

## 研究報告

### 1 水環境研究室

- 霞ヶ浦における植物プランクトン群集の分布
- 霞ヶ浦及び流入出河川の溶存態有機窒素化合物
- 霞ヶ浦における栄養塩類の時空間分布
- 霞ヶ浦における懸濁粒子径(中央粒径)と濾液濁度の分布と季節変化
- 冬季の北浦における湖流観測
- 茨城県における降雨負荷量
- 涸沼における有機物質の特性
- 第一期牛久沼水質保全計画期間における水質調査

### 2 大気環境研究室

- 常陸那珂石炭火力発電所周辺における大気環境調査

# 霞ヶ浦における植物プランクトン群集の分布

本間 隆満

Temporal and Spatial Variation of Phytoplankton Community in Lake Kasumigaura  
Takamitsu HOMMA

キーワード:植物プランクトン, *Microcystis*, 窒素, リン, 霞ヶ浦

## 1 はじめに

植物プランクトン群集の変動は湖水中の全窒素,全リン,およびCODに影響を及ぼすことから,湖沼の水質改善を果たすためにはその対策が必要とされている。しかし,植物プランクトンは種毎に生理学的,生態的特徴が異なるため<sup>1)</sup>,出現する藻類にあわせた対策を講じる必要がある。そのため,湖沼における植物プランクトン群集の現存量や種組成の変動,及び優占藻類種に関する知見を蓄積することが重要といえる。本研究の調査地である霞ヶ浦は湖面積220km<sup>2</sup>,最大深度7m,平均水深およそ4mの富栄養湖である。霞ヶ浦はかつて汽水湖であったが,1963年の常陸川水門の完成により塩水遡上が阻止されて以来,淡水化するとともに,周辺の産業と生活排水の流入によって富栄養化が進行した<sup>2)</sup>。その結果,1970年代には夏期に湖面全体で植物プランクトンの一種である藍藻類*Microcystis*属が特異的に増殖する「アオコ現象」が観察されるようになった<sup>2)</sup>。さらに1987年以降には糸状藍藻類*Planktothrix*属,*Phormidium*属と*Anabaena*属が年間を通して優占するようになった<sup>2)</sup>。ところが1999年以降,藍藻類は急激に減少し,西浦を中心とした霞ヶ浦の大部分で珪藻類が優占するようになった<sup>3)</sup>。その一方,現在でも西浦の一部や北浦において*Microcystis*属による大規模なアオコの発生が報告されている。このように,現在の霞ヶ浦における植物プランクトン群集の報告は地域によって現存量と優占種まったく異なるが,その地理的分布については情報が少ない。そこで,本研究は霞ヶ浦における植物プランクトン群集の季節的変動を明らかにするため,2005年6月から2006年3月にかけて植物プランクトン群集の観測を行った。また,植物プランクトンと同時に物理化学的要因を観測し,霞ヶ浦における地域ごとの植物プランクトンの季節変動に影響を及ぼす要因

についても検討した。

## 2 材料と方法

本プランクトン調査では茨城県が定期的に行っている霞ヶ浦モニタリング事業と連動した年間変動調査とアオコの発生する夏期に短期間の植物プランクトンの変動を観測する集中調査とをそれぞれ行った。

### 2-1 年間変動調査

年間変動調査は2005年6月から2006年3月にかけて行った。調査は月1回,8月及び9月には月2回の間隔で行った。試料は公共用水域環境基準点を含む19地点(Fig.1: and )で行い,表層から0.5mの湖水を採取した後,植物プランクトンはグルタルアルデヒド溶液により固定した(最終濃度2%)。試料中の植物プランクトンは種ごとに同定,計数を行った。物理化学的要因(水温,pH,EC,DINとDIP)については同時に採水を行った茨城県霞ヶ浦モニタリング事業の結果を参考した。

### 2-2 夏期集中調査

夏期集中調査は2005年7月から9月にかけて行った。調査は隔週ごとに船上から採水を行う水平鉛直調査(Fig.1: )と週2回(火・木)ごとに,霞ヶ浦大橋および鹿行大橋上から採水を行う橋上調査(Fig.1: )をそれぞれ行った。水平鉛直調査では表層(水深0.5m),中層(中間水深)と下層(底泥直上0.5m)の3層ごとにバンドーン採水器を用いて試水を採取した。橋上調査では橋上からバケツを投下して表層水のみ採取した。試水は現場にて水温,電気伝導度とpHを測定した後,5Lポリタンクに移し実験室に持ち帰った。試水の一部はグルタルアルデヒド溶液で固定し,植物プランクトン観察用試料とした。残りの試水は全窒素

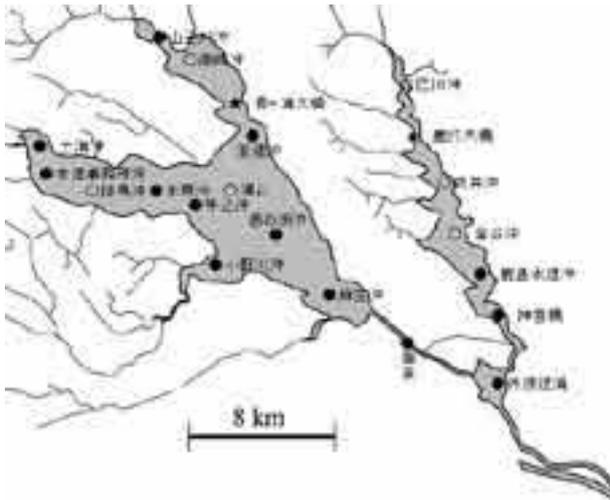


Fig.1 調査地点の概要

●：年変動調査地点，○：年変動調査地点および詳細調査地点，□：アオコモニタリング調査地点

と全リン濃度分析用試料を分取した後、ガラス繊維ろ紙(GF/C)を用いて減圧ろ過を行い、そのろ液を溶存態無機窒素(硝酸態窒素、亜硝酸態窒素とアンモニア、以下DIN)とリン酸態リン(以下DIP)の定量分析用試料に、ろ過後のろ紙はクロロフィル分析用試料とした。

プランクトン観察用試料中の*Microcystis*属のコロニーはKomarek<sup>4)</sup>の分類基準に従い細胞の色、大きさ、シースの特徴、および群体内の細胞配列から種の同定を行った。一試料ごとに50コロニー以上を同定し、それぞれ群体内細胞数の計数を行い、その合計に対する種毎の細胞数の割合から*Microcystis*属の種組成を求めた。*Microcystis*細胞密度は超音波によって群体を分散させ、フックス-ロイゼンタール血球計数盤を用いて光学顕微鏡下で測定した。

全窒素濃度はアルカリ性ペルオキシ二硫酸カリウム分解-紫外線吸光度法<sup>5)</sup>に従い分析した。試水20mLをテフロン瓶に分注し、1.5Nの水酸化ナトリウム水溶液100mLにペルオキシ二硫酸カリウム6gを溶解させた水酸化ペルオキシ二硫酸カリウム溶液3mLを加え、直ちに密栓し混合した。その後、テフロン瓶をオートクレイブに入れて121℃で30分間加熱分解を行った。テフロン瓶は室温まで放熱冷却した後、3.5Nの塩酸を1mL添加し、pHを2から3に調整した。1cm

石英セルに試水の一部を取り、分光光度計により波長220nmの吸光度を求めた。濃度は段階的に希釈した窒素標準溶液を用いて求めた吸光度-全窒素濃度検量線から算出した。

全リン濃度はペルオキシ二硫酸カリウム溶液による湿式分解法<sup>6)</sup>に従い、湖水中に存在する全てのリン形態をリン酸に分解した後、定量分析を行った。試水20mLを100mL試験管に取り、5%ペルオキシ二硫酸カリウムを2mL添加した。試験管は密封し、オートクレイブにいれ、121℃で90分間過熱分解を行った。試験管を室温まで冷却させた後、前述したモリブデン・ブルー法<sup>7)</sup>により濃度を求めた。

DINとDIP濃度はGF/Cろ液分画の入った試験管をオートサンプラーに設置し、全自動窒素・リン分析装置によって測定した。

クロロフィルは試水を適量濾過したGF/Cに100%エタノール10mLを加え、24時間冷暗条件下で抽出した。抽出後、1200gで15分間遠心分離を行い、上澄みの吸光度を光度計で測定した。測定波長は630、645、663と750nmに設定した。得られた吸光度からユネスコ法<sup>8)</sup>の計算式によって湖水1Lあたりのクロロフィルa濃度を算出した。

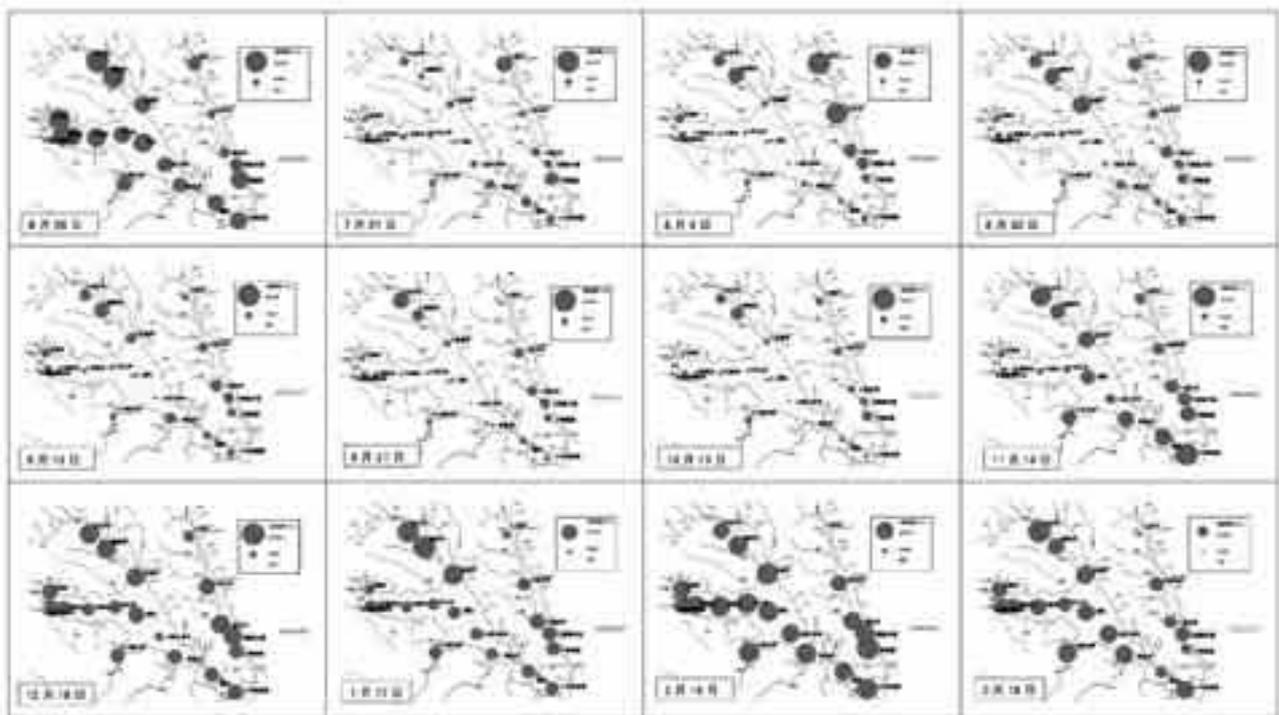


Fig.2 霞ヶ浦における全植物プランクトン細胞密度の時空間分布

### 3 結果

#### 3-1 年間変動調査

霞ヶ浦における全植物プランクトン細胞密度の時空間的分布をFig. 2に示す。全植物プランクトン細胞密度は $10^3$ - $10^5$  cells/mLの範囲で観察された。細胞密度は全体的に6月及び11月から3月に高い傾向があった。夏期(7月から9月)は西浦の高崎沖および北浦において高い細胞密度が観察されたが、9月と10月の調査では全域にわたり低い値であった。植物プランクトンの組成は、6月では藍藻類、珪藻類および緑藻類が混在していたが(Table 1)、夏期に向けて西浦の山王沖と高崎沖、北浦の巴川沖、釜谷沖、武井沖と鹿島水道沖で藍藻類の割合が急激に増加した。特に巴川と武井沖ではおよそ90%を藍藻類が占めていた。*Microcystis*属は6月から10月、*Oscillatoria*属と*Phormidium*属は年間を通して出現した。藍藻類は季節によって出現時期が異なるものの、主な分布域は北浦および西浦高浜入り(山王沖と高崎沖)に偏在する傾向にあった。同時期の高浜入りを除く西浦では、藍藻類はほとんど観察されず、珪藻類(主に*Cyclotella*属と*Skeletonema potamos*)が大部分を占めていた。その後、秋期に

向けて珪藻類の占める割合が増加し、11月から3月にかけてすべての調査地域で珪藻類が優占した。代表的な優占種は*Cyclotella*属であった。

Table1 霞ヶ浦における優占藻類の遷移

	6月	7月-9月
西浦	珪藻類( <i>Nitzschia</i> 属、 <i>Cyclotella</i> 属)	珪藻類( <i>Cyclotella</i> 属、 <i>Skeletonema</i> 属)
西浦(高浜入り)	珪藻類( <i>Nitzschia</i> 属、 <i>Cyclotella</i> 属)	藍藻類( <i>Microcystis</i> 属)
北浦	藍藻類( <i>Planktothrix</i> 属、 <i>Phormidium</i> 属)	藍藻類( <i>Microcystis</i> 属)
外浪逆浦	珪藻類( <i>Nitzschia</i> 属、 <i>Cyclotella</i> 属)	珪藻類( <i>Cyclotella</i> 属、 <i>Skeletonema</i> 属)
	10月-12月	12月-3月
西浦	珪藻類( <i>Cyclotella</i> 属、 <i>Skeletonema</i> 属)	珪藻類( <i>Cyclotella</i> 属、 <i>Aulacoseira</i> 属)
西浦(高浜入り)	珪藻類( <i>Cyclotella</i> 属)、藍藻類( <i>Phormidium</i> 属)	珪藻類( <i>Cyclotella</i> 属、 <i>Nitzschia</i> 属)
北浦	藍藻類( <i>Phormidium</i> 属)	珪藻類( <i>Cyclotella</i> 属、 <i>Synedra</i> 属)
外浪逆浦	珪藻類( <i>Cyclotella</i> 属、 <i>Aulacoseira</i> 属)	珪藻類( <i>Cyclotella</i> 属)

#### 3-2 夏期集中調査

##### (1) 水平鉛直調査

西浦において高崎沖以外の調査地点で*Microcystis*属は観察されなかった。高崎沖では8月下旬から9月上旬にかけて*Microcystis*属が観察されたが、その多くはKomarék<sup>4)</sup>によって形態学的に記載された群体を形成せず、数から数十細胞が粗密に配列する壱球体であった。また、中層と下層では*Microcystis*属は観察されなかった。

北浦では調査期間を通して全ての調査地点が

ら *Microcystis* 属を観察することができた。出現した *Microcystis* 属は *M. aeruginosa*, *M. viridis*, *M. wesenbergii* と *M. ichthyoblabe* の4種であった。最も高い *Microcystis* 属の細胞密度 ( $6.5 \times 10^5$  cells/mL) は7月29日の釜谷沖表層で観測された (Fig. 3)。

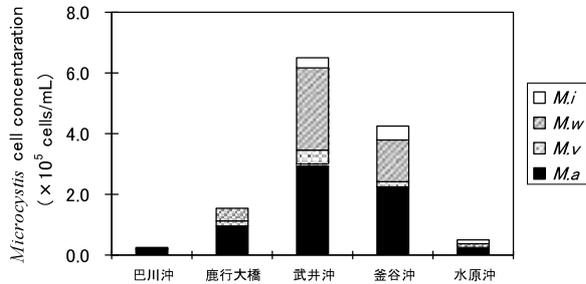


Fig.3 北浦表層水中の *Microcystis* 属細胞密度の地域分布 (2005年7月29日)

西浦と北浦,すべての調査地点においてDINおよびDIP濃度は鉛直方向には明確な濃度差がなく,全層を通して一定であった。西浦におけるDIN濃度は,高崎沖では湖心と掛馬沖と比較して0.01から0.8 mg/L程度高い値が検出された (Fig. 4A)。DIP濃度は7月7日の掛馬沖と9月1日の高崎沖で0.01mg/L以下の低濃度と,8月18日と9月1日の湖心で0.06mg/L以上の高濃度を示した以外,およそ0.02-0.05mg/Lの範囲で変動していた (Fig. 4B)。

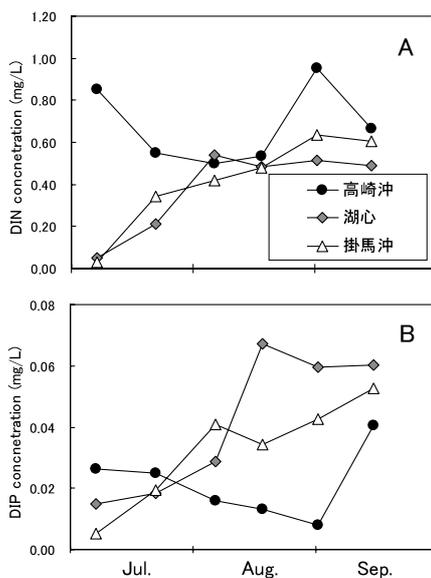


Fig.4 西浦における DIN, DIP 濃度の季節変化 (プロットは3層の平均値を示す)

北浦におけるDIN濃度は上流部で高く,下流部に向けて減少した (Fig. 5A)。調査地点の最上流部である巴川沖では0.78-2.7mg/Lの範囲で,最下流部である水原沖では検出限界以下から0.18mg/Lの範囲でそれぞれ変動した。それに対してDIP濃度は9月27日を除き巴川沖で最も低く,中流域である武井沖と釜谷沖で高い値が検出された (Fig. 5B)。

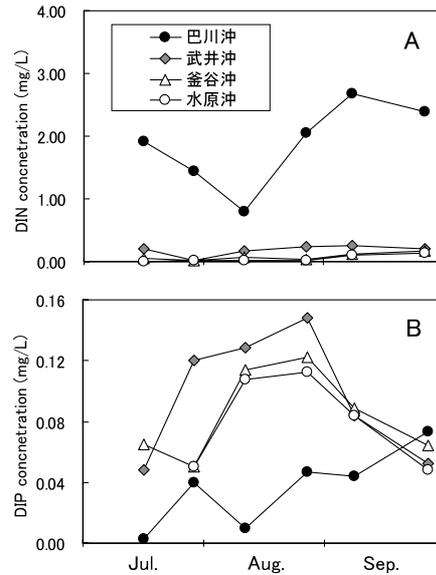


Fig.5 北浦における DIN, DIP 濃度の季節変化 (プロットは3層の平均値を示す)

## (2) 橋上調査

霞ヶ浦大橋および鹿行大橋において *Microcystis* 属の細胞密度は7月から8月の間に増加した。最大細胞密度は,霞ヶ浦大橋では8月16日に  $5.5 \times 10^4$  cells/mL, 鹿行大橋では8月5日に  $8.3 \times 10^5$  cells/mLであった (Fig. 6)。

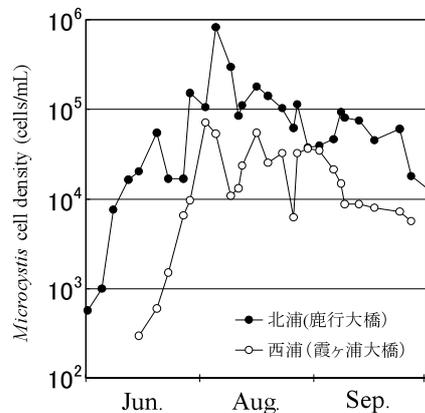


Fig.6 霞ヶ浦大橋および鹿行大橋下の表層水中における *Microcystis* 属細胞密度の時間変化

調査期間中,霞ヶ浦大橋下の表水層では数十細胞からなる小型のコロニーを形成する *Microcystis* 属のみが出現したが,鹿行大橋では4種の *Microcystis* 属, *M. aeruginosa*, *M. viridis*, *M. wesenbergii* と *M. ichthyoblabe* が観察された。鹿行大橋における *Microcystis* 種組成中の *M. viridis* の占める割合は7月中旬までは殆ど観察されなかったが,7月下旬に急激に増加し,その後20-30%を占めていた(Fig.7)。

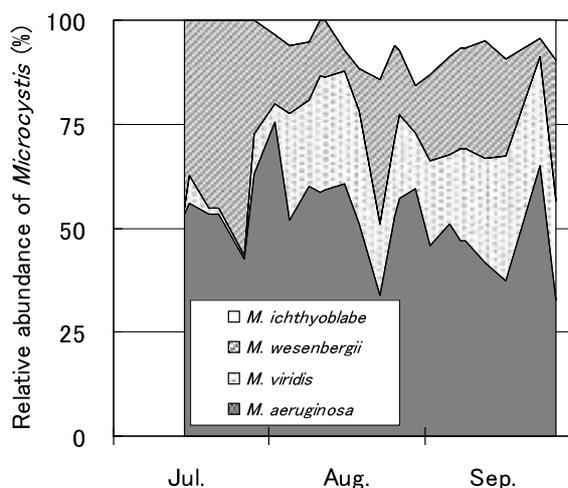


Fig.7 鹿行大橋下表層水中の *Microcystis* 属の種組成の時間変化

霞ヶ浦大橋下表層水中におけるDIN及びDIP濃度の時間変動をFig.8に示す。霞ヶ浦大橋においてアンモニア態窒素濃度は7月8日に最大値0.38mg/Lに達した。その後,7月15日まで低下し,調査期間終了まで0.02から0.14mg/Lの範囲で増減を繰り返した。硝酸態窒素濃度は7月上旬に増加し,中旬と下旬にピーク(7月15日:0.68mg/L,7月27日:0.63mg/L)が観察された。その後7月下旬から8月下旬にかけて硝酸態窒素濃度は0.05mg/Lまで低下したが,再び増加し9月29日に0.54mg/Lにまで達した。亜硝酸態窒素濃度は9月19日を除き(0.34mg/L),調査期間を通して0.07mg/L以下で推移した。9月19日には0.34mg/Lと高い値が検出された。DIP濃度は0.01から0.07mg/Lの範囲で検出された。DIP濃度の変動には季節的な傾向は見られなかったが,時折急激な低下が観察された。

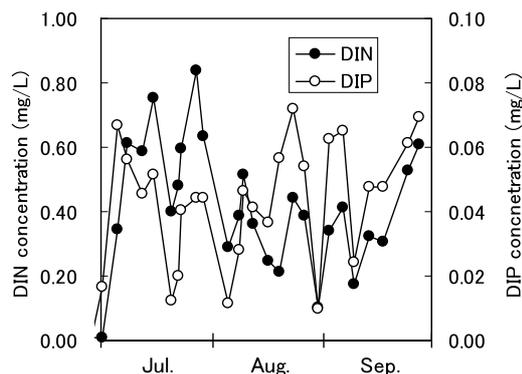


Fig.8 霞ヶ浦大橋下表層水中のDINおよびDIP濃度の時間変化

鹿行大橋下表層水中におけるDIN及びDIP濃度の時間変動をFig.9に示す。霞ヶ浦大橋においてアンモニア態窒素濃度は7月の下旬と8月の中旬に0.3mg/L程度の小さなピークが観察されたものの,調査期間中の多くは0.01から0.08mg/Lと低濃度であった。硝酸態窒素濃度は7月から8月中旬にかけて検出限界以下から0.25mg/Lの範囲で変動を示したが,8月下旬から9月にかけて急激に増加し,その期間は0.20mg/Lから0.75mg/Lと高濃度であった。亜硝酸態窒素濃度は8月23日に最大値0.30mg/Lが検出されたが,調査期間中を通してその濃度はアンモニア態及び硝酸態窒素に比べ低濃度であった。リン酸態リン濃度は8月初旬から急激に増加し,8月16日に最大濃度0.20mg/Lに達した後,8月下旬までには大きく低下した。

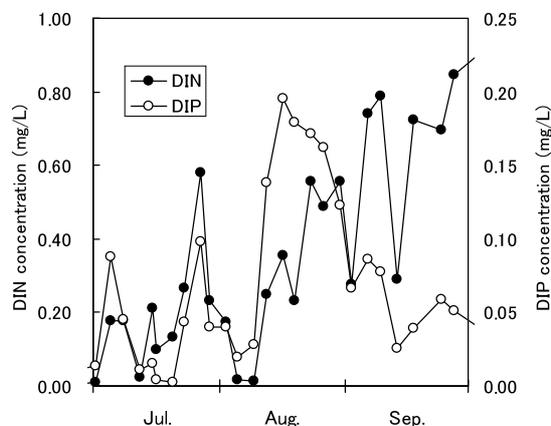


Fig.9 鹿行大橋下表層水中のDINおよびDIP濃度の時間変化

## 4 考 察

### 霞ヶ浦における優占種を決定する要因

一般的に植物プランクトンの現存量は物理的(光,温度,湖流など),化学的(pH,栄養塩など)と生物学的(捕食,競争など)の三つの要因によって決定されている<sup>1,9)</sup>。これらの要因に対する植物プランクトンの感受性は種毎に異なるため環境に最も適した種が優占する。

霞ヶ浦における夏期の優占藻類種は,高浜入を除く西浦と外浪逆浦では珪藻類(*Nitzschia*属または*Cyclotella*属)が,高浜入と北浦では藍藻類(*Phormidium*属または*Microcystis*属)がそれぞれ優占していた(Table 1)。この結果は植物プランクトン群集を制限する要因が地域によって異なることを示唆している。一般的に植物プランクトン群集の現存量は窒素,リンまたは双方によって制限されている<sup>10)</sup>。また,湖水中の窒素:リン比の減少が植物プランクトン群集組成の変化に影響を与えることが知られている<sup>11,12)</sup>。したがって,夏期における優占藻類種の違いは地域間の窒素およびリンの季節的变化に起因している可能性がある。また,優占藻類種の決定に影響を及ぼす要因の一つとして,非生物性の懸濁態微粒子の影響を挙げることができる<sup>1)</sup>。近年,霞ヶ浦では湖水が乳白色に濁る「白濁現象」が報告されている。この原因は湖水中の微細な無機懸濁物に起因している。年間を通じて珪藻類が優占した地域では微細な無機物質が多く懸濁しており透明度が60cm程度と低かった(H17年度霞ヶ浦モニタリング結果)。水中に懸濁する非生物粒子はあまり光を吸収しないが,散乱が強いことが知られている<sup>13)</sup>。珪藻類は藍藻類に比べ光障害を受けやすく<sup>9)</sup>,弱い光照度環境に適している。したがって,無機懸濁物粒子による光の散乱が夏期の藍藻類発生の抑制と珪藻類の優占に関係している可能性がある。今後は西浦における植物プランクトン種と光環境との関係の解明が求められる。さらに,無機懸濁態粒子を湖水に添加すると植物プランクトンに吸着し,フロックを形成することにより沈降速度を高め,藻類の現存量を減少させることが報告されている<sup>14)</sup>。霞ヶ浦に出現する藍藻類の多くは群体を形成することから,単細胞で浮遊

する珪藻類よりも多くの無機懸濁物質が付着する可能性がある。従って,無機懸濁態粒子による藻類の現存量および種組成に対する影響についても評価するべきと考えられる。

### 霞ヶ浦におけるアオコ発生機構

*Microcystis*属によるアオコの発生は水温,光環境,pH,水温躍層の安定性および窒素とリン濃度と関係があることが報告されている<sup>15,16,17)</sup>。特に湖水中のリン濃度は*Microcystis*属の細胞密度と正の相関関係を示すことが報告されており,アオコの発生に重大な影響を与えることが指摘されている。本間と朴<sup>19)</sup>は富栄養湖である諏訪湖においてDIP濃度が0.01mg/L以下では*Microcystis*属のアオコが発生しないことを報告している。また,湖水中のリンは直接的に*Microcystis*属の増殖を促すだけでなく,湖水中のN:P比やガス胞による浮力にも影響を及ぼすことによって*Microcystis*属によるブルームの形成を促進している可能性が示唆されている<sup>20)</sup>。*Microcystis*属が優占した北浦と高浜入ではDIN濃度には明確な差は見られなかったが,DIP濃度は北浦が高浜入よりも高い値が検出された(Figs.8 and 9)。特に霞ヶ浦大橋における観測結果は,*Microcystis*属の細胞が増殖している期間においてDIP濃度は0.01 μg/L以下であった。この結果は*Microcystis*属の北浦と高浜入におけるおよそ10倍の細胞密度の差がDIP濃度による可能性を示唆している。

大規模なアオコが発生した北浦において,上流部の巴川沖から下流部の水原沖にかけてDIN濃度は減少傾向を示し,対照的にDIP濃度は上流部で低く,下流部で高い傾向が認められた。この結果は,北浦において上流部から下流部にかけて次第にリン制限から窒素制限へと変化していることを示す。藍藻類は他の藻類に比べ細胞を構成する炭素量あたりの窒素が低く,窒素制限環境に適していることが指摘されている<sup>20)</sup>。したがって,北浦の中流域は藍藻類が優占しやすい環境と考えられる。また,*Microcystis*属の最大細胞密度は北浦の中流域である武井沖で観察されたことから,北浦のアオコの発生機構において中

流域が重要な役割を果たしていると考えられる。*Microcystis*属はガス胞による浮力により湖面に集積し、さらに風の影響により局所的なスカムを形成することが知られている。したがって、北浦の中流域で増殖した*Microcystis*属は風や湖流によって移動し、北浦全域におけるアオコの発生にも影響を与えている可能性がある。

## 引用文献

- 1) Reynolds, C. (2006): Ecology of Phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge.
- 2) 茨城県生活環境部(2001): 霞ヶ浦学入門, 茨城県生活環境部霞ヶ浦対策課 編.
- 3) 茨城県内水面水産試験場 (2001): 1999年度霞ヶ浦北浦環境調査結果(定期湖沼観測, 底生生物, プランクトン), 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 36.
- 4) Komárek, J. (1991): A review of water-bloom forming *Microcystis* species, with regard to populations from Japan. *Algological Studies*, 64: 115-127.
- 5) 大槻晃 (1981): アルカリ性ペルオキシ二硫酸カリウム分解を用いる環境水中の全窒素測定法における硝酸イオンの紫外線吸光度定量法の応用, *分析化学*, 30, 688-689.
- 6) Mentzel, D.W. and N. Corwin (1965): The Measurement Of Total Phosphorus In Seawater Base On The Liberation Of Organically Bound Fractions By Persulfate Oxidation, *Limnology and Oceanography*, 10, 280-283.
- 7) Murphy, J. and J. P. Riley (1962): A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters, *Analytica Chimica Acta*, 27: 31-36.
- 8) Kerr, J.D. and Rao D.V. Subba (1966). Extraction of chlorophyll a from *Nitzschia closterium* by grinding. *Unesco Monographs on Oceanographic Methodology*, Paris, 1: 65-69.
- 9) Horne, A. J. and C. R. Goldman (1994): Chapter 12. Phytoplankton and Periphyton.

*Limnology* (2nd edition). McGraw-Hill, New York. 243-284.

- 10) Elser, J. J., E. R. Marzolf, and C. R. Goldman (1990): Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in the freshwaters of North America: A review and critique of experimental enrichments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 47: 1468-1477.
- 11) Smith, V. H. (1983): Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, 221:670-672.
- 12) Oliver, R.L. and G. G. Ganf (2000): Chapter6, Freshwater Blooms. *The Ecology of Cyanobacteria*. (Eds) B. A. Whitton and M. Potts. Kluwer Academic Publishers, Netherland. 149-194.
- 13) Kirk, J. T. O. (1994): Light & photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge Univ Press, New York.
- 14) Pan, G., H. Zou, H. Chen and X. Yuan (2006): Removal of harmful cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils III. Factors affecting the removal efficiency and an in situ field experiment using chitosan-modified local soils. *Environmental Pollution*, 141: 206-212.
- 15) Mur, R. M., O. M. Skuiberg, H. Utkilen (1999) Chapter2 Cyanobacteria in the environment. *Toxic cyanobacteria in water*. (Eds) I. Chorus and J. Bartram. E&FN Spon, London. 15-40.
- 16) Jacoby, J. M., D. C. Collier, E. B. Welch, F. J. Harby, and M. Crayton (2000): Environmental factors associated with a toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 57: 231-240.
- 17) Kotak, B. G., A. K.-Y. Lam, E. E. Prepas and S. E. Hrudehy (2000): Role of chemical and physical variables in regulating microcystin-LR concentration in

phytoplankton of eutrophic lakes, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 57: 1584-1593.

19) 本間隆満, 朴虎東(2005): 諏訪湖における Microcystis 種組成および藍藻毒素 microcystin 濃度に及ぼす硝酸態窒素・リン酸態リン濃度の影響 水環境学会誌, 28, 373-378.

20) Jin, X., Z. Chu, W., Yi, and X., Hu

(2005): Influence of phosphorus on Microcystis growth and the changes of other environmental factors. Journal of environmental Science, 17: 937-941.

21) Schreurs, H. (1992): Cyanobacterial dominance relation to eutrophication and Lake morphology. Thesis, University of Amsterdam.

# 霞ヶ浦及び流入出河川の溶存態有機窒素化合物

渡邊 圭司 根岸 正美

Dissolved organic nitrogen in Lake Kasumigaura, its tributaries, and the e uent

Keiji WATANABE, Masami NEGISHI

キーワード: 溶存態有機物, 有機態窒素化合物, アミノ酸分析, 霞ヶ浦

## 1 はじめに

霞ヶ浦の湖水は上水道水源として利用されていることから, トリハロメタンの生成などによる健康リスクへの懸念より, 湖水中の溶存態有機物の削減が求められている。しかしながら, 霞ヶ浦の溶存態有機物に関しては, 樹脂吸着法<sup>1)</sup>, 三次元蛍光測定<sup>2)</sup>による特性解析等が行われているが, それらの化学組成, 化学構造等については未だ不明な部分が多い。

本研究では, 湖内の溶存態有機化合物の化学組成, 化学構造等に関する知見を得るため, 簡便に高感度分析が可能なアミノ酸分析機により溶存態有機物中の窒素化合物(主にアミノ酸)に着目し分析を行った。

## 2 方法

### 2-1 試料

2005年10月13日から11月2日までの期間に採水した湖内8地点(L1, L2, L3, L4, L5, L6, L7, L8)および流入出河川9地点(R1, R2, R3, R4, R5, R6, R7, R8, R9)の表層水を試料とした(Fig. 1)。採水後直ちに試料をガラス繊維濾紙GF/F(孔径0.7 $\mu$ m, Whatman社製)で濾過後, ポリプロピレン製容器に移し分析を行った。季節変動については, 2005年6月から2006年4月まで隔月で湖心(L3)における定点観測を行った。

### 2-2 分析

DOCは全有機炭素計TOC-V/CSN(島津社製), クロロフィルは試水の適量をガラス繊維濾紙GF/C(孔径1.2 $\mu$ m, Whatman社製)で濾過後, エタノール10mLを加え24時間冷暗所で抽出した。抽出後, 遠心分離(12,000  $\times$  g, 15 min)を行い, 上清液の吸光度を分光光度計UV-2550(島津社製)で測定した。測定波長は630, 645,

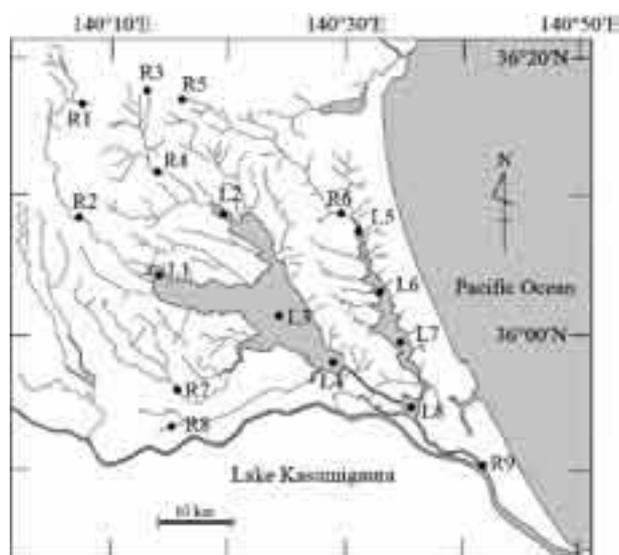


Fig. 1. Sampling sites in Lake Kasumigaura and river.

