

「アオコのセンサー検出のための現地観測」
研究成果報告書

鹿児島大学大学院・理工学研究科 小橋乃子

鹿児島大学学術研究院・理工学域工学系 安達貴浩

1. 研究の背景と目的

アオコの異常増殖は景観の悪化に加えて水道水の異臭味や毒化の原因となるため、世界各地で深刻な問題となっており、地球温暖化の進行に伴ってその拡大が懸念されている(O'Neil *et al.*, 2012, Hou *et al.*, 2022)。日常的な水環境管理が必要となるダム湖や浄水用ため池では、顕微鏡を用いた検鏡調査が実施されているが、より効率的で簡便なアオコのセンサー計測に期待が寄せられている(Zamyadi *et al.*, 2016, Bertone *et al.*, 2018)。

しかし、現場試水には小型の藍藻が存在することも多く(Rousso *et al.*, 2022)、通常のアオコセンサー（フィコシアニンセンサー）ではアオコと小型の藍藻を区別できない。中川・高村（2011）は、YSI 社のフィコシアニンセンサーの計測値と検鏡結果を 64 のため池で比較し、センサー計測値が 123～2,653 cells/mL ではシアノバクテリアが検鏡で認められない場合が 6 割あったと報告している（YSI 社・フィコシアニンセンサーの出力単位は *Microcystis aeruginosa* の細胞濃度 cells/mL、定量下限値は 220 cells/mL）。

このような背景から、小橋・安達（2019）は、多波長励起蛍光光度計（JFE アドバンテック社製、Multi-Exciter、以降、MEX と呼ぶ）を用いた方法を提案し、アオコ（大型の藍藻）の検出精度が向上することを報告している。ただし、同手法の適用可能性をこれまで議論したのは鹿児島県内のダム貯水池とため池のみであり（小橋・安達，2019，平井ら，2024）、他の地域での適用可能性については検討の余地があった。このため、本研究では新たに琵琶湖を対象フィールドに加え、同手法の検出精度について検討を行った。

2. 調査の概要

本研究では、2024 年 5 月から 2025 年 10 月まで、鹿児島県内のため池 7 地点(天神池、正円の池等)、鶴田ダム貯水池(大鶴湖)1 地点、琵琶湖 2 地点の合計 9 か所において、表層のサンプル水を取得した（図-1）。なお、本研究では 2023 年以前に取得されたデータも解析対象とした。水域別のデータ数を表-1 に示す。

表-1 水域別サンプル数の概要

水域	総サンプル数	アオコあり (≥ 500 cells/mL)	アオコなし	備考
大鶴湖 (K8)	49	13	36	2017–2025 年，定期観測
ため池 (7 地点)	21	10	11	2023–2024 年
琵琶湖 (唐崎沖・三保ヶ崎沖)	20	11	9	2024–2025 年
合計	90	34	56	

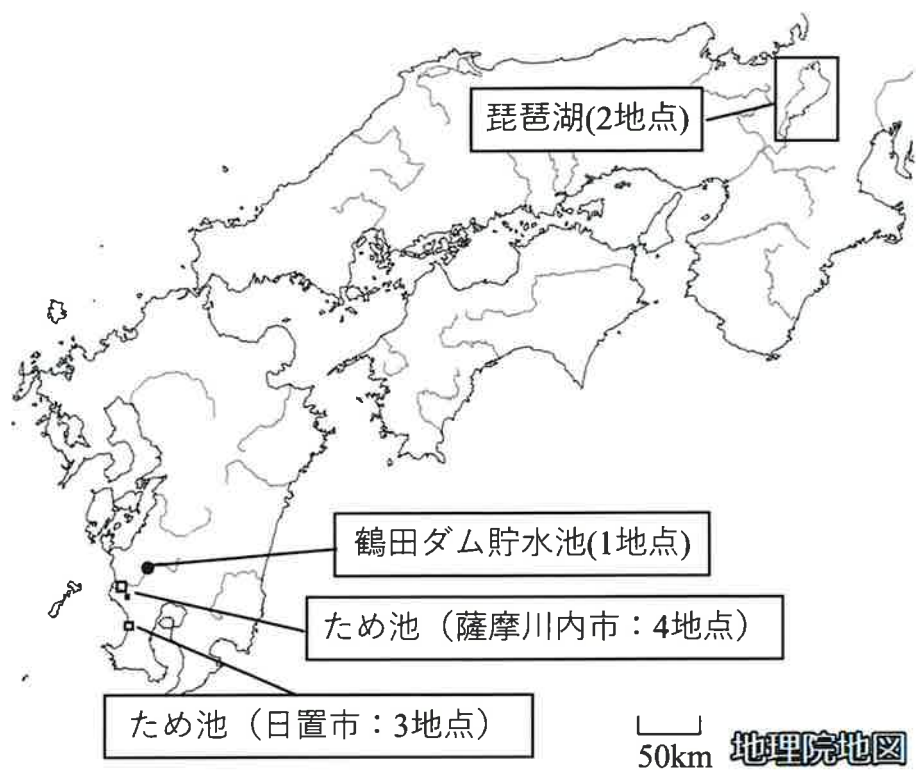


図-1 観測地点の概要



写真-1 各調査水域

3. 多波長励起蛍光光度計 (MEX) によるアオコの推定

3. 1 計測原理

MEX は 9 つの異なる波長の光源で植物プランクトンを励起し、各励起光の蛍光強度スペクトルを計測するものである (Yoshida *et al.*, 2011)。植物プランクトンの蛍光強度スペクトルは色素組成を反映し、色素組成は分類群ごとに特徴があるため、励起蛍光スペクトルから植物プランクトンの分類群を推定できる。具体的には、以下の式が用いられる。

$$Fl_i = \sum_{j=1}^n S_{ij} C_j \quad (i = 1 \sim 9) \quad (1)$$
$$C_j \geq 0$$

ここで、 i : 光源の番号、 n : 植物プランクトングループの総数、 S_{ij} : Chl- a で規格化した基準スペクトル、 C_j : j 番目の植物プランクトングループの Chl- a 分画である。計測によって Fl_i が得られるため、 S_{ij} が既知であれば、NNLS 等の非負条件付き法を用いることで、 C_j を求めることができる (図-2)。なお、基準スペクトル (S_{ij}) は、3 種の植物プランクトン・グループ ($n=3$: 珪藻、緑藻、藍藻) のみがデフォルトで与えられている。

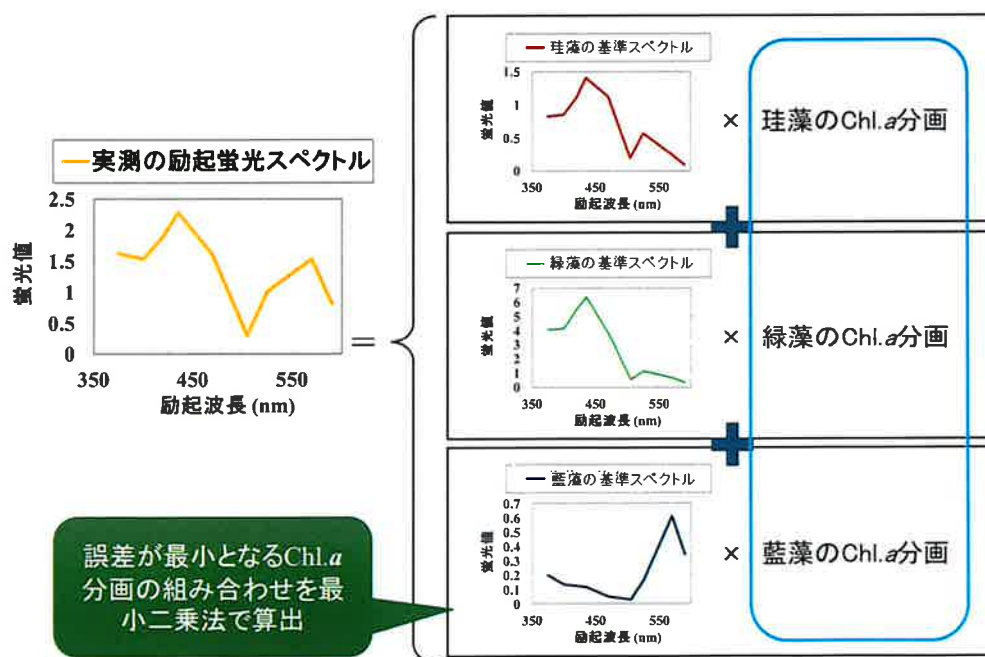


図-2 植物プランクトン組成の推定方法

3. 2 使用した基準スペクトル

採水した現場試水は目合いの異なる複数のフィルターでろ過し、ろ液を MEX で測定するとともに、それぞれの Chl- a 濃度を測定した。また、検鏡により藍藻類を同定し、アオ

コ形成種を判別した。ここで、 x (μm)のフィルターでろ過したろ液の測定値を Fl_{xi} とすると、 $x = 0.2\mu\text{m}$ の $Fl_{0.2i}$ が CDOM 分画、 $(Fl_{xi} - Fl_{0.2i})$ がサイズ $0.2 \sim x$ (μm)の Chl.*a*-S 分画に相当する。本研究では x として3つの異なる設定 (5, 10, 20 μm) を考慮した。さらに、対応する Chl.*a* 濃度 (CDOM 分画の場合は DOC 濃度) で割ることで、各基準スペクトルを算出した。推定には、Chl.*a*-S 分画と CDOM 分画に、珪藻、緑藻、藍藻 (アオコ) 分画を加えて計5つの基準スペクトルを用いた。

3. 3 平均基準スペクトルの作成方法

前述のように、各基準スペクトルは Chl.*a* 濃度 (CDOM 分画の場合は DOC 濃度) で規格化した値として与えられる。複数の観測日・観測地点から得られた基準スペクトルを単純に算術平均した場合、Chl.*a* 当たり蛍光強度が大きいサンプルがスペクトル形状も支配するバイアスが生じる。このため、スペクトルを「スペクトル形状の平均」と「Chl.*a* 当たりの強度スケールの平均」の2要素に分解してそれぞれを平均化した。

$$\bar{S}_{ij} = \left(\frac{1}{N} \sum_k \frac{Fl_{ij}^{(k)}}{\bar{Fl}_j^{(k)}} \right) \times \left(\frac{1}{N} \sum_k \frac{\bar{Fl}_j^{(k)}}{Chl_j^{(k)}} \right) \quad (2)$$

①スペクトル形状の平均 (無次元) ②Chl.*a* 当たりの強度スケールの平均 (絶対値)

