

貧～中栄養小規模ダムにおける栄養塩の動態

——岐阜県岩村ダムの事例——

堀 田 大 貴*・杉 谷 健一郎*

(2006年4月10日受付, 2007年6月1日受理)

Dynamics of dissolved nutrients in a small oligotrophic to mesotrophic dam

——the case study for the Iwamura Dam, Gifu Prefecture, Japan——

Taiki HOTTA* and Kenichiro SUGITANI*

* Nagoya University
Furo-cho Chikusa-ku, Nagoya 464-8601

To clarify the change in water quality caused by impoundment in a small oligotrophic to mesotrophic reservoir, we report monthly data on dissolved components at the Iwamura Dam, Gifu Prefecture, Central Japan, from April 2004 to November 2005. Concentrations of dissolved SiO_2 and NO_3^- in the dam water tended to be 10 to 20% lower than those in the inflow water. Concentrations of PO_4^{3-} in both the inflow and the dam waters were below the detection limit ($0.1 \mu\text{mol/l}$). The degrees of decrease in SiO_2 and NO_3^- concentrations tended to be larger from spring to summer than in other seasons. This seasonal change is attributed to the blooming of phytoplankton, in particular diatom. Concentrations of dissolved Fe and Mn increased in the dam especially in November and December, to ten times those in inflow water, reaching 2300 and 1500 nmol/l, respectively. This increase is attributed to the regeneration of Fe and Mn from sediment and/or suspended material in oxygen-deficient bottom water below thermocline.

Key words: dam reservoir, dissolved components, phytoplankton, water quality

1. はじめに

窒素やリンの人為的負荷により引き起こされる特定水域の水質汚濁に関する問題に加えて、最近では森林—河川—海洋スケールでの物質循環に対する人間活動の影響についても研究が進められている(成田・白岩, 2003; Kuma and Matsunaga, 1995; Kawaguchi *et al.*, 1997; Kawaguchi, 2003)。その中でも特にダム貯水が河川水質に与える影響についての関心は高い(例えば香川, 1999; Ittekkot *et al.*, 2000; 原島,

2003)。現在世界には約42,000の大規模ダムが存在し、小規模なものも含めれば800,000にも及ぶと推測されている(ICOLD, 1998)。日本でもダム建設は数百年前から行われ、これまでに約3,000ものダムが建設されてきた。ダム貯水は、停滞水域特有の様々な生物地球化学的な反応を促進するが、浮遊性珪藻による溶存態シリカ(SiO_2)の除去はその代表例であり、以下のようなシリカ欠損仮説としても知られる。すなわちダム貯水によって水が滞留すると、浮遊性珪藻が増殖可能となりダム湖水中の溶存態シリカを消費していく。珪藻の死後、珪質殻の沈降・堆積によって溶存態シリカは水柱から除去される。その結果、河川を通じて海洋へ流入する溶存態シリカが減少し、栄養塩比(Si/N, Si/P)も低下する。海洋におけるシリカ濃度

* 名古屋大学大学院環境学研究科
〒464-8601 愛知県名古屋市千種区不老町
Corresponding author: sugi@info.human.nagoya-u.ac.jp

の減少と上述の栄養塩比の低下は珪藻の増殖にとって不都合であり、代わってシリカを必要とせず有害赤潮の原因藻類でもある渦鞭毛藻等が増殖しやすくなる。つまり、ダム貯水が海洋へのシリカ供給量を減少させ、その結果赤潮が誘発されるということである(原島, 2003およびその引用文献)。

湖沼やダム湖における、そしてそれらに関連した河川での溶存態シリカ濃度の低下は実際に報告されている(Conley *et al.*, 1993; Humborg *et al.*, 1997; Gibson *et al.*, 2000; 井上・赤木, 2006)。日本で最大の湖沼である琵琶湖でも、流入河川の溶存態シリカが150~200 μM であるのに比べ、流出濃度は数 μM ~60 μM 程度であり、シリカのシンクになっている(Harashima *et al.*, 2006)。このようなダム湖等停滞水域における栄養塩濃度の変化は、陸海両域にまたがる生物地球化学的プロセスに影響を与える要因として見逃すことはできない。ところで、琵琶湖の例に代表されるように、この種の研究の対象は滞留時間の長い比較的大きな湖沼であることが多かった。一方で特に本邦において重要な、上流域に建造された小~中規模ダム湖、すなわち栄養塩負荷が小さく、滞留時間の短いダム湖における水質変化に関する研究はほとんど行われていない。そこで本研究では、貧栄養かつ小規模なダムである岐阜県の本曾川水系岩村ダムにおいて流入河川、ダム湖表層及び水深8 mからの放流水を18ヶ月間毎月採取し、溶存態シリカ、鉄、マンガン、アルミニウム、そして各種主要陽・陰イオン(Na^+ , K^+ ,

NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , Cl^- , F^- , SO_4^{2-})の濃度データを収集し解析を行った。その結果をここで報告する。

