

新指標（底層 D0）等のモニタリング計画の策定と評価の具体的検討

環境監視部門 公共用水域係、総合解析部門

(執筆担当：小笠原翔・奥居紳也・南 真紀・安達大輝・石崎陽平・中村光穂¹⁾・佐藤祐一・藤原直樹²⁾
・岡本高弘)

要約

2000 年頃から琵琶湖北湖第一湖盆で底層の溶存酸素量（底層 D0）が 2 mg/L 未満の貧酸素状態になる頻度が増加している。2016 年に底層 D0 が生活環境に係る水質環境基準に追加されたことも踏まえ、琵琶湖の底層 D0 の変動を的確に捉えるとともに、基準を満たさなかった場合の対応も想定しておく必要がある。そこで本研究では、琵琶湖の底層 D0 の面的分布や変動を的確に把握し、北湖深水層において底層 D0 を消費する主な要因である底泥酸素要求量（SOD）の変動要因を解析することとした。

2021 年度、2022 年度は一部地点で大きく底層 D0 が減少したが面的に大きく広がることはなかった。一方で 2020 年度は水深 90 m 地点のほぼ全域の底層 D0 が無酸素状態である 0.5 mg/L 未満となるなど深水層の D0 が記録的に低下し、貧酸素状態の水域は水深 80 m の地点と水深 70 m 地点の一部にまで及んだ。底層 D0 調査は月 4 回に頻度を上げて実施し、その面的分布は、琵琶湖の等深線図を用いて水深 10 m きざみに東西南北に調査地点を設定して貧酸素状態の水域を絞り込むことで明らかにできた。その際、計量魚探による底層の魚影の有無により D0 の低下状況の目安を得られることも分かった。この記録的な貧酸素水域の広がりの際は、底層でりんやマンガン等の溶出も見られ、底層 D0 の監視とともに水質への影響もあわせて確認することが必要と考えられた。

2014 年からの継続的な SOD 調査により、これが季節変化を繰り返しながら徐々に増加していることが示され、また SOD が高いほど底層 D0 の消費速度が速まるリスクが高くなること、SOD は底泥表面の有機物量が多いほど高まることが明らかとなった。SOD と底層水中の粒子態全有機炭素やクロロフィル a 濃度の比較から、底泥表面の有機物量は上層からの植物プランクトンの沈降により増加していることが示唆された。SOD の面的分布は砂質な沿岸部で低く、沖帯で高い結果となった。

気候変動により琵琶湖の水質に特異的な変動が起こることも想定しつつ、効果的な底層 D0 の監視や SOD の調査を継続して実施することが必要と考えられた。

1. はじめに

琵琶湖北湖のように温帯に位置する比較的深い湖では、春から夏の気温と日射の影響により温められた上層の水と、これらの影響を受けにくい下層の水との間で急激な温度差が発生し、これによる密度差で上層と下層の水の対流がなくなる。この急激に水温が低下する層のことを水温躍層と呼ぶ（日本陸水学会、2006）。春から秋あるいは初冬にかけて生じている水温躍層は、例年、季節風と冬の冷え込みによる上層の水の冷却で解消され、表層から底層までの水質が均一となる全層循環が完了する。水温躍層の形成と全層循環は琵琶湖の水質形成に大きく関わっており、滋賀県では、水深別の水質調査を水質汚濁防止法の規定による公共用水域水質測定計画に位置付け、表層に加え鉛直方向の水質

についても把握に努めている（滋賀県、2023a）。

近年、水温躍層が形成されている期間に底層の溶存酸素（底層 D0）が大きく低下し、底層を主な生息場とする生物に悪影響を与えたり、底泥から重金属等の溶出が起こったりすることが問題となっている。水温躍層形成時には躍層以深で徐々に D0 が消費されていき、底層 D0 は晩秋に最も低くなり、冬の全層循環に伴い底まで D0 が行き渡って底層 D0 が回復する。琵琶湖の深層部での貧酸素化の現象は 1960 年代頃に観測され、その要因は富栄養化に伴う表水層での有機物生産の増大とそれらの深層への沈降と分解による酸素消費であることが以前から指摘されてきた（中、1973）。しかしながら、当時に比べ水質が改善された現代においても、2000 年頃から北湖今津沖中央（17B）において貧酸素状

1) 現・東近江環境事務所 2) 現・琵琶湖環境科学研究センター環境監視部門生物圏係

態の目安である 2 mg/L を下回る年が増加している（岡本，2016）。2018 年には 1979 年の調査開始以降初めて全層循環が確認されず（Yamada ら，2019）、翌 2019 年には北湖第一湖盆の水深 90 m 地点で貧酸素状態の地点が確認され、水深 80 m 地点でも 2 mg/L 程度にまで低下している地点を確認、底層 DO 低下時には、水深 90 m の湖底でウツセミカジカやイサザの死骸も見られた（滋賀県，2020）。この DO の低下により、2019 年 12 月から 2020 年 2 月にかけて 17B の底層（底から 1 m 上）の水中のマンガン濃度（Mn）が過年度以上の値に増加していることも確認され、底泥からの溶出によるものと考えられた。2019 年度冬の全層循環も不完全に終わり、2018 年度に引き続き 2 年連続で全層循環未完了となった。このように底層 DO は湖底に生息する生物や深層の水質の保全に重要なだけでなく、2016 年 3 月に生活環境に係る水質環境基準に追加（環境省，2016）されたことにより、行政が達成すべき目標としても重要となった。今後は、環境基準項目としての底層 DO の監視・調査、今後決定される方法での結果の評価、基準を満たさなかった場合の対策の検討等が必要になるものと考えられる。

こうした状況を踏まえ、効率よく底層 DO の監視を行うことや、底層 DO 低下への対応を検討するために底層 DO を減少させる要因の解明が重要である。底層 DO の減少要因は大きく 2 つに分けられる。すなわち、湖水そのものによる酸素消費としての生物化学的酸素要求量（Biochemical Oxygen Demand: BOD）と底層水が接する底泥による酸素消費としての底泥酸素要求量（Sediment Oxygen Demand: SOD）である。底層 DO の低下が問題となる北湖第一湖盆の水深 90 m 地点では、底層水の BOD は特に低く、2019 年度のデータでは年間を通じて、培養 5 日間の消費量が 0.5 mg/L 未満と測定が困難な程度であることから（滋賀県，2020）、底層 DO の消費の大部分が底泥によるものと考えられる。2010 年および 2011 年に琵琶湖北湖第一湖盆の水深 40 m 以深の地点で実施された調査では複数地点の SOD が 0.2 gO₂/m²/day 前後の値で、地点間の差異は小さかった（後藤ら，2017）。仮に底泥 1 m² の直上に高さ 1 m の湖水がある水槽のような単純な系を考えた場合、0.2 gO₂/m²/day の SOD はこの 1000 L の湖水の DO を 1 日あたり 0.2 mg/L 消費していく計算になり、1 日あたり 0.1 mg/L 未満である BOD と比較すると SOD の底層 DO への影響は大きいと考えられる。さらに近年は SOD が 0.4 gO₂/m²/day まで増加しており（環境監視部門 公共用水域係など，2020）、より底層 DO 低下リスクが高まっている。SOD は季節変動し秋頃に高い値を示すとされてお

り（後藤ら，2017、環境監視部門 公共用水域係など，2020）、SOD の変動を継続的に把握するとともに、増加原因の解明ため、SOD と底泥の性状との関係性、水質と底泥との関係性を評価することが必要である（焦ら，2018）。

以上のことから、本研究では、環境基準となった底層 DO について、琵琶湖での底層 DO を測定し、その面的分布や変動を的確に把握する。また、琵琶湖北湖における底層 DO の主な消費因子である SOD の変動要因を解析する。これらを踏まえて、法定測定計画導入に資するよう、底層 DO とその評価に必要なモニタリング手法を提示する。具体的には、琵琶湖北湖第一湖盆を中心とした深層の DO の面的分布や変動を的確に把握するための地点や測定方法を検討し、底層 DO の監視の方法を提示する（サブテーマ 1）。また、SOD の変動を監視するとともに、これが底層 DO に与える影響や底泥成分との関連について解析を行う（サブテーマ 2）。

2. サブテーマ 1：底層 DO の面的分布の把握、評価方法の検討

2.1. はじめに

底層 DO は、魚介類等の生息や藻場等の生育に対する直接的な影響を判断できる指標であり、底層を利用する生物の生息・再生産にとって特に重要な要素の一つであることから（環境省，2021）、2016 年 3 月に水質環境基準に追加された（環境省，2016）。これを受けて、2021 年 12 月 28 日に国により琵琶湖および東京湾において底層 DO に係る水域類型の指定を行うため、関係する告示が改正され（環境省，2021）、図 2-1 のとおり指定された。すなわち、北湖水深 90 m 水域が生物 3 類型で基準値 2 mg/L、ここから水深 20 m までの水域が生物 2 類型で基準値 3 mg/L、これら以外のおおむね水深 20 m より浅い水域を生物 1 類型で基準値 4 mg/L とするものであった。これを受けて県において底層 DO の測定と評価を行う環境基準点を設定することとなり、当センターの調査結果等を活用しながら、有機汚濁等により底層溶存酸素量が低下しやすい地点、保全対象種の生息、再生産への影響を考慮すべき地点、類型あてはめにより区分された水域における代表性、既存の環境基準点とのバランス等を考慮して検討した。関係機関との協議を経て、2023 年 3 月 23 日の滋賀県環境審議会において図 2-1 の環境基準点が承認された（滋賀県，2023b）。

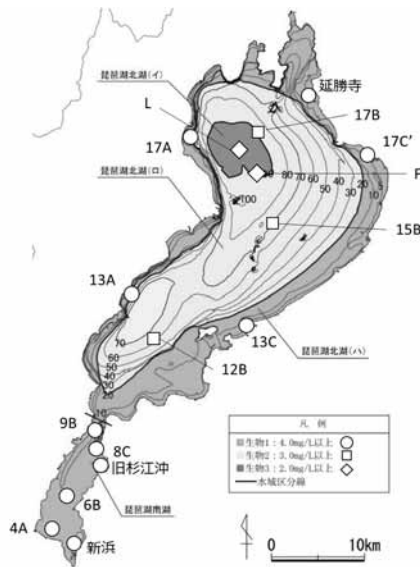


図 2-1 底層 DO にかかる環境基準点
(環境省, 2021 の図を一部改変)

これまでの水質に関する基準は表層の水に適用されるものであり、これらの地点では以前から表層水質の調査は実施していたものの、底層 DO は底層の水質に適用される基準であるという点で、これまでの水質環境基準とは異なると言える。DO の減少は底層水の溶存性無機態窒素 (DIN) や溶存態鉄の増加 (Osaka ら, 2022) や重金属の増加をもたらす、底層の水質を悪化させる。また、冬になり湖水が冷却され水温躍層が沈降すると表層から底層までが混合し (全層循環)、表層から底層までの水質が均質化するが、この際に底層で増加した物質が表層に回帰し、表層の水質悪化をもたらす可能性もある。こうした観点から、底層における水質の変化の把握が重要である。

