

福島県さくら湖における計量魚群探知機を用いた 藍藻類の音響計測の試み

中森 陸^{1*}・南 憲吏²・白川北斗³・朱 妍卉¹・沖津二郎⁴
・大杉奉功⁵・東 信行⁶・金 相曄²・谷田一三⁷
・黒田充樹¹・長岡祥平¹・佐藤信彦³・宮下和士³

Acoustic measurement of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* using a quantitative echo sounder in Lake Sakura

**Riku Nakamori^{1*}, Kenji Minami², Hokuto Shirakawa³, Yanhui Zhu¹,
Jiro Okitsu⁴, Tomonori Osugi⁵, Nobuyuki Azuma⁶, Sangyeob Kim²,
Kazumi Tanida⁷, Mitsuki Kuroda¹, Shohei Nagaoka¹
Nobuhiko Sato³, Kazushi Miyashita³**

¹ 北海道大学大学院 環境科学院 ・ Graduate School of Environmental Science, Hokkaido University, 20-5 Benten-cho, Hakodate, Hokkaido, 040-0051, Japan.

² 島根大学エスチュアリー研究センター ・ Estuary Research Center, Shimane University, 1060 Nishikawatsu-cho, Matsue 690-8504, Japan.

³ 北海道大学北方生物圏フィールド科学センター ・ Field Science Center for Northern Biosphere, Hokkaido University, 20-5 Benten-cho, Hakodate, Hokkaido, 040-0051, Japan.

⁴ 応用地質株式会社 地球環境事業部 応用生態工学研究所 ・ Ecology and Civil Engineering Institute, Global Environment Business Division, OYO Corporation, 275, Aza-Ishibata, Oaza-Nishikata, Miharu-machi, Tamura-gun, Fukushima 963-7722 Japan.

⁵ (一般財団法人) 水源地環境センター ・ (General Foundational Juridical Perso) Water Resource Environmental Center, 2-14-2, Kojimachi, Chiyoda-ku, Tokyo, 102-0083, Japan.

⁶ 弘前大学 農学生命科学部 ・ Faculty of Agriculture and Life Science, Hirosaki University, 3 Bunkyo-cho, Hirosaki, Aomori, 036-8561, Japan.

⁷ 大阪府立大学大学院 理学系研究科 ・ Graduate School of Sciences, Osaka Prefecture University, 1-1 Gakuen-cho, Naka-ku, Sakai, Osaka, 599-8531, Japan.

* Corresponding Author

受付日：2021年9月28日，受理日：2022年2月10日，WEB掲載日：2022年3月31日

Abstract: Lacustrine blooms, extraordinary growth of cyanobacteria, contribute to the deterioration of the water quality of dam-formed lakes. It is, therefore, necessary to establish a method for monitoring blooms both spatially and temporally. In this study, we used an acoustic method to investigate the relationship between acoustic reflection intensity and the number of cells. The study was carried out at the Miharu dam reservoir (Lake Sakura), Tamura-gun, Fukushima, Japan, in August 2019 and 2020. Using a 120 kHz quantitative echo sounder, volume backscattering strength (Sv) was measured to 10 m from the surface, where blue-green algae move vertically. Cell numbers of plankton in samples were counted. As a result, the Sv at these depths ranged from -81 to -55 dB. The cyanobacteria count ranged from 11,000 to 232,362,600 cells/l, and the most abundant species was *Microcystis aeruginosa*. There was a significant correlation between Sv and the number of cyanobacteria cells ($p < 0.01$). Because gases from the air contributed to the acoustic reflection intensity, it is believed that the gas vesicles in *M. aeruginosa* also contributed to the acoustic reflectance and therefore to the significant correlation between Sv and the number of cyanobacteria cells. In the future, it is expected that the acoustic measurement method will be valuable for evaluating cyanobacteria spatially and temporally in the Miharu dam reservoir.

Key words: acoustic measurement, cyanobacteria, vertical variation, quantitative echo sounder

はじめに

日本の内湾、湖沼等の閉鎖性水域における全窒素および、全リンの環境基準の達成は、海域や河川等の開放性水域と比べて容易ではない（平成29年版環境白書，2017）。その原因として、閉鎖性水域では水の回転率が低く（梅田・落合，2012）、流入した汚濁物質が堆積し、堆積物からの栄養塩の溶出量が増加することによる水域の富栄養化が挙げられる（小松ほか，1999；田口ほか，2001）。特にダム湖では、窒素・リンといった栄養塩類の流入が多く、水の回転率が低いという特徴がある（梅田・落合，2012）。富栄養化したダム湖では、度々、藍藻類の異常増殖（アオコ）の問題が報告されている（梅田ほか，2006；有井ほか，2018）。アオコは水面を緑色に覆い、異臭の発生や利水障害、景観の悪化を引き起こす（荒井・高須，1997）。ダム湖水は日本の水道水源の約50%を担っているため（日本水道協会，2021）、ダム湖水の適切な管理・改善は急務であり、そのためには、まず湖内のアオコの発生状況を把握し、それに応じた対策を講じる必要がある。

本研究で対象とする福島県に位置する三春ダムは、平成10年の竣工から現在に至るまで、周辺地域への農業用水や生活用水、工業用水の供給や、大雨時の洪水調節等の重要な役割を担う多目的ダムである。三春ダムには、蛇石川、大滝根川等の河川が流入している。三春ダム貯水池（以下さくら湖）は

夏になると *Microcystis aeruginosa* 等が大量に発生しアオコが形成され（西村ほか，2012）、水質を悪化させる原因の一つとなっている。そのため、さくら湖において水質保全対策は重要な課題となっており、アオコの発生状況の把握が求められている。

アオコの発生には様々な環境因子が考えられており、特に栄養塩の濃度や水温との関連が報告されている（藤本ほか，1995）。また、アオコの発生は流入河川や地域環境といった外部条件にも影響を受けているため、それぞれの湖沼においてアオコの発生状況は異なる（南條ほか，1998）。さらに、単一の湖沼においても、各年の気象状況や、水平方向の移流によって発生状況が異なるため（早川ほか，2012）、アオコの発生状況の把握は、有効な時空間スケールでモニタリングを行う必要がある（石川ほか，2003）。

