

論文

深見池における鉄・マンガンの流入, 流出, 湖水中の存在状態

横山亜希子¹⁾・大八木麻希²⁾・中川麻悠子³⁾・八木明彦²⁾

Existent State of Iron and Manganese in inflow, outflow and inside of Lake Fukami-ike

Akiko YOKOYAMA¹⁾, Maki OYAGI²⁾, Mayuko NAKAGAWA³⁾ and Akihiko YAGI²⁾

摘要

深見池は淡水湖であるが、硫化物 ($10 \sim 20 \text{ mg S L}^{-1}$) を多く含んでいる。湖への流入, 湖からの流出及び湖内の鉄・マンガン濃度や存在状態を調べ, 自然界, 特に硫化物が豊富に含まれる水域での鉄・マンガンの挙動を把握することを目的とした。流入及び流出の収支は, 鉄は約2倍, マンガンは約35倍湖外へ流出していた。湖水中及び底泥の鉄・マンガン濃度は減少傾向にないことから, それらを豊富に含んだ湧水の存在が示唆された。湖内については, 湖水を $0.5 \mu\text{m}$ でろ過し, そのろ液をさらに限外ろ過法により $0.5 \mu\text{m} \sim 100 \text{ kDa}$, 及び 100 kDa 以下に分画した。そして, 溶存態中の $0.5 \mu \sim 100 \text{ kDa}$ (コロイドサイズ) の鉄の存在を明らかにした。これは他の物質に吸着したり, 生物に利用されたりすることで容易に懸濁化しやすいことが推察された。新生沈殿物の鉄は 3.8 mg g^{-1} , 湖底堆積物は $4.8 \sim 6.0 \text{ mg g}^{-1}$ であり, 湖底に堆積すると水中への溶解は少ないことが泥中の鉄の存在量から明らかになった。反対に, マンガンは, 還元層において溶存態中の $0.5 \mu \sim 100 \text{ kDa}$ (コロイドサイズ) の存在はほとんどなく, 100 kDa 以下のサイズが占めていた。また, 新生沈殿物中に 1.7 mg g^{-1} , 湖底堆積物中に $0.3 \sim 0.4 \text{ mg g}^{-1}$ と堆積物中に少ないことから, 湖底での新生沈殿物の速やかな分解によって, 湖水へ回帰することが認められた。鉄は湖底へ堆積する傾向, マンガンは堆積物などの懸濁態から溶存しやすい傾向が大きいことが, 水中のサイズ分画, 泥中の存在量を求めることによって明らかとなった。

キーワード: 鉄・マンガン, 懸濁態, 溶存態, 新生沈殿物, 湖底堆積物, 酸化還元

(2012年11月5日受付; 2013年1月23日受理)

はじめに

深見池は長野県下伊那郡阿南町にある淡水, 富栄養の天然湖である (北緯 $35^\circ 19'$, 東経 $137^\circ 49'$, 海拔 484 m)。湖の短径は 150 m , 長径 230 m , 水深 7.8 m , 表面積 2.09 ha , 容積 $1.0 \times 10^5 \text{ m}^3$ である (下伊那教育会陸水委員会, 2009) (図1)。周囲を山で囲まれており風の影響が少なく, かつ表面積に比べ深度があるため, 4月~10月まで湖内は水温成層する。特に夏から晩秋にかけて 4 m 以深で無酸素状態になり, 湖水中の硫酸イオン濃度が高いため硫酸還元により硫化水素が生成, 深層水は著しい還元状態となる (Yagi et al., 1983)。この状態になると, 底泥や沈降物から鉄・マンガンが溶出する。

Yagi and Shimodaira (1986) は, 1978~1979年での深見池の各濃度の最大値は, 懸濁態鉄 2 mg L^{-1} , 懸濁態マンガン 0.5 mg L^{-1} , 溶存態鉄 0.3 mg L^{-1} , 溶存態マンガン 1.5 mg L^{-1} であったと報告した。鉄は有機物の多い水中ではフミン酸塩などとコロイド性の有機物錯体を形成して存在する (日本水道協会, 2001; 日本分析化学会北海道支部, 1981)。深見池においても有機錯体鉄の存在が八木ら (1995) によって明らかにされ, 溶存有機錯体は深層水において最大 0.7 mg L^{-1} に達しており, 懸濁態鉄の存在が多いことを確認している。マンガンについては, 酸化還元境界層においてマンガン酸化菌による懸濁態マンガンの集積が報告されている (Yagi 1993,1997)。りんについては, 酸化環境では鉄と共沈し, 還元環境では底泥

