

## 〈報 文〉

# 草木湖に発生したかび臭原因藍藻類 *Phormidium* について\*

矢 島 久美子\*\* ・ 林 治 稔\*\*  
樋 口 洋一郎\*\* ・ 原 善 彦\*\*

## 1. はじめに

水道水のかび臭については、琵琶湖<sup>1)</sup>・釜房湖<sup>2)</sup>・霞ヶ浦<sup>3)</sup>・印旛沼<sup>4)</sup>等をはじめとして全国的に問題となっている。群馬県においても渡良瀬川の上流に位置する草木湖において1984年より藍藻類の *Phormidium* によると思われるかび臭が発生し、湖水を水源としている桐生市において問題となった。

*Phormidium* の産生するかび臭原因物質は、2-メチルイソボルネオール（以下2-MIBとする）であることは判明しているが、水中の *Phormidium* 濃度と2-MIB濃度の関係は必ずしも一定ではない<sup>5)</sup>。*Phormidium* が多量に存在するにもかかわらず2-MIBがほとんど検出されない場合もあり、*Phormidium* による2-MIB産生機構に関する生物的側面については未解明の部分が多い。一方、*Phormidium* の発生原因については、水温・日照・栄養塩・湖水の滞留時間などの物理・化学・水理要因が指摘されているが<sup>2)6)7)</sup>、湖沼環境の相違とかび臭発生現象に及ぼす要因相互の複雑さのため、一般化できるに段階には至っていない。今回は、浄水場におけるかび臭予測の一助として草木湖より分離した *Phormidium* を用い、培養株と野外の *Phormidium* による2-MIB産生能がどの程度異なるかを比較した。

また *Phormidium* の発生要因を推測するため、草木湖の水質・環境要因を対照湖沼と比較し考察したので報告する。

## 2. 草木湖の概要

草木湖は、群馬県の渡良瀬川上流部に位置し、昭和52年3月の完成以来17年を経過した人造湖である（図1）。その概要は表1に示すとおりであるが、流域の70%は山林が占めている。流域人口は6,000人不足であるが、広域圏のし尿処理場（5,000人規模）・小規模工業団地・足尾鉾山地域等が栃木県内にある。



図1 草木湖流域図

表1 草木湖の概要

|       |                                |       |
|-------|--------------------------------|-------|
| 湛水開始  | 年                              | 1977  |
| 集水面積  | km <sup>2</sup>                | 254.0 |
| 湛水面積  | km <sup>2</sup>                | 1.7   |
| 有効貯水量 | 10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup> | 5,050 |
| 満水位標高 | m                              | 454.0 |
| ダムの高さ | m                              | 140   |
| 回転数   | 回/年                            | 7.3   |
| 降水量   | mm/y                           | 1,574 |

\* Musty Odor Problems Produced by Blue-Green Alogae, *Phormidium* in Lake Kusaki

\*\* Kumiko YAJIMA, Harutoshi HAYASHI, Yohichiro HIGUCHI, Yoshihiko HARA  
Gunma Prefectural Institute of Public Health and Environmental Sciences（群馬県衛生環境研究所）

### 3. かび臭の発生経過

草木湖におけるかび臭の発生が初めて確認されたのは湛水7年後の1984年であるが、それ以降の発生は年により異なる。かび臭発生年の2-MIB濃度の最高値とその時の *Phormidium* 群体数の関係は図2のとおりよい相関を示している。ただし、*Phormidium* の発生が見られても2-MIBが検出されない年もあり、このような年は図には入っていない。図2の関係を基に、かび臭発生のランクを4段階に分類し表2に示した。かび臭の最高値が観測される時期は7～8月が多いが9月の年もあり一定していない。また湖水の放流水深は1990年以前は表面放流であったが、1990年からはかび臭の発生状況により中層付近からの選択放流も併用している。このため1990年前後で、湖水表面の滞留・流動等に変化が生じ、*Phormidium* の発生状況に影響を及ぼしている可能性も考えられる。

