

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

櫻井善文^{1,2}・矢部和夫¹・片桐浩司³・椎野亜紀夫¹

¹ 札幌市立大学大学院デザイン研究科, ² 株式会社ドーコン

³ 東京農工大学グローバル教育院

要 旨

美々川では、高い窒素負荷により過剰繁茂したクサヨシ (*Phalaris arundinacea*) の浮島が流路を閉塞させ沈水植物が衰退した。本研究では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、泥深度は減少し、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、クサヨシとドクゼリは減少し、5年目には消失した。Canonical Correspondence Analysis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効果的な対策方法だと考えられる。

キーワード：流速、クサヨシ、バイカモ、エゾミクリ、CCA

1. はじめに

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の抑制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 nipponicus* (Makino) Nakai var. *submersus* 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* Rehmann) 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シャ(*Veronica anagallis-aquatica* L.) 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することができるかと期待された. 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, 本研究では, 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. 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.

2. 方法

2.1 調査地

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(Fig. 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(曾屋・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 年～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 $4.0 \sim 10.0 \text{ mg L}^{-1}$ 、下流で $4.0 \sim 9.3 \text{ mg L}^{-1}$ の範囲であり、硝酸態窒素はそれぞれ $3.3 \sim 9.5 \text{ mg L}^{-1}$ および $1.9 \sim 8.6 \text{ mg L}^{-1}$ 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 $1 \sim 6 \text{ mg L}^{-1}$ 、下流で $1 \sim 7 \text{ mg L}^{-1}$ であり、期間中に大きな変動はなかった。

2.2 調査地の主要な植物種

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 $6 \sim 9 \text{ mm}$ 、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。

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 $2.0 \sim 4.0 \text{ m}$ 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 $2.5 \sim 4.0 \text{ m}$ に設定し、2013 年 2 月に各試験区で刈り取りを行った。

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 箇所の試験区を設定した（Fig. 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 $2.5 \sim 4.0 \text{ m}$ 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（Fig. 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。さらに、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 箇所設定した（Fig. 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 $0.5 \text{ m} \times 1.0 \text{ m}$ の連続した調査点を浮島の幅に合わせて、流路の横断方向に $4.0 \sim 10.0 \text{ m}$ の長さで設定した（Fig. 2）。水生植物および湿生植物の被度は、各調査点において、 $0.5 \times 1.0 \text{ m}^2$ 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% 刻みで判読した。判読の際、10 cm 刻みでマークされた木製の 0.5 m × 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、水中メガネを用いて計測した。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～4 mm）(3)、中礫（φ:4 mm 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 年までは、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 (Fig. 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まで測定した流速（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 2002）。