2. 試料及び分析

2.1 試料採取地点の概要

試料採取地点は、岐阜県恵那市岩村町を流れる富田川(本曾川水系阿木川支川)上流部に位置する岩村ダム(三森山湖)である(Fig. 1)。集水面積1.7 km^2 、総貯水容量180,000 m^3 の小規模ダムで、調査期間中の水深は最深部で約20 m、水位変動は最大で約4 mであった。周辺の地質は、中生代白亜紀の新期領家花崗岩類に属する伊奈川花崗岩である(林, 1996)。ダムへの流入河川(名称なし)は2本あるが、流量は大きく異なる。一方(河川Aとする)は川幅1~2 m、水深数十 cm、もう一方(河川Bとする)は川幅約0.5 m、水深約10 cmであった。周辺および上流部に民家や施設はなく、生活排水等汚水の流入はないと考えられる(Fig. 1)。

2.2 試料採取方法

2004年5月から2005年11月まで(2005年9月を除く)、毎月1回試料を採取した。試料は、ダム湖への流入河川(2ヶ所)、三森山湖表層水(2ヶ所)、水深約8 mからの放流水(以降“8 m水”とする)を採取した。

試料水は孔径0.45 μm メンブレンフィルターでろ過し、ポリプロピレン製ボトル3本とポリエチレン製ボ

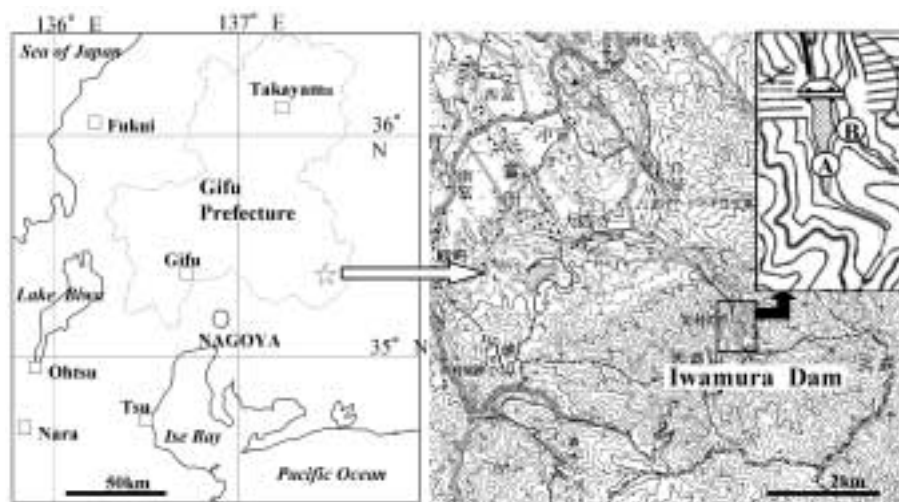


Fig. 1 Location of study area and sampling sites (A and B) of Iwamura Dam. The geographic maps in the right side are after 1: 25000 Geographic Map, Iwamura, issued by Geographical Survey Institute, Japan.

トル3本に約100 ml ずつ採取した。ポリエチレン製ボトルには、あらかじめ重金属分析用硝酸を0.5 ml 加えた。採取した試料は水冷し研究室へ持ち帰った。

2.3 分析方法

pH 及び水温は、試料採取時に pH メーターを使用し測定した。溶存態シリカ (SiO₂) 濃度は、モリブデン青吸光光度法 (日本分析化学会北海道支部編, 1998) を一部改変して測定した。リン酸イオン (PO₄³⁻) についてはイオンクロマトグラフによる分析の結果、定量限界以下だったため、モリブデン青吸光光度法 (奥, 1998) に従い分析した。無機陰イオン (NO₃⁻, NO₂⁻, Cl⁻, F⁻, SO₄²⁻) と陽イオン (Na⁺, K⁺, NH₄⁺, Ca²⁺, Mg²⁺) は、イオンクロマトグラフ (横河アナリティカルシステムズ IC7000D) を用いて測定した。溶存態鉄、マンガン、アルミニウム濃度は、グラファイトファーネス原子吸光分析装置 (Perkin Elmer SIMAA6000) を用いて測定した。アルミニウムは2004年10月から測定を開始した。

同一地点における3試料の相対標準偏差は、シリカでは2%以下、陰イオンおよび陽イオン (イオンクロマトグラフィ分析) ではフッ素 (10%) を除いて3%以下、鉄、マンガンおよびアルミニウムでは10%以下であった。

3. 結果

3.1 結果の概要

調査結果は、流入水、ダム湖表層水、8 m 水の3種に分けて示すこととする。流入濃度は2河川の流入量を考慮した重み付き平均、表層は2ヶ所の平均値とした。Table 1に各溶存成分濃度の範囲および平均値を、Table 2に流入水—ダム湖表層水間の濃度差および流入濃度に対する割合の平均値とそれぞれの範囲を示した。観測期間中の主要陽イオンおよび陰イオンの流入水に対する表層水の変動は、一部の陰イオン (NO₃⁻, F⁻) とシリカを除いて平均で±5%以内であり (Table 2), 流入水に対する有意な減少もしくは増加は認められない。また、フッ素イオンの大きな変動幅は2005年1, 2月にのみ観測された表層水での一時的な高濃度を反映しており、系統的な変化とは考えにくい。一方シリカは、流入濃度よりダム湖水濃度の方が平均で6.5%, 最大で19%低い値を示した。さらに鉄、マンガンおよびアルミニウムはダム湖水において流入水より有意に高い濃度を示した。以下ではダム湖における生物地球化学的反応に特に密接に関連すると考えられるシリカと硝酸イオン、そして鉄とマンガンについて詳しく述べる。なおアンモニウムイオン、亜硝酸イオン及びリン酸イオンは、全ての試料において定量限界値 (それぞれ, 5.6, 0.2, 0.1 μmol/l) 以下で

Table 1 Average values and ranges of dissolved components for inflow, surface and 8 m-waters during May, 2004 to November, 2005.

