

## ■ 琵琶湖をとりまく環境の保全再生と自然の恵みの活用

### 1. 政策課題研究 1 (6-PS1)

## 二枚貝等を評価指標とした湖辺環境改善手法の検討・実装に関する研究

井上栄壮・古田世子<sup>1)</sup>・藤原直樹・宮下康雄・池田将平<sup>2)</sup>・萩原裕規<sup>3)</sup>・大柳まどか<sup>4)</sup>・岩本健也・木村道徳・石川可奈子・大久保賢治<sup>5)</sup>・岸本直之<sup>6)</sup>・藤林 恵<sup>7)</sup>・武井直子<sup>8)</sup>・馬場大哉<sup>8)</sup>・竹本邦子<sup>9)</sup>

### 要約

- 琵琶湖湖辺の浅い砂地における環境改善・維持手法を検討するため、二枚貝を含む底生動物を評価指標として、その生息環境との関係性を評価した。2018～2021年度の夏季に調査を行った計6地点、のべ19地点の調査結果について、底生動物組成と環境条件の対応関係を解析した。その結果、底生動物組成を規定する主な環境因子は、餌環境と関連する水質・底質中の有機物・栄養塩、生息環境としての底質粒径、湖水の流動・波浪と関連する湖岸傾斜と考えられた。また、シジミ類の好適な生息環境条件は遠浅の砂地で、ビワカマカ（琵琶湖固有種の甲殻類）と類似した。
- 琵琶湖南湖における夏季の沈水植物（水草）繁茂と底生動物の生息状況の現状を把握し、その関係性を評価した。2020～2022年の夏季は、2020年を除いて水草が比較的少なかったが、繁茂状況は種構成の変化も認められるなど年変動が大きいこと、水草の過剰な繁茂は底生動物の生息状況を悪化させることを再確認した。
- 良好な餌環境条件を評価するため、殻長14～18mmのシジミ類に植物プランクトンを種別に給餌して飼育し、生残率と肥満度を比較した。その結果、大型緑藻 *Microcystis hardyi* や藍藻 *Anabaena macrospora* をシジミ類に給餌した場合は肥満度が低く、珪藻 *Skeletonema potamos* では肥満度が高かった。藍藻 *Microcystis aeruginosa* の存在下では、餌として適する他の植物プランクトン種が存在する場合でもシジミ類の生育が阻害された。
- 住民等の参加による環境改善・維持活動を実践し、その効果を検証するとともに、持続的・効果的な活動の構築手法について検討した。2017年7月から2023年3月まで毎月、住民等20人程度で湖底耕耘、水草除去を継続した場所では、泥質の堆積が抑制され、シジミ類の生残率が生後2年程度まで上昇した、または生後1～2年の個体の定着を促進したと考えられる。各回の活動後に住民参加者に実施したアンケート調査の結果、シジミ類などの生物が生息できる湖辺環境に改善するという共通認識が形成され、積極的な参加の継続につながったと考えられた。
- 底生動物の生息環境改善手法の1つとして、琵琶湖北湖の湖辺に設定した試験地において、過度な波浪を緩衝し砂地の攪乱を抑制するための簡易な工作物を2021年7月に設置した。工作物の内側では、外側よりも流速が4～5cm/s程度抑制されたが、20cm/s程度以上の流速は十分に緩衝できなかった。また、工作物の内側におけるミミズ類とセンチウ類の生息密度は外側と同程度以上の状態が持続したことから、工作物の設置により底生動物の流失が抑制された可能性がある。
- 砂地造成による湖辺環境改善手法の検討に資する基礎知見として、琵琶湖北湖湖辺で5～20年程度前に養浜（土砂搬入）施工された3地点および施工されていない3地点において、底質、底生動物の生息状況等の現状を比較した。底生動物の生息密度はおおむね東岸の3地点で低く、強い波浪による底質攪乱との関連が示唆された。底生動物組成と環境条件の対応関係を解析した結果、過去の養浜施工の有無より東岸/西岸で底生動物組成が異なる傾向を示した。養浜施工後、1年間程度の短期にはシジミ類等が減少する（第五期：2017～2019年度の成果）が、長期にはおおむね各地域の環境特性を反映した底生動物組成に回復すると考えられた。
- 底生動物を指標とした良好な生息環境と餌環境の条件として、底質粒径が300～500 $\mu$ m程度の砂地の確保、良好な餌となる珪藻の増加、生育を阻害する藍藻の減少の重要性が示唆され、それらの調査および実験等の成果に基づき二枚貝挙動モデルを構築した。その結果、湖辺環境改善手法としては、(a) 流動改善による止水域の解消、(b) 底質改善（砂質化）による底泥酸素消費の抑制、(c) 湖沼生産量（餌供給量）に見合った二枚貝の資源量管理が有効と考えられた。

1)元・琵琶湖環境科学研究センター 2)現・甲賀環境事務所 3)現・琵琶湖環境部循環社会推進課 4)現・琵琶湖環境部環境政策課 5)岡山大学名誉教授 6)龍谷大学先端理工学部環境生態工学課程、龍谷大学生物多様性科学研究センター 7)九州大学大学院工学研究院 8)東レテクノ株式会社 9)関西医科大学物理学教室

- ⑧ 以上の成果に基づき、湖辺環境改善の考え方と実践手法をまとめた「事例集」を作成した。砂地の造成により底生動物の生息環境改善を図る場合、短期にはライフサイクルの長いシジミ類等の定着に要する期間を数年見込む必要があるが、5～20年程度の長期的には各地域の環境特性を反映した底生動物組成の回復が見込まれる。

## 1. はじめに

琵琶湖の水質は、流入負荷の削減とともに富栄養化が抑制されてきた。しかし近年は、水質環境基準 COD の高止まり、在来魚類の減少、水生植物（特に沈水植物、以下、「水草」という）の過剰な増加等、水環境や生態系の新たな課題が顕在化しており（滋賀県，2019a）、他の湖沼においても同様の事例が生じている[今後の水環境保全に関する検討会（環境省），2011；環境省水・大気環境局水環境課，2014；山室，2014；Matsuzaki and Kadoya，2015]。これらの課題は、その要因が複雑に関連することから、水質改善に向けた流入負荷対策のような個別対策だけではなく、水質と生態系を一体的に捉えて、保全・再生を図る必要がある（今後の水環境保全に関する検討会，2011；滋賀県，2019a）。

湖沼の生態系保全において重要な場の1つとして、大部分の水生生物が生息する湖辺があげられる（金子ら，2011；西野ら，2017）。また、生物の生息・生育の場としての湖辺の生息環境が、生物による有機物生産・分解を通じて湖沼全体の水質形成にも影響を及ぼすと考えられる（一瀬，2013）。湖沼水環境の管理においては、従来の理化学指標に加えて、生態系を構成する生物の状態にも注目し、生物の生息場所、水質形成といった湖辺機能の改善を図ることが求められる。

湖辺水環境が水質と生態系の好条件を生み出す機能は、例えば水草の繁茂による有機汚濁負荷の増加や湖底の貧酸素化等、放置すれば劣化する事例がある（環境省水・大気環境局水環境課，2014；井上ら，2015）。湖辺の機能維持においては、行政等による取組だけでなく、地域住民等との協働の推進が求められる（今後の水環境保全に関する検討会，2011；滋賀県，2019b）。その際には、湖辺の機能改善・維持の手順と評価指標の共有が必要である。

湖沼における健全な水環境改善・維持に向けては、その手法において、住民等にも把握しやすい湖辺機能の評価指標と目標の設定が必要である（井上ら，2018a）。湖辺の底生動物の生息状況は、生息環境となる水質や底質、餌環境となる植物プランクトンや藻類、これらの環境を形成する基盤となる湖水の流動や波浪等、さまざまな要因の影響を受ける。また、湖沼に生息する底生動物は、一生を狭い地域内で過ごすことが多いため、湖沼水環境における水質と生態系の一体的な改善を評価する指標となると考えられる（西野ら，2017）。中でも、シジミ類等の二枚貝は、地域の環境保全を担う住民にとっても身近に感じることが

でき、活動の啓発効果も高いと考えられる（井上，2016；井上ら，2018a，b）。

湖辺の水環境は、後背地の地形、河川等からの土砂流入、波浪や湖流による土砂移動、ヨシ等の植物群落の生育状況等により、さまざまな景観を示す。琵琶湖の湖岸景観は、山地湖岸（岩石、岩礁）、砂浜湖岸（砂、礫）、植生湖岸（ヨシ等の抽水植物、ヤナギ類等）、人工湖岸（コンクリート等の構築物、人工砂浜、ヨシ植栽、人工緑地）に大別される（西野ら，2017）。こうした湖辺水環境の多様性は、琵琶湖の生物多様性と生態系を支える基盤であることから、湖辺水環境の各類型について保全・再生を図る必要がある（金子ら，2011）。このうち砂浜湖岸は、二枚貝を含む多様な底生動物の生息場所である（井上ら，2018a）とともに、住民等が琵琶湖の水環境や二枚貝等に親しみやすい場所でもある。

本研究では、井上ら（2021）の取組を継続するとともに社会実装につなげるため、琵琶湖湖辺の浅い砂地における生態系の一体的な評価指標として、二枚貝を含む底生動物に着目した。湖辺環境改善・維持手法を検討するため、二枚貝等とその生息環境、餌環境、これらの環境形成基盤となる湖流や波浪について現状を把握し、関係性を評価した。その結果に基づき、改善目標の設定、対策手法の検討、対策効果の予測に活用されるツールとして二枚貝の増減条件を記述する数理モデルを構築し、モデル計算により改善目標達成時の効果を評価した（サブテーマ 1-1）。環境改善手法については、住民等の参加および工作物の設置による環境改善・維持活動を実践し、その効果を検証するとともに、持続的・効果的な活動の構築手法について検討した（サブテーマ 1-2）。これらの成果に基づき、湖辺環境改善の考え方と実践手法—琵琶湖における二枚貝を指標とした事例集（以下、『事例集』という）を2021年度に作成した（環境省，2022）。

また、琵琶湖岸の約30%を占める砂浜湖岸（金子ら，2011）は、流入河川から供給され堆積した土砂が、沿岸で流されて形成されたものである。これまで、土砂災害や洪水等の対策として、治山・砂防事業による土砂移動の調節、河川事業等によるダムや河道内の堆積土砂の除去等が行われてきた。こうした事業により湖内への土砂供給が減少したことが一因となり、砂浜侵食（浜欠け）が生じていることから、滋賀県では、浜欠け発生場所への土砂搬入（養

浜)等の対策を進めている。砂地造成による湖辺環境改善手法の検討に資する基礎知見として、2016年2月および11月に琵琶湖岸のマイアミ浜(滋賀県野洲市菖蒲)で施工された養浜工事(滋賀県南部土木事務所所管)に合わせ、2016年4月から同場所において、養浜工事後の底生動物の定着過程、底質の変化等を把握した(井上ら, 2021)。本研究では、過去5~20年程度に養浜工事が実施された場所と未実施の場所において底生動物、底質等の現状を比較し、養浜工事が及ぼす長期的な影響を評価した(サブテーマ2)。

なお、「事例集」の作成と社会実装に向けた研究(サブテーマ1)は、環境省琵琶湖保全再生等推進費による事業として、大学、企業との共同により、2017~2021年度の5年間で実施した。2017~2021年度の成果は、本事業の年次報告書(滋賀県, 2018-2022; 東レテクノ株式会社, 2018-2022)に記載している。2022年度は、「事例集」の実装段階(サブテーマ1-2)として、内閣府地方創生推進交付金により実施した。本稿では、井上ら(2021)の取組を継続、深化させ、滋賀県琵琶湖環境科学研究センターが担当した研究内容を中心に、2017~2022年度の成果と、湖辺環境改善に向けた考え方について概要をまとめるとともに、井上ら(2021)の記載内容を更新した(図1-1)。

## 2. 琵琶湖湖辺における底生動物の生息状況とその生息環境の関係評価

### 2.1. 湖辺における水質、底質との関係評価

#### 2.1.1. 調査地点と方法

琵琶湖湖辺の12地点(図2-1、表2-1)において、底生動物とその生息環境の現状を把握した。まず、2017年12月に10地点で現地調査を実施した後、2018年8月・10月、2019年5月・7月、2020年5月に、特徴的な5地点にシジミ類の漁場1地点(松原シジミ漁場:彦根市松原の湖岸から約1.9km沖)を加えた計6地点において現地調査を実施した。また、2020年7月には前述の6地点に後述の工作物設置場所付近の1地点(栗見出在家沖)を加えた計7地点、2021年5月・7月には栗見出在家沖にシジミ類の生息密度が高かった2地点を加えた計3地点において、現地調査を実施した。松原シジミ漁場を除く地点においては水際から50m沖で、底生動物、水質、底質等の試料採取および溶存酸素濃度(DO)等の現地測定を行った。

底生動物調査は、エクマン・バージ採泥器(底口部15cm×15cm)で底質を3回採取し、1回分ずつ全量を目合250μmのネットでふるった。残渣を10%ホルマリンで固定し、底生動物(マクロベントス:おおむね1mm以上の底生動物)を選別・計数した。各分類群の生息密度は、3回の採取個体数に基づく平均値として求めた。シジミ類については、全採取個体の殻長を測定した。殻長6mm程度以下の個体は、数滴の水とともに1mm格子界線入りプランクトン計数板(S6300、松浪硝子工業)に取り、実体顕微鏡下で観察し、殻長2mm未満の個体は一括して計数、殻長2mm以上の

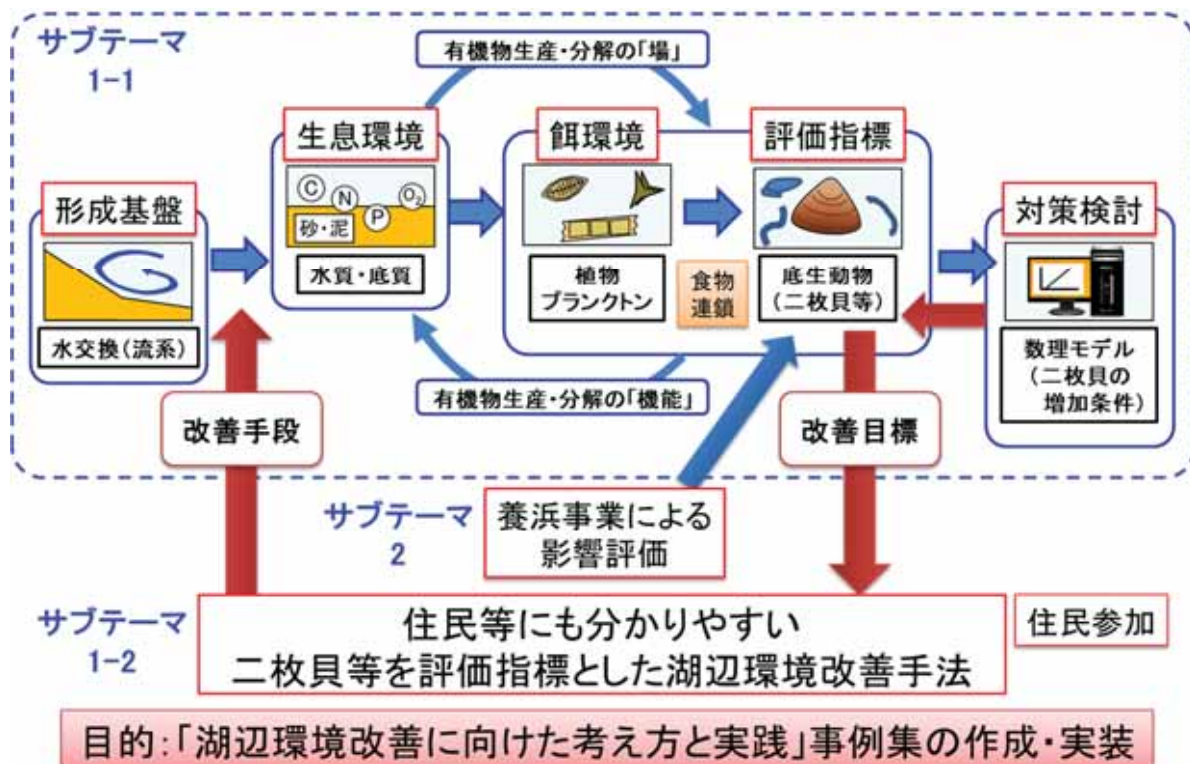


図1-1 湖辺環境改善手法の検討・実装に向けた調査・研究の構成。



個体は1mm単位で殻長を測定し計数した。殻長6mm程度以上の個体は、ノギスを用いて1mm単位で殻長を測定し計数した。

生息環境調査のうち、水質調査は、底質採取前にバンドーン採水器で水面下50cm下の湖水を採取し、冷暗状態で速やかに持ち帰った後、全有機炭素(TOC)、粒子態有機炭素(POC)、溶存態有機炭素(DOC)、全窒素(TN)、全リン(TP)、クロロフィルaの濃度を測定した。また、現地において総合水質計(AAQ-RINKO AAQ126、JFEアドバンテック)で濁度、DO等の鉛直分布を測定した(東レテクノ株式会社, 2018-2022)。

底質調査は、エクマン・バージ採泥器で底質を採取し、冷暗状態で速やかに持ち帰った後、全炭素(TC)、TOC、全無機炭素(TIC)、TN、TP、クロロフィルaの濃度、および含水率、強熱減量、粒度組成を測定した(東レテクノ株式会社, 2018-2022)。

上記の結果に基づき、季節変動の影響を排除するため、2018年8月、2019年7月、2020年7月、2021年7月の計5回、夏季に現地調査を実施したのべ25地点の結果について、正準対応分析(CCA)により底生動物組成と生息環境条件の関係を評価した。

## 2.1.2. 結果と考察

2017年12月から2021年7月の計9回の調査で、計23分類群の底生動物が採取された。のべ53地点の平均生息密度は、水生貧毛類(ミミズ類)が10543.1個体/m<sup>2</sup>と最も高く、底生動物全体の44.3%を占めた。次いでセンチウ類5060.5個体/m<sup>2</sup>(21.3%)、ユスリカ類2879.1個体/m<sup>2</sup>(12.1%)、ピワカマカ(甲殻類の琵琶湖固有種)2059.7個体/m<sup>2</sup>(9.9%)、シジミ類2020.1個体/m<sup>2</sup>(8.5%)の順で、これら5分類群で底生動物全体の96.0%を占めた。地点別では、2017年12月調査のみの5地点を除けば、底生動物全体の平均生息密度は、旧草津川河口沖が49414.0個体/m<sup>2</sup>と最も高く、次いで柳が崎沖30076.2個体/m<sup>2</sup>、長浜沖26795.8個体/m<sup>2</sup>、マイアミ浜沖19476.5個体/m<sup>2</sup>、栗