ここで $\bar{S}_{ij}$ は平均基準スペクトル、 $Fl_{ij}^{(k)}$ は k 番目サンプルの蛍光スペクトル、 $\bar{Fl}_j^{(k)}$ は k 番目サンプルの全波長平均値、 $Chl_j^{(k)}$ は対応する分画の Chl.*a* (CDOM の場合は DOC)、 N はサンプル数を意味する。また、スペクトル形状・強度ともに観測日・観測地点間でばらつきが大きく、算術平均では外れ値の影響を強く受けるため (図-3、図-4)、算術平均ではなく中央値を採用した。その際、以下に示す a), b)の手順を採用した。

a) 外れ値除外 (2 段階処理)

スペクトル形状および強度の平均操作を行うにあたり、以下の2段階で外れ値を除去した。

Stage 1 (ゼロ値除外)：ゼロ値は測定限界以下を意味し、スペクトル形状が不完全なため、9 波長のうち1波長でも蛍光値が0となるサンプルを除外した。

Stage 2 (IQR 法による強度の外れ値除外)：Stage 1 通過後のサンプルに対し、式(2)の項①、項②それぞれに対し、四分位範囲 (IQR) を算出して外れ値を除外した。具体的は、全サンプルの値を小さい順に並べ、下位 25%に位置する値を Q_1 (第1四分位数)、上位 25%に位置

する値を Q_3 （第3四分位数）とする。これらの差である四分位範囲 $IQR = Q_3 - Q_1$ はデータの中央 50% が収まる幅を表すため、 $Q_1 - 1.5 \times IQR$ 未満または $Q_3 + 1.5 \times IQR$ 超のサンプルを外れ値として除外した。なお、琵琶湖の CDOM 分画 ($Fl_{0.2i}$) については DOC 濃度の測定件数が少なく多くが平均値補完となるため、Stage 2 の手順をスキップした。

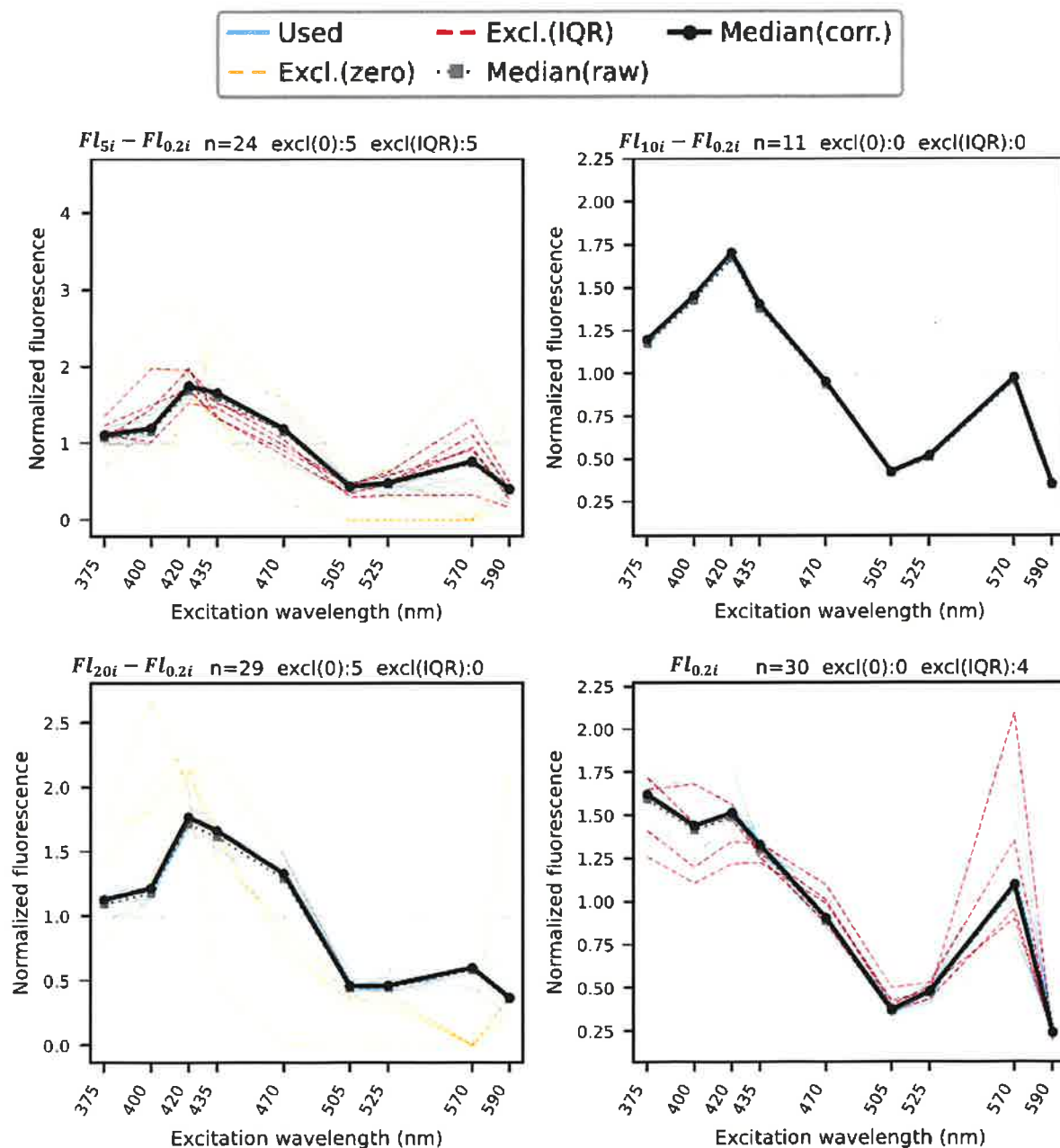


図-3 平均スペクトル形状の算出（大鶴湖）

b) 形状中央値の補正

式(2)の項①に対して実施する前述 a)の手順では、波長ごとに独立に中央値を取るため、得られた形状中央値ベクトルの全波長平均が厳密に 1 にならない場合がある（式(2)中の項①はそれぞれの平均基準スペクトル $\bar{Fl}_j^{(k)}$ で規格化されているため、全波長平均を取ると本来 1 となる）。本研究では最大約 4%のずれが確認されたため、形状中央値ベクトルをその全波長平均で除して平均値が 1 となるよう再規格化した。

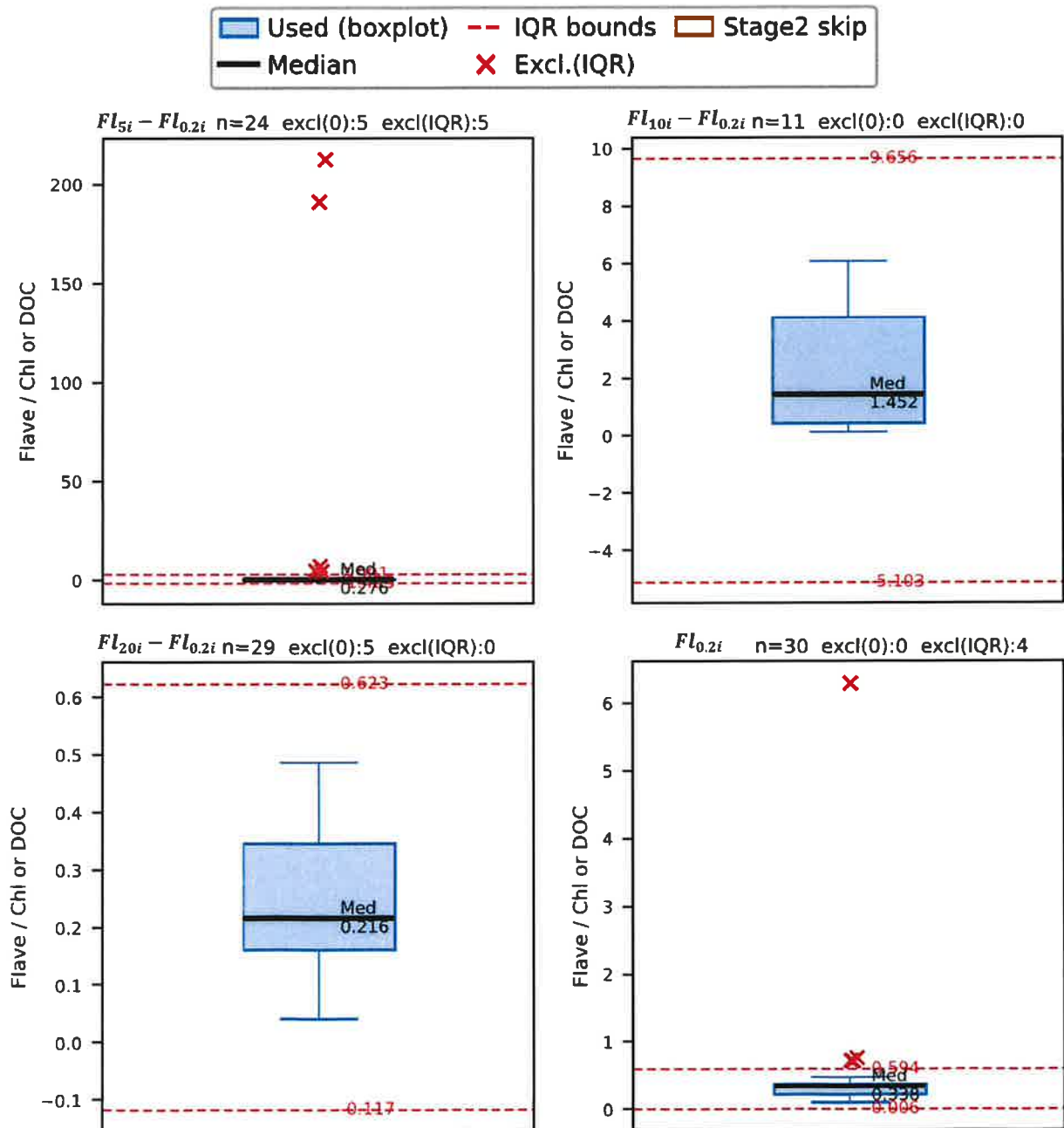


図-4 平均強度スケールの算出（大鶴湖）

$$s'_i = \frac{s_i}{\frac{\sum s_i}{9}}$$

$$\bar{S}_{ij} = s'_i \times I_{med} \quad (3)$$

ここで s_i は波長 i の形状中央値（外れ値除去後：式(2)の項①に相当）、 s'_i は再規格化後の形状中央値、 I_{med} は強度スケールの中央値（式(2)の項②に相当）である。外れ値除去後の使用サンプル数および強度中央値を表-3 に示す。また、本研究で用いた基準スペクトルの計算ケースを表-4 に示す