¹⁾ 〒162-0813 東京都新宿区東五軒町3-25 (株) ウォーターエージェンシー, Water Agency INC. Shinjuku-ku, Tokyo 162-0813, Japan

²⁾ 〒470-0392 愛知県豊田市八草町八千草1247 愛知工業大学工学研究科, Aichi Institute of Technology, Toyota, Aichi 470-0392, Japan

³⁾ 〒226-8503 神奈川県横浜市緑区長津田町4259 東京工業大学環境エネルギー協創教育院, Academy for Co-creative Education of Environment and Energy Science, Tokyo Institute of Technology, Midori-ku, Yokohama, Kanagawa 226-8503, Japan

からりんが回帰することが知られている。一方、小林・西村(1988)は、有機錯体の存在下において底泥から溶出したりんは好気の上層水中で鉄と共沈せず溶存態として存在できる可能性を示唆している。

本研究は、流入・流出についての鉄・マンガン収支を求め、湖内への影響を調べる。また、新生堆積物(沈降物)と湖底堆積物中の鉄・マンガン进行分析し、鉄・マンガンの湖内の存在状態を求める。このとき、湖水中の鉄・マンガンについて従来の溶存態と懸濁態の間を限外ろ過により $0.5\mu\text{m}$ ~ 100kDa 、及び 100kDa 以下に分画して鉄とマンガンの存在状態の差異を明らかにする。そして、鉄・マンガンの挙動を把握することを目的とした。りんは鉄と同様にすべての生物に必要とされ、自然環境中で生物の増殖を最も制限している希少元素のひとつであることからりんの挙動についても求める。

方 法

流入・流出の水量

2010年2月~2011年12月(2010年10月,2011年1月欠測)の月1回、計21回測定した。調査地点を図1に示す。流入量は流入河川(5か所;A~E)と降水量から、流出量は流出河川(1か所)と蒸発量から求めた。

流入河川(5か所;A~E)については、ビニール袋に一定量たまる時間を測定し単位時間当たりの水量を算出した。流出河川(1か所)の水量は、流速計(電磁流行流速計 アレック電子製)を用いて、深さ・幅により求めた。雨水流入は、気象庁(阿南町)降雨量データを基に湖の表面積から計算した。また、湖からの蒸発量については、気象庁(飯田市)のデータから引用した気温、相対湿度、平均現地気圧を使用し、大八木(2005)を参考に飽和水蒸気圧を求め、飽和水蒸

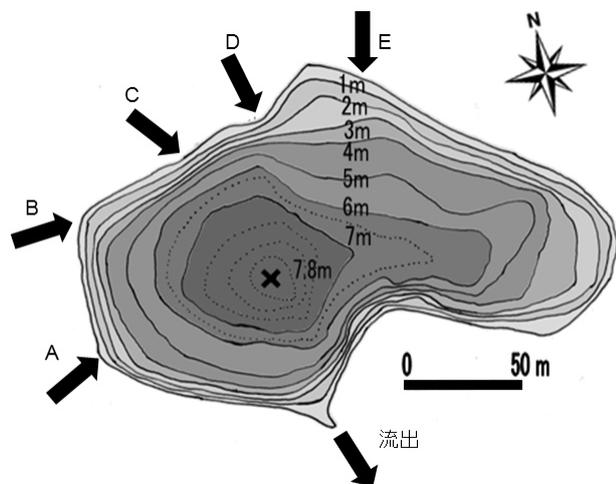


図1: 深見池の調査地点(流入河川A~E, 流出河川)。(2004年測定)

気圧×平均相対湿度÷100で水蒸気圧を求めた。蒸発係数は0.142に設定した(土木学会,1971)。蒸発量=蒸発係数×(飽和水蒸気圧-水蒸気圧)より蒸発量を計算し、深見池の表面積での1日の蒸発量を求めた。

流入・流出の鉄・マンガン濃度

2010年2月~2011年12月(2010年10月,2011年1月欠測)の月1回、計21回測定した。全鉄・全マンガンについては、試料水を塩酸性にした後、原子吸光分析法(Shimadzu AA-6200 鉄;248.3 nm, マンガン;279.5 nm)で定量した。溶解性鉄・溶解性マンガンについては、注射器で採水後、 $0.5\mu\text{m}$ テフロンろ紙でろ過し、ろ液を上記と同様に定量した。その測定濃度と水量から流入・流出量を算出した。