北湖第一湖盆の水深約 90 m 地点は琵琶湖の中で底層 DO の低下が問題になりやすい場所だが、その低下状況は年によって大きく異なる。2002 年は春の気温上昇が早く全層循環の終了時期が早かったため底層 DO の低下期間が長期に及び、2007 年や 2008 年は秋の高温による水温躍層の衰退の遅れに加え、強風イベントの影響も弱く、底層 DO の低い状態が長く続いた (岡本ら, 2007、焦ら, 2012)。また、2018 年度の全層循環未完了により翌 2019 年 4 月の底層 DO が低く、これまでで最も長い期間にわたり貧酸素状態が継続した。底層 DO の減少は、春頃から形成される水温躍層により、躍層以深への DO の供給がほとんどなくなり、生物の呼吸や有機物の分解等により DO が消費されることによる。ただし、水温躍層形成時でも、強風が吹くと DO の低い底層付近の水が DO の高い底層直上の水と混ざり合い、一時的に回復することがある (Fukushima ら, 2019)。その後冬にな

り全層循環が起こると、底層 DO は表層とほぼ同じ値まで上昇する。しかしながら、冬の冷却が不十分なために全層循環が未完了となる事象も 2018 年度、2019 年度に観測された。

そこでサブテーマ 1 では、北湖第一湖盆を中心とした深水層の底層 DO を調査し、その面的分布や変動を把握したとともに、代表地点である 17B で底層水質の変動を調べた。また、環境基準点での底層 DO の監視が始まることを念頭に、2022 年度には当時の環境基準点案の地点において、底層 DO と底層水質の調査を実施した。

2.2. 方法

北湖深水層の底層 DO 調査は、17B (= C 点) を含む水深 90 m の 7 地点 (A~F, L: 図 2-2) で実施した。多項目水質計 DataSonde5 (Hydrolabo) を使用し、水深 0.5、5、10、15、20、30、40、60、70、80、85 m および湖底直上 1 m の水温・DO を測定した。当日の天候によっては、予定していた調査地点・水深について、地点数・水深数を減らすことや調査自体を中止・延期するなど、現場で優先順位をつけて調査を行った。17B では、湖底直上 1 m の水もバンドン採水器で採取し、滋賀県公共用水域水質測定計画に規定された方法で一部項目を分析した。

水深約 90 m で貧酸素状態の広がり確認された場合は、その状況を把握するため、水深約 80 m 地点 (H~K: 図 2-2) を追加して、前述の方法により、湖底直上 1 m までの水温・DO を測定した。これらの地点は、2002 年に水深 90 m 地点で貧酸素状態を確認した時に、その影響を把握するために実施した地点 (藤原ら, 2003) である。さらに、2020 年度には水深約 80 m 地点でも貧酸素状態の広がりが確認され、水深 70 m 地点 (R~W, Y)、60 m 地点 (M, Z) およびそれらの間の地点 (F', N', H', K', Y', U') を追加した。

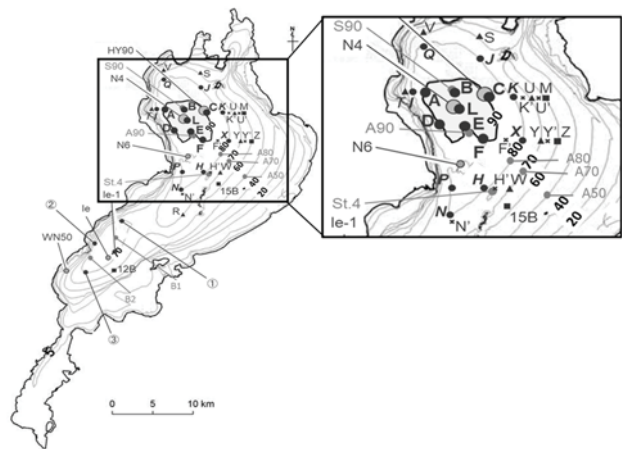


図 2-2 底層 DO の調査地点

調査頻度は1か月に2回を基本として、調査範囲拡大時は1か月に2回の調査を追加して計4回の調査を行った。

また、法定の滋賀県公共用水域水質測定計画に基づく調査に合わせて、図2-1の環境基準点案の地点のうちF点、新浜、延勝寺および旧杉江沖を除く地点(L、17A、17B、17C'、15B、13A、13C、12B、9B、8C、6B、4A)で湖底直上1m(水深が10m以下の地点は湖底直上0.5m)の水温、DO等の水質項目を測定した。採水はバンドーン採水器、改造型ニスキン採水器、または水中ポンプを水深や水草の状況に応じて使い分けた。水質項目の分析方法は滋賀県公共用水域水質測定計画に規定されているとおりとした。

2.3. 結果と考察

2.3.1. 北湖深水層における底層DO等の調査

2020年度から2022年度までの17Bにおける底層DO(湖底直上1m)の経月変化を図2-3に示した。

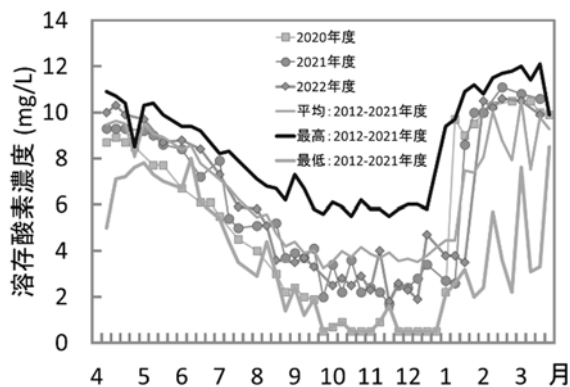


図 2-3 17Bにおける底層DOの変化
(2020年度～2022年度)

2020年度は、2019年度の全層循環が未完了となり、底層DOが十分に回復しなかったため、2020年4月の底層DOは8.7 mg/Lと例年より1 mg/L程度低い値だった。その後、5月から7月に比較的速いペースで減少し、9月上旬には2 mg/Lを下回る貧酸素状態となり、9月末には0.5 mg/Lを下回る無酸素状態となった。11月に一時的な回復はあったものの、台風などの強風による攪拌が少なかったため再度無酸素状態となり、12月末までこの状態が継続した。その後、気温の低下や降雪、河川水の流入による水温の低下と季節風の吹き込みにより底層DOが回復し、2021年2月1日に全層循環が完了した。2017年度以来、3年ぶりの全層循環だった。2021年度は、4月の底層DOが9.3 mg/Lと過年度平均値並みだったものの、7月に大きく低下後、過年度平均値を下回る数値で推移した。11月15日には一時期2 mg/Lを下回り貧酸素状態となったものの、この時以外は2 mg/L以上で推移した。その後2022年

1月26日に全層循環が完了した。2022年度は前年度の湖水の冷却により4月の底層水温が7.3℃と低かったため、4月の底層DOは10.0 mg/Lと過年度平均値より高かった。その後はおおむね過年度平均値並みで推移していたが、10月以降は強風イベントがなく、気温も平年より高く推移し過年度平均値を下回る値となり、11月下旬には2 mg/Lを下回ったものの、おおむね2 mg/Lを超える値で推移した。1月上旬には底層DOは回復に向かい、2月13日に全層循環を確認した。

2020年度から2022年度までの17Bの底層水質のうち、底層DOの変動とともに増減していた全窒素(T-N)、全りん(T-P)、Mnの経時変化を図2-4に示した。変動の幅は異なるものの、いずれの項目も底層DOが最小となる10～11月頃を頂点とした山なりの変動をしていることが分かった。T-N、T-Pの緩やかな増加はどちらも無機態の増加によるものであり、主に底層に沈降した有機物の分解物の蓄積によるものと考えられる。いずれの増加も1月頃に水温躍層が解消されることで濃度が低下した。DO濃度と連動したこれらの変動はOsakaら(2022)と整合的だった。Mnの変動はこれら2つの項目と比較すると激しく、0.1 mg/L前後の値だったものが、底層の貧酸素化と同時期に数倍の値にまで増加し、底層DOが回復するとともに大きく減少していた。17Bで長期間にわたり無酸素状態となった2020年度秋に着目すると、T-N濃度は横ばいまたは減少傾向にあり、T-Pは11月中旬に大きく増加、Mnも同じ日に過去観測されたことのないレベルまで増加していた。T-P、Mnの大きな増加は底泥の還元化による溶出と考えられ、特にT-Pが増加した際には通常0.05 mg/L未満のFeが0.054 mg/Lで検出され、還元化の進行によりFe(III)がより水溶性の高いFe(II)に変化し、Fe結合型のりん酸の一部が溶出したと考えられた。またこの時同時にひ素も報告下限値を超えて検出され(0.015 mg/L)、MnやFeの酸化物に吸着されていたひ素化合物が酸化物の溶解とともに放出されたものと考えられた(須田・牧野, 2015)。T-Nはこれらと逆の変動を示したが、11月中旬には底層で通常は0.01 mg/L未満のアンモニア態窒素が検出されており(0.03 mg/L)、底層が無酸素状態になったことで底層から溶出する窒素や有機態窒素の分解物がアンモニア態で留まるとともに、それまでに酸化されていた硝酸態窒素(NO₃-N)は脱窒によりT-Nが減少したものと推察される。以上の結果から、底層の貧酸素化あるいは無酸素化は底層水質の悪化に繋がることが示され、通常状態から底層DO低下時に至るまで定期的に底層水質を調査し、水質の変化を的確に捉えることが重要と考えられた。

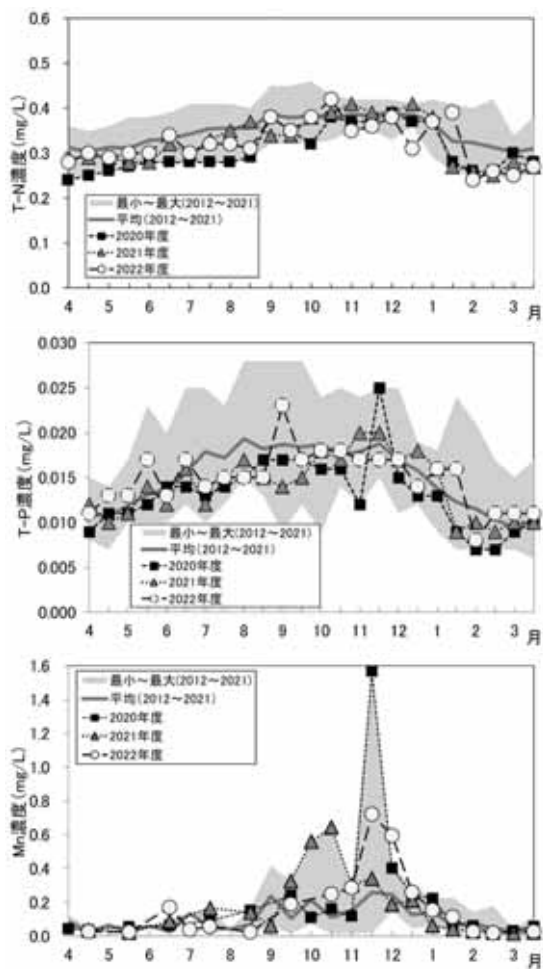


図 2-4 17B における底層水の T-N、T-P、Mn 濃度

2020 年度から 2022 年度までの底層 DO の調査結果を等深線に沿った水域ごとに面的な分布として表したものを図 2-5 に示した。琵琶湖の等深線図を用いて水深 10 m きざみに東西南北に調査地点を設定して底層 DO を調査することで、底層 DO の面的な広がりを図示することができた。2020 年度には、17B だけでなく第一湖盆の水深 90 m 全域に無酸素状態の水域が拡大していた。また、貧酸素状態の水域は水深 80 m 全域から水深 70 m の一部にまで達し、第二湖盆でも観測された。2021 年度には、第一湖盆の水深 90 m 地点で局所的に無酸素状態を確認したが、短期間で回復した。2022 年度には、第一湖盆の水深 90 m 地点全域で貧酸素状態を確認したが、無酸素状態の地点は確認されなかった。