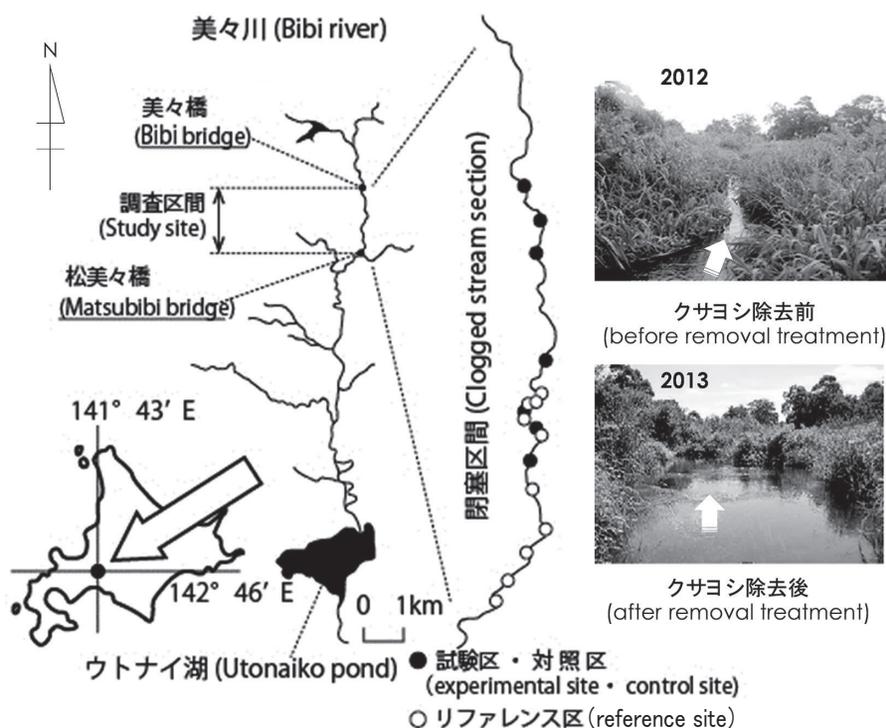


Fig. 1 調査地点位置および除去前後の試験区における水面の変化。調査対象区間は約 2.0 km で 7 箇所の試験区および対照区と 10 箇所のリファレンス区が含まれる（左）。除去試験前は流路がクサヨシ (*Phalaris arundinacea*) により閉塞していた（図右上段）。除去試験後はバイカモ (*Ranunculus nipponicus*) が流路内に出現した（同下段）。

Fig. 1 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, *R. nipponicus* was present in the stream (below).