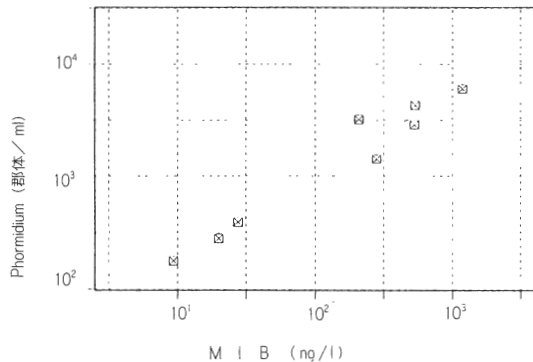


図2 草木湖における2-MIBの年間最大値と *Phormidium* 量の関係

表2 草木湖におけるかび臭発生状況

| 年    | かび臭発生ランク |
|------|----------|
| 1982 |          |
| 1983 |          |
| 1984 | ⊗        |
| 1985 |          |
| 1986 | ⊗ ⊗ ⊗    |
| 1987 | ⊗ ⊗      |
| 1988 | ⊗        |
| 1989 |          |
| 1990 | ⊗ ⊗      |
| 1991 | ⊗ ⊗      |
| 1992 |          |
| 1993 | ⊗        |

注：かび臭発生のランク  
 ランク0；2-MIB10ng/l未満  
 ランク1(⊗)；2-MIB10～100ng/l  
 ランク2(⊗⊗)；2-MIB100～1000ng/l  
 ランク3(⊗⊗⊗)；2-MIB1000ng/l以上

### 4. 調査方法

#### 4・1 草木湖におけるかび臭等の調査方法

1990年7～8月のかび臭発生時に、ダムサイト表層水の *Phormidium* 群体数および2-MIB濃度を継続調査した。*Phormidium* の細胞数は、1群体25細胞として換算した。かび臭物質の分析は、ガスクロマトグラフ質量分析計(シマヅQP1000A)により測定した<sup>8)</sup>。

#### 4.2 *Phormidium* の培養実験方法

1990年8月6日の草木湖水を採取し、CT培地を用いて *Phormidium* の単藻分離を行った<sup>8)</sup>。

この単藻株をCT培地を用いて培養実験し2-MIBの産生能を測定した。培養条件は22℃、往復振とう、1500Lux(14時間明、10時間暗)である。2-MIBの分析は、第1回・培養開始後26日目、第2回・11日目に行った。

#### 4・3 草木湖の水質および湖沼環境の解析

1982年1993年の草木湖ダムサイト付近定点の表層水観測結果(公共用水域水質測定結果)を用いて、水質特性を解析した。また水資源開発施設等管理年報を基に、草木・矢木沢・下久保ダムの水質、水理、窒素リソ負荷特性を考察した。

### 5. 結果および考察

#### 5・1 *Phormidium* の2-MIB産生能

##### —草木湖と培養株の比較—

草木湖から分離された *Phormidium* の培養液は紫～茶褐色を呈し、落射蛍光顕微鏡によるオレンジ色の自家蛍光の確認、および水溶性色素の吸光特性(575nm付近の吸収)によりフィコエリトリンを多量に含有することが推測されている<sup>9)</sup>。また蛍光光度計(シマヅRF1500)により540nm励起の条件で、575nm付近に蛍光のピークが確認され、中村<sup>10)</sup>が肉眼で茶色～紫褐色にみえる琵琶湖産の *Phormidium* で測定した結果と同様であった。*Phormidium* のかび臭発生強度の指標として、*Phormidium* 1細胞当たりの2-MIB濃度(湖水または培養液の2-MIB濃度/*Phormidium*濃度)を2-MIB産生能と定義し草木湖と培養株を比較すると、草木湖の *Phormidium* による2-MIB産生能は対数増殖末期において3.0～11.8(10<sup>-6</sup>ng/cell)であった。これに対して、*Phormidium* 培養株では対数増殖末期に8.0×10<sup>-6</sup>ng/cell、定常期末期に15.5×10<sup>-6</sup>ng/cellであり、草木湖の値と同等と考えられる。