湖水中の鉄・マンガン、硫化物濃度

2009年5月~2011年12月(2010年10月,2011年1月欠測)の月1回、計30回測定した。湖心(深度7.75m)にて、サイホン式採水器を使用し、約1mごと、成層期での水温躍層付近では25cmごとに採水した。試料水はサイホン式採水器出口チューブに注射器をセットし、空気に触れないよう採水した。

全鉄・マンガン及び溶存鉄・マンガンについては、流入・流出水と同様に分析した。2009年5月~12月(7月欠測)では、溶存態のサイズ分画をするため $0.5\mu\text{m}$ テフロンろ紙でろ過したろ液をさらに限外ろ過膜(100kDa)でろ過し、そのろ液を上記と同様に定量した。本研究では、これらサイズ分画したものを $0.5\mu\text{m}$ 以上を $MW > 0.5\mu\text{m}$ 、 $0.5\mu\text{m} - 100\text{kDa}$ を $0.5\mu\text{m} > MW > 100\text{kDa}$ 、 100kDa 以下を $MW < 100\text{kDa}$ としてそれぞれ示す。

硫化物濃度については、現場で検知管法(北川式ガス検知器;No.200SB)により測定した。

湖内新生沈殿物

新生沈殿物は、湖心で深度3m, 5m, 7mに3Lポリビン(表面積 116.8cm^2)を固定し、2010年2月~2011年12月までの期間、約1ヶ月毎に堆積したものを試料とした。

新生沈殿物の生成速度を求めるため、試料を予め重量を測定してあるワットマンGF/Cフィルター、 $\phi 47\text{mm}$ でろ過し、乾燥重量を測定、一日当たり、 1m^2 あたりの沈殿量を算出した。

新生沈殿物中の鉄・マンガンの定量は、回収した試料を 105°C で乾燥後、試料に含まれる有機物中や錯体の鉄、マンガン化合物を分解するため、乾燥試料 0.05g をアルカリ性ペルオキシニ二硫酸カリウム分解法(オートクレーブ 121°C 、1時間加圧分解)で酸化分解(日本規格協会,1998)し、これらを水酸化物や酸化物として溶解、沈殿(石谷ら,1983)させた。中和後、塩酸性で $\text{pH}1$ 以下にし、水酸化物、酸化

深見池における鉄・マンガンの流入，流出，湖水中の存在状態

物及び硫化物中の鉄・マンガンを溶解させた。そして前述と同様に原子吸光分光光度計で鉄・マンガン定量した。今回の底泥の分析方法では岩石などの一次鉱物や粘土に含まれる鉄・マンガンは検出されないと考えられ（日本分析化学会北海道支部，1981），底泥中の有機物，錯体，酸化物及び硫化物中の鉄・マンガンが定量される。

りの濃度については，乾燥試料 0.05 g をアルカリ性ペルオキソ二硫酸カリウム分解法（オートクレーブ 121 °C、1 時間加圧分解）で酸化分解し，モリブデンブルー法（Murphy and Riley, 1962）で反応させた後，分光光度計（JASCO V-550 波長 885 nm）で定量した。

湖底堆積物

湖底堆積物中の鉄・マンガンの定量は，2009 年 9 月，12 月，2010 年 5 月，2011 年 9 月，12 月に，湖心にて塩ビ管（内径 5 cm）を打ち込み，柱状コアを採取した。それを実験室に持ち帰って直ちに，1.0 cm 又は 2.5 cm ごとに分割した。試料は，新生沈殿物試料と同様に分析し，分割試料の計測値から各時期の平均値を算出した。

結果と考察

流入・流出

2010 年 2 月～2011 年 12 月において深見池への水量の収支を求めた。流入する箇所 A～E（5 河川）の水量は 19～40 m³ d⁻¹，河川流入合計は 159（± 85, n=21）m³ d⁻¹，降雨による流入量は 144（± 93, n=24）m³ d⁻¹ であり，湖沼流入総量は約 300 m³ d⁻¹ であった。流出箇所（1 河川）の水量は 1463（± 666, n=21）m³ d⁻¹，湖沼水面からの蒸発量は 15（± 7, n=24）m³ d⁻¹ であり，湖沼総流出量は約 1500 m³ d⁻¹ であった（表 1）。流出量が流入量の約 5 倍多いこと，落合（1984），Nakagawa et al. (2012) は湧水の存在を示唆していたことから深見池は湧水の影響が大きいと考えられた。

