

## II-2 河口湖・底質の堆積年代と堆積速度の解明

### II-2-1 はじめに

前章の底質調査により、河口湖では 1981 年の調査時に比べ、底質中の有機物量が増加傾向にあり、底質の有機汚濁が進行していることが明らかとなった。そこで本研究では、河口湖の 3 地点（図 6）で採取された堆積物コア試料中の  $^{210}\text{鉛}$  ( $\text{Pb}$ )、 $^{137}\text{セシウム}$  ( $\text{Cs}$ ) 濃度の濃度変化から平均堆積速度を算出し、底質環境の悪化した時期を明らかにした。また、底質悪化の要因を明らかにするために、堆積物コア試料の含水比・強熱減量、堆積物中の全有機炭素 (TOC)・全窒素 (TN) の含有量及びその炭素・窒素安定同位体比 ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ )、堆積物中に含まれる脂肪酸の安定炭素同位体比 ( $\delta^{13}\text{C}$ ) の測定並びに珪藻殻の分類と計数を行なった。また、人為起源の代表的な有機化合物である芳香族炭化水素類 (PAHs) についても分析を行なった。

### II-2-2 試料及び手法

堆積物コア試料の採取は、2014 年 10 月 18 日に河口湖の 3 地点（図 6; KAW14-1A, KAW-4B, KAW-7A）で行なった。採取には、ゲント大学（ベルギー）所有の改良型グラビティーコアラー（UWITEC 社製）を用いた。試料採取は、掘削地点で停泊した小型船舶上で行い、長さ 1 m のプラスティックライナーを装着したコアラーを、ワインチを使い湖底直上約 3 m の水深までゆっくりと降ろした後、自由落下させ、約 90 cm の堆積物コアを回収した。採取したコア試料は、実験室に持ち帰り、ダイアモンドカッターにより半割した。

今回分析を行った試料は、いずれも各堆積物コアの深度 0-20 cm の堆積物であり、茶褐色からオリーブグレイの塊状粘土層を主体とし、植物片の挟在がしばしば見られた。また、KAW14-1A の深度 11.4-15 cm には、有機物が濃集した黒色粘土層が確認された。

$^{210}\text{Pb}$ 、 $^{137}\text{Cs}$  年代測定用試料は、半割したコアからアクリル製の L アングルを用い 1 cm 毎に分取し、凍結乾燥後、メノウ乳鉢で粉碎混合した。粉末試料は、20 ml のプラ壺（馬野化学容器（株））に厚さ 2 mm になるよう敷き詰め、プラスチック製のスペーサーとエポキシ樹脂を使って封入した。更にその後、シーラーを使いユニパックに封入し 1 ヶ月以上放置したものを測定試料とした。測定には、金沢大学低レベル放射能実験施設の Ge 半導体検出器 (GEM-FX5825-HJ, EG&G ORTEC 社) 及び尾小屋地下実験室の Ge 半導体検出器 (EGMP60-30-R, CANBERRA EURISYS; EGM3800-30-R, EURISYS MESURES) を用い、1 cm 毎に連続測定を行った。各核種の放射線濃度の算出には、46.5 keV ( $^{210}\text{Pb}$ )、62.4 keV ( $^{234}\text{Th}$ )、295.2 keV ( $^{214}\text{Pb}$ )、352.0 keV ( $^{214}\text{Pb}$ )、609.3 keV ( $^{214}\text{Bi}$ )、661.6 keV ( $^{137}\text{Cs}$ )、1460 keV ( $^{40}\text{K}$ ) の  $\gamma$  線を用いた。

堆積物中に含まれる全有機炭素 (TOC)・全窒素 (TN) の含有量及びその炭素・窒素安定同位体比 ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ ) の測定は、東大総合研究博物館の元素分析計 (EuroEA 3028-HT; EuroVector 社製) 一安定質量分析装置 (Isoprime; Micromass 社製) を使用した。測定には、0.1M HCl で一晩脱灰処理した乾燥粉末試料を用いた。安定同位体比の値は以下の式で定義する。

$$\delta(\text{sample}) (\%) = \left\{ \frac{[\text{R}(\text{sample}) - \text{R}(\text{standard})]}{\text{R}(\text{standard})} \right\} \times 1000 \quad (3)$$

上式において R は  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  または  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  である。同位体比の測定に用いた国際標準試料は  $\delta^{13}\text{C}$  : IAEA-C01、

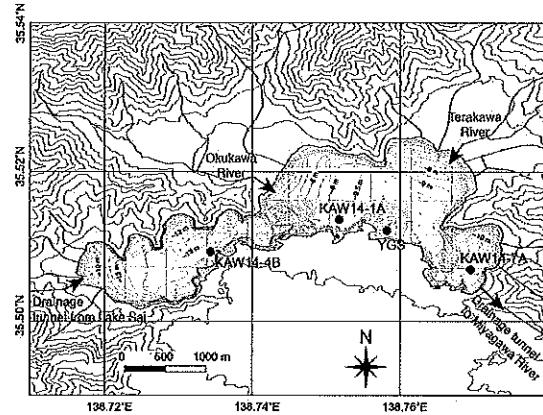


図 6 河口湖の堆積物コア採取地点

C08、CH7、 $\delta^{15}\text{N}$  : IAEA-N1、N2 である。測定用標準試料には L-Alanine (ナカライトスク社製、Lot No. AZ100 M9R2064  $\delta^{13}\text{C} = -19.9 \pm 2.0 \text{ ‰}$ ,  $\delta^{15}\text{N} = -1.79 \pm 0.2 \text{ ‰}$ ) を使用した。

有機化合物の分析は、まず乾燥粉末化した堆積物試料に有機溶媒(ジクロロメタン/メタノールの混合溶媒)を加え、超音波抽出により、脂質成分を得た。得られた抽出物は、濃縮・けん化後、中性成分と酸性成分にわけ、中性成分から芳香族炭化水素類(PAHs)を、酸性成分から脂肪酸をそれぞれ分離した。化合物の同定・定量には、ガスクロマトグラフ装置(HP6890GC)及び、GC 質量分析計(HP6890GC + BU-20 GC Mate 及び Agilent 5977B/7890B GCMSD)を用い、分離した脂肪酸は、ガスクロマトグラフ/燃焼/安定質量分析計(HP6890 + Isoprime)により炭素安定同位体比の測定を行った。測定には、同位体比既知の  $\text{C}_{26}$  アルカン (-33.5 ‰) を内部標準に用い、分析値は式(3)により PDB 標準試料に対する千分率で示した。試料分析は 2 回行い、その再現性は標準試料の分析精度内 (0.5 ‰以下) に収まっていた。

珪藻殻の観察は、試料の一部を酸処理した後蒸留水で適度に希釈し、プレウラックスで封入したものについて、光学顕微鏡を用いて 600~1500 倍で同定を行い、計数は各試料につき原則として 200 個以上を行った。種の同定は Krammer and Lange-Bertalot (1986-1991) により行った (吉澤・山本 2017)。

## II-2-3 結果及び考察

### 1) $^{210}\text{鉛}(\text{Pb})$ 、 $^{137}\text{セシウム}(\text{Cs})$ 濃度から推定された堆積速度の経年変化

堆積環境の解析には様々な放射性核種が利用されるが、過去 100 年程度の解析には半減期 22.3 年の鉛-210 ( $^{210}\text{Pb}$ ) を用いる  $^{210}\text{Pb}$  堆積年代測定法(金井 2000) やセシウム-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ) の使用が有効である。 $^{137}\text{Cs}$  は半減期 30 年の放射性核種であり、主に 1953 年以降の地上核実験に伴うグローバルフォールアウトに伴うものと、2011 年 3 月の東京電力福島第一原子力発電所の事故に由来するものが知られている。