草木湖と培養実験で得られた *Phormidium* 濃度と2-MIB濃度は高い相関を示したが、(Y=1.01 X-2.22, r=0.98, Y:Log2-MIB (ng/l), X:Log *Phormidium* (cells/ml)), 湖水濃度は最高でも培養

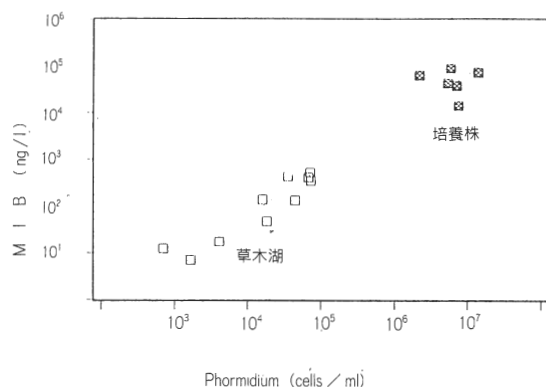


図3 *Phormidium* 量と2-MIB量の関係—草木湖と培養株の比較—

表3 増殖速度の比較

| Phormidium | 増殖係数 ( $\mu$ )<br>(/day) | 分裂時間<br>(hrs) |
|------------|--------------------------|---------------|
| 草木湖        | 0.092                    | 78.5          |
| 培養株        | 0.169~0.196              | 36.9~42.7     |

液の100分の1程度であった(図3)。

草木湖の *Phormidium* の分裂時間は78.5時間であるが、培養株では36.9時間~42.7時間であり、野外は培養株の2分の1程度の増殖速度である(表3)。

しかし、草木湖と培養実験の2-MIB産生能は同等であり、両者の濃度の違いは *Phormidium* の2-MIB産生能が異なるためではなく希釈による系外への流出、光・温度・栄養塩の不足、他のプランクトンとの相互作用・補色、湖底への沈降等 *Phormidium* の増殖を抑制する負要因が野外にはあるためと思われる。

*Phormidium* の発生による高濃度の2-MIBは琵琶湖：490ng/l (1983, 9月)<sup>11)</sup>、千刈貯水池上流のO池：1300ng/l (1984, 1月)<sup>12)</sup>で、また *Oscillatoria tenuis* が原因と思われるものでは琵琶湖：860ng/l (1985, 9月)<sup>11)</sup> の測定例があり、いずれも培養実験で得られる数値よりはるかに低い。保尊ら<sup>6)</sup>は琵琶湖における *Phormidium* の増殖に対する負の要因として湖水の希釈・窒素濃度等を考えたが、いずれも影響はほとんどないことを報告している。

各湖沼におけるこれらの要因は同じではなく、要因の相互作用も大きいことが予測されるが、*Phormidium* の増殖抑制対策と関連させながら物理・生物的要因を総合的に検討する必要がある。

## 5・2 草木湖の水質・環境特性

### 5.2・1 草木湖の水質

表4 草木湖の水質 (1982~1993)

|                           | 平均値    | 最大値   | 最小値   |
|---------------------------|--------|-------|-------|
| 気温 $^{\circ}\text{C}$     | 14.88  | 34.0  | -0.1  |
| 水温 $^{\circ}\text{C}$     | 13.26  | 26.4  | 2.3   |
| 全水深 m                     | 45.71  | 57.5  | 18.8  |
| 透明度 m                     | 2.06   | 6.0   | 0.3   |
| Chl-a ( $\mu\text{g/l}$ ) | 7.03   | 49.2  | 0.3   |
| EC ( $\mu\text{S/cm}$ )   | 165.94 | 341.0 | 80.0  |
| SS ( $\text{mg/l}$ )      | 3.53   | 23.8  | 1.0   |
| TN ( $\text{mg/l}$ )      | 0.58   | 1.16  | 0.23  |
| TP ( $\text{mg/l}$ )      | 0.016  | 0.035 | 0.005 |
| TOC ( $\text{mg/l}$ )     | 1.18   | 3.3   | 0.2   |

出典) 公共用水域水質測定結果 (1982~1993)

調査地点: ダムサイト付近 (表層水)