現在、アオコの発生状況の把握に関する調査には、採水や、衛星・航空機を使ったリモートセンシングがある（高須ほか，1994；石川ほか，2003；塚本ほか，2019）。採水調査は採水地点の詳細なデータを得ることができるが、多大な労力を要し、時空間的に密なデータを得ることが困難である（横山ほか，1997）。衛星リモートセンシングは水平的に広域な分布を把握することができるが、表層付近の情報に限り、鉛直方向の分布を把握することは難しいとされている（中山ほか，2000）。アオコの分布情報を詳細に把握するには、三次元に高頻度でデータ

福島県さくら湖における計量魚群探知機を用いた藍藻類の音響計測の試み

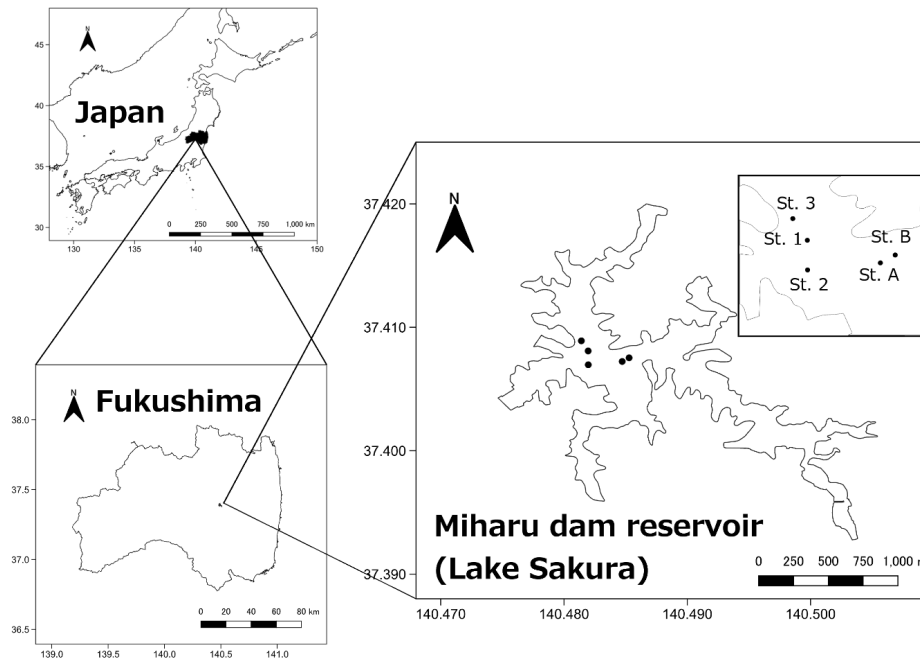


図1 福島県さくら湖における調査地点. 地点 A, B はそれぞれ 2019 年の昼と夜の調査地点で, 地点 1 から 3 は 2020 年の昼の調査地点である.

Fig. 1 The study area and the survey points in Lake Sakura, Fukushima Prefecture, Japan. Stations A and B are the nighttime and daytime data of 2019. Stations 1 to 3 are the daytime data of 2020.

を収集できる手法の確立が求められている. そこで, 短時間に広範囲の生物情報を収集できる音響手法が候補に挙げられる(飯田, 2002). 音響手法は, 水中へ発射した超音波が対象物にあたり, 跳ね返ってきた反射波を捉えることで, 対象物からの音響反射強度を計測する仕組みであり, 対象物の有無, 深度, 生物量といった情報を推定することが可能である(Simmonds and MacLennan, 2005). 音響手法のうち計量魚群探知機(以下, 計量魚探機)を用いた音響手法は, 生物情報に関する音響指標を定量化された数値に変換して出力できるため, 水産資源調査において科学的な評価手法の一つとして用いられている(Axenrot et al., 2004). 近年では水産生物の資源量推定だけでなく, 沈水植物や魚類の餌生物となる動物プランクトンの生物量推定にも用いられている(Fortin et al., 1993; Amakasu et al., 2017). 計量魚探機はアオコの原因となる植物プランクトンへも展開され, Ostrovsky et al. (2020) は無傷の植物プランクトンとガス胞を破壊した植物プランクトンを用いて, 植物プランクトンの音響反射強度がガス胞を持つか否かに大きく依ることを示した. また Chu et al.

(2021) がイスラエルの最大の湖であるキネレット湖において *Microcystis flos-aquae* のブルーム時に音響周波数特性を調べ, 計量魚探機を用いたアオコの定量的な測定の有効性を示した. しかし, これらは限定的な知見であり, またアオコを形成する藍藻類の構成種や構成比は場所によって異なる(青森ほか, 2019). *Microcystis aeruginosa* 等が増殖しアオコを形成する日本のさくら湖においても計量魚探機によるアオコの計測の有効性については検証する必要がある.

本研究では, 夏季の三春ダム貯水池のさくら湖における, 計量魚探機で測定された音響反射強度と藍藻類の細胞数の関係を調べた. なお, 藍藻類以外の生物の音響反射についても関係がないかを調べるため, 藍藻類以外の植物プランクトンの細胞数および動物プランクトンの個体数についても計数した.

方法

調査は福島県田村郡三春町にある三春ダムの貯水池のさくら湖で行った(図1). さくら湖には5

表 1 音響計測に用いた魚群探知機 KSE-310 の計測設定。

Table 1 Specifications and settings for the quantitative echo sounder (Simbia model KSE-310, 120 kHz) used in all surveys.

