



# HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	北海道渡島大沼および小沼における植物プランクトンの季節的変動
Author(s)	小林, 淳希; KOBAYASHI, Junki; 宮下, 洋平 他
Citation	Memoirs of the Faculty of Fisheries Sciences, Hokkaido University, 60, 33-67
Issue Date	2021-12
DOI	<a href="https://doi.org/10.14943/mem.fish.60.33">https://doi.org/10.14943/mem.fish.60.33</a>
Doc URL	<a href="https://hdl.handle.net/2115/83711">https://hdl.handle.net/2115/83711</a>
Type	departmental bulletin paper
File Information	mem.fish.60.33.pdf



## 北海道渡島大沼および小沼における植物プランクトンの季節的変動

小林 淳希<sup>1)</sup>・宮下 洋平<sup>1)</sup>・大洞 裕貴<sup>1)</sup>・織田 さやか<sup>2)</sup>・田中 邦明<sup>2)</sup>  
 松野 孝平<sup>1,3)</sup>・山口 篤<sup>1,3)</sup>・今井 一郎<sup>1,4)\*</sup>

(2021年8月11日受付, 2021年10月25日受理)

## Seasonal Fluctuations of Phytoplankton in Lake Onuma and Konuma, Nanae, Hokkaido

Junki KOBAYASHI<sup>1)</sup>, Yohei MIYASHITA<sup>1)</sup>, Hiroki DAIDOU<sup>1)</sup>, Sayaka ODA<sup>2)</sup>, Kuniaki TANAKA<sup>2)</sup>,  
 Kohei MATSUNO<sup>1,3)</sup>, Atsushi YAMAGUCHI<sup>1,3)</sup> and Ichiro IMAI<sup>1,4)\*</sup>

## Abstract

Onuma and Konuma are belonging to the Onuma Quasi-National Park and are located in southern Hokkaido. The fisheries and tourism are important industries in this lake area. Eutrophication has progressed in these lakes since the 1980s, and nuisance blooms of cyanobacteria have occurred every summer to autumn. The outbreaks of cyanobacterial blooms substantially destroy the ecosystem due to the production of cyanobacterial toxins, and effective countermeasures are urgently needed. However, in the lakes of Oshima Onuma, there is a paucity of knowledge about the appearance trends of phytoplankton including cyanobacteria. Therefore, seasonal monitorings were carried out on the phytoplankton community in the water column and the relationships were discussed between dynamics of phytoplankton communities and changes in environmental factors in the lakes of Oshima Onuma.

The survey was conducted once a month as a rule at Stns. 1-5 (Stn. 1 is the northeastern end of Onuma, only Stn. 5 is in Konuma) and at Stn. OP and Stn. OC along the shore of the Lake Onuma during the period of May–November 2015 and April–October 2016. The parameters of hydraulic environments were measured about water temperature, pH, transparency, dissolved oxygen, nutrient concentrations (NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P, SiO<sub>2</sub>-Si), chlorophyll *a* concentration, and pheophytin.

The chlorophyll *a* concentration of the surface water showed a single-peak type fluctuation with the maximum value (28.7 µg L<sup>-1</sup> at Stn. 2) in August at all stations in 2015. In 2016, the largest single-peak type fluctuation was observed in September–October with the exception of Stn. 3. Concerning the seasonal variation of the phytoplankton species, the proportion of *Uroglena volvox* (Chrysophyceae) was high at Stn. 5 in May, but the pennate diatoms *Fragilaria crotonensis* and *Asterionella formosa*, and the centric diatoms *Aulacoseira* spp. at other stations other than Stn. 5. As for cyanobacteria in August 2015, *Dolichospermum planctonicum*, possessing an ability of nitrogen-fixation, dominated (maximum 4.4 × 10<sup>4</sup> cells mL<sup>-1</sup>) at all the stations under the severe nitrogen-deficient conditions (N/P < 16). In the following year 2016, the cell densities of *Dolichospermum* spp. were low, and *Microcystis* spp. dominated at all the stations (up to 5.6 × 10<sup>4</sup> cells mL<sup>-1</sup>) with the enough nitrogen conditions. It is hence thought that the N/P ratio determined the dominant species of cyanobacteria in the summer season. In September and thereafter, the number of phytoplankton cells decreased on the whole in both years, and the centric diatoms *Aulacoseira* spp., *Cyclotella* spp. and the cryptophyte *Cryptomonas* spp. tended to increase.

Considering the occurrence mechanisms of cyanobacterial blooms based on the fluctuation trends of cyanobacteria in the water columns, it is found that the supply of *Microcystis aeruginosa* from the lake bottom sediment to the water column (water temperature of 10–15°C is required) is progressing at all stations in April–June. Since Onuma and Konuma are shallow with an average depth of 4.7 m, wind-inducing resuspension of bottom sediments probably contribute to the supply of cyanobacteria to water columns. In addition, since cyanobacterial cells tend to float and accumulate in surface water, it is needed to take physical factors such as wind and flow into consideration regarding the distribution of the blooms of cyanobacteria.

**Key words** : phytoplankton, cyanobacterial blooms, *Microcystis*, *Dolichospermum*, Lake Onuma, Lake Konuma, N/P ratio

- 
- <sup>1)</sup> 北海道大学大学院水産科学院海洋生物資源科学専攻海洋生物学講座浮遊生物学領域  
 (Plankton Laboratory, Division of Marine Bioresource and Environmental Science, Graduate School of Fisheries Sciences, Hokkaido University)
- <sup>2)</sup> 北海道教育大学函館校環境科学専攻  
 (Course of Environmental Science, Hokkaido University of Education, Hakodate Campus)
- <sup>3)</sup> 北海道大学大学院水産科学院海洋生物資源科学部門海洋生物学分野遊生物学領域  
 (Plankton Laboratory, Division of Marine Bioresource and Environmental Science, Faculty of Fisheries Sciences, Hokkaido University)
- <sup>4)</sup> 滋賀県立琵琶湖博物館・北海道大学名誉教授  
 (Present affiliation : Lake Biwa Museum, Professor emeritus, Hokkaido University)
- \* 連絡先 : 今井一郎 (Correspondence author : Ichiro IMAI, E-mail : imai1ro@fish.hokudai.ac.jp)

## 緒 言

北海道南西部の渡島半島に位置する渡島大沼は風光明媚な淡水湖である。湖内には流山と呼ばれる大小さまざまな小島が点在しており、その印象的な美しい景観から1958年には道南初の国定公園、さらに2012年にはラムサール条約登録湿地に指定されている。主要産業としては内水面漁業があげられ、古くから盛んである。これに加え、年間約200万人にも上る観光客が訪れており(環境省, 2013)、観光業も重要な産業となっている。しかし大沼国定公園においては周辺の人口が増加し、農地や牧草地の造成が拡大され、1980年代には湖水の富栄養化が進行した。その結果、夏季から秋季にかけて藍藻類のブルームであるアオコが局所的に発生し始めた(高野ら, 1998; Yoshimura et al., 2000)。アオコの発生は景観の悪化や魚介類の斃死、悪臭等の原因となる。有毒種の場合は藍藻毒の産生によって放牧家畜の大量斃死を起こし(渡辺, 1994; Thomas et al., 1998; Stewart et al., 2008)、また飲料水の確保ができなくなる事があり、米国のエリー湖ではアオコによる水の毒化で飲料水が得られないという事件が2014年に起こった(Steffen et al., 2017)。このように有毒なアオコの発生によって生態系が破壊される恐れがあり、経済および生態系保全の観点からその対策は急務と言える(de Figueiredo et al., 2004; 今井ら, 2019)。

有毒アオコの原因となる *Microcystis* 属等は、一般に富栄養化した水域に生息しブルームを形成することが知られている(Reynolds et al., 2002)。また、湖沼の栄養状態と植物プランクトン群集の関係に関しては、富栄養化したある湖沼において流入負荷の減少に伴って貧栄養化が進行した結果、優占グループが藍藻類から珪藻類に遷移した例が報告されている(Dokulil and Teubner, 2005)。以上から渡島大沼においても、長期的な富栄養化の歴史の変遷と植物プランクトン群集の変化を合わせて考察することにより、湖の全体像が把握できると考えられる。しかしながら渡島大沼において、アオコの原因となる藍藻をはじめ植物プランクトン群集に関する知見は、特に近年の分が不足していると言える。過去の植物プランクトンの調査(高安・五十嵐, 1936; 水野, 1960; 石川ら, 1996; 高野ら, 1998)、および2000年代に入ってから調査(水原, 2011; 萩原, 2012)を参照すると、湖岸や湖心のみで単発的な観測調査を行ったものが多い。また複数年にわたる研究は少ない。

そこで本研究では、渡島大沼における水理環境と植物プランクトンに関する季節的なモニタリングを2015年と2016年に実施し、植物プランクトンの発生に関する近年の知見を充実させる事を目的とした。特に有害有毒なアオコを意識したモニタリングを行った。

## 材料および方法

## 湖沼の概要

渡島大沼は北海道南部の渡島半島に位置する堰止湖であり、小沼とセバット(狭戸)という幅約20mの水路で接続している。大沼は面積5.12 km<sup>2</sup>、平均水深6.4 m(最大13.6 m)、小沼は面積3.8 km<sup>2</sup>、平均水深2.3 m(最大4.4 m)である(鴈澤ら, 2019)。大沼には主に宿野辺川、軍川、荊間川の3河川が流入している。小沼への流入水の殆どは大沼よりセバットを通じて流入したものである。そして小沼南端にある取水設備を通じて水は発電に用いられた後、久根別川に放水され大野平野を流れ灌漑に使われた後、最終的に函館湾に注ぐ(落合・糸野, 2019)。

## 試料採取と水理環境の測定

渡島大沼における観測と試料採取の定点を Fig. 1 に示す。渡島大沼の北東より湖上に Stns. 1-5、および湖岸に Stn. OP, Stn. OC を設けた。各定点の水深は、Stn. 1 が約5 m、Stn. 2 が約10 m(最深部付近)、Stn. 3 が8 m、Stn. 4 が2.5 m、Stn. 5 が3 m (Stn. 5のみ小沼)である。Stn. OPは大沼合同遊船株式会社の観光船用の棧橋であり、毎年夏にアオコが確認される内湾の定点である。Stn. OCは渡島大沼の最北東端のキャンプ場に位置する定点である。毎年夏季から秋季にかけて、南西から北東方向に吹く卓越風によってアオコが吹き寄せられる事が確認されている。

試料の採取は2015年5月から11月(5/27, 6/24, 7/29, 8/31, 9/25, 10/28, 11/29) および2016年4月から10月(4/25, 6/16, 8/1, 9/1, 9/28, 10/30) に、原則として月に1回の頻度で行った。なお、結氷期を含む寒冷期には実施しなかった。

試料の採取は、Stn. OP および Stn. OC については表層で行った。湖内の定点 Stns. 1-5 では、それぞれ表層および底層(湖底直上1 m)において行い、2015年には Stn. 2 のみ、2016年には Stn. 2 と Stn. 3 において中層(5 m)でも採水と水理環境の測定を実施した。表層ではバケツ採水を行い、中層および底層についてはバンドン採水器(離合社)を用いて採水した。水試料はポリエチレン容器に収容し、冷暗所に保存して速やかに研究室に持ち帰った。また、採水時には透明度を測り、水温、酸素飽和度(DO%) および溶存酸素量(DO mg L<sup>-1</sup>) を DO/温度センサー YSI (Nanotech)、pH を pH meter D-54 (HORIBA) を用いて測定した。

クロロフィル *a* およびフェオフィチン濃度を測定するため、湖水試料を GF/F グラスファイバーフィルター(0.7 μm メッシュ)を用いて濾過し、試料を捕集したフィルターを90%アセトンに浸し、約24時間暗所に静置して十分にクロロフィル *a* を抽出した。クロロフィル *a* は蛍光光度計を用いて蛍光値を測定し、その後少量の塩酸を加え再度蛍光光度計を用いて蛍光値を測定し、これらの値から両者の濃度を算出した(Parsons et al., 1984)。

栄養塩については、GF/F グラスファイバーフィルターで濾過した湖水を用いて測定を行った。冷凍保存した濾

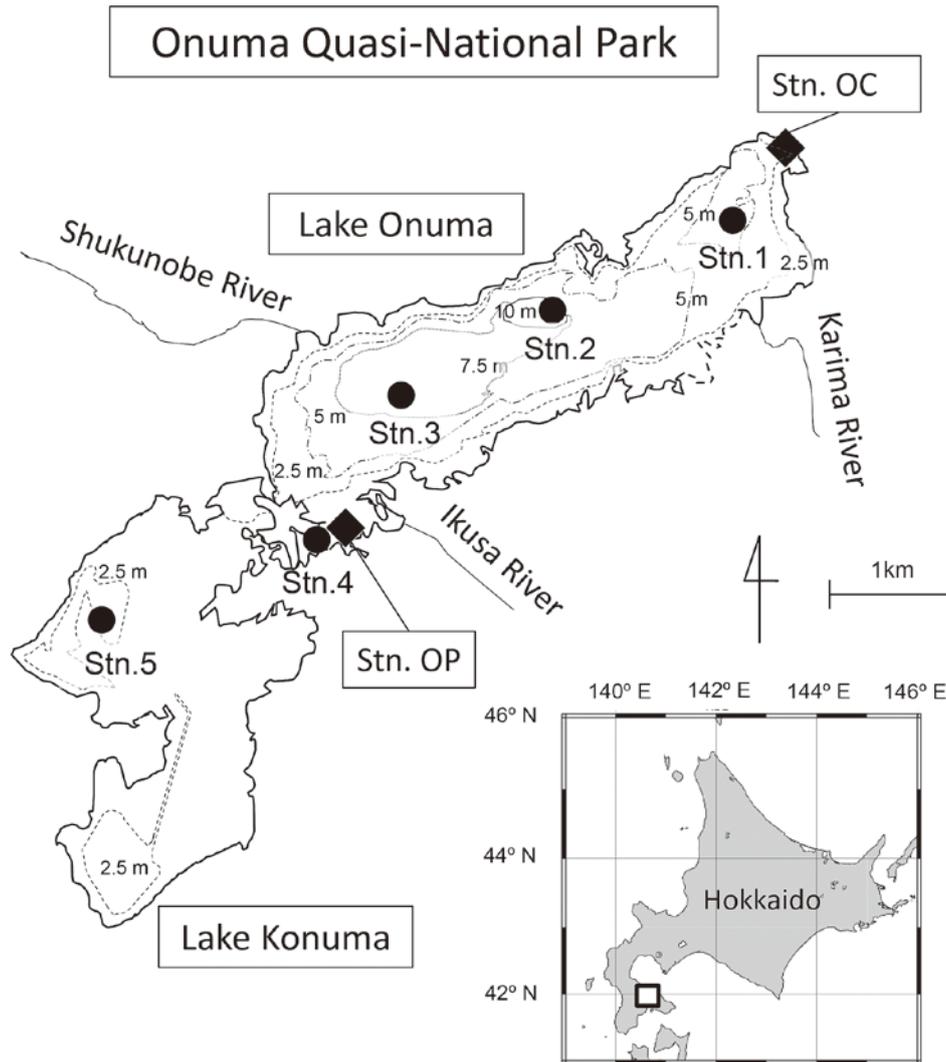


Fig. 1. Location of the seven sampling sites, OP (Onuma Port), OC (Onuma camping site), Stations 1-4 in Lake Onuma, and Station 5 in Konuma in the Onuma Quasi-National Park in Hokkaido.

過湖水試料を解凍し、オートアナライザー (Bran Luebbe, Quattro) を用い、硝酸態窒素 ( $\text{NO}_3\text{-N}$ )、亜硝酸態窒素 ( $\text{NO}_2\text{-N}$ )、アンモニウム態窒素 ( $\text{NH}_4\text{-N}$ )、リン酸塩 ( $\text{PO}_4\text{-P}$ )、ケイ酸塩 ( $\text{SiO}_2\text{-Si}$ ) の濃度を測定した。また、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$  の濃度の和を DIN (Dissolved Inorganic Nitrogen: 溶存無機窒素)、リン酸塩濃度を DIP (Dissolved Inorganic Phosphorus: 溶存無機リン) として DIN : DIP 比を算出した。

#### 植物プランクトンの同定と計数

植物プランクトンについては試水を速やかにグルタルアルデヒドで固定し (終濃度 1%)、同定計数用の試料とした。固定試料は 0.1-1.0 mL を罫線スライドガラスにとり、倒立顕微鏡下 (40-600 倍) で種の同定および計数を行った。種の同定は、「日本淡水産動物植物プランクトン図鑑」(田中, 2002)、または「やさしい日本の淡水プランクトン図解ハンドブック」(一瀬・若林, 2005) を用いて行った。植物

プランクトンの同定計数は、試料ごとに 300 細胞以上の観察を目安とした。藍藻の *Dolichospermum* 属の同定に関しては、Watanabe (1992) や新山・辻 (2013) を参照し、栄養細胞やアキネートの細胞長の計測によった。

## 結 果

### 水理環境

全調査地点において測定された環境要因に関わる各測定項目の値の範囲を Table 1 に要約した。以下、各項目について説明を加える。

渡島大沼の Stns. 1-5 における 2015 年と 2016 年の透明度の推移を Fig. 2 に示す。透明度は、2015 年は 0.8-2.8 m、2016 年は 0.9-2.4 m の範囲で推移した。透明度の増減の傾向は全定点で概ね一致しており、2015 年には 5 月から 8 月にかけて低下した後、9 月に一時的に上昇し、10 月に再び低下した。2016 年は 4 月から 7 月にかけて透明度が

Table 1. Hydrographic conditions (transparency, temperature, pH, dissolved oxygen concentration, electric conductivity, NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N, DIN, DIP, SiO<sub>2</sub>-Si, DIN : DIP ratio, chlorophyll *a*, pheophytin) at Stns. 1-5, Stn. OP and Stn. OC in 2015 and 2016.

Hydrographic environments	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4		Station 5	
	2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
	min-max	min-max	min-max	min-max	min-max	min-max	min-max	min-max	min-max	min-max
Transparency (m)	0.9-2.2	1.0-2.4	1.0-2.8	1.35-2.35	0.9-2.2	0.9-2.2	0.9-1.4	1.05-1.6	0.8-1.7	0.9-1.3
Water temperature (°C)	5.3-25.9	8.8-26.4	5.3-25.9	9.6-23.5	5.6-25.4	9.2-24.3	4.3-25.2	8.1-26.0	3.7-25.6	8.3-24.7
pH	6.9-8.9	7.5-8.7	6.5-8.1	7.1-8.3	6.6-8.3	7.1-7.9	6.8-7.9	7.3-8.0	7.0-8.2	6.9-8.0
Dissolved oxygen saturation (%)	39-115	43-116	22-123	4.9-11.7	33-122	6.5-122	83-106	9.4-114	95-108	9.5-105
Dissolved oxygen (mg L <sup>-1</sup> )	3.3-11.7	3.9-12.0	1.9-11.7	0.5-11.9	2.8-11.8	0.6-11.9	6.7-11.5	7.5-11.7	6.8-11.5	7.2-11.8
Electric Conductivity (μS cm <sup>-1</sup> )	176-248	200-244	173-235	190-285	178-238	181-238	114-391	167-214	116-221	136-221
NO <sub>3</sub> -N (μM)	0.045-21.2	1.24-24.2	0.098-22.7	0.498-25.5	0.085-22.4	0.56-25.3	0.084-19.4	0.48-23.0	0.045-9.17	0.053-18.0
NO <sub>2</sub> -N (μM)	0.028-0.26	0.244-3.69	0.03-0.61	0.22-5.47	0.004-0.30	0.22-5.38	0.009-0.29	0.166-1.23	0.023-0.28	0.002-0.33
NH <sub>4</sub> -N (μM)	0.056-6.86	0.072-4.14	0.035-8.31	0.043-6.57	0.066-7.43	0.062-3.89	0.081-3.83	0.036-1.80	0.028-1.56	0.035-1.05
DIN (μM)	0.20-22.1	1.76-24.6	0.17-23.9	0.89-31.1	0.17-22.9	1.02-25.9	0.25-53.6	0.76-23.4	0.13-9.98	0.05-18.5
DIP (PO <sub>4</sub> -P, μM)	0.078-0.20	0.024-0.084	0.036-0.25	0.02-0.39	0.063-0.273	0.02-0.147	0.076-0.893	0.032-0.15	0.062-0.148	0.012-0.104
SiO <sub>2</sub> -Si (μM)	202-387	73-293	173-405	52-311	138-408	79-313	118-396	91-297	118-344	118-289
DIN : DIP ratio	1.6-189	48-324	1.8-235	25-1066	2.1-216	33.9-473	126-216	10.3-534	1.1-137	1.5-516
Chlorophyll <i>a</i> (μg L <sup>-1</sup> )	1.06-22.5	1.58-23.2	0.8-28.7	0.9-21.7	0.18-20.1	1.16-12.3	1.12-14.6	3.41-24.1	1.57-13.1	2.71-12.9
Pheophytin (μg L <sup>-1</sup> )	1.12-7.14	1.37-4.33	1.04-4.14	0.78-2.94	1.28-6.29	1.86-4.10	1.17-4.56	2.02-5.06	1.99-3.92	1.67-4.07

Hydrographic environments	Station OP		Station OC	
	2015	2016	2015	2016
	min-max	min-max	min-max	min-max
Transparency (m)	-	-	-	-
Water temperature (°C)	10.9-26.6	8.3-26.6	-	9.1-24.6
pH	6.92-8.33	6.98-8.48	-	7.38-8.8
Dissolved oxygen saturation (%)	85.3-128.9	87.3-112.1	-	91.6-116.4
Dissolved oxygen (mg L <sup>-1</sup> )	6.85-10.96	8.15-11.64	-	8.77-11.3
Electric Conductivity (μS cm <sup>-1</sup> )	141.3-221	123-220	-	200-250
NO <sub>3</sub> -N (μM)	0.103-20.6	0.93-57.7	-	0.156-22.53
NO <sub>2</sub> -N (μM)	0.25-0.329	0.196-0.535	-	0.098-1.927
NH <sub>4</sub> -N (μM)	0.203-6.66	0.041-3.884	-	0.02-0.707
DIN (μM)	0.192-21.05	1.286-61.76	-	0.274-23.12
DIP (PO <sub>4</sub> -P, μM)	0.116-0.188	0.011-0.104	-	0.005-0.105
SiO <sub>2</sub> -Si (μM)	150-413	119-246	-	58-318
DIN : DIP ratio	28.0-171.2	25.2-320	-	8.1-451
Chlorophyll <i>a</i> (μg L <sup>-1</sup> )	2.6-20.8	5.1-14.5	-	2.49-42.8
Pheophytin (μg L <sup>-1</sup> )	1.8-20.7	1.57-5.12	-	1.03-4.57

上昇して最大を示し、その後9月にかけて透明度が低下し、10月には再び上昇した。

水温の季節的変動を Fig. 3 に示す。水温については、2015年5-11月には3.7-25.9°C、2016年4-10月には8.1-26.4°Cの範囲での変動が認められた。両年共に7月の表層において最高水温を記録しており、24.7-26.4°Cであった。また、

2年間のうち2015年11月に3.7-5.6°Cの最低水温を記録した。水温の分布を鉛直的にみると、Stns. 1-3において両年共に7-8月に弱い水温躍層が形成されていることが確認された。その他の月は表層から底層まで水温は殆ど同じ値を示しており、明らかな混合が認められた。また、2015年11月の最低水温は、Stns. 1-3においては5.3-5.6°C

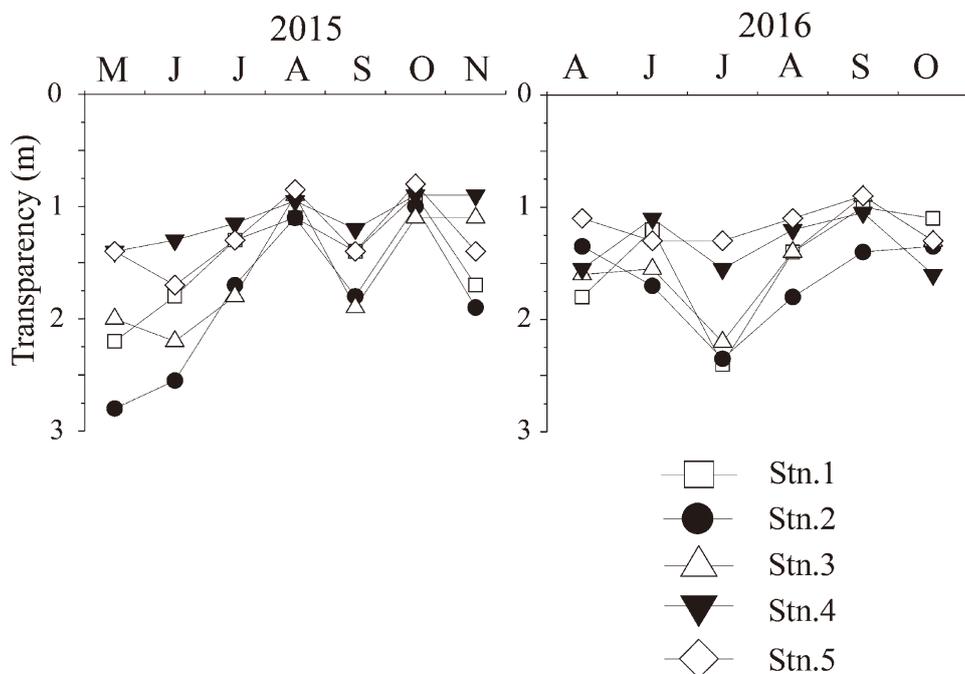


Fig. 2. Seasonal changes in transparency (m) at Stns. 1-5 in 2015 and 2016.

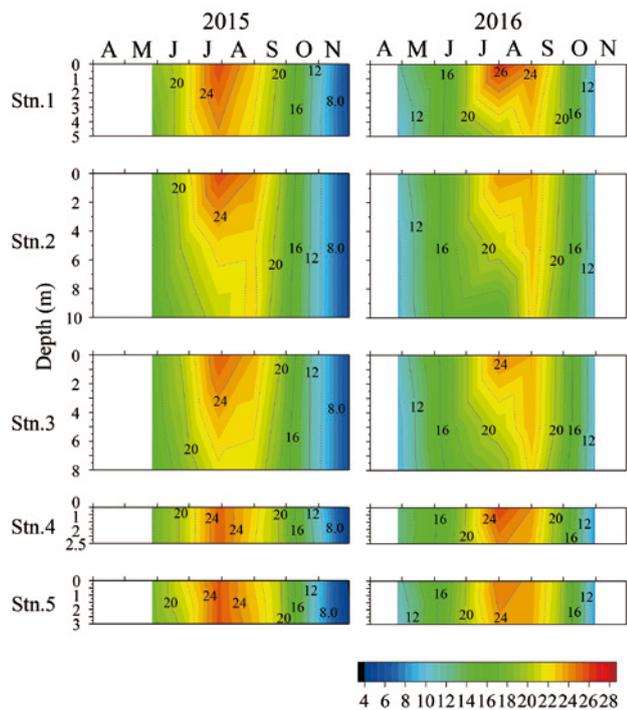


Fig. 3. Seasonal and vertical distribution of water temperature (°C) at Stns. 1-5 in 2015 and 2016.

