

佐藤泰哲

1. はじめに

裏磐梯高原には、桧原湖、小野川湖、秋元湖、曾原湖などの比較的大きな湖沼から、五色沼湖沼群に代表される数多くの中小様々な湖沼まで、沢山の湖沼が存在する。前4者の比較的大きな湖沼は、1888年の磐梯山の噴火の際、3つあった峰の1つが吹き飛ばされ発生した泥流が幾つかの河谷を堰き止めて形成された堰き止め湖である。また押し寄せた泥流の盛り上がった部分は大小様々な「流れ山」と呼ばれる地形を形成した。桧原湖、小野川湖には多数の小島が点在するが、それらは湖面に突き出たこれら「流れ山」である。陸上にも多くの流れ山を見る事が出来る。また、泥流の窪みは水を湛え、前述の数多くの中小の湖沼を形成した。

裏磐梯湖沼の研究を遡ると、古くは田中（1903、1904）、吉村（1930）、Yoshimura（1931）、吉村（1935a、1935b、1935c）等に行き着く。また、1967年から1974年にかけて行われた国際生物学事業計画（IBP）では、裏磐梯五色沼湖沼群が非調和型湖沼の代表として選ばれ、五色沼の中の竜沼を主たる研究対象として総合的研究が成され、数々の成果を挙げている（辻村、原 2006）。「山形大学理学部裏磐梯湖沼実験所」は、このIBPの折、研究者の宿泊、実験基地として建設された施設が、IBP終了後の1975年に山形大学理学部に移管されたものである（辻村、原 2006）。

著者は、1991年から2009年まで同湖沼実験所を利用し、裏磐梯湖沼の研究をして来た。本稿は、その間に得られた研究成果を概観する事を目的とした。

2. 桧原湖、小野川湖、秋元湖の栄養状態と水質化学的知見

桧原湖（標高 819 m）、小野川湖（標高 794 m）、秋元湖（標高 725 m）は、この順に長瀬川により結ばれる姉妹湖である（Fig. 1, after Satoh et al., 1997）。Horie（1962）によるこれら湖の緒元を Satoh et al.（1997）から引用し Table 1 に示す。表面積は桧原湖が一番大きく 10.83 km<sup>2</sup>、次に大きいのが秋元湖の 3.9 km<sup>2</sup>、一番小さいのが小野川湖で 1.4 km<sup>2</sup> である。最大水深は、桧原湖

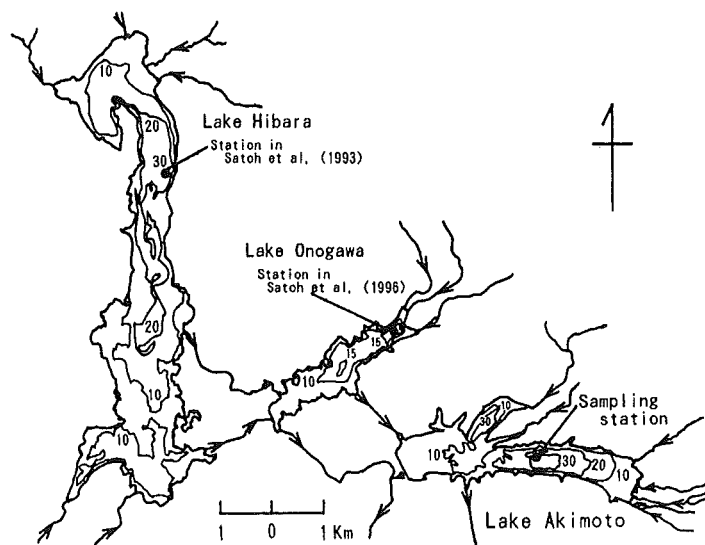


Fig. 1. Map showing the sampling station.

31 m、小野川湖 21 m、秋元湖 33 m と、桧原湖と秋元湖はほぼ同一水深に対し、小野川湖は 10 m 程浅い。平均水深は 10~13 m とさしたる違いはない。体積は桧原湖の 0.13 km<sup>3</sup> に対し、小野川湖は約 1/10、秋元湖は 1/3 強である。

Satoh et al. (1997)は、桧原湖(Satoh et al., 1993)、小野川湖(Satoh et al., 1996)の観測結果と秋元湖の観測結果を比較し一覧表にしている(Table 2, after Satoh et al., 1997)。

栄養状態は Forsberg and Ryding (1980)による、全窒素(TN)、全リン(TP)、クロロフィル *a* (Chl. *a*)濃度、透明度(Tr)を用いた指標による。どの湖でも、これ等 4 つの全ての指標が同一の栄養レベルを示す事はなかったが、桧原湖と秋元湖は貧栄養と中栄養の境界、小野川湖は中栄養と富栄養の境界と判断された。恐らく、最大水深の違いが、この 120 年余の間に、これら湖の間に栄養

Table 1. Morphology of basins of Lakes Hibara, Onogawa and Akimoto (HORIE, 1962).

Lakes	Hibara	Onogawa	Akimoto
Altitude (m)	819	794	725
Surface area (km <sup>2</sup> )	10.83	1.4	3.9
Water volume (km <sup>3</sup> )	0.13	0.014	0.05
Maximum depth (m)	31	21	33
Mean depth (m)	12	10	13

Table 2. Comparison of some limnological features of sister Lakes Akimoto Hibara and Onogawa.

	Lake Akimoto	Lake Hibara	Lake Onogawa
Trophic status	oligo- to mesotrophic	oligo- to mesotrophic	meso- to eutrophic
Transparency (m)	4.6 (stratif.)	4.9 (stratif.)	5.4 (stratif.)
	3.3 (circula.)	3.2 (circula.)	5.2 (stratif.) 3.1 (circula.) 3.4 (circula.)
Hypolimnetic dissolved oxygen	trace	trace	exhausted exhausted
Range of ammonia ( $\mu\text{g atom N l}^{-1}$ )	0.0~5.6	0.3~11.5	0.2~64.8 0.2~80.1
Range of nitrate ( $\mu\text{g atom N l}^{-1}$ )	1.0~19.1	0.0~17.5	0.0~18.7 0.0~9.1
Range of total nitrogen ( $\mu\text{g atom N l}^{-1}$ )	3.0~60.0	5.3~59.8	— —
Range of reactive P ( $\mu\text{g atom P l}^{-1}$ )	<0.05~0.22	0.07~0.47	<0.05~0.46 <0.05~0.37
Range of total P ( $\mu\text{g atom P l}^{-1}$ )	0.18~0.78	0.16~0.97	0.19~0.79 0.11~0.94
Range of Chl. <i>a</i> ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	0.4~8.9	0.7~15.0	0.7~33.3 0.8~48.3

- 1) Physicochemical data of Lake Hibara are from SATOH *et al.* (1993).
- 2) Physicochemical data of Lake Onogawa are from SATOH *et al.* (1996). The upper row shows the results in 1993 and the lower row in 1994.
- 3) The abbreviations in the row of transparency (stratif. and circula.) signify stratification period and circulation period, respectively.