2020 年度に底層 DO の低下が広範囲かつ長期間に及んだ際に効率的な調査方法を検討した。そこで、貧酸素状態の地点には魚類の生息数が激減しているという仮説のもと、計量魚探を使用し、貧酸素状態の水域の絞り込みを試みた。その際の魚探の画面が図 2-6 であり、底層 DO が 0.3 mg/L に低下していた L 地点では湖底上 10 m 程度に魚影がなく、翌日底層 DO が 4 mg/L あった J 地点では湖底上にも魚影が確認された。このことから、魚影の状況を見ることで底層 DO の低下状況の目安を得られることが分かった。計量魚探の発信器保護のため、調査船は 9 kn 以下で航行する必要のあるものの、低速で調査地点間の移動中に魚影の状況を確認することで、調査範囲を絞り込むための検討の材料とするなど、調査の効率化に有用と考えられた。

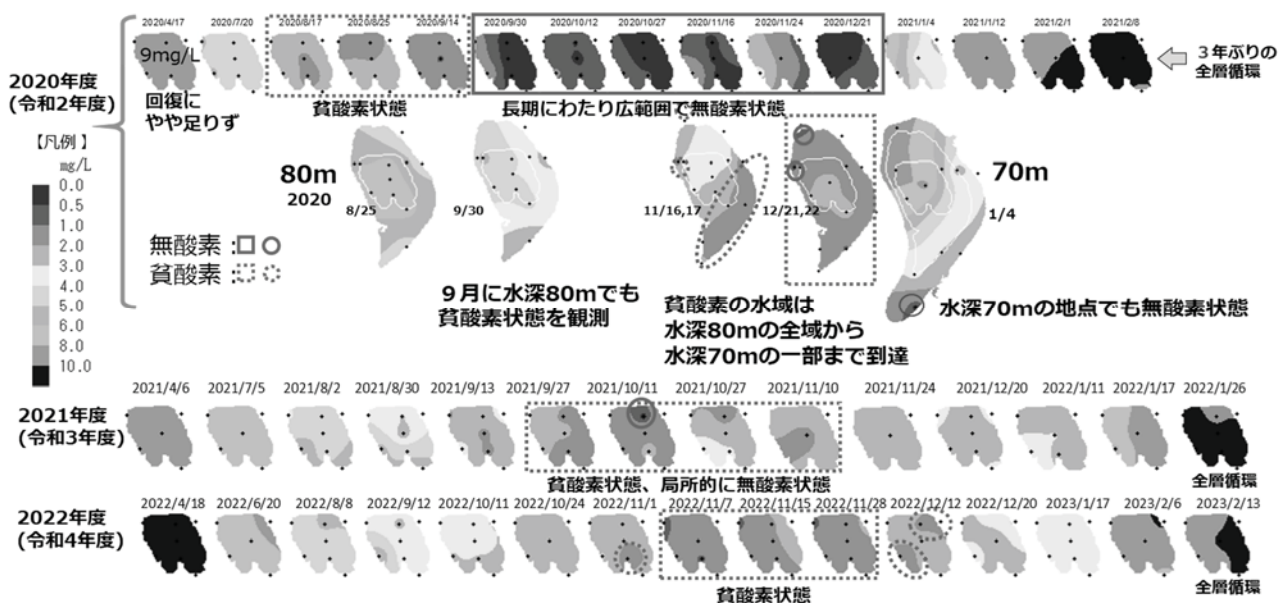


図 2-5 2020～2022 年度における底層 DO 低下の面的分布

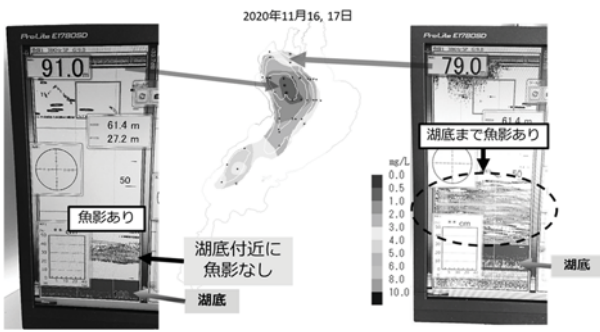


図 2-6 底層 DO 低下時の計量魚探による魚影の観測
 (左 : L 地点。底層 DO = 0.3 mg/L,
 右 : J 地点。底層 DO = 4 mg/L)

既に述べたように、2020 年度から 2022 年度の 3 年間は冬の冷え込みが厳しく、水柱全体が十分冷やされたことにより底層 DO は表層と同じかそれ以上に回復した。しかしながら、その際の水温や DO の鉛直分布をみると、いずれの年度においても冬の底層 DO の回復時には、底層において表層よりも水温が低く、DO が高い水の存在が観測された (図 2-7、図 2-8)。

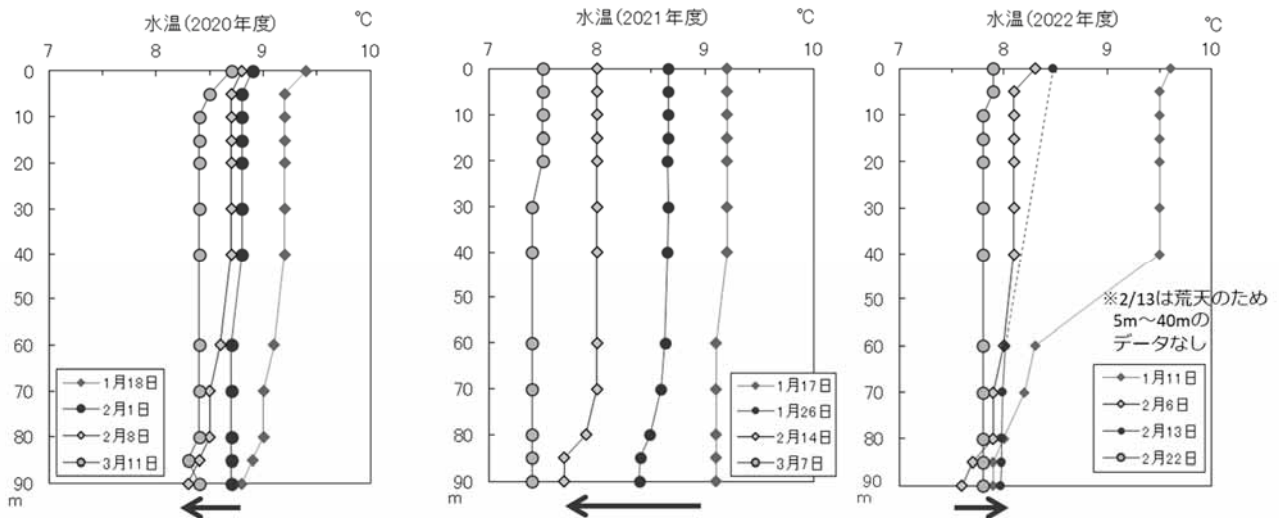


図 2-7 17B における全層循環前後の水温の鉛直分布 (黒塗りの○の折れ線は全層循環確認日の分布を表す。)

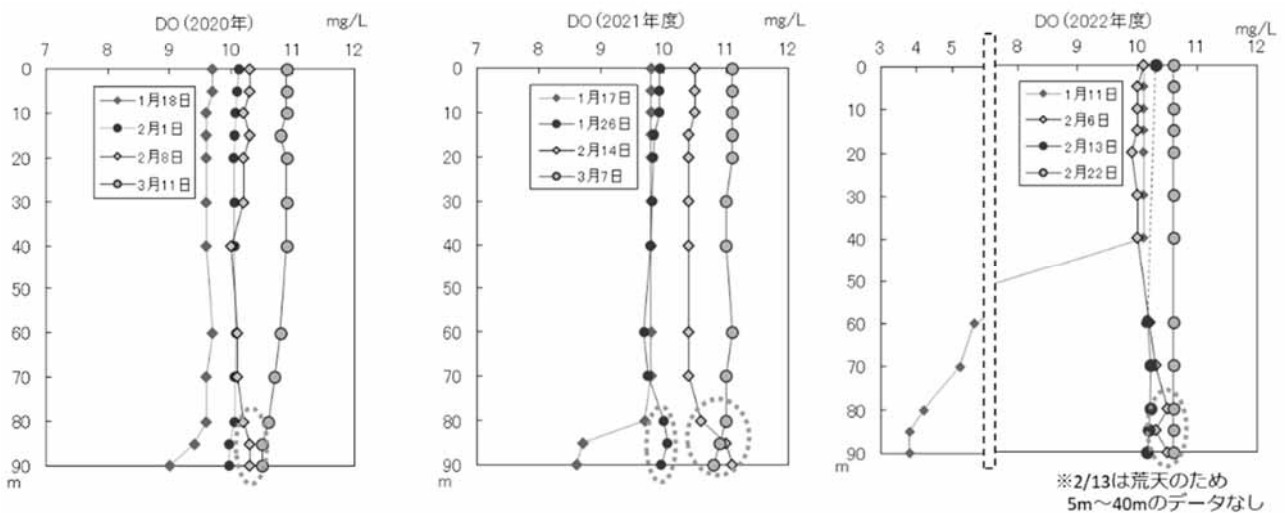


図 2-8 17B における全層循環前後の DO の鉛直分布 (黒塗りの○の折れ線は全層循環確認日の分布を表す。)

どの年度も1月中旬には湖水の冷却がまだ不十分で、上層の水温低下が底層の水温に追いついておらず、依然水温躍層が形成されており、底層のD0は十分に回復していません。特に2022年度は底層D0が3.8 mg/Lと低かったです。その後2020年度、2021年度は水温がほぼ一様となり底層D0が回復したことから、全層循環と判断された。しかしながら、2020年度には全層循環確認後に、2021年度には全層循環確認時に顕著に、上層の水温より低い温度まで底層の水温が低下した。またこの際同時に、底層のD0が表層のD0より高い値へ増加しており、これら2つの項目だけ取り上げても、水質が全層で均質になっていなかった。2022年度では2月上旬時点で他の地点で全層循環に至っていなかったが、この時も底層で、温度が低くD0が高い水の存在が確認された。