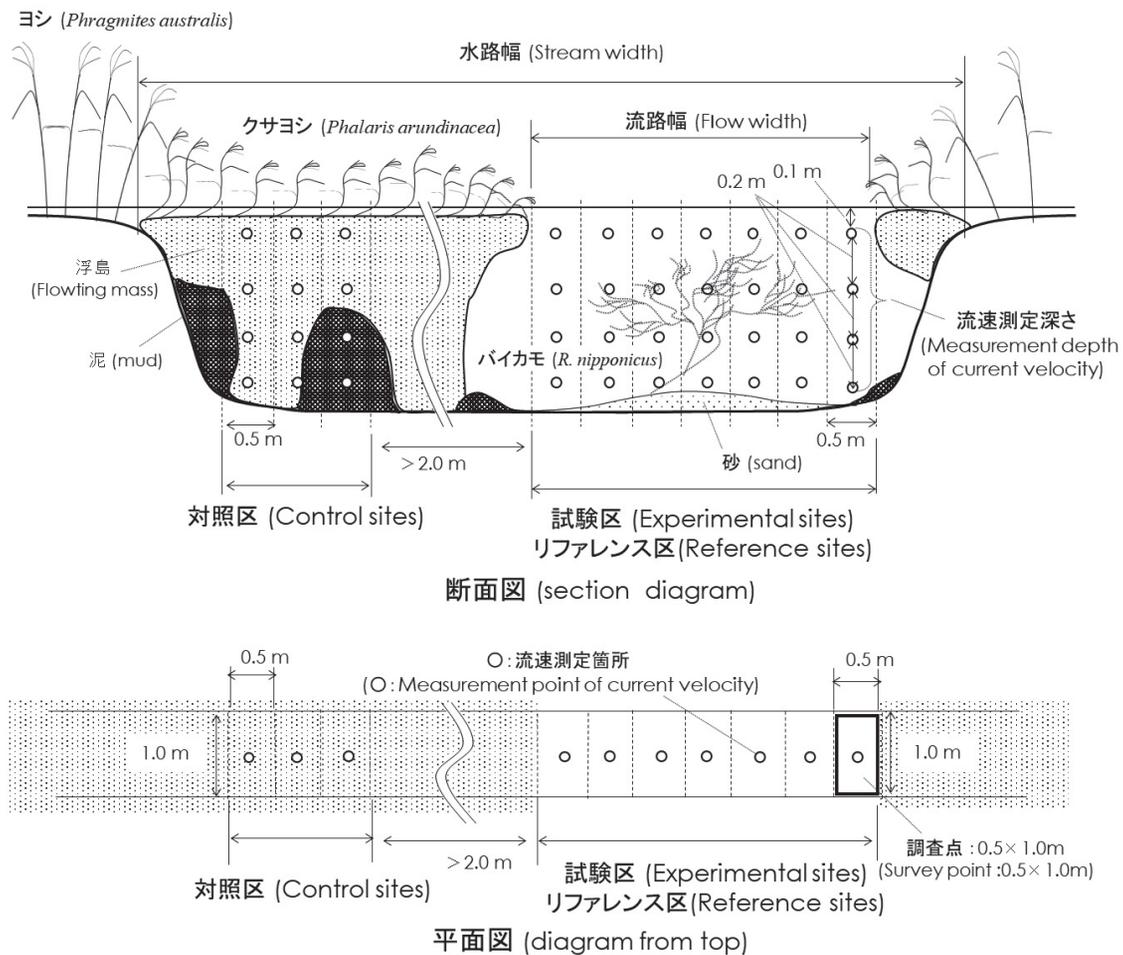


Fig. 2 調査地点の概要. 試験区は水路のクサヨシを部分的に除去する箇所を設定した. 対照区は, 試験区近傍の密なクサヨシ群落に設定した. リファレンス区はクサヨシ除去試験以前に流路があった区間に設定した.

Fig. 2 The outline of the transect. The experimental sites were set at the part of channel where the *Phalaris arundinacea* were partially removed. The control sites were set at the dense *P. arundinacea* communities near by the experimental sites. The reference sites were set in flows that were not clogged with *P. arundinacea* prior to the partial removal experiment.

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~2019 年の間に試験区, 対照区, 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, 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. 結果

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 0.0 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 (**Fig. 3 a**). リファレンス区の流路幅の中央値は 2015 年まで 4.5 ~ 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 $0.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ だったが処理後は2014年～2017年まで $0.57 \sim 0.65 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ で変動し、2018年、2019年は $0.7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 程度に増加した。一方、リファレンス区では2013年は $1.04 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ とやや高かつ

たが、2014年～2018年まで $0.85 \sim 0.9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ とほぼ一定で、2019年に $0.72 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ とやや低下した (Fig. 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。