状態の違いを生じたのであろう(Satoh et al., 1993)。この栄養状態の相違が、桧原湖、秋元湖と小野川湖の間に、いくつかの湖沼学的相違を生み出している。1) 小野川湖は、桧原湖、秋元湖と異なり、夏季成層期の深水層の溶存酸素が 7 月下旬ないし 8 月上旬から、11 月初旬にかけ枯渇し、嫌気層が形成される。桧原湖と秋元湖の深水層の溶存酸素は、夏季、極度に減少するが痕跡程度は存在し、枯渇する前に秋の循環期を迎え、再び深部にも酸素が供給される。2) アンモニア濃度の最高値を比較すると、秋元湖が一番小さく 5.6  $\mu\text{mol l}^{-1}$  で、桧原湖はその約 2 倍の 11.5  $\mu\text{mol l}^{-1}$  に対し、小野川湖では 12~14 倍の 64.8  $\mu\text{mol l}^{-1}$ 、80.1  $\mu\text{mol l}^{-1}$  である。いずれの湖でも、アン

モニアの最大値は、夏季成層期の深水層で記録されている。これらアンモニアの起源は、深水層および湖底堆積物中の有機態窒素が微生物分解され、無機化されたものと考えられる。もし環境中に溶存酸素があると、生成したアンモニアは硝化細菌により硝酸塩に酸化される。上述の如く、小野川湖では、夏季2~3ヶ月間嫌気層が形成されるので、生成したアンモニアは硝化されることなく蓄積し、他の姉妹湖に比べ極度に高濃度になるものと考えられる。3) 夏季成層期の深水層で、硝酸塩は秋元湖では減少するがゼロにはならない、桧原湖では枯渇する、小野川湖では嫌気層に重なるように長期に渡り枯渇する。硝酸塩の濃度は、有機物からのアンモニア生成速度、アンモニアの酸化速度、硝酸還元速度又は嫌気層中における脱窒速度などのバランスに依存し、これら3つの湖ではそれぞれの速度のバランスが異なっていると考えられる。

1888年の磐梯山の噴火により、同時に生成し、似通った環境に存在する3つの湖が、噴火後120年余を経過して、湖沼学的に相違が生じた事は興味深い。これら3つの湖は比較湖沼学とでも呼ぶべき研究分野の良きフィールドとなろう(Satoh et al., 1997)。

### 3. 毘沙門沼の水質化学

五色沼湖沼群は、東の毘沙門沼から西の柳沼にかけ、多数の中小の湖沼が遊歩道沿いに散在する。これ等湖沼は、前述のIBPで集中的に研究されている。私達は、1996年春から秋にかけて毘沙門沼の水質化学的観測を行った。毘沙門沼の最大深度は13mである(Horie

1962)。最大水深地点は、比較的孤立した清水沼湖盆にある(Fig. 2, after Satoh et al., 1999)。私達の観測点は、主湖盆の内の東湖盆の最大水深8m余の場所に設定した。

水深が浅いせいであらう、観測期間を通じ、水温躍層は形成されなかった。この水温構造に従い、

溶存酸素は表面から底までほぼ均一で、飽和度は通年90%以上であった。透明度は $5.1 \pm 1.1$  mであった。透明度の2倍を栄養生成層と仮定すると、東湖盆は湖底まで栄養生成層と考えることができる。

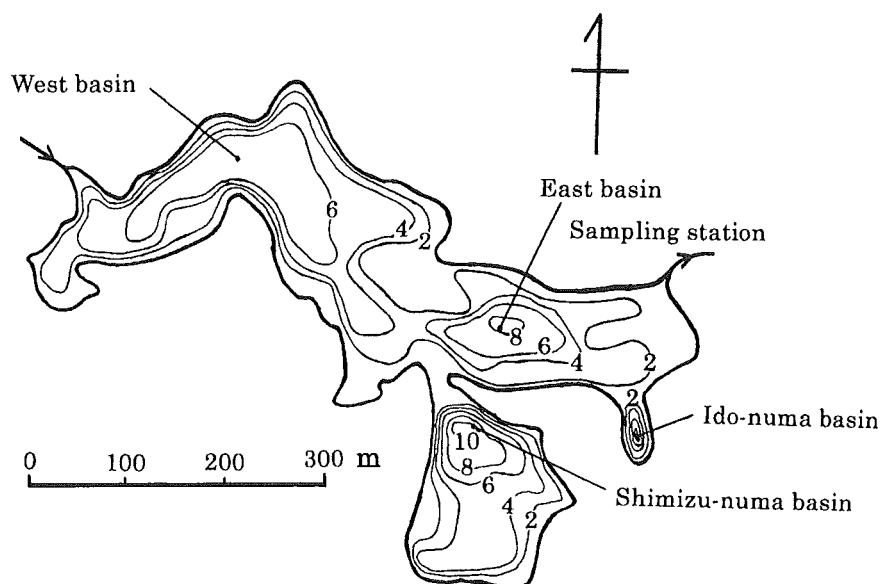


Fig. 2. Map showing station location in Lake Bishamon-numa.

過去に、pH は、かなり短期間に変動したように伺える (Table 3, after Satoh et al., 1999)。今回の観測で、pH は  $6.15 \pm 0.08$  であった。Table 3 より、近年、pH は 6 前後でかなり安

定しているようである。Chl. *a* は、5 月に最大値  $1.5 \mu\text{g l}^{-1}$  を記録した。年平均値は  $0.5 \mu\text{g l}^{-1}$  であった。この Chl. *a* 濃度は貧栄

養のレベルである。窒素化合物、リン化合物等、栄養塩類を測定したかったが、Na、K、Mg、Ca 濃度が  $\text{mmol l}^{-1}$  オーダーで存在し、残念ながらこれら金属イオンが栄養塩類の測定を妨害するので、栄養塩類は測定できなかった。

Table 3. Comparison of the present pH values with those from the previous studies.

pH	Date	Method	References
5.0	July 1931	Colorimetry	YOSHIMURA 1935
4.5	August 1935	Colorimetry	YOSHIMURA <i>et al.</i> , 1937a
6.2	September 1937	Colorimetry	YOSHIMURA <i>et al.</i> , 1937c
4.8	July 1964	Colorimetry	TANABE and KANAZAWA, 1964
6.2	June 1968	Not clear	KATO and AITA, 1970
5.8-6.4	June 1980	Colorimetry	TANAKA 1992
6.5	October 1986	Glass electrode	TANAKA 1992
5.6-6.3	June-October 1996*	Glass electrode	Present study

\* The period, from June to October, is selected in order to cover the sampling dates of the previous authors.

#### 4. 小野川湖の湖中林

前述の如く、桧原湖、小野川湖、秋元湖、曾原湖は、1888 年の磐梯山の噴火の際押し寄せた泥流による堰き止め湖である。これら湖には、湖形成以前に存在していた様々な事物が水没している。曾原湖でボート遊びをすると、水深 10 m 余の湖の北部では、ボートの底がゴツン、ゴツンと何かに当たったり、時には乗り上げたりする。その時、水中を良く見ると、水没した樹木の頭が見える。これら水没林の頭にボートの底に当たったり、ボートが乗り上げてしまうのである。また、桧原湖の最北端では、神社の石段が水中に没しているのを見る事が出来る。

小野川湖でも、水深数 m から 10 m 程度の北東の湾入部で、あちらこちらに数本、水没した樹木の頭を見る事が出来る。降水量の少ない年の夏の渇水期には、これ等の頭が水上に突き出している。

最深部近傍でも、調査中に、しばしばボートのアンカー、採水器、採泥器などのロープを引き上げる際、途中で何物かにかからみ、引き上げるのに難渋することがある。恐らく、ロープが水没林の枝にかからんだ物と考えられて来た。

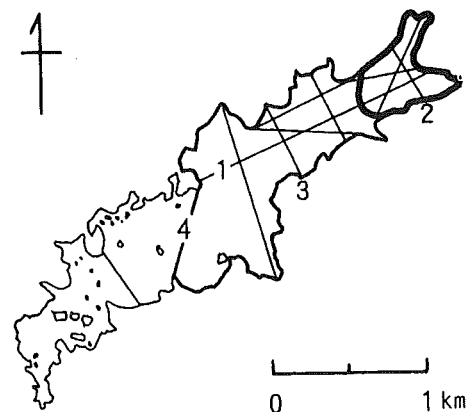


Fig. 3. Map showing the tracks of ultrasonic echo sounding and distribution of submerged standing trees. The thickest line shows a densely distributed area, the line of middle thickness shows a sparsely distributed area and the thin line shows an area without submerged trees. The numbers from 1 to 4 are track numbers cited in the text.