全水深は調査地点の値

1982~1993年のダムサイト付近地点の表層水の測定結果の平均値を表4に示す。測定は毎月行われているが1988年のTN(全窒素)、TP(全リン)、Chl-a(クロロフィルa)、TOC(全有機炭素)については測定月が年に4~9回である。TP濃度から判断すると草木湖は湖沼環境基準のⅢ類型(TN; 0.4mg/l以下、TP; 0.03mg/l以下)に属しているが、TNはⅢ類型を越え、Ⅳ類型(TN; 0.6mg/l以下、TP; 0.05mg/l以下)である。

TN、TP、Chl-a、ECの経年変化を調べるため、表4のデータの中うちかび臭発生と関連のある5~12月のTN、TP、Chl-a、ECの平均値を求め、測定値との偏差(測定値-平均値)を図4-1~4に示した。

Chl-a(図4-1)は1982~1993年の間で、TN(図4-2)は1983~1992年の間で経年的に増加する傾向が見られる。TP(図4-3)はChl-a、TNとはやや異なる変動を示しているが、1983~1992年の間で1986年以前は負、1987年以後は正の偏差を示した。EC(電気伝導度、図4-4)はTPとは逆に、1987年と1988年の間を境に正から負へと変化している。これらの変化はかび臭の発生の有無とは直接結び付かないが、草木湖の水質環境の変化を示しているものと思われる。

図4-1より草木湖はこの12年間に植物プランクトン量が明らかに増加傾向を示している。これに対して、富栄養化の一般的指標となるTN・TP濃度は変化の傾向が異なっている。表4から計算したTN/TPは36、5~12月の平均値から計算したTN(0.57mg/l)/TP(0.017mg/l)は34であり、植物プランクトンの要求するTN/TPは10~20前後であることから、TPがすべて植物プランクトンに取り込まれたとしても利用されないTNは水中に残留することになる。TPが100%植物プランクトンに取り込まれた場合、TP濃度

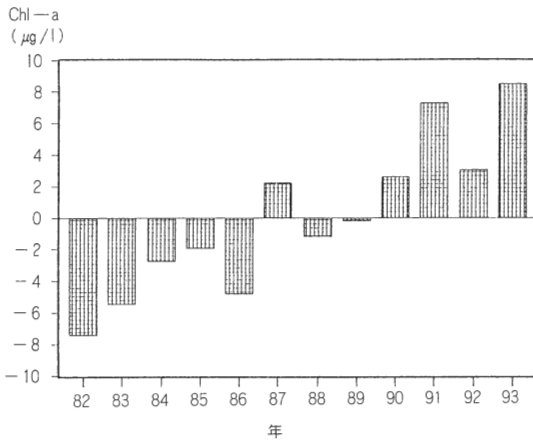


図 4-1 Chl-a の経年変化 (1982~1993年, 5~12月の平均値との偏差)

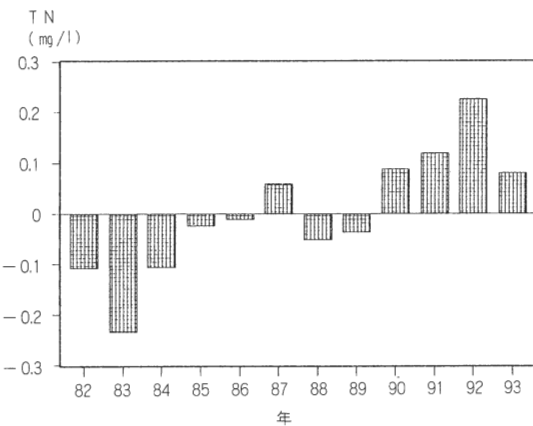


図 4-2 TN の経年変化 (1982~1993年, 5~12月の平均値との偏差)