	Average values (ranges)		
	Inflow water	Surface water	8m-water
SiO ₂ (μmol/l)	209 (191 – 240)	195 (171 – 223)	194 (176 – 220)
NO ₃ ⁻	21.3 (14.9 – 29.4)	18.7 (9.5 – 28.1)	19.3 (12.7 – 27.9)
F ⁻	4.7 (2.1 – 16.6)	4.1 (2.1 – 6.9)	6.3 (2.1 – 32.0)
Cl ⁻	34.8 (30.9 – 48.0)	34.1 (29.6 – 40.3)	33.6 (28.9 – 39.7)
SO ₄ ²⁻	25.5 (23.2 – 27.5)	26.7 (24.7 – 30.6)	26.3 (24.6 – 28.7)
Na ⁺	114 (98.8 – 134)	111 (94.9 – 128)	109 (95.1 – 122)
K ⁺	27.7 (23.8 – 32.0)	27.9 (24.5 – 32.1)	27.3 (24.0 – 31.7)
Ca ²⁺	81.4 (67.6 – 95.1)	85.3 (71.6 – 100)	86.3 (72.6 – 99.8)
Mg ²⁺	11.1 (7.9 – 12.5)	11.4 (8.1 – 13.2)	11.4 (7.9 – 12.8)
Fe (nmol/L)	135 (19.8 – 254)	616 (130 – 2270)	830 (153 – 2330)
Mn	42.5 (3.3 – 164)	339 (36.7 – 1440)	411 (76.0 – 1300)
Al	229 (78.9 – 619)	420 (151 – 893)	407 (96.8 – 863)

Table 2 Change of concentrations in dissolved components between inflow and surface water (average and range).

	Surface-inflow	Change in %
SiO ₂ (μmol/l)	-13.8 (-40 - -0.08)	-6.5 (-18.8 - -0.04)
NO ₃ ⁻	-2.6 (-10.7 - +2.7)	-11.8 (-38.0 - +14.5)
F ⁻	-0.6 (-11.1 - +0.5)	-3.6 (-66.7 - +13.8)
Cl ⁻	-0.7 (-7.7 - +1.1)	-1.9 (-16.0 - +2.9)
SO ₄ ²⁻	+1.2 (-0.1 - +3.7)	+4.8 (-0.3 - +13.7)
Na ⁺	-2.6 (-11.7 - +3.5)	-2.1 (-9.6 - +3.0)
K ⁺	+0.1 (-4.1 - +2.9)	+0.5 (-16.2 - +10.0)
Ca ²⁺	+3.9 (-5.5 - +13.8)	+5.0 (-6.1 - +15.8)
Mg ²⁺	+0.3 (-0.8 - +1.7)	+3.3 (-6.4 - +14.7)
Fe (nmol/L)	+480 (-7.1 - +2100)	+408 (-5.1 - +1390)
Mn	+296 (-128 - +1420)	+916 (-77.7 - +4090)
Al	+190 (-445 - +667)	+102 (-71.8 - +295)

あった。

3.2 溶存態シリカ

溶存態シリカ濃度の時間変化を Fig. 2 に示す。流入水及びダム湖水の濃度はそれぞれ190~240 μmol/l, 170~220 μmol/l の間で変動した。また、表層水-8 m 水間の濃度差は、7月を除き10 μmol/l 以下で鉛直方向に均一であった。ダム湖水中の溶存態シリカ濃度は流入水濃度と同じかより低く、流入水-ダム湖水間の濃度差は4, 5月~9, 10月が約20 μmol/l 以上で、冬期にはその差はほとんどなかった。また、濃度差は2004年の方が大きく、7月には40 μmol/l 以上の濃度差を示した。

3.3 硝酸イオン

硝酸イオン濃度の変化を Fig. 3 に示す。流入およびダム湖水の硝酸イオン濃度はそれぞれ15~30 μmol/l, 10~30 μmol/l の間で変動した。ダム湖水濃度に明確な季節変動は見られなかったが、2004年, 2005年ともに6月に最小値 (10, 12 μmol/l) を示した。表層水-8 m 水間の濃度差は1 μmol/l 以下であった。ほとんどの場合、湖水濃度は流入濃度より低く、その濃度差は夏期に大きくなるという傾向を示し、最大で11 μmol/l に達した。