665, 750nmとした。得られた吸光度からコネスコ法<sup>3)</sup>の計算式によりクロロフィルa濃度を算出した。濾液の全窒素(DTN)濃度はAuto Analyzer 3(BRAN+LUEBBE社製)により, また濾液の硝酸態窒素(NO<sub>3</sub>-N), 亜硝酸態窒素(NO<sub>2</sub>-N), アンモニア態窒素(NH<sub>4</sub>-N), リン酸態リン(PO<sub>4</sub>-P)濃度はオートアナライザーAACS(BRAN+LUBBE社製)により分析した。SO<sub>4</sub>濃度はイオンクロマトグラフィーICS-2000(日本ダイオネクス社製)により, ガードカラムはIonPac AG19, カラムはIonPac AS19, サプレッサーはASRS-ULTRA(日本ダイオネクス社製)を使用し, イソクラティック分析により行った。DONはDTN - DIN(DIN = NO<sub>3</sub>-N + NO<sub>2</sub>-N + NH<sub>4</sub>-N)により求めた。試料の酸加水分解反応は, Amonらの方法<sup>4)</sup>に従い, アミノ酸分析機JLC-300(日本電子製)を用い分析を行った。クラスター解析には, SPSS 13.0を使用した。

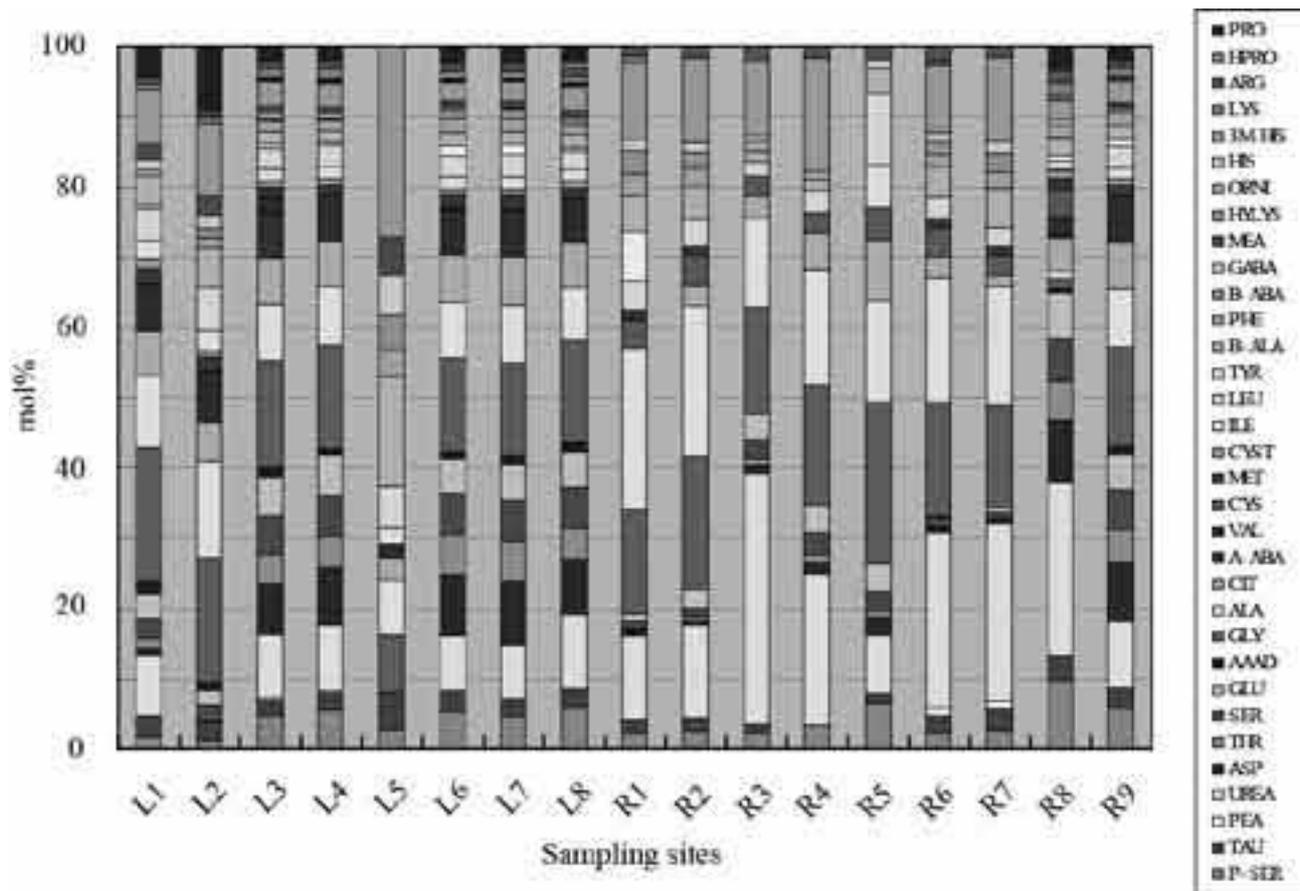


Fig. 2. Relative abundance of hydrolyzable organic nitrogen determined by an amino acid analyzer at each sampling site. PRO, L-proline, HPRO, hydroxy- L-proline; ARG, L-arginine; CAR, L-carnosine; ANS, L-anserine; LYS, L-lysine; 3M-HIS, L-3-methylhistidine; HIS, L-histidine; ORNI, L-ornithine; HYLVS, DL-plus *allo*- $\gamma$ -hydroxylysine; MEA, ethanolamine; GABA,  $\gamma$ -aminobutyric acid; B-ABA, DL- $\beta$ -amino-n-butyric acid; PHE, L-phenylalanine; B-ALA,  $\beta$ -alanine; TYR, L-tyrosine; ILE, L-isoleucine; CYST, L-cystathionine; MET, L-methionine; CYS, L-cystine; VAL, L-valine; A-ABA, DL- $\alpha$ -amino-n-butyric acid; CIT, L-citrulline; ALA, L-alanine; GLY, glycine; AAAD, L-a-aminoadipic acid; GLU, L-glutamic acid; SER, L-serine; THR, L-threonine; ASP, L-aspartic acid; UREA, urea; PEA, o-phosphoethanolamine; TAU, taurine; P-SER, o-phosphoserine.

### 3 結果及び考察

濾過のみで酸加水分解処理を行わない試料については *o*-phosphoserine, *o*-phosphoethanolamine および L-citrulline が遊離の有機態窒素化合物としてそれぞれ 304 nmol/L, 24 nmol/L および 9 nmol/L の濃度で検出された。流入出河川および湖内では、酸加水分解を行わない場合には、遊離

の有機態窒素化合物はほとんど検出されなかったことから、結合状態(ペプチド, タンパク質もしくは不規則な縮重合)で存在していることが明らかとなった。

各地点における有機態窒素化合物の組成比を Fig. 2 に示した。河川流入部を除く湖内(L3, L4, L6, L7 および L8)では有機態窒素化合物の

組成比が非常に類似していることから、同様の組成もしくは構造を有する有機態窒素化合物が湖水中に存在していると推測された。R8に関しては、他の流入河川と異なり川幅が広くほとんど流れが無いことから(流速データは示していない)、湖内に比較的近い組成を示した。また、各採水地点の有機態窒素化合物の組成比データをもとに、クラスター分析を行った。その結果、距離15で区切ると、大きく分けて流入河川、湖内河川流入部およびその他の湖内の3つのクラスターに分けられた(Fig. 3)。

湖内環境および河川環境をそれぞれ示した(Table 1, Table 2)。湖内の河川流入部(L1, L2およびL5)では有機態窒素化合物のDOCに占める割合(以降% DOCと表記する)は0.8~2.5(平均1.9)であり、その他の湖内(L3, L4, L6, L7およびL8)では5.4~6.9(平均6.3)となった。海洋表層水のTHAA(total hydrolyzable amino acids)の% DOCは、1~3と報告されており<sup>5)</sup>、霞ヶ浦の表層水は海洋表層水よりも有機態窒素化合物に富むことが明らかとなった。流入河川では、上流域(R1, R3およびR5)では1.4~2.0(平均1.8)、中下流域(R2, R4, R6およびR7)では1.2~2.1(平均1.5)となっており上流域と中下流域では差は見られなかった。河川および湖沼のTHAAの% DOCは、河川では1~3、スウェーデンのクリアウォーター湖および腐植栄養湖ではそれぞれ9.8および3.2であったと報告されている<sup>6),7)</sup>。ほとんど流れの無いR8では、3.4であり他の流入河川と比較して高い値を示した。流出河川のR9では% DOCは6.4と湖内と同等の値を示した。

湖内の河川流入部(L1, L2およびL5)では有機態窒素化合物のDONに占める割合(以降% DONと表記する)は1.2~6.5(平均3.8)であり、その他の湖内(L3, L4, L6, L7およびL8)では% DONは15.2~24.2(平均18.8)となった。流入河川では、上流域(R1, R3およびR5)では2.5~4.1(平均3.4)、中下流域(R2, R4, R6およびR7)では1.1~5.8(平均3.1)と上流域と中下流域では差は見られなかった。川幅が広くほとんど流れの無いR8では、35.2であり、湖内および流入出河川の中で最も高い値を示した。流出河川の

R9では% DONは20.0と湖内と同等の値を示した。

L3における有機態窒素化合物の定点観測では、10月から2月および4月から8月の2つの期間で組成比に若干の変化が見られたが、大きく組成比が変化するようなことは無く、年間を通じて湖内には、同様な組成もしくは構造をした有機態窒素化合物が存在していると推測された(Fig. 4)。

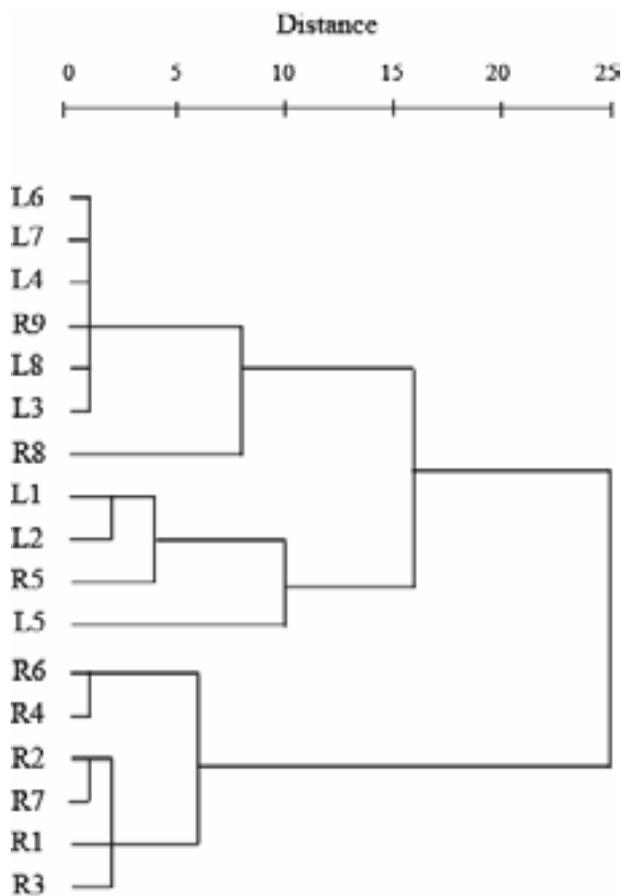


Fig. 3. Cluster analysis based on relative abundance of hydrolyzable organic nitrogen in each sampling site.

Table 1 Chemical characteristics of Lake Kasumigaura

	Sampling sites							
	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8
Depth (m)	3.5	3.5	6.0	1.6	2.7	7.3	6.3	2.3
pH	7.8	8.1	8.1	8.1	7.2	8.8	8.6	8.2
Chlorophyll-a ( $\mu\text{g/L}$ )	18	60	12	19	37	39	36	15
DOC (mg C/L)	2.77	2.57	2.89	3.06	2.52	3.30	3.33	3.14
DON (mg N/L)	0.46	0.52	0.46	0.45	0.83	0.40	0.33	0.42
NO <sub>3</sub> -N (mg N/L)	0.79	1.11	0.51	0.41	3.60	0.23	0.10	0.36
NO <sub>2</sub> -N (mg N/L)	ND	0.06	ND	ND	0.03	0.02	0.02	0.01
NH <sub>4</sub> -N (mg N/L)	0.04	0.07	0.03	0.03	0.05	0.04	0.03	0.03
PO <sub>4</sub> -P (mg P/L)	0.04	0.01	0.06	0.06	0.01	0.02	0.02	0.05
SO <sub>4</sub> (mg/L)	25.1	20.6	24.7	24.5	21.2	18.2	17.5	24.0
THON (mg C/L)	0.07	0.06	0.17	0.20	0.02	0.22	0.23	0.17
THON (% DOC)	2.5	2.3	5.9	6.5	0.8	6.7	6.9	5.4
THON (mg N/L)	0.03	0.02	0.07	0.08	0.01	0.08	0.08	0.07
THON (% DON)	6.5	3.8	15.2	17.8	1.2	20.0	24.2	16.7

THON, total hydrolyzable organic nitrogen.  
ND, not detected.

Table 2 Chemical characteristics of river water

	Sampling sites								
	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9
Depth (m)	0.02	0.49	0.11	0.74	0.07	0.81	1.22	2.42	5.11
pH	7.7	8.1	7.9	7.5	7.5	7.5	7.4	7.3	8.5
Chlorophyll-a ( $\mu\text{g/L}$ )	1	5	1	2	1	4	6	24	33
DOC (mg C/L)	0.52	1.50	0.51	0.97	0.72	1.95	1.63	3.83	3.28
DON (mg N/L)	0.09	0.20	0.14	0.27	0.12	0.88	0.37	0.17	0.40
NO <sub>3</sub> -N (mg N/L)	1.37	1.92	1.21	2.75	1.19	5.89	3.51	0.51	0.31
NO <sub>2</sub> -N (mg N/L)	ND	0.02	ND	0.02	ND	0.05	0.05	0.05	0.02
NH <sub>4</sub> -N (mg N/L)	ND	0.03	ND	0.07	ND	0.09	0.09	0.65	0.03
PO <sub>4</sub> -P (mg P/L)	0.03	0.01	0.02	0.03	0.02	0.01	0.02	0.01	0.04
SO <sub>4</sub> (mg/L)	2.5	30.0	3.0	9.4	1.6	19.5	36.0	22.5	25.2
THON (mg C/L)	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.03	0.02	0.13	0.21
THON (% DOC)	1.9	1.3	2.0	2.1	1.4	1.5	1.2	3.4	6.4
THON (mg N/L)	0.004	0.01	0.005	0.007	0.003	0.01	0.01	0.06	0.08
THON (% DON)	4.1	5.8	3.5	2.6	2.5	1.1	2.7	35.2	20.0

THON, total hydrolyzable organic nitrogen.  
ND, not detected.

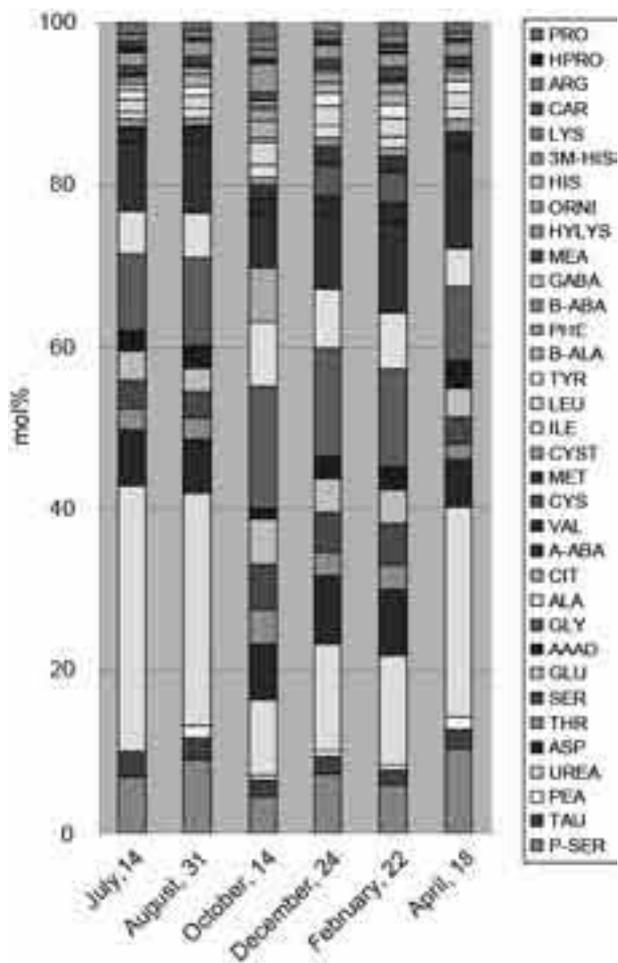


Fig. 4 Seasonal pattern of relative abundance of total hydrolyzable organic nitrogen at L3.

## 引用文献

1 ) Imai A., Fukushima T., Matsushige K., Kim Y. H. (2001) : Fractionation and characterization of dissolved organic matter in shallow eutrophic lake, its inflowing rivers, and other organic matter sources, *Water Research*, 35, 4019-4028.

2 ) 大竹善尚, 根岸正美 (2005) : 霞ヶ浦における溶存態有機物に関する研究, 茨城県公害技術センター研究報告第14号, 1-8.

3 ) Kerr J.D., Rao D.V. Subba (1966) : Extraction of chlorophyll a from *Nitzschia closterium* by grinding. *Unesco Monographs on Oceanographic Methodology*, Paris, 1, 65-69.

4 ) Amon R.M.W. and Fitznar H-P. (2001): Linkages among the bioreactivity, chemical composition, and diagenetic state of marine dissolved organic matter, *Limnology and Oceanography*, 46, 287-297.

5 ) Benner R. (2002) : Chemical composition and reactivity, p.59-90. *In* Hansell D. A. and Carlson C. A. (eds.), *Biogeochemistry of marine dissolved organic matter*, Academic Press, New York.

6 ) Benner R. (2003) : Molecular indicators of the bioavailability of dissolved organic matter, p.121-137. *In* Findlay S. E. G. and Sinsabaugh R. L. (eds.), *Aquatic ecosystems: Interactivity of dissolved organic matter*, Academic Press, New York.

7 ) Tranvik L. J. and Jørgensen N. O. G. (1995) : Colloidal and dissolved organic matter in lake water: Carbohydrate and amino acid composition, and ability to support bacterial growth, *Biogeochemistry*, 30, 77-97.

# 霞ヶ浦における栄養塩類の時空間分布

石井裕一 小松伸行

Distribution of nutrients in lakes Nishiura and Kitaura, Japan

Yuichi ISHII and Nobuyuki KOMATSU

キーワード: PO<sub>4</sub>-P, NO<sub>3</sub>-N, DOP, 高水温期, DO

## 1 はじめに

湖沼の富栄養化は窒素やリンといった栄養塩類の増加に起因している<sup>1)</sup>。茨城県南部に位置する霞ヶ浦(西浦および北浦)でも富栄養化が進行し、1960年代後半からアオコの大発生が確認されるようになった<sup>2)</sup>。西浦および北浦では、これまで高度下水処理をはじめとする様々な水質汚濁対策がなされ流入負荷量は減少傾向を示しているが、湖内水質はそれほど改善されておらず、栄養塩類濃度は横ばい、あるいは経年的な上昇が続いている<sup>3)</sup>。水域の栄養塩類濃度上昇に関しては、陸域からの面源・点源負荷<sup>4,5)</sup>、底泥からの溶出<sup>6,7)</sup>の影響等多くの要因が考えられるが、西浦および北浦湖沼水中の栄養塩類濃度変動に関してはこれまで、陸域からの流入負荷<sup>8)</sup>、底泥からの溶出<sup>9)</sup>、湖内湖による流入負荷削減<sup>10)</sup>、漁獲による系外除去<sup>11)</sup>等の影響に関する検討がされている。また、地下水流入<sup>12)</sup>や降雨<sup>13)</sup>が栄養塩類濃度変動に及ぼす影響を指摘する報告もなされている。本研究では、西浦および北浦における水質汚濁機構解明の一助として、両湖における栄養塩類濃度の時間的・空間的分布について検討した。

## 2 試料と方法

### 2-1 調査水域概要

西浦および北浦は湖面積がそれぞれ172km<sup>2</sup>および36km<sup>2</sup>、湖岸延長が122kmおよび75kmである。両湖とも海跡湖で、かつては汽水湖であったが、1963年の常陸川水門建設により海水の遡上が遮断され、現在では淡水湖となっている。また両湖へ流入する河川数は、西浦29河川、北浦23河川および常陸利根川4河川である。現在の西浦および北浦は、それぞれ北利根川および鰐川を經由し外浪逆浦で合流し、常陸川をとおり水門へ至っている。

### 2-2 湖水サンプリングおよび水質分析

調査地点はFig.1に示す西浦湖内8地点(N1~N8)、北浦湖内5地点(K1~K5)とし、各地点3層(表層、中層および底泥上50cm層)から採水を行った。調査期間は2005年6月から2006年3月までとし、1~4回/月の頻度で採水した。各地点における採水は船上より蠕動ポンプ(Solinst, Model 410)を用いて行い、各サンプルごとに2Lポリ容器に直接採取した。また同時に水深、透明度および水温を計測し、DOメータ(TOA DKK, DO-24P)、pH・ECメータ(TOA DKK, WM-22EP)およびORPメータ(TOA DKK, RM-20P)を用いて、各水質を測定した。採取した湖水サンプルはクーラーボックスに入れ実験室に持ち帰り、ガラス繊維ろ紙(Whatman, GF/B)を用い直ちにろ過を行った。測定項目は全窒素(Total Nitrogen: TN)、全リン(Total Phosphorus: TP)、溶存態全窒素(Dissolved Total Nitrogen: DTN)、溶存態全リン(Dissolved Total Phosphorus: DTP)、窒素酸化物(NO<sub>x</sub>-N)、亜硝酸態窒素(NO<sub>2</sub>-N)、アンモニア態窒素(NH<sub>4</sub>-N)、

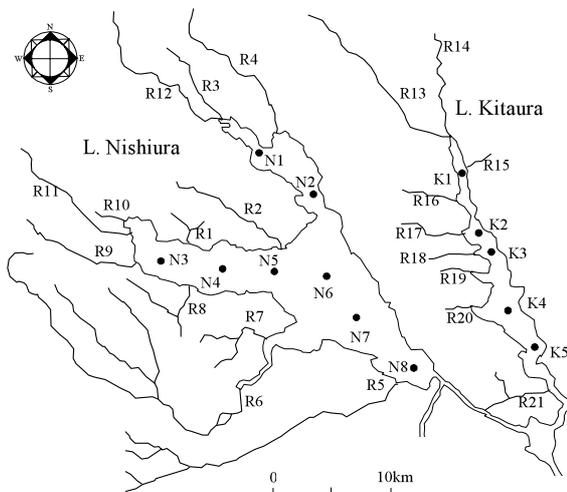


Fig.1 Location of sampling sites at Lakes Nishiura and Kitaura.

Table 1 Analytical methods of nitrogen and phosphorus in lake water.

	Filtration	Analytical method	
TN	—	Digestion(peroxodisulfate)-Reduction(Copper/Cadmium)-Naphthyl ethylamine method	spectrophotometer (550 nm) <sup>a)</sup>
DTN	GF/B	Digestion(peroxodisulfate)-Reduction(Copper/Cadmium)-Naphthyl ethylamine method	spectrophotometer (550 nm) <sup>a)</sup>
PN	—	Calculation (TN - DTN)	
NO <sub>x</sub> -N	GF/B	Reduction(Copper/Cadmium)-Naphthyl ethylamine method	spectrophotometer (550 nm) <sup>b)</sup>
NO <sub>3</sub> -N	—	Calculation (NO <sub>x</sub> -N - NO <sub>2</sub> -N)	
NO <sub>2</sub> -N	GF/B	Naphthyl ethylamine method	spectrophotometer (550 nm) <sup>b)</sup>
NH <sub>4</sub> -N	GF/B	Indophenol blue method	spectrophotometer (630 nm) <sup>b)</sup>
DON	—	Calculation (DTN - (NO <sub>3</sub> -N + NO <sub>2</sub> -N + NH <sub>4</sub> -N))	
TP	—	Digestion(peroxodisulfate)-Reduction(Ascorbic acid)-Molybdenum blue method	spectrophotometer (880 nm) <sup>a)</sup>
DTP	GF/B	Digestion(peroxodisulfate)-Reduction(Ascorbic acid)-Molybdenum blue method	spectrophotometer (880 nm) <sup>a)</sup>
PP	—	Calculation (TP - DTP)	
PO <sub>4</sub> -P	GF/B	Reduction(Ascorbic acid)-Molybdenum blue method	spectrophotometer (880 nm) <sup>b)</sup>
DOP	—	Calculation (DTP - PO <sub>4</sub> -P)	

All nutrients were analysed by continuous flow analyzers. a) BRAN+LUEBBE, Auto Analyzer 3. b) BRAN+LUEBBE, AACSI-II

Table 2 Main characteristics of sampling sites (June 2005 – March 2006).

		L. Nishiura								L. Kitaura				
Surface area (km <sup>2</sup> )		172								36				
Shore line (km)		122								75				
		N1	N2	N3	N4	N5	N6	N7	N8	K1	K2	K3	K4	K5
Water Depth (m)	Ave.	3.70	5.09	4.09	5.61	6.26	6.19	5.41	2.22	2.21	6.92	7.20	6.37	4.14
	(Min - Max.)	(3.10 - 4.00)	(4.30 - 5.60)	(3.90 - 4.20)	(5.10 - 6.00)	(6.00 - 6.50)	(6.00 - 6.40)	(5.20 - 5.70)	(1.80 - 2.60)	(1.90 - 2.40)	(6.50 - 7.60)	(6.90 - 7.50)	(5.30 - 7.00)	(3.30 - 4.40)
Transparency (m)	Ave.	0.48	0.51	0.46	0.50	0.55	0.57	0.59	0.58	0.59	0.93	0.94	0.82	0.69
	(Min - Max.)	(0.25 - 0.65)	(0.35 - 0.65)	(0.30 - 0.55)	(0.30 - 0.75)	(0.35 - 0.75)	(0.45 - 0.70)	(0.45 - 0.80)	(0.35 - 0.75)	(0.25 - 0.90)	(0.60 - 2.00)	(0.65 - 2.10)	(0.60 - 1.20)	(0.45 - 1.00)
Water Temp. (°C)	Ave.	18.2	18.0	17.4	17.4	17.6	17.6	17.5	17.4	18.7	18.5	18.5	18.4	18.3
	(Min - Max.)	(2.6 - 33.0)	(2.5 - 32.7)	(2.5 - 30.7)	(2.5 - 30.0)	(2.5 - 30.0)	(2.5 - 30.0)	(2.6 - 30.5)	(2.7 - 30.8)	(3.4 - 29.0)	(3.2 - 28.9)	(3.0 - 29.2)	(3.0 - 28.6)	(2.7 - 28.3)
pH	Ave.	8.57	8.59	7.92	8.11	8.14	8.13	8.13	8.44	8.59	8.51	8.49	8.58	8.48
	(Min - Max.)	(7.53 - 9.47)	(7.56 - 9.51)	(7.34 - 8.42)	(7.55 - 8.93)	(7.53 - 9.13)	(7.59 - 8.68)	(7.51 - 8.85)	(7.77 - 9.15)	(7.54 - 9.64)	(7.36 - 9.33)	(7.37 - 9.40)	(7.35 - 9.40)	(7.23 - 9.13)
EC (μS/cm)	Ave.	242	277	297	295	298	305	309	334	272	288	286	291	300
	(Min - Max.)	(179 - 411)	(237 - 379)	(268 - 357)	(266 - 328)	(243 - 327)	(247 - 333)	(268 - 333)	(273 - 474)	(186 - 341)	(247 - 345)	(222 - 343)	(252 - 334)	(257 - 383)

リン酸態リン(PO<sub>4</sub>-P)とし、測定結果を用いて粒子態窒素(Particulate Nitrogen: PN) 粒子態リン(Particulate Phosphorus: PP)、溶存態有機窒素(Dissolved Organic Nitrogen: DON)、溶存態有機リン(Dissolved Organic Phosphorus: DOP)およびNO<sub>3</sub>-Nを算出した。測定、算出方法はTable1に示す方法とした。調査期間中の各地点における水深、透明度、水温、pH、電気伝導度(Electrical Conductivity: EC)の平均値、最小値-最大値はTable2に示すとおりである。

### 2-3 河川流入負荷量調査

湖内調査と並行して、両湖への河川流入負荷量調査を行った。調査河川は西浦流入河川12河川(R1~R12)、北浦流入河川8河川(R13~R20)とした。また北利根川と鰐川を連結する河川(R21)でも調査を行った。調査期間は2005年7月から2006年3月までとし、1回/月の頻度で平水時に調査を行った。各河川、橋上より表層水はステンレス製バケツ、底層水(水深50cm以上の場合)はバンドーン採水器を用いて採水し、各サンプルごとに2Lポリ容器に直接採取した。流速は電磁流速計(株)東邦計測、TK-105X)を用いて計測し

た。計測は各地点平均水深地点とし、河川横断方向に1~10m間隔で計測した。また、流速計測と同地点で水深の計測を行った。また栄養塩類濃度の測定は湖水と同様の方法とした。

## 3 結果および考察

### 3-1 窒素の時空間分布

調査期間中の西浦および北浦におけるPN、DON、NO<sub>3</sub>-N、NO<sub>2</sub>-NおよびNH<sub>4</sub>-N濃度の変化をFig.2に示す。検出限界以下のデータは便宜上0mg/lとして計算および作図を行った。

西浦においては、N1およびN2でTN濃度が比較的高濃度であった(最大値N1:3.12mg/l、N2:1.63mg/l)。特にN1ではTN中に占めるNO<sub>3</sub>-N濃度の割合が大きく、TN濃度の変化は、ほぼNO<sub>3</sub>-N濃度の変化に依存していた。また、NO<sub>3</sub>-N濃度は低水温期に上昇する傾向を示していた。この地域に流入する河川(R3、R4およびR12)からのNO<sub>3</sub>-N流入負荷量はTable3に示すように低水温期に増加する傾向は観測されなかった。植物プランクトンの増殖速度、脱窒速度は水温低下に伴い減少する<sup>14)</sup>ことから、湖内に

Table 3 Inflow loads of NO<sub>3</sub>-N and PO<sub>4</sub>-P from rivers to Ls. Niskiura and Kitaura.