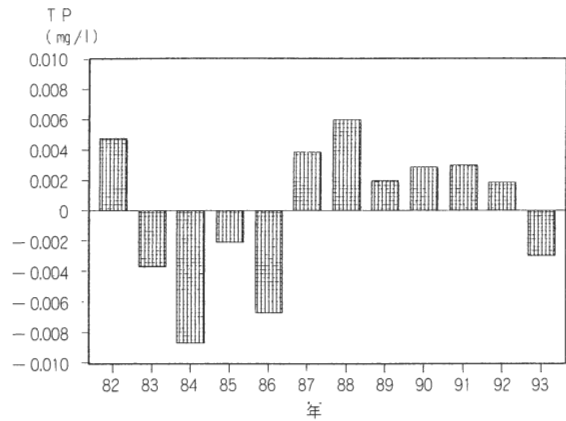


図 4-3 TP の経年変化 (1982~1993年, 5~12月の平均値との偏差)

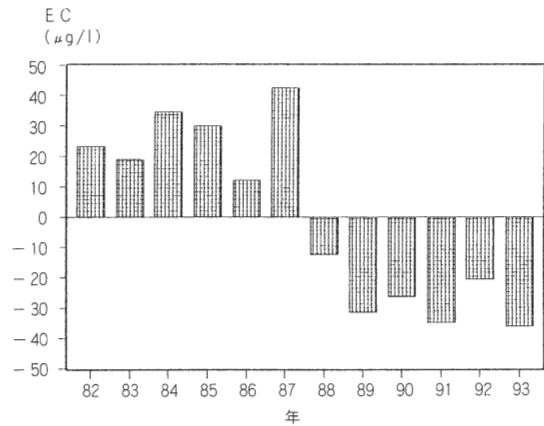


図 4-4 EC の経年変化 (1982~1993年, 5~12月の平均値との偏差)

の平均値 $0.017\text{mg/l}$  (5~12月) から予測される Chl-a 濃度は、植物プランクトンの TN/TP 組成比 $10\sim 20^{13)}$  および培養した植物プランクトンの TN/Chl-a $=7^{14)}$  から換算して $24\sim 48\mu\text{g/l}$ となる。実際の草木湖の Chl-a 濃度平均値 (5~12月) は $8.8\mu\text{g/l}$ であり植物プランクトンによる TP の利用率は $18\sim 37\%$ となる。同様に、TN の濃度の平均値 $0.57\text{mg/l}$  (5~12月) から予測される Chl-a 濃度は $81\mu\text{g/l}$ となり、TN の利用率は $11\%$ となる。従って TN 濃度の変動は植物プランクトンの増加以外の要因により影響されているものと思われる。TN の起源については現時点では特定できないが今後詳細に検討する必要がある。

TP の経年変動についても、植物プランクトンによる利用率は TN よりも高いものの、起源としては地質由来の懸濁成分なども考えられるため、図 4-3 の変

化は植物プランクトン量の変化と直接の関係は少ないようである。

EC の変化は TN・TP 等と比較して特異的である。EC は降水量・流入量等の水理条件の変化あるいは流域の点源排水の変化等が推測される。

#### 5・2・2 草木湖における N, P 負荷の特徴

草木湖のかび臭発生現象の潜在的要因としての TN・TP 負荷量を、環境の異なる群馬県内の矢木沢・下久保ダムと比較した。草木ダムを含む三ダムの概要および TN・TP 負荷等を表 5 に示した。矢木沢ダムは利根川の最上流部の標高 $850\text{m}$ に位置し、流域人口はゼロである。一方の下久保ダムは神流川の中流部、標高 $300\text{m}$ に位置し流域人口は約 $7,000$ 人である。両ダムは湛水以来 $27$ 年経過している。矢木沢ダムではかび臭の発生等の富栄養化現象は報告されていないが、下