全鉄濃度について，流入水は最低 0.39 mg L⁻¹（河川 A），最高 0.62 mg L⁻¹（河川 B），流出水は 0.10 mg L⁻¹ であった。溶存鉄は 0.02～0.06 mg L⁻¹ であり，ほとんどが懸濁態鉄として湖沼へ流入していた。また，鉄の収支は河川からの流入 80 g d⁻¹，流出 150 g d⁻¹ と流出が約 2 倍多く，湖外へ鉄が流出していた。

全マンガン濃度について，流入水は 0.01～0.02 mg L⁻¹ と河川ごとの差はみられなかった。流出水については，循環期の 11 月，12 月に 0.2 mg L⁻¹（溶存態マンガン 0.2 mg L⁻¹）であり，成層期ではマンガン濃度は微量（0.01～0.02 mg L⁻¹）であった。マンガンの収支は流入 2.4 g d⁻¹，流出 84 g d⁻¹ と流出が約 35 倍多かった。この収支を成層期と循環期に分けると，各流入は，2.5 g d⁻¹，2.3 g d⁻¹ と差はみられなかった。各流出では，18 g d⁻¹，184 g d⁻¹ と循環期に流出が顕著に多かった。河川流

表 1：深見池における水収支。
各河川の水量，降雨，蒸発量を示す。

	水量	m ³ d ⁻¹ (標準偏差, サンプル数)
流入河川		
A	30	(± 31, 21)
B	19	(± 16, 21)
C	28	(± 18, 21)
D	42	(± 26, 21)
E	40	(± 33, 21)
小計	159	
流出河川	1463	(± 666, 21)
湖沼表面		
降雨	144	(± 93, 731)
蒸発	15	(± 7, 731)
流出－流入	1175	

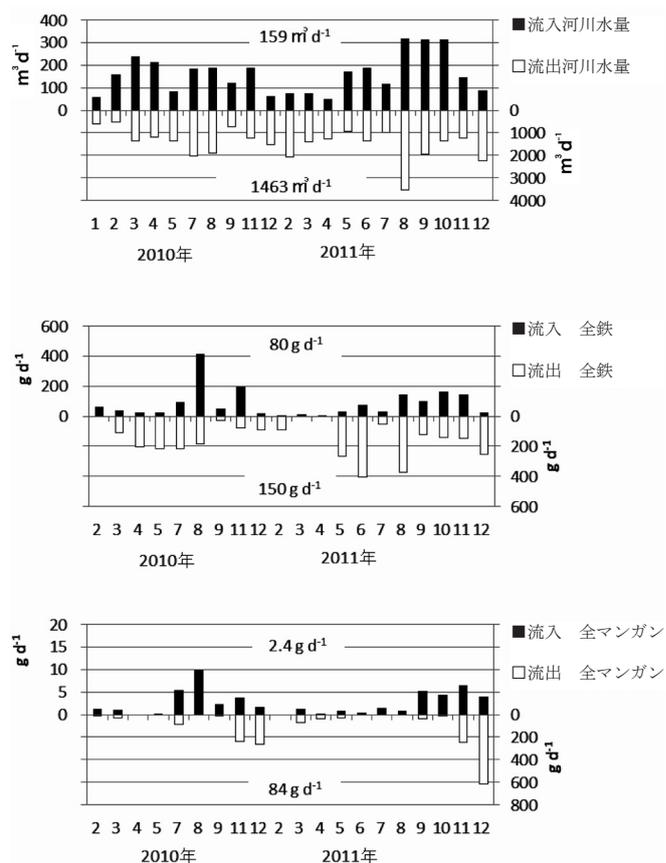


図 2：河川水量及び全鉄・全マンガンの流入・流出量。
図中の値は各平均値を示す。

上図；河川水量（■流入，□流出）
中図；全鉄量（■流入，□流出）
下図；全マンガン量（■流入，□流出）

出水量は成層期、循環期に大きな差はなかったため、水量による影響ではなく、前述のように循環期のマンガン濃度が 0.2 mg L^{-1} (溶存態マンガン 0.2 mg L^{-1}) あったことが循環期でのマンガン流出量増加に影響していることがわかった。また、流出を月ごとにみると各 11 月、12 月は $237 \sim 615 \text{ g d}^{-1}$ と他の月よりはるかに多い量であり、成層期から循環期への移行時期にマンガンが溶存の形態で大量に流出していることがわかった (図 2)。