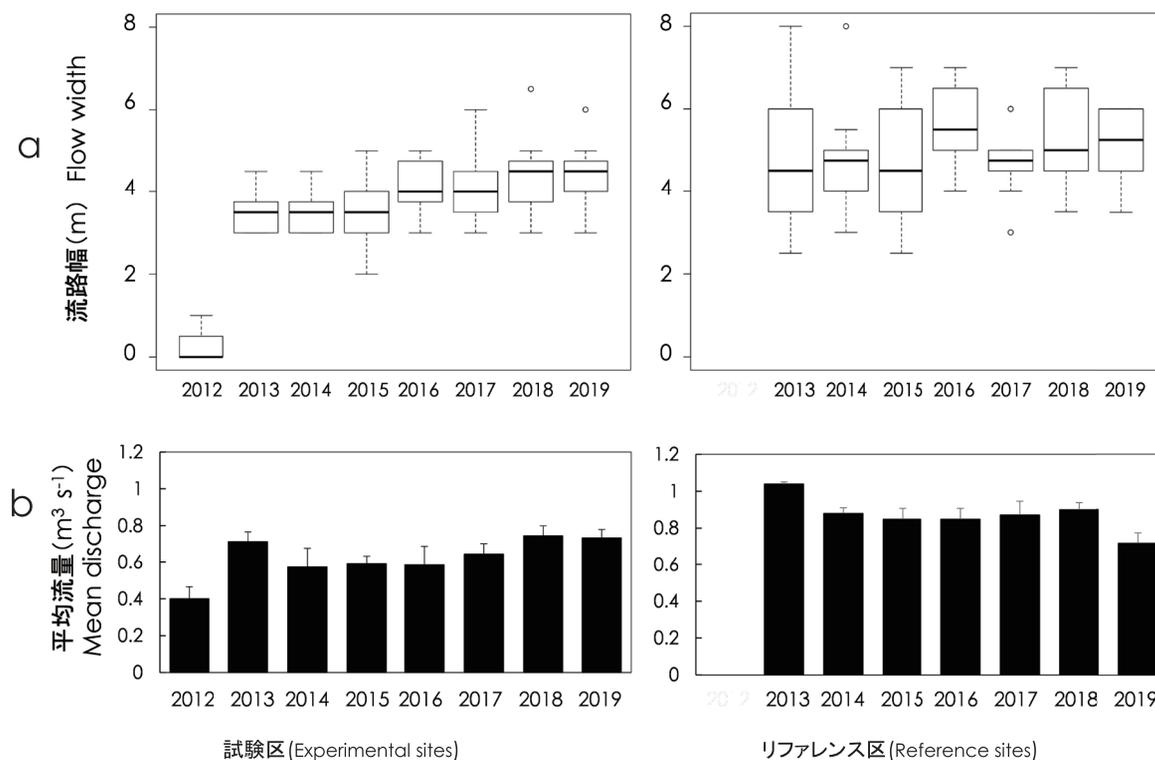


Fig. 3 試験区とリファレンス区における流路幅と平均流量の変化。箱ひげ図は下から最小値、第1四分位数、中央値、第3四分位数及び最大値を示す。リファレンス区は2013年以降にデータを取得した。

Fig. 3 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.

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 $0.50 \sim 0.85 \text{ m}$ 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 $0.90 \sim 0.96 \text{ m}$ でわずかに変動した。リファレンス区では2013年～2019年の間徐々に減少しながら $0.82 \sim 1.07 \text{ m}$ で変動した (Fig. 4 a)。

対照区の表層流速と河床流速はほとんど 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 から 0.28 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 から 0.26 m s^{-1} に増加し、2018年～2019年で 0.21 から 0.13 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 $0.21 \sim 0.26 \text{ m s}^{-1}$ 、 $0.10 \sim 0.24 \text{ m s}^{-1}$ で、2013年～2019年の間大きく変化しなかった (Fig. 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 $0.25 \sim 0.35 \text{ m}$ 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 (Fig. 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 (Fig. 4 e)。

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種の減少はなく、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 (Fig. 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おり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