これらの水温が低くD0が高い水は、水質が湖水と同等だったことから、冷えた河川水と、隣接する水深の浅い水域の湖水が十分混合された後、17Bの底層に流入したものと推察された。この現象で重要な点は、いわゆる従来の全層循環のメカニズム、すなわち、表層から順に水温が下がり、やがて水柱全体の温度とD0が均一になるという過程は観測されず、温度が低くD0が高い水の局在のみが観測されたことである。このような水温およびD0の不均一な分布は従来の「全層循環」の説明と離れており、2020年度から2022年度までは、これまで「全層循環」の成否と同一視されてきた深呼吸と呼ばれる底層D0の回復が水質の均質化を伴わなかった。この現象は、湖水の温度の低下が不十分な状態で急激に冷え込み、周囲の温度の低い水が深水層に流入してくることによると推察され、冬の冷え込みや降雪が急激に起こる近年の気象が一因となった可能性がある。気候変動が進み、全層循環と深呼吸が同時に起こらないことが今後も予想される中、これらの言葉は用途を明確に分けて使用するべきではないか。全層循環は底層で増加した物質が表層に回帰し、物質循環のサイクルに入るという点で重要であるものの、社会的な関心は琵琶湖の底層D0の回復や生物への影響に向いていること、底層D0が環境基準項目になり、底層D0の値そのものが指標として重要となったことなどを踏まえると、今後は底層D0の回復に重点を置いた説明をしていくことが望ましいと考えられる。そのためには、気候変動が進む中で生じる新たな現象への理解を深めていくことが求められる。なお、この冷たい水の局在は3月上旬には解消されたことがいずれの年度でも確認されたが、もしこの局在が解消されないまま気温が上昇してくると、早い時点から底層でも水温躍層が形成されることに繋がり、底層D0が減少する期間の長期化を招くおそれがあることが想定されるため、注意が必要である。この点では、水温を含めた水質が均質化する全

層循環の概念が重要であり、鉛直方向でどのような水質分布になっているかを今後も注意して監視していく必要がある。

2.3.2. 環境基準点での底層D0の監視を想定した水質調査

環境基準としての底層D0の調査結果は、日間平均値の年間最低値により評価することとされており、水域ごとの基準達成率は、区分水域内の全測定地点のうち環境基準に適合している測定地点の割合とする案が提示されている。この案に従い2022年度の底層D0の結果を評価し、表2-1にまとめた。

表 2-1 2022年度の類型ごとの調査地点における底層D0の状況と類型ごとの達成率

水域	類型	調査地点	基準値 (mg/L)	年最低底層D0値 (mg/L)	類型との比較	達成率
北湖	生物3	L	2	1.4	×	0%
		F		1.8	×	
	生物2	17B	3	1.8	×	66%
		15B		4.9	○	
		12B		5.0	○	
	生物1	延勝寺	4	8.2	○	100%
		17A		7.0	○	
		17C'		8.4	○	
		13A		7.2	○	
		13C		7.3	○	
南湖	生物1	9B	4	8.1	○	100%
		8C		6.0	○	
		旧杉江港		6.8	○	
		6B		8.0	○	
		4A		8.2	○	
		新浜		5.8	○	

北湖、南湖ともに生物1類型ではいずれの地点の年間最低値でも基準値4 mg/Lを上回っており、達成率は100%となったが、生物2類型では3地点中1地点(17B)で年間最低値が1.8 mg/Lとなり基準を満たしておらず、達成率は66%となった。生物3類型ではL点、F点ともに年間最低値がそれぞれ1.4 mg/L、1.8 mg/Lとなり基準を満たしておらず、達成率は0%となった。2023年現在で国において具体的な達成率の目標は検討中であるが、特に生物3類型の水域では基準値を満たすことが困難であると考えられることから、今後も対策や評価方法の検討に資するデータを取得し、提供していくとともに、評価において環境基準未達成となった場合は、その要因や水質影響を把握する項目の測定が必要と考えられる。

底層D0の変動が底層水質に与える影響を調べるため、底層D0と各種水質項目の間のPearsonの相関係数を算出した。調査対象地点は、L、17A、17B、17C'、15B、13A、13C、12B、9B、8C、6B、4Aである。なお、琵琶湖では表層も含めて南湖よりも北湖で水質が良い傾向があり、環境基準の設定水域として分けられているため(滋賀県, 2023c)、9Bよりも北の北湖と9B以南の南湖で別に計算を行った。北湖において特に底層D0と相関

があった項目は窒素化合物、りん化合物、Mn だった。

底層 DO との相関係数で、T-N は-0.67、NO₃-N および DIN は-0.70、りん酸態りん (PO₄-P) は-0.78、T-P は-0.72、T-Mn は-0.68、溶存態マンガン (D-Mn) は-0.54 だった (いずれも $p < 0.01$)。いずれも底層 DO と負の相関であり、底層 DO が減少するほど増加していた。

北湖における代表的な関係を類型ごとに示したものが図 2-9～図 2-12 である。なお、環境基準点と調査地点の設定上、生物 3 類型、2 類型、1 類型の順に、同一類型内で対象となっている地点数が多い。生物 3 類型は水深が約 90 m の地点であるため、底層 DO が 2 mg/L 未満の状態から 10 mg/L を超える状態まで幅広く分布した。生物 2 類型の地点は水深約 90 m から約 60 m の地点まで含まれており、生物 1 類型の地点ほどの減少はなかったものの、底層 DO は幅広く分布した。生物 1 類型の地点は水深が 40 m の地点から 4 m の地点まで幅広いが、2022 年度の調査ではこれらの地点で大きく底層 DO が下がることはなく、7 mg/L 程度までの減少でとどまり、過飽和状態の 13 mg/L の値も見られた。

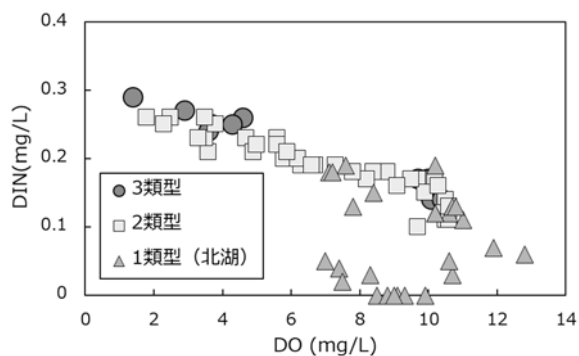


図 2-9 北湖における底層 DO と DIN の関係

生物 3 類型および 2 類型では DIN は地点によらずほぼ DO の値に応じて直線的な変動を示していた (図 2-9)。NO₃-N と DIN がほぼ同じ相関係数を示していることから分かるように DIN の大部分は NO₃-N であり、DO の減少が進むにつれてこの蓄積が進んでいたことが示された。なお、いずれの地点でもアンモニア態窒素の顕著な増加はなかった。一方で生物 1 類型では底層 DO の値によらない DIN の変動があり、DIN がほぼ枯渇している状態も観測された。この状態となった地点は比較的水深の浅い 17A や 17C'、13C といった場所で、植物プランクトンにより NO₃-N が同化されたものと考えられる。PO₄-P では DIN に比べてある程度ばらつきがあるものの、DIN と同様の傾向を示した (図 2-10)。

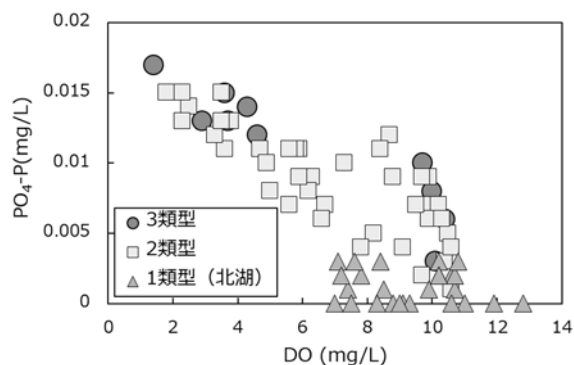


図 2-10 北湖における底層 DO と PO₄-P の関係

一方、底層 DO と T-Mn では、DO の変化に伴い指数関数的な変動を示した (図 2-11)。底層 DO が 4 mg/L 程度まで T-Mn はほぼ増加せず、これを下回ると顕著に増加した。4 mg/L 未満での T-Mn の変動に着目すると、生物 2 類型よりも 3 類型の方が同一 DO 下で T-Mn が高まりやすいような分布となっており、底層 DO が低い状態が続いた期間や底質の違い、底層水の流速の差異による混合状況などが影響していることが示唆された。

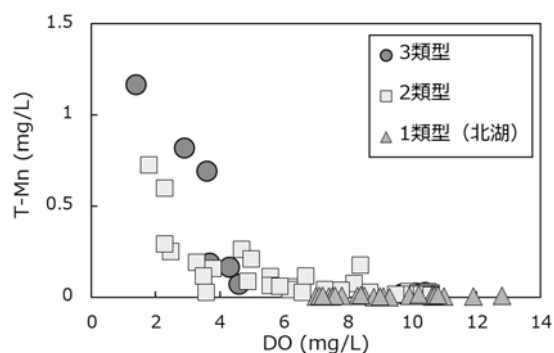


図 2-11 北湖における底層 DO と T-Mn の関係

底層 DO と D-Mn の相関係数が T-Mn のものより低かったことは、これらの関係が図 2-12 のとおり、より指数関数的な分布になっているためだった。これは底層で一定まで DO が残存していれば、底層 DO を消費しながら、Metallogenium による Mn²⁺ の酸化・マンガン酸化物の生成が行われるものの (古田ら, 2007)、より DO が低下するとそれ以降は酸化が進まず、溶存態のまま蓄積していくことによると推察される。

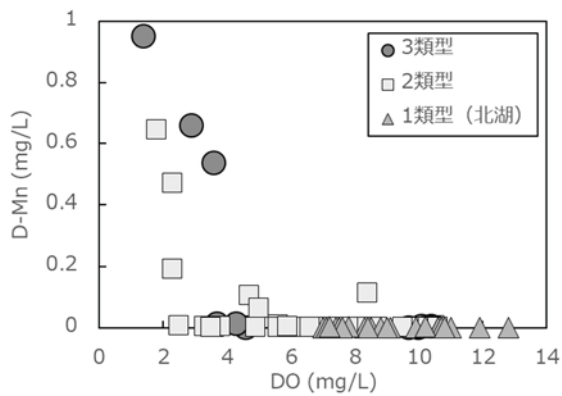


図 2-12 北湖における底層 DO と D-Mn の関係

なお、南湖では底層 DO が低下した地点がなく、また全て水深が 10 m 未満の場所であったため、DIN、 $PO_4\text{-P}$ といった栄養塩は使用されほとんどの地点で報告下限値付近となっており、T-Mn でも顕著な増加はあまり見られなかった。例外的だったのは 8C のデータであり、近い底層 DO であっても、調査ごとに幅広い値を示した。8C は隣接する閉鎖性水域の影響を大きく受ける地点で、底層 DO によらない水域の特性を反映した値であると考えられる。

