HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	北海道苅間川の遊水池に播種したヒシによる栄養塩の除去機能
Author(s)	宮下, 洋平; 小林, 淳希; 田中, 邦明; 今井, 一郎
Citation	北海道大学水産科学研究彙報, 65(2), 101-109
Issue Date	2015-08-20
DOI	10.14943/bull.fish.65.2.101
Doc URL	http://hdl.handle.net/2115/59791
Type	bulletin (article)
File Information	bull.fish.65.2.101.pdf

Instructions for use

Hokkaido University Collection of Scholarly and Academic Papers : HUSCAP

北 大 水 産 彙 報
65(2), 101-109 2015.
DOI 10.14943/bull.fish.65.2.101

北海道苅間川の遊水池に播種したヒシによる栄養塩の除去機能

宮下　洋平[1)]・小林　淳希[1)]・田中　邦明[2)]・今井　一郎[3)]

(2015 年 4 月 30 日受付，2015 年 5 月 13 日受理)

Water Purification by the Water Plant *Trapa japonica* artificially Seeded in at Detention Pond at a Karima River Area in Hokkaido

Yohei MIYASHITA[1)], Junki KOBAYASHI[1)], Kuniaki TANAKA[2)] and Ichiro IMAI[3)]

Abstract

Lake Ohnuma is a famous for the beautiful landscape in Hokkaido. However, Lake Ohnuma has long been suffering from the serious cyanobacterial blooms in summer. Therefore, there is urgent needs to reduce cyanobacterial blooms. The aim of this study is to find a way to improving the water quality using a floating plant *Trapa japonica* Flerow. We set two different investigation spots where different densities of *T. japonica* were seeded. The following environmental parameters were monitored from June to November in 2014 : water temperature, pH, chlorophyll *a* and pheophytin, and nutrient concentrations. Water samples were examined under an inverted microscope, and the number of microalgaes was counted. The values of pH tended to be lower at high seed density spot after August. High seed density spot exhibited lower DIN than that of low seed density spot especially in June. The concentrations of phosphate and silicate were lower in high seed density spot than those of low seed density spot. As for microalgae diatoms occupied the substantial numbers and densities increased from June and showed the maximum in October for both water and biofilm samples. These results indicate that the more *T. japonica* is planted, the less nutrient concentrations were observed.

Key words : Freshwater ecosystems, Eutrophication, Nutrients, Cyanobacterial blooms, Water plants, *Trapa japonica*

緒　　言

北海道渡島大沼は，北海道南西部渡島半島の南東部に鎮座する駒ケ岳 (1,133 m) の南麓，標高 130 m に佇む淡水湖である。大沼, 小沼及び蓴菜沼の 3 つの湖沼群からなり，面積はそれぞれ 616，484，136 ha である (環境省，2013)。美しい景観により観光客で賑う一方，河川からの栄養塩の流入や護岸工事，周辺開発等の様々な影響によって富栄養化が進行してきている (Yoshimura et al., 2000)。大沼は 2012 年 7 月 4 日にラムサール条約登録湿地となり，水鳥の生息湿地として，より一層自然環境の保全が重要視されるようになった。しかしながら，毎年夏季に有毒種の *Microcystis aeruginosa* 等をはじめとする藍藻類のブルームであるアオコが発生し，魚介類の斃死や悪臭，景観の悪化等を招いており, 早急な対策が必要となっている。また，有毒なアオコの発生頻度の増加に伴い，ヘラブナ等の有用生物の減少も懸念されている。

アオコの解決策としては，法的規制などによる栄養塩流入量の削減が根本的である。しかし，農業等との調整や法整備は現実問題として困難と言える。今日知られているアオコの除去手法としては，物理的方法ではポンプ等の吸引機を用いてアオコを直接濾過防除する手法が，化学的方法では硫酸銅等の化学物質を湖沼に散布する方法が挙げられる (伊田ら，2003)。しかしこれらの手法は効果の継続に莫大な費用がかかり，機器メンテナンスも容易ではない。また, 化学的防除法は費用もさることながら，藍藻類以外の微細藻類や魚介類等にも悪影響を及ぼし，湖沼生態系自体をも破壊してしまう恐れがある。このようにアオコの防除法には未だ問題点が多く，最善の対処法は確立していないのが現状である。

渡島大沼においては，河川水が湖水の栄養塩濃度に与える影響が大きいと報じられている (芳村・工藤，2001)。大沼には苅間川，宿野辺川，および軍川の 3 つの有力な流入河川があり，中でも苅間川は栄養塩の流入原因となっ

1) 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
(*Laboratory of Marine Biology, Graduate School of Fisheries Sciences, Hokkaido University*)
2) 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*)
3) 北海道大学大学院水産科学研究院海洋生物資源科学部門海洋生物学分野
(*Laboratory of Marine Biology, Graduate School of Fisheries Sciences, Hokkaido University*)

ている河川の一つである (北海道七飯町，2014)。このことから七飯町は，2011 年より湖沼自然浄化活用事業に取り組み，約 10,000 m^2 の遊水池を苅間川流域に浄化池として造成し，ヨシの人工的な植栽を通じて栄養塩の吸収除去を促す試みを実施している。浄化池により，窒素，リン共におよそ 40% 以上の除去率を達成しており，今後浄化池設置の拡大が検討されている (北海道七飯町，2014)。

また，ヒシにおいても優れた栄養塩吸収能を有することが報告されている (Iamchaturapatr et al., 2007；渡部ら，2010；倉本ら，2011)。しかしながら，人工的に播種したヒシを利用した水質改善への取り組みは未だなされていないのが現状である。そこで本研究では，苅間川の遊水池の一部に人工的にヒシの種を播種して，水質のモニタリングを行い，ヒシを用いた水質の浄化改善能の可能性を評価した。