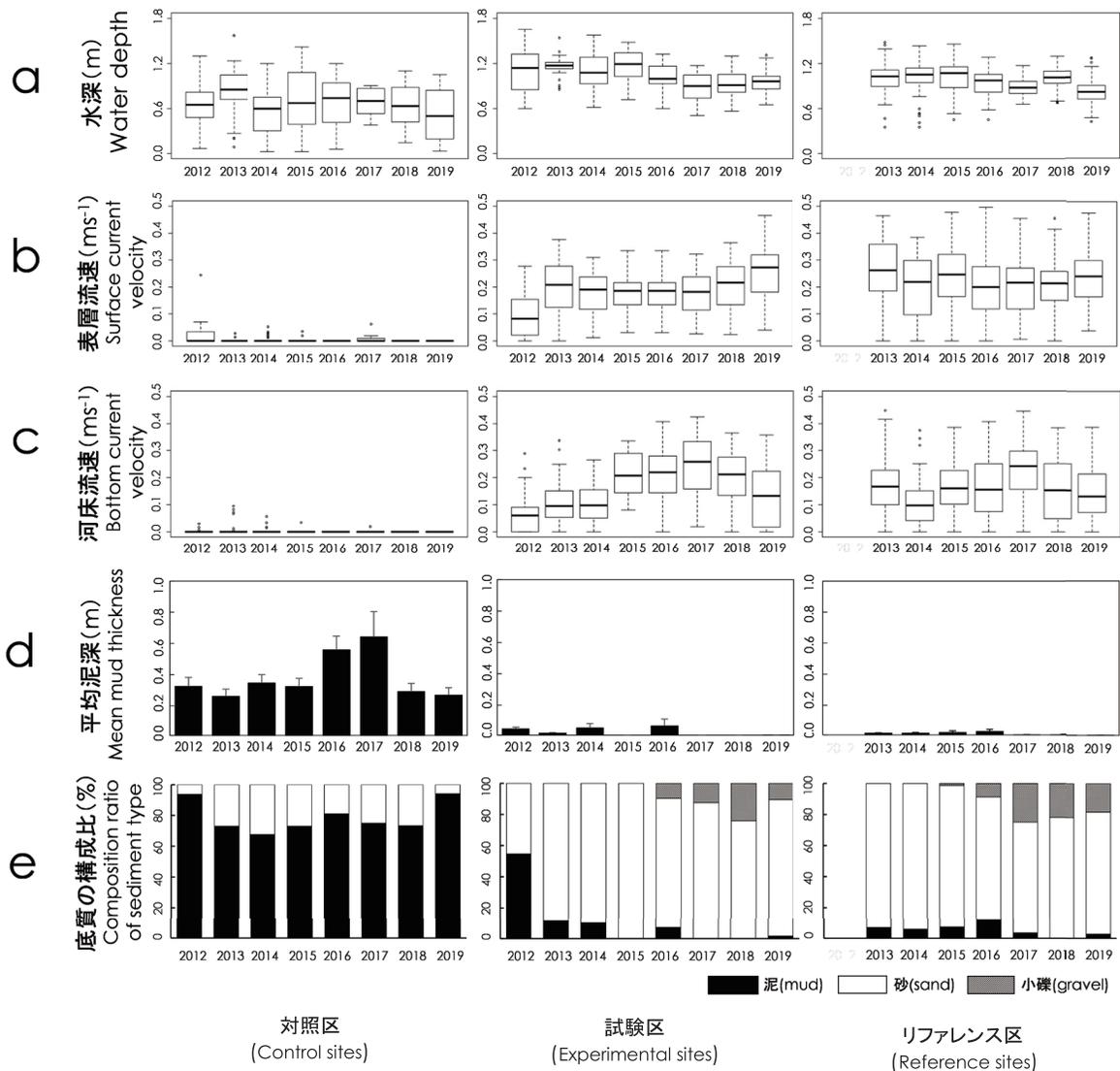


Fig. 4 対照区、試験区、およびリファレンス区における2012～2019年の水深 (a)、表層流速 (b)、河床流速 (c)、泥深 (d)、および底質 (e) の構成比の変化。箱ひげ図は下から最小値、第1四分位数、中央値、第3四分位数及び最大値を示す。平均泥深と底質の構成比率は全ての調査点から算出した。

Fig. 4 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 experimental 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.

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 (*Nasturtium 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～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 (Fig. 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5～9%だったが、2017年以

降は2%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～2019年まで約5%～8.5%の間で推移した (Fig. 5 c)。

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 (Fig. 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0.005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