Satoh  
et al.  
(1995)は、  
超音波式  
魚群探知  
機を用い、  
これ等水  
没林の分  
布を調査  
した。Fig.  
3 (after  
Satoh et  
al., 1995)

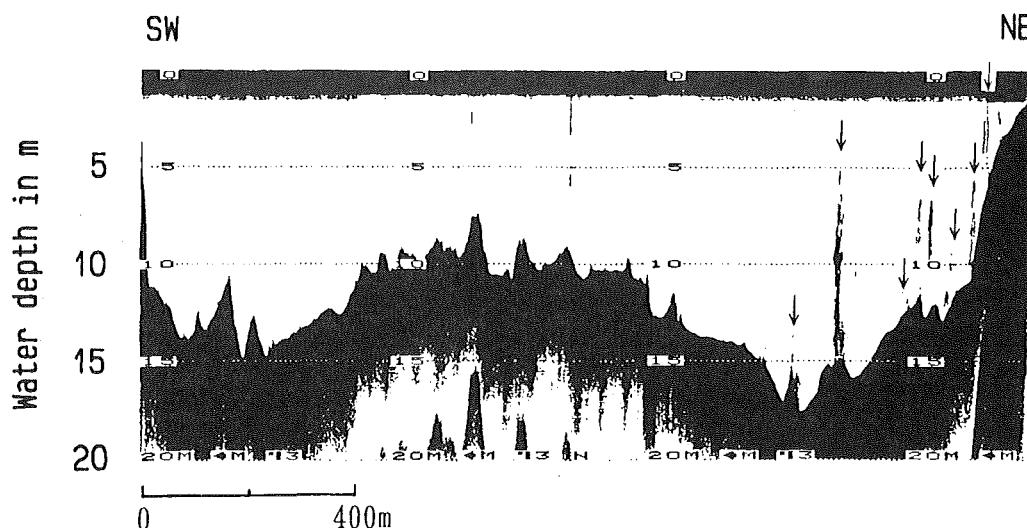


Fig. 4. Section of longitudinal ultrasonic echo sounding along track 1. Typical echoes from submerged standing trees are indicated with arrows.

の直線が、

魚探で湖底の状態を調査した測線である。例として、測線1の超音波測深図を Fig. 4 (after Satoh et al., 1995) に示す。著者らは、Fig. 4の北西端近傍に矢印で示したエコーを水没林と判断した。測線1では、北西端の水没林密度が高い事が分かる。全ての測線につき水没林密度を調べると、Fig. 3の太線で囲んだ部に水没林は集中していた。測線4より西側の大部分は、水深が5m以下で多数の小島が散在する。これ等小島は、前述の「流れ山」の頭が水面上に露出しているものと考えられ、ここら辺まで泥流が押し寄せた事が推定される。堰き止め前の植生は泥流中に埋没してしまったと考えられ、この部分に水没林の映像はなかった。湖の中央部分の水没林のエコーは、数が限られており、耕作地や集落があったのではないかと推測している。

## 5. 桧原湖の冬の嫌気層

第2節で述べたごとく、夏季、桧原湖深水層の溶存酸素は極度に減少するが、枯渇する前に秋の循環期を迎え、嫌気層は形成されない。所が、毎年かどうか詳らかではないが、冬季に嫌気層が形成され得ることが Satoh et al. (2000) により明らかにされた (Table 4, after Satoh et al., 2000)。

1994年4月21日と1977年4月16日の観測では、27m前後の最下層の溶存酸素(DO)がゼロになっていた。この嫌気層では、アンモニア、全窒素(TN)、全炭酸(IC)、溶存有機炭素(DOC)の顕著な増加が見られた。水温分布の垂直分布より、この2回の観測日、湖水は循環前だと分かる。

Table 5 (after Satoh et al., 2000) は1992年、1993年、1995年、1996年、1998年の初回の観測結果を示す。観測日は1996年の4月8日から1993年、1995年の4月27日までばらばらであるが、これ等初回の観測に共通することは、水温(WT)の垂直分布より、湖水は既に循環してしまった後だと言うことである。これらの年には、溶存酸素濃度(DO)は表面から最深部までほぼ均一で、湖水の循環が全層に酸素を

供給したことが見て取れる。これ等の観測年にも、湖水が循環する前に観測を行えば、嫌気層を記録できたかも知れない。

Table 4 Water temperature (WT), dissolved oxygen (DO), ammonia, nitrate, total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), inorganic carbon (IC), and dissolved organic carbon (DOC) in Lake Hibara on the first sampling dates of 1994 and 1997

Date	Water depth (m)	Depth (m)	WT (°C)	DO (mg l <sup>-1</sup> )	NH <sub>3</sub> (μM)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (μM)	TN (μM)	TP (μM)	IC (mM)	DOC (μM)
21 April 1994	27.3	0.0	2.2	9.82	4.5	7.8	10.3	0.24	0.26	55
		4.1	2.0	9.16	4.4	7.6	12.5	0.26	0.27	68
		8.1	1.9	9.27	4.5	7.4	14.1	0.22	0.27	63
		12.1	1.9	9.26	4.4	7.2	13.1	0.21	0.27	59
		16.2	1.9	9.02	4.9	7.6	12.8	0.21	0.27	68
		20.2	1.9	8.93	4.8	7.0	14.1	0.21	0.28	69
		24.2	1.8	7.13	9.0	5.2	21.9	0.21	0.38	67
		26.8	2.7	0.00	60.1	0.1	139	0.45	1.03	223
16 April 1997	27.7	0.0	3.5	10.2	2.2	9.5	14.9	0.25	0.21	56
		4.1	3.5	10.2	1.8	10.0	16.4	0.27	0.21	53
		8.2	3.3	10.2	2.2	9.1	19.0	0.33	0.21	47
		12.4	3.2	10.6	1.9	6.9	17.4	0.25	0.21	57
		16.5	3.1	10.2	1.9	6.3	16.0	0.23	0.21	66
		20.6	3.1	10.2	2.0	8.3	19.2	0.27	0.22	62
		24.7	3.0	10.1	1.9	8.2	19.6	0.27	0.22	54
		27.3	4.0	0.0	37.7	2.0	233	0.43	1.20	228

言うまでもないが、深水層の嫌気層は、深水層水中および堆積物表面の有機物の微生物による好気分解の際、溶存酸素が消費され尽くして形成される。夏の成層は5月中旬から10月まで5ヶ月以上続く。これに対し、冬の成層は1月または2月から3月または4月まで2~3ヶ月に過ぎない。また、深部の水温は、夏は10°C前後、冬は4°C前後と、夏の方が倍以上高い。冬に比べ夏の方が、成層期間は長く、水温も高い。これらの条件は、微生物の有機物分解には夏の方が好適であり、溶存酸素の消費も大きいことを示唆する。それにもかかわらず、夏に、溶存酸素は極度に減少するが枯渇することはない、冬に枯渇することは大変興味深い。

Table 5 Water temperature (WT) (°C) and dissolved oxygen (DO) (mg l<sup>-1</sup>) in Lake Hibara on the first sampling dates in 1992, 1993, 1995, 1996, and 1998

Depth (m)	17 April 1992		27 April 1993		27 April 1995		8 May 1996		23 April 1998	
	WT	DO	WT	DO	WT	DO	WT	DO	WT	DO
0	4.2	9.50	4.5	9.53	6.3	10.5	6.2	10.1	9.4	10.5
4	4.1	9.26	4.5	9.61	6.2	10.6	6.0	9.89	7.8	11.1
8	4.0	9.37	4.3	9.71	5.5	10.6	5.9	10.0	6.0	10.6
12	3.9	9.62	4.2	9.66	5.2	10.4	5.9	9.91	5.2	10.1
16	3.9	9.30	4.1	9.16	5.0	10.4	5.9	9.97	4.5	9.92
20	3.9	9.56	3.8	8.46	5.0	10.4	5.5	9.81	4.3	9.78
24	3.9	9.56	3.8	7.83	4.9	10.3	5.0	9.55	4.2	9.43
28-29	3.9	9.15	4.1	3.75	4.8	10.1	4.9	9.44	4.2	9.34

何故こうなるかは未解決である。解明には、水の動き、流入水の影響等を明らかにすることが必要であろう。即ち、冬は、氷により蓋をされるので、成層した湖水はほとんど動かないであろう。夏は、氷の蓋はないので、時には、強風により、湖水は攪拌され、溶存酸素を含む上層の水が深部へ貫入することがあるかも知れない。また、溶存酸素を多量に含む流入水が夏と冬で、湖のどの深さに流れ込むかを明らかにすることも重要であろう。

## 6. 集中豪雨による湖の攪乱

近年、日本各地で集中豪雨の頻度が増しているように思われる。福島県会津地方も、1998年には未曾有の集中豪雨に襲われた。例年の年間降水量の半分に相当する雨が、8月、1ヶ月間に降った(Fig. 5, after Satoh et al., 2001)。私達は、数年来、小野川湖で初春から初冬にかけ3週間毎に定期観測を行っていた。1998年の通年の観測記録を解析すると、集中豪雨が小野川湖にどのような影響を与えたかが明らかとなった。

