

R-01-2022

MFRI Research Report

山梨県富士山科学研究所研究報告書

第46号

特別研究

「山中湖・河口湖の水質浄化のための基礎的研究」

令和3年度

山梨県富士山科学研究所

R-01-2022

MFRI Research Report

山梨県富士山科学研究所研究報告書

第46号

特別研究

「山中湖・河口湖の水質浄化のための基礎的研究」

令和3年度

山梨県富士山科学研究所

は じ め に

富士五湖は、日本が世界に誇る景勝地の一つであり、年間のべ 1000 万人以上の観光客（令和 2 年観光入込客数）が訪れることから、山梨県にとっては重要な観光資源であります。しかしながら、一部の湖では高度経済成長期以降、観光客の増加や生活レベルの向上に伴って汚濁負荷が増加し、水質汚濁の進行が懸念されるようになってきました。こうした背景から、山梨県では生活排水対策として、1976 年に富士北麓流域水道工事に着手し、1986 年には一部共用が開始されるなど、富士五湖の水環境改善のための施策を積極的に進めて参りました。

ところが、近年、河口湖で自然環境が再び悪化しているのではないかとの声があり、これ以上環境が悪化しないよう対策を求める要望が県に出されました。これに対応して、当研究所では 2013 年より河口湖の底質環境の歴史的変遷とその要因を明らかにするための研究を進め、高度経済成長期以降に進行した湖水の富栄養化により、底質の悪化が引き起こされていたことを明らかにしました。一方、山中湖では早期に下水道の整備が進められたこともあり、水質については一部改善傾向が見られておりました。しかし、最近になって山中湖でも底質環境の悪化が懸念されるようになり、地元関係者より対策を求める要望が県に出されました。底質環境の悪化は、底泥からの栄養塩の湖水への回帰を増加させ、富栄養化の要因となることから、良好な水質を維持する上でその実態解明が極めて重要です。

こうした背景から、本特別研究「山中湖・河口湖の水質浄化のための基礎的研究」では、山中湖における近年の環境変化の傾向とその要因を明らかにするため、新たに底質調査を行うとともに、堆積物を用いた調査・分析を実施いたしました。また、河口湖においては先行研究の成果にたつて、その内容を発展させるべく、流入河川等が水質に与える影響を明らかにするための調査・分析を行いました。本研究が、本県を代表する観光資源である富士五湖の環境保全の一助となることを願っております。

山梨県富士山科学研究所

所 長 藤 井 敏 嗣

目 次

はじめに

概要編

I 研究の概要

I-1 研究テーマおよび研究期間	1
I-2 研究体制	1
I-3 研究目的	1
I-4 研究成果の概要	2
I-4-1 山中湖の底質（湖底表層）環境の現状把握	2
I-4-2 山中湖における過去 60 年間の底質環境の変遷とその要因の解明	2
I-4-3 河口湖の流入河川等が水質に与える影響の解明	2
I-4-4 水中カメラによる底質の解析法の検討	3
I-5 研究成果の発表	3
I-5-1 誌上発表	3
I-5-2 口頭発表	4
I-6 謝辞	4

本編

II 研究成果報告

II-1 山中湖の底質（湖底表層）環境の現状把握	7
II-1-1 はじめに	7
II-1-2 ソナー（音波）による底質解析	7
II-1-3 底質の現状把握	10
II-2 山中湖における過去 60 年間の底質環境の変遷とその要因の解明	14
II-2-1 はじめに	14
II-2-2 試料及び手法	14
II-2-3 結果及び考察	15

II-3 河口湖の流入河川等が水質に与える影響の解明	20
II-3-1 はじめに	20
II-3-2 試料及び手法	20
II-3-3 結果及び考察	21
II-4 水中カメラによる底質の解析法の検討	27
II-4-1 はじめに	27
II-4-2 調査方法	27
II-4-3 結果及び考察	27

概 要 編

I 研究の概要

I-1 研究テーマおよび研究期間

研究テーマ：

山中湖・河口湖の水質浄化のための基礎的研究

研究期間

平成 30 年度～令和 2 年度（3 年間）

I-2 研究体制

研究代表者：山本真也（富士山火山防災研究センター）

共同研究者：内山 高（火山防災研究部）*

安田泰輔（研究部 自然環境科）

加三千宣（愛媛大学 沿岸環境科学研究センター）

槻木玲美（松山大学 法学部）

谷 幸則（静岡県立大学 食品栄養科学部）

*平成 30 年度、所属は当時。現所属：環境教育・交流部

I-3 研究目的

富士五湖では高度経済成長期以降、湖の富栄養化が進み、その水質改善が急務となっている（山梨県, 1973）。一般に、湖沼の富栄養化は流入負荷（生活排水等）の増加が主要因であるものの、湖内生産（主に植物プランクトンにより生産される有機物）の増加に伴う底質環境の悪化と底泥からの栄養塩の回帰は内部負荷（湖沼内で発生する負荷）を増加させることから、流入負荷の削減が直ちに水質改善に結びつかない大きな要因となっている（国土交通省, 2009）。

山中湖では、1989 年より下水道の整備が進められたこともあり、水質については湖心を中心に一部改善傾向が見られるものの（中村ほか, 2016）、湖北東部（通称平野ワンド）では、依然として水質悪化や透明度の低下が問題となっている（吉澤ほか, 2009）。また最近では、地元関係者から湖底の浚渫要望が出されるなど底質環境の悪化が懸念されている。山中湖の底質環境については、1981 年の水質汚濁に関する総合調査でヘドロの面的分布が明らかにされ（山梨県, 1982）、1993 年には底質の強熱減量や粒度組成が明らかにされている（田場・遠藤, 1993）。また 2007 年に行われた環境調査では、平野ワンドにおいて有機物を多く含んだ泥の厚い堆積が確認され、湖水への栄養塩類の供給源となっている可能性が指摘されている（芹澤ほか, 2009）。ただし平野ワンドを除けば、過去 20 年以上にわたって底質調査は行われておらず、底質環境の現況や底質悪化の要因についてはよくわかっていない。

一方、河口湖では、近年の来訪者の増大に伴い、自然環境が 30～50 年前に比べて悪化しているのではないかと声があり、地元ではこれ以上河口湖の環境が悪化しないよう対策を講じる要望が出ている。富士山科学研究所では、2013 年より県治水課の依頼を受け、河口湖の底質の物理的・化学的性状の解析を行ってきた。その結果、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ていたことが明らかとなってきた。しかしながら、河口湖の富栄養化の要因となっている栄養塩の供給源については依然として不明な点が多く残されている。

こうした背景から、本研究では水質浄化に向けた具体的な環境対策を実施する上での基礎資料として、1) 山中湖の底質環境の現状を把握し、近年の底質汚濁の傾向とその要因を明らかにする、2) 河口湖において、流入河川等が水質に与える影響を明らかにすることを目的とした。

I-4 研究成果の概要

I-4-1 山中湖の底質（湖底表層）環境の現状把握

本研究では、事前の聞き取り調査において調査依頼のあった山中・長池・旭日丘・平野の各地区沖合の5箇所を対象に湖底の音波探査を行い、湖底の底質分布図を作成するとともに湖底に堆積した軟泥（以下、ヘドロ）の堆積厚を計測した。その結果、水深の深い場所ほどヘドロの堆積厚が増加する傾向が見られ、山中地区の沖合で14～98 cm、長池地区の沖合で118～148 cm、旭日丘地区の沖合で11 cm～110 cm、平野地区の沖合で12～23 cmのヘドロの堆積が確認された。また、本研究の調査結果を1981年のものと比較したところ、長池及び旭日丘の沖合では過去40年間で少なくとも10～50 cmの新規のヘドロの堆積が認められ、下水道整備後も引き続きヘドロの堆積が継続している現状が明らかとなった。

更に本研究では、山中湖の底質環境の現状を面的に明らかにするために、エクマンバージ採泥器を用いて湖底28地点から底質を採取し、含水比、強熱減量を測定した。その結果、山中湖の底質中の含水比、強熱減量は、河川流入のある湖南西側及び東岸の湖岸付近で低い値を示す一方、湖中央の最深部付近及び平野ワンドの西側で値が高くなる傾向が見られ、流入河川の影響が少ない湖中央～西部及び平野ワンド西部で有機汚濁が進んでいることが示唆された。また、本研究で得られた強熱減量の分布を過去（1981年）の調査結果と比較したところ、いずれも湖中央部から西部で高い値を示しており、湖盆内での強熱減量の違いは主に地形的要因を反映したものと考えられる。

I-4-2 山中湖における過去60年間の底質環境の変遷とその要因の解明

本研究では、山中湖における底質環境の歴史的変遷を明らかにするために、山中湖の中央部で堆積物コア（柱状試料）を採取し、その物理的、化学的特徴（含水比、強熱減量、堆積物中の有機炭素（C）・窒素（N）含有量、炭素・窒素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ ））の解析及び、堆積物中の色素化合物、動植物プランクトン（珪藻、ミジンコ類）の解析を行なった。また、底質環境の悪化した時期を明らかにするため、堆積物中に含まれる鉛-210、セシウム-137の放射能強度を測定し、堆積物の堆積年代を推定した。

その結果、山中湖では堆積物コア中の全有機炭素量及び全窒素量が1980年頃から徐々に増加し始め、1990年代以降に急増する傾向を示すことが明らかとなった。同様の増加傾向は、動植物プランクトンに由来する色素化合物（クロロフィル *a*、SCEs）や動物プランクトン（ミジンコ類）遺骸、年間珪藻殻堆積量にも見られ、この時期に湖内の生物生産量が増加したことが示唆された。また、珪藻の群集組成解析の結果、富栄養性種である *Aulacoseira granulata* が、1993年以降急増することが明らかとなり、1990年代以降の生物生産量の増加とそれに伴う湖底への有機物供給量の増加が、湖の富栄養化によるものであることが示唆された。このことは、堆積物コア中の鉛-210から推定される堆積速度が、過去約30年間で3倍以上に増加していること、有機物の起源の指標である炭素/窒素比が1990年代以降減少傾向（植物プランクトン由来有機物の増加）を示すこととも整合的である。

一方、堆積物コア中の窒素安定同位体比は、1960年代初頭から1980年頃にかけて増加するものの、1990年頃を境に緩やかな減少傾向を示し、集水域における人為的な栄養塩負荷の減少を示唆していた。そのため、1990年代以降の山中湖の富栄養化を引き起こした要因については今後更なる検討が必要と考えられる。

I-4-3 河口湖の流入河川等が水質に与える影響の解明

本研究では、先行研究（2017 年 4 月～2018 年 3 月）に引き続き、河口湖へ河川から供給される栄養塩負荷の実態を明らかにするために、2020 年 4 月から 2021 年 3 月まで寺川・奥川の水質測定及び採水調査を毎月 1 回実施し、河川水中の化学的酸素要求量、全窒素、全リン、溶存態全窒素、溶存態全リン濃度の分析を行った。また、出水時における河口湖への栄養塩負荷の実態を明らかにするために、2020 年 7 月上旬の大雨により増水した 12 河川で採水を行い、河川水中の化学的酸素要求量、全窒素、全リン、溶存態全窒素、溶存態全リン濃度の分析を行った。

その結果、寺川では、化学的酸素要求量、全窒素濃度、全リン濃度がそれぞれ $0.5 \sim 11.7 \text{ mg/L}$ （平均 $2.2 \pm 3.0 \text{ mg/L}$ ）、 $0.42 \sim 1.31 \text{ mg/L}$ （平均 $0.78 \pm 0.27 \text{ mg/L}$ ）、 $0.009 \sim 0.044 \text{ mg/L}$ （平均 $0.020 \pm 0.010 \text{ mg/L}$ ）の範囲で変動を示し、河道整備の影響が見られた 11 月、12 月を除き、化学的酸素要求量が 6～7 月と 1 月、3 月に、全窒素濃度が 7～8 月に、全リン濃度が 5 月～8 月及び 11 月、1 月、3 月に増加する傾向が見られた。全窒素濃度、全リン濃度については、過去の調査結果と比べ年平均値でいずれの年よりも濃度が低くなっており、2003 年以降減少傾向を示すことが明らかとなった。また、奥川では、化学的酸素要求量、全窒素濃度、全リン濃度がそれぞれ $0.6 \sim 2.0 \text{ mg/L}$ （平均 $0.9 \pm 0.5 \text{ mg/L}$ ）、 $0.31 \sim 0.86 \text{ mg/L}$ （平均 $0.51 \pm 0.17 \text{ mg/L}$ ）、 $0.009 \sim 0.049 \text{ mg/L}$ （平均 $0.018 \pm 0.013 \text{ mg/L}$ ）の範囲で変動を示し、化学的酸素要求量が 7 月に、全窒素濃度が 3 月に、全リン濃度が 6 月～7 月及び 9 月に増加する傾向が見られた。