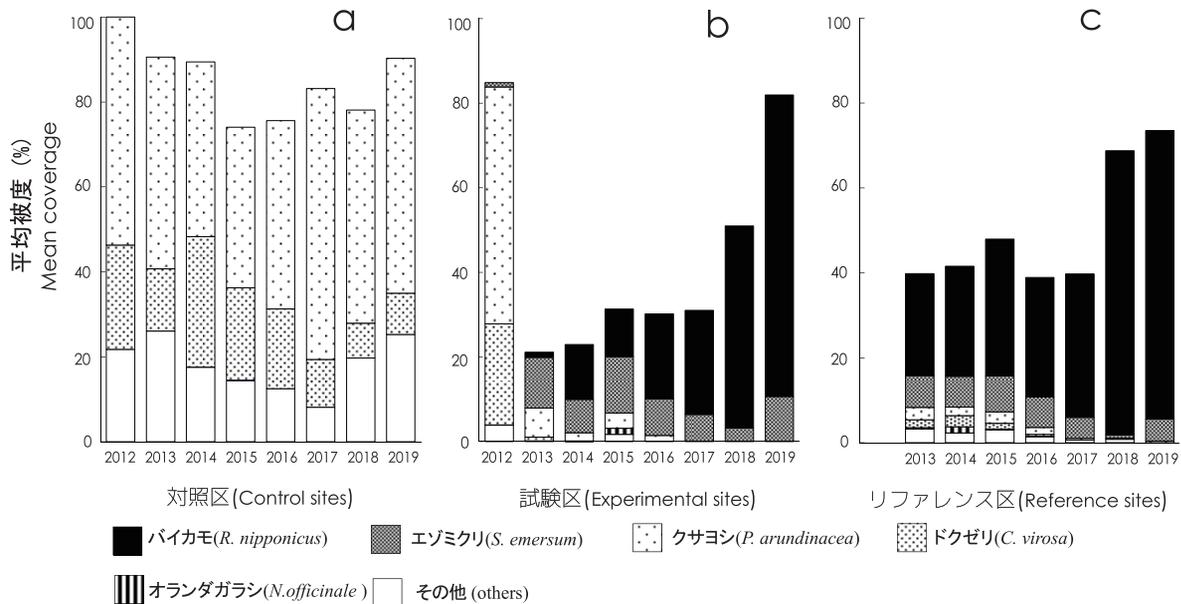


Fig. 5 対照区 (a), 試験区 (b) およびリファレンス区 (c) の8年間の平均被度 (%). 被度の百分率は全ての調査点における平均値を求めた。バイカモ、およびエゾミクリは沈水植物、クサヨシ、ドクゼリ、およびオランダガラシは抽水植物、その他は抽水植物と湿生植物。

Fig. 5 Mean coverage (%) at all points of aquatic macrophyte communities over 8 years at the points of the control sites (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*, *Nasturtium officinale*, were emerged macrophytes, others were emerged macrophytes and helophytes.

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 (Fig. 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 (Fig. 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～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 (Fig. 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。このようにCCAが抽出した2つのグループの配列は対照区内の流路側と陸側の群落と環境のわずかな違いの反映であったため、試験区やリファレンス区と比較する際には、両者を統合した群落と環境の値を対照区の値として用いた。