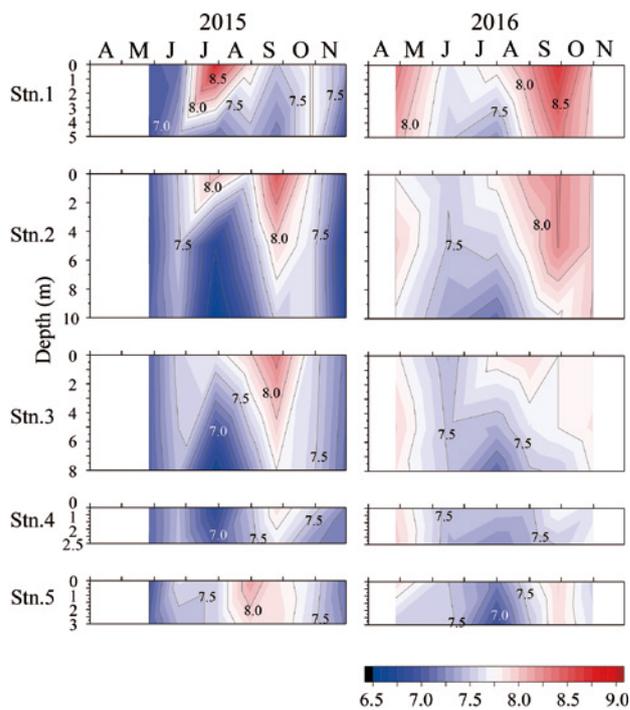


Fig. 4. Seasonal and vertical distribution of pH at Stns. 1-5 in 2015 and 2016.

であったが、水深が3 m以浅の浅い Stn. 4 および Stn. 5 ではそれぞれ4.3°C、3.7°Cと比較的低い値を記録した。

pHを見ると、2015年は6.5-8.9、2016年は6.9-8.7の範囲で変動していた (Fig. 4)。期間を通して、8.0以上の値は表層において観測される傾向があった。2015年は、Stn. 1の7月の表層で最高値8.9を記録した。また、Stn. 2では7月と9月の表層、Stns. 3、4においては9月の表層、Stn. 5では8月に最大値が確認された。2016年には全ての定点で春季(4月)と秋季(9-10月)に比較的高い値が確認された。また、両年共に夏季(6-8月)の底層で7.0付近の比較的低い値を記録した。表層と底層の値を比較すると、総じて底層の値の方が低かった。

溶存酸素飽和度(%)の結果を Fig. 5 に示す。溶存酸素飽和度は2015年に22-123%、2016年には4.9-122%の範囲で変動した。両年共に全定点の表層で高く、底層においては夏季に低い値が確認された。傾向を詳細に見ると、2015年にはStns. 1-3の7月および9月において60%以下の低い値を記録した。最低値は7月の底層で22-39%の範囲で認められ、同時期の表層では時折100%以上の過飽和の値が観測された。2016年も同様の傾向を示し、8月のStns. 1-4の底層および9月のStn. 3、Stn. 5の底層で低い値を記録した。特にStns. 2-4の8月においては4.9-9.4%と著しく低い値が認められた。

溶存酸素量(mg L<sup>-1</sup>)については、変動の傾向が溶存酸素飽和度と殆ど一致していた (Fig. 6)。2015年は1.9-11.8 mg L<sup>-1</sup>、2016年は0.5-12.0 mg L<sup>-1</sup>の範囲で変動した。2年間の値の推移を合わせてみると、春季(4月)と冬季(11月)に

は表層から底層まで10 mg L<sup>-1</sup>以上の値を示した。また、夏季(7-9月)には水深5 m以深の定点である Stns. 1-3の底層において低い値が認められ、特に2016年のStns. 2-3の底層では、非常に低い値(0.5-0.6 mg L<sup>-1</sup>)を記録した。

電気伝導度(EC)の変動を Fig. 7 に示す。2015年は114-391 μS cm<sup>-1</sup>、2016年は136-285 μS cm<sup>-1</sup>の範囲で変動していた。両年の値をみると、2015年11月のStn. 4および2016年4月のStn. 2を除き、夏季(8-9月)に表層から底層にかけて高い値を示す傾向が認められた。また定点毎にみると、小沼側のStns. 4、5において大沼側のStns. 1-3と比較して低い値を記録した。

次にStns. 1-5における栄養塩類の変動を Figs. 8-13 に示した。硝酸態窒素は、2015年には0.045-22.7 μM、2016年には0.053-25.5 μMの範囲で変動していた (Fig. 8)。両年共に観測を始めた春季(4-5月)に水柱全体で最大値を記録し、夏季に減少した後、秋~冬季にかけて値が回復する傾向が見られた。2015年には春季に高い値を記録した後、夏季に水柱全体で値が急激に減少した(0.045-0.098 μM)。2016年も同様の変動を示したが、2015年夏季には水柱全体で値の減少が見られたのに対し、2016年夏季には特に表層における濃度低下(0.48-1.24 μM)とStns. 2-4の底層における局所的な濃度増加(16.1-23.0 μM)が特徴的であった。定点毎に比較すると、大沼のStns. 1-4と比較して小沼のStn. 5における値は顕著に低い傾向が認められた。2015-2016年のStns. 1-4の最大値の範囲は21.2-25.5 μMであるのに対し、Stn. 5では9.17-18.0 μMであり、小沼側の値が低かった。

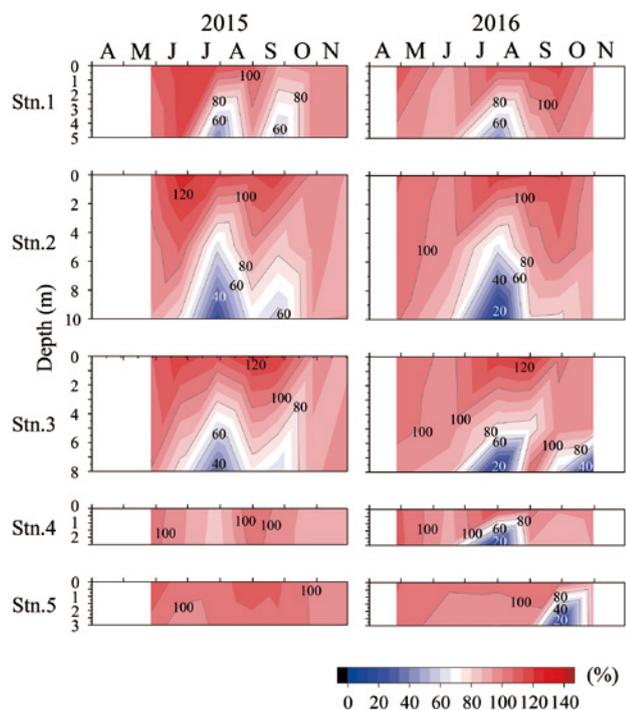


Fig. 5. Seasonal and vertical distribution of dissolved oxygen saturation (%) at Stns. 1-5 in 2015 and 2016.

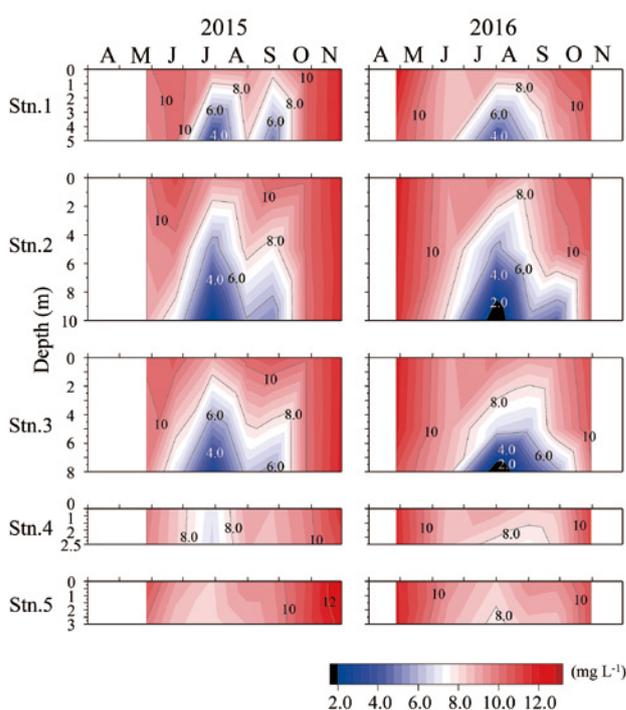


Fig. 6. Seasonal and vertical distribution of dissolved oxygen concentration (mg L<sup>-1</sup>) at Stns. 1-5 in 2015 and 2016.

亜硝酸態窒素に関しては (Fig. 9), 2015 年には  $0.023\text{--}0.61\ \mu\text{M}$ , 2016 年には  $0.002\text{--}5.47\ \mu\text{M}$  の範囲で変動しており, 両年の間に差が認められた。最大値については平均して

2016 年が 2015 年を上回っていた。2015-2016 年夏季の Stns. 1-2 の底層および 2016 年の 8 月の Stn. 3 の表層においては, 通常を遥かに上回る濃度 ( $3.69\text{--}5.47\ \mu\text{M}$ ) が確認さ

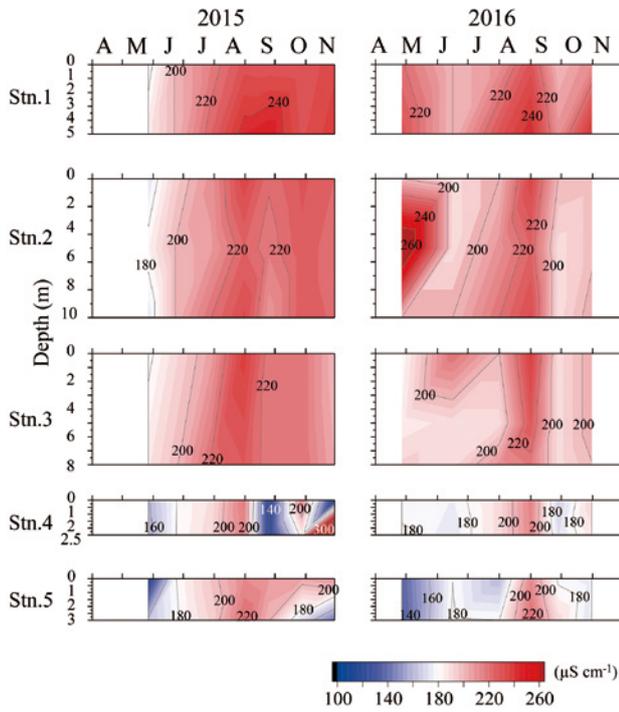


Fig. 7. Seasonal and vertical distribution of EC (Electric Conductivity :  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) at Stns. 1-5 in 2015 and 2016.

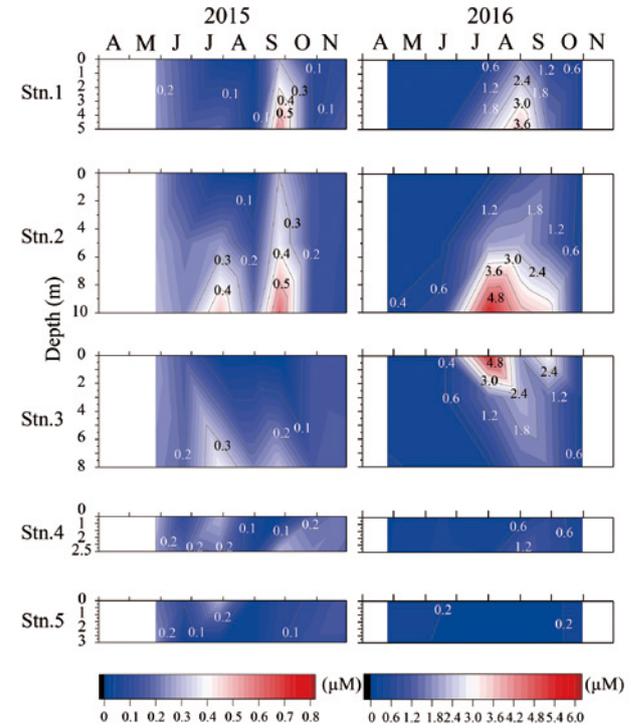


Fig. 9. Seasonal and vertical distribution of  $\text{NO}_2\text{-N}$  ( $\mu\text{M}$ ) at Stns. 1-5 in 2015 and 2016.

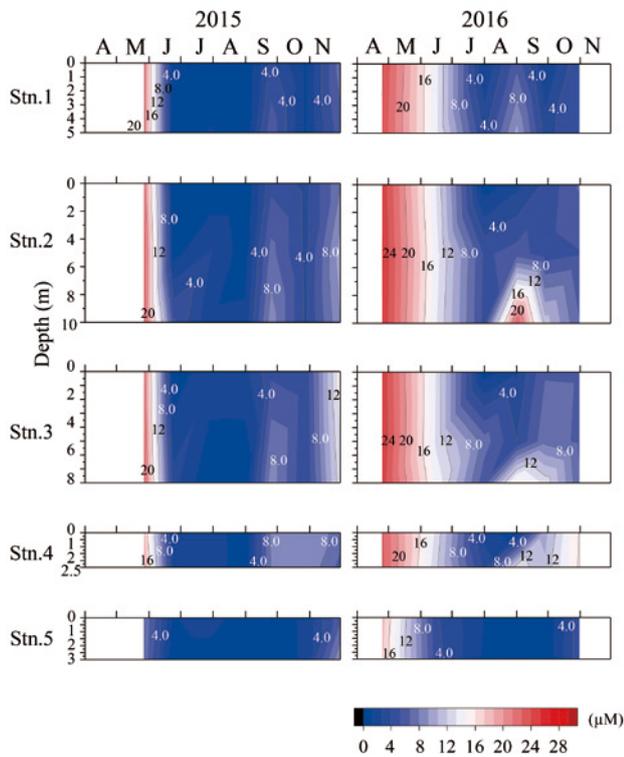


Fig. 8. Seasonal and vertical distribution of  $\text{NO}_3\text{-N}$  ( $\mu\text{M}$ ) at Stns. 1-5 in 2015 and 2016.

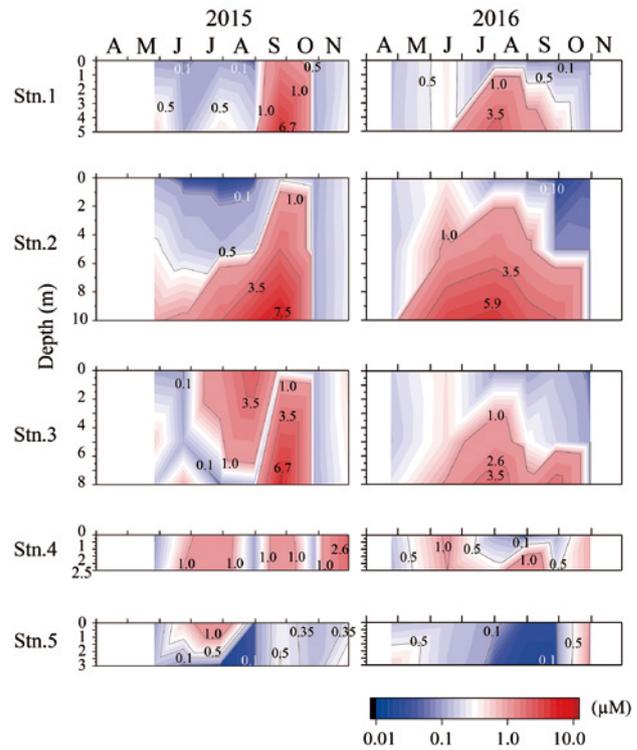


Fig. 10. Seasonal and vertical distribution of  $\text{NH}_4\text{-N}$  ( $\mu\text{M}$ ) at Stns. 1-5 in 2015 and 2016.

れたが、それ以外の特徴的な変動は見出す事ができなかった。

アンモニウム態窒素を見ると、2015年は0.028-8.31  $\mu\text{M}$ 、2016年は0.035-6.57  $\mu\text{M}$ の範囲で変動していた (Fig. 10)。両年を通して通常1  $\mu\text{M}$ 以下で推移していたが、時折 Stns. 1-3の底層において高い値が確認された。Stns. 1-3においては、夏季(7-9月)の底層で3  $\mu\text{M}$ 以上の値が確認され、特に最も深い Stn. 2の底層では両年共に6.57-8.31  $\mu\text{M}$ と他の定点と比較して高い値が認められた。また、小沼 (Stn. 5)においては1  $\mu\text{M}$ 以上の値が検出されることは稀であった。

溶存無機窒素 (DIN) についてみると (Fig. 11)、その変動は基本的に硝酸態窒素の挙動を反映し、2015年には0.13-53.6  $\mu\text{M}$ 、2016年には0.05-31.1  $\mu\text{M}$ の範囲で変動していた。両年とも硝酸態窒素と同様に、春季(4-5月)に水柱全体で最大値を記録し、夏季には減少したが秋季以降に濃度は回復した。

リン酸塩(溶存無機リン = DIP)の変動を Fig. 12 に示す。溶存無機リンは、2015年は0.036-0.893  $\mu\text{M}$ 、2016年は0.012-0.39  $\mu\text{M}$ の範囲で推移していた。Stn. 2の底層については両年共に8月に高い値(0.25-0.39  $\mu\text{M}$ )が確認された。その他の極大値としては、2015年8月の Stn. 3表層における0.27  $\mu\text{M}$ 、同年11月の Stn. 4における0.89  $\mu\text{M}$ が認められた。リン酸塩の季節変動については、特定の傾向は見られなかった。

ケイ酸塩の変動について Fig. 13 に示す。ケイ酸塩濃度

は、2015年は118-408  $\mu\text{M}$ 、2016年には52-313  $\mu\text{M}$ の範囲で変動しており、2016年は前年と比較して低濃度で推移していた。2015年には5月に全定点において水柱全体で

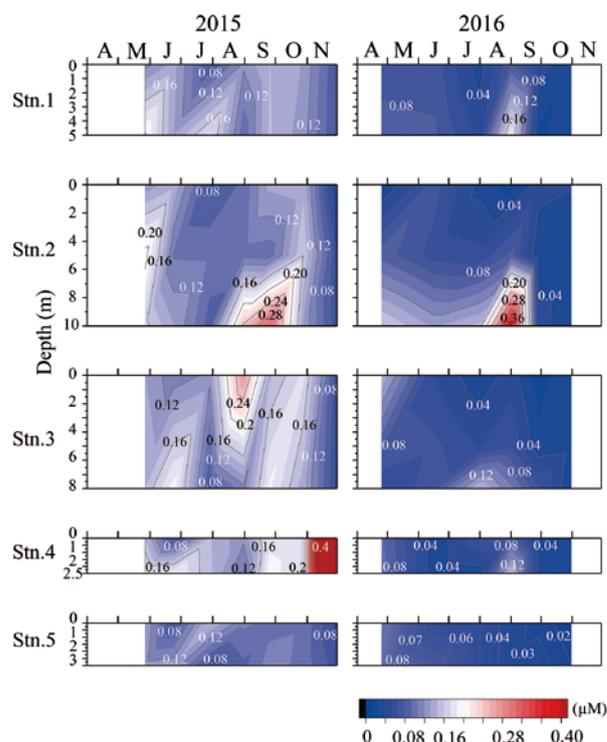


Fig. 12. Seasonal and vertical distribution of  $\text{PO}_4\text{-P}$  ( $\mu\text{M}$ ) at Stns. 1-5 in 2015 and 2016.

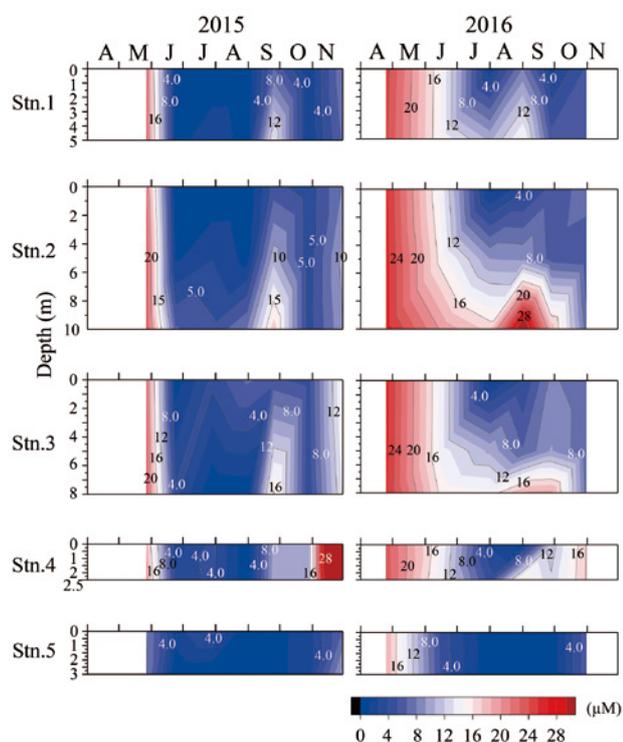


Fig. 11. Seasonal and vertical distribution of DIN ( $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\mu\text{M}$ ) at Stns. 1-5 in 2015 and 2016.

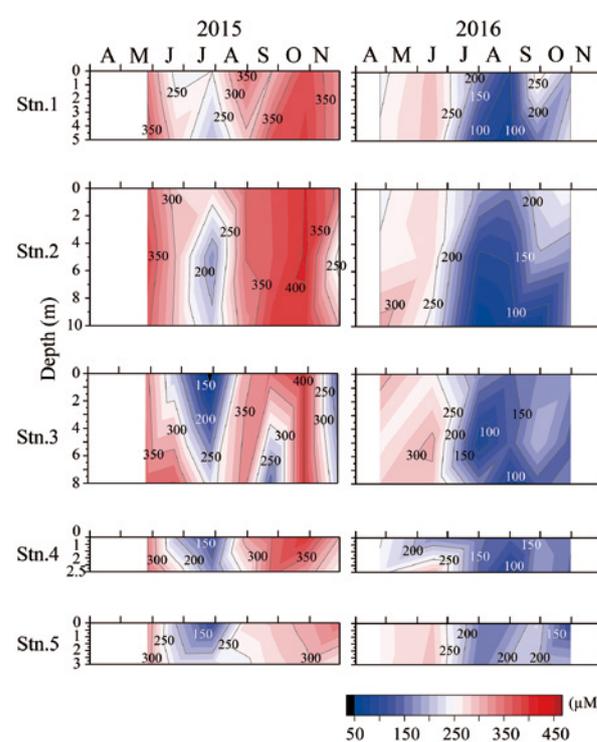


Fig. 13. Seasonal and vertical distribution of  $\text{SiO}_2\text{-Si}$  ( $\mu\text{M}$ ) at Stns. 1-5 in 2015 and 2016.

300  $\mu\text{M}$  以上を記録した後に、7月には Stns. 3-5 の表層において最低値を記録した (118-201  $\mu\text{M}$ )。その後10月には濃度が増加し、300  $\mu\text{M}$  前後の値を示した。一方、2016年は6月まで250  $\mu\text{M}$  以上の値を維持した後、8月に値が急激に減少し (52-118  $\mu\text{M}$ )、10月にも殆ど増加は認められなかった。

溶存無機窒素と溶存無機リンの濃度より算出した DIN : DIP 比の変動を Fig. 14 に示した。DIN : DIP 比は、2015年に1.1-235、2016年には1.5-1,066の範囲で変動した。各年度の推移を見ると、2015年は春季(5月)と冬季(11月)に比較的高い値(>80)が見られた。しかし、夏季には全定点において値が著しく減少し、Redfield比(N/P = 16)を大きく下回り、厳しい窒素制限状態が認められた。窒素制限状態は Stns. 1, 4, 5で水柱全体、Stn. 2では表層、Stn. 3においては底層で確認された。また2016年は、調査期間を通じて2015年よりも高い値で推移した。特に春季(4月)と秋季(10月)に値が高かった。夏季には値が低かったが、Redfield比が16以下の窒素制限状態が認められたのは Stns. 4, 5であった。

クロロフィル *a* の鉛直分布の季節的変動を見ると、2015年は0.18-28.7  $\mu\text{g L}^{-1}$ 、2016年は0.9-24.1  $\mu\text{g L}^{-1}$  の範囲の値を記録した (Fig. 15)。2015年は全定点において8月の表層で最大値が認められた。クロロフィル *a* の最大値を定点間で比較すると、Stn. 2の値が最大であった (28.7  $\mu\text{g L}^{-1}$ )。2016年には、Stns. 2, 4, 5では8月、Stn. 1においては9月に最大値が検出されたが、Stn. 3のみ10月に最

大値を示した。兩年の定点のクロロフィル *a* の測定値は、分布の様相が兩年で異なっていた。

また、全定点の表層におけるクロロフィル *a* 値およびフェオフィチンの季節変化について、Figs. 16, 17 に示した。まず2015年についてみると (Fig. 16)、クロロフィル *a* の値は全定点において8月に最大値を示した (13.1-28.7  $\mu\text{g L}^{-1}$ )。Stns. 1, 2, 4においては、5月から8月にかけて増加して最大値を示した後、11月に減少した。一方、Stn. 3および Stn. 5においては観測開始時の5月に若干高い値が確認され、6月には一時的に減少したがその後8月にかけて増加して最大となった。フェオフィチンに関しては、全定点を合わせて1.0-7.1  $\mu\text{g L}^{-1}$  の範囲での推移が認められた。フェオフィチンの増減の傾向は定点間で特定の傾向は見られなかったが、Stn. 1および Stn. 3においては8月にクロロフィル *a* 値が最大となった際に同時に最大となり、対して Stn. 2および Stn. 4ではクロロフィル *a* 値が最大になると同時にフェオフィチンは最小値を示した。

2016年の観測結果については、Fig. 17 に推移を示した。クロロフィル *a* 値は、Stn. 3のみ10月にかけて値の増加を示したが、その他の定点では8月または9月に最大値となる単峰型の推移が認められた。フェオフィチンについて見ると、全定点を合わせて0.8-5.6  $\mu\text{g L}^{-1}$  の範囲で変動していた。また Stn. 3を除く定点で、フェオフィチンは6月に最大値を記録したが、その他に特徴的な変動傾向は認められなかった。

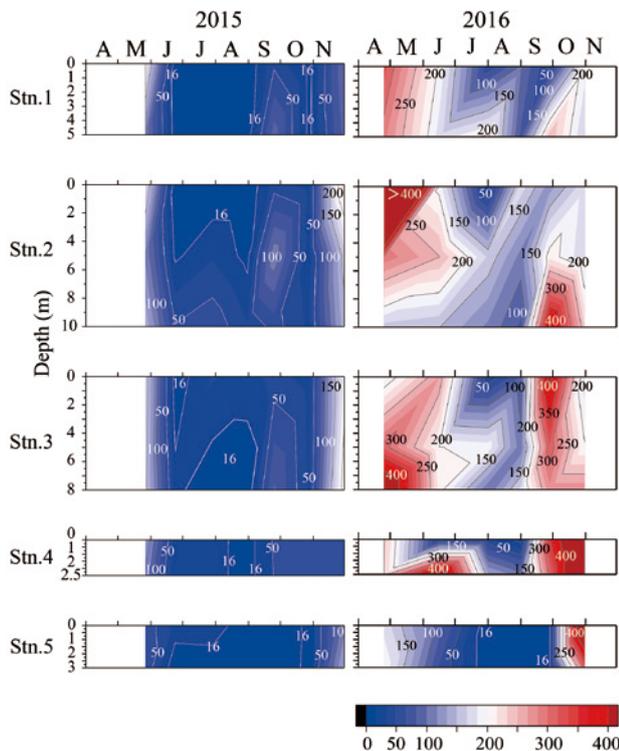


Fig. 14. Seasonal and vertical distribution of DIN : DIP ratio at Stns. 1-5 in 2015 and 2016.