Transducer	T-182
Frequency (kHz)	120
Transducer type	Split beam
Pulse length (ms)	0.3

つの河川からの流入があるため、栄養塩の増加によって富栄養化になりやすい湖である（梅田・落合, 2012）。また、その集水域の人口が多く、度々富栄養化し、アオコの発生による水質問題が発生している（堀井ほか, 2014）。特に、夏季になると水温の上昇によって藍藻類を中心とした藻類が増加し、さくら湖ではアオコの問題が懸念されている（梅田ほか, 2006）。よって、本研究ではアオコの発生源である藍藻類が大量に発生する夏季（芹沢ほか, 2010）に着目し、2019年8月20日と21日、および2020年8月19日に調査を行った。2019年は昼夜に行い、2020年は昼間に行った。調査を行った両年ともにアオコは発生しており、現地でもモニタリング調査を行っている人への聞き取りによると、2019年のほうが2020年よりもアオコの発生量が多かった。また、アオコの発生状況は水の動きに強く影響される（石川ほか, 2003）。そのため、周辺河川からの流入の影響を受けにくく、アオコの発生がしやすいさくら湖の中心付近において音響調査、および採水調査を実施した（図1）。なお、2019年は湖心中央部2地点、2020年は3地点で調査を行った。

音響調査にはスプリットビーム方式の計量魚探機（KSE-310, ソニック社製）を用い、計測には120 kHzの周波数を使用した（表1）。定量性を確保するために、各調査開始前に38.1 mmのタングステンカーバイド球を用い、計量魚探機の較正を行った。また、2019年では、トランスデューサーを船側に設置して調査したが、2020年では、トランスデューサーに浮力体を取り付け、船で曳き調査した（図2）。トランスデューサーの深度は2019年2020年それぞれ湖面から32 cmと88 cmにし、各調査地点で5分間湖内の音響情報を収集した。採水調査は、音響調査と同時に、バンドーン採水器（11）を用いた植物プランクトンの採水、シンドラーサンプラー（151）

を用いた動物プランクトンの採水を実施した。船上から採水器を落とし、各深度で止めて引き上げることで様々な深度帯のプランクトンを収集した（表2）。その後、植物プランクトンのサンプルを5%ホルマリン溶液、動物プランクトンのサンプルを10%ホルマリン溶液で直ちに固定した。

計量魚探機で得られた音響データはEchoview ver. 11.1 (Sonardata Tasmania Pty Ltd.)を用いて解析を行った。各調査地点の採水直前に収録された音響データのうち、30秒間を解析範囲とした。また、藍藻類の鉛直移動の最大到達深度が約10 mであったため（増木ほか, 2012）、解析では深度10 mより深い深度のデータを含まなかった。さらに、表層ではビームが狭く送受波器に近く、安定したデータを取得できないため、トランスデューサーから0.5 mまでの音響データを解析範囲から除外した。湖底から斜線状に表層に向かって出た反応は湖底からの気泡であるとし解析から除外した。また、-45 dB以上の反応が5 ping以上続いたものは魚の反応として本研究では解析から除外した（図3）。その後、音響データを湖面から鉛直方向1 mのグリッドで分け、グリッド毎の単位体積あたりの音響反射強度である体積後方散乱強度 (S_v) にわけ (Simmonds and MacLennan, 2005)、採水深度層の S_v を抽出した。

採水データから種同定および細胞数の計測を行った。なお、植物・動物プランクトンの分類および種名は「河川水辺の国勢調査のための生物リスト (2018)」に準拠した。また、聞き取りにより2019年と2020年でアオコの発生量が異なるという情報があったことから、2019年と2020年のデータに違いがあるかを検討した。ノンパラメトリックに2群の比較を行う代表的な手法であるWilcoxonの順位和検定を用いて検定し（浜田, 2015）、綱ごとに分けた植物・動物プランクトンの細胞数または個体数、および採水深度の S_v が2019年と2020年で有意に差があるかを判定した。さらに、2019年と2020年の S_v と細胞数または個体数の検定結果が2019年と2020年で同じ傾向を示した植物・動物プランクトンについては、プランクトンの細胞数または個体数と S_v の相関を示した。その際、 S_v は対数値であるため、プランクトンの細胞数または個体数も対数を取り使用した。統計解析には統計ソフトR (ver. 4.0.3) のパッケージ exact Rank Tests を使用した。

表 2 植物プランクトンと動物プランクトンの採水深度.

Table 2 Water sampling depths of phytoplankton and zooplankton at each survey point.

Sampling point	Sampling date	Sampling depth (m)	
		Phytoplankton	Zooplankton
St A	20 August 2019	5 and 10	5, 8 and 10
St B	21 August 2019	5, 8 and 10	5 and 10
St 1	19 August 2020	4	4 and 9
St 2	19 August 2020	3 and 8	3
St 3	19 August 2020	3, 5 and 6	3, 5, 6 and 10

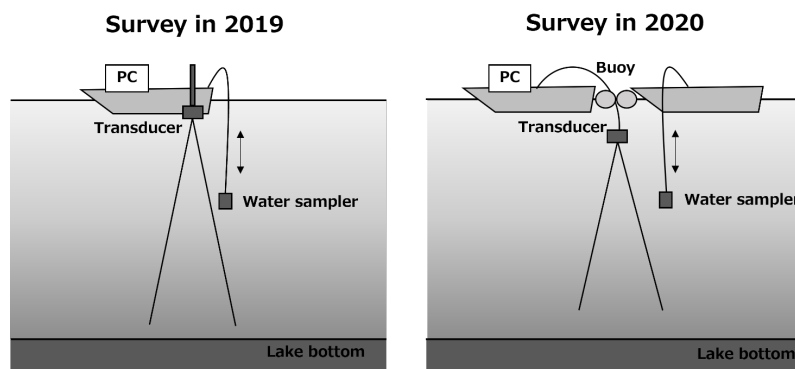


図 2 魚群探知機を用いた音響調査の概略図. 2019 年では, トランスデューサーを船側に設置し, 2020 年では, トランスデューサーに浮力体を取り付け, 船で曳き調査した

Fig. 2 Conceptual diagrams of the acoustic surveys in 2019 and 2020. In 2019, the transducer was installed on the ship's port side. In 2020, it was attached to a buoy and towed by the ship.

