

琵琶湖底質-湖水間における溶存有機物生産機能 の新規評価法の検討

京都工芸繊維大学・准教授 布施泰朗

1. はじめに

琵琶湖は日本最大の湖であり、近畿圏約 1,450 万人の水道水源であり、周辺の美しい自然環境と相まって、かけがえのない観光資源である。また、長い歴史と変化に富む環境をもつ琵琶湖は生物相が豊かで、約 600 種の動物と約 500 種の植物が生息し、ビワマスやセタシジミなどの固有種も多く見られる、多様な生態系を有する日本屈指の湖沼である⁽¹⁾。

琵琶湖北湖では 1985 年以降、BOD が横ばいもしくは減少傾向にあるのに対し、COD は増加傾向をとっており、BOD と COD の乖離現象が起こっている⁽¹⁻²⁾。BOD と COD の乖離現象は、微生物に分解されにくい難分解性の溶存有機物質 (Dissolved Organic Matter : DOM) の増加が考えられる³⁾。難分解性 DOM の増加現象は、霞ヶ浦やエリー湖等、世界中で確認されており、霞ヶ浦では底泥からの溶出が有機物の主な起源の一つと報告された⁽⁴⁾。我々はこれまでに、この難分解性 DOM はフミン物質と藻類由来有機物の一部であることを明らかにした⁽⁵⁻⁸⁾。

琵琶湖北湖の全有機炭素のうち、難分解性のものは約 6-7 割であり、そのうち約 9 割が溶存態である。琵琶湖水中の難分解性有機物は内部生産由来が約 7 割、外部由来が約 3 割であると報告されており、内部生産による影響が非常に大きいとされる⁽⁹⁾。Fujitake らは琵琶湖水中のフルボ酸は植物プランクトン残渣などの内部生産による寄与を大きく受けていると報告した⁽¹⁰⁾。Ishiwatari らは日本湖沼 (n = 11) の底質中のフミン物質は植物プランクトンなどの水棲生物の影響を強く受けていると報告している⁽¹¹⁾。また、我々の研究でも Py-GC/MS を用いた底質フミン酸の構造解析を用い、植物プランクトン細胞の構造が底質フミン酸構造中に残存していることを明らかにしており、湖水中有機物が底質に蓄積し、底質環境に影響を与えることを報告した⁽¹²⁾。

琵琶湖における植物プランクトンは、年間を通して緑藻類のスタウラストルムが優先し、特に 6-12 月に多くなる傾向がある。また、2011 年には琵琶湖で外来種である緑藻類のミクラステリアス・ハーディが初めて確認され、2016 年や 2018 年には大増殖も確認された⁽¹³⁾。このような内部生産の中心的な存在である植物プランクトンの大量発生が起こり、有機物生産が増大すると、DOM 濃度を上昇させるだけでなく、深層へ沈降することにより底質へ影響を与えると推測されている。

例年、琵琶湖北湖では、湖面水温が上昇する季節に、水深 10-30 m に水温が低下する水温躍層が形成される成層期に入る。成層期においては、水の鉛直方向での混合が起きにくくなり、湖面表層水からの酸素の供給が抑制される。一方、底層では、有機物の好気性分解等により酸素が消費されるため、酸素の供給より消費の割合が大きくなることで、底層水の溶存酸素 (Dissolved Oxygen : DO) 量が低下する。冬季に湖面水温が低下すると水温躍層の衰退とともに、水の鉛直方向での混合が水深の浅いところから徐々に起こり、底層 DO 量が回復する循環期を迎える。しかし、近年、地球温暖化等の影響により成層期が長期化し、底層水の低酸素化する頻度が高くなっている。2000 年以降、滋賀県の環境基準点である琵琶湖北湖今

津沖中央(St. 17B)において底層水の DO 量が 2 mgO/L を下回る状態がしばしば観測されている。このような湖底における低酸素化は、底生水棲生物へ悪影響を与えるのみならず、湖底からの重金属や栄養塩の溶出による水質悪化も懸念されている⁽⁹⁾。