一方、出水時の河川水中の化学的酸素要求量、全窒素、全リン、溶存態全窒素、溶存態全リン濃度を河川間で比較したところ、白山川・寺川で化学的酸素要求量や全窒素濃度が、白山川・浅川・寺川で全リン濃度が高い値を示した。特に寺川では、出水時の河川流量が他の 2 河川に比べ多いことから、今後湖水への影響を明らかにする必要がある。また寺川では、出水時に懸濁態リンの増加が顕著に見られたことから、堆積後の懸濁物からのリンの溶出の有無などについて詳細な検討が必要と考えられる。

また、底質から溶出する栄養塩類の影響を調べるため、底質溶出試験を西、中央、船津の各湖盆において夏季及び冬季に実施した。その結果、夏季の底質については、全窒素、アンモニア性窒素、硝酸性窒素、亜硝酸性窒素の濃度がいずれも西湖盆で最も高く、また、全リン濃度は、中央湖盆で最も高い値が得られた。一方、冬季の底質から溶出した全窒素、アンモニア性窒素、亜硝酸性窒素の各濃度は、船津湖盆で最も高い値を示したが、硝酸性窒素、全リンについては西湖盆で最も高い値が得られた。また、リン酸態リン濃度は採取時期に関わらず、いずれも定量下限以下であった。今後より詳細な調査を行い、富栄養化の原因となっている栄養塩負荷源を明らかにしていく必要がある。

I-4-4 水中カメラによる底質の解析法の検討

本研究では、河口湖の湖底湧水地を試験地として、空中ドローンで撮影した画像から地形等を復元する SfM-MVS (Structure from Motion-Multi View Stereo) 技術を活用した新たな湖底底質の解析手法の検討を行った。その結果、水中ドローンで撮影した映像から画像を切り出し解析に用いることで、湧水地の鮮明な 3D モデルの作成に成功した。また、3D モデルにドローンで撮影した映像を組み合わせることで、従来、写真では判別が難しかった湧水口の特定制を行うことができ、水中ドローンを用いた SfM-MVS 解析が、湖底の地形解析のみならず、湖底湧水のモニタリングにも利用可能であることが示唆された。

I-5 研究成果の発表

I-5-1 誌上発表

- 1) 山本真也・内山高 (2018) 河口湖における過去約 100 年間の降水量と湖水位変動. 都留文科大学研究紀要 88, 131-141.
- 2) 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.

3) 山本真也・中村高志・芹澤如比古・中村誠司・安田泰輔・内山高（2020）富士山北麓・河口湖の湖底湧水と水の起源. 地学雑誌 129, 665-676.

4) Yamamoto, S., Lamair, L., Hubert-Ferrari, A., Miyata, Y., Ochiai, S., Nagao, S., Miyashita, N., Yoshida, K., Yoshizawa, K., Fujiwara, O., Yokoyama, Y., De Batist, M., and the QuakeRecNanakai team (2020) Organic carbon accumulation and productivity over the past 130 years in Lake Kawaguchi (central Japan) reconstructed using organic geochemical proxies. *Journal of Paleolimnology* 64, 365-377.

5) Ota, K., Yokoyama, Y., Miyairi, Y., Yamamoto, S., Miyajima, T. (2021) Lake water dissolved inorganic carbon dynamics revealed from monthly measurements of radiocarbon in the Fuji Five Lakes, Japan. *Elementa: Science of the Anthropocene* 9(1), 00149.

I-5-2 口頭発表

1) 太田耕輔・横山祐典・宮入陽介・山本真也（2019）富士五湖における表層水中溶存無機炭素の放射性炭素年代の月毎変動と炭素リザーバー効果. 日本第四紀学会 2019 年大会, 24AM2, 千葉科学大学（銚子）, 2019 年 8 月 24 日.

2) Ota, K., Yokoyama, Y., Miyairi, Y., Yamamoto, S., Miyajima, T. (2020) Lake water distribution derived from surface water oxygen and hydrogen isotopes around Fuji Five Lakes. JpGU-AGU Joint Meeting 2020, Online, 12-15 July, 2020.

3) Ota, K., Yokoyama, Y., Miyairi, Y., Yamamoto, S. (2020) High resolution carbon reservoir effect fluctuations derived from surface water dissolved inorganic radiocarbon of Fuji Five Lakes. JpGU-AGU Joint Meeting 2020, Online, 12-15 July, 2020.

4) 太田耕輔・横山祐典・宮入陽介・山本真也（2020）富士五湖における表層水中溶存無機炭素の放射性炭素年代の月毎変動と地下水の炭素リザーバー効果. 日本第四紀学会 2020 年オンライン大会, 0-17, 2020 年 12 月 26 日.

I-6 謝辞

富士山火山防災研究センターの野澤すみれさん、都留文科大学の永嶺仁志さん、熊本県立大学の阿草哲郎准教授には、山中湖の調査に際してお手伝いいただいた。記して御礼申し上げます。なお本研究の一部は愛媛大学沿岸環境科学研究センター共同利用・共同研究拠点「化学汚染・沿岸環境研究拠点」共同研究（採択番号 30-09、19-03）のもとで実施されました。

引用文献

国土交通省（2009）湖沼底質環境・調査手引き. 国土交通省東北地方整備局, 79p.

中村誠司・上嶋崇嗣・渡辺広樹・芹澤（松山）和世・芹澤如比古（2016）富士五湖における水質の周年変化と長期的変動. 富士山研究 10, 31-40.

芹澤（松山）和世・吉澤一家・高橋一孝（2009）山中湖における水草・大型藻類－2007 年－. 水草研究会誌 92, 1-9.

田場穰・遠藤邦彦（1993）山中湖及び西湖の湖底堆積物について. 「富士火山と周辺湖沼群における自然環境の複合システムの解明」研究成果報告, 87-99.

- Tsugeki, N.K., Agusa, T., Ueda, S., Kuwae, M., Oda, H., Tanabe, S., Tani, Y., Toyoda, K., Wang, W.L., Urabe, J., 2012. Eutrophication of mountain lakes in Japan due to increasing deposition of anthropogenically-produced dust. *Ecological Research* 27, 1041-1052.
- 山梨県（1973）富士五湖水質調査報告書. 山梨県, 136p.
- 山梨県（1982）昭和 56 年度山中湖水質汚濁機構解明調査報告書. 新日本気象海洋株式会社. 53p.
- 吉澤一家・高橋一孝・池口仁・芹澤（松山）和世・御園生拓・平田徹・森一博・宮崎淳一・芹澤如比古・長坂正夫（2009）自然公園における湖の水質管理に関する総合研究. 山梨県総合理工学研究機構研究報告書 4, 41－49.

本 編

II 研究成果報告

II-1 山中湖の底質（湖底表層）環境の現状把握

II-1-1 はじめに

富士五湖では高度経済成長期以降、湖の富栄養化が進み、その水質改善が急務となっている（山梨県，1973）。一般に、湖沼の富栄養化は流入負荷（生活排水等）の増加が主要因であるものの、湖内生産（主に植物プランクトンにより生産される有機物）の増加に伴う底質環境の悪化と底泥からの栄養塩の回帰は内部負荷（湖沼内で発生する負荷）を増加させることから、流入負荷の削減が直ちに水質改善に結びつかない大きな要因となっている（国土交通省，2009）。

山中湖では、1989 年より下水道の整備が進められたこともあり、水質については湖心を中心に一部改善傾向が見られるものの（中村ほか，2016）、湖北東部（通称平野ワンド；図 1）では、依然として水質悪化や透明度の低下が問題となっている（吉澤ほか，2009）。また最近では、地元関係者から湖底の浚渫要望が出されるなど、底質環境の悪化が懸念されている。山中湖の底質環境については、1981 年の水質汚濁に関する総合調査でヘドロの面的分布が明らかにされ（山梨県，1982）、1993 年には底質の強熱減量や粒度組成が明らかにされている（田場・遠藤，1993）。また 2007 年に行われた環境調査では、平野ワンドで有機物を多く含んだ泥の厚い堆積が確認され、湖水への栄養塩類の供給源となっている可能性が指摘されている（芹澤ほか，2009）。ただし平野ワンドを除けば、過去約 20 年以上にわたって底質調査は行われておらず、底質環境の現況や底質悪化の原因についてはよくわかっていない。今後、具体的な環境対策を検討するためには、まず底質の現状を把握し、過去と比較してどのように環境が変化しているのかを科学的根拠に基づき明らかにする必要がある。

II-1-2 ソナー（音波）による底質解析

1) 調査目的

山中湖において湖底の音波探査を行い、湖底の底質分布並びに湖底に堆積した軟泥（以下、ヘドロ）の堆積厚分布を明らかにする。

2) 調査方法

ヘドロの分布厚調査は、事前の聞き取り調査において調査依頼のあった山中（2 箇所）・長池・旭日丘・平野の各地区沖合の計 5 箇所（図 1）を対象に、多目的水中探査システム（ローランス社製 HDS-9 Gen3（魚探）及び HDI Skimmer 振動子（50kHz/200kHz））を機装した小型船舶を用い、2018 年 9 月 27 日に実施した。得られたソナー記録は、水中地形解析ソフト（リーフマスタープロ）で解析し、湖底の底質分布図を作成するとともに、15 地点でヘドロの堆積厚を計測した。ヘドロの堆積厚の計測には、2 周波（50kHz/200kHz）のソナー記録で得られた反射深度の違いを用いた。

3) 調査結果

図 1 にソナー記録から作成した底質分布図を示した。一般に、ソナーから発射された音響信号は、湖底に到達後水面に戻ってくるが、この際湖底での反射に続き戻ってくる音響信号を 1 次波（E1）と呼び、その強度は主に底質の粗さ（rugosity）を示す指標とされる。底質解析の結果、湖の南西側斜面を中心に E1 強度が相対的に強い粗粒な堆積物の分布が示唆された一方、水深 10 m 以深の湖中央部では E1 強度が相対的に弱い細粒な堆積物の分布が示唆された。また、湖北東部に位置する平野ワンドでは河川流入のある東側でやや粗粒な堆積物の堆積が推定されたものの、平野ワンド中心部では水深 2.5 m 以深で細粒な堆積物の堆積が示唆された（図 1）。

図2にソナーの反射深度から推定された山中湖における1981年と2018年のヘドロの堆積厚分布を示した。1981年の調査では、水深10メートル以深を中心に50 cm以上（中心部では100 cm以上）のヘドロの堆積が報告されているが（山梨県，1982）、同様の傾向は2018年の調査でも確認され、水深が深い場所ほどヘドロの堆積厚が増加する傾向が見られた。各調査域でのヘドロの堆積厚は、山中地区の沖合で14～98 cm（水深3～7 m）、長池地区の沖合で118～148 cm（水深12～13 m）、旭日丘地区の沖合で11～110 cm（水深11～12 m）、平野地区の沖合で12～23 cm（水深4～6 m）であった（図2）。水深の浅い湖南西部の湖岸付近でヘドロの堆積厚が薄かった要因として、山中湖では南西部を中心に流入河川（一の橋川、二の橋川；図1）の影響で粗粒な堆積物の堆積が見られることから（田場・遠藤，1993）、富士山体の浸食により供給された火山砂礫の影響が示唆される。また、1981年と2018年の調査結果を比較すると、長池及び旭日丘の沖合では過去40年間で少なくとも10～50 cmの新規のヘドロの堆積が認められ、下水道整備後も引き続きヘドロの堆積が継続している現状が明らかとなった。