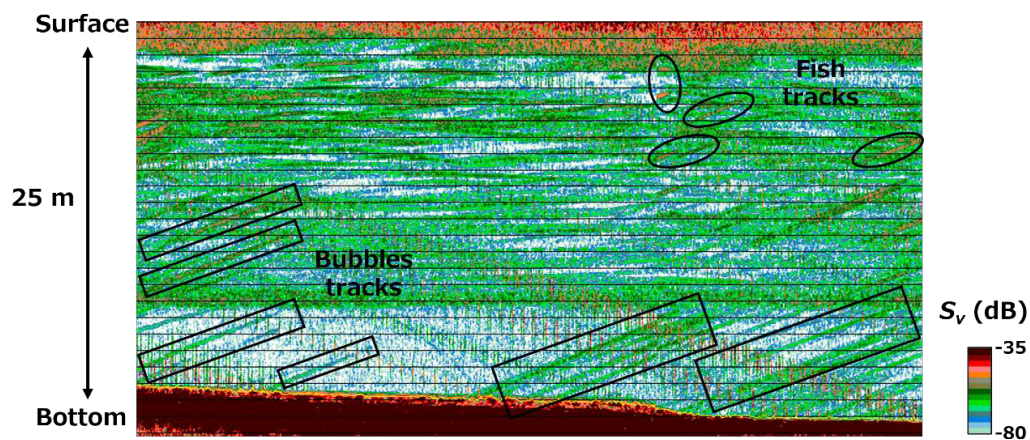


図 3 気泡(四角形)と魚の反応(楕円形)のエコーグラム.

Fig. 3 Echogram showing bubble tracks (square area) and fish tracks (circled area). The color figure is available in the pdf version from the web site.

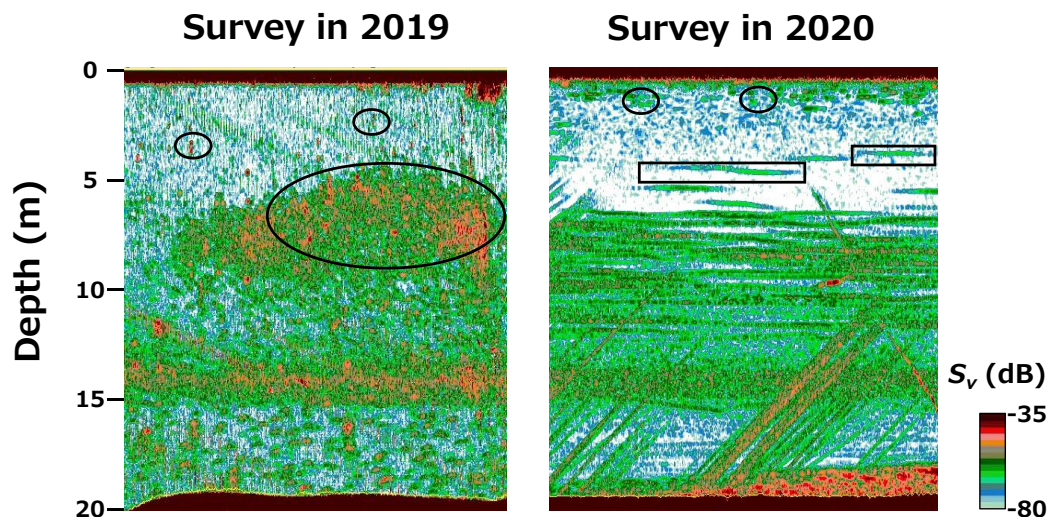


図4 2019年と2020年のさくら湖の代表的なエコーグラム。左図は2019年の昼のエコーグラムで右図は2020年の昼の同じ場所のエコーグラムを示している。楕円と四角形で囲われた箇所は藍藻類の音響反射を示している。

Fig. 4 Echograms of Lake Sakura in 2019 and 2020. The left one was obtained daytime in 2019 and the right one was obtained daytime in 2020. Both were obtained at the same place. The circled spotty reactions and the banded reactions surrounded by squares show acoustic reflections of cyanobacteria. The color figure is available in the pdf version from the web site.

結果

音響計測

2019年と2020年に収録された代表的な音響情報を図4に示す。2019年および2020年ともに深度1mから深度10m付近にアオコと見られる斑点状の音響反射が見られた。2019年にはアオコと見られる帯状の反応も見られた。アオコの発生量の多かった2019年は、 -50 dB前後の強い音響反射と深度5mから深度10m付近にかけての強い音響反射が見られた。これらの反応はアオコの発生量の少なかった2020年では見られなかった。採水を行った深度のSVは2019年では -55 dBから -63 dBの値を取り、2020年では -81 dBから -73 dBの値を取った。採水深度における2019年と2020年の S_v には有意に差があり、2019年のほうが2020年よりも強い傾向があった($p < 0.01$) (図5)。

採水サンプルの分析

採水したサンプルの分析の結果、2019年には54種の植物プランクトンと34種の動物プランクトンが確認され、2020年には44種の植物プランクトン

と34種の動物プランクトンが確認された。2019年の植物プランクトンの上位5種はミクロキスティス科の *Microcystis aeruginosa*、プセウドアナベナ科の *Pseudanabaena mucicola*、ミクロキスティス科の *Microcystis viridis*、ササノハケイソウ科の *Nitzschia* sp.、ネンジュモ科の *Aphanizomenon* sp. であり、上位5種のうち、ササノハケイソウ科の *Nitzschia* sp. を除く4種が藍藻類であった。一方、2020年の植物プランクトンの上位5種はミクロキスティス科の *Microcystis aeruginosa*、シヌラ科の *Mallomonas* sp.、アミミドロ科の *Pediastrum* sp.、緑藻類の群体の *Asterococcus-Coenochloris-Planktosphaeria-Sphaerocystis* spp.、ボルボックス科の *Eudorina* sp. であり、上位5種のうち藍藻類は1種のみで緑藻類と黄金色藻類が残りの4種を占めていた。アオコの発生状況や植物プランクトンの構成種が異なった2019年と2020年の両年ともに、藍藻類の *Microcystis aeruginosa* が最も優占していた(図6)。

動物プランクトンの上位5種は、2019年では顎脚類 Maxillopoda のノープリウス (Nauplius) 幼生、ミジンコワムシ科の *Hexarthra mira*、マルミジンコ科の *Chydorus* spp.、ゾウミジンコ科の *Bosmina*