2019 年及び 2020 年は、琵琶湖で全層循環が確認されなかったと報告されている⁽¹⁴⁾。これは、底層 DO 量が回復する循環期が 2 年連続で訪れなかったことを示しており、琵琶湖の底層は現在、長期間にわたって低酸素状態が継続している。この影響により、琵琶湖では、底質から溶出されやすいとされるマンガンについて、今津沖中央の底層において昭和 54 年の調査開始以来、最高値の 1.57mg/L となったと報告している。また、同日には、栄養塩類(全りん)等の増加や水深 85m 以深のみで砒素の検出 (0.009~0.015mg/L) も確認された⁽¹⁵⁾。全層循環が確認されなかった 2019、2020 年には、底層水温が高いまま春を迎え、底層水の温度は 2020 年 12 月時点で約 9.4 °C であった。このような底層水の温度が上昇することは、底質有機物の分解の速度などへの影響が懸念された。底質中の有機物の分解は好気性条件下よりも嫌気性条件下の方が進行すると報告されており⁽¹⁶⁾、温度上昇と底層 DO の低下が底質湖水間の物質循環に何らかの影響を及ぼすことが推測された。

本研究室では、湖水及び底質間の化学成分の動態を明らかにするため、琵琶湖北湖底質コアを用いた DO 濃度を変えたシミュレーション実験を行い、無機成分及び有機成分の動態解析を行ってきた。しかし、異なる温度や DO 濃度条件での化学成分の動態など、未だ底質及び湖水中化学成分の動態は不明な点が多い。そこで本研究では、先行研究より低 DO 濃度及びより高い温度条件でのシミュレーション実験を行うことにより、琵琶湖北湖底質及び湖水中化学成分の動態を詳細に解析した。さらにシミュレーション実験での底質試料中有機物質の変化をとらえるために発生ガス分析 (EGA-MS) 法を用いた評価法を検討した。

2. 実験

2.1 試薬と装置

遠心分離装置は、日立製高速冷却遠心機 CR20GⅢ、凍結乾燥機は東京理科器械製 FDU-2110 を用いた。湖水及び間隙水中の溶存有機炭素 (Dissolved Organic Carbon : DOC) 分析には、島津製全有機炭素分析装置 TOC-VCSH を使い、固体の全有機炭素含有量 (Total Organic Carbon) 分析には、固体試料分析装置 SSM-5000A も合わせて用いた。標準物質として和光純薬製水質試験用フタル酸水素カリウム標準液 1000 mg/L、和光純薬製グルコース 10000 mgC/L を用いた。三次元蛍光分光光度法 (3-DEEM) による蛍光強度の測定には、島津製蛍光分光光度計 RF-5300PC 及び RF-6000 を使い、硫酸キニーネ 0.01N 硫酸溶液 10 µg/L を蛍光強度の相対化に用いた。蛍光検出ゲルクロマトグラフ法には、島津製送液ユニット LC-20AD 及び島津製高速液体クロマトグラフ用分光蛍光検出器 RF-20Axs で構成されたシステムを用いた。ゲルカラムは、GE Healthcare 製 Superose™ 12 10/30 ゲルカラム (内径 10 mm×長さ 300 mm) を用いた。解析ソフトは、島津製高速液体クロマトグラフ用 LC ワークステーション LC solution を用いた。蛍光 X 線分析には、波長分散型蛍光 X 線分析装置 Rigaku 製 ZSX Primus II を用いた。湖底環境シミュレーション実験用の pH 計は SATOTECH 製 PE-11、DO 計は SATOTECH 製 OXPB-11 を用いた。制御モニターは PRS-2321 を使い、常に pH と DO を制御した。

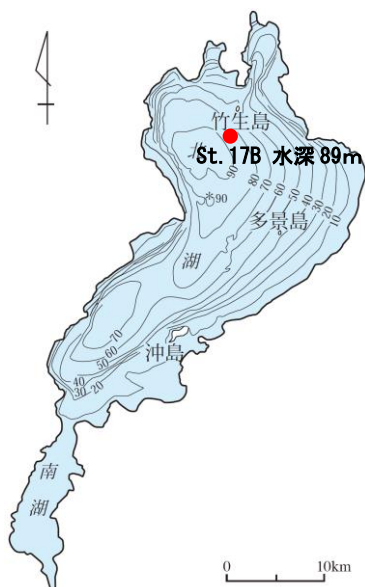


図1 試料採取地点

2.2 試料採取

琵琶湖湖水及び底質コアは、滋賀県の環境基準点である琵琶湖北湖今津沖中央 (St. 17B) において採取した(図1)。底層水試料(水深 85 m)は、自律型採水システム(多筒採水器付 CTD, JEF アドバンテック製)多搭式採水器、底質コアは Rigo 製 HR 型不攪乱採泥器及び本研究室自作の浮泥捕集システムを用いて採取した。採取日は、底層水試料、底質コアともに 2019 年 6 月 20 日、8 月 22 日、10 月 24 日、2020 年 7 月 30 日であった。底層水は、ポリタンクに入れ持ち帰った。底質コアは、その場で深さ 20 cm までを 5 つの層 (Layer 1:0~1 cm, Layer 2:1~2 cm, Layer 3:2~4 cm, Layer 4:4~10 cm, Layer 5:10~20 cm) に底質コア押出器及びステンレス製のコアカッターで分取した。得られた試料はポリ容器に入れ持ち帰った。また、湖底環境シミュレーション実験用の底質コアはアクリル製のシリンダー(内径 11 cm×高さ 50 cm)に入れ、アルミ箔を用いて全体を遮光し、コアの状態が保たれるように静かに持ち帰った。