ことに、7月16日、8月7日、8月24日の観測記録を比較すると興味深い知見がいくつも得られた。7月16日は集中豪雨襲来前の観測、8月7日は集中豪雨さ中、8月24日は、第2波の集中豪雨終了の1週間後である(Fig. 5, Fig. 6, after Satoh et al., 2001)。

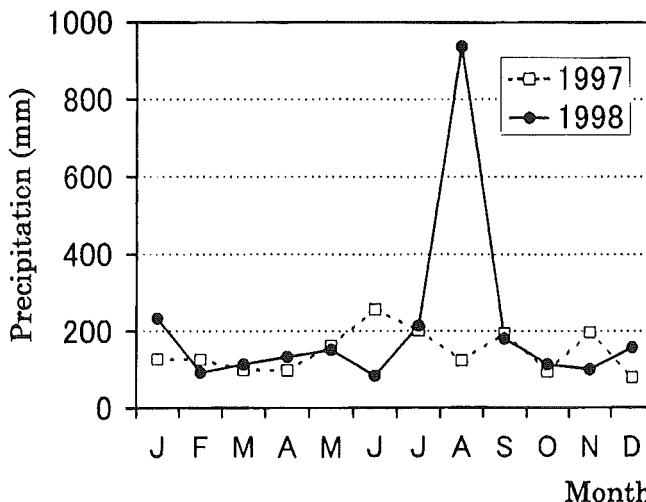


Fig. 5. Monthly precipitation at Wasezawa AMeDAS station of the Japan Meteorological Agency, the nearest station to Lake Onogawa, in 1997 (broken line) and 1998 (solid line)

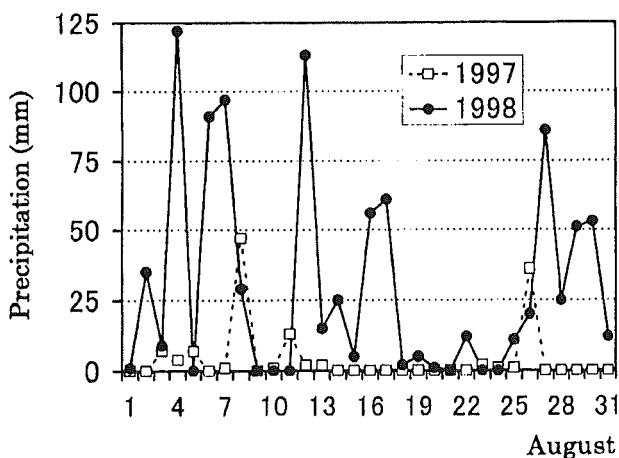


Fig. 6 Daily precipitation at Wasezawa AMeDAS station of the Japan Meteorological Agency, the nearest station to Lake Onogawa, in August 1997 (broken line) and 1998 (solid line)

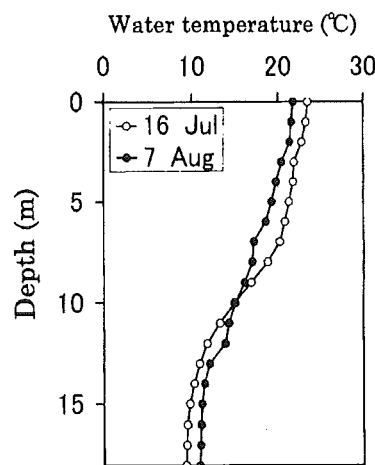


Fig. 7 Vertical distribution of water temperatures in Lake Onogawa on 16 July (open circles) and 7 August (solid circles) 1998

7月16日と8月7日の水温の垂直分布を比較すると、水深10mを境に上層では水温が下がり、下層では水温は上昇していることが分かる(Fig. 7, after Satoh et al., 2001)。水深10mの水温は15°Cであった。集中豪雨により濁流と化している流入河川の水は15°Cであった。これより、流入水は、湖の水柱中では10m層を中心に流れ込んでいたと考えられる。この多量の流入水は水柱全体を攪乱し、10mを境に、15°Cより水温の高かった上層の水温を下げ、15°Cより水温の低かった下層の水温を上げたと考えられる。

流入水が湖の水柱の10m層を中心に流れ込んだと考えられるもう一つの観測記録がある。Fig. 8 (after Satoh et al., 2001)は懸濁物濃度(SS)の時空間分布である。

この図より、集中豪雨前の懸濁物濃度は概ね  $2 \mu\text{g l}^{-1}$  以下であるのに対し、8月7日、集中豪雨のさ中では、10 m 層で  $150 \mu\text{g l}^{-1}$  以上の極大を示している。また先程、水温分布より (Fig. 7)、流入水による水柱の攪乱は全層に及んだと述べたが、全層に渡る攪乱は、懸濁物濃度によっても論証される。即ち、平素  $2 \mu\text{g l}^{-1}$  以下の懸濁物濃度が、全層で  $50 \mu\text{g l}^{-1}$  以上となっている。

この水柱の攪乱は、湖水中の溶存成分、懸濁成分の季節的分布にも影響を及ぼした。Fig. 9 (after Satoh et al., 2001) は、1997年と1998年の溶存酸素の時空間分布である。1997年は平年の代表と考えて良い。灰色に塗られた部分が、溶存酸素がゼロの嫌気層を表す。1997年に、嫌気層は、7月下旬に形成され9月一杯存続した。最大に発達したのは9月上旬で、底上5 m まで嫌气的になっている。これに対し、1998年の深水層の溶存酸素の時空間分布は、フタコブラクダの背のようになっているのが特徴的である。この年、深水層の溶存酸素は、春から、時と共に減少し8月には嫌气的になるかと思われたが、集中豪雨による湖水の攪乱により、上層のDO濃度の高い水と底のDO濃度の低い水が混合し、深水層の溶存酸素濃度は8月に一旦増加した。そして、集中豪雨が終了した9月上旬に初めて嫌気層が形成された。その深さも底上3 m 未満であった。このように、嫌気層形成の時期が1ヶ月余り遅れ、嫌気層の深さも例年より浅かった。

アンモニアも溶存酸素同様、フタコブラクダ状の分布を示した。深水層の硝酸塩は、時と共に濃度が低くなって行ったが、上層の高濃度の水と混ざり、濃度が増加した。

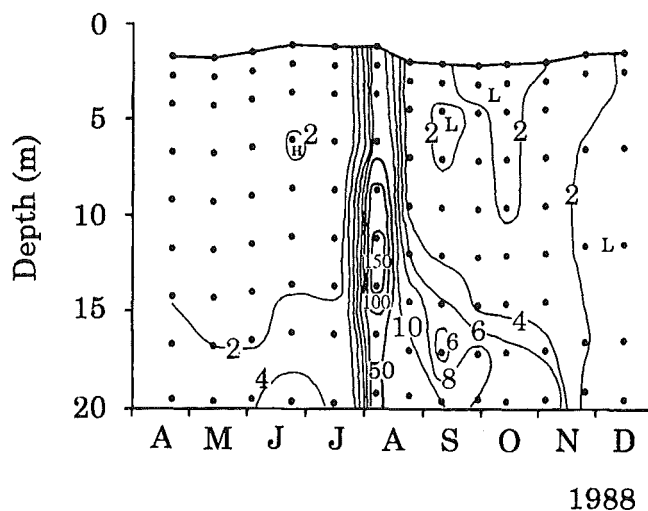


Fig. 8 Depth-time diagram of suspended solids (SS) ( $\text{mg l}^{-1}$ ) in Lake Onogawa from April to December in 1998 (no data in 1997)