見出在家沖17293.8個体/m<sup>2</sup>、今津浜沖13147.1個体/m<sup>2</sup>、松原シジミ漁場8121.0個体/m<sup>2</sup>の順であった(図2-2)。ミミズ類の平均生息密度は、旧草津川河口沖が25609.9個体/m<sup>2</sup>と最も高く、次いで柳が崎沖18103.7個体/m<sup>2</sup>、長浜沖8831.7個体/m<sup>2</sup>、マイアミ浜沖7290.5個体/m<sup>2</sup>の順であった。センチウ類の平均生息密度は、柳が崎沖が8302.6個体/m<sup>2</sup>と最も高く、次いで長浜沖6903.7個体/m<sup>2</sup>、マイアミ浜沖5697.1個体/m<sup>2</sup>、旧草津川河口沖5302.1個体/m<sup>2</sup>の順であった。ユスリカ類の生息密度は、長浜沖が5913.2個体/m<sup>2</sup>と最も高く、次いで今津浜沖4810.6個体/m<sup>2</sup>の順であった。シジミ類の生息密度は、旧草津川河口沖が7632.9個体/m<sup>2</sup>と最も高く、次いで栗見出在家沖3530.9個体/m<sup>2</sup>、マイアミ浜沖2052.7個体/m<sup>2</sup>の順であった。ピワカマカの生息密度は、旧草津川河口沖が9265.8個体/m<sup>2</sup>と最も高く、次いで長浜沖3369.3個体/m<sup>2</sup>の順であった。

各調査時期の全調査地点で採取されたシジミ類、計7204個体の殻長を測定した結果、0~2mmの個体が大半を占めた(図2-3)。2020~2021年度の調査時期別では、殻長0~2mmのシジミ類は、2020年5月は計368個体中142



図2-1 琵琶湖湖辺の調査地点。

表2-1 琵琶湖湖辺の各調査地点における調査年月。

調査地点	2017年	2018年		2019年		2020年		2021年	
	12月	8月	10月	5月	7月	5月	7月	5月	7月
南湖									
S1 雄琴沖	○								
S2 柳が崎沖	○	○	○	○	○	○	○		
S3 打出浜沖	○								
S4 旧草津川河口沖	○	○	○	○	○	○	○	○	○
北湖									
N5 マイアミ浜沖	○	○	○	○	○	○	○	○	○
N6 長命寺沖	○								
N7 彦根松原浜沖	○								
N8 長浜沖	○	○	○	○	○	○	○		
N9 今津浜沖	○	○	○	○	○	○	○		
N10 白鬚浜沖	○								
N11 松原シジミ漁場		○	○	○	○	○	○		
N12 栗見出在家沖							○	○	○

個体(38.6%)、2020年7月は計708個体中618個体(87.3%)、2021年5月は計599個体中416個体(69.4%)、2021年7月は計1432個体中1189個体(83.0%)であった。殻長4mm以上の個体数の割合が著しく低いことから、野外においてはシジミ類稚貝の死亡率が高いと考えられ、大型個体の定着阻害要因の1つであることが示唆された。

底生動物のうち生息密度が最も高かったミミズ類と、評価指標とするシジミ類について、各調査地点における各調査時期の生息密度と、生息環境条件の例として底質粒径平均値との関係を図2-4に示した。生息密度が高かった地点の底質粒径平均値は、ミミズ類では20000個体/m<sup>2</sup>程度以上の地点で10~530 $\mu$ m程度、シジミ類では2500個体/m<sup>2</sup>程度以上の地点で340~520 $\mu$ m程度であったことから、底生動物の生息状況は、調査地点間の環境条件の範囲にもよるが、環境条件に対して直線的に反応するのではなく、特定の最適条件を有する場合が多いと考えられた。特にシジミ類は狭い範囲の最適条件を有することが示唆された。

底生動物組成と生息環境条件の関係を評価するための正準対応分析(CCA)では、季節変動の影響を排除した上で解析に最低限必要なデータ数を確保できること、本研究

で得られたデータセット構造の概要把握、および直感的に理解しやすい解析結果を得ることを目的として、可能な限り多くの変数を含めることを重視し、下記のように解析を設定した。①調査地点・時期：2017~2021年度の夏季(7月または8月)に現地調査を実施した、松原シジミ漁場を除く湖辺の全地点、のべ19地点。②底生動物分類群：上記において、出現2地点以下および合計個体数割合0.05%の分類群、および同定不可を除外した14分類群を選択。③環境項目：生息環境の調査項目のうち、連続変数データのみを対象とし、分類群データに対して単独で有意な相関関係が得られた項目を選択(Monte Carlo permutation test, 499回)。水深(Depth,  $p = 0.002$ )、湖岸から50m沖までの湖底勾配(Slope,  $p = 0.002$ )、底質全リン(S-TP,  $p = 0.002$ )、水質粒子態有機炭素(W-POC,  $p = 0.002$ )、底質含水率(S-Moist,  $p = 0.008$ )、底質全窒素(S-TN,  $p = 0.004$ )、底質全有機炭素(S-TOC,  $p = 0.006$ )、水質全窒素(W-TN,  $p = 0.004$ )、底質全炭素(S-TC,  $p = 0.008$ )、底質強熱減量(S-IL,  $p = 0.006$ )、水質全リン(W-TP,  $p = 0.006$ )、水質クロロフィルa(W-Chl.a,  $p = 0.012$ )、底質全無機炭素(S-TIC,  $p = 0.010$ )、底質クロロフィル

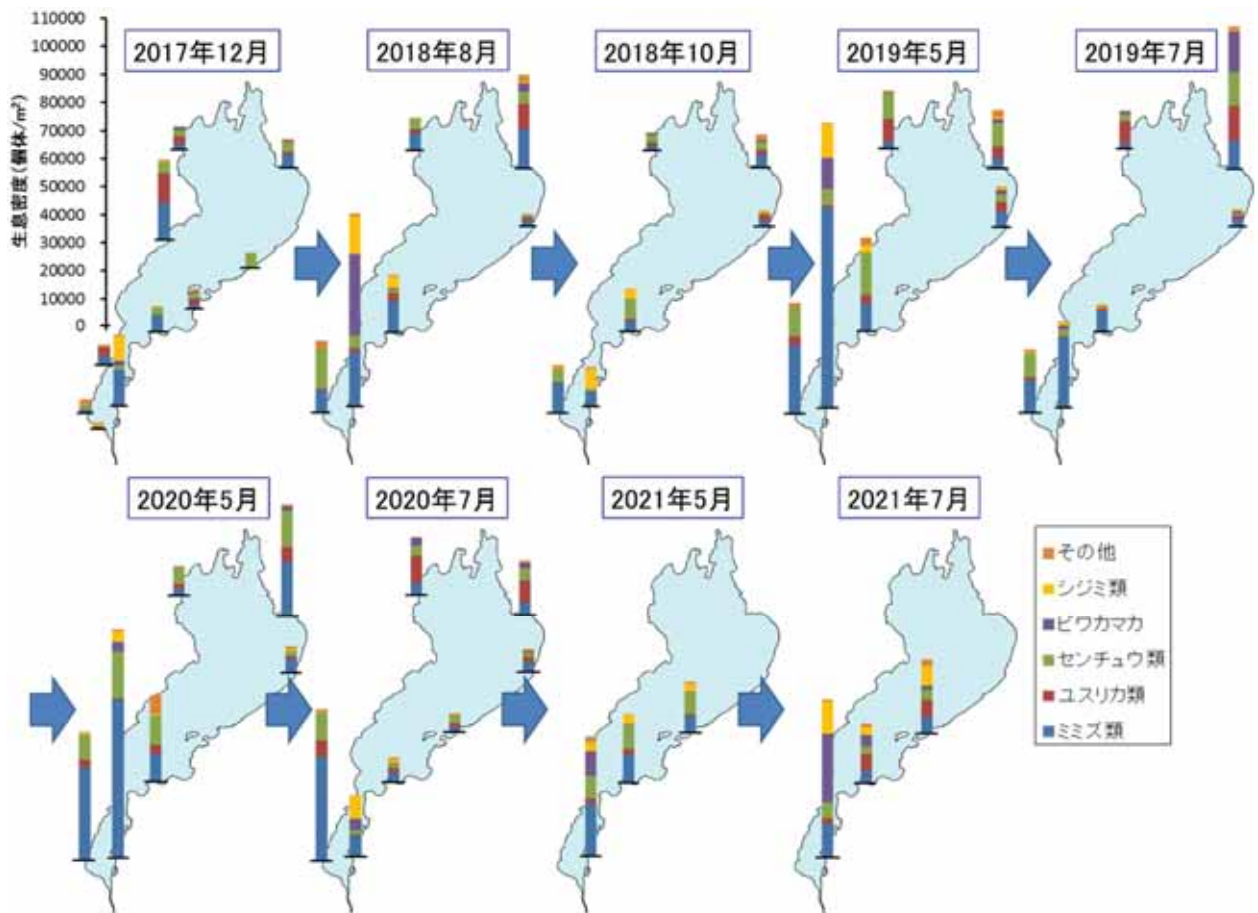


図2-2 琵琶湖湖辺の各調査地点における底生動物の組成、生息密度(2017年12月、2018年8月・10月、2019年5月・7月、2020年5月・7月、2021年5月・7月)。

a (S-Chl. a,  $p = 0.012$ )、底質粒径平均値 (S-Psize,  $p = 0.012$ ) の 15 項目を選択。④データ変換：なし。

CCA の解析結果概要を表 2-2 に示す。分類群-環境項目相関の分散説明率は、第 1 軸は 43.3%、第 2 軸は 28.6% であり、これら 2 軸による分散説明率は 72.0% であった。

第 1 軸、第 2 軸によるデータ構造の座標化結果を図 2-5 (調査地点-環境)、図 2-6 (分類群-環境) に示す。環境項目のベクトルに着目すると、第 1 軸 (横軸) の正の方向に水質有機物・栄養塩等、負の斜め方向に湖底勾配、水深、底質有機物・栄養塩が位置している。すなわち、第 1 軸が意味する環境傾度は、主に水質・底質の有機物・栄養塩量、及び湖辺断面地形と解釈される。また、第 2 軸 (縦軸) の正の方向に底質粒径、負の斜め方向に底質有機物・栄養塩が位置している。すなわち、第 2 軸が意味する環境傾度は、主に底質粒径 (泥、砂、礫) と解釈される。したがって、底生生物の分類群組成を規定する主な湖辺環境形成因子は、本業務で測定された各環境項目の範囲においては、湖辺環境形成基盤となる湖底断面地形、餌環境としての有機物等、生息環境としての底質粒径等と考えられる。

底生動物のプロットに着目すると、シジミ類のプロットは、調査地点のうち突出して生息密度が高かった旧草津川河口沖のプロット (S4-18, S4-20, S4-21) の中央付近に位置している。すなわち、本研究で測定した各環境項目の範囲においては、シジミ類の好適な生息環境は、遠浅の砂地で、湖水中の有機物等が比較的豊富である状態と考えられた。同様な条件が好適と考えられ、生息密度が比較的高かった分類群として、例えばビワカマカがある。したがって、生息環境の特性上はビワカマカもシジミ類と同等の評価指標となり得るが、体長 4mm 程度以下と小型で肉眼による観察では同定が難しいこと、専門家でない人々にとってなじみのない分類群であることから、シジミ類の方が評価

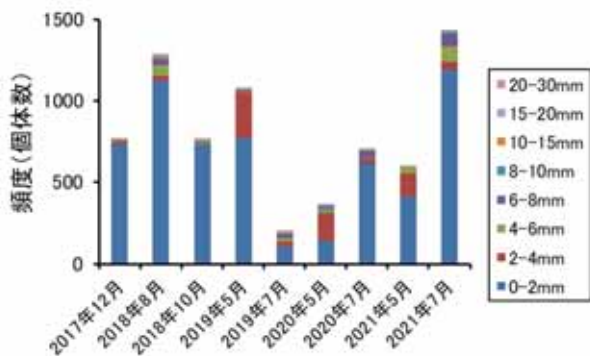


図 2-3 2017 年 12 月 (10 地点)、2018 年 8 月・10 月 (各 6 地点)、2019 年 5 月・7 月 (各 6 地点)、2020 年 5 月 (6 地点)・7 月 (7 地点)、2021 年 5 月・7 月 (各 3 地点) において採集されたシジミ類の殻長組成。

指標としてより適していると考えられる。

このように、底生動物および環境条件にかかる多くの調査項目を CCA 等の直接傾度分析に基づき座標化することにより、湖辺において底生生物の生息状況を規定する環境項目の抽出とともに、評価指標とする分類群の検討が可能である。本研究では琵琶湖湖辺の評価指標としてシジミ類に着目したが、同様の調査・解析を適用すれば、他の湖沼等においてもそれぞれの特性に合わせた評価指標を選定できると考えられる。

一方、今回の解析においては、直感的に理解しやすい結果を重視したため、可能な限り多くの変数を含めた。特に水質・底質の環境項目については、それらの多くの間で高い相関を示す (多重共線性) 場合が多い。厳密には、環境項目の主成分分析等により、独立性のある変数に変換した後に CCA を適用することが望ましい。

## 2.2. 南湖における底生動物と水草の関係評価

### 2.2.1. はじめに

かつて、南湖ではシジミ漁が盛んであり、豊かな漁場であった (林ら, 1966)。また、1960 年代には、南湖の底生動物は沿岸帯で水生昆虫類の生息密度が高かった (津田ら,

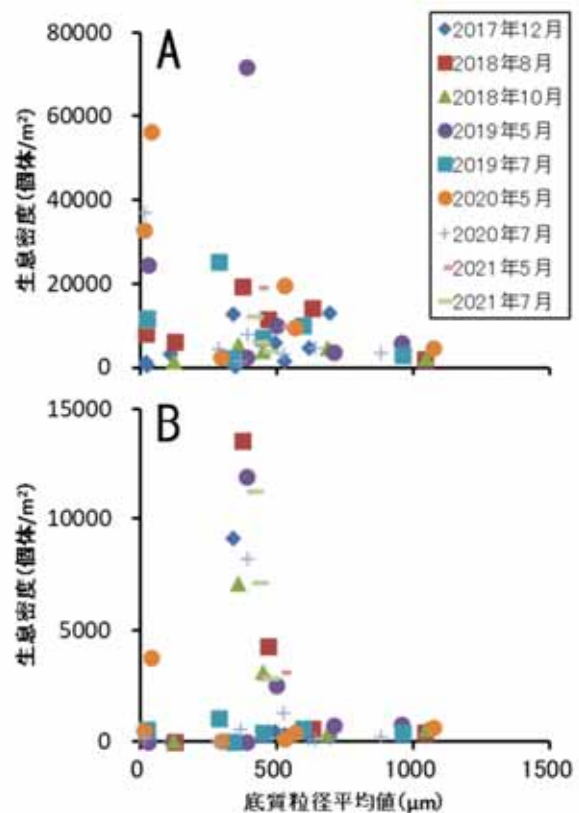


図 2-4 底質粒径平均値とミズジ類 (A)、シジミ類 (B) 生息密度の関係 (2017 年 12 月、2018 年 8 月・10 月、2019 年 5 月・7 月、2020 年 5 月・7 月、2021 年 5 月・7 月)。



1966)。その後、1970年代から1990年代まで、水草の減少とともにアカムシユスリカ *Prosilocerus akamusi* やオオユスリカ *Chironomus plumosus* の生息密度が増加し、富栄養化や底質の泥化との関連が指摘されている(西野, 2001)。しかし、1990年代後半から水草は増加に転じ[水草繁茂に係る要因分析等検討会(滋賀県、国土交通省)、

2009]、アカムシユスリカやオオユスリカの生息数も減少した(Inoue et al., 2012; 井上, 2012)。

こうした背景から、著者らは、2011年から2019年まで、南湖の底生動物の現状と特に夏季の水草繁茂との関係を明らかにすることを目的とした調査を実施した(井上ら, 2015, 2018a, 2021)。その結果、夏季の水草繁茂量は年変

表 2-2 正準対応分析 (CCA) の結果概要。

軸	1	2	3	4	全慣性(分散)
固有値	0.272	0.179	0.087	0.053	0.680
分類群-環境項目相関	0.970	0.997	0.960	0.863	
累積分散説明率					
分類群	40.0	66.4	79.1	86.8	
分類群-環境項目相関	43.4	72.0	85.8	94.2	
固有値合計					0.680
正準固有値合計					0.627

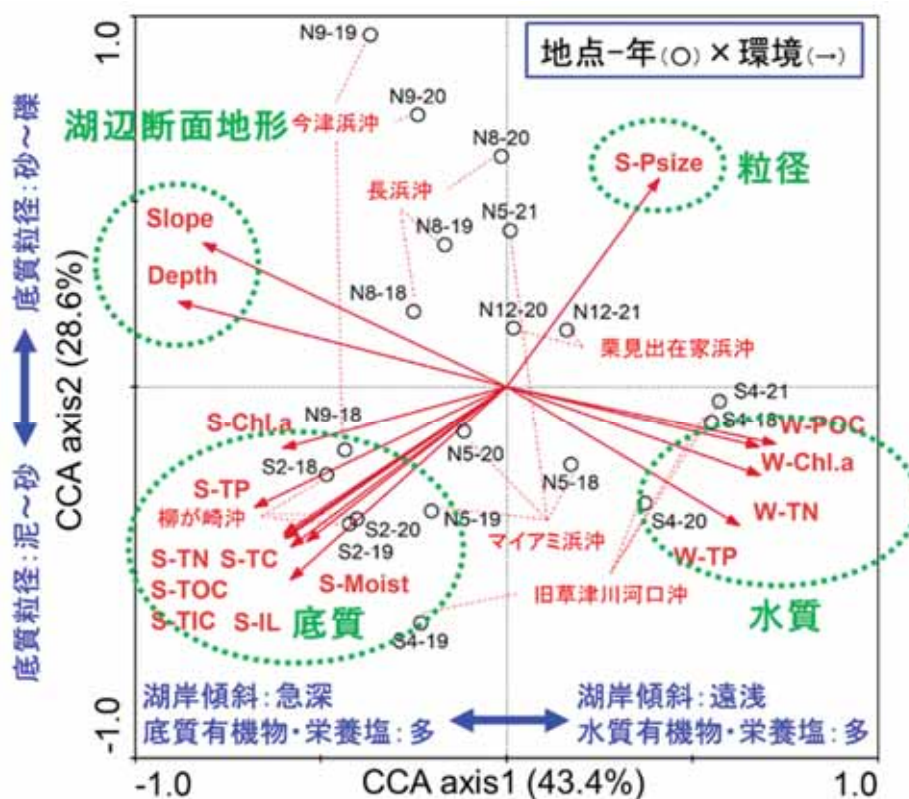


図 2-5 湖辺のべ 19 地点における夏季の底生動物組成と環境条件の正準対応分析 (CCA) に基づく、第 1 軸、第 2 軸による地点と環境項目の座標化結果 (2018 年 8 月、2019 年 7 月、2020 年 7 月、2021 年 7 月)。地点 (○) プロットのラベルは地点番号-調査年 (下 2 ケタ)。環境項目 (→) のラベルは本文を参照。第 1 軸および第 2 軸のラベル括弧内は各軸の分散説明率。