湖沼水中

2009 年 5 月～2011 年 12 月の観測期間中の各濃度を図 3 に示した。鉄・マンガンともに春～秋の成層期の還元層にピークがみられ、最大値は全鉄 0.8 mg L^{-1} 、全マンガン 3.0 mg L^{-1} が観測された。成層期の酸化層や冬の循環期中の鉄・マンガンはともに $0.0 \sim 0.2 \text{ mg L}^{-1}$ と低い濃度であった。これらの物質の存在状態を調べるため、2009 年 5 月～12 月の湖水について限外ろ過器を使用しサイズ分画をおこなった。その結果を図 4 に示す。鉄は溶存酸素が 0.1 mg L^{-1} 以上の環境では $\text{MW} > 0.5 \mu\text{m}$ の存在が多く、懸濁状態で存在していた。 0.1 mg L^{-1} を下回る環境になると $0.5 \mu\text{m} > \text{MW} > 10 \text{ kDa}$ や $\text{MW} < 100 \text{ kDa}$ サイズの存在が増えており、コロイド状やコロイドに付着した状態で溶存していたり、無機遊離イオンや有機錯体のサイズで溶存していたりすることが推察された。マンガンについては、溶存酸素が 0.1 mg L^{-1} を下回る環境で、ほとんどが 100 kDa 以下のサイズで存在し、懸濁態やコロイ

ド状のマンガンが少ないことが確認できた。

本湖沼の硫化物濃度について、Yagi et al. (1983) は、夏期深層水中の硫化水素濃度は $12 \text{ mgH}_2\text{S-S L}^{-1}$ 、Nakagawa et al. (2012) は、 $19 \text{ mgSO}_4\text{-S L}^{-1}$ 存在していると報告しており、今回の調査においても硫化物濃度が最大 10 mgS L^{-1} を観測している。これは淡水湖としては非常に高く (上野, 195; Matsuyama and Saijo, 1971, 1973), Matsuyama (1973) が報告した水月湖の硫化水素濃度 $10 \sim 100 \text{ mgH}_2\text{S-S L}^{-1}$ に準じる。還元層において鉄がマンガンと比べて懸濁化の割合が多いのは、この特徴的な硫黄の存在によるものと考えられる。つまり、鉄は硫化鉄として化学的に懸濁化したり、光合成緑色硫黄細菌 (*Chlorobium* sp.) (落合, 1984) によって溶存鉄が使用され (北村ら, 1984), 生物学的に懸濁化したりすることが考えられた。マンガンについては硫化マンガンの溶解度が硫化鉄と比べ大きいことから溶存態として存在し、鉄のようなコロイドサイズの存在が少ないことが確認できた。

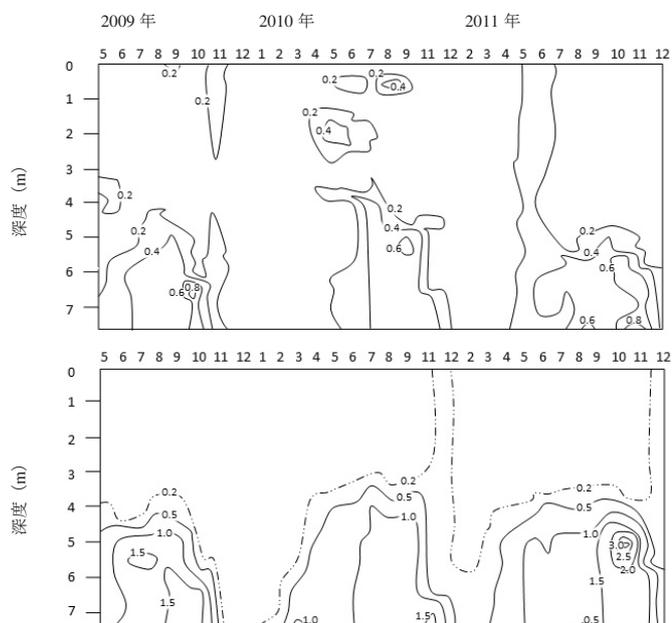


図 3：湖水中の全鉄・全マンガン濃度。

2009 年 5 月～2011 年 12 月の湖心における全鉄・全マンガン濃度を示す。

上図；全鉄濃度 (mg L^{-1})

下図；全マンガン濃度 (mg L^{-1})