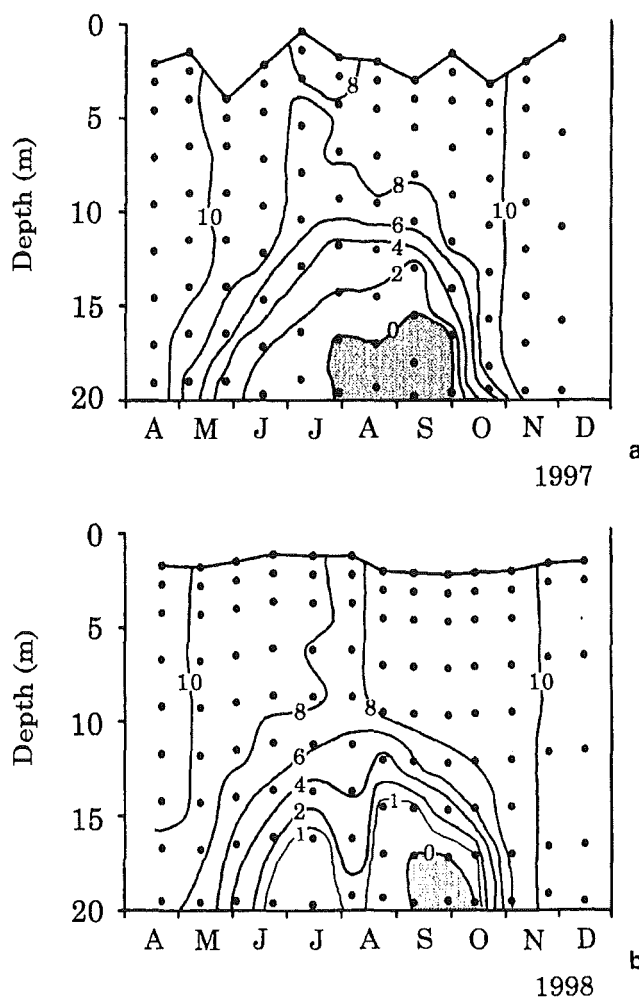


Fig. 9 Depth-time diagrams of dissolved oxygen ( $\text{mg l}^{-1}$ ) in Lake Onogawa from April to December in (a) 1997 and (b) 1998



深水層に蓄積しつつあった全炭酸は、上層の全炭酸が低濃度の水と混合し濃度が減少した。懸濁態窒素、懸濁態リンは、懸濁物(SS) 同様、10 m 層にピークがあった。

8月7日の観測では、水深10 mに懸濁物のピークが見られたが(Fig. 8)、8月24日の観測では見られなかった。前者は集中豪雨さ中であり、後者は第2波の集中豪雨終了1週間後である。これより、湖へ流入する懸濁物の主要な画分は、流入1週間以内に沈降すると考えられる。これらの事実や、その他2~3の仮定から、流入水中の懸濁物は3つの画分に分けられた。即ち次の如くである。1) 流入負荷された懸濁物の主要画分で、半径は2~3  $\mu\text{m}$  以上、沈降速度は1  $\text{m day}^{-1}$  以上、2) ゆっくり沈降する画分で、半径は0.7~0.9  $\mu\text{m}$ 、沈降速度は約10  $\text{cm day}^{-1}$ の画分、最大でも全体の4%程度と見積もられる、3) ほとんど沈降しない画分で、最大でも全体の0.5%。

## 7. 深水層のアンモニア蓄積を制御する因子

前述の如く、小野川湖では、夏季、深水層が嫌氣的となり、有機物の微生物分解で生じたアンモニアが硝化されることなく蓄積し、アンモニア濃度が高くなる。しかし、夏季深水層のアンモニア濃度は年毎に大きく変動する。これには、嫌気層の発達程度が大きく影響する(Fig. 10, after Satoh et al., 2002)。

湖底上何 m まで嫌氣的になるかは年毎に異なる。Fig. 10 は、夏季深水層におけるアンモニア蓄積の程度を見積もる際、水深10 m 以下の水柱中のアンモニアを考慮すれば良いことを示す。そこで、定期観測の中で、成層が一番発達した観測時の、面積が1  $\text{m}^2$  の水深10 m 以下の水柱中のアンモニア現存量とその時の嫌気層の深さをプロットすると実線の回帰直線が得られた(Fig. 11, after Satoh et al., 2002)。相関係数は $R=0.8888$ となり、嫌気層の厚さとアンモニア現存量の間には $p=0.01$ で有意の正の相関があった。寄与率 $R^2$ より、アンモニア蓄積の程度の約80%は嫌気層の厚さに依存している。アンモニア現存量が最少の1998年は144  $\text{mmol m}^{-2}$ で、最大の1996年の429  $\text{mmol m}^{-2}$ と約3倍の違いがあった。嫌気層の厚さの違いは、1998年の2.9 m に対し、1996年は6.2 m で約2倍の差であった。図中の点線は、白丸で示された1998年、1999年、2000年を除いた直線回帰の結果で、相関係数、寄与率共に、全点を回帰した実線より大きくなっている。この白丸3点を仔細に見ると、1998年、1999年は点線の回帰

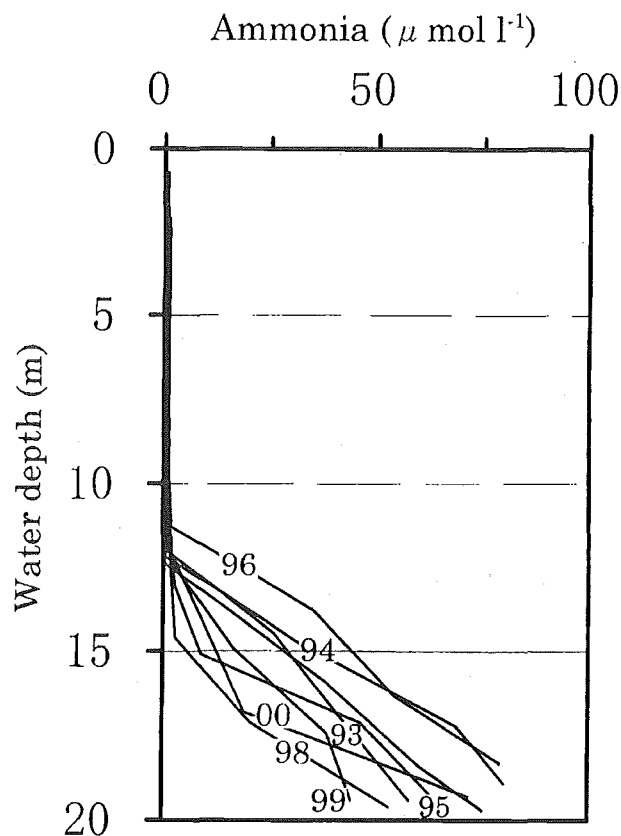


Fig. 10 Vertical profiles for ammonia ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ ) at the time of annual maximum concentration in Lake Onogawa from 1993 to 2000

直線より大きく離れているが、2000年は点線の回帰直線上にある。1998年は、集中豪雨により小野川湖の水柱が攪乱され、外来性の懸濁物が多量に負荷され、嫌気層の形成が1ヶ月以上遅れた年である(Satoh et al., 2001)。アンモニアの起源を、有機物の微生物分解生成物と考えるならば、集中豪雨で付加された多量の主として無機粒子よりなる懸濁物が湖底に堆積し、有機物に富む湖底堆積物に蓋をした状態になったのではなかろうか。その蓋の効果により、集中豪雨の翌年の1999年のアンモニア現存量は小さく、2000年には例年に戻っていると考えると、蓋の効果は1年しか持続しなかったことになる。2000年に蓄積したアンモニアの起源は、1999年に蓋の上に沈降した有機物だと考えると、微生物分解によりアンモニアを供給する有機物は、主として、1年以内に沈降した新生沈殿物である事が推測される。

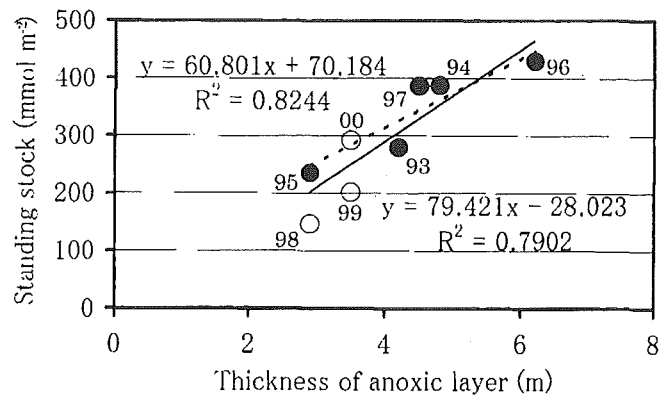


Fig. 11 Scatter diagram for annual maximum standing stock of ammonia vs. annual maximum thickness of anoxic layer. (—) Linear regression for all data from 1993 to 2000; (---) linear regression without the data in 1998 and 1999. (●) Before the local heavy rainfalls; (○) after the local heavy rainfalls (see text for details)