R. No.	NO <sub>3</sub> -N Flux (kg/day)									PO <sub>4</sub> -P Flux (kg/day)								
	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.	Jan.	Feb.	Mar.	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.	Jan.	Feb.	Mar.
	3.10	0.36	2.43	2.80	2.65	5.31	3.45	6.73	4.39	0.20	0.01	0.18	0.12	0.07	0.01	0.04	0.06	0.09
	7.64	63.7	91.3	132	65.2	48.4	62.2	58.5	57.5	0.23	0.95	1.06	0.68	0.46	0.11	0.24	0.39	0.53
	27.0	10.8	31.7	72.5	11.6	12.0	9.35	7.02	36.1	3.50	0.59	3.07	1.73	1.69	1.43	0.76	0.94	8.72
	197	264	322	805	401	503	262	413	499	13.5	4.81	6.20	6.63	4.02	4.37	3.36	6.44	14.5
	0.00	0.00	0.00	240	0.00	0.00	545	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	7.13	0.00	0.00	2.29	0.00	0.00
L. Nishiura	151	488	409	661	136	315	241	177	287	1.82	2.83	3.07	2.39	1.28	1.12	1.70	1.04	1.66
	42.7	23.8	76.0	34.2	31.7	47.4	30.6	19.6	37.6	5.01	0.75	2.65	1.00	2.88	5.71	1.99	2.33	7.52
	11.4	89.5	56.6	105	26.0	47.1	36.0	38.7	34.6	0.61	2.38	2.96	3.50	1.97	2.20	1.07	1.07	0.66
	87.1	192	82.0	279	38.3	101	46.7	51.9	72.1	5.39	4.85	2.14	6.86	1.58	1.82	1.32	1.11	2.29
	9.35	25.7	56.6	70.8	23.7	0.00	24.5	0.00	0.00	0.40	0.61	1.42	1.22	0.54	0.00	0.78	0.00	0.00
	121	160	242	1167	261	341	223	254	206	0.61	0.77	3.28	5.82	2.14	0.94	1.84	2.72	2.34
	196	478	444	1278	289	425	386	451	308	2.90	5.99	6.82	35.5	2.54	0.65	2.23	3.66	3.63
	548	484	912	1376	692	715	498	656	580	2.04	1.49	4.37	5.05	2.08	0.67	1.70	2.86	1.87
	75.9	227	276	203	219	69.8	427	41.9	473	0.40	1.28	1.53	1.44	0.47	0.16	1.19	0.12	1.46
L. Kitaura	4.50	100.41	52.06	30.58	26.11	31.34	38.28	36.11	46.18	0.05	0.58	0.30	0.18	0.15	0.05	0.16	0.17	0.25
	91.4	159	138	128	79.7	127	107	117	110	0.33	0.62	0.53	0.52	0.20	0.10	0.27	0.34	0.45
	79.0	42.7	104	95.1	74.0	86.2	110	77.4	82.7	0.47	0.44	0.68	0.70	0.23	0.47	1.18	0.96	0.41
	12.5	11.9	21.9	20.5	12.0	3.83	15.1	13.0	8.41	0.41	0.30	0.21	0.18	0.09	0.02	0.10	0.21	0.08
	63.4	113	107	178	73.8	85.2	79.3	98.7	58.3	0.18	0.50	0.36	0.51	0.01	0.05	0.11	0.16	0.14
	8.83	17.7	17.3	35.3	9.94	19.9	18.1	30.3	19.4	0.16	0.17	0.17	0.18	0.11	0.04	0.08	0.13	0.19
other area	-9.96*	2.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-0.08*	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

\* These minus values mean flow into R.Kitatone from R.Wani

流入したNO<sub>3</sub>-Nが残存している可能性が示唆される。西浦の他の地点(N3~N8)では、いずれの地点においてもほぼ同様の濃度変化を示していた。また、NO<sub>3</sub>-N濃度はN3からN8に向けて減少する傾向であった。DONおよびPNに関しては、調査期間を通して、湖内全地点でほぼ一定であり、湖内に均一に分布していた。また、NO<sub>2</sub>-NおよびNH<sub>4</sub>-Nは低濃度で推移していたが、NH<sub>4</sub>-NはN1およびN2では6月から10月の期間、その他の地点では7月から8月にかけて比較的高濃度となっていた。一方北浦では、K1でTN濃度が特異的に高く(最大値6.91mg/l)、西浦のN1と同様にNO<sub>3</sub>-N濃度の変化に依存しており、低水温期に濃度が上昇していた。北浦においても流入河川(R13および14)からのNO<sub>3</sub>-N負荷量は低水温期に上昇する傾向はなく、西浦と同様に脱窒速度、植物プランクトンによる取り込みが水温低下に伴い減少した可能性が考えられた。K1で高濃度で検出されたNO<sub>3</sub>-Nは、流下に伴い減少していき、最下流地点(K5)ではきわめて低濃度となっていた。NH<sub>4</sub>-N濃度はK1以外の地点で7月から8月にかけて比較的高濃度であった。またDON、PNおよびNO<sub>2</sub>-N濃度に関しても西浦と同様の挙動を示していた。また両湖において、全地点で鉛直方向の濃度差は確認されなかった。

### 3-2 リンの時空間分布

PO<sub>4</sub>-P、DOPおよびPPの濃度変化はFig.3に示すように、西浦においてはN1およびN2でPP濃度が比較的高濃度であった(最大値N1:

0.20mg/l、N2:0.19mg/l) また、この地域のPO<sub>4</sub>-P濃度(最大値0.06mg/l)は、他地域(N3~N8)(最大値0.08mg/l)よりも低濃度となっていた。N3~N8ではPP、DOPおよびPO<sub>4</sub>-Pは均一に分布しており、いずれの地点においても7月から11月にかけてPO<sub>4</sub>-P濃度は若干上昇していたが、PPに関しては、調査期間中ほとんど変動はなかった。また、窒素と同様に鉛直方向での濃度差はほとんどみられなかった。北浦では、最上流部(K1)でPPが比較的高濃度であり(最大値0.24mg/l)、流下に伴い減少していた。またK1では、調査期間をとおしてPO<sub>4</sub>-P濃度は低濃度であったが、それより下流域(K2~K5)では、水温の上昇と伴にPO<sub>4</sub>-P濃度は上昇し、8月に極大値を示した。またK2~K4では6月末にPO<sub>4</sub>-PおよびPPの濃度上昇も観測された。北浦における高水温期のPO<sub>4</sub>-P濃度上昇は)2000年に実施した調査でも観測されており、この濃度上昇の原因として、湯澤ら<sup>9)</sup>は底泥からの溶出の可能性を指摘している。PO<sub>4</sub>-P濃度が極大値を示した8月下旬の北浦湖内と流入河川水中のPO<sub>4</sub>-P濃度を比較すると、湖内で0.08~0.14mg/l、流入河川で0.01~0.06mg/lであり、流入河川水中のPO<sub>4</sub>-P濃度の方が低濃度であった。このことから湖内PO<sub>4</sub>-P濃度の上昇は、河川からの流入負荷、すなわち外部負荷に起因するものではないと推察される。またDOPは調査期間中は両湖で低濃度で推移しており、鉛直方向にもほぼ均一に分布していた。

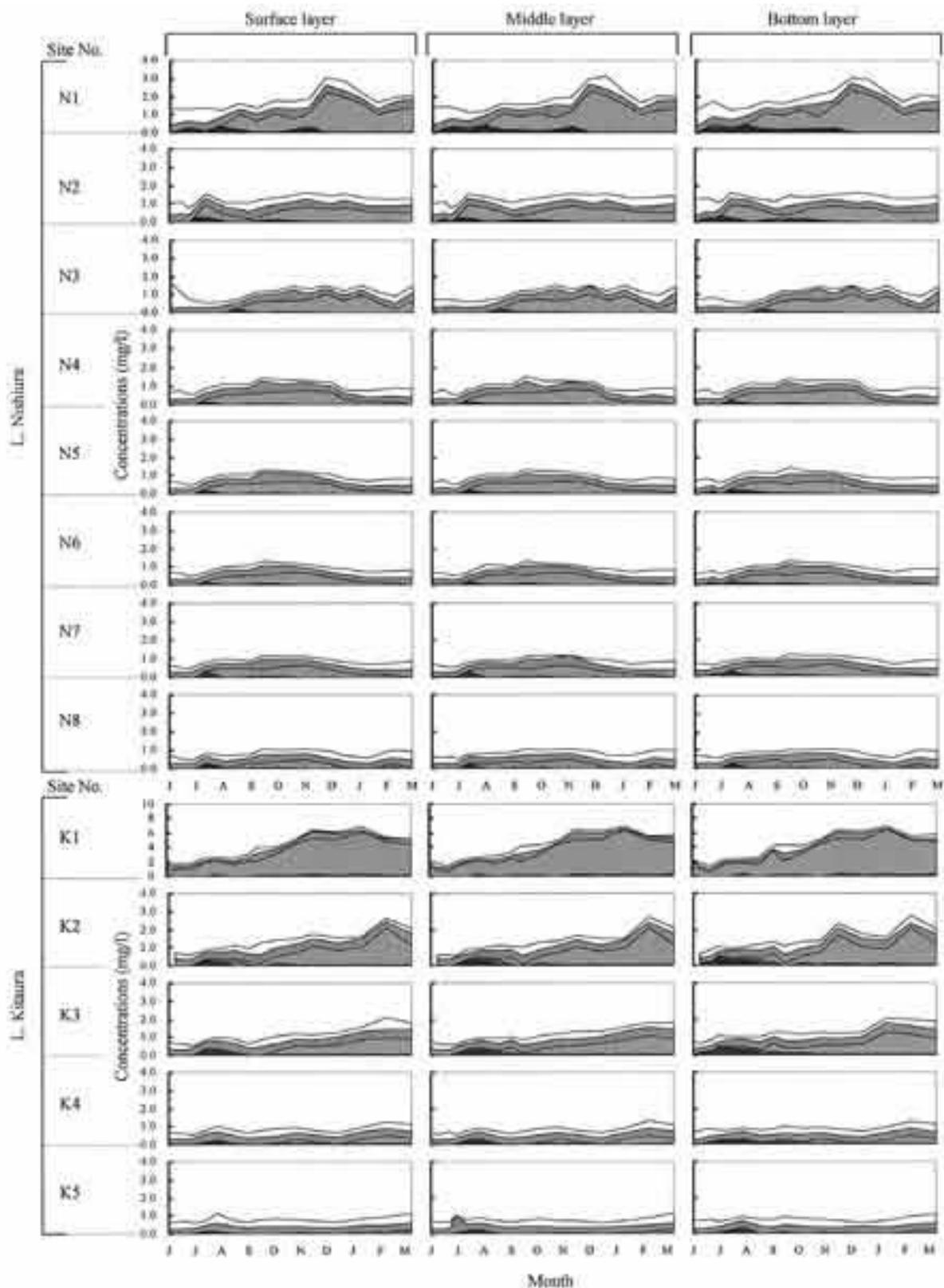


Fig.2 Variation of PN, DON, NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N and NH<sub>4</sub>-N concentrations at lakes Nishiura and Kitaura around monitoring period. (□) PN, (■) DON, (▨) NO<sub>3</sub>-N, (▩) NO<sub>2</sub>-N, (■) NH<sub>4</sub>-N.

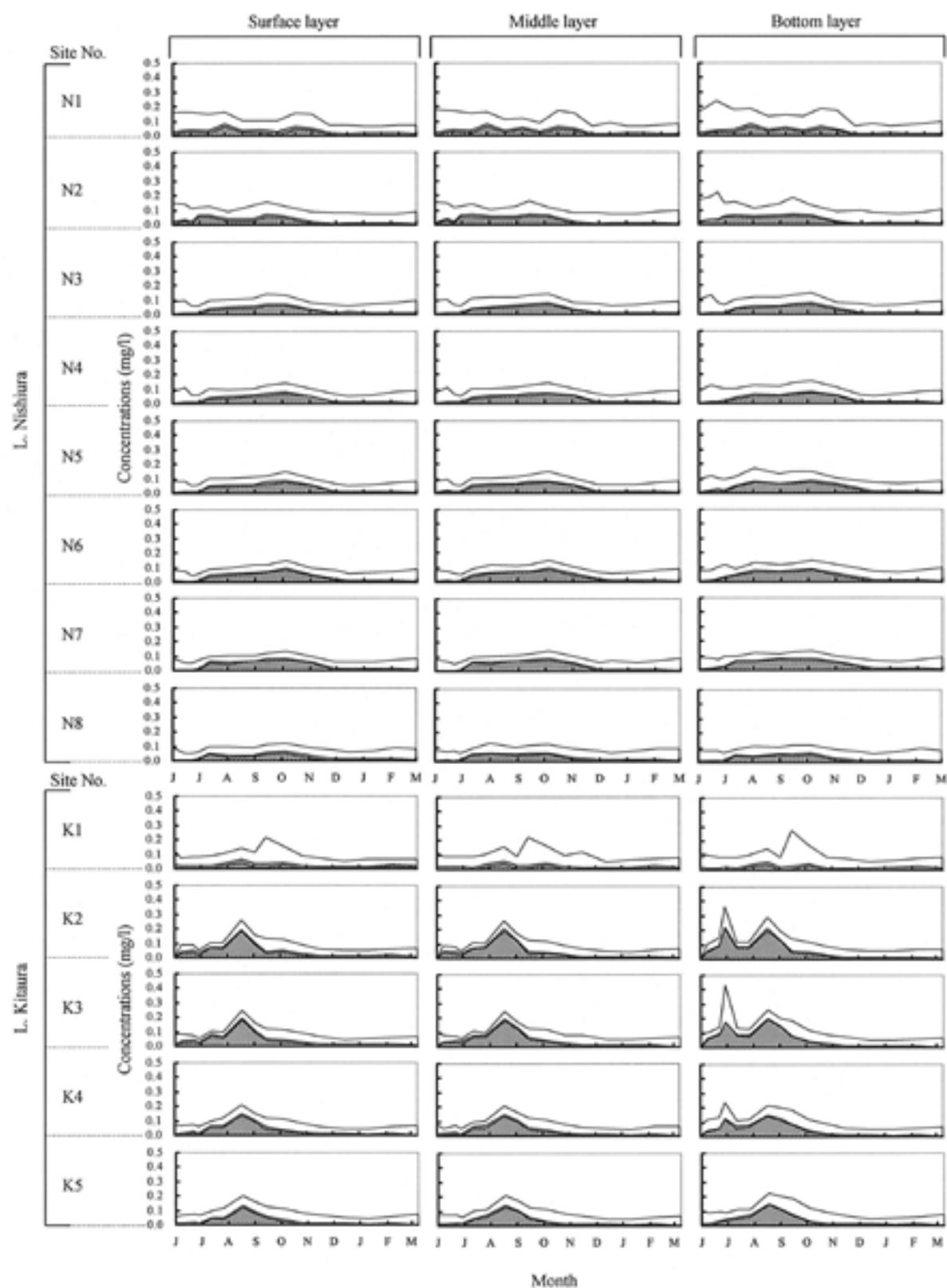


Fig.3 Variation of PN, DOP and PO<sub>4</sub>-P concentrations at lakes Nishiura and Kitaura around monitoring period. (□) PP, (■) DOP, (▨) PO<sub>4</sub>-P.

### 3-3 底層水中の栄養塩類濃度変化と環境因子の関係

湖水中の栄養塩類濃度上昇の要因としては河川流入等の外部負荷と、底泥からの溶出、すなわち内部負荷が考えられる。北浦において $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度が上昇した地域(K2~K5)への8月の河川流入負荷量はTable3に示すようにR16からR20までの5河川の総負荷量は $2.03\text{kg PO}_4\text{-P /day}$ であり、K1より上流から流入する負荷量(R13~R15, 総負荷量 $3.35\text{kg PO}_4\text{-P /day}$ )よりも小さ

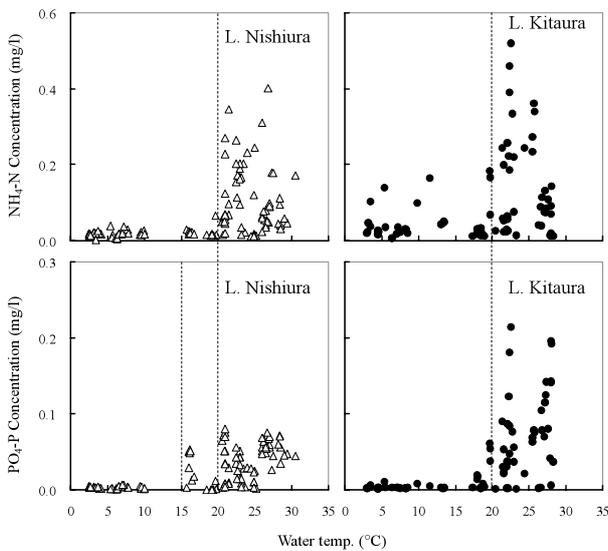


Fig.4 Correlation between nutrient concentrations and water temperature at the bottom layer of Lakes Nishiura and Kitaura.

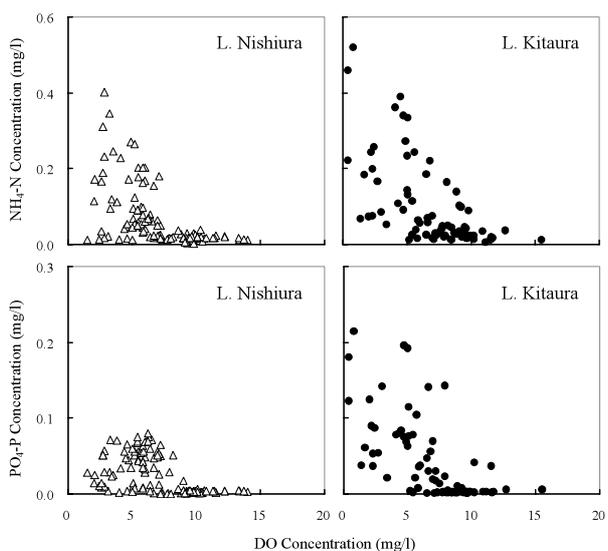


Fig.5 Correlation in concentration between nutrients and DO at the bottom layer of Lakes Nishiura and Kitaura.

くなっていった。河川からの流入負荷が大きなK1で $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の上昇が観測されなかったことから、K2~K5で観測された $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度上昇は、河川からの外部負荷ではなく、内部負荷すなわち底泥からの溶出に起因するものと推察される。また、調査期間をとおして低濃度で推移している $\text{NH}_4\text{-N}$ も夏期になると僅かながら増加が確認されたことから、底層水中の栄養塩類、特に $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の変化と環境因子との関係について検討した。

西浦および北浦における底層水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度および $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度と水温の関係をFig.4に、DO濃度との関係をFig.5に、酸化還元電位との関係をFig.6に示す。ただし酸化還元電位は、直接測定した実測値を現地水温を用いて補正した値(Eh)として表記した。Fig.4に示すように、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度に関しては西浦、北浦ともにばらつきは大きいものの、水温 $20^\circ\text{C}$ 以上になるとその濃度は増加していた。一方 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度に関しては、西浦では $15^\circ\text{C}$ 、北浦では $20^\circ\text{C}$ 以上で濃度が上昇する傾向を示しており、両湖で差が確認された。

$\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度および $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度とDOとの関係はFig.5に示すように、西浦では低DO側で $\text{NH}_4\text{-N}$ が高濃度で存在する傾向がみられた。 $\text{NH}_4\text{-N}_{\text{max}}$  ( $0.40\text{mg/l}$ )時のDO濃度は $2.8\text{mg/l}$ であった。また $\text{PO}_4\text{-P}$ についても、比較的高濃度の

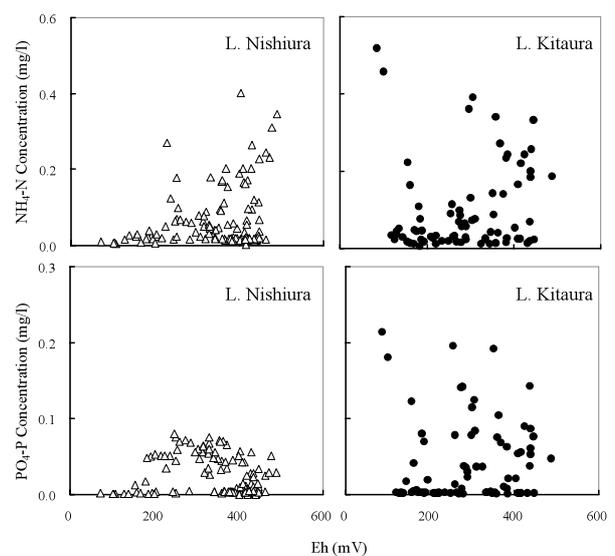


Fig.6 Correlation between nutrient concentrations and Eh at the bottom layer of Lakes Nishiura and Kitaura.

PO<sub>4</sub>-Pは低DO側(3~7mg/l)に分布していた。一方北浦ではNH<sub>4</sub>-N, PO<sub>4</sub>-Pともに全体としてはDOとは負の関係にあるものの、ばらつきが大きく(NH<sub>4</sub>-N: r<sup>2</sup>=0.39, PO<sub>4</sub>-P: r<sup>2</sup>=0.42)明瞭な相関関係は認められなかった。また、栄養塩類濃度とEhとの関係をもて、Fig.6に示すように、NH<sub>4</sub>-N, PO<sub>4</sub>-PともにEhとの有意な相関はなく、酸化環境でも底層水中栄養塩類濃度が上昇していることがわかる。一般的に底泥からのリンの溶出は、DO濃度が減少し、Feの酸化物の還元が促進され、それに吸着していたPO<sub>4</sub>-Pが溶出するとされている<sup>15)</sup>。一方で、高水温・貧酸素条件下では、リンは底泥からDOPの形態でも溶出し、水中で速やかにPO<sub>4</sub>-Pに分解されるとの報告がなされている<sup>16)</sup>。西浦および北浦底層水中のDOP

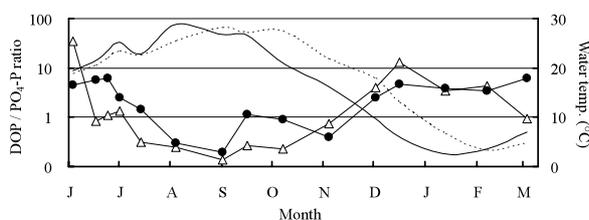


Fig.7 Variation of the mean DOP/PO<sub>4</sub>-P ratio and water temperature at bottom layer in Lakes Nishiura and Kitaura.. (●) DOP/PO<sub>4</sub>-P ratio of L. Nishiura, (—) water temp. of L. Nishiura, (△) DOP/PO<sub>4</sub>-P ratio of L. Kitaura, (---) water temp. of L. Kitaura.

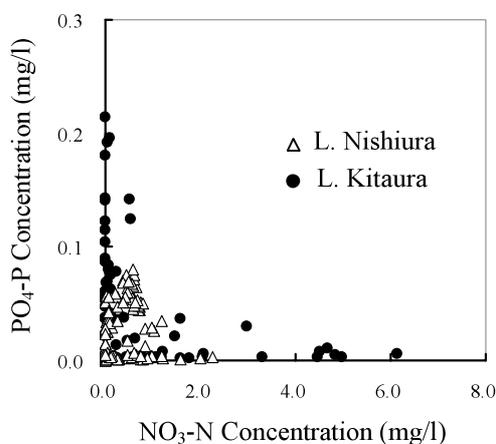


Fig.8 Correlation in concentration between PO<sub>4</sub>-P and NO<sub>3</sub>-N at the bottom layer of Lakes Nishiura and Kitaura.

濃度は調査期間をとおして低濃度であり、濃度の変動も大きくない(Fig.3)しかしながらFig.7に示すように、底層水中のDOP/PO<sub>4</sub>-P比は高水温期に減少しており、DOPの形態で溶出したリンがPO<sub>4</sub>-Pに分解され濃度が上昇した可能性が示唆される。神谷ら<sup>16)</sup>は好気分解でもDOPが生成される可能性にも言及している。酸化的環境下で生物による分解産物あるいは代謝産物としてDOPが水中に供給され、PO<sub>4</sub>-Pが生成されるとすると、生物活性が高まる高水温期の底泥からのDOP供給も湖水中のPO<sub>4</sub>-P濃度上昇の要因の一つとして考えられる。また2000年に実施された北浦調査もPO<sub>4</sub>-P濃度上昇時にはDOの低下は観測されなかった。湯澤ら<sup>9)</sup>は2000年のPO<sub>4</sub>-P濃度上昇の原因としてpH上昇に伴う底泥中のFePO<sub>4</sub>からの解離を挙げている。しかしながら今回の調査結果ではデータは示さないが、pHとPO<sub>4</sub>-P濃度はむしろ負の相関があり、湖内PO<sub>4</sub>-P濃度上昇へのpHの影響は少ないものと考えられた。

ここまでに、西浦と北浦での底層水中のPO<sub>4</sub>-P濃度季節変化の違い、温度応答の違い、酸化還元環境とPO<sub>4</sub>-P濃度変化との関連、pHとの関連について述べた。これら環境因子以外にPO<sub>4</sub>-P濃度の変化に影響を及ぼす因子として、NO<sub>3</sub>-Nとの関係について検討した。Fig.7に西浦および北浦における底層水中のPO<sub>4</sub>-PとNO<sub>3</sub>-Nの関係を示す。西浦、北浦ともに低NO<sub>3</sub>-N濃度側のみ、高濃度のPO<sub>4</sub>-Pが分布していることがわかる。JensenとAndersen<sup>17)</sup>は高NO<sub>3</sub>-濃度条件下では、底泥へのPO<sub>4</sub><sup>3-</sup>の吸着が増大することをArreskov湖、Kvind湖、Søbygård湖およびVæng湖の底泥を用いた酸化的条件下での溶出試験により明らかにした。NO<sub>3</sub><sup>-</sup>によって底泥が酸化され、底泥からのリン溶出が抑制されることが報告されている<sup>18)</sup>。これは、底泥表面でFeやその水酸化物にリンが吸着されるためと考えられている<sup>15,19)</sup>。本調査では底層水中のDOは西浦で1.5mg/l、北浦で0.4mg/lまで低下したが、酸化還元電位(Eh)は常に正の値であったことから、底泥付近も常に酸化的環境であったと考えられる。したがって、NO<sub>3</sub>-Nが高濃度で存在する地域では、底泥内部からの拡散や底泥表面でのFeやMnからの解離あるいは有機物の分解により水

中に供給された $\text{PO}_4\text{-P}$ が底泥表面近傍の酸化的条件下で再び $\text{Fe}$ 等に吸着されているものと考えられる。一方低 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の地域では、上記のように底泥に再吸着される割合が小さく、溶出した $\text{PO}_4\text{-P}$ がそのまま湖水に供給されるため、濃度が上昇したものと推察された。

#### 4 まとめ

西浦および北浦において、2005年6月から2006年3月の期間、定点水質調査を行い両湖における栄養塩類濃度の時間変化、空間分布を検討した。得られた知見は以下のようにまとめられる。

- 1) 西浦、北浦ともに河川流入部に近い地点では、低水温期に $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が上昇する傾向があった。 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は $\text{NO}_3\text{-N}$ とは異なり夏期に上昇していた。一方リンに関しては河川流入部に近い地点では $\text{PO}_4\text{-P}$ が低濃度となっていた。両湖とも高水温期に $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度が上昇していたが、この現象は特に北浦中流から下流部にかけて顕著であった。この濃度上昇の要因として、底泥からの溶出の影響が示唆された。
- 2) 西浦および北浦における底層水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度および $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度と水温、 $\text{DO}$ 濃度および酸化還元電位との関係を検討した結果、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ ともに両湖で高水温期にその濃度が上昇することがわかった。 $\text{DO}$ および $\text{Eh}$ とは $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ ともに明瞭な相関関係は認められず、 $\text{PO}_4\text{-P}$ に関しては、その濃度変化には $\text{DOP}$ も寄与している可能性が示唆された。
- 3) 西浦・北浦底層水中では低 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度側でのみ高濃度の $\text{PO}_4\text{-P}$ が分布していた。 $\text{NO}_3\text{-N}$ が高濃度で存在する地域では、底泥内部からの拡散や底泥表面での $\text{Fe}$ や $\text{Mn}$ からの解離あるいは有機物の分解により水中に供給された $\text{PO}_4\text{-P}$ が底泥表面近傍の酸化的条件下で再び $\text{Fe}$ 等に吸着されており、低 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の地域では、底泥に再吸着される割合が小さく、溶出した $\text{PO}_4\text{-P}$ がそのまま湖水に供給されるため、濃度が上昇したものと推察された。

#### 謝辞

本研究の遂行にあたり、故・田口三郎氏、越川五郎氏ならびに瀬谷元一氏に御協力を賜った。ここに記し深謝の意を表する。

#### 引用文献

- 1) Alexander, J.H. and Goldman, C.R.著, 手塚泰彦訳 (2005): 陸水学, 京都大学学術出版会, 638pp.
- 2) 茨城県生活環境部霞ヶ浦対策課編 (2000): 霞ヶ浦関係資料集, 茨城県, 99p.
- 3) 茨城県生活環境部環境政策課編 (2005): 環境白書平成17年版, 茨城県, 398p.
- 4) Arheimer, B. and Lidén, R. (2000): Nitrogen and phosphorus concentrations from agricultural catchments - influence of spatial and temporal variables, *Journal of Hydrology*, 227, 140-159.
- 5) Gelbrecht, J., Lengsfeld, H., Pöthig R. and Opitz, D. (2005): Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment of NE Germany, *Journal of Hydrology*, 304, 151-165.
- 6) 原田加奈子, 岩崎健次, 古里栄一, 浅枝隆 (2006): 貯水池底層部における鉄とリンの挙動について, *水環境学会誌*, 29, 327-332.
- 7) Malecki, L.M., White, J.R. and Reddy, K.R. (2004): Nitrogen and phosphorus flux rates from sediment in the lower St. Johns River estuary, *Journal of Environmental Quality*, 33, 1545-1555.
- 8) 湯澤美由紀, 山本哲也, 根岸正美 (2002): 霞ヶ浦流入河川における降雨時流出負荷量, 茨城県公害技術センター研究報告, 12, 7-12.
- 9) 湯澤美由紀, 根岸正美, 栗田初美, 山本哲也 (2001): 北浦におけるリン酸態リンの高濃度現象, 茨城県公害技術センター研究報告, 11, 33-37.
- 10) 中村圭吾, 森川敏成, 島谷幸宏 (2000): 河口に設置した人工内湖による汚濁負荷制御, *環境システム研究論文集*, 128, 115-123.
- 11) 二平章 (2006): 霞ヶ浦漁業における物質循

環機能の経済評価, 茨城県内水面水産試験場研究報告, 40, 69-77.

12) 中山忠暢, 渡辺正孝 (2005): 霞ヶ浦流域での地

下水が水・物質収支に及ぼす影響の再評価, 水工学論文集, 49, 1231-1236.

13) 鷺見博生, 片山清志 (2001): 多変量解析による霞ヶ浦の水質浄化対策評価について, 環境技術, 30, 64-69.

14) 土木学会環境工学委員会編 (2004): 環境工学公式・モデル・数値集, 丸善, 727pp.

15) 小林節子, 西村肇 (1991): 鉄の酸化, 水酸化, 吸着過程からみた底泥からのリンの溶出機構, 水質汚濁研究, 14, 253-260.

16) 神谷宏, 石飛裕, 井上徹教, 中村由行

(2001): 富栄養化した汽水湖沼における高水温・貧酸素時の堆積物からの溶存有機態リン(DOP)とリン酸の溶出, 陸水学雑誌, 62, 11-21.

17) Jensen, H.S. and Andersen, F.Ø. (1992): Importance of temperature, nitrate and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes, *Limnology and Oceanography*, 37, 577-589.

18) Andersen, J.M. (1982): Effect on nitrate concentration in lake water on phosphate release from the sediment, *Water Research*, 16, 1119-1126.

19) 岩佐義朗編・著 (1990): 湖沼工学, 山海堂, 504pp.

# 霞ヶ浦における懸濁粒子径(中央粒径)と濾液濁度の分布と季節変化

納谷友規 北村立実

Spatio-temporal variation in median diameter of suspended particles and its relation to the turbidity of filtrate in Lake Kasumigaura

Tomonori NAYA, Tatsumi KITAMURA

キーワード: 霞ヶ浦・白濁・懸濁粒子・粒径・濾液の濁度

## 1 はじめに

近年西浦では、湖水が白く濁る現象が観察されている。この現象は、「褐色～白褐色の濁水」<sup>1)</sup>として報告され、近年では「白濁現象」と呼ばれ、その動態が注目されている<sup>2) 3) 4) 5) 6)</sup>。

湖水が白く濁る現象の実態を把握するためには、懸濁物質の諸性質を明らかにする必要がある。これまで茨城県公害技術センターで行われた調査では、白い濁りが観察された湖水は、孔径1.0 μmのガラス繊維濾紙を通した後も濁っている事が観察されており、濾液の濁度が白い濁りの目安となる事が報告されている<sup>7)</sup>。

本報告では、霞ヶ浦における懸濁物質の性質を明らかにするための基礎として、懸濁粒子径と濾液濁度の測定を行い、その地域分布と季節変化を明らかにした。

## 2 試料と方法

西浦(山王川沖・高崎沖・玉造沖・土浦沖・水道事務所沖・掛馬沖・木原沖・牛込沖・湖心・小野川沖・西の洲・麻生沖)・北浦(巴川沖・武井沖・釜谷沖・鹿島水道事務所沖・神宮橋)・北利根川(潮来)・外浪逆浦の計19地点で、2005年7月21日から2006年6月21日の期間で合計14回の採水を行った(Fig.1, Table 1)。採水にはポンプ式採水器を用い、水面下50 cm(上層: Upper Layer)と湖底上50 cm(下層: Lower Layer)で採水を行った。

湖水の一部は、採水後すみやかにガラス繊維濾紙(Whatman GF-B, 粒子保持径 1.0 μm)でろ過し、濾紙を通過した水を濾液とした。濾液の濁度は上水試験法<sup>8)</sup>に基づき、透過光測定法で測定した。濁度標準液にはカオリン濁度標準液(和光純薬)を用い、5 cmセルで660 nmの吸光度を分光光度計(Jareco V-560)で測定した。

懸濁粒子の粒径は、レーザー回折・散乱式粒度

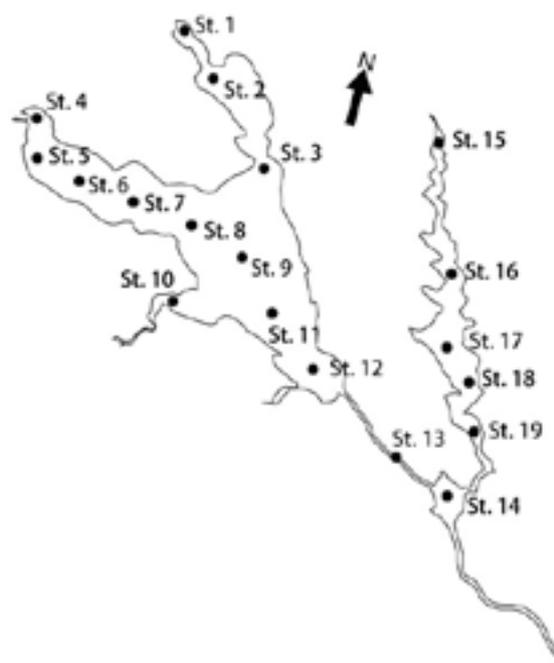


Fig.1 Sampling stations in L.K.

Table 1 Sampling stations in L.K.

St.No	location name	St.No	location name
St.1	Sannogawa Oki	St.11	Nishinosu Oki
St.2	Takasaki Oki	St.12	Aso Oki
St.3	Tamatsukuri Oki	St.13	Itako
St.4	Tsuchiura Oki	St.14	Sotonasakaura
St.5	Suido Office Oki	St.15	Tomoegawa Oki
St.6	Kakeuma Oki	St.16	Takei Oki
St.7	Kihara Oki	St.17	Kamaya Oki
St.8	Ushigome Oki	St.18	Kashima Suido Office Oki
St.9	Lake Center	St.19	Jingu Bashi
St.10	Onogawa Oki		

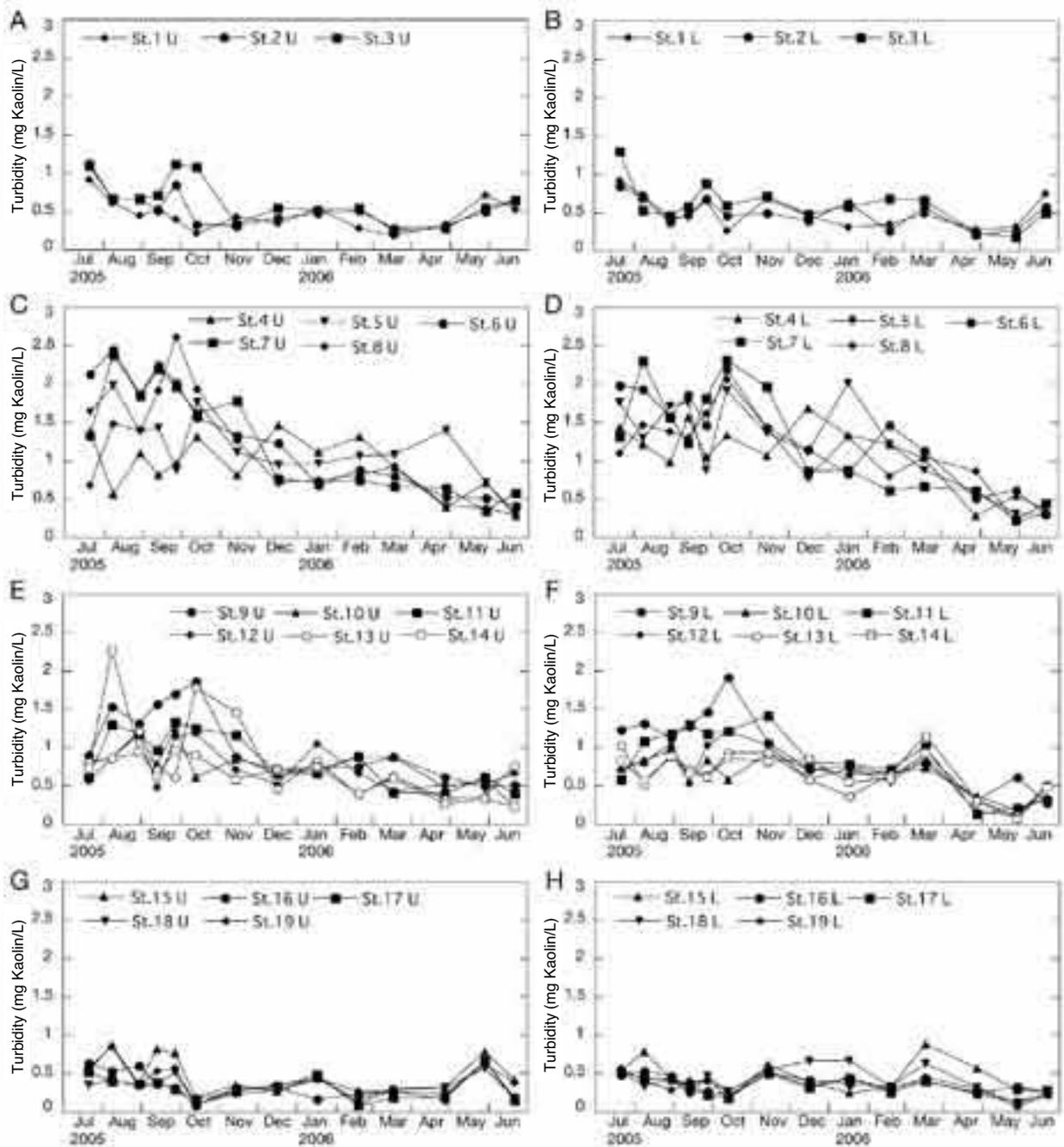


Fig. 2 Variation of turbidity in filtrates (mg Kaolin/L). A: St.1-3, upper; B: do, lower; C: St.1-3, upper; D: do, lower; E: St.1-3, upper; F: do, lower; G: St.1-3, upper; H: do, lower.