そこで本研究では、KAW14-1A、KAW14-4B、KAW14-7A の各堆積物コアについて、 $^{210}\text{Pb}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ 、 $^{134}\text{Cs}$  を 1cm 毎に測定し、重量堆積速度 ( $\text{g}/\text{cm}^2/\text{年}$ ) を算出した。更に、得られた重量堆積速度を基に年代一深度モデルを作成した(図 7)。なお、詳細については、Yamamoto et al. 投稿中を参照されたい。

各コアで得られた平均堆積速度は、0.04~0.36 cm/年であり、KAW14-1A の表層 10 cm でやや速い堆積速度が得られた。河口湖の堆積速度は、西暦 1880 年~1960 年頃にかけて、KAW14-7A で高く、その後 1960 ~1970 年頃にかけては、KAW14-4B で一時的な堆積速度の増加が見られた。一方、1970 年代以降の堆積速度は、KAW14-4B、KAW14-7A でほぼ同じであったのに対して、KAW14-1A では 1980 年頃より堆積速度が急増する傾向が見られた。また、KAW14-1A の深度 11.5~13.5 cm と 15.5~17.5 cm、KA14-4B の深度 5.5~11.5 cm では粒度分布の変化や堆積環境の変化に伴うイベント堆積層の存在が示唆された。

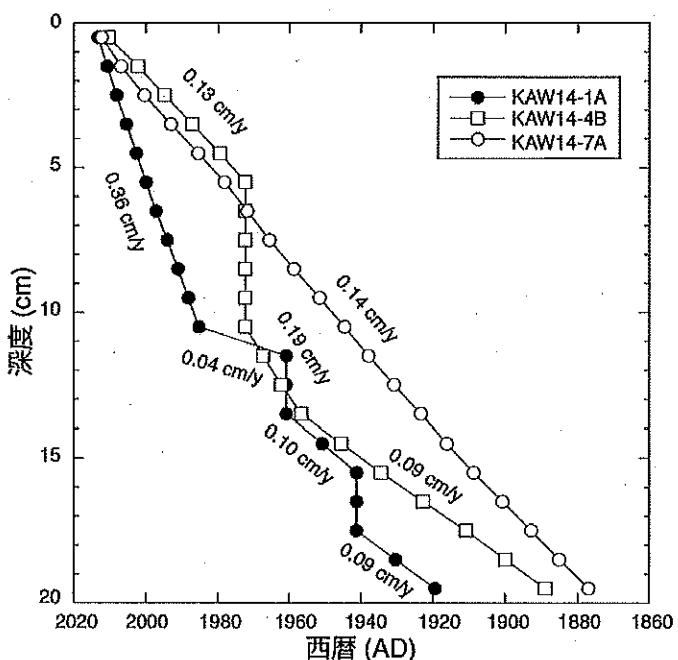


図 7 河口湖で採取された各堆積物コアの年代一深度

モデル (Yamamoto et al., 投稿中)

## 2) 堆積物コア中の含水比と強熱減量の経年変化

図 8 には、上述のイベント堆積層を除く河口湖の堆積物コア中の含水比と強熱減量の経年変化を示した。KAW14-1A では、含水比と強熱減量は、それぞれ 211.6~318.6 %、13.5~18.0 % の範囲にあり、いずれも 1920 年代以降緩やかな増加傾向を示した。含水比は、1940 年頃には既にヘドロの目安となる 300 % を超えており、その後一時減少するものの、1990 年代以降再び 300 % を超える。一方、KAW14-4B の含水比と強熱減量は、それぞれ 241.0~310.7 %、12.0~16.7 % の範囲にあり、1890 年代以降緩やかな増加傾向を示した。含水比は、1970 年代まではヘドロの目安となる 300 % を下回っていたものの、1970 年代後半以降 300 % を超え、ヘドロ化が進行したことが示唆される。また、KAW14-7A では、含水比、強熱減量はそれぞれ 252.3~328.8 %、14.5 ~17.6 % の範囲にあり、含水比は 1980 年代を除き、緩やかな増加傾向を示した。一方、強熱減量については、1880 年~1950 年頃にかけて約 15 % で安定していたものの、1960 年頃から増加傾向を示した。KAW14-7A で含水比が 300 % を超えるのは、1970 年代であり、その後一時減少するものの 2000 年代以降再び 300 % を超え、現在に至っている。こうした汚濁指標の経年変化から、河口湖では、湖の一部では戦前より徐々に底質汚濁が進行していたが、その後、高度経済成長期に入り生活水準が向上し、また観光地化が進むことで、富栄養化が進行し、湖全域で湖底にヘドロが堆積するようになったと推定される。

## 3) 河口湖湖底への全有機炭素 (TOC) フラックス及び有機物の起源の経年変化

図 9 には、河口湖の湖底堆積物中の全有機炭素量から推定された湖底への全有機炭素 (TOC) フラックス (湖底 1 cm<sup>2</sup>あたりに一年間に降り積もる有機物の量) と炭素 (C) / 窒素 (N) 比、炭素安定同位体比の経年変化を示した。湖底への全有機炭素フラックスは、いずれのコアでも 1940 年頃まではほぼ一定であるのに対して、KAW14-4B、KAW14-7A では 1950 年代頃から緩やかな増加傾向、KAW14-1A では 1960~80 年代に急激な増加傾向が見られた。一方、2000 年代以降は、ほぼ一定ないしは KAW14-1A ではわずかに減少傾向が見られた。一般に、炭素 (C) / 窒素 (N) 比は、有機物の起源によって異なっており、植物プランクトンが 5~10 の値を示すのに対し、陸上植物は 20 以上の値を示すことが知られている。河口湖の堆積物中の C/N 比は、KAW14-1A > KAW14-7A > KAW14-4B の順で高くなっている、場所により有機物組成が大きく異なることが示唆される。また各コアとも、C/N 比は、1940 年頃から緩やかな増加傾向を示し、KAW14-1A では 1960~1990 年頃、KAW14-4B では 1970 年代、KAW14-7A では 1980 年代にピークを示す。これら時期には、河口湖北岸干拓事業 (1958~1964 年) や新御坂トンネル工事 (1964~1967 年) が行われており、更に 1983 年の大増水の影響等により陸からの有機物の供給が一時的に増加した可能性がある。一方、1990 年代以降、いずれのコアでも C/N 比は減少傾向にあり、植物プランクトンに由来する有機物が増加傾向にあることが示唆された。また、炭素安定同位体比についても、C/N 比同様、KAW14-1A > KAW14-7A > KAW14-4B の順で値が高くなる傾向が見られ、堆積環境による有機物組成の違いを反映しているものと考えられる。

## 4) 河口湖湖底への全窒素 (N) フラックス、窒素安定同位体比 ( $\delta^{15}\text{N}$ ) の経年変化及び植物プランクトン由来脂肪酸の炭素安定同位体比から推定される湖内生産の経年変化

図 10 には、河口湖湖底への全窒素フラックス (湖底 1 cm<sup>2</sup>あたりに一年間に降り積もる窒素の量)、窒素安定同位体比の経年変化及び植物プランクトン由来の脂肪酸の炭素安定同位体比の経年変化を示した。

湖底への全窒素フラックスは、いずれのコアでも 1940 年頃まではほぼ一定であるのに対して、KAW14-4B、KAW14-7A では 1950 年代頃から、KAW14-1A では 1960 年頃から増加傾向が見られ、高度経済成長に伴う人為的な窒素負荷の影響が示唆される。

また窒素安定同位体比は、いずれのコアでも 1880~1960 年頃にかけて 0.3~0.5 ‰ 程度の緩やかな増加傾向を示し、更に 1960 年~1990 年頃にかけて最大約 1 ‰ の増加傾向を示した。一般に窒素安定同位体比は、起源により大きく異なることが知られており、森林起源 (-0.1~1.9 ‰; 中村ほか 2011) に比べより大きな同位体比を示す農地 (5.4 ‰; 中村ほか 2011)・生活排水起源 (>10 ‰; Umezawa et al. 2009) の窒素の流入が示唆される。一方、窒素安定同位体比の増加傾向は、1990 年代以降緩やかになっており、1986 年 7 月