表-3 平均基準スペクトル作成における外れ値除外の結果と使用サンプル数

基準スペクトル	全データ数	Stage1 除外 (ゼロ値)	Stage2 除外 (IQR 法)	使用データ数	強度中央値 (I_{med})
大鶴湖					
$Fl_{20i} - Fl_{0.2i}$	34	5	0	29	0.22
$Fl_{20i} - Fl_{0.7i}$	18	2	0	16	0.22
$Fl_{10i} - Fl_{0.2i}$	11	0	0	11	1.45
$Fl_{5i} - Fl_{0.2i}$	34	5	5	24	0.28
$Fl_{0.2i}$	34	0	4	30	0.34
$Fl_{0.7i}$	18	0	3	15	0.47
琵琶湖					
$Fl_{20i} - Fl_{0.2i}$	26	0	0	26	0.17
$Fl_{10i} - Fl_{0.2i}$	26	0	3	23	0.16
$Fl_{5i} - Fl_{0.2i}$	26	0	3	23	0.43
$Fl_{0.2i}$	26	0	スキップ	26	0.10
ため池					
$Fl_{20i} - Fl_{0.2i}$	21	0	1	20	0.34
$Fl_{10i} - Fl_{0.2i}$	9	0	2	7	0.14
$Fl_{5i} - Fl_{0.2i}$	21	2	2	17	0.43
$Fl_{0.2i}$	21	0	スキップ	21	0.37

表-4 基準スペクトルの計算ケース

Case	作成状況	Chl.a-S 分画のサイズ	CDOM 分画のサイズ
Case 0	デフォルトの3種のみ	-	-
Case A	各観測地点、観測日ごとに作成	-	$x \leq 0.2$ ($Fl_{0.2i}$)
Case B ₅		$0.2 < x \leq 5$ ($Fl_{5i} - Fl_{0.2i}$)	
Case B ₂₀		$0.2 < x \leq 20$ ($Fl_{20i} - Fl_{0.2i}$)	
Case C ₅		$0.2 < x \leq 5$ ($Fl_{5i} - Fl_{0.2i}$)	
Case C ₂₀	大鶴湖平均	$0.2 < x \leq 20$ ($Fl_{20i} - Fl_{0.2i}$)	
Case D ₅	琵琶湖平均	$0.2 < x \leq 5$ ($Fl_{5i} - Fl_{0.2i}$)	
Case D ₂₀		$0.2 < x \leq 20$ ($Fl_{20i} - Fl_{0.2i}$)	
Case E ₅	ため池平均	$0.2 < x \leq 5$ ($Fl_{5i} - Fl_{0.2i}$)	
Case E ₂₀		$0.2 < x \leq 20$ ($Fl_{20i} - Fl_{0.2i}$)	
Case F ₅	3 水域平均	$0.2 < x \leq 5$ ($Fl_{5i} - Fl_{0.2i}$)	
Case F ₂₀		$0.2 < x \leq 20$ ($Fl_{20i} - Fl_{0.2i}$)	

4. 現場での蛍光計測方法に関する検討

現場試水をサンプリングした水塊に対するアオコ推定において、これまで比較的良好な結果が得られているが、現場での蛍光測定（以降、現場測定）結果とサンプリング後に遮光したバケツ中で測定（以降、容器測定）した結果との間に差が生じることが度々確認されている。この差異は、遮光条件や流速、水温など測定環境の違いに起因すると考えられるが、その要因に関する具体的な検討は行われていない。このため、現場センサー係留によるアオコ推定手法の確立のため、MEX 測定における現場測定と容器測定の差に着目し、その要因を整理・検討した。

4. 1 現地調査データを用いた検討【検討1】

鶴田ダム貯水池（大鶴湖）で実施された MEX 計測による蛍光鉛直分布データの内、水表面（0～30cm）で得られた値を現場測定データとして使用した。一方、容器測定は、同一測点で採水された現場表層水を専用容器に入れ、外光を遮断した状態で測定した。いずれも1秒間隔で複数のデータが取得されているため、励起波長 i 毎に蛍光の時間平均 $\overline{Fl}_i$ と

標準偏差 σ_i を算出し、現場測定： $\overline{Fl}_{f_i}$ と容器測定： $\overline{Fl}_{s_i}$ の観測データ（計 36 日分）を比較した。なお、添え字 f は現場測定を、 s は容器測定を意味する。また、水深の違いによる特徴を把握するため、各水深における蛍光強度差： $\Delta\overline{Fl}_i = \overline{Fl}_{s_i} - \overline{Fl}_{f_i}$ についても検討を行った。さらに、得られた試水を用いて、植物プランクトンの検鏡調査、Chl.*a* 等の測定を行った。光量については、鶴田ダム管理所で測定されている時間日射量を活用した。

4. 2 遮光の有無を比較する実験【検討 2】

遮光条件と優占する植物プランクトンの違いが蛍光計測に及ぼす影響を調べるため、藍藻優占時（2025/10/9、大鶴湖、時間日射量 1.9MJ/m²）の表層に MEX を係留し、遮光の有無を比較した。一方、緑藻優占時（2025/12/9、鹿児島大学ため池、時間日射量 1.9MJ/m²）については、現場試水を容器に移し、十分に攪拌しながら遮光の有無を比較した。

5. 結 果

5. 1 藍藻の発生状況

大鶴湖、ため池および琵琶湖で観測された藍藻類の発生状況を図-5 に示す。観測された種の構成は各水域で大きく異なっていた。大鶴湖では *Microcystis* 属が主体であったが、ため池では天神池を中心に多様な藍藻類（最大 19 種）が観測された。琵琶湖では *Microcystis* 属に加え、*Dolichospermum* sp.（直鎖）が優占することが多かった。また、正円の池ではガス胞を持たない小型藍藻（*Planktolyngbya* sp. 等）が多数出現するケースも見られた。大鶴湖および琵琶湖・唐崎沖における植物プランクトン組成の検鏡結果（観測日ごとの組成）を図-6-1、図-6-2 に、琵琶湖・三保ヶ崎およびため池（中郷下池、天神池、大野原池、正円の池、薩摩湖）における藍藻の種組成を図-6-3、図-6-4 にそれぞれ示す。

5. 2 アオコ判定基準の検討

中川・高村（2011）は複数のため池で検鏡結果とフィコシアニンセンサー(YSI 社)の出力値を比較し、センサー計測値が 10⁴cells/mL 以上であれば、野外のシアノバクテリア現存量（もしくはアオコ構成種の現存量）を表すと報告している。一方、大鶴湖を対象とした研究成果では、アオコの細胞密度が 10²~10³cells/mL の時、MEX では検出できない場合があったこと（平井ら，2024）、逆に、検鏡でアオコが検出されなかった場合でも値が出力される場合があることが報告されている（西村ら，2021）。このように、アオコ発生の判定基準に関して種々の報告がなされていることから、MEX によるアオコの発生の有無を判定するための閾値（ C_0 ：検鏡細胞数、 S_0 ：センサー出力値）を以下の手順で決定した。

