分布域が減少した。このため、泥深 (MT) はウトナイ湖における水生植物群落の分布変化を説明できる主要な変量ではない。

エゾミクリ群落とコウホネ群落は本解析ではいずれの変量とも相関がみられなかった。

出水による攪乱もまた水生植物の分布に影響を及ぼす変量である (Kautsky 1988, Murphy et al. 1990, Abernethy et al. 1996, Greulich and Borntte 1999, Pedersen and Riis 1999, Willby et al. 2000, Sharip et al. 2012)。しかし、熱帯低気圧によってもたらされる多量の雨による出水は、晩夏～秋に 2～3 年ごとに定期的発生しているため、出水による攪乱では 25 年間の水生植物の変化を説明できない。ホザキノフサモは水生植物群落がなんらかの破壊を受けた後に速やかに分布を回復することができる攪乱に対応した競争者であり (Kautsky 1988, Murphy et al. 1990, Abernethy et al. 1996)、ウトナイ湖の広いエリアにおいてホザキノフサモ群落が優占する結果となった。

ウトナイ湖におけるコイ (*Cyprinus carpio* L.) の 1988 年～2010 年の漁獲量は、平均 1.4 ± 0.19 t で、5 年周期で変動しており 22 年間で大きく変化していない (北海道 1989～2011)。

多数のマガン (*Auser albifrons frontalis* Scopoli) や他の草食性の水鳥が 10 月～11 月に採餌のためウトナイ湖に飛来し、2015 年の最大数は 3,480 羽だった (中村 2015)。しかし、本研究では水鳥の採餌による影響を評価できなかった。これらの飛来時期は水生植物の生育期間ではない

ため、分布変化に及ぼす影響は小さいと考えられる。

ホザキノフサモはアレロパシー物質を作り出すが、これは緑色プランクトンの発生を阻害するもので、ウトナイ湖ではプランクトンの増殖がおきない。これらは他の水生植物の生育を阻害するものではないことから、水生植物群落の分布変化に影響する変量ではない。

結果として、ウトナイ湖における 25 年間の水生植物群落の分布変化は、湖内の水深の増加が影響を及ぼしたことが示された。これにより、スギナモ群落は減少し、セキショウモ群落とホザキノフサモ群落は拡大した。

(※2 章は Sakurai et al. (2017) Factors controlling changes in the aquatic macrophyte communities from 1984 to 2009 in a pond in the cooltemperate zone of Japan. *Limnology* 18:153-166.より翻訳し転載)

第3章 流水域におけるクサヨシ除去による沈水植物復元の検証

3-1 序論

湿地における特定の種の過剰な繁茂は水生植物の多様性を低下させる (Chambers et al. 2008)。水文化学的条件の変化により、特定の水生植物が過剰に繁茂すると、他の種が減少する (Mesters 1995, 西廣ら 2009)。

一般にリードカナリーグラスとして知られるクサヨシ (*Phalaris arundinacea* L) は、飼料作物として北アメリカで広く植栽されたが、多くの湿地で他の水生植物の生育地を減少させ、種の多様性を低下させたことで、問題のある帰化植物の一つとなった (Kercher and Zedler 2004, Jakubowski 2011)。逸出したクサヨシは人為的攪乱と富栄養化が原因でクサヨシが湿地に侵入し、過剰に繁茂して他の水生植物を排除した (Green and Galatovitsch 2002, Werner and Zedler 2002, Maurer et al. 2003, Herr-Turoff and Zedler 2005, 2007, Wisconsin Reed Canary Grass Management Working Group 2009)。

クサヨシの抑制には、一般には除草、野焼き、除草剤散布、放牧等の除去手法が選択される (Maurer et al. 2003, Lavergne and Molofsky 2004, Randall et al. 2005, Wisconsin Reed Canary Grass Management Working Group 2009, Hayley 2013)。除草によるクサヨシ除去の効果を維持するためには、長期間の除草を続ける必要があり、多くの費用や人手が必要とされる (Wisconsin Reed Canary Grass Management Working Group 2009)。さらに、水路内で除草を行うと除草対象以外の在来種も除去され、水生植物の多様性が低下する (Dawson 1988, Maurer and Zedler 2002, Pedersen et al. 2006)。したがって、クサヨシを抑制するためには、クサヨシの過剰繁茂の状況に応じて手法を選択し、管理後のモニタリングを行いながら順応的管理を行う必要がある (Kercher and Zedler 2004, Lavergne and Molofsky 2006, Wisconsin Reed Canary Grass Management Working Group 2009)。

農業地域に分布する広域の汚染源に起因する河川の富栄養化は各地で報告があり (南部ら 1978, Lenat 1984, 大村 1994, 長澤ら 1995, Johnson et al. 1997, Donohue et al. 2006, Green and Galatowitsch 2002)、北海道の低地部でも、流域に農業地域が広がる河川では栄養塩負荷が高いことが指摘されている (長澤ら 1995, 北海道立農業・畜産試験場家畜ふん尿プロジェクト研究チーム 2004)。

美々川は北海道中央部の千歳市および苫小牧市の農業地域を流下する小河川であり、流域に

分布する多数の畜産農地から流入する栄養塩負荷により富栄養化が進行した河川の一つである（北海道立農業・畜産試験場家畜ふん尿プロジェクト研究チーム 2004、石川ら 2010）。栄養塩負荷は 1980 年代から始まり、現在も続いている（Katagiri et al. 2011、北海道 2020）。1991 年以前の美々川上流部の流路は広く（櫻井ら 2009）、バイカモ（*Ranunculus hipponicid* (Makino) Nakai var. *submerses* H. Hara）等流水域に分布する沈水植物が繁茂していた（北海道 2007、宇根ら 2012）。

美々川では河川水中の窒素濃度が高い条件下で 1991 年に原因不明の一時的なリン濃度の上昇があった（Katagiri et al. 2011）。一時的にリン濃度が上昇した 1991 年以降、2001 年までの間にクサヨシは流路内で急速に増加し（片桐 2011）、2004 年には閉塞区間が増加し、流路幅が著しく減少した。閉塞前に分布していた水生植物の正確な種数は不明であるが、流路が閉塞したことにより、閉塞前は流路に分布していた沈水植物であるバイカモおよびエゾミクリ（*Sparganium emersum* Rehmman）群落が増加または消失し、流路内の水生植物の多様性が低下した（北海道 2007、櫻井ら 2009）。クサヨシの過剰繁茂による流路の閉塞と沈水植物群落の減少は、除去試験前の 2012 年においても進行中であった（宇根ら 2012）。

水路内で過剰に繁茂した個別の外来種対策としては、石川県河北潟におけるホテイアオイ（*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms）の除去（高橋ら 2005）、大阪府の淀川におけるボタンウキクサ（*Pistia stratiotes* L.）の摘み取り（内藤 2015）、および静岡県柿田川におけるオオカワヂンヤ（*Veronica anagallis-aquatica*）の経年駆除（福原ら 2014）等、水路から外来種を除去する手法が成果を上げている。本研究で調査対象とした美々川の閉塞区間においても、クサヨシの除去により流路を連続させることで沈水植物の新規定着を促し、沈水植物群落を復元できると期待された。しかし、流水域において過剰繁茂した在来または外来植物除去後の水生植物の分布状況や環境条件の変化についてモニタリングした事例はきわめて限られる（安藤ら 2001、内藤 2015、Collins et al. 2020）。

以上の背景から、本章では、高濃度の栄養塩類負荷によりクサヨシが過剰繁茂した寒冷地小河川において、流路を閉塞させているクサヨシを部分的に除去することによる物理変量や水生・湿生植物の分布状況の経年的な変化を把握し、部分的除去による沈水植物の復元効果の検証を目的とした。

3-2 調査方法

3-2-1 対象地域

勇払川支流の美々川は、北海道千歳市と苫小牧市（北緯 42 度 44 分、東経 141 度 42 分）を流れる約 18 km の小河川で、勇払川中流部のウトナイ湖に流入する。ウトナイ湖とその周辺は、1991 年にラムサール条約湿地に登録されている（図 3-1）。

過去 30 年（1991 年～2020 年）の平均気温は 7.9 °C、年間降水量は 1,239 mm であり、最も降水量が多いのは夏季（6～8 月）で月間 157 mm、冬季（12～2 月）は月間 44 mm である（気象庁 2020）。周辺地域の表層は 300～40,000 年前の火山活動による降下軽石堆積物が約 20 m の厚さで堆積している（曾谷・佐藤 1980）。この軽石層は透水性が高く、降水のほとんどが地下に浸透する。このため美々川に流入する水量の約 80%は常に地下水により供給されており、年間を通じ流量が安定している（北海道 2007）。集水域の大半は畑地や牧草地で、近年は河川水への窒素や無機塩類の負荷が増加している。調査区間（約 2 km）の上流部にあたる美々橋における全窒素の濃度は、1985 年に 3.36 mg L⁻¹、1998 年に 7.58 mg L⁻¹、2010 年に 9.6～11.0 mg L⁻¹ と徐々に増加し、現在も年平均値 6.0～9.2 mg L⁻¹ と高い値で変動している（Katagiri et al. 2011、北海道 2020）。1980 年代までは、水路幅は 5～10 m で、沈水植物は流路に沿って広く分布していた（北海道 2007, 櫻井ら 2009）。

調査期間中（2012～2019 年）の閉塞区間の上流（美々橋）と下流（松美々橋）における水質の状況（北海道 2020）は以下のとおりである。全窒素は上流で 4.0～10.0 mg L⁻¹、下流で 4.0～9.3 mg L⁻¹ の範囲であり、硝酸態窒素はそれぞれ 3.3～9.5 mg L⁻¹ および 1.9～8.6 mg L⁻¹ であり、全窒素と硝酸態窒素は、両者とも美々川で栄養塩負荷が起こる前の 1985 年頃の 2.8 倍の異常な高濃度をこの期間維持しており、一定した季節変動パターンは見られなかった。亜硝酸態窒素は最大で 0.14 mg L⁻¹ だったが、ほとんどは 0.1 mg L⁻¹ 以下であった。また懸濁態リン負荷の指標となる浮遊物質は上流で 1～6 mg L⁻¹、下流で 1～7 mg L⁻¹ であり、期間中に大きな変動はなかった。

3-2-2 調査地の主な植物種

調査地の主要な植物はクサヨシ、バイカモ、およびエゾミクリであった。美々川上流部ではクサヨシが流路内で高密度にシュートを伸長させ、浮島を形成して流路を閉塞させた（北海道 2007）。クサヨシによって閉塞していない流路内には沈水植物であるバイカモとエゾミクリが分布していた。クサヨシは抽水～湿生植物で、種子のほか倒伏したシュートから多数の茎をのばして増える多年草である（角野 2014）。バイカモは湧水のある河川や水路、池などに生育する常緑多年生の沈水植物であり（角野 2014）、北海道東部の西別川では流速が大きく河床の砂礫が移動する条件下で良好に生長する（菊池 2002）。美々川では上流部において、流心部に大きなパッチ状の群落を形成し、場所によっては水面下のほとんどを覆っていた。エゾミクリは、幅 6～9 mm、全長 160 cm になる細長い沈水葉をもつ多年草であり（角野 2014）、美々川ではウトナイ湖を含む全域に分布するが、美々川上流部では生え方はまばらで、その被度は大きくなかった。（北海道 2007）。角野（2014）は「抽水、浮葉または沈水植物」としているが、美々川上流部では沈水形で生育する個体が多く、ここでは沈水植物として扱った。

3-2-3 クサヨシ除去による流路幅の設定と刈り取り

美々川では流路の多くがクサヨシにより閉塞した状況にあっても、沈水植物が生育している流路が部分的に残っており、在来の沈水植物であるバイカモとエゾミクリの生育に適した流速として $0.25\sim 0.35\text{ m s}^{-1}$ 、流路幅として約 2.0～4.0 m がそれぞれ示されていた（宇根ら 2012）。

本研究では流路断面を拡大しすぎると十分な流速を確保できないため、クサヨシ群落のすべてを除去するのではなく、宇根ら（2012）が示した沈水植物に最適な流速となるよう部分的除去により流路幅を調節した。クサヨシ除去の際、刈り取り幅の最小値は、宇根ら（2012）が示したバイカモおよびエゾミクリの生育に適した流路幅より 0.5 m 広い 2.5 m とした。以上から、刈り取り幅を 2.5～4.0 m に設定し、2013 年 2 月に各試験区で刈り取りを行った。

3-2-4 調査区(試験区、対照区、リファレンス区)の設定と、群落および物理変量の調査

2012年に流路の閉塞区間(美々橋～松美々橋の約2.0 km区間)を対象に7箇所を試験区を設定した(図3-1)。

クサヨシ除去前の試験区はクサヨシとドクゼリ(*Cicuta virosa* L.)が優占し、流路は閉塞するかまたは流路幅0.5 m未満であった。試験区では2013年2月に、水路の中央付近において2.5～4.0 m幅の流路ができるように、クサヨシの浮島(シュートの塊)を手鎌により除去した。

対照区は、除去処理の影響を受けない箇所における物理変化、および水生植物と湿生植物の変化を観察する目的で、試験区から2.0 m以上離れた同一断面上に分布するクサヨシ群落内に設定した(図2)。対照区はクサヨシとドクゼリが優占し、流路はなく、泥が厚く堆積した箇所が多かった。

以上に加えて、2013年に、調査区間下流部の沈水植物が優占する流路に、試験区の沈水植物が復元する条件を把握するためのリファレンス区を10箇所を設定した(図3-1)。リファレンス区は4.5 m程度の流路幅があり、底質は砂が卓越し、バイカモが優占していた。

試験区、対照区、およびリファレンス区のすべてにおいて0.5 m×1.0 mの連続した調査点を浮島の幅に合わせて4.0～10.0 mの長さで設定した(図3-2)。

水生植物および湿生植物の被度は、各調査点において、0.5×1.0 m²の長方形の調査点内に出現する全ての維管束植物の被度を目視により2%きざみで判読した。判読の際、10 cm刻みでマークされた木製の0.5×1.0 m調査枠と水中メガネを使用した。試験区および対照区では、2012年(除去処理前年)～2019年まで調査を行い、リファレンス区では2013年～2019年まで調査を行った。試験区とリファレンス区の調査点数は、流路幅の年変化や除去幅により一定ではなかった。試験区の調査点は調査期間中39～66地点の間で変化し、リファレンス区の調査点は82～100地点の間で変化した。対照区は調査期間中34地点であった。

物理変量として水深、泥深(浮泥層の厚さ)、流速、および底質(粒度)を植生調査と同時に測定した。流路幅は試験区とリファレンス区で2019年まで測定した。対照区ではクサヨシを除去しなかったため、クサヨシのシュートや浮島の隙間に測定機器を挿入し、水中眼鏡を用いて計測した。水深と泥深は測深棒で測定した。流速は流速計(DENTAN TK'-105X 東京電探株式会社製)により20秒間の平均値を記録した。底質は目視によりWentworth(1922)の分類をもとに泥(ϕ :1/16 mm未満)(1)、砂(ϕ :1/16 mm - 2 mm)(2)、小礫(ϕ :2 mm - 4mm)(3)、および中礫(ϕ :4mm以上)(4)に判別し、この階級値を解析に使用した。

7 箇所の試験区と 10 箇所のリファレンス区のそれぞれの調査点で、2012 年～2014 までは、流量を算出するため、20 %および 80 %深度で流速を観測した。除去後、2015 年～2019 年の流速は、試験区とリファレンス区の全ての調査点で水面から 0.1 m の深さから 0.2 m 間隔で河床まで測定した (図 3-2)。

本研究では水生植物と流速の関係を解析するため、0.1 m 深度の流速 (表層流速) と河床に最も近い箇所で測定した流速 (河床流速) という 2 つの流速指標を設定した。表層流速と河床流速は 2015 年以降に測定されたので、2012 年～2014 年は 20 %と 80 %水深のデータからべき乗式をもとに算出した推定値を用いた (日下部ら 2002)。

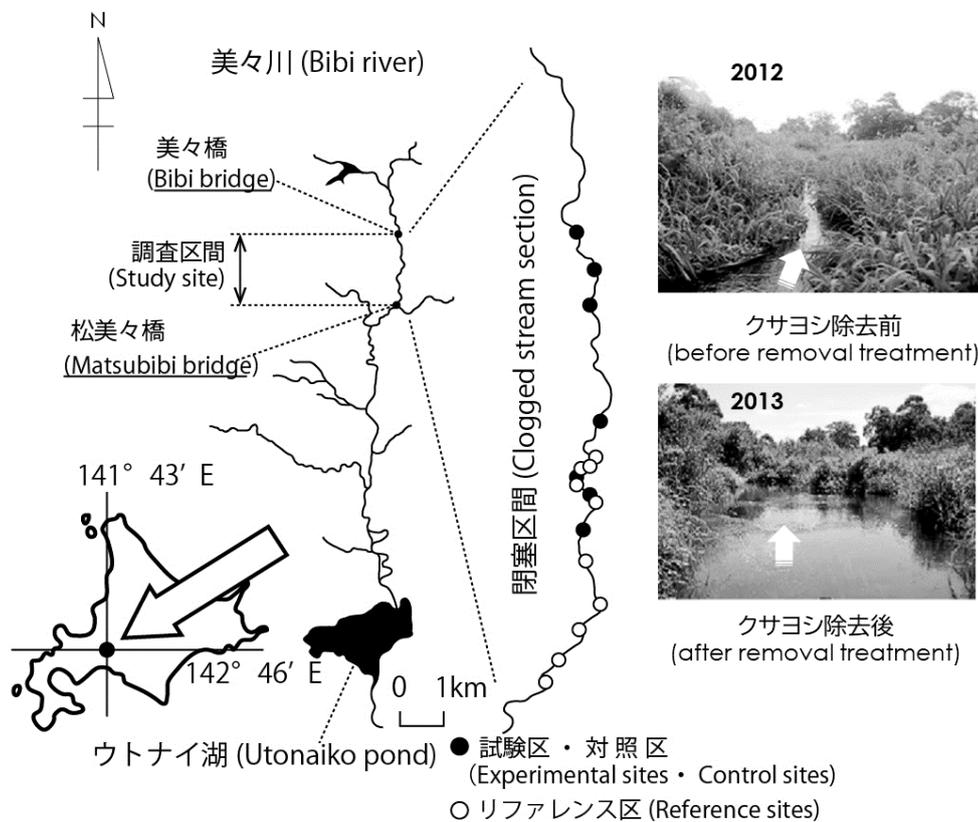


図 3-1 調査地点位置および除去前後の試験区における水面の変化

調査対象区間は約 2.0 km で 7 箇所の試験区および対照区と 10 箇所のリファレンス区が含まれる (左)。除去試験前は流路がクサヨシ(*Phalaris arundinacea*)により閉塞していた (図右上段)。除去試験後はバイカモ (*Ranunculus nipponicus*) が流路内に出現した (同下段)。

Location of the study site and the change of stream width of experimental site.