分布測定装置(Shimazu SALD-2200)を用いて測定した。粒径測定用試料には、湖水をそのまま使用し、測定はバッチ式セルを用いて行った。採水後時間が経過すると粒子が凝集して粒径が変化する事が確かめられたため、測定は試料採集後24時間以内に行った。

### 3 結果と考察

#### 3-1 濾液の濁度

本調査期間の濾液の濁度は、地点・時期によって異なる傾向を示した(Fig. 2, Table 2)。上層と下層では大きな違いが見られなかった。以下4つの地域ごと(St.1-3, St.4-8, St.9-14, St.15-19)の変化を記す。

Table 2 Turbidity of filtrates (mg Kaolin/L) of water samples from L.K

Sampling station	2005														2006		
	7/21	8/9	8/30	9/13	9/27	10/13	11/14	12/16	1/17	2/18	3/18	4/27	5/29	6/21	Max.	Min.	Mean
Upper Layer																	
St.1	0.92	0.62	0.45	0.54	0.40	0.21	0.43	0.35	0.54	0.28	0.18	0.33	0.71	0.53	0.92	0.18	0.46
St.2	1.14	0.66	0.66	0.51	0.85	0.34	0.31	0.42	0.49	0.51	0.28	0.32	0.50	0.65	1.14	0.28	0.55
St.3	1.10	0.66	0.67	0.72	1.11	1.09	0.34	0.55	0.51	0.55	0.25	0.28	0.55	0.65	1.11	0.25	0.65
St.4	1.39	0.56	1.10	0.82	0.97	1.31	0.81	1.47	1.11	1.31	0.92	0.40	0.72	0.28	1.47	0.28	0.94
St.5	1.64	1.98	1.39	1.44	0.88	1.77	1.12	0.95	0.97	1.07	1.09	1.40	0.71	0.32	1.98	0.32	1.20
St.6	2.14	2.45	1.87	2.25	2.01	1.56	1.33	1.24	0.68	0.88	0.80	0.54	0.51	0.41	2.45	0.41	1.33
St.7	1.34	2.38	1.85	2.20	1.97	1.62	1.78	0.77	0.71	0.75	0.67	0.65	0.35	0.59	2.38	0.35	1.26
St.8	0.69	1.49	1.40	1.92	2.62	1.94	1.26	0.72	0.75	0.81	0.93	0.41	0.38	0.30	2.62	0.30	1.12
St.9	0.90	1.53	1.31	1.56	1.70	1.86	0.89	0.65	0.73	0.75	0.89	0.61	0.50	0.52	1.86	0.50	1.03
St.10	0.80	0.87	0.93	0.78	1.25	0.62	0.85	0.71	0.71	0.89	0.89	0.49	0.59	0.24	1.25	0.24	0.76
St.11	0.61	1.30	1.18	0.96	1.33	1.25	1.16	0.67	0.66	0.89	0.41	0.40	0.62	0.40	1.33	0.40	0.85
St.12	0.57	0.87	1.18	0.49	1.15	1.19	0.71	0.51	1.05	0.67	0.44	0.51	0.52	0.67	1.19	0.44	0.75
St.13	0.82	0.86	1.22	0.72	0.61	1.78	1.46	0.46	0.84	0.39	0.63	0.33	0.37	0.77	0.86	0.17	0.47
St.14	0.73	2.26	0.95	0.64	0.97	0.90	0.59	0.72	0.75	0.40	0.60	0.27	0.34	0.24	0.66	0.08	0.35
St.15	0.53	0.86	0.37	0.82	0.77	0.19	0.35	0.27	0.44	0.17	0.30	0.31	0.79	0.41	0.66	0.08	0.32
St.16	0.64	0.54	0.60	0.37	0.31	0.08	0.32	0.31	0.16	0.24	0.26	0.17	0.66	0.19	0.57	0.10	0.32
St.17	0.51	0.40	0.37	0.39	0.30	0.16	0.27	0.33	0.49	0.08	0.19	0.18	0.66	0.15	0.85	0.10	0.41
St.18	0.35	0.41	0.33	0.35	0.52	0.10	0.23	0.28	0.45	0.11	0.28	0.31	0.57	0.18	1.78	0.33	0.80
St.19	0.57	0.85	0.33	0.54	0.56	0.10	0.27	0.35	0.44	0.26	0.26	0.23	0.62	0.38	2.26	0.24	0.74
Lower Layer																	
St.1	0.92	0.73	0.43	0.45	0.66	0.27	0.69	0.46	0.31	0.35	0.49	0.29	0.32	0.75	0.92	0.27	0.51
St.2	0.85	0.70	0.39	0.49	0.69	0.47	0.50	0.40	0.64	0.27	0.57	0.22	0.27	0.59	0.85	0.22	0.50
St.3	1.30	0.54	0.47	0.58	0.89	0.60	0.72	0.48	0.58	0.69	0.67	0.24	0.18	0.50	1.30	0.18	0.60
St.4	1.44	1.21	0.99	1.56	1.05	1.34	1.07	1.68	1.33	1.22	1.04	0.28	0.55	0.37	1.68	0.28	1.08
St.5	1.76	1.30	1.72	1.76	0.88	1.92	1.37	1.11	2.02	1.21	0.88	0.60	0.31	0.30	2.02	0.30	1.22
St.6	1.99	1.94	1.58	1.86	1.46	2.20	1.43	1.15	0.84	1.47	1.14	0.51	0.61	0.30	2.20	0.30	1.32
St.7	1.32	2.30	1.57	1.24	1.81	2.32	1.97	0.86	0.88	0.61	0.66	0.61	0.23	0.45	2.32	0.23	1.20
St.8	1.10	1.46	1.39	1.30	1.62	2.07	1.44	0.79	1.31	0.80	1.05	0.87	0.20	0.32	2.07	0.20	1.12
St.9	1.23	1.31	1.13	1.28	1.47	1.91	1.07	0.71	0.75	0.66	0.80	0.32	0.62	0.29	1.91	0.29	0.97
St.10	0.73	0.82	1.05	0.57	0.84	0.58	0.94	0.72	0.66	0.66	0.73	0.37	0.19	0.35	1.05	0.19	0.66
St.11	0.59	1.09	1.19	1.30	1.19	1.21	1.41	0.81	0.79	0.71	1.01	0.13	0.21	0.31	1.41	0.13	0.85
St.12	0.72	0.84	0.97	0.54	1.04	1.21	1.04	0.59	0.73	0.55	0.88	0.16	0.11	0.47	1.21	0.11	0.70
St.13	1.04	0.52	0.92	0.72	0.63	0.94	0.93	0.58	0.36	0.65	1.16	0.32	0.11	0.51	0.89	0.16	0.45
St.14	0.83	0.56	0.88	0.66	0.62	0.87	0.81	0.85	0.55	0.60	0.94	0.30	0.07	0.49	0.54	0.13	0.35
St.15	0.53	0.78	0.43	0.33	0.44	0.16	0.61	0.39	0.25	0.32	0.89	0.56	0.29	0.26	0.52	0.19	0.35
St.16	0.48	0.54	0.47	0.27	0.27	0.22	0.50	0.42	0.36	0.33	0.40	0.23	0.13	0.23	0.67	0.11	0.41
St.17	0.52	0.44	0.44	0.37	0.22	0.19	0.50	0.32	0.43	0.25	0.40	0.25	0.31	0.28	0.56	0.07	0.35
St.18	0.52	0.34	0.44	0.24	0.46	0.26	0.55	0.67	0.66	0.33	0.64	0.32	0.11	0.24	1.16	0.11	0.67
St.19	0.56	0.40	0.28	0.40	0.40	0.27	0.53	0.34	0.45	0.29	0.45	0.30	0.07	0.22	0.94	0.07	0.65

St.1 3では,7月・9月・10月にSt.3で1.0度(mg kaolin/L)を超える場合があったが,およそ1.0度(mg kaolin/L)以下で変化した(Fig.2A, B)

St.4 8では,調査期間前半(2005年7月から12月)で高く0.5~2.5度(mg kaolin/L)程度で推移し,後半(2006年1月から6月)で低く,0.3

1.5度(mg kaolin/L)程度で推移した。2006年4月以降はさらに低下し,ほとんどの地点で濁度が1.0度(mg kaolin/L)以下となった。この地域では,地点による差異が大きかった。St.6, 7, 8では調査期間前半で濁度が2.0度(mg kaolin/L)を超え,霞ヶ浦全域で調査期間中の最も高い濁度を示したのに対し,後半では1.0度(mg kaolin/L)以下であった。St.4では年間を通して,0.5~1.5度(mg kaolin/L)程度で推移した。

St.9 14では,St.9, 13, 14で1.5度あるいは2.0度(mg kaolin/L)を超える場合があるが,0.5~1.5度(mg kaolin/L)の間で推移した。全体の傾向として,調査期間前半で高く,後半で低くなる傾向が認められた。

St.15 19(北浦)では,年間を通して1.0度(mg kaolin/L)以下で推移し,地点間の差異は少なかった。

霞ヶ浦全域の濾液の濁度を比べると,土浦入(St.4 8)で最も高く,次いで土浦入りに隣接する地点で高く,高浜入(St.1 3)と北浦(St.15 19)で低かった。

2003年7月~2005年2月に西浦で行われた濾液の濁度の調査では,St.2(高崎沖),St.6(掛馬沖),St.9(湖心)でそれぞれ観測されて

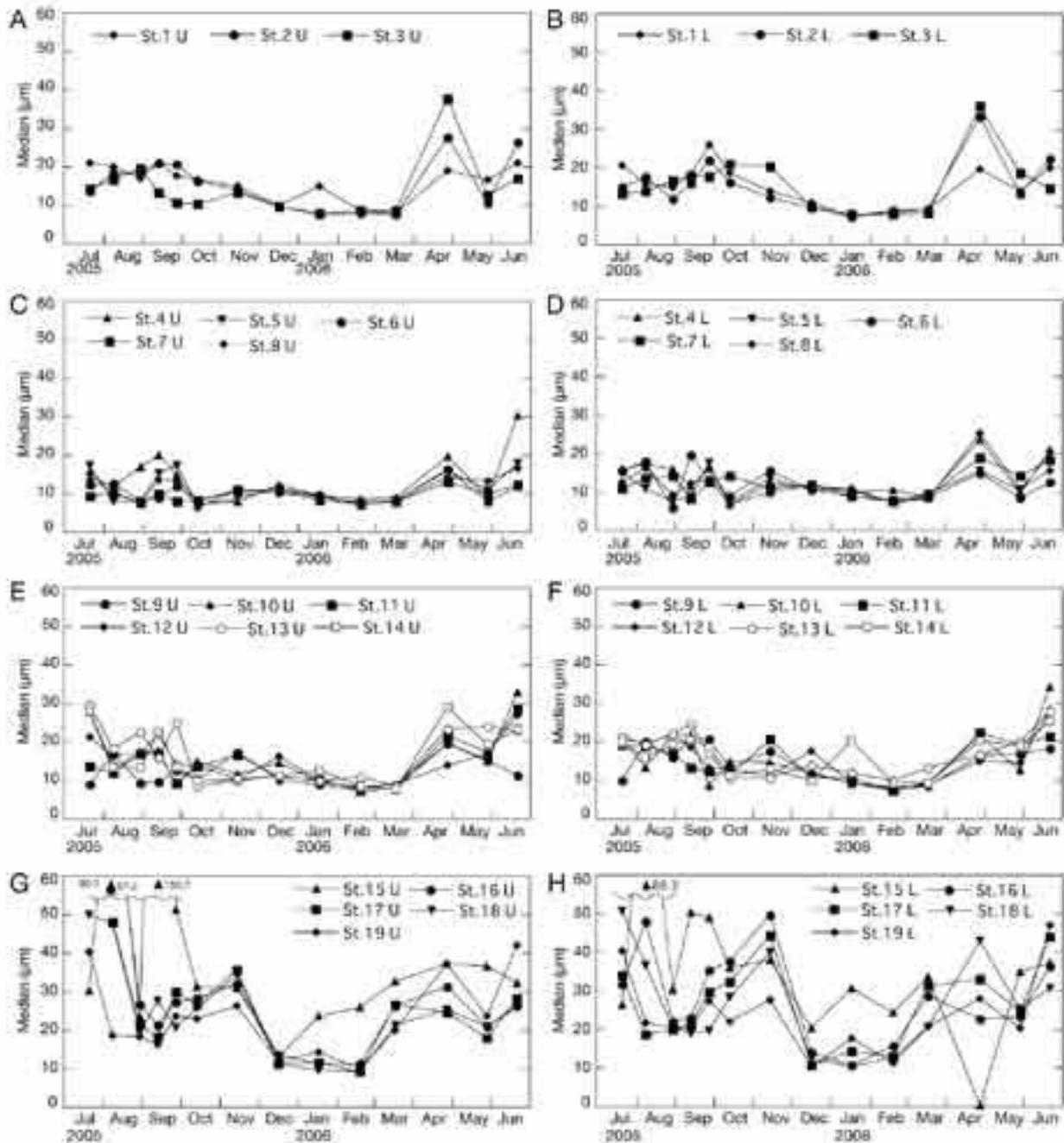


Fig. 3 Variation in median diameter of suspended particles ( $\mu\text{m}$ ). A: St.1-3, upper; B: do, lower; C: St.4-8, upper; D: do, lower; E: St.9-14, upper; F: do, lower; G: St.15-19, upper; H: do, lower.

いる<sup>7)</sup>。この測定期間中、掛馬沖では0.59~2.87度(mg kaolin/L)、高崎沖では0.00~1.94度(mg kaolin/L)、湖心では0.20~2.79度(mg kaolin/L)で変化している<sup>7)</sup>。この変化幅は今回測定された濾液の濁度のそれと大きく変わらない。また掛馬沖と湖心では、7月~8月に高い値を示す傾向があり、今回の観測で得られた季節変化と類似し

た変化を示す。観測年によりその変化幅に多少の差は認められるが、今回観測された濾液の濁度の変化や平面分布は少なくとも過去3年間は継続した現象であると考えられる。

### 3-2 懸濁粒子の粒径

粒度指標の一つである中央粒径 (median) を指標として、霞ヶ浦懸濁物質の粒径比較を行った。

Table 3 Median diameter ( $\mu\text{m}$ ) of suspended particles in Lake Kasumigaura.

Sampling station	2005					2006												
	7/21	8/9	8/30	9/13	9/27	10/13	11/14	12/16	1/17	2/18	3/18	4/27	5/29	6/21	Max.	Min.	Mean	
Upper																		
St.1	21.07	20.10	17.04	21.09	17.63	16.64	15.01	10.11	14.93	8.68	7.97	18.88	16.85	20.92	21.09	7.97	16.21	
St.2	13.82	18.35	18.50	21.05	20.54	16.29	14.05	9.59	7.54	7.95	7.62	27.65	10.57	26.46	27.65	7.54	15.71	
St.3	14.18	16.53	19.83	13.38	10.76	10.41	13.33	9.52	7.93	8.53	8.59	37.67	12.60	16.87	37.67	7.93	14.30	
St.4	14.48	12.01	16.87	19.91	15.04	7.31	8.01	12.35	9.78	8.53	9.06	19.65	8.86	30.22	30.22	7.31	13.72	
St.5	17.24	8.10	8.03	15.25	17.33	7.07	8.90	11.36	9.24	7.49	8.29	16.04	11.16	18.17	18.17	7.07	11.69	
St.6	12.50	12.57	8.18	9.16	12.12	8.51	10.28	11.32	9.66	7.39	8.44	16.47	8.12	12.09	16.47	7.39	10.49	
St.7	9.34	10.39	7.75	10.12	7.98	8.34	11.07	11.16	8.44	7.39	7.96	12.96	10.06	12.30	12.96	7.39	9.66	
St.8	15.19	10.14	7.53	13.59	13.28	6.35	11.44	10.13	9.48	7.62	8.14	14.39	13.30	16.56	16.56	6.35	11.22	
St.9	9.00	16.93	9.25	9.67	12.65	10.33	17.30	10.35	9.15	7.33	7.96	19.61	15.39	11.37	19.61	7.33	11.88	
St.10	27.76	13.01	17.23	17.60	8.98	14.85	11.58	14.77	9.77	8.44	9.15	19.74	15.01	33.12	33.12	8.44	15.78	
St.11	13.58	11.94	16.88	17.17	9.38	13.73	16.58	10.89	10.21	7.43	8.04	21.61	17.21	28.76	28.76	7.43	14.53	
St.12	21.34	16.49	17.50	21.89	14.11	14.00	10.22	16.50	9.92	7.88	9.03	14.15	17.18	27.14	27.14	7.88	15.52	
St.13	29.60	18.34	22.59	16.18	25.03	8.66	9.99	11.28	10.03	11.09	8.72	23.29	24.05	22.90	29.60	8.66	17.27	
St.14	28.06	13.54	13.29	22.57	13.83	10.16	10.48	11.27	12.70	8.57	7.76	29.16	19.22	23.29	29.16	7.76	15.99	
St.15	30.40	90.20	23.83	180.69	51.37	31.48	31.16	13.02	23.75	26.02	32.58	37.38	36.74	32.47	180.69	13.02	45.79	
St.16	*	87.20	26.83	21.27	27.45	28.45	32.09	13.75	11.45	11.45	26.40	31.37	21.13	26.32	*	11.45	28.09	
St.17	*	47.88	21.77	18.27	30.03	26.80	35.85	11.20	11.78	9.49	26.53	24.58	17.85	28.41	*	9.49	23.88	
St.18	50.08	47.64	19.25	27.66	20.55	25.52	34.28	11.22	9.67	9.39	21.41	25.29	21.03	25.86	50.08	9.39	24.92	
St.19	40.52	18.53	18.27	16.30	23.69	22.87	26.36	11.95	14.40	9.99	19.90	37.30	23.80	42.09	42.09	9.99	23.28	
Lower																		
St.1	20.63	16.08	15.09	18.40	26.03	18.57	14.12	10.92	7.45	8.82	9.44	19.79	14.16	20.14	26.03	7.45	15.69	
St.2	14.94	17.80	12.11	15.96	21.94	16.20	12.24	9.56	7.50	9.10	9.37	33.42	13.47	22.26	33.42	7.50	15.42	
St.3	13.31	14.00	16.61	17.97	17.75	21.14	20.48	10.00	7.95	8.05	8.31	36.08	18.74	14.57	36.08	7.95	16.07	
St.4	16.12	17.45	16.02	11.70	16.39	7.15	9.90	12.06	10.04	10.63	8.78	23.75	10.01	21.13	23.75	7.15	13.65	
St.5	14.95	10.93	7.74	9.04	17.79	7.38	13.59	10.64	9.01	8.04	9.76	15.82	10.65	20.12	20.12	7.38	11.82	
St.6	15.70	18.05	5.93	19.57	13.33	9.13	15.73	10.52	10.27	7.53	8.53	15.09	8.63	12.54	19.57	5.93	12.18	
St.7	11.09	13.79	14.28	8.46	12.60	14.41	11.15	12.12	9.12	7.64	9.14	19.09	14.46	18.45	19.09	7.64	12.56	
St.8	12.84	16.43	9.21	12.18	13.39	6.52	12.24	11.21	10.98	7.19	8.28	25.36	11.15	15.81	25.36	6.52	12.34	
St.9	10.04	19.96	15.88	21.12	20.79	13.24	17.70	11.79	9.44	7.38	8.64	16.39	17.13	18.28	21.12	7.38	14.84	
St.10	20.93	13.35	21.89	21.61	8.85	14.94	14.63		9.29	8.17	9.43	21.79	12.60	34.33	34.33	8.17	16.29	
St.11	19.33	19.13	16.96	13.23	12.46	11.29	20.67	10.59	10.67	7.43	9.13	22.46	19.32	21.34	22.46	7.43	15.29	
St.12	20.84	19.68	21.62	18.71	13.46	13.15	11.46	17.61	9.23	8.27	8.94	14.95	14.68	28.35	28.35	8.27	15.78	
St.13	21.23	19.50	22.11	24.61	16.86	10.70	10.67	14.04	11.97	9.91	13.33	16.69	19.93	27.96	27.96	9.91	17.11	
St.14	20.06	16.12	19.50	20.55	18.78	11.38	12.93	10.11	20.45	9.65	9.41	20.36	19.01	25.34	25.34	9.41	16.69	
St.15	26.31	88.33	30.43	50.22	49.01	35.96	37.96	20.32	30.79	24.49	33.54	0.19	34.87	37.33	88.33	0.19	35.69	
St.16	31.77	47.88	21.97	22.92	35.25	37.73	49.70	14.06	10.55	15.77	28.55	22.62	23.37	36.19	49.70	10.55	28.45	
St.17	33.93	18.53	19.94	21.32	29.68	32.25	44.21	10.52	14.45	12.99	31.34	32.96	24.81	44.09	44.21	10.52	26.50	
St.18	50.74	36.57	20.64	19.09	19.58	28.39	39.89	12.23	10.46	12.84	20.68	42.98	25.49	30.61	50.74	10.46	26.44	
St.19	40.51	21.77	20.19	20.26	27.38	21.95	27.62	10.23	17.70	11.31	20.80	28.11	20.24	46.90	46.90	10.23	23.92	

\*  $\geq 1000 \mu\text{m}$

中央粒径の分布と季節変化をFig. 3に、測定値と年間平均値、年間最大・最小値をTable 3に示す。

中央粒径の分布と季節変化は北浦と西浦で大きく異なる傾向を示した。北浦ではその変化幅が  $10 \mu\text{m} \sim > 1000 \mu\text{m}$  と非常に大きいのに対し、西浦では、数  $\mu\text{m} \sim$  数  $10 \mu\text{m}$  と小さかった。以下、西浦および外浪逆浦・北利根川と北浦それぞれの変化の特徴を記述する。

西浦の中央粒径は、2005年7月～10月に10  $\mu\text{m}$ 程度で変化し、2005年11月～2006年3月では10  $\mu\text{m}$ 前後で変化した。また、2006年4月以降では、10  $\sim$  40  $\mu\text{m}$ で変化した。2005年11月～2006年3月の期間は、地点による差がほとんど無かったが、その他の期間では、高浜入(St.1-3)で多少粒径が大きく、土浦入り(St.4

8)とそれに隣接する地点(St.9 など)で比較的粒径が小さかった。北利根川(St.13)、外浪逆浦(St.14)では、西浦の他の地点とほぼ同じ傾向を示した。

北浦では、2005年7月～11月の期間の中央粒径がほとんどの地点で20以上と比較的大きかった。特にSt.15～17では、中央粒径が100  $\mu\text{m}$ をうわまわる時期も観測された。2005年12月～2006年2月の期間では、St.15を除く地点で、中央粒径は比較的小さく、上層で10  $\mu\text{m}$ 前後、下層で10  $\sim$  17  $\mu\text{m}$ 程度であり、西浦における値と大きな違いはなかった。2006年3月～6月では、20  $\sim$  60  $\mu\text{m}$ と比較的大きい値で変化した。

### 3-3 白濁との関係

これまでの調査で、白い濁りが観察された地域では、濾液の濁度が高いことが観察されている<sup>7)</sup>。1999年に初めて報告された褐色～白褐色の濁水<sup>1)</sup>と近年観察されている濁り(白濁)、そして今回観察された濁りは、それらを直接比較する資料がないため、同一の現象であるかどうかは不明である。今回観察された濁りを「白濁」と仮定すると、白濁を構成する懸濁物の粒径にはどのような特徴があるのだろうか。

今回の調査でも、視覚的な白い濁り(実際は茶色い濁りに見える)の程度と、濾液の濁度は比較的良い対応を示した。すなわち、白い濁りが強い湖水では、濾液の濁度が高かった。濾液の濁度が高いということは、懸濁物質に含まれる1 μm以下の粒子の量が多いことを意味する。したがって、濾液の濁度が高い地点(白濁した地点)では懸濁粒子の粒径が小さくなるものと推測される。

濾液の濁度と、懸濁粒子の中央粒径の年間平均値や年間最大値・最小値を比べると、濾液の濁度が高い西浦の土浦沖で、中央粒径は最も小さい値を示す。西浦から外浪逆浦(St. 1 - St. 14)では、濾液の濁度と中央粒径の年間平均値の間に、

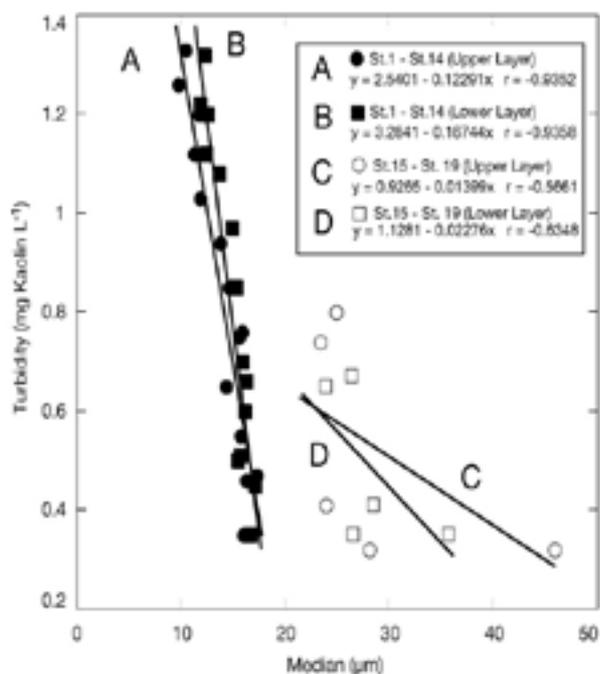


Fig.4 Correlation between annual mean turbidity of filtrate (mg Kaolin/L) and median diameter (μm) of suspended particles.

高い負の相関が認められた(上層:  $r = -0.9352$ ,  $n=13$ ,  $p > 0.01$ ; 下層:  $r = -0.9358$ ,  $n = 13$ ,  $p > 0.01$ )(Fig. 4)。北浦(St. 15 - 19)では西浦とはトレンドが異なり、西浦ほどの相関は認められなかった(上層:  $r = -0.5661$ ,  $n = 5$ ,  $p > 0.1$ ; 下層:  $r = -0.6348$ ,  $n = 5$ ,  $p > 0.05$ )(Fig. 4)。この事実は、年間平均値で見れば、西浦では濾液の濁度が高い地点で、懸濁粒子の粒径が小さいことを示し、西浦と北浦ではその変化要因が異なる可能性を示している。

一方、中央粒径と濾液の濁度の季節変化に着目すると、西浦の土浦入以外の地点や北浦でも中央粒径が小さくなる時期があり(2005年11月～2006年3月)、この時期の濾液の濁度は、土浦入りも含め高い値を示さない。このことは、濾液の濁度と懸濁粒子の粒径が、季節単位では明確に対応していないことを示す。

年間平均値で見れば、白い濁りが強い地点では、中央粒径が小さくなる傾向が認められ、白濁する地域では懸濁粒子の粒径が小さい傾向が示された。しかし、濾液濁度の季節変化は、中央粒径の変化と必ずしも対応していないことが示された。濾液の濁度は、粒径1 μm以下の限られた粒子の量を表す指標であり、中央粒径は粒度指標の一つである。両指標は、懸濁粒子全体の粒径分布を必ずしも的確に表現しているわけではないため、白濁を構成する懸濁物の粒度特性を理解するためには、懸濁粒子に関するさらなる調査が望まれる。今後は、SEM観察による懸濁粒子の組成の違いや、詳細な粒径頻度分布等を検討して、懸濁物質の性質を詳細に明らかにすることが必要となるだろう。

#### 引用文献

- 1) 岩崎 順・外岡健夫(2000):1999年7月に霞ヶ浦で発生した濁水について.茨城内水試研報, 36, 16-19.
- 2) 沼澤 篤(2005):衛星画像で見た西浦・外浪逆浦の白濁.霞ヶ浦研究会報, 8, 1-1.
- 3) 春日清一(2005):霞ヶ浦西浦の湖水白濁は何を示すのか.霞ヶ浦研究会報, 2-3.
- 4) 大竹嘉尚・根岸正美(2005):霞ヶ浦(西浦)の湖水白濁現象について.霞ヶ浦研究会報, 8,

4-4 .

5) 福島武彦・関 智弥(2005)霞ヶ浦の濁度上昇について .霞ヶ浦研究会報 , 5-8 .

6) 前田 修(2005):霞ヶ浦の白濁現象に関するスペキュレーション .霞ヶ浦研究会報 , 8 , 9-12 .

7) 茨城県公害技術センター (2005):霞ヶ浦における白濁現象に係る調査報告書 .茨城県公害技術センター , 13 p .

8) 日本水道協会(2001)上水試験方法・解説編 .日本水道協会 , 882 p .

# 冬季の北浦における湖流観測

小松伸行, 石井裕一

Current Observation of Lake Kitaura in Winter

Nobuyuki KOMATSU, Yuichi ISHII

キーワード: Kitaura, lake current, velocity, ADCP

## 1 はじめに

北浦は茨城県南東部に位置する南北に細長い富栄養湖で、湖面積 $36\text{km}^2$ 、平均水深 $4.8\text{m}$ の浅い湖である。22本の流入河川のうち、主要な河川は巴川および鉾田川である。唯一の流出河川である鰐川は、外浪逆浦を含む常陸利根川に接続している。常陸利根川と利根川の合流点には、利根川からの洪水の逆流と塩水の遡上を防ぐことを目的に常陸川水門が設置されており、水門操作による水位管理が行われている。

近年の北浦では、様々な水質保全の取り組みにもかかわらず、リン濃度の増加<sup>1)</sup>やアオコの大量発生<sup>2)</sup>などの問題が生じている。湖内の水質問題を検討するためには、湖内の流動特性を明らかにする必要がある。内湾や湖沼の水理現象に関する研究は数多く行われているが、霞ヶ浦における湖流の研究は主に西浦が対象であり<sup>3)4)5)</sup>、北浦の詳細な現地観測例や数値実験例はほとんどない。そこで本研究では、北浦においてADCP(超音波ドップラー流速計)を用いて実施した3次元流速分布の多地点同時観測データから、冬季の流況特性について解析した。

## 2 方法

観測地点の概要を図1に示した。湖内8地点の湖底にADCP(Nortek製アクアドッププロファイラー NB型2MHz)を設置し、2005年12月21日から2006年1月23日(Period 1)及び2006年1月30日から2006年3月7日(Period 2)に流速分布の連続観測を行った。ADCPの鉛直測定は湖底上70cmから50cm間隔とし、測定時間は60秒平均10分間隔に設定した。

気象データには、気象庁による鹿島観測所のアメダスデータを用いた。

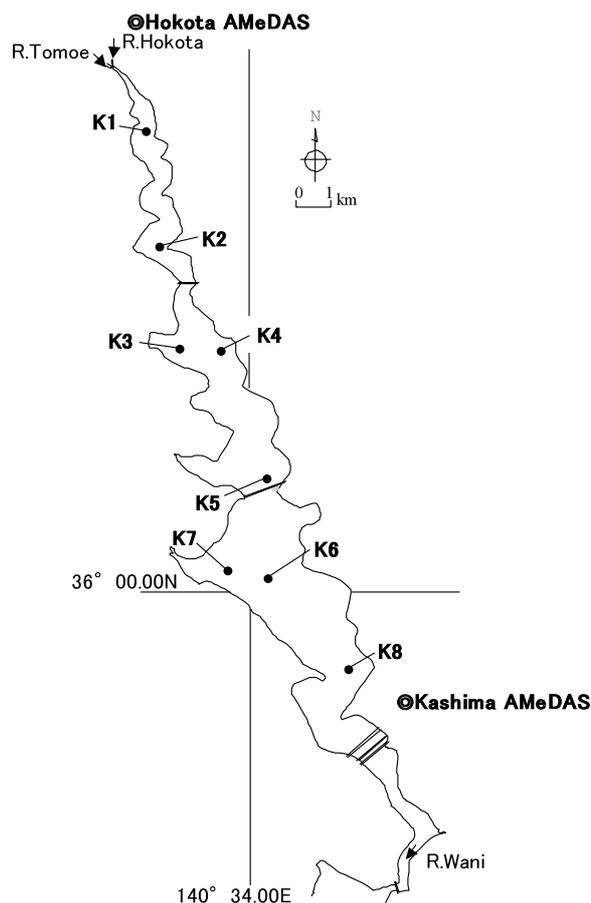


図1 北浦観測地点の概要

## 3 結果と考察

### 3-1 平均流速の比較

各観測地点の流況を概観するため、観測された流速の南北成分及び東西成分の平均値を図2に示した。ここで、南北成分を示すグラフではX軸の正の値が北向きの流れ、負の値が南向きの流れを表し、東西成分を示すグラフではX軸の正の値が東向きの流れ、負の値が西向きの流れを表す。

各地点の南北成分を見ると、水面近くでは基本的に南向きの流れが卓越していたことが見て取れるが、Period 1のK5とPeriod 2のK8では北

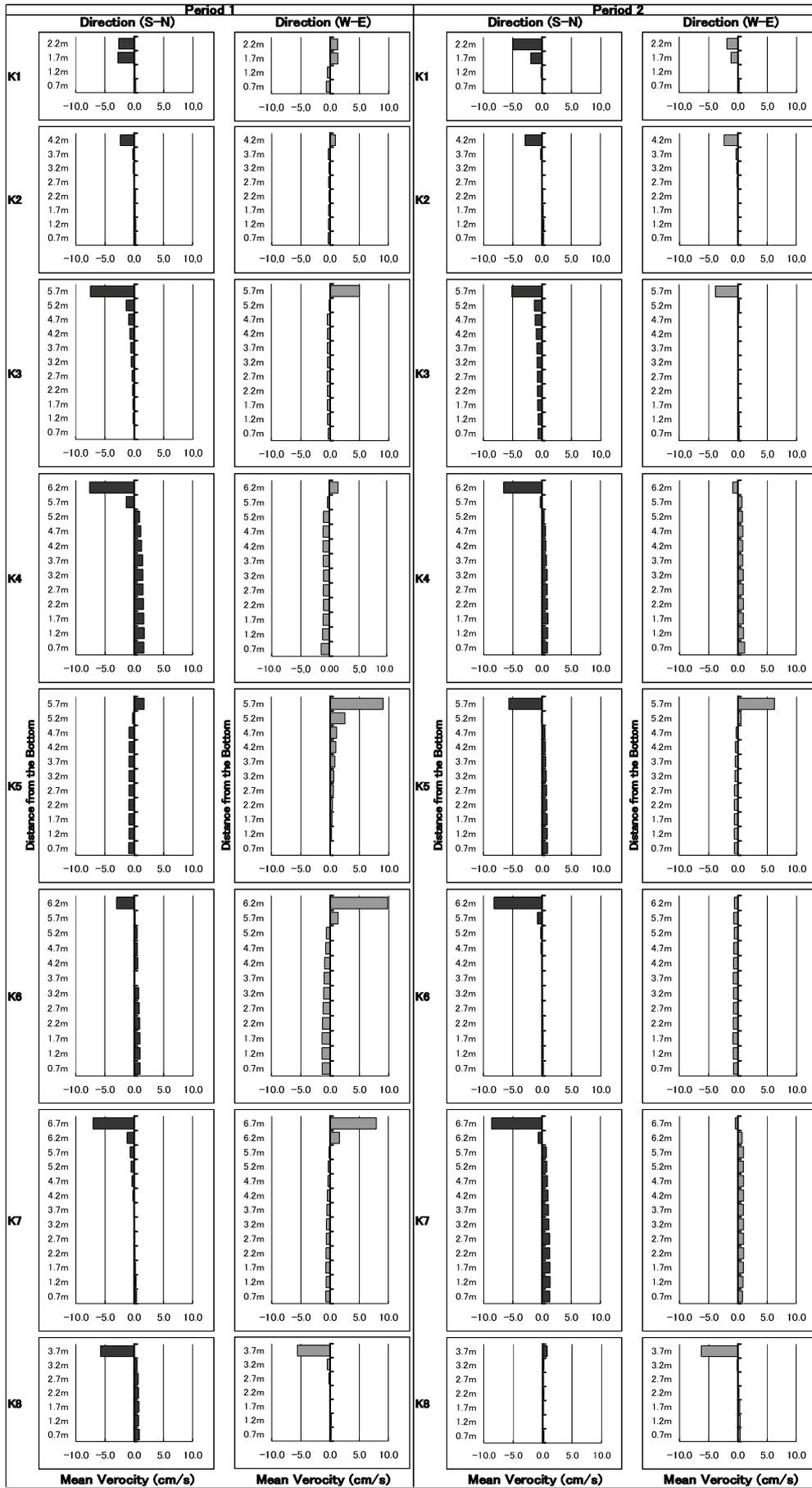


図2 流速の平均値 (左 : 南北成分, 右 : 東西成分)