## 8. Fe(III)沈殿による溶存有機物の共沈

好気的環境下でFe(III)化合物は、強酸性では可溶性であるが、酸性湖を除く通常の湖のpH範囲では難溶性で、その溶解度は極めて小さい。湖水に溶存酸素が存在すると、鉄はFe(III)化合物として湖底堆積物中に沈殿している。小野川湖のように、夏季成層期に深水層が嫌氣的になると、堆積物中のFe(III)化合物は還元されFe(II)化合物となる。還元型のFe(II)化合物の溶解度は大きく、湖水中に溶けだしてくる。Table 6 (after Satoh et al., 2006)において、溶存酸素(DO)が極度に減少した7月20日から溶存Fe濃度は増加し始め、無酸素状態になると

時と共に溶存Fe濃度は増加し、無酸素状態の最後の観測日、11月1日に年間最大値を記録している。所が、11月10日には、湖水の循環により深水層にも酸素が供給された。それに伴い、溶けていたFe(II)の一部は酸化されFe(III)化合物となり、溶解度が小さいので沈殿し湖水中の溶存Fe濃度が激減している様子が見てとれる。Fe(III)化合物が沈殿する時、多くの無機イオン、無機化合物が共沈することはよく知られて

Table 6. Water temperature (WT, in °C), dissolved oxygen (DO, in mg l<sup>-1</sup>), pH, dissolved organic carbon (DOC, in mg l<sup>-1</sup>), total iron (Fe, in mg l<sup>-1</sup>), and total manganese (Mn, in mg l<sup>-1</sup>) in the layer at 40 cm above the lake bottom

	WT	DO	pH	DOC	Fe	Mn
April 29	7.8	10.7	6.80	2.0	0.14	0.16
May 26	9.0	7.8	5.51	2.0	0.17	0.20
June 22	9.4	3.5	5.36	2.1	0.80	0.39
July 20	9.4	0.2	6.18	1.6	6.0	1.5
August 18	9.4	0.0	6.85	-	9.2*	1.9*
September 8	9.4	0.0	6.81	2.9	8.5	1.8
September 26	9.5	0.0	6.11	3.1	8.3	1.8
October 20	9.5	0.0	5.94	6.7	16.5	2.4
November 1	9.5	0.0	-	10.4	26.7	3.4
November 10	10.1	9.3	5.70	2.6	0.78	0.24

\* Data not from 40cm but 70cm above the lake bottom

**Table 7.** Results of the stirred experiments

October 18-19									
Time (h)	DO	Total Fe	Dis. Fe	Dis. Fe (%)	Total Mn	Dis. Mn	Dis. Mn (%)	DOC	Lost DOC
0	0.00 ± 0.00	16.5 ± 0.7	16.1 ± 0.7	98	2.4 ± 0.1	2.4 ± 0.1	100	6.7 ± 0.3	-
24	7.96 ± 0.47	-	1.0 ± 0.2	6	-	2.3 ± 0.1	94	4.6 ± 0.5	31%*
November 1-2									
Time (h)	DO	Total Fe	Dis. Fe	Dis. Fe (%)	Total Mn	Dis. Mn	Dis. Mn (%)	DOC	Lost DOC
0	0.00 ± 0.00	26.7 ± 2.4	26.1 ± 2.1	98	3.4 ± 0.2	3.4 ± 0.2	100	10.4 ± 1.3	-
24	7.63 ± 0.53	-	1.4 ± 0.4	5	-	2.6 ± 0.2	78	5.4 ± 0.7	48%*

Dis., dissolved

Values are averages and standard deviations of three replicated incubations

Units of dissolved oxygen (DO) and metals are in mg l<sup>-1</sup>

\* Significance level, &lt;0.01

おり、古くより、天然水中の微量金属の濃縮分離に利用されている（例えば、杉山 1998）。しかし、天然水中で生成する Fe(III)沈殿が、天然水中の溶存有機物を共沈するかどうかは明らかではなかった。

Satoh et al., (2006)は、小野川湖の嫌氣的な深水層水を、手製のチューブ・サンプラーを用い、大気に触れる事なく嫌氣的に採水し、好気化実験を行った。即ち、嫌氣的な試水を大気に曝し、スターラーで攪拌すると、24 時間で、溶存酸素濃度はゼロから 7 mg l<sup>-1</sup>以上に増加し、溶存鉄は全鉄の 98%から数%まで減少した (Table 7, after Satoh et al., 2006)。この溶存鉄の減少分は、Fe(II)が還元され Fe(III)となり沈殿したものと考えられる。この鉄の減少に伴い溶存有機炭素 (DOC) は、31%~48% 失われた。Fe(III)沈殿と共沈したものと考えられる。

**Table 8** Results of the unstirred experiments (October 18-21)

Time (h)	DO	Total Fe	Dis. Fe	Dis. Fe (%)	Total Mn	Dis. Mn	Dis. Mn (%)	DOC	Lost DOC
0	0.00 ± 0.00	16.5 ± 0.7	16.1 ± 0.7	98	2.4 ± 0.1	2.4 ± 0.1	100	6.7 ± 0.3	-
24	1.00 ± 0.41	-	12.9 ± 0.3	79	-	2.3 ± 0.1	94	6.5 ± 0.6	3%
48	2.15 ± 0.48	-	5.1 ± 0.1	31	-	2.5 ± 0.0	102	5.4 ± 0.3	20%*
72	3.94 ± 0.21	-	0.8 ± 0.0	5	-	2.3 ± 0.1	97	5.4 ± 0.7	20%**

Dis., dissolved

Values are averages and standard deviations of three replicated incubations

Units of dissolved oxygen (DO) and metals are in mg l<sup>-1</sup>

\* Significance level, &lt;0.01

\*\* significance level, &lt;0.1

\*\* The incubation was started in triplicate; however, one bottle was lost during the experiments, resulting in duplicate incubation

スターラーで攪拌せず、大気に曝したまま放置するとどうかも検証された (Table8, after Satoh et al., 2006)。各種成分の変化を 3 日目まで追跡した所、DO は時と共に増加したが、3 日目でも、攪拌実験の 24 時間後の値の半分強であった。溶存鉄は、時と共に減少し、3 日目には攪拌実験と同一レベルまで減少した。この間、DOC は 2 日目に当初の 20%が失われ、その後変化しなかった。

この実験により 1) 天然に存在する Fe(II)が Fe(III)に酸化される時、天然に存在する溶存有機物を共沈する可能性が強く示唆された、2) 天然に存在する溶存有機物の最大約 50%まで、潜在的に共沈可能であることが示唆された、3) 攪拌実験と放置実験の結果の比較より、秋の湖水循環に伴い Fe(III)と共沈する溶存有機物は潜在的に共沈可能な溶存有機物の内の一部であろうことが示唆された。

溶存有機物は、微生物ループの主要な出発物質の一つで、その挙動の解明は興味深い。有機物の嫌気分解で蓄積していた溶存有機物の一部が、湖水の好酸化に伴い Fe(III)沈殿と共沈し水柱からは失われ、堆積物に負荷されている可能性が初めて示された。また、そのように共沈した有機物の一部は、再び嫌気層が形成され鉄が還元され Fe(II)として湖底より溶出する際、一緒に湖水中へ溶けだしてくる可能性があり、Fe の動態が、溶存有機物の動態に及ぼす影響には多くの興味深い課題がある。

## 9. Fe(III)化合物溶解時における溶存有機物の放出

前節で、Fe(III)沈殿による溶存有機物の共沈の潜在的可能性を論証した。その際、Fe(III)化合物が嫌気状態で Fe(II)化合物に還元される時、溶存有機物が放出される可能性を示唆した。その放出現象を Satoh et al. (2009)が論証した。