The study site was approximately 2.0 km long and included 7 experimental sites, 7 control sites, and 10 reference sites (left). Before the removal treatment, the stream line was clogged by *P. arundinacea* (above image, right), but after the removal treatment, *Ranunculus nipponicus* was present in the stream (below).

※櫻井善文, 矢部和夫, 片桐浩司, 椎野亜紀夫 (2022) 日本の寒冷地小河川におけるクサヨシ除去による沈水植物復元の検証. 湿地研究 12:73-87 より転載

3-2-5 水生植物の分布と物理変量の関連性の分析

試験区、対照区、リファレンス区における植生と物理変量との関連性を明らかにするために正準対応分析 (CCA: Canonical correspondence analysis) を用いた (Ter Braak 1986, McCune and Mefford 1999)。

解析には 2012 年から 2019 年の間に試験区、対照区、およびリファレンス区の各調査点で取得した合計 1043 地点のデータを使用した。植生データは出現頻度 5%以上だった 13 種を対象とし、物理変量は水深、表層流速、河床流速、泥深、および底質 (階級値) の測定値を対象とした。本解析の有効性は、モンテカルロテストを用いて植生の行列と物理変量の行列間に相関関係はないという帰無仮説を検証することで確認した (無作為化試行回数は 199 回)。CCA の解析ソフトは PC-ORD version 6 for Windows (MjM Software Design) を使用した。

3-3 結果

3-3-1 クサヨシ刈り取り後の流路幅と平均流量の変化

刈り取りによるクサヨシの除去を行わなかった対照区では試験期間中に流路は出現しなかった。クサヨシを除去した試験区の流路幅の中央値は、除去処理前の2012年は0 mで、除去処理直後の2013年に3.5 mとなり、徐々に拡大しながら2019年は4.5 mに拡大した(図 3-3 a)。リファレンス区の流路幅の中央値は2015年まで4.5 m~5.5 mの間で変動し、2016年に一時5.5 mを超え、2019年に5.2 mとなった。流路の2013年~2019年の平均流量は、試験区では除去処理前は0.4 m³ s⁻¹だったが処理後は2014年~2017年まで0.57~0.65 m³ s⁻¹で変動し、2018年および2019年は0.7 m³ s⁻¹程度に増加した。一方、リファレンス区では2013年は1.04 m³ s⁻¹とやや高かったが、2014年~2018年まで0.85~0.9 m³ s⁻¹とほぼ一定で、2019年に0.72 m³ s⁻¹とやや低下した(図 3-3 b)。以上から除去処理により試験区で流量が増加したが、リファレンス区における試験期間中の大きな流量の変化はなかった。

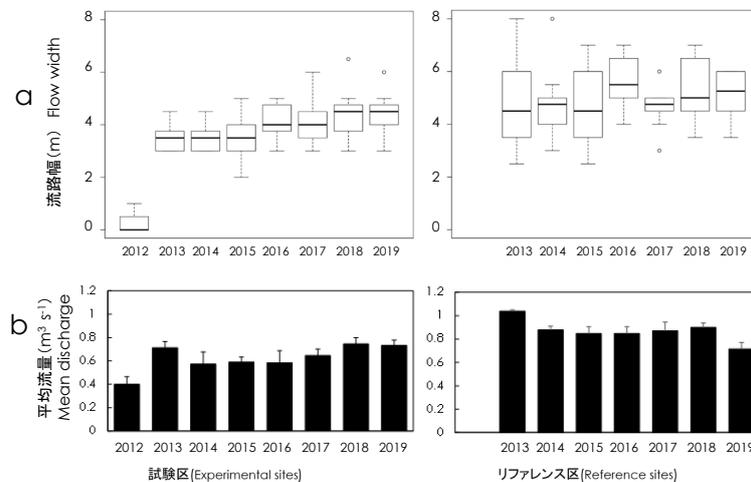


図 3-3 試験区とリファレンス区における流路幅と平均流量の変化

箱ひげ図は下から最小値、第1四分位数、中央値、第3四分位数、および最大値を示す。リファレンス区は2013年以降にデータを取得した。

Changes in median flow width and discharge of the experimental and reference sites. In the box and whisker plot, minimum, lower quartile, median, upper quartile, and maximum values were inserted. The survey at the reference sites has been conducted since 2013.

※櫻井善文, 矢部和夫, 片桐浩司, 椎野亜紀夫 (2022) 日本の寒冷地小河川におけるクサヨシ除去による沈水植物復元の検証. 湿地研究 12:73-87 より転載

3-3-2 試験期間中の物理条件の変化

水深の中央値は、対照区では除去試験前の2012年は0.65 mであり、2019年までの間は0.50～0.85 mで変動した。

試験区では除去試験前は1.14 mで2015年にかけて1.19 mまで増加したが、2016年以降は1.0 mを下回り、2017年～2019年の間は0.90～0.96 mでわずかに変動した。リファレンス区では2013～2019年の間徐々に減少しながら0.82～1.07 mで変動した(図 3-4 a)。

対照区の表層流速と河床流速はほとんど 0.0 m s^{-1} で試験期間中変化しなかった。試験区の表層流速と河床流速は、除去処理により増加した。試験区の表層流速の中央値は、除去処理前 0.08 m s^{-1} だったが、処理後 $0.19\sim0.28 \text{ m s}^{-1}$ に増加した。河床流速の中央値は、2012年は 0.06 m s^{-1} だったが処理後2017年までに $0.09\sim0.26 \text{ m s}^{-1}$ に増加し、2018年～2019年で $0.21\sim0.13 \text{ m s}^{-1}$ に減少した。

リファレンス区の表層流速と河床流速の中央値は、それぞれ $0.21\sim0.26 \text{ m s}^{-1}$ 、 $0.10\sim0.24 \text{ m s}^{-1}$ で2013年～2015年の間大きく変化しなかった(図 3-4 b, c)。

平均泥深は、対照区では2016年～2017年に一時的に増加したが、それ以外は $0.25\sim0.35 \text{ m}$ で変動は小さかった。試験区では除去処理前の2012年は 0.05 m であったが、処理後の2013年に 0.02 m に減少し、2017年以降は2019年に一時増加したことを除いてほとんど消失した。リファレンス区では、泥深はほとんど変化せず、試験期間中 0.01 m 以下だった(図 3-4 d)。

河床の底質は、対照区では2012年は河床の94%で泥が優占し、2014年に68%まで低下したが2019年には94%に戻った。試験区では、除去処理前の2012年は、泥が54%で優占した。しかし除去処理後は砂が優占し、2017年以降はほとんどの調査点で泥が砂におきかわった。また2016年から小礫の河床が増加した。リファレンス区では、ほとんどの調査点で砂が優占しており、2016年から小礫の河床が増加した(図 3-4 e)。

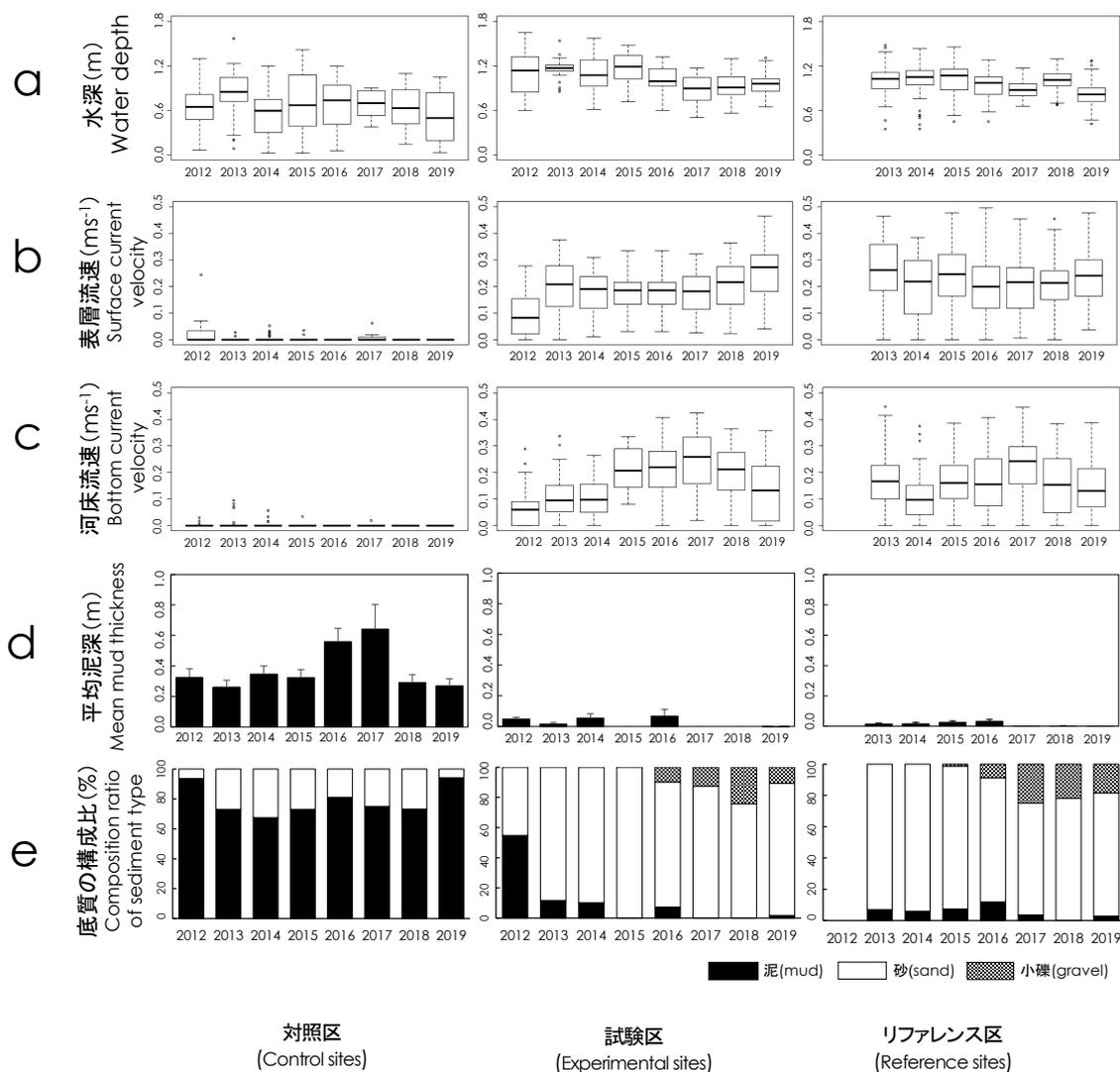


図 3-4 対照区、試験区、およびリファレンス区における 2012～2019 年の水深 (a)、表層流速 (b)、河床流速 (c)、泥深(d)、および底質 (e)の構成比の変化

箱ひげ図は下から最小値，第 1 四分位数，中央値，第 3 四分位数及び最大値を示す。平均泥深と底質の構成比率は全ての調査点から算出した。

Changes in water depth (a), surface current velocity (b), bottom current velocity (c), mud thickness(d), and predominate sediment types (e) in the control and experiment sites (from 2012 to 2019) and the reference sites (from 2013 to 2019). In the box - and - whisker plot, minimum, lower quartile, median, upper quartile, and maximum values were inserted. The mean mud thickness and percentage of sediments were calculated using the data of all points.

※櫻井善文, 矢部和夫, 片桐浩司, 椎野亜紀夫 (2022) 日本の寒冷地小河川におけるクサヨシ除去による沈水植物復元の検証. 湿地研究 12:73-87 より転載

3-3-3 水生植物と湿生植物の変化

対照区では2013年～2015年までの3年間で無植生地点が9%から26%とやや増えたが、その後2016年～2019年にかけて減少した。対照区では水生植物の減少はなく、クサヨシとドクゼリが優占し続け、種構成や被度の大きな変化はなかった(図 3-5 a)。

試験区では、2012年の除去処理前は、流路が植生で覆われていて水面はほとんどなかった。種ごとの平均被度は抽水のクサヨシが56%であり、次いでドクゼリが24%だった。沈水植物であるエゾミクリは1%だった。処理直後の2013年には流路内において約79%の無植生地点があったが、その後バイカモ被度の増加に従って減少し、2019年には18%となった。

試験区のクサヨシ、ドクゼリ、外来種のオランダガラシ (*Nasturium officinale* R. Br.)、およびその他の抽水植物と湿生植物は2013年～2016年にかけて減少し、2017年以降は消失した。

沈水植物であるエゾミクリとバイカモの2種の平均被度の合計は2013年に13%、2014年に21%、および2015年に24%と継続的に増加し、2019年には約81%となった。バイカモの平均被度は処理直後の2013年は1.2%で、2年後の2014年に約13%まで増加し、2018年以降は前年の約25%から71%まで急速に増加し、水路内の大部分でバイカモが優占した。エゾミクリの平均被度は処理直後の2013年は12%、2015年は約13%だったが、2016年から2018年は約8.7%から約3.2%へと減少し、2019年に約11%となるなど、10%前後で推移した(図 3-5 b)。

リファレンス区では、抽水植物と湿生植物の平均被度は2016年まで5.0～9.0%だったが、2017年以降は2.0%未満だった。沈水植物のうち、バイカモとエゾミクリの平均被度の合計値は2017年までは31～41%で推移したが、2018年以降増加し、2019年には73%になった。バイカモの平均被度は、2013年から2016年まで約24%～32%の間で推移し、2018年以降前年の約34%から68%まで大きく増加した。エゾミクリの平均被度は、2018年に一時約0.8%まで減少したが、2013年から2019年まで約5.0%から8.5%の間で推移した(図 3-5 c)。

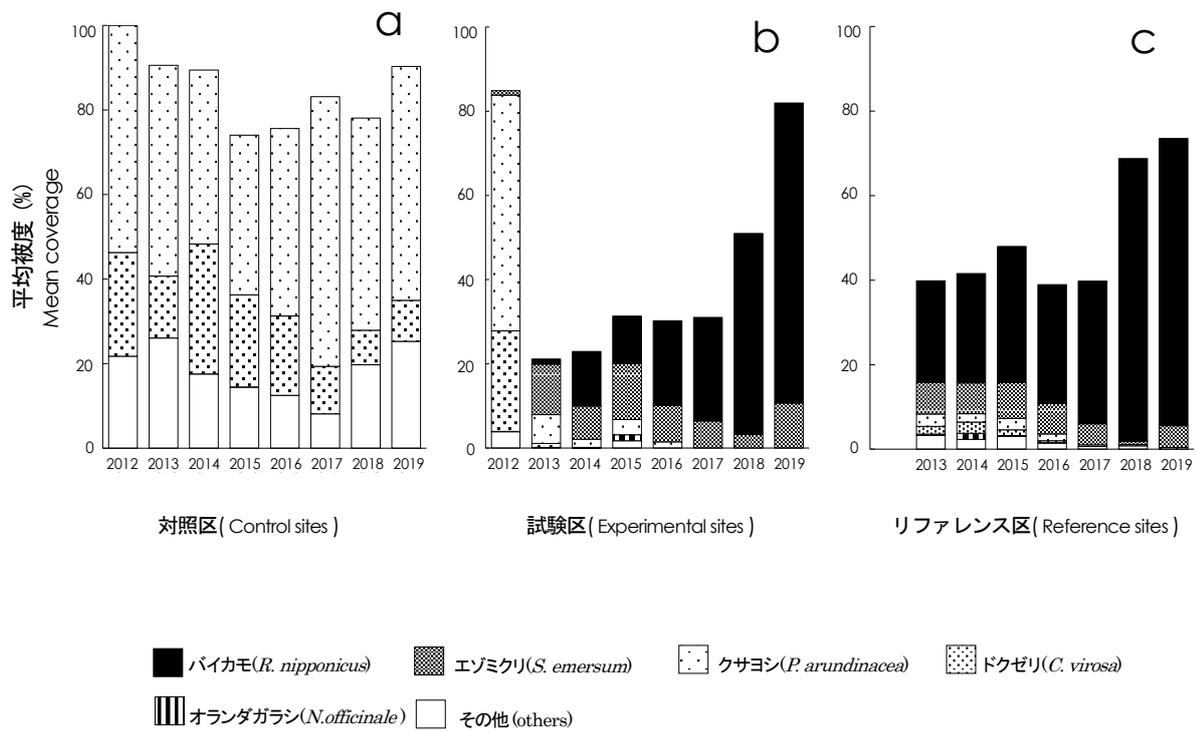


図 3-5 対照区 (a)、試験区 (b)、及びリファレンス区 (c) の 8 年間の平均被度 (%)

被度の百分率は全ての調査点における平均値を求めた。バイカモおよびエゾミクリは沈水植物、クサヨシ、ドクゼリ、およびオランダガラシは抽水植物、その他は抽水植物と湿生植物。

Mean coverage (%) at all points of aquatic macrophyte communities over 8 years at the points of the control site (a), experimental sites (b), and reference sites (c). The percentage was calculated as the average of the coverage data at all points. *Ranunculus nipponicus* and *Sparganium emersum* are submerged macrophytes, *Phalaris arundinacea*, and *Cicuta virosa*, *Nasturium officinale* R. Br., were emerged macrophytes, others were emerged macrophytes and helophytes.