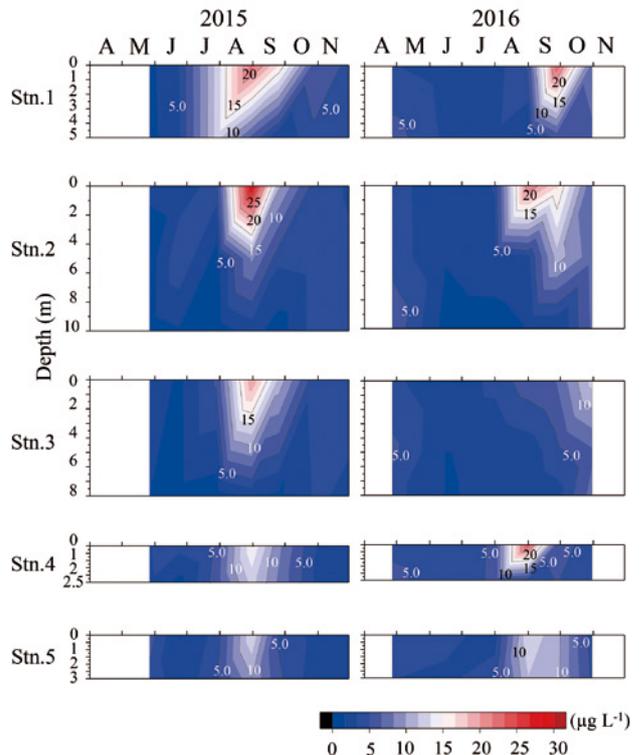


Fig. 15. Seasonal and vertical distribution of chlorophyll *a* ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) at Stns. 1-5 in 2015 and 2016.

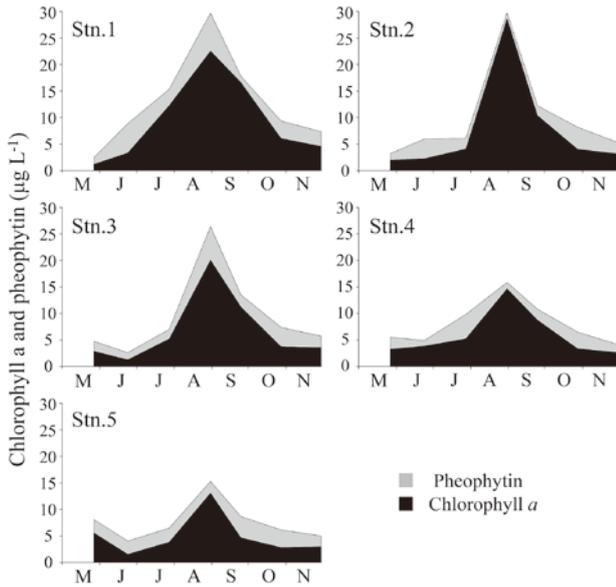


Fig. 16. Seasonal changes in chlorophyll *a* (black areas,  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) and pheophytin (gray areas,  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) in surface water collected at Stns. 1-5 in 2015.

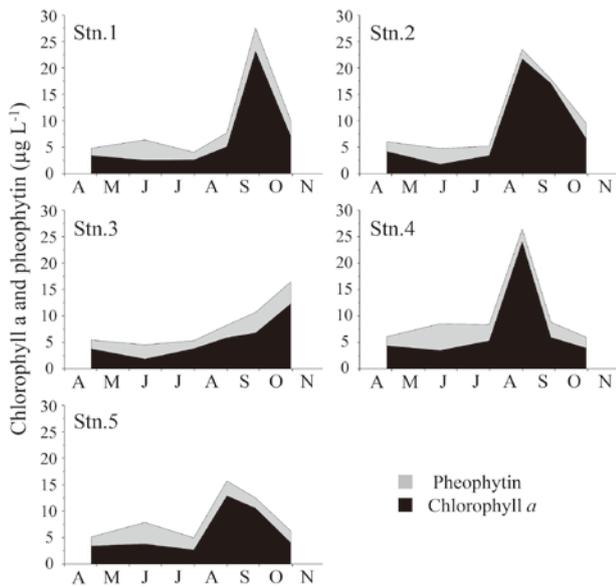


Fig. 17. Seasonal changes in chlorophyll *a* (black areas,  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) and pheophytin (gray areas,  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) in surface water collected at Stns. 1-5 in 2016.

植物プランクトン  
出現した属と種

全調査定地点において全期間を通じ、属レベルで 56、種レベルで 75 種の植物プランクトンが同定された (Table 2)。最も多かったのが緑藻類で 20 属 25 種、続いて珪藻類で 17 属 23 種 (中心目珪藻 3 属 5 種、羽状目珪藻 14 属 18 種)、そして藍藻類が 10 属 16 種、その他の分類群が 9 属 11 種 (黄褐色鞭毛藻 3 属 4 種、渦鞭毛藻類 2 属 2 種、ユーグレナ藻類 2 属 3 種、クリプト藻類 1 属、ラフィド藻類 1 属 1 種)

Table 2. List of phytoplankton identified in the water samples collected at the stations in Lake Onuma and Konuma during 2015 and 2016.

Cyanophyceae	Chlorophyceae
<i>Aphanizomenon yezoense</i>	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	<i>Chlamydomonas</i> spp.
<i>Aphanocapsa pulchra</i>	<i>Chlorella</i> spp.
<i>Aphanothece</i> spp.	<i>Closterium aciculare</i>
<i>Chroococcus</i> spp.	<i>Coelastrum cambricum</i>
<i>Dolichospermum citrisporum</i>	<i>Coelastrum microporum</i>
<i>Dolichospermum planctonicum</i>	<i>Cosmarium</i> spp.
<i>Dolichospermum smithii</i>	<i>Crucigenia lauterbornii</i>
<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Crucigenia tetrapedia</i>
<i>Microcystis wesenbergii</i>	<i>Desmodesmus acuminatus</i>
<i>Microcystis ichthyoblabe</i>	<i>Desmodesmus quadricaudatus</i>
<i>Microcystis viridis</i>	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>
<i>Oscillatoria</i> spp.	<i>Eudorina elegans</i>
<i>Phormidium tenue</i>	<i>Gloeocystis</i> spp.
<i>Planktothrix</i> sp.	<i>Kirchneriella lunaris</i>
<i>Woronichinia naegeliana</i>	<i>Micractinium pusillum</i>
	<i>Monoraphidium contortum</i>
	<i>Pediastrum biradiatum</i>
	<i>Pediastrum duplex</i>
	<i>Pediastrum tetras</i>
	<i>Pleodorina californica</i>
	<i>Quadrigla lactris</i>
	<i>Scenedesmus</i> spp.
	<i>Staurastrum sebaldi</i>
	<i>Tetraspora lacustris</i>
Bacillariophyceae	Chrysophyceae
<i>Achnanthes</i> sp.	<i>Dinobryon bavaricum</i>
<i>Asterionella formosa</i>	<i>Dinobryon divergens</i>
<i>Aulacoseira granulata</i>	<i>Synura</i> sp.
<i>Aulacoseira pusilla</i>	<i>Uroglena volvox</i>
<i>Cocconeis</i> sp.	
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Dinophyceae
<i>Cyclotella</i> spp.	<i>Ceratium hirundinella</i>
<i>Cymbella</i> spp.	<i>Peridinium</i> spp.
<i>Diatoma</i> spp.	
<i>Diploneis</i> spp.	Euglenophyceae
<i>Fragilaria capucina</i>	<i>Euglena proxima</i>
<i>Fragilaria construens</i>	<i>Euglena</i> spp.
<i>Fragilaria crotonensis</i>	<i>Trachelomonas</i> spp.
<i>Fragilaria</i> sp.	
<i>Gomphonema</i> sp.	Cryptophyceae
<i>Melosira varians</i>	<i>Cryptomonas</i> spp.
<i>Navicula</i> spp.	
<i>Nitzschia</i> spp.	Raphidophyceae
<i>Pinnularia</i> spp.	<i>Gonyostomum semen</i>
<i>Tabellaria</i> sp.	
<i>Ulnaria acus</i>	
<i>Ulnaria ulna</i>	
<i>Urosolenia</i> sp.	

であった。各分類群の代表種について顕微鏡写真を Figs. 18-20 に示した。

#### 分類群組成と出現密度

大沼と小沼の全定点における植物プランクトン群集 (網レベル) の変動について、両年度、及び表層と底層に分けて結果を示した (Figs. 21-24)。また、植物プランクトン群

集の各分類群 (網レベルが基本) の同定された構成種に関しては、藍藻 (Figs. 25-28), 珪藻類 (Figs. 29-32), 緑藻類 (Figs. 33-36), その他の分類群 (黄色鞭毛藻類, 渦鞭毛藻類, ユーグレナ藻類, クリプト藻類, ラフィド藻類: Figs. 37-40) の4つのグループに分け、同定された代表的な種毎の細胞数について季節的変動を示した。

また、全調査地点において同定確認された植物プラン

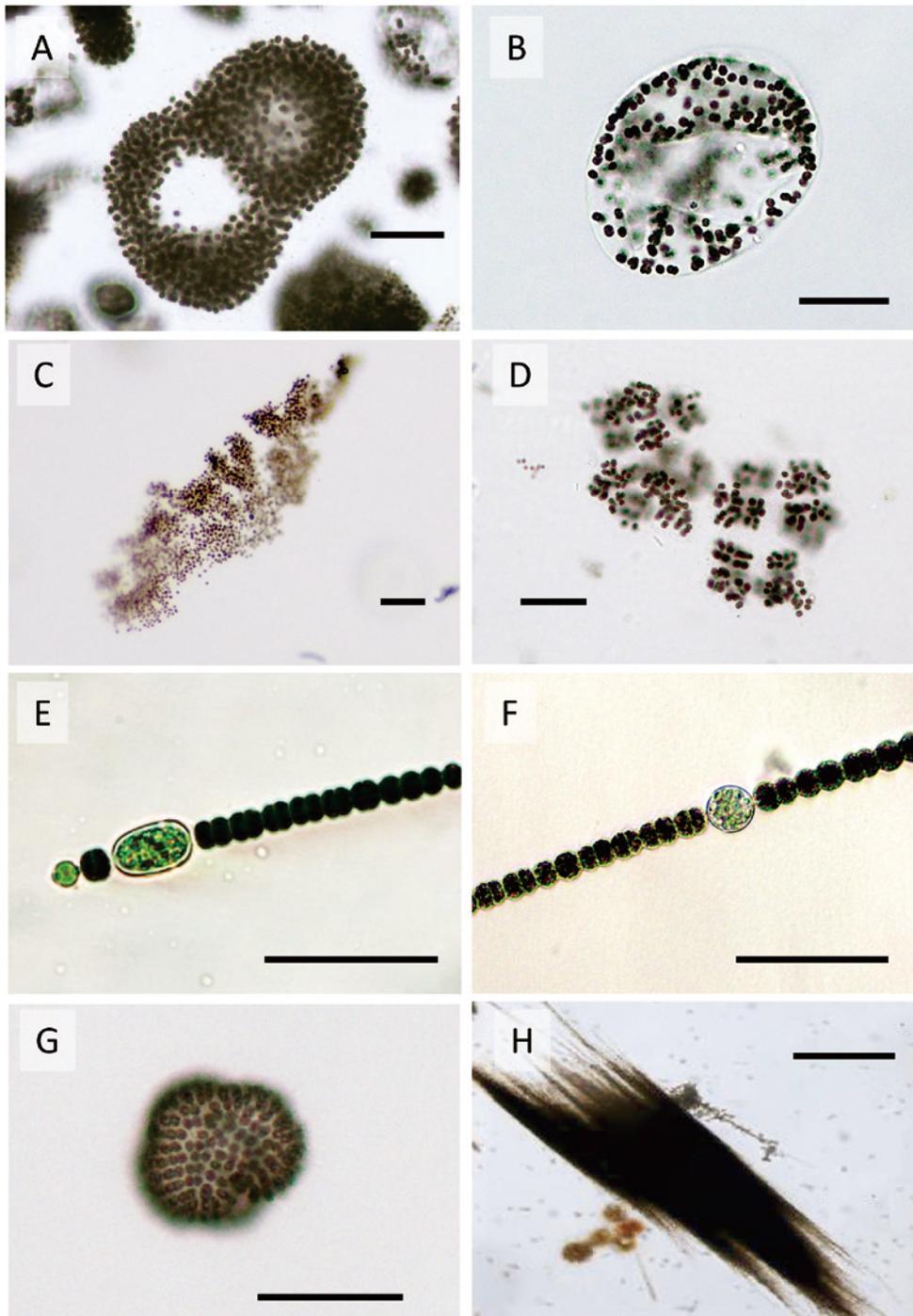


Fig. 18. Observed phytoplankton of representative species belonging to Cyanophyceae. (A) *Microcystis aeruginosa*, (B) *M. wessenbergii*, (C) *M. ichthyoblabe*, (D) *M. viridis*, (E) *Dolichospermum planctonicum*, (F) *D. smithii*, (G) *Woronichinia naegeliana*, (H) *Aphanizomenon flos-aquae*. Scale bar, 50  $\mu$ m.

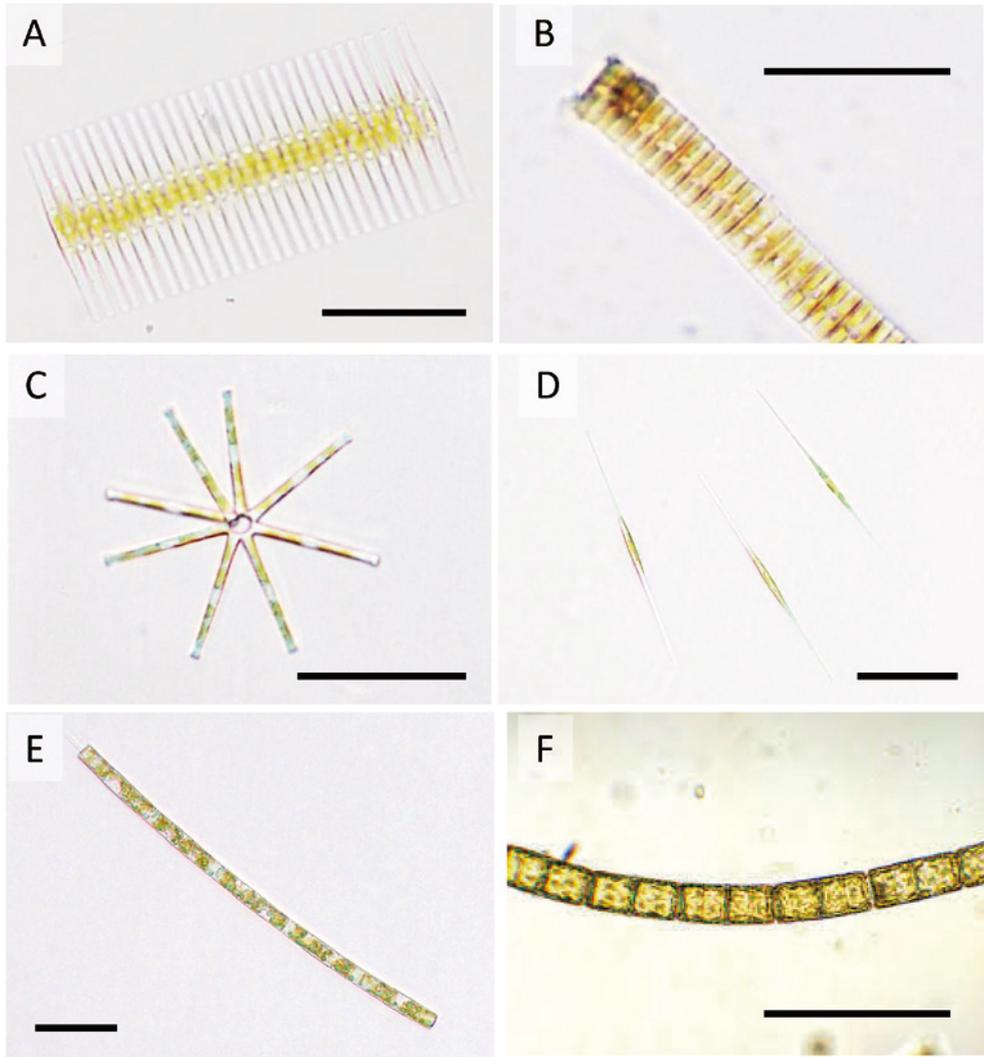


Fig. 19. Observed phytoplankton of representative species belonging to Bacillariophyceae. (A) *Fragilaria crotonensis*, (B) *F. capucina*, (C) *Asterionella formosa*, (D) *Ulnaria acus*, (E) *Aulacoseira granulata*, (F) *Melosira varians*. Scale bar, 50  $\mu\text{m}$ .

クトンの種や属について、最低細胞数および最大細胞数を Table 3 (2015 年度) と Table 4 (2016 年度) に要約した。以下、各項目について結果を述べる。

### 1) 2015 年の表層の植物プランクトン

まず 2015 年の Stns. 1-5 の表層の植物プランクトンについての結果 (Fig. 21) は以下の通りである。全細胞数を見ると、調査期間中、Stn. 1 では  $1.16 \times 10^3$ - $4.22 \times 10^4$  cells  $\text{mL}^{-1}$ 、Stn. 2 では  $2.07 \times 10^3$ - $7.78 \times 10^4$  cells  $\text{mL}^{-1}$ 、Stn. 3 では  $1.59 \times 10^3$ - $3.06 \times 10^4$  cells  $\text{mL}^{-1}$ 、Stn. 4 では  $1.22 \times 10^3$ - $1.72 \times 10^4$  cells  $\text{mL}^{-1}$ 、Stn. 5 では  $2.86 \times 10^3$ - $1.76 \times 10^4$  cells  $\text{mL}^{-1}$  の範囲で推移しており、最大細胞数は 8 月の Stn. 2 において認められた。

次に分類群組成と細胞密度の季節的変動について定点毎に見ていく。

まず、2015 年の表層における植物プランクトンの分類

群組成について季節的な変化を述べる (Figs. 21, 25, 29, 33, 37)。

Stn. 1 について期間中に優占した分類群を挙げると、まず 2015 年 5 月には緑藻 *Dictyosphaerium pulchellum* が増加し (Fig. 33)、緑藻類が全細胞数の 37% を占めた (Fig. 21)。6 月には羽状目珪藻 *Fragilaria crotonensis* が卓越し ( $3.4 \times 10^3$  cells  $\text{mL}^{-1}$ ) (Fig. 29)、全細胞数の約 70% を占めた (Fig. 21)。その後、7 月には珪藻類が減少する一方で藍藻類の *Dolichospermum planctonicum* および *Microcystis* spp. が優占した結果 (Fig. 25)、藍藻類が植物プランクトン全体の約 75% を占めた (Fig. 21)。引き続き 8 月にも藍藻 *D. planctonicum* が優占し続け ( $3.6 \times 10^4$  cells  $\text{mL}^{-1}$ )、藍藻類が植物プランクトン全体の細胞数の 95% に達した。9 月には藍藻 *D. planctonicum* が急激に減少し殆ど観察されなくなった。その時には藍藻 *Microcystis* spp. (*M. aeruginosa*, *M. wesenbergii*, *M. ichthyoblabe* が主体) が  $1.45 \times 10^3$  cells  $\text{mL}^{-1}$  検出され (Fig.

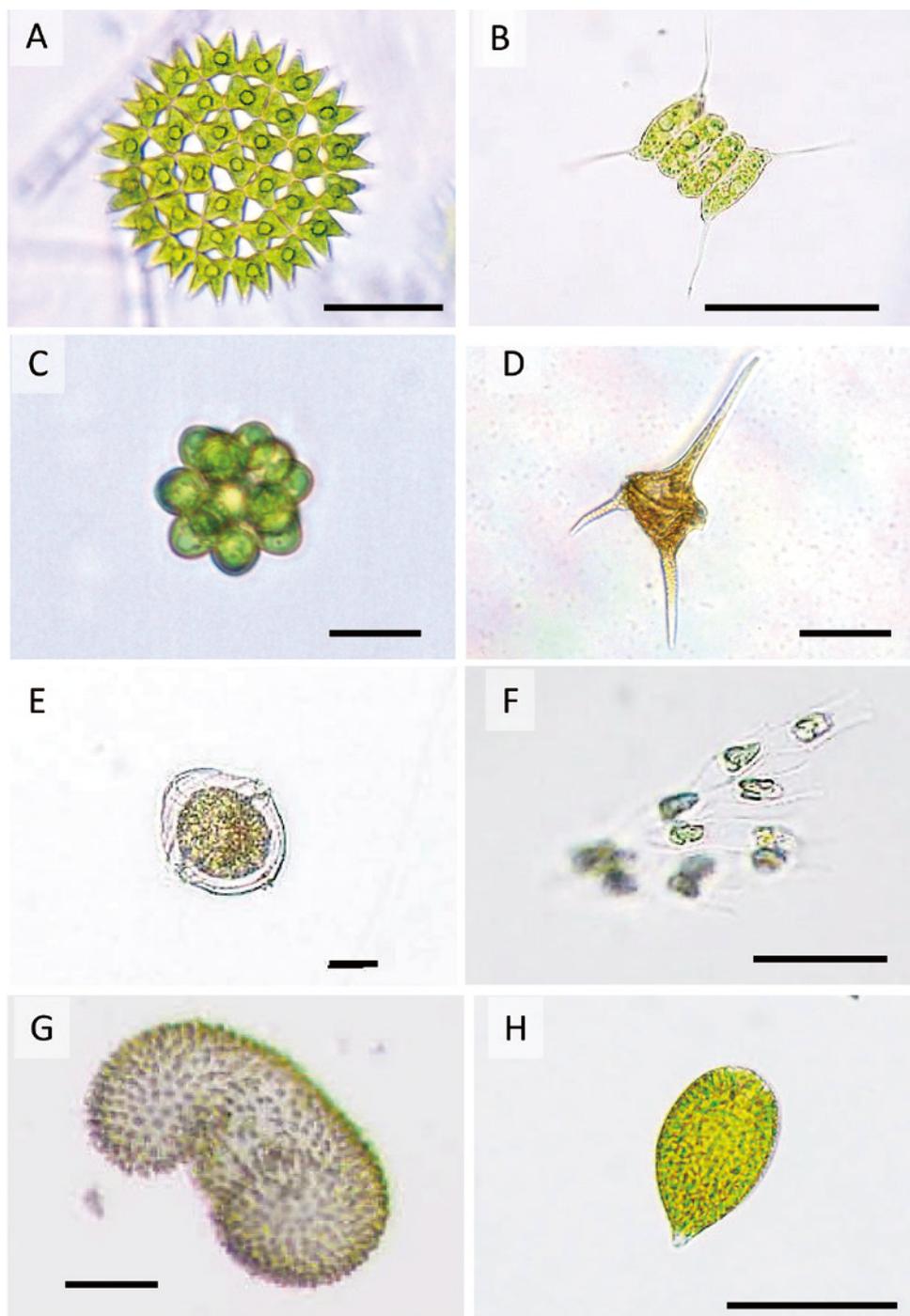


Fig. 20. Observed phytoplankton of representative species belonging to Chlorophyceae (A-C), Dinophyceae, (D, E), Chryso-  
phyceae (F, G), and Raphidophyceae (H). (A) *Pediatrum duplex*, (B) *Desmodesmus quadricaudatus*, (C) *Coelastrum*  
*microporum*, (D) *Ceratium hirundinella*, (E) *Peridinium* sp., (F) *Dinobryon bavaricum*, (G) *Uroglena volvox*, (H) *Gonyostomum*  
*semen*. Scale bar, 50  $\mu\text{m}$ .

25), 全植物プランクトン細胞数の約40%を占めた (Fig. 21)。また9月には、他の月では殆ど観察されなかった渦鞭毛藻 *Ceratium hirundinella*、*Peridinium* sp.をはじめ、クリプト藻 *Cryptomonas* sp. やラフィド藻 *Gonyostomum semen* ( $6 \text{ cells mL}^{-1}$ ) が確認された (Fig. 37)。10月になると藍藻 *Microcystis* spp. が再度卓越し ( $4.81 \times 10^3 \text{ cells mL}^{-1}$ )、全細胞

数の約63%を占めた。11月には藍藻類が殆ど見られなくなり、中心目珪藻 *Cyclotella* spp. および *Melosira varians* が主体として増加が認められた (Fig. 29)。

Stn. 2において植物プランクトンの全細胞数は、5月の最低値から夏季8月にかけて増加して最大となり ( $7.78 \times 10^4 \text{ cells mL}^{-1}$ )、その後は11月にかけて減少した (Fig. 21)。

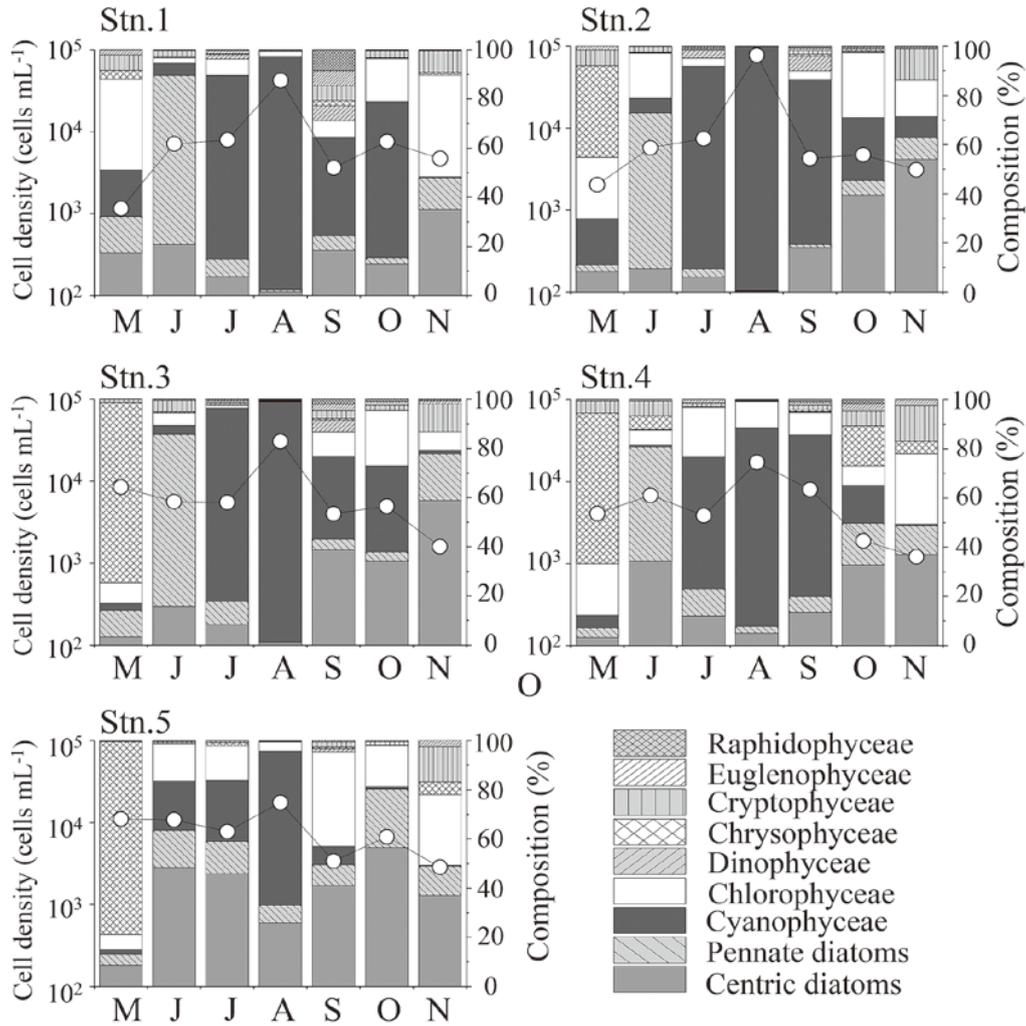


Fig. 21. Changes in the cell densities (○) and taxa composition histograms of phytoplankton in surface waters collected at Stns. 1-5 in 2015.