2.3 試料の前処理

採取後の試料の前処理のフローチャートを図2に示す。持ち帰った湖水は、Millipore 製メンブレンフィルター(孔径 0.45 μm)で加圧濾過後、3-DEEM 分析、DOC 分析を行った。持ち帰った底質は遠心分離を行った後、底質湿試料と間隙水に分離した。間隙水は、Millipore 製メンブレンフィルター(孔径 0.45 μm)で濾過後、3-DEEM 分析、DOC 分析を行った。底質湿試料は、凍結乾燥機で乾燥後、テフロン乳鉢で破碎し、有機炭素含有率分析、蛍光 X 線分析を行った。

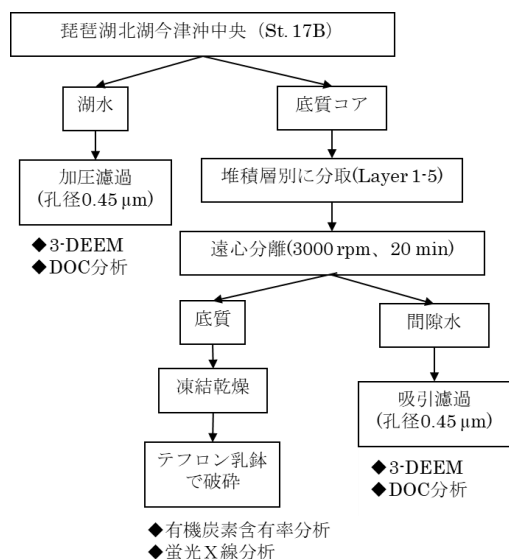


図2 質試料の前処理

2.4 湖底環境シミュレーション実験

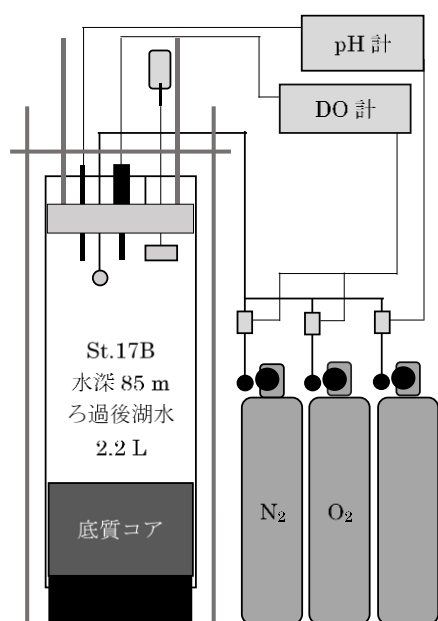


図3 シミュレーション実験の模式図

表面にほとんど空気が触れないようにテフロン製の蓋をし、メカニカルスターラーを用いて底質表面で巻き上げが起こらないように攪拌した。湖底環境シミュレーション実験の装置の模式図を図 3 に示す。

表1 シミュレーション実験における DO 及び日数の条件

採取日	溶存酸素濃度	実験日数
2019 年 6 月	0, 1.0, 2.6 mgO/L	53 日
2019 年 8 月	0, 1.0, 2.6 mgO/L	53 日
2019 年 10 月	0, 1.0, 2.6 mgO/L	56 日
2020 年 7 月	0, 1.0, 2.6 mgO/L	61 日

2.5 シミュレーション実験の試料の処理

シミュレーション実験中、直上水は週に 2 回程度、約 30 mL 採取し、Millipore 製 DISMIC-13CP メンブレンフィルター（孔径 0.20 μm）で濾過後、3-DEEM 分析、DOC 分析、GPC 分析を行った。シミュレーション実験終了後の底質コアは、採取後の試料と同様に分取した。サンプリングで採取した底質と同様に底質と間隙水を分離し、乾燥・ろ過をそれぞれ行いそれぞれ分析試料とした。