材料および方法

調査研究に用いたヒシは，2014 年 5 月 7 日に遊水池の一画に播種した (Fig. 1)。播種したヒシの種は，2013 年 11 月に北海道七飯町にある流山温泉に付随する調整池で採集したもの，および北海道教育大学函館校田中研究室が所有していたものである。播種区画は水流の上流側及び下流側に約 5 m×5 m の区画を設定し，上流側にヒシの種を 200 個，下流側に 800 個，計 1,000 個播種した。種子 200 個を播種した実験区を低密度区，800 個播種した実験区を高密度区とした。

調査と試料の採取は，2014 年 6 月から 11 月にかけて，原則として毎月末に実施した。表層水温を各実験区で測定した後，それぞれの表層水を採水し，あらかじめ塩酸洗浄を施したアイボーイポリプロピレン瓶に収容した。試料は冷暗所に保存し，実験室到着後速やかに実験に供した。またヒシの試料は，高密度区より毎回 1 株を採集した。

植物プランクトンのクロロフィル *a*，およびフェオフィチン濃度を測定する為，各実験区の湖水試料を GF/F グラスファイバーフィルター (0.7 μm メッシュ) を用いて濾過捕集した。その後，90% アセトン中で 1 日間冷暗所に静置することで十分に抽出させ，蛍光光度計を用いて蛍光値 (f_0) を測定し，その後少量の塩酸を加え，再度蛍光値 (f_a) を測定した。その後，得られた蛍光値によりクロロフィル *a* 濃度およびフェオフィチン濃度を算出した (Parsons et al., 1984)。pH は現場にて pH merter D-51 (HORIBA) を用いて測定した。また栄養塩濃度は，オートアナライザー (Quatro, Bran Luebbe 社) を用いて硝酸態窒素 (NO_3-N)，亜硝酸態窒素 (NO_2-N)，アンモニウム態窒素 (NH_4-N)，リン酸態リン (PO_4-P) およびケイ酸態ケイ素 (SiO_2-Si) 濃度をそれぞれ測定した。

植物プランクトンについては，各区画で得た湖水試料をグルタルアルデヒドで終濃度 1% となるよう固定した。試料は 500 μL を倒立顕微鏡下で観察し，植物プランクトンの同定と計数を行った。

ヒシ試料については，サンプルの入った瓶に滅菌蒸留水を 200 mL 加え，600 回強振し表面バイオフィルムを剥離させてバイオフィルム懸濁液を得た。そのバイオフィルム懸濁液を，グルタルアルデヒドで終濃度 1% となるように固定した。さらに固定バイオフィルム懸濁液を滅菌蒸留水で 1/ 10 に希釈し作成した希釈試料 300 μL をスライドガラスに取り，倒立顕微鏡下で観察し，付着性の微細藻類の同定・計数を行った。

結　　果

水温の測定結果を Fig. 2 に示す。水温は，調査期間を通じて高密度区と低密度区において差は見られなかった。5 月の水温は 12.9℃，その後 7 月まで上昇し，最高水温 24.0℃ を記録した。その後水温は下降傾向を示し，9 月には最低水温 9.1℃ を記録した。

pH についてみると (Fig. 3)，5 月に調査期間を通じて最も高い値を両地点で記録した (高密度区：7.89，低密度区：7.88)。その後，6 月には逆に最も低い値をそれぞれ示し (高密度区：7.33，低密度区：7.36)，その後 8 月まで増加傾向が見られた。また，5 月から 7 月にかけては高密度区と低密度区で pH の差はほとんど認められなかった。しかし 8 月になると高密度区で pH 7.65，低密度区で 7.72 とわずかながら差が認められ，9 月では高密度区で 7.62，低密度区では 7.67，10 月には高密度区で 7.42，低密度区にて 7.52 の値を記録した。いずれも低密度区に比べ，高密度区の方が低い pH の値を示した。

両地点におけるクロロフィル *a* 及びフェオフィチンの 6-10 月の測定結果を Fig. 4 に示した。クロロフィル *a* は高密度区において 6 月に 0.65 μg L^{-1} を記録したが，7 月には減少し (0.1 μg L^{-1})，8 月には 0.53 μg L^{-1} と増加したが，全体的に低い値であった。フェオフィチン濃度は，6 月に 1.07 μg L^{-1} を示した。その後 7 月に 0.98 μg L^{-1}，8 月に 0.45 μg L^{-1}，9 月は 0.84 μg L^{-1}，10 月には 1.32 μg L^{-1} という値であった。低密度区におけるクロロフィル *a* 量は，6 月および 7 月は 0.16 μg L^{-1}，0.11 μg L^{-1} とほぼ横ばいに推移し，8 月に 0.26 μg L^{-1}，9 月に 0.37 μg L^{-1}，10 月に 0.65 μg L^{-1} と緩やかな増加傾向を示した。一方フェオフィチン濃度をみると，6 月は 1.10 μg L^{-1} を示し，9 月まで 1.0 μg L^{-1} のオーダーの値であった。10 月にはわずかに増加し 1.34 μg L^{-1} となった。調査期間を通じて両地点共に，クロロフィル *a* 濃度及びフェオフィチン濃度は総じて低い値で推移していた。

調査期間中における 2 地点の栄養塩濃度の推移を Fig. 5 に示す。アンモニア態窒素についてみると，5 月には高密度区および低密度区でそれぞれ 1.90 μM，1.89 μM とほぼ同様の値を示したが (Fig. 5-a)，6 月には高密度区が 1.66 μM，低密度区が 1.96 μM と高密度区の方がアンモニア態