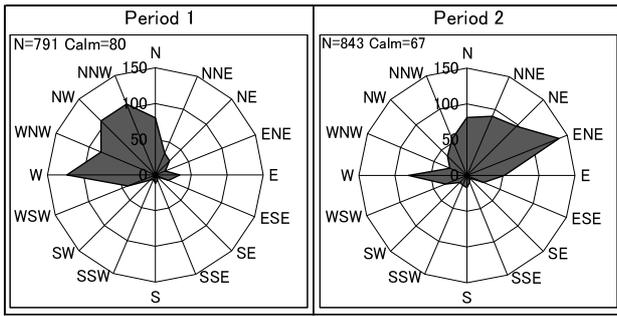


図3 風向の出現頻度

向きの流れが見られた。中層から下層にかけては水面近くとは反対向きの流れが卓越する傾向があったが、K3ではいずれのPeriodでも全層で南向きの流れが卓越した。

東西成分を見ると、水面近くでは多くの地点においてPeriod 1には東向き、Period 2には西向きへと卓越する流れの向きが変化した。しかしながら、K5では東向き、K8では西向きの流れがいずれのPeriodでも変わらずに卓越した。中層から下層では、南北成分と同様に水面近くと反対向きの流れが卓越する傾向が見られたが、Period 1のK5とPeriod 2のK6は全層で水面近くと同方向の流れとなった。

鹿島観測所における風向の出現頻度を図3に示した。この図から、鹿島地方では南北方向に見ると北から南へ吹く風が観測期間を通じて卓越し、東西方向に見るとPeriod 1には西から東へ、Period 2には東から西へ吹く風が卓越したことがわかる。この結果と水面近くで観測された流向とは多くの地点で良く対応しており、湖流に対して風が大きく影響した可能性が考えられる。今後、湖上における風の観測結果を用いた解析が必要である。一方で、平均流速を比較しただけでもK5とK8あるいはK3に特徴的な傾向が見て取れた。時系列的に流況を比較すれば各観測地点の特性はさらに複雑なものとなることが予測される。このため、観測データを詳細に解析するとともに、湖水の運動を引き起こす要因について一つ一つ検討していく必要がある。

### 3-2 気象条件による流況の違い

気象と流況との関係を検討するため、鹿島観測所における風と降雨量の観測データをもとに、特

徴的な気象条件を抽出した(図4)。図中のベクトルは風が吹き去る方向を示している。抽出した条件は、降雨量が0mmで無風状態が継続(Case1)、降雨量0mmで5~8m/sの西風が継続(Case2)、降雨量は僅かで4~5m/sの北東風が継続(Case3)及び累積雨量100mmを超える降雨と5~8m/sの北風の前夜(Case4)である。観測された流れは水面に最も近い層とその他の層の二層流を形成することが多かったため、抽出した気象条件下の水平流速のうち、最も水面に近い層(上層:Upper)と最も湖底に近い層(下層:Bottom)の1時間平均値を図5に示した。

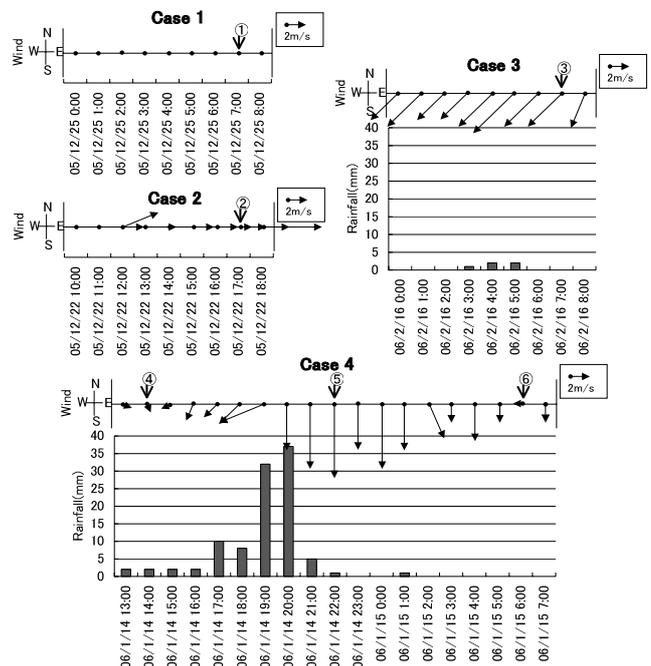


図4 抽出した気象条件

まず、Case1の に見られるように、風が静穏である場合にはいずれの観測地点でも上層・下層ともに流速は数cm/sと小さかった。一方、強めの風が継続して吹いたCase2の やCase3の では各観測地点の上層で大きな流速が観測された。この時、下層では上層と反対方向へ流れる地点が多く、その流速は小さいものの鉛直循環流が生じていたことが示唆された。また、北浦の長軸方向を横断するように配置したK3とK4及びK6とK7の下層には、明確ではないものの相反する流れも見られ、地形性の水平循環流が形成された可能性がある。風が弱く雨が降り始めたCase4の

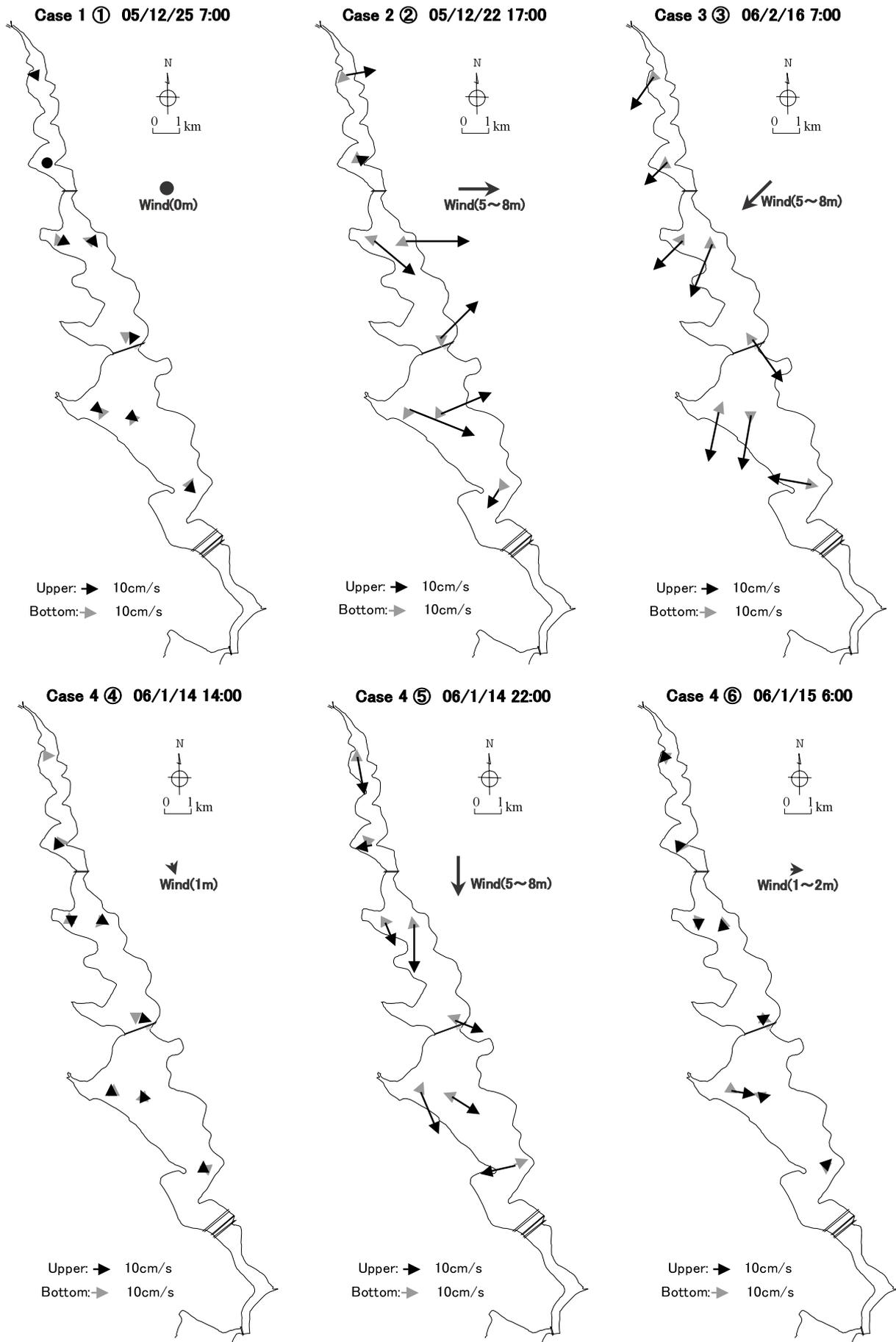


図5 抽出した気象条件下の流況

では、静穏時と同様に大きな流速は見られなかった。その後、降雨量の増加とあわせて北風が強くなり、吹いたCase4の 1では一時的に上層の流速が大きくなったが、風が弱まったCase4の 2の時点では流速はすでに小さくなっていった。

北浦のような閉鎖的な浅水湖においては風が湖流生成の最も重要な要因であると考えられる<sup>6)7)</sup>。今回の観測時に上層で見られた流れの大きさや向きは、多くの地点で風に良く対応していたことから、吹送流が流況特性に強く影響したことが窺われる。しかしながら、平均流速の比較でも見られたようにK5やK8では風に対して他の地点とは異なる流れが生じていた。湖上風の非一様な分布が湖流に与える影響が大きいことが指摘されており<sup>8)9)</sup>、風の時空間分布と流況との関係についてはさらに詳しい検討が必要である。また、北浦では両岸から突き出た「鼻」と呼ばれる岬のために、風向きにかかわらず小さな水平循環流が数多く形成され、各々独立した水塊を形成するという模型実験結果もあり<sup>10)</sup>、湖水の風応力の違いや地形効果など考慮すべき要因は数多く残されている。

霞ヶ浦(西浦)では、河川流による湖水の流動は大雨時を除き吹送流に比べて無視できるとされている<sup>3)</sup>。今回の観測では河川流量の変動について調査していないため、降雨による流入量増加の有無について確認できなかったが、Case4について降雨前後の流況変化を見る限り、各観測地点においては降雨よりも風の方が強く作用したことが推察された。

### 3-3 静振 (Seiche) の観測

ADCPのセンサー部で測定される水圧は水位の情報を与えるが、この水圧や流速の観測値は短時間のうちにめまぐるしく変動する。そこで、各観測地点の水圧と上層及び下層の流速南北成分についてスペクトル解析を行い、得られた波形を比較した結果、K1とK2、K3とK4、K6~K8が各々類似した波形を示した。また、Period 1とPeriod 2とはほとんど同じ結果であった。図6にはPeriod 1のK2、K4、K8における水圧・流速のスペクトル図を示した。水圧の0.1Hz付近にピークが認められ、約100分周期の変動が存在す

ることが示された。流速にも同じ変動周期が見られるが、ピークは北浦の北部に位置するK1・K2で顕著であり、南の観測地点ほど不明確であった。

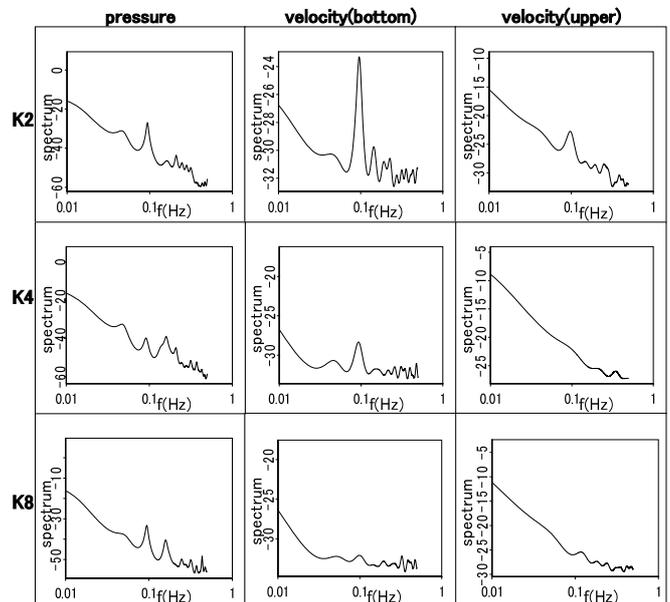


図6 水圧・流速のスペクトル解析結果

K1及びK8で観測された水圧の変動について、観測値と平均値との差分の経時変化で図7に示した。湖全体の水位変動が小さい平常時の水圧変化である(b)のグラフから、K1でおよそ100分周期の振動が見られるが、その振幅は小さい。これは、2~3cmの水位変化に相当する振動である。K8にも同じような周期を有する振動が存在しているようであるが明確ではない。常陸川水門の開放時間を含む時系列である(a)、(c)のグラフからは、特徴的な変動が認められた。水門の開放時には、まずK8の水圧が低下し、1時間ほど遅れてK1の水圧が低下していく。その後水門が閉鎖されると水圧は約100分の周期で大きく振動し、特にK1における振幅は0.1~0.2dbarにもおよぶ。これは約10~20cmの水位変化に相当する。この振動は水門閉鎖後10~12時間経過すると減衰していった。K1とK8の振動の周期はほぼ同じであるが逆位相の関係が認められた。

以上のような水圧や流速に見られた約100分周期の変動は静振であると考えられる。実際、長軸長20km、水深4.8mとして計算される静振の

周期は97.2分であり、観測結果とよく一致している。北浦の北部に位置するK1・K2といった地点で静振による水圧変動が顕著に現れたのは、水域の幅が狭いことの影響であろう。

静振は風速の急変や湖沼の流入出の急変、気圧変動、水域への局地的降雨、地震、湖岸崩壊などにより生じる<sup>11)</sup>。今回の観測では、振幅の大きい静振は水門操作時に生じていた。また、スペクトル解析で得られた100分よりも短い周期の振動については複雑な分布をしておりさらに検討が必要である。閉鎖的な湖沼において静振が湖流に与える影響は無視できない<sup>3)12)</sup>。今後、静振の特性と影響についても明らかにする必要があると考えられる。

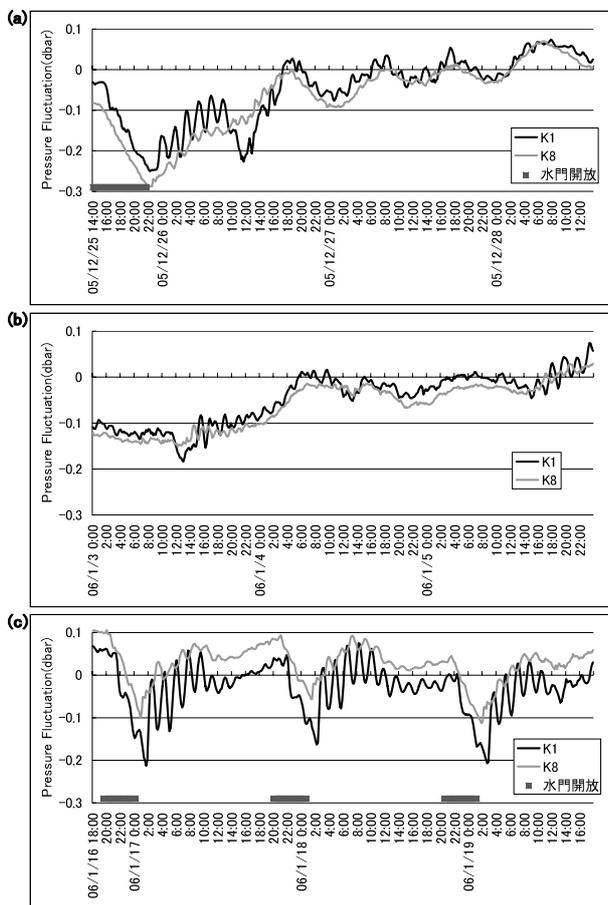


図7 K1 と K8 における水圧の変動

### 3-4 水門操作による湖流への影響

今回の観測では水門操作時に振幅の大きな静振が観測され、その水圧変動は水域の幅が狭いK1・K2で顕著であった。また、流速の周期性は風の影響を受けにくい下層で明確であった。そこ

で、Period 1のK1・K2について1月16日からの水門操作に伴う水圧変動と下層における流速南北成分の変動を図8に示した。流速のグラフは北向きの流れを正に、南向きの流れを負にとっている。この結果から、静振の発生時には流向・流速も変動することが明らかであり、水圧の上昇時には北向き、下降時には南向きに流れが変化した。この時の下層流速の変動幅は10~20cm/sにも達している。全観測データのうちで下層の流れが5cm/sを超えたものはK1で5%、K2で9%に過ぎない。このことから、水門操作に伴う静振から生じる振動流は、地点によっては下層における他の流れに卓越する大きさであることが明らかとなった。

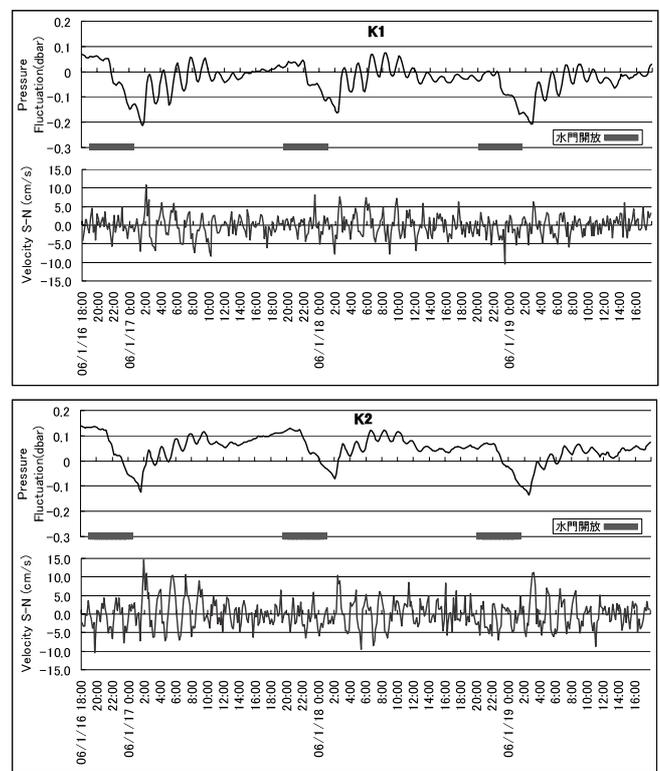


図8 K1 と K2 における水圧および下層の流速南北成分の変動

将来に湖内の水質や物質輸送を検討する場合、湖水が循環や振動を繰り返しながらも最終的にどの方向に流れるのかについて研究されていることが重要である。湖沼からの流出が多くなると考えられる水門開放時の湖水の流動を検討するため、100分間移動平均をかけて静振の影響を取り除いた水門操作前後の水圧変動と流速南北

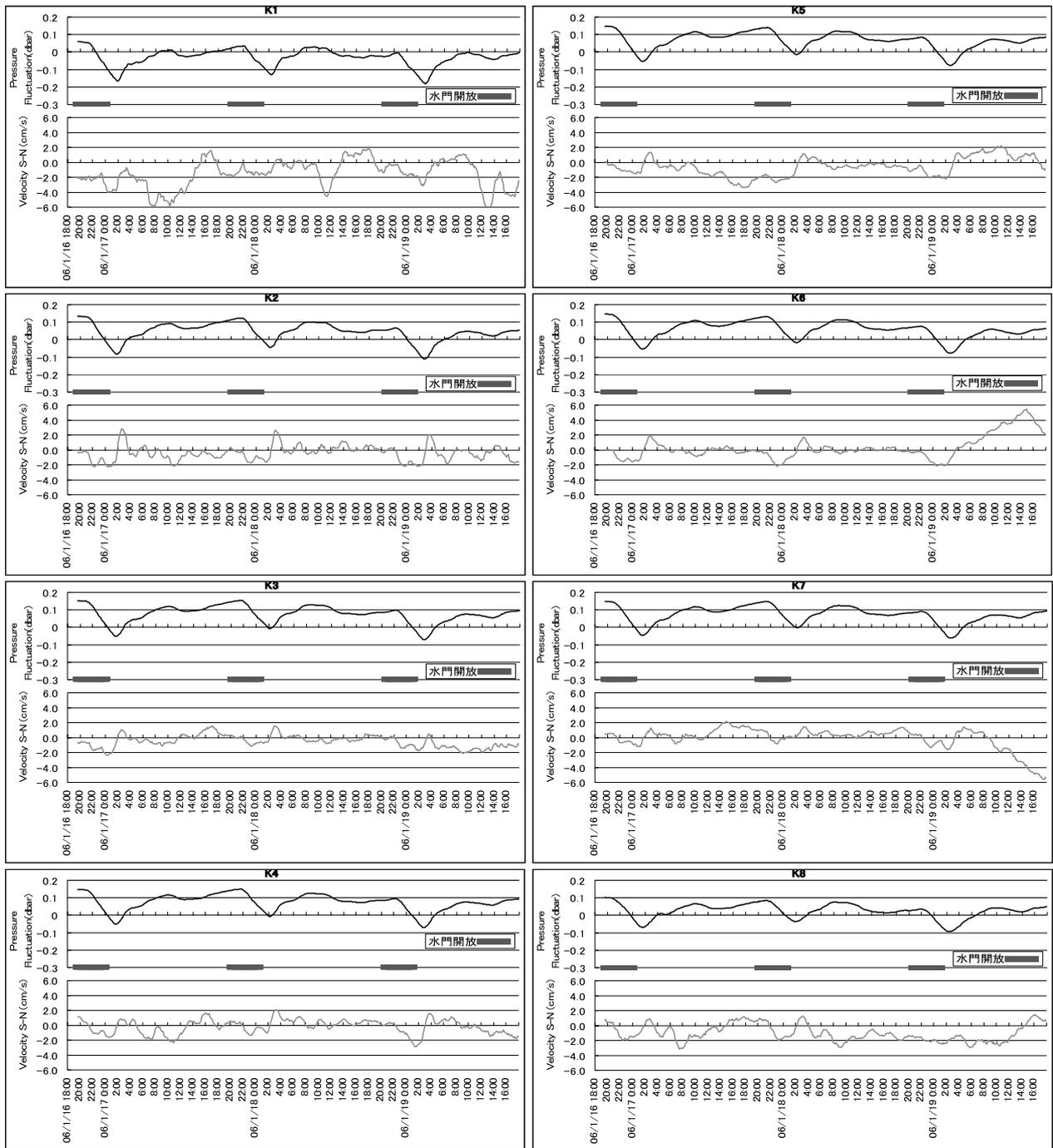


図9 各地点における水圧と流速南北成分の変動(100分移動平均)

成分の変動を図9に示した。ここで示した流速は、全層の平均値である。この図から、水門開放時には水圧低下とともに僅かではあるが南向きの流速成分が強くなり、水門閉鎖後は水圧が上昇に転じるとともに北向きの流速成分が強くなる傾向が各地点で見られた。この結果は、水門が開放されると北浦の湖水全体がゆっくりと流出する方向に動いて水位が下がるが、水門が閉鎖される

と湖水が逆流し速やかに水位を上昇させている可能性を示している。今後は、流出河川である鰐川の流量観測と合わせて解析を行いたい。いずれにしても、水門開放に伴う流速変化はそれほど大きくなく、同じ規模あるいはそれ以上の変化は水門閉鎖時にも見られた。

以上の結果から、水門操作による湖流への影響としては、流出量の変化に伴う流動の形成・干渉

よりも、二次的に発生する静振により一時的・局部的に引き起こされる急激な流況変化の方が重要であると考えられる。

#### 4 まとめ

- 1) 平均流速の比較では、南北方向には上層で南向き、中～下層で北向きの流れが多かった。東西方向には上層でPeriod 1に東向き、Period 2に西向きの流れが多く、中～下層で上層と反対向きの流れが多かった。
- 2) 特徴的な気象条件下の観測から、多くの地点で風に対応した流れが見られ、吹送流が流況特性に強く影響したと推察された。
- 3) 北浦では、南北方向に約100分を周期とする静振が発生していた。また、静振は水門操作時に振幅が大きくなることがわかった。
- 4) 水門操作に伴う静振から生じる振動流は、地点によっては底層における他の流れに卓越する大きさであった。しかし、全体の湖流形成に対する水門操作の影響は大きくないと考えられた。

以上、冬季の北浦で観測された流況の概略と、いくつかの現象について検討を行った。言うまでもなく、湖流は何らかの要因が単独で作用して形成されるものではなく、複数の要因が時には相乗し、時には打ち消しあって発現しており現象を複雑にしている。このため、今後は個々の要因について十分に研究するとともに、総合的な解析も行われなければならない。また、流況特性を現地観測だけで解明することは困難であるため、観測結果を用いて構築される流動モデルによる検討を行う予定である。

#### 謝辞

現地観測の実施にあたっては、きたうら広域漁業協同組合方波見和夫組合長をはじめ、多くの組合員の方々から協力を得た。ここに記して厚くお礼申し上げます。

#### 引用文献

- 1) 湯澤美由紀, 根岸正美, 栗田初美, 山本哲也 (2001): 北浦におけるリン酸態リンの高濃度現象, 茨城県公害技術センター研究報告書, 11, 33-37, .
- 2) 本間隆満, 小松伸行, 根岸正美, 前田修 (2006): 北浦におけるMicrocystis属の時空間的分布と物理化学的因子の関係, 第40回日本水環境学会年会講演要旨集, p13.
- 3) 村岡浩爾, 福島武彦 (1981): 霞ヶ浦(西浦)の湖流, 国立公害研究所研究報告, 19.
- 4) 田中昌宏, 石川忠晴 (1989): 日成層形成時の吹送流の特性について, 土木学会論文集, 405, 63-72.
- 5) 銭新, 石川忠晴, 西部隆宏 (1997): 霞ヶ浦高浜入りにおける日成層形成時の湾水交換の数値シミュレーション, 海岸工学論文集, 44, 1051-1055.
- 6) 大久保賢治, 村本嘉雄 (1987): 琵琶湖南湖の湖流観測(2)-吹送流の時間的变化-, 京都大学防災研究所年報, 30-B-2, 569-582 .
- 7) 石川忠晴, 田中昌宏, 小関昌信 (1988): 湖面に働く風応力の現地観測, 第32回水理講演会論文集, 305-310 .
- 8) 大久保賢治, 村本嘉雄, 久保田一 (1983): 琵琶湖南湖の湖流解析, 京都大学防災研究所年報, 26-B-2, 503-530 .
- 9) Endoh S., Watanabe M., Nagata H., Maruo F., Kawae T., Iguchi C. and Okumura Y. (1995): Wind Fields over Lake Biwa and Their Effect on Water Circulation, Jpn. J. Limnol., 56-4, 269-278 .
- 10) 佐々木道也 (1975): 霞ヶ浦・北浦における酸素欠乏状態の発生機構に関する一考察, 茨城県内水面水産試験場研究報告, 12, 13-16 .
- 11) 岩佐義朗 編: 湖沼工学, 山海堂, 1990
- 12) 今里哲久, 金成誠一, 國司秀明 (1972): びわ湖の水の流動に関する数値実験的研究-主として1層2次元モデルについて-, 京都大学防災研究所年報, 14-B-2, 451-464 .

# 茨城県における降雨負荷量

山本 麻美子

Loads of Nitrogen,phosphorus,and COD from rainfall in Ibaraki prefecture

Yamamoto Mamiko

キーワード:降雨, COD,窒素,リン,原単位

## 1 はじめに

2005年6月に湖沼水質保全特別措置法が改正され,農地や市街地等からの流出水の対策を進める流出水対策地区制度が新たに設けられた。農地や市街地といった面源からの負荷は降雨を介して流出する特性を有し<sup>1)</sup>,その流出の元となる降水そのものの負荷も無視できるほど小さいものではないことが指摘されている<sup>2)</sup>。

そこで,これまで行われた降雨水質調査結果を用いて降雨による負荷の実態把握を行うことを目的とし検討を行った。検討項目としては現行水質保全計画の原単位として使用されているCOD, T-N, T-Pとした。

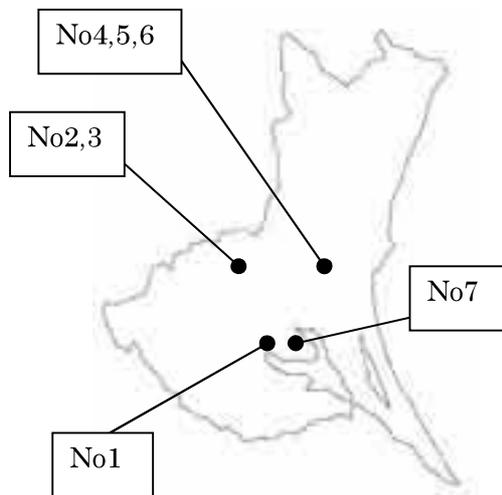
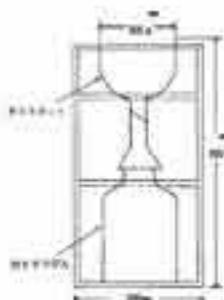


図1 調査位置図

表1 検討対象調査概要<sup>3)</sup>

No	調査期間	調査位置図	調査地点	採水方法
1	1991/4-1992/3	土浦市湖北	霞ヶ浦下水道事務所屋上	A
2	1995/4-1996/3	桜川市(旧岩瀬町)	今泉:山林	A
3	1996/5-1997/3	桜川市(旧岩瀬町)	今泉:山林	A
4	1996/6-1997/2	水戸市石川	環境監視センター(旧公害技術センター)屋上	B
5	2003/4-2004/2	水戸市石川	環境監視センター(旧公害技術センター)屋上	B
6	2004/4-2005/2	水戸市石川	環境監視センター(旧公害技術センター)屋上	B
7	2005/6-2006/3	土浦市沖宿	霞ヶ浦環境科学センター庭	B



受水ロート面積  
706cm<sup>2</sup> (調査 1, 2, 3)



受水ロート面積  
1000cm<sup>2</sup> (調査 4, 5, 6)  
314cm<sup>2</sup> (調査 7)

A: デポジット雨水採水器 (一週間間隔)

B: 自動降水採水器 (一降雨毎採水)

## 2 検討対象とした調査の概要

これまで降雨水質調査は種々行われてきている。今回は旧公害技術センターと霞ヶ浦環境科学センターで平成元年以降に行われた調査のうち年間を通じて行われており、虫や異物の混入による汚染の影響が少ないと思われる表1に示した調査について検討を行った。調査位置は図1に示した。

## 3 検討結果と考察

### 3-1 降雨負荷の季節変動

降雨の季節変動を検討するため月別降雨量及

び負荷量を算出した(図2)。採水量が分析するに十分でなく欠測が多かった月はデータとして除いた。また各調査地点から最寄りのアメダス地点を用いて降水量を示した。

降水量は9、10月に特に多く12、1、2月(以下冬季)に少ない傾向があり、負荷も冬季にすべての調査、全水質項目において少ない結果であった。3月から11月までは冬季と比べて負荷が大きく、COD負荷で約3~7倍、T-N負荷で約3~20倍、T-P負荷で約10~38倍の結果となった。

調査地点や調査年度の負荷量には明確な関係が見いだせなかった。

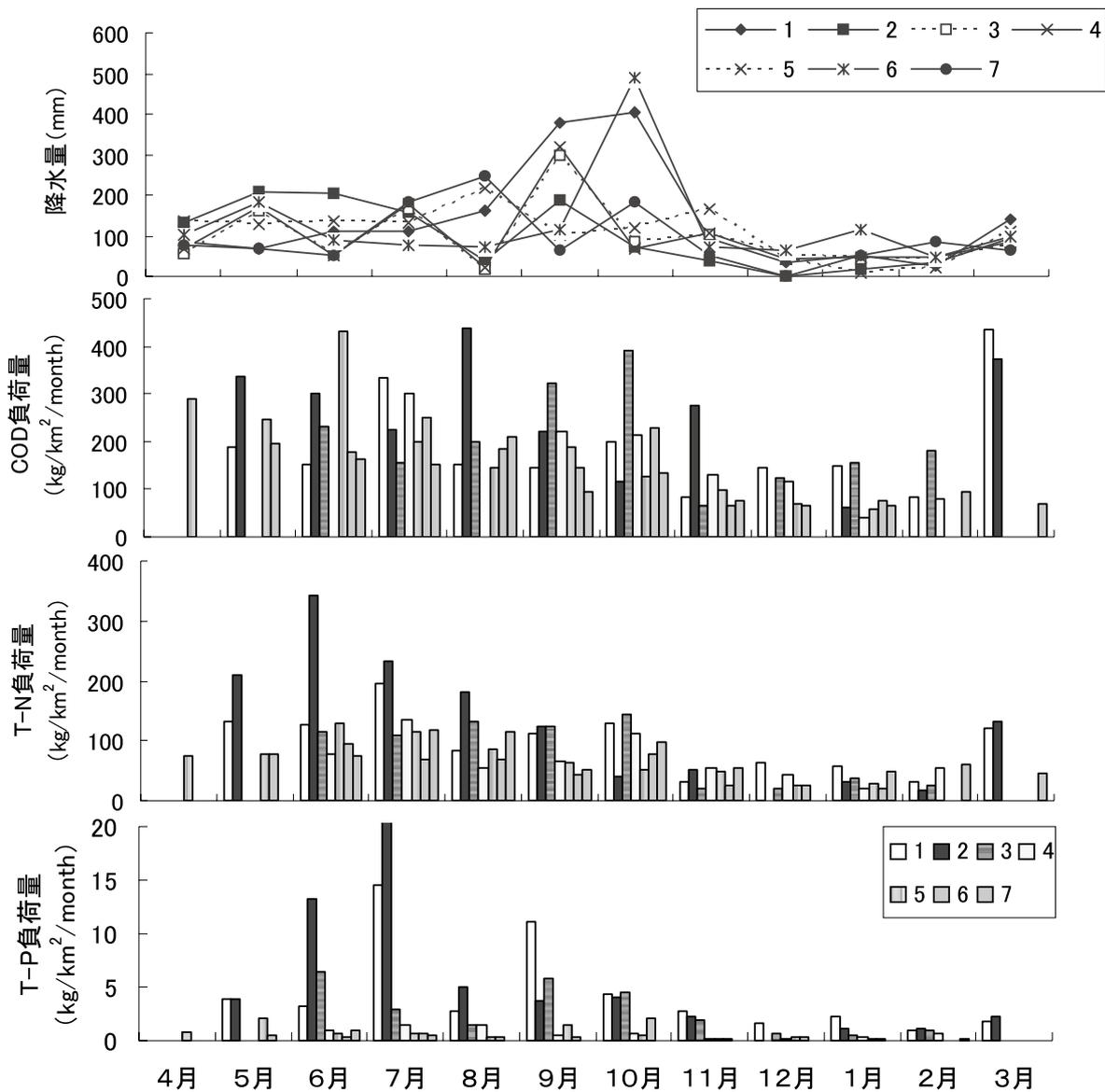


図2 降水負荷の年間変動

### 3-2 降雨量と水質の関係

図3に降雨量と降水水質の関係について示した。すべての調査、全水質項目において降雨量が多くなるほど濃度が下がる傾向が見られた。これは降水量が多くなるほどファーストフラッシュの影響が少なくなるためと思われる。いずれの水質項目も降水量が100mmを超えると水質が低濃度で一定となるが降水量が0～100mmの間はバラツキが大きかった。この水質濃度の違いは季節変動よりも、先行晴天日数や降水時の大気の状態が影響していると考えられる。