表5 窒素、磷負荷量の比較

| ダ ム                             |                         |                                                    | 矢木沢        | 草木         | 下久保        |
|---------------------------------|-------------------------|----------------------------------------------------|------------|------------|------------|
| 歴 史                             | 湛水開始年<br>経過年数 (1995年現在) |                                                    | 1968<br>27 | 1977<br>18 | 1968<br>27 |
| 概 要                             | 集水面積                    | km <sup>2</sup>                                    | 167.4      | 254.0      | 322.9      |
|                                 | 湛水面積                    | km <sup>2</sup>                                    | 5.7        | 1.7        | 3.3        |
|                                 | 常時満水位                   | m                                                  | 850.0      | 454.0      | 296.8      |
|                                 | 有効貯水量                   | 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>                     | 175.8      | 50.5       | 120.0      |
|                                 | 回転数                     | 回/y                                                | 2.8        | 7.3        | 1.8        |
|                                 | 流域人口                    | 人数                                                 | 0          | 11,000     | 7,000      |
| 水 量                             | 総流入量                    | 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /y                  | 486.42     | 369.44     | 216.83     |
|                                 | 比流量                     | 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /km <sup>2</sup> /y | 2.91       | 1.45       | 0.67       |
|                                 | 降水量                     | mm/y                                               | 1,555      | 1,574      | 1,150      |
| 濃 度                             | T N                     | mg/l                                               | 0.205      | 0.617      | 1.220      |
|                                 | T P                     | mg/l                                               | 0.005      | 0.012      | 0.015      |
|                                 | N/P                     |                                                    | 42.0       | 49.7       | 82.7       |
| 負 荷 量<br>(濃度 * 総流入量)            | T N                     | t/y                                                | 99.62      | 227.87     | 264.53     |
|                                 | T P                     | t/y                                                | 2.37       | 4.58       | 3.20       |
| 人 間 換 算 負 荷<br>(負荷量 / 原単位)      | T N                     | 人数                                                 | 22,744     | 52,025     | 60,396     |
|                                 | T P                     | 人数                                                 | 3,609      | 6,973      | 4,868      |
| 比 負 荷<br>(負荷量 / 流域面積)           | T N                     | kg/km <sup>2</sup> /y                              | 595.1      | 897.1      | 819.3      |
|                                 | T P                     | kg/km <sup>2</sup> /y                              | 14.2       | 18.0       | 9.9        |
| 比 負 荷 (人 為 由 来)<br>自然負荷 (矢木沢ダム) | T N                     | kg/km <sup>2</sup> /y                              | 0          | 302.0      | 224.2      |
|                                 | T P                     | kg/km <sup>2</sup> /y                              | 0          | 3.9        | -4.3       |

出典：平成5年水資源開発施設等管理年報（水資源開発公団）

注1）N T，P T濃度：1993年表層平均値（1～12月ただし矢木沢ダムは5～12月の平均）

注2）総流量・降水量・回転数は各ダムの湛水以来の平均値

久保ダムでは湛水後まもなく渦鞭毛藻類の *Peridinium* による淡水赤潮の発生がありその後も同様の現象が観察されている。

標高は 矢木沢＞草木＞下久保 の順に高く、集水面積は標高とは逆の順になっている。有効貯水量は下久保＞矢木沢＞草木、回転数はこの逆の順であり、草木ダムは有効貯水量がもっとも小さく、湖水の回転が速いことになる。これらの三湖沼の TN, TP 濃度を図5に示した。図中にはかび臭の発生のみられている琵琶湖（南湖）（TN；0.38mg/l TP；0.022mg/l）・霞ヶ浦（西浦）（TN；0.97mg/l TP；0.58mg/l）・釜房ダム（TN；0.56mg/l TP；0.016mg/l）の水質（1988年の値）も示した<sup>15)</sup>。また湖沼環境基準の類型境界値（I 類型：TN；0.1mg/l, TP；0.005mg/l, II 類型：TN；0.2mg/l, TP；0.01mg/l, III 類型：TN；0.4mg/l, TP；0.03mg/l, V 類型：TN；1.0mg/l, TP；0.1mg/l）もプロットした。