分類群組成についてみると、まず5月には黄色鞭毛藻 *Uroglena volvox* ( $7.0 \times 10^3$  cells  $\text{mL}^{-1}$ ) が全体細胞数の約37%を占めていた (Figs. 21, 37)。6月になると *Fragilaria crotonensis* ( $3.16 \times 10^3$  cells  $\text{mL}^{-1}$ ) をはじめとする羽状目珪藻類が全細胞数の60%以上を占めた (Fig. 29)。7月には Stn. 1 と同様に藍藻 *Dolichospermum planctonicum* および *Microcystis* spp. が卓越し、全細胞数の約83%を占めた (Figs. 21, 25)。8月には *D. planctonicum* ( $4.44 \times 10^4$  cells  $\text{mL}^{-1}$ ) と *Microcystis* spp. ( $3.22 \times 10^4$  cells  $\text{mL}^{-1}$ ) を合わせ、藍藻類の細胞数が  $7.66 \times 10^4$  cells  $\text{mL}^{-1}$  に達し、全分類群の細胞数の98%を占めた (Fig. 21)。9月になると藍藻類の細胞数は  $2.87 \times 10^3$  cells  $\text{mL}^{-1}$  にまで減少したが、他の分類群も減少しており全細胞数の67%を占めた。その後、10月には藍藻類の割合が減少し、かわって中心目珪藻 *Cyclotella* spp. および緑藻の割合が増加した (Fig. 29, 33)。11月にはクリプト藻 *Cryptomonas* spp. が若干増加した (Fig. 37)。

Stn. 3 においては、5月の細胞数 ( $8.47 \times 10^3$  cells  $\text{mL}^{-1}$ ) から6-7月に若干減少し、8月には増加して最大となり ( $3.06$

$\times 10^4$  cells  $\text{mL}^{-1}$ )、その後は11月にかけて減少し、最小値 ( $1.60 \times 10^3$  cells  $\text{mL}^{-1}$ ) となった (Fig. 21)。分類群組成について見ると、5月は黄色鞭毛藻 *Uroglena volvox* が  $5.6 \times 10^3$  cells  $\text{mL}^{-1}$  の密度で検出され、全体の約73%を占めた (Figs. 21, 37)。6月には珪藻 *F. crotonensis* を中心とした羽状目珪藻類が全細胞数の約70%を占めた。7月には藍藻 *Woronichinia naegeliana* が優勢し、全細胞数の約79%を占めた (Figs. 21, 25)。8月には藍藻 *D. planctonicum* が卓越し ( $1.94 \times 10^4$  cells  $\text{mL}^{-1}$ )、*Microcystis* spp. とともに全細胞数の98%に達した (Figs. 21, 25)。9月には藍藻類の細胞数が急激に減少し (全体の35%)、中心目珪藻 *Aulacoseira granulata* が増加し、全細胞数の約34%を占めた (Figs. 21, 29)。その後、10-11月には中心目珪藻 *Cyclotella* spp. とクリプト藻 *Cryptomonas* spp. の割合が増加した (Figs. 21, 29, 37)。

Stn. 4 では、5-7月の細胞数は  $10^3$  cells  $\text{mL}^{-1}$  のオーダーの密度で推移し、8月に最大値を記録した ( $1.72 \times 10^4$  cells  $\text{mL}^{-1}$ ) (Fig. 21)。その後、11月にかけて減少し最小 ( $1.22 \times 10^3$  cells  $\text{mL}^{-1}$ ) となった。分類群組成についてみると、5月

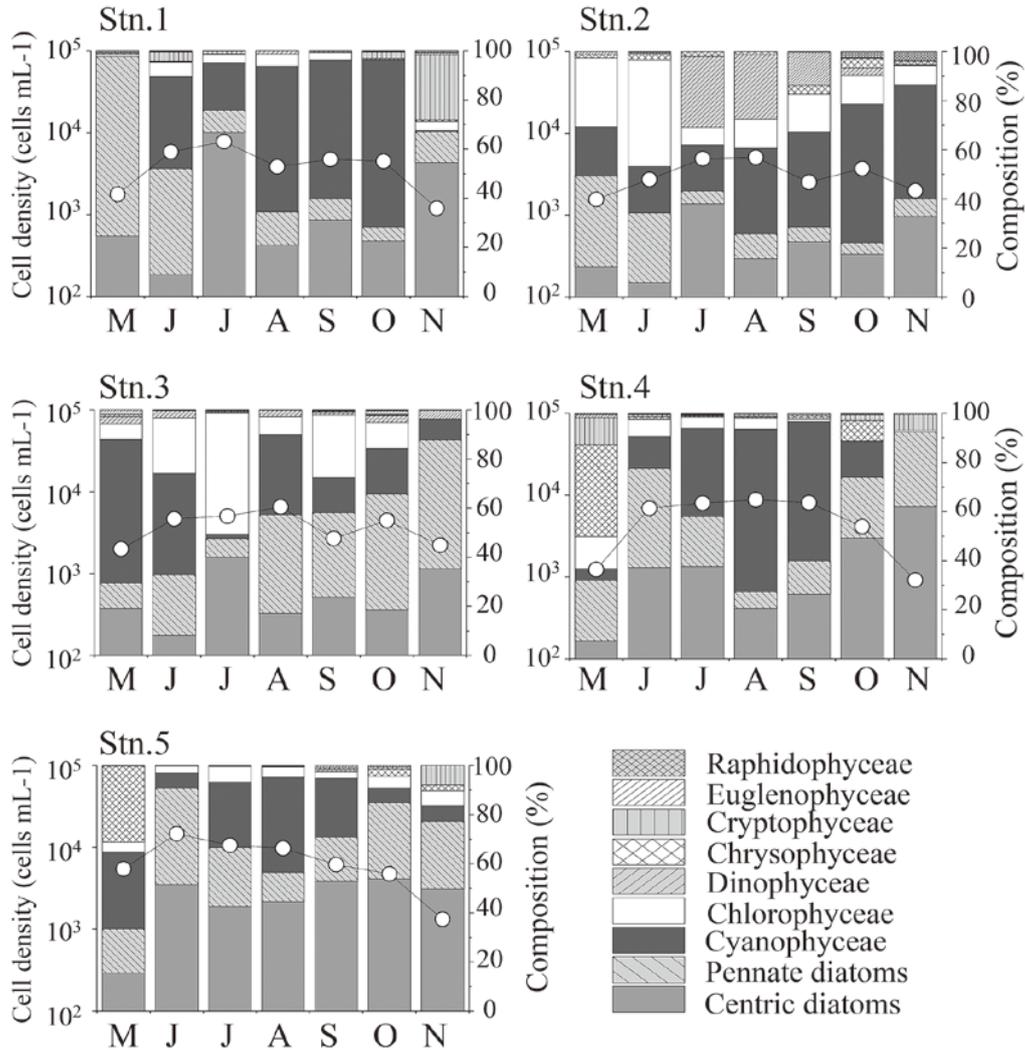


Fig. 22. Changes in the cell densities (○) and taxa composition histograms of phytoplankton in bottom waters collected at Stns. 1-5 in 2015.

には黄色鞭毛藻 *Uroglena volvox* が  $2.4 \times 10^3$  cells mL<sup>-1</sup> で全細胞数の約 61% を占めた (Fig. 37)。6 月には羽状目珪藻 *F. crotonensis* をはじめ中心目珪藻 *M. varians* が増加し、珪藻類が全体の約 80% を占めた (Fig. 21, 29)。7 月には珪藻類が激減し、藍藻 *W. naegeliana* が出現し ( $2.0 \times 10^3$  cells mL<sup>-1</sup>)、全細胞数の約 50% を占めた (Fig. 25)。8 月には *D. planctonicum* および *Microcystis* spp. が *W. naegeliana* に替わって増加し、2 属 (*Microcystis* と *Dolichospermum*) の藍藻で全細胞数の 81% を占めた (Figs. 21, 25)。9 月になると藍藻 *D. planctonicum* が観察されなくなり、*Microcystis* spp. のみが 8 月と殆ど同様の値で推移し、藍藻類の占める割合は全体の約 66% に減少した。10 月には藍藻類の割合が約 15% に低下し、その一方で *M. varians* を中心とする中心目珪藻類、および黄色鞭毛藻類の *Dinobryon* spp. の割合が増加した (Figs. 21, 29, 37)。11 月になると中心目珪藻 *Cyclotella* spp. とクリプト藻 *Cryptomonas* spp. の割合の増加が認められた (Figs. 29, 37)。

小沼に位置する Stn. 5 について見ると、植物プランクトンの全細胞数は 5-6 月には  $10^4$  cells mL<sup>-1</sup> のオーダーの密度で推移していたが、7 月には一時的に  $7.78 \times 10^3$  cells mL<sup>-1</sup> に減少し、8 月には増加して最大の  $1.76 \times 10^4$  cells mL<sup>-1</sup> を記録した (Fig. 21)。その後 11 月には細胞数が減少し、最小値の  $2.86 \times 10^3$  cells mL<sup>-1</sup> となった。分類群組成については、5 月に黄色鞭毛藻 *U. volvox* が  $8.4 \times 10^3$  cells mL<sup>-1</sup> を記録し、全細胞数の約 79% を占めた (Fig. 21, 37)。6-7 月には藍藻 *W. naegeliana* が出現したが中心目珪藻の *A. granulata* や *M. varians* も増加しており、これらの珪藻類が全細胞数のおよそ半分を占めた (Figs. 21, 29)。その後 8 月には藍藻の *D. planctonicum* ( $7.46 \times 10^3$  cells mL<sup>-1</sup>) および *Microcystis* spp. ( $3.55 \times 10^3$  cells mL<sup>-1</sup>) が卓越し、藍藻の占有が全体の約 62% に達した (Fig. 21, 25)。9 月には藍藻が急激に減少し、緑藻および中心目珪藻 *M. varians* の割合が増加した。10 月になると珪藻 *M. varians* が一時的に増加し ( $2.89 \times 10^3$  cells mL<sup>-1</sup>)、中心目珪藻が全細胞数の約 56% を占め

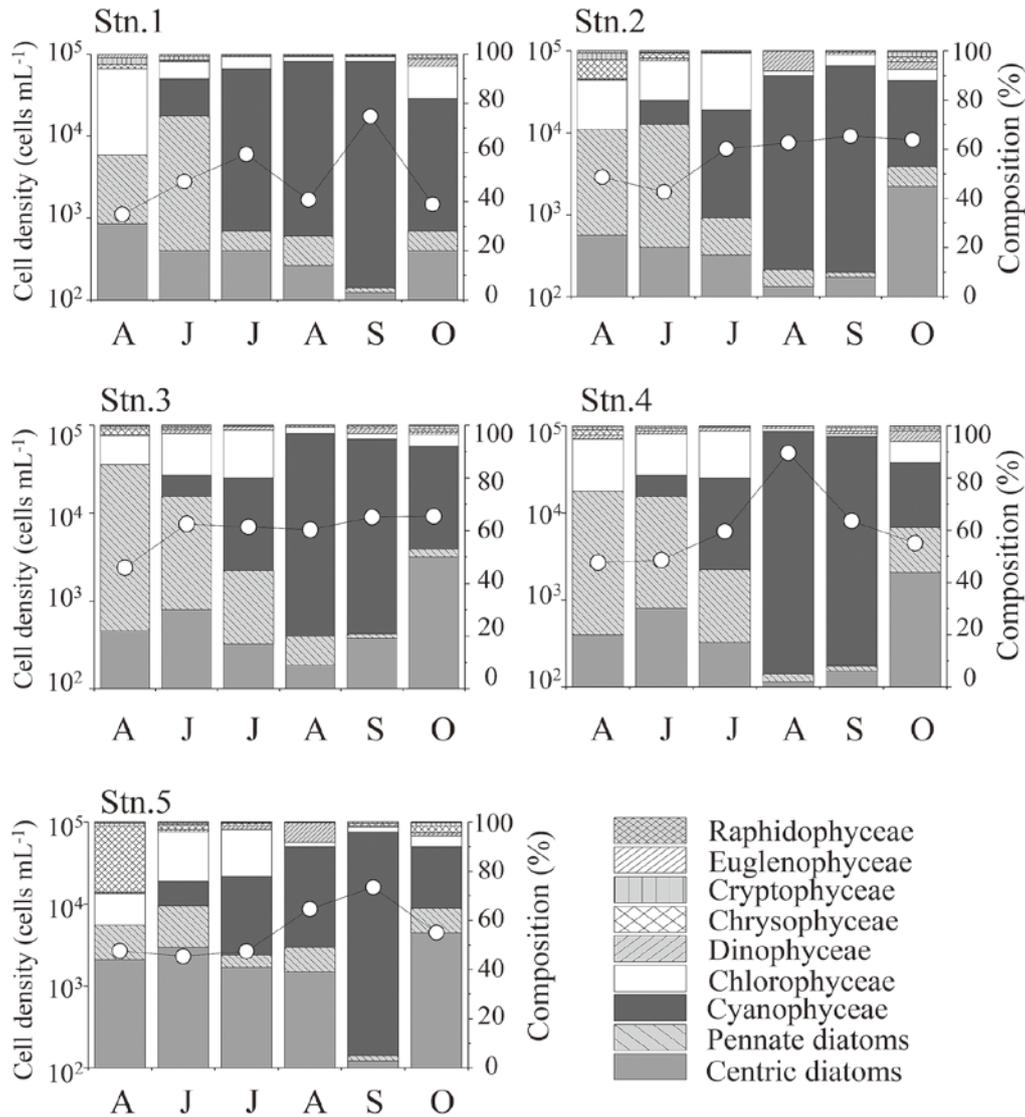


Fig. 23. Changes in the cell densities (○) and taxa composition histograms of phytoplankton in surface waters collected at Stns. 1-5 in 2016.

た (Figs. 21, 29)。11 月には 10 月の組成にクリプト藻 *Cryptomonas* spp. が加わった。

### 2) 2015 年の底層の植物プランクトン

2015 年の Stns. 1-5 の底層について、観察された植物プランクトンの全細胞数をみると、Stn. 1 では  $1.19 \times 10^3$ – $7.82 \times 10^3$  cells mL<sup>-1</sup>、Stn. 2 では  $1.56 \times 10^3$ – $5.11 \times 10^3$  cells mL<sup>-1</sup>、Stn. 3 では  $2.0 \times 10^3$ – $6.55 \times 10^3$  cells mL<sup>-1</sup>、Stn. 4 では  $1.24 \times 10^3$ – $8.79 \times 10^3$  cells mL<sup>-1</sup>、Stn. 5 では  $1.32 \times 10^3$ – $1.47 \times 10^4$  cells mL<sup>-1</sup> の範囲で検出されており、最大細胞数は 6 月の Stn. 5 において確認された (Fig. 22)。表層と底層の植物プランクトン全細胞数を比較すると、底層では水深の浅い小沼の Stn. 5 においてのみ  $10^4$  cells mL<sup>-1</sup> 以上の値を示したが、これは表層の値よりも低かった。

2015 年の底層水試料で観察された植物プランクトン分類群組成を、表層と比較して説明する (Figs. 22, 26, 30, 34,

38)。まず、5 月の表層においては多くの定点で黄色鞭毛藻 *Uroglena volvox* が増加して全細胞数の 80% 以上に達したが、底層においては水深の浅い Stns. 4, 5 を除いて *U. volvox* は殆ど観察されなかった (Figs. 37, 38)。また藍藻類について見ると、5 月の表層では細胞密度が低かったが、底層においては Stn. 3 や Stn. 5 で *Microcystis* spp. や *Woronichinia naegeliana* が比較的高密度で確認され、全細胞数の 20–50% に達していた (Fig. 22)。その他の分類群については、表層と底層において細胞数は異なったものの、分布傾向に大きな差は認められなかった。

### 3) 2016 年の表層の植物プランクトン

2016 年の表層の植物プランクトンの分布密度と分離群組成について述べる (Fig. 23)。植物プランクトン全細胞数は、Stn. 1 において  $1.16 \times 10^3$ – $1.8 \times 10^4$  cells mL<sup>-1</sup>、Stn. 2 では  $1.90 \times 10^3$ – $9.1 \times 10^3$  cells mL<sup>-1</sup>、Stn. 3 では  $2.4 \times 10^3$ – $9.2 \times$

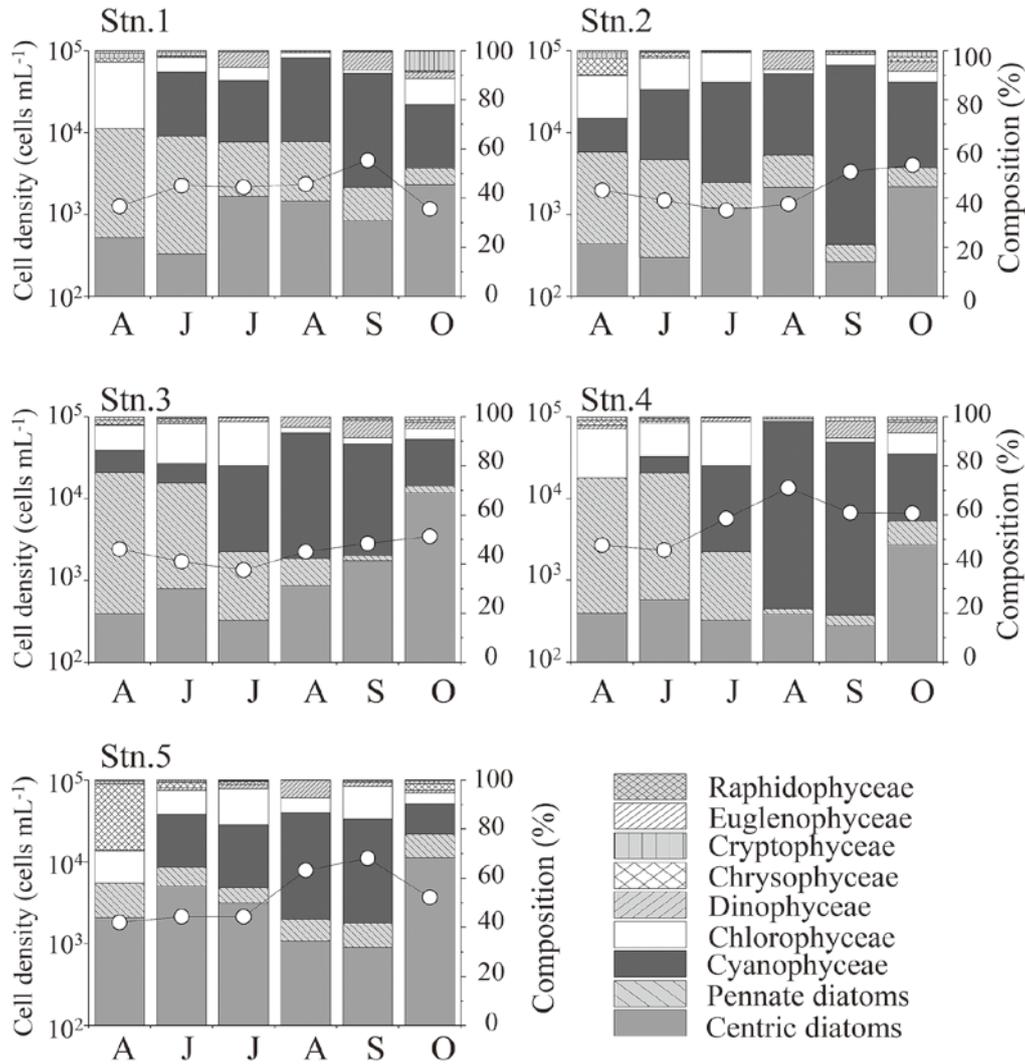


Fig. 24. Changes in the cell densities (○) and taxa composition histograms of phytoplankton in bottom waters collected at Stns. 1-5 in 2016.

$10^3$  cells  $\text{mL}^{-1}$ , Stn. 4 では  $2.7 \times 10^3$ – $4.9 \times 10^4$  cells  $\text{mL}^{-1}$ , Stn. 5 では  $2.3 \times 10^3$ – $1.6 \times 10^4$  cells  $\text{mL}^{-1}$  の範囲の値を示した。植物プランクトンの分類群組成に関して見ると (Figs. 23, 27, 31, 35, 39), 全ての定点において5-6月には羽状目珪藻 *Fragilaria crotonensis*, *Asterionella formosa*, 及び中心目珪藻の *Auracoseira granulata* が卓越しており, 珪藻類で植物プランクトン全細胞数の50%以上を占めた (Fig. 23)。また黄色鞭毛藻 *Uroglena volvox* は2015年5月に高密度に確認され, 割合は最大で植物プランクトン全細胞数の80%に達したが, 2016年はStn. 5の  $7.8 \times 10^2$  cells  $\text{mL}^{-1}$  に留まり (Fig. 39), 2015年の1/10程度であった。夏季には藍藻類が増殖しており *Microcystis* 属の優占 (最大はStn. 4の8月に *Microcystis* spp. が  $3.7 \times 10^4$  cells  $\text{mL}^{-1}$ ) が確認された。優占した藍藻種は, 2015年とは異なった。緑藻類が春季と秋季に出現した事や, 秋季にかけて中心目珪藻 *Cyclotella* spp. およびクリプト藻 *Cryptomonas* spp. の細胞数が増加したという傾向は, 2015年と同様であった。

#### 4) 2016年の底層の植物プランクトン

2016年の底層の植物プランクトンについてみると, 全細胞数はStn. 1で  $1.17 \times 10^3$ – $4.59 \times 10^3$  cells  $\text{mL}^{-1}$ , Stn. 2では  $1.12 \times 10^3$ – $4.01 \times 10^3$  cells  $\text{mL}^{-1}$ , Stn. 3では  $1.31 \times 10^3$ – $3.45 \times 10^3$  cells  $\text{mL}^{-1}$ , Stn. 4では  $2.34 \times 10^3$ – $1.35 \times 10^4$  cells  $\text{mL}^{-1}$ , Stn. 5では  $1.82 \times 10^3$ – $1.10 \times 10^4$  cells  $\text{mL}^{-1}$  の範囲で推移した (Fig. 24)。底層において藍藻類の密度が  $10^4$  cells  $\text{mL}^{-1}$  を超えていたのはStns. 4においてであった。また, 植物プランクトンの分類群組成に関しては, 表層と類似した変動を示していた (Figs. 24, 28, 32, 36, 40)。底層水では全細胞数に占める藍藻類の割合が表層と比較して低い傾向があった。

#### 5) 観光船桟橋と大沼キャンプ場沿岸の植物プランクトン

湖岸の定点であるStn. OP (観光船桟橋) およびStn. OC (大沼キャンプ場沿岸) において観測したクロロフィル *a*, フェ

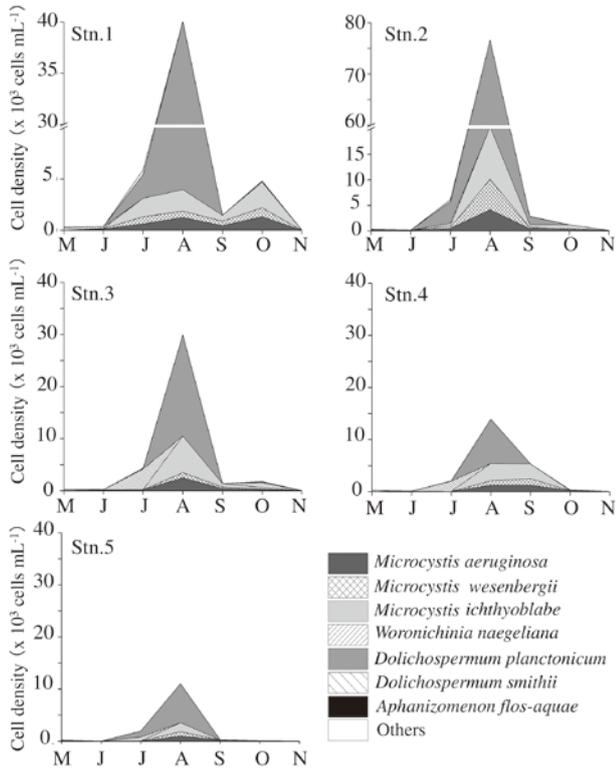


Fig. 25. Changes in the cell densities and species composition of Cyanophyceae in surface waters collected at Stns. 1-5 in 2015.

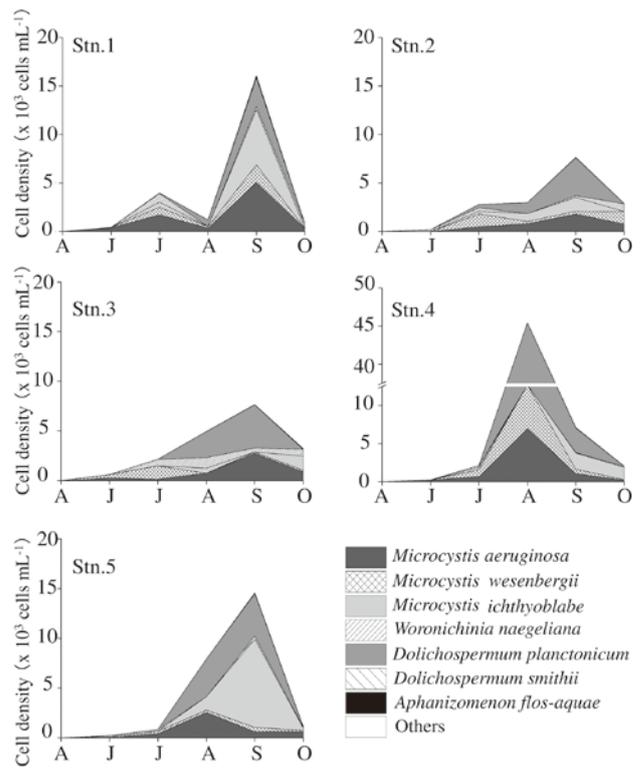


Fig. 27. Changes in the cell densities and species composition of Cyanophyceae in surface waters collected at Stns. 1-5 in 2016.

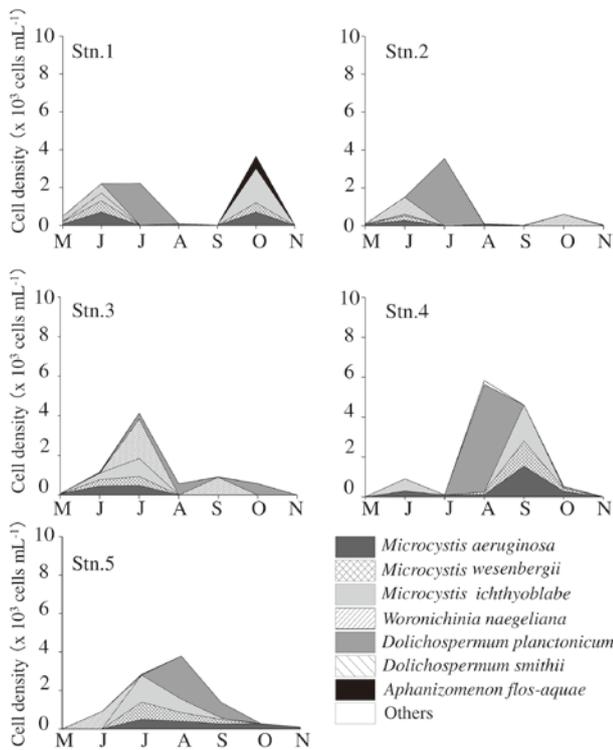


Fig. 26. Changes in the cell densities and species composition of Cyanophyceae in bottom waters collected at Stns. 1-5 in 2015.

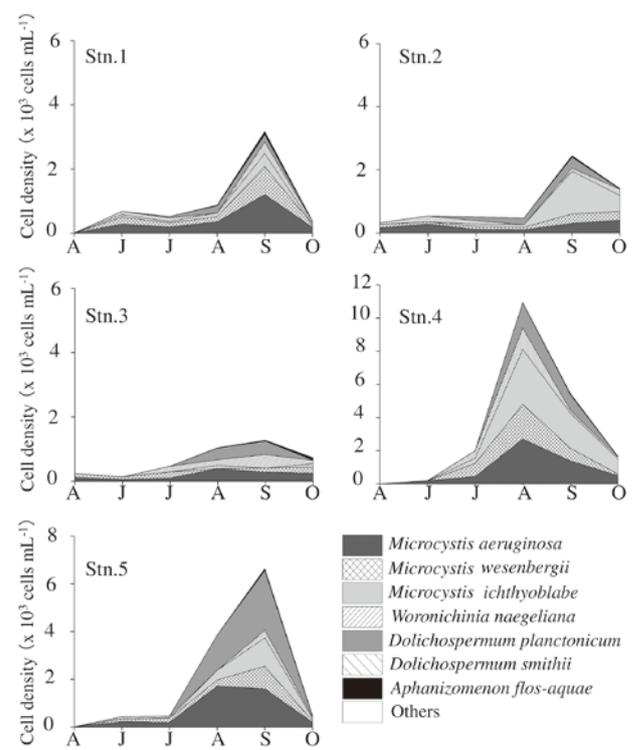


Fig. 28. Changes in the cell densities and species composition of Cyanophyceae in bottom waters collected at Stns. 1-5 in 2016.