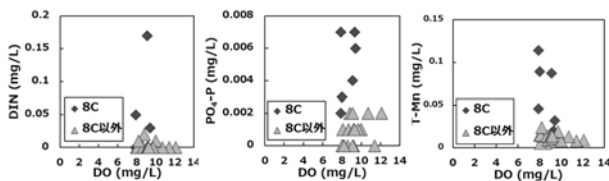


図 2-13 南湖における底層 DO と各種項目の関係

以上のとおり、北湖の定点だけでなく、北湖広域の底層 DO にかかる環境基準点となった地点においても、底層 DO の変動に応じた底層水質の変動が確認された。2022 年度には、生物 1 類型では大きな底層 DO の減少や水質の悪化は見られなかったものの、過去には 13A で 4.0 mg/L、8C や新浜で 0.5 mg/L 未満を記録したことがある（石崎ら、2023）。13A での低下は湖盆深水層の水の流入が、8C や新浜での低下は水草の繁茂による湖水の滞留が考えられ、ある条件では生物 1 類型の地点でも基準値を下回る可能性が考えられる。これらの地点でも底層 DO の低下と水質の悪化が伴って生じると考えられ、水質の影響の把握のために、環境基準となった底層 DO の監視は、底層水質の調査とともに実施する必要があると考えられた。

2.4. まとめ

水深 90m 地点を中心に底層 DO 調査を行い、その面的分布や変動を調べた。2020 年度から 2022 年度の各年度

において貧酸素状態が確認され、特に 2020 年度は前年度の全層循環未完了の影響もあり、水深 90 m 全域に無酸素状態が拡大し、水深 80 m 全域から水深 70 m の一部での貧酸素状態が確認された。このように全層循環の未完了は翌年度に予期せぬ貧酸素水塊の広がりをもたらす可能性がある。貧酸素状態の水域を絞り込むために、計量魚探による底層の魚影の有無から DO の状況を見積もりつつ、琵琶湖の等深線図を用いて 10 m きざみに東西南北に調査地点を設定して貧酸素状態の水域を絞り込むことが効果的だった。なお、2020 年度から 2022 年度は全層循環の完了を確認できた。一方でいずれの年度にも、冬の底層 DO の回復時に、底層水が表層よりも水温が低く、DO が高い状態にあることが観測された。なおこの不均質さは毎年 3 月には解消されていたものの、表層から順に冷却され水温躍層が下がっていき、やがて全体で水質が均質化するという従来の全層循環のメカニズムとは異なる様式だったと推察された。このような底層 DO の回復様式は、気候変動により今後発現する可能性がある。底層 DO にかかる環境基準の設定を踏まえ、水柱全体での水質の均一化よりも底層 DO の回復そのものに重点を置いた情報発信が必要になってくると考えられる。

琵琶湖において底層 DO に係る水域類型の指定が行われ、環境基準点が設定された。現在提示されている評価方法の案に基づく、特に生物 3 類型の水域では基準を満たすことが困難であることが考えられる。生物 3 類型の保全対象種であるイサザは生物 2 類型の水域にも広く生息しているとされることから、保全対象種に着目すると、3 類型と 2 類型の両方の水域をうまく組み合わせて評価する方法があるかもしれない。気候変動が進むと、年によっては生物 3 類型以外の水域でも基準値未達成となることが予想され、全層循環が完了し 4 月の底層 DO が過年度並みの値にまで戻った 2021 年と 2022 年においてもその年の秋に貧酸素状態が観測されたことは、底層 DO を取り巻く環境が変化している可能性が考えられる。底層の貧酸素化あるいは無酸素化は生物への悪影響だけでなく底層水質の悪化に繋がり、特に 2020 年度は底層が無酸素化する中、りんやマンガン濃度が大きく上昇した。通常状態から底層 DO 低下時に至るまで定期的に底層水質の調査を行うことで、水質の変化を的確に捉えられることが重要である。底層 DO の評価方法や低下への対策についてはまだ不明確な状況であるため、これらの検討に資するよう、データを取得し、提供していく必要がある。

3. サブテーマ2 : SOD の面的分布調査、変動因子に関する調査・解析

3.1. はじめに

SOD は底層 DO の主要な消費因子と考えられる。SOD の測定方法としては、直接現場に隔離水塊を設置し酸素の減少量を測定する方法（遠藤ら，2008）や現場の DO と流速の連続データから酸素フラックスを計測する方法（渦相関法）（桑江ら，2008）、採取したコアを実験室内で現場に近い条件に置き酸素消費量を測定する方法等が活用・評価され（入江ら，2007；遠藤ら，2008）、環境省が作成した底質調査方法にも記載された（環境省，2012）。SOD の内訳としては、底泥中の有機物の分解による酸素消費（有機的酸素消費）と鉄やマンガン等の無機物の酸化（無機的酸素消費）の2つが想定される。当センターのこれまでの研究結果では、琵琶湖北湖 L 点、17B、12B の SOD は 2015 年に大きく増加した後、さらに増加し続けていること、SOD と春の底層 DO 減少速度には有意な正の相関があること、SOD と底泥の全炭素量（T-C）、全窒素量（T-N）、マンガン含有量（Mn）、ひ素含有量（As）の間にそれぞれ有意な相関があることが示された（環境監視部門 公共用水域係ほか，2020）。すなわち、SOD の増加により春の底層 DO 減少速度が増加していること、SOD の変動について有機物および無機物の両方との関係が示唆された。しかしながら琵琶湖の SOD についての情報は多くなく、底層 DO 低下リスクの把握のために定期的に SOD の測定・監視を行うとともに、その変動要因や、底層 DO への影響の程度を明らかにする必要がある。そこで、琵琶湖北湖第一湖盆および第二湖盆の定点において SOD の調査を継続して実施し、この値と底層 DO 減少速度の関係や底泥成分との関係を調べた。

また、琵琶湖全域に底層 DO にかかる環境基準が適用となることを見据え、これらの地点以外での SOD の面的分布の調査を実施した。

3.2. 方法

3.2.1. 17B および 12B における SOD の長期変動とその変動要因

過去に SOD 調査を実施していた琵琶湖北湖水深約 90 m の 17B および水深約 60 m の 12B の 2 地点で継続して SOD を測定した（L 点での調査は 2017 年度で終了）。SOD の測定方法には、底泥を大型コアとして採取し、持ち帰って実験室内で測定する方法（コア法）を選んだ。17B、12B で底泥を 4～5 回/年（5 月、8 月、（9 月）、10 月、1 月頃）、各 3 連で採取した（図 3-1）。

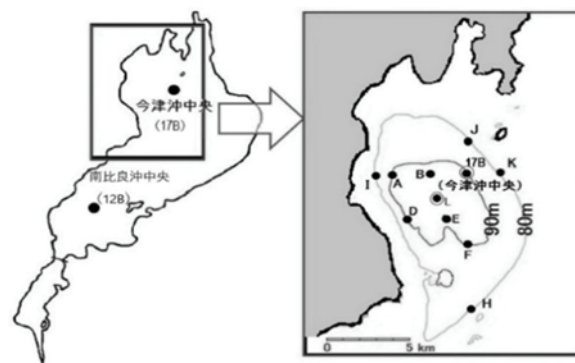


図 3-1 底泥の採取地点

底泥は内径 11 cm、長さ 50 cm のアクリルパイプを取り付けた不かく乱柱状採泥器（離合社）で採取し、アクリルパイプ内の泥の厚さが 25 cm 程度になるよう、適宜底から泥を除去して厚みを調整した。これを持ち帰り、泥の直上水を酸素飽和させたろ過湖水で静かに置き換えた。ろ過にはガラス繊維ろ紙（Whatman™ GF/B（粒子保持能 1.0 μm）：Cytiva）を用い、湖水には、17B では水深 85 m の水を、12B では水深 60 m の水を使用した。

窒素充填したガスバリア袋内にアクリルパイプを密閉し、マグネチックスターラーで水を攪拌しながら、現場水温の 8°C に保ったインキュベーター内で 3 日間培養した。培養開始時点と 3 日後の DO を蛍光式 DO 計（HQ40d：HACH）で測定し、この DO 減少速度を底泥 1 m²・1 日あたりの酸素消費量、すなわち SOD に換算した。また、底泥成分の分析のため、SOD 測定用とは別に泥を 3 深度（0～5 mm，5～10 mm，10～20 mm）で採取し、強熱減量、全炭素（T-C）、T-N、T-P、Fe、Mn、As、亜鉛含有量（Zn）を 3 連で分析した。強熱減量は「底質調査方法」（環境省，2012）に基づき、冷却高速遠心分離器（Suprema21，トミー精工）により 3000 rpm、20 分間の処理で水分を分離した湿試料 5 g を 105°C で 2 時間乾燥させて乾燥減量を求めた後、450°C で 1 時間と 600°C で 2 時間加熱して、乾燥泥の重量からの減少割合より求めた。T-C と T-N は湿試料を上記の乾燥減量になるまで風乾し、全窒素・全炭素分析装置（SUMIGRAPH NC-TR22：住化分析センター）で分析した。T-P、Fe、Mn、As、Zn の分析では、まず「底質調査方法」（環境省，2012）の硝酸-過塩素酸分解法に準拠して底泥の分解液を調製し、T-P はオートアナライザー（SWAAT：BL TEC）により JIS K 0102 46.3.4 の方法で、Fe、Mn、As、Zn の分析は ICP-MS（iCAP Q：Thermo Fisher Scientific）で分析した。

底層 DO への影響評価にあたっては、L 点と 17B の採泥日前後 1 か月（春：4～6 月、夏季：7～9 月）の底層 DO（実測値）の変化の近似直線の傾きを求め、これに -1 をかけて符号を逆にした値を底層 DO 減少速度とし、これと SOD の関係を調べた。

3.2.2. SODの面的分布の調査

SODの面的分布の調査では、17B、12Bに加え、17A、15B、13A、6Bで2022年7月、8月に採泥を行った。なお、9Bでの調査も予定していたものの、底泥が砂質であるために湖底からの引き上げ時に採泥器の隙間から底泥が流れ落ちて採取できなかった。この調査においては、検体数が多くなることから、Shimotoriら(2021)による、内径1.28cm×長さ12.5cmの小型バイアルを用いた簡易法(バイアル法)を併用し、以下の式によりバイアル法の値をコア法の値に換算することで、同時期にコア法で測定した17Bおよび12BのSODの値と比較した(Shimotoriら, 2021)。

$$(\text{バイアル法}) = 0.822 \times (\text{コア法}) + 0.014$$

2021年8月から2022年12月までに実施した、前述のアクリルパイプによる方法(コア法)とバイアル法によるSODを散布図にすると図3-2となった。一部の例外を除いた両者の関係の近似直線(実線)は、本研究でもおおむね前述の関係式に沿っており、この関係式による換算を行うことで両者を比較することが可能と考えられた。