試験区の群落は刈り取り前の2012年には原点よ

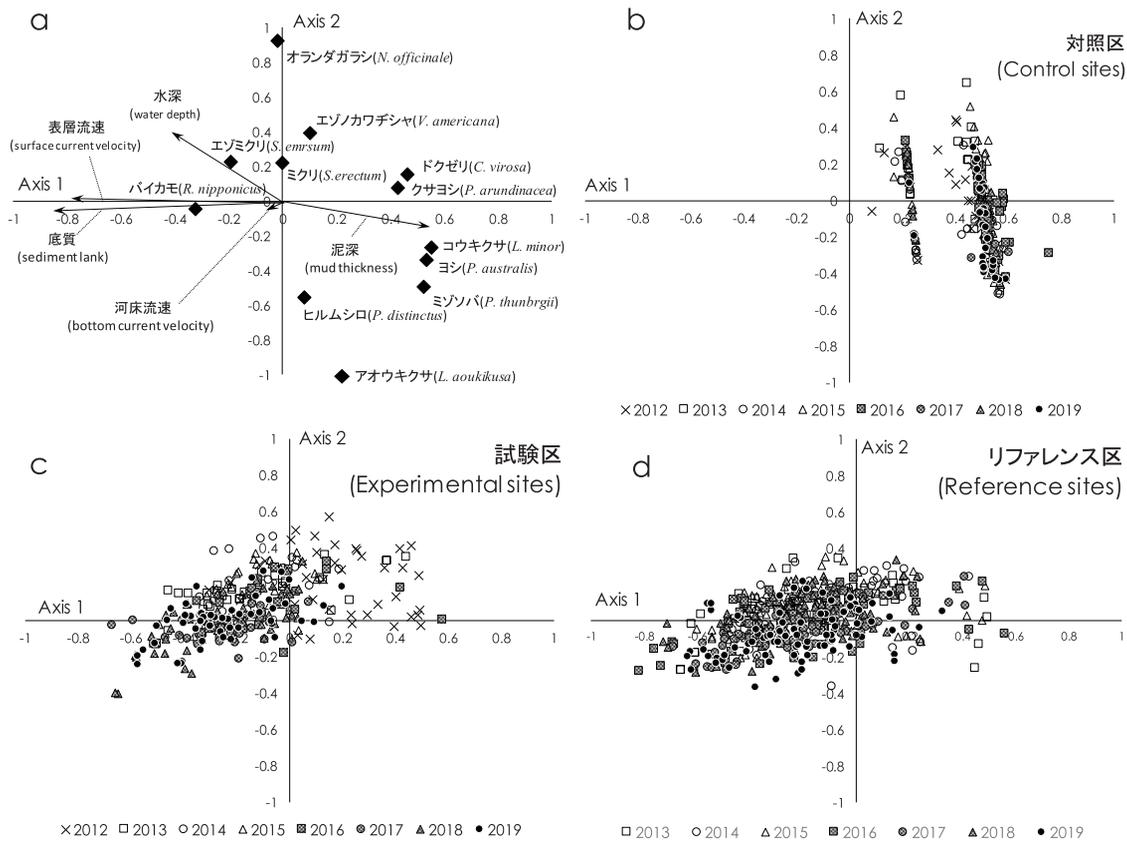


Fig. 6 植生データと物理変量による CCA。種と環境変量は a に、2012~2019 年の対照区、試験区、およびリファレンス区の調査点は b, c, d に示した。

Fig. 6 CCA ordination diagram of the communities of survey points and species with physical variables. Species arrangement and physical variables were shown in a, and communities of survey points in control sites, experimental sites, and reference sites from 2012 to 2019 were shown in b, c, d.

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 (Fig. 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は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 年～2019 年までに出現した群落の位置を示している (Fig. 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.

4. 考察

4.1 クサヨシの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回復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 年に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～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閉塞はみられなかった (Fig. 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閉塞が起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.

4.2 クサヨシの部分的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 (Fig. 4 a～e). また、部分的除去によって物理変量のうち、表層流速と底質は翌年に大きく変化し (Fig. 4 b, e, Fig. 6 c), 一方で、河床流速や平均泥深は 3～4 年後に変化したことから (Fig. 4 c, d), 処理に対して即応する物理変量と、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.

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 (Fig. 3 a), これらの変化に伴い水深は約 0.2 m 減少した (Fig. 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.

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 (Fig. 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 (Fig. 6 a). 対照区の表層流速はほとんどなく、底質の構成比は泥が卓越した. 処理前の試験区も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 (Fig. 4 b, e). これは、クサヨシは流速が小さく泥の堆積する箇所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 (Fig. 4 b, e). 試験区では河床の泥が消失したために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 (Fig. 6 a) は、表層流速の増加と砂および小礫河床の増加 (Fig. 4 b, e) に伴い被度を増加させた (Fig. 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 1998, 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で正の相関が示された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 (Fig. 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 (Fig. 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クサヨシ群落が回復した。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。

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が増減した。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 (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び、短期間に水質を改善することが難しかったため、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は、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 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 (Fig. 3 a, Fig. 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や出水による攪乱がある河川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。

謝 辞

室蘭工業大学藤間聡名誉教授には流路内における流速の測定に際し手法の指導をいただいた。この場を借りてお礼申し上げます。

引用文献

- 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.
- 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
- 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, Lacoul P, Murphy KJ, Thomaz SM (2008) Global diversity of aquatic macrophytes in fresh water. *Hydrobiologia*, 595, 9-26.
- 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 streams: 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. *Freshwater Biology*, 57, 43-60.
- 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.
- 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活動助成報告, 129-144.

- Fukumori K, Ishida S, Shimada M, Takenaka A, Akasaka M, Nishihiro 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.
- 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.
- 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.
- Hayley A (2013) Invasive reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* subsp. *arundinacea*) best management practices in Ontario. Ontario Invasive Plant Council, Peterborough.
- 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) Does morphological plasticity of the *Phalaris arundinacea* canopy increase invasiveness?. *Plant Ecology*, 193, 265-277.
- 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 canarygrass on irrigation canals. *Weed Science*, 16, 465-468.
- 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 (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.
- 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.
- 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.
- Johnson L, Richard C, Host G, Arthur J (1997) Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology*, 37, 193-208.
- 角野康郎 (2014) ネイチャーガイド 日本の水草. 文一総合出版.
- Katagiri K, Yabe K, Sakurai Y, Nakamura F (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.
- Kercher SM, Zedler JB (2004) Multiple disturbances accelerate invasion of reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.) in a mesocosm 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>> (参照 2021 年 8 月 1 日)
- 木村保夫・國井秀伸 (1998) バイカモ (*Ranunculus nipponicus* var. *submersus*) 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, 257-264.
- 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). <<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>> (参照 2021 年 3 月 30 日)
- 日下部重幸 (2002) 水理学. コロナ社.
- Lavergne S, Molofsky J (2004) Reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.) as a biological model in the study of plant invasions. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 23, 415-429.
- Lavergne S, Molofsky J (2006) Control strategies for the invasive reed canarygrass (*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.
- 松田従三 (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 canarygrass (*Phalaris arundinacea*). *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.