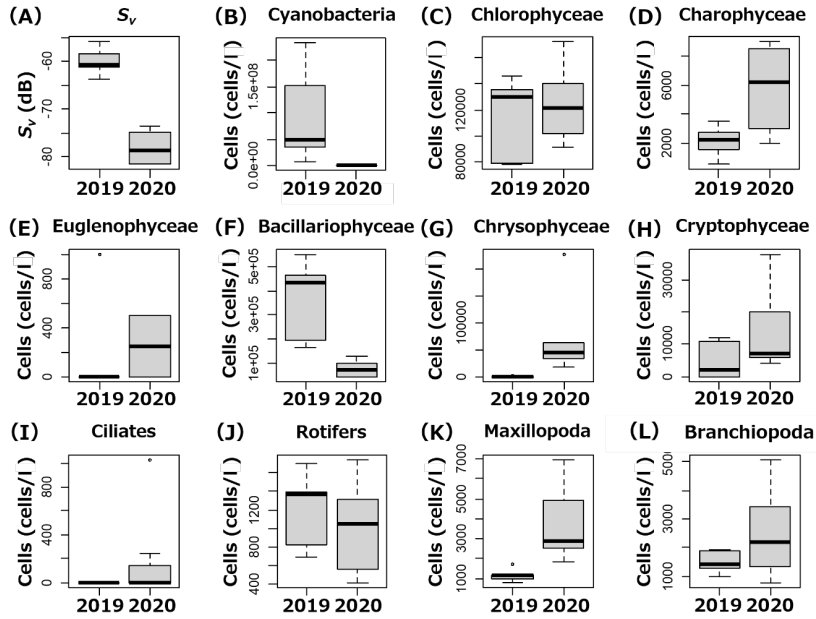


図5 2年間の S_v とプランクトン種の変化. (A) は S_v , (B) から (H) は植物プランクトン, (I) から (L) は動物プランクトン.

Fig. 5 Statistical results of fluctuations in S_v and rank of higher plankton taxa over the two years. (A) is the graph of S_v , (B) to (H) are graphs of phytoplankton, and (I) to (L) are graphs of zooplankton.

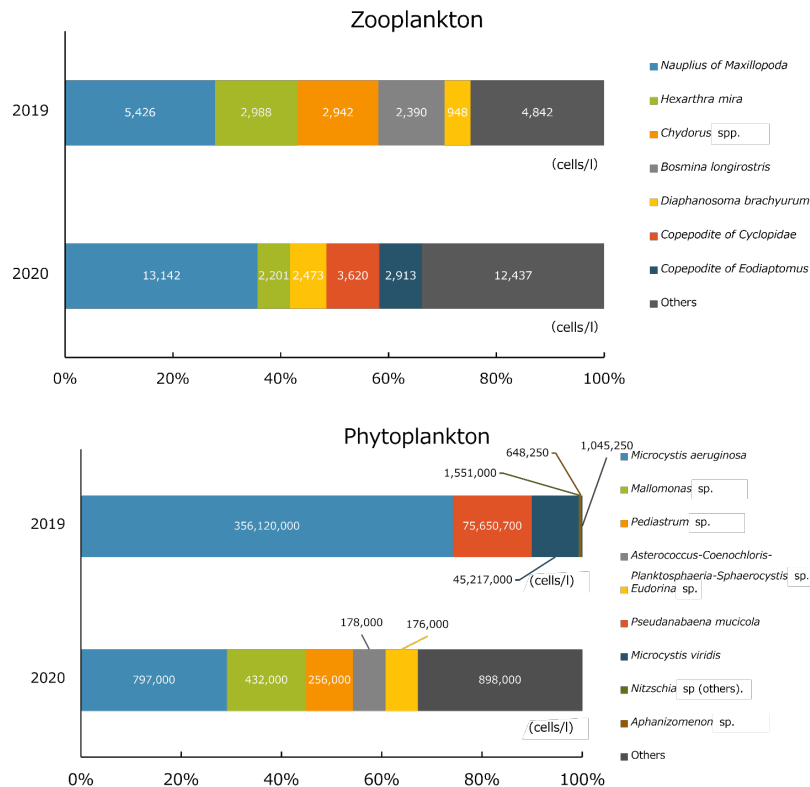


図6 2019年と2020年の上位5種の動物プランクトンと植物プランクトン.

Fig. 6 Bar graphs of top 5 phytoplankton and zooplankton taxa in 2019 and 2020. The color figure is available in the pdf version from the web site.

longirostris, シダ科の *Diaphanosoma brachyurum* であった。2020 年は顎脚類 Maxillopoda のノープリウス (Nauplius) 幼生, キクロプス科 Cyclopidae のコペポダイト (Copepodite), ヒゲナガケンミジンコ科 Eodiaptomus のコペポダイト (Copepodite), シダ科の *Diaphanosoma brachyurum*, ミジンコワムシ科の *Hexarthra mira* であった。2019 年と 2020 年に多く出現した動物プランクトン種は主に顎脚類と鯰脚類であり, 出現した動物プランクトンの構成種に大きな違いは見られなかった (図 6)。また採取された主要な動物プランクトンの体長を表 3 に示す。

2019 年と 2020 年における植物プランクトンと動物プランクトンの細胞数および個体数の変化を図 5 に示す。2019 年と 2020 年で有意な差がみられたものは, 植物プランクトンでは藍藻類と珪藻類, 黄金色藻類で, 動物プランクトンでは顎脚類であった ($p < 0.05$)。藍藻類と珪藻類の生物量は 2019 年のほうが 2020 年よりも有意に多いという差があった ($p < 0.01, p < 0.01$)。その他に 2019 年のほうが 2020 年よりも有意に生物量が多いものはなく, 2019 年のほうが 2020 年よりも有意に生物量が少ない種は植物プランクトンの黄金色藻類と動物プランクトンの顎脚類であった ($p < 0.01, p < 0.01$)。

音響データと採水サンプルの関係

採水深度における音響反射強度の S_v の変化は 2019 年のほうが 2020 年よりも有意に大きかった ($p < 0.01$) (図 5)。この音響反射強度の増減と同じ傾向の見られた種は藍藻類と珪藻類であり, その他の植物プランクトンと動物プランクトンは音響反射強度の変化とは反対の有意差がある, 若しくは 2 年間で差があるとは言えなかった。