3.4 鉄, マンガン

溶存態の鉄およびマンガン濃度の時間変化を Fig. 4,

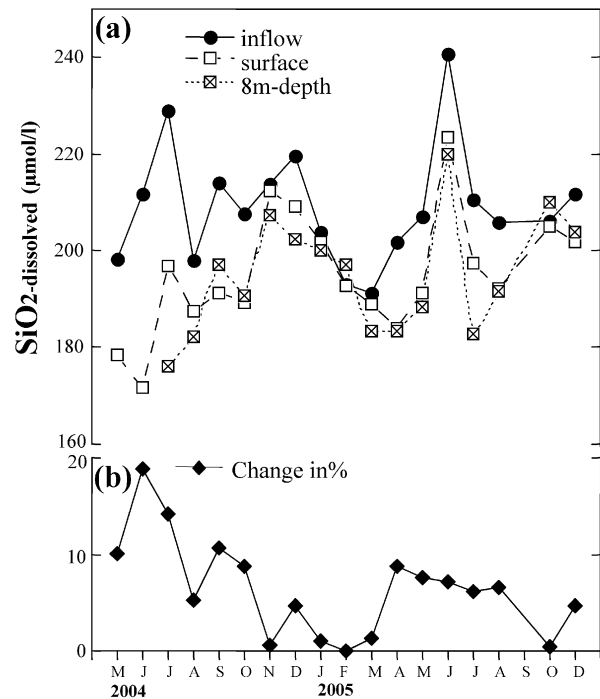


Fig. 2 Temporal variation of dissolved SiO₂ concentration (a) and the difference in concentration between the inflow and the surface waters (b) (in % relative to the inflow-water).

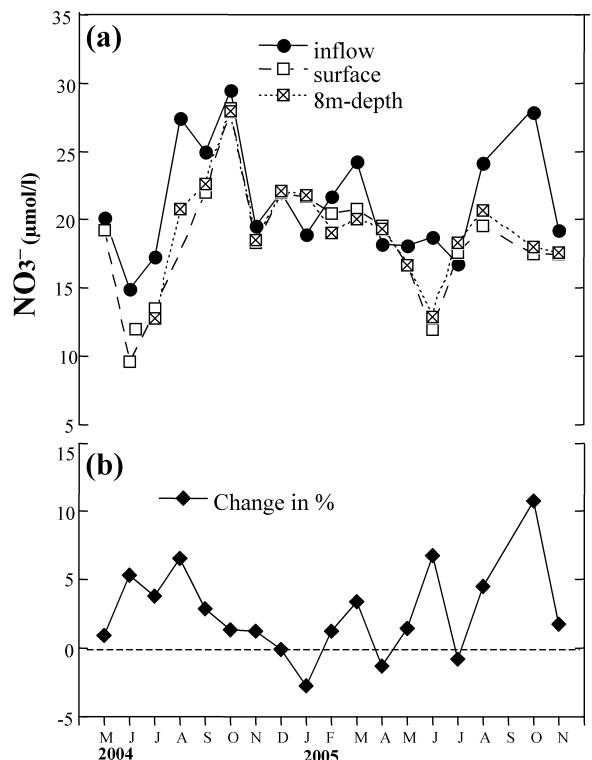


Fig. 3 Temporal variation of NO₃⁻ concentration (a) and the difference in concentration between the inflow and the surface waters (b) (in % relative to the inflow-water).

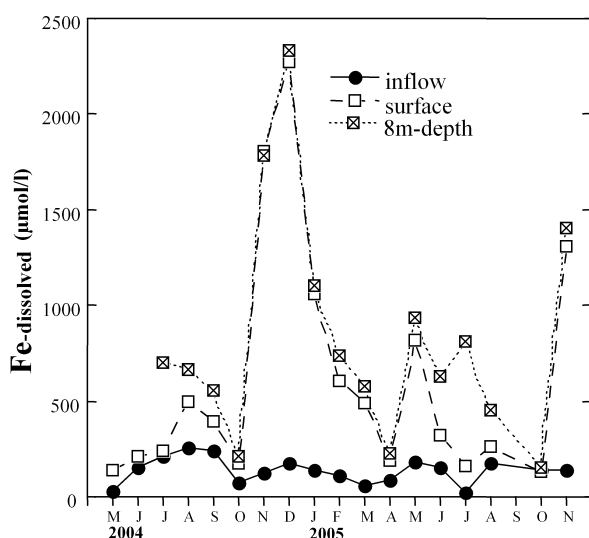


Fig. 4 Temporal variation of dissolved iron concentration.

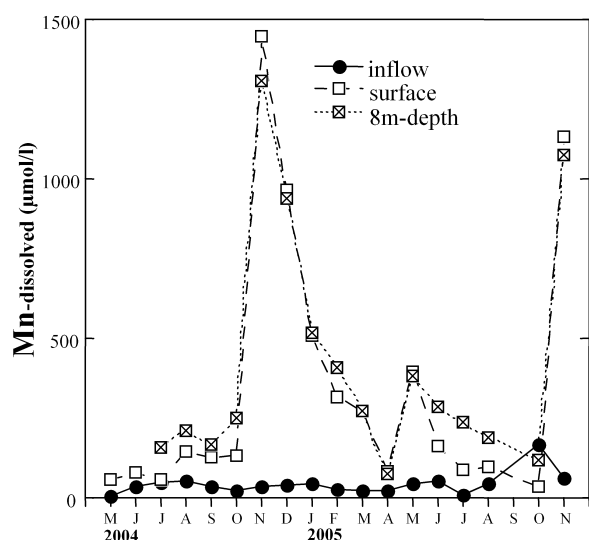


Fig. 5 Temporal variation of dissolved manganese concentration.