※櫻井善文, 矢部和夫, 片桐浩司, 椎野亜紀夫 (2022) 日本の寒冷地小河川におけるクサヨシ除去による沈水植物復元の検証. 湿地研究 12:73-87 より転載

3-3-4 水生植物の分布と物理変量との関係

各調査年の調査区の群落および種と物理変量との関係を CCA ダイアグラムにより示した (図 3-6)。CCA の 3 軸の固有値は、0.728、0.046、0.030 で、それぞれ全分散の 10.8%、0.7%、0.5% を説明した (全体で 12%)。p 値は第一正準軸で 0.05 未満と有意な値となり、群落や種と環境変量の相関は有意であることが示された。なお第 2 軸と第 3 軸の interset correlations は第 2 軸が 0.291、第 3 軸が 0.260 であった。第 2 軸は水深との相関が見られたが第 3 軸からはどの物理変量とも相関が見られなかったため、1 軸と第 2 軸の結果を採用した。第 1 軸と第 2 軸上では、沈水植物であるバイカモの分布は表層流速および底質に対して正の相関があり、河床流速に対しても低い正の相関があった (図 3-6 a)。

エゾミクリの分布は水深と正の相関があった。クサヨシとドクゼリの分布はいずれも表層流速および底質と負の相関があり、コウキクサ (*Lemna minor* L.) とヨシ (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) の分布は泥深と正の相関があった。

CCA の 2 軸上の調査区の群落分布は同一軸上の座標値をもとに、対照区、試験区、およびリファレンス区の群落に分けて、それぞれ調査年別に表示した (図 3-6 b、c、d)。

対照区の群落分布は、表層流速および底質と負の相関があり、泥深と正の相関があった。また、2 軸上の群落の位置は 2012 年から 2019 年までの調査期間中変化しなかった。対照区は、第一軸上で 2 つの群落グループが得られた。調査地点が流路側にあり、水深が大きく、泥深が小さいグループが第一軸の原点側に分布し、調査地点が陸側にあり水深が小さく、泥深が大きなグループがより右側に分布した (図 3-6 b)。両グループともに平均表層流速は 0.01 m s^{-1} を下回った。植生は、原点側のグループが右側のグループに比べ 2 種少なかったほか、クサヨシの平均被度が 10% 程度大きく、ヨシやミゾソバ (*Polygonum thunbergii* (Sieb. et Zucc.) H. Gross ex Nakai) の平均被度が 5% 程度小さいなど、右側のグループよりクサヨシが卓越する傾向がみられたが、それ以外の構成種や被度の差異は大きくなかった。

試験区の群落は刈り取り前の 2012 年には原点より右側に位置し、表層流速および底質と負の相関があり、泥深と正の相関があった (図 3-6 c)。しかし刈り取り後の 2013 年以降はほとんどの調査点の群落が原点より左側に移動し、さらに 2019 年までこれらの群落の分布範囲は変わらなかった。この結果、刈り取り後の 2013 年以降の群落分布は、表層流速および底質と正の相関を示し、泥深と負の相関を示した。

リファレンス区の群落は 2013 から 2019 年までに出現した群落の位置を示している (図 3-6

d)。群落の一部は原点より右側に分布したが、大半の群落は左側に位置し、表層流速および底質と正の相関を示し、泥深と負の相関を示した。リファレンス区の群落の位置も調査期間中変化しなかった。

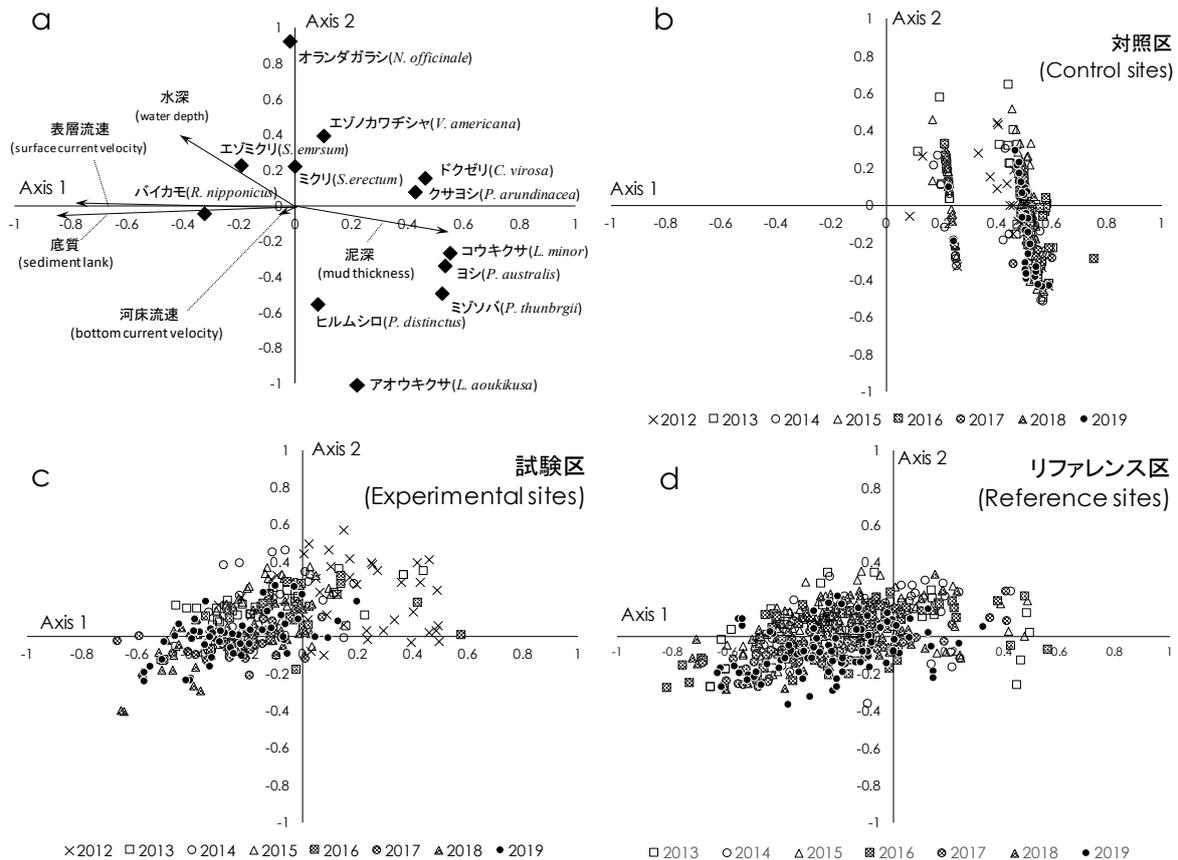


図 3-6 植生データと物理変量による CCA

種と環境変量は a に、2012～2019 年の対照区、試験区、およびリファレンス区の調査点は b、c、d に示した。

CCA ordination diagram of the communities of survey points and species with physical variables. Species arrangement and physical variables are showed in a, and communities of survey points in control sites, experimental sites, and reference sites from 2012 to 2019 are showed in b,c,d.

※櫻井善文, 矢部和夫, 片桐浩司, 権野亜紀夫 (2022) 日本の寒冷地小河川におけるクサヨシ除去による沈水植物復元の検証. 湿地研究 12:73-87 より転載

3-4 考察

3-4-1 クサヨシ部分的除去による流路内における植生の変化

クサヨシの部分的除去による沈水植物の復元効果について検証する。

試験区のバイカモは2013年に新規定着し、2016年でリファレンス区と同程度にまで増加し、以降はリファレンス区と同じ変化を示すようになったことから、処理後約4年で群落が復元したと考えられる。エゾミクリは除去処理翌年の2013年には12%に増加し、その後大きく変動することはなく、2018年に3%に減少したことを除けば2019年まで8~13%の間で推移した。リファレンス区における本種の被度は2018年の0.8%を除き2013年から2019年にかけて約5~8%で変動していることから、エゾミクリはクサヨシの刈り取り翌年からリファレンス区と同程度にまで群落が復元したと推察される。試験区の流路幅の中央値は、除去処理翌年(2013年)の3.5 mから7年後(2019年)に4.5 mに拡大し、クサヨシの侵入による流路の再開塞はみられなかった(図 3-3 a)。

以上より、クサヨシの部分的除去は、処理後4年でバイカモおよびエゾミクリが優占する沈水植物群落がりファレンス区と同程度にまで復元し、さらに、少なくとも7年間はクサヨシの繁茂による再開塞が起こらなかったことから、沈水植物群落を復元し維持する手法として効果的だったと評価できる。

3-4-2 クサヨシ除去による流路内における物理変量の変化

閉塞区間で行われたクサヨシの部分的除去により、試験区の表層流速および河床流速は増加し、泥は減少し、河床の底質は泥から砂に変化し、水深は約0.2 m減少した。対照区ではこれらの物理条件はほとんど変化しなかった。この結果から、クサヨシの部分的除去は閉塞区間の水文条件を変化させ、試験区における各物理的変量をリファレンス区に近づけたと推察される(図 3-4 a - e)。また、部分的除去によって物理変量のうち表層流速と底質は即座に大きく変化したことから(図 3-4 b、e、および図 3-6 c)、処理に対して即応する物理変量がある一方で、河床流速や平均泥深のように変化にやや時間のかかる物理変量の存在が明らかになった(Fig. 3-4 c、d)。

流速の増加と関連するせん断応力の増加は底質を粗くする(Butcher 1933, 岩垣 1956,

Dawson 1978, 1989, 中山 1989, Pedersen et al. 2004)。流速の増加により、試験区の河床に堆積した泥は消失し、底質は砂や小礫の割合が増加したと考えられる。また、流速の増加とともに流路幅も拡大し（図 3-3 a）、これらの変化に伴い水深は約 0.2 m 減少した（図 3-4 a）。以上から、流路内の流速の変化は他の物理変量（泥深と底質）を変化させたと推察される。

3-4-3 物理変量の変化と水生植物の分布

クサヨシ除去後の物理変量の変化がクサヨシの抑制と沈水植物の増加に与えた影響を考察する。

試験区は、クサヨシ除去処理前（2012 年）はクサヨシとドクゼリが優占した（図 3-5 c）。CCA の結果では、クサヨシとドクゼリは表層流速および底質と負の相関があった（図 3-6 a）。対照区の表層流はほとんどなく、底質の構成比は泥が卓越した。処理前の平均表層流速の中央値は 0.08 m s^{-1} と小さく、底質は泥の優占する河床が 54% だった（図 3-4 b, e）。これはクサヨシが流速の小さい泥の堆積する箇所に分布する傾向があるというラトビアにおける既往報告（Grinberga 2011）を支持する結果となった。除去処理後の 2013 年以降は、表層流速の中央値が 0.18 m s^{-1} 以上で変動し、底質も泥の優占する河床から砂の優占する河床へ変化した（図 3-4 b, e）。河床の泥が消失したために試験区内ではクサヨシの増加が抑制され、2017 年には消失したと推察される。一方、CCA で表層流速および底質と正の相関が示されたバイカモ（図 3-6 a）は表層流速の増加と砂および小礫河床の増加（図 3-4 b, e）に伴い被度を増加させた（図 3-5 b, c）。表層流速の増加に伴うバイカモ被度の増加は、バイカモが流速の大きな箇所に順応しているという国内の他河川における既往報告（木村, 國井 1988, 藤江 2006, 広瀬ら 2008）を支持する結果となった。エゾミクリの被度は CCA で正の相関がある水深の変化と良く対応している。水深は 2015 年まで 1.11~1.17 m で、2016 年から徐々に低下し、2017 年以降は 0.90~0.96 m で変動した（図 3-4 a）。試験区とリファレンス区のエゾミクリの被度も 2015 年までは増減が少なかったが、2019 年の被度は 2015 年の被度から約 3% 程度減少している（図 3-5 b, c）。

水路内における水生植物の除去や堆積土砂の浚渫により、流路の断面積が拡大し流速が小さくなるデンマークの事例（Pedersen et al. 2002）や、流路幅の拡大による流速の低下によって掃流力が低下し、泥の堆積が進行する石狩川下流部の事例がある（清水, 藤田 1994）。美々川でも 2007 年に美々橋の上下流側の流路において 10~25 m の幅で水路内のクサヨシをすべて除

去した。その結果、流路断面の約 6 割は流れがほとんどなくなり、刈り取りから 3 年後にはその箇所でもクサヨシ群落は復元した。除去から 3 年後に閉塞していなかった流路ではエゾミクリが確認されたが、バイカモの新規定着は確認されなかった（北海道河川環境研究会 2018）。

以上から、クサヨシの部分的除去は、一定の流速を発生させることで、河床の泥を流失させ、水深が 1.0 m 程度の流路を形成してエゾミクリを復元し、底質を泥から砂および小礫へと変化させたことで、流速および底質と負の相関があるクサヨシおよびドクゼリの再繁茂を抑制し、流速および底質と正の相関がある沈水植物のバイカモを復元させたと考えられる。

次に、1 回のクサヨシの除去により、長期間クサヨシが抑制できた理由について考察する。美々川では河川水中の窒素濃度が高い条件下で 1991 年に発生したリン負荷の一時的な上昇によりクサヨシが急速に増加し、流路が閉塞した（Katagiri et al. 2011）。また、流水中の一時的なリン濃度の上昇が収束した後もクサヨシは減少せず流路閉塞は続いた。この原因は流水中の窒素負荷が高い状態で、閉塞による流速の低下により河床に浮泥が堆積し、嫌気状態となった河床の泥中から溶出したリン酸をクサヨシが利用できたためであると考察されている（Katagiri et al. 2011）。本研究ではクサヨシの部分的除去によって増加した流速が河床の泥を洗流したため、クサヨシの再繁茂が抑制されたと推定される。したがって、今後 1991 年のような一時的なリン負荷の上昇が発生すれば、クサヨシの過剰繁茂が再発する可能性がある。

3-4-4 沈水植物復元を目的とした部分的刈り取りによる河川管理手法

美々川は流域の農地を起源とする栄養塩類により富栄養化している（石川ら 2010）。クサヨシは高い栄養塩負荷によって過剰繁茂し、流路を閉塞させたため流路に分布していた沈水植物群落は減少した。河川に対する周辺農地からの栄養塩負荷低減には、家畜飼養密度の制限および放牧の奨励等の排出規制や、固液分離および浄化処理等の排出対策（田淵 1999, 松田 2001, 北海道立農業・畜産試験場ふん尿プロジェクト研究チーム 2004）が必要であるが、美々川では汚染源が広域かつ複数に及ぶため、短期間に水質を改善することが難しかったことから、クサヨシ除去による沈水植物の復元を試みた。

水路内の植物を除去する経済的な手法として用いられる除草剤費用と人手を低減できるが（Pearce 1965, Hogson 1968, Comes 1971, Adams and Galatowitsch 2006, Thomsen et al. 2012）、下流の水生植物の成長に影響を及ぼす（畠山 2006, 佐合 2007）。美々川では、調査区間の下流にも水生植物群落が分布するほか、流路幅を調整しながら部分的除去を行う必要があ

ったため除草剤は使用せず、手鎌を用いて人力により除去した。

除去によるクサヨシの抑制効果を持続させるためには6年以上の連続的な刈り取りが必要で、多くの費用や人手を必要とする (Wisconsin Reed Canary Grass Grass Management Working Group 2009)。本研究では水路内のクサヨシを部分的に除去し、物理条件を変化させることで、1回の除去作業によって、少なくとも7年間は流路内におけるクサヨシの再繁茂を抑制させた (図 3-3 a、図 3-5 b)。

水路内における高頻度の除草は除去対象以外の種も除去するため、水生植物の種数を減少させる (Dawson 1988, Pedersen et al. 2006)。しかし本研究では、少なくとも2019年までクサヨシの部分的除去による水路内における水生植物の種数の減少はなかった。

湿地における水生植物の復元には、対象とする種の生活史と環境条件への適応性を明らかにし、種の絶滅リスクを低減するような保全計画が必要とされる (Fukumori et al. 2018)。また、継続的な管理が可能になるよう、コストと労力を少なくすることも重要である (Dawson 1989, 佐合 2007)。本研究で行ったクサヨシの部分的除去は、流下断面積に関する流路幅を調整することで流速を増加させ、流路内の物理条件を変化させることでクサヨシの繁茂を継続させたメカニズムを解消し、少なくとも7年間にわたり再繁茂を抑制したと考えられる。また、これにより沈水植物であるバイカモ、エゾミクリは経年的に生長できたため流路内で被度を増加させることができたと考えられる。さらに、部分的除去による水生植物の種数減少はなかった。部分的除去作業は人力の必要があったことから、投入された作業量は大きかったが、すべてを除去するよりは作業量が低減された。また、2013年2月の除去作業以来、2019年まで追加の管理作業を必要としなかった。以上から、本研究で示した水生植物の保全技術は、広域汚染源からの汚濁負荷の低減が困難で管理作業や作業負荷を低減させる必要がある小河川において有効な管理手法であると考えられる。

なお、美々川の流量のほとんどは湧水起源であり、流量の季節変動が小さい (北海道 2007)。このため、流路断面の操作による流速の調整が比較的容易で、出水による攪乱がないことから、除去処理によって改善された物理条件が長期間継続できたと考えられる。したがって、美々川と同様の河川では、本研究で示した手法が効果的であると考えられるが、流量の季節変動が大きい河川、出水による攪乱がある河川、流れが早く礫床が卓越する河川等では適用できない可能性があり、今後の検討が必要である。

(※3章は櫻井善文, 矢部和夫, 片桐浩司, 椎野亜紀夫 (2022) 日本の寒冷地小河川におけるクサヨシ除去による沈水植物復元の検証. 湿地研究 12:73-87 より転載)

第4章 水生植物が分布する湖沼および河川における自然再生のための管理計画

4-1 序論

自然再生事業は、科学的知見に基づき、長期的視点で順応的に取り組むとされている（環境省 2019）。また、不可逆的变化（カタストロフィック・レジームシフト）を予防し、生態系の復元力が機能するように保全管理を行うことも重要である（高村 2010）。さらに、河川および湖沼の管理は継続性が必要であり、コストと労力の低減が重要な課題である（Dawson 1989、佐合 2007）。

本章では、以上の観点から、静水域および流水域の有効かつ持続可能な管理手法を検討した。

4-2 静水域の管理計画

4-2-1 与条件

ウトナイ湖はラムサール条約湿地に登録されており、渡り鳥の生息環境保全上、水面と水生植物の保全が求められる。また、ウトナイ湖は水生植物の種数および希少種の種数等からも全国で上位にあるなど水生植物の保全が重要視される（山ノ内ら 2016）。

2章の結果から、ウトナイ湖の水生植物の分布は全窒素（T-N）、電気伝導率（EC）、硫酸イオン（ SO_4^{2-} ）、カルシウムイオン（ Ca^{2+} ）、マグネシウムイオン（ Mg^{2+} ）、ナトリウムイオン（ Na^+ ）、カリウムイオン（ K^+ ）、塩化物イオン（ Cl^- ）、溶存酸素濃度（DO）、水素イオン濃度（pH）、浮遊物質質量（ss）、水温、水深、泥深、流速、透明度、および有義波高と有意な相関があり、長期的な水生植物群落の分布変化は、水深が主要な変数であることが把握された。

静水域の管理計画は、水生植物の保全を目的として行うことから、水生植物の分布変化の主要な変数である水位の経年変化をもとに現況を評価し、今後の管理上の課題を整理した。

4-2-2 検討方法

調査はウトナイ湖北岸において1969年より連続的に観測された水位標高データから1969年～2015年の夏季水位中央値（5月～10月）を算出した。水位標高データは室蘭建設管理部苫小牧出張所より提供をうけた。

4-2-3 結果

ウトナイ湖における夏季の水位標高は、下流部における直線化工事の進捗に伴って低下し、1977年に最も低下して1.6 mとなった。最も古い水生植物群落の分布調査は1984年に行われているが、当時の水位標高は1977年の水位から約0.2 m上昇し、約1.8 mとなっている（図4-1）。1984年当時はウトナイ湖内の水深が浅く、浅い水深を好むスギナモが湖内に広く生育するなど、分布の多様性は現在より高かった。水位標高は1991年の勇払川切り替えや1998年の下流堰設置により徐々に上昇し、2003年以降は約2.0 mで推移している。これにより深い水深でも分布可能なセキシウム群落やホザキノフサモ群落が増加している（2章参照）。

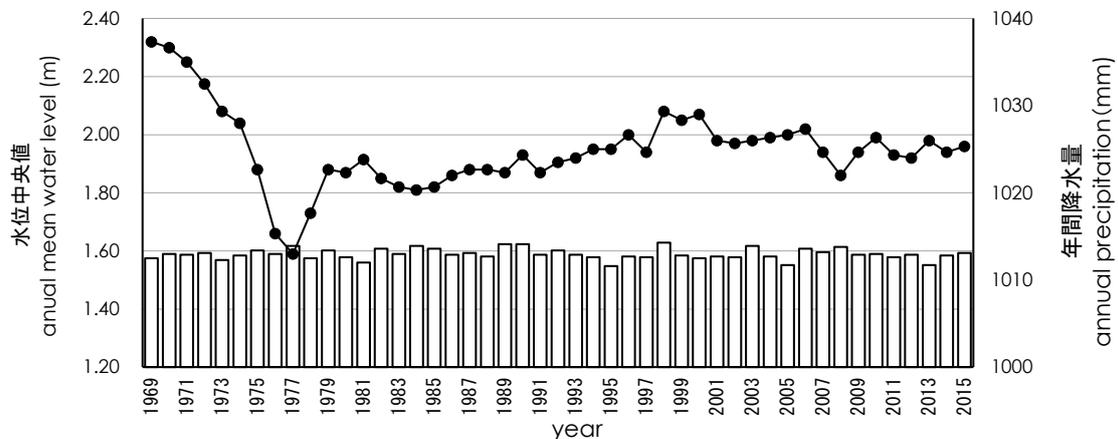


図 4-1 ウトナイ湖における水位中央値と年降水量の1969年から2015年の変化

折れ線は水位中央値、棒グラフは年降水量を示す。

Yearly change (1969–2015) of annual median water levels and annual precipitation in Utonai-ko.