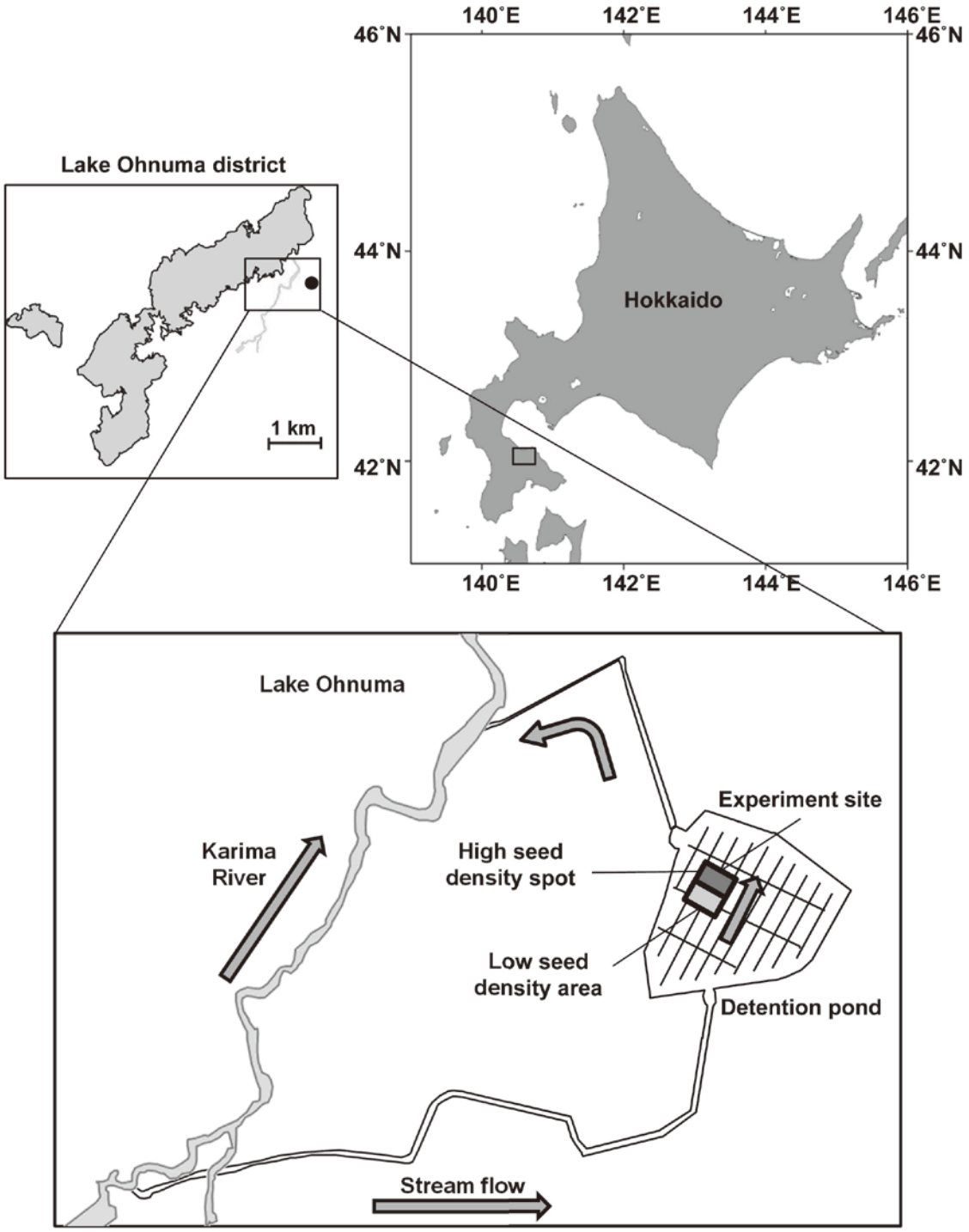

Fig. 1. Location of the experiment site in the detention pond in Karima River area. North part is high seed density spot of *Trapa japonica*, and south part is low seed density spot.

窒素濃度は低くなり，7 月には調査期間中両地点で最高値のそれぞれ 2.85 μM，および 2.90 μM を記録した。その後 8 月には減少し，高密度区が 1.74 μM，低密度区が 1.70 μM を示し，9 月以降は両地点共に検出限界下であった。

亜硝酸態窒素では 5 月は高密度区で 0.60 μM，低密度区は 0.71 μM という値を示し，やや高密度区の方が低い値であった (Fig. 5-b)。その後 6 月にはどちらも 5 月とほぼ同様の値を示し，高密度区で 0.57 μM，低密度区で，0.59 μM であった。以降亜硝酸態窒素は増加傾向を示し，7 月にはそれぞれ 0.93 μM と 0.95 μM，8 月には最高値の 1.90 μM および 1.88 μM を示した。その後，9 月になると急激に減少し，高密度区で 0.45 μM，低密度区で 0.44 μM の値

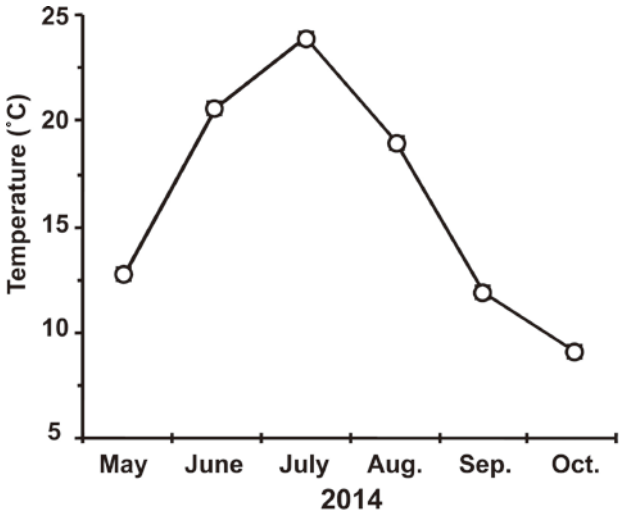

Fig. 2. Seasonal changes in water temperature at high seed density spot (■) and low seed density spot (○) of the water plant *Trapa japonica* in the detention pond in Karima River area in 2014.