音響反射強度と関係が見られた藍藻類と珪藻類の細胞数と S_v の関係を図 7 に示す。 S_v は対数値であるため, それらの細胞数の常用対数を取ることで比較した。図 7 から, 藍藻類と S_v , 珪藻類と S_v の間には強い正の相関関係が見られた (藍藻: $R^2 = 0.76$, 珪藻: $R^2 = 0.76$)。藍藻類は 2019 年から 2020 年にかけて, 最も少ないところで 11,000 cells/l 採取され, 最も多いところで 232,362,600 cells/l 採取された。一方, 珪藻類では最も少ないところで 44,000 cells/l 採取され, 最も多いところで 554,250 cells/l 採取された。

考 察

2019 年と 2020 年に実施した音響調査から, 音響反射強度は 2019 年のほうが 2020 年よりも強い傾向が見られた。音響反射強度と同じ増減傾向が見られた種は藍藻類と珪藻類であった。その他の植物プランクトンと動物プランクトンでは音響反射強度と同じ傾向が見られる種はなかった。藍藻類と S_v , 珪藻類と S_v の間には強い正の相関関係が見られた。古澤 (2001) によると珪藻類のようなプランクトンの多くはガス胞を持たないため, 体長 L を波長 λ で割った L/λ が 1 を満たす周波数および体長が, ガス胞を有さないプランクトンの計測の下限の目安となる。本研究では周波数 120 kHz のトランスデューサーを用いたので, 波長は約 1.25 cm である。すなわち, 約 1.25 cm 以下の体長のガス胞を有さないプランクトンの測定は困難である。表 3 で示したとおり, 採取された主要な動物プランクトンのうち体長が 1.25 cm を超える種はなく, それらよりも小さい珪藻類のような植物プランクトンは音響反射強度に強い影響を与えない。ただし, ガス胞を有するプランクトンはガス胞を有さないプランクトンよりも高い音響反射強度を示すことが考えられる。水中の気体は音響反射に大きく寄与していることが知られており, 有鰓魚の鰓に含まれる気体が魚全体の音響反射強度において占める割合は 90–95% であると言われている (Foote, 1980)。有鰓魚の場合 L/λ が 0.1 付近であったとしても -60 dB 程度の音響反射強度となることが知られている (古澤, 2001)。さくら湖で優占していた *Microcystis aeruginosa* などの一部の藍藻類は, 細胞内にガス胞を有する (高村, 1988)。また, *M. aeruginosa* は直径 4.4–5.5 μm ほどであるが, 集積し大きなものでは数 mm 以上の群体を形成する (渡辺ほか, 1994)。これら群体は L/λ が 0.1 付近となる。これらのことより本研究で計測された音響反射強度に影響を与えたものは, ガス胞を有さない珪藻ではなく, ガス胞を有し群体を形成する藍藻類であると考えられる。

次に 2019 年と 2020 年の藍藻類の細胞数の平均値を比較すると, 2019 年の藍藻類の細胞数の平均は 95,551,590 cells/l \pm 93,868,024 であり, 2020 年の藍藻類の細胞数の平均は 151,167 cells/l \pm 173,615 であり, その差は約 630 倍になっていた。一方で, 珪藻類の 2019 年と 2020 年の細胞数の平均値は, 2019 年では 363,950 cells/l \pm 172,727 であり, 2020 年では 77,333 cells/l \pm 32,486 であり, その差はわずか約 5 倍となっ

表3 さくら湖で採取された主要な動物プランクトンの体長.

Table 3 Length of major zooplankton species that were obtained in Lake Sakura.

Species	Number of specimens (n)	Average Length (± SD) (mm)
Nauplius of Maxillopoda	340	0.13±0.026
<i>Hexarthra mira</i>	312	0.16±0.024
<i>Chydorus</i> spp.	327	0.24±0.038
<i>Bosmina longirostris</i>	296	0.29±0.050
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	152	0.84±0.16
Copepodite of Cyclopidae	18	0.48±0.073
Copepodite of Eodiaptomus	34	0.72±0.17

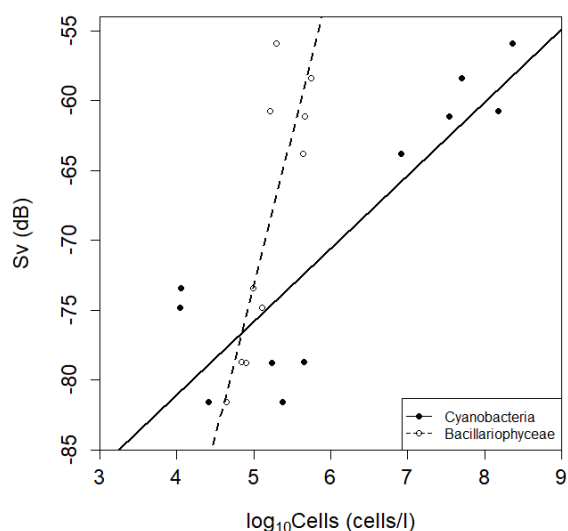


図7 Svと藍藻類と珪藻類の細胞数との関係。実線は藍藻類，破線は珪藻類を示す。

Fig. 7 Statistical results of the relationship between Sv and cell numbers of Cyanobacteria and Bacillariophyceae, respectively.

ていた。2019年と2020年のSv値を線形値に直した値(Sv)の平均値の差は約60倍になっていた。藍藻類の変化と比べると微小な変化で、かつガス胞を有さない珪藻類が、2019年から2020年にみられたSvの変化に影響を与えたとは考えにくい。さらに、Ostrovsky et al. (2018, 2020)は藍藻類の*Microcystis* sp.の細胞数と音響反射強度の間に相関があることを示している。こうした細胞数と音響反射強度の変化量の関係や、藍藻類がガス胞を持ち、ガス胞に含まれている気体は強い音響反射強度を示すこと、*Microcystis* sp.の細胞数と音響反射強度の間に相関