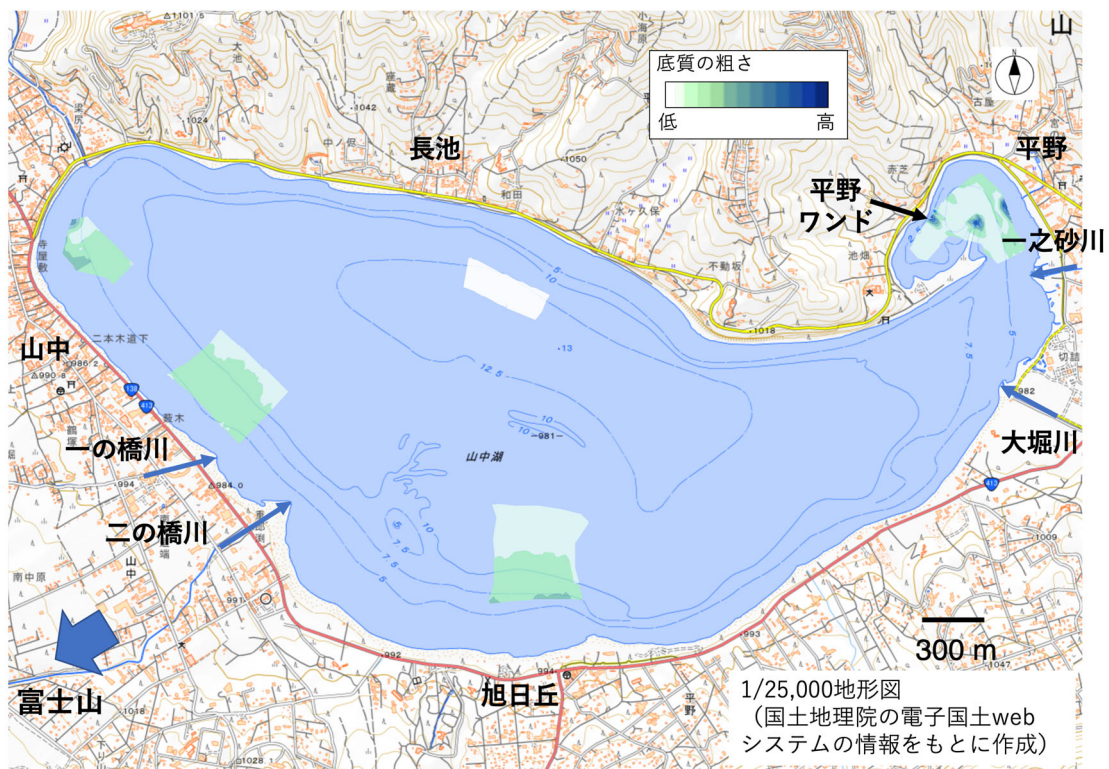


図1 音波探査範囲と底質分布

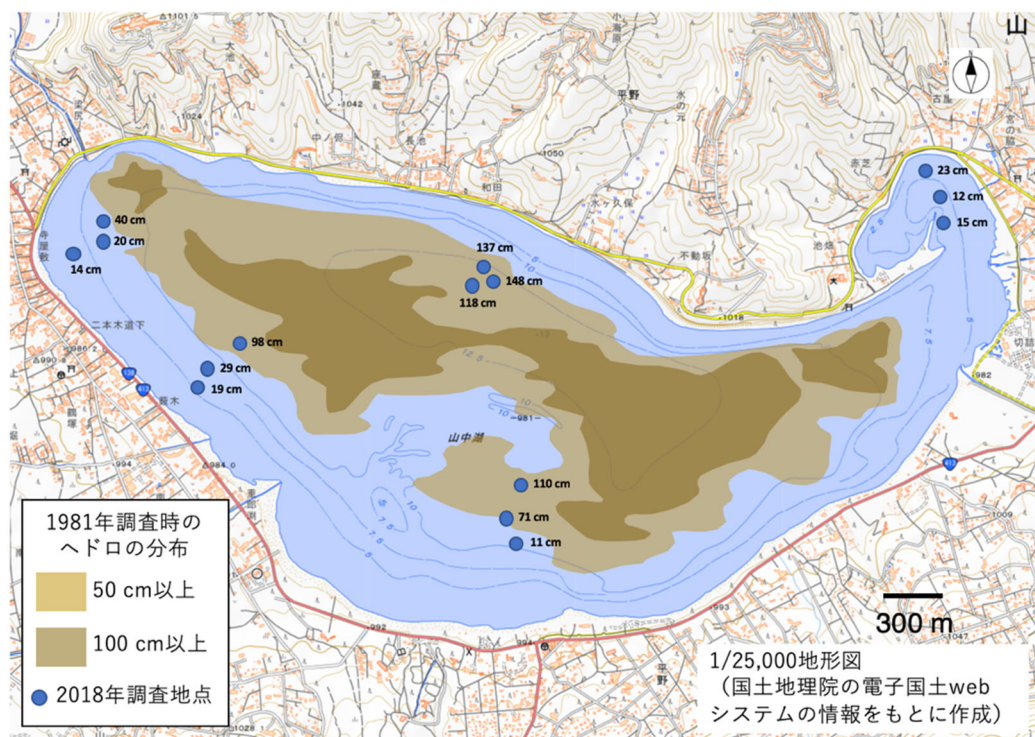


図2 音波探査から推定された山中湖のヘドロ厚分布

Ⅱ-1-3 底質の現状把握

1) 調査目的

山中湖の底質の物理的、化学的特徴を面的に把握する。また、得られた結果を 1981 年のものと比較し、過去 35 年間での底質環境の変化を明らかにする。

2) 調査方法

山中湖の底質採取は、2018 年 8 月 28 日、9 月 6 日、同 26 日に行い、南北－東西がおおよそ 500 m 間隔になるよう計 28 地点から採取した(図 3)。底質の採取には、離合社のエクマンバージ型(グラフ)採泥器(寸法 15 cm × 15 cm × 15 cm; 図 4)を用いた。採取した試料はステンレス製のバット上でよく攪拌し、ガラス瓶に入れ分析まで冷蔵庫(4℃)で保管した。含水比、強熱減量の測定は、環境省(2012)に従い行なった。

3) 結果及び考察

図 5 に、山中湖における底質中の含水比、強熱減量の水平分布を示した。

山中湖の底質中の含水比は、88%～395%の範囲にあり、河川流入のある湖南西側及び東岸の湖岸付近で最も低い値を示した(88～160%; 図 5)。一方、含水比は、水深 10 m 以深で高くなる傾向が見られ、湖中央の最深部付近で最も高い値(～395%)を示した。また、平野ワンドの西部でも比較的高い値(342%)が得られた。

強熱減量は、2.7%～14.5%の範囲にあり、含水比と同様に、河川流入のある湖南西側及び東岸の湖岸付近で低い値(2.7～8.9%)が得られた一方、湖中央の最深部付近及び平野ワンドの西側で高い値(～14.5%)を示した。山中湖における含水比と強熱減量の分布は、いずれも湖東部<西部<湖中央・平野ワンド西部の順で値が高くなる傾向が見られ、流入河川の影響が少ない湖中央～西部及び平野ワンド西部で有機汚濁の進行が示唆された。

図 6 には、本研究で得られた強熱減量の分布と、過去(1981 年)の調査結果との比較を示した。1981 年の調査では調査地点数が少ないものの、いずれの年においても、湖中央部及び湖西部で強熱減量が高い傾向が見られ、流入河川等の汚濁負荷源との対応は認められなかった。山中湖では一般に、水深 10 m 以深で細粒堆積物が卓越する傾向があり(田場・遠藤, 1993)、湖盆内での強熱減量の違いは主に地形的要因を反映したものと考えられる。

引用文献

環境省(2012) 底質調査法. 417p.

国土交通省(2009) 湖沼底質環境・調査手引き. 国土交通省東北地方整備局, 79p.

中村誠司・上嶋崇嗣・渡辺広樹・芹澤(松山)和世・芹澤如比古(2016) 富士五湖における水質の周年変化と長期的変動. 富士山研究 10, 31–40.

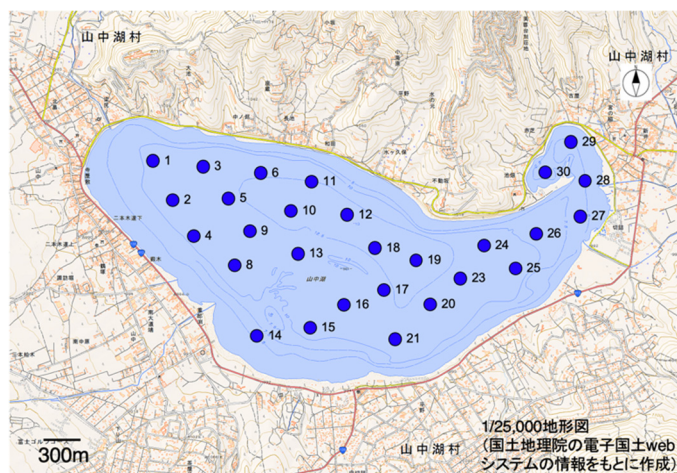


図 3 底質試料採取地点



図 4 エクマンバージ採泥器による底質採取の様子

- 芹澤（松山）和世・吉澤一家・高橋一孝（2009）山中湖における水草・大型藻類－2007 年－. 水草研究会誌 92, 1-9.
- 田場穰・遠藤邦彦（1993）山中湖及び西湖の湖底堆積物について. 「富士火山と周辺湖沼群における自然環境の複合システムの解明」研究成果報告, 87－99.
- 山梨県（1973）富士五湖水質調査報告書. 山梨県, 136p.
- 山梨県（1982）昭和 56 年度山中湖水質汚濁機構解明調査報告書. 新日本気象海洋株式会社. 53p.
- 吉澤一家・高橋一孝・池口仁・芹澤（松山）和世・御園生拓・平田徹・森一博・宮崎淳一・芹澤如比古・長坂正夫（2009）自然公園における湖の水質管理に関する総合研究. 山梨県総合理工学研究機構研究報告書 4, 41－49.

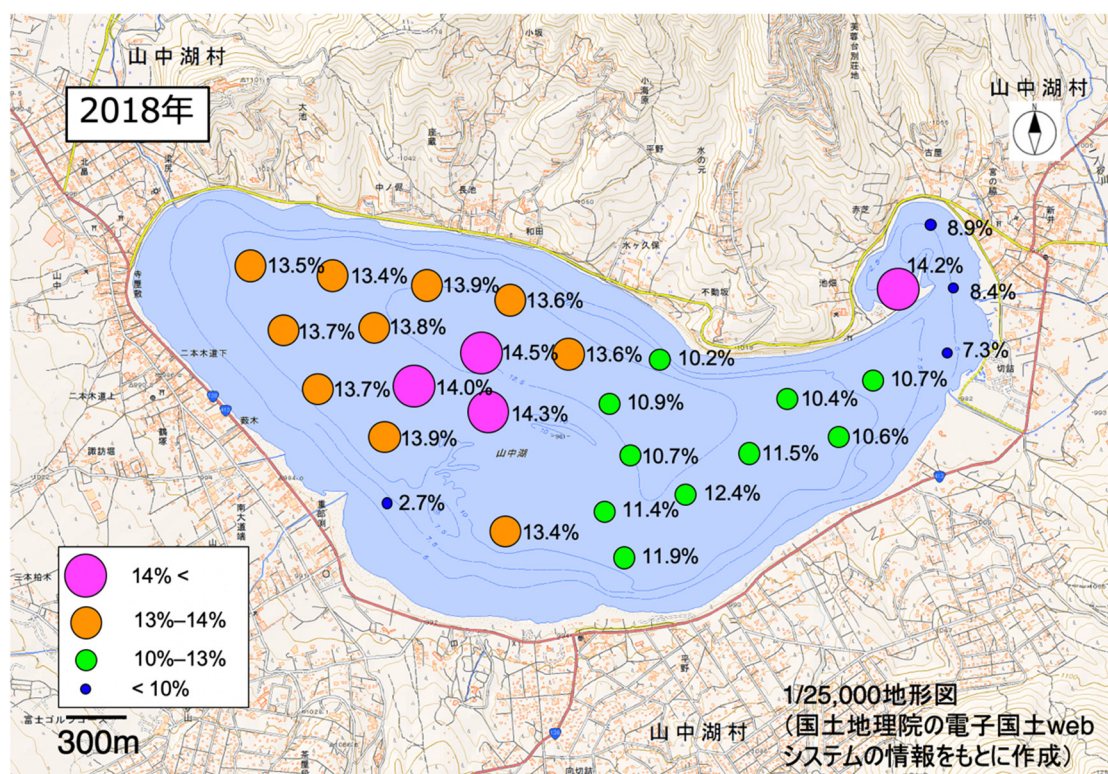
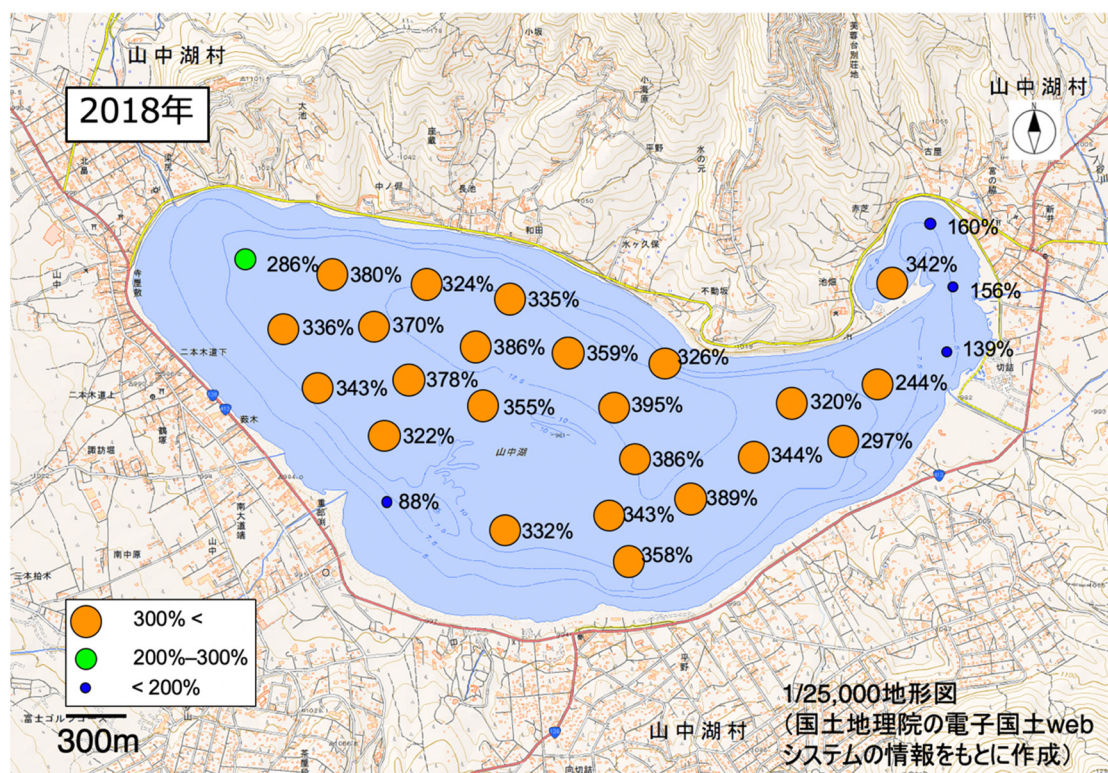