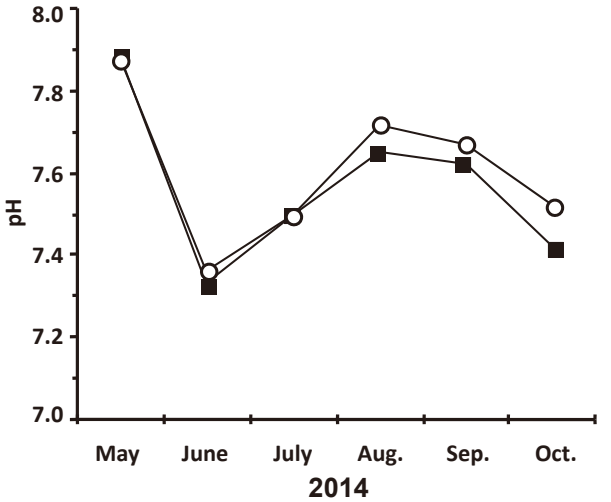

Fig. 3. Seasonal changes in pH at high seed density spot (■) and low seed density spot (○) of the water plant *Trapa japonica* in the detention pond in Karima River area in 2014.

であり，10 月には微量ながら増加が両地点で観察された (0.82 μM，および 0.80 μM)。

硝酸態窒素は窒素源となる栄養塩の実質的な大部分を占めていた。変動をみると，5 月は高密度区で 66.7 μM，低密度区で 67.2 μM を記録した (Fig. 5-c)。その後両地点共に減少傾向を示し，6 月は高密度区で 52.3 μM，低密度区で 56.0 μM であり若干の差が認められ，8 月には共に最低値 45.3 μM を示した。その後 9 月になると急激な増加が観察されたが地点間における違いは見られず，値は高密度区で 80.4 μM，低密度区で 79.3 μM を記録した。10 月も他の月同様に両地点において差は認められなかった。

無機三態窒素の総和である DIN の結果を Fig. 5-d に示した。DIN はヒシの高密度区および低密度区で 6 月にのみ差が認められた (高密度区で 54.6 μM，低密度区で 58.51 μM)。しかし，その他の月では地点間における差は検出されなかった。実験開始時の 5 月は高密度区で 69.3 μM，低密度区で 69.8 μM を記録した。その後両地点とも 8 月まで減少傾向を示し，両地点とも 8 月に最低値の 48.9 μM を示し，9 月になると増加に転じ，高密度区で 80.8 μM，低密度区で 79.8 μM を記録した後 10 月には再度減少して高密度区で 65.4 μM，低密度区で 65.2 μM となった。

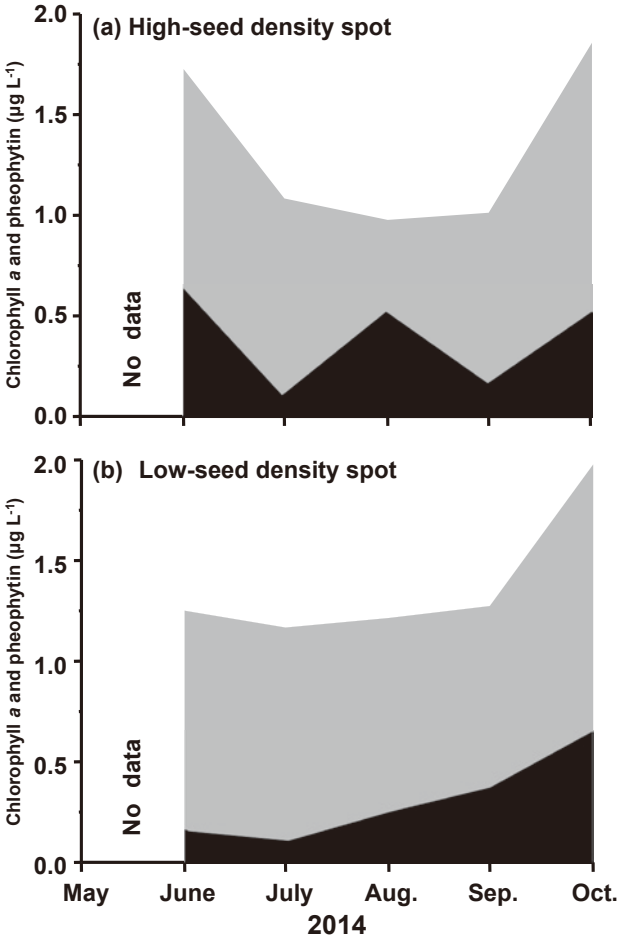

Fig. 4. Seasonal changes in the concentrations of chlorophyll *a* and pheophytin at high seed density spot (a) and low seed density spot (b) of water plant *Trapa japonica* in the detention pond at Karima River area in 2014.

リン酸塩については Fig. 5-e に結果を示した。高密度区と低密度区で 5 月と 6 月に顕著な差が認められた。すなわち，5 月は高密度区で 0.37 μM であったのに対し，低密度区は 0.45 μM を記録した。その後 6 月には高密度区で減少傾向を示し (0.30 μM)，一方でヒシの低密度区では 0.50 μM の値を示した。しかし，7 月以降は地点間における差があまり認められず，それぞれ 0.45 μM，0.49 μM を記録した。その後 9 月になると両地点とも最低値を記録し (高密度区：0.18 μM，低密度区：0.25 μM)，10 月には再度増加していた。