3. 結果と考察

3.1 湖底環境シミュレーション実験

3.1.1 直上水中フルボ酸様蛍光物質及びタンパク質様蛍光物質の蛍光強度の経日変化

2019 年 6 月、8 月、10 月及び 2020 年 7 月の直上水中フルボ酸様蛍光物質及びタンパク質

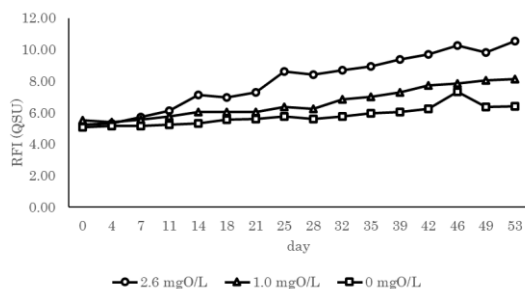


図4 フルボ酸様蛍光物質の蛍光強度の経日変化(2019年6月試料)

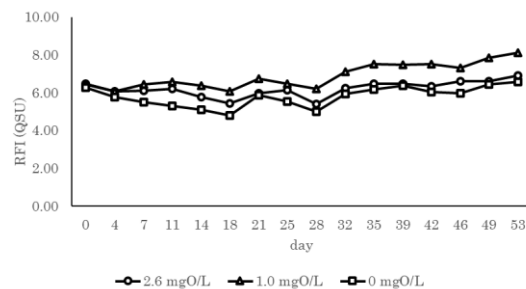


図5 フルボ酸様蛍光物質の蛍光強度の経日変化(2019年8月試料)

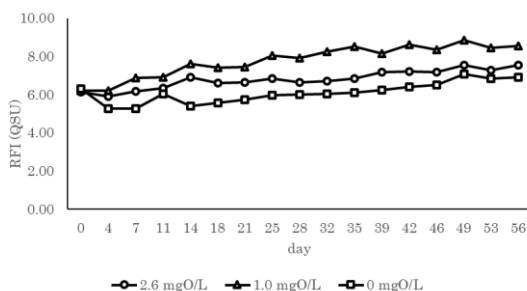


図6 フルボ酸様蛍光物質の蛍光強度の経日変化(2019年10月試料)

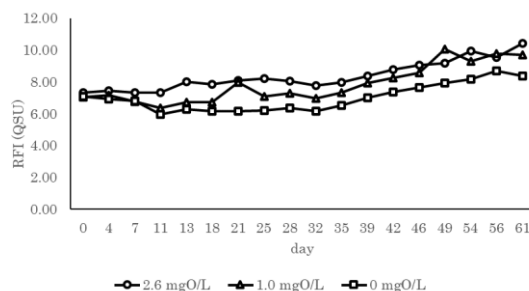


図7 フルボ酸様蛍光物質の蛍光強度の経日変化(2020年7月試料)

様蛍光物質の蛍光強度の経日変化を図4-7に示す。直上水中フルボ酸様蛍光物質の蛍光強度は、すべてのコアにおいて、いずれのDO濃度でも増加傾向を示し、底質からのフルボ酸様蛍光物質の溶出が示唆される結果となった。しかし、その増加量は、各コアで異なる傾向を示した。同温度条件(7℃)で行った2019年の試料を比較すると、6月試料は、DO濃度2.6 mgO/Lのコアが+5.29 QSUと最も増加したのに対し、8月及び10月試料は、1.0 mgO/Lのコアがそれぞれ+1.64, +2.35 QSUと最も増加量が多く、採取時期による違いが見られた。これらの違いは、豪雨や台風などの気象イベントやプランクトンの発生状態など底質表面の化学成分の変化や、底層水のDO濃度の違いによる影響が推測された。また、いずれの試料においてもDO条件0 mgO/Lは最も増加量(6月: +1.32 QSU、8月: +0.28 QSU、10月: +0.60 QSU)が低くなり、底質表層での好気性分解の影響がフルボ酸様蛍光物質の生産には影響が大きいことが推測された。一方、温度条件10℃で行った2020年7月試料と同季節試料である2019年6月試料を比較すると、DO濃度の違いによる増加量の傾向は一致した。しかし、その増加量は、DO濃度1.0及び0 mgO/Lの試料は同程度の値(1.0 mgO/L: +2.69 QSU、0 mgO/L: +1.30 QSU)なのに対し、DO濃度2.6 mgO/Lの試料は、約2 QSU増加量が減少した(+3.09 QSU)。直上水中タンパク質様蛍光物質の蛍光強度の経日変化は、いずれの季節のコアでも実験開始時から小幅な増減を繰り返しながら増加した。