より一部供用が開始された下水道の効果と考えられる。

植物プランクトン由来の C<sub>16</sub> 脂肪酸の炭素安定同位体比は、いずれのコアでも 1880～1960 年頃にかけてほぼ一定であるものの、KAW14-4B 及び KAW14-7A では 1960 年代以降増加傾向が見られ、KAW14-1A でも 1990 年代以降、同位体比が増加する傾向が見られた（図 10）。一般に、植物プランクトンの炭素安定同位体比は、湖内生産が高くなる程増加する傾向にあり、こうした炭素安定同位体比の変動は、人為的な窒素負荷による富栄養化の影響と考えられる。ただし KAW14-1A では、全窒素フラックスや窒素安定同位体比が 1960 年頃から増加するにも関わらず、炭素安定同位体比から推定される生物生産性にはほとんど変化が見られなかった。この要因として、一般に溶存二酸化炭素が豊富な環境では生産性に対する安定同位体比の変化がほとんどないことから、御坂山地からの扇状地に面する中央湖盆では、植物プランクトンが光合成に使用できる溶存二酸化炭素が豊富に存在していたために、生産性に対する炭素同位体比の応答が他の湖盆とは異なっていたのかもしれない。

同様の傾向は、河口湖における代表的な植物プランクトンである珪藻組成の変化にも見られ、KAW14-7A では、富栄養化の指標とされる無背線直目/中心目比（A/C 比；Stockner and Benson (1967)；図 10）が、1980 年代から 2000 年頃にかけ、増加する傾向が見られた。一方、吉澤・山本 (2017) は、河口湖の中央（東）湖盆北側で採取した堆積物コア中の珪藻組成の分析から富栄養化の進行が 1970 年頃から加速したとの調査結果を報告しており、富栄養化が必ずしも同時期に全湖的に進行したわけではないことが示唆される。一方、KAW14-7A では 2000 年代以降、また KAW14-1A では 2010 年頃から炭素安定同位体比の増加傾向が緩やかになってきており、また A/C 比が減少することから、今後これらの指標が改善傾向を示すのかどうか、引き続き富栄養化の傾向を注視していく必要がある。

##### 5) 河口湖湖底への芳香族炭化水素類 (PAHs) のフラックスの経年変化

図 11 には、河口湖における芳香族炭化水素類（14 成分；Acenaphthylene, Fluorene, Phenanthrene, Anthracene, Fluoranthene, Pyrene, Chrysene, Benzo[a]anthracene, Benzo[b]fluoranthene, Benzo[k]fluoranthene, Benzo[a]pyrene, Indeno[1, 2, 3-cd]pyrene, Dibenz[a, h]anthracene, Benzo[g, h, i]perylene）の湖底堆積物へのフラックスの経年変化を示した。いずれのコアでも 1940 年代まではほぼ一定であったが、KAW14-7A では 1940 年代以降、急激な増加傾向を示し、1958 年と 1971 年をピークにその後減少傾向が見られた。また、KAW14-4B でも 1970 年代をピークとする増加傾向を示し、1980 年代以降減少する傾向が見られた。一方、KAW14-1A では 1960 年頃まではほぼ一定であったものの、その後増加傾向を示し、2000 年頃をピークに近年は減少傾向にあることが明らかとなった。

場所により PAHs の経年変化が異なる要因としては、KAW14-4B や KAW14-7A が流入河川の影響が少ない場所に位置しており、主に大気経由で運ばれる PAHs を反映するのに対し、KAW14-1A は、奥川や寺川などの扇状地の沖合に位置していることから、陸上から流入水経由で運搬される化合物の影響を受けていたためと考えられる。