実験には、小野川湖の深水層の水を用いた。底上 40 cm の溶存酸素(DO)は 8 月 27 日にゼロとなり 10 月 23 日の観測まで嫌気状態が続いた (Table 9, after Satoh et al., 2009)。その次の観測、10 月 31 日には、 $0.1 \text{ mg l}^{-1}$  と極く微量ではあるが DO が存在した。この DO 出現に伴い、溶存鉄は前回の年間最大値  $17.1 \text{ mg l}^{-1}$  から  $10.6 \text{ mg l}^{-1}$  へ減少している。この湖水を、大気と接触しないようチューブ・サンプラーで採水し、密封保存し、諸因子の経時変化を記録した。

DO は、前述の如く、実験開始時は  $0.1 \text{ mg l}^{-1}$  であったが、24 時間以内にゼロとなり、以後嫌気状態が継続した (Fig. 12, after Satoh et al., 2009)。

pH は約 6、Mn は  $3.4 \text{ mg l}^{-1}$  前後で終始変化しなかった。溶存 Fe は当初  $8.4 \text{ mg l}^{-1}$  であったのが、24 時間後には  $10.2 \text{ mg l}^{-1}$  と急増し、その後 72 時間後の  $11.4 \text{ mg l}^{-1}$  まで漸増した。溶存有機炭素(DOC)は、実験開始時  $5.1 \text{ mg l}^{-1}$  であったのが時と共に増加し、72 時間後には  $6.9 \text{ mg l}^{-1}$  となった。

溶存 Fe の増加は、溶存酸素が 24 時間以内になくなり嫌気的になった事により Fe(III)が Fe(II)に還元され溶液中に溶出したためと考えられる。DOC の増加は、可溶性 Fe の増加と呼応しており、Fe(III)と共沈していた有機物が、Fe(III)が Fe(II)に還元され溶出した際、同時に溶出したと考えられる。

Table 9 Water temperature (WT in °C), dissolved oxygen (DO in  $\text{mg l}^{-1}$ ), pH, dissolved organic carbon (DOC in  $\text{mg l}^{-1}$ ), total Fe (Fe in  $\text{mg l}^{-1}$ ) and total Mn (Mn in  $\text{mg l}^{-1}$ ) in a layer 40 cm above the lake bottom

	WT	DO	pH	DOC	Total Fe	Total Mn
24 April	5.9	11.2	7.05	0.8	0.5	0.1
30 May	9.6	5.8	6.65	1.6	1.6	0.4
27 June	9.9	1.3	6.27	1.5	2.1	1.0
1 August	10.1	1.1	6.28	3.2	7.3	1.8
27 August	10.2	0.0	6.40	2.6	8.2	1.9
25 September	10.3	0.0	6.32	3.7	9.7	2.5
23 October	10.4	0.0	6.70	5.5	17.1	3.2
31 October	10.9	0.1	6.57	5.1	10.6	3.4
21 November	7.7	10.2	7.45	2.5	0.4	0.1

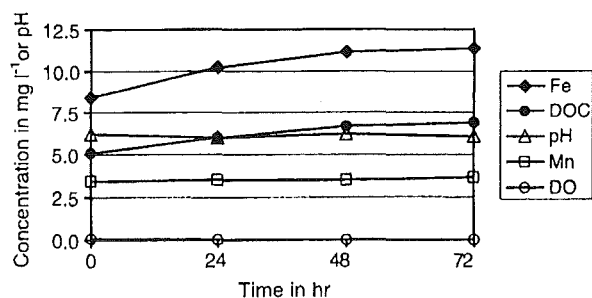


Fig.12 Changes in the concentrations of dissolved iron (Fe), dissolved organic carbon (DOC), dissolved Mn (Mn), dissolved oxygen (DO) in  $\text{mg l}^{-1}$  and pH with time

Satoh et al., (2006) により、Fe(III)が沈殿する際、溶存有機物も共沈する可能性が示唆されたが、Satoh et al., (2009) の結果は、共沈現象の逆現象をとらえている。即ち、天然に形成された Fe(III)沈殿が Fe(II)として溶出する時、共沈していた天然の有機物も湖水中に溶出することが示されたと解釈される。Satoh et al. (2006)は、Fe(III)沈殿による溶存有機物共沈の潜在能力を示唆したが、Satoh et al. (2009)により、Feの溶解に伴う溶存有機物の溶出が論証され、天然に存在する Fe の動態が天然に存在する溶存有機物の動態に及ぼす影響は、潜在的ではなく現実の問題であることが示された。今後、これら現象の水圏生態学的意味の解明が期待される。

## 10. 終わりに

山形大学に職を得てしばらくして桧原湖畔を車で通ったことがある。その頃は、科研費環境科学特別研究の諏訪湖集水域研究班に入れて貰っており、長駆長野県まで足を延ばしていた。桧原湖畔をドライブしながら、いつか裏磐梯の湖沼も研究して見たいものだと思った。その後、ネパールのララ湖、カナダ・オンタリオ州のオンタリオ湖、ジャックス・レイク、プラスチック・レイク、インドネシア・スマトラ島のトバ湖、バリ島のブラタン湖、ブヤン湖、タンブリガン湖、バトゥール湖、アラスカのツンドラ湖沼群等を研究する機会に恵まれ、また、国内では南蔵王の池塘に通ったりして10年程過ぎた。裏磐梯湖沼研究の期が熟したのは1991年で、以来、2009年まで裏磐梯に通い詰めた。

調べてみると、裏磐梯湖沼の研究は散発的で、夏季に集中し、通年の観測記録はなかった。そこで、まずは通年の観測を開始し、結果を桧原湖(Satoh et al., 1993)、小野川湖(Satoh et al., 1996)、秋元湖(Satoh et al., 1997)、毘沙門沼(Sugawara et al., 1999)と順にまとめた。定期観測を継続すると、湖中林の存在(Satoh et al., 1995)、桧原湖の冬の嫌気層(Satoh et al. 2000)、小野川湖深水層のアンモニア(Satoh et al., 2002) など色々面白い事に気が付いた。

一番思い出深いのは、集中豪雨による湖の攪乱である(Satoh et al., 2001)。私は、1992年以来、科研費のロシア・バイカル湖研究の東京都立大学渡辺班、後に京都大学杉山班に加えてもらい、バイカル湖、エニセイ川、モンゴルのフクスブル湖などへ十数回行っている。1998年の夏も2週間程バイカル湖の調査に行ってきた。確か、帰国後3日で裏磐梯の定期観測に行かねばならなかった。所が、その年、東北地方は未曾有の局地的集中豪雨に見舞われていた。裏磐梯へ出かける前日のニュースは、経路の福島県喜多方町でも、河川の洪水で道路の不通箇所があると報じている。果たして無事、裏磐梯へたどり着けるか、降りしきる雨の中、恐る恐る行って見た。何とか実験所まではたどり着けた。桧原湖も小野川湖も泥水色をしている。そんな中、観測も無事済んだ。そして、数々の試料の分析も終わり、1年間の観測記録を解析すると、面白い事が続々と分かって来た。定期観測日の配置と集中豪雨の期間が絶妙なのである。Satoh et al. (2001) は、神様の贈り物としか思えない。

また、Fe による溶存有機物の共沈も思い出深い研究である(Satoh et al., 2006)。かねてより面白そうだと思っていたが、手を出さずにいた。所が 2004 年に科研費が当たってしまい、研究せざるを得なくなった。溶存有機炭素 (DOC) 測定機が時代物で、肝心の DOC 測定に手を焼いた。金属測定用の原子吸光分光光度計は、DOC 測定機以上の時代物で、数万円かけて調整してもらい、だましまし Fe、Mn を測定した。測定器が古く、測定精度が悪い分は、培養の繰り返しを 3 回とすることでカバーし、統計的に有意な共沈現象を論証できたことは幸いであった。

Fe(II) 溶出に伴う溶存有機物の放出は(Satoh et al., 2009)、別の目的で行っていた実験の中から副産物的に得られた結果である。本来目指した実験は、結果の一部に説明不能なデータを含んでいた。それが分かったのは、あまたの試料の分析が全て終了した 1 月で、湖は氷で覆われていた。ここが季節変化する天然現象研究の辛い所で、再実験するには、次の年の嫌気層最盛期まで待たねばならない。次年度にもう一度実験をやり直そうと思っていたが、再三再四実験結果を解析して行くと、結果の一部に金脈があった。当初の目的とは違うが、結果のある部分だけ取り出すと、自己矛盾なく、統計的にも有意に Fe(III) 化合物からの溶存有機物溶出を議論できる事が分かった。その意味では、誠にラッキーな論文であり、これまた神様の贈り物である。この Satoh et al. (2006, 2009) 2 つの論文により、天然に存在する Fe が DOC の動態に大きな影響を与えることを表と裏から論証できた。