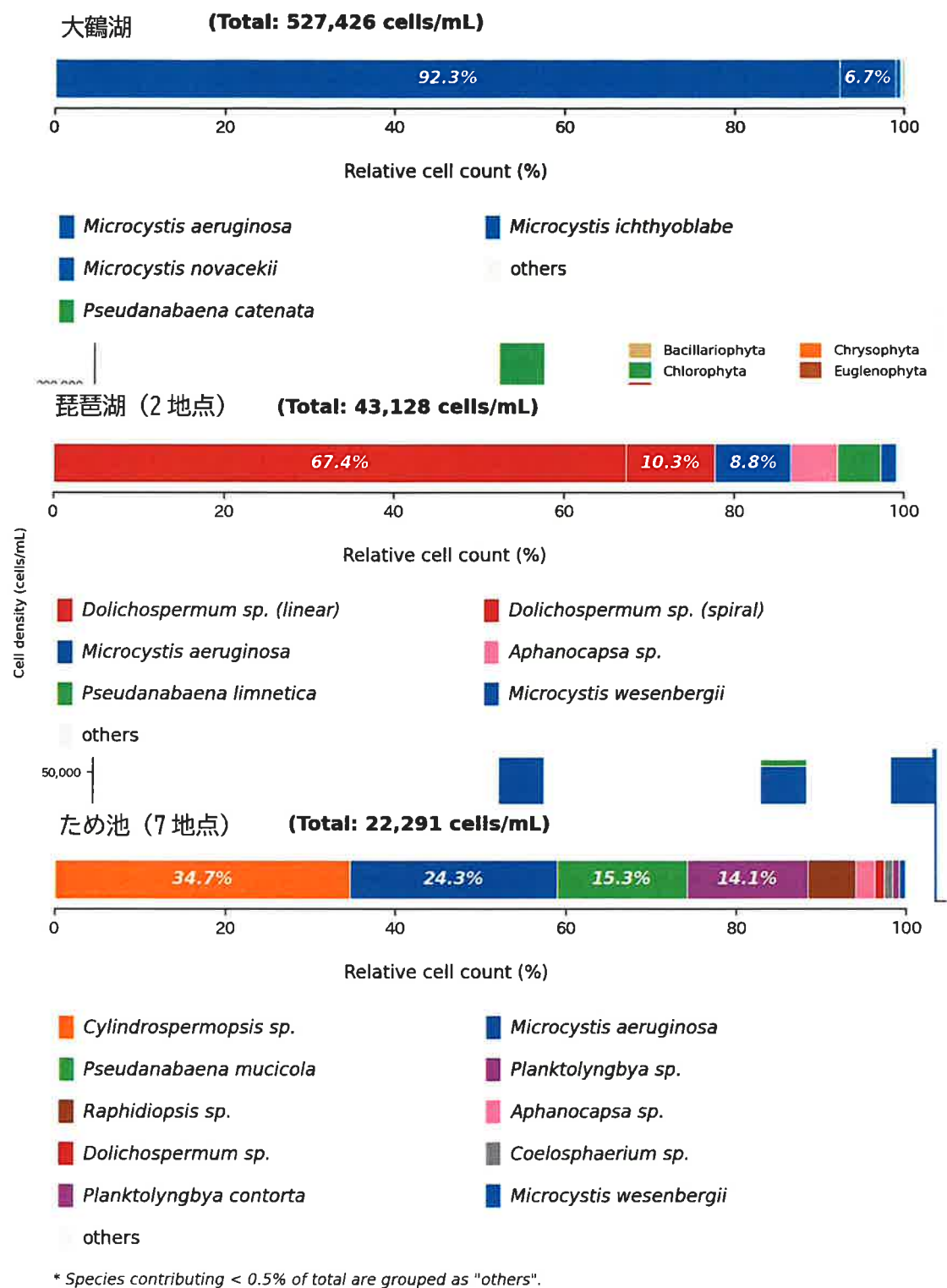


図-5 各水域における藍藻類の種組成（検鏡結果，全観測日の合計細胞数から算出）

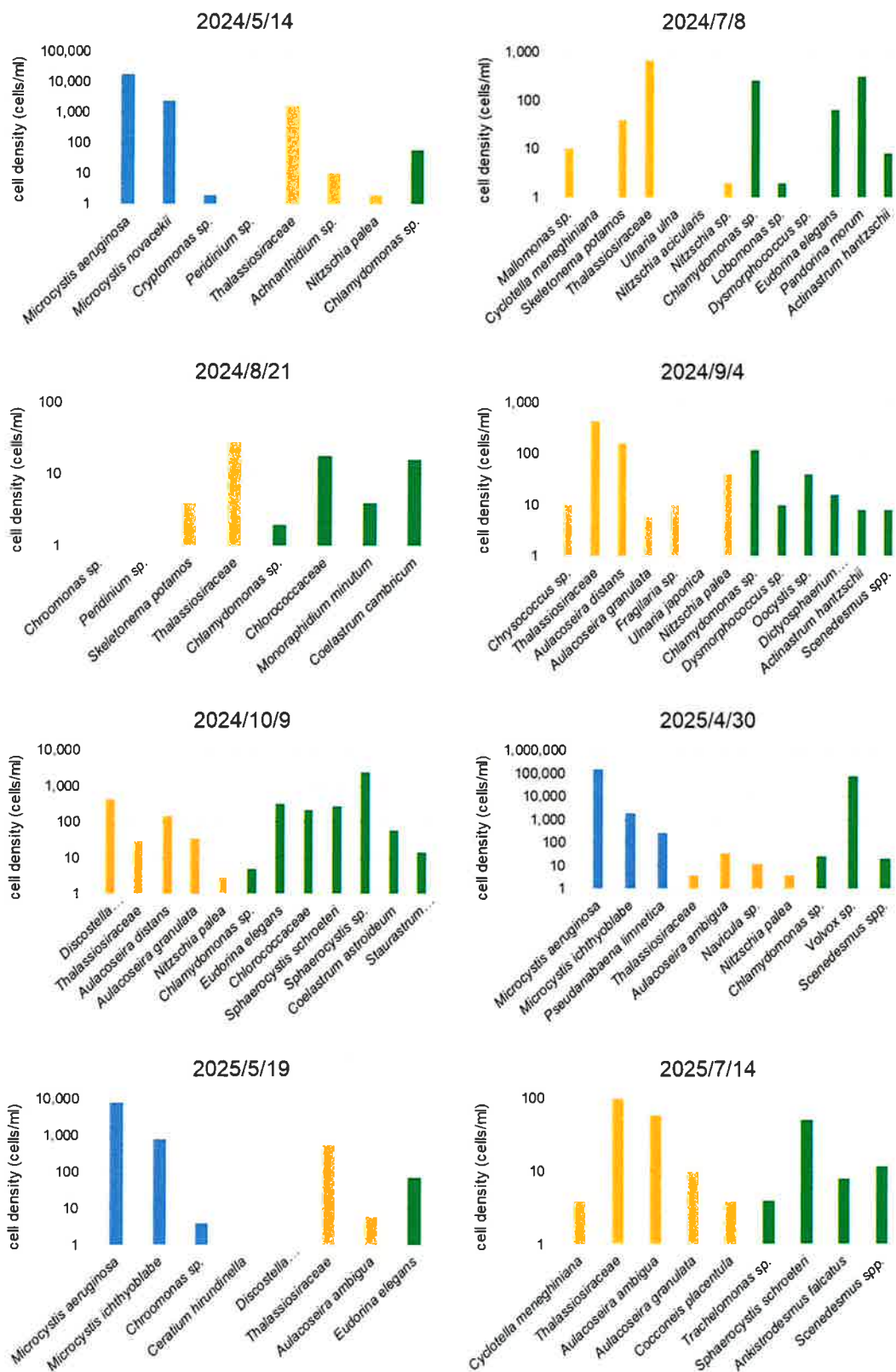


図-6-1 大鶴湖における植物プランクトンの種組成（検鏡結果）

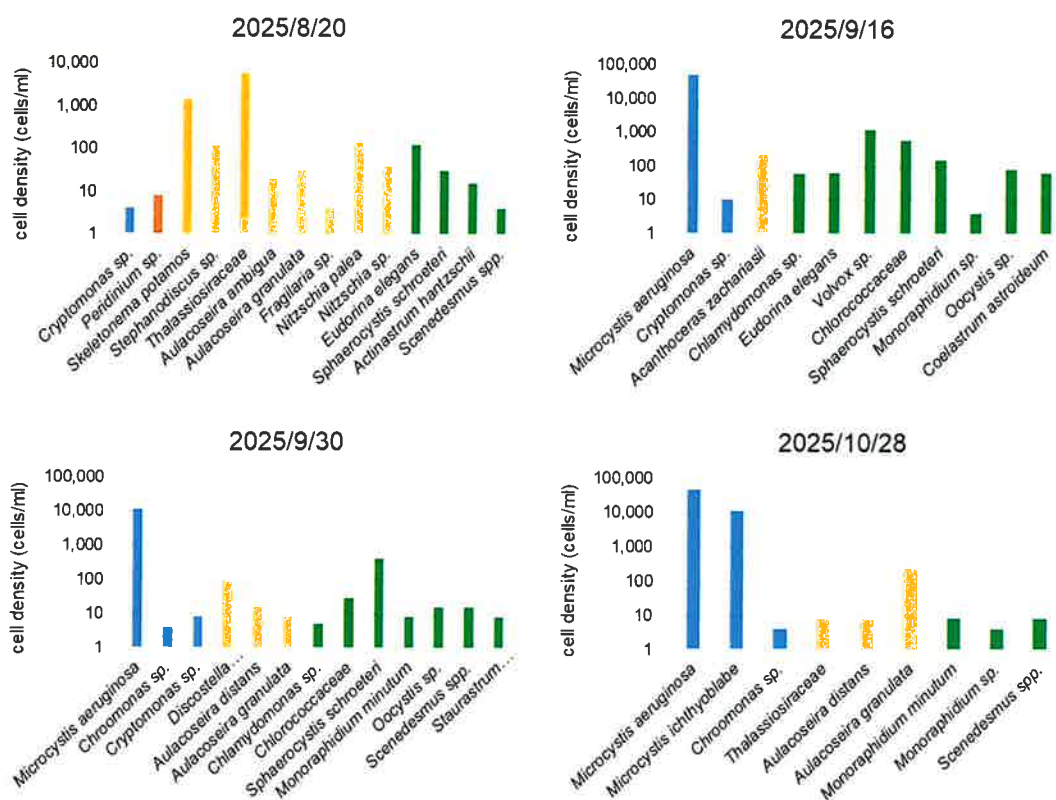


図-6-1 (続き) 大鶴湖における植物プランクトンの種組成 (検鏡結果)

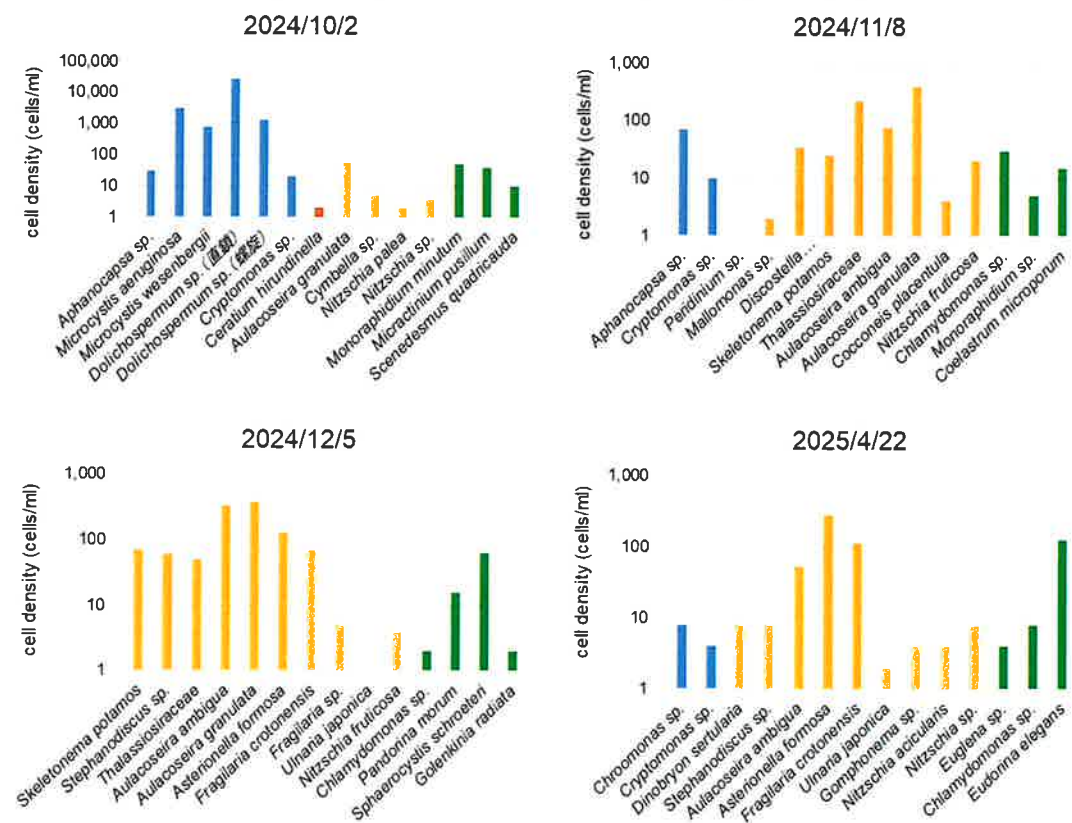


図-6-2 琵琶湖・唐崎沖における植物プランクトンの種組成 (検鏡結果)