同温度条件で行った2019年の試料を比較すると、6月試料はフルボ酸様蛍光物質と同様にDO濃度2.6 mgO/Lのコアが+1.64 QSUに最も大きく増加したのに対し、8月試料は、1.0 mgO/Lのコアが+2.17 QSUと最も大きく増加し、10月は6月と同じく2.6 mgO/Lのコアが+2.35 QSUと最も増加し季節による違いが見られた。また、いずれの試料においてもフルボ酸様蛍光物質と同様にDO条件0 mgO/Lは最も増加量(6月: +0.18 QSU、8月: +1.31 QSU、10月: +1.39 QSU)が低くなった。これは、フルボ酸様蛍光物質と同様にタンパク質様蛍光物質も底質表面

においては好気性分解の影響の方が大きいことが推測された。

一方、温度条件 10℃で行った 2020 年 7 月試料と同季節試料である 2019 年 6 月試料を比較すると、D0 濃度の違いによる増加量の傾向は一致した。しかし、無酸素条件においては、実験開始時より減少(-2.57 QSU)し、温度上昇によりタンパク質様蛍光物質の嫌気性分解の速度が減少した可能性が考えられた。

3.1.2 直上水中 DOC 濃度の経日変化

2019 年 6 月、8 月、10 月及び 2020 年 7 月の直上水中 DOC 濃度は、いずれのコアにおいても実験開始時から一定かわずかな上昇傾向が見られた。増加量は、6 月がフルボ酸様蛍光物質及びタンパク質様蛍光物質は同様に 2.6 mgO/L が+1.44 mgC/L と最も増加したのに対し、8 月試料はフルボ酸様蛍光物質及びタンパク質様蛍光物質で異なり、2.6 mgO/L が最も増加(1.88 mgC/L)し、10 月試料はいずれの D0 濃度でも大きな変化は観測されなかった(2.6 mgO/L : +0.20 mgC/L, 1.0 mgO/L : +0.33 mgC/L, 0 mgO/L : +0.14 mgC/L)となった。

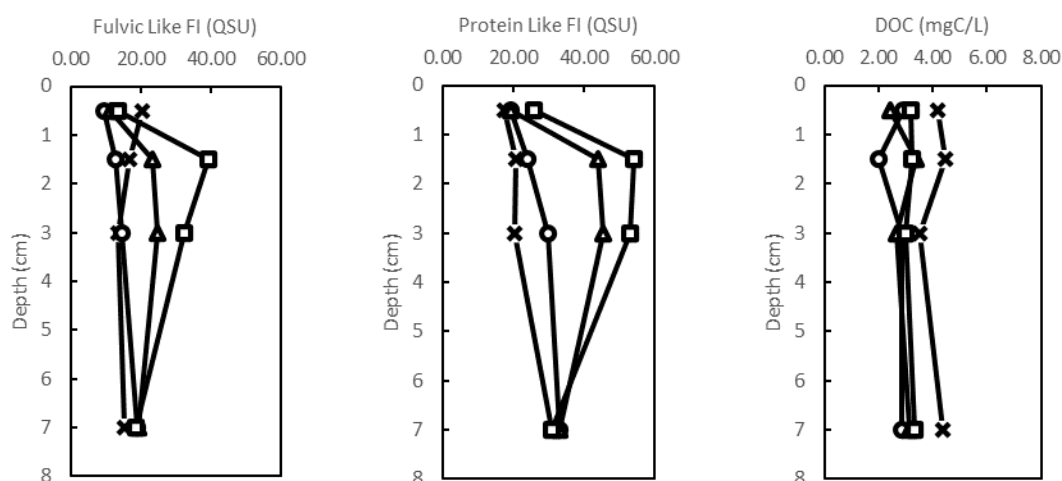
一方、温度条件 10℃で行った 2020 年 7 月試料と同季節試料である 2019 年 6 月試料を比較すると、2.6 mgO/L はほぼ一定(-0.05 mgC/L)、その他の D0 濃度では減少(1.0 mgO/L : -0.74 mgC/L, 0 mgO/L : -0.72 mgC/L)が確認された。