5に示す。鉄、マンガンの流入濃度の変動範囲はそれぞれ20～250, 3～160 nmol/lであった。一方ダム湖の方は、4月には鉄、マンガンともに流入濃度とほぼ同じであったが、5月から8月にかけて、ダム湖水の方が有意に高くなるという傾向を示した。特に8m水の濃度上昇が顕著で、鉄は700～900 nmol/lに、マンガンは200～400 nmol/lに達した。表層水、8m水とも10月には一時的に流入水と同程度まで濃度が低下するが、11月に再び高濃度になった。2004年に関しては、鉄は12月(2,300 nmol/l)、マンガンは11月

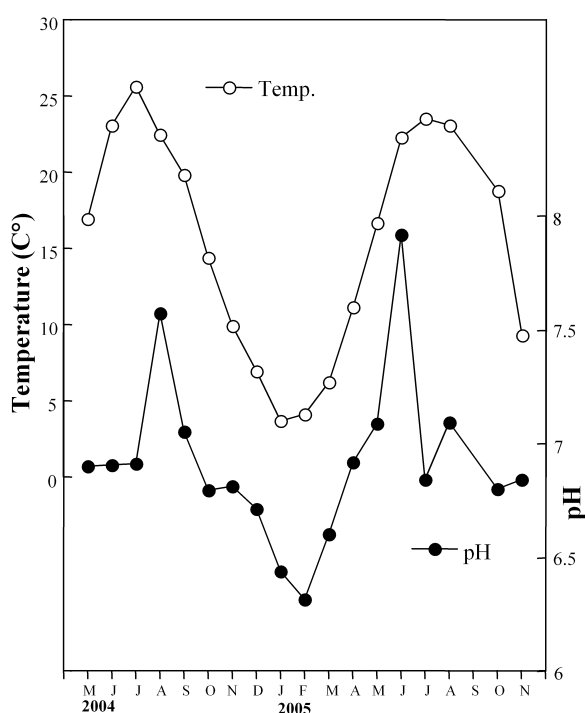


Fig. 6 Temporal variation of pH and water temperature in the surface water.

(1,500 nmol/l)をピークにゆるやかに低下し、4月には流入濃度近くまで低下した。

3.5 水温および pH

Fig. 6にダム湖表層の pH および水温の変化を示す。pHは春～夏期に高い傾向が見られ、特に、2005年は水温の上昇とともに pH も上昇した。

4. 考 察

4.1 岩村ダムにおける浮遊性珪藻の増殖とシリカ除去

ほとんどの主要陽・陰イオン (F^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) については、流入水とダム湖水の濃度差は流入水を基準としていずれも観測期間の平均値で±5%以内であった。一方溶存態シリカは、ダム湖において常に流入濃度と同じかそれより低い値を示した (Fig. 2)。また、濃度低下が日射量の大きくなる春～夏期に大きかったこと、そして同様のパターンが硝酸イオンにも認められる (Fig. 3) 点は注目すべきである。このような特徴は岩村ダム湖における浮遊性珪藻の増殖を示唆する。

浮遊性珪藻による取り込みによって湖沼の溶存態シリカ濃度が低下することは既に報告されており (Conley *et al.*, 1993; Gibson *et al.*, 2000, Schelske

et al., 1986), 岩村ダムでも同様のことが起きている可能性は高い。浮遊性藻類の中でも優先種となりやすい浮遊性珪藻, 例えば日本のダム湖に普通に見られる *Asterionella spp* 等がシリカの消費に寄与したことは十分考えられる。浮遊性珪藻は, 溶存態シリカを必須栄養塩として取りこんで珪質殻をつくり, 死後に沈降・堆積するため, 溶存態シリカは水柱から除去される。一般的に取り込み速度は, 春期から夏期にかけ日射量の増大に伴う増殖速度の上昇を反映して増加する。これは岩村ダムにおける溶存態シリカ濃度の低下量が春～夏期に大きいという事実と矛盾しない。