があるという知見から、夏季のさくら湖では音響反射強度と藍藻類の細胞数の間に関係性があることが示された。

本研究では、夜間に採取された藍藻類のデータも用いて解析を行ったが、音響反射強度には一定の関係性が見られた。両年の優占種である*M. aeruginosa*は昼間に表層で光合成を行い、細胞内に炭水化物を生成する。それにより、自身のもつガス胞内の気体による浮力で自身を支えることができなくなり沈降する(高村, 1988; Chu et al., 2007; 高比良ほか, 2015)。このとき*M. aeruginosa*のガス胞は耐圧性が高いため、ガス胞は変化しない(高村, 1988)。つまり、*M. aeruginosa*の日周鉛直移動ではガス胞内の気体の実質的な量は変化していないため、昼夜において音響反射強度の変化は見られなかったと考えられる。しかし、同じ藍藻類でガス胞を形成する*Anabaena*の一部の種では、ガス胞の耐圧性が低いため、光合成によって細胞内に炭水化物を生成した際に細胞内の膨圧が進行しガス胞が壊れて沈降すると言われている(高村, 1988)。また、藍藻類の一種で2019年と2020年の両年ともに採集され、2019年では*M. aeruginosa*に次いで多かった*Pseudanabaena mucicola*はガス胞を形成しない。さくら湖で行った二年間の調査では、*M. aeruginosa*が藍藻類の中でも圧倒的に多く、*Anabaena*は両年ともに採集されなかったため、ガス胞の変化に伴う音響反射強度の変化や*P. mucicola*の出現による反射強度の変化は小さいと考えられるが、*Anabaena*や*P. mucicola*が優占して形成されるアオコについてや、藍藻類の細胞数と昼夜の音響反射強度の関係については今後明らかにする必要がある。

また、*M. aeruginosa*は秋季に水温低下と栄養塩

量の低下等の湖内環境の悪化によって、細胞内のガス胞を減少させて湖底に沈む（高比良ほか，2015）。そのため、夏季の藍藻類が増殖しやすくアオコを形成しやすい湖内環境の時と、その他の時期では保持するガス胞の量が異なり、それに伴って音響反射強度も異なる可能性がある。今後は夏季以外の藍藻類のガス胞の状態と、それらと音響反射強度との関係を検証するといった、季節的な藍藻類の生活史に合わせた調査を行うことで、より長期間の藍藻類のモニタリングが可能になると考えられる。また、ガス胞が湖内環境の変化に応じて変化をするのであれば、水温や栄養塩量等の環境データも合わせて収集し、それぞれの環境における藍藻類と音響反射強度の関係を調べる必要があると考えられる。

最後に、本研究では三春ダム貯水池のさくら湖において、計量魚探機を利用した音響反射強度と藍藻類の細胞数の関係性について明らかにした。また、*M. aeruginosa* が優占しアオコを形成するさくら湖において、計量魚探機によるアオコの計測が有効であること示された。近年、ダム湖ではアオコの異常発生を抑制する目的で様々なアオコ対策が取られている。本研究の調査地であった三春ダムについては、ダム湖に流入する栄養塩の量を減らす目的の流入水バイパス施設や、光量や水温を下げる目的と藻類を分散させる目的の浅層循環施設などによる対策が取られている。特に、選択取水設備は深さによって異なる水を状況に応じて取水することができるため、藍藻類の多い水を選択的に排水や、逆に藍藻類の少ない水を選択的に利水するといった運用ができる。音響計測手法により空間的な藍藻類の分布の把握ができれば、浅層循環による環境改善、選択取水・利水をより効果的に行うことができ、アオコの発生抑制や減少に繋がると考えられる。ただし、現在藍藻類の空間的な分布の把握には至っておらず、また季節的な藍藻類の状態変化が起きたときの音響反射強度の変化を追うことはできていない。今後、より時空間的に広域な観測結果を得る必要がある。本研究では、夏季のさくら湖で 10 m までの藍藻類と音響反射強度との一定の関係性を見ることはできたが、引き続き採水と音響計測を組み合わせた調査を行い、音響計測による藍藻類の定量化を目指し、藍藻類の空間的な分布把握をし、ダム湖をはじめとする様々な水域の適切な管理に結びつけたいと考える。

謝 辞

研究を行うにあたり、国土交通省三春ダム管理所より調査実施に係るご協力を頂いた。応用地質株式会社の稲川崇史氏、坂本正吾氏、小野田幸生氏には、操船やサンプリングに際して多大な助言とご協力を頂いた。心から厚く御礼を申し上げる。本研究は、WEC 応用生態研究助成事業 2019-04 ならびに JSPS 科研費 JP20K06207 の助成を受けたものです。

引 用 文 献

- Amakasu, K., Mukai, T. and Moteki, M. (2017) Measurement of the volume-backscattering spectrum from an aggregation of Antarctic krill and inference of their length-frequency distribution. *Polar Science*, 12: 79–87.
- 青森壮汰・藤林 恵・岡野邦宏・高田芳博・宮田直幸 (2019) 脂肪酸組成を指標とした小型甲殻類のアオコ形成藻類に対する餌利用評価. *土木学会論文集 G (環境)*, 75(7): 367–374.
- 荒井 治・高須修二 (1997) ダム湖の水質対策の動向. *ダム工学*, 7(2): 90–97.
- 有井鈴江・辻 清美・原田健一 (2018) 富栄養化した 2 つのダム湖（相模湖，津久井湖）におけるラン藻出現動向とアオコ形成に影響する要因：40 年間の監視から. *陸水学雑誌*, 81: 1–17.
- Axenrot, T., Didrikas, T., Danielsson, C. and Hansson, S. (2004) Diel patterns in pelagic fish behaviour and distribution observed from a stationary, bottom-mounted, and upward-facing transducer. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 1100–1104.
- Chu, D., Ostrovsky, I. and Homma, H. (2021) Acoustic scattering by gas-bearing cyanobacterium *Microcystis*: Modeling and in situ biomass assessment. *Science of The Total Environment*, 794: 148573.
- Chu, Z.S., Jin, X.F., Yang, B. and Zeng, Q.R. (2007) Buoyancy regulation of *Microcystis flos-aquae* during phosphorus-limited and nitrogen-limited growth. *Journal of Plankton Research*, 29(9): 739–745.
- Foote, K.G. (1980) Importance of the swimbladder in acoustic scattering by fish: A comparison of gadoid and mackerel target strengths. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 67(6): 2084–2089.
- Fortin, G.R., Saintcy, L. and Leclerc, M. (1993) Distribution of submersed macrophytes by echo-