DOC 濃度とフルボ酸様蛍光強度及びタンパク質様蛍光強度の増加傾向とは一致せず、蛍光性を持たない DOM の影響が示唆された。

3.2 シミュレーション実験前後の底質及び間隙水中有機成分の動態解析

3.2.1 間隙水中フルボ酸様蛍光強度、タンパク質様蛍光強度及び DOC 濃度の経日変化

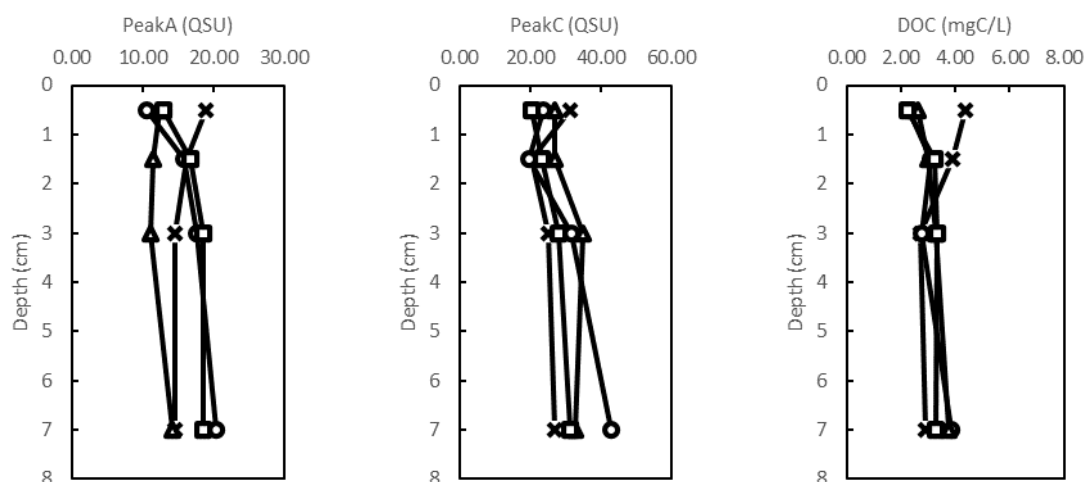
シミュレーション実験前後における間隙水中のフルボ酸様蛍光強度、タンパク質様蛍光強度及び DOC 濃度の変化を図 8-10 に示す。2019 年 6 月試料の実験前後の間隙水中のフルボ酸



○DO 2.6 mgO/L, △DO 1.0 mgO/L, □DO 0 mgO/L, ×実験前

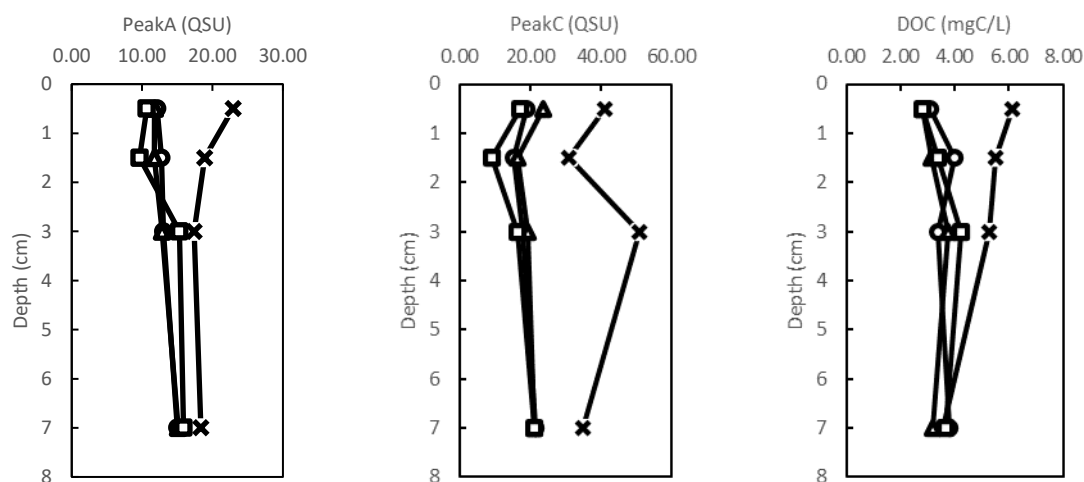
図 8 2019 年 6 月 20 日のシミュレーション実験前後の間隙水中有機物変化

様蛍光強度は、いずれの D0 濃度条件においても表層 (L1) で減少が確認され、2.6 mgO/L が最も低い値(9.69 QSU)となった。L2-3 は 0 mgO/L が最も高い値(L2 : 39.38 QSU、L3 : 32.41



○DO 2.6 mgO/L, △DO 1.0 mgO/L, □DO 0 mgO/L, ×実験前

図9 2019年10月24日のシミュレーション実験前後の間隙水中有機物変化



○DO 2.6 mgO/L, △DO 1.0 mgO/L, □DO 0 mgO/L, ×実験前

図10 2020年7月30日のシミュレーション実験前後の間隙水中有機物変化

QSU)となった。L4はすべてのコアではほぼ同じ値となり、DO濃度による違いは見られなかった。2019年10月試料も、すべてのDO濃度でL1での減少がみられ、2.6 mgO/Lが最も低い値(10.70 QSU)となった。しかし、L2-3は1.0 mgO/Lが3-5 QSU程度減少したのに対し、2.6及び0 mgO/Lは大きな変化を示さなかった。L4は1.0 mgO/Lが同程度の値となったが、2.6及び0 mgO/Lは4-5 QSU増加した。