図5 山中湖における底質汚濁指標の分布
(上) 含水比 (下) 強熱減量

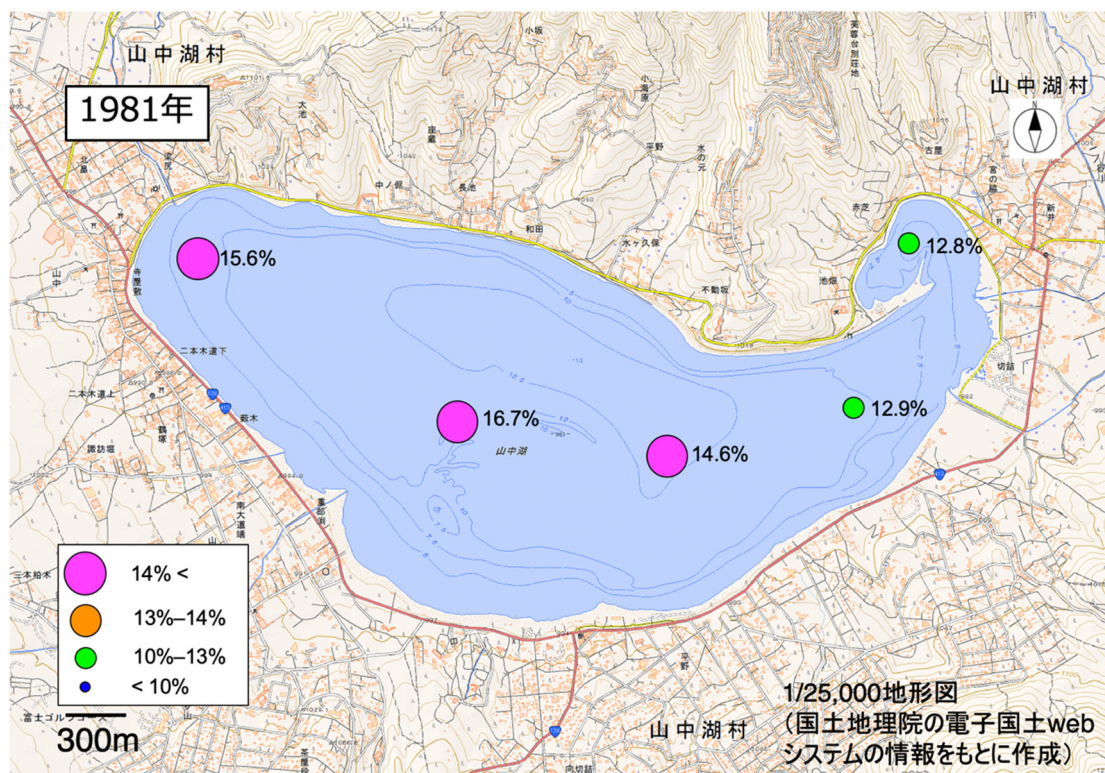


図6 1981年における山中湖底質の強熱減量の分布

II-2 山中湖における過去 60 年間の底質環境の変遷とその要因の解明

II-2-1 はじめに

本研究では、山中湖における底質環境の歴史的変遷を明らかにするために、山中湖の中央部及び平野ワンドにおいて堆積物コア（柱状試料）を採取し（図 7）、堆積物コア試料中の物理化学性状（含水比、強熱減量、堆積物中の有機炭素（C）・窒素（N）含有量、炭素・窒素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ ）の解析及び、堆積物中の色素化合物及び動植物プランクトン（珪藻、ミジンコ類）の解析を行なった。また、底質環境の悪化した時期を明らかにするため、堆積物中に含まれる鉛-210、セシウム-137 の放射能強度を測定し、堆積年代の推定を行った。

II-2-2 試料及び手法

試料採取は、2018 年 9 月 12 日に山中湖の平野ワンド及び中央部において実施した（図 7；YN1[35°25′35.37″N, 138°53′47.48″E；水深 5.2 m]、YN3[35°25′0.013″N, 138°52′58.38″E；水深 12.8 m]）。採取には、愛媛大学所有のグラビティコーラーを用い、湖底表層よりそれぞれ 25 cm（YN1）、42 cm（YN3）の柱状試料を得た。分析用試料は、現地にて表層より 1 cm 毎にスライスし、直ちに冷凍保存した。

年代測定用試料は、凍結乾燥後、メノウ乳鉢で粉碎混合し、測定用容器に封入し 1 ヶ月間放置した。測定には、愛媛大学沿岸環境科学研究センターの Ge 半導体検出器（GXM25P, EG&G ORTEC 社）を用いた。年代モデルの作成には、鉛-210 及びラジウム-226（短半減期娘核種の鉛-214 から算出）の放射能強度から求めた過剰鉛-210 濃度を用いた。

堆積物中に含まれる有機炭素（C）・窒素（N）含有量、炭素・窒素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ ）の測定は、（株）地球科学研究所の連続フロー型安定同位体比質量分析装置（DELTA V Advantage + Flash2000, Thermo Finnigan 社製）を使用した。測定には、0.1M HCl で一晚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。

$$\delta_{\text{sample}} (\text{‰}) = \left\{ \frac{(R_{\text{sample}} - R_{\text{standard}})}{R_{\text{standard}}} \right\} \times 1000$$

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。 $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ 測定のスタンダードには国際標準物質（ $\delta^{13}\text{C}$: IAEA-CH-6, USGS-10, USGS-41; $\delta^{15}\text{N}$: IAEA-N-1, IAEA-N-2, USGS-40）で値付された 3 種のワーキングスタンダード（Glycine, L-Alanine, L-Histidine (SI サイエンス社製)）を用いた。

堆積物中の珪藻殻は、光学顕微鏡により 1000 倍で写真を撮影し、300 殻になるまで計数した。その後、種同定を行い、珪藻各種の出現頻度を求めた。また、珪藻殻濃度を求めるため、1 枚のプレパラート中に一定数のマーカー（粒径 10 μm の微小粒子（MS））を封入し、珪藻殻と同時にカウントした。カウントした珪藻（約 300 殻）をプレパラート中の全 MS 数/MS カウント数を乗ずることで、プレパラート中の珪藻殻数を求め、試料量（約 0.3 g）、懸濁溶液の希釈率、封入懸濁溶液量から、乾燥試料 1 g 中の珪藻殻濃度を求めた。さらに、珪藻殻濃度を乾燥かさ密度（粉体を一定容積の容器に充填し、その内容積を体積とした時の密度）と堆積速

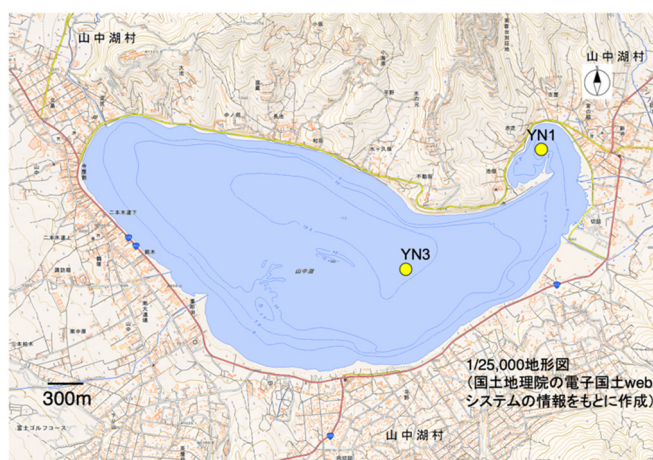


図 7 山中湖の堆積物コア採取地点

度を乗ずることで、珪藻殻年間堆積量を求めた。また、珪藻群集の時代変化を検出するため、山中湖の珪藻群集組成（少なくとも1試料で3%以上出現した種）を用いて、グラフソフトウェア（Tilia）にインストールされた非類似度に基づくクラスター解析（CONISS）を行なった。

色素化合物の分析には、静岡県立大学の高速液体クロマトグラフ装置を用いた。

II-2-3 結果及び考察

1) 鉛-210 (^{210}Pb)、セシウム-137 (^{137}Cs) 濃度と平均堆積速度

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}Pb)を用いる ^{210}Pb 堆積年代測定法（金井，2000）やセシウム-137の使用が有効である。セシウム-137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（Buesseler et al., 2011）。

山中湖の堆積物コア（YN3）中の鉛-210の放射能強度は、深度0 cmから深度35 cmにかけて減少傾向を示した（図8左）。過剰鉛-210のCRSモデル（Constant Rate of Supply; 碎屑物供給変化を考慮したモデル）から推定される堆積速度は、1981-1989年（深度23-29 cm）の0.6 cm/年に比べ2015-2018年（深度0-5 cm）では1.85 cm/年と、過去約30年間で3倍以上に増加していた（図8右）。一方、セシウム-137の放射能強度は、深度0-11 cmと深度32-35 cmで高くなっており（図8左の丸印で示した部分）、それぞれ2011年の福島原発事故および核実験によるグローバルフォールアウトに対応するものと考えられる。

なお、YN1では表層10 cmを対象に γ 線測定を実施したものの、非常に速い堆積速度や生物擾乱の影響により鉛-210の減衰傾向が見られず、堆積年代の推定を行うことができなかった。そこで本研究では、YN3を対象に各種分析を行い、過去60年間の湖の環境変化を復元した。

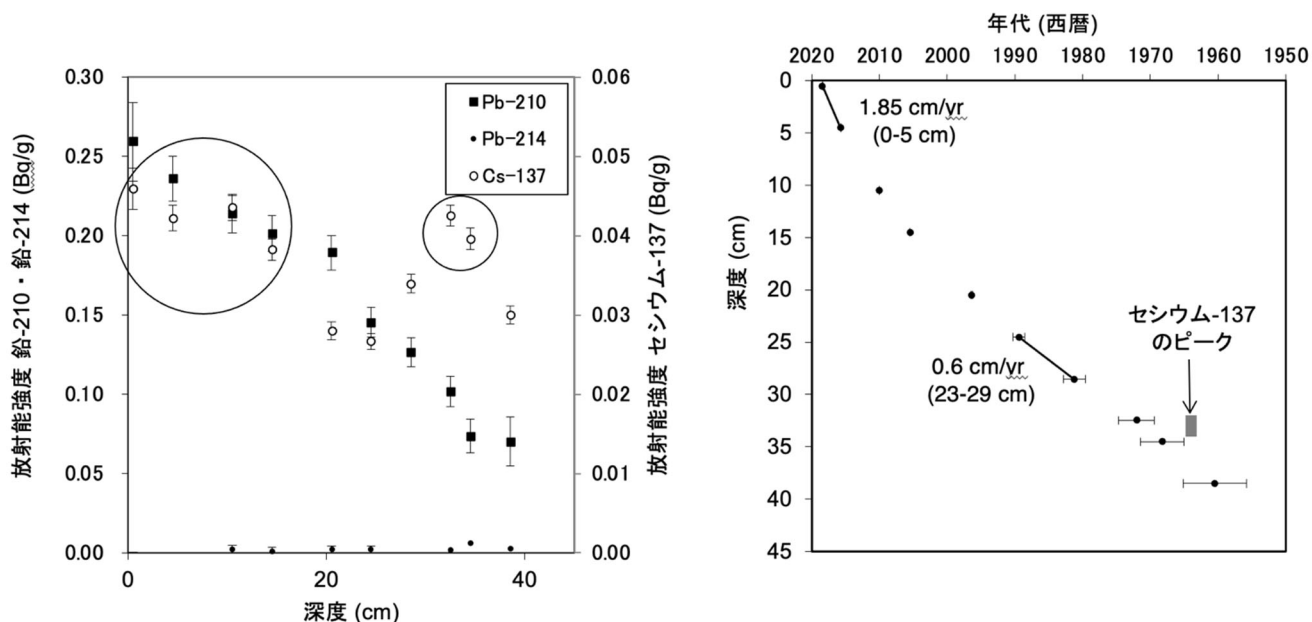


図8 山中湖の堆積物コア（YN3）における鉛-210、鉛-214とセシウム-137の放射能強度（左）とCRS（Constant Rate of Supply）モデル（碎屑物供給変化を考慮したモデル）により推定された年代—深度分布（右）