ケイ酸塩については，調査期間中，リン酸塩と同様 5

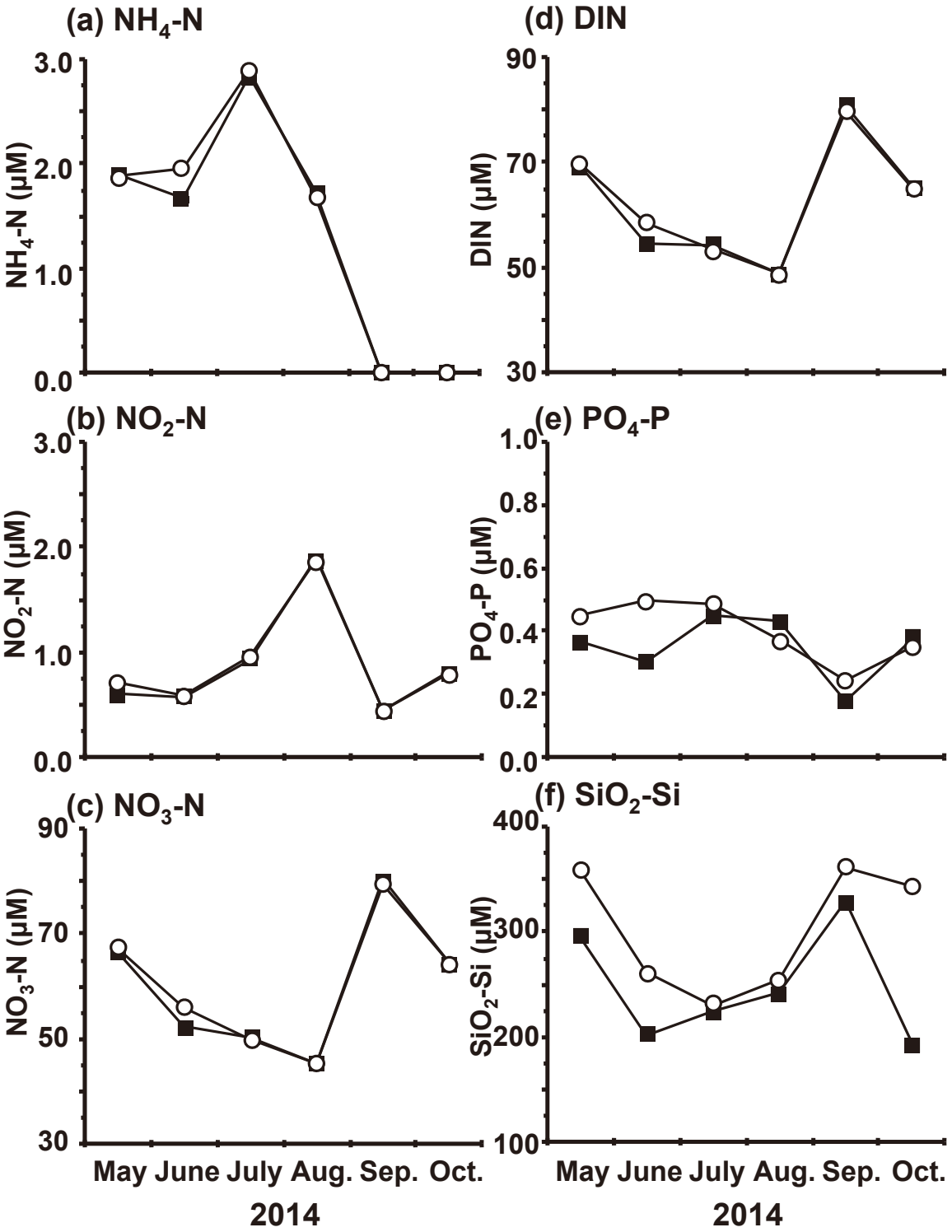

Fig. 5. Seasonal changes in inorganic nutrients (μM) of NH_4-N (a), NO_2-N (b), NO_3-N (c), DIN : Dissolved Inorganic Nitrogen (d), PO_4-P concentration (e), SiO_4-S (f) from May to October of 2014 in surface water at high seed density spot (■), and seed low density spot (○) of the water plant *Trapa japonica* in the detention pond at Karima River area.

月及び 6 月に顕著な差が見出された (Fig. 5-f)。すなわち，5 月に高密度区のケイ酸塩濃度は 296.1 μM であったのに対し，低密度区では 359.9 μM とかなり高い値を示した。6 月には共にさらに減少し，高密度区で 201.8 μM，低密度区は 262.1 μM であった。その後 7 月になると地点間の差はあまり見られなくなった (高密度区：225.2 μM，低密度区：229.6 μM)。ケイ酸塩は以降 9 月まで増加傾向を示し，共に最高値 329.1 μM (高密度区)，および 343.0 μM (低密度

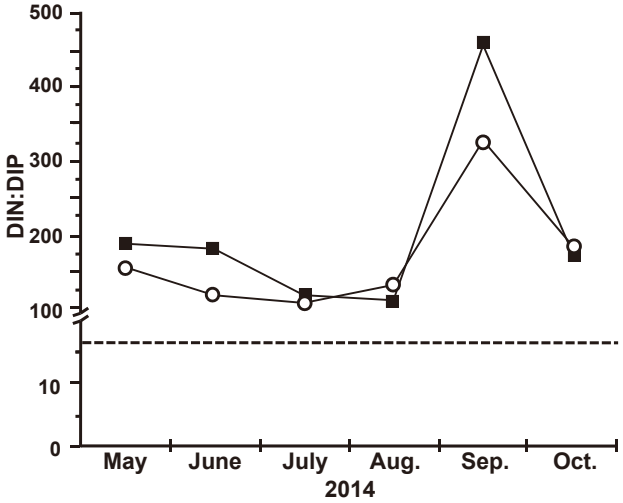

Fig. 6. Seasonal changes in the ratio of DIN : DIP at high seed density spot (■) and low seed density spot of *Trapa japonica* (○) in the detention pond of Karima River area in 2014. Dotted line indicates the Redfield ratio (N : P=16).

区) をそれぞれ記録した。10 月になると高密度区では急激に減少し 194.3 μM であったのに対し，低密度区は依然高い値を維持した (343.0 μM)。

DIN : DIP 比の季節的変化について Fig. 6 に示す。ヒシの高密度区，および低密度区共に似た傾向の推移を示したが，わずかに高密度区の方が高い値を示す傾向があった。調査期間を通じて常に DIN : DIP 比は 16 以上を示しており，この遊水池は常にリン制限であることが判明した。推移をみると，5 月は高密度区で 189.8，低密度区で 155.8 を記録した後，両地点とも減少傾向となり高密度区は 8 月に最低値 112.7 を示した。低密度区は 7 月に 119.5 となっており，その後 8 月には 131.5 とわずかに増加していた。9 月には両地点共に急激に値が上昇して最高値を示した (高密度区 : 456.5，低密度区 : 325.6)。10 月になると低下し，高密度区が 174.4，低密度区が 185.8 と，ほぼ同様の値であった。