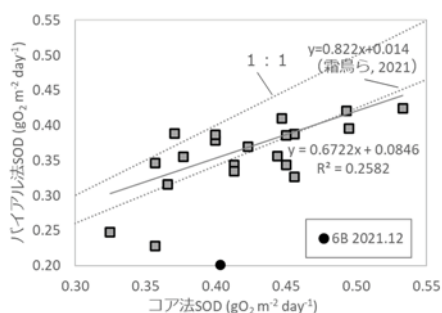


図 3-2 コア法とバイアル法による SOD の比較

SOD 測定中の底泥の培養温度は各地点の底層水温に合わせた。すなわち、17A は 14℃、15B は 8℃、13A は 9℃、6B は 28℃ に設定した。

3.3. 結果と考察

3.3.1. 17B および 12B における SOD の長期変動とその変動要因

2023年1月までの17B、12BにおけるSODの経年変化を図3-3に示す。17BのSODの年度平均値は、2014年度には0.28 gO₂/m²/dayだったが、2015年度に0.35 gO₂/m²/dayに大きく増加後、横ばいまたは増加の傾向が続き、2021年度には0.41 gO₂/m²/dayとなった。SOD平均値の最高は2020年度で、この年は17Bで約2か月間にわたり底層D₀が無酸素状態となった年であり、泥や表層の間隙水の貧酸素化が進み、酸素を消費するポテンシャルが高まったものと考えられる。2014年度、2021年度といった例外的な年度を除き、SODは春に比較的低く、夏に上昇した後、秋または

冬に年度内最高値を示す傾向があった。春～夏に発生したプランクトンやその死骸が湖底に沈降することで底泥に有機物が供給され、底生生物等による分解でSODが増大した可能性がある。

12BのSODは、2018年度、2019年度は17Bと同程度の平均値だったものの、2020年8月に大きく上昇し、その後高い水準を維持しながら季節ごとに変動していた。夏～秋に年度内最高値となっており、これもプランクトンの沈降が影響している可能性がある。2020年度は12Bにおいても底層D₀が2 mg/L未滿まで低下しており、2020年度のSODの高さは現場で既に底泥が還元になっていたことが影響したと推察された。全期間を通じて17Bと12Bを比較すると、12BのSODの方が有意に高く($p < 0.01$)、水深が約60mの12Bでは底層D₀が大きく減少しづらいものの、長期に渡り底層水が滞留するなど、底泥による酸素消費の影響を大きく受けた場合には底層D₀が低下するリスクが高いと考えられた。

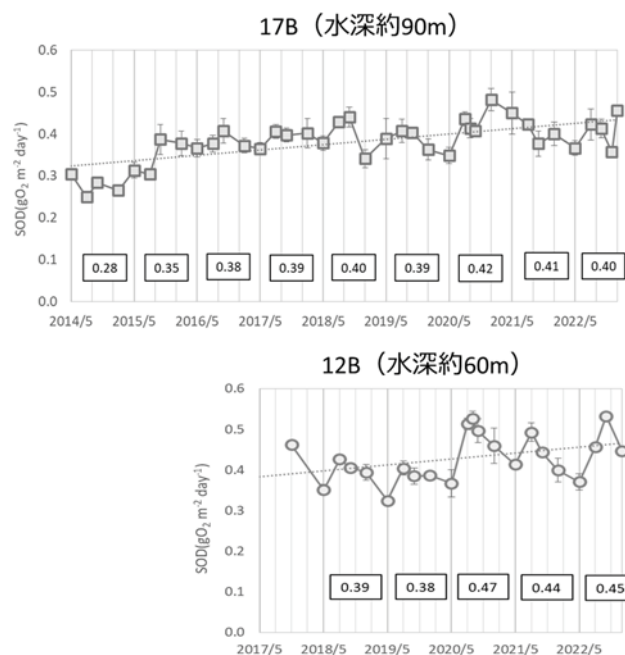


図 3-3 17B、12Bでの2022年までのSODの経年変化(グラフ内の点線は近似直線を、四角囲みの数字は当該年度の平均値を示す。)

春と夏の底層D₀減少速度および底層D₀と日数の回帰直線の決定係数(R²)を表3-1～表3-3にまとめた。春の底層D₀減少速度は0.019から0.039の間で変動しており、年ごとの違いはあまりなかった。一部を除き、R²が0.9前後で、底層D₀減少速度は精度よく計算できており、春は一定の速度で直線的に減少する傾向があると言える。一方夏では、底層D₀減少速度が-0.022から0.063まで幅広く変動していた。台風等による底層水の混合で計算対象期間

中に底層 DO が一時的に増加して、見かけ上、減少速度が負になった年（2018 年）や、夏の段階で底層 DO が 3 mg/L 程度になっていたため DO の減少がゆるやかになり、DO 減少速度が 0（ゼロ）に近い値になった年（2017 年、2019 年）もあった。こういった年には減少速度の算出期間中に底層 DO の大きな増減が見られ、 R^2 が低い値となり、あまり精度よく底層 DO 減少速度が算出できていないと考えられた。L 点の SOD、底層 DO 減少速度は 2015 年、2016 年とも 17B と同程度の値だったが、2017 年のみ春の SOD と底層 DO 減少速度が 17B よりも高く、夏は SOD が低く、底層 DO 減少速度が高かった。

表 3-1 17B における春の SOD、底層 DO 減少速度
ならびにその回帰直線の決定係数

年	SOD ($\text{gO}_2/\text{m}^2/\text{day}$)	底層 DO 減少速度 ($\text{mgO}_2/\text{L}/\text{day}$)	決定係数 (R^2)
2014	0.305	0.037	0.908
2015	0.313	0.019	<u>0.553</u>
2016	0.366	0.033	0.908
2017	0.365	0.039	0.682
2018	0.378	0.037	0.888
2019	0.389	0.027	0.847
2020	0.349	0.039	0.932
2021	0.450	0.020	0.851
2022	0.366	0.032	0.885

表 3-2 17B における夏の SOD、底層 DO 減少速度
ならびにその回帰直線の決定係数

年	SOD ($\text{gO}_2/\text{m}^2/\text{day}$)	底層 DO 減少速度 ($\text{mgO}_2/\text{L}/\text{day}$)	決定係数 (R^2)
2014	0.250	0.035	0.775
2015	0.304	0.046	0.877
2016	0.377	0.063	0.990
2017	0.406	0.013	<u>0.054</u>
2018	0.429	-0.022	<u>0.212</u>
2019	0.407	0.008	<u>0.041</u>
2020	0.436	0.050	0.946
2021	0.423	0.027	<u>0.584</u>
2022	0.423	0.042	0.782

表 3-3 L 点における夏の SOD、底層 DO 減少速度
ならびにその回帰直線の決定係数

年 / 季節	SOD ($\text{gO}_2/\text{m}^2/\text{day}$)	底層 DO 減少速度 ($\text{mgO}_2/\text{L}/\text{day}$)	決定係数 (R^2)
2015 / 春	0.275	0.016	<u>0.466</u>
2015 / 夏	0.318	0.048	0.667
2016 / 春	0.386	0.029	0.985
2016 / 夏	0.378	0.056	0.950
2017 / 春	0.483	0.061	0.932
2017 / 夏	0.345	0.063	<u>0.586</u>

表 3-1～表 3-3 の SOD と底層 DO 減少速度の関係をプロットしたものを図 3-4 に示す。統計的に有意な相関はなかったが、春には両者の間に正の直線関係が見られ、SOD の大小は春の底層 DO 減少速度に影響を及ぼしていると考えられる。夏では底層 DO 減少速度が過小評価されている年が影響し全体で明確な関係性はなかった。そこで便宜的に R^2 値 0.6 を境界として R^2 がこれより高いグループ（濃いひし形）と低いグループ（薄いひし形（表 3-1～表 3-3 で下線がついたもの））に分けたところ、 R^2 が 0.6 より高いグループで、SOD と底層 DO 減少速度の間に正の直線関係があり、春同様、SOD の大小が底層 DO 減少速度に影響していると考えられた。琵琶湖の底層 DO は短期的には強風等の気象によって、水塊の移動や底層付近での上下動による混合が生じるが、数か月程度の減少傾向のような中期的な変動には SOD が影響を及ぼしていると考えられた。

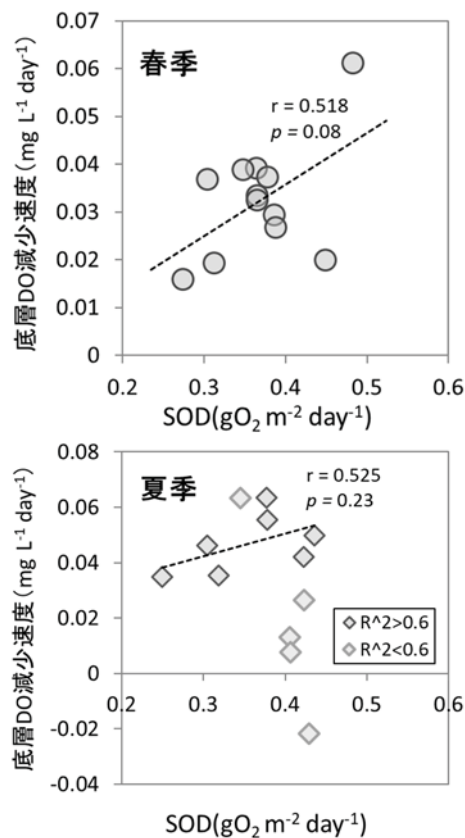


図 3-4 SOD と底層 DO 減少速度との関係
(2014 年～2022 年)

次に、底泥表層（0～5 mm）の T-C と T-N の変動を示す（図 3-5）。17B、12B とともに T-C、T-N が徐々に増加する傾向にあり、底泥の有機物量が増加していることが分かった。2021 年、2022 年は大きな増加はなかったものの、2020 年 10 月には 17B で一時 66.1 mg/g の T-C を記録し、2014 年～2015 年頃の値の 2 倍程度まで増加した。17B の T-C、T-N の増減に明確な周期性はないが、12B では T-C、T-N が毎

年 10 月頃まで増加し、その後減少する季節的な変動の傾向があった。なお、同じく有機物量の指標として用いられる強熱減量には、表層 (0~5 mm) の T-C と有意な正の相関があり、本研究の試料においては、強熱減量も有機物の総量を示していると考えられる (図 3-6)。

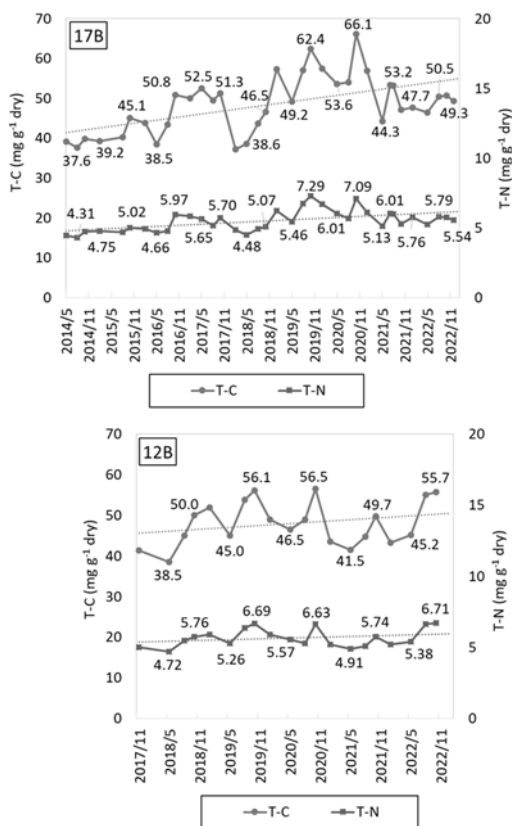


図 3-5 底泥表層 (0~5 mm) 中の全炭素量および全窒素量の経年変動 (上: 17B、下: 12B。2023 年 1 月の試料は分析中)