2) 堆積物コア中の地球化学指標の経年変化

図9には、山中湖の柱状試料（YN3）中の地球化学指標の鉛直分布を示した。全有機炭素及び全窒素の年間堆積量は、1980年頃から徐々に増加し始め、1990年代以降に急増する傾向が見られた。一方、炭素/窒素比

は、1960年代から1980年代にかけてほぼ一定であったのに対し、1990年以降減少傾向が見られた。一般に、炭素/窒素比は、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。そのため、1990年以降に見られた全有機炭素の年間堆積量の増加と炭素/窒素比の減少は、植物プランクトンによる生物生産量の増加とこれに伴う湖底への有機物供給量の増加を示しているものと考えられる。

また、窒素安定同位体比は、1960年代初頭から1980年頃にかけて増加傾向を示すのに対し、1990年頃を境に緩やかな減少傾向を示した(図9)。一般に、窒素安定同位体比は、起源により値が大きく異なっており、森林起源(-0.1~1.9 ‰; 中村ほか, 2011)の窒素に比べ農地(5.4 ‰; 中村ほか, 2011)・生活排水起源(>10 ‰; Umezawa et al., 2009)の窒素は、大きな同位体比を示すことが知られている。すなわち、前述の窒素安定同位体比の変動は、山中湖では高度経済成長期から1980年頃にかけて湖への人為起源の窒素流入が増加したものの、1990年頃を境に、集水域からの人為起源の窒素流入は減少傾向にあったことを示唆している。県統計年鑑(山梨県, 1958-2018)によると、山中湖周辺では1960年代より田畑の耕地面積が減少傾向にあり、観光地化に伴う農業の衰退(山村, 1989)により人為起源の窒素流入が減少した可能性がある。また、山中湖では、1970年代以降も定住人口、観光入込客ともに増加傾向が見られるものの、1989年より供用が開始された下水道の効果により、湖に流入する栄養塩負荷が抑制された可能性も考えられる。

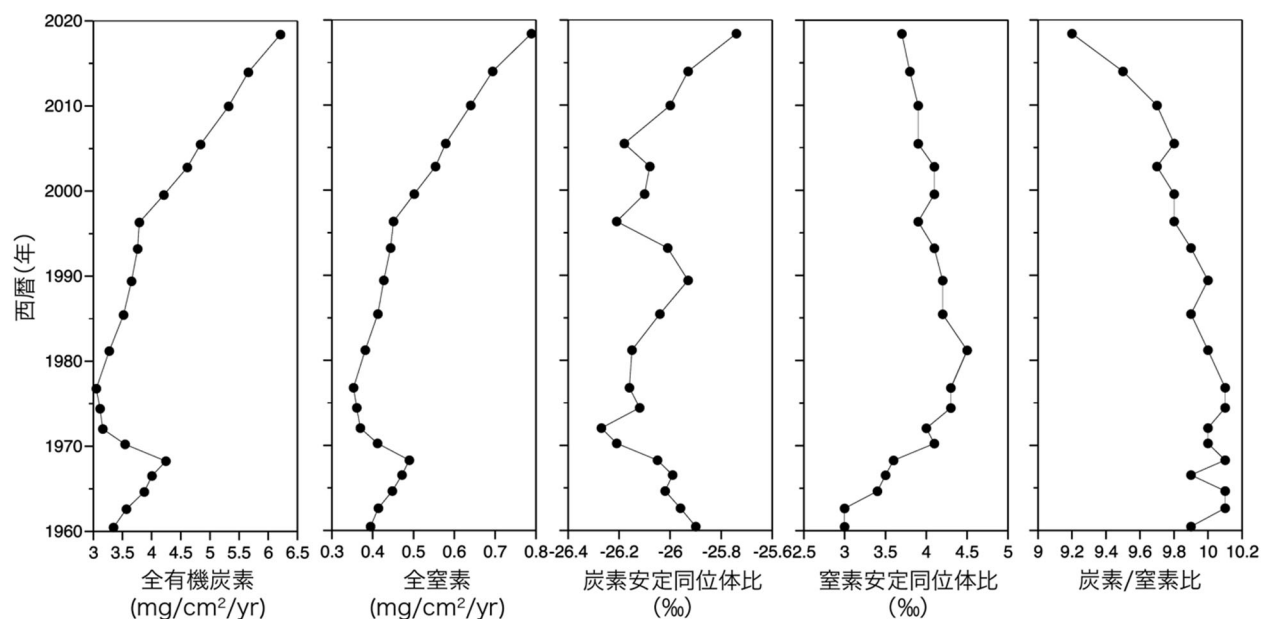


図9 山中湖の堆積物コア(YN3)中の過去60年間の地球化学指標の変化

3) 色素及び動物プランクトン(ミジンコ類)の年間堆積量の変動

図10に山中湖における過去60年間の動植物プランクトン由来色素及び動物プランクトン(ミジンコ類)の年間堆積量の変化を示した。植物プランクトンに由来する色素分析の結果、山中湖では、全植物プランクトン量の指標であるクロロフィルaの年間堆積量が、2000年頃から徐々に増加し、更に2010年以降急増傾向にあることが明らかとなった。また、動物プランクトン量の間接的な指標であるSCEs(steryl chlorin esters)も、クロロフィルaと同様の変動パターンを示した。

一方、動物プランクトン遺骸の観察の結果、山中湖では、ゾウミジンコの年間堆積量が最も多く、ミジンコ、マルミジンコについてはゾウミジンコの10分の1以下であった。また、長期的(過去60年間)なミジンコ類全般の年間堆積量は、全植物プランクトン量の指標であるクロロフィルaの年間堆積量とほぼ整合的な変動パターンを示していた。そのため、山中湖における過去60年間のミジンコ類の年間堆積量の増加は、

餌となる植物プランクトンの増加を反映していると考えられる。

4) 珪藻化石群集の経年変化

過去 60 年間の珪藻群集組成及び珪藻殻濃度の時系列変化を図 11 に示す。珪藻群集組成のクラスター解析から、1993 年頃（図 11 中の点線）を境に二つのクラスターに分けられることがわかった。富栄養性種（表 1）である *Aulacoseira glauclata* は、1993 年以降 27% から 50% まで増加し、中～富栄養種（表 1）である *Aulacoseira ambigua* は、5% から 10% まで増加した。一方、同じく中～富栄養種である *Staurosira construens* Ehrenb var. *binodis* は、1990 年頃に一時的な増加傾向が見られた。また、中栄養性種（表 1）である *Fragilaria crotonensis*、*Aulacoseira valida*、*Aulacoseira distans* var. *septentrionalis* は、1993 年以降減少傾向が見られた（図 11）。こうした珪藻群集組成の変化から、山中湖では 1993 年頃から湖水中の栄養塩濃度が増加する傾向にあったことが示唆される。更に、年間珪藻生産量を反映する年間珪藻殻堆積量は、1980 年代半ば以降増加傾向を示しており（図 11）、山中湖では富栄養化に伴う植物プランクトンによる生物生産量の増加と湖底への有機物供給量の増加により底質環境の悪化が引き起こされている現状が明らかとなった。

日本の幾つかの湖沼では、1960 年頃から高度経済成長期以降、集水域における人間活動の活発化によって富栄養化が進行したことが堆積物コアを用いた研究から報告されている（例えば、Tsugeki et al., 2012）。山中湖でも、1980 年以降珪藻殻堆積量が増加しており、集水域における人為的な栄養塩負荷の増加の影響が示唆される。一方、II-2-3 節 2) で述べたように、山中湖では 1990 年代以降、集水域からの人為起源の窒素流入は減少傾向にあったことが示唆されており、1990 年代以降の山中湖の富栄養化の要因については今後更なる検討が必要と考えられる。

表 1 最適全リン濃度の湖沼・珪藻群集データセットから得られた各珪藻種の栄養特性
上部は引用文献、左は各珪藻種、表中の数値は各引用文献の珪藻各種の最適リン濃度
（増殖に最適な全リン濃度； $\mu\text{g/L}$ ）を示す。

種名	Dixit and Smol (1994) ($\mu\text{g/L}$)	Philibert and Prairie (2002) ($\mu\text{g/L}$)	Enache and Prairie (2002) ($\mu\text{g/L}$)	Gregory-Eaves et al. (1999) ($\mu\text{g/L}$)	Bigler et al. (2007) ($\mu\text{g/L}$)	Edlund et al. (2004) ($\mu\text{g/L}$)	Bennion (1994) ($\mu\text{g/L}$)	Ponader et al. (2007) ($\mu\text{g/L}$)	全リンに基づく栄養特性
<i>Aulacoseira glauclata</i>					71	118		124	富栄養性種
<i>Aulacoseira ambigua</i>	11	21	21	12		54	96		中～富栄養性種
<i>Aulacoseira valida</i>				20					中栄養性種
<i>Aulacoseira distans</i> var. <i>septentrionalis</i>						14			中栄養性種
<i>Fragilaria crotonensis</i>						22			中栄養性種
<i>Staurosira construens</i> Ehrenb. var. <i>binodis</i>	11			15	9	17	150		中～富栄養性種