- sounder tracings in Lake Saint-Pierre, Quebec. *Journal of Aquatic Plant Management*, 31: 232–240.
- 藤本尚志・福島武彦・稲森悠平・須津隆一 (1995) 全国湖沼データの解析による藍藻類の優占化と環境因子との関係. *水環境学会誌*, 18(11): 901–908.
- 古澤昌彦 (2001) 第 6 章 音でプランクトンを測る. 古澤昌彦著「音で海を見る」pp. 111–125, 成山堂書店.
- 浜田知久馬 (2015) ノンパラメトリック検定の考え方. *アプライド・セラピューティクス*, 6(2): 63–69.
- 早川和秀・辻村茂男・石川俊之・芳賀裕樹・岡本高弘・焦 春萌・石川可奈子・熊谷道夫 (2012) 複数の定期調査データを用いた統合的な解析による琵琶湖における全リン, 硝酸態窒素濃度およびいくつかの水質項目の長期変化. *水環境学会誌*, 35(6): 89–100.
- 堀井貴之・梅田 信・佐藤洋人・木村文宣 (2014) 曝気式循環施設により成層破壊されている三春ダム貯水池内の流動構造. *土木学会論文集 B1 (水工学)*, 70(4): 1615–1620.
- 飯田浩二 (2002) 計量魚群探知機とスキヤニングソナーを用いた海中魚群の可視化と定量化. *電子情報通信学会技術研究報告*, 102(278): 21–26.
- 石川可奈子・辻村茂男・中原紘之・熊谷道夫 (2003) アオコの空間的分布と集積特性—琵琶湖南湖北山田漁港での調査事例—. *陸水学雑誌*, 64: 171–183.
- 環境省 (2017) 「環境・循環型社会・生物多様性白書」平成 29 年版, pp. 224–227.
- 小松利光・岡田知也・中村由行・中島信一・長谷部 崇・藤田和夫・井芹 寧 (1999) 閉鎖性水域底層への表層水供給による水質改善効果. *海岸工学論文集 B2*, 46: 1111–1115.
- 増木新吾・若林健一・高橋 智・別所 大・戸島邦哲・國井秀伸 (2012) 成層化したダム湖における藍藻類の鉛直移動. *水環境学会誌*, 35(9): 151–157.
- 中山大介・大塚泰介・瀬戸浩二・山口啓子 (2000) アオコ発生時における現場型蛍光法によるクロロフィル濃度測定の問題点. *LAGUNA*, 7: 71–76.
- 南條吉之・福田昭彦・矢木修身・細井由彦 (1998) 汽水湖沼におけるアオコおよび赤潮発生の制御に関する基礎的研究. *水環境学会誌*, 21(8): 530–535.
- 日本水道協会 (2021) 「水道資料室：日本の水道の現状」(平成 30 年度) <http://jwwa.or.jp/shiryou/water/water.html> (2021 年 9 月時点).
- 西村直貴・伊藤紘晃・八巻哲也・真砂佳史・大村達夫 (2012) アルミニウムイオンに親和性を持つ *Microcystis aeruginosa* 莢膜由来有機物の組成分析. *土木学会論文集 G (環境)*, 68(7): 69–75.
- Ostrovsky, I., Uzhanskii, E., Kaganovsky, S. and Katsnelson, B. (2018) Implementation of Acoustic Methodology for Investigation of the Ecology of Gas-Containing Toxic Cyanobacterium *Microcystis* sp. *IEEE, 2018 Joint Conference – Acoustics*, 11–14 Sep., *IEEE Xplore*, 236–239.
- Ostrovsky, I., Wu, S., Li, L. and Song, L.R. (2020) Bloom-forming toxic cyanobacterium *Microcystis*: Quantification and monitoring with a high-frequency echosounder. *Water Research*, 183: 1–13.
- 芹沢 浩・雨宮 隆・伊藤公紀 (2010) 相模湖と津久井湖におけるアオコ異常発生現象の数値モデル解析. *技術マネジメント研究*, 9: 1–14.
- Simmonds, J. and MacLennan, D. (2005) *Fisheries Acoustics (Theory and Practice)*. Blackwell, Oxford, 437p.
- 田口浩一・中田喜三郎・田森日出春 (2001) 湖沼・内湖の物質循環—生態系モデルによる生物学的な水質浄化機能の評価—. *海洋理工学会誌*, 7(1,2): 31–52.
- 高比良光治・城内智行・柳健太郎・末津和典 (2015) アオコ原因生物の生態と対策技術の現状. *環境管理*, 44: 67–76.
- 高村典子 (1988) ラン藻類による水の華, 特に *Microcystis* 属の生態学的研究の現状. *藻類*, 36: 65–79.
- 高須修士・廣瀬昌由・宮井貴大・天野裕史 (1994) 航空機搭載 MSS による貯水池水質の観測. *水工学論文集*, 38: 795–800.
- 塚本浩貴・後藤直成・吉原亜悠・高木裕太・新井那莉・林 正能・石坂丞二 (2019) 衛星リモートセンシングを用いた琵琶湖におけるクロロフィル a 濃度の推定. *日本リモートセンシング学会誌*, 39(2): 103–111.
- 梅田 信・落合雄太 (2012) 気候変動による国内のダム湖水質への影響評価. *土木学会論文集 G (環境)*, 68(5): 127–135.
- 梅田 信・古里栄一・浅枝 隆 (2006) 富栄養化したダム湖におけるアオコ発生指標としての水温成層安定性. *ダム工学*, 16(4): 269–281.
- 渡辺真利代・原田健一・藤田博太編 (1994) アオコ—その出現と毒素—. 「第 2 章 水の華をつくる藍

中森 陸・南 憲史・白川北斗・朱 妍卉・沖津二郎・大杉奉功・東 信行・
金 相曄・谷田一三・黒田充樹・長岡祥平・佐藤信彦・宮下和士

藻」. 東京大学出版会

横山勝英・石川忠晴・正岡孝浩 (1997) 光センサー
による貯水池の藻類異常増殖現象の時空間観測.
水工学論文集, 41: 397-402.