湖沼における浮遊性藻類の増殖は, 栄養塩濃度, 滞留時間, 水温や日射量など複数の環境要因に制限されるが (例えば Soballe and Kimmel, 1987), 岩村ダムにおいて『浮遊性藻類が増殖可能か否か』については, 滞留時間が境界条件として重要になろう。なぜなら岩村ダムに流入する小河川の礫には附着性珪藻が認められるので, ダム湖に流入する栄養塩濃度が藻類にとって絶対的に不足しているとは考えられないからである。ここで岩村ダムにおける浮遊性藻類の増殖と滞留時間の関連について Westlake (1980) や工藤ら (2004) の議論を参考にして検討する。まず Westlake (1980) によると, 光合成最適深度における浮遊性藻類の倍加時間は0.12～7.5日の範囲にあり, 藻類の現存量は, 湖水の平均滞留時間が約1週間より短くなると減少する。工藤ら (2004) は, 浮遊性藻類現存量が最大となる滞留時間は, 平均滞留時間にしておよそ0.05～0.2年 (20～70日) の間にあり, さらに水温躍層の形成によって流動範囲が限定されることを考慮すると, さらに短い可能性がある結論付けている。一方岩村ダムの滞留時間は, 貯水量と流入量から単純計算した結果ではおよそ10日となり, 浮遊性藻類の増殖にとって必要最低限の時間はあると推測される。さらに岩村ダム湖における藻類の繁殖については, 以下に示すような文献データからも示唆される。岐阜県による過去7年間 (サンプル数=27) の岩村ダムにおけるクロロフィル a 量はほとんどの調査日において2 $\mu\text{g/l}$ 以上であり, かつ夏期または秋期に高濃度になっている (岐阜県, 2005a)。このパターンは必ずしも SiO_2 濃度の場合と一致しないが, クロロフィル a 量は珪藻量だけでなく, 緑藻類等の存在量も反映していることにも留意すべきであろう。また pH は春～夏期に上昇する。この pH 上昇は, 浮遊性藻類等の光合成によって湖水中の溶存二酸化炭素濃度が減少し,

これを補うために下記の反応が左方向に進行したとして理解される。これらの事実もまた, ダム湖における浮遊性藻類の増殖と矛盾しない。



以上のように, 岩村ダムにおける溶存態シリカ濃度そして硝酸イオン濃度の低下は, 浮遊性珪藻の増殖による水柱からの除去によるものと考えられる。1年のうち, ダム湖水中でシリカが実質的に除去されているのは4～9月の6ヶ月間であること, その間の平均流入量および流出量が0.12 m^3/s であること (岐阜県, 2005a), そして流入水とダム湖水のデータにもとづく平均減少量が10 $\mu\text{mol/l}$ であることから (Fig. 2), 約0.1 t/year のシリカが岩村ダム湖で除去されていることになる。

4.2 岩村ダムにおける一次生産制限要因

岩村ダムは浮遊性藻類の増殖が可能な程度の滞留時間を有しており, 春から秋にかけての浮遊性珪藻の増殖によって湖水からシリカが除去されている可能性は非常に高い。一方で, そのシリカ除去量は年間約0.1 t であり, 流入量の10%にも満たない。この事実は岩村ダムにおける浮遊性珪藻の増殖が他の栄養塩類の枯渇によって制限されている可能性を示唆する。

ダム湖において栄養塩類は河川からの流入や湖内循環によって有光層に供給されるが, 一般的に滞留時間が短いほど河川の寄与が大きくなり, 長いほど湖内循環の寄与が大きくなる (Kimmel *et al.*, 2004)。岩村ダムの場合, 単純計算によって得られる滞留時間である10日を採用した場合, 河川から流入する栄養塩のみを考慮することができる。岩佐 (1990) は, 浮遊性藻類の栄養塩取り込みの半飽和定数^a に関して複数の報告値をまとめ, 窒素の半飽和定数は N としておよそ0.02～0.2 ppm (硝酸イオン濃度として1～10 $\mu\text{mol/l}$) であると述べている。岩村ダムへの流入水及び湖水の硝酸イオン濃度は10～30 $\mu\text{mol/l}$ であり, 半飽和定数とほぼ同程度かそれ以上の濃度で存在する。すなわち, 窒素が律速要因となっている可能性は低い。一方でリン酸塩取り込みの半飽和定数は0.002～0.02 ppm (0.06～0.6 $\mu\text{mol/l}$) (宗宮ら, 1995) とされる。また OECD (1982) は, N/P 比が10以下では窒素制限, 17以上ではリン制限であるとしている。岩村ダムに

^a 浮遊性藻類の比増殖速度が最大比増殖速度の1/2になるときの栄養塩濃度。

関しては、リン酸イオン濃度は、流入・湖水濃度ともに $0.1 \mu\text{mol/l}$ 以下であり、表層水のN/P比は、平均して約30である（岐阜県（2005b））。これらの事実は、リンが岩村ダムにおける浮遊性藻類増殖の制限要因となっている可能性を強く示唆する。

4.3 鉄・マンガンの挙動に及ぼすダム湖水の成層構造の影響

鉄・マンガンの溶存態濃度はダム湖表層水、8 m水とも流入水より高い濃度を示し、経時変動では11月から1月にかけて顕著なピークが認められる。10月時点でこれらの金属元素のダム湖水中濃度は流入濃度に近い値を示していたが、11月に急激に増加した。2004年に関しては、鉄は11月に、マンガンは12月にピークに達した（それぞれ $2,300$ 、 $1,500 \text{ nmol/l}$ ）。両元素の経時変動は非常によく似ており、ダム湖での濃度増加は共通のメカニズムによって引き起こされた可能性が高い。