湖水中の植物プランクトンは珪藻類が実質的にほとんどを占めていた。珪藻類の総細胞数および分類群 (属レベル) 組成を Fig. 7 に示した。珪藻類の総細胞数は，5 月から 8 月にかけては 2.0-30 cells mL^{-1} へと増加傾向を示し，9 月には一時的に 20 cells mL^{-1} と減少したが，10 月には最大総細胞数 83 cells mL^{-1} を記録した。主要な分類群としては，5 月に *Cocconeis* 属と *Nitzschia* 属が，6 月以降は *Navicula* 属が優占しており (37.3-73.4%)，7 月以降には *Fragilaria* 属も 6.7-14.4% の比較的高い割合で出現が確認された。本調査で観察された珪藻類は，全て付着性の珪藻であった。

ヒシ表面バイオフィルム中の微細藻類も，実質的に珪藻類 (羽状目) で占められており，珪藻類の総細胞数および分類群組成 (属レベル) を Fig. 8 に示した。総細胞数は 6 月の最低値 2.1×10^5 cells g^{-1} wet weight を記録した後に，増加傾向を示し (7 月 : 4.5×10^5，8 月 : 5.7×10^5，9 月 : 6.1×10^5 cells g^{-1} wet weight)，10 月には最大細胞数 1.8×10^6 cells g^{-1} wet weight となり，湖水と同様に高い値を示した。珪藻類の組成を見ると，調査期間を通じて羽状目の *Navicula* 属の割合が全体に高い傾向を示し 30.3-44.4% を占めていた。調査初期の 6 月には羽状目珪藻である *Rhoicosphenia* 属の割合が 39.4% と最も優占していた。その時の 6 月の割合が 3.0% であった *Cocconeis* 属は 7 月になると 27.4% と出現割合が高くなり，8 月も 23.8% と比較的高い値を維持した。しかし, 9 月には *Cocconeis* 属は確認されなくなった。*Gomphonema* 属は 8 月までは観察されなかったが，9 月になると 24.0%，10 月に 0.5% の頻度で検出された。

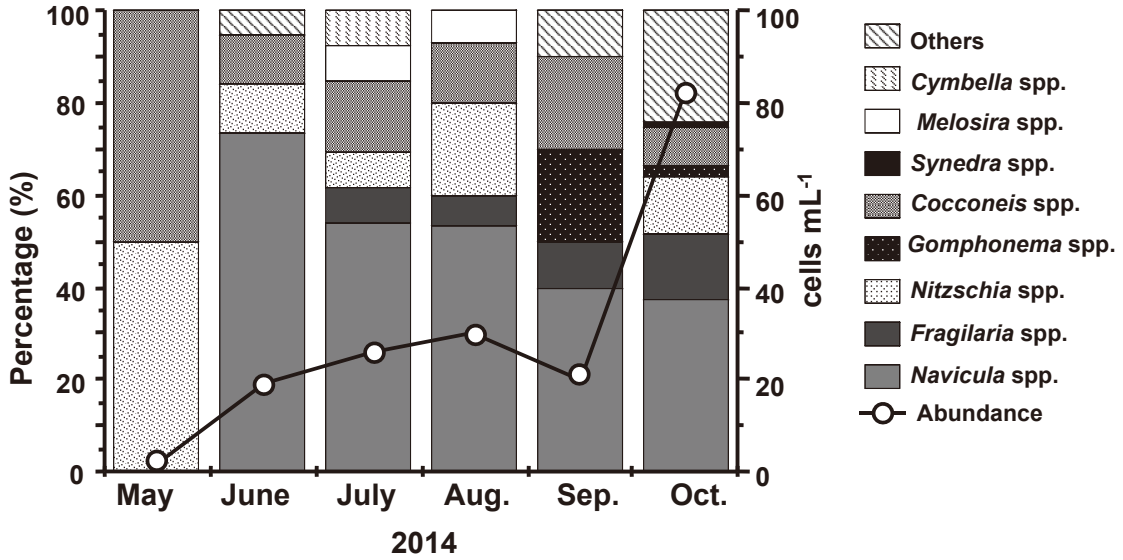

Fig. 7. Seasonal changes in cell densities and taxa composition of diatoms in lake water at high seed density spot of *Trapa japonica* in the detention pond of Karima River area in 2014.

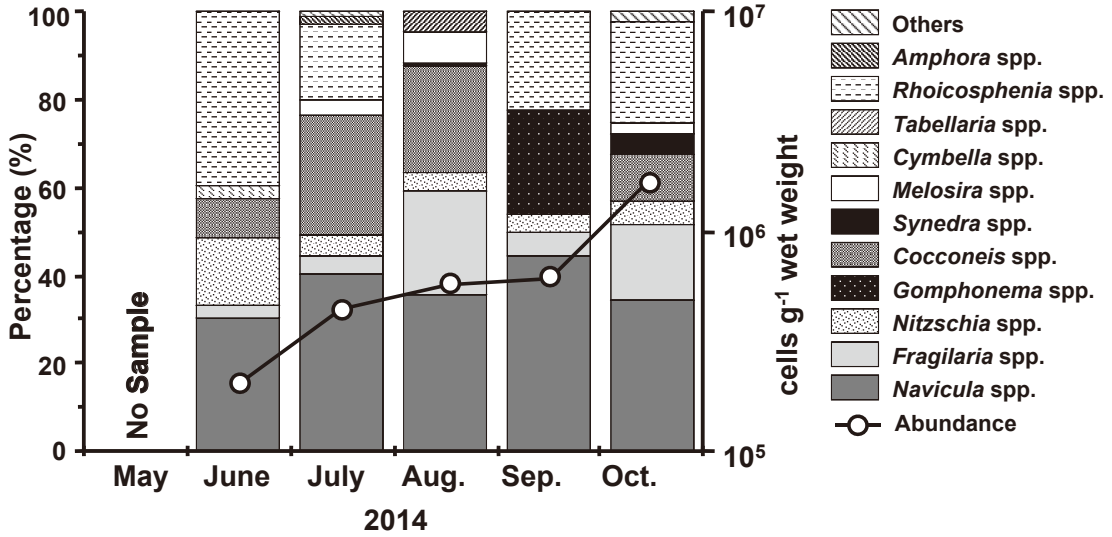

Fig. 8. Seasonal changes in cell densities and taxa composition of diatoms in the biofilm of *Trapa japonica* collected at high seed density spot in the detention pond of Karima River area in 2014.