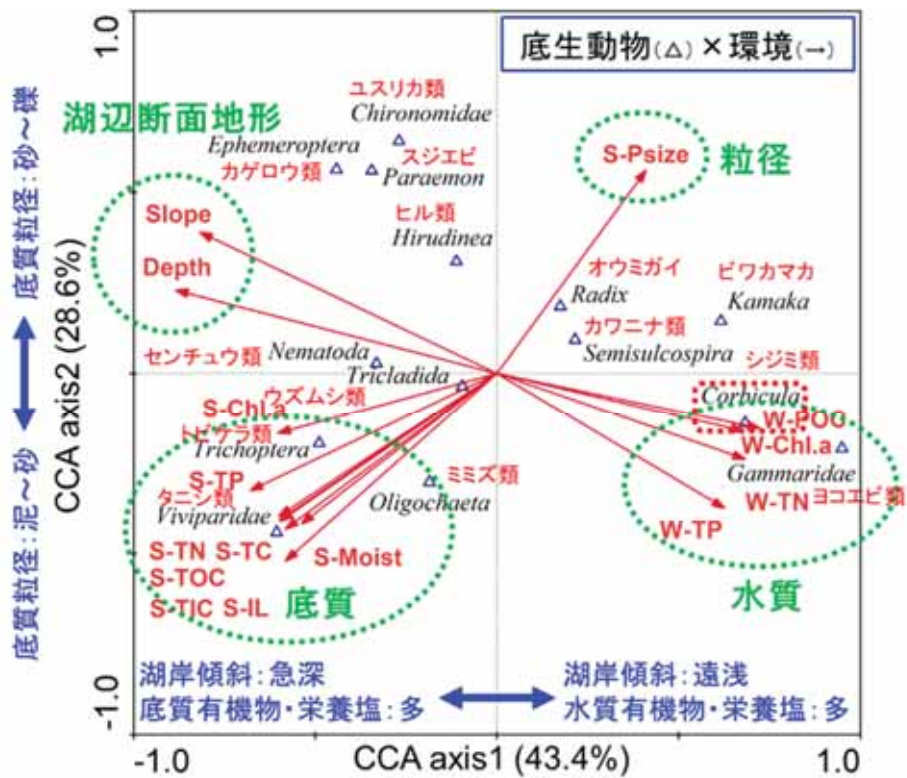


図 2-6 湖辺のべ 19 地点における夏季の底生動物組成と環境条件の正準対応分析 (CCA) に基づく、第 1 軸、第 2 軸による底生動物分類群と環境項目の座標化結果 (2018 年 8 月、2019 年 7 月、2020 年 7 月、2021 年 7 月)。その他の説明は図 2-5 を参照。

動が大きく、2012 年にみられた水草の成育不良は主に植物プランクトンの増加による透明度低下が原因と考えられること、南湖の底生動物相はミミズ類が優占し、特にシジミ類等の二枚貝の生息密度が低いこと、水草繁茂量が多いほどミミズ類の生息密度が低いこと等が分かった(井上ら, 2021)。本稿では、引き続き、南湖の底生動物と水草繁茂の現状把握を目的として、2020 年から 2022 年までの夏季に、井上ら(2015, 2018a, 2021)と同じ地点、方法で実施したモニタリング調査の結果を加えて報告する。

## 2.2.2. 方法

2020 年から 2022 年まで、各年 8 月に南湖の 9 定点で水草および底生動物を採取した。水草の採取は、有刺鉄線を長さ約 50cm の金属棒に巻きつけ、ロープを接続した器具(以下、「水草チェーン」という)を使用した。各定点において、水草チェーンを湖内に原則 3 回投げ入れて採取した水草を持ち帰り、種別に選別した後、乾燥重量を測定した。また、エクマン・バージ採泥器(底口部 15cm×15cm)で底質を 2 回採取し、目合 250 $\mu$ m のネットでふるった後、10%ホルマリンで固定し、底生動物を選別、計数した。

## 2.2.3. 結果と考察

南湖 9 定点における 8 月の水草合計乾燥重量は、2020 年は 2572.4g、2021 年は 676.1g、2022 年は 377.1g であった。これらの 3 年間は 2020 年を除いて 2015 年以降の水草減少傾向が継続したほか、2022 年の水草合計乾燥重量は 2011 年からの 12 年間で最少であった。(図 2-7)。主な種構成は、2020 年はクロモ *Hydrilla verticillata* 1309.0g、コカナダモ *Elodea nuttallii* 1058.6g の順に多かった。2021 年はコカナダモ 324.7g、クロモ 295.4g の順に多かった。2022 年はクロモ 122.3g、オオトリゲモ *Najas oguraensis* 107.4g、コカナダモ 92.3g の順に多かった。底生動物の生息密度は、2011~2018 年はおおむねミミズ類が最も高かったが、2019~2022 年はユスリカ類が最も高かった(図 2-8)。2011 年から 2022 年までの 8 月の水草繁茂量とミミズ類の生息密度との間に有意な負の相関が認められた( $n = 81$ ,  $R = 0.411$ ,  $p < 0.001$ ) (図 2-9)。

南湖の水草繁茂状況は、種構成の変化も認められるなど年変動が大きいこと、水草の過剰な繁茂が抑制されたことにより湖底環境が改善し、近年は底生動物の生息状況が改善されたと考えられることが再確認された。



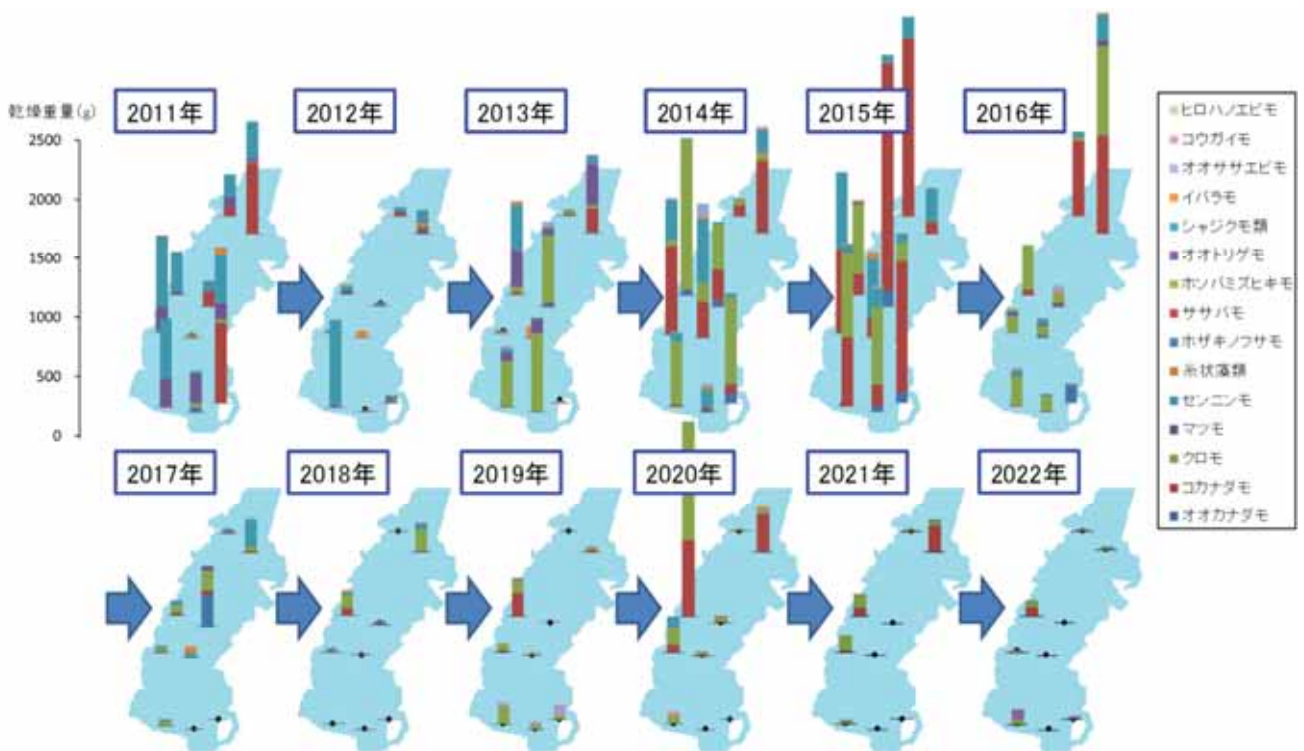


図 2-7 南湖 9 定点において「水草チェーン」で採取した 8 月の水草種構成と乾燥重量相対値 (2011 年～2022 年)。

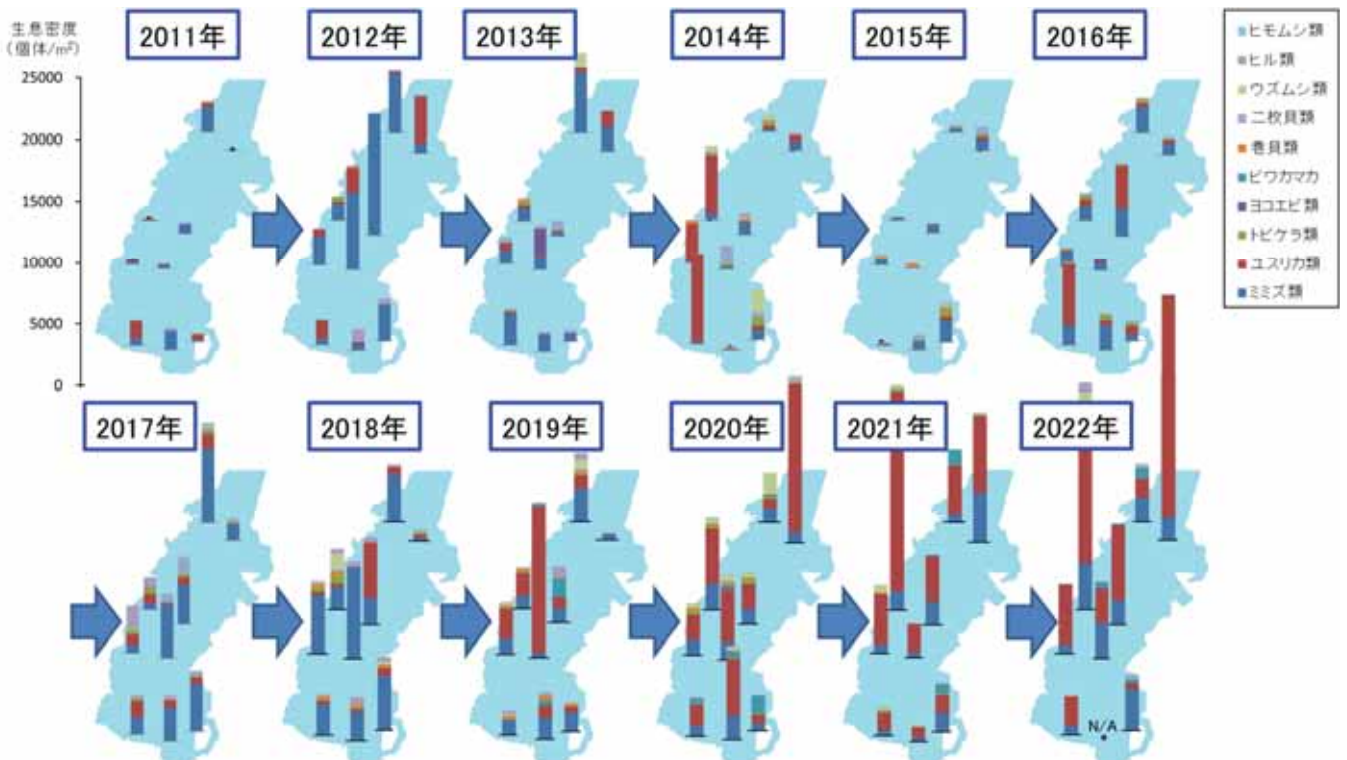


図 2-8 南湖 9 定点における 8 月の底生動物種構成と生息密度 (2011 年～2022 年)。

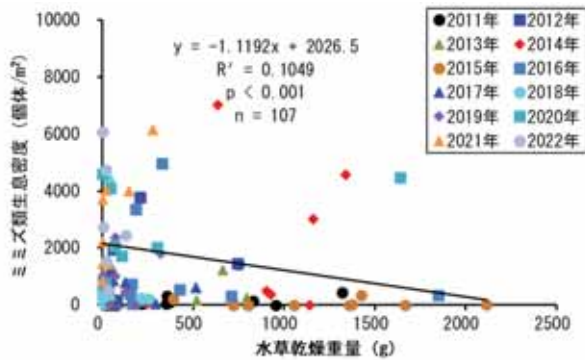


図 2-9 南湖 9 定点における 8 月の水草乾燥重量相対値とミズミズ類生息密度の関係(2011 年～2022 年)。

### 3. 二枚貝の給餌実験による良好な餌環境条件の評価

#### 3.1. 方法

シジミ類に植物プランクトンを種別に給餌して飼育し、生残率と肥満度を比較することにより、良好な餌となる植物プランクトン種を評価した。飼育実験には、琵琶湖南湖で採取した殻長 14～18mm のシジミ類を *Chlorella* sp. のみを餌として 7 日間馴化させた後、30～40 個体の合計湿重量が同程度となるグループを 1 組として用いた。うち 1 組 30 個体については、飼育実験開始時の肥満度を求めるため、殻長、殻高、殻幅をデジタルノギス (CD-P15M、ミツトヨ、最小表示 0.01mm) で、軟体部湿重量を電子天秤 (ME2545、Sartorius、最小表示 0.1mg) で、それぞれ測定した。その他の組については、飼育実験終了時に同様の方法により肥満度を求めた。肥満度は、丸尾ら (2012) に従い次式により求めた。

$$\text{肥満度} = \frac{\text{軟体部湿重量 (g)} \times 100}{[\text{殻長 (cm)} \times \text{殻高 (cm)} \times \text{殻幅 (cm)}]}$$

上記のシジミ類各組に、それぞれ植物プランクトン 1 種または 2 種を給餌して飼育した後、各組について生残率と肥満度を求めた。給餌量は、コールターカウンター (BECKMAN COULTER Multisizer 4e) による細胞数の計数と、一瀬ら (1995) の方法による細胞容積換算を併用して濃度を求めた植物プランクトン培養液を、シジミ類が 24 時間で食べ尽くし、飼育水がほぼ無色透明になる量を 1 日 1～2 回給餌した。飼育容器は、直径 30 cm、高さ 7cm の円筒形ガラス容器を用い、飼育水としてろ過湖水 2L とともにシジミ類 1 組を入れ、20±1℃、16 時間明・8 時間暗の培養室に設置し、飼育水の全量交換および容器洗浄を週 2 回行った。

また、藍藻 (ピコプランクトン、カビ臭原因種) および大型緑藻による飼育実験中の各飼育容器については、飼育水の全量交換後の給餌直後及び 5 時間後に、飼育水中の植物プランクトン細胞密度をコールターカウンターで測定した。同時に、対照実験としてシジミ類を入れない飼育容器 1 個を別途用意し、シジミ類を入れた飼育容器と同量の飼育水および植物プランクトンを添加した直後およびその 5 時間後に、飼育水中の植物プランクトン細胞密度をコールターカウンターで測定した。これらの測定を 3 回の飼育水の全量交換時に行い、辻谷ら (2018) に従い、次式によりシジミ類 1 個体当たりのろ水速度を求めた。

$$F = \left(\frac{V}{T}\right) \left(\ln \frac{C_0}{C_t} - \ln \frac{C_{b0}}{C_{bt}}\right)$$

$F$ : ろ過水量 (mL/h);  $V$ : 飼育水量 (mL);  $T$ : 実験時間 (h)  
 $C_0$ : 飼育実験における給餌直後の飼育水中の植物プランクトン細胞数 (cell/L)  
 $C_t$ : 飼育実験における給餌から  $t$  時間後の飼育水中の植物プランクトン細胞数 (cell/L)  
 $C_{b0}$ : 対照実験における給餌直後の飼育水中の植物プランクトン細胞数 (cell/L)  
 $C_{bt}$ : 対照実験における給餌から  $t$  時間後の飼育水中の植物プランクトン細胞数 (cell/L)

### 3.2. 結果と考察

#### 3.2.1. 藍藻 (ピコプランクトン、カビ臭原因種) および大型緑藻による飼育実験

シジミ類各組に、それぞれピコプランクトンの 1 種 *Synechococcus* spp. (藍藻)、カビ臭原因種の 1 種 *Phormidium tenue* (藍藻)、大型緑藻の 2 種 *Staurastrum dorsidentiferum* var. *ornatum* (緑藻) および *Micrasterias hardyi* (緑藻) の計 4 種のうち、1 種のみを給餌して 90 日間飼育した結果、飼育実験終了時のシジミ類の肥満度は、*S. dorsidentiferum*  $\geq$  *Synechococcus* spp.  $\geq$  *P. tenue*  $>$  *M. hardyi* の順に高かった (図 3-1)。また、シジミ類の肥満度は、給餌したすべての植物プランクトン種で飼育実験開始時より低下した。

飼育実験終了時のシジミ類の生残率は、*Synechococcus* spp.  $>$  *S. dorsidentiferum*  $>$  *M. hardyi*  $>$  *P. tenue* の順に高かった (図 3-2)。*P. tenue* を給餌したシジミ類の生残率は 27.5% と最も低く、次いで大型緑藻の *M. hardyi* を給餌した稚貝で 40% であった。

シジミ類 1 個体当たりのろ水速度は、*Synechococcus* spp.  $>$  *P. tenue*  $>$  *S. dorsidentiferum*  $>$  *M. hardyi* の順に高かった (図 3-3)。ろ水速度が最も高かった

*Synechococcus* spp. では  $31.6 \pm 11.8$  mL/h/個体であったのに対し、最も低かった *M. hardyi* では  $14.5 \pm 6.6$  mL/h/個体と *Synechococcus* spp. の 1/2 以下であった。

これらの結果から、*M. hardyi* はシジミ類の餌として適さないことが示唆された。

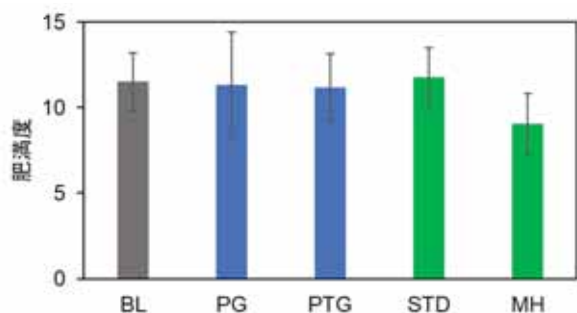


図 3-1 各植物プランクトン種を 90 日間給餌したシジミ類の肥満度 (平均値 ± 標準偏差)。BL: 実験開始時; PG: *Synechococcus* spp. (藍藻); PTG: *Phormidium tenue* (藍藻); STD: *Staurastrum dorsidentiferum* var. *ornatum* (緑藻); MH: *Micrasterias hardyi* (緑藻)。