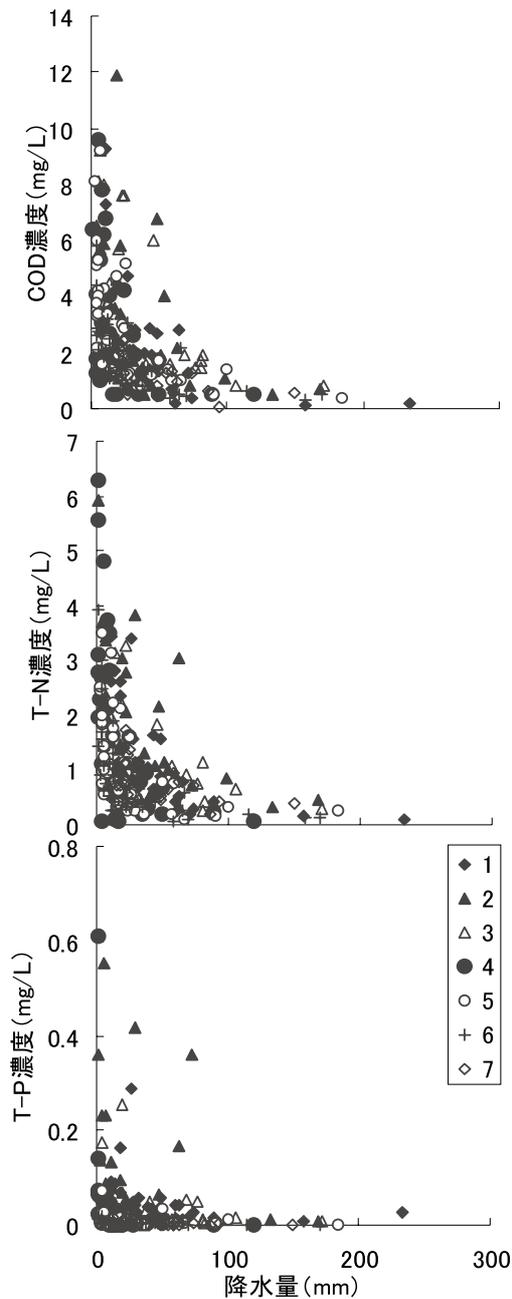


図3 降雨量と降水水質の関係

### 3-3 降雨日負荷量

表2に今回対象とした調査と他の指定湖沼で使用されている日負荷量の値を示した。降雨の水質は都市部で高く農村部で低い傾向があるといわれているが<sup>2)</sup>、今回の検討ではすべての水質項目で山林において行われた調査結果(No.2,3)が最も高い値となった。調査結果No1,2,3と比較してNo4,5,6,7の原単位は低い傾向があり、特にその傾向はT-Pで顕著であったがこれは、採水方法に原因があると考えられる。デポジット雨水採水器で採水を行うと常に受水ロートが開いている状態となるため降雨のみならず晴天時の乾性降下物まで降水負荷に加算してしまうと思われる。各調査の変動係数を見ると、T-PはCOD及びT-Nの約5倍ほどあり、データのバラツキが大きく採水方法の影響を強く受けることを示していた。

今回検討した降雨日負荷量の平均値と現在霞ヶ浦の水質保全計画で使用されている値を比較すると、COD、T-Nでは非常に近い値でありT-Pは保全計画の値の方が大きかった。霞ヶ浦の水質保全計画で使用している値は内水面水産試験場の調査結果<sup>6)</sup>と旧公害技術センターの調査結果(今回の検討対象外)を平均して算出しているがどちらの調査もデポジット雨水採水器を使用しているため上述の理由で値に差が出たと思われる。

県外の指定湖沼水質保全計画で用いられている降雨日負荷量<sup>4)</sup>と今回検討した値の平均値を比較すると、CODでは釜房ダム、印旛沼・手賀沼とは近い値であるが琵琶湖、宍道湖・中海は約1.4倍大きい値であった。T-Nでは琵琶湖とは近い値であるが各湖沼で値のバラツキが大きく印旛沼・手賀沼とは約1.9倍違っていた。T-Pでは霞ヶ浦では1.6倍違っていた。COD、T-Nでは近い値であったがT-Pに関しては大きく違った。

## 4 おわりに

今回の検討を行うにあたり、これまでの調査結果を多数集めたがあまりにも値が大きすぎ汚染の影響を疑わざるを得ない結果も数多く見られた。特に虫(霞ヶ浦周辺ではユスリカが多い)が混入すると高い値を示す傾向があり受水ロートに

網をかぶせるなどの対策が不可欠と思われる。また、今回の検討では調査年度も調査地点も異なっていたため降雨濃度の大小の原因の解明には至らなかったが今後、同時期に多地点で調査を行うことにより降雨負荷の詳細を明らかにしたいと考えている。

#### 引用文献

- 1) 海老瀬潜一(1988):集水域の総流出汚濁負荷量とその計測方法,水質汚濁研究, 11(12), 16-20
- 2) 田淵俊雄(1985):降水中の窒素とリン,水質汚濁研究, 8(8), 18-22
- 3) 茨城県公害技術センター(1999):霞ヶ浦流入汚濁負荷量等実態把握調査報告書
- 4) 環境庁水質保全計局水質管理課(2000):湖沼等の水質汚濁に関する非特定污染源負荷対策ガイドライン
- 5) 茨城県生活環境部霞ヶ浦対策課(2001):第4期の霞ヶ浦に係る湖沼水質保全計画策定関係資料集
- 6) 外岡健夫(1981):雨水の水質分析結果,茨城県内水面試験場調査研究報告書 18, 170-173

表2 降雨日負荷量(kg/km<sup>2</sup>/day) <sup>4)5)6)</sup>

		No	COD	T-N	T-P
今回検討した降雨日負荷量		1	6.19	3.37	0.15
		2	7.10	1.11	0.23
		3	7.23	2.81	0.09
		4	5.06	2.10	0.02
		5	6.18	2.38	0.02
		6	5.07	1.87	0.02
		7	3.18	2.21	0.01
平均値 $\bar{X}$			5.80	2.71	0.08
標準偏差 $\sigma$			1.31	0.78	0.08
変動係数 $\sigma / \bar{X}$			0.23	0.28	1.10
湖沼水質保全計画で用いられている降雨日負荷量	釜房ダム	5.21	1.18	0.07	
	霞ヶ浦	5.73	3.08	0.13	
	印旛沼・手賀沼	5.60	5.10	0.17	
	琵琶湖	8.19	2.90	0.08	
	宍道湖・中海	8.80	1.00	0.01	
	平均値 $\bar{X}$		6.70	3.31	0.10
	標準偏差 $\sigma$		1.66	1.35	0.05
変動係数 $\sigma / \bar{X}$		0.25	0.41	0.51	

【資料】平成17年度 降雨原単位調査

調査方法

調査期間：平成17年6月～平成18年3月

調査地点：土浦市沖宿町（霞ヶ浦環境科学センター）

調査方法：自動雨水採水器（US-3330HD 小笠原計器製作所製 受水ロートφ200mm）

にて各降雨毎に採水

分析項目：pH, EC, COD, T-N, d-TN, T-P, d-TP, NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P, TOC

表 平成17年度 降水原単位調査結果

採水日時	採水量 L	pH	EC	COD	T-N	d-TN	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	T-P	d-TP	PO <sub>4</sub> -P	TOC
			mS/m	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
2005/6/1	0.749	5.31	23.40	1.66	0.55	0.51	0.13	0.00	0.33	0.002	0.002	0.001	0.92
2005/6/3	0.457	4.67	12.81	1.28	0.44	0.62	0.14	0.00	0.30	0.002	0.003	0.001	0.83
2005/6/16	0.744	5.22	31.50	2.49	1.28	1.22	0.36	0.01	0.74	0.023	0.004	0.000	1.40
2005/6/24	0.709	4.21	31.90	2.02	1.14	1.10	0.49	0.00	0.55	0.015	0.015	0.000	1.14
2005/7/5	2.308	4.62	13.74	1.30	0.72	0.66	0.31	0.00	0.38	0.003	0.001	0.001	0.95
2005/7/7	1.006	4.78	9.83	1.09	0.45	0.45	0.18	0.00	0.25	0.003	0.001	0.001	0.88
2005/7/13	0.849	4.61	14.32	0.53	0.39	0.39	0.19	0.00	0.20	0.002	0.001	0.001	0.51
2005/7/28	2.936	5.01	21.00	0.08	0.44	0.41	0.16	0.00	0.28	0.002	0.001	0.002	0.46
2005/8/8	0.766	4.11	45.70	2.41	1.39	1.38	0.78	0.00	0.59	0.001	0.000	0.001	1.88
2005/8/13	1.982	4.16	40.60	0.99	0.80	0.80	0.51	0.00	0.29	0.000	0.000	0.000	0.78
2005/8/16	0.562	4.81	9.48	1.85	0.72	0.68	0.25	0.00	0.47	0.000	0.000	0.000	1.30
2005/8/26	2.707	4.91	8.43	0.63	0.20	0.18	0.05	0.00	0.11	0.000	0.000	0.000	0.36
2005/9/7	0.596	4.35	39.00	1.23	0.79	0.79	0.30	0.00	0.43	0.000	0.000	0.000	0.82
2005/9/28	1.711	4.82	13.56	1.31	0.65	0.63	0.26	0.00	0.37	0.000	0.000	0.000	0.93
2005/10/7	0.705	4.21	34.40	2.23	1.74	1.69	0.80	0.00	0.53	0.000	0.000	0.000	1.24
2005/10/19	4.697	4.61	26.40	0.55	0.40	0.36	0.19	0.00	0.20	0.000	0.000	0.000	0.34
2005/11/12	1.840	4.49	30.00	1.32	0.94	0.94	0.46	0.00	0.47	0.000	0.000	0.000	0.67
2006/1/18	1.566	5.74	38.40	1.33	1.00	0.95	0.36	0.03	0.61	0.000	0.000	0.000	0.98
2006/2/2	1.526	4.92	11.09	0.83	0.54	0.54	0.21	0.01	0.32	0.002	0.001	0.001	0.44
2006/2/22	0.775	4.82	18.60	1.29	0.98	0.95	0.43	0.01	0.47	0.002	0.003	0.002	1.03
2006/2/28	0.494	4.86	27.10	1.46	0.73	0.76	0.27	0.00	0.25	0.000	0.000	0.000	0.60
2006/3/2	1.526	4.78	10.04	0.43	0.47	0.46	0.18	0.00	0.28	0.000	0.000	0.000	0.43
2006/3/17	0.688	4.55	23.70	2.13	1.10	1.08	0.57	0.01	0.53	0.000	0.000	0.000	0.99

# 湖沼における有機物質の特性

桑名美恵子

Characteristics of Organic Matter in Lake Hinuma

Mieko KUWANA

キーワード: 湖沼, 有機物質, TOC, COD

## 1 はじめに

湖沼は、茨城県中央部を流れる那珂川の支流である湖沼川の下流部に位置し、県内では霞ヶ浦に次ぐ湖面積を有する汽水湖である。湖沼B類型に指定されているが、富栄養化による水質汚濁が進んでいるため、環境基準は達成されていない。そのため、段階的に水質の改善を図り、環境基準を達成することを目指して、水質目標と総合的な水質保全対策を盛り込んだ湖沼水質保全計画を、平成12年に策定した。この計画は平成16年度で終了したが、終了年度の目標水質は、COD及び全りんについては達成されたが水質環境基準の達成には至らなかった。そのため、平成17年度に第2期湖沼水質保全計画を策定し、引き続き総合的な水質保全対策を推進しているところである。

湖沼の水質汚濁の要因は、主に上流域からの流入、内部生産及び遡上水の流入の3つが考えられ、各要因別の負荷量は、CODについては、それぞれ5,660kg(20%)、6,500kg(23%)、16,100kg(57%)と算定されている<sup>1)</sup>。なお、遡上水の流入による負荷量には、湖沼から一度流出し再び流入するものも含まれているため、遡上水による負荷の割合は57%であるが、その内訳は、湖沼から流出した負荷が逆流することによるものが35%、下流の流域からの流入によるものが2%、海や那珂川からの流入によるものが20%であり、CODについては、内部生産に由来するものが大きな割合を占めているといえる。

湖沼における有機物の指標としては、従来から過マンガン酸カリウムを酸化剤として用いたCOD<sub>Min</sub>(以下、単にCODという)を使用してきたが、その酸化力の弱さから、有機物の総量を表しているとはいえず、データにおける加算性がないという問題点が指摘されている<sup>2)</sup>。このことから、物質収支のとれる有機物指標として全有機炭素(TOC)の測定の必要性が示されてきてい

る。

すでに水道の分野においては、平成15年に水質基準としてTOCが採用されている。また、下水処理においては、窒素・りんの処理をシミュレーションするためのモデルとして、IWA(国際水協会)の活性汚泥モデル(ASM2など)が広く活用されており、そのモデルで採用されている有機物指標は、重クロム酸ナトリウムを用いるCOD<sub>Cr</sub>(欧米では有機物質の指標として標準法となっている)であるが、それと相関がとれる指標としてTOCが報告されている<sup>3)</sup>。

そこで、湖沼における水質汚濁機構解明のために、湖水中の有機物濃度をより明確に把握することを目的として、湖内及び流入河川の水質調査を実施し、有機物質の指標であるCOD及びTOCとその他の水質項目の関係を検討し、その特性の把握を試みた。

## 2 調査方法

湖内水質調査は、図1に示す湖内8地点の上層(水面下0.5m)及び下層(湖底上0.5m)について、平成17年6月～平成18年3月に、1～3回/月、計16回実施した。また、同日に、流入河川である湖沼川及び湖沼前川の各1地点及び下流湖沼川の2地点についても調査を実施した。なお、



図1 調査地点

湖沼に流入する主要な河川は、湖沼川、湖沼前川、寛政川、大谷川、石川川の5河川であるが、そのうちの湖沼川及び湖沼前川は、湖沼への全流入水量のそれぞれ61.2%、24.1%を、COD負荷量の53.1%、29.7%を占めている<sup>4)</sup>。このことから今回の調査では、これら2河川を調査対象とした。

TOCは、超音波破砕機で2分間処理した後、TOC計(島津TOC-Vcsn:懸濁試料測定キット付)を用いて測定した。

各溶存態成分[溶存態COD(D-COD)、溶存態TOC(DOC)、溶存態T-N(D-TN)、溶存態T-P(D-TP)]については、ろ紙GF/Bによるろ液を測定に用いた。各懸濁態成分[懸濁態COD(P-COD)、懸濁態TOC(POC)、懸濁態T-N(P-TN)、懸濁態T-P(P-TP)]については、それぞれの全成分の濃度から溶存態成分の濃度を差し引くことにより計算で求めた。

### 3 結果と考察

#### 3-1 平均値から見た TOC と COD の比較

各測定地点におけるTOCの平均値を、図2に、溶存態と懸濁態に分けて示した。

湖内8地点のTOCは、地点ごとの差は小さく、上層で4.1~4.4mg/Lの範囲に、下層では3.5~3.9mg/Lの範囲にあり、全地点において上層が下層よりも高い値を示した。また、DOCは、上層では2.5~2.8mg/L、下層では、2.5~2.7mg/Lであり、DOCのTOCに占める割合の平均は上層で64%、下層で70%であった。

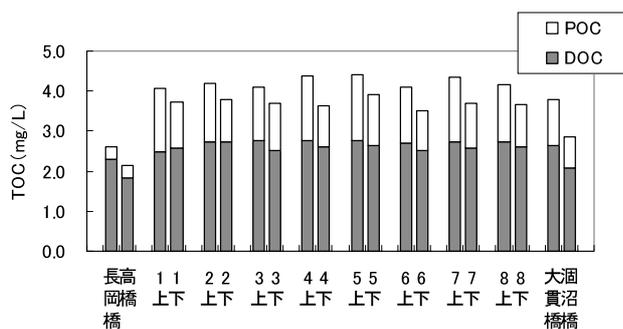


図2 地点別 TOC の平均値

流入河川の測定地点である高橋(湖沼川)及び長岡橋(湖沼前川)のTOCの平均値は、それぞれ2.1、2.6mg/L(流量加重平均2.3mg/L)であり、湖内よりも低い値となっていた。同地点DOCの平均値は、それぞれ1.8、2.6mg/L(流量加重平均2.0mg/L)であり、DOCのTOCに占める割合は、それぞれ86%、87%であり、溶存態が大部分を占めていた。

各測定地点におけるCODの平均値を、図3に、溶存態と懸濁態に分けて示した。

湖内のCODについては、各地点の平均値は上層で7.8~8.3mg/Lの範囲に、下層では7.0~8.2mg/Lの範囲にあり、TOCと同様に上層が下層よりも高い値を示した。

また、D-CODは、上層では、4.4~4.9mg/L、下層におけるD-CODは、4.2~4.4mg/Lであり、CODに占める割合は上層、下層ともに58%であり、DOCのTOCに占める割合よりもわずかに低かった。

高橋及び長岡橋のCODの平均値は、それぞれ4.4、5.7mg/L(流量加重平均4.7mg/L)であり、湖内よりも低い値となっていた。また、D-CODは、それぞれ3.3、4.4mg/L(流量加重平均3.6mg/L)であり、CODに占める割合は約75%、約78%であった。

湖内におけるP-CODの割合の増加については、湖内における植物プランクトンの増加に伴うものが大部分を占めると報告されている<sup>5)-7)</sup>が、POCについても同様の結果が得られた。

以上のように、湖内及び流入河川のTOCは、ほぼCODの1/2であったが、溶存態と懸濁態の構成比は、CODよりも溶存態の割合が高いものとなっていた。

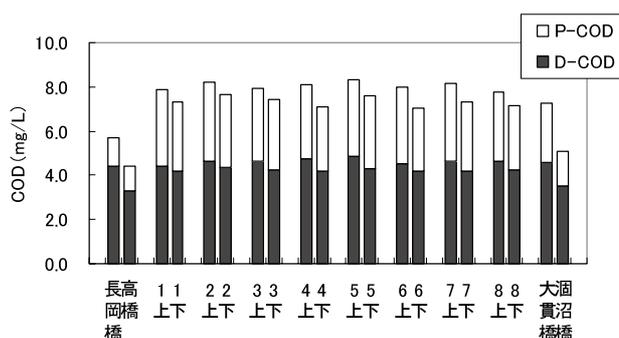


図3 地点別 COD の平均値

### 3-2 TOC 及び COD の変動

涸沼川及び涸沼前川並びに湖内の代表地点としてStn.1, 4, 7の上層におけるTOC及びCODの経月変化を図4に示した。湖内においては、TOCはCODとほぼ同様に春期から夏期に増加

し、冬期(12月~2月)に減少する傾向が見られたが、CODほどその差は明確ではなかった。また、流入河川においては顕著な季節変動は見られなかった。

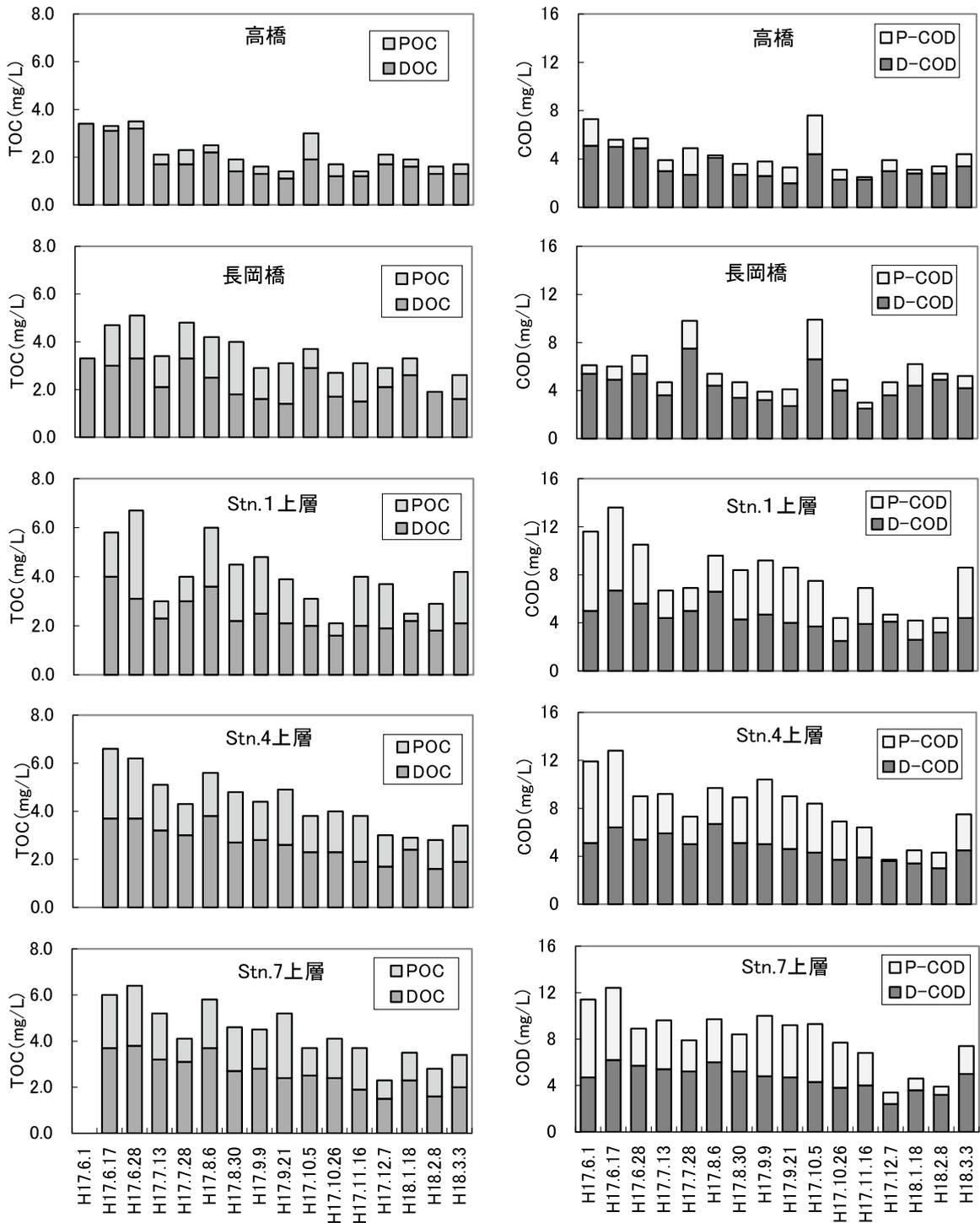


図4 涸沼流入河川および湖内のTOCおよびCODの変動  
(左列 TOC, 右列 COD, それぞれ上から順に涸沼川(高橋), 涸沼前川(長岡橋),  
Stn.1上層, Stn.4上層, Stn.7上層)

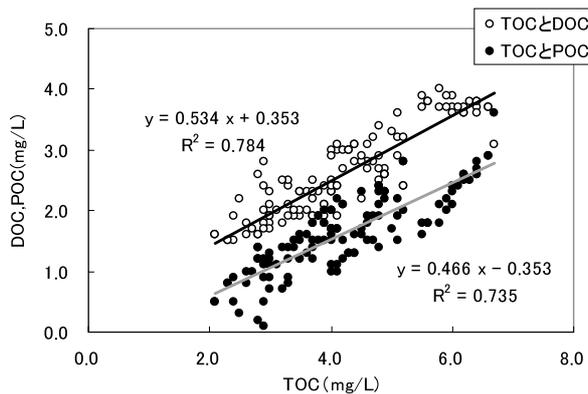


図5 TOCとDOC, POCの関係  
(湖内8地点上層)

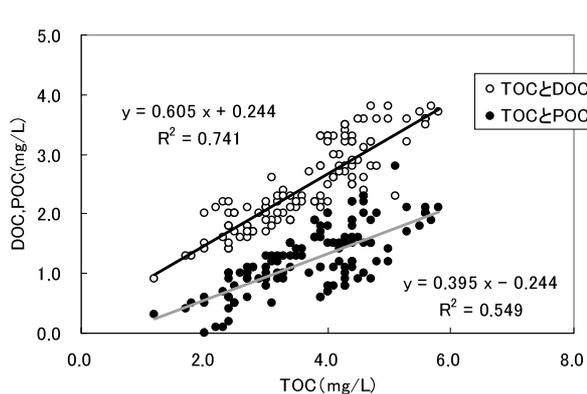


図6 TOCとDOC, POCの関係  
(湖内8地点下層)

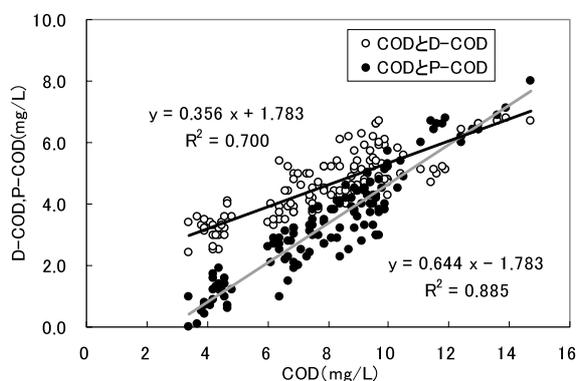


図7 CODとD-COD, P-CODの関係  
(湖内8地点上層)

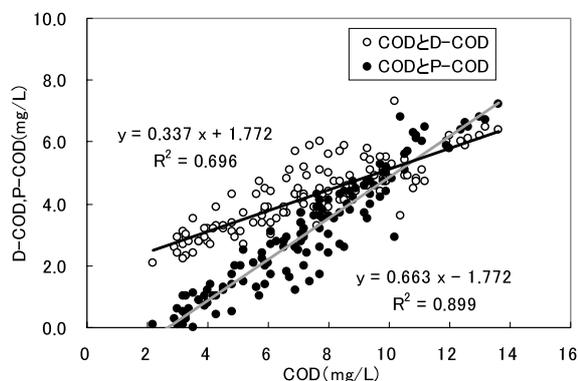


図8 CODとD-COD, P-CODの関係  
(湖内8地点下層)

湖内のTOC及びCODが変動する要因が懸濁態成分であるのか溶存態成分であるのかを検討するために、湖内のTOCとDOCまたはPOCとの関係を図5及び図6に、CODとD-CODまたはP-CODとの関係を図7及び図8に示した。

図7及び図8より、CODが1 mg/L増加するときには、懸濁態0.6mg/L、溶存態0.4mg/L増加することになり、CODの増加には懸濁態成分の影響がより大きいことがわかった。それに対して、図5及び図6よりTOCの1 mg/Lの増加に対しては、上層では懸濁態0.5mg/L、溶存態0.5mg/L、下層では懸濁態0.4mg/L、溶存態0.6mg/Lの増加することになり、CODとはやや傾向が異なることがわかった。

湖内CODの増加は、P-CODの増加と密接に関係していることが今回の調査においても確認されたが、TOCの増加には、溶存態成分であるDOCが懸濁態成分のPOCと同等またはそれ以上に影響していることが示唆された。

### 3-3 TOCとクロロフィルaの関係

富栄養化が進んだ湖沼では、クロロフィルa (Chl.a)濃度とP-CODとの間に正の相関が見られるが、湖沼についても、Chl.aとCOD及びP-CODとの相関が指摘されている<sup>5), 6)</sup>。

湖沼流入河川の高橋のChl.a濃度は、平均4 µg/L (最大22 µg/L)、長岡橋では平均6 µg/L (最大12 µg/L)と低かったことから、湖内のChl.aは、ほぼすべてが湖内で生産されたものと推察できる。

湖内上層及び下層におけるChl.aとPOC及びP-CODの関係をそれぞれ図9及び図10に示した。

今回の調査において、Chl.aとP-CODは、強い相関を示し、P-CODの増加は、植物プランクトンの増加と密接に関係していることが確認された。

POCについても、P-CODと同様にChl.aと比較的強い相関を示し、POCの増加についても植物プランクトンの増加と関係していると考えら

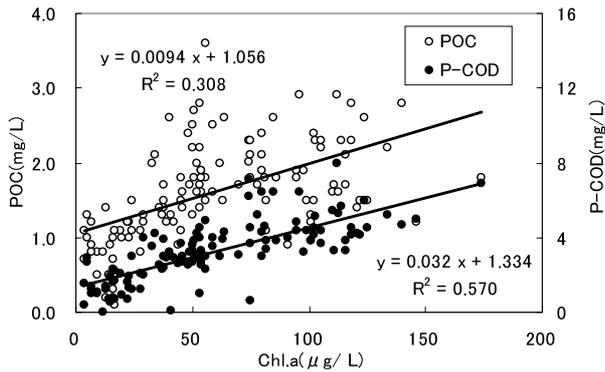


図9 Chl.aとPOC及びP-CODの関係  
(湖内8地点上層)

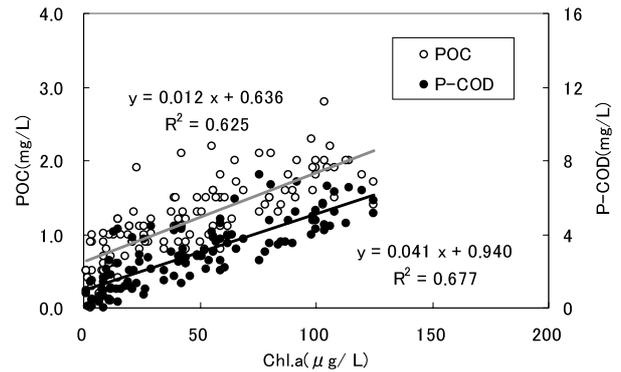


図10 Chl.aとPOC及びP-CODの関係  
(湖内8地点下層)

れた。

また、Chl.a濃度が0 μg/LであってもPOCは0mg/Lとならずに、上層で1mg/L程度、下層で0.5mg/L程度存在することから、巻上げられた底泥のような物質が常に影響しており、その影響の度合いはP-CODに対するそれよりも大きいと推察できた。

### 3-4 TOCとCODの関係

基本的な有機物質であるグルコースは、次の式のように酸素を消費して、二酸化炭素と水に分解される。



分子量から計算すると、1gのグルコースにつき1.07gの酸素を消費することになる。すなわち、グルコースについてはCODとTOCの理論値の比は1:0.375となる。

湖内に存在する有機物質のC、H、Oの比がグ

ルコースと同じであると仮定すると、実測値においてCODに対するTOCの割合が大きくなるほどCODとして測定されていない有機物が多いことになる。さらに、湖内に存在する有機物には、窒素や硫黄等を含んでいるため、これらを酸化するために必要な酸素量もCODとして加算されるためCODの理論値はさらに高くなり、CODに対するTOCの割合は、さらに小さくなる。

湖内上層及び下層におけるCODとTOC、D-CODとDOC及びP-CODとPOCの相関をそれぞれ図11及び図12に示した。

上層、下層ともに、P-CODとPOCの比(回帰直線  $y = ax + b$  における  $x$  の係数  $a$ )が上層0.263、下層0.242と低いことから、懸濁態有機物は、ほとんどCODとして測定されていると推定される。

3-3 で述べたように、P-CODの増加が植物ブ

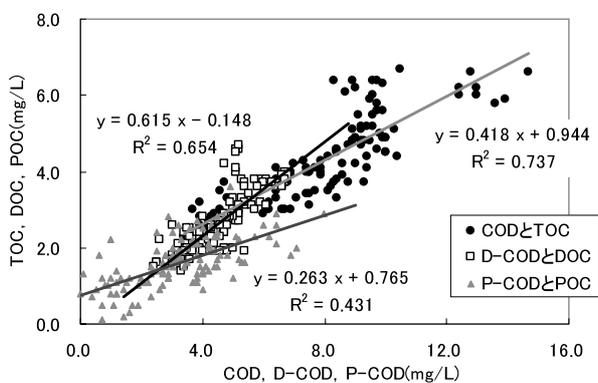


図11 CODとTOC、D-CODとDOC及びP-CODとPOCの相関(湖内8地点上層)

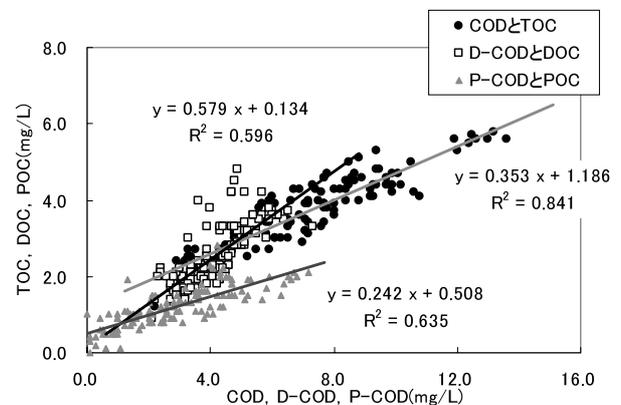


図12 CODとTOC、D-CODとDOC及びP-CODとPOCの相関(湖内8地点下層)

ランクトンの増加と密接に関係していることから、植物プランクトンの細胞成分は、CODとして酸化され測定されやすいものであるといえる。

溶存態成分であるD-CODとDOCの比は、懸濁態成分とは逆に、上層0.615、下層0.579と大きくなっているが、これは、湖内の溶存態有機物には、D-CODとして測定されないものが多く存在しているということを示唆している。このように、以前から指摘されている<sup>8)</sup>ように、懸濁態と溶存態では、TOCとCODの比は大きく異なり、CODのそれぞれに対する酸化力の強さには違いがあることが涸沼についても確認された。

### 3-5 TOCと窒素、りんとの相関

湖内におけるTOCと窒素、りんの各項目間の相関係数を表1及び表2に示した。

湖内において、懸濁態成分であるPOCとP-TN及びP-TPの相関係数については、ほぼ0.7以上であり、強い相関を示していた。また、P-TN及びP-TPとChl.aの相関係数も、ほぼ0.7以上と強い相関を示しており、3-3の結果と合わせて、湖内における懸濁態成分の増加と、湖内の内部生産である植物プランクトンの増殖を関係づける結果が得られた。