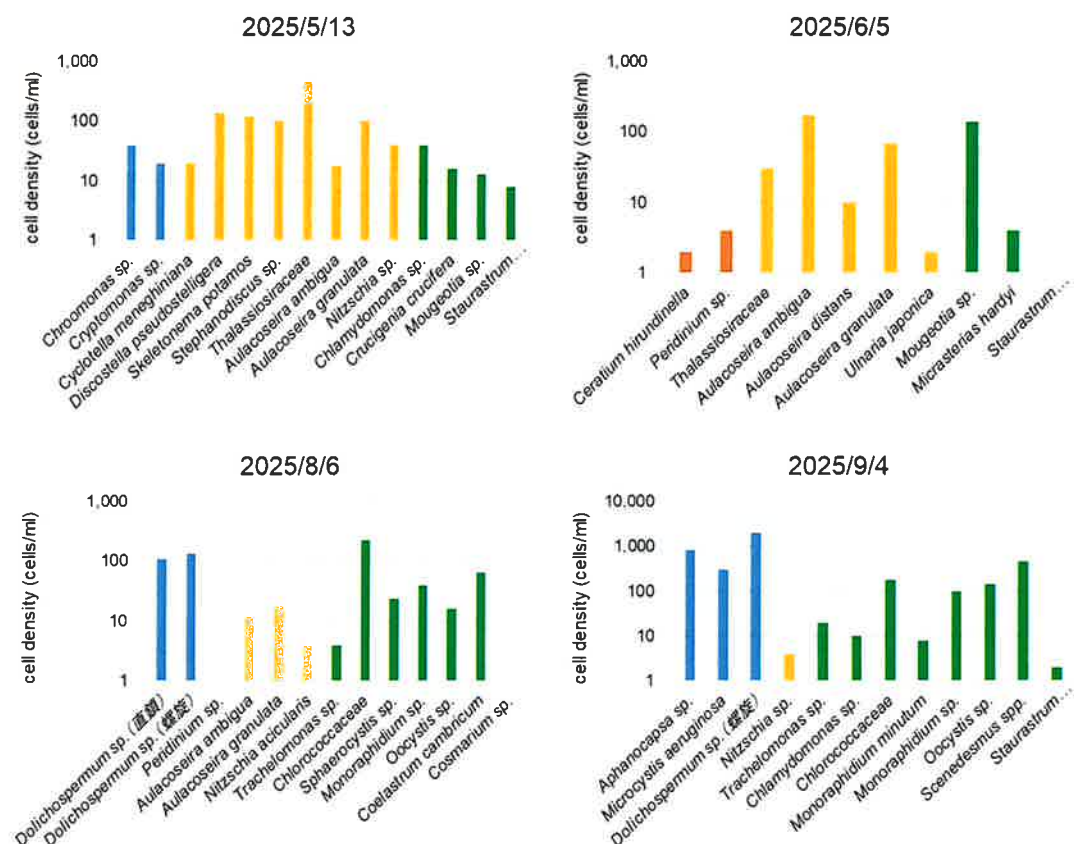


図-6-2 (続き) 琵琶湖・唐崎沖における植物プランクトンの種組成 (検鏡結果)

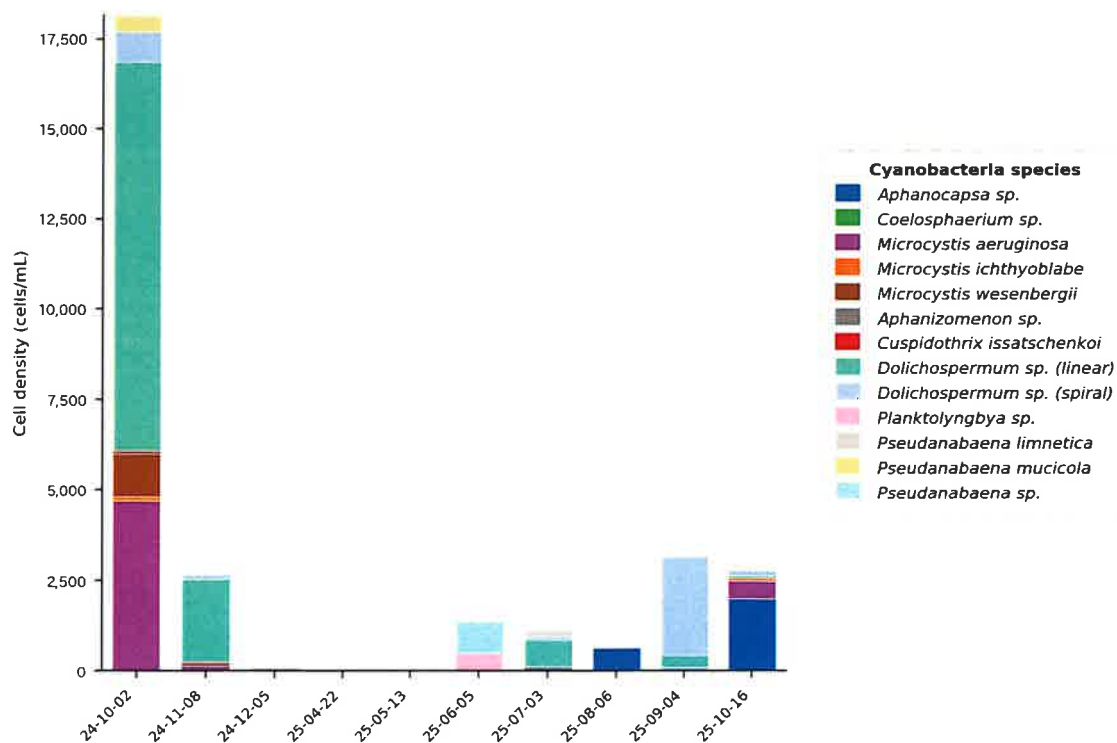


図-6-3 琵琶湖・三保ヶ崎沖における藍藻の種組成 (検鏡結果)

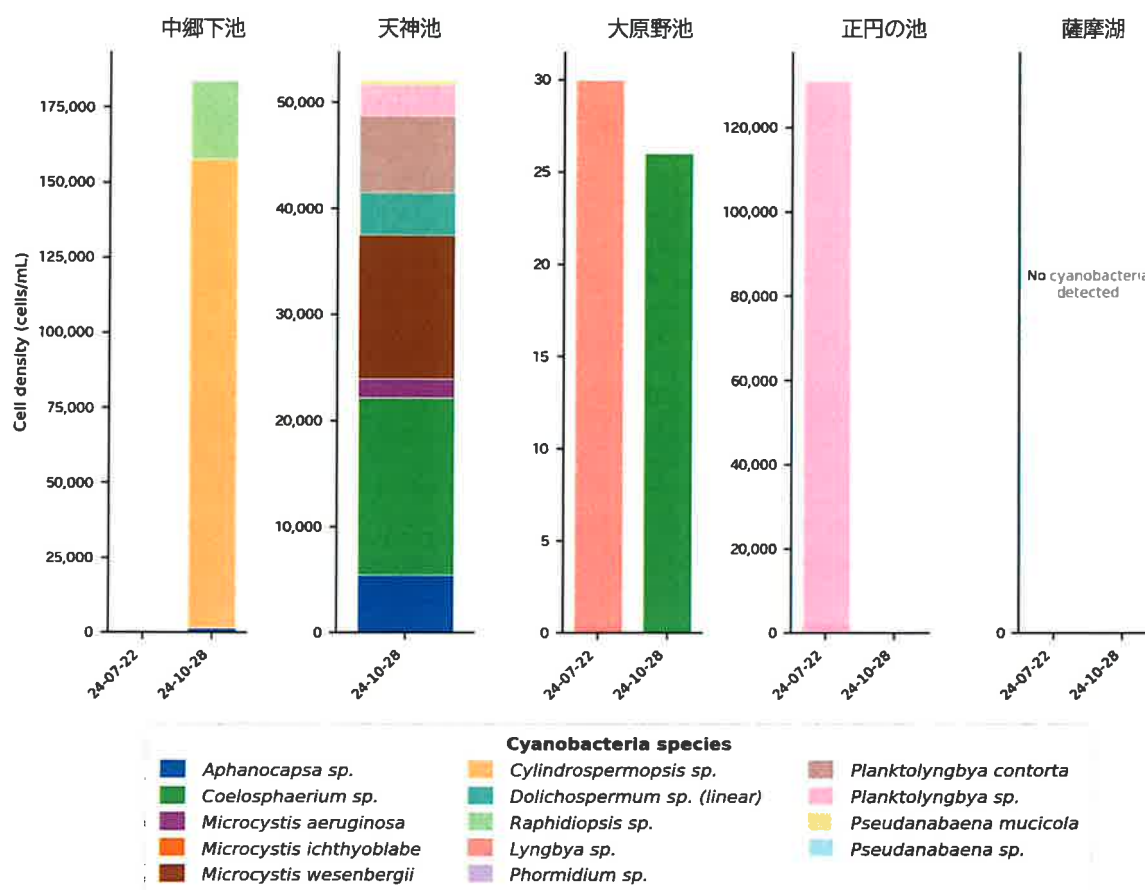


図-6-4 ため池における藍藻の種組成（検鏡結果）

まず、藍藻の有無のみを基準とする場合 ($C_0 = 0$ 、 $S_0 = 0$) の正答率 ($A_{\text{total}} = \text{正答数} / \text{全データ数}$) を確認すると、 $A_{\text{total}} = 67 \sim 71\%$ にとどまった。この結果を踏まえ、 C_0 および S_0 の最適化を行った。 C_0 （細胞数閾値）については、早期検知の観点から $C_0 = 500 \text{ cells/mL}$ を採用した。なお、 $C_0 = 2,000 \text{ cells/mL}$ とした場合の比較も行ったが、本データセット（大鶴湖、濁度 $\leq 50 \text{ FTU}$ ）では、両方で 分類性能の総合指標である AUC および最適 S_0 に差が生じなかった。

S_0 （センサー出力閾値）については、ROC（Receiver Operating Characteristic）曲線に基づいて決定した。高濁度条件では NNLS が濁度由来の蛍光をアオコ成分に誤帰属することが確認されたため（Bertone *et al.*, 2018 の $>50 \text{ FTU}$ 基準に基づく）、大鶴湖のデータのうち濁度 $>50 \text{ FTU}$ の 11 件を除外した残りの 23 件（陽性 7 件、陰性 16 件）を用いた。ROC 曲線を作成し、Youden index（感度 + 特異度 - 1 を最大化）により最適 S_0 を求めたところ、 $S_0 = 0.404 \text{ mg/m}^3$ が得られた（AUC = 0.983、95% CI : 0.921~1.000）。こ

の値は先行研究で採用された $S_0 = 0.5 \text{ mg/m}^3$ とも近く、 $S_0 = 0.404 \text{ mg/m}^3$ としても判定が異なるサンプルは 1～2 件以内だったことから、ここでは $S_0 = 0.5 \text{ mg/m}^3$ を採用した。

以上の判定基準 ($C_0 = 500 \text{ cells/mL}$ 、 $S_0 = 0.5 \text{ mg/m}^3$) を用いた各水域での正答率を表-5 に示す。大鶴湖（高濁度除外）では $A_{\text{total}} = 91.7\%$ が得られ、この閾値を独立した検証水域（琵琶湖・ため池）に適用したところ、それぞれ $A_{\text{total}} = 85.0\%$ 、 76.2% が得られた。

表-5 アオコ判定基準の検討結果
(大鶴湖平均基準スペクトル Case C₅ 使用)

条件	A_{total} (%)	A_1 (%)	A_0 (%)	備考
$C_0 = 0 \text{ cells/mL}$, $S_0 = 0 \text{ mg/m}^3$				
全水域 (N=90)	67-71	—	—	
$C_0 = 500 \text{ cells/mL}$, $S_0 = 0.5 \text{ mg/m}^3$				
大鶴湖・全データ (N=34)	74.3	87.5	70.4	高濁度含む
大鶴湖・高濁度除外 (N=23, TURB≤50 FTU)	91.3	85.7	93.8	AUC=0.982, 訓練データ
琵琶湖 (N=20)	85.0	72.7	100.0	AUC=0.944, 独立検証
ため池 (N=21)	76.2	60.0	90.9	AUC=0.764, 独立検証