Line is annual mean water level and bars are annual precipitation.

4-2-4 考察

ウトナイ湖の水位標高は、下流の直線化工事が行われる以前の1969年時点で2.3 mであり、現況より水深は0.3 m程度大きかった。また、1977年に最低水位標高を示したが、その後は勇払川の切り替え(1991年)や下流堰運用(1999年)により2.0 m前後で維持されている(図4-1)。1984年の調査による水生植物群落の分布は、長期的な水位変化の傾向からみると、下流部の直線化による一時的な水位低下に対応したものである。また、1999年の下流堰運用後に調査された2003年および2010年の植生分布は、水位が一時的に低下する1977年以前の状態に近いと考えられ、湖内の分布状況は1984年に比べ単調になったものの、水生植物の生育環境が劣化した状態とはいえない。従って、ウトナイ湖において自然再生事業を行うには、現況の約2.0 mの水位標高に対応した水生植物群落の分布を保全することが望ましく、そのためには現況水位を維持する必要がある。

以上から、ウトナイ湖における水生植物群落の保全に必要な管理上の課題は現況の水位の維持である。現在のウトナイ湖は、洪水時の前後を除けば、下流堰の調節により水位標高が2.0 mで維持されていることから、現状の水位標高の維持を目的とした下流堰の運用管理を今後も継続することで、現在の水生植物群落は保全されることが考えられる。維持管理上の留意点としては、豪雨等による一時的な出水がもたらす水生植物群落の攪乱や、流入河川からの栄養塩類の急激な変化による藻類の増加等にも着目し、水位の通年連続観測と、ウトナイ湖における水生植物の生長期間(5月～10月)内の水質(栄養塩類およびミネラル類)を継続的にモニタリングする必要がある。

4-3 流水域の管理計画

4-3-1 与条件

美々川上流部におけるクサヨシの過剰繁茂による流路の消失は、広域汚染源からくる高濃度の窒素負荷と一時的なリン濃度の上昇に起因することが既往調査で把握されていた(片桐 2010、Katagiri et al. 2011)。また、クサヨシの過剰繁茂により流路が閉塞し、流速が低下することで河床に浮泥が堆積した。窒素負荷が高い状況で、泥中では嫌氣的な条件下でリンが溶出しクサヨシの旺盛な生長が維持された。

クサヨシを過剰繁茂させる主な原因は周辺の農地を発生源とする栄養塩類の負荷であるため、最も有効な対策は水質の改善であった。しかし、広域に及ぶ農地を対象とした排出対策は地域の産業構造と密接に関係する必要があるため、迅速な対応が困難である。また、流路の消失と沈水植物の減少は年々進行していたため、沈水植物の完全な消失等の不可逆的変化となる前に対策を実施する必要があった(北海道 2007)。

本研究では流路内におけるクサヨシの成長を抑制し、沈水植物の新規発生と生長を促すため、クサヨシの部分的除去により流速を増加させ、増加した流速によって河床の底質を変化させる手法を試行し、その効果を検証した(3章参照)。この結果、部分的刈り取りによる流速の増加は、底質を粗くし、泥が流失したことでクサヨシの成長が長期間抑制され、沈水植物はリファレンス区と同程度になるまで復元した。沈水植物群落は処理後4年で復元したが、この間にクサヨシが流路内で拡大することはなく、追加の刈り取りは必要なかった(櫻井ら 2022)。クサヨシは富栄養下での生長が旺盛なため、抑制には長期間の頻繁な刈り取りが必要とされるが(Wisconsin Reed Canary Grass Management Working Group 2009)、本研究で行った部分的刈り取りでは処理効果が7年持続し、9年後の2021年現在でもこの状態が維持されている(図4-2)。

流水域の管理計画では、クサヨシを抑制し、沈水植物を復元および維持するために必要な設計条件を検討した。

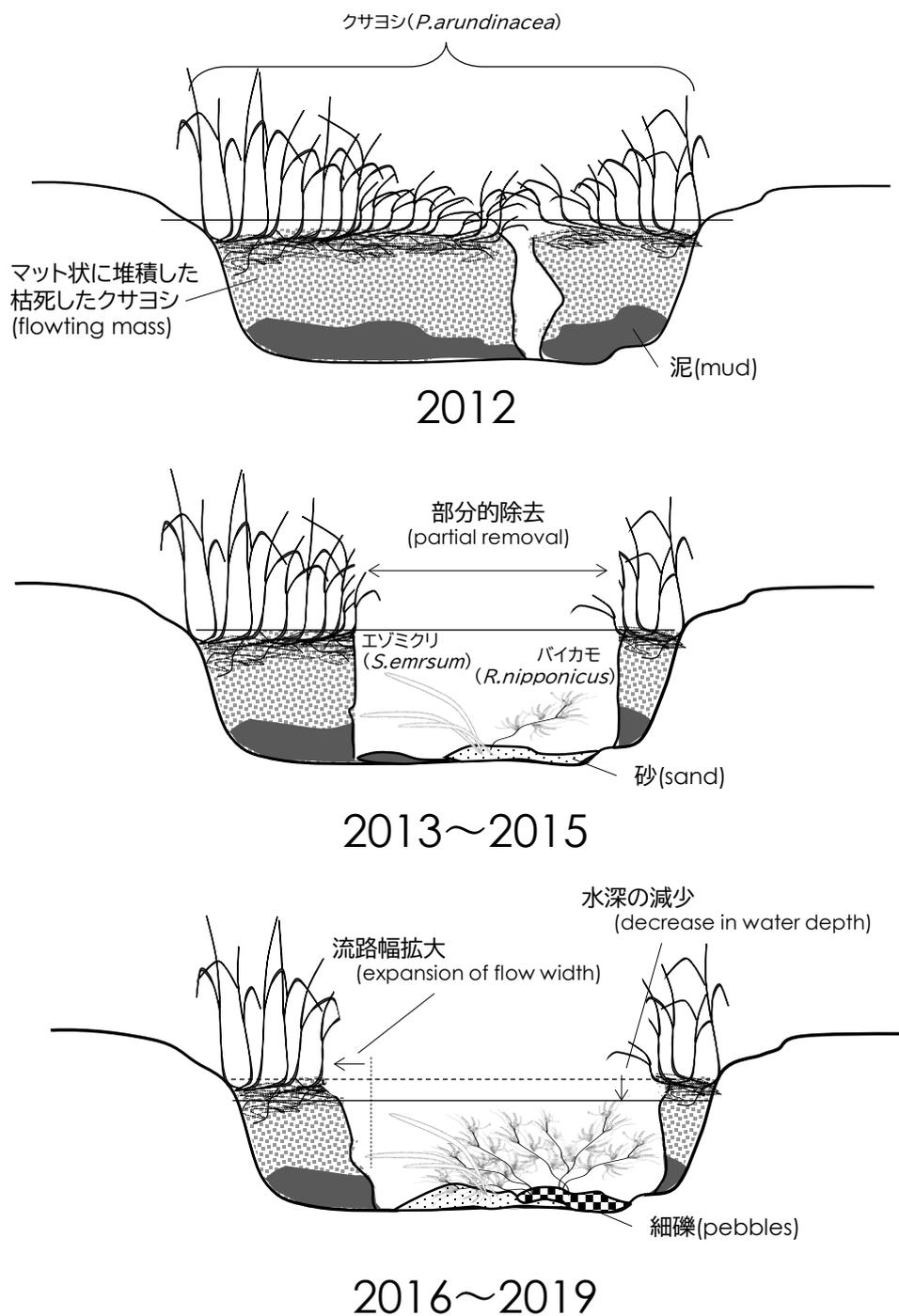


図 4-2 クサヨシ部分的除去による流路の物理環境変化と植生変化の概念図

Diagram of changes in the physical environment and macrophytes in the flow due to partial removal of *P. arundinacea*

4-3-2 方法

開水路の設計は、洪水時等想定される流量に対し、河床勾配（または動水勾配）や粗度係数を考慮して流路の断面積を設定する（玉井ら 1993）。しかし、両岸に抽水植物が分布する湿地河川は、両岸の摩擦抵抗を受け、複雑な水流が形成される（木本ら 1998）。美々川はヨシ、クサヨシが流路両岸に分布するため、流路断面の流速分布は場所により大きく異なり、それぞれ流心位置が異なった形状を示す（図 4-3）。また、抽水植物の生育状況が場所により異なるため粗度の設定も困難である。さらに、本河川は細かく蛇行を繰り返す小河川であることから、勾配の計測や設定が難しい。さらに、流路の維持管理上、流路全体を対象とした簡易な基準が必要とされている。以上から、本研究では美々川上流部のように湿地の草原内を細かく蛇行して流下する小河川に適した、流路設計手法が必要であると判断した。

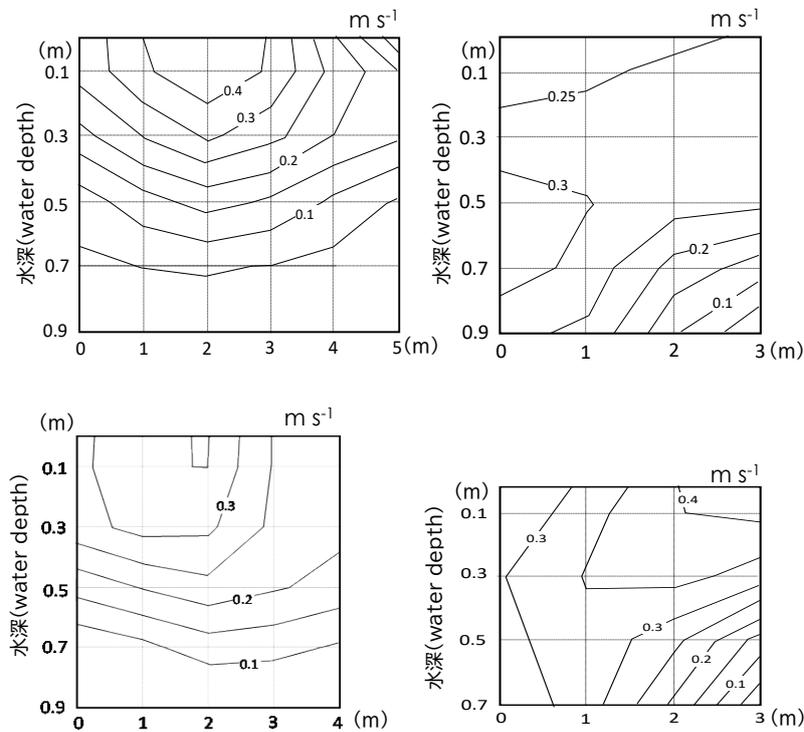


図 4-3 美々川上流部における沈水植物が繁茂する区間の流速分布

流速分布図は、2021年7月に実施した調査区から抜粋した。

Current velocity distribution in the section where submerged macrophytes occurred in the upper reaches of the Bimi River

The current velocity distribution map are extracted from the survey plots conducted in July 2021.

河道の流下能力や平均流速の算定には、経験則であるマンニング式 [1]、[2] が用いられる（日下部ら 2002）。また、これらの式をもとに、流速と流量および流積の関係性は式 [3] および図 4-4 により示される。

$$v = \frac{1}{n} R^{\frac{2}{3}} I^{\frac{1}{2}} \dots\dots\dots [1]$$

$$Q = A \frac{1}{n} R^{\frac{2}{3}} I^{\frac{1}{2}} = A v \dots\dots\dots [2]$$

$$v = \frac{Q}{A} \dots\dots\dots [3]$$

- v : 平均流速 (m s⁻¹)
- n : 粗度係数
- R : 径深 (m) = A/S (m² m⁻¹)
- I : 動水勾配
- Q : 流量 (m³ s⁻¹)
- A : 流積 (流下断面積) (m²)
- S : 潤辺 (m)

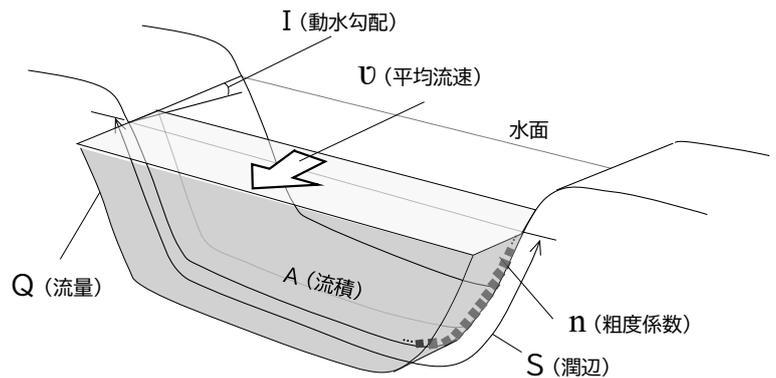


図 4-4 マンニング式解説図

Explanation of Manning's formula

本区間は勾配が殆どない谷底に抽水植物が繁茂する中を蛇行しながら流下する小河川であるため、流速を操作するための勾配の変更や粗度の調整が困難であった。一方、流量は一年を通じて殆ど変動がなく、式 [3] に従えば、動水勾配や粗度等の変量ではなく、流積を調節することで年間の流速の操作が可能となる。本研究では、2013 年に実施した部分的刈り取り以降、沈水植物が良好に繁茂する箇所を選び、流路幅、水深、流速等の物理変量を調査および解析することで、式 [3] で示した流速と流積の関係に基づき、第 3 章で示された、流速の速い流路に必要な断面形状の設定を試みた。

(1) 現地調査

調査は沈水植物が良好に繁茂している区間を対象とし、流路の横断方向に幅 1.0 m の帯状の調査区を設けて流路幅を計測し、1.0 m ごとに方形区を設定して、水深、泥深、底質、流速を計測するとともに、沈水植物の種ごとの被度を記録した。

水深と泥深は測深棒を使用して計測した。底質は水中眼鏡により目視し、Wentworth (1922) の分類をもとに 泥 (1)、砂 (2)、小礫 (3)、および中礫 (4) に判別し、この階級値を解析に使用した。流速は流速計 (DENTAN TK ‘-105X 東京電探株式会社) により、水面から 0.1 m の深さから 0.2 m 間隔で河床まで、水深毎に 20 秒間の平均流速を測定した。水生植物の被度は水中眼鏡を使用し、各調査点に 1.0 m×1.0 m の方形枠を設置して、枠内に出現する全ての維管束植物の被度を目視により 5.0%刻みで判読した。調査箇所は、美々橋から松美々橋の区間で沈水植物が良好に繁茂する区間を対象に 30 箇所の断面調査区を設定し、合計 114 方形区でデータを取得した (図 4-5)。調査は 2021 年 7 月に行った。

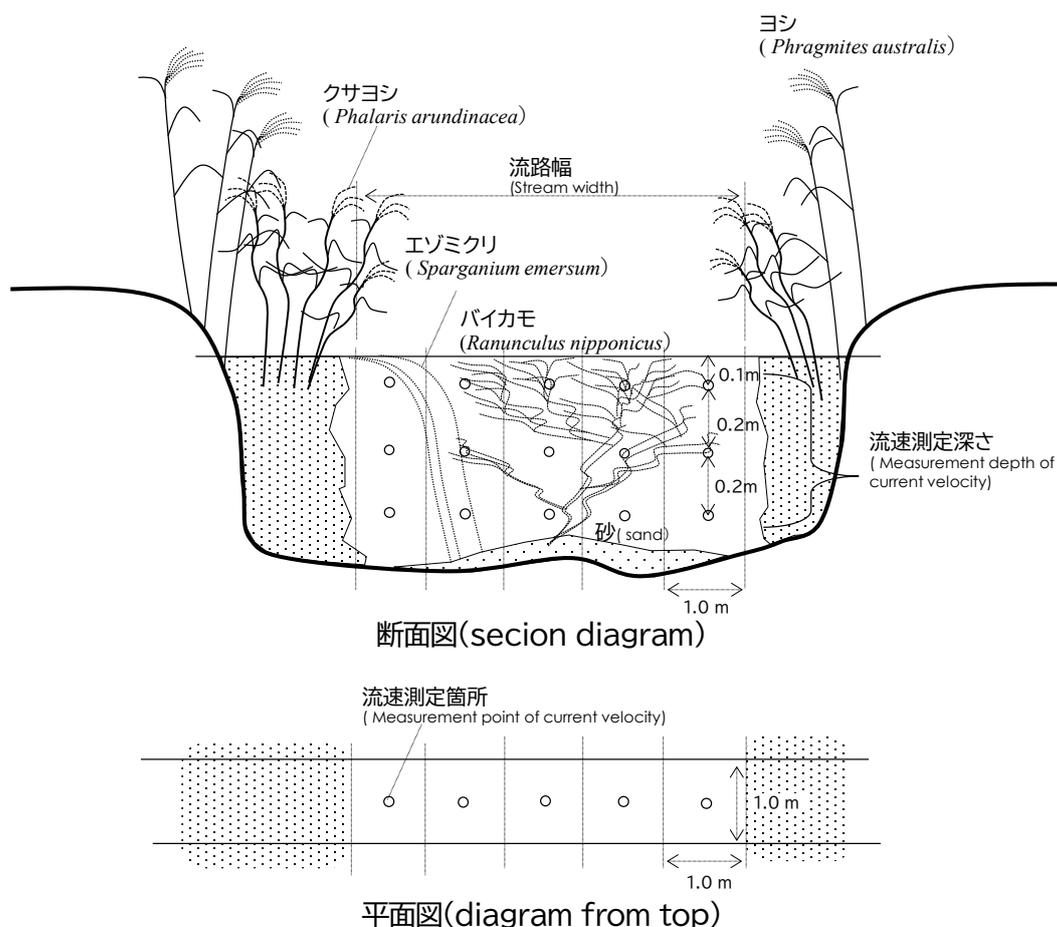


図 4-5 調査箇所の概要

The outline of the transect

(2) 解析

流路内の流量は流積と平均流速の積によって求められる(式 [3])。調査区間は両岸に抽水植物が生育する流路であるため、河床における砂および細礫の堆積による凹凸はあるものの、流路の断面は長方形に近い形状となっている(図 4-5)。このため、流路の設計では、流路幅と平均水深による流積(流下断面積)の推定を可能にするため、流路幅と平均水深の積を説明変数、流積を応答変数として回帰分析を行った。また、この結果をもとに、流路幅を説明変数として、平均流速を応答変数として回帰分析を行った。加えて、平均流速と沈水植物の被度の関係を確認するために平均流速を説明変数、バイカモおよびエゾミクリの平均被度を二項分布する応答変数として回帰分析を行った。解析には R ver. 4.0.0 を使用した。