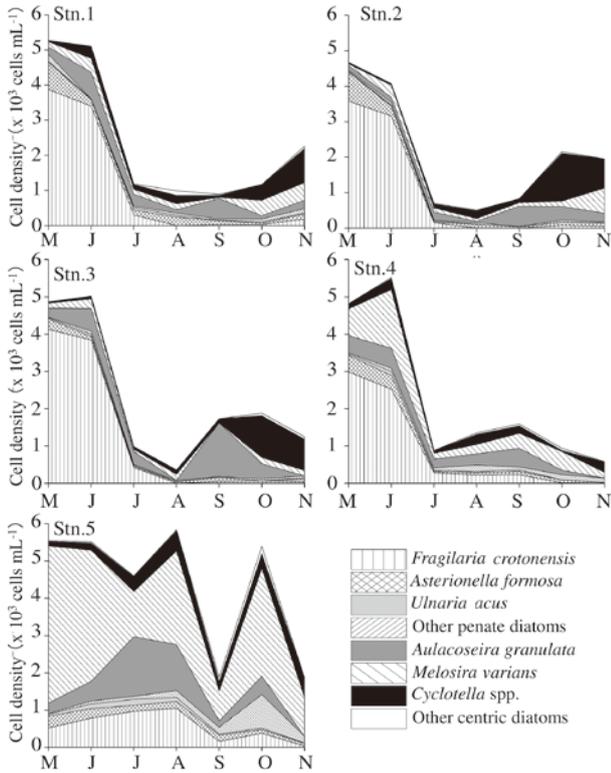


Fig. 29. Changes in the cell densities and species composition of Bacillariophyceae in surface waters collected at Stns. 1-5 in 2015.

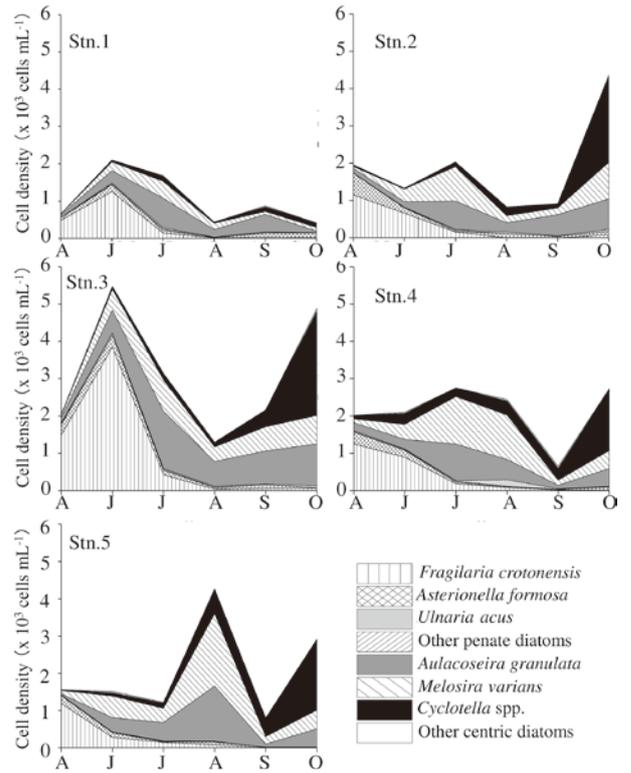


Fig. 31. Changes in the cell densities and species composition of Bacillariophyceae in surface waters collected at Stns. 1-5 in 2016.

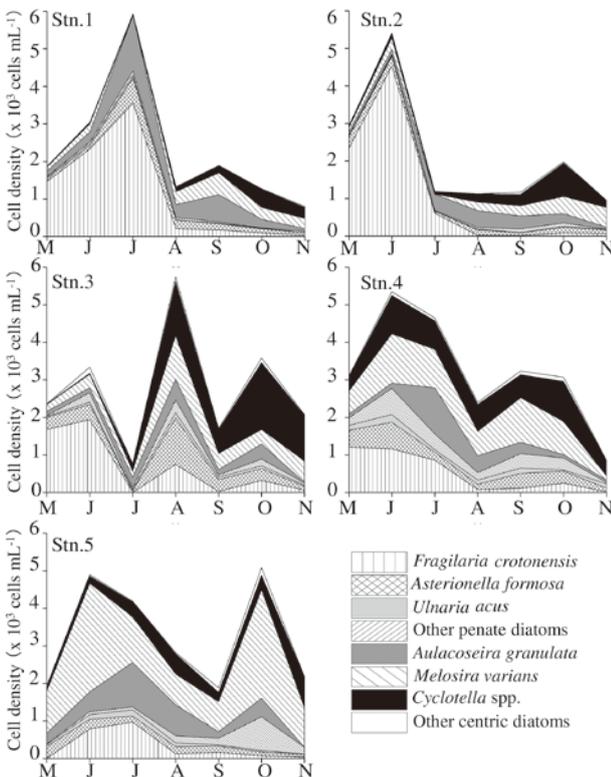


Fig. 30. Changes in the cell densities and species composition of Bacillariophyceae in bottom waters collected at Stns. 1-5 in 2015.

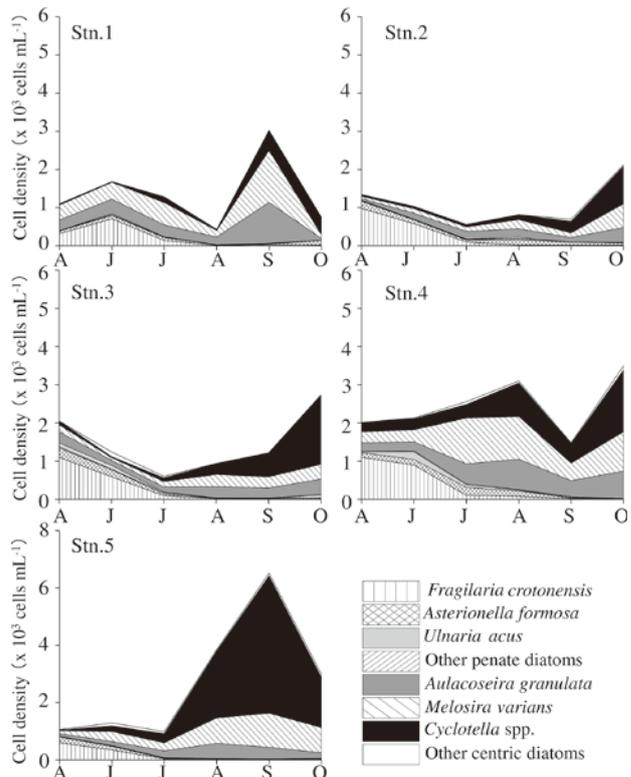


Fig. 32. Changes in the cell densities and species composition of Bacillariophyceae in bottom waters collected at Stns. 1-5 in 2016.

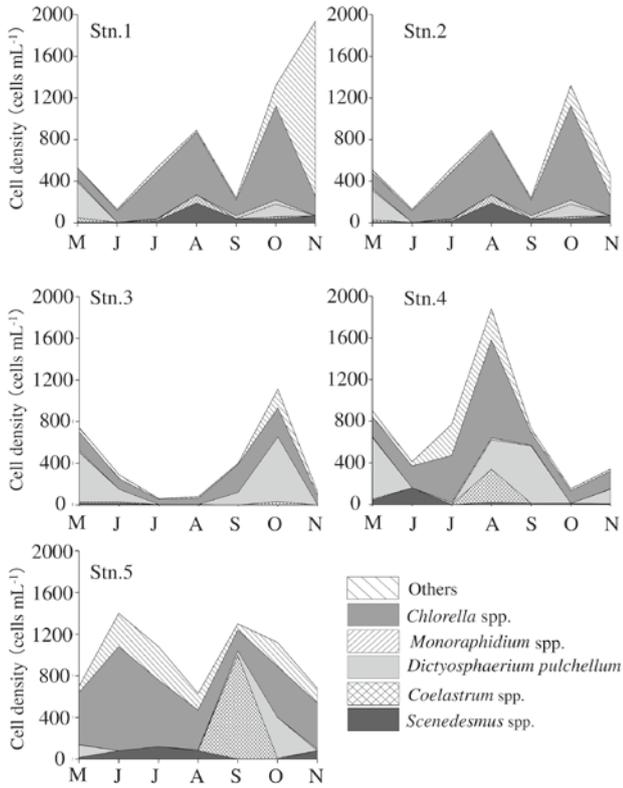


Fig. 33. Changes in the cell densities and species composition of Chlorophyceae in surface waters collected at Stns. 1-5 in 2015.

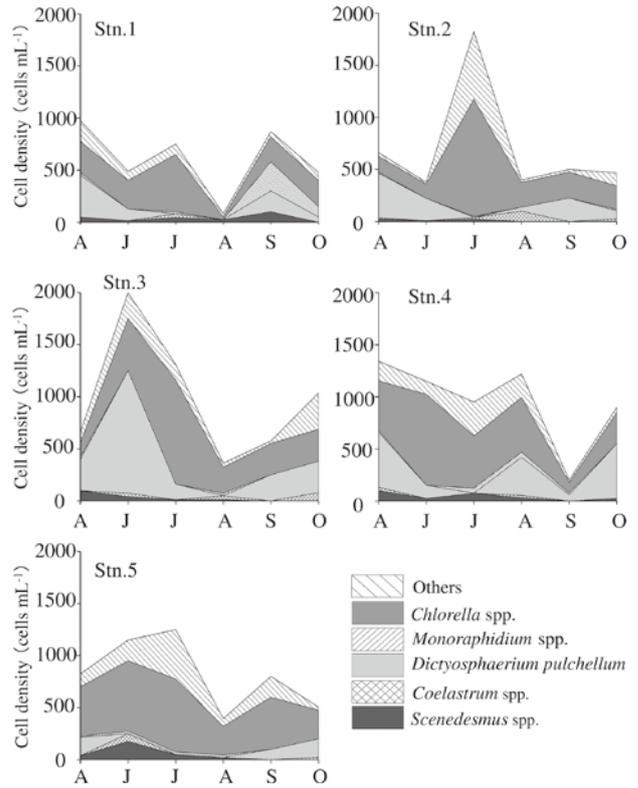


Fig. 35. Changes in the cell densities and species composition of Chlorophyceae in surface waters collected at Stns. 1-5 in 2016.

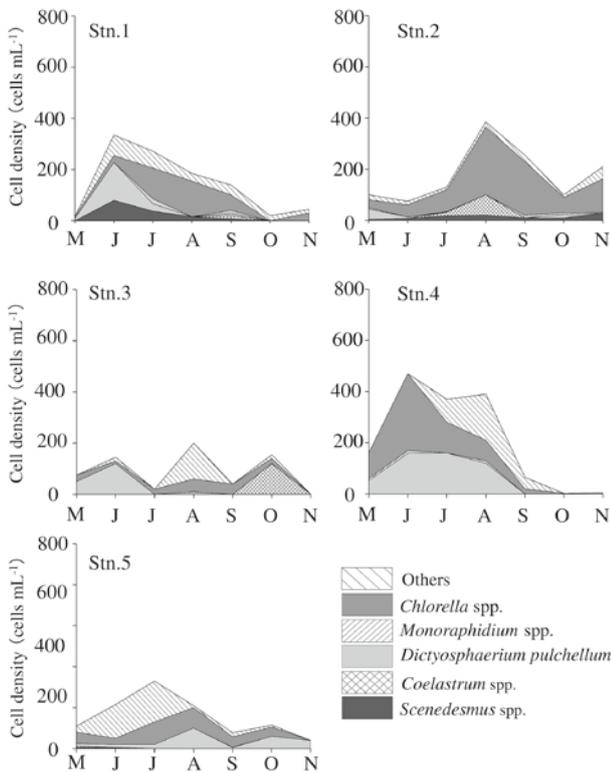


Fig. 34. Changes in the cell densities and species composition of Chlorophyceae in bottom waters collected at Stns. 1-5 in 2015.

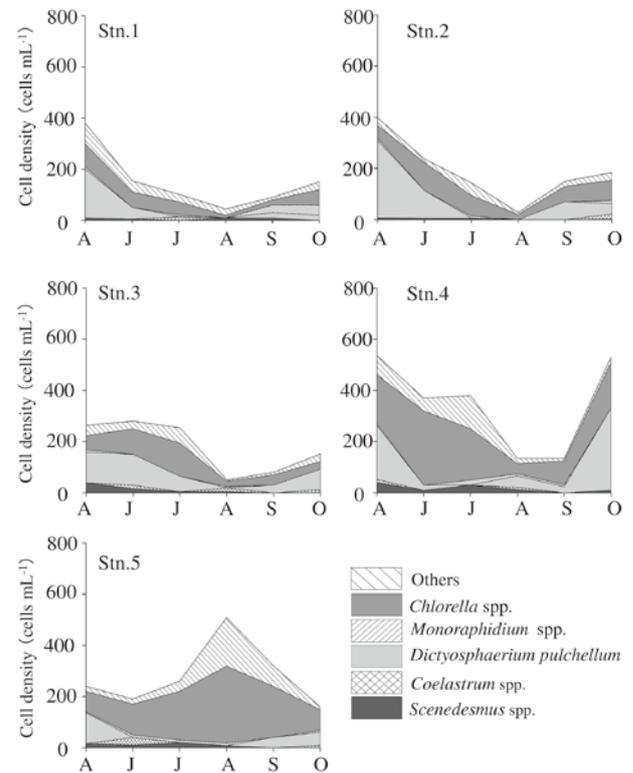


Fig. 36. Changes in the cell densities and species composition of Chlorophyceae in bottom waters collected at Stns. 1-5 in 2016.

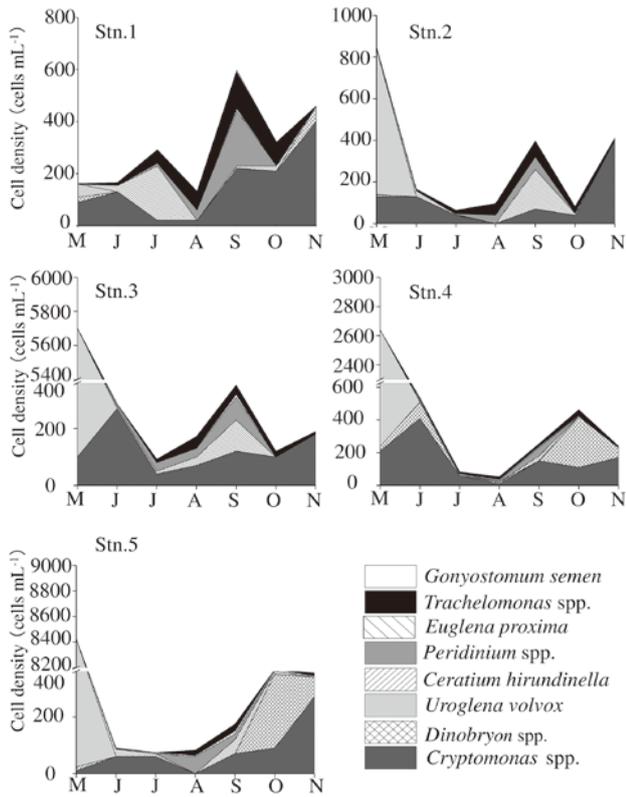


Fig. 37. Changes in the cell densities and species composition of Cryptophyceae, Chrysophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae and Raphidophyceae in surface waters collected at Stns. 1-5 in 2015.

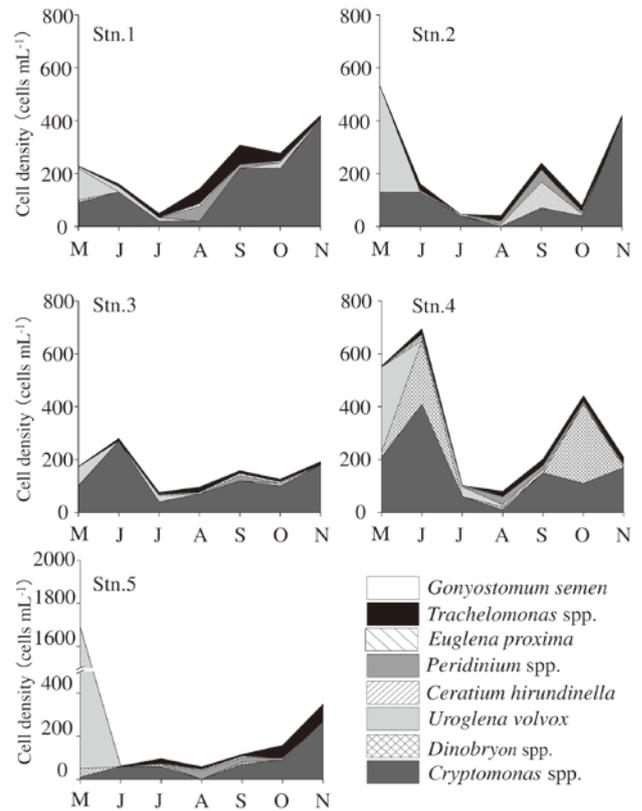


Fig. 38. Changes in the cell densities and species composition of Cryptophyceae, Chrysophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae and Raphidophyceae in bottom waters collected at Stns. 1-5 in 2015.

オフィチン、植物プランクトンの全細胞数・分類群組成、藍藻類の構成種を、Figs. 41, 42 に示した。また、調査期間中に Stn. OP および Stn. OC で発生したアオコの状況を Figs. 43, 44 に示した。

Stn. OP における上記項目の測定値 (Fig. 41) は、最も近い定点の Stn. 4 の値と類似していた。藍藻類の分類群組成について見ると、2015 年は 8 月を境に *D. planctonicum* から *Microcystis* spp. へと優占種の交替が認められた。一方、2016 年には *D. planctonicum* の出現も確認されたが、基本的には夏季の間 *Microcystis* spp. が優占する傾向があった。

Stn. OC では 2016 年のみの観測であるが、クロロフィル *a* は 9 月に最大値 ( $42.8 \mu\text{g L}^{-1}$ ) を示した。この 9 月には、藍藻類の割合が全植物プランクトン細胞数の 98% に達しており、*Microcystis ichthyoblabe* ( $1.5 \times 10^6 \text{ cells mL}^{-1}$ ) を優占種とするアオコの発生が確認された (Fig. 44, B-D)。

## 考 察

### 水理環境

透明度については、2015 年と 2016 年の両年共に全定点において 8-10 月に最低となる傾向が見られた (Fig. 2)。これは、夏季に藍藻類が表層付近で増加したことが原因と考えられる。定点間で比較すると、水深の大きい Stns. 1-3

の透明度の最大値は両年共に 2 m 以上であるのに対して、水深 3 m 以浅の Stns. 4, 5 では最大の透明度は 1.3-1.7 m の範囲であり、浅い定点においては風により堆積物が巻き上げられ透明度が低下し易いと考えられた。

水温についてみると、2015 年と 2016 年の両年共に 7 月にそれぞれ最高水温 ( $25.9^\circ\text{C}$ ,  $26.4^\circ\text{C}$ ) を示した (Fig. 3)。最高水温を過去の値と比較すると、 $30^\circ\text{C}$  を越える観測は無かったようである。水温分布より水柱の混合を考察すると、結氷期間を除いた 4-6 月および 9 月以降には水柱の循環が起きており、一方で 7-8 月には水深の大きい Stns. 2, 3 において約 5 m 層に水温躍層の形成が認められた。本研究では結氷期の調査は行っていないが、結氷期には表層が  $0^\circ\text{C}$  前後、底層が  $4^\circ\text{C}$  前後の逆列成層を示すことが報告されている (高安ら, 1936; 石川ら, 1996)。水温の水平分布を見ると、2015 年の 11 月に水深の浅い小沼 (Stn. 5) において大沼 (Stns. 1-4) よりも低い水温 ( $3.7^\circ\text{C}$ ) が確認された。これは定点間の水深の違いや水塊の容量の影響が重要と考えられる。すなわち、水深が約 3 m と浅い小沼においては、平均水深 6.4 m の大沼と比較して低い気温による冷却が早く起こり、定点間の水温差が生まれたと考えられる。実際、結氷期の初期に小沼全体から結氷し始め、大沼の結氷は小沼よりも遅い。その他の局所的に異なる

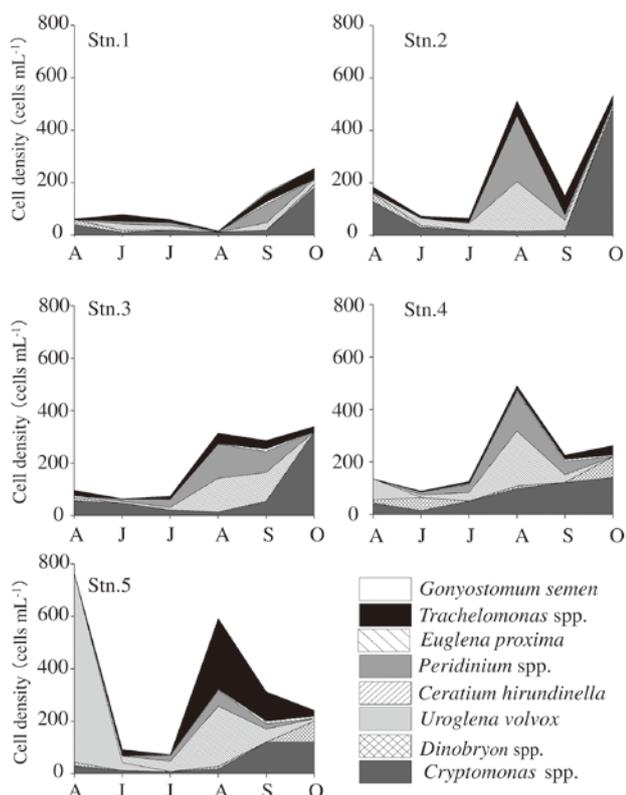


Fig. 39. Changes in the cell densities and species composition of Cryptophyceae, Chrysophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae and Raphidophyceae in surface waters collected at Stns. 1-5 in 2016.

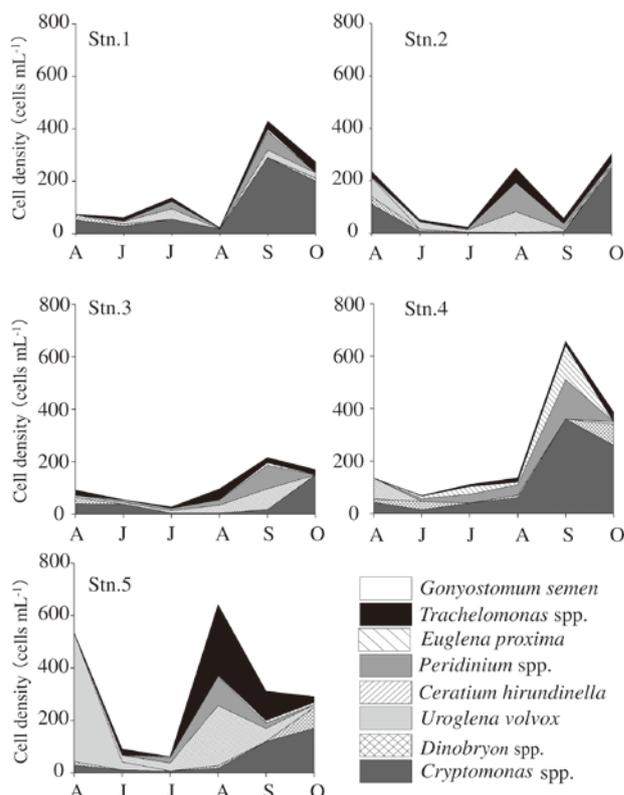


Fig. 40. Changes in the cell densities and species composition of Cryptophyceae, Chrysophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae and Raphidophyceae in bottom waters collected at Stns. 1-5 in 2016.

水温分布については、宿野辺川河口域の低水温や(吉住ら, 1972), セバット付近(小沼側)の湧水による僅かな水温上昇(小泉 真, 私信)等が知られている。

pHについては、2年間を通して6.5-8.9の範囲の値が確認された(Fig. 4)。過去のpHの値に関しては大きな変動や変動の特徴は認められず、ほぼ6.0-8.5の範囲と報告されている(石川, 2000)。本研究では主に夏季の表層において、時にpHが8.0以上に上昇することが示された。pHが8.0以上となった7-9月には、表層付近で5 µg L<sup>-1</sup>以上のクロロフィルaの値が検出されている。このクロロフィルa値の大部分は同時期に発生していた藍藻類に由来したと考えられる。湖水のpHの値は、通常は集水域の地質条件を反映するが、今回のような局所的な値の上昇に関してはMicrocystis属等のアオコ形成藍藻類の光合成活性が影響していたと考えるのが自然である。すなわち、活発な光合成により水中の二酸化炭素が消費され、溶存炭酸の平衡関係により水素イオンが減少した結果、pHが上昇したと考えられる(Lopez-Archilla et al., 2004)。また、低いpHの値は期間を通し底層付近で観測された。湖の深水層(分解層または無光層)では、プランクトン等の生物遺骸の分解や、動物や細菌等の呼吸による二酸化炭素の排出が光合成による酸素の産生を上回り、結果としてpHの低下が起こると報告されており(西條・三田村, 2016)、これを

反映した結果であろう。

溶存酸素については、酸素飽和度と溶存酸素量を合わせて考察する(Figs. 5, 6)。表層の値に着目すると、両年共に6.7 mg L<sup>-1</sup>(飽和度約80%)以上の値が保たれていた。また、水柱全体の変動傾向をみると、夏季から秋季(7-10月)の底層で低い飽和度が認められた。水柱の鉛直循環が起きている4-6月および9月以降には、2016年のStn. 3とStn. 5の底層を除き、水柱全体が酸素飽和度80%以上に保たれていた。よって、溶存酸素量には水柱の鉛直循環が大きく影響していた。夏季には強い成層が生じ、底層において有機物の分解に伴う微生物による酸素消費の影響で、貧酸素化が生じたと考えられる。定点間の値を比較すると、2015年夏季にはStns. 1-3の底層において飽和度は60%以下となったが、浅い定点(Stns. 4, 5)では水柱全体で飽和度が80%以上となっており、これは鉛直循環による底層への酸素供給を反映している。水柱の鉛直混合が起こりにくい夏季の表層においては、時に100%を越える過飽和状態が確認されたが、これはクロロフィルaの極大と一致する場合も多く、植物プランクトンの光合成による酸素生産が寄与したことを示している。

電気伝導度に関しては全定点において晩夏(8-9月)に値が上昇し、水柱全体で200 µS cm<sup>-1</sup>(20 mS m<sup>-1</sup>)以上を示した(Fig. 7)。電気伝導度は一般に水中のイオン成分量の指

Table 3. Maximum and minimum densities (cells mL<sup>-1</sup>) of phytoplankton species observed in water samples collected in Onuma and Konuma in 2015.