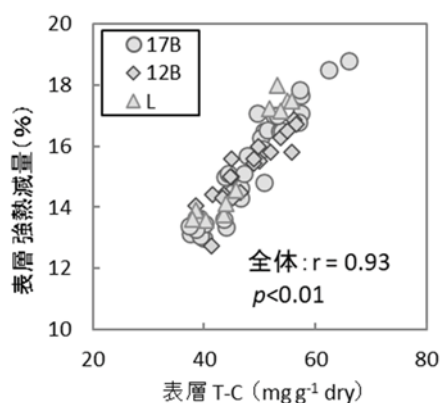


図 3-6 表層 (0~5 mm) の T-C と強熱減量の関係

17B、12B および L 点における表層 (0~5 mm) の T-C、T-N と SOD の相関を解析したところ、これらには有意な正の相関 ($p < 0.01$) があり、底泥表層での有機物の蓄積が SOD を増加させると考えられた (図 3-7)。一方で、

調査地点ごとの傾向や個々の関係性に着目すると、同じ地点で T-C、T-N が近い値であっても SOD が 1.5 倍程度変わることがあること、また、同程度の T-C、T-N でも L 点や 17B に比べて 12B の SOD が高い傾向にあることから、単純に有機物の総量だけでは説明できないことが明らかになった。底泥の有機物は腐植質のような難分解性のものを含み、また SOD を測定する際にはヨコエビやミミズ等の底生生物による酸素消費も無視できないことから、今後は有機物の総量だけでなく、易分解・難分解の内訳や、底生生物による酸素消費にも着目して調査する必要があると考えられる。なお、SOD は Zn との間に有意な負の相関 ($p < 0.01$) があったが、Zn は T-C とも有意な負の相関 ($p < 0.05$) があった。すなわち、Zn は泥の無機物量の大小を反映しており、SOD と Zn の相関は T-C の大小を介した間接的な関係であると考えられる。

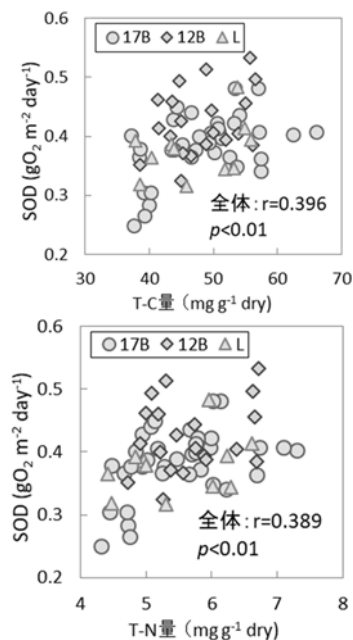


図 3-7 全炭素量・全窒素量 (底泥表層 0~5 mm) と SOD の関係

図 3-5 で示された底泥中の有機物含量の増加の要因としては、表層で繁茂した植物プランクトンの沈降があげられ、特に大型緑藻の一種の *Staurastrum dorsidentiferum* 等はその大きさのため捕食されずに一部が沈降する (Kagami ら, 2006)。このことについて検討するため、17B および 12B における水深別水質調査結果を利用し、植物プランクトン量の指標になり得る、底層水中の粒子態全有機炭素 (POC) およびクロロフィル a (Chl-a) の濃度の経時変化を SOD の変化と重ね合わせて表した (図 3-8、図 3-9)。水質調査は SOD 測定のための採泥とは別の日に実施していることから、水質データは採泥日より前で最も近い日の

データを用いた。なお水質調査のスケジュール上、17Bでは水質調査日と採泥日が1週間から2週間程度、12Bでは最大3週間程度離れている場合があった。SODが増加した時期に着目するため、SODの増加率が前月比（(SODの増加量) ÷ (前月のSOD) × 100）で5%以上となった時期をグレーに着色して表したところ、17Bでは多くの場合にSODの増加と同時期に湖水のPOCが増加していた（図3-8）。琵琶湖水における粒子態の全有機炭素の由来はプランクトンと考えられ、これがSOD増加および底泥表層のT-C、T-N増加の原因である可能性がある。一方でこれらの関係は12Bでは判然としなかった（図3-9）。前述のとおり12Bにおいては水質調査日と採泥日が離れており、これにより底層水の水質とSODの関連が見えづらくなっていた可能性がある。

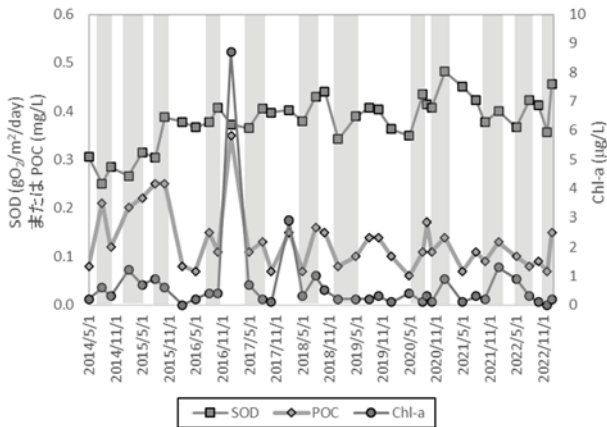


図 3-8 17Bにおける底泥のSODおよび底層水のPOC、Chl-aの経時変化
(グレー部分はSODが前月比5%以上増加した期間)

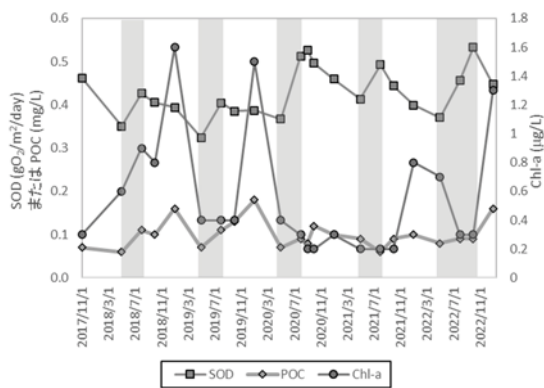


図 3-9 12Bにおける底泥のSODおよび底層水のPOC、Chl-aの経時変化
(グレー部分はSODが前月比5%以上増加した期間)

3.3.2. SODの面的分布の調査

2022年7～8月に実施したSODの面的分布の調査結果

を表3-4に示す。培養温度が地点により異なるものの(28℃(6B)～8℃(17B))、地点間でSODの値に大きな差はなかった。特に琵琶湖沖帯の中央のラインの地点(Bのつく地点)が比較的高く、沿岸部(Aのつく地点)は比較的低い値だった。沿岸部は砂質であり、水の流れがあるものと考えられ、底層付近の上下混合や有機物の蓄積があまり進んでいないことが影響しているのかもしれない。0.4 gO₂/m²/day前後のSODは継続的に調査を実施している17Bや12Bでもたびたび見られる値であり、この調査においては特別にSODが高い、つまり底層DO低下リスクの高い地点はなかった。一方でShimotoriら(2021)は9月または6月に採取した6Bの底泥のSODがコア法で0.6 gO₂/m²/day前後だったと報告しており、今回の結果は2割程度低い値となっている。SODは上下動することが観測されており(図3-3)、特定の地点のSODの把握のためには、季節ごとの変動や年ごとの変動について調べる必要があると考えられる。また、Shimotoriら(2021)による6BのSODの測定では培養温度が20℃だったことを踏まえると、この調査における6Bの培養温度の28℃ではさらにSODが増加することが想定されるものの、実際には低い値となった。SODが北湖深層では水温は季節によらずほぼ一定であることから、培養温度は現場水温に合わせて一定とできるものの、沿岸部では季節により底層水温が大きく変化することから(データ未発表)、沿岸部も含めた面的な分布の把握には培養温度や底泥の採取時期といった複合的な因子も考慮する必要がある。実際の環境下に近いSODを測定するという観点であれば、一定期間ごとに底泥を採取し、その時の底層水温に合わせた温度で培養することになるが、底泥の質の変化ははっきりとしない。一方、培養温度を一定にすれば底泥の質の変化は追跡できるものの、現場のDO消費からは離れたものになる。以上の観点から、どちらに重点を置いた調査を行うのかを決めた上で調査方法を定めることが必要である。

表 3-4 琵琶湖広域多地点におけるSOD調査結果

調査地点	採泥日	測定方法	コア法換算前	コア法換算後	備考
			SOD (gO ₂ /m ² /day)	SOD* (gO ₂ /m ² /day)	
17A	2022/7/11	バイアル法	0.336	0.392	
17B	2022/8/29	コア法	-	0.423	
15B	2022/8/29	バイアル法	0.259	0.298	
13A	2022/7/11	バイアル法	0.187	0.210	
12B	2022/8/29	コア法	-	0.456	
9B	2022/7/11	バイアル法	-	-	底泥が砂質で採取できず。
6B	2022/7/11	バイアル法	0.402	0.472	

*バイアル法による測定結果は以下の換算式によりコア法の値に換算した(Shimotoriら, 2021)。

$$(\text{換算値}) = ((\text{バイアル法の値}) - 0.014) \div 0.822$$

2023年2月に底層D0環境基準点として承認されたL点、F点、17Bのコア法によるSOD調査の結果を図3-10に示した。わずかにF点が低い値だったものの、3地点とも同程度の値であり、第一湖盆内で大きなSODの違いは見られなかった。このことから、第一湖盆の水深90m地点においては、代表地点1地点で継続的にSOD調査をすることで、これら3地点の傾向を把握できると考えられる。

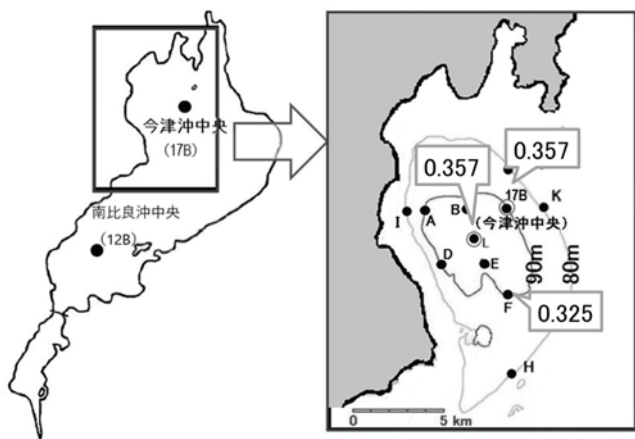


図 3-10 L 点、F 点、17B における SOD (コア法) 測定結果 (単位: $gO_2/m^2/day$)

3.4. まとめ

サブテーマ2では、17Bおよび12Bで定期的にSODを測定するとともに、底層D0低下速度への影響や底泥成分との関係を調べた。また、南湖も含めたこれら2地点以外の場所でもSOD調査を行い、琵琶湖広域のSODの面的分布を調べた。