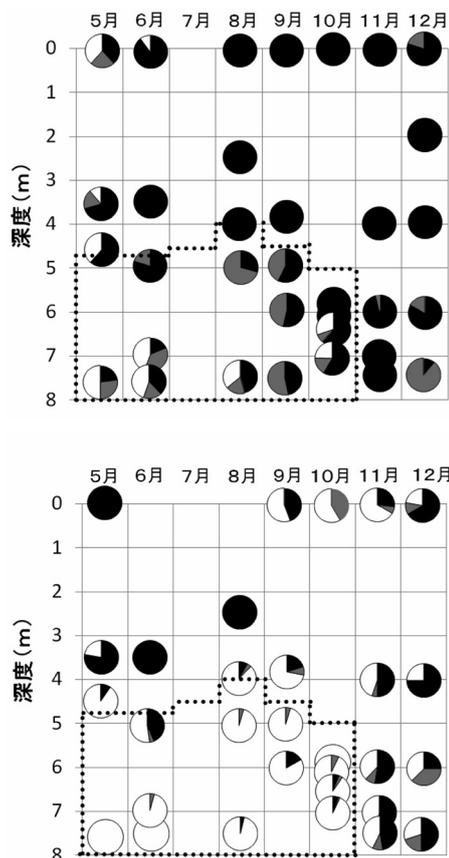


図 4：湖水中の鉄・マンガンの存在形態の比率の鉛直分布。

2009 年 5 月～12 月の湖心における鉄・マンガンの存在形態の比率の鉛直分布を示し、図中の記号は ■ $\text{MW} > 0.5 \mu\text{m}$ □ $0.5 \mu\text{m} > \text{MW} > 100 \text{ kDa}$ □ $\text{MW} < 100 \text{ kDa}$, 点線囲まれた部分は溶存酸素 0.10 mg L^{-1} 以下を示す。

上図；鉄の存在状態

下図；マンガンの存在状態

深見池における鉄・マンガンの流入，流出，湖水中の存在状態

新生沈殿物，湖底堆積物

湖沼水中の鉄・マンガンは酸化層ではそれぞれ懸濁態として，還元層では鉄は懸濁及び溶存の形態で，マンガンはほとんどが溶存態という違いがみられた。そこで，新生沈殿物の鉄・マンガンの存在を確認し，湖水中，湖底堆積泥への影響を

調べた。2011年2月～12月期間中1ヶ月ごとに水深3m，5m，7mに設置したポリビンの新生沈殿物を回収し沈殿量及びそれに含まれる鉄・マンガン，りんについて分析した(図5)。

新生沈殿量は最大2.34 g m⁻² d⁻¹ (11～12月7m)，最小0.39 g m⁻² d⁻¹ (2～3月5m)であり，特に11～12月は3m，5m，7mの全ての層で1.50 g m⁻² d⁻¹を上回っていた。

鉄，マンガン，りんの新生沈殿物に占める重量割合を図6に示す。これら3物質を全て足しても新生沈殿物重量あたり1.5%未満と少なかった。鉄，マンガン，りんの物質そのものが沈殿物量に影響したのではなく，11～12月の循環期に新生沈殿物量が多かったこと，沈殿物が濃い緑色を呈していたことから，鉄，りんの存在が生物にとっての栄養源となり，生物起源の沈殿物が発生したことが影響したと考えられる。

新生沈殿物及び湖底堆積物中の全鉄，全マンガン，全りんの濃度を表2に示す。鉄は堆積物中に4.8～6.0 mg g⁻¹含まれており，新生沈殿物3.8 mg g⁻¹より多かった。マンガンは，堆積物中，新生沈殿物中にそれぞれ0.4 mg g⁻¹，1.7 mg g⁻¹，りんについては，0.7 mg g⁻¹，2.4 mg g⁻¹と鉄と異なり新生堆積物中に多く存在していた。つまり，鉄は新生沈殿物から湖底へ堆積していく傾向が大きく，一方，マンガンやりんは新生沈殿物や湖底堆積物中から水中へ溶解する傾向が大きいことが考えられた。