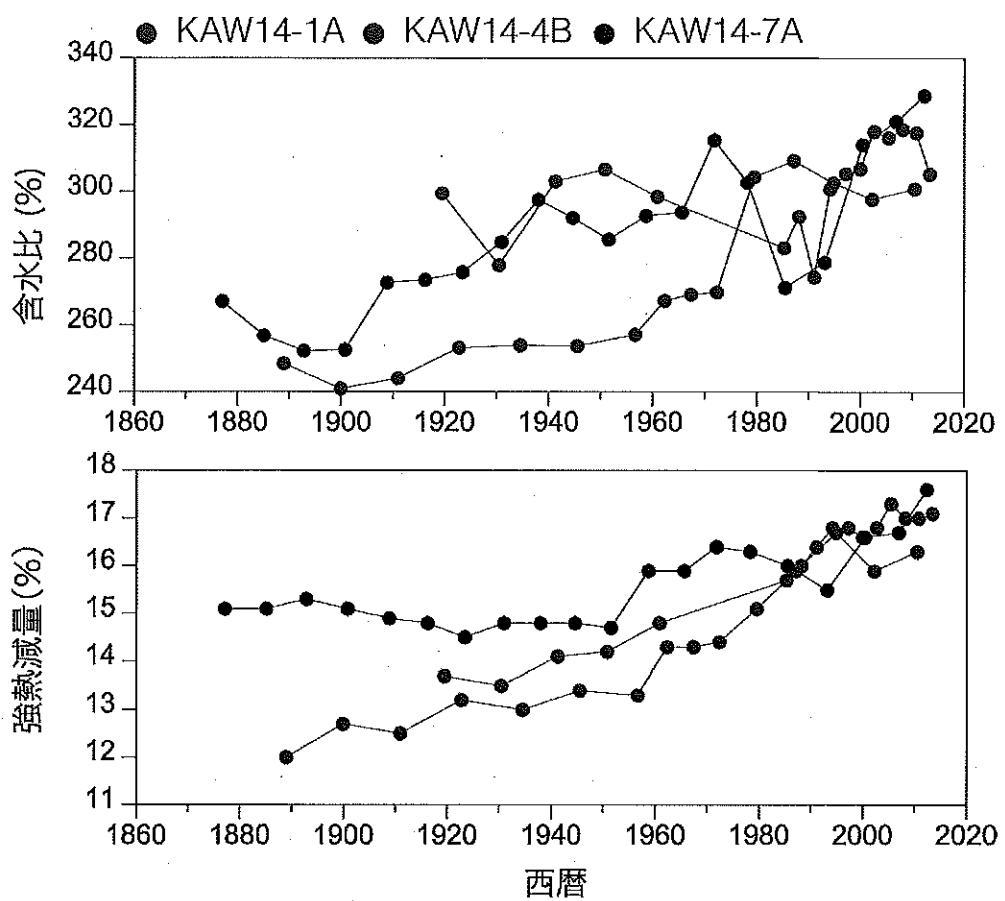


図8 河口湖堆積物コア中の含水比及び強熱減量の経年変化

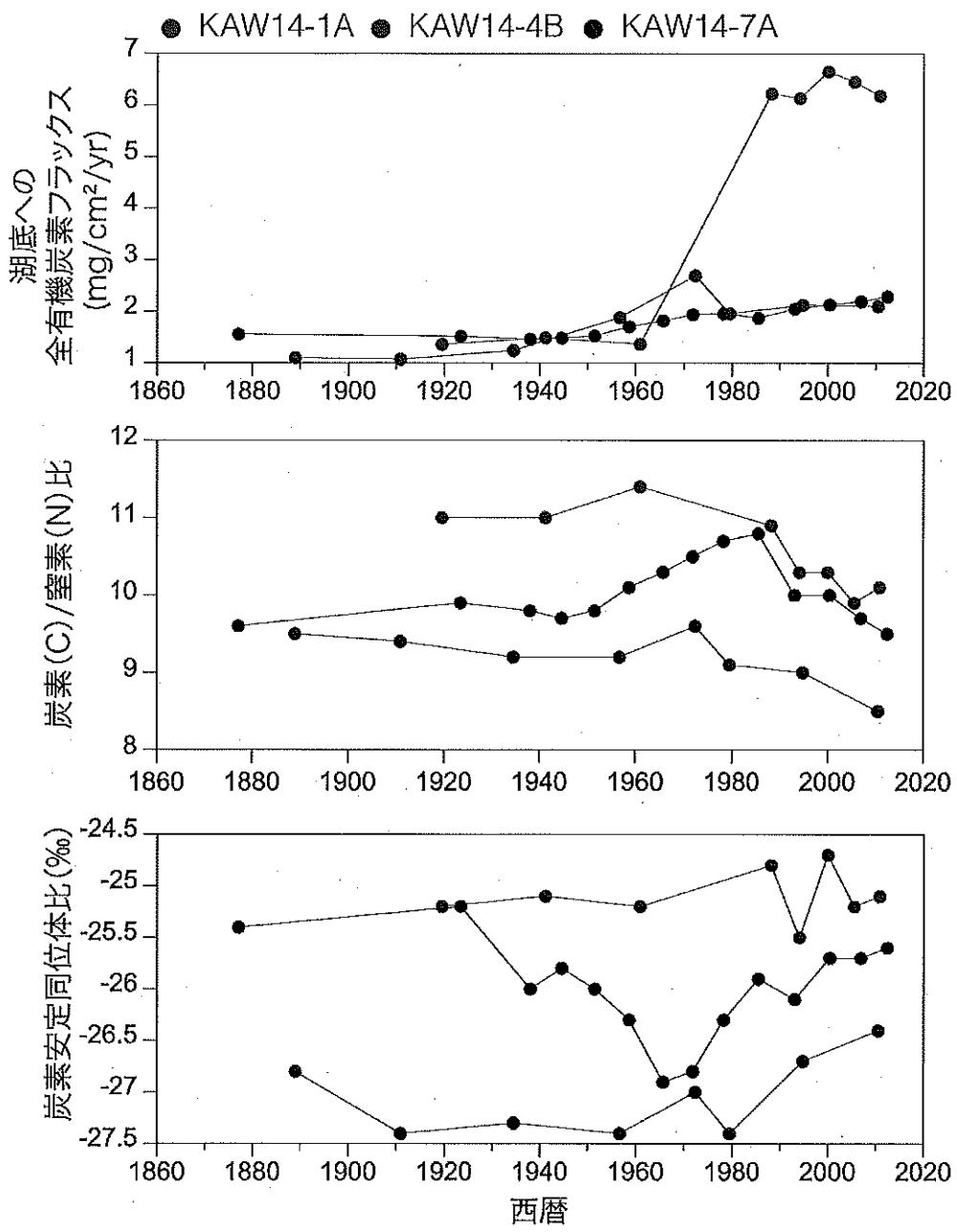


図9 河口湖湖底への全有機炭素フラックス、炭素/窒素比、炭素安定同位体比の経年変化

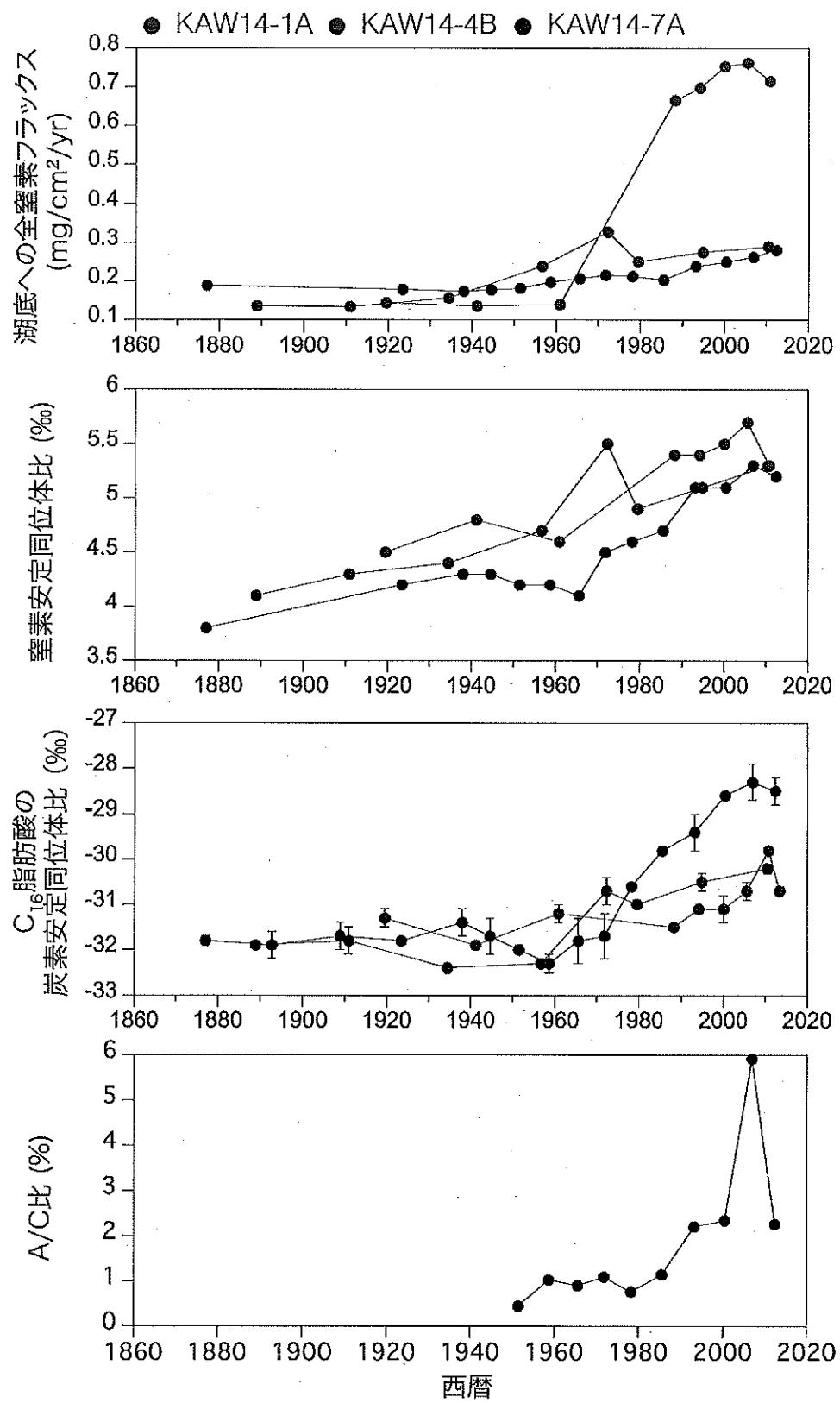


図 10 河口湖湖底への全窒素フラックス、窒素安定同位体比、植物プランクトン由来脂肪酸の炭素安定同位体比と A/C 比の経年変化

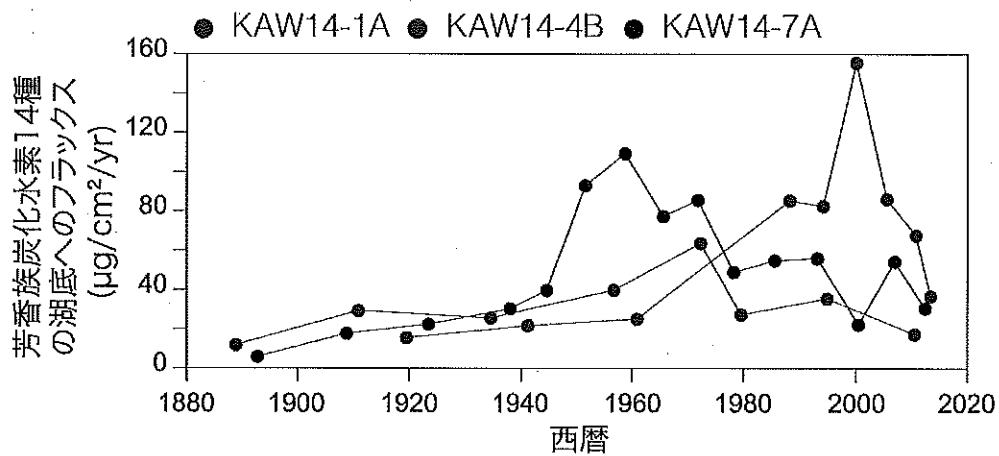


図 11 河口湖湖底への芳香族炭化水素類（14成分）フラックスの経年変化

##### 5) 八木崎公園東の湖岸における強熱減量と含水比の変化

湖岸近傍におけるヘドロの堆積状況を明らかにするために、水位低下により湖底が露出した八木崎公園東の葦原付近で2017年6月30日に178 cmの堆積物を採取し、強熱減量と含水比の測定を行なった