- 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.
- 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.
- 中山奏喜（1989）流体の力学. 養賢堂.
- 南部祥一・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.
- 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.
- 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, 日本土壤肥料学会誌, 65, 573-577.
- Pearce GA (1965) Weed control in irrigation channels. *Journal of Agriculture and Food*, 6, 99-104.
- Pedersen AB, Larsen SE, Riis T (2002) Long-term effects of stream management on communities in two Danish lowland streams. *Hydrobiologia* 481, 33-45.
- 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.
- Randall J, Robinson M, Morisawa T, Meyers-Rice B (2005) Colorado State Parks best management practices weed profile reed canary grass. University of California. <<https://cpw.state.co.us/Documents/ResourceStewardship/ReedCanaryGrass.pdf>> (参照 2021 年 3 月 30 日)
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Ter Braak CFJ (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 canarygrass promotes wetland herb and tree seedling establishment in an upper Mississippi River floodplain forest. *Wetlands*, 32, 543-555.
- 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 (1922) 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.
- Wisconsin Reed Canary Grass Management Working Group (2009) Reed canary grass (*Phalaris arundinacea*) management guide: Recommendations for landowners and restoration professionals. Midwest prairies LLC. <https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs144p2_035064.pdf> (参照 2021 年 3 月 30 日)

Verification that *Phalaris arundinacea* L. removal restores submerged aquatic macrophytes in a small river of cool-temperate Japan

Yoshifumi Sakurai^{1,2}, Kazuo Yabe¹, Koji Katagiri³, Akio Shiino¹

¹Graduate School of Design, Sapporo City University, ² Docon Co.,Ltd.,

³ Organization for the Advancement of Education and Global Learning, Tokyo University of Agriculture and Technology

Abstract: Owing to high nutrient load in the Bibi River, *Phalaris arundinacea* shoots overgrew and clogged the stream by forming floating masses, resulting in the decline of submerged macrophytes. To restore submerged macrophytes such as *Ranunculus nipponicus* and *Sparganium emersum*, we partially removed the floating masses of *P. arundinacea* by adjusting the stream width to where the submerged macrophytes remained. Immediately after the partial removal of *P. arundinacea*, velocity of the stream increased whereas mud depth decreased and the bottom sediment became coarser in the riverbed. However, water depth decreased 4 years after the partial removal of *P. arundinacea*. Furthermore, coverage of *R. nipponicus* increased every year after the partial removal of *P. arundinacea*, whereas coverage of *S. emersum* increased the year after the partial removal of *P. arundinacea* but remained nearly stable for the next 6 years. By contrast, after the partial removal of *P. arundinacea*, the coverage of emerged macrophytes *P. arundinacea* and *Cicuta virosa* continued to decrease, and they disappeared by the fifth year. Canonical correspondence analysis revealed that the coverage of *R. nipponicus* positively correlated with the increase in surface velocity and coarsening of the bottom sediment, but negatively correlated with mud depth. The coverage of *P. arundinacea* and *Cicuta virosa* negatively correlated with surface velocity and coarsening of the bottom sediment, whereas the cover of *S. emersum* positively correlated with water depth. Accordingly, changes in aquatic macrophytes would be the result of changes in physical environments following partial removal. The partial removal of *P. arundinacea* is considered to be an effective countermeasure because it suppressed the growth of *P. arundinacea* in the stream for at least 7 years.

Key words: current velocity, *Phalaris arundinacea*, *Ranunculus nipponicus*, *Sparganium emersum*, canonical correspondence analysis