河川やダム湖水中における鉄、マンガン化合物の溶解・沈殿は基本的にはpHや酸化還元状態に大きく影響される。すなわち、酸化的环境下ではこれらの元素は懸濁態として、還元的環境下では溶存態として存在する傾向にある。ただし鉄とマンガンではその酸化還元電位が異なり、理論的には鉄のほうがより還元的な条件下でも懸濁態として安定であること、また酸化的条件下でもフミン酸等の有機物とキレートを形成し溶解しうる点については留意する必要がある（例えば、金子ら、2003）。

岩村ダムにおいては夏期に成層が形成され、その際深層（10～20 m）ではDO濃度が4 ppm以下になる（Fig. 7）（岐阜県、2005a）。このことは、ダム湖深層部における酸化還元状態の変化が鉄、マンガン濃度の増加に深くかかわっていることを示唆する。すなわち、夏期の成層化によって、底層部が貧酸素状態になり、懸濁物質や湖底堆積物に含まれていた酸化物や水酸化物が還元される。その結果鉄やマンガンが溶存態となって底層水中に溶出し、蓄積されていく。秋期になると表層水温の低下によって湖水の成層状態が解消され、表層水においても鉄やマンガンの高濃度が検出される。

Fig. 7に示すように成層が成立した状態において水温躍層はちょうど水深7～9 mに位置しており、8 m水は底層水を反映していると考えて差し支えない。ダム湖水の成層化による鉄、マンガンの底層への濃集は、表層水に比べて8 m水が系統的に高濃度になって

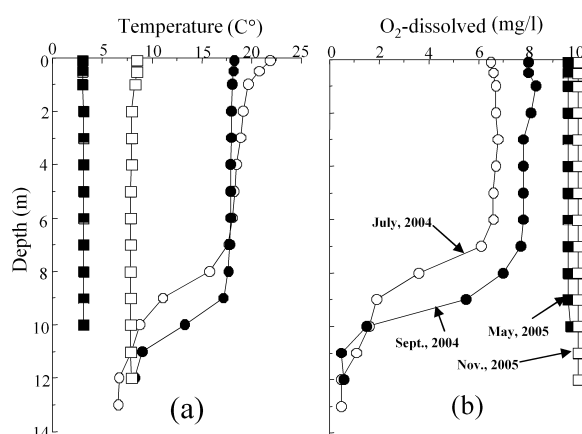


Fig. 7 Vertical profile of (a) water temperature and (b) dissolved oxygen concentration in the Iwamura Dam; data are quoted from Pref. Gifu (2005b).

いることから支持される。鉄、マンガン濃度の減少には、2つのプロセスが関与する。すなわち溶存態鉄とマンガンの酸化・再粒子化と湖水の入れ替わりであるが、ここで濃度減少が2～3ヶ月の長期間に及んでいる点が注目される。成層の解消、完全な混合そして湖水の入れ替わりには、単純計算で得られた岩村ダムの平均滞留時間である10日をはるかに超える期間が必要であることを示唆している。

5. 結 論

本研究では、ダム貯水が河川を介した物質循環に及ぼす影響を調査する目的で、本邦岐阜県恵那市の木曾川水系岩村ダムにおいて、流入水とダム湖水を定期的に採取し溶存態シリカや硝酸イオン等の濃度を測定し、溶存酸素濃度や水温の垂直分布等の既存データも加えて総合的に解析した。岩村ダムは山間部に位置しその集水域には人家や田畑がなく貧～中栄養湖である。単純計算によるダム湖水の平均滞留時間は約10日であり、月毎の定期観測に適する条件を備えていると予測した。以下に得られた知見を列挙する。

- 1) 岩村ダム湖への窒素やリン等の富栄養化物質の流入量は低く、流入水中の濃度はそれぞれ硝酸イオンとして $15\sim 30 \mu\text{mol/l}$ 、リン酸イオンとして $< 0.1 \mu\text{mol/l}$ であった。にもかかわらず、水温躍層が形成される夏期～秋期には10 m以深で貧酸素状態が出現している。
- 2) ダム湖水の溶存態シリカおよび硝酸イオンの濃度は流入水より10～20%程度低く、かつ春期から秋

期にかけて濃度低下の程度が大きくなった。これら栄養塩濃度のダム湖における低下は浮遊性藻類、特に浮遊性珪藻の増殖によって引き起こされている可能性が高い。一方で流入水とダム湖水のリン濃度は非常に低く、ダム湖における珪藻増殖の制限要因となっていると思われる。したがってダム湖におけるシリカの除去量は、リンの負荷量が増加することで大きくなる可能性がある。

3) ダム湖水の溶存態鉄およびマンガン濃度は流入水より常に高く、特に11月には、両元素のダム湖水中濃度が流入濃度の10倍に達した。これは、ダム湖において夏期に形成される成層構造が深層の貧酸素状態をつくり出し、その結果堆積物や懸濁物中の鉄、マンガンが還元・溶出する、そして秋期の成層構造の崩壊により、表層水と深層水が混合し、湖水全体が高濃度化するというメカニズムで説明できる。