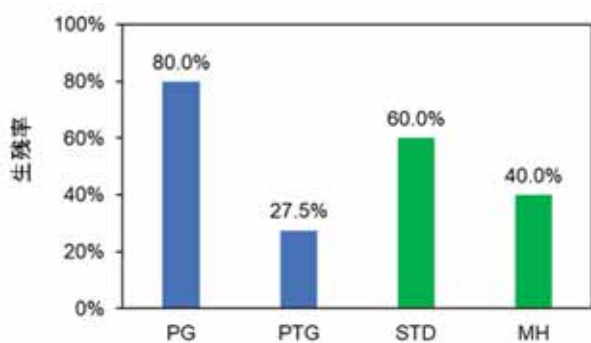


図 3-2 各植物プランクトン種を 90 日間給餌したシジミ類の生残率。各植物プランクトン種の略号は図 3-1 を参照。

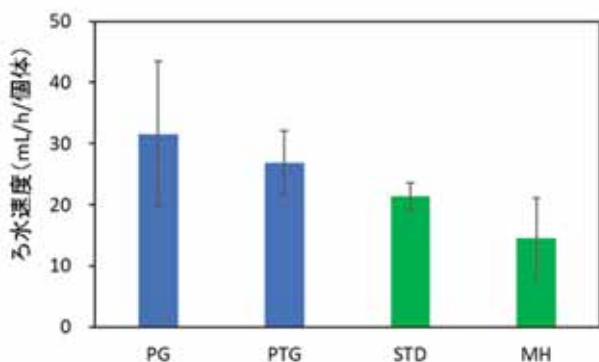


図 3-3 各植物プランクトン種を給餌したシジミ類のろ水速度 (平均値 ± 標準偏差)。各植物プランクトン種の略号は図 3-1 を参照。

### 3.2.2. 藍藻 (アオコ原因種) による飼育実験

シジミ類 1 組に、カビ臭およびアオコ原因種の藍藻の 1 種 *Anabaena macrospora* (AM) を給餌して 62 日間飼育した後、肥満度を求めた。その結果、シジミ類の肥満度は、飼育実験開始時は  $15.0 \pm 1.3$  であったのに対し、終了時には  $12.7 \pm 2.0$  に低下した (図 3-4)。アオコ原因種の藍藻の 1 種 *M. aeruginosa* を給餌した稚貝の肥満度も低下した (井上ら, 2021) ことから、琵琶湖で発生する主なアオコ原因種は、シジミ類の餌として適さないことが示唆された。

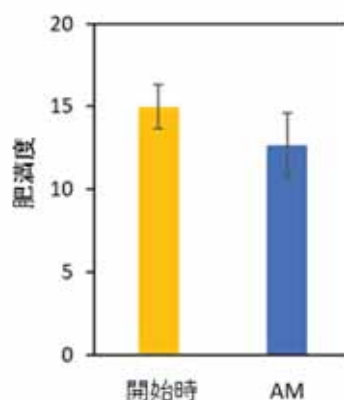


図 3-4 藍藻の 1 種 *Anabaena macrospora* (AM) を 62 日間給餌したシジミ類および飼育実験開始時のシジミ類肥満度 (平均値 ± 標準偏差)。

### 3.2.3. 珪藻による飼育実験

シジミ類の餌として、珪藻の *Chaetoceros gracilis* (アイエスシー社製「キートセラス・グラくん」、海産種で琵琶湖には生息しない) をシジミ類 30 個体に 66 日間、*Nitzschia palea* をシジミ類 40 個体に 59 日間、それぞれ 1 種のみ給餌した後、生残個体の肥満度を求めた。

その結果、*C. gracilis* については、飼育実験開始前のシジミ類 1 組 30 個体の肥満度は  $9.2 \pm 1.9$  であったのに対し、*C. gracilis* を給餌して飼育した後に生残した稚貝 23 個体の肥満度は  $8.6 \pm 1.2$  であった (図 3-5)。また、*N. palea* については、飼育実験開始前のシジミ類 1 組 30 個体の肥満度は  $9.9 \pm 1.4$  であったのに対し、*N. palea* を給餌して飼育した後に生残したシジミ類 24 個体の肥満度は  $8.5 \pm 1.1$  であった。珪藻の 1 種 *Skeletonema potamos* を給餌して飼育したシジミ類は給餌前より肥満度が上昇した (井上ら, 2021) のに対し、*C. gracilis* および *N. palea* を給餌して飼育したシジミ類の肥満度は給餌前より低下したことから、*C. gracilis* および *N. palea* はシジミ類の餌として好適ではないことが示唆された。

シジミ類の餌源は珪藻類やゲトライタスとした報告 (林ら, 1956; 山口ら, 2008) があるが、珪藻のすべての種がシジミ類の餌として好適とは限らないと考えられた。



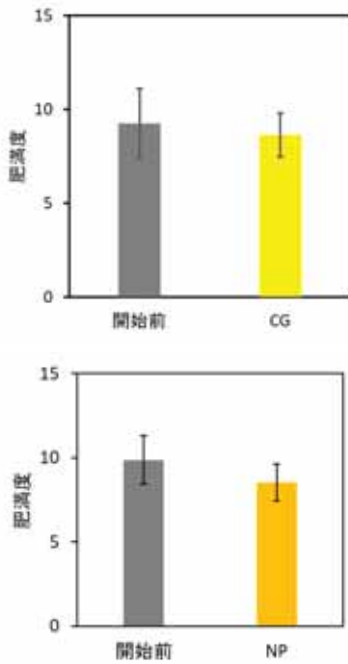


図 3-5 珪藻の *Chaetoceros gracilis* (CG) および *Nitzschia palea* (NP) を給餌したシジミ類生残個体および飼育実験開始前のシジミ類の肥満度 (平均値±標準偏差)。給餌日数は、CG : 66 日間 ; NP : 59 日間。

### 3.2.4. 2 種の混合餌 (珪藻、藍藻) による飼育実験

シジミ類の餌として、珪藻の 1 種 *S. potamos* と藍藻の 1 種 *Microcystis aeruginosa*、計 2 種を混合して給餌して 60 日間飼育した後、肥満度を求めた。2 種の混合量は、*S. potamos* は  $2.5 \times 10^7 \text{ cell/day/individual}$ 、*M. aeruginosa* は  $5.0 \times 10^7 \text{ cell/day/individual}$  とした。同時に、無給餌で飼育したシジミ類の 60 日後の肥満度を求めた。

その結果、飼育実験開始時の稚貝の肥満度は  $12.3 \pm 2.0$  であったのに対し、*S. potamos* と *M. aeruginosa* を混合して 60 日間給餌した稚貝の肥満度は  $7.8 \pm 1.7$  であり、60 日間無給餌の稚貝の肥満度  $8.3 \pm 1.9$  より低かった (図 3-6)。シジミ類の肥満度は、餌として *S. potamos* 単独では上昇し *M. aeruginosa* 単独では低下した (井上ら, 2021) ことから、*M. aeruginosa* はシジミの餌として適さないだけでなく、餌として適する他の植物プランクトン種が存在する場合でも *M. aeruginosa* の存在によりシジミ類の生育が阻害されると考えられた。

また、シジミ類の餌として、珪藻の *S. potamos* と藍藻の *Anabaena macrospora*、計 2 種を混合してシジミ類 40 個体に 60 日間給餌した後、生残個体の肥満度を求めた。2 種の混合量は、*S. potamos* は  $6.0 \times 10^6 \text{ cell/day/individual}$ 、*A. macrospora* は  $2.0 \times 10^6 \text{ cell/day/individual}$  とした。同時に、シジミ類 40 個体を無給餌で飼育した後、生残個体の肥満

度を求めた。

その結果、飼育実験開始前のシジミ類 1 組 30 個体の肥満度は  $8.2 \pm 1.7$  であったのに対し、*S. potamos* と *A. macrospora* を混合して給餌した後に生残したシジミ類 19 個体の肥満度は  $10.2 \pm 2.5$  であった (図 3-7)。また、無給餌で飼育した後に生残したシジミ類 10 個体の肥満度は  $7.1 \pm 1.9$  であった。SK のみ給餌したシジミ類の肥満度は飼育実験開始前より高く (井上ら, 2021)、本研究において AM のみ給餌した稚貝の肥満度は飼育実験開始前より低かったこと、SK と AM を混合して給餌したシジミ類の肥満度は飼育実験開始前より高かったことから、AM はシジミ類の餌として好適ではないが、餌として好適な他の植物プランクトン種が存在する場合、シジミ類の生育を阻害しないことが示唆された。

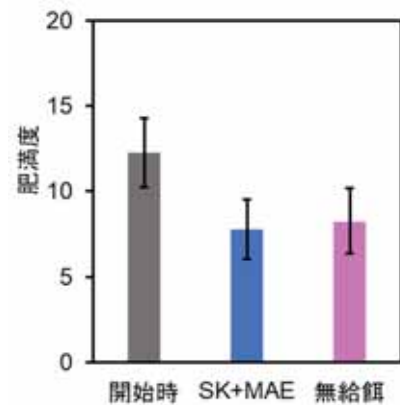


図 3-6 珪藻 (*Skeletonema potamos*: SK) と藍藻 (*Microcystis aeruginosa*: MAE) を混合して 60 日間給餌したシジミ類および無給餌個体の肥満度 (平均値±標準偏差)。

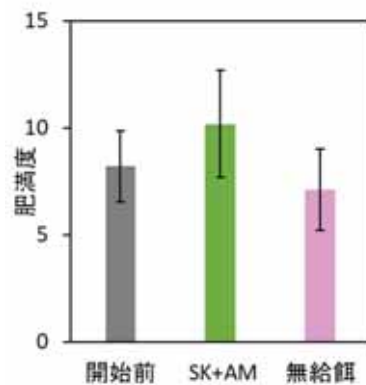


図 3-7 珪藻 (*Skeletonema potamos*: SK) と藍藻 (*Anabaena macrospora*: AM) を混合して 60 日間給餌したシジミ類および無給餌個体の肥満度 (平均値±標準偏差)

### 3.2.5. 2種の混合餌（珪藻、緑藻）による飼育実験

シジミ類の餌として、珪藻の1種 *Skeletonema potamos* (SK) と緑藻の1種 *Pediastrum biwae* (PB)、計2種を混合して用いた飼育実験を行い、60日後の肥満度を求めた。2種の混合量は、SK、PBともに  $2.5 \times 10^7$  cell/day/個体とした。同時に、無給餌で飼育したシジミ類の42日後の肥満度を求めた。

その結果、飼育実験開始時の稚貝の肥満度は  $12.0 \pm 1.5$  であったのに対し、SKとPBを混合して60日間給餌した稚貝の肥満度は  $14.1 \pm 2.4$  に上昇した。42日間無給餌の稚貝の肥満度は  $9.4 \pm 1.2$  に低下した（図3-8）。シジミ類の肥満度は、餌としてSK単独では増加しPB単独では低下した（井上ら, 2021）ことから、SKはシジミの餌として適すること、PBの存在はシジミ類の生育を阻害しないと考えられた。

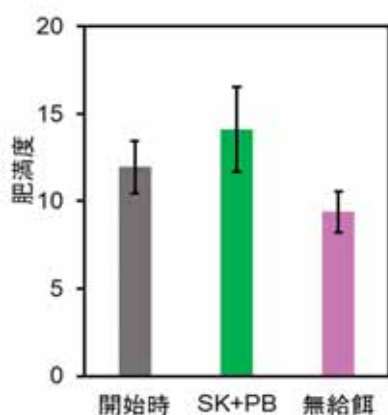


図3-8 珪藻の1種 *Skeletonema potamos* (SK) および緑藻の1種 *Pediastrum biwae* (PB) を給餌したシジミ類、および60日間給餌および42日間無給餌のシジミ類の肥満度（平均値±標準偏差）。

## 4. 住民活動による湖辺環境改善手法の検証

### 4.1. 湖辺環境改善活動の実践

#### 4.1.1. 方法

2017年7月から2023年3月までの毎月、滋賀県大津市柳が崎地先の試験地（図4-1）において、住民等との協働による湖辺環境改善活動（人力による浅い場所の水草除去、湖底耕耘等、以下、「改善活動」という）を実施した。

住民の参加者は、チラシ、滋賀県広報誌「プラスワン」、大津市広報誌「広報おおつ」、滋賀県琵琶湖環境科学研究センター（以下、「センター」という）ウェブサイト等に募集案内を掲載した他、参加者の紹介により集めた。各回の改善活動において参加を希望した住民20人程度と、センター職員4人程度で、備中鍬、レーキ等を用いて、人力による水際付近の水草除去および湖底耕耘を月1回、水草

が繁茂する毎年7月から9月は月2回、実施した。また、水深1m程度以上の範囲は、月1回、漁業者が小型船で貝曳き漁具（マンガン）を曳航し、水草除去、湖底耕耘を実施した。活動量の指標の1つとして、回収した水草の種を大まかに選別し、湿重量を測定した。

また、2017年7月から2023年1月まで3か月ごとに、活動の効果を評価するための湖辺の環境調査（以下、「調査活動」という）を実施した。改善活動実施場所（以下、「耕耘区」という）と、隣接する未実施の場所（以下、「対照区」という）において、住民参加による貝類調査、センター職員による底生動物調査と底質調査を実施した。

貝類調査は、湖底耕耘および水草除去を実施した耕耘区と、実施していない対照区において、センター職員が琵琶湖基準水位（B.S.L. 0cm）における水深約1mの地点で湖底に50cm四方の方形枠を設置し、目合0.25mmの手網を用いて枠内の底質を表層5cm程度まで採取した。採取した底質は、目合2mmのふるいでふるった後、水道水を入れたトレーに少量ずつとり、住民参加者で分担して貝類を選別・計数した後、センター職員が底質からの選別漏れの確認と死貝の除去を行った。選別した貝類は、センター職員が10%ホルマリンで固定した後、電子天秤を用いて各個体の湿重量を0.1mg単位で測定した。また、シジミ類についてはノグスを用いて殻長を0.05mm単位で測定した。

底生動物調査および底質調査は、別途、センター職員が実施した。調査活動各回のおおむね直前の平日に、耕耘区と対照区において、琵琶湖基準水位（B.S.L. 0cm）における水深1mの地点でエクマン・バージ採泥器（底口部15cm×15cm）で底質を採取し、目合250μmのネットでふるった後、10%ホルマリンで固定し、底生動物を選別、計数した。各分類群の生息密度は、3回の採取個体数に基づく平均値として求めた。

底生動物調査と同時に、エクマン・バージ採泥器で採取した底質から表層1cmを分取し、生息環境条件として粒度組成（レーザー回折散乱法、SALD-3100、島津製作所）、強熱減量（環境省水・大気環境局, 2012）、クロロフィルa濃度（蛍光光度法）を測定した。

改善活動、調査活動の作業後に、参加者間の意見交換会を設け、調査結果の共有、改善活動のあり方にかかる議論だけでなく、琵琶湖の環境、生態系等について自由に発言する機会を提供し、参加者の環境意識の醸成を図った。また、これらの取り組みを通じた参加住民の意識変化や社会ネットワーク拡大効果を評価し、住民活動による湖辺環境改善のあり方を検討するため、各回の改善活動および調査活動後に、参加者への自由記述式アンケート調査を実施した。質問は、「本日の活動を通じて感じたり気づいたりした琵琶湖の様子についてお教えてください。（例えば、『水質』



図 4-1 住民による湖辺環境改善活動の実施場所（耕耘区）および対照区の位置（左）（画像 ©2017 Google、地図データ ©2017 Google、ZENRIN）と活動風景（右上）。

や『生き物』、『色』、『におい』、『景観』、『観光・レジャー客』、等について。）、および「本日の活動の感想やご要望をお教えてください。」とした。

#### 4.1.2. 活動結果

2018年7月1回目の改善活動は、豪雨による琵琶湖水位の大幅な上昇のため中止した。また、2020年3月以降の改善活動は、新型コロナウイルス感染拡大防止の観点から、国の緊急事態宣言発令状況および滋賀県「コロナとのつき合い方滋賀プラン」ステージ状況により、住民参加の可否を判断した。年15回の改善活動のうち、2020年度は7回、2021年度は5回、2022年度は1回、住民参加を中止し、漁業者およびセンター職員のみで実施した。

改善活動のセンター職員を除く参加者数は、2020年度は住民のべ81人、漁業者のべ12人の計93人、2021年度は住民のべ123人、漁業者のべ21人の計144人、2022年度は住民のべ143人、漁業者のべ12人の計155人で、2020～2022年度の3年間ではのべ392人、2017～2022年度の6年間ではのべ1057人であった。改善活動において除去、回収した水草の湿重量は、2020年度は525.2kg、2021年度は604.6kg、2022年度は1197.0kgで、2020～2022年度の3年間では計2326.7kg、2017～2022年度の6年間では計9152.0kgであった（図4-2）。

2020年4月以降の調査活動についても、新型コロナウイルス感染拡大防止のため、改善活動と同様に住民参加の可否を判断した。年4回の調査活動のうち、2020年度は3回、2021年度は0回、2022年度は1回、住民参加を中止し、センター職員のみで実施した。

調査活動のセンター職員を除く参加者数は、2020年度

はのべ11人、2021年度はのべ66人、2022年度はのべ39人で、2020～2022年の3年間ではのべ116人、2017～2022年度の6年間ではのべ311人であった。

#### 4.2. 調査結果と考察

##### 4.2.1. 底質の変化

改善活動の継続とともに、耕耘区では対照区より底質粒径が大きく、強熱減量が小さい状態が持続した（図4-3A、B）。耕耘区では、湖底耕耘等による定期的な底質の攪拌により、泥質の堆積が抑制されたと考えられた。クロロフィルa濃度は、耕耘区では特に2020年度以降はおおむね対照区より低い状態が持続した（図4-3C）。底生動物の餌となる底生藻類は、湖底耕耘等による泥質の堆積抑制が継続するほど、底質の攪拌により増加が抑制されやすくなったと考えられた。

##### 4.2.2. 底生動物の変化

2017年7月から2023年1月の23回の底生動物調査で、耕耘区では19分類群、対照区では22分類群が採取された。平均生息密度は、耕耘区ではミミズ類が7202.6個体/m<sup>2</sup>（36.4%）と最も高く、次いでシジミ類が3894.4個体/m<sup>2</sup>（19.7%）、ユスリカ類が3813.8個体/m<sup>2</sup>（19.3%）、センチウ類が3017.7個体/m<sup>2</sup>（15.3%）、ピワカマカが849.0個体/m<sup>2</sup>（4.3%）の順で、これら5分類群で底生動物全体の95.0%を占めた。対照区では、ミミズ類が24095.3個体/m<sup>2</sup>（53.3%）と最も高く、次いでセンチウ類が9569.7個体/m<sup>2</sup>（21.2%）、シジミ類が5540.0個体/m<sup>2</sup>（12.3%）、ユスリカ類2595.2個体/m<sup>2</sup>（5.7%）の順で、これら4分類群で底生動物全体の92.5%を占めた。