TP 濃度は、矢木沢ダムは I 類型にあるが下久保ダム・草木ダム・釜房ダム・琵琶湖（南湖）はいずれも

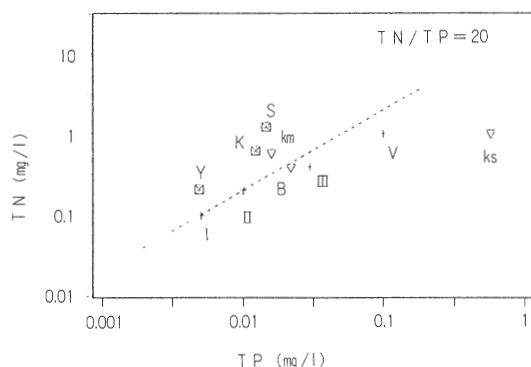


図5 TN 濃度と TP 濃度の関係

Y；矢木沢ダム，K；草木ダム，S；下久保ダム，I；I 類型，II；II 類型，III；III 類型，V；V 類型，B；琵琶湖（南湖），km；釜房ダム，Ks；霞ヶ浦（西浦）

III 類型であり、琵琶湖（南湖）以外は TN/TP の値が 20 以上である。霞ヶ浦（西浦）は V 類型を遥かに越える TP 濃度であり TN/TP も 1.67 と草木湖等の湖沼に比べ TN に対する TP の量が非常に高く、かび臭の

発生している湖沼間には栄養状態にかなりの差が見られる。群馬県内の三ダムのデータのみから推測すると、湖沼環境基準Ⅰ類型の湖沼ではかび臭の発生はみられず、Ⅲ類型の湖沼でかび臭または淡水赤潮等の問題が起きていることになる。

年間総流入水量、比流量（年間惣流入水量／流域面積）は標高の順に多く、比流量は矢木沢：草木：下久保＝2：1：0.5となる（表5）。

湖水 TN・TP 濃度と流入水量の積より流入負荷量を算出し、これを人間由来の排出負荷（TN；12g/d・人，TP；1.8g/d・人）に換算すると、自然負荷のみと考えられる矢木沢ダムで TN；22,744人，TP；3,609人の負荷に相当する。草木ダムではこの値が，TN；52,025人，TP；6,973人となった。広域のし尿処理場（5,000人規模）と流域人口（6,000人）を合計した TN・TP 負荷は，人口換算で11,000人であり，この負荷が100%流入したとしても TN の場合は約40,000人分の負荷がそれ以外から流入していることになる。下久保ダムについてもその傾向は同様であり，TN の面源負荷の大きいことが推測される。TN の比負荷は，矢木沢：草木：下久保＝0.7：1：0.9，TP の比負荷は矢木沢：草木：下久保＝0.8：1：0.6となり単位面積当たりの TN・TP 負荷量は草木がもっとも高い。

各ダムの流域の広大な山林由来の TN・TP の流出機構は流域ごとに異なるものと思われるが，三ダム流域の自然負荷を同一とみなし，草木・下久保ダムの人為的負荷を試算した。すなわち草木・下久保ダムの TN・TP 比負荷より，人為的な影響のない矢木沢ダムの TN・TP 比負荷（TN：595.1kg/km<sup>2</sup>/y，TP：14.2kg/km<sup>2</sup>/y）を差し引いたものを便宜的に人為的影響と仮定した。表5に示したとおり，この値は TN では草木；302kg/km<sup>2</sup>/y，下久保；223.9kg/km<sup>2</sup>/y，となったが，TP では草木；3.8kg/km<sup>2</sup>/y，下久保；4.3kg/km<sup>2</sup>/y となり，下久保ダム流域の TP の流出機構・地質・流入水量等が矢木沢あるいは草木流域と異なることが推測される。

表5において試算された草木ダムにおける人為的比負荷から流域全体の負荷量を求めると TN；17,513人，TP；1,469人の人間からの負荷に相当し，TN は明らかに流域人口以上の数字となる。このことは矢木沢ダムの比負荷が草木ダムと同一した仮定が適切でなかったか，流域の TN 起源として人間以外の流入源があることが推測される。草木ダム流域の点源・面源負荷については不明な部分が多く正確な試算は困難であるが，草木湖の富栄養化問題と関連させながら今後も経過観察・要因分析を行う必要があるものと思われる。