本研究の結果は、貧～中栄養かつ総貯水量が180,000 m³の山間小規模ダム湖であっても、浮遊性珪藻が増殖し、それに伴って溶存シリカが除去されていることを示している。シリカは硝酸イオンに比べ、生物体、特に珪藻骨格から溶出しにくく、人間活動によって排出されない成分である。一方で、シリカは海洋における一次生産の多くを担う珪藻にとって重要な栄養塩であり、供給量の減少が及ぼす生態系への影響が懸念される。本研究が対象とした岩村ダムにおける溶存態シリカ濃度の低下は10%程度であり、直ちに海洋生態系に影響を及ぼすレベルではないと思われる。しかし、複数のダムをもつ河川では、海洋への溶存態シリカ供給量の減少が海洋生態系に影響を及ぼす可能性があり、さらなる調査が必要であろう。

謝 辞

本研究を進めるにあたり、有益な資料を提供していただきました岐阜県恵那建設事務所の林様、国立環境研究所の原島様に御礼申し上げます。

参考文献

- Conley, D. J., Schelske, C. L. and Stoermer, E. F. (1993) Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **101**, 179–192.
- Gibson, C. E., Wang, G. and Foy, R. H. (2000) Silica and diatom growth in Lough Neagh: the importance of internal recycling. *Freshwater Biol.* **45**, 285–293.
- 岐阜県 (2005a) 岩村ダム管理年報 H 10～17.
- 岐阜県 (2005b) 岩村ダム水質調査 H 10～17.
- 林喬久 (1996) 岩村ダムの設計および施工について. *ダム日本*, **617**, 27–39.
- 原島省 (2003) 陸水域におけるシリカ欠損と海域生態系の変質. *水環境学会誌*, **26**, 621–625.
- Harashima, A., Kimoto, T., Wakabayashi, T. and Toshiyasu, T. (2006) Verification of the silica deficiency hypothesis based on biogeochemical trends in the aquatic continuum of Lake Biwa-Yodo River-Seto Inland Sea. *Japan, Ambio* **35**, 39–45.
- Humborg, C., Ittekkot, V., Cociasu, A. and Bodungen, B. V. (1997) Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature* **386**, 385–388.
- International Commission on Large Dams (ICOLD) (1998) World Register of Dams. Paris, International Commission on Large Dams.
- 井上直也, 赤木右 (2006) 多摩川におけるケイ素収支にあたるダムおよび下水処理場の影響. *地球化学*, **40**, 137–146.
- Ittekkot, V., Humborg, C. and Schafer, P. (2000) Hydrological alterations and marine biogeochemistry: A silicate issue? *BioScience* **50**, 776–782.
- 岩佐義朗 (1990) 湖沼工学. 山海堂, pp. 299–356.
- 香川尚徳 (1999) 河川連続体で不連続の原因となるダム貯水による水質変化. *応用生態工学*, **2**, 141–151.
- 金子真司, 平野恭弘, 深山貴文, 古澤仁美 (2003) 京都府の森林流域における渓流水中の溶存鉄および溶存アルミニウム濃度の経時変動. *森林応用研究*, **12**, 93–97.
- Kawaguchi, T. (2003) The influence of forested watershed on fisheries productivity. A new perspective. *Thalassas* **19**, 9–12.
- Kawaguchi, T., Lewitus, A. J., Aelion, C. M. and McKellar, H. N. (1997) Can urbanization limit iron availability to estuarine algae? *J. Exp. Mar. Biol. Eco.* **213**, 53–69.
- Kimmel, B. K., Lind, O. T. and Paulson, L. J. (2004) ダム湖の一次生産. *ダム湖の陸水学* (ed.

- Thornton *et al.*, 村上ら監訳). 生物研究社, pp. 105-156.
- 工藤勝弘, 河上智行, 山田正 (2004) ダム貯水池内における栄養塩および植物プランクトンの挙動について. 水文・水資源学会誌, **17**, 134-149.
- Kuma, K. and Matsunaga, K. (1995) Availability of colloidal ferric oxides to coastal marine phytoplankton. *Marine Biol.* **122**, 1-11.
- 宗宮功, 住友恒, 津野洋, 松尾直規, 松岡譲 (1995) 水質予測モデル. 湖沼工学 (岩佐義明編). 山海堂, pp. 299-356.
- 成田英器, 白岩孝行 (2003) アムール・オホーツクプロジェクト会報誌 1. 総合地球環境学研究所, p. 88.
- 日本分析化学会北海道支部編 (1994) 水の分析, 269 p.
- OECD (1982) Eutrophication of waters, OECD, 154 p.
- 奥 修 (2002) 吸光光度法ノウハウ～ケイ酸・リン酸・硝酸塩の定量分析～. 技報堂.
- Soballe, D. M. and Kimmel, B. L. (1987) A large-scale comparison of factors influencing phytoplankton abundance in rivers, lakes, and impoundments. *Ecology* **68**, 1943-1954.
- Schelske, C. L., Stoermer, E. F., Fahnenstiel, G. L. and Haibach, M. (1986) Phosphorus enrichment, silica utilization, and biogeochemical silica depletion in the Great Lakes. *Can. J. Fish. Aq. Sci.* **43**, 407-415.
- Westlake, D. F. (1980) Primary production. In: The functioning of freshwater ecosystems (ed. E. D. LeCren and R. H. Lowe-McConnell), Cambridge Univ. Press, London. pp. 141-246.