Species	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4		Station 5		Station OP
	2015		2015		2015		2015		2015		2015
	surface cells mL <sup>-1</sup>	bottom cells mL <sup>-1</sup>	surface cells mL <sup>-1</sup>								
<b>Cyanophyceae</b>											
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0-32	0-594	0-14	0-26	0-38	0-37	0-36	0-12	0-11	0-27	0-112
<i>Aphanizomenon yezoense</i>	0-19	0-42	0-17	0-13	0-21	0-15	0-11	0-7	0-5	0-11	0-15
<i>Aphanocapsa pulchra</i>	0-12	-	-	-	-	-	0-19	-	0-16	-	-
<i>Aphanothece</i> sp.	-	-	-	-	-	0-12	-	0-6	0-11	-	-
<i>Chroococcus</i> sp.	0-2	-	0-8	0-21	0-3	0-2	0-2	-	0-1	0-2	-
<i>Dolichospermum planctonicum</i>	0-36,046	0-2,212	0-44,401	0-3,537	0-19,374	0-565	0-8,484	0-5,831	0-7,462	0-2,236	0-8,584
<i>Dolichospermum smithii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microcystis aeruginosa</i>	0-1,322	0-698	110-4,150	0-283	0-2,480	0-488	0-1,210	0-1,541	0-970	0-504	0-12,440
<i>Microcystis wesenbergii</i>	0-898	0-616	0-6,002	0-256	0-1,020	0-462	0-1,266	0-881	0-881	0-914	0-890
<i>Microcystis ichthyoblabe</i>	0-2,490	0-1,810	0-22,040	0-71	0-7,054	0-910	0-3,300	0-1,804	0-1,718	0-1,386	0-2,490
<i>Microcystis viridis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0-22	-	0-24
<i>Phormidium</i> sp.	-	-	-	0-360	0-18	0-6	-	0-196	0-11	0-6	-
<i>Planktothrix</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0-32
<i>Woronichia naegeliana</i>	0-280	0-504	0-554	0-912	0-4,136	-	0-2,016	-	0-810	0-901	0-180
<b>Bacillariophyceae</b>											
<i>Achnanthes</i> sp.	0-2	0-12	-	0-8	0-2	-	0-1	0-3	0-11	0-14	0-10
<i>Asterionella formosa</i>	40-782	67-680	22-821	53-321	7-286	47-1,241	19-452	102-448	73-324	70-324	16-442
<i>Aulacoseira granulata</i>	91-760	67-1,480	34-570	58-447	13-1,440	7-550	0-533	61-1,225	0-1,602	0-1,189	0-482
<i>Aulacoseira pusilla</i>	-	0-12	0-8	0-6	0-11	0-16	0-8	-	0-12	0-2	0-8
<i>Cocconeis</i> sp.	0-2	0-3	-	0-1	-	0-1	-	-	0-2	0-4	0-4
<i>Cyclotella</i> spp.	36-970	10-482	46-1,352	52-889	32-1,120	12-1,450	32-293	384-1,070	124-540	124-821	0-208
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0-6	0-4	0-2	0-12	0-4	0-2	0-12	0-2	0-3	0-3	0-4
<i>Cymbella</i> spp.	0-2	0-1	-	0-4	0-1	0-2	0-1	0-1	-	-	0-6
<i>Diatoma</i> spp.	-	0-2	-	-	-	-	-	-	-	0-2	-
<i>Diploneis</i> spp.	0-1	0-2	-	0-2	0-1	-	-	0-1	-	0-1	0-2
<i>Fragilaria capucina</i>	0-16	0-12	0-10	0-4	-	0-9	0-6	0-16	0-12	0-6	0-10
<i>Fragilaria construens</i>	0-182	0-84	0-86	0-68	0-112	0-32	0-172	0-289	0-542	0-642	0-246
<i>Fragilaria crotonensis</i>	2-3,872	30-3,550	0-3,578	13-4,526	0-4,124	0-1,942	0-2,984	20-1,211	40-1,050	2-970	0-3,106
<i>Fragilaria</i> sp.	0-16	0-12	0-4	0-14	0-1	0-10	0-123	0-140	0-14	0-37	0-96
<i>Gomphonema</i> sp.	0-1	0-2	0-2	0-1	-	-	0-1	-	0-2	0-2	0-2
<i>Melosira varians</i>	30-512	0-581	46-706	7-524	8-253	173-1,158	150-1,573	110-1,312	802-4,210	800-2,896	0-1,344
<i>Navicula</i> spp.	0-4	0-12	0-10	0-8	0-2	0-4	0-2	0-12	0-12	0-4	0-4
<i>Nitzschia</i> spp.	0-12	0-22	0-8	0-12	0-4	0-18	0-4	0-3	0-6	0-32	0-12
<i>Pinnularia</i> spp.	0-6	0-2	0-12	0-4	0-1	0-2	-	0-2	0-4	0-24	0-6
<i>Ulnaria acus</i>	10-67	0-58	0-33	0-20	0-57	28-133	0-107	63-200	10-160	10-140	0-86
<i>Ulnaria ulna</i>	0-8	0-2	0-3	0-2	0-2	0-3	0-2	-	-	0-2	0-4
<i>Urosolenia</i> sp.	0-6	0-2	0-1	-	0-4	0-2	-	-	-	-	-
<i>Tabellaria</i> sp.	-	0-2	0-4	0-1	-	0-2	0-1	0-3	-	0-2	-
<b>Chlorophyceae</b>											
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	0-12	0-4	0-32	0-14	0-8	0-12	0-12	-	0-16	-	0-16
<i>Chlamidomonas</i> spp.	0-3	0-1	0-2	-	-	0-1	0-2	0-3	-	-	0-2
<i>Chlorella</i> spp.	110-902	0-139	102-882	30-265	52-278	0-51	120-940	0-316	200-1,000	0-224	14-886
<i>Closterium aciculare</i>	0-8	0-2	0-2	0-2	0-2	0-12	0	0-2	-	0-2	0-4
<i>Coelastrum cambricum</i>	0-86	0-13	0-82	0-80	0-32	0-128	0-320	-	0-1,022	0-13	0-64
<i>Coelastrum microporum</i>	-	0-24	-	-	0-13	-	-	-	-	-	-
<i>Cosmarium</i> spp.	-	-	-	-	-	-	0-2	-	-	-	0-2
<i>Crucigenia lauterbornii</i>	0-128	0-32	0-12	0-18	0-24	0-12	-	0-24	0-8	0-32	0-16
<i>Crucigenia tetrapediu</i>	0-24	0-4	-	-	0-12	0-4	0-4	-	0-8	0-8	-
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	0-12	0-8	0-4	0-2	0-2	-	0-2	-	0-2	0-4	0-16
<i>Desmodesmus acuminatus</i>	0-8	0-11	-	0-4	0-4	0-12	0-4	0-8	0-4	0-16	0-8
<i>Eudorina elegans</i>	0-16	-	0-8	0-8	-	-	-	0-8	0-32	0-16	0-16
<i>Gloeocystis</i> spp.	-	-	-	-	0-2	-	-	-	-	-	0-4
<i>Kirchneriella lunaris</i>	0-128	0-18	0-12	-	0-16	0-8	0-16	0-8	0-6	-	0-24
<i>Micractinium pusillum</i>	0-248	-	0-14	0-23	-	-	0-24	-	0-12	-	0-14
<i>Monoraphidium contortum</i>	0-12	0-8	0-42	0-14	0-18	0-10	0-18	0-12	0-20	0-4	0-8
<i>Monoraphidium griffithii</i>	0-4	0-6	-	0-1	0-4	0-2	-	-	0-2	0-6	0-2
<i>Pediastrum duplex</i>	0-882	0-122	0-128	0-64	-	0-62	0-184	0-64	-	0-64	0-64
<i>Pediastrum tetras</i>	0-8	-	0-8	-	-	0-16	-	-	-	0-8	0-4
<i>Pediastrum biradiatum</i>	-	-	-	0-32	-	-	0-32	-	-	-	-
<i>Pleodorina californica</i>	0-32	0-16	0-32	-	0-32	0-32	0-16	-	-	0-16	0-64
<i>Quadrigula</i> spp.	0-2	0-12	0-4	-	0-12	0-4	0-2	-	-	0-2	0-12
<i>Scenedesmus</i> spp.	6-188	0-80	4-184	4-32	0-32	0-2	0-128	0-6	0-121	0-11	0-96
<i>Staurastrum sebaldi</i>	0-2	0-3	0-1	-	0-2	-	0-1	0-4	0-1	-	0-2
<i>Tetraspora lacustris</i>	0-282	0-12	0-48	0-24	0-126	0-12	0-12	0-16	0-128	0-32	0-28
<b>Chrysophyceae</b>											
<i>Dinobryon bavaricum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon divergens</i>	20-62	0-11	0-10	0-9	0-21	0-2	0-310	0-304	0-261	0-41	0-278
<i>Synura</i> sp.	-	-	-	-	0-37	-	-	-	-	-	-
<i>Uroglena volvox</i>	0-52	0-121	0-714	0-408	0-5,620	0-70	0-2,422	0-322	0-8,412	0-1,640	0-8,810
<b>Dinophyceae</b>											
<i>Ceratium hirundinella</i>	0-210	0-21	0-192	0-99	0-110	0-24	0-31	0-37	0-55	0-2	0-21
<i>Peridinium</i> spp.	0-224	0-56	0-58	0-47	0-82	0-21	0-54	0-29	0-64	0-43	0-47
<b>Euglenophyceae</b>											
<i>Euglena</i> spp.	0-6	0-12	0-2	0-6	0-10	0-8	0-8	0-13	0-9	0-8	0-4
<i>Trachelomonas</i> spp.	0-142	0-10	2-72	0-24	0-42	2-31	0-36	0-28	0-24	0-84	0-32
<b>Cryptophyceae</b>											
<i>Cryptomonas</i> spp.	20-412	20-400	0-428	0-404	40-272	0-278	10-410	8-428	0-270	0-266	0-262
<b>Raphidophytes</b>											
<i>Gonyostomum semen</i>	0-6	-	0-1	-	0-2	-	-	-	-	-	-

Table 4. Maximum and minimum densities (cells mL<sup>-1</sup>) of phytoplankton species observed in water samples collected in Onuma and Konuma in 2016.

Species	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4		Station 5		Station OP	Station OC
	2016		2016		2016		2016		2016		2016	2016
	surface	bottom	surface	surface								
	cells mL <sup>-1</sup>											
<b>Cyanophyceae</b>												
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0-162	0-102	0-48	0-48	0-75	0-75	0-66	0-69	0-82	0-82	0-192	0-1,186
<i>Aphanizomenon yezoense</i>	0-20	0-47	0-27	0-17	0-23	0-44	0-21	0-19	0-22	0-12	0-36	0-283
<i>Aphanocapsa pulchra</i>	0-24	0-18	0-12	0-14	-	0-12	-	-	0-14	-	-	-
<i>Aphanothece</i> sp.	-	-	-	0-8	-	-	-	-	-	-	0-12	-
<i>Chroococcus</i> sp.	0-2	0-2	-	0-4	-	0-2	-	-	-	0-2	-	-
<i>Dolichospermum citrisporum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0-32
<i>Dolichospermum planctonicum</i>	0-2,976	0-231	0-3,900	0-348	0-4,340	0-419	0-8,202	0-1,505	0-4,250	0-2,534	0-2,976	0-4,998
<i>Dolichospermum smithii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0-96	-
<i>Microcystis aeruginosa</i>	0-5,060	0-1,208	0-1,812	0-436	0-2,740	0-391	0-7,008	0-2,721	0-2,555	0-1,712	0-5,082	0-5,506
<i>Microcystis wesenbergii</i>	0-1,842	0-876	0-1,331	0-308	0-1,338	0-192	0-5,900	0-2,136	0-440	0-951	0-1,842	0-4,812
<i>Microcystis ichthyoblabe</i>	0-5,620	0-412	0-1,416	0-1,350	0-1,412	0-104	0-23,040	0-3,308	0-8,862	0-1,180	0-5,620	0-150,812
<i>Microcystis viridis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0-128	0-24
<i>Planktothrix</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phormidium</i> sp.	0-48	0-12	-	0-18	-	0-6	0-12	-	0-32	0-6	-	-
<i>Woronichinia naegeliana</i>	0-922	0-367	0-821	0-198	0-1,075	0-422	0-1,356	0-1,304	0-320	0-328	0-922	0-826
<b>Bacillariophyceae</b>												
<i>Achnanthes</i> sp.	0-8	0-14	0-4	-	0-3	0-6	0-14	0-2	-	0-4	0-4	0-4
<i>Asterionella formosa</i>	8-193	10-122	17-582	53-192	9-322	0-256	10-321	7-213	10-214	8-206	2-284	0-288
<i>Aulacoseira granulata</i>	0-792	42-1,074	126-814	45-388	145-1,534	133-404	90-986	232-794	28-1,488	98-534	22-682	0-926
<i>Aulacoseira pusilla</i>	0-8	0-14	0-6	0-12	0-7	0-11	0-14	0-16	0-12	0-10	0-14	0-26
<i>Cocconeis</i> sp.	0-1	0-2	-	0-1	0-1	0-2	0-3	0-4	0-4	0-6	0-3	0-2
<i>Cyclotella</i> spp.	7-133	21-502	23-2,290	46-994	20-2,844	27-1,810	94-1,644	242-1,620	19-1,894	19-4,882	12-1,488	12-488
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0-4	0-12	0-4	0-2	-	0-4	0-3	0-4	0-8	0-6	0-14	0-14
<i>Cymbella</i> spp.	0-2	-	0-4	-	-	0-3	0-1	0-2	0-3	0-6	0-8	0-12
<i>Diatoma</i> spp.	-	-	-	0-2	0-2	0-4	-	0-2	0-2	0-2	0-4	0-4
<i>Diploneis</i> spp.	-	-	0-1	0-1	0-2	-	-	0-1	0-1	0-2	0-4	0-2
<i>Fragilaria capucina</i>	0-14	0-8	0-24	0-2	0-12	-	0-4	0-14	0-6	0-8	0-14	0-12
<i>Fragilaria crotonensis</i>	14-1,250	14-718	0-1,158	19-980	38-3,840	10-1,112	10-1,256	10-1,106	10-1,192	0-592	0-1,186	8-1,468
<i>Fragilaria construens</i>	0-26	0-18	0-56	0-32	10-58	0-94	0-176	0-28	0-12	0-13	0-64	0-14
<i>Fragilaria</i> sp.	0-8	0-4	0-12	0-6	0-6	0-4	0-14	0-12	0-8	0-6	0-12	0-12
<i>Gomphonema</i> sp.	0-2	-	0-1	0-1	0-1	-	0-4	-	0-3	-	0-2	0-4
<i>Melosira varians</i>	20-454	170-1,368	46-986	62-624	68-840	74-398	102-1,272	282-1,201	90-1,940	101-1,188	28-1,206	24-1,348
<i>Navicula</i> spp.	0-2	0-4	0-4	0-2	-	0-6	0-4	0-8	0-12	0-14	0-8	0-2
<i>Nitzschia</i> spp.	0-2	0-8	0-4	0-4	0-2	0-6	0-4	0-4	0-8	0-12	0-4	0-8
<i>Pinnularia</i> spp.	0-2	0-2	0-4	0-2	-	0-2	0-2	0-2	0-4	0-6	0-2	0-4
<i>Ulnaria acus</i>	0-27	0-18	0-33	0-17	0-47	0-64	0-27	0-148	0-17	0-10	0-16	0-18
<i>Ulnaria ulna</i>	0-2	-	0-4	0-2	-	0-2	0-3	0-2	0-1	0-2	0-2	0-4
<i>Urosolenia</i> sp.	0-4	-	0-2	-	-	0-2	0-1	0-2	-	-	-	-
<i>Tabellaria</i> sp.	0-2	0-2	0-4	0-2	0-2	0-1	0-2	0-2	-	0-2	-	0-4
<b>Chlorophyceae</b>												
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	0-16	-	0-22	0-14	0-12	0-8	0-8	0-16	0-8	0-12	0-12	0-12
<i>Chlamydomonas</i> spp.	0-2	-	-	0-4	0-2	0-2	0-2	0-4	0-4	-	0-2	0-2
<i>Chlorella</i> spp.	0-224	0-90	0-912	0-118	0-422	0-132	0-354	0-294	0-282	61-314	0-362	0-288
<i>Closterium aciculare</i>	0-2	-	0-1	0-2	0-2	0-1	0-2	-	0-4	-	0-2	0-8
<i>Coelastrum cambricum</i>	0-24	0-14	0-84	0-18	0-32	0-15	0-13	0-13	0-30	0-28	0-14	0-6
<i>Coelastrum microporum</i>	0-24	0-14	-	-	0-26	-	0-12	-	-	-	-	0-28
<i>Cosmarium</i> spp.	-	-	0-2	-	-	-	0-4	0-2	-	-	-	0-2
<i>Crucigenia lacteabornei</i>	0-24	0-12	0-22	0-8	0-6	0-12	0-36	0-16	0-12	0-24	0-12	0-16
<i>Crucigenia tetrapedii</i>	0-8	0-4	0-4	-	0-4	0-8	0-4	-	0-8	0-8	0-4	0-8
<i>Desmodesmus acuminatus</i>	0-4	-	0-4	-	-	0-8	0-12	0-8	0-6	0-8	0-4	0-8
<i>Desmodesmus quadricaudatus</i>	0-8	0-4	0-4	0-8	0-12	0-14	0-8	0-2	0-2	0-6	0-12	0-16
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	0-164	0-192	0-346	0-302	0-476	0-128	0-216	0-320	0-70	0-118	0-266	0-246
<i>Eudrina elegans</i>	0-16	0-16	0-16	0-8	0-8	-	-	0-8	0-16	0-8	0-16	0-48
<i>Gloeocystis</i> spp.	-	0-2	0-2	-	-	0-2	0-4	0-2	-	-	0-2	0-4
<i>Kirchneriella lunaris</i>	0-28	0-12	-	0-8	0-12	-	0-4	0-16	0-12	0-4	0-24	0-24
<i>Micracinium pusillum</i>	-	-	0-12	-	0-22	0-18	-	-	-	-	0-12	0-82
<i>Monoraphidium contortum</i>	0-112	0-36	0-12	0-12	0-10	0-7	0-20	0-20	0-10	0-8	0-14	0-18
<i>Monoraphidium griffithii</i>	0-12	0-8	0-2	0-6	0-6	0-2	0-4	0-4	0-8	0-8	0-2	0-12
<i>Pediastrum biradiatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pediastrum duplex</i>	0-64	-	0-48	-	0-64	-	0-64	0-46	0-64	-	0-48	0-64
<i>Pediastrum tetras</i>	0-4	0-16	-	0-4	0-12	0-4	0-16	0-8	-	0-4	0-4	0-16
<i>Pleodorina californica</i>	0-16	0-16	0-16	-	0-32	0-32	0-16	0-48	0-16	0-16	0-32	0-32
<i>Quadrigula</i> spp.	0-4	0-4	0-2	0-2	0-6	0-6	0-4	0-2	0-2	0-4	0-8	0-12
<i>Scenedesmus</i> spp.	0-48	0-14	0-18	0-8	0-39	0-38	0-40	0-42	0-68	0-22	0-32	0-56
<i>Staurastrum sebaldi</i>	0-2	0-4	0-2	-	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2	0-4
<i>Tetraspora lacustris</i>	0-48	0-12	0-12	0-8	0-16	-	0-8	0-12	0-18	0-4	0-36	0-32
<b>Chrysophyceae</b>												
<i>Dinobryon bavaricum</i>	0-14	0-8	0-22	0-16	0-8	0-10	0-6	0-6	0-12	0-13	0-24	0-22
<i>Dinobryon divergens</i>	0-22	0-18	0-28	0-32	0-12	0-24	0-78	0-84	0-76	0-66	0-68	0-48
<i>Synura</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Uroglena volvox</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Dinophyceae</b>												
<i>Ceratium hirundinella</i>	0-29	0-48	4-192	0-84	0-128	0-80	0-210	0-156	0-236	0-228	0-112	0-32
<i>Peridinium</i> spp.	0-72	0-66	0-250	0-112	0-132	0-89	0-148	0-134	0-54	0-112	0-92	0-82
<b>Euglenophyceae</b>												
<i>Euglena</i> spp.	0-10	0-7	0-2	0-2	0-9	1-9	0-8	0-2	0-5	0-8	0-2	0-14
<i>Trachelomonas</i> spp.	0-46	0-38	8-72	4-56	0-41	0-40	0-36	0-38	0-272	0-270	0-42	0-48
<b>Cryptophyceae</b>												
<i>Cryptomonas</i> spp.	10-182	18-292	15-482	3-256	12-319	4-156	14-140	14-368	8-126	12-168	18-122	16-212
<b>Raphidophytes</b>												
<i>Gonyostomum semen</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

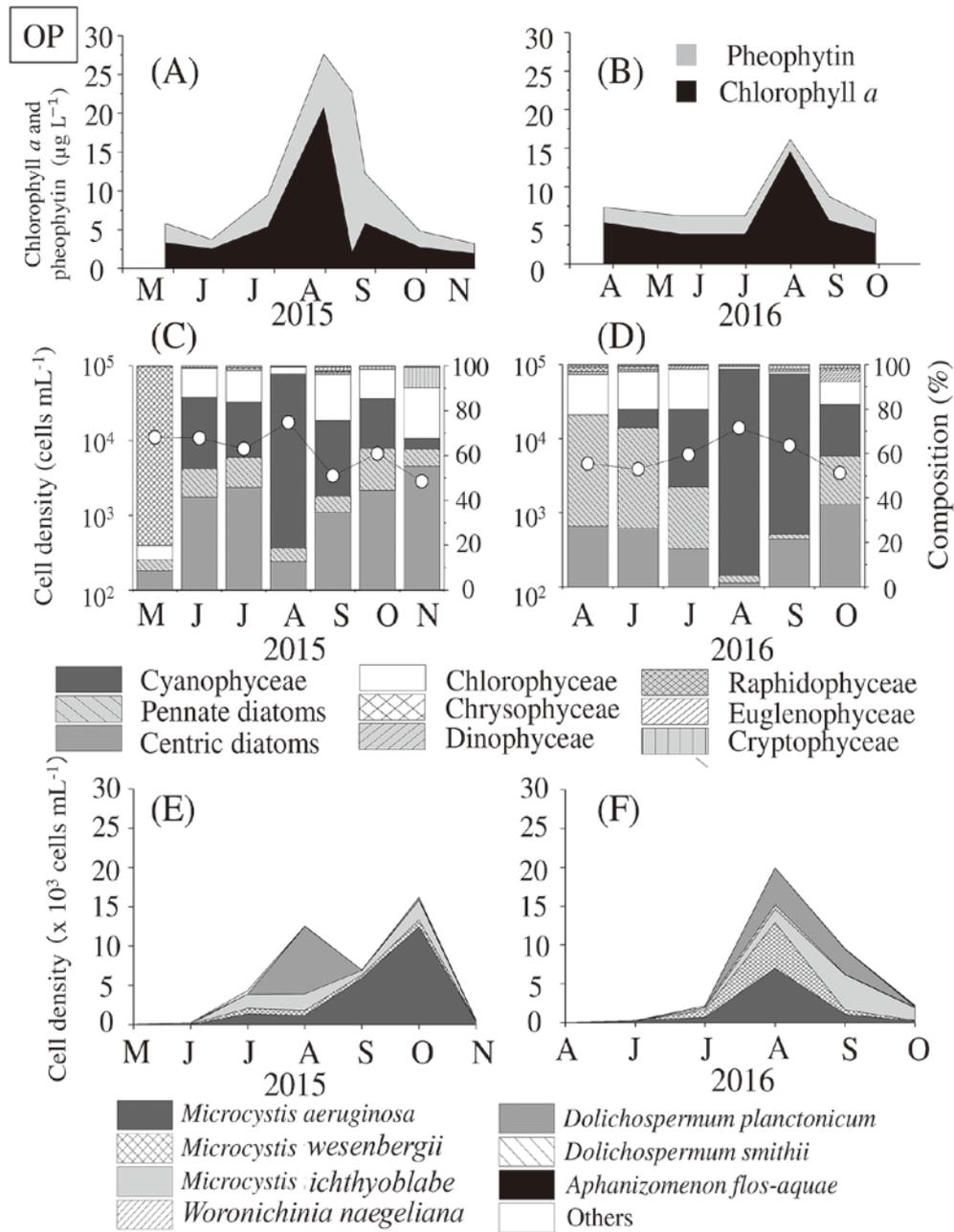


Fig. 41. Changes in the chlorophyll *a* and pheophytin (A, B), cell densities (○) and taxa composition histograms of phytoplankton (C, D), and the cell densities and species composition of Cyanophyceae (E, F) at Stn. OP in Lake Onuma in 2015 and 2016.

標として知られており、各イオンの構成比が既知である場合、その値から主要イオン成分の濃度を把握することができる(西條・三田村, 2016)。また、北海道釧路湿原の達古武湖においては、 $\text{Na}^+$ と $\text{Cl}^-$ の分布に極めて類似した分布傾向を示す事が報告されている(高村ら, 2007)。夏季の電気伝導度の上昇に関しては群馬県の赤城大沼において同様の報告がある。これは夏季に底層で生じる無酸素層の影響により、底泥からの金属イオン等の溶出が原因と結論されている(近藤・濱田, 2011)。渡島大沼においても夏季には底層で溶存酸素が減少しており、同様の現

象が起こったと考えられる。定点間の分布を見ると、Stns. 1-3と比較してStns. 4, 5において低い値が認められた。これは大沼にのみ主要な河川が流入しており、イオン態の栄養塩濃度が河川水で高いために電気伝導度が大沼で増加した結果と考えられる。実際、硝酸態窒素は小沼と比較して大沼で高濃度であることが、本研究の調査結果により確認されている(Fig. 8)。また大沼北岸においては、高ECの地下水が湧き出す冷泉が多数存在している事も考慮する必要がある。一方、小沼の沿岸では新しい火山性の堆積物はなく、湖岸の8割以上が山林で、低ECの湧

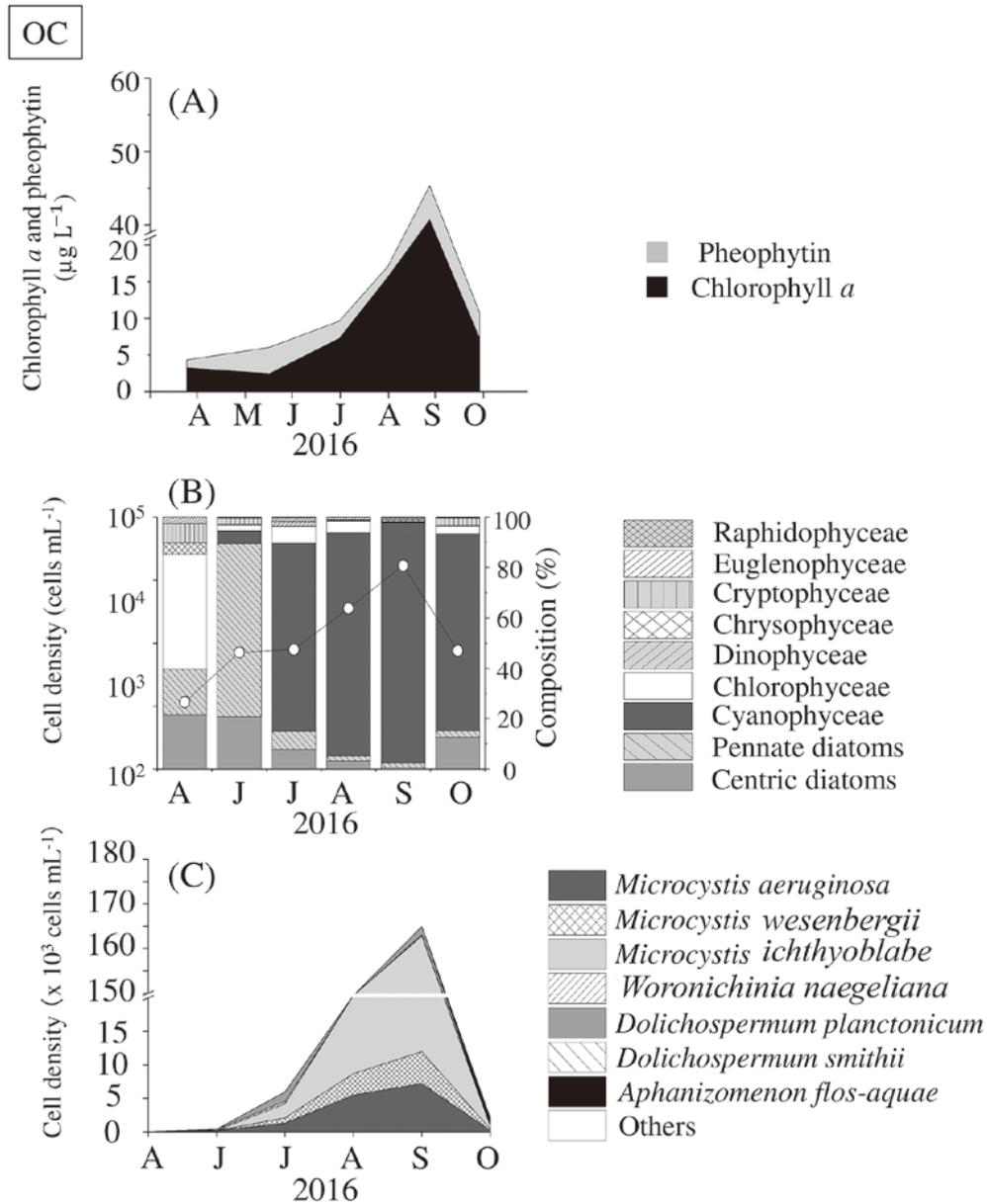


Fig. 42. Changes in the chlorophyll *a* and pheophytin (A), cell densities (○) and taxa composition histograms of phytoplankton (B), and the cell densities and species composition of Cyanophyceae (C) at Stn. OC in Lake Onuma in 2016.