4-3-3 結果

全調査箇所の平均流路幅は 4.05 m、平均水深は 0.83 m、平均流積は 3.08 m²、平均流速は 0.22 m s⁻¹、バイカモの平均被度は 59.65 %、およびエゾミクリの平均被度は 17.58 %で、流れが早く流路内にバイカモおよびエゾミクリが生育する区間であった(表 4-1)。

流路幅と平均水深の積を説明変数とし、流積の現地調査データを応答変数とする回帰分析の結果、 $R^2 = 0.93$ ($p < 0.001$, $t = 18.69$) となる有意な予測式 [4] が得られ、流路幅と水深により流積を算出できることが示された(図 4-6)。

対象区間における流積の変数である流路幅と水深の関係は、流路幅が 2.0~8.0 m で変動するのに対し、水深の変動は 0.58~1.0 m と相対的に小さいことから、流積は流路幅の変動に影響をうけている(図 4-7)。流路幅の増加は、流積の増加と比例関係にあるが、流量はほぼ一定であるため、流積 A を流路幅に置き換えると式 [3] により流路幅と流速は反比例の関係にある。この関係から、対象区間において流積の主要な変数となっている流路幅の逆数を説明変数とし、平均流速を応答変数とした回帰分析の結果、 $R^2 = 0.33$ ($p < 0.001$, $t = 3.85$) となる有意な予測式 [5] が得られた(図 4-8)。

ただし、流路幅が 2.0 m を下回ると、両岸の抽水植物による摩擦を多く受けて流速は低下すること、8.0 m 以上の流路幅での測定ができなかったことなどから、予測式 [5] の適用範囲は流路幅が 2.0~8.0 m の範囲内で有効である。

流路内の平均流速と沈水植物の回帰分析結果の結果、バイカモの平均被度と平均流速の間には有意な関係がみられたが、エゾミクリの平均被度と平均流速の間には有意な関係はみられな

った (図 4-9)。この結果から、少なくともバイカモは流路内の平均流速が大きい区間で良好に生育する傾向が確認された。

$$A = 1.02 \text{ SW} \cdot \text{MWD} - 0.26 \quad (R^2 = 0.93 \quad p < 0.001) \quad \dots\dots\dots [4]$$

$$\text{MV} = 0.31 \text{ / SW} + 0.14 \quad (R^2 = 0.33 \quad p < 0.001) \quad \dots\dots\dots [5]$$

A : 流積 (流下断面積) (m²)

SW : 流路幅 (m)

MWD : 平均水深 (m)

MV : 平均流速 (m s⁻¹)

表 4-1 流路の物理変量および沈水植物の被度

Physical variables of stream and coverage of submerged macrophytes

	平均 average	最大 maximum	最小 minimum	標準偏差 standard deviation
流路幅 Stream width (m)	4.1	8.0	2.0	1.3
水深 Water depth (m)	0.8	1.0	0.6	0.1
流積 Cross section area (m ²)	3.1	5.8	1.8	0.9
平均流速 Average current velocity (m s ⁻¹)	0.2	0.3	0.1	0.0
最大流速 Maximum current velocity (m s ⁻¹)	0.3	0.5	0.3	0.1
表層流速 Surface current velocity (m s ⁻¹)	0.2	0.4	0.1	0.1
流量 Discharge (m ³ s ⁻¹)	0.7	0.9	0.4	0.1
潤辺 Wetted perimeter (m)	5.7	9.8	3.9	1.2
バイカモ被度 Coverage of <i>R. nipponicus</i> (%)	59.7	100.0	2.0	29.3
エゾミクリ被度 Coverage of <i>S. emersum</i> (%)	17.6	61.7	0.0	17.0

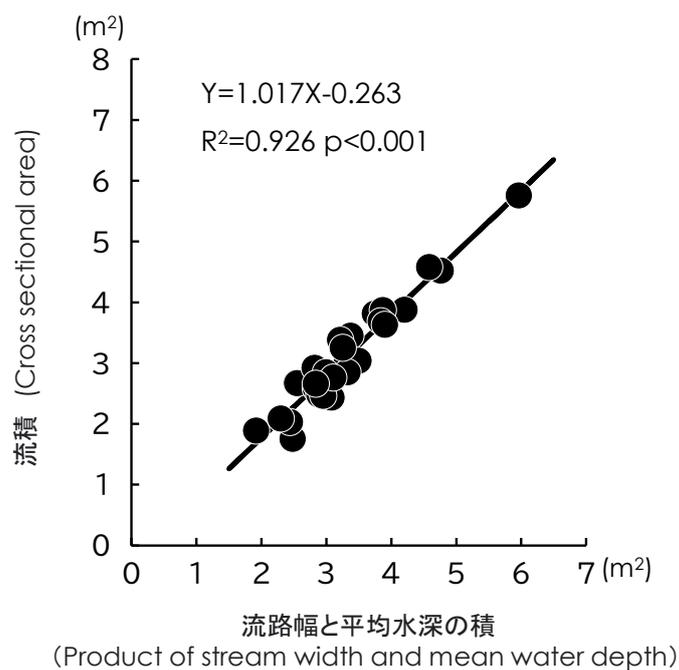


図 4-6 流路幅と平均水深の積と流積の回帰分析結果

Relationship between cross sectional area and production of stream width and mean water depth.

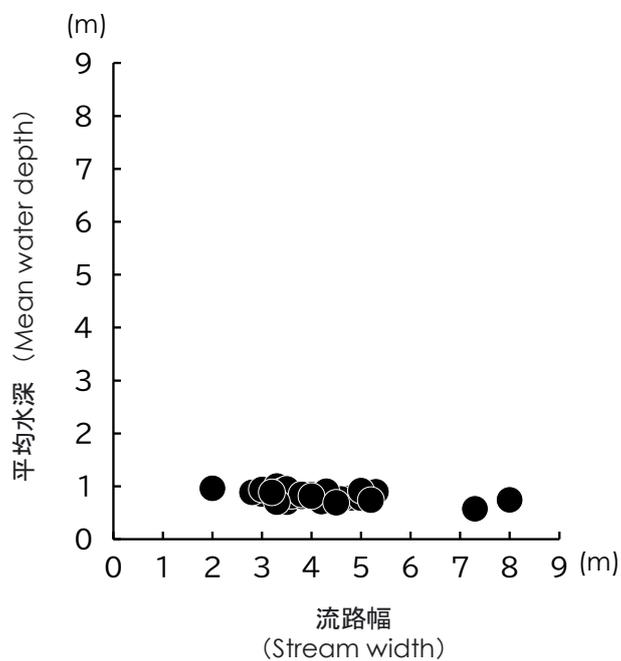


図 4-7 流路幅と平均水深の比較

Comparison of stream width and average water depth.

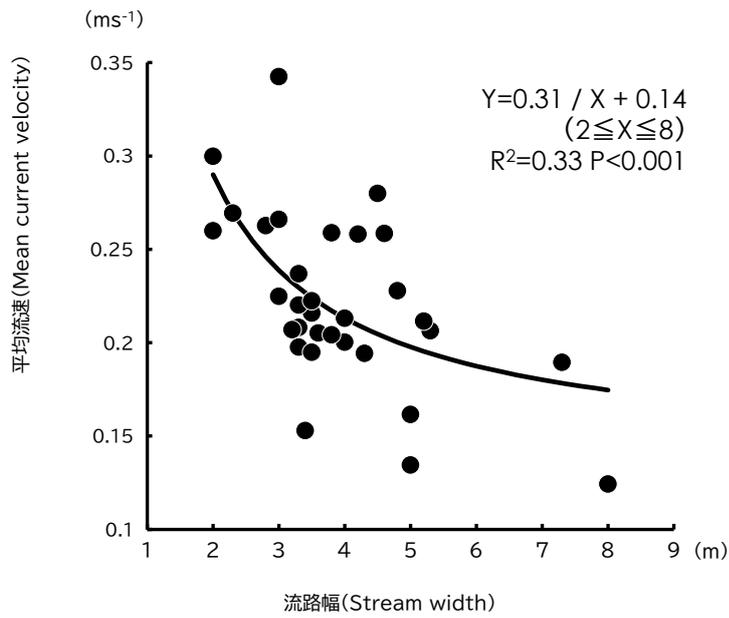


図 4-8 流路幅と平均流速の回帰分析結果

Relationship between mean current velocity and stream width.

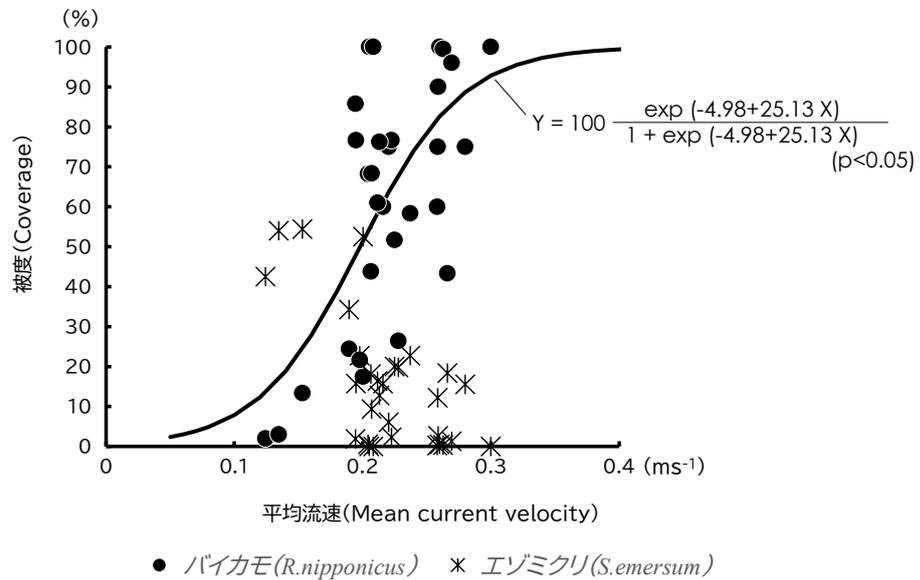


図 4-9 平均流速と沈水植物の平均被度の回帰分析結果

Relationship between mean current velocity and mean coverage of submerged macrophytes.

4-3-4 考察

全調査箇所の流れ幅の中央値は 3.70 m であり、3 章で示された 2019 年の試験区およびリファレンス区の値 (4.5 m、5.2 m) よりやや小さかった。表層流速の中央値は 0.23 m s^{-1} で、3 章の試験区およびリファレンス区の値 (0.28 m s^{-1} 、 $0.21 \sim 0.26 \text{ m s}^{-1}$) とほぼ同程度だった。泥深はほとんどなく、底質は砂が 74.06 % と卓越し、細礫の割合が 23.58 % であり、3 章で示した 2019 年の値 (砂 78.87~87.72%、細礫 10.53~18.31 %) と同程度だった。

沈水植物の被度は、バイカモの平均被度が 59.65 % で、3 章で示した 2019 年の試験区およびリファレンス区における値 (67.0~71.0 %) よりやや低く、エゾミクリの平均被度は 17.5 % で 2019 年の試験区およびリファレンス区における値 (5.0~10.0 %) より高かった。

以上から、本調査で設定した調査箇所は、流路内においてクサヨシの侵入が抑制され、沈水植物の生育が良好である物理および植生条件を満たしていると評価できる。

したがって、本調査結果をもとに沈水植物を復元および維持できる流路設計上の条件設定が可能である。

マニングの式 [1]、[2] では、流量は流積と平均流速の積で求められることから (式 [3])、平均流速は流積と反比例の関係にある。美々川の流量は年間を通じ変化が少なく (北海道 2007)、調査区間の流量のばらつきも小さいことから (平均流量 $0.65 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 、標準偏差 $0.14 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) 流積が平均流速を調節する変量となりうる。

対象区間の流積は、流路幅と平均水深の積で求められ (式 [4]、図 4-6)、水深の変化が流路幅の変化に比べ小さいことから (図 4-7)、クサヨシ除去処理後の流路における平均流速は流路幅により推定できることが確認された (式 [5]、図 4-8)。また、全調査箇所の 90 % は、流路幅 2.8 m~5.8 m の範囲にあり、この流路幅の平均流速は 0.22 m s^{-1} 、平均流速の最大値は 0.34 m s^{-1} 、最小値は 0.13 m s^{-1} であった。

以上から、本湿地河川では、流路幅を調節することで平均流速を操作することができることが確認された。さらに、バイカモは流速の大きな箇所で被度が増加する傾向がみられるなど (図 4-7)、平均流速を操作することで優占する水生植物をコントロールできる可能性が示唆された。

検討の結果、両側に抽水植物が分布する湿地河川において、沈水植物の復元および維持を目的とする流路設計を行う際、重要な条件の一つに流積が挙げられるが、美々川においては流路幅が特に重要な設計条件であった。

第5章 まとめ

第5章では、2～4章の結果をふまえ、寒冷地の河川および湖沼に分布する水生植物群落の復元および維持を目的とする自然再生事業の実施に際して本研究が果たす役割を評価した。

5-1 静水域

静水域であるウトナイ湖では、水生植物群落の経年的な変化を統一的に把握するため、過年度調査データと本研究の調査結果を用いて二元指標種分析を行った。その結果、過去から現在までのウトナイ湖において分布した水生植物群落は8タイプに区分された。また、本研究で取得した植生および物理化学変量のデータを用いた非計量分散分析、多重比較検定、および正準対応分析により、8タイプの水生植物群落の分布と環境変量との関係性を明らかにした。さらに、水生植物群落分布と相関の認められた環境変量の経年変化と群落変化の傾向を比較した結果、ウトナイ湖の水生植物群落の変化に影響を及ぼした変量は水深であることを確認した。ウトナイ湖の水深を決定する水位変化と水生植物群落の変化の比較では、自然再生事業で目標とすべき水生植物群落の分布は、現況の分布に近いことが判明した。以上から、自然再生事業で目標とするウトナイ湖の水生植物群落分布を保全するためには、現況水位の維持または10～20 cm程度のかさ上げが有効である。

本研究では、ウトナイ湖における調査および解析により以下の成果を得た。

- i) 自然再生が目標とする生態系と景観を維持管理するために必要とされる主要な環境変量が湖水位であることを明らかにした（第2章）。
- ii) 自然再生が目標とすべき水生植物群落を基盤にした水域生態系とそれによって形成される湖沼景観を科学的に解明した（第4章）。
- iii) 自然再生が目標とする生態系と景観を維持するために、合理的対策手法としてウトナイ堰の運用による水位の維持を提案した（第4章）。

本研究の手法は、これまで不十分であった群落変化の把握を詳細に行い、環境変量と群落分布の関係性を明らかにし、その主要な変量の変化を参照することで過去の群落分布を推定した。本研究の成果は、静水域であるウトナイ湖において美々川自然再生事業を実施するうえで、最も重要

な再生目標の設定に係る科学的根拠を提供した。これにより、ウトナイ湖における自然再生事業は、水生植物と環境変数の関係性を基にした合理的管理手法を得たことで、地域における生物多様性と地域を特徴づける生態系が形成する景観の保全及び維持が可能となった。

以上から、本研究の手法および成果は目標の明確化と環境変数の操作による維持管理手法の設定により、自然再生事業に係る重要な役割を果たしたと評価できる。

5-2 流水域

流水域である美々川では、クサヨシによって閉塞した区間において部分的刈り取りを行い、流速の大きな流路を形成した。部分的刈り取りでは、クサヨシの過剰繁茂による流路の閉塞が進行していても水面が維持され、沈水植物が良好に繁茂する区間をリファレンス区とし、この区間に倣って流路の規格を設定した。部分的刈り取りより形成された流路では、水面幅は 3.5～4.5 m で維持され、流量は約 2 倍になり、水深は流路幅の拡大に合わせて減少し、流速が大きく増加し、泥が消失し、底質が粗粒化した。これらの物理変数はリファレンス区と同様になり、7年間維持された。植生は、流路内でクサヨシが再繁茂することはなく、徐々に沈水植物が増加したのち、刈り取り後 4 年目以降にバイカモおよびエゾミクリからなる沈水植物群落が復元した。また、環境変数と植生のデータを用いた正準対応分析により、クサヨシは泥深と正の相関が、エゾミクリは水深と正の相関が、バイカモは流速および底質の粗さと正の相関が示された。以上から、部分的刈り取りにより流速が大きな流路が形成され、泥の消失によりクサヨシの繁茂が抑制されて再閉塞が防止された。また、流路内の物理環境が変化したことで、エゾミクリやバイカモからなる沈水植物群落が復元し、維持されることが明らかにされた。さらに、流路内における物理環境の制御に最も必要な変数は流路幅であることを確認した。以上から、富栄養化が進行した小河川におけるクサヨシの部分的刈り取りはクサヨシの抑制と沈水植物の復元に有効な手法である。

本研究では、流水域（美々川上流部）で行った水生植物復元手法の検証により、以下の成果を得た。

- i) 植生変化の主要因であった水質改善以外の手法（部分的刈り取り）により自然再生が目標とする開放水面をもつ流路と沈水植物群落を復元し、本手法が有効であることを科学的根拠により確認した（第3章）。
- ii) 自然再生が目標とする開放水面を持った流路と沈水植物群落の復元と維持管理に必要なとさ

れる水質以外の重要な変量が流速であることを明らかにした（第3章）。

- iii) 自然再生が目標とする開放水面を持った流路と沈水植物群落の合理的な管理手法（流路幅の調節による流速のコントロール）を設定した（第4章）。

本研究では、従来行われてきた自然再生のために、障害となる種をすべて除去する方法ではなく、部分的な除去により河道内の一部で物理変量を変化させ、流路内の物理条件を復元する手法を用いた。本研究の成果は、美々川上流部においてクサヨシの過剰繁茂による流路の閉塞と沈水植物の消失という不可逆的变化を早期に防止し、自然再生事業が目標とする流水域における生物多様性の保全と、開放水面を持った流路復元および維持を可能にした。また、流路幅を調整しながらの抽水植物の部分的刈り取りは、流速の増加によってクサヨシ繁茂の原因であるリンの供給源となる泥を取り除き、流路内に沈水植物が持続的に分布できる環境を長期間維持したことから、効果的かつ、維持コストを低減できる管理手法であった。