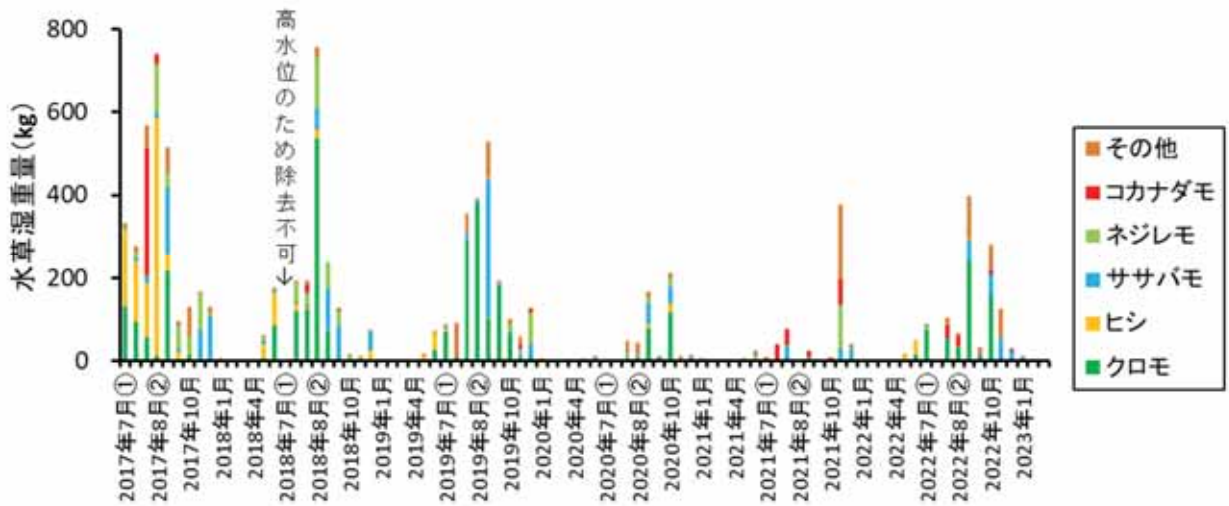


図 4-2 湖辺環境改善活動における水草の除去・回収量とその種組成 (2017年7月～2023年3月)。

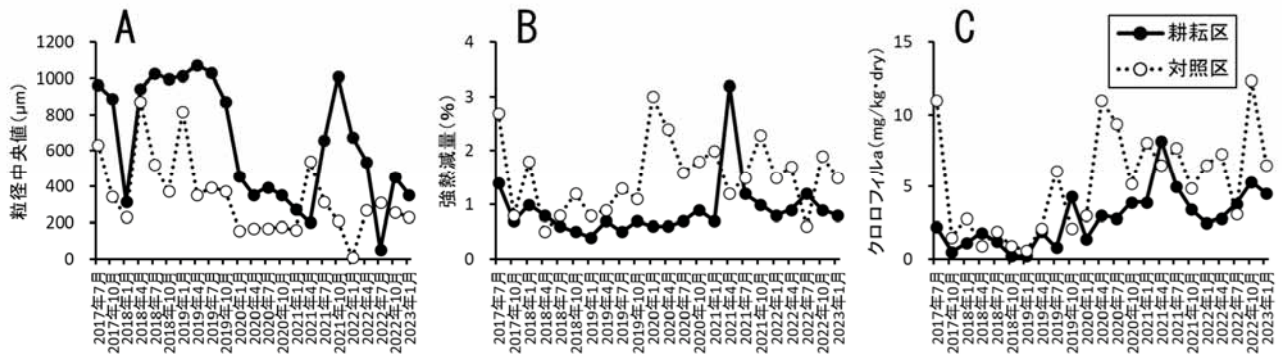


図 4-3 耕転区、対照区で採取した底質の表層 1cm における測定結果。A: 粒径中央値; B: 強熱減量; C: クロロフィル a 濃度 (2017年7月～2023年1月)。

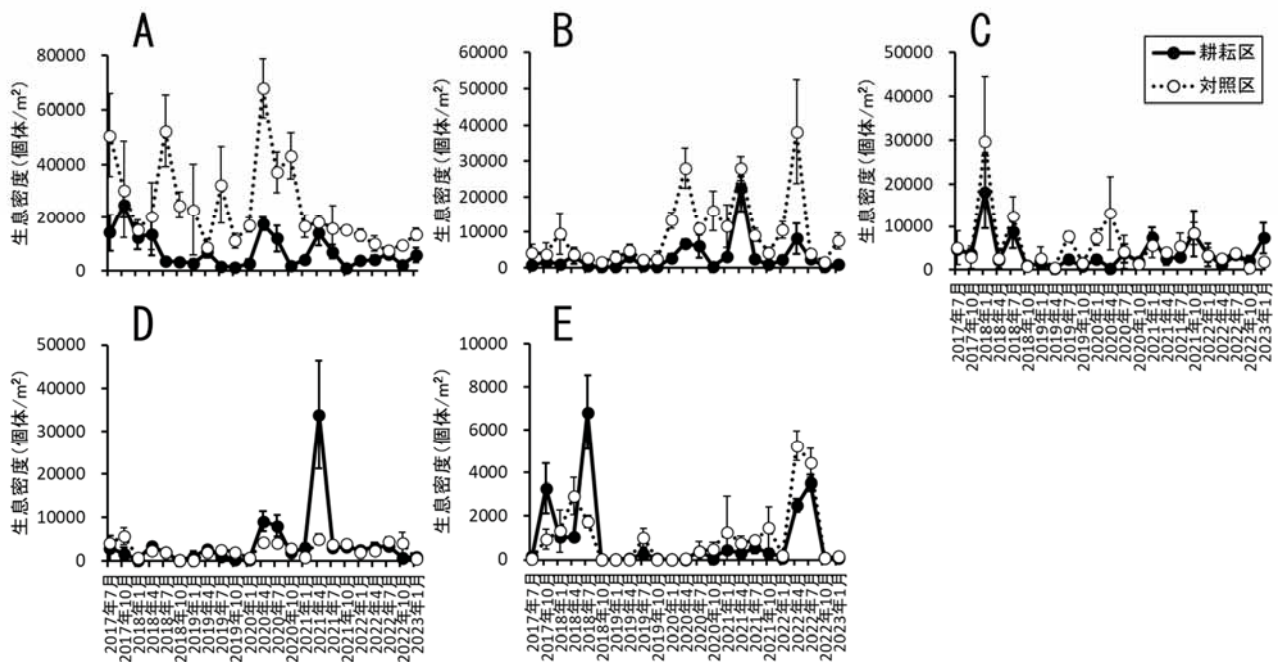


図 4-4 耕転区、対照区で採取された底生動物の生息密度 (エクマン・バース採泥器、ふるい目合 0.25mm; 2017年7月～2023年1月、平均値±標準偏差)。A: ミミズ類; B: センチュウ類; C: シジミ類; D: ユスリカ類; E: ビワカマカ。

改善活動の継続とともに、ミミズ類とセンチウ類の生息密度は、耕耘区では対照区より低い状態が持続した(図 4-4A、B)。シジミ類の生息密度は、耕耘区と対照区でおおむね同様の変動を示したが、2018年9月に平成30年台風21号の接近・通過による破壊的な湖底攪乱で低下した後、徐々に回復したが台風前の水準には至らなかった(図 4-4C)。ユスリカ類とビワカマカの生息密度は、耕耘区と対照区でおおむね同様の変動を示した(図 4-4D、E)。ビワカマカは、平成30年台風21号の接近・通過後、両区画とも低下した後、2022年4月・7月に急激に増加した。

改善活動が底生動物の生息状況に及ぼす影響は、分類群ごとに異なることが分かった。ミミズ類、センチウ類等の小型の分類群は、定期的な湖底耕耘等により増加が抑制されたことが示唆された。シジミ類については、殻長1mm未満から30mm以上のさまざまなサイズの個体が採取されたことから、サイズ別に評価する必要がある。

### 4.2.3. 貝類の変化

住民による貝類調査の結果、2017年7月から2023年1月の23回の調査で、耕耘区では計6分類群、対照区では計7分類群の貝類が採取された。採取個体数は、シジミ類が耕耘区947個体、対照区879個体と最も多く、貝類全体のそれぞれ67.1%、49.6%を占めた。次いでヒメタニシが耕耘区324個体(23.0%)、対照区620個体(35.0%)、カワナ類が耕耘区134個体(9.5%)、対照区249個体(14.0%)の順で、これら3分類群で底生動物全体のそれぞれ99.6%、98.6%を占めた。その他の貝類は、マメタニシが耕耘区で3個体、対照区で8個体、サカマキガイが耕耘区で1個体、対照区で14個体、タテボシガイが耕耘区で2個体、対照区で2個体、マルドブガイが対照区で1個体採取された。

耕耘区と対照区における各回のシジミ類採取個体の殻長分布から同時出生集団(コホート)の成長を推定した結果、耕耘区、対照区とも、加入から2年程度以内でコホートが消滅したことが示唆された(図 4-5)。

耕耘区、対照区における2017年7月～2023年1月のシジミ類全採取個体の殻長について、1mm間隔でヒストグラムを作成し、相澤・滝口(1999)の方法により混合正規分布を当てはめた(図 4-6)。その結果、耕耘区では、殻長8～15mm程度の生後1～2年と推定されるシジミ類が対照区より多かった。改善活動により生息環境が改善し、平成30年台風21号による破壊的な攪乱の影響を除けば、生後1年以下のシジミ類稚貝の生残率が上昇した、または、生後1～2年の稚貝の定着を促進したと考えられる。

また、耕耘区、対照区とも、殻長8mm程度以下の生後1

年以下と推定される集団、および殻長8～15mm程度の生後1～2年と推定される集団が大半を占め、生後2年超と推定される殻長15mm程度以上の個体が著しく少なかった。シジミ類大型個体の定着阻害要因の1つとして、生後2年程度までのシジミ類の死亡率が高いことが考えられ、その要因の特定が今後の課題である。

### 4.2.4. 参加住民の意識変化

改善活動の取り組みを通じた参加住民の意識変化や社会ネットワーク拡大状況を評価するため、改善活動および調査活動後にアンケート調査を実施した。自由記述形式で活動時の琵琶湖の様子について尋ねた内容について、テキストマイニングにより2017年7月から2023年3月までの全活動の全参加者から主要なトピックを抽出し、その時系列変化を追うことで意識変化を評価した。また、これらの活動を通じて参加者間に形成された共通認識の程度とともに、社会ネットワークの拡大効果を評価した。

改善活動後のアンケート調査における記述内容について、有効回答数947件を得た。キーワードの出現件数の上位語のうち、「水草」、「水」、「シジミ」、「藻」、「砂」などは、改善活動の対象に関連する主要キーワードである。「多い」、「少ない」、「少し」など、改善活動の対象における変化を表すキーワードが上位であった。また、「耕耘」、「作業」、「活動」など、活動の直接的なキーワードについても上位に位置した。

改善活動における全参加者の記述内容を共起ネットワークグラフにより集約し、話題を抽出した結果を図 4-7に示す。共起ネットワークグラフにおけるキーワードの円のサイズは、そのキーワードの出現頻度を表す。円と円をつなぐ線は、キーワードが同一の文章内で同時に出現(共起)したことを表す。線の太さは共起した頻度を表し、実線で太いほど共起した頻度が高いことを表す。共起ネットワークグラフ内では、いくつかのキーワード間において、よりつながりの強い構造を持つサブグラフの特定を行なっている(色分け)。これらのサブグラフは、話題(トピックス)を形成しているものと考えられる。

共起ネットワークを描画した結果、大小合わせて11トピックスが抽出された。各トピックスに含まれるキーワード数と出現数を表すノードサイズから、主要な話題の特定を行った。まず、図 4-7のサブグラフ01は、「水草」、「湖底」、「耕耘」、「シジミ」、「多い」、「少し」、「貝」などからなり、水草とシジミの動態に関する話題であると考えられる。本サブグラフは、含まれるキーワード数やノード数から、最も言及が多かった話題であると考えられる。サブグラフ02は、「少ない」、「藻」、「ゴミ」、「前回」、「比べる」、

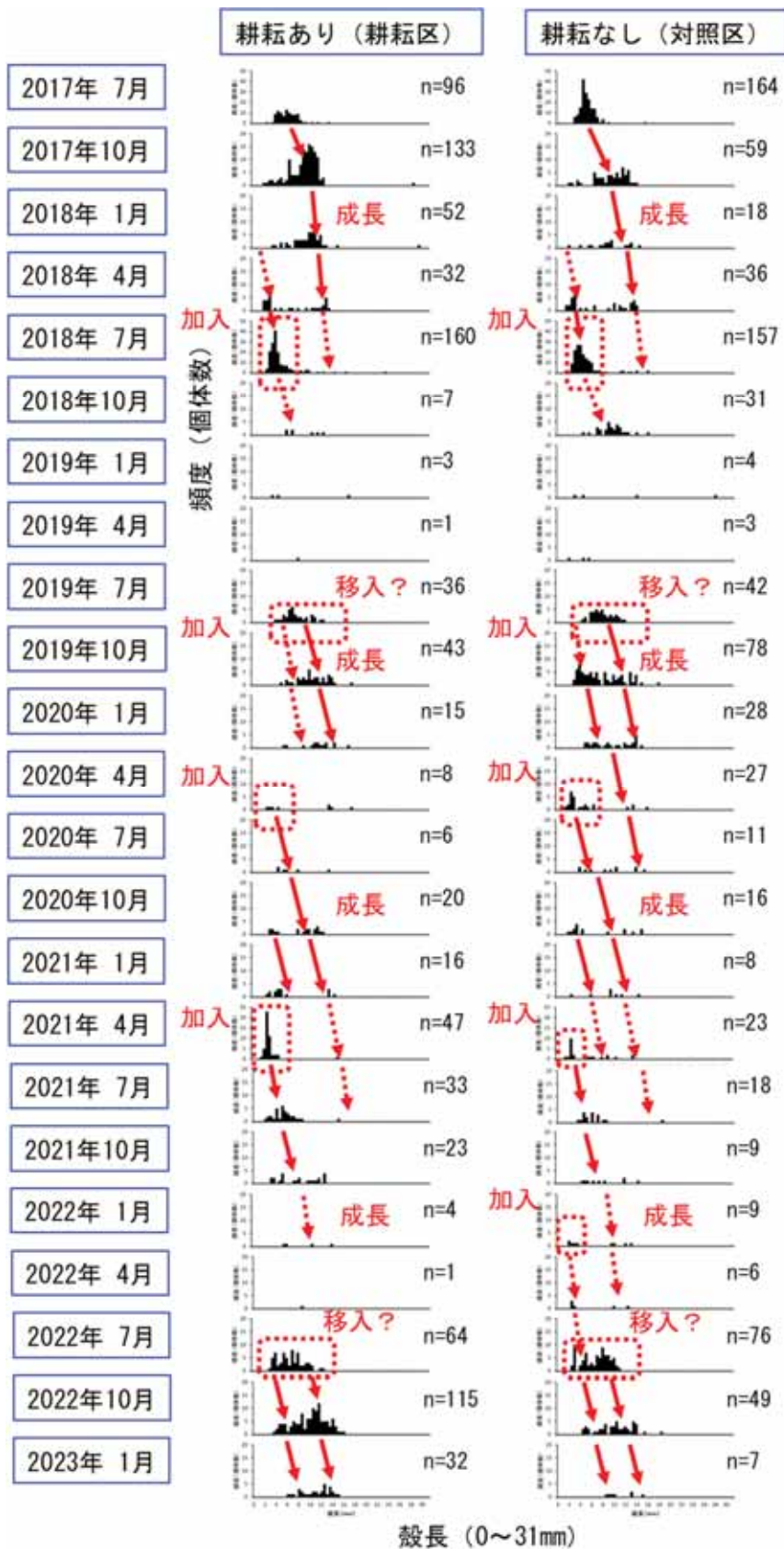


図 4-5 耕耘区 (左)、対照区 (右) において方形枠 (50cm×50cm、ふるい目合 2mm) 内で採取されたシジミ類の殻長分布 (2017 年 7 月～2023 年 1 月、月別)。n は各回の採取個体数。縦軸の最大値は、2017 年 7 月、2018 年 4 月は 50 個体、2021 年 4 月は 25 個体、その他は 20 個体。



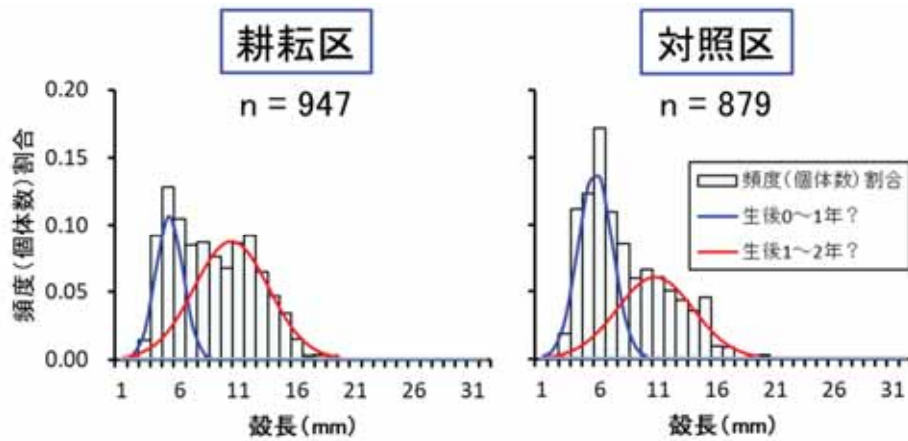


図 4-6 耕耘区（左）、対照区（右）において方形枠（50cm×50cm、ふるい目合 2mm）内で採取されたシジミ類の殻長分布（2017 年 7 月～2023 年 1 月、累計）とその混合正規分布の推定結果。n は累計採取個体数。

「量」、「増える」、「減る」などからなり、活動を通じて回収する藻やゴミなどの増減などに関する話題と考えられる。サブグラフ 03 は、「湖岸」、「打ち上げる」、「タニシ」、「沢山」、「対照区」からなり、耕耘区と対照区との比較による、特にヒメタニシなどが湖岸に打ち上げられている湖岸の状況に関する話題であると考えられる。サブグラフ 04 は、「水」、「きれい」、「水質」、「濁る」からなり、調査時の透明度などの水質に関する話題であると考えられる。本サブグラフに含まれる語から、改善活動時の琵琶湖の水質について、参加者は主に透明度から比較的きれいであると実感していたと考えられる。サブグラフ 05 は、「作業」、「水位」、「高い」、「出来る」からなり、作業時の琵琶湖の水位に関する話題と考えられる。改善活動は琵琶湖の水際付近で行い、水位は作業の進捗に大きな影響を及ぼすことから、参加者の関心が高かったと考えられる。

次に、年度別の改善活動の特徴的なキーワードを探索するために対応分析を行った結果を図 4-8 に示す。成分 1 の第 1 軸（横軸）方向に、2017 年度から 2022 年度が順に配置されていることから、年度別の意識の変遷を表す軸と解釈される。成分 2 の第 2 軸（縦軸）は、下側に 2018 年度と 2019 年度が配置され、上側に 2017 年度と 2020～2022 年度が配置されていることから、2018 年度と 2019 年度が特徴的な年度を表す軸であると解釈される。