(図6; YGS)。堆積物の採取には、復建調査設計株式会社のハンディジオスライサーを用いた。得られた堆積物は、植物片を含む茶褐色から暗褐色のシルトを主体とし、深度149.5~152 cmには黒色の火山砂の薄層が見られた。また、深度20~34 cmには、最大粒径5 mmのスコリア礫が多く含まれていた。コア最上部の深度6~8 cmには不整合面があり、これより上位では砂一砂質シルトの堆積が見られた(図12)。堆積年代の推定は、深度135 cm, 178 cmで採取した植物片の<sup>14</sup>C年代測定により行った。

八木崎公園東の湖岸近傍では、表層付近(深度0~36 cm)で、強熱減量が10%以下と低い値を示したのに対し、深度116~168 cmと深度44~58 cmでは、火山砂の直上に位置する深度148 cmを除き、強熱減量が13%以上の値を示しており、堆積物中の有機物の増加が示唆された(図12)。ただし、

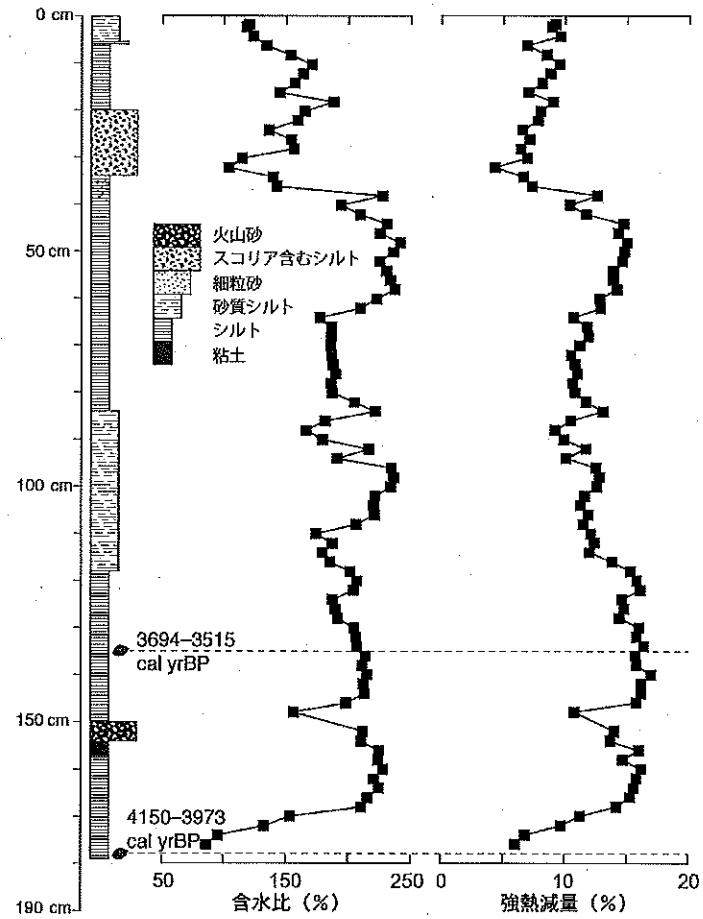


図 12 八木崎公園沖コア中の含水比と強熱減量の鉛直変化

含水比の値は、いずれの層準でも 300 %以下となっており（図 12）、有機物量が多い層準でもヘドロの目安となる水準を下回っていた。また、放射性炭素年代測定の結果、深度 44-168 cm で確認された有機物に富む堆積物は、縄文後期～平安時代の堆積物であると推定された。水深の浅い湖岸近傍では、陸からの物質負荷の影響を受けやすく、また堆積環境の変化に敏感なことから、過去に有機物の溜まりやすい環境があったものと推定される。

#### 引用文献

- 金井豊 (2000) 鉛の地球化学—ウラン系列各種  $^{210}\text{Pb}$  の堆積学的応用法を中心として一. 地質ニュース 556 : 20-34.
- Krammer, E., Lange-Bertalot, H. (1986-1991) Süßwasserflora von Mitteleuropa 1~4. Gustav Fischer, Stuttgart.
- 中村高志・尾坂兼一・平賀由紀・風間ふたば (2011) 富士川流域における溪流水中の硝酸イオンの窒素・酸素安定同位体比. 日本水文科学会誌 41 : 79-89.
- Stockner, J.G., Benson, W.W. (1967) The succession of diatom assemblages in the recent sediments of Lake Washington, Limnology and Oceanography 12: 513-532.
- Umezawa, Y., Hosono, T., Onodera, S., Siringan, F., Buapeng, S., Delinom, R., Yoshimizu, C., Tayasu, I., Nagata, T., Taniguchi, M. (2009) Tracing the sources of nitrate and ammonium concentrations in groundwater at developing Asian megacities, using GIS data and nitrate  $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{18}\text{O}$ . Science of the Total Environment 407:3219-3231.
- Yamamoto, S., Hubert-Ferrari, A., Lamair, L., Miyata, Y., Ochiai, S., Nagao, S., Miyauchi, N., Yoshida, K., Fujiwara, O., Yokoyama, Y., Heyvaert, V.M.A., De Batist, M., and the QuakeRecNanakai team, Organic carbon accumulation and productivity over the past 130 years in Lake Kawaguchi (central Japan) reconstructed using organic geochemical proxies. Submitted to Journal of Paleolimnology.
- 吉澤一家・山本敬男 (2017) 湖底堆積物（柱状試料）中の珪藻殻からみた河口湖の富栄養化. 山梨衛環研年報 61, 53-56.

## II-3 河口湖・流入河川の流量観測と流入物質量の把握

### II-3-1 はじめに

寺川は、河口湖の北東に源流をもつ常時流入河川である。本研究では、先行研究に引き続き、河川からの流入水量を把握するため、寺川の下流部に水位計を設置し、2017年4月～2018年3月までの1年間にわたり、毎月1回、流量観測を行なった。また、河川による河口湖への物質負荷量を検討するため、寺川の上流から下流に設置した5つの観測点において毎月1回水質測定及び採水調査を行い、更に寺川の河口付近で採取した河川水中の全窒素、全りん、化学的酸素要求量(COD)の測定を行なった。

### II-3-2 試料及び手法

図13には、寺川の流量観測地点と水質調査、採水地点(地点1～地点5)を示した。現地調査では、市販のポリバケツを用いて採水を行い、水温、pH、電気伝導度(EC)、溶存酸素濃度(DO)の測定を行なった。また分析用試料は、あらかじめミリQ水で洗浄したポリエチレン容器に入れ実験室に持ち帰った。全窒素、全りん、化学的酸素要求量(COD)の分析は、山梨県環境科学検査センターで行い、測定にはそれぞれ紫外線吸光光度法(JIS K0102 45.2)、ペルオキソ二硫酸カリウム分解法(JIS K0102 46.3.1)過マンガン酸カリウム滴定法(JIS K0102 17)を用いた。各測定における定量下限値は、それぞれ0.05 mg/l、0.005 mg/l、0.5 mg/lであった。

河川流量は、絶対圧型水位計(S&DL mini MODEL-4800; OYO製)で計測した水位に対する流水断面積と、河川水の流速の積により求めた。流速の測定には、CM-1SX型小型微流速計((株)東邦電探)を用い、fixモードにて40秒間計測を行った。