以上から、本研の手法および研究成果は効果的かつ持続的な管理手法を提供することで、自然再生事業に係る重要な役割を果たしたと評価できる。また、広い流路が長期間維持できたことにより、美々川自然再生事業の目標の一つであるアイヌの丸木舟が通行できる川幅となった（北海道2007）。これは、自然再生事業の目標を満足したとともに、一般的に好まれやすい開放水面をもった河川景観（久保ら1984，鈴木ら2012）が形成および維持され、地域の歴史や風土に根ざした空間（川井，水野2003）が復元されたことで、河川整備事業で求められる河川景観への配慮とその持続性（鶴田ら2017）も満たすこととなった。

5-3 自然再生事業に関連する本研究の役割

静水域では過年度の植生区分を統一的基準で把握し、解析によって明らかにした現況の植生と環境変量の関連性から主要な変量を特定し、その変量の経年変化から調査の行われていない年代の植生を推定する手法を用いた。流水域では、流路で過剰繁茂する種を部分的に除去することで、物理環境を変化させて過去の流路の物理条件と植生を復元した。これらの手法は、いずれも前例がなく、本研究が最初の事例となった。

本研究の手法および成果は、生態学および水文学を主体とした科学的手法に基づく調査および解析を行ったことで、美々川の自然再生事業の実施に係る重要な知見と技術を提供した。本研究は、本来は予測の不確実性を前提とする順応的管理を経て実施される自然再生事業（環境省2002）のなかで、綿密な科学的調査および解析により予測の不確実性を低減し、効率的な管理の実施に寄与した。また、広域汚染源からくる河川水質の富栄養化の改善が困難であるなかで、クサヨシの部分的刈り取りにより流速を制御して沈水植物を復元した。この手法はモニタリングによる検証の結果、持続性が高いことも確認された。

本研究の手法および成果は、対象地域における水生植物の環境変量に対する選好性や耐性を科学的手法により明らかにしている。国内における自然再生事業は、その多くが水域およびその周辺を対象としており（矢原ら 2010）本研究の手法および成果は、水域を対象とする自然再生事業を推進するうえで有益な知見を提供しうる。

以上から、本研究の手法および成果は、寒冷地における河川および湖沼を対象とする自然再生事業に、確実性が高く持続性を持った植生の操作を可能にする知見と技術を提供可能である。

5-4 今後の展望

本研究では、静水域であるウトナイ湖を対象に統一的基準で過年度の水生植物群落の変化を比較し、現況の植生分布と環境変量の関連性を明らかにし、経年的な群落変化と関連する環境変量の変化を参照することで、群落変化の主要な変量を特定した。これにより自然再生事業は科学的根拠をもった目標を設定することができた。本研究の対象となったウトナイ湖は、最大水深が約 1.0 m と、水生植物が分布する国内の湖沼のなかではやや浅いグループに属する。同様の湖沼としては、釧路郡釧路町の達古武沼（最大水深 1.8 m）、宮城県栗原市～登米市にまたがる伊豆沼（最大水深 1.2 m）と内沼（最大水深 1.3 m）、新潟県新潟市の佐潟（平均水深約 1.0 m）、および新潟市の福島潟（平均水深約 1.0 m）が水深や面積等で類似している（西廣ら 2009, 財団法人 河川環境管理財団・河川環境総合研究所 2011, 国土地理院 2022）。水質はウトナイ湖の全窒素濃度が 2010 年時点で 1.8 mg L^{-1} (Sakurai et al. 2017) であるのに対して前述の浅い湖沼は達古武沼（約 5.0 mg L^{-1} ）がやや高い（高村ら 2007）ことを除けば他の湖沼は約 $0.1 \sim 4.0 \text{ mg L}^{-1}$ の範囲にある（財団法人 河川環境管理財団, 河川環境総合研究所 2011）。また、海外ではデンマークのスキヤーン川周辺の湿地湖沼（環境省 2023）、アメリカの Moses 湖等ヨーロッパや北米に浅い湖沼が多く分布する（中村 2019）。以上から、ウトナイ湖で得られた研究成果は、多くの寒冷地にある浅い湖沼において応用可能である。

国内各地の湖沼で行われている自然再生事業の課題は多様であるが（財団法人 河川環境管理財団 2011, 矢原ら 2016）、水生植物は多くの環境変量と複雑に関連して分布するため、水域の植生を管理する場合は、本研究で示したように、保全または抑制の対象となる水生植物と環境変量の関連性を詳細に把握する必要がある。自然再生事業はこの過程を経て、再生目標の設定に関連する環境変量を特定し、順応的管理により主要な変量を制御しながら最適化を行うことが望ましい。なお、環境変量の経年変化を参照するデータが不足する場合には、過去の空中写真にある水面の範囲と現況の標高データによる水位標高の推定や（天野, 傳田 2008）、集水域の土地利用からくる栄養塩類の負荷量を推定するなど（海老瀬 1989, 望月ら 2013）、可能な限り科学的根拠をもったデータをもとに目標を設定し、予測の不確実性をできるだけ減らす必要がある。ただし、水深が大きく、面積の大きな湖沼では、波浪の規模や水生植物の分布に及ぼす透明度の影響程度が浅い湖沼と異なるため、本研究成果をそのまま応用することはできない。これらの湖沼では、波浪のエネルギーフラックスの推定（仁科, 濱田 2009）や水中照度の鉛直分布（芹沢ら 2016）等に係る現地のデータを解析する必要がある。さらに、ザリガニやコイ等による被食圧が大きい湖沼（宮崎 2010, 林 2018）では、本研究で扱った変量に加えて捕食者の

生息密度や経年変化等のデータを取得する必要がある。

流水域である美々川では、広域汚染源からくる栄養塩類が主な原因であるクサヨシの過剰繁茂を汚染源対策以外の方法で抑制し、流路内にバイカモ等の沈水植物を復元した。湿原を蛇行する河川勾配が2/1,000~9/1,000程度の流速の遅い小河川は、積雪寒冷地である北海道に特有で、道東~道北に典型的に発達し、道南では八雲町から長万部にかけての海岸沿いに多く分布する(目下, 目下 2021)。なお、これらの蛇行小河川は流域に農地が広がり、高濃度の窒素負荷を受けたものが多い(北海道 2004)。また、デンマークのスキヤーン川やブレーゼ川(環境省 2023)、イギリスの小河川(Dawson 1989)等、美々川はこれらの河川形態と同様の特徴を持つことから、本研究の成果は湿原を蛇行する小河川のうち、直線化や護岸工による回収が過度に行われていない低水路において抽水および沈水植物をコントロールする際に応用可能である。

国内各地の河川で行われている自然再生事業は、魚類の遡上阻害となる落差高の解消や人的改変により失われた環境の復元を対象とするものが多いが(土門ら 2007)、低水路の水生植物群落の再生を含む事業では、本研究成果で示したとおり、水生植物と環境変量の関連性を現地調査と解析により明らかにし、水生植物の制御を可能にする主要な環境変量を特定することが望ましい。しかし、流量の季節変動が大きく、出水による攪乱がある河川では、出水時の最大流下能力を想定した流路断面を設定する必要があり、本手法をそのまま応用することはできない。また、河川勾配が大きく流速の速い河川や流路断面が大きい河川では、河床材料が礫主体となるため本研究成果の応用範囲は、河岸の一部や流れの緩い箇所等に限定される。これらの河川では分布している水生植物と流路内の物理化学変量の関係を把握し、ワンドの造成や水制工による流速の調節等河川工学的手法(財団法人 リバーフロント整備センター 1999)を用いながら流速、水深、河床材料等からなる低水路の環境変量を操作する技術が必要である。

近年は、河川整備の一環で、河川の治水および利水機能と環境との調和が望まれ(鶴田ら 2017)、河川の自然再生型ランドスケープデザイン(千葉ら 2013)も提案されている。また、水戸ニュータウンの自然型遊水地と瀬戸内市の太陽光発電施設における塩生湿地復元(小川 2018)等、地域の自然環境との調和を目指したエコロジカルランドスケープデザインも提案されている。これらの土地利用計画では、土地利用や景観と自然環境の保全を調整しながらゾーニングや施設の配置計画を行い、植生の生育基盤を準備することで、周辺から動植物が侵入し、種ごとに最適な環境条件を選択して地域の自然環境が自然に形成される手法を用いている。

人間と自然との共存を前提とし、地域固有の生態系を反映したランドスケープデザインは、計画の目標とする生物の種類と生態系の種類を明確に定め、それに必要な技術を展開する必要

性があり、同時に管理の必要性も生じる（進士ら 1994）。人と自然とを分離して管理するのではなく、景観形成や生物多様性サービスの供給を目的として生態系を整備する際には、目標とする種が構成する植生の安定性や管理上のコスト等持続可能性も重要である。

本研究で用いた手法および得られた成果は、物理化学的環境変量と水生植物の分布との関係性を明らかにし、その結果をもって環境変量の変化に伴う植生分布を説明するので、地域の自然環境を復元する水辺景観を詳細にデザインする場合に有効である。

北海道白老町の民族共生象徴空間では本研究の手法および成果を応用して水生植物群落を復元した。民族共生象徴空間は、アイヌの人々の伝統的な自然観や世界観を体感し、理解するためのランドスケープの形成を目指し（篠宮, 小玉 2020）、地域における湖沼および河川周辺の水生植物群落が形成する景観の復元が目的とされた。この事業では、本研究と同様に造成対象箇所の物理化学的性状と植栽対象となる水生植物群落の生態学的特性を調査解析した。また、本研究の成果（Sakurai et al. 2017）であるマコモ（*Zizania latifolia* Turcz）およびコウホネ（*Nuphar japonicum* DC.）の生育に適した水深の情報も応用して基盤整備、配置計画および施工計画を作成した。その結果、復元された水生植物群落は、それぞれの種に応じて造成された基盤の水深の範囲で施工翌年から順調に生育し、計画どおりの植生が配置計画を乱すことなく分布した。また、生育不良、他の群落への侵入や被圧または過剰繁茂は発生しなかった。さらに、これらの水生植物群落は施工後の維持管理を一切行わなくても良好に生育し（竹ヶ原, 櫻井 2020）、当初計画したとおりの景観が施工後 4 年経過した現在でも維持されている（写真 1、2）。

以上から、本研究の手法および成果は、寒冷地の公園や公共施設等において地域固有の生態系を反映した水辺空間の整備を行う際に、確実性が高く持続性を持った植生の操作を可能にする知見と技術を提供可能である。



写真1 民族共生象徴空間の水生植物群落（令和4年8月著者撮影）



写真2 対岸から見た水際の水生植物群落（令和2年7月著者撮影）

※竹ヶ原一郎，櫻井善文（2021）国立民族共生公園における水辺の植生環境の創出. 日本造園学会北海道支部大会
研究・事例報告発表要旨／会報 24:22-25.より転載

謝 辞

本研究を遂行するにあたり、札幌市立大学の矢部和夫名誉教授には、研究の進め方からフィールド研究の基礎、論文作成、論文投稿に至るまで、研究生活のすべての場面で多大なるあたたかいご指導とご鞭撻を賜った。札幌市立大学大学院デザイン研究科の椎野重紀夫教授には本研究の遂行に対して多大なるご指導と有益なご助言をいただいた。東京農工大学グローバル研究院の片桐浩司先生には、終始あたたかいご助言とご指導をいただいた。北海学園大学余湖典昭名誉教授には美々川の変遷に係る発表の機会を与えていただいたほか、終始あたたかい激励をいただいた。株式会社ドーコン環境事業本部環境保全部の永田優技師、島田大介技師、高松慎吾技師、株式会社ドーコン東日本事業本部の中村裕グループ長、牧口陽介技師、および株式会社セ・プラン環境部の矢野幹也主幹には、現地調査の際に多大なるご協力をいただいた。株式会社セ・プラン環境部の玉利裕司主幹には、GISによる解析でご指導をいただいた。株式会社ドーコン環境事業本部環境保全部の松本理宏主幹には水質分析結果の整理解析でご助言をいただいた。株式会社ドーコン水工事業本部河川部の阿部格技師には流路計画に関してご助言をいただいた。株式会社ドーコン水工事業本部河川環境部の古西力次長、田中大悟技師には美々川およびウトナイ湖の情報収集で多大なご支援をいただいた。株式会社ドーコン都市・地域事業本部の福原賢二技師長にはランドスケープに関するご助言をいただいた。明治大学農学部 of 矢崎友嗣先生には、論文作成時に貴重なご助言をいただいた。北海道大学大学院環境科学研究科の先輩である中森達さんには、論文の最終段階で貴重なご助言をいただいた。総合技研株式会社の高橋めぐみさん、中森めぐみさん、村上麻美さんおよび私の妻の櫻井礼子さんには各種データ構築と図表作成をお手伝いいただいた。室蘭建設管理部および苫小牧出張所の関係諸氏には貴重な水位データをご提供いただいた。北海道開発局札幌開発建設部の竹ヶ原一郎専門官、北海道開発局室蘭開発建設部の篠宮章浩部長には水生植物の環境特性に係る研究成果を応用できる貴重な機会を与えていただいた。札幌市立大学デザイン研究科の諸先生方および札幌市立大学学生課の皆様には、論文作成にあたり多大なるご支援をいただいた。株式会社ドーコン環境事業本部の荒木雅紀執行役員副本部長には、研究が行き詰まったときに暖かい激励をいただいた。株式会社ドーコン金秀俊取締役常務執行役員および環境事業本部環境保全部の佐藤圭一部長には、博士後期課程在学中から再入学に至るまでの長きにわたり様々なご支援をいただいた。このほかにも多くの方々および私の家族に励まされ、研究生活を支えていただいた。

ここに深い感謝の意を込めて、皆様に心より感謝申し上げます。

引用文献

- Abernethy VJ, Sabbatini MR, Murphy KJ (1996) Response of *Elodea canadensis* Michx. and *Myriophyllum spicatum* L. to shade, cutting and competition in experimental culture. *Hydrobiologia* 340:219-224.
- Adams CA, Galatowitsch SM (2006) Increasing the Effectiveness of Reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.) Control in wet Meadow Restorations. *Restoration Ecology* 14:441-451.
- Ali MM, Soltan MA (2006) Expansion of *Myriophyllum spicatum* (Eurasian water milfoil) into Lake Nasser, Egypt: Invasive capacity and habitat stability. *Aquatic Botany* 84:239-244.
- 天野邦彦, 大石哲也 (2009) 霞ヶ浦における沈水植物群落の消長と環境変遷の関連性解析に基づく修復候補地の抽出. *水工学論文集* 53:1369-1374.
- 天野邦彦, 傳田正利 (2009) 航空写真を用いた過去の環境情報復元技術の開発. 平成 20 年度土木研究所成果報告書 1-34.
<https://www.pwri.go.jp/jpn/results/report/report-seika/2008/pdf/2008-1-3-1.pdf>
- 安藤義範, 笹田直樹, 山本孝洋, 内智子, 國井秀伸 (2001) ツルヨシ除去によるバイカモ群落の復元方法. *応用生態工学* 4:153-162.
- Blindow I (1992) Long- and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology* 28:15-27.
- Butcher RW (1933) Studies on the Ecology of Rivers: I. On the Distribution of Macrophytic Vegetation in the Rivers of Britain. *Journal of Ecology* 21:58-91.
- Chambers PA (1987) Nearshore occurrence of submersed aquatic macrophytes in relation to wave action. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44:1666-1669.
- Chambers PA, Lacoul P, Murphy KJ, Thomaz SM (2008) Global diversity of aquatic macrophytes in fresh water. *Hydrobiologia* 595:9-26.
- Chase JM, Knight TM (2006) Effects of eutrophication and snails on Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) invasion. *Biological Invasions* 8:1643-1649.
- 千葉教代, 篠沢健太, 宮城俊作 (2013) 農業用水管理と連動した河川堤外地の自然再生型ランドスケープデザインに関する考察. *ランドスケープ研究* 76:665-670.
- Collins KE, Fbria CM, Devlin HS, Hogsden KL, Warburton HJ, Goeller BC, McIntosh AR, Harding JS (2020) Trialling tools using hand-weeding, weed mat and artificial shading to control nuisance macrophyte growth at multiple scales in small agricultural waterways. *New Zealand Journal of*

- Marine and Freshwater Research 54:512-526.
- Comes RD (1971) The biology and control of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.) on irrigation ditch banks. Oregon State University. Corvallis.
- Dawson FH (1978) Aquatic Plant Management in Semi-Natural Stream: the Role of Marginal Vegetation. *Journal of Environment Management* 6:213-221.
- Dawson FH (1988) Water flow and the vegetation of Running Waters. *Handbook Vegetation Sciences*, 15, Vegetation of inland waters (ed. Symoens J) 283-309. Kluwer Academic Publishers.
- Dawson FH (1989) Ecology and management of water plants in lowland streams. *Fresh Water Biology* 57:43-60.
- Dodson SI, Arnott SE, Cottingham KL (2000) The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology* 81:2662-2679.
- 土門晋, 伊藤将文, 佐合純造 (2007) 全国での川の自然再生の現状と分析. *リバーフロント研究所報告* 18:50-57.
- Donk EV, Otte A (1996) Effects of grazing by fish and waterfowl on the biomass and species composition of submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 340:285-290.
- Donohue I, McGarrigle ML, Mills P (2006) Linking catchment characteristics and water chemistry with the ecological status of Irish rivers. *Water Research* 40:91-98.
- Duarte CM, Kalff J (1986) Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. *Limnology and Oceanography* 31:1072-1080.
- 海老瀬潜一 (1989) 土地利用の異なる流域からの年間流出負荷量の大きさと変化. *水質汚濁研究* 12:497-505.
- Ellawala C, Asaeda T, Kawamura K (2013) Water movement induced variations in growth regulation and metabolism of freshwater macrophyte *Vallisneria spiralis* L. in early growth stages. *Hydrobiologia* 709:173-182.
- Feldmann T, Noges P (2007) Factors controlling macrophyte distribution in large shallow Lake Vörtsjärv. *Aquatic Botany* 87:15-21.
- 藤江晋 (2006) 標茶町・西別川に生育するバイカモの生長と河床変動との関係解明に関する研究. 第20回 TaKaRa ハーモニストファンド活動助成報告 129-144.
- 藤木修 (2007) 水質保全のための流域管理—日・米・欧の比較—. *国土技術政策総合研究所資料* 418:103-130