温度条件を変えた2020年7月試料は、すべての層で実験開始時より減少し、DO濃度による違いは明確には現れなかった。これらの結果より、いずれの条件下でも低酸素濃度では底質表面のフルボ酸様蛍光物質は直上水中に溶出することにより、減少すると考えられた。一方、中層付近では、2019年6月試料は低酸素条件下でフルボ酸様蛍光物質の生成が示唆される結果となり、過去の結果と一致したが、10月試料は明確な規則性は見られなかった。各底質コアが採取された時の、底層水のDO濃度は、2019年6月が約6.5 mgO/L、2019年10月が約3.1 mgO/L、2020年7月が約2.9 mgO/Lとなっており、湖底環境が大きく異なっていたこ

とが考えられた。また、2019年の8-9月には、底層水のD_O濃度が1.0 mgO/L程度となっている期間があり、フルボ酸様蛍光物質が低酸素濃度かつ無酸素条件ではない時に溶出量が多くなると仮定すると、2019年6月試料はその他の試料と比べると、フルボ酸様蛍光物質があまり溶出していない状態であったため、好気性分解が進み底質表面から大量に直上水に溶出した可能性が考えられた。

また、2019年6月試料において低酸素濃度条件の中層付近の間隙水中フルボ酸様蛍光物質が増加したのに対し、直上水への溶出率が低くなっていた。これは、底質表面では好気性分解によるフルボ酸様蛍光物質の生成が主であるのに対し、底質中層付近は酸素が届かず、嫌気性分解でフルボ酸様蛍光物質が生成され、精製されたフルボ酸様蛍光物質が直上水まで溶出せず、中層に蓄積された可能性が考えられた。

次に、タンパク質様蛍光強度は、実験前後において2019年6月試料は、L1は無酸素条件で最も高い値(25.99 QSU)となった。L2-3はフルボ酸様蛍光強度と同じく0 mgO/Lが最も高い値(L2: 54.30 QSU, L3: 53.13 QSU)となった。L4はすべてのコアでほぼ同じ値となり、D_O濃度による違いは見られなかった。

2019年10月試料は、いずれのD_O濃度においてもL1で減少が確認され、0 mgO/Lが最も低い値(20.36 QSU)となったが、L2-3は1.0 mgO/LがそれぞれL2: 27.23 QSU, L3: 35.08 QSUと最も高い値となった。L4はすべてのコアで増加が確認され、特に2.6 mgO/Lが最も高い値(42.94 QSU)となった。

温度条件を変えた2020年7月試料は、すべての層で実験開始時より減少し、特に底質表面での減少が3 mgC/L程度と高い減少量となった。また、D_O濃度による違いは明確には確認されなかった。フルボ酸様蛍光強度及びタンパク質様蛍光強度が中層付近で大きく増加した2019年6月試料の中層のDOC濃度が減少していたのは、蛍光を持たないDOMの影響が考えられ、今後これらのDOMの分析が重要なファクターになると考えられた。

3.2.2 底質中有機炭素含有率の変化

2019年6月、10月及び2020年7月の底質中有機炭素含有率の実験前後での変化をFig.に示す。2019年6月試料は、表層が2.6 mgO/L以外は増加(1.0 mgO/L: +0.42%, 0 mgO/L: +0.67%)が確認された。一方、中層から深層にかけては、すべてのコアにおいて実験後の値が減少した。また、D_O濃度による明確な傾向は見られなかった。2019年10月試料は、実験前の表層での値が他の月よりも高い値(6.41%)を示した。実験前後で比較すると、表層ではすべてのコアにおいて減少が確認された。一方、すべてのコアにおいてL2、L4は0.5%以下の減少、L3は0.2-0.4%程の増加が確認された。また、D_O濃度による明確な傾向はこちらも見られなかった。温度条件を変更した2020年7月試料は、実験前後においてL1-3にかけてはほぼ同じ値となった。有機炭素含有量は溶出成分の炭素量に反映されない程度の変化量しかないことが示唆される結果であった。