山形大学理学部裏磐梯湖沼実験所は、地の利を得た場所にあり、裏磐梯の様々な研究の基地として至便である。この実験所を利用した様々な研究の発展を祈念する。

## 11. 謝辞

ここに紹介した論文(Satoh et al., 1993, 1995, 1996, 1997, 2000, 2001, 2002, 2006, 2009; Sugawara et al., 1999)を發表するに当たって、山形大学理学部地球環境学科の Richard Jordan 先生には数々の貴重な助言をいただいた。Jordan 先生のご厚意に深甚の感謝の意を表す。

本稿は「山形大学理学部湖沼実験所報」編集責任者、生物学科の辻村東國先生の強いお勧めにより執筆することとなった。本来怠け者の私は、辻村先生のお勧めがなければ、到底、本稿執筆に至らなかつたであろう。執筆の機会をお与え下さった辻村先生に心より感謝する。

ここに紹介した Satoh の関与する論文は全て「山形大学理学部裏磐梯湖沼実験所」を利用して遂行した。長年、同実験所を保守管理して下さい事務のご尽力に深く感謝する。また、同実験所管理人の生江さん、小野川湖畔荘のご主人にも一方ならぬお世話になった。記して感謝したい。

最初の論文、Satoh et al (1993)は同実験所の Contribution number 17 であり、最後の論文 Satoh et al. (2009)の Contribution number 27 まで、全ての論文に通し番号で Contribution number が付いていることを付記する。

ここに紹介した Satoh の関与する論文は全て、日本陸水学会の機関誌に掲載された。個々の論文は、その都度、同学会から許可を得て「山形大学理学部裏磐梯湖沼実験所報」に転載した。今回、この稿で、それら論文から図表を引用するに当たり、本稿の引用順に、原著の図表番号を付け替えた。同学会のお許しを請う。

裏磐梯湖沼の研究には、多くの学生さんの助力があった。最後に、それら学生さんの名簿を記載し、感謝の念としたい。

1991 年度

小出直樹、鈴木和泉、大麻茂

1992 年度

藤本哲也、黒沢貴義

1993 年度

荒井僚、中村宗献、花山久美、森信子、近藤秀生

1994 年度

荒井僚、中村宗献、匂坂宙、加藤賢治、上河辺英紀

1995 年度

中村宗献、匂坂宙、加藤賢治、三浦直樹、真田環樹、小山恵美、伊藤葉子、青山知子、板垣幸子

1996 年度

匂坂宙、加藤賢治、三浦直樹、伊藤葉子、海老英樹、倉橋雅美、幸田譲、小嶋信二、菅原幸太郎、西知之、宮森泰

1997 年度

三浦直樹、伊藤葉子、菅原幸太郎、西知之、宮森泰、佐藤紀子、関口正史、寺下浩志、西塚めぐみ、母袋隼人、森ゆきえ

1998 年度

菅原幸太郎、西知之、宮森泰、西塚めぐみ、稲村好胤、佐々木美香、山下由美子

1999 年度

西塚めぐみ、徐錫慶

2000 年度

浦ひとみ、木村丈弘、塩野まどか

2001 年度

徐錫慶、笠原有人、佐藤健、渡辺貴子

2002 年度

徐錫慶、笠原有人、佐藤健、会澤公平、安達毅、斉藤昭二

2003 年度

佐藤健、会澤公平、安達毅、斉藤昭二、佐々木宏子、霜鳥孝一、高橋あゆみ、真木朋和

2004 年度

会澤公平、安達毅、斉藤昭二、佐々木宏子

2005 年度

佐々木宏子、菊地慶子、木下慎吾

2006 年度

菊地慶子、高久田陽子、林崎光輝

2007 年度

菊地慶子、佐藤雄哉、藤本英昭

2008 年度

鈴木裕太、西城弘晃

2009 年度

木元遼、宮林宏圭、山崎洋介

## 12. 参考文献

- Forsberg, C. and S-O Ryding (1980): Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. *Arch. Hydrobiol.* 89:189-207.
- Horie, S. (1962): Morphometric features and the classification of all the lakes in Japan. *Mem. Coll. Sci. Univ. Kyoto (B)*, 29:191-262.
- Satoh, Y., N. Koide, S. Oasa, I. Suzuki & T. Suzuki (1993): Trophic state and hypolimnetic nitrogen metabolism of Lake Hibara. *Jpn. J. Limnol.* 54: 49-58.
- Satoh, Y., S. Nakamura & M. Ochiai (1995): Submerged grove in Lake Onogawa. *Jpn. J. Limnol.* 56: 45-48.
- Satoh, Y., S. Nakamura, K. Katoh & H. Sagisaka (1996): Distribution of some physicochemical parameters and trophic status of Lake Onogawa. *Jpn. J. Limnol.* 57: 145-152.
- Satoh, Y. & H. Sagisaka (1997): Trophic status of Lake Akimoto and physicochemical comparison with its two sister lakes of the same age. *Jpn. J. Limnol.* 58: 259-372
- Satoh, Y., M. Kumagai, K. Sugawara and Y. Miyamori (2000): Winter anoxic layer in Lake Hibara. *Limnology* 1: 69-72.
- Satoh, Y. M. Sasaki, Y. Miyamori, K. Sugawara, T. Nishi, M. Nishizuka, K. Inamura, Y. Yamagami (2001): Perturbations of a water column of Lake Onogawa by local heavy rainfall. *Limnology* 2:11-18.
- Satoh, Y., H. Ura, T. Kimura, M. Shiono and S-K. Seo (2002): Factors Controlling hypolimnetic ammonia accumulation in a lake. *Limnology* 3:43-46.
- Satoh, Y., K. Kikuchi, S. Kinoshita and H. Sasaki (2006): Potential capacity of coprecipitation of dissolved organic carbon (DOC) with iron (III) precipitates. *Limnology* 7:231-235.
- Satoh, Y., K. Kikuchi, Y. Satoh and H. Fujino (2009): Reverse process of coprecipitation of dissolved organic carbon with Fe (III) precipitates in a lake. *Limnology* 10:131-134.
- Sugawara, K., S. Hino, R. Nakazato, M. Ochiai and Y. Satoh (1999): Physicochemical and biological characteristics of Lake Bishamon-numa in



Urabandai, Fukushima Prefecture. *Jpn. J. Limnol.* 60: 367-377.

杉山雅人 (1998) : 海洋学序説 (その 2) 共同沈殿法と海洋化学. *海洋化学研究* 11 : 71-93.

田中阿歌麿 (1903) 裏磐梯火山四近の諸湖沼 (本邦湖沼調査略報の五). *地学雑誌* 176 : 631-636.

田中阿歌麿 (1904) : 裏磐梯火山四近の諸湖沼 (第百七十六巻のつづき). *地学雑誌* 181 : 28-32.

辻村東國、原慶明 (2006) : 国際生物学事業計画 (IBP) と裏磐梯湖沼所の誕生. *山形大学理学部裏磐梯湖沼実験所報*. 14:23-29.

吉村信吉 (1930) : 福島県秋元湖の諸湖盆における水温および溶存酸素量. *地球* 14 : 330-345.

Yoshimura, S. (1931) : Water temperature and dissolved oxygen in several subaqueous basins of Lake Akimoto, Fukushima. *Arch Hydrobiol* 23:279-283.

吉村信吉 (1935a) : 裏磐梯火山四周の火山湖の地方湖沼学的予察的研究 (一). *地理学評論* 8:783-802.

吉村信吉 (1935b) : 裏磐梯火山四周の火山湖の地方湖沼学的予察的研究 (二). *地理学評論* 8:860-880.

吉村信吉 (1935c) : 裏磐梯火山四周の火山湖の地方湖沼学的予察的研究 (三). *地理学評論* 8:933-976.