第 1 軸側には、2017 年度から 2020 年度までが順に並び、2021 年度と 2022 年度は隣接していることから、2017 年度から 2020 年度までは、徐々に特徴的なキーワードが変遷し、2021 年度と 2022 年度は傾向が似ていることを表している。2017 年度の付近には、「成果」や「効果」、「ネジレモ」や「ヒシ」、「ヘドロ」、「泥」などのキーワードが位置し、水草や湖底の泥などの状況や活動成果についての言及

が多かった。2021 年度と 2022 年度は、「雨」、「気温」、「水温」などの作業時の天候の状況についてのキーワードへの言及が多かった。

第 2 軸側では、2018 年度が独立して下側に位置しており、他の年度と比較して特徴的なキーワードへの言及があったと考えられる。2018 年度は平成 30 年台風 21 号の影響を受けた年であり、「台風」、「貝」、「浮く」などの、台風影響に関するキーワードが他の年度と比較して特徴的であったと考えられる。

次に、全期間を通じた、調査活動と改善活動時における主要なトピックスの年度別の変遷を評価した。トピックスは、全期間を通じての共起ネットワークグラフで特定された話題や活動目的などから、「水草ポジティブ」、「水草ネガティブ」、「シジミポジティブ」、「シジミネガティブ」、「生物ポジティブ」、「生物ネガティブ」、「水質ポジティブ」、「水質ネガティブ」、「湖底ポジティブ」、「湖底ネガティブ」、「作業ポジティブ」、「作業ネガティブ」、「効果ポジティブ」、「効果ネガティブ」、「水位高い」、「水位低い」、「水温高い」、「水温低い」、の 18 のトピックスを設定した。各トピックスは関連するキーワードによって構成され、例えば「水草ポジティブ」は、「水草」と「少ない」や「水草」、「減った」など、関連キーワードの組み合わせをルール化し、ルールに該当する文章の集計を行った。

年度別のクロス集計の結果を図 4-9 に示す。図のボックスプロットのサイズは、各トピックスに該当する文章数が多いほど大きくなる。グラフより、「水草ポジティブ」、「水草ネガティブ」、「湖底ポジティブ」のトピックスが、全期間を通じて比較的多く言及されており、話題の中心であったと考えられる。また、「ポジティブ」と「ネガティブ」は、同時に言及されることが多いものの、頻度を表すサイ

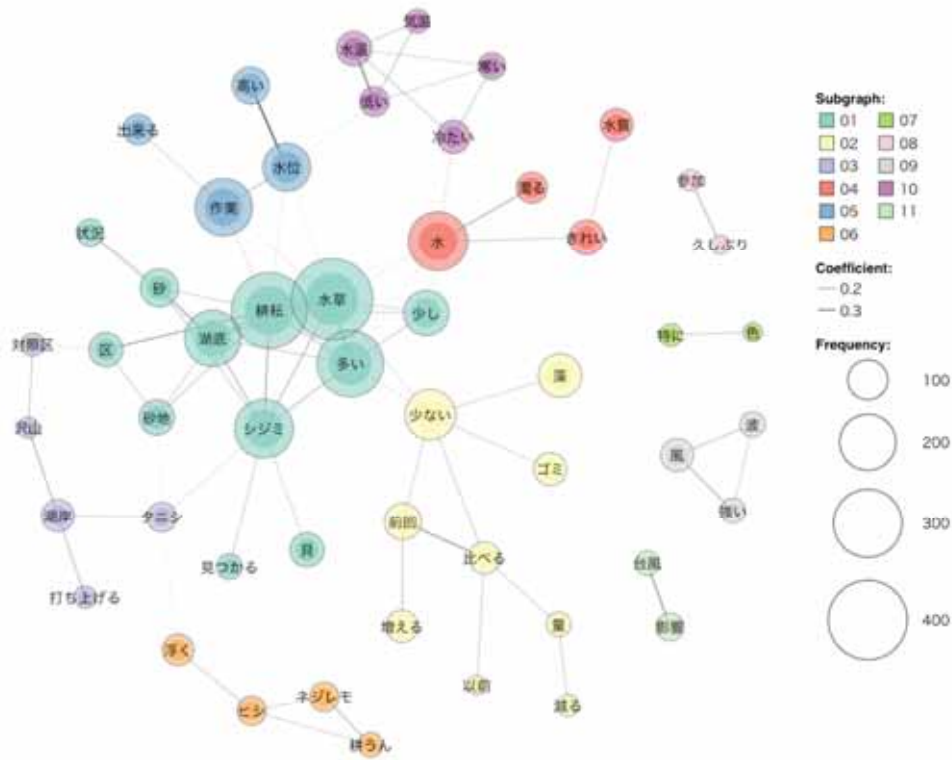


図 4-7 改善活動後の「琵琶湖の様子」記述内容に基づく共起ネットワークグラフ (2017年7月～2023年3月)。

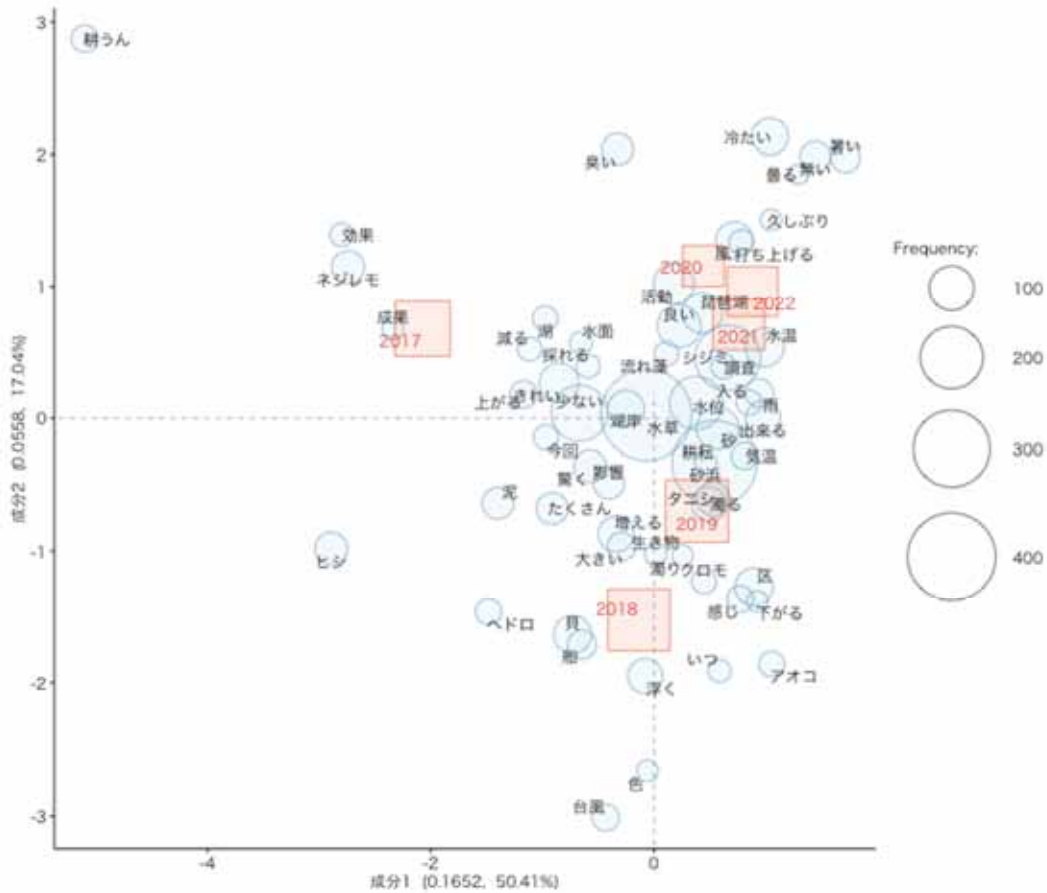


図 4-8 改善活動後の「琵琶湖の様子」記述内容に基づく年度別の対応分析結果 (2017～2022年度)。

ズにより、2017年度はポジティブがネガティブを上回り、2018年度はネガティブがポジティブを上回るなど、逆相関の関係にある。これは、水草の繁茂状況が年度によってある程度異なることを示しているものと考えられる。

また、「シジミポジティブ」トピックへの言及が、2019年度と2022年度に増加しており、これは作業中にシジミを発見するなどの機会が、作業開始時の2017年度と比較すると増加していることを表していると考えられる。しかし、「シジミネガティブ」トピックスについて、言及数が減少しているわけではなく、死貝やカラの貝殻が浮いていることについての、ネガティブな話題への言及も同時にあることから、本活動を通じた効果についての実感は、2022年時点ではまだ限定的であると考えられる。また、本活動の効果についての話題である「効果ポジティブ」について、活動を経ることで増加しているわけではなく、若干減少傾向にある。しかし、「効果ネガティブ」に関する話題は少ないことから、シジミの発見などにより一定の活動効果を認識しつつも、水草や湖底の状況などから、劇的な活動効果をポジティブに実感しているわけではなく、途上段階にあると考えられる。

次に、社会ネットワークの形成においては、共通した性

質を持つ主体間においてネットワークが構成される傾向にある。このようなことから、先述した主要18トピックスについて、全期間を通じて参加者別（SO〇とコードを付与）にクロス集計を行い、図4-10において、共通認識が形成されている程度の把握を行った。

その結果、「水草ポジティブ」と「水草ネガティブ」、「湖底ポジティブ」について、参加者間でのばらつきが比較的少なく、共通認識が形成されたトピックスであったと考えられる。これらは、改善活動の対象であり、直接触れて体感するものであることから、共通認識を形成しやすい話題であったと考えられる。しかし、水質については、ポジティブ、ネガティブともに個人間で差が大きく、個人によって感じ方にばらつきが大きいものであると考えられる。

改善活動の効果については、多くの参加者が言及数は比較的少ないものの「効果ポジティブ」に言及しており、「効果ネガティブ」についての言及数は少なかったことから、改善活動についてはポジティブに評価されていると考えられる。このようなことから、参加者間の社会的ネットワークについては、本活動を通じてポジティブなネットワークが形成されていると考えられる。

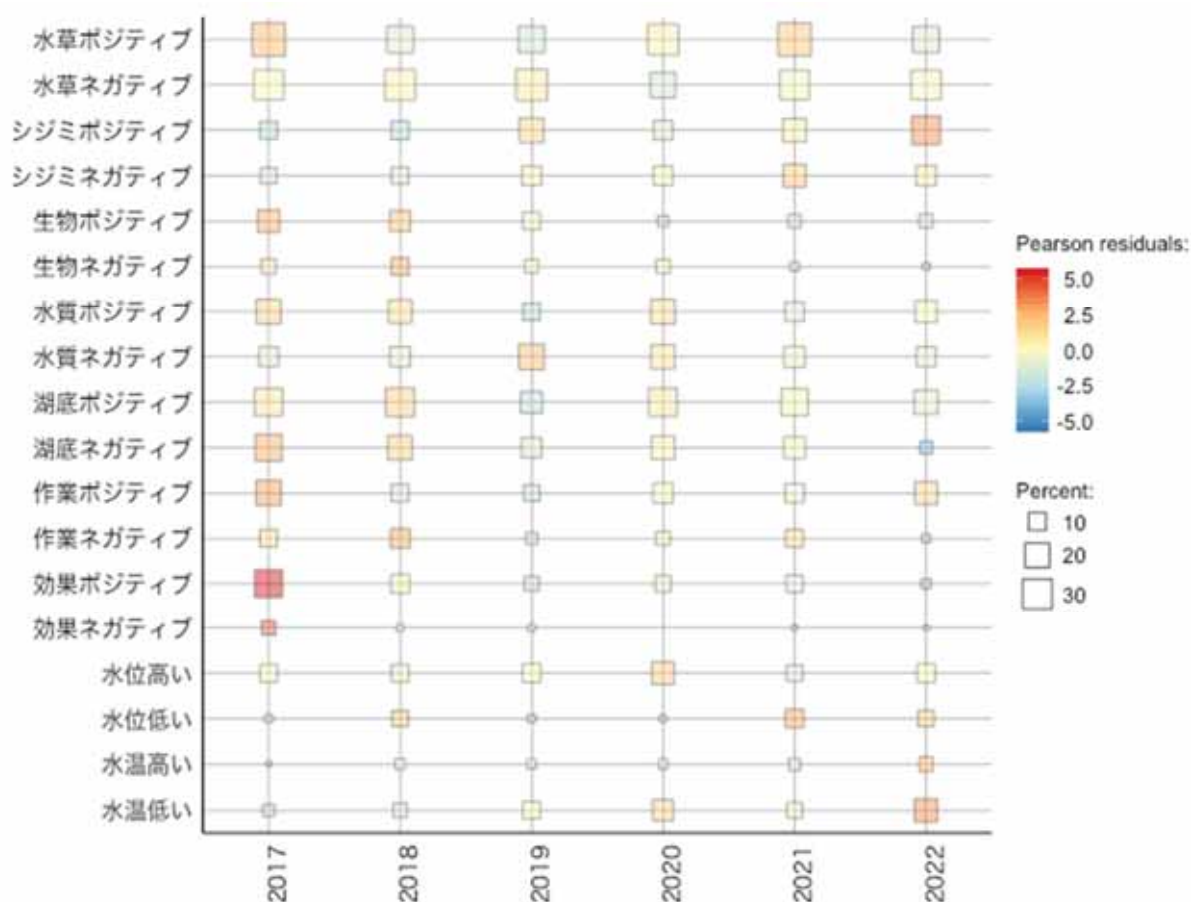


図4-9 改善活動後の「琵琶湖の様子」記述内容に基づくトピックスの変遷（2017～2022年度）。



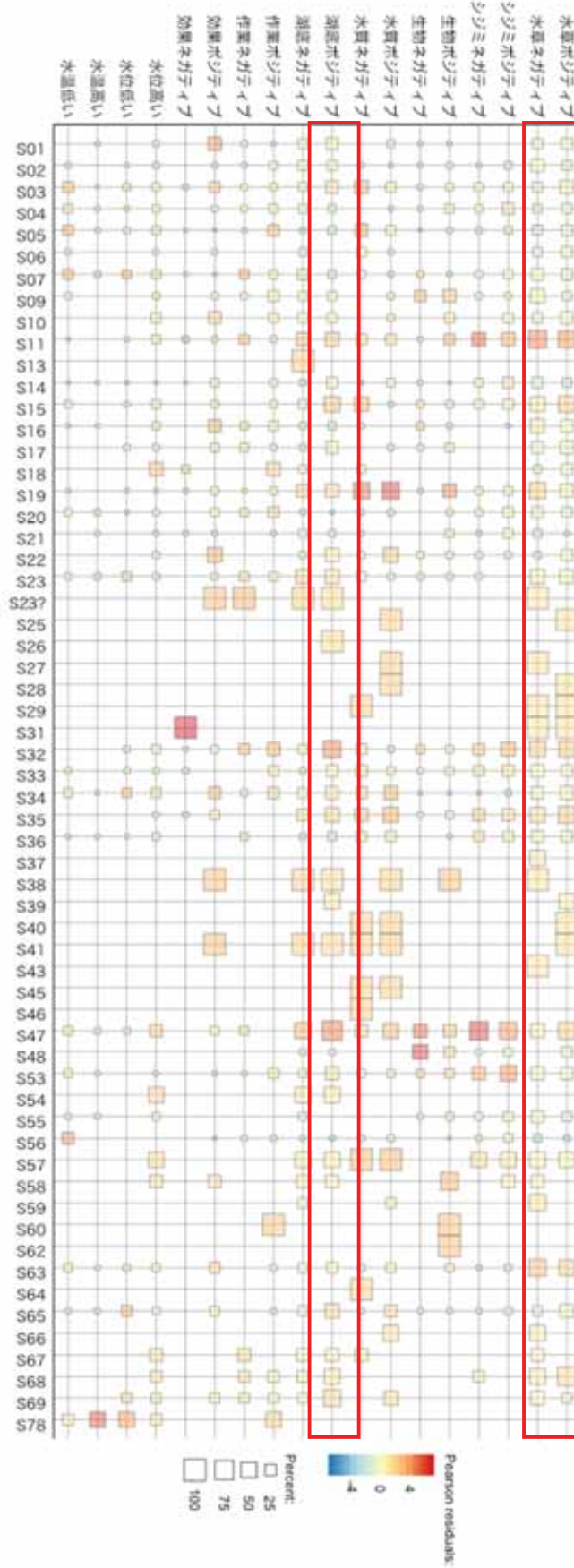


図 4-10 改善活動後の「琵琶湖の様子」記述内容に基づくトピックスの参加者間の共通認識の形成状況（2017～2022 年度）。

そこで、具体的に参加者間における、新規のネットワークの拡大状況を把握するために、各年度の活動終了時に行なっているアンケート調査を用い、各年度で新たに繋がった参加者間の関係性を図 4-11 のネットワークグラフに示す。丸い点（ノード）が参加者を、色分けされた線（紐帯）が、各年度に新規に形成された（知り合いとなった）関係性を表す。2017 年度から 2022 年度にかけて、参加者間の

新規のネットワークが徐々に密に形成されていることがわかる。このネットワークは、活動参加前に形成されていたネットワークは示されていないものの、本活動を通じて、一つのまとまりを持ったネットワークが形成されており、新たなコミュニティの形成が可能であることを示すものと考えられる。

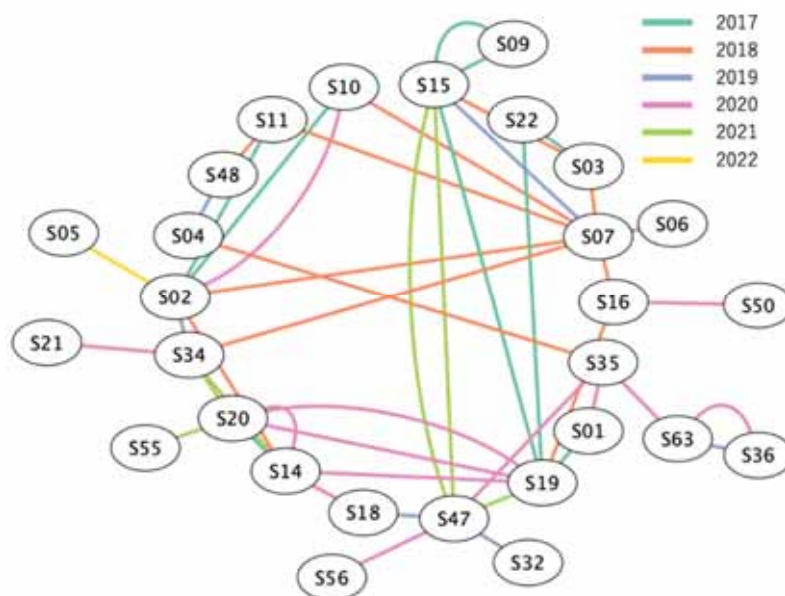


図 4-11 改善活動参加者間の新規ネットワーク拡大グラフ（2017～2022 年度）

## 5. 工作物設置による湖辺環境改善手法の検証

### 5.1. 湖辺環境改善活動の実践

#### 5.1.1. 方法

波浪等により湖辺の湖底が過度に攪乱される場所として、滋賀県東近江市栗見出家町の湖辺を選定した。2021 年 7 月に、波浪を緩衝し砂地環境の攪乱を抑制するための簡易な工作物として、コの字型に多数の金属杭を打ち込み、周囲を金網で囲んだ消波柵を設置した（図 5-1）。また、消波柵の内外で流速等を比較するため流向流速計を設置した。これらの工作物の設置にあたっては、地元の自治会、漁業協同組合、マリンスポーツショップに事前説明して承諾を得た後、河川法および自然公園法に基づく許可を得た。