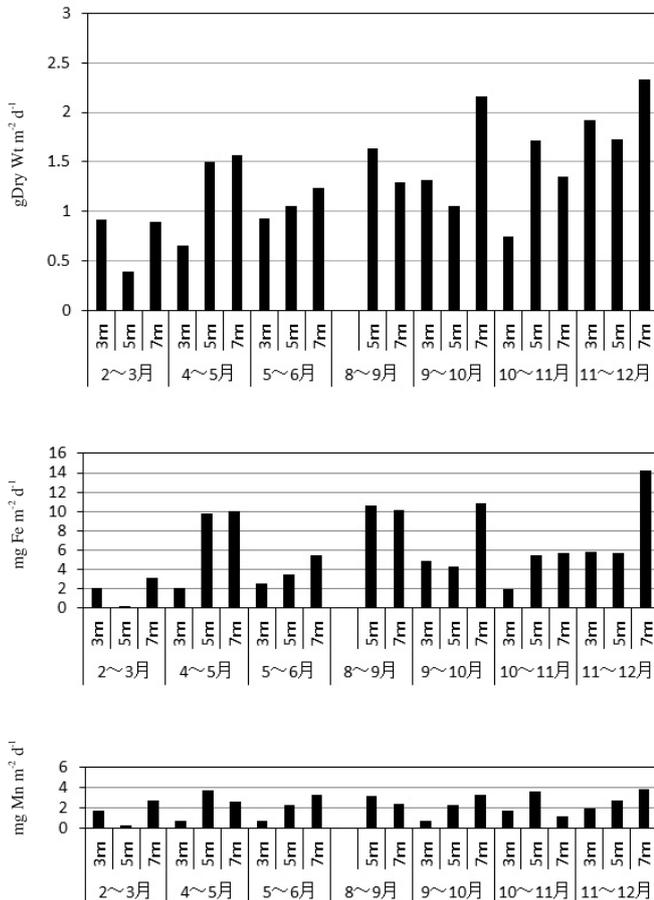


図5: 2011年2月～12月の新生沈殿物，全鉄，全マンガン量。
(8月～9月3mは欠測)
上図: 新生沈殿物量
中図: 全鉄量
下図: 全マンガン量

まとめ

鉄は流入の約2倍の量が，マンガンは流入の約35倍の量

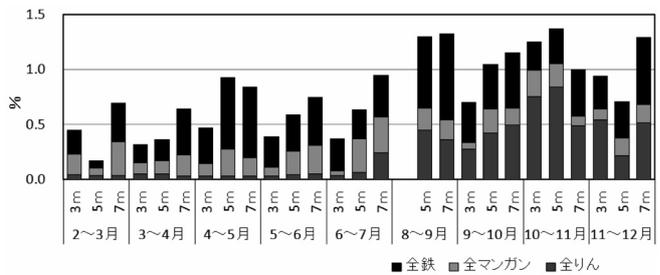


図6: 鉄・マンガン・りんの新生沈殿物に占める重量割合。

表2: 新生沈殿物中及び湖底堆積物中の全鉄・全マンガン・全りんの濃度。

湖底堆積物		濃度 mg g ⁻¹ (標準偏差, サンプル数)			
		全鉄	全マンガン	全りん	
		3.84 (± 1.70, 26)	1.73 (± 0.79, 26)	2.36 (± 2.51, 26)	
湖底堆積物	コア深度 (分割層)	コア本数	全鉄	全マンガン	全りん
2009年9月19日	0 - 51.0 cm (1.0 cm)	1本	4.78 (± 0.48, 51)	0.40 (± 0.04, 51)	0.88 (± 0.06, 51)
12月23日	0 - 50.0 cm (2.5 cm)	1本	4.99 (± 0.69, 20)	0.42 (± 0.06, 20)	
2010年5月8日	0 - 50.0 cm (2.5 cm)	2本	5.08 (± 0.65, 40)	0.33 (± 0.04, 40)	0.67 (± 0.06, 40)
2011年12月10日	0 - 2.5 cm (2.5 cm)	2本	6.00 (, 2)	0.44 (, 2)	0.66 (, 2)

が湖外へ流出していた。湖水中 (図 3) 及び湖底堆積物中 (表 2) の鉄・マンガン濃度に減少傾向がみられないことから、鉄・マンガン豊富に含んだ湧水の存在が示唆された。

鉄について、河川や湧水からの流入があり、湖水中で堆積したり、河川から湖外へ流出したりする挙動がみられた。湖内では、酸化層で酸化鉄などの懸濁態が占める。還元層では、限界ろ過法によって、 $0.5 \mu\text{m} \sim 100 \text{kDa}$ サイズの鉄の存在が明らかとなった。これはコロイド状のサイズであり、他の物質に吸着しやすくなる。また、生物はコロイド状の鉄を利用しやすい (西岡, 2006) ため、生物摂取により容易に懸濁化することが考えられる。また、 100kDa 以下の溶存態鉄は、硫化鉄となり溶解度が小さいため懸濁化しやすい。このように湖内で懸濁化した鉄は、湖底に蓄積していく傾向が大きいことが認められた。

マンガンについて、流入河川から供給されることはほとんどなく、循環期に河川から湖外へ流出する挙動がみられた。湧水により湖内への供給が豊富であることが示唆された。湖内では、酸化層で酸化マンガンなどの懸濁態が多く、還元層では 100kDa 以下の存在が多く占めていた。堆積物中には少ないことから、懸濁状態であっても、沈殿中や湖底に到達すると即分解され溶存化、湖水へ回帰する傾向が大きく、鉄と異なり堆積物に蓄積されにくいことが明らかとなった。つまり、成層期ではマンガンは沈殿物や湖底から湖水への回帰や湧水からの供給があり還元層で溶存態として溜まる。循環期にそれらが表層へ持ち上げられる。マンガンは酸化速度が遅いため、一部は酸化され沈殿するが、一部は溶存態のまま、湖外へ流出する特徴がみられた。