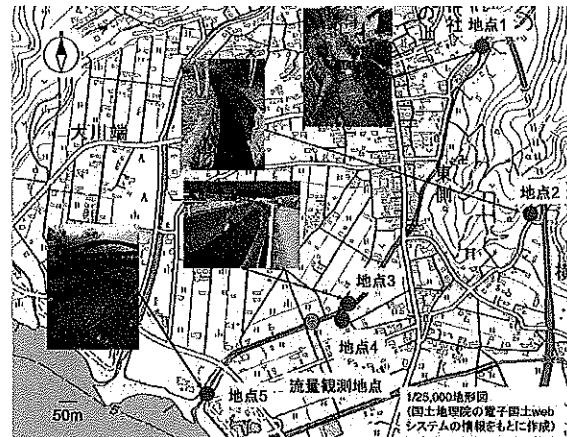


図13 寺川の採水地点

### II-3-3 結果及び考察

#### 1) 寺川における水温、pH、EC、DOの月別変化

表1には、寺川の各採水地点における水温、pH、EC、DOの月別測定結果を示した。水温は、2.1～23.5°Cであり、概ね上流部ほど水温が低い傾向が見られた。ただし、6～8月の調査では、採水時間が遅い上流部ほど水温が高くなる傾向が見られ、気温変化の影響が示唆された。一方、ECは、上流から下流に向かい値が増加する傾向が見られ、住宅地や農耕地から流入する雨水等の影響によるものと考えられた。DOは、概ね上流ほど高い値を示しており、12月～2月に増加する傾向が見られた。

#### 2) 寺川における全窒素、全りん、CODの月別変化

図14から図16には、寺川の河口付近(地点5)における全窒素、全りん、CODの測定結果を示した。また比較のため、1981年の測定結果と1993～2003年の測定

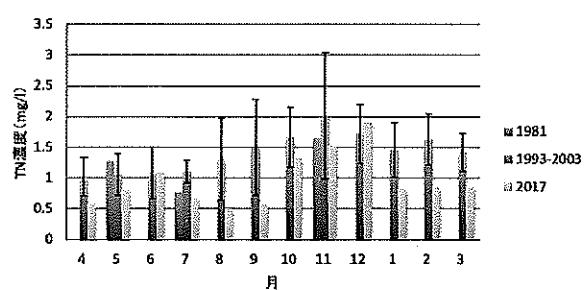


図14 寺川における全窒素(TN)濃度の季節変化と過去の調査結果との比較

結果の平均値も合わせて示した。2017年の全窒素は、 $0.50\sim1.52\text{ mg/l}$ （平均 $1.0\pm0.4\text{ mg/l}$ ）であり、6月と12月に増加する二峰性の季節変化を示した。過去の調査結果と比較すると、年平均濃度では顕著な差は見られなかったものの（1981年： $1.21\pm0.4\text{ mg/l}$ ；1993-2003年： $1.4\pm0.3\text{ mg/l}$ ）、月別に見ると、2017年8~9月及び1~4月の全窒素は、1993-2003年の平均値と比べ、ほぼ半分の値であった（図14）。

一方、全りんは、 $0.021\sim0.153\text{ mg/l}$ （平均 $0.048\pm0.038\text{ mg/l}$ ）であり、5~6月と2月に増加する二峰性の季節変化を示した。1981年の調査結果（ $0.043\pm0.014\text{ mg/l}$ ）と比較すると、平均値では顕著な差は見られなかったものの、5月には1981年の2倍以上の値を示した。また、1993~2003年の調査結果（ $0.075\pm0.021\text{ mg/l}$ ）と比較すると、平均値では減少傾向が見られたが、月別で見ると、5~7月で2017年の濃度が上回っていた（図15）。

CODは、 $0.93\sim6.6\text{ mg/l}$ （平均 $2.3\pm1.5\text{ mg/l}$ ）であり、4月に最も高い値を示した他、明瞭な季節変化は見られなかった。1981年の調査結果と比較すると、平均値では顕著な差は見られず（ $2.5\pm0.9\text{ mg/l}$ ）、また月別でも、5月の測定値が1981年の半分以下の値となったほか、顕著な違いは見られなかった（図16）。

これまでの研究で、森林由来のN/P比が約60であるのにに対し、畑地牧草地（農用地）由来のN/P比は15~17となることが知られている（駒井 2012）。寺川の河川水中のN/P比は春から夏にかけて低く（図17）、畑地牧草地由来であるのに対し、冬にはN/P比が増加傾向にあり（図17）、森林由来の割合が相対的に多くなっていることが示唆される。また、春の河川水中のN/P比はレッドフィールド比に近くなっていること、この時期に湖内生産が増加する一因となっているものと考えられる。

### 3) 寺川の流入水量の月別変化と河口湖への全窒素、全りん、COD負荷量

表2には、寺川における水位、流速の測定結果並びに河川流量の月別変化を示した。寺川の流量は、 $0.006\sim0.271\text{ m}^3/\text{秒}$ （平均 $0.083\text{ m}^3/\text{秒}$ ）であり、1981年7月~11月及び2014年12月の観測結果（それぞれ、 $0.104\sim0.137\text{ m}^3/\text{秒}$ 、 $0.138\sim0.157\text{ m}^3/\text{秒}$ ）と概ね整合的な結果が得られた。河川流量は、4月から5月にかけて増加傾向にあり、8月に一時減少するものの、台風等の影響で降水量が増加する9、10月には再び増加し、その後1月にかけて再び減少傾向を示した（図18）。

河川流量から推定される全窒素の負荷量は、 $4.2\text{ から }357.3\text{ mg/秒}$ （平均 $87.5\pm103.9\text{ mg/秒}$ ）であり、降水により流量が増加する10月に最も高い値を示した（図19）。この要因として、10月の河川水中のN/P比が60と高いことから、台風等により周辺山地から流出する土壌の影響が考えられる。一方、全りんの負荷量は、 $0.4\text{ から }15.3\text{ mg/秒}$ （平均 $3.73\pm4.47\text{ mg/秒}$ ）であり、全りんが増加する5月に最も高い値を示した（図20）。またCODの負荷量は、 $16.4\text{ から }568.4\text{ mg/秒}$ （平均 $175.9\pm174.6\text{ mg/秒}$ ）であり、河川流量の増加する10月に最も高い値を示した（図21）。1981年調査時の全窒素、全りん、COD負荷量は、それぞれ、 $138.4\pm46.2\text{ mg/秒}$ 、 $5.21\pm1.76\text{ mg/秒}$ 、 $315.0\pm194.8\text{ mg/秒}$ であり、河川による負荷量はいずれも1981年に比べ減少傾向にあることが明らかとなった。