本取組による環境改善効果を評価するため、上記の消波柵内の杭打区および消波柵外の対照区において、流動、底質、貝類および底生動物の生息状況のモニタリング調査を実施した。流動調査は、湖底直上に電磁式流向流速計（Compact-EM、JFE アドバンテック）を設置し、2022 年 9～11 月に連続観測を行った。観測は、1 時間ごとに 1 秒間隔で 60 回測定し、各測定時間における平均流速の頻度分

布を集計した。

底質調査、貝類調査および底生動物調査は、2021 年 7 月から 2022 年 1 月までは 2 か月ごと、以降 2023 年 1 月までは 3 か月ごとに実施した。底質調査は、エクマン・バージ採泥器で採取した底質から表層 1cm を分取し、生息環境条件として粒度分布、強熱減量、クロロフィル a 濃度を測定した。

貝類調査は、湖底にコドラート（方形枠：50cm×50cm）を設置し、目合 0.25mm の手網でコドラート内の底質を表層 5cm 程度まで採取した。採取した底質は、目合 2mm のふるいでふるった後、貝類を選別・計数した。選別した貝類は、10%ホルマリンで固定した後、電子天秤を用いて各個体の湿重量を 0.1mg 単位で、シジミ類についてはノギスを用いて殻長を 0.05mm 単位で、それぞれ測定した。

底生動物調査は、エクマン・バージ採泥器を用いて底質を 3 回採取した。採取した底質は、目合 0.25mm のネットでふるった残渣を 10%ホルマリンで固定した後、底生動物を選別・計数した。

## 5.1.2. 結果と考察

流動調査の結果、対照区における平均流速は 4.5～5.5cm/s の頻度が最も高かったのに対し、杭打区では 1.0cm/s 未満の頻度が最も高かった (図 5-2) ことから、本研究で設置した消波柵による流速の緩衝効果は 4～5cm/s 程度と考えられた。ただし、頻度は少なかったが、対照区において 20cm/s 程度以上の流速が観測された際には、杭打区においても同程度の流速が観測された。流速が大きすぎる場合、本研究で設置した消波柵では十分に緩衝できなかつたと考えられた。

杭打区と対照区における底質条件は、調査期間を通じておおむね同一であった (図 5-3)。粒径中央値は 300～400 $\mu$ m 程度、強熱減量は 0.8～1.0 程度でおおむね一定、クロロフィル a 濃度は 2022 年 7 月を除けばおおむね 1.0 mg/kg・dry 以下であった。

貝類調査の結果、2021 年 7 月から 2023 年 1 月の 8 回の調査で、杭打区ではシジミ類 16 個体、カワナナ類 57 個体、マメタニシ 1 個体が採取された。対照区では、シジミ類 13 個体、カワナナ類 36 個体が採取された。各回の調査において、シジミ類は採取個体数が少なく、杭打区と対照区間に明瞭な差は認められなかった (図 5-4)。一方、カワナナ類はおおむね杭打区で対照区より多く採取されたことから、消波柵の設置により流失が抑制された可能性がある。

底生動物の結果、杭打区では 11 分類群、対照区では 10 分類群が採取された。平均生息密度は、杭打区ではセンチウ類が 5300.0 個体/ $m^2$  (45.1%) と最も高く、次いでミ

ミズ類が 4796.3 個体/ $m^2$  (40.8%)、シジミ類が 720.4 個体/ $m^2$  (6.1%)、ユスリカ類が 437.0 個体/ $m^2$  (3.7%)、ピワカマカが 348.1 個体/ $m^2$  (3.0%) の順で、これら 5 分類群で底生動物全体の 98.6% を占めた。対照区では、ミミズ類が 4566.7 個体/ $m^2$  (45.0%) と最も高く、次いでセンチウ類が 4275.9 個体/ $m^2$  (42.1%)、シジミ類が 672.2 個体/ $m^2$  (6.6%)、ユスリカ類 351.9 個体/ $m^2$  (3.5%)、ピワカマカが 172.2 個体/ $m^2$  (1.7%) の順で、これら 5 分類群で底生動物全体の 98.9% を占めた。

各回の調査において、消波柵の設置後、ミミズ類とセンチウ類の生息密度は、杭打区では対照区と同程度以上の状態が持続した (図 5-5)。シジミ類の生息密度は、杭打区では 2022 年 7 月を除いて対照区と同程度以上であった。ユスリカ類とピワカマカの生息密度は、調査期間を通じて、杭打区と対照区でおおむね同程度であった。

前述の改善活動と同様に、消波柵の設置が底生動物の生息状況に及ぼす影響は、分類群ごとに異なることが分かった。ミミズ類、センチウ類等の小型の分類群は、改善活動では湖底耕耘等による攪乱により増加が抑制されたことが示唆されたのに対し、消波柵の設置では底生動物の流出が抑制された可能性がある。シジミ類については、杭打区で対照区より増加したとは言い切れないが、ライフサイクルを考慮すれば、明瞭な増加に要する期間に対して 1 年 6 か月の検証期間では十分ではなかった可能性がある。また、より大きな流速に対しても十分に緩衝できる工作物を設置して検証することも必要であり、今後の課題である。

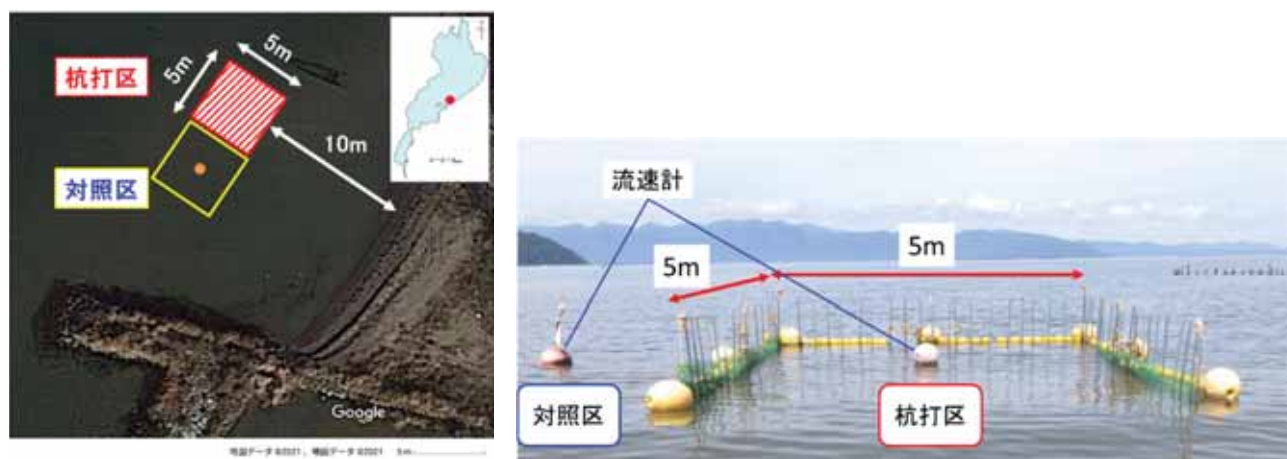


図 5-1 波浪緩衝を目的とした工作物の設置場所 (左) (画像・地図データ ©2021 Google) と設置風景 (右)。



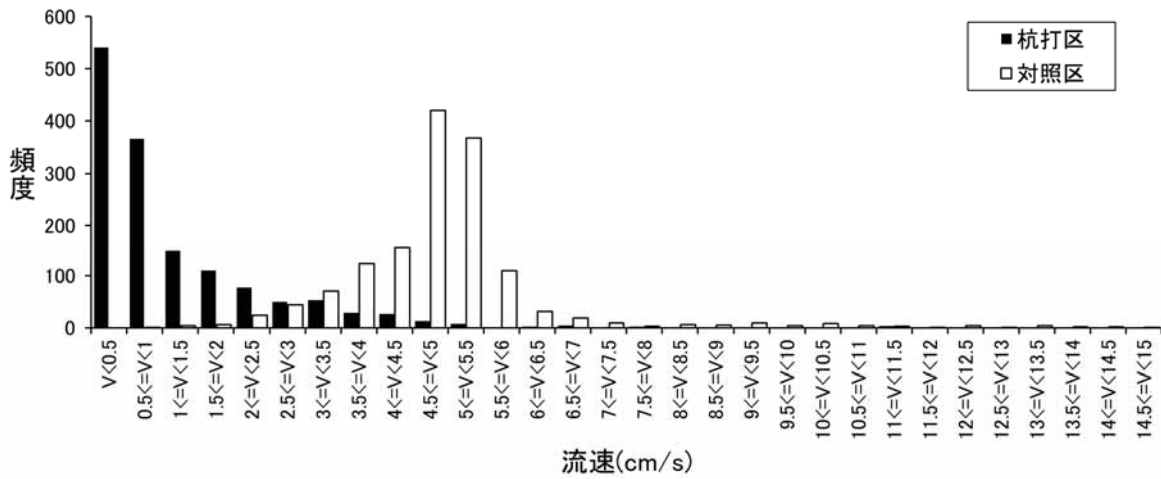


図 5-2 杭打区、対照区における流速の頻度分布（2022 年 9～11 月）。60 サンプル平均値で作図、15cm/s 以上は省略。

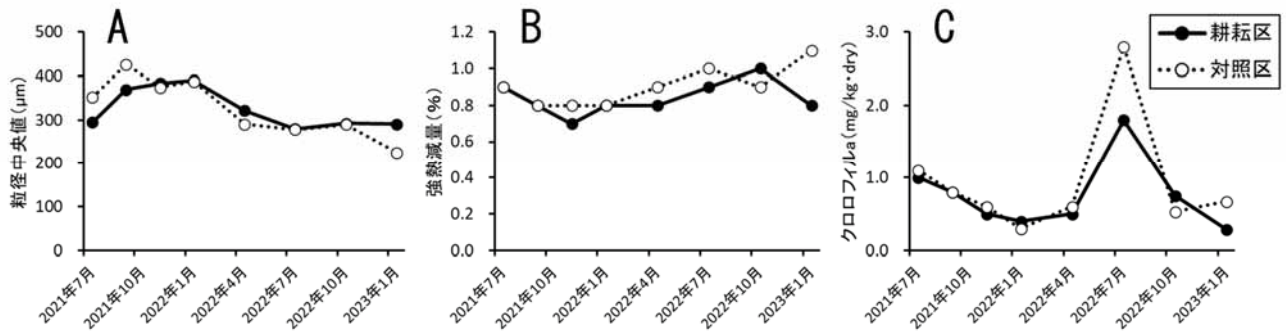


図 5-3 杭打区、対照区で採取した底質の表層 1cm における測定結果。A：粒径中央値；B：強熱減量；C：クロロフィル a 濃度（2021 年 7 月～2023 年 1 月）。

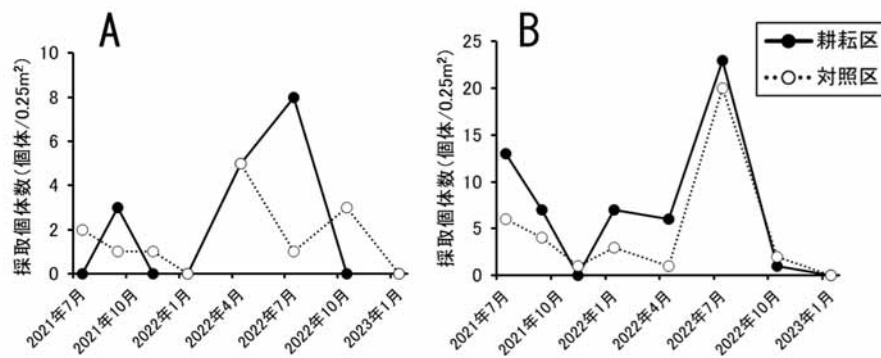


図 5-4 杭打区、対照区で採取された貝類の個体数（50cm コドラート、ふるい目合 2mm；2021 年 7 月～2023 年 1 月）。A：シジミ類；B：カワナナ類。

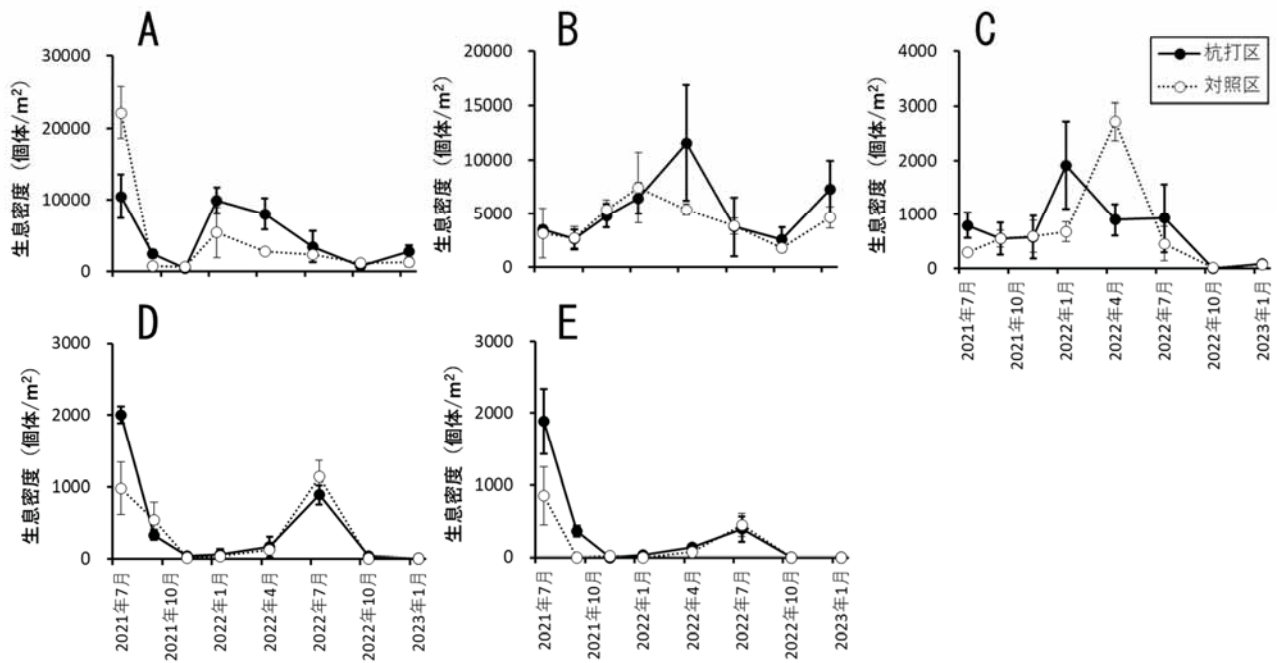


図 5-5 杭打区、対照区で採取された底生動物の生息密度（エクマン・バージ採泥器、ふるい目合 0.25mm；2021 年 7 月～2023 年 1 月、平均値±標準偏差）。A：ミミズ類；B：センチウ類；C：シジミ類；D：ユスリカ類；E：ビワカマカ。

## 6. 養浜事業実施場所における底生動物回復過程の評価

### 6.1. 方法

琵琶湖北湖湖辺で 5～20 年程度前に養浜が施工された 3 地点（東岸 2 地点、西岸 1 地点）および過去に施工されていない 3 地点（東岸 1 地点、西岸 2 地点）（図 6-1）の水際付近において、2019～2021 年の 4 月・9 月・11 月に現地調査を行った。

底質は、鋤簾（じょれん）で静かにすくい取り、表層 1cm の粒径中央値（レーザー回折散乱法、SALD-3100、島津製作所）、強熱減量、クロロフィル a 濃度（蛍光光度法）を測定した。底生動物は、エクマン・バージ採泥器（底部口 15cm×15cm）で底質を 3 回採取し、目合 250 $\mu$ m のネットでふるった残渣を 10%ホルマリンで固定した後、選別・計数した。各調査地点・時期における底生動物の組成・生息密度と環境条件（底質分析結果、過去の養浜施工の有無、東岸/西岸）に基づき、変数選択の後、冗長性分析（RDA）により地点スコアの座標化を行い、過去の養浜施工が底生動物の生息状況に及ぼした長期的な影響の抽出を試みた。

また、上記の地点において、2021 年 4 月、9 月、11 月、2022 年 1 月に環境 DNA を用いた魚類相調査を実施した。環境省生物多様性センター（2020）の方法に従い、各地点で採取した 1L の湖水について、MiFish 法（Miya et al., 2015）により魚類の環境 DNA 網羅的解析と魚種の推定を行った。

### 6.2. 結果と考察

底生動物の生息密度は、過去の養浜施工の有無にかかわらず、東岸の 3 地点で低かった（図 6-2）。琵琶湖では西風が卓越し、東岸で強い波浪が生じやすいことから、底質攪乱の程度との関連が示唆された。

RDA 第 1・第 2 軸による座標化の結果、各地点スコアの分布は、過去の養浜施工の有無より東岸/西岸で大きく分



図 6-1 琵琶湖湖辺の過去に養浜工事が施工された 3 地点（●）および施工されていない 3 地点（○）。

かれ、地点間距離が遠いほど離れる傾向を示した（図 6-3）。2016 年に養浜施工されたマイアミ浜の事例では、1 年間程度の短期にはライフサイクルの長いシジミ類の定着が抑制された可能性がある（井上ら，2021）が、長期には各地域の環境特性を反映した底生動物組成に回復すると考えられた。

環境 DNA を用いた魚類相調査では計 25 分類群が検出された（表 6-1）。各地点において 12~22 分類群が検出されたが、過去の養浜施工の有無による地点間で、分類群数に有意な差は認められなかった。また、2 地点以上で検出された分類群のうち、過去に養浜施工された地点のみで検出された種はカマツカのみであり、施工されていない地点のみで検出された分類群はなかった。少なくとも長期的には、養浜施工により消失したと考えられる魚種は認められず、底生動物と同様に、魚類相も各地域の環境特性を反映すると考えられた。

## 7. 湖辺環境改善に向けた考え方

2. および 3. の結果を踏まえると、シジミ類等の二枚貝を含む底生動物を指標とした良好な生息環境と餌環境の条件として、底質粒径が 300~500 $\mu$ m 程度の砂地の確保、良好な餌となる珪藻の増加、生育を阻害する藍藻の減少の重要性が示唆された。また、環境省琵琶湖保全再生等推進費により 2017~2021 年度の 5 年間で実施した研究におい