17Bと12Bにおける定期的な調査からは、2020年に両地点のSODが過去最高値となり、年度内の平均値としても $0.4 gO_2/m^2/day$ を超え、上下動しながらも増加傾向にあることが示された。また、SODは底層D0の減少速度に影響を及ぼすことや、有機物の蓄積等により増加する可能性があることが分かった。これらのことから、底層D0の低下リスクの把握のため、引き続き定期的なSODと底泥中の有機物量の測定を行うことが必要と考えられた。底泥への有機物の供給源としては、上層から沈降してきた植物プランクトンがあげられ、底層水中の植物プランクトンやPOC、Chl-a濃度の調査を継続するとともに、底泥中の有機物の詳細な調査が必要と考えられた。

琵琶湖広域のSOD調査では、データが集積できている17Bや12Bと大きな差のある地点はなかったが、沿岸部の砂質な場所では比較的SODが低いことが分かった。ただし、泥を培養する温度は調査時点の現地の底層水温に合わせたことから、温度変化がSODに及ぼす影響を今後検討していく必要があると考えられる。

4. 総論

本研究において、サブテーマ1では、琵琶湖北湖第一湖盆を中心とした深水層のD0の面的分布や変動を的確に把握するための地点や測定方法を検討し、底層D0の監視の方法を提示することを目的とした。サブテーマ2では、SODの変動を把握するとともに、これが底層D0に与える影響や底泥成分との関連について解析を行った。その結果、2020年には記録的な底層D0の低下とその範囲の広がり、2021年、2022年には2020年には至らないものの無酸素状態あるいはその直前まで底層D0が低下した地点が観測された。2020年に貧酸素水塊が広がった際には、1週間に1回、北湖第一湖盆水深90mの中央とその周囲を基本として底層D0を調査し、いずれかの地点で貧酸素状態が観測された際には、1週間に1回、琵琶湖底の等深線をもとに等間隔に監視地点を設定・調査することで、底層D0の面的分布や変動を把握できた。また、2020年の結果から、貧酸素水塊は第一湖盆を中心に発生し、強風で移ろいながら南へと移動する様子が観測できた。この結果は底層D0にかかる環境基準点の設定に活用され、第一湖盆水深90mの水域の中心のL点、南側のF点、東側の17Bが環境基準点に設定された。

SODの調査では、近年のSODの増加傾向や底層D0低下速度との関係性、有機物量が増えるほどSODが高くなることが明らかになった。

1980年頃と比較すると、近年はりん等の富栄養化の指標となる項目は減少し、透明度が増加するなど、琵琶湖の水質そのものは改善されてきているにもかかわらず(滋賀県, 2023c)、以前はあまり見られなかった底層の貧酸素化が近年は毎年の事象となってきている。この原因としては2018年度、2019年度に生じた全層循環の未完了により底層D0が回復しきらないまま次の年を迎えること、全層循環の時期が遅れ、消費される期間が長期化すること、大型植物プランクトンが底層に沈降し、SODが増加することがあげられ、その背景として記録的な猛暑や暖冬などの気候変動があるものと推察される。底層水温の上昇は水の飽和溶存酸素量を減少させ、底層の生物の活性を増加させ、無機的な化学反応を促進させると考えられる。また、急激な冷え込みによって比重の高い冷たい水が陸域・沿岸域より深水層の下層に潜り込むとそこでの水温躍層の形成をもたらし、底層D0が減少する期間の長期化を招く可能性がある。今後もこのような気候の変化は続くと思われる、予期せぬ水質の変化に備え、ますます底層D0の低下やその範囲の広がりの把握、生物への影響の調査、底層D0低下の原因や影響の把握のための水質調査の重要性が増す

と考えられる。気候変動が琵琶湖の底層 DO や生態系に及ぼす影響の解明は急務と考えられ、今にも増して丁寧かつ効率的なモニタリングや湖内で生じている現象の解明が重要である。

5. 謝辞

底層 DO 調査には京都大学生態学研究センターおよび滋賀県水産試験場の協力をいただいた。感謝申し上げます。

国立環境研究所琵琶湖分室 霜鳥孝一主任研究員には SOD 調査への御助言、御協力をいただき、厚く御礼申し上げます。

6. 引用文献等

- Fukushima, T., Inomata, T., Komatsu, E., and Matsushita, B. (2019): Factors explaining the yearly changes in minimum bottom dissolved oxygen concentrations in Lake Biwa, a warm monomictic lake. *Scientific Reports*, 9: 298: 1-10
- Kagami, M., Gurung, T. B., Yoshida, T., and Urabe, J. (2006): To sink or to be lysed? Contrasting fate of two large phytoplankton species in Lake Biwa. *Limnology and Oceanography*, 51 (6): 2775-2786
- Osaka, K., Yokoyama, R., Ishibashi, T., and Goto, N. (2022): Effect of dissolved oxygen on nitrogen and phosphorus fluxes from lake sediments and their thresholds based on incubation using a simple and stable dissolved oxygen control method. *Limnology and Oceanography: Methods*, 20:1-14
- Shimotori, K., Yamamoto, H., Imai, A., Kohzu, A., and Okamoto, T. (2021): Development of a new high-throughput and small-size method for measuring sediment oxygen demand in lakes. *Journal of Soils and Sediments*, 21, 2, 1222-1231
- Yamada, K., Yamamoto, H., Hichiri, S., Okamoto, T., and Hayakawa, K. (2021): First observation of incomplete vertical circulation in Lake Biwa. *Limnology*, 22: 179-185
- 石崎陽平・岡本高弘・奥居紳也・小笠原翔・南真紀・中村光穂 (2023): 琵琶湖における底層 DO の状況把握ならびに底層水質との関係について, 第 50 回環境保全・公害防止研究発表会講演要旨集.
- 入江政安・窪田勇輝・中辻啓二・西田修三 (2007): 都市海浜における底質の非一様性を考慮した酸素消費量の推定. *海岸工学論文集*, 54, 1026-1030
- 遠藤雅実・鯉淵幸生・藤田昌史・鈴木準平・小倉久子・飯村晃・大畑聡・磯部雅彦 (2010): 東京湾における底泥酸素消費と微生物群集構造の関係. *土木学会論文集*, 66, 1036-1040
- 遠藤徹・水田圭亮・重松孝昌 (2008): 貧酸素化した港湾海域における底質の酸素消費特性に関する研究. *海岸工学論文集*, 55, 1066-1070
- 岡本高弘・奥田一臣・小林博美・矢田稔・原良平・石川俊之・中村豊久 (2007): 暖冬に伴う北湖深水層における溶存酸素濃度等の変動、2006 年度冬季 (2007 年 1 月～3 月) の琵琶湖北湖の水質変動について. 琵琶湖環境科学研究センター研究報告書 (平成 18 年度), 3: 125-129
- 岡本高弘 (2016): 琵琶湖における底層 DO と沿岸透明度の長期変動傾向と評価について. *水環境学会誌*, 39, 164-168
- 環境監視部門 公共用水域係・生物圏係・化学環境係 (滋賀県琵琶湖環境科学研究センター) (2020): 水深別水質調査と新指標 (底層 DO) のモニタリング・評価手法の構築, 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書, 16: 159-174
- 環境省 (2012): 底質調査方法 (平成 24 年 8 月 8 日付け環水大発第 120725002 号) .
- 環境省 (2016): (お知らせ) 水質汚濁に係る環境基準の追加等に係る告示改正について, 環境省 HP (<https://www.env.go.jp/press/102287.html>, 2023 年 10 月 25 日閲覧)
- 環境省 (2021): 琵琶湖・東京湾における底層溶存酸素量に係る水質環境基準の水域類型の指定について, 環境省 HP (<https://www.env.go.jp/press/110371.html>, 2023 年 10 月 17 日閲覧)
- 桑江朝比呂・中川康之・三好英一 (2008): 海底境界面における酸素消費速度—渦相関法による現地連続観測. *海岸工学論文集*, 55, 1001-1005
- 後藤直成・福田紀・小村沙織・吉村葵・伴修平 (2017): 琵琶湖北湖第一湖盆における底質環境と表層堆積物による溶存酸素消費. *陸水学雑誌*, 78: 169-178.
- 滋賀県 (2019): 滋賀の環境 2019 (令和元年版環境白書): 15-16 (<http://www.pref.shiga.lg.jp/file/attachment/5162091.pdf>, 滋賀県 HP, 2023 年 10 月 26 日閲覧)
- 滋賀県 (2020): 滋賀の環境 2020 (令和 2 年版環境白書) 資料編. (<http://www.pref.shiga.lg.jp/file/attachment/5241297.pdf>, 滋賀県 HP, 2023 年 10 月 26 日閲覧)
- 滋賀県 (2023a): 令和 5 年度公共用水域水質測定計画.

- (<http://www.pref.shiga.lg.jp/file/attachment/5391856.pdf>, 滋賀県 HP, 2023 年 10 月 17 日閲覧)
- 滋賀県 (2023b): 令和 4 年度第 2 回滋賀県環境審議会水・土壌・大気部会議事録.
(<http://www.pref.shiga.lg.jp/ippan/kankyoshizen/kankyou/330209.html>, 滋賀県 HP, 2023 年 10 月 17 日閲覧)
- 滋賀県 (2023c): 滋賀の環境 2022 (令和 4 年度版環境白書) -資料編-.
(<http://www.pref.shiga.lg.jp/file/attachment/5373917.pdf>, 滋賀県 HP, 2023 年 10 月 26 日閲覧)
- 焦春萌・青木眞一・奥村陽子・南真紀・矢田稔・石川可奈子・中島拓男・石川俊之・辻村茂男 (2012): 琵琶湖の低酸素化の実態把握および北湖生態系に与える影響の把握に関する解析モニタリング. 琵琶湖環境科学研究センター研究報告書 (平成 20~22 年度), 7: 150-181
- 焦春萌・早川和秀・石川可奈子・古田世子・桐山徳也・奥居紳也・井上栄壮・永田貴丸・廣瀬佳則・七里将一・岡本高弘・田中 稔・山本春樹 (2018): 北湖深水層と湖底環境の総合評価. 琵琶湖環境科学研究センター研究報告書, 13: 94-102
- 須田碧海・牧野知之 (2015): 土壌における Mn/Fe 酸化物と重金属との関係. 日本土壌肥科学雑誌, 86, 4: 324-331
- 中賢治 (1973): びわ湖深層の全循環期前の溶存酸素量の永年変化について. 陸水学雑誌, 34, 41-43.
- 日本陸水学会 (2006): 陸水の事典. 講談社, 東京, 230
- 藤原直樹・岡本高弘・井上健・一瀬諭・内藤幹滋・原良平・加賀爪敏明 (2003): 琵琶湖深水層における溶存酸素の変動 (2002 年). 滋賀県立衛生環境センター所報, 38:89-94.
- 古田世子・吉田美紀・岡本高弘・若林徹哉・一瀬諭・青木茂・河野哲郎・宮島利宏 (2007): 琵琶湖水から採取培養したマンガン酸化微生物 *Metallogenium* の発育形態について. 陸水学雑誌, 68: 433-441