- Fukumori K, Ishida S, Shimada M, Takenaka A, Akasaka M, Nishihira J, Takamura N, Kadoya T (2018) Incorporating species population dynamics undergoing rapid change. *Journal of Applied Ecology* 56:450-458.
- 福原富士美, 横田潤一郎, 前村良雄, 清水俊夫 (2014) 柿田川におけるオオカワジシヤの生態と駆除に関する課題. *リバーフロント研究報告* 25:105-113.
- Greulich S, Bornette G (1999) Competitive abilities and related strategies in four aquatic plant species from an intermediately disturbed habitat. *Fresh Water Biology* 41:495-506.
- Green EK, Galatowitsch SM (2002) Effects of *Phalaris arundinacea* and nitrate-N addition on the establishment of wetland plant communities. *Journal of Applied Ecology* 39:134-144.
- Grinberga L (2011) Macrophyte species composition in streams of Latvia under different flow and substrate conditions. *Estonian Journal of Ecology* 60:194-208.
- 芳賀裕樹, 大塚奏介, 松田征也, 芦谷美奈子 (2006) 2002 年夏の琵琶湖南湖における沈水植物の現存量と種組成の場所による違い. *陸水学雑誌* 67:69-79.
- 花城可英, 大見謝辰男, 比嘉栄三郎, 満本裕彰, 普天間朝好, 古堅勝也, 下地幸枝, 田代豊 (1994) 濁水の評価に関する研究—SS, 濁度, 透視度の関係について—. *沖縄県衛生環境研究所報* 28:67-71.
- 長谷川健, 花岡正光, 古川竜太, 重野聖之, 七山太, 中川光弘, 安藤寿男 (2013) 北海道東部釧路地域における樽前 d 降下火砕流堆積物の発見とその意義. *地質学雑誌* 119:446-456.
- 長谷川裕弥, 吉澤一家 (2013) 山中湖平野ワンドにおける水生植物について (2013 年夏期). *山梨衛環研年報* 57:67-68.
- 八色宏昌 (2018) 自然再生土とランドスケープアーキテクト. *GREEN AGE* 8月号:46.
- 畠山成久 (2006) 除草剤の藻類・水草に関わる生態影響評価. *環境毒性学会誌* 9:51-60.
- Havens KE (2003) Submerged aquatic vegetation correlations with depth and light attenuating materials in a shallow subtropical lake. *Hydrobiologia* 493:173-186.
- Havens KE, Sharfstein B, Brady MA, East TL, Harwell MC, Maki RP, Rodusky AJ (2004) Recovery of submerged plants from high water stress in a large subtropical lake in Florida, USA. *Aquatic Botany* 78:67-82.
- 林紀男 (2018) 池水位の攪乱がアメリカザリガニに及ぼす影響. *Cancer* 27:143-147.
- Hayley A (2013) Invasive reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* subsp. *arundinacea*) best management

- practices in Ontario. Ontario Invasive Plant Council. Peterborough.
- Heegaard E, Birks HH, Gibson CE, Smith SJ, Murphy SW (2001) Species–environmental relationships of aquatic macrophytes in Northern Ireland. *Aquatic Botany* 70:175–223.
- Herr-Turoff A, Zedler JB (2005) Does Wet Prairie Vegetation Retain More Nitrogen with or without *Phalaris arundinacea* invasion? *Plant and Soil* 277:19-34.
- Herr-Turoff A, Zedler JB (2007) Dose Morphological Plasticity of the *Phalaris arundinacea* Canopy Increase Invasiveness? *Plant Ecology* 193:265-277.
- Hill MO (1979) TWINSpan—a FORTRAN program for arranging multivariable data in an ordered two-way table by classification of the individual and attributes. *Ecology and Systematics*. Cornell University. Ithaca.
- 広瀬慎一, 瀧本裕士, 浜田明 (2008) 水路の水草内の流速測定. *農業農村工学会誌* 76:999-1003.
- Hogson J (1968) Chemical Control of Reed Canygrass on Irrigation Canals. *Weed Science* 16:465-468.
- 北海道 (1984–2010) 公共用水域の水質測定結果.
<http://www.pref.hokkaido.lg.jp/ks/ksk/khz/contents/mizukankyo/down/down.htm#koukyou>
(参照 2015 年 9 月 15 日)
- 北海道 (2004) 美々川自然再生事業植生調査報告書. 室蘭.
- 北海道 (2007) 美々川自然再生計画書 ～水環境と地域の共生に向けて～北海道室蘭土木現業所.
- 北海道 (2010) 美々川自然再生事業環境調査報告書. 室蘭.
- 北海道 (2011) 勇払川改修事業湖沼底質分析試験報告書. 室蘭.
- 北海道 (2011) 北海道水産試験場研究報告. 恵庭.
- 北海道 (2020) 北海道の水環境 DATABASE & WEBGIS 年度別データ.
http://envgis.ies.hro.or.jp/mizu_index_download.asp?fld=nendo
(参照 2021 年 3 月 30 日)
- 北海道河川環境研究会 (2018) 北海道の多自然川づくりガイド ～川づくりの評価&事例集V～. 122-123. 北海道河川環境研究会.
https://www.hoctec.info/guide/files/2018tashizen_guide_all.pdf
(参照 2021 年 10 月 30 日)
- 北海道立農業・畜産試験場家畜ふん尿プロジェクト研究チーム (2004) 家畜ふん尿処理・利用の手引き. 北海道農業改善普及協会.

- 北海道立中央農業試験場 (2009) 特定政策研究「安全・安心な水環境の次世代への継承—硝酸性窒素等による地下水汚染の防止・改善—」成果集. 北海道立農業試験場資料 38:1-106
- 池田国昭, 羽坂俊一, 村瀬正 (1995) 北海道勇払平野の完新統分布と地形発達. 地質調査所月報 46:283-300.
- 伊藤隆広, 溝口勝 (1995) 透視度比による水質汚濁の評価法. 三重大生物資源紀要 14:123-129.
- 石川靖, 柳井清治, 工藤ゆり子, 神代淳一 (2010) 美々川流域の樹林帯における水質環境と自然再生にむけて. 北海道環境科学研究センター所報 36:41-46.
- 伊東啓太郎, 広瀬俊介 (2020) 景観生態学とランドスケープデザインの関係を考える. 景観生態学 25:91-95.
- 岩垣雄一 (1956) 限界掃流力に関する基礎的研究 (I) 限界掃流力の流体力学的研究. 土木学会論文集 41:1-21.
- Jakubowski AR, Casler M, Jackson RD (2011) Has Selection for Improved Agronomic Traits Made Reed Canarygrass Invasive? PLOS ONE 6:5757.
- Jensen KS, Riis T, Vestergaard O, Larsen S (2000) Macrophyte decline in Danish lakes and streams over the past 100 years. Journal of Ecology 88:1030-1040.
- Johnson L, Richard C, Host G, Arthur J (1997) Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. Freshwater Biology 37:193-208.
- Jupp BP, Spence DHN (1977) Limitation of macrophytes in a eutrophic lake, Loch Leven: II. Wave Action, Sediments and Waterfowl Grazing. Journal of Ecology 65:431-446.
- Kadono Y (1982) Occurrence of aquatic macrophytes in relation to pH, alkalinity, Ca (++) , Cl (-) and conductivity. Japanese Journal of Ecology 32:39-44.
- 角野康郎 (2014) ネイチャーガイド 日本の水草. 文一総合出版. 東京
- 環境省 (2002) 自然再生推進法 平成 14 年法律第 148 号
- 環境省 (2023) 諸外国における自然再生事例集 (参照 2023.01.25)
- https://www.env.go.jp/nature/saisei/network/foreign/overseas/10_denmark01.html
- Katagiri K, Yabe K, Nakamura F, Sakurai Y (2011) Factors controlling the distribution of aquatic macrophyte communities with special reference to the rapid expansion of a semi-emergent *Phalaris arundinacea* L. in Bibi River, Hokkaido, northern Japan. Limnology 12:175-185.
- 片桐浩司 (2011) 寒冷地小河川における富栄養化が水生植物群落の分布と種多様性に与える影響. 北海道大学農学院環境資源学専攻博士論文.

- Kautsky L (1988) Life strategies of aquatic soft bottom macrophytes. *Oikos* 53:126-135.
- 川井正彦, 水野雅光 (2003) 歴史・文化からみた日本の川ー日本人と川ー. リバーフロント研究所報告 14:166-172.
- Kercher SM, Zedler JB (2004) Multiple disturbance accelerate invasion of reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.) in a mesocosmos study. *Oecologia*. 138: 455-464.
- 菊池俊一 (2002) 平成 14 年度河川基金助成事業成果報告書 河床の動的環境と沈水植物の更新動態の相互関連に関する研究 (公益社団法人河川財団) .
<http://public-report.kasen.or.jp/14-1-%E2%91%A3-4.pdf>
- 木本照憲, 福井洋幸, 林俊一郎 (1998) 水生植物を伴う流れの三次元構造について. 水工学論文集 42:427-432.
- 木村保夫, 國井秀伸 (1998) バイカモ (*Ranunculus nipponicus* var. *submerses*) とヒルゼンバイカモ (*R. nipponicus* var. *okayamensis*) のシュートの形態と成長特性の比較. 日本生態学会誌 48:57-264.
- 気象庁 (2010) 苫小牧特別地域気象観測所における平年値 (年・月ごとの値). (参照 2015 年 9 月 30 日)
<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>
- 気象庁 (2020) 苫小牧特別地域気象観測所における平年値 (年・月ごとの値). (参照 2021 年 3 月 30 日)
<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>
- 国土地理院 (2003) 国土地理院技術資料 D・1ーNo.419 「勇払平野」湖沼湿原調査報告書.
<http://www1.gsi.go.jp/geowww/lake/chousahoukokusho.html>, cited 1 Sep 2015
- 国土地理院 (2022) 湖沼調査の概要 (参照 2023 年 1 月 31 日)
https://www.mlit.go.jp/sogoseisaku/environment/sosei_environment_mn_000034.html
- 国土交通省 (2023) グリーンインフラ (参照 2023 年 2 月 20 日)
<https://www.gsi.go.jp/kankyochiri/koshouchousa-list.html>
- Kowalewski GA, Kornijów RK, McGowan S, Woszczyk M, Suchora M, Bałaga K, Kaczorowska A, Gąsiorowski M, Szeroczyńska K, Agnieszka Wasiłowska (2013) Persistence of protected, vulnerable macrophyte species in a small, shallow eutrophic lake (eastern Poland) over the past two centuries: Implications for lake management and conservation. *Aquatic Botany* 106:1-13.
- 久保貞, 中瀬勲, 杉本正美, 阿部大就, 上甫木昭春, 内堀文雄 (1984) 人間行動を基調にし

- た河川景観の解析. 造園雑誌 48:80-92.
- Kunii H (1991) Aquatic macrophyte composition in relation to environmental factors of irrigation ponds around Lake Shinji, Shimane, Japan. *Vegetatio* 97:137-148.
- 日下哉, 日下稜 (2021) 北海道渡島半島における河川分類とその災害. *地球科学* 75:203-216.
- 日下部重幸, 壇和秀, 湯城豊勝 (2002) 水理学. コロナ社. 東京
- Lavergne S, Molofsky J (2004) Reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.) as a biological in study of plant invasions. *Critical Reviews in Plant Science* 23:5-429.
- Lavergne S, Molofsky J (2006) Control Strategies for the Invasive Reed Canary grass (*Phalaris arundinacea* L.) in North American wetlands: the Need for an Integrated Management Plan. *Natural Areas Journal* 26:208-214.
- Lenat DR (1984) Agriculture and stream water quality: A biological evaluation of erosion control practices. *Environmental Management* 8:333-344.
- Maltchik L, Rolon AS, Schott P (2007) Effects of hydrological variation on the aquatic plant community in a floodplain palustrine wetland of southern Brazil. *Limnology* 8:23-28.
- 松田 裕之, 矢原 徹一, 竹門 康弘, 波田 善夫, 長谷川 眞理子, 日鷹 一雅, ホーテス シュテファン, 角野 康郎, 鎌田 磨人, 神田 房行, 加藤 真, 國井 秀伸, 向井 宏, 村上 興正, 中越 信和, 中村 太士, 中根 周歩, 西廣 美穂, 西廣 淳, 佐藤 利幸, 嶋田 正和, 塩坂 比奈子, 高村 典子, 田村 典子, 立川 賢一, 椿 宜高, 津田 智, 鷺谷 いづみ (2005) 自然再生事業指針. *保全生態学研究* 10:63-75.
- 松田從三 (2001) ヨーロッパ諸国の家畜ふん尿処理. *北海道草地研究会報* 43:11-17.
- Maurer DA, Zedler JB (2002) Differential invasion of a wetland grass explained by tests of nutrients and light availability on establishment and clonal growth. *Oecologia* 131:279-288.
- Maurer DA, Cisneros RL, Werner KJ, Kercher S, Miller R, Zedler JB (2003) The replacement of wetland vegetation by reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.). *Ecological Restoration* 21:116-119.
- McCune B, Mefford MJ (1999) PC-ORD for Windows ver.4.17. MjM Software Design.
- Mesters CM (1995) Shifts in macrophyte species composition as a result of eutrophication and pollution in Dutch transboundary streams over the past decades. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 4:295-305.
- 宮崎雄介, 松崎慎一郎, 角谷拓, 関崎悠一郎, 鷺谷いづみ (2010) 岩手県一関市のため池群においてコイが水草に与えていた影響. *保全生態学研究* 15:291-295.

- Mjelde M, Hellsten S, Ecke F (2013) A water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes. *Hydrobiologia* 704:141-151.
- Moore M, Romano SP, Cook T (2010) Synthesis of upper Mississippi River system submersed and emergent aquatic vegetation: Past, present, and future. *Hydrobiologia* 640:103-114.
- 望月秀俊, 高橋英博, 吉川省子 (2013) 土地利用面積比率に基づく流域水質予測モデルの開発. *人間と環境* 39:2-8
- Murphy KJ, Rørslett B, Springuel I (1990) Strategy analysis of submerged lake macrophyte communities: an international example. *Aquatic Botany* 36:303-323.
- 長澤徹明, 井上京, 梅田安治, 宗岡寿美 (1995) 北海道東部の大規模酪農地域における河川の水質環境. *水文・水資源学会誌* 8:267-274.
- 中村圭吾 (2006) 世界の河川復元 (自然再生)の現状と課題. *水利科学* 289 : 1-28.
- Nagasaka M, Yoshizawa K, Ariizumi K, Hirabayashi K (2002) Temporal changes and vertical distribution of macrophytes in Lake Kawaguchi. *Limnology* 3:107-114.
- 内藤馨 (2015) 淀川における外来水生植物駆除技術の開発. *環境技術* 44:611-618.
- 中居正雄 (1987) ウトナイ沼とその周辺の植生 pp32-83. ウトナイ沼自然環境調査報告書. 苫小牧市自然生活課. 苫小牧市.
- 中井智司, 細見正明, 井上豊, 村上昭彦 (1998) ホザキノフサモが放出したアレロパシー物質の藍藻類に対する複合作用およびアレロパシー効果の評価. *水環境学会誌* 21:663-669.
- 中村聡 (2015) ウトナイ湖のガン類. *北海道野鳥だより* 181:5-7
- 中山奏喜 (1989) 流体の力学. 養賢堂. 東京
- 南部特一, Lee GF, 国包章一, Rast W, Jones A (1978) 湖沼および貯水池における栄養塩負荷と富栄養化の関係に関する新しい評価手法. *水質汚濁研究* 1:157-167.
- 仁科健二, 濱田誠一 (2009) サロマ湖岸のエネルギーフラックス. *北海道立地質研究所報告* 80:141-146.
- 西廣淳, 岡本実希, 高村典子 (2009) 釧路湿原シラルトロ湖の植生と植物相. *陸水学雑誌* 70:183-190.
- 西廣淳 (2011) 湖の水位操作が湖岸の植物の更新に及ぼす影響. *保全生態学研究* 16:139-148.
- 西尾道徳 (2014) EU の硝酸指令と家畜ふん尿負荷軽減. *畜産環境情報* 52:1-8
- 日本産業標準調査会 (2008) JIS K 0102:2016 工場排水試験方法. 日本産業標準調査会. 東京.
- 日本生態学会 (2010) 自然再生ハンドブック 地人書館. 東京.

- 大村邦夫 (1994) 北海道の酪農地帯における窒素, リンの循環と水質保全. 日本土壌肥料学会誌 65:573-577.
- 小川総一郎 (2018) エコロジカル・ランドスケープ概論. 建設機械施工 70:26-31.
- Partanen S, Luoto M, Hellsten S (2009) Habitat level determinants of emergent macrophyte occurrence, extension and change in two large boreal lakes in Finland. *Aquatic Botany* 90:261-268.
- Pearce GA (1965) Weed control in irrigation channels. *Journal of Agriculture and Food* 6:99-104.
- Pedersen AB, Riis T (1999) Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams. *Freshwater Biology* 42:375-385.
- Pedersen ML, Friberg N, Larsen S (2004) Physical habitat structure in Danish lowland streams. *River Research and Applications* 20:653-669.
- Pedersen TCM, Pedersen AB, Madsen TV (2006) Effects of stream restoration and management on plant communities in lowland streams. *Freshwater Biology* 51:161-179.
- Peck JE (2010) *Multivariate Analysis for Community Ecologists: step-by-step using PC-ORD*. MjM Software Design. Glenden Beach.
- Randall J, Robinson M, Morisawa T, Meyers-Rice B (2005) Colorado State Parks best management practices weed profile reed canary grass. University of California. (参照 2021 年 3 月 30 日)
<https://cpw.state.co.us/Documents/ResourceStewardship/ReedCanaryGrass.pdf>
- 佐合隆一 (2007) 雑草防除から「理想的」植生管理へ. 雑草研究 52:78-82.
- 桜井善雄, 国土交通省霞ヶ浦河川事務所 (2004) 霞ヶ浦の水生植物—1972~1993 変遷の記録. 株式会社信山社. 東京.
- 櫻井善文, 片桐浩司, 佐藤孝司, 余湖典昭 (2009) 写真判読による水生植物群落の経年変化把握と生育環境との関連性-美々川上流部について-. 日本水環境学会シンポジウム講演集 12:249-250.
- Sakurai Y, Yabe K, Katagiri K (2017) Factors controlling changes in the aquatic macrophyte communities from 1984 to 2009 in a pond in the cool-temperate zone of Japan. *Limnology* 18:153-166.
- 櫻井善文, 矢部和夫, 片桐浩司, 椎野重紀夫 (2022) 日本の寒冷地小河川におけるクサヨシ除去による沈水植物復元の検証. 湿地研究 12:73-87.
- Sharip ZS, Schooler SS, Hipsey MR, Hobbs RJ (2012) Eutrophication, agriculture and water level control shift aquatic plant communities from floating-leaved to submerged macrophytes in Lake Chini, Malaysia. *Biological Invasions* 14:1029-1044.