水ポイントが小沼北岸には多数認められる事も大きな要因と考えられる。

次に栄養塩類について考察する。

硝酸態窒素 ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) を見ると、春季に値が高く、夏季にかけて減少し、秋季にやや値が上昇するという傾向が認められた (Fig. 8)。大沼での先行研究によると (石川, 2000),  $\text{NO}_3\text{-N}$  の濃度は4月の解氷後に高く、その後は減少を続け9月以降に回復する傾向があると報告されており、本研究でも同様の挙動が認められた。Home and Goldman (1999) は夏季の  $\text{NO}_3\text{-N}$  の濃度減少について、植物プランクトンによる取り込みが流入量を上回り、かつ夏季に形成された水温成層により深水層から表層への供給が物理的に制限された事によると報告している。また、春

季は大沼側の定点 (Stns. 1-4) で値が高く、小沼 (Stn. 5) では低かった。北海道の河川水中の  $\text{NO}_3\text{-N}$  の濃度は、その集水域に飼養されている乳牛の密度や牧草地の面積と直線的な正の相関関係があると報告されている (志村・田淵, 1997; 三上ら, 2008)。そのため、主要な流入河川が農業地帯を通過して流入する大沼において、高い値の  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度が検出されたと考えられる。

亜硝酸態窒素 ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) は、2016年8月の表層を除いて基本的には表層で高い値が認められた (Fig. 9)。また、2016年の値は2015年のおよそ10倍であった。 $\text{NO}_2\text{-N}$  は、一般には低い値であるが、汚染水では高濃度である場合も報告されている (西條・三田村, 2016)。しかしながらこれについては、アンモニウム態窒素と共に硝化や脱窒

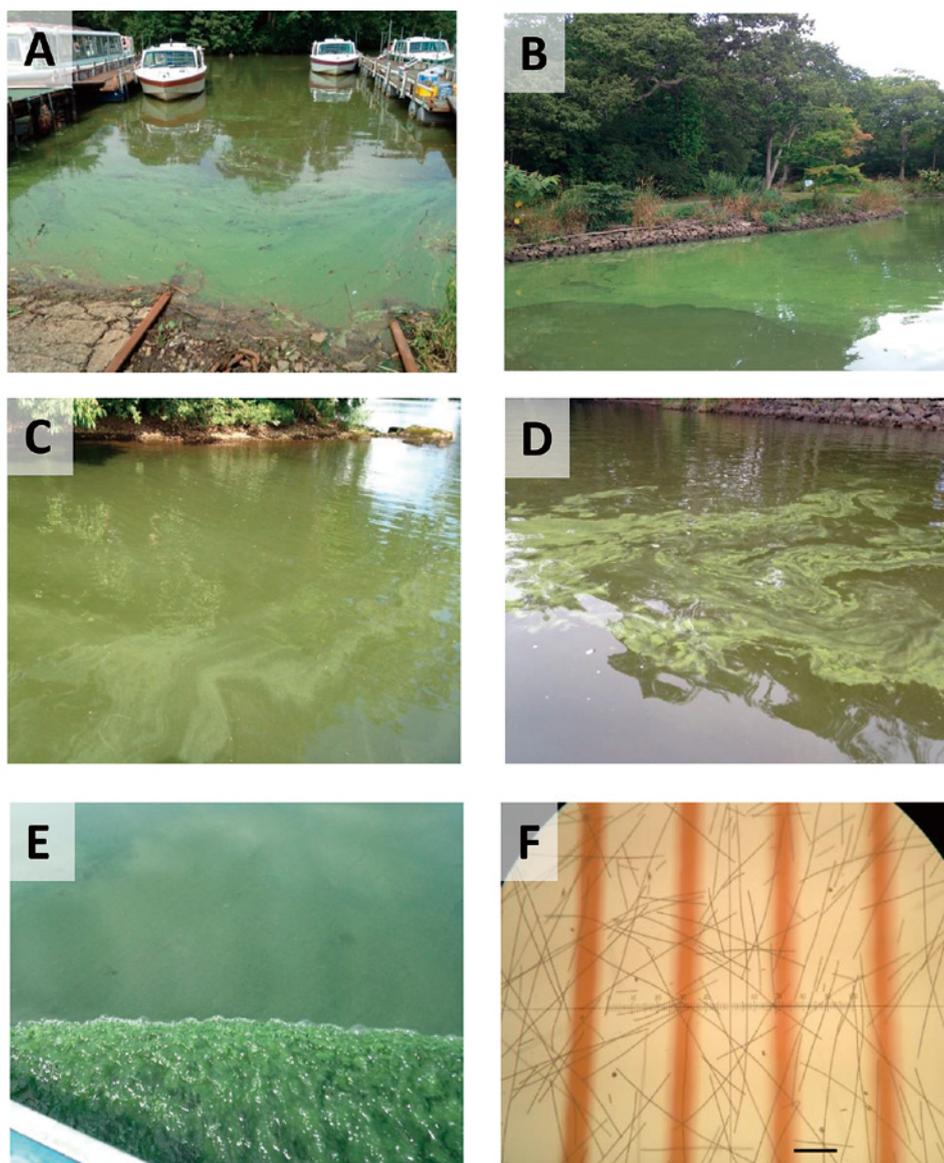


Fig. 43. Cyanobacterial blooms at Stns. OP and Stn. 2 in 2015. The level numbers indicate severities of cyanobacterial blooms on the basis of index suggested by National Institute for Environmental Studies. A-D show photographs at Stn. OP. (A) Level 5, (B) Level 4, (C) Level 2, (D) Level 3. (E) and (F) show photographs at Stn. 2. (E) Level 4. (F) Microscopic observation of the water sample of (E) mainly consisted of the filamentous cyanobacterium *Dolichospermum planctonicum*. Scale bar, 500  $\mu\text{m}$ .

の過程を考慮する必要がある。

アンモニウム態窒素 ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) の分布を見ると、水深 5 m 以上の定点 (Stns. 1-3) の底層で 8-9 月に比較的高い値が確認された (Fig. 10)。湖水中の  $\text{NH}_4\text{-N}$  は、植物プランクトンのブルーム崩壊後に増加する場合のある事が報告されている (Reynolds, 1984)。特に 2015 年 8 月に、 $\text{NH}_4\text{-N}$  の増加が観察された。これは窒素固定能を有する藍藻 *Dolichospermum planctonicum* によるアオコの発生後、ブルームの終息に伴って有機物の分解による  $\text{NH}_4\text{-N}$  の溶出が起こった結果と考えられる。

溶存無機窒素 (DIN:  $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$ ) は、期間を通じ総じて  $\text{NO}_3\text{-N}$  の挙動を反映した (Fig. 11)。しかし

水深が深く (5 m 以上)、夏季に弱いながら成層が形成される Stns. 1-3 においては、毎年 9 月に底層で  $\text{NH}_4\text{-N}$  が増加するため、局所的に高濃度の DIN の値が観察されたと考えられる。通常、 $\text{NH}_4\text{-N}$  は DIN の数パーセントしか占めないが、底層で  $\text{NH}_4\text{-N}$  が高濃度になった際には 50% 以上の寄与が認められた。これらの DIN を形成する三態窒素 ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) の挙動を考える際には、単に植物プランクトンによる取り込みだけでなく、湖沼の環境条件と硝化・脱窒作用等を考慮する必要がある。例えば硝化作用に関しては、溶存酸素がないと進行しない。また、アンモニア酸化細菌や亜硝酸酸化細菌は光により硝化活性を失う事も報告されている (西條・三田村, 2016)。硝

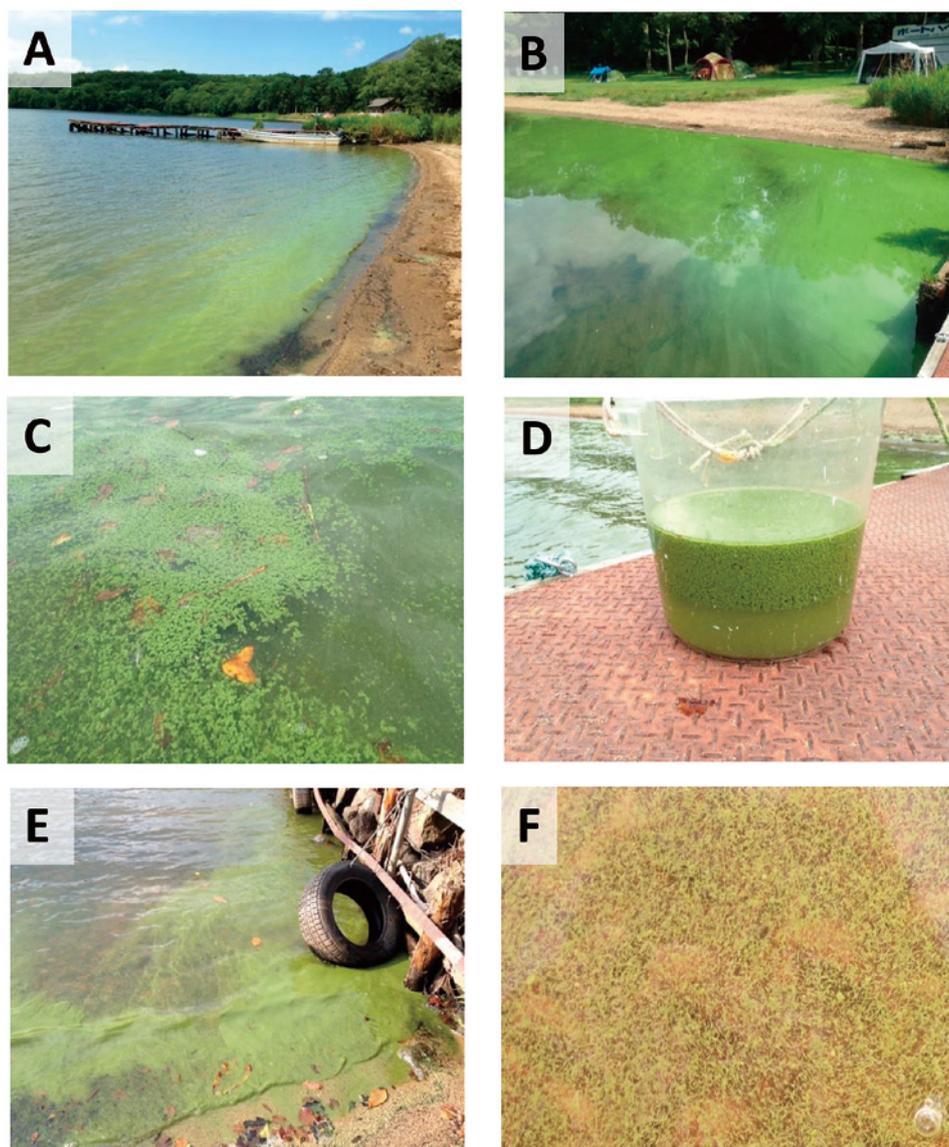


Fig. 44. Cyanobacterial blooms at Stn. OC in 2016. The level numbers indicate severities of cyanobacterial blooms on the basis of index suggested by National Institute for Environmental Studies. (A) Level 3. (B, C) Level 4. (D) The water sample of cyanobacterial bloom shown in (C) mainly consisted of *Microcystis ichthyoblabe*. (E) Level 4. (F) The closer look of the water sample of (E) mainly consisted of the cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae*.

化細菌がこのような性質を有する事から、長野県木崎湖において春季鉛直循環後に深層水中で  $\text{NH}_4\text{-N}$  から  $\text{NO}_3\text{-N}$  は生じず、成層形成後に植物プランクトンの増殖等により光が制限される6月中旬頃、約2週間のうちに  $\text{NH}_4\text{-N}$  は  $\text{NO}_3\text{-N}$  に酸化されるという。渡島大沼においては、8-9月に底層で  $\text{NH}_4\text{-N}$  が増加した後に水柱の  $\text{NO}_3\text{-N}$  が回復しており、上述の木崎湖と同様の機構が働いた可能性が高いと考えられる。

溶存無機リン酸塩 (DIP: Dissolved Inorganic Phosphorus, リン酸態リン =  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) の変動については、検出濃度は2015年の方が高かったが、2年間を通して推移のパターンに特定の傾向は認められなかった (Fig. 12)。渡島大沼の  $\text{PO}_4\text{-P}$  は濃度が低いと報じられており (半田・荒木、

1930)、今回も同様の低い値の測定結果が得られた。  $\text{PO}_4\text{-P}$  の大部分は河川より供給されるが、リンは大型の粒子に吸着されて河床に蓄積しやすく、河川が通常の流量の場合には湖沼に供給されにくいという (Yoshimura et al., 2000)。また松永ら (1979) は、渡島大沼の湖水中の鉄濃度が高く、鉄への吸着により  $\text{PO}_4\text{-P}$  が除去された可能性を指摘している。以上から、大沼の湖水中には植物プランクトンが利用できる  $\text{PO}_4\text{-P}$  は少ないと考えられる。しかしながら、夏季の台風による河川流量の増加や、湖底の貧酸素化による還元溶出により、時に大量の  $\text{PO}_4\text{-P}$  が湖水中に供給回帰される可能性も残されている。本研究においては、Stn. 2で夏季に湖底が貧酸素化した際に  $\text{PO}_4\text{-P}$  が増加していることから (Figs. 6, 12)、今後このような点

にも留意して栄養塩の挙動を考える必要がある。

DIN:DIP 比は、春季と冬季に高く、夏季に比較的低いという季節的な変動が見られた (Fig. 14)。両年を比較すると異なる傾向が認められ、2015 年 6-9 月には全定点において Redfield 比 (N/P = 16) を下回るという窒素制限状態が確認された。一方 2016 年には 7-9 月に小沼 (Stn. 5) において窒素制限状態の水塊が確認されたが、それ以外の大沼の定点では Redfield 比を上回るリン制限状態であった。大沼に流入する河川水は DIN に富んでおり、その DIN:DIP 比は 175 という値が報告されている (Yoshimura et al., 2000)。以上から、湖水の DIN:DIP 比は基本的に河川水の影響を受けているが、植物プランクトンの生産性が高まる夏季には栄養塩の消費が大きく影響していると想定される。両年の DIN:DIP 比の差に関しては、降雨による DIN の供給や、DIP の湖底からの溶出による供給のバランスが影響すると考えられる。DIN:DIP 比は植物プランクトン群集の出現動向を左右するため、今後も注意深く観測していく必要がある。また、植物プランクトンのリン制限の指標としては、DIN:DIP 比の他にアルカリフォスファターゼ活性 (APA: Alkaline Phosphatase Activity) が知られている (芳村・工藤, 2001)。この酵素は水中の DIP が枯渇した時に、溶解有機リン (DOP: Dissolved Organic Phosphorus) を利用するため植物プランクトンや細菌が作り出すものである。DIN:DIP 比と合わせて APA の測定により、湖水の栄養状態をより正確に把握することができると期待される。

ケイ酸塩 ( $\text{SiO}_2\text{-Si}$ ) に関しては、両年共に春季から初夏にかけて濃度が高く、7 月には濃度が低下する傾向が認められた (Fig. 13)。しかし 8 月以降の挙動に関しては、2015 年には 300  $\mu\text{M}$  以上への増加が認められたが、2016 年には 7 月の減少後およそ 100-200  $\mu\text{M}$  の範囲の値に留まった。また 2016 年は、2015 年より低濃度で推移した。2016 年 7-8 月の濃度低下は、珪藻によるケイ酸塩の消費が影響していた可能性が高い。いずれにしても  $\text{SiO}_2\text{-Si}$  の挙動に関しては、降水による陸域からの河川水を通じての供給なども視野に入れて検討する必要がある。

クロロフィル *a* の値については、2016 年の Stn. 3 を除く全地点において、8-9 月の表層で最大値が確認された (Figs. 15-17)。クロロフィル *a* の値 10-20  $\mu\text{g L}^{-1}$  は、概して藍藻類のブルーム (アオコ) の形成を伴って認められた。大沼における過去の報告を見ると、表層のクロロフィル *a* 値に関しては、1981-1987 年には 20  $\mu\text{g L}^{-1}$  を超えることは殆どなく概ね 10  $\mu\text{g L}^{-1}$  以下であったが、その後 1994-1996 年には 2-3 倍の 14.2-16.5  $\mu\text{g L}^{-1}$  に上昇したと報告されている (石川, 2000)。基礎生産に関しては、1977 年と 1996 年の比較によると最大 30 倍の増加が報告されている (Yoshimura et al. 2000)。以上からクロロフィル *a* 値に関してはこれまで増加の傾向にあると結論できる。フェオフィチンに関しては、定点によりクロロフィル *a* が最大となった時に同時に最大を示す場合と、最小を示す場合があっ

た。それ以外では 6-7 月に最大値を示す場合があった。春季から初夏にかけて珪藻の増殖が認められ、その後珪藻の活性の低下によりフェオフィチンが一時的に増加した可能性も考えられる。

### 植物プランクトン群集の季節的変動

植物プランクトンの出現動向に関しては、2015 年と 2016 年で明らかに異なる傾向が認められた (Figs. 21-24)。表層の植物プランクトンの細胞数を見ると、2015 年は全定点において 8 月に最大値を示す単峰型の変動パターンが認められたが (Fig. 21)、2016 年には定点により最大値を示す月が異なっており (Stn. 4: 9 月初旬, Stns. 1, 2, 5: 9 月末, Stn. 3: 10 月末)、必ずしも明瞭な単峰型を示さなかった (Fig. 23)。底層の植物プランクトンについては、基本的に表層と同様の増減傾向が認められたが、期間を通して全細胞数は表層より低い値であった (Figs. 22, 24)。夏季に藍藻類が優占した際に表層で密度が格段に高かった。網レベルの分類群について出現傾向を概略的に見ると、春季に黄色鞭毛藻類、羽状目珪藻類および緑藻類、夏季には藍藻、秋季から冬季にかけては中心目珪藻類、渦鞭毛藻類およびクリプト藻類が主として観察される傾向が認められた。以下に各分類群の出現動向について述べ、環境要因との関係を考察する。

#### 1) 藍藻類

藍藻類については、*Microcystis* 属、*Dolichospermum* 属、*Aphanizomenon* 属、*Aphanocapsa* 属、*Aphanothece* 属、*Woronichinia* 属、*Phormidium* 属、*Planktothrix* 属、*Oscillatoria* 属、*Chroococcus* 属の 10 属、16 種が確認された (Figs. 25-28)。世界中で最も主要な有毒アオコ形成藍藻である *Microcystis* 属については *M. aeruginosa*、*M. wesenbergii*、*M. ichthyoblabe*、*M. viridis* が観察され、*Dolichospermum* 属と共に水温が上昇した夏季に高い細胞密度で検出された。また *Dolichospermum* 属については、期間を通して *D. planctonicum* (アキネートは樽型) と *D. smithii* (アキネートは球形) が主に観察され、特に *D. planctonicum* が両年を通して卓越していた。*Aphanizomenon* 属については、束状のコロニーを形成する *A. flos-aquae* およびコロニーを形成しない *A. yezoense* が同定されたが、いずれも低密度であった。

また本研究では取り扱わなかったが、藍藻類には径 2  $\mu\text{m}$  以下のピコプランクトンである *Synechococcus* 属等が含まれる (Maeda et al., 1992)。ピコプランクトンは湖沼で植物プランクトン現存量の 1-40% を占めるグループとされており、琵琶湖北湖においては 1989 年 7 月に赤色の *Synechococcus* 属のブルームによってアユが大量斃死したと報告されている (国立環境研究所, 1998)。今回は観察計数の対象にしなかったが、今後は *Synechococcus* 属に関しても留意する必要があると思われる。

## 2) 珪藻類

珪藻類の季節的な変動を見ると、4-7月に細胞数のピークを示していた(Figs. 29-32)。まず春季(4-5月)に、羽状目珪藻 *Fragilaria* 属(特に *F. crotonensis*)の増加が認められ、 $10^3$  cells mL<sup>-1</sup> のオーダーの密度に達した。また同時期には羽状目珪藻 *Asterionella formosa* も  $10^2$  cells mL<sup>-1</sup> のオーダーの密度で推移していた。この2種は増殖速度が速いことが報じられており(Vanni and Temte, 1990)、豊富な窒素が増殖に必須であることも指摘されているため(Saros et al., 2005)、春季の十分な溶存無機窒素(DIN)の存在する条件下で盛んに増殖したものと考えられる。特に2015年は、小沼(Stn. 5)において他の定点とは異なり、春季に *Aulacoseira granulata* や *Melosira varians* の卓越傾向が認められた。これは、小沼(Stn. 5)においては春季のDINが比較的低濃度であったことや、水深が浅いために湖底からの細胞の供給が巻き上げにより起こっていた可能性がある(古田ら, 2017; 荒木ら, 2018)。その後6-7月には全定点において *A. granulata* や *M. varians* が増加したが、珪藻類全体の細胞数は一部の例外を除いて(2015年8月のStn. 3)、アオコの原因となる藍藻が卓越する夏にはおよそ  $2.0 \times 10^3$  cells mL<sup>-1</sup> 以下に減少していた。これは夏季に形成された成層により、*A. granulata* や *M. varians* 等の比較的比重が高い珪藻類が湖底へと沈降した結果と考えられる。実際、夏季の底層においては珪藻類が占める割合が高かった(Figs. 29-32)。藍藻が優占した後の9月以降には、両年共に *A. granulata*, *M. varians*, *Cyclotella* spp. が増加していた。特に *Cyclotella* spp. において、その傾向が顕著であった。死滅した珪藻類由来のケイ素(BSi: Biogenic Silica)が沈降過程や堆積物中で溶出し、溶存態のケイ素(DSi: Dissolved Silicate)が水中に回帰し(原島, 2008)、秋季以降の鉛直混合によって有光層に供給回帰されて、これらの珪藻の増殖が促進されたものと考えられる。羽状目の底生珪藻(*Navicula* 属や *Nitzschia* 属)は水深が浅いStns. 4, 5において表層と底層の両方で生息が確認されたが、それ以外の水深の深い定点では検出密度が低かった。これはStns. 4, 5の水深が3m以下であり、風によって水柱が湖底から表層まで十分に攪拌され、湖底表面に生息する底生の羽状目珪藻類が表層に巻き上げられた結果と考えられる。

## 3) 緑藻類

緑藻類について見ると、調査期間を通して観察された細胞密度は  $10^2$ - $10^3$  cells mL<sup>-1</sup> と珪藻類や藍藻類と比較して低い値の範囲であった。植物プランクトンの全細胞数に占める割合は、春季と秋季以降に相対として高かった(Figs. 33-36)。このような傾向は過去の知見とも一致している(水野, 1960)。特徴的な点としては、春季に *Dictyosphaerium pulluchelm* が最大  $10^3$  cells mL<sup>-1</sup> のオーダーの密度で増殖した事があげられる。また、*Chlorella* spp. は表層で  $10^3$  cells mL<sup>-1</sup> に達することもあり、期間を通して他の緑藻より相対的に高い細胞密度で推移していた。*Scenedesmus*

spp., *Desmodesmus* spp., *Ankistrodesmus falcatus*, *Monoraphidium* spp. 等の緑藻は、調査期間中  $200$  cells mL<sup>-1</sup> 以下の密度で変動していた。その他の緑藻としてグラフに示した *Crucigenia* spp., *Pediastrum* spp., *Tetraspora lacustris* 等が増加し、相対的に高い割合を占める事があった。

## 4) 渦鞭毛藻類

渦鞭毛藻では *Ceratium hirundinella* や *Peridinium* spp. が観察され、夏季7-9月の特に底層において、共に最大値として  $3.0 \times 10^2$  cells mL<sup>-1</sup> の密度で検出された。渦鞭毛藻類は日周鉛直移動を行う種も多いことから(Koizumi et al., 1996; Horne and Goldman, 1999)、夏季に藍藻が表面を覆っていても、光条件や栄養条件の良い深度に移動して活発に増殖していたと考えられる。特に *Peridinium* 属は、夏季や秋季にダム湖などで大量に増殖し淡水赤潮を起こす例も報告されている(門田, 1987)。しかしながら、今回の調査研究においてはそのような赤潮は観察されなかった。

## 5) 黄色鞭毛藻類

黄色鞭毛藻類に関しては、特に2015年5月(春季)に *Uroglena volvox* が高密度 ( $5.6 \times 10^3$ - $7.3 \times 10^3$  cells mL<sup>-1</sup>) に増加して優占化し、最大で全植物プランクトン細胞数の約80%を占めた。*U. volvox* は淡水赤潮の原因種として有名な *Uroglena americana* と近縁の種であり、数十から数百細胞で構成されるコロニー(最大径は数100 μm)を形成する。両者ともにコロニーを形成する点は共通するが、*U. volvox* にはコロニー内の細胞間を繋ぐ連絡糸がある事により区別できる。*U. volvox* は淡水赤潮の形成による景観の悪化だけでなく、生臭い悪臭や魚毒性のある物質を産生することが報告されている(Kamiya et al., 1979)。2015年5月には小沼(Stn. 5)において *U. volvox* の割合が高く、採水した際に生臭い臭気を感じると同時に肉眼で *U. volvox* のコロニーが確認された。また小沼の定点(Stn. 5)で細胞密度が高かったが、小沼の水理環境条件が本種に好適であった可能性がある。吉田(1997)は同属の *U. americana* に関して、低い溶存酸素量がシストの生存に不適であることや、DIN:DIP比等を含めた考察を行っており、小沼で *U. volvox* が優占化する機構を解明する事は残された課題といえる。

他の出現種については、春季と秋季に *Dinobryon* spp., 秋季に *Synura* sp. が確認された。

## 6) ミドリムシ藻類

ミドリムシ藻類については、*Euglena proxima*, *Trachelomonas* spp. が観察された。*E. proxima* は最大  $10$  cells mL<sup>-1</sup> であり、*Trachelomonas* spp. に関しては冬季にかけて細胞数が増加し、最大  $200$  cells mL<sup>-1</sup> を超えることもあった。ミドリムシ藻類の分布に関しては、Chen et al. (2003) が湖の沖合帯と比較して沿岸帯で高密度に分布したと報告している。本研究においてはそのような傾向は見出せなかつ