## 6. まとめ

1) 草木湖に発生した *Phormidium* を分離しその 2-MIB 産生能を野外のものと比較した結果次のようなことが判明した。

培養株と草木湖の *Phormidium* の 2-MIB 産生能は 3～16ng/cell でほぼ同等の値であった。

培養株の増殖速度は分裂時間で40時間程度であったが，草木湖ではこの2倍の80時間程度を要した。

草木湖における *Phormidium*，2-MIB 濃度の最高値は培養株の 1/100程度であり湖沼現場では様々な *Phormidium* の増殖抑制因子が働いているものと推測された。

2) 草木湖の水質についてに次のようなことが判明した。

TN，TP 濃度の12年間の平均値を環境基準と比較すると TN（0.58mg/l）：Ⅳ類型，TP（0.016mg/l）：Ⅲ類型であった。

Chl-a，TN，TP 濃度の12年間の変化は Chl-a，TN では増加傾向がみられたが，TP は顕著な増加傾向はみられなかった。

## 謝 辞

本調査の一部は，草木湖水質保全研究会（会長 大月邦夫群馬県衛生環境研究所長，伊藤隆同所長）の一環として実施したものであり，データの作成・分析に協力いただいた群馬大学の井上定夫先生，桐生市水道局元宿浄水場の村上俊幸・斉藤陽一氏はじめ職員の皆様に厚くお礼申し上げます。また同研究会委員の伊藤公明（日本銅管），高橋正（桐生市水道局），高野智儀（県営第一水道事務所），島倉俊夫・湯本弘忠（桐生保健所），飯塚康一・斉藤実・小島一郎・秋山重太郎・高野富夫・富沢恒夫（群馬県衛生環境保健所）諸氏には多方面のご協力を頂きここに厚くお礼申し上げます。

## 文 献

- 1) 喜多 理：琵琶湖におけるかび臭問題と対策，用水と廃水，26（8），35-41（1984）。
- 2) 石橋良信：釜房湖のかび臭発生要因と *Phormidium* の光抑制，水道協会雑誌，57（5），9-15（1988）。
- 3) 宮原玲二他：霞ヶ浦におけるかび臭問題と対策，用水と廃水，26（8），51-55（1984）。
- 4) 森本哲夫他：印旛沼におけるかび臭問題と対策，用水と廃水，26（8），56-63（1984）。
- 5) 山田直樹ら：天然水のカビ臭に関する研究（第1報）*Phormidium tenue* の増殖特性とカビ臭産生について，水質汚濁研究，8（8），515-521（1985）。

（以下 p. 8 へつづく）

## (p.7よりつづく)

- 6) 保尊とし子ほか：琵琶湖における *Phormidium tenue* の増殖と水温について，用水と廃水，34 (5)，377-382 (1992).
- 7) 住友 恒ほか：水象・気象条件と臭気発生との相関分析と予測－富栄養化による上水臭気の発生に関する研究 (1)－，水道協会雑誌，55 (1)，18-28 (1986).
- 8) 矢島久美子ほか：草木湖に発生したかび臭原因監藻類 *Phormidium* に関する研究 その4 *Phormidium* による2-MIB産生能の比較，群馬県衛生環境研究所年報，25号，133-137 (1993).
- 9) 矢島久美子ほか：草木湖に発生したかび臭原因監藻類 *Phormidium* に関する研究 その2 *Phormidium* の増殖特性，群馬県衛生環境研究所年報，24号，121-126 (1992).
- 10) 中村寿子：かび臭原因監藻類 *Phormidium* の分類および生理学的検討－落射蛍光顕微鏡によるMIB産生・非産生株の分別計数－，用水と廃水，30 (9)，872-879 (1988).
- 11) 八木正一：植物性プランクトンによる異臭の実態，用水と廃水，31 (10)，859-868 (1989).
- 12) 伊藤裕之ほか：*Phormidium tenue* の季節変化および培養実験，用水と廃水，28 (7)，686-690 (1986).
- 13) J.A.Downing and McCauley:The nitrogen:phosphorus relationship in lakes, *Limnol.Oceanogr.*37 (5)，936-945 (1992).
- 14) 陸水生物生産測定方法論研究会編：一次生産，陸水生物生産研究法，9-67，講談社 (1969).
- 15) 建設省河川局監修：1988年 日本河川水質年鑑，山海堂 (1989).