- 芹澤如比古, 上嶋崇嗣, 芹澤 (松山) 和世 (2016) 富士山麓、山中湖における水中光量と消散係数. 富士山研究 10:23-29.
- 清水康行, 藤田陸博 (1994) 低平地河川における高水処理対策としての河道拡幅の影響について. 水文・水資源学会誌 7:544-551.
- 篠宮章浩, 小玉善仁 (2020) 民族共生象徴空間 (愛称「ウポポイ」) の概要—国立民族共生公園を中心に—. 日本造園学会北海道支部大会 研究・事例報告発表要旨/会報 24:20-21.
- 進士五十八, 鈴木誠一, 一場博幸 (1994) ルーラル・ランドスケープ・デザインの手法 農に学ぶ都市環境づくり. 学芸出版社. 京都.
- 曾屋龍典, 佐藤博之 (1980) 地域地質研究報告 千歳地域の地質. 地質調査所. 東京.
- 鈴木規道, 積田洋, 津村佳余 (2012) 河川空間の心理的評価と護岸断面形状ならびに空間構成との相関分析. 日本建築学会計画系論文集 77:327-333.
- 田淵俊雄 (1999) 地下水の硝酸汚染と対策. 農業土木学会誌 67:59-66.
- Takamura N, Kadono Y, Fukushima M, Nakagawa M, Kim BHO (2003) Effects of aquatic macrophytes on water quality and phytoplankton communities in shallow lakes. *Ecological Research* 18:381-395.
- 高村典子, 中川恵, 若菜勇, 五十嵐聖貴, 辻ねむ (2007) 達古武沼の水質特性および水質分布に影響する要因について. 陸水学雑誌 68:81-95.
- 高橋久, 川原奈苗, 白井伸和, 永坂正夫 (2005) ホテイアオイ除去および部分浚渫後の河北潟西部承水路における水生植物の状態. 河北潟総合研究 8:13-22.
- 竹ヶ原一郎, 櫻井善文 (2021) 国立民族共生公園における水辺の植生環境の創出. 日本造園学会北海道支部大会 研究・事例報告発表要旨/会報 24:22-25.
- Ter Braak CJF (1986) Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67:1167-1179.
- Thomsen M, Brownell K, Groshek M, Kirsch E (2012) Control of Reed Canary grass Promotes Wetland Herb and Tree Seedling Establishment in an Upper Mississippi River Flood plain Forest. *Wetlands* 32:543-555.
- 鶴田舞, 星野裕司, 萱場祐一 (2017) 河川景観の動向 行政施策および実践、社会的背景との関わりに着目して. 景観・デザイン研究講演集 13:497-507.
- 宇根大介, 山崎昇, 千葉潤一 (2012) 美々川自然再生計画—美々川自然再生計画アクションプログラムに基づく検討について—. リバーフロント研究所報告 23:94-95.

- Wentworth C (1992) A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology* 30: 377-392.
- Werner KJ, Zedler JB (2002) How sedge meadow soils, microtopography, and vegetation respond to sedimentation. *Wetlands* 22:451-466.
- Willby NJ, Abernethy VJ, Demars BOL (2000) Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilization. *Freshwater Biology* 43:43-74.
- Wisconsin Reed Canary Grass Management Working Group (2009) Reed canary grass (*Phalaris arundinacea*) management guide: Recommendations for landowners and restration professionals. Midwest prairies LLC.
https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs144p2_035064.pdf
(参照 2021 年 3 月 30 日)
- Wison BW (1965) Numerical prediction of ocean waves in the North Atlantic for December, 1959. *Erganzungsheft Deut Hydrogr Zeit* 18:114-130.
- 矢原徹一, 松田裕之, 竹門康弘, 西廣淳 (2010) 自然再生ハンドブック. 地人書館. 東京
- 山田忍, 勝井義雄, 近堂祐弘 (1963) 北海道における第四紀火山碎屑物の分布とその編年. *第四紀研究* 3:80-87.
- 山ノ内崇志, 赤坂宗光, 西廣淳, 角野康郎, 高村典子 (2016) 水生植物保全の視点に基づく保全上重要な湖沼選定の試み. *保全生態学研究* 21:135-146.
- 柳憲一郎, 朝賀広伸 (2008) イギリスにおける環境法政策の最近の動向. *日本不動産学会誌* 2:68-78.
- 余湖典昭 (2023) 美々川 自然環境と社会環境の歴史. *北海学園大学工学部研究報告* 50:11-56.
- Yu YT, Lur HS, Chang WL (2013) Association of water depth and aquatic-plant competition in conservation of *Isoetes taiwanensis* in the Menghuan Pond wetland in Taiwan. *Paddy and Water Environment* 11:513-519.
- 財団法人 河川環境管理財団, 河川環境総合研究所 (2011) 我が国の湖沼での沈水植物の再生および利活用に関する資料集. 河川環境総合研究所資料 第 30 号. 東京.
- 財団法人 リバーフロント整備センター (1996) 多自然型川づくりの取り組みとポイント. 山海堂. 東京.
- Zar JH (1999) *Biostatistical analysis*, 4th edn. Prentice-Hall. Upper Saddle River.

用 語 解 説	
自然再生推進法	<p>平成 14 年法律第 142 号（12 月 11 日公布）</p> <p>自然再生推進法は、自然再生の推進に関する基本的方向を定めるとともに、地域に固有の自然環境を取り戻すための自然再生事業を、地域の多様な主体が参加して進めていくための枠組みや手順を定めた。</p> <p>（出典：環境省 HP 2022.12.28 参照）</p> <p>https://www.env.go.jp/nature/saisei/contact/qa/qa1.html</p>
自然再生	<p>自然再生推進法第 2 条第 1 項より</p> <p>「自然再生」とは、過去に損なわれた生態系その他の自然環境を取り戻すことを目的として、[1] 関係行政機関、関係地方公共団体、地域住民、特定非営利活動法人、自然環境に関し専門的知識を有する者等地域の多様な主体が参加して、[2] 河川、湿原、干潟、藻場、里地、里山、森林その他の自然環境を保全し、再生し、若しくは創出し、又はその状態を維持管理すること。</p> <p>（出典：自然再生推進法 平成 14 年法律第 142 号）</p>
順応的管理	<p>不確実性を伴う対象を取り扱う際の実施方針またはシステム。</p> <p>（出典:Cheristensen L. N, Bartuska M. A, Brown H. J, Carpenter R. S, D'Antonio C, Francis R, Franklin F. J, MacMahon A.J, Noss F. R, Oarsons J.D, Perterson H. C, Turner G. M, Woodmansee G.R (1996) Ecological Applications 6:665-691)</p> <p>自然再生事業では、不確実性をもった課題に対して、仮説に基づいて管理試験等を行い効果のモニタリングにより仮説の検証と管理方法の修正を行うフィードバック構造をもつ。</p>
広域汚染源対策	<p>主要先進国における硝酸およびリンの表流水への総排出量に占める農業の割合はいずれも 30～60%程度と高く、デンマークは硝酸負荷が 80% 突出して高い。EU の汚濁負荷の原因は、耕作地における施肥（化学肥料および有機肥料）と家畜ふん尿で、1991 年に「硝酸指令」が出され、窒素の総投入量を制限する施策をとっている。我が国における河川および地下水の硝酸態窒素汚染も EU と同様で。減肥、家畜ふん尿の堆肥化と適正施用、家畜頭数の制限、処理施設での対策等が行われている。イギリスでは、EU の硝酸指令をクリアするために、農業従事者が行う減肥や堆肥保管施設造成等のとりくみには補助金を出している。</p> <p>（西尾道徳（2014）EU の硝酸指令と家畜ふん尿負荷軽減. 畜産環境情報 52:1-8）</p> <p>（田淵俊雄（1999）地下水の硝酸汚染と対策. 農業土木学会誌 67:59-66.）</p> <p>（柳憲一郎, 朝賀広伸（2008）イギリスにおける環境法政策の最近の動向. 日本不動産学会誌 2:68-78.）</p>

用 語 解 説

<p>沈水植物</p>	<p>植物全体が水中に沈んで成長する植物 (出典：角野康郎 (2014) 日本の水草. 文一総合出版. 東京) 美々川およびウトナイ湖では、バイカモ、ホザキノフサモ、セキショウモ、イバラモ等がこれにあたる。</p>	
<p>抽水植物</p>	<p>茎や葉が水面を突き抜けて空気中に出る植物 (出典：角野康郎 (2014) 日本の水草. 文一総合出版. 東京) 美々川およびウトナイ湖では、クサヨシ、ミクリ、コウホネ等がこれにあたる。</p>	
<p>浮葉植物</p>	<p>水底から茎や葉柄が伸び、水面に浮く葉 (浮葉) を展開する植物 (出典：角野康郎 (2014) 日本の水草. 文一総合出版. 東京) 美々川およびウトナイ湖では、ヒシ、ヒツジグサ等がこれにあたる。</p>	
<p>湿生草原</p>	<p>本研究で述べる湿生草原は、美々川およびウトナイ湖の湿地に分布するヨシ、スゲ類からなる草本群落の総称 (出典：(2010) 美々川自然再生事業環境調査報告書. 室蘭.)。</p>	

用語解説

<p>ハンノキ</p>	<p>日本では、河畔や後背湿地などの湿生な立地に生育する樹木（出典：沼田真、岩瀬徹（1975）図説日本の植生. 朝倉書店. 東京）ウトナイ湖周辺の湿地において 1970 年代以降森林化が進行した際の主要な構成種となっている。（出典：石川幸男、矢部和夫、山岸洋貴（2015）石狩低地帯南部ウトナイ湖北西岸におけるハンノキの定着と林分の成立過程）</p> 
<p>バイカモ</p>	<p>美々川では源頭部から松美々橋にかけて分布する多年生の沈水植物で、（出典：角野康郎（2014）日本の水草. 文一総合出版. 東京）流水中に群落を形成し、6月～10月にかけて開花する。</p> 
<p>エゾミクリ</p>	<p>美々川の上流から下流及びウトナイ湖の一部に分布する沈水と浮葉の両方の生活形をもった多年生の水生植物（出典：角野康郎（2014）日本の水草. 文一総合出版. 東京）で流水中に群落を形成する。本研究では、美々川上流のエゾミクリは流水中に沈水して分布していることから沈水植物とした。</p> 
<p>ホザキノフサモ</p>	<p>現在のウトナイ湖内で最も広くみられる多年生の沈水植物。（出典：角野康郎（2014）日本の水草. 文一総合出版. 東京）花穂のみが水面に出る。ウトナイ湖では、7月～10月にかけて繁茂する。</p> 

用 語 解 説

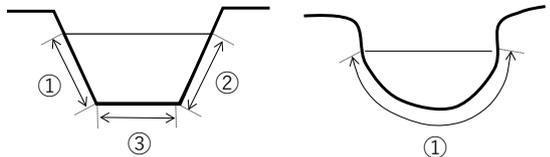
セキショウモ	<p>現在のウトナイ湖内で、ホザキノフサモと並び多く見られる多年生の沈水植物（出典：角野康郎（2014）日本の水草. 文一総合出版. 東京）。ウトナイ湖では、ウトナイ湖では、7月～10月にかけて繁茂する。</p>	
スギナモ	<p>美々川上流部とウトナイ湖西岸および東岸の湖から分離された開放水域に分布する多年生の沈水～抽水植物（出典：角野康郎（2014）日本の水草. 文一総合出版. 東京）。分布の特徴は、比較的水温が低く浅い箇所である。</p>	
マコモ	<p>美々川では中流～下流の流路沿い、ウトナイ湖では、湖岸に沿って分布する多年生の抽水植物（出典：角野康郎（2014）日本の水草. 文一総合出版. 東京）。美々川およびウトナイ湖では生長すると2mを超える。1995年時点では湖内の泥が堆積した箇所に島状のマコモ群落がみられた。</p>	
コウホネ	<p>美々川とウトナイ湖では、沈水および抽水して分布する多年生植物（出典：角野康郎（2014）日本の水草. 文一総合出版. 東京）。根系は河床または湖底の地盤から浅い箇所を這う。流れの少ない箇所では抽水葉を多くつけるが、流れがある箇所では沈水葉が卓越する。黄色の花が咲く。</p>	
イバラモ	<p>ウトナイ湖の泥が多い箇所に分布する1年生の沈水植物（出典：角野康郎（2014）日本の水草. 文一総合出版. 東京）。セキショウモやホザキノフサモに混じって生育していることも多い。</p>	

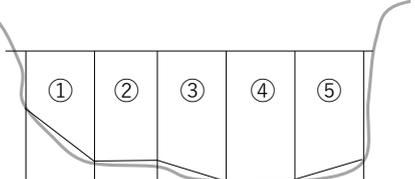
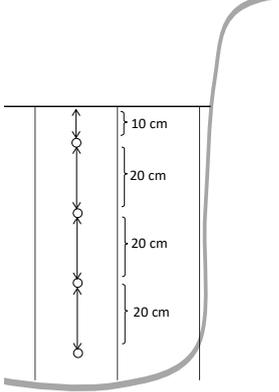
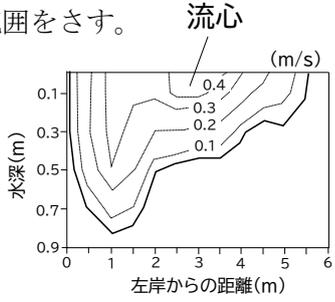
用 語 解 説

ヒシ	<p>ウトナイ湖の泥の多い箇所では水面を覆って生育する 1 年生の浮葉植物（出典：角野康郎（2014）日本の水草，文一総合出版，東京）。白く小さな花が咲き、実は食べられる。</p>	
クロモ	<p>ホザキノフサモやセキショウモに混じって比較的良くみられる多年生の沈水植物（出典：角野康郎（2014）日本の水草，文一総合出版，東京）。</p>	
ホソバミズヒキモ	<p>ホザキノフサモやセキショウモに混じって比較的良くみられる多年生の沈水植物（出典：角野康郎（2014）日本の水草，文一総合出版，東京）。</p>	
ヒツジグサ	<p>流れの少ない浅い箇所で多く見られる浮葉生の多年草（出典：角野康郎（2014）日本の水草，文一総合出版，東京）。根系は河床または湖底表面から浅い箇所を這う。</p>	
クサヨシ	<p>イネ科の抽水生の多年草で（出典：角野康郎（2014）日本の水草，文一総合出版，東京）、美々川上流部において流路を閉塞させるまで過剰繁茂した。美々川での生育高は約 1.5 m 程度で、植物体（茎や葉および根）がマット状に水面に浮いた状態で堆積し、そこから新たなシュート（茎や葉）を伸ばして増加する。</p>	

用 語 解 説

<p>ドクゼリ</p>	<p>セリ科の抽水生の多年草で（出典：角野康郎（2014）日本の水草. 文一総合出版. 東京）、クサヨシ群落中に混生している。高さは水面から 1.5 m 程度になり。クサヨシのマットや水際で水面から立ち上がって生育しているが、根系は河床まで届かず、水中にある。</p>	
<p>オランダガラシ</p>	<p>アブラナ科の多年生の沈水植物または湿生植物で（出典：角野康郎（2014）日本の水草. 文一総合出版. 東京）美々川では水際にまとまって分布する。生育高さは水面から約 0.2 m 程度で、クサヨシのマットに付着して生育している。</p>	

用語解説	
有義波高	<p>水面上の風の状況から推算した波の高さ</p> <p>(出典：高野洋雄 (2011) 有義波法による波浪推算—現場での利用を目的として—。測候時報 78:185-199)。</p>
ウィルソンの公式	<p>風速 U の風が距離 F (吹走距離) の水面を十分に長い間吹き続けるときに発達する風波について、多数の観測データを整理して有義波高 $H_{1/3}$ と有義波周期 $T_{1/3}$ として取りまとめたもの。</p> $g H_{1/3} / U^2 = 0.30 \{1 - [1 + 0.004(gF / U^2)^{1/2}]^{-2}\}$ $g T_{1/3} / (2\pi U) = 1.37 \{1 - [1 + 0.008(gF / U^2)^{1/2}]^{-5}\} \quad (g = \text{重力加速度})$ <p>(出典：合田良実 (2002) Wilson 推算式による波浪の簡易計算について。ECOH/YG 技術論文 1:1-3)</p>
波浪のエネルギーフラックス	<p>波浪の伝搬速度に単位面積あたりの力学的エネルギーを乗じた値 (エネルギーの流れの量)。</p>
カタストロフィックレジームシフト	<p>生物多様性の減少と生態系機能の劣化の方向に移行する好ましくない跳躍的な変化 (出典：高村典子 (2015) 変貌する釧路湿原東部湖沼の生態系—不可逆的な生態系劣化の予防とその再生—。生物の科学遺産 64 : 72-78.)</p>
マンニングの公式	<p>水路の流下能力や平均流速を求める経験則に基づく公式 (出典：日下部重幸 (2002) 水理学。コロナ社。東京) で、流速は径深と動水勾配に比例し、粗度係数に反比例する。</p>
潤辺	<p>水路において水の接する側壁と底の長さの合計値</p> <p>左図：①+②+③</p> <p>右図：①</p>  <p>(出典：日下部重幸ら (2002) 水理学。コロナ社。東京)</p>

用 語 解 説	
径深	<p>水路断面の平均的な水深で、水が接している側壁の高さを考慮した変量。</p> <p>流積（流下断面積）÷ 潤辺で求められる。</p> <p>（出典：日下部重幸ら（2002）水理学. コロナ社. 東京）</p>
流積	<p>水路で水が流れる範囲の面積（出典：日下部重幸ら（2002）水理学. コロナ社. 東京）。現地調査では、流路をいくつかの断面に分割し、台形の面積の合計値を流積（流下断面積）として合計した。</p> <p>右図のとおり</p> <p>流路を 5 分割した場合は それぞれの水深を計測して 台形の面積として求める。</p> <p style="text-align: center;">流積 = ① + ② + ③ + ④ + ⑤</p> 
流速	<p>本研究で求めた流速は、流積の測定で示したいくつかの断面ごとに水面から 10 cm、30 cm、50 cm、と 20 cm 水面下 10 cm から間隔で河床まで計測した。</p> <p>平均流速は、各測定高さの計測値の平均値を求めた。</p> <p>流路全体の平均流速は、断面ごとの平均流速の平均値として求めた。</p> 
流量	<p>本研究で求めた流量は、現地で測定した各断面の流積と現地で測定した平均流速とを乗算して求めた。流積は「平方メートル」、流速は「メートル/秒」、となるため流量の単位は「立方メートル/秒」で示される。</p>
流心	<p>本研究では流路の中で最も流速の速い範囲をさす。</p> <p style="text-align: center;">流心</p> 

用語解説	
ワンド	川の本流とつながっている池のような水面。 (財団法人 リバーフロント整備センター (1996) 多自然型川づくりの取り組みとポイント. 山海堂. 東京.)
水制工	川岸から流路内に突き出した川岸における流速を減じるための構造物。 (財団法人 リバーフロント整備センター (1996) 多自然型川づくりの取り組みとポイント. 山海堂. 東京.)