4. まとめ

湖底環境シミュレーション実験において、直上水中フルボ酸様蛍光物質の蛍光強度はすべ

てのコアで増加傾向を示した。D0 条件 0 mgO/L では最も増加量が低くなり。底質表層での好気性分解の影響がフルボ酸様蛍光物質の生産には影響が大きいことが示唆された。温度条件を変えた試料は、D0 濃度 2.6 mgO/L の試料の増加量が減少した。これは、温度の上昇により有機物の好気性分解の速度が減少した可能性が考えられた。直上水中タンパク質様蛍光物質の蛍光強度は、いずれの季節のコアでも実験開始時から小幅な増減を繰り返しながら、実験開始時に比べ増加したが、採取コアによりその挙動は大きく異なった。また、いずれの試料においてもフルボ酸様蛍光物質と同様に D0 条件 0 mgO/L は最も増加量が低くなり、表面における好気性分解が律速であることを示唆した。温度条件を変えた試料は、無酸素条件においては、実験開始時より減少した。しかし、原因は特定できない変化であった。

DOC 濃度は、いずれのコアにおいても実験開始時から一定かわずかに上昇傾向が見られたが、フルボ酸様蛍光強度の増加傾向とは一致しておらず、蛍光特性を持たない DOM が難分解性と思われるフルボ酸様蛍光物質の代わりに減少した可能性が示唆される結果であった。

間隙水中のフルボ酸様蛍光物質の蛍光強度は、実験前後において表層で減少が確認されたが、中層では増加する傾向もみられ、嫌気性条件でのフルボ酸様蛍光物質が生産されていることが推測された。

本研究では、底質は湖水中の難分解性を示すフルボ酸様蛍光物質の供給源として機能していることを直接観測する方法として有効であると考えられ、底質に供給される有機物を詳細に解析することにより閉鎖性水域における難分解生溶存有機物の増加の原因の一つを捕らえることができるかもしれない。

5. 参考論文

- 1) 滋賀県：滋賀の環境 2019（令和元年版環境白書）
- 2) S. Aoki, S. Ohara, K. Kimura, H. Mizuguchi, Y. Fuse, E. Yamada: *Anal Sci.*, 24, 389-394 (2008).
- 3) 岡本高弘、早川和秀：水環境学会誌 第35巻 第5号(2011)
- 4) K. Hayakawa, T. Okamoto: New issue-COD increase in the water of Lake Biwa. In: Kawanabe et al. (eds) Lake Biwa: interactions between its nature and people, Springer, Tokyo, 437-441 (2012).
- 5) S. Aoki, Y. Fuse, E. Yamada : *Anal. Sci.*, 20, 159 (2004).
- 6) S. Aoki, S. Ohara, K. Kimura, H. Mizuguchi, Y. Fuse, E. Yamada : *Anal. Sci.*, 24, 389 (2008).
- 7) S. Aoki, S. Ohara, K. Kimura, H. Mizuguchi, Y. Fuse, E. Yamada : *Anal. Sci.*, 24, 1461 (2008).
- 8) 山田悦、水口裕尊、布施泰朗：琵琶湖・流域河川水における溶存有機物質の特性と起源—フミン物質と藻類由来有機物—：陸水研究 (*Limnological Study*) , 6, 21-30 (2019)
- 9) 岡本高弘、佐藤祐一、早川和秀、一瀬 諭：滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書、第7号、87-102 (2011).
- 10) N. Fujitake, H. Kodama, S. Nagao, K. Tsuda, K. Yonebayashi: *Humic Substances*

Research, 5/6, 45-53 (2009).

11) R. Ishiwatari: *Geochem Soc Jpn*, 1, 7-14 (1967).

12) Y. Fuse, T. Okamoto, K. Hayakawa, H. Karatani, E. Yamada : *Limnology*, 17, 207-221 (2016).

13) 川井彩音、熊谷道夫、中島拓男、青田容明、一瀬 諭：琵琶湖で大発生した外来種植物プランクトンの生態調査、自然保護助成基金助成成果報告書 Vol. 28 (2019).

14) 滋賀県：琵琶湖北湖 90m 湖盆の底層溶存酸素等の現状について(続報) (2020).

15) 滋賀県：琵琶湖北湖の底層溶存酸素等の現状について(続報) (2020).

16) H. Maeda, A. Kawai: *Nippon Suisan Gakkaishi*, 54 : 1375-1383 (1987).

6. 謝辞

本研究は、令和2年度琵琶湖・淀川保全機構「水質保全研究助成」の支援を受けて実施しました。試料採取にあたっては、滋賀県琵琶湖環境科学研究センターの統括研究員の早川和秀博士と研究員・山口保彦博士に協力いただきました。ここに記して、関係者の皆様に感謝いたします。