考　　察

本研究の結果，調査地点の水温は同じ季節の渡島大沼の値 (15.6-24.5°C) と比べ，低いことが明らかとなった (宮下，未発表)。渡島大沼周辺には横津岳や駒ケ岳等の標高の高い山が存在する。また, 渡島大沼に流入する河川水は, 春には雪融け水である。苅間川遊水池においても，遊水池に入る用水路に湧水の流入が確認されている。このことから，水温の低い雪解け水や地下水の湧水が夏季に遊水池に流入した事により，相対的に水温が低くなったと考えられる。

pH の変動を見ると，ヒシの生長が進むにつれヒシ高密度区で低い pH を示す結果となった。一般的に pH の上昇は植物プランクトンの増加により引き起こされる。倉本ら (2011) によると，池においてヒシによる遮光効果 (光合成抑制) が確認されたと報告されており，水生植物の被度が水面の 15-20% をこえると植物プランクトンのバイオマスが急激に減少すると報告されている (Canfield et al., 1984)。さらに，ヒシは緑藻類に対してアレロパシー効果を発揮することが報告されている (Akiyama and Kunii, 1989)。また，ヨシをはじめとする水生植物の表面バイオフィルムから分離した細菌に殺藻能を有する細菌が検出された事が報告されており (Imai et al., 2012, 2014)，また夏季に殺藻細菌がヒシから検出されている (宮下，2013)。本研究では，調査地点のヒシの被度は高密度区の方が高いことから，上述のアレロパシー効果や，光の遮蔽度，殺藻細菌等の複合的要因により植物プランクトンがより強く抑制されたため，pH が低くなったと考えられる。しかしながら，本研究の結果 (Fig. 4) では，遊水池のクロロフィル *a* 濃度が非常に低いことや，水中の珪藻類の総細胞密度が低いこと等から，今後さらなる検討が必要である。その他にはヒシ自体から酸性の物質が排出されている可能性，およびヒシに付着する珪藻から pH を低下させる物質が生産され，水中に排出されている可能性も考えられる。これら様々な要因について pH の減少を検討する必要があろう。

栄養塩については，調査地点と大沼湖水と比べると，大沼の DIN (3.2-20.0 μM) と DIP (0.07-0.11 μM) に比べ，調査地点ではそれぞれ N で約 10 倍，P では約 2-3 倍の濃度を示していた (宮下，未発表)。この原因として周辺の畜産業由来のものや，農家の使用する肥料等の影響が考えられる。遊水池では，6 月にアンモニウム塩と硝酸塩の濃度が，ヒシの高密度区において低密度区よりも顕に少ないという結果が得られた。また，リン酸塩およびケイ酸塩についても，調査期間を通じてヒシの低密度区と比べ高密度区の方が常に低い値を示した。ヒシは主に地下茎，水中根および水面に浮かぶ葉から栄養塩を吸収しており (Nemoto and Fukuhara, 2012)，その吸収速度は非常に大きいことが報じられている (Iamchaturapatr et al., 2007)。さらに土壌から溶出してきた栄養塩を水中で吸収する事も報告されている (渡部ら, 2010)。本研究の結果をみると (Fig. 5), ヒシによる水中の栄養塩の吸収を反映しているものと考えられる。また窒素濃度については，両地点の間で 6 月に顕著な差が認められたことから，ヒシは生長期に栄養塩の吸収速度が非常に高いと考えられる。ケイ酸塩に関しては，湖水中の珪藻類の総細胞密度と比較してヒシの表面バイオフィルム中に含まれる細胞密度の方が格段に高い事を考慮する必要がある。湿重量 1 g のヒシには 10^5-10^6 cells の珪藻が付着しており，水中の値 (10^1 cells mL^{-1}) と比較すると 1 g のヒシには湖水の 10-100 L 分の珪藻が生息している事となる。以上から，珪藻の大部分がヒシに付着生息し，湖水中のケイ酸塩を利用したと考えられる。その為，低密度区に比べ高密度区の水中ケイ酸塩濃度が低くなったと結論できる。

DIN : DIP 比をみると，顕著なリン制限の傾向を示すことが判明したが，窒素濃度だけでなくリン酸塩濃度自体は枯渇の値を示しているわけではなく，直接的な植物プランクトンの制限要因となった可能性は低いと言える。以上述べてきたように，ヒシは栄養塩吸収の能力が高く，富栄養化した湖沼において，健全な水圏生態系を復元するための立役者として大きな役割が期待できると考えられる。

まとめと課題

渡島大沼湖沼群には，かつて湖沼のいたるところにヒシをはじめとする水生植物が多く繁茂していたという (田中館，1930)。しかしながら漁船の航行や漁業に障害があるとされ，その対策として 1975 年に草魚の稚魚 3,000 尾が放流され，これにより大沼と小沼に自生していたヒシ，ヒルムシロ，ヒロハノエビモ等をはじめとする水生植物の多くは消滅してしまったという (北海道七飯町，2001)。湖沼生態系においては，水生植物量と植物プランクトン生物量は拮抗関係にあると報告されていることから (van Donk and can de Bund, 2002 ; Ruggiero et al., 2003 ; Hilt and Gross, 2008)，渡島大沼の水生植物の消失は，アオコの発生要因になった可能性が大きい。これまで，ヒシやヨシをはじめとする水生植物の生物学的利用は，常識的なものとして栄養塩の除去を目的としたものが大部分である (武居，2005)。しかし，本研究によりヒシの栄養塩の吸収能のみならず，付着する珪藻類も重要な吸収者である可能性が示された。また，アオコ防除にもヒシ等をはじめとする水生植物は大変有用である可能性が高く，ヒシの繁茂は環境に配慮されたアオコの防除技法に成り得ると考えることができる (宮下，2013)。しかしながら，秋季の枯死の際に大量の栄養塩が湖水中に放出され，回帰してしまう恐れがある (渡部ら，2010)。そのため，栄養塩の溶出の起こる枯死前にヒシの刈り取りを実施し，堆肥やバイオエタノール燃料として循環的に利用するといった，総合的な湖沼の環境保全を視野に入れた管理が基本的に重要である。現在，里山や里海といった，人間が管理することによって生態系の多様性や食物連鎖について良好な状態を創出，維持するための概念が提案されている (国際連合大学，2012)。湖沼においては，このような考えに則して「里湖」という考えが提案できることから，「里湖」は今後の大きな目指すべき方向性であろうと考えられる。