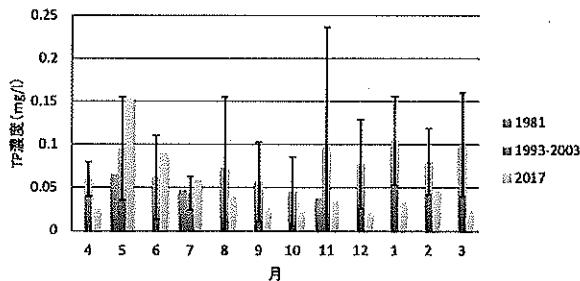


図15 寺川における全りん(TP)濃度の季節変化と過去の調査結果との比較

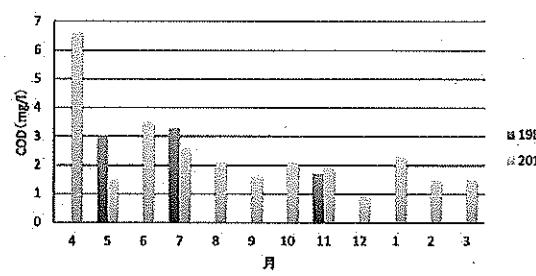


図16 寺川におけるCODの季節変化と過去の調査結果との比較

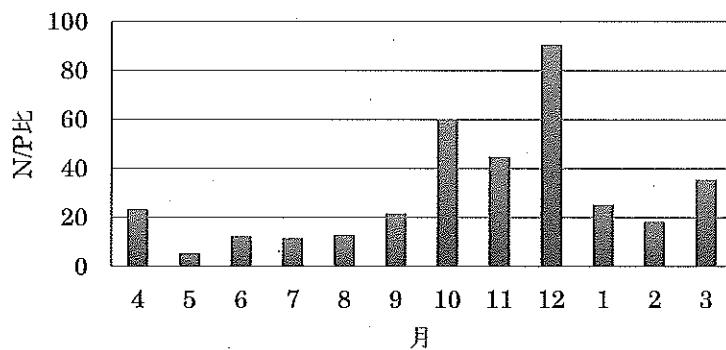


図 17 寺川における N/P 比の季節変化

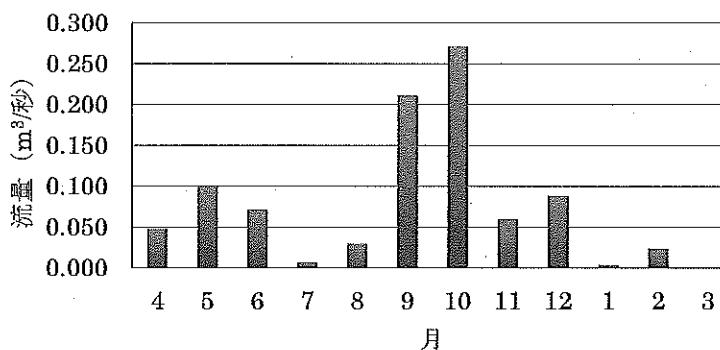


図 18 寺川における流量の季節変化

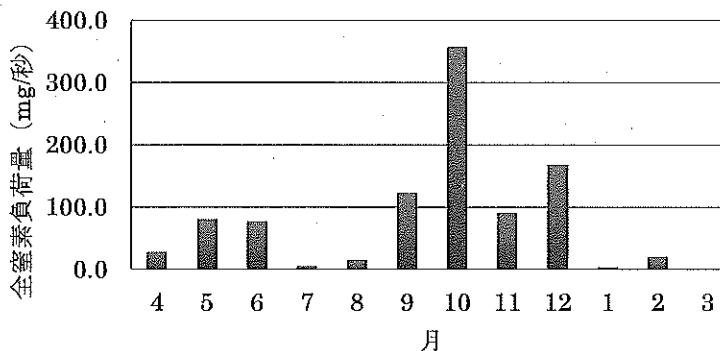


図 19 寺川における全窒素負荷量の季節変化

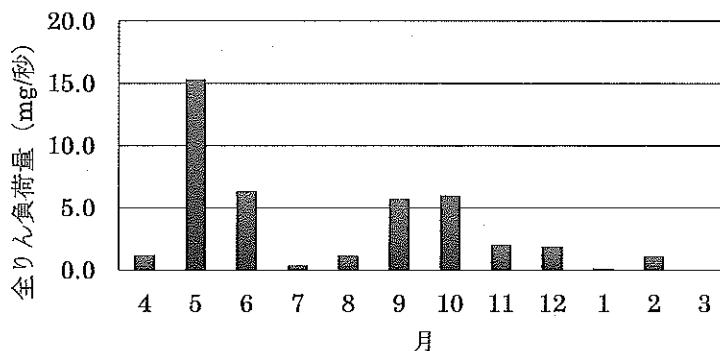


図 20 寺川における全りん負荷量の季節変化

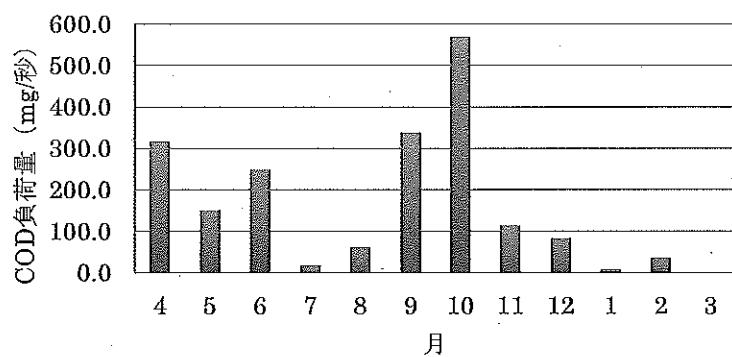


図21 寺川における COD 負荷量の季節変化

#### 引用文献

駒井克昭 (2012) 釧路川流域における湿原再生に向けた栄養塩循環評価手法に関する研究報告書

[http://www.mlit.go.jp/river/gijutsu/tiiki\\_kasen/pdf/h24\\_report\\_komai.pdf](http://www.mlit.go.jp/river/gijutsu/tiiki_kasen/pdf/h24_report_komai.pdf)

表1 寺川における月別水質測定結果

採水日	水温 (°C)					pH					EC (μS/cm)					DO (mg/L)				
	地点1	地点2	地点3	地点4	地点5	地点1	地点2	地点3	地点4	地点5	地点1	地点2	地点3	地点4	地点5	地点1	地点2	地点3	地点4	地点5
2017.4.27	11.7	12.4	15.6	12.6	13.9	7.1	7.2	7.8	7.4	8.1	65	76	137	80	138	9.7	9.7	12.2	9.7	10.0
2017.5.29	16.4	15.5	19.4	16.6	19.3	7.8	7.7	8.7	7.8	8.2	79	149	155	99	115	9.0	9.1	8.8	8.6	8.5
2017.6.29	20.2	19.7	20.2	19.6	19.4	8.4	8.2	8.0	7.9	7.7	82	83	118	124	163	8.5	8.4	8.9	8.2	8.0
2017.7.28	22.9	23.5	21.5	20.0	21.0	8.4	8.3	7.9	7.9	8.1	72	88	110	137	132	7.8	8.2	8.1	6.4	7.1
2017.8.29	22.6	22.8	22.2	20.9	22.4	8.2	8.3	8.1	7.9	7.4	89	119	120	113	142	8.1	8.2	7.8	8.9	7.1
2017.9.29	16.4	17.0	16.3	15.6	17.1	7.8	8.2	7.9	7.7	8.1	83	95	94	99	112	8.9	8.8	7.9	8.8	8.1
2017.10.30	10.9	11.7	11.9	14.3	14.8	8.2	8.2	7.9	7.2	7.7	62	64	63	339	113	9.9	9.8	9.4	7.1	8.5
2017.11.30	8.8	9.1	9.7	8.8	12.7	8.0	8.0	8.2	7.3	8.1	77	103	118	155	10.4	10.3	9.6	9.8	8.5	
2017.12.18	2.1	4.3	4.0	3.6	8.4	8.5	8.4	8.4	8.1	8.1	83	80	108	107	140	12.4	11.6	11.6	11.8	10.1
2018.1.29	2.4	5.4	5.1	4.1	6.9	7.6	7.4	8.6	8.5	8.5	85	90	115	114	131	12.0	11.0	10.5	11.2	10.1
2018.2.26	3.6	4.5	5.3	4.7	6.6	7.9	8.2	7.9	8.3	7.9	67	92	116	128	136	12.0	11.5	11.3	11.6	11.3
2018.3.16	9.6	9.7	10.0	9.3	10.5	7.9	8.0	7.9	8.0	8.1	66	68	84	85	109	10.1	10.0	10.2	9.5	
平均値	12.3	13.0	13.4	12.5	14.4	8.0	8.0	8.1	8.0	7.9	78	92	113	128	133	9.9	9.7	9.5	8.8	