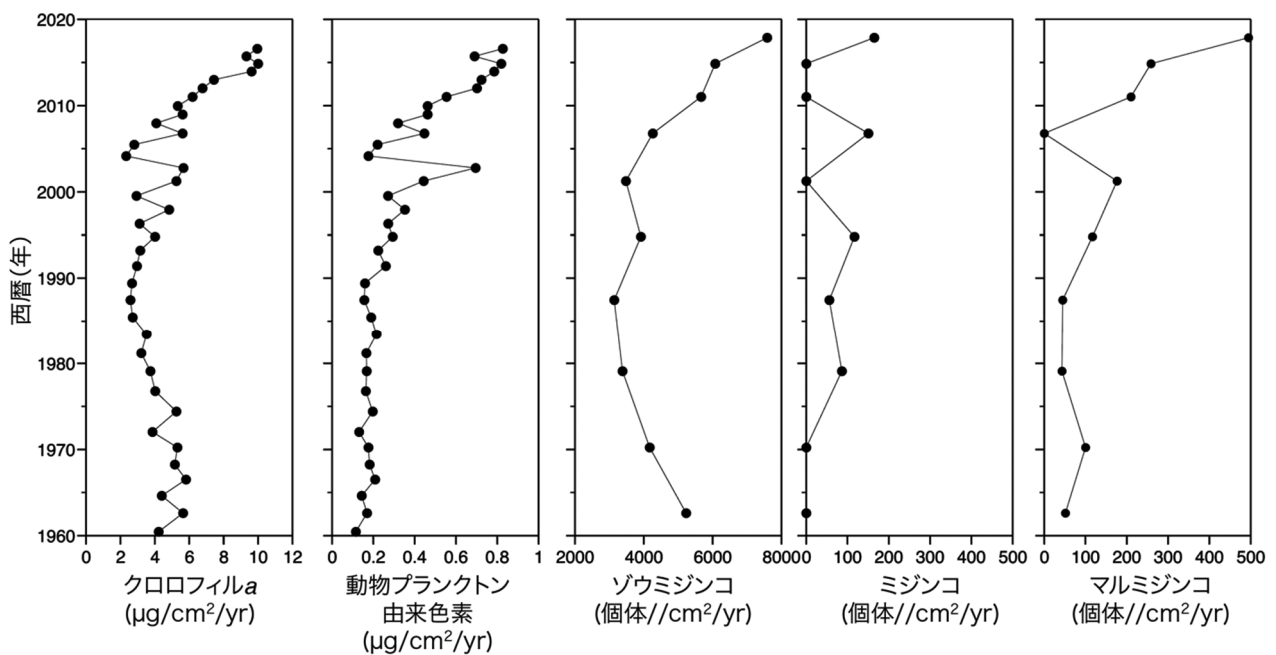


図 10 山中湖における過去 60 年間の動植物プランクトン由来色素及び
動物プランクトン（ミジンコ類）の年間堆積量の変化

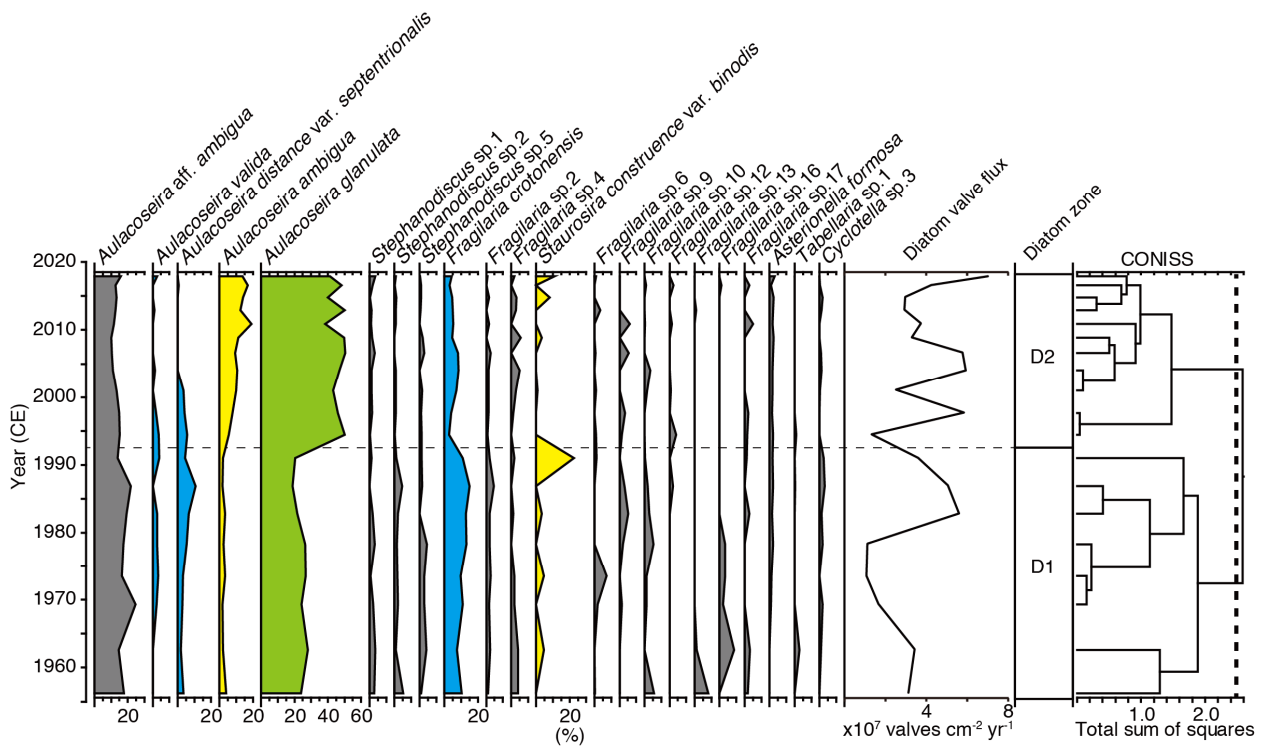


図 11 山中湖における過去 60 年間の珪藻群集変化

図左：珪藻群集の年代における出現頻度（緑：富栄養性種、黄色：中～富栄養性種、水色：中栄養性種、灰色：栄養特性不明種）。図右から二番目：年間珪藻殻堆積量の変化。図中の横点線は 1993 年を示す。

図右：クラスター解析結果。

引用文献

- Bennion, H. (1994) A diatom-phosphorus transfer function for shallow, eutrophic ponds in southeast England, in: Mortensen, E., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Nielsen, L.K. (Eds.), *Nutrient Dynamics and Biological Structure in Shallow Freshwater and Brackish Lakes*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 391-410.
- Bigler, C., von Gunten, L., Lotter, A.F., Hausmann, S., Blass, A., Ohlendorf, C., Sturm, M. (2007) Quantifying human-induced eutrophication in Swiss mountain lakes since AD 1800 using diatoms. *The Holocene* 17, 1141-1154.
- Buesseler, K., Aoyama, M., Fukasawa, M. (2011) Impacts of the Fukushima nuclear power plants on marine radioactivity. *Environmental Science and Technology* 45, 9931.
- Dixit, S.S., Smol, J.P. (1994) Diatoms as indicators in the Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Waters (EMAP-SW). *Environmental Monitoring and Assessment* 31, 275-307.
- Edlund, M., Kingston, J. (2004) Expanding a sediment diatom reconstruction model to eutrophic southern Minnesota lakes. in: Heiskary, S. (Ed.). *Environmental Outcomes Division Minnesota Pollution Control Agency, Minnesota*, p. 33.
- Enache, M., Prairie, Y.T. (2002) WA-PLS diatom-based pH, TP and DOC inference models from 42 lakes in the Abitibi clay belt area (Québec, Canada). *Journal of Paleolimnology* 27, 151-171.
- Gregory-Eaves, I., Smol, J.P., Finney, B.P., Edwards, M.E. (1999) Diatom-based Transfer Functions for Inferring past Climatic and Environmental Changes in Alaska, U.S.A. Arctic, Antarctic, and Alpine Research 31, 353-365.
- 金井豊 (2000) 鉛の地球化学—ウラン系列各種 ^{210}Pb の堆積学的応用法を中心として—. *地質ニュース* 556 : 20-34.
- 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渓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.
- Philibert, A., Prairie, Y.T. (2002) Diatom-based transfer functions for western Quebec lakes (Abitibiand Haute Mauricie): the possible role of epilimnetic CO_2 concentration in influencing diatom assemblages. *Journal of Paleolimnology* 27, 465-480.
- Ponader, K.C., Charles, D.F., Belton, T.J. (2007) Diatom-based TP and TN inference models and indices for monitoring nutrient enrichment of New Jersey streams. *Ecological Indicators* 7, 79-93.
- Tsugeki, N.K., Agusa, T., Ueda, S., Kuwae, M., Oda, H., Tanabe, S., Tani, Y., Toyoda, K., Wang, W.L., Urabe, J. (2012) Eutrophication of mountain lakes in Japan due to increasing deposition of anthropogenically-produced dust. *Ecological Research* 27, 1041-1052.
- 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.
- 山梨県 (1958-2018) 山梨県統計年鑑 (昭和 33 年-平成 30 年) .
- 山村順次 (1989) 富士山北東麓山中湖村における観光地域の形成と機能. *千葉大学教育学部研究紀要* 37, 217-245.

Ⅱ-3 河口湖の流入河川等が水質に与える影響の解明

Ⅱ-3-1 はじめに

寺川は、河口湖唯一の常時流入河川であり、河口湖の北東に位置する御坂山地に源流をもつ。一方、奥川は、河口湖北岸に流入する河川であり、以前は流量が乏しく流入部では涸れ沢となっていたものの、上流部に位置するトンネル掘削工事の影響により、2008 年秋以降流量が増加し（岡崎ほか，2011）、厳冬期（12-1 月）を除き流入が見られるようになった。本研究では、先行研究（2017 年 4 月～2018 年 3 月）に引き続き、河川から河口湖へ供給される栄養塩負荷の実態を明らかにするために、2020 年 4 月から 2021 年 3 月まで寺川・奥川の水質測定及び採水調査を毎月 1 回実施し、河川水中の化学的酸素要求量、全窒素、全リン、溶存態全窒素、溶存態全リンの分析を行なった。また、出水時に河川から供給される栄養塩負荷の実態を明らかにするために、2020 年 7 月上旬の大雨（河口湖測候所での 2020 年 7 月 1 日から同 9 日の総降雨量：287.5 mm）により増水した 12 河川で採水を行い、河川水中の化学的酸素要求量、全窒素、全リン、溶存態全窒素、溶存態全リンの分析を行なった。

更に、底泥から溶出する栄養塩負荷の現状を明らかにするため、水深の異なる 3 地点で底質を採取し、底質の溶出試験を夏季及び冬季に実施した。

Ⅱ-3-2 試料及び手法

寺川・奥川の採水は毎月一回各河川の下流部にて行なった（図 12）。また、出水時の採水は、2020 年 7 月 9 日、図 12 に示した 12 河川にて実施した。分析は、山梨県環境科学検査センターで行い、化学的酸素要求量（COD）の分析には過マンガン酸カリウム滴定法（JIS K0102 17）、全窒素・溶存態全窒素の分析には紫外線吸光光度法（JIS K0102 45.2）、全リン・溶存態全リンの分析にはペルオキシ二硫酸カリウム分解法（JIS K0102 46.3.1）を用いた。各測定における定量下限値は、それぞれ 0.5、0.05、0.005 であった。なお寺川では、2020 年 11 月以降、河道の浚渫工事が行われており、2020 年 11 月の調査では水に濁りが見られた（図 13）。

溶出試験に用いた底質試料は、2020 年 8 月 13 日及び 2021 年 2 月 22 日に図 12 の 3 箇所（底質 1～3）より採取した。採取した試料は、山梨県環境科学検査センターにて底質調査方法Ⅲ（4）（平成 24 年環水大発第 120725002 号）により検液を作成し、全窒素（紫外線吸光光度法；JIS K0102 45.2）、アンモニア性窒素（吸光光度法；JIS K0102 42.2）、硝酸性窒素（イオンクロマトグラフ法；JIS K0102 43.2.5）、亜硝酸性窒素（イオンクロマトグラフ法；JIS K0102 43.2.5）、全リン（ペルオキシ二硫酸カリウム分解法；JIS K0102 46.3.1）、リン酸態

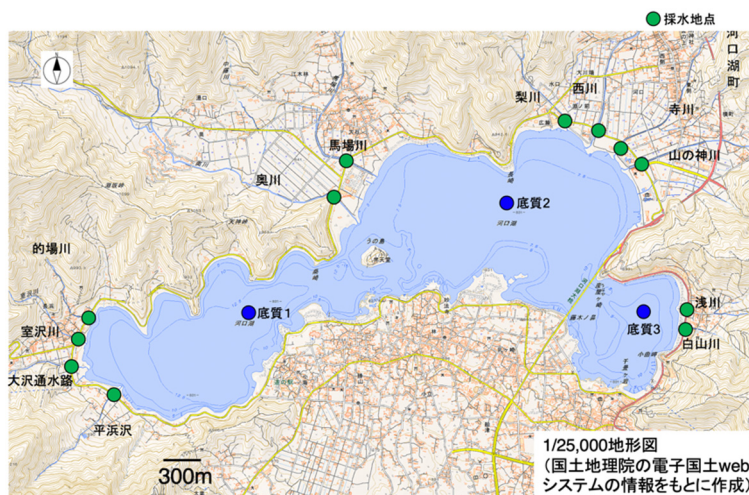


図 12 河口湖における河川水および底質の採取地点



図 13 2020 年 11 月調査時の寺川

リン（吸光光度法；JIS K0102 42.2）の分析を行なった。各分析における定量下限値は、それぞれ 0.05、0.05、0.02、0.02、0.005、0.005（単位はいずれも mg/L）であった。

II-3-3 結果及び考察

1) 寺川・奥川における化学的酸素要求量、全窒素、全リン、溶存態全窒素、溶存態全リン濃度の月別変化

表 3 には、寺川及び奥川下流部における化学的酸素要求量（COD）、全窒素、全リン濃度の測定結果を示した。

1)-1 寺川

化学的酸素要求量（COD）は、0.5～11.7 mg/L（平均 2.2 ± 3.0 mg/L）の範囲で変動を示し、工事による濁りが見られた 11 月に最大値を示した。一方、工事の影響が見られた 11 月のデータを除けば 0.5～1.9 mg/L（平均 1.4 ± 0.4 mg/L）の範囲にあり、6～7 月と 1 月、3 月に増加する傾向が見られた。2017 年の調査結果（0.93～6.6 mg/l；平均 2.3 ± 1.5 mg/l）（山梨県富士山科学研究所，2020）と比較すると、11 月、12 月を除き全ての月で減少が見られた。12 月の調査では目視にて濁りは確認できなかったものの、河道整備が続いていたことから、工事による底質の巻き上げ等の影響が示唆される。

全窒素濃度は、0.42～1.31 mg/L（平均 0.78 ± 0.27 mg/L）の範囲で変動を示し、7～8 月に増加する傾向を示した。過去の調査結果と比較すると、年平均値でいずれの年よりも濃度が低くなっており、2003 年以降減少傾向を示すことが明らかとなった（1981 年： 1.21 ± 0.4 mg/L；1993-2003 年： 1.4 ± 0.3 mg/L；2017 年： 0.96 ± 0.43 mg/L）。また、月別に見ると、2020 年 7 月～8 月の濃度が 2017 年に比べ増加した一方、2020 年 10 月～1 月の濃度には 2017 年の同時期と比べ、大幅な減少が見られた。なお、工事の影響により濁りが見られた 11 月には、全窒素濃度の増加が見られたが、溶存態全窒素の割合が 59%まで低下しており（平時は約 93%以上）、底質の巻き上げ等の影響が示唆される。

全リン濃度は、0.009～0.044 mg/L（平均 0.020 ± 0.010 mg/L）の範囲で変動を示し、5 月～8 月及び 11 月、1 月、3 月に増加する傾向が見られた。過去の調査結果と比較すると、年平均で 2003 年以降減少する傾向が見られた（1981 年： 0.043 ± 0.014 mg/L；1993-2003 年： 0.075 ± 0.021 mg/L；2017 年： 0.048 ± 0.038 mg/L）。なお、工事の影響により濁りが見られた 11 月には、全リン濃度の増加が見られたが、溶存態リンの割合が 27%まで低下しており、全窒素同様に、底質の巻き上げ等の影響があったものと推察される。