5. 3 アオコの推定結果

表-4 に示す観測日の基準スペクトルおよび各水域の平均基準スペクトルを用いた場合の水域別正答率 (A_{total} : 全正答率 (正答数/全データ数)、 A_1 : アオコ発生時の正答率 (正答数/アオコ発生回数)、 A_0 : アオコ非発生時の正答率 (正答数/アオコ非発生回数)) を図-7 に示す。なお、矢印で示した計算ケースは各水域での A_{total} の最大値を示す。デフォルト 3 種のみの基準スペクトルで計算した Case 0 を見ると、いずれの水域でも A_1 が 100%, A_0 が 0% となった。各観測日、観測地点ごとに基準スペクトルを作成した Case A (CDOM 分画のみ追加) と Case B (CDOM 分画+Chl.*a*-S 分画) を見ると、琵琶湖以外は Case B の方が高い A_{total} を示し、大鶴湖は Chl.*a*-S 分画が $0.2 \sim 20 \mu\text{m}$ の Case B₂₀ で最も高い正答率 (91%) となった。ため池では、Case B₂₀ (CDOM 分画+Chl.*a*-S 分画 $0.2 \sim 20 \mu\text{m}$) および大鶴湖平均 Case C₂₀ (CDOM 分画+Chl.*a*-S 分画 $0.2 \sim 20 \mu\text{m}$) が $A_{\text{total}} = 81\%$ で最高値を示した。琵琶湖では大鶴湖平均 Case C₂₀ が $A_{\text{total}} = 95\%$ と最も高い正答率を達成した。大鶴湖では Case B₂₀ および Case C₅ が $A_{\text{total}} = 91\%$ で最高だった。各水域で最高正答率を示したのはいずれ

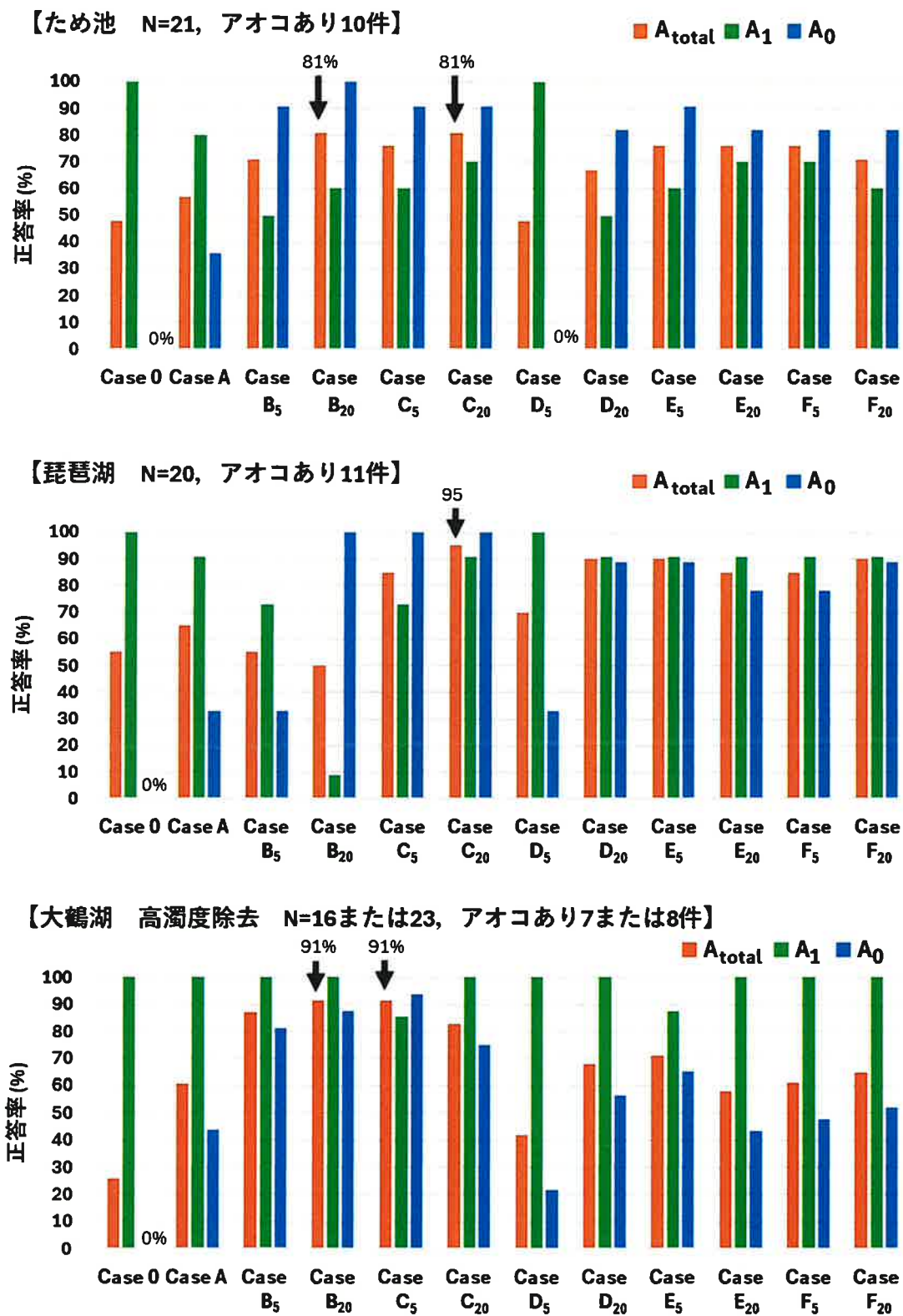


図-7 ため池, 琵琶湖, 大鶴湖におけるアオコの推定結果

も大鶴湖平均の基準スペクトルまたは観測日作成の基準スペクトルであり、他水域の平均スペクトルを大鶴湖に適用した場合は正答率が大幅に低下した（42～71％）。

5. 4 大鶴湖における現場測定と容器測定の比較

大鶴湖における現場測定($\overline{Fl}_{fi}$)と容器測定($\overline{Fl}_{si}$)の差を議論するために、まず、両者の蛍光値の差 $\Delta\overline{Fl}_i(=\overline{Fl}_{si}-\overline{Fl}_{fi})$ が、測定自体の時間変動と比較して有意であるかどうかを評価した。具体的には、全 9 波長において $|\Delta\overline{Fl}|_i \leq \max(2\sigma_f, 2\sigma_s)_i$ を満たす場合、有意な差はないとした。この基準に基づくと、全 36 日分の観測データのうち 10 サンプルで有意な差は認められず、時間変動内の相違と見なされた。さらにこの半数で、高密度(平均 40,365cells/mL)のアオコが確認された。群体が大型化したアオコは水中で不均一に存在し、さらに表層に集積して風の影響で分布が変化しやすいため、アオコ発生時の測定は時間変動が生じやすいと考えられる。

次に、MEX により得られた励起蛍光スペクトルを全 9 波長で平均した $\overline{Fl}_{f\text{ave}}$ (現場測定) と $\overline{Fl}_{s\text{ave}}$ (容器測定) を比較した (図-8(a))。ここで、全観測日における珪藻および緑藻の細胞数の中央値は 185cells/mL と緑藻 74cells/mL であったことから、両者の合計細胞数が 5000cells/mL 以上であれば珪藻と緑藻の発生が多い日として区別した。全てのデータにおいて一貫した傾向が見られるわけではないものの、 $\overline{Fl}_{s\text{ave}}$ が $\overline{Fl}_{f\text{ave}}$ を上回るという特徴的なケース ($\overline{Fl}_{f\text{ave}} < \overline{Fl}_{s\text{ave}}$) があることが確認できた (図-8(a)中の No.2:2020/8/25, No.4:2022/8/24, No.5:2025/4/30)。これら調査日の植物プランクトン組成を見ると、珪藻または緑藻の細胞数が多く (図-8(b))、その際の時間日射量は 1.3～1.9MJ/m² 程度であった。このことを踏まえると、上記のような傾向が表れた理由として、藍藻に比べて珪藻や緑藻は単位 Chl.a の当たりの蛍光強度が顕著に大きい ($\overline{Fl}_{f\text{ave}}$ や $\overline{Fl}_{s\text{ave}}$ が大) こと、さらに現場測定では、外光の影響により非光化学的消光 (Non-Photochemical Quenching : NPQ) が生じ (Ruban *et al*, 2004)、容器測定と比較して蛍光強度が過小評価される ($\overline{Fl}_{f\text{ave}} < \overline{Fl}_{s\text{ave}}$) ことが考えられる。ここで、消光 (Quenching) とは、光合成生物が吸収した光エネルギーが蛍光以外の形で消費される現象を指し、そのうち光合成以外の要因によって生じるものが NPQ と呼ばれる。NPQ の主要なメカニズムとして過剰な光に対する保護作用があるため、外光を遮ることで蛍光強度が増加すると考えられる。なお、2025/4/30 は $\Delta\overline{Fl}_{\text{ave}}(=\overline{Fl}_{s\text{ave}}-\overline{Fl}_{f\text{ave}})$ に差が見られるものの (図-8(a), No.5)、この時は緑藻に加えてアオコも発生していたため (図-8(b), No.5)、データの時間的な変動が大きく、有意な差とは判断できなかった。一方、2022/5/17 も高密度の珪藻が確認されたものの (図-8(b), No.3)、 $\Delta\overline{Fl}_{\text{ave}}$ に差は見られなかった (図-8(a), No.3)。同日の日射量は欠測しており詳細は不明だが、珪藻が約 10, 000 cells/mL、時間日射量が

0.7MJ/m² であった 2019/8/28 でも $\Delta \overline{Fl}_{ave}$ に差が見られなかったことから (図-8(a), No.1) 、同日も低光量だった可能性が考えられる。

5. 5 遮光条件下における蛍光計測の時間変化

短時間 (30 秒から数分) での消光の影響を調べるため、遮光の有無による蛍光の経時変化を調べた (写真-2)。緑藻 (*Dictyosphaerium* sp.) が優占している時の結果を図-9 に示す。これより、遮光条件下では遮光無と比べて平均蛍光強度が高く、さらに経過時間とともに蛍光強度が増加する傾向が見られた。この傾向は、Chl.*a* 蛍光を反映する 420 nm および 435nm の波長で特に顕著であった。一方、藍藻 (*Microcystis aeruginosa*) 優占時の表層水について、遮光の有無を 60 秒平均した励起蛍光スペクトルと比較すると (図-10)、一部の藍藻種で検出される藍藻色素に対応する 570nm において蛍光の増加が認められた。藍藻の消光メカニズムは緑藻や珪藻とは異なるが、藍藻でも数秒から数分で回復する消光現象が報告さ