表1 TOCと各項目間の相関係数(湖内,上層)

n=128, ただし、TOC及びPOCは120

	TOC	DOC	POC	SS	COD	D-COD	P-COD	T-N	D-TN	P-TN	T-P	D-TP	P-TP	Chl.a
TOC														
DOC	0.886													
POC	0.858	0.521												
SS	0.453	0.381	0.476											
COD	0.859	0.783	0.716	0.652										
D-COD	0.879	0.809	0.635	0.358	0.837									
P-COD	0.707	0.641	0.656	0.729	0.941	0.601								
T-N	-0.691	-0.708	-0.454	-0.488	-0.675	-0.689	-0.558							
D-TN	-0.790	-0.769	-0.609	-0.595	-0.762	-0.712	-0.671	0.953						
P-TN	0.739	0.642	0.753	0.624	0.692	0.523	0.686	-0.537	-0.768					
T-P	0.786	0.707	0.662	0.726	0.828	0.679	0.787	-0.739	-0.837	0.767				
D-TP	0.589	0.516	0.364	0.246	0.459	0.574	0.314	-0.557	-0.499	0.210	0.663			
P-TP	0.733	0.654	0.675	0.788	0.825	0.596	0.833	-0.676	-0.820	0.851	0.953	0.404		
Chl.a	0.500	0.414	0.555	0.677	0.707	0.411	0.777	-0.511	-0.620	0.645	0.706	0.234	0.767	

強い相関あり  $0.7 < |r| < 1.0$

比較的強い相関あり  $0.4 < |r| < 0.7$

弱い相関あり  $0.2 < |r| < 0.4$

表2 TOCと各項目間の相関係数(湖内,下層)

n=128, ただし、TOC及びPOCは120

	TOC	DOC	POC	SS	COD	D-COD	P-COD	T-N	D-TN	P-TN	T-P	D-TP	P-TP	Chl.a
TOC														
DOC	0.861													
POC	0.741	0.296												
SS	0.581	0.395	0.707											
COD	0.917	0.737	0.753	0.664										
D-COD	0.867	0.772	0.518	0.419	0.835									
P-COD	0.824	0.607	0.797	0.707	0.948	0.616								
T-N	-0.345	-0.462	-0.016	-0.285	-0.301	-0.361	-0.223							
D-TN	-0.556	-0.624	-0.328	-0.577	-0.577	-0.490	-0.542	0.874						
P-TN	0.648	0.562	0.720	0.726	0.703	0.444	0.749	-0.270	-0.704					
T-P	0.758	0.739	0.456	0.591	0.721	0.674	0.642	-0.466	-0.648	0.603				
D-TP	0.317	0.410	-0.147	-0.093	0.104	0.350	-0.054	-0.287	-0.130	-0.162	0.614			
P-TP	0.741	0.589	0.768	0.825	0.825	0.558	0.857	-0.348	-0.711	0.899	0.748	-0.065		
Chl.a	0.649	0.449	0.791	0.727	0.777	0.520	0.810	-0.183	-0.524	0.770	0.555	-0.201	0.872	

強い相関あり  $0.7 < |r| < 1.0$

比較的強い相関あり  $0.4 < |r| < 0.7$

弱い相関あり  $0.2 < |r| < 0.4$

#### 4 まとめ

湖沼において、湖内の有機物濃度を把握するために、湖内及び流入河川について、TOC及びその他の水質項目等について調査を実施し、次のような結果を得た。

・湖内のTOC濃度は、地点ごとの差は小さく、上層で4.1～4.4mg/Lに、下層では3.5～3.9mg/Lであった。

・湖内8地点のDOCのTOCに占める割合は上層で64%、下層で70%であり、D-CODのCODに占める割合(上層下層ともに58%)よりも高かった。

・湖内CODの上昇は、P-CODの増加による影響が大きいが、TOCの上昇には、溶存態成分であるDOCが懸濁態成分のPOCと同等に影響していた。

・湖沼流入河川のChl.aは、ほぼ10 µg/L以下であり、湖内において植物プランクトンは増殖していた。また、湖内において、Chl.aは、P-CODとは強い相関を示し、POCとも比較的強い相関を示した。しかし、Chl.aが0の場合でもPOCは、0.5(下層)～1 mg/L(上層)と比較的高い濃度で存在することから底泥の巻き上げ等の影響が常に存在することが示唆された。

・湖内において、TOCとCODの比は、懸濁態では0.25程度と小さいが、溶存態では0.6程度と大きい値となることから、溶存態の有機物質にはCODとして測定されないものが多く存在することが確認された。

・湖内において、懸濁態成分であるPOCとP-TN及びP-TPは強い相関を示した。

TOCは、含有する有機物質を酸化分解し、直接炭素として測定するため、精度良く有機物質を測定することができる。環境水のTOCの測定は、超音波破砕機とTOC計用懸濁試料測定装置の使

用による自動化を進めたことで、多数の試料の分析が可能となった。

TOCを溶存態と懸濁態成分に分け、他の水質項目と併せて検討することにより、環境水中の有機物質の挙動を明らかにすることができると期待される。また、現在の有機物指標であるCODとも相関が強いため、過去のCODデータの利用も可能であると考えられる。

湖沼の汚濁物質について物質収支等の検討や、内部生産機構の解明のためには、今後TOCも指標として追加する必要があると思われる。さらに、湖沼に流入する汚濁物質の起源及び湖内で生産される物質について、研究を進めていくことが必要である。

#### 引用文献

- 1) 茨城県(2005):第2期湖沼水質保全計画
- 2) 湖沼対策検討会(2004):湖沼環境保全対策の基本的あり方について
- 3) 桑名美恵子,高橋幸治,野田慎治(2004):活性汚泥モデルの有機物分画方法に関する検討(その1),第41回下水道研究発表会講演集, P107～109
- 4) 公共用水域の水質検査結果(2004)
- 5) 平柳典亮,稲田敏之,栗田初美(1995):湖沼水質の汚濁原因の検討,茨城県公害技術センター研究報告,第7号, P19～26
- 6) 松本俊一,平柳典亮,森田陽一,根岸正美(2001):汽水湖湖沼の水質変動要因の検討,茨城県公害技術センター研究報告,第7号, P15～20
- 7) 柴雅彦,松本俊一,根岸正美(2005):湖沼へ流入する汚濁負荷量,茨城県公害技術センター研究報告,第14号, P27～29
- 8) 国立環境研究所特別研究報告(1992～1996):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

# 第一期牛久沼水質保全計画期間における水質調査

湯澤 美由紀

Investigation of water quality during the first period conservation plan  
of the Lake Ushikunuma  
Miyuki YUZAWA

キーワード:牛久沼,富栄養化,水質

## 1 はじめに

牛久沼は、昭和50年4月より谷田川の一部として河川B類型にあてはめられていた。しかし、50年代後半から富栄養化による水質汚濁が進み、湖沼として富栄養化対策を推進することが望まれるようになった。そこで、茨城県は牛久沼水域を湖沼B類型(COD:5mg/L)にあてはめ替えるとともに、りんについても類型の環境基準(全りん:0.05mg/L)を指定した。

茨城県では、水質浄化対策を図る目的で、牛久沼について種々の調査を継続的に実施してきた。ここでは、これらの調査によって明らかにされた牛久沼の特性について報告する。

## 2 牛久沼の緒言

牛久沼は茨城県南部に位置し、霞ヶ浦、湖沼に次ぐ広さを有する湖である。筑波・稲敷台地を南流する谷田川が小貝川の堆積作用により堰き止められてできた湖で、湖面積6.52km<sup>2</sup>、湖容積650万m<sup>3</sup>、平均水深1mのごく浅い小さな湖である。

牛久沼は古くから灌漑用の水源として利用されてきた。そして、牛久沼周辺地域が洪水から免れ、下流地域が揚水として沼の水を利用できるように、堰や堤防の建設、湖底の掘削工事、水位の管理など、多くの人の手が加えられてきた沼である。現在も牛久沼出口にある八間堰では灌漑を目的とした水位調整が行われており、灌漑期と非灌漑期における水位差は1m近くになっている。

主な流入河川は谷田川、西谷田川、稲荷川の3河川である。流域は、龍ヶ崎市、牛久市、つくば市、つくばみらい市の4市に及んでおり、流域面積は148km<sup>2</sup>である。

流域は元々農業を主体とした地域であり、流域全体の約3割を畑地、約2割を水田が占めている。しかし、近年、つくばエクスプレスの建設や首都圏中央連絡自動車道の計画に伴う周辺土地区画整理が進められており、今後宅地開発等による人

口増加が見込まれ、汚濁負荷の増加が懸念されているところである。

## 3 現在までの調査研究の概要

### 3-1 類型指定変更の経緯

牛久沼の水質は、昭和50年代までは環境基準(河川B類型 BOD:5mg/L以下)を達成していたが、昭和58年度以降は環境基準を超える水質になった。また同時期にアオコなど植物プランクトンの異常増殖が見られるようになり、湖沼の性格が濃く現れるようになった。そして、昭和60年度頃から霞ヶ浦の水質(COD)を上回るほどになった。こうした状況をふまえ、茨城県では昭和55~57年度に水域別水質保全対策調査を、また昭和62~63年度には牛久沼水質保全対策調査を、更に平成2年度には環境庁から委託された湖沼水質汚濁機構等検討調査を実施してきた。しかしこれらの調査のみでは牛久沼の環境基準を河川から湖沼に当てはめ替えをし、富栄養化防止対策を実施する科学的根拠としては不十分なものであった。

そこで茨城県では、平成3年度から平成11年度にかけて、牛久沼水質保全対策調査を実施した。

具体的には平成3~4年度には藻類生産潜在力調査(AGP試験)、平成5~6年度には水収支調査、平成7~8年度には動植物プランクトン調査、平成9年度には流程別・層別水質調査、平成10~11年度には生産量・沈降量調査を実施した。なお、これらの研究結果については報告してきたところである<sup>1)</sup>。

これらの調査結果を受け、茨城県では平成11年2月、牛久沼水域の類型指定を湖沼B類型(COD:5mg/L)に当てはめ替えをするとともに、りんの類型の環境基準(全りん:0.05mg/L)を指定した。平成14年度には、牛久沼水質保全計画を策定し、現在は、段階的に水質改善を図るために、暫定目標(平成18年度 COD:8.6mg/L,全り

ん:0.06mg/L)を設定して水質浄化に努めているところであるが、水質汚濁や富栄養化現象が著しく、環境基準値を達成できない状況にある(平成17年度 COD75%値:9.5mg/L)。

### 3-2 水質保全計画策定の際に指摘された問題点と対策

水質保全計画を策定する際、平成18年度までの暫定目標の設定を行うため水質予測モデルを構築した。しかし、これまで実施してきた調査は主に牛久沼が河川よりも湖沼としての特性を多く持つことを明らかにする目的で実施した調査であったために、湖心での水質調査は定期的に実施されてきていたもののその他の地点や底質の調査は実施されておらず、モデル構築に用いるにはデータが乏しい状態であった。

そこで、茨城県では、次期計画策定の基礎資料を得るために、平成14年度から湖内の複数地点において水質調査を実施するとともに、各年度において図1に示すような詳細調査を実施してきた。本報告はこれらの結果を取りまとめたものである。

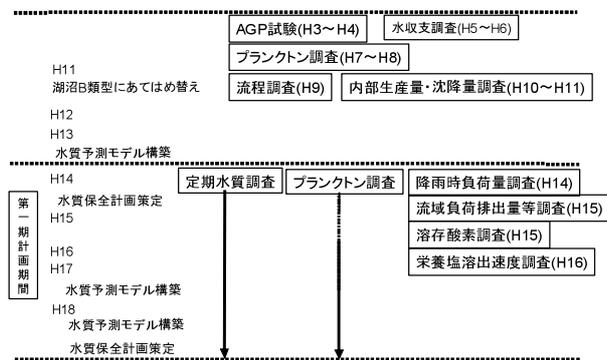


図1 平成16年度までに実施された調査

## 4 第1期計画期間における調査結果の概要

以下に平成14年度から17年度に実施した各調査の概要を示した。水質分析については、富栄養化防止の観点から、有機汚濁指標や栄養塩類の項目を中心に測定した。また、懸濁・溶存の区分ができるよう、Whatman GF/C(約1 μm)にてろ過した試料についても分析した。

なお、分析方法については水質分析は公共用水域の水質測定計画に定められた方法に、底泥分析は「底泥調査方法とその解説 環境庁」に準拠した。

## 4-1 定期水質調査

### 1) 調査の概要

湖内及び流入河川における水質調査を継続的に実施し、流域の水質汚濁状況の変動を把握した。

### 2) 調査方法

#### 調査期間

平成14年4月～平成18年3月

1回/月(但し6～8月は2回/月) 年間計15回

#### 調査地点(図2)

湖内(L-1～L-8) 上層及び下層

流入河川(R-1～R-4) 表層

#### 調査項目

水質(COD,全窒素(T-N),全りん(T-P)及び各溶存態(d-COD, d-TN, d-TP),各懸濁態(p-COD, p-TN, p-TP:全態から溶存態の差として算出),硝酸態窒素(NO<sub>3</sub>-N),亜硝酸態窒素(NO<sub>2</sub>-N),アンモニア態窒素(NH<sub>4</sub>-N),りん酸態りん(PO<sub>4</sub>-P),クロロフィルa(chl.a)等),流量(R-1～R-4のみ)

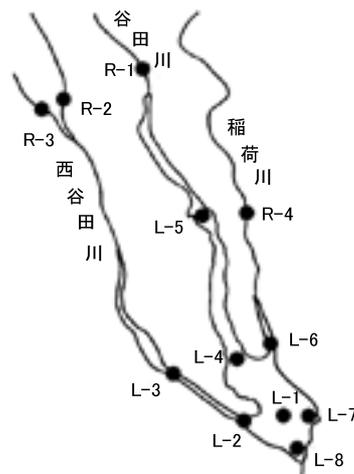


図2 調査地点図

### 3) 調査結果

図3及び図4には、調査期間におけるL-1上層、L-5上層、R-1におけるCODとchl.aの変動及びT-Nの変動を示した。湖内複数地点の調査を実施した結果、湖内水質変動の特徴について以下の知見が得られた。

#### 湖心(L-1)水質について

湖心におけるCODとchl.aの変動はほぼ同調しており、春季及び夏季から秋季にかけて2つのピークを持ち変動していた。また、各水質項目間の相関関係を検討した結果COD、T-P及びchl.aとの正の相関が強く、植物プランクトンの増殖がこれら水質項目の変動に影響を与えているこ

とが示された。

T-Nは夏季が低く冬季が高くなっていた。その変動はd-TNにほぼ依存しており、特に冬季にはT-Nの8割以上がd-TNとなっていた。また、d-TNの主成分はNO<sub>3</sub>-Nであったが、d-TN中の存在比は季節により異なり、プランクトンの増殖の衰える冬季にはd-TNの7割近くがNO<sub>3</sub>-Nであったのに対し、春季にはNO<sub>3</sub>-N濃度が0.01mg/L以下になっていた。

湖心におけるN/P比(T-N濃度をT-P濃度で除した値)の変動を図5に示した。N/P比は、年間平均値で見ると平成14年度以外は20以上であったが、いずれの年度においても、春季から秋季にかけては20より小さく、冬季は20以上の値を示しており、春季から秋季が窒素制限、冬季がりん制限の状態であった。

#### 流程による水質の変化

CODは河川部のR-1よりも湖内のL-1やL-5の方が高くなっていた。特にp-CODやchl.aは河川よりも湖内の方が高かった。一方、T-NはR-1からL-1にかけて低くなっていく現象が観察された。また、流下するほどNO<sub>3</sub>-NやNH<sub>4</sub>-N等のINが減少していく一方で、p-TNが増加していた。その現象は冬季よりも夏季の方が顕著だったことから、流下に伴う水質の変化には、植物プランクトンの増殖の影響があることがうかがわれた。

### 4-2 プランクトン調査

#### 1) 調査の概要

牛久沼において継続的に動物及び植物プランクトンの同定及び計数を実施し、牛久沼における優占種やプランクトン繁殖状況を把握した。

#### 2) 調査方法

##### 調査期間

平成14年4月～平成15年3月

1回/月(但し5～8月は2回/月) 年間16回

調査項目:植物プランクトン

平成16年4月～平成18年3月

1回/月 年間12回

調査項目:植物及び動物プランクトン

調査地点(図2)

湖心(L-1)

##### 調査方法

植物プランクトンは、湖水の表層より採水し、同定・計数を行った。また動物プランクトンは、湖

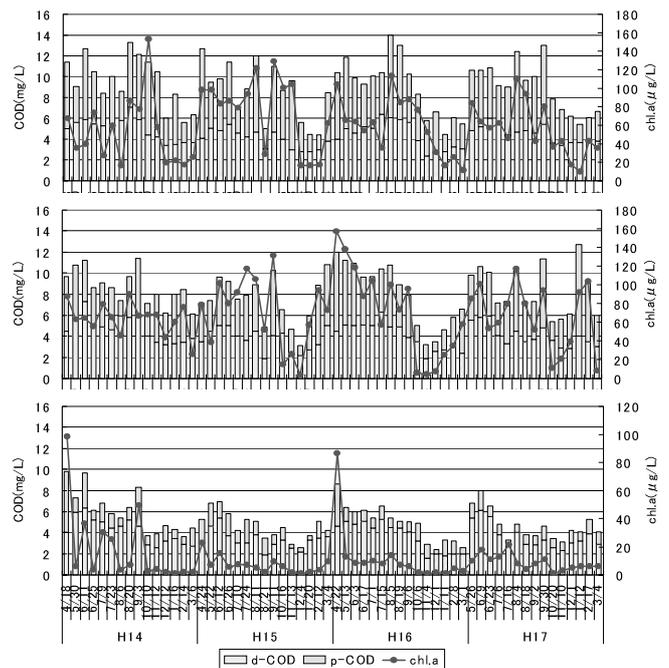


図3 CODとchl.aの経月変化  
(上:L-1上層 中:L-5上層 下:R-1)

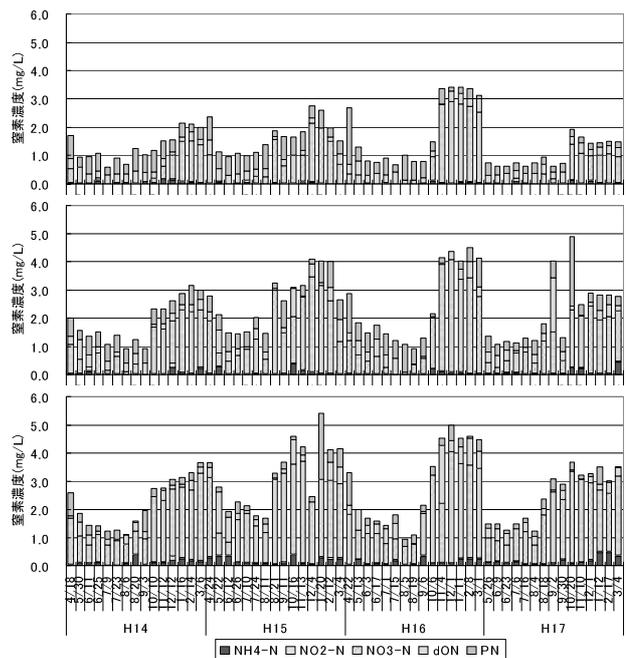


図4 窒素の経月変化  
(上:L-1上層 中:L-5上層 下:R-1)

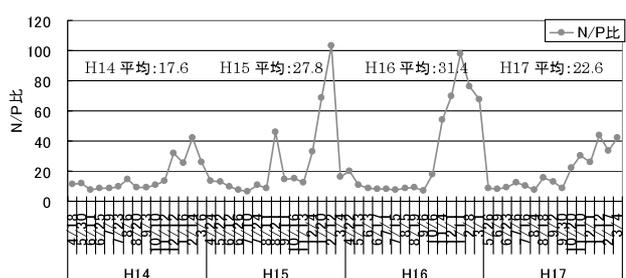


図5 湖心におけるN/P比の変動

水15LをプランクトンネットNXX13により濃縮した後、同定・計数を行った。

調査項目

動物及び植物プランクトン(種レベル)の同定・計数

3) 調査結果

湖心における植物プランクトンの現存量とchl.a濃度の変動及び存在比を図6に、また動物プランクトンの現存量の変動を図7に示した。なお、藍藻類については群体数で示した。

湖心における植物プランクトンの現存量は、概ね春季と夏季から秋季にかけての2つのピークをもち変動していた。出現種は、夏季から秋季にかけて藍藻類や緑藻類が発生するため、珪藻類の存在割合が5割まで押し下げられるが、年間を通じて珪藻類が最も多かった。

珪藻類は、春季から秋季にかけて*Aulacoseira*が多くを占めていた。平成14年度は冬季においても*Aulacoseira*が優占していたが、平成16年度及び17年度においては、冬季に*Stephanodiscus*が優占していた。その他珪藻類では、*Thalassiosiraceae*、*Skeltonema*、*Synedra*等が発生していた。

また藍藻類については、いずれの調査年度とも、夏季から秋季にかけて藍藻類の発生が認められた。平成14年度及び16年度は*Phormidium*が発生した藍藻類のほとんどを占めていたが、平成17年度にはその他の年度には観察されなかった*Microcystis*が発生し、一時は*Phormidium*の群体数よりも多く観察された。

動物プランクトンの現存量の変化は、ほぼchl.aの動きに同調していた。春季は甲殻類の*Daphnia*、夏季は甲殻類の*Bosmina*が出現していた。また夏季から冬季にかけてはワムシ類の*Brachionus*が出現していた。

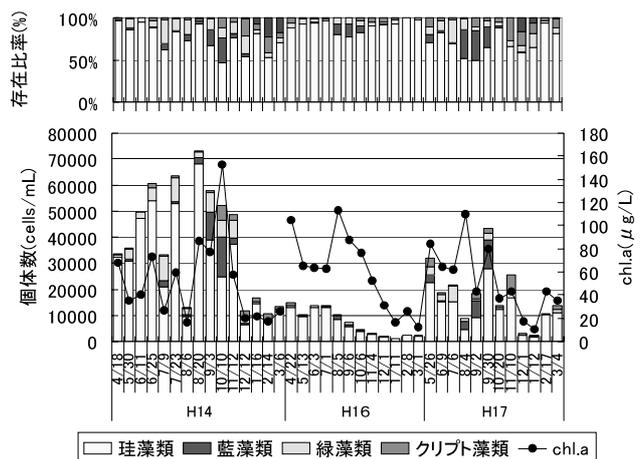


図6 植物プランクトン現存量とchl.aの変化

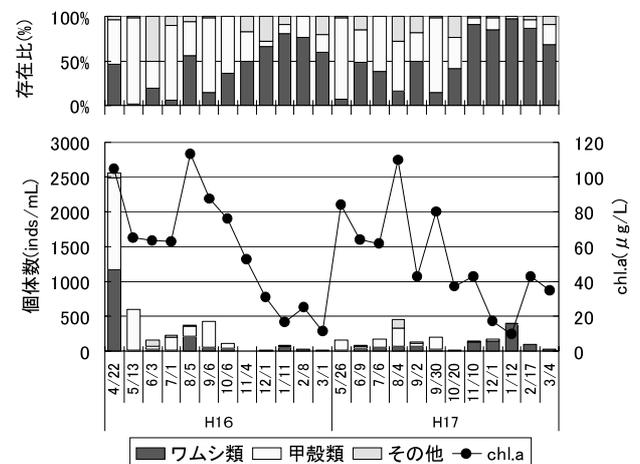


図7 動物プランクトン現存量の変化

4-3 降雨時負荷量調査

1) 調査の概要

牛久沼に流入する2河川において降雨時における負荷量調査を実施し、牛久沼への流入負荷量を把握した。

2) 調査方法

調査期間

第1回調査:平成14年6月18日～19日

第2回調査:平成14年8月19日～20日

第3回調査:平成14年9月28日～29日

調査地点(図2)

谷田川(R-1)、西谷田川(R-2)

調査方法

調査対象の降雨は基本的に10mm以上とした。降雨開始時から24時間後まで、1時間間隔で流速・水位の測定及び採水を実施し、得られた検体について下記水質項目の分析を実施した。

### 調査項目

流量及び水質(COD,全窒素(T-N),全りん(T-P)及び各溶存態(d-COD, d-TN, d-TP),各懸濁態(p-COD, p-TN, p-TP:全態から溶存態の差として算出)等

### 3) 調査結果

表1に各調査における降雨及び流量の状況を示した。また第1回調査の谷田川における負荷量の経時変動を図8に示した。

調査期間中最も降水量の多かった第1回調査の総降水量は49.5mmであり、次いで降水量の多かった第3回調査では33.0mm、最も少なかった第2回調査では8.5mmであった。10mm以上の降雨があった第1回及び3回調査においては、各河川で5倍以上の流量の増大が認められた。

表2には、各調査における総流入負荷量と、降雨時調査開始時から終了までの間、水質と流量が初期値のままであったと仮定して各総負荷量を算出したものを各調査時における基礎負荷量とし(概念を図9に示す)、その値で降雨時総流出負荷量を除した値を示した。

10mm以上の降雨があった第1回及び3回調査において、COD、T-N及びT-Pの総流入負荷量を算出した結果、CODは谷田川で1282~6852kg/day、西谷田川で978~9366kg/day、T-Nは谷田川で365~1271kg/day、西谷田川で231~1140kg/day、T-Pは谷田川で24.1~154kg/day、西谷田川で18~319kg/dayであり、調査間で開きがみられた。

また、総負荷量を基礎負荷量で除した値から、降雨時には谷田川で1.9~3.5倍、西谷田川で5.1~12.5倍の負荷量となっていることが分かった。また、全項目とも谷田川よりも西谷田川の方が大きく、降雨による総流入負荷量の増大は、西谷田川で顕著であることが分かった。

### 4-4 流域負荷排出量等調査

#### 1) 調査の概要

既存の流域界情報について整理を行うとともに、現地踏査を行うなど標高データに基づいたチェックを行い、流域界を把握した。また平成15年度における牛久沼流域の流入負荷に関わる情報として、生活系(流域人口、下水道処理人口、浄化槽処理人口等)、畜産系(家畜頭数)、工場事業系(特定事業場及び未規制事業場の排出水量及び水

表1 各調査における降雨及び流量の状況

	総降水量 (mm)	最大時間 降水量 (mm/h)	平均降雨 強度 (mm/h)	先行晴天 日数 (日)	谷田川		西谷田川	
					開始時流量 (m <sup>3</sup> /s)	最大流量 (m <sup>3</sup> /s)	開始時流量 (m <sup>3</sup> /s)	最大流量 (m <sup>3</sup> /s)
第1回調査	49.5	9.5	2.0	3	3.05	18.78	1.78	10.83
第2回調査	8.5	2.0	0.3	18	2.12	2.88	0.73	1.65
第3回調査	33.0	13.5	1.3	5	1.02	5.47	0.22	1.68

表2 降雨時総流入負荷量

		COD	T-N	T-P
谷田川	第1回 基礎負荷量(kg/day)	2400	460	43
	総流入負荷量(kg/day)	6852	1271	154
	総流入負荷量/基礎負荷量	2.8倍	2.7倍	3.5倍
西谷田川	第3回 基礎負荷量(kg/day)	436	184	8.9
	総流入負荷量(kg/day)	1282	365	24.1
	総流入負荷量/基礎負荷量	2.9倍	1.9倍	2.6倍
西谷田川	第1回 基礎負荷量(kg/day)	1357	215	26
	総流入負荷量(kg/day)	9366	1140	319
	総流入負荷量/基礎負荷量	6.9倍	5.2倍	12.0倍
西谷田川	第3回 基礎負荷量(kg/day)	77	45	1.5
	総流入負荷量(kg/day)	978	231	18
	総流入負荷量/基礎負荷量	12.5倍	5.1倍	11.5倍

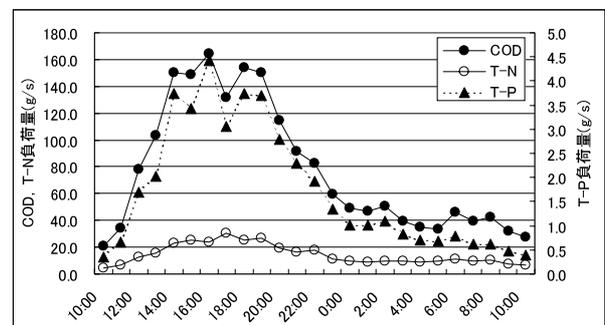


図8 第1回調査 谷田川の負荷量経時変動

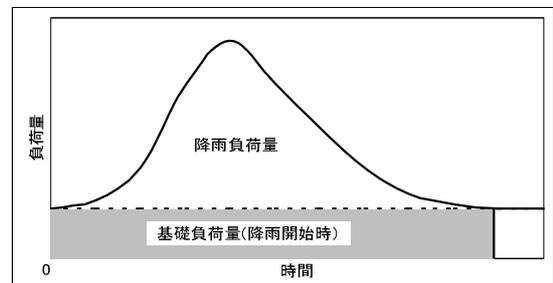


図9 降雨負荷量の概念図

質) 及び面源系(土地利用状況)に係る流域フレームについて整理した上で流域10地点において流入負荷量調査を実施し、河川の流入負荷量から各面源における排出原単位を推定した。

#### 2) 調査方法

##### 調査期間

平成15年6月~平成16年2月 計35回

##### 調査地点(図10)

牛久沼流入河川10地点

##### 調査方法

原則として週1回定期的(天候にかかわらず毎週月曜日、調査地点ごとにほぼ定時刻に観測)に流入負荷量調査を実施した。

④調査項目

流量及び水質(COD, 全窒素(T-N), 全りん(T-P)及び各溶存態(d-COD, d-TN, d-TP), 各懸濁態(p-COD, p-TN, p-TP)等)

3) 調査結果

表3に牛久沼流域の流域面積及び土地利用状況を示した。なお、流域面積は「利根川水系小貝川圏域河川整備計画(茨城県)」の流域界と、50mメッシュ標高を基に作成した等高線を基に検討を行った。人口及び土地利用状況については、茨城県統計課資料、茨城県農林水産統計等を基に検討を行った。

その結果、牛久沼に流入する河川の各流域面積は、谷田川流域56.94 km<sup>2</sup>, 西谷田川流域54.46 km<sup>2</sup>, 稲荷川流域24.51km<sup>2</sup>, 直接流域25.32 km<sup>2</sup>であった。また総流域面積は165.53 km<sup>2</sup> (湖面積4.3km<sup>2</sup>を含む)であった。

また土地利用状況は、どの流域においても水田と畑地を合わせた農耕地の割合が多かった。最も農耕地が多く占めるのは西谷田川流域で、約5割が農耕地であった。また、つくば市街を流域に含む谷田川流域及び稲荷川流域では市街地が多く、約4割が市街地であった。

各土地利用形態別の個々の面源原単位を測定することが困難であることから、試みとして、流域を分割し、それぞれの流出負荷量観測値から流出率・流達率を含んだ形での土地利用形態別原単位の統計解析法を試みた。

具体的には、まず、本調査での35回の流量・水質調査結果によって得られたLQ式に、タンクモデルによって得られた日流量を当てはめることにより、調査10流域からの各総負荷量を求めた。その後、フレーム調査により得られた点源由来の負荷量を差し引き、各流域からの面源由来の負荷量を推定した上で、ベイズの定理<sup>2)</sup>を用いて水田、畑、山林及び市街地における原単位を推定した<sup>3)</sup>。

本調査で得られた推定原単位を表4に示した。「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染負荷対策ガイドライン<sup>4)</sup>」による原単位と比較したところ、山林におけるT-Pの原単位を除いては、ガイドラインの範囲内にあった。

また、算定した原単位を用いて年間の流出率を算定した結果、調査地点の平均流出率はCODが1.00, T-Nが0.97, T-Pが0.93と1に近く、本調査で推定した原単位は、年間の総流出負荷量から



龍ヶ崎市

図 10 調査地点図

表3 牛久沼流域の流域面積及び土地利用状況

流域	流域面積(km <sup>2</sup> )	人口(人)	各流域での土地利用状況(%)				
			山林	畑	水田	市街地	水域
谷田川流域	56.94	35,286	20.1	30.4	8.7	40.1	0.6
西谷田川流域	54.46	21,634	24.8	34.2	14.2	25.8	1.1
稲荷川流域	24.51	38,820	20.4	29.4	12.3	36.2	1.6
直接流域	25.32	28,432	25.4	21.0	14.4	14.4	24.8
牛久沼	4.30	—	—	—	—	—	100.0
合計	165.53	124,172					

表4 各土地利用形態別推定原単位

	COD	T-N	T-P
水田	7.68 (5.67~96.4)	5.86 (1.26~10.2)	0.582 (0.041~1.38)
畑	2.84 (1.09~13.6)	13.0 (0.65~65.2)	0.173 (0.027~0.67)
山林	6.64 (1.68~18.1)	1.89 (0.08~3.84)	0.164 (0.027~0.14)
市街地	16.7 (5.15~104)	9.16 (1.37~10.8)	0.217 (0.16~1.79)

単位：kg/km<sup>2</sup>/日

※( )内は湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染負荷対策ガイドラインにおける値

みた場合、おおむね妥当であると考えられた。

以上のことから、このような手法は、個々の面源の原単位を測定することが困難である流域において、土地利用形態別の各原単位を推定するために有効であると位置づけることができると考えられた。

4-5 溶存酸素連続測定調査

1) 調査の概要

湖心における溶存酸素濃度を連続的に測定し、

変動を把握する。

## 2) 調査方法

調査期間

第1期:平成15年4月11日～4月24日

第2期:平成15年5月27日～6月9日

第3期:平成15年7月2日～7月15日

第4期:平成15年7月31日～8月13日

第5期:平成15年8月29日～9月11日

第6期:平成15年10月10日～10月23日

第7期:平成15年12月11日～12月24日

第8期:平成16年1月20日～2月2日

調査地点(図2)

湖心(L-1)

上層(水面より50cm下)及び下層(湖底より50cm上)

調査方法

自記測定装置((株)CTIサイエンスシステム社製精密自記水温・溶存酸素計 CTIS C106F型)により、溶存酸素濃度を3時間間隔で連続測定した。

## 3) 調査結果

図11に調査期間におけるDOの変化を示した。なお、第6期調査期間では、上層のDO値が欠測となっていたため、下層のみのデータを示した。

全調査期間において、DOは上層で5.6～13.4mg/L、下層で4.3～12.3mg/Lの間で変動しており、平均は上層が9.3mg/L、下層が8.9mg/Lであった。また日内変動については、概ね上層と下層は同調していたが、第2期から第5期にかけて、一時下層のDOのみが低下する現象が見られた。しかしDOが4mg/L以下になることはなかった。

以上の調査結果から、湖心ではいずれの期間においても著しい嫌気状態にはならないことが分かった。

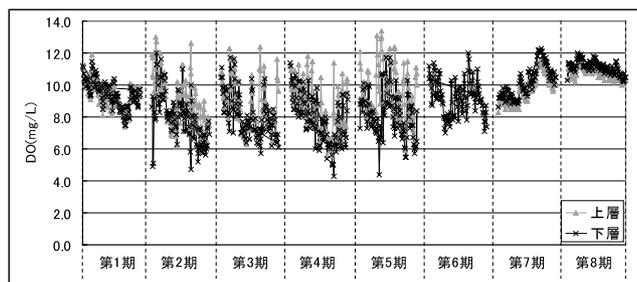


図 11 湖心における DO の変化

## 4-6 栄養塩溶出速度調査

### 1) 調査の概要

牛久沼の底泥からの室内実験的な栄養塩溶出速度を把握する。

### 2) 調査方法

調査日

第1回調査:平成16年8月17日

第2回調査:平成16年10月19日

第3回調査:平成16年12月7日 計3回

調査地点(図1)

湖心(L-1)、西谷田川流入部(L-3)、谷田川流入部(L-5)

調査方法

#### i) 試料採取

底泥は、潜水土により透明アクリル管を湖底に鉛直に差し込み、不攪乱柱状泥として採取した。なお底泥の厚さは30cm程度とし、直上水とともに採取した。また、実験に用いる試水については、採取する底質の直上水を20L程度採水した。