駒井（2012）によれば、森林由来の全窒素/全リンのモル比（以下、全窒素/全リン比）が約 60 の値を示すのに対し、畑地牧草地（農用地）由来の全窒素/全リン比は 15～17 の値を示すことが報告されている。2017 年の寺川の調査では、河川水中の全窒素/全リン比は 5 月から 8 月にかけて 12～28 と低くなっており、水田や畑地等の農地からの流入が示唆されたが（山梨県富士山科学研究所，2020）、2020 年の調査では、5 月～8 月の全窒素/全リン比が 86～171 と 2017 年に比べ高く、森林からの影響が示唆された。一方、11 月以降、全窒素/全リン比が 2017 年に比べ減少する傾向が見られ、工事による底質の巻き上げ等の影響が示唆された。

1)-2 奥川

化学的酸素要求量（COD）は、0.6～2.0 mg/L（平均 0.9 ± 0.5 mg/L）の範囲で変動を示し、7 月に最大値を示した。同年の寺川の調査結果（0.5～1.9 mg/L；平均 1.4 ± 0.4 mg/L；工事の影響が見られた 11 月を除く）と比較すると、ほぼ同程度の濃度であり、7 月と 10 月には奥川がわずかに上回っていた。後述するように、出水時の奥川の COD には顕著な増加傾向が見られることから（1.8 mg/L；2020 年 7 月 9 日；図 15）、7 月の COD の増加は降雨の影響によるものと考えられる。

全窒素濃度は、0.31～0.86 mg/L（平均 0.51 ± 0.17 mg/L）の範囲で変動を示し、3 月に最大値を示した。同年の寺川の調査結果（0.42～1.31 mg/L；平均 0.78 ± 0.27 mg/L）と比較すると、年平均で寺川に比べて低く、また月別でも寺川を下回っていた。溶存態全窒素の割合は、6～7 月に減少傾向が見られた。同様の傾向は寺川でも見られ、降水等、両河川に影響を与えるイベントの影響が考えられた。

全リン濃度は、0.008～0.049 mg/L（平均 0.018 ± 0.013 mg/L）の範囲で変動を示し、6月～7月及び9月に増加する傾向が見られた。同年の寺川の調査結果（0.009～0.044 mg/L；平均 0.020 ± 0.010 mg/L）と比較すると、年平均ではほとんど違いが見られなかったものの、6～7月及び9月では寺川を上回っていた。全リン濃度が寺川よりも増加する6～7月及び9月には、いずれも全リンに占める溶存態リンの割合及び全窒素/全リン比の顕著な低下が見られ、降水に伴い畑地等から懸濁態リン（＝全リン－溶存態リン）が流出した可能性が考えられる。

表2 寺川・奥川における月別水質測定結果

調査日	寺川							
	COD (mg/L)	全窒素 (mg/L)	溶存態全窒素 (mg/L)	全リン (mg/L)	溶存態全リン (mg/L)	全窒素/ 全リン	溶存態全窒 素 (%)	溶存態全リン (%)
2020/4/27	1.0	0.84	0.83	0.009	0.007	207	99	78
2020/5/27	1.4	0.79	0.76	0.020	0.013	87	96	65
2020/6/29	1.7	0.62	0.58	0.016	0.012	86	94	75
2020/7/30	1.9	1.31	1.23	0.017	0.013	171	94	76
2020/8/13	1.5	1.18	1.15	0.018	0.013	145	97	72
2020/9/28	1.2	0.53	0.50	0.013	0.011	90	94	85
2020/10/28	0.5	0.69	0.64	0.011	0.008	139	93	73
2020/11/27	11.7	0.87	0.51	0.044	0.012	44	59	27
2020/12/17	1.1	0.42	0.40	0.015	0.011	62	95	73
2021/1/29	1.6	0.51	0.48	0.027	0.017	42	94	63
2021/2/24	1.4	0.62	0.61	0.017	0.014	81	98	82
2021/3/15	1.8	0.93	0.85	0.029	0.028	71	91	97
平均	2.2	0.78	0.71	0.020	0.013	102	92	72

調査日	奥川							
	COD (mg/L)	全窒素 (mg/L)	溶存態全窒素 (mg/L)	全リン (mg/L)	溶存態全リン (mg/L)	全窒素/ 全リン	溶存態全窒 素 (%)	溶存態全リン (%)
2020/4/27	0.6	0.42	0.40	0.009	0.006	103	95	67
2020/5/27	0.6	0.31	0.29	0.014	0.010	49	94	71
2020/6/29	0.9	0.41	0.35	0.027	0.014	34	85	52
2020/7/30	2.0	0.61	0.53	0.026	0.012	52	87	46
2020/8/13	0.6	0.75	0.72	0.010	0.008	166	96	80
2020/9/28	0.9	0.47	0.47	0.049	0.012	21	100	24
2020/10/28	0.6	0.46	0.46	0.008	0.008	127	100	100
2020/11/27	1.2	0.46	0.42	0.015	0.012	68	91	80
2020/12/17	—*	—	—	—	—	—	—	—
2021/1/29	—	—	—	—	—	—	—	—
2021/2/24	<0.5	0.38	0.34	0.010	0.009	84	89	90
2021/3/15	1.5	0.86	0.82	0.011	0.006	173	95	55
平均	1.0	0.51	0.48	0.018	0.010	88	93	67

*水位低下のため欠測

2) 出水時の河川における化学的酸素要求量、全窒素、全リン、溶存態全窒素、溶存態全リン濃度

図14には、出水時の河川の状況を、表3には、出水時の河川水中の化学的酸素要求量（COD）、全窒素、全リン、溶存態全窒素、溶存態全リン濃度の測定結果を示した。CODは、1.8～34.2 mg/Lの範囲で変動を示し、奥川・馬場川で1.8 mg/Lと最も低かったのに対して、白山川で34.2 mg/L、寺川で15.3 mg/Lと高い値を示した。全窒素濃度は、0.40～1.62 mg/Lであり、浅川で0.40 mg/Lと最も低い値を示したのに対し、白山川で1.62 mg/L、寺川で1.10 mg/Lと高い値を示した。全リン濃度は、0.010～0.125 mg/Lであり、平浜沢で0.010 mg/Lと最も低い値を示したのに対し、浅川・白山川ではそれぞれ0.105 mg/L、0.125 mg/Lと高い値を示した。また寺川でも、0.051 mg/Lと高い値が得られた。溶存態全窒素濃度は、0.21～0.85 mg/Lで、浅川・白山川でそれぞれ0.21 mg/L、0.24 mg/Lと低い値を示したのに対し、室沢川・寺川でそれぞれ0.85 mg/L、0.74 mg/Lと高い値を示した。溶存態全リン濃度は、0.007～0.084 mg/Lであり、浅川で0.084 mg/Lと顕著に高い値を示した。

値を示した。

出水時における全窒素、全リン濃度を平水時と比較すると、寺川で全窒素濃度が 0.78 mg/L (年平均値) から 1.10 mg/L に増加しており平水時の 1.4 倍、全リン濃度が同じく 0.020 mg/L (年平均値) から 0.051 mg/L で 2.6 倍の増加が見られた。また、奥川では、全窒素濃度が平水時の 0.51 mg/L (年平均値) から 0.60 mg/L に増加しており 1.2 倍に、全リン濃度が同じく 0.018 mg/L (年平均値) から 0.023 mg/L で 1.3 倍に増加していた。形態別で見ると、寺川では、溶存態全窒素の割合が平水時の平均 92% (年平均値) から 67% に、溶存態全リンの割合は平水時の平均 72% から 27% へと低下し、いずれも懸濁態分の増加を示していた。一方、奥川では、溶存態全窒素が占める割合は平水時が平均 93% に対し、出水時は 98% とあまり変化が見られなかったが、溶存態全リンでは、平水時の平均 67% (年平均値) に対し、出水時には 39% へと低下が見られ、懸濁態分の増加が示唆された。こうした出水時における懸濁態分の増加は、他の水域でも報告されている (森田ほか, 1985; 國松・須戸, 1993; 菅井ほか, 2016)。また、和田・藤井 (2006) は、増水時の懸濁態分の増加が、窒素に比べリンで顕著になることを報告しており、本研究の結果とも整合的である。なお、奥川で溶存態全窒素の割合が平水時と出水時でほとんど変化しなかった要因として、土壤に吸着されにくい硝酸態窒素が多かった可能性が考えられる。

河口湖では、田中ほか (1982) が、昭和 57 年 8~9 月の 2 回の台風による豪雨に伴い湖水中の窒素濃度の増加を報告しており、降雨に伴う流入が湖水への栄養塩負荷量を増大させる要因となる可能性を指摘している。また、高橋 (1983) は、昭和 58 年 8 月の台風 5 号の影響で異常増水した河口湖で水質調査を行い、台風通過前と比較して COD、硝酸イオン、リン酸イオンの大幅な増加が見られることから、降雨や浸水した田畑や居住区からの有機物や肥料、排水等が流入した可能性を指摘している。本研究では、河口湖の流入河川の中で、白山川・寺川で出水時の COD や全窒素濃度が、白山川・浅川・寺川で全リン濃度が高くなる傾向が見られた。特に寺川では、出水時の河川流量が他の 2 河川に比べ多いことから (図 14)、今後湖水への影響を明らかにする必要がある。また寺川では、出水時に懸濁態リンの増加傾向が顕著に見られたことから、堆積後の懸濁物からのリンの溶出の有無などについて詳細な検討が必要と考えられる。



図 14 河口湖における出水時の河川の状況（2020 年 7 月 9 日）

表 3 河口湖における出水時 (a) 及び平水時 (b) の流入河川中の化学的酸素要求量、全窒素、全リン、溶存態全窒素、溶存態全リン濃度

(a) 出水時											
	白山川	浅川	山の神川	寺川	西川	梨川	馬場川	奥川	的場川	室沢川	大沢
COD (mg/L)	34.2	4.4	4.0	15.3	5.0	2.5	1.8	1.8	4.6	2.2	2.6
全窒素 (mg/L)	1.62	0.40	0.78	1.10	0.65	0.79	0.69	0.60	0.48	0.90	0.69
全リン (mg/L)	0.125	0.105	0.022	0.051	0.020	0.013	0.013	0.023	0.021	0.017	0.014
全窒素/全リン	29	8	79	48	72	135	118	58	51	117	109
溶存態全窒素 (mg/L)	0.24	0.21	0.60	0.74	0.60	0.64	0.40	0.59	0.38	0.85	0.55
溶存態全リン (mg/L)	0.013	0.084	0.009	0.014	0.008	0.009	0.012	0.009	0.007	0.009	0.007
溶存態全窒素 (%)	15	53	77	67	92	81	58	98	79	94	80
溶存態全リン (%)	10	80	41	27	40	69	92	39	33	53	50
(b) 平水時 (2020年4月～2021年3月平均値)											
	白山川	浅川	山の神川	寺川	西川	梨川	馬場川	奥川	的場川	室沢川	大沢
COD (mg/L)	-	-	-	2.2	-	-	-	1	-	-	-
全窒素 (mg/L)	-	-	-	0.78	-	-	-	0.51	-	-	-
全リン (mg/L)	-	-	-	0.020	-	-	-	0.018	-	-	-
全窒素/全リン	-	-	-	86	-	-	-	63	-	-	-
溶存態全窒素 (mg/L)	-	-	-	0.71	-	-	-	0.48	-	-	-
溶存態全リン (mg/L)	-	-	-	0.013	-	-	-	0.01	-	-	-
溶存態全窒素 (%)	-	-	-	92	-	-	-	93	-	-	-
溶存態全リン (%)	-	-	-	72	-	-	-	67	-	-	-

3) 底質からの栄養塩類の溶出

表 4 には、河口湖の底質溶出試験結果を示した。夏季の底質から溶出した全窒素、アンモニア性窒素、硝酸性窒素、亜硝酸性窒素は、いずれも西湖盆で最も高く、中央湖盆＞船津湖盆の順に減少した。また、全リン濃度は、中央湖盆でも最も高く、船津湖盆＞西湖盆の順に減少した。リン酸態リンはいずれも定量下限以下であった。一方、冬季の底質から溶出した全窒素、アンモニア性窒素、亜硝酸性窒素は、船津湖盆で最も高い濃度を示したが、硝酸性窒素については西湖盆で最も高い濃度を示した。また、全リンは西湖盆を除いては、いずれも定量下限値以下、リン酸態リンはいずれの試料においても定量下限値以下であった。

一般に、アンモニア性窒素は、湖底に堆積した有機物の分解により生成する。夏季の湖底では、水温躍層（水温が深度方向に急激に変化する層）の発達に伴い湖底に貧酸素化層が形成されるため、水深の深い西湖盆では有機物の分解が抑制されていた可能性がある。また、硝酸性窒素濃度が、冬季に比べ夏季で低くなっていることから、夏季の湖底で脱窒反応（硝酸、亜硝酸を窒素ガスに還元する反応）が進んでいた可能性がある。今後より詳細な調査を行い、富栄養化の原因となる栄養塩負荷の現状を明らかにしていく必要がある。

表 4 河口湖の底質溶出試験結果

		全窒素 (mg/L)	アンモニア性窒素 (mg/L)	硝酸性窒素 (mg/L)	亜硝酸性窒素 (mg/L)	全リン (mg/L)	リン酸態リン (mg/L)
西湖盆（底質1）	2020年8月13日	1.03	0.64	0.16	0.06	0.008	<0.005
中央湖盆（底質2）	2020年8月13日	0.99	0.80	0.14	0.05	0.014	<0.005
船津湖盆（底質3）	2020年8月13日	0.35	0.29	0.03	<0.02	0.012	<0.005
西湖盆（底質1）	2021年2月22日	0.68	0.23	0.34	<0.02	0.010	<0.005
中央湖盆（底質2）	2021年2月22日	0.58	0.22	0.24	0.04	<0.005	<0.005
船津湖盆（底質3）	2021年2月22日	0.90	0.49	0.13	0.07	<0.005	<0.005

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

國松孝男・須戸幹（1993）山地河川の窒素・リン・CODの濃度とその変動特性-森林（油日岳実験流域）からの汚濁負荷流出機構（I）-。農土論集 166, 35-44.