謝　　辞

本研究を行うにあたり，渡島大沼における調査研究に全面的な御協力と有益な情報の提供を戴いた北海道七飯町環境生活課の小林　暁様，小杉　卓様，関口圭吾様，三浦直之様をはじめとした七飯町職員の皆様に厚く御礼申し上げます。また，栄養塩の分析においてご協力と貴重なご助言を頂いた，大木淳之先生 (北海道大学准教授) に心から感謝申し上げます。

参 考 文 献

Akiyama, M. and Kunii, H. (1989)　Allelopathic effects of aquatic seed plants on algal plankton.　*Bull. Water Plant Soc. Jpn*., **37**, 11-16.

Canfield, D.E., Shireman, D.E., Colle, D.E., Haller, W.T., Watkins, C.E.I. and Maceinam, J. (1984)　Prediction of chlorophyll *a* concentrations in Florida lakes : importance of aquatic macrophytes.　*Can. J. Fish. Aquat. Sci*., **41**, 497-501.

Hilt, S. and Gross, E.M. (2008)　Can allelopathically active submerged macrophytes stabilize clear-water states in shallow lakes ?　*Basic Appl. Ecol*., **9**, 422-432.

北海道七飯町 (2001)　七飯町史 続刊．505p., 総北海，北海道七飯町.

北海道七飯町 (2014)　平成 25 年度 湖沼自然浄化活用事業委託業務報告書．14 p.

Iamchaturapatr, J., Yi, S.W. and Rhee, J.S. (2007)　Nutrient removals by 21aquantic plants for vertical free surface-flow (VFS) constructed wetland.　*Ecol. Eng*., **29**, 287-293.

伊田健司・佐藤雄一・川瀬義矩 (2003)　ため池におけるアオコの現況と毒素 Microsystin の消長．埼玉県環境科学センター報，**4**, 141-146.

Imai, I., Ohgi, K., Mizuhara, S., Yamaguchi, A. and Kaeriyama, M. (2014)　Control of *Microcystis aeruginosa* bloom by using microorganisms in waters from reed community and water plant bed. pp. 184-187., *Proceedings of the 15th International Conference on Harmful Algae* (eds. Kim, H.G., B. Reguera, G.M. Hallegraeff, C.K. Lee, M.S. Han, and J.K. Choi).　International Society for the Study of Harmful Algae, Maple Design Agency, Busan, Korea.

Imai, I., Kido, T., Yoshinaga, I., Ohgi, K. and Nagai, S. (2012) Isolation of *Microcystis*-killer bacterium *Agrobacterium vitis* from the biofilm on the surface of the water plant *Egeria densa*. pp. 164-166., *Proceedings of the 14th International Conference on Harmful Algae* (eds. Pagou, P. and G. Hallegraeff).　International Society for the Study of Harmful Algae and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO 2012.

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．pp. 13.

国際連合大学高等研究所 (2012)　里山・里海—自然の恵みと人々の暮らし．209 p., 朝倉書店，東京.

倉本早苗･柿澤隆一･亀井とし，玉井　徹，小西秀則 (2011) 浮葉植物による水質浄化と植栽・利用に関する研究 (第 2 報)．石川県保環研報，**48**, 8-13.

宮下洋平 (2013)　北海道渡島大沼における水草由来の細菌によるアオコの抑制に関する研究．北海道大学水産学部海洋生物科学科卒業論文.

Nemoto, F. and Fukuhara, H. (2012)　The antagonistic relationship between chlorophyll a concentrations and the growth areas of *Trapa* during summer in a shallow eutrophic lake.　*Limnology*, **13**, 289-299.

Parsons, T.R., Maita, Y. and Lalli, C.M. (1984)　Determination of chlorophylls and total carotenoids : spectrophotometric method, pp. 101-112. (eds. Parsons, T.R., Maita, Y. and Lalli, C.M.) In *A manual of chemical and biological methods for seawater analysis*.　Pergamon Press, New York.

Ruggiero, A., Solimini, A.G. and Carchini, G. (2003)　Nutrient and chlorophyll *a* temporal patterns in eutrophic mountain ponds

with contrasting macrophyte coverage. *Hydrobiologia*, 657-663.
武居　薫 (2005)　アオコが消えた諏訪湖：人と生き物のドラマ．第 10 章　増え始めた水草．信濃毎日新聞社．pp. 220.
田中館秀三 (1930)　大沼公園駒ケ獄附近の地理. 地学雑誌, **42**, 8, 435-449.
Van Donk, E. and van de, Bund, W.J. (2002)　Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities：allelopathy versus other mechanisms. *Aquat. Bot.*, **72**, 261-274.
渡部正弘・小山孝昭・佐々木久雄 (2010)　印旛沼のヒシの栄養塩吸収・溶脱特性を利用した栄養塩濃度抑制方法の提案．環境学会誌，**33**, 5, 57-61.
Yoshimura, T., Kudo, I., Yamada, M. and Matsunaga, K. (2000) Change in the water quality in the 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生長制限要因．陸水学雑誌，**62**, 205-217.