#### ii) 栄養塩溶出速度の測定

底泥試料から直上水をサイホンで抜き取り、現地にて採取した直上水をフィルター(1μm)にて濾過したものを水層が30cm程度になるように加え、実験開始とした。実験開始日を0日とし、経時的な直上水の変化を1日1回、7日目まで調査した。実験装置は図12に、実験手順は図13に示した。

なお、溶存酸素条件は4mg/L、飽和の2条件とした。また温度条件は採泥時における直上水の温度の1条件とし、n=3で測定を実施した。

#### iii) 底泥分析

溶出試験用試料と同様の方法にて採取した底泥分析用試料を均一に混合したものを底泥分析用試料とし分析を実施した。

調査項目

水質: NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P

底質: 強熱減量, 全窒素, 全りん

### 3) 調査結果

調査結果を表5に示した。底泥の外観は、いずれの地点においても調査の時期による差は見られなかった。全窒素、全りん(第3回調査を除く)及び強熱減量はL-3が最も高く、L-3の底泥には他の2地点と比較して栄養塩類及び有機物が多く

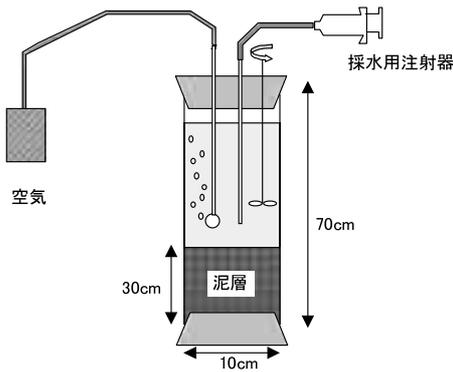


図 12 溶出試験装置

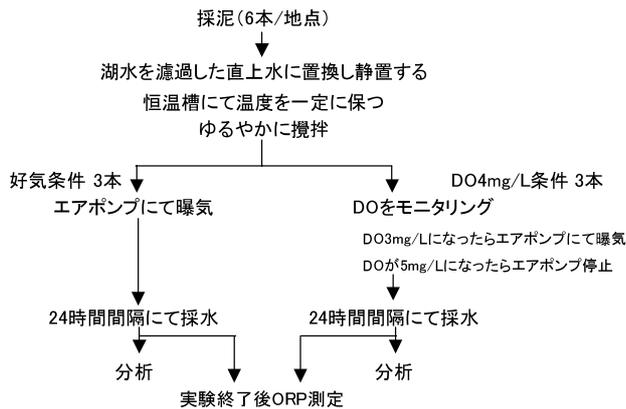


図 13 溶出試験の実験手順

表5 栄養塩溶出速度調査結果

地点	外観	成分			溶出条件			溶出速度		
		全窒素 (mg/g乾)	全りん (mg/g乾)	強熱減量 (%)	温度 (°C)	DO (mg/L)	IN (mg/m <sup>2</sup> /day)	PO <sub>4</sub> -P (mg/m <sup>2</sup> /day)		
第1回	L-1	ヘドロ状	7.9	0.9	22.9	26.6	飽和	31.9	2.19	
	L-3	ヘドロ状	10.0	1.5	26.7	25.3	飽和	61.1	1.90	
	L-5	ヘドロ状	7.0	1.2	20.0	23.6	飽和	19.8	1.88	
第2回	L-1	ヘドロ状	7.8	0.8	23.2	17.0	飽和	-12.5	0.19	
	L-3	ヘドロ状	9.4	1.5	26.2	16.7	飽和	-18.5	0.59	
	L-5	ヘドロ状	6.5	1.3	20.6	17.0	飽和	-33.2	0.39	
第3回	L-1	ヘドロ状	7.5	0.7	22.1	10.7	飽和	-9.8	0.09	
	L-3	ヘドロ状	9.4	1.5	24.9	11.0	飽和	-9.3	0.02	
	L-5	ヘドロ状	7.3	1.6	20.1	11.3	飽和	-20.1	0.12	

含まれていることが確認された。千葉県内の湖沼(印旛沼,手賀沼等)の底質調査結果<sup>5)</sup>によると,強熱減量は3.2~20.4%であり,牛久沼底泥は全般に有機物を多く含む部類に属すると考えられる。

第1回調査では,無機態窒素(IN), PO<sub>4</sub>-Pともに溶出が認められた。IN溶出速度は飽和条件, 4mg/L条件ともにL-3が最も高かった。またPO<sub>4</sub>-P溶出速度は飽和条件ではL-1, 4mg/L条件ではL-5が最も高かった。

第2回及び第3回調査では, IN溶出速度は全て

負の値であった。またPO<sub>4</sub>-P溶出速度も,多くは負の値であった。これは脱窒や底泥への吸着等による影響により直上水のIN及びPO<sub>4</sub>-P濃度が減少したためであることが考えられる。

## 5 まとめ

以上の結果により,今までに調査されていなかった牛久沼の特性について把握することができた。

- 湖内の水質特性の把握  
継続的な湖内複数地点の現況水質及び湖心におけるプランクトン発生状況
- 流入河川水質特性の把握  
継続的な流入河川の現況水質及び流量
- 流入負荷量特性の把握  
流入河川負荷量, 降雨負荷量, 溶出負荷量
- 水質モデルパラメータの把握  
湖心底泥50cm直上における溶存酸素濃度, 栄養塩溶出速度, 底泥含有有機物量
- 流達モデルパラメータの把握  
流域界面積, 土地利用状況

これらのデータは平成18年度に構築予定の水質予測モデルの基礎データとする予定である。

しかし,本調査のみでは水質汚濁機構を解明するに十分な情報を把握したとは言えない。牛久沼の水質汚濁機構を解明するためには,他にも,滞留時間,水収支,湖流等,牛久沼に関する様々な情報を更に得る必要がある。今後も調査を継続し,データを積み重ねていくことが必要と思われる。

## 引用文献

- 茨城県公害技術センター(2000):牛久沼水質保全対策調査報告書
- Alfred H-S Ang, Willson H Tang:土木・建築のための確率・統計の基礎,丸善株式会社
- 茨城県生活環境部環境対策課,株式会社 日水コン(2004):牛久沼に係る排出負荷量把握調査等業務委託報告書
- 環境庁水質保全局水質管理課(2002):湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガイドライン
- 千葉県(2000):公共用水域の水質測定結果報告書(平成12年度)

# 常陸那珂石炭火力発電所周辺における大気環境調査

岡田和則 江原孝

Atmospheric pollutants around Hitachi Naka Coal-Fired Power Plant

Kazunori OKADA, Takashi EHARA

キーワード: 火力発電所 粒子状物質 ガス状物質 水銀 降下ばいじん

## 1 はじめに

東海村の常陸那珂港北埠頭に200万kwの石炭火力発電所設置が計画され、昭和63年に環境影響評価手続を終了した。平成14年12月に1号機100万kwの試運転が開始され、平成15年12月には営業運転を開始した。石炭は、その生成起源から水銀をはじめ多種多様の有害物質が含まれ、石炭火力発電所から多量の浮遊粒子状物質、硫黄酸化物、窒素酸化物などの排出が想定される。そこ

で稼働前後の周辺地域における大気環境の変化を把握するため調査を実施した。なお、本報告は稼働前の平成10年度から稼働後の平成17年度までの調査結果をとりまとめたものである。

## 2 石炭火力発電所の概要

石炭火力発電所の位置図を図1に、施設構成図を図2に、諸元を表1に示す。

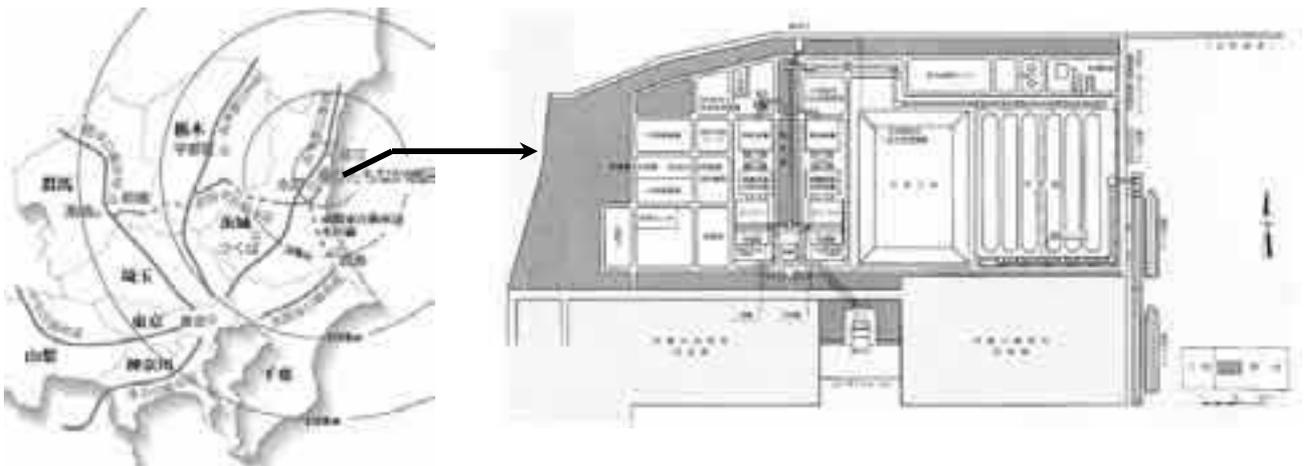


図1 発電所の位置図（茨城県，東京電力株式会社資料）

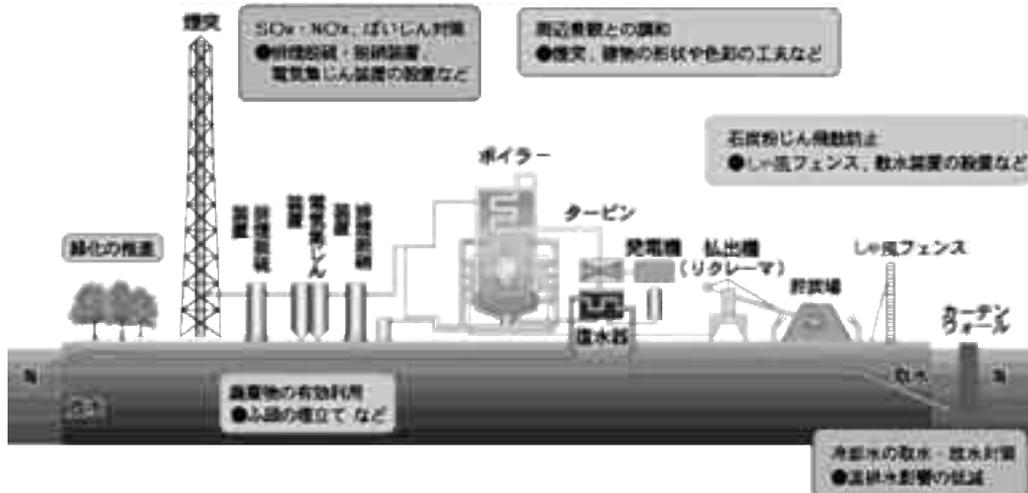


図2 発電所の施設構成図（茨城県，東京電力株式会社資料）

表1 発電所の諸元

名称	常陸那珂火力発電所		
事業者	東京電力(株)		
所在地	那珂郡東海村照沼768番地23		
敷地面積	約141ha		
規模・運転開始	1号機	2号機	
	出力 100万kw 平成14年12月稼働	出力 100万kw 計画	
燃料	石炭(海外炭) 460万t/年 (1号機当たり230万t/年)		
煙突	高さ 230m		
ばい煙*	排出濃度	排出量	
	硫黄酸化物(SOx)	39 ppm以下	122 Nm <sup>3</sup> /h以下
	窒素酸化物(NOx)	34 ppm以下	108 Nm <sup>3</sup> /h以下
	ばいじん	0.008 g/Nm <sup>3</sup> 以下	25 kg/h以下

\* 公害防止協定の値。排出量は1基当たりの値。

### 3 調査方法

#### 3-1 調査概要

調査全体計画を表2に示す。

#### 3-2 調査地点

水戸、ひたちなか、東海3調査地点の位置を図3に示す。調査地点は環境影響評価における予測対象地域、発電所から半径30km範囲内から、水戸を対照地点、ひたちなかを長期拡散予測による硫黄・窒素酸化物の最大着地濃度地点近辺、東海を

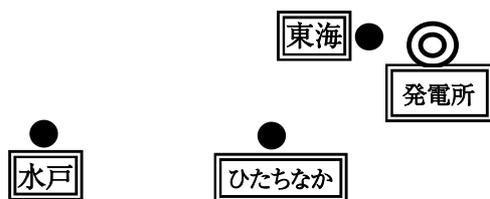


図3 調査地点

降下ばいじんの影響の大きいと考えられる地点として選定した。発電所からの距離は、水戸が西北西17.5km、ひたちながが南西8.7km、東海が西2.4kmである。

#### 3-3 調査項目選定理由

##### 1) SPM

粒径10μm以下の粒子状物質について、呼吸器系器官に影響を及ぼすとして環境基準が定められているため。

##### 2) ガス状物質

ガス状物質は大気中で粒子化し、SPMに変化するため。

##### 3) 水銀

揮発性が高く、石炭中に含まれる他の微量元素に比べ、排ガスとしての放出割合が高いため。

##### 4) 降下ばいじん

ばいじんのうち、比較的粒径が大きく重いために大気中で長期間浮遊せず落下するもの(不溶解性物質)、雨や雪などに取り込まれて降下する物(溶解性物質)の影響をみるため。

#### 3-4 採取方法

##### 1) SPM

微小粒子(粒径2μm以下)と粗大粒子(粒径2~11μm)に分級して捕集できるアンダーセンローボリュームエアサンプラーに、石英ろ紙(PALLFLEX 2500 QAT 80 mmφ)を取り付け、環境大気を28.3 L/minの吸引速度で採取した。

##### 2) ガス状物質

アンモニア、塩化水素及び硝酸ガスを捕集できるろ紙をニール社製ろ紙ホルダー(4段ろ紙法)に取り付け、環境大気を1 L/minの吸引速度で採取した。

表2 調査全体計画

地点名	場所	H10	H11	H12	H13	H14	H15	H16	H17
水戸	水戸石川局	○SPM、ガス状物質 1週間捕集×4回 平成10年 5月22日~29日 平成10年 8月20日~27日 平成10年11月18日~25日 平成11年 2月 3日~10日 ○水銀 24時間捕集×2回 平成10年 8月20日~21日 平成11年 2月 3日~ 4日	○SPM、ガス状物質:1週間 捕集 ○水銀:24時間捕集 平成11年 5月20日~27日 平成11年 8月18日~25日 平成11年11月18日~25日 平成12年 2月17日~24日	○SPM、ガス状物質:1週間 捕集 ○水銀:24時間捕集 平成12年 5月15日~22日 平成12年 8月17日~24日 平成12年11月9日~16日 平成13年 2月1日~8日	-	-	○水銀:24 時間捕集 毎月	-	○SPM、ガス状物質: 1週間捕集 平成17年 6月28日 ~7月 5日 平成17年 8月30日 ~9月 6日 平成17年11月2日~9日 平成18年 2月3日~10日
ひたちなか	常陸那珂勝田局								
東海	常陸那珂東海局								
水戸	水戸石川局	-	-	降下ばいじん・降水 毎月	降下ばい じん・降 水 毎月	降下ばい じん・降 水 毎月	-	降下ばい じん・降 水 毎月	-
ひたちなか	ひたちなか市役所								
東海	照沼小学校								

### 3) 水銀

塩化銀被覆珪藻土を充填した捕集管で、環境大気を0.1 L / minの吸引速度で採取した。

### 4) 降下ばいじん

ろ過式採取装置により降下物質をろ液(溶解性物質)及びろ紙上試料(不溶性物質)に分けて1ヶ月単位で採取した。

## 3-5 測定方法

### 1) SPM

捕集ろ紙のSPM重量測定後、4分割し、イオン成分をイオンクロマトグラフ法、金属成分をICP-MS法で分析した。

#### ・イオン成分

$\text{Na}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$

#### ・金属成分

V, Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Se, Cd, Sb, Pb

### 2) ガス状物質

捕集ろ紙を蒸留水で抽出後、 $\text{NH}_3$ ,  $\text{HCl}$ ,  $\text{HNO}_3$ をイオンクロマトグラフ法で分析した。

### 3) 水銀

加熱気化冷原子吸光法で分析した。

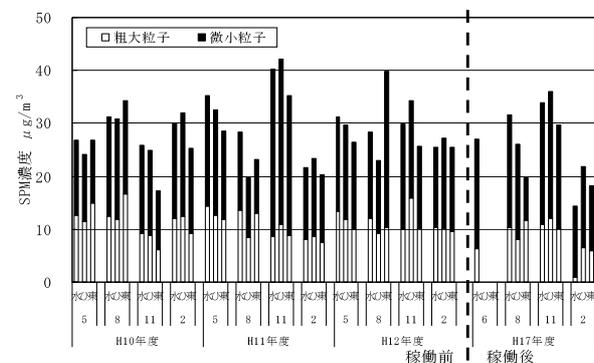
### 4) 降下ばいじん

物質量を重量法、ろ液中のpHをpH計、イオン成分をイオンクロマトグラフ法で、ろ紙上試料の金属成分をICP-MS法で分析した。

## 4 結果

### 4-1 SPM

月別の推移を図4に示す。各地点において、稼働前後とも、ほぼ同様な推移を示し、顕著な変化は認められなかった。



注) 調査地点 水:水戸 ひ:ひたちなか 東:東海

図4 SPM濃度の推移

### 1) SPM中のイオン成分

月別の推移を図5に示す。粗大粒子の5, 8月は、海側の東海をはじめ海塩粒子の影響を受け、 $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ が高い。また、海塩粒子中の $\text{NaCl}$ と反応した $\text{NaNO}_3$ 生成により $\text{NO}_3^-$ も高くなった。微小粒子においては、2次生成粒子の主成分である $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ がほとんどを占めた。なお、発電所排ガスにより影響を受ける $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ 等について稼働に伴う顕著な変化は認められなかった。

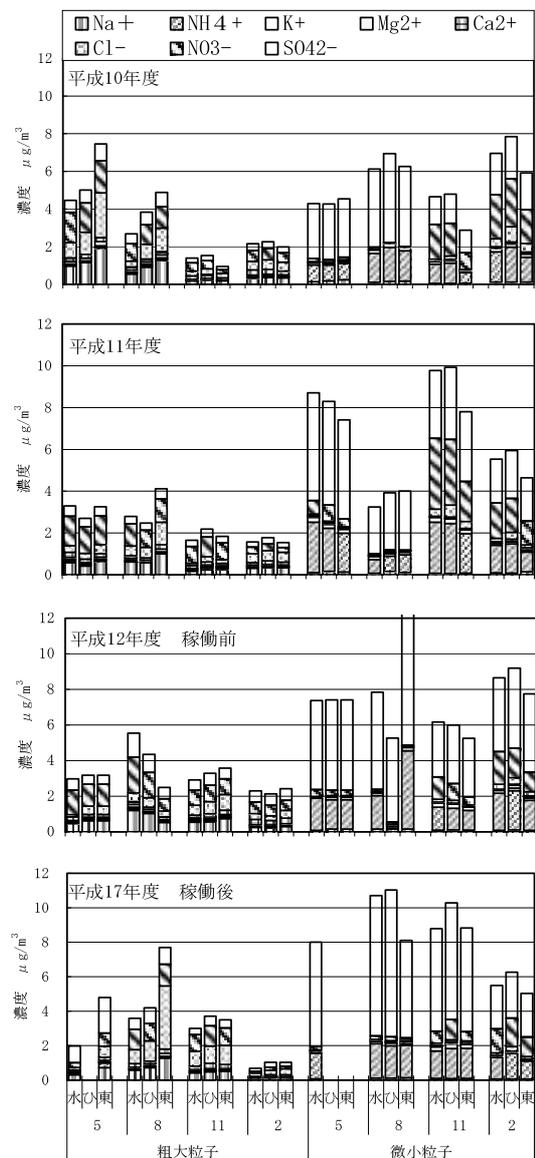


図5 イオン成分の推移

## 2) SPM中の金属成分

月別の推移を図6に示す。各地点において、稼働前後とも、ほぼ同様な推移を示し、稼働に伴う顕著な変化は認められなかった。

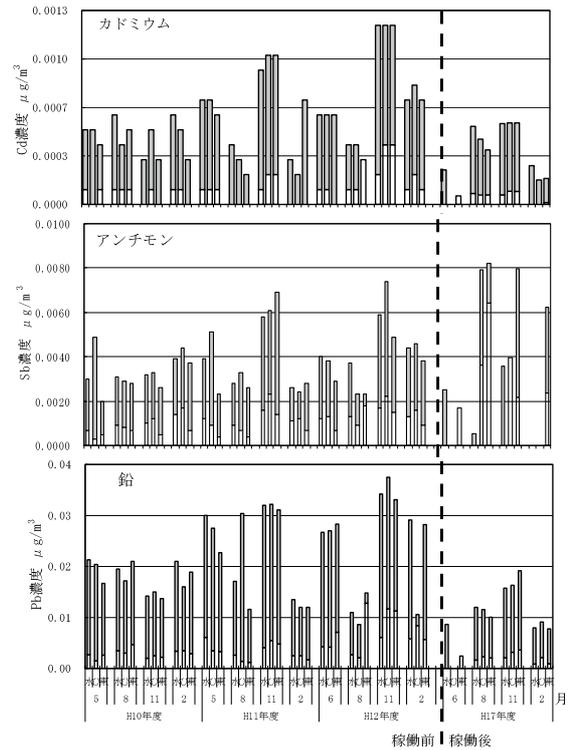
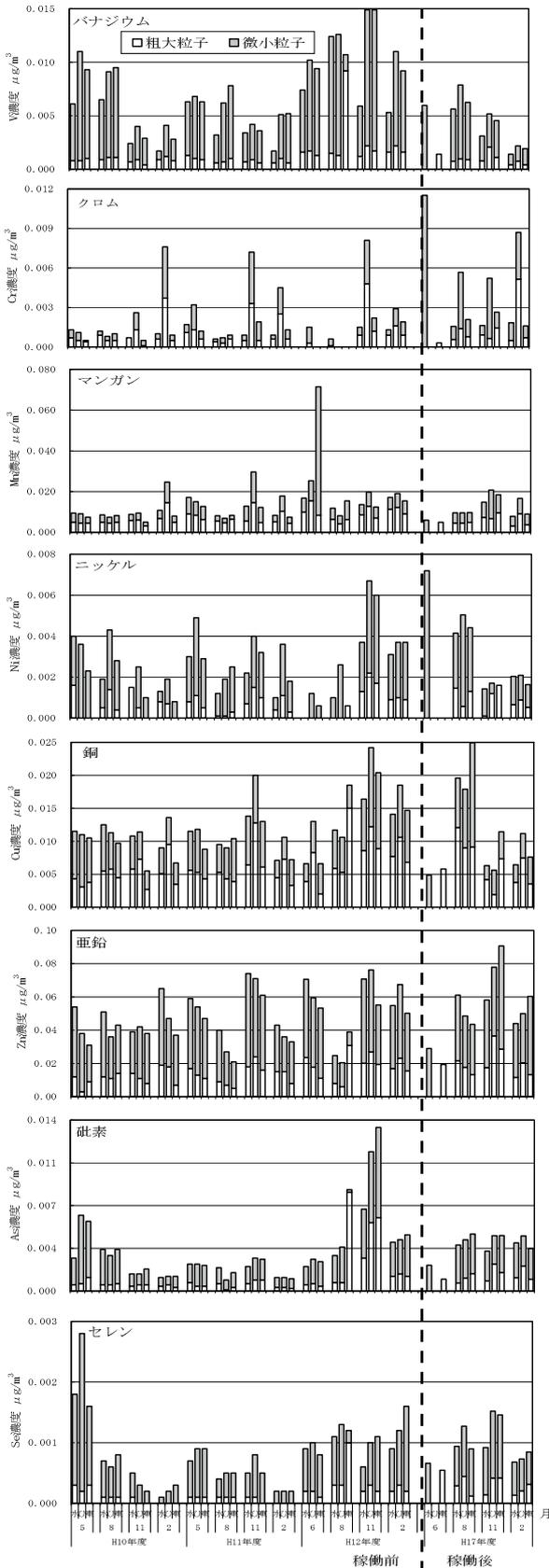


図6 金属成分の推移

## 4-2 ガス状物質

月別の推移を図7に示す。アンモニアは同様な推移を示し、塩化水素、硝酸ガスは稼働後濃度が低下したが、稼働に伴う顕著な変化は認められなかった。

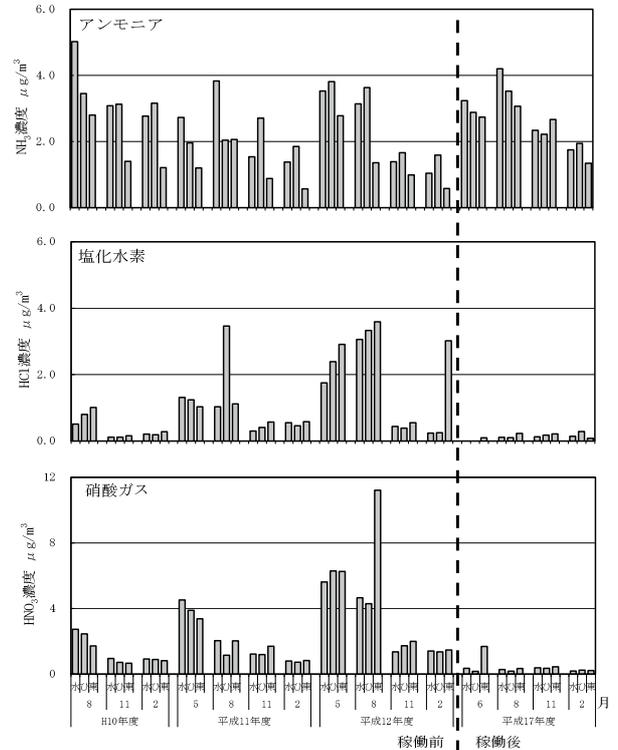


図7 ガス状物質の推移

### 4-3 水 銀

月別の推移を図8に示す。各地点における環境大気中の水銀濃度は年平均で0.001～0.004  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ で、稼働後の濃度は稼働前と比較して、ほぼ同じか、より低濃度であった。また、有害大気汚染物質モニタリング調査結果の全国平均値とほぼ同程度であり、環境省が定める健康リスクの低減を図るための指針値、年平均値0.040  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ の1/10以下であった。稼働後の月別濃度推移を図9に示す。発電所方向からの風向が卓越していた月を矢印で示したが、水銀濃度の上昇が顕著ではなかった。

以上の結果から、周辺地域の大気中の水銀濃度に関して、顕著な変化は認められなかった。

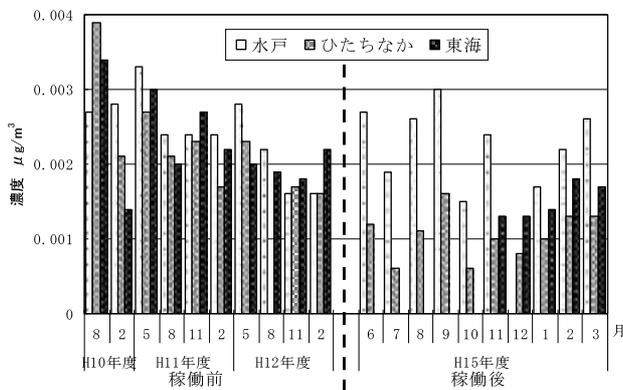


図8 水銀濃度の推移

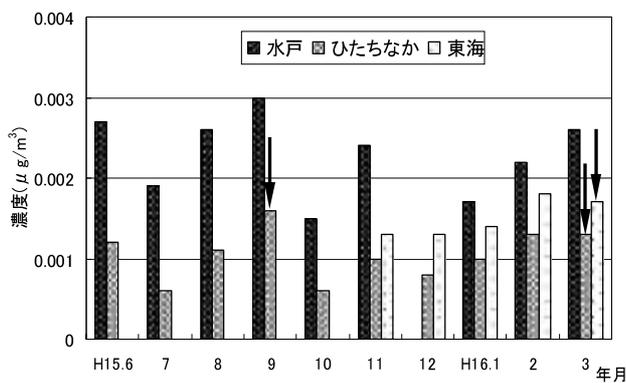


図9 稼働後の月別濃度推移

### 4-4 降下ばいじん

#### 1) 全量

降下物質の推移を図10に示す。地点間、月単位ではばつきが大きい。稼働後の平成16年度の8月、10月及び1月に溶解性物質質量が増加した。降水量の推移を図11に示すが、10月は各地点とも溶解性物質質量が高く、降水量が約400mm/月と多

いことから、降水によって溶解性物質が増加したものと考えられる。

#### 2) 溶解性物質

溶解性物質中のイオン成分の推移を図12に示す。平成16年度1月の $\text{Na}^+$ 、 $\text{Cl}^-$ が多いことから、海塩の影響を受けていたと考えられる。

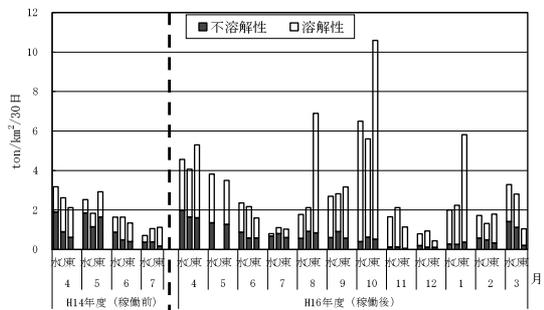
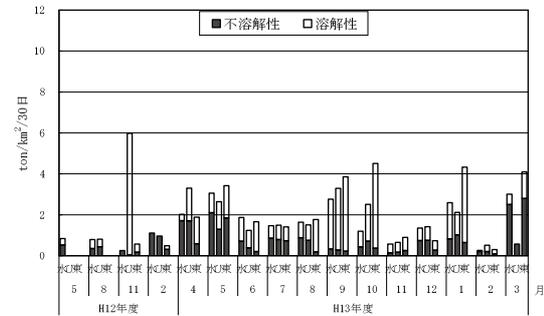


図10 降下ばいじん量の推移

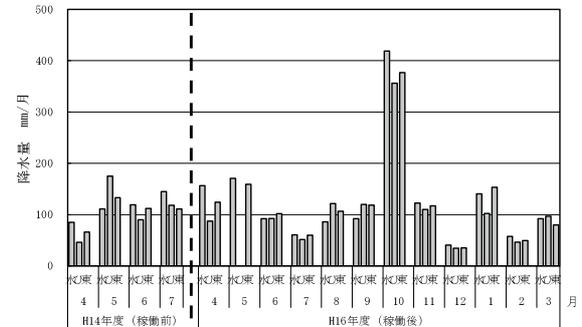
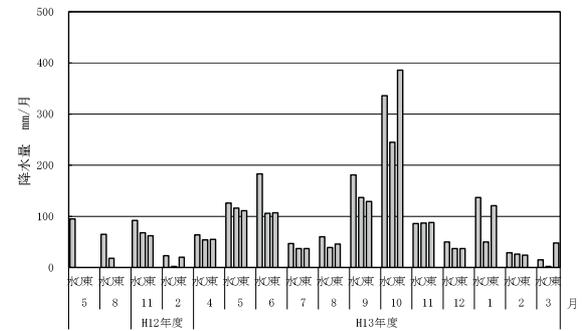


図11 降水量の推移

る液のpH推移を図13に示す。稼働後、地点間のばらつきが少なくなったが、いずれの地点も稼働に伴う顕著な変化は認められなかった。

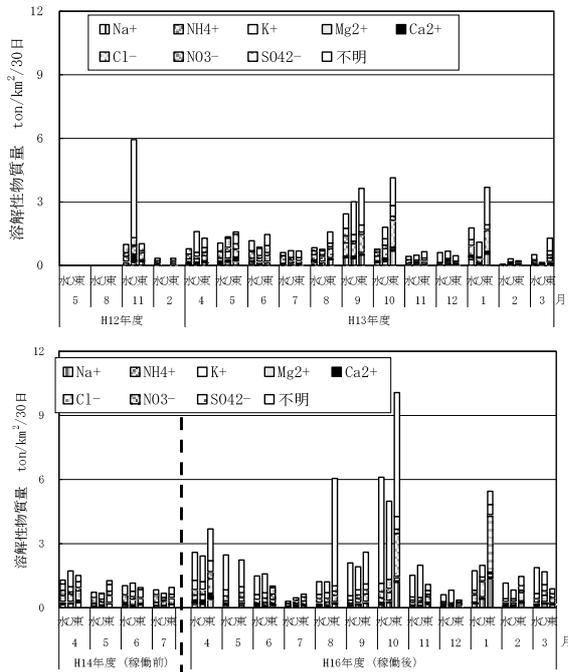


図 12 溶解性物質の推移

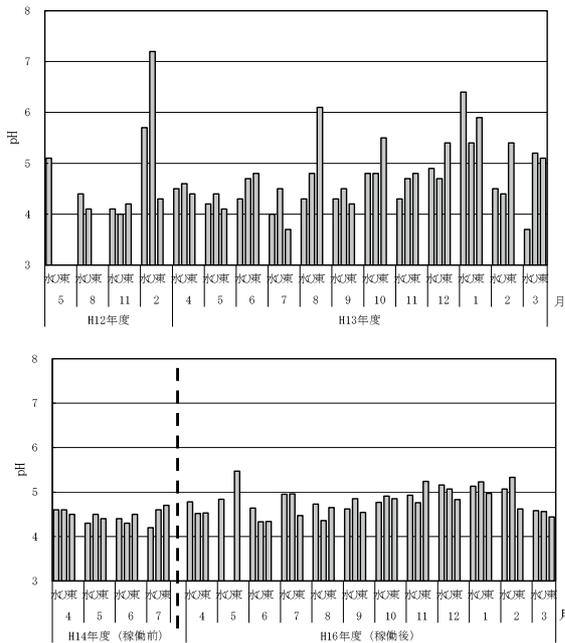


図 13 pH の推移

### 3) 不溶解性物質

金属成分の推移を図14に示す。主な成分はマンガン、クロム、鉛でいずれの地点も稼働に伴う顕著な変化は認められなかった。

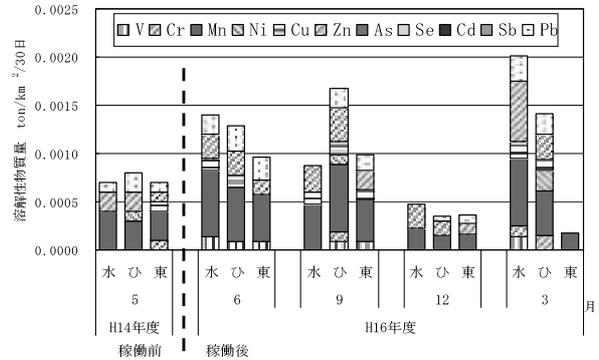


図 14 金属成分の推移

## 5 まとめ

火力発電所周辺3カ所で稼働前後の大気環境調査を実施したが、稼働に伴う大気環境の顕著な変化は認められなかった。

## 引用文献

- 1) 新エネルギー・産業技術総合開発機構 技術評価委員会(2002):「石炭利用次世代技術開発調査 微量元素測定及び除去技術」中間報告書
- 2) 茨城県(1998~2000):大気環境測定結果
- 3) 小林紘ほか(2002):茨城県の降下ばいじん, 茨城県公害技術センター研究報告, 2, 55~64
- 4) 坪内 彰ほか(1992):石炭火力発電所周辺環境調査(その1),福井県環境センター年報, 22, 85~90