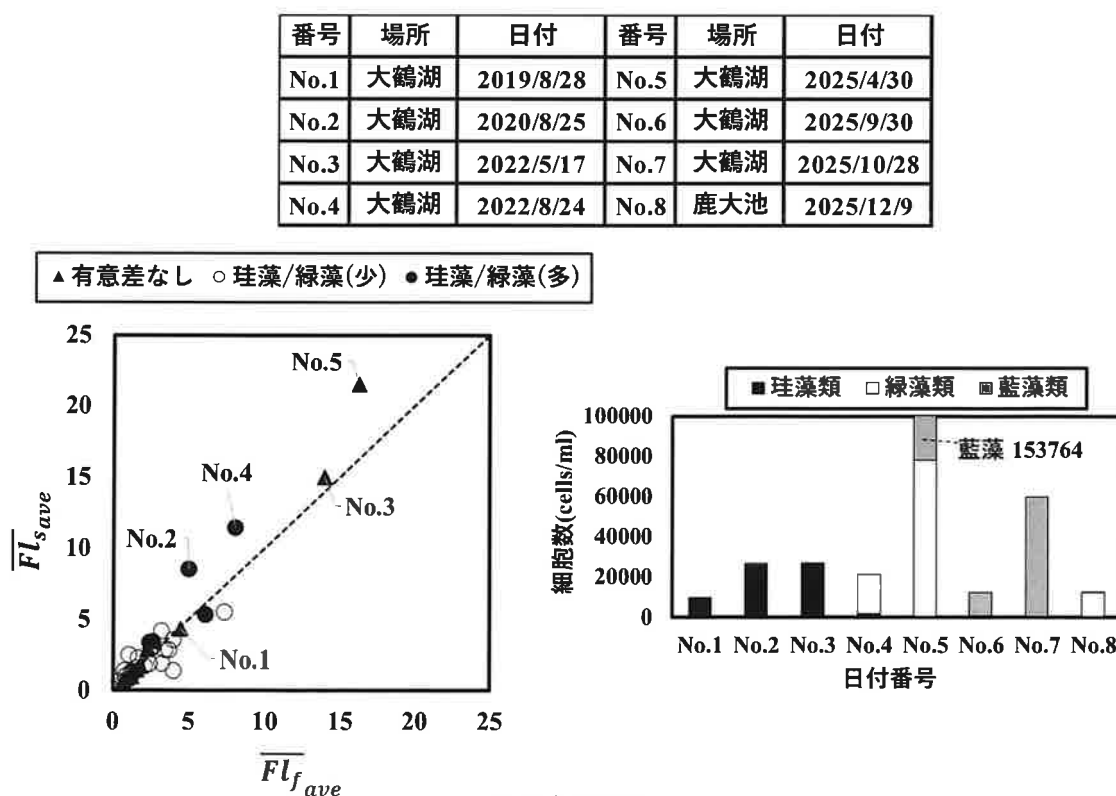


図-8 観測結果

- (a) 全波長平均した現場測定と容器測定と比較
(b) 主要観測日における植物プランクトン組成

※図中の番号は表中のデータを意味する



写真-2 遮光した状態（センサーをカバー）でアオコの計測をしている様子

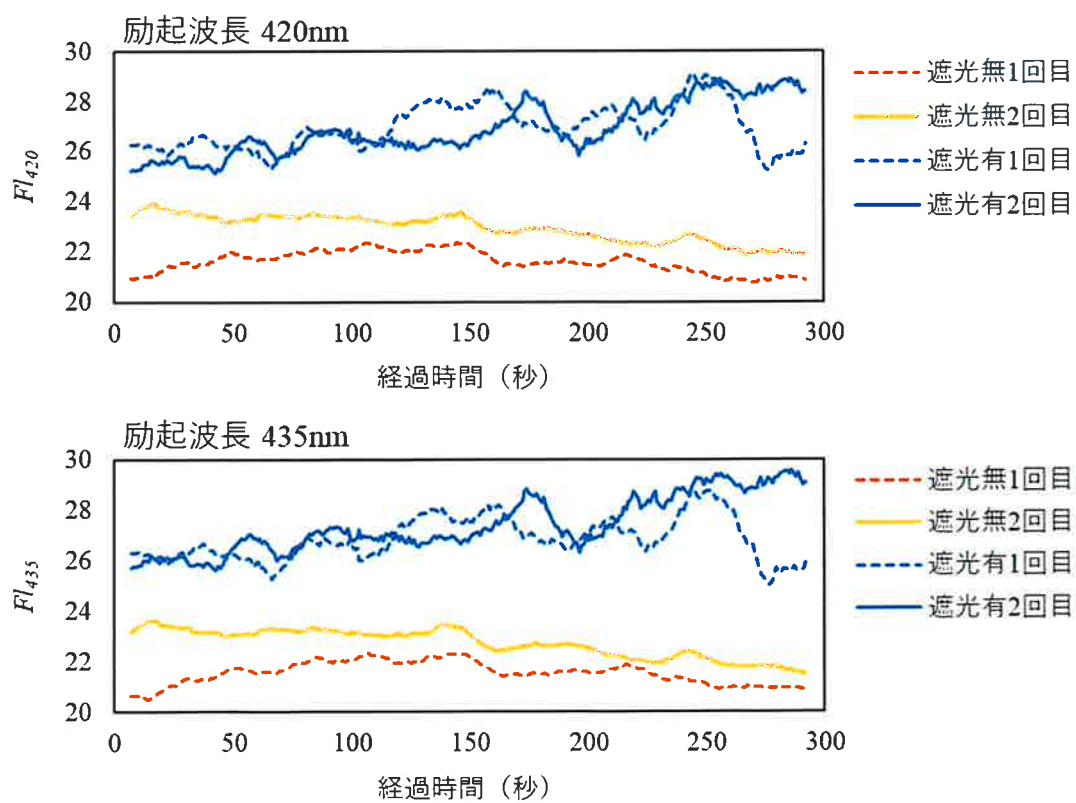


図-9 遮光の有無による蛍光強度の経時変化（緑藻優占時）

れており (Kirilovsky, 2007)、既往の基礎研究と矛盾の無い結果が得られた。さらに、この蛍光スペクトルの違いが、アオコ推定値に与える影響を評価した結果、遮光無の場合の 4.5mg/m^3 に対し、遮光有の場合は約 3.8 倍高い 16.9mg/m^3 に達することが分かった。

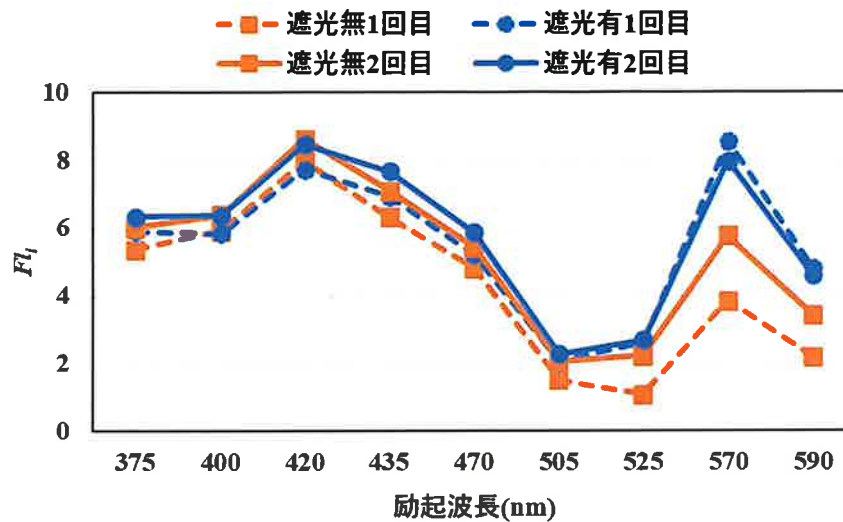


図-10 遮光の有無による励起蛍光スペクトルの相違 (藍藻優占時)

6. 考 察

本研究を通じて、サイズ分画基準スペクトルを用いた MEX によるアオコ推定手法が、大鶴湖・ため池・琵琶湖の複数水域で有効に機能することが示された。

判定基準については、大鶴湖の高濁度時を除外したデータ ($\text{TURB} \leq 50 \text{ FTU}$) を用いた ROC 解析により、 $\text{AUC} = 0.983$ という高い識別能力が確認された。この閾値 ($C_0 = 500 \text{ cells/mL}$ 、 $S_0 = 0.5 \text{ mg/m}^3$) を琵琶湖・ため池に適用した結果、 $\text{AUC} = 0.944$ (琵琶湖) および 0.764 (ため池) が得られ、大鶴湖で決定した閾値の汎用性が確認された。ため池の AUC が相対的に低い原因として、多様な種構成 (最大 19 種) やアオコ発生期を狙ったサンプリング設計による陽性データの偏りが考えられる。

Chl.a-S 分画の最適なフィルタリングサイズ (分画孔径) については、水域の種構成や粒子特性によって異なることが示唆された。大鶴湖のように大型の *Microcystis* 属が主体の水域でも、より細かい分画 ($5 \mu\text{m}$) が有効に機能する場合があります、分画サイズの選択には水域ごとの検討が求められる。また、高濁度時を除外したデータに対する大鶴湖の推定結果を見ても (図-7)、平均の基準スペクトルを用いた Case C では $0.2 \sim 5 \mu\text{m}$ 分画の方が $0.2 \sim 20 \mu\text{m}$

より A_{total} が高いのに対し（Case C₅ : A_{total} = 91.3%、Case C₂₀ : A_{total} = 82.6%）、観測日の基準スペクトルを用いた Case B ではその逆の結果（Case B₅ : A_{total} = 87.0%、Case B₂₀ : A_{total} = 91.3%）となり、分画するサイズによる明確な差は見られなかった（表-4、図-7）。

観測日に作成した基準スペクトルよりも、複数回の観測データから算出した平均スペクトルを用いた方が安定した推定精度が得られることが、今回新たに大鶴湖においても確認された（図-7）。また、大鶴湖平均スペクトルが全3水域で安定した高い正答率を示し、最も汎用性が高いスペクトルであった。フィルターサイズのみで分画した Chl.*a*-S 分画や CDOM 分画は、その時々で構成する植物プランクトン種や有色溶存有機物（CDOM）の存在比が変わることによって変化するはずである。そのため、観測当日に作成した基準スペクトル（Case B）が最も高い推定精度を有すると考えられたが、琵琶湖やため池では、むしろ大鶴湖平均（Case C）を用いた方が良い推定精度を示した（図-7）。このような結果は、ろ過した水塊の蛍光差として作成される基準スペクトル一つ一つには、少なからぬ誤差（厳密には、ろ過によって濁度や水温、植物プランクトンの群体構造等も変化する可能性がある）が含まれていることを示唆している。また、アオコが繰り返し発生する富栄養水域では、非ブルーム期においても種多様性が相対的に低く、*Microcystis* 属等の特定の藍藻種が優占する傾向にある（Roelke and Buyukates, 2002）。このような水域では植物プランクトンの種組成が類似するため、一つの水域で作成した平均基準スペクトルが他の水域にも汎用的に適用できる可能性が示唆される。ただし、Roelke & Buyukates（2002）が指摘するように、植物プランクトンを分類群レベルで粗くまとめた場合には水域間の種組成の違いが識別できなくなるため、種レベルの構成が大きく異なる水域への適用には注意が必要である。