た。

### 7) クリプト藻類

クリプト藻類に関しては、両年共に *Cryptomonas* spp. が確認されており、いずれの年も秋季から冬季にかけて細胞数が増加する傾向が認められた。本藻については、Spaulding et al. (1994) が貧栄養の冷水の環境条件において優占し易いと報告しており、渡島大沼においてもこの傾向が確認される結果となった。

### 8) ラフィド藻類

ラフィド藻類は2015年9月にのみ *Gonyostomum semen* が観察され、検出された最高細胞密度は Stn. 1 表層の 6 cells mL<sup>-1</sup> であった。

*G. semen* はラフィド藻綱 (Raphidophyceae) に属する。ラフィド藻類は光合成を行う単細胞性鞭毛藻であり、分類学的には不等毛植物門に属する。底生のものを除く海産のラフィド藻類には、*Chattonella* 属、*Heterosigma* 属、*Fibrocapsa* 属などが存在し、赤潮を形成して魚介類を斃死させるものが多い (今井, 2012; Imai and Yamaguchi, 2012)。淡水産のラフィド藻としては、*Gonyostomum*、*Merotrichia*、*Vacuolaria* の3属が知られている (今井, 2013)。特に *G. semen* は濃密なブルームを形成し、水域で遊泳する人の皮膚を刺激し痒みを伴うアレルギー様の症状を引き起こすので、その発生はアオコや淡水赤潮と同様に好ましくない (Cronberg et al., 1988)。

*G. semen* の赤潮発生に関しては、長崎県の川原大池においてクロロフィル *a* 量で最大 1,000-1,800 µg L<sup>-1</sup> にも及ぶ濃密な赤潮が報告されている (竹本ら, 2001)。また生理生態の特徴を見ると、pH 4-7.5 が生存範囲であり、完全な無酸素層を忌避しながら日周鉛直移動を行っていることが観察されている。本種の遊泳細胞は、海産の赤潮原因ラフィド藻と同様に細胞が破裂するためグルタルアルデヒド等の固定液では固定することができない。そのため、観察計数には固定しない生試料を用いる必要があり、研究の進展が困難な状況にある。ラフィド藻を長期間固定できる固定液の開発が望まれる。

### 渡島大沼におけるアオコの発生状況

アオコの発生状況については、国立環境研究所 (1998) が「見た目アオコ指標」を提案している。この指標は、アオコの程度をその発生段階として 0-6 の7レベルに分けたものである。以下に各レベルの定義を紹介する。

レベル 0: アオコの発生は確かめられない。

レベル 1: アオコの発生が肉眼で確認できない (ネットで採取したり、白いバットに汲んで良くみると観察できる)。

レベル 2: うっすらとすじ状にアオコの発生が認められる (アオコがわずかに水面に散らばり肉眼で観察

できる)。

レベル 3: アオコが水の表面全体に広がり、所々パッチ状になっている。

レベル 4: 膜状にアオコが湖面を覆う。

レベル 5: 厚くマット状にアオコが水面を覆う。

レベル 6: アオコがスカム状 (厚く堆積し、表面が白っぽくなったり、紫、青の縞模様になることもある) に湖面を覆い、腐敗臭がする。

各レベルのアオコの実際の様相については、国立環境研究所 (1998) に写真が示され、詳しく説明されている。

大沼と小沼においては、2015年と2016年の両年でアオコの発生が確認された (Figs. 43, 44)。両年共にアオコが最初に確認されたのは (レベル 2 以上)、7月上旬の Stn. OP と Stn. OC であり、風による吹き寄せでプランクトンの集積が起こり易い地点であった。湖岸の定点では吹き寄せの影響が大きいいためか、アオコの発生状況の変化が著しく、Stn. OP では数日の間にレベル 2 とレベル 4 の間で振れる事もしばしばであった。また Stn. OC においては9月にレベル 4-5 のアオコが確認され、湖内の定点 (Stns. 1-5) では、藍藻の細胞数が最大に達した時はレベル 3-4 であった。湖内の定点のうち Stn. 4 では、Stn. OP や Stn. OC と同様に、レベル 4 またはレベル 5 のアオコの発生が認められた。また Stn. OP 付近の入り組んだ内湾においては、概してレベル 4 からレベル 6 のアオコを見ることが多かった。このような内湾の水深は 1 m 前後と浅く、外部から風などによって吹き寄せられて来ると、表層に浮かぶ藍藻類は集積を通じてアオコのレベルが重度化し易いと考えられる。アオコに特有な刺激臭については、レベル 1-2 の場合はネット採集した試料で若干確認され、レベル 3 以上ではアオコの発生した場所に接近すれば臭いを確認できた。渡島大沼は国定公園に指定され、Stn. OP 付近の内湾周辺は流山を結んで風光明媚な景観を提供する遊歩道が整備されていることから、内湾の周辺はアオコによる景観の悪化と悪臭の発生が憂慮される。

現場の藍藻類の出現状況を見ると、表層で存在が確認され始めたのは両年共に5月であった。観察初期には *Microcystis* 属や *Woronichinia* 属の小型のコロニー (100 細胞未満) が低密度で認められた。底層水中の藍藻は、2016年4月に水深の大きい Stn. 2 および Stn. 3 で *M. aeruginosa*、*M. wesenbergii*、*W. naegeliana* が確認された。解氷後、湖底の底泥中で越冬した藍藻類の細胞が懸濁され検出されたと考えられる。その後、藍藻類の細胞数は夏季にかけて増加し、2015年には7月の時点で表層と底層において約  $4.0 \times 10^3$ - $6.0 \times 10^3$  cells mL<sup>-1</sup> に到達した。この時点では肉眼で僅かにアオコが確認できる程度 (レベル 1-2) であった。両年共に8-9月に藍藻類が  $10^4$  cells mL<sup>-1</sup> のオーダーの密度を上回った際には、概してレベル 3 以上のアオコの発生が確認された。

アオコの優占分類群については両年で異なる傾向が認

められ、2015年は *Dolichospermum* 属、2016年には *Microcystis* 属が優占した。また両年共に10月以降は *Aphanizomenon* 属が増加した。これらの他に *Woronichinia* 属や *Phormidium* 属等が確認されたが、アオコを実質的に形成していたのは *Microcystis* 属、*Dolichospermum* 属、および *Aphanizomenon* 属の3属であったと結論できる。2015年は全地点において8月に藍藻類の細胞密度が最大となり、*Dolichospermum* 属の中でも *D. planctonicum* が優占した。この優占に関しては、2015年夏季に DIN:DIP 比が Redfield 比 (N/P=16) を著しく下回り(最小値は Stn. 4 の 1.1)、厳しい窒素制限の状態が形成されたことに起因すると考えられる。*Dolichospermum* 属をはじめとするネンジュモ目の藍藻類は、窒素固定能を発揮するヘテロサイト (heterocyte, 異質細胞) を形成することにより、通常の植物プランクトンが利用できない空中窒素を固定して増殖することが知られている (Mcqueen and Lean, 1987)。ヘテロサイトは過去にヘテロシスト (heterocyst) と呼ばれていたが、耐久細胞であるシスト (cyst) とは異なるので紛らわしい (新山・辻, 2013)。そのため、現在はヘテロサイトと呼称されている。

また2015年9月中旬には、溶藻性原生生物 *Asterocaulum* sp. の大量増殖に起因する乳白色ブルーム (シロコ) が発生した。その原因は8月の *D. planctonicum* の大量増殖であり、本種を特異的に捕食して増殖した *Asterocaulum* sp. が増殖の末期に大量にシストを形成し、湖水を乳白色に着色させた事が解明された (小林ら, 2018)。翌2016年の夏季には *Microcystis* 属が終始優占した。これは DIN:DIP 比が小沼 (Stn. 5) を除いた全ての定点で Redfield 比を上回っており、窒素が十分に存在する条件下で *Microcystis* 属が増殖した結果と考えられる。

*Aphanizomenon* 属によるアオコは、水温がおおよそ 10°C を下回る晩秋から冬季に発生した。*Aphanizomenon* 属は北方冷水性であることが知られており (廣瀬, 1950)、水温の低下による他の藍藻の減少に伴い卓越したものと考えられる。

#### アオコのモニタリングにおける留意点と展望

渡島大沼で実施した2年間の調査研究の結果を踏まえ、今後のアオコのモニタリングにおいて留意すべき点と将来的な展望を以下に述べる。

##### 1) 「見た目アオコ指標」の導入

水理環境の変動に関しては、北海道教育大学函館校および大沼合同遊船株会社の協力により Stn. OP において毎日測定が行われ、天候、水位、水温、伝導率、透明度、水の標準色、気温等のデータが蓄積されている。これらは湖水の状態を把握するための基本的な要因である。アオコの発生や底泥の撒き上がりによる水面および水中の状態については、透明度と水の標準色により説明可能である。しかしながら、夏季のアオコの発生とその悪影響を考慮するならば、アオコの発生する6-10月の期間につ

いては、前述の「見た目アオコ指標」を用いたアオコのレベルの観測を行う事は意義が大きいと思われる。

前節で述べた「見た目アオコ指標」は、アオコの発生状況を目視観測し7段階のレベルで示すものである。この指標は経験の浅い一般市民が行っても結果が安定し、かなり客観的な指標であることが確認されている。渡島大沼におけるアオコの発生状況とその動向を精密に把握する事は、毎月1回程度の頻度の調査では困難であろう。それゆえ、アオコに特化した「見た目アオコ指標」を用いてモニタリングを高い頻度で行えば、アオコの発生状況を良好に把握できると考えられる。そしてデータを蓄積していけば、将来的にはアオコの発生傾向の年変動の比較も可能になるであろう。沿岸域においては風による吹き寄せでアオコの発生レベルが相当に大きく変動するため、Stn. OP に加え、観光船の運行時に沖合の大沼の湖心 (Stn. 3) や小沼 (Stn. 5) 等においても、「見た目アオコ指標」によるアオコの観測を行えば、大沼と小沼のアオコ発生の全体像が精密に把握できると期待される。

#### 植物プランクトンのモニタリング

渡島大沼の水理環境に関しては、水温等の観測に加え定期的に流入河川の栄養塩類の測定が行われている。しかしながら植物プランクトンについては、専門知識が要求されるため定期観測は困難な状況にある。植物プランクトンの出現動向は水域の栄養状態を反映するため (Reynolds et al., 2002)、環境要因と合わせて把握する事により渡島大沼の水質の状況をより客観的に評価できると考えられる。アオコは基本的に緑色を呈するため「アオコは単独種」と誤認識される事もあるが、実際には主要構成種が異なり、また複数種により構成されることも多い。さらに構成種によって、毒性や発生パターンが異なるのが普通である。植物プランクトンの簡便な調査方法としては、現存量としてクロロフィル *a* やフィコシアニン等の測定が挙げられる。クロロフィル *a* は水中に現存する全ての植物プランクトン量の指標である。またフィコシアニンは藍藻類やクリプト藻、紅藻類が含有する色素であるが、藍藻類の現存量を把握するのに用いられる事も多い (中川・高村, 2011)。フィコシアニンは霞ヶ浦においてクロロフィル *a* と共に用いられており、その値と「見た目アオコ指標」との対応関係も提示されている (国立環境研究所, 1998)。これらの測定は比較的簡便であるが、植物プランクトン群集の構成種を把握できない点が短所である。そのため、クロロフィル *a* やフィコシアニンの測定に加え、隔週または毎月1回程度の頻度で採水を行い、植物プランクトン観察用の長期保存試料 (固定試料) を蓄積し検鏡観察することによって、正確なアオコの発生動向の把握が可能になると考えられる。植物プランクトンの同定と計数は、時間と専門知識を要するため難易度が高い。しかしアオコ (藍藻類) に特化して着目した場合、それらの形態は特徴的なので、属レベルの同定 (例えば

*Microcystis* 属, *Dolichospermum* 属, *Aphanizomenon* 属等)は比較的容易である。茨城県霞ヶ浦においてはアオコの発生時期に毎週、「見た目アオコ指標」、フィコシアニン濃度、優占藍藻種に関する情報が周辺の関係自治体に向けて提供されている。渡島大沼においても毎年アオコが発生することから、霞ヶ浦と同様の情報提供により対応を考える事ができる事から、アオコに対する不安を軽減できる可能性がある。

本研究においては、栄養塩類として無機態である DIN と DIP の測定を行い、主に DIN:DIP 比を検討した。一方、吉田ら (1998) は TN (全窒素), TP (全リン), DON (溶存有機態窒素), DOP (溶存有機態リン) の測定を行い、これらの要因と植物プランクトン群集の関係を考察して有益な情報を得ており、このような知見の蓄積と活用が有効と考えられる。

湖沼のモニタリングを行う上で他に注視すべき点として、気象や湖流などの要因が挙げられる。湖沼は海洋と比べ小規模で閉鎖的であるため、これらの要因の影響は大きいと考えられる。琵琶湖においては降水と出現藍藻類の関係が考察されており、*Dolichospermum* 属は降水が少なく窒素制限の傾向が強い年に優占し(少雨型)、*Microcystis* 属は中程度の降雨量でしかも間欠的に降雨が起こる年に出現する傾向が強い(中雨間欠型)と報告されている (Tezuka, 1985; 吉田ら, 1998)。表層に浮上分布する藍藻類の場合、特に湖流の影響が大きいと考えられる。渡島大沼の湖流に関する情報を参照するならば、南西風と北東風が概ね卓越し、水深 0-2.5 m までの湖流は概ね風向と一致する。それ以深ではコリオリの力により少しずつ向きを変え、水深 8 m 付近では風向と逆方向の流れが生じる(堀内, 1978)。大沼の風向は北東風が年間を通して卓越すると言われており(吉田隆博氏, 私信)、セバットを介した大沼と小沼の間の風によるアオコの輸送など、物理的要因が植物プランクトン群集に与える影響は十分に考慮されるべきである。

以上述べたように、アオコの被害を低減するためには発生をモニタリングする事が基本であり、「見た目アオコ指標」やフィコシアニンの測定等、様々に工夫がなされている。それらに加え、アオコの発生を環境に優しい対策技術で予防する事は重要である。現在、水草に随伴生息する殺藍藻細菌の存在が知られるようになってきており(小島ら, 2016; 大洞ら, 2018; Miyashita et al., 2019)、研究成果の蓄積を通じての将来的な実用化が期待されている(今井ら, 2019)。

## 謝 辞

渡島大沼における現場調査に際し、北海道七飯町民生部生活課自然環境係の三浦直之係長および吉田浩平係員に情報提供とご助力を戴きました。また小泉 真様、備船を操舵して頂いた吉田隆博様をはじめとする大沼合同

遊船株式会社の皆様には全面的な御協力を戴きました。ここに心から感謝申し上げます。また、栄養塩の分析に関しましては便宜を与えて戴いた北海道大学大学院環境科学院の工藤 勲教授ならびに御協力戴いた研究室の皆様に厚く御礼を申し上げます。

## 文 献

- 荒木美穂・岡野邦宏・藤林 恵・宮田直幸 (2018) 秋田県八郎湯で採取した底質からの藍藻回帰に及ぼす低温処理と培養温度の影響. 日本水処理生物学会誌, **54**, 55-63.
- Chen, Y., Qin, B., Teubner, K. and Dokulil, M.T. (2003) Long-term dynamics of phytoplankton assemblages: *Microcystis*-domination in lake Taihu, a large shallow lake in China. *J. Plankton Res.*, **25**, 445-453.
- Cronberg, G., Lindmark, G. and Bjork, S. (1988) Mass development of the flagellate *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae) in Swedish forest lakes—an effect of acidification? *Hydrobiologia*, **161**, 217-236.
- 大洞裕貴・宮下洋平・小林淳希・織田さやか・田中邦明・山口 篤・今井一郎 (2018) アオコ原因種 *Microcystis aeruginosa* と水中および水草ヒシの殺藻・増殖阻害細菌の季節変動. 藻類, **66**, 111-117.
- de Figuieredo, D.R., Azeiteiro, U.M., Esteves, S.M., Gonçalves, F.J.M. and Pereira, M.J. (2004) Microcystin-producing blooms—a serious global public health issue. *Ecotoxic. Environ. Safety*, **59**, 151-163.
- Dokulil, M.T. and Teubner, K. (2005) Do phytoplankton communities correctly track trophic changes? An assessment using directly measured and paleolimnological data. *Freshwat. Biol.*, **50**, 1594-1604.
- 古田世子・一瀬 諭・馬場大哉・岸本直之 (2017) 琵琶湖沿岸帯における底泥環境の評価. 日本水処理生物学会誌, **53**, 23-32.
- 萩原 匠 (2012) 大沼公園域の湖沼及び人工湖沼八郎沼における植物プランクトンと殺藻細菌の季節変動. 北海道大学水産学部海洋生物科学科卒業論文.
- 半田芳男・荒木勝三 (1930) 湖沼調査第一篇(大沼, 小沼, 蕁菜沼). 北水試水産調査報告, **39**, 49-54.
- 原島 省 (2008) 海洋生態系におけるケイ藻とシリカの役割. 環境バイオテクノロジー学会誌, **8**, 9-16.
- 廣瀬弘幸 (1950) 網走湖に出現する植物性プランクトンに就いて. 日本水産学会誌, **16**, 25-30.
- 堀内清司 (1978) 湖水の流動と堆積物について. 陸水学雑誌, **39**, 49-54.
- Horne, A.J. and Goldman, C.R. (1999) 陸水学. 手塚康彦(訳) 京都大学出版会, 京都, 638p.
- 一瀬 諭・若林徹哉 (2005) やさしい日本の淡水プランクトン図解ハンドブック. 合同出版株式会社, 東京, 150p.
- 今井一郎 (2012) シャットネラ赤潮の生物学. 生物研究社, 東京, 184p.
- 今井一郎 (2013) 有害有毒赤潮の生物学 (26) 淡水産ラフィド藻 *Gonyostomum semen* のブルーム. 海洋と生物, **35**, 154-159.
- Imai, I. and Yamaguchi, M. (2012) Life cycle, physiology, ecology and red tide occurrences of the fish-killing raphidophyte *Chattonella*. *Harmful Algae*, **14**, 46-70.
- 今井一郎・宮下洋平・小林淳希・大洞裕貴 (2019) 渡島大沼における富栄養化とアオコの発生, および環境に優

- しいアオコ対策の可能性. 地形, **40**, 77-91.
- 石川 靖 (2000) 北海道渡島大沼の環境の長期変遷. 国立環境研究所報告, **153**, 98-123.
- 石川 靖・三上英敏・齊藤 修・坂田康一・今田和史・安富亮平・竹内勝己・高野敬志・伴 修平・吉田丈人・竹内泰介 (1996) 環境保全と魚類生産に対する水生植物の寄与に関する研究. 平成7年度北海道総合企画部共同研究報告書, 北海道公害防止研究所, 札幌.
- 門田 元編 (1987) 淡水赤潮. 恒星社厚生閣, 東京, 290p.
- Kamiya, H., Naka, K. and Hashimoto, K. (1979) Ichthyotoxicity of a flagellate *Uroglena volvox*. *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.*, **45**, 129.
- 鷹澤好博・岡島洋平・佐々木一郎・蒲生元樹・黒柳萌々子・人見美哉 (2019) 北海道駒ヶ岳, 1640年大沼湖沼群の誕生と変遷. 地形, **40**, 27-44.
- 環境省 (2013) 日本のラムサール条約湿地—豊かな自然・多様な湿地の保全と賢明な利用. 環境省, 東京.
- 小林淳希・仲村康秀・宮下洋平・大洞裕貴・今井一郎 (2018) 渡島大沼において発生した溶藻性原生生物 *Asterocaulum* sp. の乳白色ブルーム. 陸水学雑誌, **79**, 109-117.
- Koizumi, Y., Uchida, T. and Honjo, T. (1996) Diurnal vertical migration of *Gymnodinium mikimotoi* during a red tide in Hoketsu Bay, Japan. *J. Plankton Res.*, **18**, 289-294.
- 小島千里・宮下洋平・萩原 匠・山口 篤・今井一郎 (2016) 北海道大沼国定公園内の湖沼群におけるヨシ由来の細菌によるアオコ発生制御の可能性. 北海道大学水産科学研究報告, **66**, 19-28.
- 国立環境研究所 (1998) 湖沼環境指標の開発と新たな湖沼環境問題の解明に関する研究. 国立環境研究所特別研究報告, SR-24-'98, 52p.
- 近藤智子・濱田浩美 (2011) 群馬県赤城大沼における湖沼学的研究. 千葉大学教育学研究紀要, **59**, 319-332.
- Lopez-Archilla, A.I., Moreira, D., López-García, P. and Guerrero, C. (2004) Phytoplankton diversity and cyanobacterial dominance in a hypereutrophic shallow lake with biologically produced alkaline pH. *Extremophiles*, **8**, 109-115.
- Maeda, H., Kawai, A. and Tilzer, M.M. (1992) The water bloom of cyanobacterial picoplankton in Lake Biwa, Japan. *Hydrobiologia*, **248**, 93-103.
- 松永勝彦・米田義昭・深瀬 茂 (1979) 北海道大沼湖における栄養塩と基礎生産力について. 陸水学雑誌, **40**, 123-129.
- Mcqueen, D.J. and Lean, D.R.S. (1987) Influence of water temperature and nitrogen to phosphorus ratios on the dominance of blue-green algae in Lake St. George, Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **44**, 598-604.
- 三上英俊・藤田隆男・坂田康一 (2008) 酪農地帯, 風蓮湖流域河川の水質特性. 北海道環境科学研究センター所報, **34**, 19-40.
- 水原祥雄 (2011) 大沼公園域の湖沼及び五稜郭公園外堀における植物プランクトン群集の季節変化に関する比較研究. 北海道大学水産学部海洋生物科学科卒業論文.
- Miyashita, Y., Hagiwara, T. and Imai, I. (2019) The existence of cyanobactericidal bacteria and growth-inhibiting bacteria on water plants in Lake Ohnuma, Japan. *Limnology*, **20**, 39-53.
- 水野寿彦 (1960) 北海道湖沼の水質とプランクトン. 大阪学藝大学紀要, **8**, 99-109.
- 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. 陸水学雑誌, **72**, 145-152.
- 新山優子・辻 彰洋 (2013) 藍藻ネンジュモ目の浮遊性種の分類学的変更と類似種の比較. 陸水学雑誌, **74**, 153-164.
- 新山優子 (1996) 科学博物館に培養・保存されている浮遊性アナバネ培養株の形態と分類. 藻類, **44**, 1-8.
- 落合伸也・糸野妙子 (2019) 大沼湖沼堆積物に基づく近年の堆積・流域環境変動の推定. 地形, **40**, 45-56.
- Parsons, T.R., Maita, Y. and Lalli, C.M. (1984) A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press, New York, 188p.
- Reynolds, C.S. (1984) The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge, 396p.
- Reynolds, C.S., Huszer, V., Kurk, C., Naselli-Flores, L. and Melo, S. (2002) Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.*, **24**, 417-428.
- 西條八束・三田村緒佐武 (2016) 新編 湖沼調査法 第2版. 講談社, 東京, 272p.
- Saros, F.E., Michel, T.J., Interlandi, S.J. and Wolfe, A.P. (2005) Resource requirement of *Asterionella formosa* and *Fragilaria crotonensis* in oligotrophic alpine lakes: implications for recent phytoplankton community reorganizations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **62**, 1681-1689.
- 志村もと子・田淵俊雄 (1997) 養牛地域における畜産と河川水窒素濃度との関係. 畜産主体の集水域における窒素流出に関する研究IV. 農業土木学会論文集, **189**, 45-50.
- Spaulding, S.A., MCKnight, D.M., Smith, R.L. and Dufford, R. (1994) Phytoplankton population dynamics in perennially ice-covered Lake Fryxell, Antarctica. *J. Plankton Res.*, **16**, 527-541.
- Steffen, M.M., Davis, T.W., McKay, R.M.L., Bullerjahn, G.S., Krausfeldt, L.E., Stough, J.M.A., Neitzey, M.L., Gilbert, N.E., Boyer, G.L., Johengen, T.H., Gossiaux, D.C., Burtner, A.M., Palladino, D., Rowe, M.D., Dick, G.J., Meyer, K.A., Levy, S., Boone, B.E., Stumpf, R.P., Wynne, T.T., Zimba, P.V., Gutierrez, D. and Wilhelm, S.W. (2017) Ecophysiological examination of the Lake Erie *Microcystis* bloom in 2014: Linkages between biology and the water supply shutdown of Toledo, OH. *Environ. Sci. Technol.*, **51**, 6745-6755.
- Stewart, I., Seawright, A.A. and Shaw, G.R. (2008) Cyanobacterial poisoning in livestock, wild animals and birds—an overview. pp. 613-637. Hudnell, H.K. (ed), *Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the science and research needs, Advances in experimental medicine and biology*, volume 619, Springer, N.Y.
- 高村典子・中川 恵・若菜 勇・五十嵐聖貴・辻 ねむ (2007) 達古武湖の水質特性及び水質分布に影響する要因について. 陸水学会誌, **68**, 81-95.
- 高野敬志・石川 靖・三上英敏・伴 修平・今田和史・安富亮平・竹内勝己 (1998) 渡島大沼, 小沼, 蕁菜沼の底泥表面から抽出されたリン濃度と植物プランクトン現存量. 北海道衛生研究所所報, **48**, 55-60.
- 高安三次・五十嵐彦仁 (1936) 湖沼水質の季節的变化と「プランクトン」(大沼湖沼群) 第一篇. 北水試水産調査報告, **40**, 1-104.
- 竹本陽一・古本勝弘・多田彰秀 (2001) 川原大池におけるラフィド藻 *Gonyostomum semen* のブルームと制御因子. 水環境学会誌, **24**, 709-714.
- 田中正明 (2002) 日本淡水産動物プランクトン図鑑. 名古屋大学出版会, 名古屋, 584p.
- Tezuka, Y. (1985) Rainfall as a factor regulating the appearance of *Anabaena* bloom in the south basin of Lake Biwa. *Jpn. J. Limnol.*, **46**, 8-14.
- Thomas, A.D., Saker, M.L., Norton, J.H. and Olsen, R.D. (1998) Cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* as a probable cause of death in cattle in northern Queensland. *Aust. Vet. J.*, **76**, 592-594.

- Vanni, M.J. and Temte, J. (1990) Seasonal patterns of grazing and nutrient limitation of phytoplankton in a eutrophic lake. *Limnol. Oceanogr.*, **35**, 697-709.
- Watanabe, M. (1992) Studies on planktonic blue-green algae 4. Some *Anabaena* species with straight trichomes in Japan. *Bull. Natn. Sci. Mus., Ser. B*, **18**, 123-137.
- 渡辺真利代 (1994) 有毒藍藻の出現. pp. 55-73, 渡辺真利代・原田健一・藤木博太 (編), アオコ—その出現と毒素. 東京大学出版会, 東京.
- 吉田陽一 (1997) 琵琶湖北湖におけるウログレナの優占的発生と水質, 気象要因等との関係. 日本水産学会誌, **63**, 594-599.
- 吉田陽一・中原紘之・藤田裕子 (1998) アオコの発生と水質, 気象要因等との関係 (琵琶湖). 日本水産学会誌, **64**, 309-310.
- Yoshimura, T., Kudo, I., Yamada, M. and Matsunaga, K. (2000) Change in the water quality in Lake Ohnuma, Hokkaido, Japan : a comparison of 1977 and 1996. *Limnology*, **1**, 63-68.
- 芳村 毅・工藤 勲 (2001) 渡島大沼における栄養塩濃度の季節変化と植物プランクトンの成長制限要因. 陸水学雑誌, **62**, 205-217.
- 吉住喜好・阿刀田光昭・伊藤富子・米川年三 (1972) 最近の大沼湖沼群 (大沼, 小沼, 蕁菜沼) の水質について. 道水産孵化場研究報告, **27**, 43-58.