表2 寺川における月別流量とTN、TP、COD濃度及び負荷量

観測日時	流量 (m³/s)					水位 (m)					断面積 (m²)					流速 (m²/sec)					浸透					負荷量				
	TN (mg/l)	TP (mg/l)	COD (mg/l)	N/P	TN (kg/day)	TP (kg/day)	COD (kg/day)	N/P	TN (kg/day)	TP (kg/day)	COD (kg/day)	N/P	TN (kg/day)	TP (kg/day)	COD (kg/day)	N/P	TN (kg/day)	TP (kg/day)	COD (kg/day)	N/P	TN (kg/day)	TP (kg/day)	COD (kg/day)	N/P	備考					
2017年4月27日 10:30	0.316	0.048	0.151	0.056	0.144	0.397	0.100	0.8	0.153	1.5	5	23	27.7	1.2	315.8															
2017年5月29日 10:00	0.252	0.048	0.139	0.144	0.185	0.383	0.071	1.08	0.089	3.5	12	76.5	6.3	150.0																
2017年6月29日 10:30	0.192	0.048	0.110	0.144	0.201	0.301	0.066	0.67	0.059	2.6	11	4.2	4.2	0.4	247.8															
2017年7月28日 10:05	0.180	0.048	0.060	0.162	0.165	0.457	0.029	0.5	0.039	2.1	13	14.6	14.6	1.1	16.4															
2017年8月28日 9:45	0.461	0.391	0.246	0.693	0.419	0.145	0.139	1.32	0.022	2.1	60	357.3	6.0	58.4																
2017年9月28日 9:50	0.391	0.391	0.246	0.693	0.419	0.145	0.139	1.52	0.034	1.9	45	90.3	2.0	112.9																
2017年10月29日 11:15	0.149	0.211	0.149	0.590	0.211	0.149	0.088	1.9	0.021	0.93	90	167.1	1.8	81.8																
2018年1月29日 10:09	0.081	0.016	0.043	0.003	0.131	0.360	-	0.83	0.033	2.3	25	2.9	0.1	7.9																
2018年2月26日 9:47	0.065	-	-	-	0.131	-	0.023	0.85	0.047	1.5	18	19.9	1.1	35.1																
2018年3月19日 10:09	0.379	-	-	-	-	-	-	0.86	0.024	1.5	35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	水位計故障のため欠測					

## II-4 河口湖における水生植物と湿生植物の分布

本研究では、河口湖における水草・車軸藻類と湿生植物の分布状況を詳らかにすることを目的に、西部湖盆に 10 定線（湖内に 6 定線、岸辺に 4 定線）、東部湖盆に 11 定線（湖内に 5 定線、岸辺に 6 定線）、船津湖盆に 4 定線（湖内に 2 定線、岸辺に 2 定線）を設定し、2017 年 9 月 3～5 日に植物相調査を行った。湖内ではボートによる調査を、岸辺では踏査を行い、いずれも自作採集器で湖底を曳きずる採集や徒手による採集と目視確認を行った。その結果、水草 39 種（抽水植物 21 種、浮遊植物 3 種、沈水植物 15 種）、車軸藻類 7 種、湿生植物 27 種の計 73 種が確認され、水草と湿生植物についてはこれまで最大の種数を確認することができた。なお、岸辺からの調査では全種が確認できたが、ボートからの調査では 15 種（沈水植物 12 種、車軸藻類 3 種）のみの確認にとどまった。また、河口湖新産種として 40 種（抽水植物 13 種、浮遊植物 3 種、沈水植物 3 種、湿生植物 21 種）を確認することができた。水草、車軸藻類、湿生植物はそれぞれ西部で 24 種、4 種、6 種、東部で 33 種、5 種、19 種、船津で 20 種、7 種、12 種であり、合計の種数は東部で最大の 57 種、船津で 39 種、西部で最小の 34 種であることが判明した。

今回の調査で確認された種のうち、環境省レッドリスト 2017（環境省 2017）に掲載されている種は抽水植物ではスジヌマハリイとカワヂシャの 2 種、沈水植物ではトリゲモ、ヒメイバラモの 2 種、車軸藻類ではシャジクモ、ホシツリモ、カタシャジクモ、オオシャジクモ、オトメフラスコモ、ヒメフラスコモ、キヌフラスコモの 7 種、湿生植物ではカヤツリスグとタコノアシの 2 種の計 13 種であった。これらの種の確認定線数はスジヌマハリイでは 5 定線、カワヂシャでは 1 定線、トリゲモでは 23 定線、ヒメイバラモでは 21 定線、シャジクモでは 11 定線、ホシツリモでは 8 定線、カタシャジクモでは 5 定線、オオシャジクモとオトメフラスコモでは 3 定線、ヒメフラスコモとキヌフラスコモでは 1 定線、カヤツリスグとタコノアシでは 1 定線であった。1 定線でのみ確認されたヒメフラスコモ、キヌフラスコモ、カワヂシャ、カヤツリスグ、タコノアシについては、その分布状況を今後も注視していく必要があろう。

なお本研究テーマについては、芹澤如比古・中村誠司・加藤 将・志賀 隆・山ノ内崇志・首藤光太郎・坪田和真・緑川昭太郎・上嶋崇嗣・渡邊 亮・井藤大樹・中村高志・山本真也・芹澤（松山）和世（2018）「富士北麓、河口湖における水草・車軸藻類と湿生植物の分布状況—2017 年—」富士山研究 13, 17-27 にて発表済みであり、研究の詳細はそちらを参照されたい。

### 引用文献

環境省(2017)環境省レッドリスト 2017 <http://www.env.go.jp/nature/kisho/hozon/redlist/MOEredlist2017.pdf>

## II-5 河口湖における今後の課題と環境対策について

本研究による湖底堆積物の物理的・化学的性状の解析及び年代測定により、河口湖では、高度経済成長期に入る1960年頃より湖の富栄養化が進行し、湖底のヘドロ化が引き起こされた現状が明らかとなってきた。河川からの栄養塩の負荷は、40年前と比較してやや減少傾向にあるものの、春季には河川からの畑地牧草地由来の栄養塩類の流入ピークがあり、農地・生活排水起源の窒素の負荷が続いている。ただし、河口湖では、河川水に比べ、地下水・伏流水が湖水に占める割合が多くなっており、全体像の解明には、こうした流入水による栄養塩負荷の実態解明が不可欠であり、今後の課題である。

一方で、堆積物中の植物プランクトンの炭素安定同位体比から推定される富栄養化傾向は近年緩やかになってきており、これ以上水質が悪化しないよう引き続き継続した取り組みが不可欠である。また同時に、今後湖の富栄養化が改善に向かうのかどうか、底質の有機物量やプランクトンの炭素・窒素安定同位体比によるモニタリングを行い、水環境の動向を注視していく必要がある。

また、水生・湿性植物の分布調査からは、現在の河口湖が絶滅危惧種を含む多くの水生・湿性植物の生育地であることが明らかとなってきており、一時的な水質悪化を引き起こすヘドロの浸出は、こうした水生植物に重篤な影響を与える恐れがある。更に河口湖は、2017年より水生・湿性植物の長期的な生態系観測を行う環境省のモニタリングサイト1000に選定されており、環境対策では今後より慎重な対応が求められると考えられる。

現状として、河口湖の水環境の更なる改善のためには、周辺の農地からの栄養塩類の流入を防ぐと同時に、湖岸に生育する葦等を使った水質浄化などが考えられる。ただし、湖畔には貴重な水生植物も多く生育しており、急激な環境変化が生物へ与える影響も不明なことから、まずはその有効性について実証実験等に基づき十分な検討を行うことが望まれる。

R-03-2020

令和1年度  
山梨県富士山科学研究所研究報告書  
第41号

MFRI Research Report

---

2020年発行

編集・発行  
山梨県富士山科学研究所

〒403-0005 山梨県富士吉田市上吉田剣丸尾 5597-1  
電話：0555-72-6211  
FAX：0555-72-6204  
<http://www.mfri.pref.yamanashi.jp/>

---