6. 1 どの基準スペクトルを用いても誤判定となる観測日の特徴

本解析で対象とした基準スペクトルのいずれを用いても正答できなかった観測日を特定し、その特徴を分析した（表-6）。その結果、琵琶湖・ため池では該当事例はなく、大鶴湖でのみ10件が確認された。これら10件は全て偽陽性（アオコが発生していない時に、アオコ発生有と判定）であり、以下の3タイプに分類された。

タイプ① 高濁度による偽陽性（7件）：濁度が概ね 130 FTU 以上のサンプルで、NNLS が濁度由来の蛍光をアオコ成分に誤帰属していると考えられる。50 FTU を超える条件では偽陽性リスクが高まるが（Bowling *et al.*, 2013, Bertone *et al.*, 2018）、必ずしも全ての高濁度サンプルで誤判定となるわけではない。本データでは概ね 130 FTU 以上のサンプルで偽陽

性が発生していた。この問題は使用する基準スペクトルの種類によらず生じる物理的な限界である。

タイプ② 低密度藍藻・閾値付近（2件）：細胞数が 90～290 cells/mL と正解ラベルの閾値（500 cells/mL）を下回るにもかかわらず推定値が高い事例である。藍藻が実際に存在しているにもかかわらず、正解ラベルの閾値設定の問題により「陰性」とされているケースである可能性がある。

タイプ③ 低濁度・バックグラウンド蛍光による偽陽性（1件）：2017-12-25 は濁度が低く藍藻細胞数もゼロにもかかわらず、0.7 μ m の当日スペクトルを用いてもアオコ推定値が 2.3 mg/m³ と閾値を大きく上回った。CDOM や微小植物プランクトン由来のバックグラウンド蛍光がアオコ成分に割り当てられている可能性がある。なお、2018 年の観測日のうち 5 件（2018-01-18, 08-10, 09-18, 10-02, 10-22）については、0.7 μ m フィルターを用いた当日基準スペクトルを使用することで正答（陰性）となった。これは 0.7 μ m 分画が CDOM や微小植物プランクトン由来の蛍光をより適切に除去できることを示しており、水域特性や観測期間に応じたフィルタリングサイズの選択が重要であることを示唆するものである。

表-6 どの基準スペクトルを用いても誤判定となる観測日（大鶴湖，10 件）

観測日	地点	細胞数 (cells/mL)	濁度 (FTU)	誤判定 種別	備考
2017-11-28※	大鶴湖 K8	0	86	偽陽性	高濁度 (>50 FTU)
2017-12-25※	大鶴湖 K8	0	18	偽陽性	低濁度バックグラウンド
2018-07-24※	大鶴湖 K8	290	16	偽陽性	低密度藍藻・閾値付近
2018-10-17※	大鶴湖 K8	0	1083	偽陽性	高濁度 (>50 FTU)
2022-08-01	大鶴湖 K8	0	1106	偽陽性	高濁度 (>50 FTU)
2022-09-07	大鶴湖 K8	0	132	偽陽性	高濁度 (>50 FTU)
2022-09-28	大鶴湖 K8	64	184	偽陽性	高濁度 (>50 FTU)
2022-10-25	大鶴湖 K8	0	410	偽陽性	高濁度 (>50 FTU)
2023-07-24	大鶴湖 K8	140	523	偽陽性	高濁度 (>50 FTU)
2023-10-24	大鶴湖 K8	90	5	偽陽性	低密度藍藻・閾値付近

※ 2017～2018 年の観測日は 0.2 μ m 系の観測日基準スペクトルが存在しないため、比較対象は 0.7 μ m の当日スペクトルおよび各水域平均スペクトルである。

以上の分析から、どの基準スペクトルを用いても正答できない誤判定は、基準スペクトルの選択の問題ではなく、高濁度条件という物理的な限界、正解ラベルの閾値付近という本質的な困難、またはバックグラウンド蛍光の誤帰属に起因することが示された。

7. 結 論

本研究により、以下の知見が得られた。

- ・ 大鶴湖で決定した閾値 (C_0 : 検鏡細胞数=500 cells/mL、 S_0 : センサー出力値=0.5 mg/m³) を独立した検証水域である琵琶湖とため池に適用し、大鶴湖平均の基準スペクトルを適用した結果、琵琶湖では、アオコ発生に関する正答率 (正答数/全データ数) A_{total} が 95%、ため池では A_{total} 81% が得られた。これにより、複数の水域において MEX を用いたアオコセンサー計測が可能であることが示された。
- ・ 観測日ごとに作成した基準スペクトルよりも、複数回の観測データから算出した平均基準スペクトルを用いた方が安定した推定精度が得られた。
- ・ 観測データが多い大鶴湖の平均基準スペクトル (Case C_{20}) が全 3 水域で安定した高い正答率を示し (大鶴湖 A_{total} = 83 %、琵琶湖 A_{total} = 95 %、ため池 A_{total} = 81 %) 、最も汎用性の高いスペクトルであった。
- ・ 全ての基準スペクトルで誤判定となった観測日は大鶴湖の 10 件 (全て偽陽性) に限られ、琵琶湖・ため池では該当例はなかった。誤判定の原因は①高濁度 (7 件) 、②低密度藍藻・閾値付近 (2 件) 、③バックグラウンド蛍光の誤帰属 (1 件) の 3 タイプに分類され、いずれも基準スペクトルの選択ではなく計測・判定条件に起因するものであった。
- ・ 大鶴湖において、現場測定と容器測定の間有意な差が生じる事例が確認され、その主要因は光量 (光阻害・消光) であることが示された。
- ・ 遮光条件下では遮光なしと比べて平均蛍光強度が増加し、アオコ推定値も高くなった。このため、日中の光量変化が現場計測の精度に影響する可能性が示された。

以上のように、多波長励起蛍光光度計を用いたアオコ推定の汎用性が確認された。具体的には、藍藻・緑藻・珪藻の基準スペクトルに加えて、現場試水から作成した小型植物プランクトン分画および CDOM 分画の平均基準スペクトルを用いること、また、表層に係留する場合にはセンサーを遮光することにより、検鏡結果を比較的高い精度で再現できる。ただし、高濁度条件下では偽陽性が増加するため、機械学習などと組み合わせてセンサー計測の精度を改善するとともに、衛星画像や水中カメラ画像の解析なども併用し、総合的なアオコの早期発見を目指す必要がある。

謝 辞

本研究を遂行するにあたり、研究助成をしていただいた公益財団法人 旭酒造記念財団に深甚なる謝意を表します。また、本研究の現地調査を遂行するにあたり、国土交通省九州地方整備局・鶴田ダム管理所の皆様、国土交通省近畿地方整備局・琵琶湖河川事務所の伊保朋弥氏、高田貴子氏、株式会社近畿地域づくりセンター・水環境研究所の吉原忠志氏および鹿児島大学工学部の学生諸氏に多大なるご協力をいただきました。ここに深甚なる謝意を表します。最後に、本研究成果の一部は津曲優貴君の卒業論文（令和6年度）、本多隼君の卒業論文（令和7年度）としてまとめられていることを付記します。

参考文献

- 小橋乃子・安達貴浩, 2019, 藻類組成と DOC の簡易推定を目的とした多波長励起蛍光光度計の活用, *土木学会論文集 B2(海岸工学)*, 75 巻 2 号 p. I_1255-I_1260.
- 中川恵・高村典子, 2011, フィコシアニンセンサーによる野外でのアオコの定量, *陸水学会誌*, 72, pp.145-152.
- 西村昌高・小橋乃子・安達貴浩, 2021, アオコとウキクサの管理におけるデジタル画像の活用, *令和2年度土木学会西部支部研究発表会講演概要集*, pp145-146.
- 平井樂・安達貴浩・小橋乃子, 2024, アオコ検出のための多波長励起蛍光光度計の活用, *令和5年度土木学会西部支部研究発表会講演概要集*, pp787-788.
- Bertone, E., Burford, M.A. and Hamilton, D.P., 2018, Fluorescence probes for real-time remote cyanobacteria monitoring: a review of challenges and opportunities, *Water Res.*, 141, pp. 152-162
- Bowling, L., Ryan, D., Holliday, J. and Honeyman, G., 2013, Evaluation of *in situ* fluorometry to determine cyanobacterial abundance in the Murray and lower Darling rivers, Australia, *River Research and Applications*, 29, 8, pp.1059-1071.
- Hou, X., Feng, L., Dai, Y., Hu, C., Gibson, L., Tang, J., Lee, Z., Wang, Y., Cai, X., Liu, J., Zheng, Y. and Zheng, C., 2022, Global mapping reveals increase in lacustrine algal blooms over the past decade, *Nature Geoscience*, 15 (2), pp. 130-134
- Kirilovsky D, 2007, Photoprotection in cyanobacteria: the orange carotenoid protein (OCP)-related non-photochemical-quenching mechanism. *Photosynth Res.*, 93(1-3):7-16.
- O'Neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A. and Gobler, C.J., 2012, The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change, *Harmful Algae*, 14, pp.313-334.

- Roelke and Buyukates, 2002, Dynamics of phytoplankton succession coupled to species diversity as a system-level tool for study of *Microcystis* population dynamics in eutrophic lakes, *Limnol. Oceanogr.*, 47(4), pp.1109–1118.
- Rousso, B. Z., Bertone, E., Stewart, R. A., Hughes, S. P., Hobson, P. & Hamilton, D. P., 2022, Cyanobacteria species dominance and diversity in three Australian drinking water reservoirs, *Hydrobiologia*, 849, pp. 1453–1469.
- Ruban AV, Lavaud J, Rousseau B, Guglielmi G, Horton P, Etienne A-L, 2004, The super-excess energy dissipation in diatom algae: comparative analysis with higher plants. *Photosynth Res.* 82:165–175.
- Yoshida, M., Horiuchi, T. and Nagasawa, Y., 2011, In situ multi-excitation chlorophyll fluorometer for phytoplankton measurements: Technologies and applications beyond conventional fluorometers, *OCEANS'11 MTS/IEEE KONA*, pp. 1-4.
- Zamyadi, A., Choo, F., Newcombe, G., Stuetz, R., Henderson, R.K., 2016, A review of monitoring technologies for real-time management of cyanobacteria: recent advances and future direction, *Trac. Trends Anal. Chem.*, 85, pp. 83-96.