森田弘昭・山田幸男・安中徳二（1985）洪水時に湖に流入する粒子性栄養塩の挙動。水質汚濁研究 8, 233-238.

岡崎巧・三浦正之・大浜秀規（2011）河口湖の流入河川におけるワカサギの自然産卵について。山梨県水産技術センター事業報告書, 38, 44-59.

高橋恒夫（1983）河口湖の異常増水と水質について。保育論叢 18, 10-16.

田中正二郎・笠井和平・堤充紀・笹本順・長田照子（1982）1982年富士五湖異常増水時の水質調査結果および水収支について。山梨県衛生公害研究所年報 26, 22-27.

菅井隆吉・溝山勇・菅原庄吾・清家泰（2016）周辺部河川からの宍道湖への汚濁負荷流入特性。陸水学雑誌 77, 117-136.

和田桂子・藤井慈穂（2006）雨天時における路面排水の水質特性及び汚濁負荷の流出挙動に関する研究。水環境学会誌 29, 699-704.

山梨県富士山科学研究所（2020）富士五湖（特に河口湖）の水質浄化に関する研究Ⅱ-ヘドロの堆積状況の面的把握-。山梨県富士山科学研究所研究報告書 41, 27p.

Ⅱ-4 水中カメラによる底質の解析法の検討

Ⅱ-4-1 はじめに

従来、湖沼等の地形・性状解析には、多数の音響ビームを同時射出できるマルチビーム式のソナーが用いられてきた。しかし、こうした機材は非常に高価なため導入のハードルが高く、また、大型で重量もあることから水深の浅い水域での使用が制限されるという問題がある。また、最近ではレジャー用ソナー（魚探）を活用することで、小規模な湖沼や水深の浅い水域で安価かつ簡便に湖底の地形解析を行う手法も提唱されている（山崎ほか，2013）。ただし、レジャー用ソナーの多くはシングルビーム方式を採用していることから、船舶の真下の情報しか得ることが出来ず、面的な情報を得るためには多大な労力を要するという問題がある。そのため、湖底の状況をより簡便かつ面的に把握できる新たな観測手法の確立が求められている。

近年、水中カメラや水中ドローン（ROV）の小型化・高性能化が進み、高解像度の水中画像が容易に取得できるようになりつつある。陸上では、空中ドローンで撮影した画像から地形等を復元する SfM-MVS（Structure from Motion-Multi View Stereo）技術を活用した研究が盛んに行われているが（例えば、安田，2018）、水中で SfM-MVS を活用した観測研究は、一部の浅海や透明度の高い湖沼を除いてはほとんど行われていない。そこで、本研究では、SfM-MVS 技術を活用した新たな湖底底質の解析手法の検討を行った。

Ⅱ-4-2 調査方法

本研究では、湖底画像の SfM-MVS 解析による底質解析法を検討するため、底質変化に富む河口湖の湖底湧水地（山本ほか，2017；図 15）を試験地として水中カメラによる湖底調査および画像解析を試みた。湖底調査は 2018 年 9 月 19 日と 10 月 11 日に、防水ハウジングに格納したソニー製ミラーレスデジタル一眼カメラ α 6300 及び GoPro を用い、航行する船舶上より行なった。また、4K カメラを搭載した水中ドローン（FIFISH V6，QYSEA 社）を用いた湖底調査を、2020 年 10 月 22 日に実施した。湖底調査では、事前にコンクリートブロックを湖底に投下し、スケールとした。また、撮影時の水中ドローンの位置を相対的に把握するため、前述のコンクリートブロックとともに 50 cm 毎に目盛り付けしたロープを湖底に沈め、これを目印として湧水地全体をくまなく撮影した。撮影した映像は、Agisoft の PhotoScan Professional（Version 132）に取り込み、写真の一部が重複するよう画像を切り出した上で、SfM-MVS 解析によるオルソ画像、数値標高モデルの作成を試みた。

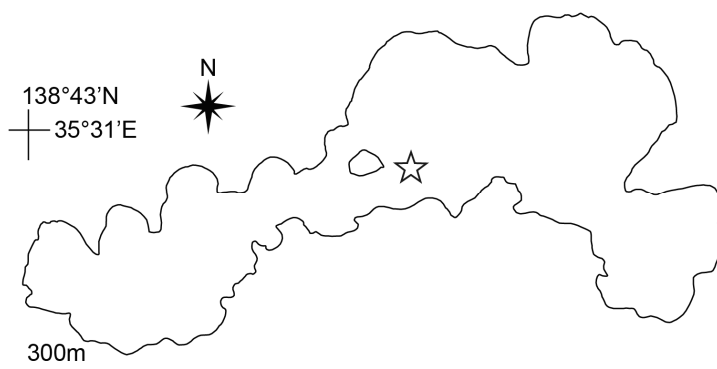


図 15 河口湖の湖底湧水地の位置図(図中の☆)

Ⅱ-4-3 結果及び考察

水中カメラ（ α 6300）による調査の結果、高感度撮影により、水深約 8 m の湖底でも追加の光源なしに湖底画像の取得が可能であることが判明した。ただし、SfM-MVS 解析に必要な湧水地全体の画像を取得するためには、船舶から投下した水中カメラ（ α 6300 及び GoPro）を曳航しつつ湖底を連続的に撮影する必要がある。しかしながら、航行する船舶からの撮影では、湖底までの距離やカメラの姿勢、撮影状況の把握に問題があり、解析に耐えられる画像を得ることが出来なかった。

一方、水中ドローンで撮影した映像から切り出した画像（図 16）を解析に用いたところ、湧水地の鮮明な

3D モデルの作成に成功した（図 17）。また、3D モデルにドローンで撮影した映像を組み合わせで解析することで、従来、写真では判別が難しかった湧水口（図 16）の分布を明らかにすることが出来た。このことは、水中ドローンを用いた SfM-MVS 解析が、湖底の地形解析のみならず、湖底湧水のモニタリングにも利用可能であることを示唆している。今後、定期的に撮影を継続することで湖底湧水の湧出状況の変化が抽出でき、これまでよくわかっていなかった湧水の季節変化や経年変化についても新たな情報が得られるものと期待される。

引用文献

- 山崎新太郎・原口強・伊藤陽司（2013）レジャー用魚群探知機を利用した水底地形調査．応用地質 54, 204-208.
- 山本真也・中村高志・内山高（2017）富士山北麓、河口湖で新たに見つかった湖底湧水．日本水文科学会誌 47, 49-59.
- 安田泰輔（2018）小型無人航空機と画像解析を用いた半自然草原の植生マッピング．日本草地学会誌 64, 43-47.

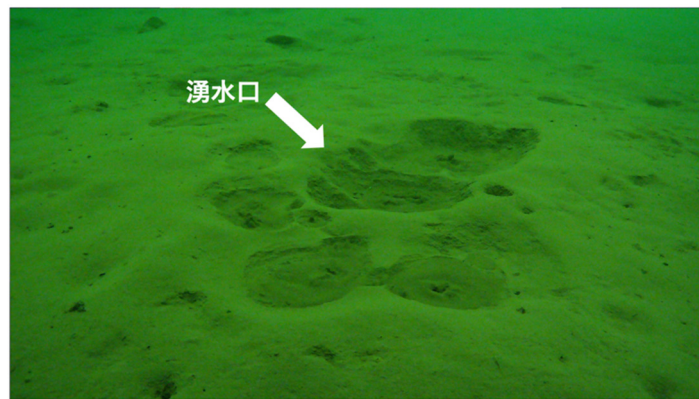


図 16 水中ドローンで撮影された湖底からの湧水の様子

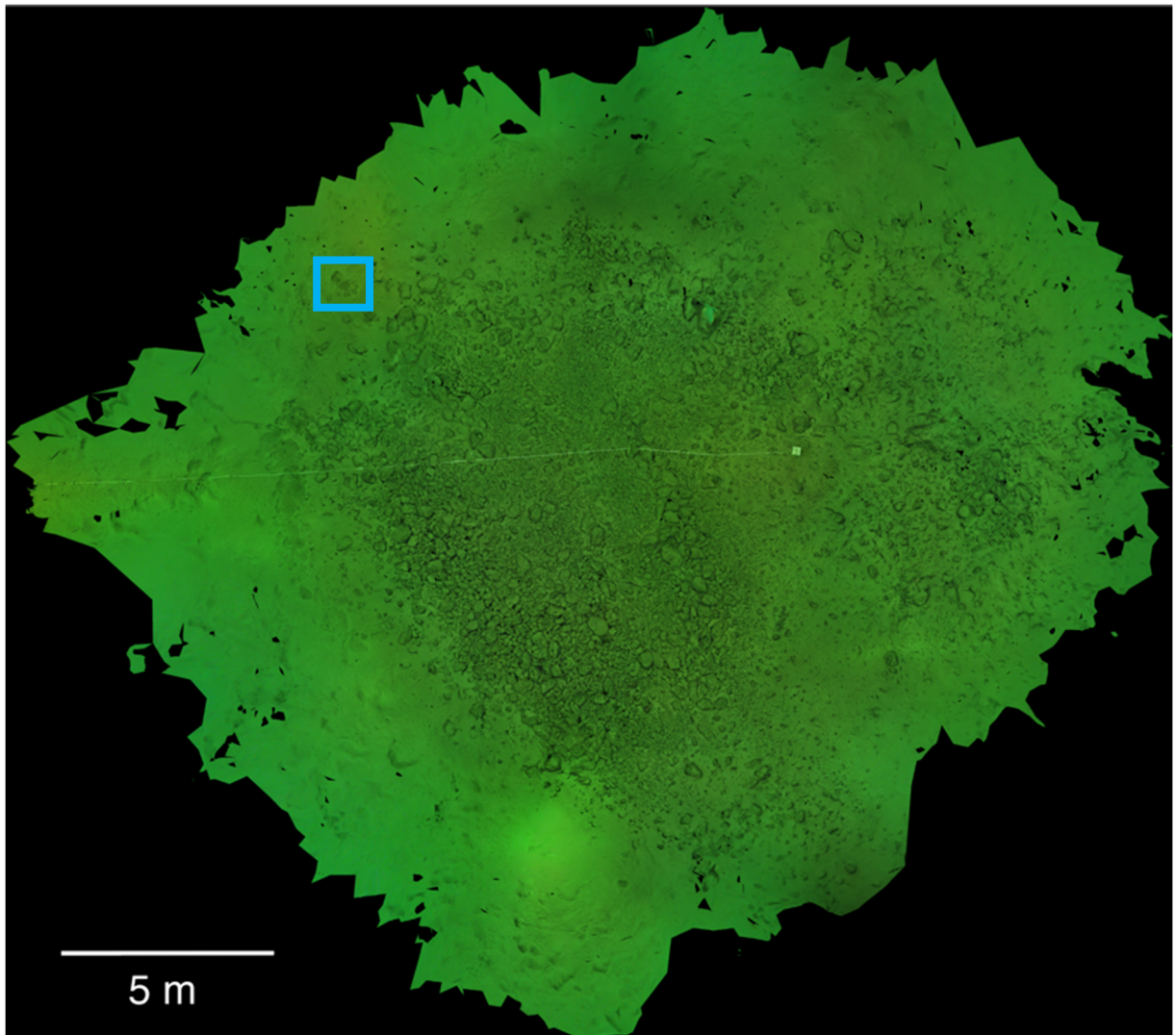


図 17 SfM-MVS 解析で作成された河口湖の湖底湧水地のオルソ画像
 (青枠: 図 16 の撮影範囲; 図中央から左に向かう白い線: ガイドとして使用したロープ)

R-01-2022

令和3年度
山梨県富士山科学研究所研究報告書
第46号

MFRI Research Report

2022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
<https://www.mfri.pref.yamanashi.jp/>