て構築した二枚貝挙動モデルの計算結果（環境省，2022）から、湖辺環境改善手法としては、①流動改善による止水域の解消、②底質改善（砂質化）による底泥酸素消費の抑制、③湖沼生産量（餌供給量）に見合った二枚貝の資源量管理が有効と考えられた。①と②は底層の低酸素化を抑止することが目的であり、底層 DO が 4 mg/L を下回らない場合は必ずしも必要な手法ではない。③は二枚貝の種内競争を回避することが目的であり、生息環境の良し悪しに関わらず、持続的かつ安定した二枚貝個体群の維持には必要不可欠であると考えられる。

シジミ類の増加に向けては、漁獲対象となる殻長 18mm 以上の個体が著しく少ない現状において、殻長 4mm 程度以上に成長する際の稚貝の生残率が著しく低いと考えられることから、その要因の解明が今後の課題である。

4. の結果を踏まえると、湖辺環境改善の対策手法の一例として、住民参加による継続的な湖底耕耘や水草除去により、生後 1~2 年程度までシジミ類稚貝の生残率が増加したことから、今後は「事例集」に則して社会実装を図る必要がある。また、ミミズ類やセンチウ類等は、改善活動による増加の抑制が示唆されたことから、湖底耕耘等の最適な強度や頻度についての検討は今後の課題である。

5. の結果を踏まえると、場所の特性に応じた対策の観点からは、4. における改善活動実施場所では、湖流や波浪が弱く、湖底耕耘等により泥質の堆積を抑制することが有効

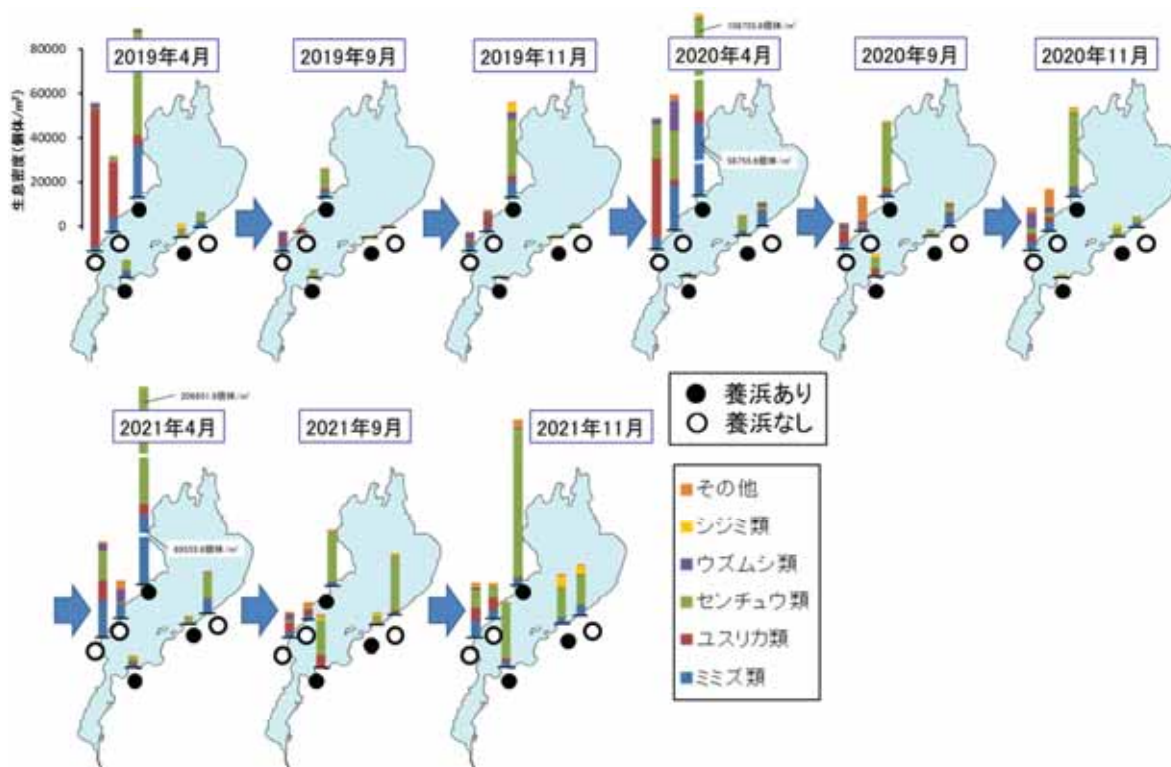


図 6-2 琵琶湖湖辺の過去に養浜工事が施工された 3 地点（●）および施工されていない 3 地点（○）における底生動物の組成、生息密度（2019~2021 年の 4 月、9 月、11 月）。



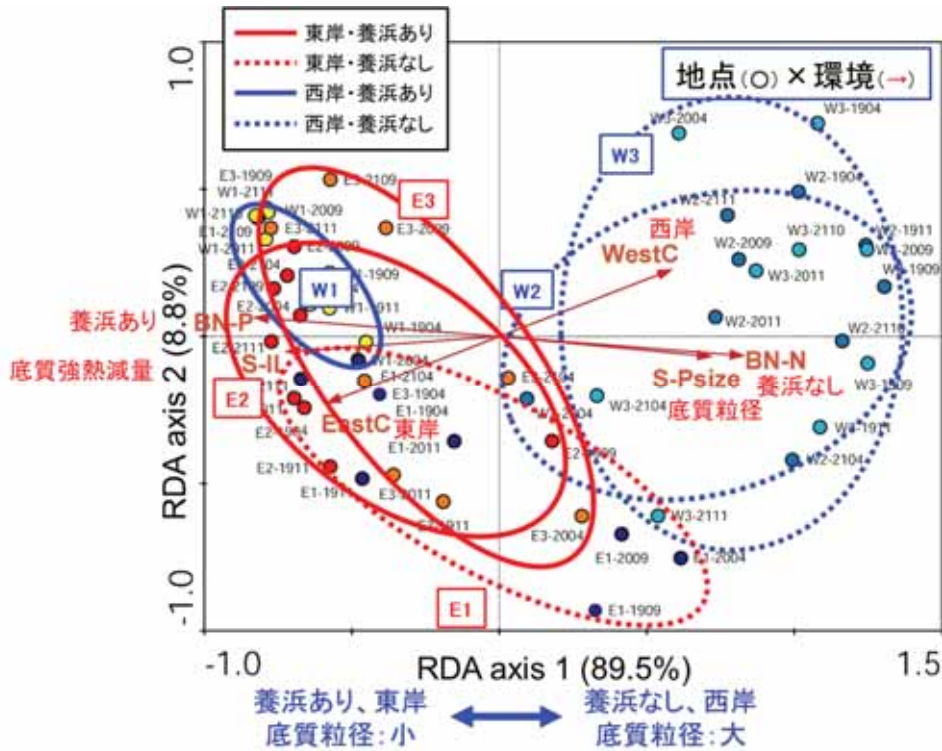


図 6-3 琵琶湖湖辺の過去に養浜工事が施工された 3 地点および施工されていない 3 地点における、底生動物の組成・生息密度と環境条件等（ベクトル）に基づく冗長性分析（RDA）第 1・第 2 軸による地点スコア（○）の座標化結果とその解釈（2019 年～2021 年の 4 月、9 月、11 月）。第 1 軸・第 2 軸の数値は各軸の分散説明率。地点プロットのラベルは地点番号-調査年（下 2 ケタ）月（2 ケタ）。

表 6-1 琵琶湖湖辺の過去に養浜工事が施工された 3 地点および施工されていない 3 地点における、環境 DNA を用いた魚類相調査により検出された分類群（○）。

魚種名	萩の浜 (養浜あり)	マイアミ浜 (養浜あり)	新海浜 (養浜あり)	石寺 (養浜なし)	木戸 (養浜なし)	近江舞子 (養浜なし)
アユ	○	○	○	○	○	○
イサザ	○					○
ウキゴリ	○	○		○	○	
ウグイ	○		○	○	○	○
ウツセミカジカ	○	○	○	○	○	○
オイカワ	○	○	○	○	○	○
オオクチバス	○	○			○	○
カネヒラ	○	○				
カマツカ	○	○	○			
カワムツ	○					
ギンブナ属	○		○	○	○	
ゲンゴロウブナ(ヘラブナ)	○	○				
コイ	○	○	○	○	○	○
スゴモロコ			○	○		
タモロコ属の一種(ホンモロコもしくはタモロコ)	○	○	○	○		
チチブ属の一種(琵琶湖ではヌマチチブと考えられる)	○	○	○	○		
ドジョウ	○				○	
ナマズ	○				○	
ニゴイ属の一種(ニゴイもしくはコウライニゴイ)	○	○	○	○	○	○
ハス	○	○	○	○		○
ビワヒガイ				○		
ビワマス	○					
フナ属の一種(琵琶湖ではギンブナもしくはニゴロブナと考えられる)	○	○	○	○		○
ヨシノボリ属の一種(琵琶湖ではビワヨシノボリもしくはオウミヨシノボリ)	○	○	○	○		○
ワカサギ属の一種(琵琶湖ではワカサギと考えられる)	○	○	○	○	○	○
合計	22	16	15	16	12	12

と考えられる。一方、湖流や波浪が強い場所では適度に消波する 5. のような消波柵を設置する手法が考えられる。ミミズ類とセンチウ類は消波柵内で流出が抑制された可能性があるが、シジミ類についてはライフサイクルに対して検証期間が十分でなかった可能性がある。

6. の結果を踏まえると、砂地の造成により底生動物の生息環境改善を図る場合、短期的な視点からは、対象場所における湖底の侵食・堆積状況や、ライフサイクルの長いシジミ類等の定着に要する期間を数年見込む必要がある(井上ら, 2021)。一方、砂地の造成後 5~20 年程度の長期には、おおむね各地域の環境特性を反映した底生動物組成に回復すると考えられたことから、砂地造成による底生動物の減少は、施工後の一時的な現象である場合が多いと考えられ、生息環境改善を目的とする際には長期的な計画と現状把握の継続が望まれる。

改善活動の持続的な実施に向けては、住民の積極的な参加が必要であるが、参加者間の共通認識の形成を図ることが重要な要素の 1 つと考えられた。また、活動の継続による参加者間のコミュニティ形成が、さらなる活動の継続につながる可能性がある。湖辺に限らず、琵琶湖の環境改善においては、行政による事業だけでなくすべての課題を解決することは困難である。琵琶湖湖辺では、地域住民等による清掃活動、外来生物の駆除活動等も活発である。砂地環境の改善においても、地域の保全活動を担う住民等の意識を醸成し、協働を推進する必要がある。住民による湖辺環境改善活動を行政や研究者が支援・促進する際のあり方について、今後検討する必要がある。

## 8. 謝辞

大津市柳が崎における湖辺環境改善活動にご協力いただいた特定非営利活動法人おおつ環境フォーラム、瀬田町漁業協同組合、住民ボランティアの皆様には感謝いたします。東近江市栗見出在家町における工作物の設置にご配慮いただいた栗見出在家町自治会、能登川漁業協同組合、東近江市環境部森と水政策課、河川法にかかる許可申請についてご指導いただいた滋賀県土木交通部流域政策局河川・港湾室に感謝いたします。野洲市マイアミ浜における現地調査にご配慮いただいたピワコマイアミランド、新海浜における現地調査にご配慮いただいた新海浜自治会に感謝いたします。

本研究は、環境省琵琶湖保全再生等推進費(平成 29~令和 3 年度)および内閣府地方創生推進交付金(平成 28~令和 4 年度)により実施した。研究全般においてさまざまなお助言、ご支援をいただいた環境省水・大気環境局水環境課、環境省「湖辺の環境修復手法検討会」、滋賀県琵琶湖環境部環境政策課に感謝いたします。

## 9. 引用文献

- 相澤康・滝口直之(1999): MS-Excel を用いたサイズ度数分布から年齢組成を推定する方法の検討. 水産海洋研究 63: 205-214.
- 林一正・遠藤光次郎(1956): セタシジミの食物. 滋賀大学学芸学部紀要 5: 33-39.
- 林一正・森主一・東玲・川那部浩哉・近畿地方建設局(1966): 貝類班中間報告. びわ湖生物資源調査団中間報告, 607-707.
- 一瀬論(編)(2013): 5B-1102 湖沼水質形成における沿岸帯の機能とその影響因子の評価. 環境省環境研究総合推進費終了成果報告書. 環境省. [https://www.env.go.jp/policy/kenkyu/suishin/kada/syuryo\\_report/h25/pdf/5B-1102.pdf](https://www.env.go.jp/policy/kenkyu/suishin/kada/syuryo_report/h25/pdf/5B-1102.pdf)
- 一瀬論・若林徹哉・松岡泰倫・山中直・藤原直樹・田中勝美(1995): 琵琶湖の植物プランクトンの形態に基づく生物量の簡易推定について. 滋賀県立衛生環境センター所報 30: 27-35.
- 井上栄壮(2012): ユスリカ. 琵琶湖ハンドブック改訂版, 滋賀県: 196. 滋賀県, 大津.
- 井上栄壮(2016): 南湖の望ましい姿と評価指標. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書 10-2 別冊(平成 23~25 年度): 南湖生態系の順応的管理に関するサイエンスレポート: 126-131.
- 井上栄壮・古田世子・一瀬論・中村光穂・池田将平・萩原裕規・大柳まどか・木村道徳・大久保賢治・岸本直之・藤林恵・武井直子・馬場大哉・竹本邦子(2021): 琵琶湖沿岸域における湖底環境・生物再生に向けた研究. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書 16: 11-30.
- 井上栄壮・一瀬論・古田世子・中村光穂・池田将平・早川和秀・藤原直樹・卯田隆・奥居紳也・東善広(2018a): 湖辺域における底質環境の評価に関する研究. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書 13: 9-27.
- 井上栄壮・金子有子・七里将一・永田貴丸・西野麻知子・石川可奈子・芳賀裕樹・中川昌人・栗林実・廣田大輔・山中直・奥村陽子・一瀬論・田中稔・藤原直樹・廣瀬佳則・東善広・宮永健太郎・水野敏明・大久保卓也(2015): 南湖生態系の順応的管理方法に関する研究. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書 10: 76-104.
- Inoue, E., T. Kobayashi and M. Nishino (2012): Chironomid fauna (Diptera: Chironomidae) of Lake Biwa, with emphasis on the changes in recent years. Lake Biwa: Interactions between nature and people, Kawanabe, H., M. Nishino and M. Maehata (eds): 113-116. Springer, Dordrecht, Heidelberg, New York, London.

- 井上栄壮・湖辺の環境修復手法検討会・滋賀県琵琶湖環境科学研究センター・滋賀県琵琶湖環境部環境政策課・環境省水・大気環境局水環境課 (2018b) : 琵琶湖の湖辺域における二枚貝を評価指標とした水環境改善手法の検討について. 第17回世界湖沼会議(いばらき霞ヶ浦2018) 論文集, pp. 250-252.
- 金子有子・東善広・石川可奈子・井上栄壮・西野麻知子(編) (2011) : 琵琶湖岸の環境変遷カルテ. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター.
- 環境省 (2022) : 湖辺環境改善に向けた考え方と実践—琵琶湖における二枚貝を指標とした事例集. 環境省水・大気環境局.
- 環境省水・大気環境局 (2012) : 底質調査方法. 環境省水・大気環境局. <http://www.env.go.jp/water/teishitsu-chousa/>
- 環境省水・大気環境局水環境課 (2014) : 自然浄化対策について: 生態系機能を活用した“健やかな湖沼水環境”の実現を目指して. 環境省水・大気環境局水環境課. <https://www.env.go.jp/water/kosyou/shizentaisaku/index.html>
- 環境省自然環境局生物多様性センター (2020) : 環境 DNA 分析技術を用いた淡水魚類調査手法の手引き 第1版. 環境省自然環境局生物多様性センター. [https://www.biodic.go.jp/edna/reports/fwfish\\_tebiki1.pdf](https://www.biodic.go.jp/edna/reports/fwfish_tebiki1.pdf)
- 今後の水環境保全に関する検討会 (2011) : 今後の水環境保全の在り方について (取りまとめ). 今後の水環境保全に関する検討会, 環境省. <https://www.env.go.jp/water/confs/fpwq/torimatome2/02.pdf>
- 丸尾知佳子・藤林恵・相川良雄・西村修 (2012) : イソシジミ (*Nuttallia olivacea*) の生育状況に影響を与える餌料源の検討. 土木学会論文集 G (環境) 68: III\_277-III\_283.
- Matsuzaki, S.S., Kadoya, T. (2015): Trends and stability of inland fishery resources in Japanese lakes: introduction of exotic piscivores as a driver. *Ecological Applications* 25:1420-1432.
- Miya, M., Sato, Y., Fukunaga, T., Sado, T., Poulsen, J. Y., Sato, K., Minamoto, T., Yamamoto, S., Yamanaka, H., Araki, H., Kondoh, M., Iwasaki, W. (2015): MiFish, a set of universal PCR primers for metabarcoding environmental DNA from fishes: detection of more than 230 subtropical marine species, *Royal Society Open Science* 2: 150088
- 水草繁茂に係る要因分析等検討会 (2009) : 水草繁茂に係る要因分析等検討会 検討のまとめ. 水草繁茂に係る要因分析等検討会, 滋賀県・国土交通省. <https://www.kkr.mlit.go.jp/biwako/others/disaster/pdf/090330data01.pdf>
- 西野麻知子 (2001) : 琵琶湖のユスリカと大発生する種. ユスリカの世界, 近藤繁生・平林公男・岩熊敏夫・上野隆平(編) : 2-11. 培風館, 東京.
- 西野麻知子・秋山道雄・中島拓男(編) (2017) : 琵琶湖岸からのメッセージ: 保全・再生のための視点. サンライズ出版, 彦根.
- 滋賀県 (2018-2022) : 環境省平成 29~令和 3 年度湖辺における環境修復実証事業(滋賀県琵琶湖) 委託業務報告書. 滋賀県.
- 滋賀県 (2019a) : 滋賀の環境 2019 (令和元年版環境白書). 滋賀県.
- 滋賀県 (2019b) : びわ湖なう 2019 : 指標で見るびわ湖と暮らしの過去・現在. 滋賀県.
- 東レテクノ株式会社 (2018-2022) : 環境省平成 29~令和 3 年度琵琶湖保全再生対策調査検討業務報告書. 東レテクノ株式会社.
- 津田松苗・川合貞次・鉄川清・後勢久右衛門・近畿地方建設局(1966) : 底生動物班中間報告. びわ湖生物資源調査団中間報告, 518-534.
- 辻谷陸巳・相崎守弘・神門利之 (2018) : 宍道湖におけるカビ臭発生藻類 *Coelosphaerium* sp. がヤマトシジミのろ過活性、肥満度およびカビ臭着臭へ与える影響. *水環境学会誌* 41: 91-96.
- 山口啓子・幸内綾子・藤岡克己 (2008) : ヤマトシジミへの給餌と軟体部増加に関する実験. *LAGUNA (汽水域研究)* 15: 49-55.
- 山室真澄 (2014) : 日本の汽水湖沼での異常増殖が懸念される淡水産沈水植物・浮葉植物の繁茂が確認された塩分範囲. *陸水学雑誌* 75 : 113-118.