流入水・流出水・湖水・新生沈殿物・湖底堆積物中の鉄及びマンガンの量を求め、限外ろ過法を使用して湖水中のその形態を調べることで、硫化物を多く含む淡水湖の特殊なフィールドにおいて、鉄・マンガンの特徴的な形態変化や湖内収支を示すことが出来た。

文 献

土木学会 (1971) : 水理公式集. 昭和 46 年改訂版 : 108-112. 技報堂, 東京.

石谷寿・大川和伸・久下芳生・中本雅雄 (1983) : アルカリ性ペルオキシ二硫酸カリウム分解・紫外吸光度測定法による水試料中の全窒素の測定. 水質汚濁研究, **6** : 51-58

北村博・森田茂廣・山下仁平 (1984) : 光合成細菌 : 70-72. 学会出版センター, 東京.

小林節子・西村肇 (1988) : 富栄養湖の金属錯化容量. 水質汚濁研究, **11** : 647-653.

Matsuyama, M. and Y. Saijo (1971) : Studies on biological metabolism in meromictic Lake Suigetsu. *Journal of Oceanographic Society, Japan*, **27** : 197-206.

Matsuyama, M. and Y. Saijo (1973) : Limnological studies of the Mikata Lake group. *Japanese Journal of Limnology*, **34** : 165-182.

Matsuyama, M. (1973) : Organic substances in sediment and settling matter during spring in meromictic Lake Suigetsu. *Journal of Oceanographic Society, Japan*, **29** : 53-60.

Murphy, J. and J. P. Riley (1962) : A modified single solution method for the determination phosphate in natural water, *Analytical Chimica Acta*, **27** : 31-36.

Nakagawa M., Y. Ueno, S. Hattori, M. Umemura, A. Yagi, K. Takai, K. Koba, Y. Sasaki, A. Makabe, and N. Yoshida (2012) : Seasonal change in microbial sulfur cycling in monomictic Lake Fukami-ike, Japan. *Limnology and Oceanography*, **57** : 974-988.

日本規格協会 (1998) : JIS K0102 工場排水試験方法 (2003 年確認) : 167,179. 日本規格協会, 東京.

日本水道協会 (2001) : 上水試験方法 解説編 2001 年版 : 172-174. 日本水道協会, 東京

日本分析化学会北海道支部 (1981) : 水の分析 (第 3 版). 化学同人, 京都.

西岡純 (2006) : 北太平洋における鉄の存在状態と鉄が生物生産におよぼす影響に関する研究. 海の研究, **15** : 19-36.

大八木英夫 (2005) : 涌池における湖水の理化学的特性とその形成機構. 日本水文学会, **35** : 65-80.

落合照雄 (1984) : 信州の湖沼 : 235-241. 信濃教育会出版部, 長野.

下伊那教育会陸水委員会 (2009) : 下伊那誌 陸水編 : 342-343. 下伊那誌編集会, 飯田市.

上野益三 (1952) : 長野県下伊那郡深見池. 下伊那教育会, 飯田市.

Yagi, A. (1993) : Manganese cycle in Lake Fukami-ike. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **25** : 193-199.

Yagi, A. (1997) : Dissolved organic carbon consumption associated with microbial manganese reduction and the purple non-sulphur bacteria *Rhodospseudomonas palustris* in Lake Fukami-ike. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **26** : 645-657.

Yagi, A., I. Shimodaira, H. Terai and Y. Saijo (1983) : Seasonal change of chlorophyll-a and Bacteriochlorophyll in Lake Fukami-ike. *Japanese Journal of Limnology*, **44** : 283-292.

Yagi, A. and I. Shimodaira (1986) : Seasonal change of Iron and Manganese in Lake Fukami-ike -Occurrence of Turbid Manganese Layer-. *Japanese Journal of Limnology*, **47** : 279-289.

八木明彦・長谷成子・山田久美子 (1995) : 深見池の成層期における溶存態鉄, 懸濁態鉄の存在状態—特に溶存態有機鉄について—. 名古屋女子大学紀要, **41** : 147-154.
(担当編集委員 : 寺井久慈, 名古屋大学博物館)